ＩＳＳＮ　　0386－5878
土木研究所資料　第3755号

土　木　研　究　所　資　料

平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集

平成12年10月

建設省土木研究所

Copyright © (2000) 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り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3755号　2000年10月

平成11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
　　施工研究室
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11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40編315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11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。平成11年度の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，測量及試験費，環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費，環境研究総合推進費，科学技術庁振興調整費によって合計40課題が実施された。

平成11年度の新規課題は，①水循環健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討，②下水中病原性微生物の同定手法に関する研究，③環境ホルモン生成物質の水環境中での挙動に関する研究（以上，試験研究費），④内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査，⑤下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査，⑥下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査，⑦下水汚泥及び植物発生材のリサイクルに関する調査，⑧下水道施設用複合材料の試験方法に関する調査，⑨下水道工事積算の体系化に関する調査（以上，下水道事業調査費），⑩河川水中のエストロゲン様物質に関する調査（測量及び試験費）である。

一方，平成11年度の終了課題は，①下水管の堆積物の特性に関する研究，②下水処理水の安全性向上に関する研究（以上，試験研究費），③下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費），④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（環境研究総合推進費），⑤管渠システムのコスト縮減に関する調査，⑥下水処理水再利用システムの評価に関する調査，⑦汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査，⑧有機質資材の融合化と利用に関する調査，⑨下水道での有害化学物質の管理に関する調査，⑩生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査，⑪小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査（以上，下水道事業調査費），⑫河川水質と水生生物相との関係の把握（建設技術研究開発経費），⑬流域における原虫類等実態調査（測量及び試験費），⑭水質事故対策技術に関する調査（科学技術庁振興調整費）である。

また，下水道整備の進捗とともに，近年下水道に求められる役割も多様化しつつある。このような行政上のニーズに応えるため，ここ数年にわたり取り組んでいる課題として，①熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究，②汚水管の機能改善に関する調査，③水環境健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討，④病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究，⑤流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査，⑥利根川水系水質実態調査等がある。今後とも，現場からのニーズに応えられるような，relevantな調査研究を進めたいと考えている。

最後に，平成11年度の調査・研究を実施するにあたり，ご援助，ご協力を頂いた各位に感謝の意を表するとともに，この報告書が実務に活用されることを願うものである。

平成12年10月

下水道部長　　中　村　栄　一

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)…· 41
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・三次処理研究室)…· 47
3. 下水処理水の安全性向上に関する研究……(三次処理研究室)…· 53
4. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究……(三次処理研究室)…· 59
5. 水循環健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討…·(三次処理研究室)…· 65
6. 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)…· 71
7. 下水中病原性微生物の同定方法に関する研究……(汚泥研究室)…· 77
8. 環境ホルモン生成物質の水環境中での挙動に関する研究……(水質研究室)…· 83

Ⅱ　国立機関公害防止等試験研究費による研究

1. 下水汚泥処理過程における
重金属等有害物質の制御技術に関する研究……(汚泥研究室)…· 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)…· 95

Ⅲ　環境研究総合推進費による研究

1. 温室効果ガス排出抑制のための
下水処理システム対策技術…(新下水処理研究官・汚泥研究室・三次処理研究室)…·125

Ⅳ　下水道事業調査費による研究

1. 管渠システムのコスト縮減に関する調査……(下水道研究室・建設システム課)…·139
2. 汚水管の機能改善に関する調査……(下水道研究室)…·145
3. 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……(下水道研究室)…·151
4. 下水道整備による環境改善効果に関する調査……(下水道研究室)…·159
5. 下水処理水再利用システムの評価に関する調査……(三次処理研究室)…·165
6. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査……(三次処理研究室)…·171
7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査……(三次処理研究室)…·185
8. 内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査……(三次処理研究室)…·193
9. 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)…·199
10. 有機質資材の融合化と利用に関する調査……(汚泥研究室)…·205

11. 下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査……(汚 泥 研 究 室)……211
12. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査……(汚 泥 研 究 室)……217
13. 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)……223
14. 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)……229
15. 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)……235
16. 下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査……(水 質 研 究 室)……241

Ⅴ 下水道事業調査費による他部の研究
1. 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査……(緑化生態研究室)……247
2. 浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査……(都市河川研究室)……253
3. 小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査……(施 工 研 究 室)……259
4. 可撓性施設の合理的設計・施工法に関する調査……(土 質 研 究 室)……265
5. 下水道施設用複合材料の試験方法に関する調査……(化 学 研 究 室)……271
6. 下水道工事積算の体系化に関する調査……(建設システム課)……277
7. 下水道施設の液状化対策に関する調査……(動土質研究室)……283

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)……289

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)……295

Ⅷ 測量及び試験費による研究
1. 流域における原虫類実態調査……(三次処理研究室)……301
2. 利根川水系水質実態調査……(水 質 研 究 室)……303
3. 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査……(水 質 研 究 室)……305

Ⅸ 科学技術庁振興調整費による研究
1. 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……(水 質 研 究 室)……307

付録
付録1. 平成11年度 下水道関係刊行報告書一覧……313
付録2. 平成12年度 下水道関係調査研究課題表……315

概　要　約　集

下水管の堆積物の特性に関する研究		本文 41 ページ	平成１１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、さらに各種試験等により、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。

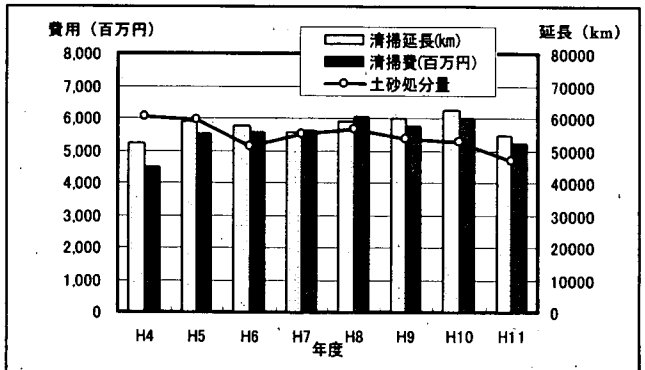
（結果）

１１年度の調査では９年度に実施したアンケート調査の継続調査として、全国の市町村から抽出した 96 の自治体に対して、堆積物に関する清掃費用の経年的な推移，堆積物の処分法，堆積物の清掃に関する基準についてアンケートにより調査を実施した。また、堆積物からの水質変化について硫化物を対象とした実験を、リアクターを用いて実施した。

１．アンケート調査結果

（１）堆積物の処分量，清掃費

堆積物の年間の処分量及び清掃延長，年間清掃費について評価した。堆積物処分量，清掃延長，清掃費の関係として、堆積物の処分量に関しては、Ｈ９年度までは比較的増加する傾向にあったが、Ｈ１０，１１年度とここ２年程度減少する傾向が見られた。また、清掃延長に関してはＨ１０年度までは増加傾向にあり、土砂の処分量と比較すると増減が逆転する関係となっている。これは、近年、維持管理に対する関心が高まりつつある中で、比較的維持管理が適正に行われてきているためと考えられる。清掃費に関してはほぼ清掃延長と同様な推移が見られてきているが、Ｈ７，８年度において一旦清掃費を上回ったところから、近年また清掃費の低下傾向が見られている。



図－１　土砂処分量と清掃費の関係

（２）清掃基準

堆積物の清掃を実施する際の清掃基準の設定について、各自治体からの回答を評価した。堆積物の清掃に関して基準があると答えた自治体は、全体の 20%程度であった。清掃基準の中身としては、主に堆積深を対象とするものが多く挙げられた。清掃の目安とする堆積深については、都市によりまちまちであり、5%～20%の間で広く基準が分散していた。清掃の根拠として、流下に対する阻害影響を与えない範囲で清掃すると言うところでは、一致していた。

また、特に基準を持たないと回答した都市についても、清掃に対する目安的なものは設定しており、中でも、最も多かったのが、「経験的に堆積し易い箇所について重点的な清掃」と回答した都市で 36%「管きょ内の調査時に堆積箇所を清掃」と回答が 30%，「エリアを設定し、年度ごとのローテーションにより清掃」が 28%、以下、少数意見として苦情，その他と続いた。

２．硫化物生成実験結果

実験は、霞ヶ浦流域下水道事務所、霞ヶ浦浄化センター内で、リアクターを用いて行った。リアクターは、φ300mm×H1000mm の物を２基使用した。

実験により、各リアクターでの硫化物の生成を比較したところ、攪拌していたものの方が、堆積させたものよりも常時生成される量としては若干多くなる傾向が見られたが､堆積物の生成量としては、経時的な推移による変化はあまり見られなかった。実験終了時に、堆積状態のものについて攪拌を行ったところ、常時生成されている量の 2～2.5 倍程度の硫化物が検出された。

研究担当者：笹部　薫，檜物良一，豊田忠宏，堀江崇

キーワード	下水管，堆積物，流下障害，硫化水素

熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究		本文47ページ	平成11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)

熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国においては、経済の発展、人口の都市集中及び下水道の未整備等に起因する水質汚濁、生活環境の悪化に悩まされており、これらに対処するため、政府開発援助（ODA）の一環として、開発途上国の下水道施設計画・建設に関する援助への期待が高まっている。我が国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、これをそのまま開発途上国に適用することは、経済・社会状況及び自然条件等を勘案すると、必ずしも最適とは言えない。このような背景から、本研究は、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施設計画の確立を目的として実施した。

(結果)

（1）下水道計画についての検討

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国で用いられている衛生施設の実態、援助機関（JICA、世界銀行等）の衛生施設計画に関する考え方を調査し、これらを前提として、地域特性に応じた衛生施設の選択を一般化し、フローチャートを作成した。具体的には、オフサイト処理区域とオンサイト処理区域の選択の基準（判断基準Ⅰ）、オフサイト区域内での各種下水道システムの選択の基準（判断基準Ⅱ）及びオンサイト処理区域内での各種オンサイト施設の選択の基準（判断基準Ⅲ）において、それぞれ人口密度、給水状態、地下水位、浸透性、投資能力、住民参加、既存施設の状況等を採用した。ただし、施設の選択においては、公衆衛生の改善、生活環境の改善、公共用水域の水質保全等上位目標を設定し、それを達成するための方途として実施することが肝要である。また、分流・合流式の選択における基本的考え方等についても示した。

（2）下水処理方法についての検討

沖縄県に設置された通性および曝気式ラグーン実験施設を用い、通性ラグーンにおいては処理の安定性、曝気式ラグーンにおいてはSRTとMLSS濃度の関係について、各々実験を行った。実験条件は、通性ラグーンはHRTを30日（BOD面積負荷22.7g/m^2・d）、曝気式ラグーンはHRTを5～15日程度,酸素供給量を100kg-O2/dとした。

両実験施設ともT-CODcrの除去率は約60％、T-BODは約80％の除去率であり,有機物の除去は概ね良好であった。通性ラグーンでの高･低水温期の除去率を比較すると、T-CODcr、T-BODとも10％程度の違いが見られた。また、pH、DOとともに高く光合成が活発である時期における大腸菌群数の除去効果は高かった。

曝気式ラグーンは、HRTが短くなる程、有機物や大腸菌群数の除去率が若干低下した。但し、BODに関してはHRTが5日の場合、処理水のNH4-N濃度が上昇したため、N-BODの影響を受けている可能性がある。また、曝気式ラグーン槽内のMLSS濃度が安定した段階における汚泥の減少係数は、約0.1～0.3(l/d)の範囲内で推移しており、通常の活性汚泥法と比較した場合、BOD容積負荷が小さく酸素供給量が多くてDO濃度が高いことから、かなり大きい値を示した。

研究担当者：井上　弥九郎、鈴木　穣、植松　龍二、諏訪　守、平出　亮輔

キーワード	ＯＤＡ、熱帯・亜熱帯、下水道、計画、処理方法、ラグーン

下水処理水の安全性向上に関する研究		本文 53 ページ	平成 11 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）

下水道の普及に伴い環境水中に占める下水処理水の割合は増加しており、また、都市域における水資源として下水処理水が再利用されるなど、下水処理水に求められる安全性のレベルは高まっている。しかし、消毒を強化した場合の塩素消毒によるトリハロメタン等の副生成物の問題や新しい塩素代替消毒技術の安全性などは十分に検討されていない。そこで本研究では、下水処理において現在導入されている、塩素、オゾンおよび紫外線消毒の安全性について消毒副生成物の観点から検討を加え、より安全性の高い消毒方法の検討を行うものである。11 年度は、連続実験装置による実証実験、残留薬剤・消毒副生成物の残留性把握および除去方法の検討を行った。

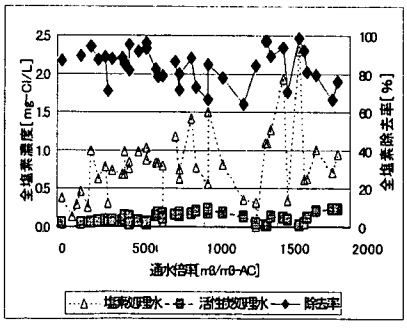
（結果）

① 残留消毒剤の減衰速度は水質により大きく異なり、塩素はアンモニアの残存により、オゾンは海水の混入により残留性が高くなることがわかった。

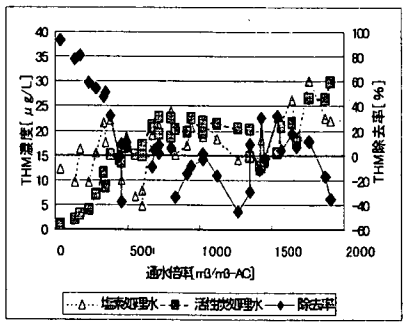
② 還元剤による脱塩素は、反応する塩素の形態により必要となる還元剤量が異なり、遊離塩素濃度／全塩素濃度の割合が高まるにしたがって必要な還元剤量が少なく傾向が見られた。

③ 消毒処理水の活性炭ろ過処理により、残留塩素は良好に除去された（図－１）。THM は活性炭での減少が認められたが、通水倍率の増加による除去率の低下が顕著であった（図－２）。アルデヒド類は、平成 10 年度の回分実験では、活性炭での吸着が期待できなかったが、活性炭表面に生育する生物膜により高い除去性能を有することがわかった（図－３）。

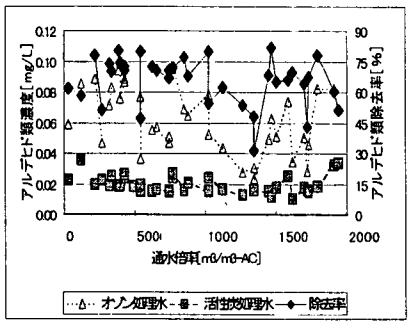
④ 塩素消毒やオゾン消毒により大腸菌群対数生残比を-4 とした場合であっても、消毒処理水を活性炭ろ過することにより、大腸菌数や大腸菌群数が１桁程度増加することが明かとなった（図－４，５）。



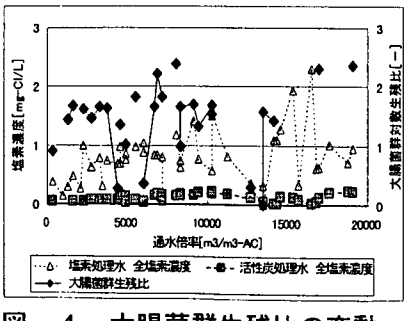
図－１　全塩素の変動（塩素消毒）



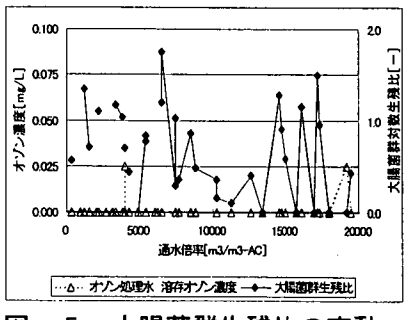
図－２　THM の変動（塩素消毒）



図－３　アルデヒド類の変動（オゾン消毒）



図－４　大腸菌群生残比の変動（塩素消毒）



図－５　大腸菌群生残比の変動（オゾン消毒）

研究担当者：鈴木穣、畑津十四日

キーワード	消毒、塩素、オゾン、消毒副生成物、活性炭除去

水系における病原性微生物の挙動に関する研究		本文 59 ページ	平成 11 年度
全体計画	試験研究費　平成 10～13 年度	三次処理研究室	

（目的）

上水道取水源上流域での下水道普及の進展や国民の水辺回復要求の高まり、水の循環・再生利用の必要性増大等の現状を受けて、水系の衛生学的基準のあり方について再検討する必要が高まってきている。しかし、放流先水系での病原性微生物の挙動についてはいまだ不明な部分が多い。本研究は、このような衛生学的基準についての判断資料とすべく、消毒方法や水系状況の相違に伴う下水処理水中の病原性微生物の水系での挙動について調査を行うものである。11 年度は、塩素消毒レベルと細菌再増殖の検討、接触酸化水路内での細菌の挙動および一過式水路内での大腸菌トレーサー実験を行った。

（結果）

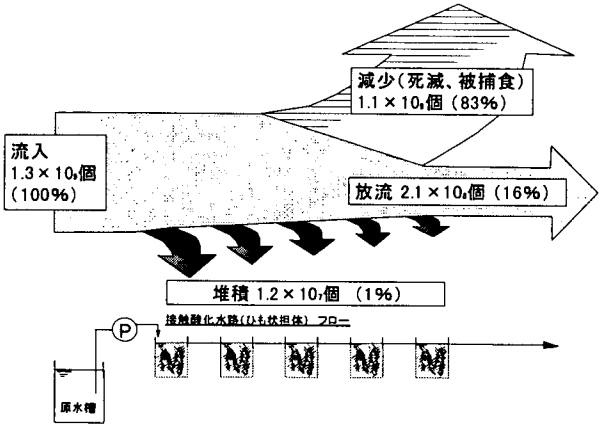
（1）塩素消毒レベルと細菌再増殖の関係

大腸菌および大腸菌群を指標とした塩素消毒実験により、損傷菌の存在および塩素処理レベルと細菌再増殖の関係を把握することを目的とした実験を行った。

その結果、高い塩素注入率での大腸菌は、消毒後 数個/100mL（生残比－6log 以上）となり、塩素中和後 480 時間での生菌数の増加はみられなかった。一方、低い塩素注入率では消毒後の大腸菌が数十個/100mL（生残比－4log 程度）となり、塩素中和後は時間経過とともに生菌数が増加し 480 時間後には塩素処理前の添加菌数と同等である 10^7 個/100mL となった。ただし、生菌数が増加するまでに要する時間は、塩素処理をしない場合は添加後直ちに増加するが、塩素処理をした場合は 100 時間程度経過した後に増加した。この結果は、塩素処理後の細菌であっても完全な殺菌（数個/100mL 以下）が行わらなければ、細菌は増加しうることを示している。ただし、塩素消毒レベルによっては再増殖を防げるとともに、増殖までのラグタイムが生じることがわかった。また、本来であれば生理食塩水には有機物等が含まれないため菌数が増加するとは考えられないが、生理食塩水においても再増殖が認められた。これは、精製水や実験容器に微量に残存する有機物等により、増殖したものと推察され、有機物等の基質濃度が極微量であっても、好条件下であれば、細菌は十分に増殖しうることがわかった。

（2）接触酸化水路内での細菌の挙動

接触酸化水路内に流入した細菌がその後生物膜に対してどのような挙動を示すのかを明らかにすることを目的とした実験を行い、水路における細菌類の収支について検討した。その結果、流入した大腸菌の 80％程度が水路で除去され、水路内で除去された大腸菌のうち 99.72％、大腸菌群数においては 99.07％が不活化されていたことがわかった（図－1）。



図－1　接触酸化水路における大腸菌の収支
（原水：活性汚泥処理水、期間：2 ヶ月）

研究担当者：鈴木穣、小越眞佐司、諏訪守、畑津十四日

キーワード	細菌、塩素消毒、再増殖、接触酸化水路、挙動

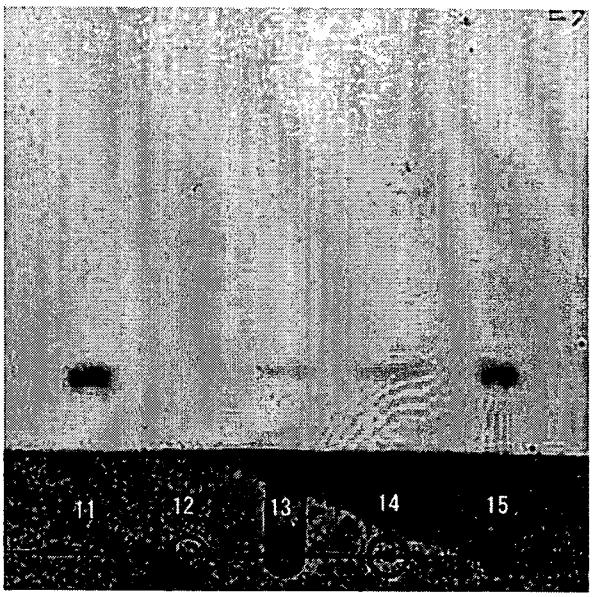
水循環健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討		本文 65 ページ	平成 11 年度
全体計画	試験研究費　　平成 11 ～ 12 年度	三次処理研究室	

（目的）

環境水中で女性ホルモン作用を発現する物質のうち、ノニルフェノールと女性ホルモンである１７βエストラジオールは、下水処理水中でも検出頻度が高く、除去が十分に行われていない可能性がある物質である。これらの２物質を対象として下水処理過程における除去機構を明らかにし、処理条件の改善によって除去率を向上させる手法や分解能力の高い微生物等を用いてより効率的な除去を行う方法の基礎的検討を行っている。

（結果）

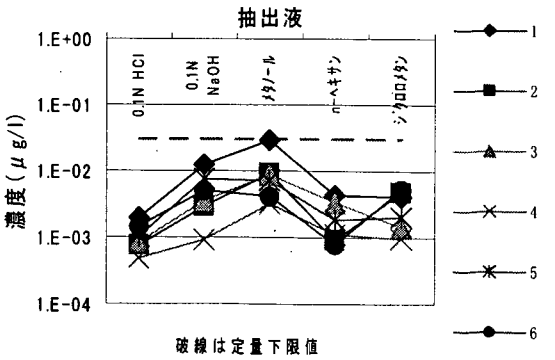
女性ホルモン或いはノニルフェノールの流入濃度が比較的高い処理場の活性汚泥および返送汚泥を採取し、基質として 0.1% (E2)、または 0.3% (NP)を含む合計 16 種類の集積培養液に一部を摂取して５代継代培養した。その結果、核物質を資化する微生物を含む集積培養液が得られた。図－１は、女性ホルモンを含む集積培養液の薄層ｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌｨの例を示したものである。図の 12 の位置の培養液中からはほぼ完全に女性ホルモンが消失していることがわかる。このような培養液の中から単離された微生物について各物質の資化性を調べたところ、女性ホルモンの資化能力を有するもの 14 株、ノニルフェノールの資化能力を有するもの 6 株が得られた。このうち、女性ホルモンを資化する株は全てエストロンまで資化する微生物であった。



図－１　集積培養液の薄層ｸﾛﾏﾄ結果の例

活性汚泥法で運転されている下水処理場から返送汚泥を採取し、遠心分離によって間隙水と汚泥に分離した後、汚泥を 5 種類の抽出液（0.1N 塩酸、0.1N 水酸化ﾅﾄﾘｳﾑ、ﾒﾀﾉｰﾙ、n-ﾍｷｻﾝ及びｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ）によって浸透抽出し、抽出液中の 17 βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ及びﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄの濃度を測定した。

抽出液中に定量下限値以上の濃度で溶出した物質はﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄで、ﾒﾀﾉｰﾙ抽出或いはｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ抽出を行った場合に定量下限値以上の濃度で検出された。抽出液中のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙと女性ホルモンは検出されたが何れも定量下限値以下であり定量できなかった。抽出液の中ではメタノールが最も高い濃度を示す場合が多く、ついで 0.1N 苛性ソーダ溶液が高い値を示す場合が多かった。最も低い濃度は 0.1N 塩酸で示される場合が多くついでヘキサンであった。図－２は汚泥抽出液中のノニルフェノール濃度を示したものである。



図－２　活性汚泥中のノニルフェノール抽出結果

研究担当者：鈴木　穣，小越 眞佐司

キーワード	下水再利用、アンケート調査、用途と再生処理、再生処理コスト

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 71 ページ	平成 11 年度
全体計画	試験研究費　　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。クリプトスポリジウムは、下水道施設に流入してくることが懸念されるが、下水処理過程でのクリプトスポリジウム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。

（結果）

本年度は、クリプトスポリジウムオーシストの生育活性と感染性を評価する方法を検討した。検討した試験法は、脱嚢試験、マウスを用いた感染試験、細胞培養による感染試験である。これらの試験法の諸条件、簡便性および問題点を明らかにした。

（1）脱嚢試験：脱嚢試験によるオーシストの生育活性の判定は、簡便に短時間で可能であった。オーシストの脱嚢率は、酸前処理を施すことにより向上することが分かった。

（2）マウスによる感染試験：糞便から排出されるオーシスト量がプラトーに達するまでには 30 日程度要し、糞便からオーシストを確実に検出するには、マウスを 15 日以上飼育する必要があった。また、個体差も有ることから、1 条件当たり 3 匹以上のマウスを使用する必要がある。さらに、本試験により不活化を定量する場合は、実験に使用するマウスの数を増やす必要がある。本試験法は、簡便・迅速な方法ではない。

（3）細胞培養による感染試験：スポロゾイトを細胞に接種した後 48 時間程度の培養で HCT-8 細胞上クリプトスポリジウムの発育ステージが形成されることが分かった。本法は、比較的容易にスポロゾイトの感染性を評価できることが分かった。細胞内で増殖したクリプトスポリジウムの簡易検出法の開発を行えば、クリプトスポリジウムの感染性を迅速に評価できる有効な方法である。

（4）オーシストの不活化を簡便に評価する場合は、脱嚢試験により行い、脱嚢したスポロゾイトの感染性については、細胞培養による感染試験から判定することが適当であると判断された。

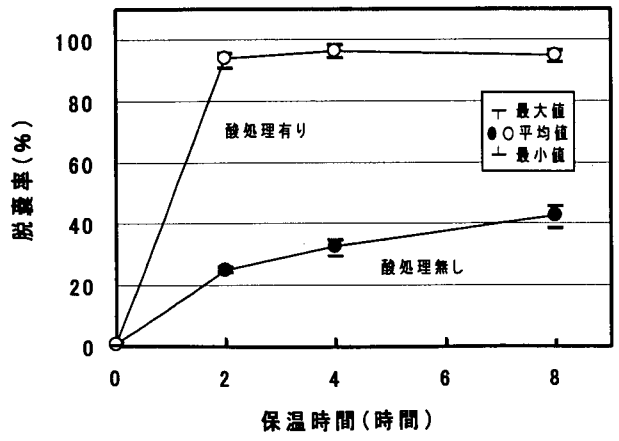


図-1　ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を脱嚢液に使用した場合の脱嚢率と保温時間の関係

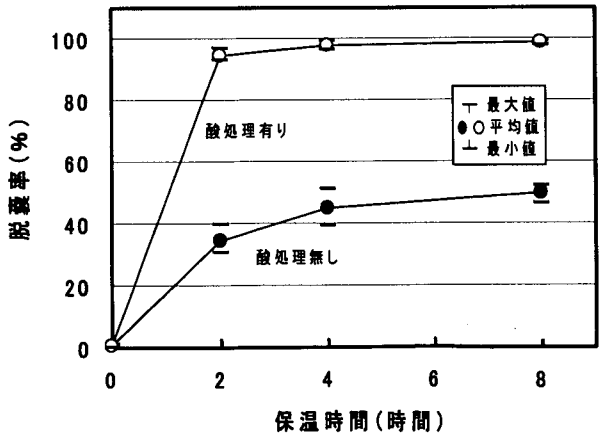


図-2　ﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を脱嚢液に使用した場合の脱嚢率と保温時間の関係

研究担当者：森田弘昭、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

下水中病原性微生物の同定方法に関するする研究		本文 77 ページ	平成 11 年度
全体計画	試験研究費　　平成 11 ～ 14 年度	汚泥研究室	

（目的）

下水や汚泥中のクリプトスポリジウムの検出は非常に困難であるのが現状である。本研究は下水や汚泥中のクリプトスポリジウムを迅速かつ簡便に検出する技術の確立を目的としている。

（結果）

本年度は、クリプトスポリジウムオーシストのＦＣＣＳによる検出方法について基礎的な検討を行った。結果を要約すると以下のとおりである。

（1）フローサイトメトリーによるクリプトスポリジウムオーシストの検出は、オーシストを蛍光抗体染色し、側方散乱強度と蛍光強度の関係から解析することにより容易に検出できることが分かった。

（2）汚泥中のオーシストも検出できることが分かったが、検出感度を向上させるためには、夾雑物に由来する信号をディスクリミネーターにより排除し、オーシストに由来する信号を強調検出することが必要である。

（3）空オーシストと完全オーシストの散乱特性は異なり、前方散乱強度に顕著な違いが表れることが分かった。

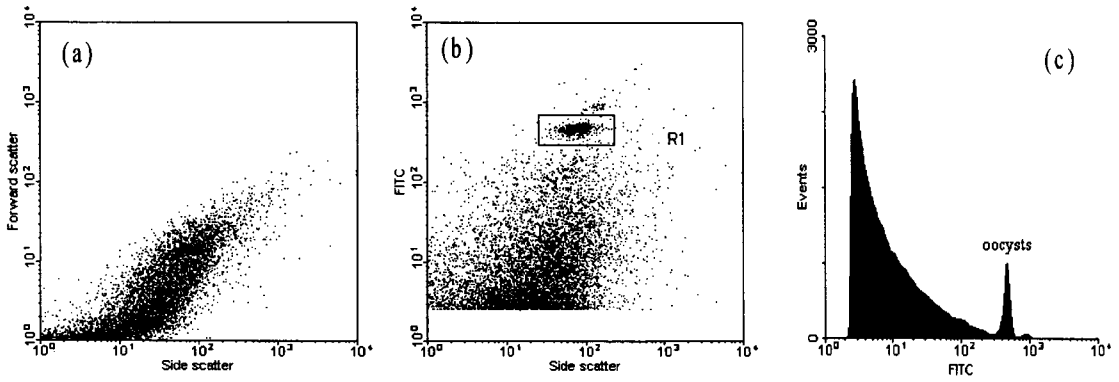


図-1 蛍光抗体染色を施したオーシストのフローサイトメトリーによる分析結果

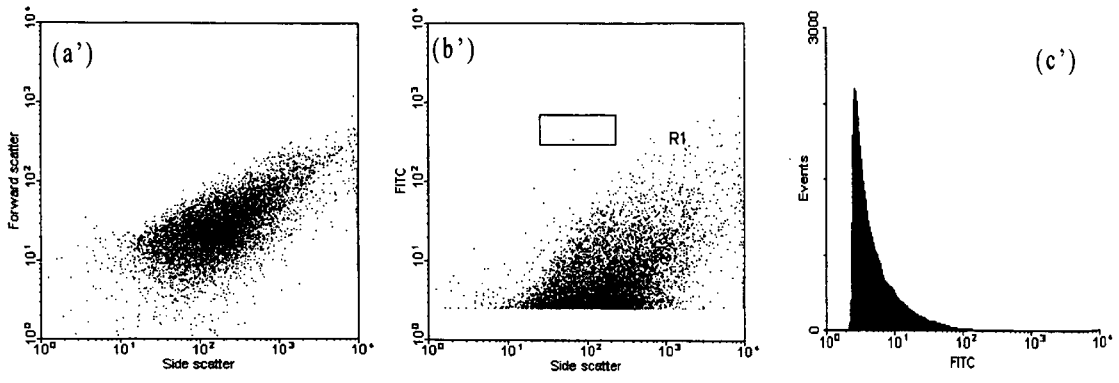


図-2 蛍光抗体染色を施さないオーシストのフローサイトメトリーによる分析結果

研究担当者：森田弘昭、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、フローサイトメトリー

環境ホルモン生成物質の水環境中での挙動に関する研究		本文 83 ページ	平成11年度
全体計画	試験研究費　平成11～14年度	水質研究室	

（目的）

人や生物へ、内分泌攪乱作用を引き起こす化学物質の問題が指摘されているが、それらの物質の中には、ノニルフェノール(NP)のように水環境中での分解により生成する物質もある。このため、効率的な負荷削減を可能にするために、NP を水環境中での分解により生成するノニルフェノールエトキシレート（NPEO)等の水環境中での挙動を把握する必要がある。

（結果）

(1)河川水中の NPEO 等の分解実験

綾瀬川の河川水を用いた生分解実験を 2 系列(系列 1:DO 濃度＞5mg/l、系列 2:DO 濃度＜5mg/l)で行った結果、2 系列とも NP 濃度、NPnEO(n=1-4)濃度、NPnEO(n≧5)濃度は減少し、NPnEO(n=1-4)濃度の増加は見られなかった。また、NP1EC 濃度、NP2EC 濃度、NP3EC 濃度については、系列 2 で増加する結果となった。

(2)底泥からの NPEO 等の溶出実験

綾瀬川底泥を用いた溶出実験を 2 系列(系列 1:直上水の DO 濃度＞2mg/l、系列 2:DO 濃度＜2mg/)で行った。なお、NPEO 等は保存性の物質ではないため、直上水の濃度変化から、河川水のみの濃度変化を除いて直上水の濃度変化を計算した。その結果、2 系列とも、NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n≧5)、NP については底泥が存在することにより直上水の濃度が増加する傾向があったが、NPnEC については濃度の変化はほとんどなかった。28 日までの各物質の平均的な溶出速度を算出すると表-1 のようになり、NPnEO(n=1-4)が最も大きいという結果になった。

(3)底泥への分配に関する検討

NPEO 等の底泥への分配傾向を把握するために、(2)で用いた底泥中の濃度及び河川水中濃度の比を算定したところ、表-2 の結果が得られた。疎水性の大きさは NPnEO(n≧5)＜NPnEO(n=1-4)＜NP の順であるため、底泥への分配は、この順に大きくなることが想定されたが、綾瀬川では、底泥への分配は NPnEO(n=1-4)が最も小さいという結果になった。

表－1 各物質の溶出速度

（単位:μg/m2･日）

NP		NPnEO (n=1～4)		NPnEO (n≧5)	
系列1	系列2	系列1	系列2	系列1	系列2
23.8	15.6	45.8	72.4	11.7	16.1

表－2 底泥中濃度と水中濃度の比

（単位:(mg/kg-TOC)/(mg/l)）

	NP	NPnEO (n=1～4)	NPnEO (n≧5)
系列1	1,900,000	240,000	3,000,000
系列2	960,000	72,000	620,000

研究担当者：田中 宏明、小森　行也、白崎　亮

キーワード	NPEO、NPEC、NP、底泥、挙動

下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究		本文 89 ページ	平成 11 年度
全体計画	国立機関公害防止等試験研究費　平成 10 ～ 12 年度	汚泥研究室	

（目的）

近年、下水道普及率の向上に伴い下水汚泥発生量が増大しているにもかかわらず、新たな埋立処分場の確保は困難な状況にある。また、下水汚泥はエネルギーや資材原料として有用な資源であり、その有効利用を進めることが求められている。下水汚泥の有効利用に際して、汚泥に含まれている有害物質はその含有量をできるだけ低減するとともに、少量残留する有害物質については安定化処理するなどの対策が必要である。本研究は、下水汚泥を再生資材の安全な原料として供給し、リサイクルを推進することを目的として平成 10 年度から実施しているもので、平成 11 年度は、実施設調査および室内実験により、焼却炉におけるヒ素(As)、セレン(Se)の挙動について、脱水汚泥性状や灰捕集温度との関連について検討を行った。

（結果）

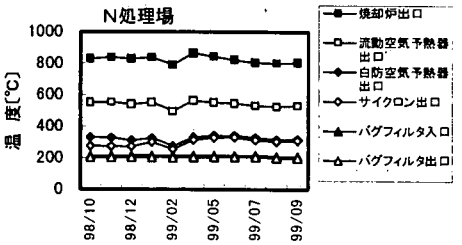
焼却炉におけるAs、Seの挙動に関する調査

平成 10 年度に行った流動床焼却炉の調査で、200 ℃前後の低温で捕集された灰中の Se 濃度が高くなることが確認され、その原因として、焼却炉内で一旦気化した Se が温度低下にともなって凝縮し、灰とともに捕集されていると推定された。

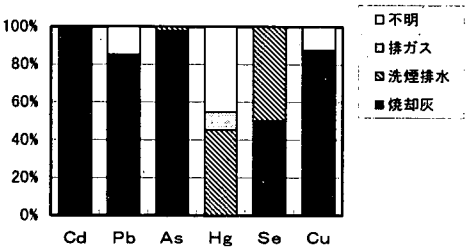
平成 11 年度は、さらにこの調査を継続し、このような傾向がほぼ年間を通じてみられることを確認した。

また、Se の焼却灰への移行率が高くなる温度について、実施設の運転実績（図－１）から、-2000Pa 程度の負圧下では 270 ℃以下の領域であると推定された。

なお、灰捕集温度以外の要因として灰粒径および比表面積についても検討したが、今回の調査では因果関係は認められなかった。



図－１　焼却炉の運転状況（N処理場）



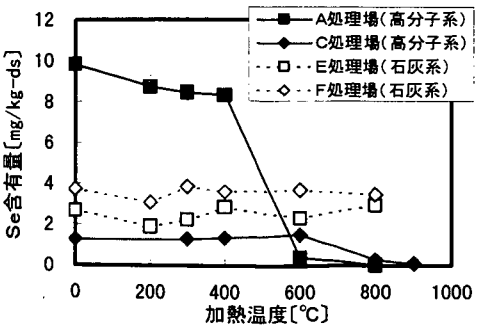
図－２　重金属等の移行率（N処理場）

脱水汚泥の性状とAs、Seの挙動に関する調査

焼却炉および灰捕集装置における As、Se の挙動について、脱水ケーキ性状（添加薬剤）との関係を実施設および室内実験により検討した。その結果、脱水汚泥の性状に関わらず As の気化は認められなかったが、Se については、高分子系汚泥では気化し、無機系汚泥では気化しなかった。

As、Se の温度特性に関する調査

各種焼却灰を加熱し、焼却灰中の As、Se の脱着量と加熱温度の影響を調査した。その結果、すべての焼却灰で加熱前後の As 含有量に変化は認められなかった。一方、Se については、高分子系焼却灰で気化するることが確認された。ただし、その温度特性は実施設における調査結果とやや相違しており、400 ℃以上での加熱が必要であった。この点については、実施設の灰捕集装置内と電気炉の条件の違いが影響している可能性もあるため、今後、さらに検討を行う必要がある。



図－３　焼却灰加熱実験結果（加熱後）

研究担当者：森田弘昭、川嶋幸徳、小林雅道

キーワード	下水汚泥、有効利用、重金属、焼却灰

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 95 ページ	平成 11 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 11 年度は、本研究の最終年度であり、これまでに得られた実験データを用いたシミュレーションモデルによる解析と研究全体のまとめを行った。

１．既存モデルの改良

活性汚泥処理における有害有機物の運命予測に関する既存モデルの評価を行った。本研究では、Lee らのモデルを基本とし、以下の改良を行った。

・活性汚泥濃度などを既定値とせず、運転条件の設定より計算できるようにした。

・汚泥成分は、生分解を行う活性分と不活性分に区分けし、活性分については、一般的な従属栄養細菌、VOC を分解する特殊細菌、硝化細菌に分類した。

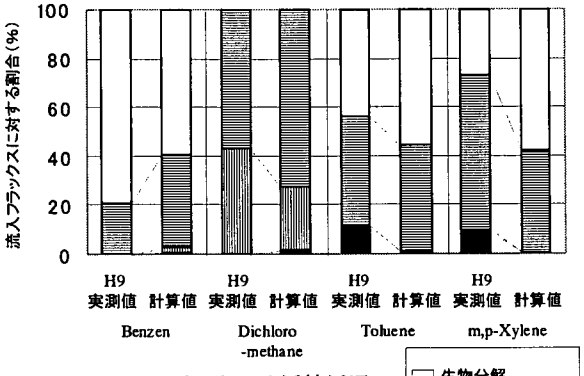
・全ての生化学反応は、化学量論的考察によって考慮し、収率を算定した。

２．生分解性パラメータの入手

シミュレーションを行うに当たり、入力するデータの数値の適切性を判定した。VOC 物質の物性については、文献調査などにより入手可能であったが、、VOC を分解する特殊細菌の生分解性パラメータについては既存データがないため、クーロメータによる生分解性試験を行い、結果をシミュレーションモデルにより解析し、パラメータのデータを算出した。

３．ベンチスケール活性汚泥処理実験装置の結果の再現

ベンチスケール活性汚泥処理実験装置での VOC 運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値（図－１）は、完全には一致せず、検討の余地を残す結果となった。ただし、シミュレーションの結果は、生分解性については、独立したクーロメータの実験により求めた生分解速度を調整せず使用したことから、生分解速度に関する係数を既定値としている既存のモデルと比較して改良されていると考えられる。



図－１　ベンチスケール活性汚泥処理実験装置での VOC 運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値の比較

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、竹歳 健治、東谷 忠

キーワード	VOC、実態調査、物質収支、生分解性試験、シミュレーションモデル

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125ページ	平成 11 年度
全体計画	環境研究総合推進費　平成 10 ～ 11 年度	三次処理研究室・汚泥研究室	

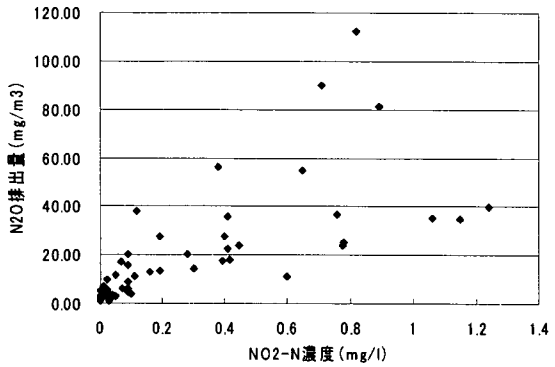
(目的)

本研究は、下水処理システムからのメタン(CH_4)および亜酸化窒素(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、水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて検討する。水処理プロセスに関しては、活性汚泥法からの CH_4 と N_2O 排出に寄与する因子の明確化と、排出抑制方法の開発検討および評価を行う。汚泥処理プロセスに関しては、高分子系流動焼却炉の N_2O 削減対策としての燃焼温度の引き上げ効果について、ライフサイクルコスト分析手法を用いて高温燃焼の経済的影響を把握するとともに、汚泥焼却炉による温室効果ガス(GHGs)排出量の将来予測を行う。

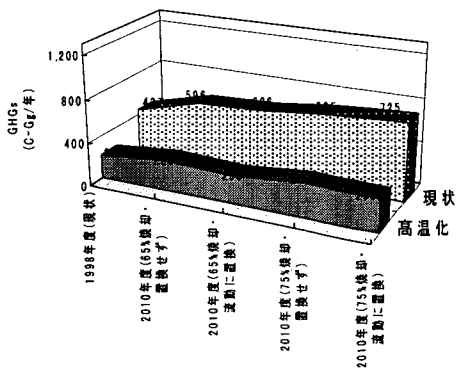
(結果)

平成 11 年度は、水処理に関しては、AO 法、A_2O 法および標準活性汚泥法によるパイロットプラント実験を行い、CH_4 および N_2O の排出抑制効果と影響因子について調査した。その結果、AO 法および A_2O 法ともに CH_4 生成の抑制効果があった。CH_4 は嫌気槽のりん濃度が低い状態のときに、嫌気・無酸素槽での削減効果が認められた。N_2O の排出量には、**図－１**に示したとおり生物反応槽内の NO_2-N 濃度と正の相関が認められ、N_2O 排出量は NO_2-N 濃度が低い状態のときは少なく、それが高い状態のときに増加する傾向にあった。また、槽内の NO_2-N 濃度が低い場合にあっても、活性汚泥の硝化活性（速度）が高い場合は N_2O 排出量は少なく、活性が低い場合に多くなる傾向が認められた。

汚泥処理プロセスに関しては、N_2O の削減を目的に、流動焼却炉の燃焼温度を引き上げた場合を想定して、全国の汚泥焼却施設から排出される GHGs 量および及びその削減コストを推計した。その結果、高温化による GHGs の削減コストは炭素換算量当たり 1 万円／ t-C と予測された。現在の高分子系流動炉の燃焼温度を全国平均で 35 ℃引き上げると N_2O 排出係数は現状の 1,245 g-N_2O ／ t-湿汚泥から 326 g-N_2O ／ t-湿汚泥と大幅な低減となり、2010 年度において焼却汚泥量が増加したとしても**図－２**に示すとおり全国の下水汚泥焼却施設から排出される GHGs 量を 1998 年度以前の水準まで抑制することが可能と示された。



図－１　生物反応槽内NO_2-N濃度とN_2Oの排出量の関係



図－２　全国・下水汚泥焼却施設からの2010年度のGHGs排出量予測結果

研究担当者：酒井憲司，鈴木穣，森田弘昭，落修一，重村浩之，平出亮輔，原田一郎

キーワード	温室効果ガス，下水道，高度処理，汚泥処理，流動焼却炉，ライフサイクルコスト

管渠システムのコスト縮減に関する調査		本文139ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～11年度	下水道研究室・建設システム課	

(目的)

社会資本の中でも下水道整備は未だ先進国に比較して立ち遅れた事業であり、今後とも一層の事業推進が求められている。昨今の厳しい国家財政、地方財政を勘案して、限られた財源を有効に活用することが必要である。下水道事業費のうち、管渠施設の占める割合は約7割であり、全体の整備コストを縮減するためには管渠のコスト縮減は非常に重要である。そこで、管渠施設の建設コスト分析を行うと共に、従来の設計基準を見直すことにより、コスト縮減施策につき検討した。

(結果)

（1）マンホール配置及び管渠勾配に関する検討

マンホール配置及び管渠勾配に関して、現状の設計基準及び各地方公共団体における実態を調査すると共に、ケース・スタディによりコスト縮減効果を検討することにより、新たな設計基準につき検証を加えた。

①マンホール配置基準に関する検討

マンホール数の削減（マンホール間隔の長距離化、曲管の採用）及び小型マンホールの採用は、従来に比較して、管渠の維持管理性を低下させる。そこで、近年の管渠の維持管理技術の向上、各地方公共団体の実態を踏まえ、維持管理の低下を極力抑えたマンホール配置を提案し、そのコスト縮減効果を試算した。

②管渠勾配に関する検討

管渠の勾配は、特に末端管渠においては下水量の時間変動が大きいにもかかわらず、全ての管渠において定常状態をもとに設定している。そこで、末端管渠における現象（非定常流）を把握すると共に管渠勾配の算定方法の現状等を検証して、新たな設計方法の可能性につき検討を行った結果、基本的には現状の設計基準を継続することが望ましいことが明らかとなった。

（2）建設コスト分析に関する検討

下水道事業の実施単位となる処理区当たりの管渠の延長、建設単価、施工方法内訳を統計的に分析し、全体的な管渠建設コストの構成例を示すと共に、代表的な工種に対し、工事工種体系化に沿った費用内訳分析の事例を例示した。

①処理区単位で見た建設コスト分析

処理区単位での管渠建設コストは、300mm以下の開削管渠が全体の建設費の約50％、900mm以下の推進管渠が約30％を占め、これらのコスト縮減に向けた技術開発が全体的な事業費の削減に寄与することが明らかとなった。

②工事費内訳から見た建設コスト分布

工事工種の体系化に沿った工種内訳から見た管渠の工事費分析によると、土工、土留工、立坑等の仮設工事の費用割合が大きく、開削工事では50％以上が仮設工事であることが明らかとなった。

研究担当者：井上　弥九郎、松井　健一、植松　龍二、小林　一三

キーワード	コスト縮減、管渠、マンホール、管渠勾配、建設コスト分析、工事工種体系

汚水管の機能改善に関する調査		本文145ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成8～12年	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いる。今後は施設の老朽化等により障害の発生がさらに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（とくに硫化水素と雨水浸入水の問題）の実態調査および解析を実施し、各種機能障害に関する効果的な予測・診断・対策手法の検討を行う。

（結果）

分流式下水道の汚水管における雨天時の下水量の増加は、各地で報告されている。そこで、基本的に全ての分流式下水道の汚水処理場を対象とし、同一の基準に基づいた雨天時浸入水の実態に関するアンケート調査を実施した。アンケート調査は平成11年９月（第１回）と12月（第２回）の２回行った。対象は完全分流である全ての処理場である。最終的に下水量と雨量双方について回答があった処理区は763箇所であった。内訳は流域112箇所、公共477箇所、特定環境保全公共168箇所、特定公共６箇所である。下水量増加に伴う問題点や対応については909箇所から回答を得た。

（１）雨天時における下水量の増加実態について

雨天時の下水量増加について検討する際に基準となる晴天日平均下水量は、平成10年を通じての晴天日下水量の平均値とした。晴天日最大下水量は平成10年度晴天日下水量の内の最大値を採用した。雨天日と晴天日の下水量を比較するため、雨天時最大日下水量／晴天日日平均下水量を雨水混入比（日平均）と定義した。結果は図1のとおりほとんどの処理場で雨天時に下水量は、晴天日平均汚水量の50％以上の増加を見ている。これは雨天時に特有の現象であり、汚水管への雨水の浸入を示している。

（２）雨天時浸入水に関する要素

雨水混入比（日平均）の中央値によって検討した結果、以下のとおりとなった。

①強い関係があるものは、降雨量。

②ある程度の関係は、経過年数、規模、地下水位、土質、有収水率。

③関係が認められなかったものは、雨水整備率、単位面積当りの管きょ延長・人孔数・汚水桝数。

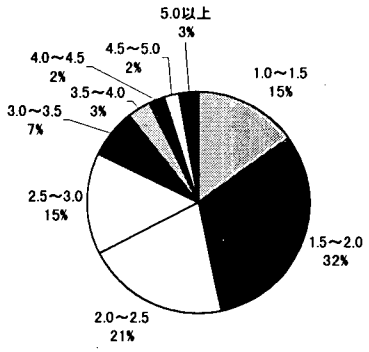


図1　雨水混入比(日平均)分布図

（３）雨天時浸入水による問題と対策

雨水浸入による問題は管きょから処理場まで多岐にわたって生じている。また雨水混入比が大きいほど問題は生じやすい（図2）。従って浸入水削減のため、多くの調査が行われている。しかし実施した対策の効果を具体的に検証している例はほとんどない。今後は調査開始時から対策効果発現に至るまでを定量的に把握する必要がある。現状でも対策を実施すればある程度の効果が上がっているが、効果有の箇所でも雨水浸入比は1.86となっており問題解決とは言い難い。

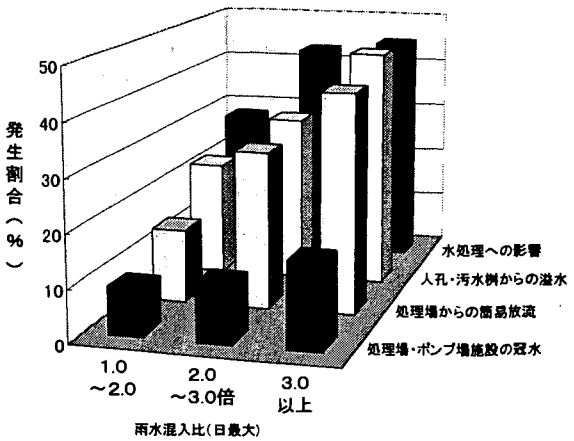


図2　雨水混入比と問題生起の関係

研究担当者：井上　弥九郎，檜物良一，豊田忠宏，堀江　崇

キーワード	汚水管きょ、雨天時浸入水，雨水混入比、降雨量、全国実態調査

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		本文151 ページ	平成１１年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１０～１２年度	下水道研究室	

（目的）

本調査は、下水道事業の観点から雨水利用を推進していくための技術的課題を明らかにし、都市雨水の利用と管理を考慮した下水道整備手法を提示することを目的としている。

平成１１年度は、モデル都市における都市雨水の水量水質収支を把握し、都市雨水の資源利用可能性について検討するとともに、都市雨水による汚濁負荷流出量を予測することを目的とした合流式下水道整備地区における水量水質実態調査、ならびに都市雨水の収集に関連してマンホール蓋浮上・飛散防止対策実態調査を実施した。

（結果）

１．都市雨水の資源利用可能性検討

雨水利用を都市全体として捉えるため、モデル都市を対象として、土地利用形態別に流出雨水の水量・水質および用途別必要水量・水質を年ベースで算出し、これらを比較して都市雨水資源利用の課題等について検討した。貯留量に枠をはめない場合、流出雨水量と必要水量が都市全体としてバランスする程度であった。建設費用や浸水防除等の便益を考慮した貯留容量の設定方法が課題である。

２．合流式下水道整備地区における水量水質実態調査

都市域における雨天時汚濁負荷流出量を予測するため、これまで多くの使用実績がある土研モデルを分布型モデルに改良するとともに、予測対象項目に T-N, T-P を加える。モデル改良に当たって検証用のデータが必要であるため、合流式下水道で整備されたモデル排水区域（168ha）を選定し、水量水質実態調査を行った。調査項目は、雨量、水位（HQ により流量に換算）、BOD, COD, SS, T-N, T-P である。調査は晴天時に３回、雨天時に３回実施した。調査結果の１例を図に示す。

３．マンホール蓋浮上・飛散防止対策実態調査

マンホール蓋の浮上・飛散を防ぎ都市雨水を安全に集水するため、空気噴出を伴う管渠内の水理現象について検討を行う必要がある。政令指定都市を対象としたアンケート調査を行った結果、１）マンホール蓋のガス抜き孔の開口部面積は定量的に決定されていない、２）大規模雨水管等の空気抜き施設の設計基準は確立されていない、３）危険個所の抽出方法、管内空気の挙動解明、空気抜き施設の設置設計基準の確立が望まれていること、等が明らかとなった。

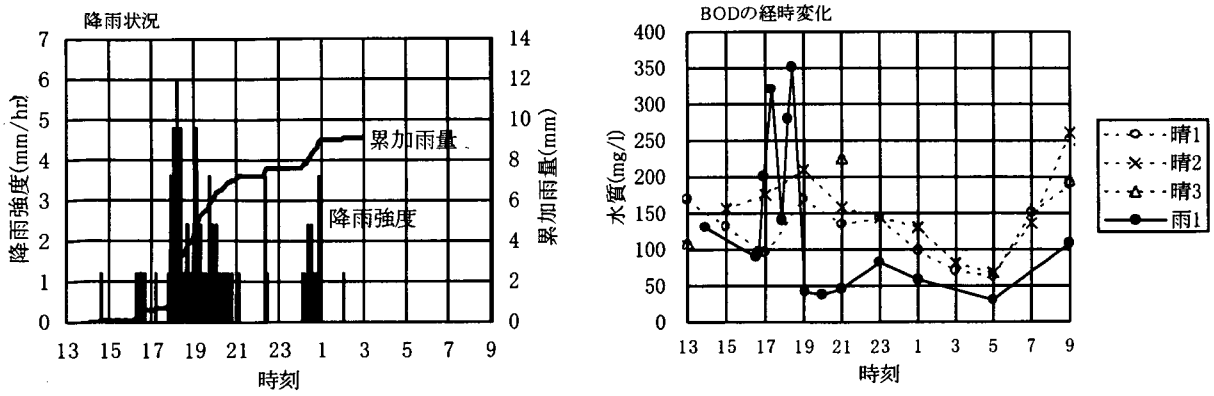


図　合流式下水道調査結果の例（降雨、BOD）

研究担当者：井上弥九郎、松原　誠、豊田忠宏

キーワード	都市雨水、雨水利用、合流式下水道、汚濁負荷流出、マンホール蓋浮上、実態調査

下水道整備による環境改善効果に関する調査		本文 159 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～13 年度	下水道研究室	

（目的）

下水道整備による公共用水域の水質保全効果の便益計測を目的として、荒川の水質改善に対する支払意思額（WTP）を仮想評価法（CVM）により計測するケーススタディを行った。評価対象は、荒川（本川）の水質改善により住民が受ける環境価値（非利用価値を含む）の向上とし、受益範囲は荒川流域を想定して流域の上流部、中流部、及び下流部ごとに市町村を選定し合計 8 市町区にアンケートを配布した。アンケート調査条件の概要は表のとおりである。なお、CVM のシナリオ設定においては、水質保全が下水道整備以外の他の水質保全施策とも関わるため、下水道整備による寄与だけを明示することなく水質保全効果を一括して把握することとしている。

（結果）

回収率は 40%と良好であったが、電話帳による無作為抽出を行ったため男性の割合が約 2／3 を占め、50 歳代以上の割合も約 2／3 であり、回答者の属性に偏りが見られた。得られた回答データより生存分析の考え方に基づき、WTP の賛同率曲線（図）を求めたところ、流域全体の WTP 平均値として 1,500 円／世帯／月という値を得た。また、上流域、中流域及び下流域という住民の居住地域の属性で分けて WTP の違いを見たところ、下流域で WTP が有意に大きいという結果となった。また、WTP に「荒川を利用しているかどうか」が影響することを示し、その因子を含む便益関数より非利用価値 1,000 円／月／世帯を推定した。

アンケートの回答には多様な意識が反映されていたが、偏見や抵抗回答を極力減らしていくように、支払形式等シナリオ設定の情報提供内容においてさらなる工夫が必要である。また、今後は、河川等の公共用水域における水質改善のうち、下水道による寄与を考慮して便益を考えていくことが課題となる。

表　CVM調査条件一覧

評価対象		荒川（本川）の水質改善
WTP質問		
	支払形式	目的税（毎月世帯あたり）
	質問形式	二段階二項選択方式 （提示額：200円～8,000円）
アンケート配布		
	配布範囲	荒川流域（内の8市町区）
	配布方法	郵送方式
	サンプリング方法	電話帳による無作為抽出
	配布数	1,600通（市町区ごとに200通）

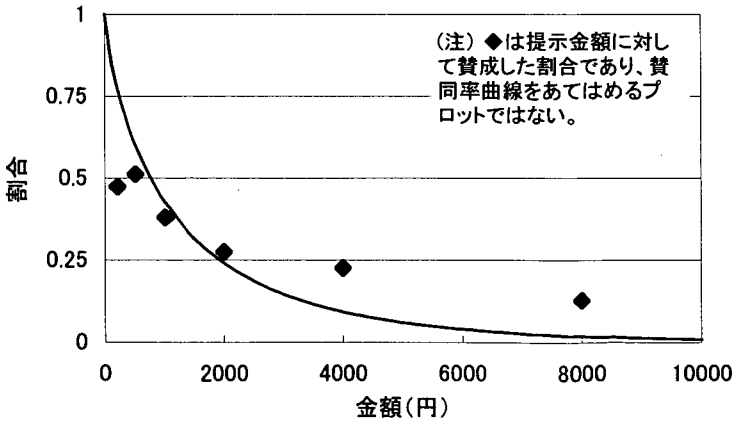


図　賛同率曲線（流域全体）

研究担当者：井上　弥九郎、植松　龍二、吉田　敏章

キーワード	下水道、整備効果、便益、仮想評価法、CVM

下水処理水再利用システムの評価に関する調査		本文165ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成10～11年度	三次処理研究室	

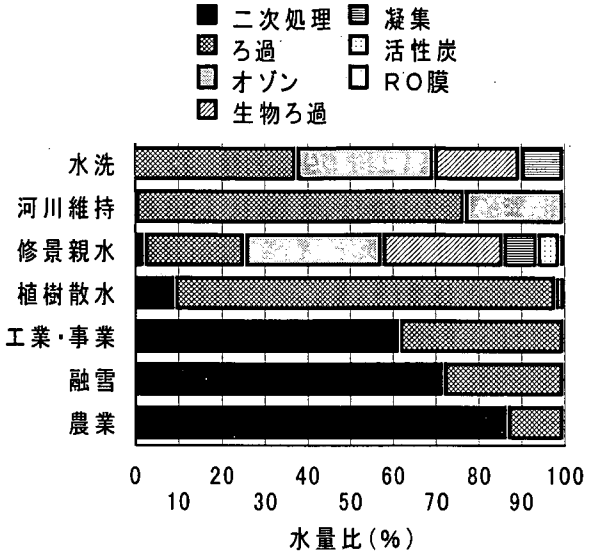
（目的）

近年、下水処理水は都市の代替水資源として認識され、様々な用途に再利用されている。現在、下水処理水が再利用されている割合は全処理水量の１％程度であり、施設基準等も未整備で、試行的な段階にあると云える。本調査は、下水道を介して広域的に行われるシステムを中心に、再利用システムの整備効果を総合的に評価する手法を検討することによって、適切な再利用の普及に資することを目的としている。

（結果）

（社）日本下水道協会発行の下水道統計（平成８年度版）によって下水処理場外に再利用を供給している全ての下水処理場を抽出し、再利用のための施設の主な仕様と建設費、維持管理費についてアンケート調査を行った。

アンケート結果から再利用の用途別利用水量と再生処理の水準についてとりまとめた結果を図－1に示した。図から、融雪用、農業用に使われるものには二次処理水が多く用いられているいこと、修景親水や河川維持用ではろ過やオゾン処理を行う場合が多いことがわかった。



図－１　利用目的別再生処理法

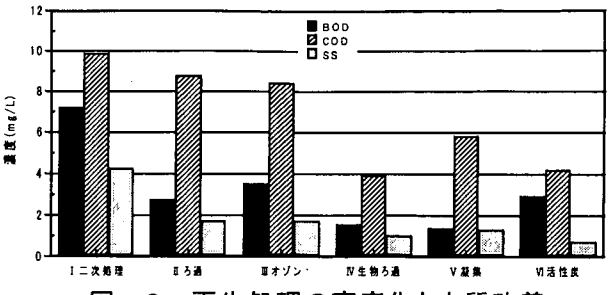
再利用の費用のうち建設費については建設省経済局が公表している建設工事費デフレータに基づいて建設年次の価格を平成９年度価格に置き換えた後、再生水１m^3当たりの費用を求めた。維持管理費は回答された金額から再生水１m^3当たりの費用を算定した。**表－1**は再生処理法別に建設費、補修費の総和を施設能力×耐用期間の総和で表される総再生水量で除して再生水 1m^3 当たりの標準償却費、標準補修費を求め、維持管理費（年額）の総和を年間再利用水量（日平均水量× 365）の総和で割って再生水 1m^3 当たりの標準維持管理費を求めて、これらの和として現在の標準的な再生利用コストを推定した結果である。

表－１　再生利用の推定標準原価（平成9年度価格、円/m^3）

再生処理法		塩素	ろ過	オゾン	生物ろ過	凝集ろ過	活性炭	逆浸透膜
原　価		10.2	19.3	61.1	80.9	92.8	118.3	1224
内訳	償却費	5.6	13.4	34.8	55.3	48.9	63.4	872
	補修費	0.4	0.7	2.1	2.1	1.7	4.9	40
	維持管理費	4.2	5.2	24.2	23.6	42.3	50.0	312

注）オゾンはろ過＋オゾン処理、生物ろ過は生物ろ過＋オゾン処理、凝集ろ過は凝集ろ過後オゾン処理、　活性炭は凝集ろ過後活性炭処理、逆浸透は凝集ろ過等の前処理を含む

再生処理法と再生水質の関係について現地採水による調査の結果、**図－2**に示すように再生処理の高度化に伴い水質が向上しているが、オゾン処理ではここに挙げた水質項目の改善が小さいことが判明した。



図－２　再生処理の高度化と水質改善

研究担当者：鈴木　穣，小越 眞佐司

キーワード	下水再利用、アンケート調査、用途と再生処理、再生処理コスト

窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査		本文 171 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～13 年度	三次処理研究室	

（目的）

窒素・りん除去法は標準活性汚泥法よりもエネルギーを多量に消費するため、本処理法の普及により地球環境への負荷が増加するおそれがある。本調査は、窒素・りん除去法の消費エネルギーの削減を目的として、単位プロセスおよびシステムのエネルギー効率改善の観点から、窒素・りん除去の運転および設計手法等の検討を行う。

（結果）

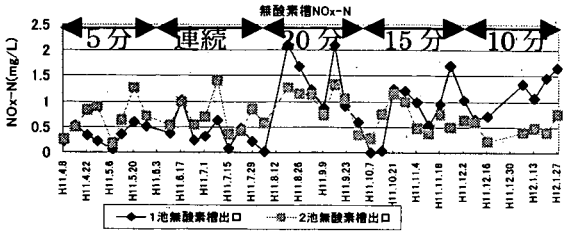
（1）PO_4-P 濃度について、全般的には、昨年度と同様に、間欠曝気撹拌と連続機械撹拌の間で、りん除去成績に大きな差はなかった。

（2）ポートアイランド処理場無酸素槽の NOx-N 濃度について、1 池において、5 分周期および連続撹拌のときは、連続撹拌のときと同等もしくはそれ以上の脱窒処理成績を示していたが、20 分周期のときは、高水温期にも関わらず、連続撹拌よりも処理成績が悪い傾向が見られた（図－1）。これは 10 年度の結果と一致しており、間欠曝気の周期として、20 分は長すぎると考えられる。間欠撹拌周期を 15 分にした 10 月以降は処理成績が回復した。

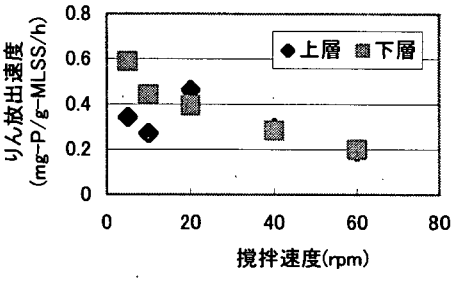
（3）ベンチスケールでのりん放出試験において、撹拌速度 10rpm 以下では汚泥が沈降し、上層において MLSS 濃度が低下したため、若干りん放出速度が遅くなった。しかし、脱窒速度にみられた大きな低下ではなかった。また、撹拌速度 20rpm のときには、全槽で一様なりん放出速度が観察された。（図－2）。

（4）嫌気槽への流入水、返送汚泥の流入位置・方向を変化させて、機械的撹拌を行わない状態での嫌気槽内 MLSS 濃度分布を測定した。その結果、流入水を底部に、また返送汚泥を上部に流入させた場合（Run8）に、比較的均一の MLSS 濃度が得られた（図－3）。これは、流入水、返送汚泥の比重が、活性汚泥混合液のそれに比べて、それぞれ小さい、大きいことが原因であると考えられる。

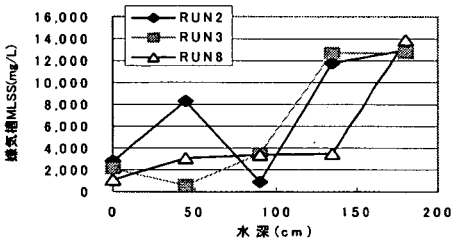
（5）担体が散気の酸素移動効率に与える影響を調べたところ、硝化の伴わない担体添加では、若干 K_La が減少したが、担体の硝化が進行した場合は、K_La は増加した。しかし、低曝気量の場合は、担体添加および硝化の影響は小さかった（図－4）。



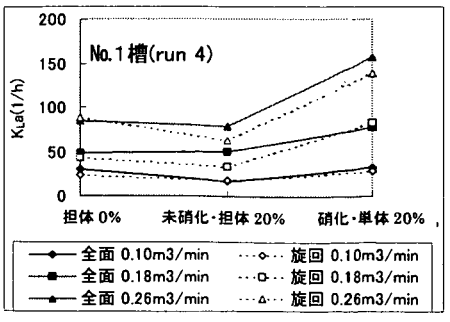
図－1　無酸素槽の NOx-N 濃度



図－2　りん放出速度成績



図－3　嫌気槽出口付近の水深方向MLSS濃度



図－4　K_La の比較

研究担当者：鈴木穣、重村浩之、小椋直樹

キーワード	脱窒、りん除去、間欠曝気撹拌、水流による撹拌、微生物固定化担体、酸素移動効率

病原性微生物の発生源および対策に関する調査		本文 185 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10 ～ 13 年度	三次処理研究室	

(目的)

近年、我が国においても病原性原虫類のクリプトスポリジウム等による大規模な集団感染事例が発生し、新たな感染症として注目されている。本調査においては、原虫類やウイルス等消毒耐性の高いと考えられる病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去能力の向上を目的として負荷削減手法の検討を行うものである。

(結果)

11 年度は、パイロットプラント等を用いてクリプトスポリジウムに関する活性汚泥処理法の除去能力の把握および、凝集剤添加ならびに砂ろ過による除去効率の向上に関する検討を行った。以下に検討結果を示す。

① オーシストの添加濃度を約 4.0×10^4 個/ℓ とし、曝気槽内平均 MLSS 濃度を 2,100mg/ℓ、曝気槽内滞留時間(HRT) 8 時間、汚泥返送比を約 50 %とした場合のオーシストの除去効率は、2 log 程度であった。この除去効率は、10 年度の回分による除去実験をもとに計算した値とも、良く整合していた。

② 曝気槽内に凝集剤(PAC)を添加(10mg　A ℓ / ℓ)することにより処理水のオーシスト濃度は徐々に低下し、凝集剤を添加してからほぼ 5 日後に安定した。5 日後からの処理水の平均オーシスト濃度は約 0.4 個/ℓ、除去効率は 5 log 程度(回収率考慮：4.7log)となり、凝集剤添加による除去効率の向上は 3 log 程度であった。この除去効率を 10 年度の回分による除去実験結果と比較すると、2 log 程度の違いが見られた。これは、連続運転によってＡℓが汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。

③ 二次処理水の砂ろ過によるオーシストの除去率は、ろ過速度 100、200 m/日ともに約 70 %(除去効率：約 0.55log)であった。また、凝集剤添加砂ろ過(凝集剤添加量 3 mgA ℓ / ℓ)によるオーシストの除去率は、ろ過速度 100、200 m/日ともに約 99.7 %(除去効率:約 2.6log)であり、凝集剤添加によって除去効率を 2 log 程度向上させることができることが明らかになった。

④ 凝集剤を流入下水に 10mgA ℓ / ℓ 添加し、1 分の急速撹拌、90 分程度沈殿時間をとることにより、オーシストの除去効率は 2 log 以上、12.5mgA ℓ / ℓ の添加では 3 log 以上となった。

⑤ 流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率は、対象とする流入下水の SS 濃度の違いにより影響を受ける。

⑥ 流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率を把握するための指標は、大腸菌群数よりも濁度、CODcr が有効であると考えられた。

⑦ 凝集剤を流入下水に添加することにより、有機物負荷が低下するため、活性汚泥処理プロセスに与える影響を今後検討しなければならない。

⑧ オキシデーションディッチ法によるオーシストの除去効率は、最大で 2 log 程度であると推定される。

研究担当者：鈴木　穣、小越 眞佐司、諏訪　守

キーワード	病原性微生物、クリプトスポリジウム、原虫、ウイルス、活性汚泥処理

内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査		本文 193 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 11～13 年度	三次処理研究室	

（目的）近年、内分泌かく乱物質による人の健康や生態系への影響が危惧されており、社会的な問題にもなっている。下水道施設においても、処理水中の内分泌かく乱物質制御のため、下水処理場内での挙動などの実態調査が必要となる。本調査では、標準活性汚泥法（以下、標準法）および A²/O 法パイロットプラントを用いて、内分泌かく乱物質の挙動を調査した。また、物理化学的除去法として、オゾン分解および活性炭吸着による二次処理水中内分泌かく乱物質の除去を検討した。

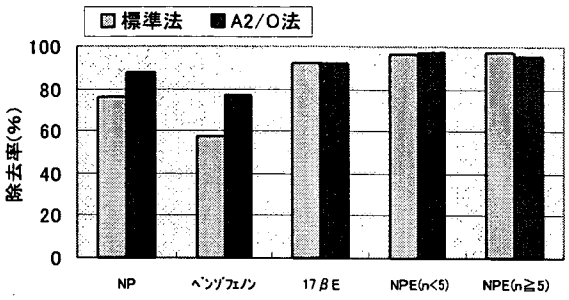
（結果）

(1) 図－1に、各パイロットプラントの内分泌かく乱物質の除去率を示す。17β－エストラジオール（以下17βE）およびノニルフェノールエトキシレート（以下、NPE）は標準活性汚泥法および A²/O 法のどちらでも 90%以上の高い割合で、生物処理により除去されていたが、ノニルフェノール（以下、NP）及びベンゾフェノンについては除去率が落ち、また、A²/O 法の方が標準活性汚泥法よりも除去率が高かった。17βE については、除去率が７０％台というこれまでの報告よりも高い除去率が得られた。

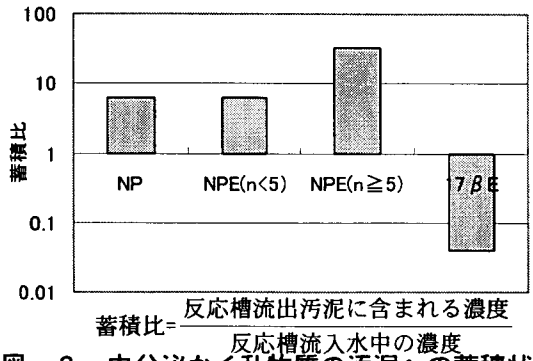
(2) 図－2に、標準法プラントにおける内分泌かく乱物質の汚泥への蓄積状況を示す。NP と NPE、特に NPE(n≧5)の汚泥への蓄積がかなり大きかった。逆に、17βE は汚泥中にはほとんど含まれていなかった。

(3) 図－3に、オゾン添加濃度と、NP および NPE の除去効果の関係を示す。オゾン添加濃度が高いほど、内分泌かく乱物質が良好に除去されている。オゾン添加濃度を 10～20mg/l まで上げることにより、NP および NPE をかなりの高い効率で除去できることが明らかになった。

(4) 活性炭吸着により、NP、NPE、17βE およびベンゾフェノンはいずれも良好に除去されていた。

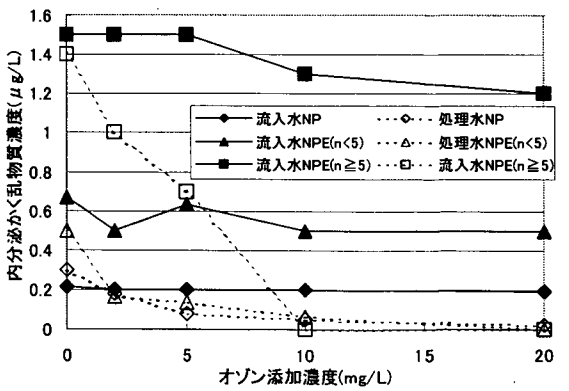


図－1　内分泌かく乱物質の除去率



$$\text{蓄積比}=\frac{\text{反応槽流出汚泥に含まれる濃度}}{\text{反応槽流入水中の濃度}}$$

図－2　内分泌かく乱物質の汚泥への蓄積状況



図－3　オゾン分解による NP と NPE の除去

研究担当者：鈴木穣、重村浩之

キーワード	内分泌かく乱物質、エストロゲン活性、挙動、物質収支、物理化学的除去法

汚泥性状の変化に対応した汚泥処理に関する調査		本文 199 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 8 ～ 11 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）

11 年度は、これまでの当所の調査研究より得られた知見に基づき、厨芥流入が最大に達した場合の水処理系や汚泥処理系への負荷量増大の定量化を行った。定量化に必要な現状施設の基本的な能力や仕様は「下水道施設計画・設計指針と解説(1994)」と「高度処理施設設計資料(1994)」に従った。

その結果、最大の厨芥流入時点における流入下水量は 1.1 倍増加し、そのときの水質濃度はそれぞれ SS：1.2、BOD：1.5、S-BOD：1.5、COD：1.4、T-N：1.1、T-P：1.2 倍に増加すると予測された。この処理のために必要な酸素供給量は、標準活性汚泥法：1.36、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法：1.43、循環式硝化脱窒法：1.18、嫌気好気活性汚泥法：1.27、凝集剤添加活性汚泥法：1.36 倍の増加となった。そこから発生する汚泥の量及び性状は**表－1** の通り変化すると予測され、この変化の範囲では汚泥処理系においては大幅な変更を伴わず技術的に対応が可能であると判断された。

表－1　汚泥処理量及び性状の変化予測

水処理法	発生汚泥	現状				最大の厨芥流入時			
		固形物量 (kg／m3・day)	VS/TS (－)	濃度 (TS-kg／m3)	液量 (m3／m3・day)	固形物量 (kg／m3・day)	VS/TS (－)	濃度 (TS-kg／m3)	液量 (m3／m3・day)
標準法	初沈汚泥	0.0814	0.77	10.0	0.0081	0.1199	0.823	13.0	0.0092
	余剰汚泥	0.1320	0.82	6.0	0.0220	0.1749	0.851	6.0	0.0292
	混合汚泥	0.2134	0.80	7.1	0.0301	0.2948	0.839	7.8	0.0378
循環式	余剰汚泥	0.1040	0.81	6.0	0.0173	0.1474	0.848	6.0	0.0246
	混合汚泥	0.1854	0.79	7.3	0.0255	0.2673	0.837	7.9	0.0338
嫌気好気法	余剰汚泥	0.1290	0.75	6.0	0.0215	0.1727	0.731	6.0	0.0288
凝集剤添加法	余剰汚泥	0.1570	0.69	6.0	0.0262	0.2079	0.716	6.0	0.0347
	混合汚泥	0.2384	0.72	6.9	0.0343	0.3278	0.755	7.5	0.0439
OD法	余剰汚泥	0.1380	0.81	8.0	0.0173	0.2189	0.862	9.3	0.0235

注　：「固形物量」と「液量」の表示は、現状における流入水量が基準となっており、それぞれの時点の実量は現状の流入下水量を本値に乗算して求められる。

研究担当者　：　森田弘昭、　落修一、　北村友一

キーワード	下水汚泥、厨芥、汚泥処理、有効利用、嫌気性消化法、コンポスト化法、高分子凝集剤、生分解性試験

有機質資材の融合化と利用に関する調査		本文205ページ	平成11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11年度は下水汚泥と他の有機質資材の融合化に関し、強制通気、返送コンポストの実験を行い、以下の知見を得た。

(1)茎葉類を混合した下水汚泥のコンポスト化において強制通気を行った結果、初期段階における発酵を促進させたが、強制通気を継続させると発酵を妨げることが分かった。また、強制通気を中止させる段階はかさ比重でおよそ0.50～0.55程度の段階であることが分かった。

(2)返送コンポストを使用してコンポスト化する場合でも、仕込み時含水率を 65%以下に設定する必要があることが分かった。また、厳冬期においても牛糞を融合させたコンポストでは発酵することが確かめられた。ただし、切り返し時に発酵温度が急激に低下するため、切り返し頻度を減少させ切り返すタイミングを選ぶ必要があること、放熱を抑えるためにパイルの大きさをある程度以上にしなければならないことが分かった。

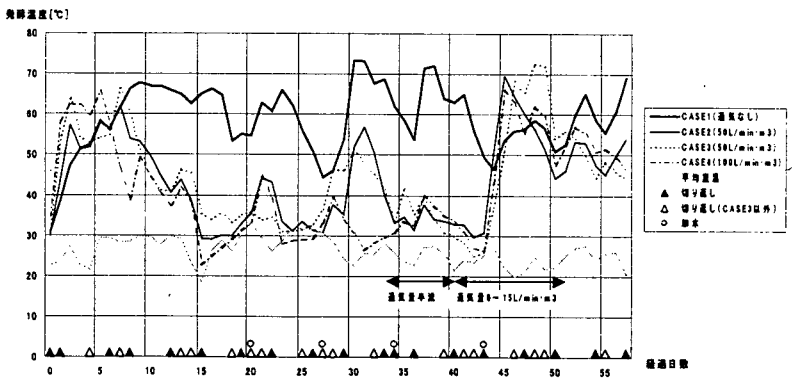


図-1　強制通気に関する発酵実験における温度変化

(3)実際にコンポスト化を行っている処理場にアンケート調査を行ったところ、副資材を混合している場合の方が生産量当たりの運転価格が低い傾向にあることが分かった。また、肥料取締法により規制されている重金属の含有量は規制値を大きく下回っているものの、銅、亜鉛については推奨値を超える場合もあり、その含有量を減少させる意味でも家畜糞の融合コンポストの有用性が示された。

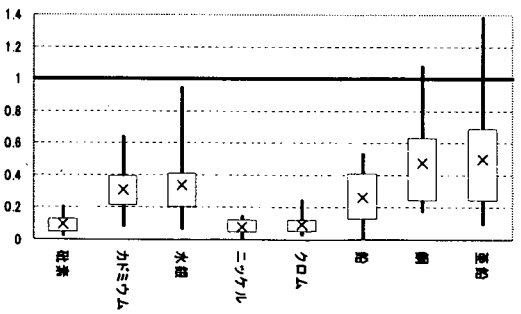


図-2　コンポストの重金属含有量
(規制値を1とした値)

研究担当者：森田弘昭、原田一郎、斎野秀幸

キーワード	下水汚泥、コンポスト、有機性廃棄物、強制通気、加温、アンケート

下水道システムのLCAに用いる原単位に関する調査		本文211ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成10～12年度	汚泥研究室	

(目的)

下水道は、生活環境の向上，浸水の防除あるいは水環境の保全という機能を果たしているが、その一方で、二酸化炭素などの温室効果ガス（Green House Gas：GHG）の排出、電力や燃料の消費、さらに施設の建設時等における資源やエネルギーの消費など、環境に対し負荷を与える側面も有している。本調査は、環境に及ぼす負荷をできるだけ抑制した下水道システムの構築を図るため、その評価手法を確立することを目的とした研究の一環として、ライフサイクルアセスメント（LCA）を行うために必要な負荷原単位の算出手法および原単位を用いた環境負荷計算手法の検討を行うものである。なお、本調査の一部は日本下水道事業団、全国上下水道コンサルタント協会ならびに日本下水道施設業協会との共同研究として実施したものである。

(結果)

平成11年度の調査結果をまとめると次のようになる。

1) LC-CO_2 および LC-E の試算結果を用い、各種パラメータに対するモデルの感度に関する基礎的な検討を行った。この結果、処理場の機械・電気設備の LC-CO_2 では、運転に伴う電力消費由来の LC-CO_2 の割合が極めて高く、電力負荷率等のパラメータの設定が計算結果に大きく影響することがわかった。一方、加工、運搬、据付等の LC-CO_2 の割合は極めて小さく、処理場全体の評価を行う場合、収集データの精度の影響は少ないと考えられる。(図－1)

2) 処理場の機械・電気設備の運転時電力消費由来の LC-CO_2 について、実処理場の電力使用量の実測値と設計値をもとにした計算値を比較した結果、計算値は実測値より大きくなったものの、その比は設計流入量と実流入量の比より小さかった。これは、電力負荷率あるいは運転時間が流量に比例しない機器の存在が影響しているものと考えられ、補正係数を用いてこれを補正する方法について検討を行った。

3) インベントリー分析の簡易化について基礎的な検討を行った結果、主要機器のデータをもとにした比率計算により、データ収集の簡略化の可能性が示唆された。

4) 標準活性汚泥法およびＯＤ法について、機械・電気設備の LC-CO_2 を規模毎に算定した結果、標準法実処理場のデータからはスケールメリットは認められなかった。ただし、ＯＤ法についてはわずかながらスケールメリットが認められた。(図－2)

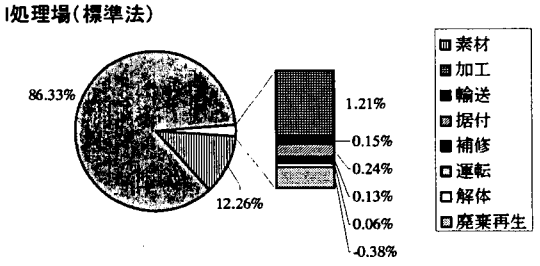


図-1　処理場機械・電気設備 LC-CO_2 計算例

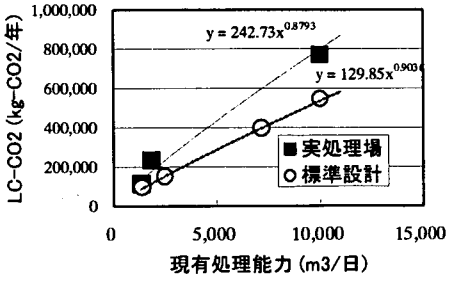


図-2　施設規模と LC-CO_2 の関係(OD法／設備)

研究担当者：森田弘昭，原田一郎，斎野秀幸

キーワード	ライフサイクルアセスメント，積上法，インベントリ分析，原単位

下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査		本文 217 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 11 ～ 13 年度	汚泥研究室	

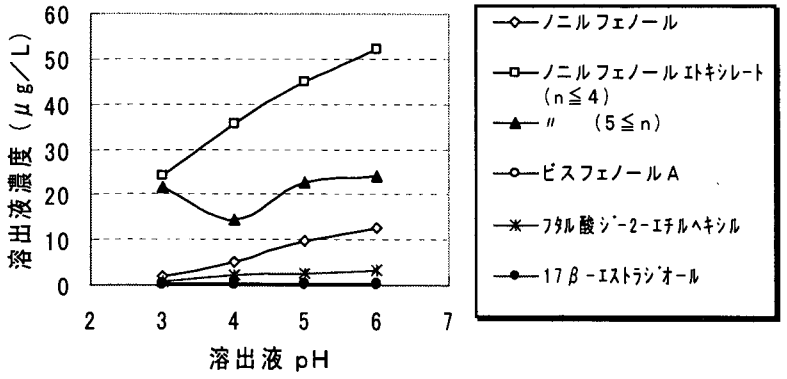
（目的）

近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能阻害、悪性腫瘍等を引き起こす可能性のある内分泌かく乱物質による環境汚染が各国で報告されている。我が国の下水処理場の実態調査からも内分泌かく乱物質が検出されており、下水処理場においても、これらの物質の制御方法の検討が不可欠な状況にある。本調査は、汚泥処理工程における内分泌かく乱物質の制御方法を見出すために、個々の汚泥処理プロセスにおける内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることを目的とする。

（結果）

平成１１年度は，汚泥試料の分析方法について検討するとともに、挙動を調べる基礎的な実験としてライシメータ実験、嫌気性消化実験及び汚泥製品からの溶出実験を行い、以下の結果を得た。

①汚泥試料の分析では、抽出液のクリーンナップのために行う固相抽出操作が緻密で繁雑なことから分析誤差の大きな原因と考えられ、試料中の水分を低減することと合わせて分析工程から固相抽出操作を省くことが有効であった。②汚泥製品の施用先土壌における挙動を長期に渡って調べるライシメータ実験に着手し、定期的に試料を採取、冷凍保存した。③ＳＲＴが異なる余剰活性汚泥を対象とした嫌気性消化実験を行い、既存の分析方法によりノニルフェノール、ノニルフェノールトキシレート及びエストロゲン様活性を調べた結果、これらは投入汚泥中よりも増加する傾向が得られた。④有機質の汚泥製品について溶出実験を行い、ノニルフェノールを初めとする６物質の溶出を既存の分析方法で調べた結果、中性付近で溶出量が多く、酸性となるほど溶出しずらい傾向を示した（**図－１**）。



図－１　生・高分子系コンポストの溶出実験結果

研究担当者 ： 森田弘昭，　落修一，　川嶋幸徳

キーワード	内分泌かく乱物質、下水汚泥、ノニルフェノール、ノニルフェノールエトキシレート、１７βエストラジオール

下水道での有害化学物質の管理に関する調査		本文 223 ページ	平成11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。人の健康を害する一部の物質については、環境や下水道への排出が規制されているところであるが、多くの化学物質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、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。

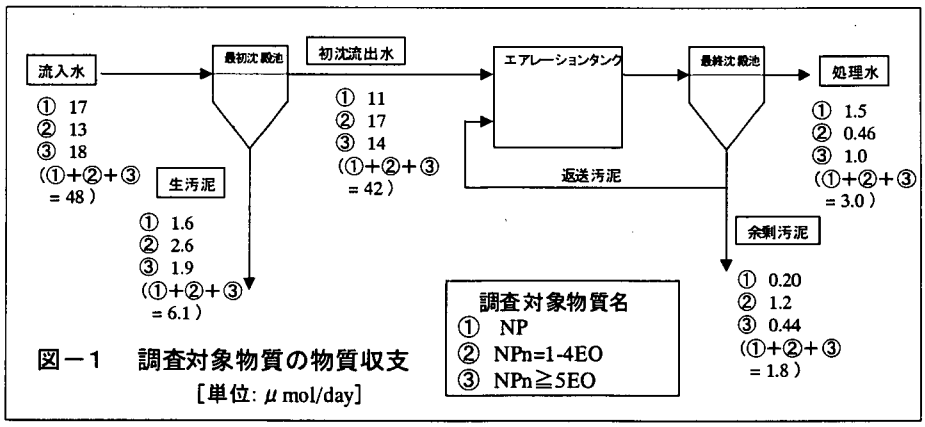
本調査は、下水道に定常的・突発的に流入する恐れのある種々の有害化学物質について下水道での動態予測、処理への影響の検討等、有害化学物質の下水道での管理方法の確立に資することを目的としている。

（結果）

平成11年度は、10年度に引き続きNP、NPEOの活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでの挙動調査を行うとともに、数理モデルによる解析を試みた。また、下水試料中の17β－ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの分析について検討した。

１．活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽにおけるNP、NPEOの挙動調査

活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽでのNP、NPEOの物質収支を求めた（図－１）。NPEOはｴﾄｷｼﾚｰﾄ(EO)基が５以上のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙﾎﾟﾘｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPnEO)とEO基が１～４のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NP1-4EO)に分けて測定を行った。NPについてみると、流入ﾌﾗｯｸｽと処理水ﾌﾗｯｸｽを比較するとNPの処理水ﾌﾗｯｸｽは流入ﾌﾗｯｸｽの8.8％であった。生汚泥、余剰汚泥ﾌﾗｯｸｽは、流入ﾌﾗｯｸｽの9.4％、1.2％であった。また、流入ﾌﾗｯｸｽに対する排出ﾌﾗｯｸｽ（処理水、生汚泥、余剰汚泥）の合計は19％であった。残りの81％は活性汚泥による分解の可能性がある。NP1-4EO、NPnEOは、流入ﾌﾗｯｸｽの3.5％、5.6％が処理水ﾌﾗｯｸｽとして系外へ出ていた。また、引き抜き汚泥への移行を含めた排出ﾌﾗｯｸｽは33％、19％であった。残りの67％、81％は活性汚泥による分解の可能性が示唆された。



図－１　調査対象物質の物質収支

[単位: μmol/day]

２．下水試料の17β－ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの分析

17β－ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの定量法として酵素抗体法（ELISA法）を用いる方法が一般的であるが、ELISA法は交差反応性があり、類似の物質も合わせて測定するなどの問題があるため、新たな方法としてLC/MSを用いた方法の検討を行い、精製水についてはほぼ全量、下水については７割程度以上の回収率が得られたため、下水試料を対象とした分析方法を提案した。

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、竹歳 健治、矢古宇 靖子、東谷 忠

キーワード	内分泌攪乱化学物質、活性汚泥処理、物質収支、17β－ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ

生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査		本文229ページ	平成11年度
全体計画	平成8年～平成11年	水質研究室	

(目的)

本調査は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手法を確立することを目的としている。近年化学物質の中に、生物の内分泌系を攪乱する恐れのある物質いわゆる環境ホルモンが存在し、下水からも検出されることが指摘されており、建設省においても河川及び下水道の実態調査を実施していることに鑑み、11年度は環境ホルモンの生物影響を組み換え酵母を用いて測定する方法を検討した。また、検討した測定方法を用いて下水試料の測定を実施した。

(結果)

①前処理法の検討結果

酵母法で 女性ホルモン活性 (ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性) を測定する場合の前処理法を検討した。流入下水及び高度処理水を対象に固相抽出法と溶媒抽出法の比較、使用溶媒の比較等を行った結果、ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の回収が良好であることと、抽出物の細胞毒性が低いことから試料を固相抽出し、溶出溶媒にﾒﾀﾉｰﾙを用いる方法が適していると判断した。

②化学物質の測定結果

3種類の酵母株を用いて、環境ホルモンと考えられる化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を測定した結果を表に示す。ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は女性ホルモン17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの活性に対する比活性値(質量ベース)で求めた。各酵母株の測定結果は、女性ホルモン類のｴｽﾄﾛﾝや合成女性ﾎﾙﾓﾝのｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ｼﾞｴﾁﾙｴﾁﾙﾍﾞｽﾃﾛｰﾙの活性は比較的高く、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙAや4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの活性は17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙに比べて非常に弱いという傾向は同様であった。しかし、化学物質によっては測定結果が2オーダー以上異なるものもあり、実サンプルを測定した場合には使用する酵母株により結果が異なることが推察された。

表 3種類の組み換え酵母による化学物質の測定比較

使用酵母株***	比活性値*			変動係数** %		
	S株	T株	C株	S株	T株	C株
17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	1.00	1.00	1.00	29	51	5
ﾋﾄﾞﾛｷｼｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.012	0.034	0.3	22	59	20
ｴｽﾄﾛﾝ	0.61	0.14	0.1	23	59	7
ｴｽﾄﾘｵｰﾙ	0.0034	0.0041	0.004	29	38	6
ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.93	5.7	0.7	19	58	56
ｼﾞｴﾁﾙｽﾁﾙﾍﾞｽﾃﾛｰﾙ	0.39	3.6	0.4	16	66	5
ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	0.00009	0.0001	0.00005	9	23	45
4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.00003	0.0037	0.0002	94	162	19
平均	—	—	—	30	65	20

*比活性値は17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙのｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を1.00としたときの相対値
**変動係数:17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙはabsorbance50%を示す濃度のﾊﾞﾗﾂｷから、化学物質は比活性値のﾊﾞﾗﾂｷから求めた
*** S株:Sumpter株、T株:Two-hybrid株、C株:CIIT株

また、変動係数についてはCIIT株＜Sumpter株＜Two-Hybrid株の順に大きくなっていたが、最も小さいCIIT株でも変動係数が20%有り、GC/MS等の機器分析よりも測定結果のバラツキが大きくなることが推察された。

③下水試料の測定結果

Sumpter 株を用いて下水試料の ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を測定した結果 (単位 : ng/L 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ活性等量) を示す。平均値及び範囲は、夏期調査・流入水 : 0.13 ng/L、0.017～0.82 ng/L、秋期調査・流入水 : 0.058 ng/L、0.042～0.0077 ng/L、夏期調査・処理水 : 0.003 ng/L、0.0001～0.016 ng/L、秋期調査・処理水 : 0.015 ng/L、0.00039～0.074 ng/L であり、流入水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は夏期調査時の方が秋期調査時よりも高く、逆に処理水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は秋期調査の方が夏期調査よりも高かった。また、下水処理によるｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の削減率% : (1－処理水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性／流入水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性) ×100 を求めると、夏期調査の平均は 95 %であるのに対し、秋期調査は 76 %であり、いずれの結果からも下水処理によりｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の減少が確認されたが、除去率は季節により差が見られた。

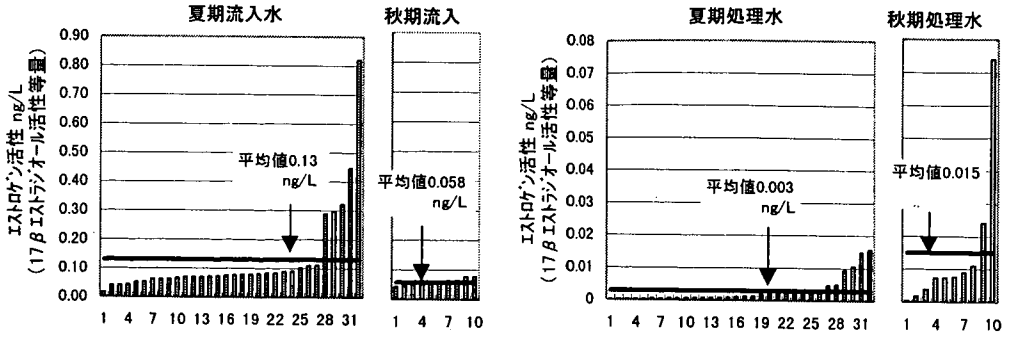


図 Sumpter 株による下水試料の測定結果

研究担当者:田中 宏明、高橋 明宏、東谷 忠、矢古宇 靖子

キーワード	水質評価、バイオアッセイ、組み換え酵母、環境ホルモン

流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査		本文 235 ページ	平成11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）

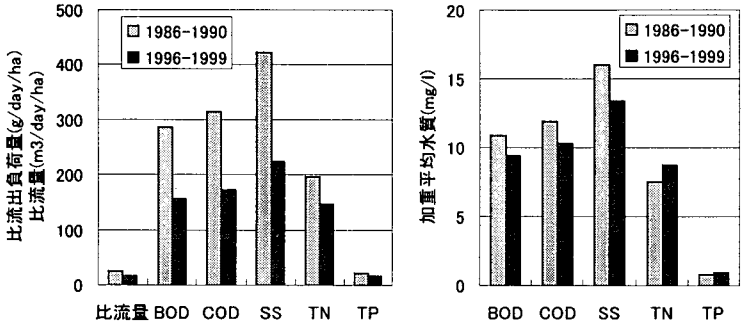
河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きくなってきている。上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が増加し、本来の自然系水循環に対し十分に大きな規模になると、その流域の水循環系全体の水量・水質が人工系水循環に左右される状況になりうる。そのような中で水環境の保全を図るためには、流域全体に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握し、流域全体で水質、水量に関して総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果の実証的な調査は少ないのが現状である。

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目的で行うものである。

（結果）

11 年度も前年度に引き続き、河川の流量・流出負荷量に対して流域の下水道整備が与える影響を把握するため、下水道整備途上の汚濁河川流域を対象に調査を行った。

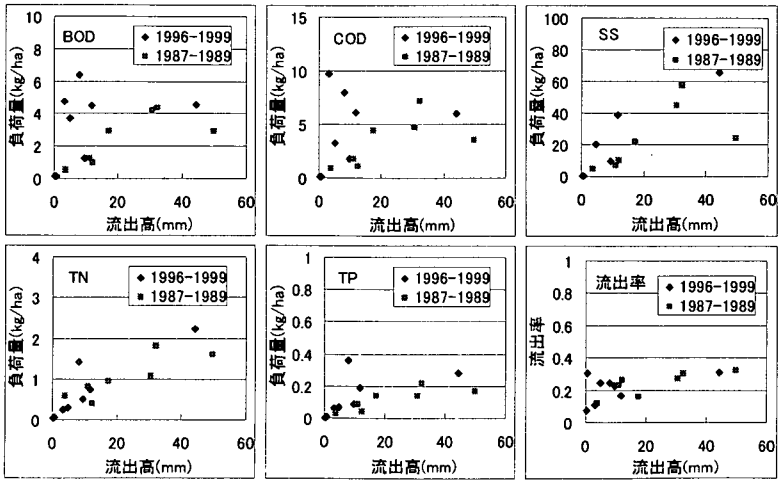
その結果、過去の調査結果と比べると晴天時の流量及び流出負荷量は減少していたが、水質に関してはわずかな改善か、逆に悪化していた。（図－１）



図－１　晴天時における流量・流出負荷量・平均水質の変化

下水道整備が進んできているものの、排出原単位が大きい産業系排水や単独浄化槽排水が全体に占める割合が相対的に大きくなっていることが、水質の悪化に影響していると考えられる。

また、降雨時の流出負荷量については、流出規模に必ずしも比例しない事例も見られた。（図－２）



図－２　降雨時における流出高と流出負荷量・流出率の関係

晴天時調査の結果からも流達率の低下などにより、河床堆積量が増加している可能性が示唆されたことから、堆積負荷の掃流力だけでなく、堆積している量も影響していることが推測された。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白﨑 亮，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、手賀沼

下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査		本文 241 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１１～１３年度	水質研究室	

（目的）

下水処理プロセスにおいて、活性汚泥中の微生物の生育環境を安定に保つことは非常に重要である。しかし、慢性的または突発的な水質事故等による下水道への有害化学物質の流入は、活性汚泥に対してダメージを与える可能性がある。最近では大量の硫酸の流入により終末処理場の活性汚泥が死滅する事故も起きており、下水道へ流入する有害化学物質が下水処理へ与える影響の評価手法や、有害化学物質の下水道施設への流入に対する連続監視技術の確立が必要である。活性汚泥中の硝化細菌は、生物学的窒素除去の硝化工程を担うが、有害化学物質の影響を受けやすい。この性質に注目し、下水中の毒性物質の検出への硝化細菌を用いたバイオアッセイの利用を検討した。

また、近年、環境中に排出された種種の化学物質が、生物内分泌系をかく乱する問題、いわゆる環境ホルモン問題が注目されており、わが国においても環境ホルモンが原因の一つであると考えられる水生生物への影響が報告されている。エチニルエストラジオール（合成女性ホルモン）は、17βエストラジオールと並んで、他の内分泌かく乱作用が疑われている化学物質に比べて女性ホルモン作用が高いことが確認されている。最近、わが国においてもピルの使用が始まったが、既に普及している欧米諸国においては、環境水や下水試料からエチニルエストラジオールが検出されている。エチニルエストラジオールについては生分解性が低いとの報告もあり、今後ピルの使用が普及した場合、わが国においても下水道を経由して環境への排出が増加することが予想される。10 年度の調査では、従来からの GC/MS、LC/MS 等の機器分析に代わり、簡便に測定ができる ELISA 法の、流入下水・放流水中のエチニルエストラジオールの測定への適用性について検討した。

（結果）

フェノール、クロロフェノール類の各供試物質に対するそれぞれの硝化細菌バイオアッセイ系の感度調査の結果、室内実験手法の中では、混合培養系硝化細菌を用いたバイオアッセイ系に比べて、純粋培養系硝化細菌を用いたバイオアッセイ系の方が高い感度が得られた。また、土木研究所および富士電機が共同で開発した硝化細菌を用いた毒物センサでは、室内実験手法に比べて感受性が 1～2 桁程度劣ることがわかった。室内実験手法では、採水を行う必要があり、判定に要する時間が 1 日と長いのに対し、毒物センサでは連続自動採水が行われ、判定に要する時間は 20 分と短い。これらを総合すると、下水道での毒性物質の監視は、慢性的な低濃度の流入に対応する純粋培養系硝化細菌を用いたアッセイ系と、突発的な高濃度の流入に対応する毒物センサを用いた連続自動監視とを組み合わせて利用することが有効であると考えられる。

また、ELISA 法を用いた、流入下水および放流水中のエチニルエストラジオール濃度の測定結果ではその検出特性から、測定値に及ぼす 17βエストラジオールの影響が考えられるが、その最大値を考慮しても、いずれの試験水でもエチニルエストラジオールが含まれていて、ELISA 法による検出が可能であることが類推された。

表－1　流入下水および処理水中のエチニルエストラジオール濃度

処理場	流入下水 ng/L				処理水 ng/L			
	7月	8月	9月	平均	7月	8月	9月	平均
A	4.9	4.3	6.8	5.3	1.5	1.7	2.3	1.8
B	3.9	4.4	5.2	4.5	2.0	2.0	1.8	1.9
C	6.8	7.3	14.3	9.5	1.0	1.0	0.8	0.9
D	9.7	8.7	11.8	10.0	1.4	1.1	1.2	1.2
平均	6.3	6.2	9.5	7.3	1.5	1.5	1.5	1.5

研究担当者：田中 宏明、白崎 亮、高橋明宏、岡安 祐司、矢古宇靖子、磯部健介

キーワード	内分泌かく乱化学物質, 毒性物質, バイオアッセイ, 硝化細菌, ELISA,

下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査		本文247ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１１～１３年度	緑化生態研究室	

（目的）

リサイクルへの関心の高まりから、従来、廃棄処分されていた下水汚泥と街路樹の剪定枝葉も、リサイクル材料としての有効利用が求められている。リサイクル方法として堆肥化が挙げられ、これまでの研究では、土壌改良材としての使用を念頭に、下水汚泥と剪定枝葉を混合した堆肥（汚泥枝葉堆肥）の製造方法、施用効果が確認されている。しかし、土壌改良材としての堆肥利用では、利用量が限られているのが現状であり、利用の拡大のため、利用目的に応じた汚泥枝葉堆肥の品質向上が求められている。

そこでここでは、汚泥枝葉堆肥の土壌改良材以外の利用用途として、のり面緑化材料としての利用に着目した。建設事業に伴って発生するのり面面積は広く、その多くで緑化が行われることから、汚泥枝葉堆肥をのり面緑化材料として用いることができれば、リサイクルの推進に大いに貢献するものと考えられる。

本調査では、のり面緑化材料としての汚泥枝葉堆肥の適応可能性を緑化試験により確認することとし、調査の初年度にあたる11年度は、のり面緑化試験に用いるための汚泥枝葉堆肥の製造を行い、堆肥の品質について調べた。

（方法）

表－１に示す方法のもとに、堆肥製造を行った。

街路樹管理から発生したケヤキが９割を占める枝葉粉砕物と、北海道北広島市北広島下水処理センターで製造した乾燥汚泥を、C/N比２０，含水率６０％になるように、混合した。堆肥製造中では、良好な発酵状況に必要な通気性・含水率を保つように、強制通気、切り返し、水分添加を行った。

発酵状況の評価として、表－２に示す計測および観察を行い、発酵の進行状況の目安とする。また、完成した堆肥の品質評価として、表－２に示す計測および観察を行った。

表―１　堆肥製造の方法

材料	剪定枝葉 乾燥汚泥
混合割合	C/N比20(実際27) 含水率 60%
製造中の管理	通気、切り返し 水分添加
製造期間	100日間

表―２　計測および観察項目

発酵状況の評価項目	①発酵温度	堆肥の温度の計測
	②観察項目と物理性成分	臭気、感触、色調の観察 体積、含水率の計測
	③化学性成分	ｐH、C/N比の計測
完成した堆肥の品質評価	①物理性状	含水率、粒径組成の計測 臭気、感触、色調の観察
	②成分分析	肥効成分、重金属成分
	③生育障害	発芽試験、幼植物試験

（結果）

（発酵状況の評価結果）

① 堆肥の温度が、60度以上に上昇しており、一次発酵が良好に進んでいることがわかる。

② 製造約１ヶ月後には汚泥臭は観察されず、終了時の体積は２割減量していることからも、分解が進んでいることがわかる。

③ 終了時ではpH6.7の中性域になり、C/N比18に低下したことから、分解が良好に進んでいることがわかる。

（完成した堆肥の品質評価結果）

① 汚泥臭は観測されず、感触から大半の枝葉が分解しており、黒みを増した細かい堆肥であり、堆肥化は良好に進んだことがわかる。

② 下水おでいたい肥、バーク堆肥（農林水産省有機質肥料等推奨基準に係わる認証要領）、肥料取締法の示す基準値と比較したところ、重金属の基準値はすべて満足しており、肥効成分の基準値もCEC以外全ての基準値を満足していた。

③ 試作堆肥による発芽試験、幼植物試験の結果から、試作堆肥による生育障害は観察されなかった。

以上のことから、試作した堆肥は、発酵状況および完成後の堆肥の品質としても、良好であることが確認された。今後は、この試作堆肥をのり面吹き付け試験材料として用いて、粒度による施工作業性の検討や基盤の硬さや植物の生育状況の観察を行う予定である。

研究担当者：藤原宣夫、石坂健彦、石曽根敦子

キーワード	リサイクル、下水汚泥、剪定枝葉、堆肥化、のり面緑化

浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査		本文 253 ページ	平成１１年度
全体計画	下水道事業調査費　　平成１０～１３年度	都市河川研究室	

（目的）

都市域の雨水排水対策として、下水管路、都市下水路の他、雨水調整池、排水機場、地下貯留管、雨水貯留浸透施設等の整備が行われているが、これら施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害軽減が期待される。一方、将来の整備水準については、都市へ与える影響の度合い等を踏まえて合理的に決定される必要がある。本研究では様々な都市雨水排除施設を利用して浸水を分散させ、水害被害額を軽減する方法について検討する。すなわち、各種施設の組合せによる浸水被害軽減効果を算出し、望ましい都市雨水対策を提案するものである。

（結果）

以下に、平成１１年度の検討結果を示す。

- 土研都市河川研究室が開発した都市流出・氾濫モデル（ＰＷＲＩモデル）の排水路内雨水追跡、地表面氾濫それぞれの部分について、実流域における実績降雨を対象としてモデルの再現性を検証した。
  - ＰＷＲＩモデルの雨水流出並びに管路内流れの追跡モデルについては、実測された水位との良い一致がみられた。特に、水位の低減部分において、実測値の再現性が高い結果となっていた。
  - 地表面氾濫モデルについては、地表面の氾濫水の動きを追わないモデル（湛水モデル）では、地表面の勾配に応じた氾濫水の移動が表現されないため、実測の浸水分布との違いがみられた。一方、一次元及び二次元の氾濫モデルを組み込んだ場合には、氾濫水の移動が表現されており、地表面の氾濫水の移動を考慮したモデルの必要性が示された。
- 降雨時の下水管路内の流れ、氾濫発生時の氾濫水の流れを現地で把握するため、東京都の桃園川幹線を対象とした観測体制を確立した。

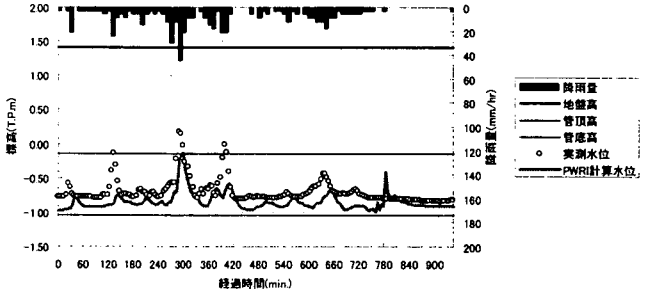


図-1　管路内水位の計算値と実測値の比較

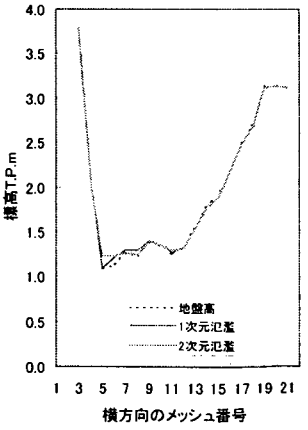


図-2　一次元及び二次元氾濫モデルによる氾濫水位計算結果の比較

研究担当者：末次忠司，木内豪，舘健一郎，岡部勉

キーワード	浸水被害，都市雨水排除施設，ＰＷＲＩモデル，再現計算

小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査		本文 259 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～11 年度	施工研究室	

（目的）

現在、都市内における地下利用が進み、シールド工法による下水管路施設等の整備が増加している。また、地方都市の市街地においても、交通事情や土地利用の問題から小規模なシールド工事の採用が増加しつつある。一方、下水道事業においては、平成９年４月に政府が示した「公共工事コスト縮減に関する行動指針」を踏まえ、「下水道事業におけるコスト縮減の取り組みについて」が公表され、コスト縮減に向けた基準や計画・設計方法の見直し、技術開発の推進が必要となっている。本研究では、今後、採用が一層増加すると予想される小規模シールド工事の施工の合理化に向けたコスト縮減の課題を整理し、コスト縮減方策を提案することを目的とする。

（結果）

平成 11 年度は、小規模シールド工事の合理化案として以下の４ケースを提案した。

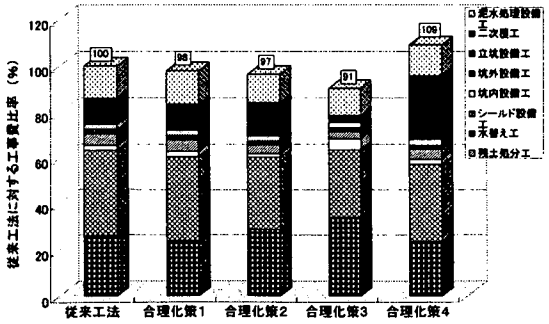
①泥水式の場合、シールド装備推力を 30%低減できる可能性が確認できたことから、鋼製セグメントに対して、ジャッキ推力の低減およびセグメント幅の拡大に伴う主桁構造の合理化を導入した鋼製幅拡合理化セグメントを採用したケース。

②二次覆工厚の縮減および合流管路・汚水管路における耐薬品性の向上を図るために，一次覆工にＲＣ平板型セグメント（内面平滑タイプ）を適用し，二次覆工に樹脂被覆工法（現場施工タイプ）を採用したケース。

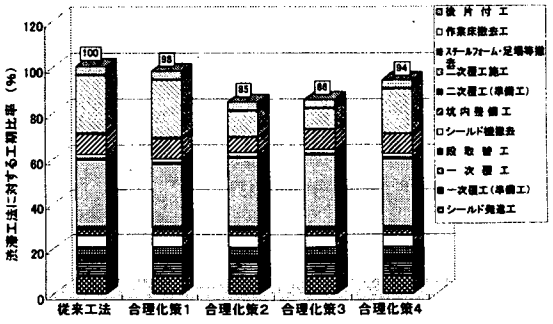
③二次覆工省略および合流管路・汚水管路における耐薬品性の向上を図るために，現在，基礎研究が進められているガラス繊維強化樹脂（ＦＲＰ）で製作したセグメントを採用したケース。

④二次覆工コンクリートよりも内面粗度の向上が期待できることによるトンネル規模の縮径化を図ることが可能であり，近年，小規模シールド工事で施工実績が増加しているＦＲＰＭ管を採用したケース。

また、これらに関してコスト試算を行い、従来工法に対するコスト縮減効果について検討した。図－１にコスト試算の結果を示す。コスト試算では、合理化案１～合理化案３において－２～－９％の縮減効果が期待できる。合理化案３は、コスト縮減効果が最も大きい結果となっているが、現在のところ、圧縮試験、曲げ試験等による物理特性や薬品浸漬試験等の化学特性を調査する要素実験を行い確認した段階のため、今後は、各種条件による試験施工等により施工性の検証や実用化の検討を行う必要がある。合理化案４についてはコスト増となっているが、実現場では今回の試算条件よりも仕上がり内径の小さい現場で採用されていることやコンクリートによる二次覆工で発生する養生後のエアボイド等の穴埋めやクラックの補修などの作業が省略されるため、机上の試算以上にコスト縮減効果が得られると考えられる。一方、工期は図－２に示すように各合理化案ともに－２～－15％の縮減効果が期待できる結果となった。



図－１　従来工法に対する工事費比率



図－２　従来工法に対する工期比率

研究担当者：大下武志、森芳徳、井谷雅司

キーワード	小規模シールド、コスト縮減、合理化

可撓性施設の合理的設計・施工法に関する調査		本文265ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 10～12 年度	土質研究室	

（目的）

現在、可撓性管を道路下に埋設するには、安全性への配慮から一定の制限が設けられており、やむを得ず道路下に埋設する場合においても許容たわみ率等の基準が定められている。しかし、コスト縮減の観点からすると、過剰な設計となることも多い。また、周辺地盤条件によっては、現在の設計手法で予測される地盤反力よりも小さくなり、管の変形防止効果が十分に期待できないことも懸念されている。また、変形防止効果の高く、地下水の浸食を受けない等の利点を持つ流動化処理土は、その製造プラントが大きく小規模工事には向かないという問題を持つ。そこで本研究では、より精度の高いたわみ量の算定手法により現設計手法の見直しを行うとともに、流動化処理土の新しい施工技術を開発することによって、可撓性管埋設に関する合理的かつ経済的な設計・施工法の提案を行うことを目的とする。

（結果）

平成 11 年度は、前年度の研究の結果、地中管敷設に適用性の高いことが明らかとなった流動化処理土工法について、原位置で製造する方法について検討した。この場合、原材料として十分に細粒化されない土塊が多数含まれることが予想されたため、土塊を混入した原料土を用いた場合の流動化処理土の耐久性の検討を行った。また、施工性を向上させる方法として、石灰による事前処理を行う方法を採り上げ、試験施工を行い施工性について調査した。

繰り返し載荷試験の結果、一軸圧縮強度が 200(kN/m²)程度であれば、原料土中に含まれる土塊の割合の繰り返し強度の与える影響は小さく、沈下量も小さいことが確認された。

また、試験施工の結果、石灰による事前処理を行った場合とそうでない場合を比較すると、生石灰による掘削土の脱水が進み、材料の混練時間が短縮され、施工性が向上していることが確認された。また、石灰の混入により強度も増加していることから、今後セメントと石灰を併用する場合の配合と強度の関係を明らかにする必要がある。

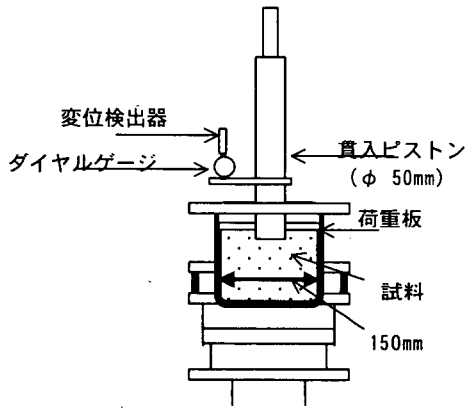


図-1　繰り返し載荷試験装置

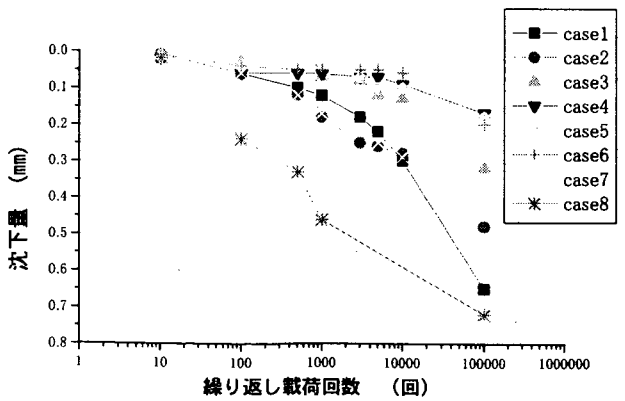


図-2　繰り返し載荷試験結果

表-1　試験施工結果

	事前処理	
	無	有
混練時間	15 分	12 分
石灰養生時間	－	120 分
一軸圧縮強度(7)	250kN/m²	780 kN/m²
〃　(28)	290kN/m²	1150 kN/m²
コーン指数 (1hr 後)	170 kN/m²	170 kN/m²
フロー値(JH 法)	8.5×8.5cm	8.5×8.5cm

研究担当者：三木 博史、古本 一司、大野　真希

キーワード	たわみ性管、流動化処理土、繰り返し載荷

下水道施設用複合材料の試験方法に関する調査		本文271ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成11～12年度	化学研究室	

（目的）

近年、下水道施設に用いられている複合材料に、厳しい腐食環境によると思われる損傷事例が報告されており、早急な対応が必要とされている。複合材料は腐食環境には比較的強い材料であるが、高濃度の酸と過大な荷重の作用などの複合的な過酷環境では、劣化することがある。そこで本課題では複合材料の下水道環境での耐久性を調査し、耐久性評価のための試験方法を作成する。

（結果）

平成11年度には、下水道用複合材料管（FRPM管）の試験方法に関する調査を行い以下の知見を得た。

（1）劣化のメカニズム、劣化条件等を調べるために、下水道環境における複合材料の破損事例に関する調査を実施した。これらの損傷は酸性環境条件下におけるクリープ破断によると推定されるが、酸性条件の影響に比べて、荷重の影響が大きかった。

（2）下水道の酸性環境における複合材料の試験方法として、ASTM、ISO等の基準を基に、複合材料の耐食性に関する試験を行った。この結果、既存の試験方法を実際の下水道で起きた損傷を評価する方法としては適用できず、適切な条件設定、試験方法の改良・補足等が必要であることがわかった。

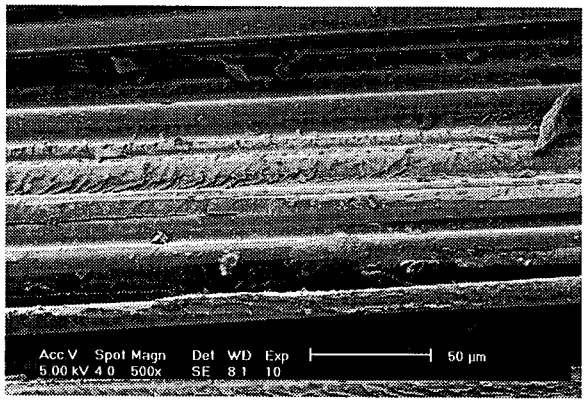


図-1　破損部分の走査顕微鏡写真
（繊維と樹脂に大きな損傷は認められない）

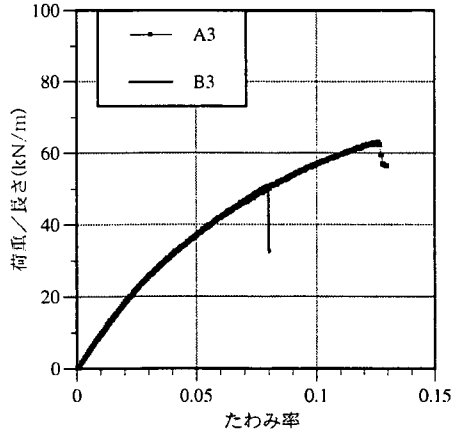


図-2　FRPM管の圧縮試験
（供試体Aはたわみ率10%で5000時間以上リラクゼーション破断しなかった。供試体Bの1000時間リラクゼーション破断たわみ率は5～7.5%の間だった。）

研究担当者：明嵐　政司、西崎　到

キーワード	複合材料，FRPM管，リラクゼーション破断，クリープ破断，酸性環境，荷重環境，ASTM D 3681，JIS K 7034，

下水道工事積算の体系化に関する調査		本文277ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１１～１３年度	建設システム課	

（目的）

新土木工事積算大系(以下「新大系」という。)は、公共土木工事の請負契約の透明性向上、契約内容の明確化、建設事業の国際化に対応し、また、発注者側の積算業務の効率化に資するため、契約・積算に関する手法や図書類を密接に関連づけながら体系的改善を図る一連の整備大系である。下水道事業分野では新大系の中核的整備項目である下水道工事工種体系はすでに整備完了しているが、工事工種体系をもとに展開させる具体的な積算・契約関連図書類の整備・体系化（大系用語定義集の作成、共通仕様書の体系化、積算基準書の体系化）は実施されておらず、新大系の本格的、利便性のある運用環境は整備されていない。本研究は、下水道分野の新大系積算・契約関連図書類の作成を行うことを目的とする。

（結果）

1，下水道土木工事共通仕様書の整備状況

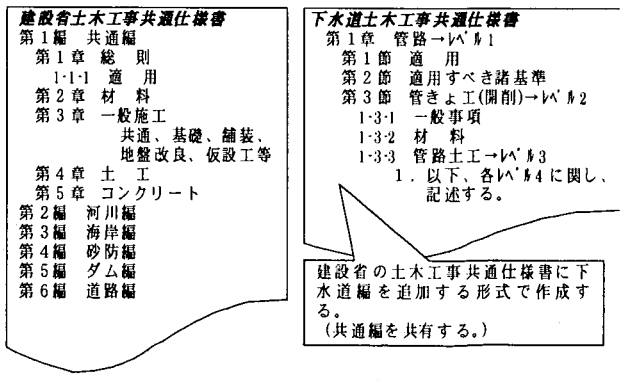
都道府県及び政令指定都市における下水道土木工事共通仕様書の工種毎の整備状況は下水道管渠工事の主要な工種である"管きょ工（開削、推進、シールド）については、70 %近くの自治体で整備されているが、管きょ工（小口径推進）やマンホール工、ﾗｲﾅｰﾌﾟﾚｰﾄ立坑工などの整備率は低い。処理場・ポンプ場関係の工種に関しては、最も一般的な工種である本体築造工についても、ほとんど整備されていない。全体として、下水道土木工事における共通仕様書の整備率は低いといえる。

2、共通仕様書の体系化に向けての問題点と整備方針

すでに整備が終わっている一般土木分野（河川、道路等）の共通仕様書は、工事工種体系のレベル１～４の階層構成に合わせた編･章･節等の目次構成により、各体系レベルの仕様･品質が明確に明示できる形となっているため、下水道分野も同じ構成で編集することとした。下水道事業で行う工事は、一般土木分野の工種も多く利用している（例えば、土工、土留工、舗装等の付帯工等）点や「建設省土木工事共通仕様書」が地方自治体に広く利用されていることなどを考慮して、下水道編として下水道固有の工種と建設省仕様書に記載されていない工種（ｼｰﾙﾄﾞ・推進工種など）を追加整備する形で、「下水道土木工事共通仕様書」を整備することとした（図参照）。

3，下水道積算基準書の体系化方針

現在の下水道積算基準書は、単なる歩掛単価表の集合体ではなく、下水道独自のＡ、Ｂ、Ｃ代価表の階層からなる積算構成を持っている。　本基準書は発注者サイドにおける積算作業だけを考えれば、利便性の高い積上げ構成となっているが、工事数量総括表（金抜き設計書）として、契約上明示すべき代価表の階層範囲が規定されていない。また、Ｂ、Ｃ代価を契約条件として明示した場合、仮設関係の工法･使用機械･労務人員など請負者の施工任意性を著しく阻害する代価表が工事数量総括表として契約図書になってしまう。　今回体系化する積算基準書（標準歩掛）は、これらの点を解消すると共に、工事工種体系に沿って使用する施工歩掛表が検索できるよう、レベル２～４を基準書のＡ～Ｃ代価表として１対１対応させることとした。これにより、積算基準書の階層構成によっても工事工種体系の階層と、契約上明示すべき範囲が明確に表現でき、積算者にとって円滑で利便性のある工事工種体系の利用が可能となるものと思われる。（松井健一、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、共通仕様書

下水道施設の液状化対策に関する調査		本文283ページ	平成11年度
全体計画	下水道事業調査費　平成9～13年度	動土質研究室	

（目的）

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。本調査では、処理場施設の浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果の把握、および設計法の検討を目的に、特に、矢板と構造物の間隔、液状化層厚、矢板剛性等の影響に着目して動的遠心模型実験を行った。また、管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、実際に下水道管渠の埋戻しに用いられている埋戻し材の液状化試験を行い、その液状化抵抗特性を調べた。

（結果）

1．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遠心模型実験

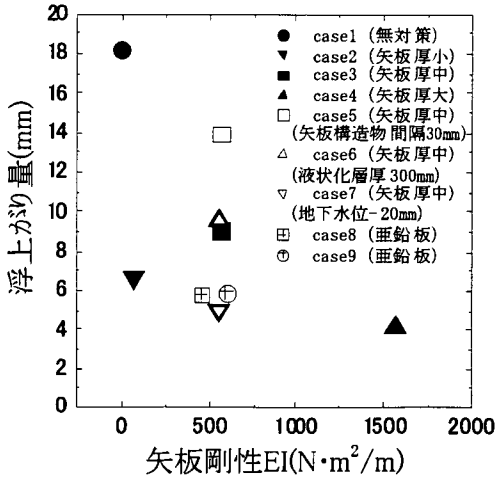
処理場施設の浮上がり対策としての矢板締切り工法の適用性について動的遠心模型実験により以下の知見を得た。

1) 液状化層が厚いほど、また矢板と構造物の間隔が広いほど浮上がり量は大きくなった（図－1）。
2) ある程度矢板が降伏しても対策効果が保たれると考えられた。
3) 矢板の曲げ剛性により地震時土圧を低減する。
4) より合理的な設計には、構造物、地下水位以上の地盤の抵抗、矢板の慣性力を考慮する必要がある。

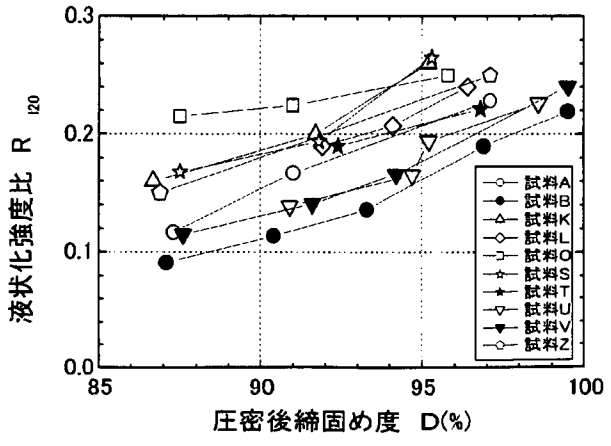
2．下水管埋設に用いられる砂質土の液状化試験

液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、下水管の埋戻し材を用いて液状化試験により以下のような知見を得た。

1) 締固め度が高くなると液状化強度は大きくなり、同じ締固め度で比較すると材料によって液状化強度は異なる（図－2）。
2) 一定の締固め度の下ではきれいな砂の液状化抵抗は小さくなる傾向にあった。
3) 今後の課題として、液状化抵抗の大きさと浮き上がり被害の有無の関係について別途実験的に検討する必要がある。



図－1　矢板剛性と浮上がり量の関係



図－2　圧密後締固め度と液状化強度の関係

研究担当者：松尾修，佐々木哲也，田本修一

キーワード	下水道管渠、浮上がり、動的遠心模型実験、矢板締切り、液状化試験

水質事故対策技術に関する調査		本文289ページ	平成11年度
全体計画	河川事業調査費　平成9～11年度　測量及び試験費	水質研究室	

（目的）

水質事故の年間発生件数は、ここ数年増加傾向にある。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水質影響予測手法の検討を担当しており、平成 11 年度は、油の流下特性、予測計算行う際の課題の把握などを目的として、油の流出予測手法の検討及び蛍光光度法の油の分析への適用を検討した。

（結果）

(1)油膜の伝搬に関する検討

河川水中を広がる油膜の水平２次元の移流拡散方程式を、無次元化を行い、ペクレ数（B:川幅、U:断面最大流速、D:拡散係数)を用いて変換すると、移流拡散方程式はペクレ数だけのパラメーターを含む式になり、無次元化を行った座標軸上では、ペクレ数によって流下傾向が把握できることが明らかとなった。

$Pe_x=\frac{BU}{D_x}$、$Pe_y=\frac{BU}{D_y}$

(2)蛍光光度法の検討

SS 濃度の異なる 5 種類の河川水(表-1)に、少量の n-ヘキサンに溶かした A 重油、軽油、ガソリンを用い、3 段階の濃度で添加回収実験を行った。その結果、重油と軽油については SS 濃度が高い河川水を用いた場合、0.1mg/l では回収率に影響が見られた。また、ガソリンを用いた場合には、重油、軽油と比較して全体に回収率が低く、油種毎に測定可能な範囲が異なることがわかった(表-2、表-3、表-4)。

表-1　河川水の水質

項目	A	B	C	D	E
SS(mg/l)	1	2	8	13	17
CODMn(mg/l)	2.8	0.9	3.3	6.3	-

表-2　添加回収実験結果(重油)

濃度(mg/l)	1	0.5	0.1
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	88	113	92
B	84	82	64
C	94	76	82
D	85	72	22
E	98	78	68

表-3　添加回収実験結果(軽油)

濃度(mg/l)	1	0.5	0.1
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	100	110	60
B	120	121	84
C	94	132	48
D	110	92	0
E	96	108	40

表-4　添加回収実験結果(ガソリン)

濃度(mg/l)	1000	100	10
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	66	66	73
B	50	30	37
C	63	35	33
D	52	37	42
E	69	38	36

研究担当者：田中 宏明、白崎　亮、岡安　祐司

キーワード	水質事故、油、流出予測、蛍光光度法

河川水質と水生生物相との関係の把握		本文295ページ	平成11年度
全体計画	平成8年～平成11年	水質研究室	

（目的）

近年，環境基本法に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。

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。

11年度は処理水の放流を停止した河川において調査・検討を行うとともに，平成８～10年度の調査で得られたデータより多様性指数および汚濁指数を求め水質との関係を検討した。

（結果）

（１）処理水のみが流れるせせらぎの水質と生物相

下水処理水のみを流すせせらぎにおいて，上流地点から流下方向への共通する水質の変化としては，水温が流下に伴い変化し，夏期は上昇，冬期は低下することが確認された。しかし，ＢＯＤや窒素，りん等はほとんど変化が認められなかった。また，消毒用塩素の残留がある場合，その濃度は流下に伴い低下していた。このような水質の変化と関連する生物相の変化としては，残留塩素濃度が減少したことによる付着藻類の多様性指数の上昇が推察された。また，上流地点では水温が下水処理水の水温に支配され変化が小さいのに対し，下流地点では流下に伴い気象条件等の影響を受け水温の変化が大きくなっており，水生生物の多様性を増加させていることも推察された。

（２）下水処理水が流入する都市河川の水質と生物相

都市河川に下水処理水が流入した場合の主な水質変化として，水温の上昇と汚濁物質濃度の変化があげられる。特に水温に関しては下流地点は下水処理水の影響を受けて上流地点に対して年間平均で３℃程度の水温上昇が確認された。生物相については下水処理水放流口（St.2）の付着藻類の多様性指数については，河川の上流および下流に比べて低い傾向がみられる。また，汚濁指数については，付着藻類では処理水放流口の汚濁指数が河川の上流および下流地点に比べて高くなる傾向が見られた。この原因としては，下水処理水の水温が本川よりも高く，また年間を通じて安定していること，下水処理水放流口は上流域からの植種がほとんど無いことが推察される。

しかし，放流口の上流地点と下流地点を比較すると，多様性指数および汚濁指数に関しては下水処理水が流入することによる顕著な影響は確認されなかった。

（３）処理水の放流が停止した場合の水質と生物相の変化

河川の水質は下水処理水の流入により水温，Ｔ－Ｎ及びＴ－Ｐの値が上昇する事が示唆され，このうちＴ－Ｎの増加は主としてNO_3－Ｎに由来していた。また下水処理水の放流に由来する残留塩素は検出されなかった。付着藻類の最優占種を比較すると，上流地点では秋と冬では最優占種が異なっているのに対し，処理水の放流がある下流地点では秋と冬の最優占種が同じであったが，処理水の放流が停止した後は，秋と冬の最優占種が異なっていた。このことより，下水処理水の放流先では水質や水量が安定しているため，特定の付着藻類が生育しやすく，自然の条件に比べて生育している種の変化が抑えられることが推察された。底生動物については付着藻類と異なり，上流地点と処理水を放流している下流地点の優占種が非常に似ており，処理水の放流が停止した後の変化も顕著ではなかった。さらに上流地点と下流地点の河床の構造が同じであることから，底生動物は付着藻類に比べ，河床材料等の影響を受けやすく，付着藻類よりも水質の変化に影響を受けにくいことが推察された。

研究担当者：田中　宏明、高橋　明宏、東谷　忠、矢古宇　靖子、斎藤　正義

キーワード	水質評価、水生生態系、付着藻類、下水処理水、塩素消毒

流域における原虫類実態調査		本文301ページ	平成11年度
全体計画	河川事業費　平成10～11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、9千人近い感染者が発生した。

一方、関東圏内の主要河川で行ったオーシストの実態調査では、検出濃度・割合とも低いが、ジアルジアのシスト、大腸菌群数、SS濃度の上昇時にオーシストの検出傾向が示された。

このため、流域の土地利用が異なる河川で、降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として実態調査を行った。

(結果)

11年度の調査は、以下に示す関東圏内の2河川（B、C河川）を対象とした。降雨時の汚濁負荷上昇時に採水を行い、原虫類をはじめ大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌群数、BOD、COD(Mn)、SS、T-N、NH4-Nを測定した。

なお、原虫類（クリプトスポリジウムのオーシスト、ジアルジアのシスト）や他の水質項目の測定方法は、10年度に行った調査と同一である。

・B河川の調査

調査対象の流域面積は約11km^2、延長距離約7.4km、流域人口は約100千人である。B河川流域のほとんどが市街地であり、下水道普及率は約80％（下水排除方式は合流式）である。

・C河川の調査

調査対象の流域面積は約3.2km^2、延長距離約1.6km、流域のほぼ100％が森林である。

10年度に調査を行ったA河川(農村部：推定負荷は家畜由来)、今回のB河川での調査結果とも有機物等の濃度･負荷量がほぼ最大値を示した時点で、オーシストの検出濃度も最大値となった。しかし、A河川では流量･水位がピークに達した時点に、B河川では流量･水位がピークに達する以前に、オーシスト濃度が最大値となっていることから、河川流域の特性等が農村部と都市部で異なることにより、オーシストおよび汚濁負荷の流出状況に差異が生ずるものと推定された。また、流域がほぼ100％森林であるC河川からは、オーシストは検出されなかった。

以上のように、流域内の土地利用によって降雨時に排出されるオーシストの濃度やその傾向は異なっていた。

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、ジアルジア、汚濁負荷

利根川水系水質実態調査		本文 303 ページ	平成11年度
全体計画	測量及び試験費　平成8～12年度	水　質　研　究　室	

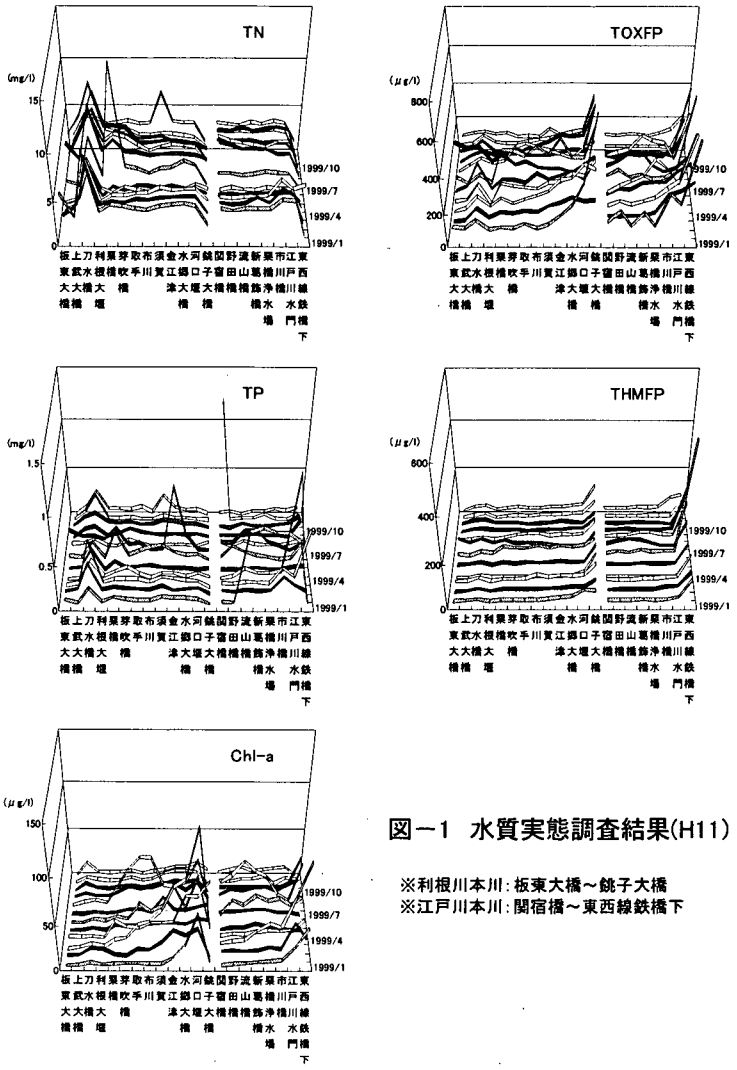
(目的)

本調査は利根川水系の水質、負荷量変化とその流域の土地利用、人口、産業活動の変化や水利用の高度化との関係について、現在までの状況を調査・解析し、データベース化するとともに、将来の水質動向に関する検討を行うものである。それにより、利根川水系における水循環や物質循環を明らかにし、下水道整備をはじめとした水質保全に関する施策の評価手法の確立に資することを目的としている。

(結果)

11 年度は前年度に引き続き、過年度の水質及び流域の変化を把握するため、流域フレームのデータ収集及び整理を進めるとともに、利根川水系の 26 地点で水質実態調査を行い、総窒素(TN)、総リン(TP)、クロロフィル(Chl-a)、全有機ハロゲン(TOX)及びその生成能(TOXFP)、トリハロメタン生成能(THMFP)、農薬等について水質の現況を把握した。

その結果、図－1 に示すように TN、TP、THMFP 濃度は一定か下流に向けてわずかに大きくなっている程度であった。しかしながら、TN および TP といった栄養塩は高濃度で検出され、下流部では富栄養化の兆候が認められた。Chl-a と TOXFP については下流に進むに従って、濃度が高くなる傾向にあった。これは下流域では河口堰や水門による湛水で富栄養化がみられるため、Chl-a が高くなったものと考えられ、TOXFP は Chl-a 成分が前駆物質と成り得るため、Chl-a の上昇と同様な傾向を示したと思われる。



図－1　水質実態調査結果(H11)

※利根川本川：板東大橋～銚子大橋
※江戸川本川：関宿橋～東西線鉄橋下

調査時期による違いでは、Chl-a が春や夏に高くなる傾向が見られたのと、江戸川において TP が全般的に高くなる時期が見受けられた。

また、農薬に関しては 15 項目について調査したが、ほとんどの項目及び箇所で検出されないか、定量下限値以下であった。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白﨑 亮，竹歳 健治

キーワード	利根川、流域管理、水循環、水質、汚濁負荷量

河川水中のエストロゲン様物質に関する調査		本文305ページ	平成11年度
全体計画		水質研究室	

(目的)

建設省ではいわゆる環境ホルモン問題に対して、河川における実態を把握するため全国１０９の一級河川において環境ホルモン物質の実態調査を行っている。しかし、実態調査において測定対象としている化学物質の種類は限られたものであり、それら以外の環境ホルモン物質が存在する可能性もある。また、それらが複合的に作用した場合の生物影響については考慮されていない。以上の理由から対象物質を限定せず、環境中に存在する物質に由来する環境ホルモン作用の総合的作用を把握する事が必要と考え、遺伝子操作により環境ホルモン作用のうち女性ホルモン活性(エストロゲン活性)を測定する機構を組み込んだ酵母菌(組み換え酵母)を用いて河川水のエストロゲン作用を総合的に評価する手法(酵母法)について検討を行った。

(結果)

①前処理法の検討結果

表－１に示したⅠ～Ⅳの前処理法で桜川の河川水および霞ケ浦の湖水を測定した結果、桜川河川水については、前処理法のⅠ、Ⅱ、Ⅳは試料のエストロゲン活性を同程度抽出できると考えられた。霞ケ浦湖水についてはエストロゲン活性が低く、明確な差が確認できなかった。一方前処理操作の作業量を比較すると、Ⅰ＜Ⅱ＜Ⅳ＜Ⅲの順に作業が煩雑になり、時間も長く必要となる。以上のことから今回検討した４つの前処理法の中ではⅠの方法、つまり試料を固相抽出し、溶出溶媒にﾒﾀﾉｰﾙを用いる方法が酵母法の前処理として適していると判断した。

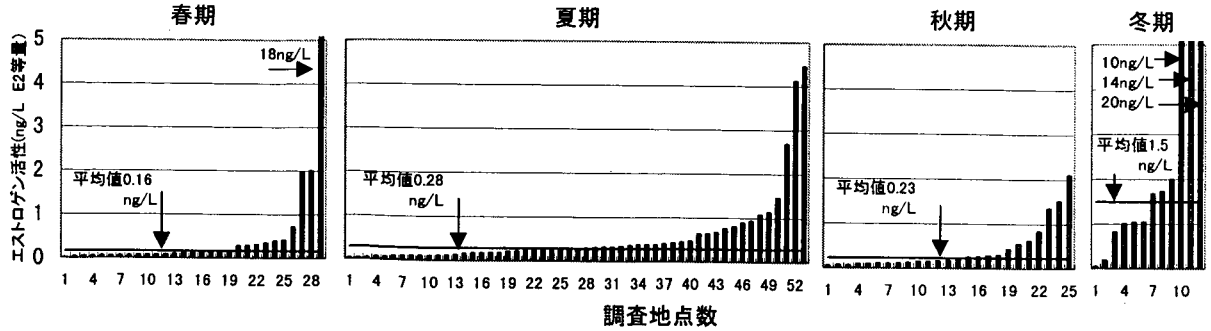
表－１　比較した酵母法測定用前処理の概略

No.	抽出	pH	溶出(抽出)溶媒等	SSの抽出	ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ＊
Ⅰ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ15mL×2、超音波	－
Ⅱ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、15mL×2、超音波	－
Ⅲ	固相	pH３	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、6mL	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	あり
Ⅳ	溶媒	pH３	NaCl30g、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ50ml×2	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	－

＊ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ：抽出物を溶媒留去後、0.15MnaClaqに再溶し、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ抽出×2を行い、水溶性の物質を除去

②河川水試料の測定

図－１に季節別の測定結果を示す。平均値及びその範囲は春期調査：0.16ng/L、0.01～20ng/L、夏期調査：0.28ng/L、0.02～4ng/L、秋期調査が0.23、0.04～2ng/L、冬期調査が1.5、0.05～20ng/Lであった。平均値を比較すると冬期調査の値が高いが、各調査の実施地点が必ずしも同じではないため、冬期に測定を行っている12地点について春期、夏期、冬期別の平均値及びその範囲を求めると、春期調査：0.58 ng/L、0.11～2.0 ng/L、夏期調査：0.77 ng/L、0.06～4.4 ng/L、冬期 4.5 ng/L、0.045～20 ng/Lであり、冬期の測定値が他の季節の測定値よりも高い地点は10地点であった。このことから、河川においてエストロゲン活性は冬期に上昇することが推察された。この原因としては、一般に冬期は降雨が少なく河川の水量が減少するため、化学物質の流入に対する希釈効果が低減すること、水温が低いため、化学物質の生物分解が進みにくいこと等が考えられるが、はっきりした原因については不明である。今後エストロゲン活性の測定と同時にその活性の由来を分画等により把握することで、河川水のエストロゲン活性の変化について情報が得られると考えられる。



図－１　Sumpter株による河川水の測定結果

研究担当者:田中　宏明、高橋　明宏、東谷　忠、矢古宇　靖子

キーワード	水質評価、バイオアッセイ、組み換え酵母、環境ホルモン

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		本文 307 ページ	平成 11 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成１０～１２年度	水質研究室	

（目的）

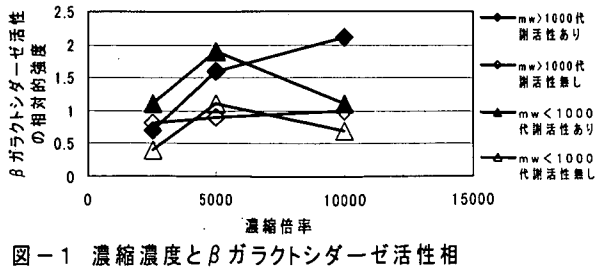
都市域から下水道を経由して排出される水量が増加しており、かつ下水道の整備が上流域に広がって来ている。このため、下水道からの処理水、雨水排水が、水道の取水源に混入する割合が高くなってきている。下水道整備により BOD で代表される易分解性有機物などは水環境で低下してきているが，水道水質で問題となってきている難分解有機物や微量化学物質が下水道の存在で水道に対してどのような影響を与え始めているのか十分には分かっていない。このため、本研究は特に都市排水が、下流で水道原水として使われる場合 、多環芳香族化合物（ＰＡＨ）等の影響度を、変異原性試験などの生物学的手法と化学的手法により評価する方法を確立し、両者関係を検討することを目的としている。

（結果）

１１年度は、下水道に関する環境変異原の文献レビューを行うとともに、下水処理水にみられる変異原の由来を探るための基礎的検討を行った。都市下水を処理する処理場の流入下水およびその下水を用いた下水処理実験プラントの二次処理水を対象に、固相カートリッジを用いて抽出し、抽出した成分を極性分画と分子量分画し、特性の異なるグループに分けるとともにそれら抽出成分の分画群の変異原性を測定した。下水を極性分画を行った結果、流入下水のうち変異原性が代謝活性化を行った場合に陽性となったフラクションは、二次処理水で代謝活性化を行ったに陽性となったフラクションとは、異なる流出条件で得られたことから、下水処理の過程で流入水に含まれている変異原性物質が分解や修飾を受けて極性が変化したことが推察された。

一方、極性分画で陽性となったフラクションを分子量分画した結果、流入下水中の変異原性は分子量としては MW>1000 の比較的大きな物質に由来することが推察された（図－１）。二次処理水はいずれのフラクションも変異原性の陽性判定基準以下であり、変異原性を持つ化学物質の存在が明確には確認されなかった（図－２）。しかし、分子量 MW>8000 のフラクションで代謝活性化を行った場合では、弱いながら変異原性を持つ化学物質が存在する可能性が示唆された。

今後は変異原性の確認された画分について、ｕｍｕテスト以外の変異原の測定法での検討や変異原性の高い分子量の除去方法についても検討する必要がある。



図－１ 濃縮濃度とβガラクトシダーゼ活性相対値の関係（流入下水）

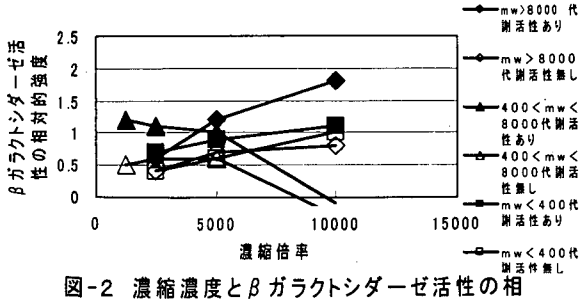


図-2 濃縮濃度とβガラクトシダーゼ活性の相対値の関係（処理水）

研究担当者：田中宏明，小森行也，高橋明宏

キーワード	下水，変異原性，umu テスト，極性分画，分子量分画

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

下水道研究室長　井上 弥九郎
主任研究員　檜物　良一
研究員　豊田　忠宏
交流研究員　堀江　崇

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、現在多くの管きょにおいて、設計通りに掃流が行われずに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等、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、本来は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、多くの労力と時間，予算が費やされており、効率的な管きょ設計及び維持管理が行われているとは言い難い状況にある。コスト縮減や維持管理の重要性が注目されている今日、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設計法の確立や、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、堆積のメカニズムや、堆積物の特性等に関して基本的な面についても明らかにされていないのが現状である。

ここでは、堆積物の基本特性や原因を明らかにし、管きょ設計法および堆積防止技術開発に供することを目的として実施する。

2．平成１１年度までの調査状況

平成９年度の調査では、堆積物による問題の現状を把握するために、約１００自治体を対象としたアンケート調査を実施した。アンケートの結果、以下の知見が得られた。

（1）堆積物の除去（清掃）基準として、自治体で採用しているものとしては、堆積率（管きょ断面積に対する堆積物断面積の割合）が総自治体の３割以上を占め、続いて苦情，経験，周期の順に採用している自治体が多い結果が得られた。

（2）堆積物の多く発生する箇所としては、たわみや伏越という回答が多く得られた。また、堆積箇所の傾向として、伏越，人孔内，曲部など、設計上特に問題のない箇所での堆積が多く見られた。

（3）堆積物の種類としては、土砂や油と言う回答が多く得られた。また、全体的な堆積物性状の傾向として、通常下水中に含まれている土砂や汚物等による物が多かった。

（4）堆積物による問題点としては、管きょの閉塞と、臭気が多く回答された。閉塞については、ラードと異物による物が多く、次いで、土砂やモルタルと続いた。

平成１０年度の調査では、堆積物からの水質に対する影響を主として調査を実施した。調査により以下のような知見が得られた。

（1）リアクター実験より、堆積物厚さの増加に対して全硫化物生成量の増加する傾向が見られた。

（2）溶解性硫化物に関しては、堆積物厚さ，ＳＳ等に対して相関性がほとんど見られなかった。原因としては、溶解性硫化物の試料中での保存性，金属イオンによる干渉等が考えられた。

（3）硫酸塩還元細菌の培養に関する検討を行い、培養法として１種を選定した。

3．平成１１年度における調査内容

１１年度の調査では堆積物に関する調査として、アンケートによる調査を実施し、各都市での堆積物の清掃に関する基準設定方法と、堆積物の清掃に関する費用の経年的な変化について調査を行った。また、実験施設を用いた硫化物の生成に関する実験についても継続的に実施した。

3．1　堆積物に関するアンケート調査

１１年度の調査では、Ｈ９年度に実施したアンケート調査の継続調査として、全国の市町村から抽出した96の自治体に対して、堆積物に関する清掃費用の経年的な推移，堆積物の処分法，堆積物の清掃に関する基準についてアンケートにより調査を実施した。アンケートの調査概要と結果について報告する。

３．１．１　調査対象自治体の抽出

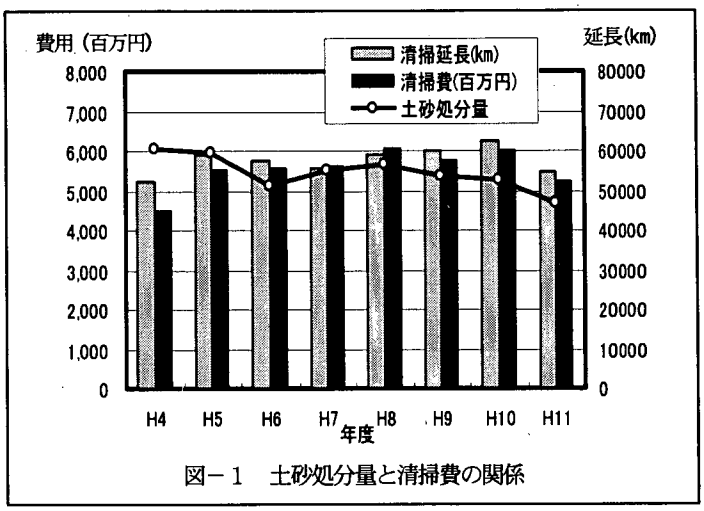
調査対象とする自治体は、Ｈ９年度からの経過を把握する目的のため、前回のアンケート依頼時と同様の自治体に対して実施した。抽出条件は、下水道統計のデータから、①政令指定都市，②政令指定都市を除く全国の市町村を対象に、抽出条件として、供用開始後25年以上経過，計画処理人口５万人以上，分流式採用の３条件を与えて、条件を満たす都市，③下水管きょ内に堆積物が多く存在していると考えられる自治体を抽出することを目的とし、清掃距離が長く、m当たり年間土砂発生量の多い自治体の３種類の条件による。

３．１．２　調査結果

アンケートの調査結果を整理したものを以下に記す。

（1）堆積物の処分量，清掃費

堆積物の年間の処分量及び清掃延長，年間清掃費について、前回アンケート時のデータと併せて、過去８年間の実績データについて評価した。堆積物処分量，清掃延長，清掃費の関係を図－１に示す。堆積物の処分量に関しては、Ｈ９年度までは比較的増加する傾向にあったが、Ｈ１０，１１年度とここ２年程度減少する傾向が見られた。また、清掃延長に関してはＨ１０年度までは増加傾向にあり、土砂の処分量と比較すると増減が逆転する関係となっている。これは、近年、維持管理に対する関心が高まりつつある中で、比較的維持管理が適正に行われてきているため、累積する堆積物が減少してきているためと考えられる。しかし、１１年度は清掃延長，清掃費とも大幅な低下が見られており、清掃に対する経済的な負担の増加から、金額的な低減が図られたとも考えられる。清掃費に関してはほぼ清掃延長と同様な推移が見られてきているが、Ｈ７，８年度において一旦清掃費を上回ったところから、近年また清掃費の低下傾向が見られている。清掃費としてm当たりに換算すると、８年間の平均値としては1,500円程度となるが、年ごとに比較的増減を繰り返しており、Ｈ１１年度では平均値でm当たり1,870円となっている。m当たりの単価では、地域による格差が非常に大きく現れており、単価の安い地域では、平均でm当たり300～350円程度であるのに対して、単価の高い地域では4,200～4,900円程度であった。最も高いところでは、m当たり7,000円をこえるところもあった。これは、都市の整備状況等により、夜間の作業が中心になることや、付帯として使用する器具が増加することなどが、

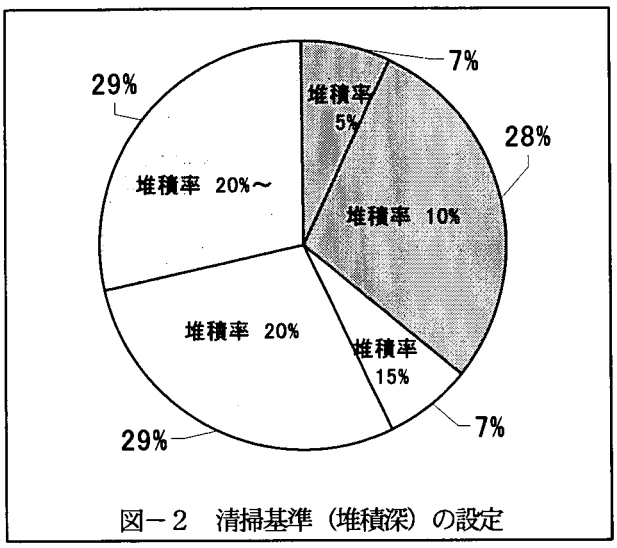


図－１　土砂処分量と清掃費の関係

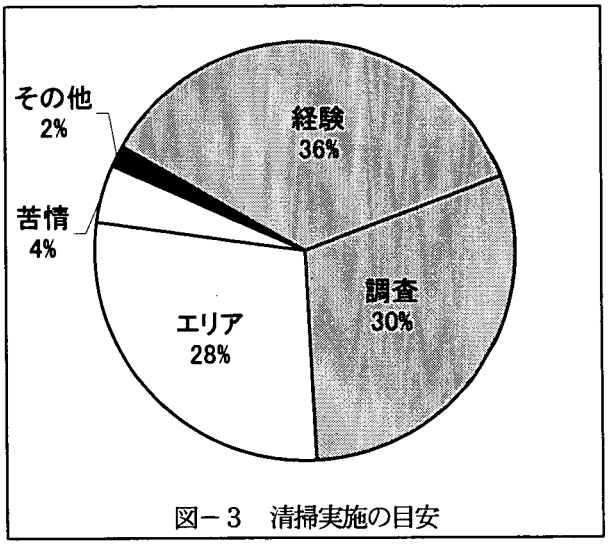
清掃費に与える影響として比較的大きいと考えられる。

（2）清掃基準

堆積物の清掃を実施する際の清掃基準の設定について、各自治体からの回答を評価した。堆積物を清掃する際の基準があると答えた自治体は、全体の 20%程度であった。基準を設定している都市の内訳としては、主として政令指定都市が多く全体の 50%程度を占めていた。それ以外の半数についても、比較的中核的な都市で基準を設定しているという回答が多かった。設定されている清掃基準の中身としては、主に堆積深を対象とするものが多く、ほとんどの都市において基準の一つとして採用されていた。しかし、清掃の目安とする堆積深については、都市によりまちまちであり、5%～20%の間で広く基準が分散していた。比較的多く使われている堆積深は、10%と 20%を指標とするものであった。清掃基準設定の根拠としては、流下に対する阻害影響を与えない範囲で清掃すると言う理由によるところで、ほとんどの自治体が一致していた。



図－2　清掃基準（堆積深）の設定



図－3　清掃実施の目安

また、特に基準を持たないと回答した都市についても、清掃に対する目安は設定しており、中でも、最も多かったのが、「経験的に堆積し易い箇所について重点的な清掃」と回答した都市で 36%「管きょ内の調査時に堆積箇所を清掃」と回答が 30%,「エリアを設定し、年度ごとのローテーションにより清掃」が 28%、以下、少数意見として苦情, その他と続いた。管きょ当たりの、清掃頻度について質問したところ、単一管きょ当たり平均で 11.3 年という回答が得られた。

3．2　堆積物による硫化物生成

下水管路内で堆積が発生した場合、その堆積物が汚水の水質に対して何らかの影響を与えることが予想される。このような水質の変化のひとつとして、堆積物等に起因して水中の硫化物の増加が起こり、硫化水素の発生要因となることで、管路の腐食等のダメージを与えことが予想される。

そのような堆積物からの水質変化について、硫化水素発生の原因となる硫化物の生成に対する堆積物の寄与がどの程度であるのかを調査するため、堆積物からの硫化物生成について、硫化物の生成速度等に関して調査を行った。

3．2．1実験方法

実験は、霞ヶ浦流域下水道事務所、霞ヶ浦浄化センター内で、当所が使用する腐食防止対策実験施設より流入下水を採取し、リアクターを用いて行った。リアクターは、φ300㎜×H1000㎜ の物を２基使用した。１０年度の調

査では、リアクター内の汚水は貯留した状態のものを使用していたが、今年度の調査では、汚水が常時通水している条件下での現象の把握を行うため、リアクター施設に改造を行いリアクター内を汚水が常時通水する条件となるよう設定した。このリアクター内に、沈砂池通過後の流入汚水を導入し、固形分を堆積させた後、汚水を通水し実験を行う。

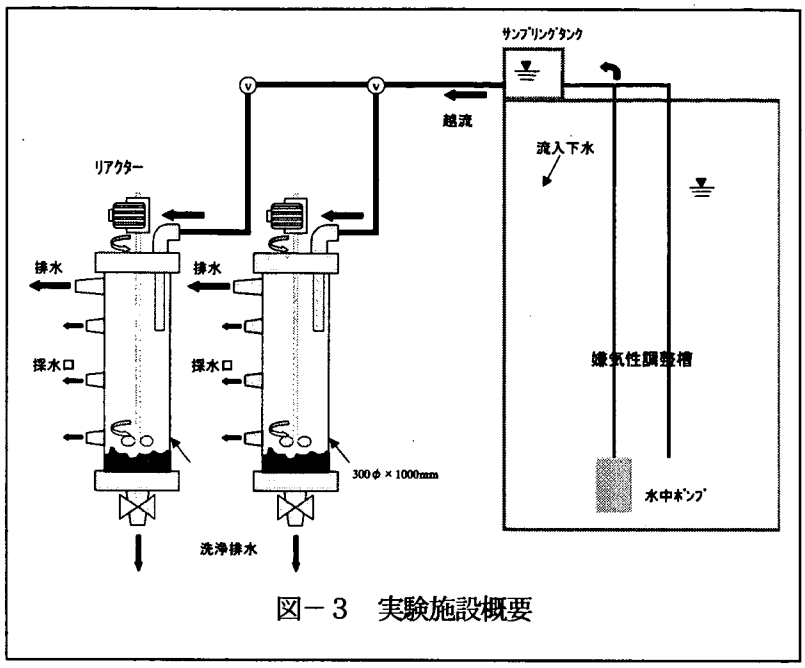
実験は以下の手順で実施した。

①実験には2基のリアクターを使用する。

②リアクター内に汚水を導入し、固形分を堆積させる。

③堆積を確認した後、1基については攪拌を行い、堆積分を生じさせないようコントロールする。

④固形分を堆積させた後、ポンプにより腐食対策実験施設の嫌気性調整槽より汲み上げた汚水を一定の流速で導入し、リアクター内の汚水を循環通水させる。



図－3　実験施設概要

⑤通水を行いながら、攪拌していないリアクターについては、水面から一定間隔で3箇所、攪拌しているものについては中央の1箇所から 0, 20, 40, 60, 90, 120, 150, 180 分後フラン瓶で採水を行い全硫化物，溶解性硫化物，T-COD，D-COD の測定を行う。

⑥180 分後堆積している方のリアクター内の汚水を攪拌し、全硫化物，溶解性硫化物の分析を行う。

⑦各リアクターについて、ＳＳ，ＶＳＳの測定を行う。

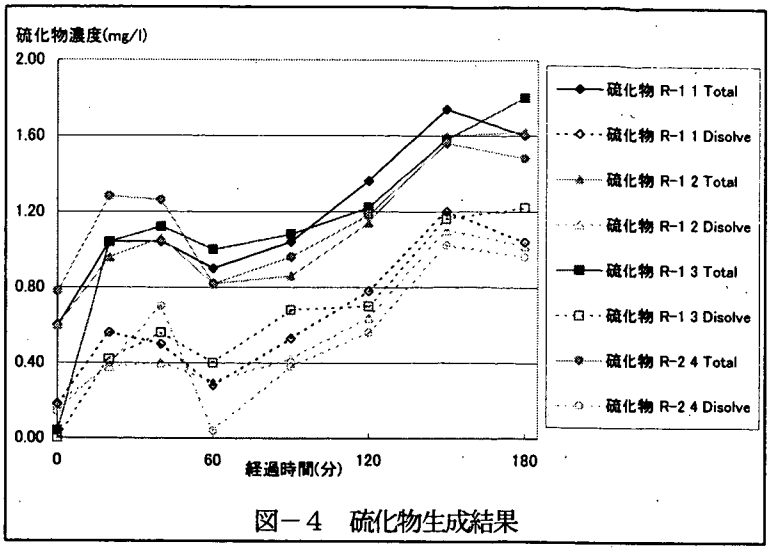
3．2．2実験結果

リアクター1（R－1）については、堆積物を生成させた状態で攪拌を行わずに硫化物の測定を行っている。リアクター2（R－2）については、攪拌を行った状態で採水を行った。また採水は、R－1に関しては堆積物からの影響を見るため、堆積物に遠いところから約 30cm おきに、リアクターの上部（採水口1），中間部（採水口2），底部（採水口3）の3箇所で行った。R－2に関しては、攪拌状態であるので中間部（採水口2）のみで採水を行った。実験結果の一例を図－4に示す。

図から、硫化物の生成量としては、堆積状態にあるものと攪拌状態にあるものについて、あまり優位な差が見られないことが分かる。これは、ＳＳが浮遊状態にあっても堆積状態にあっても、ＳＳが水中での硫化物の生成に対してはあまり起因していないことを示していると考えられる。

また、採水口の高さ毎の差に関しても、あまり優位な差が見られていない。原因として考えられることとしては、リアクター底部においても、流入してきた汚水の流速が十分に低下せず、底部での滞水状態が十分に再現されていなかったことが考えられる。

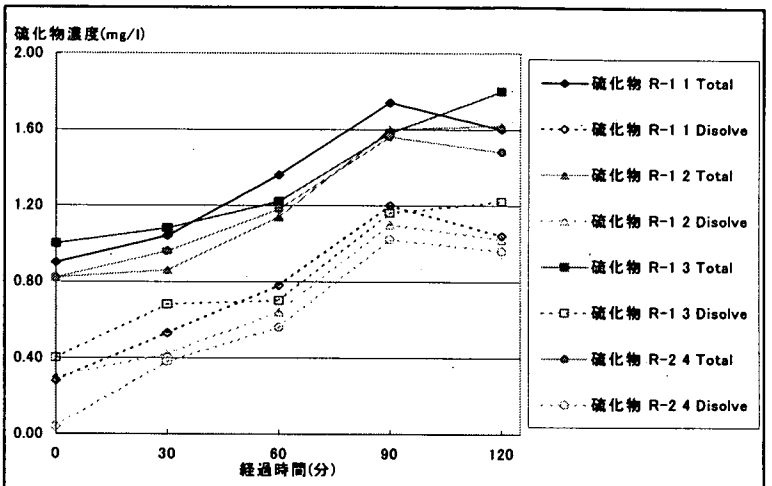
初期の60分間に関しては実験の性質上堆積物の生成を起こす必要があるため、実験開始前に一旦滞水させる必要があるが、その際にリアクター内での硫化物生成反応がある程度進んでしまうため、初期値として高くなっている可能性が考えられる。そのため、初期値の影響を除くため、初期の60分間分を除いてグラフを作成した。作成したグラフを図－5に示す。



図－4　硫化物生成結果

初期60分を除いた状態では、硫化物の生成が非常に直線的に増加していることが分かる。相関係数を算出すると、0.86～0.92と非常に高い相関性を示している。

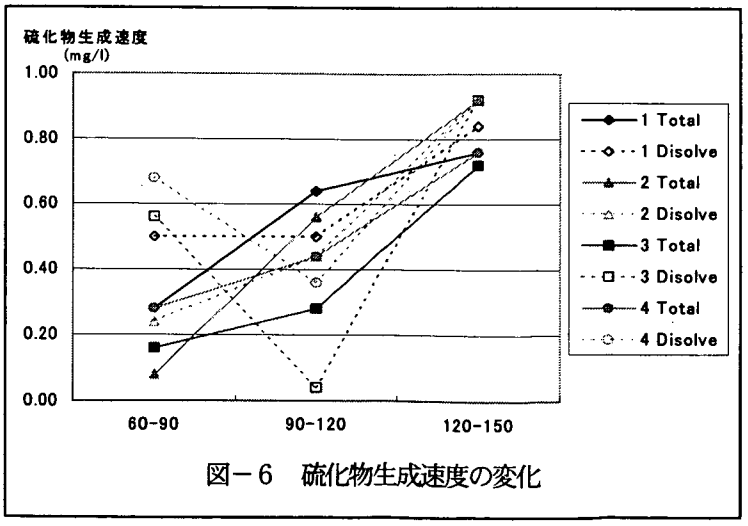
昨年度の実験では、比較的溶解性硫化物に関しては、良好なそう考えられていなかったが、今回の実験に関しては溶解性硫化物と全硫化物に関して非常に高い相関が見られた。



図－5　硫化物生成結果（初期60分除）

硫化物の生成速度について、測定値より計算したものを図－6に示す。生成がほぼ一定で推移しているので、生成速度に関しても増加傾向が見られる。生成速度を比較すると、攪拌を行っていないもので全硫化物生成速度が平均で0.49mg/hr，攪拌を行っているものに関しても0.49mg/lとほぼ同等の値を示している。

実験により、各リアクターでの硫化物の生成を比較したところ、攪拌していたものの方が堆積させたものよりも、常時生成量としては若干多く生成される傾向が見られたが、堆積物の生成量としては、経時的な推移による変化はあまり見られなかった。180分後に、堆積状態のものについて攪拌を行ったところ、攪拌したものからは、常時生成されている量の2～2.5倍程度の硫化物が検出された。このことから、堆積物中での硫化物の生成が、沈殿を生成していない状態の時よりも比較的高いことが予想された。



図－6　硫化物生成速度の変化

4．まとめ

今回のアンケートは、前回９年度時に行ったアンケートを継続する形で実施した。アンケートの結果から、清掃延長と土砂の処分量の管径に関しては、清掃延長に関してはＨ１０年度までは増加傾向にあり、土砂の処分量と比較すると増減が逆転する関係となっている。また、清掃に関わる費用は１１年度に低下を示しているものの、総体的には増加の傾向が見られる。これは、管きょ延長の増加等の理由からも費用，清掃延長に関しては増加の方向に推移することは予想されることであるが、近年の維持管理に関する考え方の変化から比較的清掃等の頻度が上昇し、管内の堆積物等に関しては減少する傾向にあることも予想される。清掃費をm当たりに換算すると、８年間の平均値としては1,500円程度となった。しかし、年ごとに比較的増減を繰り返しており、Ｈ１１年度では平均値でm当たり1,870円となった。また、m当たりの単価では、地域に差が非常に大きく現れ、単価の安い地域でm当たり350円程度であるのに対して、単価の高い地域では4,500円程度と大きな開きが見られた。

堆積物に関する実験の結果としては、流下状態のように系内の水の相が比較的対流しないような状況においては、あまり多量ではないが、比較的一定量の硫化物が生成する状態が見られた。しかし、水中で生成される硫化物量はそれほど大量ではないが、堆積物中では同様な条件下においての堆積物中では、比較的大量の硫化物が生成されている結果が得られた。そのため、硫化状態にある管路中の堆積物中でも比較的大量の硫化物が生成されていることが予想される結果となった。このような結果からも、管きょ内での堆積物の発生は極力避けることが望ましいといえる。また、発生した堆積物に関しても、可能な限り除去することが望まれるところである。

5．主な研究成果物

・深谷「下水管きょ内の堆積物について」、月刊下水道、VOL20、No12、1997.8

＜参考文献＞

1）下水試験法 上，下巻　1997年版，（社）日本下水道協会 1997

2．熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究

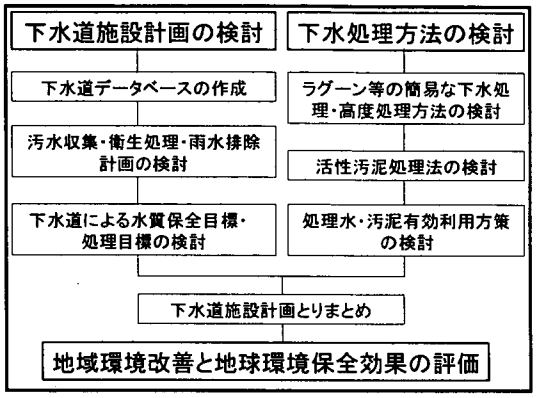
下水道研究室　室長　井上　弥九郎
主任研究員　植松　龍二
三次処理研究室　室長　鈴木　穣
研究員　諏訪　守
平出　亮輔

［要旨］

本研究は，熱帯・亜熱帯地域の開発途上国に適した下水道技術の確立を目的としており、平成１１年度は以下の研究成果を得た。

地域特性に応じた衛生施設計画の検討を行い、衛生施設の選択を一般化し、フローチャートを作成した。具体的な判断基準として、人口密度、給水状態、地下水位、透水性、投資能力、住民参加、既存施設の状況等を採用した。ただし、施設の選択に当たっては、公衆衛生の改善、生活環境の改善、公共用水域の水質保全等上位目標を設定し、それを達成するための方途として実施することが肝要である。

下水処理方式に関しては、通性ラグーンおよび曝気式ラグーンについて、処理の安定性、適正な負荷条件等について検討した。（研究フローは図－１を参照）



図－１　研究のフロー

１．研究目的

熱帯・亜熱帯地域に属する開発途上国においては、経済の発展、人口の都市集中及び下水道の未整備等に起因する水質汚濁、生活環境の悪化に悩まされており、これらに対処するため、政府開発援助（ＯＤＡ）の一環として、開発途上国の下水道施設計画・建設に関する援助への期待が高まっている。我が国の下水道技術は世界的にも最先端の水準にあるが、これをそのまま開発途上国に適用することは、経済・社会状況及び自然条件等を勘案すると、必ずしも最適とは言えない。このような背景から、本研究は、熱帯・亜熱帯に属する開発途上国の状況に適した下水道施設計画の確立を目的として実施した。

２．研究方法

２．１　下水道計画についての検討

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国で用いられている衛生施設の実態、援助機関の衛生施設計画に関する考え方等を調査する。これらを前提として、人口密度、給水状況及び公共用水域の望ましい水質等の地域状況、実施機関の財政及び執行体制を適切に勘案したオンサイト施設を含めた最適な衛生施設計画を検討する。

２．２　下水処理方式についての検討

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通性および曝気式ラグーンシステムについて実験を行った。

３．研究結果

３．１　下水道計画についての検討

衛生施設の選択については、JICAの開発調査、世界銀行等で様々な選択フローチャートが提案されているが、こ

れらを勘案し、一般化したものが図２である。まず、下水に係わる主な問題として、浸水、水不足、公共用水域の汚濁、有害物質による汚染及び公衆衛生があげられる。各項目は密接に関連していることが多く見られるが、これらにつき項目毎に現状及び問題点につき十分整理し、その上で望ましい目標を設定する必要がある。望ましい政策目標としては、各段階で重複している部分もあるが、①公衆衛生の改善（衛生施設の設置）、②生活環境の改善（トイレの水洗化、排水路の設置）、③公共用水域の水質保全（屎尿・雑排水の処理、高度処理）及び④循環型社会の構築（下水道資源の有効利用、アメニティの創出）の４つのレベルに大まかに分類できる。
どのような衛生施設を選択するにしても、その選択に当たっては望ましい姿を最終目標とするよう十分考慮する必要がある。

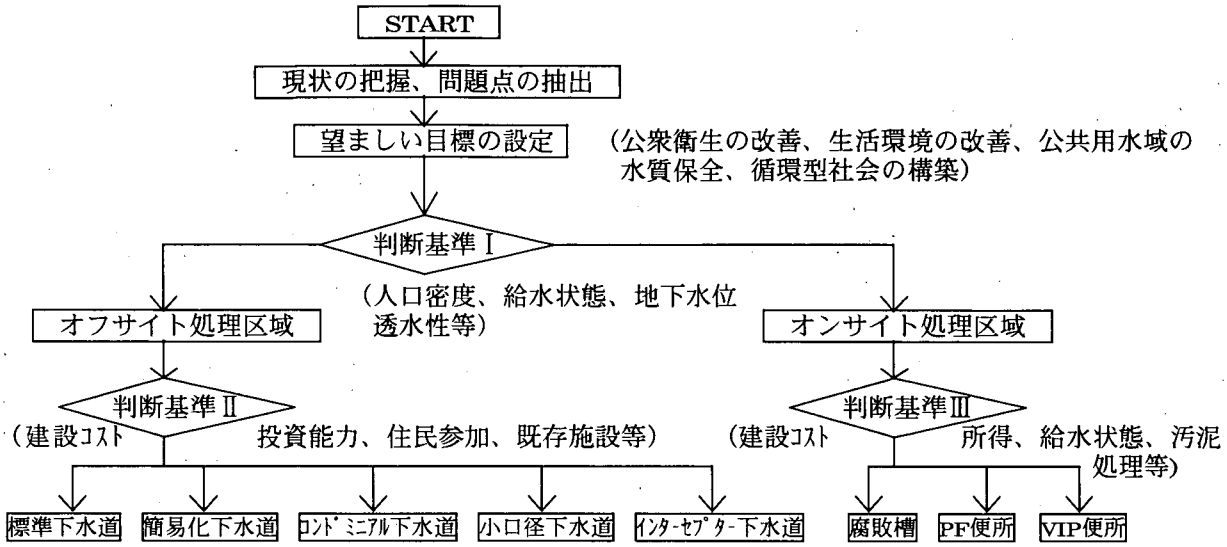


図２　衛生施設選択フローチャート

（１）判断基準Ⅰ

オフサイト処理区域とオンサイト処理区域の選別の基準であり、具体的には対象地区の人口密度、給水状態、地下水位、土質の透水性等が考えられる。まず、人口密度は、両施設の建設費等を勘案した経済的側面及びオンサイト施設用地確保の可能性から見た指標であり、明確な値はないが、250～300人／haというのが一般的である。給水状態として、①共同栓、井戸、河川等からの手運び、②各戸に屋外栓あり、③各戸に屋内栓ありの３つのレベルに分類され、給水量としては共同栓では20～25lpcd、屋外栓では50lpcd程度とされている。したがって、管渠内の固形物の沈殿等を考慮すると、一般的にはオフサイト施設は屋内栓が設置されている地区を対象にすべきである（なお、100lpcdをオフサイトとオンサイト処理区域の選別の基準としている例もある）。オンサイト施設では汚水の処分方法として地下浸透させることが多い。この場合、処理水量、地下水位及び土質の透水性を考慮の上、浸透能力の確認及び周辺部に井戸等があるケースでは地下水汚染につき検討する（ただし、地下水汚染の観点からオンサイト施設が不適合であると判断された場合においても、オフサイト施設を設置するよりも井戸を廃止し、外部より給水する施設を設置した方が安価なこともある）。一般的には、井戸から浸透槽又は浸透管までの距離を最低10～15m、浸透槽下面又は浸透管から地下水面までの距離を2m程度とすれば、問題がないとされている。なお、開発途上国の実態として、腐敗槽の流出水は水質が悪く公衆衛生上問題であるにも係わらず、流出水が土壌に浸透できずに地表に停滞している事例が多く見られるため、浸透能力については十分検討する必要がある。

また、望ましい目標として、③公共用水域の水質改善又は④循環型社会の構築を設定した場合には、雑排水を処理する必要がある。１人１日BOD_5負荷量の値は各文献では以下の通りであり、地域状況或いは生活水準により異な

っているが、雑排水の割合は少なくとも全体の５割程度以上を占めており、これらを未処理のまま排出することは水質汚濁防止上十分とは言えない。

表１　１人１日当たりのBOD_5負荷量（g/人・日）

	ﾀｲ（ﾁｬｵﾋﾟｱ）	ｲﾝﾄﾞﾈｼｱ(ｼﾞｬｶﾙﾀ)	ｲﾝﾄﾞﾈｼｱ(ﾃﾞﾝﾊﾟｻｰﾙ)	熱帯地域(D.Mara)	流総指針
尿尿	11	10.5	11.2	22	18
雑排水	42	30.4,19.5,14.2	32.7,20.5,15.6	18	40
合計	53	40.9,30.0,24.7	43.9,31.7,26.8	40	58

（注）ﾀｲ、ｲﾝﾄﾞﾈｼｱはJICA開発調査の値。ｲﾝﾄﾞﾈｼｱの欄は所得別（上、中、下）毎に値が異なっている。

（２）判断基準Ⅱ

判断基準Ⅰでオフサイト処理区域とされた地区であっても、開発途上国においては財源も限られておりかつ下水道以外にも様々な社会基盤施設の整備を抱えており、一般的には下水道整備への投資余力は小さいと言わざるを得ない。このため、短・中期的には、いわゆる標準下水道にこだわることなく安価な下水道整備を検討する必要がある。

簡易化下水道は、コスト縮減のために、主に管渠勾配の緩勾配化、マンホール構造の簡易化、埋設深度の浅層化を組み合わせたものである。なお、近年我が国においても特に小規模の下水道整備においてこの考え方の一部が取り入れられてきている。また、住民の十分な理解を前提に、従来公道に敷設していた下水管を宅地内に背割管として敷設するコンドミニアル下水道、オンサイト処理施設の沈殿流出水のみを移送する小口径（スモールボアー）下水道、側溝等が河川に流入する直前に遮集して下水処理場まで導くインターセプター下水道がある。建設コスト、実施機関の投資能力、処理区域内の住民協力の度合い、既存施設の実態及び地形条件等を勘案し採用システムを決定すべきである。

また、下水道整備において合流式と分流式のどちらを採用するかについては、管渠敷設費は合流式の方が安価であるが、次の理由により熱帯・亜熱帯地域では分流式を採用することが望ましい。

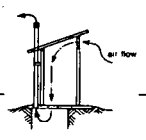
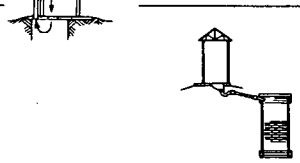
①熱帯・亜熱帯地域では降雨強度が高いため、合流式では越流回数が多くまた周期的に生じる道路冠水時に汚水が地表に流出し不衛生である。

②乾季には、大口径の合流管では流速が極めて小さいので固形物が堆積し、管渠の腐食原因となると共に降雨時のファーストフラッシュの汚濁負荷が大きくなる。

③開発途上国では今後とも人口増による都市化が予想されるため、短・中期的に合流式により整備した後、分流式に移行するために道路内に管渠を再び敷設することは非常に困難である。

（３）判断基準Ⅲ

表２　オンサイト衛生処理施設

名称	構造	特徴
換気改良式竪穴便所(VIP便所)		便所の屋根の上までパイプを延ばし頂部にハエ防除用の網を被せて竪穴を換気することによりハエや臭いの問題を減少させる。上部構造の内側は暗く保つ。竪穴が糞便により満たされると上部構造を取り外し、竪穴を土で埋め、新しい竪穴を近くに掘る。
注水式便所(PF便所)＋浸透式竪穴		便所には水封性のトラップが備えられており、固形物を竪穴に洗い流し水封するに十分な水(1～2l/回)を注ぐことにより、糞便を取り除く。水封は竪穴から便所にハエ等が上がるのを防止する。竪穴がほぼ一杯になったらPF型便所を別の竪穴に接続する。
腐敗槽		地下式の水密性の沈殿池で、下水は沈殿及び嫌気性消化により処理させる。通常、流出水は浸透トレンチ又は浸透式竪穴を通じて地中に浸透する。定期的に汚泥を排出する必要がある。

ここでは、途上国で多く採用されており、①公衆衛生の改善の水準に達しているオンサイトの衛生処理施設で

あるVIP便所、PF便所及び腐敗槽を対象とする。まず、各施設の概要は表２の通りである。これらの施設を、建設コスト、所得、給水状態、汚泥の処理方法等から選択をする。例えば、PF便所及び腐敗槽ではトイレ使用時に水の供給が必要である。

（４）まとめ

以上のように衛生施設を選択する際の判断基準について主に技術面につき記述してきたが、実施機関の執行体制等のソフト面についても合わせて検討が必要である。施設完成後の適切なマネジメントの前提なくしては、本来それぞれの施設がもつ機能は発揮されない。下水道事業を実施する場合には、施設の維持管理のみでなく、使用料の徴収、排水設備を設置することに関する法制度等、事業実施機関の執行体制の確立を図ることが不可欠である。また、オンサイト処理施設においても、汚泥の処理処分を定期的に適切に実施することが必要である（実態としては多くの場合行われていない）。各施設を採用するにあたって、これらソフト面についても十分検討する。開発途上国においては、多くの場合、施設の建設のみでなくソフト面の改善が合わせて必要である。

判断基準Ｉにおいて、オフサイト処理区域とオンサイト処理区域の割り振りにおける考え方を示したが、これは長期的対策を決定する場合においてである。本判断基準で下水道処理区域とされた地区においても、財政面等の制約から、短・中期的にはオンサイト施設を整備し公衆衛生の改善を図ることもある。すなわち、当初から下水道整備を目指す区域と、将来的に下水道に移行する下水道移行区域が設定されることとなる。また、財政面等の制約からインターセプター下水道と判断された地区についても、将来的には標準下水道等へ移行することも考えられる。ただし、短・中期的システムが長期的システムと異なる場合には、あくまでも将来の姿を描きつつ、極力移行の妨げとならない短・中期的な整備手法が望まれる。

３.２　下水処理方式についての検討

３.２.１ 検討方法

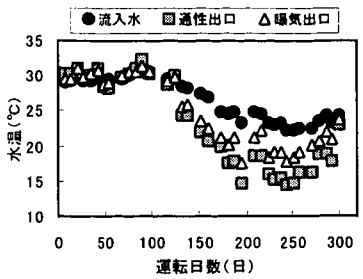
（１）通性ラグーンによる処理の安定性：11年度は、HRTを30日(BOD面積負荷22.7g/㎡・d)に設定して、高水温期における除去性能の把握を行った後、除去性能を向上させる目的から、運転日数が266日目より接触材(形状:ひも状、材質:ﾎﾟﾘﾌﾟﾛﾋﾟﾚﾝ+ﾋﾞﾆﾛﾝ製、全表面積:約730m^2)をラグーン内に設置し実験を行った。また、衛生学的観点から大腸菌群数を含め、大腸菌ﾌｧｰｼﾞ等の消長把握を行った。

（２）曝気式ラグーン：HRTを５～15日程度、酸素供給量を100kg-O2/dに設定してSRTとMLSS濃度の関係について把握を行った。曝気装置の運転条件としては、24時間曝気、撹拌強度60Ｈｚとした。HRTの設定期間はHRT:15d,1～118日目、HRT:10d,119～168日目、HRT:5d,169～300日目とした。また、運転日数が112～175日目までは、上向流ろ過装置を稼動させ固液分離を行った。さらに、衛生学的観点から大腸菌群数を含め、大腸菌ﾌｧｰｼﾞ等の消長把握を行った。

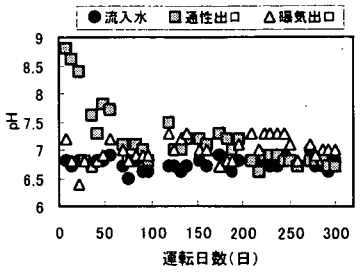
３.２.２　検討結果

水温、pH、DOの推移について図－3～5に示す。運転日数が100日程度までは水温が約30℃で推移しているが、それ以降徐々に低下し冬季には15℃程度となった。水温低下に伴い通性ラグーン処理水のpHは７付近、DOレベルも低濃度となっており、藻類による光合成活性が低下したことが伺える。各々のプラントの処理状況について表－3に示す。全期間の平均で両施設ともT-CODcrの除去率は約60％、T-BODは約80％の除去率であり、有機物の除去は概ね良好であると考えられる。通性ラグーンでの高水温期(運転日数:50～100日)と低水温期(運転日数:200～250日)の除去率を比較すると、T-CODcr、T-BODとも10％程度の違いが見られた。曝気式ラグーンは、HRTが短くなる程、有機物の除去率が若干低下していた。但し、HRTが５日の場合には、処理水のNH_4-N濃度が上昇しているので、N-BODの影響を受けている可能性がある。

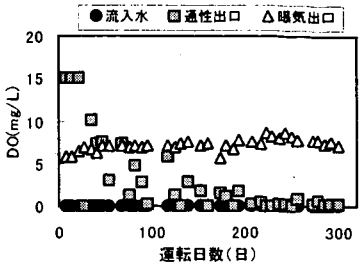
大腸菌群数の推移について図－6に示す。流入水の平均濃度が4.1×10^5個/mLに対し、通性ラグーン処理水では水温の低下に伴い10^3から10^4個/mLレベル程度まで上昇したが、水温が再び上昇することにより、その濃度は低下し



図－３　水温の推移



図－４　pHの推移



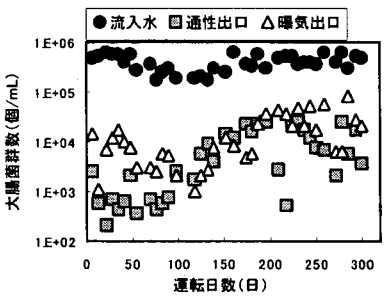
図－５　DOの推移

てきている。曝気式ラグーンに関しても、HRTが短くなる程、大腸菌群数の除去率が若干低下していた。通性ラグーンにおいては、pH、DOとともに高く光合成が活発である時期における大腸菌群数の除去効果が高い。

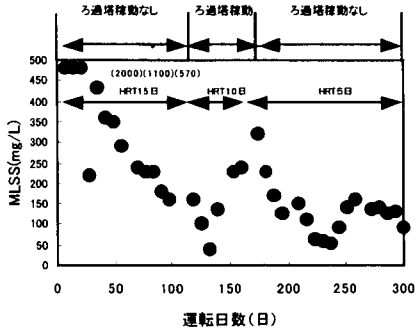
曝気式ラグーンのMLSS濃度の推移について、図-7に示す。MLSS濃度は、当初ろ過塔の不使用により100mg/Lほどに低下し、ろ過塔を稼動させたことにより300mg/L程度に上昇した。運転日数が176日目より、ろ過塔は稼動させていないが、250日付近より200mg/L前後で安定してきているようである。この時の汚泥の減少係数は約0.1～0.3（l/d）の範囲内で推移しており、通常の活性汚泥処理法と比較した場合、BOD/容積負荷が小さく酸素供給量が多くてDO濃度が高いことから、かなり大きい値を示した。

表－３ COD、BOD濃度の推移

ラグーン		流入水	処理水	曝気式ラグーン	流入水	処理水
全期間平均	BOD	342 190	84(75) 45(76)	約８０日からの平均	353 194	67(81) 19(90)
	COD	441 125	175(60) 65(48)		434 130	180(59) 40(69)
約５０～１００日（高水温期）	BOD	257 140	42(84) 22(84)	HRT15日	263 140	22(92) 1(99)
	COD	452 102	185(59) 52(49)		499 111	160(68) 24(78)
約２００～２５０日（低水温期）	BOD	353 190	111(69) 63(67)	HRT10日	363 201	34(91) 3(99)
	COD	419 159	218(48) 91(43)		443 128	188(58) 31(76)
上段：TOTAL、下段：溶解性、単位mg/L、（ ）内除去率（%）				HRT5日（N-BODの影響を受けている可能性がある）	373 205	91(76) 29(86)
					404 140	186(54) 49(65)



図－６　大腸菌群数の推移



図－７　MLSS 濃度の推移

今後はDOレベルを制御し、減少係数の把握を行うとともに、曝気装置の間欠運転による処理の高度化を図る予定である。

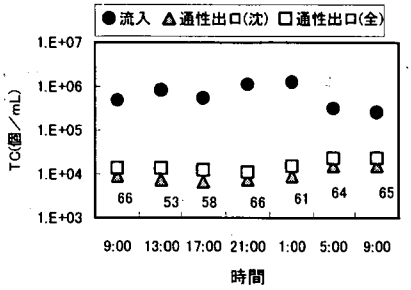
3.2.3　各々のプラントの通日調査結果（消毒指標微生物等調査）

各々のプラントの通日調査を9月21～22日（運転日数曝気式ラグーンHRT:15d、運転日数103日目）にかけ行った。台風18号の影響により曇りのち雨（豪雨および強風）の悪天候の条件であった。この時の流入水平均水温は29℃であり、比較的高水温であった。しかし、悪天候のため藻類の光合成作用が活発ではなくラグーン処理水の平均pHは

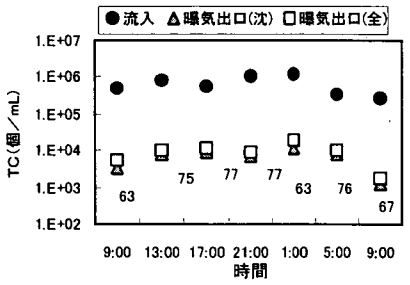
7.2、平均DOは0.5mg/Lにとどまった。各々のプラントへの流入水量はほぼ設定どおりであったが、ラグーンの平均処理水量は流入水量に対し約3.2倍量、9月22日1時の1.8m³/hを除いた平均水量でも約1.6倍量であった。曝気式ラグーンの平均処理水量も流入水量に対し約1.4倍量で あり、降雨の影響を受けているようであった。このため、 ラグーン、曝気式ラグーン処理水のSSが流入水のSSよりも高濃度また、ほぼ同一となる場合も見られた。なお、定期調査(経過日数が70～90日までのもの)と降雨時の主な水質項目に関して比較したものを表－4 に示す。通性ラグーン処理水では全ての項目で濃度差に大小はあるものの、降雨時の方が定期調査時の値よりも大きくなっており、降雨が処理に影響を及ぼしていた。曝気式ラグーンに関しては、通性ラグーンよりも影響の度合いが少ないようである。

表－4 定期調査と降雨時の主な水質項目の比較（平均値）

種別 / 項目	流入(設定)，右:曝，左:ラ		通性ラグーン 処理水		曝気式ﾗｸﾞｰﾝ 処理水	
	定期調査	降雨時	定期調査	降雨時	定期調査	降雨時
流量 (m3/d)	3.3,6.7	3.3,7.7	3.3(設定)	10.6	6.7(設定)	9.2
ＳＳ(mg/L)	194	182	64	**86**	200※	126
T-CODcr(〃)	466	469	162	**302**	151※	**173**
D-CODcr(〃)	108	99	47	**73**	20	**23**
NH4-N (〃)	31	20	9.1	**10**	0.2	**0.3**
T-P (〃)	4.8	4.0	1.9	**2.7**	4.5※	4.4

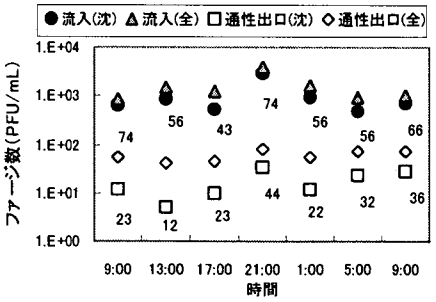


図－８ 大腸菌群数の推移（通性ラグーン）

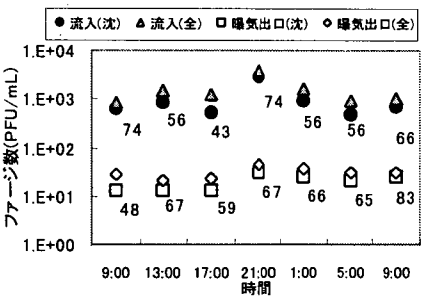


図中数値：沈査の菌数割合（%）

図－９ 大腸菌群数の推移（曝気式ラグーン）



図－１０ ファージ数の推移（通性ラグーン）



図中数値：沈査の菌数割合

図－１１ ファージ数の推移（曝気式ラグーン）

消毒指標微生物等調査結果について図－8～11に示す。
通性ラグーンでは処理水量が増加したことにより、処理水量が増加する以前の大腸菌群数、ﾌｧｰｼﾞの平均除去率が98%、96%であるのに対し、水量増加後においては各々92%と低下している。曝気式ラグーンでは大腸菌群数、ﾌｧｰｼﾞの平均除去率は99%、98%となっており、24時間の通日調査期間中安定した除去が行われていた。

また、通性ラグーン処理水の大腸菌群数、曝気式ラグーン処理水の大腸菌群数とﾌｧｰｼﾞ数では、沈査中の存在割合が60～70%で推移しているのに対し、通性ラグーン処理水のﾌｧｰｼﾞ数はその割合が30%程度であり、通性ラグーン処理水中のファージは、SSに吸 着しない形態で存在するものが多いと考えられる。沈査の性状、あるいはDOレベルの違い、すなわちDOの変動にともなうﾌｧｰｼﾞの吸脱着現象なのかは今後晴天時に調査を行い、明らかにする予定である。

3．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　畑津十四日

1．はじめに

下水道の普及に伴い環境水中に占める下水処理水の割合は増加しており、また、都市域における水資源として下水処理水が再利用されるなど、下水処理水に求められる安全性のレベルは高まっている。しかし、消毒を強化した場合の塩素消毒によるトリハロメタン等の副生成物の問題や新しい塩素代替消毒技術の安全性などは十分に検討されていない。

そこで本研究では、下水処理において現在導入されている、塩素、オゾンおよび紫外線消毒の安全性について消毒副生成物の観点から検討を加え、より安全性の高い消毒方法の検討を行うことを目的としている。

2．過年度の調査内容

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になった。

9年度は、オゾン消毒における副生成物について実験的に検討を行った。その結果、オゾン消毒によりアルデヒド類と臭素酸イオンの生成が認められた。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酸化分解により、生成量が平衡に達することが示唆された。また、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されることが明らかになった。

10 年度は、原水水質が副生成物量へ与える影響を把握するとともに、活性炭による副生成物の除去実験を行った。その結果、塩素消毒において、原水にアンモニア性窒素が含まれる場合は消毒効果が低下するが、同時に消毒副生成物量も低下し、逆に、海水が含まれる場合は、消毒効果は大きくなるが、消毒副生成物量も増加することが明らかになった。また、オゾン消毒においても海水の混入による消毒副生成物量の増加が顕著であった。

消毒処理水の活性炭処理においては、塩素および臭素酸の除去は良好に行われるが、アルデヒド類の除去は有効ではないと判断された。

また、塩素消毒において、攪拌強度が消毒効果に与える影響について検討を行った結果では、攪拌強度が大きいほど消毒効果が高い傾向が認められ、その効果は消毒レベルが高いほど顕著であった。

3．調査内容

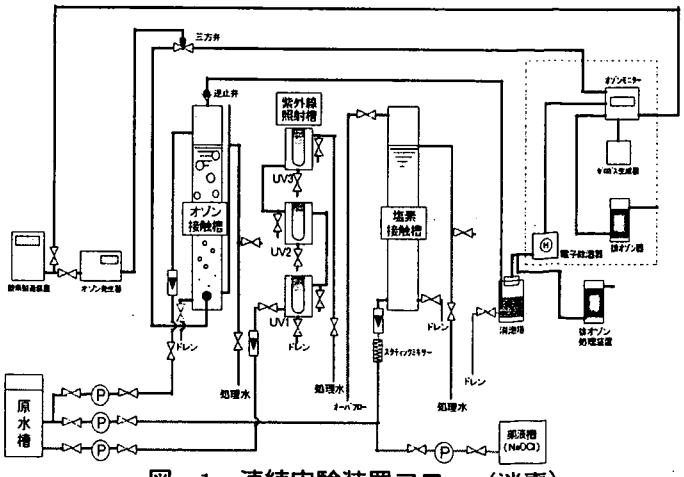
11 年度は、連続実験装置による実証実験、残留薬剤・消毒副生成物の残留性把握および除去方法の検討を行った。

3．1　実験方法

（1）連続実験

連続実験は、A下水処理場内に設置したパイロット実験装置を用いて行った。消毒実験装置フローを図－1 に示す。

塩素消毒は、消毒剤として次亜塩素酸ナトリウム溶液（約 1000mgCl/L）を用い、所定量の次亜塩素酸ナトリウムを原水流入配管の途中に注入し、スタティックミキサーにより原水と混和したのち反応塔へ流入させる方式とした。反応塔における滞留時間は 15 分間で一定とした。

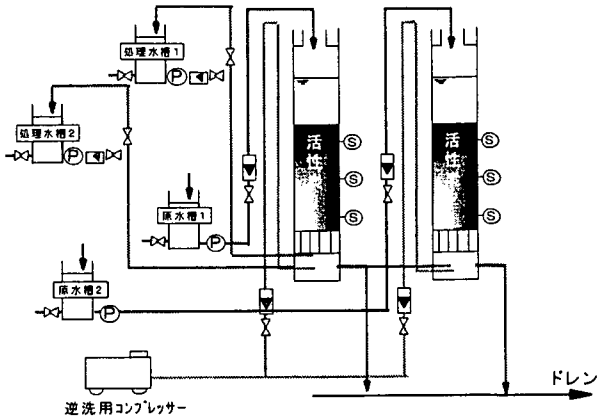


図－1　連続実験装置フロー（消毒）

オゾン消毒は、PSA 酸素濃縮器を用いたオゾン発生装置によりオゾンを発生させ、水深 4m の反応塔(有効容量 45L) において、下向流の原水と散気管より流入するオゾンとを対向流で接触させる方式とした。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設定した。

紫外線消毒では、16W低圧水銀ランプを3本設置し、水量および使用ランプ数により紫外線暴露時間を調整した。紫外線照射量は処理水の紫外線 (254nm) 透過率の測定値により算出した。

なお、塩素およびオゾン処理した試料は、採取時にチオ硫酸ナトリウムを添加して残留塩素を還元したものを分析試料とした。



図－2　連続実験装置フロー（活性炭ろ過）

活性炭ろ過実験装置の処理フローを図－2に示す。

活性炭ろ過実験装置は、原水槽、活性炭ろ過塔（透明塩化ビニル製　φ150×3000mm)、原水供給ポンプ、逆洗ポンプ、空洗用ブロアーおよび処理水槽から構成されており、ろ過方式は重力式下向流である。活性炭はツルミコール製GL-30S（石炭系破砕炭、10～32mesh、充填高 1000m）を用いた。原水は、第1系列：塩素処理水、第2系列：オゾン処理水を流入させた。運転条件は、処理水量 2L/分,ろ過速度 170m/日,接触時間 8.5 分,空塔速度 $7h^{-1}$ とした。

（2）回分実験

回分実験は前年と同様の方法[1]で実施した。塩素消毒については2L ビーカー、オゾン消毒については土木研究所内に設置したオゾン小型実験装置を用いて行った。

（3）実験原水

実験に使用した原水水質を表－1 に示す。

実験原水はA下水処理場三次処理水（砂ろ過水）やA下水処理場内に設置されている活性汚泥処理実験プラントの二次処理水を用いた。また、回分実験においては、二次処理水にアンモニア水、海水および流入下水を添加したものも原水に用いた。二次処理水中における消毒副生成物は、TOX（平均値 43μg/L)、THM（平均値 1.0μg/L)、アルデヒド類（平均値 35μg/L）が検出された。アルデヒド類は 10 種の測定項目の内、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、ブチルアルデヒド、吉草酸アルデヒドが検出され、検出率はアルキル基が多くなるにしたがって低下した。また、臭化物イオンは0.1～0.2mg/L 程度含まれるが、臭素酸イオンは検出されなかった。

表－1　実験原水の水質

	pH	SS [mg/L]	ｱﾙｶﾘ度 [mg/L]	全窒素 [mg/L]	ｱﾝﾓﾆｱ性窒素 [mg/L]	亜硝酸性窒素 [mg/L]	硝酸性窒素 [mg/L]	CODcr [mg/L]	TOC [mg/L]	TOX [μg/L]	THM [μg/L]	ｱﾙﾃﾞﾋﾄﾞ類 [μg/L]
二次処理水	7.3	6.1	69	12.3	1.94	0.32	6.8	26.7	7.3	43	1.01	35
三次処理水	6.5	0.3	60	9.8	0.28	0.04	8.5	10.8	5.1	40	1.97	25

3．2　実験結果

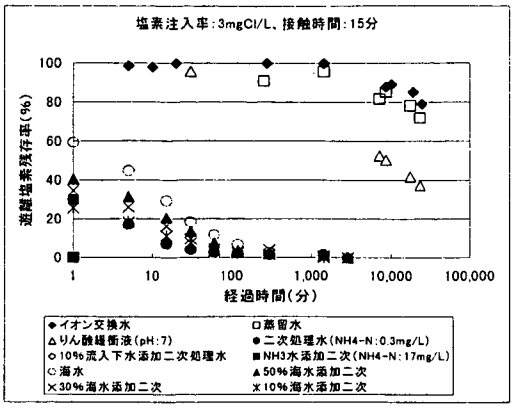
3．2．1　残留消毒剤の挙動

（1）塩素

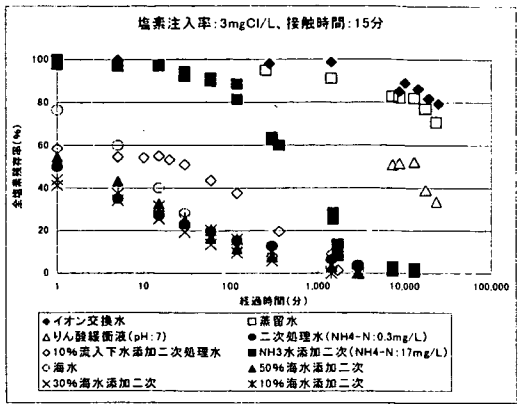
図－3、4 は数種類の試料に対し、塩素注入率 3mgCl/L、接触時間 15 分後の残留塩素残存率の経時変化を示すものである。

イオン交換水や蒸留水のように物質を殆ど含まない場合、塩素の多くは遊離塩素として残存し、また、10,000 時

間（1 週間）を経過しても 80%程度の塩素が残存する。一方、二次処理水の場合は、蒸留水等に比較して還元性物質を多く含むため、接触時間 15 分で 50%の塩素が消費され、残存する塩素の内 5 割程度が遊離塩素であった。また、塩素の減少速度は、蒸留水等に比較して早く、遊離塩素：90 分、全塩素：1440 分（24 時間）で検出下限値以下となった。



図－3　遊離塩素残存率の経時変化



図－4 全塩素残存率の経時変化

アンモニア水添加二次処理水のようにアンモニア性窒素が多く含まれる場合は、塩素は結合塩素となり、初期の塩素消費が少なく塩素の減少速度が遅くなり、7200 時間（5 日）経過後においても 0.1mg/L 程度の塩素が検出された。同様に流入下水が含まれる場合も、消費されなかった塩素の殆どが結合塩素として残存し、7200 時間後まで塩素が検出された。また、海水が含まれる場合は、海水混入の割合により塩素消費量が異なるが、二次処理水における塩素の減少速度とは大差がなかった。

表－2　各水質における塩素残存率の違い

	イオン交換水		蒸留水		りん酸緩衝液(pH：7)		二次処理水(NH_4-N：0.3mg/L)		10%流入下水添加二次処理水		NH3水添加(NH_4-N：17mg/L)		海水		50%海水添加二次		30%海水添加二次		10%海水添加二次	
	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全	遊離	全
注入率［mgCl/L］	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0	3.0
15分後残留塩素濃度［mgCl/L］	2.94	2.96	2.82	2.84	2.63	2.66	0.90	1.50	ND	1.76	ND	2.74	1.78	2.30	1.22	1.64	1.04	1.24	0.77	1.32
残存率［%］	98	99	94	95	88	89	30	50		59		91	59	77	41	55	35	41	26	44

（2）オゾン

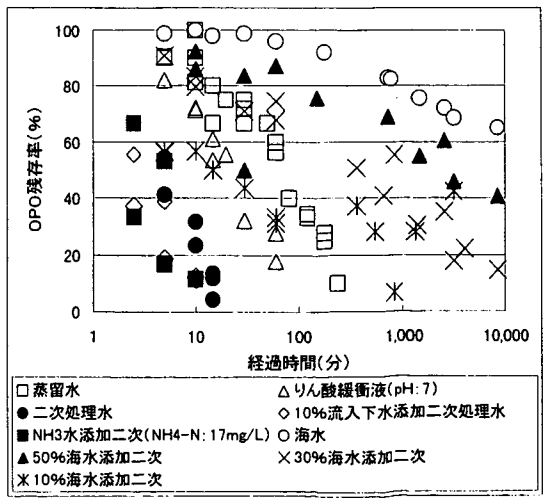
オゾンは下水処理水中の物質との反応で大部分が消費され、残りも自己分解するために、残留性はほとんどないとされている。しかし、残留オゾンやオキシダント（Ozone Produced Oxidant：以下 OPO）の毒性は認められている。[2)]

各オゾン処理水中の残留オキシダント濃度の経時変化を図－5 に示す。

残留オゾンは時間経過とともに減衰するが、その減衰速度は水質により大きく異なった。

蒸留水は、オゾンと反応する物質を多く含まないため、残留酸化物質の大部分はオゾンであった。また、蒸留水中の OPO 半減期は 74 分であった。次いでリン酸緩衝液は 30 分程度で OPO 濃度が半減した。これは、pH が高いことや水中に溶解する物質が多いことにより半減期が早くなったものと考えられる。

二次処理水では、蒸留水に比較して OPO 減衰速度が大きく数十分の内に検出されなくなった。さらに還元物質を多く含むと考えられる流入下水やアンモニアを添加した二次処理



図－5　残留オキシダント残存率の経時変化

水でのOPOは速く減衰した。また、海水を含む場合は、オゾン吸収率およびオゾン消費率が高くなるとともに、オゾンはほとんど残留しなかった。一方、OPOは蒸留水や下水処理水においては1～3mg-O_3/Lであったが、海水が含まれる場合は海水添加量が増加するにしたがい、OPOが多くなりOPO中のオゾンの割合が減少した。また、OPOの減衰速度は他の供試水に比較して小さくなり、長期にわたり残留することが明らかになった。

通常の下水処理水のオゾン処理において、オゾンは下水処理水中の物質との反応で大部分が消費され、残りも自己分解するために、残留性はほとんどないと考えられるが、海水が含まれる場合は、海水中の臭化物イオンがオゾンによって酸化されて、酸化力を持ちヨウ素滴定法により検出される次亜臭素酸、次亜臭素酸イオン等が生成される。そして、これらの酸化性の物質は比較的安定であり、長期間にわたり残留するものと考えられる。

3．2．2　消毒剤および消毒副生成物の除去

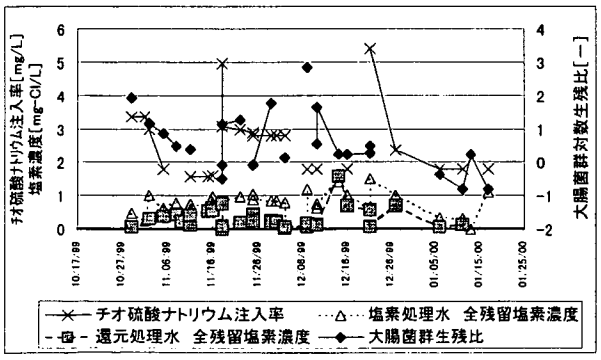
（1）チオ硫酸ナトリウムによる脱塩素

図－6は、三次処理水（砂ろ過水）を塩素消毒処理水したものについて、チオ硫酸ナトリウムを用いて還元処理した時の塩素濃度の変動を示すものである。塩素剤の還元剤には、チオ硫酸ナトリウム五水和物を水道水に溶解して用いた。なお、本実験に用いた水道水の塩素濃度は遊離塩素濃度 0.2～0.3mgCl/L、全塩素濃度 0.4～0.5mgCl/L であった。

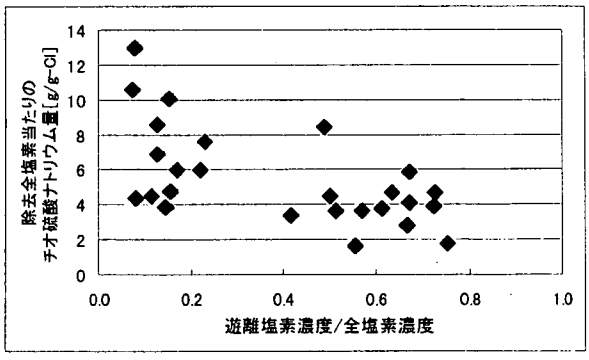
流入する塩素処理水の遊離残留塩素濃度は0.01～0.9mgCl/L（平均0.3mgCl/L）、全残留塩素濃度は0.1～1.5mgCl/L（平均 0.7mgCl/L）であり、チオ硫酸ナトリウムを 1.5～3.0mg/L 程度注入した場合、遊離残留塩素濃度は ND～0.3mgCl/L、全残留塩素濃度はND～1.6mg Cl/Lであった。除去率は平均値で遊離塩素62%、全塩素51%であり、結合塩素は中和されにくと考えられた。大腸菌群数は3.3×10^{-1}～8.0×10^{2} CFU/100ml（平均5.6×10^{1}CFU/100ml）であり、塩素処理水に対する対数生残比は－0.5～2.8 の範囲で変動し、塩素を中和処理することで大腸菌群が増加することが明かとなった。なお、大腸菌においても同様の挙動を示した。

図－7は上記連続実験における除去塩素量当たりのチオ硫酸ナトリウム量を、原水（塩素処理水）の遊離塩素濃度／全塩素濃度で比較したものである。

遊離塩素濃度／全塩素濃度の割合が高まるにしたがって必要なチオ硫酸ナトリウムは少なくなり、結合塩素の割合が高まるにしたがって、塩素の還元に必要なチオ硫酸ナトリウム量が多くなる結果となった。



図－6　塩素－還元処理における塩素および大腸菌群の変動



図－7　塩素形態によるチオ硫酸ナトリウム量の変化

（2）消毒処理水の活性炭ろ過

1）塩素処理＋活性炭ろ過

三次処理水（砂ろ過水）の塩素消毒処理水を活性炭ろ過した時の塩素濃度、消毒副生成物および大腸菌群の変動を図－8～11に示す。

流入する塩素処理水の遊離残留塩素濃度は 0.02～1.55mgCl/L（平均 0.33mgCl/L）、全残留塩素濃度は 0.06～2.3mgCl/L（平均0.7mgCl/L）であり、活性炭ろ過により遊離残留塩素濃度はND～0.14mgCl/L（平均除去率84%）、全残留塩素濃度は0.03～0.46mgCl/L（平均除去率82%）となり、活性炭ろ過での高い除去性能が認められた。

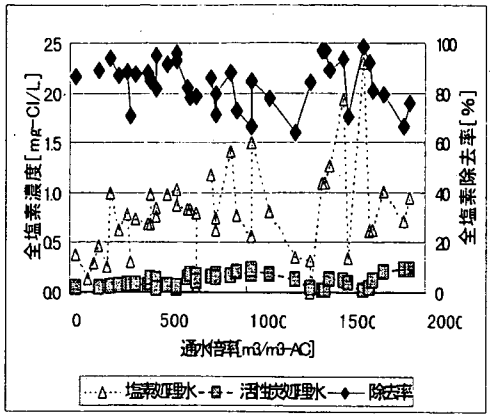
ただし、通水倍率の増加とともに若干除去率が低下する傾向があった。消毒副生成物に関しては、THM、アルデヒド類ともに、活性炭ろ過により減少した。しかし、THMについては、通水倍率の増加とともに除去率が低くなり通水倍率50から5000m^3/m^3-ACにおいて除去率が93%から10%に低下した。

大腸菌群数は塩素処理水0.3×10^0～1.9×10^2CFU/100ml（平均2.2×10^0CFU/100ml）であり、活性炭ろ過により、2.3×10^0～6.2×10^2CFU/100ml（平均8.1×10^1CFU/100ml）、対数生残比は0.3～2.4（平均1.5）となった。三次処理水を塩素注入率1.5～3.3mgCl/Lの処理条件により、大腸菌群対数生残比は−4となったが、活性炭処理後は塩素処理後と比較した生残比は1.5となり、活性炭処理過程において大腸菌群が増加していることが明かとなった。また、大腸菌においても同様の挙動を示した。なお、活性炭処理での大腸菌群の増加は、通水初期（通水倍率300m^3/m^3-AC）より認められた。

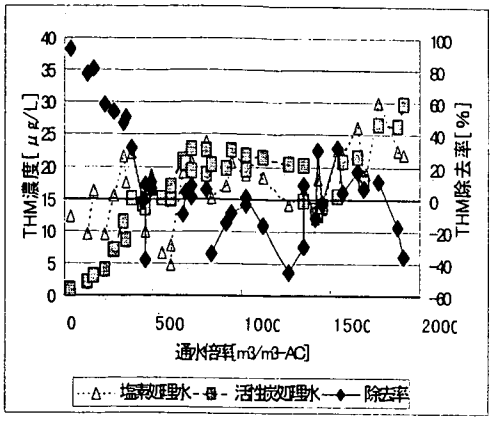
2）オゾン処理＋活性炭ろ過

三次処理水（砂ろ過水）のオゾン消毒処理水を活性炭ろ過した時の消毒副生成物および大腸菌群の変動を図−12～15に示す。

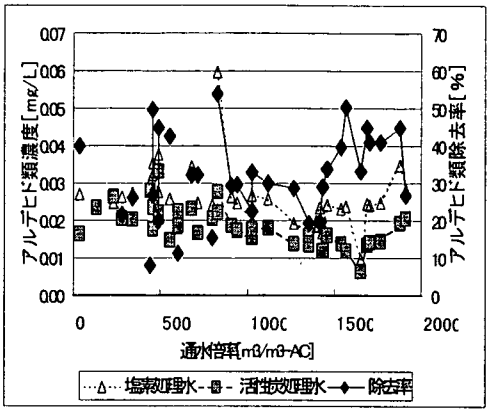
消毒副生成物に関しては、THM、アルデヒド類とも



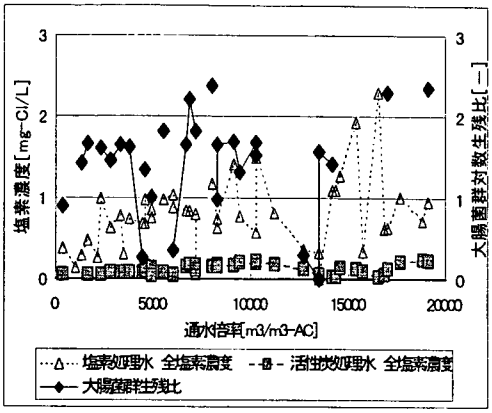
図−8　全塩素の変動(塩素)



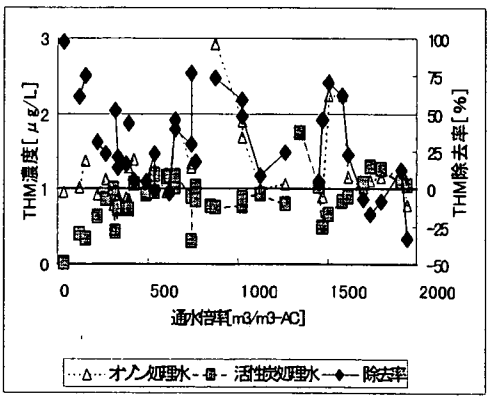
図−9　THMの変動(塩素)



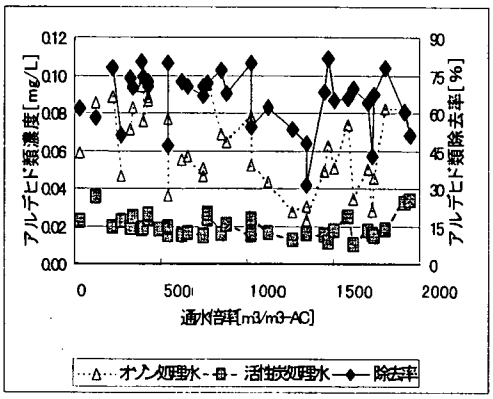
図−10 アルデヒド類の変動(塩素)



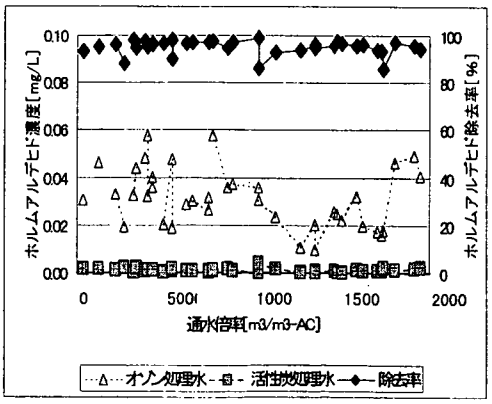
図−11 大腸菌群生残比の変動(塩素)



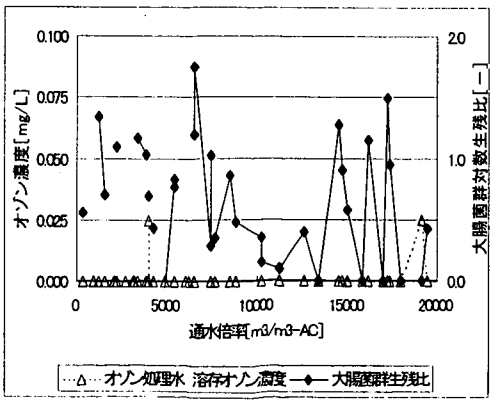
図−12　THMの変動(オゾン)



図−13　アルデヒド類の変動(オゾン)



図−14　ホルムアルデヒドの変動(オゾン)



図−15　大腸菌群生残比の変動(オゾン)

に、活性炭ろ過により減少した。アルデヒド類およびホルムアルデヒドはオゾン処理水 24～99μg/L（平均 63μg/L）、10～58μg/L（平均 32μg/L）であり、活性炭処理により 11～36μg/L（平均 20μg/L）、0.4～4.0μg/L（平均 1.3μg/L）となり、除去率はアルデヒド類 31～82%（平均 66%）、ホルムアルデヒドは 86～99%（平均 95%）と高い除去率を示した。10 年度に行った活性炭吸着実験では、活性炭でのアルデヒド類除去はアルキル基の少ないホルムアルデヒドでは期待できなかったが、本実験では高い除去率を得ることができた。一般に、ホルムアルデヒドは生物分解されやすいとされており、本結果は、活性炭表面に生成した生物膜により、ホルムアルデヒドが分解されたものであり、同効果は吸着能力を有しない担体でも期待できるものと考えられる。

大腸菌群数はオゾン処理水 ND～4.9×10^{1}CFU/100ml（平均 8.0×10^{0}CFU/100ml）であり、活性炭ろ過により、1.0×10^{0}～1.3×10^{2}CFU/100ml（平均 3.9×10^{1}CFU/100ml）、対数生残比は−0.04～1.7（平均 0.8）となった。三次処理水をオゾン注入率 1.1～4.5mg-O_3/L の処理条件により、大腸菌群対数生残比は-4 となったが、活性炭処理後はオゾン処理と比較した生残比は 0.8 となり、活性炭処理過程において大腸菌群が増加していることが明かとなった。また、大腸菌においても同様の挙動を示した。

3）逆洗による変化

活性炭の逆洗頻度は、通水倍率 13000m^3/m^3-AC 以前は損失水頭の上昇に伴いろ過が困難となった時点で行うこととし、塩素系：約 1000 時間毎、オゾン系：約 600 時間毎で実施した。通水倍率 13000m^3/m^3-AC 以降は、両系：約 170 時間毎に実施した。なお、逆洗方法は、空気洗浄 5 分−水・空気洗浄 10 分とした。逆洗前後での処理性能の変化は、消毒副生成物および大腸菌群ともに明確には見られなかった。

逆洗排水における消毒副生成物および指標細菌数は、大腸菌群が 10^{3}CFU/ml、大腸菌が 10^{1}CFU/ml 程度で流出した。逆洗水（活性炭ろ過水）の大腸菌群は数 CFU/ml 以下であるので、活性炭上に付着していた細菌が逆洗により剥離、流出したものと考えられ、活性炭上での保持・増殖が推察された。消毒副生成物に関しては、THM およびアルデヒド類が排水より検出された。オゾン系での排水中の THM 濃度は 1 μg/L 程度であり、塩素系では 25μg/L であった。ただし、この濃度はほぼ逆洗水中の THM 濃度と一致しており、逆洗排水中の THM は活性炭に吸着されたものではなく、逆洗水を反映したものと考えられる。一方アルデヒド類は、若干、逆洗水より高濃度で検出された。

4．まとめ

① 残留消毒剤の減衰速度は水質により大きく異なり、塩素はアンモニアの残存により、オゾンは海水の混入により残留性が高くなることがわかった。

② 還元剤による脱塩素は、反応する塩素の形態により必要となる還元剤量が異なり、遊離塩素濃度／全塩素濃度の割合が高まるにしたがって必要な還元剤量が少なく傾向が見られた。

③ 消毒処理水の活性炭ろ過処理により、残留塩素は良好に除去された。THM は活性炭での減少が認められたが、通水倍率の増加による除去率の低下が顕著であった。アルデヒド類は、平成 10 年度の回分実験では、活性炭での吸着が期待できなかったが、活性炭表面に生育する生物膜により高い除去性能を有することがわかった。

④ 塩素消毒やオゾン消毒により大腸菌群対数生残比を-4 とした場合であっても、消毒処理水を活性炭ろ過することにより、大腸菌数や大腸菌群数が 1 桁程度増加することが明かとなった。

5．主な研究成果

1）畑津十四日,鈴木穣、下水処理水のオゾン消毒におけるオゾンおよび消毒副生成物の残留、第 34 回日本水環境学会年会講演集、p.575、平成 12 年 3 月

2）畑津十四日,鈴木穣、消毒処理水中の細菌の挙動、第 37 回下水道研究発表会講演集、pp.252-254、平成 12 年 7 月

3）Toshika Hatatsu, Yutaka Suzuki, Evaluation of Ozone Disinfection from View Points of Inactivation Disinfection Effects and Byproducts Formation, 73rd Annual Conference WEF 2000

【参考文献】

1）建設省土木研究所、平成 10 年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.51-58、平成 11 年 8 月

2）三村元：オゾンの魚類に対する毒性、月刊海洋、Vol.30、No.3、pp.164-170、1998

4．水系における病原性微生物の挙動に関する研究

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
研　究　員　畑津十四日

1．はじめに

上水道取水源上流域での下水道普及の進展や国民の水辺回復要求の高まり、水の循環・再生利用の必要性増大等の現状を受けて、水系の衛生学的基準のあり方について再検討する必要が高まってきている。しかし、放流先水系での病原性微生物の挙動についてはいまだ不明な部分が多い。本研究は、このような衛生学的基準についての判断資料とすべく、消毒方法や水系状況の相違に伴う下水処理水中の病原性微生物の水系での挙動について調査を行うものである。

2．過年度の調査内容

10年度は、文献調査および水中における微生物挙動に関する基礎実験を行った。

（1）文献調査

水系における感染症は、飲料水やレクリエーション水（プール、海水浴、親水利用）などによるものがある。近年の我が国における水系感染症の集団発生事例では、原因は地下水、簡易水道を中心とする水道施設の管理不十分や給水設備の故障によるものであり、原因微生物は、大腸菌とカンピロバクターが大部分を占め、その他サルモネラ、赤痢菌、クリプトスポリジウム、ウェルシュ菌等であった。

下水中からは、糞便に含まれる病原性微生物が検出される可能性があり、サルモネラはほぼ常在し、スタフィロコッカスも存在の可能性が高く、カンピロバクターは検出される場合とされない場合があり、屠殺場排水が供給源となる場合が指摘されていた。また、ウイルスの検出率は45～100％と高く、濃度は10^0～10^2個/100mLであり、大腸菌ファージはほぼ全試料（100％）で検出されており、濃度は10^3～10^4個/mLであった。

環境中に放出された微生物の生残・死滅に影響を与える要因は、非生物的要因として、温度、圧力、電磁波、基質、無機養分、イオン組成、有効水、ｐH、酸化還元電位、ガス組成、毒性等であり、生物的要因としては、競争、拮抗、捕食、植物との相互作用、菌体側の要因として、耐久型細胞の有無、生理状態、保有するプラスミド等が考えられている。

（2）基礎実験

微生物の消長に与える水温および溶存酸素の影響を把握することを目的として、生理食塩水および下水二次処理水に、数種の細菌および大腸菌ファージを添加し、その微生物濃度の変化を把握した。また、同様の実験を、流入下水や消毒処理水を用いて行い、水質の微生物挙動への影響について検討を行った。

その結果、どの微生物も4℃で増殖することはなかったが、20℃および30℃では初期に増加する菌種が認められた。また、減少速度は、温度が高いほど大きくなる傾向が見られた。このように、水温はその微生物の状態（増殖期にあるか、減衰期にあるか）によって、増殖および減衰速度が水温と正の相関があると考えられた。

また、消毒処理水中における細菌の挙動では、塩素処理水、オゾン処理水および紫外線処理水ともに、細菌の再増殖が懸念された。

3．調査内容

平成11年度は、消毒レベルと細菌再増殖の関係や接触酸化水路における指標細菌の挙動について検討を行った。

3．1　実験方法

3．1．1　塩素処理レベルと細菌再増殖の関係

大腸菌および大腸菌群を指標とした塩素消毒実験により、損傷菌の存在および塩素処理レベルと細菌再増殖の関係を把握することを目的として実験を行った。

（1）指標細菌および測定方法の検討

細菌の測定方法としては、通常、培養法が用いられる場合が多いが、本来培養可能な細菌が、飢餓条件や塩ストレスなどにより、生きているが培養できない（Viable but nonculturable、VBNC）状態になる現象が、コレラ菌や大腸菌 O157 などの病原菌においても認められている[1]。そこで、VBNC 状態の細菌測定の一方法として検討されている DVC（direct viable count）法の適用を検討した。

指標細菌としては、現行基準および下水中での存在量を勘案し大腸菌群を候補とし、以下の５つの保存株を比較した。①*Escherichia coli*(JCM 1649)、②*Enterobacter cloacae*(JCM 1232)、③*Klebsiella pneumonia*(JCM 3317)、④*Citrobacter freundii*(JCM 12681)、⑤*Enterobacter aerogenes*(YIT 6042)。

なお、DVC 法は上水試験方法における全細菌および生菌の測定方法を基本としたが、菌の伸長性に問題があったため、以下のとおりとした。

1）全細菌の測定方法

試料に 20%グルタルアルデヒド（和光純薬製）および 10 倍濃度リン酸緩衝液を試料の各 10%量を添加し、4℃で 1 時間以上固定。固定後、DNA 蛍光染色剤の DAPI(4'、6-diamidino-2-phenylindole)により染色、蛍光顕微鏡下で観察、計数した。

2）生菌の測定方法

試料に 0.2%ナリジキシン酸(NA、 sigma 社製)液を 1%および 2 倍濃度 TSB を 1%添加し 20℃で 20 時間培養後、全菌数と同様に固定後蛍光染色、蛍光顕微鏡下で観察し、肥大または伸長した細胞数を計数した。

本法は、DNA 合成阻害剤であるナリジキシン酸を栄養基質とともに加えると、生菌において細胞分裂は阻害されるがタンパク質合成により菌体が肥大・伸長する現象を利用して、生菌を死菌とは区別して測定するものである。

（2）塩素処理レベルと細菌再増殖の関係

生理食塩水および人工下水に①*E.coli*(JCM1649)を添加、所定量の次亜塩素酸ナトリウムを注入し 15 分間攪拌を行った後、残留塩素をチオ硫酸ナトリウムで中和処理した。塩素処理した試料を 20℃で静置保存し、経時的に大腸菌数の測定を行った。大腸菌数の測定は、前述の DVC 法による全細菌と生菌測定の他に、TSA、m-ENDO、合成発色酵素基質培地を用いた培養法による測定も行った。

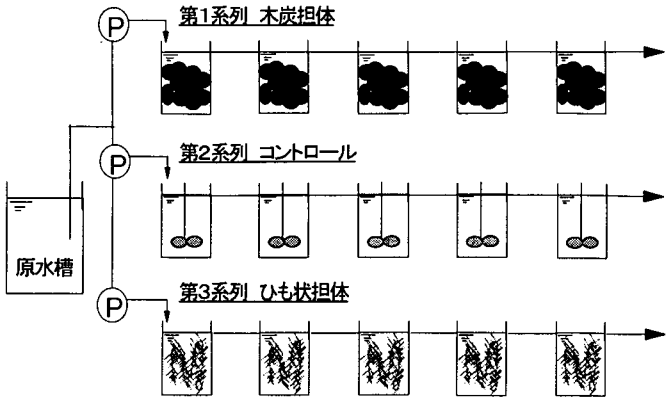
実験に用いた人工下水は土木研究所資料[2]を参考とし、二次処理水程度の BOD 濃度となるように、デキストリン 2.3mg、牛肉エキス 4.9mg、酵母エキス 5.6mg、ペプトン 0.9mg、NaCl0.5mg、$MgSO_4$0.3mg、KH_2PO_4 1.4mg、KCl 1.0mg を 1L の精製水に溶解し 121℃・15 分高圧蒸気滅菌した。なお、滅菌後の人工下水は TOC 7.4mg/L、BOD 7.6mg/L であった。

3．1．2　接触酸化水路における細菌の挙動

接触酸化水路による汚濁物の除去機構は、汚濁物の下水中から生物膜への移動と生物膜への吸着、そして生物膜微生物による分解・消費から成り立っており、BOD、SS の高い除去が期待できる。また、大腸菌群も高い除去率を示すという報告がある[3]。しかしながら、その実態についてはほとんど解明されていない。そこで、接触酸化水路内に流入した細菌がその後生物膜に対してどのような挙動を示すのかを明らかにすることを目的として実験を行った。

（1）実験装置の概要

実験は、建設省土木研究所湖北総合実験棟内に設置した接触酸化方式の水路を用いて行った。水路は 3.14L の円筒状の槽を 6 槽をつなげたものを 3 系列有し、3 系列のうち 2 系列にそれぞれ異なった接触担体を投入した（系 1：木炭担体、系 3：ひも状担体）。残りの一系列（系 2）はコントロールとして、接触担体のない状態とした。原水は、同実験棟内に設置されている硝化促進型の活性汚泥処理プラントの二次処理水を用いた。なお、原水の細菌数は、大



図－1　接触酸化水路実験装置フロー

腸菌 5.1×10^{1}CFU/mL、大腸菌群 3.7×10^{3}CFU/mL、一般細菌 5.1×10^{3}CFU/mL であった。実験水路概略フローを図－1、接触担体の概要を表－1に示す。処理流量は、担体を充填していない状態において SS の沈降が少ないとともに、一般的な接触酸化方式の流速（0.01～0.05m/sec 程度）を考慮して、0.05m/sec（300mL/min）とした。

表－1　接触担体の概要

接触担体種	大きさ
木炭担体	粒径 約10～20mm
ひも状担体	直径 45mm

測定項目は、細菌指標として大腸菌群、大腸菌および一般細菌を測定し、一般水質項目として水温、pH、ORP、DO、DOC、SS、各態窒素およびりんとした。

（2）水路内堆積物の定量

約 2 ヶ月間の通水実験において堆積した生物膜と沈殿物について、細菌数および生物膜量の定量を行った。なお、堆積物中の細菌測定は、超音波による前処理を行った。また、生物膜と沈殿物の区別は、接触担体を水路内で軽く揺すりながら取り出した時に、接触担体上に残ったものを生物膜、水中に残ったものを全て沈殿物とした。

3．1．3　水路実験

建設省土木研究所湖北総合実験棟内に設置した実験水路を用い、水路内での細菌の挙動について検討を行った。実験装置は、原水槽、原水供給ポンプおよび水路から構成されている。本実験に用いた水路は、一過式（30m）であり、水量、水路勾配、堰高を調整することが可能である。実験装置フローを図－2 に示す。

実験は、砂ろ過水を流下した水路に、大腸菌保存株を添加し、流出部での大腸菌濃度を経時的に測定した。また、実験終了後、水路床に付着した大腸菌濃度を測定した。

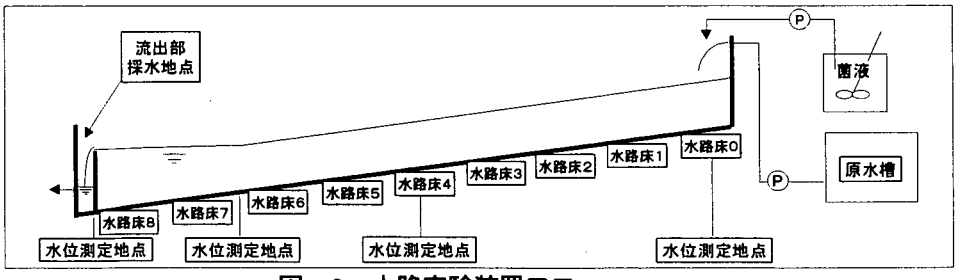
（1）添加菌液の調整

Escherichia coli(IFO13965)保存株をトリプトソイブイヨン培地（TSB、日水製薬製）に接種し、36℃で 18 時間培養した。培養菌液を遠心分離（10000rpm、10 分）し、生理食塩水での洗浄の上、菌体を回収した。回収した菌体を水路原水である砂ろ過水に混合し、添加菌液（6.4×10^{7}CFU/mL）とした。

（2）水路実験手順

実験手順は以下のとおりとした。

① 水路を洗浄する
② 水路勾配、堰高を設定する
③ 原水（砂ろ過水）を所定流量で流下する
④ 水路内の水位を測定する。
⑤ 菌液を所定量（20mL/分、10 分間）添加する。添加開始時間を 0 時間とする。
⑥ 流出部において、経時的に試料を採取し、大腸菌濃度を測定する。
⑦ 実験終了後、原水の流入を停止、堰を外し、水路内の滞留水を排除（自然流下）する。
⑧ 水路床を綿棒で掻き取り、大腸菌濃度を測定する。



図－2　水路実験装置フロー

3．2　研究結果

3．2．1　塩素処理レベルと細菌再増殖の関係

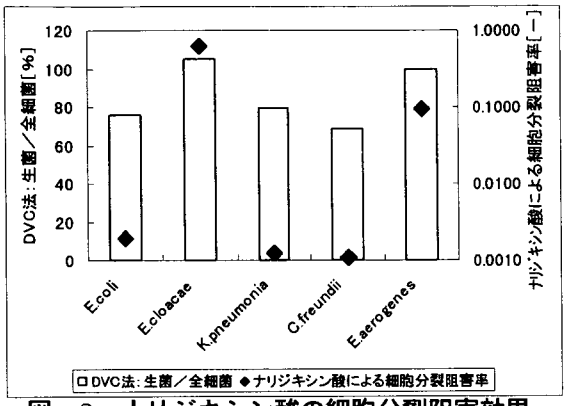
（1）ナリジキシン酸の試験菌への影響

図－3 はナリジキシン酸培養後の生菌数／全細菌の割合とナリジキシン酸培養による細胞分裂阻害率（ナリジキシン酸培養有無での形成コロニー数の比）を示す。*E.coli* と *K.pneumonia*、*C.freundii* に対しては細胞分裂阻害性が高く、次いで *E.aerogenes*、*E.cloacae* の順で細胞分裂阻害性が弱くなった。また、生菌／全細菌の割合は、ナリジキシン酸による細胞分裂阻害性が低い *E.cloacae*、*E.aerogenes* ではほぼ 100％であったが、細胞分裂阻害性の認められた *E.coli*、*K.pneumonia*、*C.freundii* では 80％となり、ナリジキシン酸により若干死滅する傾向が見られた。図－4 はナリジキシン酸培養前後の平均菌体面積と標準偏差（サンプル数 100～200）を示すものである。ナリジキシン酸培養前後での菌体の伸長は、*E.coli* が最も伸長し、非伸長菌体との識別が容易であった。

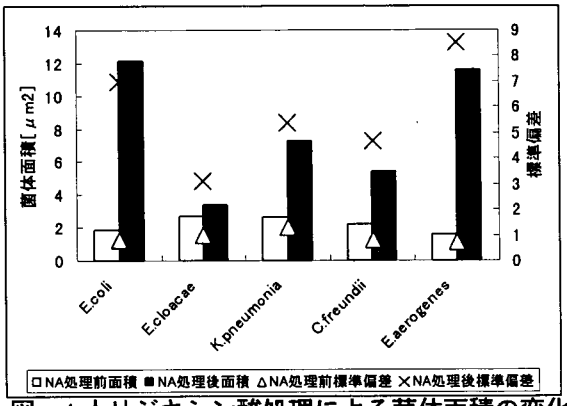
その他の試験菌株は菌体の伸長が悪く、伸長菌体と非伸長菌体の識別が難しかった。ナリジキシン酸処理しない菌体の面積の標準偏差は小さくどの菌体もほぼ同じ面積であったが、ナリジキシン酸処理後の菌体面積の標準偏差は大きく、感受性が高い菌種ほど標準偏差が大きくなる傾向が見られ、ナリジキシン酸感受性が細菌種や細胞により異なることが示唆された。

E.coli、*K.pneumonia* のように試験菌がナリジキシン酸に感受性で細胞分裂を阻害すれば、ナリジキシン酸培養後のコロニー数が減少し、伸長した細胞が DVC 法で生菌数として計数され、ナリジキシン酸感受性細胞と非感受性細胞の判別が容易であった。しかしながら、*E.cloacae* のようにナリジキシン酸の感受性が低い場合は、ナリジキシン酸培養後のコロニー数の減少は見られず、ナリジキシン酸による細胞の伸長も顕著ではなく、細胞の大きさではナリジキシン酸感受性細胞と非感受性細胞の判別が困難であった。*E.aerogenes* はコロニー数で比較するとナリジキシン酸培養前後での細胞分裂阻害率が 0.093 であり、1 割程度のコロニー数の減少に留まっていたが、DVC 法の生菌の菌体面積は *E.coli* に次いで大きかった。このことから *E.aerogenes* は試験した他の細菌株より細胞毎のナリジキシン酸感受性の差が大きいことが示唆された。

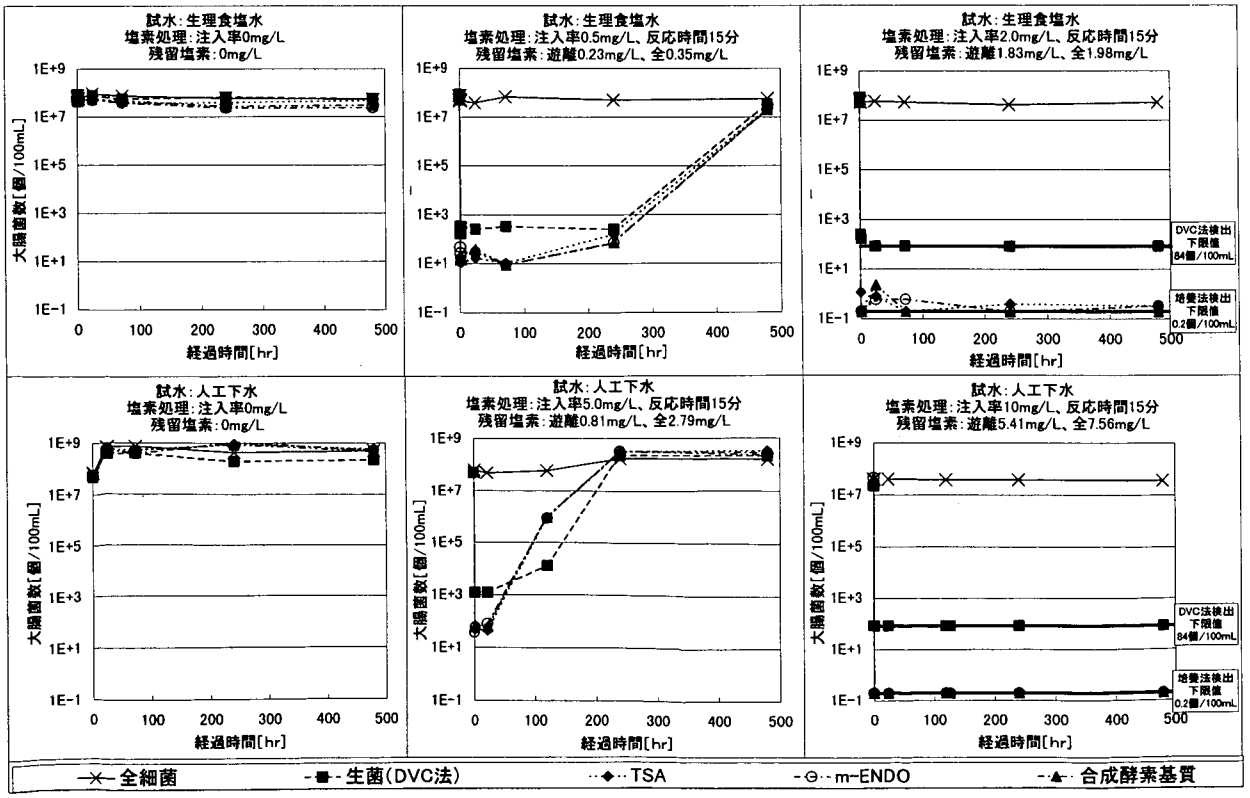
以上の理由により、ナリジキシン酸の効果および生菌・全細菌の区別が明確である *E.coli*（以下、大腸菌）を塩素消毒作用試験に供試することとした。



図－3　ナリジキシン酸の細胞分裂阻害効果



図－4 ナリジキシン酸処理による菌体面積の変化



図－5　塩素処理後の大腸菌の経時変化

図－5は大腸菌を添加した生理食塩水および人工下水の塩素処理後における大腸菌濃度の経時変化を示す。

塩素処理を行わない場合は、全細菌、生菌数ともにほとんど変化なく添加濃度である 10^7 個/100mL 程度の濃度を維持した。塩素処理を行った場合、高い塩素注入率での大腸菌は、消毒後 培養法では数個/100mL（生残比－6log 以上）、DVC 法生菌数は検出下限値以下となり、塩素中和後 480 時間での生菌数の増加はみられなかった。一方、低い塩素注入率では消毒後の大腸菌が培養法で数十個/100mL（生残比－4log 程度）、DVC 法生菌数はそれよりやや高い値となり、塩素中和後は時間経過とともに生菌数が増加し 480 時間後には塩素処理前の添加菌数と同等である 10^7 個/100mL となった。生菌数が増加するまでに要する時間は、生理食塩水で 200 時間程度、人工下水で 100 時間程度であった。また、培養法において 3 種の培地を用いたが、培地による違いはみられなかった。

本結果は、消毒後 1～3 日程度は生菌数が培養法で測定される菌数より多くなっていること、塩素処理後の細菌であっても完全な殺菌（数個/100mL 以下）が行わらなければ、細菌は増加しうることを示し、特に栄養源となる物質が残存する場合は、増加しやすいことを示している。また、本来であれば生理食塩水には有機物等が含まれないため菌数が増加するとは考えられないが、精製水や実験容器に微量に残存する有機物等により、増殖したものと推察される。

3．2．2　接触酸化水路における細菌の挙動

（1）接触担体による細菌の除去効率の違い

水路に新しい担体を投入した直後は、水路内での細菌の増減がほとんどみられなかったため、接触担体が新しく生物膜が全く生息していない状態では、接触担体による細菌の吸着や捕捉作用は無視しうるものと考えられる。

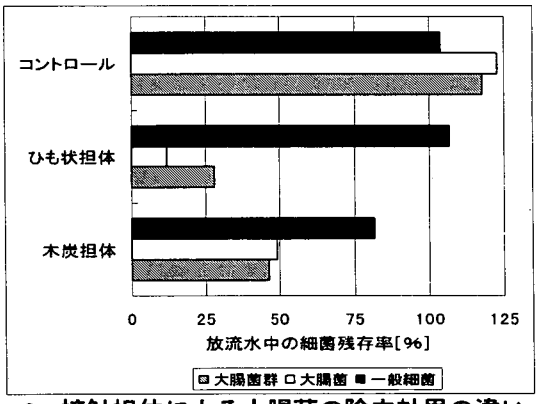
処理時間の経過により、接触担体を入れた水路では細菌が水中から効率よく除去されるようになった。その除去率は、約 60～90％であった。また、この細菌の除去効果は、ひも状担体＞木炭担体≫コントロールの順であった（図－6）。大腸菌と大腸菌群の除去率を比較すると大腸菌の方がやや高いものの顕著な差は認められなかった。

（2）水路内堆積物中の細菌濃度

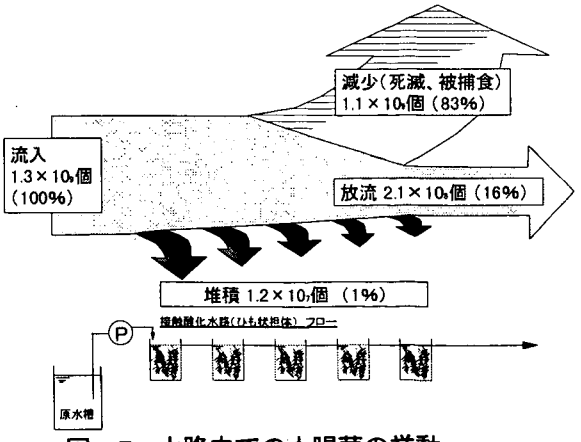
2 ヶ月の処理の後、ひも状担体系列において、水路内の水、生物膜、沈殿物中の細菌濃度をそれぞれ比較した結果、生物膜や沈殿物中には、高濃度の細菌が生息していた。特に、負荷の高い第 1 槽目においては、堆積物が多いこともあり、10^9CFU/槽の大腸菌が検出された。

（3）接触酸化水路での細菌の除去能力

実験結果より、生物膜や沈殿中には高濃度で細菌が生息していたため、水路における細菌類の収支について検討した。流入水と処理水の細菌数の差より、2 ヶ月間に水路内で除去された細菌数を求め、これを実際の堆積量と比較した。その結果、流入した大腸菌の 80％程度が水路で除去され、水路内で除去された大腸菌のうち 99.72％、大腸菌群数においては 99.07%が不活化されていたことがわかった（図－7）。



図－6　接触担体による大腸菌の除去効果の違い



図－7　水路内での大腸菌の挙動

3．2．3　水路

実験条件および結果をまとめて、表－2、図－8，9 に示す。今回の設定では、水路勾配（0.014）、堰高（50mm）、菌液添加時間および添加量は一定とし、流入水量のみを変化させた。その結果、流入水量が多くなるにしたがい、①流出菌濃度最大値（5.0×10^4CFU/mL）までの時間が短くなる、②流出菌濃度最大値時間幅が短くなる、③流出菌濃度が最大値より低下する時の低下速度が大きく

なる、④流出率が高くなる、⑤水路床残留菌数が多くなるという傾向が認められた。また、水路床に残存した菌量は、水路の下流程多かった。

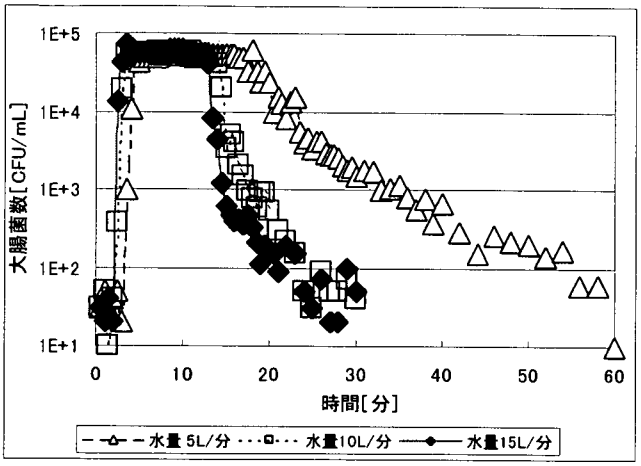
添加菌液が均一に混合された場合の流入大腸菌濃度は、8.5×10^4～2.6×10^5CFU /mL となる。しかし、流出した菌濃度は最大 5.0×10^4～6.5×10^4CFU/mL であり、水路内で大腸菌が減少していることとなる。同様に回収率を比較すると、添加菌の回収率（=(流出菌量＋水路床菌量)／(添加菌量＋原水菌量)×100）は 30%～70%となり、流入水量が小さいほど、回収率が低くなる傾向がみられた。

これは、水路内で大腸菌が死滅および不活化された、もしくは、菌測定（流出部菌測定および水路床菌測定）において平均的な濃度測定が行われてなく、実質より低めで検出してしまった等の原因が考えられる。

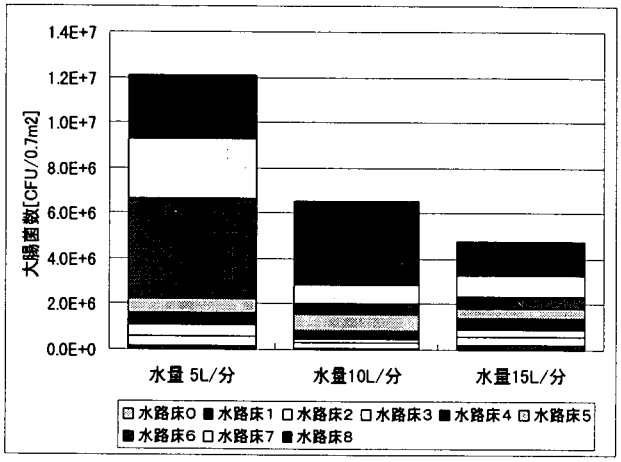
表－2　水路実験結果

	RUN 1	RUN 2	RUN 3
水温 [℃]	15.0	15.2	15.0
流入水量 [L/min]	5.0	10.0	15.0
平均流速 [m/s]	0.208	0.208	0.250
平均滞留時間 [sec]	129	129	107
レイノルズ数	405	794	1,180
容量 [m³]	0.011	0.021	0.027
添加菌液濃度 [CFU/mL]	6.4E+7	6.4E+7	6.4E+7
菌添加時間 [sec]	600	600	600
菌液添加量 [mL/min]	20	20	20
実験時間 [min]	60	30	30
原水菌濃度 [CFU/mL]	3.0E+1	3.0E+1	3.0E+1
流入菌濃度 [CFU/mL]	2.6E+5	1.3E+5	8.5E+4
流入菌量 [CFU]	1.3E+10	1.3E+10	1.3E+10
流出菌量 [CFU]	4.5E+9	6.2E+9	9.0E+9
流出率 [%]	35.4	48.4	70.2
水路床残留菌量[CFU]	1.2E+7	6.6E+6	4.8E+6
流入量に対する水路床残存率[%]	0.09	0.05	0.04

流出率＝流出菌量／流入菌量×100
水路床残存率＝水路床菌量／流入菌量×100



図－8　水路実験における大腸菌濃度の経時変化



図－9　水路床残存大腸菌濃度

4．まとめ

本年度の調査では、塩素消毒レベルと細菌再増殖の検討、接触酸化水路内での細菌の挙動および一過式水路内での大腸菌トレーサー実験を行った。

その結果、塩素消毒により大腸菌生残比を－4log とした場合であっても再増殖はみとめられるが、消毒レベルを高めることで、再増殖を防げるとともに増殖までのラグタイムが長くなる傾向がみられた。一方、生物膜を伴う接触酸化水路においては、大腸菌の除去傾向が認められ、除去された大腸菌の多くが水路内で不活化されていることがわかった。

今後は、実験水路における連続実験を実施し、水理要因や原生動物等の捕食生物との相互作用を含めて、水系内の微生物挙動を検討する予定である。

5．主な研究成果物

① 土木研究所資料　下水道関係調査研究年次報告書集（平成 11 年度）
② 岡田香子　他、水路自然浄化施設における病原性微生物除去機構の検討、第 34 回日本水環境学会年会講演集、p.376、2000/3

【参考文献】

1）生きてはいるが培養できない病原細菌に挑む、月刊科学、Vol.69、No.6、pp508-516、1999/6
2）生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去、土木研究所資料、第 1664 号、1981
3）矢野洋一郎、自浄作用を応用した河川の浄化、用水と排水、Vol.24、No.1、pp13-24、1982

5．水循環健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討

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　畑津十四日
研　究　員　重村　浩之
STA ﾌｪﾛｰ研究員　金　時浚

1．はじめに

環境水中で女性ホルモン作用を発現する物質のうち、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙと女性ﾎﾙﾓﾝである17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙは、下水処理水中でも検出頻度が高く、除去が十分に行われていない可能性がある物質である。これらの２物質を対象として下水処理過程における除去機構を明らかにし、処理条件の改善によって除去率を向上させる手法や分解能力の高い微生物等を用いてより効率的な除去を行う方法の基礎的検討を行っている。平成１１年度は、

1）７カ所の処理場の活性汚泥から、これらの２物質を資化する能力が高い微生物の分離を試みた。

2）２物質の活性汚泥中での集約部位について抽出試験等による検討に着手した。

3）逆浸透膜による環境ホルモン物質の除去特性について検討を行った。

2．女性ホルモン様物質等資化微生物の探索

2．1　調査方法

女性ホルモン或いはノニルフェノールの流入濃度が比較的高いＦ、Ｔ１、Ｔ２、Ｍ、Ｈ、Ｔ３、Ｔ４の7処理場を選び、活性汚泥および返送汚泥を採取日前3日間降雨が確認されていない日に採取した。

2．1．1　集積培養

集積培養は、過去の報告[1]をもとに表１に示した培地成分で行った。

表－１　培地組成表（Modified DOMINIC & GRAHAM's medium）

Carbon source (E2 or NP)	0.1 % (E2)　0.3 % (NP)　(wt/vol)
K2HPO4	3.5　(g/liter)
KH2PO4	1.5　〃
(NH4)2SO4	0.5　〃
NaCl	0.5　〃
MgSO4　7H2O	0.15　〃
Trace elements *	1.0　(ml/liter)
NaHCO3　10H2O	2.0　(g/liter)
MnSO4　4H2O	0.3　〃
ZnSO4　7H2O	0.2　〃
(NH4)Mo7O24　4H2O	0.02　〃
CuSO4　5H2O	0.1　〃
CoCl2　6H2O	0.5　〃
CaCl2　2H2O	0.05　〃
FeSO4　7H2O	0.5　〃
ｐH	6.0（酵母分離用）　or 7.0
補助基質として Yeast ext.	0.005 %(w/v)

基質として0.1% (E2)、または0.3% (NP) を含むもの作成し、各々について更に補助基質として Yeast ext. を添加したものと無添加のものを作成した。さらに、酵母採取用として pH = 6.0に調整したものと、細菌採取用として pH = 7.0に調整したものを作成し、合計16種類の集積培養液を各処理場ごとの汚泥（活性・返送）について作成した。集積培養に使用した17β-エストラジオールおよび、ノニルフェノールは以下の市販品を用いた。なお、ノニルフェノールは、過去の報告[1]をもとに製品を決定した。

17β-エストラジオール　SIGMA E-4876

ノニルフェノール　アルドリッチ NONYLPHENOL TECH. ALD 29085-8

試験管に集積培養用培地を10 mLずつ分注し、第一代目の集積として、各処理場の汚泥1 mLを添加した。試験管を28℃、260 rpm.で振とう培養し、3日または、4日で次の代へ植継ぎを行った。第一代目の培養後の培養液1 mLを、10 mLの培地を加えた試験管に添加して二代目とし、二代目から三代目と同様の方法で合計5代、継代を行った。

２．１．２　スクリーニング

各処理場の集積培養液のうちを PH を6に調整した酵母分離用の集積培養液は市販の YM 培地で、pH を7に調整した集積培養液は、ISP 培地および、R2A 培地で作成した平板に塗沫し、28℃で培養して単一化した。単一と認められる株をそれぞれスラントに植菌した。

２．１．３　資化性の検討

集積培養液そのものおよび、スクリーニングした単一株から有用株を選択するにあたり、薄層クロマトグラフ（以下ＴＬＣと記す）を用いる方法によって予め資化能力の有無を確認し、確認できたものについて資化性の検討を行った。このような二次スクリーニングにより選択した株について、17β-エストラジオールおよびノニルフェノール標準品を用い、１０日間の培養試験前後のこれら物質の培養液中濃度を GC-MS による機器分析で分析し資化能力の測定を行った。

GC-MS 分析は、2物質とも「外因性内分泌撹乱化学物質調査暫定マニュアル（平成10年10月）」等に分析方法が記載された方法に準じて行った。なお、17β-エストラジオールの測定は、本マニュアルには ELISA 法が提案されているが、培養液中濃度が高濃度であるため、GC-MS を最適化して測定した。

（１）二次スクリーニング方法

ＴＬＣの展開溶媒を検討し、以下の条件で行うこととした。

使用 TLC ﾌﾟﾚｰﾄ	：MERCK 社(No. 13727)
展開溶媒	：E2 ｴﾀﾉｰﾙ—ﾍﾞﾝｾﾞﾝ (1:9)
	NP ﾒﾀﾉｰﾙ—ﾍﾞﾝｾﾞﾝ (5:95)
展開溶媒液量	：5mL
展開時間	：約16分/10cm
ｻﾝﾌﾟﾙ 量	：E2(5μL)、NP(2μL)
発色試薬	：重ｸﾛﾑ酸ｶﾘｳﾑ—硫酸(必要時)

ＴＬＣ分析結果の一例を図－１に示す。



図－１　ＴＬＣ分析の結果
Band A: 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ
Band B: ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ
Band C: ｴｽﾄﾛﾝ

（２）ＧＣ－ＭＳ分析法

a) 17β-エストラジオール分析法

GC-MS による17β-エストラジオールの分析方法は、

環境庁水質保全局の外因性内分泌撹乱化学物質調査暫定マニュアルの中で示されている。今回、本マニュアルの分析法を参考にしたが、培養液中の１７β-エストラジオールは、環境中の濃度と比較して非常に高濃度であるため、適宜希釈するなど、最適化して分析した。

試料(培養液)を固相抽出カートリッジに保持させた後、酢酸メチルで溶出させた。溶出液を適当量分取し、サロゲート物質(17β-エストラジオール-d4)を添加した。さらに、窒素気流により乾固させた後、BSTFAによりTMS化体を誘導し、再び乾固させ、n-ヘキサンに溶解させた検液をGC-MSにより測定した。

b) ノニルフェノール分析法

GC-MSによるノニルフェノールの分析方法は、17β-エストラジオール同様、外因性内分泌撹乱化学物質調査暫定マニュアルの中で示されている。今回、資化性検討に用いたノニルフェノールは異性体を多く含む市販品であり、総量を定量する方法で分析した。

試料(培養液)をジクロロメタンで抽出し、適当量を分取後、内標準物質(フェナンスレン-d10)を添加し、n-ヘキサンで定容した検液をGC-MSにより測定した

２．２　探索結果

２．２．１　分離株数

集積培養液より分離し、単一と認められた総合計株数は７８５株であり、うち酵母分離用の培地から分離された酵母数は、２５７株であった。分離された菌株７８５株中、17β-エストラジオールの集積培養液から分離された株は合計４１９株、ノニルフェノールの集積培養液から分離された株は合計３６６株であった。

17β-エストラジオールの集積培養液から分離された株を処理場別に見ると、Ｆ処理場６４株、Ｔ１処理場６０株、Ｔ２処理場４９株、Ｍ処理場５９株、Ｈ処理場５３株、Ｔ３処理場６７株、Ｔ４処理場６７株であった。

また、ノニルフェノールの集積培養液から分離されたものは、Ｆ処理場５７株、Ｔ１処理場５４株、Ｔ２処理場４３株、Ｍ処理場４７株、Ｈ処理場５４株、Ｔ３処理場６７株、Ｔ４処理場４４株であった。

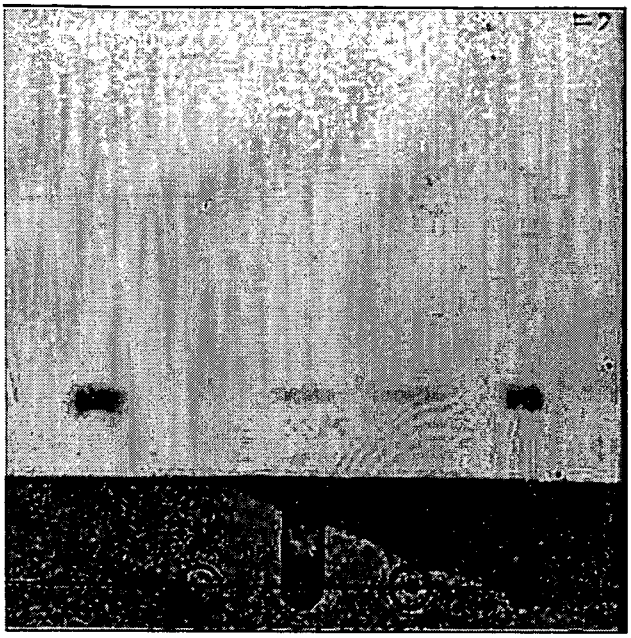
一方、17β-エストラジオールの集積培養液から分離された４１９株中、活性汚泥から分離された株数は、２０９株であり、ノニルフェノールの集積培養液から分離された３６６株中、活性汚泥から分離された株数は１８９株であった。従って、活性汚泥から分離された株は合計３９８株、返送汚泥から分離された株は合計３８７株となり、活性汚泥と返送汚泥による分離数の違いは見られなかった。

pHを６に調節した酵母分離用の集積培養液からは、２５７株が分離されたため、総分離株のおよそ３３％が酵母、残りは細菌であると考えられた。

２．２．２　ＴＬＣによる資化性の確認結果

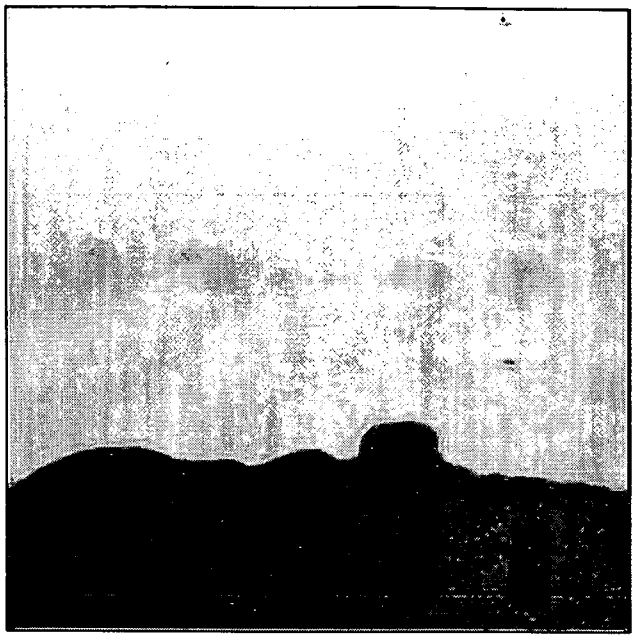
５代継代後の集積培養液中の残存基質量をTLCにより確認した。培養前と比較し、明らかに何らかの変化が確認された試料を含むＴＬＣ分析結果の例を、17β-エストラジオールによる集積培養液については図－２に、ノニルフェノール集積培養液については図－３に示した。

図－２に示されているバンドは17βエストラジオールの存在を示しており、図中の12, 13, 14の位置においたサンプルではほとんど17βエストラジオールが残存していないことを示している。このような培養液中には17βエストラジオールの資化能力が高い微生物が集積されていると考えられるので、そこから分離された単一株について更に資化能力を調べることによって、17βエストラジオール分解能力を有する株が見出すことができると考えられる。図－３はノニルフェノールで集積培養した液について同様に、ＴＬＣ分析を行った結果である。図中の23, 24の位置に置いたサンプルではノニルフェノールの存在を示すバンドがかなり薄くなっており、資化能力の高い微生物の存在が示唆された。



11　12　13　14　15

図－２　17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ集積培養液のＴＬＣ結果

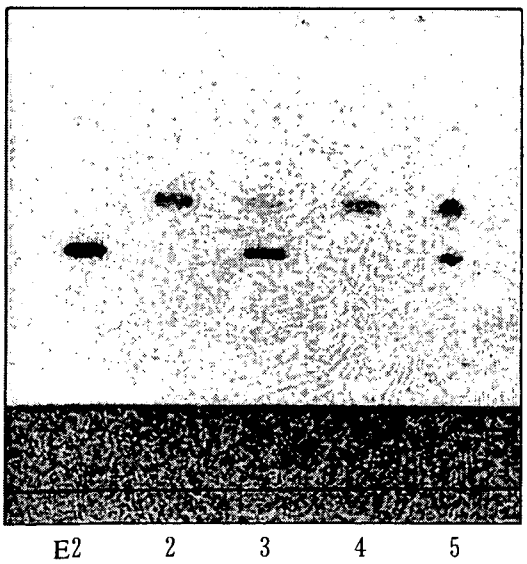


21　22　23　24　25

図－３　ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ集積培養液のＴＬＣ結果

２．２．３　単一株の資化能力検討結果

資化が確認された集積培養液から単離した、17β-エストラジオールを基質にした83株、ノニルフェノールを基質にした21株について、それぞれの物質を基質とする培養試験を行い、資化能力を検討した。その結果、単一株でそれぞれの物質を明らかに資化する菌株が確認され、17β-エストラジオール資化株は合計14株、ノニルフェノール資化株は合計6株であった。単一株培養液のＴＬＣ分析結果の例を図－４に、１０日間の培養前後で減少した基質の割合をGC-MS法で分析した結果を表－２に示した。



E2　2　3　4　5

図－４　17β資化株培養液のＴＬＣ結果
（下のﾊﾞﾝﾄﾞが17β、上のﾊﾞﾝﾄﾞはｴｽﾄﾛﾝ）

表－２　単一株の資化能力試験結果（資化率10％超）

基質	株番号	初濃度	10日後濃度 mg/l	資化率 %
17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	F1	7.03 mg/l	2.87	50.2
	F2		0.02	99.8
	F3		2.52	64.2
	F4		0.31	95.5
	T21		3.69	47.6
	T22		0.38	94.6
	T23		2.49	64.6
	T31		0.12	98.3
	T41		3.76	46.5
	T42		3.2	54.5
	T43		2.04	70.9
	T44		1.54	78.2
	T45		2.73	61.2
	T46		0.90	87.2
ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	FN1	30.43 mg/l	12.27	59.7
	T2N1		18.82	38.1
	T2N2		19.66	35.4
	T3N1		25.74	15.4
	T3N2		11.51	62.2
	FN2		20.66	32.1

図－４では、単一株の分解では、17βエストラジオールのバンドとその上のエストロンのバンドの何れか又はその両方が現れており、17βエストラジオールのバンドだけの株はその分解能力がないことを示し、エストロンのバンドだけが現れているものは17βエストラジオールをエストロンまでほぼ完全に分解したことを、両方現れているものは17βエストラジオールの分解能力が低く、また、エストロンの分解能力も無いものであることを示していると考えられる。今回分離した全ての単一株で、17βエストラジオールとエストロンのバンドが共に消失したものは無く、図－２に例示した集積培養液での結果では17βエストラジオールのバンドが消失してエストロンのバンドが現れたものが無かった結果と併せて考えると、次のようなことが云える。即ち、17βエストラジオール分解株とエストロン分解株は異なる株であり、両者が共存して始めてエストロン以下の化合物にまで分解可能で、通常は両者は共存している。エストロンは17βエストラジオール10分の１程度の女性ホルモン様活性を有する物質であり、これを分解する株についても今後検討が必要である。また、エストロン以降の分解生成物についても女性ホルモン様活性等について検討を行う必要があり、場合によっては更にそれを分解する微生物の検索が必要になると考えられる。一方、ノニルフェノール分解株は、17βエストラジオール分解株ほど出現頻度は高くなく、分解能力も低いものが多かった。今後は、検索範囲を広げたり、見出した分解株の能力を高める条件を検討したりする必要があると考えられる。

３．活性汚泥中の内分泌かく乱物質等の集約部位に関する検討

３．１　調査方法

活性汚泥法で運転されている下水処理場から返送汚泥を採取し、遠心分離によって間隙水と汚泥に分離した。汚泥については5種類の抽出液（0.1N 塩酸、0.1N 水酸化ﾅﾄﾘｳﾑ、ﾒﾀﾉｰﾙ、n-ﾍｷｻﾝ及びｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ）による30分間の浸透抽出（湿汚泥1g に対し抽出液300ml の割合）を行って再び遠心分離し、抽出液と汚泥を分離した。間隙水及び抽出液を分析機関に冷蔵状態で送付し、液中の17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ及びﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄの濃度を測定した。

３．２　調査結果

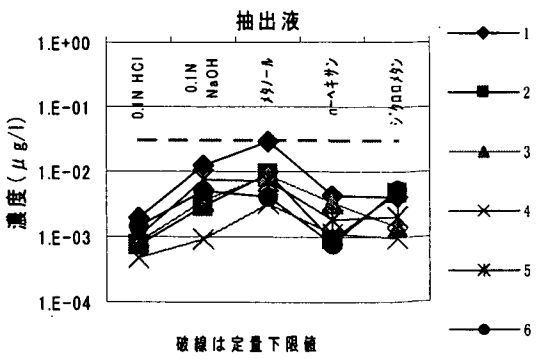
汚泥間隙水中の各物質の濃度は表－３に示すとおりであった。これらの値は既知の下水二次処理水中の濃度と同程度であり、採取から遠心分離を行うまでの間に汚泥からの溶出が生じた可能性は低いと考えられる。一方、図－５は汚泥抽出液中のノニルフェノール濃度を示したもので、何れも間隙水中の濃度より低く、活性汚泥に移行した物質の多くは汚泥粒子から容易に溶出する状態には無いと考えられる。

抽出液中に定量下限値以上の濃度で溶出した物質はﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄで、ﾒﾀﾉｰﾙ抽出或いはｼﾞｸﾛﾒﾀﾝ抽出を行った場合に定量下限値以上の濃度で検出された。抽出液中のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙと女性ホルモンは検出され

表－３汚泥間隙水中の内分泌かく乱物質濃度

Plant No.	ノニルフェノール	17β エストラジオール	ノニルフェノールエトキシレート
1	3.48	0.0539	12.2
2	1.18	0.0205	20.3
3	1.07	0.0489	11.2
4	1.09	0.1587	1.2
5	0.48	0.0515	0.4
6	0.55	0.0859	38.7

（単位は全てμg/l）



図－５　活性汚泥中のﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの抽出結果

たが何れも定量下限値以下であり定量できなかった。抽出液の中ではメタノールが最も高い濃度を示す場合が多く、ついで0.1N 苛性ソーダ溶液が高い値を示す場合が多かった。最も低い濃度は0.1N 塩酸で示される場合が多くついでヘキサンであった。これらの結果から、汚泥中の内分泌かく乱物質等は表面の油分や酸溶解性成分に吸着されているのではなく、細胞内部や蛋白系の物質と共に共存しているのではないかと考えられる。

4．逆浸透膜による環境ホルモン等物質の除去特性

4．1　調査方法

日東電工㈱製 RUA-5W 型逆浸透膜実験装置に同社製 NTR7250型ルーズ逆浸透膜モジュールを装着して純水に１種類だけの環境ホルモン等物質を添加した溶液を通じて膜による種々の環境ホルモン等物質除去の基本性能を検討した。環境ホルモン等物質の濃度は膜透過前後の溶液を各々10000倍に濃縮し、段階的に希釈した後エストロジェンレセプタに対する競合結合反応を利用し蛍光偏光度で検出する試験方法によってエストロジェン活性として測定した。

4．2　調査結果

ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの阻止率は圧力依存性を示し、操作圧力0.5MPa で30～40％であるのに対し操作圧力1MPa では75～80％に向上した。17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの場合は阻止率は操作圧力に関係なく95～99％であった。

5．まとめと今後の課題

環境ホルモン様物質の多くは下水処理場の活性汚泥処理工程で除去されていることが明らかにされているが、それらのうち、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙと17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙとは比較的除去率が低い。これらの分解微生物の抽出分離を試みたところ、17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙに対しては高い資化能力を有するものを見出すことができた。また、17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙはエストロンへの分解とエストロンの分解の二段階又はそれ以上の段階を経て分解されていることが推察された。ノニルフェノールについても比較的高い資化能力を有する微生物が見出された。これらを用いて効率の良い環境ホルモン除去が下水処理場で可能かどうか、次年度に検討を行う予定である。一方、活性汚泥中の環境ホルモン様物質の多くは、汚泥中に比較的強固に固定又は吸収されており、直ぐには解離して来ない形態で存在するものと考えられた。この結果は一回の抽出によるものであり、次年度に段階的な抽出法によって検討する予定である。逆浸透膜による環境ホルモン物質の除去は膜の種類と除去対象物質の性質によって違いがあり、今回検討したルーズ逆浸透膜ではﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙは17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙより膜を透過しやすいことがわかった。

参考文献

１） Thanghe, T. ;W. Dhooge, &W. Verstraete, "Isolation of Bacterial Strain Able to Degrade Branched Nonylphenol", Applied and Environmental Microbiology. 65(2), 1999: pp746-751

２）外因性内分泌かく乱化学物質調査暫定マニュアル（平成10年10月）、環境庁水質保全局

３）下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル（1999年8月）、（社）日本下水道協会

４）下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル（案）（2000年3月）、（財）下水道新技術推進機構

6．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　森田　弘昭
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、上水道施設と下水道施設間における悪循環形成の阻止、一旦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は下水処理過程で汚泥中に移行することから、汚泥の再利用にあたっては、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不活化法では、不活化効果は期待できないことから、下水処理過程においても新たな制御手法を至急確立する必要がある。

2．目　　的

前年度までの研究において、下水処理場に流入するクリプトスポリジウムオーシストのほとんどは、凝集沈殿処理や活性汚泥処理により汚泥に移行することを明らかにした。汚泥の再利用における感染リスクを低下させるためには、汚泥処理過程で安全なレベルまでオーシストを不活化しておく必要がある。汚泥処理過程におけるオーシストの不活化効果は未解明であることから、汚泥処理過程におけるオーシストの不活化効果を明らかにする必要がある。この研究を進めていく上では、オーシストの不活化を評価する方法が必要不可欠となる。

オーシストの不活化評価には、生物としての生死を判定する生育活性試験と動物への感染性を評価する感染試験がある。生育活性試験には脱嚢試験、感染試験には、マウスへの感染実験や細胞培養法がある。現在、オーシストの不活化評価には、マウスなどの実験動物による感染試験が利用されることが多い。実験施設の制約上、実験動物による感染試験が行えない場合は、脱嚢試験などの生育活性試験が利用されることもある。これらの試験方法の実験条件は統一されていないため、研究者により異なっているのが現状である。そこで、本年度は、脱嚢試験、マウスによる感染試験、細胞培養法によりオーシストの生育活性または感染性を評価する場合の諸条件、操作の簡便性および問題点を明らかにした。

3．実験方法

3.1 実験材料

3.1.1 供試クリプトスポリジウムオーシスト

本実験で使用したクリプトスポリジウムオーシストは、大阪市立大学医学部医動物学教室の井関基弘博士から分与された *Cryptosporidium parvum*(HNJ-1) をSCIDマウスで継代し、排出された糞便から比重1.10のPercollショ糖液による遠心浮遊法で精製し、蒸留水で遠心洗浄したのである。なお、本実験では、排出されてから78時間以内に精製・洗浄したオーシストを実験に供した。

3.2 脱嚢試験、マウスによる感染試験、細胞培養法の諸試験条件検討

3.2.1 脱嚢試験

脱嚢試験では、スポロゾイトが脱嚢操作によりオーシストから脱嚢するかどうかでオーシストの生存力を評価する。この試験で最も重要な点は、最も脱嚢率が高くなる脱嚢条件を明らかにすることである。そこで、脱嚢液の種類、酸前処理の有無、オーシストの脱嚢液への保温時間を変更し、オーシストの脱嚢率が最も高くなる脱嚢条件を探った。検討条件を表－1に示した。表－1の実験条件は、オーシストの脱嚢試験を行っている国内外の研究者の報告[1) 2) 3) 4)]を参考に決定した。これらの報告から、脱嚢液には、ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を使用している研究者とﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を使用している研究者の2グループに分けられた。著者らが本実験に使用するHNJ-1株に適している脱嚢液をこの2種類から選定することにした。それぞれの脱嚢液の組成は、ﾊﾝｸｽ液をベースに0.1%ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと0.2%炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑに混合調整したものとﾊﾝｸｽ液をベースに0.25%ﾄﾘﾌﾟｼﾝと0.75%ﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑに混合調整したものである。また、酸前処理が脱嚢率に及ぼす効果についても検討した。酸前処理液はﾊﾝｸｽ液を希塩酸によりpH2.75に調整した液を使用した。酸前処理条件は37℃,30分に統一した。オーシストの脱嚢液への保温時間は0～8時間とし、2,4,8時間保温後のオーシストの脱嚢状況を顕微鏡観察から判定した。なお、脱嚢液の温度は37℃に統一した。

脱嚢操作は次の通りである。脱嚢試験を行う試料は、10^7個/10mlに調整したオーシスト液から1mlを1.5mlのﾁｭｰﾌﾞへ入れ、4℃、11,000G,1分の条件で遠心分離を行い、底部0.1ml残し上澄水を吸引除去した。この操作を行ったﾁｭｰﾌﾞを12本用意し、このﾁｭｰﾌﾞにそれぞれの脱嚢液を1ml加え、37℃に設定したウォーターバスにより2,4,8時間保温した。酸前処理を行う場合は、オーシストを0.1mlに濃縮した1.5mlﾁｭｰﾌﾞに酸前処理液を1ml加え、37℃に設定したウォーターバスにより30分間保温した。その後、4℃、11,000G,1分の条件で遠心分離を行い、底部0.1mlを残し上澄水を吸引除去した。次に、脱嚢液を1ml加え、37℃に設定したウォーターバスにより2,4,8時間保温した。

脱嚢操作が終了したオーシストは次の操作により蛍光抗体染色を行った。脱嚢操作を終えたﾁｭｰﾌﾞは、4℃、11,000G,1分の条件で遠心分離した後、上澄水0.5mlを除去し、10%のﾘﾝ酸緩衝ﾎﾙﾏﾘﾝ溶液を0.5ml加えて4℃の冷蔵庫に一晩保管した。翌日、保管しておいたﾁｭｰﾌﾞは、4℃、11,000G,1分の条件で遠心分離し、底部0.1ml残し上澄水を吸引除去した後、このﾁｭｰﾌﾞにﾔｷﾞ血清0.1mlと10倍希釈蛍光抗体試薬(Waterborne社製Crypt-a-glo)を0.1ml加えて撹拌した後、室温暗所で45分間、蛍光抗体染色を行っ

表－1 脱嚢条件

前酸処理	脱嚢液の組成	保温時間
○ 酸性HBSS*pH2.75,37℃	0.1%ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑ+0.2%炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑ/HBSS*	2,4,8時間
× －	0.1%ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑ+0.2%炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑ/HBSS*	2,4,8時間
○ 酸性HBSS*pH2.75,37℃	0.25%ﾄﾘﾌﾟｼﾝ+0.75%ﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑ/HBSS*	2,4,8時間
× －	0.25%ﾄﾘﾌﾟｼﾝ+0.75%ﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑ/HBSS*	2,4,8時間

*HBSS :ハンクス液

た。染色終了後、リン酸緩衝液を1m加え撹拌し、4℃、11,000G,1分の条件で遠心分離を行い、底部0.1ml残し上澄水を吸引除去した。次に、このチューブに0.1%Tween80溶液を1ml加え、撹拌した後、目開き37μmのﾅｲﾛﾝﾒｯｼｭでろ過し、このろ液中のオーシストは、蛍光微分干渉顕微鏡により脱嚢状況を観察・判定した。なお、顕微鏡観察では約200個のオーシストの空オーシストと完全オーシストの割合を判定した。表－1の脱嚢条件による脱嚢試験は脱嚢試験の再現性を把握するため5回行った。

3.2.2 マウスによる感染試験

マウスによる感染試験からオーシストの感染性を評価する場合、実験に使用するマウスの種類やオーシストを投与したマウスの感染性の判定方法を決定する必要がある。クリプトスポリジウムの感染試験に使用されるマウスの種類や週令は様々である[5]が、本研究では、感染が成立しやすいと考えられる免疫不全型であるSCIDマウスを用いることにした。実験に用いたSCIDマウスは5週令の雌に統一した。次にオーシストを投与したマウスが感染しているかどうかの判定方法を決める必要がある。この判定方法には、マウスから腸を取り出し固定た後し、ミクロトームでスライスしスライドガラス上に貼り付けたものを顕微鏡観察し判断するという方法や、腸を粉砕しPCR法により検出する方法、または、マウスから排出される糞便中にオーシストが存在するかどうかで判定する方法がある。本研究では、特殊な技術を要しないマウスの糞便中にオーシストが排出されるかどうかで判断する方法を採用した。本研究では、SCIDマウスに感染力のあるオーシストを投与した場合、どれくらいの期間を経て、糞便中にオーシストが排出され始めるのか、また、感染が成立するオーシストの投与量に関する基礎的な条件を検討した。

実験では、10^4, 10^5, 10^6個に調整したオーシスト液を各ケース3匹のマウスに投与した。その後、経日的に糞便を回収し、糞便中のオーシストを計数した。糞便の回収方法は、マウスを飼育するケージの下に水を浸した布を引き、この布の上に24時間排出された糞便を集めることによった。収集した糞便中のオーシストは蔗糖浮遊法による精製を行った。精製したオーシスト液の一部を蛍光抗体染色試薬(Waterborne社製Crypt-a-glo)を用いて蛍光抗体染色を施し、蛍光抗体染色したオーシストを検鏡プレートに挿入し、蛍光顕微鏡により計数した。

3.2.3 細胞培養法による感染試験

本法は、スポロゾイトが細胞に侵入し、侵入した細胞内で増殖を示すかどうかによりスポロゾイトの感染性が評価される。本研究では、ヒト回盲腺癌由来細胞株であるHCT-8（大日本製薬製）を使用した。この細胞を選択した理由は、様々な細胞によるクリプトスポリジウム感染試験が行われた結果、HCT-8細胞が最も感染しやすいという報告[6]に基づいている。

HCT-8細胞増殖用の培地には、RPMI1640培地とDMEM培地を1:1で混合したものを使用した。Uptonらの HCT-8細胞を用いたクリプトスポリジウムの感染試験における培地組成を検討した報告[7]によると、RPMI1640にアミノ酸を加えることにより、細胞上に形成されるクリプトスポリジウムの発育ステージであるミクロガメイト、マクロガメイトの数が多くなることを報告している。Uptonらは、RPMI1640をベースに様々なアミノ酸類を添加しているが、本研究では、試薬の作成を容易にするため、ビタミンリッチな培地であるRPMI1640とアミノ酸リッチ培地であるDMEMを単純に混合した。この混合培地には、胎児牛血清を10%、0.75%重炭酸ナトリウムを適量、さらに、細菌の増殖を押さえるためペニシリンGカリウムとストレプトマイシンを別途添加した。

HCT-8細胞の維持培養には培養面積75cm^2の組織培養用のフラスコを使用した。このフラスコ内において細胞がコンフェルトに達したら、古い培地を吸引除去し、フラスコにPBS(-)を5ml加え軽く撹拌し、細胞表層を洗浄した。PBS(-)を吸引除去した後、ﾄﾘﾌﾟｼﾝ･EDTA液を3ml加え、37℃、5分間加温した。細胞がフラスコ底面から剥がれるのを目視で確認した後、ピペットを使用しフラスコ内のﾄﾘﾌﾟｼﾝ･EDTAで、フラスコ底面に接着

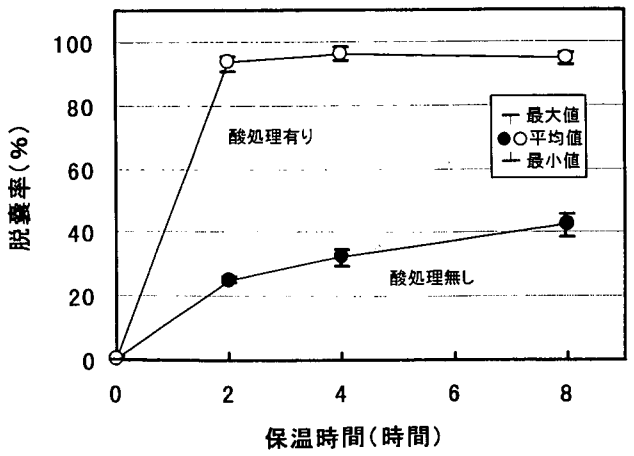
している細胞を剥がした。細胞が含まれるﾄﾘﾌﾟｼﾝ･EDTA液を滅菌ガーゼでろ過し、塊りになった細胞を除去した。ろ液は新しい培地に添加し懸濁させた後、新しいフラスコに入れ、37℃、炭酸ガス5%の条件で培養した。オーシストの感染試験を行う場合は、フラスコは使用せず、8穴のチャンバースライドを使用することとし、スライド上のウエルに細胞を含む培地を0.5ml入れ、37℃、炭酸ガス5%の条件で3日培養した。

細胞への感染試験では、オーシストを細胞に直接接触させるのではなく、脱嚢操作により脱嚢させたスポロゾイトを細胞に接触させる方法で行った。脱嚢条件は次の通りである。0.75%ﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと0.25%ﾄﾘﾌﾟｼﾝの混合溶液を脱嚢液とし、この脱嚢液により37℃、60分間脱嚢処理を施した後、細胞に接種した。接種後直ちに37℃、炭酸ガス5%の条件で90分間培養し、その後、培地を吸引除去し、PBS(-)を加え一回洗浄した。次に、新しい培地を加え、37℃、炭酸ガス5%の条件で48時間培養した。48時間の培養を終えた試料は、100%メタノールで10分間固定した。その後、Waterborne社製のスポロゾイトの蛍光抗体試薬(Spolo-a-glo)により45分間、室温で蛍光抗体染色を行った。染色終了後、PBSで2回洗浄し、チャンバーをはずし、カバーグラスを被し、マニュキュアで封印した後、細胞上にクリプトスポリジウムの発育ステージが形成されているかどうかを蛍光微分干渉顕微鏡で観察した。

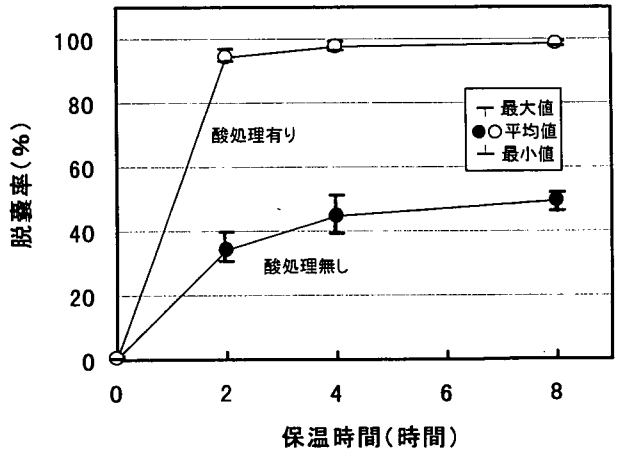
4．実験結果

4.1　脱嚢試験

図－1は、脱嚢液にﾃﾞｿｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を使用した場合の脱嚢時間と脱嚢率の関係を酸処理の有無について整理した図である。図－2は、脱嚢液にﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を使用した場合である。図中のプロットは、5回の平均値を示し、Barは実験結果の範囲を示している。酸前処理を行わない場合におけるﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合液とﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液について脱嚢率を比較すると、若干、ﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液を使用した場合の方が高くなった。しかし、8時間の保温処理でも脱嚢率は50%以下と低かった。一方、酸前処理を行うことにより、ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合液とﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑの混合液とも、脱嚢率は顕著に向上することが分かった。脱嚢率は、保温処理2時間で90%、4時間で95%となった。本脱嚢試験によりオーシストの脱嚢率を判定に要する時間は、顕微鏡観察も含め1～2日程度で行える。本試験法は、試験操作に特殊な技術を要しないことから、迅速、簡便にオーシス



図－1　ﾃﾞｵｷｼｺﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑ混合液によるｵｰｼｽﾄの脱嚢率と保温時間の関係



図－2　ﾄﾘﾌﾟｼﾝとﾀｳﾛｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑ混合液によるｵｰｼｽﾄの脱嚢率と保温時間の関係

トの生育活性を判定できる方法である。しかし、本法では脱嚢したスポロゾイトの感染性については評価できないことを留意する必要がある。

4.2 マウスによる感染試験

図－3は、オーシスト投与後のマウスの糞便中に排出される1日当たりのオーシストの量の経日変化を示した。本実験では10^4、10^5、10^6個とオーシストの投与数を変化させたが、マウスから排出されるオーシストのパターンに顕著な違いはみられなかった。10^4個を3匹のマウス投与したが、3匹ともクリプトスポリジウムに感染しており、最小感染量は、10^4個より低いと考えらる。オーシスト投与後20日でマウスの糞便中に含まれるオーシスト量は10^6個に達した。糞便中のオーシスト数が10^4個以下では、オーシストを確実に検出することが困難であったことから、糞便中に存在するオーシストの検出から確実に感染性を判定するには、オーシストを投与した後15日以上飼育する必要がある。また、マウス間で個体差は生じることから、1条件1匹での判定は危険であると判断された。マウスによる感染試験から不活化を定量する場合、MPN法が適用できると考えられる。しかし、MPN法では、希釈系列ごとに感染試験を行う必要があり、実験に使用するマウス数も多くなる。さらに、オーシストを投与したマウスは15日以上飼育しなければならず、マウスによる感染試験は相当な労力と時間を要する試験であると判断された。

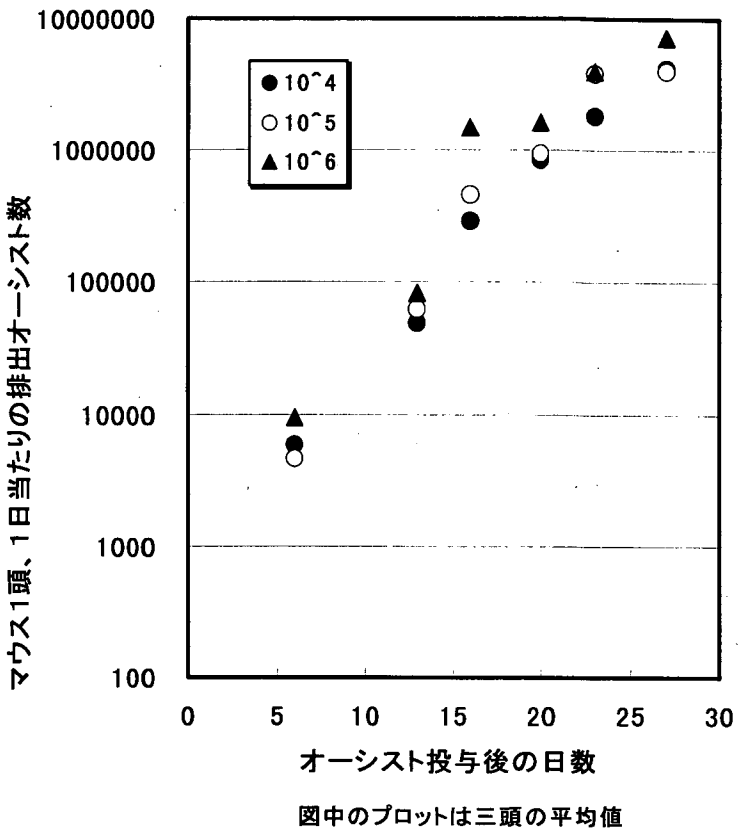


図-3 オーシスト投与後のマウスの糞便中に排出される1日当たりのオーシスト量の経日変化

4.3 細胞培養法による感染試験

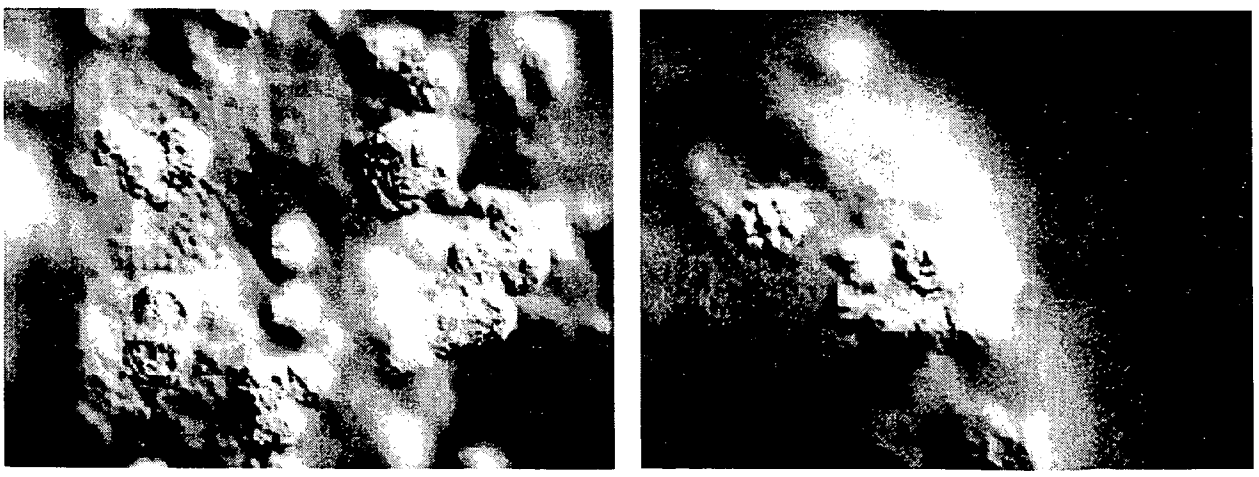


写真-1 HCT-8細胞上に形成されるクリプトスポリジウムの発育ステージの顕微鏡観察

写真-1にHCT-8細胞上に形成されたクリプトスポリジウムの発育ステージの顕微鏡観察像を示す。本観察像は、スポロゾイトを細胞に接触させてから48時間培養した後、観察したものである。写真にはメロントと判断されるクリプトスポリジウムの発育ステージが観られる。細胞に侵入したスポロゾイトは、48時間程度の培養でもメロントを形成するステージまで進行することが分かった。細胞培養法による感染試験から不活化を定量する場合もMPN法が適用できると考えられる。細胞培養ではチャンバースライド等が利用できることから、比較的容易にMPN法を適用できると考えられる。

5．まとめ

以上、クリプトスポリジウムオーシストの生育活性または感染力の評価方法である脱嚢試験、マウスによる感染試験、細胞培養法の諸条件と操作の簡便性および問題点を検討した。結果を以下にまとめる。

（1）脱嚢試験によるオーシストの生育活性は、簡便に短時間で判定可能であった。オーシストの脱嚢率は、酸前処理を施すことにより向上することが分かった。

（2）マウスによる感染実験では、糞便から排出されるオーシストが10^6個に達するまでに20日程度要し、糞便からオーシストを確実に検出する場合は、マウスを15日以上飼育する必要があった。また、個体差も有ることから、1条件当たり3匹以上のマウスを使用する必要がある。さらに、本試験により不活化を定量する場合は、実験に使用するマウスの数を増やす必要がある。本試験法は相当の労力と時間を要することから簡便・迅速な方法ではない。

（3）細胞培養法では、48時間程度の培養でHCT-8細胞上にクリプトスポリジウムの発育ステージが形成されることが分かった。本法は、比較的容易にスポロゾイトの感染性を評価できることが分かった。

（4）オーシストの不活化を簡便に評価する場合は、脱嚢試験により行い、脱嚢したスポロゾイトの感染性については、細胞培養法による感染試験から判定することが適当であると判断された。

参考文献

1)A.T.Campbell,L.J.Roberttoson and H.V.Smith:Viability of *Cryptosporidium parvum* Oocysts: Correlation of In Vitro Excystation with Inclusion or Exclusion of Fluorogenic Vital Dyes,Applied and Environmental Microbiology,Vol.58,No.11,pp.3488-3493,1992

2)小澤克行，竹馬大介，平田　強:脱農法とDAPI/PI染色法による*Cryptosporidium parvum*オーシストの生育活性値に及ぼす酸前処理の影響，水環境学会誌，Vol.22,No.10,pp.827-832,1999

3)D.G.Korich,J.R.Mead,M.S.Madore,N.A.Sinclair and C.R.Sterling:Effect of Ozone, Chlorine Dioxide, Chlorine and Monochloramin on *Cryptosporidium parvum* Oocysts Viability,Applied and Environmental Microbiology,Vol.56,No.5,pp.1423-1428,1990

4)G.R.finch,E.K.Black,L.Gyurek and M. Belosevic:Ozone Inactivation of *Cryptosporidium parvum* in Demand-Free Phosphate Buffer Determined by In vitro Excystation and AnimalInfectivity,Applied and Environmental Microbiology,Vol.59,No.12,pp.4203-4210,1993

5)Ronald Fayer:Cryptosporidium and Cryptosporidiosis,pp.209-214,CRCpress,1997

6)Ronald Fayer:Cryptosporidium and Cryptosporidiosis,p192,CRCpress,1997

7)Steve J.Upton, Michael Tilley and Dianne B. Brillhart:Effects of Select Medium Supplements on In Vitro Development of *Cryptosporidium parvum* in HCT-8 Cell,Journal of Clinical Microbiology,Vol.33,No2,pp.371-375,1995

7．下水中病原性微生物の同定方法に関する研究

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

1．はじめに

下水や下水処理水及び汚泥中の病原性微生物を同定し定量することは、水環境の微生物学的安全性を評価するために重要である。これまで微生物の検出は、主に培養法により行われてきたが、微生物の中には寒天培地上にコロニーを形成せず、また液体培地中でも増殖しないために検出することが難しいものも多く存在する。また、培養法は、結果が出るまでに２日から１週間程度かかることからタイムラグが生じる。さらに、近年、コレラ菌や大腸菌O157などの病原菌を含む多くの細菌が、飢餓状態等のストレスを受けることにより、VBNC(Viable but nonculturable:生きているが培養できない)状態で存在する場合があることも明らかになってきている[1]。病原性微生物の中で、病原性原虫も検出することが困難な微生物の一つである。例えばクリプトスポリジウム原虫は、細胞内寄生性であるため宿主外では増殖しない。そのため通常の培養法による検出方法を適用することができない、さらに、環境中ではオーシストとして存在し、その直径も5μmと非常に小さく、多くの夾雑物の中からオーシストだけを分離精製することは非常に難しい。培養法による微生物の検出では、微生物数を過小評価する可能性があり、また、もともと培養不可能な微生物も存在することから、微生物を同定定量する上では重要な問題となる。微生物の培養法に変わる検出方法としては、遺伝子検出法や蛍光抗体検出法が考えられている。遺伝子検出法は、目的微生物だけが持っている遺伝子を検出するものであり、PCR法などが適用される。蛍光抗体法は、抗原抗体反応を利用したものである。微生物の抗原に対する抗体に蛍光標識を付けることにより、蛍光標識を介して目的微生物を検出することが可能となる。しかし、これらの方法による微生物の検出法は十分に確立されておらず、その確立が望まれている。本研究は、下水や汚泥中の病原性微生物を迅速かつ簡便に検出するための方法を確立することを目指している。

2．研究目的

一般的に下水や汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストの検出作業は次の行程からなる。下水や汚泥中のオーシストはフィルターや蔗糖浮遊法により濃縮される。濃縮試料中のオーシストは、蛍光抗体法により染色した後、蛍光顕微鏡観察により検出する。この検出作業の中でもっとも熟練を要し、また、時間を費やす作業は顕微鏡観察である。オーシスト濃縮試料中に夾雑物が多い場合は、検鏡作業に１検体当たり１週間近くかかることもあり、検鏡者の肉体的負担も大きく、簡便で迅速なオーシストの検出方法の開発・改良が望まれている。

一方で、特定の細胞を迅速に検出し分取する必要が多い医学系の分野では、従来よりフローサイトメトリーセルソーター（以下FCCSという）が利用されてきた。近年、FCCSは環境中の微生物の迅速検出にも利用[2]されは

じめている。著者らも、FCCSを使用することにより下水や汚泥中のオーシストの迅速検出は可能になると考えており、FCCSによるオーシストの迅速検出方法の開発を目指している。本年度は、クリプトスポリジウムオーシストをFCCSで解析するとどのような情報が得られるのか、また、FCCSでオーシストを検出するための装置の分析条件に関する基礎的な検討を行った。さらに、オーシストの他に汚泥等の夾雑物が多く存在する試料を、FCCSで分析した場合の影響について探った。環境中に存在するオーシストは、スポロゾイトが抜け出した空オーシストとスポロゾイトを内胞している完全オーシストに分けることができる。スポロゾイトを内包している完全オーシストは感染能力を有している可能性が高く、確実に検出する必要がある。そこで、FCCSにより、空オーシストと完全オーシストを判別することが可能かどうかについても検討した。

3．実験方法

3.1　実験材料

3.1.1　供試クリプトスポリジウムオーシスト

大阪市立大学医学部医動物学教室　井関基弘博士から分与されたヒト由来株(HNJ-1)のオーシストを用いた。

3.1.2　蛍光抗体試薬

蛍光抗体法により病原性微生物を検出するためには、検出しようとする病原性微生物の抗体が必要となる。この抗体の性能が病原性微生物の検出に大きく影響する。一般に抗体の作成は次の手順で行われる。まず、ウサギやマウスなどの実験動物に抗原（病原性微生物）を投与し、実験動物が免疫された後、脾臓を取り出し、脾細胞を分離する。次に、この脾細胞と骨髄種細胞を融合させ、融合した細胞だけを選択培養する。この融合細胞の中から抗体生産性のある細胞を検索し、増殖させることにより、目的とする特異抗体が得られる。この抗体に蛍光標識を付けることにより、抗原に特異的に反応する蛍光抗体試薬が得られる。以上の方法により目的微生物の蛍光抗体試薬は得られるが、非常に手間がかかるため、今回の実験では、市販されているクリプトスポリジウム用の蛍光抗体試薬を用いることにした。本試薬は、直接蛍光抗体染色試薬であり、オーシスト壁表面に対する抗体に直接、緑色の蛍光を発する試薬であるﾌﾙｵﾚｾｲﾝ･ｲｿﾁｵｼｱﾈｲﾄ fluorescein isothiocyanate(以下FITCという)が付いている。

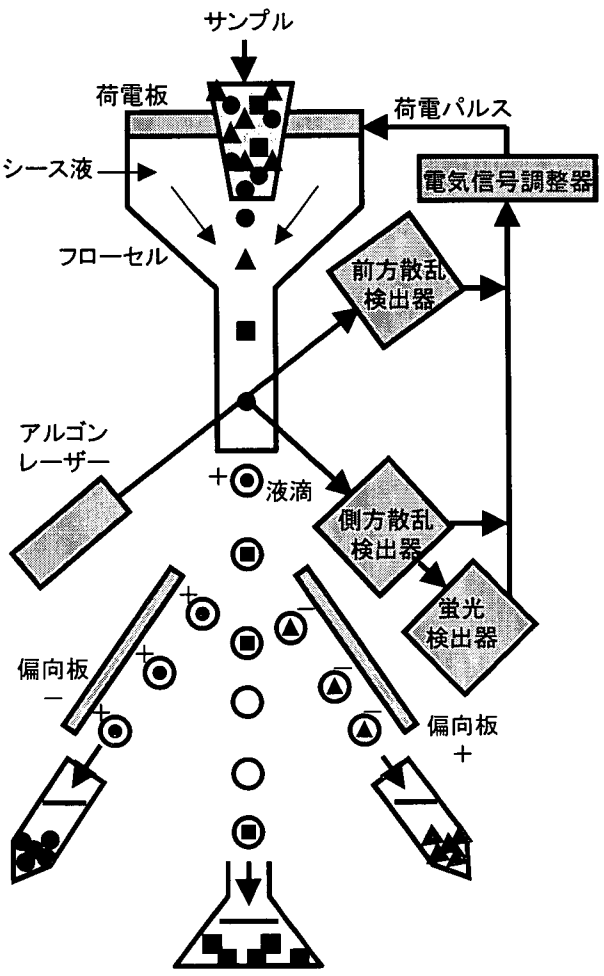


図-1　フローサイトメトリーセルソーターの概要図

3.1.3 FCCS

FCCSにはいくつかの種類があるが、ここでは著者らが実験に使用しているFCCSの測定原理について簡単に説明する。図－１にFCCSの概略図を示した。蛍光抗体染色を施した微生物は、シース液（細胞を包み込む液）と共に、フローセル内を層流状態で流れる。このサンプル流がレーザーセンシングゾーンを通過した際、微生物に照射されたレーザー光は、散乱光と蛍光の２種類の光線となる。散乱光のうちレーザー入射と同一直線上の光線を、前方散乱光(Forward Scatter)、直角方向の光線を側方散乱光(Side Scatter)と呼ぶ。前方散乱光は、微生物の大きさに関する情報を示し、側方散乱光は、微生物の核、顆粒などの微生物内部構造に関する情報を反映する。蛍光は、蛍光抗体染色した表面抗原や核の量に関する情報を示している（図－２）。これらの情報は、モニターにリアルタイムで表示される。さらに、このように分析された微生物の内、ある特徴を有する微生物群を分取することができる。その原理は次のとおりである。フローセル全体に振動を与えると、水流が液滴状態に変換する。レーザー光により蛍光を発した分取しようとする微生物が、液滴となる瞬間に、シース液全体に正または負の電荷を強制的にかける。微生物の含まれる液滴は帯電したまま落下する。正極と負極の偏向板を通過すると、正に荷電した液滴は、負極の偏向板の方に、負に荷電した液滴は、正極の偏向板に引き寄せられる。荷電されていない液滴はそのまま垂直に落下する。このようにして、目的の微生物を分取することができる。本装置の特徴をまとめると次のとおりである。

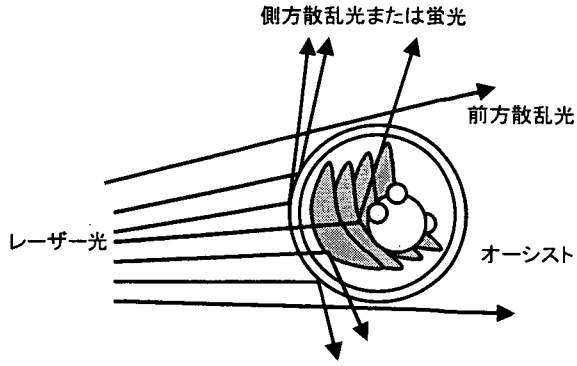


図-2　オーシストがレーザー光を通過したときの散乱光の様子

（１）数分で数万個の細胞を測定できる。

（２）客観性、定量性が高い。

（３）複数の生物学的情報を同時に取得できる。

（４）特定の微生物の分取が可能となる。

3.2　FCCSによるオーシストの検出方法に関する検討

FCCSによりオーシストを検出するには、オーシストを蛍光抗体染色する必要がある。オーシストの蛍光抗体染色は、図－３に示した手順により行った。この染色手順は、直接蛍光抗体試薬の染色マニュアルを参考に決定した。この染色手順により蛍光抗体染色を施したオーシストと蛍光抗体染色していないオーシストをそれぞれFCCSにより解析することにし

1.5mlのマイクロチューブにオーシスト液を添加する。
↓
遠心分離（4℃, 11,000×G, 1min）を行い、底部0.1mlを残し、上澄水を除去する。
↓
牛血清アルブミン0.1ml と10倍希釈蛍光抗体試薬0.1ml を試料に添加し、30分間室温で反応させる。
↓
遠心分離（4℃, 11,000×G, 1min）を行い、底部0.1mlを残し、上澄水を除去する。
↓
リン酸緩衝生理食塩水を1ml加え撹拌し、遠心分離（4℃, 11,000×G, 1min）した後、底部0.1ml を残し、上澄水を除去する。
↓
0.1%Tween80 を 1ml 加えて攪拌する。
↓
目開き37μmのナイロン製メッシュで濾過し、濾過液を測定試料とする。
↓
ＦＣＣＳによる測定

図－３　オーシストの直接蛍光抗体染色の手順

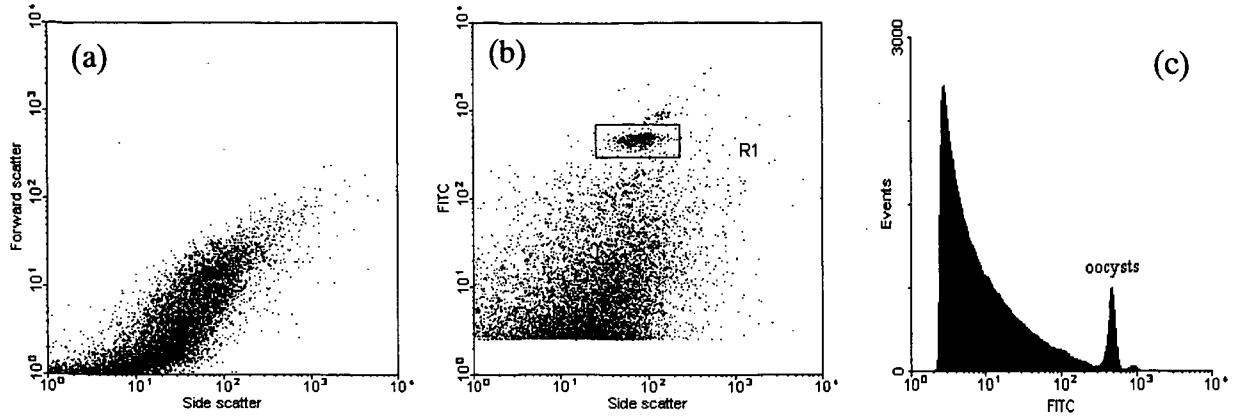


図-4 蛍光抗体染色を施したオーシストのヒストグラム

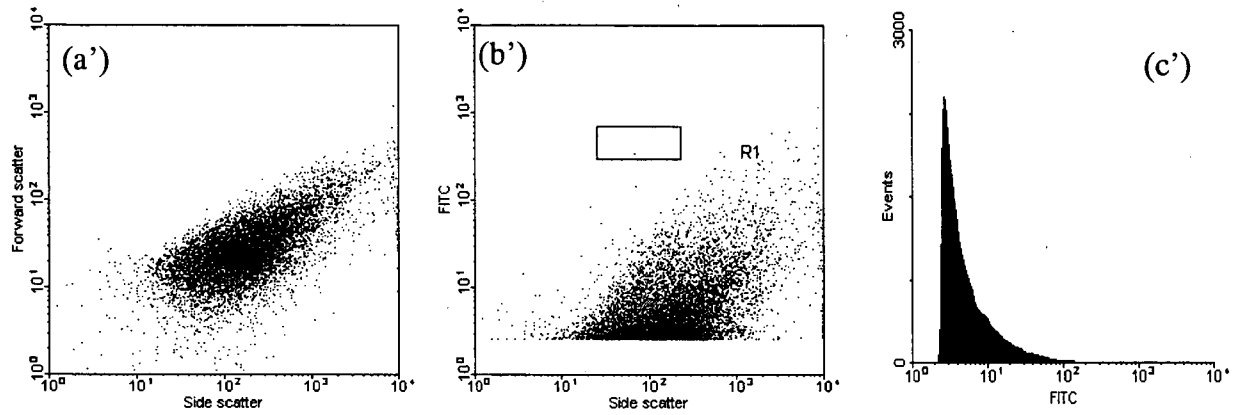


図-5 蛍光抗体染色を施さないオーシストのヒストグラム

た。次に、汚泥中にオーシストを添加し、オーシストの含まれる汚泥に蛍光抗体染色を施した場合の分析も行った。

3.3 FCCSによる空オーシストと完全オーシストの判別方法に関する検討

FCCSにより空オーシストと完全オーシストを判別できるかどうかを検討するため、脱嚢操作を施したオーシストをFCCSで測定解析した。オーシストは、0.1%ﾃﾞｵｷｼｺｰﾙ酸ﾅﾄﾘｳﾑと0.2%炭酸水素ﾅﾄﾘｳﾑの混合した液を脱嚢液とし、37℃で4時間保温した後、試料を図-3の蛍光抗体染色手順により染色し、FCCSにより測定解析した。

4．実験結果と考察

4.1 FCCSによるオーシストの検出結果

オーシストに蛍光抗体染色を施した場合の、側方散光強度と前方散乱強度のヒストグラムを図－4(a)に、側方散乱強度とFITC蛍光強度のヒストグラムを図－4(b)に、FITC強度と計数個の関係を図－4(c)に示した。図-5は、蛍光抗体染色を施さなかった場合である。図－4(a)と図－5(a')を比較すると、ヒストグラムのパターンは、多少異なるものの、側方散乱強度と前方散乱強度の関係からオーシストを識別することは困難であった。図－4(b)と図－5(b')を比較し、顕著な違いが見られた領域を解析画面上で目視で囲んだ。この領域をＲ１領

域とした。このＲ１領域内にプロットされている点がオーシストを反映している判断し、Ｒ１内の部分の粒子を分取した。分取した粒子を蛍光微分干渉顕微鏡により観察した結果、間違いなくオーシストであった。図－４(c)と図－５(c')を比較すると、図-４(c)中にはオーシストの鋭いピークが検出されている。以上のことから、側方散乱強度とFITC蛍光強度の関係から解析することによりオーシストを検出できることが分かった。

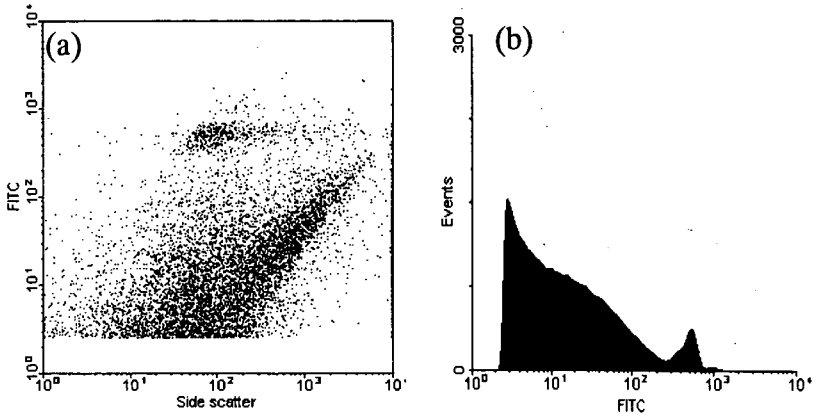


図-6 オーシストを添加した汚泥を蛍光抗体染色した場合のヒストグラム

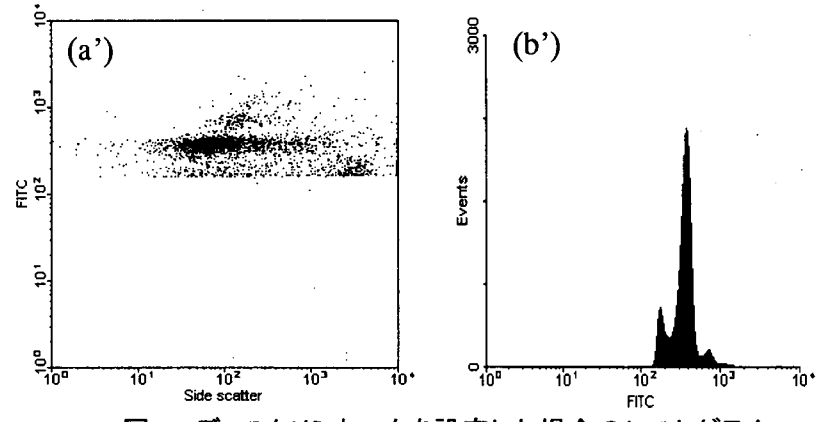


図-7 ディスクリミネータを設定した場合のヒストグラム

次に、汚泥中にオーシストを添加し、汚泥と共に蛍光抗体染色した場合の結果を図－６に示した。オーシストの他に汚泥が大量に存在する場合、汚泥の蛍光バックグランドが高くなることが分かった。しかし、ある蛍光強度以下の信号を強制排除する機能であるディスクリミネーターをオーシストの蛍光ピーク位置より低く設定することにより、夾雑物由来のバックグラウンドを排除することができ、オーシストのピークを強調できることが分かった。(図－７)この機能を使用することにより、夾雑物の信号を除去でき、装置への負荷も低減し、高速度でサンプルを流すことができることが分かった。

Veseyらは、[3] 環境中の微生物を蛍光抗体染色し、FCCSにより検出する場合には、非特異反応を防ぐブロッキング剤を使用する必要があると述べている。さらに、検出感度を向上させるためには、ブロッキング剤を探索するとともに非特異反応の少ない蛍光試薬を開発する必要がある。

4.2 FCCSによる空オーシストと完全オーシストの判別結果

図－８は、脱嚢試験前のオーシストをFCCSにより測定した結果である。本図は、オーシストの前方散乱強度と側方散乱強度および計数個の関係である。図－９は脱嚢試験後のオーシストをFCCSにより測定した結果である。図－８中のピークは完全オーシストを反映していることが、このピークの粒子を分取し顕微鏡観察した結果分かった。図-９中に２つの存在するピークのうち、図－８と同じ位置に出ているピークは完全オーシストであり、隣の小さなピークは、空オーシストを反映していることがこのピークの粒子を分取し検鏡した結果分かった。

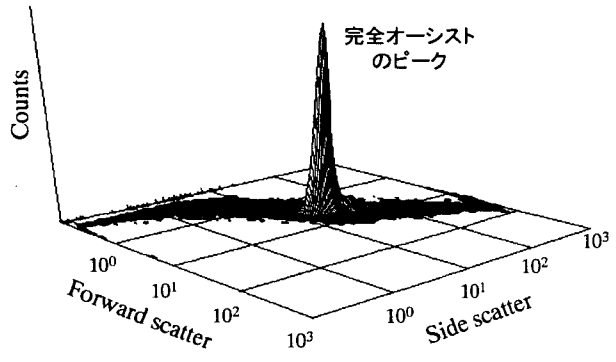


図-8 脱嚢試験前のオーシストのFCCSによる分析結果

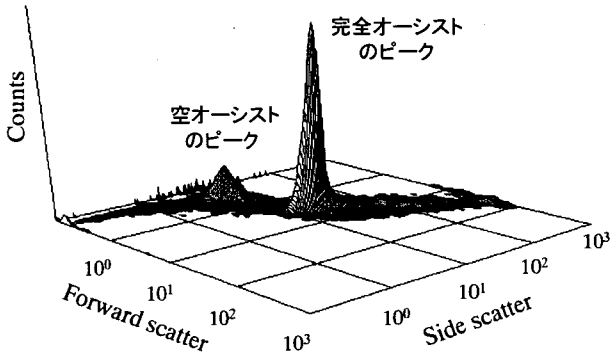


図-9 脱嚢試験後のオーシストのFCCSによる分析結果

空オーシストと完全オーシストは、前方散乱強度において、散乱強度に顕著な違いが観察された。空オーシストの前方散乱強度のピーク位置は、完全オーシストのピーク位置より小さくなることが分かる。この空オーシストと完全オーシストの異なる散乱特性をから、空オーシストと完全オーシストを識別できることが分かった。

5．まとめ

以上、クリプトスポリジウムオーシストのＦＣＣＳによる検出方法について基礎的な検討を行った。結果を要約すると以下のとおりである。

（1）ＦＣＣＳによるクリプトスポリジウムオーシストの検出は、オーシストを蛍光抗体染色し、側方散乱強度と蛍光強度の関係から解析することにより、容易にできることが分かった。

（2）汚泥中のオーシストも検出できることが分かったが、検出感度を向上させるためには、夾雑物に由来する信号をディスクリミネーターにより排除し、オーシストの信号を強調検出することが必要である。

（3）空オーシストと完全オーシストの散乱特性は異なり、特に、前方散乱強度に顕著な違いが表れることが分かった。空オーシストの前方散乱強度のピーク位置は、完全オーシストのピーク位置より小さくなることが分かった。

参考文献

1）木暮一啓:生きてはいるが培養できない病原細菌に挑む，科学，Vol.69, No.6, pp.508～516, 1999

2）Jonathan Porter, Clive Edwards, J. Alunw Morgan and Roger Pickup:Rapid, Automated Separation of Specific Bcteria from Lake Water and Sewage by flow Cytometry and Cell Sorting, Applied and Environmental Microbiology, Vol.59, No.10, pp.3327-3333, 1993

3）Graham Vesey, Joe Narai, Nicholas Ashbolt, Keith William, Duncan Veal:Detection of specific Microorganisms in Environmental Sample Using Flow Cytometry, Method in Cellbiology Flow Cytometry Second Edition PartB, Vol.42, pp.489-522, 1994

8．環境ホルモン生成物質の水環境中での挙動に関する研究

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　白崎　亮

1.はじめに

人や生物へ、内分泌攪乱作用を引き起こす可能性のある化学物質の問題が指摘され、環境庁では、67 種類の化学物質をリストアップしている[1)]。界面活性剤として普遍的に使用されているノニルフェノールエトキシレート（以下、NPEO）は、このような化学物質には含まれていないが、分解によりエチレン鎖が短くなるとともに、エチレン鎖の末端がカルボキシル化された化合物（以下、NPEC）を生成し、これらの物質が嫌気消化により内分泌攪乱作用を有すると疑われるノニルフェノール（以下、NP）を生成することが明らかになっており、また、国内の河川水、底質中でも NP は高い割合で検出されている[2)]。このため、発生源や排出源等での効率的な負荷削減対策を図るために、NPEO や NPEC などの水、底泥等の水環境中での挙動を把握する必要がある。

2.既往調査研究のレビュー

11 年度は、研究の初年度であるため、国内外の既往調査研究のレビューを行った。

2.1　河川水中での挙動

複数の河川水を用いた NPEO の生分解実験から、NPEO の最終生分解産物は NP1EC であり、植種源の相違により生分解の速度が異なる場合があるとの報告[3)]や、NP、NP1EO、NP2EO、NP1EC、NP2EC を測定した生分解実験結果では、15 日程度までは、NP2EO が卓越するが、それ以降は NP2EC が卓越し、最終的には NP2EC が 60 %以上、残りが NP1EC となり、NP、NP1EO はほとんど検出されないとの報告[4)]がある。また、下水処理水が排出される河川での濃度分布は NPEC>NPEO>NP となり、流下にともない、NP1EC+NP2EC が増加、NPEO が減少するとの結果[5)]や、季節変動として水温が高い時期に NP、NP1EO、NP2EO の濃度が減少するとの報告[5)]がある。さらに、NPEO の分解生成物としては、エチレン鎖だけではなくノニル基の方も酸化された物質（CAPEC）が最終生成物であり、このような物質が下水処理水中でもかなりの割合を占めるとの報告[6)]もある。

NP の生分解に関しては、東京湾の海水、底泥、多摩川の河川水、底泥、3 処理場の下水などを用いた生分解実験で、東京湾の底泥及び 1 処理場の下水を用いた場合に分解が確認されたとの報告[7)]がある。また、4-n-NP を分解する菌の単離も行われ、4-n-NP より極性が高いフェノール化合物が分解生成物との推定[8)]も行われている。

2.2　下水処理場での挙動

11 の下水処理場の一次処理水、二次処理水を調査した結果、一次処理水では NPnEO（n>3）が大部分を占めるが、二次処理水では NPnEO（n>3）の割合が減少し、NP1EC、NP2EC の割合が飛躍的に増加するとともに、NPnEO（N=1,2）の割合も増加すること、NP、NPnEO（n=1,2）の除去に関しては水温依存性があり、夏期に除去率が高くなること、また、低負荷、硝化促進運転の方が高い除去率が得られるとの報告[9)]がある。また、下水処理過程での除去率はモルベースで 59 ± 18%であり、消化汚泥中では NP がほとんどをしめるとも報告[9)]されている。また、下水処理によって NPnEC（n=1-3）が増加するとともに、塩素処理により臭素化

された BrNPEC が検出されるとの報告[3] もある。さらに、実験プラント（活性汚泥法）を用いた挙動調査でも、水相からの除去率は高く、かつ安定していること、処理水では NPEC(n=1-3)の割合が増加することが報告[10] されている。

3.河川水を用いた生分解実験

3.1 実験方法

東京都足立区を流れる綾瀬川の桑袋橋地点で、平成 12 年 1 月に採水を行い、生分解実験を行った。実験条件は、室温で、広口摺りガラスに蓋をした条件とした。測定項目は水温、溶存酸素濃度、NP、NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n ≧ 5)、NP1EC、NP2EC 及び NP3EC であり、主な項目の分析方法を表－1 に示す。なお、実験は溶存酸素条件の異なる 2 系列で行い、一方は溶存酸素濃度を高く保つために適宜、曝気を行い(系列 1)、他方は曝気を行わなかった(系列 2)。

表－1 分析方法(河川水)

項目	分析方法
NP	「外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル」環境庁水質管理課
NPEO	「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル」(社)日本下水道協会
NPEC	小玉「アルキルフェノール関連物質の測定方法の検討」第16回環境測定技術事例発表会

3.2 実験結果

図－1 に水温、図－2 に溶存酸素濃度、図－3、図－4 に NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n ≧ 5)濃度、図－5、図－6 に NP、NP1EC、NP2EC 及び NP3EC 濃度の経時変化をそれぞれ示す。

図－3、図－4 からは、NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n ≧ 5)ともに、河川水中で生分解を受け、質量ベースで減少することがわかり、NPnEO(n=1-4)の蓄積は確認されなかった。図－5、図－6 より、NP の濃度については減少が確認され、NP1EC、NP2EC 及び NP3EC の濃度については、系列 2 では増加する傾向が見られたが、系列 1 では見られなかった。また、NP の減少速度は系列 1 のほうが大きかった。このように、溶存酸素条件の違いにより、分解速度、分解生成物濃度に変化が見られた。

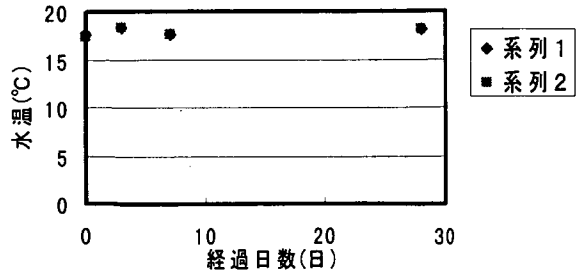


図-1 水温の経時変化

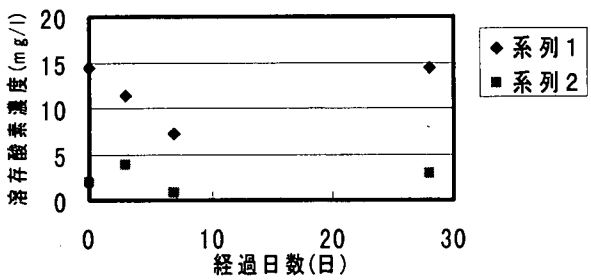


図-2 溶存酸素濃度の経時変化

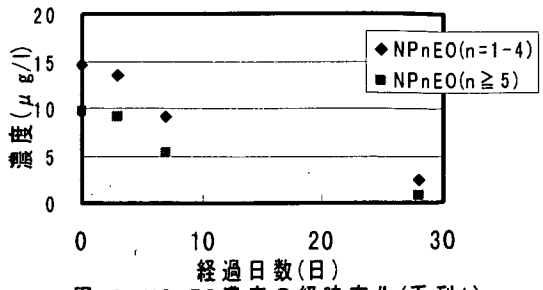


図-3 NPnEO濃度の経時変化(系列1)

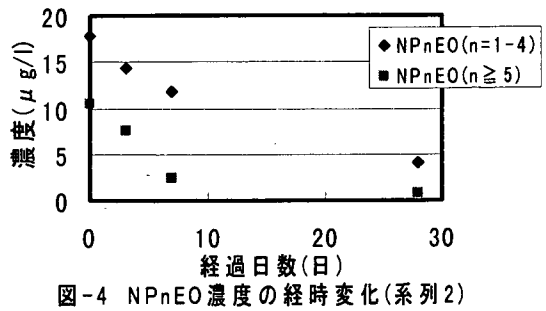


図-4 NPnEO濃度の経時変化(系列2)

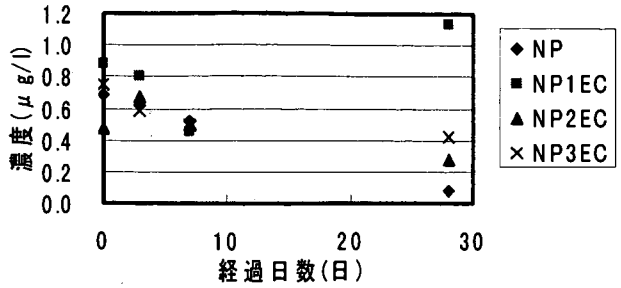


図-5 NP濃度等の経時変化(系列1)

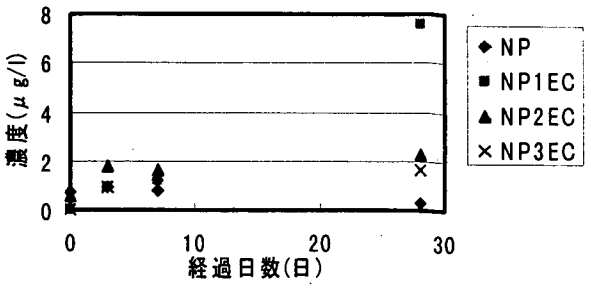


図-6 NP濃度等の経時変化(系列2)

4.底泥からの溶出実験

4.1 実験方法

3.1 で述べた地点で採泥を行い、現地の河川水を直上水として溶出実験を行った。実験条件は、10l のメスシリンダー(φ 17cm)に底泥を 13.5cm 厚に敷き詰めた条件とした。直上水の測定項目は 3.1 と同様であり、溶存酸素条件は、適宜曝気を行う(系列 1)と曝気を行わない(系列 2)の 2 種類とした。また、3.2 の河川水での実験結果を、底泥が存在しない場合の濃度変化とし、溶出実験で得られた結果との差が、底泥の寄与分とすることにした。

底泥の NP 等の分析方法を表－2 に示す。なお、直上水の分析方法は表－1 にしたがった。

表－2 分析方法(底泥)

項目	分析方法
NP	「外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル」環境庁水質管理課
NPEO	「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル」(社)日本下水道協会
TOC	「JIS K0102.22.1」に準拠したCHNコーダー

4.2 実験結果

実験に供した底泥の分析結果を表－3 に示す。また、塩素イオン濃度は底泥間隙水で 40(mg/l)、直上水で 74(mg/l)であった。

表－3 底泥分析結果

	TOC (mg/g-dry)	含水率 (%)	NP (μg/kg-dry)	NPnEO (n=1～4) (μg/kg-dry)	NPnEO (n≧5) (μg/kg-dry)
系列1	2.2	38.0	2,940	7,540	63,800
系列2	5.4	37.4	3,620	6,890	34,800

表－3 に示すように、綾瀬川の底泥には、NPnEO(n ≧ 5)が、NP や NPnEO(n=1-4)と比較して多量に含有されていた。

図－7 に水温、図－8 に溶存酸素濃度、図－9、図－10 に直上水中の NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n ≧ 5)濃度、図－11、図－12 に直上水中の NP、NP1EC、NP2EC 及び NP3EC 濃度の経時変化をそれぞれ示す。なお、図－9～図－12 ついては、3.2 に記述した河川水中の濃度変化の結果を除いた値で示している。



図-7 直上水の水温の経時変化

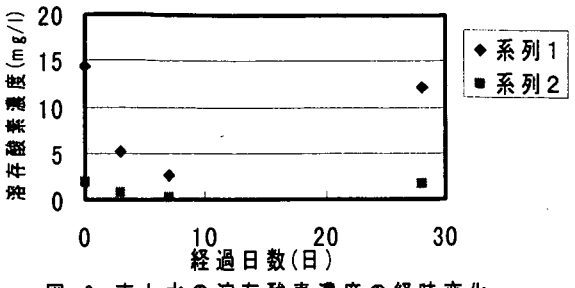


図-8 直上水の溶存酸素濃度の経時変化

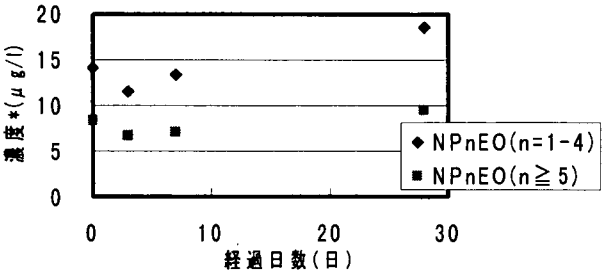


図-9 直上水のNPnEO濃度の経時変化(系列1)

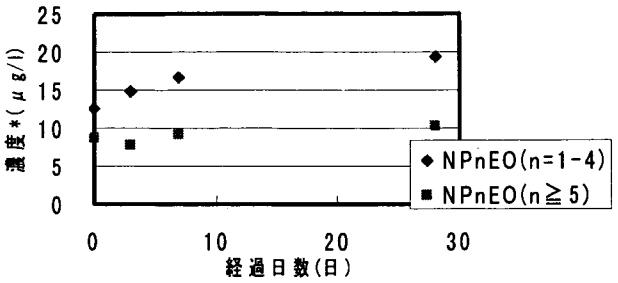


図-10 直上水のNPnEO濃度の経時変化(系列2)



図-11 直上水のNP濃度等の経時変化(系列1)

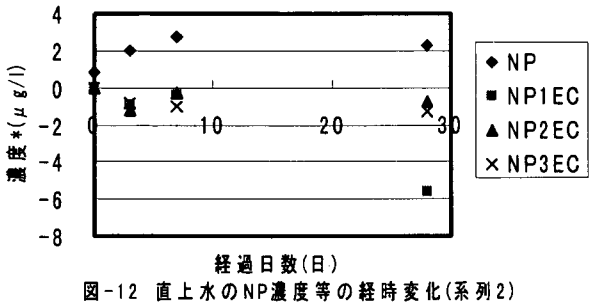


図-12 直上水のNP濃度等の経時変化(系列2)

＊ 3.2の河川水中の濃度変化を除いた値で表示

図－９、図－１０より、28 日後には、NPnEO(n=1-4)については、底泥が存在することにより濃度が増加する傾向が見られ、NPnEO(n ≧ 5)についてもわずかではあるが増加の傾向があった。また、図－１１、図－１２から、NP についても、底泥が存在することによる濃度の増加が確認されたが、NPnEC については、濃度の変化はほとんどみられなかった。

NP、NPEO は、保存性の物質ではなく、分解・生成による濃度変化が生じるため、厳密な溶出速度の算定は困難であるが、実験開始時から 28 日までの平均的な溶出速度を図－９～図－１２に示す実験結果より算出すると表－４のようになる。

表－４ 各物質の溶出速度

(単位:μg/m2･日)

NP		NPnEO (n=1～4)		NPnEO (n≧5)	
系列1	系列2	系列1	系列2	系列1	系列2
23.8	15.6	45.8	72.4	11.7	16.1

表－３から、底泥中の濃度は NP ＜ NPnEO(n=1-4)＜ NPnEO(n ≧ 5)であり、親水性の大きさは NP ＜ NPnEO(n=1-4)＜ NPnEO(n ≧ 5)であるが、溶出速度は NPnEO(n=1-4)が最も大きいという結果になった。ただ、この結果は質量ベースで評価していることや NPEO については、分析上、単一の物質で評価しているのではないことに留意する必要がある。

また、実験開始時の底泥と河川水中の NP、NPnEO(n=1-4)、NPnEO(n ≧ 5)濃度を用いて、底泥の単位有機炭素量当たりの物質量と水中濃度との比を算出すると表－５のようになった。

表－５ 底泥中濃度と水中濃度の比

(単位:(mg/kg-TOC)/(mg/l))

	NP	NPnEO (n=1～4)	NPnEO (n≧5)
系列1	1,900,000	240,000	3,000,000
系列2	960,000	72,000	620,000

底泥の採取方法がエクマンバージを用いた方法であるため、底質の NP 等の濃度が概算値であることに留意する必要はあるが、底泥への分配傾向は、NPnEO(n=1-4)が NP や NPnEO(n ≧ 5)よりも小さかった。疎水性の大きさは、NPnEO(n ≧ 5)＜ NPnEO(n=1-4)＜ NP の順であるため、底泥への分配は、この大きさの順になることが想定された。しかし、NPnEO(n=1-4)が最も小さいという結果は、平衡状態に達していない状態での測定や直上水の濃度変動の影響を受けている可能性があると考えられる。また、NPnEO(n=1-4)の底泥からの溶出速度が比較的大きいことも関連があるかもしれない。

図－１３に、実験期間中の底泥中の NP 濃度の経時変化を示す。図－１３より、実験期間中では底泥中の NP 濃度の大きな変化は見られなかった。

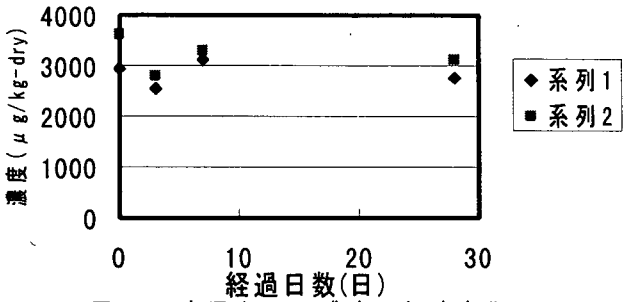


図-13 底泥中のNP濃度の経時変化

5.まとめ

・既存文献のレビューにより、NP、NPEO、NPEC の河川水中、下水処理工程での挙動特性や濃度レベルについて把握した。

・綾瀬川の河川水を用いた生分解実験により、NP、NPEO 濃度は減少し、NPnEO(n=1-4)の蓄積は確認されなかった。また、NPEC 濃度については、経時的に増加する場合があった。

・綾瀬川の底泥を用いた溶出実験により、直上水中の NP、NPEO 濃度が増大し、底泥の影響が確認できた。また、質量で評価した溶出速度は、NPnEO(n=1-4)が NP、NPnEO(n ≧ 5)より大ききいという結果が得られた。

・河川水と底泥中の濃度を用いて水と底泥間の分配傾向を把握したところ、NPnEO(n=1-4)が、NP や NPnEO(n ≧ 5)より小さかったが、この傾向は疎水性の大きさとは整合しない結果であった。

・底泥中の NP 濃度は、28 日間では大きな変化はなかった。

6.今後の課題

平成 11 年度の実験は質量ベースでの評価となっているため、EO 基の数が変化するだけでも実験結果は影響を受ける。このため、平成 12 年度以降は、モルベースでの化合物の挙動の把握、EO 基の数毎の濃度

把握などを行う必要があると考えている。

参考文献

1)外因性内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針について－環境ホルモン戦略計画 SPEED'98 －、環境庁、1998

2)例えば、平成11年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果（春期・夏期調査)、建設省河川局・都市局下水道部、1999

3)牧　秀明、非イオン界面活性剤アルキルフェノールエトキシレート（APE）の生分解性と水環境中挙動に関する研究、大阪大学博士論文（改訂版)、1998

4)Tomas L. Potter, Kathleen Simmons, Junnan Wu, Mauricio Sanchez-Olvera, Paul Kosteck, and Edward Calabrese, Static Die-away of a Nonylphenol Ethoxylate Surfactant in Estuarine Water Samples, Environmental Science and Technology, Vol.33, No.1, pp113-118, 1999

5)Marijan Ahel, Walter Giger and Christian Schaffner, Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment -Ⅱ. Occurrence and Transformation in Rivers, Water Research, Vol.28, No.5, pp1143-1152, 1994

6)Antonio Di Corcia, Angela Costantino, Carlo Crescenzi, Erica Marinoni and Roberto Samperi, Environmental Science and Technology, Vol.32, No.16, pp2401-2409, 1998

7)Katsuhiko Fujii, Naoto Urano, Shigeru Kimura, Yoko Nomura and Isao Karube, Microbial Degradation of Nonylphenol in Some Aquatic Environments, Fisheries Science, Vol.66, pp44-48, 2000

8)古沢　茂美、中井　智司、細見　正明、ノニルフェノールの微生物分解、水環境学会誌、Vol.23、No.4、pp243-245、2000

9)Marijan Ahel, Walter Giger and Markus Koch, Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment-Ⅰ. Occurrence and Transformation in Sewage Treatment, Water Reseaech, Vol.28, No.5, pp1131-1142,1994

10)藤田　正憲、加来　啓憲、下水処理過程における非イオン界面活性剤ノニルフェノールエトキシレートの挙動解明、第36回下水道研究発表会講演集、pp222-224、1999

Ⅱ．国立機関公害防止等試験研究費による研究

1．下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究

汚泥研究室　室　　長　森田弘昭
主任研究員　川嶋幸徳
交流研究員　小林雅道

1．はじめに

近年、下水道普及率の向上に伴い下水汚泥発生量が増大しているにもかかわらず、新たな埋立処分場の確保は困難な状況にある。また、下水汚泥はエネルギーや資材原料として有用な資源であり、その有効利用を進めることが求められている。下水汚泥の有効利用に際して、汚泥に含まれている有害物質はその含有量をできるだけ低減するとともに、少量残留する有害物質については安定化処理するなどの対策が必要である。

本研究は、下水汚泥を再生資材の安全な原料として供給し、有効利用を促進することを目的として平成10年度から実施しているもので、下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の挙動とその制御技術の検討を行っているものである。

2．過年度の研究内容[1)]

2．1 焼却炉における重金属の挙動に関する調査

下水汚泥焼却灰や焼却灰を利用した再生製品の溶出試験を行った場合、比較的高い頻度でヒ素(As)、セレン(Se)が検出される。これらの物質は、その熱化学的特性から、焼却炉内で一旦気化していると推定され、流動床焼却炉の場合、排ガス処理装置あるいは灰捕集装置内でガス温度の低下にともなって凝縮し、灰とともに捕集されているものと考えられる。逆にこのことは、温度条件を適当に設定することにより、焼却灰中As、Seの含有量を制御できる可能性を示唆している。

このような観点から、平成１０年度は灰捕集方法および灰捕集温度の異なる処理場において各種金属の収支について調査を行い、灰捕集温度の違いにより灰中のSe含有量が大きく変化することを確認した。

2．2 球状化灰からの金属溶出抑制技術に関する検討

球状化灰は、下水汚泥焼却を高温火炎中で表面あるいは全体を溶融状態にし、融液の表面張力を利用して球形化した微細な粉体である。溶融・固化することにより、焼却灰の短所である吸水性や重金属等の溶出を抑制することができ、高流動コンクリートへの適用など微細な粉体としての特性の利用が期待されている。

平成１０年度は、球形灰をコンクリートモルタルなど高ｐＨ環境下においた場合、その表面のガラス構造が破壊され、モルタル中のCaが灰成分との反応で消費されることでモルタルの硬化に影響が出る現象について検討を行い、焼却灰に予め消石灰を添加し球形化することでその抑制が可能なこと、また消石灰の添加率は焼却灰に対して約５％程度で十分な効果が期待できることを示した。

3．焼却炉におけるAs、Seの挙動に関する調査

3．1　目的

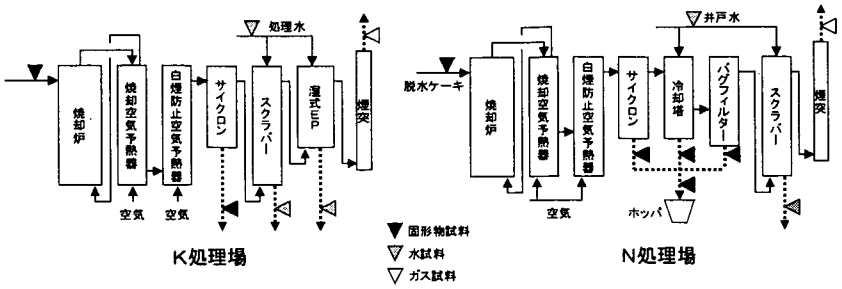
本調査は、平成１０年度に引き続き、灰捕集方法および灰捕集温度の異なる流動床焼却炉を持つ２つの処理場において調査を行い、各種重金属等の収支、その挙動に影響する因子、季節変動などについて検討を行った。調査対象の処理場の概要を**表－１**に示す。

表－１　調査対象処理場の概要

処理場名	K処理場	N処理場
排除方式	分流式 (一部合流)	分流式
水処理	凝集剤添加活性汚泥法 嫌気無酸素好気法 凝集剤併用循環法	ｽﾃｯﾌﾟｴｱﾚｰｼｮﾝ法 (嫌気好気法)
汚泥処理	重力濃縮 嫌気性硝化(一部) 遠心脱水 焼却	重力濃縮 ベルトプレス 焼却
焼却炉	流動床炉 排煙処理方式 サイクロン スクラバー 湿式EP	流動床炉 排煙処理方式 サイクロン バグフィルター スクラバー

3．2　調査方法

平成１０年度に引き続きK処理場およびN処理場で、１回／月の頻度でサンプリングを行い、焼却炉、排ガス処理装置の運転状況および重金属の収支を調査した。両処理場の焼却炉のフローを**図－１**に示す。



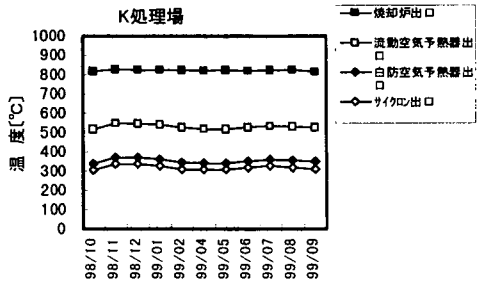
図－1 調査対象処理場の焼却炉フロー（▽はサンプリング箇所）

3．3 調査結果

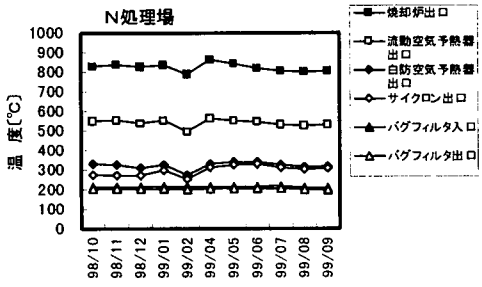
（1）焼却炉の運転状況

図－2、3に焼却炉および排ガス処理装置の運転状況（排ガス温度）を、**図－4、5**に脱水ケーキ性状（含水率、強熱減量）を示す。なお、排ガス温度は原則として測定日の平均値である。

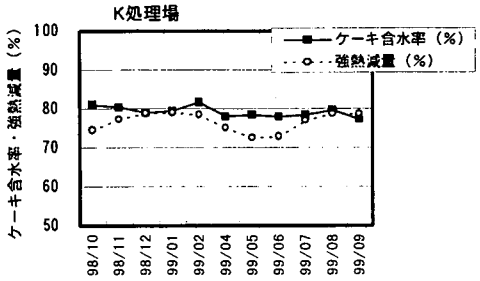
これをみると、排ガス温度は各測定日を通じてほぼ安定しており、両処理場とも焼却炉出口で約800～850℃、サイクロン出口温度はK処理場は約300～330℃、N処理場は約270～330℃で運転されている。また、N処理場のバグフィルター出口温度は約200℃である。一方、脱水ケーキ性状をみると、含水率は年間を通じて両処理場とも約80％で安定しているのに対し、強熱減量はやや季節的な変動が認められる。



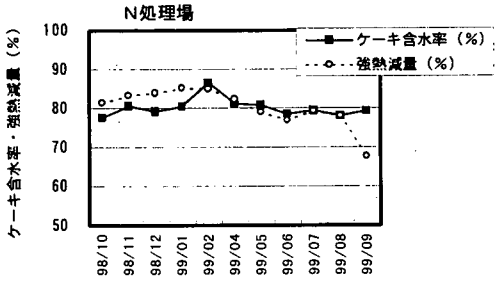
図－2 焼却炉運転状況（K処理場）



図－3 焼却炉運転状況（N処理場）



図－4 脱水ケーキ性状（K処理場）

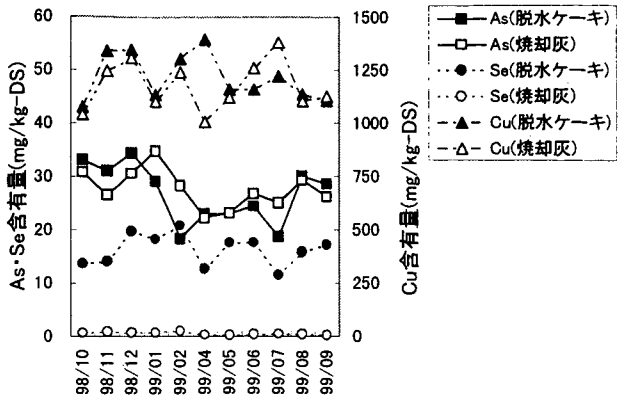


図－5 脱水ケーキ性状（N処理場）

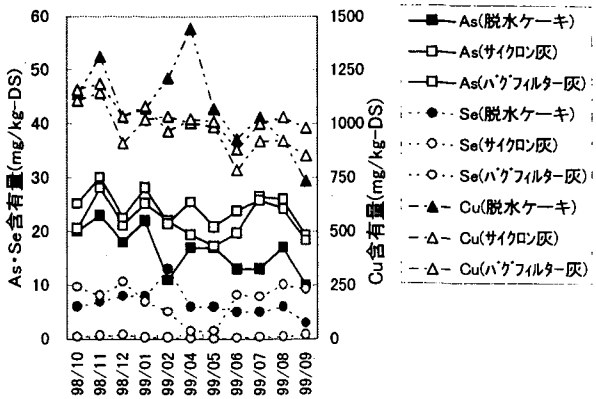
（2）汚泥中の重金属等の挙動

図－6、7に、脱水ケーキ、サイクロン灰、バグフィルター灰中のAs、Seおよび Cu 含有量の測定結果を示す。なお、脱水ケーキ中の含有量は強熱減量の測定値をもとに焼却残さ当たりに換算したものである。また、Cuは焼却灰への残存率が高いことから、比較のために示したものである。

これをみると、CuおよびAsは、ややばらつきが見られるものの脱水ケーキ残さおよび各灰試料の含有量がほぼ一致しており、N処理場のサイクロン灰とバグフィルター灰の含有量もほぼ一致していることから、脱水ケーキ中の Cu、As はほぼ全量が焼却灰に移行しているものと推定される。一方、Se については両処理場ともサイクロン灰中含有量は極めて小さい。これに対しN処理場のバグフィルター灰中の含有量は高く、サイクロン～バグフィルター間の排ガス温度の低下にともない、気化していた Se が凝縮したものと推定される。なお、99年2～5月の間、Seのバグフィルター灰移行率が小さくなっている原因は不明である。



図－6 As、Se、Cu 含有量（K処理場）

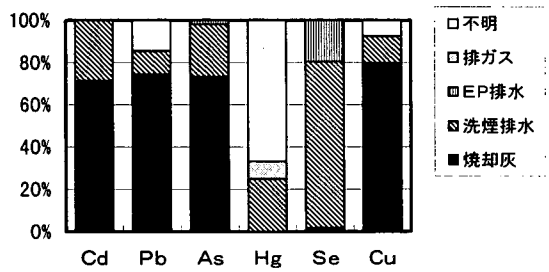


図－7 As、Se、Cu 含有量（N処理場）

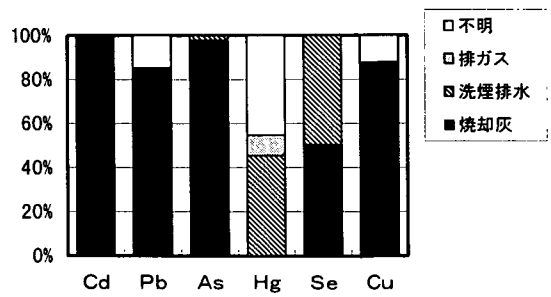
次に、各試料中含有量およびケーキ投入量、灰発生量等を用いて収支計算を行った結果を**図－8、9**に示す。収支計算は含有量、ケーキ投入量、灰発生量等の平均値をもとに、次式により移行率を計算し、さらに移行率の合計が 100%となるよう補正を行ったものである。なお、焼却灰のデータは、灰発生量の測定が行われている灰ホッパのものである。

移行率＝（灰等の発生量(ton-DS or m3/日)×各試料中含有量(mg/kg-DS or mg/l)）
／（ケーキ投入量(ton-DS/日)×ケーキ中含有量(mg/kg-DS)）・・・・(式－1)

重金属等の移行率の傾向は、過年度の調査とほとんど一致しており、As、Cd、Cu は焼却灰への移行率が高く、Hg、Se は洗煙排水への移行率が高かった。なお、K処理場の計算結果で、各成分の洗煙排水への移行率が比較的高いが、これは電気集塵機（ＥＰ）がスクラバーの後段に設置されているため、サイクロンで捕集されなかった焼却灰が洗煙排水に移行したためと考えられる。また、両処理場の結果を比較すると、バグフィルター灰中の Se 含有量が高いため、その結果としてN処理場の焼却灰への Se 移行率が高くなっている。



図－8 重金属等の移行率（K処理場）



図－9 重金属等の移行率（N処理場）

このように、低い温度で捕集された焼却灰中の Se 含有量が高くなる原因として、篠塚ら[2)]は排ガス中の Se の主な形態であると推定される SeO_2 の熱化学的特性（昇華点＝ 317 ℃（1atm））から、焼却炉中で一旦気化した SeO_2 が昇華点より低い温度で運転されているバグフィルターで凝縮し、灰とともに捕集されるためと推定している。

なお、焼却灰への Se 移行率が高くなる温度域は、サイクロン出口排ガス温度より低い領域、すなわち約 270 ℃以下の領域であると推定される。これは、Se の昇華点（317 ℃（1atm））より低いが、サイクロン内の気圧が低く（大気圧に対して約-2000 ～-2300Pa）昇華点が 317 ℃より低い、Se 存在量が小さく気相中の分圧が飽和蒸気圧に達していない、サイクロン内滞留時間が短く Se と灰粒子の接触機会が小さいなどが原因していると考えられる。As については、焼却排ガス中に存在すると考えられる As 化合物の気化温度が Se に比較して高く、灰捕集装置に流入した時点で既に凝縮していることが考えられるため、捕集温度の影響は確認できなかった。参考として、汚泥の燃焼過程で発生すると考えられる主な As および Se 化合物の熱化学的特性を**表－2**に示す。なお、本文中では、特に断らない限り、これら As、Se の単体および化合物を総称し

てAs、Seと表記する。

表－2　As、Se化合物の熱化学的特性

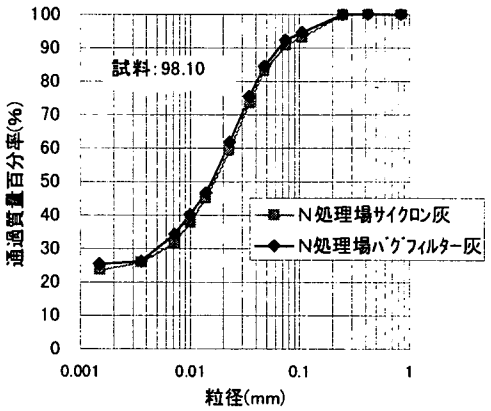
化合物	融点 (℃)	沸点 (℃)	昇華点 (℃)	備考
As(金属ヒ素)	817(28atm)		613	灰色ヒ素ともいう。
As_2O_3(非晶系)				不安定で徐々に等軸晶系に変化する。
As_2O_3(立方晶系)	275	465		単斜晶系への転移点221℃
As_2O_3(単斜晶系)	313	465		
AS_2O_5				315℃でAs203と02に分解する。
$AsCl_3$	-16	130		
Se(金属セレン)	217	684.9		
SeO_2	340(注)		317(1atm)	(注)封管中
SeO_3	118			180℃で分解する。
Se_2Cl_2	-85	127(分解)		
$SeCl_4$	305(加圧)			

（3）サイクロン灰とバグフィルター灰の比較

これまで、N処理場のバグフィルター灰中のSe含有量がサイクロン灰より高くなることについて SeO_2 の熱化学的特性に着目して検討してきた。ここでは、両者の化学的特性および物理的特性の相違の影響について検討を試みる。

図－10にN処理場におけるサイクロン灰とバグフィルター灰の粒径分布測定結果を、**表－3**に成分分析結果および比表面積測定結果を示す。これをみると、サイクロン灰とバグフィルター灰の化学的性状には差異は認められない。また、粒径分布と比表面積については、その捕集原理から若干の差が認められ、バグフィルター灰の方がやや粒径が小さく、比表面積が大きいことがわかる。Seが焼却灰に捕捉される現象を吸着と仮定すると、灰の比表面積が大きいほど単位重量（容積）あたりの吸着量は大きくなるものと考えられる。このことから、Se含有量の大きい微少な灰の多くがサイクロンを通過しバグフィルターで捕集されたことで、相対的にバグフィルター灰中のSe含有量が高くなった可能性も考えられる。

表－4は、この点を確認するため、N処理場のサイクロン灰を70μmの樹脂製ふるいで分級した試料について行ったSe含有量測定結果である。これをみると、両者の間に相違は認められず、Se含有量に関するサイクロン灰とバグフィルター灰の相違は、それぞれの灰の粒径の差の影響とは認められなかった。なお、今回はバグフィルター灰を分級した試料についての試験は行っていないため、さらに排ガス温度が低下した条件でSeが灰へ捕捉される過程での灰粒径および比表面積の影響は不明である。



図－10 サイクロン灰とバグフィルター灰の粒径比較

表－3　サイクロン灰とバグフィルター灰の成分

成分		サイクロン灰 98.10	バグフィルター灰 98.10
SiO2	(%)	43.6	39.0
Al2O3	(%)	17.3	17.0
CaO	(%)	6.8	7.6
Fe2O3	(%)	7.2	7.4
K2O	(%)	1.5	1.6
MgO	(%)	3.8	3.7
P2O5	(%)	17.9	18.9
その他	(%)	1.8	4.7
比表面積	cm^2/g	5350	10030

表－4　フルイ分けしたサイクロン灰中のSe含有量

(単位：mg/kg)

試料	70μmふるい下	70μmふるい上
98.10	0.42	0.42
98.12	0.91	0.82

4. 脱水汚泥の性状とAs、Seの挙動の関係に関する検討

4．1 目的

K、N両処理場における調査により、脱水汚泥中のSeの焼却炉および灰捕集装置内における挙動につい

て一定の知見を得た。しかしながら、わが国では、濃縮、消化、脱水等のプロセスにおいて各種の汚泥処理方式が採用されており、使用される薬品の種類やその添加率は様々である。また、As や Se は自然界で様々な形態をとることが知られている。したがって、水処理や汚泥処理の方式が相違した場合、汚泥中の As、Se の化学形態、熱化学的特性が異なり、焼却にともなう挙動も異なる可能性が考えられる。

このようなことから、汚泥性状や焼却炉運転条件と As、Se の挙動の関連を確認するための調査を行った。

4．2 調査方法

K、N処理場を含め、水処理および汚泥処理過程での添加薬品が異なる6つの処理場において脱水ケーキおよび焼却灰を採取し、**式－1** により焼却灰への移行率を算定した。なお、C処理場については灰発生量のデータがないため、脱水ケーキの強熱減量から灰発生量を計算した。

また、採取した脱水ケーキを電気炉で焙焼（110 ℃で乾燥後、800 ℃，3hr）し、As、Se 等の挙動を確認した。この電気炉による焙焼は解放状態で行ったため、焼却炉および排ガス処理装置内の状態をそのまま再現したものではないが、高温で十分に長い時間焙焼することにより、As を含め焼却炉内で揮発する可能性のある成分の挙動を知ることが可能である。

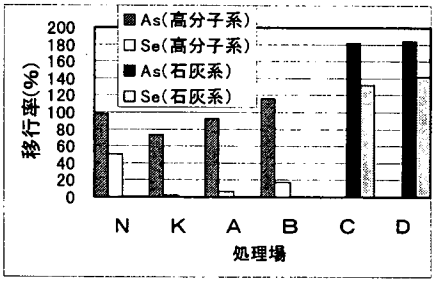
表－5 汚泥焙焼・灰再加熱実験供試試料および対象処理場の概要

処理場名	汚泥種類	水処理凝集剤	脱水助剤	焼却炉形式	焼却灰種類	灰捕集温度
K処理場	混合生	ポリ鉄	高分子凝集剤	流動床炉	サイクロン灰	入口352℃，出口317℃
N処理場	混合生	—	高分子凝集剤	流動床炉	バグフィルター灰	入口213℃，出口202℃
A処理場	混合生	—	高分子凝集剤	流動床炉	サイクロン灰	入口342℃
B処理場	混合生	—	高分子凝集剤	流動床炉	サイクロン灰	入口393℃
C処理場	混合生	PAC	消石灰＋塩鉄	流動床炉	サイクロン灰	入口400℃，出口369℃
D処理場	混合生	—	消石灰＋塩鉄	流動床炉	サイクロン灰	（EP出口230℃）

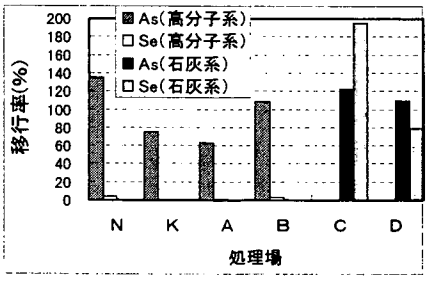
4．3 調査結果

実施設における移行率算定結果と焙焼実験における結果を**図－11、12**に示す。

両者を比較すると、灰捕集温度が 200 ℃前後であるN処理場バグフィルター灰を除いてその傾向はほぼ一致している。このことから、今回調査した各施設では、焼却炉内において気化しうる As、Se のほとんどが気化していること、また各施設の灰捕集温度（N処理場を除く）では As、Se の凝縮は生じていないものと推測される。なお、As については、**表－2** に示した As 化合物の熱化学的特性から焙焼実験では揮散するものと推定したが、今回の実験ではほとんど揮散は認められず、想定した化合物とは異なる熱化学的に安定な化合物として存在している可能性が示唆された。一方、Se については脱水汚泥性状の違いにより挙動に大きな差異がみられ、高分子系汚泥では実施設、焙焼実験ともにその大部分が揮散したが、無機系汚泥では灰中に残存する傾向がみられた。



図－11 As,Se の灰移行率（実施設）



図－12 As,Se の灰移行率（焙焼実験）

5．As、Seの温度特性に関する検討

5．1 目的

これまでの検討から、高分子系汚泥中の Se は焼却炉内で気化し、バグフィルターなどの低温灰捕集では凝縮した Se が灰とともに捕集されていると考えられること、また、実施設で灰中の Se 含有量が高くなる温度域は 200 ～ 270 ℃と推定されることなどの知見を得た。ここでは、灰中の Se 含有量を温度制御によりコントロールするための技術の基礎的データを得ることを目的に、灰中 Se の温度特性についてさらに検討を行った。また、As の温度特性についてもあわせて検討を行った。

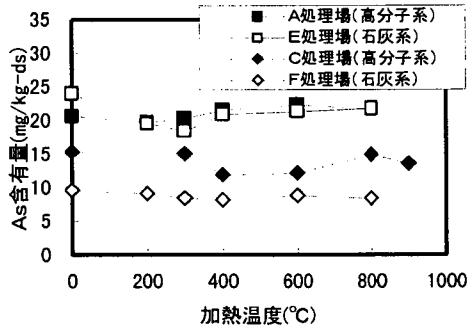
5．2 調査方法

焼却灰とともに捕集された As、Se の形態は、単に気相中の成分が凝縮した状態、あるいは灰表面におい

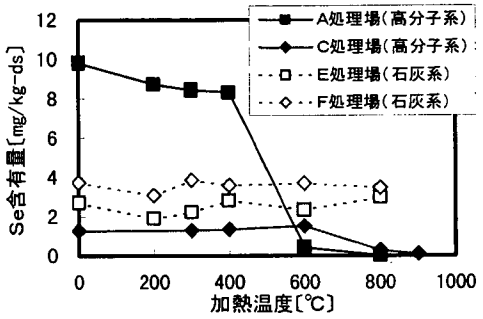
て灰中の成分と何らかの化合物を形成している場合などが想定される。前者の場合、凝縮した成分は焼却灰を再度加熱することにより気化するものと考えられ、その温度特性を把握することで排ガス中における挙動を推定することができる可能性がある。ここでは、このような仮定に基づき、**表－5**に示す焼却灰を電気炉で200、300、400、600、800および900℃で2時間加熱する実験を行った。

5．3 調査結果

実験結果を**図－13、図－14**に示す。Asについては、すべての試料について加熱による揮散は認められなかった。これらのことから、下水汚泥中のAsは、水処理や汚泥処理の方法に関係なく、焼却温度付近までは熱化学的に安定な形態で存在しているものと推測される。Seについては、汚泥焙焼実験と同様に高分子系と石灰系の焼却灰で挙動に違いが見られ、高分子系焼却灰では600℃以上で揮散が見られたのに対し、石灰系焼却灰中では800℃以上でもほとんど揮散しなかった。また、焼却灰中のSeの大部分が炉内でSeO_2に変化しているとすると、その昇華温度である317℃以上の温度で十分長い時間加熱すれば灰中のSeは揮散すると考えられるが、400℃の加熱ではほとんど変化はみられなかった。この点については、実施設でのSe捕集量の温度特性に関する知見とは相違しており、Seの灰表面への付着機構についてさらに検討する必要がある。なお、この結果から、一旦灰とともに捕集されたSeを気化させて除去する場合、排ガス処理過程で焼却灰への移行を抑制する場合より高い温度が必要であることがわかった。



図－13 灰加熱実験結果(加熱後As)



図－14 灰加熱実験結果(加熱後Se)

6．まとめ

平成11年度は、汚泥焼却炉におけるAs、Seの挙動に着目して実施設調査および室内実験を行い、以下のような知見を得た。

（1）実施設および室内焙焼実験の結果、脱水ケーキ中のAsが炉内で気化していることは確認できなかった。一方、Seの場合、高分子系脱水ケーキ中のSeは炉内で気化し、無機系脱水ケーキ中のSeは気化しなかった。今後、その原因について、化合物の種類に着目した検討などが必要である。

（2）炉内で気化したSeは排ガス処理過程で凝縮し、灰とともに捕集される。実施設の場合、灰中Se含有量が高くなる温度域は270℃以下と考えられる。

（3）灰に付着したSeを脱着させるためには、400℃以上（1atm、解放状態）で加熱する必要があった。これは、実施設の灰捕集装置における付着過程の温度特性とは異なることから、さらに検討する必要がある。

参考文献：

1) 尾崎ら、「下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究」、平成10年度下水道関係調査研究年次報告書、P79～84、1998、建設省土木研究所

2) 篠塚ら、「下水汚泥の焼却灰に検出されるセレンについて」、第34回下水道研究発表会講演集、P851～853、1997

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
岡安 祐司
竹歳 健治
東谷 忠

研究期間　平成８年度～11 年度
11 年度当初予算額　17,829 千円
(研究予算総額　88,226 千円)

Fatal Prediction of Volatile Organic Compounds in Activated Sludge Process

(FY1996-1999)

Hiroaki Tanaka, Koya Komori, Yuji Okayasu, Kenji Taketoshi, Tadashi Higashitani

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 discharges to sewerage systems must be set up pretreatment facility in order to observe the effluent standard on the regulated VOCs if necessary. 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 in the activated sludge process (ASP) 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 VOCs in the activated sludge process.

This study 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) Comparison of Extraction Methods of VOCs from Activated Sludge

We compared with two different extraction methods of VOCs from activated sludge. Shaking extraction method using ethanol takes 53 hours, while accelerated solvent extraction method does 5 hours. The VOC concentrations in the extracted solvent were higher in the case of the accelerated solvent extraction method than the shaking extraction method. Therefore, the accelerated solvent extraction method is recommended from both the views of extraction efficiency and saving time.

3) Experimental Model of the Activated Sludge Treatment Process

We made an experimental model of the activated sludge treatment process for investigating the fate of VOCs. The efficiency of oxygen transfer rate (EA) of this model was found to be equivalent to aeration tanks actually used in the field .

4) Field Survey of VOCs

We conducted field survey of 22 types of VOCs in wastewater at actual treatment plant applying the conventional ASP. Eleven VOCs consisting of dichloromethane, chloroform, benzene, 1,2-dichloroethane, trichloroethylene, toluene, *trans*-1,3-dichloropropene, 1,1,2-trichloroethane, *m,p*-xylene, *o*-xylene and *p*-dichlorobenzene were detected in influent. Six VOCs consisting of dichloromethane, chloroform, toluene, *m,p*-xylene, *o*-xylene and 1,2-dichlorobenzene were detected in primary effluent. Eleven VOCs consisting of 1,1-dichloroethylene, *trans*-1,2-dichloroethylene, *cis*-1,2-dichloroethylene, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, tetrachlorometane, 1,2-dichloroethane, trichloroethylene, toluene, trichloroethylene and *m,p*-xylene were detected in secondary effluent. However, all the concentrations of VOCs were lower than environmental water quality standards or guideline values for items for monitoring.

5) Mass Balance of VOCs in the Experimental Wastewater Treatment Model

We measured VOC concentrations in influent wastewater, effluent wastewater, wasted gas and withdrawn sludge, using experimental facilities simulating the ASP. And then estimated mass fluxes of VOCs with respect to water, air and sludge that entered into and emitted out of the treatment process. VOCs whose mass balances were estimated were dichloromethane, benzene, toluene, *m,p*-xylene and *o*-xylene.

There resided 41% of dichloromethane, 3% of benzene, 3% of toluene, 1% of *m,p*-xylene and 9% of *o*-xylene in the effluent, and 55% of *o*-xylene in excess sludge if influent mass fluxed of individual VOCs are assumed 100%. 46% of dichloromethane, 2% of benzene, 16% of toluene, 10% of *m,p*-xylene and 23% of *o*-xylene were withdrawn as the raw sludge that generates in the primary settling tank. 3% of dichloromethane, 3% of toluene, 2% of *m,p*-xylene and 12% of *o*-xylene were withdrawn as the excess sludge that generates in biological process. The mass fluxes of VOCs that were purged into the air could be estimated to be 28%, 25%, 24%, 18% and 22% of the influent mass fluxes of dichloromethane, benzene, toluene, *m,p*-xylene and *o*-xylene respectively.

The total mass fluxes emitted into the environment of benzene, toluene, *m,p*-xylene and *o*-xylene that have been repoted to show relatively large biodegradability were estimated to be only 31%, 46%, 31% and 64% of the influent mass flux, respectively.

6) 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 applying seems prospected for continuous monitoring of VOCs in water.

7) Biodegradation Test of VOCs

We conducted biodegradation test of VOCs by Coulometers which can automatically measure respiration rate of activated sludge administered with the VOCs for 14 days. VOCs tested were dichloromethane, benzene, toluene, *o*-xylene, *m*-xylene and *p*-xylene. Degradation rate of VOCs for 14 days were 7%, 52%, 60%, 34%, 51% and 59% of dichloromethane, benzene, toluene, *o*-xylene, *m*-xylene and *p*-xylene.

8) Modeling of Fate of VOCs in Activated Sludge Process

A simulation model was newly developed for predicting the fate of VOCs in activated sludge process. This model considers adsorption, surface volatilization, buble volatilization, and biodegradation from the dissolved phase as removal mechanisms. And this model has characteristics as following compared with existing models: (1) parameter values which can be determined from hydrodynamic conditions and controlled condition by operating, are calculated;(2) this model considers active heterotrophic bacteria that only degrade the target compound, autotrophic nitrifying bacteria in acitive biomass; (3) mass balance about biochemical reactions, is considered; (4) data about biodegradation by specialized active bacteria, can be taken by the newly developed system which consists of biodegradation test and model simulating it.

The model was evaluated with the pilot plant data obtained in this study. Target VOCs were benzene, dichloromethane, toluene, *m,p*-xylene. As a result, the model fairly simulate the fate of the VOCs in activated sludge process. However, further investigation on modeling and acquisition of data for validation is necessary for improvements in the future.

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る。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し、以下の調査・検討を行った。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。

①VOC 分析方法の検討（エアレーション排出ガスの分析、汚泥の分析）
②VOC 挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作
③VOC の連続モニタリング
④下水処理場における VOC の実態調査
⑤活性汚泥処理実験装置における VOC の挙動調査
⑥生分解性試験
⑦数理モデルを用いた VOC の運命予測

3．VOC 分析方法の検討

3．1　調査・研究対象 VOC の選定

本研究では環境基準、排水基準が定められている VOC に要監視項目の VOC 等を加えた 22 項目を調査・研究対象とした。調査・研究対象とした 22 項目の VOC は、表１のとおりである。

表１　研究対象ＶＯＣとその基準値・指針値（μｇ／ｌ）

	環境基準	排水基準	要監視項目	備考
1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	20	200		
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	20	200		
trans-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ			40	
cis-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	40	400		
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ			60	
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	1000	3000		
四塩化炭素	2	20		
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	10	100		
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	4	40		
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	30	300		
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ			60	
ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ				
cis-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	2	20		注1
ﾄﾙｴﾝ			600	
trans-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	2	20		注1
1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	6	60		
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	10	100		
ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ				
m,p-ｷｼﾚﾝ			400	注2
o-ｷｼﾚﾝ			400	注2
ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ				
p-ｼﾞｸﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ			300	

注1：基準値はcis-、trans-の区別なく1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝとして設定されている。
注2：指針値はo-、m-、p-の区別なくｷｼﾚﾝとして設定されている。

3．2　エアレーション排出ガスの分析

下水処理場におけるエアレーション排出ガスの分析方法は定められていないことから、ここでは有害大気汚染物質測定方法マニュアル [1] を参考に、本マニュアルによる方法のエアレーション排出ガス分析への適応性について検討する。

3．2．1　採取方法

大気中の VOC の分析は、採取試料を GC、GC/MS 等により分析する方法が一般に用いられている。大気試料の採取方法には、サンプリングバッグに採取するバッグ採取法、真空容器のキャニスターに採取するキャニスター採取法、目的成分を吸着剤に吸着捕集した後、溶媒抽出する固体捕集－溶媒抽出法があり、その概要は以下のとおりである。

１）バッグ採取法

フッ化ビニル、フッ素樹脂、アルミニウム等で作られているバッグに試料を直接採取する方法である。バッグ採取する方法は、手軽であり、また、GC、GC/MS に導入する際に、溶媒による抽出や加熱による脱着などの前処理を必要としないという長所がある。しかし、サンプルガスの成分とサンプルバッグの材質によっては、目的成分の吸着および透過が生じ、サンプルガスの組成が変化する可能性がある。

２）キャニスター採取法

内面を光輝焼鈍処理したステンレス製容器、内面を酸化皮膜処理したアルミニウム製容器、またはこれと同等以上の性能を有する容器等に試料を直接採取する方法である。金属以外の部材が

表２　大気試料採取方法の特徴

		長所	短所
バッグ採取法		・測定対象物質の濃度にあわせて濃縮、希釈が可能である ・複数回、分析に供する事が出来る ・バッグの大きさを変えることで試料の採取量を変えられる	・バッグへの吸着作用の為、測定できない場合がある ・多量の試料を採取する場合は大がかりな装置が必要である ・試料の保管に大きなスペースが必要である
ｷｬﾆｽﾀｰ採取法		・複数回、分析に供する事ができる ・整流器を併用することで長期間、連続して試料を採取する事が出来る ・試料の保存性がよい ・容器は再利用が可能である	・容器の保管に大きなスペースが必要である ・容器の洗浄は専用の装置が必要である ・高価である ・多量の試料を採取するには向いていない
固体捕集法	加熱脱離法	・有害な試薬を使用しない ・捕集した試料の全量を機器分析に供する事が出来る ・試料の保管が容易である	・１度しか分析に供する事が出来ない ・濃度幅が広い場合は多成分の同時測定に適さない ・測定対象物質により、吸着剤の選択に注意を要する ・低沸点化合物は捕集効率が悪い
	溶媒抽出法	・測定対象物質の濃度に合わせて希釈が可能である ・複数回、分析に供する事が出来る ・試料の保管が容易である	・有害な試薬を使用する ・測定対象物質により、吸着剤の選択に注意を要する ・低沸点化合物は捕集効率が悪い ・捕集した試料の全量を機器分析に供する事は出来ない

使用されている場合には、あらかじめ測定対象物質に対して影響のないことを確認する必要がある。あらかじめ内部を真空にしておき、採取時にバルブを開けて大気圧になるまで採取する。この場合、整流器（マスフローコントローラまたはサーマルマスフローコントローラ）を使用することにより長時間連続して試料を採取することができる。大気圧以下で採取を終了する減圧採取法と加圧ポンプを用いて 200kPa（約 1500mmHg）程度まで採取する加圧採取法がある。

3）固体捕集－溶媒抽出法

炭素系、高分子系等の吸着剤を充填した捕集管に大気試料を除湿しながら通気して測定対象物質を捕集する方法である。吸着剤から測定対象物質を脱離させるには加熱する方法（加熱脱着法）と溶媒で抽出する方法（溶媒抽出法）がある。

バッグ採取法、キャニスター採取法、固体捕集－溶媒抽出法は、それぞれに長所、短所があり、簡単にまとめると表２の通りとなる。数多くの試料を採取する場合は、バッグ採取法、固体捕集－溶媒抽出法が適しているが、長時間にわたり試料を採取する場合はキャニスター採取法が適している。

３．２．２　実試料を用いた検討

下水処理場のエアレーション排出ガスは、測定対象項目以外の VOC を含むことが考えられ、その測定は難しい。ここでは、現在、大気や室内空気を対象として用いられている方法でエアレーション排出ガスの測定可能性について検討した。検討した測定方法は、環境庁が定めた有害大気汚染物質測定方法マニュアル[1]の方法のうち、バッグ採取法、キャニスター採取法、固体捕集－溶媒抽出法の３つの方法である。

VOC 22 項目のうちベンゼン、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、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、バッグ採取法、キャニスター採取法、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、大気汚染防止法の指定物質抑制基準値と同程度の濃度とその 1/10 の２段階とした。本検討で用いたガス中揮発性有害物質の測定方法を表３に示す。

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

1）標準ガス及び試験ガスの調製

①標準ガスの調製

内部を真空にしたキャニスターにベンゼン、トリクロロエチレン、テトラクロロエチレンを加えた後、高純度窒素ガスで希釈し、ベンゼン 59mg/m^3、トリクロロエチレン 160mg/m^3、テトラクロロエチレン 160mg/m^{3}の高濃度標準ガスを調製した。また、更に高純度窒素ガスで希釈しベンゼン 5.9mg/m^3、トリクロロエチレン 16mg/m^3、テトラクロロエチレン 16mg/m^{3}の低濃度標準ガスを調整した。

②試験ガスの調製

内部を真空にしたキャニスターにベンゼン、トリクロロエチレ

ン、テトラクロロエチレンを加えた後、処理場から採取したエアレーション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、高純度窒素ガスで希釈し、ベンゼン 59mg/m³、トリクロロエチレン 160mg/m³、テトラクロロエチレン 160mg/m³の高濃度試験ガスを調製した。また、更に高純度窒素ガスで希釈しベンゼン 5.9mg/m³、トリクロロエチレン 16mg/m³、テトラクロロエチレン16mg/m³の濃度の低濃度試験ガスを調整した。

なお、希釈に使用したエアレーション排出ガスは、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が検出下限値以下であることを事前に確認している。

2）測定方法

①バッグ採取法

高・低濃度標準ガス、高・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キャニスター採取法

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

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。この時の通気速度は 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ロ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

バッグ採取法	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
キャニスター採取法	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）測定結果と考察

①バッグ採取法

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。

②キャニスター採取法

キャニスター採取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照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。

表5　　各採取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
バッグ採取法	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
キャニスター採取法	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　各採取法における回収率（%）

	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／m^3）	高濃度試験ガス（59mg／m^3）	低濃度試験ガス（16mg／m^3）	高濃度試験ガス（160mg／m^3）	低濃度試験ガス（16mg／m^3）	高濃度試験ガス（160mg／m^3）
バッグ採取法	92	102	96	108	95	109
キャニスター採取法	96	－	97	－	93	－
固体捕集－溶媒抽出法	92	109	76	144	85	131

注：キャニスター採取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

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。

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[1]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、試料を補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%を越えており、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　汚泥の分析

活性汚泥中の VOC の分析方法については、現在公定法が存在しないという状況である。しかし、下水処理場に流入する VOC の下水処理施設における物質収支を調査する上において、活性汚泥中の VOC の測定はなくてはならないものである。

本研究では、汚泥中の VOC の分析方法について適正な方法の確立を目的として種々の検討を行った。土壌中の VOC の測定方法として検討されている宮本ら[7]の測定方法（以下、振とう抽出法という。）を下水汚泥に応用することから検討を始めた。また、固体試料中の種々の物質を抽出することを目的に開発された高速溶媒抽出装置を用いた抽出方法（以下、高速溶媒抽出法という。）についても検討を行った。

本装置（DIONEX、ASE-200）は、金属製の抽出セルに試料を適量入れ装置にセットしスタートする。すると、自動的に溶媒が適量加えられ、設定圧力、設定温度で設定時間保たれる。その後、窒素ガスにより溶媒は排出され捕集バイアルに集められるしくみである。抽出セルを 24 本セットし連続的に抽出が可能である。

振とう抽出法及び高速溶媒抽出法の測定操作フローを図1に示す。

遠心分離した活性汚泥を測定試料とし、振とう抽出法、高速溶媒抽出法の両方法により抽出した液を不純物除去カラム（Waters、Seppak Light Silika）でクリーンアップした後、表7に示す条件の GC/MS（島津製作所、QP5000）を用いて分析した。

また、高速溶媒抽出法では、抽出温度、抽出圧力、抽出時間についてそれぞれ表8の設定範囲内で条件設定が可能である。本調査では、表8に示す検討条件について実験を行い、抽出効率の比較を行った。

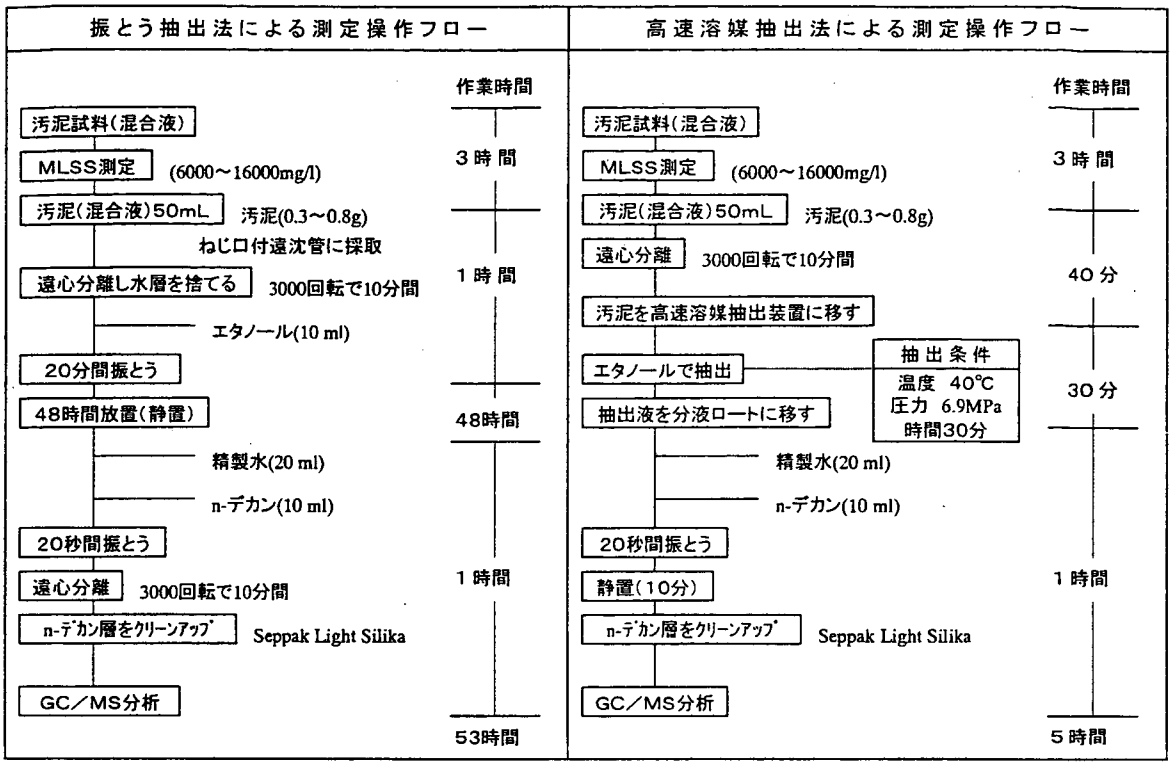


図1　抽出操作フロー

表7　GC／MS測定条件

カラム	VOCOL 0.25mm×60m
昇温条件	40℃ → 110℃ → 200℃ → 220℃ 6min 4℃/min 0min 15℃/min 0min 20℃/min 5min
インターフェース温度	230℃
キャリアーガス圧力	187.3Kpa
試料導入方法	スプリット 1:10

表8　高速溶媒抽出法の抽出条件

	設定可能範囲	検討条件
抽出温度	40～200℃	40, 60, 80℃
抽出圧力	6.9～13.8MPa	6.9, 10.3, 13.8MPa
抽出時間	1～99分	30, 60, 90分

1）振とう抽出法と高速溶媒抽出法の比較

同一処理場の活性汚泥試料を用い、振とう抽出法と高速溶媒抽出法（40℃、6.9MPa、5分）により VOC を抽出し、抽出効率の比較を行った。流入水量が 165,000m³/日で工場排水の流入割合が大きい処理場で、標準活性汚泥法を採用している下水処理場の活性汚泥（返送汚泥）をサンプルとして、2つの方法による VOC の抽出を試みた。同一処理場の活性汚泥試料 0.33g～0.8g を用い3回実施した調査のうち、抽出液中の濃度が比較的高かったベンゼン、トルエン、キシレン、ジクロロメタンについて整理し、図2に示した。両方法による抽出量を1g 汚泥当たりに換算した後算術平均し、振とう抽出法での抽出量を1とした相対値で示した。振とう抽出法と高速溶媒抽出法を比較すると、4物質とも高速溶媒抽出法が効率よく抽出していた。抽出液中の濃度で比較するとベンゼンで4倍、トルエンで8倍、キシレン、ジクロロメタンでそれぞれ5倍の濃度であった。2つの方法の抽出に要する時間を比較すると、振とう抽出法では 48 時間の放置時間を含め全工程で 53 時間を要する。一方、高速溶媒抽出法は、5時間である。振とう抽出法は、抽出操作の途中にも遠心分離の工程があり操作が煩雑であるのに対し、高速溶媒抽出法は比較的操作が簡単である。高速溶媒抽出法は、高価な装置を使用するという短所はあるものの、抽出効率、抽出操作時間、操作性などは振とう抽出法に比べ優れていた。

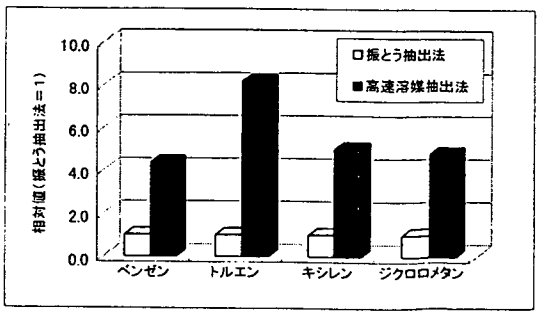


図2　抽出効率の比較

2）高速溶媒抽出法における抽出条件の検討

高速溶媒抽出法について抽出温度、抽出圧力、抽出時間等、抽出条件と抽出効率の検討を行った。同一試料を用いそれぞれ3つの条件を設定し検討を行った結果を、抽出温度の検討では 40℃、抽出圧力の検討では 6.9MPa、抽出時間の検討では 30 分を1とした相対値で表し、図3に示した。温度条件の検討結果では、40、60、80℃について比較検討を行ったが、抽出温度 40℃と 60℃を比較すると 60℃の方が約 10 倍高い値を示している。さらに 20℃高い 80℃では 40℃の 15 倍程度の濃度となった。この結果から抽出温度 40～80℃の範囲では抽出温度の高い方が抽出効率が高かった。抽出圧力の検討結果では 6.9、10.3、13.8MPa の圧力で抽出を行い、抽出効率の比較を行った。抽出圧力 6.9MPa と 10.3MPa を比較すると、圧力の高い 10.3MPa の方が6倍から 12 倍高い濃度であった。さらに抽出圧力を高くし 13.8MPa とした場合、抽出液中の濃度は 6.9MPa の7から 16 倍となった。抽出圧力 6.9MPa から 13.8MPa の範囲では圧力の高い方が抽出効率が高かった。抽出時間の検討では 30、60、90 分について検討を行った。抽出時間 30 分と 60 分を比較すると 30 分より 60 分の方が低くなっている。しかし、90 分では 30 分の2倍程度の濃度であった。抽出時間と抽出効率の関係は、はっきりした傾向がみられず再試験を行い確認する必要があるが、本実験の 30 分と 90 分を比べた結果では抽出時間が長い方が抽出効率が高くなることが示唆された。今回の検討は限られた条件であり、さらに詳しい検討が必要である。

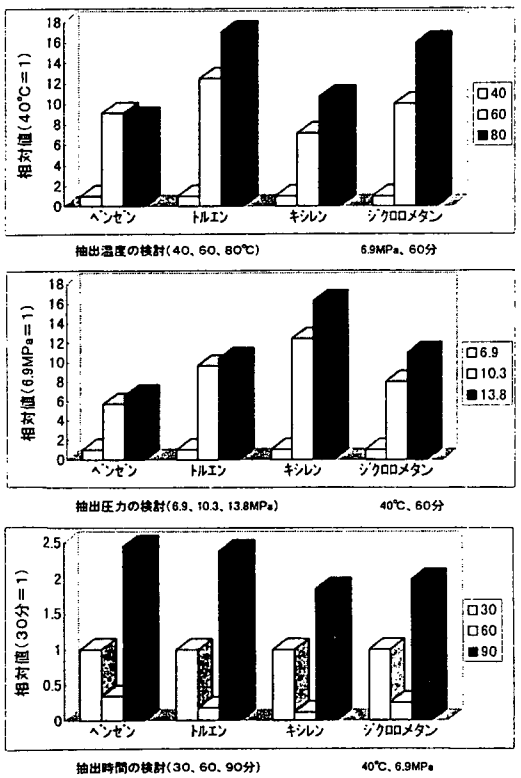


図3　抽出条件と抽出効率

4．VOC 挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作

4．1　実験装置の製作

実験装置の製作においては、以下の点を考慮し下水道施設計画・設計指針と解説[3]を参考に設計した。

①流入水量、エアレーション空気量、返送汚泥量の調整、測定が容易であること。

②排出される処理水の採取、エアレーション排出ガスの捕集が容易であること。

③標準活性汚泥法に準じた運転条件の設定が可能であること。

流入水量を 6m³/日、エアレーションタンクでの水理学的滞留時間（HRT）を8時間に設定し、実験装置の基本設計を行った。また、エアレーション効率を高めるため、散気深度を大きくすることを心がけ、実験室に設置可能な最大水深の2m を設定した。

実験装置の構成図を図4、設計諸元・構成機器の能力等を表9に示す。流入ポンプはコンバーター制御の流量可変式を用いているため、エアレーションタンクの HRT は 4～12 時間で運転が可能である。最初沈殿池の容積は 0.5m³、エアレーションタンクの容積は 2m³、最終沈殿池の容積は 0.7m³ である。なお、エアレーションタンクは4つに区切られており流下過程の調査が可能である。エアレーションタンク4つの散気管にはそれぞれエアー流量計がついており流量測定が容易である。また、エアレーションされた空気は排気ダクトを通じ屋外へ放出されるように設計した。最初沈殿池、エアレーションタンク、最終沈殿池より構成される実験装置は、それぞれ2組あり、異なる運転条件での比較実験が可能である。

4．2　実験装置の機能確認

エアレーション装置の効率を確認するため、酸素移動効率を求めた。先ず、総括酸素移動容量係数（KLa）を求めた。通常 KLa の測定は、非定常法、定常法のいずれかの方法によって行うが、本実験では清水による非定常法により測定した。

一般に、酸素の水への溶解速度は、次式で表される。

$$dDO/dt = KLa\ (DOs - DO) \quad (1)$$

積分すると

$$\ln\left((DOs - DO_1) / (DOs - DO_2)\right) = KLa\ (t_2 - t_1) \quad (2)$$

$$\therefore\ Kla = \left(\ln\left((DOs - DO_1) / (DOs - DO_2)\right)\right) / (t_2 - t_1) \quad (3)$$

ここに、

DOs：エアレーションタンク内の飽和酸素濃度（mg/l）

DO：エアレーションタンク内の酸素濃度（mg/l）

DO_1：t_1時間後の酸素濃度（mg/l）

DO_2：t_2時間後の酸素濃度（mg/l）

KLa：総括酸素移動容量係数（1/時）

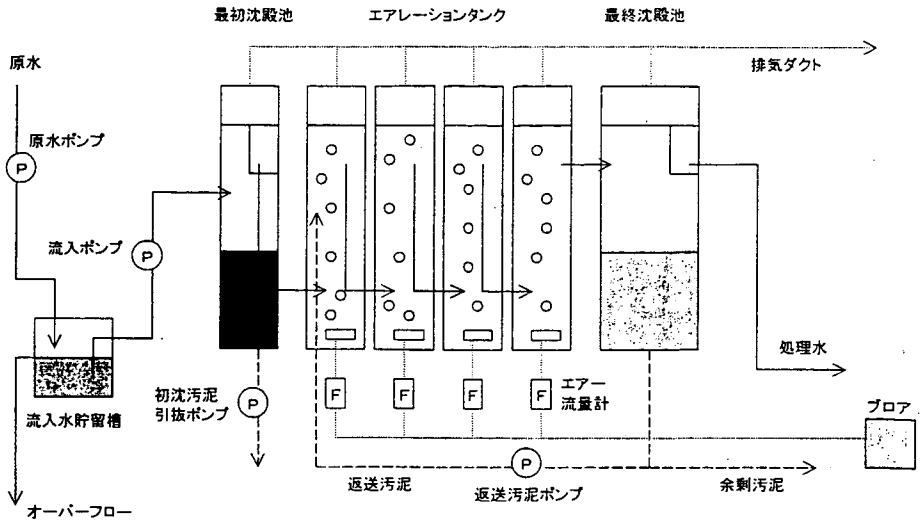


図4　活性汚泥処理実験装置

表9　実験装置の設計諸元等

装置名称	設計諸元・能力等	数量
原水ポンプ	流量：６０ l/分 (max)	1 台
流入水貯留槽	容量：５００ l （径1000×700H） 滞留時間：約８分	1 基
流入ポンプ	流量：５．６ l/分 (max)	2 台
最初沈殿池	容量：０．５ m^3 (500×500×2000) 有効水深：２ m 水面積負荷：３２ m^3/m^2・日	2 基
エアレーションタンク	容量：０．５ m^3 (500×500×2000) 有効水深：２ m	8 基
最終沈殿池	容量：０．７ m^3 (500×700×2000) 有効水深：２ m 水面積負荷：２３ m^3/m^2・日	2 基
返送汚泥ポンプ	流量：３．４ l/分 (max)	2 台
エアレーションブロア	送気量：０．２ m^3/分 空気倍率：１８倍 (max)	1 台

KLa の測定はエアレーション装置に清水を満たし、エアレーションしながら、亜硫酸ナトリウムを溶解し、溶存酸素濃度を０にする。引き続きエアレーションして溶存酸素濃度を上昇させる。

このとき、各時間における (DOs－DO) と時間ｔとの関係を片対数グラフに図示すると直線が得られ、この直線の傾きからＫＬａを求めることができる。

４つに区切られた内の１つのエアレーションタンク (0.5㎥) においてエアー流量を 5、10、15、20l/min に設定し実験を行った。このエアー流量は、エアレーションタンクでのＨＲＴを８時間に設定した場合、空気倍率 (G/Q 比) はそれぞれ約 5、10、15、20 に相当する量である。各流量におけるエアレーション時間と DO 変化の関係を図５に示した。また、エアレーション時間と DOs－DO の関係を図６に示す。図６に示した直線の傾きからＫＬａを求め

表１０　各風量におけるＫＬａ、E_Aの値

送風量 (m^3/日)	G/Q比	ＫＬａ (1/時)	E_A (%)	水温 (℃)
1.2	5	1.46	2.1	11.4
2.4	10	2.62	1.9	11.8
3.6	15	4.46	2.2	11.7
4.8	20	5.90	2.1	11.5

表10に示した。

次に、酸素移動効率 (EA) を求める。

EA は(4)式のように、反応タンクに送入された酸素の重量に対する溶解酸素重量の比で示すことができる。

$EA = KLa \cdot (DOs - DO) \cdot V \times 10^{-3} / Gs \cdot \rho \cdot Ow \times 100$　(4)

ここに、

EA：酸素移動効率 (%)

ρ：空気密度 (=1.293 kg/Nm³)

Ow：空気中の酸素含有量 (=0.233　O_2kg/空気 kg)

Gs：送風量 (m³/時)

(4)式において DO 値は操作因子であり、他のデータと比較する際には、DO 値により KLa が異なるので、一般に、EA は DO 濃度が０のときの式(5)から求めている。

$EA = KLa \cdot DOs \cdot V \times 10^{-3} / Gs \cdot \rho \cdot Ow \times 100$　(5)

各送風量における KLa、EA の値を表10に示した。

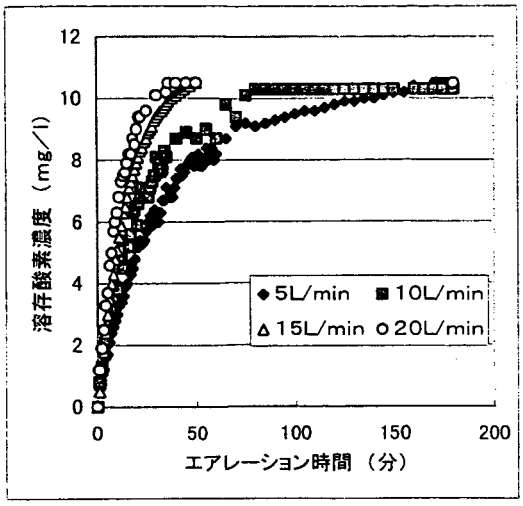


図５　エアレーション時間と溶存酸素濃度の関係

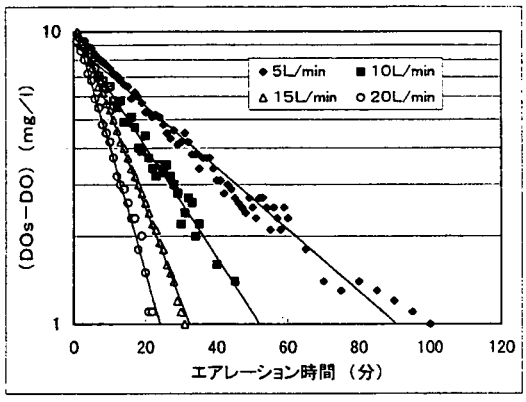


図６ エアレーション時間と （ＤＯｓ－ＤＯ）の関係

５．ＶＯＣ連続モニタリング

流入水中の VOC 濃度は、時間変動が大きく[4]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連続モニタリング装置の構成

VOC 連続モニタリング装置の概略図を図７、構成図を図８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、①ラインセレクター、②サンプラー、③P&T ユニット、④GC、⑤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。

①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。

②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。

③P&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。

④GC

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。

⑤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。

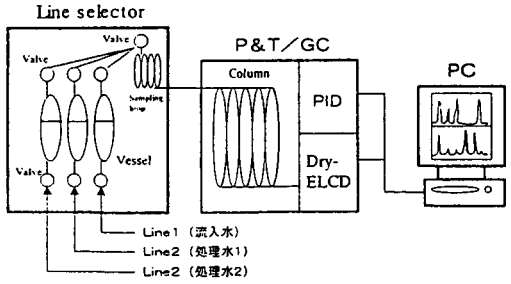


図７　　ＶＯＣ連続モニタリング装置概略図

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)

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

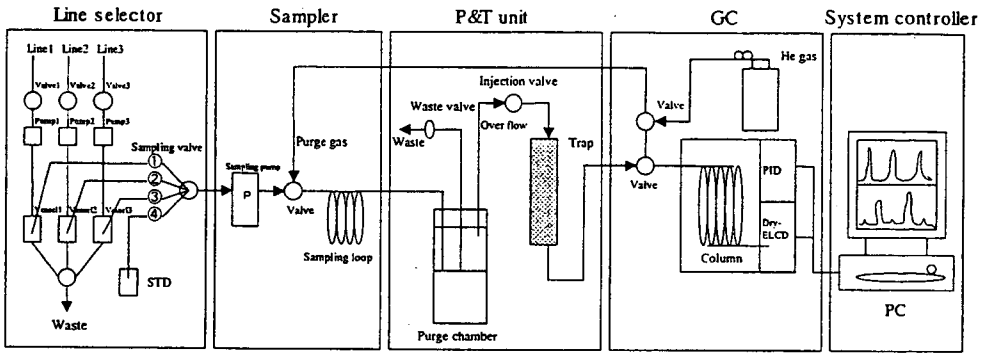


図８　　ＶＯＣ連続モニタリング装置構成図

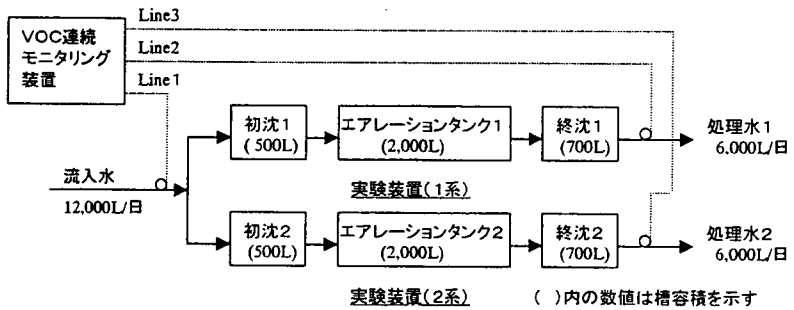


図９　　活性汚泥処理実験装置とＶＯＣ連続モニタリング装置

５．２　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９に示す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６㎥/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カ所（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。

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
・	・	・	・
・	・	・	・
・	・	・	・

①試料水採取開始

valve 1 [ON], Pump 1 [ON]となり、Vessel 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)

③パージ開始

Sampling valve 1 [ON], Sampling Pump 1 [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。

5．3　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 10 に示した。図 10 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 10 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/l）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 11 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。

6．下水処理場における VOC の実態調査

6．1　実態調査（第１回）

１）調査方法

下水処理場における VOC の実態把握を目的として５ヶ所の下水処理場において流入水、一次処理水、二次処理水の分析を行った。調査処理場は標準活性汚泥法を採用している都市下水処理場で、流入水量が 60,000～180,000m3/日の処理場である。本調査は、揮発性有機物を含有する試料の採水を目的に開発された VOC サンプラー（ISCO、6000VOS）により２時間間隔で 24 時間の試料採取を行い、環境基準項目、要監視項目等の VOC 22 項目について分析を行った。また、分析方法は環境庁告示第 59 号付表６の第２のヘッドスペース・ガスクロマトグラフ質量分析法に準じ、GC/MS（HP、GC5890、MSD5972、HS7694）を用いて行った。

２）調査結果

標準活性汚泥法を採用している５ヶ所の都市下水処理場において流入水、一次処理水、二次処理水について VOC の実態調査を行った。VOC 22 項目について分析を行ったが、半数の 11 項目は、調査したどの処理場においても流入水、一次処理水、二次処理水から検出されなかった。検出された 11 項目について、検出検体数と測定検体数、さらに検出されたデータの幾何平均値を表 14 に示した。検出された 11 項目についてみると、流入水、一次処理水中に検出されている項目はいくつかみられるが、その濃度は排水基準項目にあっては排水基準値、要監視項目にあってはその指針値を大きく下まわっていた。また、二次処理水では、２ヶ所の処理場において４項目が検出されたもののその濃度はどの項目も 0.006mg/l 以下であった。

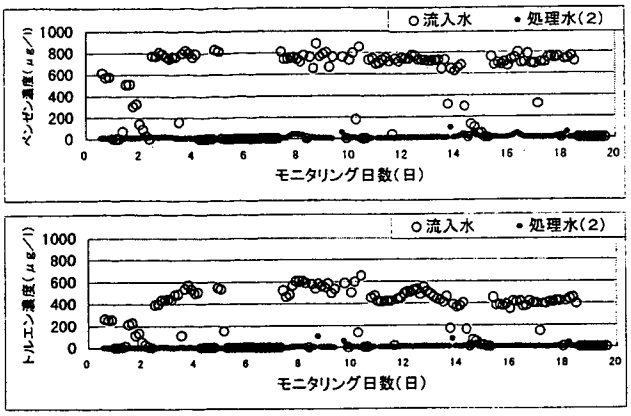


図１０　ＶＯＣ連続モニタリング結果

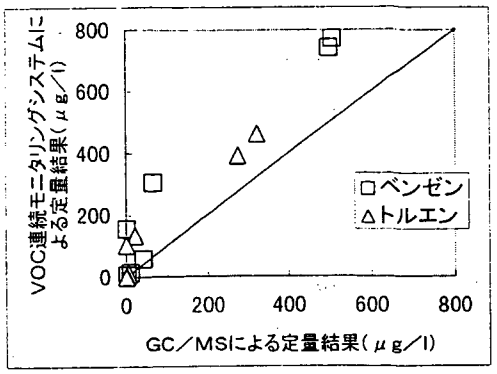


図１１　ＧＣ／ＭＳによる定量結果とＶＯＣ連続連続モニタリングシステムによる定量結果の相関

表１４　実態調査結果（第１回）　mg／l

	処理場名	流入水		一次処理水		二次処理水	
ジクロロメタン	A	8/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	7/10	0.002	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	4/12	0.003	9/12	0.002
	D	8/12	0.007	8/12	0.005	0/12	ND
	E	12/12	0.005	12/12	0.007	5/12	0.004
シス-1,2-ジクロロエチレン	A	12/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
クロロホルム	A	12/12	0.002	-	-	0/12	ND
	B	10/10	0.002	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.010	12/12	0.011	12/12	0.006
	D	10/12	0.005	12/12	0.003	0/12	ND
	E	12/12	0.003	12/12	0.002	9/12	0.001
1,1,1-トリクロロエタン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	1/12	(0.001)	7/12	0.002	0/12	ND
ベンゼン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	8/12	0.007	5/12	0.004	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	12/12	0.003	6/12	0.002	0/12	ND
トリクロロエチレン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	12/12	0.006	12/12	0.016	5/12	0.003
トルエン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.284	12/12	0.075	0/12	ND
	D	6/12	0.003	8/12	0.002	0/12	ND
	E	12/12	0.020	7/12	0.009	0/12	ND
テトラクロロエチレン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	D	10/12	0.006	12/12	0.001	0/12	ND
	E	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
m,p-キシレン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.115	12/12	0.080	0/12	ND
	D	6/12	0.002	3/12	0.001	0/12	ND
	E	2/12	0.001	7/12	0.001	0/12	ND
o-キシレン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.041	12/12	0.029	0/12	ND
	D	6/12	0.002	3/12	0.001	0/12	ND
	E	6/12	0.002	9/12	0.002	0/12	ND
p-ジクロロベンゼン	A	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	B	0/12	ND	-	-	0/12	ND
	C	12/12	0.005	12/12	0.004	10/12	0.002
	D	0/12	ND	0/12	ND	0/12	ND
	E	8/12	0.001	5/12	0.001	0/12	ND

注：流入水、一次処理水、二次処理水の左の欄は分析検体数に対する検出検体数を表し、右の欄は水中濃度の幾何平均値を表す。ただし、平均値では検出されていないサンプルは除いた
また、検出検体数が1の場合は、そのままの値を( )付きで示した。

表１５　　ＶＯＣの分析方法

	分析方法	検出下限値
流入水	JIS K0125 5.2 ヘッドスペースGC／MS法	0.1μg／l
初沈流出水	JIS K0125 5.1 パージ&トラップGC／MS法	0.01μg／l
終沈流出水	JIS K0125 5.1 パージ&トラップGC／MS法	0.01μg／l

6．2　実態調査（第2回）

1）調査方法

実下水処理場における VOC の実態把握を目的とした調査を行った。調査対象とした処理場は、計画処理人口約 21 万人の標準活性汚泥法を採用している処理場であり、汚泥処理施設を有している。調査は平成 11 年２月に実施した。調査試料は、流入水、最初沈殿池流出水（初沈流出水）、最終沈殿池流出水（終沈流出水）の３試料とした。流入水は、沈砂池の前に設けられたスクリーンの手前で採取したが、汚泥処理系からの返流水を含まない下水である。初沈流出水は、越流トラフを越流したところで採取した。終沈流出水は、最終沈殿地の越流堰付近の上澄水を採取した。試料採取は、VOC の時間変動を把握するため、２時間間隔で２４時間行った。なお、採水は VOC 用の自動採水器を用いて行った。調査対象項目は、環境基準・排水基準項目の 11 物質、要監視項目の６物質を含む 22 物質であり、1,1-ジクロロエチレン、ジクロロメタン、trans-1,2-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン、クロロホルム、1,1,1-トリクロロエタン、四塩化炭素、ベンゼン、1,2-ジクロロエタン、トリクロロエチレン、1,2-ジクロロプロパン、ブロモジクロロメタン、cis-1,3-ジクロロプロペン、トルエン、trans-1,3-ジクロロプロペン、1,1,2-トリクロロエタン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロメタン、m,p-キシレン、o-キシレン、ブロモホルム、p-ジクロロベンゼンである。なお、採取試料のＶＯＣ分析は、表 15 に示す JIS K0125 に従った。

2）調査結果と考察

調査結果を表 16、図 12 に示した。調査対象とした 22 項目のうち、流入水、初沈流出水、終沈流出水の各地点での採取 12 検体中、複数検体から検出された物質は、流入水ではジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、trans-1,3-ジクロロプロペン、1,1,2-トリクロロエタン、m,p-キシレン、o-キシレン、p-ジクロロベンゼンである。これらの検出された検出値の幾何平均値は、ジクロロメタン 0.6μg/l、クロロホルム 2.9μg/l、トルエン 2.9μg/l、trans-1,3-ジクロロプロペン 0.1μg/l、1,1,2-トリクロロエタン 0.3μg/l、m,p-キシレン 0.4μg/l、o-キシレン 0.2μg/l、p-ジクロロベンゼン 0.7μg/l であり、いずれも排水基準値以下であった。この他、採取１２検体中、１検体のみから検出された物質とその検出濃度は、ベンゼンが 0.2μg/l、1,2-ジクロロエタンが 2.4μg/l、トリクロロエチレンが 2.7μg/l であった。いずれも排水基準値以下である。また、1,1-ジクロロエチレン、trans-1,2-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、四塩化炭素、1,2-ジクロロプロパン、ブロモジクロロメタン、cis-1,3-ジクロロプロパン、テトラクロロエチレン、ジブロモクロロエメタン、ブロモホルムの 11 物質は、すべて検出下限値以下であった。

初沈流出水では、複数検体から検出された物質は６物質あり、その幾何平均値はジクロロメタンが 1.04μg/l、クロロホルムが 2.78μg/l、トルエンが 0.53μg/l、m,p-キシレンが 0.86μg/l、o-キシレンが 0.39μg/l、p-ジクロロベンゼンが 0.74μg/l である。これ以外の 16 物質はすべて検出下限値以下であった。

終沈流出水からはクロロホルム、四塩化炭素、トルエン、テトラクロロエチレンの４物質が複数検体から検出され、それぞれの幾何平均濃度は 0.30μg/l、0.33μg/l、0.04μg/l、0.15μg/l であった。また、1,1-ジクロロエチレン、trans-1,2-ジクロロエチレン、cis-1,2-ジクロロエチレン、1,1,1-トリクロロエタン、1,2-ジクロロエタン、トリクロロエチレン、m,p-キシレンが、採取１２検体中１検体からそれぞれ 0.77μg/l、1.75μg/l、0.26μg/l、0.20μg/l、0.07μg/l、0.14μg/l、0.02μg/l であった。

２時間間隔で 24 時間採取した試料の分析結果を示した図 12 から VOC の水質変動の様子がわかる。流入水ではクロロホルムとトルエンの変動が他の物質に比べて大きい。特にトルエンは 0.5μg/l から 9.5μg/l と約 20 倍の開きがみられた。初沈流出水では、トルエンの変動が流入水に比べ変動は小さくなっているが、他の物質はほぼ同様の傾向を示している。終沈流出水では、ほとんどの物質が検出下限値付近あるいはそれ以下の値であり、大きな変動はみられない。下水中の VOC の時間変動は、物質によりその大小は異なるものの、変動が大きいものでは流入水で 10 から 20 倍、初沈流出水でも 10 倍程度あることがわかった。処理場における VOC の実態調査として負荷量収支を求める場合には、これらの時間変動を考慮した調査が不可欠である。

表１６　実態調査結果（第２回）

物質名		流入水	初沈流出水	終沈流出水
1,1-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定	0/12	0/12	1/12
	範囲			(0.77)
	幾何平均			(0.77)
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定	12/12	12/12	0/12
	範囲	0.1-1.6	0.51-2.75	
	幾何平均	0.6	1.04	
trans-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定	0/12	0/12	1/12
	範囲			(1.75)
	幾何平均			(1.75)
cis-1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定	0/12	0/12	1/12
	範囲			(0.26)
	幾何平均			(0.26)
ｸﾛﾛﾎﾙﾑ	検出／測定	12/12	12/12	12/12
	範囲	1.2-5.8	1.18-4.39	0.25-0.41
	幾何平均	2.9	2.78	0.30
1,1,1-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定	0/12	0/12	1/12
	範囲			(0.20)
	幾何平均			(0.20)
四塩化炭素	検出／測定	0/12	0/12	5/12
	範囲			0.32-0.36
	幾何平均			0.33
ﾍﾞﾝｾﾞﾝ	検出／測定	1/12	0/12	0/12
	範囲	(0.2)		
	幾何平均	(0.2)		
1,2-ｼﾞｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定	1/12	0/12	1/12
	範囲	(2.4)		(0.07)
	幾何平均	(2.4)		(0.07)
ﾄﾘｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定	1/12	0/12	1/12
	範囲	(2.7)		(0.14)
	幾何平均	(2.7)		(0.14)
1,2-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾊﾟﾝ	検出／測定	0/12	0/12	0/12
	範囲			
	幾何平均			
ﾌﾞﾛﾓｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定	0/12	0/12	0/12
	範囲			
	幾何平均			
cis-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	検出／測定	0/12	0/12	0/12
	範囲			
	幾何平均			
ﾄﾙｴﾝ	検出／測定	10/12	10/12	8/12
	範囲	0.5-9.5	0.36-4.15	0.01-0.30
	幾何平均	2.9	0.53	0.04
trans-1,3-ｼﾞｸﾛﾛﾌﾟﾛﾍﾟﾝ	検出／測定	2/12	0/12	0/12
	範囲	0.1-0.1		
	幾何平均	0.1		
1,1,2-ﾄﾘｸﾛﾛｴﾀﾝ	検出／測定	5/12	0/12	0/12
	範囲	0.1-1.1		
	幾何平均	0.3		
ﾃﾄﾗｸﾛﾛｴﾁﾚﾝ	検出／測定	0/12	0/12	3/12
	範囲			0.14-0.18
	幾何平均			0.15
ｼﾞﾌﾞﾛﾓｸﾛﾛﾒﾀﾝ	検出／測定	0/12	0/12	0/12
	範囲			
	幾何平均			
m,p-ｷｼﾚﾝ	検出／測定	8/12	12/12	1/12
	範囲	0.1-2.0	0.80-1.30	(0.02)
	幾何平均	0.4	0.86	(0.02)
o-ｷｼﾚﾝ	検出／測定	12/12	12/12	0/12
	範囲	0.1-1.4	0.31-1.03	
	幾何平均	0.2	0.39	
ﾌﾞﾛﾓﾎﾙﾑ	検出／測定	0/12	0/12	0/12
	範囲			
	幾何平均			
p-ｼﾞｸﾛﾛﾍﾞﾝｾﾞﾝ	検出／測定	12/12	12/12	0/12
	範囲	0.3-1.5	0.67-0.87	
	幾何平均	0.7	0.74	

検出／測定　：検出検体数／測定検体数
範囲　：検出検体数の範囲（μg／l）
幾何平均　：検出値の幾何平均値（μg／l）
検出数が１つの場合は、定量値を（　）で示した。

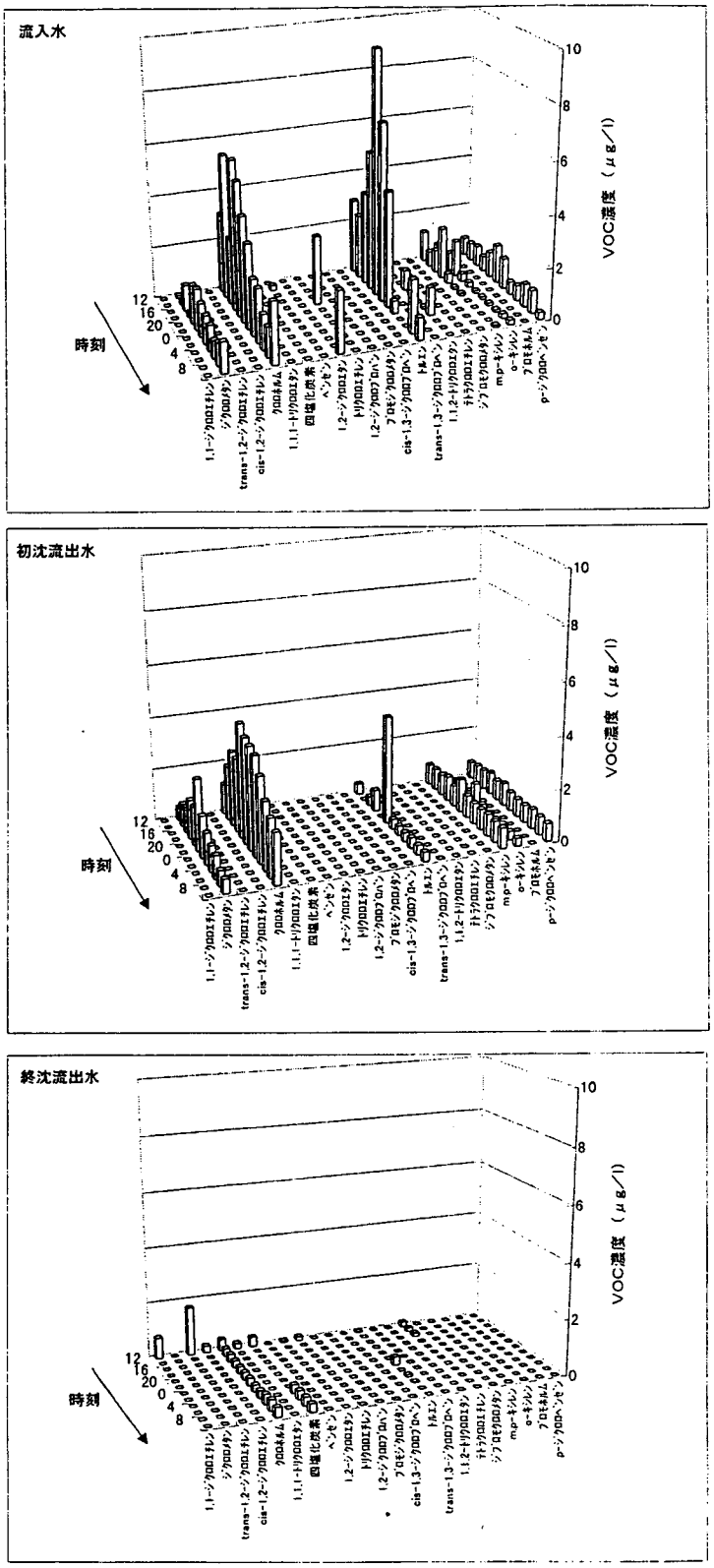


図１２　　ＶＯＣ水質変動調査結果

7．活性汚泥処理実験装置におけるVOCの挙動調査

7．1　調査方法

本研究で作製した、最初沈殿池 0.5m³、エアレーションタンク２m³、最終沈殿池 0.7m³ から構成される２組（１系、２系）の活性汚泥実験装置（図４）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。これらの項目は実験装置を設置している下水処理場において比較的高濃度で検出されたものである。

エアレーションタンクには覆蓋がしてあり、エアレーション空気は排気ダクトを通じ屋外へ放出されている。本調査に用いた２組（１系、２系）の実験装置は、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た。運転条件は表 17 に示すとおりである。

実験装置の運転は平成８年度に開始し、平成９年度に１回、１系のみを用いた VOC の挙動調査を実施し、再度、平成 10 年９月に実験装置の運転を開始し、処理が安定した平成 11 年１月から３月の間に２回、１系、２系の両系を用いた VOC の挙動調査を実施した。挙動調査日前後の実験装置の運転状況は表 18 に示すとおりである。平成 11 年１月から３月までの期間の実験では、原則として週１回、水質分析を行ったのでその結果（平均値）を示した。平成 11 年１月から３月の実験におけるエアレーションタンク第４槽（AT4）の MLSS は、１系が 3,300mg/l、２系が 2,700mg/l と標準活性汚泥法に比べ若干高いが処理水の BOD は 10mg/l 程度であり、BOD 除去率は、、１系が 88%、２系が 85%と実下水処理場の一般的な BOD 除去率と比べ若干低いが処理は概ね良好であった。ただし、２系では時々 SS の流出があり１月から３月までの SS の平均は 45mg/l となっていた。

VOC の挙動調査は、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、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-キシレンの分析を表 19 に示す方法により行った。なお、分析試料は、１月 27 日、２月 17 日の２回、スポット採取したものである。

7．2　調査結果と考察

採取試料の VOC 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調査対象物質のフラックスを求め表 20 に示した。また、この結果を、流入水を 100 とした場合の百分率で表し表 21 に示した。なお、本研究ではH９年度にも同様な調査を実施しており、ここではH９年度の結果も合わせて整理した。表 21 の結果の平均値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図を作成し図 13 に示した。

表１７　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	0．08 m3／日
SRT	約 7 日
汚泥返送率	30 %

表１９　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	0.001 mg／l	JIS K0125 5．2 ヘッドスペース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、n－デカンに転溶 直接導入GC／MS法[1]
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１８　活性汚泥処理実験装置の水質分析結果

		水温 [℃]	pH [－]	SS [mg／l]	BOD [mg／l]	MLSS(AT4) [mg／l]	MLVSS(AT4) [mg／l]	MLDO(AT4) [mg／l]
H9年度実験（1系のみ）	流入水	－	－	94	130	2700	1900	1.1
	初沈流出水	－	7.1	48	120			
	処理水	－	6.8	8.4	9.2			
1系 H.11.1-3	流入水	23.9 (16.7-26.8)	(7.0-7.3)	110 (50-260)	84 (71-95)	3300 (2700-4700)	2300 (1900-3100)	2.0 (1.2-2.9)
	初沈流出水	23.7 (16.6-26.4)	(6.6-7.3)	66 (43-97)	73 (37-97)			
	処理水	21.8 (13.9-24.5)	(7.0-7.3)	13 (2.4-22)	10 (2.4-21)			
2系 H.11.1-3	流入水	23.6 (16.7-26.8)	(7.0-7.3)	110 (50-260)	84 (71-95)	2700 (2100-3600)	1800 (1200-2300)	2.0 (1.6-3.4)
	初沈流出水	23.3 (16.8-26.5)	(7.0-7.4)	79 (42-150)	75 (59-91)			
	処理水	21.9 (16.0-24.9)	(7.0-7.3)	45 (12-120)	13 (6.8-27)			

上段：平均値
下段：（ ）内の数値は範囲

表２０　各試料採取地点でのＶＯＣフラックス　(ｍｇ／日)

			流入水	処理水	初沈汚泥	余剰汚泥	大気	排出合計
1系	ジクロロメタン	1月27日	120	66	33	2	33	135
		2月17日	66	18	64	2	7	92
	ベンゼン	1月27日	5160	0	61	1	365	427
		2月17日	3060	42	272	1	651	965
	トルエン	1月27日	1620	0	181	9	87	277
		2月17日	1320	24	599	8	184	815
	m,p-キシレン	1月27日	66	0	17	1	7	25
		2月17日	2220	12	74	1	3	89
	o-キシレン	1月27日	90	0	12	1	4	17
		2月17日	90	18	59	1	1	79
2系	ジクロロメタン	1月27日	120	72	28	6	26	133
		2月17日	66	12	52	4	13	80
	ベンゼン	1月27日	5160	0	46	1	941	989
		2月17日	3060	486	29	1	1770	2290
	トルエン	1月27日	1620	0	148	13	214	376
		2月17日	1320	204	173	12	587	976
	m,p-キシレン	1月27日	66	0	13	1	10	25
		2月17日	2220	12	18	1	14	44
	o-キシレン	1月27日	90	0	11	1	7	18
		2月17日	90	18	12	1	9	40

表２１ 流入フラックスを100とした場合の、各ポイントを通過するフラックスの百分率[%]

		H9 実験	1系		2系		平均値
			1/27	2/17	1/27	2/17	
ジクロロメタン	処理水	44	55	27	60	18	41
	大気	58	27	11	22	20	28
	初沈汚泥	0	28	97	24	79	46
	余剰汚泥	0	2	4	5	5	3
	排出合計	102	112	139	111	122	117
ベンゼン	処理水	0	0	1	0	16	3
	大気	21	7	21	18	58	25
	初沈汚泥	0	1	9	1	1	2
	余剰汚泥	0	0	0	0	0	0
	排出合計	21	8	31	19	75	31
トルエン	処理水	0	0	2	0	15	3
	大気	45	5	14	13	44	24
	初沈汚泥	2	11	45	9	13	16
	余剰汚泥	9	1	1	1	1	3
	排出合計	56	17	62	23	73	46
m,p-キシレン	処理水	1	0	1	0	1	1
	大気	63	11	0	16	1	18
	初沈汚泥	2	26	3	20	1	10
	余剰汚泥	7	2	0	2	0	2
	排出合計	73	39	4	38	3	31
o-キシレン	処理水	4	0	20	0	20	9
	大気	85	4	2	7	10	22
	初沈汚泥	8	13	66	12	14	23
	余剰汚泥	55	1	1	1	1	12
	排出合計	152	18	89	20	45	64

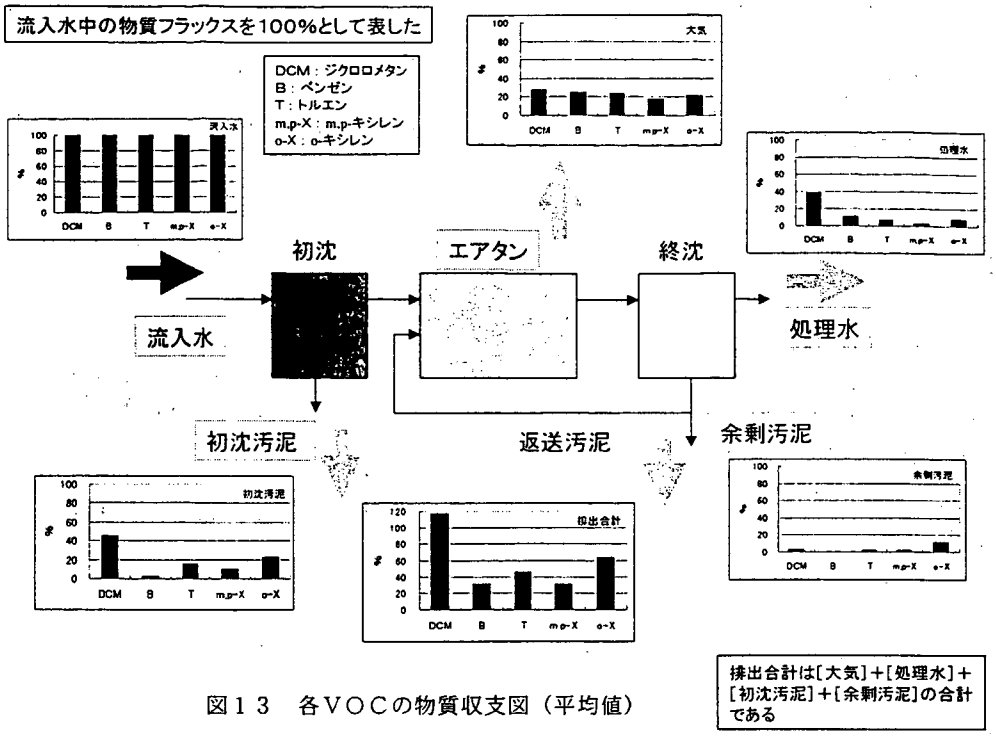


図１３　各ＶＯＣの物質収支図（平均値）

ジクロロメタンは、流入フラックスの 41%が処理水中に残留していた。ベンゼンは3%、トルエンは3%、m,p-キシレンは1%、o-キシレンは9%が処理水中に残留していた。エアレーションによる大気への放出は、ジクロロメタン 28%、ベンゼン 25%、トルエン 24%、m,p-キシレン 18%、o-キシレン 22%であり、ほぼ同等の値を示した。初沈汚泥引き抜きフラックスは、各物質毎に大きく異なりジクロロメタンが46%、ベンゼン 2%、トルエン 16%、m,p-キシレン 10%、ｏ－キシレン 23%であった。また、余剰汚泥引き抜きフラックスは、ジクロロメタンが3%、ベンゼン0%、トルエン 3%、m,p-キシレン 2%、o-キシレン 12%であった。

流入フラックスに対する排出フラックスの合計は、ジクロロメタンが 117%、ベンゼンが 31%、トルエンが 46%、m,p-キシレンが 31%、o-キシレンが 64%であった。ベンゼン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレンは 100%を大きく下回っており、何らかの作用により分解を受けていることが示唆された。その分解の容易さは、ベンゼン、m,p-キシレン>トルエン>>o-キシレンとなることが推察される。

8．生分解性試験

8．1　試験方法

調査対象とした 22 項目のうちジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンについて活性汚泥を用いた生分解性試験を行った。生分解性試験方法は、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」による方法に準じ、密閉容器に化学物質のみを炭素源とし、活性汚泥を植種して密閉容器内で起こる酸素消費量を自動計測するクーロメータを用いて行った。

クーロメータは電気化学的な分析法（クーロメトリー）を用いて密閉された培養ビン中の微生物の呼吸量を自動測定する装置である。培養ビン中の微生物は、その呼吸作用により水中の溶存酸素を消費する。そして溶存酸素の減少は、上部空間からの酸素の溶解により補給される。酸素の消費と平行して二酸化炭素が発生するが二酸化炭素吸収剤のソーダライムに吸着される。培養ビン内で生じる呼吸作用は上部空間の酸素分圧の低下を招くが、この分圧低下は電極式マノメータにより検出される。電極式マノメータにより酸素分圧の低下が検出されるとリレー回路が動作し、硫酸銅の定電流電解が行われ電解酸素が培養ビンに供給されて圧力は回復し元の状態にもどる。定電流電解であるため電解時間を積分すれば酸素発生量がわかる。この酸素発生量は、培養ビン内で消費される酸素量と同じ量となる。クーロメータは、電解時間の積分器として同期電動機を用いダイナミックブレーキの採用による高精度の積分を行いこの回転角をポテンショメータによりミリボルトに変換し記録計に図形を記録させるものである。試験対象物質の理論酸素要求量を表 22 に示した。

表２２　試験化学物質の理論酸素要求量

	化学式	分子量	理論酸素要求量
ジクロロメタン	CH_2Cl_2	84.94	56.51
ベンゼン	C_6H_6	78.11	307.26
トルエン	C_7H_8	92.14	312.57
o-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47
m-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47
p-キシレン	$C_6H_4(CH_3)_2$	106.17	316.47

注：理論酸素要求量は、供試化学物質濃度100mg／l溶液に対する値。（mgO_2／l）

［試験方法の概要］

①基礎培養基

JIS K0102 の 21. a）試薬で定められたA液、B液、C液及びD液それぞれ3ml に水を加え 1000ml とする。

②供試物質の添加及び試験の準備

①の基礎培養基に供試物質が 100mg/l となるように添加したもの 300ml を入れた培養ビン、基礎培養基のみを 300ml 入れた対照空試験用の培養ビンを試験温度に調整する。

③活性汚泥の接種

②で準備した供試物質を添加した培養ビン、空試験用の培養ビンに活性汚泥を 30mg/l の濃度になるように接種する。活性汚泥の接種は、添加しようとする活性汚泥混合液の適量を GF/C ろ紙でろ過した後、ろ紙上の活性汚泥をろ紙ごと培養ビンに添加する。この場合、活性汚泥が分散しやすくなるようハサミで細かく切って加える。

④分解度試験の実施

25±1℃で十分かき混ぜながら 14 日間培養し、酸素消費量の変化を経時的に測定する。14 日間培養した後、残留する供試物質を分析に供し、その量を測定する。供試物質が水に溶解する場合は、全有機炭素の残留量も測定する。

⑤試験結果の算出方法

・酸素消費量から分解度（%）を算出する方法

分解度（%）＝（BOD－B）/TOD×100　(6)

ここに、

BOD：供試物質 100mg/l の生物学的酸素要求量（測定値）（mg/l）

B：基礎培養基に活性汚泥を接種したものの酸素消費量（測定値）（mg/l）

TOD：供試物質 100mg/l が完全に酸化された場合に必要とされる理論酸素要求量（計算値）（mg/l）

・直接定量から分解度（%）を算出する方法

分解度（%）＝（Sb－Sa）/Sb×100　(7)

ここに、

Sa：分解度試験終了時の供試物質の残留量（測定値）（mg/l）

Sb：水に供試物質のみを添加した空試験における供試物質の残留量（測定値）（mg/l）

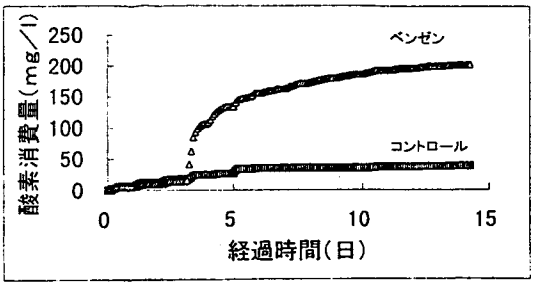


図１４　生分解性試験結果（例）

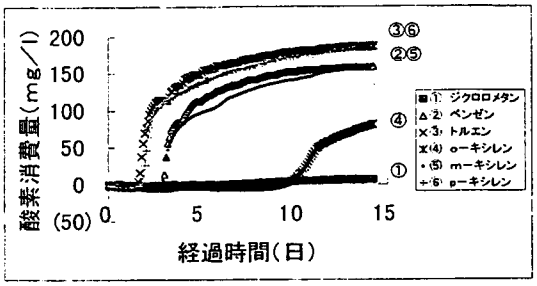


図１５　生分解性試験結果

８．２　試験結果と考察

VOC の生分解性試験結果の１例を図 14 に示した。コントロールは、基礎培養基に活性汚泥を接種したものの酸素消費量を示し、ベンゼンは、基礎培養基にベンゼンを 100mg/l になるように加え活性汚泥を接種したものの酸素消費量を示している。本試験で接種した活性汚泥は、実下水を用いて標準活性汚泥法で運転しているベンチスケール（処理水量 300l/日）の活性汚泥処理実験装置の余剰汚泥である。

コントロールは、培養開始から少しづつ酸素消費が起こり、14 日経過で約 50mg/l の値を示している。これに対し、ベンゼンを 100mg/l で加えたものは約３日まではコントロールとほぼ同じ曲線を示しているが、その後、急激な酸素消費が起こり、14 日経過では 200mg/l となっている。ベンゼンを加えた培養ビンの酸素消費量からコントロールの酸素消費量を差し引いたものが、ベンゼンを酸化分解するのに使われた酸素量になる。

本試験により酸素消費量を測定した、ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンの結果を図 15 に示した。ここでは、コントロールの酸素消費量を差し引いた値で示している。

ジクロロメタンは、培養開始から 14 日間、コントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しており、酸素消費からみるかぎりジクロロメタンの分解はみられない。

ベンゼン、トルエンは、培養開始から２、３日間はコントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しているが、その後、急激な酸素消

表２３　酸素消費量（試験時間：１４日）

	酸素消費量 (a)	理論酸素要求量 (b)	分解度(%) ((a)／(b)×100)
ジクロロメタン	0 8	56.51	0 14
ベンゼン	157 163	307.26	51 53
トルエン	185 187	312.57	59 60
o-キシレン	116 98	316.47	37 31
m-キシレン	165 155	316.47	52 49
p-キシレン	193 181	316.47	61 57

注：酸素消費量、理論酸素要求量は、供試化学物質濃度100mg／l溶液に対する値。(mgO2／l)
また、酸素消費量、分解度の上段は培養ビン1の値、下段は培養ビン2の値を示す。

費が起こっている。

o-キシレンは、培養開始から９日間はコントロールより少し多い酸素消費であり、若干分解しているものと思われる。その後、酸素消費量は徐々に増加している。

m-キシレン、p-キシレンは、培養開始から２、３日間はコントロールとほぼ同じ酸素消費量を示しているが、その後、急激な酸素消費が起こっている。

また、それぞれの試験結果で得られた酸素消費量から、14 日間の酸素消費量と分解度を求め表 23 に示した。

ジクロロメタンの 14 日間での酸素消費量は、0mg/l と 8mg/l であり、理論酸素要求量に対する割合を求め分解度として表すと０％と 14%となる。試験によりバラツキはあるものの、ジクロロメタンは生分解を受け難い物質であることがわかる。

ベンゼン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンの分解度は、それぞれ 52%、60%、34%、51%、59%であった。この値から、生分解の容易さを比較するとベンゼン、トルエン、m-キシレン、p-キシレンが約 50～60%でほぼ同じ値であり、次に o-キシレンとなる。これは、活性汚泥処理実験装置を用いた VOC の挙動調査の結果で推察された分解性の容易さとほぼ同様な傾向となった。

９．数理モデルを用いた VOC の運命予測

本研究では、VOC の下水処理施設における運命予測手法を確立するための第一段階として、ベンゼン、ジクロロメタン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンの 6 物質に注目し、以下のような検討を行った。

①既存のシミュレーションモデルの評価とその改良

②クーロメータによる生分解実験と、その実験のシミュレーションモデルによる再現

③ベンチスケール活性汚泥処理装置での VOC 挙動の、シミュレーションモデルによる再現

９．１　既存の VOC の運命予測シミュレーションモデルの改良

７．活性汚泥処理実験装置における VOC の挙動調査で得られた、調査結果を一般化するために、シミュレーションモデルを用いて解析することとした。

１）既存のモデルのレビュー

1990 年、米国で排水処理施設に関して、有害有機物の運命調査および予測モデルの評価が行われた[6]。その評価内容の一覧を表 24 に示すが、報告されているモデルのほとんどは表 24 に示すような課題点がある。その後、これらのモデルの中で更に開発が行われたもの（TOXCHEM モデル）や、新たに開発されたモデル（USEPA Water 8）などもあるが依然として、これらのモデルは以下の課題点が残っている。

①流入水量と各単位操作の完全な設定以外に、全ての計算可能な値をモデルとしては計算せず、活性汚泥濃度など一部は既定値としているため、下水処理場ごとの運転条件設定には対応できない。

②VOC 物質のほとんどの生分解は特殊微生物によって行われ、活性汚泥の大半は VOC 物質に対して不活性（生分解しない）であるのに、VOC などの物質の生分解について、活性汚泥全体の MLVSS 濃度をもとに算定している。

③窒素、酸素などの基質の物質収支を考える際に重要な硝化工程が考慮されていない。

④生化学反応の化学量論的整理が含まれていない。

以上のような課題点を受け、①、②に関しては、Lee らにより一次処理、二次処理に関して新しいモデルが提案されている[7]。本研究では、この Lee らのモデルを基本とし、VOC を一次基質として増殖する特殊微生物の存在を仮定するとともに、③の硝化工程を考慮するために硝化細菌の存在を考慮に入れ、また、④の生化学反応の化学量論についても整理を行った。

２）Lee らのモデルの概要

ａ）VOC の物質収支

Lee らのモデルの概要は以下のとおりである。ある完全混合の処理工程 u における VOC 物質 J の物質収支は、(8)式に示すように、単位時間当たりの物質の蓄積＝$R_{conv.}$（移流（流入－流出））＋R_{ads}（汚泥への吸着による排出）＋$R_{vol.sur}$（水面揮発）＋$R_{vol.bub}$（気泡への揮発）＋R^d_{bio}（溶存態の生物分解）＋R^s_{bio}（吸着態の生物分解）となる。また、ここで、定常モデルを考える場合は、左辺を 0 とする。

$$V_u \frac{dC_{J,u}}{dt} = R_{conv,u} + R_{ads,u} + R_{vol.surf,u} + R_{vol.bub,u} + R^d_{bio,u} + R^s_{bio,u} \quad (8)$$

表２４　揮発性有機化合物運命予測モデルの特徴及び評価*

モデル名及び著者	物質データベース	除去機構	単位操作	その他の特徴	検証の有無	長所	短所
BASTE (California州 POTW)	有機化合物19物質	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	完全混合槽列、沈殿槽、堰、段差、充填層	一部の係数の温度依存性	多数ケーススタディーの提供	生物分解の実験データあり、フローシート作成可能	プログラムの実行困難、汚泥濃度が仮定値である
EPA-CINCI (EPA-Cincinnati大学	196化合物（重金属を含む）	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	最初沈殿槽、完全混合曝気槽(1個)、最終沈殿槽	三つの種類のフローシート表示	パイロットプラント実験データに一致する	清水に対する係数の下水への補正、反応係数推定機能	係数の温度依存性がない、
EPA FATE (ABB Int'l社, EPA)	多数の化合物	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	最初沈殿槽、完全混合曝気槽(1個)、最終沈殿槽	ユーザーインターフェイスは良好、3つの規模の事例があり	実験サイズのプラントデータ利用	二次基質の除去機構の考慮、大きな物質データベース	沈砂槽なし、1個の曝気槽のみ、脱着なし
NOCEMP (D.A.Brton et al. NCASI)	11個の有機化合物	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	完全混合曝気槽(1個)、最終沈殿槽	好気汚泥処理の計算も可能	クロロフォルムの活性汚泥で挙動により検証	吸着の油分との関係の考慮	沈砂槽なし、最初沈殿槽なし、温度補正なし
TORONTO (Univ. of Toronto)	11個の有機化合物	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	最初沈殿槽、完全混合曝気槽(1個)、最終沈殿槽	フガシティー方法	ラボ・プラント実験データ、実際サイズプラントデータ、他のモデルとの比較	データベースに物質の追加が可能（ユーザー定義）	温度補正なし、物質収支の誤差、汚泥濃度仮定
TOXCHEM (Enviromega社、Canada)	87個の化合物	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	沈砂槽、最初沈殿槽、完全混合曝気槽列、最終沈殿槽、堰、段差、下水道を含む	ダイナミック計算も可能、メニュー式ユーザーインターフェイス	なし	係数の下水補正、沈砂池あり、ダイナミック計算、良好なデータベース	温度補正なし、一種類の汚泥、統合的なシミュレーションが不可能
WATER 8 (EPA)	990個の化合物(追加可能)	揮発、ストリッピング、吸着、生物分解（一次反応）	沈砂槽、最初沈殿槽、完全混合曝気槽列、最終沈殿槽、堰、段差、下水道を含む	単純なフローシートの表示、分子構造からの物理化学的な性質の推定（UNIFAC）	現場データによる	あらゆる単位操作がある、巨大なデータベース、温度補正、入力データ範囲外を利用するに当たっては注意が必要、レポート機能	汚泥濃度仮定、一種類の汚泥、統合的なシミュレーションが不可能、MS-DOSインターフェイス

*文献6)を基に作成

各項の構成は以下のとおりである。

①移流

$$R_{conv,u} = \sum_{u'} \left(Q_{u'u} C_{J,u'} \left(1 + K_{d,J,u'} X_{u'u} \right) \right) - \sum_{u'} \left(Q_{uu'} C_{J,u} \left(1 + K_{d,J,u} X_{uu'} \right) \right) \quad (9)$$

②汚泥処理系への排出

$$R_{ads,u} = -Q_{W,u} C_{J,u} \left(1 + K_{d,J,u} X_{W,u} \right) \quad (10)$$

③水面からの揮発

$$R_{vol,sur,u} = -V_u k_L a_{sur,J,u} C_{J,u} \frac{H_J}{H_J + \left(\frac{k_L}{k_G} \right)_{sur,J,u}} \quad (11)$$

④気泡への揮発

$$R_{vol,bub,u} = -G_u H_J C_{J,u} \left[1 - \exp\left(-k_L a_{bub,J,u} \frac{H_J}{H_J + \left(\frac{k_L}{k_G} \right)_{bub,J,u}} \frac{Z_u}{H_J U_u} \right) \right] \quad (12)$$

⑤溶存態生物分解

$$R^{d}_{bio,u} = -k_1 C_{J,u} X_{J,u} V_u = -\frac{\mu_{max,J}}{Y_{XJ/J}} \frac{C_{J,u}}{K_{S,u} + C_{J,u}} \frac{C_{DO,u}}{K_{S,J,DO} + C_{DO,u}} X_{J,u} V_u \quad (13)$$

⑥吸着態生物分解

$$R^{a}_{bio,u} = -k_2 \left(C_{J,u} K_{d,J,u} X_{,u}\right) X_{J,u} V_3 \quad (14)$$

なお、(14)式の括弧内は、吸着態の VOC 物質の濃度を示しており、その値は、溶存態濃度と汚泥濃度に比例すると仮定し、係数を吸着分配係数と定義している。

使用記号一覧(名称、記号、単位)

基質濃度		
VOC物質Jの濃度	C_J	g/m^3
溶存酸素濃度	C_{DO}	g/m^3
汚泥濃度		
VOC物質Jの特殊分解細菌濃度	X_J	g/m^3
全汚泥濃度	X	g/m^3
処理工程 u' から u への流入水中の全汚泥濃度	$X_{,u'u}$	g/m^3
処理工程 u から u'' への流出水中の全汚泥濃度	$X_{,uu''}$	g/m^3
処理工程 u からの排出汚泥濃度	$Xw_{,u}$	g/m^3
VOC物質Jの特殊分解細菌に関するパラメータ		
最大比増殖速度	$\mu_{max,J}$	/d
VOC物質Jに関する飽和定数	Ks_J	g/m^3
DOに関する飽和定数	$Ks_{J,DO}$	g/m^3
VOCJの汚泥転換率	$Y_{XJ/J}$	gBiom./gSubst.
溶解態物質の生分解の一次反応速度定数	k_1	/d
吸着態物質の生分解の一次反応速度定数	k_2	/d
VOC物質Jの揮発性パラメータ		
ヘンリー係数	H_J	m^3/m^3
総括物質移動係数(水面揮発)	$k_L a_{,sur,J}$	/d
総括物質移動係数(気泡揮発)	$k_L a_{,bub,J}$	/d
液相側物質移動係数	$k_{L,J}$	m/d
気相側物質移動係数	$k_{G,J}$	m/d
VOC物質Jの吸着性パラメータ		
汚泥への吸着分配係数	$K_{d,J,u}$	m^3/g
下水処理場の運転条件		
処理工程 u' から、u への流入水量	$Q_{,u'u}$	m^3/d
処理工程 u から、u'' への流出水量	$Q_{,uu''}$	m^3/d
処理工程 u からの汚泥排出流量	$Q_{W,u}$	m^3/d
処理工程 u の容積	$V_{,u}$	m^3
処理工程 u の水深	$Z_{,u}$	m
処理工程 u のガス流量	$G_{,u}$	m^3/d
処理工程 u の気泡上昇速度	$U_{,u}$	m/d

*添字の ,u は処理工程 u における数値を表す

b) その他の物質収支

VOC 以外の、基質、汚泥濃度などの物質収支は、表 25 のマトリックス表示のとおりである。

なお、本研究では、硝化細菌に関するマトリックスを新たに追加した。

9．2 生分解性パラメータの取得

9．2．1 生化学反応の化学量論係数の整理

本モデルでは、生化学反応に関する化学量論係数を、有機化合物の完全酸化に伴う Gibbs 自由エネルギー変化 ($\triangle G$) より経験則にて算出した。算出方法は以下のとおりである。ある有機化合物(有機塩素を含む)の好気性従属栄養細菌による生物分解反応は、以下の反応式で示される。

$$C_xH_yO_zN_wCl_u + aNH_3 + bO_2 = cC_5H_7O_2N + dCO_2 + eCO_2 + fHCl \quad (15)$$

生物反応の場合、化学量論係数 a, b, c, d, e, f は有機化合物の種類および微生物の種類によって多少異なる。これらの係数のうち一つを定めると、連立方程式を解くことにより他の係数の計算は可能となる。排水処理において、有機化合物および有機性炭素の汚泥転換率 $Y_{x/s}$ $Y_{x/c}$ は、

$$Y_{x/s} = cM_b/M_s, \quad (16)$$

$$\therefore c = (M_s/113)Y_{x/s} \quad (17)$$

$$Y_{x/c} = cM_b/12x = c113/12x \quad (18)$$

Numkung と Rittmann[17]によれば、ある有機化合物において、$Y_{x/s}$ の値を決める因子は、その有機化合物の完全酸化に伴う Gibbs 自由エネルギー変化 ($\triangle G$) であり、$\triangle G$ と $Y_{x/s}$ の関係は次のとおりである。

$$Y_{x/s} = 0.108\triangle G \quad (19)$$

ここで、$Y_{x/s}$ の単位は、[gVSS／mol 有機化合物]、$\triangle G$ の単位は、[kcal／mol 有機化合物]である。

この式(19)を用いることによって、係数 c を定めることが可能で、他の化学量論係数の計算も可能となる。$Y_{x/c}$ はほとんどの細菌および有機物の場合、0.7～1.1 の間であるとの報告[18]があり、(18) 式により比較が可能である。表 26 に、ベンゼン、ジクロロメタン、トルエン、*o*-キシレン、*m*-キシレン、*p*-キシレン、下水中の有機物 (BOD)、生物細胞の有機分について化学量論係数・汚泥転換率 (収率) などの計算結果を示す。下水中の有機物、生物細胞の組成については、文献 21)を参照した。

また、硝化細菌に関する収率の計算は、Gibbs 自由エネルギー変化からではなく、硝化反応の生化学的な反応式[22]

$$NH_4^+ + 1.86O_2 + 1.98HCO_3^- = 0.021C_5H_7O_2N + 0.98NO_3^- + 1.88H_2CO_3 + 1.041H_2O \quad (20)$$

に基づき計算した。

表２５活性汚泥処理プロセスにおける物質収支のマトリックス表示

Components → j		1 C_I	2 C_B	3 X_I	4 X_H	5 X_A	6 X_J	7 C_O	8 C_N	9 C_J	Process Rate, ρ_i
i	Process ↓										
1	従属栄養細菌の増殖		$-\frac{1}{Y_{XH/B}}$		1			$-\frac{1}{Y_{XH,O}}$	$-\frac{1}{Y_{XH,N}}+Y_{N/B}$		$\mu_{max,H}\frac{C_B}{Ks_B+C_B}\frac{C_{DO}}{Ks_{DO}+C_{DO}}X_H$
2	独立栄養硝化細菌の増殖					1		$-\frac{1}{Y_{XA,O}}$	$-\frac{1}{Y_{XA,N}}$		$\mu_{max,A}\frac{C_N}{Ks_A+C_N}\frac{C_{DO}}{Ks_{DO}+C_{DO}}X_A$
3	VOC分解細菌の増殖						1	$-\frac{1}{Y_{XJ,O}}$	$-\frac{1}{Y_{XJ,N}}$	$-\frac{1}{Y_{XJ/J}}$	$\mu_{max,J}\frac{C_J}{Ks_J+C_J}\frac{C_{DO}}{Ks_{DO}+C_{DO}}X_J$
4	従属栄養細菌の死滅		f_d	$1-f_d$	−1						$k_{d,XH}X_H$
5	独立栄養細菌の死滅		f_d	$1-f_d$		−1					$k_{d,XA}X_A$
6	VOC分解細菌の死滅		f_d	$1-f_d$			−1				$k_{d,XJ}X_J$
		溶解性不活性有機物濃度[g(COD)/m³]	有機基質濃度* [g(COD)/m³]	不活性汚泥濃度 [g(COD)/m³]	従属栄養細菌濃度 [g(COD)/m³]	硝化細菌濃度 [g(COD)/m³]	VOC$_J$の分解細菌濃度 [g(COD)/m³]	酸素濃度 [gO/ m³]	NH_3-N+NH_4^+-N濃度[gN/ /m³]	VOC$_J$濃度 [gS/ /m³]	μ_{max}: 最大比増殖速度 [/d] Ks : 飽和定数 [g/m³] k_d : 死滅速度係数 [/d] f_d : 死滅した生物細胞のうち、生物分解が可能な部分の比率 [−] Y : 収率 [−]

*有機基質濃度 ＝溶解性活性有機物濃度＋固形性活性有機物濃度≒BOD

表２６　化学量論係数の計算結果、および基質の汚泥転換率（収率）の整理

基質	化学式	Gibbs酸化エネルギー変化* [kcal/mol]	a	b	c	d	e	f	$Y_{X/S}$ gBiom. /gSubst.	$Y_{X/C}$ gBiom. /gC.	$Y_{X/O}$ gBiom. /gO.	$Y_{X/N}$ gBiom. /gN	$Y_{N/S}$ gN /gSubst.
VOC分解細菌													
Benzen	C_6H_6	766.196	0.732	3.839	0.732	2.342	1.536	0.000	1.059	1.148	0.6735	6.644	0.000
Dichloromethane	CH_2Cl_2	103.935	0.099	0.503	0.099	0.504	−0.198	1.028	0.132	0.935	0.6967	6.637	0.000
Toluene	C_7H_8	914.617	0.874	4.630	0.874	2.633	2.253	0.000	1.072	1.175	0.6666	6.646	0.000
o-Xylene	C_8H_{10}	1064.761	1.018	5.413	1.018	2.915	2.967	0.000	1.083	1.197	0.6639	6.645	0.000
p-Xylene	C_8H_{10}	1064.139	1.017	5.416	1.017	2.920	2.967	0.000	1.082	1.196	0.6631	6.643	0.000
m-Xylene	C_8H_{10}	1064.713	1.018	5.413	1.018	2.915	2.967	0.000	1.083	1.197	0.6638	6.645	0.000
従属栄養細菌													
Biomass**	$C_5H_7O_2N$	579.638	−0.447	2.231	0.554	2.232	0.891	0.000	0.554	1.042	0.8768	0.000	0.067
BOD material***	$C_{18}H_{19}O_9N$	2028.731	0.938	7.809	1.938	8.311	4.129	0.000	0.557	1.013	0.8768	13.733	0.000
独立栄養硝化細菌													
									0.000	0.000	0.0399	0.170	0.000

* 文献17)より引用

** クーロメータのシミュレーション時に使用

*** ベンチスケール活性汚泥処理実験装置のシミュレーション時に使用

9．2．2　クーロメータでの結果の再現

VOC 物質の生分解反応に関する係数は、VOC 物質のクーロメータによる生分解実験による酸素消費量の結果（図 14、図 15）と、新たに開発したシミュレーションモデルの予測値（シミュレーション曲線）とが一致するようにパラメータを設定することにより求めた。

前述したシミュレーションモデルの特殊なケースとして、クーロメータで起こる現象を表現するシミュレーションモデルを構築した。ここでは、式 (8) の移流、吸着、水面からの揮発、気泡への揮発の項は無視できるとし、生物分解に関する項のみを考える。生分解性試験結果とシミュレーションモデルの計算結果の酸素濃度変化の積分曲線が一致するように、未知のパラメータの設定を行うことで、その値を推定することが可能である。初期条件を表 27 のように設定し、変動パラメータを適宜調整し、調整（パラメータフィッテング）した結果得られたパラメータ値を表 28 に示す。なお、ここでは、VOC 分解菌以外の従属栄養細菌の有機基質は、死滅した生物細胞を想定する。

解析の結果、VOC 分解菌の Monod モデルにおける最大増殖速度は、一般的な活性汚泥の最大増殖速度と比べてほとんど差がないという結果が得られた。各 VOC を分解できる細菌の初期濃度は極端に低かったため、増殖開始までの LagTime が長いが、2～3 日後に対数増殖期を迎えていると考えられる。このシミュレーションにより、対象とする VOC 物質に関する生分解性に関するモデルパラメータの推定が可能となった。ただし、生分解性試験結果とシミュレーションモデルの計算結果の積分曲線を、LagTime を基準に一致するように調整すると、表 29 のようにシミュレーションモデルの計算結果は生分解性試験結果を上回る結果となった。シミュレーションモデルにより求めた生分解に要する酸素量は、理論的酸素要求量（ThOD）より若干高くなっている場合があるため、今後のシミュレーションモデルや実験系の改良により精度を向上させる必要があると考えられる。

9．3　物性データの取得方法

クーロメータシミュレーションモデルでは、生分解性以外の物性についての情報は必要ないが、実際の活性汚泥処理のシミュレーションを行う際には、ヘンリー係数、物質移動速度比、k_{La} などの物性情報が必要となる。ここでは、VOC のうち、ベンゼン、トルエン、*o*-キシレン、*m*,*p*-キシレン、ジクロロメタンの 5 種類について、情報収集を行った。データはいずれも活性汚泥処理の標準的な状態の 20℃を想定している。

表２７　クーロメータモデルの初期条件設定
（ベンゼンを対象とした実験の場合）

名称	記号	数値	単位
時間変動パラメータ			
VOC_J濃度	C_J	100（添加系）0（コントロール）	g/m^3
有機基質濃度	C_B	0	g/m^3
NH_4^+-N＋NH_3-N濃度	C_N	3	g/m^3
VOC_J分解菌濃度	X_J	?	g/m^3
従属栄養細菌濃度	X_B	30	g/m^3
独立栄養細菌濃度	X_N	?	g/m^3
固定パラメータ			
特殊分解細菌			
最大比増殖速度	$\mu_{max,J}$	?	/d
飽和定数	$Ks_{,J}$	?	g/m^3
飽和定数	$Ks_{,O2}$	0.2*	g/m^3
死滅速度	$kd_{,J}$	0.4*	/d
VOC_Jの汚泥転換率	$Y_{XJ/J}$	1.059	gBiom./gOrg.
アンモニア性窒素の汚泥転換率	$Y_{XJ/N}$	6.644	gBiom./gN
酸素の汚泥転換率	$Y_{XJ/O}$	0.6735	gBiom./gO
従属栄養細菌			
最大比増殖速度	$\mu_{max,H}$	6*	/d
飽和定数	$Ks_{,H}$	50*	g/m^3
飽和定数	$Ks_{,O2}$	0.2*	g/m^3
死滅速度	$kd_{,H}$	0.4*	/d
有機基質の汚泥転換率	$Y_{XH/B}$	0.554	gBiom./gOrg.
有機基質のアンモニア性窒素転換率	$Y_{N/B}$	0.067	gN/gOrg.
アンモニア性窒素の汚泥転換率	$Y_{XH/N}$	－	gBiom./gN
酸素の汚泥転換率	$Y_{XH/O}$	0.8768	gBiom./gO
独立栄養細菌			
最大比増殖速度	$\mu_{max,A}$	1*	/d
飽和定数	$Ks_{,A}$	1*	g/m^3
飽和定数	$Ks_{,O2}$	0.5*	g/m^3
死滅速度	$kd_{,A}$	0.15*	/d
アンモニア性窒素の汚泥転換率	$Y_{XA/N}$	0.17	gBiom./gN
酸素の汚泥転換率	$Y_{XA/O}$	0.0399	gBiom./gO
その他			
汚泥の、生物分解が可能な部分の比率	f_d	0.7*	－

* 文献25)より、20℃の数値を引用

表２８　クーロメータ生分解試験解析結果

基質 J	最大比増殖速度 $\mu_{max,J}$ [/d]	飽和定数 $K_{S,J}$ [g/m^3]
ベンゼン	6.35	65
ジクロロメタン	1.38	38
トルエン	6.21	70
m,*p*-キシレン	6.21	75

**m*,*p*-キシレンの解析には、*m*-キシレン、*p*-キシレンの実験結果の平均値を使用

1）揮発性パラメータ

a）ヘンリー係数 H_J

さまざまな報告値ごとにばらつきがあるが、ここでは、文献 8)～10)の数値を採用した。いずれも清水の場合の数値である。

b）物質移動速度比（k_L/k_G）

$(k_L/k_G)_{sur}$ については、既存のモデル[11)15)]では、大気／海水界面における研究[12)13)]に基づく、$(k_L/k_G)_{surf}=0.0067$ が用いられているが、曝気の有無、水理学的条件などにより、$(k_L/k_G)_{sur}$ は静水より大きくなるとの報告[10)11)14)21)]がある。ここでは、沈殿池についてはHsieh, Roらの報告[10]値 $(k_L/k_G)_{sur,1}$ $(k_L/k_G)_{sur,3}=0.009$ を使用し、曝気を伴うエアレーションタンクについては、Hsieh, Roらの報告[10]値 $(k_L/k_G)_{sur,2}=0.025$、Hsieh, Babcockらの報告[12]値 $(k_L/k_G)_{bub,3}=0.37$（0.278～0.455の平均値）を使用した。

c）総括酸素移動容量係数 $k_La_{J,u}$ の推定方法

いくつかの方法が提案されているが、下水処理場などにおけるデータが多く存在する $k_La_{O2,u}$ から、推定する方法が一般的である。物質移動係数 $k_La_{bub,J}$ の推定方法[11)15)]は、

$$k_La_{J,u}=\psi_J k_La_{O2,u}=\sqrt{\frac{D_J}{D_{O2}}}k_La_{O2,u} \quad (21)$$

ここで、ψ_j は VOC 物質 J と酸素の移動係数の比率、D_j 及び D_{02} はそれぞれの物質の液相拡散係数である。沈殿池の $k_La_{sur,02}$ は、村上の式[24)]により $k_{L,02,u}$ を算出し、その値に、$a_{sur,u}$=処理工程 u の水面積 A_u／容積 V_u の値をかけ合わせて算出した。エアレーションタンクの $k_La_{bub,02}$ は、下水試験方法などに示されている非定常法により実測し[23)]、20℃に温度補正した数値を用いた。

2）吸着性パラメータ

Namkung と Rittmann らの提案式[16)17)]を用いて、VOC 物質の水／オクタノール分配係数 K_{ow} から算出した。

$$K_{d,j}=6.3\times10^{-7}f_{oc}K_{OW,j} \quad (22)$$

ここで、f_{oc} は、汚泥の有機炭素重量比率［gC/gVSS］である。

最初沈殿池汚泥の構成は $C_{10}H_{19}O_3N$ と報告されており[19)]、これを基にすれば、$f_{oc,1}=0.597$ である。また、エアレーションタンク、最終沈殿池の活性汚泥の化学式は $C_5H_7O_2N$ と報告されており[17)] $f_{oc,2}$, $f_{oc,3}=0.531$ と仮定した。以上の物性データの一覧を表 30 に示す。

表２９　クーロメータ生分解試験結果とThODの関係

基質 J	累積酸素消費量* [g/m³]	シミュレーション計算値* [g/m³]	ThOD [g/m³]
ベンゼン	160	257	307.26
ジクロロメタン	4	63	56.51
トルエン	186	258	312.57
m-キシレン	160	260	316.47
p-キシレン	185	260	316.47

*累積酸素消費量、シミュレーション計算値は14日後の値

表３０　活性汚泥処理実験装置の定常状態シミュレーションモデルのパラメータ設定

対象物質 J	ヘンリー係数 H_J [3)4)15)] (20℃、清水) [m³/m³]	水/オクタノール分配係数 Log $K_{OW,J}$ [−]	液相拡散係数 $D_{water,J}$ [10^{-9}m²/s]	酸素の移動係数との比率 ψ_J [−]	
Benzen	0.230	2.130	0.96	0.67	
Dichloromethane	0.106	1.250	1.17	0.74	
Toluene	0.230	2.690	0.84	0.63	
o-Xylene	0.180	3.111	1.00	0.69	
p-Xylene	0.240	3.200	0.76	0.60	
m-Xylene	0.260	3.150	0.84	0.63	
Oxygen	30.2	—	2.11	1.00	
処理ユニット u	物質移動速度比（水面揮発） $(k_L/k_G)_{sur,u}$ [−]	物質移動速度比（気泡揮発） $(k_L/k_G)_{bub,u}$ [−]	総括酸素移動容量係数（20℃、清水） $k_La_{sur,O2}$ [/d]	総括酸素移動容量係数（20℃、清水） $k_La_{bub,O2}$ [/d]	汚泥の有機炭素重量比率 f_{OC} [gC/GVSS]
1. 最初沈殿池	0.009[10)]	—	1.2	—	0.597[18)]
2. エアレーションタン	0.025[10)]	0.37[12)]	1.2	76.32[23)]	0.531[17)]
3. 最終沈殿池	0.009[10)]	—	1.2	—	0.531[17)]

表３１　ベンチスケール活性汚泥処理実実験装置でのVOCの運命実測値シミュレーションモデルによる計算値の比較

項目	実測値 C. g/m^3	計算値 C. g/m^3
① 流入水		
BOD_5	130	（実測値を入力）
SS	94	
NH_4^+-N	150	
Benzen	0.44	
Dichloromethane	0.022	
Toluene	0.188	
Xylene	0.022	
② エアレーションタンク流出水		
MLSS	2700	2620
MLVSS	1900	2016
③ 最終沈殿池流出水		
BOD5	9.2	6.1
SS	8.4	8.8
NH_4^+-N	測定値なし	1.1
Benzen	0.001	0.007
Dichloromethane	0.01	0.006
Toluene	0	0.001
Xylene	0	0

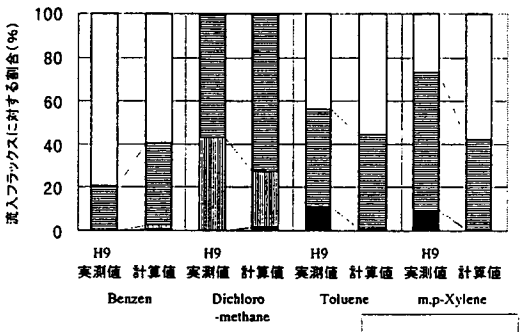


図１６　ベンチスケール活性汚泥処理実験装置でのVOC運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値の比較

９．４　ベンチスケール活性汚泥実験装置での再現

先に述べた、運命予測シミュレーションモデルの定常モデルを用いて、7.活性汚泥処理実験装置におけるVOCの挙動調査結果（平成９年度）の再現を試みた。入力データは、前述の化学量論係数の計算結果、クーロメータによる生分解試験の結果より得られたデータ、文献報告値、ベンチスケール活性汚泥処理実験装置の運転条件の総和である。なお、ここではVOC分解細菌以外の従属栄養細菌の有機基質は、下水中の有機物[16]を想定する。シミュレーションを行うに当たって、最初沈殿池、最終沈殿池における生分解は無視した。また、エアレーションタンクにおける吸着態生物分解に関しても、現段階ではパラメータ推定のための実験を行っていないので、(14)式におけるk_2の値を０とした。

実測値およびシミュレーションの結果を表31に示す。ここでは、活性汚泥処理装置のエアレーションタンクの形状に合わせて、完全混合槽を４つ直列に並べる構造としている。BOD_5，曝気槽のMLSS，MLVSS濃度などが、実測値と良く一致する。また、図16にVOC物質の運命の推定結果を示す。シミュレーション計算値は、挙動調査によって測定された実測値と完全には一致しなかった。その要因としては、

①実験装置に流入するVOCの濃度が大きく時間変動すると推察されるのに対して、解析に定常モデルを使用していること。これに対しては、時間を平均化したデータの入力による評価や、流入水のVOC濃度を一定に制御した実験系での評価、非定常のモデルを用いた解析、などが必要であると考えられる。

②汚泥への吸着量の分析に関して、分析値のバラツキ、回収率の問題などが残されていること。

③モデルのパラメータ決定について以下の課題が残されていること。

・汚水からの揮発性についてのデータを取得する。

・汚泥吸着係数について、様々な因子の影響について検討する。

・生分解機構について、吸着状有機物の分解速度を評価する手法を検討する。

・活性汚泥処理工程において生成される物質の生成機構を検討し、シミュレーションモデルに反映する。

などが考えられる。今回、シミュレーションモデルによる再現は、平成９年度の実態調査結果のみにとどまっているが、他の実験データについても同様の検討が必要である。

１０．まとめと今後の課題

１０．１　VOC分析方法の検討

１０．１．１　エアレーション排出ガスの分析

大気中のVOC分析は、大気試料を採取し、GCまたはGC/MS等で分析する方法が用いられている。大気試料の採取方法には、サンプリングバッグに採取するバッグ採取法、真空容器のキャニスターに採取するキャニスター採取法、固体の吸着剤に目的成分を吸着捕集する固体捕集法がある。これらの採取法にはそれぞれ長所、短所があるが、数多くの試料を採取する場合は、バッグ採取法、固体捕集法が適しているが、長時間にわたり試料を採取する場合はキャニスターによる方法が適している。

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排出ガス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。

１０．１．２　汚泥の分析

振とう抽出法、高速溶媒抽出法について抽出効率の比較検討を行った結果、高速溶媒抽出法が効率よく抽出していた。また、高速溶媒抽出法は高価な装置を使用するという短所はあるものの、抽出操作に要する時間、操作性などは振とう抽出法に比べ優れていた。

高速溶媒抽出法の抽出温度、抽出圧力、抽出時間について抽出条件と抽出効率の比較検討実験を行った。抽出温度について検討した結果、40 から 80℃の範囲では抽出温度の高い方が抽出効率が高い結果となった。抽出圧力について検討した結果、抽出圧力 6.9MPa から 13.8MPa の範囲では圧力の高い方が抽出効率が高かった。抽出時間について検討した結果、はっきりした傾向がみられず再試験を行い確認する必要があるが、本実験の 30 分と 90 分を比べた結果では、抽出時間が長い方が抽出効率が高くなることが示唆された。

１０．２　VOC 挙動調査用活性汚泥処理実験装置の製作

最初沈殿池（0.5㎥）、エアレーションタンク（2㎥）、最終沈殿池（0.7㎥）で構成される活性汚泥処理実験装置を２組製作した。エアレーション効率を高めるため、散気深度を大きくすることを心がけ実験室に設置可能な最大水深の２ｍとした。

エアレーション装置の効率を表す酸素移動効率を求めた結果、本装置のエアレーション効率は、一般の散気式エアレーション装置の粗大気泡の場合と同等の値であった。

１０．３　VOC 連続モニター

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。

１０．４　下水処理場における VOC の実態調査

１）実態調査（１）

標準活性汚泥法を採用している都市下水処理場５ヶ所において流入水、一次処理水、二次処理水について VOC の実態調査を行った。VOC 22 項目について調査を実施したが、半数の 11 項目は調査したどの処理場においても流入水、一次処理水、二次処理水から検出されなかった。流入水、一次処理水中において検出された項目にあってもその濃度は、排水基準項目にあっては排水基準値以下、要監視項目にあってはその指針値を大きく下まわっていた。また、二次処理水では２ヶ所の処理場において４項目が検出されたもののその濃度はどの項目も 0.006mg/l 以下であった。

２）実態調査（２）

標準活性汚泥法を採用している都市下水処理場において流入水、初沈流出水、終沈流出水について VOC の実態調査を行った。VOC の時間変動を把握するため２時間間隔で 24 時間の通日調査を行った。環境基準・排水基準項目の１１物質、要監視項目の６物質を含む２２物質について調査を実施した。

流入水からは、ジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、trans-1,3-ジクロロプロペン、1,1,2-トリクロロエタン、m,p-キシレン、o-キシレン、p-ジクロロベンゼンが採取１２検体中複数の試料で検出されたが、その濃度はいずれも排水基準値以下であった。

初沈流出水では、複数検体から検出された物質はジクロロメタン、クロロホルム、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレン、p-ジクロロベンゼンの６物質であるが、すべて環境基準値あるいは要監視項目の指針値以下であった。

終沈流出水では、クロロホルム、四塩化炭素、トルエン、テトラクロロエチレンの４物質が複数検体から検出されたが、すべて環境基準値ありは要監視項目の指針値以下であった。

１０．５　活性汚泥処理実験装置における 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。ジクロロメタンは、流入フラックスの 39%が処理水中に残留していた。ベンゼンは 12%、トルエンは 8%、m,p-キシレンは 3%、o-キシレンは 8%が処理水中に残留していた。エアレーションによる大気への放出は、ジクロロメタン 28%、ベンゼン 25%、トルエン 24%、m,p-キシレン 18%、o-キシレン 22%であり、ほぼ同等の値を示した。初沈汚泥引き抜きフラックスは、各物質毎に大きく異なりジクロロメタンが 46%、ベンゼン 2%、トルエン 16%、m,p-キシレン 10%、o-キシレン 22%であった。また、余剰汚泥引き抜きフラックスは、ジクロロメタンが３%、ベンゼン０%、トルエン３%、m,p-キシレン２%、o-キシレン 12%であった。

流入フラックスに対する排出フラックスの合計は、ジクロロメタンが 117%、ベンゼンが 31%、トルエンが 46%、m,p-キシレンが 31%、o-キシレンが 64%であった。ベンゼン、トルエン、m,p-キシレン、o-キシレンは 100%を大きく下回っており、何らかの作用により分解を受けていることが示唆された。

１０．６　生分解性試験

ジクロロメタン、ベンゼン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンについて活性汚泥をもちいた生分解性試験を行っ

た。生分解性試験方法は「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」による方法に準じ、密閉容器に化学物質のみを炭素源とし、活性汚泥を植種して密閉容器内で起こる酸素消費を自動計測するクーロメータを用いた。

それぞれの試験結果で得られた酸素消費量から１４日間の分解度を求めた結果、ジクロロメタンの 14 日間での酸素消費量は、0mg/l と 8mg/l であり、分解度は 0%と 14%であった。試験によりバラツキはあるものの、実験に用いた活性汚泥と濃度では生分解をほとんど受けない物質であることがわかった。ベンゼン、トルエン、o-キシレン、m-キシレン、p-キシレンの分解度は、それぞれ52%、60%、34%、51%、59%であった。

１０．７　数理モデルを用いたVOCの運命予測

１）数理モデルの作成

活性汚泥処理シミュレーションモデルにより、７．活性汚泥処理実験装置における VOC の挙動調査の現象を解析し一般化することを試みた。

まず、既存のモデルについて評価し、Lee らにより提案されているモデルが、優れていると判断された。さらに、以下の点ついて改良を行った。

・活性汚泥濃度（MLVSS）などを既定値とせず、運転条件の設定より計算できるようにした。

・汚泥成分は、生分解を行う活性分と不活性分に区分けし、活性分については、一般的な従属栄養細菌、VOC を分解する特殊細菌、硝化細菌に分類した。

・全ての生化学反応は、化学量論的考察によって考慮し、収率を算定した。

２）生分解性パラメータの入手

シミュレーションを行うに当たり、入力するデータの数値の適切性を判定した。VOC 物質の物性については、文献調査などにより入手可能であったが、VOC を分解する特殊細菌の生分解性パラメータについては既存のデータがないため、クーロメータによる生分解試験を行い、結果をシミュレーションモデルにより解析し、パラメータのデータを算出した。

３）ベンチスケール活性汚泥処理実験装置の結果の再現

ベンチスケール活性汚泥処理実験装置における VOC の運命の実測結果とシミュレーションモデルにより再現した計算結果とは、完全に一致せず、多くの検討の余地を残す結果となった。ただし、シミュレーションの結果は、生分解性については、独立したクーロメータの実験により求めた生分解速度を調整せず使用したことから予測機能としては、生分解速度に関する係数を既定値としている既存のモデルと比較して改良されていると考えられる。

４）モデルの改良

本研究では、VOC 挙動調査結果のシミュレーションモデルによる再現は、平成９年度分についてのみにとどまっている。今後、様々な条件の変化についても追従し、平成 11 年１月 27 日、２月 17 日の調査結果についても同様の検討を行い、その結果をふまえた上で、シミュレーションモデルの適用範囲の妥当性を判断する必要がある。また、この結果を、データの取得・入手方法、モデルの構造などの改良へ反映していく必要がある。

参考文献

1) 環境庁大気保全局大気規制課：有害大気汚染物質測定方法マニュアル（1997）

2) 宮本健一他：土壌の低沸点有機汚染物質含有量の測定方法、水環境学会誌、Vol.18、No.6、pp.477-488（1995）

3) 建設省都市局下水道部監修：下水道施設計画・設計指針と解説（後編・1994 年版）、日本下水道協会（1996）

4) 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）

5) 日本水環境学会：平成３年度環境庁委託業務結果報告書・水質環境基準検討調査（追加項目情報整備調査）、日本水環境学会（1992）

6) Baillod, R.C. et al. : Critical Evaluation of the State of Technologies for Predicting the Transport and Fate of Toxic Compounds in Wastewater Facilities, WPRC Research Foundation, Project 90-1 (1990)

7) Lee, K.C., Rittmann, B.E., Shi, J. and McAvoy, D. : Advanced steady state model for the fate of hydrophobic and volatile compounds in activated sludge. *Water Environ. Res.*, 70, 6, 1118-1131 (1998)

8) Hsieh, C.-C., Babcock, R.W. and Stenstrom M.K. : Estimating semivolatile organic compound emission rates and oxygen transfer coefficients in diffused aeration. *Water Environ. Res.*, 66, 3, 206-210 (1993)

9) Hsien, C.-C., Babcock, R.W. and Stenstrom, M.K. : Estimating Emissions of 20 VOCs: II Diffused Aeration. *J. Environ. Eng.*, 119, 1099 (1993)

10) Hsien, C.C. Ro, K.S. and Stenstrom, M.K. : Estimating Emissions of 20 VOCs: I Surface Aeration. *J. Environ. Eng.*, 119, 1077 (1993)

11) Munz, C. and Roberts, P.V. : The Ratio of Gas-Phase Mass Transfer Coefficients in Gas-Liquid Contacting Processes. In Gas Tranfer at Water Surfaces. W. Brutsaert and G.H. Jirka (Eds.), D. Reidel Publishing Company, Dordrecht, Neth., 35 (1984)

12) Liss, P.S. and Slater, P.G. : Flux of Gases across the Air-Sea Interface. *Nature*, 247, 181 (1974)

13) Mackey, D., Shiu, W. and Sutherland, R.P. : Determination of Air-Water Henry's Law Constants for Hydrophbic Pollutants. *Environ. Sci. Technol.*, 13, 333 (1979)
14) Roberts, P.V. and Dandliker, P. : Mass Transfer of Volatile Organic Contaminants from Aqueous Solution to the Atmosphere during Surface Aeration. *Environ. Sci. Technol.*, 17, 484 (1983)
15) Matter-Muller, C., Gujer, W. and Giger, W. : Transfer of Volatile Substances from Water to the Atmosphere. *Water Res.* (G.B.), 15, 1271 (1981)
16) Karickhoff, S.W., Brown, D.S. and Scott, T.A. : Sorption of Hydrophobic Pollutants on Natural Sediments. *Water Res.* (G.B.), 13, 241 (1979)
17) Namkung, E. and Rittmann, B.E. : Estimating Volatole Organic Compounds Emissions from Publicly Owned Treatment Works. *J. Water Pollut Control Fed.*, 59, 670 (1987)
18) McCarty, P.L. : Anaerobic Processes. Paper presented at Des. Aspects Biol. Treat, Int. Assoc. Water Pollut. Res., Birmingham, Eng. (1974)
19) Bailey, J.E. and Ollis D.F. : Biochemical Engineering Fundamentals, McGraw-Hill, New York (1986)
20) 田中宏明他：下水道施設での有機有害物質の挙動に関する研究、平成10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3606号、p85-1 – 85-16 (1999)
21) Henze, M. et al. : Biological Wastewater Treatment. Springer-Verlab, Berlin (1998)
22) Metcalf & Eddy：水質環境工学、技報堂出版 (1993)
23) 田中宏明他：下水道施設での有機有害物質の挙動に関する研究、平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集、土木研究所資料第3528号、115-128 (1997)
24) 村上健：河川における再曝気、第6回衛生工学研究討論会講演集、45-50 (1970)
25) IAWQ Task Group (Chairman: M. Henze) : Activated Sludge Model No.2., Scientific and Technical Report No.3., IAWQ, London (1995)

研究成果物

1）田中宏明、小森行也、南山瑞彦、豊田忠宏：下水処理施設での有機有害物質の挙動に関する研究、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)
2）石井信之、田中宏明、小森行也：下水道におけるガス中の揮発性有害大気汚染物質測定方法の検討、土木技術資料、Vol.40, No.9, pp38-43, 土木研究センター (1998)
3）田中宏明、小森行也、南山瑞彦、豊田忠宏、石井信之：下水道での有機有害物質の挙動に関する研究、土木研究所資料第3606号、平成9年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.105-117 (1998)
4）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学会、Vol.3, No.1, pp.139-144 (1998)
5）田中宏明、小森行也、岡安祐司、竹歳健治、東谷忠：下水道での有機有害物質の挙動に関する研究、土木研究所資料第3661号、平成10年度下水道関係調査研究年次報告書集 (1999)
6）前田恒昭、市岡耕二、熊沢亜紀、小森行也、田中宏明：下水中の排水基準項目（揮発性）連続自動分析装置の試作、Separation Sciences 2000、分析化学会 (2000)
7）齋藤美加、柴田省三、小森行也、田中宏明：下水中の揮発性有機化合物のオンラインモニタリングシステムの開発、第37回下水道研究発表会講演集、pp.996-998 (2000)
8）岡安祐司、小森行也、竹歳健治、田中宏明：ベンチスケール活性汚泥処理実験装置と数理モデルを用いた揮発性物質の挙動把握、環境工学フォーラム（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

新下水処理研究官　酒井　憲司
三次処理研究室　室長　鈴木　穣
研究員　重村　浩之
技官　平出　亮輔
汚泥研究室　室長　森田　弘昭
主任研究員　落　修一
主任研究員　原田　一郎

［要旨］

下水処理場から排出されるメタン(CH_4)および一酸化二窒素(N_2O)について，水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて抑制技術の評価を行った。

水処理プロセスについては、パイロットプラントを用い、全て好気槽からなる標準活性汚泥法(以下、標準法)、嫌気—好気活性汚泥法(以下 AO 法)、及び嫌気—無酸素—好気法(以下 A_2O 法)における CH_4, N_2O の排出特性を調査した。CH_4 に関しては、AO 法および A_2O 法が標準法に比べて排出抑制に効果があることが明らかになった。N_2O に関しては、NO_2-N 濃度が低い場合は、排出量は少ないが、NO_2-N 濃度が高い場合には、排出量が増加する傾向にあった。

汚泥処理プロセスについては、下水汚泥焼却施設からの N_2O 排出量のかなりの部分を占めている「高分子凝集剤で脱水された汚泥を流動焼却炉で焼却する」タイプの焼却における排出抑制対策の効果と費用について、実施設のデータに基づいて算定を行い、その結果及びこれまでの研究成果を用いて日本全国の下水汚泥焼却施設を対象とした試算を行った。排出抑制対策として想定したのは燃焼温度の引き上げであり、この対策は焼却施設の補修と補助燃料の使用量の増加を必要とする。燃焼温度を引き上げることにより、汚泥焼却から排出される温室効果ガスはほぼ半減できること、また、要する費用は既存施設を補修する場合では削減される温室効果ガスの炭素換算重量 1 トンあたり 1 万円程度となることが分かった。また最初から高温での燃焼を前提とした焼却炉を建設する場合には、削減のための費用は低くできる可能性があることが分かった。

［キーワード］温室効果ガス，下水道，高度処理，汚泥焼却，ライフサイクルコスト

1．序

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資本であり、その普及拡大に向けて積極的な取り組みがなされている。下水道の運転管理により水域への汚濁物の排出は削減されているが、運転に伴い温室効果ガスが排出されていることも事実である。下水道から排出される温室効果ガスとしては、バイオマス由来の二酸化炭素(CO_2)を除くと、汚泥焼却に伴う N_2O, 下水処理に伴う CH_4, 及び電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO_2 が主なものである。

今後予想される下水道の普及の拡大や下水汚泥の焼却の増加は、下水道からの温室効果ガスの排出の増加をもたらす可能性が高い。このため、下水処理場における温室効果ガスの排出を抑制する対策技術の確立が急務となっている。

2．研究目的

下水処理場における温室効果ガスの主な排出源は、電力や燃料に由来する CO_2 と、汚泥焼却に由来する N_2O, 下水処理に由来する CH_4 である。電力等に由来する CO_2 については別のテーマで行うこととしており、本研究は、下水処理場における処理過程で生成する CH_4 及び N_2O の排出を抑制する対策技術の確立とその評価を目的としている。

水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて研究を行い、研究の目的は、水処理プロセスについては、嫌気性槽の導入が CH_4 の排出抑制に及ぼす効果の把握と、硝化の進行が N_2O の排出に与える影響の把握、汚泥処理プロセスについては、高分子凝集剤で脱水した汚泥を流動焼却炉で焼却するタイプの焼却において燃焼温度を高めることが温室効果ガスの削減に及ぼす効果とこのために要する追加の費用について評価することである。

3．研究方法

3．1　水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

（1）実験方法

実験では、図-1,2,3 のそれぞれのプラントを使用し、標準法・AO 法・A_2O 法の運転を行った。全プラントの反応槽の容量は 10　m^3 である。

標準法・AO 法は、反応槽が 5 槽に分かれており、それぞれの容量は等しい。流入水と返送汚泥はプラント内に入る前に混合し、その混合液を第 1 槽に供給した。

A_2O 法は、嫌気―無酸素―好気 1 槽―好気 2 槽の 4 槽構成とし、好気槽中には担体を添加した。担体を各好気槽内に保持するため、スクリーンを各好気槽に設置してい

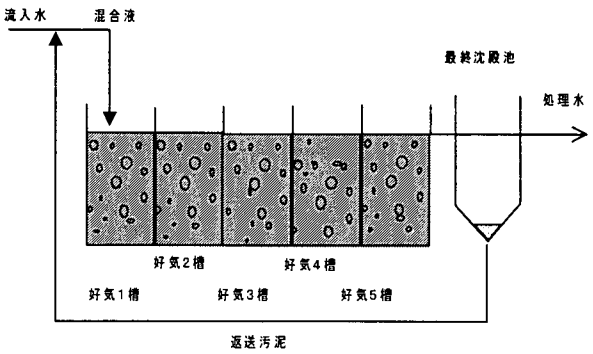


図-1　標準法運転プラント

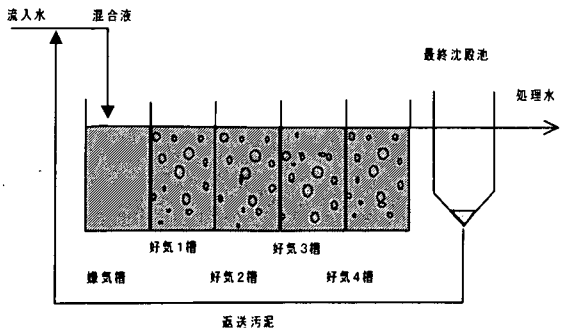


図-2　AO 法運転プラント

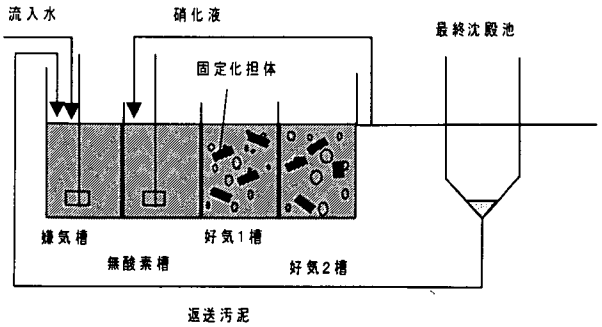


図-3　A_2O 法運転プラント

る。流入水と返送汚泥はそれぞれ直接嫌気槽に供給した。

実験では、AO 法および A_2O 法の CH_4 排出抑制効果、N_2O 排出の影響因子に関する検討を行った。

① AO 法および A_2O 法における CH_4 排出抑制効果

AO 法および A_2O 法において標準法との対照実験行い、CH_4 排出の抑制効果について検討を行った。

AO 法と標準法の実験条件を表-1 に示す。両処理法について測定を行った。測定当日の水温は標準法 12.9 ℃、AO 法 13.7 ℃であり、MLSS 濃度は標準法 2100 mg/l、AO 法 2210 mg/l であった。液体サンプルは、流入水、返送汚泥、各反応槽、処理水より採取し、ガスサンプルは各反応槽より採取した。

次に、A_2O 法と標準法で長期間平行して運転を行い、平均的な CH_4 排出量を把握した。実験条件は、表-1 に設定した。液体サンプルは、A_2O 法で流入水、返送汚泥、各反応槽より採取し、標準法は混合液、各反応槽より採取した。ガスサンプルは各反応槽より採取した。

② N_2O 排出の影響因子

標準法について長期間運転を行い、N_2O 排出の検討を行った。実験条件とサンプル採取場所は上記 A_2O 法の検討と同様である。

表-1　各プラントの実験条件

処理プロセス	流入水量（m^3/h）	HRT（h）	返送汚泥比	SRT（d）	A-SRT（d）
AO法との比較					
AO法	1.45	6.9	0.4	8	6.4
標準法	1.45	6.9	0.4	8	8
A_2O法との比較					
A_2O法	1.25	8	0.5	15	7.5
標準法	1.25-1.45	6.9-8	0.5-0.6	10	10

（2）サンプルの採取方法および測定方法

液体サンプルに関しては、各槽からバイアル瓶に液体サンプルを採取し、殺菌剤として 20 % グルコン酸クロルヘキシジン溶液を添加し、蓋を閉め密閉した後、ヘッドスペース法により測定を行った。

ガスサンプルに関しては、曝気槽では水面にチャンバーを置き、各槽下から曝気されるガスサンプルをテトラバッグに採取し、別に採取したブランクとの差からガス濃度を測定した。嫌気槽および無酸素槽に関しては、水面にチャンバーを置き、0 分後と 3 分後のガスサンプルをテトラバッグに採取し、両サンプルの濃度差から排出ガス量を計算した。CH_4 濃度測定には GC/FID を使用し、N_2O に関しては GC/ECD を用いた。

3．2　汚泥処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

下水汚泥焼却炉の排ガスには温室効果ガス(GHG)のひとつである一酸化二窒素(N_2O)が含まれており、単位汚泥量あたりの N_2O 排出率は現在主流の高分子系汚泥流動焼却炉において最も大きい[1]。その削減対策としては燃焼温度の引き上げが効果的であり[2]、現実的な方法として技術的には対応が可能である[3]ことが報告されている。その一方で、高温化に伴い汚泥焼却に関連するコストの上昇が予想されるが、温室効果ガスの削減対策を推進する観点から経済的な影響を事前に把握しておく必要がある。また、高温化による補助燃料使用量の増加に伴って CO_2 排出量が増えるため、温暖化に及ぼす効果を総合的に評価する。

N_2O 排出抑制のために行う高分子系流動焼却炉の燃焼温度の引き上げに関して、焼却炉メーカーおよび事業主体である地方公共団体へのヒアリングを行い維持管理データを収集して、ライフサイクルコスト分析手法(LCC)により燃焼温度を引き上げた場合のコスト変化を検討した。また、全国の下水汚泥焼却施設から排出される GHG を推計し、その削減可能量および所要コストを試算した。

（1）ライフサイクルコスト分析による高温燃焼のコスト評価

下水汚泥の焼却に関連するコストは大きく建設費、運転・維持費および補修費から構成され、燃焼温度を引き上げた場合これらのコストが増加することとなる。図-4 に汚泥焼却炉のコスト構造および高温化に伴うコストの増加要因を示す。投入下水汚泥の発熱量および含水率が一定の場合、高温化には補助燃料使用量の引き上げが必要となり、それに伴い空気量および排ガス量も増大する。このため、運転・維持費のうち補助燃料費、ブロワが消費する電力費および排ガス処理プロセスにおける薬品費が増加すると考えられる。また、高温燃焼を前提に設計した新設炉では初期投資である建設費が増加する。さらに、補修費に関しても既設炉では空気予熱器等の劣化の進行による増額[3]、新設炉では初期投資額に比例した増加[4]が見込まれる。

①　トータルコストの計算

ア 実基における実績

4 社(A,B,C,D)製の 7 基の流動焼却炉を対象に、実績コストについて LCC 分析を行った。LCC 現価法では、毎年発生する運転・維持費および補修費を建設年度の現在価値に換算して累計した値を求め、それに初期投資額である建設費を加えるトータルコストが[1]式により算出される[5]。

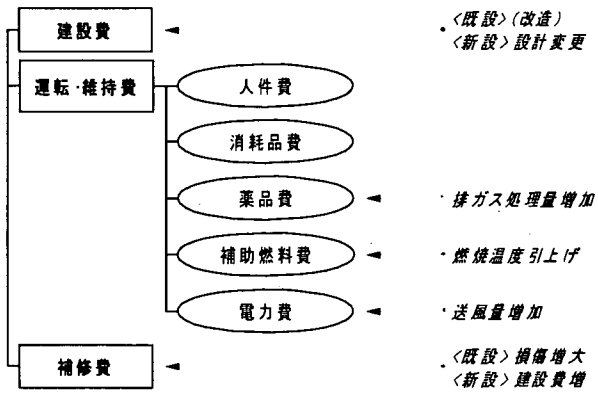


図-4 汚泥焼却炉のコスト構造及びその増加要因

$$TC = \sum^{k} Ck/\{(1+d)/(1+i)\}^k \qquad [1]$$

ここで、TC：トータルコスト、k：年次(建設年 k=0)、Ck：k 年に発生するコスト、
d：名目上の金利、i：名目上のインフレ率

イ　高温燃焼を導入した場合

流動焼却炉の燃焼温度を引き上げた場合、建設費、運転・維持費および補修費の上昇に伴ってその累計値であるトータルコストも増加する。そこで、前項のアで LCC 分析を実施した 7 炉を対象に、次の 2 つのケースを想定してトータルコストを試算し実績値との比較検討を行った。

a) 設計値より 50 度高い運転を当初から行ってきたと仮定した場合(以下「既設炉」という)

b) 50 度高い燃焼温度を前提に建設し運転してきたと仮定した場合(以下「新設炉」という)

②　温室効果ガスの削減効果とそのコスト

実際の高分子系流動焼却炉における調査結果によると、下水汚泥中の窒素分が N_2O に転換する割合は、[2]式で表され、燃焼温度に比例して N_2O の排出量が減少することが明らかにされている [2]。ここでは、[2]式を用いて前項の①で対象とした流動焼却炉における N_2O 排出量を求めた。ただし、D1 と D2 炉については、燃焼温度を 50 度引き上げ 900 ℃とした場合、[2]式では x が負の値となるため、900 ℃付近の高温域で行われた実基での調査結果 [3]に基づき、x を 0.082(%)と設定した。

$$x = -0.1403 \times T + 123 \qquad [2]$$

ここで、x：下水汚泥中窒素の転換率(%; N of N_2O-g/N of sludge-g)、T：燃焼温度(℃)

一方、高温化による補助燃料使用量の増加に伴い CO_2 の排出量は増加するが、単位質量の CO_2 の温室効果を 1 とした N_2O の地球温暖化ポテンシャル(GWP)は 310 であり [6]、これを考慮すると流動焼却炉の排ガスがもたらす温室効果は減少する [2]。そこで、同様の炉 7 基について、建設、運転された時期の実績データを基に、高温燃焼の導入前後における CO_2 および N_2O の排出量を見積もり GHG の削減量を推計するとともに、高温化に伴うトータルコストの増加額を求めて温室効果の削減に要するコストを試算した。

（2）全国の下水汚泥焼却施設から排出される温室効果ガスの推計

全国の下水汚泥焼却施設から排出される GHG およびその削減コストを推計するため、全ての稼働焼却炉を対象に、地方公共団体に調書を送付して下水汚泥焼却の現況を調査した。

①　温室効果ガス排出量の現状

全国調査から得られた焼却炉の形式および凝集剤の種類ごとの焼却量に基づき、全国の焼却施設から燃焼ガスとして排出される GHG を算出した。高分子系流動炉の N_2O に関しては、（1）の②項と同様、各炉における実際の燃焼温度および窒素含有率から排出係数を求めた。ただし、窒素含有率が不明な箇所については全国平均値 4.72%N-g/DS-g [9]を採用した。また、高分子系と石灰系を併用している炉はすべて高分子系に含め、高分子系流動炉以外の N_2O 排出係数については既報告 [1]の値を、補助燃料の排出係数は文献 [10]を参照した。

②　温室効果ガス削減効果の試算

全国の高分子系流動炉を対象に燃焼温度を上昇させた場合を想定し、前項の①で算出した GHG の現状に対する削減効果ならびにそれに要するコストを試算した。燃焼温度の引き上げは、現在稼働中の高分子系流動炉で補助燃料量の増加により対応するものとし、825 ℃以下の炉は 50 度、826 から 850 ℃までの炉は 25 度それぞれ上昇させるものと仮定した。この条件下においては、平均燃焼温度は 827 ℃から 35 度上昇し 862 ℃となる。コストについては、（1）の①のイ項における既設炉のトータルコストの計算と同様、高温化に伴って、運転維持費のうち補助燃料

費と電力・薬品費、ならびに補修費が上昇するものと想定した。各高分子系流動炉における現在のコストはヒアリングの結果をそのまま用いることとしたが、有効なデータが得られなかった箇所については費用関数を用いて推計した。また、各コストの増加率に関しては、メーカーヒアリング結果の平均値を採用した。なお、高分子系流動炉以外の焼却施設については現状のまま維持されるとした。

③ 温室効果ガス排出量の将来予測

下水汚泥の焼却量を予測し、GHG の削減目標年とされている 2010 年の GHG 排出量を推計した。統計資料 [11]および全国調査の結果に基づき、全国の脱水汚泥量と焼却汚泥量のトレンドを調べた結果、脱水汚泥量、焼却汚泥量ともに年度の経過とともに直線的に推移していた。そこで、両者を線形外挿し、2010 年度における脱水汚泥量、焼却汚泥量をそれぞれ 8,542、5,563 湿千 t/年と予測した。しかし、この場合、焼却率は現状とほとんど変わらない 65%となるため、さらに 10%増え 75%となる場合、すなわち、焼却汚泥量が 6,406 湿千 t/年 となる場合も想定した。また、焼却汚泥量の増加分はすべて高分子系流動炉で焼却されると仮定し、そのうえで、現在稼働中の焼却炉形式および凝集剤種類が変わらない場合と、古い焼却施設が高分子系流動炉に置換される場合の２つのケースを想定した。

４．結果

４．１水処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

（１）実験結果

① AO 法および A_2O 法による CH_4 抑制効果の検討

図-5,6,7 に、標準法、AO 法、A_2O 法における CH_4 収支を示す。標準法では、流入水中の溶存 CH_4 に対し約 1.7 倍の CH_4 が大気中に排出されていた。しかし、AO 法の場合は流入水中の溶存 CH_4 と総 CH_4 排出量が同程度であった。AO 法は、標準法に比べ CH_4 排出抑制効果のあることが確認できた。

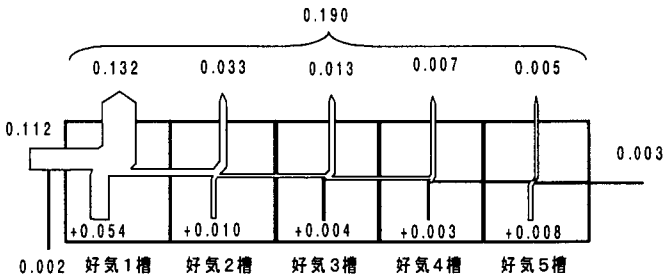


図-5 標準法における CH_4 収支（gCH_4/m^3-処理水）

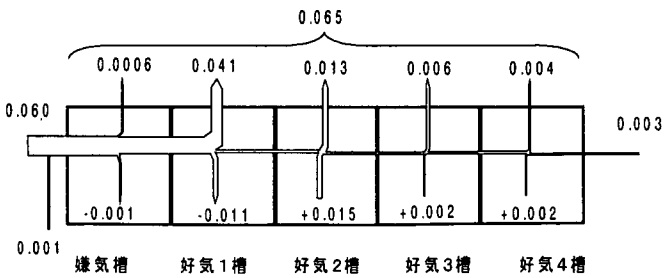


図-6 AO 法における CH_4 収支（gCH_4/m^3-処理水）

CH_4 排出に関する標準法と AO 法の特徴として、以下の点が上げられる。標準法では、反応槽前半において CH_4 が生成されており、特に、好気１槽目での生成量が多い。また、生成された CH_4 は流入 CH_4 とともに好気１槽で大気中に排出されている。これに対し AO 法では、流入 CH_4 は嫌気槽でほとんど変化なく素通りし、その後の好気槽でも溶存 CH_4 の生成が見られていない。好気槽において、流入 CH_4 が大気中に排出されるが、標準法で見られた CH_4 生成が見られなかったため、全体での排出量が増加しなかった。実験の結果より、嫌気槽が設置されることで、その後の好気槽での CH_4 生成がなくなり、CH_4 排出量が抑制される結果となった。

図-7は、7ヶ月間にわたり測定した A_2O 法の平均の CH_4 収支である。A_2O 法では、流入 CH_4 量の約 0.9 倍が大気中に排出されていた。好気2槽で少量の CH_4 の生成がおこっているが、その他の槽では CH_4 が減少している。実験期間中に無酸素槽の脱窒や嫌気槽でのりんの放出が良好に行われていない時期があり、必ずしも A_2O 法に期待されている処理性能が常時確保されていたとは言えないが、年間を通してみれば、A_2O 法は CH_4 排出抑制効果がある結果となった。今後、安定した運転による A_2O 法の調査が必要である。

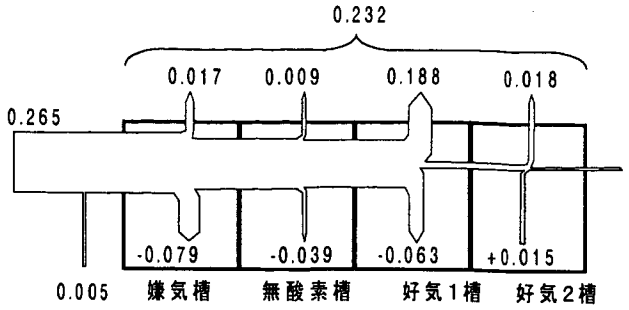


図-7　A_2O 法における CH_4 収支（gCH_4/m^3-処理水）

② N_2O 排出抑制に関する調査

図-8 に、標準法における全期間を通しての各槽の NO_2-N 濃度と N_2O 排出量の関係を示す。NO_2-N 濃度が低いときは、N_2O 排出量も低い状態に維持される。しかし NO_2-N 濃度が高くなるにつれ、N_2O 排出量が増加の傾向にある。これは NO_2-N 濃度が上昇することで、液中での N_2O 生成量が増加するが、曝気風量の多少で、大気中に排出される量にばらつきが出ているためと考えられる。

今回の測定は、8 月から 10 月の夏期と 1 月から 2 月の冬期に行っており、夏期の NO_2-N 濃度は平均 0.09 mg/l で、冬期は 0.34 mg/l であった。硝化活性の低下する冬期に NO_2-N 濃度が増加していたことから、今後、冬期における NO_2-N 濃度の低減対策を検討することが重要である。

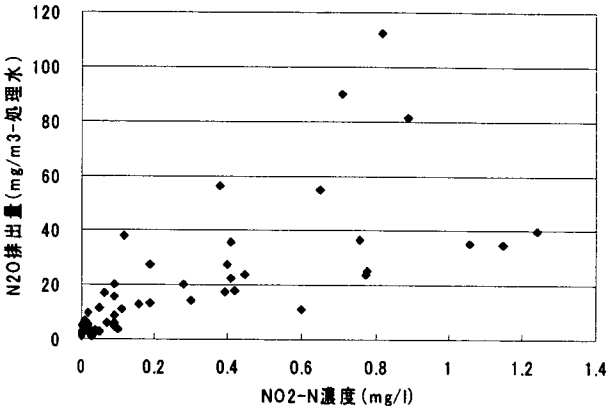


図-8　NO_2-N 濃度と N_2O 排出量の関係

4．2　汚泥処理プロセスからの温室効果ガスの抑制

（1）ライフサイクルコスト分析による高温燃焼のコスト評価

① トータルコストの計算

ア　実基における実績

対象とした炉の概要を表-2 に、トータルコストの実績内訳を図-9 に示す。なお、ここでは、名目上の金利は長期プライムレートを、名目上のインフレ率には卸売物価指数を用いた。一般に経過年の進行に伴い TC に占める運転・維持費および補修費の割合は増加するが、調査対象

表-2 ライフサイクルコスト分析の調査対象炉

炉名	建設年	経過年	能力(t/d)	燃焼温度(℃)	補助燃料	備考
A1	88	7	45	800	A重油	既設炉高温化は改造必要
B1	78	18	50	830	A重油	消耗品費不明
B2	83	13	100	830	A重油	
C2	81	15	45	800	灯油	
C3	81	15	60	820	都市ガス13A	
D1	73	18	20	850	A重油	消耗品・薬品費不明
D2	77	15	20	850	A重油	既設炉高温化で補修費増なし

注）全て高分子凝集剤，能力は湿ベース

炉においても同様な傾向が見られ、トータルコストに対するこれらの合計のシェアは建設後 7 年の炉で 44%であったのに対し 18 年経過の炉では 70%を越えた。一方、人件費については規模の大きな炉ほどシェアが低くスケールメリットが確認された。

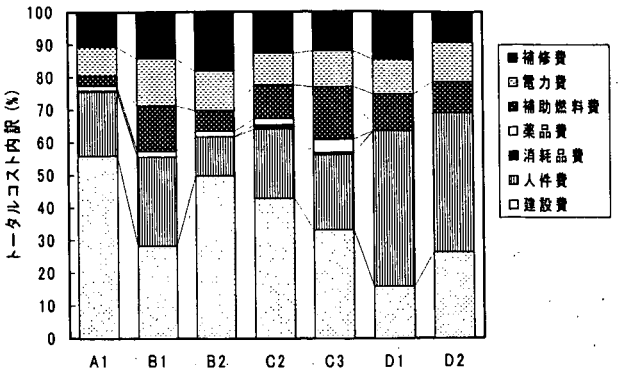


図-9　トータルコストの実績内訳

イ　高温燃焼を導入した場合

各コストの増加条件を表-3 に示す。ここで、運転・維持費のうち人件費の増加は生じないと仮定し、消耗品費については微増が予想されるがトータルコストに占めるシェアが 1%程度と小さいためその変化を無視した。また、既設炉における燃焼ガス量の増加に対しては、ヒアリングの結果、ブロワおよび排ガス処理設備の能力に制約があるものの設計上の余裕または稼働率の引き上げで対応が可能であるとし改造を見込まなかった。ただし、A 社に関しては排ガス温度の上昇に伴う空気予熱器の改造費を計上した。

表-3　各コストの増加条件

コスト内訳		既設炉	新設炉
建設費		(改造費)	ヒアリング結果より求めた増加率の関数 $1.013 \times T^{0.00068}$　T:炉規模(t/d)
運転・維持費	補助燃料費	ヒアリング結果に基づく補助燃料使用量の増加率に比例	
	電力・薬品費	補助燃料の増加に伴う排ガス量の増加率に比例	
補修費		ヒアリング結果	建設費の増加率に比例

既設炉の高温化を想定して試算した各コストごとのトータルコスト増加率の例を図-10 に示す。全体の増加率に比べ補修費と補助燃料費の増加が大きく、逆に電力・薬品費の伸びは小さい。増加を見込まない D 社の補修費を除き他の炉でも同様な傾向を示した。既設炉における各コストの増加率は、補修費、補助燃料費がそれぞれ最大 81.5%、45.8%であったのに対し電力・薬品費は最大でも 3.6%と見積もられた。

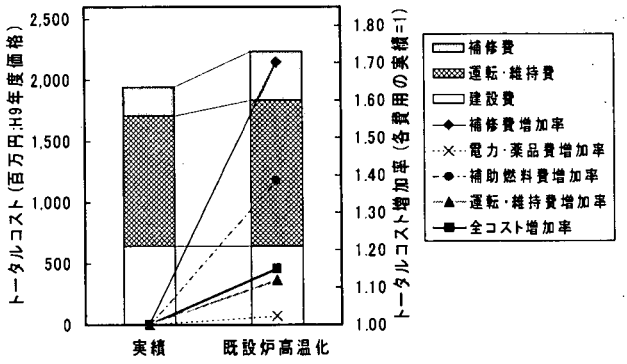


図-10　トータルコスト変化の内訳(C3 炉・既設)

各調査対象炉におけるトータルコスト増加率の計算結果を図-11 に示す。一部の炉では消耗品費または薬品費が不明であったため正確な比較はできないが、トータルコストに占める両者の割合は数%以下と小さく薬品費の増加率も他のコストに比べ極めて小さいためその影響は軽微であると考えられる。A 社は既設炉で空気予熱器の改造が必要となるものの、経過年数が 7 年間と

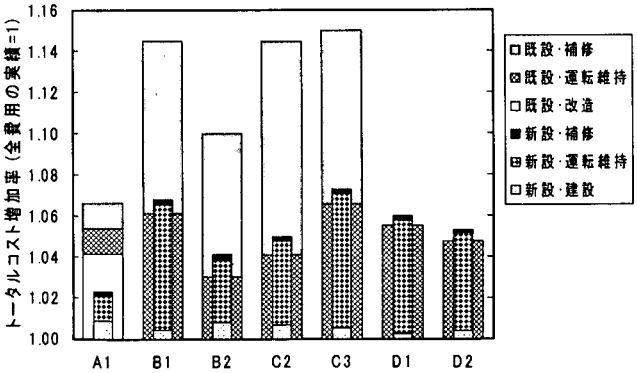


図-11　各炉におけるトータルコスト増加率

表-4　GHGs の削減量およびその必要コスト

炉名	投入汚泥量の累計 (DSt)	LCCトータルコスト (百万円;97年度価格)			温室効果ガス排出量の累計[1]								温室効果ガス削減単価 (C換算・97年度価格; 円/C-t)	
					CO_2 (CO_2-t)		N_2O (N_2O-t)		計 (C換算; C-t)		削減量 (C換算; C-t/DSt)	削減率 (%)		
		実績	高温燃焼化		実績	高温化	実績	高温化	実績	高温化			既設	新設
			既設	新設										
A1	17,535	1,499	1,598	1,533	3,920	5,221	140	49	12,898	5,541	0.420	57.0	13,453	4,644
B1	30,706	1,222	1,399	1,304	13,354	18,651	149	11	16,254	6,019	0.333	63.0	17,295	8,081
B2	73,794	1,776	1,954	1,849	15,435	21,557	358	27	34,519	8,120	0.358	76.5	6,712	2,767
C2	39,877	1,247	1,427	1,309	12,056	16,495	318	111	30,190	13,862	0.409	54.1	11,037	3,793
C3	68,778	1,943	2,234	2,084	20,507	28,390	406	48	39,892	11,792	0.409	70.4	10,375	5,029
D1	15,269	1,094	1,154	1,159	7,351	10,720	42	1	5,590	3,002	0.169	46.3	23,367	25,314
D2	18,513	699	733	736	4,709	6,868	51	1	5,631	1,968	0.198	65.0	9,078	10,106

1) 計算条件　・汚泥中の窒素含有率：0.0472kgN/kgDS
・補助燃料の炭素排出係数：0.7357kgC/L(A重油)，0.6896kgC/L(灯油)，0.5655kgC/Nm^3(都市ガス13A)
・N_2OのGWP：310 (CO_2のGWP=1)

なお、これらの価格はあくまで建設当時の設備内容及び過去の実績に基づいて計算された値であり、将来の推計値ではない

短いため運転・維持費および補修費のトータルコストの増加率は新設炉も含め他社に比べて大きく抑えられている。また、D 社では既設炉において補修費上昇を見込んでおらずトータルコストの増加は運転・維持費の増分のみの計上となり、新設炉の増加率の方が大きく見積もられた。これらを除いた経過年数 13 年以上の炉における全体のトータルコストの増加率は、既設炉の場合 10.0 ～ 15.0%でそのうち補修費分が半分以上を占めたのに対し、新設炉では既設炉の 1/2 以下の 4.1 ～ 7.3%となり、しかも建設費による部分は 1%にも満たず大半は運転・維持費によるものとなった。燃焼温度を引き上げた場合、高温燃焼を当初設計に組み入れた新設炉では建設費は若干増加するものの、既設炉の高温化に比べ補修費の増加を大きく抑えられると考えられる。

②　温室効果ガスの削減効果とそのコスト

GHG 削減量とそれに必要とするコストを求めた結果を表-4 に示す。燃焼温度を 50 度上昇させた場合、下水汚泥 1DSt あたり炭素換算で 0.17 ～ 0.42C-t/DS-t の GHGs 削減が可能となり、その削減率は 24 ～ 45%となる。このとき、1C-t の削減に必要なコストは既設炉の場合 6,700 ～ 23,400 円/C-t、新設炉では 2,800 ～ 25,300 円/C-t と見積もられた。また、既設炉で補修費の増加を見込まない D 社を除くと、削減単価は既設炉に比べ新設炉では半額以下に抑えられ、平均値はそれぞれ 11,800 円/C-t、4,900 円/C-t となった。これらの価格はあくまで調査炉の建設時点での設備内容を対象とし、しかも運転された時期の実績に基づいて計算されたものであるため、最近建設された炉を対象として試算すれば多少異なった値になると予想される。しかし、いずれにしても当初設計時から温室効果抑制対策を考慮することにより経済的になると考えられる。

ここで、米国では既に二酸化硫黄(SO_2)の排出権取引が大規模発電施設間で実施されており、1998 年の取引価格は $SO_2$1t あたり US$100 ～ 200(約 11,000 ～ 22,000 円；1US$=110 円)程度となっている[7]。また、マクロスケールの市場モデルに基づき温室効果ガスの排出権取引を想定した価格もいくつか試算されており[8]、炭素 1t あたり US$14 ～ 145(1,500 ～ 16,000 円/C-t)程度の値が提示されている。本研究での試算は個別施設の過去の実績値に LCC 手法を適用したものであり単純な比較はできないが、算出された削減単価はこれらの値に近く、燃焼温度の引き上げはコストの観点からも現実的な対策であると推察される。

（2）全国の下水汚泥焼却施設から排出される温室効果ガスの推計

全国の下水汚泥焼却炉の現況を調査した結果、1998 年度末現在、稼働中の焼却施設は 225 基で、そのうち流動炉は基数で 73%、焼却能力で 70%を占め、1 基あたりの平均焼却能力は 87 湿

t/日/基となっていた。1980 年代後半以降に整備された炉はほぼ全て流動炉であった。一方、多段炉の平均使用年数は 20 年に達しており、今後はその多くが流動炉へ置換されていくものと予想される。焼却炉の形式および凝集剤の種類ごとの焼却量の内訳を図-12 に示す。1998 年度における投入汚泥量は 4,216 湿千 t/年であり、うち 73%が流動炉で焼却され、その 9 割以上が高分子系の凝集剤のみを用いた汚泥で占められている。また、流動炉の平均燃焼温度は 825 ℃、最高温度は 875 ℃となっている。

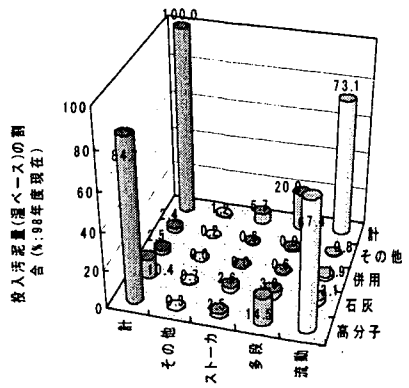


図-12　全国の汚泥焼却量の内訳

① 温室効果ガス排出量の現状

計算結果を図-13 に示す。1998 年度現在、全国の汚泥焼却施設から燃焼に伴って排出される GHG は炭素換算で 437 C-Gg/年と見積もられ、その内訳は、N_2O が 374C-Gg/年(86%)、補助燃料由来の CO_2 が 63C-Gg/(14%)年となった。そのうち、高分子系流動炉による N_2O は 307 C-Gg/年で、GHG の 7 割を占めた。したがって、高分子系流動炉から排出される N_2O の抑制対策を進めることは、焼却施設全体の GHG 排出量の削減を図る上で最も効果的であると考えられる。

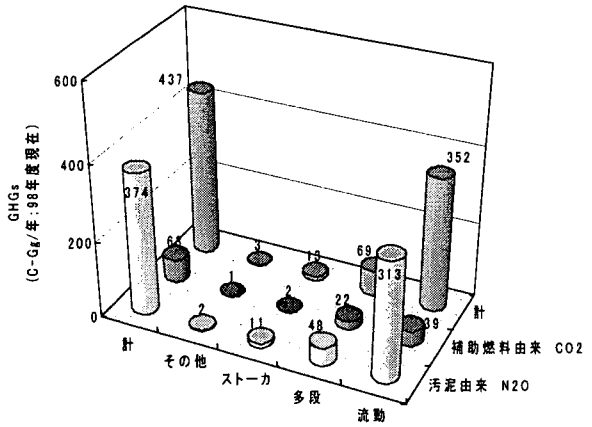


図-13　全国の GHGs 排出量の内訳

既調査 [1]においては、高分子系流動炉の湿ベース投入汚泥量あたりの N_2O 排出係数が 1,200 N_2O-g/湿 t と報告されているが、燃焼温度と窒素含有率から N_2O 排出量を計算した本調査で同じ排出係数を求めた結果、1,245 N_2O-g/湿 t と非常に近い値を示した。高分子系流動炉の N_2O 排出量を概算で見積もる場合、現在の燃焼温度を前提にすれば、1,200 N_2O-g/湿 t 程度の排出係数を用いてよいと推測される。

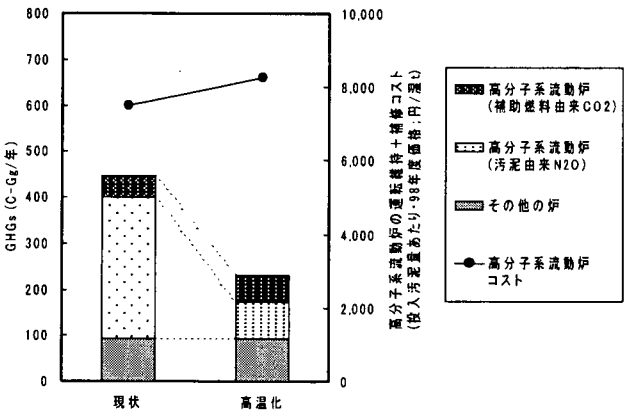


図-14　高温化による全国の GHG 排出量変化とコスト

② 温室効果ガス削減効果の試算

GHG の削減効果を計算した結果を図-14 に示す。高分子系流動炉のうち補助燃料に由来する CO_2 は 30%増加するものの、N_2O 排出量は 74%減少し、その排出係数は全国平均で 1,245 から

326 N_2O-g/湿 t となる。その結果、GHG 全体では 437 から 49%減の 221 C-Gg/年となり、高温化により約半分程度に抑えられることになる。一方、高分子系流動炉の高温化に必要とされるコストは、運転維持費と補修費の合計で 7,500 円/湿 t から約 800 円上昇し、GHG 削減単価は 10,600 円/C-t と試算された。この値は、（1）の②項で算出した既設炉の単価と概ね同じであり、既存の施設で高温化を図る場合、全国的に見ても GHG 削減単価は 1 万円/C-t が目安になると考えられる。

③ 温室効果ガス排出量の将来予測

2010 年度の GHG 排出量を試算した結果を図-15 に示す。燃焼温度が現状のままの場合、GHG は 1998 年度に対し最大 1.66 倍の 725 C-Gg/年と見積もられたが、高温化した場合、GHG は最大でも 317 C-Gg/年となり現在の水準よりも 27 %ほどの削減が可能と示された。したがって、焼却汚泥量の増加を見込んでも、高分子流動炉の燃焼温度を全国平均で 35 度程度引き上げることにより、2010 年度の GHG 排出量を 1998 年度以前の水準までに抑制できると考えられる。

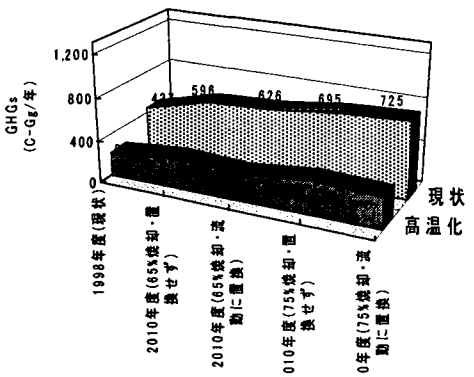


図-15 全国の GHG 排出量の予測

5．まとめ

水処理プロセスにおける嫌気性槽の導入が CH_4 の排出抑制に及ぼす効果と硝化の進行が N_2O の排出に与える影響についてパイロットプラント実験により調べた結果、以下を得た。

- AO 法および A_2O 法においては、標準活性汚泥法に比べて CH_4 排出の抑制効果があることが確認された。
- 槽内の NO_2-N 濃度が低い場合には N_2O の排出量は少ない。しかし、NO_2-N 濃度が高い場合の排出量は増加する傾向にあり、変動も大きいものであった。

N_2O の削減を目的に流動焼却炉の燃焼温度を引き上げた場合、焼却施設が受ける経済的な影響を検討するとともに、全国の汚泥焼却施設から排出される GHG の排出量およびその削減コストを推計し、以下の結論を得た。

- 設計値より 50 度高い燃焼温度を想定した場合、トータルコストは 1 割以上増加し、そのうち補修費分が半分以上を占める。一方、当初から高温化に対応した設計とすると、トータルコストの増加率は半分以下に抑えられ、その大半が運転・維持費によるものとなる。
- GHG の削減単価は、既存の炉で燃焼温度を引き上げた場合、単位炭素換算量あたり 1 万円/C-t 程度となるが、設計当初から高温化を考慮すると半額程度に抑えられる。
- 1998 年度現在、全国の下水汚泥焼却施設から排出される GHG は炭素換算で 437 C-Gg/年 であり、なかでも、高分子系流動炉が排出する N_2O は 307 C-Gg/年 と GHG の 7 割を占めている。
- 高分子系流動炉の平均的な N_2O 排出係数は投入汚泥量あたり 1,245 N_2O-g/湿 t であるが、現

在の施設のまま全国平均で35度燃焼温度を引き上げると326 N_2O-g/湿tとなる。

・ 高分子系流動炉で高温化を図った場合、2010年度においても、全国の下水汚泥焼却施設から排出されるGHGを1998年度以前の水準までに抑制することが可能である。

6．参考文献

1) 竹石ら,「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5年度下水道関係調査研究年次報告集,土木研究所資料第3294号, pp.105-110, 1994

2) 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

3) 中村ら,「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」,平成9年度下水道関係調査研究年次報告集,土木研究所資料第3606号, pp.119-133, 1998

4) 日本下水道協会,「下水汚泥処理総合計画策定マニュアル」, pp.100-106, 1991

5) 例えば、ロジャー･フラナガンら,「建物のライフサイクル計画」,技術書院, 1988

6) IPCC, Climate Change 1995-The Science of Climate Change-Contribution of Working Group I to the Second
Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, pp.22, 1996

7) EPA, Monthly Average Price of Sulfur Dioxide Allowances under the Acid Rain Program, 1998

8) 例えば、The Kyoto Protocol and the President's Policies to Address Climate Change: Administration Economic Analysis, 1998

9) 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

10) 環境庁国立環境研究所地球環境研究センター,「産業連関表による二酸化炭素排出原単位」, 1997

11) 日本下水道協会,「下水道統計行政編」, 1988-1997

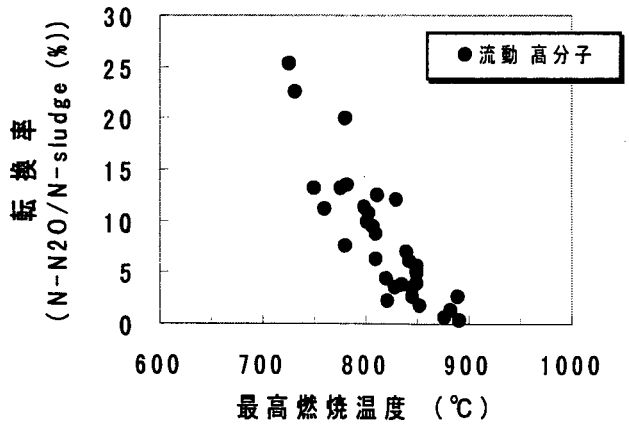
【過年度調査データ】

1992 年から 1999 年までに得られた下水汚泥の焼却及び溶融炉からの亜酸化窒素（N_2O）の排出状況を調査したデータリストを表－Ｉに、炉の最高燃焼温度と投入汚泥中窒素が N_2O に転換した比率（転換率）の関係を図－Ｉに示す。

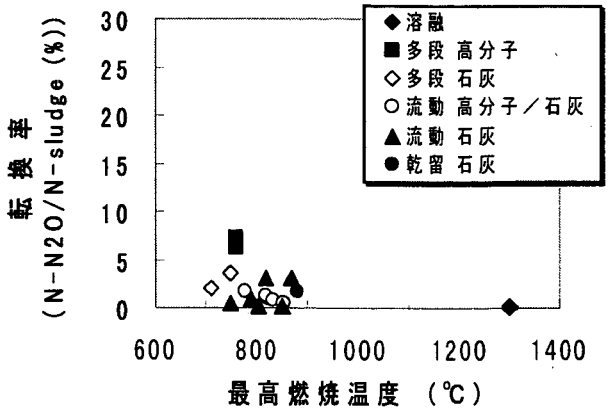
N_2O は、①燃焼温度が高いと発生しずらい。②焼却炉では石灰系脱水汚泥の方が高分子系の場合よりも発生しずらい。③特に高分子系脱水汚泥の流動床式焼却炉で発生しやすいが、その発生量は炉の燃焼温度により制御できる。

表－Ｉ　下水汚泥焼却炉及び溶融炉調査データ(1992～1999)

炉形式	汚泥由来		炉能力	投入汚泥性状				燃焼条件		排ガス性状				N_2O
	処理	凝集剤		投入量	含水率	VS/TS	N/TS	最高温度	O2濃度	乾ガス量	O2	N2O	NOx	転換率
			(t/day)	(t-wet/h)	(%)	(%)	(%)	(℃)	(%)	(Nm3/h)	(%)	(ppm)	(ppm)	(N-N2O/N-sludge %)
コークス溶融	集約	高分子/石灰	10-DS	0.7	39.3	79.8	4.8	1300	4.4	6010	4.4	3.11	152	0.11
表面溶融	集約	高分子	25-DS	1.25	20.9	74.8	4.3	1300	10.8	11400	10.8	1.3	106	0.04
乾留	集約	石灰	140	2.6	38.1	59.9	3.4	880	2.7	7510	3.9	94.9	62	1.63
多段	生	高分子	300	7.9	76	69.2	3.9	760	14.4	30,000	14.4	142	95	7.20
多段	消	高分子	100	3.3	78.8	58.8	5	760	9.8	6,340	9.8	274	120	6.21
多段	生	石灰	300	4	72.1	51.6	3.2	750	17.4	22,200	17.4	45.8	41	3.56
多段	生	石灰	150	5.4	68.2	57.5	4.3	710	8	8,800	8	135	55	2.01
流動	生	高分子	250	10.4	76	69.2	3.9	840	7.3	18,200	7.3	294	<10	6.87
流動	生	高分子	210	8.8	77.4	83.2	5.6	850	7.2	14,400	7.2	315	7	5.09
流動	生	高分子	150	4.6	82.5	81.5	5.5	830	7.3	9,750	7.3	434	<10	11.95
流動	消	高分子	150	6.3	78.8	58.8	4.8	810	8.9	10,800	8.9	412	47	8.68
流動	生	高分子	160	5.4	81.6	83.5	5.2	798	9.8	12,300	10.0	379	<10	11.28
流動	生	高分子	160	5.4	81.6	84.3	5.8	850	7.8	10,700	7.5	168	<10	3.90
流動	生	高分子	160	5.4	81.9	83.1	5.4	853	9.5	12,200	9.4	61.9	<10	1.79
流動	生	高分子	160	4.8	83.7	81.3	5.7	803	8.8	9,100	8.8	416	<10	10.61
流動	生	高分子	160	3.0	82.3	85.2	5.6	750	11.4	8,200	11.3	382	<10	13.17
流動	生	高分子	160	3.0	83.2	83.7	5.9	731	13.3	11,500	13.3	466	21.1	22.53
流動	生	高分子	160	6.7	83.2	82.5	6.4	846	5.4	10,400	5.5	190	<10	3.43
流動	生	高分子	160	3.0	79.7	82.0	5.0	810	11.1	8,700	11.0	174	10.0	6.21
流動	生	高分子	160	3.0	80.4	81.7	5.3	807	13.0	12,200	13.0	191	15.8	9.35
流動	生	高分子	160	3.0	81.8	81.0	5.2	725	13.7	12,700	13.6	452	54.7	25.28
流動	生	高分子	160	4.9	80.1	81.3	4.9	776	10.1	9,900	9.9	504	<10	13.05
流動	生	高分子	160	5.4	82.9	81.8	5.6	802	8.0	10,000	7.5	406	<10	9.82
流動	生	高分子	150	4.5	81.5	82.6	4.6	812	10.3	11,500	10.3	330	0.9	12.39
流動	生	高分子	150	6.2	81.5	82.6	4.6	850	6.5	11,300	6.5	145	4.1	3.88
流動	生	高分子	150	4.4	81.5	82.6	4.6	883	9.9	13,700	9.9	27.2	16.7	1.24
流動	生	高分子	150	4.4	81.3	82.8	4.6	780	10.2	12,000	10.2	505	2.8	19.93
流動	生	高分子	160	3.1	81.0	83.9	4.9	782	11.9	10,100	11.9	308	18.3	13.45
流動	生	高分子	160	3	81.0	83.9	4.9	850	11.3	12,900	11.3	97.1	57.7	5.60
流動	生	高分子	160	4.7	81.0	83.9	4.9	850	9.5	12,900	9.5	132	11.9	4.85
流動	生	高分子	160	7.5	81.0	83.9	4.9	843	5.9	12,900	5.9	261	16.4	6.02
流動	生	高分子	200	1.7	62.9	78.1	5.7	890	4.5	12,200	4.5	62.3	17.0	2.64
流動	生	高分子	200	7.2	73.8	79.9	5.4	820	7.9	12,700	7.9	278	13.0	4.33
流動	消	高分子	80	0.42	10.24	62.12	6.5	780	9.9	7,790	9.9	190	59.5	7.55
流動	消	高分子	80	0.44	32.22	62.78	6.5	760	9.1	7,490	9.1	230	20.5	11.11
流動	消	高分子	80	0.84	38.04	63.4	6.6	845	7.1	7,170	7.1	97.1	56	2.53
流動	消	高分子	80	0.44	10.15	61.89	6.6	835	9.5	7,620	9.5	102	103	3.72
流動	消	高分子	150	6.38	60.8	57.16	5.3	822	8.1	10,600	8.1	220	32.5	2.20
流動	消	高分子	150	6.47	60.1	58.93	5.4	892	7.1	9,940	7.1	27.2	134	0.24
流動	消	高分子	150	6.67	63.2	57.36	5.6	828	7.5	9,660	7.5	390	36.8	3.43
流動	消	高分子	150	6.45	63	57.36	5.7	877	7.2	10,900	7.2	54.8	123	0.55
流動	消	高分子/石灰	50	1.15	81.5	65.7	5.6	779	7.3	2,700	7.3	60	300	1.70
流動	消	高分子/石灰	50	1.05	81.5	65.7	5.6	826	7.1	2,710	7.1	32	380	1.00
流動	消	高分子/石灰	50	1.23	81.5	65.7	5.6	818	5.5	2,340	5.5	53	30	1.22
流動	消	高分子/石灰	50	1.09	81.5	65.7	5.6	833	5.6	2,290	5.6	33	40	0.84
流動	消	高分子/石灰	50	1.04	81.5	65.7	5.6	855	5.6	2,360	5.6	16	80	0.44
流動	生	石灰	50	2.1	75.4	61.6	3.7	820	7.2	5,100	7.2	94	150	3.14
流動	生/消	石灰	200	5.3	65.6	56.5	3.4	870	4.7	13,500	4.7	114	16.0	3.10
流動	消	石灰	45	1.77	62.2	53.1	3.2	790	5.5	3,680	5.5	46.3	250	0.99
流動	消	石灰	50	1.3	60.9	45.5	2.7	750	8.7	2,550	8.7	17	520	0.39
流動	消	石灰	50	1.4	60.9	45.5	2.7	805	8.5	2,840	8.5	9	535	0.22
流動	消	石灰	50	1.3	60.9	45.5	2.7	850	9	3,320	9	2.9	530	0.09



(a) 高分子系－流動焼却炉のケース



(b) (a)以外のケース

図－Ⅰ　下水汚泥焼却炉等における最高燃焼温度と投入汚泥中窒素のN_2Oへの転換率の関係

Ⅳ．下水道事業調査費による研究

1．管渠システムのコスト縮減に関する調査

下水道研究室　室　　長　井上　弥九郎
主任研究員　植松　龍二
建設システム課　課　　長　松井　健一
主任研究員　小林　一三

1．はじめに

社会資本の中でも下水道整備は未だ先進国に比較して立ち遅れた事業であり、今後とも一層の事業推進が求められている。昨今の厳しい国家財政、地方財政を勘案して、限られた財源を有効に活用することが必要である。下水道事業費のうち、管渠施設の占める割合は約７割であり、全体の整備コストを縮減するためには管渠のコスト縮減は非常に重要である。

そこで、下水道管渠のコスト縮減策として、マンホールの設置基準及び管渠勾配の２項目につき、過去の調査結果を勘案しつつ、今後の方向性につき取りまとめた。特に、建設費の縮減という観点からのみでなく、建設後の適正な維持管理を担保するという観点からも検証を加えた。また、下水道事業の実施単位となる処理区当たりの管渠の延長、建設単価、施工方法内訳を統計的に分析し、全体的な管渠建設コストの構成例を示すと共に、代表的な工種に対し、工事工種体系化に沿った費用内訳分析の事例を例示し、今後のコスト縮減の方向性を考察した。

2．調査方法

2．1　マンホール配置及び管渠勾配に関する検討

マンホール配置及び管渠勾配に関して、現状の設計基準及び各地方公共団体における実態を調査すると共に、ケース・スタディによりコスト縮減効果を検討することにより、新たな設計基準につき検証を加えた。

2．2　建設コストの分析に関する検討

全国の地方公共団体から収集した発注工事設計書を活用し、管径、工法別に分類し処理区単位で建設コスト分析を行うと共に、工事工種の体系化に沿った本設計書の分析により建設費分析を行う。

3．調査結果

3．1　マンホール配置及び管渠勾配に関する検討

（1）マンホール配置基準に関する検討

下水道マンホールは、構造上管渠の接合及び会合のために必ず設置しなければならないものであると共に、維持管理上管渠の清掃、点検、調査等の作業や管渠内の換気のため必要不可欠である。「下水道施設計画・設計指針と解説」（以下、「設計指針」とする）では、マンホールの構造及び配置の規定として、原則として、最小のものとして内径75cmの組立０号マンホールからの寸法を規定すると共に、マンホール間隔についてもその標準的な間隔を規定している。マンホールの構造に関しては、近年の下水道の普及と共に、より狭小な道路に管渠を埋設する必要性が生じ、０号マンホールより小規模の「小型マンホール」が一部採用されている。また、「設計指針」の小規模管路施設では、維持管理上支障を来さない範囲で曲管等の使用によりマンホールの省略が可能としている。一方、マンホール間の最大間隔は管径300mm以下の場合、「設計指針」では標準的には50m以下とするものの、清掃作業を考慮し地域条件により、間隔を100m程度又は30m程度とすることも可能であるとしている。

以上の現状を踏まえつつ、マンホール設置におけるコスト縮減を図るため、①マンホール個数の減少（マ

ンホール間隔の長距離化、曲管の採用）、②マンホールの小型化につき検討を行った。

（イ）マンホールコスト縮減のケース・スタディ

マンホール配置を変えることによる建設コスト縮減効果を検討するために、平成８年度報告書[1]で対象とした計画処理人口１万人未満の９処理（分）区を対象として、表１－１のようなケースで試算を行った。すなわち、マンホール最大間隔を50mとして、起点、方向変化部、直線中間部及び会合部全ての箇所に通常マンホールを採用した場合を現状（ケース０）として、小型マンホール及び曲管の採用、マンホール最大間隔の長距離化によるコスト縮減効果を把握するため、５つのケースについて、それぞれマンホール最大間隔を50、75、100mの３条件で試算を行った。あわせて、現状（ケース０）についても、マンホール最大間隔のみを75、100mに変更した２条件で試算を行った。各ケースの結果は表１－２の通りである。

表１－１　検討ケース

ケース名	ケース１	ケース２	ケース３	ケース４	ケース５
設置条件	起点のみ小型マンホール	起点、方向変化部全て及び直線中間部を交互に小型マンホールを配置	起点、方向変化部及び直線中間部の全てを小型マンホール	２に加え、方向変化部の角度が30度以下の場合は曲管	３に加え、方向変化部の角度が30度以下の場合は曲管
	全てのケース共に会合部は通常マンホール				

表１－２　　コスト比較

最大間隔	ケース０	ケース１	ケース２	ケース３	ケース４	ケース５
50m	１００％	９２％	７０％	４８％	５３％	３８％
75m	９５％	８７％	６６％	４６％	３５％	２８％
100m	８８％	８０％	６２％	４３％	３３％	２７％

上記より、マンホール間隔を変更することなく、小型マンホールを導入するだけでも相当にコスト縮減効果が見込まれる。特に、平成８年度報告書から明らかなように、全マンホール箇所の内方向変化部は50％を占めておりまたその方向変化部の内中心交角30度以下のものが66％を占めていることより、今回のケース・スタディでも曲管の採用によるコスト縮減効果は大きいことが明らかとなった。一方、マンホール最大間隔を長距離化することによるコスト縮減効果は、小型マンホール及び曲管の採用に比較して、相対的に大きなものではなく、特に75mから100mへの長距離化はさほど縮減に寄与していない。

（ロ）適用に当たっての課題

マンホール配置は、管渠の維持管理上必要不可欠であるため、建設コストの縮減のみでなく、適切な管渠の維持管理を確保するという観点からも検討されるべきである。

・マンホール間隔

管渠勾配等にもよるが、テレビカメラによる管渠内点検は、標準的に100m程度は可能であり、管内清掃（高圧洗浄）は、一般的に標準設備で80m、最大で150m程度可能である。また、管渠の改築・修繕は、工法及び管径により施工可能延長は異なるが、小口径対応工法でも半分程度は100m以上は可能である。以上の点から考慮すると、「設計指針」における標準間隔50mは変更する余地がある。

・小型マンホール

現在の機器ではマンホールの径が600mm以上であれば作業効率は落ちるが、小型テレビカメラによる管内点検及び管内清掃（高圧洗浄）は可能である。管渠の改築・修繕は小型マンホールすなわち人が中に入れないと現状の工法では困難である。そこで、平成９年度報告書[2]で記述したように、維持管理上、マンホールの機能別（起点部、直線中間部、方向変化部及び会合部）による重要性が異なっており、これを考慮して、機能別に通常マンホール及び小型マンホールを使い分ける又は飛び石に交互配置する等、各地域事情に応じ

たマンホール配置を検討することが望ましい。

・曲管

曲管を採用するとマンホールから管渠内を目視することが困難であること、曲率によっては現在の機器ではテレビカメラによる管渠内点検が不可能であること及び管渠の改築・修繕は基本的には不可能となること等より、多くの地方自治体においてその採用は消極的である。ただし、狭小等の道路及び地下埋設物が輻輳している箇所等においては、曲管を採用することが適当である可能性もあり、維持管理上支障を来さない範囲で今後とも採用することが望ましい。

（2）管渠勾配に関する検討

管渠の勾配を緩和した場合、土被りが浅くなり、土工量の減少及び簡易な土留め工の採用により建設コストが縮減される。現行の「設計指針」では汚水管の勾配の決定方法を、「流速は計画下水量に対し最小流速を0.6m/秒として下流に行くに従い漸増させ、勾配は下流に行くに従い緩くする」と定めている。この最小流速0.6m/秒とは、「下水の中に含まれている土粒子等が管内で堆積することを避けること（掃流力の確保）」に必要な最小流速とされている。「設計指針」には、最小流速0.6m/秒がどのような条件下（流量等）でどの地点での流速か明記していないが、実際のほとんどの設計では下水が満管の状態で流れる場合の平均流速としている。しかし、末端管渠では流量が少なく、その水深は管径の半分以下となり、満管時の流速は確保されていない。また、満管時の定常流れの掃流力を前提に最小流速0.6m/秒は算出されているが、実際、末端汚水管渠では排水設備からの汚水の流入が連続的にあるとは考えられず非定常流となっている。この繰り返される非定常流の瞬時最大流量エネルギーが固形物を搬送すると考えて設計すれば、管渠勾配を小さくできる可能性もある。

本調査では、このように管渠勾配に関する現行設計方法が合理的とは言い難い点を有しているために、これらを検証し、新たな設計方法の採用の可能性につき検討するものである。

（イ）現状の管渠勾配

各地方自治体における現状の管渠勾配の決定方法を把握するために、地方自治体を対象としてアンケートを実施した。実際に各地方自治体において設計されている末端管渠（管径200mmかつ塩ビ管を採用している場合）における最小勾配を整理したものが表１－３である。満管状態で流速が0.61m/秒の時の勾配は2.0‰であるが、表１－３のように８割程度の自治体では最小勾配として2.0‰を超える値を採用している。この理由として、末端では流量が少ないこと、施工精度を確保すること等を指摘している。

表１－３　最小勾配別の地方自治体の割合

勾配（‰）	2.0	2.5	3.0	3.5	4.0	4.5	5～
割合（%）	２４	4	２１	１９	7	1	２３

表１－４　許容施工誤差別の地方自治体数

施工誤差(㎜)	１０	２０	３０	５０	７５	合計
開削工法	2	２０	４０	2		６４
推進工法			2	9	1	１２

また、各地方自治体における管渠の敷設に際しての鉛直方向の許容施工誤差は、表１－４の通りである。例えば、マンホール間隔（平成８年度調査報告書参照）を30mとすると、誤差±30mmは勾配±1.0‰に相当する。

（ロ）管渠勾配緩和のケース・スタディ

管渠勾配の緩和によるコスト縮減効果を検討するために、表１－５のような地域において、表１－６で示す条件において、建設コストの試算を行った。なお、現計画に関するデータは事業認可図書より入手した。

表１－５　モデル地区の概要

地区名	面積（ｈａ）	特徴
A	80.0	海沿いの平坦な地域
B－1	31.2	川沿いの平坦地で、国道沿いに市街地が密集
B－2	24.1	
C	48.8	湖周辺の川沿いの平地

表１－６　試算条件及び建設コスト比較

地区名	現計画	試算条件	比率
A	最小勾配3.0‰(＝流速0.74)	最小勾配2.0‰(＝流速0.61)	94.0%
B－1	最小勾配3.0‰(＝流速0.74)	最小勾配2.0‰(＝流速0.61)	91.9%
B－2	同上	同上	98.0%
C	最小勾配3.5‰(＝流速0.80)	最小勾配2.0‰(＝流速0.61)	82.6%

（注）上記流速は満管流速（m/秒）であり、比率はそれぞれの現計画を100％としている

最小勾配の緩和による処理区全体のコスト縮減率は、地域条件（地下埋設物の多さ或いは河川横断の有無等）により異なる。すなわち、ある地点での管渠の土被りは、上流側管渠の土被り及び管渠勾配のみでなく、同地点での既存埋設物等との兼ね合いで決定されることもある。したがって、B地区内においても、B－1、B－2では縮減率において約6％の差があった。また、C地区においては、他地区より現行計画に比べ勾配を大きく緩和させたこと及び農村部であったこともあり、大幅なコスト縮減効果が見られた。

（ハ）まとめ

既に述べてきたように現行の設計方法は合理的とは言い難い面もある。しかし、設計通りの勾配が確保されていれば、堆積という問題は特殊な場合（伏せ越し部における堆積、飲食店から排出される油脂による閉鎖等）以外はあまり生じていないようである。つまり現行の設計方法は、合理性はともかく一つの設計方法として大きな役割を果たしてきたと言える。（イ）のように多くの地方自治体では施工誤差、実流速を勘案して、現行の設計方法よりも急な管渠勾配を採用している。また、平成９年度報告書の通り、末端管渠においては確かに非定常流として固形物は掃流されているが、その掃流は勾配が小さい時は１回のフラッシュ流量及びフラッシュ回数により左右されている。したがって、排出先の排出条件により限界掃流力規定による流速は異なり、一般化は困難である。以上のことを勘案すると、コスト縮減の観点からのみ、現行の設計方法を変更することには慎重にならざるを得ない。

３．２　建設コスト分析に関する検討

（１）処理区単位で見た建設コスト分布

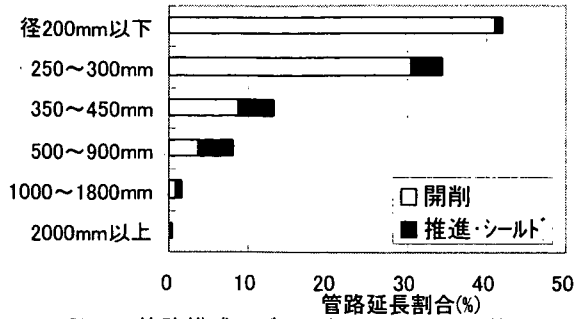
処理区を構成する管路は管径･土被り等の異なる様々な管渠群から構成されるため､これら費用を増減させる要因別に処理区の管路構成をモデル化する必要がある。一般的に単位長さ当たりの管路建設費を増減させる要因には、管径と土被りがあるが、土被りの違いを工法の違いとして表現した場合、処理区当たりの管路建設費Ｃは以下のようになる。

$$C = \sum_{i} \sum_{j} (l_{ij} \times U_{ij})$$

l_{ij}：管径･工法別延長(m)　U_{ij}：管径･工法別ｍ当たり施工単価(千円/m)

i=管径 j=工法

管径･工法別延長(m) l_{ij} の内、管径別延長割合は、計画処理人口５～30 万人、主に分流式、供用開始後25 年以上の条件で抽出した日本の 33 都市の管径別管路延長の割合から設定し、管径別埋設工法の割合は、平成 10 年度「日本の下水道」に記載されている平成８年度総工法別延長、管径･管種別発注延長より算定した管径別開削、推進、ｼｰﾙﾄﾞ各工法の延長割合を用いた。処理区当たりの管路延長構成は、圧倒的に小口径開削工法の割合が大きい（図－１）。



図－1 管路構成モデル(1処理区当たりの管径・工法別管路延長)

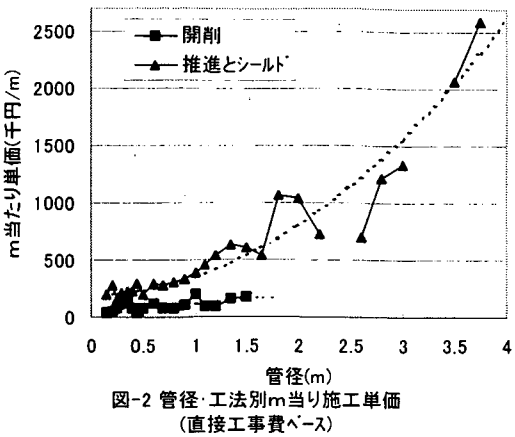
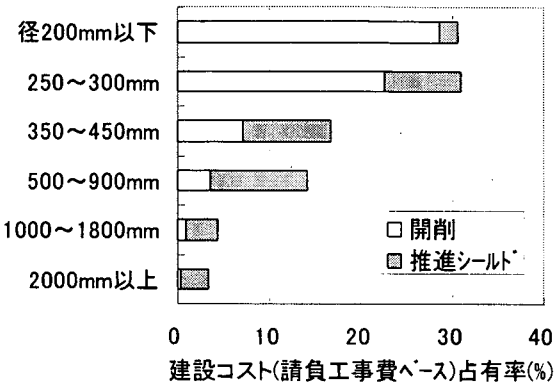


図-2 管径・工法別m当り施工単価(直接工事費ﾍﾞｰｽ)

管径・工法別 m 当たり施工単価 Uij は、収集した全国地方自治体の平成 9 年度工事設計書 260 件、管径・工法の異なる 335 管路区間より算定した。発注規模の違いによる諸経費率の違いを除去するために、直接工事費ﾍﾞｰｽで施工単価を算出し(図－2)、この直接工事費単価に上記工事設計書の管径・工法別平均諸経費率(総請負工事費/総直接工事費)を乗じて総工事費ﾍﾞｰｽの Uij を算出した。



図－3 管路建設コストモデル(処理区当たりの管径・工法別コスト占有率)

図－3に処理区当たりの管路建設費Cを示す。一般的に大口径管路ほど管路延長割合は少なくなるものの、ﾒｰﾄﾙ当たり施工単価が大きいため、建設コストに占める割合は高くなる。全体的として、300mm 以下の開削管路が建設費の約 50%、900mm 以下の推進管路が約 30%、350mm 以上の開削管路が 10%強、1000mm 以上の推進・ｼｰﾙﾄﾞ管路が 10%弱、それぞれ占めることがわかる。コスト縮減には、コスト占有割合の大きい小口径の開削及び小口径推進の工種に対し、コスト縮減に向けた技術開発をより進めることが全体的な事業費の削減に寄与することがわかる。

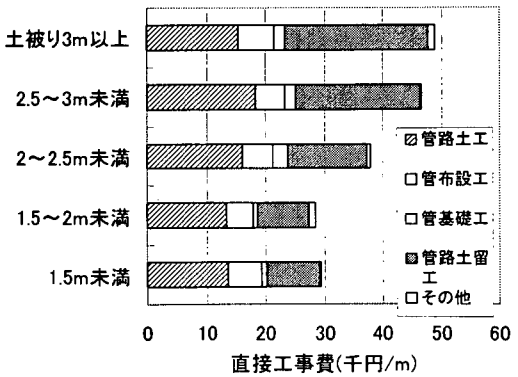
（2）工事費内訳から見た建設コスト分布

発注者サイドが工事設計書の内訳を分析するためには、その工種・種別・細別項目が含む積算費用（機械・労務・材料費など）は、一義的・全国共通的に定義されていなければならない。例えば、開削管路の土工としての「掘削」「埋戻」「発生土処理」などの細別は、どの工事設計書でも掘削、埋戻、残土の運搬や処分費などの費用に関し、同じ定義に基づく費用が入力されていなければ、工事設計書間の費用比較はできない。工事工種の体系化とは契約図書となる工事数量総括表（金抜設計書）について、階層数や階層定義、細分化方法などの構成方法、用語名称や数量単位などの表示方法を工種毎に標準化・規格化する事をいう。この定義した積算階層を上位から工事区分(ﾚﾍﾞﾙ1)、工種(ﾚﾍﾞﾙ2)、種別(ﾚﾍﾞﾙ3)、細別(ﾚﾍﾞﾙ4)と呼んでいる。本研究の分析対象とした前述の工事設計書は、この工事工種体系に基づいた工事設計書となっているため、容易に工事費を工種・種別などの内訳費用に分解・分析することができる。図－4に下水道工事工種体系を表すツリー図例を示す。図－5に管径 200～250mm 開削管路の土被り別ﾚﾍﾞﾙ2「管きょ工(開削)」の細別（ﾚﾍﾞﾙ3）内訳を示す。ﾚﾍﾞﾙ3内訳では、「管路土工」と「管路土留工」のコスト割合が大きく、土被りが大きいほどその割合は大きくなる。開削管路では工事目的物とならない任意仮設工事となるべき部分の割合は全体の約 50～60%を占め、この部分のコスト縮減が大きな課題であり、今後施工の安全性を確保する中で、より安価な山留め工法の技術開発などが求められるといえる。管径 200～800mm 小口径推進の管径別工種（ﾚﾍﾞﾙ2）内訳を図

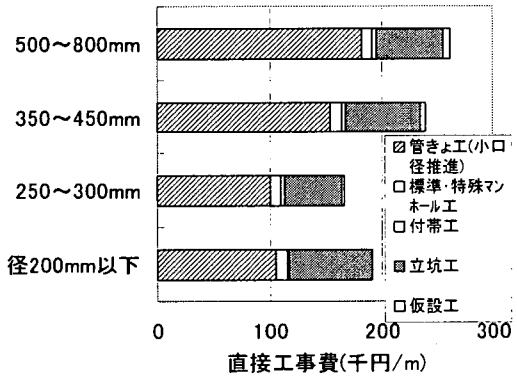
6に示す。「管きょ工(小口径推進)」と「立坑工」で施工費のほとんどを占めるが、「管きょ工(小口径推進)」の費用は管径にほぼ比例する一方、「立坑工」の費用は管径に係わらずほぼ一定の金額であることがわかる。立坑に関しては、小口径管での施工方法の効率化・低コスト化が望まれる。また、小口径推進は、開削管路同様任意仮設工事部分の割合が高く、この部分を低コスト化する技術開発が求められている。

レベル1 工事区分	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	工事数量総括表用単位	摘要
管路	管きょ工(開削)<管径○mm>		管路土工		管路掘削		【 − 】	m3	式	
					管路埋戻		【 − 】	m3	式	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
			管布設工		硬質塩化ビニル管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	
					強化プラスチック複合管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	
					鉄筋コンクリート管		【規格、管径、支給の有無】	m	m	
			管基礎工		砂基礎		【高さ、幅】	m	m	
					砕石基礎		【高さ、幅、砕石規格】	m	m	
					まくら土台基礎		【材質、幅】	m	m	
			管路土留工		(木矢板土留)		【掘削幅】	m	式 or m	任意の場合、レベル3で1式
					(建て込み簡易土留)		【掘削幅】	m	式 or m	
					(軽量鋼矢板土留)		【掘削幅、軽量鋼矢板型式】	m	式 or m	
	管きょ工(小口径推進)<管径○mm><工法>		仮管併用推進工		推進用鉄筋コンクリート管(仮管併用)		【規格、管径】	m	m	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
			オーガ掘削推進工		推進用鉄筋コンクリート管(オーガ掘削)		【規格、管径】	m	m	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
			仮設備工(小口径)		(坑口(小口径))		【発進又は到達】	箇所	式 or 箇所	任意の場合、レベル3で1式
					(立坑基礎)		【砕石規格・厚、コンクリート規格・厚】	㎥	式 or ㎥	
					(鏡切り)		【土留め形式】	箇所	式 or 箇所	
					(推進設備等設置撤去)		【設置・撤去の別】	箇所	式 or 箇所	
	管きょ工(推進)<管径○mm><工法>		刃口推進工		推進用鉄筋コンクリート管(刃口)		【元・中押し区分、規格、管径】	m	m	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
					裏込め		【裏込材種類】	m	m	
	管きょ工(シールド)<仕上り内径○mm><工法>		一次覆工		シールド本体・後続台車扱料		【形式、セグメント規格】	m	式 or m	
					覆工セグメント		【セグメント規格、圧気・無圧気区分】	m	m	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
	標準マンホール工				マンホール		【マンホール規格(第○号)、平均マンホール間	箇所	箇所	
					組立マンホール		【マンホール規格(組立○号)、副管の有無、	箇所	箇所	
	立坑工		管路土工		管路掘削		【 − 】	m3	式	ライト、鋼製立坑を除く立坑内土工
					管路埋戻		【 − 】	m3	式	
					発生土処理		【 − 】	m3	式 *1	
			土留工		(滑掘り)		【 − 】	m	式 or m	
					(仮設鋼矢板)		【型式、長さ、打込又は引抜】	枚	式 or 枚	

図－4　下水道工事工種体系



図－5 レベル2管きょ工(開削)の土被り別種別(レベル3)内訳(径200～250mm)



図－6 小口径推進管路の管径別工種(レベル2)内訳

参考文献

1）、2）田中他、「小規模下水道の管渠設計・施工に関する調査」、平成８年度・平成９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・第3606号

2．汚水管の機能改善に関する調査

研究期間：平８～平12

担当：下水道研究室　室長：井上弥九郎、主任研究員：檜物良一、研究員：豊田忠宏、交流研究員：堀江　崇

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2,105、合流式26(平成９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。これら分流式汚水管に特有な問題を把握し、これらの現象の解明及び対応策を確立しなければ、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、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発生メカニズムの解明・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

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判明した管路施設改築要因の中で最も多い劣化現象である硫化物生成によるコンクリート腐食は、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。

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。そして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、プロピオン酸濃度に着目した硫化物生成速度式を得た。さらに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い圧送管における硫化水素対策の基礎を築いた。自然流下管についてはポンプ場上流部での滞水域における硫化水素生成についての知見を得た。

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うと共に、流域下水道接続点の流量を長期的に収集し雨量その他との関係を調査した。その結果、雨天時の浸入水量は降雨量に比例しておりかつ降雨開始後直ちに浸入が開始されていることが確認され、汚水管中に雨水が浸入していることが明らかとなった。

4．雨天時の浸入水に関する全国実態調査

4．1　調査の背景

分流式下水道の汚水管における雨天時の下水量の増加は、各地で報告されている。土木研究所における過年度の調査の結果からみても、明らかに下水流量への雨水の影響が認められる。この雨天時浸入水による流量増加のため、人孔からの下水の溢水や終末処理場からの簡易放流などの問題が生じている。ところがこの現象は本来有り得ないことであるという考えも根強く、これまで全国ベースの体系だった調査はほとんど行われていない。しかし下水道の普及が進捗するにつれ問題はますます深刻化する可能性が高く、放置できない問題である。「下水道施設施設計画・設計指針と解説」では、１９９４年版より新たに雨水の浸入に関して雨天時雨水

混入比の資料が掲載された。ただし雨天時浸入水に対しては施設の余裕で対応するとされており、本課題の問題提起に主眼がおかれている。

そこで今回、基本的に全ての分流式下水道の汚水処理場を対象とし、同一の基準に基づいた雨天時浸入水の実態に関するアンケート調査を実施した。これは全国の分流式汚水処理区における雨天時の現況把握を目的としている。

4．2　アンケート調査の概要

アンケート調査は平成１１年９月（第１回）と１２月（第２回）の２回行った。対象は流域下水道・単独公共下水道（狭義）・特定環境保全公共下水道・特定公共下水道の内、完全分流である全ての処理場とした。従って少しでも合流区域を持つ処理場は調査対象外となる。第１回調査は、下水道統計で完全分流式となっている９５１箇所を対象に行った。得られた回答は９１５箇所、内３２箇所は送付先自治体の判断で追加されたものである。回答無しは６８箇所であった。第２回調査は第１回調査で下水流量と降雨量を共に測定している箇所を対象に晴天日の下水量を調査した。合わせて７７６箇所が対象となり、回答は７７１箇所から得た。最終的に下水量と雨量双方について回答があった処理区は７６３箇所であった。内訳は流域１１２箇所、公共４７７箇所、特定環境保全公共１６８箇所、特定公共６箇所である。下水量増加に伴う問題点や対応については９０９箇所から回答を得た。

調査にあたって、流量観測点は自然流下の管きょが最も望ましい。なぜならば途中にポンプが存在する箇所ではポンプ運転の影響で晴天日の汚水量パターンが掴みにくい上に、雨天時の浸入水についてもタイムラグが生じるため下水量の実態把握が難しいためである。しかしながら管きょでの流量観測を常時行っている例は少なく、多数のデータを得るために調査対象は、ポンプが設置されている可能性は高いがほとんどの箇所で流量を測定している終末処理場とした。雨量は終末処理場若しくは近傍のデータとした。雨量データが全くない箇所は、晴天日か雨天日かの判断が不可能なため解析対象となり得ない。また基準となる晴天日は、直前３日間無降雨である日とした。なお８月の旧盆（１３日～１５日）と年末年始期間については特異な期間として除外した。

4．3　アンケートによる浸入状況の実態

(1)雨天時の下水量増加について

雨天時の下水量増加について検討する際に基準となる晴天日平均下水量は、平成１０年を通じての晴天日下水量の平均値とした。晴天日最大下水量は平成１０年度晴天日下水量の内の最大値を採用した。これらの値を基準とし、降雨観測された日の下水量の増加について調査した。まず雨天時下水量は降雨が観測された日の日下水量とした。降雨の下水量への影響は、降雨時刻によっては翌日以降に現れることもある。従って正確に降雨と対応していない場合も出てくるが、１時間毎の資料を持たない箇所もあり、少しでも多くの処理場を対象とするためにやむを得ないと判断した。本アンケートでは、雨天日の下水量上位５番目までを調査している。以下の検討では、比較の対象として主に雨天日の年間最大日下水量を使用している。

雨天日も晴天日と同じ汚水量とすれば、雨天日は浸入水の分だけ下水量が増加する。まず雨天日と晴天日の下水量を比較するため、雨天時最大日下水量／晴天日日平均下水量を雨水混入比（日平均）と定義した。雨天日も晴天日と同じ下水量の時１．０となり、浸入水量が多いほど大きな値となる。結果を図１に示す。データ回収出来た７６３処理区の内８５％の処理場が１．５以上となり平均２．３６、中央値２．０８、最大１２．８５であった。又最頻値は１．５～２．０で３２％を占めていた。つまりほとんどの処理場で雨天時に下水量は、晴天日平均汚水量の５０％以上の増加を見ている。これは雨天時に特有の現象であることから、原因は汚水管への雨水の浸入であることを示している。

同様に、雨天時日最大下水量と晴天日日最大下水量と比較した雨水混入比（日最大）では１．５以上が７７％で平均２．１４、中央値１．９０、最大９．９２となった（図２参照）。処理場施設は設計指針によれば日最大下水量を基準に設計されており、設計値を遙かに超える下水流入の危険性を現している。しかし現況は、

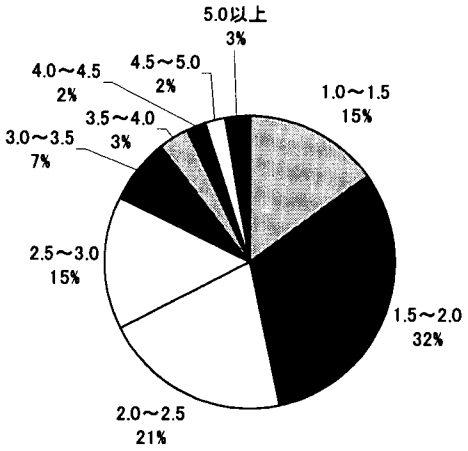


図1 雨水混入比(日平均)分布図

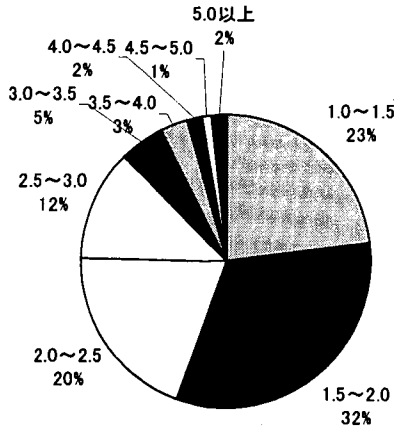


図2 雨水混入比(日最大)

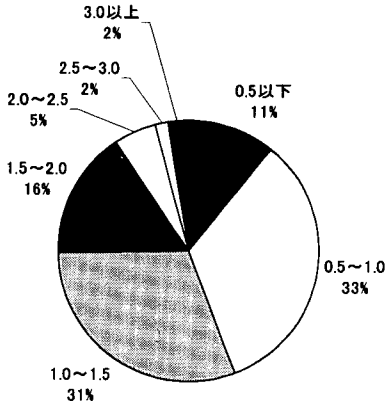


図3 雨天日年最大汚水量／現有処理能力

図３に示すとおり雨天時日最大下水量と処理場水処理能力と比較した場合、１．０を超過した処理場は５６％、１．５を超過した処理場は２５％に過ぎない。流入汚水量に対して処理能力の余裕がある処理場が多いため、雨天時の下水量増加にも対応可能となっている。しかし今後普及率の上昇に伴い下水量も増加するため、将来的には一段と問題化することが予想される。

平成１０年度で雨天時の下水量が多い順に５番目までの雨水混入比（日平均）の中央値を表１に示す。流域下水道と公共下水道では、年間１回は２．０を超過し、５回は１．５を超えている。この頻度と雨水混入比の関係は、今後浸入水対策を立案する際、削減目標値の設定に大きく関わる事象である。

表1 平成10年度雨水混入比(日平均)年間上位値

	1位	2位	3位	4位	5位
全体	2.08	1.80	1.67	1.57	1.50
流域	2.27	1.90	1.77	1.67	1.58
公共	2.10	1.83	1.69	1.58	1.50
特環	1.88	1.69	1.56	1.51	1.41

(2)雨天時浸入水に係る要素

ここからは、雨水混入比（日平均）の中央値によって比較検討を行っている。なぜなら指標に用いた雨水混入比のように最小は１で最大は上限無しの指標の場合は、単純に算術平均を用いると最大値付近の特異値の影響を強く受けてしまい、かえって傾向を見失ってしまう。そこで今回のようにサンプル数が多い場合は中央値での比較が適当であると判断した。なおここからは特にことわる場合を除き、雨水混入比（日平均）を雨水混入比と表す。

まずアンケート調査結果より雨天時浸入水に係る要素を探った。なお要素各々についての回答があった箇所数は７６３箇所の内数であり、要素毎に異なる。

①降雨量

降雨量は、雨天時の浸入水量に最も関係が深いと考えられる。そこで各々の箇所で年間第１位の雨水混入比を記録した当日とその前日の降雨量と雨水混入比との関係を調べた。どちらの場合も降雨量と雨水混入比は比例しているが、特に当日＋前日の場合は強い比例関係を示している。これは、当日のみの場合には降雨の時間

帯によっては下水量への影響が少なくなることや浸入水が降雨終了してからおおよそ２４時間は継続することが原因と考えられる。いずれにせよ、雨天時の浸入水量は、降雨量に支配されており雨水が汚水管に流入していることを示している。

そこで下水道整備面積１ ha 当たりの浸入水量と降雨量の関係を求めた。降雨量には当日＋前日の値を用いて関係を見たところ図４のように正の強い比例関係にある。これによると降雨量の０．９％が汚水管に浸入していることとなる。同時に整備人口当たりの浸入水量を求めたところ中央値で３３４ L/人・日と汚水の計画原単位とほぼ同じとなり、０．９％という僅かな雨水の浸入が汚水管きょの下水量に大きな影響を与えている。

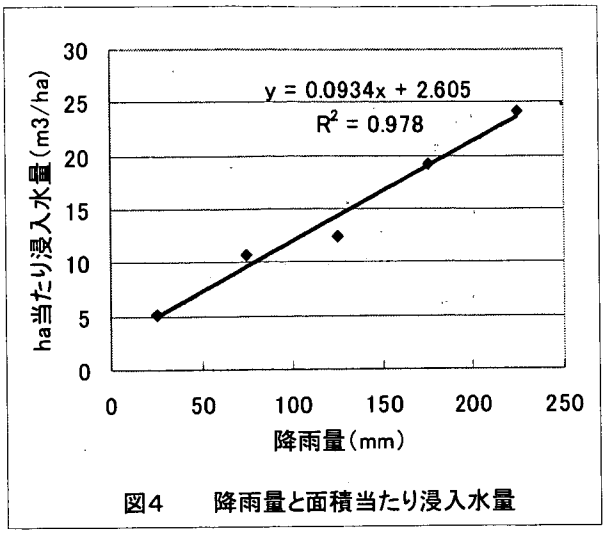


図4　降雨量と面積当たり浸入水量

②地域毎の比較

地域毎の比較すると中央値１．７８～２．６０とばらつきが見られたが、全国で雨天時浸入水は観測されている。この地域差の理由として供用年次や規模の差が考えられる。特に降雨量の差が考えられる。特に雨水混入比が高かった東北、関東、四国は平成１０年度に記録的な豪雨にみまわれておりその影響が現れたものだと考えられる。しかし下水流量測定日の前日と当日の降雨量の中央値と雨水混入比との関係を見たところ、強い相関は見られなかった。特に九州地方は降雨量が多いにも拘わらず雨水混入比が小さい値となっている。これは九州では早くから分流式を採用している都市が多く、雨水浸入に対しても対応してきた成果が現れていると考えられる。

表2　地域毎の比較

地域名	雨水混入比	降雨量(mm)
北海道	2.21	98
東北	2.55	110
関東	2.60	132
北陸	1.78	104
中部	1.85	95
近畿	2.14	111
中国	1.76	119
四国	2.48	175
九州	2.00	154

③経過年数

施設の経過年数は、処理場の供用開始年度を起点として計算した。１０年毎に比較検討した結果、３０年までは古い箇所ほど雨水浸入比が大きくなる傾向がある。これは、管きょや排水設備が経年劣化を起こしている事と施工材料や施工法が現在と比較して劣る事等が原因と考えられる。３１年以上については雨水混入比はほぼ同じ値となっているが、２．５で安定するのか、さらに雨水混入比が大きくなるかはサンプル数が比較的少ないため判定できない。

表3　経過年数別の雨水混入比

経過年数(年)	処理区数(箇所)	雨水混入比
0～10	415	1.89
11～20	246	2.23
21～30	68	2.63
31以上	32	2.30

④処理場の施設規模

規模による差は、規模が大きいほど僅かではあるが雨水混入比が上昇する傾向がある。これは大きい処理場は概して古い場合が多く、経過年数の場合と共通した要因が原因の可能性がある。

表4　規模別の雨水混入比

処理場能力(m3/日)	処理区数(箇所)	雨水混入比
1千未満	226	1.98
1千以上 10千未満	328	2.06
10千以上 50千未満	154	2.20
50千以上100千未満	36	2.13
100千以上	19	2.26

⑤雨水整備率

雨水整備率は、汚水処理区と雨水排水区が一致

表5　雨水整備率別の雨水混入比

雨水整備率(%)	処理区数(箇所)	雨水混入比
0～20未満	452	2.00
20～40未満	71	2.05
40～60未満	65	2.27
60～80未満	56	2.03
80～100	74	2.28

しないことが普通であるため概数を尋ねている。しかし大まかな傾向は把握可能であると考えた。結果として雨水整備率と雨水混入比との関係は認められない。従って本結果では、雨水整備の進捗が雨天時浸入水の解決につながるとは言えず、雨水浸入水対策は別途必要である。

⑥地下水位

地下水位についても処理区全体を見渡した時の主な値を尋ねている。結果は地下水位がＧＬ－４ｍ以下の場合１．９０とＧＬ－４ｍ以上の場合より０．２低い値となった。地下水位がＧＬ－４．０ｍより深い場合は、管渠の大部分を占める開削工法での管きょ管底高よりも地下水位が低くなる。そのため雨水が管渠に流入せず速やかに浸透するためと考えられる。

表6　地下水位別の雨水混入比

地下水位(GL-m)	処理区数(箇所)	雨水混入比
0～2未満	275	2.10
2～4未満	294	2.11
4より深い	117	1.90

⑦土質

やはり処理区域内で主な土質について尋ねた。雨水混入比は礫・砂とシルト・粘土の二つのグループに分類され、礫・砂の方が０．１３～０．２０小さくなった。これは礫・砂の方が透水性が良く速やかに雨水の浸透が生じるためと考えられる。

表7　土質別の雨水混入比

土質	処理区数(箇所)	雨水混入比
礫	216	2.02
砂	151	1.98
シルト	171	2.15
粘土	140	2.18

⑧有収水率

年間を通じて処理場への流入水量に占める有収水量の割合が、有収水率である。有収水率が９０％以上の箇所は、９０％未満の箇所と比較して雨水混入比が約０．２から０．３低くなっている。有収水率は雨水浸入水よりも地下水による常時浸入水の影響が大きいと言われている。しかし雨水浸入に関しても、管きょの水密性の高さが有効に作用していると考えられる。

表8　有収水率別の雨水混入比

有収水率(%)	処理区数(箇所)	雨水混入比
0～60未満	32	2.28
60～70未満	57	2.21
70～80未満	129	2.23
80～90未満	201	2.10
90～100	271	1.92

⑨単位面積当たりの下水道施設

汚水整備面積１ ha 当たりの管きょ延長・人孔数・汚水桝数と雨水混入比との関係は、認められなかった。昨年度の調査においてもこれら下水道施設との関係は見いだせておらず、浸入水に関するパラメータとすることは困難である。

⑩事業種別

事業種別による検討では、特環・単独公共・流域の順に雨水混入比が大きくなっている。これは古い箇所、規模が大きい箇所が雨水混入比が大きくなることと同値であると考えられる。しかし流域下水道の特殊要因として、建設・維持管理共に都道府県と流域関連市町村に分割されているため、特に終末処理場を持たない市町村は浸入水を含めた不明水について問題意識が少ない事が影響している可能性がある。

５．雨天時浸入水による問題と対応

５．１　雨天時浸入水による問題

表９に示すような問題が雨天時浸入水による水量の増加のために生じている。処理場・ポンプ場・管きょの全てにわたって能力超過による事象が報告されている。主な問題について雨水混入比（日最大）毎に比較すると、当然雨水混入比が大きくなるにつれて発生する割合は大きくなっている。これらの問題は、

表9　雨天時浸入水による問題(複数回答)

内容	回答数	処理区数に占める割合(%)
処理場からの簡易放流	236	26.0
水処理への影響	335	36.9
処理場施設の冠水	57	6.3
ポンプ場施設の冠水	59	6.5
人孔からの溢水	182	20.0
汚水桝からの溢水	103	11.3
住民からの苦情	127	14.0
人孔蓋の開放・飛散	58	6.4
保健所、警察等からの苦情	2	0.2
その他	34	3.7
回答無し	334	36.7
処理区総数	909	－

雨天時浸入水により管きょや処理場の施設能力を超過したために生じている。

５．２　原因調査

これに対してどのような調査を行っているかを表１０に示す。約半数の箇所で何らかの調査を実施している。その大部分は目視等による直接探査となっている。

５．３　対策及び効果

表１１に実際に行った対策について示す。管きょ部分での対策が主となっているが、処理場での運転や施設増設で対応している場合もある。またその効果についてはほとんどの項目で半数以上が効果有りとしている。この効果が有りと答えた箇所と効果無しの箇所と比較したところ、雨水混入比（日平均）中央値で効果有１．８６に対して効果無２．０５であった。効果有の箇所ではある程度の対策効果が発現しているが、定量的に効果を判定している例はほとんど見られなかった。

雨天時浸入水対策が進まないな理由は、大多数が原因又は浸入箇所の特定が困難であるとしている。これは管きょ延長が膨大であること、排水設備の調査は民間の協力が必要であること等によるものと考えられる。

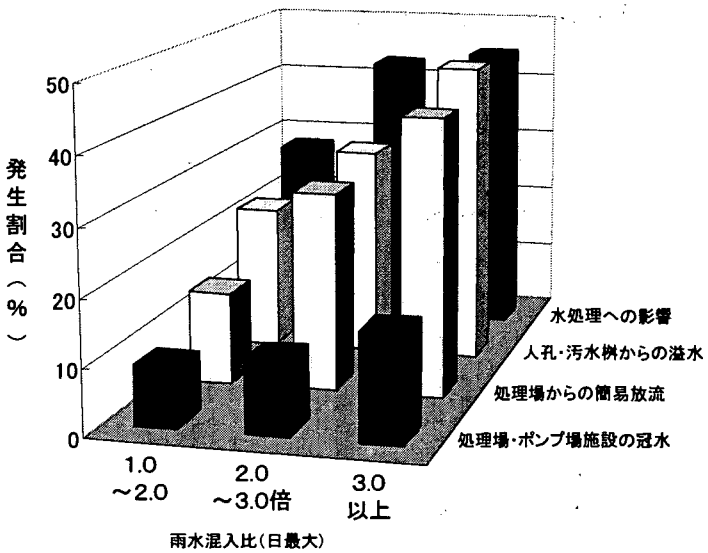


図5　雨水混入比と問題生起の関係

表10　雨天時浸入水に関する調査内容（複数回答）

内容	回答数	処理区数に占める割合(%)
流量調査	130	14.3
直接探査(目視、TVカメラ調査等)	364	40.0
誤接続調査(送煙試験等)	116	12.8
水密性試験(注水試験等)	17	1.9
その他	28	3.1
回答無し	448	49.3
処理区数	909	—

表11　雨天時浸入水対策の内容

内容	回答数	処理区数に占める割合(%)	効果有の割合(%)
管渠布設時に工夫	52	5.7	49.1
既設管渠の補修	215	23.7	49.3
管更生工法の実施	94	10.3	53.8
雨水系誤接続の解消	106	11.7	38.9
調整池等施設運転で対応	50	5.5	56.3
施設能力の増補で対応	37	4.1	67.6
その他	80	8.8	—
回答無し	501	55.1	—
処理区数	909	—	—

６．まとめ

本年度の調査で得られた結果は以下のとおりである。

（１）雨天時浸入水は全国大多数の処理区で生じている現象であり、特殊な問題ではない。雨天時浸入水により、年間１回は晴天時下水量の２倍以上となっており深刻な問題である。

（２）雨水浸入水に関わる因子として経過年数・土質・地下水位・規模・種別などが判明した。反対に雨水整備率や下水道施設との関係は見られなかった。

（３）雨水浸入による問題は管渠から処理場まで多岐にわたっており、また雨水混入比が大きいほど生じやすい。対策を実施すればある程度の効果が上がっている。しかし効果有の箇所でも雨水浸入比は１．８６となっており、問題解決とは言い難い。

（４）調査で浸入水量を把握し、さらに対策による効果を具体的に調査している例はほとんどなかった。今後は効果発現に至るまでを定量的に把握する必要がある。

3．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

下水道研究室　室　　長　井上弥九郎
主任研究員　松原　誠
研　究　員　豊田　忠宏

1. はじめに

都市における雨水利用は、水資源確保、都市防災等多くの効用がある。その推進を図るべく、政策的には補助制度の創設やマニュアルの策定が、技術的には主に貯留雨水を効率的に利用するための検討が進められてきたが、雨水利用の普及状況はいまだ十分とはいえない。

そこで本調査では、都市雨水も下水道資源の一つとして捉え、主に下水道事業の観点から雨水利用を推進していくための技術的課題を明らかにし、雨水の利用を考慮した都市排水システムはどうあるべきかについて検討することを目的とする。また都市における雨水の流出挙動、汚濁負荷の流出挙動を把握することにより、これを合流式下水道改善計画ならびに雨水対策計画の立案にも活用しようとするものである。

2. 平成10年度の調査結果

1）文献調査および統計資料解析により、雨水の資源利用に適した都市形態の選定を行った。

2）分布型の雨水流出解析モデルを構築して表面流出における水量の変換量について検討を行った。表面流出の計算にはメッシュ法を用い、管渠内水理計算には市販ソフト(HydroWorks)を用いた。排水区域内の浸水箇所を正確に予測する場合や、オンサイト流出抑制施設をモデル化する場合には、総括流出率を用いた計算では不十分で、各メッシュごとに流出率を与えることが必要であった。

3. 都市雨水の資源利用の可能性

3．1　都市雨水利用と下水道事業

都市雨水の利用については、これまで「雨水利用マニュアル」[1)]や「雨水利用ハンドブック」[2)]等が刊行されるなどし、近年の環境意識の高まりとも相まってその設置が推進されている。下水道サイドにおいても、雨水利用が浸水防除や合流式下水道からの越流汚濁負荷の削減に寄与するとの考えから、助成制度等が導入されてきた。しかし、雨水利用と浸水防除（もしくは合流改善）は、雨水貯留の方法に相反する面を持つため、これらの目的を一つの施設の中で達成させるためには、両者の機能のバランス（各機能に対する貯留容量の配分とその効果）についての検討が必要となる。また、浸水防除等の効果については、個々の施設の機能ではなく、都市システムとしての面的な検討が必要である。雨水利用施設に対するこのような観点からの検討は、これまで十分に行われてはいない。

以上の点に鑑み、本調査においては、都市雨水利用を下水道事業の観点から定量的に評価することを試みる。今年度は、都市雨水の量的なキャパシティについて基礎的な検討を行った。

3．2　モデル都市における雨水の需要供給

都市雨水の量的キャパシティについて、モデル都市を選定し、その面積、人口、雨量等のデータを活用しつつ年ベースでの検討を行った。なお、雨水をオンサイト利用した場合の人口（水使用量）や集水面積の違いによる影響を明らかにするため、検討は土地利用区分ごとに行った。土地利用区分ごとの検討結果は、そ

の土地利用区分に属する平均的な建物における検討結果としても扱うことができる。また、モデル都市における検討結果は、人口、雨量、土地利用の構成等をパラメーターにして一般化が図れるものと考えられる。

1）モデル都市の選定

前年度調査において雨水資源利用に適しているとされた地域に属する、人口約 16 万人、面積約 2,400ha の都市Ａを選定した。土地利用は住宅、商業系が卓越している。なお市域のうち、田畑、山林、公園、空地等の土地利用区分については、検討対象から除外した（検討対象面積は約 1,300ha）。土地利用区分の情報は国土地理院の細密数値情報により取得した。

2）降雨・流出条件の設定

雨水流出量は、修正 RRL 法の有効降雨の考え方を参考として算出した。ここで、浸透域からの流出量は総流出量に対し無視できるものと仮定すると、雨水流出の生じるパターンは①不浸透域（直接流出）、②不浸透域（凹地損失有り）の２通りとなる。各土地利用区分ごとの浸透域、不浸透域の比率の設定には、建ぺい率の値を参考として設定した。また凹地損失については不浸透域全体で 2mm とした。

降雨については、上記条件の下ではハイエトグラフが不要であることから、都市Ａ近傍の平成９年のアメダスデータを用い、年間降雨量 1,267mm、年間降雨回数 106 回と設定した。

3）土地利用別流出雨水量と利用可能量

上記の手法により算定された年間流出雨水量を、各土地利用区分ごとにとりまとめると表１の通りとなる。年間降雨量との比較から、検討対象区域全体の雨水流出係数は 0.50 となる。ここでは、流出した雨水は損失なく、また施設の制約もなく貯留可能であると考え、これを年間雨水利用可能量とする。

4）土地利用別必要水量

雨水利用の用途として、ここでは季節や天候による使用量の変動が少なく、かつ使用水量として水道使用量の約 20%と比較的需要が大きい水洗用水について考える。水洗用水の必要水量については、１人１時間あたりの水洗用水使用量（原単位）に、土地利用区分ごとの人口（昼間、夜間）、および各時間帯の活動時間（昼間：10 時間、夜間：6 時間）をかけて算出した。

表１　土地利用別流出雨水量

土地利用区分	面積 (ha)	不浸透 面積率(%)	年間総 降雨量(m3)	年間総 流出量(m3)	流出高 (mm)
一般低層住宅	423	40	5,359,410	1,785,060	422
密集低層住宅	133	50	1,685,110	701,575	528
中・高層住宅	87	60	1,102,290	550,710	633
工業用地	89	60	1,127,630	563,370	633
商業・業務用地	205	80	2,597,350	1,730,200	844
その他公共公益施設用地	201	50	2,546,670	1,060,275	528
道路用地	205	100	2,597,350	2,162,750	1,055
合計(平均)	1343	(60.4)	17,015,810	8,553,940	(637)

表２　土地利用別必要雨水量

土地利用区分	昼間人口 (人)	夜間人口 (人)	年間総必要 水量(m3)	貯留高 (mm)
一般低層住宅	20,640	62,300	952,978	225
密集低層住宅	11,240	33,920	518,898	390
中・高層住宅	14,660	44,240	676,775	778
工業用地	20,510	6,220	398,174	447
商業・業務用地	78,720	12,170	1,412,911	689
その他公共公益施設用地	29,750	0	488,643	243
合計(平均)	175,520	158,850	4,448,379	(391)

水洗用水の原単位として、雨水利用ハンドブック[2]の、男性：2.1 L/人・時間、女性：6.9　L/人・時間を用いた。モデル都市の土地利用区分別の昼間人口、夜間人口については、土地利用区分別の人口データが整理されていないため、都市計画上の用途地域別の人口、昼間人口、産業別就業者数、通学者数（流入、流出）等の統計データを活用し設定した。人口の男女別構成比は１：１と設定した。以上の条件により土地利用区分ごとの水洗用水必要水量を算定すると表２の通りとなる。

5）需要と供給のバランス

以上の結果から、モデル都市における土地利用区分ごとの年間雨水利用可能量と年間必要水量とを比較す

ると図１、２の通りとなる。なお、図１は年間の総量で、図２はこれを各面積で除した値（流出高、貯留高）で表している。人口密度が高い、中・高層住宅においては、必要水量が利用可能水量を上回っているが、他の土地利用区分においては、いずれも利用可能水量の方が大きかった。

以上より、都市雨水は、概ね都市全体の水洗用水を十分にまかない得ることが明らかとなった。今後は、合理的な貯留槽容量を設定した場合の量的キャパシティの再検討、雨水利用施設を活用した浸水防除の効果、雨水利用との機能のバランス、都市全体としての浸水防除効果の面的検討等について検討する必要がある。

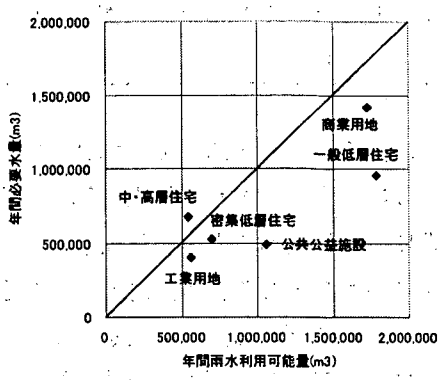


図１　土地利用区分ごとの需給バランス１

6）雨水水質と利用適性

雨水の平均的な水質 (BOD) について既往データを概観すれば、屋根雨水水質で１～３ mg/L 程度、路面排水水質で５～20 mg/L 程度である。水洗用水の基準に確たるものはないが、修景・散水用水の水質基準[3]を考慮すると、BOD で５ mg/L 程度以下が妥当な数値であると考えられる。以上を勘案すれば、屋根雨水のオンサイト利用の場合には、水質面での問題は生じないものと考えられる。

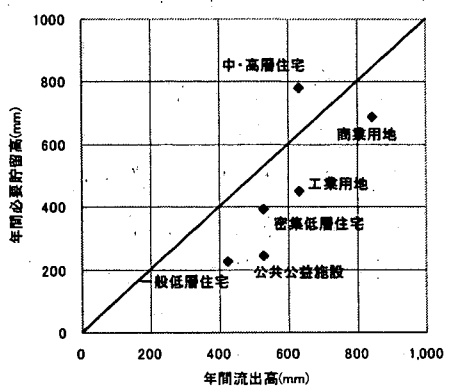


図２　土地利用区分ごとの需給バランス２

4. 都市雨水による汚濁負荷流出挙動について

4. 1　土研モデルの概要とその改良の必要性

合流式下水道においては、雨天時に管渠の遮集能力を上回る下水が越流し、公共用水域の水質汚濁の一因となっている。もし合流式下水道整備地区において広く都市雨水利用が実施されれば、合流管への雨水流入量が減少し、越流回数低減等の合流改善効果が見込まれる。

合流式下水道雨天時越流水対策の検討にあたっては、排水区域内の汚濁負荷流出量を精度よくシミュレートできる計算モデルが必要となる。この汚濁負荷流出量の計算に、わが国では「土研モデル」[4,5]がこれまで広く用いられてきている。土研モデルとは、雨天時の流出負荷量(BOD, COD, SS)を、管渠内堆積物の流出負荷量と路面流出負荷量の和として表現したモデルである。

このモデルの特徴は以下の通りである[6]。

①ファーストフラッシュ、および降雨終了後の管渠内再堆積を表現できる。
②総流出負荷量の有限性を表現できる。
③比較的少ないデータ（および定数）でシミュレーションが行え、また十分な精度が得られる。

また一方で、次のような問題点も抱えている。

①モデルとしての考え方は確立されているが、モデル定数の決定方法等、モデルをどう使えばよいのか（いわゆるマニュアルに相当するもの）が必ずしも確立されているとはいえず、使用者まかせになっている部分がある。
②水質項目として今後必要とされる、窒素、リンに対する予測方法が確立されていない。

③集中型モデルであるため、複雑な排水系統に対する適用が困難である。(同時多地点における解析ができない)

以上のような状況を踏まえ、本調査では、これまで多くの使用実績がある土研モデル（集中型）を、分布型モデルに改良し、同時多地点で解析できることを実証するとともに、あわせて新たな水質項目として総窒素、総リンを加えることを目的とする。またモデルの改良に当たっては、新しいモデルが使用者にとって使用しやすいものとなるよう配慮するものとする。

今年度は、モデルの式形の決定、定数の同定等に必要とされる、合流式下水道整備地区における雨量、水量、水質等の観測ならびに管渠諸元等のデータを収集した。なお本調査の内容は、土研下水道研究室と土研都市河川研究室ならびに日本下水道事業団技術開発部との共同研究「都市流域における雨水流出・汚濁負荷の統合計算モデルの開発に関する研究」の一部である。

4．2　合流式下水道整備地区における水量水質実態調査

4．2．1　調査方法

調査対象とした排水区は、流域面積 168.2 ha の合流区域である。土地利用については、排水区の上流側には住宅地、学校、都市公園、下流側には商業地（業務地区）が卓越する。

調査対象排水区と幹線管渠、調査地点の状況について表３、図３に示す。排水区は３つの幹線管渠により構成され、雨水吐きは流末の１箇所のみである。各幹線に１箇所、流末に１箇所の計４箇所（No.1 ～ 4）に水位計を設置した。これらのうち２箇所（No.1 および 3）において採水を行い水質分析を行った。雨量計は調査地点 No.1 近傍の事務所屋上（３階相当）に設置した。

表３　調査地点の状況

地点	調査内容	流域面積
No.1	水位・水質	30.0ha
No.2	水位	19.9ha
No.3	水位・水質	168.2ha
No.4	水位	68.5ha

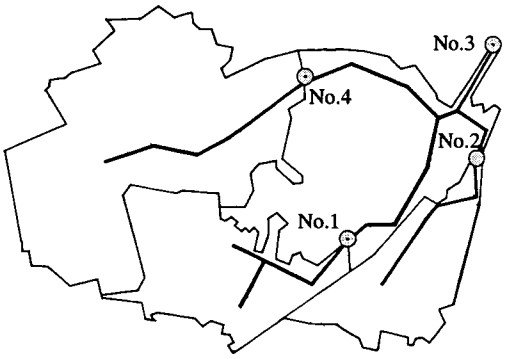


図３　調査対象排水区と調査地点

調査に使用した水位計、雨量計の仕様を表４に示す。水位計は調査地点人孔の影響を受けない位置（管底）に固定した。流量は今後管内流速を測定して求める HQ 式により水位から換算する。

水質は改良土研モデルが対象とする BOD, COD, SS, T-N, T-P の５項目について測定した。採水調査は晴天時に３回、雨天時に３回実施した。晴天時の採水は自動採水器（SIGMA　900）を用いて実施した。自動採水器は専用金具を用いて人孔内に吊して設置した（図４）。採水は２時間ピッチで 24 時間（12 回）実施し、各回 2L ずつ採水した。雨天時の採水は人力により実施した。採水は降雨開始前から降雨終了後 12 時間程度まで継続した。採水は降雨初期に最短５分ピッチで実施し、降雨の継続、終了にあわせて適宜間隔を延ばした（30 ～ 120 分）。ただし、採水した全てのサンプルを分析することができないため、降雨や水位、採水サンプルの濁り具合等から判断して、これらのうち各回 15 検体を水質分析に供した。

表4　水位計、雨量計の仕様

	水位計	雨量計
型式	CTIS C52F	ISCO 675
測定方式	半導体圧力センサー	転倒ます
最小単位	1mm	0.1mm
測定間隔	5min.	5min.

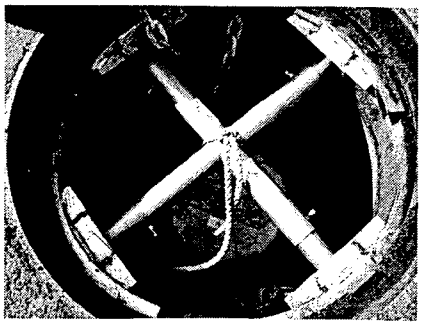


図4　自動採水器設置状況

4. 2. 2　調査結果

調査結果の１例を図５に示す。図は調査地点 No.1 における３回の晴天時採水調査と雨天時採水調査のうちの１回の結果について示している。HQ 式が未確定であるため流量、汚濁負荷量としての整理ができていないが、降雨初期におけるファーストフラッシュの状況が概ね把握できているものと考えられる。

しかし、３回の雨天時採水調査の中には、分析検体数を制限した関係上、ファーストフラッシュのピーク水質を十分に捉えることができなかったと考えられる調査もあった。また降雨終了後の水質の回復状況についても、データ数が少ないため十分に捉えられていなかった。また晴天時採水調査についても、ストレーナーに下水中の紙類が巻き付いたことなどが原因で、自動採水器による採水（ポンプアップ）がうまく行かない場合があった。

今後は、これらの問題点に留意しつつ現地観測データの蓄積を行い、これらをもとにモデル改良の検討に取り組む予定である。

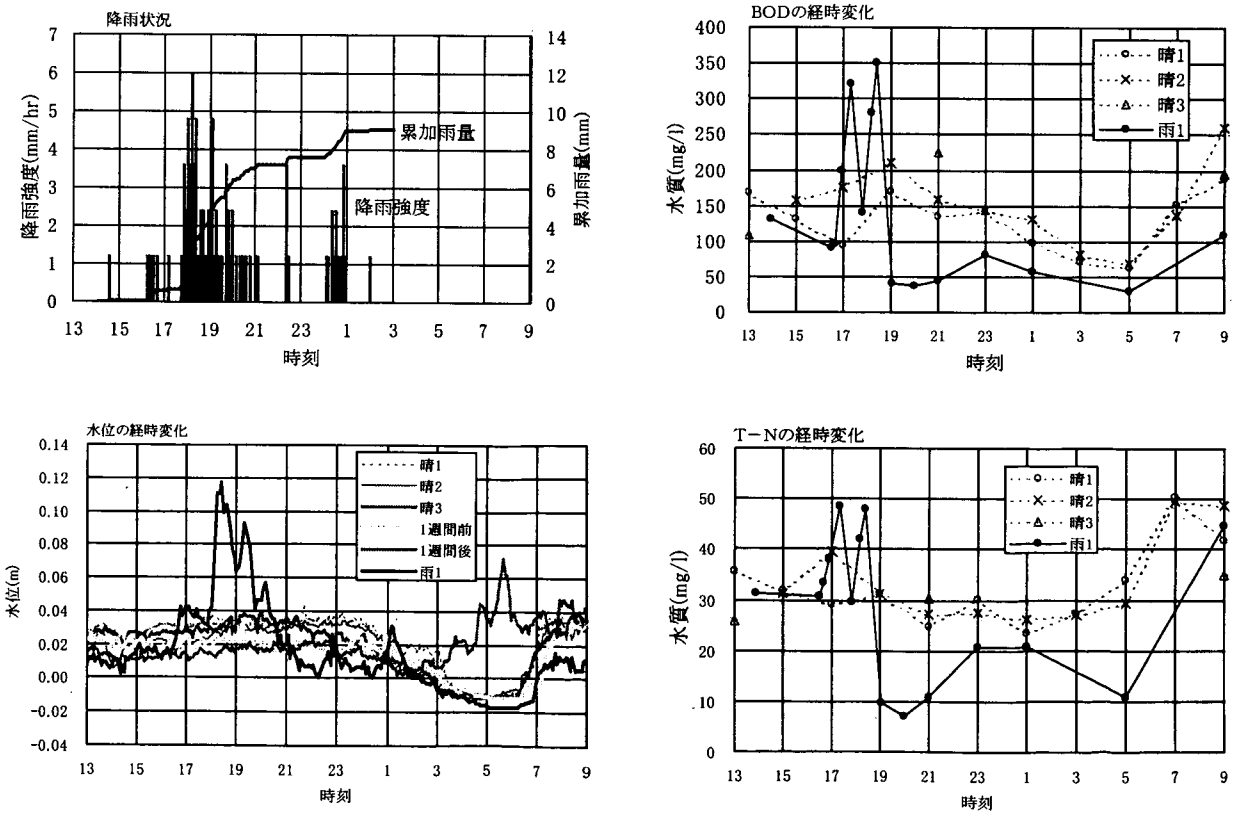


図5　現地調査結果の例(調査地点No.1)

5. 都市雨水の流出挙動について

5. 1　マンホール蓋浮上・飛散問題とその対策

都市雨水のオフサイト集水・利用を考える場合、その安定かつ安全な雨水利用を確保するためには、集水管渠内での流出雨水の水理的挙動についても十分に把握しておく必要がある。

近年、都市雨水の安全な集水という観点からクローズアップされている問題は、マンホール蓋の浮上・飛散に伴う事故である。この現象には、管内に流入、滞留した空気の挙動が大きく関与していると考えられているが、水理現象の把握が十分に行われていないため、空気噴出を考慮した管渠の設計手法はいまだ確立されていないのが現状である。平成１１年３月には、「下水道マンホール安全対策の手引き（案）」[7]が発刊されているが、その内容は、浮上・飛散の発生要因の分類と危険個所の推定、圧力開放型のマンホール蓋の採用等を緊急安全対策の柱としており、浮上・飛散現象の水理的検討については未解明の部分を残している。

以上のような状況を踏まえ、本調査では　空気噴出を考慮した圧力流管路の水理特性とその計画・設計手法について検討することを目的とする。

今年度は、調査準備として、非定常・気液混相状態にある下水道管路内の水理現象に関する既往の研究について調査するとともに、大都市に対するアンケート調査を実施して、管渠内の空気抜きの考え方、雨水管の設計及び管理、超過流量に対する考え方等についてとりまとめた。

5. 2　既往研究の状況

気液混相流の流動状態は、圧力波の伝搬速度や人孔部の動水位に影響を与えるので、これを把握しておくことが重要である。管路内流動状態の分類に関しては既に多くの研究が行われており、成層流、気泡流、スラグ流、環状流などと分類されている。ただし、流動状態に関する研究はφ 20 ～ 30mm 程度の管路を対象として行われており、大口径管路に対してはさらに詳細な検討が必要である。

マンホールからの噴出現象に関して、水だけを対象とした場合には、従来のサージング解析により精度よく水位を推定することが可能である。さらに、水だけを対象とした研究成果をベースとして空気挙動を含めた解析モデルへの拡張も試みられており、水理模型実験による検証を含めた数値解析による一般化手法が既にいくつか発表されている。しかし、これらは管路内の非定常現象を全て再現しているわけではなく、空気挙動の一部をモデル化しているにすぎない。また水理実験の成果にしてもφ 100 ～ 200mm 程度の模型を対象として検証が行われているにすぎず、空気挙動に関してフルード則が成立しないことを勘案すると、実物大の現象への適応性について課題が残されている。

5. 3　大都市アンケート調査

13 政令指定都市に対し調査票を送付し、全ての都市から回答があった。調査項目は、マンホール蓋の浮上・飛散防止対策の現状、管渠内の空気抜きの考え方、雨水管の設計及び管理、超過流量に対する考え方の４つに分類される。

1）マンホール蓋の浮上・飛散防止対策

前述の下水道マンホール安全対策の手引き（案）の発刊や道路構造令の改正が契機となり、蓋の取り替えが進んでいる。浮上・飛散対策は、全ての都市が浮上・飛散の履歴のあるマンホールに対策を講じており、これに加え、事前に危険個所を判断して対策を講じている都市が 5、新設の全てのマンホールに対し対策を講じている都市が 3 であった。

2）管渠内の空気抜きの考え方

マンホール蓋の開口部（穴）の考え方であるが、合流管および分流雨水管にのみ穴を開けている都市が 9、

排除方式によらず穴を開けている都市が 2、逆に全て穴を開けていない都市が 2 であった。蓋に穴を開けている理由は、空気抜き（圧力調整）が 5 都市、換気（空気供給）が 4 都市、雨水の取り込みが 3 都市であった。また逆にマンホール蓋に穴を開けない理由は、雨水浸入の防止が 7 都市、臭気対策が 7 都市という結果であった（複数回答）。マンホール開口部の機能として空気抜きを考慮している都市は約半数程度である。

開口部面積の決定根拠を有している都市はなかった。これらは経験的に、またハイヒールや石が穴に入らないことや、絵柄（デザイン蓋の場合）、蓋裏のリブ等構造上の制約などを考慮して決定されているようだ。各都市の新設蓋（合流管用および分流雨水管用）について、穴の径と数を整理したものが図 6 である。開口部面積の平均値はおよそ 21cm² であった。なお、穴の空気抜きとしての機能を重視して、浮上防止蓋と通常の平受蓋とで穴数に差を付けている都市もみられた。

マンホール蓋以外に別途設けた空気抜き施設については、10 都市で設置事例があるものの、その設置基準は確立されていないのが現状である。図 7 は各都市の代表的空気抜き施設における本管断面積と空気抜き施設断面積との関係を整理したものである。空気抜き施設の断面積は本管断面積によらず概ね 0.5m² 程度以下となっている事例が多いようだ。

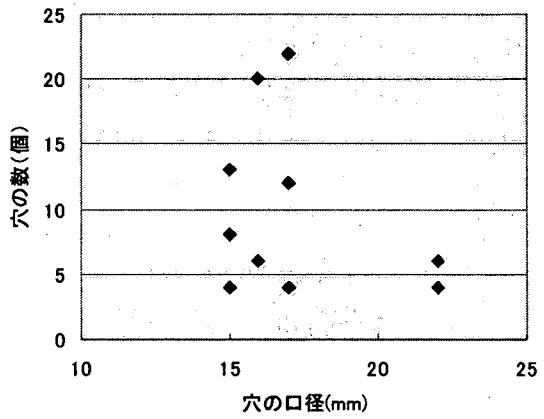


図6　マンホール蓋の開口部の状況

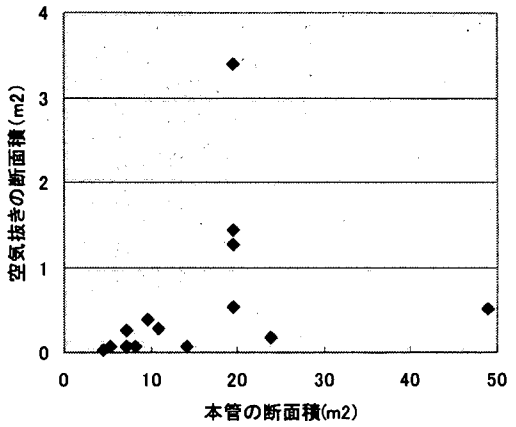


図7　空気抜き施設の断面積

3）雨水管の設計及び管理

マンホール蓋浮上・飛散防止対策を管渠設計の観点から考慮し、その設計手法を確立している都市はなかった。これをゲート操作等維持管理の観点から考慮している都市は約半数程度みられた。管渠が圧力流れとなることを意識して設計している都市は 4 都市あったが、いずれも計画規模で圧力流れを想定したものであり、超過降雨により生じる圧力流れについて検討を行っている都市はなかった。

マンホール蓋浮上・飛散防止対策を検討する場合、管路内の流れは圧力流れを想定する必要があるが、調査結果から、これまでこのような検討がほとんど行われていないことがわかる。

4）超過流量に対する考え方

計画規模を超えるような流量への対処方針として、管路のネットワーク化による流量の分散、浸透施設等流出抑制による対応等の回答があった。しかし、超過流量に対する水理検討を実施している都市は現在のところなかった。

超過流量はそのすべてを速やかに排除できないことは当然として、このような場合においても、浸水被害を極力小さくする、マンホール蓋浮上・飛散等による大事故を誘発しないための検討が今後必要になると考えられる。あわせて、雨水管の余裕の考え方が超過流量への対応の中で整理される必要があるだろう。

6. まとめと今後の課題

1）都市雨水の量的キャパシティについて、モデル都市を選定し、土地利用区分ごとの利用可能雨水量と水洗用水の必要水量を年ベースで検討した。その結果、人口密度が高い、中・高層住宅においては、必要水量が利用可能水量を上回ったが、他の土地利用区分においてはいずれも利用可能水量の方が大きく、都市雨水の水資源としての量的キャパシティは十分に大きいことが明らかとなった。

今後は、合理的な貯留槽容量を設定した場合の量的キャパシティ、雨水利用施設を活用した浸水防除の効果、雨水利用との機能のバランス、都市全体としての浸水防除効果の面的検討等について検討する。

2）集中型汚濁負荷流出モデルである「土研モデル」を、分布型モデルに改良するとともに、新たな水質項目として総窒素、総リンを加えるため、合流式下水道整備地区における雨量、水量、水質等の現地観測を行い、各種データを収集した。

現地調査の結果については、概ね良好であったが、中にはピーク水質の把握や降雨終了後の水質の回復状況について捉えきれていない調査結果もあり、今後はこれらの問題点に留意しつつデータの蓄積を行い、モデル改良の検討を実施する。

3）空気噴出を考慮した圧力流管路の水理特性とその計画・設計手法について検討することを目的として、既往研究についての調査と、大都市に対するアンケート調査を実施し、管渠内の空気抜きの考え方、雨水管の設計及び管理、超過流量に対する考え方等についてとりまとめた。

今後は、水理実験の実施や数値解析モデルの構築により、課題の解決を図る必要がある。

【参考文献】

1）雨水利用マニュアル、（社）空気調和・衛生工学会、昭和６２年３月
2）雨水利用ハンドブック、（社）雨水貯留浸透技術協会、平成１０年８月
3）下水処理水の修景・親水利用水質検討マニュアル（案）、建設省高度処理会議、平成２年
4）合流式下水道越流水対策と暫定指針－1982 年版－、日本下水道協会、昭和５７年７月
5）下水管路施設設計の合理化に関する調査報告書（Ⅳ）－合流式下水道の改良に関する調査－、土木研究所資料第 1704 号、昭和５６年８月
6）合流式下水道改善策に関する調査　総括報告書、東京都下水道局計画部計画第一課、昭和６１年３月
7）下水道マンホール安全対策の手引き（案）、日本下水道協会、平成１１年３月

4．下水道整備による環境改善効果に関する調査

下水道研究室　室　　長　井上　弥九郎
主任研究員　植松　龍二
研　究　員　吉田　敏章

1　はじめに

近年、社会資本整備の事業実施にあたっては、さらなる効率性の向上や透明性の確保が求められており、事業効果を示し事業評価を実施する必要性がある。評価の方法としては、事業による効果を金銭換算して便益と費用とを比較する費用便益分析が有効とされている。

下水道事業の分野においては、『下水道事業における費用効果分析マニュアル（案）』[1]が策定されており、これに基づき費用効果分析がなされている。1)では、下水道事業による効果として生活環境の改善、便所の水洗化、公共用水域の水質保全及び浸水の防除という効果項目をとりあげ、項目毎に代替費用法を中心とした手法により便益計測することとなっている。このうち、公共用水域の水質保全効果は、用水の浄化経費に関わる効果や農業利用等への影響という水を直接利用する際の効果だけでなく、住民が受ける環境価値も大きいと考えられる。この環境価値の評価手法としては、仮想評価法（CVM）、トラベルコスト法（TCM）、ヘドニック価格法（HPM）という便益計測手法の適用が考えられるが、TCM は便益計測範囲が訪問によるレクリエーションに限られ、HPM はこの環境価値を土地に結びつけて指標化することが困難であることから、非利用価値まで含めて評価できる CVM の適用が有力であると考えられる。

そこで、大規模な河川を対象として水質保全の便益を CVM により計測するケーススタディを行い、公共用水域の水質保全効果の定量化に向けての検討を行った。公共用水域の水質保全効果については、身近な水路、中小河川という水域を対象とした調査が行われたが[2]、本調査では大規模な河川として荒川を対象としている。なお、CVM のシナリオ設定においては、水質保全が下水道整備以外の他の水質保全施策とも関わるため、下水道整備による寄与だけを明示することなく水質保全効果を一括して把握することとしている。

2　調査方法

2.1　評価対象

評価対象水域としては荒川（ただし本川のみ）を設定した。その流路、流域等を図 1 に示す。荒川は関東平野を流れ東京湾に流入する河川で、都市用水、工業用水、農業用水という取水がなされ、住民の憩いの場としての利用もあり環境価値は高い。

評価対象とする価値は、荒川の水質改善に対して住民が感じる環境価値とする。これは、実際に荒川に行って得られるレクリエーション等の利用価値だけでなく、直接荒川を利用しなくても水質が改善されるという情報によって得られる存在価値も含まれ

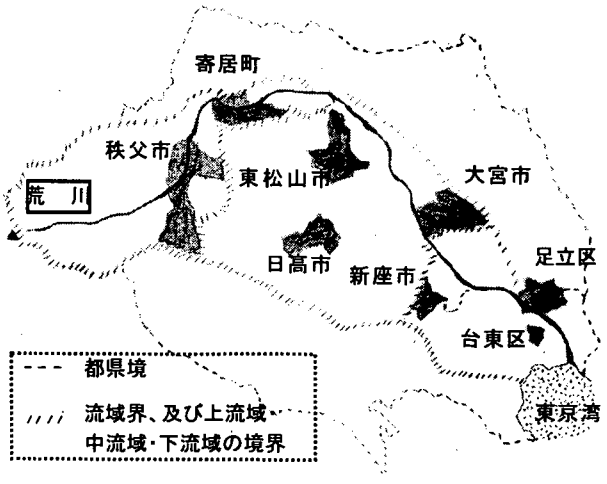


図1　対象地域の地図

たものとなる。

そして、CVM 調査のシナリオとして設定する水質改善は、荒川の水質の状況が図 2 のようになっていることを受け、中流部の水質が上流部の水質に、下流部の水質が中流部の水質になるという状況を設定し、これに対する住民の支払意思額（WTP）を尋ねた。

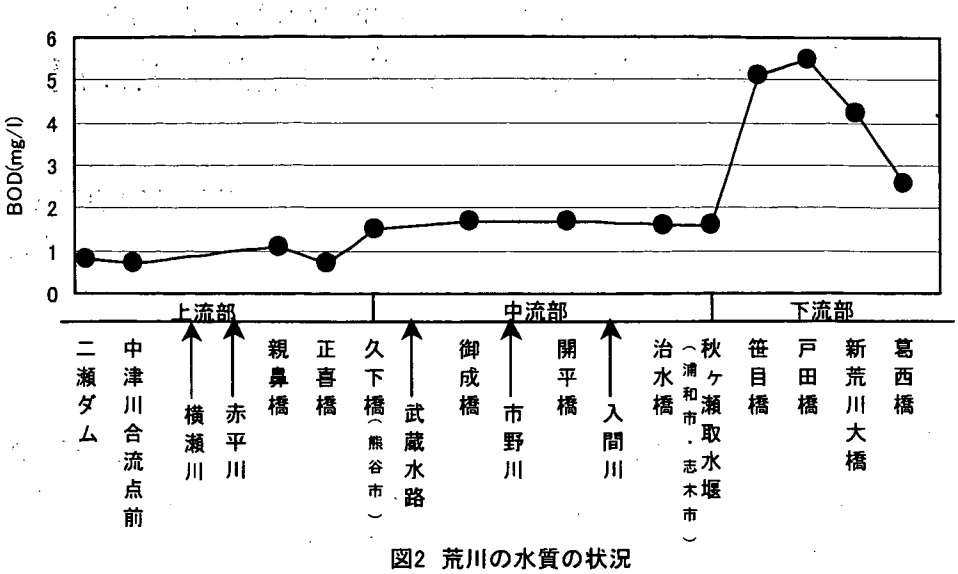


図2 荒川の水質の状況

2.2 アンケート設計

荒川水質改善の環境価値に関する受益範囲として荒川流域を想定し、アンケート配布対象は流域の住民とした。サンプリング方法は、最初に、上流部、中流部、下流部ごとに 2 つないし 3 つの市町区を選定し、次に、それぞれの市町区を対象として電話帳により 200 世帯を無作為抽出するという方法をとった。合計配布数は 1,600 通であり、アンケート配布方法は郵送方式としている。

WTP を質問するときの支払形式は、下水道料金と区分した毎月世帯あたりの目的税として示した。質問方式はバイアスの存在が少ない二項選択方式を採用し、統計的信頼性を高めるため二段階二項選択方式としている。提示額は既往調査 2)での値を参考として、一段階目が 500 円、1,000 円、2,000 円、4,000 円とし、2 段階目は 200 円、500 円、1,000 円、2,000 円、4,000 円、8,000 円とした。

アンケート調査票の最初には、評価対象である荒川と回答者との関係を認識してもらうために、図 1 の地図を示し、荒川と住居との位置関係（訪問所要時間）、荒川の利用状況などの設問を設けた。また、シナリオの提示においては、図 2 の生物化学的酸素要求量（BOD）のグラフを明示しておき、上流部、中流部、下流部ごとに、生息する生物、過去の水質が良好なときの利用用途などを示し、評価対象の理解を促した。そして、二項選択で提示金額への賛否を判断する際に注意すべき点として、回答者に予算制約が存在すること及び支払う額が追加的な税金であることを記述し、さらに抵抗回答を回避するために、水質改善に

表1 CVM調査条件一覧

評価対象		荒川（本川）の水質改善
WTP質問		
	支払形式	目的税（毎月世帯あたり）
	質問形式	二段階二項選択方式 （提示額：200円～8,000円）
アンケート配布		
	配布範囲	荒川流域（内の8市町区）
	配布方法	郵送方式
	サンプリング方法	電話帳による無作為抽出
	配布数	1,600通（市町区ごとに200通）

表2 アンケート質問事項一覧

荒川との関わり	
	荒川の利用目的
	荒川への交通手段
	荒川への所要時間
	荒川への訪問頻度
	荒川の水を見たり触れたりするか
	荒川に関係するイベントへの参加
支払意思額	
	提示金額の支払に対する賛否
	賛成・反対理由
	水質向上による満足度・訪問回数の変化
一般属性	
	居住市町区
	性別、年齢
	家族人数、小学生以下いるか
	年収
	家庭排水の処理方式
水環境への意識	
	荒川以外に利用機会の多い水環境
	水質以外で改善を望むもの、水質改善との優先度
	提示シナリオ（水質改善）達成可能性意識、その理由
自由回答	

よる満足感が負担額よりも高いかどうかをを考えるよう記述した。

以上に述べた CVM 調査条件を表 1 に整理した。また、アンケートで尋ねている質問項目の全体を表 2 に示し、WTP を尋ねる質問の中核となる部分を図 3 に示す。

荒川の水をきれいにしようという事業があったとします。
この事業では、以下のような目標をたてています。

○中流部
上流部と同じ水質をめざします。
具体的には、天然のホタルをみることができ、安心して泳ぐことのできる状態。

○下流部
中流部と同程度の水質をめざします。
具体的には、
①コイやフナだけでなく、ミヤコタナゴ、ウグイ、アユ、等の魚が生息し、それらの釣りが楽しめる状態。
②臭いがなくなり、魚採りや虫採りなどの水遊びを安心してできる状態。

そして、この目標を達成するために、下水の処理をよりしっかりしたものにしたり、荒川にたまっているヘドロを除去したりするなど様々な水質浄化対策を進めて、実際にそのような状況が達成されるとします。
ただし、この事業で改善されるのは水質のみで、水量や河岸などは変わりません。

この事業のための目的税として、あなたの御家庭で毎月＿＿＿＿円を新たに負担する必要があるとすると、あなたはこの対策に賛成しますか、それとも反対しますか。

図3　アンケート中のWTP質問部

3　調査結果及び考察

3.1　回収状況

回収数は、表 3 のとおりである。回収率は地域によらずほぼ一定であり、全体で 40%という良好なものであった。

回答者の属性としては、男性が 66 %、女性が 19 %（残りの割合は性別について無回答）であり、年齢としては 50 歳代以上が 67 %であり、偏りが見られた。これは電話帳を用いたサンプリングによるものと考えられる。これは予見されたことであり、「宛名の方に限らず、家族のどなたが回答されても結構です。」とアンケート調査票に記入して回答者属性の均質化を試みたが、大きな効果はなかったと考えられる。

表3　発送数と回収数

			発送数		回収数		回収率	
				実発送数		有効回収数		有効回収率
流域全体	上流域	秩父市	200	197	89	66	45%	34%
		寄居町	200	200	92	75	46%	38%
			400	397	181	141	46%	36%
	中流域	日高市	200	198	81	57	41%	29%
		東松山市	200	199	76	63	38%	32%
		大宮市	200	198	72	62	36%	31%
			600	595	229	182	38%	31%
	下流域	新座市	200	194	76	61	39%	31%
		足立区	200	190	76	57	40%	30%
		台東区	200	194	64	55	33%	28%
			600	578	216	173	37%	30%
			1,600	1,570	626	496	40%	32%

※ 実発送数＝「該当者なし」・「転居先不明」等の理由で返送されたものを除いた発送数
※ 有効回収数＝WTP推定に利用できる回収数
※ 回収率＝回収数／実発送数
※ 有効回収率＝有効回収数／実発送数

3.2　WTP の推定

（1）WTP 算定データの整理

回収されたデータから、WTP 算定に利用できない以下の 4 種類の回答を除外した。その結果、利用できるデータ数（有効回収数）は表 3 のとおりとなった。

①WTP の質問に対して無回答のもの（13 件）

②抵抗回答：提示金額に対してでなく、負担方法や負担すること自体に異議を唱えている回答
（一段階目提示額と二段階目提示額の両方に対して反対している理由から判断）（52 件）

③辞書式選好の回答：対象としている財を何よりも選好するという回答
（一段階目提示額と二段階目提示額の両方に賛成する理由から判断）（23 件）

④矛盾回答：水質改善が達成されても荒川訪問回数は増えず満足度も変わらないと回答しているが、提示額に対して賛成している回答（42 件）

(2) 推定方法

WTP の推定においては、生存分析の考え方を用いた。つまり、ある金額 y に対して、y 以上の WTP を有している住民の割合（いわば賛同率）$R(y)$という関数を考え、$R(y)$を求める。WTP が y である住民の割合（確率密度）を $f(y)$とおくと、$R(y)$は式 1 のとおりとなる。

$$R(y)=1-\int_0^y f(y)dy \qquad (式1)$$

$R(y)$は、アンケートより得られる提示額への賛成・反対というデータから、設定した関数型のパラメタを最尤法で推定することによって求められる。

ここでは、$f(y)$をワイブル分布として、賛同率曲線 $R(y)$、WTP 平均値（y_{mean}）及び WTP 中央値（y_{median}）を求めた。$R(y)$、y_{mean}、y_{median} はそれぞれ、式 2、式 3、式 4 のとおりである。ただし、α、βはパラメタであり、$\Gamma(\cdot)$はガンマ関数である。

$$R(y)=\exp\left[-\left(\frac{y}{\alpha}\right)^{\beta}\right] \qquad (式2)$$

$$y_{mean}=\alpha\Gamma\left(1+\frac{1}{\beta}\right) \qquad (式3)$$

$$y_{median}=\alpha(\ln 2)^{\frac{1}{\beta}} \qquad (式4)$$

(3) 推定結果

全体での WTP、市町村ごとの WTP、及び上流域・中流域・下流域ごとの WTP を表 4 に示す。流域全体での WTP（平均値）として、1,500 円／月／世帯が得られ、最小は日高市の 1,100 円／月／世帯であり、最大は足立区の 1,800 円／月／世帯であった。流域全体の賛同率曲線を図 4 に示す。 ここで、上流域、中流域、下流域での WTP がそれぞれ 1,400 円、1,400 円、1,700 円であるが、これらの差が有意なものであるかどうかを調べたところ、上流域・中流域と下流域とは有意な差があることが分かった。これは、シナリオの設定において、下流域が最も水質向上が大きいことにもよると推察される。また、日高市で WTP の小さい傾向が現れたのは、荒川からの距離が比較的遠いこと、及び「荒川以外に利用機会の多い水環境がある」という回答率が多いことによると考えられる。

表4 推定されたパラメタ及びWTP

			α		β		WTP(円/月/世帯)	
				t値		t値	平均値	中央値
流域全体	上流域	秩父市	1,013	5.0	0.692	7.9	1,297	597
		寄居町	1,328	6.4	0.837	8.8	1,459	857
			1,179	8.0	0.763	11.8	1,384	729
	中流域	日高市	710	4.0	0.582	7.1	1,112	378
		東松山市	1,304	5.6	0.842	7.3	1,427	844
		大宮市	1,171	4.8	0.678	7.7	1,529	682
			1,041	8.1	0.679	12.7	1,358	607
	下流域	新座市	1,638	6.3	0.908	8.0	1,716	1,094
		足立区	1,475	4.8	0.707	7.3	1,849	878
		台東区	1,425	5.4	0.831	7.2	1,573	917
			1,516	9.5	0.811	13.0	1,701	965
			1,238	14.7	0.743	21.8	1,485	756

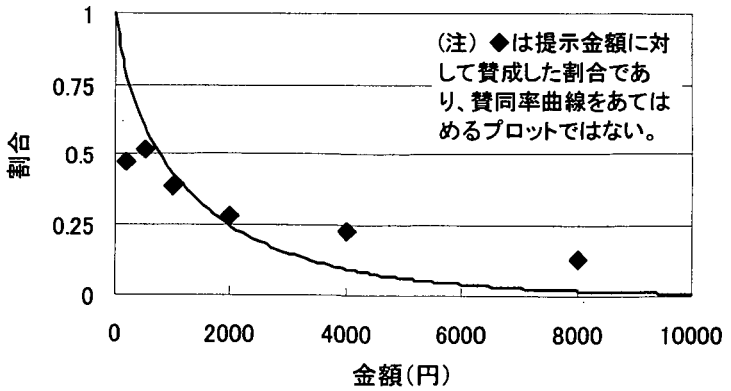


図4 賛同率曲線(流域全体)

3.3 支払意思額の分析

(1) 便益移転の検討

ここでは、WTP を目的変数とし、回答者の属性等を従属説明する関数（便益関数）を構築する。これは、WTP に影響を与える因子が何であるかの推定に有用であり、同種の環境価値評価への適用（便益移転 [3]）の基礎となる。

WTP に影響を及ぼすと考えられる属性や特徴をアンケート調査項目より抽出した（表5）。便益関数モデルは、従属変数を Z_i、パラメタを α_i として式5で定義される α を、式2の α に置換したものとした。

$$\alpha = \sum_{i=1}^{n} \alpha_i Z_i \quad \text{(式5)}$$

表5 従属変数候補と便益関数

変数の分類	従属変数		α_i	t値
荒川の利用状況	ジョギング・サイクリング			
	花見・ピクニック			
	釣り		0.34	2.9
	ボート等の水上レジャー			
	水遊び			
	スポーツ			
	ごみひろい(ボランティア)			
	利用していない		-0.42	-4.5
	荒川までの所要時間	30分以内		
		1時間以上	-0.29	-2.2
	荒川の年間利用頻度[回数]			
	水をよく見たり触れたりする		-0.23	-2.3
	荒川イベントへの参加			
一般属性等	年齢[歳]		0.08	4.0
	同居している子供・孫の有無			
	所得[万円]		0.03	3.4
	下水道の有無			
	屎尿と雑排水の処理		0.35	3.9
	荒川よりも利用機会の多い水環境の有無			
	荒川の水質改善以外を優先すべきだと思う		-0.46	-5.4

※ 従属変数の値として、[・]がないものについては、YESの場合に1を与えた。

最初に、多重共線性について調べるために相関係数を調べたところ、相関係数が 0.5 以上となるものは「下水道の有無」と「生活排水の処理」であったが、「下水道の有無」を削除して分析を行った。

次に、「荒川の利用状況」を表す変数を従属変数として、変数の t 値がほぼ 2 以上になるまで t 値の絶対値が小さい変数を除き便益関数を推定した。また、「一般属性」を表す変数についても同様に、便益関数を推定した。

その結果、WTP に正の影響を与える変数は、「釣り」、「年齢」、「所得」、「屎尿と生活雑排水の処理」であり、負の影響を与える変数は、「利用していない」、「荒川までの所要時間（1 時間以上）」、「水をよく見たり触れたりする」、「荒川の水質改善以外を優先すべきだと思う」であることが分かった。この 8 つの変数を組み込んだ便益関数モデルを表 5 示す。

(2) 非利用価値の推定

荒川の利用の有無が WTP に影響を与えることが示されたが、荒川を利用していない回答者の WTP が概ね非利用価値に相当すると考えられる。そこで、「利用していない」という変数のみを組み込んだ便益関数を作成して、変数が 0 の場合の WTP 平均値を推定したところ 988 円／月／世帯という値が得られた。因みに、変数が 1 の場合の WTP 平均値は 1,707 円／月／世帯である。また、本調査サンプルのうち、荒川を利用していないと回答している 147 サンプルについて WTP 平均値を計算したところ、1,068 円／月／世帯であった。よって、荒川の水質改善に対する流域全体の平均的な非利用価値は 1,000 円／月／世帯であると考えられる。

3.4 抵抗回答・自由回答等に関する考察

WTP 表明における抵抗回答では、既に納めている税金内で水質改善を図るべきだという意見等、追加的

な税の徴収に対する反対が少なからず見られた。また、自由回答においては、行政一般に対する不平やアンケート調査自体に対する否定的意見もあったが、水質改善への期待を示したものや環境の大切さを訴えたもの等、様々な意見があった。

水質改善達成可能性の質問に対する回答においては、0 ～ 50 %と回答する否定的な意見が多く見られ、その回答理由として、予算不足に対する懸念、行政への不信、住民意識の問題、及び水質改善の技術的問題が指摘された。

アンケート回答は多様な意識が反映されていたことが分かったが、できるだけ真に近い住民の選好を把握するために、行政への不信等の偏見を極力減らしていくようなアンケート上の情報提供が必要であることが示唆された。

4 まとめ及び今後の課題

CVM により、荒川（本川）の水質向上に対する流域住民の WTP 平均値として、1,500 円／世帯／月という値が得られた。また、上流域、中流域及び下流域という住民の居住地域の属性で分けて WTP の違いを見たところ、下流域で WTP が有意に大きいという結果となった。また、WTP に「荒川を利用しているかどうか」が影響することを示し、その因子を含む便益関数より非利用価値 1,000 円／月／世帯を推定した。

アンケートの回答には多様な意識が反映されていたが、偏見や抵抗回答を極力減らしていくように、支払形式等シナリオ設定の情報提供内容においてさらなる工夫が必要である。また、今後は、河川等の公共用水域における水質改善のうち、下水道による寄与を考慮して便益を考えていくことが課題となる。

参考文献

1) (社)日本下水道協会、『下水道事業における費用効果分析マニュアル（案)』、平成 10 年 3 月
2) 笹部薫、岡本誠一郎、吉田敏章、「下水道整備による環境改善効果に関する調査」、『土木研究所資料第 3661 号　平成 10 年度下水道関係調査研究年次報告書集』、平成 11 年 8 月
3) 竹内憲司、『環境評価の政策利用　CVM とトラベルコストの有用性』、勁草書房、1999 年、pp63-73

5．下水処理水再利用システムの評価に関する調査

三次処理研究室　室　　長　　鈴木　穣
主任研究員　　小越眞佐司
交流研究員　　有働健一郎

1．はじめに

近年、下水処理水は都市の代替水資源として認識され、様々な用途に再利用されている。現在、下水処理水が再利用されている割合は全処理水量の１％程度であり、技術基準の整備が不完全で、試行的な段階にあると云える。本調査は、下水道を介して行われる再利用を中心に、再利用の効果を総合的に評価する手法を検討することによって、適切な再利用の普及に資することを目的としている。本年度は、1）幾つかの既存再利用施設で利用状況に関するアンケート調査を行い、用途別の便益あるいは効果について検討した。2）各戸用再生水給水設備で生じた腐食・閉塞現象の要因を検討するため、実際にその様な現象が生じた都市の再利用施設において現地調査を実施した他、模擬配管系を用いて腐食現象の確認実験を行った。

2．既存再利用施設の便益・効果調査

2．1　調査方法

平成１０年度調査結果から再利用用途が水洗用水、融雪用水、農業用水、環境維持用水及び修景・親水用水である再利用施設を各用途毎に２～４カ所選び、再生水利用計画の概要、再利用を選んだ理由、再利用の結果、効果、評価及び課題について施設管理者が把握している事項を直接聞き取り又はアンケートによって調査した。

調査対象施設の概要を表－１に、調査内容の概要を表－２に示す。

表－１　調査施設の概要

No.	用途	年間利用水量 (m^3/年)	付加処理
A	融雪	4,760,000	急速ろ過
B	融雪	3,450,000	無し
C	融雪	1,420,000	無し
D	農業	1,060,000	無し
E	農業	41,000	無し
F	水洗	152,000	急速ろ過+ｵｿﾞﾝ
G	水洗	26,000	急速ろ過
H	親水	38,000	ｵｿﾞﾝ+生物活性炭
I	親水	978,000	急速ろ過+活性炭
J	親水	770,000	生物ろ過+ｵｿﾞﾝ
K	親水	1,170,000	急速ろ過+ｵｿﾞﾝ
L	修景	3,640,000	急速ろ過
M	河川維持	27,700,000	急速ろ過
N	河川維持	9,370,000	凝集ろ過+ｵｿﾞﾝ
O	河川維持	2,480,000	急速ろ過

2．2　調査結果

調査結果について、再利用用途別にとりまとめ　た。その要旨を以下に記述する。

表－２　調査内容の概要

調査の項目	具体的な質問内容
１．再利用の目的	問題と、その背景、経緯、等
２．再利用の代替手法	検討の有無、不採択理由、等
３．再利用計画	用途、利用者、適用区域、等
４．結果又は効果	問題解決又は改善の程度、等
５．評価及び課題	自己評価、賞賛、苦情、ｺｽﾄ、ﾘｽｸ、等

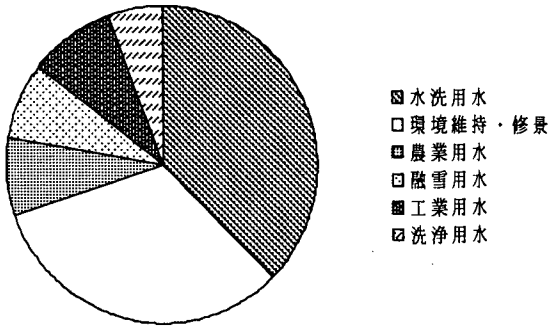
2．2．1　水洗用水

（1）目的、代替手法　今回調査対象とした施設では何れも再利用の目的は水源確保であり、その背景は渇水対策や慢性的な水源不足であった。代替水源は

他に考えられないと云う回答であったが、何れも、埋め立て地に団地を開発する際に導入されており、配管敷設工事費が安く済むことが採択理由の一つであった。

（２）計画　地域の水需給計画の一環として計画されている。供給対象は事業所及び一般住民で、何れも従量料金制としている。また、植樹潅漑用としての利用も含まれている。

（３）効果　渇水対策としては効果ありとされている。一方、水不足対策としては、絶対的な再利用量が少ないため必ずしも十分な効果とは云えない、と判断されている。



総利用水量：$206 \times 10^6\ m^3$ (1997 年)

図－１　都市生活用水再利用の用途別水量割合

（４）評価及び課題　両施設とも利用者である地域住民からの苦情等は特になく、用途としては適切と評価できる。利用のピークに供給が追いつかない、ユスリカの発生、長期不使用の際に臭気が発生する、中水配管だけのトイレでは温水洗浄便座の導入が困難等の問題が指摘されている。

（５）考察　水洗用水としての利用は下水処理水再利用量の３％程度である。一方、下水処理水再利用には統計上含まれていないビル等における排水の個別循環利用[1)]では、ほとんどが水洗用水として利用されている。これらをあわせた都市生活系用水の再利用全体で見ると、水洗用水は再利用量の約３６％を占めており（図－１[2)]）、最大の再利用用途であるということができる。水洗用水利用としての便益、

表－３　水洗用水源の比較（建物所有者等利用者から見た場合）

項目	上水道	個別循環方式	広域循環方式
便益	－	α Q ×(Ft+Fs)	Q × Ft
費用	Q × Ft	Rp ＋ Dp	Q × Fm(＋ Dp)
問題	料金値上げ 渇水時供給不安定	再生施設維持管理業務が増える 二重配管費用 水洗用機器の維持費増加 供給不安定 水質問題発生の可能性	二重配管費用 水洗用機器の維持費増加 水質問題発生の可能性
その他の利点	１系統配管 高水質		渇水時供給安定

Q:水洗用水使用量、α:再生水利用率、Fm:中水料金、Fs:下水料金、Ft:上水料金、Rp:個別循環再生施設費用、Dp:再生水給水ポンプ等費用（建物内、広域循環では不要になる場合有り）

費用、料金、問題等を、個別循環方式による場合も含めて、今回調査の結果と従来からの知見等をとりまとめ、上水利用の場合と比較して表－３に示した。

広域循環利用の中心となる用途である水洗用水利用は、その整備に当たって、利用者の利便性・経済性と共に都市或いは地域全体としての合理性が要求される。水の供給者である自治体等に関する利害得失を新規に必要な水洗用水源を確保する場合について整理すると、表－４の様になる。

表－３に示すように、利用者側にとっての合理性は、上水料金の節約によってもたらされる便益が再利用のための費用に較べてどれくらい大きく、付随する問題点を考慮しても価値があると認められるか否かに依存する。個別循環方式は利用者にとっての問題が多く、規制がある場合や上下水道料金が相当高い場合以外では、他に何らかの見返りが無いと導入されにくいシステムである。なお、表－４に示す

表－４　水洗用水源の比較（水供給者から見た場合）

項目	上水道	個別循環方式	広域循環方式
水源開発費	Crd	0	0
水処理費	Rt	0	Rm
管渠建設費	場合による	0	Crp
事務経費	0	A	Cm
配水費	Dt	0	Dm
料金収入	Q ×（Ft ＋ Fs）	0	Q ×（Fm ＋ Fs）
その他	場合により下水管増設	下水管拡大不要	場合により下水管増設

Crd:水源開発費、Rt:浄水処理費、Rm:再生処理費、Crp:再生水管渠費用、A:許認可及び管理事務経費、Cm:再生水関連事務経費、Dt:上水配水費、Dm:再生水配水費。

ように個別循環方式は水供給者側の負担がほとんど無い水源対策であり、供給者側にとってはメリット極大のシステムである。広域循環では中水利用に係る利用者側の問題はより少なく、導入障害は小さいと考えられる。しかし、下水料金の削減ができないため便益も減少し、中水料金と上水料金の差が或る程度以上にならないと導入は見込めない。上水コストと中水コストの差は、表－４から（Crd ＋ Rt ＋ Dt）－（Rm ＋ Crp ＋ Cm ＋ Dm）で表される。この差が利用者側の合理性に適う上中水料金差を上回れば事業化可能である。実際に広域循環利用を行っているＧ施設では上中水料金差が十分ある（150円/m^3）にも関わらず、担当者は今後、中水から上水への切換が進むと想定している。ここでは主な供給対象が一般家庭であり、絶対的な使用水量が少なく経済的メリットが小さい（４人家族で月900円程度）。そのため、不快臭の発生や温水洗浄便座のために上水を新たに便所内に引かなければならない等の事態に直面したとき、上水への切換を行う例が出てきたと云うことであった。このように、利用水量が少ない一般家庭への適用では、水質の向上、二重配管等への細かな配慮、定額料金制や人頭料金制による徴収業務の簡素化等が必要であろう。その他、表－３に示したように、器具の汚れ（スライム・錆の付着）や腐食が生じやすく清掃等維持管理作業が増加することがあり、水質の向上や利用機器の素材の吟味が必要である。なお、渇水時の広域循環による利便性低下防止効果は、渇水頻度に応じて地域によって評価が異なり、渇水頻発地域では評価が高くなると考えられる。

２．２．２　融雪用水

（１）目的、代替手法　「除雪」は、積雪量の多い地域では住民からの要望が最も多い行政課題である。通常の「除雪」は除雪、運搬、（堆積、）融雪の工程を経て完結する。この何れかの工程に下水処理水を利用して除雪サービスを充実させることが利用目的である。通常の「除雪」は機械除雪、ダンプトラ

表－５　融雪利用の代表的な形態と代替水源

除雪過程	融雪槽	流雪溝	消雪パイプ	一般的代替水源
除雪	機械除雪	機械除雪	下水処理水	河川水、地下水
運搬	ダンプトラック	下水処理水	不要	河川水、地下水
堆積	不要	不要	不要	－
融雪	下水処理水	下水処理水	下水処理水	河川水、地下水
備考	雪に含まれるゴミと浮遊物の一部が除去できる	建設費大 投雪口までは人力運搬となる。	路面のみ 衛生への配慮が必要	河川水は低温が 地下水は地盤沈下が問題

ック運搬、雪堆積場、自然融雪という方法をとる。下水処理水の適用は表－５に示すような形態で行われている。

（２）計画　融雪のための下水処理水再利用は、施設の形態に応じて計画的に実施されている。流雪溝の利用者は住民が主体で、他は自治体や道路管理者である。流雪溝や消雪パイプは設置場所近辺に利用

区域が限定されるが融雪槽は広い範囲で利用可能である。

（3）効果　雪堆積場の削減のほか、流雪溝では住居周辺の雪が排除され冬期の環境が改善される、道路脇の雪の堆積が消えて交通路の確保と安全性が向上する等の効果があるとされている。

（4）評価及び課題　通常の除雪と比較しての効果は上に述べた通り限定的である。流雪溝のメリットは金銭的評価が困難で、金銭化できる雪堆積場経費や運搬費の削減だけでは設置及び運用に係る経費を賄えないとの試算もなされている。また、流雪溝では利用者が投雪作業を行わないと雪の堆積が解消しないという問題がある。

（5）考察　積雪地域の冬期交通の確保は住民が望む重要な課題であるため、下水処理水の利用は好意的に受け入れられていると考えられる。したがって、処理水利用に起因する問題が生じないよう特に衛生や環境の面で配慮が必要であると考えられる。一方、通常の除雪費用と比較して同等ないしはそれ以上の費用がかかっているとの試算例もあり、評価内容の見直しと共に融雪施設のコスト削減に一層留意する必要がある。

2．2．3　環境維持用水

（1）目的、代替用水　住民、河川管理者、公園管理者、首長等の要望に応えるため、或いは下水道事業のＰＲやリサイクルの啓発等の目的で実施されている。水源が枯渇した都市河川の環境維持用水としては河川水、農業用水余剰水、地下水、工業用水等、幾つかの代替手法が可能である。下水道事業効果のＰＲを目的とする場合は別にして、下水処理水の再利用はこれらの代替用水導入が困難な場合や代替水量が十分でない場合に行われている。

（2）効果　復活した河川には水生生物が生息し、川沿いの散策路や公園は復活河川からさほど遠くない範囲の住民に水辺空間として活用されている。水源として下水処理水を利用する効果は河川水等が導入された場合と同等であるが、水質改善効果の点で不十分な場合がある。

（3）評価及び課題　苦情が寄せられた例は無く、所期の効果が得られており目的は達成されている。

環境維持用水として処理水を放流することに関しては、関係機関等の同意を得ることや、他事業との調整が問題であるとの指摘があった。

（4）考察　河川環境改善による効果は、河川に沿った細長い範囲に及び、土地利用形態や河川の形態によって、その質や拡がりも異っていると考えられる。したがって、その評価は、質の異なる各々の効果を足し合わせて行うことになる。今回の調査対象施設では、このような便益評価を行った例はなかった。公共サービスとして行う河川環境改善事業が合理的であることを説明するためには、事業の便益評価を行うことが求められるので、適切な評価手法を整備する必要がある。このような評価とは別に、処理水を利用するために要する建設費・維持管理経費等と、代替水資源を利用する場合に必要な費用とを比較することによって、再生水を選ぶことについての経済的な裏付けを行うことも必要である。

2．2．4　農業用水利用

（1）目的、代替用水　農業利用の多くは水田潅漑用水として、不安定な河川取水に頼っていたり、慣行から適切な時期に水を得ることが困難であったりした地域で利用されている。河川水及び地下水の代替であり、これに替わるものとしては新たな農業用水源開発事業による他はない。

（2）効果　効果は通常の農業用水と同じであるが、他水源が枯渇する場合も供給可能であり、渇水被害防止効果がある。水田利用の場合、一般的に窒素肥料管理が必要であるが、今回調査の対象となった施設のうち一カ所は、田植え期だけの利用であるため施肥削減は行われていないということであった。他の一カ所では、窒素施肥量削減管理の実態を、下水道側では把握していないということであった。

（3）評価　農業者には好評であり、苦情はない。調査対象の施設では、下水処理水の供給にかかる費

用は送水費のみで、かつ処理場近辺での利用であるため、経済性の問題は無かった。

（4）考察　農業用水利用のための費用は送水費のみであるが、水の供給が不安定な農業地域の収穫を安定化させており、費用対効果比は大変良いと考えられる。その便益は、収穫安定化による農業収益の増加分であるが、他の水源と比べて渇水による被害を受けにくくなる効果があるので、その分も評価に上乗せすることが適当であると考えられる。また、再生水によって過剰に供給される窒素の対策として施肥量の削減を行えば、米作コストの削減につながり、これを評価に加えることも考えられる。水田中での大腸菌群の増加や病害虫発生は１０年間の試験調査[3]では認められず、各地での１５年以上の利用実績においても重大な問題が生じていないことから、現状で問題がないと考えられる。

２．２．５　修景・親水用水

（1）目的、代替用水　下水道のＰＲや循環型社会の啓発、住民からの要望、及び公園整備等他事業からの要望に応えることを目的として行われている。代替水源の検討は、下水道ＰＲや循環型社会の啓発が目的の場合には当然考慮されていない。しかし、住民要望等の場合は、河川水、地下水、工業用水及び水道水が代替水源として検討され、水量や費用の点から下水処理水の利用に決定されている。

（2）効果　下水道のＰＲや循環型社会の啓発に対しては十分目標を達成したと判断されている。住民等からの要望に応える形で行われた事業においても目標は十分達成されたと判断されている。水辺空間としての利用状況をきちんと把握している所はないが、概数で把握している施設はあり、１日あたりの利用者数は４０人～２００人の範囲である。利用者の居住範囲については、500m 以内と答えたところも、5km 以上と答えたところもあり、一定していなかった。

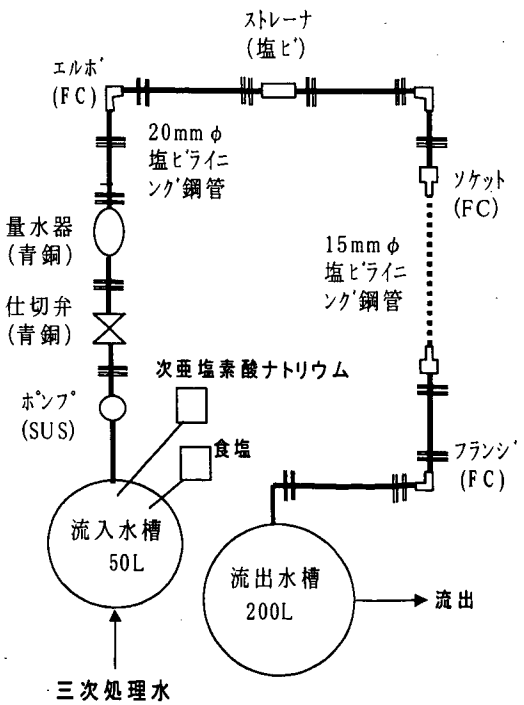
（3）評価及び課題　再利用による苦情の件数は少なく、利用者の評価は良いと判断されている。しかし、安全性については、逆浸透膜処理を行っている場合を除き、せせらぎ等での身体接触に伴う感染や有害物摂取のリスクを懸念する所が多かった。また、再利用にかかる費用について、高度な処理を付加している施設では、「高い」と感じている。今回調査した施設の中で、これらのリスクやコストパフォーマンスに関する定量的な評価を実施したところはなく、リスク評価手法や、便益評価手法を整備して適切な評価が行われるようにする必要がある。

（4）考察　修景・親水用水利用では上水価格での代替評価や、利用可能な河川水や地下水を得るための費用による代替評価が可能であると考えられる。その際、再生水利用が原因で生じる施設の汚れのために、清掃等の作業量が増大するので、これらに要する費用の増分を割り引けば、妥当な評価になるものと考えられる。修景・親水用水利用の便益評価は、施設の形態や設置環境によって異なり、類似施設である公園と同様の便益になると考えられる。

3．再生水による管路腐食

3．1　調査の目的と方法

下水再生水は同地域内の上水より塩類濃度が高いため、金属の腐食を生じやすい。また、有機物や無機栄養塩類が残留しているため、これらを利用して増殖す



図－２　管路腐食実験装置

る微生物が発生し、酸の生成によって腐食が促進される可能性がある。これらの現象が生じやすい条件を把握し、その対策を検討するため、実験施設内に模擬管路を作り、K浄化センター高度処理水に塩素等を加えた再生水を流して管路通過前後の再生水中の鉄や銅の濃度等を分析し、実験条件と金属溶出量の関係を調べた。実験装置の概要と実験条件を図－２及び表－６に示した。

表－６　管渠腐食実験条件

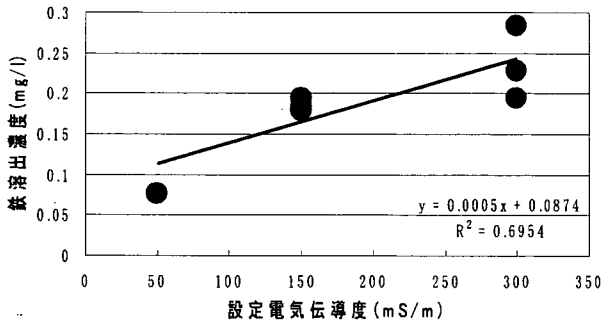
RUN No.	期　間	設定塩素濃度(mg/l)	設定電気伝導度(mS/m)
1	11/3--11/11	1	-
2	11/12-11/15-	2	-
3	11/16-11/19	3	-
4	11/26-12/1	4	-
5	1/23- 1/27	0	50
6	2/2--- 2/5	0	150
7	2/7--- 2/8	0	300
8	2/9--- 2/10	2	150
9	2/10- 2/11	2	300
10	2/12	4	300
11	2/13	4	150

表－７　管渠腐食実験結果(平均)

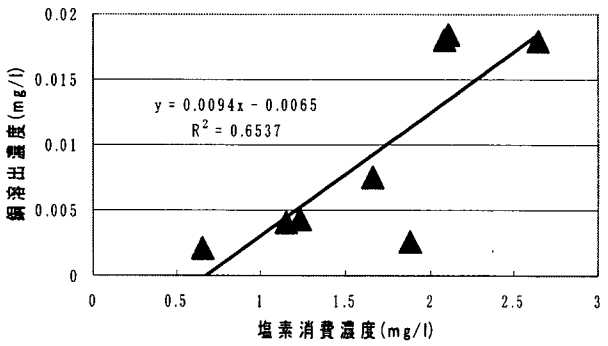
RUN No.	塩素消費濃度 (mg/l)	鉄溶出濃度 (mg/l)	銅溶出濃度 (mg/l)
1	0.75	0.09	0.0093
2	1.40	0.09	0.0031
3	2.13	0.12	0.0061
4	2.58	0.12	0.0163
5		0.08	0.0010
6		0.18	0.0014
7		0.28	-0.0006
8	1.36	0.19	0.0006
9	1.41	0.19	0.0052
10	1.76	0.23	0.0003
11	2.56	0.18	0.0008

３．２　実験結果

実験結果を表－７に示した。配管接続部等で露出している鋼管部分から鉄の、青銅製品から銅の溶出があり、鉄の溶出量と再生水の電気伝導度(図－３）及び残留塩素濃度との間、銅の溶出濃度と塩素消費（図－４）及び残留塩素濃度との間に相関関係が認められた。この結果から、上水より電気伝導度が高い再生水では鋼管の腐食が生じやすい条件にあり、上水より厳重な防食対策が必要であると考えられる。また、銅も残留塩素濃度が高く塩素消費が多いと溶出量が増大する傾向にあり、銅合金も防食対策が必要と考えられる。



図－３　電気伝導度と鉄溶出の関係



図－４　塩素消費と銅溶出の関係

４．おわりに

下水処理水再利用の評価は概ね良好であるが、都市の水資源として継続して利用されるには、費用に見合う便益を得る必要がある。便益評価は地域特性の影響を受けて複雑であり、今後、具体的なケーススタディによって適合条件の検討を進める予定である。また、経済的合理性の他、環境負荷を加味した総合的な評価も必要であると考えられる。

参考文献

１）国土庁水資源部「日本の水資源」（平成10年版）

２）Ogoshi M. Suzuki Y. Asano T. "Water Reuse in Japan" IWA Proceeding of 3rd International Symposium on Wastewater Reclamation Recycling and Reuse

３）土木研究所資料　下水道関係調査研究年次報告書集　昭和55年度～平成元年度　窒素の除去に関する調査（昭和55～昭和59年）及び下水処理水の再利用に関する調査（昭和60年～平成元年）

6．窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　重村　浩之
交流研究員　小椋　直樹

1．はじめに

閉鎖性水域の富栄養化問題に対処するため、窒素・りん除去法を導入する下水処理施設の増加が見込まれる。しかし、窒素・りん除去法は標準活性汚泥法よりもエネルギーを多量に消費するため、本処理法の普及による地球環境への負荷が増加するおそれがある。本調査では、窒素・りん除去法の良好な処理水質を保つ範囲内での消費エネルギーの削減を目的として、単位プロセスおよびシステムのエネルギー効率改善の観点から、窒素・りん除去の運転および設計手法等の検討を行う。

１１年度は、神戸市ポートアイランド処理場で前年度に引き続き、嫌気槽および無酸素槽の間欠曝気撹拌について、継続運転および最適な撹拌間隔の把握を行った。また、神戸市垂水処理場では、曝気風量制御法による処理成績の違いの把握、異なる高度処理法での余剰汚泥生成量の比較を行った。

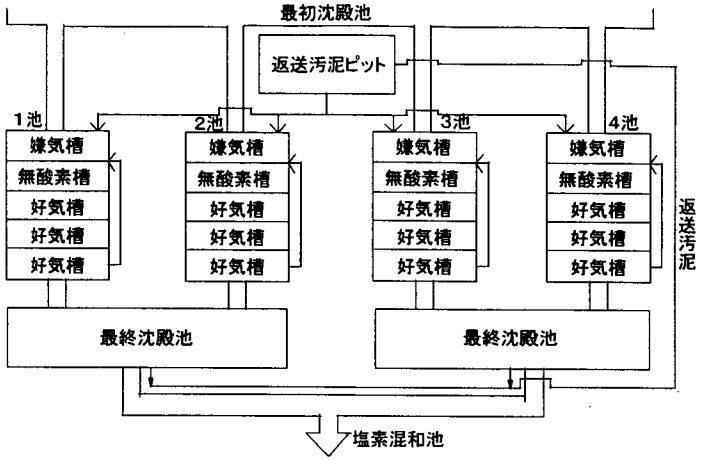


図２－１　ポートアイランド処理場の概略図

2．省エネルギー的な撹拌法の検討

2．1　調査対象処理場の概要および運転条件

本実験は、神戸市ポートアイランド処理場で行った。**図２－１**に、ポートアイランド処理場の概略図を示す。ポートアイランド処理場はA_2O法で運転している。嫌気槽および無酸素槽の撹拌は、連続回転式機械撹拌もしくは間欠曝気撹拌で行われている。また、**表２－１**にポートアイランド処理場の諸元を示す。**表２－２**に、嫌気槽および無酸素槽の撹拌条件を示す。原則として、１池において間欠曝気撹拌を、２池において連続回転式機械撹拌を行った。

サンプリング時刻については、事前に現地で 24 時間調査を行い、１日の平均値に近い値をとる時刻(13 時)をサンプリング時刻に選定した。サンプリング箇所は、最初沈殿池流出水、反応槽内の数カ所、処理水および返送汚泥であった。また、２池の無酸素槽はスカムが多かったので、水深 3m の位置のサンプルをポンプで採水した。その他のサンプルに

表２－１　ポートアイランド処理場の概要

処理水量(平成 10 年度平均)	8682m³/d
処理能力	12000m³/d
処理水量／処理能力	0.72
処理法	嫌気－無酸素－好気法
１池当たりの反応槽容量	1624m³
反応槽水深(m)	5.0
HRT (hr)	18.0
嫌気槽および無酸素槽の撹拌方法	間欠曝気（１池） 回転式機械撹拌装置※1（２，３，４池） 嫌気槽：動力 3.7kW、回転数 320rpm 無酸素槽：2.2kW、回転数 420rpm
平均返送汚泥比(%)	38.4%
平均硝化液循環比(%)	148.2%

※１：嫌気槽撹拌機は動力 3.7kW、回転数 320rpm、無酸素槽撹拌機は 2.2kW、回転数 420rpm である。

表２－２　ポートアイランド処理場の運転条件

月	１池（一時期を除き間欠曝気撹拌）				２池（回転式機械撹拌）
	嫌気槽		無酸素槽		
	撹拌	停止	撹拌	停止	
4，5月	1分	119分	1分	4分	連続機械撹拌
6，7月			連続機械撹拌		
8，9月			1分	19分	
10，11月			1分	14分	
12，1月			1分	9分	

ついては、水深 1m の位置のサンプルを柄杓で採水した。さらに、DO および ORP の測定において、水深 3m の位置で測定した。

2．2　実験結果

2．2．1　嫌気槽の処理成績

図２－２に嫌気槽の PO_4-P 放出状況を示す。表２－２の撹拌条件と照らし合わせて考えると、間欠曝気撹拌により異常に大きくりんが吐き出される時期があった。これは汚泥の堆積が原因しているものと考えられる。

図２－３に、最初沈殿池出口と好気槽の PO_4-P 濃度を示す。11 年度は、第４区画出口の濃度を好気槽濃度として測定した。最終区画ではなく第４区画の濃度を好気槽濃度として扱ったのは、第５区画で凝集剤（PAC）を添加しているためである。６月頃から、間欠撹拌を行っている１池の方が、２池よりも好気槽りん濃度が高くなった。この理由としては、①間欠曝気撹拌による反応速度の低下、②１池の吐き出し濃度が高すぎること（好気槽滞留時間の不足）が考えられる。しかし、９月中旬頃から第４区画出口の PO_4-P 濃度に差がなくなり、全般的には、昨年度と同様に、間欠曝気撹拌と連続機械撹拌の間で、りん除去成績に大きな差はないといえる [(1)]。

図２－４に、りん流入負荷と残存量の関係を示す。りん流入負荷量および残存量は、ともに流入もしくは流出するりんの総量を最初沈殿池流出水量で割ったものである。(a)より、平成 10 年度において、無撹拌の条件でりん残存量が多かったが、間欠撹拌と連続撹拌では大きな差が無かった。(b)の平成 11 年度でも、間欠曝気撹拌と連続機械撹拌の値に大きな違いが見られなかった。以上より、全般的には、間欠曝気撹拌と連続機械撹拌において、処理成績に大きな違いは見られないものと考えられる。

図２－５に嫌気槽酢酸濃度と好気槽 PO_4-P の関係を示す。間欠曝気撹拌を行っていた第１池の方が酢酸が多く残存していたが、流入水中の値（約 30mg/L）よりもかなり

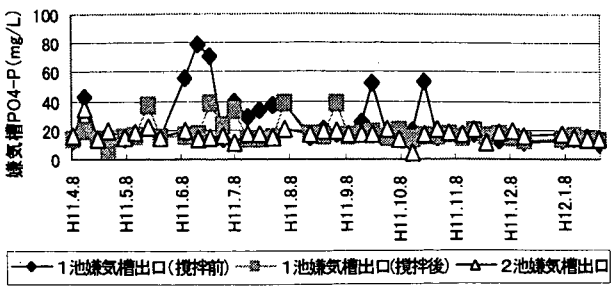


図２－２　処理場嫌気槽の PO_4-P 濃度

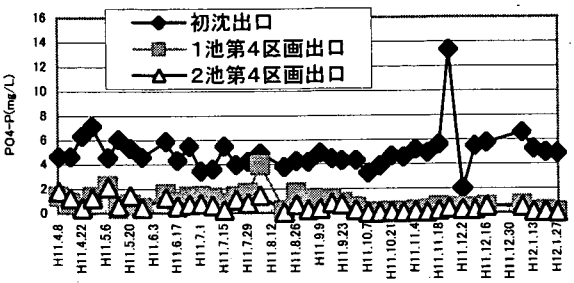
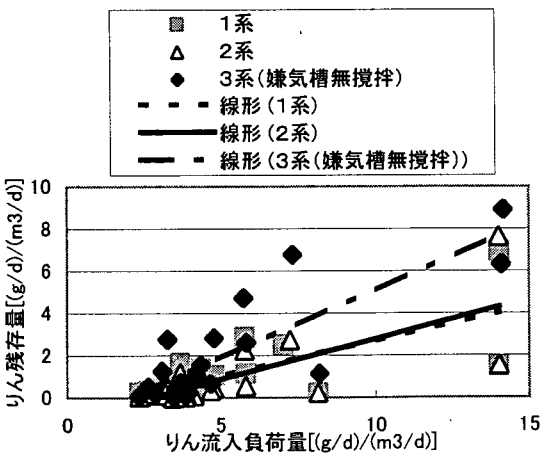
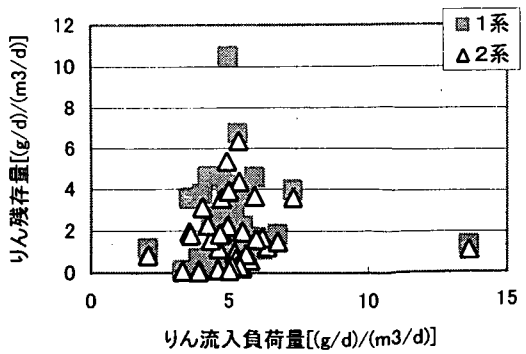


図２－３　初沈出口および好気槽の PO_4-P 濃度



(a)平成 10 年度



(b)平成 11 年度

図２－４　りん流入負荷と残存量

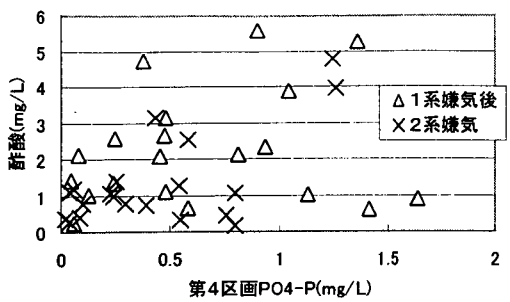


図２－５　嫌気槽酢酸と好気槽 PO_4-P

減少しており、両池で十分にりん除去に使われていると考えられる。間欠曝気撹拌は活性汚泥による酢酸摂取に関しても悪影響を与えていなかったと考えられる。

2．2．2　無酸素槽の脱窒成績

図2－6に、ポートアイランド処理場無酸素槽のNOx-N濃度を示す。1池のNOx-Nの値について、間欠曝気を行っているときは、曝気前の値を採用した。1池において、5分周期および連続撹拌のときは、連続撹拌のときと同等もしくはそれ以上の脱窒処理成績を示していたが、20分周期のときは、高水温期にも関わらず、連続撹拌よりも処理成績が悪い傾向が見られた。これは10年度の結果と一致しており、間欠曝気の周期として、20分は長すぎると考えられる。間欠撹拌周期を15分にした10月以降は処理成績が回復していた。しかし、12月以降、間欠撹拌周期を10分にしたときは、1池においてかなり処理成績が悪化した。これについては、**図2－7**より、反応槽水温の低下が原因となっている可能性も考えられる。なお、周期を5分にしても、水中のDO濃度はほとんどの期間で0mg/Lであった。

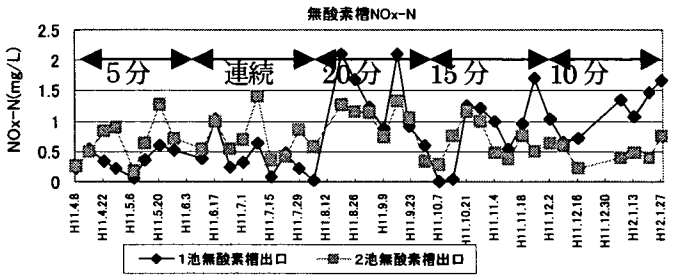


図2－6　無酸素槽のNOx-N濃度
※図中の数字は間欠曝気撹拌周期

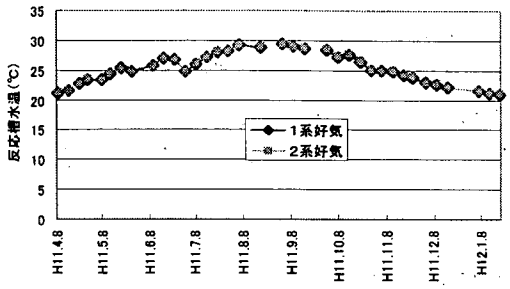


図2－7　反応槽の水温

図2－8に平成11年度の無酸素槽のORPの経日変化を示す。1池の脱窒成績が悪かった時期に、ORPが高い傾向にある[(1)]。12月以降において、1池のORPが低いのは、測定に問題があったためであると考えられる。

表2－3に平成10年度および11年度のORPおよびNOx-Nの平均値の比較表を示す。データより、平成10年度においては、脱窒処理の不調[(1)]がORPに示されていることがわかる。これより、ORPは無酸素槽内の脱窒状況を把握するのに有効であると考えられる。

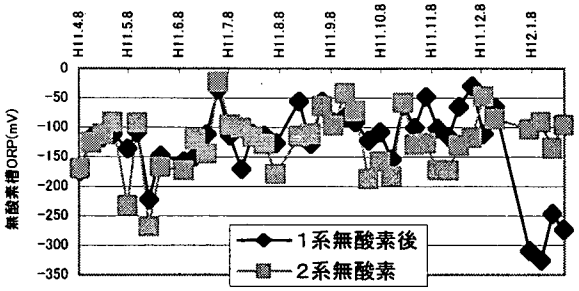


図2－8　無酸素槽のORP

表2－3　無酸素槽平均ORPと平均NOx-Nの比較

サンプル名	ORP(mV)	NOx-N (mg/L)
10年度1系	-89	2.1
10年度2系	-117	0.48
11年度1系	-128	0.76
11年度2系	-124	0.70

2．2．3　電力消費量の削減

表2－4より、平成11年度の実験期間において、窒素・りん除去に必要な機器であるブロアー、撹拌機および循環ポンプの電力消費量が全体に占める割合は、18.3%、4.2%および6.5%であった。なお、撹拌機の電力消費は、ポートアイランド処理場内の4池すべての嫌気槽および無酸素槽に回転式の連続撹拌

表2－4　窒素・りん除去に必須の機器の電力使用量の割合(平成11年度)

	水処理系	処理場全体
ブロアー	31.9	18.3
撹拌機	7.3	4.2
循環ポンプ	11.4	6.5

機を設置したと仮定して求めている。撹拌機について、大きくはないものの、無視できない電力消費量となっている。

撹拌エネルギーを間欠曝気撹拌と連続機械撹拌に分けて、処理水量および反応タンク容積あたりで求め、また流入する水の速度・位置エネルギーも合わせて算出した(表2－5)。なお、1系間欠曝気の運転条件は、嫌気タンク：1分曝気／120分、無酸素タンク：1分曝気／15分とし、流入下水、返送汚泥、循環水による流入エネルギーはポンプ効率を80%として算出した。

表2－5　撹拌エネルギーの比較

		嫌気タンク		無酸素タンク	
		撹拌	流入	撹拌	流入
水量あたり (Wh/m³)	1系（間欠曝気）	0.5	3.4	5.1	2.0
	2系（連続機械）	30.8	3.3	19.5	2.1
容積当たり (W/m³)	1系（間欠曝気）	0.14	0.94	1.4	0.56
	2系（連続機械）	8.6	0.93	5.4	0.58

表2－5より、間欠曝気撹拌の導入によって、44Wh/m³処理水のエネルギー（水処理系で消費されるエネルギー（全国平均）の約9%）が削減されることが明らかになった。また、嫌気タンクの間欠曝気の撹拌エネルギーは流入エネルギーに比べて小さいが、汚泥濃度を一時的に均一化する上で効果があるものと考えられる。

2．3　撹拌法に関するまとめ

(1) りん除去に間欠撹拌が有効に機能した。

(2) 無酸素槽での間欠撹拌の適用については、インターバルが長すぎないようにしなければならない。

(3) 間欠曝気撹拌により、電力消費が削減できる。

3．処理場における最適な空気倍率

下水処理場において、ブロアーは最も電力を消費する装置である。曝気風量制御は、ブロアーの電力消費を抑制するのに有効な手段といえる。ここでは、空気倍率の制御による電力削減を検討する。

3．1　垂水処理場の概要および処理条件

表3－1に、垂水処理場の運転条件を示す。垂水処理場は、1系が6池、2系が4池から成り、1池が18区画に区分できる。平成10年度の処理水量の平均は95,314m³/dであった。ここで、曝気風量制御法別の処理成績および処理法別の汚泥生成量を比較した。図3－1に垂水処理場の概略図を示す。

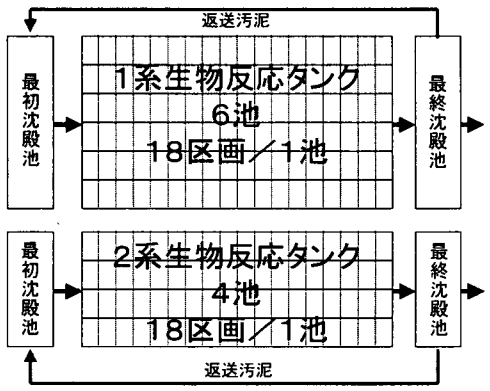


図3－1　垂水処理場の概略図

表3－1　垂水処理場の運転条件

月	1系	2系	着眼点
4，5月	ステップ式2段硝化脱窒法 曝気風量一定制御	ステップ式2段硝化脱窒法 流入量比例制御	曝気風量 制御法
6，7月	AO法 DO濃度一定制御	AO法 流入量比例制御	曝気風量 制御法
8，9月	ステップ式2段硝化脱窒法 （空気倍率を8～9倍に設定）	AO法 （空気倍率を8～9倍に設定）	汚泥発生量
10，11月	AO法 （末端DO濃度を2mg/L）	ステップ式2段硝化脱窒法 （末端DO濃度を2mg/L）	汚泥発生量

3．2　処理成績

3．2．1　垂水処理場での処理成績

1系、2系の比較を**表3－2**に示す。流入量比例制御法において、硝化がより進行しているのがわかる。SRTが硝化に有利な条件になっているものの、流入負荷に応じた曝気量制御が硝化に必要な酸素量を効果的に供給することができたと考えられる。

3．2．2　処理法と汚泥生成量の関係

図3－2にSRTと空気倍率の関係を示す。系や処理法による影響よりも、空気倍率に左右されていることがわかる。

表3－2　1系および2系の比較

分析項目	4，5月		6，7月	
	1系	2系	1系	2系
空気倍率	9.1	10.0	8.6	10.0
曝気風量制御法	風量一定	流入量比例	DO一定	流入量比例
SRT	8.7日	11.5日	8.1日	9.6日
好気2槽 NH_4-N	7.15mg/L	2.10mg/L	2.70mg/L	0.66mg/L
好気2槽 NOx-N	9.05mg/L	14.5mg/L	17.7mg/L	24.5mg/L

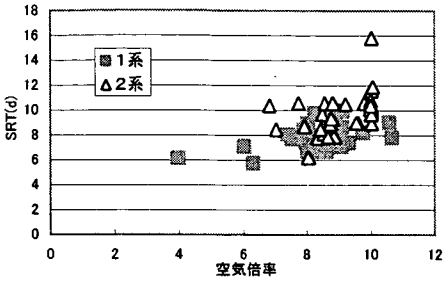


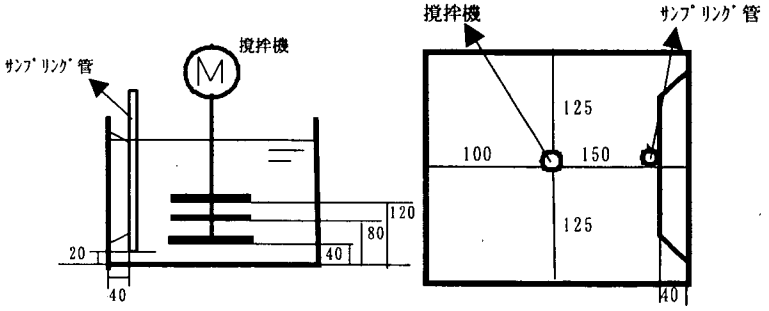
図3－2　空気倍率とSRTの関係

4．嫌気槽および無酸素槽の撹拌と処理状況に関する調査

窒素・りん除去法では、標準法と比べて嫌気槽および無酸素槽の撹拌に余分な電力を消費する。このため、間欠曝気などの電力消費量の小さな撹拌法を考慮する必要があるが、処理効率は落とさないようにしなければならない。そこで、撹拌条件、処理効率、およびMLSS濃度の関係を把握することを目的として実験を行った。

4．1　実験方法

図4－1に示すベンチスケール実験装置で脱窒試験およびりん放出試験を行った。全容量18.8L(25cm平方×H30cm)の容器に活性汚泥を12.5L（水深20cm）入れ、水面を発泡スチロール製のボールで覆って、30分おきに上層と底層のサンプルを採取した。底層のサンプルは、底から2cm、側面から4cmの位置で採取し、上層のサンプルは、底層のサンプル採取箇所の直上の水面の位置で採取した。実験条件を**表4－1**に、実験に使用した汚泥の種類を**表4－2**に示す。汚泥は、A_2O法パイロットプラント[(2)]のものを使用した。分析項目は、各態窒素・りんおよびMLSS濃度等とした。



(a)立面図　　(b)平面図

図4－1　ベンチスケール実験装置

表4－1　ベンチスケールでの脱窒・脱りん実験の実験条件

RUN		1	2	3	4	5
開始時MLSS (mg/L)	脱窒	2035	2190	1785	1895	1660
	りん放出	7270	6555	6685	5020	5095
撹拌速度（rpm）		5	10	20	40	60

表4－2　実験に使用した汚泥の種類

実験	汚泥の種類
脱窒	嫌気槽混合液：最初沈殿池流出水＝2：1
りん放出	返送汚泥：最初沈殿池流出水＝2：1

4．2　実験結果

図4－2に、撹拌速度とタンク下層における脱窒速度およびMLSS濃度の関係を示す。撹拌速度の遅いときは、MLSSが浮上して、下層のMLSS濃度が低くなり、十分な反応速度が保てなかった。

図4－3に、りん放出試験時の各RUNの実験終了時におけるMLSS濃度を、撹拌速度別に示す。撹拌速度10rpm以下では、汚泥が沈降していた。**図4－4**には、タンク上層および下層でのりん放出速度および実験開始時における槽内平均のNOx-N濃度を示す。撹拌速度10rpm以下では、上層において、若干りん放出速度が遅くなり、MLSS濃度の影響がみられたが、脱窒速度ほどの大きな影響はみられなかった。この結果と、第2章の結果をあわせると、りん放出反応は、脱窒反応よりもMLSS濃度の影響を受けにくいと考えられる。また、**図4－4**より、撹拌速度40rpmおよび60rpmのときに20rpmのときよりもりん放出速度が小さかったが、この原因として、実験開始時のNOx-N濃度が考えられた。RUN4および5のときに実験に用いた返送汚泥中に多くのNOx-Nが残存していたため、りん放出がすぐに起こらなかったと考えられる。**図4－5**に、RUN5の下層におけるPO_4-PおよびNOx-N濃度の経時変化を示す。NOx-Nが存在する間は、りんの放出が抑制されていた。

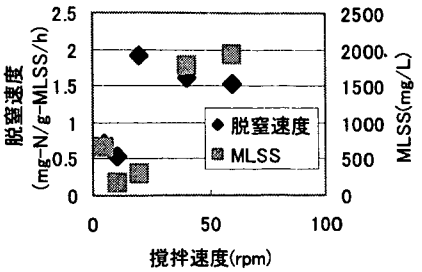


図4－2　脱窒速度成績

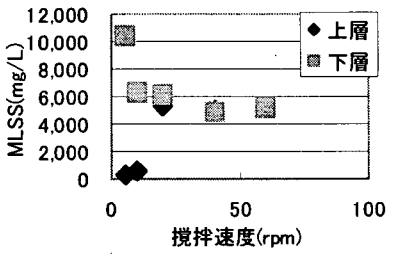


図4－3　りん放出試験でのMLSS

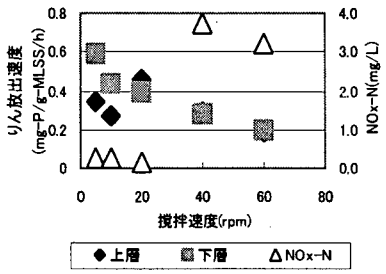


図4－4　りん放出速度成績

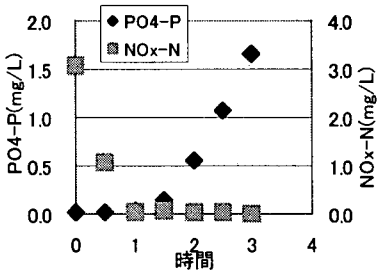


図4－5　RUN5下層のりん放出試験

5．返送汚泥と最初沈殿池流出水による嫌気槽の撹拌

これまで、嫌気槽および無酸素槽のインペラ型機械撹拌の代わりとして間欠曝気撹拌を検討してきたが、生物反応タンクの最上流部に流入してくる返送汚泥と最初沈殿池流出水の水流にも汚泥撹拌力が存在する。ここでは、返送汚泥および最初沈殿池流入水による撹拌力を、槽内のMLSS濃度の分布を測定することにより評価した。

5．1　実験方法

本実験は、A^2/O法パイロットプラント[2]の嫌気槽を用いて行った。図5－1に、嫌気槽での試料採取位置の概要を示す。嫌気槽を含む反応槽の水深は2mである。サンプル採取箇所は最初沈殿池流出水、返送汚泥、嫌気槽(計10カ所)および無酸素槽であり、測定項目は、MLSS、pH、DO、ORPおよび溶解性窒素・りん濃度である。表5－1に、本実験における各RUNの実験条件を示す。なお、流入水流量は1.0m^3/hとした。

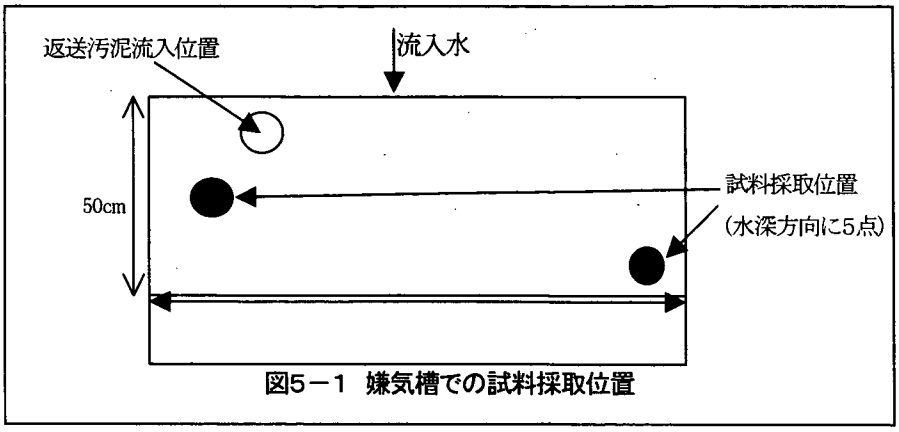


図5－1　嫌気槽での試料採取位置

表５－１　水流による嫌気槽撹拌実験・実験条件

RUN	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
流入水の流入水深(cm)	0	90	90	90	90	90	90	135	135	135
返送汚泥の流入水深(cm)	0	0	60	60	60	120	180	60	60	60
返送汚泥の流入方向	垂直下方	垂直下方	垂直下方	45°下方	水平	水平	水平	垂直下方	45°下方	水平
返送汚泥のMLSS(mg/L)	1,140	3,560	8,280	6,050	7,540	4,410	21,050	6,840	6,060	6,640
返送汚泥流量(m^3/h)	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6	0.6

５．２　実験結果

図５－２に、RUN２，３および８における嫌気槽出口付近の水深方向のMLSS濃度を示す。RUN８のみ、水面および水底近傍を除き、MLSSが一定していた。この傾向は、RUN９および10でも同様であった。これは、比重が活性汚泥混合液よりも軽い流入水を反応槽底部に、比重の重い返送汚泥を反応槽上部に流入させることによって、汚泥が比較的良好に撹拌されたものと考えられる。なお、RUN8～10において、返送汚泥の流入方向による違いはみられなかった。図５－３に、RUN２，３および８における嫌気槽出口付近の水深方向のPO_4-P濃度を示す。RUN２および３で水深135cm付近でりんの過放出が起こっているのに対し、RUN８では、水面および水底近傍を除き、PO_4-P濃度が5～20mg/Lの範囲を保っていた。これについても、RUN９および10において同様であり、流入水を反応槽底部に、かつ返送汚泥を反応槽上部に入れる撹拌方法が、嫌気槽内の汚泥分布を均等に保つのに有効であると考えられる。

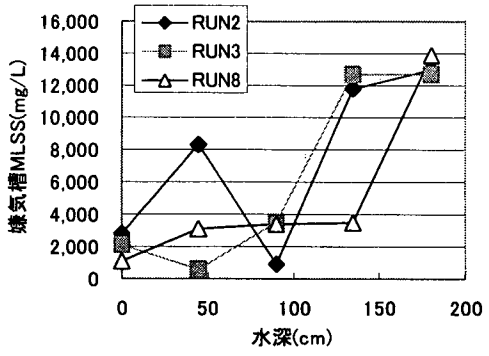


図5－2　嫌気槽出口付近の水深方向のMLSS濃度(RUN2，3および8)

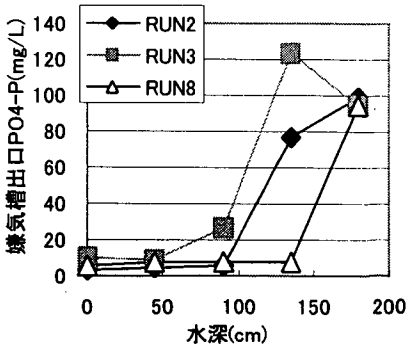


図5－3　嫌気槽出口付近の水深方向のPO_4-P濃度(RUN2，3および8)

6．微生物固定化担体を添加した好気タンクにおける酸素移動効率

微生物固定化担体（以下、担体）を用いた硝化法は、従来の担体を用いない硝化法に比べ、硝化細菌を高濃度に保持できるため、処理時間が短縮でき、その結果処理施設の省スペース化が望める。しかし、そのエネルギー面での評価はまだされていない。本研究では好気タンクを対象として、生物処理のエネルギー効率に大きな影響を与える酸素移動効率を詳細に調べた。

6．1　研究方法

6．1．1　実験装置

実験装置の概略を**図6－1**に、実験装置及び固定化担体の仕様を**表6－1**に示す。様々な曝気条件での実験を可能とするため、散気筒の孔径は3種の大きさのものがあり、全面曝気と旋回流曝気の2種類の気泡の流れが可能となっている。また、硝化実験の際のアンモニウム塩不足とアルカリ度不足を防ぐために、NH_4Cl と $NaHCO_3$ の添加か可能な構造になっている。

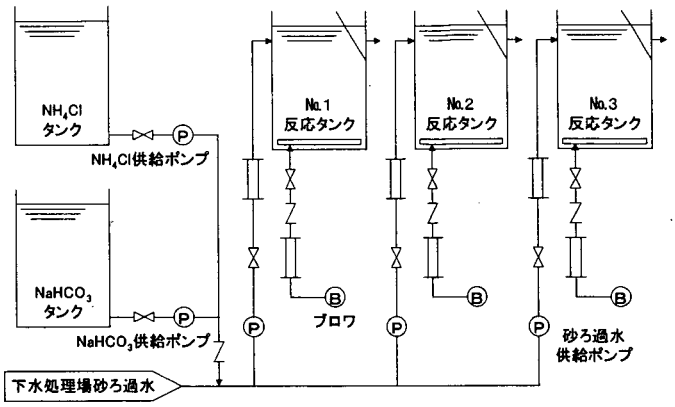


図6－1　実験装置の概要

表6－1　実験装置および固定化担体の仕様

装　置　名	仕　様			
反応タンク	材質：透明塩ビ、寸法：460 ㎜×960 ㎜×1970 ㎜、容量：0.87m³、数量：3基			
曝気用ブロワ	能力：0.4m³/min × 3000 ㎜ Aq、動力：0.75kW × 200V × 3 φ、数量：3台			
散気管		No.1反応タンク	No.2反応タンク	No.3反応タンク
	寸法	O.D.36 ㎜φ × I.D.25 ㎜φ × 300 ㎜ L × 6本（1反応タンクにつき）		
	材質	MMA（ﾒﾁﾙﾒﾀｸﾘﾚｰﾄ樹脂）	ABS（ｱｾﾄﾆﾄﾘﾙﾌﾞﾀｼﾞｴﾝｽﾁﾚﾝ）	ABS（ｱｾﾄﾆﾄﾘﾙﾌﾞﾀｼﾞｴﾝｽﾁﾚﾝ）
	空孔径	100 μm	300 μm	500 μm
	空孔率	32 ～ 37%	30 ～ 35%	30 ～ 35%
砂ろ過水ポンプ	モノフレックスポンプ、動力：0.75kW × 200V × 3 φ、数量：3台			
NH_4Cl 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.25m³/min × 15 kg/m²、動力：0.2kW × 200V × 3 φ			
$NaHCO_3$ 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.85m³/min × 15 kg/m²、動力：0.2kW × 200V × 3 φ			
薬品タンク	材質：ポリプロピレン、容量：1m³、数量：2基			
固定化担体	材質：ポリプロピレン、形状：中空円筒 O.D.4 ㎜φ × 5 ㎜ L、 真比重：1.025g/cm³、比表面積：1410m²/m³、嵩密度：0.271g/cm³			

6．1．2　実験方法

6．1．2．1　未硝化時の総括酸素移動容量係数

総括酸素移動容量係数（K_La）は、担体などの固形物を水中に混合すると低下すると言われており、また、流入下水の性状によっても変化することが知られている。本実験ではまず、担体に硝化細菌が付着していない条件において、担体添加率や曝気風量、ならびに、曝気方式（全面曝気・旋回流曝気）が K_La に与える影響を回分実験により調査した。実験条件を**表6－2**に示す。なお、K_La は非定常法 [(3)] により測定した。

表6－2　回分実験の条件

担体添加率(v/v%)	0,5,10,20,30
曝気量(Nm³/min)	0.10, 0.18, 0.26, 0.34
曝気方式	全面曝気、旋回流曝気

※担体添加率は嵩容量ベース

6．1．2．2　ガスホールドアップの測定

ガスホールドアップ(ε_g)は、曝気による水位の上昇を測定することで求められ、水中に滞留する気泡の量を示すものである。本実験でも前項と同様に、担体添加率、曝気量ならびに曝気方式がε_gに与える影響を調査するため、**表6－2**に示す条件で実験を行った。実験方法を**表6－3**に示す。

表6－3　ε_gの実験方法

①　反応装置に砂濾過水を流出口よりあふれるまで入れる（この高さをhとする）。
②　所定の空気量で曝気する。
③　流出口から水があふれ出なくなるまで曝気する。
④　あふれ出なくなったら曝気を停止し、水面の低下量を測定する（この高さを△h）。
⑤　△h/(△h+h)をε_gとする。

6．1．2．3　硝化進行中のK_La、酸素移動効率、ならびに酸素移動動力効率

連続的にアンモニア基質を供給して、硝化細菌を担体上に増殖させて酸素消費速度(r_C)を測定し、硝化がK_La、酸素移動効率(E_A)、ならびに酸素移動動力効率(E_P)に与える影響を評価した。実験条件を**表6－4**に示す。水温、流入水NH_4-N濃度（NH_4-N_{in}）は平均値を示す。K_Laは、測定した水質データからr_Cを求め、酸素供給速度(r_S)に代入し算出した。E_Aは、好気タンク中に導入された酸素重量に対する溶解酸素量の比で表され、E_Pは、曝気装置の消費動力に対する酸素消費速度の比で表される。r_C、r_S、K_La、E_AならびにE_Pは**表6－4**中の式により求められる。

表6－4　連続実験の条件

		run 1	run 2	run 3	run 4	run 5
期間		11/1 ～ 11/17 (17日間)	11/19 ～ 12/15 (27日間)	12/16 ～ 1/13 (29日間)	1/14 ～ 2/15 (33日間)	2/21 ～ 3/2 (11日間)
水温(℃)		23.1	21.2	19.3	18.6	18.1
流入水量(m^3/h)		1.0				
NH_4-N_{in}(mg/L)		4.94	11.01	20.03	33.88	36.03
担体添加率 (%)	No.1	10			20	—
	No.2	10			—	
	No.3	10			10	30
曝気量(m^3/min)		0.10			0.10, 0.18, 0.26	
曝気方式		全面曝気			全面曝気，旋回流曝気	

$$r_C=Q_{in}\{(DO_{out}-DO_{in})+(NO_X-N_{out}-NO_X-N_{in})\times 4.57+(COD_{in}-COD_{out})\}\times 10^{-3}$$

$$r_S=K_La(DO_S-DO)V\times 10^{-3}$$

$$K_La=\frac{Q_{in}\{(DO_{out}-DO_{in})+(NO_X-N_{out}-NO_X-N_{in})\times 4.57+(COD_{in}-COD_{out})\}}{(DO_S-DO)V}$$

$$E_A=\frac{Q_{in}\{(DO_{out}-DO_{in})+(NO_X-N_{out}-NO_x-N_{in})\times 4.57+(COD_{in}-COD_{out})\}\times 10^{-3}}{G_S\cdot\rho\cdot O_W}\times 100$$

$$E_P=\frac{Q_{in}\{(DO_{out}-DO_{in})+(NO_X-N_{out}-NO_X-N_{in})\times 4.57+(COD_{in}-COD_{out})\}\times 10^{-3}}{P}$$

G_S:曝気量(m^3/h)，ρ:空気密度(=1.293kg/Nm^3)，O_W:空気中の酸素含有量(=0.233kg-O_2/kg-air)
P:曝気装置の消費動力(kWh)

6．1．2．4　総括酸素移動容量係数の比較

run 4，run 5 において、担体添加率、曝気量並びに曝気方式を変えて実験を行い、未硝化時のK_Laと硝化進行時のK_Laとを比較検討した。実験条件を**表6－5**に示す。表中の水温は平均値を示す。未硝化時のK_Laは6．1．2．1項の回分実験により、硝化中のK_Laは**表6－4**中の式により算出した。

表6－5　比較実験の条件

		run 4						run 5		
反応タンク		No.1			No.3			No.3.		
担体添加率(%)		20			10			30		
流入水量(m^3/h)		1.0			1.0			1.0		
曝気量(m^3/min)		0.10	0.18	0.26	0.10	0.18	0.26	0.10	0.18	0.26
DO_{sat} (mg/L)	全面	6.57	7.91	8.45	6.41	8.03	8.39	4.20	6.45	7.57
	旋回	6.02	7.95	8.39	6.35	8.36	8.50	3.96	6.15	7.19
$NH_4\text{-}N_{in}$ (mg/L)	全面	31.8	42.1	46.0	32.3	41.9	46.1	32.7	34.8	36.1
	旋回	31.9	31.8	45.7	31.9	32.1	46.5	34.4	40.3	37.9
$NH_4\text{-}N_{out}$ (mg/L)	全面	16.4	23.7	28.6	23.0	30.5	33.9	18.1	12.4	11.9
	旋回	16.8	15.2	29.3	23.5	21.8	34.5	19.5	16.8	14.1
水温(℃)		18.9			18.7			18.1		
曝気方式		全面曝気，旋回流曝気								

6．2．実験結果

6．2．1　未硝化時の総括酸素移動容量係数

図6－2に、担体添加率とK_Laとの関係を示す。全般的に、曝気量が大きいほどK_Laも大きく、担体添加率　を10%以上にするとK_Laは小さくなる傾向が見られた。この傾向は曝気量が多い場合に顕著に見られ、低曝気量では、

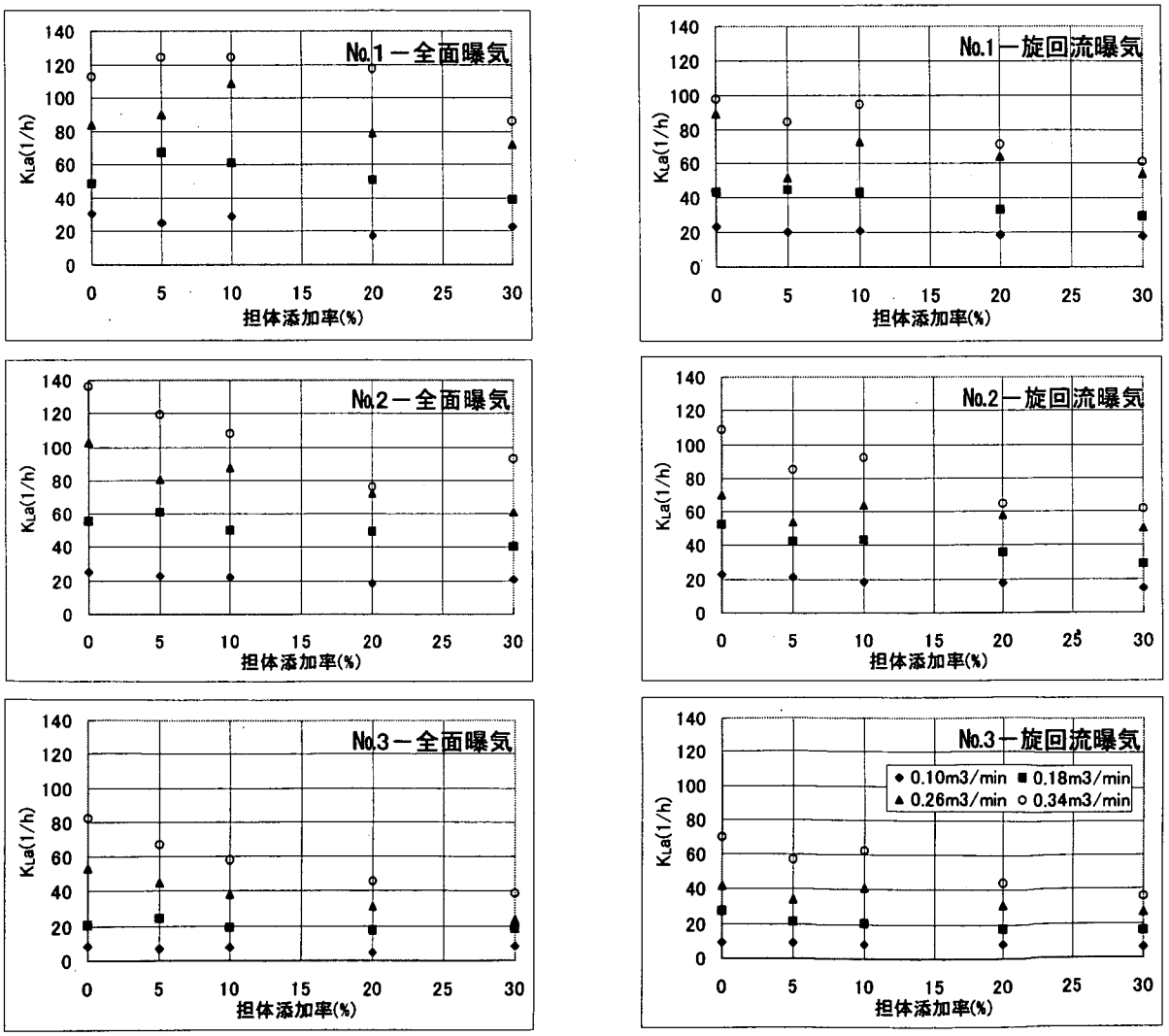


図6－2　担体添加率とK_Laとの関係

担体添加率の影響は小さかった。全面曝気と旋回流曝気とを比較すると、気泡径の小さいNo.1タンク、No.2タンクでは全面曝気の方がK_Laは大きな値を示したが、気泡径の大きいNo.3タンクでは、大きな差は見られなかった。また、No.1タンク及びNo.2タンクに比べ、No.3タンクでは、K_Laの値は全面曝気、旋回流曝気、いずれの場合においても小さかった。

6．2．2　実験装置のガスホールドアップ

図6－3に担体添加率とε_gとの関係を示す。全般的に、曝気量が大きいほどε_gは大きく、担体添加率を10%以上にするとε_gは大きくなる傾向が見られた。この傾向は旋回流曝気の場合よりも全面曝気の場合において顕著であった。全面曝気と旋回流曝気とを比較すると、K_La同様、旋回流曝気の方が小さい値を示した。また、No.1タンク及びNo.2タンクに比べ、No.3タンクでは全面曝気、旋回流曝気、いずれの場合においても小さな値となった。

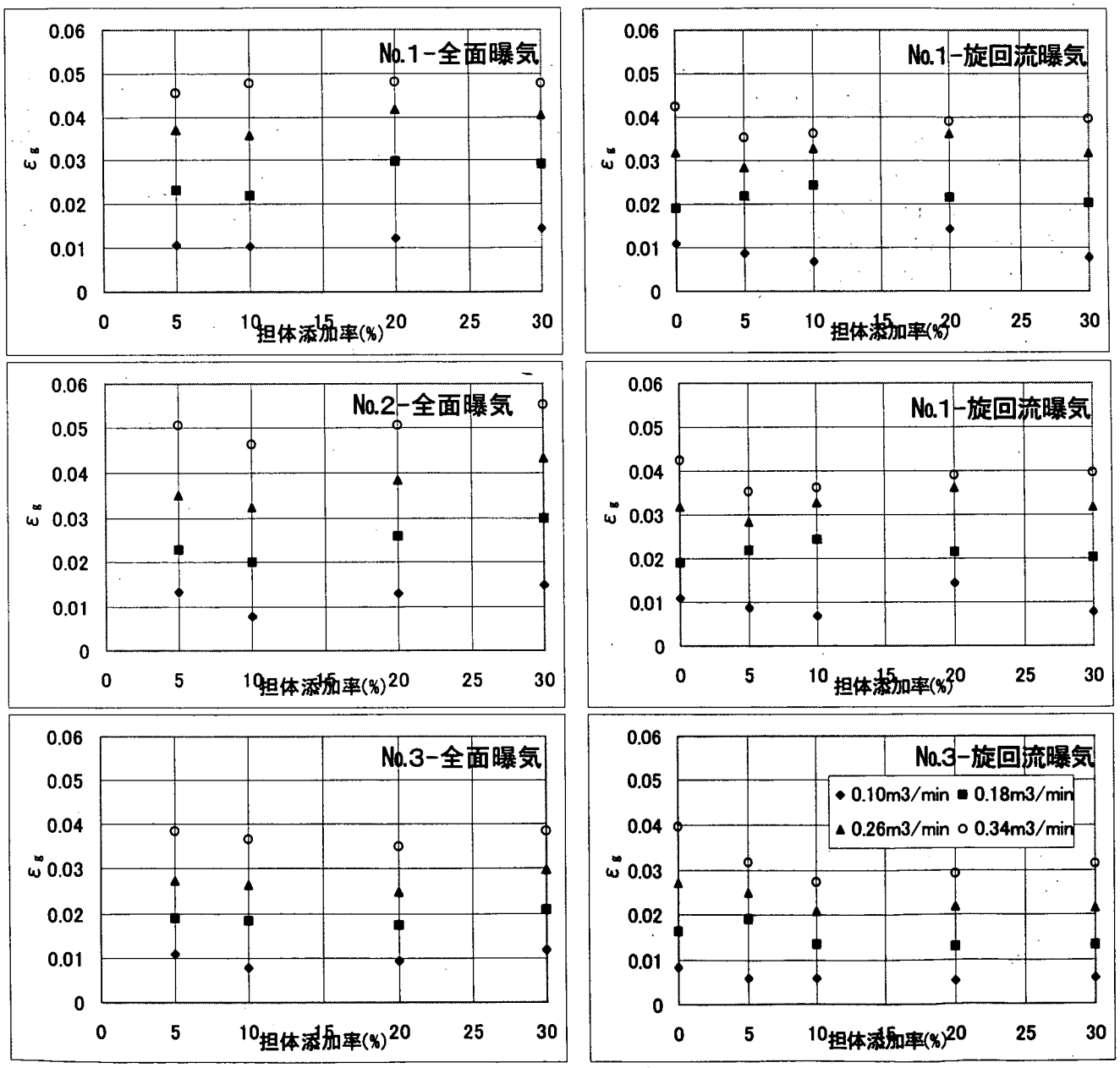


図6－3　担体添加率とε_gとの関係

6．2．3　硝化進行時の硝化速度と酸素移動効率

図6－4 に run 1 から run 3 における硝化速度の経日変化を示す。日を追う毎に硝化速度は増加する傾向にあり、硝化が進んでいることが確認できる。12/7 から 12/17 にかけて、硝化速度は減少しているが、これは流入 NH_4-N 濃度が低くなったためである。硝化がかなり進行している run 3 では、硝化速度の増加傾向が小さくなってきていることが確認でき、また、硝化が十分進んでいる場合、気泡径が大きいほど、硝化速度が小さくなる関係が明らかになった。

図6－5 に run 1 から run 3 における E_A 及び DO の経日変化を示す。図6－4と照らし合わせると、徐々に硝化が進むと共に E_A が上昇したことがわかる。硝化速度が上昇した51日目(12/21)以降は、E_A はほぼ一定となった。DO は№1タンク及び№2タンクではほぼ同じであるのに対し、№3タンクは他の2つに比べ約1 mg/L 程低い値となった。これは、№3タンクの気泡径が大きいため、他の2つより、酸素が水中に溶解しにくいため考えられる。また、run2 以降において DO はほぼ一定の値を示した。

図6－6 に run1 から run3 にかけての E_P の経日変化を示す。**図6－4** より硝化速度は日を追う毎に大きくなる傾向があるが、E_P についても同様に、日を追う毎に E_P が増加する傾向があった。

本実験装置では、酸素供給能力が消費能力を上回り、DO は高い値で推移した。通常の処理とは異なる DO 条件となっているが、硝化の促進にともなって酸素移動効率が向上する傾向が見られた

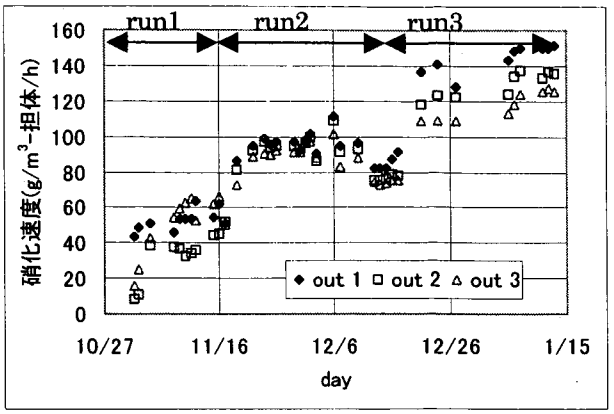


図6－4　硝化速度の経日変化

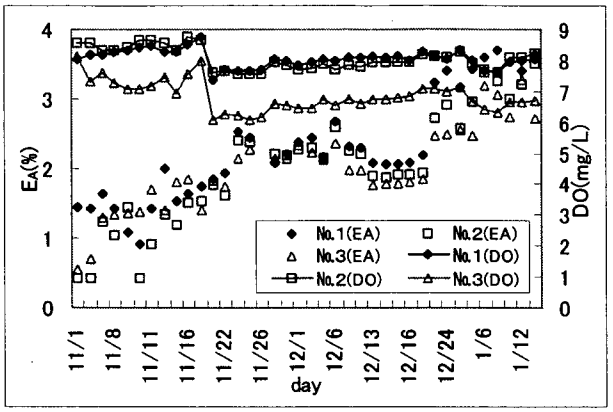


図6－5　E_A および DO の経日変化

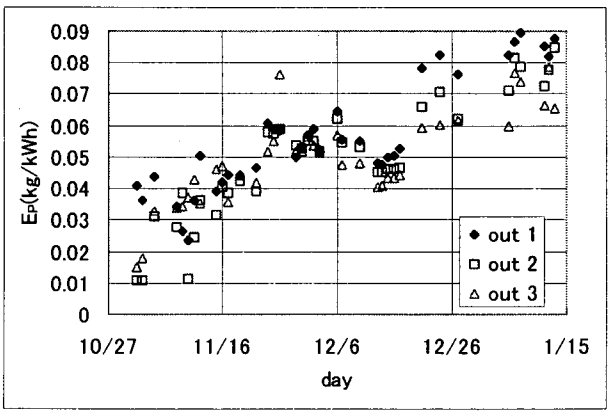


図6－6　E_P の経日変化

6．2．4　硝化進行時の K_La と酸素移動効率

K_La の比較を、№1タンク（run 4）については**図6－7(a)**に、№3タンク（run 5）については**図6－7(b)**に示す。未硝化の場合、図6－2より、一般的に担体添加率を増やすと K_La が減少しているが、硝化が進行している場合は、未硝化で担体を添加していない場合よりも K_La は大きくなっている。しかし、低曝気量の場合は、担体添加および硝化の影響は小さかった。

run 4 では、**表6－5** に示すとおり、DO が高い値を示しており、DO が高い場合には、硝化反応が K_La の増加に及ぼす効果が大きく、DO が低い run 5 では、run 4 に比べてその効果が小さかった。

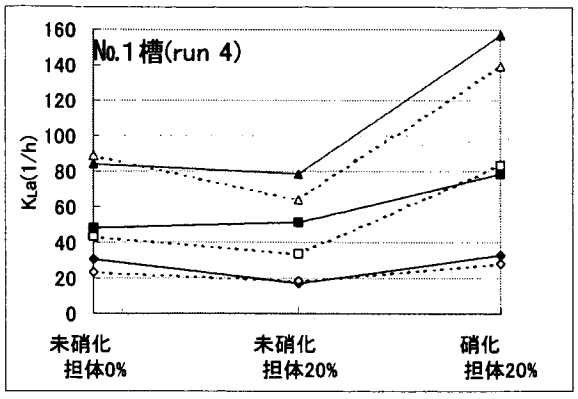


図６－７(a)　K_Laの比較（No.1タンク）

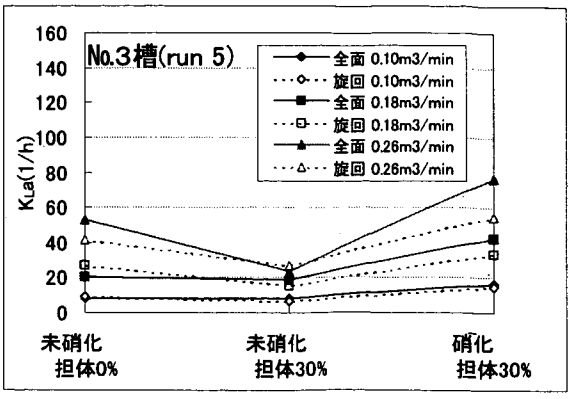


図６－７(b)　K_Laの比較（No.3タンク）

６．３　まとめ

結合固定化担体を用いた硝化について、酸素移動効率等について検討し、以下の知見を得た。

①未硝化の場合において曝気風量が多いとき、担体添加率を 10%以上にすると、K_La は小さくなる傾向を示し、ε_g は大きくなる傾向を示した。また、全面曝気の方が旋回流曝気よりも K_La および ε_g が大きい傾向を示した。曝気風量が少ない場合、担体添加率の影響は小さく、K_La 及び ε_g はほぼ一定であった。

②担体の硝化が進行した場合、K_La として見た酸素移動効率が向上した。

７．曝気風量制御に関するアンケート

下水処理場において、曝気に最も多くのエネルギーが消費される。本調査では、全国の１都６県８政令指定都市１市において、曝気風量の制御因子や制御法などのアンケートを行い、その１４１個のデータについて集計した。なお、この１４１個のデータは、処理場内でも系列ごとに異なる運転法をしている場合は、それぞれ別個にカウントしているので、処理場数よりも多い数となっている。

７．１　制御因子および制御法の集計結果

図７－１に曝気風量制御因子の、**図７－２**に曝気風量制御法の採用数を示す。どちらも複数回答可となっているので、合計が１４１より大きくなっている。制御因子については、DO 濃度を採用している処理場および系列が多い。制御法については、インレットベーン制御、台数制御、弁の開閉による制御は多数の処理場で採用されていたが、確実に電力消費量を削減できるインバータ制御の採用数は５カ所であった。

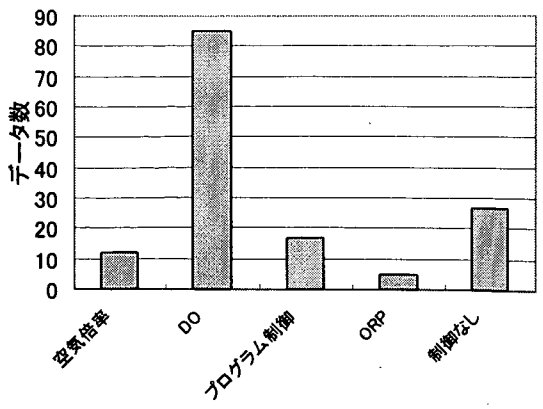


図7－1　曝気風量制御因子の全国的傾向

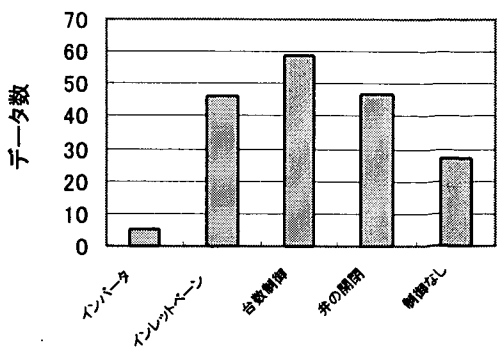


図7－2　曝気風量制御法の採用状況

8．まとめ

（1） 嫌気槽での間欠曝気撹拌について、連続機械撹拌に変わりうる省エネルギー的な撹拌法であることが示された。

（2） 無酸素槽での間欠曝気撹拌については、安定して良好な処理成績をが得るために、適正な周期を検討する必要がある。

（3） 回分実験により、無酸素槽での脱窒反応より嫌気槽内でのりん放出反応の方が、沈降による活性汚泥分離の影響を受けないという結果が得られた。

（4） 返送汚泥と流入水の水流により嫌気槽の撹拌実験において、比重が活性汚泥混合液よりも軽い流入水を反応槽底部に、比重の重い返送汚泥を反応槽上部に流入させることによって、汚泥濃度が比較的均一に保たれる結果が得られた。

（5） 未硝化の場合において曝気風量が多いとき、担体添加率を 10%以上にすると、K_La は小さくなる傾向を示し、ε_gは大きくなる傾向を示した。また、全面曝気の方が旋回流曝気よりもK_La およびε_gが大きい傾向を示した。曝気風量が少ない場合、担体添加率の影響は小さく、K_La 及びε_gはほぼ一定であった。

（6） 担体の硝化が促進すると、K_La としてみた酸素移動効率が向上する傾向が見られた。

（7） 今回の曝気風量に関するアンケート調査の結果では、DO による曝気風量制御がもっと多かった。また、制御方法については台数制御が最も多く、電力消費量をほぼリニアに削減できるインバータ制御を行っている処理場はまだ少数であった。

今後、窒素・りん除去法の省エネルギー化を進めるうえで、重要な課題は以下の通りと考える。

① 窒素・りん除去機構に撹拌エネルギー消費および曝気に使うエネルギー消費、酸素移動効率などを考慮した、エネルギー消費の検討のためのシミュレーションモデルの作成。

② 曝気にかかる電力の省エネルギー化を達成するため、省エネルギー的な曝気風量制御方法、および風量削減に最も適した制御因子の把握のための検討。

曝気にかかるエネルギーは処理場の消費エネルギーのかなりの部分を占めているので、エネルギー消費量削減方法の検討が是非必要である。

参考文献

（1） 建設省土木研究所 「窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査」 平成 10 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3661号 pp.153-168（1999）

（2） 建設省土木研究所 「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」 平成 10 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3661号 pp.135（1999）

（3） 日本下水道協会 「下水道試験法（上巻）」 pp.275-278（1997）

7．病原性微生物の発生源および対策に関する調査

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

1．はじめに

下水道普及の進展に伴い、上水取水源の上流に下水処理場が建設される事例が増加しており、流域内において下水処理水が再び上水等として利用されるようになってきている。また、下水処理水を再利用水として様々な形態で利用される事例も近年増加傾向にある。

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、その妥当性について他の病原性微生物等を含めて改めて検討すべきであると考えられる。

水中の病原性微生物の検出技術の向上に伴って、米国などでの水系感染症の発病要因は1960年代には皆無とされていたｳｲﾙｽ、原虫類等が大きなｳｴｲﾄを占めるようになってきている[1]。我が国においても神奈川県平塚市や埼玉県越生町で病原性原虫類の一種であるｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑによる大規模な集団感染事例が発生している。平成8年6月から7月にかけ埼玉県越生町で発生した集団感染事例では、浄水過程で除去しきれなかったｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑを含む水道水が各家庭に給水され、9,000人近い感染者が発生した。

感染症等が発生した場合には、ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄはふん便とともに多量に排出されるため、下水道処理区内に感染者が存在すれば、それらが下水処理場に流入する。下水処理場に流入したｵｰｼｽﾄは活性汚泥処理により除去が行われ、その多くは削減されると考えられるが、除去しきれないｵｰｼｽﾄの存在により、放流先下流域への感染ﾘｽｸが増大する可能性がある。また、ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑ等を含めた消毒耐性の高い病原性微生物に関しては、従来の消毒ﾚﾍﾞﾙでは対応できないことも考えられる。

このため、このうような病原性微生物等に関しては、平常時においては活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽ・砂ろ過施設等での徹底した濃度ﾚﾍﾞﾙの低減化を行い、その目標設定には放流先下流域等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、常時の負荷量把握のため重要である。また、大規模感染症が発生した場合には、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が、危機管理上重要であると考えられる。

よって、本調査においては、このような病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去能力の向上を目的として、負荷削減手法の検討を行うものである。

11年度は、ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ等を用いてｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑに関する活性汚泥処理法の除去能力の把握および、凝集剤添加ならびに砂ろ過による除去効率の向上に関する検討を行った。

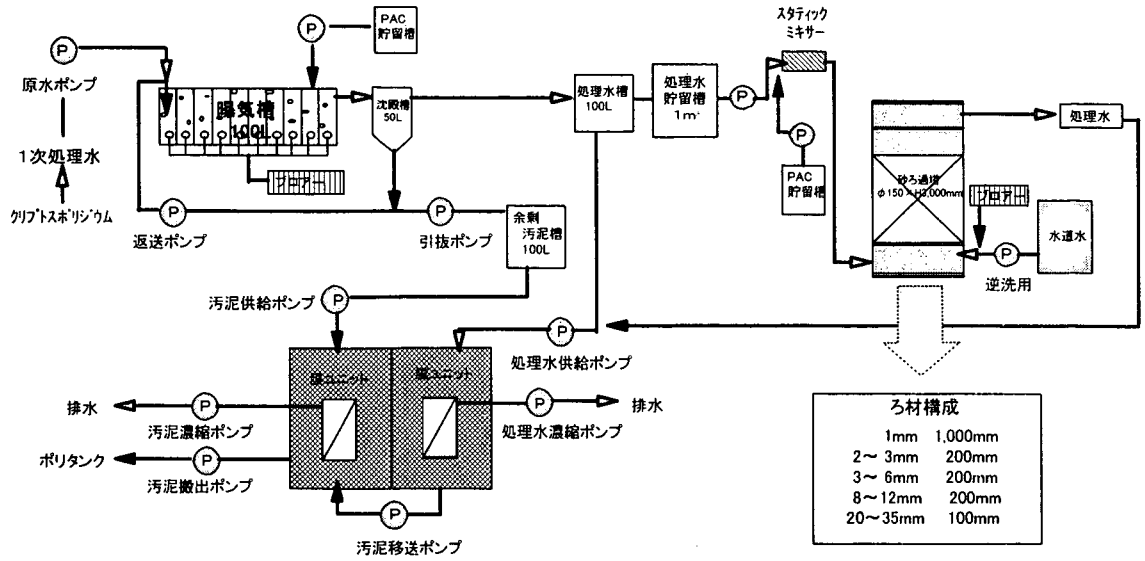
2．調査方法

2.1　連続除去実験

活性汚泥処理法の連続除去実験では、曝気槽（槽内容量100ℓ）、沈殿槽（槽内容量50ℓ）、砂ろ過塔（D150×H3,000mm）、凝集剤添加装置、膜処理装置等より構成されているﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ（概略を図－1に示す）を用いた。膜処理装置は、添加したｵｰｼｽﾄが系外へ排出されないようを設けたものであり、分析に供した試料以外の処理水や余剰汚泥等については、全て膜処理を行った。

実験条件は、ｵｰｼｽﾄを添加したＡ浄化ｾﾝﾀｰ内の一次処理水を連続的に流入させ、曝気槽内のMLSS濃度を2,000mg/ℓ程度に設定、曝気槽内の滞留時間（HRT）を８時間、汚泥返送比を約50％とした。ｵｰｼｽﾄの添加濃度は約4.0×10^{4}個/ℓとし、処理水中のｵｰｼｽﾄの分析は、一次処理水にｵｰｼｽﾄを添加した直後から行った。ｵｰｼｽﾄの測定方法は、試料を濃縮したﾌｨﾙﾀｰをｱｾﾄﾝで溶解する方法であり、10年度に示した測定ﾌﾛｰの測定法１である。本実験でのｵｰｼｽﾄの回収率は約50.7％であった。

なお、実験に使用したｵｰｼｽﾄはﾎﾙﾏﾘﾝ固定された市販のものであり、ﾘﾝ酸緩衝生理食塩水で洗浄を行った後に実験に使用した。



図－1 パイロットプラントの概略図

活性汚泥処理法による除去実験での水質分析項目は水温、pH、SS、濁度、CODcr、大腸菌群数、MLSS、MLVSS、DO、BOD、N、Pとした。

2.2 凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験

実験装置の運転条件や水質分析項目等は、上記2.1の実験と同一である。凝集剤はﾎﾟﾘ塩化ｱﾙﾐﾆｳﾑ(PAC)を使用し、添加量はA ℓ濃度で10mg/ ℓ、添加位置は第９槽の曝気槽(槽内滞留時間:第９槽から10槽で約50～100分)とした。

なお、凝集剤は処理水のｵｰｼｽﾄ濃度がほぼ安定した段階で添加した。

2.3 砂ろ過によるｵｰｼｽﾄの除去実験

実験装置の概略は、図－１に示したとおりである。ろ過塔は内径150mm、高さ3,000mmであり、ろ過材は、通常急速ろ過法で使用されている硅砂を用い、充填厚や粒径の構成等は“高度処理施設設計資料”(建設省･高度処理会議,平成６年２月)を参考とした。ろ過速度は100、200m/日の２段階とし、上向流ろ過方式とした。使用した原水は、2.1連続除去実験で生成された二次処理水を用いた(凝集剤を添加した処理水は使用していない)。また、凝集剤添加砂ろ過は、配管ﾗｲﾝに凝集剤(PAC)を注入しｽﾀﾃｨｯｸﾐｷｻｰで原水と凝集剤を混合させた後、砂ろ過を行った。凝集剤の注入濃度は３mgA ℓ／ℓとした。

2..4 流入下水の凝集沈殿処理

流入下水の凝集沈殿処理では、ﾃﾞｨｽﾎﾟｶｯﾌﾟ内(容量１ ℓ)に、A浄化ｾﾝﾀｰの流入下水とｵｰｼｽﾄを入れ、A ℓ濃度が0～20mg/ ℓの範囲になるよう凝集剤(PAC)を添加した。ｵｰｼｽﾄの添加濃度は約1.0×10^{4}～1.0×10^{6}個/ ℓとした。ｼﾞｬｰﾃｽﾀｰにより120rpm･１分間急速撹拌実施後、静置沈殿時間を90分とし、その上澄液中のｵｰｼｽﾄ数を測定し除去能力を評価した。急速撹拌時間の１分は、下水処理場の沈砂池の設計滞留時間、静置沈殿時間の90分は、最初沈殿池の設計滞留時間である。上澄液中のｵｰｼｽﾄ数の測定方法は、試料を濃縮したﾌｨﾙﾀｰをｱｾﾄﾝで溶解する方法であり、10年度に示した測定ﾌﾛｰの測定法１である。本実験でのｵｰｼｽﾄの平均回収率は約80％であった。

また、これとは別に比較対照(ｵｰｼｽﾄの沈降性確認)として、流入下水にｵｰｼｽﾄを添加した直後のものと凝集剤を添加していない90分後の上澄液についてｵｰｼｽﾄ数を測定した。0.1～0.2m ℓの試料を直接、染色用ﾌｨﾙﾀｰに通水･染色しｵｰｼｽﾄ数を測定した。本測定法によるｵｰｼｽﾄの平均回収率は約100％であった。

各々の実験によりｵｰｼｽﾄの回収率は異なるが、これは濃縮および夾雑物との分離操作の有無、測定水量の多少に起因するものである。

なお、流入下水にｵｰｼｽﾄを添加した直後のものと90分静置後の上澄液中のｵｰｼｽﾄ数はほぼ同一であり、90分程度の沈殿時間ではオーシストは沈降しないと考えられる。

流入下水の凝集沈殿処理実験での水質分析項目は、水温、pH、SS、濁度、CODcr、大腸菌群数とした。

2.5 ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法のｵｰｼｽﾄの除去効果

基本的には、10年度に行った活性汚泥処理法の回分実験の方法とほぼ同一である。水槽内(H200×W200×D200mm、槽内容量５ℓ)に、Ｂ浄化ｾﾝﾀｰのｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法の活性汚泥を入れ、ｵｰｼｽﾄを添加し曝気混合を行った。24時間曝気混合後、活性汚泥を２時間沈殿させ、上澄液のｵｰｼｽﾄ数を測定し除去効果を評価した。

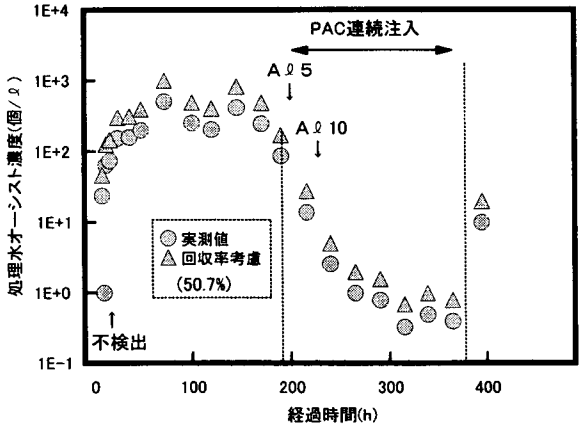
なお、Ｂ浄化ｾﾝﾀｰのｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ内の平均滞留時間は48時間であった。

3．実験結果

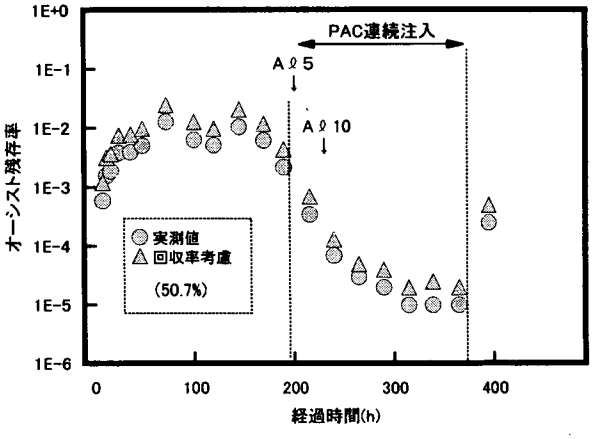
3.1 連続除去実験

活性汚泥処理法による連続除去実験結果を図-２、３に示す(凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験結果含む)。図－２は処理水ｵｰｼｽﾄ濃度の推移、図－３はｵｰｼｽﾄ残存率の推移を示したものである(ともに対数表示)。添加開始直後の処理水からはｵｰｼｽﾄは検出されていないが、８時間後の処理水からは24個/ℓ(実測値)のｵｰｼｽﾄが検出され除去率は99.9％であった。その後、処理水のｵｰｼｽﾄ濃度は上昇し72時間後にﾋﾟｰｸに達し514個/ℓ(実測値)のｵｰｼｽﾄが検出され、除去率は98.7％(回収率考慮:97.5％)となった。ｵｰｼｽﾄ濃度がﾋﾟｰｸに達した72時間後から凝集剤を添加するまでのｵｰｼｽﾄの平均除去率は99.3％(回収率考慮：98.6％)であり、回収率を考慮したｵｰｼｽﾄの除去効率は２log程度であった。この除去効率は、10年度の回分による除去実験をもとに計算した値とも、良く整合していた。

既存の研究結果[2) 3)]では、活性汚泥処理法の除去効率は80～98.6％という報告もあり、本実験結果の方が若干高い除去率を示した。



図－２ 処理水オーシスト濃度の推移



図－３ オーシスト残存率の推移

3.2 凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験

凝集剤添加活性汚泥処理法による連続除去実験結果を図-２、３に示す。凝集剤の添加は、活性汚泥処理による処理水のｵｰｼｽﾄ濃度がほぼ安定した段階の経過時間が約192時間後とした。図中のＡℓ５と記してあるのは注入ﾎﾟﾝﾌﾟの設定ﾐｽによるものであり、それ以降の注入濃度はＡℓ濃度で10mg/ℓである。凝集剤添加から24時間後(この時のＡℓ濃度は５mg/ℓ)には、ｵｰｼｽﾄの除去効率は３log程度であり、凝集剤添加による除去効率の向上は１log程度であった。その後、処理水のｵｰｼｽﾄ濃度は徐々に低下し、凝集剤を添加してからほぼ５日後に安定した。５日後からの処理水の平均ｵｰｼｽﾄ濃度は約0.4個/ℓであり、除去効率は５log程度(回収率考慮：4.7log)となり、凝集剤添加による除去効率の向上は３log程度であった。両図中の最終ﾌﾟﾛｯﾄのｵｰｼｽﾄ濃度･残存率の上昇は、凝集剤添加を止めた時のものであり、この時の処理水ｵｰｼｽﾄ濃度は10個/ℓとなった。

10年度の回分実験結果では、凝集剤添加(10mgＡℓ/ℓ)による除去効率の向上は１log程度であり、今

回の実験結果と比較した場合２log程度の除去効率の違いが見られた。これは、連続運転によってＡℓが汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。

3.3 ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ除去実験での流入・処理水質

他の主な水質項目の分析結果を表－１に示す。本ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄのBOD、CODなどの有機物の平均除去率はともに約85％であり、凝集剤を添加したことにより、除去率は90％以上となった。SS、濁度の除去率に関しては、ともに当初90％程度であったが、凝集剤を添加したことにより、除去率は98％程度と向上した。冬季に実験を行ったことから、曝気槽内の平均水温は8.8℃と低水温であった。また、凝集剤の添加により曝気槽内の平均pHは6.91から6.77に推移した。平均MLSS濃度は2,100mg/ℓ(MLVSS：1,600mg/ℓ)であり、2,000mg/ℓの設定濃度に対し若干高めの値であった。

なお、本実験期間中のﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄのSRT(Solids Retention Time)は約７日であった。

表－１　水質分析結果

試料 / 項目	流入水		二次処理水		凝集剤添加処理水	
	範囲	平均	範囲	平均	範囲	平均
BOD(T) (mg/ℓ)	104～159	124	7～30	18	8	8
BOD(D) (mg/ℓ)	44～143	83	－	－	－	－
CODcr(T) (mg/ℓ)	130～240	189	23～38	28	14～26	18
CODcr(D) (mg/ℓ)	65～155	108	15～30	24	12～19	15
ＳＳ (mg/ℓ)	73～126	94	5.8～11.0	8.5	0.9～2.3	1.7
濁度 (度)	57～98	78	4.4～11.7	8.6	1.0～1.8	1.4
大腸菌群数(個/mℓ)	1.2E+5～4.4E+5	2.6E+5	2.0E+3～3.0E+4	1.6E+4	3.8E+1～3.4E+2	1.8E+2

3.4 砂ろ過によるオーシストの除去実験

砂ろ過の実験結果を表－２に示す。砂ろ過によるｵｰｼｽﾄの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに約70％(除去効率：約0.55 log)であり、ろ過速度の違いによる除去率の差は見られなかった。また、この時のSS除去率は約50％、濁度除去率は約20％であった。

表－２　砂ろ過の実験結果

項目 / 試料	ｵｰｼｽﾄ濃度(個/ℓ)	ｵｰｼｽﾄ除去率(％)	ＳＳ (mg/ℓ)	濁度(度)
ろ過原水	１２４	－	13.5	9.3
ろ過水(100m/d)	３４	７３	6.0	7.6
ろ過水(200m/d)	３６	７１	6.5	7.7

凝集剤添加砂ろ過の実験結果を表-３に示す。凝集剤添加砂ろ過によるｵｰｼｽﾄの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに99.7％(除去効率:2.6log)であり、ろ過速度の違いによる除去率の差は、砂ろ過の時と同様に見られなかった。

表－３　凝集剤添加砂ろ過の実験結果

項目 / 試料	ｵｰｼｽﾄ濃度(個/ℓ)	ｵｰｼｽﾄ除去率(％)	ＳＳ (mg/ℓ)	濁度(度)
ろ過原水	１９９	－	8.0	7.5
ろ過水(100m/d)	0.5	99.7	3.0	1.9
ろ過水(200m/d)	0.5	99.7	3.9	2.7

上記実験結果より、凝集剤を添加することにより除去効率を２log程度向上させることができることが明らかになった。また、この時のSS除去率は約50～60％、濁度除去率は約60～70％であり凝集剤を添加することにより、ともに除去率は向上した。

3.5 流入下水の凝集沈殿処理実験

3.5.1 ｵｰｼｽﾄ添加濃度の異なるｹｰｽにおけるＡℓ添加濃度とｵｰｼｽﾄ残存率

ｵｰｼｽﾄ添加濃度の異なるｹｰｽにおけるＡℓ添加濃度とｵｰｼｽﾄ残存率の関係について図－４に示す。Ａℓ添加濃度を12.5mg/ℓ以上とすることにより、ｵｰｼｽﾄの除去効率は３log以上となった。また、Ａℓ添加濃度が2.5mg/ℓの場合には、ｵｰｼｽﾄ添加濃度が1.0×10^{4}個/ℓで１log程度、1.0×10^{6}個/ℓでは0.2log程度

の除去効率であった(各々のSS濃度が200mg/ℓ程度の場合)。Aℓ添加濃度が低濃度の場合には、ｵｰｼｽﾄ添加濃度の多少により、除去効率に違いが見られた。

3.5.2 流入下水のSS濃度とAℓ添加濃度の違いによるｵｰｼｽﾄの残存率

図－4に示したAℓ添加濃度が同一でのｵｰｼｽﾄ残存率の変動は、流入下水のSS濃度の違いによる影響が大きいものと考えられる。流入下水のSS濃度とAℓ添加濃度の違いによるｵｰｼｽﾄ残存率の関係を図-5に示す。各Aℓ添加濃度とも若干のﾊﾞﾗﾂｷがあるものの、右上がり傾向を示しており、流入下水のSS濃度が低ければｵｰｼｽﾄ残存率も低くなっている。なお、流入下水のSS濃度が200mg/ℓ以上でのｵｰｼｽﾄの除去効率は、Aℓの添加濃度5mg/ℓで1log以上、同様に7.5mg/ℓで2log程度、10～20mg/ℓで3～4log程度であった。

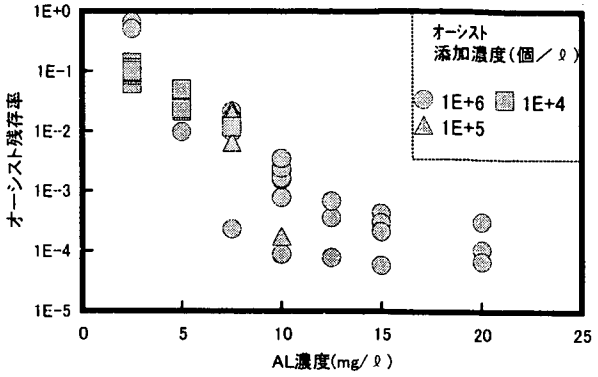


図-4 Aℓ添加濃度とオーシスト残存率の関係

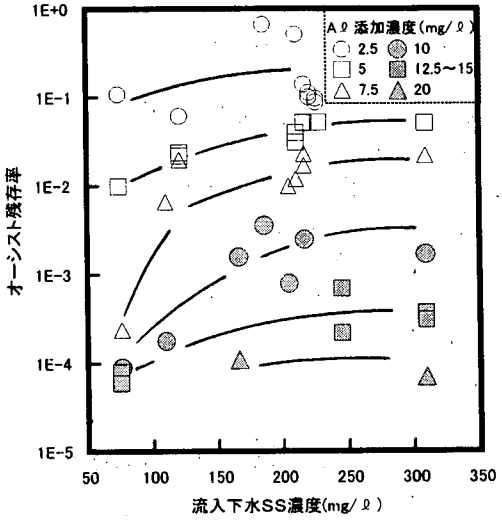
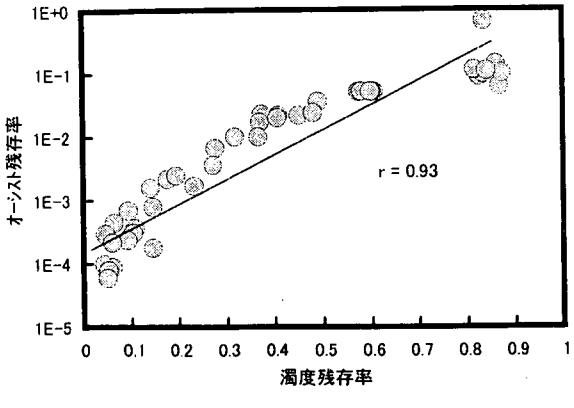


図-5 SS濃度とAl添加濃度の違いによるオーシストの残存率

3.5.3 ｵｰｼｽﾄと濁度残存率の関係

ｵｰｼｽﾄ残存率と濁度残存率の関係について図－6に示す。比較的高い相関関係であり、ほぼ直線関係が得られているようである。この結果から、流入下水の凝集沈殿によるｵｰｼｽﾄの除去では、その除去効率を把握する上で濁度が有効な指標になるものと考えられた。ｵｰｼｽﾄの除去効率が2log程度の場合、濁度除去率は約55%、3log程度の場合には約80%であった。

また、参考に各添加濃度毎の上澄液中のｵｰｼｽﾄ濃度と濁度の関係について図-7に示す。濁度の変動に対する上澄液中のｵｰｼｽﾄ濃度は、ｵｰｼｽﾄの添加濃度が多くなるほど変化の程度が大きくなる傾向を示した。



図－6 オーシストと濁度残存率の関係

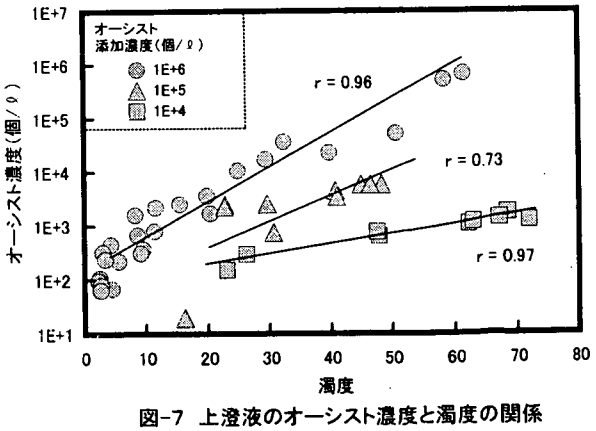


図-7 上澄液のオーシスト濃度と濁度の関係

さらに、ｵｰｼｽﾄ添加濃度の低い1.0×10^{4}個/ℓのｹｰｽについて、ｵｰｼｽﾄ濃度が対数表示でないものについて図－8に示すが、濁度との間に直線関係が見られた。

3.5.4 オーシストとCODcr残存率の関係

オーシスト残存率とCODcr残存率の関係について図－９に示す。比較的高い相関関係であり、ほぼ直線関係が得られている。濁度指標と同様にオーシストの除去効率を把握する上で、CODcrも有効な指標になるものと考えられた。オーシストの除去効率が２log程度の場合、CODcr除去率は約40％、３log程度の場合には約50％であった。

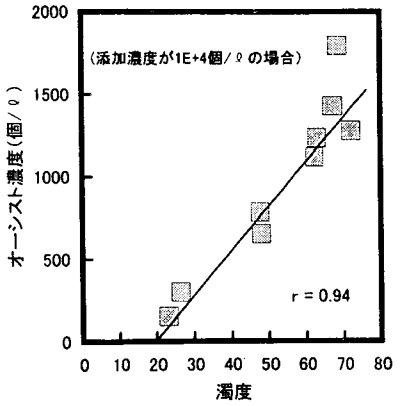


図-8 上澄液のオーシスト濃度と濁度の関係

3.5.5 オーシストと大腸菌群数残存率の関係

オーシスト残存率と大腸菌群数残存率の関係について図-10に示す。オーシストの除去効率が１log程度までは大腸菌群数の減少傾向は見られないが、それ以降よりほぼ直線に近い関係が得られた。しかし、流入下水の凝集沈殿処理によるオーシストの除去効率を把握する上で、濁度やCODcr指標と測定の容易さや測定に要する時間などを比較すると、大腸菌群数指標は課題が残されるものと考えられる。

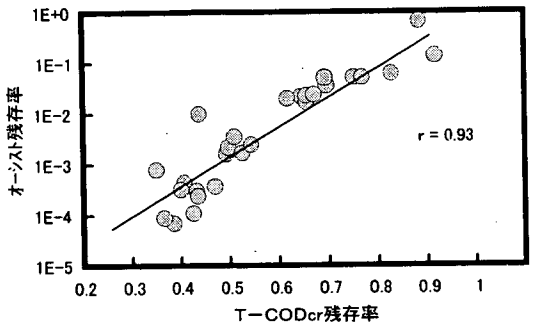


図-9 オーシストとT－CODcrの残存率の関係

3.5.6 Aℓ添加濃度とCODcrの残存率の関係

Aℓ添加濃度とCODcrの残存率の関係について図－11に示す。Aℓ添加濃度が５mg/ℓの場合には、CODcr濃度の除去率は約30％、10mg/ℓで約50％であった。よって、流入下水の凝集沈殿処理法を適用する場合には、凝集剤添加により有機物負荷が低下するため、活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽに与える影響を今後検討しなければならない。

3.6 ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法のオーシストの除去効果

実験結果を図－12、13に示す。各々、MLSS１ｇ当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係を示したものである。図－12の図中のﾌﾟﾛｯﾄは、通常の活性汚泥を用いた10年度の回分実験結果と、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法の活性汚泥を用いた実験結果を合わせたものである。曝気混合処理時間は、通常の活性汚泥が８時間、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法の活性汚泥は24時間である。図－13のﾌﾟﾛｯﾄでは、各々の活性汚泥とも曝気混合処理時間は24時間である。両図の結果とも、ほぼ同一線上にﾌﾟﾛｯﾄされていることから、活性汚泥性状等が異なってもオーシストの除去能力に大差がないと考えられる。

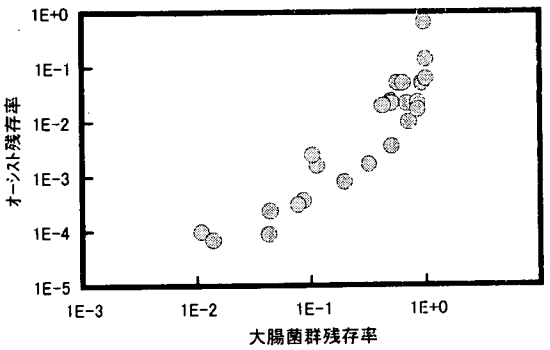


図-10 大腸菌群数とオーシストの残存率の関係

10年度の活性汚泥処理法の回分実験結果（式(１)）およびSS濃度150mg/ℓの流入下水に対して、汚泥転換率を75％として、処理水濃度および除去率を計算すると、表－４のようになる。流入オーシスト濃度が低濃度の場合は約99％の除去率が得られ、流入濃度が高くなると除去率は98％(回収率考慮：97％)になることが計算される。

以上の実験結果から、ｵｷｼﾃﾞｰｼｮﾝﾃﾞｨｯﾁ法の場合もオーシストの除去効率は、最大で２log程度であると推定される。

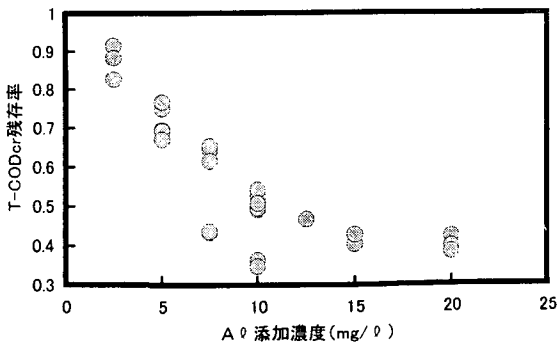


図-11 Aℓ添加濃度の違いによるT－CODcrの残存率

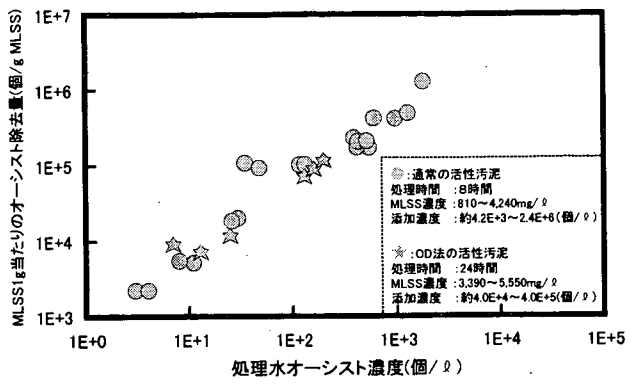


図-12 MLSS1g当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係(1)

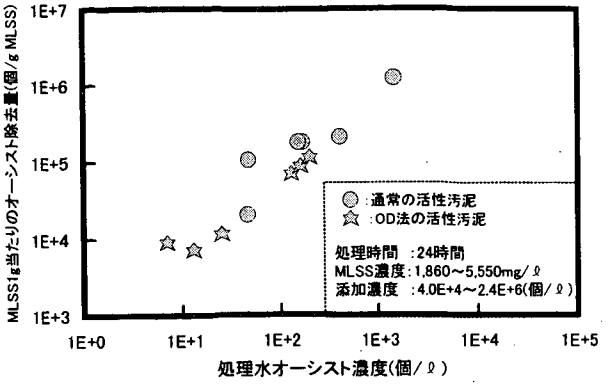


図-13 MLSS1g当たりのオーシスト除去量と処理水オーシスト濃度の関係(2)

$R_0 = 1,039 \cdot C^{0.90}$ 式（1）
（636 ，回収率考慮：57.6%）

Ro：除去(吸着)ｵｰｼｽﾄ量(個/g MLSS)
C：処理水平衡ｵｰｼｽﾄ濃度(個/ℓ)

表－4 流入ｵｰｼｽﾄ濃度に対する処理水濃度と除去率

流入ｵｰｼｽﾄ濃度 (個/ℓ)	処理水濃度（個/ℓ）と除去率（%）			
	定常			
	実測値	除去率	回収率考慮	除去率
10^1	6.5E-2	99.3	1.1E-1	98.9
10^2	8.4E-1	99.2	1.4E+0	98.5
10^3	1.1E+1	98.9	1.9E+1	98.1
10^4	1.4E+2	98.6	2.4E+2	97.6
10^5	1.8E+3	98.2	3.1E+3	96.9

4．まとめ

11年度は，ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄ等を用いてｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑに関する活性汚泥処理法の除去能力の把握および，凝集剤添加ならびに砂ろ過による除去効率の向上に関する検討を行った。以下に検討結果を示す。

① ｵｰｼｽﾄの添加濃度を約4.0×10^4個/ℓとし、曝気槽内平均MLSS濃度を2,100mg/ℓ、曝気槽内滞留時間（ＨＲＴ）８時間，汚泥返送比を約50%とした場合のｵｰｼｽﾄの除去効率は、２log程度であった。この除去効率は、10年度の回分による除去実験をもとに計算した値とも、良く整合していた。

② 曝気槽内に凝集剤(PAC)を添加(10mgＡℓ/ℓ)することにより処理水のｵｰｼｽﾄ濃度は徐々に低下し，凝集剤を添加してからほぼ５日後に安定した。５日後からの処理水の平均ｵｰｼｽﾄ濃度は約0.4個/ℓ、除去効率は５log程度(回収率考慮：4.7log)となり，凝集剤添加による除去効率の向上は３log程度であった。この除去効率を10年度の回分による除去実験結果と比較すると，２log程度の違いが見られた。これは，連続運転によってＡℓが汚泥中に蓄積することにより、除去効率が向上したものと推定される。

③ 二次処理水の砂ろ過によるｵｰｼｽﾄの除去率は，ろ過速度100，200m/日ともに約70%(除去効率:約0.55log)であった。また，凝集剤添加砂ろ過(凝集剤添加量３mgＡℓ/ℓ)によるｵｰｼｽﾄの除去率は、ろ過速度100、200m/日ともに約99.7%（除去効率:約2.6log）であり、凝集剤添加によって除去効率を２log程度向上させることができることが明らかになった。

④ 凝集剤を流入下水に10mgＡℓ/ℓ添加し、１分の急速撹拌、90分程度沈殿時間をとることにより、ｵｰｼｽﾄの除去効率は２log以上、12.5mgＡℓ/ℓの添加では３log以上となった。

⑤ 流入下水の凝集沈殿処理によるｵｰｼｽﾄの除去効率は，対象とする流入下水のSS濃度の違いにより影響を受ける。

⑥ 流入下水の凝集沈殿処理によるｵｰｼｽﾄの除去効率を把握するための指標は、大腸菌群数よりも濁度、CODcrが有効であると考えられる。

⑦ 凝集剤を流入下水に添加することにより、有機物負荷が低下するため、活性汚泥処理ﾌﾟﾛｾｽに与える影響を今後検討しなければならない。

⑧ オキシデーションディッチ法によるｵｰｼｽﾄの除去効率は、最大で２log程度であると推定される。

おわりに、本調査･検討を進めるにあたり、パイロットプラントの設置や採水および採泥において、多くの便宜をはかっていただいた自治体の方々に、深く感謝いたします。

【参考文献】

1）(社)水環境学会、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集（1995）
2） Stadterman, K.L., Sninsky, A.M., sykora, J.L., Jakubowski, W., Removal and inactivation of *Cryptosporidium oocysts* by activated sludge treatment and anaerobic digestion, *Wat. Sci. Tech.*, 31(5-6), 97-104, 1995
3） de Maturana, I.V.-M., Arez-Mazas, M.E., Duran-Oreiro, D., Lorenzo-Lorenzo, M.J., Efficacy of activated sludge in removing *Cryptosporidium parvum oocysts* from sewage, Appliedn and Environmental Microbiology, Vol.58, No.11, pp.3514-3516, 1992

8．内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査

三次処理研究室　室　　長　鈴木　穣
研　究　員　重村　浩之

1．はじめに

近年、内分泌かく乱物質による人の健康や生態系への影響が危惧されており、社会的な問題にもなっている。下水道施設においても、処理水中に大量の内分泌かく乱物質が含まれることのないよう、下水処理場内での挙動などの実態調査が必要となる。

本年度は、標準活性汚泥法および嫌気－無酸素－好気法パイロットプラントを用いて、内分泌かく乱物質の挙動を調査した。また、物理化学的な内分泌かく乱物質除去法として、二次処理水中の内分泌かく乱物質の、オゾン分解および活性炭吸着による除去を検討した。

2．水処理系内ので挙動

下水処理場内では、様々な物質が流入してきており、その中には内分泌かく乱物質が混入している可能性がある。その際、内分泌かく乱物質をの公共用水域への流出を可能な限り抑制しなければならない。本実験では、標準活性汚泥法（以下、標準法）および嫌気－無酸素－好気法（以下、A²/O 法）パイロットプラントを用いて、内分泌かく乱物質の処理成績および挙動を調査した。

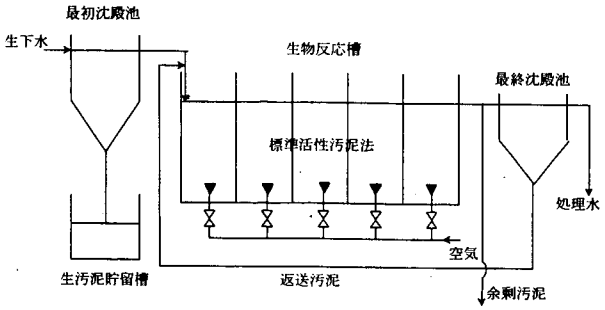
2．1　実験方法

2．1．1　実験プラントの概要

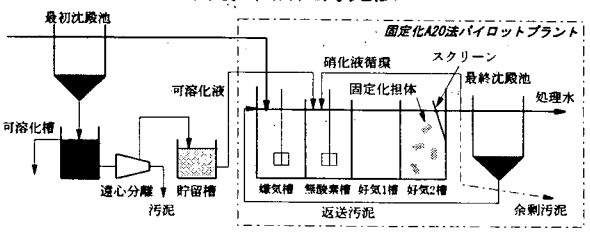
図－1に実験プラントの概要を示す。標準法プラントは好気タンクを5区画に分けた構造で、A²/O 法プラントは、脱窒促進のために、可溶化された最初沈殿池汚泥の遠心脱水濾液を無酸素槽に投入していた。また、表－1に実験プラントの運転条件を示す。なお、汚泥可溶化槽の HRT は 30h である。

2．1．2　実験方法

図－1のプラントの最初沈殿池流出水や反応槽のサンプル等を採取し、必要なサンプルは水と汚泥に遠心分離により分離して、それぞれの中に含まれる内分泌かく乱物質などの濃度を測定した。なお、標準法プラントについては3回、A²/O 法プラントについては4回調査を行った。



(a)標準活性汚泥法



(b)A²/O 法

図－1　実験プラントの概要

表－1　プラントの運転条件

処理法	標準法	A²/O 法
反応槽容量(m^3)	10	10
流入水量(m^3/d)	27.0	24.1
水理学的滞留時間(h)	8.9	10.0
返送汚泥比	0.73	0.55
硝化液循環比	－	1.4
汚泥可溶化液流量(m^3/d)	－	0.58
水温(℃)	13.2-14.9	11.6-17.0

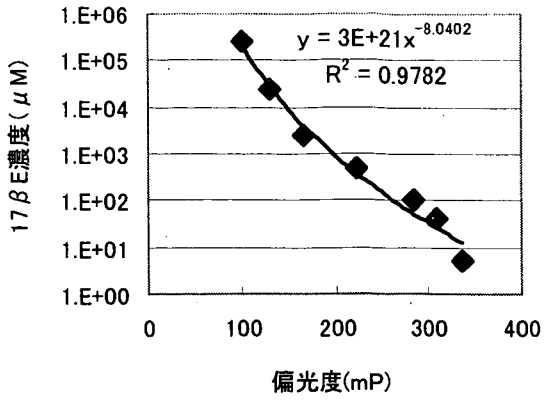
表－2　各物質の測定法および定量下限値

物質名	測定法	検出下限値(1) (μg/L)
NP	ガスクロマトグラフ質量分析計	0.03
NPE	高速液体クロマトグラフ法	0.1(n=1～4) 0.2(n≧5)
ベンゾフェノン	ガスクロマトグラフ質量分析計	0.01
17βE	ELISA 法	0.0002

今回測定した内分泌かく乱物質等の項目は、ノニルフェノール（以下、NP）、ノニルフェノールエトキシレート(以下、NPE、n=1～4 および n≧5 の2種類)、ベンゾフェノン、17β-エストラジオール（以下、17βE）であった。

このうち、17βEは天然の女性ホルモンであり、内分泌かく乱物質ではない。また、本研究における各物質の測定法および検出下限値を表－2に示す。

また、物質を限定せずに、サンプル中の内分泌かく乱作用の強さの測定のために、酵素抗体反応を応用した分析装置を用いて、エストロゲン活性を測定した。本分析装置では、偏光度という値を用いてエストロゲン活性を評価する。サンプルの前処理として、固相抽出などにより、10000倍に濃縮している。17βEを標準物質として測定した例を図－2に示す。17β濃度が高いほど、偏光度が低く検出される。



図－2 17βEと偏光度の関係

2．2 実験結果

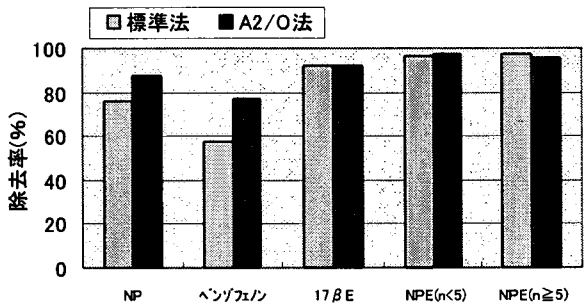
2．2．1 内分泌かく乱物質濃度の測定

表－3に、各パイロットプラントの最初沈殿池流出水（反応槽流入水）およびA²/O法プラント最初沈殿池汚泥可溶化液[(2)]の内分泌かく乱物質濃度（平均値）を示す。ここで、可溶化液とは、30時間可溶化された最初沈殿池汚泥の遠心分離濾液を指している。最初沈殿池流出水に関しては、NPEのみ標準法の方が高かったが、その他についてはほとんど差がなかった。また、他と比べて、NPおよびベンゾフェノンで、可溶化液中の濃度が高くなっていたが、その他では、そんなに大差はなかった。

表－3 最初沈殿池流出水等の内分泌かく乱物質濃度（単位：μg/L）

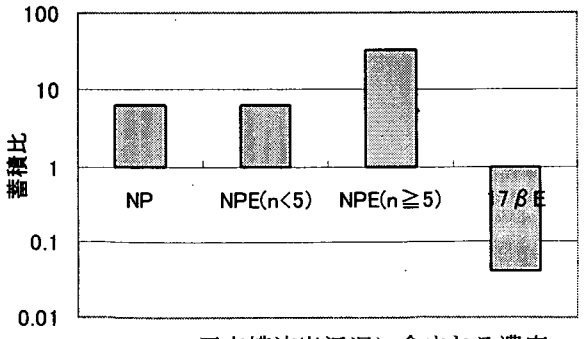
物質名	NP	ベンゾフェノン	17βE	NPE (n<5)	NPE (n≧5)
標準法 初沈流出水	1.57	0.13	0.0436	18.0	23.4
A²/O法 初沈流出水	1.66	0.13	0.0419	11.3	12.4
A²/O法 可溶化液	3.03	0.23	0.0493	16.3	14.2

図－3に、各パイロットプラントの内分泌かく乱物質等の除去率を示す。示されたデータは、調査した3回の平均値を用いている。ここで、除去率の計算については、最初沈殿池流出水濃度と生物反応槽流出水濃度を用いて計算した。A²/O法プラントについては、汚泥可溶化液も流入しているが、初沈流出水と比べて物質流入量が1/10以下であったので、計算の際考慮しなかった。17βEとNPEの除去率はかなり高く、処理法によっても差がなかった。ベンゾフェノンの除去率が悪い点については、これまでの知見と同じであるが、17βEの除去率が90％を越えたことについては、生物処理における除去率を70％台としているこれまでの知見[(3)]と異なっている。NPとベンゾフェノンについては、A²/O法の方が標準法よりも処理成績が高かった。



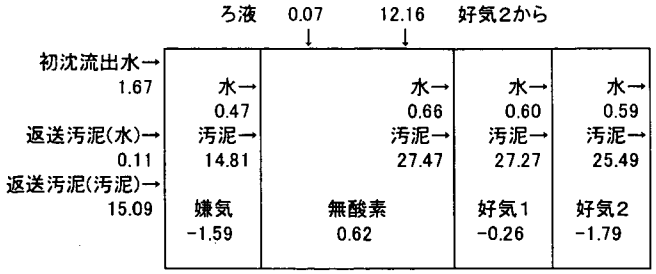
図－3 内分泌かく乱物質等の除去率

図－4に、標準法プラントにおける内分泌かく乱物質等の汚泥への蓄積状況を示す。示されたデータは、調査した3回の平均値を用いている。表中の値は、反応槽流出部の汚泥中の内分泌かく乱物質濃度を、反応槽流入水中の物質濃度で割って求めたものである。NPとNPE、特にNPE(n≧5)の汚泥への蓄積がかなり大きかった。逆に、17βEは

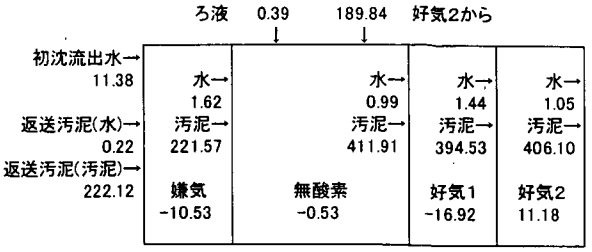


蓄積比＝反応槽流出汚泥に含まれる濃度 / 反応槽流入水中の濃度

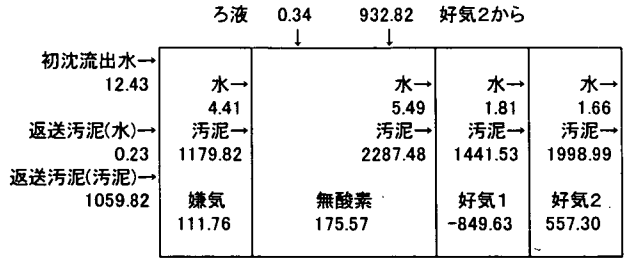
図－4 内分泌かく乱物質等の汚泥への蓄積状況（標準法）



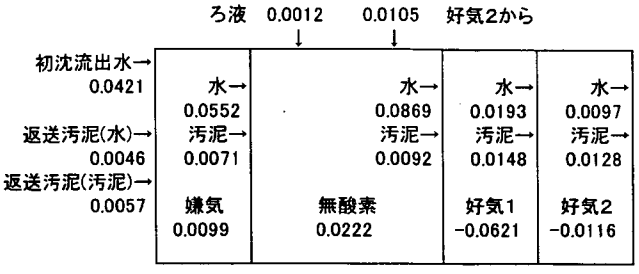
(a)ノニルフェノール



(b)NPE（n＜5）



(c)NPE（n≧5）

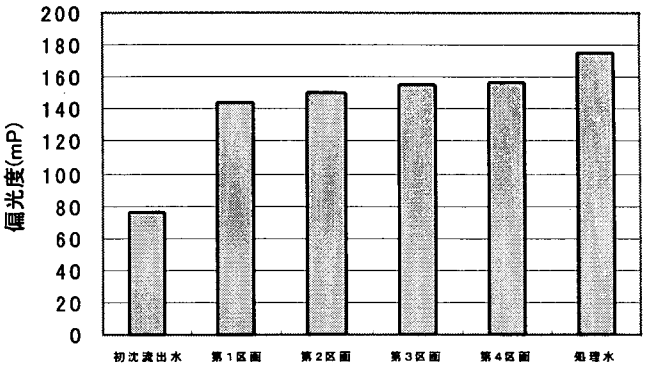


(d)17β－エストラジオール

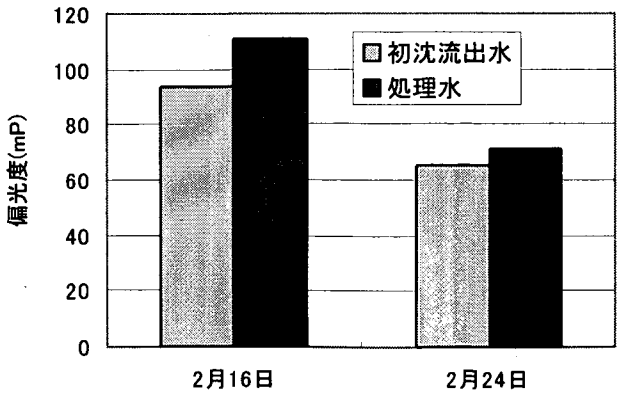
図－5 A²/O 法パイロットプラントにおける内分泌かく乱物質等の物質収支（単位は mg/h）

汚泥中への蓄積量は少なかった。なお、ベンゾフェノンについては、汚泥中の濃度が検出下限値以下であったので、測定できなかった。

図－5に、A²/O 法プラントにおける内分泌かく乱物質等の物質収支を示す。A²/O 法プラントについても、ベンゾフェノンについては、汚泥中の濃度が検出下限値以下であったので、測定できなかった。示されたデータは、調査した4回の平均値を用いている。標準法プラントと同様に、NP および NPE については、汚泥中に含まれる量が多く、各槽での除去量も汚泥含有量の変化に左右されていた。特徴的であるのは、これら NP、NPE については、嫌気槽流入ともに水側から除去されている点であり、活性汚泥による除去では吸着機構が卓越していると考えられる。一方、17βE については、嫌気・無酸素槽では水側から除去されずに、好気槽で除去されていることから嫌気的生物分解が主要な除去機構であると考えられる。いずれの結果においても、原因の解明にまで至っていないので、除去機構の解明に的を絞った研究が必要と思われる。



(a)標準法プラント



(b)A²/O プラント

図－6 生物処理におけるエストロゲン活性の低減化

2．2．2 エストロゲン活性の測定

図－6に標準法および A²/O 法プラントのエストロゲン活性の測定結果を示す。どちらのプラントについても、処理後に偏光度が増加しており、エストロゲン活性の低減化が認められた。また、標準法プラントにおいて、第1区画でかなり偏光度が増加しており、反応タンクのはじめの部位でかなりエストロゲン活性が減少していることが認められた。

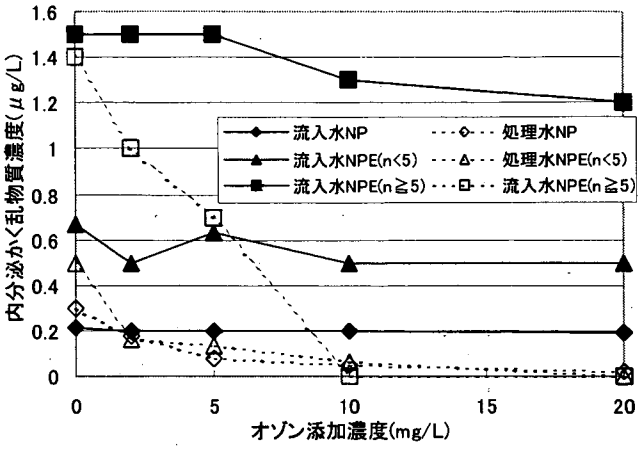
3．オゾンを用いた処理

オゾンには強い酸化作用があり、内分泌かく乱物質等の有機物の酸化分解に有効と考えられている。ここでは、オゾン反応塔を用いて、オゾン処理による内分泌かく乱物質の除去効率とオゾン添加濃度の関係について、検討を行った。

3．1　実験方法

オゾン反応塔（直径 12cm×高さ 415cm、容量 47L）に、前章の標準法もしくは A²/O 法プラントの処理水を 3L/min の流量（滞留時間 16 分）で流し、オゾン添加濃度を 0、2、5、10、20mg/L の 5 段階にして、3 回ほど実験を行った。前回のオゾン添加濃度の影響をのぞくため、各オゾン添加濃度の実験につき、1 時間以上間をあけて実験を行った。

測定した内分泌かく乱物質の種類は、前章と同じであり、また、前章と同様にエストロゲン活性も測定した。



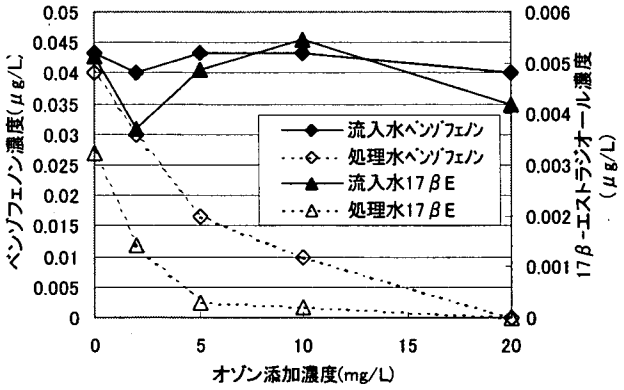
図－7　オゾン分解による NP および NPE の除去効果

3．2　実験結果

3．2．1　内分泌かく乱物質の測定

図－7に、オゾン添加濃度と、NP および NPE の除去効果の関係を示している。すべての物質において、オゾン添加濃度が高いほど、内分泌かく乱物質が良好に除去されており、特に、オゾン添加濃度が 10mg/L 以上になると、処理水中の NP および NPE 濃度がほぼ 0 になった。この結果から、オゾン添加によりこれらの物質をごく低濃度まで除去するには、10mg/L 以上のオゾン添加濃度が必要と考えられる。

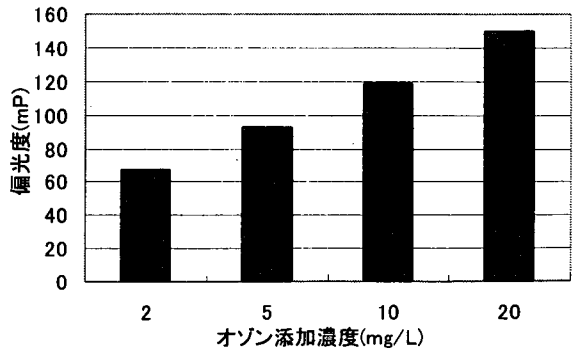
図－8に、オゾン添加濃度と、ベンゾフェノンおよび 17βE の除去効果の関係を示している。これらの物質についても、オゾン添加濃度が高いほど良好に除去されており、オゾン処理が内分泌かく乱物質除去に有効に機能する結果が示された。



図－8　オゾン分解によるベンゾフェノンと 17βE の除去効果

3．2．2　エストロゲン活性の測定

図－9に、オゾン添加濃度と処理水の偏光度の関係を示す。オゾン添加濃度の増加とともに偏光度が増加しており、NP や NPE 等の結果と同様に、エストロゲン活性も、オゾン添加濃度の増加とともに減少していることがわかった。



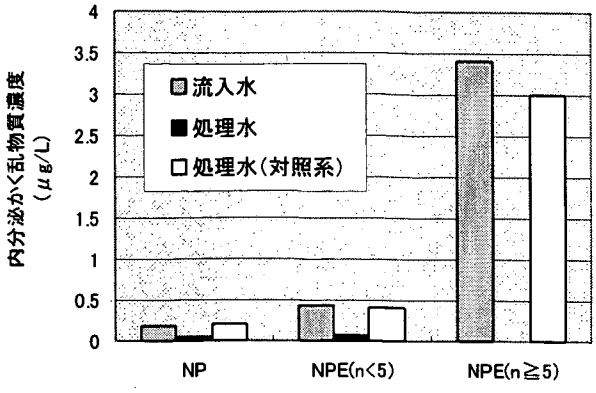
図－9　オゾン添加濃度と処理水の偏光度の関係

4．活性炭を用いた処理

活性炭には有機物質の吸着作用があり、これを用いた内分泌かく乱物質の吸着除去が期待されている。ここでは、活性炭吸着塔を用いて、活性炭吸着による内分泌かく乱物質等の除去効率の検討を行った。

4．1　実験方法

活性炭吸着塔（直径 15cm×充填高さ 100cm、充填容量 17.7L）に、第２章の A^2/O 法パイロットプラントの処理水を 2L/min の流量（滞留時間９分）で通水した。また、この吸着塔は塩化ビニル製であり、内分泌かく乱物質の溶出の影響が考えられたため、活性炭を充填していない対照実験系の吸着塔を一つ設けて実験を行った。なお、本実験は 19 日間行った。測定した内分泌かく乱物質の種類は第２章および第３章と同じである。



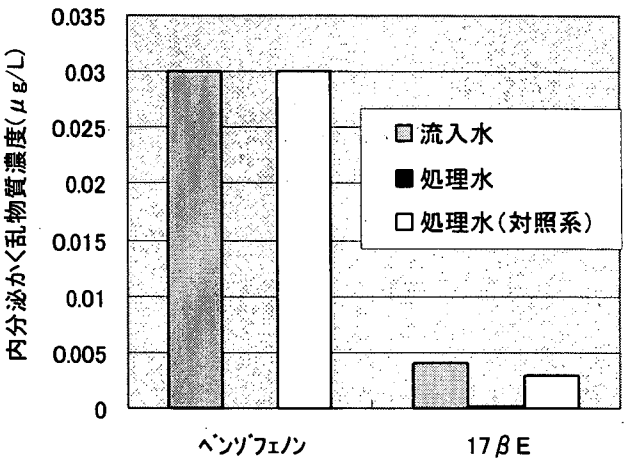
図－10　活性炭吸着による NP および NPE の除去効果

4．2　実験結果

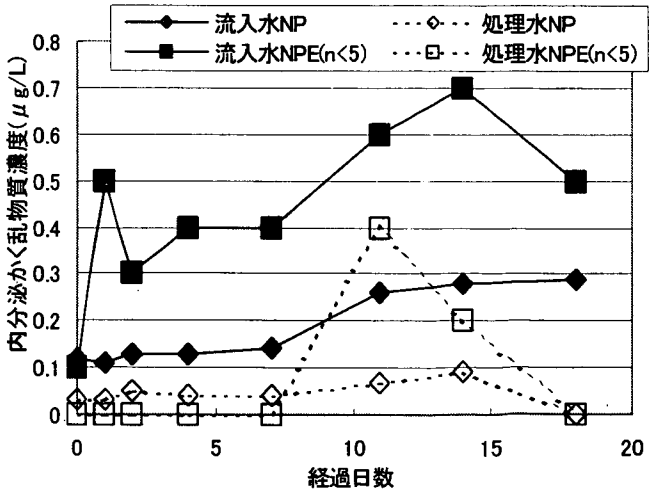
4．2．1　内分泌かく乱物質の測定

図－10 に活性炭吸着による NP および NPE の除去効果を示す。活性炭吸着を行った系については、すべての物質で良好に除去されていた。また、対照系において、内分泌かく乱物質濃度が増加していないことより、塩化ビニル製の吸着塔からの内分泌かく乱物質の漏れはなかったことがわかった。また、図－11 に活性炭吸着によるベンゾフェノンおよび 17βE の除去効果を示す。NP および NPE 同様に、良好に除去されていた。

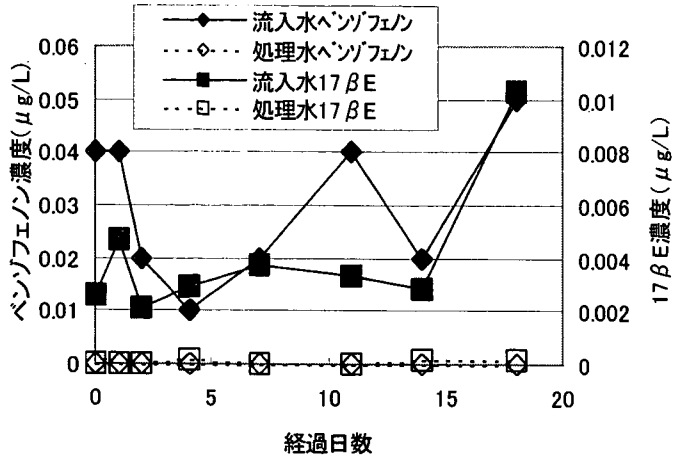
図－12 に活性炭吸着実験による NP および NPE(n<5)の除去状況の経日変化を示す。これらの物質においては、一時的に処理水濃度の上昇しているときがあったものの、実験期間中ずっと良好に除去されており、本実験の条件では、３週間程度は良好に除去できると考えられた。また、図－13 に活性炭吸着実験によるベンゾフェノンおよび 17βE の除去状況の経日変化を示す。これらの物質は、実験期間中常時良好に除去されていた。



図－11　活性炭吸着によるベンゾフェノンおよび 17βE の除去効果



図－12　活性炭による NP および NPE 吸着実験の経日変化



図－13 活性炭吸着によるベンゾフェノンおよび 17βE 除去の経日変化

5．まとめ

（1） 17β－エストラジオールおよびノニルフェノールエトキシレートは標準活性汚泥法および A²/O 法のどちらでも 90%以上の高い割合で、生物処理により除去されていたが、ノニルフェノール及びベンゾフェノンについては除去率が落ち、また、A²/O 法の方が標準活性汚泥法よりも除去率が高かった。また、17β－エストラジオールについては、除去率が７０%台というこれまでの報告よりも高い除去率が得られた。

（2） 標準活性汚泥法および A²/O 法において、内分泌かく乱物質等の挙動を調査した結果、ノニルフェノール及びノニルフェノールエトキシレートは汚泥中への吸着により、また 17β－エストラジオールは好気的生物分解により除去されているものと考えられる。

（3） オゾン処理は、今回調査した全ての物質の除去に有効であり、オゾン添加濃度を 10～20mg/l まで上げることにより、かなりの高い効率で除去できることが明らかになった。

（4） 活性炭吸着についても、全ての物質において高効率で除去できることが明らかになった。

参考文献

（1）日本下水道協会：「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル」、１９９９年８月、p.11

（2）建設省土木研究所：「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」、平成９年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.183-195、平成 10 年 10 月

（3）月刊生活排水社：「下水道の環境ホルモンの調査結果まとむ」－建設省・環境ホルモン対策検討委員会－」、生活排水、2000 年５月１日、pp.12-16

9．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　森田　弘昭
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

厨芥流入に伴う汚泥処理システムへの影響は主に最初沈殿池汚泥量の増加として現れ，質的には繊維質を多く含む炭水化物主体へその性状変え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．調査結果

調査では、厨芥流入に伴う処理汚泥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、コンポスト及び焼却等に及ぼす影響を表－１のように想定して、濃縮や脱水、焼却プロセスへの影響は実施設の運転管理データ等を活用した解析から評価し、影響度合いが不明な消化やコンポストプロセスについては実際の厨芥を用いた実験を行い評価した。また、厨芥流入を有効利用に繋げるに必要な基礎情報を整備する一環として、汚泥処理プロセスから発生する低品位廃熱の発生量原単位や脱水工程に用いられる高分子凝集剤の生分解性についても調べた。

表－１　想定される汚泥処理プロセスへの影響

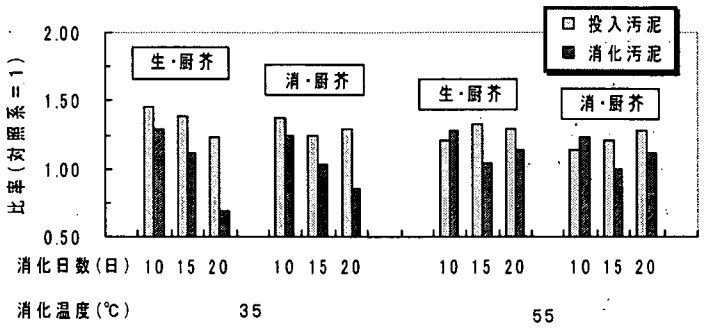
濃　縮	濃縮汚泥濃度が濃くなることが予想され、処理機能上は問題とならないが、高度に圧密・濃縮された汚泥の引抜きが困難となる可能性が高い。
消　化	繊維質主体の高濃度・高負荷運転となるが、支障の程度は予測できない。影響度合いを把握するとともに、高負荷をエネルギー生産に繋げる必要がある。
脱　水	汚泥を構成する粒子群の粗大化が予想され、脱水効率は高まるものと思われる。
コンポスト	野菜屑等による粗大粒子が混入した脱水汚泥をコンポストすることになるが、その場合の影響度合いは予測できない。
焼　却	固形物量の増加と低含水率化により投入汚泥の高カロリー化が進み、炉を中心とする被高熱部材の劣化を早めることが予想される。

3.1 濃縮プロセスへの影響

濃縮プロセスにおいて大きな影響を受けることが予想される現象は、最初沈殿池汚泥と余剰活性汚泥を別々に分離濃縮する施設を有する場合の、最初沈殿池汚泥に対して行われる重力濃縮プロセスにある。厨芥の流入により粗大物が多く混入した最初沈殿池汚泥はより濃縮し易い性状に変化して、濃縮槽の底部に従来よりも高濃度、高密度に濃縮・堆積することが予想され、その到達濃度は従来の施設設計の到達濃度４%-w/wを遙かに超えることが想像される。この場合、濃縮槽に装備されている機械設備では濃縮汚泥の円滑な抽出に支障を来す可能性が高い。このために、追加の動力設備を必要としないことを条件に、ダムに堆積した排砂等のために検討されてきたスリット管[1),2)]による堆積汚泥の引抜き・抽出方法の可能性について調査した結果、スリット管を濃縮槽底部の汚泥抽出口に配置することにより、高濃度に堆積した汚泥を円滑に抽出できるであろうことが示唆された。実用化に際しては、実際の高濃度汚泥を用いた水理実験により施設規模に応じたスリット管のスリット幅と管長及び管断面積等の関係を明らかとする必要がある。

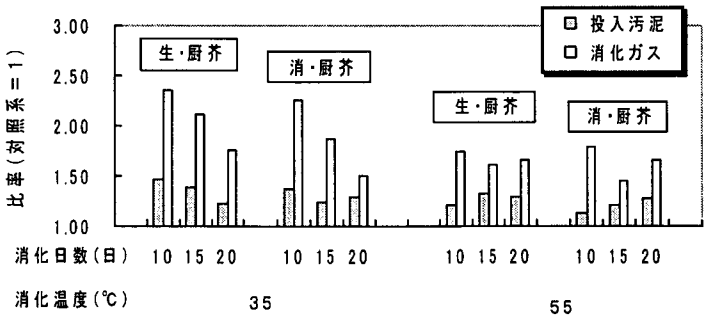
3.2 嫌気性消化プロセスへの影響

嫌気性消化プロセスへの影響は、実際の下水汚泥と厨芥を用い、最大の厨芥流入を想定した連続実験により調べた。実験は、反応槽の実容積が100 Lの装置を用いて、消化温度：35，55 ℃、消化日数：20，15，10 日の条件で調べた。また、最初沈殿池汚泥のみを分離消化する場合を想定した連続実験も行った。



図－１　投入汚泥と消化汚泥の固形物の増減比較

図－１は対照系をベースとした投入汚泥と消化汚泥の増減比較であり、同様に図－２は投入汚泥と消化ガス発生量を比較したものである。ここで、［生・厨芥］は厨芥の粉砕固形物を混合したケースであり、［消・厨芥］は厨芥の流下過程における最大の安定化を想定して事前に30 ℃－ 24 時間の好気性消化を施したものを混合したケースである。



図－２　投入固形物量と消化ガス量の増減比較

厨芥の混入による投入固形物の増加分よりも消化汚泥の固形物分の増加率は低く、厨芥が従来の下水汚泥よりも消化し易い性状であり、また、それが効果的にガス発生に繋がるものであった。このために、既設の消化槽には殆ど影響を及ぼさないものの、消化ガスの貯蔵設備の能力を大幅に向上させる必要が生じることとなる。

なお、最初沈殿池汚泥のみを分離消化した場合は、消化温度が 35 ℃のケースでは良好な消化成績が得られたが、55 ℃や 60 ℃の高温消化では酸発酵やメタン発酵が不安定なものであった。

3.3 脱水プロセスへの影響

下水汚泥は難脱水性に類するが、厨芥等の流入によりもたらされる粗大粒子の増加は、脱水性を改善する

方向に作用するものである。このために、最初沈殿池汚泥はもとより、最初沈殿池を経た活性汚泥法から発生する余剰活性汚泥も従来よりも有機物負荷が高い運転法となり、汚泥フロックの肥大化による幾分かの改善が期待される。一方、嫌気性消化汚泥に関しては、従来と同様に十分な消化を経たものであれば脱水性に大きな変化はないものと思われる。従って、厨芥の流入は脱水する固形物量を増加させるものの、脱水プロセスの機能や性能に大きな支障を及ぼすことはないと推察される。

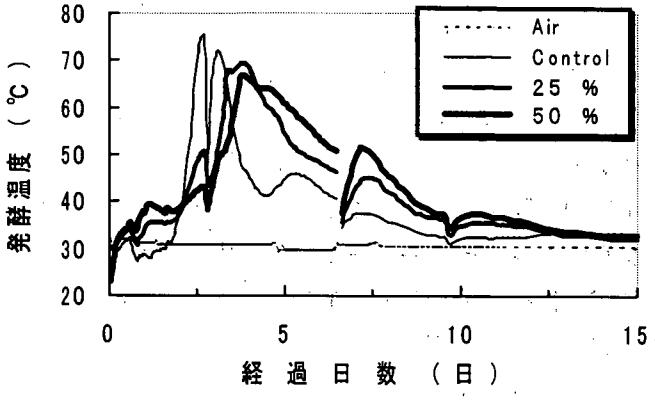
表－２　原料及び３０日間発酵で得られたコンポストの性状

		乾燥重量(DS)当たり								
		VS/DS (－)	CEC (meq/100g)	C (%)	N (%)	P (%)	K (%)	Mg (%)	Ca (%)	Fe (%)
原料	脱水汚泥	0.61	52	27.9	3.7	1.95	0.41	0.42	1.42	3.25
	種コンポスト	0.38	55	16.4	2.7	3.04	0.50	0.58	2.45	4.54
	生・厨芥	0.85	10	43.7	3.5	0.31	0.43	0.08	0.90	0.00
	消・厨芥	0.88	24	42.0	3.5	0.32	0.31	0.06	0.45	0.00
30日間発酵物	Control	0.41	50	18.3	2.9	2.89	0.49	0.56	2.26	4.35
	生・厨芥:25%	0.42	50	17.9	2.9	2.90	0.55	0.57	2.33	4.34
	:50%	0.42	47	17.6	2.8	2.92	0.52	0.56	2.34	4.25
	消・厨芥:25%	0.43	57	16.9	2.7	2.99	0.54	0.58	2.34	4.43
	:50%	0.41	54	16.9	2.8	2.94	0.51	0.56	2.34	4.33

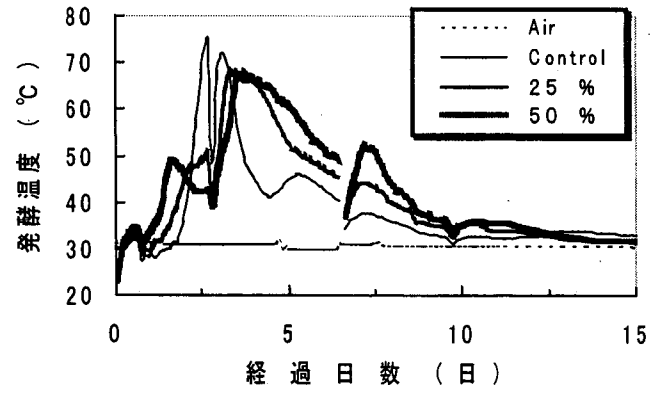
3.4　コンポストプロセスへの影響

コンポスト化に際しての影響は、実際の生・脱水汚泥と副資材の添加が無いコンポストに前掲 **3.3** 項の実験と同様の「生・厨芥」と「消・厨芥」を混合して、回分式による３０日間の発酵を行ったものである。実験は、厚さ５ cm の保温材で覆った内径：10 cm、高さ：60cm のアクリル樹脂筒を発酵槽として用い、初期の含水率を 55 %に調整して仕込んだ後、槽の下部より空気を連続供給した。

実験からは、**表－２**に示すとおり、得られたコンポストの品質や性状には大きな差違は認められなかったが、発酵温度に影響が現れた。



図－３　「生・厨芥」混合系の発酵温度の変化



図－４　「消・厨芥」混合系の発酵温度の変化

図－３と**図－４**は発酵温度の経日変化である。厨芥混入のケースは下水汚泥のみの場合よりも発酵が終了するまでの発酵日数に多くを要した。これは、厨芥が破砕されているにも拘わらず、その粒子径が下水汚泥を構成する粒子経よりも大きく、有機物の発酵・分解に時間を要することを表している。

3.5　焼却プロセスへの影響

焼却に供せられる脱水汚泥の高カロリー化に備えるために、国内の焼却炉メーカーの協力を得て、現在主流となっている流動床方式による焼却プロセスを対象に、長期稼働中の実用炉１０ケースにおける補修・修繕実績に基づいたライフサイクルコスト（LCC）分析を行うとともに、高カロリー化が現状の 350 kcal/kg-WB から 1,000 kcal/kg-WB まで進むと仮定して、その間のカロリー推移における影響を調べた。

既存の炉においては、供用後４～６年で補修・修繕が必要となり、10 ～ 12 年で大幅な補修・修繕を迎え、この時点までに初期投資額相当を必要としていたケースもあった。LCC分析からは、供用後９～１０年で経済的寿命に達していると読み取れるものが５ケース、１６年のものが１ケース、他の３つのケースは 16 年以上経過しても経済的寿命に達しないような結果を示した。そして、いずれのケースでも初期投資の現在価値評価額を上回らないような補修・修繕費が当てられ、経済的寿命の延命化を図っている様子が伺われた。

表－３　脱水汚泥の高カロリー化に対する流動流動床式焼却炉の対処方法

脱水汚泥の熱量レベル		焼却炉における対応方法
燃焼性区分	保有熱量区分	
助燃域	概ね 500 kcal／kg-WB 以下	既存の運転法の範囲で、大幅な変更なしに対応できる。
自燃域	概ね 500 ～ 700 kcal／kg-WB	炉内温度(発熱量)に応じて、供給する流動予熱空気の温度を制御(炉排ガスと常温空気の混合比率を変える)する。
過自燃域	概ね 700 kcal／kg-WB 以上	既存の炉方式では炉内温度の制御が難しく、対応できない。別の方式の炉により対応する。

焼却プロセスを構成している既存の機器や部材に対する高カロリー化の影響は、目的とする熱環境を経験した事例やデータが無く、定量的に把握し、予測することは出来なかった。しかし、関係技術者のいずれもが相当の支障がでるであろうことを危惧し、そこからは既存の知見で対処する方法として**表－３**を得た。

脱水汚泥は、その保有熱量と炉内燃焼制御の関係から助燃域（燃焼に補助燃料を必要とする領域）汚泥、自燃域（保有熱量のみで燃焼が可能な領域）汚泥、過自燃域（自燃域の範疇にあり，燃焼発熱が旺盛で燃料に位置付けられる領域）汚泥に分類される。そして、概ね 700 kcal/kg-WB（過自燃発現点）よりも低カロリーの場合は既存炉での対応が可能であるが、それ以上となると既存炉形式では発熱上昇を容易に制御出来なくなり別途方式の炉で対応する必要がある。このような過自燃域は火力発電の分野に相当し、脱水汚泥がこの領域に達した場合は焼却炉としてではなく、エネルギー生産・有効利用施設の一角として位置付けたシステムが容易に構築できる。一方、この領域に達するまでの自燃域においても熱回収・蒸気タービンによる発電が可能な保有熱量レベルがある（概ね，650 kcal/kg-WB）と思われ、この段階からエネルギー生産・有効利用を念頭に置いたシステム作りを検討すべきとの結論を得た。

3.6　下水処理量及び汚泥処理量の定量化

厨芥流入が最大に達した場合の水処理系や汚泥処理系への負荷量の増大を定量的に把握するために、これまでの当所の調査研究より得られた知見に基づき解析した。解析では、現状施設の基本的な能力や仕様は「下水道施設計画・設計指針と解説」[3] 及び「高度処理施設設計資料」[4] に従った。厨芥流入による下水の負荷量と水質変化については、当所下水道研究室が行った調査結果のデータ[5] に基づき予測した。また、水処理プロセスへの影響度合いは、当所三次処理研究室が行った研究成果[6] を参考とした。

表－４　汚泥処理量及び性状の変化予測値

水処理法	発生汚泥	現状				最大の厨芥流入時			
		固形物量 (kg／m3・day)	VS/TS (－)	濃度 (TS-kg／m3)	液量 (m3／m3・day)	固形物量 (kg／m3・day)	VS/TS (－)	濃度 (TS-kg／m3)	液量 (m3／m3・day)
標準法	初沈汚泥	0.0814	0.77	10.0	0.0081	0.1199	0.823	13.0	0.0092
	余剰汚泥	0.1320	0.82	6.0	0.0220	0.1749	0.851	6.0	0.0292
	混合汚泥	0.2134	0.80	7.1	0.0301	0.2948	0.839	7.8	0.0378
循環式	余剰汚泥	0.1040	0.81	6.0	0.0173	0.1474	0.848	6.0	0.0246
	混合汚泥	0.1854	0.79	7.3	0.0255	0.2673	0.837	7.9	0.0338
嫌気好気法	余剰汚泥	0.1290	0.75	6.0	0.0215	0.1727	0.731	6.0	0.0288
凝集剤添加法	余剰汚泥	0.1570	0.69	6.0	0.0262	0.2079	0.716	6.0	0.0347
	混合汚泥	0.2384	0.72	6.9	0.0343	0.3278	0.755	7.5	0.0439
OD法	余剰汚泥	0.1380	0.81	8.0	0.0173	0.2189	0.862	9.3	0.0235

流入下水に関しては、最大の厨芥流入時点における水量の増加率は 1.1 倍、そのときの水質濃度はそれぞれ SS：1.2、BOD：1.5、S-BOD：1.5、COD：1.4、T-N：1.1、T-P：1.2 倍増加すると予測された。

この処理のために必要な水処理系における必要酸素供給量は、標準活性汚泥法：1.36 倍、オキシデーションディッチ法：1.43 倍、循環式硝化脱窒法：1.18 倍、嫌気好気活性汚泥法：1.27 倍、凝集剤添加活性汚泥法：1.36 倍増加し、そこから発生する汚泥の量及び性状は**表－4** のとおりに変化すると予測され、この変化の範囲では汚泥処理系において大幅な変更を伴わず技術的に対応が可能であると判断された。なお、表中の「固形物量」と「液量」は現状における流入水量が基準となっており、それぞれの時点における実際の量は表中の値を現状の流入下水量に乗算して求めるものとなっている。

3.7 その他の関連調査

(1) 低品位廃熱の発生量原単位調査

燃焼を伴う汚泥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。調査は、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た。

表－5 は、基準温度を 0 ℃とした解析より得られた各品位毎の熱量（1cal=4.186J）の発生量原単位である。ここで、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。

表－5　低品位廃熱の発生量原単位（基準温度：0℃）

プロセス		廃熱レベル	形態	発生量原単位[Y]（kcal／wet-t／hr） X：投入汚泥保有熱量（kcal／wet-kg） Z：施設規模（wet-t／日）			
焼却	従来方式	極低品位≦60℃	温水	$Y = Ae^{-B} + Y_0$	; A = 6,630	B = 0.0655	$Y_0 = 60{,}000X^{-0.0516}$ [但し、X≦500]
焼却	廃熱ボイラ導入	極低品位≦60℃	温水	$Y = aX^{-b}$	; a = 60,000	b = 0.0516	[但し、500＜X≦850]
焼却	廃熱ボイラ導入			$Y = -aX + b$	; a = 17.16	b = 57,200	[但し、850＜X≦1,000]
焼却	廃熱ボイラ導入	良品位≧150℃	蒸気	$Y = -Ae^{-BZ} + Y_0$	; A = 25,000	B = 0.0627	$Y_0 = 49.6X - 26{,}200$ [但し、500＜X≦1,000]
溶融	表面溶融	極低品位≦60℃	温水	$Y = AZ^{-B} + Y_0$	; A = 305,000	B = 0.942	$Y_0 = 30.1X + 44{,}400$
溶融	表面溶融	良品位≧150℃	蒸気	$Y = aX^{b}$	; $a = 1 \times 10^{-26.9}$		b = 10.18
溶融	コークスベッド溶融	極低品位≦60℃	温水	$Y = AZ^{-B}$	; $A = 25{,}800X^{0.132}$		$B = 0.0027X^{0.381}$
溶融	コークスベッド溶融	良品位≧150℃	蒸気	$Y = AZ^{-B}$	; $A = 378X^{0.730}$		$B = 29.6X^{-0.783}$
溶融	旋回溶融	極低品位≦60℃	温水	$Y = AZ^{-B}$	; $A = 30{,}500X^{0.0723}$		B = 0.00222
溶融	旋回溶融	良品位≧150℃	蒸気	$Y = AZ^{B}$	; A = 32.2 X - 15,690		$B = 938{,}000X^{-2.38}$

(2) 高分子凝集剤の生分解性試験

処理する固形物量の増加に伴い脱水時に使用される凝集剤の絶対的な量も増加する可能性が高く、特に汚

表－6　高分子凝集剤の生分解性試験結果

供試 Polymer の種類	液体培養法による試験			無機担体培養法による試験		
	培養過程		30日間培養液	培養過程	30日間培養担体	同左の水抽出液
（主要物質の基本構造）	TOC 分解性	硝化反応	魚毒性(LC_{50}:mg/L)	CO2 発生	幼植物試験	umu 試験
ﾒﾀｱｸﾘﾙ酸ｴｽﾃﾙ四級塩重合物	良（但しTOC残）	旺盛	10,000	対照系と同等	異常なし	陰性
ﾒﾀｱｸﾘﾙ酸ｴｽﾃﾙ四級塩とｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞ共重合物	良好	旺盛	10,000＜	旺盛	異常なし	陰性
ｱｸﾘﾙ酸ｴｽﾃﾙ四級塩とｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞ共重合物	良（但しTOC残）	旺盛	10,000＜	旺盛	異常なし	陰性
ﾎﾟﾘｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞのﾏﾝﾆｯﾋ変性物	良好	旺盛	10,000＜	旺盛	異常なし	陰性
ポリエチレンイミン	やや良（TOC残）	発現せず	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性
ポリアミン	僅かに分解	発現せず	4,200	対照系と同等	異常なし	陰性
ﾍｷｻﾒﾁﾚﾝｼﾞｱﾐﾝ・ｴﾋﾟｸﾛﾙﾋﾄﾞﾘﾝ重縮合物	やや良（TOC残）	緩慢	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性
ﾋﾞﾆﾙﾎﾙﾑｱﾐﾄﾞ共重合変性物	分解せず	旺盛	4,800	対照系と同等	異常なし	陰性
ｼﾞｼｱﾝｼﾞｱﾐﾄﾞ・ﾎﾙﾏﾘﾝ重縮合物	僅かに分解	発現せず	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性
ｱﾙｷﾙｱﾐﾝ・ｴﾋﾟｸﾛﾙﾋﾄﾞﾘﾝ重縮合物	やや良（TOC残）	緩慢	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性
ポリエチレンポリアミン塩酸塩	僅かに分解	旺盛	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性
ｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞ・ﾌﾟﾛﾋﾟﾙﾄﾘﾒﾁﾙ・ｱﾝﾓﾆｳﾑｸﾛﾗｲﾄﾞとｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞ共重合物	やや良（TOC残）	旺盛	10,000＜	対照系と同等	異常なし	陰性

注：魚毒性の項のLC50：mg/L値は，液体培養に供した時点の製品濃度に対応している。

泥製品として土壌等に施用された際の有機の高分子凝集剤の生分解性について把握しておく必要がある。ここでは、高分子凝集剤に適用できる有効な生分解性試験方法が無かったために、液体培養による方法と無機担体培養による方法を見出し、基本構造が異なる 12 種類の高分子凝集剤に適用して生分解性を調べた。また、液体培養後の試料についてはヒメダカによる 48 時間急性毒性試験を、無機担体培養後の試料についてはコマツナによる幼植物試験と変異原性を調べる umu 試験を行った。

12 種類の高分子凝集剤の生分解性を調べた結果の要約を表－6 に示した。ここで，魚毒性の項の LC_{50}：mg/L 値は液体培養に供したときの製品の濃度に対応して表示したものであり、製品が固形状の場合は乾燥重量濃度、液状の場合は液体重量濃度となっている。下水汚泥の脱水では、メタアクリル酸エステル四級塩重合物やアクリル酸エステル四級塩とアクリルアミド共重合物、及びこれらの混合物が主要物質となっている凝集剤が多く用いられており、これらは比較的、生分解性の良いものであった。

【参考文献】

1) 吉良八郎「ダムの堆砂とその防除」、pp 317-337、森北出版、1982
2) 「多目的ダムの建設(昭和 62 年版)」、第 2 巻 調査編、pp 329-330、(財)ダム技術センター
3) 「下水道施設計画・設計指針と解説」，(社)日本下水道協会，1994
4) 「高度処理施設設計資料」，建設省・高度処理会議，平成 6 年 2 月
5) 「下水道による住環境の改善に関する調査」，下水道関係調査研究年次報告書集（昭和 61 年度～平成 2 年度），土木研究所資料 第 2509, 2654, 3146, 2906, 3030 号
6) 「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」，下水道関係調査研究年次報告書集（平成 5 年度～平成 8 年度），土木研究所資料 第 3294, 3374, 3458, 3528 号

10．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　森田　弘昭
主任研究員　原田　一郎
研　究　員　斎野　秀幸

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し量的な利用可能性を把握するとともに、室内実験において豚糞混合コンポストの円滑な発酵を確認した。また、茎葉類を副資材に用いた実用規模の発酵実験を実施し、野積み方式における仕込み条件等の操作因子を検討した。さらに、牛糞と下水汚泥の融合コンポストを用いた施用試験を行い、窒素無機化特性及び施用効果を評価し作物に応じた最適な施用量について検討を行った。

4．平成 10 年度の調査結果

平成 10 年度は、茎葉類を副資材に用いた室内規模及び実用規模の発酵実験を行うとともに、実用規模における牛糞と下水汚泥の融合コンポスト化実験を行い、これらの設計因子を検討した。また、平成９年度に引き続き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。

5．平成 11 年度の調査結果

平成 11 年度は、発酵時における強制通気の影響、コンポスト製品を返送製品として使用した場合の適正返送率、厳冬期における加温の影響について実用規模での実験を行った。また、実際のコンポスト化施設に対してアンケート調査を行い、コンポストの性状、問題点などについて把握した。

5.1　強制通気を行った場合の混合コンポスト化実験

5.1.1 目的

コンポスト化施設の一次発酵槽には大きく分けて横形、立形、堆積形の3種類がある。この中で堆積形では強制通気は必ずしも必要ではないが、強制通気を行うことによって初期の発酵温度の立ち上がりを早める、切り返し回数を減らせる、発酵日数を短縮できるなどの効果が期待できる。そこで、堆積形の一つの方法である野積み方式において強制通気を行った場合の発酵状況について実用規模での実験を行った。

5.1.2 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上で野積み方式により夏季に行った。強制通気は0～100L/m³/minに設定し、パイルの下部からエアレーションすることによって行った。原料は北海道A処理場およびB処理場の無消化脱水汚泥、T処理場の消化乾燥汚泥を使用し、茎葉類にはA町の農家より入手したイネ科の乾燥牧草を20cm程度に裁断したものを使用した。切り返しには自走式切り返し装置を使用した。表-1に実験条件を示す。脱水汚泥、乾燥汚泥、茎葉類の混合比を一定にし、通気量は3ケース設定した。通気量が50L/m³/minのサンプルでは強制通気による切り返し回数の減少効果を調べるために、切り返し頻度を減少させたケースも設定した。以上のような条件で58日間発酵させ、含水率が30%程度まで低下した場合には適宜加水を行った。また、発酵温度を連続測定するとともに、切り返し時に資料をサンプリングし性状・組成を分析した。

表-1 強制通気に関する発酵実験条件

				CASE-1	CASE-2	CASE-3	CASE-4
仕込み条件	乾混合比	下水汚泥	脱水	0.37	0.34	0.33	0.33
			乾燥	0.63	0.66	0.67	0.67
		計		1.00	1.00	1.00	1.00
		乾燥(牧草)		0.19	0.19	0.20	0.20
	混合物含水率			約65～67%			
	全湿重量			約3t			
	混合物体積			約4.5m³			
実験期間				平成11年7月15日～平成11年9月10日(58日間)			
切り返し頻度				5回/週 (CASE-3は2回/週)			

5.1.3 実験結果

発酵温度の変化を図-1に示す。すべてのケースにおいて速やかな温度上昇が見られた。特に強制通気を行ったCASE-2～4においては仕込みから2日目には発酵温度が60℃を超え、速やかに発酵が進むことが分かった。しかし、仕込みから10日目には発酵温度が上昇しにくくなり、実験中はほぼ50℃以下で推移した。一方、CASE-1では発酵の立ち上がりこそ遅れたものの、7日目には60℃を超え、以後も発酵温度が70℃前後に保たれた。このことから発酵の初期段階においては自然通気のみではパイルへの酸素供給量が不足しており、強制通気を行うことにより発酵を促進させ、円滑に発酵温度を上昇させる効果があるが、その一方で強制通気を続けると発酵を妨げると考えられる。図-2にはCASE-1とCASE-4のパイルにおける発酵温度の分布を示す。強制通気はパイルの中心部の床面から行っているが、その部分での温度の低下が見られ、発酵温度の抑制は強制通気によるものであることが確認される。また、CASE2～4の発酵状況を確認するため、43日目以降に強制通気をほぼ停止させたところ、急激に発酵温度が上昇したことから、強制通気中は発酵温度が低下するだけでなく発酵そのものが抑制されていることが分かった。図-3には発酵期間中のかさ比重の変化を示す。仕込み時のかさ比重は0.67程度であったがその後急激に減少し、発酵期間中はほぼ0.4～0.5程度で推移した。発酵温度の低下時期とかさ比重の変

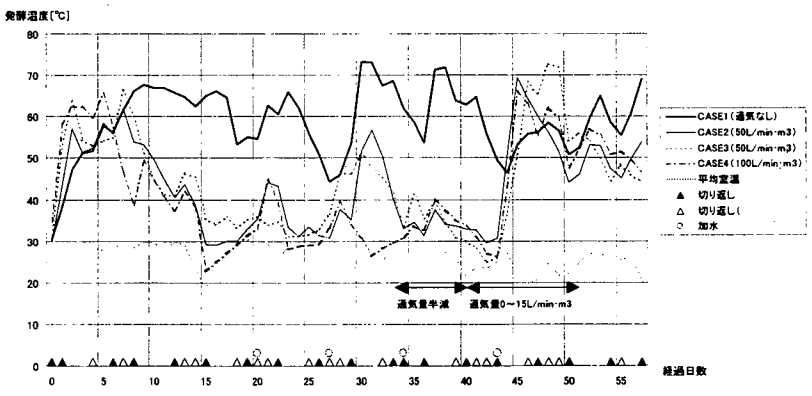
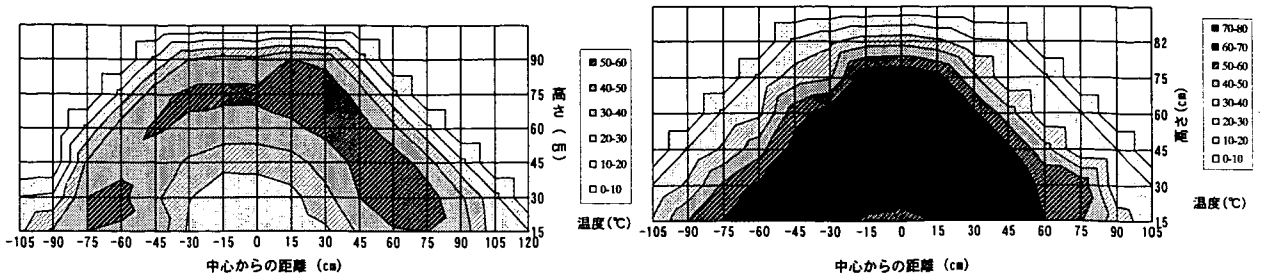


図-1 強制通気に関する発酵実験の温度変化



強制通気あり　　強制通気なし

図-2　パイルにおける発酵温度分布

化を比べてみると、見かけ比重が 0.50～0.55 程度のときに自然通気による酸素供給のみで十分になり、強制通気の運転の切り換えの目安になりうることが示唆された。

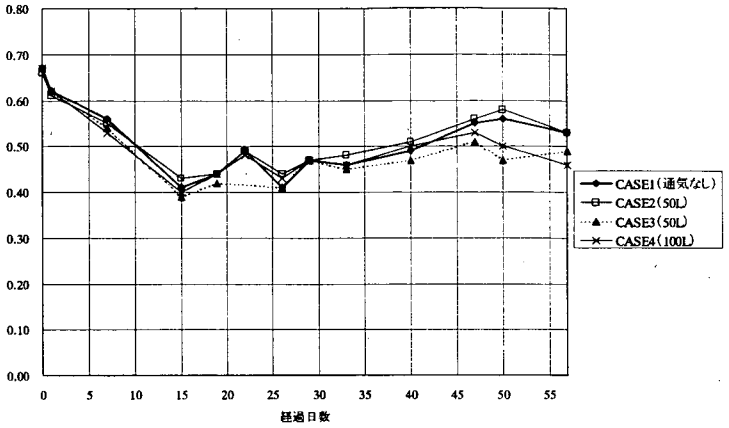


図-3　強制通気実験におけるかさ比重変化

5.2　返送コンポストを使用した場合の発酵実験

5.2.1　目的

土木研究所ではこれまで、下水汚泥に牛糞や茎葉類を混合させたコンポストに取り組んできた[1]。その中で主に含水率調整として乾燥汚泥を混合してきたが、実際には汚泥の乾燥設備を有する下水処理場は限られており、必ずしも乾燥汚泥を入手できるとは限らない。簡易なコンポスト化手法を確立するという観点からも、乾燥汚泥を使用しないコンポスト化について検討する必要がある。一般に脱水汚泥のみからコンポスト化する場合、コンポスト製品を返送させることにより含水率の調整を行っていることが多いことから、平成 10 年度は返送コンポストを用いた発酵実験を行った[2]が、平成 11 年度も引き続き行った。

5.2.2　実験方法

本実験は強制通気のコンポスト化実験と同じ原料、場所、切り返し装置を用い、秋季に行った。牛糞は A 町の農家より入手した乳牛糞（敷料は麦ワラ）を使用した。茎葉類を混合するコンポストには強制通気のコンポスト化実験で作成したコンポストを返送させ、牛糞を融合させるコンポストには夏季に返送コンポスト用として作成しておいた牛糞融合コンポストを返送させた。これらを 47 日間発酵させた。仕込み条件を表-2 に示す。CASE-1、2 は茎葉類を混合させたもの、CASE-3、4 は牛糞を融合させたものである。CASE-1、3 は返送率を低く抑えたが、その分含水率が高くなっており、CASE-2、4 は返送率が高く有機物量が低くなったが、その分含水率が低く抑えてある。

表-2　返送コンポストに関する発酵実験条件

			CASE-1	CASE-2	CASE-3	CASE-4
仕込み条件	乾混合比	脱水汚泥	1.00	1.00	1.00	1.00
		牧草	0.33	0.19		
		牛糞			0.47	0.47
		返送コンポスト	1.52	2.82	3.30	4.87
	返送率(湿ベース)		0.34	0.64	0.53	0.79
	混合物含水率		70.8	64.2	67.1	62.0
	全湿重量		約5t			
	混合物体積		約0.6～0.7m^3			
実験期間			平成11年10月25日～平成11年12月10日(47日間)			
切り返し頻度			5回/週（仕込み後3週間）以後漸減			

5.2.3　実験結果

発酵温度変化を図-4に示す。これは連続測定した温度を日平均に直したものである。含水率を低く抑えたCASE-2、4の方が発酵温度の立ち上がりが早く、最高温度も高くなった。CASE-4では発酵温度が65℃以上の期間が数日間継続された。CASE-1（茎葉類、含水率高）は仕込み後2日目に40℃に達したが、その後昇温しなくなり、汚泥は大塊状になり発酵は停止した。このことから有機分が少なくとも、返送率をある程度高くし、初期含水率を60～65%程度に設定する必要があることが分かった。

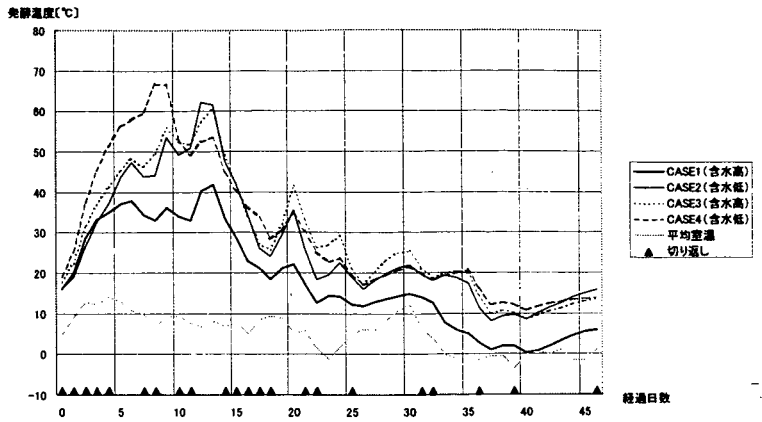


図-4　返送コンポストに関する発酵実験の温度変化

5.3　厳冬期における返送発酵実験

5.3.1　目的

返送コンポストを使用した下水汚泥のコンポスト化は、易分解性の有機物が相対的に少なくなることから、発酵温度が上がりにくくなることが考えられる。そのため、厳冬期に返送コンポストを使用した発酵実験を行うことにより、発酵性の確認を行った。また、発酵熱が不足した場合の対応として、パイルを床暖房によって加温させ、発酵を促進させる方法の検討も行った。

5.3.2　実験方法

本実験は返送コンポスト実験と同じ原料、場所、切り返し装置を用い、冬季に行った。返送コンポストには5.2.2で作成したコンポストを使用したが、発酵しなかったケースもあったため、平成10年度の発酵実験で作成したコンポストを混合して使用した。返送コンポストの性状を表-3に示す。これらを69日間発酵させた。仕込み条件を表-4に示す。CASE-1、2は茎葉類を混合させたもの、CASE-3、4は牛糞を融合させたものであり、5.2.2で発酵状況の良かった条件を採用した。CASE-1、3は無加温で発酵させ、CASE-2、4は床暖房によって加温させた。加温方法は床温度が25℃以下になると、灯油を燃料とした温水ボイラーからの温水を発酵場所の床面下に循環させることにより、床面を25℃に保温する方法である。

表-3　返送コンポストの性状

副資材	茎葉類	牛糞
含水率	34.7	38.3
VS/TS(%)	60.9	58.6
T-C(%)	24.7	25.2
T-N(%)	3.87	3.16
C/N	6.38	7.98
P_2O_5(%/DS)	18.1	16.6
K_2O(%·DS)	2.4	3.8
CEC(meq/100g·DS)	84.9	83.8
銅(mg/kg·DS)	1340	1017
亜鉛(mg/kg·DS)	1915	1678

表-4　厳冬期における発酵実験条件

			CASE-1,2	CASE-3,4
仕込み条件	乾混合比	脱水汚泥	1.00	1.00
		牧草	0.19	
		牛糞		0.41
		返送コンポスト	2.92	4.37
	返送率(湿ベース)		0.66	0.79
	混合物含水率		65.5	65.7
	全湿重量(t)		3.8	3.4
	混合物体積		4.5～5.5m^3程度	
実験期間			平成12年1月14日～ 平成12年3月22日(69日間)	
切り返し頻度			5回/週(第1週目) 以後は様子を見ながら週1,2回程度	

5.3.3　実験結果

発酵温度変化を図-5に示す。これは連続測定した温度を日平均に直したものである。立ち上がりは遅かったものの、9日目までは発酵温度は上昇し続けた。しかし、最も冷え込んだ日（最低気温で-20℃以下）と切り返しの日が重なることにより（12日目）、CASE-1はパイルが凍結した。CASE-2、3でも発酵温度が上が

らなくなったため、発酵温度を下げないように注意しながら切り返し頻度を減少させたところ、CASE-3 では 36 日目に 60℃に達した。CASE-4 では 12 日目の切り返し後も速やかに昇温し、発酵が進んだ。40 日目以降、すべてのケースで発酵温度の上昇が見られなくなったため、54 日目にすべてのケースを加温したところ、CASE-3、4 では再び発酵温度が上昇したことから、40 日目で発酵が終了したのではなく、発酵による温度の上昇よりも放熱効果の方が大きくなったものと考えられる。

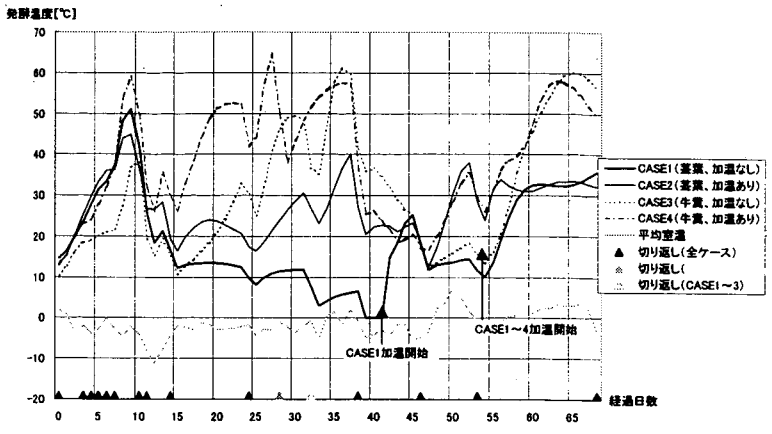


図-5　厳冬期発酵実験に関する発酵温度変化

CASE-1、2 では終始、発酵温度が上昇しないままだった。発酵実験が終了した後に CASE-1、2 を混合させて大きな一つのパイルにして様子をうかがったところ、発酵温度が 70℃近くまで上昇した。このことから、厳冬期においてコンポスト化を行う場合にはある程度パイルの体積を大きくし、外気温の低下による放熱を出来るだけ抑制させる必要があることが分かった。

以上のことから、厳冬期においては切り返しの回数を減らし、切り返しの時期に選ぶこと、パイルをある程度大きくし放熱を抑える必要があることが分かった。

5.4　コンポストに関するアンケート調査

5.4.1　目的

本調査では家畜糞や茎葉類を混合させたコンポスト化に取り組んできたが、実際のコンポスト化施設に導入する場合の検討は行っていない。そこで、茎葉類を混合させるコンポスト化はすでに多くの施設で行われているため、その施設に対してアンケート調査を行うことにより今後コンポスト化施設において副資材を混合する場合の長所や問題点を明らかにすることとした。

5.4.2　調査方法

国庫補助によりコンポスト化施設を建設した 23 の下水処理場すべてに対してアンケートを行った。調査内容は建設費、運転費、施設規模、生産量、製品の品質などに関するもので、すべての処理場から回答を得た。

5.4.3　調査結果

副資材を混合している施設が 10 箇所、混合していない施設が 13 箇所あった。副資材として混合させる植物性の有機質資材として、おがくず、モミガラ、バークなどが挙げられた。表-5 に生産量当たりの運転経費について副資材混合の有無毎に平均値、中央値を示し、図-6 にはそのヒストグラムを示す。1 箇所では運転経費が不明だったため合計が 22 箇所となっている。母集団が少ないながらも、平均値、中央値ともに副資材を混合した場合の方が運転経費が低

表-5　生産量当たりの運転経費

	混合あり	混合なし
平均値	12.0	37.7
中央値	8.0	12.7

(単位；万円/t)

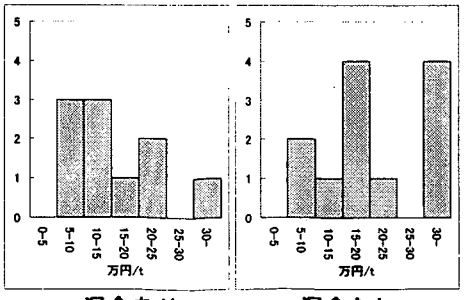


図-6　生産量当たりの運転経費

(万円/t)

くなった。ヒストグラムからも運転経費が低く抑えられている様子がうかがえた。これは、副資材として茎葉類を混合させる理由として通気性の確保、含水率の調整などが挙げられることから、茎葉類を混合させることにより運転経費が軽減されていることが考えられる。

図-7 にはコンポスト化施設 23 箇所で生産されるコンポストの主な重金属含有量を示す。主な重金属とは、肥料取締法によって規制される重金属類、および推奨基準が定められている銅、亜鉛である。図-7 はそれぞれの重金属の規制値もしくは基準値を 1 としたときの数値を示していて、×印が平均値、長方形が 20%値から 80%値、縦棒が範囲を示している。この図から、下水汚泥コンポストでは、多くのものが重金属含有量において肥料取締法の基準を大きく下回っていることが分かる。また、すべてのコンポストが規制値を満たしていることが分かる。銅と亜鉛に関する推奨値に対する値はほぼすべてのコンポストが満たしているが、一部推奨値を超えているコンポストが見られる。土木研究所の以前の調査で下水汚泥に家畜糞を融合させることにより肥効成分が向上するほか、重金属類の濃度も混合比により低下するという知見を得ているが [3]、融合コンポストの役割の大きさについて改めて確認できたと言える。

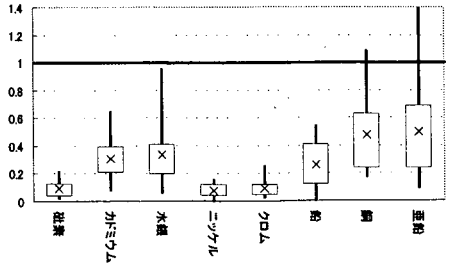


図-7　重金属含有量

6. まとめ

平成 11 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) 茎葉類を混合した下水汚泥のコンポスト化において強制通気を行った結果、初期段階における発酵を促進させたが、強制通気を継続させると発酵を妨げることが分かった。また、強制通気を中止させる段階はかさ比重でおよそ 0.50～0.55 程度の段階であることが分かった。
2) 返送コンポストを使用してコンポスト化する場合でも、仕込み時含水率を 65%以下に設定する必要があることが分かった。また、厳冬期においても牛糞を融合させたコンポストでは発酵することが確かめられた。ただし、切り返し時に発酵温度が急激に低下するため、切り返し頻度を減少させ切り返すタイミングを選ぶ必要があること、放熱を抑えるためにパイルの大きさをある程度以上にしなければならないことが分かった。
3) 実際にコンポスト化を行っている処理場にアンケート調査を行ったところ、副資材を混合している場合の方が生産量当たりの運転価格が低い傾向にあることが分かった。また、肥料取締法により規制されている重金属の含有量は規制値を大きく下回っているものの、銅、亜鉛については推奨値を超える場合もあり、その含有量を減少させる意味でも家畜糞の融合コンポストの有用性が示された。

参考文献

1) 尾崎ら「有機質資材の融合化と利用に関する調査」平成 9 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 3606 号、pp.217-222、1998
2) 尾崎ら「有機質資材の融合化と利用に関する調査」平成 10 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 3661 号、pp.185-190、1999
3) 渡部ら「発生汚泥の分別処理による有効利用の促進に関する調査」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.207-215、1995

11．下水道システムの ＬＣＡに用いる原単位に関する調査

汚泥研究室　室　　長　森田弘昭
主任研究員　原田一郎
研　究　員　斎野秀幸

1. はじめに

下水道は、これまで生活環境の向上，浸水の防除あるいは水環境の保全という機能を果たしてきた。その一方で、下水を処理する過程において、二酸化炭素などの温室効果ガス（Green House Gas：GHG）の排出、電力や燃料の消費、さらに施設の建設時等における資源やエネルギーの消費など、環境に対し負荷を与える側面も有している。とくに近年では地球温暖化対策が緊急の課題となっており、下水道においても、従来の目的に加え、環境に及ぼす負荷をできるだけ抑制するシステムの構築が求められている。そのため、下水道施設による環境負荷を定量的に把握するとともに、最適な下水道システムの検討に資する評価手法を確立する必要がある。

2. 調査目的

本調査は、環境に及ぼす負荷をできるだけ抑制した下水道システムの構築を図るため、その評価手法を確立することを目的とした研究の一環として、下水道システムが及ぼす環境負荷を、
ライフサイクルアセスメント（LCA）手法を用いて評価する際に必要な環境負荷原単位の算出手法およびこの原単位を用いた環境負荷計算手法の検討を行うものである。なお、本調査の一部は日本下水道事業団、全国上下水道コンサルタント協会ならびに日本下水道施設業協会との共同研究として実施したものである。

3. 過年度調査の概要

LCA の研究は、これまで主として工業製品の分野で行われてきた。わが国でも通商産業省を中心に各業界、研究機関が参加した LCA プロジェクトが進められており、2002 年を目標に、工業製品に係る LCA のための原単位、ライフサイクルインベントリー（LCI）分析手法、インパクト分析手法の検討が行われている。一方、公共事業の場合、システムが大規模かつ複雑で、建設に要する期間や供用期間が極めて長い。さらには下水道システムにおける水環境の保全と地球温暖化の関係のような、いわゆる「トレードオフ」の関係が存在する場合も少なくない。このため、LCA 手法の開発は製品の場合に比較して難しく、その検討はまだ緒についたばかりというのが現状である。このような背景から、平成 10 年度は下水道システムの LCA および LCA に用いる原単位算出法に係る基礎的な検討として、次のような事項について調査を行った。

1）下水道システムにおける LCA の目的・検討範囲のあり方に関する検討
2）管渠施設、処理場土木・建築施設および機械・電気設備の実態調査
3）既存の原単位データベースの調査
4）下水道の LCA のための複合原単位の算定手法の検討

また、上記の成果を用いて実処理区の LC-CO_2 および LC-E の試算を行い、以下のような知見を得た。

1）管渠の建設に係る LC-CO_2 を試算した結果、開削工法では管径が大きくなるにつれ CO_2 排出量は大きくなるが、土被り（1.2m, 3m）による違いは少なかった。また、LC-CO_2 に対する寄与率では、舗装復旧工が比較的大きな割合を占めたが、管材の割合は少なかった。

2）処理場土木施設の建設時 LC-CO_2 では、特に躯体コンクリート工の割合が大きいことがわかった。

3）機械・電気設備の場合、LC-CO_2 および LC-E の約９割が運転に由来することがわかった。

4. 平成11年度調査

4. 1 下水道システムにおけるLCAのためのインベントリーモデル

4. 1. 1 インベントリーモデルの目的

下水道システムにおける LCA は、合併浄化槽など他のシステムを含む排水処理システムの評価、水処理方式や汚泥処理方式の比較評価、あるいはユニットプロセスや機器の選定など様々な目的、段階、対象に対しての適用が考えられ、それぞれの目的、段階、対象によって要求されるデータの種類や精度、分析の手法が異なってくる。平成 10 年度の調査では、下水道システムにおける LCA の適用目的に関してする検討を行い、LCA の目的を以下のように整理した。

1）**計画段階**：処理区の設定(処理場数)／管渠･処理場の配置／他の排水処理施設との比較

2）**設計段階**：水処理･汚泥処理プロセスの選択／施設構造･設備機種の選定／施工方法の選択

3）**管理段階**：運転方法の見直し／補修方法の選定

このうち、他の排水処理システムを含む LCA については、評価対象となる分野の研究を待つ必要がある。また、設備機種の選定や施工方法の選定については、要求されるデータの内容や精度、技術開発の状況に鑑み、製品に関する LCA に極めて類似した手法となり、むしろ各業界の取り組むべき課題であると考えられる。このようなことから、本研究では、主として計画・設計段階において、処理区（処理場）の配置、水処理・汚泥処理方式の選択など比較的マクロな問題について、下水道の内部最適解を検討する手法としての LCA を対象とすることとした。なお、計画・設計段階で評価を行う場合、収集可能なデータの種類や精度に制限がある。また、評価の再現性や客観性を確保する必要があることから、インベントリー分析について一定の標準化が必要と考えられる。以下、インベントリー分析の標準化を目的としたモデル化に関する基礎的な検討について記述する。

4. 1. 2 インベントリーモデルの構成

本研究で対象としたインベントリーモデルが対象とする範囲（ライフサイクル段階）、施設をそれぞれ図－１、表－１に示す。本研究の範囲については、下水道施設のライフサイクルのうち計画・設計段階および処分の段階を除く範囲とした。これは、計画・設計の段階で排出される CO_2 および消費されるエネルギーが極めて小さく、またリサイクルを含む処分については、その扱いが未だ確立されておらず十分なデータが存在しないことによる。また、インベントリーモデルを構築するにあたっては、表－２　に示す機械・電気設備の例のように、機器の素材構成、電力負荷率、補修率等を設定した。なお、これらを設定するにあたっては、機械設備メーカーに対する調査、過去の設計事例等を参考とした。

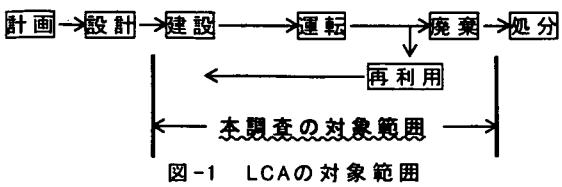


図-1　LCAの対象範囲

表-1　LCA調査の検討対象

		土木･建築[1]				設備(電気･機械)	
検討対象	工法･処理法	管渠		処理場		処理場	
		開削	推進	標準	OD	標準	OD
	建設	○	○	○	○	○	○
	管理					○	○
	廃棄･再利用	○	○	○	○	○	○

1）建築は付帯設備を含む

2）標準：標準活性汚泥法、OD：オキシデーションディッチ法

4. 1. 3 インベントリーモデルの感度分析

感度分析は、「どの要素のデータ誤差が結果に大きく影響し、また各データの精度がどの程度かを知る」ために実施されるものである。言い換えれば、感度分析を実施することにより、インベントリー分析を実施する上で各入力データに要求される精度、また改善対策を検討する上では、改善対策をとった場合に大きな

効果が期待できるプロセスを把握することが出来る。ここでは、機械・電気設備を例に、CO_2 排出量に占める寄与率から感度分析に係る基礎的な検討を試みる。

図－2は、Ⅰ、Ｔ処理場の機械・電気設備の LC-CO_2 計算例を示したもので、それぞれの処理場の概要は表－3に示すとおりである。これを見ると、両処理場の処理方式が標準活性汚泥法とＯＤ法であるという違いがあるものの、運転に由来する CO_2 がほとんどを占めているという点で共通している。機械・電気設備の運転由来の LC-CO_2 は、電力消費、燃料消費および添加薬品に分類されるが、両処理場の場合、駆動装置の動力源や添加薬品量から推定して、電力消費に由来する LC-CO_2 がほとんどを占めるものと考えられる。

表-2　機械・電気設備のLCI分析方法

LC工程			機械	電気
建設	製造	素材	材料…11分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 普通鋼材/特殊鋼材/鋳物/鋼管・特殊鋼管/鋳鉄管/銅/アルミ/樹脂/ゴム/耐火煉瓦/塗料 機器 汎用品(6分類) ゲート・弁/回転機器類/タンク類(樹脂製)/タンク類(鋼製)/ファン類/吊上機械 製缶品　＊1,500kg-CO2/ton程度	材料…10分類 (歩留まりを考慮し1.2倍) 普通鋼材/特殊鋼材/銅/アルミ/樹脂/ゴム/ガラス/電線/集積回路/ケイ素鋼板 機器 盤類(5分類：ソフト除外) 高低圧盤/変圧器盤/電子機器収納盤/監視操作盤/補助継電器盤 自家発電・特高受変電 素材の15%
		加工	機器 汎用品(2分類) (ポンプ・ブロワ等/ゲートバルブ等 製缶品(2分類) (沈砂池機械・掻寄機等/タンク・架台等 ＊素材の10%程度,うち約6割は電力	
	運搬		4tトラック,200km輸送	(同左)
	据付		重機……1日・台/10t,トラッククレーン20-25t,8時間運転,稼働率0.4 架台・配管 素材：製造に準拠 加工：製造(製缶品)に準拠	重機　(同左) 配線 素材：製造に準拠 加工：製造に準拠
管理	運転		対象……電力/燃料(A重油,都市ガス)/薬品(次亜塩素酸ソーダ,高分子凝集剤,苛性ソーダ)　等 運転日数 水処理　365日/年 汚泥処理(焼却炉除く)　360日/年 汚泥焼却　300日/年 稼働時間…実績または設計値 負荷率 回転機器 0.7 その他 0.4	計上せず
	補修		製造の2%（回転機器,沈砂池機械,焼却炉等） 製造の1%（ゲート,可動堰等） 製造の0%（架台・配管）	製造の1%
廃棄・再利用	解体		作業……据付の1/4 輸送……4tトラック,100kmの1.5倍(帰路分)	(同左)
	再生		回収率 普通鋼材10%,特殊鋼材20% 他の素材は計上せず	(同左)

今回行ったインベントリー分析では、運転時電力消費由来の LC-CO_2 は下に示す式－1で計算される。ここで、ポンプ、ブロアなど「回転機械」の負荷率は施設の設計手法を用いて0.7、その他の機械の負荷率については 0.4 とし、さらに運転時間については原則として設計値を用いることで単純化を行っている。一般に、下水処理場の平均的な流入水量は施設能力より小さく、負荷率や稼働時間は施設の設計値より小さい。したがって、LC-CO_2 の算定にあたっては、これら値の設定が計算結果の妥当性に大きな影響を与える可能性がある。

LC-CO_2 (運転時電力由来)＝Σ(電動機容量×負荷率×日当たり稼働時間×年間稼働日数×原単位)･･･(式－1)

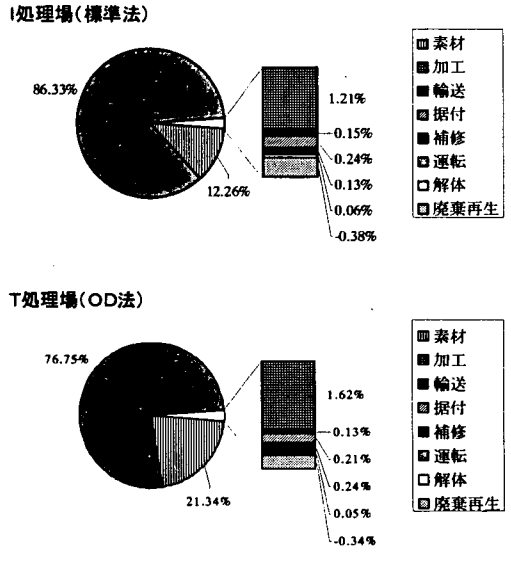


図-2　処理場機械・電気設備 LC-CO_2 計算例

一方、加工、運搬、据付等の LC-CO_2 の割合は極めて小さく、処理場全体の評価を行う場合、収集データの精度の影響は少ないと考えられる。

表-3　A・B処理場の概要

箇所名	Ⅰ	T
計画能力 (m^3/日)	66,900	35,800
現有能力 (m^3/日)	33,450	10,000
水処理方式	標準法	OD法
汚泥処理方式	濃縮(重力・遠心)-消化(一部)-脱水	濃縮(重力)-脱水

4．1．4 インベントリーモデルの再現性の検討

イベントリーモデルの感度に関する結果から、機械・電気設備については、設備の運転によって消費される電力に伴う CO_2 排出量が極めて大きな割合を占め、分析結果に大きな影響を与えており、機械・電気設備の電力消費量に係るモデルの再現性がモデル全体の精度に大きく影響することがわかった。このことから、モデルから算出される電力消費量と処理施設における実測値を比較し、その再現性を検討した。

表－4は、Ａ処理場における施設能力、実流入水量、電力使用量（実測値）、電力使用量（計算値）を示したものである。なお、電力使用量（計算値）は、設計運転時間から算定したものである。

A処理場の実流入水量は施設能力のほぼ1/2と小さく、その結果、電力使用量（計算値）は電力使用量（実測値）より大きくなったが、その比は約1.5　と設計流入量と実流入量の比より小さかった。これは、電力負荷率あるいは運転時間が流量に比例しない機器の存在が影響しているものと考えられる。このため、表－5に示すような考え方で実流入水量を考慮した補正を行い $LC\text{-}CO_2$ を計算を行った結果を表－6に示す。ここでαは、ブロア、ばっ気槽攪拌機など、必ずしもその運転時間が流入水量比とならない機器に係る補正係数で、通常α＞1の値をとる。なお、A処理場の場合、α＝1.8　とした時に実測をもとに算定した結果と良く一致したが、今回の場合は全体の電気使用量のデータをもとに検討せざるを得なかったため、個々の機器あるいはユニットプロセスレベルで結果が一致しているかどうかは確認できなかった。また、αそのものが、施設規模、（実流入水量／設計水量）比などによりどのように変化するかについては、今後検討する必要がある。

表-4　電力使用量（実測値・計算値）の比較

流入水量（m3/日）		電力使用量(kwh/年)	
設計値	実測値	計算値	実測値
日最大 33,450	平均値 16,700	3,327,800	2,183,219

表-5　運転時間の補正

分類	運転時間の補正
1)流入水量に比例	24hr ×（流入水量／計画時間最大流量）
2)運転方法に依存	24hr ×（流入水量／計画日最大流量）× α
3)連続運転	24hr
4)計画値で運転	計画値 ×（流入水量／計画日最大流量）
5)不定期	0.1hr
6)その他	2.0hr

1)主ポンプ、放流ポンプなど
2)ブロア、水中攪拌機、返送汚泥ポンプなど
3)掻き寄せ機、攪拌機、脱臭ファンなど 3
4)余剰汚泥ポンプ、砂ろ過用ポンプなど
5)バルブ、ゲート、ホッパなど
6)除塵機、揚砂機、床排水ポンプ、空気圧縮機など

表-6　運転時間補正結果（水処理設備 $LC\text{-}CO_2$）

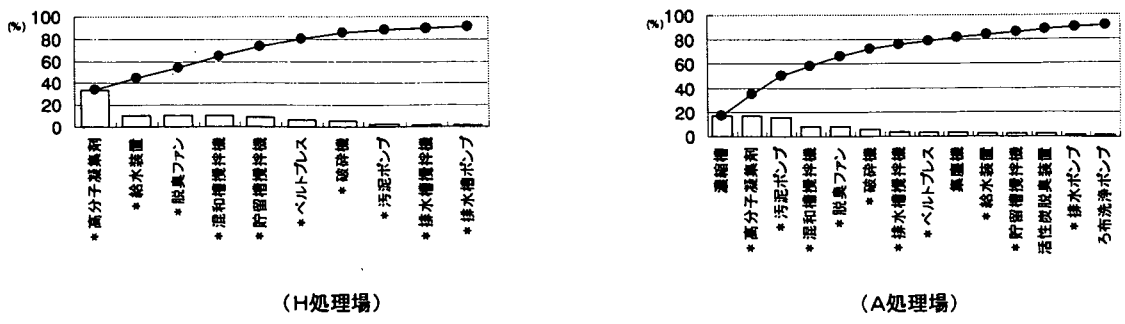
実測値から算定	計算値から算定	補正(1)（α=1.0）	補正(2)（α=1.4）	補正(3)（α=1.8）
1,163,656	1,586,324	798,351	985,192	1,157,086

（単位：$kg\text{-}CO_2$/年）

4. 1. 5 インベントリー分析の簡易化の検討

計画・設計段階におけるマクロな LCA では、入手できるデータの種類・精度に制限がある。本研究で設定したインベントリーモデルにおいても一定の簡略化は行っているものの、計画・設計段階で使用するためには、より簡略化することが必要である。ここでは、4.1.2　で示したインベントリーモデルに基づき、機器あるいは設備毎に比率計算等により一定のモデル化を行う方法を用いてインベントリー分析を簡略化することの可能性を検討することとする。

図－3は、規模の異なる2つの下水処理場（標準法）の汚泥処理施設の $LC\text{-}CO_2$ 全体に占める割合の大きな機器を上位から並べ、あわせてその累積百分率を示したもので、両処理場の汚泥処理方式は濃縮＋脱水機（ベルトプレス）で共通である。これをみると、両処理場の上位機種は極めて類似し、かつ上位 10 機種程度で全体の約9割を占めている。このことは、主要機器のデータを収集することで全体の $LC\text{-}CO_2$ を推定できる可能性を示している。しかしながら、異なるプロセスにおいても同様のことが可能であるか、あるいは施設規模や機器の台数が変化したときも同様の傾向となるかなどについて今後検討を行う必要がある。



（H処理場）　　（A処理場）

図-3　汚泥処理設備の $LC\text{-}CO_2$ 上位機種　　（図中の＊は、両処理場に共通の機器を示す）

4. 2 処理方式および施設規模毎のLC-CO_2およびLC-E試算結果とその評価

わが国の下水処理場では、水処理、汚泥処理において様々な方式やプロセスの組み合わせが採用されており、その評価を行うことが下水道システムにおける LCA の目的の一つである。また、下水道システムの計画を行う場合、建設事業費や維持管理費の低減を目的とした広域化・集約化が行われる例が多い。しかしながら、これを環境負荷という面から評価した例は多くない。ここでは、本研究の中で整理したインベントリーモデルを用いて、わが国での実績が多い標準活性汚泥法とＯＤ法の LC-CO_2 を試算し、処理方式、施設規模の違いによる違いを、LC-CO_2 およびその構成比の違いに着目して検討を行うことにする。なお、ケーススタディーの対象とした処理場の概要は、先に示したＩ、Ｔ処理場のほか表－７に示す処理場である。

表-7　A･B処理場の概要

箇所名	H	A	M	S
計画能力 (m^3/日)	37,100	20,500	4,000	7,400
現有能力 (m^3/日)	4,700	2,563	1,350	1,850
水処理方式	標準法	標準法	OD法	OD法
汚泥処理方式	濃縮(重力)-脱水	濃縮(造粒)-脱水	移動脱水車	濃縮(重力)-脱水

図－４、図－５に、標準活性汚泥法で運転している実処理場における機械・電気設備の施設規模と LC-CO_2 の関係および LC-CO_2 の構成比を示す。先に述べたように、機械・電気設備の LC-CO_2 の大部分は運転時の電力消費に由来している。また、一般に処理水量当たりの電力消費量は処理水量の増大とともに逓減する。このことから、LC-CO_2 の施設規模に対する増加率は、施設規模が大きくなるにつれて小さくなると予想したが、今回の試算結果では明確な傾向は見られなかった。これは、実処理場の場合、個々の設備や機器の種類や構成の相違が大きく影響するためと考えられ、計画段階で LC-CO_2 の定量的な予測を行うことの難しさを示している。しかしながら、LCA は多くの場合、システムやユニットプロセスの比較評価に用いられものと考えられ、特に下水道システムの内部における最適解を検討する場合など境界条件を同一にする場合には、相対的比較で十分と考えられる。

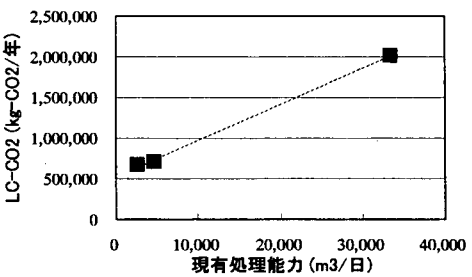


図-4　施設規模とLC-CO_2の関係(標準法／設備)

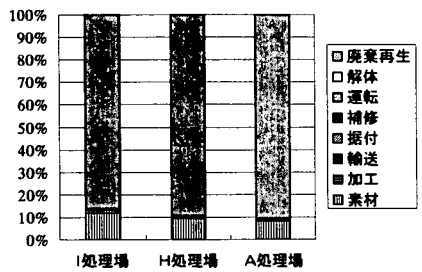


図-5　LC-CO_2構成比(標準法／設備)

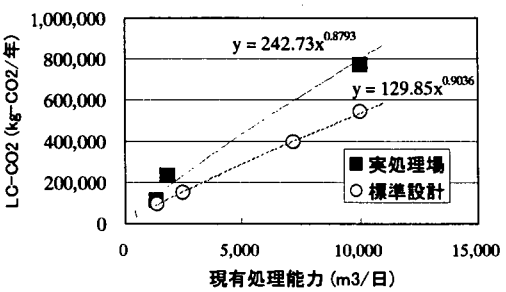


図-6　施設規模とLC-CO_2の関係(OD法／設備)

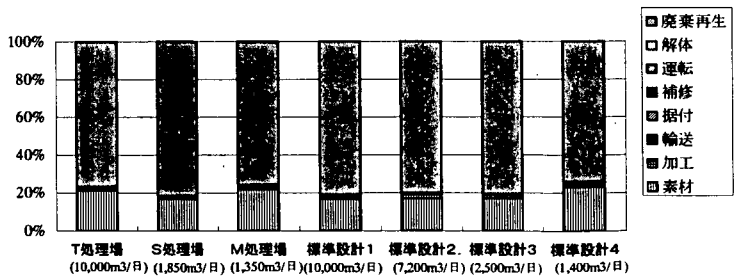


図-7　LC-CO_2構成比(OD法／設備)

図－６、図－７は、ＯＤ法の標準設計をもとに算定した施設規模と機械・電気設備の LC-CO_2 の関係および LC-CO_2 の構成比を実処理場の試算結果とあわせて示したものである。この結果をみると、処理水量当たりの LC-CO_2 は、わずかではあるが逓減する傾向を示している。一方、その構成比には一定の傾向は見られない。また、実処理場と標準設計の計算結果の比較では、実処理場の方が相対的に大きな値となった。

5. まとめ

5. 1 平成11年度調査のまとめ

平成11年度の調査結果をまとめると次のようになる。

1) 平成10年度調査で取りまとめた原単位およびインベントリーモデルを用いて、標準活性汚泥法、OD法における機械・電気設備を対象に、標準設計および実処理場の調査結果をもとに LC-CO_2 および LC-E の試算を行った。

2) LC-CO_2 および LC-E の試算結果を用い、各種パラメータに対するモデルの感度に関する基礎的な検討を行った。この結果、処理場の機械・電気設備の LC-CO_2 では、運転に伴う電力消費由来の LC-CO_2 の割合が極めて高く、電力負荷率等のパラメータの設定が計算結果に大きく影響することがわかった。一方、加工、運搬、据付等の LC-CO_2 の割合は極めて小さく、処理場全体の評価を行う場合、収集データの精度の影響は少ないと考えられる。

3) 処理場の機械・電気設備の LC-CO_2 に占める割合の大きな運転時電力消費由来の LC-CO_2 について、実処理場の電力使用量の実測値と設計値をもとにした計算値を比較した結果、計算値は実測値より大きくなったものの、その比は設計流入量と実流入量の比より小さかった。これは、電力負荷率あるいは運転時間が流量に比例しない機器の存在が影響しているものと考えられ、補正係数を用いてこれを補正する方法について検討を行った。

4) インベントリー分析の簡易化についての基礎的な検討を行った結果、主要機器のデータをもとにした比率計算により、データ収集の簡略化が可能であることが示唆された。

5) 標準活性汚泥法およびOD法について、機械・電気設備の LC-CO_2 を規模毎に算定した結果、標準法実処理場のデータからはスケールメリットは認められなかったが、OD法についてはわずかながらスケールメリットが認められた。ただし、この結果が一般的なものであるかは、さらに計算例の積み重ねが必要である。

5. 2 今後の課題

1) 電力負荷率などインベントリーモデルで用いる係数に要求される精度について、感度分析に基づく検討を行い、データ収集の効率化を図ることが重要である。

2) 施設全体の LC-CO_2 を算定する場合には、設計条件と実際の条件の相違を補正する方法を検討することが必要である。一方、ユニットプロセスの比較評価等を行う場合、設計条件と実際の条件の相違はあまり問題とならないと考えられる。さらに今回の検討から、計画・設計時における下水道システム全体を対象にしたLCAでは、データ精度の問題や簡略化に伴う様々な誤差要因の影響を考慮せざるを得ないことが示唆された。これらのことから、今後、LCA の手法をマニュアル化する際には、目的や対象に応じた評価手法を提示していくことが重要となる。

3) 本研究の中で取りまとめた LC-CO_2 および LC-E に関する分析手法は初歩的なものであり、今後、これを用いたケーススタディーを積み重ねることにより、実用的な手法に発展させていくことが必要である。

参考文献

1) 例えば、青木良輔,「LCA利用目的と限界」,環境管理, Vol.33 No.4, pp.7-12, 1997.4

2) 例えば、産業環境管理協会LCA実務入門編集委員会,「LCA実務入門」, 丸善, 1998.8

12．下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査

汚泥研究室　室　　長　森田　弘昭
主任研究員　落　　修一
主任研究員　川嶋　幸徳

1．はじめに

近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能阻害、悪性腫瘍等を引き起こす可能性のある内分泌かく乱物質による環境汚染が各国で報告されている。これらは、社会活動や日常の生活にともない環境中に放出されている微量の化学物質によるものであり、我が国においてもその汚染が広範囲に渡っていることが明らかとなってきている。そして、社会活動や個々の生活を反映している下水道においても、これらの物質の監視方法や制御方法の確立を急がなければならない。

2．調査の目的及び方法

建設省が平成１０年度に行った「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」[1]から、内分泌かく乱化学物質と疑われている物質が下水処理場へ流入していることが認められ、また、それが放流水中で低減されている様子が伺われたことから、これらが下水汚泥へ移行している可能性が示された。

本調査は、下水処理場における内分泌かく乱物質の制御方法を見出すべく、汚泥処理プロセスを構成する個々の処理工程での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることを目的に実施するものである。調査の実施に当たっては、まず、確度の高い分析方法を確立する必要があり、その成果を活用して個々の処理工程での挙動を把握する。次に、下水汚泥の施工先や利用先における消長を把握するために長期曝露実験を実施する。

3．平成１１年度の調査

本年度は，下水汚泥試料の分析方法について検討するとともに，挙動を調べる基礎的な実験としてライシメータ実験，嫌気性消化実験及び汚泥製品からの溶出実験を行った。

3.1　分析方法の検討実験

多量の有機物を含む泥状試料を対象とした内分泌かく乱化学物質の分析方法は確立されておらず、本課題の目的達成のためには分析方法の開発・確立が欠かせない。開発の要点は、汚泥試料からの抽出効率を高め、その分析の安定性を図ることにある。汚泥処理工程における調査試料は液状から固形状までの高含水のものが大部分を占める。このために、試料中の固形物に作用する抽出溶媒の純度の影響を調べる実験を行った。

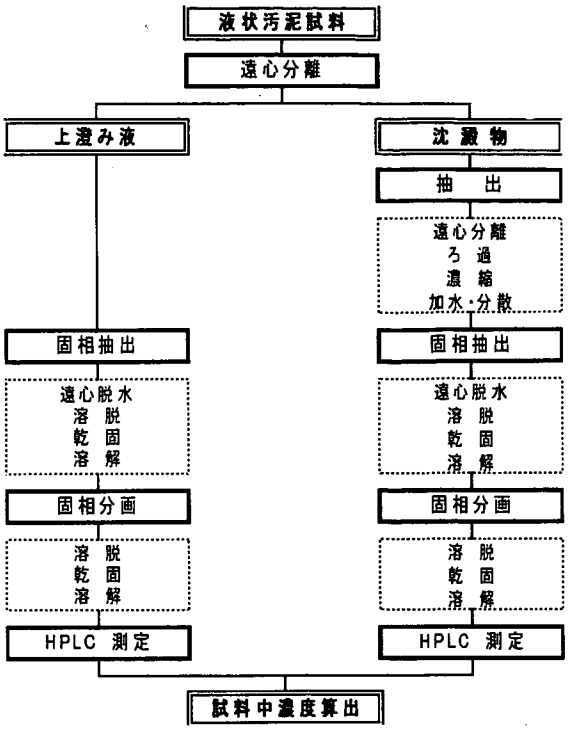
3.1.1 実験方法

実験では、１０年度の建設省の実態調査から高頻度に確認されたノニルフェノール（NP）とノニルフェノールエトキシレート（NPE）の分析により抽出効果を調べることとし、供試体には余剰活性汚泥を１ mm篩を通過させたものを風乾して 0.84　mm 以下に粉砕したものを用いた。これに精製水で水分を調整して濃度を変えたメタノール液を作用させ、振盪による抽出時間を変えた場合の抽出の効果を調べた。抽出液中のNP 及び NPE の分析方法は、**図－１**に示すフローにより行い、測定・検出には高速液体クロマトグラフによる蛍光検出器を用いた。

3.1.2 実験結果

精製水で濃度を 100 ～ 65%に調整したメタノール液による抽出効果を調べた結果の一例を**図－２(a、b、c)**に示すが、規則性は見られなかった。用いた試料性状が均一であることと抽出時間を十分に取ったケースもあることを考慮すると、この結果が抽出操作の工程に起因しているとは言い難い現象であり、その後の分析工程が影響していると疑われた。その大きな原因として、抽出液のクリーンナップのために行う固相抽出が緻密で繁雑な操作を必要としていることから、この工程に問題があると考えられた。**図－３(a、b、c)**

は固相抽出操作を省いて行った分析の結果である。固相抽出操作を組み込んだ測定結果と比べて、抽出時間や溶媒濃度の影響が明瞭に伺える結果が得られた。また、検出濃度そのものも高いことから、より抽出率の高い分析が行われているものと推察される。これらのことから、汚泥試料の分析方法としては試料中の水分を低減することと合わせて、分析フローから操作が繁雑な固相抽出の工程を省くことが有効な方法と考えられた。



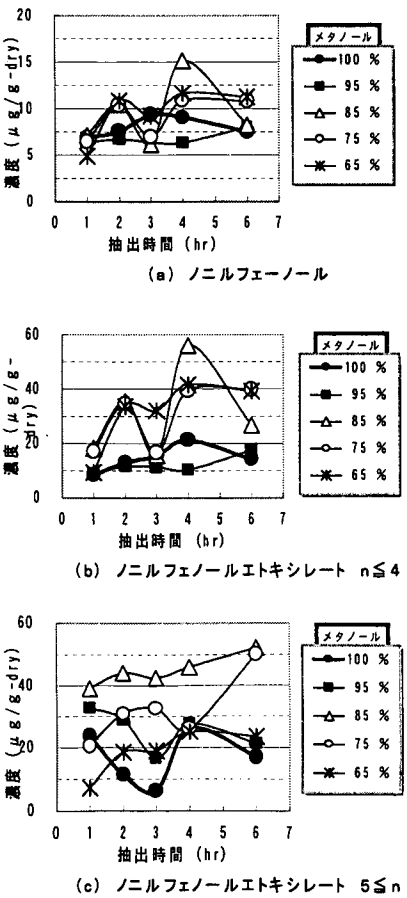
図－1　NP及びNPEの分析フロー

3.2　ライシメータ実験

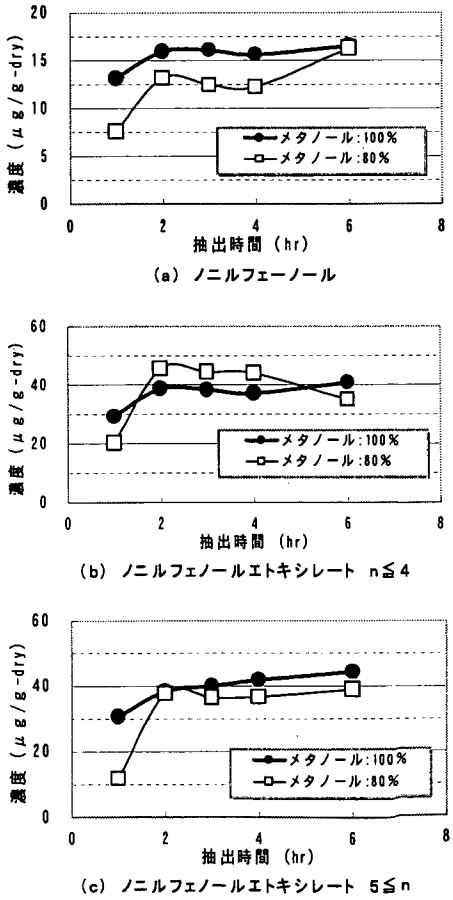
下水汚泥の有効利用が拡充されて行く中で、下水汚泥製品の施工先における内分泌かく乱化学物質の消長を明らかとしておく必要があり、そのためには施工先を再現した実験施設による長期間の調査が必要である。このために、緑地利用や農地利用を想定した土壌中の消長を調べるライシメータ実験に着手した。

3.2.1 実験方法

実験は、W: 1 m × D: 1 m × H: 1 m のステンレス製のライシメータ6台を屋外に設置し、表－1の条件により土壌を調整して、図－4の方法で各ライシメータに仕込んだ。実験では、コンポストを混合施用した系、さらに NP 及び 17 βエストラジオール（17 β-E）を強制混合した系を設定し、その中で定期的に耕転する系を設けた。土壌は、茨城県南部を代表する農薬や肥料に汚染されていない良質の赤土であり、全て5 mm 以下に篩い分けして用いた。コンポストは高分子系の消化脱水汚泥を原料に破砕モミガラを副資材として発酵・生産されたものでる。強制混合した NP と 17 β-E は、それぞれ 1,500 mg、50 mg を1 L のメタノールに溶解して用いた。



図－2　固相抽出による実験結果

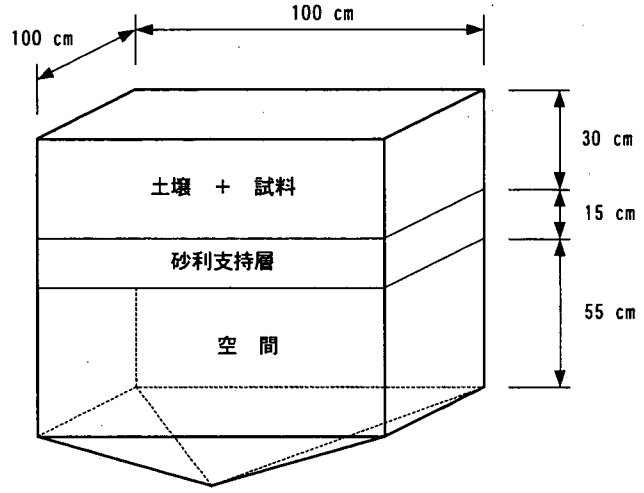


図－3　固相抽出を除いた実験結果

仕込み土壌の調整は、ライシメータ１台につき土壌を 330　L 計量し、そこから約 10 L を分取して NP と 17 β-E のメタノール溶液をそれぞれ 333　ml づつ混合、十分な均一化を図った。残りの土壌にはコンポストを現物として 10 kg を混合、十分に撹拌した。これに、先の NP と 17 β-E を混合した土壌の全量を戻し、更に十分に撹拌・混合した。そして、この全量をライシメータの１台に仕込む方法を取った。

表－１　ライシメータ仕込み条件

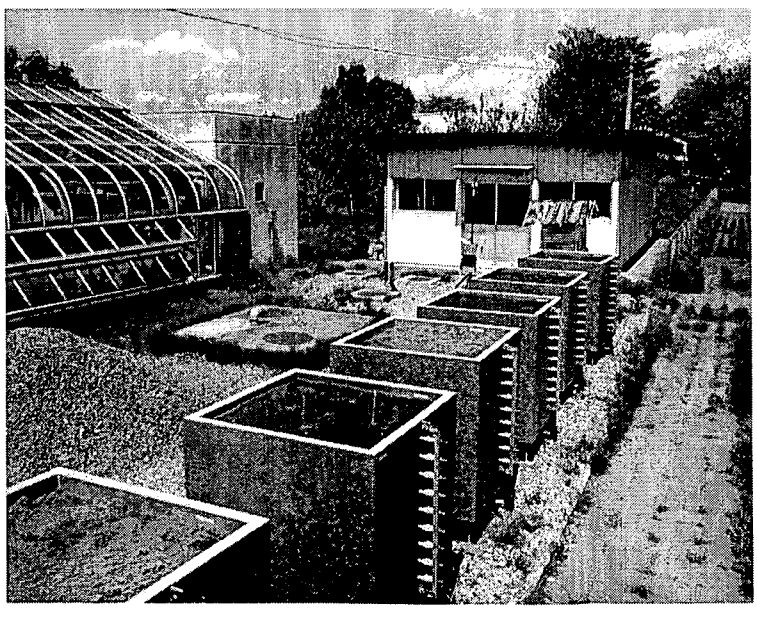
ｹｰｽ（1）	土壌 のみ	＜対照系＞
ｹｰｽ（2）	土壌＋(NP)＋(17β-E)	
ｹｰｽ（3）	土壌＋(ｺﾝﾎﾟｽﾄ)	
ｹｰｽ（4）	土壌＋(ｺﾝﾎﾟｽﾄ)	＜定期耕転＞
ｹｰｽ（5）	土壌＋(ｺﾝﾎﾟｽﾄ)＋(NP)＋(17β-E)	
ｹｰｽ（6）	土壌＋(ｺﾝﾎﾟｽﾄ)＋(NP)＋(17β-E)	＜定期耕転＞



図－４　ライシメータ仕込み方法

3.2.2 実験経過

実験は、平成１１年１０月１４日に開始した。装置の全景を**写真－１**に示す。実験では、気象を連続観測するとともに、土壌と浸出液を定期的に採取した。気象は風速、日射量、気温、相対湿度、気圧及び土壌温度を１分間隔で計測し、１時間毎の平均値として観測した。また、土壌試料は２ヶ月に１回採取するとともに耕転のケースの土壌を耕した。浸出水試料は降雨の翌日に全量を採取して水量を測定した。これらの試料は、一般的な性状把握のための分析を行うとともに、内分泌かく乱化学物質については分析法が確立するまでの間、土壌試料は全て冷凍保存し、浸出水試料は冷蔵保存することとした。



写真－１　ライシメータ実験全景

3.3　嫌気性消化実験

嫌気性消化過程における内分泌かく乱物質の挙動を調べるために、当所水質研究室が行っている実下水を用いたＳＲＴが異なる活性汚泥法の連続処理実験より得られた余剰活性汚泥と最初沈殿池汚泥を供試汚泥とした連続実験を行った。

3.3.1 実験方法

実験に供した汚泥は、ＳＲＴ：５，１０，２０ day の実験系から発生した余剰活性汚泥の３種と最初沈殿池汚泥の１種である。実験は、消化温度：３５℃、消化日数：２０日の条件により、５Ｌのガラス瓶を反応槽に、恒温水槽による間接加温を行いながら、１日１回の汚泥の引抜きと投入を行う連続実験を９５日間行った。

実験では実験期間中の投入汚泥と消化汚泥の全ての試料について一般的な性状分析を行うとともに、発生した消化ガスの全量とその組成を測定した。また、系が実験条件に十分に馴養したと判断された約８５日経過時点の汚泥試料について、NP とノニルフェノールエトキシレート（$NPE_{n\leq 4}$，　$NPE_{5\leq n}$）を前掲の**図－**

1の方法により、17 β-Eを既存の方法[2]により、エストロゲン様活性（Es-act）を矢古宇らの方法[3]により分析した。なお、本実験から得られた汚泥試料については分析方法が確立されるまでの間、冷凍保存することとした。

表－２　嫌気性消化実験における平均的な消化成績

		最初沈殿池汚泥系	余剰活性汚泥系		
			SRT = 5 day	SRT = 10 day	SRT = 20 day
消化温度	(℃)	35.0	35.0	35.0	35.0
消化日数	(day)	20	20	20	20
pH	投入	6.0	6.7	6.7	6.7
		(5.55 - 6.67)	(6.40 - 7.23)	(6.45 - 7.28)	(6.43 - 7.24)
	消化	4.7	7.0	7.1	7.0
		(4.34 - 5.42)	(6.79 - 7.37)	(6.86 - 7.43)	(6.82 - 7.37)
投入－TS	(g/L)	11.98	5.63	6.37	8.12
－VS	(g/L)	10.40	4.68	5.25	6.66
消化－TS	(g/L)	5.08	3.31	4.30	2.68
－VS	(g/L)	3.78	2.42	3.24	1.916
投入量－TS	(g/day)	1.721	0.885	0.949	1.375
－VS	(g/day)	1.500	0.739	0.785	1.136
引抜量－TS	(g/day)	0.738	0.481	0.626	0.427
-VS	(g/day)	0.551	0.354	0.473	0.309
消化率－TS	(－)	0.57	0.46	0.34	0.69
－VS	(－)	0.63	0.52	0.40	0.73
ガス発生量	(L/day)	0.245	0.428	0.502	0.583
CH4 濃度	(v/v -%)	27	66	67	65
CO2 濃度	(v/v -%)	49	23	25	28
ガス発生率	(L/VS_{in}-g)*	0.163	0.579	0.639	0.513
	(L/VS_{re}-g)**	0.258	1.112	1.604	0.705

＊：投入VS当たりガス発生率，　＊＊：除去VS当たりガス発生率

表－３　嫌気性消化実験における内分泌かく乱化学物質の分析結果

（μg/L）

			NP	NPE(n≦4)	NPE(5≦n)	17β-E	Es-act
最初沈殿池汚泥系		投入	50.7	265	35.4	11.5	12.3
		消化	155.7	253	203	33.8	103.9
余剰活性汚泥系	SRT = 5day	投入	11.0	49.7	69.1	22.8	51.1
		消化	70.0	107.8	98.3	18.8	41.2
	SRT = 10day	投入	11.3	38.2	92.6	30.8	51.6
		消化	55.7	140.4	202	55.5	132.4
	SRT = 20day	投入	13.9	37.0	48.0	20.7	25.0
		消化	115.8	199.2	249	44.3	88.5

3.3.2 実験結果

実験系が定常状態にあったと判断された期間の平均的な消化成績を表－２に示した。ここで、最初沈殿池汚泥のケースは実験開始後約１ヶ月経過した頃より酸発酵の発現が顕在化するようになり、本データが得られた時点では完全な酸発酵となっていたものである。

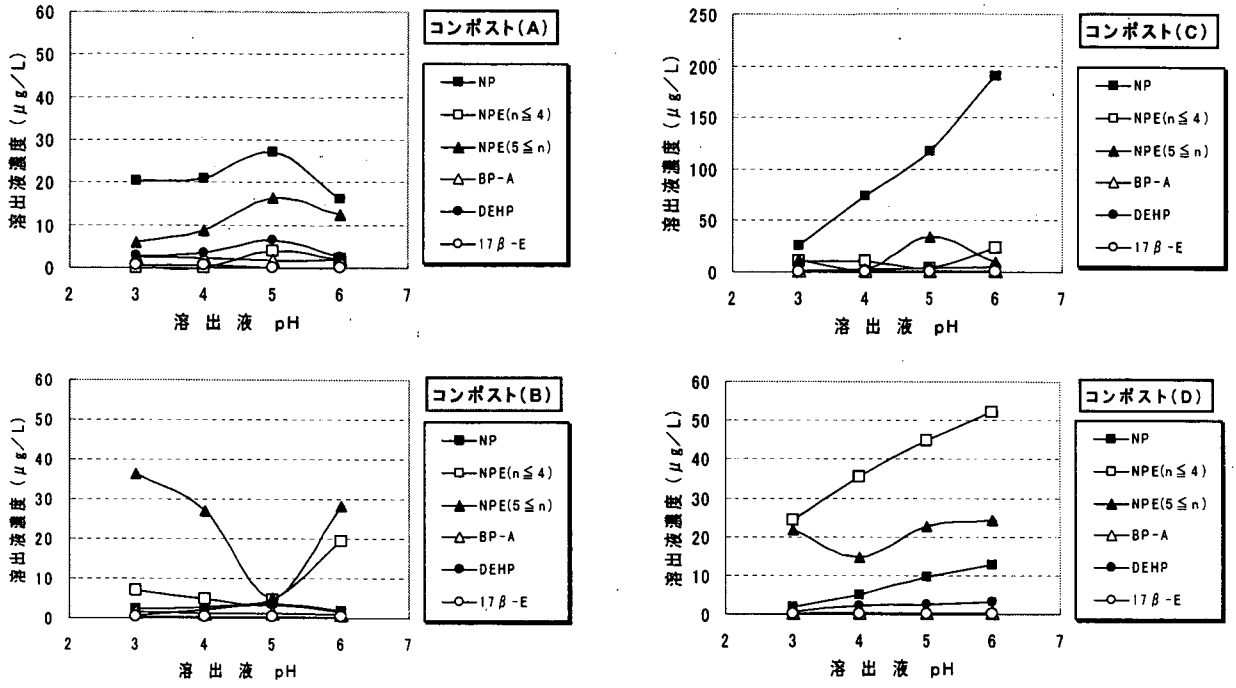
定常状態下における内分泌かく乱化学物質の分析結果を表－３に示した。NP や $NPE_{n\leq4}$、$NPE_{5\leq n}$、17 β-E 及び Es-act は、投入汚泥よりも消化汚泥の含有量が多い結果となった。この結果は、これらの物質が系内で生産された可能性を示唆するものであるが、生産される生物学的、化学的な機序は考えにくく、原因は適用した分析方法にあるものと思われた。現状の分析方法では、前掲の 3.1 の実験より得られた問題を包含しているとともに、汚泥自体からの抽出方法が不十分である可能性が高く、本実験結果は下水汚泥の性状が嫌気性消化を経ることにより、分析上、より抽出されやすい性状に変化した可能性も考えられる。

3.4　溶出実験

下水汚泥製品の土壌施用先での挙動把握の基礎情報とするために、コンポストと乾燥汚泥を用いた溶出実

表－４　溶出実験に用いた試料の一般的な性状

試　料	含水率 (%)	VS／DS (%)	水溶性 (mg/g-DS) pH	NH_4-N	NO_{2+3}-N	PO_4-P	備　考
コンポスト(A)	34.7	36.8	7.8	0.054	1.84	2.08	消化・塩鉄石灰系
コンポスト(B)	26.9	42.4	7.7	4.21	0.0125	0.0075	生・塩鉄石灰系
コンポスト(C)	37.0	71.3	7.5	4.59	0.274	1.15	消化・高分子系
コンポスト(D)	50.5	80.2	3.5	3.47	0.098	0.062	生・高分子系
乾燥汚泥	35.7	70.5	7.6	1.16	0.0035	0.030	消化・間接乾燥

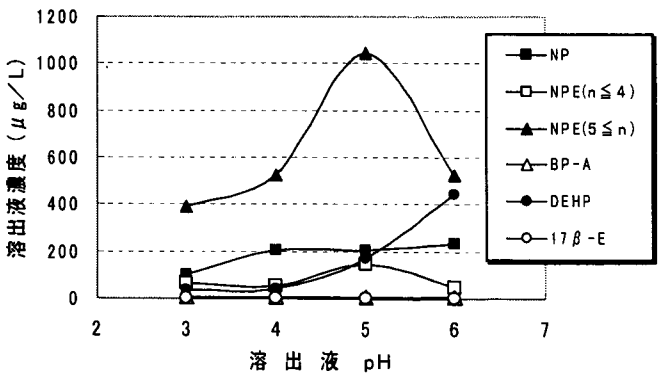


図－５　コンポスト試料の溶出実験結果

験を行った。

3.4.1 実験方法

実験は、原料や製造方法が異なるコンポスト４種類と乾燥汚泥１種類を用い、全量を５mm の篩を通過させたものを供試体とし、乾燥重量で 400 g に相当する供試体に対して、４Ｌのイオン交換蒸留水を作用させ 2N-HCl 又は 10N-HCl 溶液を用いて pH を６，５，４，３に別々に自動制御しながら２０℃の恒温室にて２４時間の溶出実験を行った。



図－６　乾燥汚泥試料の溶出実験結果

２４時間経過後の試料は、直ちに 3,000 rpm で 20 min の遠心分離を施し、上澄み液を１μのグラスファイバーろ紙にて濾過した。得られた濾液は、NP や NPE $_{n\leqq4}$、NPE $_{5\leqq n}$、17 β-E、ビスフェノールA(BP-A)及びフタル酸ジ－２－エチルヘキシル(DEHP)の分析に供し、分析方法は既存の方法[2)]によった。

3.4.2 実験結果

実験に供したコンポストと乾燥汚泥の一般的な性状分析結果を表－４に示した。また、溶出試験の結果を

図－５と図－６に示した。結果は、全体的な傾向として、NP や NPE が溶出し易く、また、中性近傍での溶出量が多く、酸性となるほどに溶出しずらいものであった。酸性側における溶出の抑制傾向は、降雨による土壌からの溶脱が幾分制限されている可能性を示唆するものであり、今後、前掲のライシメータ実験の結果と合わせて評価する必要がある。

4．ま と め

平成１１年度に行った調査結果は次のようにまとめられる。

① 汚泥試料を対象とした内分泌かく乱化学物質の分析には、試料中水分の低減と合わせて、分析工程からクリーンナップのための固相抽出を省くことが有効であった。

② 土壌中における挙動把握のためのライシメータ実験に着手した。

③ 嫌気性消化工程における挙動を調べる実験を行った結果、NP や NPE $_{n\leq 4}$、NPE $_{5\leq n}$、17 β-E 及び Es-act は投入・引抜きの液量ベースで、投入汚泥中よりも消化汚泥中の含有量が多い結果が得られたことから、その現象説明に取り組む必要がある。

④ コンポストと乾燥汚泥からの溶出実験を行い、内分泌かく乱化学物質は酸性となるほど溶出しずらい傾向を示し、降雨による土壌からの溶脱は幾分抑制されている可能性が示唆された。

【参考文献】

1)「平成１０年度 水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果」，建設省河川局，建設省都市局下水道部，平成１１年３月

2)「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル 建設省都市局下水道部監修」，(社)日本下水道協会，1999 年８月

3) 矢古宇靖子，高橋明宏，東谷忠，田中宏明「組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定」環境工学研究論文集，Vol.36，pp199_208，1999

13．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
研究員　竹歳　健治
研究員　岡安　祐司
重点研究支援協力員　矢古宇　靖子
重点研究支援協力員　東谷　忠

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、環境や下水道への排出が規制されているところであるが、多くの化学物質は未規制のままである。生活排水、工場排水を処理した後、環境へ戻している下水道においては、今後一層、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。

本調査は、下水道に定常的・突発的に流入する恐れのある種々の有害化学物質について下水道での動態予測、処理への影響の検討等、下水道での有害化学物質の管理方法を確立するために必要な知見を得ることを目的として実施している。

11年度は、内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）に関する問題が顕在化し、社会問題となっていることから、10年度に引き続きアルキルフェノールとエストロゲンを代表的な環境ホルモンとして調査対象物質とした。ノニルフェノール（NP）と前駆物質のノニルフェノールエトキシレート（NPEO）の活性汚泥処理プロセスでの挙動調査を行い、その実態を明らかにした。また、下水中の17β－エストラジオールの高速液体クロマトグラフ質量分析計（LC/MS）を用いた機器分析について検討し、分析方法の提案を行った。さらに、NPEOの運命予測モデルの構築を試みた。

2．活性汚泥処理プロセスにおけるNP、NPEOの挙動調査

2．1　調査方法

NPは、非イオン界面活性剤の一つであるNPEOが下水処理過程での好気・嫌気処理を受け生じることが知られている[1]ことから、本調査では、NPに加えNPEOも調査対象物質とし、活性汚泥処理プロセスでの挙動調査を行った。また、NPEOの生分解性試験を行った。

①NP、NPEOの挙動調査

NP、NPEOの挙動調査は、初沈（50L）、エアタン（100L）、終沈（50L）から構成される活性汚泥処理実験装置を用いて行った。装置の運転条件は、流入水として実下水を用い標準活性汚泥法に準じた。流入水、初沈流出水、処理水を2時間間隔で24時間（13検体）、生汚泥、余剰汚泥を12時間間隔で24時間（3検体）採取し分析に供した。なお、NPEOは酸化エチレン鎖の重合度がnのものをNPnEO、1～4のものをNPn=1-4EO、5以上のものをNPn≧5EOとする。

②NPEOの生分解性試験

NPEOの生分解性試験は、東京化成のポリエチレングリコールモノ-4-ノニルフェニルエーテル（酸化エチレン鎖の重合度が平均で10、NPn≒10EO）を試験物質とし、「化学物質の審査及び製造等の規制に関する法律」による方法に準じて行った。密閉ガラス容器内にNPn≒10EOのみを有機物として加え、活性汚泥

を植種（30mg/L）して密閉容器内で起こる酸素消費量を測定した。

2．2　調査結果

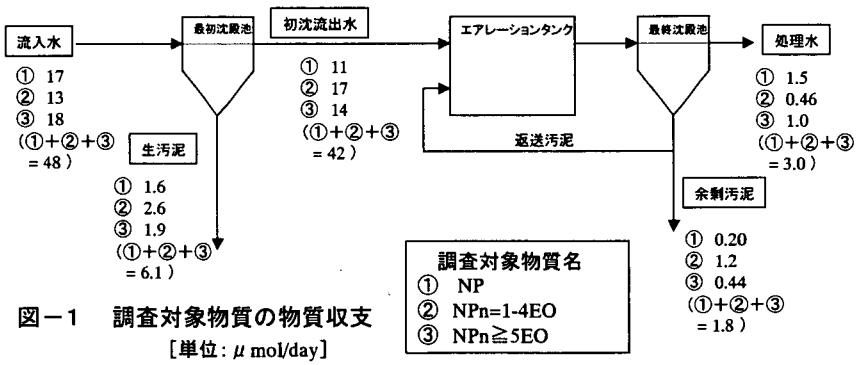
①NP、NPEO の挙動

活性汚泥処理プロセスにおける NP、NPEO の挙動調査結果を表－1 に示した。BOD、SS、D-TOC の除去率はそれぞれ 87%、92%、76%であり、有機物除去は良好であった。また、処理水中の窒素は、ほとんどが NO_3-N の形態であり十分硝化が起こっていた。流入水中の NP、NPn=1-4EO、NPn≧5EO 濃度は、それぞれ 13μg/L、14 μg/L、42μg/L、初沈流出水の NP、NPn=1-4EO、NPn≧5EO 濃度は、それぞれ 8.8μg/L、18 μg/L、32μg/L、処理水中の NP、NPn=1-4EO、NPn≧5EO 濃度は、それぞれ 1.2μg/L、0.5 μg/L、2.4μg/L であった。NP は活性汚泥処理により 91%が除去されていた。同様に NPn=1-4EO は 96%、NPn≧5EO は 94%が除去されていた。引き抜き汚泥混合液中の NP 濃度は、生汚泥が 150μg/L、余剰汚泥が 18μg/L であった。生汚泥は、余剰汚泥に比較し高濃度で検出された。NPn=1-4EO は、生汚泥が 340μg/L、余剰汚泥が 160μg/L であった。NPn≧5EO は、生汚泥が 530μg/L、余剰汚泥が 120μg/L であった。ここで、上記の調査結果を基に活性汚泥処理プロセスでの NP、NPn=1-4EO、NPn≧5EO のフラックスを計算しその結果を図－1 に示した。NPn≧5EO は順次分解し NPn=1-4EO、NP となるが、分解するに従い分子量が小さくなることからフラックスを計算する段階では mol 濃度に換算して行った。

表－1　分析結果一覧表

	単位	流入水	初沈流出水	処理水	生汚泥	余剰汚泥
NP	μg/L	13 (7.1-17)	8.8 (5.6-12)	1.2 (0.8-1.6)	150 (52-230)	18 (15-20)
NPn=1-4EO	μg/L	14 (10-19)	18 (12-25)	0.5 (0.2-0.7)	340 (140-480)	160 (130-200)
NPn≧5EO	μg/L	42 (17-78)	32 (16-54)	2.4 (1.1-3.5)	530 (280-670)	120 (110-150)
BOD	mg/L	170 (110-220)	110 (80-140)	22 (16-25)	－	－
SS	mg/L	130 (60-250)	43 (27-57)	11 (8-16)	－	－
D-TOC	mg/L	45 (28-53)	45 (35-53)	11 (11-12)	－	－
NH_4-N	mg/L	22 (16-32)	22 (18-27)	1.5 (0.2-3.7)	－	－
NO_2-N	mg/L	0.05 (0.01-0.10)	0.02 (0-0.05)	0.96 (0.84-1.2)	－	－
NO_3-N	mg/L	0.10 (0-0.1)	0.03 (0-0.05)	13 (11-14)	－	－
MLSS	mg/L	－	－	－	8300 (3700-11000)	4700 (4400-5100)
MLVSS	mg/L	－	－	－	7400 (3300-10000)	4100 (3900-4400)

注：上段は平均値、下段の（ ）内は範囲。また、－は未測定。



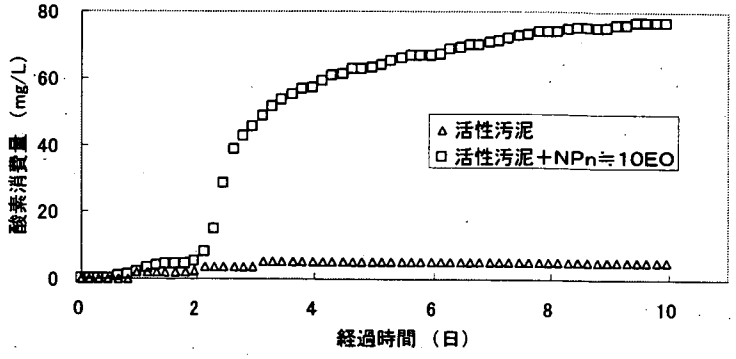
図－1　調査対象物質の物質収支
［単位：μmol/day］

流入フラックスと処理水フラックスを比較すると NP の処理水フラックスは流入フラックスの 8.8%であった。生汚泥、余剰汚泥フラックスは、流入フラックスの 9.4%、1.2%であった。また、流入フラックスに対する排出フラックス(処理水、生汚泥、余剰汚泥)の合計は 19%であった。残りの 81%は活性汚泥処理による分解の可能性がある。

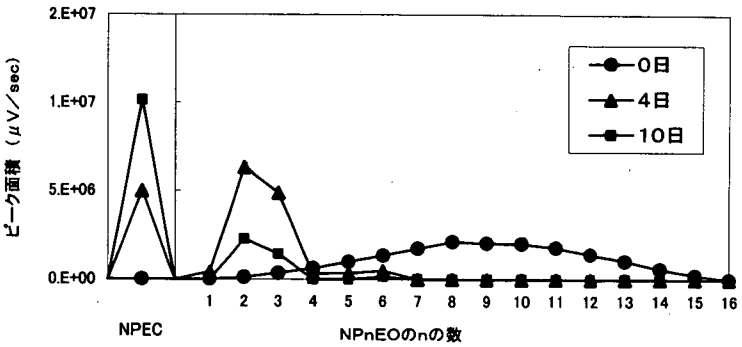
NPn=1-4EO、NPn≧5EO は、流入フラックスの 3.5%、5.6%が処理水フラックスとして系外へ出ていた。また、引き抜き汚泥への移行を含めた排出フラックスは 33%、19%あった。残りの 67%、81%は、活性汚泥処理による分解の可能性が示唆された。

②NPEO の生分解性試験

NPn≒10EO の生分解性試験における酸素消費量の経時変化を図－2 に示した。酸素消費量の変化は 2 日目までは、活性汚泥のみのコントロールとほぼ同じ変化を示しているが、2 日目以降急激に酸素消費が増えている。これは、活性汚泥中の微生物により NPn≒10EO が酸化分解を受けていることを示唆している。NPn≒10EO の生分解性試験において生分解試験前の 0 日目、生分解試験 4 日目、10 日目に NPn=1-16EO とノニルフェノキシカルボン酸（NPEC）を測定した。測定結果を図－3 に示した。なお、NPn=1-16EO はエチレン鎖の重合度が単独の標準物質の入手が困難、NPEC はノニルフェノキシ酢酸（NP_1EC）、ノニルフェノールモノエトキシ酢酸（NP_2EC）の分離が困難などの理由により、両者とも濃度を算出することができないため、HPLC で測定したピーク面積値で示した。



図－2 NPn≒10EOの生分解性試験における酸素消費量の経時変化



図－3 NPn≒10EOの生分解性試験におけるNPn=1-16EO及びNPECの測定結果

試験に用いた NPn≒10EO は酸化エチレン鎖の重合度が 8～10 のものを中心に重合度が 3～15 の混合物であることが分かる。試験開始後 4 日目では、酸化エチレン鎖の重合度が 2、3 のものと NPEC とになっている。また、10 日目では酸化エチレン鎖の重合度が 2、3 のものが減少し、NPEC が増えている。本試験より、NPn≒10EO は活性汚泥中の微生物により酸化分解を受け、酸化エチレン鎖の重合度が小さいものに分解され、更に NPEC となることが示唆された。

3．下水試料の 17β－エストラジオールの分析

3．1　分析方法

17β－エストラジオールの定量法として酵素抗体法（ELISA 法）を用いる方法が一般的であるが、ELISA 法は交差反応性があり、類似の物質も合わせて測定するなどの問題があるため、新たな方法の開発が望まれている。ここでは、下水試料を対象とした 17β－エストラジオールの分析について、LC/MS を用いた方法の検討を行うとともに、主に生活系排水が流入する 5 ヶ所の下水処理場の流入下水と二次処理水の分析を行った。

3．2　検討結果

下水試料を対象とし LC/MS による分析方法の検討を行った結果、固相抽出後フロリジルカラム及びシリカゲル薄層クロマトグラフによるクリーンアップが必要であることが分かった。試料前処理方法及び LC/MS 分析条件は、以下のとおりである。

①試料前処理方法

試料 1L をガラス繊維ろ紙（孔径 1μm）でろ過する。ろ紙に残った浮遊物質（SS）は、アセトン 5mL を用い 2 回抽出（超音波利用）し、抽出液をろ液に合わせる。ろ液は、メタノールでコンディショニングした固相抽出用カートリッジ（C18）に通し、17β－エストラジオールをカートリッジに吸着させる。ろ液を通したカートリッジは、遠心分離と窒素ガスを通すことにより脱水を行う。次に、酢酸エチル／メタノール（1:5）5mL を通し溶出させ、溶出液に内標準物質を添加した後、窒素吹き付けにより濃縮乾固する。次に、ヘキサン 5mL を加え溶解（超音波利用）し、溶解したヘキサンは無水硫酸ナトリウムを充填したカラムに通し脱水する。脱水後、無水硫酸ナトリウムカラムをヘキサン 1mL で 2 回洗浄する。脱水後のヘキサンを窒素吹き付けにより濃縮乾固する。次に、ヘキサン／ジクロロメタン（1:1）1mL に溶解（超音波利用）し、この溶解液をフロリジルカートリッジに通しクリーンアップする。溶解液の入っていた容器はヘキサン／ジクロロメタン（1:1）1mL で洗いフロリジルカートリッジに通す。次にフロリジルカートリッジをヘキサン／ジクロロメタン（1:1）10mL で洗浄する。フロリジルカートリッジに吸着した 17β－エストラジオールは、アセトン／ジクロロメタン（5:95）6mL で溶出させる。溶出液を窒素吹き付けにより濃縮乾固した後、約 0.2mL のメタノールで溶解（超音波利用）し、シリカゲル薄層クロマトグラフにより、クロロホルム／アセトン（9:1）を用いて展開する。移動率（Rf）が 0.35～0.55 をかき取りメタノール約 4mL で抽出（超音波利用）した後、遠心分離を行う。この抽出・遠心分離を 2 回繰り返す。抽出液を窒素ガス吹き付けにより濃縮乾固し、メタノール 1mL に溶解後、遠心分離し上澄液を LC/MS で測定する。

② LC/MS 分析条件

・装　　置 ： TSQ 、HP1100
・カ ラ ム ： HP Zorbax Eclips XDB-C18、2.1×150mm
・移 動 相 ： アセトニトリル／水（60:40）、0.2mL/min
・注 入 量 ： 10μL
・イ オ ン化 ： AP-ESI Negative、Collision Energy 40eV、Argon 2.2-2.3 mTorr
・測定質量数 ： 271（Parent）、145（Daughter）

精製水、二次処理水、一次処理水を用いて行った添加回収試験の結果を表－2 に示した。なお、本試験方法での定量下限値は、0.001μg/L である。精製水では、100%の回収率が得られ、良好な結果であった。また、二次処理水、一次処理水での試験においても 64～84%の回収率が得られた。

表－2 添加回収試験結果

	添加濃度（μg/L）	測定値（μg/L）	回収率（%）
精製水	無添加	ND	－
	0.01	0.010	100
	0.02	0.020	100
二次処理水	無添加	ND	－
	0.01	0.007	70
	0.02	0.014	70
	0.03	0.023	77
一次処理水	無添加	0.015	－
	0.05	0.057	84
	0.05	0.048	66
	0.08	0.079	80
	0.08	0.066	64

5 ヶ所の処理場において調査した結果を表－3 に示した。流入水中の 17β－エストラジオールは、0.007～0.015μg/L であり、二次処理水では、C処理場とE処理場で各 1 回、0.001μg/L で検出されているが、ほとんどが定量下限値以下であった。

表－3 下水試料の17β－エストラジオール測定結果

処理場	流入水（μg/L）			二次処理水（μg/L）		
	7月	8月	9月	7月	8月	9月
A	0.011	0.012	0.007	<0.001	<0.001	<0.001
B	0.011	0.010	0.009	<0.001	<0.001	<0.001
C	0.007	0.007	0.011	<0.001	<0.001	0.001
D	0.014	0.008	0.011	<0.001	<0.001	<0.001
E	0.015	0.007	0.013	<0.001	0.001	<0.001

4．活性汚泥処理プロセスにおけるＮＰＥＯの運命予測モデルの構築

4．1　運命予測モデルの構築

NPEO の分解を解析するモデルを構築した。この前提として以下の点を仮定する。

1）NPnEO から NP_2EO の反応は、実際には多数の段階を経て行われるが、それらの反応速度はいずれも大きく、全体として一次反応であるとする。

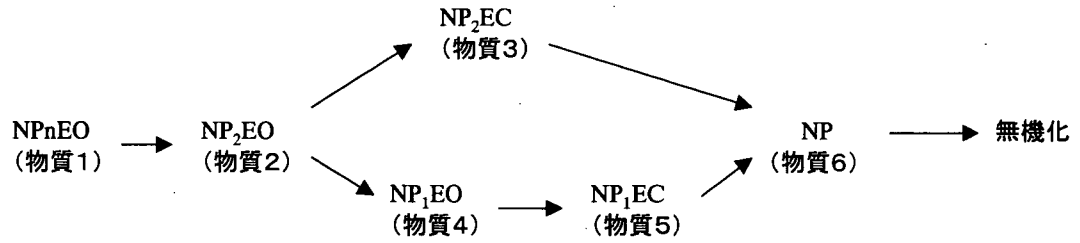
2）NPnEO の初期濃度は小さいため、分解反応は、これらの物質に対して一次反応であるとする。

3）ての生物反応は、同じ微生物によって行われていて、バイオマス濃度に対して一次反応であるとする。

4）NP の無機化反応は一段階反応であるとする。

5）バイオマスの増殖は、全ての反応の合計として計算される。

NPEO が無機化していく反応経路を図－４のように仮定する。



図－4　NPnEOの反応経路

反応式は以下のとおりである。

NPEO などの物質濃度：　$\frac{dS_j}{dt} = k_{ij}S_iX - k_{jk}S_jX$　　（1）

バイオマス濃度　　：　$\frac{dX}{dt} = \left(\sum_{m=1}^{p} Yk_mS_mX\right) - k_dX$　　（2）

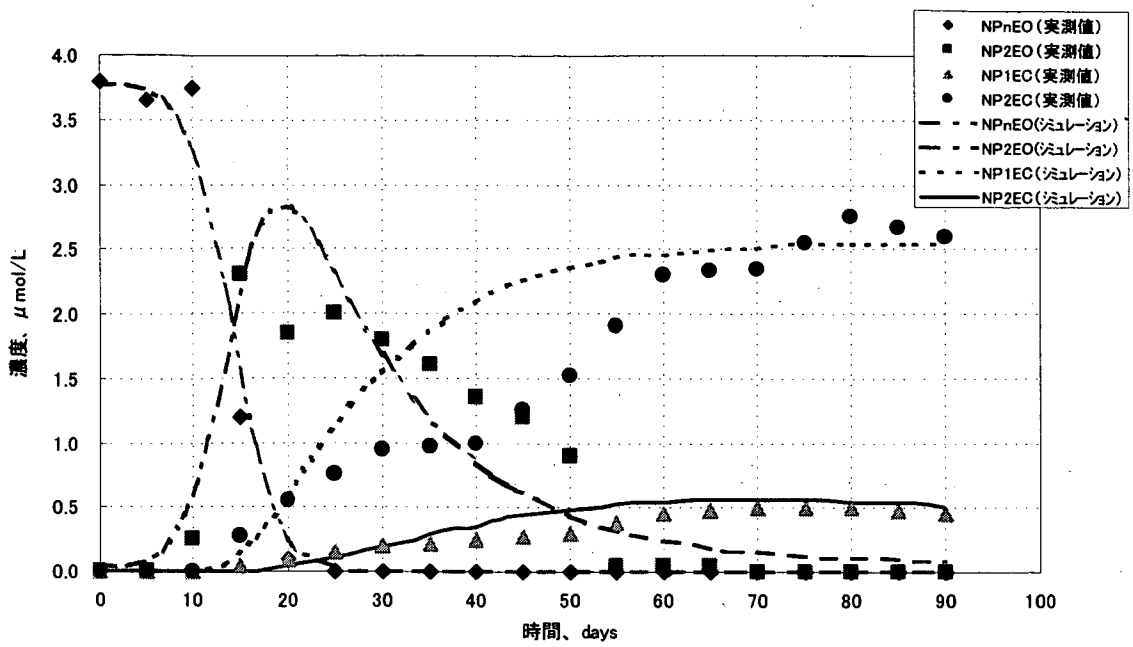
ここで、Sは NPnEO またはその分解中間生成物質の濃度、k_{ij}は物質 j の物質 i（図－４の物質番号）からの生成反応速度、Xはバイオマス濃度、k_dはバイオマス死滅速度、Yは化学量論係数である。変動パラメータは、図－４に示すように６種類の物質と、バイオマス濃度の７種類である。

4．2　反応係数の推定

本モデルが妥当なものであれば、実測データと、実測の初期条件より与えたシミュレーション結果を一致させる各反応係数パラメータの設定を行う（パラメータフィッティング）ことにより、その値を推定することが可能である。NP_1EC、NP_2EC を含めた活性汚泥のデータが入手できないため、ここでは、例として、Potter らの実験データ[2)]を使用してパラメータフィッティングを行い（図－５）反応係数を推定した結果を表－４に示す。なお、Potter らのデータは NPnEO 類の河口域における水中での分解を検討したものである。

表－４　反応係数パラメータの推定結果

反応係数	*k12*	*K23*	*k36*	*k24*	*k45*	*k56*	*k67*	*kd*	*Y*
数値	1.2	0.1	0.002	0.04	0.1	0.04	0.5	0.02	0.1
単位	[L/(μmol・day)]							[/day]	[μmol/μmol]



図－5 ノニルフェノール分解中間物質の経時変化
（実測値は、Potter らのデータ）

5．まとめ

内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）の代表物質としてアルキルフェノールとエストロゲンを調査対象物質として活性汚泥処理プロセスでの挙動、下水試料の分析方法、数理モデルによる解析を行い以下の結果を得た。

1）活性汚泥処理実験装置を用いたアルキルフェノールの挙動調査を行い、各媒体におけるフラックスを求めた。流入フラックスと処理水フラックスを比較すると NP の処理水フラックスは流入フラックスの 8.8%であった。生汚泥、余剰汚泥フラックスは、流入フラックスの 9.4%、1.2%であった。また、流入フラックスに対する排出フラックス（処理水、生汚泥、余剰汚泥）の合計は 19%であった。残りの 81%は活性汚泥処理による分解の可能性がある。NPn=1-4EO、NPn≧5EO は、流入フラックスの 3.5%、5.6%が処理水フラックスとして系外へ出ていた。また、引き抜き汚泥への移行を含めた排出フラックスは 33%、19%あった。残りの 67%、81%は、活性汚泥処理による分解の可能性が示唆された。

2）17β－エストラジオールの定量法として酵素抗体法（ELISA 法）を用いる方法が一般的であるが、ELISA 法は交差反応性があり、類似の物質も合わせて測定するなどの問題があるため、新たな方法として LC/MS を用いた方法の検討を行い、精製水についてはほぼ全量、下水については 7 割程度以上の回収率が得られたため、下水試料を対象とした分析方法を提案した。

3）活性汚泥処理プロセスにおける NPEO の運命予測モデルを構築し、Potter らのデータを用いたシミュレーションを行った。

参考文献

1）Ahel M., Giger W. and Koch M.：Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment- Ⅰ. Occurrence and transformation in sewage treatment, Water Research, Vol.28, No.5, pp.1131-1142（1994）

2）Potter, T.L. et al.：Static Die-away of Nonyl-Phenol Ethoxylate Suractant in Estuarine Water Samples, Environ. Sci. Technol., Vol.32, pp.2041-2409（1998）

14. 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、研究員　高橋明宏
重点研究支援協力員　東谷忠、矢古宇靖子

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。しかし、従来より用いられている個別物質を対象とした化学分析法では、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等の問題がある。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。

本調査は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手法を確立することを目的としている。近年化学物質の中に、生物の内分泌系を攪乱する恐れのある物質いわゆる環境ホルモンが存在し、下水からも検出されることが指摘[1]されており、建設省においても河川及び下水道の実態調査を実施[2]していることに鑑み、11年度は環境ホルモンの生物影響を組み換え酵母を用いて測定する方法を検討した。また、検討した測定方法を用いて下水試料の測定を実施した。

2. 調査方法

化学物質の環境ホルモン作用を検出する目的で、遺伝子操作により女性ホルモンの受容体産生遺伝子及びホルモンと結合して活性化した受容体により発現が誘導されるレポーター遺伝子等を組み込んだ酵母菌が複数開発されている[3) 4) 5)]。これらは化学物質の女性ホルモン作用（ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性）を検出するという機能は同様であるが、ホルモン受容体の由来や遺伝子の導入部位が異なるため、ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の検出特性が異なる可能性がある。そこで今年度は異なる複数の組み換え酵母株の検出感度や作業性を比較検討するとともに試料の前処理法検討や下水試料の測定を行った。

用いた酵母株は、Brunel大学 Sumpter 教授より譲渡頂いた株（以下 Sumpter 株）、大阪大学薬学部西原教授より譲渡いただいた株（以下 Two-Hybrid 株）、米国の Chemical Industry Institute of Toxicology の Kevin W. Gaidoらの株（以下 CIIT 株）の３種類である。Two-Hybrid 株および CIIT 株については、標準的な試験方法では多数の検体を簡易に測定することが困難と考えられたため、測定方法の簡略化を検討した。また、10年度に測定方法を確立した Sumpter 株を用いて試料の前処理法の検討、測定精度の検討、下水試料の測定を行った。



図－１ Sumpter 株の測定法

2. 1 Sumpter 株を用いた測定法の基礎検討

2. 1. 1 酵母法の測定方法

Sumpter 株の測定法は昨年度の結果から、図－１の方法とした。

2. 1. 2 試料の前処理法の検討

環境ホルモン等の環境中にごく微量の濃度で存在している物質を測定するためには、予め測定する成分を抽出、濃縮する前処理を行う必要がある。今回は代表的な化学物質の抽出法である固相抽出法と溶媒抽出法の比較検討、使用溶媒の比較検討、毒性物質の除去法検討を目的とし、流入下水及び高度処理水を対象に表－１に示す4種類の前処理方法で処理し比較を行った。

表－１ 検討した前処理法の概略

No.	抽出	pH	溶出(抽出)溶媒等	SSの抽出	ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ*
Ⅰ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ15mL×2、超音波	－
Ⅱ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、15mL×2、超音波	－
Ⅲ	固相	pH3	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、6mL	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	あり
Ⅳ	溶媒	pH3	NaCl30g、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ50ml×2	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	－

*ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ：抽出物を溶媒留去後、0.15MNaCl溶液に再溶し、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ抽出×2を行い、水溶性の物質を除去

2. 1. 3 化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性及び測定精度の検討

測定法が持つバラツキや測定法の特性を把握する目的で、下水道における環境ホルモン実態調査で調査対象とした化学物質を中心に表－２に示す30物質の測定を繰り返し（測定日を変えて4～6回）行い、各物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性および変動係数を測定した。ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙのｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を1としたときの比活性値として求めた。また変動係数は次のように求めた。

$CV = s / x \times 100$ (%)　　CV：変動係数（%）

s：比活性値の標準偏差

x：比活性値の平均値

$s = \sqrt{V}$　　V：比活性値の不偏分散

$V = \left[\sum_{i=1}^{n} (xi - x)^2\right] / (n-1)$　　xi：測定値(比活性値)

n：測定データ数

2. 1. 4 回収率の検討

2. 1. 2で選定した前処理法により試料中のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ物質が抽出されていることを確認するため、環境ホルモンと考えられる化学物質を精製水、下水流入水、下水処理水に添加後抽出し、GC/MSで測定を行い回収率を確認した。化学物質としては2. 1. 3 でｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を検出し、かつ下水道の実態調査[2]において高い頻度での検出が報告されているﾌﾀﾙ酸ｴｽﾃﾙ類、ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ、ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙAと低沸点物質の回収率を確認する目的で2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ、ﾌﾞﾁﾙﾌｪﾉｰﾙを選定した。対象とした化学物質と添加濃度を表－３に示す。なお女性ホルモン類については、本方法により充分な回収率が得られることが確認[6]されているので、ここでは検討を行わなかった。

2. 2 Two-Hybrid 株の検討

Two-Hybrid 株の標準の測定法[4]は試料への曝露培養をﾏｲｸﾛﾁｭｰﾌﾞで行い、続いて遠心分離、菌の破砕、遠心分離、発色操作を行うため、一度に多数の試料を測定することが困難であった。このため今回は多数の試料を効率よく測定するため、96穴のマイクロプレートを用いて曝露を行い、その後遠心分離を行わずに菌の破砕、発色操作が行える簡易測定法の検討を行った。その後簡易測定法により化学物質の測定を行った。

2. 2. 1 Two-Hybrid 株の測定方法検討

図－１に示した Sumpter 株の測定方法を Two-Hybrid 株に適用し、17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの測定を行った結果、発色が見られず測定不能であった。このため文献[3) 7)]を参考に図－２に示す Two-Hybrid 株の簡易測定法を考案し、対象物質として17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙを用いて次の検討を行った。

①培養時間の検討：Two-Hybrid 株の標準的な測定法では培養時間が4時間となっている。今回は測定法の簡略化による検出感度の低下が予想されることと、作業の効率性の確保を考慮し、培養時間として 4 時間、24 時間、48 時間の 3 条件を設定し検討を行った。

②添加菌数の検討：添加菌数は安定した測定結果を得るために重要な要素であり、検出感度にも関係する。今回は測定に用いる酵母前培養液の濁度（ OD 620 nmとして測定）を 0.1、0.2、0.5、1.0の 4 段階に調整し、適した添加菌数を検討した。

表－２ 化学物質の測定結果（ Sumpter 株 ）

化学物質	比活性値	変動係数%
17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	1.00	29
ﾋﾄﾞﾛｷｼｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.012	22
ｴｽﾄﾛﾝ	0.61	23
ﾋﾄﾞﾛｷｼｴｽﾄﾛﾝ	0.0030	23
ｴｽﾄﾘｵｰﾙ	0.0034	29
ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.93	19
ｼﾞｴﾁﾙｽﾁﾙﾍﾞｽﾄﾛｰﾙ	0.39	16
4-t-ﾌﾞﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.000017	19
ﾍﾟﾝﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.00068	48
ﾍｷｼﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.00061	55
ﾍﾌﾟﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.000089	30
4-n-ｵｸﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.0000052	86
4-ｵｸﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.019	41
4-n-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.0000012	90
4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.000034	94
ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	0.000090	9
2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	0.0000035	26
ﾌﾀﾙ酸ｼﾞｴﾁﾙ	0.000000055	23
ﾌﾀﾙ酸ｼﾞﾌﾞﾁﾙ	0.000000049	35
ﾌﾀﾙ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	0.000000017	75
ﾌﾀﾙ酸ﾌﾞﾁﾙﾍﾞﾝｼﾞﾙ	0.00000027	8
ｱｼﾞﾋﾟﾝ酸ｼﾞ-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	0.000000013	55
n-ﾌﾞﾁﾙﾍﾞﾝｾﾞﾝ	0.000000017	20
ﾍﾞﾝｿﾞﾌｪﾉﾝ	0.00000062	73
ﾍﾞﾝｿﾞ(a)ﾋﾟﾚﾝ	0.000000051	37
2,4-ｼﾞﾌｪﾆﾙ-1-ﾌﾞﾃﾝ	0.00000011	33
trans-1,2-ｼﾞﾌｪﾆﾙｼｸﾛﾌﾞﾀﾝ	0.00000025	106
cis-1,2-ｼﾞﾌｪﾆﾙｼｸﾛﾌﾞﾀﾝ	0.00000029	74
1,3-ｼﾞﾌｪﾆﾙﾌﾟﾛﾊﾟﾝ	0.0000023	94
2,4,6-ﾄﾘﾌｪﾆﾙ-1-ﾍｷｾﾝ	0.000000012	57

変動係数：ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙはabsorbance50%を示す濃度のﾊﾞﾗﾂｷから、化学物質は比活性値のﾊﾞﾗﾂｷから求めた

表－３ 回収率の検討結果 回収率%

検討対象	精製水			流入水			処理水		
添加濃度μg/L	0.1	0.5	1.0	0.1	0.5	1.0	0.1	0.5	1.0
化合物名									
2,4-ｼﾞｸﾛﾛﾌｪﾉｰﾙ	0.0	0.0	0.0	8.6	3.1	1.2	0.0	0.0	0.0
ﾌﾞﾁﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.0	0.0	0.0	6.8	5.3	0.7	4.1	6.8	1.9
ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	15	2.8	1.8	99	71	69	156	105	85
ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	11	2.2	1.7	140	97	92	110	110	100
ﾌﾀﾙ酸ｼﾞﾌﾞﾁﾙ	92	101	92	138	123	122	91	157	144
ﾌﾀﾙ酸-2-ｴﾁﾙﾍｷｼﾙ	59	72	97	92	77	72	66	87	75

表－４ 化学物質の測定結果(Two-Hybrid株)

化学物質	比活性値	変動係数%
17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	1.00	51
ﾋﾄﾞﾛｷｼｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.034	59
ｴｽﾄﾛﾝ	0.14	59
ｴｽﾄﾘｵｰﾙ	0.0041	38
ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	5.7	58
ｼﾞｴﾁﾙｽﾁﾙﾍﾞｽﾃﾛｰﾙ	3.6	66
ﾋﾞｽﾌｪﾉｰﾙA	0.00014	23
4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ	0.0037	162

変動係数：17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙはabsorbance50%を示す濃度のﾊﾞﾗﾂｷから、化学物質は比活性値のﾊﾞﾗﾂｷから求めた

③菌の溶解条件：化学的な溶解法としてﾄﾞﾃﾞｼﾙｽﾙﾎﾝ酸ﾅﾄﾘｳﾑ（SDS）＋ｸﾛﾛﾎﾙﾑを用いる方法、生化学的な溶解法として酵素剤 Zymolyase-20T を用いる方法を選定し、両者の比較、添加量および反応時間の検討を行った。
④発色条件の検討：Two-Hybrid 株ではｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性をβ-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞの活性として検出するため、簡易測定法に適したβ-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞの検出方法を検討した。β-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞの検出方法としては、測定方法で分類すると、吸光光度計を用いる方法、蛍光光度計を用いる方法、発光光度計を用いる方法が考えられる。このうち蛍光光度計、発光光度計を用いる方法は高い検出感度が得られる反面、装置が普及していない、使用する試薬のコストが高い等の課題があるため、今回は吸光光度計を用いる方法を検討した。発色試薬として Two-Hybrid 株の標準法で使用している 2-Nitrophenyl β-D-galactopyranoside (ONPG) と Sumpter 株の測定法で使用している Chlorophenolred β-D- galactopyranoside (CPRG) を用い、発色試薬及びその添加量について比較した。

2. 2. 2 簡易測定法による化学物質の測定

2. 2. 1で確認した簡易測定法を用いて表－4に示した8つの化学物質を測定した。化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は次の計算式より求めたβ-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞ活性と化学物質濃度から用量反応曲線を作成し、用量反応曲線の直線部分より一次式を導き、活性が 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの活性値の50%に相当する化学物質濃度を算出し、17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの50%活性値の濃度との比から、17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙのｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性値を1としたときの比活性値として求めた。また、変動係数は **2. 1. 3 化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性及び測定精度の検討**と同様に求めた。

β-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞ活性
＝1000×(OD414－1.75×OD540)/(30×0.05×OD620)

2. 3 CIIT 株の検討

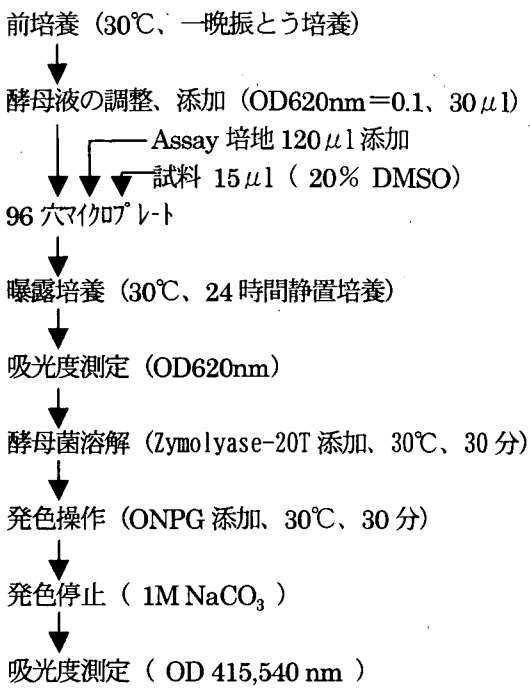
CIIT 株の標準の測定法[5]は試料への曝露培養をﾏｲｸﾛﾃｽﾄﾁｭｰﾌﾞ中で一晩振とう培養により行い、その後培養液の一部と菌の破砕剤、発色基質を 96 穴のﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄに分注し、発色を行う方法であり、一度に多数の試料を測定することが困難であった。このため今回は多数の試料を効率よく測定するため、96 穴のﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄを用いて曝露を行い、すべての操作を 96 穴のﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄで行うﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法の検討を行った。その後ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法により化学物質の ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を測定した。

2. 3. 1 CIIT 株の測定方法検討

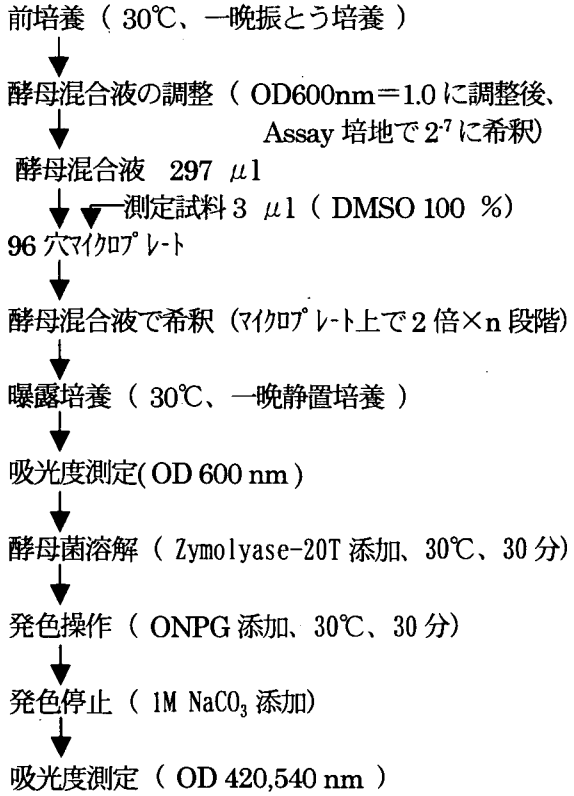
CIIT 株の標準の測定法[5]を参考に、図－3に示すﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法を考案した。対象物質として 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙを用いて曝露培養時間及び添加菌数を検討した。検討した条件は、曝露培養時間 4時間の場合は Od600nm＝1.0に調整した酵母培養液を2^{-1}～2^{-6}の割合で添加し酵母混合液を作成する 6条件、曝露培養時間 17時間の場合、同様に2^{-3}～2^{-9}の割合で添加する 7条件の計 13条件である。また酵母菌の破砕以降の操作は基本的に標準の方法と同様としたが、破砕に用いる酵素剤が国内で入手困難なため、測定に支障ないことを標準の方法で確認し、酵素剤を Zymolyase-20T に変更した。

2. 3. 2 ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法による化学物質の測定

2. 3. 1で確認したﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法を用いて表－5に示した 12 の化学物質を測定した。化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は**2. 2. 2 簡易測定法による化学物質の測定と同様の方**



図－2 Two-Hybrid 株の簡易測定法



図－3 CIIT 株の測定法(ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法)

法により、17βエストラジオールのエストロゲン活性値を 1としたときの比活性値として求めた。また、変動係数は1.

2. 3 化学物質のエストロゲン活性及び測定精度の検討と同様に求めた。

2. 4 下水試料の測定

2. 1 Sumpter 株を用いた測定法の基礎検討で選定した方法により前処理した後、 Sumpter 株を用いた酵母法によりエストロゲン活性を測定した。試料は 11 年度に建設省が実施した下水道の環境ホルモン実態調査と同時に採取し、夏期 32 ヶ所、秋期 10 ヶ所の処理場を対象に流入水、処理水の測定を行った。

表－5 化学物質の測定結果（ CIIT 株）

化学物質	比活性値	変動係数%
17β エストラジオール	1	5
17α エストラジオール	0.1	5
ヒドロキシエストラジオール	0.3	20
エストロン	0.1	7
ヒドロキシエストロン	0.005	10
エストリオール	0.004	6
エチニルエストラジオール	0.7	56
ジエチルエチルヘステロール	0.4	5
4-ノニルフェノール	0.0002	19
4-n-ノニルフェノール	0.00002	27
4-n-オクチルフェノール	0.00002	18
ビスフェノールA	0.00005	45

変動係数：エストラジオールはabsorbance50%を示す濃度のバラツキから、化学物質は比活性値のバラツキから求めた

表－6 前処理法の検討結果

	エストロゲン活性(μg/L エストラジオール等量)	
	流入下水	高度処理水
Ⅰ	0.048	0.00036
Ⅱ	0.047	0.00032
Ⅲ	0.029	(0.00013)
Ⅳ	0.024	0.00018

（ ）の数値は測定値が低く、定量性が確保されていない参考値

3. 結果及び考察

3. 1 酵母法の基礎検討

3. 1. 1 試料の前処理方の検討

A処理場の流入水および高度処理水を表－1に示したⅠ～Ⅳの前処理法で処理後 Sumpter 株を用いて測定した結果を次の表－6に示す。測定結果から、前処理法のⅢ、Ⅳに比べⅠ、Ⅱは試料の エストロゲン活性の回収が良好と考えられた。また用量反応曲線を比較すると、Ⅱは試料の最大濃度付近で細胞毒性の影響と考えられる エストロゲン活性の低下が見られたことからⅠの方法、つまり試料を固相抽出し、溶出溶媒に メタノールを用いる方法が酵母法で エストロゲン活性を測定する場合の前処理法として適していると判断した。

3. 1. 2 測定精度及び化学物質のエストロゲン活性の検討

測定結果を表－2に示す。エストロゲン活性については エストロン、エチニルエストラジオール、ジエチルスチルベステロール等の女性ホルモン類（合成女性ホルモン含む）の比活性値は 0.003～0.93（平均 0.33）と高いのに対し、その他の化学物質は 0.000000012～0.019（平均 0.001）と低く、4-オクチルフェノールの比活性値が 0.019と高い他はいずれも 17βエストラジオールの 1/1000 以下の比活性値であった。変動係数については、全体では 8～106 %（平均 45 %）であるが、ホルモン関連化合物は 16～29 %（平均 22 %）と比較的良好であった。しかし、この数値は下水道の環境ホルモン実態調査調査で実施している精度管理の値よりも大きく、生物を測定手段に用いる場合、GC/MS等の機器分析法に比べ測定法自体が持つバラツキが大きいことに注意が必要と考えられる。

3. 1. 3 回収率の検討

GC/MSを用いた添加回収実験の結果をまとめて表－3に示す。フタル酸類はコンタミを防ぐため、d体を用いた結果、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル は概ね良好な結果が得られた。フタル酸ジ-n-ブチル は処理水での回収率が 150 %を超える場合があるが、精製水では良好な結果が得られていることから、試料中に含まれる夾雑物質により測定誤差が生じている可能性が考えられた。ノニルフェノール、ビスフェノールA は流入水や処理水では回収率が良好であったが、精製水では回収率が低くなる傾向が確認された。この原因としては抽出操作の後半に行う溶媒を留去・乾固する操作の際に、夾雑物質のない精製水の試料では、夾雑物質の存在する流入水や処理水の場合に比べ対象物質が蒸発・減少し易くなることが推察される。また、低沸点物質の回収率を評価する目的で検討したブチルフェノール、2,4-ジクロロフェノールは、いずれの試料においても回収率が低く、今回の方法では回収が充分でないと判断された。ブチルフェノール、2,4-ジクロロフェノールは酵母法でエストロゲン活性が非常に低いことが確認されており、これらの物質の回収率が低いことが直接酵母法の測定結果に大きく影響するとは考えにくいが、環境中には未知のエストロゲン活性を持つ物質が存在する可能性もあり、今後は前処理法の改良やエストロゲン活性の分画などを行う必要があると考えられる。

3. 2 Two-Hybrid株の検討結果

3. 2. 1 測定方法の検討結果

①培養時間を検討した結果、4 時間の培養では測定値のバラツキが大きく、きれいな用量反応曲線も得られなかったが、24 及び 48 時間の培養はバラツキも小さく、同様な用量反応曲線が得られた。測定時間を短縮するため培養時間は 24 時間を選択した。

②異なる濁度の酵母前培養液を用いて Assay 培地を作成し、24 時間 30℃で静置培養後に Well内の培養液の濁度（ OD 620nmとして測定）を測定した結果、酵母前培養液の濁度が 0.1 の場合 0.19、0.2 の場合 0.30、

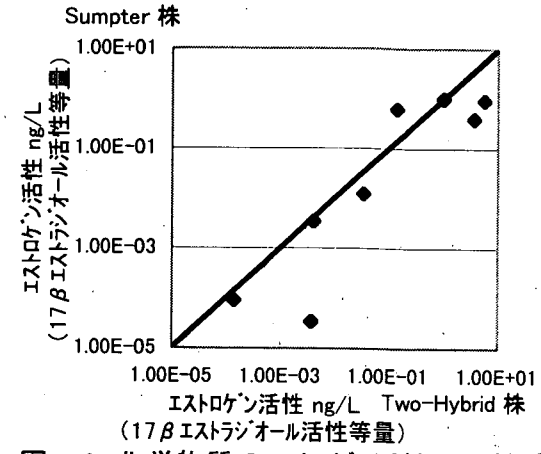
0.5の場合 0.46、1.0 の場合 0.54 であった。酵母前培養液の濁度が 0.5 以上の場合、培養後の濁度から菌の増殖が飽和傾向にあると考えられたことと、標準法で 4 時間培養後の濁度が 0.15 程度であることから添加する前培養液の濁度は 0.1 が適していると判断した。

③酵母菌の溶解に使用する薬剤を比較した結果、ﾄﾞﾃﾞｼﾙ硫酸ﾅﾄﾘｳﾑ（ SDS ）＋ｸﾛﾛﾎﾙﾑではバラツキが大きく発色も弱かったのに対し、Zymolyase-20T では標準的な用量作用曲線がえられたことから酵母菌の溶解には Zymolyase-20T を使用することとした。添加量については 15 及び 30 μLを比較した結果、30 μLの方が良好な結果が得られ、反応時間については 15 分と 30 分を比較した結果、30 分の方が良好な結果が得られた。以上の結果から簡易測定法における酵母菌の溶解条件を Zymolyase-20T 30μL添加、30分放置とした。

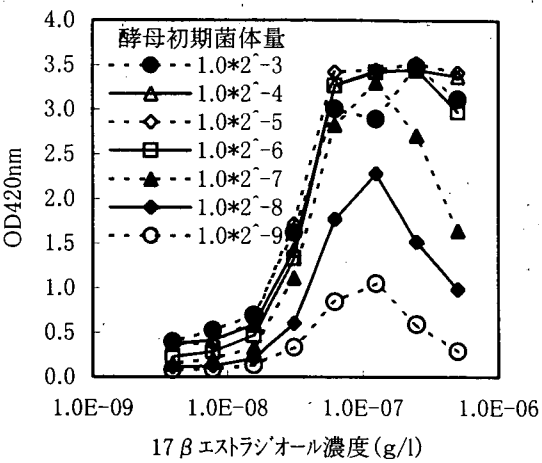
④発色条件を検討した結果、ONPGは基質添加後速やかに発色が確認されたが、CPRGを用いた場合発色するまでに数日間を要した。添加量は15μLと40μLを比較した結果、40 μL添加した方が最大で約 20 %高い酵素活性を検出した。以上のことから ONPGを 40 μL添加する条件を選定した。発色時間は 30 分で充分な発色が得られた。

3. 2. 2 簡易測定法による化学物質の測定結果

簡易測定法による測定結果を表－４に、Two-Hybrid 株で測定した化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を Sumpter 株の測定結果と比較したものを図－４に示す。ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性についてはｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ｼﾞｴﾁﾙｽﾁﾙﾍﾞｽﾃﾛｰﾙ、4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの比活性値が Sumpter 株の測定結果よりも高く、ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ、ｼﾞｴﾁﾙｽﾁﾙﾍﾞｽﾃﾛｰﾙについては 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙよりもｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性が高いことが確認された。このことから酵母株により測定結果が異なることが推察された。



図－４ 化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の比較 ①



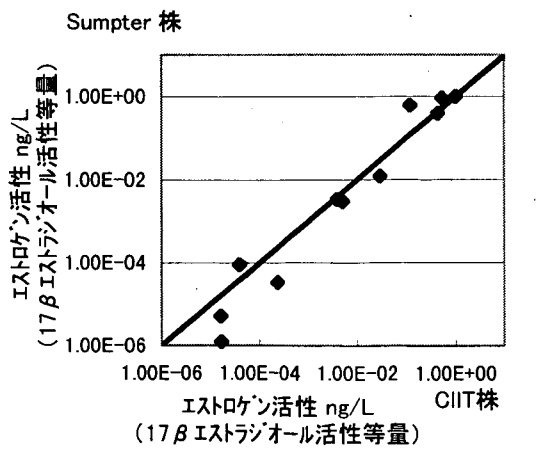
図－５ 17時間曝露培養の結果（CIIT 株）

変動係数については 23～162 %（平均 65 %）であり、同じ化学物質おける Sumpter 株の変動係数が 9～94 %（平均 30 %）であることから Two-Hybrid 株の簡易測定法は Sumpter 株の測定法よりもバラツキが大きくなると考えられた。特に標準物質として測定する 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの変動係数が 51 %と高いことから、測定方法としての安定性が不十分であり、今後改良が必要と思われる。

3. 3 CIIT株の検討結果

3. 3. 1 測定方法の検討結果

17時間曝露培養を行った時のｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙに対する用量反応曲線を図－５に示す。図中 OD 420値で示されるｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの検出反応は、すべての添加酵母濃度においてｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの濃度増加に伴って増大した。OD 420値の極大値は 2^{-7}～2^{-3} 倍量の範囲ではほぼ同じであったが、2^{-8} 以下まで少なくすると極大値も低下した。また、OD 420値の基底値は添加濃度に伴い増大していた。一方曝露培養時間を4時間とした場合は得られたOD 420値の極大値が17時間曝露培養を行った場合の半分以下であった。測定に際してはｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を測定するための OD 420値の測定範囲が広い条件が有利と判断し、曝露培養の時間を17時間、添加する前培養液の菌体濃度を OD 600nm＝1.0に調整後 2^{-7} に希釈する条件を選択した。



図－６ 化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の比較 ②

3. 3. 2 ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法による化学物質の測定結果

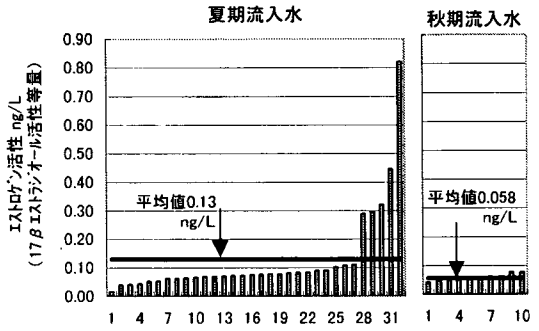
ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ法による測定結果を表－５に、CIIT 株で測定した化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を Sumpter 株の測定結果と比較したものを図－６に示す。ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性については ｴｽﾄﾛﾝの比活性値が Sumpter 株の測定結果よりも低く、4-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ、4-n-ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙの比活性値はSumpter 株の測定結果よりも高くなっている。この結果は 3. 2. 2 簡

易測定法による化学物質の測定結果と同様、使用する酵母株により測定結果が異なる可能性を示唆している。

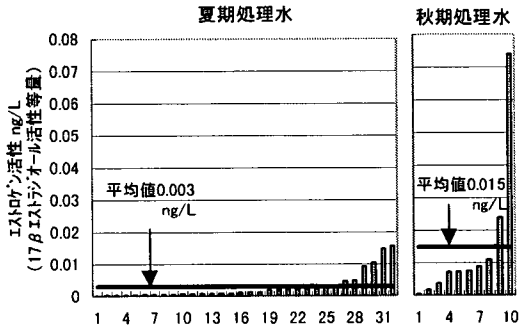
変動係数については 5～56 %（平均 19 %）であり、同じ物質における Sumpter 株の変動係数 9～94 %（平均 40 %）よりも良好であり、標準物質の 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙの変動係数も 5 %と低い値である。変動係数が低い要因としては曝露培養時間が短いことが有利に作用しているものと考えられる。

3. 4 下水試料の測定

Sumpter 株を用いて下水試料の ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性を測定した結果（単位：ng/L 17βｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ活性等量 ）を流入水について図－7に、処理水について図－8にそれぞれ示す。平均値及び範囲は、夏期調査・流入水：0.13 ng/L、0.017～0.82 ng/L、秋期調査・流入水：0.058 ng/L、0.042～0.0077 ng/L、夏期調査・処理水：0.003 ng/L、0.0001～0.016 ng/L、秋期調査・処理水：0.015 ng/L、0.00039～0.074 ng/Lであり、流入水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は夏期調査時の方が秋期調査時よりも高く、逆に処理水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性は秋期調査の方が夏期調査よりも高いという結果となった。また、下水処理によるｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の削減率％：（1－処理水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性／流入水のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性）×100を求めると、平均値及びその範囲は夏期調査：95 %、64～〉99%、秋期調査：76 %、0～99 %であり、調査時期により ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の除去率に差が見られた。この原因としては、水温が低いため、下水処理過程における化学物質の生物分解率が低下することや、下水に含まれるｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の組成が変化する等が考えられるが、はっきりした原因については不明である。今後エストロゲン活性の測定と同時にその活性の由来を分画等により把握することで、下水の ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性について情報が得られると考えられる。



図－7 流入水の測定結果（ Sumpter 株）



図－8 処理水の測定結果（ Sumpter 株）

4. まとめ

環境ホルモンの生物影響を組み換え酵母を用いて測定する方法を検討するとともに、下水試料の測定を行った。酵母法の試料を調整する前処理法としては固相抽出法（MeOH溶出）が適しており、環境ホルモンと考えられる化学物質を対象にGC/MSにより同法の回収率を検討した結果も良好であった。また、Sumpter株、Two-Hybrid株、CIIT株の３種類の組み換え酵母を用いて化学物質の測定を行った結果、ｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性の測定値は概ね同様な傾向を示していたが、一部の化学物質のｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性が異なっており、実試料を測定した場合、用いる酵母により測定結果が異なる可能性が示された。測定値のバラツキはCIIT株＜Sumpter株＜Two-Hybrid株の順に大きくなっており、そのバラツキの値はいずれもGC/MS等の機器分析よりも大きいことが確認された。

Sumpter株を用いて下水処理場の流入水と処理水を測定した結果からは、下水処理によりｴｽﾄﾛｹﾞﾝ活性が除去されること、除去率は季節により異なることが推察された。

＜参考文献＞

1) Environment Agency ; The Identification and Assessment of Oestrogenic Substances in Sewage Treatment Works Effluents, 1997

2) 建設省河川局河川環境課,下水道部流域下水道課；平成 10 年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果, 1999.3

3) Routledge,E.J and Sumpter,J.P ; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*,Vol.15,No.3, pp.241-248, 1996

4) Nisikawa, J.et al.; New screening methods for chemicals with hormonal activities using interaction of nuclear hormone receptor with coactivator, *Toxicology and applied pharmacology*,Vol.154,pp.76-83,1999

5) Kevin W.gaido et.al.; *Toxicology and applied pharmacology*, 143, p205-212, 1997

6) 建設省都市局下水道部；下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル,（社）日本下水道協会, 1999

7) Y.Oda, et al., Evaluation of the new system (umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens, *Mutation Research*,147,219-229, 1985

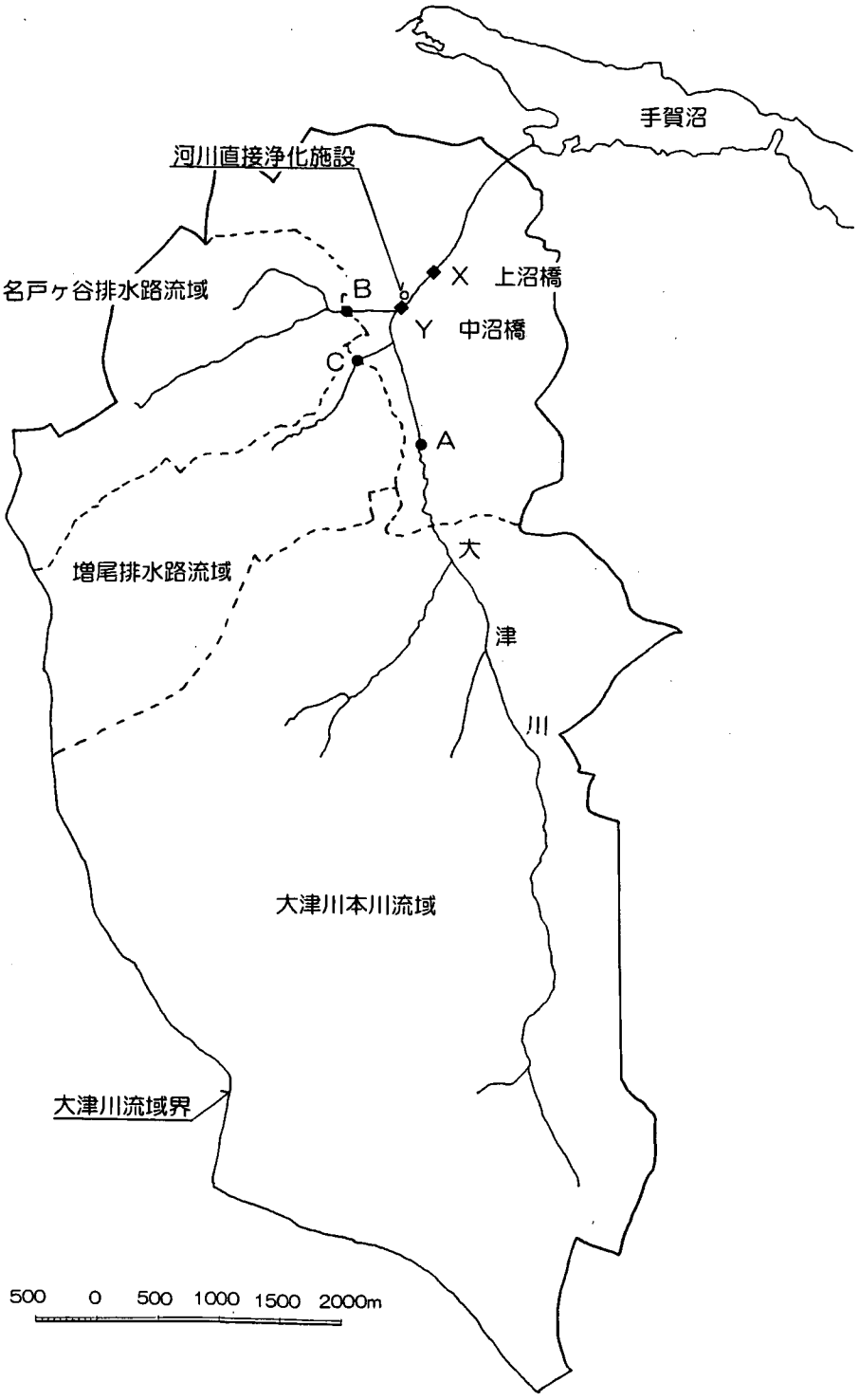
15．流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　白﨑　亮
研　究　員　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[1]。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。



図－1　大津川流域概略図

2. 調査方法

2.1 調査内容

11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[2)3)4)]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、3地点で観測を行っているのは、平成6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

流出汚濁負荷量を把握するためには、対象河川の流量と水質を観測する必要がある。

流量観測については、観測地点それぞれに設置した自記式水位計の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。

水質観測は、河川水を採水し、分析室に持ち帰って分析を行った。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数分～数時間間隔で連続採水をした。また、水質分析については、BOD_5, COD_{Mn}, 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。

また、降雨時データの解析のため、気象庁の我孫子観測所の1時間毎の降雨量観測データを利用した。

3. 調査結果及び考察

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7年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[5)]によった。

表－1　大津川流域フレーム(平成7年3月現在)[5)]

ブロック名	流域面積 (ha)	土地利用比率(%) 市街地	水田	畑地・雑地	林地	流域人口 (人)	下水道普及率(%)
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

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%前後と低い状況にある。

3.2 晴天時における調査結果

前年度に引き続き、晴天時における通日（24時間）観測を行った。現在までに行った通日観測の結果を、

流量と負荷量、加重平均した水質について比較するため、表－２にまとめた。

表－２　晴天時負荷量調査結果

調査時期	調査流域	比流量	比流出負荷量(g/day/ha)					加重平均水質(mg/l)				
		(m3/day/ha)	BOD	COD	SS	TN	TP	BOD	COD	SS	TN	TP
1996/8/20-21	3流域合計	16.8	148.0	184.9		81.0	14.5	8.83	11.03		4.83	0.86
	大津川本川	17.1	166.2	200.4		75.0	14.3	9.70	11.69		4.38	0.84
	名戸ヶ谷排水路	11.9	30.1	42.0		75.9	2.1	2.53	3.52		6.37	0.17
	増尾排水路	19.6	166.8	244.6		119.9	28.1	8.49	12.45		6.11	1.43
1997/11/25-26	3流域合計	13.6	122.5	167.2	126.7	110.2	18.5	9.04	12.34	9.35	8.13	1.37
	大津川本川	11.4	102.3	146.7	100.9	94.1	15.6	8.98	12.88	8.86	8.27	1.37
	名戸ヶ谷排水路	12.6	147.8	140.4	79.4	78.0	11.8	11.70	11.11	6.28	6.17	0.94
	増尾排水路	26.7	210.6	310.6	321.3	234.1	42.1	7.88	11.63	12.03	8.76	1.58
1998/1/26-27	3流域合計	20.2	254.0	243.4	222.8	263.2	21.3	12.59	12.06	11.04	13.04	1.06
	大津川本川	18.4	257.9	241.1	228.5	248.0	19.8	14.03	13.12	12.44	13.50	1.08
	名戸ヶ谷排水路	18.4	168.0	156.0	137.9	133.4	11.5	9.14	8.49	7.51	7.26	0.62
	増尾排水路	32.2	320.6	346.6	277.7	482.8	40.0	9.95	10.75	8.62	14.98	1.24
1998/11/25-26	3流域合計	18.1	191.3	147.7	286.2	177.9	16.1	10.58	8.17	15.83	9.84	0.89
	大津川本川	17.9	223.9	162.8	300.7	177.0	17.4	12.47	9.07	16.76	9.86	0.97
	名戸ヶ谷排水路	13.0	18.1	19.5	76.9	105.6	0.2	1.39	1.50	5.89	8.09	0.01
	増尾排水路	24.0	185.8	194.3	419.5	257.8	25.1	7.75	8.10	17.49	10.75	1.05
1998/12/15-16	3流域合計	18.5	146.3	163.9	131.1	155.9	16.6	7.90	8.86	7.08	8.42	0.90
	大津川本川	17.8	156.2	175.0	144.9	142.1	17.0	8.80	9.86	8.16	8.00	0.96
	名戸ヶ谷排水路	14.4	17.4	19.7	36.4	118.6	0.7	1.21	1.36	2.52	8.22	0.05
	増尾排水路	27.0	222.5	249.8	150.7	272.5	31.3	8.24	9.25	5.58	10.09	1.16
1999/1/18-19	3流域合計	16.9	218.3	231.8	416.5	176.8	20.7	12.94	13.74	24.70	10.48	1.23
	大津川本川	15.3	201.1	195.6	141.8	159.1	19.1	13.11	12.75	9.25	10.37	1.25
	名戸ヶ谷排水路	13.2	22.7	24.0	25.5	101.9	0.5	1.71	1.81	1.92	7.69	0.04
	増尾排水路	29.2	516.9	650.6	2373.4	353.9	50.8	17.69	22.26	81.21	12.11	1.74
1999/4/21-22	3流域合計	17.8	161.5	223.2	187.1	127.2	12.4	9.07	12.53	10.50	7.14	0.69
	大津川本川	17.1	175.0	244.7	212.1	116.7	12.1	10.24	14.31	12.40	6.83	0.71
	名戸ヶ谷排水路	14.7	26.1	33.2	24.6	103.5	1.2	1.77	2.25	1.67	7.03	0.08
	増尾排水路	25.0	224.6	297.5	213.2	210.8	25.3	8.97	11.88	8.52	8.42	1.01
1999/5/31-6/1	3流域合計	21.0	147.3	191.3	150.7	155.2	20.1	7.00	9.09	7.17	7.38	0.95
	大津川本川	19.3	135.9	194.2	174.9	121.9	18.5	7.02	10.04	9.04	6.30	0.95
	名戸ヶ谷排水路	15.1	25.6	39.8	21.6	172.9	1.3	1.70	2.64	1.43	11.46	0.08
	増尾排水路	36.7	337.2	330.7	146.9	325.4	48.6	9.19	9.01	4.00	8.87	1.33
1999/7/26-27	3流域合計	18.8	135.6	170.3	518.6	166.0	13.8	7.19	9.04	27.53	8.81	0.73
	大津川本川	15.9	141.9	174.0	662.8	121.0	12.3	8.93	10.95	41.69	7.61	0.77
	名戸ヶ谷排水路	17.7	32.2	29.3	27.6	230.4	1.1	1.81	1.65	1.56	12.98	0.06
	増尾排水路	36.6	206.0	294.5	208.9	354.1	35.4	5.63	8.05	5.71	9.67	0.97
1999/9/20-21	3流域合計	10.7	95.5	79.5	126.7	95.2	13.3	8.93	7.44	11.84	8.90	1.25
	大津川本川	6.5	58.6	64.1	109.6	52.1	10.1	9.06	9.91	16.94	8.04	1.56
	名戸ヶ谷排水路	17.0	30.7	25.9	115.2	239.2	1.3	1.80	1.52	6.77	14.05	0.08
	増尾排水路	28.1	370.6	221.8	234.8	190.7	44.0	13.20	7.90	8.37	6.79	1.57
1999/12/6-7	3流域合計	11.5	105.4	95.6	68.0	104.2	13.0	9.14	8.28	5.89	9.03	1.13
	大津川本川	8.3	97.6	84.1	67.8	73.1	10.0	11.69	10.08	8.13	8.76	1.20
	名戸ヶ谷排水路	14.2	26.2	19.8	13.7	107.3	0.8	1.84	1.39	0.96	7.55	0.06
	増尾排水路	26.9	231.5	238.4	124.6	277.4	42.3	8.62	8.88	4.64	10.33	1.57
平均	3流域合計	16.7	156.9	172.6	223.4	146.6	16.4	9.39	10.33	13.37	8.77	0.98
	大津川本川	15.0	156.1	171.2	214.4	125.5	15.1	10.40	11.40	14.29	8.36	1.01
	名戸ヶ谷排水路	14.8	49.5	50.0	55.9	133.3	3.0	3.35	3.38	3.78	9.03	0.20
	増尾排水路	28.4	272.1	307.2	447.1	279.9	37.5	9.59	10.83	15.76	9.87	1.32

3.2.1　流量

大津川本川と増尾排水路では、調査時期によって流量が大きく増減する場合があった。しかしながら、変動する時期はばらついており、明確な規則性は見つけられなかった。名戸ヶ谷排水路については、比較的流量は安定していた。

3.2.2 水質

表－２に示した、負荷量からの割り戻しで求める加重平均水質で検討した。大津川本川においては一部で大きな変動が見られるものの全般的には安定している。名戸ヶ谷排水路では BOD や COD といった有機物は濃度が低めであったが、それに比べ TN が高濃度で検出されている。増尾排水路では各水質項目とも比較的大きな変動が見られた。また各流域とも、SS については突発的に非常に高い濃度で検出される場合があった。

3.2.3 流出負荷量

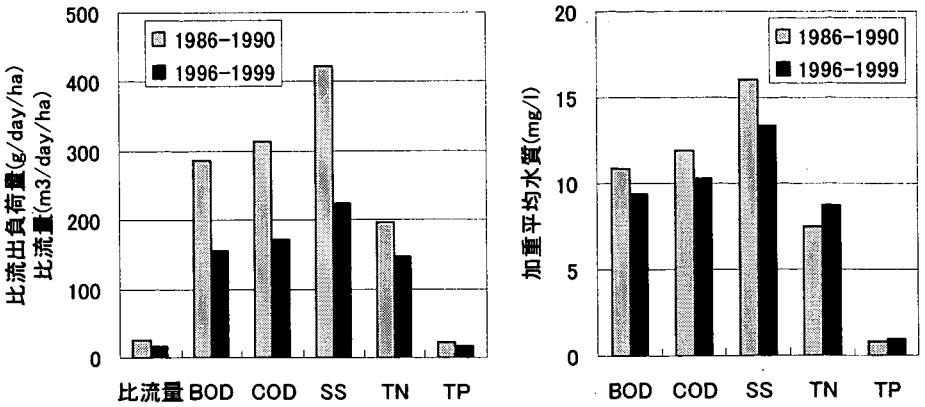
各流域とも水質の変動度合が流量変動より大きかったため、水質と同様な変化を示している。

流量や水質と同様に、変動には明確な規則性が見られず、前年度と同じような時期でも年度や調査日により流量や水質、流出負荷量が大きく異なる結果となった。そのため、晴天時調査であっても複数回かつ継続

的な調査を実施し、平均的な晴天時負荷を捉えることが必要だと考えられる。

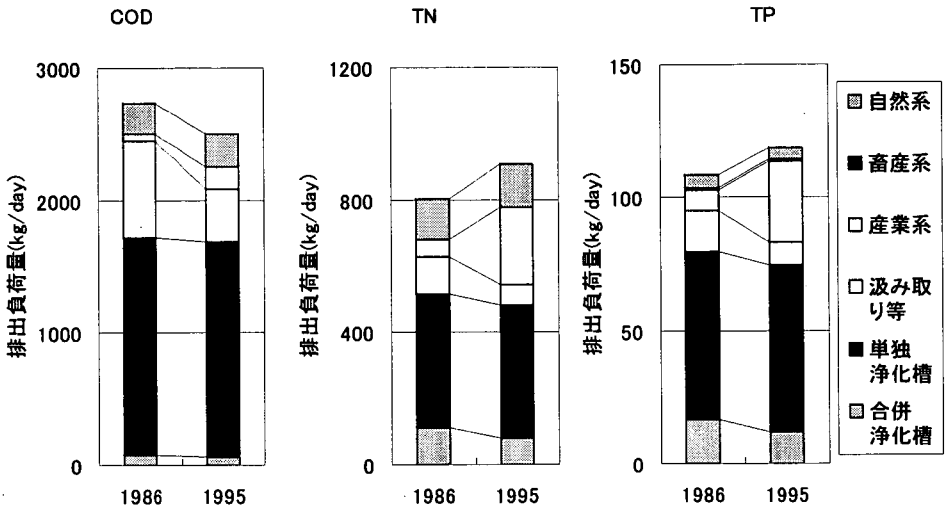
3.2.4 経年変化

都市化の進展や下水道整備の進捗といった流域の変化に伴い、晴天時の流出状況も変化していると考えられるため、検討を行った。比較のため、過去と現在の調査結果の平均値を図－２、排出負荷量の変化を図－３、フレームの変化を図－４と表－３にそれぞれ示す。



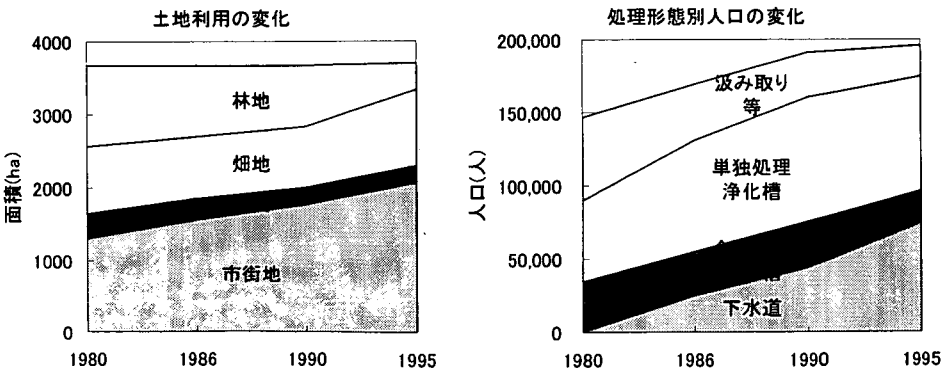
図－２　晴天時流量･流出負荷量･平均水質の変化

図－２に示したように、現在と過去の調査結果を比較すると、比流量、比流出負荷量の各項目ともに減少していることがわかる。しかしながら、水質に関しては有機物系項目の水質低下は小さく、栄養塩については逆に悪化していた。



図－３　排出負荷量の変化

図－３に現在と過去の調査時期におけるフレームから算出した排出原単位を示した。COD の排出負荷量は減少しているが、TN と TP は増加している。排出源別では、合併浄化槽や汲み取りによる汚水処理分が減少しているものの、排水原単位が大きい単独浄化槽や産業系由来といった排出負荷量は横ばいあるいは増加傾向にあり、そのような排出源が全体に占める割合は相対的に増加していることが分かる。



図－４　流域フレームの変遷

図－４及び表－３に流域フレームの変遷を示す。土地利用については都市化の進行により、主に林地から市街地に変化していることが分かる。水田に関しては減少しつつあるが、畑地が増加しているので、農地面積全体ではあまり変化がない。また、生活排水の排出由来を示す汚水処理形態別人口については、都市化に

伴う人口増加分を下水道整備と単独浄化槽の増加で吸収し、さらに汲み取りや合併浄化槽から下水道へ切り替わっていく様子が分かる。さらに 1990 年代に入り、バブル崩壊で人口増加が緩やかになってくると、単独浄化槽についても下水道整備により減少し始めたが、依然として汚水処理形態の中で大きな比率を占めている状況にある。

表－3　過去の流域フレーム

調査年	流域面積 (ha)	土地利用(ha) 市街地	水田	畑地	林地	流域人口 (人)	処理形態別人口(人) 下水道	合併処理浄化槽	単独処理浄化槽	汲み取り等
1980	3669	1307	333	923	1106	146,650	0	34,230	55,250	57,170
1986	3669	1564	287	852	966	169,060	24,570	30,200	76,050	38,240
1987	3669	1594	268	859	948	172,520	29,100	30,950	77,640	34,830
1988	3669	1648	259	854	908	177,280	32,510	31,030	81,730	32,010
1989	3669	1711	243	846	869	183,280	38,560	30,890	83,270	30,560
1990	3669	1762	239	840	828	191,030	44,090	31,440	84,860	30,640
1995	3698	2059	229	1047	363	196,123	74,894	21,866	78,171	21,193
本調査での対象流域	3261	1789	141	998	333	171,451	53,234	21,687	75,753	20,778

以上より、単独浄化槽排水や産業系排水といった排出原単位が大きい排出源が、全体に占める割合は相対的に大きくなり、水質の悪化を招いていると考えられる。そのため、単独浄化槽から下水道への切り替えを早急に進め、産業系排水については規制強化や下水道取り込みによる域外放流等の対策を行い、水質改善を図っていく必要がある。

また、排出負荷量と流出負荷量を比較すると、過去の調査時よりも現在の方が流達率が小さくなっており、流出過程で負荷が大きく削減されている。これは、後述する降雨時調査結果において流出負荷が過去より増加していることを考え合わせると、流量減少等の要因により河床堆積量が増加するなどして、流達する負荷が減少していると推察できる。

3.3 降雨時における調査結果

今年度も前年度と同様に、降雨時における連続観測を行い、降雨時における流出解析を行うための基礎データの蓄積を行った。

現在までの調査データより、降雨時の流出状況がどのように変化しているか検討した。過去（昭和 62 年～平成元年）と今回（平成 8 年～ 11 年）の調査において観測した各降雨を表－4 に示す。また、それらの降雨について、降雨毎の流出高と流出負荷量を各水質項目毎にプロットしたグラフ及び流出高と流出率の関係を示したグラフを図－5 に示す。

表－4　降雨毎の流出高と流出負荷量

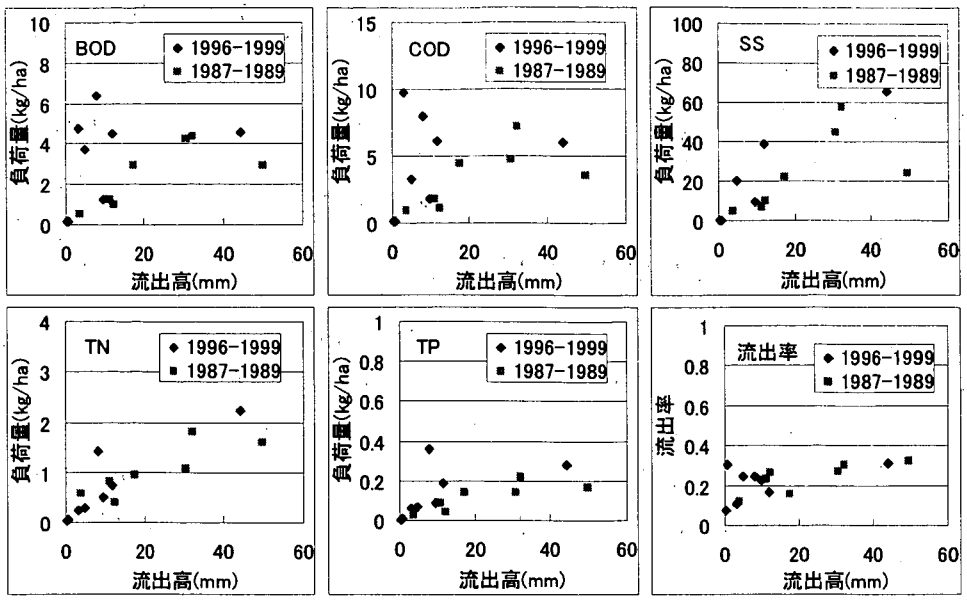
調査名	調査期間	総降雨量 (mm)	流出高 (mm)	流出率	流出負荷量(kg/ha) BOD	COD	SS	TN	TP
1987-1989 調査	1987/9/3-5	111.2	17.4	0.16	2.92	4.41	21.99	0.94	0.14
	1987/9/9-11	32.0	3.8	0.12	0.54	0.84	4.43	0.57	0.03
	1988/8/10-22	156.4	49.9	0.32	2.91	3.54	24.26	1.60	0.17
	1989/2/17-24	48.9	11.2	0.23	1.25	1.80	6.81	0.80	0.08
	1989/7/31-8/3	114.9	30.7	0.27	4.22	4.69	44.33	1.08	0.14
	1989/9/19-24	107.2	32.4	0.30	4.35	7.18	57.42	1.80	0.22
	1989/10/11-16	47.0	12.4	0.26	0.97	1.09	10.06	0.39	0.04
1996-1999 調査	1996/12/11	5.0	0.4	0.07	0.14	0.05	0.19	0.02	0.00
	1996/12/17-18	20.0	4.9	0.24	3.71	3.21	20.13	0.28	0.07
	1997/5/8-9	33.0	8.1	0.25	6.40	7.92		1.41	0.36
	1997/7/26-27	30.0	3.2	0.11	4.77	9.68		0.23	0.06
	1999/1/24-25	2.0	0.06	0.30	0.13	0.12	0.30	0.06	0.01
	1999/7/12-15	142.0	44.3	0.31	4.57	6.02	65.50	2.23	0.28
	1999/10/27-28	73.0	11.8	0.16	4.48	6.10	38.71	0.74	0.19
	1999/11/1-2	43.0	9.7	0.23	1.23	1.76	9.61	0.51	0.08

なお、降雨時の流出については、排水や地下水流出等の降雨時、無降雨時問わず流出している成分を平常時流量及び負荷量と定義し、それに降雨時の直接流出による流量及び流出負荷量が上乗せされるという考え方で取り扱った[6]。降雨の期間については、降雨開始時から降雨が終了して降雨前の流量に戻るまでの間を一降雨と定義し、一降雨間の累加流量及び累加流出負荷量からこの期間に推定される平常時流量及び流出負荷量を差し引いたものを、その降雨の降雨時流出成分として分離した。

現在の調査結果では、以前の調査結果と比べ、流出高当たりの流出負荷量に増加傾向が見られる。このことから平常時の流量減少による河床堆積物の増加や流域フレームの変遷に伴う流達率の変化などが、これらに影響していると推測される。しかし、流出高が非常に大きくなった場合については、流出負荷量が以前の

調査結果と同じ水準まで減少しており、流出規模など掃流力に関係する因子の他に、先行降雨の状況など汚濁物質の堆積量に関係する条件についても検討する必要性が示唆された。

なお、降雨の流出率については、過去及び今回の調査における流出率には有意な差は見られなかった。



図－5　降雨流出高と流出負荷量・流出率の関係

4. まとめと今後の課題

前年度に引き続き、河川の流量・流出負荷量に対して流域の下水道整備が与える影響を把握するため、下水道整備途上の汚濁河川流域を対象に調査を行った。その結果、晴天時の流出負荷量は減少していたが、水質に関してはわずかな改善か、逆に悪化しており、産業排水や単独浄化槽等の影響が示唆された。

また、降雨時の流出負荷量については、流出規模に必ずしも比例しない事例も見られ、晴天時調査の結果からも流達率の低下により河床堆積量の増加が示唆されたことから、堆積負荷の掃流力だけでなく、堆積量自体の影響も推測された。

今後の課題としては、流域フレームの変化について履歴も含めて把握し、流出状況の変化要因について詳細に検討を行うことや、降雨時の流量・流出負荷量に関してデータの蓄積を進め、負荷流出の影響因子について検討を行うことなどが挙げられる。

参考文献

1) 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

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) 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

5) 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

6) 山口高志，吉川勝秀：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究（Ⅰ），土木研究所報告，第 151 号，pp.28-30，1978/11

7) 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

16. 下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査

水質研究室　室　　長　田中 宏明
主任研究員　白崎　亮
研　究　員　高橋 明宏
研　究　員　岡安 祐司
重点支援協力員　矢古宇靖子
交流研究員　磯部 健介

1. はじめに

現在、下水中には、人や生物に対して、毒性作用や内分泌かく乱作用を示す微量化学物質が含まれている可能性が指摘されている。これらの物質の現行測定法では、特殊な分析機器を必要とし、高度な技術が要求される。本調査は、微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化を図ることで、広範にわたって微量化学物質の挙動を監視することを可能とし、また、下水道の適切な維持管理に応用することを目的とする。

10年度は、毒性物質の検出手法として硝化細菌を用いたバイオアッセイの適用性を、内分泌かく乱化学物質の検出手法としてELISA法の適用性を検討した。

2. 毒性物質の検出手法への、硝化細菌を用いたバイオアッセイの適用性の調査

2.1. 目的

下水処理プロセスにおいて、活性汚泥中の微生物の生育環境を安定に保つことは非常に重要である。しかし、慢性的または突発的な水質事故等による下水道への有害化学物質の流入は、活性汚泥に対してダメージを与える可能性がある。最近では大量の硫酸の流入により終末処理場の活性汚泥が死滅する事故も起きており、下水道へ流入する有害化学物質が下水処理へ与える影響の評価手法や、有害化学物質の下水道施設への流入に対する連続監視技術の確立が必要である。

活性汚泥中の硝化細菌は、生物学的窒素除去の硝化工程を担うが、有害化学物質の影響を受けやすい。水質研究室では、この性質に注目し、下水中の毒性物質の検出への硝化細菌を用いた、表－1 に示すように、バイオアッセイの利用方法を検討している。本報告では、純粋培養系硝化細菌を用いたバイオアッセイによる硝化阻害影響試験の結果について報告する。

表－1　バイオアッセイ系の分類

1) 採水などの作業を伴う室内実験方法
① 純粋培養系硝化細菌を用いたバイオアッセイによる硝化阻害影響試験
② 混合培養系硝化細菌を用いたバイオアッセイによる硝化阻害影響試験
2) 自動連続監視システムの開発
③ 硝化細菌を固定化した、固定化微生物膜と溶存酸素電極で構成した毒物検知バイオセンサ（毒物センサ）の開発

2.2. 研究方法

硝化細菌を用いたバイオアッセイ系試験では、流入下水における検出頻度が高いフェノール類について、純粋培養試験系において有機塩素化合物標準溶液の影響を検討した。

2.2.1. 菌株

本バイオアッセイに使用する菌株は、純粋培養したアンモニア酸化細菌（ATCC25978）を用いた。菌株の培養はLewis & Pramerの培地を用いて500mLの三角フラスコの中で10%接種、30℃、150rpmの条件で7日間回転振とう培養により前培養したものをバイオアッセイに用いた。また、同一条件で週1回継代培養を行い、培養後は培養液の状態で5℃以下で冷蔵保存した。

2.2.2. 供試試料

供試物質はフェノール、およびクロロフェノール類として2-クロロフェノール（以下、2-CP）、3-クロロフェノール（3-CP）、4-クロロフェノール（4-CP）、2,3-ジクロロフェノール（2,3-DCP）、2,4-ジクロロフェノール（2,4-DCP）、2,5-ジクロロフェノール（2,5-DCP）、2,6-ジクロロフェノール（2,6-DCP）を用いた。フェノールは主に防腐剤や消毒剤として、また医療品、農薬、合成繊維、合成樹脂、爆薬、染料などの各種製品の製造原料として利用されている。また、フェノールは水中で塩素と反応してクロロフェノール類を生成し、水道水に流入すると異臭味を与え、下水に流入すると悪臭を発生する。これらのことから主な供試物質として前述のクロロフェノール類を選定した。阻害影響試験は、はじめに2-CPを用いて50%硝化阻害影響濃度（EC50）を求め、感受性の確認を行った。この物質はこれまでに水質研究室における、硝化細菌を用いた種種のバイオアッセイによりEC50が確認されているものである。

2.2.3. バイオアッセイ

バイオアッセイに使用するガラス器具類は全て160℃で2時間乾熱滅菌したものを使用した。また、乾熱滅菌不可能な実験器具は消毒用70%エタノールで消毒したものを使用した。操作はクリーンベンチ内における無菌操作とした。

1) 培地原液

次の各濃縮原液を調整し、耐圧ねじロビンに移してオートクレーブにより滅菌、放冷した。この原液は冷暗所に保存し、調整後2週間毎に新たに調整したものに交換した。

2) 前培養

前項で調整した培地濃縮原液を滅菌済蒸留水で各濃縮倍率に希釈し、最終的に全量を200mLとした。このうち180mLを分取し、500mL三角フラスコへ移す。5℃以下で冷蔵保存してある菌株から20mLを抜き取り、培地を入れた三角フラスコへ移し（10％接種）、培養開始時の亜硝酸性窒素濃度測定用に10mL抜き取った後、シリコン栓をした。インキュベータ内で30℃、150rpmの条件で7日間回転振とう培養した。培養後の亜硝酸性窒素濃度測定用に10mL抜き取った後、培養液をバイオアッセイに用いる。

3) バイオアッセイ

① 各培地濃縮原液を蒸留水で１０／７倍になるように希釈し、全量を2000mLとした。耐圧ねじロビンに移し、オートクレーブにて滅菌、放冷した。この溶液（バイオアッセイ用培地）は測定毎に作成した。

② 容量15mLのポリプロピレン製滅菌済み遠沈管に、①のバイオアッセイ用培地を7mLずつ分注した。遠沈管は1試験条件につき10本用意した（0hr後評価用、24hr後評価用としてそれぞれ5本ずつ使用、n=5とした）。

③ 適当な濃度に調整した供試物質を1mLずつ遠沈管10本に分注した。遠沈管内で供試物質は調整した濃度に対し、10倍に希釈されることとなる。コントロールは供試物質の代わりに滅菌済蒸留水1mLを遠沈管に添加した。

④ 前培養した菌株を2mL遠沈管に分注し、遠沈管のキャップを締め、試験管ミキサーで撹拌した。

⑤ 撹拌後、24hr後評価用については気密性を高めるためにキャップを締めた後、キャップの周りにパ

ラフィルムを巻く。

⑥ 24hr 後評価用の遠沈管をインキュベータにセットし、30℃、150rpm の条件で回転振とう培養した。

⑦ 0hr 後評価用の遠沈管キャップを外し、クロロホルムを 10μL 添加、試験管ミキサーで撹拌した。撹拌後、溶液のアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の濃度の分析を行った。

供試物質の影響による硝化阻害率を次式で定義してこれを縦軸に、横軸（対数）に試料添加濃度をプロットした容量－作用曲線（Dose-Response curve）を作成し、50％付近の直線部分の回帰式を計算により求め、50％硝化阻害影響濃度（EC50）を算出した。

硝化阻害率［%］＝（1- Nc/N）　N；試験系の亜硝酸性窒素生成量　Nc；対象系の亜硝酸性窒素生成量

2.3. 結果

各供試物質に対する純粋培養系硝化細菌バイオアッセイ系の感度の結果を表－2 に示す。またここでは、他のバイオアッセイ系での同様の測定値も比較のため示す。ここで、混合培養系硝化細菌バイオアッセイとは、活性汚泥中に存在するアンモニア酸化細菌と亜硝酸酸化細菌との混合系で、酸素消費量の連続測定が可能であるクーロメータを用いたバイオアッセイによる測定結果を示している。毒物センサは、本検討で使用しているアンモニア酸化細菌と同じ菌株を固定化微生物膜として、溶存酸素電極と組み合わせたバイオセンサによる測定結果を示している。総括すると、純粋培養系硝化細菌バイオアッセイ系が最も感度が高い結果が得られた。また、毒物センサでは、室内実験手法に比べて感受性が 1～2 桁程度劣ることがわかった。しかし、室内実験手法では、採水を行う必要があり、判定に要する時間が 1 日と長いのに対し、毒物センサでは連続自動採水が行われ、判定に要する時間は 20 分と短い。これらを総合すると、下水道での毒性物質の監視は、慢性的な低濃度の流入に対応する純粋培養系硝化細菌を用いたアッセイ系と、突発的な高濃度の流入に対応する毒物センサを用いた連続自動監視とを組み合わせて利用することが有効であると考えられる。

表－2 各種バイオアッセイに対する化学物質の阻害影響濃度(mg/L)

供試物質	純粋培養系 EC_{50}	混合培養系 EC_{50}	毒物センサEC_{10}
Phenol	7.01×10^{-1}	2.80×10^{0}	2.20×10^{0}
2-chlorophenol	1.10×10^{-1}	6.80×10^{-2}	1.30×10^{0}
3-chlorophenol	4.60×10^{-2}	9.00×10^{-2}	1.40×10^{0}
3-chlorophenol	9.40×10^{-3}	2.30×10^{-1}	4.10×10^{0}
2,3-dichlorophenol	5.40×10^{-2}	8.80×10^{-2}	1.50×10^{1}
2,4-dichlorophenol	1.50×10^{-1}	3.70×10^{-2}	4.00×10^{1}
2,5-dichlorophenol	4.10×10^{-2}	5.80×10^{-1}	7.60×10^{0}
2,6-dichlorophenol	1.10×10^{0}	1.30×10^{0}	5.90×10^{1}

3. 内分泌かく乱化学物質の検出手法への、ELISA 法の適用性の調査

3.1. 目的

近年、環境中に排出された種々の化学物質が生物の内分泌を攪乱する問題、いわゆる環境ホルモン問題が注目されており、日本においても環境ホルモンが原因の一つと考えられる水生生物の影響が報告されている [4]。環境ホルモンとして作用すると考えられている物質としては界面活性剤の原料であるアルキルフェノール類、プラスチックの可塑剤であるフタル酸類、各種の農薬等 [5]があるが、この他にも環境中に排出される女性ホルモンも環境ホルモンとして作用することが考えられる。土木研究所では環境ホルモンの生物影響（女性ホルモン作用＝エストロゲン作用）を評価する目的で、組み換え酵母を用いたエストロゲ

ン活性の測定を行った結果[6]、女性ホルモン17βエストラジオールの活性値を1とすると、アルキルフェノール類は0.0001以下、フタル酸類はエストロゲン活性が確認されるものの活性を数値化できない等エストロゲン活性が低いものが多かった。しかし、ピル（低容量の経口避妊薬）の成分であるエチニルエストラジオール（合成女性ホルモン）については活性値が0.4と他の物質に比べて非常に高いことを確認している[6]。従来日本ではピルの使用は認められていなかったが、平成11年6月の中央薬事審議会において医師の処方が必要な医療用医薬品として承認されたことを受けて平成11年秋より販売されている。ピルの使用が普及している欧米諸国においては、ドイツの下水処理水から最高62ng/L、河川水で5ng/L未満の濃度で検出された事例[7]、オランダの河川水で0.3ng/Lの濃度で検出された事例[8]等、環境水や下水道試料からエチニルエストラジオールが検出されたことが報告されている。エチニルエストラジオールについては、生物分解性が低いとの報告もあり、今後ピルの使用が普及した場合、日本においても下水道を経由して環境への排出が増加することが予想される。今回の調査はピルの利用が普及する前の下水道への流入、及び下水道からの放流状況を確認することを目的としており、都市下水を処理している4ヶ所の処理場の流入水及び放流水のエチニルエストラジオール濃度の測定を行った。エチニルエストラジオールの測定にはGC/MS、LC/MS等の機器分析の適用も考えられたが、今回の調査では、簡便に測定ができるELISA法の、下水道への流入・放流水への適用性について検討した。

3.2. 方法

3.2.1. 供試試料

実験に供した試料は主に生活系排水が流入する下水処理場の流入下水及び処理水である。各下水処理場の概要を表－3に示す。試料の採水は、流入下水を9:00頃、処理水を17:00頃に行った。また、調査はピルの使用が増加する以前の状況を把握するため、平成11年7月、8月、9月にそれぞれ行った。

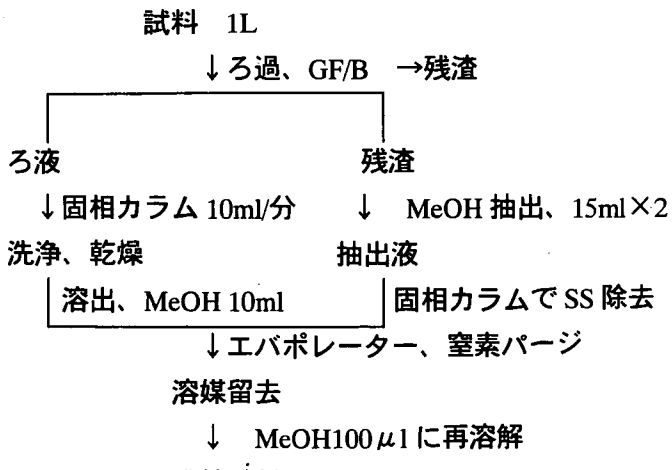
表－3　調査の対象とした下水処理場の概要

処理場	処理方式	処理水量（9年度晴天時日平均）
A	標準活性汚泥法	172,210 m³／day
B	標準活性汚泥法	152,060 m³／day
C	標準活性汚泥法＋礫間接触＋砂ろ過	49,008 m³／day
D	標準活性汚泥法	92,474 m³／day

注：下水の排除方式はA処理場のみ合流式下水道、B～D処理場は分流式下水道である

3.2.2. 前処理

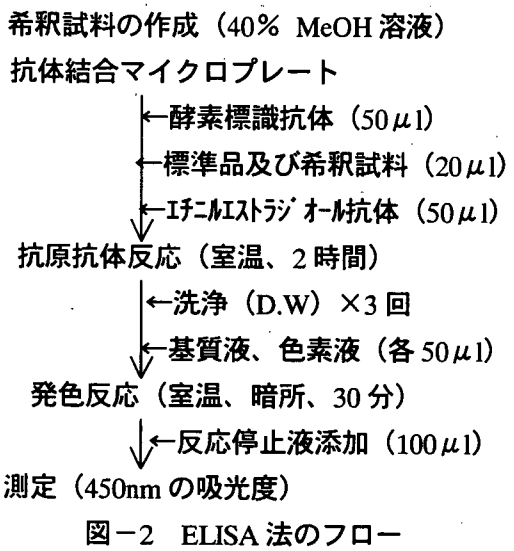
今回測定対象としたエチニルエストラジオールは化学構造が17βエストラジオールとほぼ同じであることから、化学的性質もほぼ同じと判断し、建設省が実態調査で17βエストラジオールの測定に用いた方法[11]に準じ、固相カラム(C18)による抽出を行った。ただし、今回用いるELISA法では使用溶媒がMeOHとなっているため、最終的にMeOH溶液として試料を調整した。操作フローを図－1に示す。



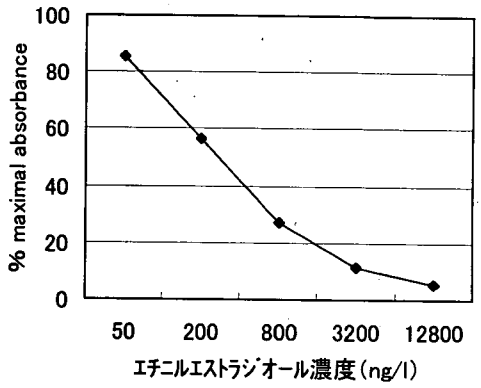
図－1　試料の調整方法

3.2.3. 測定

今回はエチニルエストラジオールの測定にELISA法(RIDASCREEN Ethinylostradiol キット、r－Biopharme 社製) を用いた。ELISA 法は抗体－抗原反応と酵素反応を組み合わせた測定方法であり、検出感度が良い、操作が簡易等の長所がある反面、測定精度が低い、対象物質と類似の化学物質により、測定が影響を受ける等の短所がある。測定のフローを図－2 に示す。測定は各試料を 3 段階（2000、400、80 倍）希釈調整し、n＝2 で測定を行い、同時に測定した標準物質の検量線より試料中のエチニルエストラジオール濃度を求めた。図－3 にエチニルエストラジオールの標準溶液の測定結果を示す。縦軸の % maximal absorbance は最大吸光度（濃度 0ng/l 時）に対する%であり、エチニルエストラジオール濃度が高くなるに従い数値は小さくなる。キット付属のマニュアルにはエチニルエストラジオール濃度 50～3200ng/l の範囲で、概ね検量線が直線性を持つとされているが、今回は % maximal absorbance の数値が 40～70 程度のデータよりエチニルエストラジオール濃度を計算した。



図－2　ELISA 法のフロー



図－3 標準物質の測定結果

3.3. 結果

流入下水及び処理水中のエチニルエストラジオール濃度を表－5 に示す。その範囲は流入下水で 3.9～14.3ng/l、処理水で 0.8～2.3ng/l、平均値は流入下水 7.3ng/l、処理水 1.5ng/l であった。ELISA 法は測定対象物質以外にも構造が類似の物質に反応し、測定値が正の誤差を持つ可能性がある。今回使用した ELISA キットの検出特性を表－4 に示す。測定対象物質のエチニルエストラジオールの検出感度を 100%とすると、次に高い 17β エストラジオールが 0.7%であることから、測定に与える正の誤差として 17β エストラジオールに由来する誤差が最も大きいと判断し、測定結果に及ぼす影響を平成 10 年度に行われた下水道における環境ホルモン実態調査の結果 [12] から推定した。上記実態調査における 17β エストラジオールの中央値は流入下水 43ng/l、処理水 14ng/l、最高濃度は流入下水 94ng/l、放流水 55ng/l であったことから、この濃度で 17β エストラジオールが存在した場合にエチニルエストラジオールの ELISA キットに与える正の誤差は中央値の場合 0.3ng/l、0.1ng/l、最高濃度では 0.7ng/l、0.4ng/l となり、今回の測定値よりも 1 オーダー低い値である。しかし、エチニルエストラジオールの濃度が低い場合及び 17β エストラジオールの濃度が高い場合には測定値に影響することが考えられた。今回は 17β エストラジオールの測定データがないため、測定結果に占める 17β エストラジオールの割合がはっきりしないが、いずれの測定結果も 17β エストラジオールが平成 10 年度の最高濃度の場合に与える正の誤差よりも高く、流入下水、処理水ともにエチニ

表－4　ELISAキットの検出特性

Compound	Sensitivity
ｴﾁﾆﾙｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	100%
17β ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	0.7%
ｴｽﾄﾛﾝ	0.002%
17α ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ	<0.001%
DES	<0.001%

ルエストラジオールが含まれていることが推察された。各処理場の傾向としては、いずれの処理場においても3回の調査結果は流入下水、処理水ともほぼ一定であった。流入下水と処理水のデータを比較すると、流入下水の値が高くなっており、その減少率〔(流入水－処理水)/流入下水×100〕の範囲は 48～95%、平均は80%であり、下水処理場における除去率が78%であったブラジルの報告[13]、平成10年度の実態調査における17βエストラジオールの減少率（範囲 40～93%、中央値 70%）と同程度であったが、除去率が50～70%であった米国オハイオ州の結果よりも減少率は良好であった。C処理場の平均減少率は90%と高くなっているが、これが、C処理場で行っている高度処理に関係しているかは現時点では不明である。

表－5 流入下水および処理水中のエチニルエストラジオール濃度

処理場	流入下水 ng/L				処理水 ng/L			
	7月	8月	9月	平均	7月	8月	9月	平均
A	4.9	4.3	6.8	5.3	1.5	1.7	2.3	1.8
B	3.9	4.4	5.2	4.5	2.0	2.0	1.8	1.9
C	6.8	7.3	14.3	9.5	1.0	1.0	0.8	0.9
D	9.7	8.7	11.8	10.0	1.4	1.1	1.2	1.2
平均	6.3	6.2	9.5	7.3	1.5	1.5	1.5	1.5

4. 参考文献

1) 磯部, 岡安, 小森, 田中; 硝化細菌を *Nitrosomonas europaea* を用いたバイオアッセイ, 下水道研究発表会講演集, **36**, 1038-1040, 1999.6

2) 岡安, 田中, 磯部ほか; 硝化細菌を用いた毒物モニタによる河川水質モニタリング, 土木学会年次学術講演会講演集第7部, **54**, 108-109, 1999.9

3) 岡安, 田中ほか; 硝化細菌を用いた毒物センサの下水道施設への適用, 日本水環境学会年会講演集, **34**, 76, 2000.3

4) 中村, 井口. Something usual of fish in Tama River, 化学, Vol.68, No.7,pp.515-517 (1998).

5) 環境庁；外因性内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針について－環境ホルモン戦略計画 SPEED'98－(1998).

6) 矢古宇ら；組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定, 環境工学研究論文集, Vol36, pp.199-208 (1999).

7) Stumpf, M.,Ternes, T.A.,Iiaberer, K.,Baumann, W.；*Vom Wasser*, vol.87, 251-261(1996).

8) Rathner, M.,Sonneborn, M.；*Forum Staedte-Hyg*, vol.30, pp.45-49(1979).

9) 野上尊子；酵素免疫測定法の農薬検出技術への応用, 水環境学会誌, Vol.16, No.10, 747-751(1993).

10) 郷田ら；内分泌攪乱化学物質新規測定法の開発, 第33回日本水環境学会年会講演集, pp.173 (1999).

11)「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル」(1999年8月、社団法人日本下水道協会).

12)「平成10年度 水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果」, 建設省河川局・建設省都市局下水道部, 平成11年3月

13)Ternes, T.A. et al.；Behavior and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants – 1. Investigations in Germany, Canada and Brazil, The Science of the Total Environment, No.225, pp.81-90

14)Tabak, Henry H.et al.；Steroid Hormones as Water Pollutants Ⅱ.Studies on the Persistence and Stability of Natural Urinary and Ssynthetic Ovulation-Inhibiting Horumons in Untreated and Treated Wastewaters, Developments in Industrial Microbiology, Vol.22, pp.497-519

Ⅴ．下水道事業調査費による他部の研究

1．下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査

緑化生態研究室　室　　長　　藤原　宣夫
主任研究員　　石坂　健彦
石曽根敦子

1．　目的

リサイクルへの関心の高まりから、従来、廃棄処分されていた下水汚泥と街路樹の剪定枝葉についても、リサイクル材料としての有効利用が求められている。リサイクル方法として堆肥化が挙げられ、これまでの研究では、土壌改良材としての使用を念頭に、下水汚泥と剪定枝葉を混合した堆肥（汚泥枝葉堆肥）の製造方法、施用効果が確認されている[1)]。しかし、土壌改良材としての堆肥利用では、利用量が限られているのが現状であり、利用の拡大のため、利用目的に応じた汚泥枝葉堆肥の品質向上が求められている。

そこでここでは、汚泥枝葉堆肥の土壌改良材以外の利用用途として、のり面緑化材料としての利用に着目した。建設事業に伴って発生するのり面面積は広く、その多くで緑化が行われることから、汚泥枝葉堆肥をのり面緑化材料として用いることができれば、リサイクルの推進に大いに貢献するものと考えられる。

本調査では、のり面緑化材料としての汚泥枝葉堆肥の適応可能性を緑化試験により確認することとし、調査の初年度にあたる 11 年度は、のり面緑化試験に用いるための汚泥枝葉堆肥の製造を行い、堆肥の品質について調べた。

2．堆肥製造方法

2．1　堆肥材料

（1）剪定枝葉（以下、枝葉と略す）

つくば市の公園内から発生した枝葉粉砕物を用いた結果、ケヤキが９割を占めており、葉はほとんど含まれていなかった。剪定枝葉の物理性・化学性の分析結果を表―１に示す。

表―1　剪定枝葉の物理・化学性分析結果

含水率	粒径別乾物重量比(%)				T-N	T-C	C/N 比
(%)	4.76mm 以上	4.76mm ～2.0mm	2.0mm ～0.42mm	0.42mm 以下	(%)	(%)	
31.1	22.3	44.5	28.4	4.8	0.6	44	69.8

（2）下水汚泥（以下、汚泥と略す）

北海道北広島市北広島下水処理センターで製造した乾燥汚泥を用いた。性状は、１mm～５mmの粒形であり、汚泥臭は、残っている。なお、この汚泥は、特殊肥料として登録されており、配布されている。表―２に汚泥の物理・化学性分析結果を示す。また、下水処理センターが行った重金属含有量の分析結果をもとに、肥料取締法、有機質肥料等推奨基準の基準値と比較した結果、すべての基準値を満足していた。

表―2　下水汚泥の物理・化学性分析結果

含水率	T-N	T-C	C/N 比
(%)	(%)	(%)	
12.1	5.2	34.5	6.8

2．2　堆肥化の方法

（1）混合割合

土壌改良材としての堆肥製造方法に関する既往の研究成果[1)]から、良好な堆肥が製造される材料混合時の条件として、C/N 比２０、含水率６０％が示されている。今回の堆肥製造でも、C/N 比２０、含水率６０％

となるように汚泥と枝葉を混合した結果、汚泥と枝葉の容積比は１：８となった。混合材料の物理・化学性の分析値を表―３に示す。なお、混合総量は、約１７m^3である。

（２）発酵槽

容積２４m^3（幅２m、高さ１．２m、長さ１０m）のコンクリートからなる発酵槽を用いた。発酵槽底面から、通気ができる構造になっている。

表－３ 混合割合と分析値

含水率 (%)	T-N (%)	T-C (%)	C/N 比	pH
52.6	1.7	46.1	25.8	5.5

（３） 仕込み

枝葉の上に、汚泥を敷設し、含水率が６０％になるように水分を添加し、ショベルローダーで混合撹拌した。十分に材料が均一化し、材料内への空気混入がなされた後、発酵槽へ入れた。

（４） 通気

発酵槽底面から強制通気を行った。通気量は、最大吐出空気量０．４７m^3/min である。

（５） 切り返し

発酵温度が低下したときに、仕込みで使用したショベルローダーを用いて行った。

（６） 発酵期間

仕込みより１００日後に、発酵槽より取り出し、発酵終了とした。

２．３ 発酵状況の評価

発酵期間中に以下の計測もしくは、観察を行い、発酵の進行状況の目安とした。

（１） 発酵温度

発酵期間中、堆肥の発酵温度として、表面から深さ３０ｃｍ、深さ７０ｃｍの堆肥内の２箇所の温度の計測と外気温の計測を行った。

（２） 観察項目と物理性計測項目

臭気・感触・色調の観察と、体積・含水率の計測を、仕込み時と切り返しごとに合計５回行った。

（３） 化学性計測項目

pH、C/N 比の計測を、仕込み時と切り返しごとに合計５回行った。

２．４ 完成した堆肥の品質評価

（１）堆肥の物理性状

含水率、粒径組成の計測と、臭気、分解状況の観察を行った。臭気は、人間の嗅覚により、汚泥臭の有無、カビ臭の有無、その他感知した臭気を記録し、分解状況については、目視と触感により判断した。

（２）堆肥の化学成分

堆肥の肥効成分と重金属の分析を行った。分析結果のうち、肥効成分量については、有機質肥料等推奨基準のなかでバーク堆肥と下水おでいたい肥の基準値と比較した。また、重金属含有量については、肥料取締法の基準値と比較した。分析項目および基準値は、分析結果と合わせ表―８に示す。

（３）生育障害の有無

堆肥による生育障害の有無を、①発芽試験および②幼植物試験で確認した。各々の試験方法は以下のとおりである。

①発芽試験方法

藤原ら（１９８５）[2]による熱水抽出液による発芽試験方法に準じて行った。

乾燥粉砕した堆肥５ｇに、６０℃の熱水１００ml を加え、密閉容器内で撹拌しつつ６０℃を３時間保持す

る。冷却後、濾過した液体１０ｍｌを、ろ紙を敷いたシャーレに注ぎ、その上からコマツナの種子 30 粒を播種し、シャーレに蓋をして室温に保持する。また、対照として蒸留水 10ml を注いだものに、同様に播種する。播種５日後に、発芽率の計測、生育障害の観察を行う。

②幼植物試験方法

ノイバウエルポット試験法[3] に準じて行う。

堆肥と赤玉土を混合したものをポットに入れ、コマツナ２０粒を播種し、適度な水分状態と気温（20℃～25℃）を保ちながら、２週間栽培を行う。堆肥と赤玉土の混合割合は、表―４に示すように、容積比にして堆肥１５％混合、３０％混合、１００％混合（堆肥のみ）、０％混合（赤玉土のみの対照区）とする。

播種後、２週間経過した時点で、発芽率を計測し、発芽したなかから、任意に５株を選出し、草丈を計測し、生育障害の観察を行う。

表―4 試験区の内容とポット数

混合割合	試作堆肥	対照区
15%混合区	3	0
30%混合区	3	0
100%混合区	3	0
0%混合区	0	3

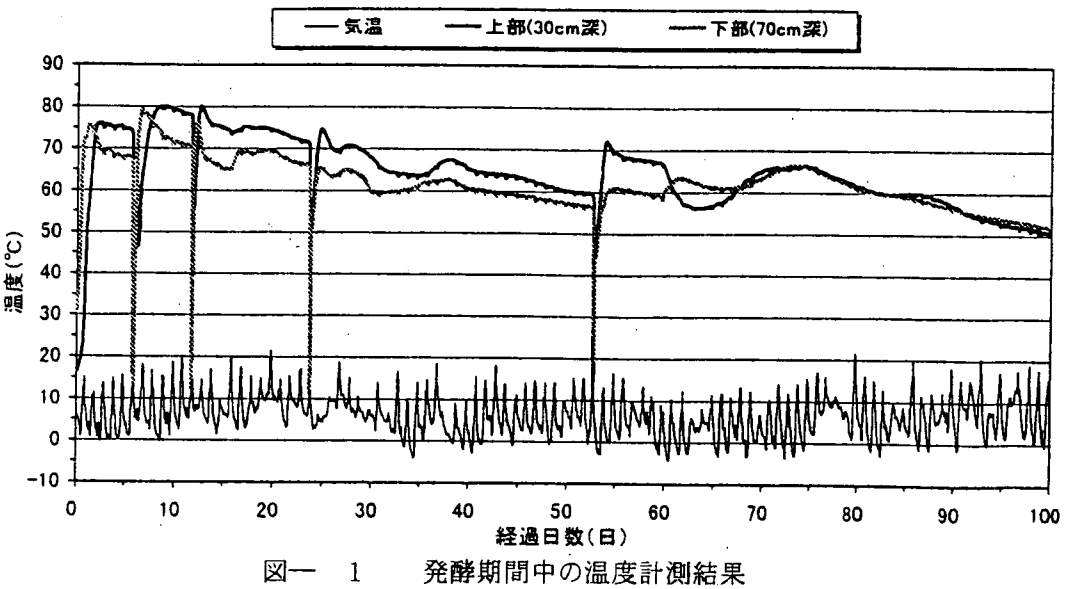
３．結果

３．１　発酵状況の評価結果

（１）発酵温度

発酵期間中の堆肥の温度の測定結果を図―１に示す。

仕込み直後から、６０℃以上に上昇しており、発熱を伴った一次発酵は順調に進んでいると考えられる。発酵温度が、急激に下がっている箇所は、切り返しを行ったことを示す。切り返しは、仕込み後６日後、１２日後、２４日後、５３日後の４回を行った。



図―　１　　発酵期間中の温度計測結果

（２）観察項目と物理性成分

臭気、感触、色調、体積、含水率の変化を表―５に示す。

臭気は、３回目の切り返し（24 日後）の時点で、汚泥臭はなくなり、色調は、発酵期間が経過するごと

表—5 臭気、感触、色調、体積、含水率の変化

経過日数	時期	臭気	感触	色調	体積(m^3)	体積率(%)	含水率(%)
0日	仕込み時	強汚泥臭	太枝は指で折れない		16.9	100	52.6
6日後	1回目 切り返し	強汚泥臭 弱アンモニア臭	太枝は指で折れない	やや 褐色化	16.5	97.9	.56
12日後	2回目 切り返し	極微汚泥臭 中アンモニア臭 堆肥臭	太枝は分解進行して いるが、指で折れない	やや黒み	16.0	94.8	52.8
24日後	3回目 切り返し	弱アンモニア臭 弱カビ臭	太枝は分解進行して いるが、指で折れない 大半が分解している	より黒み	15.2	90	62.4
53日後	4回目 切り返し	弱カビ臭	太枝は分解進行して いるが、指で折れない 大半が分解している	より黒み	14.4	85.3	58.6
100日後	終了時	弱カビ臭 堆肥臭	太枝は分解進行して いるが、指で折れない 大半が分解している	より黒み	13.2	78.4	41.3

に、黒みを増してきた。また、体積の変化として、発酵１００日後には、２割の減量をしており、１００日後の堆肥の感触から、枝葉の大半が分解していることがわかった。以上のことから、分解は良好に進んでいることがわかる。

（３）化学成分

pH、C/N 比の変化を表—６に示す。pH は、発酵期間中に中性域になった。C/N 比は、発酵５３日後以降で、１８前後になり、枝葉の分解が進んでいることがわかる。以上のことから、化学成分からも、堆肥化が良好に進んでいることがわかる。

表—6 pH、C/N 比の変化

経過日数	時期	pH	C/N比
0日	仕込み時	5.5	26.8
6日後	1回目切り返し	6.3	26.4
12日後	2回目切り返し	6.4	25.6
24日後	3回目切り返し	6.2	24.3
53日後	4回目切り返し	6.1	18
100日後	終了時	6.7	17.7

３．２　完成した堆肥の品質評価結果

（１）堆肥の物理性状

臭気は、無臭に近かった。分解状況は、汚泥塊はなく、大半の枝葉が分解していた。含水率が４１．３％であることから、触感は、べたつきなく、パラパラしていた。

堆肥の粒径組成を、表—７に示す。10mm 以下の粒径が、97%を占めていることがわかる。

（２）堆肥の化学成分

堆肥の化学成分分析結果を表—８に示す。

肥効成分では、CEC 以外は基準値を満足していた。

重金属では、すべての項目で、基準値を満足していた。

表—7 製造後の粒径組成

粒径別乾物重量比(%)					
16mm 以上	16mm ～ 9.5mm	9.5mm ～ 4.76mm	4.76mm ～ 2mm	2mm ～ 0.42mm	0.42mm 以下
0	2.9	18.4	39	36.5	3.2

表—8 堆肥の化学成分分析結果

	分析項目	単位(SI単位)	測定結果	基準値			評価
				肥料取締法	推奨基準(認証要領)		
					バークたい肥	下水おでいたい肥	
一般成分その他	含水率(水分)	10g/kg	41.3	−	60以下	50以下	○
	pH	−	6.67	−	−	8.5以下	○
	電気伝導度(EC)	dS/m	1.89	−	3以下	−	○
	全窒素(T-N)	10g/kg	2.34	−	1以上	1.5以上	○
	C/N比	−	17.7	−	40以下	20以下	○
	有機物含量(強熱減量)	10g/kg	83.5	−	70以上	35以上	○
	無機態窒素	10^{-2}×g/kg	300		25以上	−	○
	陽イオン交換容量(CEC)	cmol(+)/kg	53.9	−	70以上	−	×
	リン酸全量(P2O5)	10g/kg	2.40	−	−	2以上	○
	アルカリ分	10g/kg	3.01	−	−	25以下	○
有害成分等	ヒ素(As)	mg/kg	2.9	50以下	−	50以下	○
	カドミウム(Cd)	mg/kg	0.89	5以下	−	5以下	○
	水銀(Hg)	mg/kg	0.01>	2以下	−	2以下	○
	銅(Cu)	mg/kg(ppm)	150	−	−	600以下	○
	亜鉛(Zn)	mg/kg(ppm)	420	−	−	1800以下	○
	アルキル水銀化合物	mg/L	0.0005>(不検出)	不検出	−	−	○
	水銀又はその化合物	mg/L	0.0005>	0.005以下	−	−	○
	カドミウム又はその化合物	mg/L	0.001>	0.3以下	−	−	○
	鉛又はその化合物	mg/L	0.01>	0.3以下	−	−	○
	有機燐化合物	mg/L	0.1>(不検出)	1以下	−	−	○
	六価クロム化合物	mg/L	0.1>	1.5以下	−	−	○
	ヒ素又はその化合物	mg/L	0.007	0.3以下	−	−	○
	シアン化合物	mg/L	0.1>(不検出)	1以下	−	−	○
	ＰＣＢ	mg/L	0.0005>(不検出)	0.003以下	−	−	○
	トリクロロエチレン	mg/L	0.001>	0.3以下	−	−	○
	テトラクロロエチレン	mg/L	0.001>	0.1以下	−	−	○
	ジクロロメタン	mg/L	0.002>	0.2以下	−	−	○
	四塩化炭素	mg/L	0.0002>	0.02以下	−	−	○
	1,2-ジクロロエタン	mg/L	0.0004>	0.04以下	−	−	○
	1,1-ジクロロエチレン	mg/L	0.002>	0.2以下	−	−	○
	シス-1,2-ジクロロエチレン	mg/L	0.004>	0.4以下	−	−	○
	1,1,1-トリクロロエタン	mg/L	0.001>	3以下	−	−	○
	1,1,2-トリクロロエタン	mg/L	0.0006>	0.06以下	−	−	○
	1,3-ジクロロプロペン	mg/L	0.0002>	0.02以下	−	−	○
	チウラム	mg/L	0.0006>	0.06以下	−	−	○
	シマジン	mg/L	0.0003>	0.03以下	−	−	○
	チオベンカルブ	mg/L	0.002>	0.2以下	−	−	○
	ベンゼン	mg/L	0.001>	0.1以下	−	−	○
	セレン又はその化合物	mg/L	0.005>	0.3以下	−	−	○

【特記事項】
(1)単位はSI単位を基本に表示。一般成分の測定値については乾物あたり。
(単位換算例 : 10g/kg=%, 10^{-2}×g/kg=mg/100g, cmol(+)/kg=meq/100g)
(2)＞は定量下限値未満を示す。
(3)溶出試験は環告第13号「産業廃棄物に含まれる金属等の検定方法」による。

（3）生育障害の有無

①発芽試験

表―9に発芽試験結果を示す。

試作堆肥試験区の発芽率は、９３．３％であり、良好であった。また、生育障害も観察されなかった。

表―9 発芽試験結果

項目 / 試験区	発芽本数	発芽率	生育障害
対照区(水)	29	96.7%	なし
試作堆肥	28	93.3%	

②幼植物試験

表―１０に幼植物試験結果を示す。

試作堆肥を施用した試験区の発芽率は９０％～９２％であり、良好な発芽率を示したといえる。草丈についても、対照区と同程度の成長を示しており、生育障害は見られなかった。

表―10 幼植物試験結果

	2週間目		生育障害
	発芽率(%)	平均草丈(cm)	
対照区	96	4.9	なし
15%混合区	90	5.3	
30%混合区	95	5.3	
100%混合区	92	4.6	

３．３　今後の予定

以上の結果から、試作した堆肥は、発酵状況および完成後の堆肥としても、生育障害はなく、良好であることが確認された。

今回製造した堆肥をのり面吹付試験材料として用いて、粒度による施工作業性の検討や基盤の硬さや植物の生育状況の観察を行う予定である。

３．４　引用文献

1）石曽根敦子・飯塚康雄・藤原宣夫、土木学会第 54 回年次講演会第７部門、下水汚泥と剪定枝葉の混合堆肥製造に関する研究、1999.9

2）藤原俊六郎、日本土壌肥料学雑誌、第 56 巻第３号、p.251～252、1985

3）農林省農環研、肥料分析法、1992

４．主な研究成果物

・石曽根敦子・飯塚康雄・藤原宣夫、グリーンエージ、第 25 巻、14～２３頁、1998.8

・石曽根敦子・森崎耕一、再生と利用、第８２号、６０～６５頁、1999.1

・石曽根敦子・森崎耕一、土木技術資料、４１－４、１999.４

・石曽根敦子・飯塚康雄・藤原宣夫、土木学会第 54 回年次講演会第７部門、下水汚泥と剪定枝葉の混合堆肥製造に関する研究、1999.9

・石曽根敦子・森崎耕一・藤原宣夫・飯塚康雄、第 19 回道路緑化技術発表会、社団法人緑化保全協会 1999.9

（藤原宣夫、石坂健彦、石曽根敦子）

2．浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査

都市河川研究室　室　長　末次　忠司
主任研究員　木内　豪
研究員　舘　健一郎
岡部　勉

1. はじめに

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は、限られた規模の降雨を対象に整備が図られている。その規模（再現期間）は一般に５～１０年であり、これを越える規模の降雨が発生すると、地表に湛水が生じたり、予想以上に大きな流量を下流（河川等）に放出したりすることになる。浸水深が高いほど浸水被害額は大きくなるため、局所的に深い浸水が生じるよりも、広い領域に浅く浸水が広がる方が被害額から見て有利となる。すなわち、都市雨水排除システムは、計画規模以下の降雨については完全に排水する一方で、計画規模を越える降雨に対しては、これによる浸水を分散させ、被害額を最小化することが望ましい。

2. 研究目的

都市域の雨水排水対策として、下水管路、都市下水路の他、雨水調整池、排水機場、地下貯留管、雨水貯留浸透施設等の整備が行われているが、これら施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害軽減が期待される。一方、将来の整備水準については、都市へ与える影響の大きさ等を踏まえて合理的に決定される必要がある。

本研究では様々な都市雨水排除施設を利用して浸水を分散させ、水害被害額を軽減する方法について検討する。すなわち、各種施設の組合せによる浸水被害軽減効果を算出し、望ましい都市雨水対策を提案するものである。

3. 平成１０年度の調査結果

平成１０年度は、各種施設の効果を評価するため、流出及び管路内の挙動を表現できるシミュレーションモデル（ＰＷＲＩモデル）の改良を行った。改良点は、氾濫計算への二次元不定流モデルの適用や、流出抑制のための貯留システム等のモデル化等である。

4. 平成１１年度の調査内容

11 年度は、土木研究所で開発したＰＷＲＩモデルについて、実流域における実績降雨を対象として、排水路内雨水追跡モデル、地表面氾濫モデルそれぞれを検証し、モデルの再現性を確認した。

また、降雨時の下水管路内の流れ、氾濫発生時の氾濫水の流れを把握するため、東京都の桃園川幹線を対象とした観測体制を確立した。

5. 平成１１年度の調査結果

5.1 ＰＷＲＩモデルの適用性検討

5.1.1 検討の概要

土木研究所で開発したＰＷＲＩ（Precipitation Water Routing and Inundation）モデルは、都市雨水排水の地表面流出と下水管路網内の流れ、下水道から溢れた氾濫水の流れを一体的に計算できるシミュレーションモデ

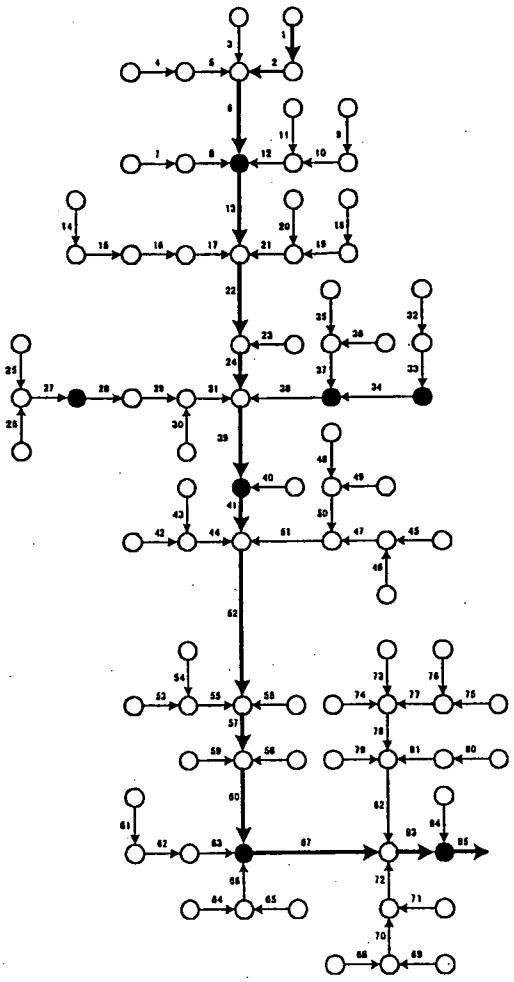


図-1　管路網模式図と水位測定地点（○はマンホール、●は水位測定地点、数字は管路番号）

表-1　継続時間別降雨強度　(mm/hr)

対象降雨	10分間	20分間	60分間
ケース1	45.0	33.0	21.5
ケース2	69.0	55.5	19.5
ケース3	63.0	60.0	50.0

ルである。今後、同モデルを用いて様々な都市雨水排除施設の整備効果を計測するにあたって、排水路内雨水追跡モデル、地表面氾濫モデル、各種流域施設モデルのそれぞれの部分について、モデルの適用性を検証する必要がある。したがって、１１年度は、実流域における実績降雨と下水管渠内水位、氾濫実績のデータを収集し、土木研究所で開発したＰＷＲＩモデルを用いた計算を行うことで、モデルの再現性を検証した。下水管渠内水位の実績値とＰＷＲＩモデルの計算値の比較より排水路雨水追跡モデルの再現性を検証するとともに、地表面の氾濫状況の再現性を一次元及び二次元氾濫モデルと湛水実績の比較により検証した。

5.1.2　管路内雨水追跡モデルの再現性

下水管渠内水位の実績値とＰＷＲＩモデルの計算値の比較より排水路雨水追跡モデルの再現性を検証した。対象流域はＡ流域の上流部（10.18haの排水区域）であり、不浸透面積率は95%の市街化された区域である。検討に用いた管渠本数は83本で、排水路網系統をＰＷＲＩモデルで用いられる形式でデータ化した（**図-1**）。

検討対象降雨は、水位測定データが存在する３つの実績降雨とした（ケース１～３）。ケース毎の降雨強度を**表-1**に示す。排水路網の最下流端の境界条件には水位の計測値を用いた。また、基底流量については、汚水量原単位と集水面積から求まる流量を管路に配分して設定した。

図-2～図-4は、水路番号41の上流側マンホール地点における計算水位と実測水位の比較である。各ケースとも、計算値は実測値に良く適合しており、モデルの再現性が高いことを示している。特に、水位の低減部分において、実測値の再現性が高い結果となっている。

5.1.3　氾濫モデルに関する検討

従来のＰＷＲＩモデルでは、下水から溢れた水の挙動は一次元（開水路ポンド）モデルで計算されていたが、データの取り扱いや適用上の制限をなくすため二次元不定流モデルを組み込んだ。開水路ポンドモデルでは、流域をいくつかのポンドに分割し、ポンド

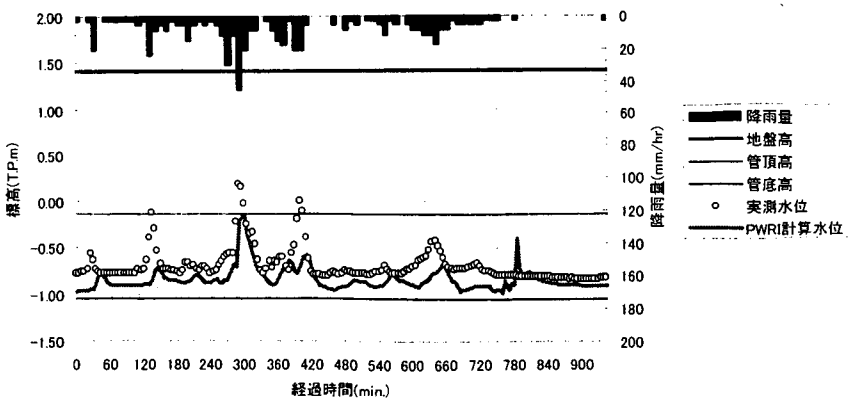


図-2　水路番号41の上流マンホール地点における水位（ケース１）

間の流れを一次元とみなして計算する。ＰＷＲＩモデルの氾濫計算では標高データ等から予め作成した落水線にしたがって氾濫水が移動するものとしている。それに対し、二次元不定流モデルでは、矩形に分割したメッシュのｘ方向とｙ方向の両方についての運動方程式を考慮している。以下に、一次元及び二次元氾濫モデルによる地表面の氾濫状況の再現性を、湛水実績の比較により検証した結果を示す。

対象流域はＡ流域の下流部（53.4ha の排水区域）で、流域地形データとして、標高は管路網データ（地盤高は人孔地盤高）、土地利用は国土数値情報データより求め、宅地面積率は都市計画図より読みとった。湛水データとして、実績降雨時の浸水実績図（浸水深データはなし）を用いた。

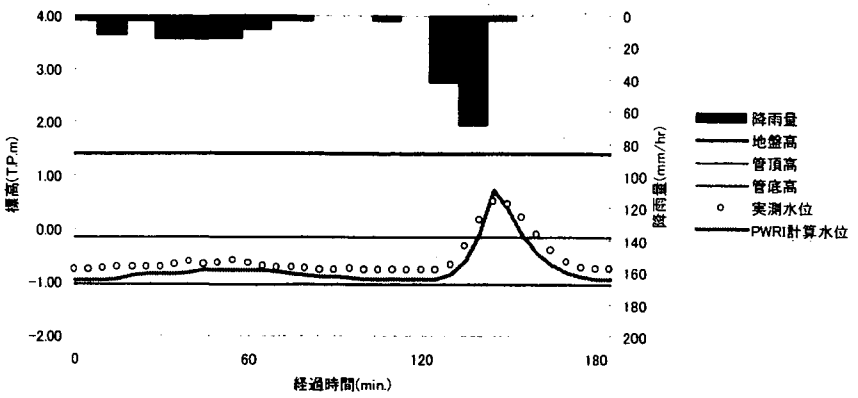


図-3　水路番号 41 の上流マンホール地点における水位（ケース２）

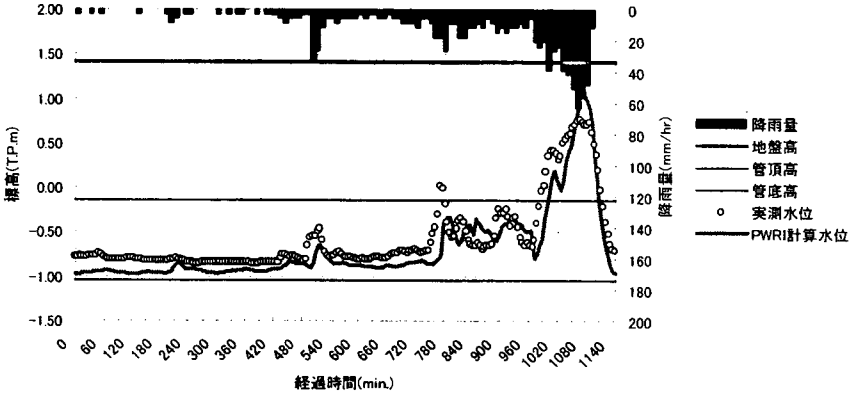


図-4　水路番号 41 の上流マンホール地点における水位（ケース３）

図-5 に計算した排水区域の地盤高を示す。

一次元氾濫モデルのメッシュ単位は下水道の集水区とし、勾配に応じたメッシュ間落水方向を設定した。二次元氾濫モデルのメッシュは 50m 矩形メッシュとした。

検討対象降雨は氾濫被害が生じた実績降雨（10 分間降雨強度の最大値 58.4mm/hr）である。氾濫発生時の下水管路内の水位データが存在しないため、排水路網の最下流端の境界条件として計算領域の最低地盤高を設定した。

図-6 に浸水実績（50m メッシュ化して表示）、**図-7** に湛水モデル（50m メッシュ化して表示）により計算された

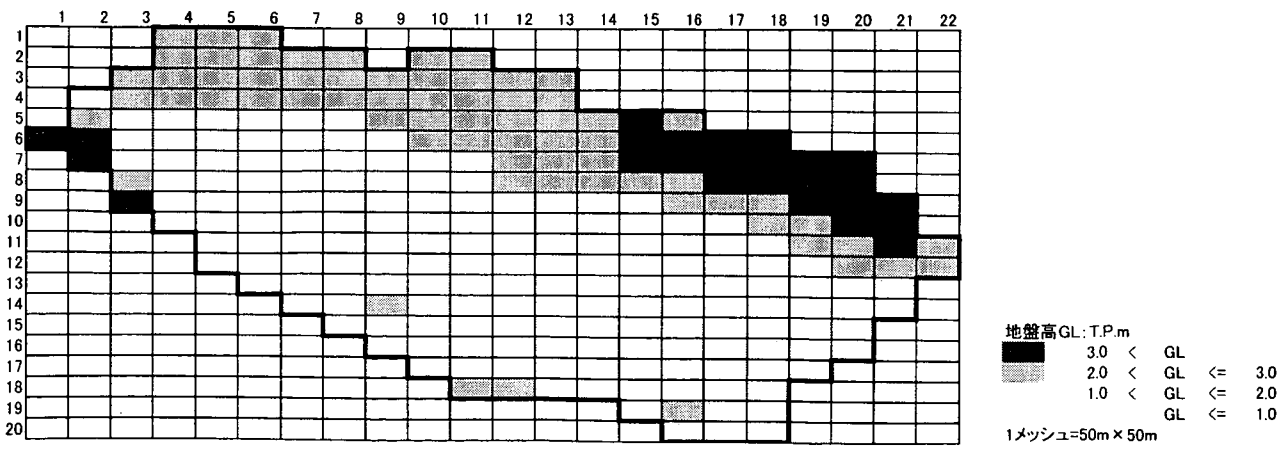


図-5　地盤高分布図

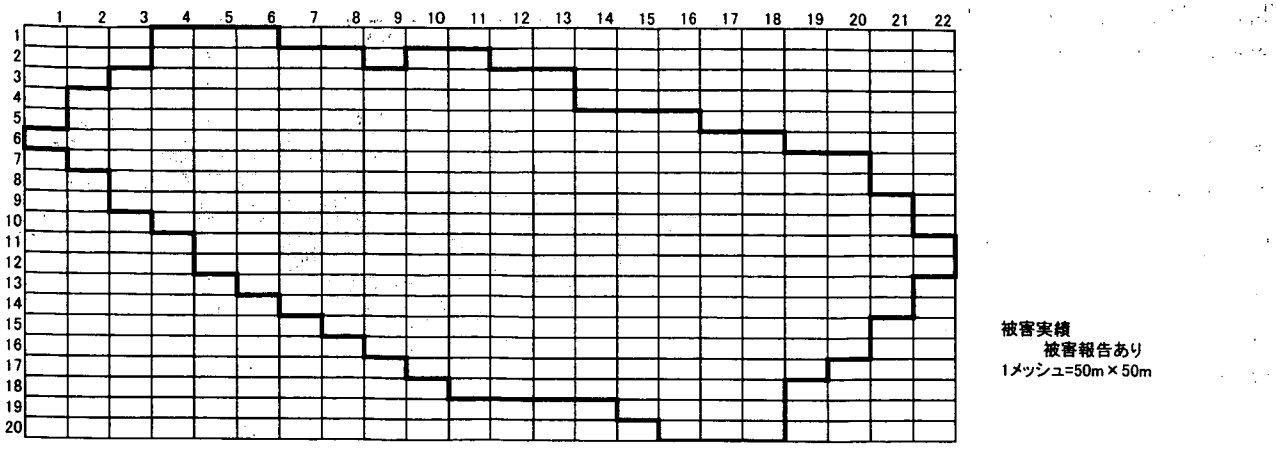


図-6　浸水実績

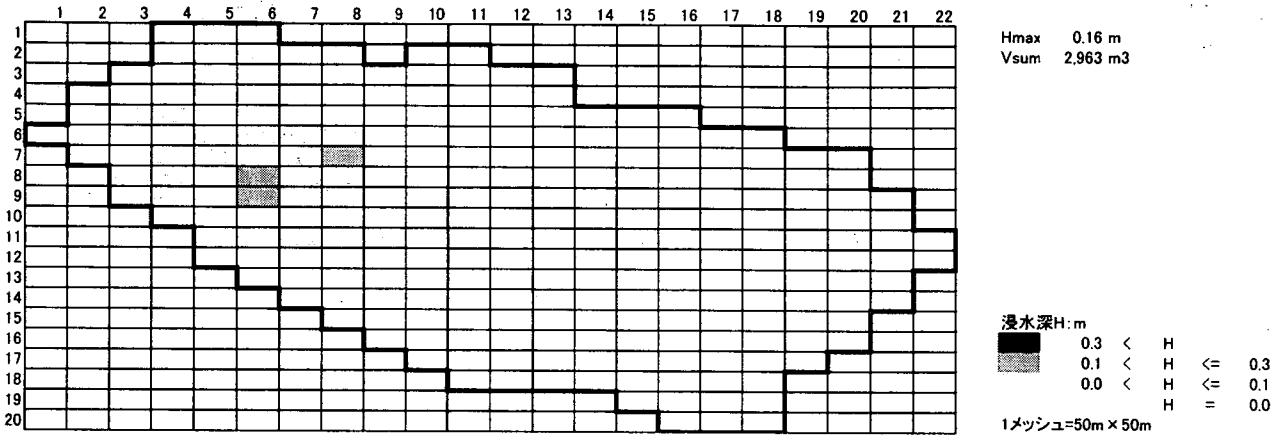


図-7　湛水モデルによる計算結果

最大浸水深分布図を示す。ここで、湛水モデルとは、下水管路（マンホール）から溢れた水の地表面での移動を考慮せずその場に湛水するとした場合である。

図-7 の湛水モデルでは、氾濫した水の移動を考慮していないことから、氾濫水の広がりが小さく、標高が比較的高い場所でも高い水深が発生している。したがって、下水道からの氾濫現象を捉えるためには、溢水後の氾濫水の動きを追跡するモデルが必要である。

なお、モデルにより氾濫現象の再現性を確認するには、まず、湛水ボリュームのチェックを行うことが望ましいが、今回用いた浸水実績データでは、浸水区域は把握されているものの浸水深は計測されていない。試みとして、浸水実績区域が水平湛水（全浸水域の水表面高さが同じ）したとした場合の湛水ボリュームを計算してみる。湛水深を浸水実績区域内の最高地盤高（2.0m）と仮定した場合、全湛水量は142,602m³、最大浸水深は1.14mとなる。これは、湛水モデルで計算された湛水量2,962m³の約５０倍である。したがって、今回対象とした区域の氾濫は、浸水区域で一様な水位をもって浸水したのではなく、局所的な地形に応じて異なる水深で湛水したものといえる。

次に、溢水後の氾濫水の動きを考慮したモデルの計算結果について述べる。**図-8** は一次元モデル（50m メッシュ化して表示）、**図-9** は二次元モデルにより計算された最大浸水深分布図を示す。氾濫水の地表面での移動を考慮しない湛水モデルに対し、氾濫水の移動を考慮した場合（一次元、二次元氾濫モデル）では、浸水域の偏りが解消され、実績に近い浸水分布となっている。

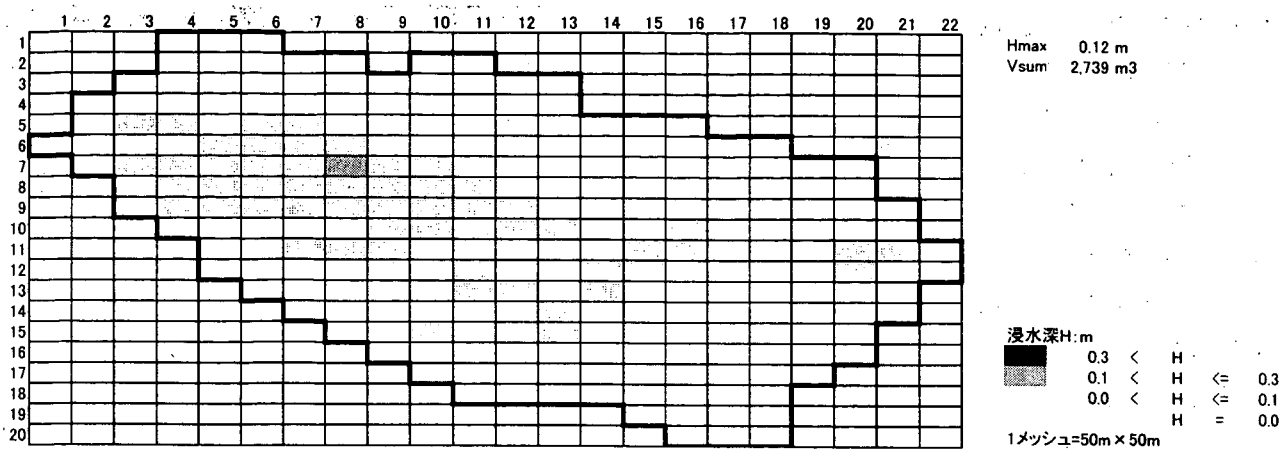


図-8 一次元モデルによる計算結果

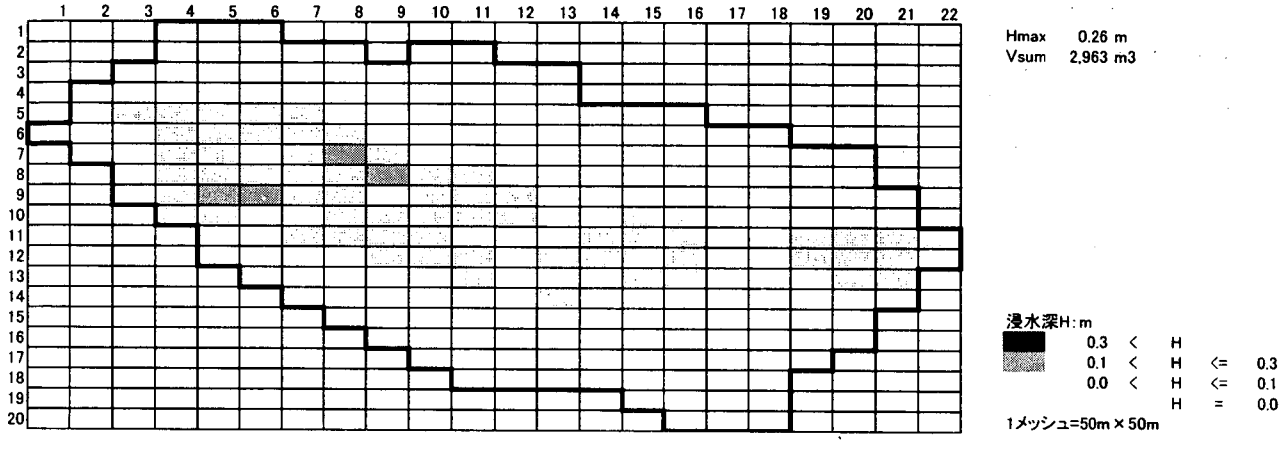


図-9 二次元モデルによる計算結果

一次元及び二次元モデルによる浸水深分布を比較すると、浸水メッシュ数では同程度となっているものの、最大浸水深は二次元モデルの方が一次元のそれよりも大きくなっている（一次元が0.12m程度に対し、二次元は0.26m程度）。これは、二次元モデルでは、一次元モデルのようにメッシュ間の氾濫水移動が制限されないため、地盤高の低いメッシュに氾濫水が集中したことによると考えられる。**図-10**は、氾濫計算結果図の９列目メッシュの横断面での浸水位分布を示している。一次元モデルに比べ、二次元モデルでは浸水深が均一化しており、氾濫水の拡散傾向が大きい結果となっている。

以上より、下水道氾濫現象の計算においては、地表面の氾濫水の移動を考慮したモデルの必要性が伺える。ただし、今回の検討エリアは比較的平坦であることから、一次元、二次元氾濫モデルの優劣を議論することは難しい。ただし、勾配や凹凸の大きいエリアでは、二次元氾濫モデルの方が実際の氾濫をうまく表現できるものと考えられる。

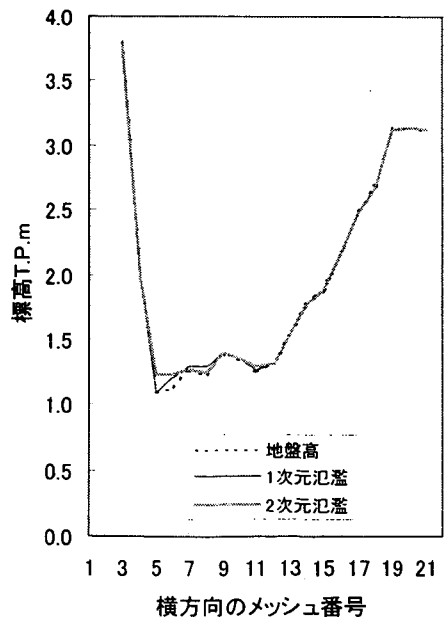


図-10 一次元モデルと二次元モデルの浸水位比較（9列めのメッシュ横断面）

5.2 モデル検証のための現地観測体制の確立

降雨時の下水管路内の流れ、氾濫発生時の氾濫水の流れを把握するため、東京都内の下水道幹線（合流式下水道幹線）における観測体制を確立した。この集水域を対象とした観測を行うことで、今後のＰＷＲＩモデルの改良に向けての基礎的なータを収集する。

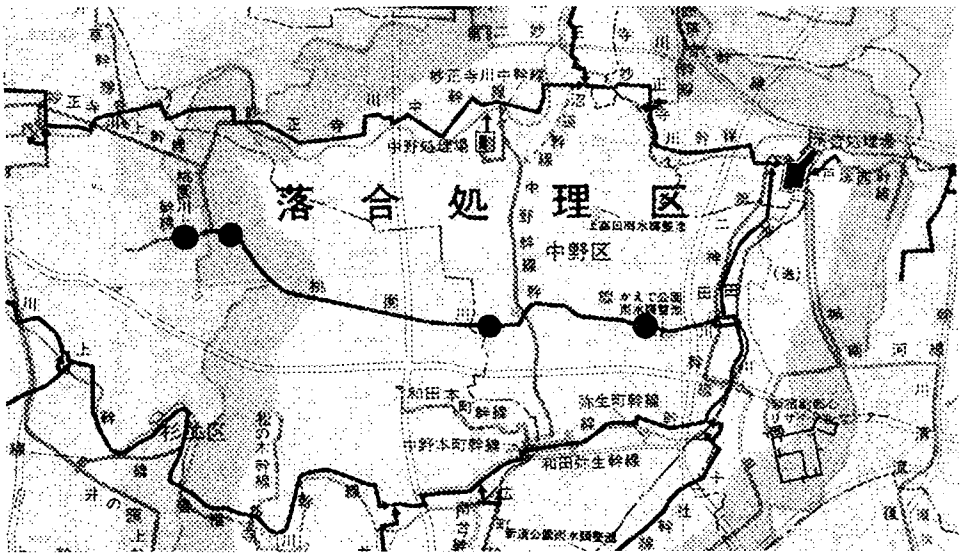


図-11 桃園川幹線と水位計設置位置（●：水位計設置位置）

観測の対象流域は、東京都の落合処理区に位置する桃園川幹線である。水位計を４箇所、雨量計を３箇所設置した。水位計の設置箇所の選定にあたっては、設置箇所の上下流部に極端な断面形状の変化がないこと、設置箇所の周辺（特に上流側）に流入する幹線がないこと、設置箇所の上下流数１０ｍ程度の区間がなるべく直線的であること、水位計設置・撤去時やメンテナンス時及び流速測定の際に、マンホール周辺での作業区域が確保できることなどを考慮した。**図-11** に、水位計の設置位置を示す。

6. まとめ

平成１１年度は、実流域における実績降雨を対象として、ＰＷＲＩモデルの排水路内雨水追跡モデル、地表面氾濫モデルそれぞれを検証し、モデルの再現性を検証した。

その結果、ＰＷＲＩモデルの雨水流出並びに管路内流れの追跡モデルについては、実測された水位との良い一致がみられた。特に、水位の低減部分において、実測値の再現性が高い結果となっていた。

地表面氾濫モデルについては、地表面の氾濫水の動きを追わないモデル（湛水モデル）では、地表面の勾配に応じた氾濫水の移動が表現されないため、実測の浸水分布との違いがみられた。一方、一次元及び二次元の氾濫モデルを組み込んだ場合には、氾濫水の移動が表現されており、地表面の氾濫水の移動を考慮したモデルの必要性が示された。

また、降雨時の下水管路内の流れ、氾濫発生時の氾濫水の流れを現地で把握するため、東京都の桃園川幹線を対象とした観測体制を確立した。

3．小規模シールド工事のコスト縮減化に関する調査

施工研究室　室　長　大下　武志
研究員　森　　芳徳
井谷　雅司

1．はじめに

現在、都市内における地下利用が進み、シールド工法による下水管路施設等の整備が増加している。また、地方都市の市街地においても、交通事情や土地利用の問題から小規模なシールド工事の採用が増加しつつある。一方、下水道事業においては、平成９年４月に政府が示した「公共工事コスト縮減に関する行動指針」を踏まえ、「下水道事業におけるコスト縮減の取り組みについて」が公表され、コスト縮減に向けた基準や計画・設計方法の見直し、技術開発の推進が必要となっている。本研究では、今後、採用が一層増加すると予想される小規模シールド工事の施工の合理化に向けたコスト縮減の課題を整理し、コスト縮減方策を提案することを目的とする。11年度は、小規模シールド工事の合理化に向け、鋼製セグメント構造の合理化、二次覆工省略のための防食・防水、新素材によるセグメント製作の適用性について各々検討するとともに、コスト試算およびコスト縮減効果について検討した。

2．コスト縮減のための合理化案

2.1　合理化案の策定

昨年度の調査結果から、仕上がり内径3m以下の小規模シールド工事では、経済性等の観点から鋼製セグメントが多く採用されること、また、下水道シールド工事のコスト縮減には二次覆工省略が有効な手段であることが確認されている。このため今年度は、表－１に示すように鋼製セグメントの構造を合理化したセグメントを採用したケースや二次覆工省略対策を施したＲＣセグメントを採用したケース、また、11年度に並行して検討を行った新素材（FRP）をセグメントに適用したケース、および最近の小規模シールドで施工実績の多いFRPM管による二次覆工を対象に合理化案を策定した。

表－１　合理化案の概要

合理化案	合　理　化　策　の　内　容
1	泥水式の場合、シールド装備推力を30%低減できる可能性が確認できたことから、鋼製セグメントに対して、ジャッキ推力の低減およびセグメント幅の拡大に伴う主桁構造の合理化を導入した**鋼製幅拡合理化セグメント**を採用したケース。
2	二次覆工厚の縮減および合流管路・汚水管路における耐薬品性の向上を図るために，一次覆工に**ＲＣ平板型セグメント**（内面平滑タイプ）を適用し，**二次覆工に樹脂被覆工法**（現場施工タイプ）を採用したケース。
3	二次覆工省略および合流管路・汚水管路における耐薬品性の向上を図るために，現在，基礎研究が進められている**ガラス繊維強化樹脂（ＦＲＰ）で製作したセグメント**を採用したケース。
4	二次覆工コンクリートよりも内面粗度の向上が期待できることによるトンネル規模の縮径化を図ることが可能であり，近年，小規模シールド工事で施工実績が増加している**ＦＲＰＭ管**を採用したケース。

2.2 合理化案の適用性に関する検討

(1)鋼製セグメント構造の合理化

実施工における掘進管理データを用いてシールド機装備能力低減の可能性について検討した結果、土圧系シールドではジャッキ総推力のみ30%低減することが可能である。これに対し、泥水式シールドの場合、ジャッキ総推力に関しては装備能力を40%、ジャッキ1本当り推力およびカッタトルクに関しては装備能力を30%それぞれ低減することが可能であると判断される。

また、鋼製セグメント製作費の縮減を目的として、掘進管理データの分析により得られたジャッキ総推力の低減率30%を考慮し、セグメントの幅拡化についても導入することとしてセグメント構造を検討し、これに対して製作費を試算したところ、縦リブ構造のみ合理化を図ることによってセグメント製作費は11%程度縮減できることがわかった。また、縦リブ構造の合理化に加えてセグメント幅を1,100mmおよび1,200mmに拡大する場合、縦リブの座屈対策として主桁本数を従来の2本から3本に増加させたため、セグメント製作費の縮減率は7～9%程度となった。ただし、セグメントの幅拡化に伴って一次覆工日進量が増加することによる工事費縮減効果が期待できることを勘案すると、セグメントの幅拡化は合理化策として有効な手段であると判断される。

(2)二次覆工省略のための防食・防水

ＲＣセグメントを対象として、二次覆工を省略する場合に講じるべき防食・防水対策では、下水道管路の用途（流下型雨水管、貯留型雨水管、合流管および汚水管）に応じて、①鉄筋かぶり（内面環境、外的要因）、②内面防食対策、③継手防食対策、④止水対策（シール材、継手目地コーキング、注入孔）といった機能を考慮して設計を行うことが重要である。

(3)新素材によるセグメント製作

耐化学特性に優れる複合材料に注目し、セグメントに適用可能な複合材料を検討した結果、ポリスチレン、ポリカーボネート、水道管で普及しているポリ塩化ビニルおよび個別浄化槽で普及している不飽和ポリエステルが適用可能であると判断した。これらのうち、強度特性が高い不飽和ポリエステルを主材料とするＦＲＰをセグメント製作材料に選定し、セグメント製作の適用性を把握するために各種要素試験を行った。

ＦＲＰセグメントは圧縮成形による製作方法を計画しているが、要素試験供試体を新規で製作すると膨大な費用がかかるため、基礎研究段階である要素試験供試体は既製品から所定の寸法を切り出すこととした。このため、供試体の部材厚が3mm程度と薄く、縦リブにジャッキ推力が作用する状態を想定した縦リブ圧縮試験、セグメントに外荷重が作用する状態を想定した単体曲げ試験ともに、机上検討段階において想定した局部座屈の発生する載荷荷重をほぼ再現する結果となった。これより、ＦＲＰセグメントの設計においては鋼製セグメントの設計概念を考慮できるものと考えられる。また、セグメント継手部にせん断力が作用することによる引抜き抵抗、あるいは所定の荷重が長期的に作用することによるＦＲＰの変形あるいは応力の変化についても把握することができた。一方、耐化学特性および耐摩耗性について試験試験を行った結果、従来の二次覆工コンクリートよりも優れた性能を確保できることが立証された。これらの結果を用いて、今後、ＦＲＰセグメントの設計手法を確立するとともに、実験あるいは構造解析によって設計手法の妥当性について検証する必要がある。

3．コスト縮減効果の検討

3.1 試算条件

表－1に示す合理化案および従来工法についてコスト試算および工期試算を行い、従来工法に対するコスト縮減効果および工期短縮効果を検証した。

(1)積算条件

工事費を算出するにあたり、以下の条件に従うこととした。

・工事費の試算は、現場管理費および一般管理費等を含めず、直接工事費で算出する。

・工事費および工期は立坑築造を含めず、シールド工のみとする。

・作業歩掛は、「建設省下水道工事積算基準」に準拠するものとする。

・施工区間は直線部のみとする。

(2)一次覆工日進量

下水道積算基準では、セグメント幅 1,000mm（ただし、仕上り内径 1,350mm に関しては 750mm）に対する日進量が規定されているが、本検討においては鋼製セグメントの合理化検討で製作費の低減が期待できる幅拡セグメントに対しても工事費を試算することを考えており、これに対応する日進量を設定する必要がある。「下水道用設計積算要領—管路施設（シールド工法）編—」では、セグメント幅 1,000mm に加えてセグメント幅 900mm に対しても日進量を規定していることから、本検討ではセグメント幅の増加に伴う日進量の増加量を考慮して、セグメント幅 1,200mm における日進量を設定する。

表－２　日進量の設定

セグメント外径 (mm)	仕上り内径 (mm)	B=900		B=1,000		B=1,200	
		直線部	初期到達	直線部	初期到達	直線部	初期到達
2,150	1,500	6.5	3.3	6.8	3.4	7.4	3.6
2,350	1,650	6.8	3.4	7.1	3.6	7.7	4.0
2,550	1,800	7.0	3.5	7.3	3.7	7.9	4.1
2,750	2,000	7.2	3.6	7.5	3.8	8.1	4.2
2,950	2,200	7.3	3.7	7.6	3.8	8.2	4.0
3,150	2,400	7.4	3.7	7.7	3.9	8.3	4.3
3,350	2,600	7.5	3.8	7.8	3.9	8.4	4.1
3,550	2,800	7.5	3.8	7.8	3.9	8.4	4.1
3,800	3,000	7.5	3.8	7.8	3.9	8.4	4.1

※「建設省下水道工事積算基準」および「下水道用設計積算要領—管路施設（シールド工法）編—」を参考

(3)二次覆工日進量

現場打ちコンクリートは、建設省下水道工事積算基準に準拠して 9m／日とし、その他の材料による二次覆工に関しては、協会等で定めている日進量あるいは施工実績を考慮して設定することとした。

(4)施工条件

施工条件は、表－３に示すとおりであるが、仕上り内径の設定に関しては、セグメントの幅拡化を適用した鋼製セグメントを試算条件に加えるために、幅拡セグメントの適用が可能な仕上り内径 2,600mm（セグメント外径 3,350mm）を採用した。

また、ＦＲＰセグメントおよびＦＲＰＭ管工法に関しては、トンネル内面の粗度係数が従来の二次覆工コンクリートにおける粗度係数ｎ＝0.013 に対してｎ＝0.010 と向上していることを考慮して、必要内空断面を従来よりも管径比で 10%縮小できるものとして扱うこととした。これにより、仕上り内径は従来が 2,600mm に対して 2,350mm となる。ただし、ＦＲＰＭ管工法については既に管径が標準化されていること

表－3　施工条件

		従来工法	合理化策1	合理化策2	合理化策3	合理化策4
		鋼製セグメント（NS45）	鋼製幅拡合理化セグメント	RC平板型（内面被覆）	FRPセグメント	FRPM管工法
施工延長		1,000 m				
シールドマシン	掘削形式	泥水式				
	外径	3,480 mm	3,480 mm	3,030 mm	2,730 mm	3,280 mm
一次覆工	セグメント形式	鋼製セグメント(NS45) スキンプレート厚3mm 主桁厚12mm 縦リブ厚9mm	鋼製セグメント スキンプレート厚3mm 主桁厚12mm 主桁本数3 縦リブ厚9mm	主鉄筋8−D13=10.14cm² 外縁かぶり 13mm 内縁かぶり 13mm	FRPセグメント スキンプレート厚3mm 主桁厚12mm 主桁本数3 縦リブ厚9mm	鋼製セグメント(NS39) スキンプレート厚3mm 主桁厚12mm 縦リブ厚7mm
	外径	3,350 mm		2,900 mm	2,600mm	3,150 mm
	内径	3,094 mm		2,600 mm	2,350mm	2,894 mm
	桁高	125 mm		150 mm	125 mm	125 mm
	幅	1,000 mm	1,200 mm	1,000 mm		
	日進量 初期到達	3.9 m／日	4.1 m／日	3.8 m／日	3.7 m／日	3.9 m／日
	日進量 本掘進	7.8 m／日	8.4 m／日	7.6 m／日	7.3 m／日	7.7 m／日
二次覆工	厚さ	244 mm	244 mm	3mm	省略	244 mm （うち，管厚29mm）
	仕上り内径	2,600 mm	2,600 mm	2,594mm	2，350 mm	2,400 mm
	日進量	9.0 m／日		20 m／日	(内面パネル設置工25 m/日)	14 m／日
坑内整備工		25 m／日		34 m／日	25 m／日（FRPM管内清掃は65m／日）	
備考			主桁および縦リブ構造の合理化を図った鋼製セグメントを適用する。	内面樹脂被覆は現場で施工する工法を適用する。	粗度係数n＝0.010 適用に伴う必要内空断面の低減（内径△10%）を考慮する。	粗度係数n＝0.010 適用に伴う必要内空断面の低減（内径△10%）を考慮。但し，メーカーの製造規格内径を採用する。

から、必要内径2,350mmを確保でき、これに近似する管径2,400mmを適用することとした。

なお、合理化案3では一次覆工にＦＲＰセグメントを用い、二次覆工を省略する条件としているが、現時点ではセグメント締結方法としてボルト締結を想定することとして、トンネル内面の平滑化を図るために樹脂パネル設置工を二次覆工として扱うこととし、日進量を25m／日に設定する。

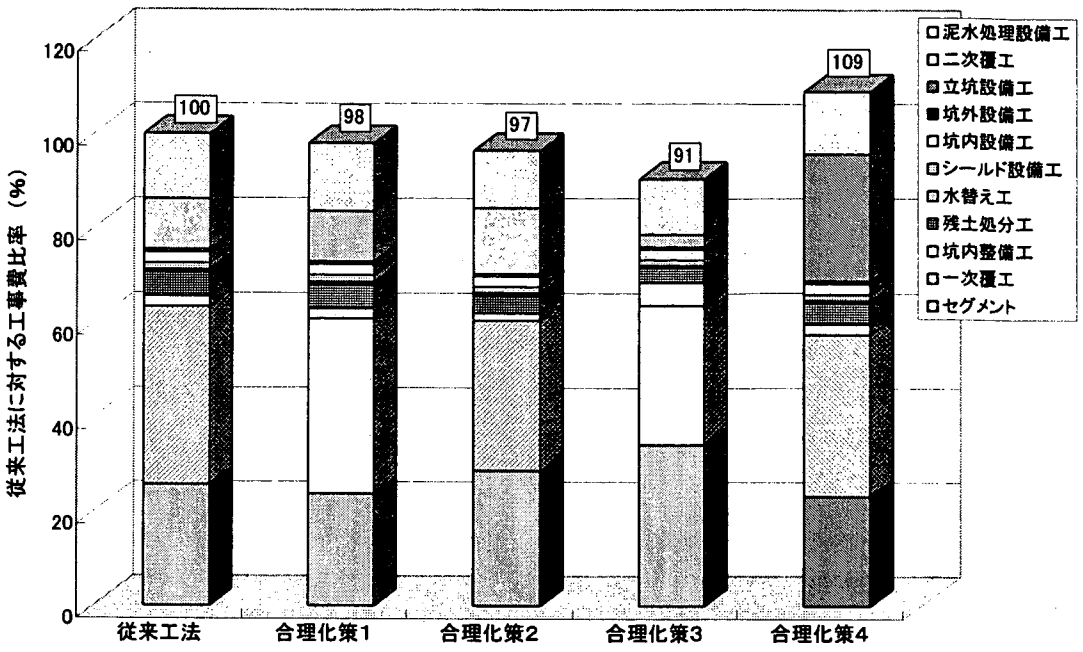
3.2　合理化案に対する評価

(1)工事費縮減効果の評価

図－1は、従来工法に対する概算工事費比較を示したものである。この結果、鋼製セグメント構造の合理化を図った鋼製幅拡合理化セグメントを採用した合理化案1は、セグメント製作費の低減および日進量の増加に伴う一次覆工の低減が期待できるものの、シールド機製作費、シールド設備工および泥水処理設備工は従来工法よりも増加することから、全体工事費としては2%程度の縮減効果となった。

ＲＣセグメントおよび樹脂被覆工法を採用した合理化案2は、セグメント製作費および二次覆工が増加するものの、二次覆工厚の低減によるトンネル断面の縮径によって一次覆工、泥水処理設備工、残土処分工等で工事費が縮減されることにより、全体工事費でみると3.5%の縮減効果となった。

ＦＲＰセグメントを採用した合理化案3は、セグメント製作費および目地コーキングの実施に伴う坑内整備工において従来工法より増加するものの、二次覆工省略および内面粗度の向上に伴うトンネル断面の縮径によって一次覆工、二次覆工、泥水処理設備工および残土処分工等で工事費が縮減されることにより、全体工事費でみると11.6%と極めて高い縮減効果となった。ただし、ＦＲＰセグメントは現在、基礎研究を進めている段階であり、今後の開発状況によっては構造等の変更が考えられることから、実用化の目途がついた段階で精査する必要がある。



図－１　従来工法に対する工事費比率

ＦＲＰＭ管を採用した合理化案４は、内面粗度の向上に伴うトンネル断面の縮径によってセグメント製作費、一次覆工および残土処分工等で工事費が縮減されるものの、ＦＲＰＭ管の敷設に関連する二次覆工費が従来工法の 2.5 倍程度に増加することから、全体工事費でみると 9%程度増加する結果となった。

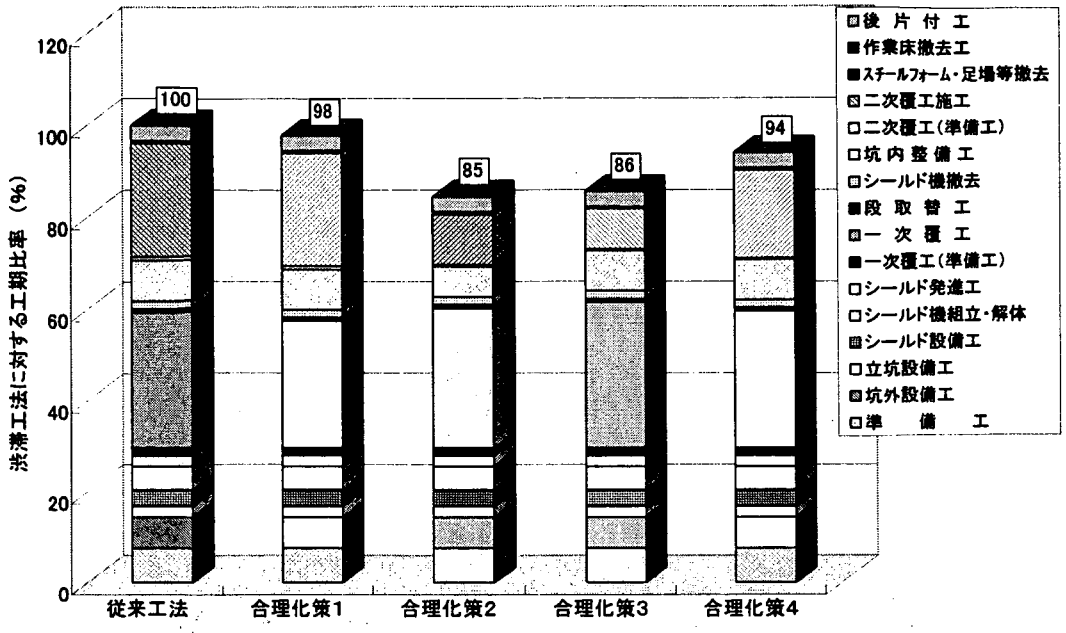
なお、合理化案２（樹脂被覆工法）、合理化案３（ＦＲＰセグメント）および合理化案４（ＦＲＰＭ管）は、いずれも掘削断面の縮小が共通していることから、掘削外径の縮小に伴う掘削土砂処分量の減少も期待でき、産業廃棄物処理問題に対しては極めて有効である。以上より、各合理化策に対してコスト縮減効果で評価すると、下水道シールド工事においては、合理化案２および合理化案３が有効であると判断される。

(2) 工期短縮効果の評価

工法別の工期算定結果を図－２に示す。これより、合理化案１（鋼製幅拡合理化セグメント）では、一次覆工日進量の増加に伴う工期短縮のみ期待でき、その効果は 2%程度となっている。これに対し、二次覆工施工方法の異なる合理化案２（樹脂被覆工法）および合理化案４（ＦＲＰＭ管）、また二次覆工の省略が可能な合理化案３（ＦＲＰセグメント）に関しては、トンネル規模の縮小に伴う一次覆工日進量の低下によって、従来工法よりもわずかながら工期は増加するものの、二次覆工施工工期が大幅に短縮できることから、工期全体としては 6～15%程度の工期短縮が期待できる結果となった。これらの合理化案を採用することによって、工期短縮効果は十分に期待できることはもちろんのこと、立坑で使用している仮設費等の工事費縮減にも繋がるものと考えられ、立坑を含めた下水道工事としては更なるコスト縮減効果が期待できるものと考えられる。

(3)総合評価

想定した各合理化案に対して、工事費および工期の短縮効果を比較した結果をまとめると、表－４に示すとおりとなる。これより、ＦＲＰＭ管を採用した合理化案４は、工事費が従来工法に比べて 9%程度増加する結果となり、工期において縮減効果が期待できることによる共通仮設費用の縮減がこの増加分ほど期待できるとは考えられないことから、今回想定したトンネル規模に対してＦＲＰＭ管を採用することは適切でないと判断される。



図－２　従来工法に対する工期比率

一方、工事費および工期ともに短縮効果が期待できる合理化案としては、シールドジャッキ装備推力を30%低減した鋼製幅拡セグメントを採用した合理化案１、一次覆工にＲＣセグメントを、二次覆工に樹脂被覆工法を採用した合理化案２およびＦＲＰセグメントを採用した合理化案３との結果が得られたが、このうち合理化案１に関しては工事費よおび工期の縮減効果が従来工法よりも僅かながら期待できるにとどまっている。

以上のことから、工事費及び工期を総合的に判断すると、合理化策として適切な工法は、樹脂被覆工法あるいはＦＲＰセグメントと判断される。

表－４　各合理化案に対する評価

工　法	工事費縮減効果		工期縮減効果		総合評価
	効果	評価	効果	評価	
合理化案１ （鋼製幅拡合理化セグメント）	-2%	○	-2%	○	○
合理化案２ （樹脂被覆）	-3%	○	-15%	◎	◎
合理化案３ （ＦＲＰセグメント）	-9%	◎	-14%	◎	◎
合理化案４ （ＦＲＰＭ管）	+9%	×	-6%	○	△

４．今後の課題

11年度は、鋼製セグメント構造の合理化、二次覆工の省略に伴う防食・防水に対する検討を行い、コスト試算および縮減効果を試算・分析した。今後は、小規模な下水道シールド工事を採用している自治体等の協力を得ながら、11年度および10年度に検討した合理化案を参考に、実現場での合理化の検討およびそれらのフォローアップを実施していきたいと考えている。また、建設コスト以外に維持管理やリサイクル、環境負荷等も考慮したトータルコストによるコスト縮減技術の評価手法の確立も必要である。

4．可撓性施設の合理的設計・施工法に関する調査

土質研究室　室　長　三木　博史
研究員　古本　一司
大野　真希

1. はじめに

現在、塩化ビニル管などのたわみ性管を道路下に埋設する場合、安全性への配慮から一定の制限が設けられており、許容たわみ率等の基準が定められている。しかし、コスト縮減の観点からすると、過剰な設計となることも多い。

一方、現地発生土とセメント、水等を混練することにより製造する流動化処理土は、構造物の埋戻しに適用される事例が増えている。流動化処理土は、締固め不要で地下水の浸食を受けない等の利点を持っている。締固めが不要の性質を利用することにより、締固めのための作業スペースを省略し、掘削溝幅を小さくすることができる。また、管の変形拘束効果が高いため、管厚が小さい場合でも変形を微小に抑えることができる。このように流動化処理土を用いることにより、掘削溝幅の削減や管材の薄肉化が可能であれば、埋設コスト縮減を図ることができる。しかし、その製造プラントが大きく、下水道管路のような比較的小規模な工事に適用する場合はコスト高になるという問題を持っており、流動化処理土を適用することによりコスト縮減の可能性を検討するとともに小規模工事に対応した施工方法の開発を進める必要がある。

2. 調査目的及び方法

本調査は、たわみ量に関する現設計手法の見直し、およびより精度の高いたわみ量算定手法についての検討を行うとともに、流動化処理土の新しい施工技術を開発することによって、可撓性管埋設に関する合理的かつ経済的な設計・施工法の提案を行うことを目的として実施するものである。そこで、可撓性管のたわみ量の算定手法について実験および解析により、現設計法の妥当性および合理的な算定手法について検討する。さらに、流動化処理土工法について、処理土の耐久性やコスト縮減効果について実験などをもとに検討する。また、小規模工事に適した施工方法について試験施工などを行い調査する。

3. 平成10年度の調査結果

平成10年度は、可撓性管を地中に埋設した際に発生するたわみ量の合理的な算定手法について検討するために模型載荷実験を行った。さらに流動化処理土を埋戻し材として利用する場合、掘削幅を削減し、管材を薄肉化することによるコスト縮減可能性について検討するための実験を行った。

その結果、埋戻し材を十分に締め固めることができる場合は、たわみ量算定手法としてスパングラー式を適用することによってコスト縮減の可能性があることが明らかになった。ただし、施工条件によっては、十分な締固めを期待できない場合もあり、そのような場合は、道路協会式による算定手法が妥当であることが確認された。また、流動化処理土を埋戻し材として適用した場合、掘削幅や管厚を小さくした場合でも、管体に発生する変形は十分に小さいことから、掘削幅の削減や管材の薄肉化によるコスト縮減の可能性があることが明らかになった。

4. 平成11年度の調査結果

前年度の研究の結果、流動化処理土は地中管敷設に適用性の高いことが明らかとなったが、原料土と固化材、水を混練するためのプラントが大きく、下水道管渠敷設工事のような比較的小規模な工事に対しては、コスト高になるという問題を持つ。そこで、比較的小規模な工事を対象とした施工方法として、現地において混練する方法に着目した。この場合、原料となる発生土の細粒化が十分に進まず、製造した流動化処理土に多数の土塊が混入し、不均質となるおそれがある。

そこで、平成 11 年度は、土塊が混入している場合の力学特性、および交通荷重などの振動に対する耐久性について実験的検討を行った。さらに、小規模工事に適した流動化処理土工法の施工性について調査するために、試験施工を行った。

4.1 土塊を含む流動化処理土の力学特性および耐久性について

4.1.1 研究目的

簡便に製造でき、コスト縮減の可能性がある流動化処理工法の一つとして、現地にて原料と固化材・水を混練する方法に着目した。この際、土塊がある程度残留する。

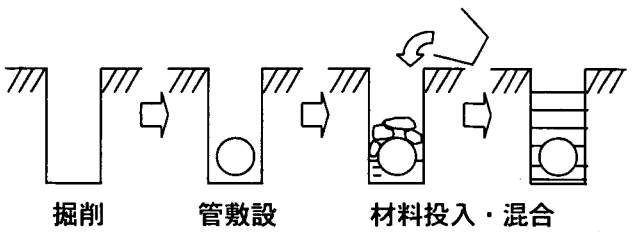


図-1 小規模工事に対応した流動化処理工法のイメージ

そこで、土塊が含まれる原料土を用いて流動化処理土の供試体を作製し、その力学特性や振動に対する耐久性を評価するための載荷試験を実施した。

表-1 配合

原料土(ローム)	水	セメント	W/C	目標 一軸圧縮強度
930kg	334kg	167kg	200%	200kN/m²

4.1.2 実験方法

流動化処理土は、土塊がない状態で、一軸圧縮強度（7 日）が 200(kN/m²) となるように配合して作製した。配合を表-1 に示す。原料土には関東ロームを使用し、普通ポルトランドセメントと水を攪拌混合して供試体を作製した。

表-2 供試体の種類

ケース	供試体	土塊率	
1	流動化処理土	0%	
2		25%	土塊径 20mm～50mm
3		50%	
4		75%	
5		25%	土塊径 50mm 以上
6		50%	
7		75%	
8	砂質土	（従来工法）	

供試体の種類を表-2 に示す。なお、表中の土塊率は原料土全体と土塊の重量比である。原料土に含まれる土塊の割合や大きさの違いにより、一軸圧縮強度や、振動に対する耐久性がどのように変化するかについて調査するため、各ケースについて、一軸圧縮試験、CBR 試験、および繰り返し載荷試験を実施した。

繰り返し載荷試験には、図-2 に示すような装置を用いた。供試体は、CBR モールドを用いて作製したものを使用し、繰り返し荷重は、実際に想定される交通荷重のレベルに近い 50,100,200(kPa)の 3 種類とし、周波数 1(Hz)で 10 万回載荷を行った。実験中は、沈下量を測定した。

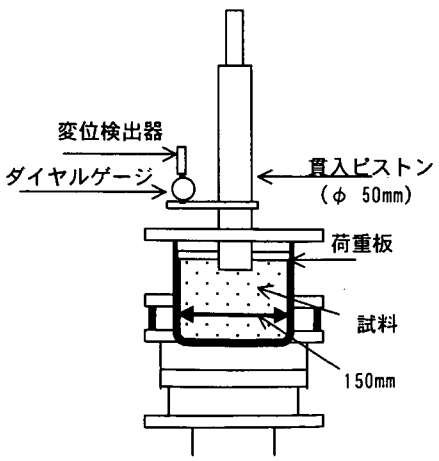


図-2 繰り返し載荷試験装置

4.1.3 実験結果

①一軸圧縮試験および CBR 試験結果

一軸圧縮試験の結果を表-3 に示す。表に示すように、7 日強度で

は目標値である 200(kN/m²)を下まわり、28 日強度では、目標値を下まわったものもあったが、ほぼ目標値を満足した。しかし、含まれる土塊の割合の違いによる強度の差は見られなかった。また密度については、概ね 1.4(g/cm³)程度を示したが、若干バラツキがあった。これについても、土塊の含有率の違いによる差は見られなかった。

バラツキがあった理由としては、供試体の大きさ(φ50×h100) に対して土塊の大きさが大きく、供試体中に含まれていた土塊の形状や、土塊中に元々存在していた亀裂といったものが影響したためと考えられ、これらの評価するには、スケール効果が無くなるようさらに大きめの供試体を用いる必要があることが確認された。また、7 日強度が目標値を下まわったことから、普通ポルトランドセメントではなく早強セメントなどを用いることが効果的であると考えられる。

次に CBR 試験結果を表-4 に示す。試験に用いた供試体は 4 週養生したものを用いた。

表-3　一軸圧縮試験結果

ケース	密度(g/cm³)	一軸圧縮強度(kN/m²)	
		7 日	28 日
1	1.41	127.8	209.6
2	1.38	155.8	196.11
3	1.36	152.3	229.1
4	1.37	165.1	248.6
5	1.34	148.3	159.9
6	1.39	93.5	161.4
7	1.31	147.1	183.8

表-4　CBR 試験結果

ケース	密度(g/cm³)	CBR(%)
1	1.39	5.6
2	1.36	9.7
3	1.37	6.1
4	1.34	8.2
5	1.34	5.3
6	1.35	8.2
7	1.30	8.9

一軸圧縮試験同様に若干のばらつきが見られたが、概ね 6～8(%)の値を示し、土塊の含有率の違いによる CBR 値の差はあらわれなかった。

以上から、土塊の含有率は流動化処理土の力学特性に対して、大きな影響を及ぼさないことから、土塊がある程度残っていても品質にはそれほど問題ないことが確認された。

②繰り返し載荷試験結果

繰り返し載荷は、3 種類の振幅で正弦波によって与えた。概要を図-3 に示す。

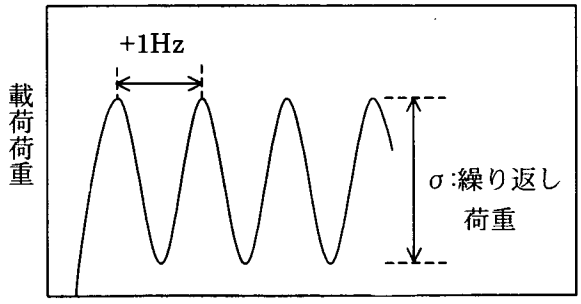


図-3　繰り返し波形

繰り返し載荷試験結果を図-4 に示す。載荷回数の増加とともに沈下量も増加しているが、どのケースにおいても、図に示すように、発生している沈下量は 1(mm)以下とそれほど大きくなく、従来工法である良質砂のケースと比べても沈下量の差は、ほとんど認められず、むしろ小さい傾向が見られた。

また、ケース 1～7 について比較すると、土塊の含有率による沈下量の有意な差は認められなった。むしろ、土塊の入っていないケース 1 の沈下量が若干大きい傾向があった。これは、供試体中に含まれる土塊の強度が大きく影響したものと考えられる。したがって、原料土の強度がある程度

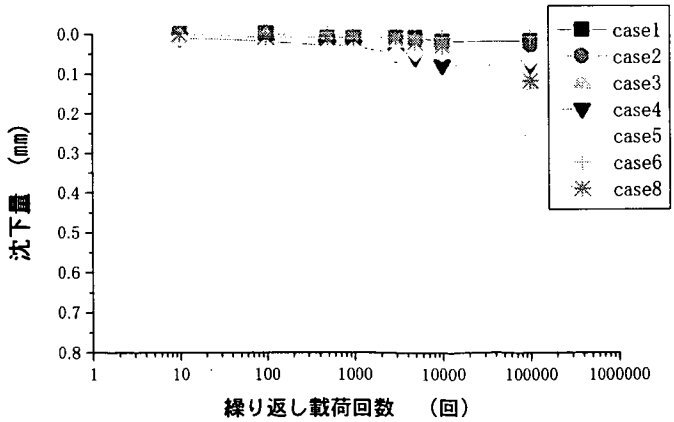
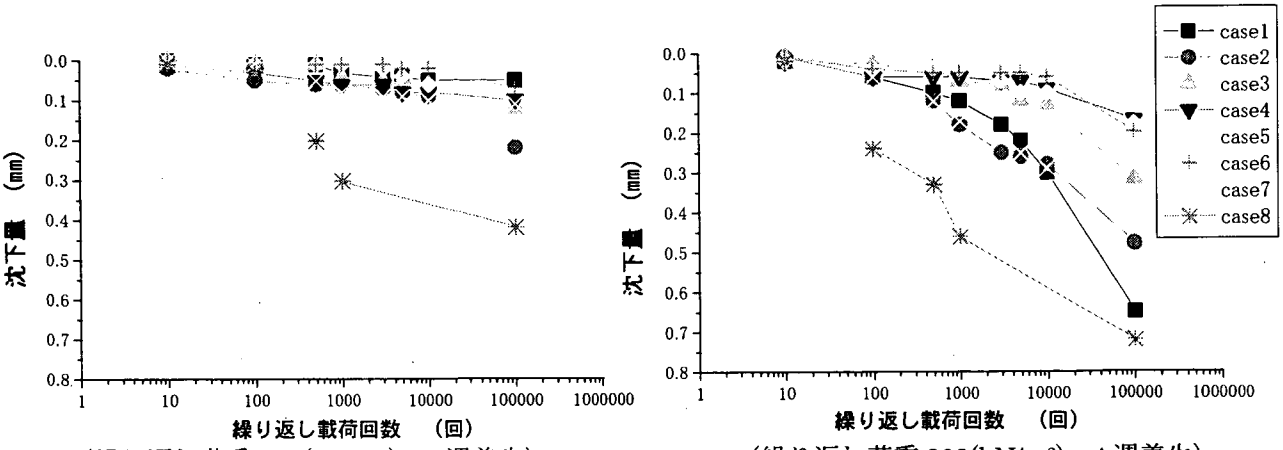


図-4　繰り返し載荷試験結果（その 1）
（繰り返し荷重 50(kN/m²)、4 週養生）

期待される場合、目標一軸圧縮強度がある程度以上の配合であれば、流動化処理土に含まれる土塊の大きさや割合が、処理土の繰り返し載荷に対する耐久性に与える影響はほとんどないことが確認された。



（繰り返し荷重 100(kN/m²)、4 週養生）　（繰り返し荷重 200(kN/m²)、4 週養生）

図-4　繰り返し載荷試験結果（その 2）

4.2　小規模工事に対応した流動化処理土工法の施工性について

4.2.1　研究目的

10 年度の研究の結果、地中管敷設に適用性の高いことが明らかとなった流動化処理土工法は、原料土および固化材・水を混練するためのプラントが大きく、下水道管渠敷設工事のような比較的小規模な工事に対しては、コスト高になるという問題を持つ。そこで、比較的小規模な工事に対応した施工方法として、現地にて混練する方法に着目した。

その際には、現地発生土の種類によって、施工性等が異なる可能性がある。また、現地で発生した掘削土と固化材および水の混練を容易に出来れば、施工性が向上すると考えられる。

そこでまず、現地発生土の種類が、現地にて作製された流動化処理土の性質に及ぼす影響について試験施工により調査した。

さらに、混練を容易にする方法として、生石灰によりあらかじめ掘削土を脱水し、混練を容易にする方法を取りあげ試験施工

表-5　試験施工における配合

①原料土の種類の影響

		ケース 1	ケース 2
原料土の種類		シルト質粘土	細砂
配合（1m³ あたり）	原料土 (kg)	910	1370
	セメント (kg)	163	60
	水 (kg)	327	425
W/C (%)		200	710
目標一軸圧縮強度(7 日) (kN/m²)		200	

②石灰による事前処理の効果について

		ケース 3	ケース 4
原料土の種類		関東ローム	
配合（1m³ あたり）	原料土 (kg)	1104	1104
	セメント (kg)	273	273
	水 (kg)	184	184
W/C (%)		40	40
目標一軸圧縮強度(7 日) (kN/m²)		200	

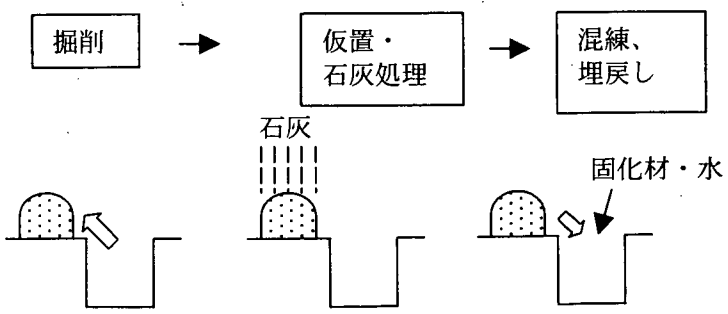


図-5　石灰による事前処理のイメージ

を行い、その施工性について調査した。

4.2.2 試験施工概要

試験施工における配合を表-5 に示す。原料土の重量は湿潤重量である。

原料土の種類の影響を調査した試験施工では、掘削溝内にセメントミルク（セメントと水を混合したもの）を投入した後、原料土を流し込みながら攪拌した。セメントミルクを用いたのは、粉体を用いた場合粉塵による周辺環境への影響が懸念されたためである。

材料は、目標一軸圧縮強度が 200（kN/m²）なるよう配合し、採取したデータは、コーン指数、一軸圧縮強さ、CBR 値である。

石灰による事前処理の効果について調査した試験施工では、地盤をバックホウで掘削した後、掘削土を付近に 1 時間程度仮置きし、その後掘削溝内にて、仮置きした掘削土、セメント、水を混練した。石灰により事前処理を行う場合は、仮置きしている掘削土に生石灰を散布した。施工中は、混練時間や一軸圧縮強度等を測定した。

4.2.3 試験施工結果

①原料土の違いについて

表-6 に試験施工結果を示す。表に示すように、一軸圧縮強度は目標値を下回った。これは、掘削溝内にて混練中に、セメントミルクが隙間から流れ出したためであると考えられる。

表には、コーン指数の経時変化について合わせて記載している。コーン指数 q_c と一軸圧縮強度 q_u との間は以下のような関係（式 1）が成立すると考えられている。

$$q_c = 5q_u \quad \cdots\cdots\cdots\cdots \text{式 1}$$

これより、施工後 2 時間を経過すると約 50 (kN/m²)の強度に達している。このように今回のような条件の場合、2 時間程度養生を行えば、路面復旧が可能となっている。

以上から、原料土が異なっても所要の強度が得られ、原料土の違いによる影響はほとんどないことが確認された。また、施工時間も従来工法と比べ、それほど大きな差異はないことが確認された。

表-6 試験施工結果（原料土の違いについて）

		ケース 1	ケース 2
コーン指数 q_c (kN/m²) 上から 5,10,15cm	材齢 1 時間	96 163 165	42 130 165
	材齢 2 時間	180 197 283	159 253 341
	材齢 1 日	534 530 837	515 862 963
	材齢 7 日	113 192 192	192 192 192
一軸圧縮強度 q_u(kN/m²)	材齢 7 日	160	140
	材齢 28 日	170	160
CBR (%)	材齢 1 日	4	5
	材齢 7 日	9	11

表-7 試験施工結果（事前処理の影響について）

	ケース 3	ケース 4
混練時間	15 分	12 分
石灰養生時間	−	120 分
一軸圧縮強度(7 日)	250kN/m²	780 kN/m²
〃 (28 日)	290 kN/m²	1150 kN/m²
密度(g/cm³)	1.513	1.586
コーン指数(1hr 後)	170kN/m²	170kN/m²
フロー値(JH 法)	8.5×8.5cm	8.5×8.5cm

②生石灰による事前処理について

試験施工結果を表-6 に示す。

今回の試験施工では、生石灰による掘削土の脱水作用が発現するための時間が十分でなく、また改良した土量が 2(m³)程度と、石灰の効果が現れにくい条件ではあったが、ケース 3 とケース 4 を比較すると石灰を用いた事前処理により、混練時間が約 20(%)縮減され、施工時間が短縮できる可能性があることが確認された。実際掘削土の含水比は、ある程度低下していることが目視からも観察された。仮置き時間が長く、処理量が多ければさらに施工性が向上するものと考えられる。

また、石灰による事前処理を行わないケースでは、所定の一軸圧縮強度が得られたが、石灰を混入したケースでは、強度はかなり増加している傾向であった。今後、セメントと石灰を併用する場合の配合と強度の関係を明らかにする必要がある。

5. まとめ

平成 11 年度は、原料土中に比較的大きな土塊が混入した場合の、流動化処理土の力学特性や耐久性に関する載荷試験、並びに小規模工事に対応した流動化処理土工法の施工性についてを行った試験施工の結果、以下のことが明らかになった。

○室内載荷試験の結果、土塊が混入した流動化処理土の力学特性は、混入しない場合とほとんど違いはないことが確認された。また道路下のような繰り返し荷重が載荷されるような場合においても、発生する沈下量は小さく、従来工法と同様に適用できる。

○試験施工の結果、現場にて空気圧あるいはバックホウを用いて材料を混練する方法によって、即日復旧の可能性があることが確認された。また、石灰の事前混合により、混練が容易となり、施工性向上の可能性が確認された。

今後は、小規模工事に対応した流動化処理工法の配合設計法や施工方法、および流動化処理土を適用した場合の埋設基準などについて検討を進める予定である。

参考資料

・道路土工—カルバート工指針、平成 11 年 3 月、日本道路協会
・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、平成 8 年 1 月、土木研究所資料 3397 号
・発生土利用促進のための改良工法マニュアル、平成 9 年 12 月、(財) 土木研究センター
・流動化処理土の利用技術に関する共同研究報告書-流動化処理土利用技術マニュアル-、平成 9 年 3 月共同研究報告書第 172 号

5．下水道施設用複合材料の試験方法に関する調査

化学研究室　　室　　長　明嵐　政司
主任研究員　西崎　到

1．はじめに

近年、下水道施設に用いられている複合材料に、厳しい腐食環境によると思われる損傷事例が報告されており、早急な対応が必要とされている。複合材料は腐食環境には比較的強い材料であるが、高濃度の酸と過大な荷重の作用などの複合的な過酷環境では、劣化することがある。そこで本課題では複合材料の下水道環境での耐久性を調査し、耐久性評価のための試験方法を作成する。

2．下水道環境における複合材料の破損事例の調査

2．1　研究方法

破損事例の調査は文献調査と、現地調査の２つの方法で実施した。

2．1．1　文献調査

下水道環境における複合材料の破損は、破損事故として報告されている。本調査ではこれらの報告書（5例）を入手し、共通する事項をとりまとめ、損傷現象の検討を行った。

2．1．2　現地調査

実際に複合材料の損傷が発生している構造物から試料を採取し、走査型電子顕微鏡（ＳＥＭ）による観察を行った。

2．2　研究結果

2．2．1　文献調査

（1）複合材料損傷の特徴に関する記述

下水道構造物で損傷事例の多い複合材料はFRPM(Fiber Reinforced Plastic Mortar)管である。FRPM管は、管壁の中心が樹脂モルタルで作られ、それをFRP(Fiber Reinforced Plastic)製の内壁と外壁でサンドイッチした構造をしている。（図-1）フィラメントワインディング成形法か、遠心成型法により製作される。FRPM管の損傷は、管内壁の管頂部のひび割れの発生により発見される。事例でひび割れが発生していた管径は500～800mm φで、700～900mm φに多発していた。施工後から損傷発見までの時間は9～20年だった。損傷部分の長さは数百ｍにおよぶ例もあった。比較的大きなたわみが認められ、たわみ率5%程度を超えるとひび割れ発生が多いが、たわみ率2～4%程度の部分ではひび割れは少なかった。土被りは4.5m以下と比較的浅い例が多く、大きな地震を経験した地域である場合もあった。路上を通る車による疲労荷重の影響を調べた文献があったが、下水管への影響は殆ど無かったと報告されている。

（2）下水とFRPM管の分析事例

全ての事例において下水はほぼ中性であり、常温（15～35℃）であった。硫化水素は殆ど検出されていなかった。硫酸イオンが比較的多い事例があった。ひび割れ部分を中心としたFRPM管の採取試料や付着物の分析結果では、ひび割れ付近の付着物等はpH0～3程度の強い酸性を示していた。FRPM管の採取試料の電子顕微鏡観察では、ひび割れ部分ではガラス繊維の著しい断裂などの損傷が認められていた。また、電子線マイクロアナライザでは、ひび割れ部分に硫黄の存在が確認されていることが多かった。ひび割れからすこし離れた部分では電子顕微鏡観察でもガラス繊維の破断が認められなかった。損傷したFRPM管

の強度が低下しているとの報告もあった。

（3）原因の推定

これらのことから、いずれの事例においても、以下のような原因が考えられる。

①下水中で硫酸塩還元バクテリアによる硫酸イオンから硫化水素への還元が起きる。（図-2）

②管上部での好気性バクテリアによる硫化水素の酸化により、硫酸ができる。（図-2）

③管頂部の酸性環境と、過大なたわみが重なって、クリープ破断が起きる。

イオウ酸化細菌の検出は困難であり、成功した事例はなかった。なお、平成3年以前のFRPM管はpH3以上を想定して設計されており、耐酸性に乏しいE-glassが使われていた。事例にみられたFRPM管のほぼ全てはこのような管であったと考えられている。平成3年以降のFRPM管は耐酸性ガラス（C-glassやECR-glass）や耐食保護層の採用により、耐酸性向上対策が一応済んでいる。

2．2．2　現地調査

（1）SEM観察

実際に損傷のあった構造物から、複合材料の試料を採取した。採取した構造物はフィラメントワインディング成型のFRPM管であり、図-3に示すように上部に亀裂を生じていた。この亀裂部分が採取できるように、直径約15mmの試料をFRPM管の内側から採取した。試料は金蒸着を行ったあと、SEMにより観察された。

図-4はひび割れ部分を上部から観察した二次電子像写真である。ひび割れ幅は約150μmであり、ひび割れ内部に補強繊維が覗いているのがはっきり分かる。FRPM管内壁表面には打撲や、引っかき傷によると考えられる傷が多く見られた。図-5はその拡大図である。FRPM管内壁表面には繊維の露出等は見られなかった。表面被覆が大きくはがれている部分では、図-6のように内部の繊維が露出していた。露出している内部の密な繊維層は、フィラメントワインディングによる繊維層である。図--7はこの部分の拡大写真である。文献調査で報告された、著しい繊維の損傷は認められなかった。断面方向のひび割れの状態を調べたものが図-8である。表面のひび割れ幅とほぼ同じ幅のひび割れは、内壁の繊維層全てに広がっており、モルタル層まで達していた。内壁の表面は比較的繊維含有率が低く、繊維含有率が高いフィラメントワインディング層は表面から数百μm内部に位置している。内壁の表面は繊維が抜け出したりしたような破断状態（図-9）を示している。フィラメントワインディング層は、破断

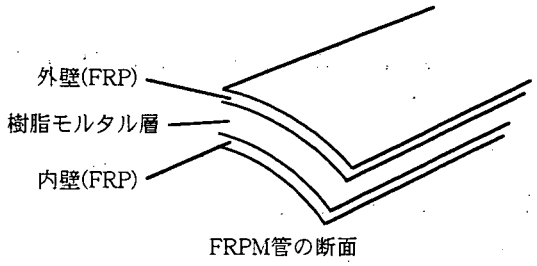


図-1　FRPM管の断面構造

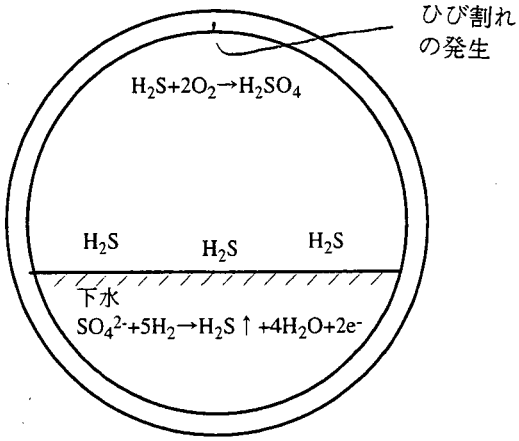


図-2　管頂部が酸性環境になるメカニズム

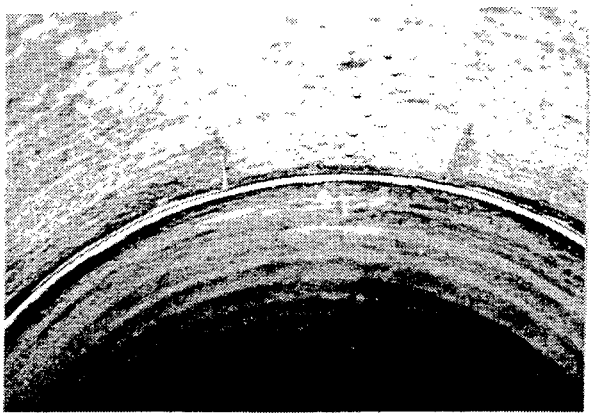


図-3　FRPM管の管頂部に生じたひび割れ

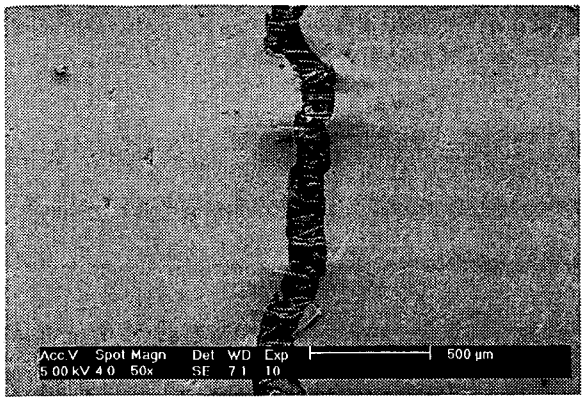


図-4　ひび割れ部分の上部から観察

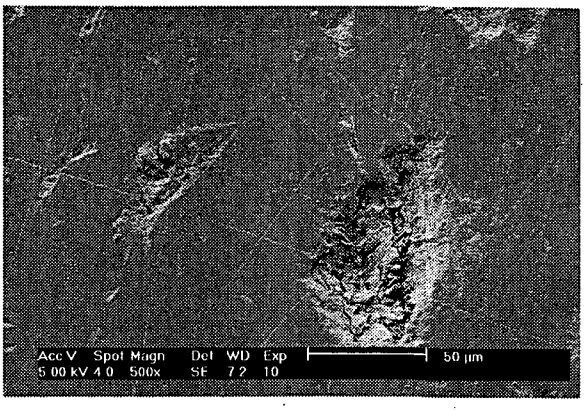


図-5　FRPM管内壁表面の傷

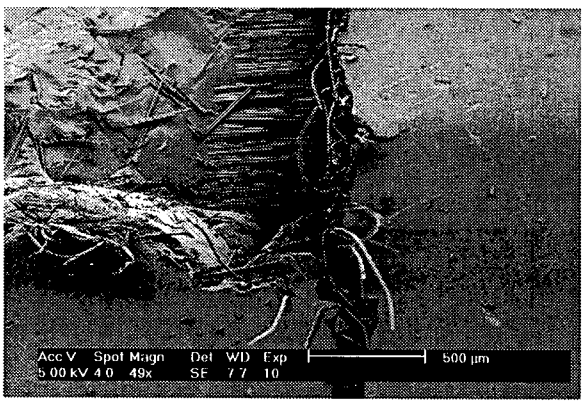


図-6　表面被覆の剥離部分の繊維露出

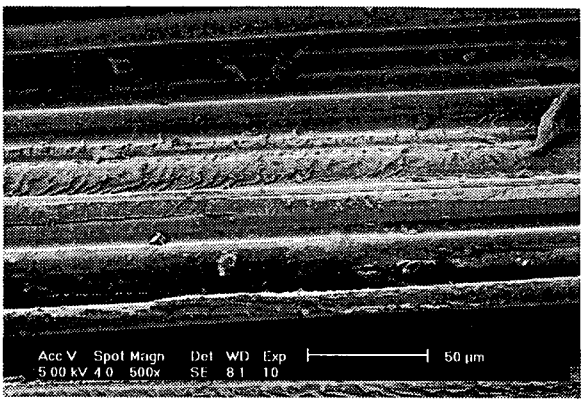


図-7　ﾌｨﾗﾒﾝﾄﾜｲﾝﾃﾞｨﾝｸﾞ層のｶﾞﾗｽ繊維の拡大写真

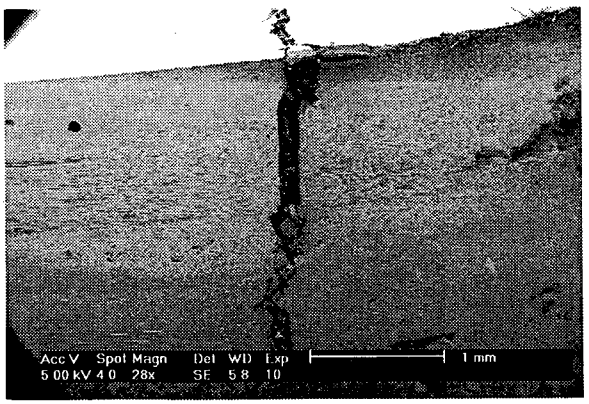


図-8　断面方向のひび割れの状態

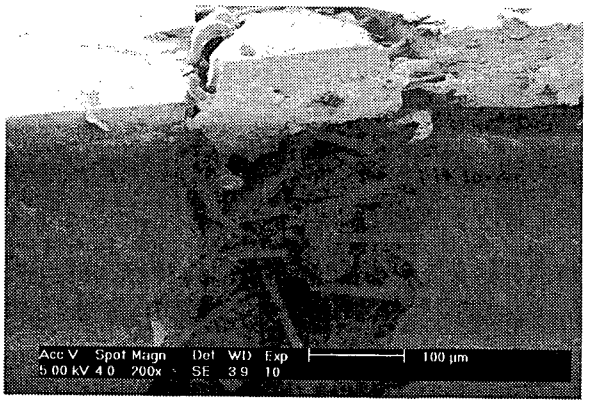


図-9　内壁の表面の破断状態

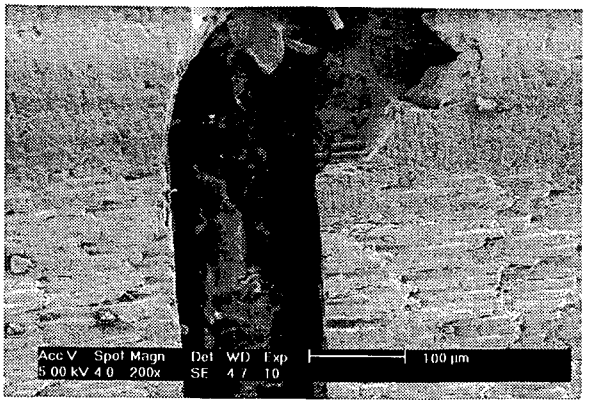


図-10　ﾌｨﾗﾒﾝﾄﾜｲﾝﾃﾞｨﾝｸﾞ層の破断状態

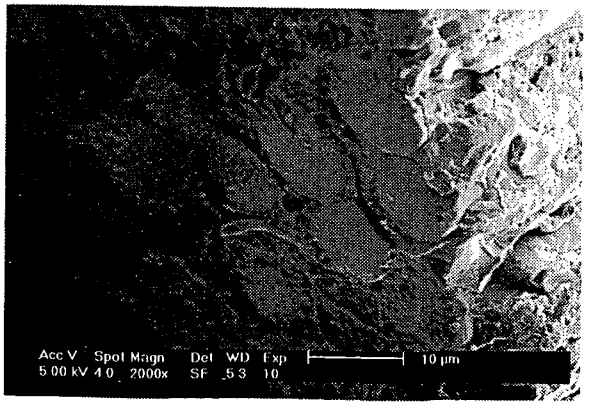


図-11　ﾌｨﾗﾒﾝﾄﾜｲﾝﾃﾞｨﾝｸﾞ層の破断面
（図-10の断面を斜めから観察）

断面が非常に鋭く真っ直ぐである（図-10）ことが特徴的である。フィラメントワインディング層の破断面を図-11に示す。繊維とマトリックス樹脂が一体化して真っ直ぐに破断しているのが分かる。

（2）考察

SEM観察の結果、破損した部分も含めて、表面には大きな損傷が認められなかった。特に、損傷事例でしばしば報告されている、ガラス繊維の著しい損傷は、ひび割れ部分に隣接した損傷が大きい部分でも認められなかった。従って、ひび割れ発生の主な要因は過大なたわみによるクリープ破壊であり、酸による腐食の影響は副次的な因子であると考えられる。力の多くを分担するガラス繊維含有率の高いフィラメントワインディング層は、内壁表面から内部(0.3mm程度)にあり、腐食を受けにくいはずである。クリープ損傷が生じて繊維が露出すると、酸による腐食をより受けやすい環境になると考えられる。

3．複合材料の試験方法の検討

3．1　研究方法

3．1．1　試験材料

市販されているFRPM管を入手し、実際の損傷と既存の試験方法を比較することとした。FRPM管は異なる製造会社によるもの（日本下水道協会規格JSWAS K-2-1993の呼び径250mm、1種）を2種類入手した。

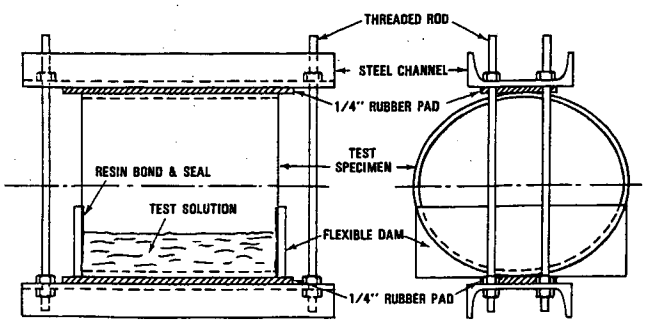
3．1．2　試験方法

荷重条件下でのFRPM管の耐酸性試験規格には、ASTM D 3681-96と、JIS K 7034:1998（ISO/FDIS 10952:1997)がある。それぞれ、細かい規定に若干の差はあるものの、基本的には同じ内容である。これらの規格はいずれも、下水管用の試験規格ではなく、より一般的な用途の管材の荷重条件下における耐薬品性試験方法である。このため、下水道環境の場合の酸の種類や濃度に関する規定はない。本試験では前節の検討結果から硫酸を選び、濃度は促進条件を考慮して、実際よりも低めのpH-0.6に設定した。

試験器具はASTM D 3681-96に準じ製作した。（図-12）ASTM D 3681-96、JIS K 7034ともに、試験終了点を「管壁をとおして液体が移動している状態」（JISではウィープ損傷と呼ぶ）としている。本試験実施にあたっては、ウィープ損傷の有無を観察するとともに、下水道で発生している内部のひび割れ発生も調べた。なお、試験温度は23℃とした。

3．2　研究結果

試験の結果を表-1に示す。供試体Aはたわみ率が10.0%の場合、5218時間でウィープ損傷、ひび割れともに発生しなかった。一方、たわみ率が11.0%になると、短時間でひび割れが発生した。供試体Bでは5.0%の場合、5001時間でもウィープ損傷・ひび割れともに発生しなかったが、7.5%では短時間でひび割れが発生した。いずれの材料も、たわみ率のわずかな差が、リラクゼーション損傷の有無に与える影響が大きいことが分かった。



図－12　試験器具図(ASTM D3681より)

3．3　既存試験方法の問題点

本試験の結果から既存試験方法の問題点を整理すると、以下の通りである。

（1）リラクゼーション破断が観察できるたわみの範囲は非常に狭い。このため、初期たわみの導入は正確に行う必要がある。ASTM D 3681-96及びJIS

K 7034で指定している試験器具だけではなく、精密な載荷装置を用いるか、荷重計・変位計・歪みゲージ等を使用する必要がある。

(2)ウィープ損傷(JIS K 7034-98)或いは"end point: the passage of the fluid through the pipe wall unless otherwise stated"(ASTM D3681-96)は試験の終了点としては不適当である。実際に起きている現象(軸方向ひび割れ)を検討する必要がある。

(3)既存の試験方法には、試験液の種類や濃度などの、下水道材料のための試験条件が定められていない。

(4)既存の試験方法はリラクゼーション試験によっているが、実際の条件を考慮するとクリープ試験による方が望ましい可能性がある。

(5)既存の試験方法は長時間を要する。ASTM D 3681-96、JIS K 7034いずれの場合も、10000時間(約1年2か月)を要する。

4. FRPM管の圧縮試験

4. 1 試験方法

前章の試験を行った試料に対して圧縮破壊試験を実施し、その力学的な特性を調べた。管材は長さ約100mmに切断し、供試体とした。試験装置には100kNの万能載荷試験機を用いた。治具と供試体の間にゴム板を挟み滑り止めとし、供試体の直径方向に圧縮載荷した。試験の繰り返しは3回、

載荷速度は2mm/minとした。

4. 2 試験結果

管の長さあたりの最大荷重を表-2に示す。管の長さあたりの荷重とたわみの関係を図-12に示す。全ての供試体がほぼ同様の曲線となったので、図-13では代表例として供試体A、Bからひとつづつを示したが、それでもたわみ率0.08程度まで、曲線がほぼ重なってしまっている。この材料の基準たわみ外圧(基準たわみ(5%)時の長さ当たりの荷重)の規格値(JSWAS K-2)は24.7kN/mである。全ての供試体は、たわみ率5%において35kN/m以上となって、規格値を満たした。一方同規格の破壊外圧の規格値は58.4kN/mである。供試体Aは規格を満足しているが、供試体Bはこれを満足できなかった。なお本試験は、同規格(圧縮試験方法)の定める供試体と異なる長さの供試体を用いているが、試験値に大きな影響はないと考えられる。

表-1 FRPM管の応力条件下での耐薬品性試験結果

供試体		たわみ率(%)	試験液のもれ発生時間(hr)	ひび割れ発生時間 (hr)
A	1	10.0	5218以上	5218以上
	2	10.0	5218以上	5218以上
	3	10.0	5218以上	5218以上
	4	7.5	5218以上	5218以上
	5	7.5	5218以上	5218以上
	6	7.5	3072	3072
	7	0.0	5001以上	5001以上
	8	0.0	5001以上	5001以上
	9	0.0	5001以上	5001以上
	10	12.5	-	0
	11	11.0	24	1.5
	12	11.0	不明	144
B	1	10.0	-	0
	2	3.8	5218以上	5218以上
	3	2.5	5218以上	5218以上
	4	5.0	5001以上	5001以上
	5	5.0	5001以上	5001以上
	6	5.0	5001以上	5001以上
	7	7.5	2736	0
	8	0.0	5001以上	5001以上
	9	0.0	5001以上	5001以上
	10	0.0	5001以上	5001以上
	11	7.4	3967以上	3967以上
	12	7.4	-	1
	13	8.5	-	0

4. 3 考察

JSWAS K-2では、許容たわみ率を5%(設計上は250mm管の場合4%)としている。許容たわみ5%の時の管の長さ当たりの荷重と破壊時の荷重を比較すると、供試体Aは0.60、供試体Bでは0.68となる。こ

れは、たわみが規格上の許容値一杯である5%となったとき、破壊荷重の60%と68%がかかっていることを意味する。前節のリラクゼーション試験で、供試体Aはたわみ率10%で5218時間以上耐えたが、このときの供試体には破壊荷重の90%以上の荷重がかかっていたこととなる。FRPのクリープ損傷が耐久性上重要である場合には、このための安全率が必要と考えられる。

5．まとめ

平成11年度には、下水道用複合材料の試験方法に関する調査を行い以下の知見を得た。

（1）劣化のメカニズム、劣化条件等を調べるために、下水道環境における複合材料の破損事例に関する調査を実施した。これらの損傷は酸性環境条件下におけるクリープ破断によると推定されるが、酸性条件の影響に比べて、荷重の影響が大きかった。

（2）下水道の酸性環境における複合材料の試験方法として、ASTM、ISO等の基準を基に、複合材料の耐食性に関する試験を行った。この結果、既存の試験方法を実際の下水道で起きた損傷を評価する方法としては適用できず、適切な条件設定、試験方法の改良・補足等が必要であることがわかった。

表-2　FRPM管の圧縮試験結果

試験片名	最大荷重 (kN)	最大荷重/長さ (kN/m)
A1	5.9	61.4
A2	6.6	66.3
A3	6.3	63.0
B1	5.0	51.1
B2	5.6	56.4
B3	5.1	51.1

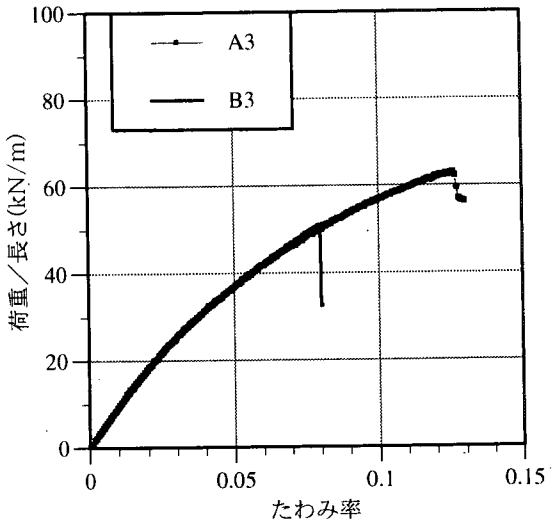


図-13　たわみ率－荷重の関係

6．下水道工事積算の体系化に関する調査

建設システム課　課　長　松井　健一
主任研究員　小林　一三

1．はじめに

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 月の中央建設業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。

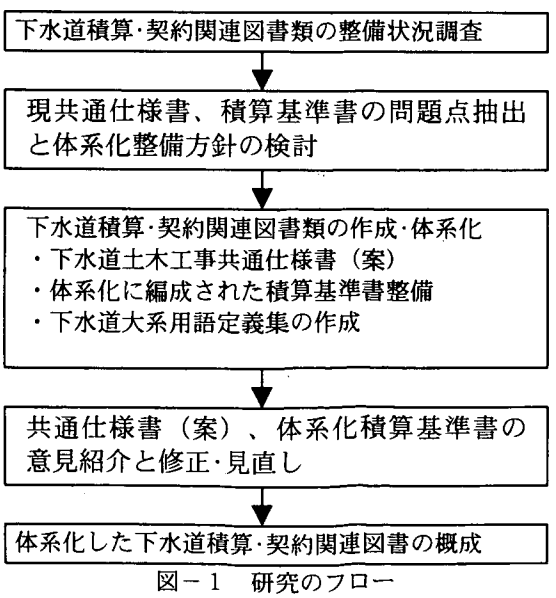
新土木工事積算大系(以下「新大系」という。)は、公共土木工事の請負契約の透明性向上、契約内容の明確化、建設事業の国際化に対応し、また、発注者側の積算業務の効率化に資するため、契約・積算に関する手法や図書類を密接に関連づけながら体系的改善を図る一連の整備大系である。新大系の中核的整備項目である工事工種の体系化は、公共土木工事を請負施工に付する場合の工事内容について、階層別に工種を細分類すると共に、工種用語の標準化及び契約等に係る表示単位を標準的に規定することであり、河川・道路事業などの一般土木事業分野に続き下水道事業分野についても 11 年度にほぼ概成している。[1)]

しかし、工事工種体系をもとに展開させる具体的な積算・契約関連図書類の整備・体系化（大系用語定義集の作成、下水道土木工事共通仕様書の作成･体系化、下水道積算基準書の体系化）は実施されておらず、新大系の本格的、利便性のある運用環境は整備されていない。

本研究は、下水道分野の上記積算・契約関連図書類の作成･体系化を行うことを目的とする。11 年度は、地方自治体の持つ下水道工事共通仕様書の整備状況調査と工事工種体系化に沿って作成する仕様書の整備方針及び現在下水道の積算基準書となっている「下水道用設計標準歩掛表」の工事工種体系化編成の方針について検討を行い、問題点の抽出と今後の整備方針を明らかにした。

2．研究方法

図－１に本研究の研究手順を示す。11 年度は、下水道積算･契約関連の図書類の整備状況として、各地方自治体が独自に整備している下水道土木工事共通仕様書を収集･分析し、その整備状況を調査した。また、契約･積算内容の明確化を目的とする工事工種体系に沿って下水道積算基準書や自治体の持つ工事共通仕様書を再編成･作成した場合の問題点について分析･検討を行った。



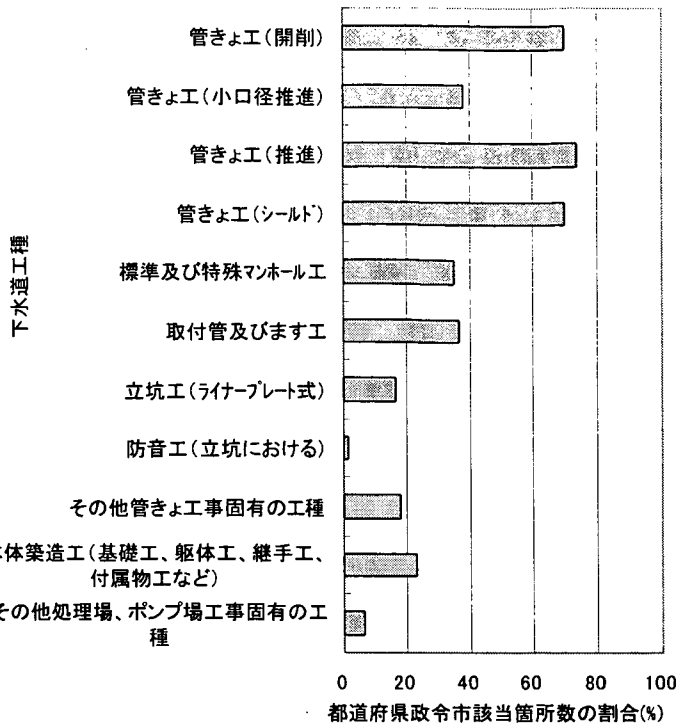
図－１　研究のフロー

3．研究結果

3．１　下水道土木工事共通仕様書の整備状況

図－２に都道府県及び政令指定都市における下水道土木工

事共通仕様書の工種毎の整備状況を示す。下水道管渠工事の主要な工種である“管きょ工（開削、推進、シールド）については、70%近くの自治体で整備されているが、管きょ工（小口径推進）やマンホール工、ﾗｲﾅｰﾌﾟﾚｰﾄ立坑工などの整備率は低い。処理場・ポンプ場関係の工種に関しては、最も一般的な工種である本体築造工についても、ほとんど整備されていない。全体として、下水道土木工事における共通仕様書の整備率は低いといえる。



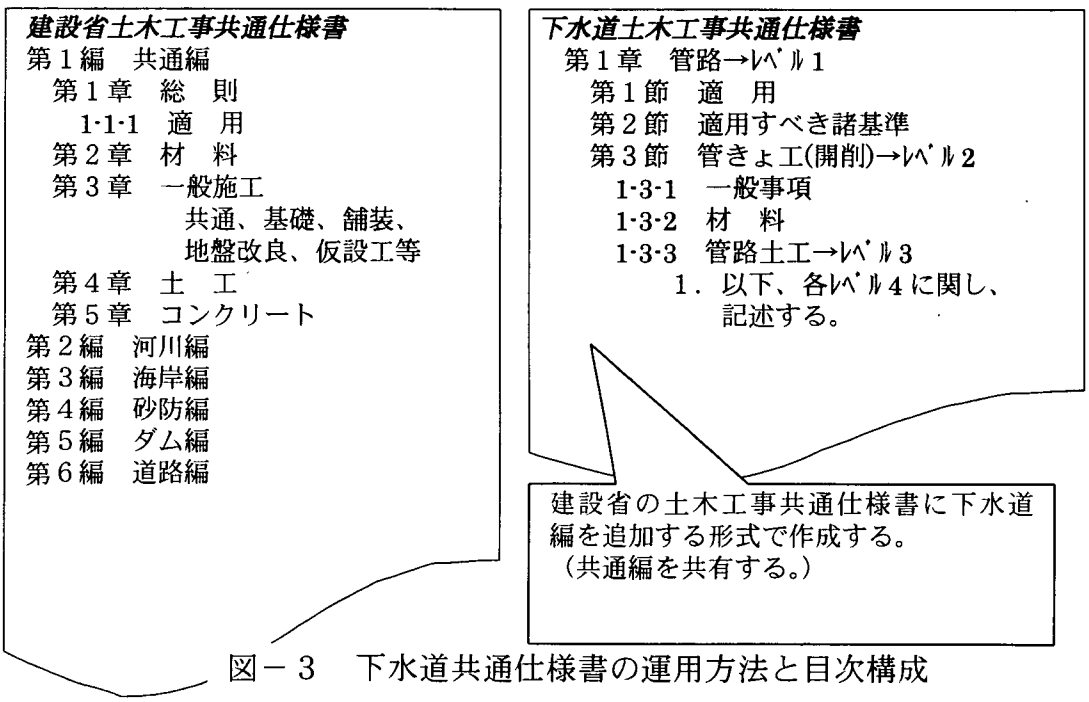
図－2 下水道土木工事共通仕様書の整備状況

3．2　共通仕様書の体系化に向けての整備方針と問題点

①共通仕様書体系化の方針

すでに整備が終わっている一般土木分野（河川、道路等）の共通仕様書は、工事工種体系のレベル１～４の階層構成に合わせた編・章・節等の目次構成により、各体系レベルの仕様・品質が明確に明示できる形となっているため、下水道分野も同じ構成で編集することとした。レベル１～４の階層に編成された「建設省土木工事共通仕様書」[2]の記載方法を表－１に示す。

下水道事業で行う工事は、一般土木分野の工種も多く利用している（例えば、土工、土留工、舗装等の付帯工等）点や「建設省土木工事共通仕様書」が地方自治体に広く利用されていることなどを考慮して、下水道編として下水道固有の工種と建設省仕様書に記載されていない工種（ｼｰﾙﾄﾞ・推進工種など）を追加整備する形で、「下水道土木工事共通仕様書」を整備することとした（図－３参照）。



図－３　下水道共通仕様書の運用方法と目次構成

表－1　仕様書の標準記載方法

第◎編　△△編

第○章　レベル１

第１節　適用

１．本章は、編名工事におけるレベル２、‥‥、レベル２その他これらに類する工種について適用するものとする。
２．レベル２は、第１編第○章第△節レベル２の規定によるものとする。
３．本章に特に定めのない事項については、第１編共通編の規定によるものとする。
４．請負者は、○○の施工に際し、△△の対策を講じなければならない。
５．・・・・・・・

第２節　適用すべき諸基準

請負者は、**設計図書**において特に定めのない事項については、下記の基準類及びその他の関係基準等によらなければならない。

○○学会　△△示方書（平成○年△月）
建設省　　××△指針（昭和△△年□□月）
・・・・・　　・・・・・・・・・・

第△節　レベル２

○-△-1　一般事項

１．本節は、レベル２としてレベル３‥‥、レベル３その他これらに類する工種について定めるものとする。
２．請負者は、○○の施工については、施工前に△△を行わなければならない。
３．請負者は、レベル２の施工にあたって、**△△示方書**第×章○○工の規定によらなければならない。これ以外の施工方法による場合は、施工前に監督職員の**承諾**を得なければならない。
４．路床とは盛土部においては、盛土仕上り面下、切土部においては掘削仕上り面下１m以内の部分をいうものとする。
５．・・・・・・

（○-△-2　材料）

１．××は、次の規格に適合したものまたは、これと同等以上の品質を有するものでなければならない。

JIS A ‥‥　(‥‥)
JIS G ‥‥　(‥‥)

２．請負者は、××の施工に使用する材料については、施工前に監督職員に品質証明書を**提出**し、**承諾**を得なければならない。
３．・・・・・・

○-△-3　レベル３

１．請負者は、レベル４の施工については、××を行わなければならない。
２．レベル４の施工については、第◎編○-△-□　××工の規定によるものとする。
３．請負者は、レベル４の施工については、**△△示方書**第×章○○工の規定によらなければならない。これ以外の施工方法による場合は、施工前に監督職員の**承諾**を得なければならない。
４．請負者は、○○にあたり‥‥が140kg/cm^2(13.7N/mm^2)以上としなければならない。
５．請負者は、○○にあたっては、××しなければならない。
６．・・・・・・・

○-△-4　レベル３

１．レベル３の施工については、第◎編○-△-□　××工の規定によるものとする。
２．・・・・

②地方自治体仕様書の問題点と記述方針

今回、地方自治体の共通仕様書類を収集･分析した結果、以下のような問題点が見られ、今回体系化した共通仕様書を作成する際の記述方針として考慮することとした。(表－２参照)

1) 契約上の各者権限の明確化

工事仕様書は工事目的物の品質に係る規定を記述したものであるが、それと同時に契約上の各者権限（主任監督員、監督員、請負者等）及び契約条件の明確化を図る必要がある。本仕様書の作成に当たっては、「建設省土木工事共通仕様書」に準じ、「指示」「承諾」「提出」等の行為の定義を明確にすると共に、「設計図書」「契約図書」に記述されるべき工事仕様については、「…は、設計図書による」等の表現により、仕様の明確化を図ることとした。

2) 品質確保に係わらない行為の施工任意性の確保

一般的に、仮設、施工方法その他工事目的物を完成させるために必要な一切の手段は請負者がその責任において定めるものとされているが、自治体の仕様書では、仮設構造物に関し施工方法・使用機械等を規定している例がみられる。本仕様書の作成では、このような条項は請負者の施工任意性を著しく阻害するため、記述しないこととした。ただし、工事目的物の施工方法に関し、その行為自体が品質確保するための手段である場合は、当然施工方法についても共通仕様書に記述されるものである。

表－２　地方自治体における下水道工事仕様書の問題点例と仕様書体系化の記述方針

記述方針	基本方針	地方自治体における記載例	仕様書体系化における修正案
契約上の各者権限の明確化	監督職員（主任監督員、監督員等）の権限を明確にし、設計図書の記述の明確化、監督職員と受注者間の「指示」「承諾」「協議」等の行為を明確にする。	「配管完了後、**監督職員の指示する場合**、所定の圧力を保持する水圧試験を行わなければならない。」	この仕様書では、どのような場合監督職員が水圧試験を指示するのか明確でないため、以下のように修正する。「配管完了後、**設計図書に基づき**所定の……」
品質確保に関わらない行為の施工任意性の確保	工事目的物となる工種の品質に係わる施工方法等を除き、受注者の施工任意性を確保するため仕様書での作業方法に関する記述はしない。	「たて込み簡易土留機材の引き抜きは**トラッククレーン等で施工**しなければならない」	仮設構造物であるたて込み簡易土留に関し、トラッククレーン等での施工を義務づけることは**施工任意性を阻害するため、削除する。**また、本項目は工事目的物の品質に影響を及ぼさない。

３．３　下水道積算基準書の体系化方針

現在の下水道積算基準書は、単なる歩掛単価表の集合体ではなく、下水道独自のＡ、Ｂ、Ｃ代価表の階層からなる積算構成を持っている。本基準書は発注者サイドにおける積算作業だけを考えれば、利便性の高い積上げ構成となっているが、工事数量総括表（金抜き設計書）として、契約上明示すべき代価表の階層範囲が規定されていない。また、Ｂ、Ｃ代価を契約条件として明示した場合、仮設関係の工法･使用機械･労務人員など請負者の施工任意性を著しく阻害する代価表が、契約図書として工事数量総括表に記載されてしまう等の問題がある。(図－４参照)

現基準書の体系化方針として、第一に工事工種体系に沿ってレベル２～４を基準書のＡ～Ｃ代価表として１対１対応させることとした。表－３に現基準書と体系化する基準書の階層定義比較を示す。これにより、以下の点での積算･契約上の改善点がはかられると考える。

表－３　現下水道歩掛表と体系化する歩掛表の階層定義

下水道標準歩掛の代価記号	現標準歩掛	体系化する標準歩掛
A代価	積算便宜上の階層である。契約上明示する工事目的物と労務・仮設等の契約上明示されない項目が階層的に区別できない。	工事工種体系におけるﾚﾍﾞﾙ２とする。（工種として契約図書に明示される。）
B代価		同上、ﾚﾍﾞﾙ３とする。（ﾚﾍﾞﾙ３の内訳として、ﾚﾍﾞﾙ４の数量・単位・規格が契約図書として明示される。）
C代価		同上、ﾚﾍﾞﾙ４となる。ﾚﾍﾞﾙ４の数量・単位・規格は契約上明示されるが、その積算費用内容は、契約上明示しない項目であり、契約図書とならない。C代価内訳は細別モジュール表に相当する。
D～E代価	表現上のD～E代価はない。	積算上利用する歩掛り群である。細別モジュール内訳書内の施工歩掛項目に相当する。

本工事内訳

本工事内訳書

費目	工種	種別	細別	単位	摘要
本工事費					
	管路施設工				
		管布設工			
			内径○	m	A-1

土工や土留工の数量は１式であるが、掘削方法や土留め工法が指定されている。

A－１　内径　mm 管布設工

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
…管（管種）	内径 mm					
土工	土質 平均掘削深○m ○○掘削	式	1			掘削、埋戻、発生土処分 B-1-1
土留工	○○工法	式	1			B-1-2
管布設工		m	管渠延長			B-1-3
開削水替工		式	1			B-1-4 必要に応じて

水替工は施工方法、数量とも任意であることがわかる。

B－１－１　土　工

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
掘削工	○○掘削	m3				C-1-1
埋戻工	○○埋戻	m3				C-1-10～11
発生土	○○ t	m3				C-1-12

B 代価まで、表示する場合、数量・工法とも指定となる。

B－１－３　管布設工

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
管布設工		m				C-1-40～C-1-44
基礎工		m				C-1-45～C-1-46

C－１－43　硬質塩化ﾋﾞﾆﾙ管又は強化ﾌﾟﾗｽﾁｯｸ管　mm 布設工（人力）

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
特殊作業員		人				
普通作業員		人				
接着剤		g				
滑材		g				
計						

C 代価まで表示する場合、労務の数量、微少な材料の数量までが、指定となってしまう。

図－４　施工の指定と任意からみた積算基準の積算階層構成上の問題点

・体系化する基準書は下水道工事工種体系ツリーと同じ階層を持つため、契約上明示する代価が明確となり、契約内容（工事数量総括表）の標準・明確化、積算費用定義の統一化に寄与する。
・契約対象・変更となる工事目的物（レベル４に相当）の積算用単位、工事数量総括表用単位が規定され、設計変更、検収する際の単位が明確となる。また、指定する工事目的物、任意となる工事仮設物が、契約上明確となる。
・体系化された積算基準書はレベル４毎に利用できる歩掛かり群が記載され、使用できる歩掛かりの選択と適用条件の確認が容易となり、初心者にとっても積算の習熟が容易となる。

３．４　おわりに

現在下水道の整備が中小市町村に展開している今、本研究のテーマである工事共通仕様書の整備、積算基準書の体系化は、契約の透明性向上と共に発注者の積算合理化を支援する大きなツールとなるものと考えている。次年度以降は、これら図書の試案作成を行い、地方自治体への意見照会などにより、見直し・作成を行っていく予定である。

＜参考文献＞

１）「新土木工事積算大系の解説」監修、建設大臣官房技術調査室、発行、（財）経済調査会
２）例えば、「土木工事必携」監修、関東地方建設局企画部、発行、（社）関東建設弘済会

7．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　佐々木哲也
研究員　田本　修一

1．はじめに

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。

処理場施設の地震時液状化による浮上がり被害防止対策の１つとして、矢板締切り工法がある。処理場施設の浮上がりは処理場施設直下地盤と周辺地盤の上載圧の差により周辺の土が処理場施設底面に回り込むことにより生じるが、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。11年度は、動的遠心模型実験により、処理場施設の浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果の把握、および設計法の検討を行った。また、これまでに実施した管路施設の浮上がりに関する模型振動台実験[1]から、埋戻し部分を十分に締め固め液状化抵抗を高めることにより、管路の浮き上がり被害をある程度防止できることがわかっている。そこで本調査では、管路の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、実際に下水道管渠の埋戻しに用いられている埋戻し材の液状化試験を行い、その液状化抵抗特性を調べた。

2．地震時浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果に関する遠心模型実験

2．1　実験目的

処理場施設の浮上がり対策としての矢板締切り工法の効果の把握、および設計法の検討を目的に、特に、矢板と構造物の間隔、液状化層厚、矢板剛性等の影響に着目して動的遠心模型実験を行った。

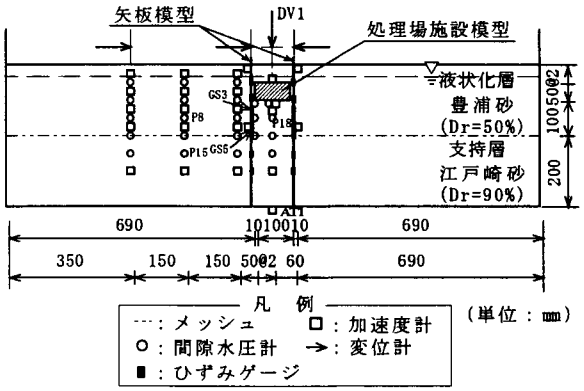


図１　実験模型(case7)

2．2　実験方法

実験条件を表１に、模型の概要を図１に示す。なお、表中の case1～4 は 10 年度に実施したものである。箱形土槽の中に、層厚 20 cm の支持層を作成し、その上に、処理場施設模型を埋設した層厚 20 cm の液状化地盤を作成した。ただし、case6 は支持層厚 15 cm、液状化層厚 30 cm である。処理場施設模型は、見かけの比重が表 1-1 の値になるように調整したアクリル製の箱を用いた。液状化層は東北硅砂７号を用いて、相対密度約 50 %を目標に空中落下法により作成し、支持層は江戸崎砂を突固めにより十分締め固めて作成した。模型矢板は、case2～7 では鋼板を用い、case8, 9 で

表１　実験条件

case	矢板板厚 (mm)	矢板剛性 EI (N·m²/m)	処理場施設と矢板の間隔 (mm)	模型密度 (g/cm³)	地下水位 G.L.- (mm)	液状化層厚 (mm)	地盤相対密度Dr(%)		加振条件	
							液状化層 (7号硅砂)	支持層 (江戸崎砂)	加振波形	加振加速度(G)
1	無対策	－	－	0.59	0	200	46.3	109.5	漸増sin波 60Hz	20
2	1.6	70.3	10	0.59	0	200	46.5	111.1		
3	3.2	562	10	0.70	0	200	44.3	111.5		
4	4.5	1563	10	0.59	0	200	44.5	113.1		
5	3.2	562	30	0.72	0	200	46.9	113.4		
6	3.2	562	10	0.72	0	300	44.3	123.9		
7	3.2	562	10	0.72	20	200	48.2	119.6		
8	5	459	10	0.72	0	200	46.7	121.8		
9	6	595	10	0.72	0	200	46.5	118.7		

は亜鉛板(板厚 0.4 mm) を所定の剛性となるように、波型に冷間加工したものを用いた。模型矢板は支持層に根入れし、下端は自由端とした。実験中、矢板に生じる曲げひずみ、変位、加速度、間隙水圧等を測定した。実験は 50 G の遠心場で行い、入力加速度として、加速度振幅が 20 波で 20 G まで漸増する 60 Hz の正弦波を入力した。

2．3　実験結果および考察

加振中の代表的な計測項目の時刻歴を図 2 に示す。過剰間隙水圧は、水平地盤部(P8)、模型下(P18)とも 0.1sec で液状化状態となっている。他のケースの過剰間隙水圧も同様の挙動を示した。浮上がり量の時刻歴を見ると、いずれのケースでも液状化状態になる 0.1 sec 頃から浮き上がり始めている。ひずみ(GS3, GS5)は、過剰間隙水圧が上昇する 0.1 sec になると振幅が増大し、振動しながら一方向に進行してゆく。そこで、既往の研究にならい、ここでは矢板に発生するひずみを振動成分と漸増成分に分けて検討を行った。

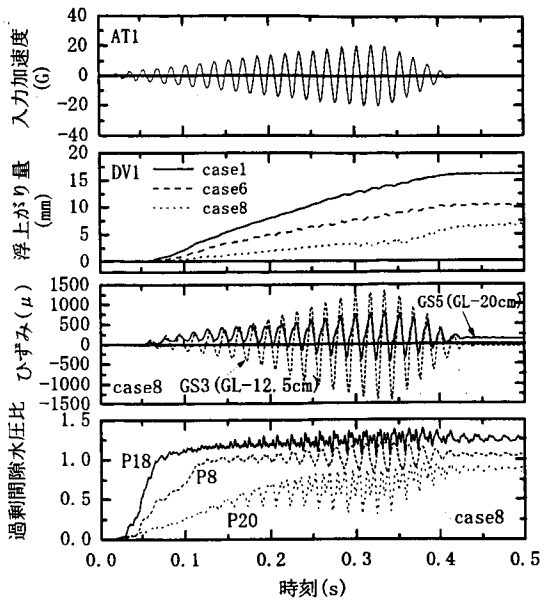


図 2　時刻歴

図 3 に矢板剛性と浮上がり量の関係図を示す。これより、矢板剛性が大きいほど処理場施設の浮上がり量は小さくなる傾向が見られる。矢板剛性のほぼ等しい case3 と case5～7 を比較すると、矢板と構造物の間隔が広いほど矢板と構造物の間の砂が構造物底面に回り込むため対策効果は小さくなる(case3 と 5)、液状化層が厚いほど効果は小さい(case3 と 6)、地下水位が低いほど対策効果は大きい(case3 と 7)、ことがわかる。

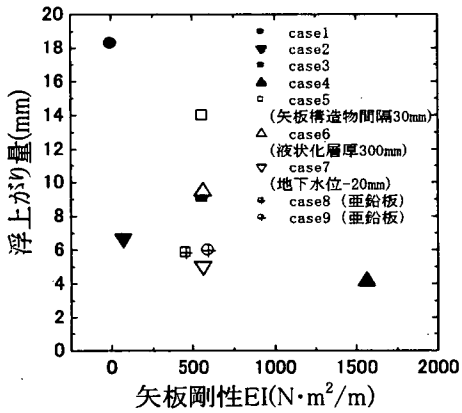


図 3　矢板剛性と浮上がり量の関係

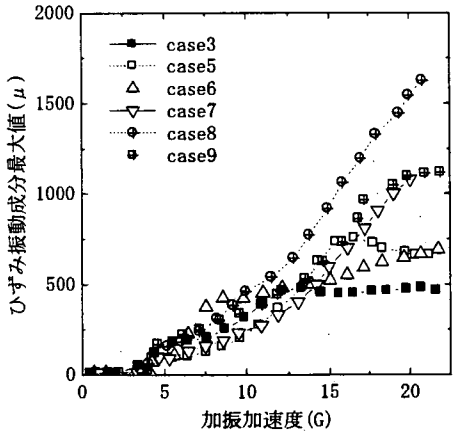


図 4　入力加速度と曲げひずみ振動成分の関係

図 4、図 5 に case3 及び case5～case9 の入力加速度とひずみの振動成分、漸増成分の各時点での最大値の関係をそれぞれ示す。ひずみの振動成分は各ケースともほぼ加振加速度と比例関係にあると言える。しかし、加振加速度が大きくなると比例関係とはならないケースも見られるが、これは支持層とした江戸崎砂層もこの時点になると過剰間隙水圧が上昇して支持層の剛性が低下し、矢板の変形モードが変化したためと考えられる。漸増成分は加振と共に増加する傾向にある。ただし、漸増成分のひずみが大きいほど浮上がり量が大きくなるとは限らず、これは、前述した支持

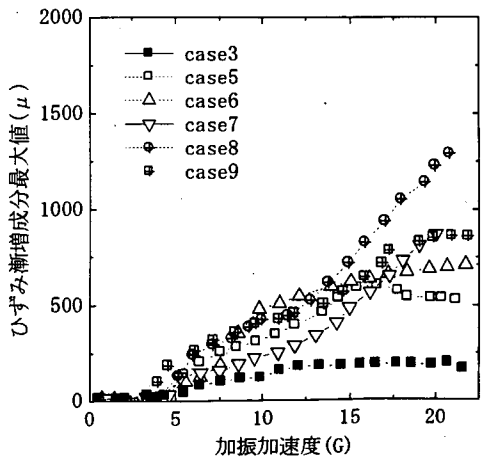


図 5　入力加速度と曲げひずみ漸増成分の関係

層の剛性低下による支持層の変形が影響していると考えられる。別途行った矢板の曲げ試験では case8, 9 の亜鉛板の降伏ひずみは約 1000μ であり、従って case8, 9 では矢板は降伏していると考えられる。そのため、case8 では漸増成分が進行しているものと考えられるが、浮上がり量は大きくなっていないことから、ある程度矢板が降伏しても対策効果は保たれるのではないかと考えられる。

既往の矢板締切り工法の設計法試案[2]では、土圧漸増成分として矢板内外の土圧差、土圧振動成分として Westargaard の動水圧を矢板内外に作用させ、矢板の断面力の照査を行う(図 6)。文献[3]にならい、実験を対象に相対剛性 ρ (=$(EI/b)/(\gamma_{sat}\cdot H^4)$)と無次元化した土圧振幅($P_d/(\gamma_{sat}\cdot Z\cdot(\alpha/g))$)の最大値との関係を検討した結果を図 7 に示す。図は加振加速度 10 G 時点のものである。図中には Westargaard の動水圧(P_d=7/8$\cdot\gamma_{sat}\cdot\alpha/g\cdot\sqrt{(z/H)}$)を併記した。なお、ここでの無次元化した土圧振幅は、土圧分布を Westargaard 式と同じと仮定し、矢板は自立壁としてモデル化して、実験値と同じひずみを生じさせる土圧振幅を逆算して求めた。これより、矢板として鋼板を用い、矢板剛性以外の条件が一定のケース (case2～4) では、相対剛性と無次元化した土圧振幅の間にほぼ比例的な関係がある。しかし、矢板と構造物の間隔の広い case5、地下水位の低い case7、亜鉛版を用いた case8, 9 はさらに土圧振幅は低下し、液状化層厚の厚い case6 では土圧振幅がそれらと比較して大きくなっている。この原因として、処理場模型の存在、地下水位以上の地盤の影響を考慮していないこと、さらに、case8, 9 の矢板模型は鋼板の模型と比較し自重がかなり小さいことから、矢板に生じるひずみには土圧だけでなく慣性力の影響も大きいことが考えられる。

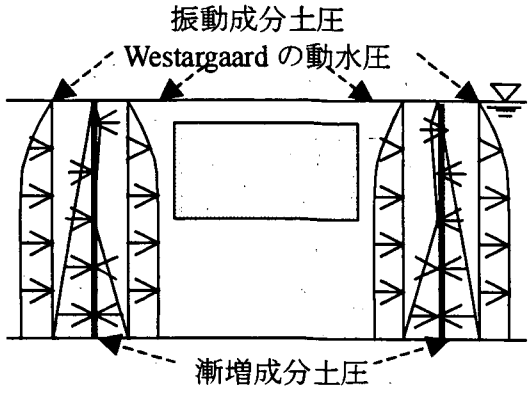


図 6　設計荷重

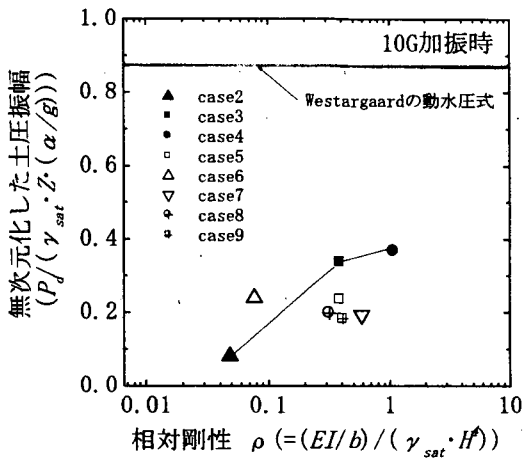


図 7　矢板相対剛性とモーメント振動成分の関係

3．下水管埋設に用いられる砂質土の液状化試験

3．1　試験目的

下水道管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、埋戻し材の液状化抵抗特性を調べた。

3．2　試験方法

液状化試験に用いた試料は、下水管等の埋戻しに用いられている材料を全国各地から取り寄せたものである。図 8 及び表 2 に試料の粒径加積曲線及び物理特性をそれぞれ示す。ただし、粒径の大きい礫分を多量に含む試料については、9.5mm ふるいを通し粒径の大きい礫分を除去したものを実験に用いた。図表中の試験粒度とは、ふるいを通した後の試料の粒度特性を表している。供試体は、締固め試験(A-b 法)で得られた最適含水比に試料を調整し、目標締固め度 D(=ρ_d/ρ_{dmax})が 85, 90, 95%となるよう層厚 20mm 毎に突き固めて作成した。液状化試験の供試体

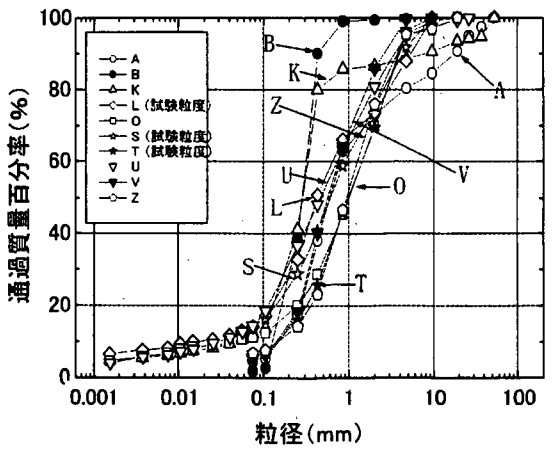


図 8　試料の粒径加積曲線

表 2　試料の物理特性

試料名			A	B	K	L*		O	S*		T*		U	V	Z
土粒子の密度 ρ_s (g/cm³)			2.69	2.79	2.68	2.65		2.65	2.64		2.66		2.66	2.67	2.62
粒度特性	粒度分布	礫分 (2mm以上) (%)	27	1	14	39	26	30	49	25	32	30	20	14	24
		砂分 (2～0.075mm) (%)	69	97	74	49	60	59	42	61	63	65	66	80	69
		細粒分 (0.075mm以下) (%)	5	2	12	12	14	11	9	14	5	5	14	6	7
	平均粒径 D_{50} (mm)		0.57	0.28	0.29	0.62	0.41	1.0	1.8	0.59	1.0	0.99	0.46	0.55	0.93
	均等係数 Uc		4.8	2.3	7.0	40	39	31	42	85	9.9	9.5	24	5.0	8.1
	曲率係数 Uc'		1.0	1.1	2.4	1.0	5.9	3.2	0.66	7.1	1.2	1.2	1.6	1.1	1.5
	最大粒径 (mm)		53.0	19	53	26.5	9.5	19	53	9.5	26.5	9.5	26.5	9.5	18
最大乾燥密度 ρ_{dmax} (g/cm³)			1.762	1.663	1.66	1.732	1.748	1.883	1.966	1.923	1.863	1.86	1.739	1.747	1.815
分類記号			(Spu)	(Spu)	[S-F]	[S-F]	(SG-F)	[S-F]	[G-F]	(SG-F)	(Spu)	[S-F]	[S-F]	[S-F]	[S-F]

＊：左欄は原材料、右欄は9.5mmふるいを通した後の材料（試験粒度）

の寸法は直径 50mm、高さ 100mm である。供試体の飽和は二重負圧法により行った。196kPa の背圧を与えて有効拘束圧 98kPa で等方圧密を行った。B 値は各ケースとも 0.95 以上であった。本研究では試料数の制約から、20 波毎に応力振幅比を段階的に増加させる漸増振幅載荷を行った。本試験に先立ち、試料 Z を用いて漸増振幅載荷による繰返し非排水三軸試験によって得られる液状化強度と、通常行われている応力振幅一定の繰返し非排水三軸試験によって得られる液状化強度との比較試験を行った。漸増振幅載荷試験の載荷条件は初期載荷応力振幅比を 0.1 とし、20 波毎に 0.025 ずつ段階的に増加する 0.1Hz の sin 波とした。なお、途中で圧密排水は行っていない。

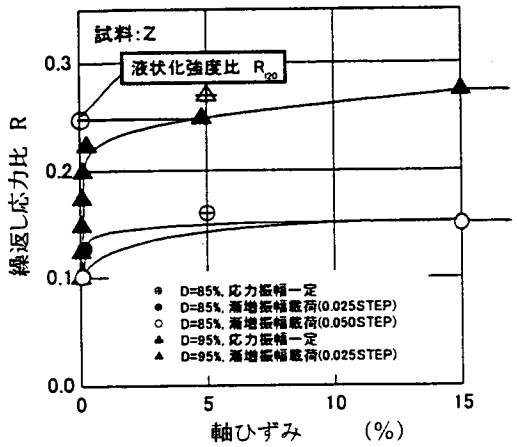


図 9　軸ひずみと繰返し応力比の関係

試験により得られた時刻歴から各応力振幅比終了時（20 波載荷後）の両振幅軸ひずみを図 9 に示すような軸ひずみと繰返し応力比の関係にプロットし、軸ひずみが 5%となるような繰返し応力比を液状化強度 R_{120} と定義した。

3．3　試験結果および考察

まず、漸増振幅載荷による繰返し非排水三軸試験と応力振幅一定の繰返し非排水三軸試験の比較試験の結果として軸ひずみと繰返し応力比の関係を図9に示す。この図より、いずれの締固め度においても漸増応力振幅比を 0.025 ずつ載荷した結果は、応力振幅一定の試験結果と比較して高々１割程度低くなっている程度である。これより漸増応力振幅比を 0.025 とした場合、載荷条件の違いによる液状化強度への影響は小さいものと考え、前述の載荷条件を決定した。

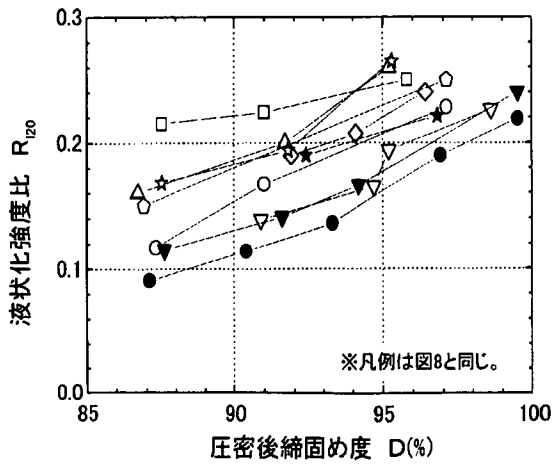


図 10　圧密後締固め度と液状化強度の関係

全試料のについて締固め度と液状化強度 R_{120} の関係を図 10 に示す。この図よりいずれの試料においても締固め度が高くなるほど液状化強度は高くなっていることがわかるが、締固め度が高くなると液状化強度が急増するという傾向は見られない。また、同じ締固め度でも試料により液状化抵抗は大きく異なることがわかる。一般的に下水管の埋戻し施工管理基準を締固め度で規定している機関では締固め度 D=90%としていることが多いが、今回の結果からは D=90%の液状化抵抗は全体的に低い結果となったこと

から、この基準値は液状化被害防止の観点からは十分とはいえない可能性がある。ただし、液状化抵抗の大きさと浮き上がり被害の有無の関係については、別途実験的な検討が必要である。

図 11 は締固め度 D=95%における液状化強度と各種粒度特性パラメータ(平均粒径、細粒分含有率、均等係数、曲率係数及び礫分量)との関係を示す。これらの図から平均粒径が小さく、礫分量も少なく、かつ均等係数及び曲率係数の小さい材料、すなわちきれいな砂であるほど液状強度が低くなる傾向にあることがわかる。

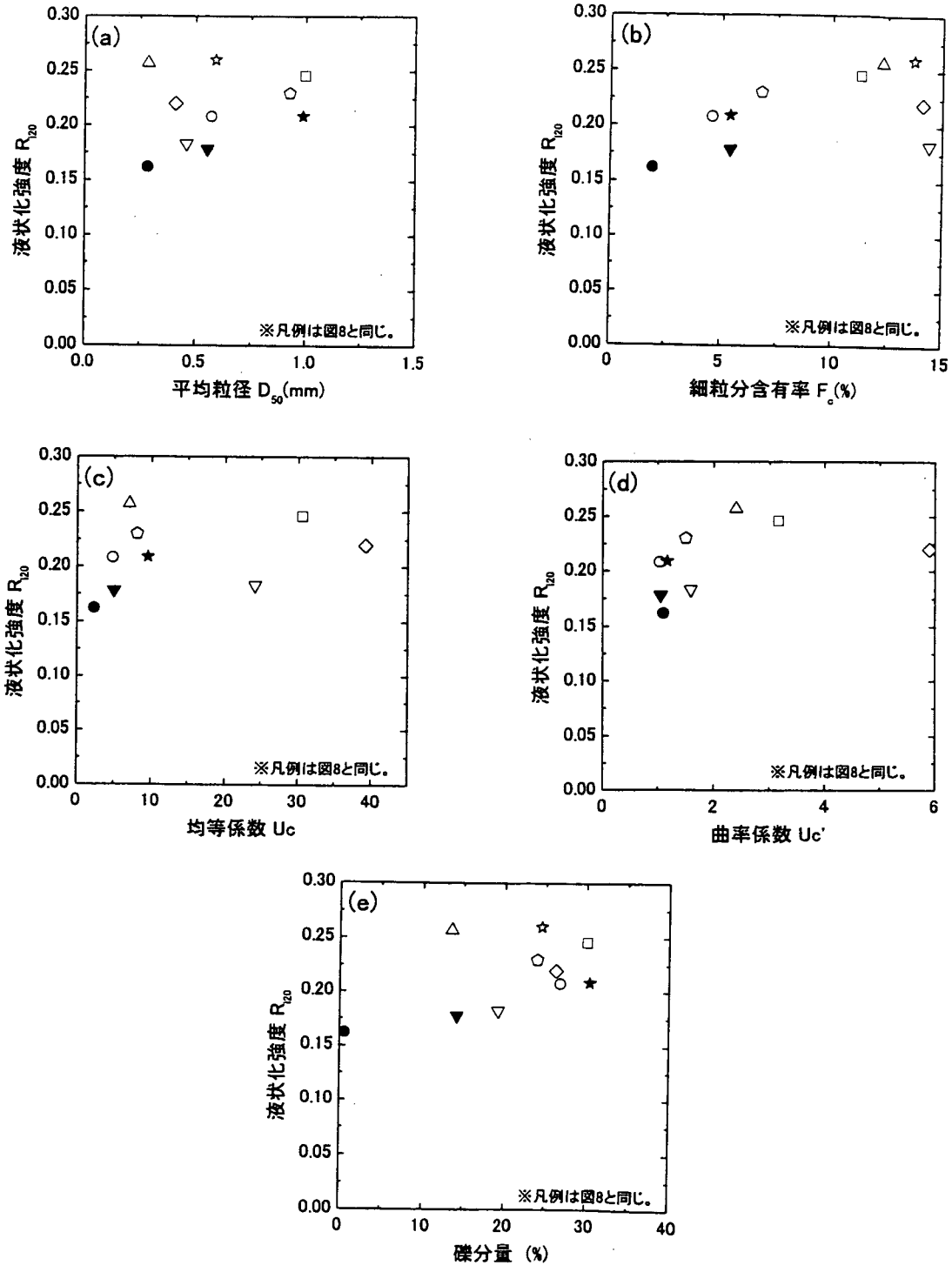


図 11　締固め度 D=95%における液状化強度と各種粒度特性パラメータとの関係

4．まとめ

4．1　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遠心模型実験

処理場施設の浮上がり対策としての矢板締切り工法の適用性について動的遠心模型実験により検討を行った。結果をまとめると以下のとおりである。1)液状化層が厚いほど、また矢板と構造物の間隔が広いほど浮上がり量は大きくなる。2)ある程度矢板が降伏しても対策効果が保たれると考えられる。3)矢板の曲げ剛性に応じて地震時土圧を低減できる。4)より合理的な設計には、構造物、地下水位以上の地盤の抵抗、矢板の慣性力を考慮する必要がある。

4．2　下水管埋設に用いられる砂質土の液状化試験

液状化被害を防止するために必要な埋戻し締固め管理基準の提案を目的として、下水管の埋戻し材を用いて液状化試験により検討を行った。結果をまとめると以下のとおりである。1) 締固め度が高くなると液状化強度は大きくなり、同じ締固め度で比較すると材料によって液状化強度は異なる。2) 一定の締固め度の下ではきれいな砂の液状化抵抗は小さくなる傾向にあった。3)今後の課題として、液状化抵抗の大きさと浮き上がり被害の有無の関係について別途実験的に検討する必要がある。

＜参考文献＞

1) 松尾，古関，佐々木，近藤，林：管路施設の地震時浮上がりに関する模型振動実験，土木研究所資料第3486号, 1997.
2) 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，1999.
3) 松尾，岡村，堤，斉藤：盛土液状化対策としての矢板締切り工法に関する振動台実験報告書，土木研究所資料第3539号，1998.

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
主任研究員　白崎　亮
研　究　員　岡安　祐司

1.はじめに

水質事故では、流出初期の迅速な対応が、被害の軽減という観点から効果的であるが、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、水質事故発生時に迅速な対応が図れることを目的として調査を行っている。なお、土木研究所では油の流出予測手法と油分及び毒物の検出技術の検討を担当している。

2.油の流出予測における先端位置の決定に関する検討

2.1 目的

油の流下・拡散予測を行う際には、ラグランジュ的な手法である粒子追跡計算を用いることが多いが、先端位置の設定方法によって到達時間の予測結果が影響を受ける。このため、先端位置の設定方法が予測結果にどのような影響を与えるのかを理解し、適切な設定手法を把握することを目的として予測計算を行った。

2.2 計算方法及び結果

粒子の運動は、i 番目の粒子の任意時刻 n Δ t における位置ベクトルを（X_i^n、Y_i^n：X(流下方向)、Y(横断方向)）と表記すれば、1タイムステップ後の粒子位置は以下の式となる。

$$X_i^{n+1} = X_i^n + U_R(Y_i^n)\,\Delta t + Rx \qquad (1)$$

$$Y_i^{n+1} = Y_i^n + Ry$$

U_R　は油粒子の移流速度、Rx、Ry は油膜の伸張効果や、河川水の拡散などを表す乱れ成分である。本年度の検討においては、一定の油の伸張効果のみを考慮し、時間変化は生じないとした。

乱れ成分 Rx、Ry は微少時間をΔ t とすれば、拡散係数 Dx、Dy より以下の式で求められる。

$$Rx = r_x\,(2\,Dx\,\Delta t)^{1/2}$$

$$Ry = r_y\,(2\,Dy\,\Delta t)^{1/2} \qquad (2)$$

ここで、ｒx、ｒyは平均０、標準偏差 1.0 の正規乱数とした。

以上の考え方により、予測計算を行った。計算条件を表－１に示す。

表－１　計算条件

	ケース1	ケース2
河川の幅(B)	500m	500m
拡散係数(D)	10^4cm2/s	10^5cm2/s
流速分布(u)	Umax=24cm/s Umin= 0cm/s	Umax=24cm/s Umin= 0cm/s
粒子個数	3000個	3000個

流速分布は中央で最大値、河岸で最小値となる
2次関数分布として設定

各ケースとも、それぞれ、先端位置を先端の１個、５個、９個、25 個、51 個および 101 個の平均位置とし

て計算を行った。その結果、１個の場合(全体の 1/3000 に相当)には、先端位置は他の場合よりも流下方向に進んだ結果となるが、乱れに左右され、時間的に大きく変動することがわかった。平均する粒子個数が 25 個程度になると、粒子位置(平均位置)は、全般に１個の場合に比べてに上流側に移動するが、複数の粒子の平均をとるため変動はかなり除去される。したがって、流出した物質の全体量と、先端位置として、その中でどの程度の割合の把握が必要であるかを考慮したうえで、粒子個数、先端位置の個数を設定する必要があることが確認された。

3.油膜先端位置の伝搬に関する検討

3.1 目的

油膜の先端位置について、川幅(B)、最大流速(U)、拡散係数(D)を因子とした場合の伝搬特性の把握を目的として、無次元化を行い、流下予測計算を行った。

3.2 計算方法及び結果

河川水中を広がる油膜の水平２次元の移流拡散方程式は次のようになる。

$$\frac{\partial C}{\partial t}+u\frac{\partial C}{\partial x}=Dx\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}+Dy\frac{\partial^2 C}{\partial y^2} \qquad (3)$$

この移流拡散方程式を以下の基準量で無次元化を行う。

$$t=\tau T_D=\tau\frac{B^2}{D_y},\quad y=\eta B,\quad x=\chi L_x=\chi cU\frac{B^2}{D_y},\quad u=\mu U \qquad (4)$$

さらに、次に示すペクレ数 $Pe_x=\frac{BU}{D_x}$ 、 $Pe_y=\frac{BU}{D_y}$ を導入し、ｃをχに含めて表現すると次式になる。

$$\frac{\partial C}{\partial \tau}+\mu\frac{\partial C}{\partial \chi}=\frac{1}{Pe_xPe_y}\frac{\partial^2 C}{\partial \chi^2}+\frac{\partial^2 C}{\partial \eta^2} \qquad (5)$$

このようにペクレ数を用いることにより、移流拡散方程式はペクレ数だけの無次元パラメータを含む式になる。

次に、計算条件を表－２に示す（C=0.1、粒子個数 3,000、先端位置は先端９個の平均と設定)。

表－２ 計算条件

ケース	川幅B (m)	流速差U (cm/s)	拡散係数D (cm2/s)	T_D (時間)	Lx (km)	Pe
1	100			2.8	0.24	24
2	200			11.1	0.96	48
3	300	24	10000	25.0	2.16	72
4	400			44.4	3.84	96
5	500			69.4	6.00	120
6		6		44.4	0.96	24
7	400	12	10000	44.4	1.92	48
8		36		44.4	5.76	144
9		48		44.4	7.68	192
10			1000	444.4	38.4	960
11	400	24	5000	88.9	7.68	192
12			50000	8.9	0.768	19.2
13			100000	4.4	0.384	9.6

ここで、B、D、U などの組み合わせは異なるが、ペクレ数が同じ数値をとる組み合わせの計算を比較し

たところ、無次元化を行った座標軸上（横軸 t/T_D、縦軸 x/L_x）ではほぼ同じ結果になり、無次元化及びペクレ数により先端位置の流下傾向が把握できることが明らかとなった。また、ペクレ数が拡散項に対して逆数として寄与しているため、ペクレ数が 72 程度以上の値を有する計算ケースでは先頭位置の流下傾向には大きな違いは見られなかった。

さらに、各パラメーターの違いによる計算結果を比較したところ次のような結果が得られた。

ケース 1 ～ 5 の比較より、河川幅が広いほど、河川流速に油の拡散速度が加えられて流下速度を大きくしていた。

ケース 4、6 ～ 9 の比較より、流速差が大きい、すなわちシアーが大きくなると、河川の流れと油の拡散効果が重ねられる効果は弱くなり、一定時間経過後は、河川流速に比べて油の流下を遅らせる効果があった。

ケース 4、10 ～ 13 の比較より、粒子投入直後は、拡散係数が大きいほど、河川流速に比べて下流側への変位が大きくなるが、時間が経過するにつて上流側への変位も大きくなる傾向があった。

4.油膜の広がりに関する検討

4.1 目的

粒子追跡計算結果から算出される分散係数と拡散係数との関係を把握することを目的として、解析を行った。

4.2 結果

2 章で求めた粒子位置から分散係数を算出すると、分散係数は時間とともに増加し、しだいに一定の値になった。定常で、流れにシアーの存在する場での断面平均濃度に対する Taylor による分散係数 Kt は、以下の式で求められる。

$$K_t=-\frac{1}{BDy}\int_0^B u'\int_0^y\int_0^y u'\,dydydy \qquad \text{Taylor の計算式} \qquad (6)$$

ここで、u' は平均流速からの流れの偏差である。

本検討で用いた 2 次式による流速分布を用いて計算すると次の式になる。

$$K=\frac{2}{945}\frac{U^2B^2}{Dy} \qquad (7)$$

2 章の計算で、粒子位置から算出される分散係数は、Taylor の計算式より算出される値に拡散係数を加えた程度の値となった。

5.油のサンプリング手法の検討

5.1 目的

油は河川水の表面を流下するため、表面水を効率的に採水する必要があるが、その方法は確立されていない。このため、複数の方法を用いて採水を行い、採水方法の比較検討を行った。

5.2 実験条件

約 30l の水槽に、A 重油を水道水 1l に対し 0.1mg、0.01mg、0.001mg 添加した試料を、3 種類のサンプリング方法で各 5 回採取し、蛍光光度法を用いて濃度の測定を行った。なお、採水量は各方法で同一となるようにした。

5.3 サンプリング方法

①横方向

内径 10cm、高さ 20cm の円筒形のガラス容器を、水平に水深 5cm まで沈め、両側からふたをして試料を採取した。

②縦方向

底を閉じた内径 10cm、高さ 10cm の円筒のガラス容器を、縦方向に水深 13 ～ 15cm まで水中に沈め、満水になったらふたをして試料を採取した。

③斜め方向

縦方向に用いた容器と同じ容器を用い、水面の油をすくうように試料を採取した。

5.4 実験結果

濃度 0.001mg/l の場合の実験結果を図-1 に示す。濃度 0.1mg/l、0.01mg/l の場合には、濃度 0.001mg/l の場合よりもさらに斜め方向の採水方法が効率的に油を採取できていた。この結果より、油のサンプリング方法としては、バケツなどによる採水を想定した斜め方向からの採水が、横方向や縦方向に比べて油を効率的に捕集できることがわかった。

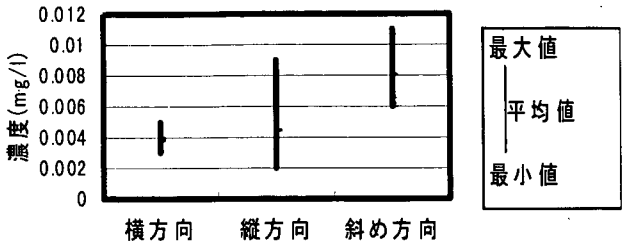


図-1　採取方法別濃度(0.001mg/l)

6.油の分析手法に関する検討

6.1 目的

蛍光光度法の分析可能範囲を把握するために、添加回収実験を行った。

6.2 実験方法

容量 200ml のビーカーに 5 種類の河川水 100ml を分注し、少量の n-ヘキサンに溶かした A 重油、軽油、ガソリンを 3 段階の濃度で添加し、蛍光光度法を用いて添加回収実験を行った。実験に用いた河川水の水質を表-3 に示す。なお、試料 E は、試料 B に砂泥を加えて、SS 濃度を増加させたものである。

表-3 河川水の水質

項目	A	B	C	D	E
SS(mg/l)	1	2	8	13	17
CODMn(mg/l)	2.8	0.9	3.3	6.3	-

6.3 実験結果

回収率の実験結果を表-4 ～表-6 に示す。

A 重油を添加した場合、濃度が 0.1mg/l では、0.5mg/l よりも回収率が低下した。また、濃度 0.1mg/l では、試料 D の回収率が他の試料よりも小さく、また、蛍光物質のバックグラウンド値も試料 D では他の試料よりも高くなっていたため、有機物の影響が示唆された。

軽油を添加した場合には、回収率は A 重油と同様の傾向を示したが、0.1mg/l の回収率の 0.5mg/l の回収率に対する低下の割合は、A 重油の場合よりも大きかった。

ガソリンを河川水に添加した場合には 1mg/l でも検出が困難であり、回収率も全体的に低い傾向があった。

この結果より、蛍光光度法を用いた油の分析は、有機物濃度の

表-4 添加回収実験結果(重油)

濃度(mg/l)	1	0.5	0.1
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	88	113	92
B	84	82	64
C	94	76	82
D	85	72	22
E	98	78	68

表-5 添加回収実験結果(軽油)

濃度(mg/l)	1	0.5	0.1
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	100	110	60
B	120	121	84
C	94	132	48
D	110	92	0
E	96	108	40

表-6 添加回収実験結果(ガソリン)

濃度(mg/l)	1000	100	10
試料	回収率(%)	回収率(%)	回収率(%)
A	66	66	73
B	50	30	37
C	63	35	33
D	52	37	42
E	69	38	36

影響を受ける可能性があること、油種によって検出可能な範囲に差があることが明らかとなった。なお、環境庁告示第59号によるn-ヘキサン抽出物質の測定方法では、検水量4000mlで定量範囲が0.5-50mg/lとなっており、重油や軽油では、蛍光光度法の方が分析方法として適している場合もあることがわかった。

7.油の濃度変化に関する検討

7.1 目的

油が流出後どのような挙動を示すのかを把握するために、河川水を用いて濃度変化を測定した。

7.2 実験方法

河川水100mlを容量200mlのビーカーに入れ、少量のn-ヘキサンに溶かしたA重油を10 μg/lの濃度となるように添加した試料を5本作製し、攪拌後静置した条件で、経時的に蛍光光度法により濃度を測定した。実験条件を表-7に示す。

表-7 実験条件

実験ケース	水温 (℃)	SS濃度 (mg/l)
ケース1	20	1～3
ケース2	10	10～20
ケース3	10	1～3

7.3 実験結果

図-2に示すように、どの実験条件でも、濃度は速やかに減少した。また、ケース1の水温が高い条件での濃度の減少が、ケース3よりも大きく、水温による揮発、生分解への影響が確認された。さらに、ケース2のSSが高い条件での濃度の減少は、ケース3と大きな違いはみられず、実験で用いた程度のSS濃度では、油の濃度の経時変化に影響を与えないことがわかった。

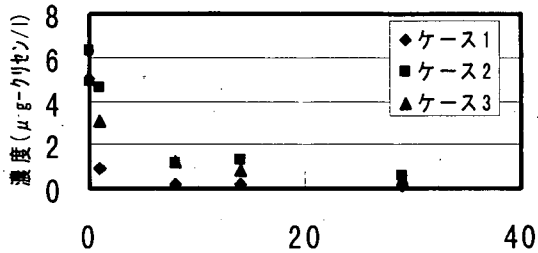


図-2 A重油濃度の経時変化

8.平成11年度のまとめ

・粒子追跡計算により油膜の先端位置を予測する場合には、全体のどの程度の割合の量までの平均位置を算出する必要があるかを考慮したうえで、先端位置として平均する個数を決定する必要がある。

・無次元化を行った座標軸上（横軸 t/T_D、縦軸 x/L_x）で、経過時間と油膜の先頭位置を計算したところ、流下傾向がペクレ数により異なることが確認され、同一のペクレ数では類似の流下傾向を有することがわかった。

・同一の最大流速を有する場合でも、河川幅が広いほど、油の流下は早くなることや、シアーが大きいほど、油の流下は河川流速に比べて遅れること、また、拡散係数が大きいほど、一定時間までは油の流下は河川流速に比べて早くなることがわかった。

・粒子追跡計算での粒子の広がりに関する分散係数は、Taylorの計算式より算出される値に拡散係数を加えた値で表現された。

・油のサンプリング方法としては、斜め方向から表面をすくうように採取することが、横方向や縦方向から採取するよりも効率的に油を採取できることがわかった。

・蛍光光度法は、油種によって感度が異なるとともに、SSの存在によって感度が低下することがわかった。

・A重油の揮発、生分解による濃度変化には水温が影響を与えることが確認された。

9.過去の成果を含んだまとめ

油の流下予測に関しては、ラグランジュ的な手法を用いる場合が多いが、この手法を用いて予測を行う際の留意点、及び流下の特徴以下にまとめる。

・油膜は一般的には表面を流下するため、表層流を用いて予測計算を行う必要がある。一般的には、水深方向に平均化した流れの 1.1 倍[1] とすることが多い。また、風の影響を考慮する必要もあり、直上風速の 0.03 を風圧流として表層流に加えて計算を行うことが多い。

・流下する油膜の先端位置の決定にあたっては、流出量に対して把握すべき先端の量を考慮して定める必要がある。

・油の広がりの拡散係数は 10^{3}～10^{5} cm^{2}/s と大きいため、油が広がっている間は、流速の小さい河岸でも、河川中央の最大流速に近い速度で油膜が伝搬する。

・油種によっては、溶解量が大きいものもあり、水深が川幅に対して大きい場合などでは、水中に溶解した油が、表層を流下する油よりも早く流下する可能性がある。

・無次元化を行った座標軸では、ペクレ数によって流下傾向が把握できる。

・油の採取方法に関しては、斜め方向から表面をすくうようにサンプリングを行うことが最も効率よく油を回収できる。

・蛍光光度法は、油種によって検出可能な範囲に差があり、回収率は SS の影響を受ける。

10.おわりに

本調査の成果は、各地方建設局等で実施された調査成果とともに、水質事故対策技術(1995 年版、建設省建設技術協議会技術管理部会水質連絡会編、技報堂出版)の改訂に活用する予定である。表-8 に、水質事故対策技術(改訂版)の目次(案)を示す。主な改定点としては、水質事故発生時における GIS を活用した流域情報支援システムの考え方や、異常水質の常時監視システムについての情報などを新たに盛り込むとともに、油流出などに対する対策工についても技術開発動向を把握し、最新の知見を記述する予定である。

表- 8 水質事故対策技術目次(案)

第1章	水質事故対応の概論
1.1	水質管理概論
1.2	水質事故の事例
1.3	水質事故対応の基本
第2章	検出・予測技術
2.1	水質モニター
2.2	流域情報管理システム
2.3	水質影響予測手法
第3章	水質事故対応調査手引き
3.1	水質事故事前準備ガイド
3.2	水質事故発生時の対応ガイド
第4章	水質事故対策技術各論
4.1	対策技術の概要
4.2	油事故対策
4.3	油以外の事故対策
第5章	資料
5.1	関係法規
5.2	水質事故対象物質
5.3	水質汚濁防止連絡協議会一覧

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

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　室長　田中　宏明
研究員　高橋　明宏
重点研究支援協力員　東谷　忠
同　矢古宇靖子
交流研究員　斎藤　正義

1．はじめに

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。

11 年度は処理水の放流を停止した河川において調査・検討を行うとともに、平成８～10 年度の調査で得られたデータの解析を行った。

2．調査方法

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と考え、今回の調査対象河川として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を選定した。従って調査対象河川では自然系や特定の難しい負荷源からの流入が少なく、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。

本調査は５つの河川を対象としており、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す。また、表－１に各下水処理場の概要を示す。

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最高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Ｂ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として上流部（処理水の放流口から190m地点）、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、流量のすべてが処理水となっている水路である。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として中流地点（放流口から750m地点）、St.3として下流地点（放流

口から3,300m地点）、St.4として水路末端付近（放流口から4,650m地点）の４地点で行った。

④ｄ川：この河川は水源から約5,000m下流地点にＤ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100m地点）の３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。

表－１　調査対象処理場の概要および採水地点

処理場	処理方式	消毒方法	処理水量（m^3/日）	放流先	調査年度
A	標準活性汚泥法 ＋急速ろ過	塩素	144,000 (高度処理 72,000)	修景用せせらぎ(ａ川) （全量処理水）	平成８年 ～10年
B	硝化内生脱窒法 ＋ＰＡＣ注入＋急速ろ過	オゾン	53,000	修景用せせらぎ(ｂ川) （全量処理水）	平成８年 ～10年
C	標準活性汚泥法 ＋急速砂ろ過	オゾン	300,000	修景用せせらぎ(ｃ川) （全量処理水）	平成８年 ～9年
D	嫌気好気活性汚泥法	塩素	27,000	都市河川(ｄ川) （処理水量＞河川水量）	平成８年 ～10年
E	嫌気好気活性汚泥法＋急速砂ろ過＋礫間接触酸化	塩素	65,200	都市河川(ｅ川) （処理水量＝河川水量）	平成９年 ～11年

２．２ 調査頻度及び調査項目

・平成8年～10年の調査は、原則として春期、夏期、秋期および冬期の年４回、平成11年の調査は秋及び冬の年2回実施した。

・水質は一般項目(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，総残留塩素等を調査した。

・水生生物は植物プランクトン，動物プランクトン，付着藻類，水生植物，底生動物，魚介類を調査した。

３．結果および考察

３．１ 水質

３．１．１処理水のみが流れるせせらぎの水質

各調査地点の水質について、主な項目について表－２に示す。下水処理水のみを流すせせらぎにおいて、上流地点から流下方向への共通する水質の変化

表－４　e川の水質測定結果

地点	st. 1		st. 3			
条件	秋	冬	放流有・秋	放流有・冬	放流無・秋	放流無・冬
水温	15.4	9.3	19.3	13.5	23.2	12
DO	7.6	7	7.4	6.8	9.6	7.4
残留塩素	－	－	ND	ND	－	－
BOD	4	5	2	3	2	3
NH4-N	0.8	2.1	0.4	0.3	0.03	1.3
NO3-N	1.5	0.8	7.4	7.6	0.8	2.9
T－N	4.6	5.7	11.6	10	1.82	5.1
T－P	0.37	0.87	1.11	0.79	0.35	0.29

単位：mg/l　ND：not detect　－：測定せず
放流無・秋と放流無・冬は１回の、他は２回の調査の平均

としては、水温が流下に伴い変化し、夏期は上昇、冬期は低下することがあげられる。特にａ川、ｃ川では下流地点の平均水温が上流地点に比較して２℃以上低下しており、水温の変化が大きかったと判断される。しかし、ＢＯＤや窒素、りん等はほとんど変化が認められなかった。また、各せせらぎの特徴としては、ａ川では消毒用塩素の残留が放流口だけでなく、下流地点においても確認されることがあったが、その濃度は流下に伴い低下すること、ａ川、ｂ川のりん濃度は一般的な下水処理場（高度処理が未実施）と比較して非常に低いことがあげられる。ｂ川、ｃ川の残留塩素濃度は、処理水の消毒にオゾン法を採用しているため、測定項目としていない。

表－３ 処理水と放流先の都市河川の水質（平均値）

	d川			e川		
	st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3
水温	16.2	20.1	19.2	17.6	21.5	20.3
DO	14.3	7.9	9.1	7.4	7.7	8.0
残留塩素	—	0.1	0.1	ND	ND	ND
BOD	1.1	1.4	1.3	4.6	0.8	2.1
NH4-N	0.0	0.1	0.1	1.1	0.0	0.3
NO3-N	6.2	9.8	9.5	1.0	9.0	7.3
T－N	6.7	10.8	10.2	4.2	10.1	9.5
T－P	0.04	0.80	0.64	0.47	0.68	0.76

－：測定せず、ND：検出下限値以下、
単位：水温のみ℃、その他はmg/L

表－４ e川の水質測定結果

地点	st. 1		st. 3			
条件	秋	冬	放流有・秋	放流有・冬	放流無・秋	放流無・冬
水温	15.4	9.3	19.3	13.5	23.2	12
DO	7.6	7	7.4	6.8	9.6	7.4
残留塩素	—	—	ND	ND	—	—
BOD	4	5	2	3	2	3
NH4-N	0.8	2.1	0.4	0.3	0.03	1.3
NO3-N	1.5	0.8	7.4	7.6	0.8	2.9
T－N	4.6	5.7	11.6	10	1.82	5.1
T－P	0.37	0.87	1.11	0.79	0.35	0.29

単位：mg/l　ND：not detect　－：測定せず
放流無・秋と放流無・冬は1回の、他は2回の調査の平均

３．１．２　下水処理水が流入する都市河川の水質

各調査地点の水質について、主な項目を表－３に示す。都市河川に下水処理水が流入した場合の主な水質変化として、水温の上昇と汚濁物質濃度の変化があげられる。今回調査した２つの河川においては、下水処理水は河川水よりも常に水温が高く、下流地点は下水処理水の影響を受けて上流地点に対して年間平均で３℃程度の水温上昇が確認された。汚濁物質については、処理水の水質レベルと河川水の水質レベルにより決まり、処理水の流入で濃度が上昇する（ｅ川の NO_3－N）場合や逆に濃度が減少する（ｅ川のＢＯＤ）場合があった。また、ｄ川においては上流地点では残留塩素は検出されなかったが、放流水の影響を受け下流地点では検出されている。

３．１．３　処理水の放流停止と河川水質の変化

ｅ川において平成 11 年度の秋・冬に行った調査結果および平成 9～10 年の秋・冬の調査結果の概要を表－４に示す。この表で、上流地点の秋及び冬、放流口下流地点の放流無・秋及び放流無・冬は処理水の影響を受けていない河川の自流の測定結果である。測定結果から、河川の水質は下水処理水の流入により水温、Ｔ－Ｎ及びＴ－Ｐの値が上昇する事が示唆され、このうちＴ－Ｎの増加は主として NO_3－N に由来していた。また下水処理水の放流に由来する残留塩素は検出されなかった。

３．２生物相

生物相について評価するため、平成８年～10年に実施した現地調査の結果から、付着藻類及び底生生物の多様性指数（shanonn）及び汚濁指数を求めた。以下にそれぞれの特徴及び求め方を述べる。

多様性指数とは、生物群集を構成する種の多様性を数値化したものであり、生物種が多ければ多いほど、また種類と密度が均一であればあるほど高い。ただし、１種が優先的になってしまうような生物群集の場合、環境との対応がとれないこともある。

$$多様性指数 = -\sum_{i=1}^{S} P_i \log_2 P_i$$

Ｓ：生物群集内の種類数

P_i：ｉ番目の主に属する個体の数が総個体数の中に占める割合

汚濁指数は生物の群集構成による河川の水質階級の算定方法であり、出現した生物種の汚濁に対する耐性とその出現数から求める。

汚濁指数＝Σ（ｓ×ｈ）／Σｈ

ｈ：出現頻度の例（データにより区切りとする細胞数や段階数を変化させる）

１＝1,000細胞／cm2未満

２＝1,000細胞／cm2以上から100,000細胞／cm2未満

３＝100,000細胞／cm2以上

ｓ：汚濁階級

１＝貧腐水性指標種

２＝β中腐水性指標種

３＝α中腐水性指標種

４＝強腐水性指標種

また、汚濁指数と水質階級の関係は次のようである。

1.0～1.5＝汚濁は非常に少ない（貧腐水性）

1.6～2.5＝汚濁は中くらい（β中腐水性）

2.6～3.5＝汚濁は強い（α中腐水性）

3.6～4.0＝汚濁は非常に強い（強腐水性）

３．２．１処理水のみが流れるせせらぎの生物相

処理水のみが流れるせせらぎａ川、ｂ川、ｃ川の水生生物の多様性指数を表－５に、汚濁指数を表－６にまとめて示す。多様性指数については平均値でみるとａ川の付着藻類、ｃ川の付着藻類と底生生物の多様性指数が流下に伴い上昇している。しかし、汚濁指数についてはほとんど変化していない。表－２に示した水質の測定結果より多様性指数の変化要因を推察すると、ａ川については既に報告[3]したようにSt.1では残留塩素に対する耐性が高いとされている*Chlorolobion*が特異的に優先し、流下に伴い*Chlorolobion*の存在比が低下していたことから、残留塩素濃度が減少したことが付着藻類の種類の変化に寄与していることが推察される。また、流下に伴い水温が変化していることから水温の影響も考えられる。ｃ川についてはＢＯＤや栄養塩類の変化がほとんど無く、変化が顕著であったのは流下に伴う平均水温の低下のみであった。水温については、上流地点では水温が下水処理水の水温に支配され変化が小さいのに対し、下流地点では流下に伴い気象条件等の影響を受け水温の変化が大きくなると考えられ、このことが水生生物の多様性を増加させるのに寄与したと推察される。また、ｃ川はａ川と異なり底生生物の多様性指数も増加しているが、このことから、付着藻類と底生生物の多様性指数が同じ要因により影響されないことや影響を受ける水質要因の濃度範囲が異なることが推察される。

表－５　処理水のみが流れるせせらぎにおける水生生物の多様性

		a川			b川			c川			
		st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4
付着藻類	最大	1.1	1.1	2.5	2.4	3.8	2.5	2.3	3.3	3.6	3.9
	最小	0.1	0.5	0.1	0.3	1.3	0.2	0.4	0.1	0.5	0.9
	平均	0.5	0.8	1.2	1.4	2.7	1.4	1.5	1.6	2.1	2.5
底生生物	最大	2.2	2.0	1.5	2.7	2.4	2.4	2.4	3.6	3.4	3.1
	最小	0.0	1.0	0.1	0.9	0.9	1.2	0.1	1.1	1.6	1.2
	平均	0.8	1.5	0.9	1.9	1.8	1.7	1.7	2.0	2.4	2.4

表－６　処理水のみが流れるせせらぎにおける水生生物の汚濁指数

		a川			b川			c川			
		st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3	st. 4
付着藻類	最大	3.7	3.1	2.9	3.1	2.8	3.1	3.0	3.1	3.1	2.9
	最小	2.0	2.0	2.4	2.6	2.4	2.5	2.7	2.6	2.5	2.3
	平均	2.8	2.6	2.5	2.8	2.6	2.6	2.9	2.7	2.8	2.7
底生生物	最大	3.5	3.3	3.4	3.3	3.5	3.0	3.7	3.1	2.7	3.2
	最小	1.0	1.7	2.1	2.0	1.8	1.0	2.4	2.3	1.3	2.0
	平均	2.6	2.6	2.8	2.7	2.7	2.4	3.0	2.7	2.2	2.6

３．２．２下水処理水が流入する都市河川の生物相

下水処理水が流入する都市河川ｄ川、ｅ川の水生生物の多様性指数を表－７に、汚濁指数を表－８に示す。多

様性指数については、平均値で見ると下水処理水放流口（St.2）の付着藻類が河川の上流および下流に比べて低い傾向がみられる。しかし底生生物についてはこのような傾向は見られなかった。汚濁指数については、付着藻類では処理水放流口の汚濁指数が河川の上流および下流地点に比べて高くなる傾向が見られた。しかし、底生生物の場合e川においては放流口の汚濁指数が他の地点よりも低く、付着藻類の結果とは異なる傾向を示していた。

しかし、放流口の上流地点と下流地点を比較すると、多様性指数および汚濁指数に関しては下水処理水が流入することによる顕著な影響は確認されなかった。

表－3に示した水質の測定結果より付着藻類の多様性が変化した要因を推察すると、下水処理水の水温は本川よりも高く、また年間を通じて安定しているため、本川よりも放流口の多様性指数が低くなっていることが推察される。また、**3．2．1処理水のみが流れるせせらぎの生物相**で対象としているせせらぎと異なる点として、都市河川では上流域より付着藻類が流下して上流地点および下流地点が植種を受けるのに対し、下水処理水放流口はそのような植種がほとんど期待できないといったことも多様性指数を低くしている原因の1つと推察される。

3．2．3処理水の放流が停止した場合の水生生物の変化

付着藻類を測定した結果のうち、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－9に示す。付着藻類の最優占種を比較すると、上流地点では秋と冬では最優占種が異なっているのに対し、処理水の放流がある下流地点では秋と冬の最優占種が同じであったが、処理水の放流が停止した後は、秋と冬の最優占種が異なっていた。このことより、下水処理水の放流先では水質や水量が安定しているため、特定の付着藻類が生育しやすく、自然の条件に比べて生育している種の変化が抑えられることが推察される。

表－7 処理水が流入する都市河川における水生生物の多様性指数

		d川			e川		
		st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3
付着藻類	最大	3.9	2.5	3.7	3.7	2.3	2.9
	最小	2.1	1.5	1.1	0.9	1.3	0.5
	平均	3.0	2.0	2.9	2.7	1.7	2.2
底生生物	最大	2.3	3.2	3.0	2.8	2.8	2.8
	最小	0.3	1.5	0.2	0.2	0.0	1.2
	平均	1.4	2.1	1.6	1.4	1.5	1.9

表－8 処理水が流入する都市河川における水生生物の汚濁指数

		d川			e川		
		st. 1	st. 2	st. 3	st. 1	st. 2	st. 3
付着藻類	最大	2.6	3.4	2.8	2.9	4.0	2.7
	最小	2.3	2.6	2.3	2.6	3.0	2.5
	平均	2.5	3.0	2.5	2.7	3.3	2.6
底生生物	最大	3.5	3.4	3.1	4.0	3.5	4.0
	最小	3.0	2.7	2.7	1.8	1.0	1.0
	平均	3.2	2.9	2.9	3.3	2.1	2.9

表－9 下水の放流が変更される前後のe川の付着藻類優占種

地点		上流		下流			
条件		秋	冬	放流有・秋	放流有・冬	放流無・秋	放流無・冬
属名	1位	*Pinnularia* 珪	*Nitzschia* 珪	*Homoeothrix* 藍	*Homoeothrix* 藍	*Microcystis* 藍	*Navicula* 珪
	2位	*Nitzschia* 珪	*Phormidium* 藍	*Phormidium* 藍	*Stigeoclonium* 緑	*Cladophora* 緑	*Phormidium* 藍
	3位	*Navicula* 珪	*Stigeoclonium* 緑	*Pinnularia* 緑	*Achnanthes* 珪	*Xenococcus* 藍	*Nitzschia* 珪
細胞数 (cells/cm2)	1位	1100000	1400000	1200000	4800000	2000000	230000
	2位	800000	1100000	260000	1100000	340000	110000
	3位	320000	1100000	190000	870000	310000	85000
総出現属数		33	38	36	42	39	47
総細胞数(cells/cm2		2690000	6689000	2304000	8960000	3868000	961000

底生動物を測定した結果のうち、出現種数と1m²あたりの出現個体数の多かった上位3種を表－10に示した。底生動物は付着藻類と異なり、上流地点と処理水を放流している下流地点

表－10 下水の放流が変更される前後のe川の底生動物優占種

地点		上流		下流			
条件		秋	冬	放流有・秋	放流有・冬	放流無・秋	放流無・冬
属名	1位	エリユスリカ亜科	ミズミミズ科	エリユスリカ亜科	ミズミミズ科	ミズミミズ科	ミズミミズ科
	2位	ユスリカ属	エリユスリカ亜科	ミズミミズ科	ユスリカ属	サカマキガイ	ユスリカ属
	3位	ミズミミズ科	ユスリカ属	イトミミズ科	エリユスリカ亜科	アタマビル	イトミミズ科
個体数 (個体/m2)	1位	562	33278	48	4473	5156	3106
	2位	44	592	28	383	2131	921
	3位	30	205	6	340	537	289
総出現種類数		10	11	10	13	14	12
総個体数(個体/m2		780	34224	106	5554	9958	4506

の優占種が非常に似ている。また、処理水の放流が停止した後の変化も顕著ではない。この結果および上流地点と下流地点の河床の構造が同じであることより、底生動物は付着藻類に比べ、河床材料等の影響を受けやすく、付着藻類よりも水質の変化に影響を受けにくいことが推察される。

4．まとめ

平成8～10年度に実施した調査の水質データを整理した結果、処理水のみが流れるせせらぎでは流下に伴う栄養塩濃度やＢＯＤ（有機汚濁）はほとんど変化しないが、消毒成分（残留塩素）の減少や、水温の変化（夏期は上昇、冬期は低下）が起きていることが確認された。このようなせせらぎに生成する生物相の特性を多様性指数および汚濁指数を指標として評価した場合、残留塩素の減少や水温の変化が水生生物の多様性指数を上昇させる要因となっていることが推察された。しかし、多様性指数や汚濁指数に明確な変化が見られない地点においても既に報告[3]したように優占する種や出現種が変化することを確認しているだけでなく、今回用いた評価手法に関しても多様性指数は出現種が変われば変化する可能性があるが、汚濁指数は出現種が変化してもその出現種が属する汚濁階級が同じであれば変化しないという特性があることから、さらに他の評価手法についても検討する必要があると考える。

下水処理水が流入する都市河川では処理水の流入による水質変化としては、水温の上昇と汚濁物質の濃度変化が確認された。生物相については処理水放流口の多様性指数が低くなる傾向が見られている。この原因としては下水処理水の安定性（水温、水量）や付着藻類の植種等の要因が推察された。

一方処理水の放流が停止した場合の水生生物相の変化としては、従来に比べて季節による付着藻類の優占種変化が明確になっていることがあげられる。このことは、下水処理水の放流は水質や水量を安定させ、自然の条件に比べて生育する種の変化を抑制することが推察される。しかし、底生動物は放流停止による変化が明確ではなく、付着藻類に比べて水質の変化により影響を受けにくいことが推察される。

今回の検討から、水生生物の生物相に影響を与えている水質項目としては、水温や残留塩素の影響が大きいことが推察された。しかし、本調査の水質分析は試料をスポットで採水しており、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必ずしも十分とは言えない。今後は、処理場で把握している水質データとの比較なども必要と考えられる。また、今回のデータからは栄養塩類の濃度が水生生物に与えている影響を明確にすることができなかったが、水生生態系を支える藻類の増殖（基礎生産）については栄養塩類濃度の影響があると考えられるし、毒性物質が水生生物に影響を与えている可能性もある。今後は栄養塩濃度が水生生物に与える影響を把握しやすい調査地点でのデータ収集や生物への影響を考慮してバイオアッセイ等の測定も組み合わせて研究を進めることが有用と考えられる。

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.

3) 建設省土木研究所：平成10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3661号,pp261-266, 平成11年8月

Ⅷ．測量及び試験費による研究

1．流域における原虫類実態調査

三次処理研究室　　室　長　鈴木　穣
研究員　諏訪　守

1．はじめに

埼玉県越生町で発生したｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞ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ﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞ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，９千人近い感染者が発生した[1]。一方，関東圏内の主要河川で行ったｵｰｼｽﾄの実態調査では，検出濃度・割合とも低いが，ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ，大腸菌群数，SS濃度の上昇時にｵｰｼｽﾄの検出傾向が示された[2]。このため，流域の土地利用が異なる河川で，降雨時の汚濁負荷上昇時における原虫類の汚染状況の把握を目的として実態調査を行った。

なお，本調査は関東地方建設局の委託を受け平成10年度から実施している。

2．調査方法

11年度の調査は，以下に示す関東圏内の２河川（Ｂ，Ｃ河川）を対象とした。降雨時の汚濁負荷上昇時に採水を行い，原虫類をはじめ大腸菌群数，ふん便性大腸菌群数，腸球菌群数，BOD，COD(Mn)，SS，T-N，NH4-Nを測定した。

なお，原虫類（ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑのｵｰｼｽﾄ，ｼﾞｱﾙｼﾞｱのｼｽﾄ）や他の水質項目の測定方法は，10年度に行った調査と同一である。

2.1 Ｂ河川の調査

調査対象の流域面積は約11km²，延長距離約7.4km，流域人口は約100千人である。Ｂ河川流域のほとんどが市街地であり，下水道普及率は約80％（下水排除方式は合流式）である。

2.2 Ｃ河川の調査

調査対象の流域面積は約3.2km²，延長距離約1.6km，流域のほぼ100％が森林である。

3．調査結果およびまとめ

3.1 Ｂ河川の調査結果

調査対象とした流域における降雨状況を図-1に，河川の水位・流量の推移を図-2に示す。時間雨量の最大は10mm，累積雨量は62mmであった。河川水位・流量は調査開始から約13時間でﾋﾟｰｸに達し，その後約17時間経過後に水位・流量が元のﾚﾍﾞﾙにまで低下した。この時の原虫類の調査結果を表-１に示す。調査開始時と調査開始から６時間後にはｵｰｼｽﾄは不検出（検出限界値0.05個/ℓ）であったが，８時間後には0.29個/ℓ検出され，8.5時間後には1.4～1.7個/ℓに上昇，10.5時間後では0.40個/ℓ，約12～15時間後では0.10～0.30個/ℓとなった。また，調査開始から15.5時間以降の河川水からは，ｵｰｼｽﾄは検出されていない。調査開始から約8.5時間でｵｰｼｽﾄ濃度はﾋﾟｰｸに達しているが，河川水位・流量がﾋﾟｰｸに達した約13時間後の時点では，ｵｰｼｽﾄ濃度は減少している。同様にシスト濃度も8.5時間で約290個/ℓに上昇しているが，約13時間後には約20個/ℓに減少している。

他の水質項目との関係として，図-3～5に各々の濃度推移を示す。河川流量・水位がﾋﾟｰｸに達する以前の8.5時間付近で，ほとんどの水質項目が最大値を示しており，この時点でのｵｰｼｽﾄ濃度は最大値であった。また，各水質項目の負荷量について図-6～7に示すが，8.5時間付近でほぼ最大値に近い値となっている。

3.2 Ｃ河川の調査結果

調査対象とした流域における降雨状況を図-8に，河川の水位・流量の推移を図-9に示す。時間雨量の最大は８mm，累積雨量は21mmであった。河川水位・流量は調査開始から約８時間でﾋﾟｰｸに達し，その後約６時間経過後に水位・流量がほぼ元のﾚﾍﾞﾙにまで低下した。この時の原虫類の調査結果を表－2に示す。Ｃ河川では調査開始から終了までの全ての測定試料において，ｵｰｼｽﾄは検出されなかった（検出限界値:0.05～0.1個/ℓ）。

他の水質項目の分析結果は特に図には記さないが，水位・流量がﾋﾟｰｸに達した時点で，ほとんどの水質項目は最大値を示したが，ふん便性大腸菌群数や腸球菌群数に関しては，大きな濃度変動が見られなかった。また，各水質項目の負荷量は，NH4-Nに関しては，他の水質項目と比較して大きな負荷量の増加が見られなかった。ふん便性大腸菌群や腸球菌群に関しても，水位・流量がﾋﾟｰｸに達した時点で，１ｵｰﾀﾞｰ程度の負荷量の上昇が見受けられたが，10年度に調査を行ったＡ河川（農村部：推定負荷は家畜由来），今回のＢ河川での調査結果と比較すると，その上昇割合は小さかった。

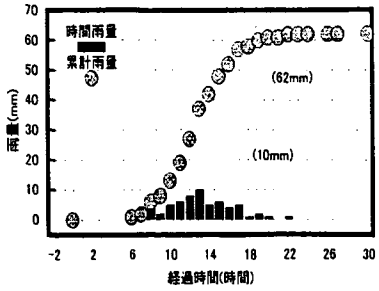


図-1 流域における降雨状況

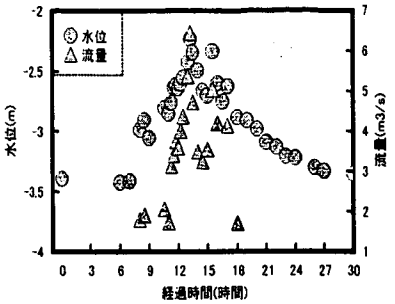


図-2 河川水位と流量の推移

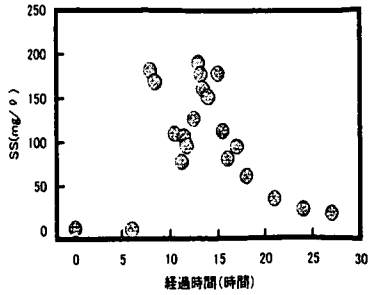


図-3 SS濃度の推移

表-1 オーシストとシスト濃度の推移

経過時間 (時間)	集積液作成法1 オーシスト (個/l)	シスト (個/l)	検出限界値(個/l)	集積液作成法2 オーシスト (個/l)	検出限界値(個/l)
0(開始)	不検出	0.80	0.05	-	-
6.0	不検出	0.20	0.05	-	-
8.0	-	124	-	0.29	0.10
8.5	1.70	289	0.85	1.40	0.10
10.5	-	78.0	-	0.40	0.10
11.75	-	-	-	0.30	0.10
13.25	0.19	19.8	0.10	0.25	0.12
15.0	-	6.2	-	0.10	0.10
15.5	-	-	-	不検出	0.05
18.0	-	-	-	不検出	0.05

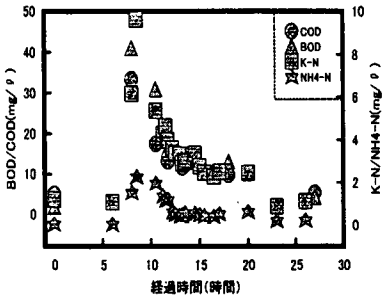


図-4 COD等濃度等の推移

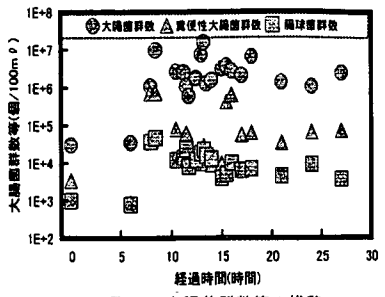


図-5 大腸菌群数等の推移

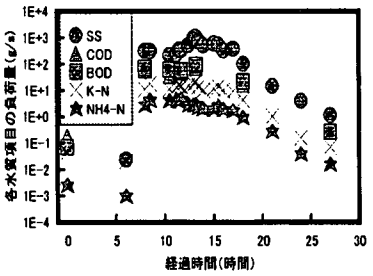


図-6 各水質項目の負荷量推移

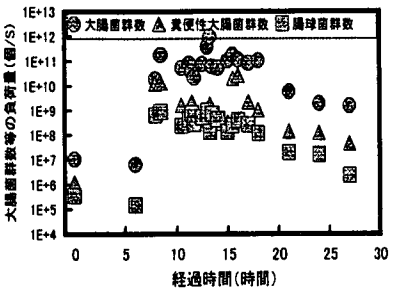


図-7 大腸菌群数等の負荷量の推移

表-2 オーシストとシスト濃度の推移

測定検体数 (検体)	集積液作成法1 オーシスト (個/l)	シスト (個/l)	検出限界値(個/l)	測定検体数 (検体)	集積液作成法2 オーシスト (個/l)	検出限界値(個/l)
2	不検出	不検出	0.10	11	不検出	0.05~0.10

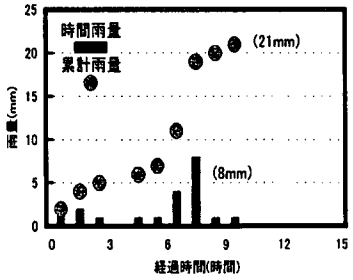


図-8 流域における降雨状況

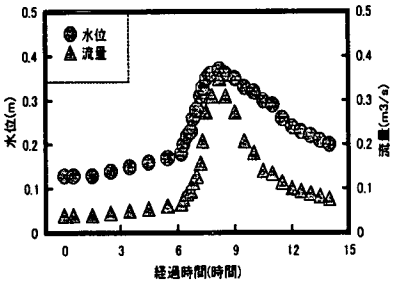


図-9 河川水位と流量の推移

3.3 まとめ

流域が市街地であるB河川では、A河川と同様に、有機物等の濃度・負荷量がほぼ最大値を示した時点で、ｵｰｼｽﾄの検出濃度も最大値となった。しかし、A河川では流量・水位がﾋﾟｰｸに達した時点に、B河川では流量・水位がﾋﾟｰｸに達する以前に、ｵｰｼｽﾄ濃度が最大値となっていることから、河川流域の特性等が農村部と都市部で異なることにより、ｵｰｼｽﾄおよび汚濁負荷の流出状況に差異が生ずるものと推定された。流域がほぼ100％森林であるC河川からは、ｵｰｼｽﾄは検出されなかった。

以上のように、流域内の土地利用によって降雨時に排出されるｵｰｼｽﾄの濃度やその傾向は異なっていた。

【参考文献】

1) 埼玉県衛生部、「ｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑによる集団下痢症報告書」(1997)
2) 諏訪守、鈴木穣、「下水中等におけるｸﾘﾌﾟﾄｽﾎﾟﾘｼﾞｳﾑの実態」、第1回水環境学会ｼﾝﾎﾟｼﾞｳﾑ講演集

2．利根川水系水質実態調査

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　白﨑　亮
研　究　員　竹歳　健治

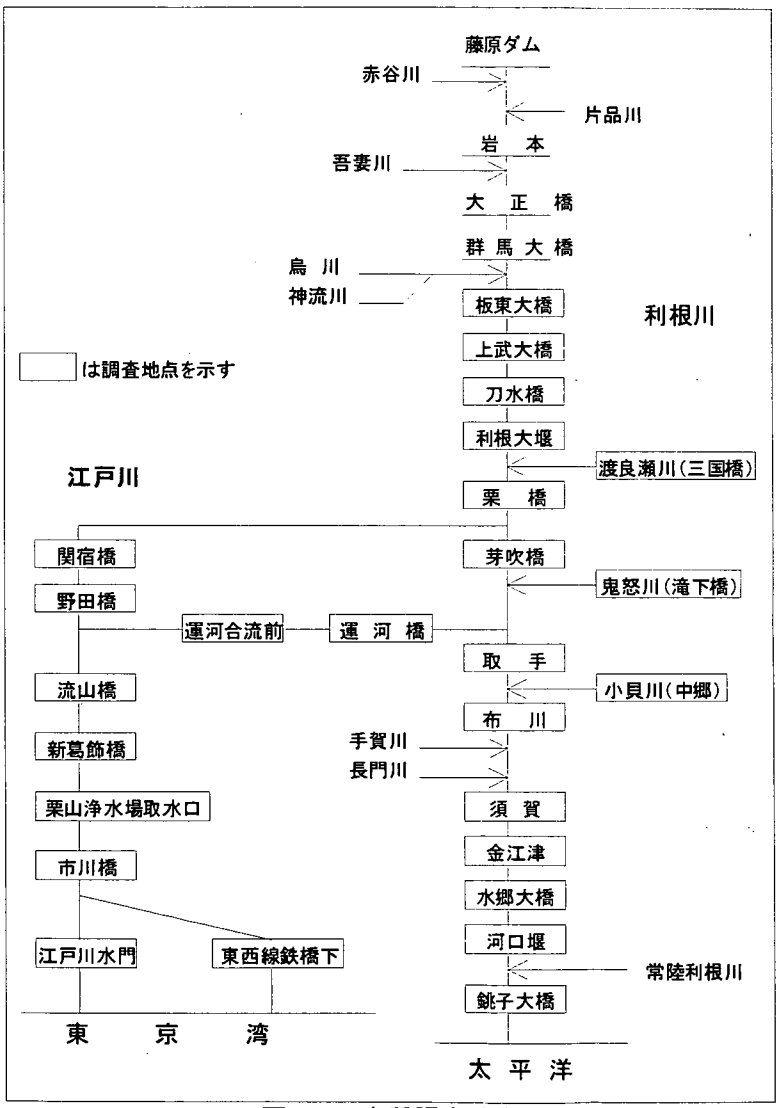
1．調査方法

1．1　流域フレーム調査

利根川流域における社会・産業活動の変化を把握するために、流域の処理形態別人口や工業出荷額、土地利用状況等について、統計データの収集、整理、解析を行う。

1．2　水質実態調査

pH、BOD、SS、大腸菌群数等の環境基準が定められている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回程度あるいはそれ以下と測定頻度が小さくなっている。本調査では、定期水質調査での測定項目の他に、水運用が今後、さらに高度化、複雑化していく中で、将来的に重要になると考えられる窒素、リンといった栄養塩類やクロロフィル a、水道原水として問題となるトリハロメタンや全有機ハロゲン化合物、さらに農薬等の項目について、月１回の定期水質調査時に実態調査を行った。本調査における調査地点は、利根川水系全体で 80 箇所ある水質観測地点のうち、近年、大きく流域の状況が変化した利根川本川中下流部と江戸川に限定した。調査対象とした 26 箇所の水質調査地点を図－１に示す。



図－1　水質調査地点

2．調査結果

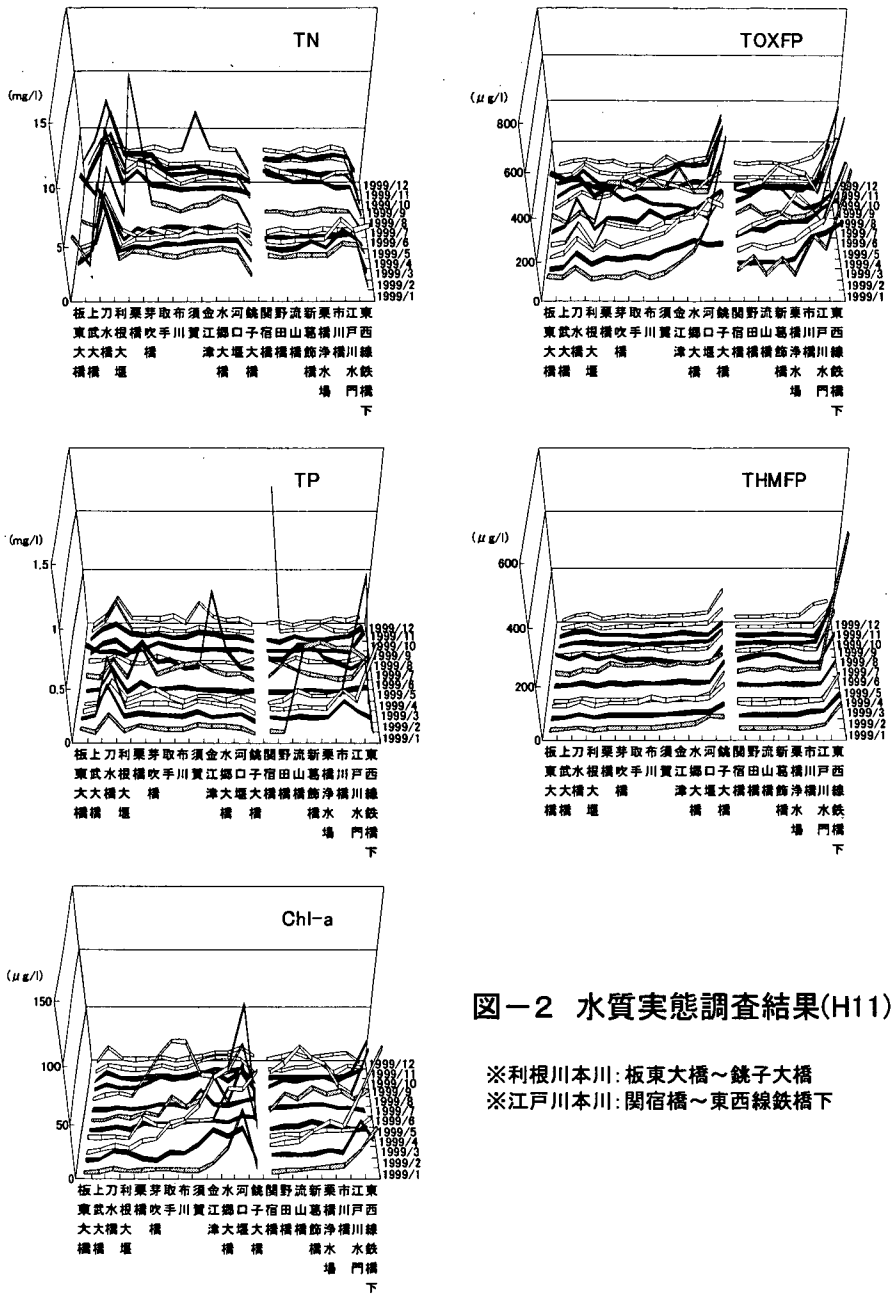
2．1　流域フレーム調査

前年度までに収集した処理形態別人口や工業出荷額、土地利用状況等の利根川流域のフレームデータを、調査対象とする水量・水質観測地点の集水域毎に、GIS 等を用いて整理した。

2．2　水質実態調査

全窒素(TN)、全リン(TP)、クロロフィルａ(Chl-a)、全有機ハロゲン化合物生成能(TOXFP)、トリハロメタン生成能（THMFP)の５項目について、平成 11 年の利根川水系における水質調査結果を縦断的に図－２に示す。

全般的に前年度までとほぼ同様な水質変動が見られる。利根川、江戸川ともに TN、TP、THMFP 濃度に関しては、上流から下流にかけて多少の変動はあるものの、ほぼ横ばいか若干増加する程度であった。ただ、TN、TP の観測値はそれぞれ 3 ～ 4(mg/l)、0.1(mg/l)前後と高く、湛水域や内湾等で富栄養化を十分起こし得るレベルであった。また Chl-a と TOXFP については下流に進むに従って、濃度が高くなる傾向にあった。利根川、江戸川とも下流域では河口堰や水門により湛水しているため、Chl-a が高くなったものと思われる。TOXFP は Chl-a 成分が前駆物質と成り得るため、Chl-a の上昇と同様な傾向を示したと考えられる。



図－２　水質実態調査結果(H11)

※利根川本川：板東大橋～銚子大橋
※江戸川本川：関宿橋～東西線鉄橋下

なお、刀水橋において各水質とも非常に高い値を示しているが、調査地点が支川の流入直下であるため、本川の代表水質とは考えにくいことに留意が必要である。さらに利根川、江戸川の最下流部である銚子大橋と東西線鉄橋下で THMFP、TOXFP が大きく上昇したり、TN が低下するなどといった流下方向への急激な水質変化は、堰の存在に伴う淡水から海水への変化に伴って、海水に含まれる臭素イオン等が影響したと考えられる。また、調査時期による違いでは、Chl-a が春や夏に高くなる傾向が見られたのと、江戸川において TP が全般的に高くなる時期が見受けられた。

農薬に関しては、DDVP、BPMC、CAT、TPN、プロピザミド、ダイアジノン、IBP、MEP チオベンカルブ、イソプロチオラン、イソキサチオン、CNP、EPN、オキシン銅、チウラムの 15 項目について調査したが、前年度までと同様に、今年度もほとんどの項目及び箇所で検出されないか、定量下限値以下であった。

3．河川水中のエストロゲン様物質に関する調査

水質研究室　　室長　田中宏明、研究員　高橋明宏、
重点研究支援協力員　東谷忠、矢古宇靖子、交流研究員　斉藤正義

1．はじめに

建設省ではいわゆる環境ホルモン問題に対して、河川における実態を把握するため全国１０９の一級河川において環境ホルモン物質の実態調査を行っている。しかし、実態調査において測定対象としている化学物質の種類は限られたものであり、それらが複合的に作用した場合の生物影響については考慮されていない。環境中には人間活動に由来する多くの化学物質が存在すると考えられ、また、環境ホルモン作用を持つ物質については現在アメリカやヨーロッパにおいてスクリーニングおよび内分泌撹乱作用の確認が進められている状況であり、対象物質を限定せず、環境中に存在する物質に由来する環境ホルモン作用の総合的作用を把握する事が必要と考えられた。*In vitro* でエストロゲン活性を測定する方法としては、乳がん細胞を使用する方法[1]や組み替え酵母を測定する方法[2) 3)]等が報告されているが、今回は操作が簡易な事、毒性物質に対する耐性が高い事等の利点から遺伝子操作により環境ホルモン作用のうち女性ホルモン活性（エストロゲン活性）を測定する機構を組み込んだ酵母菌（組み換え酵母）を用いて河川水のエストロゲン作用を総合的に評価する手法（酵母法）について検討を行った。11年度は、①河川水試料を酵母法で測定するための前処理法の検討、②河川水実試料の測定を行った。

2．調査方法

2．1　前処理法の検討

環境ホルモン等の環境中にごく微量の濃度で存在している物質を測定するためには、予め測定する成分を抽出、濃縮する前処理を行う必要がある。環境ホルモンの測定法[4]には、前処理として有機溶媒を用いた溶媒抽出法と固相ｶｰﾄﾘｯｼﾞを用いた固相抽出法が記載されている。両者は抽出の原理が異なっており、抽出される物質やその回収率が異なる可能性がある。また、酵母法は測定に酵母を用いるため、測定試料中に酵母に対する毒性物質が多く含まれる場合、測定値が低くなったり、測定自体が行えない可能性もある。このため、霞ヶ浦の流入河川である桜川の河川水および霞ケ浦の湖水を対象として、前処理方法の検討を行った。

検討した前処理方法を整理して表－１に示す。

表－１　比較した酵母法測定用前処理の概略

No.	抽出	ｐＨ	溶出（抽出）溶媒等	SSの抽出	ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ＊
Ⅰ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ15mL×2、超音波	－
Ⅱ	固相	無調整	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、5mL	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、15mL×2、超音波	－
Ⅲ	固相	ｐＨ３	ﾒﾀﾉｰﾙ:酢酸ｴﾁﾙ=1:5、6mL	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	あり
Ⅳ	溶媒	ｐＨ３	NaCl30g、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ50ml×2	ﾒﾀﾉｰﾙ、10mL×2、超音波	－

＊ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟ：抽出物を溶媒留去後、0.15MnaClaqに再溶し、ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ抽出×2を行い、水溶性の物質を除去

2．2　河川水試料の測定

１．１で検討した前処理方法のうち、エストロゲン活性の回収率が最も高い方法で前処理を行い、酵母法によるエストロゲン活性の測定を行った。対象とした試料は11年度に建設省が実施した河川の環境ホルモン実態調査の際に同一の試料を採取した。検体数は春期 29 検体、夏期 53 検体、秋期 25 検体、冬期 12 検体である。酵母法の測定は Sumpter らの方法[3]を改良した矢古宇らの方法[5]に従った。すなわち、前培養した組み換え酵母の濁度から菌体濃度を求め、4×10^7 cellsの菌体を混合した測定培地を調整し、96 穴の ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄ 上で ｼﾞﾒﾁﾙｽﾙﾎｷｼﾄﾞ（DMSO）の well 内濃度が 1 %以下となるように調整・希釈を行った測定試料と測定培地を混合、28 ℃で 7 日間培養した。培養後 550 nm の吸光度（発色色素）と 600 nm の吸光度（濁度）を測定し、活性値＝試料の 550 nm 吸光度－（試料の 600 nm 吸光度－ﾌﾞﾗﾝｸの 600 nm 吸光度）を求めた。この活性値から求めた標準物質 17β ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ と試料の用量反応曲線を比較し、試料のエストロゲン活性を 17β ｴｽﾄﾗｼﾞｵｰﾙ 活性等量として求めた。

3．結果及び考察

3．1前処理法の検討

表－１に示したⅠ～Ⅳの前処理法で桜川の河川水および霞ケ浦の湖水を測定した結果を次の表－２に示す。

桜川河川水の結果から、前処理法のⅠ、Ⅱ、Ⅳは試料のエストロゲン活性を同程度抽出できると考えられた。

霞ケ浦湖水についてはエストロゲン活性が低く、明確な差が確認できなかった。一方前処理操作の作業量を比較すると、Ⅰ＜Ⅱ＜Ⅳ＜Ⅲの順に作業が煩雑になり、時間も長く必要となる。以上のことから今回検討した４つの前処理法の中ではⅠの方法、つまり試料を固相抽出し、溶出溶媒に メタノール を用いる方法が酵母法でエストロゲン活性を測定する場合の前処理として適していると判断した。

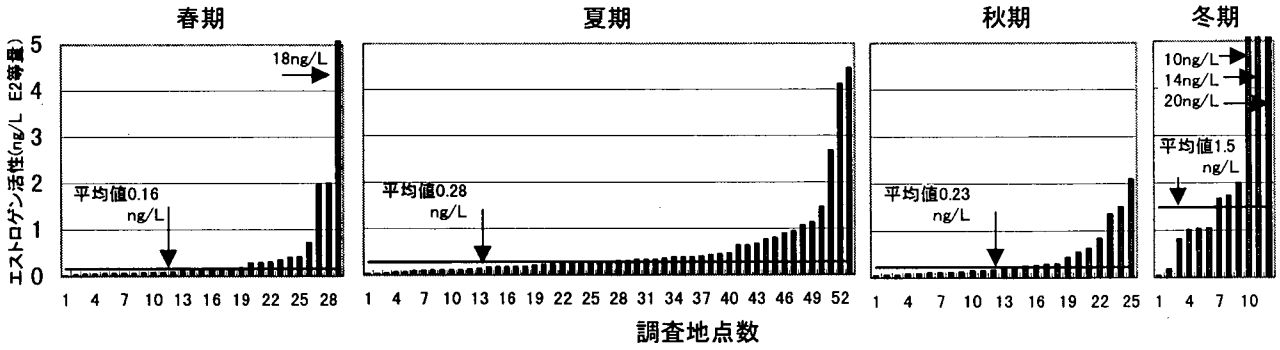
３．２　河川水試料の測定

図－１に季節別の測定結果を示す。平均値及びその範囲は春期調査：0.16 ng/L、0.01～20 ng/L、夏期調査：0.28 ng/L、0.02～4 ng/L、秋期調査が0.23 ng/L、0.04～2 ng/L、冬期調査が1.5 ng/L、0.05～20 ng/Lであった。単純に平均値を比較すると冬期調査の値が高いが、各調査の実施地点が必ずしも同じではないため、冬期に測定を行っている 12 地点について春期、夏期、冬期別の平均値及びその範囲を求めると、春期調査：0.58 ng/L、0.11～2.0 ng/L、夏期調査：0.77 ng/L、0.06～4.4 ng/L、冬期調査：4.5 ng/L、0.045～20 ng/Lであり、冬期の測定値が他の季節の測定値よりも高い地点は 12 地点中 10 地点であった。このことから、河川においてエストロゲン活性は冬期に上昇することが推察された。この原因としては、一般に冬期は降雨が少なく河川の水量が減少するため、化学物質の流入に対する希釈効果が低減すること、水温が低いため、化学物質の生物分解が進みにくいこと等が考えられるが、はっきりした原因については不明である。今後エストロゲン活性の測定と同時にその活性の由来を分画等により把握することで、河川水のエストロゲン活性の変化について情報が得られると考えられる。

表－２　前処理法の検討結果

No.	エストロゲン活性（μg/L エストラジオール等量）	
	桜川 河川水	霞ケ浦 湖水
Ⅰ	0.00035	(0.000060)
Ⅱ	0.00030	(0.000085)
Ⅲ	(0.000070)	(0.000084)
Ⅳ	0.00028	(0.000072)

（ ）の数値は測定値が低く、定量性が確保されていない参考値



図－１　調査時期別のエストロゲン活性測定結果

＜主な研究成果物＞

高橋明宏，矢古宇靖子，東谷忠，田中宏明：組み換え酵母を用いた河川水中のエストロゲン活性の測定，第2回日本内分泌攪乱化学物質学会研究発表会要旨集，83，1999

＜参考文献＞

(1) Soto,A.M. et al;The E-screen assay as a tool to identify estrogens:an update on estrogenic environmental pollutants, Environmental Health Perspectives, Vol. 103,pp.113-122, 1995

(2) Routledge,E.J and Sumpter,J.P ; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*,Vol.15,No.3, pp.241-248, 1996

(3) H.Takigami et al.; Detection of Estrogen-like Activity In Sewage Treatment Process Waters, Environ. Sanit. Eng. Res. Vol. 12, No.3,214-219, 1998

(4)環境庁；外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル（水質、底質、水生生物），環境庁水質保全局水質管理課,1998

(5) 矢古宇靖子，高橋明宏，東谷忠，田中宏明；組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定，環境工学研究論文集，Vol.36，199-204，1999

Ⅸ．科学技術庁振興調整費による研究

1．都市排水に含まれる水道原水影響物質の評価方式に関する基礎的研究

水質研究室　室　　長　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研　究　員　高橋　明宏

1．はじめに

都市域から下水道を経由して排出される水量が増加しており、かつ下水道の整備が上流域に広がって来ている。このため、下水道からの処理水、雨水排水が、水道の取水源に混入する割合が高くなってきている。下水道整備により BOD で代表される易分解性有機物などは水環境で低下してきているが，水道水質で問題となってきている難分解有機物や微量化学物質が下水道の存在で水道に対してどのような影響を与え始めているのか十分には分かっていない。これらの水道原水河川には、トリハロメタン生成能など消毒副生成物の原因物質の他、微量ではあるが難分解で毒性のある有機物、例えば多環芳香族化合物（PAH）などが環境中に存在していることが、報告され始めている。しかし、その由来が十分分かっていない。

このため、本研究は特に都市排水が、下流で水道原水として使われる場合の影響度を、変異原性試験などの生物学的手法により評価する方法を確立し、それに含まれる微量有機物質との関係を検討することを目的としている。この結果、それらが環境中に占める割合を考慮し、必要に応じて下水道などの排水側の制御を検討するための基礎的情報とするものである。

１１年度は、下水道に関する環境変異原の文献レビューを行うとともに、下水処理水にみられる変異原の由来を探るための基礎的検討を行った。

2．下水の変異原性に関する知見のレビュー

2．1　変異原性試験

生体の遺伝情報を化学物質が修飾することによる毒性である変異原性を検出方法は、動物、昆虫、植物、その培養細胞、微生物が用いられている。主な遺伝毒性試験を分類すると、遺伝子突然変異を指標とする試験、染色体異常を指標とする試験、DNA 損傷を指標とする試験などに分類され、それぞれ生物個体を用いる *in vivo* の試験系とその一部である単一細胞を用いる *in vitro* の試験系に分類される[1)]。

環境試料への適用については、時間、繰り返し性、簡便性、費用の点から、微生物を用いる場合である *in vitro* の試験系が多く、Ames,*umu*,rec の３つの細菌試験がほとんどである。*Salmonella typhi* 菌のうち突然変異したヒスチジン要求株が、非要求株に変異する株数をカウントする Ames 試験、同じ *Salmonella typhi* 菌を用いたもののうち DNA 損傷によって修復遺伝子が誘導され、それによって SOS 遺伝子の発現をβガラクトシダーゼの活性として検出する *umu* テスト、枯草菌のＤＮＡ組み換え修復欠損株(rec-)と野生株(rec+)を組み合わせ、rec+と rec-株との成長阻害性を調べることで、DNA 損傷性を評価するレックアッセイの３つの試験がよく用いられる[1)]。

2．2　下水での変異原性試験

限られた研究状況ではあるが、既に幾つかの研究機関では、下水試料へ変異原性試験が適用され、主に下水や下水処理水についての知見が一部得られている[2)3)5)6)7)]。

Salmonella typhimurium TA1535/pSK1002 を用いた *umu* 試験において下水試料からの抽出と濃縮方法を検討した土木研究所での結果から、生活系主体の下水処理場では固相抽出カートリッジは CSP800 では pH４、ｼﾞﾒﾁﾙｽﾙﾎｷｼﾄﾞ(DMSO)による溶出条件で、Sep Pak tC18

の場合は、pH2、DMSO 溶出条件で、下水中の変異原性の強度が最も高くなることが分かった[6]。

都市下水には変異原性が認められ、下水処理過程とくに生物処理過程で変異原性も低下していくが[3)6)]、下水処理水にも変異原が残ることが分かっている[2)3)6)]。

一方、変異原の由来について、まだ限られた研究しか行われていない。ニトロアレーンに敏感なサルモネラ菌を用いて、ヒトの尿と由来するヘテロサイクリックアミンである Trp-P1 及び Trp-P2 が見出された[7]が、路面排水が混入する下水処理場においても、その影響が見られることが報告されている。また、アゾ染料を受け入れている下水処理場の放流水中で、PBTA-1 や PBTA-2 と呼ばれる変異原が同定されたことが報告されている[5]。

3．下水中の変異原性の由来の検討

下水道には多様な排水が流入しており、含まれる化学物質の種類も非常に多いと考えられ、変異原性を持つ未知の化学物質が存在する可能性がある。今後下水道において変異原性を削減することが求められる場合、変異原性がどのような化学物質に由来するのか把握することは、除去方法を検討する場合に有効と考えられる。

このため、下水試料に含まれる多くの化学物質のうち、どのような化学物質が下水試料の変異原に寄与しているのかを把握するため、下水試料の抽出物をいくつかの特徴を持つグループ群に分画し、それぞれの分画成分について変異原性を測定した。化学物質のグループ群への分画は、極性および分子量の２つの特性に着目して行った。

3．1　方法

下水試料を固相カートリッジを用いて抽出し、抽出した成分を極性分画と分子量分画し、特性の異なるグループに分けるとともにそれら抽出成分の分画群の変異原性を測定した。検討に供した下水試料は、都市下水を処理する処理場の流入下水およびその下水を用いた下水処理実験プラントの二次処理水である。

3．1．1　下水試料からの抽出

流入下水および二次処理水をそれぞれ 10L ずつ採取し、以下の操作により抽出を行った。下水試料は、土木研究所が行った以前の検討[6]で変異原性の抽出効率が高かった条件を用いた。すなわち 1N 硫酸を添加してｐＨ２に調整した後、予めメタノール（MeOH）及び純水を通水し、コンディショニングを行った Sep-Pak　tC18 カラムに、20ml/min の流速で通水して化学物質を吸着した。この際、固相カートリッジによる化学物質の吸着を確実にするため、カラムへの通水量は 500ml/カラムとした。通水後、通気により水分を除去した後、MeOH10ml、ジクロロメタン（DCM）10ml で順次溶出を行った。MeOH 溶出液と DCM 溶出液を合わせ、エバポレーターで濃縮後、さらに窒素ガス吹き付けにより乾固し、抽出物を得た。この抽出物は MeOH に溶解し、次の極性分画に供した。また、抽出物の一部はジメチルスルホキシド（DMSO）に溶解し、変異原性の測定を行った。

3．1．2　極性分画

下水試料からの抽出で調整した試料を極性分画に供した。極性分画の条件は、土木研究所で以前に行った検討結果[4]から ODS（Prepare C18, Waters）を充填した逆相のカラムクロマトグラフ（φ20mm×L300mm、移動相：メタノール/酢酸アンモニウム＝6/4、メタノール/酢酸アンモニウム＝4/6、のステップワイズおよび最後に MeOH 100％）、流出量：0.5～1.0ml/min とした。流出液は 10～15ml づつまとめ、色調及び吸収スペクトル（200～700nm）を測定し、その結果を参考にいくつかのフラクションにまとめた。

各フラクションは有機溶媒の濃度が１％以下となるように純水で希釈を行い、再度**３．１．１下水試料からの抽出**と同じ方法により化学物質を回収した。この化学物質は MeOH に溶解し、次の分子量分画に供したが、その一部は DMSO に溶解し、変異原性の測定を行った。

3．1．3　分子量分画

分離性能および操作性が優れていることから、分子量分画には高速液体クロマトグラフ

（HPLC）を用いることとした。最初に２種類の異なる分子量マーカー（分子量 MW20,650、MW162）、および変異原物質の標準物質としてTrp P－１、Trp P－２を用いて分画条件の検討を行った。検討の結果、カラム：styragel HR-3（φ30mm×L300mm）、溶離液：テトラヒドロフラン（THF）/MeOH＝4/1、流速：0.6ml/min、測定波長：245nm（紫外部吸光度）の条件で分子量マーカーおよび標準物質を分離できることが分かった。また、その時標準物質の回収率も十分高いことを確認した。この条件を用いて**３．１．２極性分画**で得られたフラクションの中から変異原性が確認できたフラクションの分子量分画を行った。

３．２．１　変異原性試験

変異原性の評価は*umu*テストにより行い、測定は定法[3)6)]に従い、β-ｶﾞﾗｸﾄｼﾀﾞｰｾﾞの活性が溶媒対照区の２倍以上を陽性と判定した。また、測定は S9mix による代謝活性化を行う場合と行わない場合の両方について行い、それぞれについてｱﾐﾉｱﾝﾄﾗｷﾉﾝ 100mg/L と 2-(2-ﾌﾘﾙ)-3-(5-ﾆﾄﾛ- 2-ﾌﾘﾙ)ｱｸﾘﾙｱﾐﾄﾞ (AF-2)5mg/L をポジティブコントロールの標準物質として使用した。

３．２　結果及び考察

３．２．１下水試料からの抽出

流入下水の抽出物および二次処理水の抽出物全体について変異原性を測定した結果を表－１に示す。いずれの抽出物も代謝活性化を行った場合および代謝活性化を行わない場合の両方の条件で変異原性が陽性であった。

変異原性の強さは、二次処理水の抽出物よりは流入下水の抽出物の方が強くなっていた。また、流入下水では代謝活性化を行わない方が強く、二次処理水では代謝活性化を行った方が強くなっていることから、変異原性の原因物質が流入下水と二次処理水では異なることが推察された。さらに、流入下水の抽出物では濃縮倍率が高くなると判定値が０以下となることから、流入下水には *umu* テストに用いた *Salmonella typhi* への細胞毒性を持つ物質が含まれていることが推察された。

表－１　下水試料抽出物の変異原性試験結果*

	濃縮倍率	代謝活性化	
		あり	なし
ブランク　(DMSO)		0	0
標準物質**		4.7	12.2
流入水	125	1.6	1.6
	250	1.5	3.4
	500	2.7	-0.2
	1000	1.3	-0.6
	2000	-0.7	-0.8
放流水	125	0.2	0.5
	250	1	1.2
	500	1.9	1.8
	1000	3.7	2.7
	2000	2.9	1.6

*:(試料のβ-gal活性値－blankのβ-gal活性値)/blankのβ-gal活性値

**:代謝活性化あり－2AA　100mg/l、代謝活性化なし－AF-2　5mg/l

３．２．２　極性分画

流入下水及び二次処理水の抽出物は、極性分画により、それぞれ３つのフラクション（流入下水：Ⅰ－Ⅰ～Ⅲ、二次処理水：Ⅱ－Ⅰ～Ⅲ）に分けた。各フラクションの概要を表－２に示す。

なお、メタノール/酢酸アンモニウム＝4/6 の条件で得られた溶出液は、紫外部・可視部に吸収を確認できなかったことから化学物質の流出はほとんど無いものと判断し、フラクションとして分取しなかった。各フラクションの変異原性を*umu*テストにより測定した

表－2 極性分画の分画結果（流入下水、二次処理水）

フラクション	溶出条件	色調	スペクトラム（200～700nm）
Ⅰ－Ⅰ Ⅱ－Ⅰ	MeOH/10mM 酢酸ｱﾝﾓﾆｳﾑ=6/4、30～50ml	濃緑色	紫外部及び可視部の 700nm 付近にﾋﾟｰｸがある。
Ⅰ－Ⅱ Ⅱ－Ⅱ	MeOH/10mM 酢酸ｱﾝﾓﾆｳﾑ=6/4、120～180ml	淡茶色	200nm 以下に吸収、260nm 付近にｼｮﾙﾀﾞｰ、ﾋﾟｰｸがある。
Ⅰ－Ⅲ Ⅱ－Ⅲ	MeOH、300～360ml	濃茶色	200nm 以下に吸収、260nm 付近にｼｮﾙﾀﾞｰ、ﾋﾟｰｸがない。

結果を表－３に示す。流入下水はフラクションⅠ－Ⅱの変異原性が代謝活性化を行った場合に陽性となり、代謝活性化を行わない場合も陽性とは判断できないものの判定結果が高くなっていた。二次処理水はフラクションⅡ－Ⅰの変異原性が代謝活性化を行った場合は陽性となったが、代謝活性化を行わない場合は判定結果の数値は非常に低かった。フラクションⅠ－ⅡとⅡ－Ⅰは極性分画において異なる流出条件で得られていることから、含まれている化学物質も特性が異なると推察された。

表－3 ODSカラムによる分画成分の変異原性試験結果*

		濃縮倍率	代謝活性化 あり	代謝活性化 なし
ブランク	(DMSO)		0	0
標準物質**			4.3	7.6
流入水	分画Ⅰ-Ⅰ	2000	0.1	0.2
		4000	0.3	0.3
		8000	0.8	0.5
	分画Ⅰ-Ⅱ	2000	0.6	0.1
		4000	1.1	0.6
		8000	2.6	1.8
	分画Ⅰ-Ⅲ	2000	0.3	-0.4
		4000	-0.1	-0.6
		8000	0.1	0
放流水	分画Ⅱ-Ⅰ	2000	2.2	0
		4000	0.9	0.3
		8000	0.5	0.3
	分画Ⅱ-Ⅱ	2000	-0.5	-0.8
		4000	0.4	-0.3
		8000	0.7	0.1
	分画Ⅱ-Ⅲ	2000	-0.2	0.3
		4000	0.3	0.2
		8000	0.2	0.1

*:（試料のβ-gal活性値－Blankのβ-gal活性値）／Blankのβ-gal活性値
**:代謝活性化あり－2AA 100mg/l、代謝活性化なし－AF-2 5mg/l

３．２．３ 分子量分画

３．２．２極性分画で得られたフラクションのうち、変異原性が陽性であった流入下水でのⅠ－Ⅱ、二次処理水でのⅡ－Ⅰの２つのフラクションについて分子量分画を行った。Ⅰ－Ⅱについては、保持時間 RT 29.0 min と 31.8 min の２つのピークが確認できたことから、それぞれのピークが分かれるように２つのフラクション（Ⅰ－Ⅱ－Ⅰ、Ⅰ－Ⅱ－Ⅱ）とした。Ⅱ－Ⅰについては、RT31.5min の１つのピークしか確認できなかったため、このピークおよびその前後の３つのフラクションに分離した。表－４に分子量分画の結果の概要を示す。

これらの５つのフラクションを*umu*テストにより変異原性を測定した結果を表―５に示す。流入下水は代謝活性化を行った場合、分子量 MW>1000 のフラクションⅠ－Ⅱ－Ⅰに明

表－4 分子量分画の分画結果（流入下水、二次処理水）

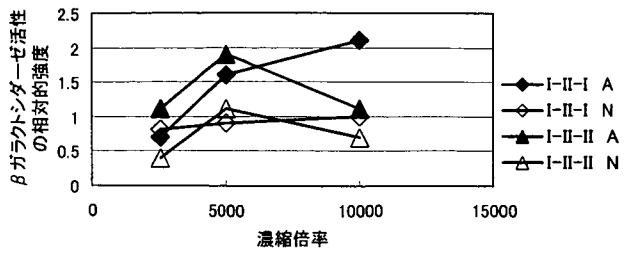
フラクション	溶出時間	推定分子量	分画成分の概要
Ⅰ－Ⅱ－Ⅰ	0～31min	1000＜	OD240nm に吸収のピークを持つ RT29.0min のピークを含む
Ⅰ－Ⅱ－Ⅱ	31～50min	1000＞	OD260nm に吸収のピークを持つ RT31.8min のピークを含む
Ⅱ－Ⅰ－Ⅰ	0～28min	8000＜	OD240 に吸収を持たない
Ⅱ－Ⅰ－Ⅱ	28～37min	400～8000	OD240nm に吸収のピークを持つ RT31.5min のピークを含む
Ⅱ－Ⅰ－Ⅲ	37～50min	400＞	OD240 に吸収を持たない

確な変異原性が確認されたが、代謝活性化を行わない場合には変異原性が確認できなかった。また、フラクションⅠ－Ⅱ－Ⅱにおいても代謝活性化を行った場合、陽性とは判断できないものの判定結果が高くなっており、変異原性を持つ化学物質が存在する可能性が推察された。

表－5 GPSカラムによる分画成分の変異原性試験結果*

		濃縮倍率	代謝活性化 あり	代謝活性化 なし
ブランク	(DMSO)		0	0
標準物質**			6.9	9.1
流入水	分画Ⅰ-Ⅰ-Ⅰ	2500	0.7	0.8
		5000	1.6	0.9
		10000	2.1	1
	分画Ⅰ-Ⅱ-Ⅰ	2500	1.1	0.4
		5000	1.9	1.1
		10000	1.1	0.7
放流水	分画Ⅱ-Ⅰ-Ⅰ	2500	0.6	0.4
		5000	1.2	0.7
		10000	1.8	0.8
	分画Ⅱ-Ⅰ-Ⅱ	1250	1.2	0.5
		2500	1.1	0.6
		5000	1	0.6
		10000	-0.1	-0.3
	分画Ⅱ-Ⅰ-Ⅲ	2500	0.7	0.4
		5000	0.9	0.6
		10000	1.1	1

*:（試料のβ-gal活性値－blankのβ-gal活性値）/blankのβ-gal活性値
**:代謝活性化あり－2AA 100mg/l、代謝活性化なし－AF-2 5mg/l



図－1 濃縮濃度とβガラクトシダーゼ活性相対値の関係（流入下水）
A:代謝活性あり N:代謝活性無し

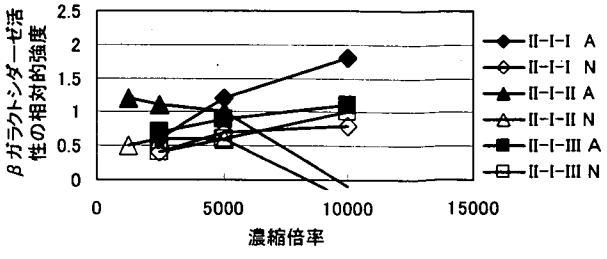


図-2 濃縮濃度とβガラクトシダーゼ活性の相対値の関係（処理水）
A:代謝活性あり N:代謝活性無し

二次処理水はいずれのフラクションも変異原性の陽性判定基準以下であり、変異原性を持つ化学物質の存在が明確には確認されなかった。しかし、分子量 MW>8000 のフラクションⅡ－Ⅰ－Ⅰで代謝活性化を行った場合では、酵素活性の測定結果が濃縮倍率に依存的に増加しており、このフラクションに変異原性を持つ化学物質が存在する可能性が示唆された。

3．3考察

以上のことから、下水試料に含まれる変異原性を持つ化学物質の特性として、分子量 MW>1000 と比較的大きな物質に由来することが推察された。また、流入下水と二次処理水の変異原性は極性が異なっており、下水処理の過程で流入下水に含まれている化学物質は、下水処理過程で分解や修飾を受けて変異原性が低減ああるいは、逆に増加したり、その極性が変化することが推察された。

従来、下水処理水から単離・同定されている多環芳香族化合物等の変異原物質はいずれも分子量 MW<1000 であり、今回得られた結果のようにMW＞1000 の物質であるとの報告は少なくとも国内ではほとんどない。また、このように分子量の大きい物質が、*umu*テストに用いる微生物で測定できるか疑問もある。今後は変異原の確認されたフラクションについて、*umu*テスト以外の測定法（Ａｍｅｓ試験等）でも同様の結果となるか検討するとともに、変異原の高いフラクションに関して詳細に検討し、変異原性を持つ化学物質の検討やその除去方法についても検討する必要がある。

4．まとめ

下水の分子量分画を試みた結果、変異原性は分子量としては MW>1000 の比較的大きな物質に由来すること、流入下水と二次処理水の変異原性は極性が異なっており、下水処理の過程で流入下水に含まれている変異原性物質が分解や修飾を受けて極性が変化したことが推察された。今後は変異原の確認された画分について、ｕｍｕテスト以外の変異原の測定法での検討や変異原の高い分子量の除去方法についても検討する必要がある。

参考文献

1）鈴木基之,内海英夫：バイオアッセイ、水環境の管理、講談社,1999。

2）小野,宗宮：下水処理水中難分解有機物の遺伝毒性に関する研究,下水道協会誌論文集,30(357),92-99,1993。

3)Matsui,S.,H.Takigami,T.Matsuda,Y.Shimizu:DNA Toxicity assessment of polluted and clean waters, Proceeding of the Workshop Monitoring Tailor-made II, September, Nunspeet, the Netherlands, 185-191, 1996.

3）高橋明宏,田中宏明,東谷忠,矢古宇靖子,松原正明：下水試料中の変異原物質の調査,第 36 回下水道研究発表会要旨集,240-242, 1999。

4）Y.Oda, et al.：Evaluation of the new system (umu-test) for the detection of environmental mutagens and carcinogens, Mutation Research,147,219-229(1985)

5）大江武他：淀川水系河川における PBTA-1 及び PBTA-2 の分布、第５回日本環境毒性学会・バイオアッセイ研究会合同研究会講演要旨集、36,1999。

6）田中、南山、豊田：下水処理水の評価基準に関する調査、平成７年度下水道関係調査年次報告書集、241-260,1996。

7）小野芳朗,毛利紫乃,宗宮功,小田美光：ヒトし尿の生物処理水中に存在する Trp-P-2 の同定と評価, Environ.Mut.Res.Commun.,17,179-186,1995。

付　　録

付録１．　平成11年度下水道関係刊行報告書一覧

下水汚泥の管路輸送特性に関する調査報告書

土木研究所資料　第3675号　2000年1月
下水道部　汚泥研究室

要旨

本調査では、汚泥管路輸送システムの適正かつ効率的な計画立案に資することを目的として、濃度６％程度までの実下水汚泥を用いた管路輸送実験を行い、汚泥の流動特性を考慮した送泥管の圧力損失の算定方法について検討した。

キーワード：　下水汚泥、凝塑性流体、管路輸送、圧力損失、摩擦損失係数、レイノルズ数、粘度、水理実験

下水道事業における工事工種の体系化

土木研究所資料　第3699号　2000年3月
建設マネジメント技術研究センター　建設システム課

要旨

本論文は、積算・契約実務の透明性、客観性の確保などを目的として建設省が整備を進めている新土木工事積算大系の中核的整備項目である工事工種の体系化に関し、下水道事業分野の体系化内容、特徴、成果などを取りまとめると共に、その利用方法に対する解説を加えたものである。

キーワード：　下水道、積算、契約、新土木工事積算大系、工事工種体系

水域での消毒副生成物生成能の消長に関する研究報告書

土木研究所資料　第3702号　2000年2月
下水道部　水質研究室

要旨

水道水源の水質を守る法律として、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。後者の第5条では、都道府県知事は、指定地域において特定利水障害を防止するため指定水域の水質の保全に関し実施すべき施策に関する計画を定めなければならないとされている。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濃度を定め、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。そこで、本報告では、トリハロメタン生成能等の水域での濃度予測に資するように、藻類の増殖・死滅、有機物の生分解に伴う消毒副生成物生成能の消長などについての研究をとりまとめた。

キーワード：　トリハロメタン生成能、全有機ハロゲン化合物生成能、水質予測

下水汚泥と剪定枝葉を混合した堆肥の製造方法に関する検討

土木研究所資料　第3708号　2000年3月
材料施工部　緑化生態研究室

要旨

地球環境保全が叫ばれるなか、リサイクルの機運が高まっており、従来、廃棄処分されていた下水汚泥や、剪定枝葉についても、リサイクルの必要性が問われている。しかしながら堆肥化を行う場合、下水汚泥では、臭気や粘性などの取り扱い性の悪さが問題とされ、剪定枝葉では、C/N比が高く、堆肥化しづらいことがあげられている。このように両者とも、堆肥化に関して問題を有しているのが現状であるが、下水汚泥と剪定枝葉を混合して堆肥化することにより、下水汚泥の取り扱いづらさの問題を剪定枝葉が改善する一方で、剪定枝葉が有する高C/N比の問題を下水汚泥が改善することにより、相互に補填氏合うものと考えられた。このため、建設省土木研究所では、平成2年度から9年度の間、数回にわたって各種の汚泥と各種の剪定枝葉を用いた堆肥を試作して、その成分や性状を分析するとともに、施用試験を行い、樹木に対する施用効果や土壌成分の変化を調査検討してきた。その結果、堆肥の製造方法として、仕込みの段階において下水汚泥と剪定枝葉の混合割合を、C/N比20および含水率60%になるように調整し、発酵中は、通気、切り返しを行うとともに、含水率が60%になるように水分添加を行うことにより、良好な堆肥が製造できることが判明した。また、この製造方法は、消火脱水汚泥、乾燥汚泥、コンポスト化汚泥などの汚泥の種類、常緑樹や落葉樹などの枝葉の種類に関係なく堆肥製造方法として適用できることがわかった。

キーワード：リサイクル、下水汚泥、剪定枝葉、堆肥化

付録2. 平成12年度 下水道関係調査研究課題表

担当研究課室	調査・研究課題
下水道研究室	1. 汚水性状と管路施設の劣化に関する調査 2. 熱帯・亜熱帯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. 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 5. 下水道整備による環境改善効果に関する調査 6. 都市における水循環システムの最適化マニュアルに関する調査 7. 高濃度排水の管路設計における挙動に関する調査
三次処理研究室	1. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究 2. 水循環健全化のための環境ホルモン等リスク対策の調査検討 3. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究 4. 窒素・リン除去法の省エネルギーに関する調査 5. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査 6. 内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査 7. 都市基盤整備のための下水処理水再利用システムの確立に関する調査
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. 下水中病原性微生物の同定方法に関する研究 3. 下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究 4. 建設分野におけるダイオキシン類汚染土壌対策・廃棄物発生抑制技術の開発 5. 下水道システムのＬＣＡに用いる原単位に関する調査 6. 下水道施設を活用したCH_4, N_2Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究 7. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査 8. 下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査 9. 性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査
水質研究室	1. 環境ホルモン生成物質の水環境中での挙動に関する研究 2. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査 3. 下水道による水生生態系への影響に関する調査 4. 下水道における未規制物質対策技術に関する調査 5. 下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査 6. 河川水質調査方法の体系化に関する調査 7. 建設分野におけるダイオキシン類汚染土壌対策・廃棄物発生抑制技術の開発 8. 利根川水系水質実態調査 9. 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査 10. 底泥-水間の物質移動に関する調査 11. 水生生物からみた河川水質の評価に関する調査 12. 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合せに関する調査
施工研究室	1. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査
土質研究室	1. 可撓性施設の合理的設計施工法に関する調査
動土質研究室	1. 下水道施設の液状化対策に関する調査
化学研究室	1. 下水道施設用複合材料の試験方法に関する研究
緑化生態研究室	1. 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査
建設システム課	1. 下水道工事積算の体系化に関する調査