

ISSN 1346-7328

国総研資料 第10号

平成13年11月

国土技術政策総合研究所資料

TECHNICAL NOTE of
National Institute for Land and Infrastructure Management

No.10

NOVEMBER 2001

平成12年度下水道関係調査研究
年次報告書集

国土交通省 国土技術政策総合研究所

National Institute for Land and Infrastructure Management,
Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan

平成12年度下水道関係調査研究 年次報告書集

- 土木研究所 下水道部 下水道研究室
(現国土技術政策総合研究所下水道研究部下水道研究室)
三次処理研究室
(現国土技術政策総合研究所下水道研究部下水処理研究室)
汚泥研究室
(現独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ(リサイクル))
水質研究室
(現独立行政法人土木研究所水循環研究グループ(水質))
- 環境部 緑化生態研究室
(現国土技術政策総合研究所環境研究部緑化生態研究室)
- 河川部 都市河川研究室
(現国土技術政策総合研究所危機管理技術研究センター
水害研究室)
- 材料施工部 土質研究室
(現独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ(土質))
化学研究室
(現独立行政法人土木研究所材料地盤研究グループ(新材料))
施工研究室
(現独立行政法人土木研究所技術推進本部(施工技術))
- 建設マネジメント
技術研究センター 建設システム課
(現国土技術政策総合研究所総合技術政策研究センター
建設システム課)
- 耐震技術研究センター 動土質研究室
(現独立行政法人耐震材料地盤研究グループ(振動))

概 要

本報告書集は、平成12年度に国土交通省土木研究所(当時)において実施された下水道に関する調査研究の成果を集約して資料としてとりまとめたものである。報告は、全40編302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いる。

キーワード：下水道、下水処理、高度処理、汚泥、水質浄化

FY2000 ANNUAL REPORT OF WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

by

WASTEWATER SYSTEM DIVISION
ADVANCED WASTEWATER TREATMENT DIVISION
SLUDGE MANAGEMENT DIVISION
WATER QUALITY DIVISION
of WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

LANDSCAPE AND ECOLOGY DIVISION
of ENVIRONMENT DEPARTMENT

URBAN RIVER DIVISION
of RIVER DEPARTMENT

SOIL MECHANICS DIVISION
CHEMISTRY DIVISION
CONSTRUCTION ENGINEERING DIVISION
of MATERIALS AND CONSTRUCTION DEPARTMENT

SYSTEM DEVELOPMENT DIVISION
of RESEARCH CENTER FOR PUBLIC WORKS MANAGEMENT

SOIL DYNAMICS DIVISION
of EARTHQUAKE DISASTER PREVENTION RESEARCH CENTER

Synopsis :

This Annual Report introduces researches on wastewater system, wastewater treatment, advanced wastewater treatment, wastewater sludge and water quality control carried out in Fiscal. 2000 by Public Works Research Institute, Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan.

Key Words : Wastewater System, Wastewater Treatment, Advanced Wastewater Treatment, Water Quality Control

序 文

本報告書は、平成12年度に国土交通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す。

平成12年度に土木研究所が行った下水道関係の調査研究は、試験研究費、下水道事業調査費、河川事業調査費、建設技術研究開発経費、測量及び試験費、及び環境庁予算の国立機関公害防止等試験研究費、環境研究総合推進費、さらに科学技術庁振興調整費により、合計40課題になります。

このうち平成12年度に終了した課題は、①熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究、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病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究（以上、試験研究費）、④下水汚泥処理過程における重金属等有害化学物質の制御技術に関する研究（国立機関公害防止等試験研究費）、⑤污水管の機能改善に関する調査、⑥都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査、⑦下水道システムのLCAに用いる原単位に関する調査、⑧流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査、⑨可撓性施設の合理的設計施工法に関する調査、⑩下水道施設用複合材料の試験方法に関する研究、（以上、下水道事業調査費）、⑪利根川水系水質実態調査、⑫河川水中のエストロゲン様物質に関する調査（以上、測量及び試験費）、⑬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（科学技術庁振興調整費）です。

一方、平成12年度の新規課題は、①汚水性状と管路施設の劣化に関する調査（試験研究費）、②下水道施設を活用したCH₄、N₂Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究（環境研究総合推進費）、③高濃度排水の管路施設における挙動に関する調査、④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、⑤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、⑥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、⑦性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査、⑧下水道における未規制物質対策技術に関する調査、⑨下水道による水生生態系への影響に関する調査、⑩管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査（以上、下水道事業調査費）、⑪河川水質調査の体系化に関する調査（河川事業調査費）、⑫底泥-水間の物質移動に関する調査、⑬水生生物からみた河川水質の評価に関する調査（測量及び試験費）、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（建設技術研究開発経費）です。

また、下水道整備効果、下水道における病原性微生物や科学物質などのリスク制御、地震や浸水などへの対応、下水道工事の積算の効率化等の調査は重要な課題としてここ数年継続的に実施されています。

なお、土木研究所は平成13年4月に独立行政法人土木研究所（独法土研）に移行し、同年4月より、新たに国土交通省国土技術政策総合研究所（国総研）が発足しました。旧土木研究所の調査研究は、2の両機関により引き続き実施されています。このうち国総研では、国土交通省が所管する行政に関して、①政策の誘導及び立案のための研究開発（政策支援）、②法令に基づく技術基準の策定に関する技術開発（技術基準）、③直轄及び地方公共団体等が行う事業の執行・管理に必要な研究開発（技術支援）を実施することとされています。下水道関係では、下水道研究部に下水道研究室、下水処理研究室が置かれています。一方、独法土研では、民間企業などでは開発リスクの大きい先端的研究、メカニズムの解明・汎用技術の開発などの基礎的・基盤的研究、異分野との融合研究などを主に行うこととされ、旧土木研究所と同様に地方自治体等への技術支援も引き続き行っていき

ます。下水道関係では、材料地盤研究グループリサイクルチーム、水循環研究グループ水質チームが置かれています。

国総研と独法土研では、行政上のニーズに対応するとともに、国民の視点に立った調査・研究を進めていきたいと考えています。今後も従前と変わらないご指導を頂ければ幸いです。

最後に、これまで調査・研究を実施するにあたって種々ご援助頂いた各位にこの場を借りて御礼申し上げます。

平成13年11月

国土技術政策総合研究所下水道研究部長 中村 栄一
(前国土交通省土木研究所下水道部長)

目 次

	頁
序文	
概要約集	1
I 試験研究費による研究	
1. 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)	41
2. 汚水性状と管路施設の劣化に関する調査	(三次処理研究室) 47
3. 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) 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) 61
5. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究	(汚泥研究室) 69
6. 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) 75
7. 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) 81
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) 87
III 環境研究総合推進費による研究	
1. 下水道施設を活用したCH ₄ 、N ₂ Oの排出抑制中核技術の汎用化と	
普及に関する研究	(新下水処理研究官・汚泥研究室・三次処理研究室) 93
IV 下水道事業調査費による研究	
1. 汚水管の機能改善に関する調査	(下水道研究室) 97
2. 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) 103
3. 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) 115
4. 高濃度排水の管路施設における挙動に関する調査	(下水道研究室) 121
5. 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	(下水道研究室) 127
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) 133
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) 145
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) 155
9. 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	
(三次処理研究室)	163
10. 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) 181
11. 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) 191

12. 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……(汚泥研究室)……197
13. 性状の異なる汚泥の共同処理に関する調査……(汚泥研究室)……201
14. 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)……207
15. 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)……213
16. 下水道における未規制物質対策技術に関する調査……(水質研究室)……219
17. 下水道による水生生態系への影響に関する調査……(水質研究室)……225

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)……231
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)……237
3. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査……(施工研究室)……243
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)……249
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)……255
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)……261
7. 下水道施設の液状化対策に関する調査……(動土質研究室)……267

VI 河川事業調査費による研究

1. 河川水質調査の体系化に関する調査……(水質研究室)……273

VII 建設技術研究開発経費による研究

1. 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……
……(汚泥研究室・水質研究室)……279

VIII 測量及び試験費による研究

1. 利根川水系水質実態調査……(水質研究室)……285
2. 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)……287
3. 底泥-水間の物質移動に関する調査……(水質研究室)……289
4. 水生生物からみた河川水質の評価に関する調査……(水質研究室)……291

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)……293

付録

- 付録1. 平成12年度 下水道関係刊行報告書一覧……297
- 付録2. 平成13年度 下水道関係調査研究課題表(国土技術政策総合研究所)……301
- 付録3. 平成13年度 下水道関係調査研究課題表(独立行政法人土木研究所)……302

概 要 約 集

熱帯・亜熱帯地域の下水道施設計画に関する研究		本文41ページ	平成12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	
<p>(目的)</p> <p>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。</p> <p>(結果)</p> <p>(1) 下水処理方式選定についての検討</p> <p>熱帯・亜熱帯地域の開発途上国においては、気候、望まれる処理水準、支出可能な投資額（建設費）、維持管理費及び取得可能な用地面積等が先進国とは異なる。このため、これらの開発途上国では安定化池法、活性汚泥法、散水ろ床法、OD法及び曝気式ラグーン法が主に採用されている。そこで、海外の文献等を参考に、これらの処理方式を建設・維持管理両面より整理すると共に、我が国において一般的でない安定化池法及び曝気式ラグーン法の設計手法について取りまとめた。安定化池法は、特徴の異なる嫌気性池、通性池及び熟成池を適宜配置した処理方式であるため、各池における処理の特徴及び一般的な設計手法を取りまとめた。また、曝気式ラグーン法についても完全混合式及び部分混合式それぞれにつきその特徴及び一般的な設計手法を取りまとめた。</p> <p>(2) 下水処理方法についての検討</p> <p>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。通性ラグーンは、低水温期における除去性能を向上させる目的から11年度に設置した接触材の効果についての把握を行った。曝気式ラグーンは、11年度にはラグーン内MLSSの自己酸化係数の把握を行った。また、MLSS濃度上昇に伴う過継続時間の短縮の問題等が明らかとなった。このため、12年度は攪拌強度を下げ沈みやすいSSを沈降させた状態での処理性能の把握を行った。検討結果を要約すると以下のとおりとなる。</p> <p>① 通性ラグーンでの高・低水温期の除去率を比較すると、BOD、CODはともに10%程度、T-K-N、NH₄-N、PO₄-Pでは約20%の違いが見られた。</p> <p>② 通性ラグーン内に接触材を設置することで、水温低下期における有機物等の除去率は向上した。</p> <p>③ 曝気式ラグーンは、攪拌強度を下げることで生物処理水のSSを下げ、HRTが5、10日ともにBOD 30mg/L程度の処理水が得られた。しかし、HRTを5日とした場合にはNH₄-Nがほとんど除去されなくなった。</p> <p>研究担当者：井上 弥九郎、鈴木 稔、植松 龍二、諏訪 守、平出 亮輔</p>			
キーワード	ODA、熱帯・亜熱帯、下水道、計画、処理方法、ラグーン		

汚水性状と管路施設の劣化に関する調査	本文47ページ	平成12年度
--------------------	---------	--------

全体計画	試験研究費 平成12～14年度	下水道研究室
------	-----------------	--------

(目的)

下水道普及率も60%となり下水道事業も建設から維持管理の時代へと大きく変化する時期を迎えようとしている。また普及率の向上に伴い、下水道管路施設のストックは膨大な延長となっている。これまでに蓄積された管路施設のストックの内大部分を占める昭和40～50年代以降に建設された下水道施設では、主に分流式下水道が採用されているが、分流式の汚水性状は合流式下水道とは異なり、汚水の希釈や管渠内の雨天時のフラッシングといった効果は期待できないため、合流式に比較して劣化が容易に進行する恐れがある。また、環境面では臭気対策等、生活面から節水等の下水道を取り巻く状況が変化するにつれ、一段と汚水性状に変化をきたす要因が増している。また、管路施設が劣化した場合の改築更新計画は、従来は主に大都市で得られた知見を活用してきているが、今後必要性の高い分流式の補修技術や更新計画の策定にあたっては、分流式の状況下に対応する劣化メカニズムを把握することが必要となる。

そのため、これらの管路施設の劣化に、汚水性状の変化が与える影響についての知見を得ることを目的として調査を実施する。

(結果)

1. 流域下水道管路施設に関するアンケート調査

全国の流域下水道に対して管路施設に関するアンケート調査を行った。調査年度は平成10年度を対象とし、平成10年度中までに供用を開始した149処理区から回答を得た。管路施設の腐食が生じていると回答した処理区は、全体の31%であったが、実際に腐食調査を行っている処理区は全体の58%であった。調査を実施している箇所では過半数の処理区で腐食が発生していた。腐食有りとは回答のあった処理区の腐食が生じた箇所の特長として最も多かったのは、汚水圧送の下流側開放点である。圧送管路内で汚水が嫌気化し硫化物の生成が予想される。硫化水素の測定状況は、拡散式硫化水素測定器が、11%の処理区で使用されていた。正確な状況把握のため、早急な普及が望まれる。また管路施設の供用後腐食に気付くまでの最短年数は、全体の3/4以上が12年以内となっている。さらに6年以内で40%と管路施設の腐食は非常に速やかに生じると回答を得た。拡散式測定器による計測値と腐食発見までの期間を見ると、全体的には、硫化水素濃度が高いほど腐食は早く生じる傾向が見られる。そして硫化水素最大濃度が100ppm以上ではほぼ確実に腐食が進行しており、その結果6年以内で腐食が発見される可能性が高い。硫化水素生成の主たる原因である汚水圧送は149処理区のうち86処理区で行われている。圧送区間は284箇所あり総延長は385.5kmにのびている。1箇所当たりの平均延長は1357mとなる。この圧送延長は硫化水素が発生するに十分な延長である。ところが圧送管の下流側において硫化水素が発生していると回答した処理区は43%にすぎない。知識や調査の不足により認知していない可能性もありえる。

2. 管路施設内での汚水の水質変化に関する調査

汚水が管路内を流下する際、その変成が水質的にどのように生じているかについて、流下距離が長大である流域下水道を対象に実測調査を行った。アンケート調査の結果、流域下水道の最上流から処理場までの管路延長は最長56.9km、計画延長平均20.6kmとなっている。このように汚水が流下する際、管路施設内における水質変化例を図-1に示す。図はある流域下水道の汚水中継ポンプ場における調査結果である。汚水が嫌気化した際発生する代表的な物質である全硫化物と溶存メタン濃度について、経時的变化を表したものであるが、ともに深夜から早朝にかけて濃度上昇の傾向が見られる。この時間帯に汚水流量が最小となるため、ポンプ場上流部で汚水の嫌気化が生じているためと考えられる。

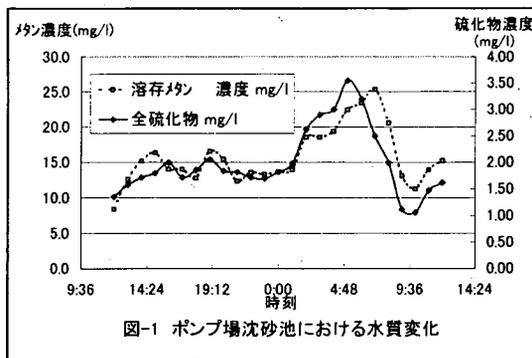


図-1 ポンプ場沈砂池における水質変化

研究担当者：井上弥九郎，檜物良一，豊田忠宏，能勢正樹

キーワード	管路施設，劣化，腐食，硫化水素
-------	-----------------

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	本文53ページ	平成 12 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（以下、環境ホルモン等という）のうち、ノルフェノールと女性ホルモンである 17 β 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)

平成 12 年度は 11 年度の結果に基づき、以下の検討を行った。

(1) 活性汚泥からのエストロン分解微生物の探索と単離分解微生物株の種属の同定。

表 分解微生物の同定結果

(2) 抽出試験による 17 β エストラジオール及びノルフェノール等の活性汚泥中の集積部位の検討。

株 No.	分解物質	同 定 属 名	特 徴
T45	E2	<i>Rhodococcus</i>	グラム陽性 橙色コロニ-
T31	E2	<i>Candida</i>	グラム陽性 硝酸還元+
T3N2	NP	<i>Micro- monospora</i>	グラム陰性 黒色コロニ- 硝酸還元+
FN1	NP	<i>Moraxella</i>	グラム陽性 硝酸還元+
F5	E1	<i>Micrococcus</i>	グラム陽性 球菌
T53	E1	<i>Rhodococcus</i>	グラム陽性 桃色コロニ- 硝酸還元+

(3) 逆浸透膜によって下水処理水を処理する場合の除去効果と処理条件に関する検討。

(4) 単離された分解微生物を添加した活性汚泥処理による環境ホルモン等の削減。

(5) 活性炭処理による生物処理水中の環境ホルモン等の削減。

以上の検討の結果、次のようなことが判明した。

(a) 活性汚泥中から分離された環境ホルモン等の分解微生物のうち、各物質の分解能力が高いもの各二種類について検討した結果、表に示すような属の細菌または酵母であり、同表中に示すような特徴を有していることがわかった。これらの内、ノルフェノール分解能力の高い *Rhodococcus* 属と同定された株を活性汚泥に添加してノルフェノールの除去性向上が認められるか、室内実験によって検討したところ、否定的な結果となった。

(b) 活性汚泥中の 17 β エストラジオール、エストロン、ノルフェノール及びノルフェノールエトキシレート等の集積部位を検討した結果、17 β エストラジオールは汚泥中にはほとんど存在せず、エストロンは水溶性の部分に最も多く存在するもののその量はわずかであることから、これらの物質は活性汚泥によって分解されて消失していると考えられた。ノルフェノールは脂質に集積されていることが明らかになった。ノルフェノールエトキシレートはノルフェノール同様脂質に多く集積されるが、その分解産物の一種であるノルフェノールエトキシ酢酸は活性汚泥採取時期の違いにより集積部位が異なるという結果になった。また、ノルフェノール分解菌の効果を検討するために行った実験で得られた活性汚泥では、分解菌添加に関係なくノルフェノールの分解を示唆する分析結果が得られた。

(c) 逆浸透膜処理では膜の種類と操作条件を選ぶことによって生物処理水中に残留する環境ホルモン等物質の 90% 以上が除去可能であることがわかった。また、粉末活性炭処理によって、同じく、生物処理水中に残留する環境ホルモン等物質の 90% 以上が除去されることがわかった。

(c) 逆浸透膜処理では膜の種類と操作条件を選ぶことによって生物処理水中に残留する環境ホルモン等物質の 90% 以上が除去可能であることがわかった。また、粉末活性炭処理によって、同じく、生物処理水中に残留する環境ホルモン等物質の 90% 以上が除去されることがわかった。

研究担当者：鈴木 穰、小越真佐司、金 時俊

キーワード	環境ホルモン、活性汚泥、分解微生物、除去機構、逆浸透膜処理
-------	-------------------------------

(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性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。12年度は、下水処理水放流先河川を模擬した実験水路を用いて、指標細菌の挙動について検討を行った。また下水処理水中のウイルス検出手法として、RT-PCR (Reverse Transcription - Polymerase Chain Reaction ; 逆転写 PCR) 法の適用を試みた。

(結果)

(1) 水路内における細菌の挙動

下水処理水放流先河川を模擬した実験水路を用いて、指標細菌の挙動について検討を行った。その結果、水路床が SUS の場合、水路内での細菌の減少は見られないが、水路床が砂利の場合、細菌が減少し、その除去率は水理的滞留時間が長い方が大きくなった。また、水理的滞留時間 14 分、水路床が砂利の場合、三次処理(砂ろ過) 水中の大腸菌は水路内で 33% 除去され、生物膜や堆積物へ移行し、移行した大腸菌の 99.97% は、死滅や被捕食により減衰することが明らかになった (図-1)。

さらに、細菌の減衰速度は、時間経過とともに低下する傾向が見られた。水路床が砂利の場合、約 1 日での大腸菌の減衰速度定は $0.08h^{-1}$ であり、自然減衰での $0.04h^{-1}$ に比較して高く、生物膜は細菌除去に有効であると考えられた。

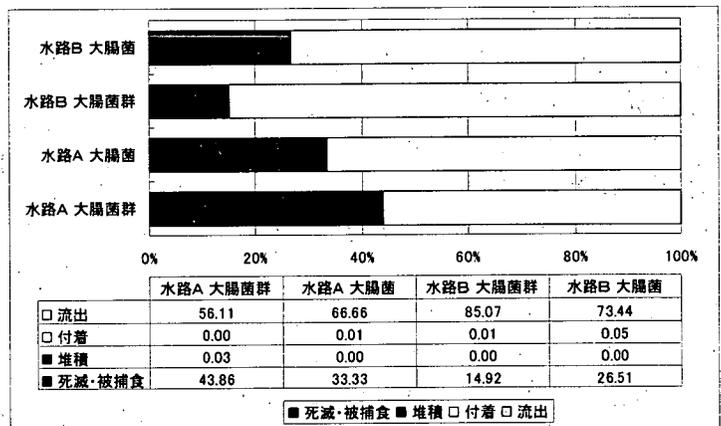


図-1 大腸菌および大腸菌群の収支

<水路A>給水：砂ろ過水 一過式、水路床：砂利、滞留時間：14 分
 <水路B>給水：砂ろ過水 循環式、水路床：砂利、滞留時間：131 分

(2) RT-PCR 法による下水処理水中のウイルス検出

実験対象ウイルスとして大腸菌 RNA フェージ Q β を用い、これを下水処理水に添加し RT-PCR 法で検出した。その結果、RT-PCR の酵素反応の阻害に起因する検出感度の低下は、二次および三次処理水ともに 0.5log 程度であった。また下水処理水中には、高温下で RNA を分解する物質が多く存在していた。実験で用いた市販の RNA 抽出精製キット (スピнкаラム式。タンパク変性剤を用いて RNA の抽出と試料の部分精製を同時に行う) は、二次および三次処理水中の RNase をほぼ完全に失活させ、さらに高温条件を経ないことから、RNA を分解されずに抽出するためには有効だった。しかし、RT-PCR の酵素反応を阻害する物質を除去することはできなかった。

研究担当者：鈴木穰、畑津十四日、中村みやこ

キーワード 細菌、水路、挙動、減衰速度、水路床、ウイルス、RT-PCR 法

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69ページ	平成12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オーシストは、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、脱囊-フローサイトメトリー試験から、水温4～60℃の条件下におけるクリプトスポリジウムパルブムオーシストの生残率を経時的に調査した。結果を以下に示す。

(1) オーシストの生残率は、水温が高くなるに従い速く減少した。オーシスト生残率が90%減少するために要する時間は、60℃では3分、55℃では42分、50℃では3時間、45℃では31時間、40℃では7日、30℃では31日、20℃では150日、10.4℃では150日保存後でもオーシスト生残率の減少は10%以下であった。

(2) 温度の観点から汚泥処理過程でのオーシストの生残率の減少に有効な処理方法を考察すると、発酵温度が60℃近くまで達するコンポストや55℃の高温嫌気性消化は、オーシストの生残率の減少に効果的であると考えられる。また、消化温度35℃、消化日数30日程度で運転している中温嫌気性消化もオーシストの生残率の減少に効果があると考えられる。

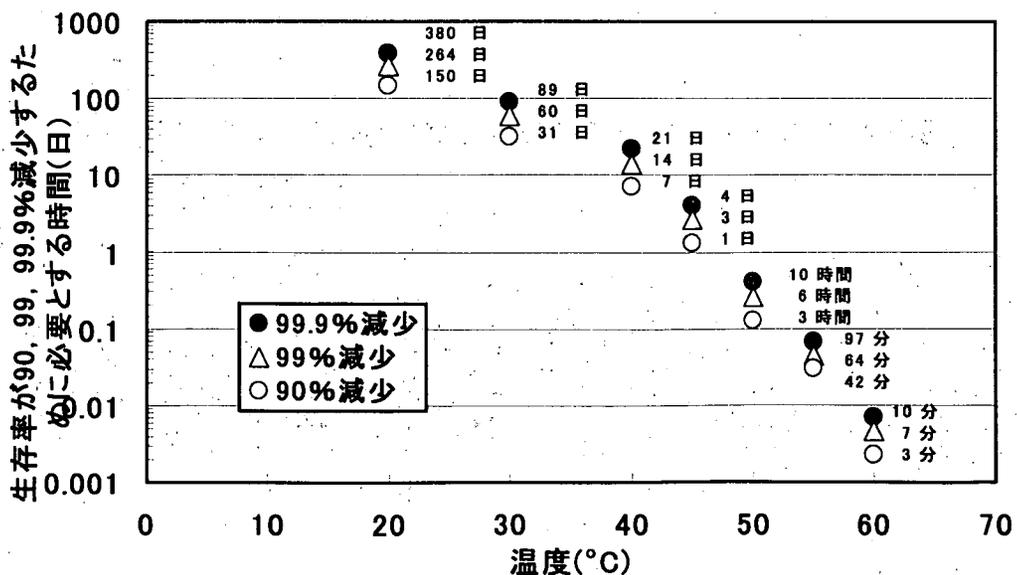


図-1 各温度条件下において生残率が90%, 99%, 99.9%減少するために要する時間

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、脱囊試験、生残率、温度、下水汚泥
-------	------------------------------------

下水中病原性微生物の同定法に関する研究		本文75ページ	平成 12 年度
全体計画	試験研究費	平成 11 ~ 14 年度	汚泥研究室

(目的)

下水や汚泥中の病原性原虫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病原性原虫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。12年度は、下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストをフローサイトメトリーにより同時検出できるかどうかを検討し、さらに、クリプトスポリジウムオーシストをPCR検出するために必要となるDNA抽出方法と高感度検出可能なプライマーの検索を行った。

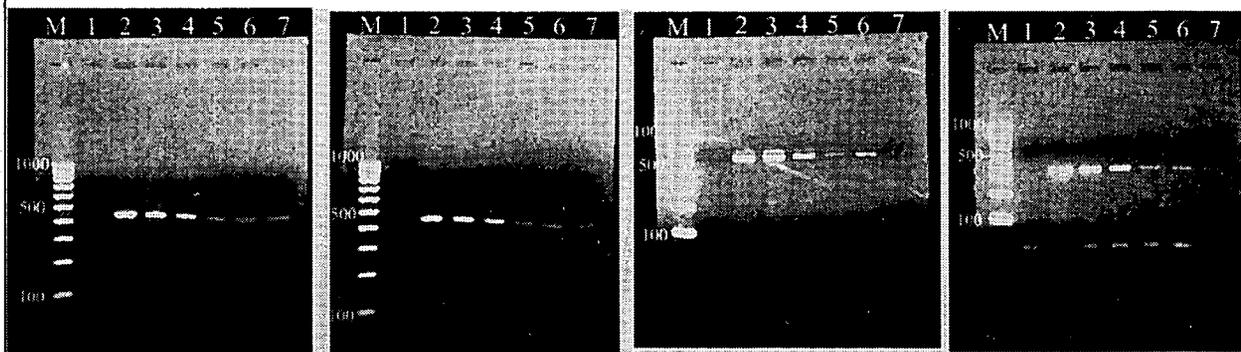
(結果)

以下に本年度の結果を要約する。

(1) クリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストをフローサイトメトリーにより分析した結果、オーシストとシストの散乱特性は異なっていた。この散乱特性の差異から下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストのフローサイトメトリーによる同時検出は可能であった。

(2) クリプトスポリジウムオーシストのDNA抽出法は、市販の抽出キットでも可能であった。DNAの抽出率はプロテナーゼKの処理温度と処理時間に影響され、DNAの回収率が高くなるプロテナーゼKの処理条件は55℃、3時間であった。

(3) クリプトスポリジウムのPCR検出において、検出感度が高いプライマーから順番に記載すると、SB012 (10⁰ 個まで検出可)、LAX469F-LAX869R (10⁰ 個まで検出可)、cphsp2423F-2764R (10⁰ ~ 10¹ 個まで検出可)、AWA772F-AWA1235R (10¹ 個まで検出可)、AWA995F-AWA1206R (10³ 個まで検出可)となった。



(a) SB012, Wu (b) LAX, Laxer (c) AWA772F-1235R, Awad (d) cphsp, Rochelle
 レーンM: 100-1000マーカー, レーン1: ネガティブコントロール, レーン2: 2.4 × 10⁵オーシスト, レーン3: 2.4 × 10⁴オーシスト,
 レーン4: 2.4 × 10³オーシスト, レーン5: 2.4 × 10²オーシスト, レーン6: 2.4 × 10¹オーシスト, レーン7: 2.4 × 10⁰オーシスト

図-1 PCR法によるクリプトスポリジウムオーシストの検出結果

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、PCR
-------	---------------------------------------

(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 (NPnEO) 等の水環境中での挙動を把握する必要がある。

12年度は、NPnEOの生分解性試験と底泥からの溶出実験を行った。

(結果)

(1) NPnEOの生分解性試験 (図-1、2)

10日間の生分解性試験においてNPnEOが0mg/lとなってもTOCが12mg/l残留していることから、NPnEOの分解副生成物が生成していることが示唆された。

NPnEOは、好気性条件下で親水基の酸化エチレン鎖の重合度が小さくなり、最終的にノニルフェノールモノエトキシレート、ノニルフェノキシ酢酸まで分解されることが知られているが、本試験の試験期間10日間ではエチレン鎖の数が2、3、4のように分解途中の可能性が示唆された。

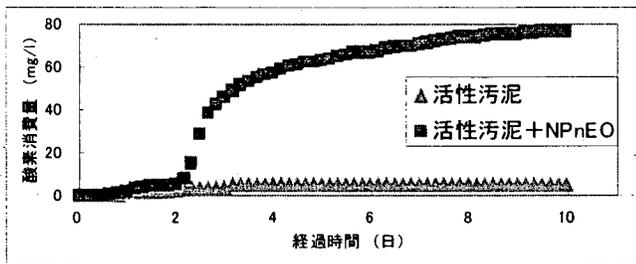


図-1 生分解性試験における酸素消費量の経時変化

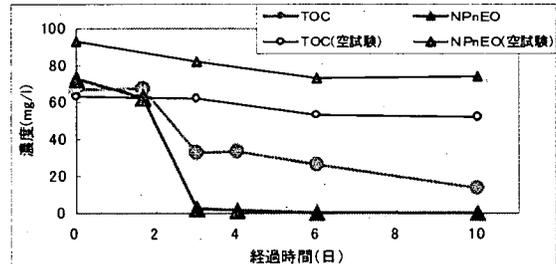


図-2 生分解性試験におけるNPnEO、TOCの経時変化

(2) NP、NPnEO、NPnECの底泥からの溶出実験

NPは、好気条件、嫌気条件とも底質のNPnEOから分解、溶出してくると推定された。NPnEOからNPnECまでは好気条件、NPの生成は嫌気条件によると言われているが、本実験においても好気条件より嫌気条件でより多くのNPの溶出が見られた。NPnEO, n≥5は、底泥からの溶出量よりも水中での分解量が多いことが示唆された。NPnECは、NPnEOの分解物でNPに至る中間体であり、NPnEOの分解速度、NPの生成速度の両方の影響があり、両者に関与する微生物が異なると、NPnECの濃度は複雑な変化をする可能性がある。

溶出実験前後のNP、NPnEO、NPnECの測定において、NPは、好気、嫌気とも実験開始前の値に比べ底泥中で濃度がわずかに増加した。底泥内は嫌気化していることが考えられることから、NPnEO、NPnECが嫌気分解を受けて生成したものと思われる。NPnEO, n=1-4は、好気では減少しているのに対し嫌気では増加していた。NPnEO, n≥5では好気、嫌気とも0～15cmの層では実験開始前後ではほぼ同じ値を示していたが、15～20cmの層では実験終了時に高くなっていた。NPnECは好気、嫌気でその傾向が異なっていた。好気では、表層より深層の方が高い値を示し、嫌気では逆に深層より表層が高い値を示した。

底泥からのNP、NPnEO、NPnECの溶出は、底泥からの溶出の他に対象物質の水中での分解もありこれらを総合的に解明するためには、さらに詳しい検討が必要である。

研究担当者：田中宏明、小森行也、白崎亮、石井宏幸

(目的)

下水汚泥の発生量は下水道の普及とともに増加している。また、下水汚泥はエネルギー資源や資材原料として有用である。このため下水汚泥の有効利用をさらに進めることが求められているが、そのためには汚泥に含まれている重金属等の有害物質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することが必要である。本研究では、下水汚泥中の重金属を低減するため、その化学形態と挙動の調査を行った。

平成12年度は、焼却過程におけるヒ素 (As)、セレン (Se) の挙動を把握するため、実施調査およびパイロット実験を行った。また、焼却灰からの溶出する重金属量や溶出率を把握するため、焼却灰の溶出試験を行い、その溶出特性を把握した。

(結果)

1. 実施設でのAs、Se挙動調査

平成10、11年度に行った流動床焼却炉の調査で、バグフィルターなど200℃前後の低温で焼却灰を捕集する装置では、炉内で一旦気化したSeが灰表面に凝縮または吸着し、灰とともに捕集されている現象が確認された。平成12年度は、バグフィルターを採用している炉の調査をさらに4施設で行い、同様の現象が生じていることを確認した。(図-1) また、これらの調査からSeの灰移行率は脱水助剤の種類と灰捕集温度に依存し、高分子凝集剤を用いた場合、200℃前後の低温灰捕集では約80%以上が焼却灰中に残り、300℃以上ではほとんど灰中に移行しないことがわかった。Asについてはほぼ全量が焼却灰に残った。

2. パイロット施設を用いた汚泥焼却実験

平成11年度までの調査では、焼却炉内でのAsの気化は確認できなかった。平成12年度は、炭化汚泥の製造過程における例を参考に、燃焼空気比を1以下に調整した雰囲気での焼却とセラミックフィルターを用いた高温灰捕集を組み合わせることで灰中のAsを低減する技術について、パイロット規模の焼却炉を用いて実験した。しかしながら、実際の空気比が設定より高くなり、Asの気化は確認できなかった。

3. As、Seの溶出特性に関する実験

As、Seは、焼却灰からの溶出率が大きく、灰を埋立処分あるいは再生利用する場合の障害となる可能性がある。このため、平成12年度は各種の焼却灰試料の溶出試験を行い、As、Seの溶出に及ぼすpH、脱水助剤、炉の酸化還元雰囲気、灰捕集温度の影響について検討を行った。この結果、Asは溶出液のpHの影響を強く受け、低いpH域で溶出率が大きくなること、SeはpH4以上の領域で約50%の溶出率であることがわかった。

(図-2) また、消石灰を用いた脱水を行った場合、As、Seともに灰からの溶出率は極めて小さかった。なお、焼却炉の酸化還元雰囲気、灰捕集方法の影響は認められなかった。

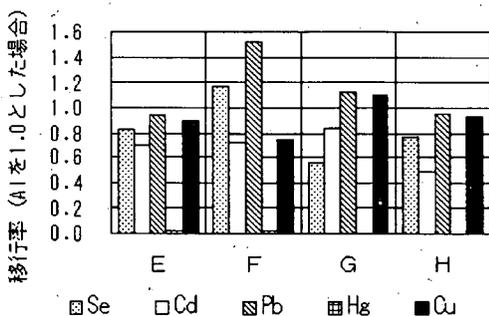


図-1 低温捕集灰への金属移行率 (AI比)

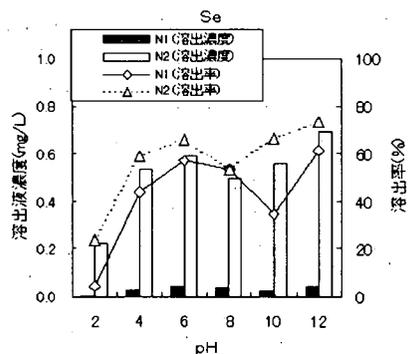


図-2 焼却灰中 Se の溶出特性 (pH 依存性)

研究担当者：森田弘昭、川嶋幸徳、池田裕一

キーワード	下水汚泥、有効利用、焼却灰、重金属
-------	-------------------

CH ₄ 、N ₂ O のインベントリーの精緻化と開発中核技術の内外への普及「下水道施設を活用した CH ₄ 、N ₂ O の排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究」	本文93ページ	平成 12 年度
---	---------	----------

全体計画	環境研究総合推進費 平成 12～14 年度	三次処理研究室, 汚泥研究室
------	-----------------------	----------------

(目的)

下水の処理にともない温室効果ガスが排出されている。下水処理場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(CO₂)を除くと、汚泥焼却に伴う N₂O、下水処理に伴う CH₄、および電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO₂ が主なものである。今後予想される下水道の普及拡充や下水汚泥焼却の増加は、下水道からの温室効果ガスの排出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制御する技術の確立と普及が急がれる。

本研究は、下水の処理過程で生成する CH₄ 及び N₂O の排出を抑制する対策技術の確立・普及とその評価を目的としている。研究は、水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて行い、水処理プロセスでは、嫌気性槽の導入による CH₄ 排出の制御効果の把握・評価と、処理方法別の N₂O 排出量原単位の精緻化を目的とし、汚泥処理プロセスでは、汚泥焼却炉からの N₂O 排出抑制のための燃焼温度制御の安定化手法を確立するとともに制御効果を評価することを目的とする。

(結果)

下水処理場の水処理プロセスと汚泥焼却プロセスから排出されるメタン(CH₄)および亜酸化窒素(N₂O)について、その排出制御技術の確度性と安定性の評価に必要な実験、調査を行った。水処理プロセスのパイロットプラント実験により、CH₄ に関しては標準法(図-1)に比べ循環法(図-2)において約2倍の抑制効果があり、N₂O は冬季の低 SRT 状態の運転では硝化が進まないため、ほとんど生成されないことが確認できた。汚泥焼却プロセスに関しては、N₂O 排出量の大きい高分子系脱水汚泥の流動床式焼却炉の実機において、炉の運転法と N₂O 排出量の関係を把握するための連続調査を経済産業省工業技術院資源環境技術総合研究所熱エネルギー利用技術部燃焼システム研究室と共同で実施した。その結果、排ガス中の N₂O 濃度はフリーボードの温度に連動して変化し、その変化の傾向は炉固有のものである可能性が示された。また、フリーボード温度の一定制御を困難としていた要因は投入汚泥量の変化にあると思われた。

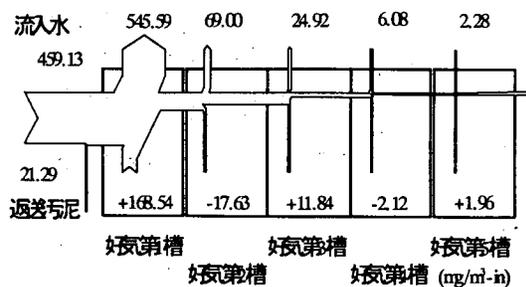


図-1 標準法のCH₄収支

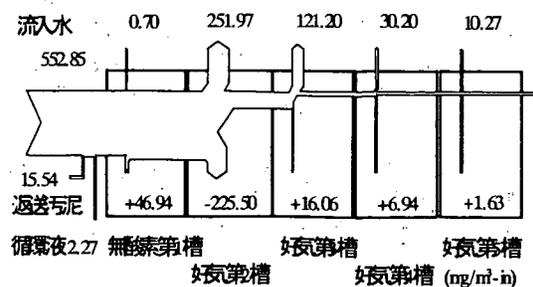


図-2 循環法のCH₄収支

研究担当者：高橋 正宏、鈴木 稔、平出 亮輔、森田 弘昭、落 修一

キーワード	温室効果ガス、下水処理、汚泥焼却、メタン、亜酸化窒素
-------	----------------------------

(目的)

わが国の下水道は、近年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 2,133、合流式 24(平成 10 年度末)となっている。こうした分流式の下水道施設では、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ている。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。こうした背景を踏まえ、本課題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、効果的な予測・診断・対策手法を検討することを目的とする。

(結果)

1. 雨水浸入水対策の効果判定

K市のある区域(戸数 99 戸、面積 2.5ha)において、降雨量あたりの雨水浸入水量(雨水浸入率)を測定することで、補修工事による雨水浸入水対策の効果を定量的に把握することを試みた。主として汚水枡、取付管の補修を行うことで雨水浸入率を 73%削減することができ、雨水浸入率を利用することによって浸入水対策の効果判定できることが確認できた。

2. 雨水浸入現象のモデル化

雨水用の流出解析モデル(XP-SWMM)を応用して、K市の前項と同じ区域における汚水管への雨水浸入現象の再現を行った。不浸透域率や不浸透域の粗度係数といったパラメータを変更することにより、図-1に示すとおり雨水浸入量のピーク時間やピーク高さをかなり忠実に再現することができた。

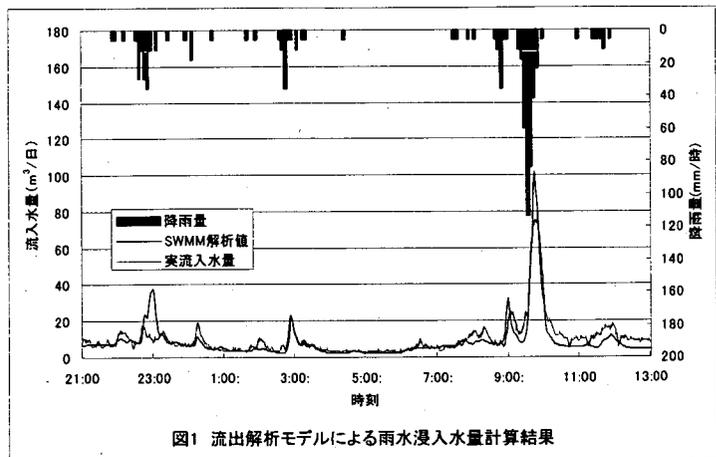


図1 流出解析モデルによる雨水浸入水量計算結果

3. 硝酸塩注入による汚水管内での硫化物生成抑制効果

硫化水素抑制手法の一つである硝酸塩注入法に関して、流域下水道幹線内で硝酸亜硝酸態窒素($\text{NO}_x\text{-N}$)と硫化物の挙動を測定することにより、有効かつ経済的な硝酸塩注入量の制御方法を検討した。硝酸塩として 50%硝酸カルシウム溶液を用い、これを 3 ケース(0、100、210mg/l)の注入率でAポンプ場において注入した。注入効果はAポンプ場から 7,249m 下流に位置するB人孔にて採水・水質分析を行うことで評価した。

ケース 1(注入率 0mg/l)では $\text{NO}_x\text{-N}$ はほぼ検出されず、全硫化物は 3mg/l 以上検出されている。ケース 2(注入率 100mg/l)の場合、 $\text{NO}_x\text{-N}$ が 0.5mgN/l 以上検出された時間帯では全硫化物の生成は完全に押さえられている。その他の時間帯では $\text{NO}_x\text{-N}$ はほとんど消費されており、全硫化物の生成が始まっている。ケース 3(注入率 210mgN/l)の場合は全時間帯で $\text{NO}_x\text{-N}$ は残留しており、硫化物の生成は完全に押さえられている。

$\text{NO}_x\text{-N}$ が 0.5mgN/l 以上残留していれば全硫化物は生成しておらず、このことから、硝酸塩注入による硫化物生成抑制を行う場合は、硫化水素発生箇所での $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度をモニターしフィードバックすることで適正な注入量を保つことが可能であると考えられる。

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103ページ	平成 12 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)

本調査では、都市雨水も下水道資源の一つとして捉え、雨水利用推進のための技術的課題を明らかにするとともに、雨水利用による浸水防除効果や合流改善効果について定量的に評価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越流水対策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。

(結果)

1. 都市雨水利用システムの定量的評価

都市雨水利用システムによる浸水防除効果について、有効降雨のピークを 20%以上カットできたことをもって効果有り判断した場合、貯留高が小さい(40mm)施設では 1 割以下しか効果がなく、雨水利用施設による浸水防除効果は小さいことが明らかとなった。雨水利用時の利水槽容量を治水専用の貯留施設に換算する方法について検討したところ、換算係数はおよそ 1/4 であった。合流改善効果について、越流回数、越流水量、遮集雨水量を指標として検討した。貯留高の小さい小規模な雨水利用であっても越流回数の低減に効果が大きかった (図 1)。

2. 合流式下水道雨天時汚濁負荷流出モデル検討

合流式下水道整備地区における水量水質実態調査を行うとともに、集中型土研モデルにおける T-N、T-P の式形の検討を行い、従来の式形を活用して T-N、T-P を概ね表現できることが明らかとなった。(図 2)

3. 空気噴出を考慮した下水道管路の水理特性検討

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ことを目的とし、非定常な状態における下水道管路内の水と空気挙動、ならびに人孔からの空気噴出現象を把握するための数値解析モデルの開発を行うとともに、具体の現象を把握するため水理実験施設を製作した。

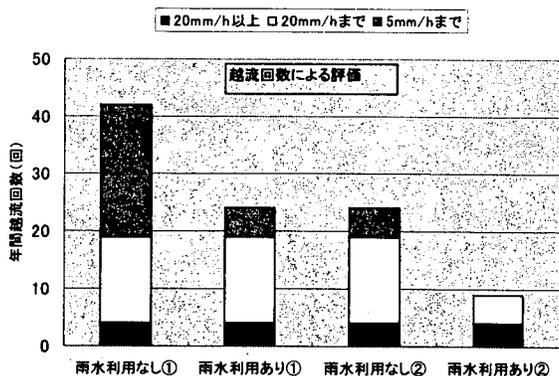


図 1 雨水利用による越流回数の低減

(遮集雨水量 2 Q の場合、①：貯留高 40mm、②：貯留高 125mm)

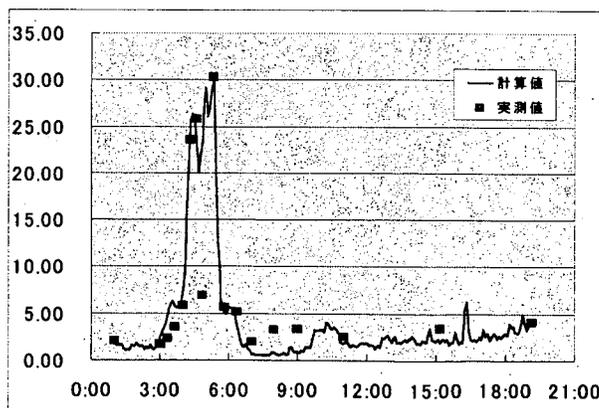


図 2 土研モデル計算結果 (T-N, g/s)

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、浸水対策、合流式下水道、土研モデル、空気噴出、水理模型実験
-------	------------------------------------

(目的)

下水道整備区域における普及が慎重に考えられているディスポーザについては、下水道施設への影響が懸念される一方、利用者の利便性の向上が期待されている。また、清掃事業における経費減少の可能性があり、二酸化炭素発生量の変化やリサイクル形態の変化等環境への多面的な効果影響もある。本調査は、下水道整備済み区域においてディスポーザが導入された場合の効果影響について、経済評価の観点から調査を行ったものである。ケーススタディの手法を採用し、対象地域は社会実験が行われている北海道歌登町とした。ディスポーザの普及については様々な効果影響が発生すること考えられ、金銭化可能な項目を抽出・整理し定量化を行った。利用者が享受する利便性向上という効果については仮想評価法(CVM)により便益を計測し、それ以外の効果影響については施設等の既往データに基づき推定した。

(結果)

対象地域におけるディスポーザ普及による効果影響について経済評価の観点から整理し、定量化して主体ごとに示したものが図である。これは、対象地域の下水道整備区域内全てにディスポーザが普及した場合の推定値である。図より、利便性便益が他の費用便益に比べて大きく、購入費用を上回ることが分かる。清掃事業への影響は、小さいと推定された。下水道事業への影響については、下水道施設関連費用の増加が下水道料金収入の増加と同程度であるが、下水汚泥処分関連費用の増加が大きく下水道事業者の費用便益がマイナスになることが推定された。下水汚泥のコンポスト化を実施する場合は、コンポスト施設の費用が大きいが、下水汚泥コンポスト化が行われていたと仮定すると、普及に伴う増分は小さくなり、下水汚泥処分関連費用がなくなることが顕著に表れる。

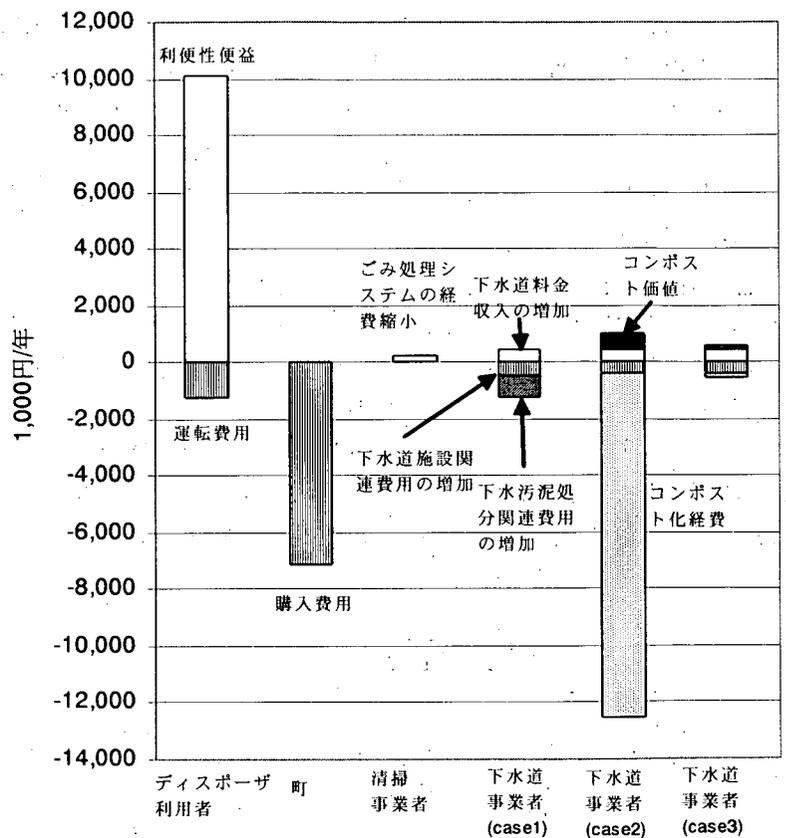


図 主体別の費用便益

CVMによる利便性便益の計測では、利用世帯と非利用世帯との間に大きな差は見られず、平均値として

950～1,260 円/月/世帯という支払意思額(WTP)が得られた。表明された WTP は非利用世帯の方が幅広く分布し、利用によって利便性の認識が安定することが示唆された。

本調査結果は、ディスポーザ普及後の下水道施設やごみ処理施設での対応等を推定しているため、大胆な仮定を含まざるを得なかった。また、CVM という手法の精度は高いものとは言いがたい。経済評価という一参考資料としての解釈及び活用が必要である。

研究担当者：井上 弥九郎、植松 龍二、吉田 敏章、森兼 政行

キーワード	下水道、整備効果、便益、仮想評価法、CVM、ディスポーザ
-------	------------------------------

(目的)

近年の生活様式の変化に伴い、下水道に排出される汚水の性状も変化してきていることが予想される。厨芥、し尿・浄化槽汚泥、下水処理水の個別循環・温排水等、当初管路システムが想定していた性状を上回る汚水の受け入れも予想される。本調査では、このような状況の中で現在の変化している汚水の性状や挙動について把握し、今後想定される高濃度な汚水が下水道管路システムで示す挙動を調査し、管路施設に与える影響について把握することを目的として実施する。

本年度は、下水道管渠に影響を与える高濃度な排水としてディスポーザ排水を対象として調査を実施した。

(結果)

ディスポーザ設置による影響の実態を把握するために、実施設を対象とした調査を実施した。調査地として、ディスポーザ整備を推進している、北海道歌登町を対象として選定した。

調査概要として、ディスポーザ排水の負荷量を把握することを目的として、ディスポーザ設置前後での、管きよ内汚水の流量及び性状の変化について調査を実施した。また、流速等の状況によっては管渠内堆積物が増加することが予想されるため、堆積物の増加を把握するために、堆積状況をTVカメラによって調査し、堆積量の把握を行った。また、管きよ内での堆積の増加に伴い硫化水素の発生も予想されるため、硫化水素の測定もあわせて実施した。

1. 水質調査結果

下水道管渠において、ディスポーザ排水が投入された場合の水質変化を測定するために、ディスポーザ設置区域と未設置区域において24時間での採水調査を行った。流量測定結果と水質測定の結果から負荷量を算定したものを図-1として示す。設置区域、未設置区域における負荷量について図から比較すると、あまり優位な差は見られない。しかし、設置区域における当日の流量データが比較的特異なものであったと考えられることから、平均的な流量を元に負荷量の算定を行うと、ディスポーザ設置区域の負荷量が未設置区域に比して1.7～2.7倍程度と比較的高い値を示している。

2. 硫化水素調査結果

硫化水素の測定の結果から、通常の流下状況では硫化水素の発生は確認されなかった。しかし、若干の耐水が発生した場合、ディスポーザ設置区域においては、微量ながら硫化水素の発生が確認されている。このことから、硫化水素の発生ポテンシャルはディスポーザ設置区域の方が高くなっていることが予想された。

3. 堆積物調査結果

TVカメラによる堆積物の調査においては、ディスポーザ設置区域の方で明かな堆積が確認されていたが、未設置区域においては、ほとんど堆積が確認されなかった。管渠の設計条件等の問題から、純粋な比較をすることは出来ないが、結果からは、ディスポーザ設置区域、未設置区域の比較において、設置区域の方が明らかに堆積が増加する結果となっていた。

性状について比較を行ったところ、ディスポーザ設置区域の堆積物は、未設置区域の堆積物に比較して、有機物成分が多くなっていた。また、ふるい分けの課程で、卵の殻様の物体が多く確認され、ディスポーザの影響によるものと考えられた。

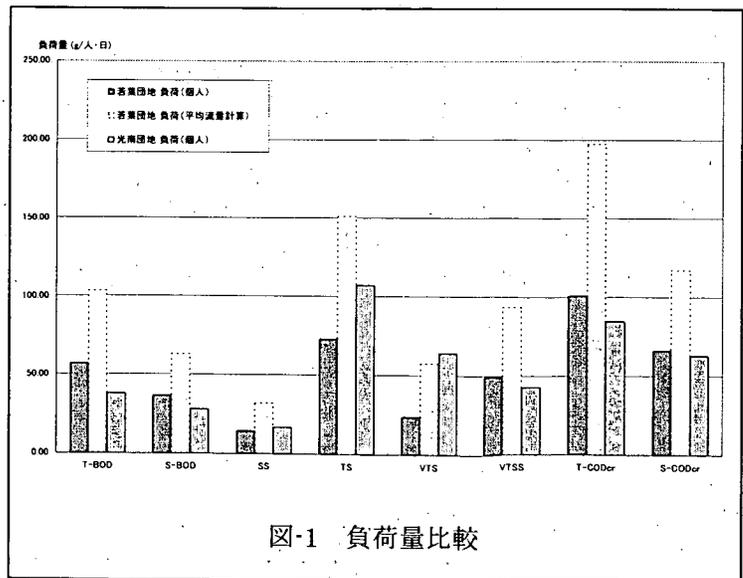


図-1 負荷量比較

研究担当者：井上弥九郎，檜物良一，豊田忠宏，能勢正樹

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		本文127ページ	平成 12 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12～15 年度	下水道研究室、建設システム課	
<p>(目的)</p> <p>下水道は、都市において汚水を排除・処理しかつ雨水を排除等する生活環境の改善及び水質保全のために必要不可欠な根幹的な施設である。下水道の普及拡大に伴って、下水道を経由する排水量（下水処理水及び雨水）の割合が、都市内の水循環の大部分を占めるようになってきた。生活様式の変化により求められる水量、水質のレベルも大きく変化し、都市内の水循環は必ずしも良好とは言えない状況にある。このため、よりよい水循環を達成するために、下水処理の高度化、合流式下水道の越流水対策、処理水の有効利用、ノンポイント汚濁対策としての雨水処理、雨水貯留・浸透等の施策が実施されている。そこで、本調査は、水利用形態と上記各種施策の組み合わせをコスト面を含め総合的に評価し、都市における水循環システムを構築する手法を検討するものである。</p> <p>(結果)</p> <p>(1) 水循環モデルの取りまとめ</p> <p>平成 12 年度は、本調査の初年度であり、水循環システムの評価を定量的に行うための手段である水循環モデルにつき、文献をもとに既存モデルの特性を取りまとめその汎用性及び適用性に関して検討を行い、平成 13 年度以降の実流域への適用モデルを決定した。</p> <p>河川への流出量は地表からの表面流出、土壌からの早い中間流出、遅い中間流出、地下水流出等により構成されており、通常表面流出及び早い中間流出を直接流出とし、遅い中間流出及び地下水流出を基底流出としている。モデルは、流域を一つの計算単位として取り扱う集中型、流域を幾つかの小流域に分割してそれぞれを計算単位とする分布型に分類できる。また、集中型は通常タンクモデルを活用したものであり、分布型においてはタンクモデル等を活用したもの（ここでは便宜上分布型非物理モデルと呼ぶ）及び支配方程式を数値解析するもの（分布型物理モデル）の 2 種類に更に分類できる。また、現在採用されている都市域から河川への負荷流出モデルは、点源負荷及び面源負荷両方を考慮しているが、多くの場合面源負荷については表面流出のみを対象とし、基底流出に係わる汚濁負荷を考慮していない。一方、本調査においては、上記水量解析モデルを活用し、全ての流出に係わる負荷流出を考慮した水質解析モデルを検討する。</p> <p>以上を考慮して、本調査においては分布型非物理モデルを適用モデルとする。集中型では本調査の目的である流域における下水道施策を反映した水量、水質の変化を解析することは不可能であり、かつ分布型物理モデルでは水量のみならず水質解析を実施することは、一部海外では事例があるが、一般的にはパラメータ一設定及び計算が複雑かつ困難である。</p> <p>(2) 建設コスト分析</p> <p>小口径管路の開削工事における価格変動要因の把握を目的として、昭和 60 年以降 5 年ごとに実際に最も一般的に用いられている設計条件、施工条件を設定し、開削管路工事の建設コストの変化を下水道工事工種体系のレベル 3 ごとに試算した。</p> <p>試算結果上においては管路建設コストに対して物価変動が支配的に影響しており、物価変動以外では「管路土工」「付帯工」などの工種に関する価格変動要素の影響が大きい。これらの要素は管路本体の諸元に表れないものが多いため、計画・設計段階へのフィードバックを目的とした積算データの集積を実施する際には変動要素の情報の把握に十分に考慮して実施する必要がある。</p> <p>担当研究者：井上 弥九郎、松井 健一、植松 龍二、高村 和典</p>			
キーワード	水循環、水量解析モデル、水質解析モデル、建設コスト分析		

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)

平成 12 年度は、水処理におけるエネルギー消費の特性把握を行うことを目的に、実施設での酸素移動効率の検討と結合固定化担体を用いた硝化実験における酸素移動効率の検討を行った。

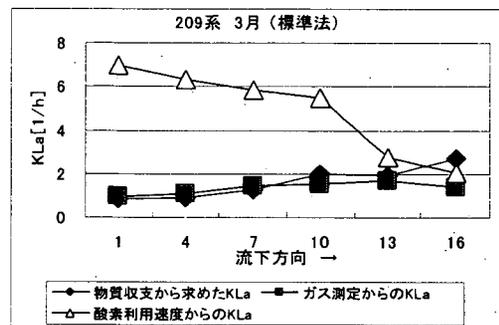
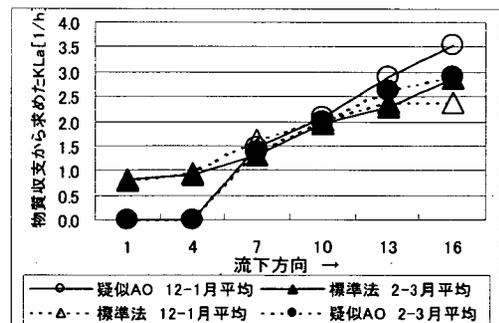
(1) 実操業条件下での K_{La} 測定は定常法で行われる。定常法 3 種での測定方法を比較した結果、物質収支および排ガス測定からの K_{La} は比較的近い値であったが、回分法の酸素利用速度から求めた K_{La} は、エアレーションタンク後段 (13, 16 区画) では比較的近い値であったが、前段では大きく異なった (図-1)。回分法の酸素利用速度より求める方法では、実際のエアレーションタンク内 DO と回分測定時の DO を同等にする必要がある。しかし、エアレーションタンク内 $DO \approx 0\text{mg/L}$ の場合は、実態を反映することが困難であり、DO の低濃度域で汚泥混合液の酸素利用速度は大きく変化することから、本方法を用いることは適切ではないと考えられた。

(2) 流下過程での K_{La} の変化を調べたところ、 K_{La} は流下距離に比例するように増加し (図-2)、硝化が活発に生じている区画において K_{La} が大きくなっており、生物反応が K_{La} に影響を与えている可能性が示唆された。

(3) 結合固定化担体を用いた硝化実験において、回分法と定常法での硝化速度を比較した結果、両者は同等の硝化速度を示し、測定法による差は認められなかった。ただし、回分法での測定においては、基質や DO 等を実施設と同等にすることが必要であることがわかった。

(4) 結合固定化担体を用いた硝化実験において、 K_{La} の測定を行った結果、非定常法での K_{La} 測定では、硝化に伴う酸素利用速度を反映できず、物質収支より求めた酸素移動速度に比較して低くなることがわかった。

(5) 結合固定化担体を用いた場合、硝化反応により酸素移動効率が高くなることが明らかとなった。

図-1 定常法による K_{La} の測定図-2 エアレーションタンク内での K_{La} の変化

研究担当者：鈴木穰、畑津十四日

キーワード

酸素移動効率、 K_{La} 、硝化、硝化速度、標準活性汚泥法、疑似嫌気好気法

病原性微生物の発生源および対策に関する調査		本文145ページ	平成12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	
<p>(目的)</p> <p>一般的にウイルスや原虫類などの病原性微生物は、現行の消毒指標とされている大腸菌群などよりも消毒耐性が強いと言われている。それらが下水処理場に流入してきた場合には、活性汚泥処理により除去が行われ、多くは削減されると考えられるが、通常の消毒レベルでは不活化しきれない病原性微生物の存在により、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。</p> <p>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。</p> <p>(結果)</p> <p>12年度は、パイロットプラント等を用いてウイルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過の除去に関して検討を行い、塩素、紫外線、オゾンの各消毒法におけるウイルスの不活化効率等を明らかにした。以下に検討結果を示す。</p> <p>① 塩素消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9% (1、2、3 log) 不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約2.5、7.9、13.2mg/ℓとなった。同様に三次処理水(NH₄-N添加)は、90、99%で7.0、16.9mg/ℓ、二次処理水は90%で14.5mg/ℓとなった。</p> <p>② オゾン消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約7.6、12.7、17.8mg/ℓとなった。また、二次処理水では90%で約15.7mg/ℓとなった。</p> <p>③ 紫外線消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要照射量は、三次処理水で各々約570、1,170、1,780 mW・s/cm²となった。同様に二次処理水は、90、99%で970、1,960 mW・s/cm²となった。</p> <p>④ 大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌数などの細菌は、ポリオウイルスよりも塩素・オゾン・紫外線耐性が小さかった。</p> <p>⑤ 組み合わせ消毒によるウイルス不活化の相乗効果はないものと考えられた。しかし、単一の消毒法のみで対応するのと比較して、同様の不活化率を得るために必要となる消毒剤注入濃度等は、組み合わせ消毒を行うことで各々低減できるため、消毒副生成物生成の観点からは有効であるものと考えられる。</p> <p>⑥ 再利用施設等までの送水過程を考慮して、残留塩素との接触時間を相当長時間としても、ウイルスの減少率は大幅に高くないと考えられる。</p> <p>⑦ 砂ろ過のウイルス除去率は28～56%であり、ろ過速度を100～200m/dに2倍とすると除去率は半減した。</p> <p>研究担当者：鈴木 稔、小越 眞佐司、諏訪 守</p>			
キーワード	病原性微生物、ウイルス、原虫、塩素、紫外線、オゾン、砂ろ過		

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155ページ	平成 12 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	
<p>(目的) 近年、内分泌かく乱物質（環境ホルモン）による河川中の水生生物のメス化等の影響が懸念されている。国土交通省は平成 10～12 年度に、全国 47 下水処理場における流入水及び放流水中の内分泌かく乱物質の濃度を調査した。これらの物質の下水処理過程（生物処理）での除去率は、17β エストラジオール (E2)・ベンゾフェノンが 70%程度（中央値）、その他の物質が 90%以上（同）であり、下水処理場が概ね大きな低減効果を有していることが確認された。</p> <p>しかし、水環境中のこれら内分泌かく乱物質濃度と水生生物への影響の関係が定量的に明らかになりつつあり、今後、良好な水辺生態系形成の観点から、下水処理場においてより高度な内分泌かく乱物質除去が求められることが想定される。そこで本調査では、生物処理及びオゾン、活性炭等の物理化学処理による下水中の内分泌かく乱物質等の除去性能を調査することにより、下水中の内分泌かく乱物質のより効果的な除去のための下水処理方式・運転方法を確立することを目的とした。</p> <p>(結果)</p> <p>1. 好氣的生物処理における内分泌かく乱物質の効果的除去のための運転手法の調査</p> <p>生物処理の制御に関するパラメータである固形物滞留時間（SRT）、水理的滞留時間（HRT）と内分泌かく乱物質（NP, NPEO, NPEC, E2, E1）の除去性能の関係を調査した。</p> <p>① DO 濃度が 5-10mg/l 程度の範囲では、SRT が 6～13 日の範囲で変化しても、等しい HRT の下では NP, NPEO, E2 の除去率には変化がなくいずれも良好に除去できていた。今後は、より低い DO 濃度の下で、SRT が短くてもこれら物質が良好に除去できるかを検討することで、活性汚泥処理によるこれら物質の生分解性能を把握する必要がある。</p> <p>② HRT が 2.6～6.7 時間の範囲で変化した場合、NPEO(n≥5)は HRT が小さくても良好に除去できており、速やかに除去が進んでいたが、その分解生成物である NPEO(n≤4)、NP1～3EC は HRT が大きいほど処理水中への流出が少なくなっており、比較的除去の進行が遅いことがわかった。一方、女性ホルモン物質では、流入水中では E1 が E2 と同じレベルのエストロゲン活性を呈しており、処理水中では E2 の活性が減少または消滅しているものの、E1 の活性が E2 に比べ多く残留していた。NPEO(n≤4)と NP1～3EC、E1 の水環境への排出抑制対策について、水処理系の運転手法の改良や物理化学処理との組合せを含めた検討が必要である。</p> <p>③ HRT が 2.6～6.7 時間の範囲で変化した場合、NP、NPEO、NP 換算濃度は汚泥中に 10 倍以上蓄積していたが、E2、E1、E2 換算濃度は汚泥中への蓄積は比較的小さかった。また、いずれの物質も HRT が小さい（時間当たり BOD 負荷量が大い）ほど蓄積比が大きくなる傾向が見られた。今後、汚泥中の内分泌かく乱物質の回収率を検討することで、水処理過程で除去された物質のうち、汚泥へ蓄積するものと分解されるものの割合を物質毎に明らかにしていく必要がある。</p> <p>④ 処理水中の NP は、SS に付着した状態で多く存在しているが、E2 は SS には殆ど付着していなかった。従って、砂ろ過・凝集沈殿処理等による SS 除去が NP の除去には有効であるが、E2 の除去には効果が低いことが示唆された。</p> <p>2. 物理化学的処理による内分泌かく乱物質の高度除去手法の調査</p> <p>生物処理水を対象に物理化学処理性能を評価することを目的とした。まずほぼすべての放流水に施されている塩素消毒を調査し、凝集沈殿ろ過処理、オゾン処理、活性炭処理についても調査した。</p> <p>① 塩素処理は、対象物質、塩素との接触時間、塩素の注入率により分解に差がみられた。</p> <p>② 凝集ろ過処理について、NP および NPEO は溶解性有機物と同様に除去されることが確認されたが、女性ホルモン類についてはあまり除去されなかった。</p> <p>③ 溶解性有機物のオゾンによる分解は基本的に化学的構造を変換するものが主であるが、NP 類、女性ホルモン類の分解に有効であり、ホルモン活性自体の低減にも効果があった。</p> <p>④ 活性炭処理について、NP 類、女性ホルモン類は、短期間の運転期間においてはかなり吸着するようであるが、長期間運転した際にどのような挙動をするのかさらに検討する必要がある。</p> <p>研究担当者：鈴木 穰、山縣 弘樹、北中 敦</p>			
キーワード	内分泌かく乱物質、好氣的生物処理、物理化学的除去法		

(目的)

下水処理水は低質の水資源として、様々な用途に利用可能であると考えられている。我が国では、都市の様々な用途に下水処理水の再利用が図られている。しかし、それらの中には、施設の障害など重大な問題に直面しているものも出てきており、再生水を都市の水資源として活用して行くためには、水質に適合した材料・構造の採用や適切な維持管理の実施が不可欠である。本調査は、下水処理水再利用に伴う障害や事故を未然に防止するための手法を検討し、安全・快適かつ安定した再利用システムを構築するために必要な技術を、再利用形態別に明らかにすることを目的としている。

(結果)

12年度は再生水による地下水涵養のための基礎的な検討実験、中水道システムによる再生水の雑用水利用のための給配水管路施設における腐食、閉塞に関する調査並びに実験、再生水管路での微生物増殖に伴うスライム生成とその抑制に関する検討実験、下水再利用に伴うリスクに関する資料調査等を行った。また、下水道を介して行う広域循環利用と共に都市における水の循環利用で重要な役割を果たしている個別・地区循環方式の実態調査を行い、利用率、費用、利用上の問題点等を検討した。これらの調査の結果判明したことは次の通りである。

(1) 地下水涵養に関する基礎的な実験の結果、一様な帯水層内に注入された再生水が周辺の地下水とは異なる流動をし、注入に比べ排出には長い時間を要する可能性がある。

(2) 管渠の腐食・閉塞は、再生水の特徴である高い電導度に残留塩素の影響が加わって発生したものと考えられる。本年度の調査では管渠防食継ぎ手部分に比較的多くの腐食が見出され今後の検討が必要である。また、閉塞防止には酸化鉄の供給源となる無防食鉄製機器の使用を削減し、管路内面の樹脂被覆・平滑化が有効であると考えられた。

(3) 再生水による配管等の内面スライム付着は残留塩素消費の増加にも寄与している。その原因である従属栄養細菌の増殖は図に示すように塩素濃度を高めることによって抑制することができる。しかし、十分に抑制するためには、3～4mg/l以上の高い全残留塩素を保持する必要がある。管路防食上は高濃度の残留塩素保持は好ましくないから、増殖の原因となる有機物の削減等について今後の検討が必要である。

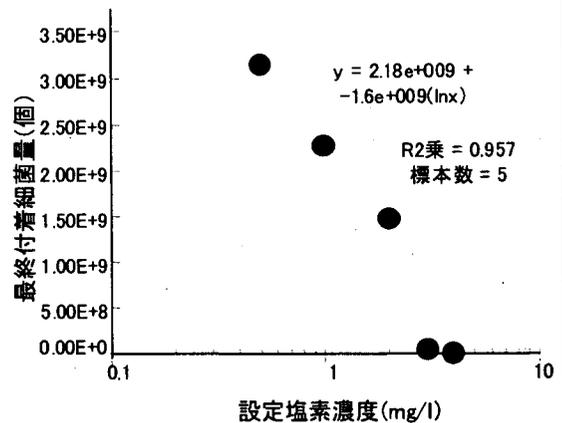


図 付着菌数と塩素濃度の関係

(4) 東京都内で実際に行われている個別ビル等の再利用について実態調査を行った結果、再生水として供給される水はビル全体の水使用量のおよそ3分の1を占めた。しかし、その一部が上水によって補給される場合があり、平均では再利用水の4分の1程度が上水であった。広域循環の再生水を利用している場合は上水の補給水は皆無で、水資源有効利用の観点からは、広域循環が、より望ましい形態であると考えられる。

(5) 個別・地区循環利用のコストは規模によって左右され、小規模施設では上下水道料金を上回る場合もあることが判明した。

研究担当者：鈴木 穰、小越真佐司、山縣弘樹、藤井良和

(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、施設の運転に伴う二酸化炭素など温室効果ガスの排出、電力や燃料の消費、さらに施設の建設時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、計画設計段階における下水道システムの評価にライフサイクルアセスメント（LCA）の手法を導入することを目的としたもので、負荷量算定に必要な原単位を整備し、負荷量を算定するために下水道システムのモデル化する手法の検討を行った。

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、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)

1. 原単位

本調査では、素材や汎用機器の製造に係る負荷量原単位は、原則として既存の原単位データベース（一次原単位）を用いた。ただし、データベースに存在しない資機材に係る負荷量は本調査の中で設定した。また、負荷量算定を容易にするため、土木工事の単位工事量当たり負荷量（複合原単位）を予め工事歩掛に基づいて算定した。これら一次原単位、複合原単位を基本原単位と呼ぶ。なお、計画の初期段階ではこれら基本原単位からの積み上げ計算が困難であるため、ユニットプロセス単位あるいは施設単位の二次、三次原単位を算出する方法についても検討を行い、その可能性を示した。

2. 負荷量算定モデル

本調査では、下水道施設の実施設設計で作成する数量データを用いた積み上げモデルを基本とし、これに基づいて二次、三次原単位を算出することとした。なお、土木・建築施設は工事工程体系に基づいたモデル化を行い、設備については機器単位の積み上げを基本とした。ただし、設備の場合、機器の種類が多いため、メーカー調査に基づき機器を幾つかのグループに分類し、分類毎の素材構成比や電力負荷量等を設定することでモデルの簡略化を図った。

3. ケーススタディーによる負荷量算定結果

負荷量算定モデルの検証、二次・三次原単位の算定手法の検討等を目的としたケーススタディーを行い、下水道システム全体のCO₂排出量、エネルギー消費量では、処理場設備運転に係る電力由来の負荷が最も大きな割合を占め、電力使用量の算定方法がモデルの精度に大きく影響することがわかった。(図-1)この点について、積み上げモデルと実処理場の統計データで処理水量当たり電力使用量原単位を比較し、モデル計算が概ね妥当であることを確認した。処理場の土木施設については、施設規模に関わらず、コンクリート工と鉄筋工が負荷量全体の約80%を占めた。(図-2)また、建築施設の床面積当たり負荷量は建物の種別により2、3のグループに分類されることが示唆された。

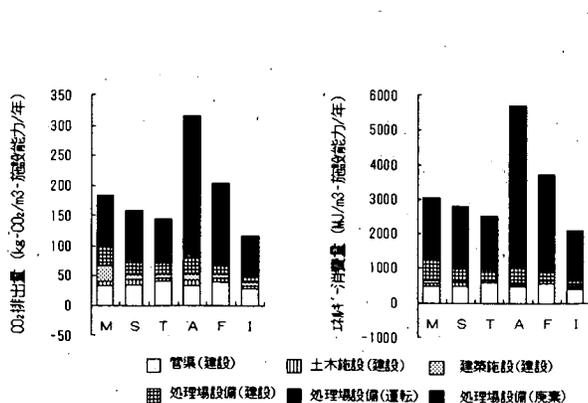


図-1 負荷量算定結果 (全体)

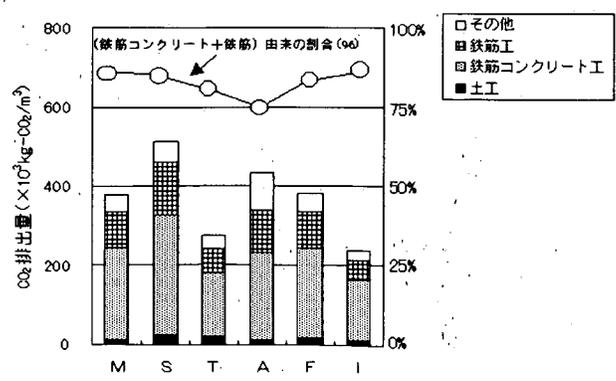


図-2 負荷量算定結果 (処理場土木施設)

研究担当者：森田弘昭，川嶋幸徳

キーワード 下水道、ライフサイクルアセスメント、二酸化炭素排出量、エネルギー消費量

(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である。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し、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。

(結果)

平成 12 年度の調査によって得られた主な結果を以下にまとめる。

1. 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、Pressurized Fluid Extraction を用いた比較的良好な抽出条件を見いだした。
2. 下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査として、嫌気性消化、コンポスト化による内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験に着手した。
3. 下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を継続して行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、約6ヶ月経過時点までの降雨によりノニルフェノール (NP) は 6.7% 以下、17β エストラジオール (E2) は 4.7% 以下の量が浸出していた (図-1)。また、NP についてはライシメータ内での浸出以外の減少機構の存在が示唆された。なお、土壌中での NP、E2 の挙動をより明確にするためには、NP、E2 に加え、ノニルフェノールエトキシレートやエストロン等の関連物質を含めた、浸出水中濃度、土壌含有量を実測し物質収支を明らかにする必要があるが、現時点では土壌含有量や関連物質濃度の分析手法については検討すべき課題が多く、分析手法の確立が待たれる。

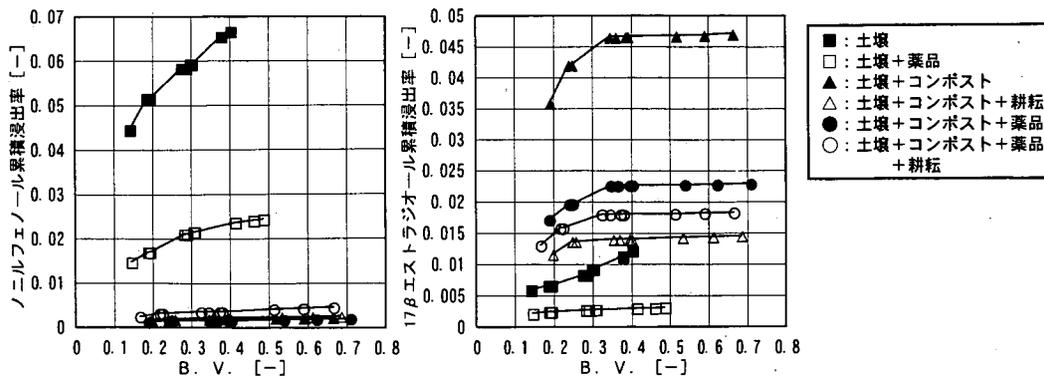


図-1 ライシメータからのNP、E2の累積浸出率

研究担当者：森田 弘昭、落 修一、南山 瑞彦

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		本文197ページ	平成 12 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 12 ～ 15 年度	汚泥研究室	

(目的)

下水汚泥は固形物当り 19kj/g ほどを有するエネルギー資源である。しかし、これまでの汚泥処理は安定的な処分を図ることを前提とした単位プロセスの組み合わせでしかなかったために、汚泥の処理に多くの電力や化石燃料を必要とし、下水汚泥が保有しているエネルギーの3割ほどしか利用されて来なかったのが実情である。また、水処理プロセスにおいても汚泥処理プロセス以上のエネルギーを消費してきた。一方、下水汚泥が持つ潜在的な保有エネルギーは、下水道施設全体的大幅な省エネルギー、省コストに繋げられる可能性を秘めた唯一の固有資源であり、それを高度に開発・利用するシステム構築が求められる。

本調査は、現有の汚泥処理プロセスをエネルギー生産プロセスに変革すべく、下水汚泥が持つ保有エネルギーを高度に開発、利用するシステムを構築することを目的とする。そのために、現有の焼却プロセスを発電プロセスに改変して、これと嫌気性消化プロセスとの一体化を図ることにより、メタンガスの再資源化を組み入れた電力・熱回収技術の開発を目指すものである。

(結果)

平成 12 年度は、下水処理プロセスのエネルギー効率を把握評価するモデル構築のための主要設備機器の仕様調査を行い、データベースとして「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧 土木研究所資料第 3827 号」を整備した。また、下水汚泥保有エネルギーの開発ポテンシャル及び発電プロセスの基礎的な検討を行った結果、下水処理場の電力自給に貢献できる下水汚泥保有エネルギーの開発・利用システム構築の可能性は高いものであった。得られた下水汚泥発電システムの最大構成(案)を図-1に示した。消化ガスの安定・高度利用に不可欠な貯蔵技術を開発するために、鶴岡市と(財)下水道新技術推進機構との3者による「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」を行い、実用化のためのパイロットプラント実験から消化ガス吸着貯蔵法の実用化に目処がつく成果を得た。また、ガス貯蔵のための活性炭について吸着特性試験を行い、活性炭のガス吸着性能は炭化・賦活工程よりも活性炭原料の性状に依存している可能性が高いことが示された。

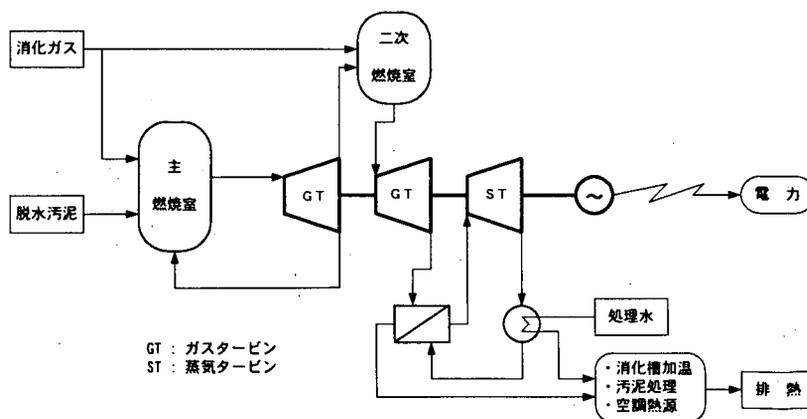


図-1 下水汚泥発電システムの最大構成(案)

研究担当者：森田 弘昭、落 修一

キーワード	エネルギー、下水汚泥、バイオガス、発電、省エネルギー、コージェネレーション
-------	---------------------------------------

全体計画

下水道事業調査費 平成12～15年度

汚泥研究室

(目的)

近年、公共事業の効率化の観点から、下水処理場において下水汚泥と他事業から発生する性状の異なる汚泥との共同処理が求められつつある。このため、汚水処理施設共同整備事業(MICS)の制度が創設され、この制度を利用する地方公共団体も年々増加してきている。しかし、それらの汚泥を下水道事業で受け入れて処理することを想定した場合に、下水汚泥とは性状が異なることから下水汚泥処理プロセスに影響を与えることが予想されるが、それらの影響は定量的には明らかではない。そのため、本調査は汚泥の共同処理時における技術的な問題点を把握するとともに、その解決方法を提案するものである。

(結果)

平成12年度は汚泥の共同コンポスト化について調査を行うために、農業集落排水汚泥、し尿処理汚泥など各種汚泥単独での室内発酵実験、及びそれらの実規模での混合発酵実験を行い、以下の知見を得た。

(1)各種汚泥を単独でコンポスト化させた結果、有機物量が小さくなっている嫌気性消化活性汚泥法(し尿処理方法の一種)により生じた汚泥以外は円滑に発酵が進み、下水汚泥と共同コンポスト化した場合でもほぼ問題はないものと推測された(図-1)。

(2)有機物量が多い汚泥は発酵が長期間に渡って持続し、BODの大きい汚泥は発酵が短期間で終了している傾向があるものと考えられた。

(3)下水汚泥と他事業から発生した汚泥を共同コンポスト化した場合、発酵温度はそれぞれを単独で発酵させた場合のほぼ中間温度で推移した。このことから、それぞれ単独で発酵させた場合の発酵状況から共同コンポスト化した場合の発酵状況も推測が可能であることが示唆された。

(4)嫌気性消化活性汚泥法により生じた汚泥は、長期に渡る嫌気性消化により重金属等の有害物質を濃縮してしまうものと考えられる。そのため、コンポスト化する際には注意を要することがわかった。また、一般に下水汚泥は重金属濃度が高いと言われている

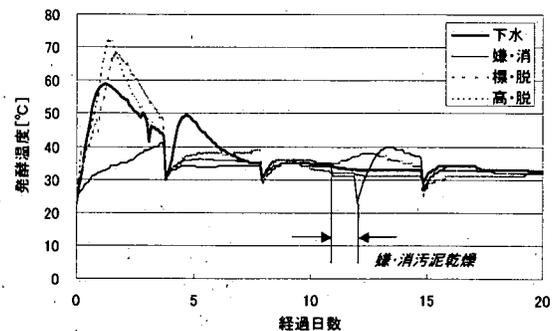


図-1 下水汚泥とし尿汚泥の発酵温度経時変化

表-1 各汚泥の重金属濃度

(mg/kg・DS)	規制値	RUN-1 農業排汚泥				RUN-2 し尿汚泥			
		下水	J-3	J-11	OD	下水	嫌・消	標・脱	高・脱
砒素	50	5.0	5.0	3.7	4.5	3.6	3.3	2.2	3.8
カドミウム	5	2.1	4.2	3.0	4.0	2.0	7.1	4.7	5.1
水銀	2	0.57	0.40	0.29	0.26	0.23	1.05	0.57	0.66
ニッケル	300	47	88	71	101	45	252	48	72
クロム	500	43	48	52	64	37	294	25	57
鉛	100	48	58	59	59	38	206	50	52
銅	300	641	434	1,082	1,349	537	975	381	439
亜鉛	900	7,735	1,622	1,362	1,602	5,497	2,244	1,690	1,830

※銅、亜鉛の「規制値」は規制値ではなく、コンポストの生産者保証票に記載義務の生じる濃度

が、嫌気性消化活性汚泥法に限らず、その他のし尿処理場発生汚泥や農業集落排水事業発生汚泥でも、下水汚泥よりも重金属等の濃度が高い場合が少なくなく、注意が必要であるものと考えられた。(表-1)

研究担当者：森田 弘昭、斎野 秀幸

キーワード

下水汚泥、コンポスト、農業集落排水、し尿処理

流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査		本文207ページ	平成12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)

前年度までの調査では、晴天時の流量、水質、流出負荷量が調査毎に大きく異なる結果となった。12年度はその要因を検討するとともに、長期的な流出の傾向を把握するために約1ヶ月間に渡り、連続的に現地観測を行った。

連続的な現地観測(右図参照)により、晴天時の水質変動の傾向が把握できた。また、突発的な水質変動の大きな要因として産業排水の排出が影響していることが示唆され、流出汚濁負荷量の増加にも大きく寄与していることがわかった。このことより流出汚濁負荷量の正確な把握には、晴天時であっても継続的な調査が必要であると考えられる。

一方、降雨時の流出負荷量については、過去の調査時と比べて流出特性が変化している可能性が、実測値及び解析結果から示唆された。しかし、その変化の要因を裏付けるほど調査データ数が十分ではなく、調査データをさらに蓄積して、流出メカニズムを検討していく必要がある。

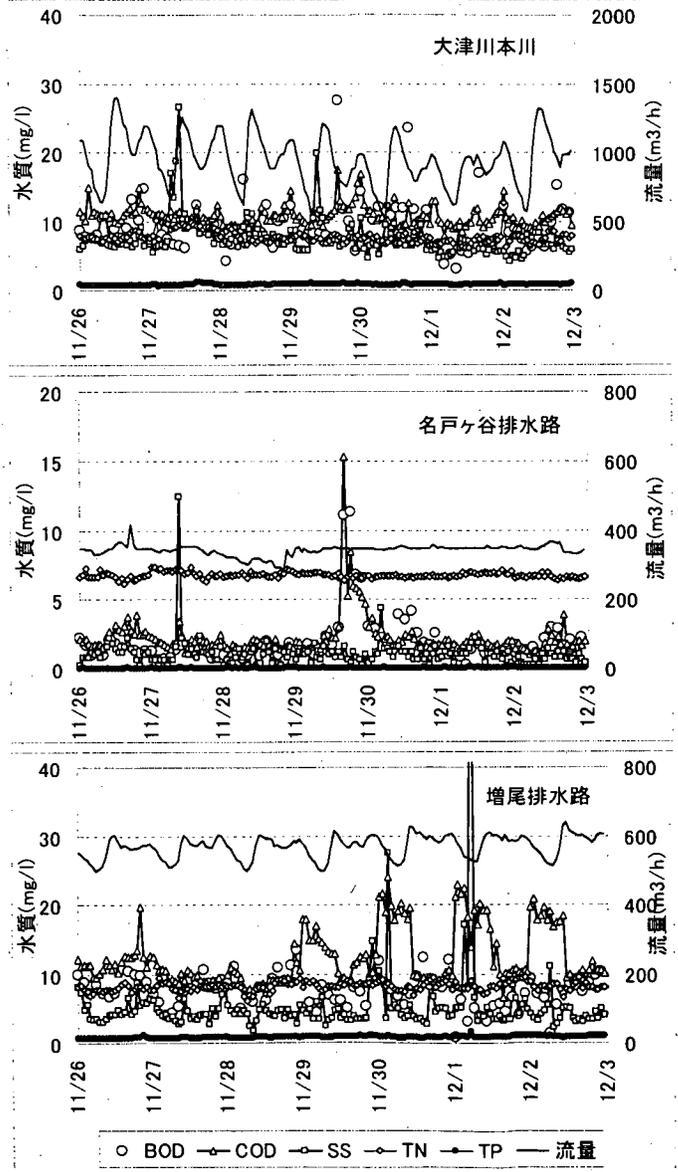


図 水質の精密観測結果

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白崎 亮，石井 宏幸，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213ページ	平成 12 年度
全体計画	下水道事業調査費 平成 11～12 年度	水質研究室	

(目的)

下水処理プロセスにおいて、処理生物の生育環境を安定に保つことは極めて重要である。しかし、慢性的あるいは突発的な水質事故等による下水道への化学物質の流入は、これらの物質にダメージを与える可能性がある。このため、下水道へ流入する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。処理生物の中でも特に、生物学的窒素除去の硝化工程を担う硝化細菌は化学物質の影響を受けやすいことがわかっている。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ている。12年度は、純粋培養硝化細菌を用いたバイオアッセイ系により硝化阻害が報告されている物質の、硝化細菌の阻害濃度の把握および硝化細菌を用いた毒物センサの実下水処理施設への適用を検討した。

また、近年、生物の内分泌作用を攪乱し、悪影響を及ぼす外因性の内分泌攪乱物質 (EDs) への関心が高まっており、その環境汚染が懸念されており、下水道では現在調査されている物質の中でヒト女性ホルモンの 17β-エストラジオール (E2) の内分泌攪乱作用が、他の化学物質に比べて非常に高いことが報告されており、下水試料の内分泌攪乱作用に占める E2 の割合が非常に大きいとの報告もある。しかし、上記の実態調査において、E2 の測定に使用している ELISA 法は LC/MS 等の機器分析に比べて試料の前処理や測定が簡易という利点があるものの、抗原抗体反応を利用しているため、類似物質による影響と、機器分析による結果との相違を確認する必要があると考えられた。そこで12年度は、実際の下水試料を対象として、ELISA 法及び LC/MS/MS 法により E2 の測定・比較を行った。

(結果)

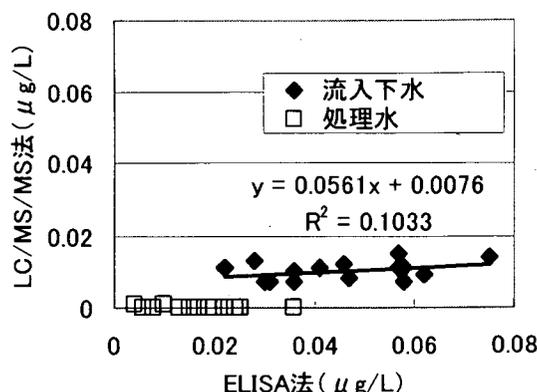
3.1. 硝化細菌を用いたバイオアッセイ

各供試物質に対する純粋培養硝化細菌バイオアッセイ系の感度は、供試物質の中では、チオカルボニル基を有するチオ尿素が最も阻害レベルが低く、続いて芳香族メチル、芳香族アミン、アルデヒドの順に阻害レベルが上がっていった。また、別途行った、実下水処理場の生物処理に近い条件における系による試験⁹⁾と比較すると、感受性が 20 倍程度高い (阻害レベルが 20 倍程度低い) ことがわかった。このことは、実処理系において処理阻害が発生するよりも低濃度で硝化阻害物質の存在を、本試験系は検出できることを示唆している。また、同一の硝化細菌を用いた毒物センサを、実下水処理施設で流入下水の水質監視に適用する検討を行ったところ、約 1 ヶ月の期間であれば、安定的に連続稼働することがわかった。

3.2. ELISA 法

流入下水中の E2 濃度の、ELISA 法および LC/MS/MS 法による測定結果は、ELISA 法の測定結果が高く、その比率 (ELISA 法/LC/MS/MS 法) は 2.0～8.3 倍 (平均 4.7 倍) であった。このことから流入下水において、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である E2 以外の物質の影響により LC/MS/MS 法の結果よりも高くなることが推察された。また、ELISA 法と LC/MS/MS 法の測定結果の相関は低く、さらに ELISA 法と LC/MS/MS 法の比率と調査対象処理場及び試料採取時期の間にも明確な傾向が認められなかった。放流水中の E2 については ELISA 法の結果に比べ LC/MS/MS 法の測定結果はほとんどが定量下限値以下と非常に低かった。流入下水と同様、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である E2 以外の物質の影響を受け高くなることなどが推察された。

図-1 ELISA法とLC/MS/MS法の比較



研究担当者：田中 宏明、小森行也、高橋明宏、岡安 祐司、矢古宇靖子

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,

下水道における未規制物質対策技術に関する調査		本文219ページ	平成12年度
全体計画	下水道事業調査費 平成12～12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12年度は、揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握とエストロゲン、ノニルフェノキシ酢酸類の機器分析を行った。

1. 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

揮発性有機化合物の活性汚泥処理における運命を、ベンチスケールの活性汚泥処理実験装置を利用して実測により把握した。数値シミュレーションモデルを開発し、実験装置における減少を解析し一般化することを試みた。図1にシミュレーション結果と実測値の比較データを示す。また、未規制化学物質のうち、PRTTR第一種指定化学物質について、物性情報を整理し、ある代表的な運転条件の下水処理場の活性汚泥処理で、一定の流入濃度、生分解性が行われないと想定した場合について、挙動の推定、運転パラメータによる感度解析を行った。

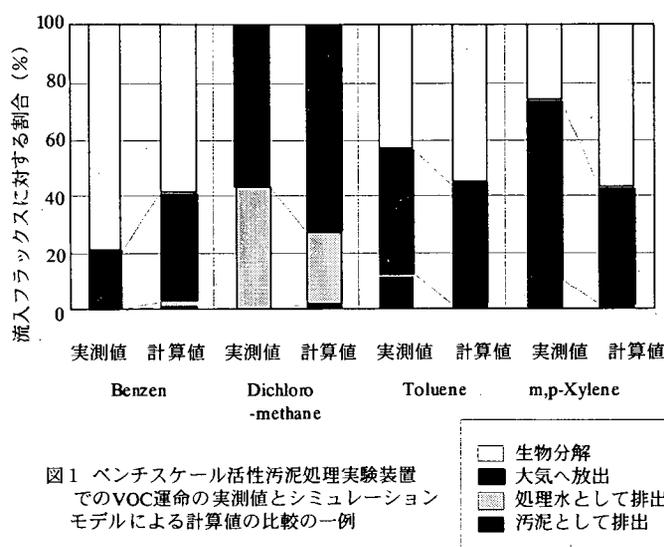


図1 ベンチスケール活性汚泥処理実験装置でのVOC運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値の比較の一例

2. エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

天然のエストロゲンである17β-エストラジオール (E2)、エストロン (E1) 及び経口避妊薬 (ピル) の主成分であるエチニルエストラジオール (EE2) のホルモン作用は、内分泌攪乱化学物質のエストロゲン様活性に比べ非常に強いことから、下水処理場での実態把握において重要な物質である。また、ノニルフェノキシ酢酸類は内分泌攪乱化学物質のNPの前駆物質として知られている物質であるが、内分泌攪乱作用があるとの報告もあり、NP同様に注目されている物質である。しかしながら、これらの物質の分析方法は標準化されていないことからその分析方法の開発が急がれている。本調査では、下水試料を分析対象とした分析方法の検討を行った。

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-エストラジオール
-------	------------------------------------

(目的)

本調査は現地調査および生物を用いたバイオアッセイ（生物検定）により下水処理水の水生生態系への影響を把握し、下水処理水の総合的な水質評価方法を検討することが目的である。

平成12年度は下水処理水に残存していることが報告されている環境ホルモンについて、水生生態系への影響について検討した。組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定（酵母法）については、*in vitro*の手法で試料のエストロゲン活性の総量を把握するための手法として位置づけ下水試料の測定を行った。また、水生生物、特に魚類に対する環境ホルモンの影響が懸念されていることから、飼育が容易、成長が早い等の利点を持つメダカに着目し、d-rR系メダカを用いた試験系の基礎検討を行った。

(結果)

①組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定

過去の検討結果より測定操作が簡易であること、毒性物質に対する耐性が高い等の利点から、Brunel大学のSumpter教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用いて秋期には12下水処理場で測定を行った。図-1に測定した試料のエストロゲン活性を示す。平成12年度の測定結果（E₂活性等量）は、流入水については最大0.208 μg/L、最小0.046 μg/L、平均0.092 μg/Lであり、放流水については最大0.117 μg/L、最小0.001 μg/L、平均0.024 μg/Lであった。これらの値は過去の結果と概ね同様の値である。また、各年度の秋期調査の結果を比較した場合も、概ね同様であった。下水処理過程において、各種の環境ホルモン物質が除去されることが報告されているが、12年度の調査におけるエストロゲン活性の除去率は最大99%、最小57%、平均83%（いずれもE処理場除く）であり、エストロゲン活性についても除去されることが推察された。

②メダカを用いた試験系

d-rR系メダカの体色は遺伝的に性染色体の組み合わせで決定され、オスが緋色、メスが白色となる。これに対し、しりびれの形状は生殖器官の発達つまり第二性徴に合わせて発現し、オスが大きく、メスは小さくなる。一方、メダカは個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けると性転換が起こり、オスがメスに性転換することが知られている。d-rR系メダカでは、個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けてオスが機能的にメス化した場合、体色が緋色でしりびれが小さい、つまり遺伝的にはオスで機能的にはメスという成体になる。このため、環境ホルモンによる性転換（オス→メス）が解剖等を行わずに外観から容易に判断することができる。

環境ホルモンの標準物質に卵～成魚の期間曝露した場合、今回設定した濃度では生物毒性が強く、すべての個体が死亡してしまった。卵～孵化の期間に曝露させた場合、死亡した個体はわずかであった。結果を表-1に示す。17βエストジオール（E₂）を100 μg/L以上で曝露させた場合、遺伝的にオスである個体はすべてしりびれが機能的メスの形状となり、性転換が起こった。NPの場合、100 μg/Lの実験区では性転換が見られず、1000 μg/Lの実験区ではNPの毒性により死亡したメダカが多いものの性転換した個体が観察された。BPAの場合、100 μg/L以上でも性転換した個体は確認できなかった。以上のことから、今回対象とした標準物質の女性ホルモン活性については、E₂>NP>BPAと判断され、この結果は従来の酵母法による結果⁴⁾と同様であった。今回設定した濃度条件は、性転換が起きることを確認するのが主目的であったため、設定した標準物質の濃度は下水中の10³～10⁵倍と非常に高い濃度であった。

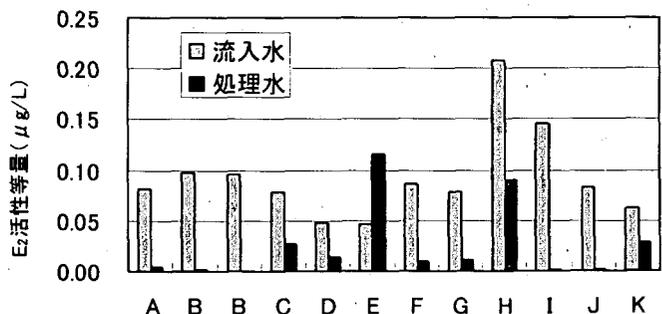


図-1 下水試料のエストロゲン活性値

表-1 d-rRメダカの試験結果

物質	濃度*	性転換(オス→メス)**
無添加		-
E ₂	100	++
	1000	++
NP	100	-
	1000	+
BPA	100	-
	1000	-

*: μg/L **: -, なし; +, あり; ++, すべて

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、バイオアッセイ、組み換え酵母、d-rRメダカ、環境ホルモン

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、施肥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。本調査では下水汚泥と剪定枝葉の混合堆肥を、のり面緑化である植生基材吹付工の基盤材に適用することを目的とし、堆肥の粒度、混合割合を変化させた基材を用いて、盛り土のり面において施工試験を行い吹付作業性、緑化材料の適性について評価を行った。

表-1 試験区の内容

試験区番号	①	②	③	④	⑤	⑥
堆肥の粒径	10mm未満			30mm未満		
堆肥とピートモスの混合割合	堆肥	50%	70%	90%	50%	70%
	ピートモス	50%	30%	10%	50%	30%
高度化成肥料(kg/m ³)	4.68	2.34	0	4.68	2.34	0
侵食防止剤(kg/m ³)	5.0kg/m ³					
使用種子と発生期待本数	トールフェスク(100本/m ²)					
	コマツナギ(80本/m ²)					
吹き付け厚さ	5cm					

(のり面緑化吹付試験の方法)

試験地は、土木研究所校内の盛り土のり面（勾配 1:1.8, 延長 24m, のり高 4m）とした。試験区の内容は 6 試験区とし、堆肥の粒径が 10mm 未満の①～③と、30mm 未満の④～⑥を設け、各粒径区分ごとに堆肥とピートモスの混合割合が (50%, 50%), (70%, 30%), (90%, 10%) の 3 区分を設けた。調査項目は、吹付作業性については、吹付時の吹付作業時間、跳ね返りロス量、基盤の出来ばえとして表面の突出状況の測定として目視観察を行った。緑化材料としての適性については、土壌硬度、植被率の測定を行った。

(のり面緑化吹付試験の結果)

吹付作業性

- ・跳ね返りロス量は、粒径 30mm 未満の試験区の方が少なく、材料の突出状況も良好であった。また、粒径に関わらずピートモスの混合割合が低いほど、跳ね返りロス量は少なかった。
- ・吹付速度は、①以外の試験区では吹付速度 70m²/時間程度であった。①試験区は、最初に吹付を行ったため、材料の混合状態が悪かったため、吹付速度が遅く、跳ね返りロス量も多かったと推測される。

土壌硬度 (吹付後 19 日間)

土壌硬度が 25mm 以上の場合、植物の生育を阻害すると言われている。ピートモスの混合割合が高くほど土壌硬度が高い傾向が示された。

植被率 (吹付後約 3 ヶ月間)

吹付 3 ヶ月後の植被率では、堆肥の粒径 10mm 未満を用いた試験区の植被率の方が、堆肥の粒径 30mm 未満を用いた試験区の植被率より高かった。特に、堆肥の粒径 30mm 未満でピートモスの混合割合 30%, 10% の⑤, ⑥の植被率は低く、土壌硬度も高かった。各試験区ごとに出現した植物全てに対する平均植被率を見ると、全試験区とも植被率 85%以上であった。

(まとめ)

吹付作業性、緑化材料としての適性を考慮すると、堆肥の粒径 30mm 未満の堆肥を用いて、ピートモスの混合割合を 50%にすることが望ましいと考えられる。

研究担当者：藤原宣夫、石坂健彦、石曾根敦子

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、吹付作業性

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237ページ	平成12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の流出抑制施設としては、下水管路、都市下水路の他、雨水調節・調整地、排水機場、地下貯留管、雨水貯留浸透施設等があり、逐次整備が行われている。これらの各種施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害の軽減が期待される。また、その整備水準については、将来にわたって合理的手法により決定される必要がある。

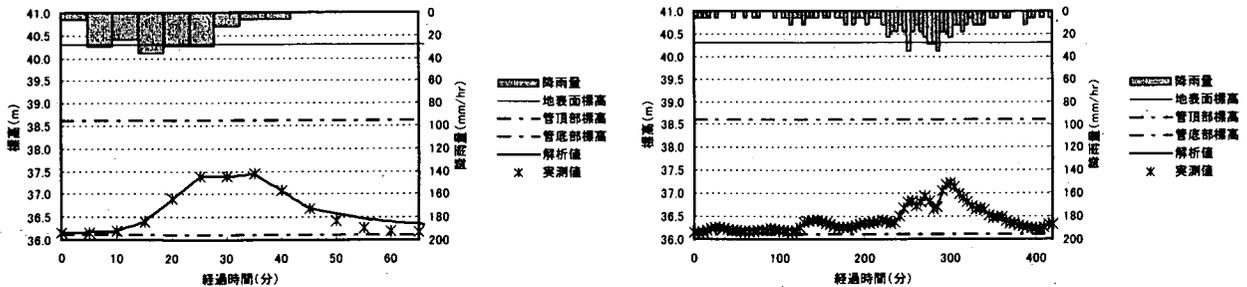
本調査では、幹線施設だけでなく流域規模での流出抑制施設の水利効果を評価するために、流出から氾濫までを一連の現象としてとらえた、分布型流出・氾濫モデルの作成を行う。そして、各種流出抑制施設の組合せによる浸水被害軽減効果の算出、およびモデルの検証を行い、望ましい都市雨水対策を提案するものである。

(結果)

以下に、平成12年度の検討結果を示す。

- 実流域であるA流域に対して実績降雨を適用し、PWRIモデルに各種流出抑制施設による抑制効果を算定するプログラムを付加した、分布型流出・氾濫モデルの再現性を検証した。
→その結果、浸透枳の設置による冠水マンホール数の減少傾向が示され、浸透被害軽減効果が確認できたといえる。
- 桃園川幹線流域における現地観測、および下水道管渠情報、流出抑制施設等の実態調査を行った。
→結果からは、当該地域の土地利用状況が非常に特異であることが判明し、それが流出に係わる各種係数に影響を及ぼすことがわかった。
- 桃園川幹線上流域に対して、PWRIモデルの適用を行った。
→小さな流域については、解析値と実測値が概ね近似した良好な結果を得ることができた。

今後はPWRIモデルに生じる各種問題を解消することにより、さらに大きな流域である桃園川幹線全流域に対してモデルを適用し解析を行う。



(A) 平成12年7月2日降雨 (B) 平成12年7月8日降雨
 図-1 桃園川上流域におけるPWRIモデル解析水位および実測水位の時刻歴推移

研究担当者：吉谷 純一、木内 豪、舘 健一郎、水草 浩一

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
-------	----------------------------

(目的)

本調査は、超小口径や超長距離の推進工法、止水性や耐食性の機能を維持した二次覆工省略型のシールド工法などの新技術・新工法を含めた下水管路施工法に関して、建設費だけではなく、維持管理費も含めたトータルコストによる評価を行い、現場条件に適した合理的な施工法の選定手法を確立するとともに、コスト縮減方策を提案することを目的としている。また、トータルコストには、施工に伴う振動・騒音、路上占有による交通渋滞、掘削残土の発生、グラウト注入による土壌や地下水汚染などの周辺環境に及ぼす影響をコスト換算したものも含めて、評価することとした。12年度は、推進工法を対象に適用条件別に分類・整理を行い、コスト縮減のための改善項目を整理した。また、地方自治体に対するアンケートおよびヒアリングを行い、コスト縮減に対する取り組みと維持管理の実態を調査した。

(結果)

①推進工法の分類・評価

表-1は、各種推進工法の適用範囲を整理したものの一部である。礫質地盤への対応や長距離・曲線推進などコスト縮減に有効と思われるものについては、近年いくつかの新工法が開発されている。しかしながら、施工実績は少ないのが現状で、今後はより一層の長距離化、機械損料の低コスト化、積算基準の確立などが必要と思われる。また、周辺環境への影響をみると、泥水式がすべての項目について不利なものとなっている。泥水式は、推進延長が他工法に比較して長く、また適用できる地盤条件も広いが、施工条件だけで見た評価は高いが、周辺環境への影響を外部コストとして計上した場合には、泥水式の総合評価が下がる可能性がある。

②維持管理のコスト縮減方策

調査対象とした自治体は、東京都、横浜市、大阪市など全国各地の24ヶ所とした。調査の結果、維持管理コストの縮減のために望まれる項目として、以下のものが挙げられた。

- ・維持管理台帳の電子化
- ・簡易TVカメラによる事前調査で、異常箇所を把握
- ・ライニング材の一元化
- ・更正管工法の基準化
- ・中・大口径管に対する更正管工法の開発

維持管理台帳の電子化については、すでに10ヶ所の自治体が実用化しており、そのうちの8ヶ所がコスト縮減効果があると回答している。また、管路の調査方法については、簡易TVカメラによる事前調査で異常箇所を事前に把握し、通常のTVカメラによる調査コストを押さえる方法が望まれている。そのためには、精度の高い簡易TVカメラの開発が必要となる。更正管工法に関しては、ライニング材の一元化や既設老朽管の耐久性評価方法の基準化、中・小口径管への対応など多くの要望が挙げられている。更正管工法は、路上工事縮減に有効な工法であり、開削工法に替わって今後実績が増加すると予想され、基準化によるコスト縮減効果は大きいと考えられる。

表-1 適用条件別推進工法分類表

工法名		項目	適用管径	推進延長	適用土質			長距離・ 曲線推進	道路占有	地下埋設物 等への影響	騒音・振動	建設副産物	地下水汚染、 地盤沈下等
					粘土	砂	礫						
小口径管	高耐荷力	圧入方式一工程	φ200～300	30m程度	○	△	×	×	○	△	○	○	○
		圧入方式二工程	φ250～700	50m程度	○	△	×	×	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ250～700	60m程度	○	△	△	×	○	△	△	○	○
		泥水方式一工程	φ250～700	100～140m程度	○	○	△	×	×	△	×	×	×
		泥水方式二工程	φ250～500	120～160m程度	○	○	△	○(新工法)	×	△	×	×	×
		泥土圧方式	φ250～700	60～80m程度	○	○	△	○(新工法)	△	△	△	△	○

研究担当者：大下武志、市村靖光、井谷雅司

キーワード 管路施工法、合理化、コスト縮減

可撓性施設の合理的設計・施工法に関する調査		本文249ページ	平成12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、側方の地盤版力が、現在の設計手法で予測される値よりも小さくなり、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、変形防止効果が高く、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12年度は、流動化処理土を下水道管などの埋設工事に用いた場合の施工費について検討するために試設計を行い、良質土を用いて可撓性管を埋め戻す従来工法を用いた場合と、流動化処理工法を用いた場合とを比較検討した。また、下水道管などの埋戻しに対応した流動化処理工法において、石灰と原料土を事前混合することにより混練性を増すことがあるが、その場合の処理土の強度について調査するために、CBR試験を実施した。

試算結果例を図-1に示す。従来と同じ埋設条件の場合、いずれのケースについても流動化処理工法による埋戻しコストの方が高くなったが、掘削幅などを見直すことによりコストが低下していることが確認された。したがって、流動化処理工法を適用するにあたって、施工の合理化を同時に図ることにより、従来工法よりもコスト縮減を図ることのできる可能性があることが明らかとなった。

また、CBR試験結果を表-1に示す。表に示すように、小規模工事に対応した流動化処理土の場合、セメントを石灰と置き換えると概ね強度は低下した。特に粘性土でその傾向は顕著であり、石灰を混ぜることにより、むしろ強度を期待しにくくなることが確認された。しかしながら、関東ロームの場合、石灰により75%以上置換すると、十分な強度を得ることはできないが、50%程度以下であれば、強度が増すという結果が得られるなど、石灰により事前処理する場合には、原料土によって強度発現に違いが出るため、配合設計においては十分留意する必要があることが確認された。

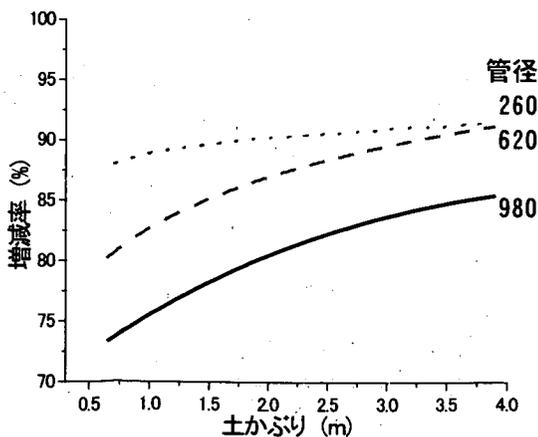


図-1 流動化処理土によるコスト縮減効果 (埋設条件を変えた場合)

表-1 CBR試験ケースと結果

CASE	原料土	セメント	石灰	CBR (%) (一週)
1	関東ローム	193	0	4.9
2	関東ローム	153	40	16.9
3	関東ローム	113	80	6.1
4	関東ローム	73	120	0.8
5	山砂	40	0	8.3
6	山砂	27	13	7.9
7	山砂	20	20	6.8
8	山砂	13	27	4.9
9	粘性土	160	0	6.6
10	粘性土	120	40	1.9
11	粘性土	80	80	0.6
12	粘性土	40	120	0.2

研究担当者：恒岡 伸幸、古本 一司、大野 真希

キーワード	たわみ性管、流動化処理土、石灰処理
-------	-------------------

下水道施設用複合材料の試験方法に関する調査		本文255ページ	平成12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	
<p>(目的)</p> <p>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。</p> <p>(結果)</p> <p>(1) JIS K 7034によるFRPM管の偏平負荷における耐薬品性試験を継続して実施した。試験はほぼ10000時間を達成したが、規定の時間内(10～6000時間)に規定以上の数量(7個)のデータが入らず、また、ばらつきが大きいなど、良好な「時間－破損時間線図」を得ることはできなかった。また、50℃での試験による高温促進効果も認められなかった。この試験の実施に当たっての問題点・注意点をとりまとめた。</p> <p>(2) FRPM管の長期特性を試験する、3つの方法を比較検討し、FRPM管の試験方法としての適用性と試験方法の改善点を検討した。JIS K 7039は水中クリープ試験であり、水以外の試験液は想定されていない。下水道用FRPM管の損傷事例は酸性条件がひび割れ発生を促進させていることは明らかであるで、下水道用FRPM管の酸性腐食環境でのひび割れ損傷に関する試験方法としては、多くの改善すべき点がある。また、GFRPの「応力腐食割れ」試験として、多くの研究者により文献で実施されている方法があり、劣化メカニズムからは条件が下水道環境に近いと考えられることと、小片を使うので試験装置が小規模で済むため、データを多く取りやすい方法として利用できる可能性がある。</p> <p>(3) 管から切り出した小片によるFRPM管長期特性試験方法の適用性を検討するため、FRPM管と切り出した試験片の物性試験を行った。その結果、破断時ひび割れが管径や試験方法によらずほぼ一定であったことから、これを測定することで小片による試験結果を、FRPM管の耐久性評価に適用できる可能性があることが分かった。</p> <p>(4) JIS K 7039を改良して下水道用FRPM管の酸性腐食環境におけるひび割れ損傷に関する試験方法案と、「応力腐食割れ」試験方法を改良した、切出試験片による試験方法案を作成した。</p>			
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, 応力腐食割れ, ASTM D 3681, JIS K 7034, JIS K 7039		

(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作成

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に再編成されているため、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「国土交通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国土交通省仕様書に記載されていない工種(シールド・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。

2 下水道積算基準書の体系化

現在の「下水道用設計標準歩掛表」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。

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。

3. 下水道用語定義集の作成

工事工種体系における各階層区分(レベル)のうち、レベル4として位置づけられている「細別」は、他のレベルと異なり、契約における取引項目となりうる、特に重要なレベルと位置づけられている。

下水道用語定義集の作成に当たってはいわゆる“下水道用語集”的なものではなく、工事工種体系用語としての“細別”(レベル4)の定義という観点からの記述とした。このため、基本的には用語の解説はおこなっていない。また、“細別”の定義は原則として、当該細別の費用構成を“包括的な”表現で記述することとするとともに、工法に関する記述等、施工の任意性を阻害する表現は極力避けることとした。

研究担当者：松井 健一、高村 和典

[S-411-01]	
硬質塩化ビニル管	検査用単位 m
	積算用単位 m

【用語の定義】

硬質塩化ビニル管の布設作業で、以下の費用を含む。

- ・硬質塩化ビニル管材料費
- ・管布設費 (M)
- ・管布設費 (MP)
- ・管検査費

【備考】

下水道用硬質塩化ビニル管以外の継手材料、労務費は「継手類」で計上する。

レベル1工種区分	レベル2工種	レベル3細別	レベル4細別
管設	管きよ工(取附)	管布設工	硬質塩化ビニル管
管設	管きよ工(小口径推進)	立内管布設工	硬質塩化ビニル管
処理場・ポンプ場	場内管設工	管布設工	硬質塩化ビニル管

図 下水道用語定義集の記載例

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)

下水道管渠施設の合理的な液状化対策について検討してきたこれまでの知見から、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下水道管渠の浮き上がりを相当程度防止できそうであることがわかってきた。12年度は管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締め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材を用いて下水道管渠の浮上りに関する動的遠心模型実験(図-1,表-1参照)を行い、その浮上り被害程度と埋戻し材の液状化特性との関係を調べた。

(結果)

動的遠心模型実験の結果、今回の実験では埋戻し部を少なくとも締め固め度 $D=90\%$ 程度に締め固めていれば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じないことがわかった(図-2参照)。また、埋戻し土の繰返し三軸試験から求めた、液状化強度、累積損失エネルギーと浮上り量の相関を調べた結果、液状化強度あるいは累積損失エネルギーがある程度高ければ管渠の浮上りは生じないようであることがわかった。また、下水道管渠の浮上り量との相関は締め固め度よりも、液状化強度または累積損失エネルギーが高く、埋戻し部が液状化しても液状化強度、あるいは累積損失エネルギーが大きければ浮上りは生じないことがわかった(図-3,4)。

表-1 実験条件

ケース	埋戻し部		周辺地盤		加振条件 (重力場換算)						
	材料	目標締め固め度 (%)	材料	目標乾燥密度 (g/cm ³)							
1.	御所砂	90	江戸崎砂	1.65 (非液状化)	Step1 正弦波300gal 20波						
	東浜砂	90									
	田村砂	90									
2.	御所砂	85			江戸崎砂	1.65 (非液状化)	Step2 正弦波600gal 20波				
	東浜砂	80									
	田村砂	85									
3.	御所砂	75					江戸崎砂	1.65 (非液状化)	Step3 不規則波 最大1200gal		
	東浜砂	75									
	田村砂	75									
4.	東浜砂	75							江戸崎砂	1.43 (液状化)	Step3 不規則波 最大1200gal
	東浜砂	82									
	東浜砂	90									

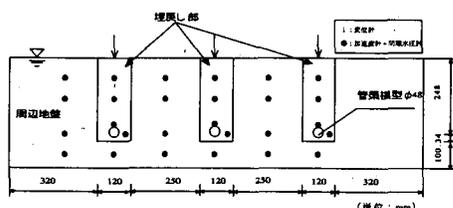


図-1 実験模型

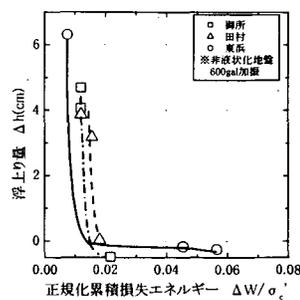
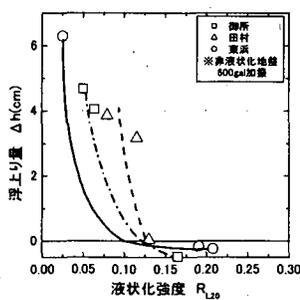
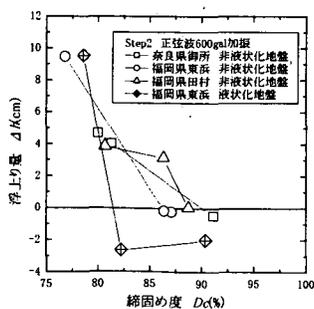


図-2 締め固め度と浮上り量の関係

図-3 液状化強度と浮上り量の関係

図-4 累積損失エネルギーと浮上り量の関係

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、浮上り、動的遠心模型実験、締め固め

(目的)

現在、水質調査は河川砂防技術基準（案）等に基づいて実施されているところであるが、詳細な調査地点、調査頻度などについては各河川管理者の判断に委ねられている。測定の意義を明確にし、河川水質調査の合理的な調査条件を設定し、水質調査の効率化を図る必要があるが、現状では必ずしも河川水質調査の体系化が図られていない。このため、本調査は水質調査の体系を図り、水質調査要領にとりまとめることを目的に各技術事務所と共同で実施している。特に、土木研究所では、河川管理者が実施する水質調査の基本的な考え方と水質調査の中では調査方法の体系化が不十分な底質の調査手法について検討を行う。平成 12 年度は、内外の水質調査計画の考え方を検討し、既存資料を整理した。

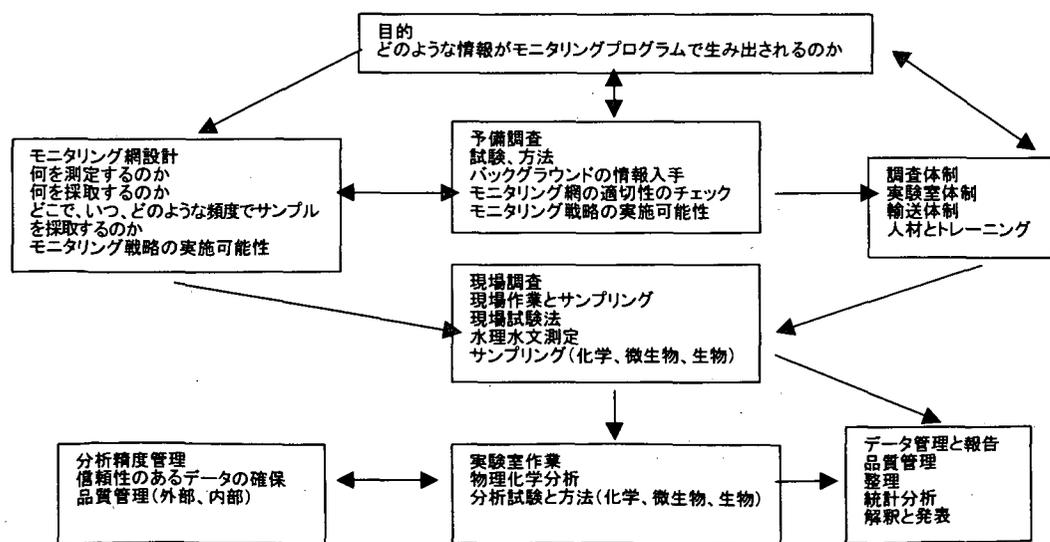
(結果)

本調査要領は、河川水質管理の一環として行われる河川、湖沼の水質、底質調査等（以下、河川水質調査等という。）に適用するものである。近年、環境基準の項目追加等を背景として、河川管理者が行う河川水質調査等の項目、頻度も増加してきている。一方、調査地点の決定については、必ずしも合理的に決められていないのが現状である。以上のことから、本調査要領では河川水質調査を目的別に分類し、それぞれの目的に応じた合理的な調査地点の選定方法や調査頻度等の決定方法等について述べることにする。本調査要領が対象とする水域は、河川（ただし、原則としてダム貯水池・堰の湛水区間は対象としない。）湖沼及びこれらの周辺の地下水とする。

本調査要領では、次の 4 つの目的で実施される河川水質調査を対象とする。

- ① 事業実施・事業評価のための水質調査
- ② 公共用水域の監視のための水質調査
- ③ 利水のための水質調査
- ④ 生態系保全のための水質調査

また、本調査要領では、これらの水質調査を補完するために実施される水質自動監視装置による水質調査及び汚濁解析に必要な水質調査についても取り扱う。なお、本調査要領では、水質事故時の水質調査については、「水質事故対策技術 2001 年版（国土交通省水質連絡会）」で、対象としていることから、水質事故時の水質調査については取り扱わない。



研究担当者：田中宏明, 白崎亮, 石井宏幸, 竹歳健治

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		本文279ページ	平成12年度
全体計画	建設技術研究開発経費 平成12年度	汚泥研究室・水質研究室	
<p>(目的)</p> <p>(1) 底質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発</p> <p>近年、極微量でも高い毒性を持つとされているダイオキシン類による汚染が全国的に大きな社会問題となっている。底質中のダイオキシン類の濃度は位置により大きく変化する可能性があるため、万一その汚染が発見された場合に効率的な対策を行うことは、簡易かつ底コストで迅速に概略のダイオキシン類の分布状況を推定し、施行管理や対策評価をより適切に行う必要がある。一方、底質中のダイオキシン類測定に係る公定法は、試料採取から、分析結果の解析までに長時間を必要としている。かかる状況をふまえ、本課題では、施行管理等の建設事業に対応したより簡易で迅速に比較的正確な結果が得られる底質中のダイオキシン類分析手法を検討、開発することを目的としている。</p> <p>(2) 水質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発</p> <p>一般に、ダイオキシン類は、水環境中では、移動・生物濃縮などの結果、偏在している。そのため、水環境中における実態・挙動を正確に把握するためには、面的に広く測定分析を行う必要がある。その一方で、現状の測定技術では、高価な機器、高度な操作技術などを必要とするため、測定可能数量に制約があり、上記の社会的ニーズへの対応が難しい状況である。本研究では、上記のような状況を鑑み、従来法と比較してより簡易に、上記の物質を測定できる技術を開発し、環境中におけるダイオキシン類の実態・挙動把握を可能とさせるため環境中の水試料（河川水、湖沼水）のダイオキシン類の簡易分析法を開発し、精度管理手法を含む簡易分析技術の確立を目的としている。</p> <p>(結果)</p> <p>(1) 底質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発</p> <p>極微量でも高い毒性を持つとされているダイオキシン類による汚染が全国的に大きな問題となっており、建設事業に対応した、迅速に結果が得られる底質中ダイオキシン類の分析手法の検討、開発に着手した。特に底質試料を対象としたダイオキシン類分析の迅速化にあたっては乾燥工程を含めた抽出工程の迅速化および安定した結果を得る分析手法の検討が必要である。12年度の検討により以下の点が明らかとなった。</p> <p>・ソックスレー抽出法と湿泥－ヘキササン抽出法を比較したところ、湿泥－ヘキササン抽出法は底質からの迅速なダイオキシン類抽出法として期待でき、多くの物質でソックスレー抽出法と比べて80%以上の分析値を示したが、内標準物質の回収率では50%以下となる物質も存在した。そのため、湿泥－ヘキササン抽出法による実試料の分析にあたっては、手法の適用可能性についてあらかじめ検討する必要があると考えられる。今後、乾燥及び抽出手法の種類を増やして検討を進め、これらを含めた底質分析全体の迅速化に関する検討を行う必要がある。</p> <p>(2) 水質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発</p> <p>水試料に含まれるダイオキシン類を現場あるいは実験室で迅速に測定できる方法の開発を目標とし、水に分散するダイオキシン類を簡単な前処理を実施したうえで、抗原抗体法などを利用して分析する方法（ELISA法）を民間との共同研究で開発している。12年度は、新たな抗原を化学合成し、これを免疫原として19匹の家兎に注射免疫して新たな抗体を作成し、ELISAでの測定系を確立した。再現性は室内誤差および室間誤差はそれぞれ、8.4%と11.3%であり、最小検出感度は100pg/mlであった。また、河川水中のダイオキシン類の分析において、データの信頼性を確保する手法の確立を目的とし、既存マニュアルの精度管理方法・考え方を整理した。</p> <p style="text-align: right;">担当者：森田弘昭、田中宏明、落修一、南山瑞彦、小森行也、岡安祐司</p>			
キーワード	ダイオキシン類、底質、水質、簡易分析、精度管理		

利根川水系水質実態調査		本文285ページ	平成12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)

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を用いて整理した。

また、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)、全有機ハロゲン生成能(TOXFP)、トリハロメタン生成能(THMFP)等について水質の現況を把握した。これらの水質項目について、平成8年から12年までの年間平均水質を縦断的に図に示す。

調査年によって若干変動するが、ほぼ同様な縦断変化が見られる。利根川、江戸川ともにTN、TPの濃度に関しては、上流から下流にかけて一部で変動はあるものの、ほぼ横ばいであったが、TN、TPの観測値はそれぞれ2～4(mg/l)、0.1～0.2(mg/l)程度と高く、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THMFP、TOXFPに関しては下流に進むに従って濃度が高くなる傾向にあった。一方、PO4-Pは中流まではそれほど変動は無かったが、下流域では低下していた。これは利根川、江戸川とも下流域では河口堰や水門により湛水しており、その部分ではPO4-Pを利用して、藻類が増殖しやすきことからChl-aが高くなると思われる。さらにTOXFP及びTHMFPに関しては、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。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白崎 亮，石井 宏幸，竹歳 健治

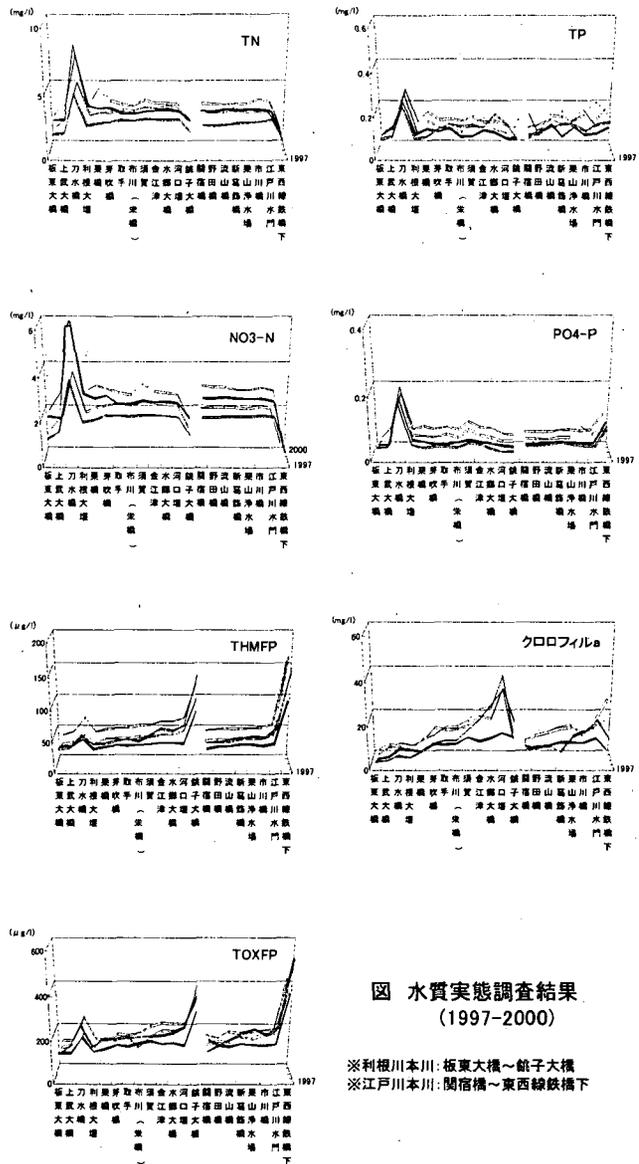


図 水質実態調査結果 (1997～2000)

※利根川本川：板東大橋～飯子大橋
 ※江戸川本川：関宿橋～東西線鉄橋下

キーワード	利根川、流域管理、水循環、水質、汚濁負荷量
-------	-----------------------

(目的)

国土交通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ことを目的に全国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。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るが、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、さらに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。このため、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ことを目的とし、組み換え酵母を用いて河川水のエストロゲン活性の検討を行った。

(結果)

12年度に建設省で実施した一級河川での内分泌攪乱化学物質実態調査(秋期)の際に採取された15試料を用いた。河川水は固相抽出法により処理し、エストロゲン様物質を抽出した。操作フローを図-1に示す。

エストロゲン活性の測定は、過去の検討結果より測定操作が簡易であることと毒性物質に対する耐性が高い等の利点から、Brunel大学の Sumpter教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用いて測定を行った。

図-2に平成12年度に調査した15試料について、それぞれの測定結果及び各地点の平成10～12年度に測定した結果の最大値、最小値、平均値を合わせて示す。酵母法に供した試料は濃縮による細胞毒性等の影響もなく、エストロゲン活性の測定ができたことから、11年度に検討した前処理法(固相抽出法)を用いることが適当と考えられた。12年度の測定結果の平均値及びその範囲は0.82ng/L、0.075～4.2ng/Lであった。また、平成10～12年度に測定した各地点の平均値(図中の▲)は0.11～10.0ng/Lの範囲であった。この図から分かるように、河川の調査地点については、地点No1, 13, 14, 15といったエストロゲン活性値が比較的高い値で検出されることが多い地点と地点No3～12のようにエストロゲン活性値が安定して低い地点があることが分かった。エストロゲン活性値が高かったNo1(枇杷島橋)、No13(田園調布堰)、No14(内匠橋)、No15(多摩川原橋)については、今後、定期的なエストロゲン活性の測定、原因物質の検討および生物影響の調査等を行う必要性が高いと考えられる。

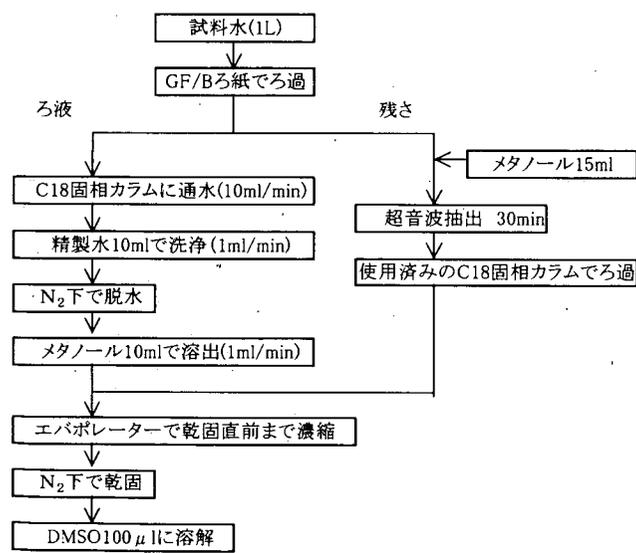


図-1 エストロゲン様物質の抽出フロー

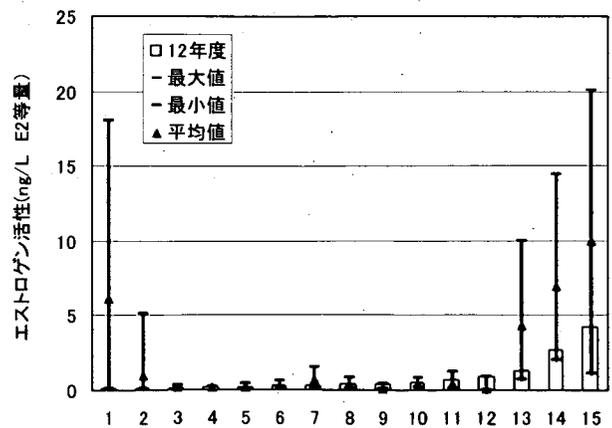


図-2 エストロゲン活性の測定結果

研究担当者: 田中 宏明、高橋 明宏、東谷 忠、矢古宇 靖子、斎藤 正義

底泥－水間の物質移動に関する調査	本文289ページ	平成 12 年度
------------------	----------	----------

全体計画	測量及び試験費 平成 12～14 年度	水 質 研 究 室
------	---------------------	-----------

(目的)

現在、水質調査は河川砂防技術基準（案）等に基づいて実施されているところであるが、詳細な調査地点、調査頻度などについては各河川管理者の判断に委ねられている。測定の意味を明確にし、河川水質調査の合理的な調査条件を設定し、水質調査の効率化を図る必要があるが、現状では必ずしも河川水質調査の体系化が図られていない。そこで、水質調査の体系化を図ることを目的として、各地方整備局技術事務所と共同研究を実施し、土木研究所では水質調査の中で調査方法の体系化が不十分な底質の調査手法に関する検討を行った。

(結果)

平成 12 年度は底質の調査方法について文献調査を行うとともに、底泥調査を行っている行政機関に調査に関するアンケートを実施して、調査方法や問題点について整理を行った。

(1) 文献調査結果

底泥溶出速度に関する文献は数多くあり、実験方法も様々である。実験方法はまず現場試験と室内試験に大別され、室内試験では装置は比較的大きなアクリル管や水槽を用いるものとピーカーレベルのものに分類できる。また、底泥試料もエックマンバージ採泥器等で攪乱採泥したものとコアサンプラー等によって攪乱させずに採泥するもの、直上水に関しては水の出入りの有無でバッチ式と連続式に、さらに攪拌の有無や嫌気・好気条件等、事例に応じて様々な組み合わせが見られた。

底泥の酸素消費試験に関しては文献数も少なく、主に方法も高さ数十 cm 程度の比較的大きな筒や水槽を使う実験とピーカーやフラン瓶レベルの実験の 2 種類に分類された。

(2) アンケート調査結果

アンケートを依頼した 20 機関のうち、16 機関から回答が得られた。そのうち底泥試験を行っているのは 6 機関で、事例数は底泥から水への溶出速度試験が合計で 19 事例、底泥の酸素消費速度試験が合計で 3 事例であった。

試験を行った目的は、主に底泥対策事業の計画策定・評価と水質汚濁予測に必要なモデルや要因の検討に二分される。用いた試験方法は、現在は底質浄化協会や日本水質汚濁研究協会が作成したマニュアル程度しかなく、底質の調査方法を記述した公定法は存在しないため、独自に工夫した試験方法を用いざるを得ない状況にある。また、室内のバッチ式で、静置・好气的条件下で行うという比較的手間がかからない試験方法が多くの場合に用いられていた。

研究担当者：田中 宏明，小森 行也，白崎 亮，石井 宏幸，竹歳 健治

表－1 底泥に関する課題

物理化学的課題	溶出	静止	・現場 ・チェンバー ・カラム ・連続
		巻き上げ	・水理的限界流速 ・物質変化 ・生物代謝
	底泥での収支		・沈降フラックス ・泥中の変化 ・生物の寄与
	底泥と流域		・由来と比率 ・底泥の寄与のマクロ的評価
	底質		・物理化学的評価 ・生物学的評価 ・微生物学的代謝 ・底質酸素要求量推定
	汽水域		・凝集・沈降 ・硫酸イオンの動態と影響
	水理構造・地形と堆積・流出		
生態学的課題	対策		・浚渫 ・覆土 ・曝気 ・純酸素注入
	ハビタット	シードバンク	
化学物質の問題	底泥と生物		・何が住んでいるのか ・物理的变化の影響 ・化学的变化の影響 ・汽水域(塩分)の影響
	ダイオキシン類 アルキルフェノール類 ヒトホルモン 等		
	生物濃縮		
対策		・無害化 ・原位置固化	

キーワード	底泥、底質、溶出速度、酸素消費速度
-------	-------------------

(目的)

近年、環境基本法では生態系の多様性を維持するとの新たな視点が盛り込まれ、国土交通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、特に水生生態系に影響を与える要因としては、生息空間(habitat)構造、流況、生物相互作用、食物(エネルギー)源、水質等が考えられる。しかし、水質等の環境要因の変化が水生生物に与える影響は充分把握されていない。また、下水道や河川浄化施設による水質改善が水生生物に与えている影響も評価されていない状況である。本調査では河川水質及び水生生物に関して現地調査によるデータ収集を進め水生生物と河川水質の関係を把握すると同時に、それらの関係を検討し、河川水質が水生生物に与えている影響を評価する手法を実用化することを目的としている。12年度は、調査地点の選定及び調査地点の基礎情報を収集するための現地調査を行った。

(結果)

多摩川の中流域にあるA下水処理場の放流口付近(44km 付近)を対象として、放流口の上流約200m:St.1、放流口の約100m下流:St.2、放流口の約200m下流:St.3、放流口の約500m下流:St.4において予備調査を実施した。調査地点の概要を図-1に示す

St.2の測定結果について、主なものを図-2～4に示す。右岸に近いところは放流口の上流であるSt.1とほぼ同じであり、下水処理水の影響をほとんど受けていないと考えられる。図から分かるように

St.2では下水処理水の流入後、河川中央部まで混合が進み、この範囲で左岸から右岸にかけて濃度の勾配が生じていた。水温は15～21℃、 PO_4-P は0.01～0.52mg/L、 $NOx-N$ は1.8～5.8mg/Lと連続的ではあるが横断方向で大きく変化していた。この濃度の勾配は、測定した各水質項目ともほぼ同様の傾向を示した。St.2とSt.3を比較すると、下流側であるSt.3は水質項目の変化が小さく、混合がより進んでいると考えられる。一方、水深、流速については、似た条件の場所が左岸より、右岸よりも存在している。以上のことから、本地点に於いて今後水生生物の調査を行うことにより、水質が水生生物に与える影響を把握することがある程度可能と考えられる。

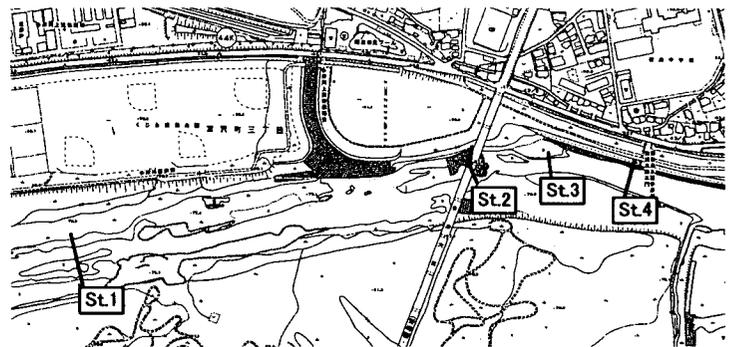


図-1 調査地点の概要

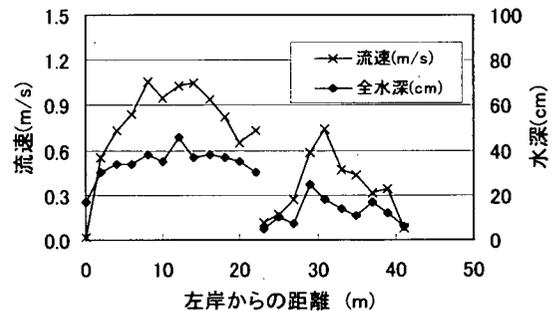


図-2 流速と水深の分布(St.2)

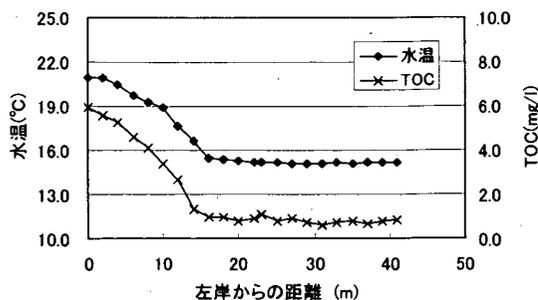


図-3 水温と有機汚濁の分布(St.2)

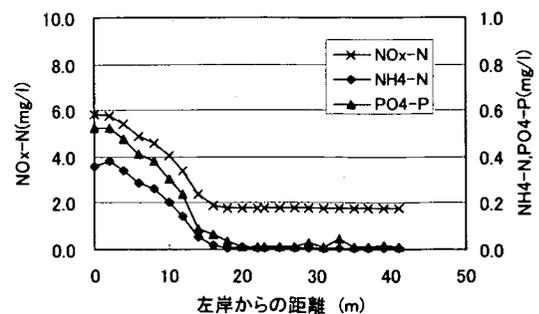


図-4 栄養塩濃度の分布(St.2)

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、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293ページ	平成12年度
全体計画	科学技術庁振興調整費 平成10～平成12年度	水質研究室	

(目的)

環境中には変異原のように遺伝子に直接働きかけて発ガンを起こすもの他に、細胞内のホルモン受容体に結合することで発ガンを起こすことが懸念される化学物質もあることが分かってきている。水道原水中にも人間活動に由来する多くの化学物質が存在し、変異原性の他にエストロゲン作用を持つ様々な物質が存在していると考えられ、それらが複合的に作用し水道水を通してヒトへの影響を及ぼすことを考慮する必要がある。

このような例の一つとして平成12年度は、環境エストロゲンを水道原水影響物質として取り上げた。試料中のエストロゲン活性を持つ化学物質を抽出後、いくつかのグループに分離し、それらのエストロゲン活性を生物学的手法により評価し、試料のエストロゲン活性の由来について検討することを目的とした。エストロゲン活性の抽出と分離は、それぞれ固相ディスクおよび順相の高速液体クロマトグラフィー (HPLC) を用いた。エストロゲン活性の測定は、操作が簡易であること、データの蓄積があること、毒性物質の影響を受けにくいこと等の利点を持つ組み換え酵母を用いた方法で行った。

(結果)

検討に用いた試料は、ある一級河川の中流域を対象に、上流地点、下流地点およびその間に流入する支川と2カ所の下水処理場放流口で採取した。試料採水地点の概要を図-1に示す。

上記の5試料を分画しエストロゲン活性を測定した結果を図-2に示す。上流地点の河川水はエストロゲン活性が検出されず、水質が非常に良好であった。A処理場の処理水とB処理場の処理水はエストロゲン活性のパターンが似ており、エストロゲン活性の内訳についてはFr.2の割合が約80%と高くなっている。また、支川についても処理水ほどではないがFr.2の割合が高くなっている。しかし、これらの支川や処理水が流入した後の下流地点はFr.2のエストロゲン活性が低く、それよりもFr.1、Fr.3のエストロゲン活性が高くなっている。

上流地点から下流地点の間には、A処理場、B処理場の他に下水処理場が2箇所ある。2つの処理場は、いずれも主として生活排水を処理する標準活性汚泥法の処理場であり処理水の水質はA処理場、B処理場と同程度と考えられる。また、支川についてもC川の他に小さな支川が数本ある。これらの条件から考えられることとしては、①上流地点から下流地点の間にはFr.1のグループに分類される環境エストロゲンを排出する下水処理場以外の汚染源が存在する、②流下過程で分解等によりエストロゲン活性を持つ物質が変化し、分画した場合Fr.2でなくFr.1またはFr.3に分画されるようになる、③流下過程で分解等により新たにエストロゲン活性を持つ物質が生成する等の理由が考えられる。③に当てはまる物質としては、界面活性剤として用いられているノニルフェノールエトキシレートがあり、この物質は分解を受けるとNPとなりエストロゲン活性を持つことが知られている。また、E₁はE₂の誘導体であり、生物作用により相互変化することも知られている。以上のような可能性が考えられるが、今回のデータのみでは判断が難しい。

今後は、機器分析による物質濃度の確認や室内実験による物質変化の検討等が必要と考えられる。

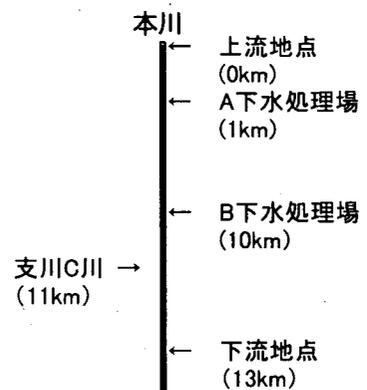


図-1 試料採取地点の概要

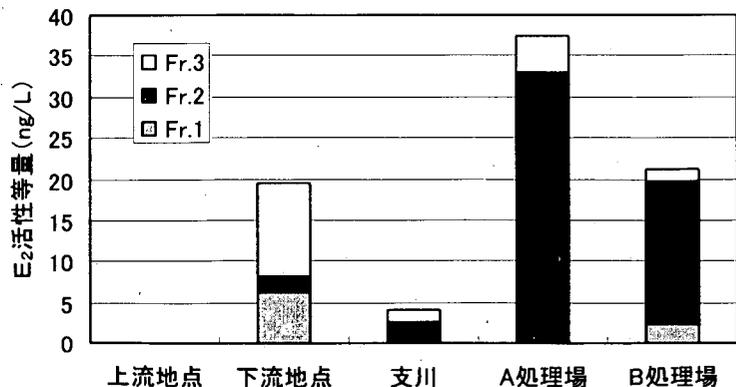


図-2 分画試料のエストロゲン活性

研究担当者: 田中 宏明、小森 行也、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、バイオアッセイ、組み換え酵母、d-Rrメダカ、環境ホルモン

1. 試験研究費による研究

1. 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 穰
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12年度は以下の研究成果を得た。

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国では安定化池法、活性汚泥法、散水ろ床法、OD法及び曝気式ラグーン法が主に採用されている。このため、下水処理方式の選定においては、これらの処理法を建設・維持管理両面より整理すると共に、我が国において一般的でない安定化池法及び曝気式ラグーン法の設計手法について取りまとめた（詳細は参考文献1）参照）。

また、通性池および曝気式ラグーンについて、実験施設を用いて、処理の安定性向上方策、および適正な負荷条件等について検討した。

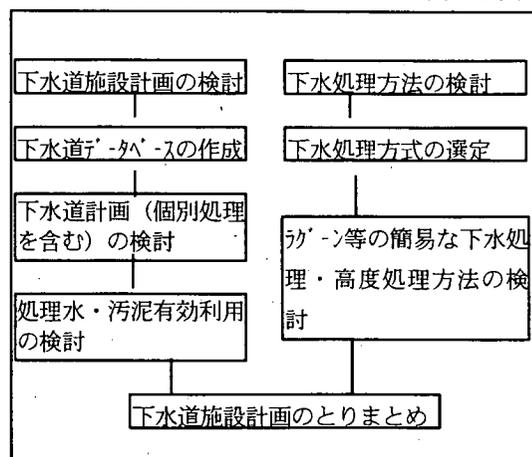


図-1 研究のフロー

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 下水処理方式選定についての検討

熱帯・亜熱帯地域の開発途上国においては、気候、望まれる処理水準、支出可能な投資額（建設費、維持管理費）及び取得可能な用地面積等が先進国とは異なる。このため、これらの開発途上国では安定化池法、活性汚泥法、散水ろ床法、OD法及び曝気式ラグーン法が主に採用されている。そこで、海外の文献等を参考に、これらの処理法を建設・維持管理両面より整理すると共に、我が国において一般的でない安定化池法及び曝気式ラグーン法の設計手法について取りまとめた。

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。通性ラグーンは、低水温期における除去性能を向上させる目的から11年度に設置した接触材の効果についての把握を行った。曝気式ラグーンは、11年度にはラグーン内MLSSの自己酸化係数の把握を行った。また、MLSS濃度上昇に伴う過剰時間の短縮の

問題等が明らかとなった。このため、12年度は攪拌強度を下げて沈みやすいSSを沈降させた状態での処理性能の把握を行った。

3. 研究結果

3.1 下水処理方式選定についての検討

(1) 処理方式の選定

処理方式を選択する際の評価事項の重要性は先進国と開発途上国においては差異があり、一般的には、先進国で決定的な項目は効率性、信頼性、汚泥処分、所要土地面積であり、これらは開発途上国においても重要ではあるが、その重みは先進国に比べると小さくなっている。これらに代わって開発途上国で決定的と考えられる項目は建設費、運転費、単純性であり、これらの項目は先進国でも重要であっても、決定的とは考えられない。したがって、開発途上国において下水道計画を行う場合は、処理方法については、建設費、維持管理費、維持管理の容易さ、除去効率及び所要土地面積を検討することが最低限必要であろう。Sperlingは、汚水処理方法を5つのグループ(安定化池法、活性汚泥法、散水ろ床法、嫌気性処理法、土壌処理方式)に分け、それぞれの特徴につき評価している(表1参照)。なお、同表の1人当たりの建設費は用地費・汚泥処理施設を含まない汚水処理施設のみであると考えられる。

(2) 安定化池法

表1 主要下水処理方式の代表的特性

処理方式	除去率				所要量		建設費 (US\$/人)	総水理的 滞留時間 (日)	汚泥処理量 (m ³ /人・年)
	BOD (%)	N (%)	P (%)	大腸菌群数 (%)	土地面積 (m ² /人)	電力 ^(b) (W/人)			
予備処理	0 - 5	- 0	- 0	- 0	<0.001	- 0	2 - 8	-	-
一次処理	35 - 40	10 - 25	10 - 20	30 - 40	0.03 - 0.05	- 0	20 - 30	0.1 - 0.5	0.6 - 1.3
通性池	75 - 85	30 - 50	20 - 60	60 - 99	2.0 - 5.0	- 0	10 - 30	15 - 30	-
嫌気性池+通性池	75 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 99.9	1.5 - 3.5	- 0	10 - 25	12 - 24	-
部分混合曝気式ポンド	75 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 96	0.25 - 0.5	1.0 - 1.7	10 - 25	3 - 9	-
完全混合曝気式+沈殿ポンド	75 - 90	30 - 50	20 - 60	60 - 99	0.2 - 0.5	1.0 - 1.7	10 - 25	4 - 9	-
標準活性汚泥法	85 - 93	30 - 40 ^(a)	30 - 45 ^(a)	60 - 90	0.2 - 0.3	1.5 - 2.8	60 - 120	0.4 - 0.6	1.1 - 1.5
長時間アレーション法(連続式)	93 - 98	15 - 30 ^(a)	10 - 20 ^(a)	65 - 90	0.25 - 0.35	2.5 - 4.0	40 - 80	0.8 - 1.2	0.7 - 1.2
回分式活性汚泥法	85 - 95	30 - 40 ^(a)	30 - 45 ^(a)	60 - 90	0.2 - 0.3	1.5 - 4.0	50 - 80	0.8 - 1.2	0.7 - 1.5
標準散水ろ床法	85 - 93	30 - 40 ^(a)	30 - 45 ^(a)	60 - 90	0.5 - 0.7	0.2 - 0.6	50 - 90	NA	0.4 - 0.6
高速散水ろ床法	80 - 90	30 - 40 ^(a)	30 - 45 ^(a)	60 - 90	0.3 - 0.45	0.5 - 1.0	40 - 70	NA	1.1 - 1.5
上向流嫌気性汚泥ブランケット法	60 - 80	10 - 25	10 - 20	60 - 90	0.05 - 0.10	- 0	20 - 40	0.3 - 0.5	0.07 - 0.1
腐敗槽+嫌気性ろ床	70 - 90	10 - 25	10 - 20	60 - 90	0.2 - 0.4	- 0	30 - 80	1.0 - 2.0	0.07 - 0.1
最初沈殿池+標準浸透	94 - 99	65 - 95	75 - 99	>99	10 - 50	- 0	10 - 20	NA	-
最初沈殿池+急速浸透	86 - 98	10 - 80	30 - 99	>99	1 - 6	- 0	5 - 15	NA	-
最初沈殿池+路床浸透	90 - 98	10 - 40	85 - 95	>99	1 - 5	- 0	5 - 15	NA	-
表面流し	85 - 95	10 - 80	20 - 50	90 - >99	1 - 6	- 0	5 - 15	NA	-

NA: 不適用

(a) 本処理方式を変形すれば栄養塩類を付加的に除去できる。

(b) 所要エネルギー量には結果として生じる流入下水の揚水は含んでいない。

安定化池法においては、特徴の異なる嫌気性池、通性池及び熟成池を適宜配列する。通常は、嫌気性池-通性池-熟成池あるいは通性池-熟成池のように直列に用い、直列の各段は2池以上で並列運転する場合もある。しばしば、嫌気性池は全体の所要用地面積削減のために第1ポンドとして用いられる。

1) 嫌気性池における処理

嫌気性池においては、大部分の浮遊物質はポンドの底に沈殿し、そこで、嫌気性分解、濃縮及び部分的な無機化を受ける。嫌気性細菌の代謝活動(呼吸作用及び繁殖)を通して、一部の有機物は無機物に変換される。この過程でガス、主としてCO₂、CH₄、H₂Sが発生し、これらのガスは液面を通過して大気中へと放散される。汚泥濃縮と共にこの反応により嫌気性池内で非常にゆっくりと固形物が形成される。蓄積汚泥の生成速度は年間1人当たり約40リットルである。嫌気性池では水面に形成されるスカム等のカバーにより不快臭が最小化されることとなっているが、臭気問題は予測し得ない状況(例えば温度の急激な低下)の結果として、つねに発生する可能性がある。通常、滞留日数として1~5日、水深として2.5~5.0mを採用する。設計方法は一般的には、容積負荷(λ)に基づき行われており、以下のような式が提案されている。なお、不快臭を避けるために、300gBOD₅/m³dという上限値が設定されている。

気温 $T < 10^{\circ}\text{C}$: λ ($\text{gBOD}_5/\text{m}^3\text{d}$) = 100、BOD 除去率 = 40%

気温 $T = 10 \sim 20^{\circ}\text{C}$: λ ($\text{gBOD}_5/\text{m}^3\text{d}$) = $20T - 100$ 、BOD 除去率 = $2T + 20$ %

気温 $T > 20^{\circ}\text{C}$: λ ($\text{gBOD}_5/\text{m}^3\text{d}$) = 300、BOD 除去率 = 60% (ただし現地状況により 60%以上の値も採用可能)

2) 通性池における処理

通性池は水深が浅く同容量の嫌気性池よりも表面積を大きくとって建設される。嫌気状態の下層の上に好気状態の上層が浮いた状態に保つ。上層の好気状態は溶存酸素によって生じる。この溶存酸素は主にポンドの藻類の上に日光が照射されて起こる光合成により発生する。上中層の好気性及び通性細菌は、溶解性、コロイド性、浮遊性有機物質を代謝し、その過程で溶存酸素を消費し CO_2 を生成する。この CO_2 は藻類の細胞物質 (有機炭素) へ変換される。また、通性細菌は遊離酸素を使い尽くすと硝酸塩及び硫酸塩の結合酸素を消費する。熱帯・亜熱帯地域では、(嫌気性池に続く) 第2ポンドとして用いられる通性池は、典型的な生活排水に対し最低5日間の滞留時間を保たなければならない。通性池を第1ポンドとして用いる場合は滞留時間は数十日となる。水深は通常 1.5~2mを採用する。負荷の大きいポンドは負荷の小さいポンドと比較して、沈殿汚泥の蓄積が非常に早く、メタン醗酵が良好に進んでいる場合の汚泥形成速度は年間1人当たり約30lである。通性池のBOD除去率は未ろ過サンプル(藻類が関与するBODも含む)で通常70~80%、ろ過処理サンプルで90%程度である。設計モデルは数多くあり一部は複雑なものであるため、開発途上国では比較的簡易な水面積負荷又はGloynaの式が広く採用されている。特に、通性池は上記で述べたとおり、ポンド内の藻類と細菌は密接に関連しており、日光(藻類の光合成に必要とされるエネルギー)はポンド表面に達するので、水面積負荷に基づいて設計される方法が、最も頻繁に用いられる。本方法についても数名の研究者がそれぞれ異なる式を提案しているが、例えばMaraは最大水面積負荷 L_s と気温 T_a ($^{\circ}\text{C}$) との関係、次式で表している。

$$L_s (\text{kgBOD}_5/\text{ha} \cdot \text{d}) = 350 (1.107 - 0.002T_a)^{T_a - 25}$$

一方、Gloynaによって提案された式は、通性池の滞留時間が比較的長いのでUBOD、そしてポンド水温を変数として、所要ポンド容量を求めるものである。この式により算出される設計値は、目標のBOD除去率を達成するばかりでなく美観的な公害、特に不快臭発生防止を勘案して、広範な安全性を与えるものである。

3) 熟成池における処理

熟成池は病原生物の減少を主たる目的に用いられている。ただし、実際は高濃度の糞便性細菌、ウィルス、原生動物、その他の病原菌の除去の他に、一部の藻類、栄養塩も除去される。熟成池における滅菌効果は、沈殿、日光紫外線の放射、高温度及び自然死等の幾つかの要因による。熟成池は通性池、または別の熟成池等からの流出水を高度化するためにのみ用いられる。熟成池は2つ以上を直列で配置する場合は一般的に滞留時間を3~10日(1つのみの配置の場合は最低5日)とし、典型的な水深は1.0~1.5mである。また、糞便性大腸菌の除去については、完全混合反応タンクにおける一次動力学によってモデル化できるとして、2池以上の直列のポンドでは、 N_i (流入水中の大腸菌数)、 N_e (流出水中の大腸菌数)、 K (反応係数 d^{-1})、 θ (滞留時間 d) を用いて次式のようなになる。

$$N_e = N_i / (K\theta_1 + 1) (K\theta_2 + 1) \dots \dots \dots (K\theta_n + 1)$$

また、 K は温度に従属しており、温度 $T^{\circ}\text{C}$ における K と 20°C における K の関係は次式による。

$$K_T = K_{20} \cdot \theta'^{(T-20)} \quad (\text{通常、} K_{20} : 2.6 \text{ d}^{-1}、\text{温度定数 } \theta' : 1.19)$$

設計においては上記の式を活用し、 N_e が規制値以下となるように、熟成池のポンド数を決定する。

(3) 曝気式ラグーン法

曝気式ラグーン法は、元々、冬期に光合成では微生物に必要な酸素量を供給できない北米地域の通性池のために開発された。しかしながら、エアレーターを設置すると2週間程度以内に、藻類が消滅し、微生物植物相は活性汚泥と同様になる。温度にもよるが、本処理法では滞留時間が2~6日(最も一般的な値で4日)である。また、流出水を放流する前に、熟成池又は沈殿池等により浮遊状態にある固形物を除去する必要がある。ポンドの水深は一般的に1.5~5mである。エアレーターによりポンド内に水の乱れが生じるため、堤防及びポンド底部を浸食・洗掘より保護することが必要である。また、曝気式ラグーン法は、完全混

合式と部分混合式に分類される。ポンドの形状は、完全混合式では通常正方形を、部分混合式では押し出し流れの状態に近づくように長さ：幅が3～4：1である長方形を採用する。

1) 完全混合式

固形物は常に浮遊状態にあり、BOD 除去率と流出水特性は一般に完全混合反応タンクにおける一次動力学モデルを用いて予測され、基本式は(2)4)の大腸菌の除去式と同様であるが、通常、定数 K_{20} は $2.5d^{-1}$ 、温度定数 θ' は1.085を採用する。なお、この場合の温度はポンド水温を使用する。また、酸素要求量は物質収支に基づく式を使って予測されるが、完全混合式においては固形物を浮遊状態に保つのに必要な動力はポンドに流入するBODを酸化するのに十分な酸素移動を起こすためのものよりも一般的に大きい。

2) 部分混合式

ポンド内の全ての固形物を浮遊状態に保つ必要はない。エアレーションは基本的には十分な酸素移動を起こすためのものであるが、攪拌により一部の固形物は浮遊状態となり、また一部の有機性物質は沈殿し嫌気性分解される。酸素供給量の差異以外に完全混合式と同様であり、通常BOD除去も反応速度は異なるが完全混合反応タンクにおける一次動力学モデルを用いて予測される。定数 K_{20} は $0.276d^{-1}$ 、温度定数 θ' は1.036を採用しており、完全混合式に比較して容積当たりの浄化率は小さい。なお、最近の研究によると押し出し流れモデル及び一次動力学を用いてより詳しく部分混合式の浄化率を予想できることが明らかとなっているが、現在まだ正確な反応速度の値が設定されていないため、完全混合モデルで算定されている。部分混合式では、下水がポンドを流下する間に有機性物質は酸化され削減されるために、必要な動力はポンドから次のポンドにいくに従って減少する。

3. 2 下水処理方法についての検討

沖縄県具志川浄化センター内に設置されたラグーン実験施設を用いて、沖縄県との共同研究により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。

3.2.1 検討方法

(1)通性ラグーンによる処理の安定性：通性ラグーンは、水深2m、 $100m^3$ の池である。12年度は、11年度に引き続きHRTを30日(BOD面積負荷 $22.7kg/m^2 \cdot d$)に設定して、除去性能を向上させる目的から設置した接触材(運転日数：266日目より設置、形状：ひも状、材質：ポリプロピレン+ビコン製、全表面積：約 $730m^2$)の有機物等除去効果に関して把握を行った。また、浮草が水面に多量に発生し維持管理等に支障をきたしたため、運転当初より設置していた阻流板を350日目より撤去した。

(2)曝気式ラグーン：曝気式ラグーンは、水深2m、 $100m^3$ の池に曝気装置、後段に上向流ろ過装置を備える。曝気装置は、攪拌強度および曝気量の制御が可能なフロート式スクリュウ形である。上向流ろ過装置のろ材は、空隙率90%前後、比重1.0以下で、単位面積あたりのSS捕捉量が大きく長時間の連続処理に適した小型円筒形プラスチックろ材を用いた。12年度は、HRTを5～10日程度、最大酸素供給量を $100kg-O_2/d$ 、曝気装置の攪拌強度を30～60Hz、24時間曝気とし、主に攪拌強度を下げた場合の有機物等除去効果に関して把握を行った。

水質分析項目は、BOD、COD_{Cr}、K-N、NH₄-N、PO₄-Pおよび大腸菌群数とした。

3.2.2 検討結果

以下に示す検討結果は、運転日数が300日以前のもは11年度、それ以降は12年度のものである。通性・曝気式ラグーンとも11年度から連続運転を行っており、運転条件等変更に伴い、その結果等を評価する上で継続して記述した。

水温、pH、DOの推移について図-1～4に示す。夏季の高水温期は水温が約30℃で推移しているが、冬季には15℃程度となった。水温低下に伴い通性ラグーンの処理水の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。

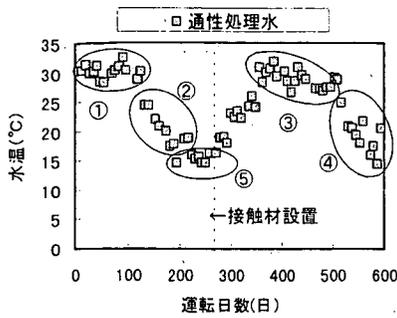


図-1 水温の推移

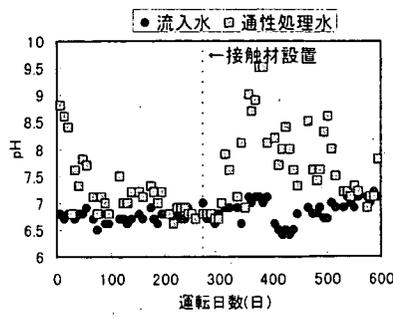


図-2 pHの推移

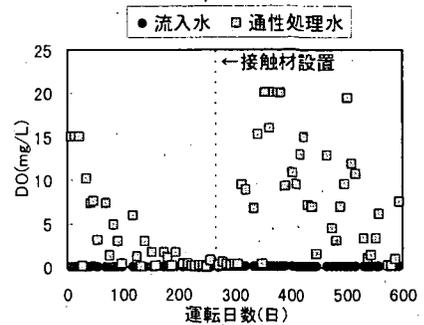


図-3 DO濃度の推移

各々のプラントの処理状況および流入下水の平均濃度について表-1に示す。全期間の平均で両施設ともT-COD_{Cr}の除去率は約60%、T-BODは約80%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①と低水温期⑤(ともに接触材なし)の除去率を比較すると、BOD、CODでともに10%程度、T-K-N、NH₄-N、PO₄-Pでは約20%の違いが見られた。また、高水温期①と③で接触材設置効果を溶解性試料で比較(③では阻流板を撤去したため)すると、除去率は各々の項目で数%程度向上しているが、水温低下期の②と④で接触材設置効果を比較した場合には、懸濁性試料のBOD、CODで10%程度、溶解性試料COD、PO₄-Pで20%程度除去率が向上している。これは、接触材設置経過に伴う付着生物量の増加や、DOレベルの上昇によるものと推定される。

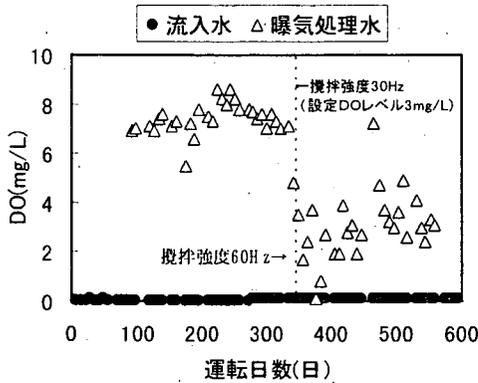


図-4 DO濃度の推移

表-1 通性・曝気式ラグーンの有機物等の除去率

流入下水の平均濃度 (mg/L)	通性	342	178	461	145	42	31	2.8	備考
	曝気	344	180	454	150	40	31	2.8	
項目		平均除去率 (%)							接触材の設置
運転条件等		T-BOD	D-BOD	T-COD _{Cr}	D-COD _{Cr}	T-K-N	NH ₄ -N	PO ₄ -P	
通性ラグーン	全期間平均	79.3	81.5	61.2	54.5	50.0	62.6	75.0	-
	高水温期①	81.3	84.9	66.7	55.6	59.3	72.8	79.3	なし
	高水温期③	77.8	87.6	54.0	61.1	53.2	73.9	90.9	あり
	水温低下期②	75.0	78.8	54.6	41.5	42.7	54.5	57.1	なし
	水温低下期④	85.9	91.5	65.3	62.8	43.8	54.1	77.4	あり
	低水温期⑤	72.4	69.0	49.1	44.1	41.6	48.1	56.3	なし
曝気式	全期間平均	82.7	86.6	65.0	67.5	57.6	70.6	46.4	-
	HRT15日	91.7	99.1	69.0	77.8	79.4	98.4	42.9	-
	HRT10日①	91.7	97.9	57.7	76.1	74.7	98.8	46.7	-
	HRT5日	-	-	61.3	63.4	46.4	54.9	37.0	-
	HRT10日②	91.7	95.0	73.0	71.2	68.4	84.9	73.3	-

※流入下水の平均濃度は、全期間のものであり運転方式別等の流入下水の平均濃度とは若干異なる。

また、通性ラグーンの処理水のpHとDOレベルも接触材設置前の水温低下期の②と比較すると④では高くなっており、藻類による光合成の活性化が計られているようである。しかし、T-K-N、NH₄-Nの除去に関しては、接触材設置に伴う改善効果はあまり見られなかった。大腸菌群数の推移について図-5に示す。流入下水の平均濃度は約 3.9×10^5 個/mLであり、通水当初の除去率は99.7%と比較的高かったが、運転日

数が500日以降では93%程度の除去率で安定している。

曝気式ラグーンは、HRTが短くなる程、有機物等の除去率が若干低下していた。また、曝気式ラグーンのNH₄-N濃度の推移について図-6に示す。HRTが15、10日の場合には処理水中のNH₄-N濃度は1mg/L以下であるが、HRTを5日にした場合には、ラグーン槽内にDOが存在していても硝化されず処理水中のNH₄-N濃度は上昇したが、HRTを10日に変更すると、処理水中のNH₄-N濃度は低下した。これは、HRTが5日程度では槽内に硝化細菌が保持されないためであると推定される。大腸菌群数の推移は図-5に示したが、HRTが15、10日ではともに除去率は98%以上であるが、HRTが5日では92%に低下した。

曝気式ラグーン後段に設置した上向流ろ過装置のSSの捕捉状況について、図-7に示す。処理水のSS濃度が高い場合には、比較的良好にSSは捕捉されているが、攪拌強度を下げた場合には、SSは捕捉されにくくなっている。

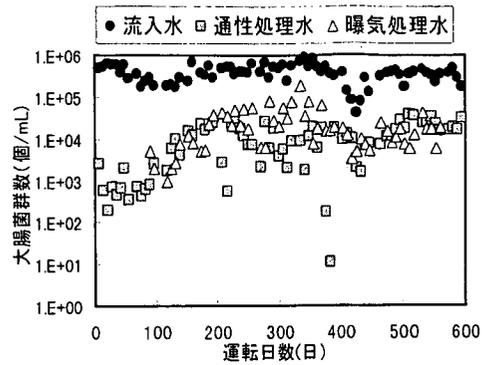


図-5 大腸菌群数の推移

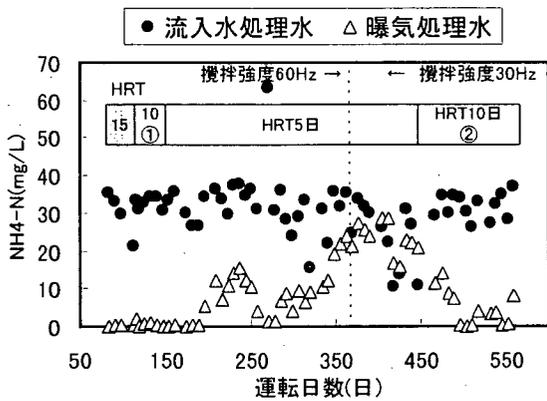


図-6 NH₄-N濃度の推移

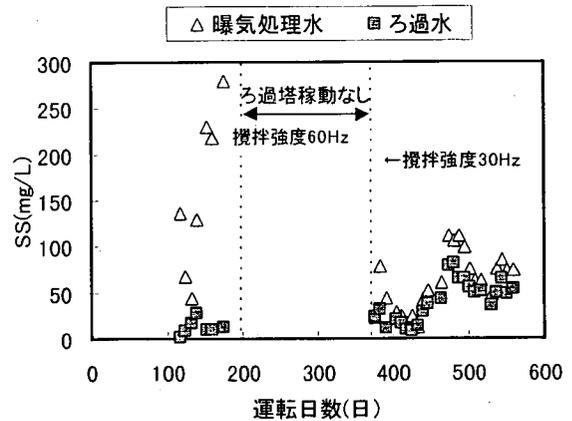


図-7 SS濃度の推移

しかし、攪拌強度を30Hzに弱めたことにより、処理水のSS濃度の低下が図られており、100mg/L程度で推移している。また、HRT10日①と②で他の水質項目を比較すると、T-COD_{Cr}とPO₄-Pで15~20%程度除去率が向上している。さらに、HRT5、10日②では、ろ過を行っていない処理水のT-BOD濃度は約30mg/Lであり、有機物除去は良好であった。

3. 3 まとめ

12年度は11年度に引き続き、通性・曝気式ラグーンの有機物質の除去効果に関して把握を行った。検討結果を要約すると以下のとおりとなる。

- ①通性ラグーンでの高・低水温期の除去率を比較すると、BOD、CODはともに10%程度、T-K-N、NH₄-N、PO₄-Pでは約20%の違いが見られた。
- ②通性ラグーン内に接触材を設置することで、水温低下期における有機物等の除去率は向上した。
- ③曝気式ラグーンは、攪拌強度を下げることで生物処理水のSSを下げ、HRTが5、10日ともにBOD 30mg/L程度の処理水が得られた。しかし、HRTを5日とした場合にはNH₄-Nがほとんど除去されなくなった。

おわりに、本検討を行うにあたり、多くの便宜をはかっていただいた沖縄県・具志川浄化センターの皆様、深く感謝いたします。

参考文献 1) 熱帯・亜熱帯地域における下水道計画に関する調査、土木研究所資料、第3778号、2001年2月

2. 汚水性状と管路施設の劣化に関する調査

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 能勢 正樹

1. はじめに

下水道普及率も 60 %となり下水道事業も建設から維持管理の時代へと大きく変化する時期を迎えようとしている。また普及率の向上に伴い、下水道管路施設のストックは膨大な延長となっている。これまでに蓄積された管路施設のストックの内大部分を占める昭和 40 ~ 50 年代以降に建設された下水道施設では、主に分流式下水道が採用されている。分流式の汚水性状は大都市を中心に戦前から建設されてきた合流式下水道とは異なるため、汚水性状に起因する管路施設劣化について十分な知見が得られていない状況である。特に分流式汚水管渠については、その原理からして汚水の希釈や管渠内の雨天時のフラッシングといった効果は期待できないため、合流式に比較して劣化が容易に進行する恐れがある。さらに環境面では臭気対策など、生活面から節水などの下水道を取り巻く状況が変化するにつれ、一段と汚水性状が変化を来す要件が増している。これらの要因の結果として、管路が急速に劣化していく事例が報告されている。

また管路施設が劣化した場合の改築更新計画は、従来は主に大都市で得られた知見を活用してきた。しかし今後必要性の高い分流式下水道管路施設の補修技術と更新計画の策定にあたっては、分流式の状況下に対応したコンクリート製管路施設の劣化メカニズムを把握することが不可欠である。そこでこれらの管路施設の寿命制限因子となる腐食等による劣化に汚水性状の変化が与える影響についての知見を得るために調査を行い、管路施設の劣化診断技術に関する基礎情報と、劣化診断・対策技術の一般化、および健全度評価技術の開発のための基礎資料を整理を行う。そしてそれをもとに劣化箇所毎に補修・更新の必要性の有無を把握し、合理的な補修・更新計画に反映させることを目的とする。

2. 調査対象としての流域下水道

本調査の趣旨に合致する対象として、全国の流域下水道の管路施設に関する調査を行った。流域下水道事業は昭和40年に大阪府の寝屋川流域下水道で開始されて以降の事業のため、経過年数は最長で37年と土木構造物の耐用年数を超過していない。そして排除方式は初期のものを除いて基本的に分流式を採用しているため、分流式独自の現象調査に適している。

汚水は流下中に好気状態や嫌気状態を経ることで生物的又は化学的にその性状が変成する。特に管路施設の途中に存在しているポンプ場や圧送管路・伏越し等の汚水が極端に嫌气的となる箇所では、汚水性状の変成が急激に進行している場合がある。汚水中で硫酸イオンを還元し硫化物が生成することは、その現象の一例である。そして生成した硫化物は下流側の管路内で気中に硫化水素として放出され、管路施設の腐食の原因となる。従って管路施設の腐食状況を調査するにあたって汚水性状の変成状況を把握することは重要である。流域下水道は処理区域が大きいいため、管路延長は長大であり、流下中の汚水性状変成現象が生じる可能性が高いと予想される。

3. アンケートによる流域下水道の現況調査

(1) 概況

全国全ての流域下水道管路施設を対象にアンケート調査を行った。調査年度は平成 10 年度とし、平成 10 年度中までに供用を開始した 149 処理区から回答を得た。

各処理区の供用開始以来の経過年数は、11 年～ 15 年までが最も多く、大多数は 30 年以内に供用した処理区である。管路施設は土木施設であり耐用年数は 50 年以上といわれている。従って流域下水道の管路施設は、老朽化し補修更新工事を必要とするにはまだ十分間があるはずである。

次に整備状況を図 1 に示す。人口普及率は約 60 %であるが、処理区毎の差が大きく低普及率の箇所から高普

及率の箇所までどの普及率でもまんべんなく分布している。これに対して計画汚水量に対する流入実績では 50 %以上が2割以下となっており、終末処理場建設はこれからの事業であることを示している。これに反して管渠は、計画延長の 80 %以上が整備済みの処理区が約 2/3、60 %以上整備済みでは9割以上となっている。このことは流域下水道では管渠の建設はほぼ概成し建設から維持管理が主体の時期となっていることを現している。従って今後一段と管路施設の劣化や補修に関する知見の必要度が増していく。

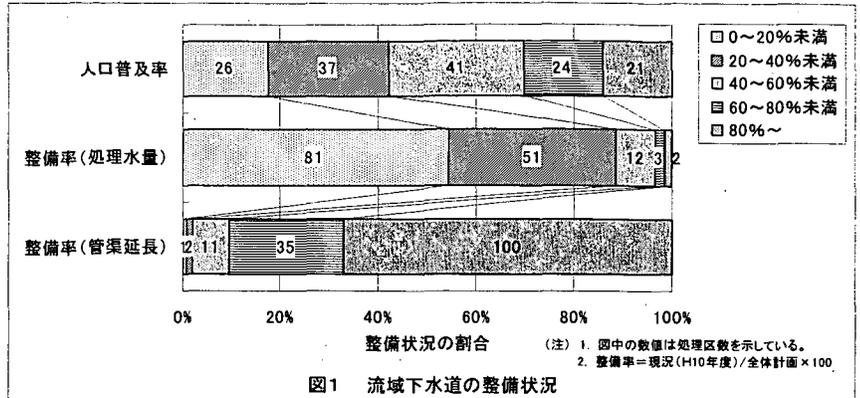


図1 流域下水道の整備状況

(2) 管路施設の腐食発生状況

①腐食発生の有無

管路施設の腐食が生じていると回答した処理区は、全体の 31 %である。しかしこれはその程度の頻度でしか腐食が生じないことを示しているわけではない。腐食についての調査を行っている処理区は 58 %しか無く、残りの処理区では調査すら行われていない。調査有りの箇所に限ってみると過半数の処理区で腐食は発生している。また調査を行っていない処理区の内 1/3 以上が腐食は生じていないと回答している。これは腐食のみならず管路施設の管理上からも危険な兆候である。後に述べるように管路施設の腐食・劣化は非常に速やかに生じている。調査無しの場合腐食が無いと回答している下水道管理者は、腐食の有無に関して確認がされていないことを示している。管路施設の腐食は特定の地域で生じる特異な現象ではなくどこにでも生じる可能性が有るため、日常の点検管理は非常に重要である。

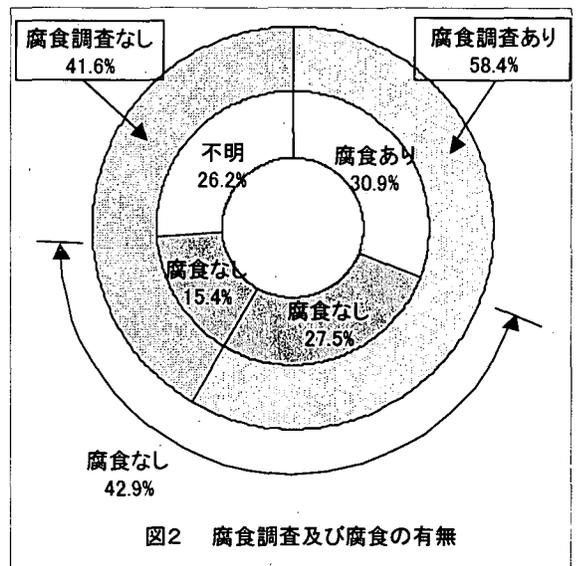


図2 腐食調査及び腐食の有無

②腐食発生箇所

腐食有りと回答した処理区で、腐食が生じた箇所の特性について調査した (図3参照)。最も多く生じている箇所は汚水を圧送した下流側で自然流下になった地点である。これはこれまで土木研究所で行ってきた調査結果と同じく、圧送管路内で汚水が嫌気化し硫化物が生成していることを表わしている¹⁾。そして自然流下となった箇所で硫化物は硫化水素として気化し、さらにコンクリート表面で酸化され硫酸が生成しコンクリート構造物を腐食させていると考えられる。流入汚水の水質が原因で腐食が生じているのは温泉排水と工場排水の場合であるが、その度数は各々4箇所と2箇所とその割合は小さいものである。したがって腐食が生じてい

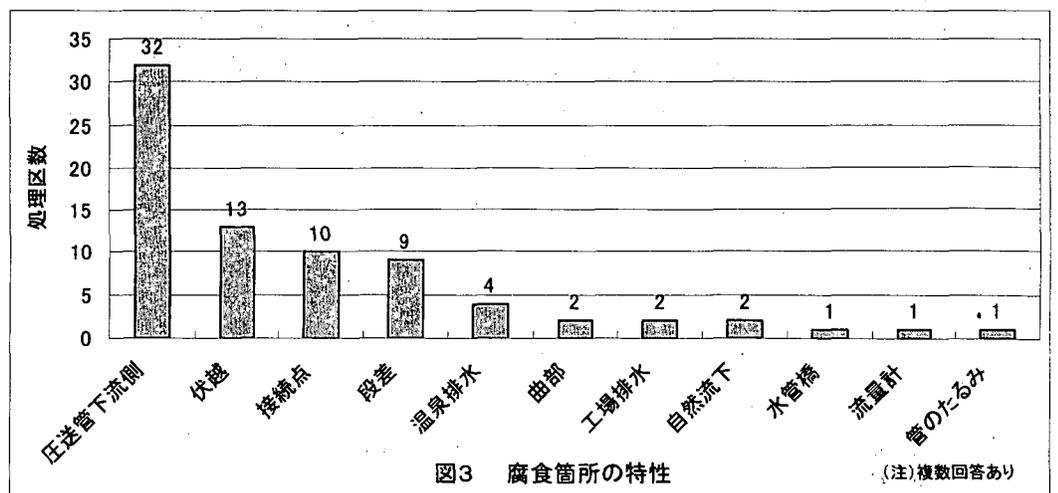


図3 腐食箇所の特性

る大部分の箇所の汚水性状はごく一般的なものであると見なされる。これは腐食は特殊な水質環境下で生じるものではなく、通常の汚水水質である何処の処理区でも起こり得る現象であることを示している。また伏越しや水管橋・流量計設置箇所・管のたるみでは汚水が滞水する事や堆積物が生じやすいため、汚水は嫌気化し硫化物が生成しているため腐食が生じている。また、接続点や段差部・管路の曲部では汚水が水理的に乱されることで、汚水中の硫化物が硫化水素として気化しやすい環境となっている。従ってこれらの箇所で腐食が生じていることはその腐食箇所よりさらに上流側で硫化物の生成が行われていることを示している。つまり上流側には圧送管や伏越など汚水が嫌気化する箇所が存在する可能性が高い。以上の事から腐食が生じた箇所の共通点は、硫化水素が発生する環境下にあるということである。流域下水道のように供用開始以来 30 年以内のまだ十分に耐用年数が残っている管路施設の腐食要因は、ほとんどが硫化水素によるものであることが判る。なお戦前から下水道整備を行っている政令指定都市では、これまで挙げた箇所の他に管路施設の老朽化やビルピット排水流入箇所においても腐食劣化が生じている。

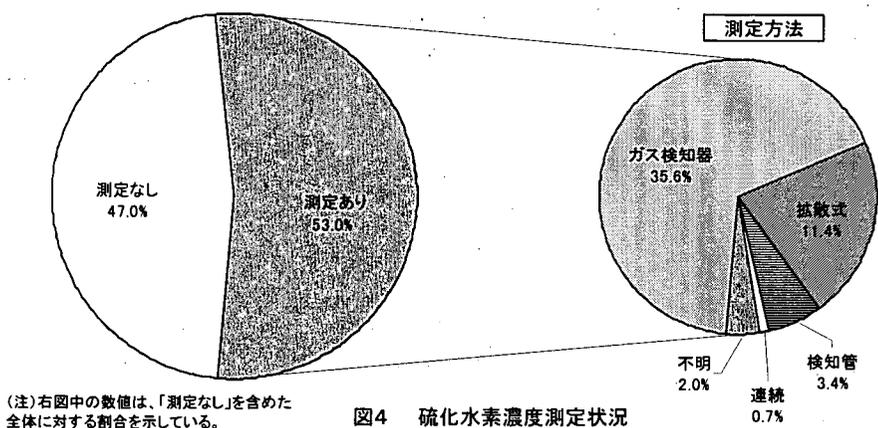
ところで地域的な分布では腐食が生じた処理区は本州の日本海側に比較的多く見受けられている。聞き取り調査によれば、その原因は汚水水質に共通の要因があるためではなく、近隣の県同士での情報交換を行い地域全体として硫化水素腐食についての認識度が高いことが寄与していることが伺えた。

③硫化水素測定状況

管路内での腐食の主因は硫化水素によるものと判断されることから、硫化水素の測定状況を調査した。その結果図 4 のとおり過半数の 53 % で調査有りと回答している。ところがその測定法の内容を精査すると、図 5 に示すとおり測定方法によって硫化水素濃度に大きな違いが見られる。

最も多く使われている簡易型的气体検知器は、測定有りのうち約 2/3 を占めている。ところがこの方法では人孔蓋が解放された状態で測定することとなる。硫化水素の比重は空気とほぼ同じであるから、このような状態では容易に拡散する。ガス検知器での測定値は 0 付近に集中しているが、実際に硫化水素が発生していないのか拡散した結果なのか区分できない。故にガス検知器での測定値は硫化水素の有無の判断や維持管理作業を行う際の安全上の目安として使用できるが、定量的な考察の対象とはなり得ない。また検知管では測定時点での濃度は測ることが出来るが、経時的に連続測定を行うことが多大な労力が必要である。硫化水素濃度は時間的に非常に大きく変動するため、瞬時値では最大値や平均値に比べて評価しきれない。検知管での測定値は瞬時値であるため、連続測定できる拡散式に比べて相対的に低い結果となる原因だと考えられる。

管路施設への硫化水素曝露量を正確に把握するためには、密閉された状態で連続的に測定する必要がある。土木研究所の共同研究の成果の一つである拡散式硫化水素測定器はこれらの条件を満たしているが、11 % の処理



(注)右図中の数値は、「測定なし」を含めた全体に対する割合を示している。

図4 硫化水素濃度測定状況

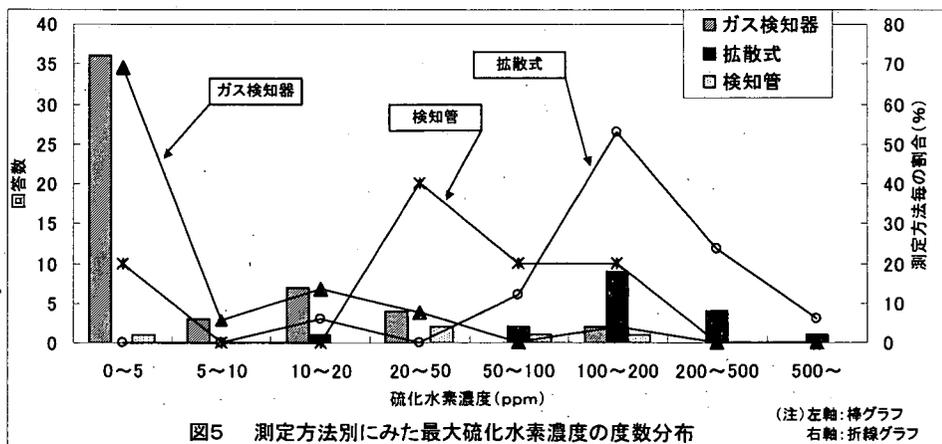


図5 測定方法別にみた最大硫化水素濃度の度数分布

(注)左軸:棒グラフ 右軸:折線グラフ

区でしかまだ使用されていない。正確な状況把握のため、早急な普及が待たれる。拡散式で測定された値は 100ppm 以上がほとんどである。腐食が特に問題化している箇所であるからこそ拡散式測定器を採用していると考えられるため元来高濃度の硫化水素が発生している処理区である可能性もあるが、測定方法別の濃度分布から判断すれば、他方式に比較して拡散式測定器の優位性は明らかである。

なお、半数近くが硫化水素の測定を行っていない。労働安全規則では硫化水素の許容値は 10ppm とされており、腐食のみならず作業環境の観点からも管路施設の維持管理作業時に硫化水素の発生に注意しない行動は非常に危険である。

④腐食発現まで期間

腐食があった処理区で下水道管理者が管路施設の供用後、腐食に気づくまでの最短年数を図6に示す。これはあくまで気づくまでの年数であり、実際の腐食はこれ以前の何れかの時点で生じている。全体の3/4以上が12年以内となっている。さらに6年以内で40%を占めており管路施設の腐食は非常に速やかに生じる現象である。土木構造物の耐用年数は50年以上と考えられており、このような急激な劣化は想定されていない。管路施設の場合は、硫化水素腐食の恐れがある箇所について、定期的に例えば3年に1度以上の頻度での調査を行う必要があると考えられる。

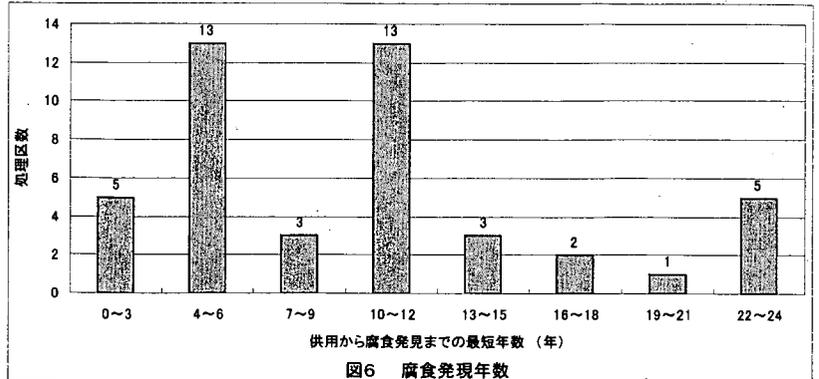
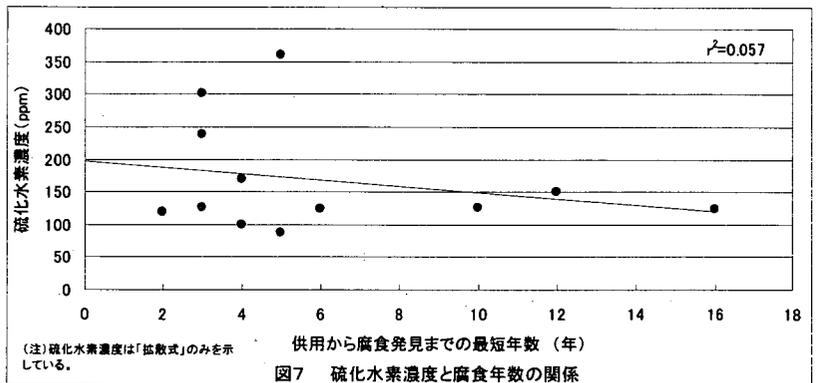


図6 腐食発現年数

⑤腐食速度と硫化水素濃度の関係

硫化水素ガス濃度測定法として最も信頼できる拡散式測定器による計測値と腐食発見までの期間の関係を図7に示す。全体的には、硫化水素濃度が高いほど腐食は早く生じる傾向が見られる。そして硫化水素最大濃度が100ppm以上ではほぼ確実に腐食が進行しており、その結果5年以内で発現する可能性が高い。硫化水素濃度と腐食発見年数に明確な相関が得られなかった原因は、腐食状況の判断が自治体により一様でないこと、管内調査を毎年行っていない自治体が多いこと、腐食したコンクリートの劣化状況分析を行っていないこと等が挙げられる。

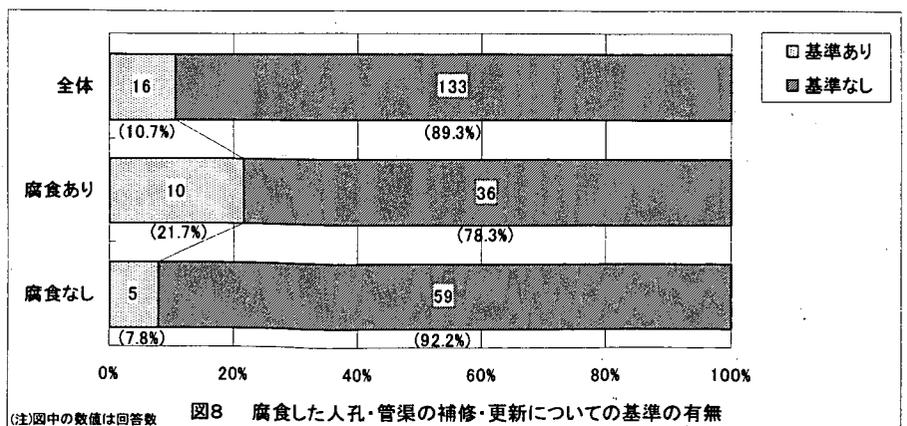


硫化水素濃度とコンクリート腐食に関して定量的な関係を得るためには、硫化水素がコンクリート中のCaと反応して固定化されていくため、長期間にわたる連続測定を行い硫化水素の曝露量を積算して算出する必要がある。供用初期当初は、特に注意が必要である。汚水量が少ないためポンプ場や圧送管路内での滞留時間が長くなり強い嫌気状態となるため、硫化水素は非常に高い濃度で発生する可能性が高い。腐食発見時点での硫化水素濃度だけでは評価するのではなくそれまで経時的な曝露量を把握する必要がある。また腐食速度に影響を与える硫化水素以外の環境要因として気温、湿度、結露の有無等が挙げられる。

腐食した人孔・管路の補修・更新についての基準の有無

⑥腐食後の対応

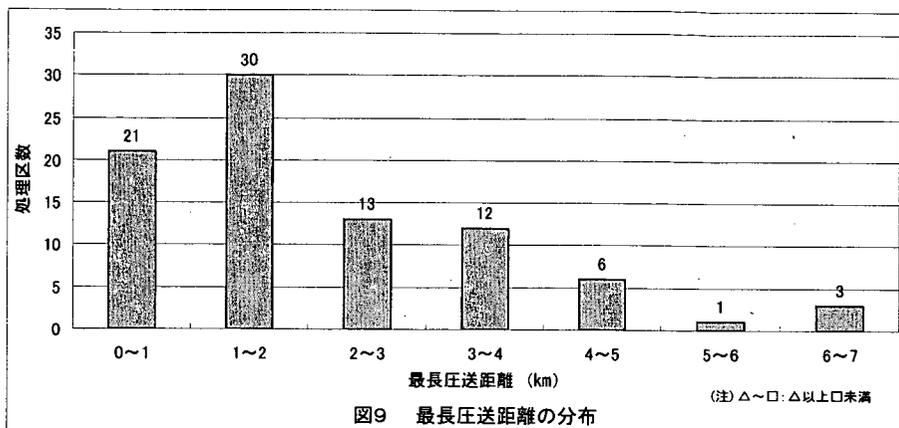
管路施設の腐食はこれまで述べた



ようにいろいろな箇所で生じてきているが、それに対する補修更新に関する基準について図8に示した。腐食有りと答えた処理区においても約20%しか基準を有していない。全体では約90%が基準を持っていない。同様に腐食したコンクリートに関する調査についても腐食有りの箇所のうち、35%しか実施していない。今後増加が予想される管路施設腐食に対する自治体側の準備は、まだ整っていない状況である。

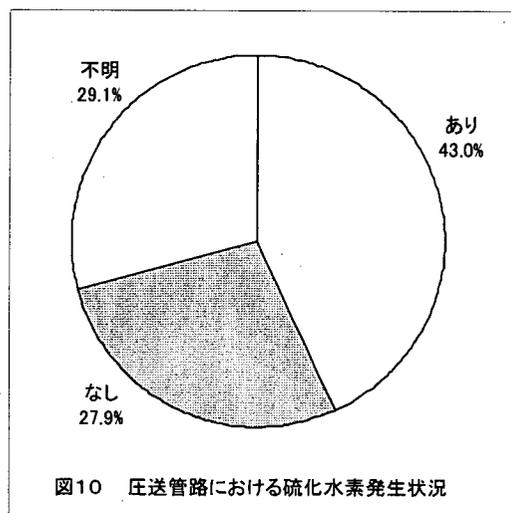
⑦ 圧送管路の状況

硫化水素生成の主たる原因は汚水圧送である。調査した流域下水道149処理区のうち86処理区で汚水圧送が行われている。圧送区間は284箇所あり総延長は385.5kmにのぼっている。1箇所当たりの平均延長は1357mとなる。圧送管路施設でこれまで実施してきた調査結果から判断すれば、この圧送延長は硫化水素が発生するに十分な延長である。処理区毎の圧送管路最長延長の分布を図9に示す。

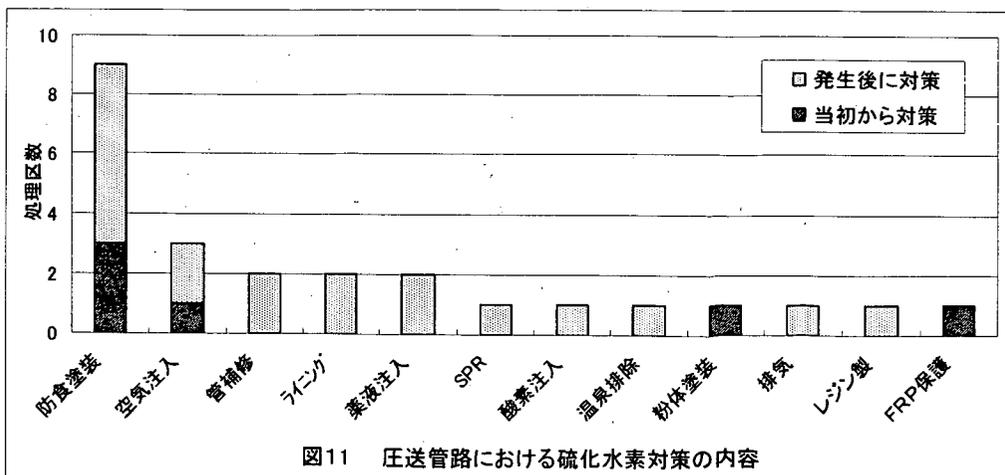


2 km以上の長距離圧送が1/3以上を占め、最長6600mとなっている。これらの圧送区間のポンプ運転状況は、1日の内稼働している時間が平均9時間となり、停止している時間の方が長くなっている。さらに6時間未満の箇所が39%となっている。ポンプの停止中に汚水は圧送管路内で滞水し、長時間嫌気性下にあるために硫化水素が多量に生成する。汚水量が計画量に比べて少ないことも一因であるが、硫化水素腐食に対しては危険側となる運転を行っている。

ところが圧送管の下流側において硫化水素が発生していると回答した処理区は43%にすぎない。不明の箇所はともかく無しと回答した処理区も28%に及んでいる(図10)。しかし圧送管路延長や地域性に関して硫化水素発生に有意な差が見られなかったため、これらの処理区において硫化水素が発生している可能性もある。特に調査無しで無しと回答している処理区では早急に調査を実施し現況の確認を急がなくてはならない。



圧送管路下流側における硫化水素腐食対策は図11のとおりである。供用開始以前から行っている処理区は少なく、大多数は腐食が生じたための後追いの対策を実施していた。腐食した箇所の防食が最も多い。現時点では圧送管内で硫化水素が生成し腐食の原因になるという認識がまだ一般に広まっていない。しかし今後は汚水圧送を計画する時点で硫化水素腐食に関する検討は必要不可欠の課題とすべきである。対策の内容は大きく2点に分類される。



第一は圧送管内において硫化水素の生成を防止することである。例えば硫黄分の多い温泉排水を分離することや

圧送管路内が嫌気化することを防ぐため空気・酸素や薬剤を注入する方法が行われている。第2は硫化水素ガスが発生している又は発生が予見される箇所において防食性の材料を用いる。それ以外に管路内の換気することで硫化水素濃度を低下させている処理区もある。その発生箇所の特性を考慮し、最適な方法を採用していくことが望ましい。

4. 管路施設内での汚水の水質挙動について

流域下水道は処理区域が大きいと、汚水の流下距離も長大である。アンケート調査では最長 56.9km、計画延長平均 20.6km、供用延長平均 18.6km となっている。流速 1m/sec で流下するとして、計画延長平均で 5.7 時間、最長で 15.8 時間となる。実際には途中にポンプ場や伏越など汚水が滞流する施設があるため、処理場に流入するまで 1 日以上経過する場合もあると思われる。

このように汚水が流下する際、管路施設内における水質変化一例を以下に示す。図 12 はある流域下水道の汚水継ポンプ場における調査結果である。汚水が嫌気化した際発生する代表的な物質である全硫化物と溶存メタ

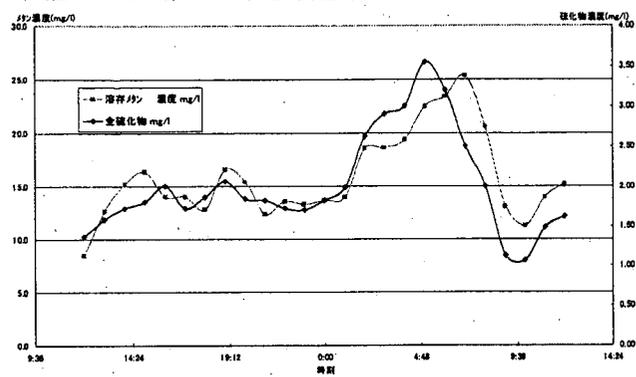


図12 沈砂池での水質変化

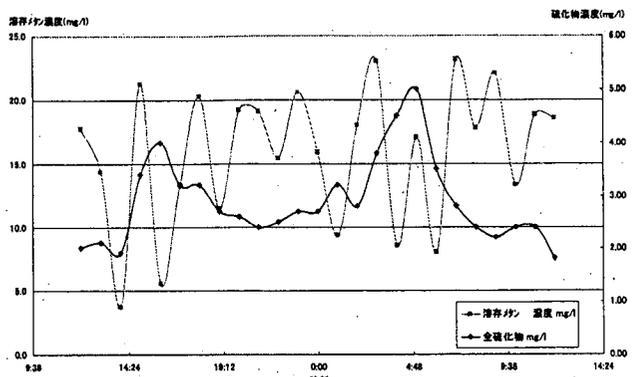


図13 7250m下流での水質変化

ン濃度について、経時変化を表したものである。ともに深夜から早朝にかけて濃度が上昇している。これはこの時間帯は汚水流量が一日で最も減少するため、ポンプ場上流部で汚水が嫌気化しているためと考えられる。また図 13 はそのポンプ場から 7,250m 下流側の人孔での水質経時変化である。沈砂池と比較して濃度の増減が見られることから、ポンプ場下流の自然流下区間においても物質毎に生成や分解・空気中への放散などの現象が生じていることが示されている。汚水は処理場まで流下する間に水質的に変動していることは明らかである。今後管路施設内での汚水水質の挙動を把握することで、腐食対策のみならず処理場機能の一部を担うことも期待される。

5. まとめ

本年度の調査結果は以下のとおりである。

- ①流域下水道を対象に調査した管路施設の腐食は、汚水が流下中に変質し硫化水素が発生することが主な原因であった。汚水から硫化水素が生成している箇所は圧送管など汚水が容易に嫌気化している地点である。その腐食現象は速やかであり、早い箇所では2～3年で管路施設の劣化が生じている。このような地点では硫化水素が100ppm以上発生している事例が見られた。
- ②硫化水素の発生によるコンクリート腐食について、下水道管理者間で意識の相違が大きい。施設の延命化・事故の発生・維持管理作業の安全性確保のため、全ての管理者が硫化水素に起因する施設劣化問題を認識し対応する必要がある。それに伴い硫化水素腐食に関する定量的な検討の精度を上げることができる。
- ③管路施設の流下中に汚水は、嫌気化・好気化などの環境変化により、その水質が大きく変化している。

<参考文献>

- 1) 田中、北川他「下水道施設における経済的な硫化水素対策技術の開発に関する共同研究報告書」、共同研究報告書整理番号第194号、1998

3. 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 稔
主任研究員 小越 眞佐司
STAフィールド研究員 金 時俊

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（以下、環境ホルモン等という）のうち、ノルフェノールと女性ホルモンである17βエストロ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。

11年度に実施した研究の結果以下の成果が得られた。

- 1) 下水処理場の活性汚泥から17βエストロールを分解する微生物14株、ノルフェノールを分解する微生物6株が分離された。これらのうち17βエストロールを分解する微生物は全て17βエストロールをエストロンに変換するものであった。しかし、これらが単離される前の集積培養液中にはエストロンの残留が認められなかったことから、17βエストロールは、複数の微生物の作用によってエストロンを経て更に他の物質へと変換されていることが示唆された。一方、単離されたノルフェノール分解微生物によるノルフェノールの分解率は最大で約62%にとどまっており、更に分解率の高い微生物の探索が必要と考えられた。
- 2) 活性汚泥中の環境ホルモン等の集積部位を検討するため酸、アルカリ、メタノール、ヘキサン等による短時間の振盪抽出を行ったが、活性汚泥間隙水と同等以上の濃度で抽出された物質はなかった。したがって、活性汚泥に移行した環境ホルモン等はこれらの抽出液によって容易に抽出される状態に無いと考えられた。
- 3) ルーズRO膜による純水中に存在する環境ホルモン等の分離実験の結果、17βエストロールの分離性は操作圧力に依存しないが、ノルフェノールの分離性は圧力依存性であり、操作圧力が大きい方が高い分離率を示した。

11年度の結果に基づき、12年度は以下の検討を実施した。

- 1) 下水処理場等の活性汚泥から、17βエストロールの一次代謝産物と考えられるエストロンをさらに分解する微生物の探索を行った。また、11年度に分離された微生物と12年度に新たに分離した微生物のうち、分解能力の高いものについて属の同定を行った。
- 2) 17βエストロール及びノルフェノールの活性汚泥中での集積部位について、抽出試験による検討を継続して行った。
- 3) 逆浸透膜による環境ホルモン等の除去について下水処理水を対象にして基礎的な検討を行った。
- 4) 下水中の環境ホルモン等の除去について、膜分離活性汚泥法の室内実験装置を用いて検討し、他の物質との関係や単離された分解微生物の添加による効果、活性炭による吸着除去について検討した。

2. 環境ホルモン等分解微生物の探索・同定

2.1 エストロン分解微生物の探索

12年度の女性ホルモンを基質とした集積培養液と集積培養液から単離された微生物株について、エストロンの資化性を検討した。昨年度と同様にエストロンを炭素源とする Modified DOMINIC & GRAHAM's medium を用いてエストロン分解微生物の集積培養を行い75株の微生物を単離した。単離株のうち8株のエストロン分解微生物が確認された。

表-1 環境ホルモン等分解微生物の同定試験結果

項目	17βエストラジオール分解微生物		エストロン分解微生物		ニルフェノール分解微生物	
	T45	T31	F5	T53	T3N2	FN1
株No.	T45	T31	F5	T53	T3N2	FN1
同定属名	<i>Rhodococcus</i>	<i>Candida</i>	<i>Micrococcus</i>	<i>Rhodococcus</i>	<i>Micromonospora</i>	<i>Moraxella</i>
グラム染色性	陽性	陽性	陽性	陽性	陰性	陰性
形態	短桿菌	—	球菌	—	—	—
芽胞	なし	なし	なし	なし	なし	なし
コロニーの色	オレンジ	白	肌色	ピンク	黒	淡黄色
耐塩性 0%	+	+		+	+	+
2%	+	+		+	±	+
5%	+	+		—	—	±
7%	±	+		—	—	—
10%	—	±		—	—	—
ブドウ糖からの酸生成	—	+	+	—	—	—
硝酸還元能	—	+	—	+	+	+

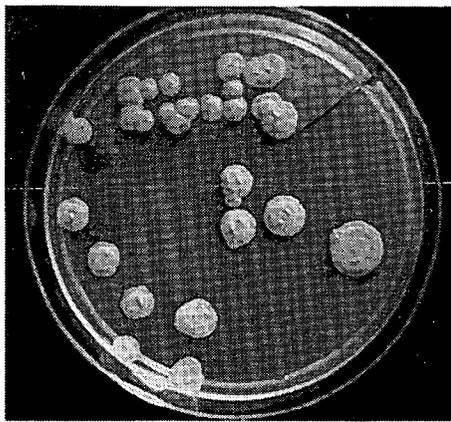


写真-1 T45株

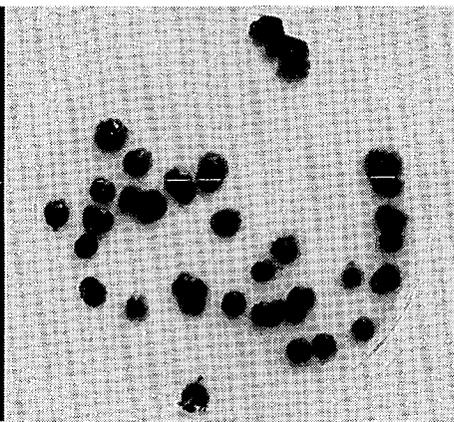


写真-2 T3N2株

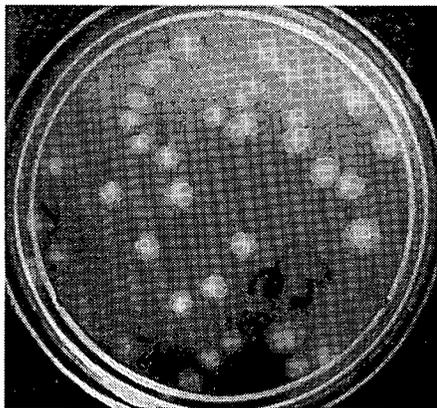


写真-3 FN1株

2.2 環境ホルモン等分解微生物の同定

11年度に分離され、高い分解能力が確認されたニルフェノール分解微生物2種類、17βエストラジオール分解微生物2種類及び本年度分離されたエストロン分解微生物2種類について、生化学的性状等に基づく種属の同定を行った。その結果を表-1に示す。

17βエストラジオール分解微生物は *Rhodococcus* sp. (写真1) 及び *Candida* sp. であり、エストロン分解微生物は *Micrococcus* sp. 及び *Rhodococcus* sp.、ニルフェノール分解微生物は *Micromonospora* sp. (写真2) 及び *Moraxella* sp. (写真3) であった。17βエストラジオール及びエストロン分解微生物は何れもグラム陽性であったが、ニルフェノール分解微生物はグラム陰性であった。また、17βエストラジオール分解性の *Rhodococcus* とエストロン分解性の *Rhodococcus* は耐塩性や硝酸還元能の違いがあり、別種のもので判定される。なお、6種のうち4種まで硝酸還元能を有しており、通性嫌気性微生物に、これらの物質を分解する能力の高いものが多いことを示唆するものと考えられる。

3. 活性汚泥中の環境ホルモン等の集約部位に関する検討

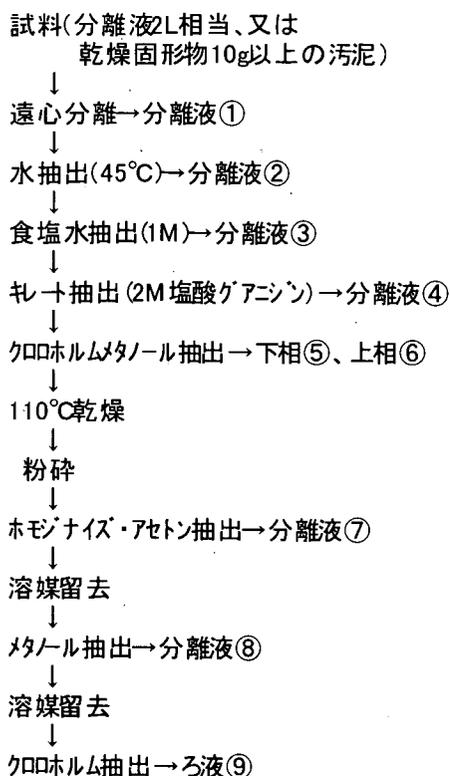
3.1 方法

湖北総合実験施設の生物処理プラント返送汚泥を採取し、図-1の抽出法I、IIに示すフローによって汚泥成分の段階抽出を行った。各抽出段の想定抽出物質は表-2に示す通りである。また、機器分析に先立ち、各抽出液からニルフェノール及び環境ホルモン等物質を分離精製した手法は表-3に示す通りである。

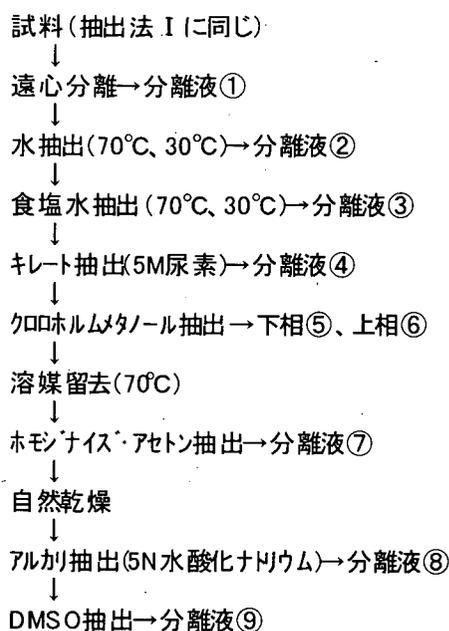
3.2 検討結果

抽出液中の環境ホルモン等の濃度は表-4に示す通りであった。昨年度の結果と異なり、ほとんどの抽出液

抽出法 I



抽出法 II



抽出法 III

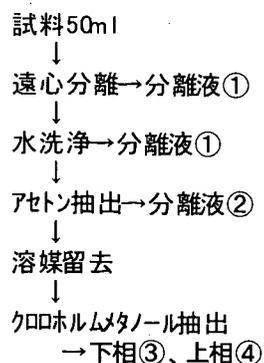


図-1 活性汚泥中の環境ホルモン等抽出試験方法

表-2 抽出液中に推定される抽出物質

抽出成分の仮称	試料	主として抽出される物質
水溶性分	抽出法 I、II の①、②、抽出法 III の①	単糖、アミノ酸、イオン
表在多糖類	抽出法 I、II の③	結合の緩やかな多糖類
表在蛋白	抽出法 I、II の④	表在蛋白、多糖類と蛋白の複合体
脂質 I	抽出法 I、II の⑤、抽出法 III の③	単純脂質
メタノール溶分 I	抽出法 I、II の⑥、抽出法 III の④	リン脂質及び糖脂質の一部
アセトン溶分	抽出法 I、II の⑦、抽出法 III の②	糖脂質
メタノール溶分 II	抽出法 I の⑧	リン脂質及び糖脂質の一部
脂質 II	抽出法 I の⑨	単純脂質
アルカリ抽出分	抽出法 II の⑧	蛋白質
DMSO抽出分	抽出法 II の⑨	多糖類

表-3 抽出液中の環境ホルモン等分離精製方法

分析対象	ノルフェノール	17β エストラジオール
固相抽出の前処理	浮遊物のある場合GFBろ過、中和等	水溶液はろ過及び中和、溶媒は留去し、水で希釈
固相カラムのコンディショニング	メタノール	メタノール
抽出溶媒	メタノール	酢酸エチル:メタノール(5:1)
クリーンアップカラムのコンディショニング	ヘキサン:クロホルム(4:1)	アセトン
クリーンアップ	クロホルム	アセトン:ジクロロメタン(1:9)

で定量限界値以上のノニフェノール(NP)、ノニフェノールエトキシレート(NPEO)、ノニフェノールエトキシ酢酸(NPEC)及びエストロン(E1)が検出された。17βエストラジオール(E2)は抽出法Ⅰの水溶性分中には検出されたが、それ以外の部分では検出されず、抽出法Ⅱでは全ての抽出液から検出されなかった。多くの試料でノニフェノール等の検出量が増加したのは、昨年度より試料汚泥量を増し抽出液量も増やしたこと、及び、試料を抽出液で1回処理する方法から同じ試料を異なる抽出液で繰り返し処理する方法に変更したことによる効果であると考えられる。表中の女性ホルモン様活性とは女性ホルモン受容体に結合する物質の総量として測定された包括的な女性ホルモン様活性*

表-4 抽出試験結果(汚泥11中の濃度に換算した値)
(空欄は分析せず、-は定量限界以下)

抽出法	抽出液	ノニフェノール(μg/l)	17βエストラジオール(ng/l)	エストロン(ng/l)	ノニフェノールエトキシレート(μg/l)	ノニフェノールエトキシ酢酸(μg/l)	女性ホルモン様活性(μg/l)
抽出法Ⅰ	①+②	1.91	30.6	32.0	1.90	10.8	310
	③	3.49	-	11.1	5.54	3.67	259
	④	1.32	-	5.56	6.79	3.59	187
	⑤	25.2	-	-	7.72	158	594
	⑥	0.75	-	0.73	-	1.49	346
	⑦		-	1.28		4.46	
	⑧	5.21	-	5.18	-	10.0	102
	⑨	23.9	-	0.87	5.50	1.55	42.5
	抽出法Ⅱ	①+②	7.08	-	35.1	43.2	15.2
③		1.09	-	11.2	12.3	6.05	229
④		8.14	-	6.94	13.0	15.7	151
⑤		24.5	-	1.51	104	-	355
⑥		1.52	-	1.21	5.30	1.21	3.21
⑦		2.52	-	0.68	4.21	0.50	7.88
⑧		0.36	-	0.91	0.35	1.77	25.7
⑨		0.37	-	0.38	2.67	3.04	1.95

(以下 BEACON と記し、濃度は女性ホルモン換算値で表示) である。

図-2は表-4に基づき、抽出法ⅠとⅡの各抽出段階の濃度の合計として計算した汚泥混合液中の各環境ホルモン等物質の推定濃度を示したグラフである。抽出法ⅠとⅡでは汚泥中の NPEO と NPEC の濃度が大きく異なっていることが示されている。抽出法ⅠとⅡでは分析した汚泥の採取時期が約2週間異なっているので、その間に活性汚泥中での分解経路に変化が生じ、抽出法Ⅰを試した汚泥では進行していた NPEO から NPEC に変化する反応が、約2週間の間に低下した可能性があると考えられる。

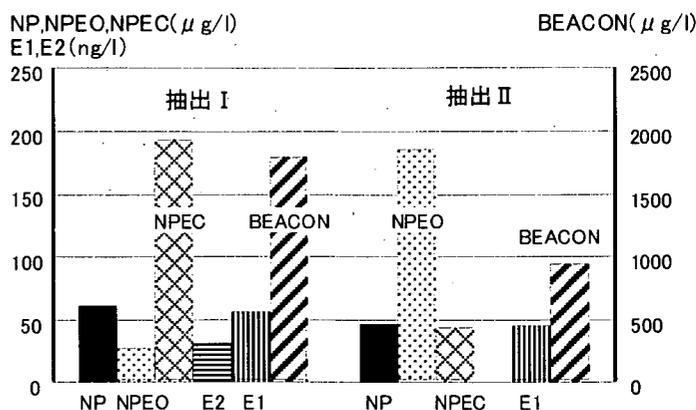


図-2 環境ホルモン等の汚泥中濃度

図-3は汚泥中の各物質がどのような抽出対象物質と共に抽出されたかを汚泥中の推定濃度に対する比率で示したグラフである。図-3では、NP、NPEO、NPEC、E2、E1で各々結びつきやすい物質が異なっていることがうかがえる。例えば、NPは知れぬ抽出される脂質と結びついている割合が多く、E2は全て水溶性画分に含まれる。NPEOも脂質と共に抽出される割合が高く、抽出法ⅠⅡとも50~60%は脂質の画分に含まれている。その他の画分に含まれる比率は抽出法ⅠとⅡでは異なっており、抽出法の違いによるものと考えられる。NPEOは、多糖類や蛋白質に該当する画分にも含まれるが、汚泥中ではNPと類似の部位に存在する傾向にあると考えられる。抽出法Ⅰの結果ではNPとNPEOの2物質は知れぬ抽出後に脱水乾燥粉碎した試料からも多量に抽出されており、乾燥粉碎前の知れぬ抽出による抽出が十分

なものであったとすれば、2回目の抽出に含まれていたものは汚泥を構成する細胞膜等の有機体と強く結合していたことを示すのではないかと考えられる。EIは水溶性画分中に最も多い60%程度が含まれ、多糖類や蛋白質の画分にも含まれるが、脂質画分にはほとんど含まれない。BEACON で表される成分は脂質画分に最も多く含まれるがその割合は30~40%で、水溶性、多糖類、蛋白質の画分にも各々10%以上含まれている。

NPEC は抽出法 I と II で大きく異なる結果になっている。即ち、抽出法 I の結果では NPEC は80%以上が脂質画分から検出されたのに対し、抽出法 II では水溶性分と多糖類の画分から80%以上検出された。抽出法 II では温水、食塩水、キレート剤による抽出時間を抽出法 I の場合より長くすると共に、クロホルム-メタノール抽出後の乾燥粉碎試料からは蛋白や多糖類の抽出を行い、脂質の抽出を行わなかった。その結果、抽出法 I と比較して、相対的に脂質画分の寄与は小さくなり、水溶性、多糖類、及び蛋白質の画分が増加すると考えられる。しかし、NPEC に見られる抽出画分の相違は、この様な相違で説明するには極端な異なり方であり、含有濃度の大きな相違と併せて、活性汚泥中の生物反応あるいは生物相が変化したこと等、何らかの原因によって汚泥中で NPEC と共存する物質が異なっていたものと考えられる。

*女性ホルモン受容体への競合結合反応に基づいて測定された女性ホルモン様活性の値は、抗体との結合を測定原理とする ELISA 法で検出される女性ホルモンの量よりかなり大きいことが知られている。その理由として、受容体と結合する物質だけでなく、受容体との結合を阻害する物質も共に測定されることや、複数存在する結合物質の競争結合反応が相加的でなく相乗的である可能性があること等が考えられている。また、下水試料中の妨害物質分離のために採用した前処理方法も、多数の試験例に基づいてその効果が立証され、本測定の前処理法として確立された方法ではない。したがって、本報告書に示された女性ホルモン様活性の測定値は、上述のような問題を含む分析手法によって得られた女性ホルモン活性の一評価値であって、今後の測定法の改善によって変更の可能性のある値であることを付言する。

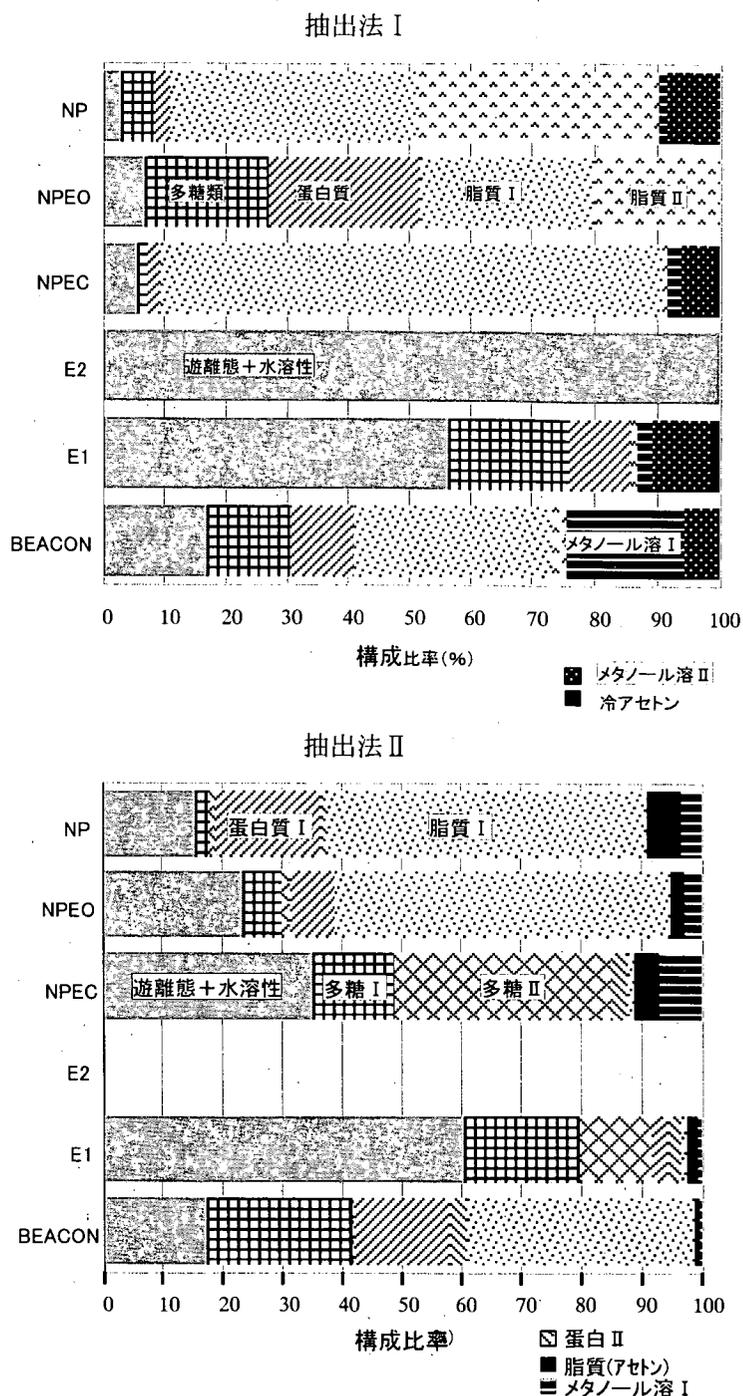


図-3 環境標識等物質の汚泥中での共存物質

4. 活性汚泥に添加した分解微生物によるノルフェノールの処理

4. 1 実験方法

膜分離活性汚泥法室内実験装置（図-4）によって、4-ノルフェノール約1mg/L を添加した茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道浄化センターの流入水を処理し、活性汚泥処理による除去機能と分解微生物添加による効果を比較検討した。NP はエタノール溶液として SY1系と SY3系の原水に表-5の区分1から添加した。区分1に先立つ無添加の区分0との処理水濃度の相違や SY1系と SY3系の処理能力の相違を検討した。次に区分3の始めに SY1系に分解微生物を添加し、その後の NP 除去性を分解菌無添加の SY3系を対照系として除去性を比較した。SY2系は SY3系の処理水を更に粉末活性炭によって処理する系で、区分1から50mg/l の割合で粉末活性炭を添加した。処理効果は BEACON2000による女性ホルモン様活性の測定、または GC-MS 法による NP 濃度の分析によって検討した。実験装置の運転条件は図-4中に示した通りであり、SY1系と SY3系は好気槽 DO を1.5mg/l 以下に制御した。分解微生物として添加したのは、先の表-1にノルフェノール分解微生物として示されている *Rhodococcus. sp* である。添加量は、あらかじめ NP 等を含まないイーストエキス等の有機混合基質中で増殖させた菌液10mL で、添加位置は SY1系の好気槽である。また、区分2の中盤に各系の膜分離槽内の混合液50ml を採取し、先に図-1に示した抽出法Ⅲによって混合液中の NP の逐次抽出を行った。

4. 2 実験結果

全期間の女性ホルモン様活性等の状況を図-5に、区分毎の濃度と除去率の平均値を表-6に示す。

(1)NP 添加前の処理状況(区分0) :

SY1と SY3の処理状況には大きな違いはなく、女性ホルモン様活性 (BEACON) は90%程度の除去率であった。SY2系は活性炭の新規添加が長期間ない状態にあり、SY3処理水からの除去率で平均34%であった。

(2)NP 添加後の処理状況(区分1) :

図-5の流入 BEA に示す様に NP 添加による BEACON の増加は明確には現れなかった。処理水中の BEACON は添加開始後1週間は添加前と同じであったが、その後、図-5に示す様に SY1, SY

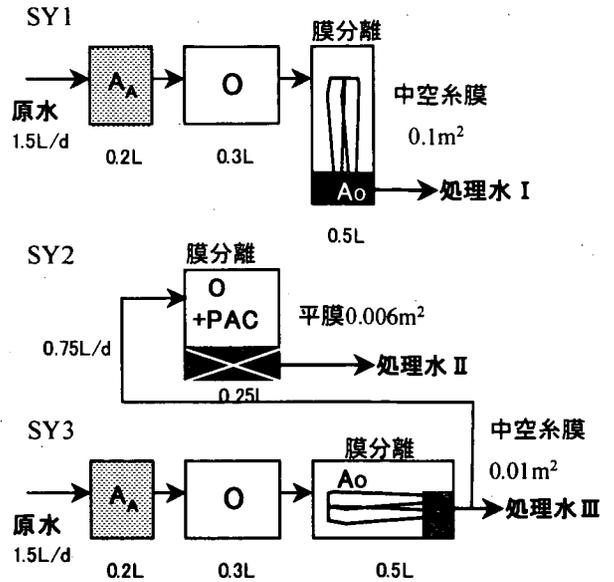


図-4 膜分離活性汚泥法による実験の概要

表-5 ノルフェノール処理実験条件

区分	期間	条件等
0	2001/1/11-2/12	通常下水処理
1	2001/2/13-2/26	NP添加下水処理
2	2001/2/27-4/27	NP分解菌添加

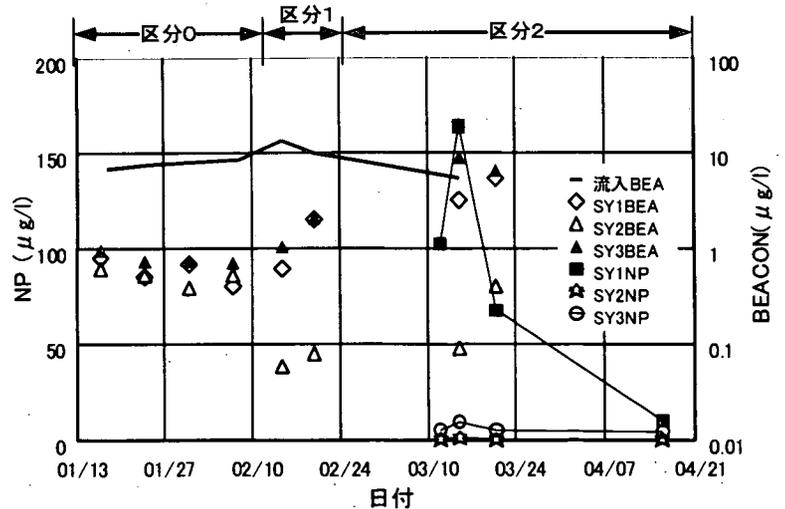


図-5 実験結果 (女性ホルモン活性等の処理状況)

3共に処理水中の濃度が増加し、除去率は70%台に低下した。SY2系では本区分から未使用活性炭の添加を開始した結果、BEACONの除去率は区分0より著しく向上して95%以上となった。なお、NP添加による原水のBEACONが余り変化していないのは、添加したNPの多くがSSに付着し、分析の際に十分抽出できなかったことによるものと考えられる。

表-6 実験結果 (平均濃度と平均除去率)

区分	項目	流入水	SY1処理水	SY2処理水	SY3処理水
0	BEACON ($\mu\text{g/l}$)	7.80	0.60	0.52	0.80
	除去率 (%)	-	92.1	34	89.7
1	BEACON ($\mu\text{g/l}$)	12.1	1.34	0.07	1.59
	除去率 (%)	-	87.7	95.3	85.9
2	BEACON ($\mu\text{g/l}$)	5.52	4.32	0.25	7.89
	除去率 (%)	-	21.8	96.4	-42.9
	NP ($\mu\text{g/l}$)	1310	86.5	0.45	6.22
	除去率 (%)	-	70.4	93.1	98.3

(3) NP分解微生物添加後の処理状況 (区分2) :

区分2ではSY1、SY3共に処理水中のBEACONが区分1より更に増加し、除去率が低下した。分解菌無添加のSY3系の方が濃度増加が大きい傾向になっている。NPの除去は反対に分解菌を添加したSY1で除去が悪い結果であった。SY1では2月27日に分解菌を添加してから約2週間後に処理水中のNP濃度が最大に達し、その後、次第に低下して行った。SY3でも類似の変動が認められたが変動幅は10分の1以下であり、約7週間後のSY1処理水のNP濃度はSY3処理水の約2倍であった。区分2の中盤で各系の混合液を採取して表-1の抽出法Ⅲによる逐次抽出を行った。その結果を図-6、7に示した。図-6は各抽出液中のNPの総和として得られた混合液中のNP濃度である。混合液中のNP濃度はSY1が最も高く、その値は原水濃度より少し高い

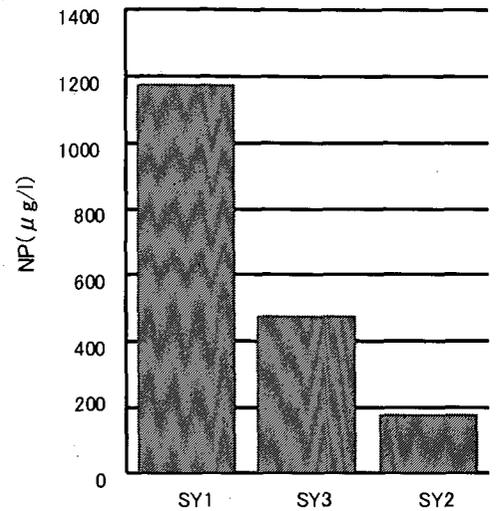


図-6 混合液中のニルフェノール濃度

値である。SY3では原水濃度の半分以下の濃度であり、粉末活性炭処理を行っているSY2では原水として流入するSY3処理水の平均濃度の30倍程度の濃度である。これらの結果から、SY1とSY3ではNPの分解が生じていたと考えられ、分解菌を添加したSY1の方がNPの分解率は低く、分解菌として添加した放線菌 *Rhodococcus* は活性汚泥中ではうまく機能しなかったと考えられる。他の活性汚泥処理に適した種を選択することや、担体に固定化するなどの

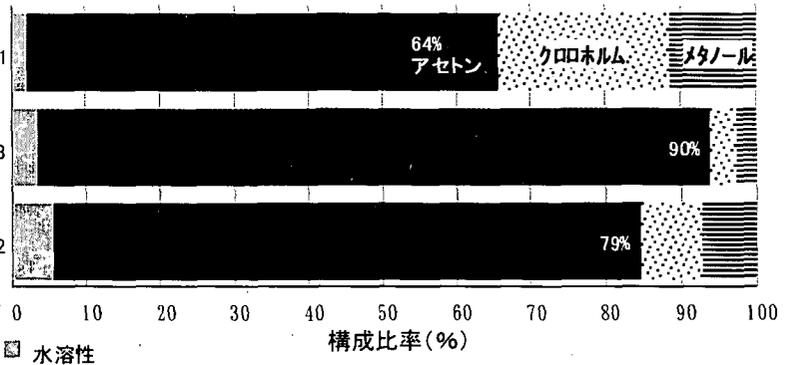


図-7 混合液ニルフェノールの抽出溶媒別比率

の利用法についても検討が必要と考えられる。図-7は抽出されたNPの抽出溶媒別の比率を示している。各系ともアセトンで抽出される割合が最も大きく、先に3.で述べた抽出法Ⅰ、Ⅱの結果とは異なる結果であった。アセトン抽出後のクロロホルムメタノール抽出でクロロホルム層に抽出されるNPが少なくなっていることから、抽出法Ⅰ、Ⅱで脂質と共存すると考えられたNPの多くがアセトンで抽出可能な成分ではないかと思われるが、今後の検討が必要である。

5. 逆浸透膜による環境ホルモン等物質の除去特性

5.1 調査方法

ポンプ加圧式の日東電工(株)製 RUM-10 型逆浸透膜実験装置により 0.5MPa に加圧し、平膜テストセル(日東電工製 C10-T、有効膜面積; 60cm²) に同社製で塩阻止率の異なる NF 膜 (NTR7410 塩阻止率 10%、NTR7250 塩阻止率 60%) 及びルーズ RO 膜 (LF10 塩阻止率 99.5%) を装着してクロスフローろ過方式で下水処理水中の環境ホルモン等物質の除去性と pH の関係を検討した。実験は活性汚泥法による都市下水処理水を pH 無調整 (pH 6.5 ~ 6.8)、pH9、7 および 5 に変化させ、E2、NP およびビスフェノール A (以下、BPA と記す) を各々の濃度が 50nM/l、5000nM/l および 100000nM/l になるように添加して行った。溶質阻止率は、膜処理前後の女性ホルモン様活性を分析しエストロゲン濃度に換算して求めた。

5.2 調査結果

NTR7410 膜は、E2 に対し、pH 無調整、pH 9、pH 7 および pH 5 に調整したときには各々 11 %、13 %、16 % および 18 % の負の阻止率を示した。BPA に対しては同じく pH 変化により各々 2 ~ 14 %、16 ~ 50 %、10 ~ 52 % および 7 ~ 46 % の阻止率を示した。BPA はエストロゲン活性が低いことから阻害率 50 % に相当する高濃度で実験を行ったため、処理が進むにつれて濃縮液側の濃度が更に上昇して一部が不溶性となり、析出した粒子が膜表面に付着するなど、膜のファウリングが生じ、阻止率が増加したと考えられる。NP に対しては pH 変化による阻止率はそれぞれ 92 %、80 %、73 % および 54 % と、pH が高くなるほど阻止率が上昇する pH 依存性が示唆された。NTR7250 膜は、E2 に対し pH 変化により各々 87 %、78 %、77 % および 72 % の阻止率を示した。BPA に対しては pH 変化による阻止率は各々 70 %、72 %、74 % および 66 % であった。NP に対しては pH 変化による阻止率は各々 49 %、55 %、52 % および 59 % と、pH 変化による阻止率の差は小さいことが示唆された。LF10 膜では、E2、BPA、および NP に対し、pH 変化による阻止率の差は無く、各々 99 %、95 % および 93 % 以上の高阻止率を示した。

以上の通り、NF 膜 NTR7250 およびルーズ RO 膜 LF10 による環境ホルモン等の除去において、pH 変化による阻止率の差はほとんど無く、E2 (m.w.=272)、BPA (m.w.=228) および NP (m.w.=220) と、分子量の大きい順に高い阻止率を示した。一方、もう一つの NF 膜 NTR7410 膜では逆に NP の阻止率が高くなり、E2 は負の阻止率を示した。また、BPA および NP に対し若干ではあるものの、pH が高くなるにしたがって阻止率も高くなる傾向が示唆された。何れの膜の場合も純水中に添加した環境ホルモン等を対象とした場合より低い阻止率であった。

6. まとめと今後の課題

下水中に含まれている環境ホルモン等は、活性汚泥処理によって 90% 程度除去されている。それらのうち、女性ホルモンである 17β エストラジオールは微生物によってエストロンを経てより活性の低い物質へ分解されていること、ニルフェノールは活性汚泥中の脂質に濃縮されており一部は分解されている可能性があることがわかった。活性汚泥から分離されたニルフェノールを良く分解する微生物の一つはグラム陰性の放線菌であった。この菌を活性汚泥に添加したところ、ニルフェノール除去率はむしろ低下した。分解微生物利用を実用化するためには、活性汚泥中で機能発現が可能な微生物を選択すると共に、有望な微生物の適用方法を検討する必要がある。生物処理水中に残留した NP や女性ホルモン様活性の除去法として、活性炭処理で 90% 以上の除去が可能であること、逆浸透膜処理のうち NF 膜では膜の種類と対象物質によって阻止率や pH 依存性が異なるのに対し、ルーズ RO 膜では pH と無関係に 90% 以上阻止できること、等が明らかになった。

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 穰
研 究 員 畑津十四日
研 究 員 中村みやこ

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

(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。

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) 水中における指標細菌の消長

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。

(3) 塩素消毒における細菌再増殖の検討

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ため、塩素消毒における消毒レベルと細菌再増殖の検討を行った。

その結果、塩素消毒により大腸菌生残比を $-4\log$ 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。

3. 水路内における細菌の挙動に関する調査

3.1 研究方法

国土交通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、循環水槽、循環水供給ポンプおよび水路から構成されている。水路Aの長さは30mであり、一過式で供試水が流下する。水路Bは長さ30mの水路を2本直列に接続しており、一過式もしくは循環式で供試水を流下することが可能である。水路Aの処理フローを図-1、水路Bの循環式処理フ

ローを図-2に示す。

(1) 連続実験

連続的に K 下水処理場三次処理水（砂ろ過水）を水路に供給し、流入部および流出部での水質を測定した。実験条件を表-1に示す。

RUN1 では、水路床を水路 A：砂利、水路 B：SUS とした。流出部採水は両水路ともに 30m 地点で行い、水路床の材質による影響を検討した。RUN2 では、水路床は両水路ともに砂利を用い、水路 B を循環式とすることで乱流を形成し、水流による影響の検討を試みた。RUN3 は、RUN2 と水路条件は同じであるが、流入水量を低下することで、水路内滞留時間の影響を検討した。

測定項目は、指標細菌として大腸菌、大腸菌群および一般細菌とし、一般水質項目として水温、pH、DO、CODcr、溶解性 CODcr、SS、各態窒素およびりんを測定した。大腸菌および大腸菌群の測定は、合成発色酵素基質培地（MERCK 社製クロモカルト寒天培地）を用い、βガラクトシダーゼ活性とβグルクロニダーゼ活性の有無を形成集落の色調により判別（表-2）した。一般細菌、デソキシコール酸塩培地による大腸菌群（以下、DESO 法とする）およびその他の一般水質項目の測定は、下水試験方法に準拠した。

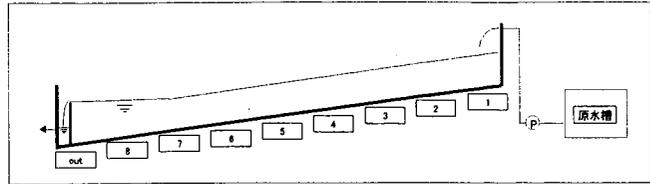


図-1 水路 A（水路長 30m 一過式）

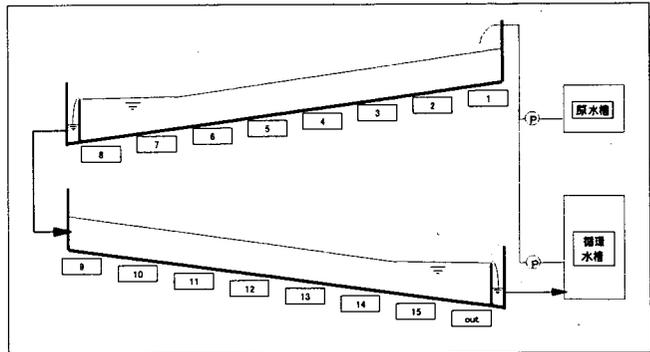


図-2 水路 B（水路長 60m 循環式）

表-2 大腸菌および大腸菌群の判別

判別項目	大腸菌 ^{注)}	大腸菌群
βガラクトシダーゼ	+	+
βグルクロニダーゼ	+	-

注) 大腸菌の一部にはβグルクロニダーゼ活性を有さない型(例 O157H7)も存在する。

表-1 連続水路実験の実験条件

		RUN 1	RUN 2	RUN 3
実験期間		0～59 日	63 日～90 日	91 日～104 日
水路 A	水路形状	30,000mm ³ ×200mm ² ×100mm ²		
	水路床	玉砂利、粒度 8-12mm 粒径内 75%/85%、空隙率：36.7%		
	流入水量 [L/min]	15		7
	循環水量 [L/分]	0（一過式）		
	堰高 [mm]	30		
	勾配	120/30000=0.004		
	容量 [L]	180		98
	滞留時間 [分]	8.7		14
水路 B	水路形状	30,000mm ³ × 200mm ² × 100mm ²	水路部：30,000mm ³ ×200mm ² ×100mm ² ×2 水槽部：1,000mm ³ ×1250mm ² ×450mm ²	
	水路床	SUS	玉砂利、粒度 8-12mm 粒径内 75%/85%、空隙率：36.7%	
	流入水量 [L/min]	15		7
	循環水量 [L/分]	0（一過式）	100	100
	堰高 [mm]	20		
	勾配	120/30000=0.004		
	容量 [L]	86	水路部：447 水槽部：563	水路部：447 水槽部：563
	滞留時間 [分]	5.7	61（循環時間 8.0 分/回）	131（循環時間 8.6 分/回）

(2) 水路床付着物および堆積物の測定

通水 104 日目(水路 B は砂利設置後 43 日目)において、水路内の水路床付着物および堆積物の測定を行った。
〔付着物の測定〕

水路 A 水路床 7 より砂利を採取し、生理食塩水ですすぎ洗いをを行った。この時の洗い排水を洗浄水とした。ポ

リプロピレン容器に入れた洗浄した砂利を生理食塩水に浸し、超音波処理（9KHz±200Hz、20分）を行った。洗浄水および超音波処理水中の指標細菌濃度を測定し、単位砂利量当たりの付着菌数を算出した。

〔堆積物の測定〕

水路A、Bの堆積物の分布範囲を測定し、水路A水路床7より堆積物を採取し、指標細菌濃度および水質分析を行った。

(3) 回分実験

連続実験RUN2の後に、水路Bを用いた循環水路内での細菌減衰速度の把握を行った。実験は、連続実験RUN2の条件において、流入水を停止し、水路内の指標細菌濃度を経時的に測定した。

3.2 研究結果

(1) 連続実験

連続実験時の水路内縦断面図を図-3に示す。なお、横軸は測定地点を示し、図-1,2の水路床番号に準ずる。また、流れの状況を表-3に示す。

水路A RUN1,2では、高さ10~15mmで設置した砂利は、流下方向に進むにしたがい若干高くなる傾向が見られ、多少の砂利の流動があった。水位は砂利高さに比例し、水路床7,8では、堰による水位上昇が認められた。水路B RUN1では水路床に何も設置せず、水路の材質であるSUSを水路床とした。水路床7までの水位は10mm程度と一定であり、水路床7以降は徐々に水位が上昇した。水路A RUN3では、RUN1,2に比較して流入水量が少なくなっているため、水位全体が低くなり、水路床の流動もほとんど見られなかった。水路B RUN2,3では、流入水量が異なるが、水位や水路床分布の変化は認められなかった。両者とも、循環式として水量が多くなることにより、水位は高くなり、水路連結部である水路床8→9およびout→1の直前で、水位が大きく上昇した。また、水位上昇部において、流動した砂利の堆積が見られた。

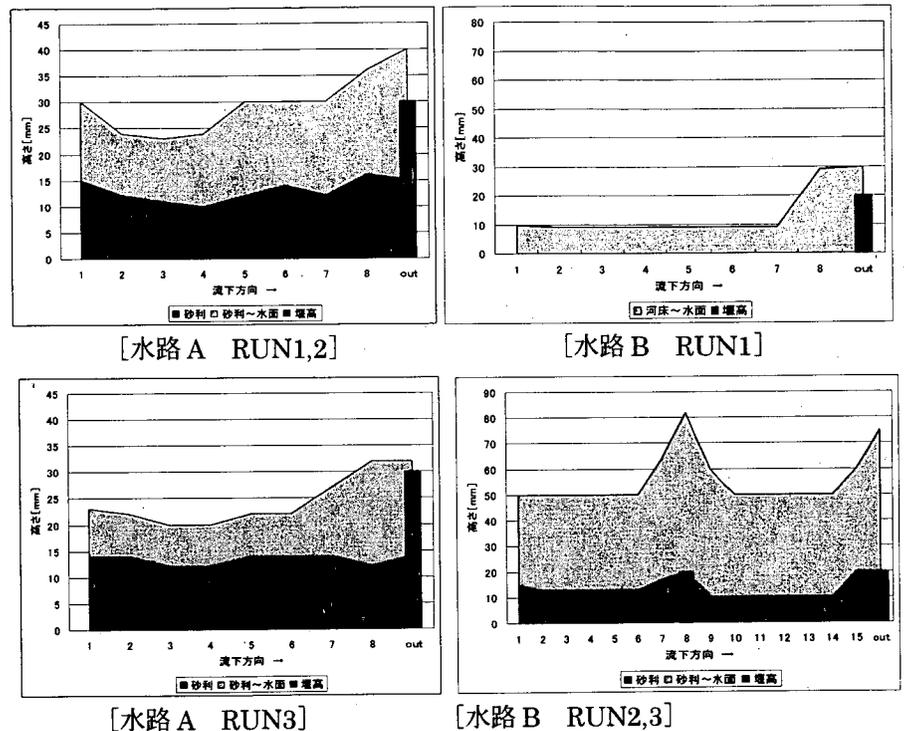


図-3 水路内縦断面図

表-3 流れの状況

	水路 A			水路 B		
	RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
水路長[m]	30	30	30	30	60	60
補給水量[L/min]	15.0	15.0	7.0	15.0	15.0	7.0
循環水量[L/min]	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	100.0
堰高[mm]	30	30	30	20	20	20
水路幅[mm]	200	200	200	200	200	200
平均水深[mm]注1)	15.0	15.0	8.8	9.0	38.5	38.5
平均流速[m/h]注1)	233	233	153	500	789	735
レイノルズ数注1)	915	915	448	1,002	5,824	5,419
水路全容量[m ³]	0.179	0.179	0.148	0.086	0.447	0.447
水路滞留水量[m ³]注2)	0.130	0.130	0.098	0.086	0.355	0.355
循環水槽内水量[m ³]					0.563	0.563
平均滞留時間[min]	8.7	8.7	14.0	5.7	61.2	131.1
循環時間[min/回]					8.0	8.6

注1) 平均水深、平均流速およびレイノルズ数は、水路床2~7(水路長30m)、水路床2~7.10~14(水路長60m)の平均とした。なお、平均流速およびレイノルズ数は砂利部空隙率を考慮した流積を用いて算出した。
 注2) 水路滞留水量は、水路全容量-砂利容量×砂利空隙率により算出した。

流入水質および処理水質と水路内での水質変動率をまとめて表-4に示す。

水路内での水質変化はほとんど見られないが、DOが上昇し、その他の水質項目は若干減少した。

表-4 流入水質および処理水質と水路内水質変動率

	流入水質		処理水質			
			水路A		水路B	
	平均値 (最大値 ~ 最小値)	平均値	RUN1,2	RUN3	RUN1	RUN2,3
			(変動率%=(処理水質-流入水質)/流入水質×100)			
水温	(11.1 ~ 17.3)	21.1				
pH	(6.3 ~ 6.6)	6.9	6.6 (1.2)	6.6 (1.2)	6.8 (3.6)	7.0 (7.2)
DO[mg/L]	(4.6 ~ 5.8)	7.1	7.4 (27.8)	6.4 (3.3)	8.3 (44.5)	9.5 (55.8)
CODcr[mg/L]	(3 ~ 9.6)	17	8.2 (-21.4)	8.5 (-16.0)	9.0 (5.3)	8.0 (-4.2)
SS[mg/L]	(0.3 ~ 1.4)	4.2	1.3 (-26.6)	0.5 (-47.9)	1.3 (-15.1)	0.6 (-39.6)
T-N[mg/L]	(0.8 ~ 7.7)	12.1	6.9 (-2.3)	11.0 (-2.4)	7.0 (0.5)	12.1 (8.1)
NH4-N[mg/L]	(0.05 ~ 0.19)	0.54	0.15 (-26.7)	0.25 (-3.9)	0.14 (-36.3)	0.19 (-25.6)
NOx-N[mg/L]	(0.8 ~ 8.0)	11.1	7.4 (1.0)	10.4 (-1.3)	7.5 (1.4)	11.6 (0.8)
T-P[mg/L]	(0.04 ~ 0.12)	0.27	0.11 (1.3)	0.16 (-0.7)	0.11 (-5.0)	0.17 (-2.3)
大腸菌[CFU/mL]	(1.5×10^1 ~ 3.2×10^1)	1.8×10^2	3.2×10^1 (-20.6)	1.3×10^1 (-45.3)	4.4×10^1 (0.3)	1.6×10^1 (-23.8)
大腸菌群[CFU/mL]	(5.1×10^2 ~ 1.6×10^3)	6.2×10^3	1.2×10^3 (-20.5)	7.9×10^2 (-50.3)	1.2×10^3 (-4.9)	8.4×10^2 (-34.6)
DESO法 大腸菌群[CFU/mL]	(9.0×10^0 ~ 1.9×10^2)	1.2×10^3	2.0×10^2 (-18.8)	6.5×10^1 (-37.5)	2.6×10^2 (3.1)	7.4×10^1 (-28.4)
一般細菌[CFU/mL]	(1.3×10^2 ~ 2.4×10^3)	2.2×10^4	2.1×10^3 (-20.0)	5.4×10^2 (-57.3)	2.6×10^3 (-6.2)	6.5×10^2 (-46.0)

通水開始日は水路内での細菌の増減はほとんど見られず、水路内での細菌の沈降、吸着や捕捉は無視しうる程度と考えられた。吉越らの報告¹⁾において、水温20℃での大腸菌の沈降速度は0.005~0.04mm/hであり、大腸菌濃度が増加すると沈降速度が遅くなり、水温上昇に伴い沈降速度は速くなるという結果が得られている(ただしこの報告は、一夜培養した大腸菌を用いた結果であり、供試された大腸菌濃度は高濃度であったと類推されるため、本実験の水路内での大腸菌の沈降速度は0.04mm/hより大きいものと考えられる)。RUN1での水面積負荷は150m/h、水路内平均流速は、水路A:233m/h、水路B:500m/hであり、大腸菌の沈降速度を遙かに上回る値であり、大腸菌の自然沈降は無視しうるものと考えられる。また、通水開始時の水路は水道水での洗浄を行ったものであり、水路床として用いた砂利は新品であったため、生物膜は存在しなかった。

各指標細菌の除去率を表-5に示す。

6日経過後では、水路Aにおいて大腸菌および大腸菌群除去率が25%程度となり、その後、変動はあるものの水路内で指標細菌が減少する傾向にあった。一方、水路Bにおいては、水路床がSUSの場合(RUN1)では、水路内での指標細菌の変動は、ほとんど見られなかったが、水路床を砂利にすることによって、指標細菌が水路内で減少する傾向が見られた。これは、連続的に供試水に接している部分に生物膜が形成され、形成された生物膜に接触した細菌等が吸着・除去されたためと考えられた。また、SUSにおいても生物膜は形成されるが、砂利に比較して表面積が小さいとともに、形成された生物膜は水流により剥離されやすいため、水路内での細菌の除去傾向が認められなかったものと考えられた。

水路AのRUN1、RUN3を比較すると、水路内の滞留時間が長いほど、除去率が高くなる傾向が見られた。水路BのRUN2、RUN3を比較すると、有意な差とは言えないが、水路内の滞留時間が長いRUN3の方が、若干、除去率が高かった。

また、水路Bは水路Aに比較して除去率が低かった。水路Bは、循環式とし水流を激しく乱流とすることにより、水路床との接触効率を高め、水路内での除去率の向上を図った。しかし、水流を激しくすることで、水路内での生物膜や堆積物が形成されにくくなり、高い除去率が得られなかったものと考えられる。

表-5 指標細菌の除去率

	水路A		水路B		
	RUN 1, 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
	砂利, HRT8.7分	砂利, HRT14分	SUS, HRT5.7分	砂利, HRT61分	砂利, HRT131分
大腸菌除去率 [%]	20.6	45.3	-0.3	18.6	27.3
大腸菌群(特定酵素)除去率 [%]	20.5	50.3	4.9	34.3	34.8
大腸菌群(DES0)除去率 [%]	18.8	37.5	-3.1	24.9	30.5
一般細菌除去率 [%]	20.0	57.3	6.2	49.3	43.9
データ数	24	32	18	8	13

微生物の減衰は、一般的に Chick のモデル (式 1) で示される。

$$N = N_0 e^{-kt} \quad \dots \dots \dots (式 1)$$

N_0 : 最初の微生物濃度、 N : その時存在する微生物濃度、 k : 速度定数

そこで、Chick のモデルを元に各々の速度定数を求め、平均したもの表-6 に示す。

指標細菌の減衰速度定数は、水路 A RUN3 > 水路 A RUN1,2 > 水路 B RUN2 > 水路 B RUN3 となった。

水路 A では、水路内の滞留時間が長い RUN3 における速度定数が大きく、水路 B では、水路内の滞留時間が長くなるほど、速度定数が小さくなるという相反する結果となった。

表-6 速度定数

	水路A		水路B		
	RUN 1, 2	RUN 3	RUN 1	RUN 2	RUN 3
	砂利, HRT8.7分	砂利, HRT14分	SUS, HRT5.7分	砂利, HRT61分	砂利, HRT131分
大腸菌速度定数 [h ⁻¹]	1.93	2.76	0.13	0.24	0.19
大腸菌群(特定酵素)速度定数 [h ⁻¹]	1.93	3.22	0.96	0.48	0.26
大腸菌群(DES0)速度定数 [h ⁻¹]	1.93	2.82	0.18	0.34	0.25
一般細菌速度定数 [h ⁻¹]	2.27	4.26	1.03	0.86	0.33
データ数	24	32	18	8	13

(2) 水路床付着物および堆積物の測定

実験が経過するにしたがい、水路床表面に茶褐色の付着物が生成するとともに、活性汚泥状のものが堆積した。この堆積物は流下方向に進むにしたがい増加した。また、水路 B において、循環式とし乱流にした場合には、堆積物が少なかった。

水路床付着物の測定結果を表-7、水路床付着物が一様に付着していると想定した場合の付着物中の総菌数を表-8 に示す。また、堆積物の測定結果を表-9、水路内堆積物中の総菌数を表-10 に示す。

得られた水路内の指標細菌総数および流入水細菌累積数、処理水細菌累積数をもとに、指標細菌の収支を検討した。図-5 は大腸菌および大腸菌群の収支を百分率で示すものである。なお、水路 A は 104 日間の累積値、水路 B は砂利設置後の 43 日間の累積値とした。

表-7 付着物中の指標細菌濃度

	大腸菌 [CFU/砂利 L]	大腸菌群 [CFU/砂利 L]	一般細菌 [CFU/砂利 L]
洗浄水	6.2 × 10 ⁴	1.3 × 10 ⁴	8.6 × 10 ⁶
超音波処理水	1.2 × 10 ⁵	2.2 × 10 ⁵	3.6 × 10 ⁶
合計	1.8 × 10 ⁵	1.5 × 10 ⁶	1.2 × 10 ⁷

表-8 水路内付着物中の指標細菌数

	大腸菌 [CFU]	大腸菌群 [CFU]	一般細菌 [CFU]
水路A	8.9 × 10 ⁹	7.5 × 10 ⁷	6.1 × 10 ⁸
水路B	1.7 × 10 ⁷	1.4 × 10 ⁸	1.2 × 10 ⁹

表-9 堆積物の性状

MLSS [mg/L]	MLVSS [mg/L]	T-N [mg/L]	T-P [mg/L]	大腸菌 [CFU/mL]	大腸菌群 [CFU/mL]
6974	3382	336	168	7.0 × 10 ¹	2.9 × 10 ⁴

表-10 水路内堆積物中の指標細菌数

	堆積 [L]	大腸菌 [CFU]	大腸菌群 [CFU]
水路A	42.0	2.9 × 10 ⁶	1.2 × 10 ⁹
水路B	2.4	1.7 × 10 ⁵	7.0 × 10 ⁷

累積値より算出した水中からの大腸菌移行率は、水路 A : 33.3%、水路 B : 26.6%であり、移行した大腸菌の大部分(水路 A : 99.97%、水路 B : 99.81%)が不活化していることとなった。

(3) 回分実験

図-6 は、回分実験における指標細菌濃度の経時変化を示す。

細菌は経時的に減少し、24 時間後の生残比は、大腸菌 : $-1.1\log$ 、大腸菌群 : $-1.3\log$ 、一般細菌 : $-1.8\log$ であった。また、Chick のモデルを元に、各々の速度定数を求めると、大腸菌 : $0.08h^{-1}$ 、大腸菌群 : $0.15h^{-1}$ 、一般細菌 : $0.14h^{-1}$ となった。

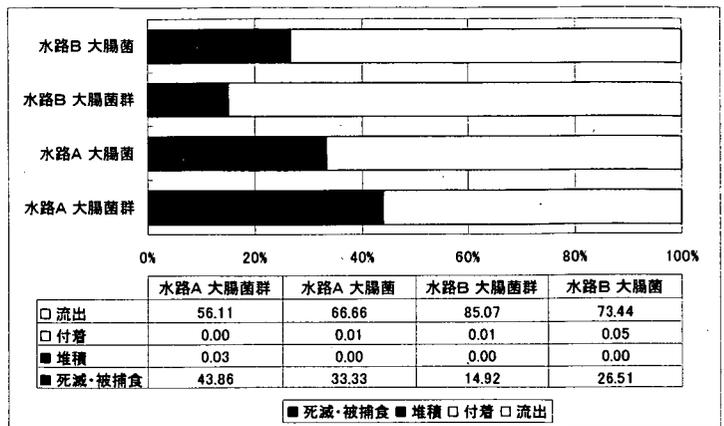


図-5 大腸菌および大腸菌群の収支

図中の直線は指数近似式を示し、Chick のモデルを示すものである。ほぼ直線に合致しているが、どの指標細菌も、減衰速度が経時的に減少する傾向が見られ、一般細菌、大腸菌群、大腸菌の順で、その傾向は顕著であった。これは、減衰速度の異なる細菌が混在し、減衰速度の大きい(弱い)細菌が先に減少し、減衰速度の小さい(強い)細菌が生き残るため、減衰速度が時間経過とともに減少したものと考えられる。一般細菌は、ヒトの体温と同温度で比較的短時間に増殖する従属栄養細菌を測定するものであり、大腸菌群に比較して、より幅広い細菌群を示す。また、大腸菌群は大腸菌を含む乳糖を分解してガスと酸を生成する、グラム陰性、無芽胞の好気性または通性嫌気性桿菌の総称であり、大腸菌より幅広い細菌群を示す。したがって、混在菌種が多い、一般細菌、大腸菌群、大腸菌の順にモデル式に合わなくなったものと考えられる。

ここで、前述の連続実験結果と回分実験結果を比較すると、連続実験の速度定数は、大腸菌 : $0.24h^{-1}$ 、大腸菌群 : $0.48h^{-1}$ 、一般細菌 : $0.86h^{-1}$ であり、回分実験結果の速度定数は連続実験結果の 1/10 となった。この要因は、前述の除去効率が時間経過とともに低下するためと考えられた。すなわち、連続実験は、除去効率の高い滞留初期の結果を反映するため速度定数が大きくなり、逆に、回分実験では、滞留時間の長時間化とともに効率が低下したものと考えられる。

さらに、平成 10 年度の調査²⁾と比較すると、平成 10 年度調査結果において、二次処理水を水温 20℃で静置保存した場合、二次処理水中の大腸菌および大腸菌群の減衰速度定数は、 $0.012h^{-1}$ および $0.007h^{-1}$ であった。したがって、本年度の結果は 100 倍もの大きい速度となる。この要因として、本実験の滞留時間は数分~数百分の範囲にあり、平成 10 年度の結果は数日~数十日の評価であること、また、生物膜の有無が関与するものと考えられる。平成 10 年度の調査結果において、約 30 日間の調査の内、最も減衰率の大きかった部分の速度定数は、大腸菌 : $0.04h^{-1}$ 、大腸菌群 : $0.01h^{-1}$ であり、今だ差があるのは、生物膜に起因するものと考えられた。

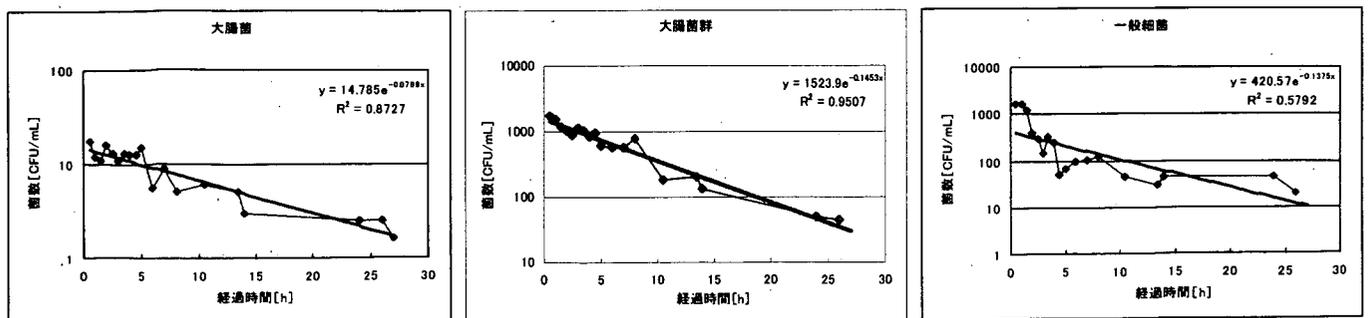


図-6 指標細菌の経時変化

4. RT-PCR 法による下水処理水中のウイルス検出

4. 1 研究目的

本研究の最終的な目的は、下水および下水処理水中の病原ウイルスの存在状況を把握すること、および各下水処理過程でのウイルスの挙動を把握することである。水中病原ウイルスを安全・迅速・高感度に検出する手法として、遺伝子工学的手法のひとつである RT-PCR (Reverse Transcription – Polymerase Chain Reaction ; 逆転写 PCR) 法の適用を試みる。そのためにはまず、水中に存在する RT-PCR 法の阻害物質をできるだけ除去し、安定した高いウイルス RNA 回収率が得られるように試料を濃縮精製する必要がある。本年度は、下水処理水中のウイルスを RT-PCR 法で検出する場合、検出感度が下がってしまう程度と其原因を調べた。また市販の RNA 抽出精製キットの有効性についても検討した。

4. 2 基礎的事項

(1) 実験対象ウイルス

実験対象ウイルスには大腸菌 RNA フェージ Q β を用いた。フェージ (=バクテリオフェージ) とは、細菌に感染して増殖するウイルスの総称である。フェージは測定が容易でヒトに対して安全であるため、水処理消毒工程における病原ウイルスの除去効率を推定するためによく利用される。フェージの中でも特に、F 特異 RNA フェージ (細菌の F 繊維毛に吸着して感染するフェージのうち、核酸として RNA をもつものの総称) は、その構造と大きさがピコルナウイルス科のエンテロウイルス属 (ポリオウイルス、A 型肝炎ウイルスなどの腸管系ウイルスが含まれる) に類似している。大腸菌 RNA フェージ Q β は、大腸菌を宿主とする F 特異 RNA フェージの一つである。図 7 に Q β とポリオウイルスの構造を示す。

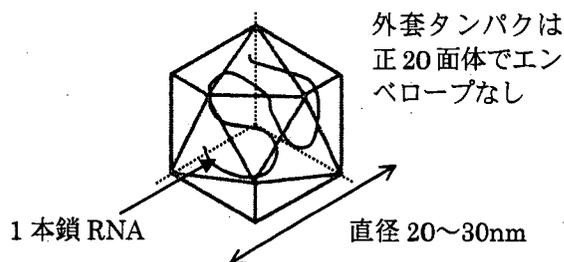


図 7 Q β とポリオウイルスの構造

(2) RT-PCR 法の原理 (図 8)

PCR 法とは、DNA 複製酵素を用いて DNA の一部分 (特定遺伝子の一部分) を化学的に大量に複製する方法であり、複製した DNA は電気泳動法などにより検出する。RNA を検出対象とする場合は、まず逆転写酵素を用いて RNA から DNA をつくり、その DNA を PCR で増幅する RT-PCR 法を適用する。RT-PCR 法により対象とする RNA を検出するために要する時間は、数時間程度である。

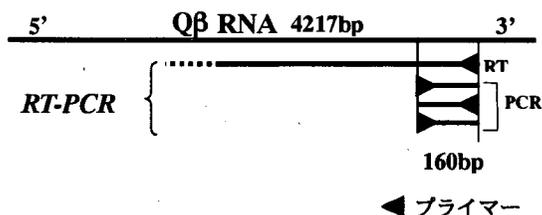


図 8 RT-PCR 法の概要

4. 3 実験方法

実験対象ウイルスには、大腸菌 RNA フェージ Q β を用いた。試料水は、国土交通省土木研究所湖北総合実験施設の下水二次処理水、三次処理水、および Milli-Q 水を用いた。ウイルスの RNA を検出するための手順は、ウイルスから RNA を抽出し、これを RT-PCR 法により増幅し、電気泳動法で検出した。ウイルスから RNA を抽出する方法は、加熱による抽出 (ウイルスの外套タンパクを熱破碎) と、市販のスピンカラム式 RNA 抽出精製キットによる抽出 (タンパク変性剤を用いて RNA の抽出と試料の部分精製を同時に行う) の 2 とおりでいった。

実験で調べた内容と、対応する実験方法の概略を以下に示す。

① 下水処理水中で検出感度が下がる程度およびその原因を調べる。

- ・ RT-PCR 反応はどの程度阻害されるのか。
→ ウイルスから加熱抽出した RNA を各試料水に添加して、RT-PCR 法の検出感度を比較する。
- ・ ウイルスから RNA を加熱抽出する時、RNA はどの程度分解されてしまうのか。
→ 各試料水に Q β を添加して、加熱により RNA を抽出する。そして RT-PCR 法の検出感度を比較する。

②抽出精製キットの効果と問題点を調べる。

- RNA の回収率は十分高いか。
→ Milli-Q 水に Q β を添加する。加熱および抽出精製キットの 2 通りの方法で RNA を抽出し、RT-PCR 法の検出感度を比較する(高濃度の Q β 溶液から RNA を抽出し、その後で希釈列をつくり RT-PCR 法で検出する)。
- RT-PCR 反応を阻害する物質はどの程度除去できるのか。
→ 下水処理水を抽出精製キットに通してろ液を得る。ろ液に RNA を添加して、RT-PCR 法の検出感度を比較する。
- RNA を分解する物質はどの程度除去できるのか。
→ 下水処理水を抽出精製キットに通してろ液を得る。ろ液に Q β を添加して、加熱により RNA を抽出する。そして RT-PCR 法の検出感度を比較する。
- 抽出精製キット由来の RT-PCR 反応阻害物質が試料に混入しないか。
→ Milli-Q 水に Q β を添加する。加熱および抽出精製キットの 2 通りの方法で RNA を抽出し、RT-PCR 法の検出感度を比較する (Q β 溶液の希釈列をつくり、それぞれから RNA を抽出し、RT-PCR 法で検出する)。

4. 4 実験結果および考察

①下水処理水中で検出感度が下がる程度およびその原因

RT-PCR 反応の阻害により検出感度が下がる程度は、二次および三次処理水ともに 0.5log 程度であった。一方、下水処理水中で加熱によりウイルス RNA を抽出すると、二次処理水で 4log、三次処理水で 3log 程度検出感度が下がった。このことから、下水処理水中には高温下でウイルス RNA を分解する物質(総称 RNase)が多く存在することが示唆された。

②抽出精製キットの効果と問題点

実験に用いた RNA 抽出精製キットの効果は、二次および三次処理水中の RNase をほぼ完全に失活させ、さらに高温条件を経ないことから、RNA を分解されずに抽出できることであった。また RNA の回収率は十分に高かった。一方問題点としては、RT-PCR 反応を阻害する物質は除去できなかった。またスピンカラムというキットの構造上、キット中のタンパク変性剤が試料に混入して、RT-PCR 酵素が失活する可能性が示唆された(検出感度が 0.5log 程度低下)。

5. まとめ

下水処理水放流先の河川を模擬した実験水路を用いて、大腸菌および大腸菌群を指標とした細菌の挙動について検討を行った。その結果、水路床が SUS の場合、水路内での細菌の減少は見られないが、水路床が砂利の場合、細菌が減少し、その除去率は水理学的滞留時間が長い方が大きくなった。また、水理学的滞留時間 14 分、水路床が砂利の場合、三次処理(砂ろ過)水中の大腸菌は水路内で 33% 除去され、生物膜や堆積物へ移行し、移行した大腸菌の 99.97% は、死滅や被捕食により減衰することが明らかになった。細菌の減衰速度は、時間経過とともに低下する傾向が見られた。水路床が砂利の場合、約 1 日での大腸菌の減衰速度定数は 0.08h^{-1} であり、自然減衰での 0.04h^{-1} に比較して高く、生物膜は細菌除去に有効であると考えられた。

大腸菌 RNA フェージ Q β を下水処理水に添加し、RT-PCR 法で検出した。その結果、RT-PCR の酵素反応の阻害に起因する検出感度の低下は、二次および三次処理水ともに 0.5log 程度であった。また下水処理水中には、高温下で RNA を分解する物質が多く存在していた。実験で用いた RNA 抽出精製キットは、RNA を分解されずに抽出する為には有効だが、RT-PCR の酵素反応を阻害する物質を除去することはできなかった。

6. 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 12 年度)

【参考文献】

- 1) 吉越昭夫 他、腸内細菌の沈降現象 I、日本バイオレオロジー学会誌、Vol.6、No.3、1992
- 2) 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、2000

5. 病原性微生物の下水処理過程での制御に関する研究

汚泥研究室 室長 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することも重要である。

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。汚泥処理過程におけるクリプトスポリジウムの生残率に影響を及ぼす重要な環境因子は、水温と時間であると考えられる。オーシストの感染性は60℃以上で容易に消失されることは報告されているが、4～60℃の水温においてオーシストの生残率を経時的に調査した報告は少ない。そこで、本研究では、オーシストの生育活性の評価に利用されることが多い脱囊法から、4～60℃の範囲におけるクリプトスポリジウムオーシストの生残率の減少傾向を探った。

3. 実験方法

2.1 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) である。実験に供するオーシストは、HNJ-1株をSCIDマウスで継代し、排出された糞便から比重1.10のPercollシヨ糖液による遠心浮遊法で精製し、リン酸緩衝液で遠心

洗浄した。なお、本実験では、排出されてから1週間以内に精製・洗浄したオーシストを実験に供した。

2.2 実験操作

本実験では、4, 10, 20, 30, 40, 45, 50, 55, 60°Cの温度条件下で0から150日間保存したオーシストの生残率を脱囊法から評価した。実験では、15mlのチューブと1.5mlのチューブを使用した。4から45°Cまでの実験では、10⁶個/1mlにリン酸緩衝液で調整したオーシスト液10mlを15mlチューブに入れ、このチューブを10, 20, 30, 40, 45°Cに設定したインキュベータ内に保管した。4°Cの条件は4°Cに設定された冷蔵庫に保管した。その後、経日的に保存用チューブからオーシスト液を0.2ml取り出し、このオーシスト液について脱囊操作を行った。50, 55, 60°Cのケースでは、オーシスト液が設定温度にできるだけ速く到達するように1.5mlのマイクロチューブを使用した。このチューブに10⁶個/1mlのオーシスト液を1.5ml入れ、このチューブを50, 55, 60°Cに設定したウォーターバスで保温し、経時的に各チューブからオーシスト液を0.2mlを取り出し脱囊操作を行った。脱囊操作は2.3に示す。なお、本試験は全ケース3回行った。

2.3 脱囊操作

脱囊操作は、基本的にCampbellら²⁾の方法によった。脱囊操作は次のとおりである。脱囊操作を行う試料0.2mlは、1.5mlのチューブへ入れ、4°C, 11000G, 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、塩酸酸性HBSS (pH2.75)液を1ml加え、37°C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°C, 11000G, 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、HBSSをベースに調整した0.1%デソ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液を1ml加え、37°Cに設定したウォーターバスにより4時間保温した。脱囊操作を終えたチューブは、4°C, 11000G, 1分の条件で遠心分離した後、上澄水0.5mlを吸引除去し、10%リン酸緩衝ホルマリン溶液を0.5ml加えて4°Cの冷蔵庫に一晩保管し、翌日、2.4の手順により蛍光抗体染色を行った。

2.4 蛍光抗体染色操作

本実験では、空オーシストと完全オーシストを迅速に判別できるフローサイトメトリーを脱囊評価に利用した。オーシストをフローサイトメーターで検出する場合、オーシストを蛍光抗体染色する必要がある。本研究では、FITC直接蛍光抗体試薬(Crypt-a-glo, waterborne社製)をリン酸緩衝液で10倍に希釈し、0.45 μmのシリンジフィルターでろ過処理したものを使用した。蛍光抗体染色は、1.5mlのチューブ内で次の通り行った。蛍光抗体染色を施すサンプルは4°C, 11000G, 1分の条件で遠心分離し、底部0.1mlを残し上澄水を吸引除去した後、このチューブにヤギ血清0.1mlと10倍希釈蛍光抗体試薬を0.1ml加えて攪拌し、室温暗所で45分間、蛍光抗体染色を行った。染色終了後、リン酸緩衝液を1ml加え攪拌し、4°C, 11000G, 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、このチューブに0.1%Tween80溶液を1ml加え攪拌した後、目開き37 μmのナイロン製メッシュでろ過し、このろ液中のオーシストの脱囊率を算出した。

2.5 フローサイトメーターの設定条件

フローサイトメトリーによる完全オーシストと空オーシストの判定は基本的にVesey³⁾らの方法によった。なお、オーシストは10000個測定した。フローサイトメーターは、Beckman Coulter社製のALTRAを使用した。フローサイトメーターの分析条件は次のとおりである。アルゴンレーザー出力:40mW, FS:106V, PMT1:378V, PMT2:541V, ディスクリミネーター660、フローレイト:約200個/秒。

以上の脱囊操作による新鮮なオーシストの脱囊率は、90~95%の範囲であった。

2.6 生残率の計算方法

脱囊率からのオーシストの生残率の算出は小澤ら⁴⁾の方法を基本とした。この評価法では、脱囊操作によりスポロゾイトが脱囊したオーシストを生育活性有りと判定し、脱囊操作前に脱囊していたオーシストおよび脱囊

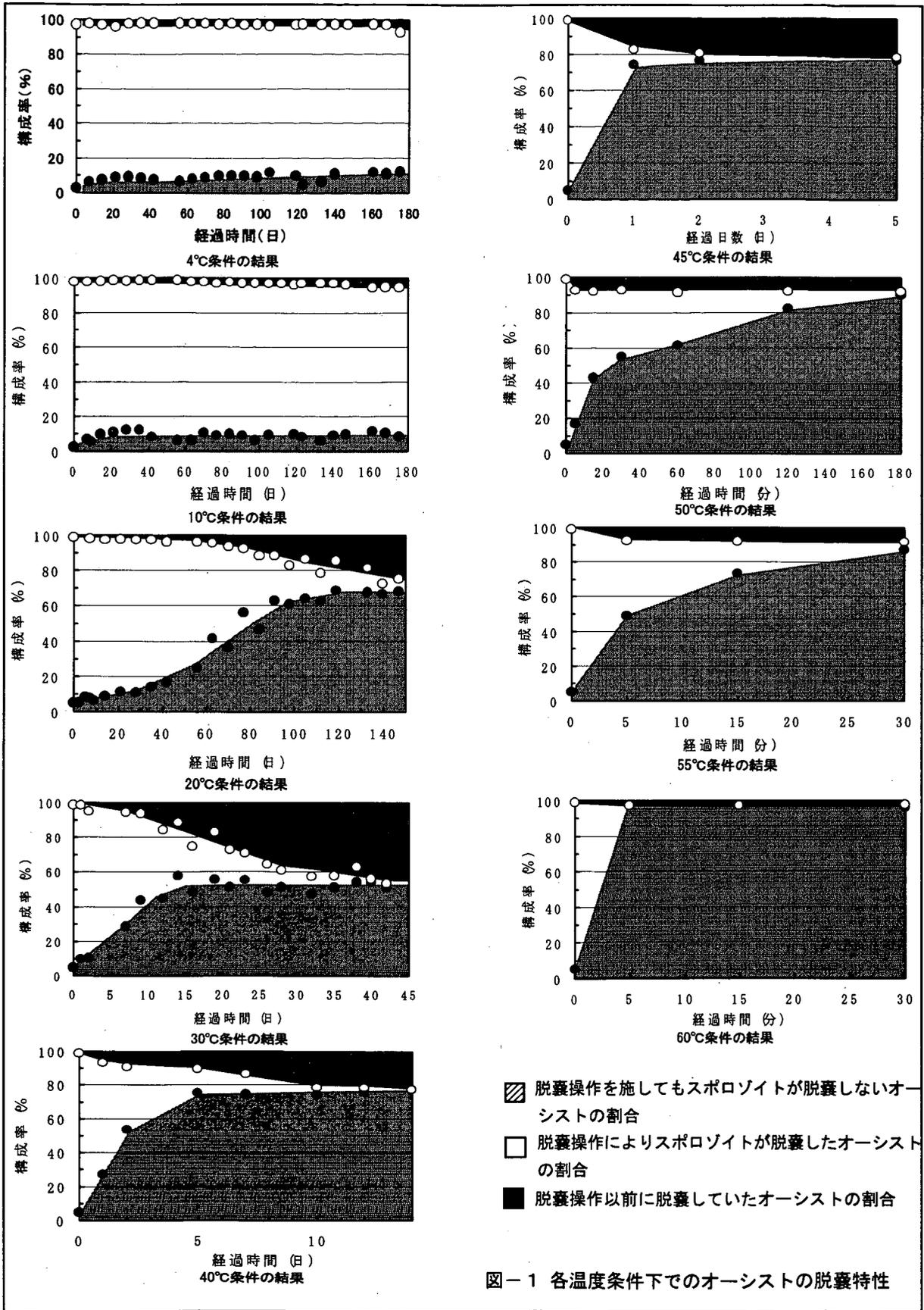


図-1 各温度条件下でのオーシストの脱囊特性

操作で脱糞しなかったオーシストは、生育活性無しと判定される。

$$V = (E a - E b) / (E c - E d) \dots \dots (1)$$

ここで、

V : 生残率 (脱糞操作によりスポロゾイトが脱糞したオーシストの割合)

E a : 各温度条件下で各期間保存した後における脱糞操作後の脱糞率 (%)

E b : 各温度条件下で各期間保存した後における脱糞操作前の脱糞率 (%)

E c : コントロール (新鮮なオーシスト) の脱糞操作後の脱糞率 (%)

E d : コントロール (新鮮なオーシスト) の脱糞操作前の脱糞率 (%)

$$\text{脱糞率 (\%)} = (\text{全検出オーシスト個数} - \text{完全オーシストの個数}) / \text{全検出オーシストの個数} \times 100 \dots \dots (2)$$

3. 実験結果

図-1に各温度条件下でのオーシストの脱糞特性を示した。図-1よりオーシストは、保存しているだけでも脱糞することが明らかとなった。保存しているだけで脱糞するオーシストの割合が高い温度条件は、30℃であった。30℃の条件では、約4割のオーシストが保存しているだけで脱糞していた。2.6で定義した生残率から各温度条件における経過時間とオーシストの生残率の関係を図示すると、図-2、3、4が得られる。各温度で生残率が90%まで減少する時間を図より読みとると60℃では約3分、55℃では42分、50℃では3時間、45℃では31時間、40℃では7日、30℃では31日、20℃では150日となった。10℃及び4℃では、150日間保存した後もオーシストの生残率の減少は10%以下であった。図-5は、図-2、3、4の結果を基に、各温度条件下においてオーシストの生残率が90%、99%、99.9%減少するまでに要する時間を外挿した結果

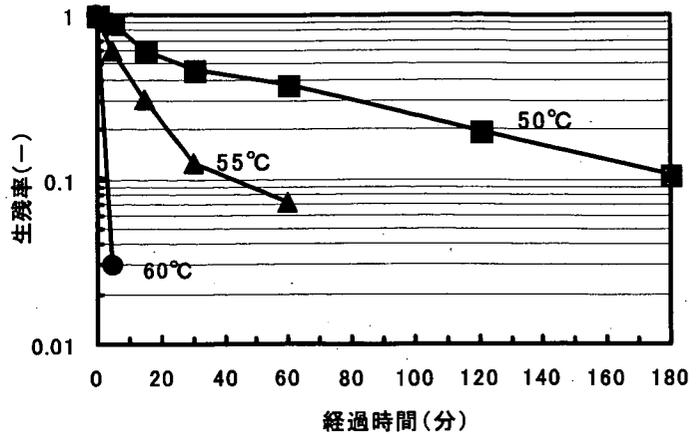


図-2 50℃, 55℃, 60℃条件下での経過時間とオーシストの生残率の関係

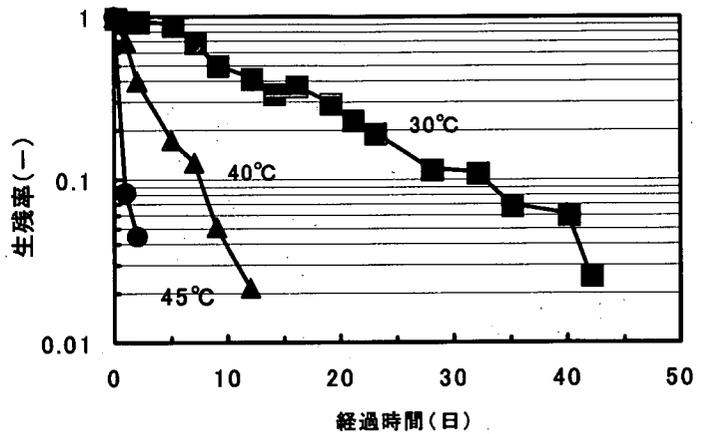


図-3 30℃, 40℃, 45℃条件下での経過時間とオーシストの生残率の関係

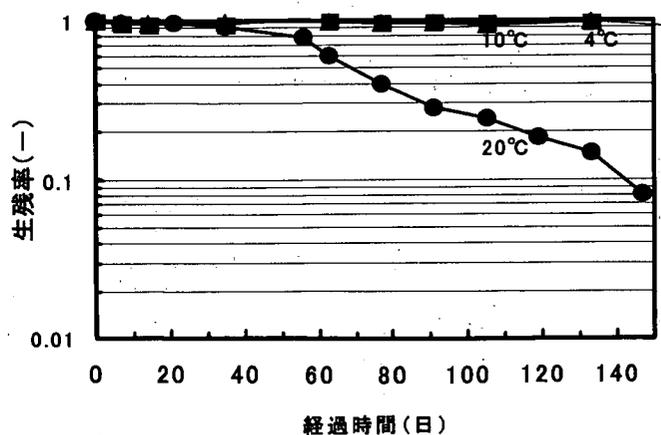


図-4 20℃, 10℃, 4℃条件下での経過時間とオーシストの生残率の関係

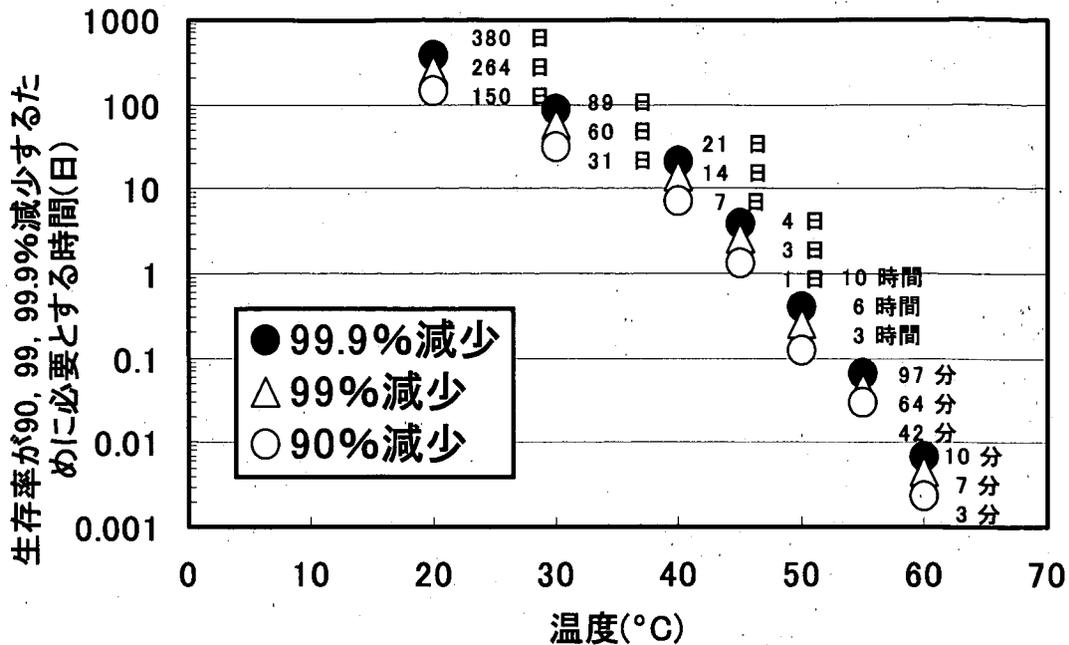


図-6 各温度条件下において生残率が90, 99, 99.9%減少するために必要とする時間を図示したものである。

4. 考 察

本実験から温度20~60°Cの範囲におけるクリプトスポリジウムパルブムオーシストの生残率の減少速度を把握することができた。一方、4°Cおよび10°Cの条件下で0~150日間保存しても、オーシストの生残率はほとんど減少せず、オーシストの生残率の減少速度は得られなかった。図-6から、4°Cおよび10°Cの条件でオーシストの生残率が90%減少するまでのおおよその時間を推測すると、200日以上は必要と考えられる。Medemaら⁵⁾は、5°Cおよび15°Cの河川水中にオーシストを6ヶ月以上保存した後においても、生育活性のあるオーシストは検出されたと報告しており、低温環境下にあるオーシストは、長期間生存することが予想される。

温度とオーシストの感染性を調査した報告はFayerら⁶⁾のものがある。Fayerらは、-10~35°Cの範囲におけるオーシストの感染性をマウスによる感染実験から評価している。Fayerらの報告によると、30、20、10、5°Cの条件においてマウスへの感染性を90%減少(10匹中1匹が感染)させるまでの期間は、30°Cでは4週間(28日)、20°Cでは24週間(168日)であった。10°C、5°Cでは24週間(168日)保存した後も感染力はほとんど失われていない。また、60°C以上の高温域の感染実験¹⁾では、65°C、5分以上でマウスへの感染性が消失されることを報告している。Vergara-Castiblancoらは、オーシストの生育活性と感染性の相関は株により異なることを指摘している⁷⁾。このことから、著者らの脱嚢試験の結果からオーシストの感染性が消失される条件を明らかにすることや株が異なるFayerらの結果と比較することはできないが、オーシストの生存性や感染性の減少は、温度が上昇するに従い高くなることは明らかである。本研究から得られた温度とオーシストの生残率の減少速度の関係から、汚泥処理過程でのオーシストの生残率の減少に有効な処理は、発酵温度が60°C近くまで達するコンポストや55°Cの高温嫌気性消化であると推察される。オーシストの生残率は温度の他に塩分やアンモニアにも影響されることが報告⁸⁾⁹⁾されている。このことから、オーシストの生残率は保存する溶媒により変化すると

考えられ、今後、汚泥中のオーシストの生存可能期間も調査する必要がある。

5. まとめ

本研究では、脱嚢-フローサイトメトリー試験から、水温4~60℃の条件下におけるクリプトスポリジウムパルブムオーシストの生残率を経時的に調査した。その結果、オーシストの生残率は、水温が高くなるに従い速く減少した。オーシストの生残率が90%減少するに要する時間は、60℃では3分、55℃では42分、50℃では3時間、45℃では31時間、40℃では7日、30℃では31日、20℃では150日、10、4℃では150日保存後でもオーシスト生残率は10%以下であった。

今後、衛生上の安全性を確保するための処理レベルを決定するためには、感染実験からもオーシストの感染性を判定する必要があると考えられる。

参考文献

- 1) R. Fayer: Effect of High Temperature on Infectivity of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Water, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 60, No. 8, pp. 2732-2735, 1994
- 2) A. T. Campbell, L. J. Roberttson 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
- 3) G. Vesey, K. R. Griffiths, M. R. Gauci, D. Deere, K. L. Williams and D. A. Veal: Simple and Rapid Measurement of *Cryptosporidium* Excystation Using Flow Cytometry, International Journal for parasitology, Vol. 27, No. 11, pp. 1353-1359, 1997
- 4) 小澤克行, 竹馬大介, 平田強: 脱嚢法と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
- 5) G. J. Medema, M. Bahar, and F. M. Schets: Survival of *Cryptosporidium parvum*, *Escherichia coli*, *Fecal Enterococci* and *Clostridium perfringens* in River Water: Influence of Temperature and Autochthonous Microorganisms, Water Science and Technology, Vol. 35, No. 11-12, pp. 249-252, 1997
- 6) R. Fayer, J. M. Trout, and M. C. Jenkins: Infectivity of *Cryptosporidium parvum* Oocysts Stored in Water at Environmental Temperatures, Journal of Parasitology, Vol. 84, No. 6, pp. 1165-1169, 1998
- 7) C. A. Vergara-Castiblanco, F. Freire-Santos, A. M. Oteiza-Lopez, M. E. Ares-Mazas: Viability and infectivity of two *cryptosporidium parvum* bovine isolates from different geographical location, Veterinary Parasitology, Vol. 89, pp. 261-267, 2000
- 8) F. Freire-Santos, A. M. Oteiza-Lopez, C. A. Vergara-Castiblanco, E. Ares-Mazas: Study of the combined influence of environmental factors on viability of *Cryptosporidium parvum* oocysts in water evaluated by fluorogenic vital dyes and excystation techniques, Veterinary Parasitology, Vol. 89, pp. 253-259, 2000
- 9) Michael B. Jenkins, Dwight D. Bowman, William C. Ghirso: Inactivation of *Cryptosporidium parvum* Oocysts by Ammonia, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 64, No. 2, pp. 784-788, 1998

6. 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)状態で存在すること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5 μ m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、微生物を検出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、遺伝子検出法や抗原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法やFISH法などが適用される。抗原抗体法は、抗原抗体反応を利用したものであり、蛍光抗体法やELISA法が適用される。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。そこで、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の確立を目指している。

2. 研究目的

本研究ではフローサイトメトリー及びPCR法を適用し下水中の病原性原虫の迅速検出方法の開発を目指している。下水中の病原性原虫をPCR法により高感度に検出するためには、下水中に含まれる様々な粒子から病原性原虫を分取し、濃縮・精製する操作が必要不可欠である。次に、病原性原虫を検出するための至適PCR条件を明らかにすることも重要である。そこで、本年度は、下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストをフローサイトメトリーにより同時検出できるかどうかを検討した。さらに、クリプトスポリジウムオーシストをPCR検出するために必要となるDNA抽出方法と高感度検出可能なプライマーの検索を行った。

3. 実験方法

3.1 供試クリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシスト

本実験に使用したクリプトスポリジウムオーシストは、井関基弘博士(当時大阪市立大学医学部)から分与された *Cryptosporidium parvum* (HNJ-1 株)、ジアルジアシストは Waterborne 社から購した *Giardia lamblia* である。

3.2 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とジアルジアシストの同時検出方法

実験では、嫌気性消化汚泥にクリプトスポリジウムオーシスト 10^4 個とジアルジアシスト 10^2 個を添加し、この試料に対し Waterborne 社製のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストの同時 FITC 直接蛍光抗体試薬 (Aqua-glo) により蛍光染色した。蛍光染色後、ナイロン製メッシュにより夾雑物を除去し、ろ液をフローサイトメトリーにより分析した。分析手順の詳細を図-1 に示す。フローサイトメトリーの検出器は、前方散乱強度検出器、側方散乱強度検出器、FITC 強度検出器の3つの検出器を使用し、オーシストとシストが判別できるかどうかを検討した。フローサイトメトリーの

分析条件は以下のとおりである。アルゴンレーザー出力: 40 mW, 前方散乱検出器電圧 106 V, 側方散乱検出器電圧 378 V, FITC 蛍光検出器電圧 541 V, フローレート約 200 個/秒。

3.3 PCR法によるクリプトスポリジウムオーシストの検出

クリプトスポリジウムオーシストを高感度 PCR 検出するためには、高回収率 DNA 抽出方法とクリプトスポリジウムの遺伝子に特異的に反応するプライマーが必要となる。クリプトスポリジウムオーシストからの DNA 抽出方法は、文献調査した結果、凍結融解法^{2) 3)} が多く利用されている。また、クリプトスポリジウムのプライマーについても、現在までに国内外においていくつか開発されてきている^{4) 5) 6) 7)}。本研究では、クリプトスポリジウムの DNA の抽出には凍結融解法の代わりに、簡便な DNA 抽出キットの適用性を検討した。使用した DNA 抽出キットは、Qiagen 社製 Dneasy Tissue Kit 中の2種類の方法であり、本法がクリプトスポリジウムの DNA 抽出に適用できるかどうかを検討した。抽出方法を図-2, 3 に示す。

次に、この DNA 抽出液を試料とし、これまでに報告されているプライマーの検出感度を比較し、高感度検出可能なプライマーを検索した。比較したプライマーは、Wu⁴⁾, Laxer⁵⁾, Awad^{5) 6)}, Rochelle⁷⁾ らが設計したものである。PCR 液の組成は、1 × PCR Gold buffer, 3mM MgCl₂, 0.2mM dNTP, プライマー-50pmol, 1.5U AmpliTaqGold である。PCR 条件は、95°C, 10 分加熱後、熱変性 95°C, 30 秒、アニリング 50 ~ 55°C, 30 秒、伸長反

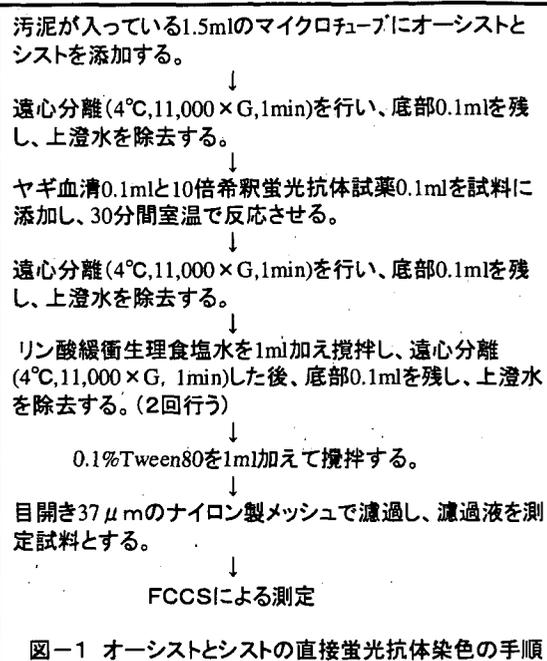


図-1 オーシストとシストの直接蛍光抗体染色の手順

応72℃, 1分の条件で35または40サイクル行い、最後に72℃, 10分の伸長反応を加えた。表-1にクリプトスポリジウムのプライマー配列、フラグメントサイズ及び各プライマーのアーニリング温度を示した。実験では、オーシストを 2.4×10^5 個から6段階のミリQ水により希釈系列を作成し、DNA抽出-PCR-電気泳動で検出可能なレベルを決定した。

4. 実験結果と考察

4.1 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とジアルジアシストの同時検出結果

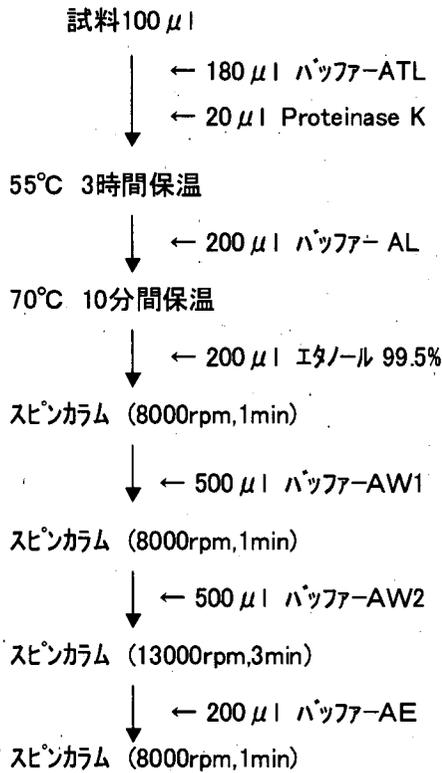


図-2 DNA抽出方法1

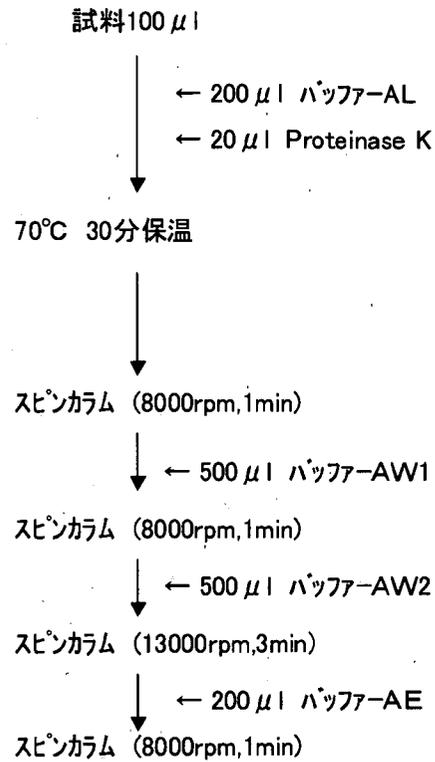


図-3 DNA抽出方法2

表-1 実験に使用したクリプトスポリジウムのプライマー配列とアーニリング温度

開発者	標的遺伝子	プライマー名	プライマー配列	フラグメント サイズ	アーニリング 温度
Wu ⁴⁾	?	SB012F: SB012R	5'-CTCCGTTTCGATGATGCAGATG-3' 5'-CGGCCCTGTAGAAATAAGTCA-3'	458	51°C
Laxer ⁵⁾	Chromosomal	Lax469F Lax869R	5'-CCGAGTTTGATCCAAAAAGTTACGAA-3' 5'-TAGCTCCTCATATGCCTTATTGAGTA-3'	451	52°C
Awad ⁵⁾	18SrRNAgene	AWA995F AWA1206R	5'-TAGAGATTGGAGGTTGTTCTCCT-3' 5'-CTCCACCAACTAAGAACGGCC-3'	256	54°C
Awad ⁶⁾	18SrRNAgene	AWA772F AWA1235R	5'-AGTGCTTAAAGCAGGCAACTG-3' 5'-CGTTAACGGAAATTAACCCAGAC-3'	556	50°C
Rochelle ⁷⁾	Hsp70gene	cphsp2423F cphsp2764R	5'-AAATGGTGAGCAATCCTCTG-3' 5'-CTTGCTGCTCTTACCAGTAC-3'	361	55°C

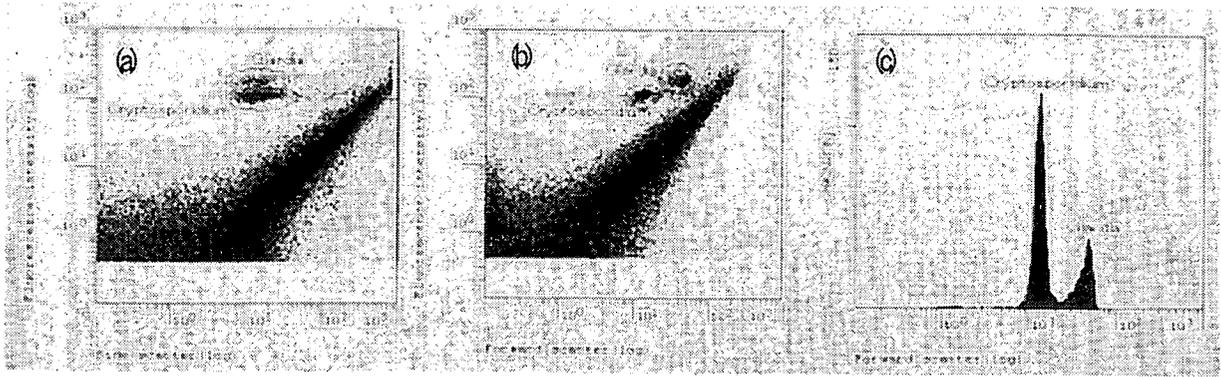


図-4 フローサイトメトリーによる汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストの同時検出
(a) 側方散乱強度と蛍光強度の関係, (b) 前方散乱強度と蛍光強度の関係, (c) 前方散乱強度と計数個

図-4にフローサイトメトリー分析結果を示した。図(a)は側方散乱強度と蛍光強度の関係を、図(b)は側方散乱強度と前方散乱強度の関係を、図(c)は前方散乱強度と計数個の関係を示した。図-4から分かるように、クリプトスポリジウムオーシストはジアルジアシストより蛍光強度と前方散乱強度が小さくなることが分かった。この蛍光強度と前方散乱強度の差異からオーシストとシストを判別できることが分かる。オーシストの直径は約 $5\mu\text{m}$ であるのに対しシストの直径は約 $10\mu\text{m}$ とオーシストより大きい。オーシスト壁の表面積は、シスト壁の表面積より小さくなる。よって、オーシストとシスト間での蛍光強度の差異は、オーシスト壁に吸着する蛍光物質の大きさによるものである。前方散乱の差異は粒子の大きさによるものである。また、汚泥粒子の散乱特性は、オーシストとシストの散乱特性と異なることが分かった。これらのことから、汚泥中のオーシストとシストの同時検出は可能となることが分かる。

4.2 PCR法によるクリプトスポリジウムオーシストの検出結果

図-5、6は、SB012プライマーを使用

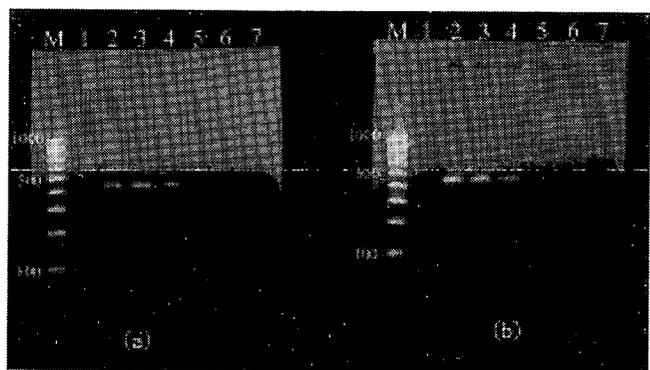


図-5 DNA抽出方法と検出感度の関係1

(a) 抽出方法1 (b) 抽出方法2

PCR条件 プライマー: SB012F-R, サイクル数: 35回
M: 100-1000マーカー, レーン1: ネガティブコントロール, レーン2: 2.4×10^5 オーシスト, レーン3: 2.4×10^4 オーシスト, レーン4: 2.4×10^3 オーシスト, レーン5: 2.4×10^2 オーシスト, レーン6: 2.4×10^1 オーシスト, レーン7: 2.4×10^0 オーシスト

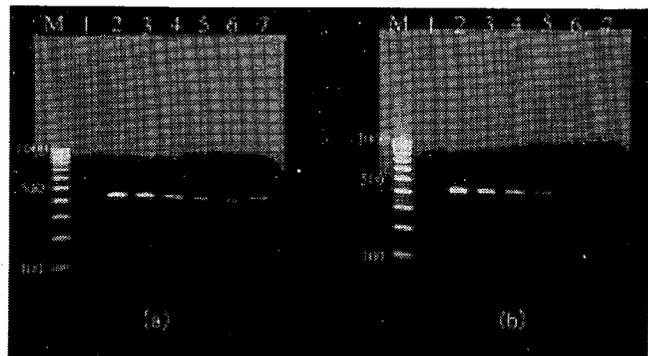


図-6 DNA抽出方法と検出感度の関係2

(a) 抽出方法1 (b) 抽出方法2

PCR条件 プライマー: SB012F-R, サイクル数: 40回
各レーンの試料性状: 図-5と同じ

した条件におけるDNAの抽出方法とサイクル数が、クリトスポリジウムの検出感度にどの程度影響するかを示したものである。DNAの抽出方法について見ると、サイクル数35回の条件では、検出感度に顕著な違いはみられないが、サイクル数40回の条件では、DNA抽出方法1を採用した方が検出感度が高くなることが分かった。DNA抽出方法1、サイクル数40回の条件では、 2.4×10^0 個のオーシストの検出が可能であった。DNA抽出方法1と2の異なる点は、プロテナーゼKの処理温度と処理時間である。プロテナーゼKは、55℃付近で最もタンパク質分解活性が高くなることから、細胞の溶解が高まり、これがDNAの回収率を高めたものと考えられる。

次に、プライマーの違いが検出感度にどの程度、影響するについて検討した結果を図-2、3、4、5、6に示す。図よりプライマーの種類によって検出感度が大きく異なることが分かる。検出感度が高いプライマーから順番に記載すると、SB012 (10^0 個まで検出可)、LAX469F-LAX869R (10^0 個まで検出可)、cphsp2423F-2764R ($10^0 \sim 1$ 個まで検出可)、AWA772F-AWA1235R (10^1 個まで検出可)、AWA995F-AWA1206R

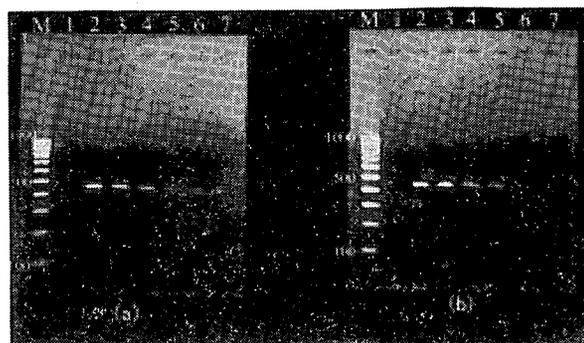


図-7 DNA抽出方法と検出感度の関係3

(a) 抽出方法1 (b) 抽出方法2

PCR条件 プライマー:LAX469F-LAX869R, サイクル数:40回
各レーンの試料性状:図-5と同じ

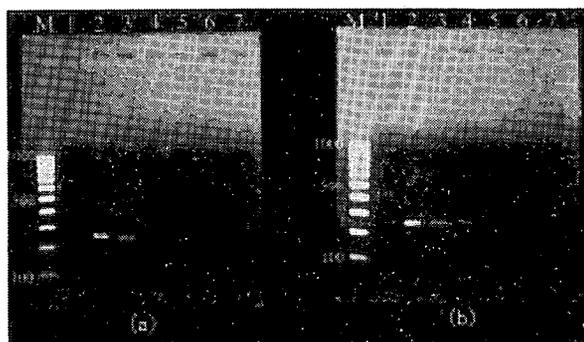


図-8 DNA抽出方法と検出感度の関係4

(a) 抽出方法1 (b) 抽出方法2

PCR条件 プライマー:AWA995F-AWA1206R, サイクル数:40回
各レーンの試料性状:図-5と同じ

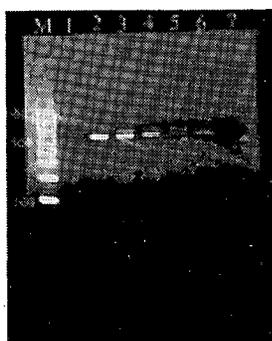


図-9 プライマーAWA772F-AWA1235R
を使用した場合の検出感度
DNA抽出方法:DNA抽出方法2
サイクル数:40回
各レーンの試料性状:図-5と同じ

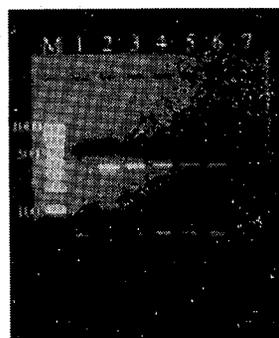


図-10 プライマーcphsp2423F-2764R
を使用した場合の検出感度
DNA抽出方法:DNA抽出方法2
サイクル数:40回
各レーンの試料性状:図-5と同じ

(10^3 個まで検出可)となる。

本実験から得られた結果は、HNJ-1株に関するものである。環境中に存在する様々なクリプトスポリジウムを高感度検出するためには、今後、様々な株を使用し、至適PCR条件を明らかにする必要がある。また、フローサイトメトリーにより、クリプトスポリジウムとジアルジアシストの同時検出及び濃縮・精製が可能であることから、マルチプレックスPCR法によるクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストの同時検出方法の開発も重要である。

5. まとめ

本研究では、下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストをフローサイトメトリーにより同時検出できるかどうかを検討し、さらに、クリプトスポリジウムオーシストをPCR検出するために必要となるDNA抽出方法と高感度検出可能なプライマーの検索を行った。本研究で得られた結果を以下に示す。

(1)クリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストをフローサイトメトリーにより分析した結果、オーシストとシストの散乱特性は異なっていた。この散乱特性の差異から下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストとジアルジアシストのフローサイトメトリーによる同時検出は可能であった。

(2)クリプトスポリジウムオーシストのDNA抽出法は、市販の抽出キットでも可能であった。DNAの抽出率はプロテナーゼKの処理温度と処理時間に影響され、DNAの回収率が高くなるプロテナーゼKの処理条件は55℃、3時間であった。

(3)クリプトスポリジウムのPCR検出において、検出感度が高いプライマーから順番に記載すると、SB012F-SB012R、LAX469F-LAX869R (10^0 個まで検出可)、cphsp2423F-2764R ($10^0\sim 1$ 個まで検出可)、AWA772F-AWA1235R (10^1 個まで検出可)、AWA995F-AWA1206R (10^3 個まで検出可)となった。

参考文献

- 1)木暮一啓：生きているが培養できない病原菌に挑む，科学，Vol.69，No.6，pp.508-516，1999
- 2)Cynthia L. Mayer, Carol J. Palmer:Evaluation of PCR, Nested PCR, and Fluorescent Antibodies for Detection of *Giardia* and *Cryptosporidium* Species in Wastewater, Applied and Environmental Microbiology, Vol.62, No.6, pp.2081-2085,1996
- 3)Dominique Champlaud, Philippe Gobet, Muriel Naciri, Odile Vagner, Jose Lopez, Jean Christophe Buisson, Istvan Varga, Geraldine Harly, Roseline Mancassola and Alain Bonnin:Failure to Differentiate *Cryptosporidium parvum* from *C.meleagridis* based on PCR Amplification of Eight DNA Sequences, Applied and Environmental Microbiology, Vol.64, No.4, pp.1454-1458,1998
- 4)Z. Wu, I.Nagano, A.Matsuo, S.Uga, I.Kimata, M.Iseki and Y.Takahashi:Specific PCR Primer for *Cryptosporidium parvum* with extra high sensitivity, Molecular and Cellular Probes,Vol.14,pp-33-39,2000
- 5)Paul A.Rochelle, Ricardo de Leon, Mic H. Stewart and Roy L. Wolfe:comparison of Primers and Optimization of PCR conditions for Detection of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* in Water, Applied and Environmental Microbiology, Vol.63, No.1, pp.106-114,1997
- 6)F. M. Awad-El-Kariem, D. C. Warhurst and V. McDonald:Detection and species identification of *Cryptosporidium* oocysts using system based on PCR and endonuclease reaction, Parasitology, Vol.109 vol. 109, pp19-22, 1994
- 7)Paul A. rochelle, Donna M. Ferguson, Troy J. Handojo, Ricardo de Leon, Mic H. Stewart, Roy L. Wolfe:An Assay Combining Cell Culture with Reverse Transcriptase PCR to Detect and Determin the Infectivity of Waterborne *Cryptosporidium parvum*, Applied and Environmental Microbiology, Vol.62, No.5, pp.2029-2037,1997

7. 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
主任研究員 石井宏幸

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、NPnEO）は、このような化学物質には含まれないが、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、NPnEOやNPECなどの水、底泥等の水環境中での挙動を把握した上で削減戦略を検討する必要がある。

12年度は、NPnEOの生物分解実験を行い、分解生成物の把握と生分解性の把握を行った。また、綾瀬川の底泥を用いた溶出実験を実施し、溶出速度の把握を行うとともに溶出実験前後において底泥中のNP、NPnEO、NPECの変化を調査した。

2. 実験方法

2.1 NPnEOの生分解性試験

NPnEOの生分解性の確認と分解副生成物の有無について確認することを目的に以下の試験を行った。

NPnEOの代表として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（NPnEO、 $n=10$ ）を供試物質とした。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」による方法に準じた。密閉ガラス容器内にNPnEOのみを炭素源とし、標準活性汚泥法で運転している実験プラントの活性汚泥を30mg/lになるように植種して密閉ガラス容器内で起こる酸素消費量をクーロメータを用いて測定した。また、同時にNPnEOとTOCを測定した。

酸素消費量、NPnEO、TOCの測定結果から以下の方法により分解度を求め分解性を評価した。

①酸素消費量から分解度を算出する方法

$$\text{分解度 (\%)} = (\text{BOD} - \text{B}) / \text{TOD} \times 100$$

BOD：供試物質100mg/lの生物化学的酸素要求量（mg/l）… 測定値

B：基礎培養基に活性汚泥を接種したものの酸素消費量（mg/l）… 測定値

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（mg/l）… 計算値

②NP_nEO、TOC直接定量から分解度を算出する方法。

$$\text{分解度 (\%)} = (S_b - S_a) / S_b \times 100$$

S_a：分解度試験終了時のNP_nEO、TOCの残留量（mg/l）… 測定値

S_b：水にNP_nEOのみを添加した空試験におけるNP_nEO、TOCの残留量（mg/l）… 測定値

2. 2 NP、NP_nEO、NPECの底泥からの溶出実験

溶出実験に用いる底泥と河川水は、東京都足立区綾瀬川（内匠橋付近）で採泥及びその直上水を採水した。採泥はエックマンバージ型採泥器で数力所から採泥し混合し試料とした。採水は、川床の直上のもを採水し、以下の試験には1μmのフィルターでろ過したものを使用した。底泥をアクリル製のカラム（φ14.4cm×50cm）18本につめ、河川水を静かに加え、その後の底泥の直上水の水質変化を調査した。本試験は、空気ばっきによりDOを約6mg/lに保った好気条件と窒素ガスばっきによりDOを1mg/l以下に保った嫌気条件で行った。実験は20℃の恒温室で行った。水質測定は、0、1、3、5、7、10、15、20、30日目に各カラムから試料を採取し、水温、DO、TOC、NP、NP_nEO、NPECの分析を行った。光条件は暗条件とした。水試料のサンプリングは底泥の表層から3cmほど残し、直上水のサンプリングを行った。また、溶出実験前後（0日目と30日目）に底泥中のNP、NP_nEO、NPECの測定を行った。

NP、NP_nEOはHPLCで測定³⁾、ノニルフェノキシ酢酸はGC/MSで測定⁴⁾した。なお、NP_nEOはエチレン鎖が1~4のものをNP_nEO, n=1-4、エチレン鎖が5以上のものをNP_nEO, n≥5として測定した。

3. 実験結果

3. 1 NP_nEOの生分解性試験

酸素消費量、NP_nEO、TOCの経時変化を図-1、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日目を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NP_nEOが酸化分解を受けていることを示唆している。また、酸素消費量が急激に増加すると同時にNP_nEOは減少している。

10日後の酸素消費量から10日間の分解度を求めると33%となる。また、NP_n

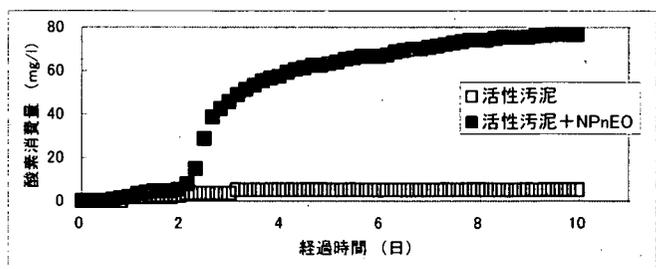


図-1 生分解性試験における酸素消費量の経時変化

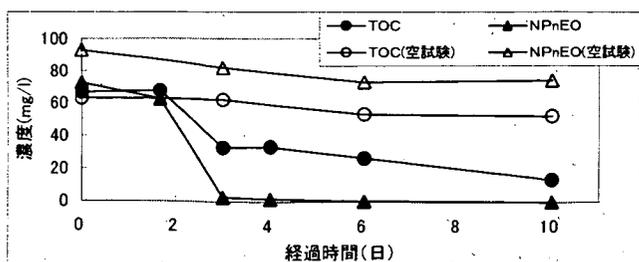


図-2 生分解性試験におけるNPnEO、TOCの経時変化

EO、TOCの測定結果から分解度を求めると100%、74%となるが、酸素消費量から求めた値と異なっている。10日間の生分解性試験においてNPnEOが0mg/lとなってもTOCが12mg/l残留していることから、NPnEOの分解副生成物が生成していることが示唆された。

NPnEOは、好気性条件下で親水基の酸化エチレン鎖の重合度が小さくなり、最終的にノニルフェノールモノエトキシレート、ノニルフェノキシ酢酸まで分解されることが知られている。本試験の試験期間10日間でNPnEOがNP1EO、NP1EC(1:1)まで分解したと仮定して理論酸素消費量を計算すると112mg/lとなる。また、エチレン鎖が2、3、4のように分解が途中で停止する場合を仮定し理論酸素消費量を計算するとその値は更に小さくなる。本試験で得た酸素消費量の72mg/lは後者に近い値となる。このことから、本試験での分解副生成物は、エチレン鎖の重合度の小さいNPnEOの可能性が示唆された。

3.2 NP、NPnEO、NPECの底泥からの溶出実験

一般水質試験結果の水温、DO、TOCの変化グラフを図-3、4、5に示す。水温はいずれの試料とも10.4~19.5℃の範囲内であり、好気、嫌気条件ともほとんど同じ変化をしている。DOは好気条件では6.9mg/lから8.4mg/l、嫌気条件では実験開始直後を除き1mg/l以下を保っており、設定条件である、好気条件(DO:6mg/l以上)、嫌気条件(DO:1mg/l以下)をほぼ満足していた。TOCは好気条件下では実験開始から3日後までは減少しその後ほぼ一定の値を示している。一方、嫌気条件下では実験開始から大きな変化は見られなかった。

NP、NPnEO、NPECの経時変化を図-6、7、8、9に示す。NPについては、その濃度変化は小さいものの好気条件、嫌気条件とも経時的に濃度上昇がみられ、好気条件では10日目がピーク、嫌気条件では20日目がピークとなった。N

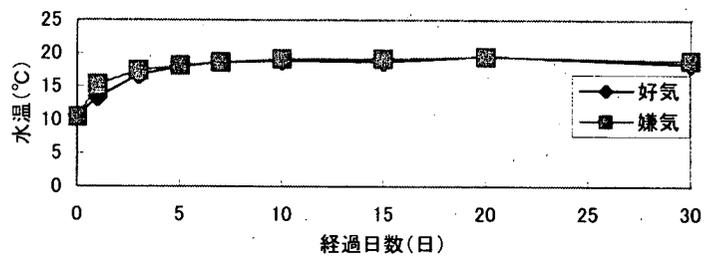


図-3 直上水の水温の経時変化

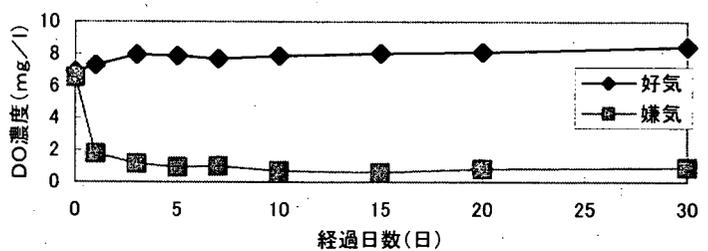


図-4 直上水のDO濃度の経時変化

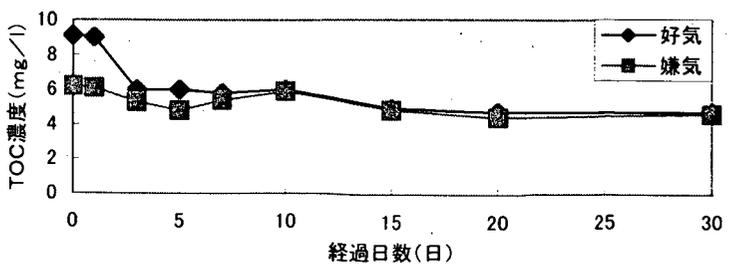


図-5 直上水のTOC濃度の経時変化

Pは底質のNPnEOから分解、溶出してくると推定される。既報告⁵⁾⁶⁾によるとNPnEOからNPECまでは好気条件、NPの生成は嫌気条件によると言われているが、好気条件より嫌気条件でより多くのNPの溶出が見られたことは興味深い。NPの水中濃度は、嫌気条件の方は高く、NPの生成量は嫌気条件の方が多い。この結果は、NPの生成が嫌気条件で進行するという報告と一致している。

NPnEO, n=1-4は、好気、嫌気とも同様の傾向を示しており、7日目に急激に増加し、その後漸減した。NPnEO, n \geq 5は、多少の増減は見られるものの経時的に減少した。底泥からの溶出量よりも水中での分解量が多いことが示唆された。

NPECは、20日目を除いて、好気、嫌気のいずれもほぼ同様の挙動を示した。ほぼ15日目にピークがあり、その後若干減少した。NPECは、NPnEOの分解物でNPに至る中間体であり、NPnEOの分解速度、NPの生成速度の両方の影響があり、両者に関与する微生物が異なると、NPECの濃度は複雑な変化をする可能性がある。

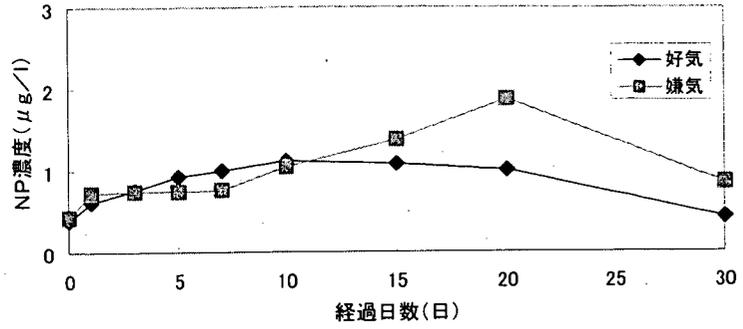


図-6 直上水のNP濃度の経時変化

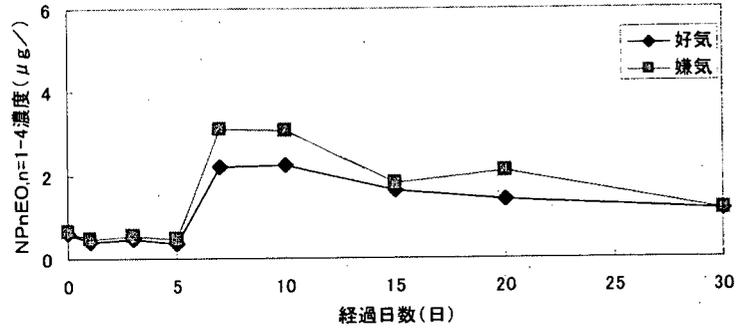


図-7 直上水のNPnEO, n=1-4濃度の経時変化

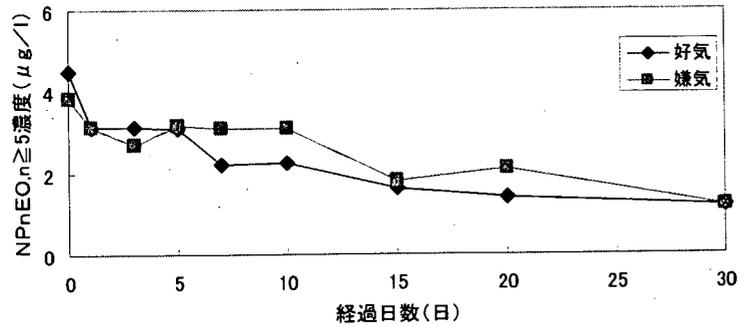


図-8 直上水のNPnEO, n \geq 5濃度の経時変化

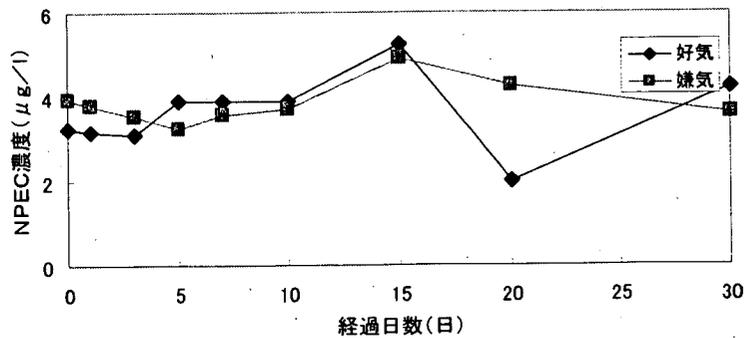


図-9 直上水のNPEC濃度の経時変化

溶出実験の実験開始前0日目と実験終了時の30日目に底泥分析を行った。その結果を図-10及び11に示す。実験終了時の測定は、好気、嫌気両条件のそれぞれの試料について、底泥を深さ方向に5cm間隔の4つに分け、それぞれの層に含まれる各測定対象物質の測定を行った。

NPは、好気、嫌気とも同様の結果を示しており、実験開始前の値に比べ少し高い値を示した。5cm間隔に分けた層別の値を見ても大きな違いは見られず、表層から深層までわずかに増加していた。底泥内は嫌気化していることが考えられることから、NPnEO、NPECが嫌気分解を受けて生成したものと思われる。

NPnEO, n=1-4は、好気では少し減少しているのに対し嫌気では増加している。ただし、好気条件であっても15~20cmの層では増加していた。NPnEO, n=5では好気、嫌気とも同様の傾向を示している。0~15cmの層では実験開始前後でほぼ同じ値を示しているが、15~20cmの層では実験終了時に高くなっている。NPnEOは、15~20cmの深層で増加しているが、その原因については時間の経過に伴う底泥の厚密による物理的なものか、深さ方向での溶存酸素濃度の違いによって分解傾向が異なるためであるのか、さらに詳しい調査が必要である。

NPECは好気、嫌気でその傾向が異なっている。好気では、表層より深層の方が高い値を示しているが、嫌気では逆に深層より表層が高い値を示している。また、グラフでもNPECのみ単位が3桁変えてあるように、環境水での比較に比べ極端に存在量が少ないことが判った。

4. まとめ

4.1 NPnEOの生分解性試験

10日間の生分解性試験においてNPnEOが0mg/lとなってもTOCが12mg/l残留していることから、NPnEOの分解副生成物が生成していることが示唆された。

NPnEOは、好気性条件下で親水基の酸化エチレン鎖の重合度が小さくなり、最終的にノニルフェノールモノエトキシレート、ノニルフェノキシ酢酸まで分解されることが知られているが、本試験の試験期間10日間ではエチレン鎖が2、3、4のように分解途中の可能性が示唆された。

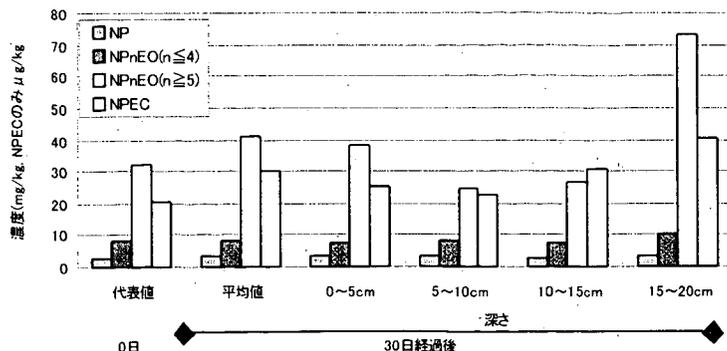


図-10 好気条件での底泥中のNP, NPnEO, NPEC濃度

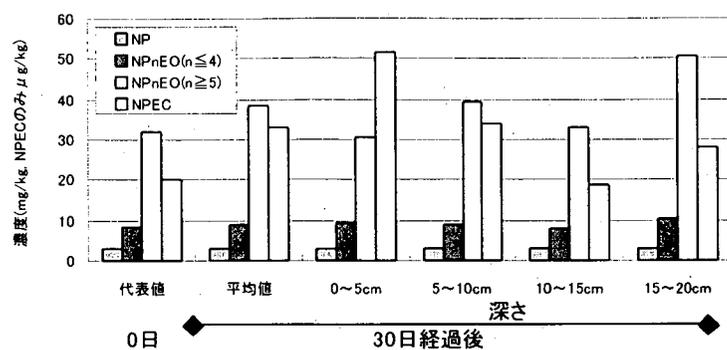


図-11 嫌気条件での底泥中のNP, NPnEO, NPEC濃度

4. 2 NP、NP_nEO、NPECの底泥からの溶出実験

NPは、その濃度変化は小さいものの好気条件、嫌気条件とも経時的に濃度上昇がみられ、底質のNP_nEOから分解、溶出してくると推定された。NP_nEOからNPECまでは好気条件、NPの生成は嫌気条件によると言われているが、本実験においても好気条件より嫌気条件でより多くのNPの溶出が見られた。

NP_nEO, n=1-4 は、好気、嫌気とも7日目に急激に増加し、その後漸減した。NP_nEO, n≥5 は、経時的に減少しており底泥からの溶出量よりも水中での分解量が多いことが示唆された。

NPECは、NP_nEOの分解物でNPに至る中間体であり、NP_nEOの分解速度、NPの生成速度の両方の影響があり、両者に関与する微生物が異なると、NPECの濃度は複雑な変化をする可能性がある。

溶出実験前後のNP、NP_nEO、NPECの測定において、NPは、好気、嫌気とも実験開始前の値に比べ底泥中で濃度がわずかに増加した。底泥内は嫌気化していることが考えられることから、NP_nEO、NPECが嫌気分解を受けて生成したものと思われる。NP_nEO, n=1-4 は、好気では少し減少しているのに対し嫌気では増加していた。NP_nEO, n≥5 では好気、嫌気とも0~15 cmの層では実験開始前後でほぼ同じ値を示していたが、15~20 cmの層では実験終了時に高くなっていた。NPECは好気、嫌気でその傾向が異なっていた。好気では、表層より深層の方が高い値を示し、嫌気では逆に低層より表層が高い値を示していた。また、NPECは間隙水中に主に存在するためか、泥中の存在量はきわめて少なかった。

底泥からのNP、NP_nEO、NPECの溶出は、底泥からの溶出の他に対象物質の水中での分解もありこれらを総合的に解明するためには、さらに詳しい検討が必要である。

【参考文献】

- 1) 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—, 環境庁, 1998
- 2) 例えば, 建設省河川局・都市局下水道部, 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) 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, 日本下水道協会, 2000
- 4) 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
- 5) Ahel M. et al., Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment-1, Occurrence and transformation in sewage treatment, Water Research, Vol. 28, No. 5, pp.1131-1142, 1994
- 6) 小森行也 他, 活性汚泥処理プロセスにおけるNP、NPEOの挙動, 第37回下水道研究発表会講演集, 日本下水道協会, 2000

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 池田裕一

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資源や資材原料として有用であり、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

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灰表面に凝縮あるいは吸着して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を調査し、灰捕集温度の違いにより焼却灰へのSe移行率が大きく変化することを確認した。

また平成11年度は、汚泥脱水時に加える凝集剤の違いに着目し、凝集剤、灰捕集方法の異なる処理場における調査を行った。また、実験室において各種焼却灰を焙焼し、凝集剤の違いとAs、Seの挙動の関係について検討を行った。さらに、焼却灰の加熱実験により、As、Seの灰表面への吸着の温度特性についての検討を行った。この結果、消石灰を凝集助剤として用いた場合、Seは気化することなく灰中に留まること、高分子凝集剤を用いた場合は灰の再加熱によってSeは気化するものの、吸着時の温度特性と再加熱によってSeが気化する温度特性は一致しないことがわかった。

2. 2 球形灰からの金属溶出抑制技術に関する検討

下水汚泥焼却灰を高温火炎中で熔融状態にし、融液の表面張力を利用して球形化した微細な粉体を球形灰と呼ぶ。焼却灰を、熔融・球形化することにより、吸水性が高く、含有成分の溶出が懸念されるという焼却灰の欠点を解消することが可能で、例えばコンクリートの混和材として球形灰を加えることにより、コンクリートの流動性を改善することが可能である。しかしながら、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、その表面のガラス質が侵され、溶出した灰中成分との反応でモルタル中のCaが消費され、モルタルの硬化に影響が出る場合があることが確認された。これを解決する技術について検討を行った結果、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がわかった。

3. 調査方法

3. 1 実施設での Se, As 挙動調査

過年度に実施した調査で、高分子系汚泥の焼却では、灰捕集装置の運転温度が低い場合、一旦気化したSeが灰表面に凝縮または吸着する現象が確認された。ただし、前回は1つの処理場における調査のみで、汚泥中Seの収支を予測するには十分な結果が得られてはなかった。このため、平成12年度は、バグフィルターによる低温灰捕集を行っている3処理場(4炉、E~H)について追加調査を行った。調査は、各処理場か

ら焼却炉投入汚泥（脱水汚泥）と焼却灰を採取し、それぞれに含まれる Se およびその他の重金属等を測定し比較した。なお、試料採取は各施設 1 回である。

3. 2 パイロット施設を用いた汚泥焼却実験

過年度の調査では、Se が焼却炉内で気化し焼却灰表面に凝縮または吸着する現象が確認された。一方、As については、いくつかの事例¹⁾²⁾で Se と同様の挙動をとっている可能性が指摘されているにもかかわらず、その確認は出来なかった。このため、パイロット規模の焼却炉を用い、As およびその主な化合物の沸点より高い温度域での灰捕集、ならびに還元雰囲気での焼却を行って As の灰中含有量を制御する技術について検討を行った。なお、高温灰捕集にはセラミックフィルターを用いた。また、焼却炉内の酸化還元雰囲気の設定は空気比 (m) を調整することで行い、酸化雰囲気では m=1.4、還元雰囲気では m=0.8 とした。

3. 3 Se, As の溶出特性に関する実験

焼却灰の溶出試験を行った場合、Se, As は溶出率（溶出量／試料中含有量）が大きいいとされている。このため、焼却灰を埋立処分あるいは有効利用することで環境中に暴露する場合、どの程度の溶出が生じるかを予測することが重要となる。今回の調査では、一般に金属等の溶出に影響の大きい pH に対する依存性、捕集温度の異なる灰からの溶出量の違い、脱水助剤の影響等について種々の試料を用いた溶出試験を行った。なお、溶出試験方法は、原則として土壤環境基準に係る試験方法（平成 3 年環境庁告第 46 号）に準じた。

3. 4 試料の分析方法

試料の分析は、表-1 に示す方法で行った。

表-1 試料の分析方法

分析項目	前処理	分析方法
As, Se	硫酸、硝酸、過塩素酸分解	水素化合物発生原子吸光法
Hg	加圧ボンベ法	還元気化原子吸光法
Cd, Pb	汚泥試料は加圧ボンベ法	電気加熱原子吸光法
上記以外の金属	液体試料は硝酸、塩酸による分解	ICP 発光分光分析
Si		汚泥試料は重量法 液体試料は ICP 発光分光分析

4. 調査結果

4. 1 実施設での Se, As 挙動調査

調査対象の処理場および焼却炉の諸元を表-2 に示す。各施設の運転状況を見ると、灰捕集装置の運転温度は 190~215℃で過年度に調査した施設と同程度またはやや低温で運転されていた。また、炉内酸素濃度はおよそ 6~9%で炉内の雰囲気は酸化雰囲気であることが推測される。

図-1 は、試料の分析結果をもとに、焼却過程で安定な Al ベースの移行率（対象とする成分の焼却灰中含有量と脱水汚泥中の含有量の比／焼却灰中の Al 含有量と脱水汚泥中の Al 含有量の比）を示したものである。これによると、今回の調査における Se の移行率は G のケースを除いて約 80%以上であった。ただし、E 処理場を除く施設の焼却灰試料は灰ホッパから採取した試料でバグフィルター以外の灰も若干含まれるため、バグフィルター灰への移行率はこれよりやや高くなるものと考えられる。

なお、As については移行率を示していないが、これは脱水汚泥中の As 含有量より灰中の含有量がかなり大きくなっているため、過年度の室内実験でも脱水汚泥中の含有量よりこれを灰

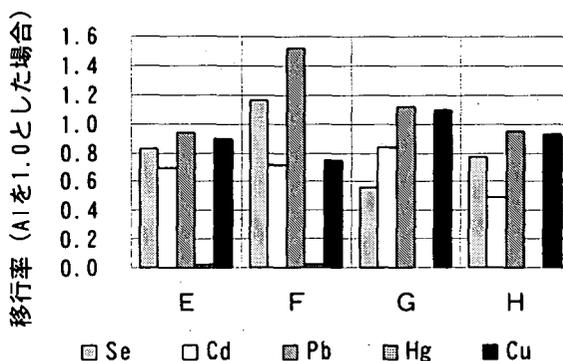


図-1 焼却灰への重金属移行率 (Al 比)

化した試料の含有量が大きく測定されるという現象がみられた。脱水汚泥中の灰分のほぼ 100%がバグフィルターで回収されることを考えると、As が灰へ濃縮されると考えるより測定誤差と考えることが妥当と考えられ、As の移行率はほぼ 1.0 であると推定される。

表-2 調査対象施設の諸元

処理場名	A 処理場	B 処理場 2号炉	C 処理場	
			1号炉	2号炉
濃縮方式	初沈汚泥：重力 余剰汚泥：遠心	初沈汚泥：重力 余剰汚泥：遠心	重力濃縮	同左
汚泥消化	嫌気2段	なし	なし	なし
脱水機	ベルトプレス	ベルトプレス	ベルトプレス	ベルトプレス
凝集助剤	高分子系	高分子系	高分子系	高分子系
焼却炉形式	流動床炉	流動床炉	循環流動炉	流動床炉
処理能力	20tonケキ/日	100tonケキ/日	50 tonケキ/日	50 tonケキ/日
灰捕集装置	バグフィルター	バグフィルター	バグフィルター	バグフィルター
炉内温度*1	℃ 819	889	880	851
炉内酸素濃度*2	% 6.4	7.3	8.5	8.8
灰捕集温度*3	℃ 193	215 (入口)	204 (入口)	193 (入口)
試料採取箇所	定量フィーダー バグフィルター下部	脱水ケキコンベア 灰ホッパ	脱水ケキコンベア 灰ホッパ	脱水ケキコンベア 灰ホッパ

*1) 試料採取日におけるフリーボード部温度の平均値

*2) 試料採取日における炉出口酸素濃度の平均値

*3) 試料採取日におけるバグフィルター出口 (入口) 排ガス温度の平均値

4. 2 パイロット施設を用いた汚泥焼却実験

酸化還元雰囲気を変化させること、あるいは高温での灰捕集を行うことにより、Asをはじめとする低沸点重金属等の焼却灰中含有量がどのように変化するかを実験により確認した。実験に使用した汚泥の分析結果を表-3に示す。パイロット実験に使用した脱水汚泥 (高分子系) は、実験施設に近いY処理場からトラック輸送した。石灰系はこの高分子系汚泥に消石灰を脱水汚泥 DS に対して 35%添加して調整したものである。

また、パイロット施設の概要と運転条件をそれぞれ表-4、表-5に示す。表-5中の空気比実測値は、理論空気量と実際に供給した燃焼用空気量の比から算出した空気比である。(後燃焼炉における燃焼用空気は含まない。)なお、RUN3,4,7,8における還元雰囲気での運転は、燃焼条件の設定が十分行えず、結果的に設定値よりやや高い空気比の運転になった。

なお、図-2(a)~(b)は、実験により得られた試料中の含有量測定結果を用い、Al ベースの移行率を示したものである。

表-3 供試汚泥の性状

酸化物換算組成 [% (Ash)]	高分子系汚泥	石灰添加汚泥
Al ₂ O ₃	10.9	4.4
CaO	7.7	53.9
Fe ₂ O ₃	8.7	2.6
K ₂ O	1.3	0.6
MgO	2.0	1.8
Na ₂ O	0.7	0.4
P ₂ O ₅	18.2	7.3
SiO ₂	38.3	9.2
強熱減量[%]	80.9	59.3
含水率[%]	79.6	77.1

表-4 パイロット施設の概要

機器名称	焼却炉	後燃焼炉	セラミックフィルター	バグフィルター
形式	外部循環式	縦型	パルス逆洗式	パルス逆洗式
容量	汚泥処理量 最大 100kg/h	処理ガス量 最大 600Nm ³ /h	処理ガス量 100Nm ³ /h	処理ガス量 15m ³ /min
主寸法	φ300×H10,900	φ1,100×H3,300	850×950×H2,300	1100×850×H4,000
基数	1	1	1	1

表-5 パイロット施設運転条件

RUN	消石灰 (kg/kg-ds)	燃焼空気比		灰捕集装置	集塵温度		
		設定値	実測値		設定値	実測(入)	実測(出)
1	0	1.4	1.48	BF	200℃	150℃	-
2			1.32	CF	800℃	764℃	416℃
3		0.8	0.93	BF	200℃	163℃	-
4			0.93	CF	800℃	771℃	370℃
5	0.35	1.4	1.44	BF	200℃	149℃	-
6			1.33	CF	800℃	762℃	361℃
7		0.8	0.98	BF	200℃	151℃	-
8			0.96	CF	800℃	717℃	396℃

BF：バグフィルター、CF：セラミックフィルター

石灰添加無し

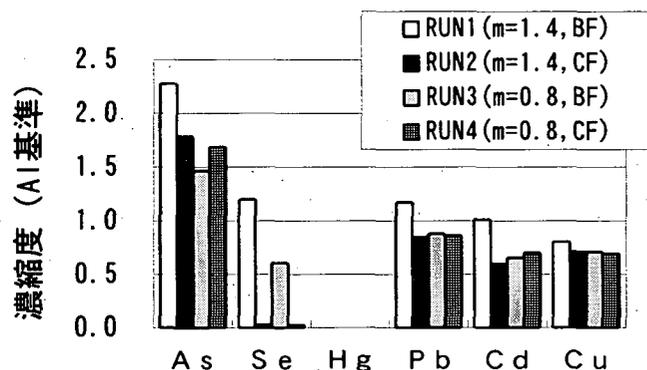


図-2(a) パイロット実験結果 (高分子系)

石灰添加 (DS比 35%)

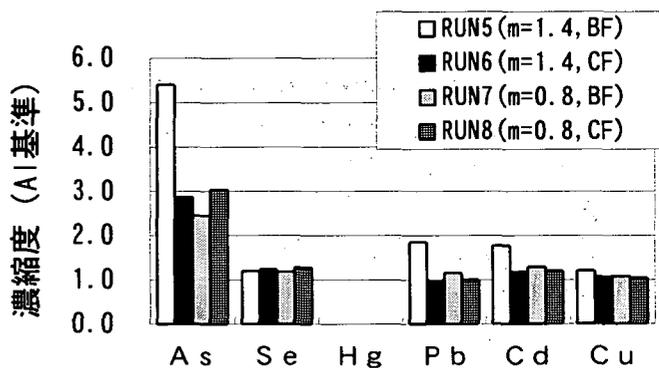


図-2(b) パイロット実験結果 (石灰添加)

パイロット実験の結果、高分子系汚泥焼却灰をセラミックフィルターを用いて高温で捕集した場合、実施調査や室内実験から予測されたように灰中のSe含有量を低減することが出来た。また、石灰系の汚泥ではSeはほとんど焼却灰中に残存し、これも室内実験結果と一致した。なお、今回の実験では消石灰を用いて脱水を行った汚泥ではなく、高分子系汚泥に消石灰を添加して混練りしたものを焼却したが、このことにより石灰系汚泥でSeが灰中に留まるのは主として汚泥中に加えられた消石灰の影響によるものであることが推測される。消石灰の作用については、脱水汚泥中でSeとCaSeO₂など熱的に比較的安定な化合物を形成している可能性が考えられる。また、蘭田等³⁾がCalia (CaO)を用いて下水汚泥焼却炉排ガス中のSeを高い効率で捕捉出来たしていることから、一旦気化したSeO₂が消石灰から生成したCaOにより捕捉されていることも考えられる。

炉内の酸化還元雰囲気の影響については、還元雰囲気においてAsが気化し、高温で灰捕集するセラミックフィルターでは灰とともに捕集されることなく通過するものと予測したが、セラミックフィルターを用いた実験の結果は酸化雰囲気と還元雰囲気では差がなかった。この原因としては、やや空気比が大きく炉内の雰囲気を還元状態に維持できなかったこと、セラミックフィルターの出口温度が約400℃(入口温度は700℃以

上) でフィルター内の付着灰層の温度が十分に高い温度でなかったことが考えられる。ただし、通常の焼却炉で空気比を 0.8 程度まで下げて運転することは困難で、さらにセラミックフィルターをより高い温度で運転した場合、捕捉した灰の焼結による障害も予想され、As を熱化学的に灰から除去することは通常の流動床焼却炉では困難であると考えられる。

図-3 は熱化学平衡計算を用いたシミュレーションの結果で、これをみると還元雰囲気では As が気化しやすい傾向があることがわかる。このため、例えば炭化炉のような空気比の低い運転を行う場合、As の気化が生じているものと推測される。¹⁾ なお、今回のシミュレーションは、HSC Chemistry for Windows Ver.4.0 を用いて行った。

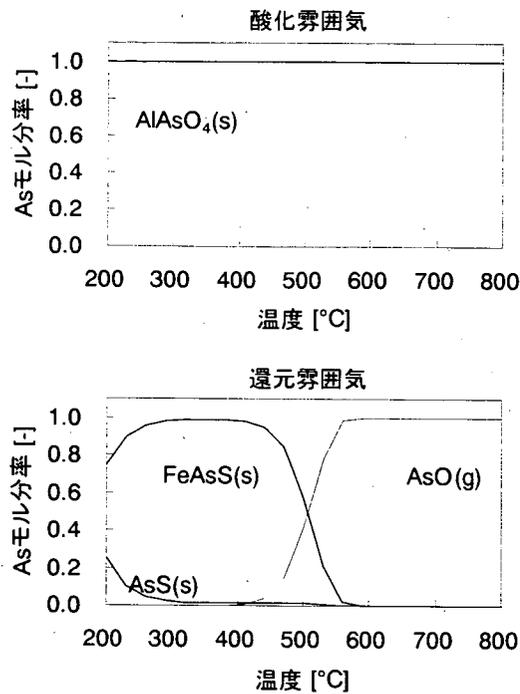


図-3 熱化学平衡計算結果 (As の挙動)

表-5 熱化学平衡計算条件

化合物	含有量	
	[kmol]	[kg]
As ₂ O ₃	7.36 × 10 ⁻⁷	1.46 × 10 ⁻⁴
SeO ₂	9.55 × 10 ⁻⁷	1.06 × 10 ⁻⁴
SiO ₂	1.36 × 10 ⁻²	0.818
Al ₂ O ₃	3.46 × 10 ⁻³	0.353
Fe ₂ O ₃	9.54 × 10 ⁻³	1.523
P ₂ O ₅	6.94 × 10 ⁻³	0.986
CaCl ₂	7.04 × 10 ⁻³	0.782
S	1.56 × 10 ⁻²	0.500
C ₆ H ₁₂ O ₆	8.33 × 10 ⁻²	15.0
H ₂ O	4.44	80.0
O ₂ (還元雰囲気)	0.412	13.2
N ₂ (還元雰囲気)	1.551	43.4
O ₂ (酸化雰囲気)	0.721	23.1
N ₂ (酸化雰囲気)	2.714	76.0

4.3 Se, As の溶出特性に関する実験

溶出試験に供した焼却灰の性状等を表-6 に示す。また、試料N1、N2 を用いて行った pH 依存性試験の結果を図-4 に、土壤環境基準に係る溶出試験方法による結果を図-5 に示す。なお、N処理場は平成 10、11 年度に通年調査を行った施設で、サイクロンとバグフィルターを用いて灰捕集している施設である。また、pH を固定した実験は、pH コントローラーを用い NaOH または HCl により pH を一定に保った。

pH 依存性に関する実験では、As は酸性域で高い溶出率を示し、Se は pH 4 以上の領域で 50~60% の溶出率であった。これらの溶出率は他の重金属等と比較して極めて高い溶出率であり、焼却灰中の含有率が小さくても溶出濃度が高くなることを示している。

また、土壤環境基準に係る溶出試験方法による試験結果をみると、As は溶出液の pH の影響を強く受けており、pH 7 の近傍における溶出率は約 10% で pH 依存性の実験と一致した。一方、Se は灰中含有量が低いセラミックフィルターで捕集された灰の溶出率が高い傾向がみられた。ただし、問題となるのは灰中含有量が比較的高い場合で、バグフィルターを用いて捕集された試料の溶出率は約 50% で、炉の酸化還元雰囲気の影響は認められなかった。消石灰を添加した試料については、As、Se ともに溶出率は極めて小さかった。

なお、これらの実験結果をもとに Se の溶出試験結果を容易に推定できる。また、先に示した Al ベースの移行率から、脱水汚泥中の含有量を知ることによって灰中含有量を推定することも可能で、汚泥の処理処分、有効利用を検討する際の指標の一つになるものと考えられる。

表-6 溶出試験供試焼却灰の性状等

記号	原汚泥	備考
N1	N 処理場	高分子系、サイロン灰
N2	"	"、バグフィルタ-灰
A	A 処理場	"、バグフィルタ-灰
B	B 処理場	"、バグフィルタ-灰
C1	C 処理場	"、(1号炉)、バグフィルタ-灰
C2	"	"、(2号炉)、バグフィルタ-灰
P1	Y 処理場	"、パイロット実験 RUN1、酸化雰囲気
P2	"	"、パイロット実験 RUN2、酸化雰囲気
P3	"	"、パイロット実験 RUN3、還元雰囲気
P4	"	"、パイロット実験 RUN4、還元雰囲気
P6	"	高分子系 (消石灰 35%添加)、パイロット実験 RUN5、酸化雰囲気
P7	"	" (")、パイロット実験 RUN6、酸化雰囲気
P8	"	" (")、パイロット実験 RUN7、還元雰囲気
P9	"	" (")、パイロット実験 RUN8、還元雰囲気

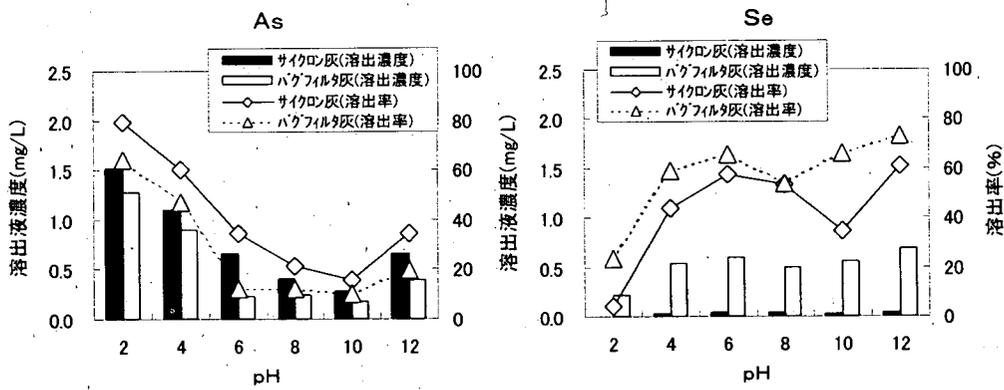


図-4 焼却灰の溶出試験結果 (pH 依存性試験)

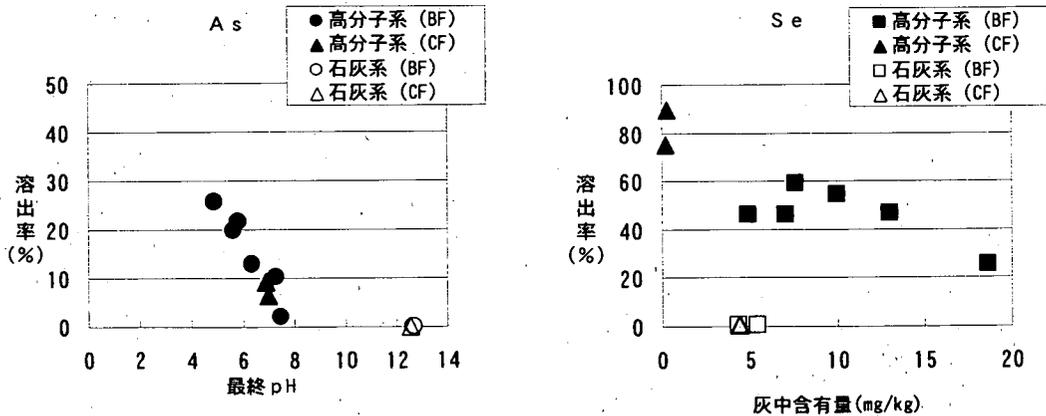


図-5 焼却灰の溶出試験結果 (環告第46号)

5. 参考文献

- 1) 三羽ら：下水汚泥の炭化処理における重金属の挙動，第36回下水道研究発表会講演集，pp944-946，1999
- 2) 湊ら：燃焼プロセスにおける微量金属成分の挙動，第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集，pp663-665，1999
- 3) 藪田ら：微量重金属の流動層焼却炉排出濃度測定及び捕捉剤粒子による高温除去技術，第5回流動層シンポジウム，pp302-308，1999

Ⅲ. 環境研究総合推進費による研究

1. 下水道施設を活用したCH₄、N₂Oの 排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究 に関する研究

新下水処理研究官	高橋 正宏
三次処理研究室 室長	鈴木 穰
	平出 亮輔
汚泥研究室 室長	森田 弘昭
主任研究員	落 修一

1. はじめに

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、その普及拡充に向けて積極的な取り組みがなされている。下水の処理により水域への汚濁物の排出量は削減されているが、処理にともな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(CO₂)を除くと、汚泥焼却に伴う N₂O、下水処理に伴う CH₄、および電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO₂ が主なものである。今後予想される下水道の普及拡充や下水汚泥焼却の増加は、下水道からの温室効果ガスの排出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制御する技術の確立と普及が急がれる。

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 CO₂ と、下水処理に由来する CH₄ と N₂O 及び汚泥焼却に由来する N₂O である。本研究は、下水の処理過程で生成する CH₄ 及び N₂O の排出を抑制する対策技術の確立・普及とその評価を目的としている。

研究は、水処理プロセスと汚泥処理プロセスに分けて行い、水処理プロセスでは、嫌気性槽の導入による CH₄ 排出の制御効果の把握・評価と、処理方法別の N₂O 排出量原単位の精緻化を目的とし、汚泥処理プロセスでは、汚泥焼却炉からの N₂O 排出抑制のための燃焼温度制御の安定化手法を確立するとともに制御効果を評価することを目的とする。また、得られた成果は「下水道における地球温暖化対策マニュアル」に反映させ、普及拡充に資するものである。

3. 研究方法

下水処理場における CH₄ および N₂O の排出制御技術の確度性と安定性の評価に必要な実験、調査を水処理プロセスと汚泥焼却プロセスについて行った。

3.1 水処理プロセスにおける温室効果ガス排出制御

CH₄ に関しては、無酸素槽設置における CH₄ 排出抑制効果の検討のため、第1槽が無酸素槽である循環式硝化脱窒法(以下、循環法)と、標準活性汚泥法(以下、標準法)および嫌気-好気法(以下、AO法)との対照実験を行った。N₂O に関しては、冬季における低 SRT 条件下の標準法からの N₂O 排出特性を調べる実験を行った。

図-1に実験で使用したパイロットプラントを示す。全反応槽の容量は10m³であり、槽内が2m³ごとに5槽に分割されている。この図は、標準法の運転条件となっているが、この他に、第1反応槽を嫌気槽にすることでAO法、無酸素槽にすることで循環法の運転に変更することができる。それぞれの実験条件は、表-1の通りである。サンプルは、流入水・返送汚泥・循環液・各5反応槽から採取し、ガス濃度測定には、CH₄の測定にGC/FID、N₂Oの測定にGC/ECDを用いた。

3.2 汚泥焼却プロセスにおける

温室効果ガス排出制御

下水汚泥焼却施設からのN₂O排出量の大半を占める高分子系脱水汚泥の流動床式焼却炉に関して、下水汚泥の燃焼にともなうN₂O生成の効果的な制御方法を見出すための現地調査を、経済産業省工業技術院資源環境技術総合研究所熱エネルギー利用技術部燃焼システム研究室と共同で行った。

調査は、高分子系脱水汚泥を流動床式炉で焼却している3ヶ所の下水処理場において、炉に付帯している

灰回収サイクロン以降の排ガスラインの1地点にN₂Oモニタを設置して約7日間連続測定した。調査した焼却炉は、A、Bの流域下水道の炉とCの公共下水道の炉である。これらの内、A炉が嫌気性消化した汚泥の脱水汚泥を1週間の内1日(調査開始後5日目)だけ焼却している他は、全て消化をしていない生の脱水汚泥を焼却している。C炉では調査開始26hr経過後から約20hrの点検停止操作が入り、また、約100hr経過後からは炉内温度を故意に変える運転法が取られた。表-2に、調査した炉の規模と調査期間中の投入汚泥組成の平均値を示した。

4. 研究結果

4.1 水処理プロセスにおける温室効果ガス排出制御

4.1.1 CH₄ 排出削減効果

表-3に実験結果を示す。CH₄の排出/流入の流入比を見ると、標準法に比べAO法・循環法でCH₄抑制効果があり、特に循環法においては標準法の1/2ほどに排出量を抑制する効果があることがわかった。総生成量(槽ごとの排出CH₄量から流入CH₄量を差し引いた値の総和)から見ても、標準法・AO法で生成しているのに対し、循環法では減少している結果となった。

各処理プロセスごとのCH₄収支を図-2, 3, 4に示した。標準法においては、流入水中の溶存CH₄より第1槽目での排出CH₄の方が多いため、第1槽目でのCH₄生成量が高い傾向にあった。AO法においては、第1槽目で標準法のようなCH₄生成が見られるものの、

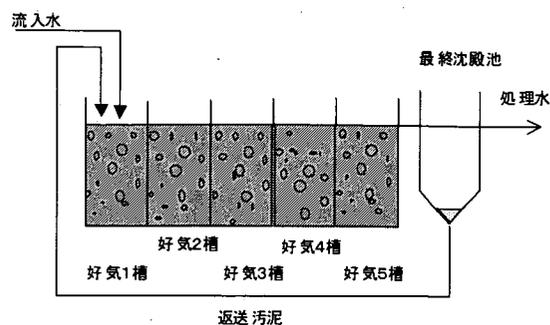


図-1 パイロットプラント概要

表-1 パイロットプラント実験の条件

対象ガス	流入水量 m ³ /h	返送汚泥量 m ³ /h	HRT h	SRT d	曝気風量 m ³ /h
CH ₄	1.8	1.4	56	7.0	20
N ₂ O	20	1.0	50	7.5	18

表-2 調査炉の規模と投入汚泥組成の平均値

炉	A	B	C	
設計能力 (t/day)	50	250	200	
補助燃料	重油(A)	天然ガス	重油(A)	
投入汚泥組成 (wt%-dry)	C	37.9	46.6	51.4
	H	4.51	5.5	6.51
	N	5.17	5.48	5.14
	Ash	26.4	14.89	13.36

表-3 各処理プロセスの実験結果

	標準法	AO法	循環法
流入比(排出/流入CH ₄ 比)	1.35	1.16	0.7
総生成量(mg/m ³ -in)	162.59	64.67	-153.9

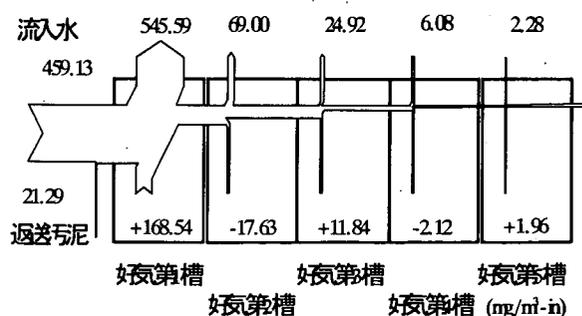


図-2 標準法のCH₄収支

流入水が最初に曝気を受ける第2槽において、標準法の第1槽目のような多量のCH₄排出はなかった。この傾向は循環法にも見られ、その排出量はAO法よりも少ないものであった。しかも循環法では、第1槽目のCH₄生成が標準法・AO法に比べ少ないため、全体的にCH₄排出が少なく抑えられていた。この結果から、CH₄を含んだ流入水は、曝気前に嫌気・無酸素槽を通過することで、第1槽目のCH₄生成量が減少し、曝気によるCH₄排出量も減少することがわかった。特に循環法においてその効果が大きいことから、無酸素槽における脱窒が何らかの作用を与えている可能性があるが、その原因については不明である。

4.1.2 N₂Oの排出特性

図-5に標準法における冬季のN₂O収支図を示す。各槽からのN₂O排出量が小さく、それぞれの生成量も低い値であった。これは、冬季で硝化菌の活性が落ち、さらにSRTを低く設定しているため、反応槽内で硝化反応がほとんど起こっていないため、硝化の中間生成物であるN₂Oの生成が非常に少なかったことによると考えられる。実際NH₄-N濃度は、第1槽で16.15 mg/l、第5槽で15.80 mg/lであり、ほとんど硝化していない状態であった。

4.2 汚泥焼却プロセスにおける温室効果ガス排出制御

各焼却炉のN₂O排出濃度と炉内温度の変化を図-6, 7, 8に示した。また、焼却炉の運転・N₂O排出状況を表-4にまとめた。なお、表中のC炉は通常運転が取られていた期間のデータである。各炉ともフリーボードの温度を一定以上に維持するような運転法が取られており、A炉

では850℃近傍で良好に制御され、N₂Oの排出濃度も低く安定したものとなっている。B炉やC炉においても830～840℃の間で制御されているが、砂層温度の変化と合わせ見るとA炉の場合よりも制御が困難となっている状況が読取れる。これには、B,C炉における投入汚泥の含水率の変動量はA炉の場合よりも小さかったにも拘わらず砂層温度の変化量が大きくなっていることから汚泥の投入量の変動が関係している

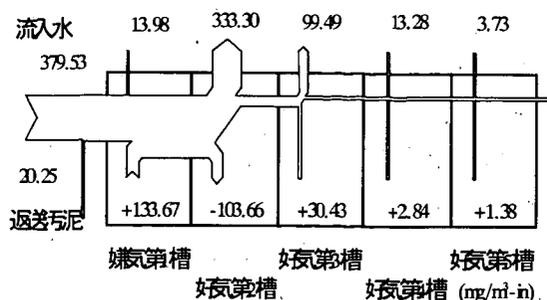


図-3 AO法のCH₄収支

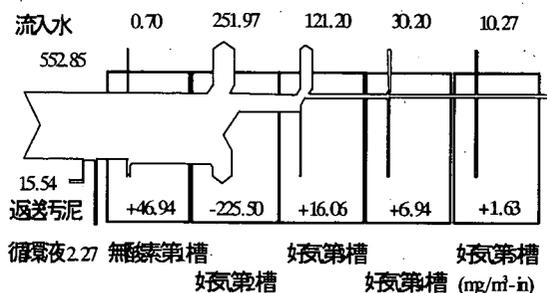


図-4 循環法のCH₄収支

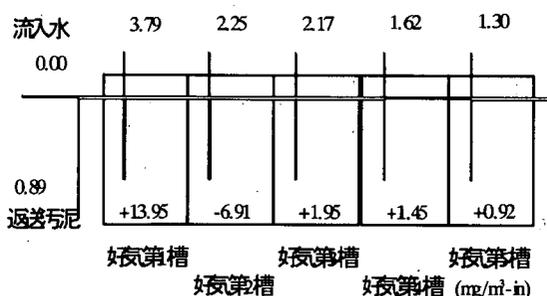


図-5 標準法のN₂O収支

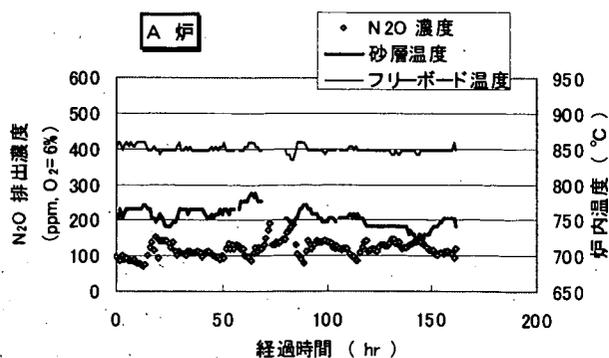


図-6 A炉の炉内温度とN₂O排出濃度の変化

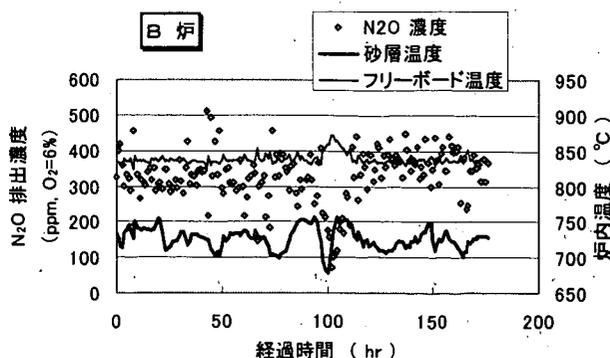


図-7 B炉の炉内温度とN₂O排出濃度の変化

と思われる。また、これに影響されて B, C 炉の N₂O の排出濃度も大きく変動したと思われる。

過去の調査により、N₂O の排出量はフリーボードの温度に大きく支配され、その温度が高いほど明瞭な低減効果が現れることが分かっている。しかし、B 炉の N₂O の排出濃度は C 炉よりもフリーボード温度が高いにも拘わらず C 炉よりも高い排出濃度となっている。図-9 は、A, B, C の各炉におけるフリーボードの温度と N₂O の排出濃度及び投入汚泥中窒素の N₂O への N/N 転換率の関係を示したものである。A 炉と C

炉は同一の現象上にあるのに対して B 炉は独立した現象を示している。炉内における N₂O の生成には直接燃焼に拘わる事項の他に、投入汚泥中の N 含有率や炉の構造、炉内での燃焼ガスの滞留時間、燃焼制御機構等が影響しているものと考えられる。

ここでは、投入汚

泥中の N 含有率には表-2 に示したとおり各炉間で大きな差異は認められないことから、炉固有の設備的な特徴が反映されていた可能性が大きい。一方、A 炉では調査開始後 5 日目に嫌気性消化した脱水汚泥が供給されたが、それによる明瞭な影響発現は見られなかった。このときの消化脱水汚泥の含水率は生脱水汚泥よりも約 2 ポイント高く、C/N は消化脱水汚泥：6.6，生脱水汚泥：7.3 であった。

5. まとめ

水処理プロセスについては、CH₄ に関しては標準法に比べて循環法では約 2 倍の抑制効果があり、N₂O は冬季の低 SRT 状態の運転時には反応槽内において硝化が進まないため、ほとんど生成されないことが確認できた。汚泥プロセスに関しては、調査した各炉の排ガス中の N₂O 濃度はフリーボードの温度に追従して変化し、その変化の傾向は炉固有のものである可能性が示された。また、フリーボード温度の一定制御を困難としていた要因は投入汚泥量の変化にあると思われる。

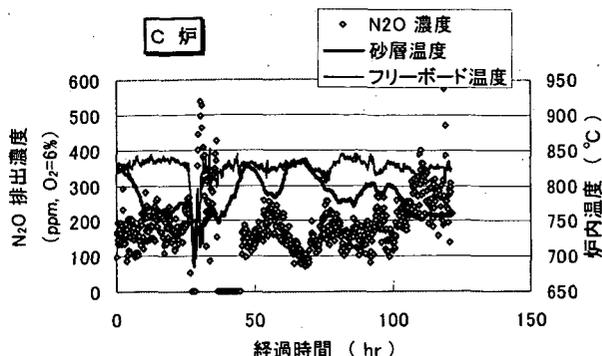


図-8 C炉の炉内温度とN₂O排出濃度の変化

表-4 調査期間中の各炉の運転状況及びN₂Oの排出状況

		投入汚泥		炉内温度		排出濃度 (ppm, O ₂ =6%)	N ₂ O 排出状況		
		投入量 (t/h)	含水率 (%)	砂層 (°C)	フリーボード (°C)		N 転換率 (%, N ₂ O-N/ sludge-N)	排出係数 (g-N ₂ O/t-wet sludge)	排出係数 (g-N ₂ O/t-dry sludge)
A 炉 (162hr 運転値)	最小値	2.24	78.7	718	835	72.4	1.28	207	1.036
	最大値	2.35	82.1	788	859	189.4	3.43	554	2.784
	平均値	2.29	80.3	754	849	118.5	2.25	359	1.831
	標準偏差	0.03	1.18	13.2	4.8	21.5	0.45	65	363
B 炉 (176hr 運転値)	最小値	7.32	77.3	678	824	71.9	1.38	239	1.190
	最大値	9.88	80.7	757	872	512	8.73	1,592	7,519
	平均値	8.52	78.6	726	838	327	5.45	1,007	4,695
	標準偏差	0.49	0.81	14.9	7.4	27.3	1.24	243	1,066
C 炉 (83hr 運転値)	最小値	5.75	74.9	759	803	70.4	1.29	259	1.044
	最大値	9.05	76.0	836	843	292	5.37	1,079	4,332
	平均値	7.61	75.3	795	829	164.3	3.03	603	2,443
	標準偏差	0.61	0.34	21.6	7.0	40.9	0.76	152	611

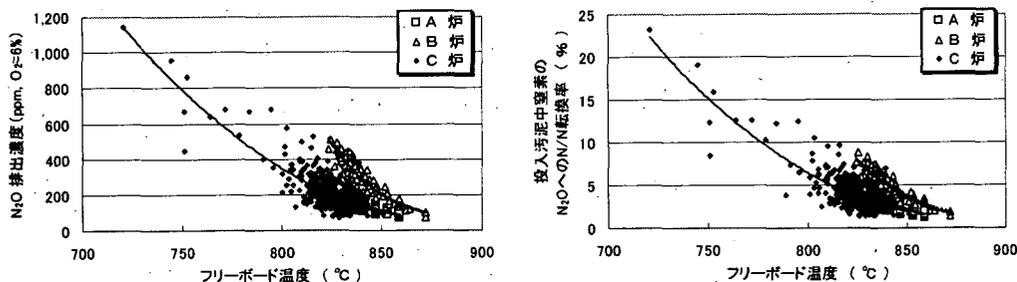


図-9 フリーボードの温度とN₂O濃度及び変換率の関係

IV. 下水道事業調査費による研究

1. 汚水管の機能改善に関する調査

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 能勢 正樹

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ている¹⁾。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)¹⁾、「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」(H5～H7)²⁾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。そこで全国全ての分流式下水道を対象に雨天時の汚水量について実態調査を行った。その結果、雨水浸入による雨天時の汚水量増加はほとんどの箇所が生じており、雨水混入比は中央値で2.08となった。この結果雨水浸入は、分流式システムにおいて普遍的な事象であることが証明された。

4. 雨水浸入水の浸入量公私比率

下水道施設への雨水浸入原因は、雨水系統の誤接続や宅内汚水桝の不良など宅地内と、公共汚水桝・取付管・人孔部の不良・管渠の破損など公共下水道部分の双方が考えられる。私の部分である宅地内の排水設備と公共下水道の浸入割合（公私比率）を把握することは、浸入水対策を策定する際に是非必要である。そこで本調査では調査対象地区内の公共汚水桝に流量計を設置し、宅内からの雨水浸入水を計量することで公私比率の算定を行った。算定の手順は以下のとおりである。

- (1) 事前に宅内桝の目視調査(雨天時)を行い、浸入水量に応じて多・少・無の3段階ランク付けを行う。
- (2) 3つのランクの中からそれぞれ調査地点を選出し、公共汚水桝の流入管に流量計を設置する。得られた結果から、各ランク毎に1戸当たりの平均浸入水量を算出する。
- (3) 各ランク毎の1戸当たり平均浸入水量と各ランク戸数から、調査地区全体の宅地内浸入水量を推定する。
- (4) 調査地区全体の浸入水量と宅地内原因浸入水量の比較を行い、公私比率を算定する。

調査はK市内で行い、流量測定箇所は調査区域内 99 戸の内、多6戸・少5戸・無1戸である。対象降雨は平成11年10月6日～7日の総降雨量 34.3mm の雨とし、晴天日の汚水量と比較してこの降雨に対する浸入水量を算出し、表1のとおり各浸入度ランク毎の1戸当たり雨水浸入水量を得た。その値を用いて調査区域内の私分の浸入水量を推定すると 22.88m³ となり（表2参照）、当該降雨によるこの調査区域からの総雨水浸入水量 48.00m³ から差し引きで公共下水道分の雨水浸入水量は 25.12m³ となる。この結果より公私比率は

$$\text{公共分浸入水量} : \text{私分浸入水量} = 25.12 : 22.88 = 52 : 48$$

となる。この調査区域における雨水浸入水の公私比率は、双方ほぼ 50 %であった。このことは役所が直接施工管理を行っていない排水設備からの浸入が半分を占めており、自己努力だけではこの問題は解決しないことは明らかである。

5. 排水設備の管理状況

前項で述べたように浸入水の約半分が宅地内の排水設備から流入しているのであれば、排水設備の改良は雨水浸入に対して非常に有効な対策の一つと考えられる。排水設備は宅地内配管のため、改良必要箇所は簡単に見つけることが出来る上に、管路の埋設深は極浅い。そのため改良補修は容易に実施出来る上、費用的にも安価である。しかし排水設備は私有財産であり、その管理に下水道管理者がどのように関わっているかを全国 87 市を対象にアンケート調査を行った。その結果を以下の述べる。

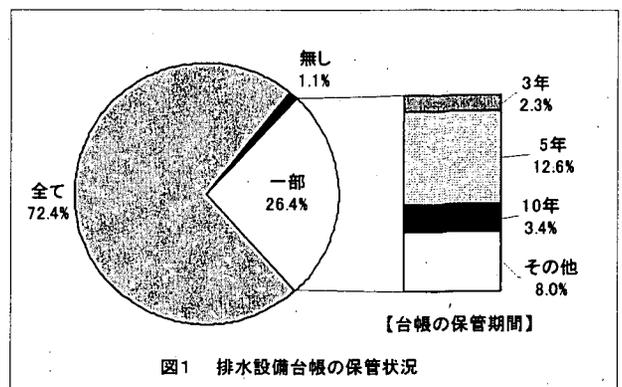
新規に排水設備を設置した際に完了検査を実施している機関は、下水道担当部局が 94.3 %を占めている。新設の段階で排水設備に誤設や漏水があれば、この段階で改善されているはずである。次に検査合格後の排水設備の状況を記録した台帳の保管状況を図1に示す。全体の 72.4

表1 浸入度ランク別雨水浸入水量

浸入度ランク	晴天日汚水量	雨天日2日間汚水量	雨水浸入水量
	A	B	B-2A
	m ³	m ³	m ³
多	1.54	3.80	0.72
	0.38	2.20	1.44
	0.68	2.60	1.24
	0.89	3.30	1.52
	0.82	2.80	1.16
	0.74	1.90	0.42
	平均		1.08
少	0.25	0.70	0.20
	0.00	0.10	0.10
	0.83	2.00	0.34
	0.52	1.20	0.16
	0.41	0.90	0.08
	平均		0.18
無	0.24	0.50	0.02

表2 私分の浸入水量

浸入度ランク	1戸当たり浸入水量	戸数	浸入水量
	m ³		m ³
多	1.08	17	18.36
少	0.18	18	3.24
無	0.02	64	1.28
計		99	22.88



%は全ての排水設備台帳を作成保管している。この段階までは特に問題は少ないと思われる。しかし一部のみの保管している市では、保管年限を定めている場合が多い。排水設備の下水道施設への接続は半永久的に継続する事から、年限を越えた台帳を廃棄することは管理上好ましいものではない。ところが供用開始後、排水設備に関する事後調査については73.6%の市が行っていないと回答している。この点が排水設備からの雨水浸入水が生じる原因ではないかと思われる。排水設備の検査時においても雨水の排除方法についてのチェックは行わないため、宅地内で雨水排除が円滑に行えない場合は住民が独自判断で雨水を汚水系統の排水設備に接続してしまう恐れは多分にある。しかし事後調査がほぼ3/4で行われていない状況では、このような誤設の発見は難しくなる。建築物の改築時には下水道担当部局まで連絡がくれば、それを受けて雨水排除や排水設備に関するチェックを行うことも可能である。そして下水道管理者が排水設備への雨水流入を発見した場合には、全ての市が改善する又は改善を使用者に要望すると答えた。しかし改善すると答えた市の全てが役所ではなく使用者が実施するとしている。これでは改善要望と実質的には変わらない。確かに排水設備の検査後に誤った使用を行った者が、費用を負担することは当然である。だが改善に法的な強制力が無い現況では速やかな補修改良は望めない。雨水浸入による問題が看過できない状況にある地域では、何らかの形で役所が排水設備改良に支援を行うことにより、少しでも浸入水を削減する手法を選択肢に挙げる時期がきている。

6. 雨水浸入削減対策の効果判定

過年度の調査結果より、雨水浸入水と降雨量の間に関係があることが明らかとなっている。これは浸入水に関する地域特性が、降雨のある一定割合が汚水管に浸入することで表されることを意味している。この割合を雨水浸入率と定義する。この雨水浸入率を利用することで、浸入水対策事業の効果を判定することが可能となる。これまで浸入水対策は、行った事業内容でしか評価されていなかった。例えば汚水柵や取付管の補修箇所数や、汚水管での漏水個所の止水工事延長などである。しかしそれらの工事によって具体的にどの程度浸入水が減少したか、定量的に把握した例はこれまでほとんど無い。

そこでまず調査地区において降雨量と汚水流量を連続的に計測し、雨水浸入率を求める。その上で補修工事をいくつかの段階に分けて実施し、その都度雨水浸入率を確認する。順調に効果が発現していれば汚水管に浸入する雨水浸入率が低下していくこととなる。その低下の度合いで、その際実施した補修工事の効果が定量的に明らかとなり、費用対効果の算定も可能となる。

以下にK市で実際に補修を行った際の測定結果を示す。調査地区は昭和40年代に開発が行われた丘陵地である。そのうち2.5haを対象に調査を行った。この区域内

表1 段階別補修工事の内容

補修内容		補修箇所数
第1段階	汚水ますライニング	65
第2段階	取付管ライニング	51
第3段階	汚水ます+取付管開削交換	31
	未使用ます取付管閉鎖	19
第4段階	排水設備の誤接続解消	10
	排水設備水密性不良箇所	25

の戸数は99戸、取付管の箇所数は118箇所(未使用19を含む)、管渠延長は798.6mである。具体的な作業内容は表1のとおりである。最終的に汚水柵96箇所、取付管101箇所、排水設備の誤設10箇所、排水設備の水密性不良箇所25箇所、以上、事前調査で判明した問題箇所全てについて補修を実施している。この補修は4段階に分けて

行われており、その各々の段階毎に、雨水浸入水量を計測した。その結果をまとめたものが図2である。この直線の傾きが雨水浸入率を示しており、傾きが小さいほど浸入割合も小さくなる。対策を実施する毎に雨水浸入率が減少していくことが示されている。この結果から補修工事毎の浸入水削減効果を算定した。第1段階の65個の汚水柵の補修で27%、第2段階の取付管51箇所の補修で33%と大きく削減に成功している。加えて第3段階の汚水柵・取付管補修と未使用のものを閉鎖することにより、汚水柵と取付管関係で合計67%の削減が行われた。誤設を含めた排水設備の補修では6%の削減に留まっている。ただし補修は年度後半に行ったため、補修後の流量測定時の降雨が季節的な問題から比較的小規模かつ強度も弱かった。その結果、補修前との差が第1及び第2の段階で補修効果が大きく出てしまった可能性があり、公私比率の検討結果と一致していな

い。今後実施するのであれば、各段階での効果判定期間をより長くすることが望ましい。ともかく今回の補修では全体として 73 % 削減と非常に大きな成果が出た。この結果からは汚水柵と取付管の補修が特に有効であることを示している。残り 27 % は、今回補修しなかった排水設備・取付管と下水道本管や人孔からの流入ということになる。

以上から、地道に汚水柵や取付管の補修を行えば雨水浸入は削減することが可能であることは確認できた。雨水浸入水対策としてはこのように削減策に努めることが王道である。しかしこれは 99 戸が対象の区域だから出来たこととも言える。前年のアンケート調査では、ほとんどの箇所において処理区全体として雨水浸入が生じていることが明らかとなった。このように処理区全体が対象となった場合は、数千戸から数万戸を対象に補修を行う必要がある。このような状況下で短期間に削減成果を挙げることは、物理的に不可能である。雨水浸入水によって、人孔からの溢水や処理機能に悪影響が出るような問題が生じている場合は、地道な補修による削減と並行して、緊急的かつ即効性のある対応が別途必要となる。

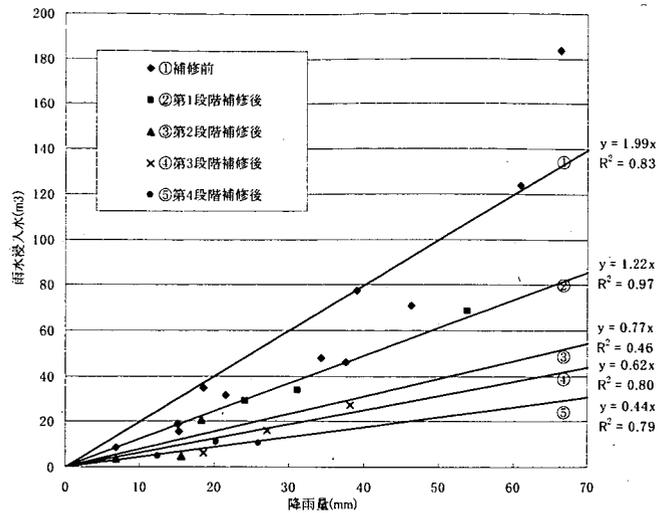


図2 補修段階毎の降雨量—雨水浸入水量相関図

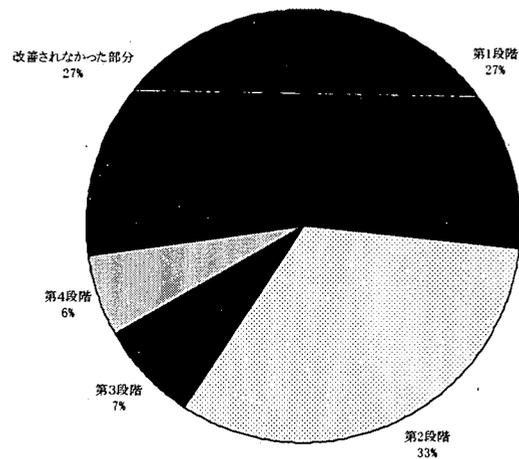


図3 補修による浸入水削減効果 (補修前を100%にした場合の各種補修の改善効果)

7. 雨水浸入現象のモデル化

雨水浸入水が原因で生じる溢水などの問題は、最大流量になった時点で最も発生する可能性が高くなる。しかしこのような状態において、実際の流量を測定することは不可能である。大降雨時における雨水浸入水量、その際溢水が生じる地点、浸入水量削減や管路流下能力の増強など対策効果、これらのことについて検討するためには、モデル計算が必要である。過年度の調査で雨水浸入水量が降雨量と強い相関があり、降雨の一定割合が汚水管に流入してくることから、雨水用の流出解析モデルを応用することで降雨に対する雨水浸入水量の経時変化を再現することが考えられる。

そこでK市を例にとって雨水流出モデルの利用について検討を行った。調査地域とデータは削減効果判定時のものを使用した。この区域は排水区域が小さいため、全管網をモデル化した。使用した流出解析モデルは、XP-SWMM である。今回汚水管への適用を行うに当たって、通常の雨水の場合とパラメータを変更した点は以下のとおりである。

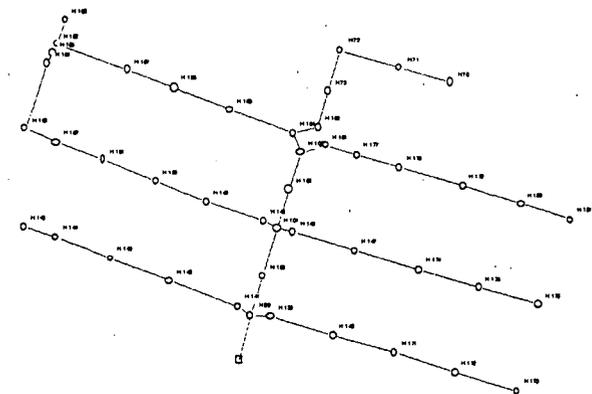


図4 K市調査地区管路網図

(1) 不浸透域率の設定

降雨の一部が污水管に流入することを表現するために、調査区域面積の内、雨水浸入水率の比率が不浸透域であると仮定した。この不浸透域に降った雨のみが污水管に流入する。従って浸透域に降った雨はモデル系外へ流出し、污水管渠へ流入しないとした。ここでは雨水浸入水率が4%であったので、不浸透域率を4%に設定した。

(2) 不浸透域の粗度計数

雨水が污水管路に流入するまでの経路が通常の雨水よりも複雑で、タイムラグが生じていると考えられるので地表面の粗度計数を高く設定し、0.5とした。比較のため通常の雨水の場合によく用いられる0.02でも計算した。

以上の設定で計算した結果を図5に示す。雨水浸入のピーク時間やピーク高さがかなり忠実に再現されている。調査区域の雨水浸入率を求め、それを不浸透域率と読み替えることによって雨水浸入現象のモデル化は可能であることは証明された。このようにして作成したモデルでシミュレーションを行うことで、従来問題が生じていた地域に加えてこれまで問題が生じていなかった箇所であっても危険度の判定が出来、未然に対策を行うことが可能となる。今後複数箇所のデータによる検証により、実績を増やすことで信頼性を高めていく必要がある。

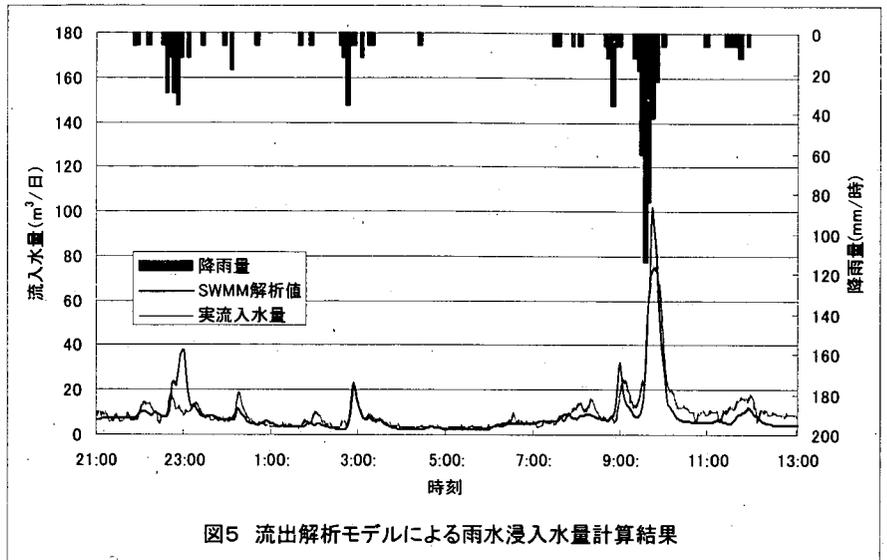


図5 流出解析モデルによる雨水浸入水量計算結果

8. 硝酸塩注入による污水管内での硫化物生成抑制効果

N流域下水道において、硝酸塩注入による硫化物生成抑制実験を行った。この流域下水道は規模が大きく幹線は分流式にもかかわらず大口徑の管渠が布設されている。勾配も1%以下と非常に緩やかで水深もあるため自然流下中に汚水が嫌気化し硫化物が生成している。そこでAポンプ場において硝酸カルシウム溶液を注入し、汚水の嫌気化を防止することによる硫化物生成抑制効果に関する調査を行った。硝酸カルシウム溶液の注入効果はAポンプ場から7,249 m下流に位置するB人孔にて採水・水質分析を行うことで評価した。

調査は硝酸カルシウム溶液の注入率を0,100,210mg/lの3つのケースに変えて行った。注入した硝酸カルシウム溶液の注入率を窒素換算するとそれぞれ0,17.5,36.8mgN/lとなる。なおAポンプ場流入時点では汚水中に硝酸・亜硝酸(NO_x-N)はほとんど含まれていない。B人孔での水質挙動からその効果を検討した。図6～8に注入率毎の硝酸・亜硝酸濃度と全硫化物濃度を示す。ケース1(注入率0mg/l)ではNO_x-Nはほぼ検出されず、全硫化物は最大3mg/l以上検出されている。このためこの直下のC人孔で硫化水素が100ppm以上検出され臭気と腐食の原因となっている。ケース2(注入率100mg/l)の場合、NO_x-Nが0.5mgN/l以上検出さ

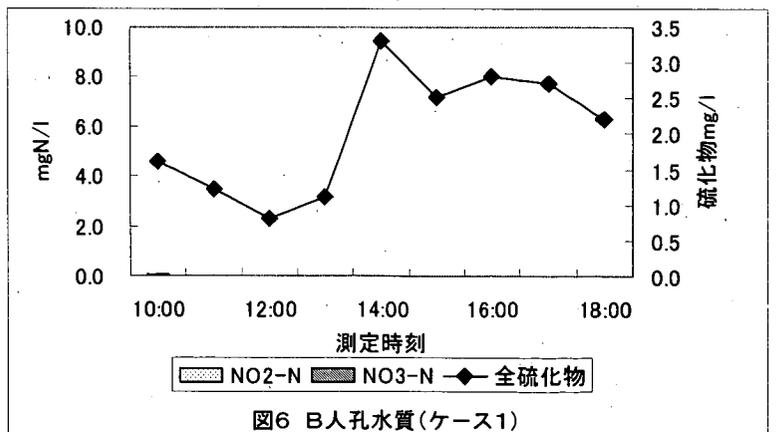


図6 B人孔水質(ケース1)

ケース1(注入率0mg/l)ではNO_x-Nはほぼ検出されず、全硫化物は最大3mg/l以上検出されている。このためこの直下のC人孔で硫化水素が100ppm以上検出され臭気と腐食の原因となっている。ケース2(注入率100mg/l)の場合、NO_x-Nが0.5mgN/l以上検出さ

れた時間帯は全硫化物の生成は完全に押さえられている。この際硝酸は還元され亜硝酸態となっているため、汚水中で脱窒反応が進行していることを示している。その他の時間帯では $\text{NO}_x\text{-N}$ はほとんど消費されており、全硫化物の生成が始まっている。ケース3（注入量 210mg/l）の場合は全時間帯で $\text{NO}_x\text{-N}$ は残留しており、硫化物の生成は完全に押さえられている。この場合の注入量は過大であると考えられる。

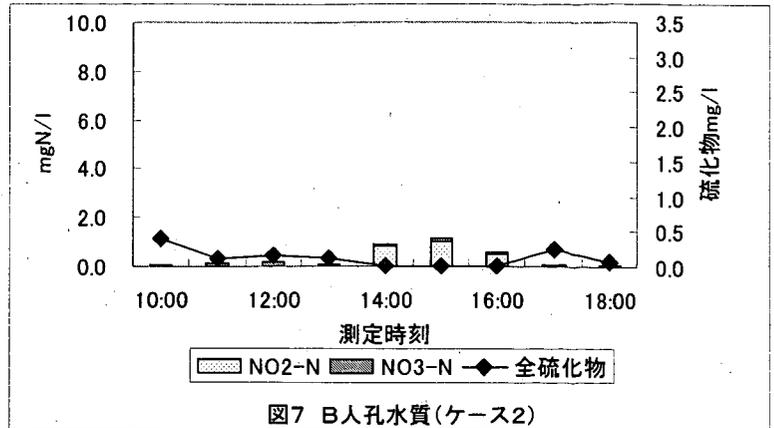


図7 B人孔水質(ケース2)

今回の調査ではケース2が最も適量に近い注入量であるが、時間帯によっては不足している状況である。定量注入以上の制御が必要である。上記の結果で $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度が 0.5mgN/l 以上残存していれば全硫化物は生成していないことから、硝酸注入による硫化物生成制御は、硫化水素発生箇所での $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度をモニターし注入量にフィードバックすることで適正な注入量を保つことが可能である。 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度は硫化水素や硫化物に比較して、測定は精密かつ容易であるので実現性は高い。

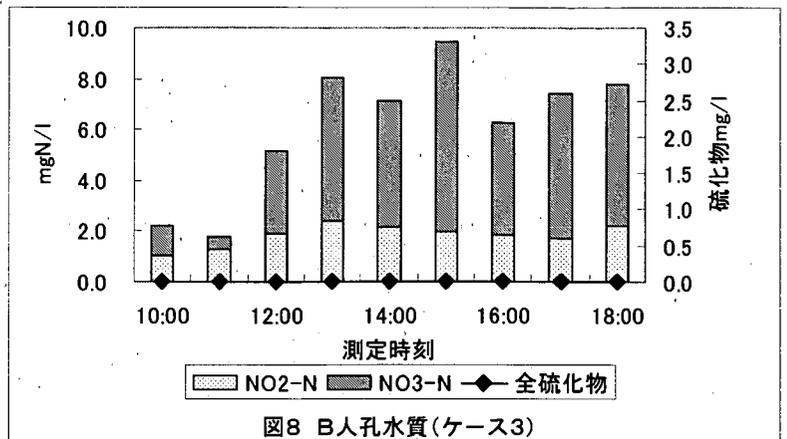


図8 B人孔水質(ケース3)

9. まとめ

- (1) 雨水浸入水は、排水設備側・公共下水道側の双方とも原因であり。本調査ではほぼ50%づつであった。
- (2) 排水設備の供用開始後のチェック体制は不十分である。さらに供用開始後雨水浸入などの問題発見下場合、その改修は私有財産であることがネックとなっている。
- (3) 雨水浸入水量を補修の前後で測定することで、補修による削減効果が明らかになる。本調査では73%の削減が認められた。
- (4) 污水管路への雨水浸入現象解析は、雨水用の流出解析モデルの適用が可能である。但しパラメータについては独自の工夫が必要である。
- (5) 硝酸注入による硫化水素生成抑制は、残留 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度が保持されている間は持続している。硝酸注入量の適正化には、残留 $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度を常時計測し、その値から注入量を制御する方式が有望である。

参考文献

- 1) 田中他「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」,平成3及び7年度下水道関係調査研究年次報告書,1992~1996,建設省土木研究所
- 2) 田中他「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」,平成5~7年度下水道関係調査研究年次報告書,1994~1996,建設省土木研究所
- 3) 下水道管路施設における浸入水防止対策指針,1982,(社)日本下水道協会
- 4) 下水道施設施設計画・設計指針と解説 前編1994年版,(社)日本下水道協会

2. 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

本調査では、都市雨水も下水道資源の一つとして捉え、雨水利用推進のための技術的課題を明らかにするとともに、雨水利用による浸水防除効果や合流改善効果について定量的に評価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越流水対策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. 過年度の調査結果

- 1) 都市雨水の量的キャパシティについて、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。
- 2) 土研モデルを分布型モデルに改良するため、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、モデル検討に必要なデータを収集・整理した。
- 3) 空気噴出を考慮した下水道管路の水理特性に関して大都市へのアンケート調査を行い、管渠内の空気抜きのお考え、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。

3. 都市雨水利用システムの定量的評価

3.1 研究の目的

雨水利用は、雨水流出抑制の機能をあわせもち、都市域における浸水防除や合流式下水道の越流水対策としても効果があるものとされている。しかし、雨水利用施設における雨水流出抑制機能の定量的評価はこれまで十分に行われてはいない。雨水利用ハンドブック¹⁾では「雨水利用システムに貯留による流出抑制機能を持たせる場合には、利水槽とは区分して貯留槽を設け」て評価するとされているが、一般によく用いられる「雨水利用は流出抑制機能がある」といった言い回しの中で、「雨水利用」とは雨を貯めて使う利水槽（狭義の雨水利用）の効果と解されるのが通常であり、また、雨水利用を今後推進していくためにも、狭義の雨水利用の流出抑制効果を定量的に把握することが重要であると考えられる。

そこで本研究では、雨水利用による浸水防除効果と合流改善効果について、定量的に評価することを目的とする。

3.2 評価の基本的考え方

通常の雨水利用施設は利水面で最適となるように設計がなされるため、雨水利用の流出抑制効果についても、このような条件を持つ雨水利用施設を対象として評価を行うこととし、予備検討によりあらかじめ最適な貯留条件を持つ利水槽容量を算定しておく。

ここでは、個々の建物の特性による必要雨水量、集水面積の違いは、概ね土地利用区分の違いによりカテゴライズできるとの仮定のもと、各土地利用区分毎に単位面積あたりの必要雨水量、集水面積の代表値を与えることとした。雨水利用の用途は水洗用水・冷却用水を想定し、一人あたり水使用量原単位、各土地利用

区分毎の人口密度等から必要雨水量を算定した。集水面積は各土地利用における不浸透面積（屋根面積相当）とし、これらは建ぺい率を参考に算定した。土地利用区分の情報は、モデル都市における細密数値情報（メッシュサイズ 10m）から取得した。雨水利用施設は、実際の建物の状況とは無関係に各メッシュ区画毎に1つ設置することを想定し、土地利用区分毎に一括して評価することとした。

最適な利水槽容量については、荒巻ら²⁾の方法を参考に、「利水槽容量の増分と利用できる雨水量の増分を比較し、両者が等しくなるような状態は既に非効率な状態にある」と判断することとした。具体的には、 $(\text{利用できる雨水量の増分}) / (\text{利水槽容量の増分})$ の値がはじめて1となるような利水槽容量をもって、最適な利水槽容量とした。

このような条件の下で雨水利用シミュレーションを行った結果、最も最適貯留高（集水面積あたり利水槽容量）が大きかった「中・高層住宅」と、最も最適貯留高が小さかった「一般低層住宅」の2つ土地利用区分についてとりあげ、以降の検討に用いることとした。これら2例の計算条件および計算結果について表1に示す。なお、シミュレーションの方法は雨水利用ハンドブックに掲載されている方法に準拠した。なお、流出抑制効果については、表面流出に寄与する有効降雨の低減により評価できるものとし、管内の流出現象については考慮していない。

表1 検討で用いる土地利用区分の計算条件と計算結果

	不浸透面積率	人口密度 (昼間)	人口密度 (夜間)	集水面積あたり 必要雨水量	集水面積あたり 最適貯留高
中・高層住宅	60%	169人/ha	509人/ha	3.57 mm/日	125 mm
一般低層住宅	40%	49人/ha	147人/ha	1.55 mm/日	40 mm

- * 水洗用水: 文献値より、2.1 L/人・時間(男性)、6.9 L/人・時間(女性)と設定。
- * 冷却用水: 文献値より水洗用水の1/4と設定。ただし一般低層住宅では冷却用水を考慮せず。
- * 計算に使用した降雨: モデル都市近傍のアメダスデータ。年降雨量が平均的な年のデータ。
- * 計算上の工夫: 初期貯留槽容量を考慮するため、2年分計算して2年目の計算結果により評価。

3. 3 浸水防除効果

表1に整理した土地利用区分（中・高層住宅および一般低層住宅）の浸水防除効果について検討した。雨水利用時の浸水防除効果であるから、雨水利用シミュレーションで用いる実績降雨を対象として評価する必要がある（対象降雨として計画降雨を用いることができない）。そこで、雨水利用シミュレーションの過程で算出することができる「ピークカット量」「ピークカット率」を評価の指標とした。これら指標は次のように定義される。

- ・ (ピークカット量) = (有効降雨のピーク) - (オーバーフロー量のピーク)
- ・ (ピークカット率) = (ピークカット量) / (有効降雨のピーク)
- ・ (オーバーフロー量) = (有効降雨) - (貯留雨水量) - (必要雨水量)

予備検討で用いた平均年の降雨、および条件の厳しい多雨年（過去10年間第1位）の降雨データを対象として計算した結果を表2に示す。ここで浸水防除効果については、ピークカット率 20%以上をもって浸水防除効果ありと判断した。また規模の大きな降雨（有効降雨のピークが 20mm/h 以上、または総有効降雨量が 50mm 以上の降雨）について抽出し別途集計を行った。ピークカット量の平均値は各降雨毎のピークカット量を単純平均したものであり、この値により浸水防除効果の大きさを、大雑把に比較することができる。

多雨年の結果について見ると、一般低層住宅において55% (39/71)、中・高層住宅において83% (59/71)の降雨に対して浸水防除効果ありとされた。しかし、これを規模の大きな降雨に限定した場合、浸水防除

効果ありとされた降雨の割合は、一般低層住宅で7% (1/14)、中・高層住宅で43% (6/14)と大幅に減少する。浸水防除の観点からすれば、既存の下水道施設で十分に対応できないような規模の大きい降雨の場合にこそ、貯留施設のピークカット効果が必要とされる。よって、ここでの浸水防除効果は、全降雨を対象とした前者の値よりも、規模の大きな降雨を抽出した後者の値により評価することが妥当である。

これらのことから、雨水利用時の利水槽の浸水防除効果は小さいものであり、特に一般低層住宅の場合は浸水防除効果がほとんど発現しないものといえる。具体的に考えると、一般的な住宅の屋根面積を70m²とすれば、貯留高40mmに相当する利水槽容量は約3m³となるが、この程度での利水槽では浸水防除の効果が小さいということになる。そこでこの容量をさらに大きくとればよいかというと、降雨時における利水槽の空き容量が問題となるので、必ずしもそうではない。結局のところ、雨水利用ハンドブックが述べている通り、利水槽と区分した貯留槽が必要になるということであろう。ただし、ここでの結果はあくまでオンサイト雨水利用施設がピークカットに効かないということを示したものであって、少量の貯留であっても、下流側への流出総量は確実に低減されるため、流域全体としての流出抑制効果は別途検討する必要がある。

表2 雨水利用時の浸水防除効果

対象降雨	土地利用区分	全独立降雨			有効降雨のピーク20mm/h以上または総有効降雨量50mm以上の独立降雨		
		降雨回数(回)	うち		降雨回数(回)	うち	
			ピークカット率20%以上の降雨回数(回)	ピークカット量の平均値(mm/h)		ピークカット率20%以上の降雨回数(回)	ピークカット量の平均値(mm/h)
多雨年	一般低層住宅	71	39	1.2	14	1	0.8
	中・高層住宅	71	59	2.8	14	6	3.8
平均年	一般低層住宅	67	52	1.8	10	3	3.3
	中・高層住宅	67	64	3.3	10	7	8.3

* 独立降雨は前後24時間無降雨をもって判断した。

* 年間総有効降雨量は多雨年：2309mm、平均年：1616mmである。

利水槽における浸水防除効果の大小は、降雨開始時点における空き容量の大きさに依存する。そこで利水槽の浸水防除効果を、浸水防除効果が等価となるような(降雨開始時に常に空となっている)治水専用の貯留施設の貯留槽容量に換算することにより定量化できるか検討する。

ここでは、独立降雨の直前の空き容量の年間平均値を、利水槽空き容量の平均値として扱った(表3)。次に、この空き容量の平均値を貯留槽容量として持つ治水専用の貯留槽を想定し、この治水専用施設の浸水防除効果と、利水槽の浸水防除効果とを比較した。具体的には、例えば多雨年の中・高層住宅の場合、125mmの貯留高を持つ利水槽と37mmの貯留高を持つ治水専用貯留槽の浸水防除効果を、多雨年の雨により比較するということである。治水専用貯留槽の計算方法は、必要雨水量がゼロであり、降雨開始時の貯留槽容量は常にゼロに設定すること以外は、利水槽の場合と同様である。

計算結果の1例を図1、2に示す。図より、対象降雨、土地利用区分によらず、雨水利用時と治水専用換算時のオーバーフロー量のピークは概ね一致しており、両者の浸水防除効果は概ね等価なものであるといえる。ただし、全体的には換算された治水専用施設の浸水防除効果の方が大きくなる傾向があり、雨水利用施設の浸水防除効果を適性に評価するという観点からすれば若干危険側であるといえる。

ここでの浸水防除効果の換算方法が妥当なものであるとし、かつその評価を多雨年のデータに基づき行うこととすれば、利水槽の治水専用貯留槽への換算係数はおよそ1/4となる(37/125=0.30, 9.8/40=0.25)。この値は雨水利用施設の浸水防除効果を表現するための目安として活用することができる。

表3 利水槽空き容量の平均値

対象降雨	土地利用区分	空き容量の平均値
多雨年	一般低層住宅	9.8mm
	中・高層住宅	37.0mm
平均年	一般低層住宅	15.3mm
	中・高層住宅	85.2mm

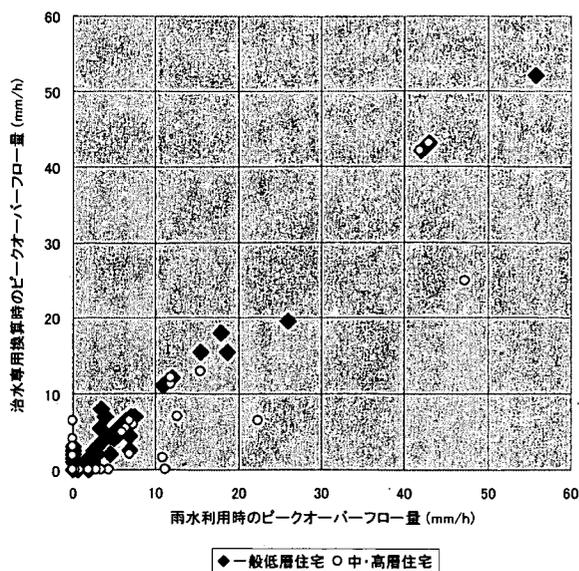


図1 治水専用貯留槽との比較（多雨年）

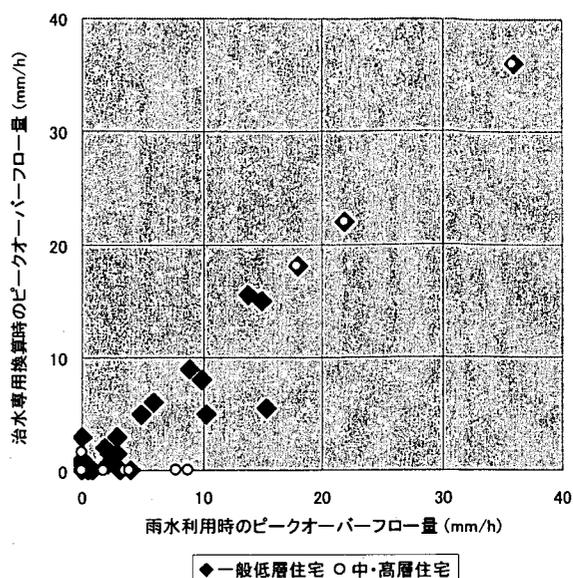


図2 治水専用貯留槽との比較（平均年）

3. 4 合流改善効果

表1に整理した土地利用区分（中・高層住宅および一般低層住宅）の合流改善効果について検討した。評価指標として、越流回数、越流量、遮集雨水量の3つを用いた。

越流や遮集は排水区域単位での議論となるため、屋根面以外からの流出も考慮する必要がある。そこで、屋根面以外の不浸透域として道路面を想定し、その流出を考慮した。ただし不浸透域からの流出については無視した。

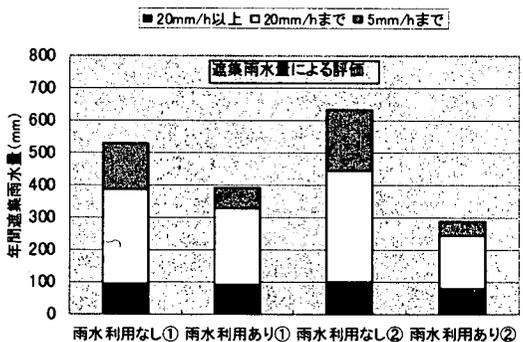
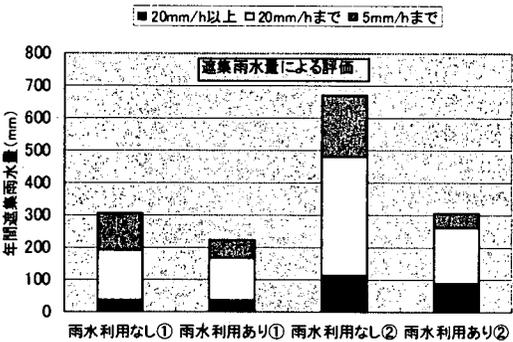
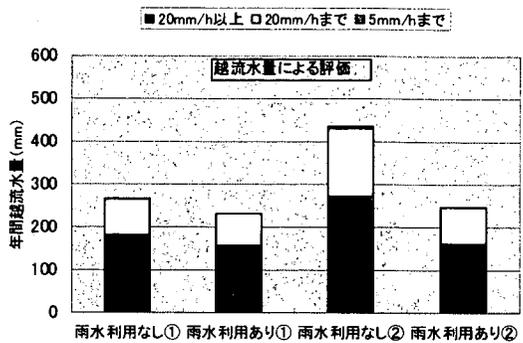
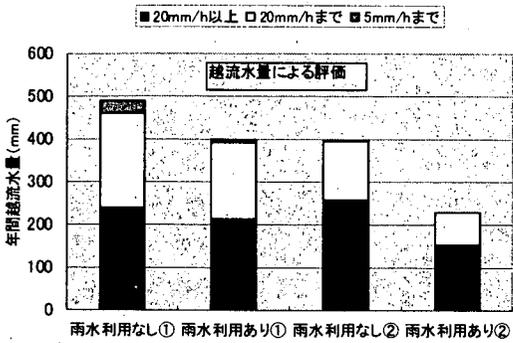
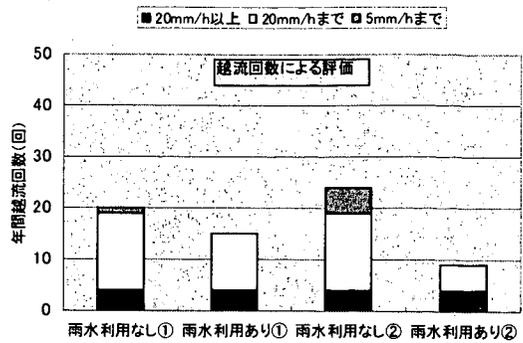
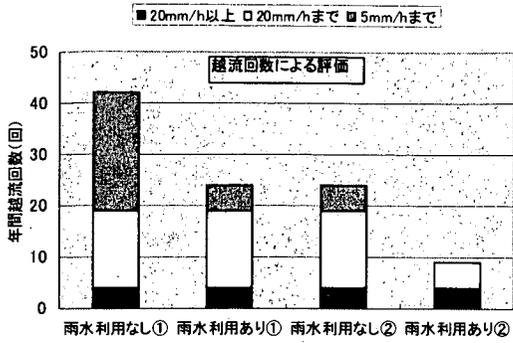
また、合流式下水道の議論であるため、雨水量の他に汚水量を考慮する必要があるが、ここでは検討を簡略化するため、汚水量は常に晴天時計画時間最大汚水量（1Q）が流れているものと仮定し、流出雨水量を、あらかじめ定めておいた遮集雨水量と比較することにより、これを下回れば遮集、上回れば越流と判断するものとした。遮集雨水量については、暫定指針³⁾を参考に、遮集量3Q（遮集雨水量として2Q）および遮集雨水量2mm/hの2例について検討した。各土地利用区分のQについては、汚水量原単位（650L/日/人）と夜間人口密度（表1参照）等から、中・高層住宅：2.33mm/h、一般低層住宅：0.68mm/hと設定した。ここで単位のmmは浸透域を含む当該土地利用区分の全体を分母とした場合の流出高である。

計算は、予備検討で用いた平均年の降雨データを対象として行った。計算結果を表4、図3、4に示す。

遮集雨水量2Qの場合の計算結果から、一般低層住宅においては水量ベースでの削減量は大きくないものの越流回数の低減効果は大きいこと、有効降雨のピークが5mm/h未満の小規模な降雨に対しての低減効果が大きいことがわかる。また、遮集雨水量2mm/hの場合の計算結果からは、遮集雨水量が改善された場合には、雨水利用施設による越流抑止の効果が小さくなることがわかる

表4 各評価指標の低減率

遮集雨水量	一般低層住宅			中・高層住宅		
	越流回数	越流量	遮集雨水量	越流回数	越流量	遮集雨水量
2Q	43% (18/42)	18%	27%	63% (15/24)	42%	54%
2mm/h	25% (5/20)	13%	26%	63% (15/24)	43%	54%



* 各図中において、①は一般低層住宅、②は中・高層住宅を表す
 * 凡例の降雨分類は、ピーク有効降雨強度による

* 各図中において、①は一般低層住宅、②は中・高層住宅を表す
 * 凡例の降雨分類は、ピーク有効降雨強度による

図3 遮集雨量2Qの場合の合流改善効果

図4 遮集雨量2mm/hの場合の合流改善効果

ファーストフラッシュという合流式下水道の負荷流出特性を考慮すると、降雨規模の大小によらず降雨初期における越流状況が重要である。越流回数を大幅に削減できるということは、小規模な降雨のみに効果があったとはいえ、合流改善対策として負荷量（水質）ベースで水量ベースでの低減効果以上の効果が期待されるものと考えられる。また、一般低層住宅のように貯留高の小さい雨水利用施設による合流改善効果については、遮集能力が十分に備わっていないような地域において、越流抑止の効果が大きいといえる。よって、地域要件により遮集能力の増大が緊急に望めないような地域に対し、雨水利用を積極的に導入することは合流改善対策の1つとして有効に機能する可能性があるものと考えられる。逆に、既に十分な遮集能力がある地域においては、遮集能力の小さい地域と比べ、雨水利用による合流改善効果が相対的に小さくなる。

4. 合流式下水道における汚濁負荷流出モデルの開発

4. 1 研究の目的

合流式下水道の雨天時越流水対策は、下水道の普及促進が優先される中で積み残されてきた課題の1つであり、今後公共用水域において良好な水環境が達成されるためには、緊急かつ重点的に実施されなければならない重要な課題である。雨天時越流水対策の検討に当たっては、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モデルが必要であり、わが国ではいわゆる「土研モデル」が広く用いられてきた。しかし、極めてポピュラーなこのモデルも、窒素・りんに対する計算方法が確立されていない、集中型モデルであるため複雑な排水システムに対する適用が困難である、等いくつかの問題点を抱えている。

そこで本研究では、集中型土研モデル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、新たな水質項目として窒素・りんを加え、あわせてモデル係数の同定方法などモデル使用にあたっての諸条件について再検討することを目的としている。今年度は、昨年度に引き続き、モデルの式形の決定やモデル係数の同定に必要とされる水量水質データの収集を行うとともに、集中型土研モデルを用いた窒素・りんの計算方法等について検討した。なお本研究の内容は、当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、面積 171.1ha の自然排水区である。土地利用は上流側が住宅・文教地区、下流側は商業地区が中心である。対象排水区と調査地点の概要について図5、表5に示す。排水区は3つの幹線管渠ルートにより構成され、雨水吐きは流末の1箇所のみである。調査地点は流末 (No.1) と幹線の途中 (No.2) の2箇所とした。各調査地点には水位計 (CTIS, C52F) を設置し、また調査地点 No.2 の近傍のビル屋上に雨量計 (ISCO, 675) を設置した。

各調査地点において、雨天時調査を3回、晴天時調査を3回実施した。流量は各調査地点の水位を、水位流量曲線により換算して算出した。水位流量曲線は雨天時調査において、各調査地点 (人孔部) で管内流速を電磁流速計により実測して作成した。

雨天時採水は人力で行った。採水は降雨初期に最短5分間隔で実施し、降雨の継続・終了にあわせて適宜間隔をのばして行った。採水したサンプルの内、水位データやサンプルの濁り具合等から判断して、各回約15検体を水質分析に供した。晴天時採水は自動採水器 (SIGMA, 900) を用いて実施した。採水器は専用金具を用いて人孔内に吊した。採水は2時間間隔で24時間実施した。水質分析項目はBOD, COD, SS, T-N, T-Pの5つとした。

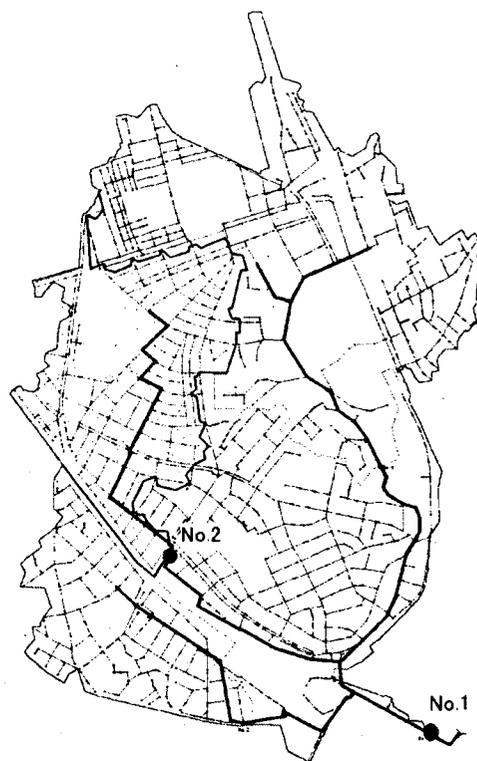


図5 調査対象排水区と調査地点

表5 調査地点の概要

No.	排水区域面積 (ha)	管径 (mm)	勾配 (%)	流達時間 (min)
1	171.1	□2000×2500	3.8	30
2	33.5	φ1350	5.1	20

4. 2. 2 雨天時汚濁負荷流出特性

雨天時調査対象降雨の概要について表6に示す。BOD, T-N, T-Pについて、雨天時調査における流量と汚濁負荷流出量を両対数紙上にプロットすると、グラフはいずれも右回りのループを描き、グラフの傾きやループの大きさも似通っていた。グラフの傾きは汚濁負荷流出量と流量との関係を直接表すものであり、またループの大きさは管渠内の堆積負荷量に関係づけられることから、T-N, T-Pの負荷流出については、管渠内の運動式を次のようなBODと同じ式形によって表すことができると考えられる。

$$L_p = C \cdot P_p^2 \cdot (Q - Q_c)$$

ここで、 L_p : 発生負荷量 (管渠内) (g/s)

P_p : 堆積負荷量 (管渠内) (g)

C : 負荷流出係数 (1/g/m³)

Q : 流量 (m³/s)、 Q_c : 限界流量 (m³/s)

図6に示すように、雨天時のポルトグラフと晴天時の平均負荷流出量とを各調査継続時間内において比較した。ここで、雨天時負荷流出量が上回る部分を領域①、晴天時負荷流出量が上回る部分を領域②とした。

各雨天時調査における負荷量の比 (領域①/領域②) を計算した結果を表7に示す。これらの値の相対的な比較により、各水質項目の汚濁負荷流出特性を議論することができる。領域①と領域②の大きさの関係は路面等からの負荷流入の大小によって決まるとされ、(領域①/領域②)の値はBOD < COD < SSとなるものとされている。表7は既往の知見をよく反映した結果となっていることがわかる。このときT-N, T-Pについては、いずれもBODの計算値に近いことから、T-N, T-Pも、BODと同様に、路面等からの負荷流入は無視できる程度であると考えられる。

次に、領域①の継続時間に対応した晴天時負荷流出量を領域③とし、これらの負荷量の比 (領域①/領域③) について計算した。結果を表4に示す。

路面等からの負荷流入が無視できる程度であるとした場合に、領域①の大きさは管内堆積負荷量の大小に影響を受ける。表4でBODとT-N, T-Pを比較すると、BODを1とした場合、T-Nで約1/2、T-Pで約3/4程度の値であった。この値は、晴天時負荷流出量に対する管内堆積負荷量の大きさについて、各水質項目間の関係を相対的に表したものと捉えることができ、土研モデルのパラメータ算定に活用できる。

表6 雨天時調査対象降雨の概要

調査	総降雨量 (mm)	最大5分間雨量 (mm/5min)	降雨継続時間 (min)	前期無降雨時間 (hr)
1	9.1	0.5	690	311
2	18.0	0.5	530	92
3	17.9	1.3	305	177

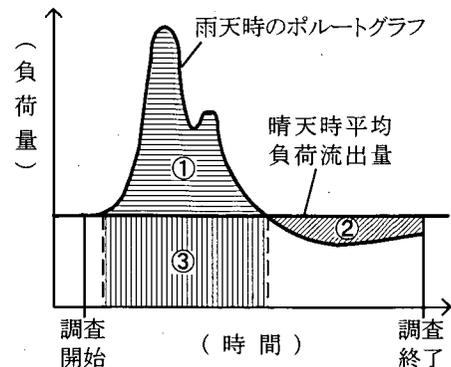


図6 負荷流出量比較のイメージ

表7 負荷流出量の比 (領域①/領域②)

調査地点	調査降雨	BOD (-)	COD (-)	SS (-)	T-N (-)	T-P (-)
1	1	2.43	1.74	5.32	1.70	1.52
1	2	0.62	0.95	1.62	0.47	0.56
1	3	1.52	2.94	8.33	1.28	1.57
2	1	0.93	1.44	2.81	0.69	0.80
2	2	2.14	3.49	4.83	1.59	1.39
2	3	1.67	4.82	8.30	1.97	2.39

表8 負荷流出量の比 (領域①/領域③)

調査地点	調査降雨	BOD (-)	COD (-)	SS (-)	T-N (-)	T-P (-)
1	1	4.27	3.54	10.3	2.36	2.36
1	2	1.29	1.49	2.24	0.57	0.84
1	3	5.66	8.23	17.0	2.26	3.97
2	1	4.31	6.36	9.09	2.44	3.38
2	2	3.17	4.17	7.44	1.24	1.45
2	3	5.57	7.72	13.5	1.49	3.24

表9 晴天時負荷流出特性

(負荷流出量の最大値/負荷流出量の最小値)

調査地点	BOD (-)	COD (-)	SS (-)	T-N (-)	T-P (-)
1	19.7	21.3	37.6	11.5	13.5
2	20.5	22.7	44.4	8.8	11.8

4. 2. 3 晴天時汚濁負荷流出特性

3回の晴天時調査結果を負荷量で平均し晴天時汚濁負荷流出パターンを算定した。いずれの水質項目も最大値は午前9時に、最小値は午前5時に発生した。これらの比を計算すると表9のようになる。

BOD, CODの比が約20倍であるのに対し、T-N, T-Pは約10倍と、前者のおよそ1/2であった。これは、T-N, T-PがBODなどくらべ負荷流出量の時間変動が小さく、流量の少ない夜間においても比較的負荷流出が大きいことを表している。この特性を土研モデルにおいて表現するためには、少流量時の負荷流出を規定する Q_c をBODなどの場合より小さく設定する必要がある。

4. 3 集中型土研モデルの検討

BOD, T-N, T-Pについて、土研モデルによるシミュレーションを行い、T-N, T-PがBODと同じ式形により計算できるかどうか検証する。

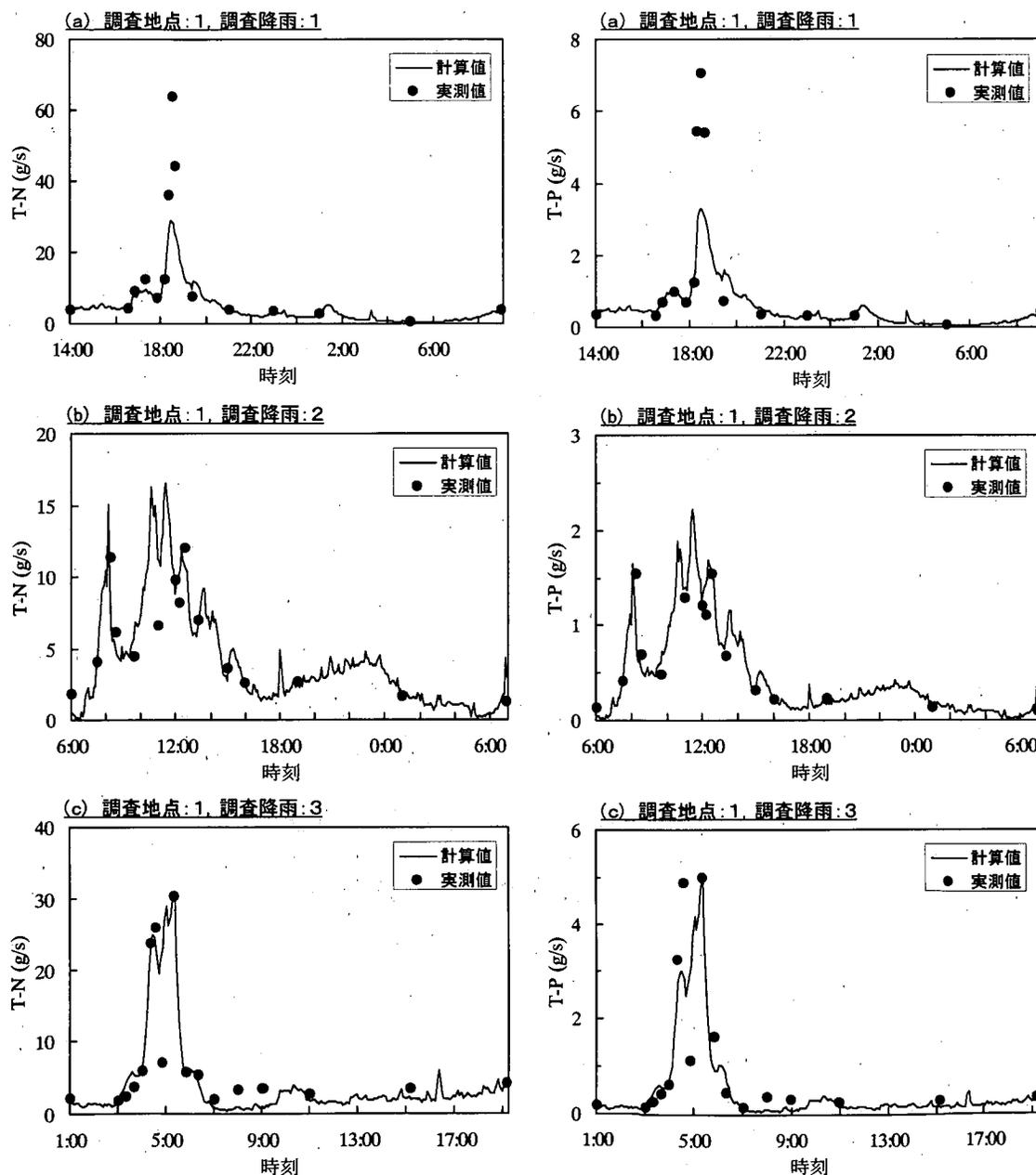


図7 土研モデルによるシミュレーション結果 (左列:T-N、右列:T-P)

管渠内パラメーター C , P_{p0} については、晴天時シミュレーションにより調査地点、水質項目毎に CP_{p0}^2 の収束値を求め、この値を固定した上で負荷流出量の実測値とよく合致する C , P_{p0} の組み合わせを各調査降雨毎に同定した。 Q_c については、晴天時における検討結果を踏まえ、BODにおいて晴天時最小流量の0.8倍、T-N, T-Pにおいて晴天時最小流量の0.6倍と設定した。計算時の流量は実績流量を用いた。

調査地点1におけるT-N, T-Pのシミュレーション結果について図7に、用いたパラメーターについて表10に、また晴天時日発生負荷量に対する各 P_{p0} の比について表11に示す。シミュレーション結果は実測値とよく適合しており、T-N, T-PをBODと同じ式形により計算できることが確認された。

同定されたパラメーターについて詳細に見ると、 P_{p0} は各調査降雨毎に最適な値が異なっていた。排水区の上流側(No.2)と下流側(No.1)で P_{p0} の比較を行うと、いずれの水質項目についても、晴天時日発生負荷量に対する P_{p0} の比は、上流側の方が大きくなっていた。これは、上流側ほど流量(流速)が小さく、管渠内に汚濁負荷が堆積しやすいという実現象が、モデル上において表現されたものと考えられる。

また、表11における比の値について、BODを1として整理し直すと、いずれもBOD:T-N:T-Pが1:1/2:3/4となり、汚濁負荷流出量の収支について検討した結果と同じ結果が得られた。

表10 シミュレーションに用いたパラメーター

調査地点	調査降雨	堆積負荷量の初期値 P_{p0} (g)			負荷流出係数 C (1/g/m ³)		
		BOD	T-N	T-P	BOD	T-N	T-P
1	1	2.00×10^6	1.87×10^5	3.03×10^4	6.75×10^{-11}	1.28×10^{-9}	5.27×10^{-9}
1	2	1.00×10^6	9.35×10^4	1.52×10^4	2.70×10^{-10}	5.14×10^{-9}	2.11×10^{-8}
1	3	2.00×10^6	1.87×10^5	3.03×10^4	6.75×10^{-11}	1.28×10^{-9}	5.27×10^{-9}
2	1	4.73×10^5	5.24×10^4	7.98×10^3	7.73×10^{-10}	1.33×10^{-8}	5.78×10^{-8}
2	2	3.15×10^5	3.49×10^4	5.32×10^3	1.74×10^{-9}	2.99×10^{-8}	1.30×10^{-7}
2	3	4.73×10^5	5.24×10^4	7.98×10^3	7.73×10^{-10}	1.33×10^{-8}	5.78×10^{-8}

表11 晴天時日発生負荷量に対する P_{p0} の比

調査地点	調査降雨	晴天時日発生負荷量 に対する P_{p0} の比		
		BOD	T-N	T-P
1	1	1	1/2	3/4
1	2	1/2	1/4	3/8
1	3	1	1/2	3/4
2	1	3/2	3/4	9/8
2	2	1	1/2	3/4
2	3	3/2	3/4	9/8

5. 空気噴出を考慮した下水道管路の水理特性

5.1 研究の目的

近年、集中豪雨によりマンホール蓋が浮上・飛散する現象が顕在化し、これに伴う安全上の問題が指摘されている。しかし、従来より下水道管路の設計は開水路流を基本として行われてきており、空気噴出を伴うような圧力管路の設計手法、もしくは二相流を考慮した管路設計手法についてはこれまで十分な検討がなされていない。晴天時に空運用されるような雨水貯留管などにおいては、降雨時に満管状態へ移行する過程で必ず空気噴出を伴うが、このような場合においても、マンホール蓋が飛散するなどの急激かつ危険な現象が生じないように、設計段階で配慮する必要がある。

そこで本研究では、水理模型実験と数値解析モデルを用いたシミュレーションにより管内空気の挙動を明らかにし、空気噴出を考慮した管路設計のマニュアルをとりまとめることを目的としている。なお本研究の内容は、当研究室と（財）下水道新技術推進機構、および川崎市、横浜市、名古屋市、大阪市、福岡市との共同研究によるものである。

5. 2 数値解析モデルの開発

一般的な管路流れの解析モデルでは水位変動のみが解析対象であるが、水位だけでは複雑な形状を呈する実在管路の空気噴出現象を把握することはできない。そこで本研究で開発するモデルは、空気と水のそれぞれを解析対象とし、閉じこめられた空気の圧力と管内流況とが相互に影響しあうような現象をも解析できる必要がある。また、人孔から排出される空気量、風速等についても定量的に把握できなければならない。

これらのことから、本モデルにおいては、空気の流れを以下のように取り扱うこととする。

- ①：管路および人孔内の空気と水は分離したものとして計算する。空気塊は一連のものとして扱わず（空気塊内部の圧力分布を考える）、水と同様に長さ方向に分割し、運動方程式、連続式、状態方程式を適用して計算する。
- ②：混入した気泡は管内の流況や空気供給量に影響する。しかし、気泡流を厳密に解析することは困難であるため、水理模型実験の結果から空気混入量を定式化することによりモデル化を行う。
- ③：実管路の解析を行うためには、種々の流入形状や管路接続についてモデル化が必要である。これらについても、各施設形状に対する水理模型実験結果からパラメーターを設定する。
- ④：開水路状態における運動方程式では、閉じこめられた空気の圧力が水圧に付加されること、水と空気の界面せん断力が空気に作用することを表現する。
- ⑤：人孔部においては、水流による空気の連行、水流による空気の遮断、管路への気泡の流入・移流・浮上等の複雑な現象についてモデル化する必要がある。
- ⑥：空気の縮尺効果は、水理実験結果に対するモデルの同定解析により把握し、パラメーターに反映させる。

以上の考え方に従い、今年度は数値解析モデルを構成する水と空気の基礎方程式を整理し、これらを差分化して数値解析モデルの基本形を作成した。モデルの対象管路としては、後述する単純伏越しの管路模型の形状とした。今後は、縮尺効果や複雑な気泡の挙動等、これまで不明確だった部分を水理模型実験により補いつつ、モデルの精度を高めていく必要がある。

5. 3 水理模型の製作と実験計画の立案

圧力管路における水理特性と空気挙動（空気の混入・移動・噴出）を把握し、数値解析モデルのパラメーターを同定するために、土木研究所構内（水質実験施設）に水理模型実験施設を設置した。

水理模型の形状は圧力管路形状を模式化した単純伏越し管路を基本とし、空気の挙動に対する相似則を把握するため、同一形状で模型縮尺の異なる3模型を製作した。管路模型部分の形状について図8に、管路模型の諸元等について表12に示す。

実験装置の全体は、低水槽、揚水ポンプ、高架水槽、給水管、管路模型、排水管から構成される。低水槽から揚水ポンプにより高架水槽へ給水し、ヘッド差によりこれを管路模型へ給水する。水はその後排水管を通り低水槽へと復水し循環利用される。流量の制御は高架水槽と管路模型の間に設けた弁の開度調整により行う。なお管路模型はアクリル製、その他の給排水管は塩ビ管（一部鋼管）である。

管路模型への通水量は電磁流量計により測定する。管内の水位変化を把握するために、管路模型の管底に

圧力センサーを設置した。管路模型への空気の連行量、および管路模型からの空気の排出量を把握するために、空気圧用圧力センサー、風速用微差圧計、ピトー管、フローメータを使用する。また管内の気泡の挙動や空気塊の移動状況を把握するためにビデオ画像を活用する。

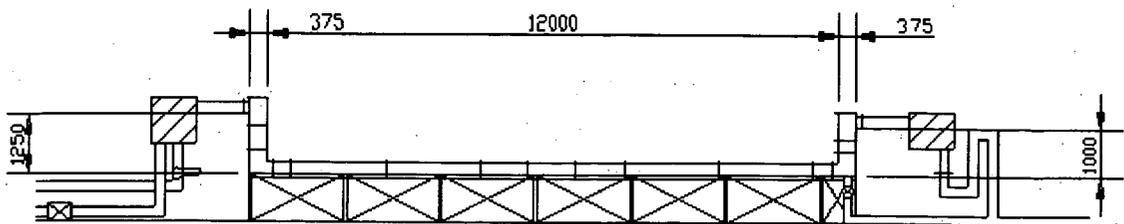


図8 モデル2（管径250 mm）の形状

表1.2 管路模型の諸元

	模型縮尺	管径	管路長	落差高	立抗径
モデル1	1/1	500 mm	24.00 m	2.500 m	750 mm
モデル2	1/2	250 mm	12.00 m	1.250 m	375 mm
モデル3	1/4	125 mm	6.00 m	0.625 m	188 mm

今後、本実験装置を用いて、以下のような内容を柱とする実験を行い、得られた結果を数値解析モデルに反映させていく予定である。

①：管路全体での水と空気の挙動把握

3縮尺模型にフルード相似則に従い通水し、縮尺効果による現象の差異について把握する。

②：空気混入現象の把握

人孔部落下条件の違いが混入空気量に及ぼす影響について把握する。

③：空気排出現象の把握

人孔からの空気排出について、人孔形式や水流の遮蔽効果が及ぼす影響、管内空気圧と排出量との関係等を把握する。

④：空気塊移動現象の把握

被圧状態で管路内に残存する空気塊について、その移動速度、圧力変化、流量との関係等を把握する。

⑤：気泡挙動の把握

水の落差流入に伴い発生する気泡について、その大きさ、移動速度等を把握する。

6. まとめと今後の課題

1) モデル都市を設定し、個々の建物の特性による必要水量、集水面積の違いは、概ね土地利用区分毎にカテゴライズできるという考え方にに基づき、各土地利用区分毎の雨水利用シミュレーションから、雨水利用による浸水防除効果、合流改善効果について検討を行った。

・有効降雨のピークを20%以上カットできたことをもって浸水防除効果ありと判断することとした。このとき、多雨年の規模の大きな降雨に対して効果ありと判断された降雨の割合は一般低層住宅で7%、中・高層住宅で43%のみであり、特に一般低層住宅のように貯留槽容量が小さい場合には、浸水防除効果が

ほとんど発現しないといえる。

- ・利水槽の浸水防除効果について、降雨開始直前の貯留槽空き容量から年間平均空き容量を算出し、これと同じ貯留槽容量をもつ治水専用の雨水貯留槽の浸水防除効果と比較した。両者の浸水防除効果は概ね等しいものとする事ができる。利水槽の治水専用貯留槽への換算係数はおよそ 1/4 程度であった。
- ・越流量、遮集雨水量の低減効果は、貯留高の大きい雨水利用施設の方が大きい、貯留高の小さい雨水利用施設であっても、越流回数の低減には効果がある。
- ・有効降雨のピークが 5mm/h 以下の小規模な降雨に対しての効果大きい。越流回数を大幅に削減できるということは、負荷量ベースで水量ベースでの低減効果以上の効果が期待される
- ・遮集管の能力が小さいほど、雨水利用による越流回数の低減効果が大きい。地域要件により遮集能力の増大が緊急に望めないような地域に対し、雨水利用を積極的に導入することは合流改善対策の1つとして有効に機能すると考えられる。逆に、既に十分な遮集能力がある地域においては、雨水利用による合流改善効果が相対的に小さくなる。

2) 現地調査結果から得られた、晴天時、雨天時の負荷流出特性から、土研モデルを用いた窒素・りんの計算方法について検討した。結果、実用的に十分な精度で、T-N, T-P の負荷流出量を土研モデルにより計算可能であることが検証された。得られた知見をまとめると次の通りである。

- ・T-N, T-P は BOD と同様の式形で計算することができる。路面負荷の影響は無視できる程度である。
- ・T-N, T-P の場合は限界流速 Q_c を BOD の場合より小さく設定する必要がある。
- ・T-N, T-P は BOD と比べ管内堆積負荷量の割合が小さい。晴天時日発生負荷量に対する P_{p0} の比は、BOD を 1 としたときに T-N で 1/2, T-P で 3/4 程度となる。
- ・同一排水区内で比較した場合、上流側は晴天時日発生負荷量に対する P_{p0} の割合が大きかった。

今後は、適切なパラメーターの初期値の与え方や、モデルの分布型化等について、引き続き検討を加えていく必要がある。

3) 空気噴出を伴うような圧力管路の設計手法を検討するため、今年度は水と空気の流れを表現するための数値解析モデルの基礎方程式を整理するとともに、管内空気の挙動を解明し、数値解析モデルのパラメーター同定を行うことを目的とした水理模型実験施設を製作した。

今後は、水理模型実験による現象解明と数値解析モデルの構築を並行して進めながら、適切な管路設計手法について検討を行っていく。

最後になるが、水量水質実態調査においては日本大学4年生の古山君、生田目君の協力を得た。ここに記して謝意を表したい。

【参考文献】

- 1). (社) 雨水貯留浸透技術協会：雨水利用ハンドブック、山海堂、平成 10 年 8 月
- 2). 荒巻俊也ほか：GIS を用いた東京都区分における人工系水循環モデルによる雑用水供給システムの導入効果の検討、環境工学研究論文集, Vol. 36, pp. 341-352, 1999.
- 3). (社) 日本下水道協会：合流式下水道越流水対策と暫定指針-1982 年版-、昭和 57 年 7 月。

3. 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
交流研究員 森兼 政行

1 はじめに

下水道事業の効果については、環境保全に関するものが主であり、便所の水洗化、周辺環境の改善、公共用水域の水質保全、下水道の多目的利用、浸水の防除というように、大きく5つに分類される。そして下水道整備区域における普及が慎重に考えられているディスプレイについては、下水道施設への影響が懸念される一方、利用者の利便性の向上が期待されている。また、清掃事業における経費減少の可能性があり、二酸化炭素発生量の変化やリサイクル形態の変化等環境への多面的な効果影響もある。本調査は、下水道整備済み区域においてディスプレイが導入された場合の効果影響について、経済評価の観点から調査を行ったものである。

そもそも、厨芥ごみを粉砕して水で流すことによって台所等から速やかに排除するディスプレイは、わが国においては下水道施設への影響や公共用水域への負荷増大等が心配され、慎重な取り組みがなされてきた。近年では、ディスプレイ導入の是非について、導入の検討を進めるべきであるという主張や、導入に対する否定的な意見もあり、議論が盛んとなっている¹⁾。その検討においてはメリットとデメリットの評価がなされるべきであるが、本調査で試みた経済評価はその一つの軸になるものとする。

2 調査内容

2.1 調査手法

ケーススタディの手法を採用し、ディスプレイが導入された場合の効果影響の経済評価を行った。対象地域は、社会実験が行われている北海道歌登町とした。ディスプレイの普及については様々な効果影響が発生すること考えられ、ここでは金銭化可能な項目を抽出・整理し定量化を行った。特に、利用者が享受する利便性向上という効果については、アンケート調査を行いその便益の計測を行った。それ以外の効果影響については施設等の既往データに基づき、ときには大胆な前提を設定して推定を行った。また、ケーススタディを通して、対象地域の地域条件・施設条件が費用便益にどう影響するかについて考察を加えた。

2.2 対象地域概況

対象地域とした北海道歌登町は、北海道の最北に位置する宗谷管内に属し人口2,629人、面積606km²の町である。主な産業は観光および農業であり、酪農が盛んである。冬季の寒さ、積雪は著しく、生活に大きな影響を与えていて、ごみ出しの大変さは著しい。同町では、下水道整備区域内の一部の町営住宅にディスプレイを公的に設置する施策を進めている²⁾。平成11年度より設置を開始し、平成12年11月末において、ディスプレイが設置されている住宅数は、114件である。平成14年度までには、下水道整備区域内の約4割の住宅に設置する計画がある。

下水道の整備は進んでおり、下水道区域内の人口普及率は87%に達している。排除方式は分流式であり、水処理方式はオキシデーションディッチ法である。下水汚泥は全量脱水後に歌登町最終処分場に運搬され埋立処分されている。ごみ処理システムにおいて厨芥は、可燃ごみとして各家庭からごみステーションに搬出され収集車により枝幸地区ごみ処理場に集められる。そこでは歌登町からの可燃ごみと枝幸町からの可燃ごみが焼却されており、焼却残渣は枝幸町最終処分場で埋立処分される。

3 効果影響の整理

3.1 定性的効果影響表

表1 ディスポーザ利用による効果影響の整理

主体	効果
ディスポーザ利用者	+利便性便益
	-運転費用(水道料金+下水道料金+電気料金)
町	-購入費用
清掃事業者	+ごみ収集量減少による経費節減 (ごみ収集過程)
	+ごみ処理量減少による経費節減 (ごみ処理過程)
	+ごみ処分量減少による経費節減 (ごみ処分過程)
下水道事業者	+下水道料金収入の増加
	-管渠施設関連費用の増加
	-処理施設関連費用の増加
	-下水汚泥処分関連費用の増加

※下水道料金収入の増加とは、ディスポーザの利用に伴う水道使用量の増加に応じたものである。

対象地域における効果影響について、経済評価の観点から整理したものを表1に示す。主体としては、ディスポーザ利用者、町、清掃事業者、下水道事業者と4つを設定した。ディスポーザが公的に設置され、町が購入費用を負担する形態となっている。

ここでは、金銭化が困難な項目つまりごみステーションにおける環境改善や可燃ごみの質的な変化による影響等について記

述していない。また、二次的な効果影響については金銭化が可能であってもとりあげていない。つまり、ディスポーザの購入に伴う波及効果や、水道使用量増加による水道事業者の経営収支への影響等である。

3.2 経済評価の考え方

(1) 効果影響項目の内容及び金銭化の考え方

ディスポーザ利用者—利便性便益：ディスポーザを利用することにより、厨芥は家庭から速やかに排除され快適性が向上する。この効果を貨幣単位で表したものを利便性便益と呼ぶこととする。具体的には、ゴミ出し作業の軽減や、家庭内の生ゴミに起因する悪臭の解消等があげられる。利便性便益の計測は4章で述べる。

ディスポーザ利用者—運転費用：ディスポーザを利用する際に生じる費用であり、水道料金、下水道料金、電気料金である。対象地域で使用された水量及び電気量に基づき計算した。

町—購入費用：通常は利用者が購入者であり購入費用を支払うのであるが、対象地域ではディスポーザが公的に設置されるので、町という主体を設定し実際に要した費用を計上する。ただし、年度あたりの費用に換算するために、耐用年数9年（メーカーへのヒアリング結果は8年から10年）及び割引率4%に対応する次式の換算係数を購入費用に乗じることとした。

$$\text{換算係数} = \frac{r}{1 - (1+r)^{-N}} \quad (r: \text{割引率}, N: \text{耐用年数}) \cdots \text{(式1)}$$

清掃事業者—ごみ収集量減少による経費減少：厨芥が下水道システムに流入することにより、可燃ごみが必然的に減少する。対象地域では収集車両1台により収集がなされているので車両の減少の可能性は見込めない。縮小されるのは収集における燃料費のみであると考え、これは収集車両内における可燃ごみ容積をもとに推定した。

清掃事業者—ごみ処理量減少による経費減少：枝幸地区ごみ処理場での焼却量が減るので、これに伴い費用が減少する。枝幸地区ごみ処理場での運転経費の内訳より、電力費、燃料費、水道費及び薬品費が減少すると考え、それらの費用は主に処理量に比例すると計算した。

清掃事業者—ごみ処分量減少による経費減少：ごみ処分量つまり焼却残渣量が減少すると考えられ、これにより処分に関わる経費が減少する。最終処分場での地均しのための燃料費と、処分場の供用年数が変化することによる年度あたり処分場建設費の変化との2項目である。前者は焼却残渣量に比例すると考えて推定し、後者は処分場建設費に換算係数(式1)を乗じたものであると考えて推定した。

下水道事業者—下水道料金収入の増加：ディスポーザの利用に伴う水道使用量増加により、利用家庭からの下水量が増加し、下水道料金も増加する。この増加分は運転費用の一部であるが、下水道事業者にとっては収入になるので効果として計上する。

下水道事業者—管渠施設関連費用の増加：ディスポーザの利用による管渠施設への影響としては、管内堆積物の増加による施設の腐食や下水の流下阻害が懸念されるが、ここでは単純化のために管渠維持管理における清掃費用のみに影響すると考えた。そして清掃費用は清掃延長に比例すると考え、清掃延長は下水のSS濃度(ここでいうSSは粒径が2mm以上のものも含むことを基本とする)に比例すると考え、ディスポーザ普及前の清掃費と清掃延長に基づき推定した。

下水道事業者—処理施設関連費用の増加：下水処理場に流入する下水の水量及び水質の変化に伴う、維持管理費の変化を推定した。変化する維持管理費の項目は、電力費、燃料費、薬品費、水道費である。また、現状の処理施設で下水の変化に対応できるかの確認を要素施設の稼働率や施設諸元をもとに行った。水処理工程ではBOD、汚泥処理工程SSが主に影響する。

下水道事業者一下水汚泥処分関連費用の増加：粉碎された厨芥が下水道システムに流入することにより、下水汚泥が増加する。対象地域では、下水汚泥の有効利用を行っていないので、処分関連費用が増加する。埋立処分先である歌登町最終処分場における地均しのための燃料費及び処分場の供用年数の変化による年度あたり処分場建設費の変化の2つの項目である。後者の推定には換算係数(式1)を用いた。対象地域では、下水汚泥処分関連費用が下水道事業費に含まれていないが、下水道事業に起因する費用であるので下水道事業者が主体である項目として設定した。

(2) ケース設定

対象地域では下水汚泥の有効利用がなされていないが、下水汚泥のコンポスト化という施策は対象地域の条件(コンポストへの需要の存在及び下水道処理区域内に工業地域がないために下水汚泥の質がよいこと)と、下水汚泥増加に伴うリサイクル推進の効率性という点より、有効なものと考えられる。そこで、下水汚泥コンポスト化施策が想定し、効果影響を検討した。本施策の効果影響のうち経済評価できるものとして、以下のものを取りあげた。

○コンポスト化経費：コンポスト施設の建設費及び維持管理費である。参考文献3にある費用関数を中心に推定した。建設費は換算係数(式1)を用いて年度あたり費用に換算した。なお、コンポストの供給先(歌登町内ゴルフ場)への運搬費も含む。

○コンポスト価値：コンポストの供給によりこれまで使用されてきた化学肥料が不要となる。この化学肥料の価格を、コンポストの価値として計上した。

また、この2項目以外にも、下水汚泥の処分が不要となるので「下水道事業者一下水汚泥処分関連費用の増加」がゼロとなること及び「下水道事業者一処理施設関連費用の増加」に含まれる脱水ケーキの歌登最終処分場への運搬費がゼロとなる効果が存在する。

以下のとおりケース設定をし、定量化を行った。

○ケース1：ディスポーザの普及。下水汚泥コンポスト化はなされない。

○ケース2：ディスポーザの普及。同時に、下水汚泥のコンポスト化を行う。新たに施設整備を行うために、その費用の影響が大きいものと想定される。

○ケース3：下水汚泥のコンポスト化が既になされていることを仮定して、ディスポーザの普及を評価。

4 利便性便益の評価

本章では、ディスポーザ利用の直接的な効果ともいうべき利便性便益の評価について述べる。これまでは定性的に主張されてきた効果であり、その定量化はディスポーザ普及の是非を検討する際に重要な要素であると考えられる。

4.1 評価手法

評価手法つまり金銭化手法は、仮想評価法(CVM; Contingent Valuation Method)を適用した。CVMとは、環境質の向上に対する被験者の支払意思額(WTP; Willingness To Pay)をアンケート調査により把握することにより、環境質の向上の価値を評価する手法である⁴⁾。本来は、価格のつけられない生態系などの環境を評価する手法であり、価格の存在しうるディスポーザの評価への適用には懸念がある。しかし、ディスポーザ利用に伴う効果自体を評価する必要があること、わが国でのディスポーザの普及は進んでいず価格が安定していないこと、及び他の評価手法の適用が困難であるという3つ理由から、CVMの適用は妥当と判断した。

4.2 アンケート調査対象世帯・調査方式

アンケート対象世帯は、既にディスポーザが設置されているすべての住宅の世帯と、ディスポーザが設置されていない下水道整備区域内の住宅の世帯から無作為に抽出した140世帯である(表2)。下水道未整備区域を除外したのは、ディスポーザ導入が困難であると考えられる地域にディスポーザの利便性を尋ねるのは不適切と考えたためである。調査方式は、訪問面接調査とした。

表2 対象地域の世帯数及びアンケート回答数等

	ディスポーザ	人口	世帯数	アンケート対象世帯数	回答数	WTP推定有効回答数
町全体		2,629	1,090	254	206	200
下水道整備区域		2,028	899	254	206	200
	有	229	114	114	101	100
	無	1,799	785	140	105	100
下水道未整備区域	無	601	191	—	—	—

注)人口、世帯数は、平成12年11月末での値。

4.3 アンケート調査票の設計

ディスポーザによる利便性を享受することに対する WTP を尋ねるために、シナリオとしては「ディスポーザを町から借りるために支払う料金」という形をとった。評価対象が電気製品の利用に伴う効果であるため、価格が明らかに被験者に意識されるが、WTP を計測するために、被験者が支払ってもよいと思う最大の金額を回答する必要がある。そこで、ディスポーザ本体の費用に加えて、ディスポーザの利用に伴う影響に対応するための費用も負担するというシナリオとした。アンケート調査票中の WTP 設問部を図 1、図 2 に示す。質問形式は支払カード方式を採用し、提示金額はどちらの場合も、100 円、200 円、500 円、1,000 円、1,500 円、2,000 円、3,000 円、4,000 円、5,000 円、「それ以上(月あたり _____ 円)」、「料金がいくらであっても、借りたくない。」とした。

なお、WTP に関する設問の前には、ディスポーザについての情報を提示している。つまり、ディスポーザの概要、メリット、デメリット、環境への影響と下水処理での対応、町の一部にのみ設置されている状況等である。ディスポーザの利便性のみを主張したり、ディスポーザによる環境への影響が大きいことを訴えたりすることがないように、バランスをとるよう留意した。

4.4 調査結果

得られた回答数は、表 2 に示すとおりであり、高い回収率が得られた。WTP 代表値の推定には、WTP の表明が有効でない矛盾回答など 6 件を除き、推定の考え方は生存分析を適用した。また、選択された金額の解釈としては、2 つの考え方を採用した。つまり、選択された金額が回答者の WTP に等しいとする考え方(以下「一点 WTP」)と、回答者の WTP が選択された金額と次に大きい金額との間に存在してその金額間に存在する確率分布が一様であるとする考え方(以下「区間 WTP」)である。

利用世帯と非利用世帯とを含めた全体の受諾率曲線を、図 3 に示す。階段状の太い実線が「一点 WTP」の場合の受諾率曲線であり、折れ線状の細い実線が「区間 WTP」の場合の受諾率曲線である。利用世帯、非利用世帯、及び全体について推定された WTP 代表値は表 3 のとおりである。

表3 利用属性毎及び全体のWTP代表値

選択金額の解釈	利用世帯		非利用世帯		全体	
	平均値	中央値	平均値	中央値	平均値	中央値
一点WTP	950	500	1,030	1,000	990	1,000
区間WTP	1,200	980	1,260	1,140	1,230	1,070

注)単位:円/月/世帯

利用世帯の WTP 代表値と非利用世帯の WTP 代表値は、ほぼ同じ値、平均値として 950~1,260 円/月/世帯という値であるという結果となったが、WTP の分布に差が見られた。利用世帯の WTP 分布と、非利用世帯の WTP 分布の差を見るために、回答者が選択した金額ごとの回答数の割合を図 4 に示す。利用世帯の方が WTP 分布にピーク性が見られ、非利用世帯は WTP ゼロ円を含め幅広く分布している。これは、ディスポーザを利用する前は表明する WTP に変動が見られ、利用することによって、利便性の認識が安定してくることを示唆している。

あなたの御家庭にディスポーザがない状態を、想定してください。
そして、町に届け出ることによってのみ、ディスポーザを借りて、使うことができますとします。(町が、下水道施設への影響に対応しなければならないためです)
料金がいくらまでであれば、ディスポーザを借りようと思えますか?
下に示されている料金の中から、借りてもよいと思う最大の額を選んでください。
ただし、町に支払われる料金は、ディスポーザ本体の費用だけでなく、下水道に入る生ゴミを処理し、水環境に影響がでないようにするためにも使われます。

図1 ディスポーザ利用世帯に対するWTP設問部

現在のところ、町では下水道施設への影響を考えて、ディスポーザを使わないようお願いしておりますが、ここでは、町に届け出ることによって、ディスポーザを借りて、使うことができますとします。
料金がいくらまでであれば、ディスポーザを借りようと思えますか?
下に示されている料金の中から、借りてもよいと思う最大の額を選んでください。
ただし、町に支払われる料金は、ディスポーザ本体の費用だけでなく、下水道に入る生ゴミを処理し、水環境に影響がでないようにするためにも使われます。

図2 ディスポーザ非利用世帯に対するWTP設問部

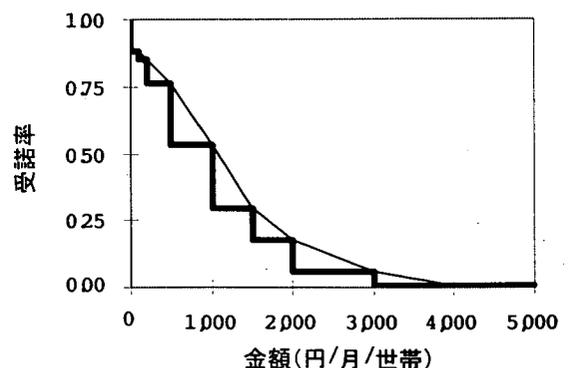


図3 全体の受諾率曲線

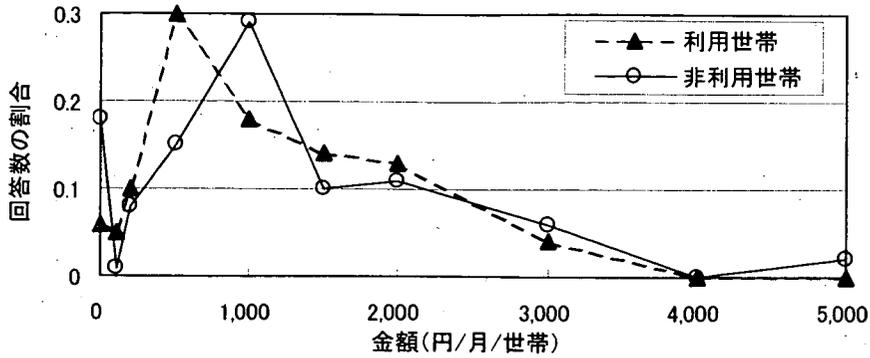


図4 利用世帯と非利用世帯のWTP分布の違い

4.5 利便性便益の設定

控えめな値を採用するという観点と、ディスポーザ利用者の方が正確な値を表明したという考え方より、WTPの平均値として950円/月/世帯を5章での計算に採用する。ただし、表明されたWTPは運転費用の発生が考慮されたものであるため、運転費用を足し合わせたものが利便性便益となる。

5 結果及び考察

5.1 結果

3章で整理した効果影響を経済評価した結果を図5に示す。主体別に棒グラフで表示した。ディスポーザが下水道整備区域内全てに普及した場合（ディスポーザ普及率100%）の推定結果を表示している。施設増設の必要性等の大きな費用便益の変化が普及率に応じて顕在化することはないと判断され、普及率に対して概ね線形の傾向を有する（下水道事業者(case2)のコンポスト経費のみ例外）。3ケース全てを表示しているが、下水道事業者以外の主体はケースによらず費用便益が一定である。なお、清掃事業者の3項目の効果影響は小さいので「ゴミ処理システムの経費縮小」という項目に統合して表示している。また、下水道事業者の「管渠施設関連費用の増加」と「処理施設関連費用の増加」についても同様に「下水道施設関連費用の増加」という項目に統合している。

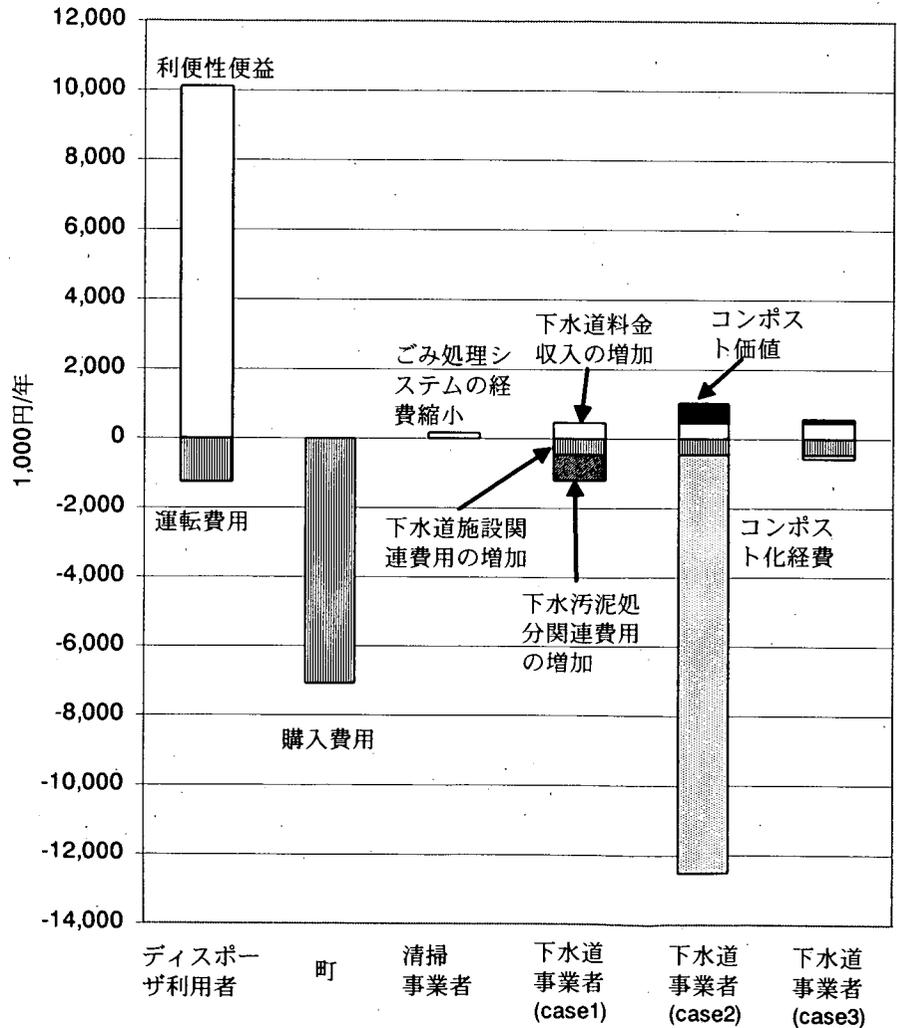


図5 主体別の費用便益

5.2 考察

図5より、利便性便益が他の費用便益に比べて大きく、購入費用を上回ることが分かる。対象地域では、公的にディスポーザが設定されているため利便性便益の原単位として平均的な値を設定した。仮にディスポ

ーザを利用したい者が自由に購入して利用するという普及形態がとられるならば、利便性便益を比較的高く享受する者が利用することになり全体の利便性便益は普及規模に比較して大きなものになると言える。

清掃事業への影響は小さいと推定された。ごみ収集の規模が小さいためにその経費縮小の効果が大きくあらわれなかったことと、ごみ焼却の区域が広域的であり歌登町でのディスポーザ普及の影響が小さいことの2点に起因すると考えられる。焼却するごみの質的量的な変化は小さいので、施設の影響はないと判断した。

下水道事業への影響については、下水処理施設の余裕が大きいためディスポーザ普及率が100%の場合でも施設の増設は不要であり、大きな費用の発生は生じないと判断された。そして、下水道施設関連費用の増加は、下水道料金収入の増加と同程度という結果となった。しかし、管渠清掃費の推定（下水SS濃度に比例）や下水処理場での発生汚泥量の推定（SS除去量に比例）における不確定さのために、推定値と実際の結果との少なからざる乖離が生じる可能性は否定できない。下水汚泥処分関連費用の増加は、下水道施設関連費用の増加よりも大きく、この項目により下水道事業者の費用便益が大きくマイナスになっている。ディスポーザ普及前は厨芥がごみ処理工程で焼却され減容化されていたが、普及後は焼却されず脱水ケーキのまま埋め立てられるので埋立量が増加したことが原因である。

下水汚泥コンポスト化施策については、下水汚泥の埋立がなくなるため下水汚泥処分関連費用がゼロになり、かつ、コンポスト価値も発生し効果はあるが、新たに施設を建設する必要があるためにコンポスト化経費が非常に大きいことが分かった（ケース2）。しかし、対象地域で既に下水汚泥のコンポスト化がなされていてディスポーザが普及するということ（ケース3）を仮定すると、ディスポーザ普及によるコンポスト化経費の増分は小さく、かつ、下水汚泥処分関連経費がゼロであるため、下水道事業者の費用便益が大きくマイナスになることはなくなる。

6 まとめ

下水道整備区域でディスポーザが普及した場合の効果影響について、経済評価を行った。効果影響を受ける主体として、ディスポーザ利用者、町、清掃事業者、下水道事業者を設定し、主体別の費用便益を推定した。その結果、利便性便益及び購入費が他の効果影響に比べて大きく、利便性便益は購入費を上回ることが分かった。清掃事業者の経費縮小の効果は小さく、下水道事業者での下水汚泥関連費用の増加が大きいことが示された。しかし、下水汚泥のコンポスト化がなされていてディスポーザが普及したならば、下水汚泥関連費用の増加はなく下水道事業者の費用と便益はほぼ等しいことが示された。

本ケーススタディを通して以下の地域施設条件は効果影響に大きな影響を及ぼすと考えられたので、他地域での普及の是非について検討される場合は、特に確認すべきことが示唆された。

下水道施設の余裕（余裕が十分であれば、施設増設の必要なく普及に不利でない）

下水汚泥の処理形態（下水汚泥が焼却されず埋立処分されているならば、処分経費大で不利）

下水汚泥の有効利用状況（既に有効利用がなされていれば、普及に有利）

CVMによりディスポーザ利用に伴う快適性向上に対するWTPを計測したところ、利用世帯と非利用世帯との間に大きな差は見られず、平均値として950～1,260円/月/世帯という値が得られた。表明されたWTPは非利用世帯の方が幅広く分布し、利用によって利便性の認識が安定することが示唆された。

本調査結果は、ディスポーザ普及後の下水道施設やごみ処理施設での対応等を推定しているため、大胆な仮定を含まざるを得なかった。また、CVMという手法の精度は高いものとは言いがたい。経済評価という一参考資料としての解釈及び活用が必要である。

参考文献

- 1) 例えば、松尾友矩、稲場紀久雄、「対論 有効な転換と健全な水循環 下水道へのディスポーザ導入を考える」、環境新聞（平成11年6月16日）第3面
- 2) 三谷哲也、「ディスポーザ実証実験への取り組み」、環境新聞（平成12年9月6日）第17面
- 3) 秋田県、日本下水道事業団、『秋田県・雄物川流域下水道の簡易コンポスト化に関する技術調査報告書』、昭和61年3月
- 4) 栗山浩一、『公共事業と環境の価値—CVMガイドブック—』、築地書館、1997年

4. 高濃度排水の管路施設における挙動に関する調査

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 能勢 正樹

1. 目的

近年の生活様式の変化に伴い、下水道に排出される汚水の性状も変化してきていることが予想される。厨芥、し尿・浄化槽汚泥、下水処理水の個別循環・温排水等、当初管路システムが想定していた性状を上回る汚水の受け入れも予想される。本調査では、このような状況の中で現在の変化している汚水の性状や挙動について把握し、今後想定される高濃度な汚水が下水道管路システムで示す挙動を調査し、管路施設に与える影響について把握することを目的として実施する。

本年度は、下水道管渠に影響を与える高濃度な排水としてディスポーザ排水を対象として調査を実施した。

2. ディスポーザ排水調査

ディスポーザの設置により主として下水管きよに与えると予想される影響は、水量と負荷の増加である。そのため、まず下水管きよへの流入水量や汚濁負荷がディスポーザの設置によってどの程度増加するのかを把握することが求められる。また、それらの負荷の増加による、管路施設自体へ与える影響や、維持管理作業に関して与える影響についても把握調査が必要となる。これらの調査は、実施設において行われることが望ましいため、ディスポーザの整備を推進している北海道歌登町をフィールドとして調査を実施した。歌登町においては、平成11年度より4カ年計画で町営住宅にディスポーザの導入を進めている。11年度は「若葉団地」に設置が完了し、12年度は「光南団地」においてディスポーザの設置が行われた（平成12年9月末設置）。なお、13年度には「新栄団地」、14年度には「檜垣団地」にディスポーザの設置が行われる予定である。本年度は、主として調査方法の確立と本調査における初期値の測定を中心として調査を実施した。そのため調査地点としては、ディスポーザが既設である「若葉団地」と、ディスポーザを本年度設置予定の「光南団地」を主な対象として調査を行った。

2.1 調査内容

ディスポーザの設置により、下水管きよ中にディスポーザ粉碎後の厨芥が流入することで、管きよに様々な影響を与えることが予想される。そのため、ディスポーザ排水の負荷量を把握することを目的として、ディスポーザ設置前後での、管きよ内汚水の流量及び性状の変化について調査を実施する。また、流速等の状況によっては管渠内堆積物が増加することが予想される。このような堆積物の増加を把握するために、管きよ内の堆積状況をTVカメラ等によって調査し、管きよ内の堆積量を把握する。また、宅内排水設備やポンプ施設、伏越し等のトラップを有する施設についても、堆積分の増加が考えられる。このような、特に堆積の発生しやすいトラップの箇所として、歌登町においては宅内の排水設備での堆積について目視での確認を行う。また、管きよ内での堆積物の増加に伴う硫化水素等の発生も考えられるため、硫化水素の測定もあわせて実施する。

汚水についても、厨芥成分の混在する排水や堆積物からの溶出等によって汚水性状に影響を与える可能性も考えられるため、ディスポーザ粉碎排水を用いた実験により、溶出等の性状影響について確

認を行う。

2.2 調査方法

2.2.1 ディスポーザ排水現地調査

2.2.1.1 水質調査

ディスポーザによる負荷量の増加を把握するために、若葉、光南それぞれの団地の汚水が集水される人孔において、通日での採水を行い、水質項目の測定を行った。採水地点として、図-1の箇所を選定した。また、各作業の概要を以下に記す。

- (1)採水作業は、自動採水器により通日(9/5 11:00~9/6 11:00)での採水を実施した。一回の採水につき、水量2Lでの採水を行った。夜間(9/6 1:00~4:00)の間については、極端に水量が減少したため採水を行うことが出来なかった。
- (2)負荷量算定のために流量の計測を実施した。流量の計測は若葉、光南の出口人孔において実施し、両地点とも通日での計測を実施した。しかし流量に関しても、夜間は水量の減少のため測定が出来ず欠測となっている。流速の測定は5秒間隔で行い、直接測定する水深によって流量を算定した。
- (3)採水時にpH、ORP、DOの3項目については、現場での測定を実施した。
- (4)採水作業により採水した試料について、現場測定項目以外に以下の項目の分析を実施した。
BOD、S-BOD、硫化物(全、溶)、TS、VS、SS、VSS、COD_{Cr}、S-COD_{Cr}、K-N、NH₄-N、NO₂-N、NO₃-N、PO₄-P、T-P、Cl⁻

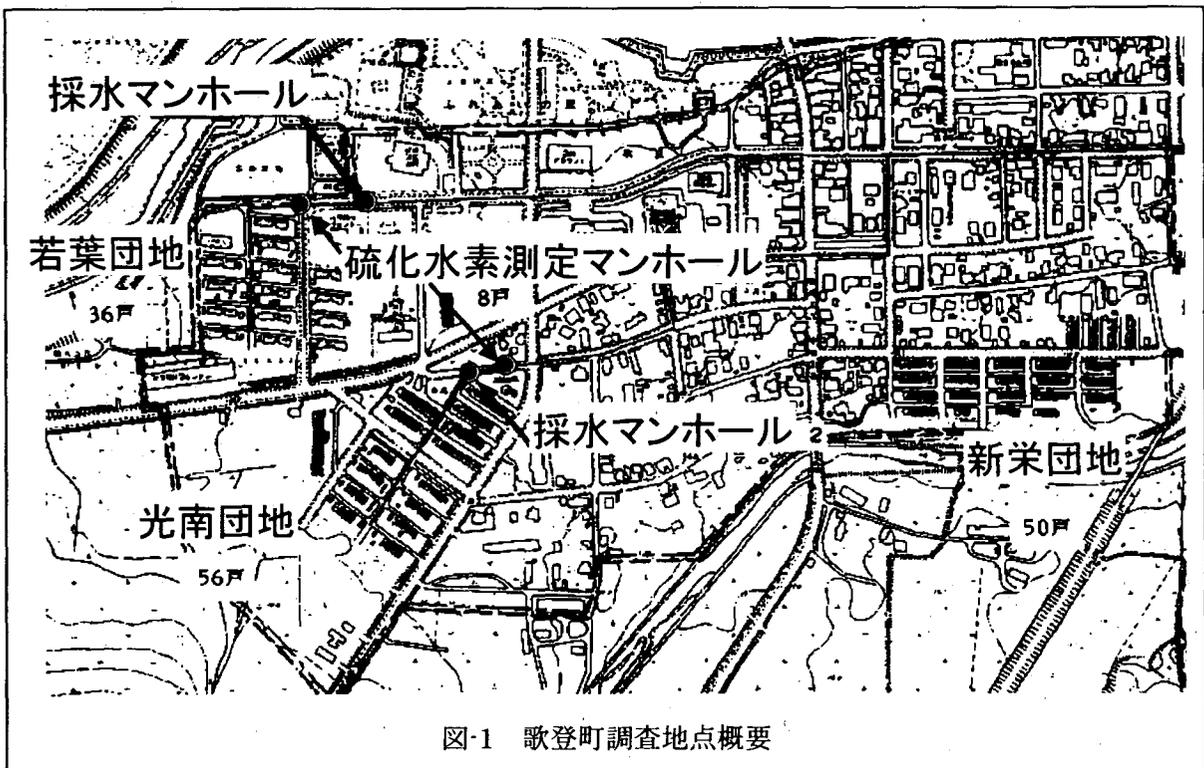


図-1 歌登町調査地点概要

2.2.1.2 硫化水素調査

ディスポーザによる堆積物等の増加から、硫化水素の発生も予想されるため、管きよ内の硫化水素濃度について、硫化水素計による連続測定を行った。

○調査概要

水質調査時に若葉団地、光南団地それぞれの採水人孔前後及び、ポンプ所直前の人孔において連続測定が可能な硫化水素計により、硫化水素の測定も併せて実施した。調査地点を図-1に示す。

2.2.2 堆積状況調査

ディスポーザによる厨芥分の増加により、管きよ内堆積の増加が予想されるので管きよ内の堆積量を把握するための調査を実施した。

○調査概要

(1) 管きよ内堆積状況

若葉団地、光南団地の管きよ内をTVカメラにより調査した。調査延長を図-2に示す。管きよ内の清掃を実施せずに、TVカメラを管きよ内に導入し、管きよ内の堆積状況の撮影を行い、撮影したVTRを元に管きよ延長ごとの堆積深を推定し堆積量の算定を行った。

(2) 宅内排水設備堆積状況

光南団地、若葉団地の宅内の排水ますを、目視により点検し堆積状況の確認を行う。

(3) 管きよ内底質調査

ディスポーザ使用により、管きよ内の堆積物の量、質に与える影響を経年的に把握するため、実施による調査を実施する。同一の地点でディスポーザ設置前後の変化の確認と、堆積物の量、質について経年的な変化を調査するため、調査地点として13年度ディスポーザ設置予定の新栄団地を選定した。(若葉団地、光南団地は設置済み。檜垣団地は下流側にポンプ施設があるため不適)また、ディスポーザ設置後の堆積状況確認のため、若葉団地においても調査を実施する。調査の概要は以下の通り。

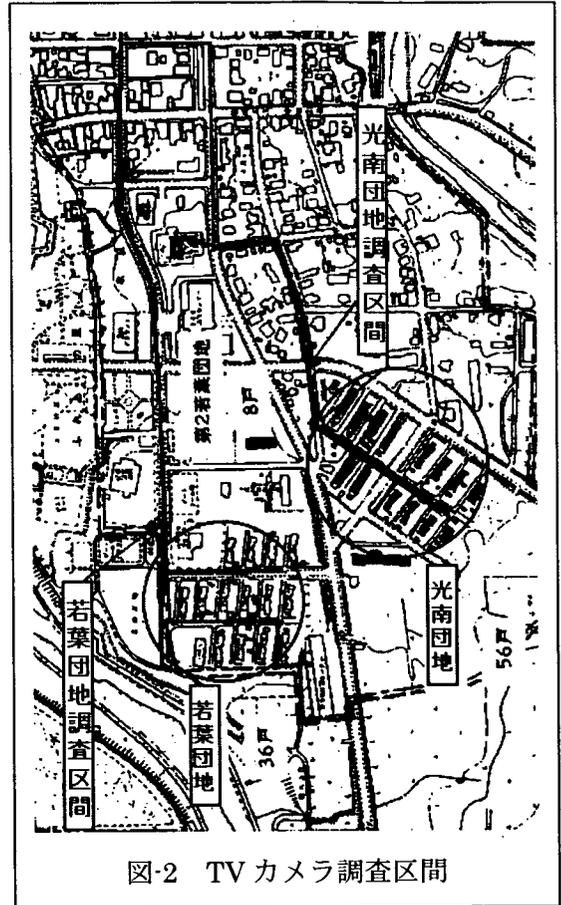


図-2 TVカメラ調査区間

○調査方法

- 1) 対象管きよ内のTVカメラ調査を行い、堆積状況の確認を行う。同時に堆積箇所を記録する。
- 2) 堆積の発生している箇所では、管内清掃器具により堆積物を引き出す。
- 3) 引き出した堆積物の体積と比重の測定を行う。
- 4) 堆積物を攪拌しサンプリングする。

以上の方法により採取した堆積物について、粒度分布、含水率、強熱減量等の分析を行った。

2.3 結果

各調査及び実験の結果を、以下に記す。

2.3.1 ディスポーザ排水現地調査

2.3.1.1 水質調査結果

歌登町での現地調査結果を示す。若葉、光南の各団地の流量測定結果を図-3に示す。流量の測定結果から、若葉団地の流量変動パターンが通常と若干異なっていることを見ることができた。通常であれば、夕方の夕食時間の水量ピークが予想されるが、測定値では、水量の上昇が確認できなかった。

次に、各水質項目について、各団地の一日の流量から一人当たり負荷を算定したものを、図-4,5として示す。図から各団地での負荷量を比較すると、項目によって若葉団地の値の方が高いものと、光南団地の値が高いものに分かれており、一概にどちらの方が高いとは言い切れない結果となっている。

が、この理由の一つとして、先に述べた若葉団地の流量が原因の一つとして考えられる。調査日における若葉団地の一人当たり使用水量は、 $0.15\text{m}^3/\text{day}$ となっているが、若葉団地の流量を平成 11 年 6 月～平成 12 年 9 月までの間、月に 1 回 24 時間の流量を測定したデータをもとに、年間での平均流量の算定を行った結果、若葉団地での平均使用水量は $0.33\text{m}^3/\text{day}$ と測定時の約 2.2 倍となり、今回の調査時の流量は年間平均に比較して非常に少ない値であることが、結果として得られている。また、水道使用量から算定した一人一日当たり使用水量は若葉団地では $0.23\text{m}^3/\text{day}$ であり、光南団地での流量は実測時が $0.31\text{m}^3/\text{day}$ であったのに対し、水道使用料からの計算では $0.18\text{m}^3/\text{day}$ となった。この平均流量をもとに負荷量を算定したものが、図-4, 5 中の若葉団地負荷（平均流量計算）であるが、図から、調査日流量からの負荷量と

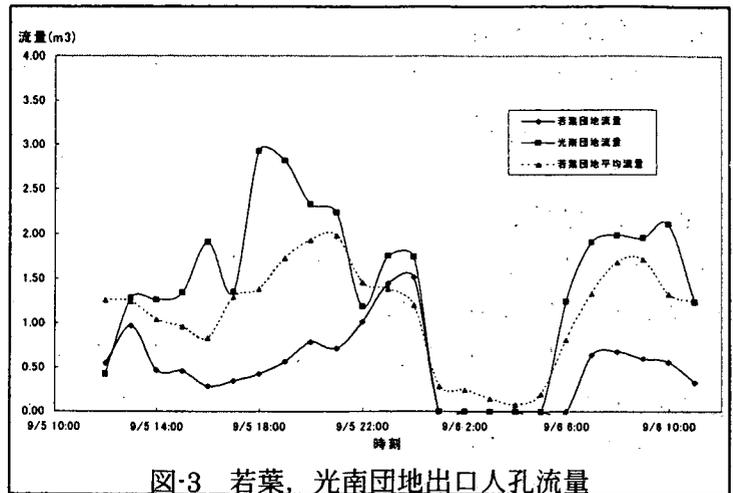


図-3 若葉、光南団地出口人孔流量

比較して平均流量で計算した負荷量が 1.7～2.7 倍と非常に高い値を示していることが分かる。また、光南団地の負荷量と比較しても、窒素関係の測定値の非常に小さな項目以外では、0.9～2.7 倍とほぼ、若葉団地の方が大きな値を示しているのが分かる。しかし、測定日の若葉団地での使用水量が少なく、流量が非常に少ないため、流量単位当たりの濃度自体が高くなっている可能性があることから、このデータのみで比較を行うことはできない。さらにデータ数を増やし、代表的な値を求めていくことにより、評価を行っていくことが必要である。

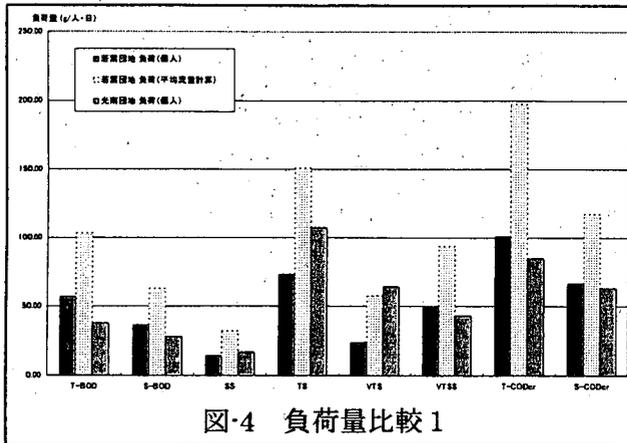


図-4 負荷量比較 1

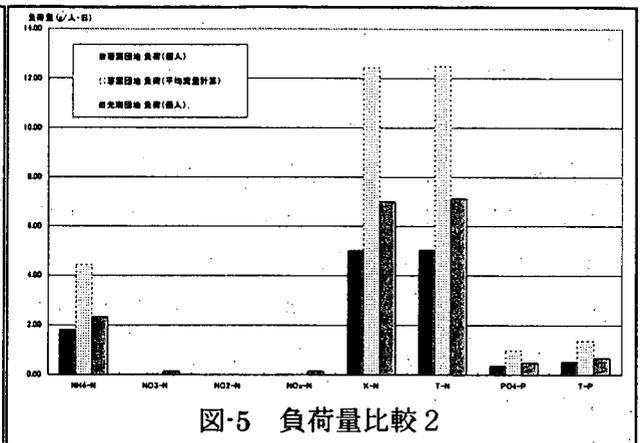


図-5 負荷量比較 2

比較して平均流量で計算した負荷量が 1.7～2.7 倍と非常に高い値を示していることが分かる。また、光南団地の負荷量と比較しても、窒素関係の測定値の非常に小さな項目以外では、0.9～2.7 倍とほぼ、若葉団地の方が大きな値を示しているのが分かる。しかし、測定日の若葉団地での使用水量が少なく、流量が非常に少ないため、流量単位当たりの濃度自体が高くなっている可能性があることから、このデータのみで比較を行うことはできない。さらにデータ数を増やし、代表的な値を求めていくことにより、評価を行っていくことが必要である。

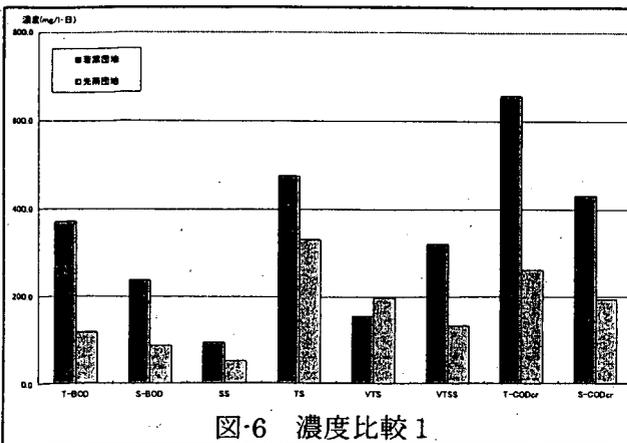


図-6 濃度比較 1

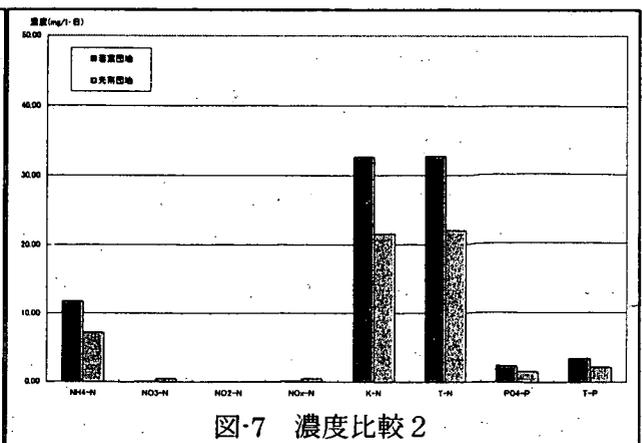


図-7 濃度比較 2

次に、各測定時間の濃度を、流量比で積算したものを図-6,7として示す。単純な濃度の比較では、若葉団地の方がBOD、COD_{Cr}では2倍程度高い値を示している。その他の項目についても、総体的に高くなっていることが分かる。

また、各水質項目の測定委結果と流量の測定結果から、時間毎の負荷量を算出した結果、各項目とも非常に大きな時間変動が見られた。これは、採水対象とした箇所が、流末の非常に小規模な地域であったため、各戸単位での水量、負荷量の変動が、非常に敏感に影響したためと考えられた。

2.3.1.2 硫化水素測定結果

通日試験の日を含む1週間(9/4~9/11)の硫化水素の測定を行った。硫化水素の測定結果を図-8に示す。図から、硫化水素はほとんど発生していないことが分かる。若干の発生が見られているのは、通日調査の実施日であり、流量の測定のため管底の底上げを行ったため、若干の滞水が発生していた。この滞水により若干の硫化水素の発生が起こったものと予想される。それ以外の測定日については、硫化水素の発生は起こっていない。しかし同様の条件下で、若葉団地においては硫化水素の発生が起こっ

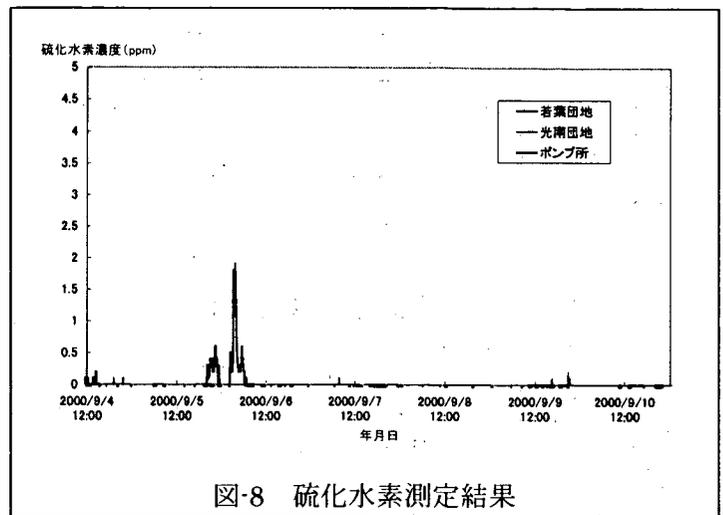


図-8 硫化水素測定結果

ているが、光南団地の排水からは硫化水素の発生が起こっていない。このことから、硫化水素の発生ポテンシャルとしては、若葉団地排水の方が光南団地排水に比べて若干ながら高いことが予想された。また、TVカメラによる管きよ内調査を行った際に、若葉団地の硫化水素測定地点より下流側にあたる人孔(若葉団地11-16下流側人孔)において、管きよの取り付け部で石灰質の溶出による石灰柱が確認された。今年度の調査では、この地点での硫化水素の測定は行っていないが、おそらく硫化水素の発生による腐食が原因であると予想される。TVカメラの映像では、この地点の上流側で顕著な堆積の発生が確認されていることから、これらの堆積物を起因として、夜間の滞水時に硫化水素の発生が起こっているものと考えられる。

2.3.2 堆積状況調査

管きよ内堆積物を、TVカメラにより確認する調査を行った。TVカメラにより発見された堆積物について、堆積深ごとに表記を大(15mm以上)、中(15~5mm)、小(5mm以下)の3種に分類して表記し、およその堆積物量を計算した。また、堆積物は管底の堆積物のみを対象とし、側壁付着分は対象より除外している。以上の調査結果の内若葉団地の結果を、図-9に示す。TVカメラ調査では、ディスプレイ設置済みの若葉団地においては、比較的多くの堆積が確認されたが、未設置の光南団地では、ほとんど堆積物が確認されなかった。管きよ自体の設計条件等が両団地で異なっているため、一概に比較することは出来ないが、調査結果からは、ディスプレイ設置区間の方により多くの堆積物が確認される結果となった。堆積箇所の傾向としては、特に設計勾配に依存している傾向はなく、管渠のたわみの発生箇所等で堆積が確認できる。また、人孔近くで勾配の緩くなっている箇所が多く、比較的多くの堆積が確認できる傾向にある。TVカメラでの確認では、卵の殻様の物体が比較的多く堆積している状況が確認され、ディスプレイによる粉砕物であると考えられた。

また、採取した堆積物について、粒度及び含水率等についての分析を実施した結果、堆積物の成分

マンホールNo.	管径 (mm)	公称 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流~下流)							堆積物総延長及び総量		堆積物測定		
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	70m	(m)	(m ³)	大 (20mm)	中 (15mm)
No.1~No.2	200VU	5.5	48.52								3.62	0.0027	-	34.52~36.82	47.00~48.32
No.2~No.3	200VU	5.4	56.87								5.32	0.0054	48.78~49.17	15.94~16.68, 45.59~48.78	6.80~7.80
No.3~No.4	200VU	5.2	56.59								0.00	0	堆積物なし		
No.4~No.7	200VU	5.0	48.84								4.92	0.0024	-	46.66~48.25	11.01~12.37, 16.25~17.43, 21.77~24.56
No.5~No.6	200VU	5.1	60.89								0.48	0.0001	-	-	53.97~54.45
No.6~No.7	200VU	5.1	60.60								1.00	0.0002	-	-	4.44~4.72, 16.59~16.99, 47.91~48.23
No.7~No.8	200VU	5.4	56.90								17.05	0.0119	-	29.20~38.82	3.35~4.67, 5.30~5.82, 6.10~7.24, 17.77~18.76, 19.52~21.28, 24.23~24.78, 42.99~45.80
No.8~No.9	200VU	5.3	60.95								13.05	0.0085	-	0.75~7.44	7.94~11.70, 14.91~15.72, 24.54~25.11, 28.70~29.12, 30.43~30.92
No.9~No.10	200VU	5.6	51.48								9.53	0.0052	-	31.61~40.00	3.77~4.91
No.10~No.11	200VU	6.0	52.94								6.86	0.0029	-	50.33~52.01	13.19~14.26, 25.00~26.82, 33.61~34.70, 35.31~36.68, 38.81~40.27, 43.71~44.38, 47.87~48.37
No.11~No.12	200VU	4.8	60.90								3.17	0.0007	-	-	0.50~1.60, 7.99~8.76, 33.83~35.13
No.12~No.13	200VU	4.9	60.77								7.10	0.0172	25.38~27.48, 41.42~43.22	20.87~23.24	4.06~4.89
No.13~No.14	200VU	4.8	60.96								2.04	0.0004	-	-	12.07~13.00, 16.35~16.88, 36.08~36.66
No.14~No.15	200VU	5.9	52.87								2.40	0.0085	48.88~51.28	-	-
No.15~No.16	200VU	4.6	27.17								6.17	0.0101	21.00~MH	-	-
合計			817.25								82.71	0.0802			

図-9 堆積物堆積状況 (若葉団地)

としては、有機物が非常に多く確認され、光南団地の堆積物での有機物含有率が10%であったのに対して、若葉団地では90%程度とほぼ有機物で構成されていることが結果から得られた。また、ふるい分けしたものについて、若葉団地の堆積物中には、卵の殻様の物体が多く確認されており、ディスポーザの影響であることが示唆された。

3. まとめ

今年度のディスポーザに関する現地調査の結果、以下の知見が得られている。

- ・歌登町をフィールドとした採水調査の結果、負荷量に関してはディスポーザ設置と未設置の区間で各水質項目において優位な差異が見られなかった。原因としては、採水日における流量の特異性によるものと考えられるため、継続的な調査による判断が必要である。
- ・採水試料に対する単純な水質濃度比較では、ほぼ全ての水質項目においてディスポーザ設置区域における濃度の方が未設置区域に比較して、高くなる傾向が見られた。
- ・現地における硫化水素の測定ではほぼ未検出であったが、調査時に流量の測定のために、滞水が発生した期間については、ディスポーザ設置区間において若干の硫化水素が検出されている。このことから、ディスポーザの設置により硫化水素の発生ポテンシャルが若干ながら上昇している可能性が示唆された。
- ・堆積物の調査においては、明らかにディスポーザ設置、未設置での差異が確認されたが、管渠の設計上検討の差によることも考えられるため、引き続き調査を行うことが必要である。

5. 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

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 高村 和典

1. はじめに

生活様式の変化により求められる水量、水質のレベルも大きく変化し、都市内の水循環は必ずしも良好とは言えない状況にある。下水道の普及拡大に伴って、下水道を経由する排水量（下水処理水及び雨水）の割合が、都市内の水循環の大部分を占めるようになってきた。このため、よりよい水環境を達成するために、下水処理の高度化、合流式下水道の越流水対策、処理水の有効利用、ノンポイント汚濁対策としての雨水処理、雨水貯留・浸透等の施策が実施されている。そこで、本調査は、水利用形態と上記各種施策の組み合わせをコスト面を含め総合的に評価し、都市における望ましい水循環システムを構築する手法を検討するものである。

2. 研究方法

2. 1 水循環モデルの取りまとめ

平成12年度は、本調査の初年度であり、水循環システムの評価を定量的に行うための手段である水循環モデルにつき、文献をもとに既存モデルの特性を取りまとめその汎用性及び適用性に関して検討を行い、平成13年以降の実際の流域への適用モデルを決定した。

2. 2 建設コスト分析

小口径管路の開削工事における価格変動要因の把握を目的として、過去15年間にとり一般的開削管路工事の建設コストの経年変化を下水道工事工種体系のレベル3ごと試算し、設計、施工条件等諸因子による建設コストへの影響を解析評価した。

3. 研究結果

3. 1 水循環モデルの取りまとめ

3.1.1 水量解析モデル

水循環の概念図は図1の通りであり、河川への流出量は地表からの表面流出、土壌からの早い中間流出、遅い中間流出、地下水流出等により構成されており、通常表面流出及び早い中間流出を直接流出とし、遅い中間流出及び地下水流出を基底流出としている。モデルは、流域を一つの計算単位として取り扱う集中型、流域を幾つかの小流域に分割してそれぞれを計算単位とする分布型に分類できる。また、集中型は通常タンクモデルを活用したものであり、分布型においてはタンクモデル等を活用したもの（ここでは便宜上分布型非物理モデルと呼ぶ）及び支配方程式を数値解析するもの（分布型物理モデル）の2種類に更に分類できる。

(1) 分布型非物理モデル^{1)~6)}

水循環のモデル化は図2の通りである。降雨はまず樹冠遮断を受け、残りが地表に直接到達する。降雨が表層を漏らし、降雨強度が浸透速度を越えまた最大表面貯留高を越えると表面流出が生じる。次に、不飽和層では、上層からの浸透により含水量が増加し最小容水量を越えると、下層への浸透及び流出が開始する。ただし、飽和貯留高を越えた場合は、その浸透水は上層へ復帰するものとする。地下水層では貯留高に応じて地下水流

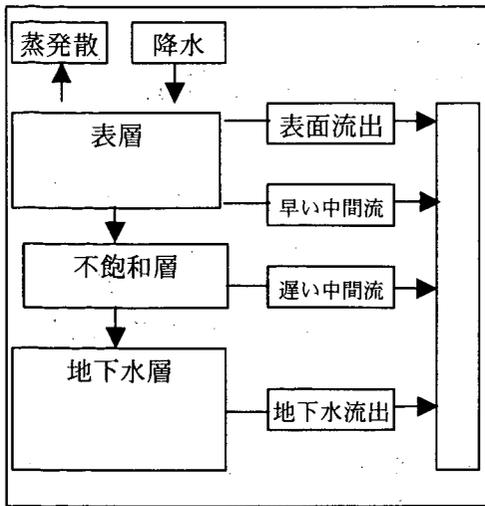


図1 水循環経路の概念図

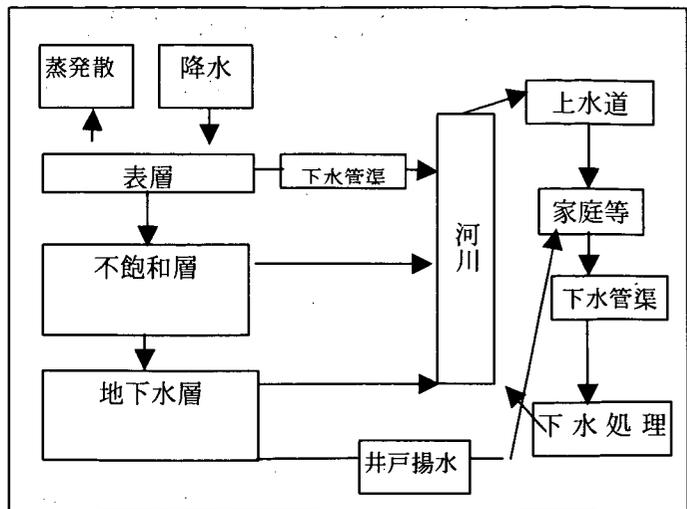


図3 都市内の水循環経路のモデル化

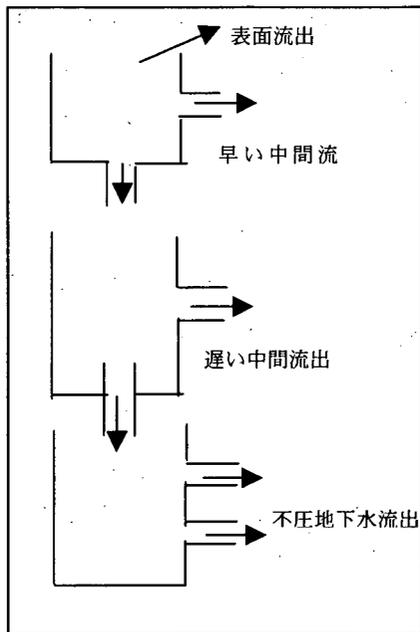


図2 水循環のモデル化

出が生じる。なお、一部のモデルにおいては、表層と不飽和層を分離せず、両者を不飽和層とし、地盤全体を不飽和層と地下水層の2層として解析を行っているものもある。また、直接流出について、表面流出及び早い中間流出を分離して計算しているもの及び分離せずに計算している2ケースがある。表面流出の具体的算出方法は、モデルにより、Kinematic wave 法、土壤水分の収支を計算する概念図または経験式等を適用している。下層への浸透速度は、貯留高及び最終浸透能を考慮する式または Green&Ampt の式等を適用したものがあ。不飽和層からの中間流出、不飽和層から地下水層への浸透及び地下水層からの流出は、多くのモデルでは貯留高を用いた線形あるいは非線形のモデルとして表現している。

また、都市域の水循環は、上水道、下水道等を経由しており、単純化すると図3のようなモデル化が可能である。したがって、実流域の解析においては、地盤の各層の特徴を考慮しつつ、都市内の水循環全体をモデル化する必要がある。

(2) 分布型物理モデル^{1), 7)}

本モデルにおいても、地盤を3層に分け解析を行い、表層については(1)と同様に取り扱う。不飽和層については以下のように Richards の式を採用する。なお、本式は横方向の水の流れは地表面勾配のみに左右されるとして2次流れの式であるが、SHE モデルでは横方向の流れは無視できるものとして鉛直方向の一次元流として解析している。

$$C \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \frac{\partial \psi}{\partial z} + K \right) + \frac{\partial}{\partial x} (KS) + \varepsilon$$

ここで、 ψ : 土壤水圧、 $C(\psi) : d\theta/d\psi$ 、 $K(\psi)$: 不飽和透水係数、 S : 地表面勾配、 ε : 水の出入りによる体積含水率変化、 θ : 体積含水率である。また、解析にあたっては、対象とする土壤の不飽和特性、すなわち、水分量 θ と土壤水圧 ψ の関係、および水分量 θ あるいは土壤水圧 ψ と不飽和浸透係数 K との関係が必要である。これらにつき、既に幾つかの関係式が提案されている。

地下水層における3次元流は以下の式のように表すことができる。

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) + Q_d = S \frac{\partial h}{\partial t}$$

ここで、 K_x, K_y, K_z ：各方向の透水係数、 h ：ピエゾ水頭、 Q_d ：単位流量（地下水の汲み上げ、投入等）、 S ：貯留係数である。また、飽和透水層の下部に不透水層が位置している場合、鉛直方向の流れを無視し2次元流れとし解析することが可能である。

3.1.2 水質解析モデル^{6), 8)}

現在採用されている都市域から河川への負荷流出モデルは、点源負荷及び面源負荷両方を考慮しているが、多くの場合面源負荷については表面流出のみを対象とし、基底流出に係わる汚濁負荷を考慮していない。一方、本研究においては、上記水量解析モデルを活用し、全ての流出に係わる負荷流出を考慮した水質解析モデルを検討する。分布型物理モデルである SHE モデルにおいては、水量モデルに対応した形で水質モデルが構築されており、水質の変化は、吸着反応、移流、分散及び生物化学反応を考慮して、以下の式の通りである。

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\rho b}{\theta} \frac{\partial c^*}{\partial t} - \frac{\partial}{\partial x_i} (C V_i) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) + Y$$

ここで、 C ：溶解性物質の濃度、 D_{ij} ：拡散係数、 V_i ： i 方向の流速、 ρb ：土粒子全体の密度、 θ ：土粒子の空隙率、 C^* ：乾燥重量当たりの吸着量、 Y ：生物化学的反應での変化であり、かなり複雑な式とならざるを得ない。また、分布型非物理モデルである SWAT 等においても、水量モデルに対応した形で、生物化学反応等を考慮した水質解析モデルが提案されている。

我が国においても数は少ないが分布型タンクモデルを活用した水質モデルの適用例もある。本モデルは、地表面への堆積、掃流、地中への浸透、土壌内蓄積、溶脱及び堆積・蓄積物の生産分解ないし減少を考慮している。

3.1.3 まとめ

平成13年度以降は、実流域において、分布型非物理モデルを基に水量、水質の解析を行うこととする。すなわち、集中型では本研究の目的である流域における下水道施策を反映した水量、水質の変化を解析することは不可能であり、かつ分布型物理モデルでは水量のみならず水質解析を実施することはパラメータ設定及び計算が複雑かつ困難であるため、量質共に同一の分布型非物理モデルを採用することとする。また、各層における流出特性は極力簡易なモデルとし、具体的には以下の通りである。なお、蒸発散モデルとして Hamon 式を適用することとし、表層及び不飽和層から差し引くものとする。

(1) 水量解析モデル

○表層

過去の研究成果が充実し既に土地利用別にパラメータの一般値が設定されている Kinematic wave を活用する。降雨強度が浸透速度を越えまた最大表面貯留高を越えると表面流出が開始するとし、早い中間流出量は貯留高を用いた線形モデルとする。

$$\text{表面流出： } Q_{sf} = L/n (H_1 - H_{1m})^{5/3} i^{1/2}, \text{ 早い中間流出： } Q_1 = K_{h1} (H_1 - h_1) A$$

$$\text{下層への浸透量： } P_{12} = K_{v1} (H_1 - h_1) A$$

$$H_1 \leq h_1 \text{ の場合： } dH_1/dt = R - E, \quad h_1 < H_1 \leq H_{1m} \text{ の場合： } dH_1/dt = R - E - Q_1 - P_{12}$$

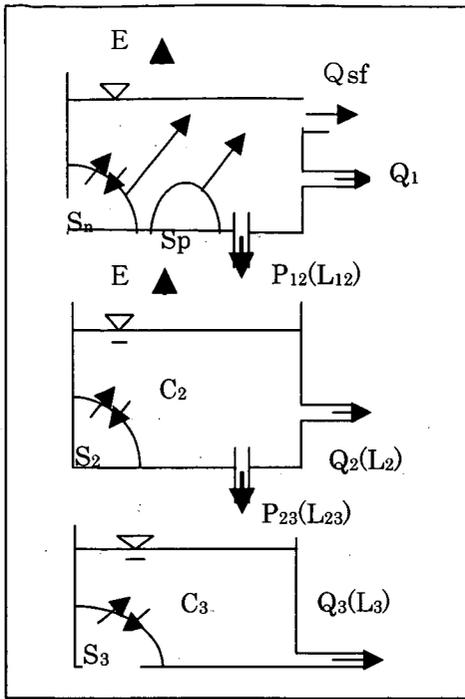


図4 水循環のモデル化

$$H_1 > H_{1m} \text{ の場合 : } dH_1/dt = R - E - Q_{sf} - Q_1 - P_{12}$$

ここで、 L : メッシュの長さ、 H_1 : 貯留高、 n : 粗度係数、 i : 斜面勾配、 H_{1m} : 最大表面貯留高、 h_1 : 窪地貯留高、 A : メッシュの面積、 R : 雨量、 E : 蒸発量である。

○不飽和層

遅い中間流出量及び下層への浸透量共に、貯留高を用いた線形モデルとして表現する。ただし、貯留高が最小容水量を越えるまでは浸透、流出を行わないものとする。また、飽和貯留高を越えた場合は、その浸透量は上層へ復帰する。

$$H_2 < H_s \text{ の場合 : } dH_2/dt = P_{12} - E$$

$$H_s < H_2 \leq H_{2m} \text{ の場合 : } dH_2/dt = P_{12} - E - Q_2 - P_{23}$$

ここで、 H_2 : 貯留高、 H_s : 最小容水量、 H_{2m} : 飽和貯留量、 Q_2 : 流出量 ($=K_{h2}(H_2 - H_s)A$)、 P_{23} : 下層への浸透量 ($=K_{v2}(H_2 - H_s)A$) である。

○地下水層

地下水流出は、貯留高の C 乗に比例するものとする。

$$dH_3/dt = P_{23} - Q_3$$

ここで、 H_3 : 貯留高、 Q_3 : 流出量 ($=K_{h3}H_3^C A$) である。

(2) 水質解析モデル

土地利用別負荷流出タンクモデルを一部簡略化し、上記の水量モデルに対応したものとする。詳細は以下の通りである。

○運動式

- ・晴天時点源流出負荷量 : $L_0 = f L_p$
- ・雨天時流出負荷量 (表層から) : $L_1 = C_1(Q_{sf} + Q_1)A + k_{wp}S_p(Q_{sf} + Q_1)A + k_{wn}S_n(Q_{sf} + Q_1)^2A$
- ・面源流出負荷量 : (不飽和層から) $L_2 = C_2Q_2A$ 、(地下水層から) $L_3 = C_3Q_3A$
- ・浸透負荷量 : (表層から不飽和層へ) $L_{12} = C_1P_{12}A$ 、(不飽和層から地下水層へ) $L_{23} = C_2P_{23}A$

ここで、 f : 晴天時流達率、 L_p : 点源負荷量 (補給分)、 C_1, C_2, C_3 : 表層、不飽和層、地下水層内それぞれの水質、 k_{wp} : 点源由来堆積物の掃流係数、 k_{wn} : 面源由来堆積物の掃流係数、 S_p : 点源由来の堆積物、 S_n : 面源由来の堆積物である。

○連続式

・表層

$$A d(C_1 H_1)/dt = Cr R A - C_1(Q_{sf} + Q_1)A - k_{a1}C_1 H_1 A + k_{a2}S_n A - L_{12}$$

$$A dS_p/dt = (1-f)L_p - k_{dp}S_p A - k_{wp}S_p(Q_{sf} + Q_1)A$$

$$A dS_n/dt = L_n - k_{dn}S_n A + k_{a1}C_1 H_1 A - k_{a2}S_n A - k_{wn}S_n(Q_{sf} + Q_1)^2 A$$

・不飽和層

$$A d(C_2 H_2)/dt = L_{12} - L_2 - L_{23} - k_2(C_2 H_2 - \gamma_2 S_2 H_{2m})A$$

$$A d(S_2 H_{2m})/dt = k_2(C_2 H_2 - \gamma_2 S_2 H_{2m})A - k_{d2}S_2 H_{2m}A$$

・地下水層

$$A d(C_3 H_3)/dt = L_{23} - L_3 - k_3(C_3 H_3 - \gamma_3 S_3 H_{3m})A$$

$$A d(S_3 H_{3m})/dt = k_3(C_3 H_3 - \gamma_3 S_3 H_{3m})A - k_{d3}S_3 H_{3m}A$$

ここで、 C_r ：降雨水質、 R ：降雨量、 k_{a1} ：表層の吸着速度係数、 k_{a2} ：表層の脱着・可溶化速度係数、 k_{dp} ：表層の点源由来堆積物の減衰係数、 k_{dn} ：表層の面源由来堆積物の減衰係数、 k_2, k_3 ：不飽和層、地下水層それぞれの吸脱着速度係数、 γ_2, γ_3 ：不飽和層、地下水層それぞれの吸着平衡定数、 k_{d2}, k_{d3} ：不飽和層、地下水層それぞれの堆積物の減衰係数、 L_n ：面源負荷量（補給分） H_{2m}, H_{3m} ：不飽和層、地下水層のそれぞれの飽和水量

3. 2 建設コスト分析

昭和60年から5年ごとに末端管渠において実際に最も一般的に用いられている設計条件、施工条件を設定し（表-1）当時の積算基準により①当時の単価②現在の単価の2ケースについてレベル3ごとに直接工事費の試算をおこなった。

表-1 小口径開削工事の建設コスト経年変化比較設計条件、施工条件

年度 項目	昭和60年度 (1985)	平成2年度 (1990)	平成7年度 (1995)	平成12年度 (2000)
管渠種別	φ250mm HP	φ250mm VU	φ200mm VU	同左
掘削深	2.0m	同左	同左	同左
管渠基礎	φ250HP(B形1種) h=2m 木枕土台基礎	砂基礎 360°	同左	同左
マンホール種別	1号現場打	同左	1号組立式	同左
掘削方法	機械掘削バックホ-0.35m ³ 床掘り30cm 人力掘削	同左	機械掘削バックホ-0.2m ³ 床掘り30cm 人力掘削	機械掘削バックホ-0.2m ³ (土砂の切崩し床均し等含む)
埋戻方法	バックホ-投入(0.35m ³) タンパ締固め	同左	バックホ-投入(0.2m ³) タンパ締固め	同左
山留材	h=2m 木矢板建込み 木材支保 h=2m-2段	同左	軽量鋼矢板建込み 軽量金属支保 h=2m, 2段	同左
掘削幅	0.85m	同左	1.1m	同左
舗装種別	表層-密粒度アスコン 5cm 上層路盤-粒調碎石 20cm 下層路盤-切込碎石 30cm (影響幅片側 0.3m)	同左	同左	表層-密粒度アスコン 5cm 上層路盤-粒調碎石 20cm 下層路盤-再生切込碎石 30cm (影響幅片側 0.3m)

図5に各年度の単価で試算した小口径開削工事の建設コスト経年変化を示す。試算結果においては昭和60年から建設工事費は急激に上昇し平成7年度には約1.5倍に達しその後平成12年度に約1割程度減少している。この価格変動は建設工事費のデフレーターの変動パターンと似ており、物価変動が小口径開削工事の建設コストに大きな影響を及ぼしていることが確認できる。

物価変動以外の価格変動要因の影響を明らかにするため、各年度の比較設計条件、施工条件、積算基準を用い、平成12年度の単価で小口径開削工事の建設コストを試算した。結果を図6に示す。レベル3ごとの価格の推移を見ると管路土工が約40%に増加している。これは、積算基準の改定に伴う掘削幅の増加と施工機械の小型化によるものと考えられる。また、舗装撤去復旧が約20%増加しているが、これについても掘削幅の増加に伴う舗装復旧面積の増加が大きな要因となっている。逆に、管布設工は約30%減少しており、これは管材材料がヒューム管から塩ビ管に移行し、さらに一般に用いられる最小口径が250mmから200mmになったことによるものである。管布設工については、コスト縮減努力が十分図られていると言えるが、全体に占めるコストの割合が小さいため事業費の削減効果が小さくなっている。工事費は全体で約4%増額しているが積算の再現性や精度から考えて大きな変動はないと考えてよく、物価変動要因を除くと小口径管路工事費はほ

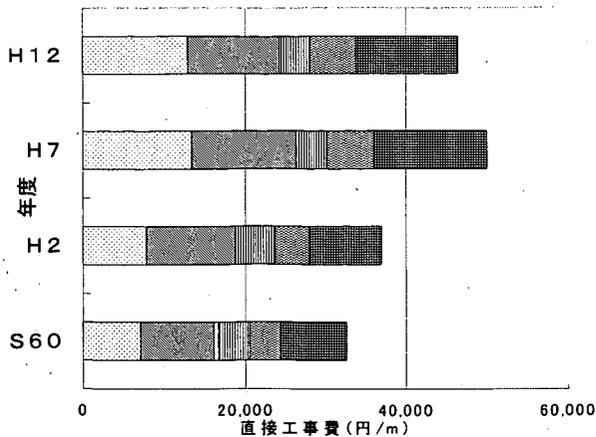


図5 小口径管路の事業費の変化(各年度単価)

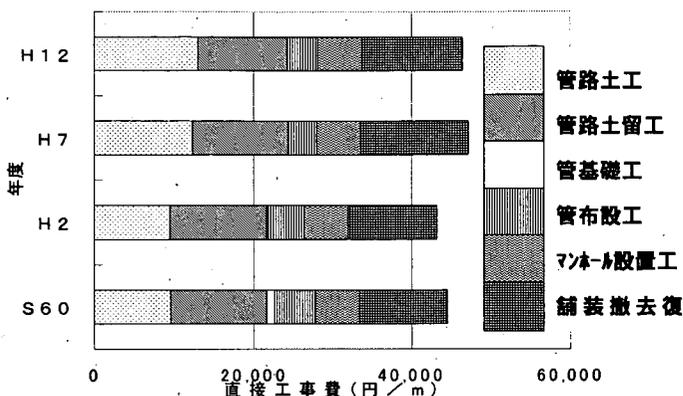


図6 小口径管路の事業費の変化(平成12年度単価)

いため、計画・設計段階へのフィードバックを目的とした積算データの集積を実施する際には変動要素の情報の把握に十分に考慮して実施する必要がある。

参考文献

- 1) 都市の水循環再生に向けて (社) 雨水貯留浸透技術協会 平成10年
- 2) 吉野文雄他、分布型流出モデルの開発と実流域への適用 土木技術資料 32-10、1990年
- 3) Zhao Ren-Jun, The Xinanjiang model applied in China, Journal of Hydrology, 135, 1992
- 4) G.Lindstrom, B.Johansson, M. Persson, M. Gardelin and S. Bergstrom, Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model, Journal of Hydrology, 201, 1997,
- 5) N.R.Sumner, P.M.Fleming and B.C.Bates, Calibration of a modified SFB model for twenty-five Australian catchments using simulated annealing, Journal of Hydrology, 197, 1997
- 6) S.L.Neitsch, J.G.Arnold, J.R.Kiniry and J.R.Williams, Soil and Water Assessment Tool User's Manual Version 2000, Draft, www.brc.tamus.edu/swat/
- 7) M.B.Abbott, J.C.Bathurst, J.A.Cunge, P.E.O'connell and J.Rasmussen, An introduction to the European hydrological system – Systeme Hydrologique Europeen, "SHE", 1:History and Philosophy of a physically-based, distributed modelling system, Journal of Hydrology, 87, 1986
- 8) 國松孝男他、河川汚濁のモデル解析、技報堂出版、1989年

表-2 本試算における価格変動要因

	工事費との比率	要因
増額要因	10%	掘削幅変更
	3%	単価変更
	2%	掘削機種変更
減額要因	-4%	人土工の廃工
	-3%	管径変更
	-2%	管基礎工の変更
	-2%	再生砕石使用
	-1%	管種変更

とんど変動していないと言える。

物価変動以外の価格変動要素の影響を明らか

かにするため各要因が直接工事費全体に及ぼす影響を本試算上で各積算項目ごと分析した(表-2)。最も大きな増額要因は掘削幅の変更でこれのみで工事費全体の1割の増額要素となっている。減額要因としては人土工の廃工、管径の変更などの影響が大きい。

本試算上においては管路建設コストに対して物価変動が支配的に影響している。物価変動以外では「管路土工」「付帯工」などの工種に関係する価格変動要素の影響が大きい。これらの要素は管路本体の諸元に表れないものが多い

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 穰
 研究員 畑津十四日

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。

平成12年度は、水処理におけるエネルギー消費の特性把握を行うことを目的に、実施設での酸素移動効率の検討と結合固定化担体を用いた硝化実験における酸素移動効率の検討を行った。

2. 実施設における酸素移動効率の把握

一般に下水処理に用いられている活性汚泥法は、活性汚泥中の微生物群に基質となる下水と酸素を与えることで、有機物等を分解・除去する方法である。ここでは、液中に酸素を供給する過程（エアレーション）が極めて重要な役割を果たし、処理場全体のエネルギー使用からも大きな割合を占めている。

そこで本調査は、水処理プロセスにおいて、攪拌・エアレーション条件等の処理条件と微生物活性、処理成績の関係を調査することにより、酸素移動機構とそれへの影響因子に関する検討を行った。

2.1 実験方法

実験は愛知県豊川浄化センターのエアレーションタンクを用いて、実操業条件下で行った。用いたエアレーションタンクは209系および210系の2系列であり、1系列は疑似嫌気好気法とし、もう1系列は標準活性汚泥法（以下、標準法とする）で運転を行った。

エアレーションタンク流下方向での排ガス測定および水質分析試料の採取は図-1に示す平面図の①～⑬の各位置で行った。エアレーションタンクは有効水深5m、タンク幅6m、総延長80mであり、流れ方向に16区画に分割されている。散気装置としては、散気板が水路片側に配置されている。

エアレーション排ガスの捕集器はポリエチレンおよびポリ塩化ビニル製で、図-2に示す構造のものを製作して用いた。

各試料の分析項目は表-1に示すとおりである。

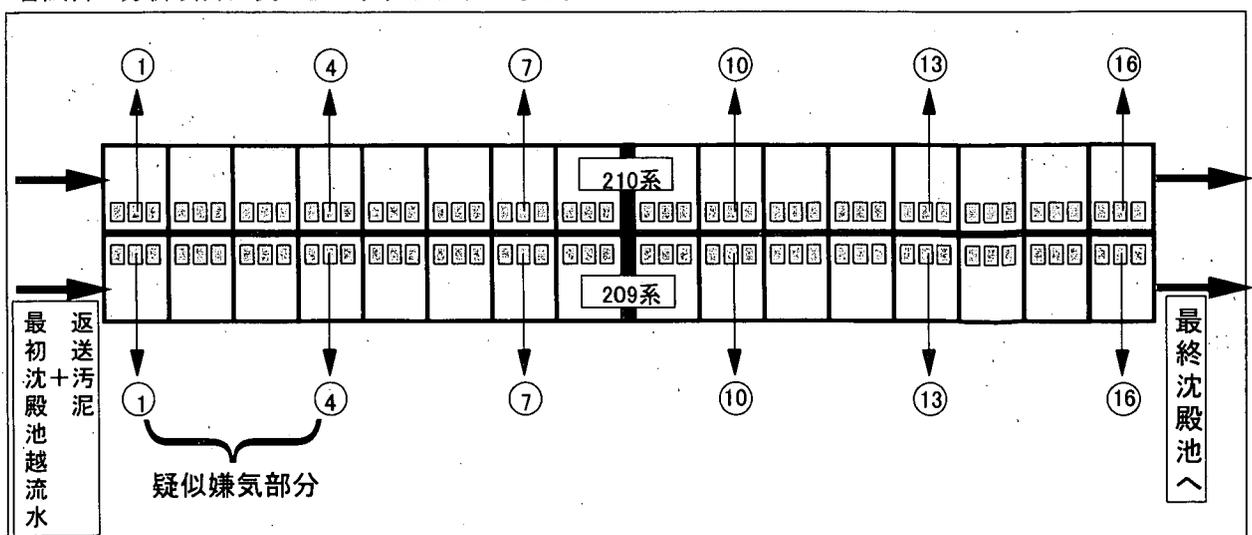


図-1 エアレーションタンク平面図

2. 2 実験結果

2. 2. 1 処理状況

エアレーションタンク運転状況を表-2,3、流入水（最初沈殿池越流水）および返送汚泥の性状を表-4 に示す。

エアレーションタンクの処理方法は、疑似嫌気好気法および標準法とし、平成12年7月～平成13年1月の7ヶ月間は209系を疑似嫌気好気法、平成13年2月～3月の2ヶ月間は210系を疑似嫌気好気法とした。疑似嫌気好気法はエアレーションタンク前段（上流）4区画の送気量を絞り、標準法は全区画送気を行った。また、その他の運転条件は特に変更しなかった。送気量は、15区画目に設置したDO計により、DO：2.0±1.0mg/Lとなるように制御を行った。各系列の最終沈殿池より引き抜かれた返送汚泥は、一旦、返送汚泥ピットで混合され各エアレーションタンクに分配されるため、209系および210系ともに同じ活性汚泥性状となっていた。

表-2 エアレーションタンク処理方法

	H12.7月～ H13.1月	H13.2月～ H13.3月
209系	疑似嫌気好気法	標準法
210系	標準法	疑似嫌気好気法

表-3 エアレーションタンク運転状況（平均値）

		7-1月	2-3月	
水量	m ³ /d/系	5,063	4,520	
エアレーションタンク容量/系	m ³	2,400		
エアレーションタンク容量/区画	m ³	150		
返送汚泥量	m ³ /d/系	3,105	3,431	
余剰汚泥量	m ³ /d/系	68	62	
返送汚泥濃度	%	0.68	0.62	
HRT	h	11.4	12.8	
実質 HRT(返送汚泥を含む)	h	7.1	7.3	
送気量	209系	m ³ /min/系	28	24
	210系	系	23	20
MLSS	209系	mg/L	2,675	2,970
	210系	系	2,214	2,505

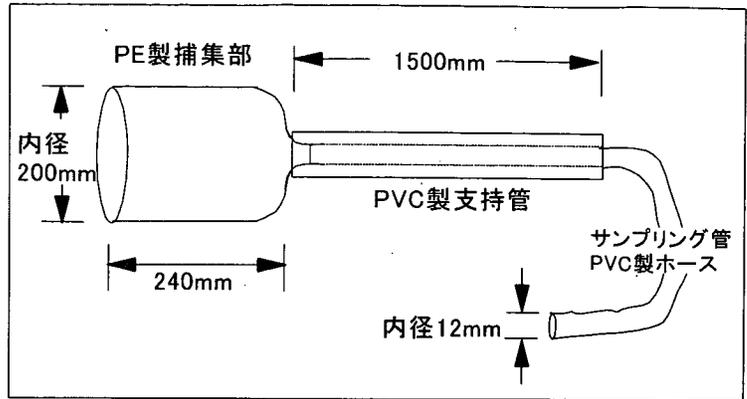


図-2 排ガス捕集器

表-1 各試料の分析項目

		場所							
		IN	1	4	7	10	13	16	RS
現	水量	●				●			●
	送気量					●			
	酸素濃度		●	●	●	●	●	●	
	溶存酸素濃度		●	●	●	●	●	●	
	ORP		●	●	●	●	●	●	
	PH		●	●	●	●	●	●	
	水温		●	●	●	●	●	●	
水	BOD	●							
	溶解性 BOD	●							
	SS	●							
	アルカリ度	●						●	
	CODCr	●						●	
	溶解性 CODCr	●	●	●	●	●	●	●	
	T-P	●						●	●
	PO ₄ -P	●	●	●	●	●	●	●	
	T-N	●						●	●
	溶解性・N	●	●	●	●	●	●	●	
	NH ₄ -N	●	●	●	●	●	●	●	
	NO ₂ -N	●	●	●	●	●	●	●	
	NO _x -N	●	●	●	●	●	●	●	
	MLSS							●	●
酸素利用速度		●	●	●	●	●	●		

表-4 流入水および返送汚泥の性状

		最初沈殿池 越流水	返送汚泥
PH		6.5	—
水温	℃	22.6	—
BOD	mg/L	113	—
溶解性BOD	mg/L	58.2	—
SS	mg/L	39.5	6423
アルカリ度	mg/L	143	—
CODcr	mg/L	306	6387
溶解性CODcr	mg/L	95.6	21.9
T-P	mg/L	5.43	563
PO ₄ -P	mg/L	3.64	1.79
T-N	mg/L	26.6	654
NH ₄ -N	mg/L	16.2	0.69
NO _x -N	mg/L	0.06	3.86
NO ₂ -N	mg/L	0.00	0.00

図-3~6は、エアレーションタンク内での水質変化を示すものである。

溶解性 COD_{Cr} は流下するにしたがい低下し、エアレーションタンク出口では 20mg/L 程度となった。処理方式による差（図中プロット:丸 vs 三角）はみられず、系列による差もみられなかった。

PO₄-P は、疑似嫌気好気法において4区画まででりんの吐き出しがみられ、それより下流では PO₄-P が低下した。一方、標準法においては、流下に伴い PO₄-P が低下した。エアレーションタンク出口での濃度は、若干ではあるが、標準法の方が低かった。また、7-1月の方が2-3月に比較して低かった。

標準法では、全区画送気を行っているにも関わらず、4区画目まで DO がほとんど存在せず、それ以降で徐々に増加し、16区画では大きく増加した。疑似嫌気好気法での DO は、送気をほとんど行っていない4区画目までの DO が存在しないのはもちろんであり、それ以降で徐々に増加した。標準法に比較して、7~13区画目の DO が若干低いものの、標準法との大差はなかった。

NO_x-N の変化をみると、標準法では、全区画送気を行っているにも関わらず、4区画目までは硝化の進行がみられず、それ以降で硝化が生じていた。疑似嫌気好気法では、嫌気終了後の4区画目以降で硝化が進行したが、標準法よりは幾分硝化の立ち上がりが遅れる傾向がみられた。これは、DO の変化に追従しており、槽内 DO が存在しない4区画目までは硝化が進行せず、4区画目以降で DO が上昇するとともに硝化が進行しており、エアレーションタンク上流では、DO 律速により硝化が進行しなかったと考えられる。また、汚泥中に存在した NO_x-N は、返送過程で若干脱窒され、さらに、1区画目まででほとんどが脱窒されていた。

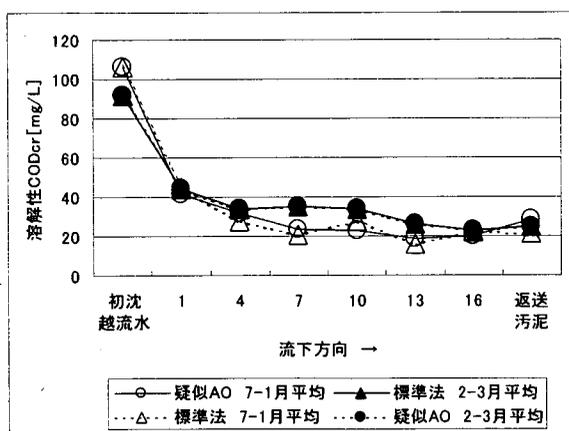


図-3 溶解性 COD_{Cr} の変化

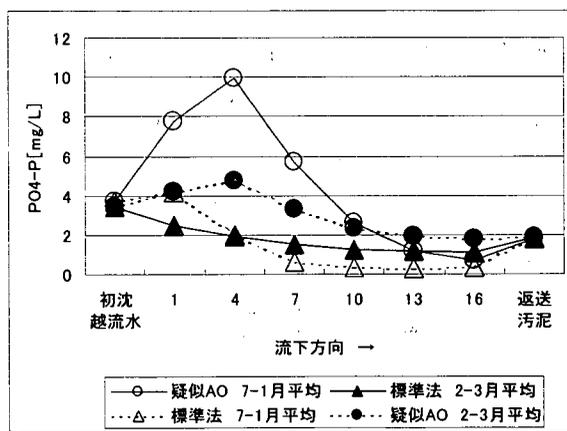


図-4 PO₄-P の変化

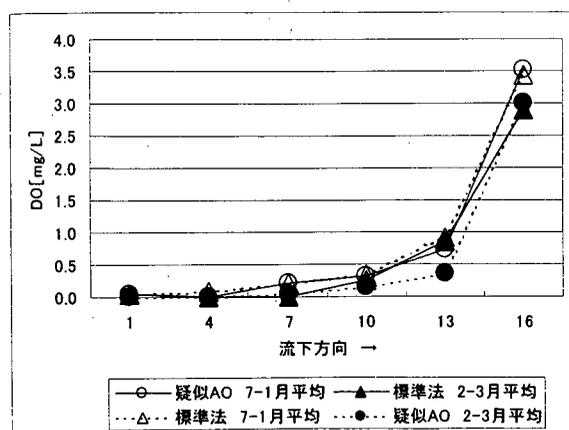


図-5 DO の変化

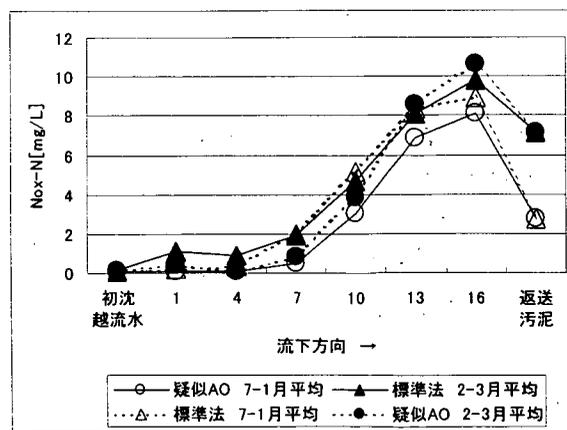


図-6 NO_x-N の変化

2. 2. 2 酸素移動効率の測定方法の検討

一般にエアレーションタンク内の汚泥混合液に対する酸素供給能力を示す指標として、総括酸素移動容量係数 (K_La) や酸素移動効率 (E_A) が用いられている。K_La および E_A は送気量、気泡径、水温、溶液の粘度、溶存物質の濃度および性質、微生物活性など、種々の要因によって変化するものである。

エアレーションタンク水相における酸素収支は式(1)のように示される。

$$V \frac{dC}{dt} = V \{K_{La}(C_s - C) - R_r\} + Q_{in}(C_{in} - C) \quad \text{----- (1)}$$

また、酸素移動に関する定義より

$$Q_{in} \times K_{La}(C_s - C) = Q_{air} \times A(O_{2in} - O_{2out}) \quad \text{----- (2)}$$

K_{La} は、非定常法および定常法で求めることができる。以下に各々の測定方法を示す。

(1) 非定常法

エアレーションタンクに清水を満たし、エアレーションしながら亜硫酸ナトリウムを溶解し、DO を 0mg/L にする。引続きエアレーションして、DO を上昇させる。このとき、各時間における飽和 DO とエアレーションタンク内 DO の差 ($C_s - C$) と時間との関係を片対数グラフに図示。得られた直線の傾きが K_{La} に相当する。

清水の水への溶解は以下ようになる。

$$\frac{dC}{dt} = K_{La}(C_s - C) \quad \text{----- (3)}$$

(2) 定常法

生物処理が定常状態では DO の変化量はないので、式(1)は以下のように示される。

$$K_{La}(C_s - C) = R_r - \frac{Q_{in}}{V} (C_{in} - C) \quad \text{----- (4)}$$

$$K_{La} = \frac{R_r - Q_{in}(C_{in} - C)/V}{(C_s - C)} \quad \text{----- (5)}$$

また式(2)より

$$K_{La} = \frac{Q_{air} \times A(O_{2in} - O_{2out})}{Q_{in}(C_s - C)} \quad \text{----- (6)}$$

そこで、エアレーションタンク内の活性汚泥の酸素利用速度と流入水 DO およびエアレーションタンク内 DO を測定すること、また、エアレーションタンク排ガスの酸素濃度を測定することにより K_{La} を求めることができる。

活性汚泥の酸素利用速度の測定方法には、回分法、または、エアレーションタンクでの酸化態物質の変化量(物質収支)からの計算法があり、下水試験方法には、回分法による活性汚泥の酸素利用速度による測定方法が記載されている。

①回分法による活性汚泥の酸素利用速度の算出

エアレーションタンク内の汚泥混合液を採取、エアレーションにより DO を 5mg/L 以上とした後、DO の経時変化を測定する。DO 変化量(酸素利用量)より酸素利用速度を算出する。

②エアレーションタンク排ガス測定からの酸素移動速度の算出

$$\text{酸素移動速度 [mgO}_2\text{/L}\cdot\text{h]} = \frac{Q_{air} \times (O_{2in} - O_{2out}) / 100 \times 32}{0.0224 \times (273 + T) / 273 \times V} \quad \text{----- (7)}$$

酸素移動速度を送気ガスと排ガスの酸素濃度の差と送気量より算出する。

③物質収支からの算出

エアレーションタンク内での、酸素濃度により活性汚泥微生物の代謝活性は異なるため、以下の 3 状態の区分により検討を行った。

表-5 エアレーションタンク内での微生物代謝活性

	疑似嫌気好気法 嫌気部	好気槽 無酸素部	好気槽 好気部
エアレーションの有無	ほぼ無し	有り	有り
活性汚泥の代謝活性	脱窒 りんの吐き出し	(脱窒) 好氣的有機物の酸化	好氣的有機物の酸化 硝化
K _L a の算出	-	式(8)より求めた移動移動 速度より	式(9)より求めた移動移動 速度より

<好気槽 無酸素部の酸素利用速度>

Rr [mgO₂/L·h]

$$= \left(\frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} \right) \times \frac{32}{V} \quad \text{-----(8)}$$

<好気槽 好気部の酸素利用速度>

$$Rr [mgO_2/L \cdot h] = \frac{Q_{in} \{ (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in}) \times 4.57 \}}{V}$$

$$+ \left\{ \frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} - \frac{Q_{in} (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in}) \times 7.14}{100^*} \right\} \times \frac{32}{V} \quad \text{-----(9)}$$

流入水および処理水の水質、排ガス中の二酸化炭素濃度より算出する

実操業条件下での K_La 測定は、非正常法では困難であるため、定常法 3 種での測定を行い、測定方法の比較を行った。12~3 月の各測定における流下方向での K_La の変化を図-7 にまとめる。

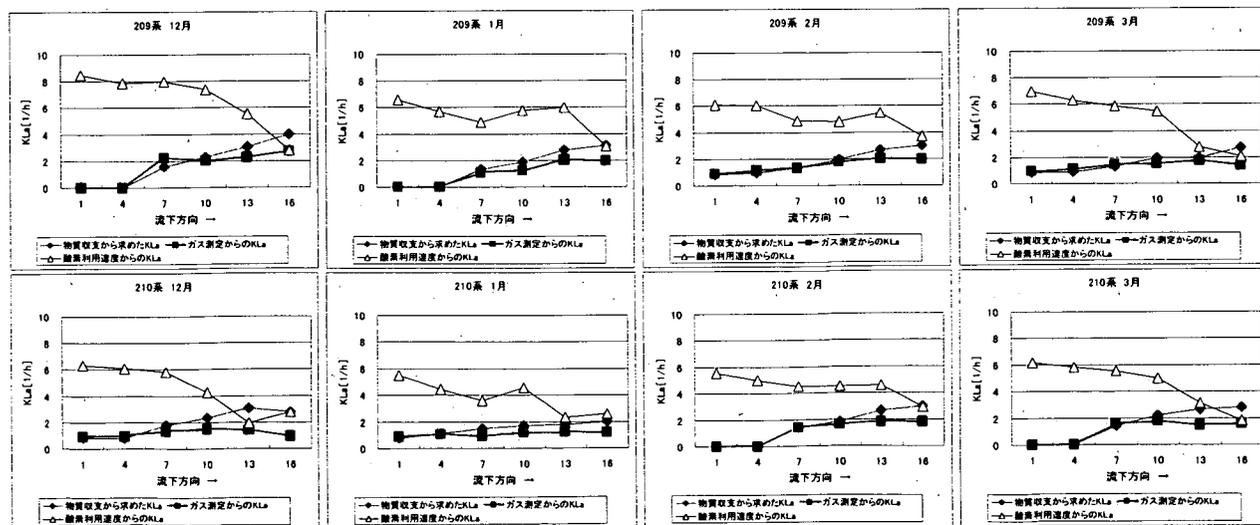


図-7 流下方向での K_La の変化

物質収支および排ガス測定からの K_La は比較的近い値であったが、回分法の酸素利用速度から求めた K_La は、エアレーションタンク後段 (13, 16 区画) では比較的近い値であったが、前段では大きく異なった。

図-8 は回分法における汚泥混合液の酸素利用速度の測定例を示す。エアレーションタンク上流 (1, 4 区画) では、酸素利用速度が大きく、即座に DO は 0mg/L となった。中流 (7, 10 区画) では、酸素利用速度が若干小さくなり、下流 (13, 16 区画) では、さらに酸素利用速度が小さくなった。この時の実施設での DO は、1, 4 区画 : 0mg/L、7, 10, 13 区画 : 0.3~0.8mg/L、16 区画 : 2.5mg/L であった。

ここで 1, 4 区画目を例にとり回分法における酸素利用速度と DO の関係を検討する。図-9 の近似式の傾

きは酸素利用速度を示し、各々の式は DO を区分して得た。酸素利用速度測定時の DO 全体を近似した場合の酸素利用速度は、実際のエアレーションタンクに近い DO : 0~0.5mg/L での酸素利用速度に比較して、2 倍程度大きくなった。

下水試験方法における定常時の K_{La} の測定は、エアレーションタンク内汚泥混合液の酸素利用速度より求める方法であり、測定においては、一旦試料の DO を 5mg/L 程度以上とし DO の減少速度を測定するものである。しかし、実際のエアレーションタンクにおいて、DO が 5mg/L 以上となることは極めて少なく、実態を反映していない。また、実態と同等の DO での測定を試みても、エアレーションタンク上流部のように $DO \approx 0$ mg/L となる場合の酸素利用速度の測定は困難である。したがって、下流の酸素利用速度は実態を反映しているが、上流の酸素利用速度は実態より大きいものとなってしまったと考えられる。

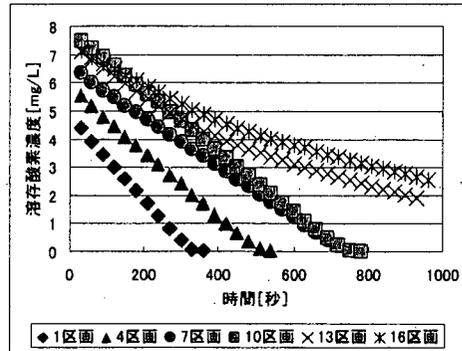


図-8 汚泥混合液の酸素利用速度の測定例 (210系 1月 標準法)

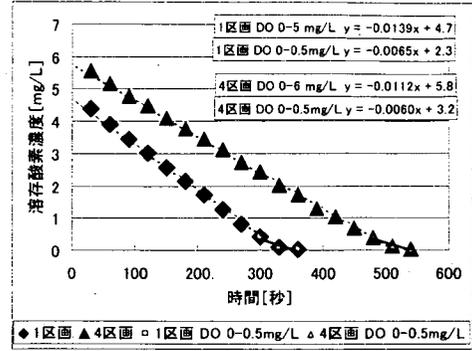


図-9 DO による酸素利用速度の違い

2. 2. 3 処理方法による酸素移動効率の違い

図-10,11 は、排ガス測定および物質収支から求めた K_{La} の流下方向での変化を示す。なお、微生物活性は水温により異なるため、本グラフは冬期 12~3 月のデータのみを用いた。

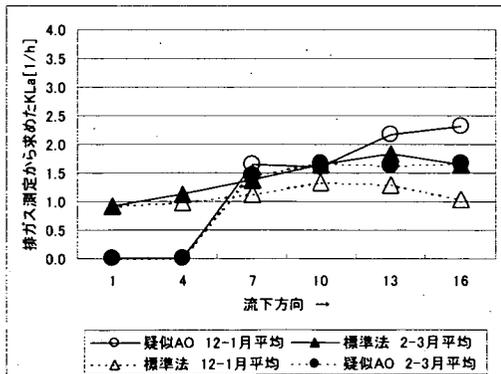


図-10 排ガス測定による K_{La} の流下方向での変化

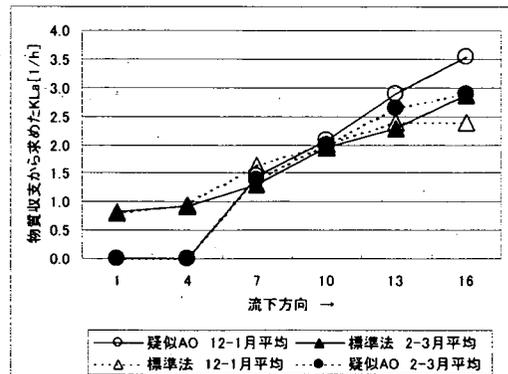


図-11 物質収支による K_{La} の流下方向での変化

排ガス測定法と物質収支による方法では、 K_{La} の傾向に差が見られるが、排ガスの酸素濃度が 19% 程度と大気中の濃度と近かったため、以下においては、物質収支による方法で得られた結果について論ずる。

疑似嫌気好気法の 1,4 区画では、エアレーションを行っていないため K_{La} は得られない。それ以降は、流下が進むにしたがい K_{La} が大きくなった。標準法において、 K_{La} は流下距離に比例するように増加した。両処理法を比較すると、中流 (7,10 区画) での K_{La} は、ほぼ同等であったが、下流 (10,13 区画) では、標準法の K_{La} が小さくなった。ただし、送気量あたりの K_{La} を比較すると (図-12)、処理法による差はみられなかった。

本調査において、 α 値 (汚泥混合液での K_{La} / 清水での K_{La}) の測定を行っていないため、明確なことは言いえないが、硝化が活発に生じている区画において K_{La} が大きくな

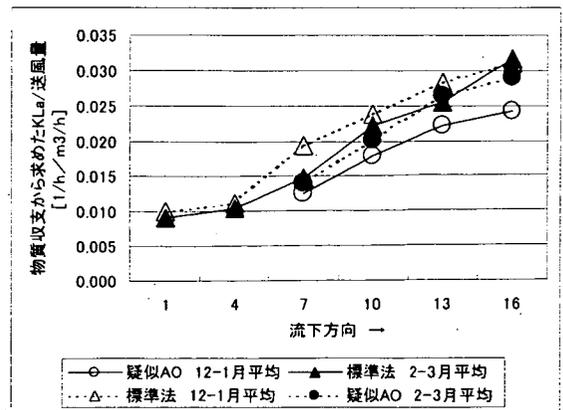


図-12 送気量あたりの K_{La}

っており、生物反応が K_{La} に影響を与えている可能性が示唆された。

図-13 はエアレーションタンク内での電子供与体の変化を酸素量で示すものである。また、表-6 は系全体の電子供与体総量を示す。なお電子供与体量の算出は式(10)~(12)を用いた。

脱窒による有機物消費は、疑似嫌気好気法で大きくなっている。これは、標準法では全区画送気しているため、槽内の DO 分布などで生じた好気部および無酸素部により、同じ区画内で硝化や脱窒が同時に生じ、見かけ上 NO_x-N の減少量が少なくなったためであると考えられる。

有機物の好氣的酸化および硝化に伴う電子供与体総量は、210系が209系より大きくなったが、処理方法での差はみられなかった。

$$\text{脱窒による有機物消費での電子供与体量 [gO}_2\text{/h]} = (\text{NO}_x\text{-N 流入量} - \text{NO}_x\text{-N 流出量}) \times 2.86 \text{-----(10)}$$

有機物の好氣的酸化での電子供与体量 [gO₂/h]

$$= \left\{ \frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} - \frac{Q_{in}(\text{NO}_x\text{-N}_{out} - \text{NO}_x\text{-N}_{in}) \times 7.14}{100^*} \right\} \times 32 \text{----- (11)}$$

$$\text{硝化での電子供与体量 [gO}_2\text{/h]} = (\text{NO}_x\text{-N 流出量} - \text{NO}_x\text{-N 流入量}) \times 4.57 \text{----- (12)}$$

表-6 電子供与体総量 単位：kgO₂/h/系 (流入溶解性 COD_{Cr} に対する割合%)

	209系			210系		
	脱窒による有機物消費	有機物の好氣的酸化	硝化	脱窒による有機物消費	有機物の好氣的酸化	硝化
12月	1.55 (5.9%)	21.85 (83.9%)	13.98	1.47 (5.6%)	13.57 (52.1%)	16.10
1月	1.63 (6.3%)	20.03 (77.5%)	13.85	1.56 (6.0%)	13.14 (50.9%)	16.45
2月	1.39 (7.0%)	21.31(107.5%)	13.26	2.66 (13.4%)	15.19 (76.3%)	15.79
3月	2.88 (13.2%)	18.80 (86.3%)	13.51	3.16 (14.5%)	15.14 (69.5%)	16.10

網掛けは、疑似嫌気好気法

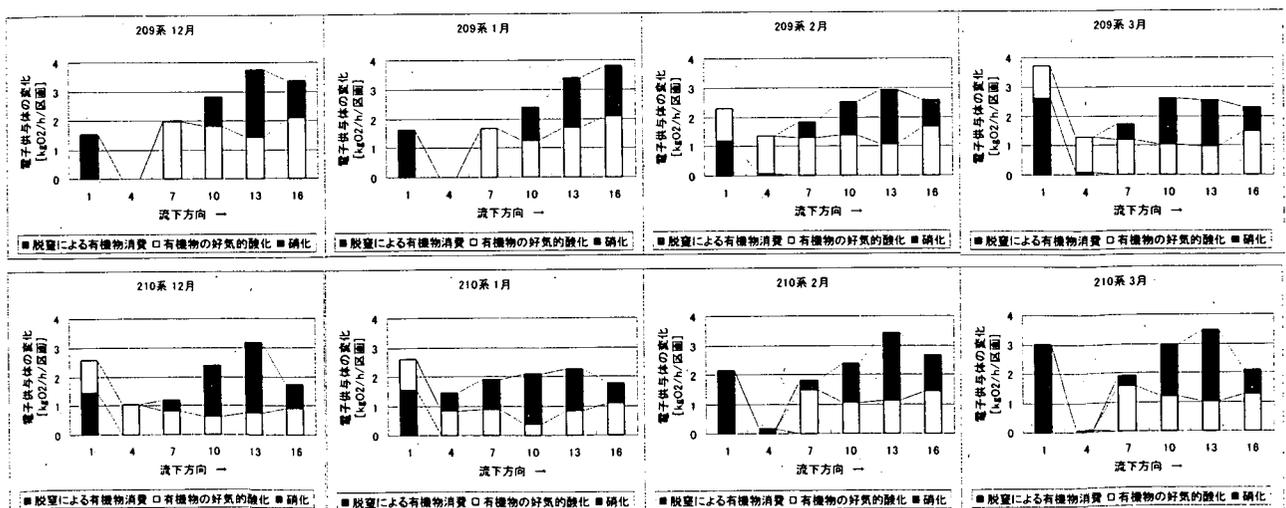


図-13 エアレーションタンク内での電子供与体の変化

3. 結合固定化担体を用いた処理法における処理状況と酸素移動効率の検討

固定化担体を用いた硝化脱窒法は、従来の循環式硝化脱窒法に比べ、担体に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、処理施設の省スペース化が望めるとされている。しかし、そのエネルギー面での評価はまだされていない。このため、本調査ではエアレーションタンクを対象として、固定化担体を使用した場合の、処理状況とエネルギー効率の関係を把握することを目的に、実験を行った。

3.1 実験装置概要

国土交通省土木研究所湖北総合実験棟内に設置した結合固定化担体硝化実験装置を用いて検討を行った。実験装置の概略を図-14に、実験装置及び固定化担体の仕様を表-7に示す。様々なエアレーション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である。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 の添加が可能である。

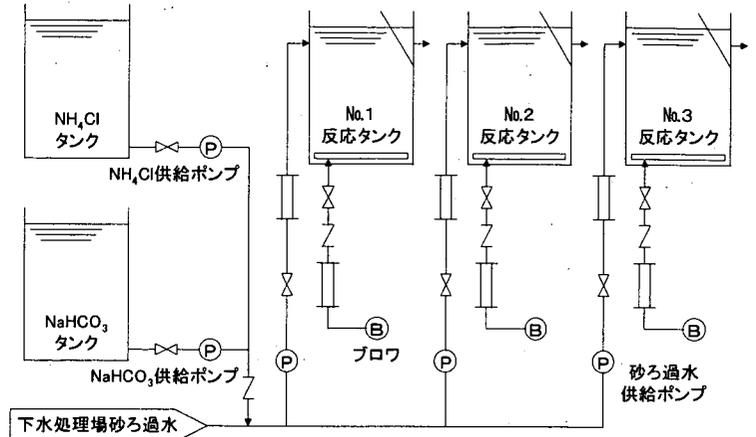


図-14 結合固定化担体硝化実験装置

表-7 結合固定化担体硝化実験装置仕様

装置名	仕様			
エアレーションタンク	材質：透明塩ビ、寸法：460mm×960mm×1970mm、 容量：0.87m ³ 、数量：3基			
送気用ブロウ	能力：0.4 m ³ /min×3000mmAq、動力：0.75kW×200V×3φ、数量：3台			
送気用コンプレッサー	最大圧力：7kg/cm ² 吐出量：44L/min、数量：1台			
散気管		No.1 反応タンク	No.2 反応タンク	
	寸法	O.D.36mmφ×I.D.25mmφ×300mmL×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 (アセトトリルブタジエンスレン)	ABS (アセトトリルブタジエンスレン)
	空孔径	100μm	300μm	500μm
	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×3φ、数量：3台			
NH_4Cl 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.25m ³ /min×15Kg/m ² 、 動力：0.2kW×200V×3φ			
NaHCO_3 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.85 m ³ /min×15Kg/m ² 、 動力：0.2kW×200V×3φ			
薬品タンク	材質：ポリプロピレン、容量：1 m ³ 、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.4mmφ×5mm L 真比重：1.025g/cm ³ 、比表面積：1410m ² /m ³ 、高密度：0.271g/cm ³			

3.2 硝化速度の測定方法の検討

一般に硝化能力の指標として、硝化速度が用いられる。硝化速度は単位時間内に単位重量の活性汚泥によって硝化される窒素量で示され、測定方法として定常法と回分法がある。定常法は、エアレーションタンク内で硝化された窒素量を槽内活性汚泥量で除することにより求めることができる。また、回分法はエアレーションタンク内汚泥混合液を採取し、エアレーションにより DO を 2mg/L 以上に確保しながら、硝化された窒素量を経時的に測定し、単位汚泥量あたりの硝化速度を求めるものである。

結合固定化担体を用いた硝化法においても、同様の方法で測定することが可能であると考えられ、その精度を検討した。

結合固定化担体硝化速度実験装置を用い、表-8の条件により馴致した結合固定化担体において、定常法および回分法により硝化速度を測定した。なお、両者の測定は、同日内に行った。

表-8 硝化速度測定実験条件

		RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4
馴致条件	流入水	砂ろ過水	砂ろ過水 + NH ₄ Cl, NaHCO ₃		
	DO [mg/L]	8~10	8~10	2~6	2~9
	担体添加率 [%]	20			
回分法	供試水	砂ろ過水		精製水	

(1) 定常法

流入水および処理水の水質より式(13)を用いて硝化速度を算出した。

$$\text{硝化速度 [gN/担体 m}^3\text{/h]} = \frac{Q_{in} \times (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in})}{\text{担体V}} \quad \text{----- (13)}$$

(2) 回分法

- ① 3L ビーカーに供試水 2L をとり、NH₄Cl 0.3g および NaHCO₃ 1.0g を溶解させる。(NH₄-N 初期値 40mg/L)
- ② マグネティックスターラーで攪拌しながら、薬品を溶解させる。
- ③ 実験装置より取り出した担体 400mL (担体添加率 20%) をビーカーに入れる。この時の時刻を開始時刻とする。
- ④ 所定の DO (エアレーションタンク内 DO と同等) になるように送気量を調整しながら、所定時間毎 (始め 1 時間は 10 分毎、後 30 分毎) に試料を採取し、0.45 μm メンブレンフィルターでろ過した後、各態窒素濃度を測定する。
- ⑤ 各態窒素濃度の単位時間あたりの変化量より硝化速度を算出した。

図-15 は定常法と回分法の硝化速度の相関を示す。

RUN1 は、流入水に硝化基質である NH₄Cl を添加していないため、硝化細菌の生育が行われていなかった。そのため、硝化反応は生じておらず硝化速度も得られなかった。RUN2, RUN3 では硝化反応が認められ、エアレーションタンク内の DO に比例して硝化速度も変動した。

図中の直線は、RUN1, RUN2, RUN3 のプロットの近似線を示す。定常法と回分法とは良好な相関関係で、ほぼ同等の値であり、結合担体法においても両者の測定方法が使用できることが確認された。

RUN3 において、回分法測定時の DO を定常法 DO と同等にした場合の硝化速度は同等になるが、DO を高めた場合 (図中●プロット) には、硝化速度が大きくなり RUN2 と同等となった。したがって、RUN3 においては、DO が律速となり硝化が抑制されているが、担体自体は十分な硝化能力を有することが明らかとなった。

RUN4 では回分法測定時の供試水に精製水を用いた。精製水の場合は pH5 程度と低く、また塩類等も含まず細菌の浸透圧等にも影響を及ぼす。そのため生物活性に負の影響が現れ、硝化速度が低下したものと考えられる。

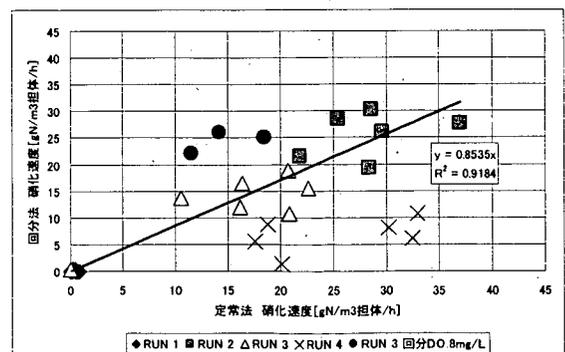


図-15 定常法と回分法による硝化速度の比較

3. 3 硝化における酸素移動効率の検討

結合固定化担体による硝化に伴う K_La の把握を目的として、まず、各々の測定方法の比較を行った。実験装置の運転条件を表-9 に示す。実験原水には、K 処理場三次処理水 (砂ろ過水) を用い、No.2 および No.3 は流入配管途中に NH₄Cl および NaHCO₃ を添加した。

表-9 結合固定化担体硝化実験装置の運転条件

	No.1	No.2	No.3
エアレーション方式	全面曝気		
送気量 [NL/min]	100	80~100	10~50
担体添加率 [%]	20		
流入水	砂ろ過水	砂ろ過水 + NH ₄ Cl, NaHCO ₃ または 砂ろ過水	
流入水量 [m³/h]	0.3		
DO [mg/L]	8~10	8~10	2~6

なお K_{La} の測定は、前述の「2.2.2 酸素移動効率の測定方法の検討」に記載した非定常法、定常法はエアレーションタンク排ガス測定からの算出と以下の物質収支からの算出方法により酸素利用速度を求めて測定した。

＜物質収支からの算出＞

$$Rr \text{ [mgO}_2\text{/L}\cdot\text{h]} = \frac{Q_{in} \{(\text{NO}_x\text{-N}_{out} - \text{NO}_x\text{-N}_{in}) \times 4.57 + (\text{COD}_{in} - \text{COD}_{out})\}}{V} \quad \text{----- (14)}$$

流入水および処理水の水質より算出する。なお、本実験において、流入水中の COD_{Cr} は低く、処理過程での COD 低下は認められないことから、以下においては式(14)の COD 部分は含めずに計算を行った。

流入水および処理水の水質を表-10に示す。

No.1は、流入水に NH_4Cl を添加していないため、 $\text{NH}_4\text{-N}$ はほとんど存在しない。そのため、硝化活性もみられず、処理過程での水質変化はほとんどなかった。また、エアレーションタンク内 DO はほぼ飽和値に達していた。No.2, No.3は、 NH_4Cl の添加により、流入水 $\text{NH}_4\text{-N}$ は $30\sim 55\text{mg/L}$ であり、処理過程での硝化反応が認められた。送気量および槽内 DO が低くなるとともに、硝化率が低下することがわかる。

表-10 流入水および処理水の平均水質

	送気量 NL/min	水温 ℃	pH		アルカリ度 mg/L		$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/L		$\text{NO}_x\text{-N}$ mg/L		COD_{Cr} mg/L		DO mg/L		硝化率 %
			槽内	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:槽内					
No.1	100	19.1	6.7; 7.6	63; 62	0.1; 0.2	7.7; 8.2	10; 12	3.5; 9.5	0						
No.2	100	16.8	7.0; 4.5	128; 2	46.0; 28.1	9.1; 26.6	11; 10	3.4; 8.4	43						
	80	17.4	7.2; 4.7	135; 1	44.2; 26.0	9.1; 27.8	10; 10	4.0; 6.8	42						
No.3	50	15.8	7.2; 7.2	192; 98	52.7; 39.9	8.0; 21.3	11; 12	2.3; 5.9	24						
	25	16.5	7.1; 6.7	143; 34	55.1; 42.6	10.3; 23.3	11; 12	4.2; 4.3	23						
	15	16.9	7.1; 6.9	178; 116	35.3; 27.9	7.7; 16.5	24; 26	3.2; 1.9	22						
	10	15.2	7.4; 7.2	199; 160	31.9; 27.6	7.2; 12.7	10; 11	2.4; 2.2	14						

図-16は、非定常法測定時の DO 変化例を示す。なお、非定常法測定時の供試水は、清水ではなく、各々の流入水（砂ろ過水 または 砂ろ過水 + NH_4Cl + NaHCO_3 ）を使用した。

アンモニア基質が含まれる場合、片対数グラフにおいて、 DO 変化は $C_s - C$ が 1mg/L 程度まで直線を示し、それ以降、槽内 DO 値に近くなると、変化率が小さくなる傾向がみられた。

そこで、本実験においては、 $C_s - C$ が 1mg/L 以上であった 0.1h 以下のデータを用いて K_{La} を算出した。

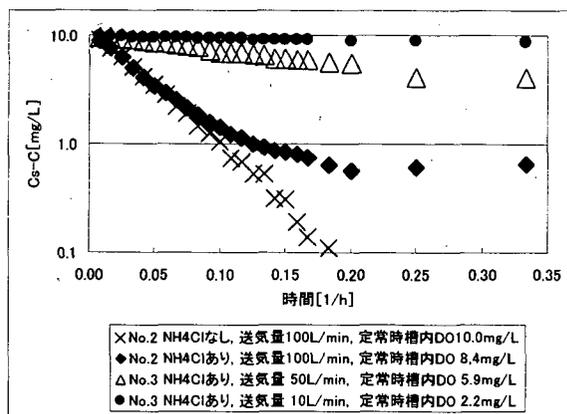


図-16 非定常法測定時の DO 変化例

図-17は、物質収支（ DO および $\text{NO}_x\text{-N}$ の変化量）より求めた酸素移動速度と、非定常法より求めた酸素移動速度の相関を示す。

非定常法の酸素移動速度は、式(15)により算出した。

$$\text{酸素移動速度 [mgO}_2\text{/L/h]} = K_{La}(C_s - C) \quad \text{----- (15)}$$

測定値のバラツキがあるが、非定常法により求めた酸素移動速度は、物質収支より求めた酸素移動速度の6割程度となった。

図-18 は、非定常法での K_{La} 測定時の供試水をアンモニア基質あり・なし（砂ろ過水のみ）の場合で比較したものである。両者はほぼ同等の値であり、アンモニア基質の有無は影響していなかった。すなわち、アンモニア基質がある場合でも、非定常法測定で得た K_{La} は硝化反応が含まれていないことになる。

非定常法での K_{La} 測定において、DO はエアレーション開始から 10~30 分程度で安定した。その際の硝化量は最大で 2.4mgN/L であった。2.4mgN/L の硝化に相当する K_{La} を式(16)により算出すると、No.2 では $22h^{-1}$ 、No.3 では $3\sim7h^{-1}$ となり、非定常法による K_{La} に足し合わせると、物質収支 (DO および NO_x-N の変化量) より求めた K_{La} と同等になった。

$$K_{La} [1/h] = \frac{0.87 [m^3 \text{水量}] \times 2.4 [mgN/L/30min] \times 4.57}{(C_s - C) \times 0.87 [m^3 \text{容量}] \times 0.5 [h/min]} \quad \text{----- (16)}$$

No.2 の $(C_s - C)$ は $0\sim1mg/L$ よって K_{La} は $22 [1/h]$

No.3 の $(C_s - C)$ は $3\sim7mg/L$ よって K_{La} は $3.1\sim7.3 [1/h]$

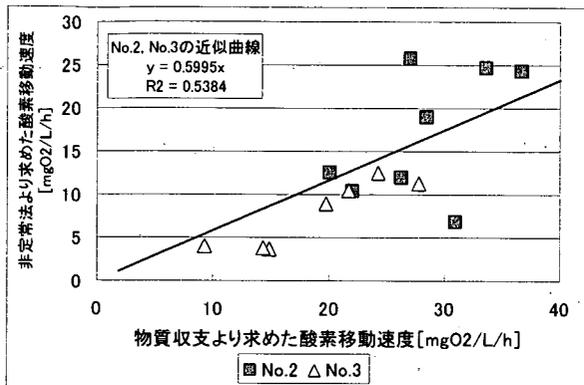


図-17 物質収支および非定常法における酸素移動速度の関係

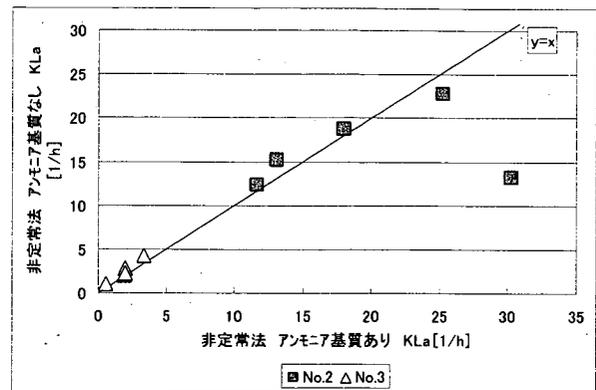


図-18 非定常法による K_{La} 測定時の供試水による違い

硝化反応の有無における K_{La} の比較を表-11 にまとめる。

すべての送风量、DO 範囲において、硝化反応があると、 K_{La} が増加し、酸素移動効率が高くなっている。つまり、硝化反応が共存することによって、気相から液相への酸素移動が促進される結果となった。原因は明確ではないが、気泡が直接硝化細菌の生物膜に接触することが効果をもたらしている可能性がある。

表-11 硝化反応の有無における K_{La} の比較

			No.2		No.3		
送风量 [NL/min]			100	80	50	25	15
DO [mg/L]			8.4	6.8	5.9	4.3	1.9
硝化反応共存時	物質収支による K_{La} [1/h]	砂ろ過水+ NH_4Cl + $NaHCO_3$	32.1	13.9	6.4	4.4	2.0
硝化反応を伴わない時	非定常法 K_{La} [1/h]	砂ろ過水	19.9	12.3	4.3	2.4	1.0
担体なし	非定常法 K_{La} [1/h]	砂ろ過水	25.3				

4. まとめ

- 実操業条件下での K_{La} 測定は定常法で行われるが、汚泥混合液の酸素利用速度より求める方法では、実際のエアレーションタンク内 DO と回分測定時の DO を同等にする必要がある。しかし、エアレーションタンク内 DO ≈ 0 mg/L の場合は、実態を反映することが困難である。また、DO の低濃度域で汚泥混合液の酸素利用速度は大きく変化することから、本方法を用いることは適切ではないと考えられた。
- 本調査において、 α 値（汚泥混合液での K_{La} / 清水での K_{La} ）の測定を行っていないため、明確なことはいえないが、硝化が活発に生じている区画において K_{La} が大きくなっており、生物反応が K_{La} に影響を与えている可能性が示唆された。
- 疑似嫌気好気法と標準法での酸素移動効率の比較を行ったが、処理水質はほぼ同等であり、酸素利用速度も大きな差異は認められなかった。
- 結合固定化担体を用いた硝化実験において、回分法と定常法での硝化速度を比較した結果、両者は同等の硝化速度を示し、測定法による差は認められなかった。ただし、回分法での測定においては、基質や DO 等を実施設と同等にすることが必要であることがわかった。
- 結合固定化担体を用いた硝化実験において、 K_{La} の測定を行った結果、非定常法での K_{La} 測定では、硝化に伴う酸素利用速度を反映できず、物質収支より求めた K_{La} に比較して低くなることがわかった。
- 結合固定化担体を用いた場合、硝化反応により酸素移動効率が高くなることが明らかとなった。

式(1)～式(16)における記号および数値

A	空气中酸素分圧から酸素量への換算係数
C	エアレーションタンク内混合液の DO [mg/L]
Cs	エアレーションタンク内混合液の飽和 DO [mg/L]
Cin	流入水の DO [mg/L]
Cout	処理水の DO [mg/L]
CO ₂	排ガス中の二酸化炭素濃度 [%]
CODin	流入水の COD 濃度 [mg/L]
CODout	処理水の COD 濃度 [mg/L]
dc/dt	溶存酸素濃度の変化量
K_{La}	総括酸素移動容量係数 [1/h]
NO _x -N _{in}	流入水の NO _x -N 濃度 [mg/L]
NO _x -N _{out}	処理水の NO _x -N 濃度 [mg/L]
NO _x -N 流入量	流入水の NO _x -N × 水量 [g/h]
NO _x -N 流出量	処理水の NO _x -N × 水量 [g/h]
O _{2in}	供給空气中の酸素濃度 [%]
O _{2out}	排ガス中の酸素濃度 [%]
Q _{air}	送気量 [m ³ /h]
Q _{in}	流入水量 [m ³ /h]
R _r	エアレーションタンク内汚泥混合液の酸素利用速度 [mg/L·h]
T	水温 [°C]
V	エアレーションタンク容量 [m ³]
アルカリ度流入量	流入水のアルカリ度 × 水量 [g/h]
アルカリ度流出量	処理水のアルカリ度 × 水量 [g/h]
0.0224	mol 換算 [m ³ /mol]
2.86	NO ₃ -N の脱窒による COD 酸化量 [gCOD/gNO ₃ -N]
4.57	NO ₃ -N の硝化に要する酸素量 [gO ₂ /gNO ₃ -N]
7.14	NO ₃ -N の硝化に要するアルカリ度 [gCaCO ₃ /gNO ₃ -N]
32	酸素分子量
100*	CaCO ₃ 分子量
273	摂氏 0°C の絶対温度
100	[% ⁻¹]

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 穰
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プトスポリジ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月にかけて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プトスポリジ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、クリプトスポリジ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、クリプトスポリジウムやウイルスを含めた消毒耐性の高い病原性微生物等に関しては、従来の消毒レベルでは対応できないことも考えられる。

このため、この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プロセス・砂ろ過施設等での徹底した濃度レベルの低減化を行い、その目標設定には放流先下流域等の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・不活化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。

12年度は、パイロットプラント等を用いてウイルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過による除去に関して検討を行った。

2. 実験方法

2.1 消毒実験

1) パイロットプラント

本実験では、図-1に示す消毒パイロットプラントを用い塩素、紫外線、オゾン消毒について、ウイルスの不活化能力を評価した。塩素消毒は、原水と次亜塩素酸ナトリウム溶液をスタティックミキサーにより混合させた後、高さ4mの反応塔へ流入させた。オゾン消毒は、PSA酸素富化装置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の反応塔において、原水と対向流で接触させた。紫外線消毒は、16W低圧水銀ランプを3本設置しており、水量および点灯ランプ本数により紫外線照射量を調整した。

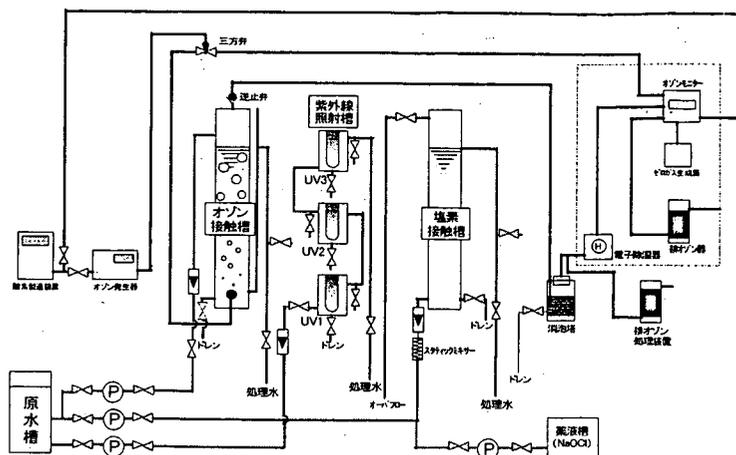


図-1 パイロットプラント

2) 消毒レベル

平成10年度の下水道統計によれば、塩素消毒での注入濃度(次亜塩素酸ナトリウム)は、 2 mg/l の処理場件数が最も多い。同様にオゾン消毒の場合では、 4 mg/l 、紫外線消毒は、紫外線照射量が $20\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ であった。このため、各々の消毒法の消毒レベルの範囲は、塩素消毒で最小注入濃度を 2 mg/l とし、最大注入濃度は 20 mg/l 、同様にオゾン消毒では、 $4\sim 20\text{ mg/l}$ 、紫外線消毒では、実験装置の制約により、最小照射量を $100\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ 、最大照射量を $2,000\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ 程度とした。

なお、接触時間は塩素、オゾン消毒の場合15分間、紫外線消毒は約19~280秒とした。

3) 消毒原水

使用原水は、実下水処理場内に設置してある生物処理パイロットプラントの二次処理水と実下水処理場の三次処理水(砂ろ過水)の2種類を用いた。

4) 使用ウイルス

原水に添加したウイルスは、ポリオウイルスI型(ワクチン接種に用いられているもの)である。ポリオウイルスは、Hela細胞により増殖させ、細胞変性効果が出現する直前に細胞維持液を除去しPBSを加え冷凍後、添加直前に融解し $4\text{ }^\circ\text{C}\cdot 3,000\text{ rpm}\cdot 30$ 分間遠心分離を行い、その上澄液を添加ウイルス液とした。細胞維持液を除去しPBSに変換することで、添加ウイルス液中の有機物濃度を低下させ、有機物による消毒剤の消費量を極力抑えた。

添加ウイルス液量は、 1 m^3 の原水に対し 500 ml 程度であり、この時の原水中のウイルス濃度は $1.6\times 10^3\sim 1.2\times 10^4\text{ PFU/ml}$ の範囲となった。

5) ウイルス定量法

ウイルス濃度は、プラーク法により定量した。定量に用いた細胞はHela細胞であり、試料の接種量は $0.2\sim 5\text{ ml}$ とした。

6) 水質分析項目

水質分析項目は、水温、pH、SS、BOD、CODcr、K-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 、濁度、紫外線透過率、大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌数とした。

また、塩素消毒実験の処理水は、遊離および全残留塩素をDPD法により測定した。オゾン消毒実験の処理水は溶存オゾン濃度、さらに、反応塔からの排オゾン濃度も測定した。

2.2 砂ろ過実験

本実験では、砂ろ過プラントを用い、ウイルスの除去能力を評価した。ろ過塔は内径150mm、高さ3,000mmであり、ろ砂は珪砂を用い、充填厚や粒径、均等係数は“高度処理施設設計資料”²⁾を参考として、ろ砂は1mm, 100cm, 支持砂利は各々2-3mm, 3-6mm, 8-12mm, 20cm, 20-35mm, 10cmとした。ろ過速度は100, 200m/dの2段階とし、上向ろ過方式とした。使用した原水は、上記3)の生物処理パイロットプラントの二次処理水にウイルスを添加したものを、約2~3時間ろ過を継続後、試料を採取した。

3. 実験結果

3.1 消毒実験

1) 消毒原水の水質等

各々の実験ケースにおける消毒強度および原水の水質等について、整理したものを表-1に示す。二次処理水のpHの平均値は6.62、SS3.6mg/ℓ、濁度3.6、CODcr17mg/ℓ、NH₄-N 0.10mg/ℓ、NO₂-NO₃ 0.011mg/ℓであった。同様に三次処理水はpH6.51、SS0.6mg/ℓ、濁度0.7、CODcr9mg/ℓ、NH₄-N0.11mg/ℓ、NO₂-NO₃ 0.008mg/ℓであり、消毒原水の二次、三次処理水とも良好に有機物やSSなどが処理されているが、二次処理水のSS、濁度、CODcr濃度は三次処理水と比較すると若干高い。

添加ウイルス液の水質に関しては、CODcr(20mg/ℓ)、K-N(5.7mg/ℓ)濃度が若干高いが、添加量は1m³の原水に対して500mℓ程度であり大幅に希釈されるため、添加による有機物の消毒剤の消費は無視できるものと考えられる。

2) 塩素消毒

塩素消毒の実験結果を図-2、残留塩素の測定結果を表-2に示す。消毒原水は、実験ケースI・IIは二次処理水、ケースIII・IVは三次処理水、ケースVは三次処理水にNH₄-Nを10mg/ℓ添加したものとした。

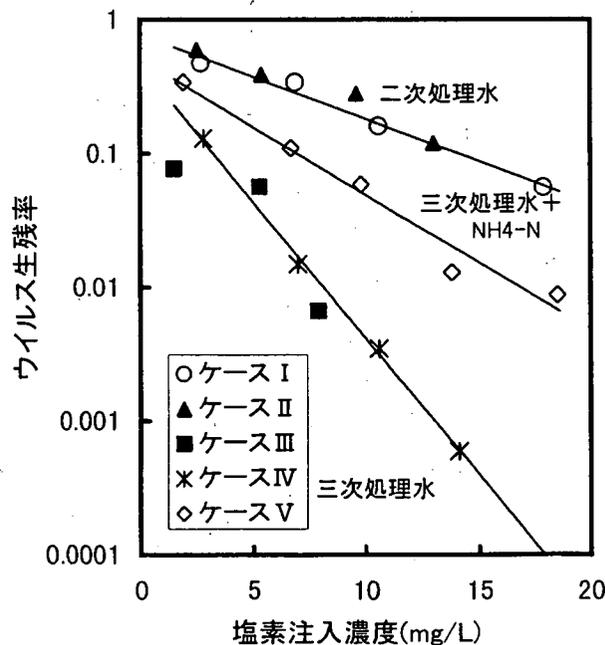


図-2 塩素注入濃度とポリオウイルス生残率の関係

塩素注入濃度とウイルス生残率の関係を各々プロットすると、消毒原水別にウイルス生残率の傾向に違いが見られた。塩素注入濃度とウイルス生残率の関係から得られた回帰直線で最も傾きの大きなものはケースIII・IVの三次処理水であり、次いで、三次処理水にNH₄-Nを添加したケースV、ケースI・IIの二次処理水の順となった。これらの回帰直線から90、99、99.9%(1, 2, 3 log)不活化させるための必要塩素注入濃度を求めると、三次処理水で各々約 2.5×10^0 、 7.9×10^0 、 1.3×10^1 mg/ℓとなった。同様に三

表-1 各々の実験ケースにおける消毒強度および原水の水質等

消毒方法等	ケース No.	原水	消毒強度範囲 (mg/ℓ, mws/cm ²)	原水中ウイルス濃度(PFU/mℓ)	水質 (mg/ℓ)											日付 H12-13
					水質O	pH	SS	濁度	UV透過率	BOD	CODcr	K-N	NH ₄ -N	NO _x -N	NO ₂ -N	
塩素	I	二次処理水	2.7 ~ 17.9	1,600	14.5	6.70	3.5	3.0	76.4	2.8%	15	0.32	0.08	5.48	0.008	12/22
	II	二次処理水	2.5 ~ 13.0	7,500	14.3	6.50	4.1	3.5	78.6	2.6	13	1.56	0.07	8.11	0.010	1/16
	III	三次処理水	1.5 ~ 7.9	3,000	16.9	6.80	0.8	0.6	80.4	1.2	8	0.44	—	6.44	0.002	12/19
	IV	三次処理水	2.8 ~ 14.1	8,500	16.8	6.30	0.4	0.4	82.8	4.5	11	1.00	0.05	7.26	0.003	1/11
	V	三次処理水	1.9 ~ 18.5	8,500	16.9	6.46	0.4	0.7	81.8	1.0	14	9.51	10.5	6.43	0.004	1/18
オゾン	VI	二次処理水	4.1 ~ 21.4	9,500	13.1	6.55	3.7	3.8	76.0	4.4	24	1.89	0.12	8.68	0.022	2/19
	VII	三次処理水	4.6 ~ 14.9	2,800	19.7	6.79	0.6	0.6	80.3	2.0	10	0.54	0.21	6.76	0.004	12/20
	VIII	三次処理水	5.1 ~ 20.2	9,500	17.4	6.35	0.4	0.4	82.8	4.5	11	1.00	0.05	7.26	0.003	1/11
紫外線	IX	二次処理水	108 ~ 1,627	9,000	14.3	6.51	3.4	3.5	78.3	2.3	21	1.58	0.05	7.00	0.008	1/21
	X	三次処理水	121 ~ 1,810	8,500	16.9	6.34	0.4	0.6	81.7	0.8	6	0.88	0.07	8.45	0.008	1/16
紫外線塩素	XI	二次処理水	470, 7.2	9,500	13.1	6.55	3.7	3.8	76.0	4.4	24	1.89	0.12	8.68	0.022	2/19
オゾン塩素	XI	二次処理水	10.1, 6.1	12,000	14.3	6.82	3.1	4.0	74.0	3.8	13	1.63	0.17	6.55	0.009	3/8
オゾン塩素	XI	二次処理水	5.0, 2.9	12,000	14.3	6.82	3.1	4.0	74.0	3.8	13	1.63	0.17	6.55	0.009	3/8
紫外線塩素	XII	三次処理水	296, 2.0	11,000	16.5	6.34	1.1	1.2	81.1	0.1	7	0.90	0.12	8.73	0.026	3/6
オゾン塩素	XV	三次処理水	5.0, 2.0	11,000	16.5	6.34	1.1	1.2	81.1	0.1	7	0.90	0.12	8.73	0.026	3/6
砂ろ過	—	二次処理水	速度 100, 200m/d	9,000	14.3	6.51	3.4	3.5	78.3	2.3	21	1.58	0.05	7.00	0.008	1/21
平均水質 (mg/ℓ)	二次処理水		—	—	14.1	6.62	3.6	3.6	76.7	3.2	17	1.40	0.10	7.16	0.011	—
	三次処理水		—	—	17.3	6.51	0.6	0.7	81.4	1.6	9	0.75	0.11	7.35	0.008	—
UV添加液	原水 1 m ³ あたり 500mℓ 添加		—	—	—	—	—	—	—	—	20	5.66	0.04	0.05	0	—

※ BOD2.8mg/ℓ のデータは、12/21 のもの。
 UV透過率の単位は(%)である。
 ケースVのNH₄-N濃度は、約10mg/ℓ に調整したものである。

次処理水(NH₄-N添加)は、90、99%で 7.0×10^0 、 1.7×10^1 mg/ℓ、二次処理水は90%で 1.5×10^1 mg/ℓとなった。ポリオウイルスを90%不活化させるための必要塩素注入濃度は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、三次処理水(NH₄-N10mg/ℓ添加)では2.8倍量、二次処理水では6.0倍量必要であった。一方、大腸菌群数などの細菌数は、各ケースの塩素注入濃度が1.9~2.8mg/ℓの範囲で不活化率は97.2%~不検出(分析水量：100mℓ)であり、ポリオウイルスよりも塩素耐性は小さかった。

表-2 各ケース毎の塩素注入濃度と残留塩素濃度の関係

消毒の対象水	塩素濃度 (mg/ℓ)					
	注入濃度	2.7	6.9	10.6	17.9	—
二次処理水 ケース I	残留濃度	0.16, 1.00	2.40, 3.35	5.60, 6.80	12.3, 13.4	—
	注入濃度	2.5	5.4	9.6	13.0	—
二次処理水 ケース II	残留濃度	0.12, 0.33	1.15, 2.10	5.30, 6.25	9.50, 10.5	—
	注入濃度	1.5	5.3	7.9	—	—
三次処理水 ケース III	残留濃度	0.24, 0.53	2.15, 2.50	5.20, 5.70	—	—
	注入濃度	2.8	7.0	10.6	14.1	—
三次処理水 ケース IV	残留濃度	0.56, 1.01	3.00, 3.80	6.65, 7.25	10.8, 11.7	—
	注入濃度	1.9	6.7	9.8	13.8	18.5
三次(NH ₄ -N) ケース V	残留濃度	0.07, 1.30	0.62, 4.70	1.05, 7.65	1.20, 12.4	7.6, 14.5

※ 残留濃度の左値：遊離残留塩素、右値：全残留塩素

3) オゾン消毒

オゾン消毒の実験結果を図-3、オゾン処理水中残留オゾンおよび反応塔内の排オゾン濃度の測定結果を表-3に示す。消毒原水は実験ケースVIは二次処理水、VII・VIIIはともに三次処理水である。オゾン注入濃度とウイルス生残率の関係を各々プロットし、得られた回帰直線から90、99、99.9%(1, 2, 3log)不活化させるための必要オゾン注入濃度を求めると、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 7.6×10^0 、 1.3×10^1 、 1.8×10^1 mg/ℓとなった。また、二次処理水では90%(1 log)の不活化で、約 1.6×10^1 mg/ℓとなった。

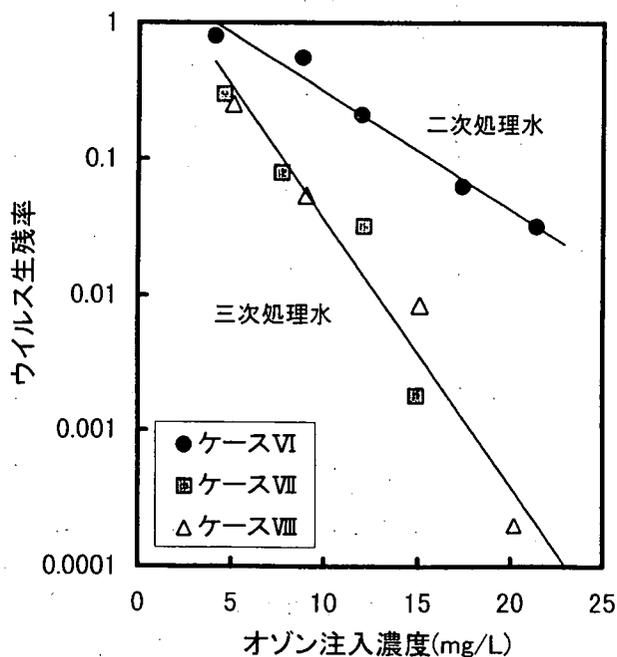


図-3 オゾン注入濃度とポリオウイルス生残率の関係

所定の不活化率を達成させるためのオゾン注入濃度は、同様の消毒原水を用いた塩素消毒実験の注入率と比べ高めであった。また、ポリオウイルスを90%不活化させるための必要オゾン注入濃度は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水では2.1倍量必要であった。

大腸菌群数などの細菌数は、二次処理水を消毒対象とするとオゾン注入濃度が4.1mg/ℓで99.9%以上の不活化率、三次処理水では5.1mg/ℓで不検出(分析水量：100mℓ)となり、ポリオウイルスよりもオゾン耐性は小さかった。

表-3 各ケース毎のオゾン注入濃度と残留オゾンの関係

消毒の対象水	オゾン濃度 (mg/ℓ)					
	注入濃度	4.1	8.8	12.0	17.4	21.4
二次処理水 ケース VI	残留濃度	0.0, 0.0	0.42, 0.0	0.94, 0.0	1.90, 3.0	3.0, 4.80
	注入濃度	4.6	7.7	12.1	14.9	—
三次処理水 ケース VII	残留濃度	0.0, 0.0	0.14, 0.10	0.37, 1.80	0.33, 3.40	—
	注入濃度	5.1	9.0	15.1	20.2	—
三次処理水 ケース VIII	残留濃度	0.19, 0.0	0.63, 1.50	1.50, 4.60	2.35, 7.90	—

※ 残留濃度の左値：処理水中溶存オゾン濃度、右値：反応塔内排オゾン濃度

4) 紫外線消毒

紫外線消毒の実験結果を図-4に示す。また、消毒原水の平均紫外線透過率は、二次処理水では76.7%、三次処理水では81.4%であった。消毒原水は、実験ケースⅨは二次処理水、実験ケースⅩは三次処理水とした。紫外線照射量とウイルス生残率の関係を各々プロットすると、実験ケース毎に回帰直線が得られた。これらの回帰直線から90、99、99.9% (1, 2, 3log) 不活化させるための必要紫外線照射量を求めると、三次処理水で各々約 5.6×10^2 、 1.2×10^3 、 1.8×10^3 mW・s/cm²となった。同様に二次処理水は、90、99%で 9.8×10^2 、 2.0×10^3 mW・s/cm²となった。ポリオウイルスを90、99%不活化させるための必要紫外線照射量は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水ではそれぞれ1.8倍、1.7倍量必要であった。

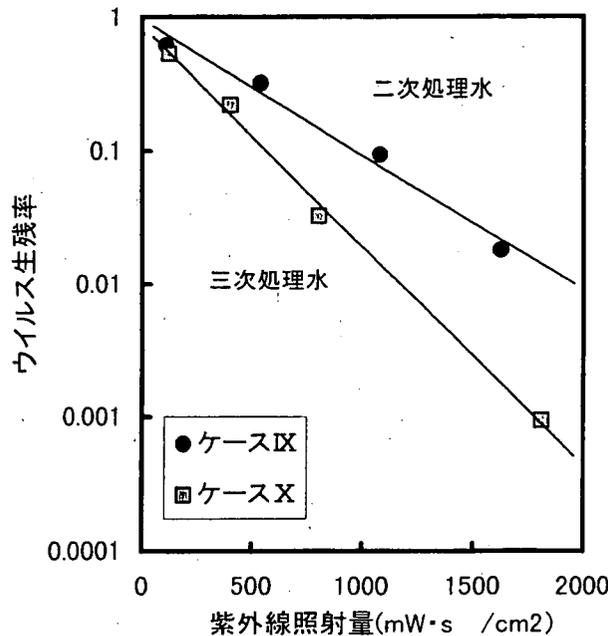


図-4 紫外線照射量とポリオウイルス生残率の関係

大腸菌群数などの細菌数は、二次処理水を消毒対象とすると紫外線照射量が $108\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ で99.9%以上の不活化率、三次処理水では $121\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ で不検出(分析水量: $100\text{m}\ell$)となり、ポリオウイルスよりも紫外線耐性は小さかった。

上記の各消毒実験結果から、下水処理水中のポリオウイルスの消毒耐性が明らかとなった。消毒対象とする原水の水質性状により、その消毒効果は大きく左右される。よって、より消毒効果を高めるためには、下水処理水中のSS・濁度および有機物濃度等を低下させなければならない。

5) 組み合わせによる消毒

上記2)~4)の実験によりポリオウイルスの塩素、紫外線、オゾンの各消毒法に対する耐性が明らかとなった。その結果、ウイルス不活化率を高めるためには、消毒剤の注入濃度等をかなり高濃度としなければならないと考えられる。このため、より現実的な注入濃度でウイルス不活化率を高めることを目的に、各消毒法を組み合わせる不活化実験を行った。実験ケースは、二次処理水を消毒原水とする紫外線+塩素(ケースXI)、オゾン+塩素(ケースXII)および三次処理水の紫外線+塩素(ケースXIII)、オゾン+塩素(ケースXIV)とした。

実験結果を表-4に示す。ウイルス生残率の計算値は、上記2)~4)の実験から得られた結果を基に消毒強度から生残率を算出し、各々の消毒法による生残率を乗じて求めたものである。また、実験値は組み合わせ消毒を行った処理水のウイルス濃度を測定し算出した。実験ケースによって多少のバラツキは見られるが、ウイルス生残率の計算値と実験値で大きな違いはなかった。

よって、組み合わせ消毒によるウイルス不活化の相乗効果はないものと考えられた。しかし、単一の消毒法のみで対応するのと比較して、同様の不活化率を得るために必要となる消毒剤注入濃度等は、組み合わせ消毒を行うことで各々低減できるため、消毒副生成物生成の観点からは有効であるものと考えられる。

表-4 組み合わせ消毒によるウイルスの不活化効果

消毒の対象水	実験ケース	消毒強度 ($\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2, \text{mg}/\ell$)	ウイルス生残率 (%)	
			計算値	実験値
二次処理水	紫外線+塩素(ケースXI)	470(UV), 7.2(Cl)	9.3 (0.32×0.29)	6.8
	オゾン+塩素(ケースXII)	10.1(O ₃), 6.1(Cl)	10.5 (0.30×0.35)	19.2
	"	5.0(O ₃), 2.9(Cl)	46.5 (0.83×0.56)	45.8
三次処理水	紫外線+塩素(ケースXIII)	296(UV), 2.0(Cl)	3.4 (0.28×0.12)	10.9
	オゾン+塩素(ケースXIV)	5.0(O ₃), 2.0(Cl)	3.8 (0.32×0.12)	4.5

6) ウイルスの不活化に及ぼす接触時間の影響

上記2)の塩素消毒実験は、接触時間を全て15分間とし採水後直ちに中和処理を行ったが、通常、下水処理水の再利用において塩素消毒を行った場合には、残留塩素の保持された状態で再生水は再利用施設へ送水されるため、消毒剤との接触時間は15分間以上となることが想定される。このため、残留塩素の保持された状態がウイルスの不活化に及ぼす影響の把握を目的に、消毒後に行っていた中和処理までの時間を可変させた場合のウイルス濃度変化について調査を行った。調査方法は、上記2)の塩素消毒実験の方法とほぼ同一であるが、塩素注入濃度を $2\text{mg}/\ell$ 程度とし、接触時間が15分間の消毒処理水を水槽に貯留して各々1~5時間後に亜硫酸ナトリウムで中和を行い、ウイルス濃度を測定した。

なお、消毒原水は二次処理水(添加ウイルス濃度 $12,000\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、塩素注入濃度を $2.4\text{mg}/\ell$)と三次処理水($11,000\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、 $2.0\text{mg}/\ell$)および三次処理水に $\text{NH}_4\text{-N}$ ($9,500\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、 $1.9\text{mg}/\ell$)を添加したものとした。

各ケース毎のウイルス減少率および残留塩素濃度の測定結果を表-5に示す。ウイルス減少率は、接触時間が15分間の消毒処理水中のウイルス濃度を基準に、各経過時間毎のウイルス濃度から算出した。遊離、全残留塩素は全てのケースで保持されていた。消毒原水の二次処理水中のウイルス減少率は、1~5時間経過後で約10~50%であった。また、三次処理水、三次処理水+ $\text{NH}_4\text{-N}$ 添加では、3時間後のウイルス減少率は約10~20%であり、二次処理水の3時間経過後の減少率と比較すると、減少率は若干

低かった。

このため、再利用施設等までの送水過程を考慮して、残留塩素との接触時間を相当長時間としても、ウイルスの減少率は大幅に高くないと考えられる。

表-5 ウイルス濃度の減少率と残留塩素濃度

測定項目	原水	二次処理水				三次処理水		三次+NH ₄ -N	
		1 h	2 h	3 h	5 h	1 h	3 h	1 h	3 h
ウイルス減少率(%)		13	31	38	56	0	22	0	11
遊離残留塩素(mg/ℓ)		0.09	0.09	0.10	0.07	0.10	0.08	0.13	0.08
全残留塩素(mg/ℓ)		1.22	1.18	1.15	1.14	0.59	0.19	1.38	1.33

3. 2 砂ろ過実験

砂ろ過の実験結果を表-6に示す。ろ過原水の二次処理水のSS濃度は3.4mg/ℓ、濁度は3.5であった。ろ過速度100m/dでのウイルス除去率は56%、200m/dでは28%であり、ろ過速度が2倍になることにより、除去率は半減した。この時の濁度除去率は、ろ過速度が100、200m/dともに70%程度であった。

大腸菌群数などの除去率は、ろ過速度が100m/dでは65~84%(平均:77%)、200m/dでは58~83%(平均:72%)であり、ポリオウイルスの除去率よりも高かった。

表-6 砂ろ過によるウイルスの除去率

試料	項目	ウイルス濃度 (PFU/ml)	除去率 (%)	濁度 (-)
原水		9,000	-	3.5
ろ過水(100m/d)		4,000	56	1.1
ろ過水(200m/d)		6,500	28	1.2

4. 考察

以上の実験結果から、ポリオウイルスの消毒(塩素、オゾン、紫外線)耐性が明らかとなった。また、砂ろ過によるポリオウイルスの除去能力を把握することができた。

各消毒法による不活化率と消毒強度の関係について整理したものを表-7に示す。消毒対象水の水質性状の違いにより、必要となる消毒レベルは大きく異なった。今回の実験では、塩素消毒の効果に及ぼす影響は、SS・濁度および有機物濃度によるものが最も大きく、次いで、NH₄-N濃度であった。90%の不活化率を得るために必要となる塩素注入濃度は、三次処理水を基準とすると二次処理水では6.0倍量、三次処理水+NH₄-N10mg/ℓ添加では2.8倍量となった。オゾン消毒では、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水では2.1倍量必要であった。また、紫外線消毒では、SS・濁度の上昇に伴い紫外線透過率が約5%低下することで、90%の不活化率を得るために必要となる紫外線照射量は、1.8倍量となった。

表-7 各消毒法による不活化率と消毒強度の関係

消毒方法	消毒の対象水	主な水質性状 (mg/ℓ)				不活化率 (%)		
		CO ₂ Cr	SS	濁度	NH ₄ -N	90(1log)	99(2og)	99.9(3og)
塩素 (mg/ℓ)	二次処理水	14	3.8	3.3	0.08	1.5×10 ¹	-	-
	三次(NH ₄ -N)	14	0.4	0.7	10.5	7.0×10 ⁰	1.7×10 ¹	-
	三次処理水	10	0.6	0.5	0.05	2.5×10 ⁰	7.9×10 ⁰	1.3×10 ¹
オゾン (mg/ℓ)	二次処理水	24	3.7	3.8	0.12	1.6×10 ¹	-	-
	三次処理水	11	0.5	0.5	0.13	7.6×10 ⁰	1.3×10 ¹	1.8×10 ¹
紫外線 (mWs/cm ²)	二次処理水	21	3.4	3.5	0.05	9.8×10 ²	2.0×10 ³	-
	三次処理水	6	0.4	0.6	0.07	5.6×10 ²	1.2×10 ³	1.8×10 ³

また、砂ろ過のウイルス除去率は28～56%であり、ろ過速度を100～200m/dに2倍とすると除去率は半減した。大腸菌群数などの除去率と比較しても低いため、除去率を向上させるために今後、凝集剤添加砂ろ過法に関して検討が必要であろう。

一方、我が国の下水処理場で通常行われている消毒レベルは各々、塩素(次亜塩素酸ナトリウム) 2 mg/ℓ、オゾン 4 mg/ℓ、紫外線照射量20mW・s/cm²の処理場件数が最も多い。これらの消毒レベルを三次処理水にあてはめたとしても、ポリオウイルスを90%不活化させるためには不十分であると考えられる。

消毒原水に三次処理水、供試ウイルスとしてポリオウイルスを用いた矢野ら^{3) 4) 5)}の同様な調査例では、90、99%不活化させるための必要な塩素注入濃度は1.86、5.89mg/ℓ、オゾン約3.0、10mg/ℓである。紫外線消毒では、99.99%不活化させるために4,500～7,200mW・s/cm²の照射量が必要であるとしている。

従って、下水処理水の再利用にあたり、目標とするウイルスの許容感染リスクを達成するためには、消毒対象水の水質性状やそのウイルス濃度および消毒レベルを十分考慮しなければならないと考えられる。いずれにしても、ウイルスの不活化率を高めるためには、通常行われている消毒レベルよりも高いものにしなければならない。消毒レベルを高める場合には、消毒副生成物生成の観点から、組み合わせ消毒を行うことも有効な手段であるものと考えられる。また、消毒効果をより高めるためには、下水処理水中のSS・濁度、有機物およびNH₄-N濃度等を低下させる必要がある。

5. まとめ

12年度は、パイロットプラント等を用いてウイルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過による除去に関して検討を行った。以下に検討結果を示す。

- ① 塩素消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9% (1, 2, 3 log) 不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 2.5×10^0 、 7.9×10^0 、 1.3×10^1 mg/ℓとなった。同様に三次処理水(NH₄-N添加)は、90、99%で 7.0×10^0 、 1.7×10^1 mg/ℓ、二次処理水は90%で 1.5×10^1 mg/ℓとなった。
- ② オゾン消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 7.6×10^0 、 1.3×10^1 、 1.8×10^1 mg/ℓとなった。また、二次処理水では90%で約 1.6×10^1 mg/ℓとなった。
- ③ 紫外線消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要照射量は、三次処理水で各々約 5.6×10^2 、 1.2×10^3 、 1.8×10^3 mW・s/cm²となった。同様に二次処理水は、90、99%で 9.8×10^2 、 2.0×10^3 mW・s/cm²となった。
- ④ 大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌数などの細菌は、ポリオウイルスよりも塩素・オゾン・紫外線耐性が小さかった。
- ⑤ 組み合わせ消毒によるウイルス不活化の相乗効果はないものと考えられた。しかし、単一の消毒法のみで対応するのと比較して、同様の不活化率を得るために必要となる消毒剤注入濃度等は、組み合わせ消毒を行うことで各々低減できるため、消毒副生成物生成の観点からは有効であるものと考えられる。
- ⑥ 再利用施設等までの送水過程を考慮して、残留塩素との接触時間を相当長時間としても、ウイルスの減少率は大幅に高くないと考えられる。
- ⑦ 砂ろ過のウイルス除去率は28～56%であり、ろ過速度を100～200m/dに2倍とすると除去率は半減した。

おわりに、本実験を進めるにあたり、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) 建設省・高度処理会議「高度処理施設設計資料」,平成6年2月
- 3) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」-第2報 紫外線によるポリオウイルスの不活化-、用水と廃水、Vol.27, No.6 (1985)
- 4) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」-第3報 塩素によるポリオウイルスの不活化-、用水と廃水、Vol.27, No.7 (1985)
- 5) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」-第4報 オゾンによるポリオウイルスの不活化-、用水と廃水、Vol.27, No.12 (1985)

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 稔
 研究員 山縣 弘樹
 交流研究員 北中 敦

1. はじめに

近年、内分泌かく乱物質（環境ホルモン）による河川中の水生生物のメス化等の影響が懸念されている。国土交通省は平成10～12年度に、全国47下水処理場における流入水及び放流水中の内分泌かく乱物質の濃度を調査し、下水道で留意すべき内分泌かく乱物質（表一）を指摘した。これらの物質の下水処理過程（生物処理）での除去率は、17βエストラジオール(E2)・ベンゾフェノンが70%程度（中央値）、その他の物質が90%以上（同）であり、下水処理場が概ね大きな低減効果を有していることが確認された¹⁾。

しかし、水環境中のこれら内分泌かく乱物質濃度と水生生物への影響の関係が定量的に明らかになりつつあり²⁾、今後、良好な水辺生態系形成の観点から、下水処理場においてより高度な内分泌かく乱物質除去が求められることが想定される。

そこで本調査では、生物処理及びオゾン、活性炭等の物理化学処理による下水中の内分泌かく乱物質等の除去性能を調査することにより、下水中の内分泌かく乱物質のより効果的な除去のための下水処理方式・運転方法を確立することを目的とした。

表一 下水道で留意すべき内分泌かく乱物質等

- ・ノニルフェノール（ノニルフェノールエトキシレート等の前駆物質を含む）
- ・ビスフェノールA
- ・フタル酸ジ-2-エチルヘキシル
- ・ベンゾフェノン
- ・ステロイドホルモン類（17βエストラジオール、エストロン等の人畜由来ホルモン及びエチニルエストラジオール等の合成女性ホルモン）

2. 平成11年度の調査概要³⁾

(1) 生物処理による内分泌かく乱物質の除去機構の調査

実下水を用いた標準活性汚泥法及び嫌気・無酸素・好気法(A²/O法)パイロットプラントにおける内分泌かく乱物質の挙動を調査した。対象物質は、ノニルフェノール(NP)及びその前駆物質であるノニルフェノールエトキシレート(NPEO)、ベンゾフェノン、E2とし、蛍光偏光度を用いたレセプター結合試験によりエストロゲン活性（サンプル中の内分泌かく乱作用の強さ）も測定した。その結果、E2およびNPEOは標準活性汚泥法およびA²/O法のどちらでも処理水中濃度が流入水中濃度に対して90%以上減少していたが、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。また、E2については、除去率が70%台という国土交通省の実態調査¹⁾よりも高い除去率が得られた。さらに、活性汚泥中の内分泌かく乱物質濃度を調査することにより物質収支をとった結果、①NP及びNPEOは汚泥中への吸着により水中から除去され、活性汚泥中に蓄積したうちの一部は分解されていること、②E2は汚泥中にはほとんど吸着せずに、好氣的生物分解により水中から除去されていることがわかった。

(2) オゾン・活性炭処理による内分泌かく乱物質の高度除去法の調査

生物処理水のオゾン及び活性炭処理による除去性能を調査した。オゾン処理は、NP、NPEO、ベンゾフェノン、E2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た。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た。

3. 好氣的生物処理による内分泌かく乱物質の効果的除去方法の検討

3-1 目的

国土交通省の実態調査¹⁾では、下水処理場のうち、水理的滞留時間(HRT)及び固形物滞留時間(SRT)の小さい処理場でNP及びE2の除去率が比較的低い所が見られた。しかし処理場によりSRT,HRTの他様々な要因が異なっており、単純にHRTやSRTが小さいから除去性能が悪いとは言い切れない。そこで実下水を用いた生物処理実験装置を用い、SRTやHRTを変えて他の条件を一定に設定することにより、SRT及びHRTという生物処理の運転制御パラメータと内分泌かく乱物質の除去性能の関係を調査した。

なお、SRTは活性汚泥の水処理系内での滞留時間を指し、活性汚泥中微生物の有機物分解能力を決定する因子であり、余剰汚泥の引抜き量によりコントロールされる。HRTは流入水の活性汚泥との接触時間を指し、反応槽容量に対する流入水量の比でコントロールされる。

3-2 方法

(1) 実験方法

K浄化センターの流入下水を用い、標準活性汚泥法の実験装置(図-1)により内分泌かく乱物質の生物処理性能を調査した。実験装置は同一のものを3系列用意し、SRT、HRTの様々な条件で検討が行えるようにした。

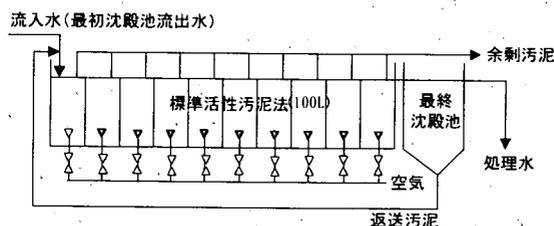


図-1 実験装置の概要

(2) 対象物質と分析方法

内分泌かく乱物質であるNPとその前駆物質NPEO、女性ホルモンであるE2を、マニュアル⁴⁾に基づき分析した。

なおNPEOは酸化エチレン鎖の重合度により2種類($n \leq 4$ 、 $n \geq 5$ のもの)にわけて分析した。また、NPの前駆物質であるノニルフェノキシ酢酸(NP1EC)・ノニルフェノールエトキシカルボン酸(NP2EC,NP3EC)、E2およびその酸化体であるエストロン(E1)を、小森他⁵⁾の方法を参考に分析した。各物質の分析方法と検出下限値を表-2に示す。

表-2 分析方法及び検出下限値 (a)水質(流入水、処理水共)

調査対象項目	分析方法	検出下限値 ($\mu\text{g/L}$)
NP	固相抽出後、エチル誘導体化し GC/MS 測定	0.3 ⁴⁾
NPEO	固相抽出後、濃縮し HPLC 測定	0.2 ($n \leq 4$) ⁴⁾ 0.2 ($n \geq 5$) ⁴⁾
NP1~3EC	固相抽出後、メチル誘導体化し GC/MS で測定	0.1
E2	固相抽出後、ELISA 法	0.0002 ⁴⁾
E2	ろ過、固相抽出後、n-ヘキサン抽出、フロリジルカートリッジ溶出、NH ₂ カラム精製、LC-MS/MS で測定	0.0005
E1		0.0005

(b)汚泥

調査対象項目	分析方法	検出下限値 ($\mu\text{g/kg-wet}$)
NP	メタノール超音波抽出、メタノール飽和ヘキサン振とう抽出、ジクロロメタン振とう抽出、濃縮後、エチル誘導体化し GC/MS 測定	45
NPEO	メタノール超音波抽出、濃縮、水に溶解の後、固相抽出、HPLC 測定	90 ($n \leq 4$) 30 ($n \geq 5$)
NP1~3EC	アセトン振とう抽出、固相抽出、メチル誘導体化し GC/MS で測定	45
E2	メタノール振とう抽出、濃縮、水に再溶解の後、固相抽出、ELISA 法	1.5
E2	メタノール超音波抽出、水に再溶解の後、水質と同じ方法	0.2
E1		0.1

3-3 結果

(1) SRT の検討

HRT 一定 (4.1h) の条件下で、SRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の関係を約3ヶ月間継続調査した。このとき、MLSS は 1800~2500mg/l、DO は 5~8mg/l、処理水 BOD は 4~10mg/l、処理水 SS は 7~25mg/l の範囲であり、良好な生物処理が行われていた。

実験データの一部 (図-2) を用いて、SRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の傾向を示す。なお、試料はスポット (午後2時頃) で採水した。

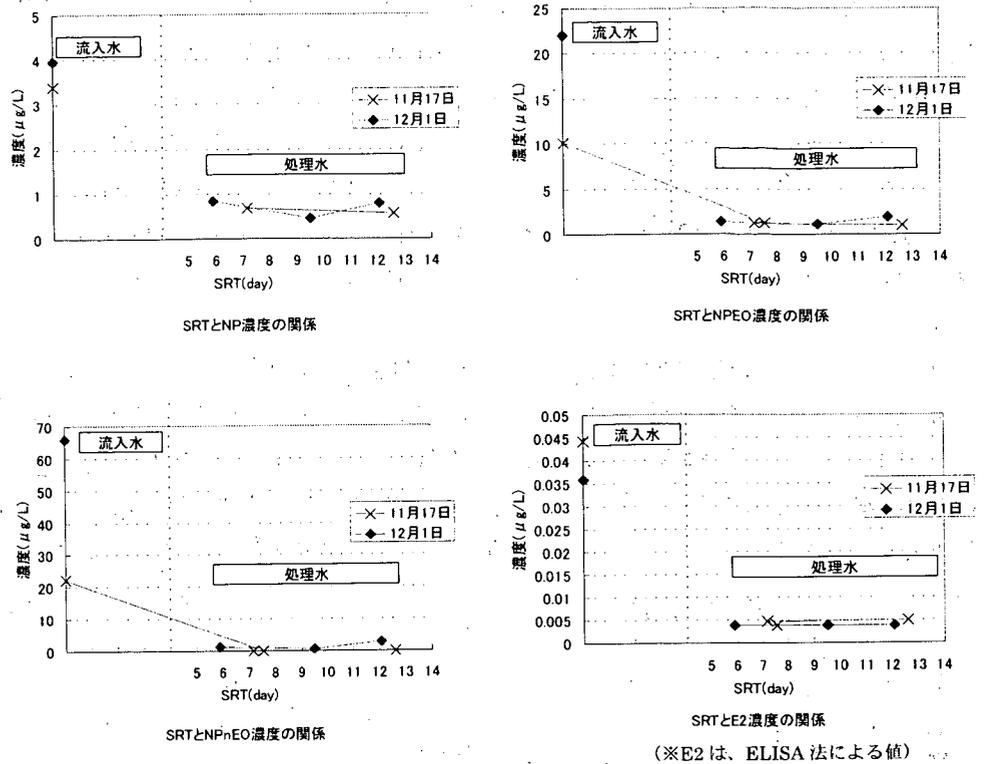


図-2 SRT と NP、NPEO ($n \leq 4$)、NPEO ($n \geq 5$)、E2 の濃度の関係 (y 切片は流入水の濃度を示す)

内分泌かく乱物質である NP は、SRT が 6 日以上 の範囲でも処理水中では $1 \mu\text{g/l}$ 未満まで、流入水に対する除去率では 80% 程度まで安定して除去できた。NP の前駆物質である NPEO ($n \leq 4$)、NPEO ($n \geq 5$) も、SRT が 6 日以上 の範囲で除去率 90% を超える高率で安定して除去できた。また、天然女性ホルモンである E2 (ELISA 法で分析) は、SRT が 6 日以上 の範囲で除去率 90% 程度の高率で安定して除去できた。

(2) HRT の検討

次に SRT 一定 (10 日) となるように余剰汚泥引抜量を設定して、HRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の関係を調査した。

このとき MLSS は 1450~2040mg/l、DO は 6~10mg/l、処理水 BOD は 8~17mg/l、処理水 SS は 12~27mg/l の範囲であり、良好な生物処理が行われていた。

① NP、NPEO 及び E2

実験データの一部 (図-3) を用いて、HRT と内分

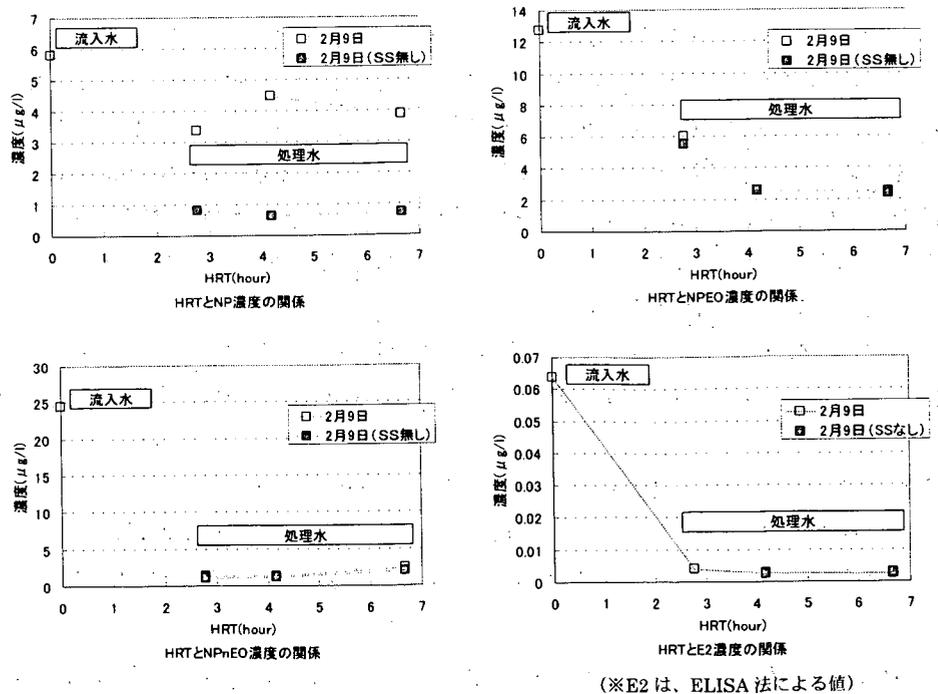


図-3 HRT と NP、NPEO ($n \leq 4$)、NPEO ($n \geq 5$)、E2 の濃度の関係

泌かく乱物質等の除去性能の傾向を示す。なお、試料はスポット（午後2時頃）で採水した。このとき、処理水中の内分泌攪乱物質が水溶の状態かSSに付着した状態かを見るために、SS込みの処理水と、SSをGF/B濾紙で除去したろ過水について分析した。

NPは処理水では除去率が悪かったが、ろ過水では1μg/l未満まで良好に除去されており、NPが処理水中のSSに付着した状態で流出していることが示唆された。また、HRTと除去率の関係は見られなかった。

NPEO (n ≥ 5)、E2ともに、HRTに関係なく良好に処理水中で除去されており、処理水中のSSにはあまり付着していなかった。一方NPEO (n ≤ 4)は、HRTの小さい時に除去率が悪くなる傾向が見られた。

②ノニルフェノール関連物質及び女性ホルモン関連物質の総量

NPEO(n ≥ 5), NPEO(n ≤ 4), NP1~3ECは水環境中で最終的に内分泌攪乱物質であるNPになるものと考えられる。そこで、これらノニルフェノール関連物質の総量をNP換算ⁱにより求めた。同様に、E2が分解されてE1になるものと考えられるので、これら女性ホルモン関連物質の総量をE2換算ⁱⁱにより求めた。図-5にHRTとノニルフェノール関連物質、女性ホルモン関連物質濃度の関係を示す。

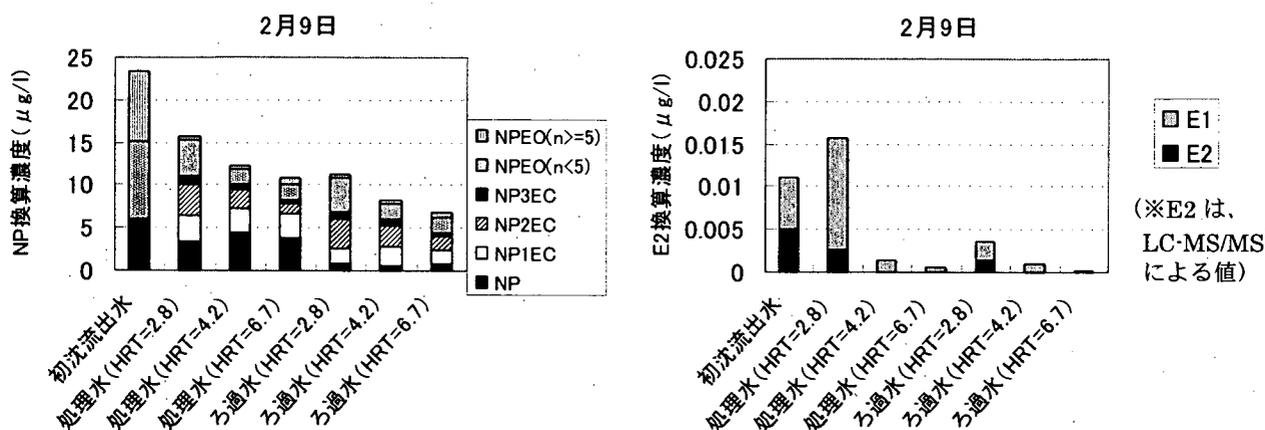


図-5 HRTとNP換算濃度、E2換算濃度の関係

HRTが大きくなるにつれて、ノニルフェノール関連物質の総量は減少していた。減少要因は、HRTが大きくなるにつれてNPEO(n ≤ 4)が減少していることと、流入水中にほとんど検出されなかったNP2ECが、HRTが小さいほど処理水中で多く検出されていたことに由来した。これから、流入水中のNPEO(n ≥ 5)が水処理の過程で短時間のうちに分解されるものの、その分解生成物である酸化エチレン鎖の短いNPEO(n ≤ 4)やNP1~3ECの除去は比較的遅く、HRTが大きいほど良好に除去されることが示唆された。また、処理水とそのろ過水を同系列で比較すると、NPが大きく減少しており、処理水中にはNPがSSにかなり吸着した状態で存在していることが示唆された。

一方、女性ホルモン関連物質は、流入水中ではE1がE2と同じレベルのエストロゲン活性を呈しており、処理水中ではE2の活性が減少または消滅しているものの、E1の活性がE2に比べ多く残留していた。

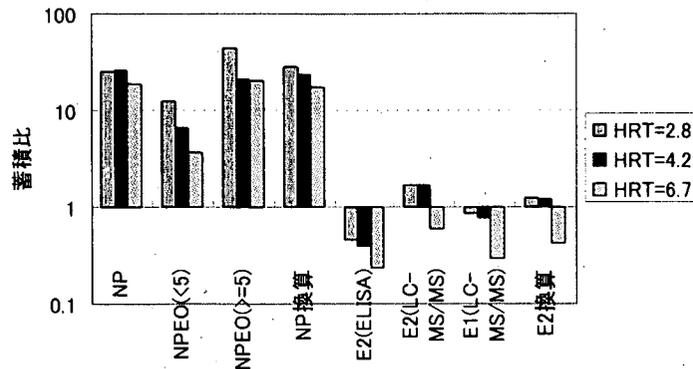
③反応タンク内活性汚泥への内分泌かく乱物質の蓄積状況

内分泌かく乱物質等の汚泥への蓄積状況を図-6に示す。蓄積比は、反応タンク内の活性汚泥中の内分泌かく乱物質濃度（汚泥混合液を3000rpmで15分間遠心分離した沈降物質を表-2(b)に従って分析）を、反応

ⁱ各物質1molが全て最終生成物NP1molになると仮定。換算係数=各物質の分子量/NP分子量

ⁱⁱ各物質のエストロゲン活性の合計値(E2の物質質量×1+E1の物質質量×0.3)

タンク流入水中の濃度で割って求めたものである。NP、NPEO、NP 換算濃度は汚泥中に 10 倍以上蓄積していたが、E2、E1、E2 換算濃度は汚泥中への蓄積は比較的小さかった。また、いずれの物質も HRT が小さい（時間当たり BOD 負荷量大きい）ほど蓄積比が大きくなる傾向が見られた。今後、汚泥中の内分泌かく乱物質の回収率を検討することで、水処理過程で除去された物質量のうち、汚泥へ蓄積するものと分解されるものの割合を物質毎に明らかにしていく必要がある。



図一六 内分泌かく乱物質の汚泥への蓄積状況

3-4 まとめ

実下水を用いた生物処理実験装置を用い、SRT や HRT を変えて他の条件を一定に設定することにより、SRT 及び HRT という生物処理の運転制御パラメータと内分泌かく乱物質の除去性能の関係を調査した。

- ① DO 濃度が 5-10mg/l 程度の範囲では、SRT が 6~13 日の範囲で変化しても、等しい HRT の下では NP、NPEO、E2 の除去率には変化がなくいずれも良好に除去できていた。今後は、より低い DO 濃度の下で、SRT が短くてもこれら物質が良好に除去できるかを検討することで、活性汚泥処理によるこれら物質の生分解性能を把握する必要がある。
- ② HRT が 2.6~6.7 時間の範囲で変化した場合、NPEO($n \geq 5$)は HRT が小さくても良好に除去できており、速やかに除去が進んでいたが、その分解生成物である NPEO($n \leq 4$)、NP1~3EC は HRT が大きいほど処理水中への流出が少なくなっており、比較的除去の進行が遅いことがわかった。NPEO($n \leq 4$)、NP1~3EC は嫌気状態で内分泌かく乱物質である NP となることが懸念されるため、これらの水環境への排出抑制対策について、水処理系の運転手法の改良や物理化学処理との組合せを含めた検討が必要である。一方、女性ホルモン物質では、流入水中では E1 が E2 と同じレベルのエストロゲン活性を呈しており、処理水中では E2 の活性が減少または消滅しているものの、E1 の活性が E2 に比べ多く残留していた。E1 の水環境への排出抑制対策についても、水処理系の運転手法の改良や物理化学処理との組合せを含めた検討が必要である。
- ③ HRT が 2.6~6.7 時間の範囲で変化した場合、NP、NPEO、NP 換算濃度は汚泥中に 10 倍以上蓄積していたが、E2、E1、E2 換算濃度は汚泥中への蓄積は比較的小さかった。また、いずれの物質も HRT が小さい（時間当たり BOD 負荷量大きい）ほど蓄積比が大きくなる傾向が見られた。今後、汚泥中の内分泌かく乱物質の回収率を検討することで、水処理過程で除去された物質量のうち、汚泥へ蓄積するものと分解されるものの割合を物質毎に明らかにしていく必要がある。
- ④ 処理水中の NP は、SS に付着した状態で多く存在しているが、E2 は SS には殆ど付着していなかった。従って、砂ろ過・凝集沈殿処理等による SS 除去が NP の除去には有効であるが、E2 の除去には効果が低いことが示唆された。

4. 物理化学処理による内分泌かく乱物質の高度除去手法の調査

4-1 目的と方法

生物処理水を対象に物理化学処理性能を評価することを目的とした。まずほぼすべての放流水に施されている塩素消毒を調査し、凝集沈殿+ろ過処理、オゾン処理、活性炭処理についても調査した。

(1) 塩素処理

塩素は酸化力を有しており内分泌攪乱物質のような有機物を分解することは十分考えられる。ここでは生物処理水を塩素処理し放流することを想定し以下の実験を行った。

K 浄化センター内の実験施設に設置している標準活性汚泥法パイロットプラントの二次処理水(アンモニア性窒素: 3.5mg/L)をガラス製の容器に採水し、次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加した。注入率は有効塩素濃度で0,1,5,10,20mg/Lとし、反応時間は通常の塩素混和池での反応時間である15分、および長時間反応させた24時間の2種類とした。塩素反応後は、チオ硫酸ナトリウムで塩素を還元し分析に供した。

(2) 凝集沈殿+ろ過処理

一般に、下水二次処理水に凝集剤を添加することにより、SS成分、りん、一部溶解性有機物などの除去が期待できる。内分泌攪乱物質にはNPのように疎水性の高いものもあり、SS成分に吸着される可能性がある。ここでは簡単のためジャーテストにより凝集沈殿+ろ過の除去性能を評価した。

二次処理水にPAC(ポリ塩化アルミニウム)をAl換算でそれぞれ0,2,5,10mg/L添加し、2分の急速攪拌(120rpm)、15分の緩速攪拌(40rpm)でフロックを形成、30分静置しフロックを沈殿させた。静置後の上澄みをガラス繊維ろ紙(GF/B)でろ過し分析試料とした。

(3) オゾン処理

オゾンには水中の有機物を酸化分解する作用がある。オゾンでの分解をみるためK 浄化センターに設置したオゾン反応塔で連続実験を実施した。表-3に概要を示す。試料としては活性汚泥処理水を砂ろ過したものを使用し、オゾンの注入率は、注入オゾンガス濃度を变化させることにより設定した。

表-3 オゾン処理実験概要

項目	概要
オゾン反応塔	φ120mm H4150mm 容量45L
オゾンガス流量	2L/min
処理水量	2L/min
滞留時間	22.5分
反応方式	向流方式、下方注入(ボールディフューザー)
オゾン注入率	0.2,5,10,mg/L 注入オゾンガス濃度を变化させることにより設定
原水	K 浄化センター三次処理水(活性汚泥処理+砂ろ過)

(4) 活性炭処理

水中の溶解性有機物の除去に活性炭処理はしばしば使用され、内分泌攪乱物質除去への適用も十分考える。ここでは活性炭の吸着性能を調べるためK 浄化センターに設置した実験装置で連続実験を行った。活性炭処理実験の概要を表-4にまとめる。

表-4 活性炭処理実験概要

項目	概要
活性炭処理塔	径φ150mm 活性炭充填層1000mm 充填容量:17.7L
活性炭	1. 石炭系活性炭 2. ヤシ系活性炭 サイズ:0.85~2.0mm
処理	下向流方式 LV:6.8m/h SV:6.8/h 流量:120L/h 接触時間:9分 逆洗浄:損失水頭より判断し空気+逆洗浄
原水	K 浄化センター三次処理水(活性汚泥処理+砂ろ過)

(5) 分析方法

水中の内分泌攪乱物質はC18カートリッジ(waters社製)で濃縮、溶出後に分析に供した。NPおよびNPEOはそれぞれGC/MSおよびHPLCで分析した。なおNPEOは酸化エチレン鎖の重合度により($n \leq 4$, $n \geq 5$ のもの)2つにわけて分析した。またE2単体およびステロイドホルモン類であるE1, E2, エストリオール(E3)の合計値(ES)はそれぞれ酵素抗体反応法(ELISA法: タケダ社製キット)により評価した。

4-2 実験結果

(1) 塩素処理

今回は、塩素の接触時間を15分、24時間としたが、いずれの条件においても塩素処理により溶解性有機物に大きな減少等は見られず、塩素処理のみで有機物は無機化しなかった。図-7に塩素処理によるNP類濃度の変化を示す。まずNP類について、15分接触ではいずれの塩素注入率においてもほとんど濃度に変化がみられなかったが、24時間接触することにより最大で約40%分解した。また塩素の注入率増加とともに、分解が進行した。実験で使用した二次処理水には、アンモニア性窒素が残存しており、塩素はまずこれと反応したものと考えられる。一方NPEO ($n \leq 4$) は塩素注入により増加し、ある条件(24時間接触、塩素注入1.5mg/L)では、NPEO($n \geq 5$)が出現した。これはあくまでHPLCの面積値に基づく結果であるため、今後は詳細な検討が必要であるが、理由としてはSSに吸着していた物質が溶出しやすくなった等の分析上の問題や、なんらかの化学反応により生成した可能性が考えられる。図-8にはステロイドホルモン類に関する結果を示す。E2については分解率が低いもののESについては15分、24時間とも1mg/Lの注入率を除き、分解されていることがわかった。さらに機器分析をふくめた解析が必要である。

(2) 凝集沈殿ろ過処理

凝集ろ過によるNP類の濃度変化を図-9に示す。いずれも凝集剤濃度とともに除去され、特にNPについては、水中の有機物とほぼ同様の挙動を示した。

NPEOについては、 $n \geq 5$ のものが $n \leq 4$ のものに比べ良好に除去されており、分子量の大きいもののほうが、除去率が高かった。一方E2およびESについて(図-10)は、どの凝集剤濃度においてもあまり除去されておらず、凝集沈殿およびろ過処理による除去は難しいことがわかった。

(3) オゾン処理

表-5には、オゾン処理(注入率5mg/L)によるNP類、ステロイドホルモン類、有機物の分解状況を示す。なおオゾンの注入率による明確な分解効率の差はみられなかった。この結果NP類、ステロイドホルモン類ともオゾンにより分解されることがわかった。特にステロイドホルモン類については検出下限値程度まで分解された。一方有機物の総量をみると、オゾンによる無機化はあまり進行していないが、紫外部260nmの吸光度は大幅に減少しており、有機物の不飽和結合の開裂がみられた。NP類、ステロイドホルモン類の分解

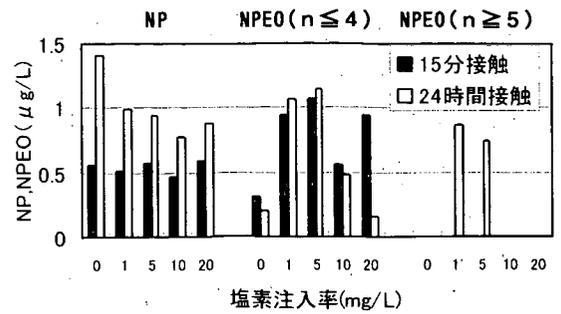


図-7 塩素処理によるNP類の変化

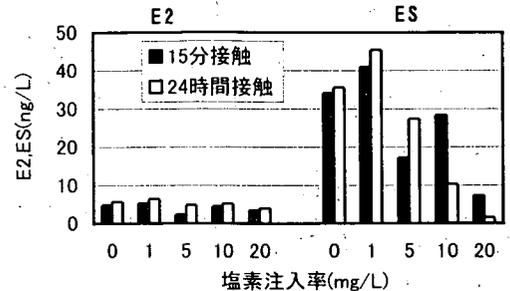


図8 塩素処理による女性ホルモン類の変化

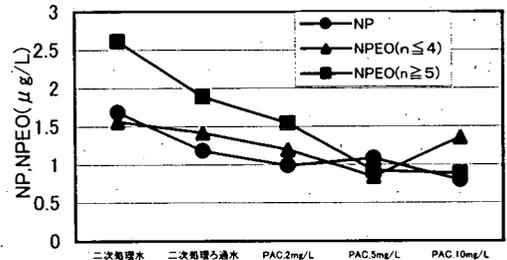


図-9 凝集ろ過によるNP類の変化

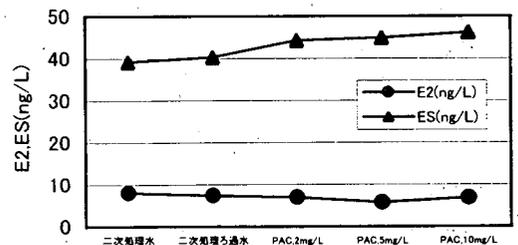


図10 凝集ろ過による女性ホルモン類の変化

表-5 オゾンによるNP類、女性ホルモン類、有機物の分解

	原水	オゾン処理水
NP (μg/L)	0.74	0.27
NPEO $n \leq 4$ (μg/L)	ND	ND
NPEO $n \geq 5$ (μg/L)	6.99	ND
E2 (ng/L)	2.52	0.11
ES (ng/L)	24.87	tr(0.06)
TOC (mg/L)	5.5	5.0
UV260 (1cm cell)	0.064	0.011
蛍光偏光(E2換算) (μg/L)	0.669	0.049
酵母法(E2換算) (ng/L)	0.56	ND

※オゾン注入率: 5mg/L

についても不飽和結合開裂等の化学的な構造の変化だと考えられる。このため①蛍光偏光度を用いたレセプター結合試験②ホルモンレセプターを導入した酵母(Sumpter株)を使用しホルモン活性を調べる試験(矢古宇他⁶⁾の方法)を行い残存する有機物のホルモン活性を調査したが、いずれの試験においても活性は大幅に低下していた。この結果オゾンは、内分泌攪乱物質のホルモン活性自体を低下させる有効な処理法の1つであるといえる。

(4) 活性炭処理

活性炭処理は連続実験(約3ヶ月)を行った。図-11にはNP、図-12にはE2の除去特性を示す。石炭、やし両原料の活性炭とも良好にE2を除去していることがわかる。NPについても除去率が若干悪いものの同様に除去されており、当該物質の除去に活性炭は有効な選択肢の1つといえる。

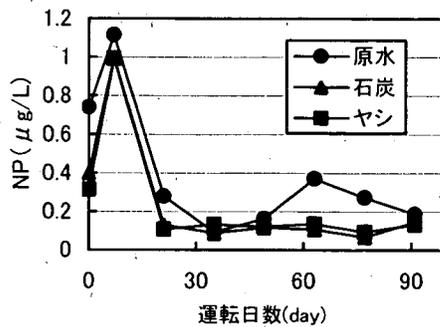


図-11 活性炭によるNP除去特性

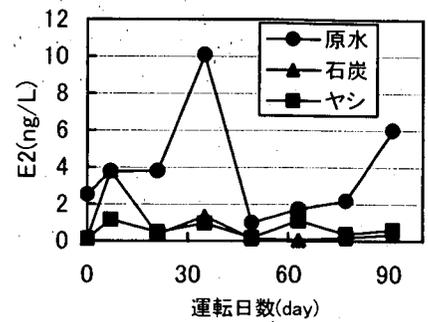


図-12 活性炭によるE2除去特性

4-3 まとめ

生物処理水に対して付加的に行う物理化学処理による内分泌かく乱物質の除去について検討を行い、以下のような結果を得た。

- ① 塩素処理は、対象物質、塩素との接触時間、塩素の注入率により分解に差がみられた。
- ② 凝集ろ過処理について、NP および NPEO は溶解性有機物と同様に除去されることが確認されたが、ステロイドホルモン類についてはあまり除去されなかった。
- ③ 溶解性有機物のオゾンによる分解は基本的に化学的構造を変換するものが主であるが、NP 類、ステロイドホルモン類の分解に有効であり、ホルモン活性自体の低減にも効果があった。
- ④ 活性炭処理について、NP 類、ステロイドホルモン類は、短期間の運転期間においてはかなり吸着するようであるが、長期間運転した際にどのような挙動をするのかさらに検討する必要がある。

参考文献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：平成12年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書、2001
- 2) 例えば、環境省総合環境政策局環境保健部：ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告、2001
- 3) 鈴木穰他：内分泌かく乱物質の発生源と処理対策手法に関する調査、平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、建設省土木研究所資料第3755号、2000
- 4) 日本下水道協会：下水道における内分泌攪乱物質調査マニュアル(案)、2000
- 5) 小森行也他：下水試料中のエストロゲン及びノニルフェノキシ酢酸類の分析、土木技術資料、第43巻第11号、pp.44-49
- 6) 矢古宇靖子他：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、第36巻、pp.199-208、1999

9. 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

三次処理研究室 室長 鈴木 穰
主任研究員 小越 真佐司
研究員 山縣 弘樹
交流研究員 藤井 良和

1. はじめに

下水処理水は低質の水資源として、様々な用途に利用可能であると考えられている。我が国では、都市の様々な用途に下水処理水の再利用が図られている。しかし、それらの中には、施設の障害など重大な問題に直面しているものも出てきており、再生水を都市の水資源として活用して行くためには、水質に適合した材料・構造の採用や適切な維持管理の実施が不可欠である。本調査は、下水処理水再利用に伴う障害や事故を未然に防止するための手法を検討し、安全・快適かつ安定した再利用システムを構築するために必要な技術を、再利用形態別に明らかにすることを目的としている。

12年度は再生水を地下注入した場合の汚染の拡散に関して基礎的な検討を行って、将来の地下利用に際して考慮すべき基本的な問題点の検討を行った。また、安定した再生水の供給に不可欠な再生水管渠の腐食対策についての基礎的な検討を行ったほか、再利用の快適さを損ねる要因の一つとなるスライム生成を塩素によって抑制する手法を検討した。その他に、再利用のリスクに関する資料調査、下水処理水再利用の実態に関する統計調査資料の整理、及び東京都における個別建物内中水利用の実態調査を行った。

2. 再生水地下注入時の汚染の拡散に関する基礎的検討

下水処理水を地下の帯水層に供給して有効に利用する試みが米国などで実施されている。地下の帯水層の構造が複雑な我が国では適地が少ないと考えられるが、水資源が乏しい地域では検討対象の一つになると考えられる。そこで、地下の帯水層に再生水が注入されたときに地下水の流動とともにどのように再生水中の物質が移動するか模型実験によって検討を行った。

2.1 実験方法

実験は図-1に示す透明アクリル製の帯水層模型を用いて行った。帯水層の素材は粒径0.2mmのガラスビーズとし、モデル地下水としてイオン交換蒸留水を、モデル再生水として茨城県霞ヶ浦湖北浄化センターの高度処理水を用いた。実験は室温約20℃の恒温実験室で行った。注入地下水の拡散状況は模型側面と上面に設けた試料採取孔から注射針を差し込んで少量の試料水を採取し、試料水の導電率（携帯型電気伝導度計：堀場B-173型による）、TOC（島津TOC-5000A型全有機炭素計による）及び、一般細菌数を測定することによって推定した。帯水層模型の装置内流速及び再生水注入量は表-1中に示す通りとした。なお、再生水注入停止後、モデル地下水流による再生水塊

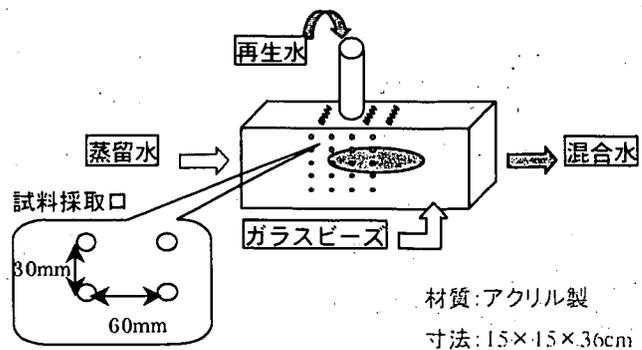


図-1 地下帯水層模型実験装置

実験室で行った。注入地下水の拡散状況は模型側面と上面に設けた試料採取孔から注射針を差し込んで少量の試料水を採取し、試料水の導電率（携帯型電気伝導度計：堀場B-173型による）、TOC（島津TOC-5000A型全有機炭素計による）及び、一般細菌数を測定することによって推定した。帯水層模型の装置内流速及び再生水注入量は表-1中に示す通りとした。なお、再生水注入停止後、モデル地下水流による再生水塊

の排出についても検討した。

2. 2 実験結果

実験装置にガラスビーズを充填した状態で空隙率は約37%であり、この値と装置の容積及び流量から求めた装置内の水の滞留時間は約3.5時間であった。したがって、一回の実験時間8時間は流下時間の約2.3倍である。図-2に示す電導度の測定結果から、注入された再生水は、地下水流に沿って下流側に移動しつつ全方向にほぼ同じ速さで拡がり、壁面付近が再生水と同じ電導度に達してからは上流側に拡がる速さが増すことがわかった。壁面付近が再生水と同じ電導度に達するまでに要した時間は、再生水が注入点からほぼ球状に注入速度で拡がったと仮定して計算される値とほぼ一

表-1 帯水層模型実験条件

実験条件		
装置容積	[cm ³]	8100
ガラスビーズ径	[mm]	φ0.2
空隙率	[%]	37
装置内流速	[cm/s]	2.3 × 10 ⁻³
再生水注入量	[ml/h]	150
再生水水質		
電気伝導度	[μS/cm]	440
一般細菌	[個/ml]	1300
TOC	[mg/L]	7.5

は、地下水流に沿って下流側に移動しつつ全方向にほぼ同じ速さで拡がり、壁面付近が再生水と同じ電導度に達してからは上流側に拡がる速さが増すことがわかった。壁面付近が再生水と同じ電導度に達するまでに要した時間は、再生水が注入点からほぼ球状に注入速度で拡がったと仮定して計算される値とほぼ一

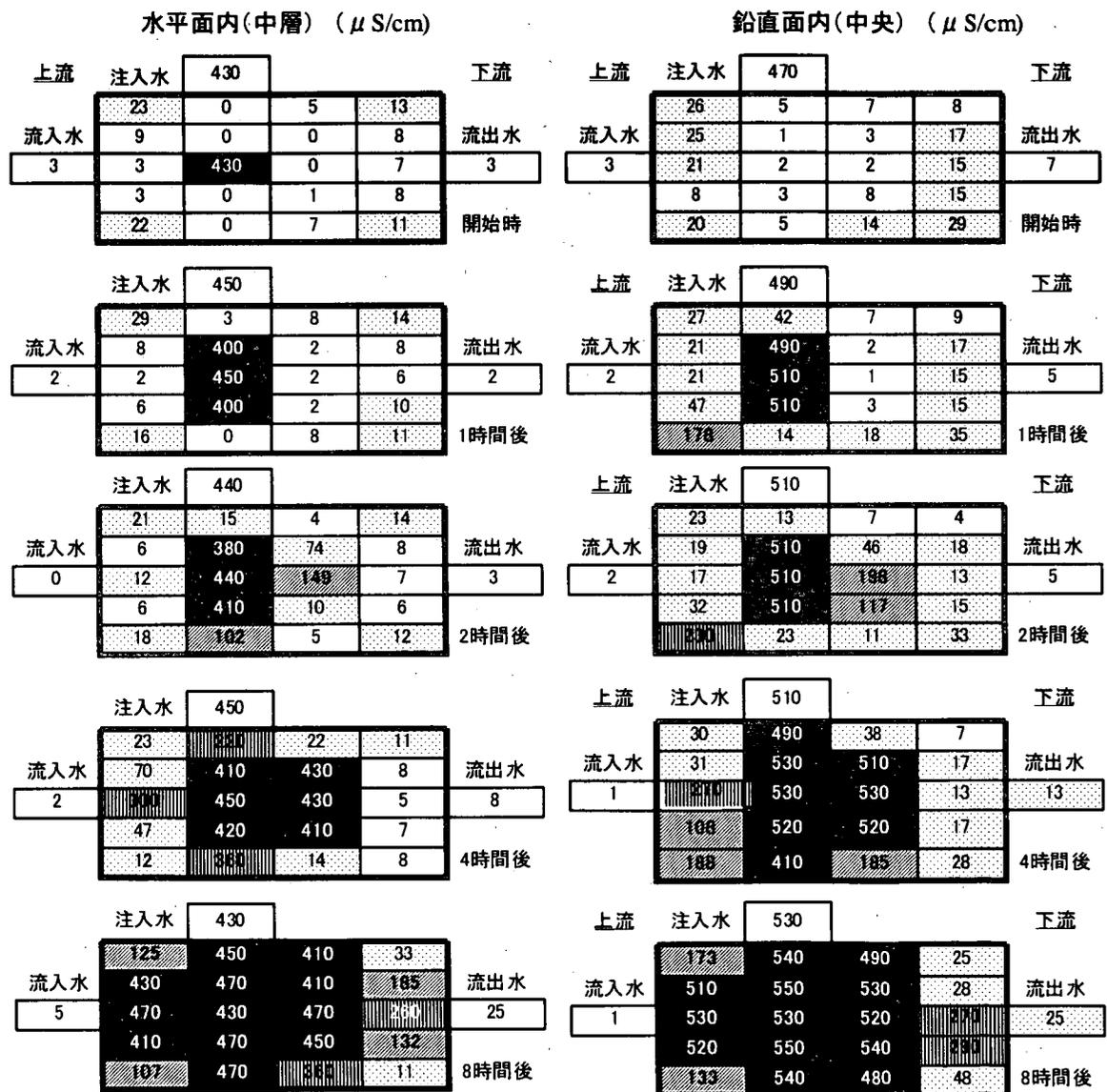


図-2 再生水注入実験時の電導度測定結果

致しており、本実験条件では地下水と再生水の混合はあまり起こらず、分子拡散の影響も小さかったと考えられる。図-3は注入点下流側中央の試料採取点における電導度、TOC 及び一般細菌数の経時変化を示したものである。TOC と電導度は、ほぼ同様に増加しているが、一般細菌数は明らかに遅れて増加している。注入点近くの採取点における一般細菌数は再生水の値と変わらないので、ガラス

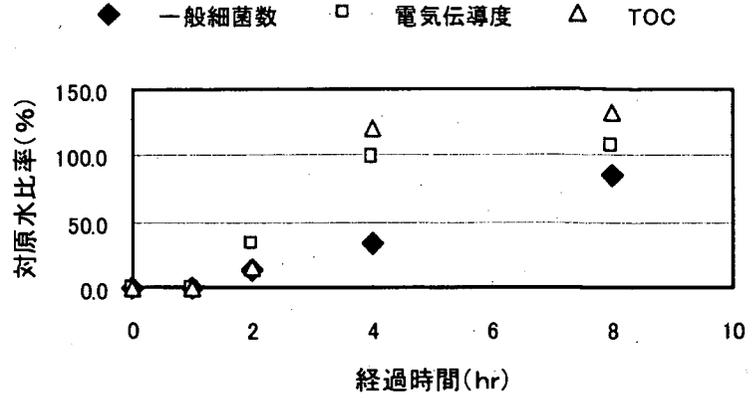


図-3 注入点下流60mm 地点の濃度変化

ビーズの隙間に細菌が捕捉されたことによって菌数の増加が遅れたものと考えられる。一般細菌の供給速度から推定した帯水層容積あたりの捕捉細菌数は、 10^3 個/cm³程度であった。

次に、再生水を一定時間注入した後、注入を停止し、再生水の流出現象を3日間にわたって観測した。その結果は図-4に示す通りで、各成分とも基本的には左上から右下に押し流される傾向にあった。しかし再生水の動きは遅く帯水層下部に滞りがちで、導電率とTOC には下流側から上流へ循環する様な動きも認められた。この様な現象は、1) 再生水とモデル地下水の密度差等、何らかの理由でモデル地下

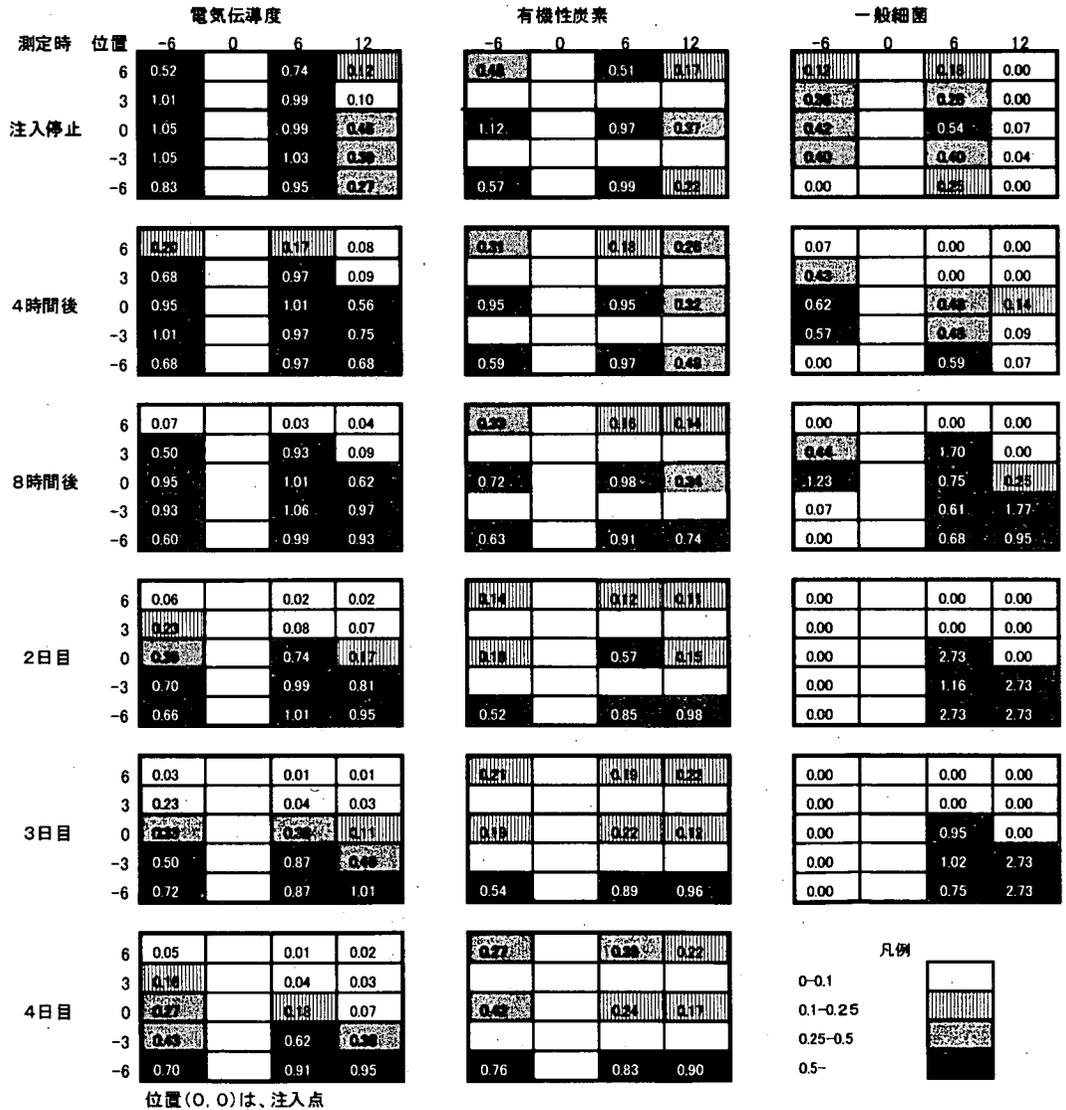


図-4 注入停止後の相対濃度 (注入水濃度=1.0) の低下状況

流が上部に偏ったこと、2) 帯水層内では性質の異なる水塊の混合速度は大変小さく、二つの水塊はほぼ独立した流動をしていること、3) 注入が止まって流動ポテンシャルが消失した再生水塊はモデル地下水の流動の間接的影響によって動いていること、等によるものと考えられる。また、一般細菌数の挙動は、注入開始時と同様に、電導度や TOC の挙動とは若干異なるものであった。即ち、注入点上流側の採取点や上層部では速やかに減少したのに対し、再生水が滞留している下層部分では8時間経過時点から急激な増加が生じ、流入停止時に観測された最大濃度の3倍以上に達した。このような現象はガラスビーズ空隙に捕捉されていた細菌のはく離による集積か増殖が原因と考えられる。

以上の結果から、再生水の地下注入では、帯水層を構成する粒子と再生水中の成分との間の付着・吸着等の相互干渉や細菌の増殖等によって成分毎に挙動が異なる可能性があること、地下水層内では性質の異なる水塊は流動形態も異なり、注入停止後に残留した水塊は主として地下水流中への分子拡散によって徐々に失われ、やがて元の状況に復するものであると推定された。地下帯水層の利用に当たっては、この様な地下注入時の水塊の挙動について更に詳細な検討を行った上、適切な地下環境が保たれるように管理することが必要である。しかし、帯水層構成粒子と下水処理水中に残存する様々な物質との相互作用についての知見は少なく、現状での実用化には課題が多いと考えられる。

3. 再生水給配水管路における性能劣化等の検討

再生水を利用している施設によっては給水管の漏水や閉塞等、管渠性能低下による障害が発生している。このような障害は同じ施設の上水道管では発生していないことから、原因は再生水利用にあると考えられる。平成11年度に行われた調査結果によれば、電導度、溶存酸素濃度及び残留塩素濃度が高い場合は腐食が促進される傾向にあることが判明している¹⁾。下水処理水再利用の実用化を推進する上で供給設備である管路系の信頼性を高

めることは不可欠であり、再生水の水質や利用条件と腐食等による機能低下制御のための構造基準を明確にしておく必要がある。そこで、12年度は実際の再利用施設での腐食等の進行状況を調査すると共に、室内実験によって腐食に及ぼす温度と残留塩素濃度の影響の確認を行った。

表-2 調査対象区間の概要と測定分析項目

区間	上流端	下流端	施設	管径	管渠長及び管渠内容積	水質項目	測定・分析法
1	再生処理施設	特排弁①	配水管	200mm	1405m	水温	棒状温度計
					44.14m ³	pH	ポータブルpH計
2	特排弁①	特排弁②	配水管	200mm	約110m	電気伝導度	ポータブル電導度計
					3.45m ³	溶存酸素	ポータブル溶存酸素計
3	特排弁②	受水槽①入口	配水管 引込管 給水管	75mm	180m	遊離残留塩素	DPD試薬法
				20mm	5.5m	全残留塩素	DPD試薬法
				20mm	7.0m	COD	下水試験法
				20mm	0.8m ³	アンモニア性窒素	"
4	受水槽①					大腸菌群数	"
5	受水槽①出口	衛生器具①	給水管	65mm	35.1m	溶解性鉄	原子吸光度法
				50mm	16.0m	総鉄	"
				40mm	26.8m	溶解性マンガン	"
				32mm	135m	総マンガン	"
				20mm	33.9m		
6	特排弁①	受水槽②出口	配水管 引込管 受水槽	200mm	約100m		
				150mm	約700m		
				100mm	約55m		
				50mm	約30m		
				16m ³ +受水槽容積			
7	受水槽②出口	衛生器具②	給水管	25mm	290m		
				40mm	50.6m		
				40mm	83.1m		
				50mm	0.369m ³		

3. 1 方法

福岡市の再利用施設に再生水の給配水経路に沿って4調査区間を設け、各区間上下流端で残留塩素等再生水質の変化を計3回調査した。水質変化を把握できた4調査区間相互間(3区間)も含めた全7区間の概要と水質調査項目を表-2に示した。また、再生水供給先集合住宅の受水施設で使用されている再生水ポンプの腐食状況を調査し、同様の使用履歴の上水ポンプと比較した。同時に、給水管の腐食・閉塞状況や付着物の性状について調査を行った。

室内実験では、K浄化センターの高度処理水1Lに鉄製給水管ソケット(一般品)及び青銅製給水管ソケットを浸漬し、温度と残留塩素濃度が異なる場合の鉄及び銅の溶出を調査した。

3. 2 結果と考察

3. 2. 1 再生水給配水施設における水質変化

区間の水質変化の傾向を表-3にまとめた。また、各水質項目について変化量が最も大きかった区間と第2位の区間を表-4に示した。表-3は、各回の調査で区間の変化傾向が反対の傾向を示す箇所を3箇所以上上回ったら、区間数のスコアとして増加の場合は+1、減少の場合は-1を与え、供給元から給水端までの全体を通しての変化傾向が2カ所とも一致したら、給水端のスコアとして同様に±1を与え、各回の水質変化の傾向を示している。また、3回のスコアを集計して+4以上の項目は増加、-4以下の項目は減少と判定し、その結果を判定欄に示した。

表-3によれば、実施設の再生水配管内では、水温、DO、残留塩素及びアンモニア性窒素が減少し、亜硝酸性窒素、鉄、亜鉛及び一般細菌が増加した。これらのうち、水温の減少は外気温が水温より低いという季節的要因によるものである。アンモニア性窒素の減少及び亜硝酸性窒素と一般細菌の増加は管路内で生じた生物反応の結果であり、鉄及び亜鉛の増加は配管素材の腐食によるものである。DOと残留塩素の減少には複数の生物、物理、化学反応が関係していると考えられる。

表-4によれば、残留塩素の減少は配管システム全体で生じているが、最大の減少区間はどれも受水槽の4区もしくは受水槽を含む区間の6区であることから、受水槽での消費が大きいと考えられる。アンモニア性窒素の減少と亜硝酸性窒素の増加は、主として、受水槽または受水槽を含む区間と給水管で生じており、最大の変化区間はどれも受水槽を含む区間であった。したがって、残留塩素の減少と同様に受水槽での反応が多いと考えられる。一般細菌の増加は受水槽と給水管で主として生じており、残留塩素減少との関係が推測される。鉄の増加は配水管や配水管を含む区間で多いことが示されており、この区間に多い大型で防食被覆されていない鉄製フランジやバルブが主要な供給源になっているものと考えられる。また、鉄の増加は全鉄としての増加であり、溶解性鉄は増減していないことから、溶出した鉄

表-3 区間水質変化の総括表

	区間数			給水端			計	判定
	10月	11月	1月	10月	11月	1月		
水温		-1	-1	-1	-1	-1	-5	減
pH	-1			-1			-2	
DO	-1		-1	-1		-1	-4	減
EC	-1			-1	-1	-1	-4	減
遊離塩素	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-6	減
結合塩素		-1	-1	-1	-1	-1	-5	減
全塩素	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-6	減
NO2-N		1	1		1	1	4	増
NO3-N			1		1	1	3	
NH4-N	-1		-1	-1	-1	-1	-5	減
COD		1			1		2	
s-Fe		-1		-1	-1		-3	
Fe	1	1		1		1	4	増
s-Mn							0	
Mn							0	
Zn	1	1	1	1	1	1	6	増
一般細菌	1			1	1	1	4	増
大腸菌群					-1		-1	

表-4 水質変化の大きい区間

	最大変動区間			第2位変動区間		
	10月	11月	1月	10月	11月	1月
水温	4	6	6	1	3	3
DO	7	7	7	6	4	6
EC	6	6	3	4	4	7
遊離塩素	6	6	6	4	7	1
結合塩素	4	6	6	2	4	7
全塩素	4	6	6	6	4	7
NO2-N	4	6	4	5	5	6
NO3-N		6	7		4	6
NH4-N	4	6	4	6	7	6
Fe	2	3	1	6	2	4
Zn	7	5	7	5	6	5
一般細菌	4	7	4	7	6	5

は残留塩素等によって直ちに酸化され、微少な酸化鉄や水酸化鉄の粒子になっているものと考えられる。亜鉛の増加は主として給水管と給水管を含む区間で生じており、これらの区間に多く用いられている無被覆の黄銅や青銅製の製品

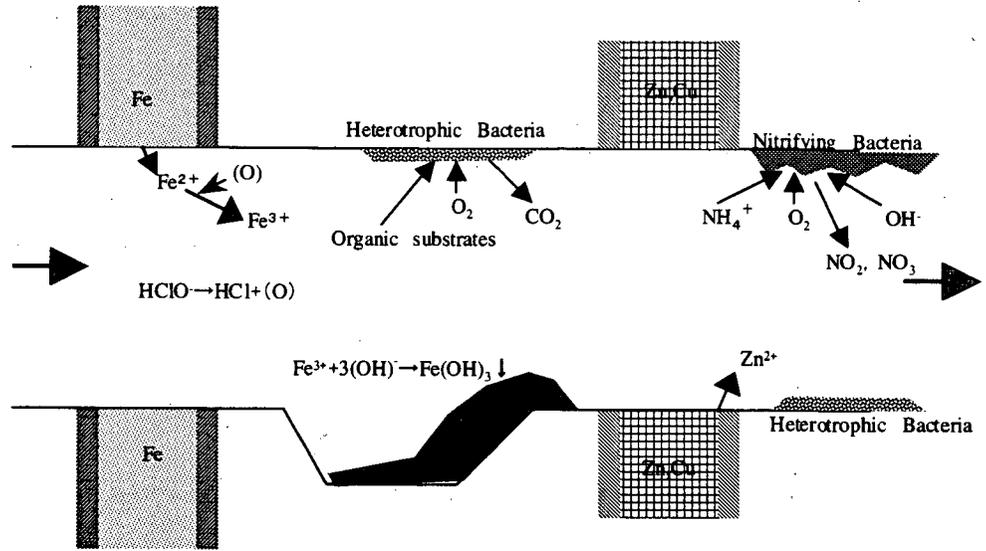


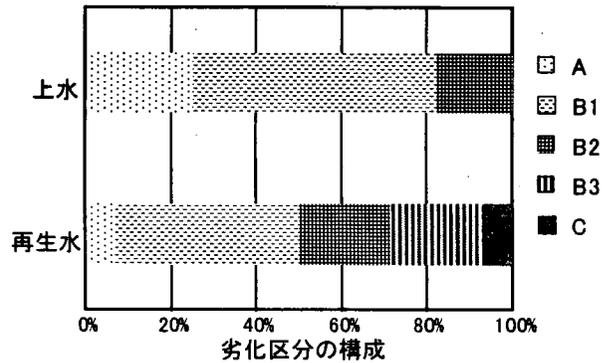
図-5 再生水給配水系内で推定される反応

(バルブ等)から溶出したと考えられる。以上の調査結果から推定した配管システムにおける各種反応等は模式的に図-5の様に表すことができる。

3. 2. 2 再利用施設における機器及び配管の性能劣化

再利用を行っている建物では、配水管によって供給された再生水を一旦受水槽に貯留した後、ポンプによって利用先の機器へ圧送している。平成11年度に実施した現地調査の際、これらの受水槽周りの配管やポンプに多くの腐食が認められた。そのため、今年度は改めて代表的な建物7カ所で受水槽周りの配管、ポンプ、及び給水管路について腐食等の性能劣化状況を調査した。また、多くの建物では上水受水槽や上水給水ポンプが再生水受水槽等と同じスペース内に設置されており、両者の劣化状況を比較することによって水質の違いが腐食に与える影響を見ることができる。そこで、上水ポンプと中水ポンプの種類、設置及び使用期間がほぼ同じである B 建物については上水ポンプも調査対象とし、性能劣化状況等を調査した。

B 建物におけるポンプの劣化状況を同所同履歴の上水ポンプと比較した結果を図-6に示した。図-6より、再生水ポンプは上水ポンプより腐食劣化の進行が早いことがわかる。次の表-5はポンプ周り配管の腐食劣化状況を示したものである。管端防食のなされた部分で腐食が生じていたのは1カ所だけであ



- A:劣化がほとんど無い状態
- B1:錆、腐食が認められるがあまり劣化は進行していない状態
- B2:錆、腐食による劣化が進行しているが使用に差し支えない状態
- B3:腐食等による形状破壊が進み、使用限界に近い状態
- C:部品の固定が困難で使用できない状態

図-6 B 建物給水ポンプ劣化状況比較

表-5 ポンプ周り配管の状況

調査対象	材質	管端防食	判定
A吸入管	VLSGP	無し	C
B吐出管	VLSGP	有り	A
C1吐出管	VLSGP	無し	C
C2吐出管	VLSGP	無し	C
C3吐出管	VLSGP	無し	C
D吐出管	VLSGP	有り	C
E吸入管	VLSGP	有り	A
F吐出管	VLSGP	有り	A
G吸入吐出管	VLSGP	有り	A

A 正常または初期劣化の状態、最大侵食率20%未満
 B 中期劣化状態、最大侵食率40%未満
 C 終期劣化状態、最大侵食率40%以上

るが、管端防食のなされていないポンプ回り配管は全て腐食が進行しており、交換が必要な状態になっていた。何れも腐食原因は青銅バルブ等、異種金属との接合による電食が原因と見られる。

表-6 管渠劣化発生率 (%)

	全体	防食部	無防食部
腐食	4.7	2.8	1.9
閉塞	12.6	1.6	11.0
腐食と閉塞	2.8	1.6	1.2

表-6は、給水ポンプ以降の給水配管部分428カ所 (全数428) について調査した結果を防食対策の有無と劣化の形態別に集計し、発生率として表したものである。腐食、閉塞、及び腐食を伴う閉塞の3つの管路性能劣化現象のうち閉塞が54カ所と最も多く発生した現象であった。閉塞の大部分は、弁やメータ等流れに乱れが生じやすい部分と、これにつながる部分とで生じていた。腐食を伴う閉塞も含めた閉塞箇所は全調査箇所の15.4%であり、防食対策を行っていない管路部分では防食対策を行った部分より高い率で発生していた。防食部には樹脂被覆が施されることで閉塞の原因となる物質が付着し難くなるものと考えられる。一方、腐食と腐食を伴う閉塞による劣化は32カ所、全調査箇所の7.5%で発生し、閉塞の約半分の発生率であった。発生箇所の77~79%は継ぎ手部と弁・メータ等の接合部で異種金属が接する部分であり、防食接合の行われた部分の方がやや高い発生率を示した。今後、防食部分での腐食原因などについて検討が必要である。

表-7は、ポンプ部品や配管閉塞箇所から採取した付着物の成分分析結果をまとめたものである。表-7によれば、ポンプケーシング等の付着物の多くは素材の成分と一致しており、酸化によって生じた錆と考えられる。一方、管渠付着物の多くは酸化鉄を主体とするものであり、管渠内で発生した錆が何らかの原因で堆積

表-7 付着物の組成 (%)

記号	素材	発生部位	Fe	Cu	Sn	Pb	Si	Al	P	VS
C	鉄	Aフランジ固着物	60				4.1		4.3	12.2
E	鉄	Aバルブ内固着物	63.2				2.2		4.5	10.9
I	青銅	CGポンプインペラ付着物		28.2	27.7		4.5	6.7	3.2	
T	鉄	Aポンプケーシング腐食部	64.2				2.2	1.1	3	21.1
AA	鉄	B上水ポンプケーシング腐食部	31.2				18.1	11		8.5
AB	青銅	B上水ポンプ羽根車腐食部	0.6				32.5	16		
AE	鉄	B中水ポンプケーシング腐食部	56.7				1.4	3		15.1
AF	青銅	B中水ポンプ羽根車腐食部	29.9	4.2		6.8	10.7	7.5	3.2	7.1

根車等には外部から混入したと見られる粘土様物質の付着が認められたものがあつた。

上水ポンプとの比較結果から、再生水給水ポンプの金属部分の劣化は上水ポンプより早く進行するものと考えられる。また、ポンプ接続管腐食状況の調査結果から、配管劣化の進行を抑制する手法として異種金属接合部分にコア付き等の防食対策品を用いることは腐食防止対策として有効であると考えられる。しかし給水管路では、防食対策を行った接続部分に防食対策を行わなかった部分と同程度以上の率で腐食による劣化が発生していたことから、現行の防食対策は再生水管の腐食に対して完全なものではないと考えられる。

表-8 溶出実験条件と測定・分析条件

3. 2. 3 再生水による金属配管材料の腐食要因の検討

11年度に行った模型実験で配管材の鉄や銅の溶出が認められたため、12年度は室内実験によって溶出量を左右する因子として温度と残留塩素濃度の検討を行った。表-8に実験条件と測定項目を示した。

浸漬材料	設定残留塩素濃度(mg/l)	設定温度(℃)	水質項目	測定・分析法
铸铁製リケット (無防食)	0,1,3の3段階	10,20,30の3段階	水温	pH計付属セサ
青銅製リケット (防食コア付)	"	"	pH	携帯型pH計
			電気伝導度	携帯型電導度計
			遊離塩素濃度	DPD試薬法
			全残留塩素濃度	DPD試薬法
			溶解性鉄	下水試験法
			全銅	"
			溶解性銅	"

図-7は無防食の水道用铸铁製ソケット（外面塗装）を浸漬したときの溶解性鉄濃度の経時変化を示したグラフである。溶解性鉄濃度は時間と共に減少しており、ピーカー内には赤褐色の鉄さびと見られる沈積物が生じ、エルボの無塗装部分に錆が発生した。発生した沈積物を一様に混合することが困難であったため全鉄溶出量は把握できなかった。浸漬液中の溶解性鉄濃度が初期に高い濃度を示していることから、実験開始直後から水中への鉄の溶出は速やかに進行したと考えられる。しかし、表面に生じた酸化物の被膜によって溶出量は時間と共に減少し、溶出した二価鉄が溶存酸素等によって不溶性の三価鉄に酸化される反応が上回って、浸漬液中の溶解性鉄濃度が次第に低下したものと考えられる。溶解性鉄濃度は残留塩素濃度が高いほど低い水準にあり、残留塩素が二価鉄の酸化を促進していると考えられる。また、塩素無添加の条件では水温が高いと初期の溶解性鉄濃度が低い傾向があり、酸化の速度は水温が高い方が早いことを示すものと考えられる。写真-1は試験終了後のソケットである。温度や塩素濃度の高い条件では露出部が黒色の酸化鉄で覆われ、赤錆の発生が少なくなっている。

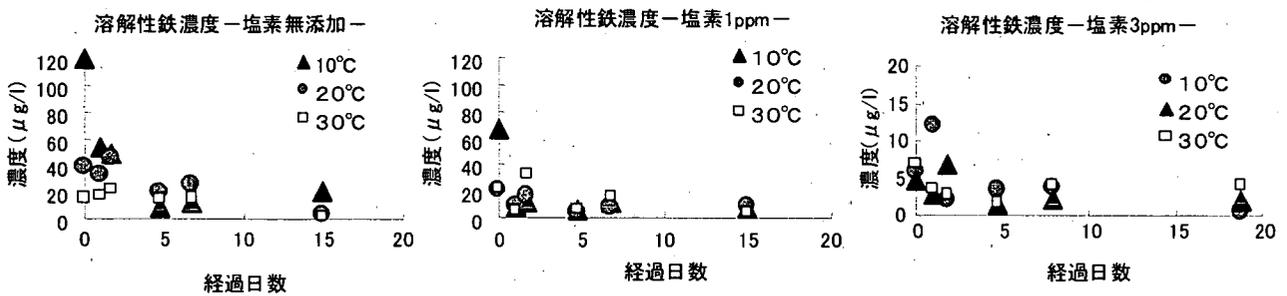


図-7 铸铁製ソケット浸漬実験結果



写真-1 浸漬実験後の铸铁ソケット（ラベル数値は塩素濃度と温度）

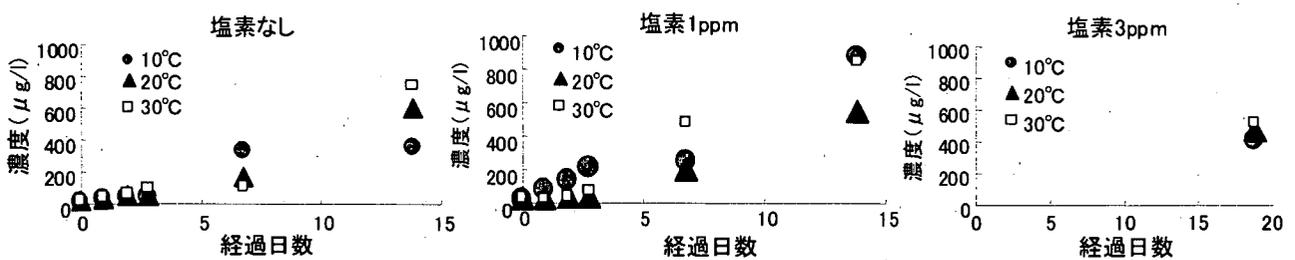


図-8 青铜ソケット浸漬実験結果（全銅）

図-8は青铜製水道用ソケット（片側）

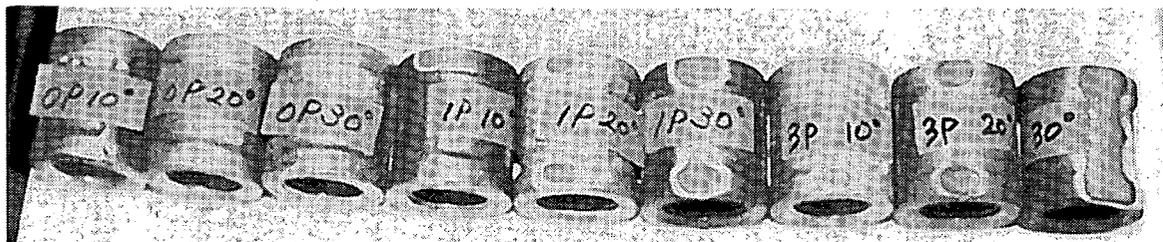


写真-2 浸漬実験後の青铜ソケット（ラベル数値は塩素濃度と温度）

防食コア内蔵）を浸漬した時の銅濃度の経時変化を示したグラフである。銅濃度は何れの場合も時間と共に

に増加した。塩素濃度3mg/l では溶出量が減少したが、温度の違いによる影響は明確には認められない。写真-2は試験終了後の青銅ソケットである。表面が白っぽく変色しているものと黒っぽく変色しているものがあり、水温と塩素濃度が高いものは黒っぽく変色する傾向にある。また、赤っぽく変色しているのはピーカー底部と接触していた部分で、局部電池の生成により青銅中に含まれる銅よりイオン化傾向の高い合金成分が溶出し、銅が残留したことによって生じたと考えられる。この赤変部は温度が高く塩素濃度が高いほど広がる傾向を示していた。

以上の結果から、被覆されていない金属部分が直接溶出したり、水中の溶存酸素によって酸化されたりすることによって進行する腐食の速度は、鉄部では水温や残留塩素濃度の影響を受けることが推定されたが、全鉄濃度の変化を分析できなかったため、どの程度の影響を受けているか定量的な評価ができるデータを得るには至らなかった。青銅からの銅の溶出に温度が与える影響は小さいと考えられ、残留塩素の影響も1mg/l まではほとんど無いと考えられる。一方、1点だけの測定ではあるが残留塩素3mg/l で銅濃度の増加が抑制された。今年度の調査で現象を十分に把握できなかった全鉄溶出量と高い残留塩素の銅溶出については次年度検討する予定である。

4. 塩素によるスライム生成制御実験

4.1 実験方法

模擬再生水管（図-9）に模擬再生水（塩素を添加した茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道浄化センターの高度処理水）を約4週間通水してチューブ内面に付着した従属栄養細菌量等を測定した。チューブは25℃の恒温庫内に設置し、供給する模擬再生水の残留塩素濃度を0.5, 1, 2, 3, 4mg/l の5段階に設定した。また、湖北総合実験施設に設置した再生水給水システム模型に便器を設置して（図-10）、実際の利用状況に類似のパターンで模擬再生水（下水高度処理水に所定の塩素濃度になるように次亜塩素酸ナトリウム溶液を連続的に自動注入したもの）を流し、ロータンク内面等へのスライム付着や便器の着色等を観測して残留塩素濃度との関係を検討した。設定した塩素濃度は3mg/l 及び1mg/l で、各濃度4～5週間の運転を行った。

4.2 実験結果

4.2.1 塩素によるスライム制御室内実験の結果

塩素濃度の異なる各期間における模擬再生水チューブ内面の総付着物量は設定塩素濃度が高い方が少ない傾向を示した（図-11）。付着物

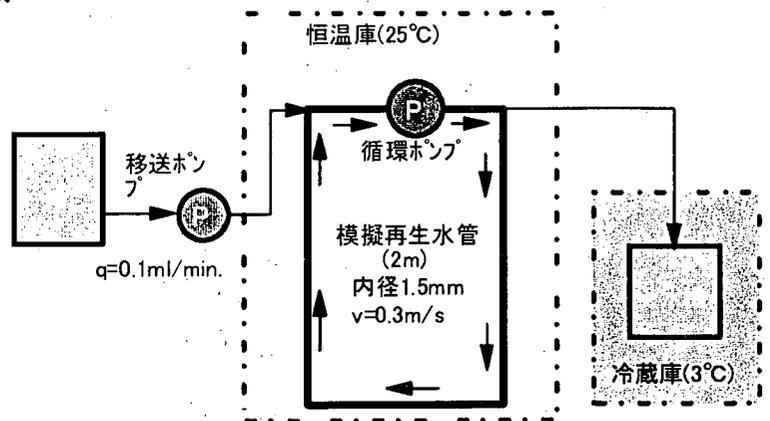


図-9 模擬再生水管室内実験装置

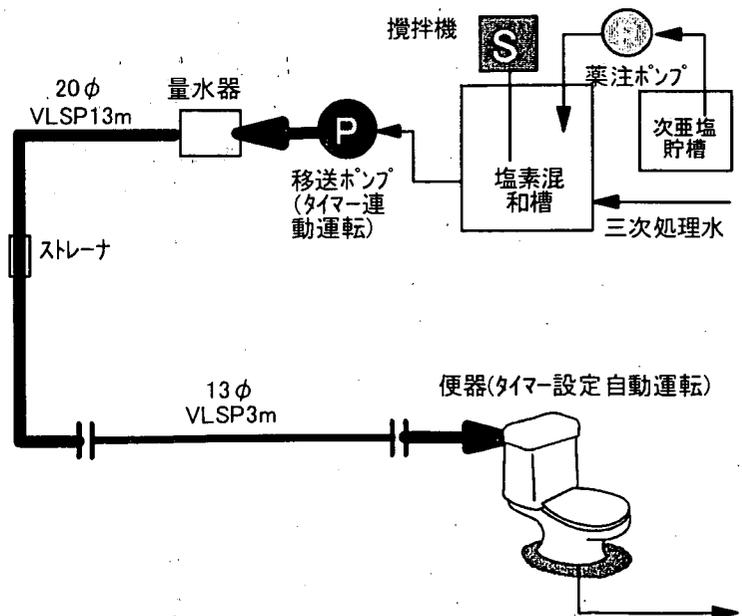


図-10 再生水給水システム模型装置

の大部分は強熱減量で占められ（表-9）有機物主体のものであった。付着物中の灰分のうち酸化鉄の含有率は設定塩素濃度が高いほど増加する傾向を示した（図-12）。

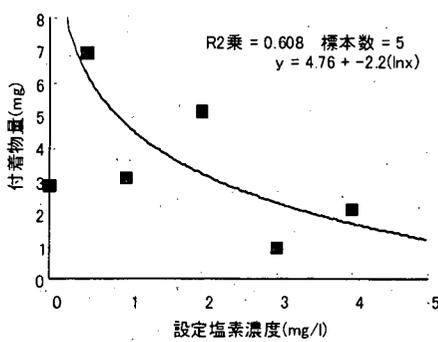


図-11 塩素濃度と付着物（室内）

設定塩素濃度 (mgCl/l)	TS(mg)	VS(mg)	Fe ₂ O ₃ (mg)
4	2.16	1.92	0.05
3	0.96	0.60	0.01
2	5.15	4.91	0.01
1	3.11	2.63	0.01
0.5	6.94	6.34	0.01
0	2.87	2.63	0.02

表-9 付着物の組成

原水中に含まれていた二価鉄の酸化が塩素濃度の増加と共に進行し、不溶性の高い水酸化第二鉄になって付着物に取り込まれる量が増加したものと考えられる。また、付着物中の従属栄養細菌数は塩素濃度の増加と共に減少する傾向を示した（図-13）。

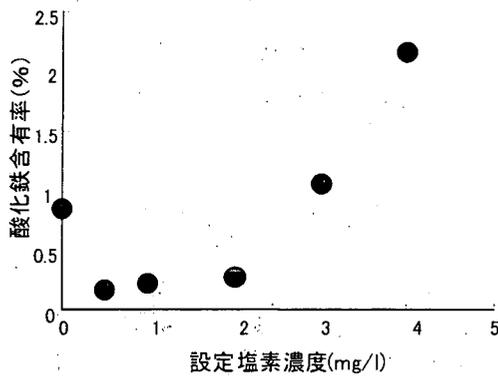


図-12 Fe₂O₃含有率と設定塩素濃度

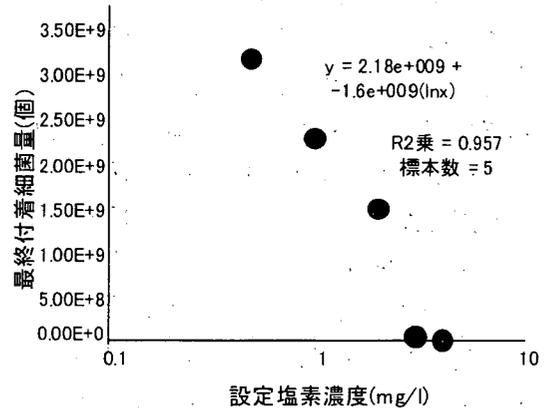


図-13 付着菌数と設定塩素濃度

付着物の有機物含有率が高いこと、付着物量と付着物中の従属栄養細菌数の間にも相関があること（図-14）から付着物の多くは従属栄養細菌由来の物質であると考えられる。付着細菌は2分裂方式で増殖するので開始時の菌数を1として実験期間中の日平均増殖率を求め、塩素濃度と再生水中のTOC濃度とを説明変数として重回帰分析を行った。その結果（1）式の関係が得られた。

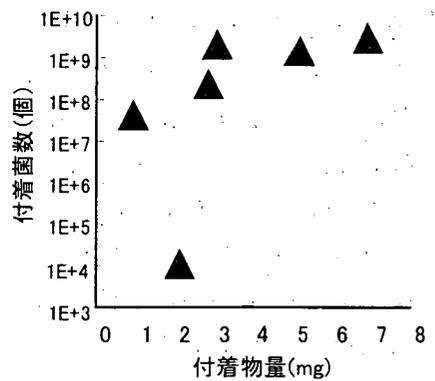


図-14 付着物量と付着菌数

$$\text{LN}(Y) = 9.16 [\text{TOC}(\text{mg/l})] - 2.12 [\text{設定塩素濃度}(\text{mg/l})] - 52.49 \quad (1)$$

日平均増殖率の対数 (LN(Y)) の決定係数は0.91で、塩素が増殖を阻害し有機物が増殖を促すことが示されている。増殖の抑制または促進に寄与する程度は有機物濃度の方が塩素より4倍以上大きいことが示されており、付着菌の増殖制御に関して TOC の削減も重要であると考えられる。

再生水質の変化については以下のような結果であった。

(1) 浮遊従属栄養細菌：再生水中に含まれる浮遊従属栄養細菌は設定塩素濃度の増加と共に増殖が抑制され、3mg/l以上の設定塩素濃度では流下中に減少した（図-15）。3.2.1に述べたように、現地調査結果でも残留塩素濃度が低下する区間で従属栄養細菌とほぼ同義の一般細菌が増加しており、細菌類の増殖を

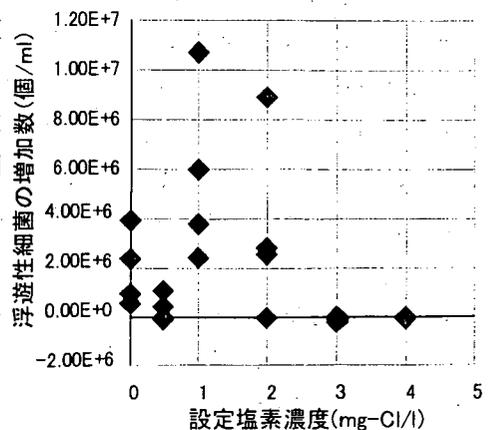


図-15 浮遊細菌数と塩素濃度

塩素で抑制するにはかなり高い塩素濃度を保持する必要があると考えられる。

(2) 残留塩素の減少：図-16及び図-17に示す通り、残留塩素の消費率は再生水の TOC 濃度と付着細菌量の各々と相関がある。この二つを説明変数とした時の重回帰式は次の(2)式の通りであった。

$$\text{LN}((\text{Co} - \text{C})/\text{Co}) = 0.097 * \text{TOC}(\text{mg/l}) + 0.002 \text{LN}(\text{付着細菌数}) - 0.72 \text{----- (2)}$$

ここに、Co：塩素の初期濃度 (mg/l)、C：流出水の塩素濃度 (mg/l) である。

塩素消費率の決定係数は0.486で、TOC の影響が付着細菌数の5倍大きく、残留塩素保持に関しても再生水中の有機物濃度が重要な要因であると考えられる。なお、この式を用いて計算した塩素消費率推定値と実測に基づく消費率との関係は、図-18に示す通りである。

(3) 色度の減少：図-19に示す様に、塩素濃度2mg/l の場合を除き、塩素濃度の増加に従って色度が減少する傾向が認められた (図-19)。色度の原因物質には有機物の他、鉄・マンガン等の無機イオンも含まれる。有機物指標である TOC は、模擬再生水管として用いたチューブからの溶出が原因と推定される濃度増加があり、

色度減少との関係は認められなかった。福岡市の再生水質向上実験では、色度減少とマンガン濃度低下との関係が報告されているが²⁾、本実験では、図-20に示す通り、色度とマンガン濃度との間に相関性は認められなかった。

(4) 硝化と脱窒：再生水として用いた処理水は生物学的窒素リン除去法の処理水であるため、アンモニア性窒素はほとんど残存せず、ケルダール性窒素も1mg/l 未満の低濃度であった。そのため、分析精度上の問題が残るが、ケルダール性窒素は塩素無添加時以外では概ね減少傾向を示した。硝酸性窒素も全般にわずかに減少した。アルカリ度は設定塩素濃度保持のための次亜塩素酸ナトリウム注入によって増加し、原水中のアルカリ度との比較で減少は認められなかった。したがって、上記の各窒素形態の減少が生物学的な硝化・脱窒反応によって生じたものであるか、特定できなかった。

4. 2. 2 模擬再生水管路による機器汚損に関する実験結果

各設定塩素濃度における流出端の便器ロータンク内の残留塩素濃度は表-10に示した通りである。

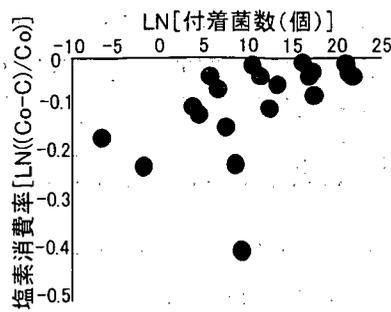


図-16 塩素消費と付着菌数

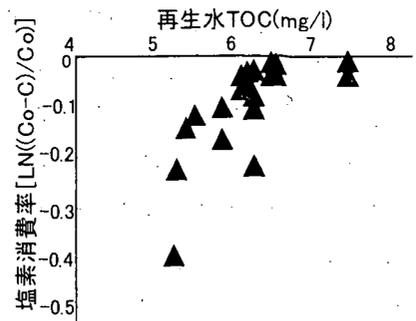


図-17 塩素消費と TOC 濃度

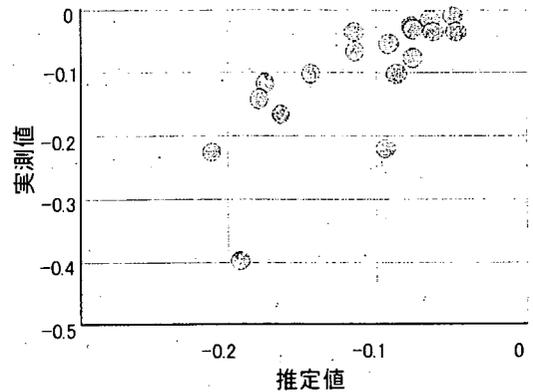


図-18 塩素消費率推定値と実測値

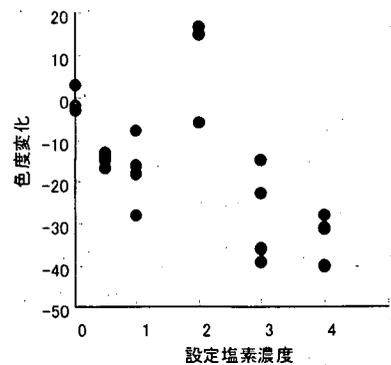


図-19 色度変化と塩素濃度

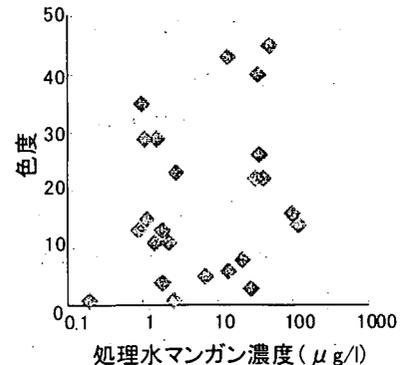


図-20 Mn と色度の関係

実験は低水温期に行われ塩素消費は低レベルであった。そのため、残留塩素は常時保持されている状態であり、再生水利用の現地で認められたような厚いスライムの生成には至らなかった。

表-10 模擬再生水管路ロータンク内残留塩素濃度

期間	設定値	平均値	標準偏差	範囲
12/8~1/16	3	1.51	0.37	1.27-2.16
1/16~3/5	1	0.42	0.11	0.35-0.61

しかし、3mg/l の設定濃度では、ロータンク内のスチロール樹脂性内張の表面や便器水封部付近に赤褐色の着色が生じた。これは、再生水中の酸化鉄の付着によるものと考えられる。また、1mg/l の設定濃度時には5週間後もスライム付着や着色が生じなかった。ロータンク入り口に設けられたストレーナへの錆の堆積が原因のロータンク流入水勢の減弱現象が現れたが、ストレーナの清掃によって水勢は回復した。今回の実験結果から、塩素濃度が高いと鉄酸化物の付着による着色が生じる可能性があり、生物スライムによる汚損発生防止が可能な範囲で末端の残留塩素濃度は低い方が望ましいと考えられる。

5. 下水処理水再利用システム及び建物内中水利用に関する実態調査

5.1 調査方法

下水道資源利用調査の一環として全国の下水処理場における場外再利用の状況についてアンケート調査が行われている。当研究室では、アンケート調査結果を用い、再利用の用途別実施状況等について再集計を行った。また、都市基盤整備公団と共同して、東京都内にある建物の中水利用施設について利用状況や建設及び維持管理費用に関するアンケート調査を行い、中水利用の実態を把握した。代表的な中水利用施設については現地聞き取り方式により施設の設置状況等を調査した。

5.2 調査結果

5.2.1 下水処理水再利用の実施状況

下水処理水を下水処理場以外のところで利用していると回答した下水処理場は平成10年度末時点で全国に169処理場あり、平成9年度末より5カ所増加した。また、下水処理場外で利用された再生水の量は年間1億5794万m³で、前年より796万m³増加し、下水処理水の1.22%が下水処理場外で再利用されたことになる。利用量の増加は、主として、修景用水等の環境用水としての利用と積雪寒冷地域における流融雪用水としての利用が増加したことによるものであった。平成10年末現在の用途別水量割合を図-21に示した。

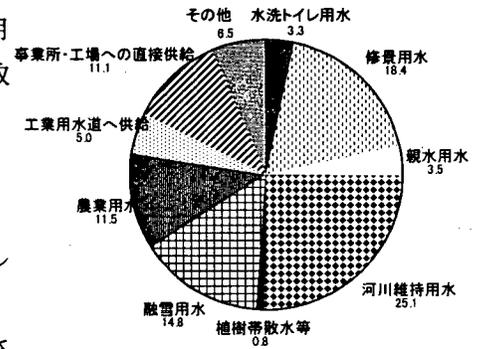


図-21 用途別再利用水量割合

再生処理水の水質についても調査し、代表的な再生水の用途毎に大腸菌群数の分布状況を図-22に示した。これらは施設

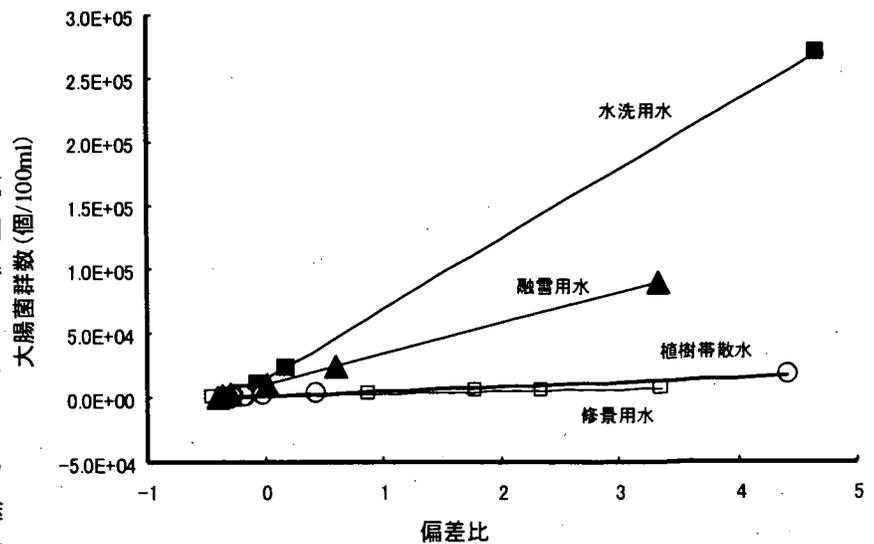


図-22 再生水中の大腸菌群数の分布状況

毎の年間平均値の分布を示したものであるが、同じ用途であっても施設間で水質にかなりの違いがあることが示されている。大腸菌群数の水洗用水利用では基準（案）の10個/ml（図では1.0E+03個/100mlに相当）は明らかに標準偏差の範囲内（+1S内）に入っており、基準（案）に満たない水質で利用されている施設が幾つか存在することがわかった。

5. 2. 2 中水利用施設の調査結果

東京都区部で中水利用を届出している310のビル等にアンケートを配布し、127カ所から有効回答を得た。アンケート結果によれば中水の水源は、自己ビル内の排水、隣接ビル等を含む地域内の排水、雨水、及び広域循環の再生水であった。このような中水の水源によって施設を分類したところ、図-23に示す通りの分布であった。雨水のみを水源とする施設が全体の1/3を占め、2/3は何らかの形で排水を循環利用するものであった。中水利用施設を有するビルの水利用全体に占める中水使用量の割合は平均36.6%（標準偏差21.6）で、図-24に示すような分布であった。中

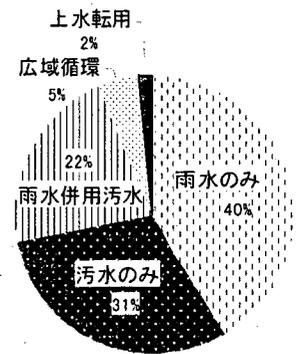


図-23 中水の水源

水利用施設を有しながら中水使用割合が0%のビルが5カ所ある一方で、中水使用量が水利用全体の100%を占めるビルが1カ所ある等、数値の信憑性が疑われる回答もあった。中水利用ビルの多くでは、中水不足時の補助として上水が補給される仕組みになっており、中水利用量には補給された上水も含まれている。中水利用量に占める補給水の割合は、平均28.5%（標準偏差26.4）で、図-25に示す通りの分布であった。水源の違いによって補給水割合が異なる傾向があり、広域循環で下水処理場から再生水が送られているところでは補給率は0%であった。次に水源が汚水だけのタイプが低い補給率で平均18.9%（標準偏差19.7）、汚水と雨水を併用しているタイプは補給率平均24.3%（標準偏差19.4）で、汚水だけのタイプと類似の分布であったのに対し、雨水だけ利用するタイプの補給率は平均44.9%（標準偏差31.3）と補給水の割合が高く、水源水量が不安定であることを示している。また、中水の水源として専ら上水を使用する、実質的に循環利用しているとは云えないものが少なくとも2カ所存在した。

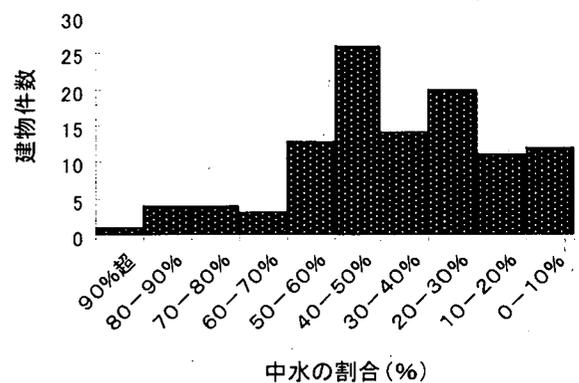


図-24 水利用に占める中水の割合

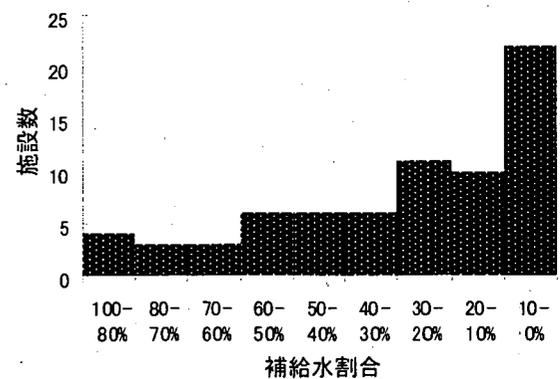


図-25 中水利用量に占める補給水の割合

中水の主用途は水洗用水であるが、一部は散水用、冷却用、防火用などにも用いられている。これらの用途に必要な水質を満たすため、水源水質に応じた様々な再生処理が施されている。採用頻度で見ると、最も多いのはろ過処理、次いで生物処理であり、他に、膜、凝集沈殿、活性炭などの処理が行われている。消毒は塩素注入が不可欠であるが、脱色脱臭を兼ねたオゾン処理も行われている。これらのユニットプロセスが単一で処理が完結している例は雨水を水源とする場合を除くと少なく、幾つかのプロセスの組み合わせで処理されている場合がほとんどである。

このような個別循環利用システムの建設及び維持管理にかかる費用についても質問を行った。有効回答

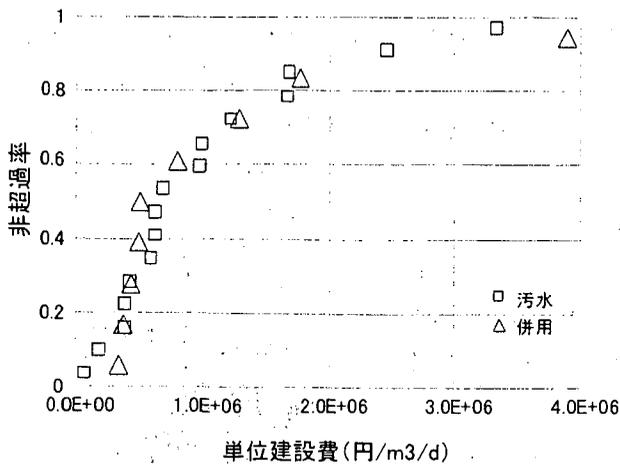


図-2.6 中水利用施設単位建設費の分布

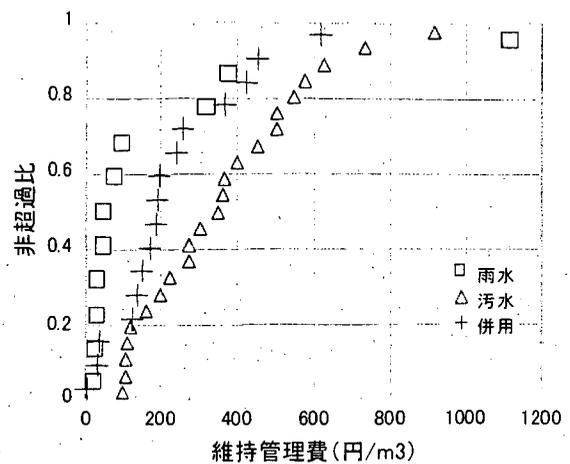


図-2.7 中水利用施設単位維持管理費の分布

数は維持管理費52件、建設費26件であった。建設費は再生処理及び送水のための設備工事費であり、利用先への雑用水配管設備費は含まない。

調査結果から建設費と維持管理費の分布を図-2.6と図-2.7に示した。建設費は施設の処理能力1m³/d当たりの建設費として、維持管理費は平成9～11年の各年の利用水量1m³当たりの維持管理費の平均値として示している。これらの図は中水の水源タイプ毎の分布を示しているが、建設費には雨水を水源とする施設のデータが少なかったため、汚水を水源とするタイプと雨水と汚水を併用するタイプだけが示されている。しかし、両者の間に分布上の差は見られなかった。図-2.7によれば、維持管理費は雨水を水源とするタイプが相対的に低く、汚水水源タイプが相対的に高い。雨水を水源とする場合は簡単な処理ですむ場合が多く、維持管理にかかる経費が少なく済むことを示すものである。

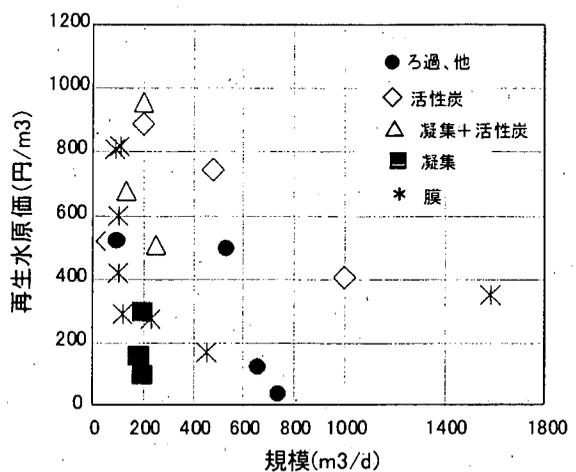


図-2.8 中水施設の再生水原価と施設規模

図-2.8は建設費の償却期間を15年、残存価値0とし、15年間設備能力100%で毎日再生水を作ったとした場合の再生水1m³当たりの設備償却費と、図-2.7に示した維持管理費を加えて算出した推定再生水原価の分布を、施設規模及び処理方式との関係で示したものである。図-2.8によれば、再生水原価は概ね施設規模が大きくなるほど低下し、活性炭処理を行う場合はその他の処理の場合より割高になる(膜処理で原価が800円を上回っているのは活性炭処理を併用している施設)という傾向を示している。

建設費にはスケールメリットが働き、同種の施設であれば規模が大きいくほど単位処理能力当たりの費用は低下すると考えられる。調査結果について検討したところ、図-2.9に示すように膜処理施設では相関が認められたが、ろ過や凝集沈殿処理方式では明確な相関関係は認められなかった。

建設費は処理施設と再生水供給のためのポンプ等施設及びその他の付帯設備が含まれており、それらの構成比は図-3.0に示すように、水源や処理方式によって異なっている。即ち、汚水を水源とする場合は雨水と併用する場合より処理施設建設に要する費用の割合が大きい傾向にあり、処理方式別では膜処

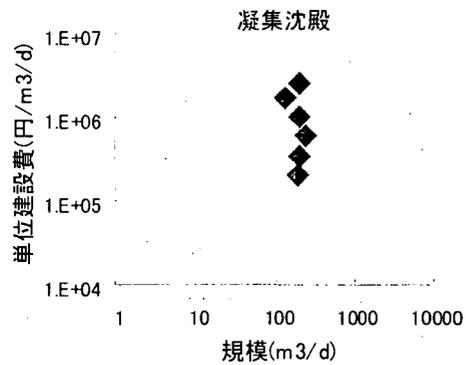
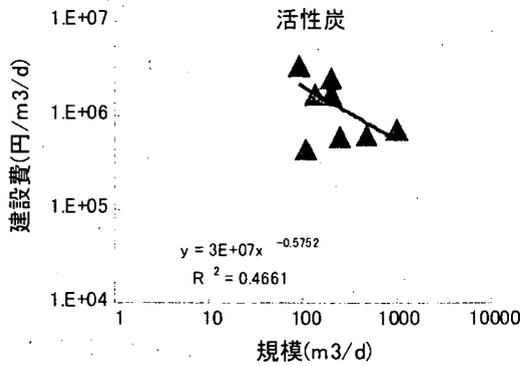
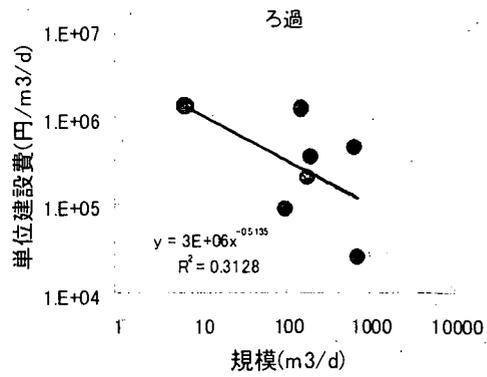
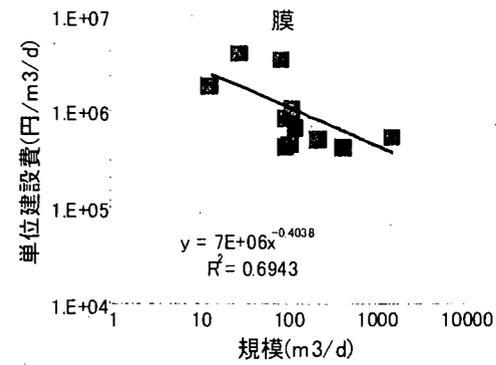
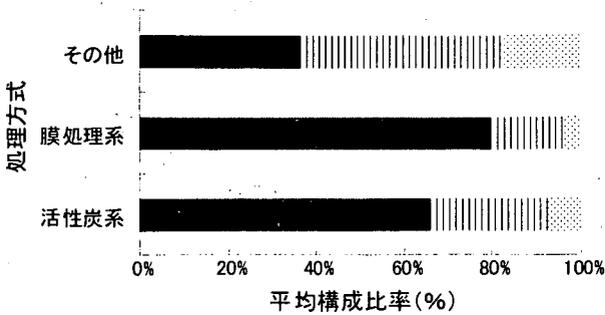
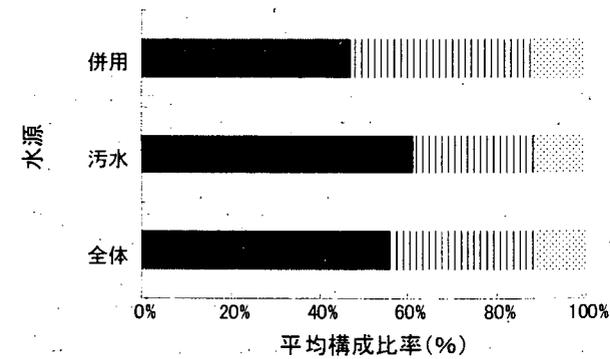


図-29 中水利用施設の建設費と規模の関係(処理方式別)

表-11 処理施設建設費と規模の関係

処理方式	回帰式	相関係数
ろ過	$Y=10^6x^{-0.6259}$	0.706
活性炭	$Y=3 \times 10^7x^{-0.711}$	0.698
膜	$Y=4 \times 10^6x^{-0.3469}$	0.910

Y: 処理施設建設費(円/m³/d) x: 施設規模(m³/d)



■ 処理施設 □ 供給施設 □ その他

図-30 処理施設建設費の構成

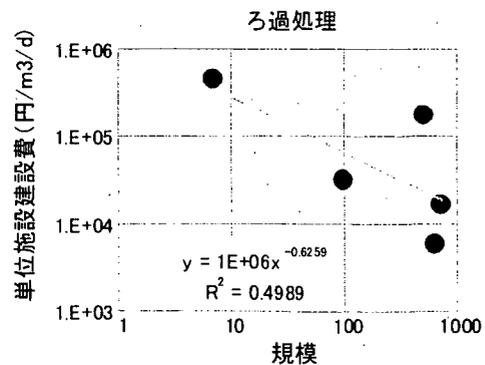


図-31 ろ過処理施設単位建設費と規模の関係

理方式や活性炭を用いる方式の方がその他の処理方式の場合よりも処理施設建設に要する費用の割合が大きい傾向にあった。建設費のうち処理施設建設費を抽出して施設規模との関係を調べたところ、処理施設建設費の割合が膜処理方式などより相対的に低いろ過処理方式では、建設費全体で見た場合より相関性が高くなった(図-31)。ろ過方式、活性炭処理

方式、及び膜方式の、処理施設規模と単位建設費の回帰分析結果を表-11に示した。

維持管理費用に関する回答数は建設費に関する回答数の2倍あった。このアンケート調査は、ビルの管理部門を対象にして行われたため、維持管理費に関する回答が得やすかったものと考えられる。これに対して建設費の回答率が低かったのは、循環利用施設建設費を建物全体の建設費の中から分離抽出することが困難であることを示していると考えられる。維持管理費は、施設の利用率（施設の能力に対して実際に供給した再生水の割合）、施設の規模、施設の種類によって変化すると考えられる。実際の施設は発注者の要請等により多様な処理フローになっている場合が多いが、ここでは大まかに、活性炭を使用する処理プロセス、膜を使用する物理的処理プロセス、

膜と生物処理を組み合わせる物理的処理プロセス、凝集処理を行うプロセス及びろ過を主体とするプロセスの5種類に分類し、施設規模と利用率の各々の対数を説明変数として、維持管理費の対数への回帰を分析した。その結果を用いて、規模と利用率から推定される維持管理費の対数と、実際の維持管理費の対数との関係を図-32に示し、推定に用いた回帰式と重相関係数を表-12に示した。雨水だけを水源とする施設から汚水だけを水源とする施設までデータの幅が広いろ過系プロセスでは推定値と実際の値との乖離が大きく、全体を一つの関係式で表すのは困難と考えられる。膜と生物処理の組み合わせプロセスでもやや乖離が大きい傾向が見られた。他の3プロセスでは推定値と実際の値は近い値になっている。ろ過系プロセスは雨水利用施設で多く用いられているので、雨水のみを水源とする中水利用施設だけで回帰分析を行った結果、

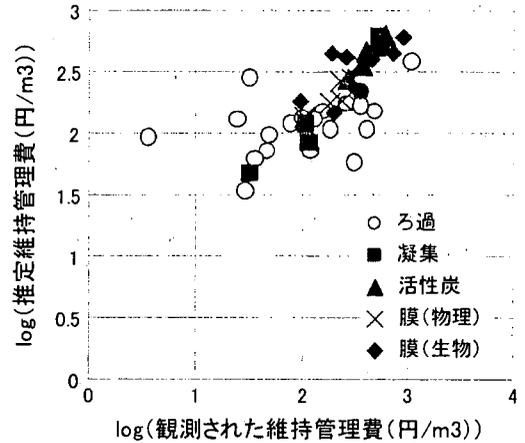


図-32 維持管理費の推定値と観測値

表-12 維持管理費に関する重回帰分析結果

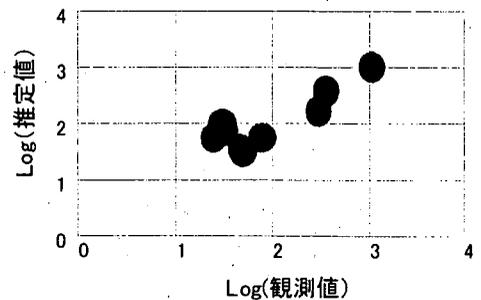
処理プロセス	重回帰式	重回帰係数
ろ過	$Y = -0.2x_1 + 0.19x_2 + 2.18$	0.42
凝集	$Y = -7.67x_1 + 0.55x_2 + 18.6$	0.97
活性炭	$Y = -0.2x_1 - 0.5x_2 + 3.95$	0.98
膜(物理処理)	$Y = -0.56x_1 - 0.6x_2 + 4.53$	0.90
膜(生物処理)	$Y = -0.25x_1 - 0.91x_2 + 4.68$	0.69

Y:log(維持管理費(円/m3)), x₁:log(規模(m3/d)), x₂:log(利用率(%))

図-33に示すように、規模と利用率によって維持管理費を比較的良く説明することができた。水質が良好な雨水を水源とする場合は簡易なる過処理で利用可能な水質を得ることができるが、小規模であったり利用率が低かったりすると維持管理費はかなり高くなる。また、雨水利用の場合、下水道使用料金徴収の対象になると考えられるので、広域循環利用の場合と同様に、再生水原価は上水料金より低くないと経済性は評価できないことになる。

アンケート調査結果を分析した結果は以上の通りである。これらを要約すると次の様になる。

(1) ビル内で発生する汚水や雨水を水源とする個別または地区循環利用施設では、再生水の需要をまかなうことができない場合があり、その場合の補給水として上水を使用している。中水使用量に対する補給水使用量の割合は、水源が不安定な雨水だけを利用する施設で最も高く（平均44.9%）、汚水だけを利用する施設では相対的に最も低い（平均18.9%）傾向にある。



推定式: $Y = -1.17x_1 - 0.93x_2 + 4.85$

重回帰係数 R=0.87

図-33 雨水処理施設維持管理費の推定値と観測値

(2) 中水（再生水）は平均でビル内水需要量のおよそ3分の1を賄っている。

(3) 中水のコストは再生処理方式、施設の規模及び施設の利用率によって異なり、小規模で利用率が低い施設は循環利用をしない場合よりもコスト面で不利になっている場合がある。

6. 再利用の費用対効果とリスクに関する資料調査

下水処理水再利用システムの実施に伴う健康上の危険性の指摘や実際の利用で生じた問題等について、下水道関係の雑誌、一般新聞等から情報を収集した。収集対象は表-13に示す通りである。収集期間は過去10～25年間とした。得られた資料のうち関連が深い主要な資料内容を要約すると以下のようである。

下水道事業全体について、酒井³⁾はリスクの例を表-14の様に示している。このうち、下水処理水の再利用の実施に直接関連するものとしては、健康被害（処理水の摂取・悪臭）、財産損失（汚損や漏水被害）及び環境影響（景観悪化、魚への影響等）が該当すると考えられる。再利用に関する微生物学的な安全性について、金子⁴⁾はウイルス感染による発病率を 10^{-3} 程度にするためには、人と接触の機会が少ないと考えられる修景用水利用等の場合 $1 \sim 10$ PFU/L以下、人との接触機会が多い用途（レジャー用等）の場合 3×10^{-2} PFU/L以下にする必要があるとしている。高木⁵⁾は処理下水を農業利用する場合の問題点として処理水中に含まれる様々な病原体による人・家畜及び植物への被害と土壌影響、水と食物を介する健康被害鎖形成の可能性、消費者のイメージ低下等、を指摘し安易な利用は避けるべきだとしている。

Robert⁶⁾は、再生水を飲用水として利用するための健康影響評価手法として、①毒性

学、化学及び微生物学の各方面からの危険性評価と②危険性評価に基づく安全性確保のための浄化法とモニタリング手法の確立が不可欠であるとし、動物実験等によって検討を行うべきだとした。下水の農業利用については諸外国で多くの実施例があり、下水灌漑に伴う大腸菌やウイルスの地下水への移

表-13 情報収集対象資料と対象期間

資料の名称	発行間隔	備考
下水道協会誌	毎月	1985-2000
月刊下水道	"	"
環境技術	"	1986-2000
用水と廃水	"	1981-2000
工業用水	"	1975-2000
水処理技術	"	1981-2000
水環境学会誌（旧：水質汚濁研究）	"	1992-2000
資源環境対策（旧：公害と対策）	"	1981-2000
水道協会雑誌	"	1982-2000
水道公論	"	1985-2000
造水技術	3ヶ月	1981-2000
土木学会誌	毎月	1982-2000
土木学会論文集		1984-2000
水	毎月	1981-2000
空気調和・衛生工学	3ヶ月	1981-2000
下水道研究発表会講演集	1年	第18回～37回
朝日新聞	毎日	1981-2000
日本経済新聞	"	1975-2000
東京新聞	"	1993-2000
千葉日報	"	1993-2000
神戸新聞	"	1996-2000
西日本新聞	"	1989-2000
日本下水道新聞	毎週	1990-1999
JWEF	毎月	1981-2000
JAWWA	"	"
Reuse of Sewage Effluent	"	"
The Science of the Total Environment	"	"
Water Engineering and Management	"	"
Water Environment Research	"	"
Water Research	"	"
Water Science and Technology	"	"

表-14 下水道に伴うリスクの例

エンドポイント	ハザードの例	リスクの表現
人の健康被害	工事中の事故	工事に伴う死傷者数
	運転管理中の事故	運転管理に伴う死傷者数
	マンホール蓋の飛散	マンホールへの落下者数
	下水もしくは処理水の摂取	下水起因の消化器系疾病の発生数
	悪臭・騒音・振動	下水道関連の苦情件数
人の財産損失	浸水	浸水面積・被害額
環境への影響	ゴミ等による景観悪化	苦情件数
	魚に影響のある水の放流	魚浮上事故件数
	温室効果ガスの排出	
法令違反	悪水の流入	基準不適合放流水の頻度

行等が確認されている⁷⁾。消毒された下水処理水を緩速灌漑することによって地下水に移行する細菌・ウイルスを削減できるとする報告⁸⁾等がなされている。下水処理水再利用に伴う施設障害の報告は福岡市関連のもののみであった。

7. まとめと今後の検討課題

下水処理水による地下水涵養は海外で主として実施されている再利用手法である。今年度実施した実験結果では一様な帯水層内に注入された再生水が周辺の地下水とは異なる流動をし、注入に比べ排出には長い時間を要する可能性のあることが判明した。地下利用にあたっては注入された再生水の挙動について事前に十分な検討を行う必要があると考えられる。

中水道方式による下水処理水再利用では、上水より質の劣る水を上水と同様に配水して利用する。そのため、供給から利用に至る各段階で上水の場合とは異なる様々な障害が発生する可能性がある。管渠の腐食・閉塞はその様な現象の一つであり、再生水の特徴である高い電導度に残留塩素の影響が加わって発生したものと考えられる。本年度の調査では管渠防食継ぎ手部分に比較的多くの腐食が見出され、原因の検討が必要と考えられた。また、閉塞については酸化鉄の供給源となる無防食の鉄製機材削減や管路内面の樹脂による被覆・平滑化が防止に有効であると推定される。再生水による配管や機器等の内面スライム付着は残留塩素消費の増加にも関係している。その原因と考えられる従属栄養細菌の増殖を抑制するには、全残留塩素で3~4mg/l以上の高濃度の残留塩素保持が必要である。管路防食上は高濃度の残留塩素保持は好ましくないから、増殖の原因となる有機物の削減等、スライム制御手法について今後の検討が必要である。

下水道を介して行われる広域循環方式に対し、トイレなど雑用水としての再利用は個別あるいは地区循環方式で行われる方が実際の利用水量が多い。東京都内で実際に行われている個別ビル等の再利用について実態調査を行った結果、再生水として供給される水はビル全体の水使用量のおよそ3分の1を占める重要な水源であることがわかった。しかし、その一部が上水によって補給される場合があり、平均では再利用水の4分の1程度が上水でまかなわれている。個別・地区循環利用のコストは規模によって左右され、小規模施設では上下水道料金を上回る場合もあること等がわかった。広域循環利用では補給水の必要は無く、水資源有効利用の観点から、より望ましい形態であると考えられる。今後は経済性、水質、リスク等の点から両者の適用法を検討する必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 鈴木、小越、有働 "下水処理水再利用システムの評価に関する調査" 平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp165-170、土木研究所資料3755号、2000/10
- 2) 有働、小越、鈴木、三塩 "下水処理水再生施設への凝集沈殿工程導入による鉄・マンガン除去性能の向上" 第34回日本水環境学会年回講演集 pp542、2000/3
- 3) 酒井 "下水道における水質リスク管理" 月刊下水道 Vol. 23 No. 12 2000/9
- 4) 金子 "下水処理水活用の衛生工学的課題—主としてウイルスの側面より—" 下水道協会誌 Vol. 24 No. 279 1987/8
- 5) 高木 "処理下水の農業利用における衛生的問題点の動向(Ⅱ)" 用水と廃水 Vol. 24 No. 3 1982/3
- 6) Robert "Evaluating Potential Health Risks of Consuming Reused Water" Jour. AWWA Vol. 74 No. 12 1982/12
- 7) Campos "Behavior of the fecal pollution indicator in a soil irrigated with treated wastewater under onsurface and subsurface drip irrigation" Water Science & Technology Vol. 42 No. 1&2 2000/1, 2
- 8) Goyal "Viruses in Groundwater beneath Sewage Irrigated Cropland" Water Research Vol. 18 No. 3 1984/3

10. 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 川嶋幸徳

1. はじめに

下水道は、生活環境の向上、浸水の防除、水環境の保全という機能を果たしている一方、下水を処理する過程において、CO₂などの温室効果ガスの排出、電力や燃料の消費、さらに施設の建設時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、下水道システムの計画・設計にライフサイクルアセスメント（LCA）を導入し、下水道事業者が下水道システムの環境負荷を客観的な手法により算定するとともに、プラス面、マイナス面を含めた下水道事業の効果に関する情報を住民に提供するための支援ツールとすることを目的に、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。

2. 調査の目的

下水道のようなインフラ施設の場合、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く、LCAによる評価は極めて困難である。さらに、下水道システムの場合、流域別下水道整備総合計画のようなマスタープランの段階、全体計画、認可計画、基本設計、詳細設計、供用段階における運転管理計画など、それぞれの計画段階において必要な検討項目、境界条件、入手可能なデータとその精度が異なり、それにともなって環境負荷の計算手法も異なる。このため、下水道システムの計画・設計にLCAを導入するためには、手法を標準化して作業の効率化を図ることが重要である。

本調査は、下水道システムにLCAを導入するための基礎的な検討として、ライフサイクルインベントリ分析（LCI）に用いる原単位の算出手法の検討を行ったものである。なお、原単位の検討は、LCI分析を行うためのモデル（以下、LCIモデルという）と一体のものであるため、本調査では下水道システムにおけるLCIモデルの構築手法についての検討をあわせて行った。

3. 調査方法

3.1 調査フロー

図-1に本調査のフローを示す。

本調査は、LCIモデルと原単位の検討から構成される。このうちLCIモデルの検討では、下水道事業における各計画・設計の内容、下水道システムの構成要素、入手可能なデータの検討を行い、これをもとに「積み上げ法」に基づくLCIモデルを作成した。

また、原単位の検討では、既存のデータベースを用いることを基本とし、LCIモデルとの整合性を考慮してデータベースを選定した。ただし、実際のLCI分析では素材からの積み上げを行うのは容易でないため、二次原単位（単位施工量当たり、機器単体当たり等）、三次原単位（管渠整備面積当たり、処理水量当たり等）の算定手法と、これらを用いた二次、三次LCIモデルについての検討も行った。

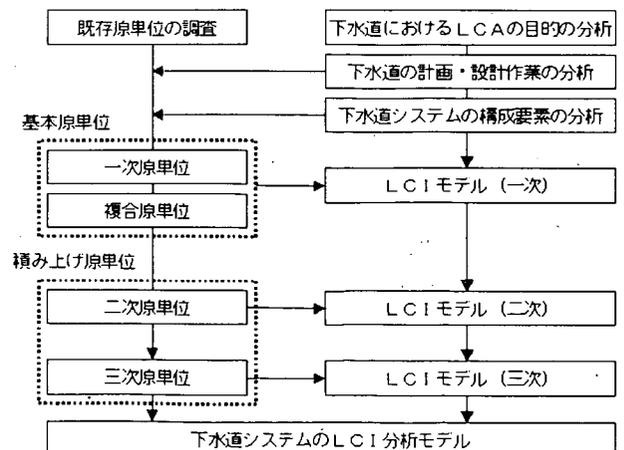


図-1 調査フロー

3. 2 目標および範囲の設定

本来、LCAは製品や施設の計画から廃棄・再利用までのライフサイクルを対象とする。しかしながら、下水道システムの場合、施設の運転に係る負荷の割合が多いことが報告されており、ライフサイクル全体を対象とすることは効率的ではない。また、下水道の場合、水質改善に伴う他の分野への波及効果を考慮する必要があるが、その分析は容易ではない。このため、本調査では、当面その利用を下水道システム内部の評価に限定し、対象範囲を表-1のように定義することで算定作業の効率化を図った。また、本調査で対象とするLCAは下水道事業者の政策支援を目的としており、表-2に示す各計画段階のうち「計画設計」段階で実施することを前提に検討を行った。

表-1 本調査における検討範囲の設定

項目	範囲の定義	備考
時間境界	計画-設計-建設-運転管理-廃棄-処分-再利用 (対象範囲)	ただし、処分は廃材の輸送のみ考慮した。また、設備については鋼材等の使用が多いため、再利用を考慮した。
空間境界	下水道システム内部	
評価レベル	下水道事業にともなう他の事業への波及効果は考慮しない。	
対象項目	CO ₂ 排出量、エネルギー消費量	
実施段階	計画設計段階	(表-2参照)

表-2 下水道事業における計画段階毎の検討内容の例

事業段階	目的	検討項目	具体例	
計画設計	基本構想 (流総計画を含む)	下水道施設(管渠、ポンプ場、処理場)の配置計画の決定 水処理方式の選定 汚泥処理方式の選定	処理区分散型・広域型の比較 分散型・広域型のスケルリット 集合処理と個別処理	管渠の管径、土被り、 ポンプ場の有無 標準活性汚泥法、OD法等の比較
	全体計画	処理能力、ユニットロセスの選定	処理方式、系列数、汚泥処理プロセスの検討	処理法によるスケルリットの比較、 ユニットロセス組合せと比較
	認可計画	管材選定、初期対応、増設計画	管材の比較 ポンプ施設等の段階的運転	塩化ビニル管とゴム管の比較 面整備計画に基づく水量の伸びと増設計画
実施設計	基本設計	施工方法の選定、機種選定	計画設計に基づく、施設計画、 建設手法の比較検討	基礎、仮設の比較検討
	詳細設計	詳細仕様の決定	基本設計に基づく、建設施設、 設備の詳細決定	基礎、仮設の工法詳細決定
建設	建設(製造、流通、運搬)に伴う 環境負荷の低減	工法、建設資材、建設機材、工期の検討	工法比較による最適工法の選択	
運転管理	運転管理	使用エネルギー、薬品等の消費低減	運転手法、目標水質、汚泥管理	送風量、汚泥引抜き量、脱水頻度、 処理システムの再検討
	再利用	処理施設系外への負荷の低減	処理水再利用、汚泥資源化再利用	場内利用、建設資材、コンポスト
	処分	汚泥発生による処分地消費の低減 エネルギー消費の低減	汚泥減量化、汚泥処分による処分地の不可逆的消費	減量化施設と処分地消費の影響比較

4. 原単位の検討

4. 1 調査方法

今回の調査の主な目的は、「計画設計」段階でLCA分析を行うためのシステム構築である。このため、鉄、碎石、コンクリートなどの素材、電力、燃料、薬品等に関する負荷量原単位(以下、「一次原単位」という)については既存のデータベースを用いることとした。ただし、積み上げモデルの最小構成要素との比較を行い、既存のデータベースには存在しない資機材等については新たに原単位(以下、「複合原単位」という)を算定した。「一次原単位」と「複合原単位」をあわせて「基本原単位」と呼ぶ。

さらに、前述したように実際のLCI分析では素材単位からの積み上げを行うのは容易ではないため、単位施工量当たりあるいは機器単体当たりの原単位（二次原単位）、管渠整備面積あたり、処理水量当たりなどの原単位（三次原単位）の算定手法についての検討を行った。ただし、これらの原単位の値は、基本原単位と異なり工事施工条件等によって値が変化するものであり、その算定条件を明示する必要がある。本調査では、これら原単位のうちのいくつかについて感度分析を行い、主なパラメータとその影響について検討を行った。なお、二次原単位以降の原単位を総称して「積み上げ原単位」と呼ぶ。

4. 2 一次原単位データベースの選定

本調査では以下の点を考慮し、表-3に示すような既存データベースを使用することとした。

- 1) 生産段階の負荷だけでなく、流通段階、資本形成を考慮したものであること。
- 2) LCIモデルの構成要素を出来る限りカバーしたものであること。
- 3) LCIモデルの構成要素の数量単位に対応したものであること。
- 4) CO₂排出量、エネルギー消費量についてまとめられたものであること。

表-3 一次原単位データベースの選定結果

分類		使用した原単位データベース
管渠	土木施設	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
処理場	土木施設	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
	建築施設	建設省総合技術開発プロジェクト「省資源・省エネルギー型国土建設技術の開発」(1996年10月)*1
	建築附帯設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)*2
	機械設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
	電気設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)

*1) 日本建築学会の分類がやや粗いため、資材等の分類に対応可能な建設省総プロの原単位を用いた。

*2) 建築施設の実施設設計書から資材の数量、機械の運転等のデータを抽出することが困難であったため、日本建築学会の原単位で購入者価格当たりの数値を用いた。

4. 3 複合原単位

「複合原単位」の代表的な例は、土木資材の二次製品（例えば遠心力鉄筋コンクリート管）である。

このような資材については、メーカーヒヤリングにより原材料の構成データを作成し、これにそれぞれの原材料の一次原単位を乗じて製品の負荷量を算定した。また、管敷設工事における掘削工や管基礎工のような単位作業に係る負荷量も複合原単位に含めた。一方、機械・電気設備の場合、その仕様は多様であり、土木資材の二次製品のように設備の規格により整理することは困難であった。このため、原則として運転を除く工程毎に、後述するような機器重量単位の複合原単位を設定した。なお、計画設計段階で機器重量単位の複合原単位を使用するのは困難なケースが考えられるが、この点については今後の検討課題である。

5. LCIモデルの検討

5. 1 調査方法

LCIの分析手法は、「産業連関法」と「積み上げ法」に大別されるが、下水道のようなインフラ施設のLCIの場合、システムを構成する要素の数が膨大で積み上げ法による分析が難しいことから、「産業連関法」により算定される例が多い。しかしながら、下水道システム毎の違いを検討するには「産業連関法」の精度では十分でない。このため、本調査では「積み上げ法」を基本としたLCIモデルを構築することとした。ただし、積み上げ法では波及効果等の間接影響を算定することが困難であるため、モデルでは産業連関表を用いて算定した原単位を用い、間接影響を考慮した。

また、LCIモデルの構成は、一～三次原単位に対応した一～三次モデルとすることを前提に検討を行った。ただし、これらのモデルはそれぞれ独立したものではなく、工事設計書の一位代価～内訳書に類似した積み上げ計算の階層と捉えることができる。しかし、二～三次原単位を蓄積することにより、二～三次モデル単独でも使用可能となる。

5. 2 下水道システムの構成要素の検討

LCI（一次）モデルは、実施設計における工事費積算のための数量表に基づいて作成することが効率的と考えられる。ただし、計画設計段階では詳細な数量データを入手することは困難であるため、予め標準的な構成モデルを作成しておく必要がある。表-4は今回の調査で参考とした体系で、この体系に基づいてそれぞれの分類毎に3～4段階（レベル）のツリー構造からなる積み上げモデルを構築した。なお、実施設計書レベルの数量データが入手可能な場合は、これを利用することも可能である。

表-4 LCIモデルの体系化で参考とした体系

分類		準拠する体系
管渠	土木施設	下水道工事工種体系*1 レベル1（工種）～4（細別）
処理場	土木施設	下水道工事工種体系*1 レベル1（工種）～4（細別）
	建築施設	建物のLCA指針（案）（日本建築学会）
	建築附帯設備	建物のLCA指針（案）（日本建築学会）
	機械設備	機械設備標準仕様書（下水道事業団）
	電気設備	電気設備標準仕様書（下水道事業団）

*1) 下水道工事工種体系ツリー図及び細別モジュール表（案）：建設省都市局下水道部、土木研究所

5. 3 環境負荷量の算定対象

本調査における環境負荷算定対象を表-5に示す。

本来、LCAでは全ての項目について算定することが望ましいが、管渠施設の使用（維持管理）のように影響の少ないと考えられる項目は対象としなかった。また、廃材の処分先において発生する負荷については十分なデータが無かったことから対象としなかった。さらに、製造、輸送、建設等にかかるマンパワーに関連した負荷量は考慮しなかった。

表-5 環境負荷量算定対象

分類	対象	ライフサイクル段階								
		建設			運転			廃棄		
		素材	加工	輸送	建設	運転	補修	解体	廃棄	再利用
管渠施設	開削・推進	○	—	—	○	—	—	—	—	—
処理場土木施設	標準法・ OD法	○	—	○*1	○	—	—	—	○*2	—
処理場建築施設		○	○	○	○	○	○	○	—	—
処理場機械設備		○	○	○	○	○	○	○	○*3	○*4
処理場電気設備		○	○	○	○	○	○	○	○*3	○*4

*1) 生コンクリート、鉄筋について算定した。

*2) コンクリート、鉄筋について処分場までの輸送に係る負荷量を算定した。

*3) 処分場までの輸送に係る負荷量を算定した。

*4) SS、SUSの一部が再利用されるとした。

5. 4 LCIモデルの作成

環境負荷量を積み上げるためのLCIモデルの基本的考え方は前述したとおりであるが、実際の計算に当たっては何らかの簡素化やモデル化が必要となる。以下、施設・設備の種別毎に、LCIモデルの作成方法について簡単に述べる。

(1) 管渠施設

管渠施設は建設（素材～建設）のみを対象とした。

管渠施設は、その種別、数量が膨大であるため、工法、管種、管径、土被り、土質、施工条件を設定して標準設計を行い、パラメータの組み合わせ毎に施工延長当たりの二次原単位を作成した。また、実施設計の流量計算表をもとに、処理区全体の管渠を二次原単位の区分毎に分類し、それぞれの施工延長と二次原単位から負荷量を算出することとした。マンホールは「下水道施設計画・設計指針と解説」（日本下水道協会, 1991）

の管径別最大間隔を想定した。また、管渠工事の仮設工は土留工のみ考慮し、水替えは考慮していない。なお、建設機械の運転に係る負荷量は燃料消費由来と機械の製造由来に分け、「建設機械等損料算定表」（日本建設機械化協会、平成11年度版）の出力当たり燃料消費率および運転時間当たり損料率を用いて算定した。仮設材の複合原単位は「災害復旧工事の設計要領」（昭和62年度版）に記載された代価表をもとに算定した。

(2) 処理場土木施設

土木施設の建設（素材～建設）は、下水道工事工種体系に基づいた実施設計書をベースにLCIモデルを作成した。すなわち、実施設計書の一位代価表に相当する単位作業量当たりの複合原単位を作成し、上位レベルの明細書の数量を用いて集計することにより負荷量を算定した。建設機械の運転の考え方は管渠施設と同様である。なお、資材の運搬については、数量の大きな生コンクリート（鉄筋コンクリート）（輸送距離10km）、鉄筋（輸送距離200km）のみ算定した。また、廃棄についても鉄筋コンクリートと鉄筋を対象に輸送に係る負荷量のみを算定した。

(3) 処理場建築施設

建築施設の建設（素材～建設）は、土木施設と同様に実施設計書の数量表をベースにモデルを作成した。ただし、空調設備等の建築附帯設備（機械・電気）については、一般にユニット単位の積算が行われるため機器等の数量（重量）を把握することが困難である。このため本調査では、実施設計書の金額をベースに購入者価格当たりの負荷量原単位を用いて算定を行った。廃棄についての考え方は土木施設と同様である。なお、本調査では、建築附帯設備の運転に係る負荷量は考慮しなかったが、建築施設そのものを対象にした検討を行う場合、これを考慮する必要があると思われる。

(4) 処理場機械・電気設備

処理場設備の場合、プラントメーカー毎に仕様が異なり、土木・建築設備工事のような資材、施工に関する体系がない。このため、本調査ではヒヤリング調査等により表-6に示すようなモデル化を行い、機器単位の積み上げを行った。

表-6 処理場機械・電気設備のLCIモデル

LCA段階		機械設備	電気設備
建設	製造	素材、機器を下記のように分類し、機器の種類毎に素材の比率を設定した。 素材…10分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 機器…汎用品(6分類) 製品(除塵機等、処理場毎に製作される機器)	素材、機器を下記のように分類し、機器の種類毎に素材の比率を設定した 材料…10分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 機器…盤類(5分類) 自家発電・特高受変電設備
	加工	下記の分類毎に加工に係る原単位を設定した。 汎用品…2分類(加工比率の大小) 製品…2分類()	一律、素材の15%とした。
据付	運搬	4tトラック、輸送距離 200 km	同左
	据付	据付に用いる重機および架台・配管類を下記により設定した。 重機…トラックレン20~25tを機材10t当たり一台計上 トラックレンの運転時間は8時間/日、稼働率 0.4 架台・配管…製造に係る素材、加工(製品類)に準じた。	重機…機械設備と同様 配線…製造に係る素材、加工に準じた。
使用	運転	電力、燃料および薬品について、下記の要領で算定した。 運転日数…水処理 365日 汚泥処理 360日(汚泥焼却炉300日) 稼働時間…計画運転時間 電力負荷率…回転機械 0.7(それ以外 0.4)	
	補修	下記の分類に従い、製造に係る負荷に対する割合を設定した。 回転機械等…製造の2% ゲート、堰等…製造の1% 架台、配管…計上しない	一律に製造に対して1%とした。
廃棄	解体	解体作業に係る負荷および廃材の運搬に係る負荷を算定した。 解体作業…据付の25% 廃材運搬…4tトラック、輸送距離 100 km×1.5(復路含む)	同左
	再利用	SS(普通鋼材)とSUSのみ下記の再利用率を設定した。 SS…10%、 SUS…20%	同左

5. 5 LCI分析の条件

(1) 評価対象段階

一般に、下水処理施設の整備は、面整備の進捗にしたがって順次行われる。したがって、下水道システムの真の環境負荷量を算定するには、このような整備プロセスを考慮する必要がある。しかしながら、本調査は下水道システムの内部評価を目的としていることから、施設全体の整備が完了した時点の評価対象段階とする。なお、下水道施設の整備経過に沿って評価する手法は、今後の検討課題とする。

(2) 流入下水量

本調査では、施設の運転に係る負荷量は原則として日平均下水量をもとに機器の運転時間等を設定した。

(3) 耐用年数

下水道システムは、耐用年数の異なる多数の施設・設備で構成され、されに段階的な施設整備、補修・更新が行われる。このため、本調査では個々の施設・設備毎に耐用年数を設定し、これを用いて年当たりに換算した負荷量を集計することとした。なお、耐用年数は「下水道施設改築・修繕マニュアル(案)」(日本下水道協会, 1991)をもとに設定した。

6. ケーススタディー

6. 1 調査方法

ケーススタディーの対象とした処理場(処理区)の概要を表-7に示す。

今回の調査対象は、OD法3処理場、標準法3処理場で、H処理場は焼却炉(流動炉)の調査を行った。なお、管渠施設のケーススタディーは、M、S、F処理区(F処理区は幹線のみ)において実施した。

表-7 ケーススタディー対象処理区(処理場)の概要

処理区(処理場)名	M処理区	S処理区	T処理区
計画処理面積 (ha)	200	337	1,892
施設能力(m ³ /日)	1,350 (4,050)	1,850 (7,400)	9,925 (35,000)
水処理方式	流入-沈砂池-OD-終沈-消毒-放流	流入-(沈砂池)-OD-終沈-消毒-簡易ろ過-放流	流入-沈砂池-OD-終沈-消毒-放流
汚泥処理方式	常圧浮上-ベルトプレス	重力濃縮-遠心脱水	重力濃縮-ベルトプレス
計画流入水質	BOD180mg/L, SS160mg/L	BOD180mg/L, SS180mg/L	BOD170mg/L, SS168mg/L
計画放流水質	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 20mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L
備考	分流式 スクリーン式	分流式 縦軸式	分流式 横軸式

A処理区	F処理区	I処理区	H処理区
901	1,650	2,537.7	7,390
2,563 (20,500)	4,700 (37,100)	33,450 (66,900)	90,000(370,000)
流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-スクリーン-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流
造粒濃縮-(消化)-ベルトプレス-(焼却)	濃縮-(消化)-遠心脱水	生汚泥-重力濃縮 余剰汚泥-遠心濃縮 -嫌気性消化-ベルトプレス	生汚泥-重力濃縮 余剰汚泥-遠心濃縮 -遠心脱水-焼却
BOD200mg/L, SS200mg/L	BOD190mg/L, SS180mg/L	BOD210mg/L, SS228mg/L	BOD190mg/L, SS195mg/L
BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 25mg/L, SS 60mg/L
分流式	分流式	分流式	分流式 流動炉(能力100t _キ /日)

※計画処理面積は全体計画である。

※施設能力は現有処理能力(日最大)(土木施設規模ではない)。なお、()内は全体計画処理能力である。

※水処理方式、汚泥処理方式の()内は将来計画。

6. 2 負荷量算定結果

実処理区（処理場）のケーススタディーによる負荷量算定結果の表-8～表-11に示す。

なお、土木・建築施設の場合、設備に先行して整備されるため一般に施設の処理能力に整合せず、施設によっては当初から全体規模で建設される場合もある。このため、土木・建築施設（管渠を含む）は、現有施設の調査結果をもとに全体規模に相当する負荷量を算定した。一方、機械・電気設備については現有処理能力に相当する計算結果である。

表-8 土木・建築施設（建設時）の算定結果（CO₂排出量/全体） (×10³kg-CO₂)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
管渠施設	建設	6,811	12,604	(70,761)	(33,697)	(71,445)	(94,910)
処理場（土木）	建設	1,533	3,799	9,634	8,910	14,166	15,862
処理場（建築）	建設	4,783	2,605	(8,691)	10,178	9,323	(20,266)
計		13,127	19,008	(89,086)	(52,785)	(94,934)	(131,038)

※表中の（ ）書きは、他の処理区のデータを利用して計算を行った結果である。（以下、同様）

表-9 機械・電気設備の算定結果（CO₂排出量/現有処理能力） (×10³kg-CO₂/年)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
処理場 （機械電気）	建設	44.2	43.0	178.8	64.3	76.1	279.7
	運転	115.0	156.4	746.4	607.1	627.8	2,262.0
	廃棄	-0.9	-0.7	-2.2	-1.5	-1.4	-6.5
計		158.3	198.7	923.0	669.9	702.5	2,535.2

表-10 土木・建築施設（建設時）の算定結果（エネルギー消費量/全体） (×10³MJ)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
管渠施設	建設	102,919	188,855	(1,060,277)	(504,920)	(1,066,395)	(1,422,127)
処理場（土木）	建設	14,952	35,516	94,884	77,765	142,333	150,150
処理場（建築）	建設	15,476	9,295	(30,266)	35,692	30,790	(68,850)
計		133,347	233,666	1,185,427	618,377	1,239,518	1,641,127

表-11 機械・電気設備の算定結果（エネルギー消費量/現有処理能力） (×10³MJ/年)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
処理場 （機械電気）	建設	754.8	635.9	2,628.5	983.2	1,109.7	4,143.0
	運転	2,431.4	3,351.0	15,626.3	12,059.0	13,294.3	48,537.7
	廃棄	-16.4	-7.8	-31.0	-27.6	-28.7	-121.7
計		3,169.8	3,979.1	18,223.8	13,014.6	14,375.3	52,559.0

図-2に上表の計算結果をもとに計算した施設処理能力当たりのCO₂排出量およびエネルギー消費量原単位を、耐用年数を考慮して年間の負荷量に換算して示す。また、図-3にOD法の施設（M、S）を例に運転に係る負荷量の内訳を、電力由来と電力由来以外に分けて示す。

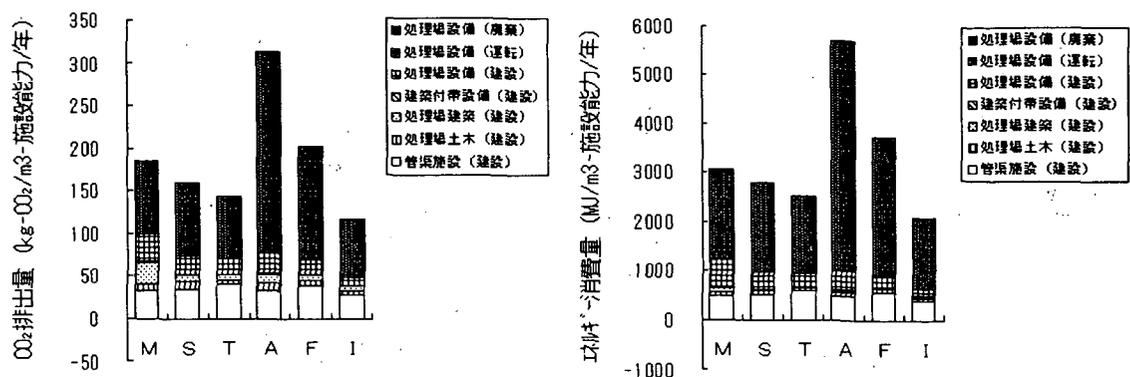


図-2 処理能力当たりの負荷量原単位

図-2をみると、いずれのケースにおいても処理場における機械電気設備の運転が最も大きな割合を占め、次いで管渠が大きな割合を占めている。また、施設規模の違いをみると、施設規模が大きくなるにしたがい機械電気設備の運転の原単位が小さくなる傾向がみられる。

なお、図-2では、標準法の処理場の設備運転由来負荷がOD法のそれより大きくなっているが、積み上げ計算を行った際の条件が標準法とOD法で異なるため、このデータをもって両者を比較することはできない。

CO₂発生量とエネルギー消費量の違いについては、それぞれの段階において大きな割合を占める項目（コンクリート、電力等）の違いが反映され、個々の段階毎にみると両者の比率は異なるが、全体的な傾向はほぼ同様である。

また、図-3をみると、運転由来の負荷の大部分が電力の使用に伴うものであることがわかる。なお、S処理場では脱水設備の比率が大きくなっているが、これは遠心脱水機、脱臭ファンを使用しているため、積み上げ法ではこのような設備の違いを結果に反映させることが可能である。

6.3 管渠施設（建設）

図-4に、標準設計を用いて算定した開削工法単位延長当たり負荷量を示す。また、図-5に各工種毎の負荷量の内訳を土被り2mと3mの場合を例に示す。

これをみると、小径管の場合、土被り2mまでは管種、土被りに関わらず延長当たりの負荷量があまり変化していない。これは、小径管では掘削幅が使用する重機に依存し、かつ図-5に示すように土被りが小さい範囲では舗装復旧工の占める割合が大きいことによると考えられる。また、土被りが3mを超えると逆に負荷量が増えているが、これは土留工が建て込み式簡易土留から軽量鋼矢板に変わったことによる。

一般に、下水管渠の大部分は比較的土被りの小さな小径管である。今回の検討結果から、このような小径管の延長当たり負荷量は管種や土被りによって余り変化しないと推定されることから、管渠の建設由来負荷量は、単位面積当たりの管渠延長から概算することが可能ではないかと考えられる。

なお、今回はケーススタディーの数が少ないため試算できなかったが、人口密度や集落の分散状態がどのような影響を及ぼすかという点についても検討する必要がある。さらに、近年、管渠施設の補修や更新が問題になっており、これらの問題を含めて検討する手法を構築することも課題である。

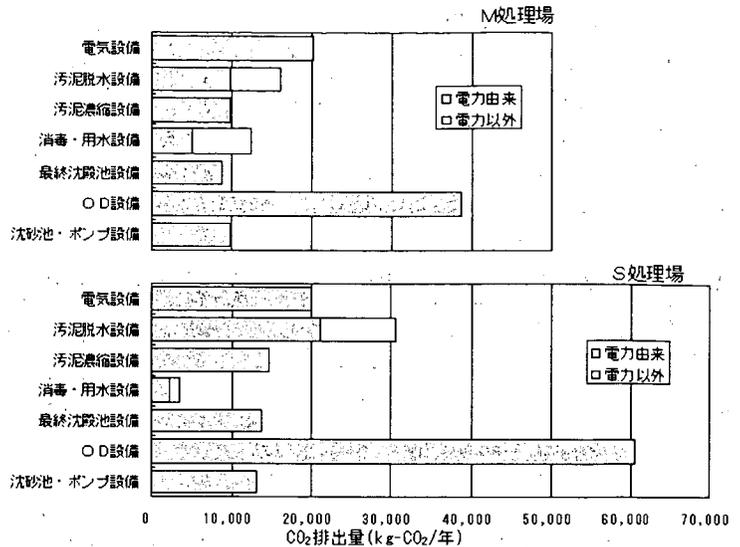


図-3 運転由来の負荷量の内訳（OD法）

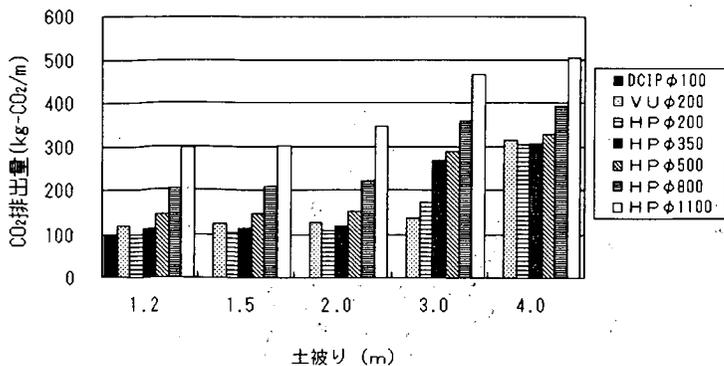


図-4 管渠の単位延長当たり負荷量

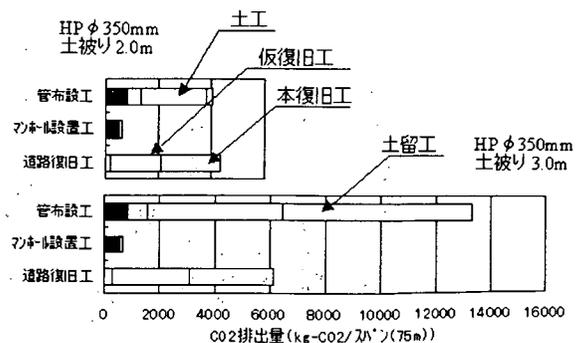


図-5 管渠施設負荷量の工種別内訳

6.4 土木施設（建設）

図-6に処理場土木施設の建設時における負荷量算定結果を処理能力当たり換算して示す。

これをみると、土木施設建設時の負荷の大部分は鉄筋コンクリート工および鉄筋工由来のものであることがわかる。また、鉄筋コンクリート工および鉄筋工の負荷量が全体に占める割合は、処理方式、施設規模に関わりなく約80～85%である。この点に関してはさらにケーススタディーを行ってみる必要があるが、仮にこの割合がほぼ一定の値をとるなら、鉄筋コンクリートおよび鉄筋の数量を把握することにより土木施設建設時の負荷量を比較的容易に算定することができるものと考えられる。

6.5 建築施設（建設）

建築施設の建設に係る負荷量の算定は、実施設計書に基づいて行った。このため、内装等の明細が多岐に渡っており、この項目に対応した「建設省総合技術開発プロジェクト 省資源・省エネルギー型国土開発技術の開発（第2編建築分野）」（建設省、1996）の原単位を用いた。ただし、負荷量の割合が大きいと予想される鉄筋コンクリート工と鉄筋工については、他のケースと同じ日本建築学会の原単位を用いた。

算定結果を建築附帯設備（機械・電気）の算定

結果と合計して床面積当りに換算し、施設の種別毎にまとめたものを図-7に示す。これをみると、建築施設床面積当たりの負荷量は施設の種別毎にほぼ近い値の範囲に入っているおり、図-2の負荷量内訳では建築施設の割合は比較的小さいことから、この床面積あたり負荷量を使うことにより簡易な負荷量算定を行った場合でも全体への影響は小さいのではないかと推測される。

なお、今回は建築附帯設備の使用に伴って発生する負荷については算定しなかったが、事務所ビル等では建設時負荷より大きな負荷を排出するといわれており、今後検討する必要がある。

6.6 電力使用量

図-2および図-3に示したように、処理場設備の運転時、とりわけ電力使用に伴う負荷量は極めて大きい。このため、電力使用量の算定には十分な精度が求められる。今回の調査では、実施設計の数量表を用い、個々の機器の定格容量、負荷率および運転時間（日平均下水量に相当）から電力使用量を計算し、積み上げを行った。（以下、「モデル計算」という）この方法は、それぞれのユニットプロセス毎の寄与率等について詳細な検討が可能であるが、その作業は繁雑で、パラメータの設定によっては実際の電力使用量との間に誤差を生じる可能性がある。一方、既往の研究では他の施設の処理水量当たり電力使用量原単位を使用している例があるが、電力使用量は、流入水質や流入負荷率（流入水量/施設能力）の影響を受けることが考えられるため、この方法では施設の類似性に留意する必要がある。

図-8は、今回調査したOD法の施設について、実測値から求めた処理水量当たり電力量原単位とモデル計算の結果を、流入下水量と流入負荷率をパラメータとして比較したものである。なお、実測値は「下水道統計」（平成11年度版）を用い、OD法施設のうち濃縮、脱水を行っており、かつ0.3<流入負荷率の条件を満たすものを抽出し、「電力使用量計」から「その他電力」を除いたものから処理水量当たり電力量原単位を計算したものである。これをみると、モデル計算の結果はやや小さめではあるが実測値に近い値を示していることがわかる。

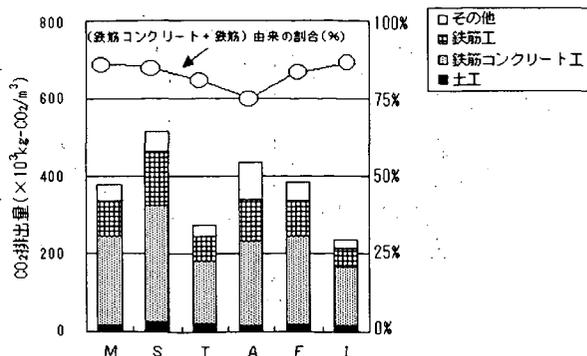


図-6 処理場土木施設（建設）の負荷量

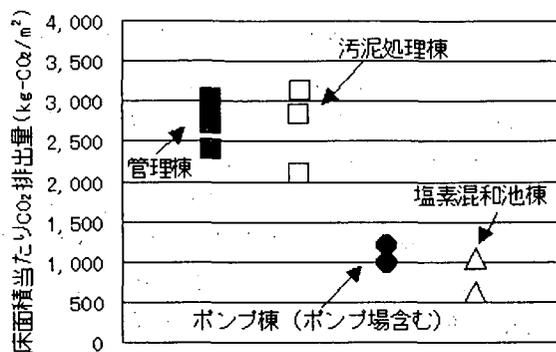


図-7 建築施設床面積当たり負荷量の算定結果

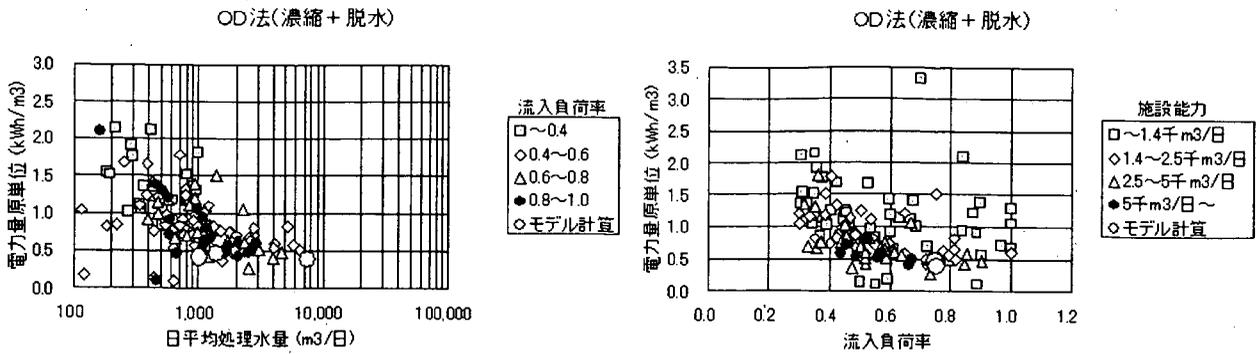


図-8 水量当たり電力量原単位の比較 (実測値・モデル計算)

7. まとめ

本調査では、下水道システムにLCAを導入するため、CO₂排出量およびエネルギー消費量を対象に二次、三次原単位の検討を含めた負荷算定手法の検討を行った。調査では、積み上げ法に基づくLCIモデルの作成し、実際の処理区(処理場)を対象としたケーススタディーを行って、管渠および処理場の建設、運転、廃棄によって発生する負荷を総括的に算定し、次のような知見を得た。

- 1) 下水道システム全体のCO₂排出量およびエネルギー消費量の割合は機械・電気設備の運転由来が最も大きく、運転由来の負荷の大部分は電力の使用に伴うものである。
- 2) 管渠施設建設時の負荷量は、負荷全体に占める割合では設備の運転由来に次いで大きかった。なお、面整備に由来する負荷量は、単位面積当たりの管渠延長を想定することにより概算できることが示唆された。
- 3) 処理場土木施設の建設時に係る負荷量の約80%は、鉄筋コンクリート工および鉄筋工に由来するものであった。また、この割合は、今回調査対象とした施設の範囲では施設規模によらずほぼ一定していた。
- 4) 建築施設(附帯設備を含む)の建設に係る床面積当たり負荷量は、施設の種類毎にグループ分けすることが可能であると考えられ、算定を簡素化できる可能性が示唆された。
- 5) 大きな割合を占める電力由来の負荷算定方法について実測データとの比較を行い、本調査で行ったモデル計算の結果は比較的ばらつきが少なく、ほぼ妥当な結果であると推定された。しかしながら、電力使用量の計算結果は評価全体の結果に大きな影響を及ぼすことから、さらに検討することが必要である。

また、今後の課題としては以下のような事項が考えられる。

- 1) ケーススタディーをさらに積み重ね、パラメータやモデルの精度向上を図る。
- 2) ケーススタディーの結果を踏まえ、計算方法をさらに簡素化する手法を検討する。
- 3) 流入水質や汚濁負荷除去量をパラメータとしたモデルの検討を行う。
- 4) CO₂排出量、エネルギー消費量以外の影響項目、標準法、OD法以外の処理方式について検討を行う。

なお、本調査の一部は、建設省土木研究所、日本下水道事業団、(社)日本下水道施設業協会、(社)全国上下水道コンサルタント協会の共同研究(「下水道システムのLCAに用いる原単位算出手法に関する研究」)によるものである。関係者に深く謝意を表す。

11. 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 南山 瑞彦

1. はじめに

近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能阻害等を引き起こす可能性があるとして疑われている物質等（以下、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。これらの物質は、社会活動や日常生活にともない環境中に放出されているとされており、我が国においても環境中に広範囲にわたって存在していることが明らかとなってきた。下水道は社会活動や個々の生活を反映すると考えられることからこれらの物質とも無縁ではなく、その監視方法や制御方法の確立が必要となると考えられる。

建設省（現、国土交通省）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⁾の結果によると、内分泌かく乱物質が下水処理場へ流入し、それらの濃度が低下した後、放流されている様子が伺われた。この結果は、内分泌かく乱物質が下水道の水処理系において分解除去されている、または汚泥系へ移行している可能性を示唆している。したがって、下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには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が必要である。そのため、本調査では、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。

2. 過年度の調査結果と12年度の調査

2.1 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討

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物質の分析方法は確立されておらず、汚泥中の内分泌かく乱物質含有量の把握のため、抽出効率が高く、安定した分析結果を得ることができる分析手法の開発が必要である。

11年度は既存の方法^{2) 3)}に基づき汚泥試料を対象とした内分泌かく乱化学物質の分析を行った。その結果、試料中水分の低減と合わせて、分析工程からクリーンアップのための固相抽出を省くことが有効であった。この結果を踏まえ、12年度は汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出に関する検討を行った。ここでは、ノニルフェノール（NP）、ノニルフェノールエトキシレート（NPEO）に関する検討により得られた知見について報告する。

2.2 汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには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が必要である。

11年度は実下水を用い、嫌気性消化工程における内分泌かく乱物質の増減を調査する実験を行った結果、NP、NPEO、17βエストラジオール（E2）及びEs-act⁴⁾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。この結果を踏まえ、12年度は嫌気性消化工程、およびコンポスト化工程における内分泌かく乱物質の消長に関する実験に着手した。

2. 3 汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

下水汚泥の有効利用が進められていく中で、下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の消長を明らかにすることが重要であり、そのためには施用先の状況を再現した実験施設による長期間の調査が必要である。

1 1年度は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づらい傾向を示し、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。また、下水汚泥コンポストの緑地利用や農地利用を想定し、下水汚泥コンポスト中に含まれる可能性のある内分泌かく乱物質の土壌中での消長を把握するためライシメータを用いた実験に着手した。1 2年度は、ライシメータ実験を継続するとともに、コンポスト施用土壌における植物栽培時の内分泌かく乱物質の消長に関する実験に着手した。ここでは、ライシメータ実験開始後約6ヶ月時点までに得られた浸出水に関する知見について報告する。

3. ノニルフェノール等の分析手法に関する検討

3. 1 検討方法

汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出については十分な検討が進んでいるとはいえない状況にあり、より高い回収率で安定した結果が得られる抽出手法、抽出条件の開発が必要である。1 2年度は、米国環境保護庁 (U. S. E. P. A) の試験方法で検討されている Pressurized Fluid Extraction (以下、P. F. E)⁵⁾ を下水汚泥製品からのNP、NPEOの抽出に応用することを試みた。P. F. Eとは、土壌、汚泥等から難水溶性の化学物質を抽出する方法であり、ソックスレー抽出と同等の回収率を少量の溶媒で高速に達成するため、高温 (100~180℃)、高圧 (10. 3~13. 8MPa (1500~2000psi)) の条件下で抽出を行うものである⁵⁾。

本検討では、1 0年度の建設省の実態調査¹⁾ において高頻度でその存在が確認されたNPとNPEOを分析対象物質とした。NP及びNPEOの分析は、既存の分析マニュアル^{2) 6)} を参考としつつ主に小森らの方法³⁾ に基づいて行った。検出には高速液体クロマトグラフ (蛍光検出器) を用いた。なお、NPEOはエトキシレート基が1~4のもの (n≤4) と5以上のもの (n≥5) に分けて測定した。また、抽出液の分析は固相抽出操作を除いて行った。本検討で用いた供試汚泥は余剰活性汚泥を1mm篩を通過させた後風乾し0. 84mm以下に粉碎したものをを用いた。

3. 2 結果

1) 抽出溶媒の検討

抽出溶媒の違いが回収量におよぼす影響について検討した。使用した溶媒はメタノール、アセトン、ヘキサン、アセトニトリル、アセトン:ジクロロメタン (1:1)、酢酸エチルである。抽出のための静置は10分静置後抽出溶媒を入れ替え再び10分静置するという設定とした (10分×2と表記)。また、圧力は13. 8MPa、

表-1 余剰活性汚泥からのNP、NPEO回収量におよぼす抽出溶媒の影響

使用溶媒		メタノール	アセトン	nヘキサン	アセトニトリル	アセトン:ジクロロメタン (1:1)	酢酸エチル
NP	平均回収量 [μg/g-dry]	20. 2	17. 0	13. 3	13. 0	17. 5	12. 1
	変動係数 [%]	2. 3	5. 3	4. 0	7. 0	4. 2	8. 8
NPEO (n≤4)	平均回収量 [μg/g-dry]	43. 6	31. 5	28. 3	28. 6	34. 4	22. 0
	変動係数 [%]	2. 3	7. 3	3. 3	6. 9	5. 8	8. 1
NPEO (n≥5)	平均回収量 [μg/g-dry]	44. 3	31. 5	16. 7	24. 1	27. 1	28. 7
	変動係数 [%]	3. 2	12. 2	7. 7	6. 4	3. 1	6. 7

温度は 100℃とした。結果を表-1に示す。メタノールを抽出溶媒とした場合のNP、NPEOの回収量が他の抽出溶媒での回収量よりも多かった。また、11年度に実施したメタノールによる振とう抽出での結果と比較すると、NP、NPEOともにPFEで比較的短時間の操作で同等以上の回収量が得られることが明らかとなった。

2) 抽出のための静置時間の検討

静置時間の違いが回収量におよぼす影響について検討した。設定した静置時間は、5、30、60分及び5分×2である。抽出溶媒はメタノール、圧力は13.8MPa、温度は100℃とした。結果を表-2に示す。NP、NPEO (n≤4)は静置時間が短い方が回収量が多くなる傾向にあった。

4. ライシメータ実験

4.1 ライシメータへの仕込み

下水汚泥コンポストの緑地利用や農地利用を想定し、下水汚泥コンポスト中に含まれる可能性のある内分泌かく乱物質の土壤中での消長を把握するためライシメータを用いた実験を行った。本実験で使用したライシメータを写真-1、ライシメータ内部の概略を図-1に示す。幅1m×奥行1m×高さ1mのステンレス製のライシメータ6台を屋外に設置した。実験では、気象を連続観測するとともに、適宜、土壌と浸出水を採取した。なお、本実験は11年10月に開始したもので、12年度末現在で継続中である。

各ライシメータの設定条件を表-3に示す。図-1で“土壌”と記されている部分に、表-3に示した条件で調製した土壌を充填した。下水汚泥コンポストを施用した系、さらにNP及びE2を添加した系を設定した。また、下水汚泥コンポストを施用する条件については土壌採取毎に耕耘する系も設けた。

実験に使用した土壌は茨城県南部で代表的に見られる赤土であり、農薬や肥料にあまりさらされていないものを用いた。土壌は全て5mm以下に篩い分けして用いた。実験に使用した下水汚泥コンポストは高分子系の消化脱水汚泥を原料とし、破碎したモミガラを副資材として発酵したものである。土壌に添加したNPとE2は前述

表-2 静置時間が回収量に及ぼす影響 [μg/g-dry]

静置時間	5分	5分×2	30分	60分
NP	25.6	21.7	19.9	17.7
NPEO (n≤4)	50.2	49.7	48.6	41.5
NPEO (n≥5)	28.2	32.1	31.5	29.9

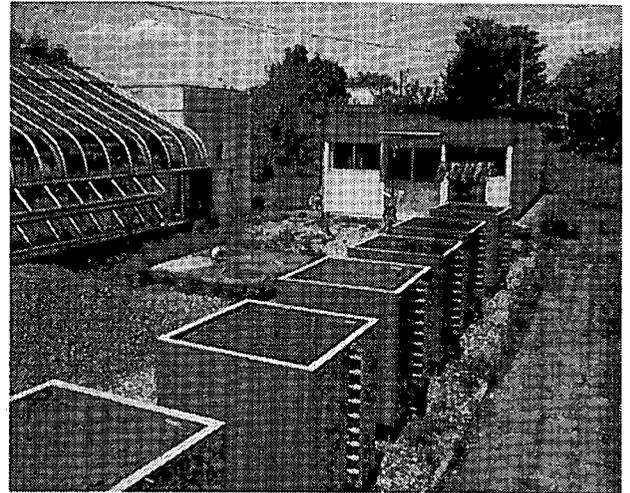


写真-1 ライシメータ実験全景

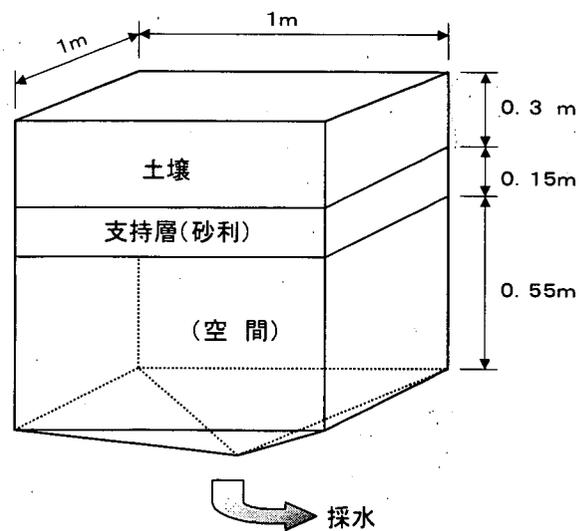


図-1 ライシメータ仕込み方法

表-3 ライシメータ仕込み条件

ケース1	土壌	(対照系)
ケース2	土壌	+薬品 (NP, E2)
ケース3	土壌+コンポスト	
ケース4	土壌+コンポスト	土壌採取毎耕耘
ケース5	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	
ケース6	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	土壌採取毎耕耘

の建設省の実態調査¹⁾において比較的高頻度でその存在が確認された物質の中から選択した物質である。

4.2 分析方法

ライシメータからの浸出水中のNP及びE2の分析は既存の分析マニュアル^{2) 6)}に基づいて行った。NPはGC/MS法、E2についてはELISA法を用いて測定した。ELISA法については、E2と構造が似ている他の物質を合わせて測定している可能性が指摘されており⁷⁾、試行的にLC/MS/MS法⁸⁾により本実験に使用したコンポストと同種のコンポストについて含有量を測定したところ、E2は検出されなかった。ここでは便宜上、現在主に用いられているELISA法で得られた値をE2の濃度として扱うこととするが、より詳細な消長の解明には、エストロン(E1)等の関連物質も含めた分析手法の開発とそれ

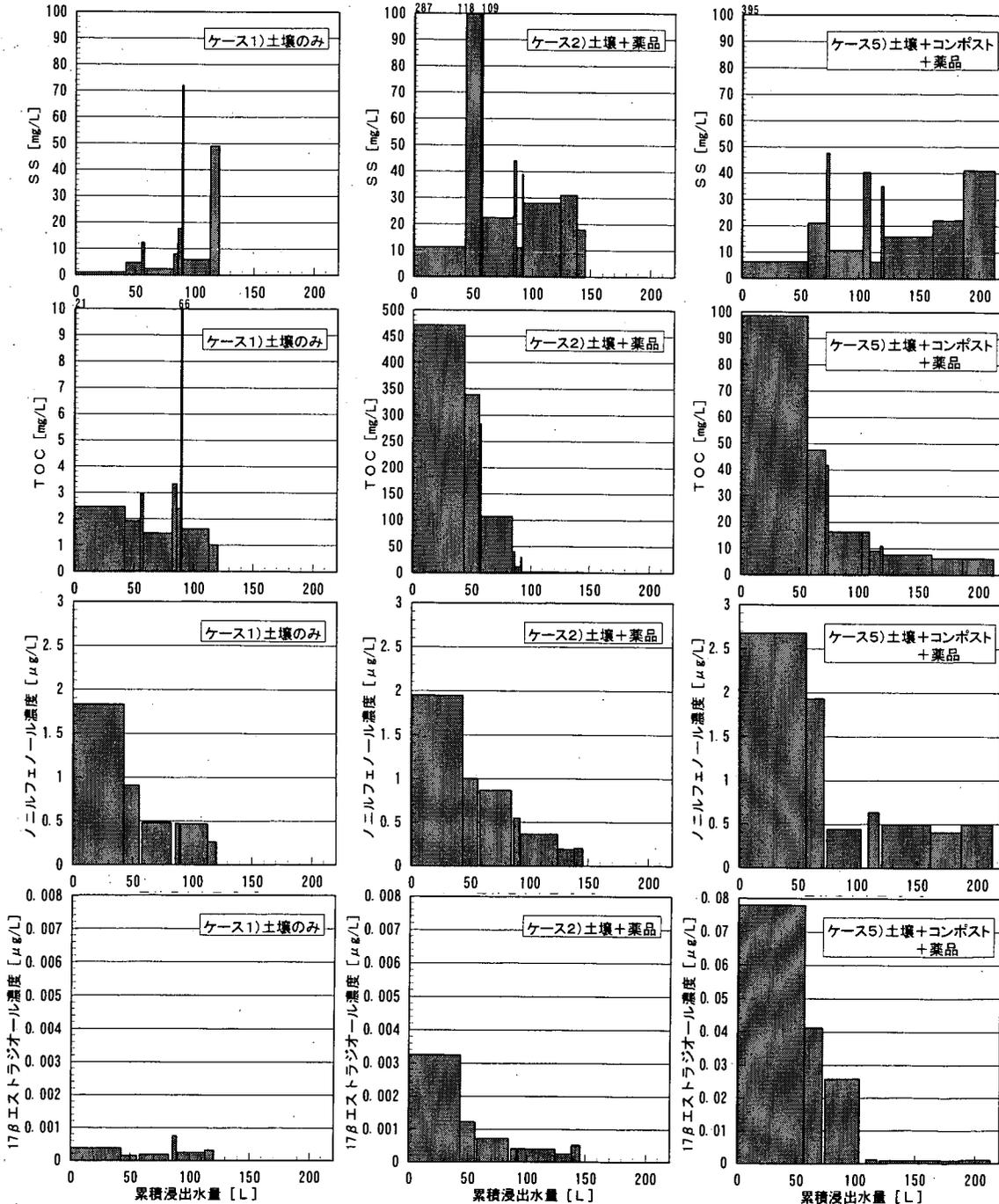


図-2 ラインメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度

に基づく検討が必要である。

4. 3 結果と考察

ライシメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度の推移の例を図-2に示す。横軸は浸出水の累積量である。各ライシメータの土壌の締めり方が異なるため、浸出水量が異なっていた。SSについては、ライシメータへの土壌の仕込み後最初の降雨での浸出で24~791mg/Lであった。2回目以降の降雨での浸出では多くの場合で10~50mg/L程度となっていた。TOCについては、最初の降雨での浸出(0.18~0.47L)よりも、2回目の降雨での浸出(42~59L)で高い値を示し、その後は濃度が低下する傾向を示した。特に、土壌に薬品(NP、E2)を添加したケース2では、2回目の浸出水のTOCが472mg/Lであった。この値はコンポスト施用系に薬品を添加したケース5、6での98~99mg/Lという値と比較して高かった。土壌のみに薬品を添加したケース2では土壌への添加時に薬品の溶媒として使用したメタノールが比較的早い段階で浸出したのに対し、ケース5、6ではメタノールとコンポストとの相互作用(吸収、吸着、微生物分解)によりケース2とは異なった結果となったものと考えられる。

NP、E2については実験初期に比較的高濃度での浸出が見られたが、累積浸出水量にして100L程度からは比較的低濃度で推移していた。この傾向はTOCの浸出の傾向と類似していた。各ライシメータの初期土壌中NP、E2存在量に占める浸出したNP、E2の累積量を累積浸出率としてまとめ、図-3に示す。横軸は累積浸出水量をB.V. \equiv (累積浸出水量) / (土壌嵩体積) で無次元化した値である。今回まとめた実験期間ではNPで初期土壌中存在量の0.22~6.7%、E2では0.32~4.7%が浸出水とともにライシメータ外に排出されていた。NP、E2の土壌中残留率の推移を図-4に示す。現時点では土壌含有量の分析は検討すべき課題が多く残されているため分析結果の傾向を単純に評価することは困難であるが、NPについてはB.V.で0.5程度以降は減少傾向にあった。図-3、4の比較から、土壌中のNPの減少は浸出水によ

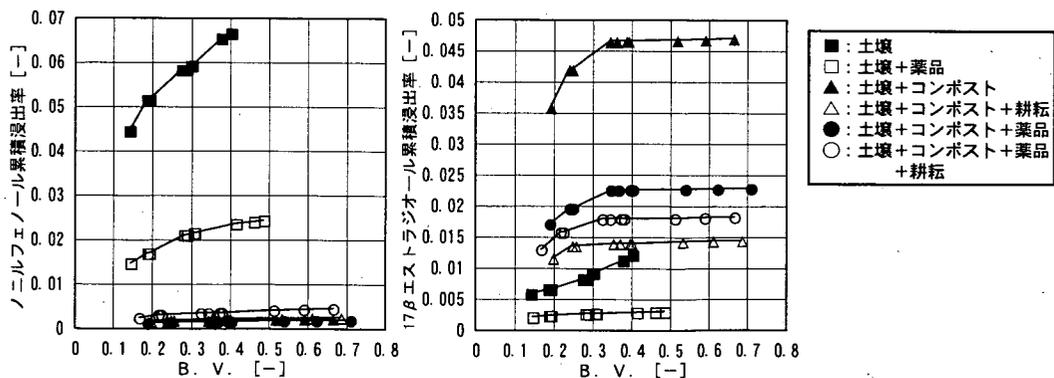


図-3 ライシメータからのNP、E2の累積浸出率

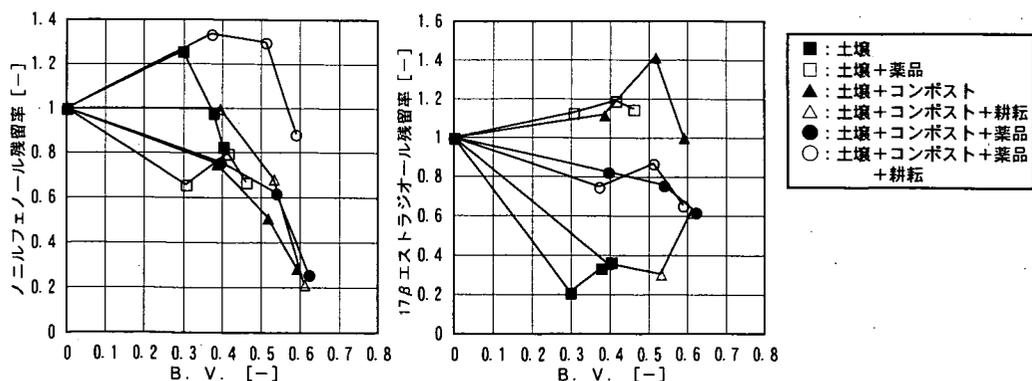


図-4 ライシメータ中の土壌のNP、E2の残留率

る排出以外の機構による減少である可能性が高く、ライシメータ内での物理化学的または生物学的分解による減少であると考えられる。

5. まとめ

我が国の下水処理場への内分泌かく乱化学物質の流入が報告されており、それらが水処理系から汚泥処理系へ移行する可能性が指摘されている。本調査は下水汚泥処理系および下水汚泥製品施用先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とし、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。主な結果を以下にまとめる。

下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、PFEを用いた比較的良好な抽出条件を見いだした。

下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査として、嫌気性消化、コンポスト化による内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験に着手した。

下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を継続して行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、約6ヶ月経過時点までの降雨によりNPは6.7%以下、E2は4.7%以下の量が浸出していた。また、NPについてはライシメータ内での浸出以外の減少機構の存在が示唆された。なお、土壌中でのNP、E2の挙動をより明確にするためには、NP、E2に加え、NPEOやE1等の関連物質を含めた、浸出水中濃度、土壌含有量を実測し物質収支を明らかにする必要があるが、現時点では土壌含有量や関連物質濃度の分析手法については検討すべき課題が多く、分析手法の確立が待たれる。

【参考文献】

- 1) 建設省河川局, 建設省都市局下水道部: 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)
- 2) 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, pp. 48-51, (社)日本下水道協会 (1999)
- 3) 小森, 田中, 竹歳: 第36回下水道研究発表会講演集, pp. 700-702, (社)日本下水道協会 (1999)
- 4) 矢古宇, 高橋, 東谷, 田中: 第36回環境工学研究論文集, pp. 199-208, (社)土木学会 (1999)
- 5) U. S. EPA: Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, U. S. EPA (2000)
- 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調査マニュアル (案), pp. 74-76 (2000)
- 7) 高橋, 小森, 矢古宇, 岡安, 斉藤, 東谷, 田中: 第3回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp. 175-176, (社)日本水環境学会 (2000)
- 8) 小森, 高橋, 田中: 第9回環境化学討論会講演要旨集, pp. 346-347, 日本環境化学会 (2000)

12. 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

汚泥研究室 室長 森田 弘昭
主任研究員 落 修一

1. まえがき

下水汚泥は固形物当り 19kj/g ほどを有するエネルギー資源である。しかし、これまでの汚泥処理は安定的な処分を図ることを前提とした単位プロセスの組み合わせでしかなかったために、汚泥の処理には多くの電力や化石燃料を必要とし、下水汚泥が保有しているエネルギーの3割ほどしか利用されて来なかったのが実情である。また、水処理プロセスにおいても汚泥処理プロセス以上のエネルギーを消費してきた。

下水道の整備人口が5割を越えた現在、これからの下水道事業が使用料収入による管理経営を主体とする事業形態となって行くことを踏まえると、今まで以上に事業運営の効率化が求められる。特に、人件費を除く維持管理費の大部分を占めているエネルギー経費の削減は今後の大きな課題である。下水汚泥が持つ潜在的な保有エネルギーは、下水道施設全体的大幅な省エネルギー、省コストに繋げられる可能性を秘めた唯一の固有資源であり、それを高度に開発・利用するシステム構築が求められる。

2. 調査の目的及び方法

本調査は、現有の汚泥処理プロセスをエネルギー生産プロセスに変革すべく、下水汚泥が持つ保有エネルギーを高度に開発、利用するシステムを構築することを目的とする。そのために、現有の焼却プロセスを発電プロセスに改変して、これと嫌気性消化プロセスとの一体化を図ることにより、メタンガスの再資源化を組み入れた電力・熱回収技術の開発を目指すものである。

3. 平成12年度の調査結果

平成12年度は、下水処理プロセスのエネルギー効率を把握・評価するモデル構築のための主要設備機器の仕様調査を行いリストを整備するとともに、下水汚泥保有エネルギーの利用・活用の具体化について検討した。また、ここでのエネルギー高度利用に不可欠となる消化ガス貯蔵技術を開発する共同研究を実施した。

3.1 主要設備機器仕様調査

下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムを開発するためには下水処理場全体のエネルギー効率を容易に把握・評価できる解析モデルが必要である。本調査は、解析モデルの構築に必要な基礎データを整備するために、下水処理場を構成している主要な設備機器について仕様の最新情報を調べたものである。

調査は、表-1に示した下水処理場の場内ポンプ場、水処理施設、汚泥処理施設の設計・建設に適用されている主要な設備や機器について、性能や能力、規格寸法、重量、定格動力及び

表-1 仕様調査設備・機器リスト

処理プロセス		主要設備	方式数
場内ポンプ場	除塵	機械式スクリーン	7
		スクリーンかす処理	3
	除砂	沈砂掻揚機	4
		沈砂処理	2
	破碎主ポンプ		1
		4	
水処理施設	沈殿池	汚泥掻寄せ機	2
	反応タンク	送風機設備	4
		エアレーション装置	4
		散気装置	3
	消毒ろ過		3
		2	
汚泥処理施設	濃縮	重力濃縮	1
		機械濃縮	2
	嫌気性消化	攪拌機器	2
		加温機器	2
	脱水	調質	1
		脱水	6
乾燥	間接乾燥	1	
	直接乾燥	3	
共通機器	汚泥ポンプ	4	
	脱臭設備	5	

主要部材の重量構成比などに関する最新の仕様をメーカーヒヤリングにより収集した。収集データは下水処理のフローに沿ってプロセス毎に整理し、データベースとして「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧 土木研究所資料第 3827 号」にとりまとめた。

3.2 システム検討

下水汚泥の保有エネルギーは、汚泥中 VS（強熱減量）当りの発熱量が性状や種類に左右されずほぼ一定であることから含有する VS 量で決定付けられる。そして、その回収効率は汚泥中の VS と水分の含有率に大きく影響される。一方、エネルギーの高度利用を図るには低品位廃熱の効果的な活用が欠かせない。これらを念頭にシステム開発に取り組む必要がある。

3.2.1 開発ポテンシャルの検討

汚泥保有エネルギーの開発・利用の可能性を把握するために開発量について検討した。図-1 は、表-2 の条件に基づき、水処理に循環式硝化脱窒法による高度処理を採用している場合を想定した検討結果の例である。この例は、最初に嫌気性消化により下水汚泥からメタンガスを回収し、そこから脱窒源を確保、残りを発電に当てるものである。消化汚泥は従来の脱水工程を経た後、発電廃熱により更に水分を除去してエネルギー価を高め発電に資す。また、発電廃熱は消化槽の加温にも用いる。これにより得られる発電量は流入下水量当り $0.23\text{kwh}/\text{m}^3$ と見積もられた。これは、全国の下水処理場全体の平均的な電力使用量 $0.44\text{kwh}/\text{m}^3$ や水処理と汚泥処理の双方に必要としている全国平均の使用量 $0.30\text{kwh}/\text{m}^3$ と比較すると、十分に開発の価値・可能性があることを示している。また、エネルギー効率が表-2 よりも更に低くなったとしても下水処理場の電力自給に大きく貢献できるシステムを構築できる可能性が高い。このことを踏まえ、発電プロセスの開発では当面の目標としてプロセスの発電-熱効率を 20% 以上に置くこととした。

3.2.2 発電プロセスの検討

下水汚泥を燃料とする発電プロセスを検討する場合は、原料の性状が類似している石炭による火力発電プロセスが参考になる。石炭火力発電プロセスは主に燃焼・ボイラ部とタービン・発電部から構成される。燃焼プロセスは下水汚泥焼却炉と同様に流動床式が主流となっており、炉形式は気泡式と循環式及び常圧式と加圧式に分類される。また、タービン部には

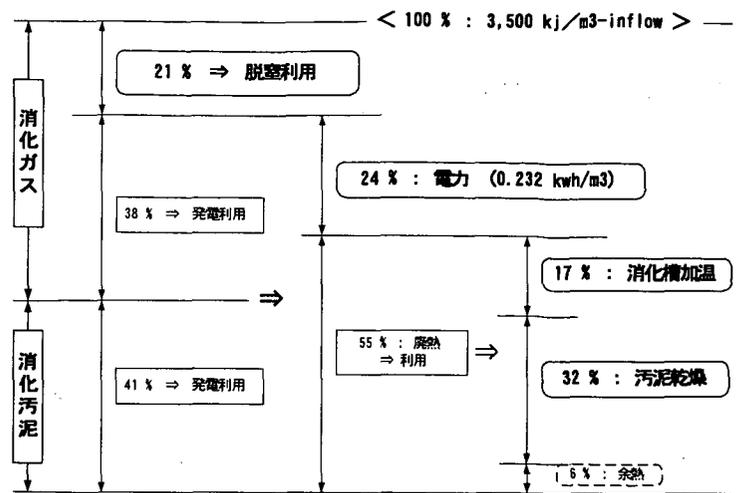


図-1 システム検討によるエネルギーバランス (例)

表-2 システム検討 (図-1) の条件

仕上げ脱窒量 (g-N/m ³)	10
消化槽投入汚泥 (g-TS/L)	40
(VS/TS)	0.79
(°C)	10
消化温度 (°C)	35
消化率-TS (%)	50
消化汚泥 (VS/TS)	0.65
ガス発生率 (L-CH ₄ /g-VS reduc.)	0.67
脱水汚泥 (含水率-%)	80
乾燥汚泥 (含水率-%)	10
汚泥保有熱量 (kJ/g-VS)	23.9
発熱量 (kJ/m ³ -CH ₄)	35,800
電力 (kJ/kwh)	3,600
蒸発熱量 (kJ/kg-H ₂ O)	2,500
伝熱効率 (%)	80
発電熱効率 (%)	30

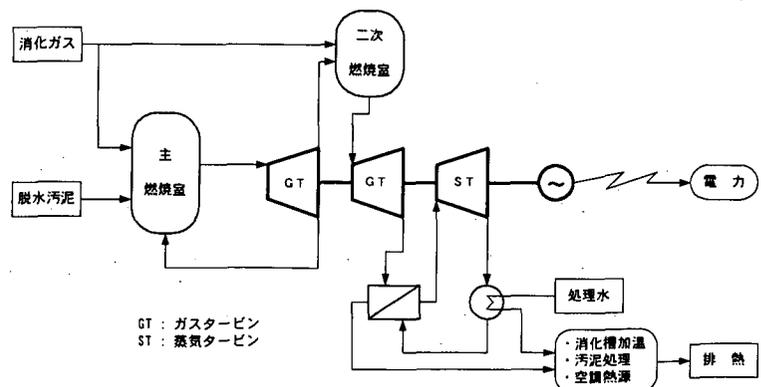


図-2 下水汚泥発電システムの最大構成(案)

蒸気タービンやガスタービン、或いはこれらの複合方式が適用されている。

下水汚泥からの発電効率を高めるにはタービン導入部の高温・高圧化が重要であり、合わせて生産した有効熱量を発電に繋げるシステム化を図る必要がある。下水汚泥発電の場合、その主原料は脱水汚泥と消化ガスである。図-2は、これらを有効に活用する発電システムとして最大のプロセス構成を検討した結果である。

下水処理場の規模や嫌気性消化プロセスの有無、或いは消化ガスの用途、熱の用途等により、図-2のシステムから二次燃焼室やガスタービン、蒸気タービン等が減ぜられ、最もシンプルなシステムは[主燃焼室]-[ガスタービン]-[発電機]となる。

3.3 ガス貯蔵技術の開発

既存の嫌気性消化法から生産されるバイオガスはメタンを60%ほど含む高品位のエネルギー源であり、それを安定的に且つ最大限に利用・活用して行くためには消化ガスを大量に貯蔵することが必要である。このために、従来法よりも貯蔵能力を高める貯蔵技術について、鶴岡市と(財)下水道新技術推進機構との3者による「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」を行い、実用化を目指したパイロットプラント実験を実施した。

3.3.1 パイロットプラント実験

消化ガスを従来法よりも多量に安定貯蔵できる吸着貯蔵法を開発するための貯蔵システムの検討を行い、図-3を得た。システムは、消化ガス中の硫化水素及び高分子の不純ガス等を除去するための前処理部を最前段に配置し、ガス圧縮部、ガス除湿部及びガス吸着貯蔵部から構成される。このシステムフローに基づき、吸着貯蔵タンクの容積が0.5m³のパイロットプラントを製作し、鶴岡市浄化センターに設置して実際の消化ガスを用いた貯蔵実験を行った。実験では吸着担体に活性炭を用いた。

用いた活性炭の性能は、図-4に示したように貯蔵圧力と貯蔵量の関係がガス試験器による純ガスでの基礎実験データと同等であることを確認した。担体へのガスの吸着は発熱反応を、脱着には放熱反応をとともなう。この現象は本実験においても明瞭に現れ、その結果を消化ガスの吸着倍率と吸着剤の温度変化量の関係として図-5に示した。この結果は、ガスの吸着は低温ほど、脱着は高温ほど円滑に進むものであることか

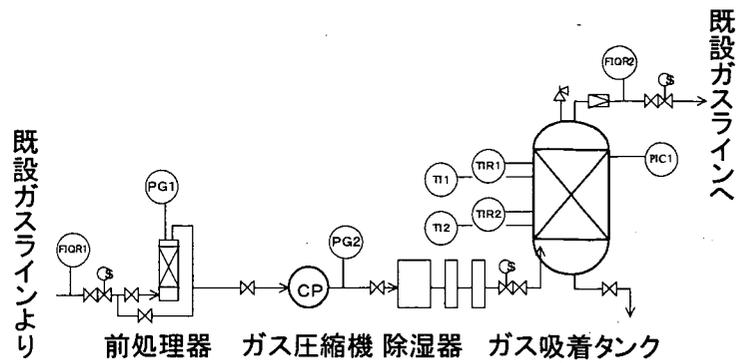


図-3 消化ガス吸着貯蔵システムの検討結果

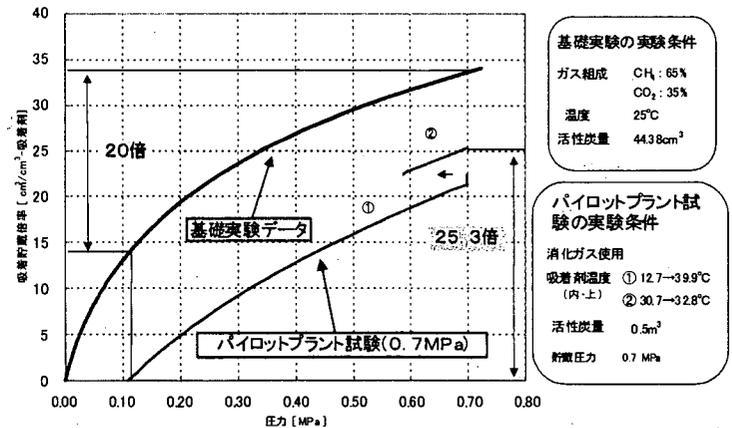


図-4 消化ガスの吸着貯蔵特性 (例)

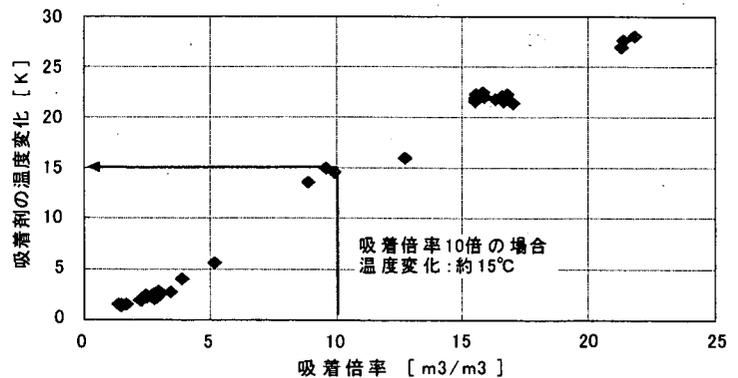


図-5 消化ガスの吸着倍率と吸着剤の温度変化量の関係

ら、消化ガスの貯蔵・利用を円滑に進めるための温度管理システムの構築が容易であることを示している。

回分運転や連続運転の結果からは、吸脱着時の発熱・吸熱反応の温度管理とともに、性能維持にはガス中水分の除去が必要と示された。これらの対策を含めて、

得られた成果は(財)

下水道新技術推進機構にて実用化のための「消化ガス吸着貯蔵システム設計資料」としてとりまとめられた。

3.3.2 活性炭

吸着試験

消化ガスの吸着担体には様々な物質や資材が考えられるが、廃植物から製造される活性炭はリサイクル材と位置付けられ、環境保全上の

利用価値が高いものである。一方、実用上必要とされる担体のガス吸着性能は用途や規模に応じて異なる。これは消化ガスの貯蔵を対象とした場合においても同様である。ここでは、今後の消化ガスの多様な利用形態を想定して、そこに適用する担体開発の基礎情報を得るために同一原料のヤシガラから製造された活性炭についてガス吸着特性を水素吸蔵合金用 PCT (Pressure - Composition - Temperature) JIS 試験方法に適合する試験器により調べた。対象としたガスは CH₄、CO₂、Air 及び O₂ である。

試験した活性炭の概要を表-3に、試験結果を図-6に示した。各ガスの圧力と保持量の関係からは、薬品処理された PC 炭は別として、賦活の程度が異なる GG 炭と G-H 炭の間には大きな差異は認められない。また、造粒による影響も生じていないといえる。このことから、ガスの吸着能力や特性は炭化・賦活の工程よりも原料の種類や性状に支配されている可能性が高く、植物種毎に活性炭を製造した調査が必要である。

4. まとめ

平成12年度に得られた調査研究の成果は次のようにまとめられる。

- ① 下水処理場におけるエネルギー効率解析モデルのためのデータベースとして「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧 土木研究所資料第3827号」を整備した。
- ② 下水汚泥保有エネルギーの開発ポテンシャル及び発電プロセスの基礎的な検討を行い、下水処理場の電力自給に貢献できるシステム開発の可能性が高いことが示された。
- ③ 鶴岡市と(財)下水道新技術推進機構との3者による「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」においてパイロットプラント実験を行い、消化ガス吸着貯蔵法の実用化に近づく成果を得た。また、ガス吸着用活性炭の性能は炭化・賦活工程よりも活性炭原料の性状に依存している可能性が示された。

表-3 ガス吸着試験に用いた活性炭の概要

種類	性状概要
GG	1,000m ² /g 程度
4GG	GGの4mm造粒品
G-H	1,200~1,300m ² /g 程度
4G-H	G-Hの4mm造粒品
PC	硫化メチル等用に薬品中和反応処理したもの
備考	賦活度：G-H>GG

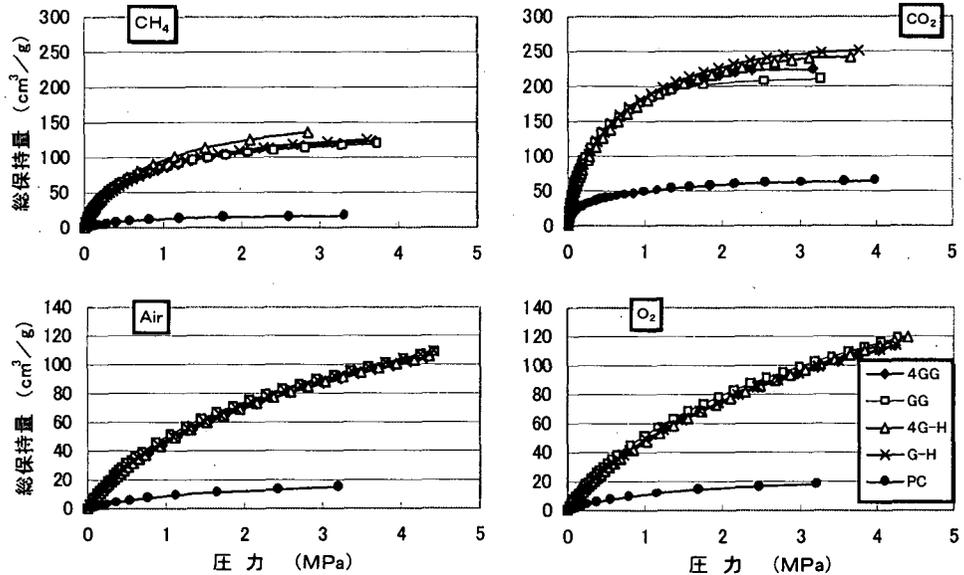


図-6 活性炭のガス吸着試験結果

13. 性状の異なる汚泥の共同処理のに関する調査

汚泥研究室 室長 森田 弘昭
研究員 齋野 秀幸

1. はじめに

概して汚泥処理は設備部分が多く、スケールメリットが大きく働きやすいと言われている。そのため、近年、公共事業の効率化の観点から複数の下水処理場から発生した汚泥の広域的な処理が図られつつある。また、排水処理事業には国土交通省所管の下水道事業、農林水産省所管の集落排水処理事業、環境省所管の合併処理浄化槽、し尿処理事業などがあるが、公共事業の効率化の観点から言えば、これらから発生する汚泥も省庁横断的に集約されて処理することが求められている。このため、汚水処理施設共同整備事業（MICS）の制度が創設され、この制度を利用する地方公共団体も年々増加してきている。しかし、それらの汚泥を下水道事業で受け入れて処理することを想定した場合に下水汚泥とは性状が異なることが予想されることから、特に小規模の下水処理場では水処理も含めた処理プロセスへの影響が顕在化しやすいものと懸念されているが、それらの影響は定量的には明らかではないのが現状である。

2. 調査目的及び方法

本調査では、下水汚泥と性状の異なる他事業から発生する汚泥との共同処理を推進するために、共同処理時に下水汚泥処理プロセスが受ける影響を定量的に把握し、適正な汚泥処理システムを提案することを目的とする。平成12年度はコンポスト化に着目し、実際に共同コンポスト化実験を行い調査した。

3. 平成12年度の調査結果

平成12年度は下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同コンポスト化実験を行った。室内発酵実験により、処理方式の異なる農業集落排水汚泥、または処理方式の異なるし尿処理場発生汚泥と下水汚泥をそれぞれ単独で発酵させた場合の差違を把握した。また、実規模での農業集落排水汚泥またはし尿処理場発生汚泥と下水汚泥との共同コンポスト化実験により実際の事業化における問題点及びその解決法について調査した。

3.1 各種汚泥の室内単独コンポスト化実験

3.1.1 実験の目的

性状の異なる汚泥の共同コンポスト化に先駆けて、性状の異なる汚泥を単独で発酵させコンポストにした場合と下水汚泥を単独で発酵させコンポストにした場合の違いについて調査することによって、それらを共同コンポスト化するときの留意点や問題点を抽出することとする。

3.1.2 実験方法

処理方式の異なる農業集落排水（以下、農集排）汚泥または処理方式の異なるし尿処理場発生汚泥（以下、し尿汚泥）と下水汚泥をコンポスト化する場合の諸元を得るために、それぞれを単独でコンポスト化した場合の違いについて調査した。下水汚泥は凝集剤添加型循環式硝化脱窒法により処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用し、農集排汚泥にはJARUS-III型（接触曝気、以下J-3）、JARUS-XI型（回分式活性汚泥法、以下J-11）、オキシデーションディッチ法（以下、OD）によって処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用し、し尿汚泥は嫌気性消化活性汚泥法（以下、嫌・消）、標準負荷脱窒素法（以下、標・脱）、高負荷脱窒素法（高・脱）によって処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用した。なお、嫌・消汚泥は嫌気性消化し

表-1 各種汚泥の成分

	規制値	RUN-1 農集排汚泥				RUN-2 し尿汚泥			
		下水	J-3	J-11	OD	下水	嫌・消	標・脱	高・脱
含水率 (%)	-	79.7	82.5	84.6	85.4	80.9	77.2	84.8	85.2
強熱減量 (%)	-	80.2	78.7	70.6	74.3	79.5	57.9	74.2	71.9
窒素(N) (%・DS)	-	5.7	6.9	6.2	6.8	5.3	2.8	4.9	5.3
リン(P2O5) (%・DS)	-	9.4	8.1	7.7	10.7	12.5	11.6	12.5	10.3
カリ(K2O) (%・DS)	-	0.6	0.8	0.8	0.9	0.5	0.7	0.6	1.1
C/N比	-	7.4	6.6	6.3	6.0	6.5	11.2	6.2	9.0
CEC (meq/100g・DS)	-	89	96	107	89	73	52	58	66
pH	-	6.97	6.25	6.29	5.98	6.71	7.24	6.44	6.99
BOD (mg/g・DS)	-	17.9	28.7	29.0	29.1	11.1	18.3	23.0	10.3
砒素 (mg/kg・DS)	50	5.0	5.0	3.7	4.5	3.6	3.3	2.2	3.8
カドミウム (mg/kg・DS)	5	2.1	4.2	3.0	4.0	2.0	7.1	4.7	5.1
水銀 (mg/kg・DS)	2	0.57	0.40	0.29	0.26	0.23	1.05	0.57	0.66
ニッケル (mg/kg・DS)	300	47	88	71	101	45	252	48	72
クロム (mg/kg・DS)	500	43	48	52	64	37	294	25	57
鉛 (mg/kg・DS)	100	48	58	59	59	38	206	50	52
銅 (mg/kg・DS)	300	641	434	1,082	1,349	537	975	381	439
亜鉛 (mg/kg・DS)	900	7,735	1,622	1,362	1,602	5,497	2,244	1,690	1,830

※銅、亜鉛の「規制値」は規制値ではなく、コンポストの生産者保証票に記載義務の生じる濃度

た汚泥のみを高分子凝集剤を使用して脱水したもので、脱離液を活性汚泥処理した際に生じる余剰汚泥は含んでいない。それ以外の汚泥はいずれも無消化であり、高分子凝集剤を使用した脱水汚泥である。表-1 にそれぞれの汚泥の性状を示す。発酵実験は RUN-1、2 の二回にわたって行い、RUN-1 では下水汚泥と農集排汚泥、RUN-2 では下水汚泥とし尿汚泥について実験を行った。

汚泥には含水率調整及び空隙確保のために、返送コンポスト（含水率 30%程度）と 20cm 程度に裁断した牧草を混合した。これらの混合割合は、過年度の調査結果より乾燥重量比で汚泥 1 に対して返送コンポスト 2.7、牧草 0.23 とした。また、実験条件をそろえるために、含水率が低いものには加水しすべてのケースを含水率 64% で統一した。それぞれの混合物を容積 4.7L の円筒形の発酵槽に投入し、30℃恒温室内において発酵させた。さらに、発酵温度の低下を防止するために発泡スチロール製の断熱材により発酵槽の周囲を覆った。強制通気は発酵槽の下部から行い、各ケース同じ流量としたが、発酵の進行度合いによって 50~100mL/L 程度の範囲で変化させながら行った。また、4~7 日おきに切り返しを行い、同時にサンプリング、観察、及び分析を行った。実験装置の概要を図-1 に示す。

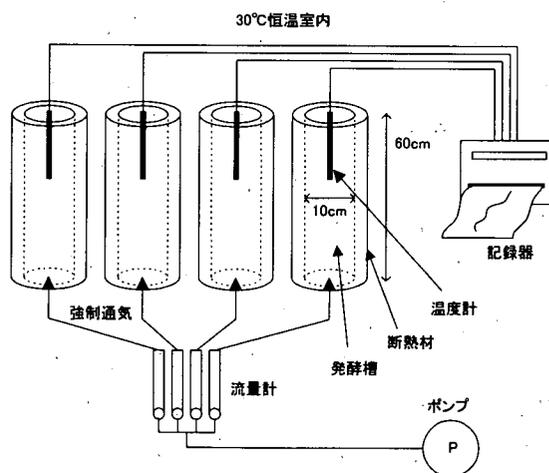


図-1 室内実験の概要

3.1.3 実験結果

発酵温度の経時変化を図-2、3 に示す。し尿汚泥の嫌・消汚泥を除くすべてのケースにおいて発酵温度の上昇が見られ、円滑な発酵が行われていたものと考えられる。嫌・消汚泥の発酵温度が上昇しなかった原因は大きく二点考えられる。まず、本実験では含水率を調整するために加水しているが、一度脱水した汚泥に加水しているため汚泥が塊状になってしまい、塊の内部まで十分に酸素が供給されなかった点が考えられる。混合物が塊状になったことは、図-4、5 に示すように嫌・消汚泥のみのかさ比重が 1 を超してしまっていることにも表れている。このため、発酵開始後 11 日目に発酵を中止し発酵物をほぼ 1 日風乾させて（含水率 63%→56%）、塊状の汚泥をほぐしてから再び発酵槽に投入して再び発酵を開始した。すると発酵温度が上昇し発酵が進行し出

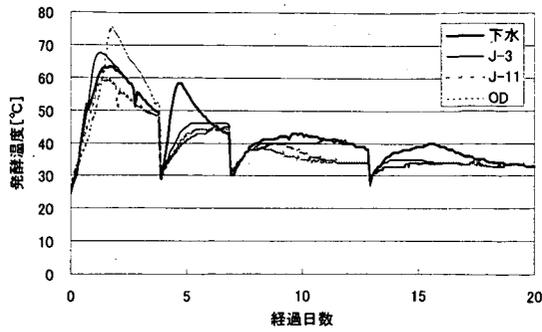


図-2 発酵温度の経時変化(室内、農集排)

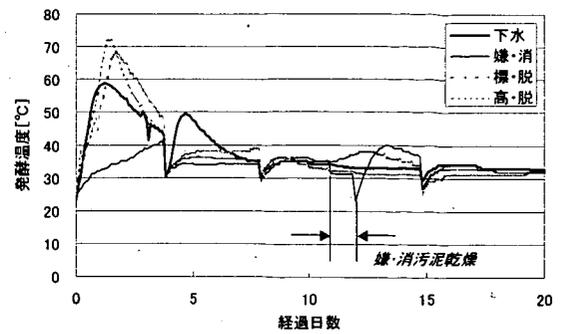


図-3 発酵温度の経時変化(室内、し尿)

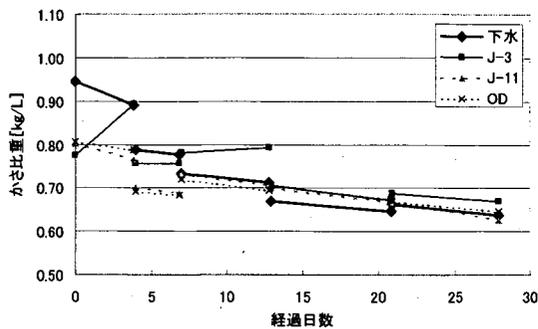


図-4 かさ比重の経時変化(室内、農集排)

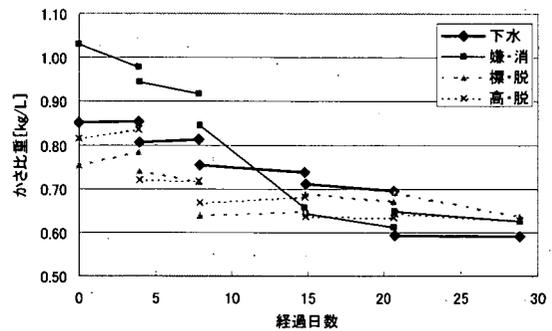


図-5 かさ比重の経時変化(室内、し尿)

したことが伺えたが、その最高温度は 40℃程度にとどまった。このことから、脱水汚泥への加水に起因するかさ比重の増大、及びそれによる酸素供給の不足が、汚泥の発酵を妨げる一因となったものではあるが、これらを解消しても発酵温度は 40℃程度にとどまったため、発酵が進行しなかった原因は他にもあるものと考えられる。次に考えられる原因に、有機物量(強熱減量)が挙げられる。表-1 に示すように嫌・消汚泥だけが他の汚泥に比べて有機物量が低くなっているため、発酵温度を上昇させるだけの熱量がもともとなかったものと考えられる。下水汚泥の場合でも嫌気性消化された汚泥は有機物量が少なくなるが³⁾、特に今回使用した嫌・消汚泥は近年の下水道普及によりし尿処理量が減少してきているし尿処理場のものである。そのため、嫌気性消化槽の滞留時間が 80 日程度と長めに設定されていることから、通常の下水道嫌気性消化汚泥(実績では嫌気性消化槽滞留時間 20~30 日程度⁴⁾)よりも多くの有機物が分解されており、コンポスト化時の有機物分解による熱量が少なかったものと推測される。また、嫌・消汚泥の重金属濃度は他の汚泥よりも高くなっている傾向が見られるが、これは嫌気性消化槽内での長い滞留時間によりある程度の有機物が分解された一方で、重金属は分解されないために、結果として汚泥中に重金属が濃縮されたものと考えられる。したがって、嫌・消汚泥と下水汚泥を共同コンポスト化の際にも有機物の不足、高い重金属濃度等の問題点が生じることが考えられるが、このことには発酵促進剤として米ぬか、油かす等を添加することによって有機物を補う³⁾とともに、重金属濃度を希釈することが対策として考えられる。また、発酵期間がもっとも持続したのは RUN-1、2 とともに下水汚泥であった。これは下水汚泥がもっとも有機物量が多かったため、それらが分解されるのに時間を要したものと考えられる。また、下水汚泥は比較的 BOD も小さく易分解性の有機物が少な目であったことも一因として考えられる。一方、BOD の大きい J-3、J-11、OD、標・脱汚泥は比較的早く発酵が終了している傾向がある。しかし、有機物量、加水による物性の変化等の影響も考えられるため、必ずしも明らかにはならなかった。

また、一般に下水汚泥は重金属濃度が高いと言われているが、前述したようにし尿の嫌・消汚泥は比較的高濃度に重金属濃度が含まれていることが明らかになった。また、他の汚泥も下水汚泥と比較すると亜鉛以外は大差がなく、むしろ多くの項目では下水汚泥の方が重金属濃度が低い結果となった。ただし、今回の調査では処理手法の異なる汚泥をそれぞれ種類ずつしか調査していないため、必ずしもそれぞれの処理手法を代表したものとは限らず、今後さらに調査が必要であると考えられる。

3.2 各種汚泥の実規模共同コンポスト化実験

3.2.1 実験の目的

下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同コンポスト化時の問題点やその解決法を調査するために、実規模に近いスケールで実際に共同コンポスト化を行い、問題点の抽出とその解決、コンポスト化時の諸元等を明らかにすることとする。

3.2.2 実験の方法

実際に下水汚泥と農集排汚泥、またはし尿汚泥との共同コンポスト化を行った。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行った。RUN-1 では下水汚泥と農集排汚泥の共同コンポスト化を行い（平成12年9月4日～10月18日、44日間）、RUN-2 では下水汚泥とし尿汚泥の共同コンポスト化を行った（平成12年11月27日～平成13年1月12日、46日間）。下水汚泥にはOD法により発生した汚泥、農集排汚泥には同じくOD法及びJARUS-I型（接触曝気、以下J-1）により発生した汚泥、し尿汚泥には嫌気性消化活性汚泥法における嫌気性消化槽脱離液を活性汚泥処理した際に生じる余剰汚泥を使用した。汚泥はいずれも高分子凝集剤を使用した脱水汚泥であり、嫌・消汚泥を除いてはすべて無消化である（嫌・消の余剰汚泥も消化していない）。汚泥には空隙確保及び含水率調整のために、室内実験と同様に20cm程度に裁断した牧草と返送コンポストを混合した。原料の性状を表-2に示す。混合割合は乾燥重量比で下水汚泥：農集排汚泥（もしくはし尿汚泥）を1:0、1:1、0:1の3ケースとした。ただし、J-1汚泥は発生量が少なく入手が困難だったために混合比を1:1の1ケースのみとした。また、乾燥重量比で混合汚泥1に対して返送コンポストと牧草をそれぞれ2.9、0.23程度混合させ、含水率を概ね60～65%程度とした。混合物の全体重量が少なすぎると特に冬季は外気の影響により発酵温度の上昇が妨げられるため、RUN-1では概ね3t（4～5m³）、RUN-2では概ね4.5t（7～8m³）とした。切り返しには自走式切り返し装置（図-6）を用い、頻度は4回/週程度とし発酵状況によって漸減させていった。含水率は概ね40%を下回らないように適宜加水

表-2 原料の成分(実規模実験)

	規制値	RUN-1 農集排汚泥					RUN-2 し尿汚泥			
		下水	OD	J-1	返送コン	牧草	下水	し尿	返送コン	牧草
含水率 (%)	-	86.1	86.3	83.9	28.2	14.6	85.4	81.2	31.2	9.0
強熱減量 (%)	-	83.5	80.2	74.3	58.5	95.0	85.4	71.7	60.9	89.0
窒素(N) (%・DS)	-	5.9	7.8	8.3	4.7	0.3	10.3	7.7	6.6	2.7
リン(P2O5) (%・DS)	-	12.7	11.0	11.7	15.6	1.0	11.3	12.1	15.5	0.4
カリ(K2O) (%・DS)	-	0.4	1.3	1.5	3.3	2.8	1.0	0.1	2.8	4.9
C/N比	-	6.8	6.1	5.6	6.9	188.9	5.1	6.3	5.8	18.9
CEC (meq/100g・DS)	-	59	97	77	93	9	94	48	82	24
pH	-	7.04	6.86	7.05	6.86	5.76	7.15	6.32	7.45	6.12
BOD (mg/g・DS)	-	24.0	23.9	25.5	15.1	7.4	24.9	23.4	12.7	2.5
砒素 (mg/kg・DS)	50	6.8	3.7	2.0	3.1	0.1	1.1	5.8	3.0	0.2
カドミウム (mg/kg・DS)	5	0.0	3.0	3.0	3.4	0.0	2.4	10.5	4.1	0.2
水銀 (mg/kg・DS)	2	0.40	0.15	0.23	0.30	0.01	0.28	0.64	0.58	0.02
ニッケル (mg/kg・DS)	300	37	49	61	69	13	57	70	76	29
クロム (mg/kg・DS)	500	45	29	33	64	0	30	22	75	0
鉛 (mg/kg・DS)	100	72	75	57	92	0	39	48	80	1
銅 (mg/kg・DS)	300	695	1318	648	1,104	11	573	900	1133	12
亜鉛 (mg/kg・DS)	900	2,227	1,146	1,115	1,716	33	881	4,079	1,703	49

※銅、亜鉛の「規制値」は規制値ではなく、コンポストの生産者保証票に記載義務の生じる濃度

した。

3.2.3 実験結果

下水汚泥 (OD) と農集排汚泥 (OD) を共同コンポスト化した場合の発酵温度の経時変化を図-7 に示す。それぞれ単独で発酵させた場合も、混合させて発酵させた場合もほぼ同じ結果となり、いずれも良好な発酵を示した。いずれの汚泥も OD 法で処理されたものであり、表-2 に示されるように BOD や強熱減量といった性状もほぼ同じであるために似た結果になったものと考えられる。これらを混合させた場合はそれぞれ単独で発酵させた場合のほぼ中間温度で推移した。このことから、それぞれ単独で発酵させた場合の結果から、混合して発酵させた場合の結果を予測することが可能であると考えられる。図-8 には下水汚泥に OD の農集排汚泥を混合させた場合と J-1 の農集排汚泥を混合させた場合の発酵温度変化を示す。発酵の初期段階ではほぼ同じ発酵温度で推移したが、20 日目以降からは OD の農集排汚泥を使用した場合の方が高い発酵温度で推移した。これは農集排の OD 汚泥に比べて J-1 汚泥の方が少ししか入手できなかったため、J-1 汚泥を使用したパイルの方が小さくなり外気温の影響を受けやすくなったためと考えられる (仕込み時におけるパイル体積は下水汚泥+農集排 OD 汚泥: 約 4.5m³、下水汚泥+農集排 J-1 汚泥: 約 4.2m³)。図-9 には下水汚泥にし尿汚泥を混合させた場合の発酵温度変化を示す。発酵の初期はいずれもほぼ同時に昇温したが、仕込み後約 10 日過ぎから差が出始め、下水汚泥: し尿汚泥 = 0:1 のケースでは発酵が継続したものの、それ以外のケースでは発酵温度が上昇しにくくなった。有機物量は下水汚泥の方が大きいものの、高い発酵温度を維持したのはし尿汚泥を使用した場合であった。しかし、仕込み後 10 日過ぎに急激に発酵温度が低下してしまっていることから、これは発酵が終了したのではなく、切り返し時に温度が急速に下がり、凍結してしまったものと考えられる。特に、発酵温度の上昇しにくかったケースではやや含水率が高めであったことや、大きめの塊状となったために粗大空隙が多くなったこと等、物理的な性状の差が凍結の原因となったものと考えられる。また、し尿汚泥には嫌・消汚泥を使用した。室内実験で使用した嫌・消汚泥と比較すると大きく発酵温度が上昇した。この原因は汚泥の性状にあるものと推測される。室内実験で使用した汚泥は消化汚泥を脱水したものであり消化日数も 80 日と非常に長期に渡るものである。一方、実規模実



図-6 自走式切り返し装置による切り返し

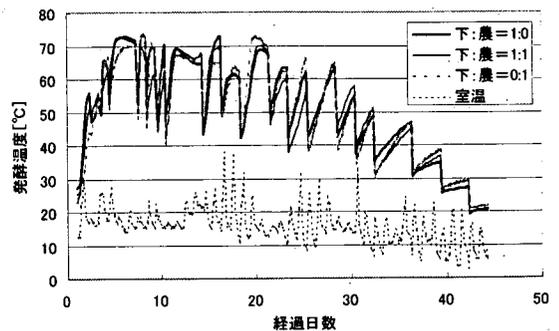


図-7 発酵温度の経時変化(実規模、農集排)①

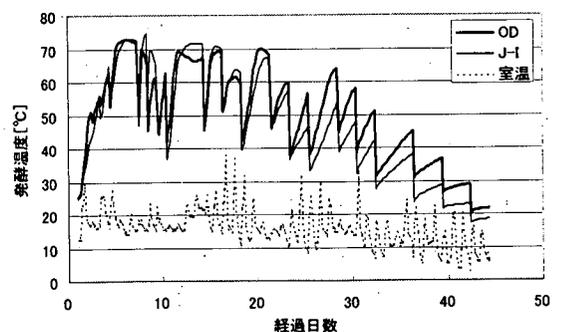


図-8 発酵温度の経時変化(実規模、農集排)②

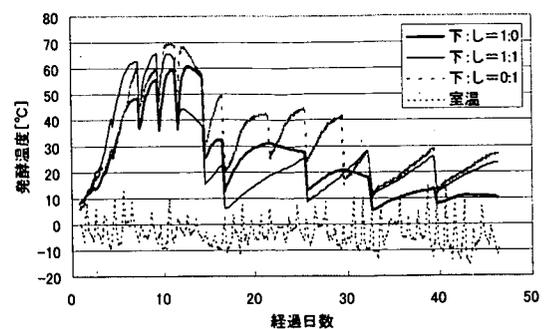


図-9 発酵温度の経時変化(実規模、し尿)

験で使用した汚泥は消化槽脱離液（消化日数 25 日）を活性汚泥処理して発生した余剰汚泥を脱水したものである。したがって性状はやや異なり、室内実験で使用した汚泥の方が有機物量が小さくなっている。また、表-2 からわかるように、実規模実験で使用した嫌・消汚泥もすべての重金属項目において下水汚泥よりも高くなっており、共同コンポスト化する場合には注意を要することがわかった。

4. まとめ

平成 12 年度はコンポスト化に着目して共同処理の調査を行った。室内実験では各種農集排汚泥、各種し尿汚泥を単独で発酵させることにより、コンポスト化時のそれぞれの特徴や問題点の把握、その解決策等について調査を行った。実規模実験では、実際に下水汚泥と農集排汚泥またはし尿汚泥とを共同コンポスト化し、その時の問題点の把握と解決策等について調査を行った。これらにより、以下の結果を得た。

- 1) 各種汚泥を単独でコンポスト化させた結果、有機物量が極端に小さくなっている嫌気性消化活性汚泥法により生じた汚泥以外は円滑に発酵が進み、下水汚泥と共同コンポスト化した場合でもほぼ問題はないものと推測された。
- 2) 有機物量が多い汚泥は発酵が長期間に渡って持続し、BOD の大きい汚泥は発酵が短期間で終了している傾向があった。
- 3) 下水汚泥と他事業から発生した汚泥を共同コンポスト化した場合、発酵温度はそれぞれを単独で発酵させた場合のほぼ中間温度で推移した。このことから、それぞれ単独で発酵させた場合の発酵状況から共同コンポスト化した場合の発酵状況も推測が可能であることが示唆された。
- 4) 嫌気性消化活性汚泥法により生じた汚泥は、長期に渡る嫌気性消化により重金属等の有害物質を濃縮してしまうものと考えられる。そのため、コンポスト化するには注意を要することがわかった。また、一般に下水汚泥は重金属濃度が高いと言われているが、嫌気性消化活性汚泥法に限らず、その他のし尿処理場発生汚泥や農業集落排水事業発生汚泥でも、下水汚泥よりも重金属等の濃度が高い場合が少なくなく、注意が必要であるものと考えられた。

参考文献

- 1) 堀江信之「下水汚泥をリサイクルする」月刊下水道、Vol.24、No.5、p.31、2001
- 2) 斎野秀幸、他「下水汚泥と茎葉類の混合コンポストに関する調査」第 37 回下水道研究発表会講演集、pp.891～893、2000
- 3) 「下水汚泥コンポスト化施設計画・設計マニュアル」(財)下水道新技術推進機構、1998
- 4) 「下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2001 年度版」(社)日本下水道協会、2001

14. 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 白崎 亮
 主任研究員 石井 宏幸
 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。

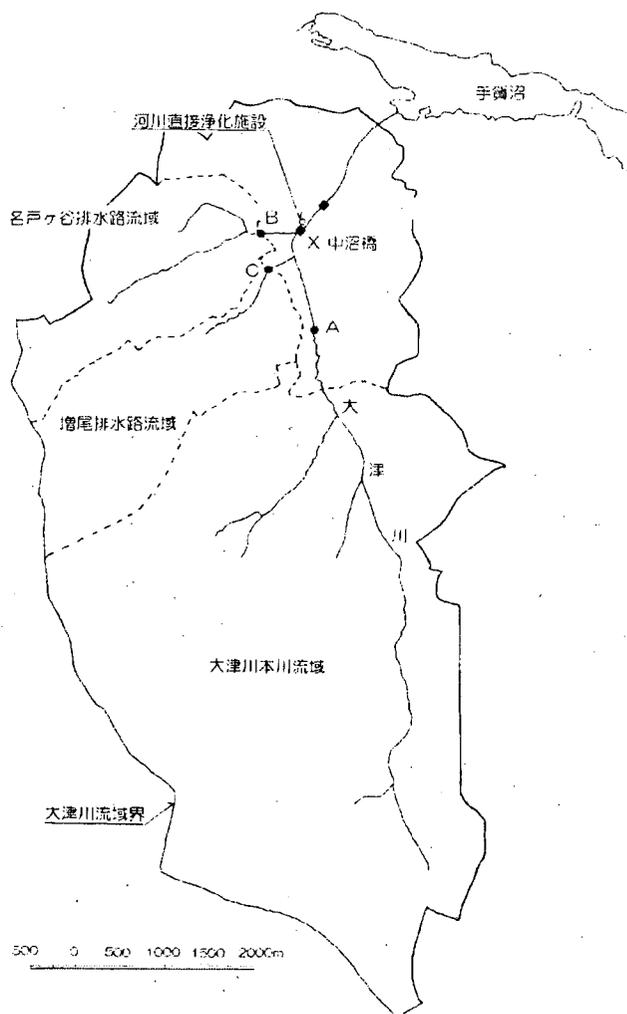


図-1 大津川流域概略図

2. 調査方法

2.1 調査内容

12年度も前年度に引き続き、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。採水も流量観測と同じ地点で行い、12年度は晴天時及び降雨時の区別無く、1時間間隔から3時間間隔で長期間の連続採水を行った。また、水質分析については、BOD₅、COD_{Mn}、各態N、P等の項目について、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。

現在及び過去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を表-1に示す。なお、本調査に用いた流域フレームは千葉県資料⁹⁾によった。

表-1 大津川流域フレーム

調査年	流域面積 (ha)	土地利用(%)				流域人口 (人)	処理形態別人口割合(%)				
		市街地	水田	畑地	林地		下水道	合併処理 浄化槽	単独処理 浄化槽	汲み取り等	
1980	3,669	35.6	9.1	25.2	30.1	146,650	0.0	23.3	37.7	39.0	
1986	3,669	42.6	7.8	23.2	26.3	169,060	14.5	17.9	45.0	22.6	
1990	3,669	48.0	6.5	22.9	22.6	191,030	23.1	16.5	44.4	16.0	
1995	3,698	55.7	6.2	28.3	9.8	196,123	38.2	11.1	39.9	10.8	
	本調査での対象流域	3,261	54.9	4.3	30.6	10.2	171,451	31.0	12.6	44.2	12.1
	大津川本川	2,400	48.1	5.7	36.5	9.7	109,537	20.1	12.5	50.8	16.6
	名戸ヶ谷排水路	437	79.4	0.0	11.9	8.8	36,493	75.1	1.6	19.4	3.9
	増尾排水路	424	67.9	0.8	16.5	14.9	25,421	15.1	29.0	51.4	4.5

大津川流域は首都圏のベッドタウン化が進み、年々、流域人口が増加している。手賀沼の水質汚濁が深刻な問題となっているため、下水道整備を進められているが、平成7年末で普及率が40%弱とまだまだ整備が進んでいないのが現状である。

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 12年度の調査結果

前年度までの調査では、晴天時の流量、水質、流出負荷量が調査毎に大きく異なる結果となった。12年度はその要因を検討するとともに、長期的な流出の傾向を把握するために約1ヶ月間に渡り、連続的に現地観測を行った。

3.2.1 連続観測結果

連続観測は、各調査地点で1時間毎に採水を行い、1日単位(24時間分)で採水試料を等量コンポジットしたものを分析試料として、観測期間中の毎日、分析を行った。その観測結果のうち、各調査地点での水質観測値を図-2に、また流域全体の流出汚濁負荷量を図-3に示す。

降雨時は流量増加とともにSS水質が大幅に悪化している。また、晴天時では下水道整備の進んだ名戸ヶ谷排水路は水質の変動があまり見られないが、下水道整備途上の2流域は比較的大きな水質変動が日々認められる。また、流出汚濁負荷量については、大きな降雨があった場合は晴天時の数倍から数十倍もの汚濁負荷が流出し、手賀沼に流入していることがわかる。

3.2.2 精密観測結果

約1ヶ月間に渡る連続観測のうち1週間に関しては、1時間毎に連続採水及び水質分析を行って、流出状況をより精密に把握した。その期間の観測結果を図-4に示す。なお、この精密観測を行った期間には降雨が無く、すべて晴天日であった。

大津川本川では、以前にも報告したように、流量に社会活動に伴う日変動が現れており、各水質項目にも流量ほど顕著ではないものの日変動が見られる。また、各水質項目で突発的に濃度が高い場合が見られる。

大津川本川に比べ、流域面積が小さいため、水質変動が顕著に現れると考えられる大津川下流部の2つの排水路についても流出状況を検討した。

名戸ヶ谷排水路では下水道整備が進んでおり、生活排水等がバイパスされていることから、日変動がほとんど見られないことは以前報告した。今回の調査でもほぼそのような傾向を示したが、大津川本川と同様に突発的に水質が高くなる場合が見られた。

それに対して、増尾排水路では下水道整

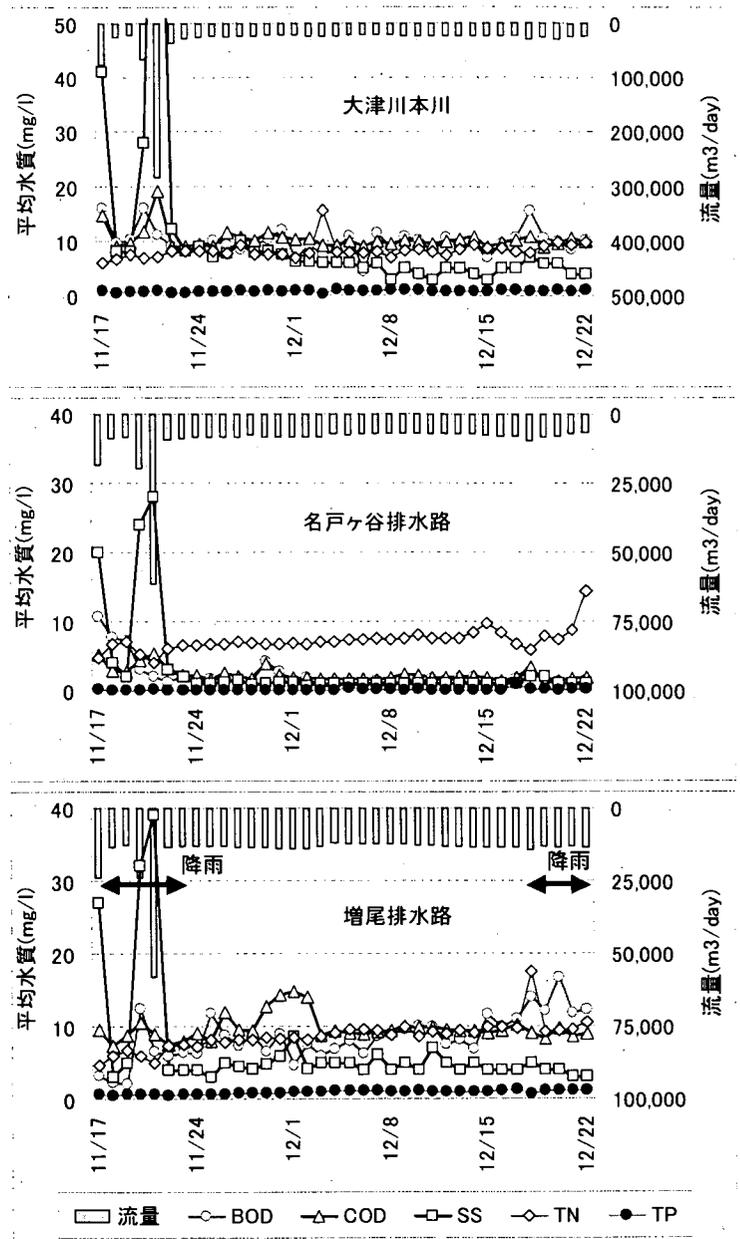


図-2 連続調査における日平均水質の推移

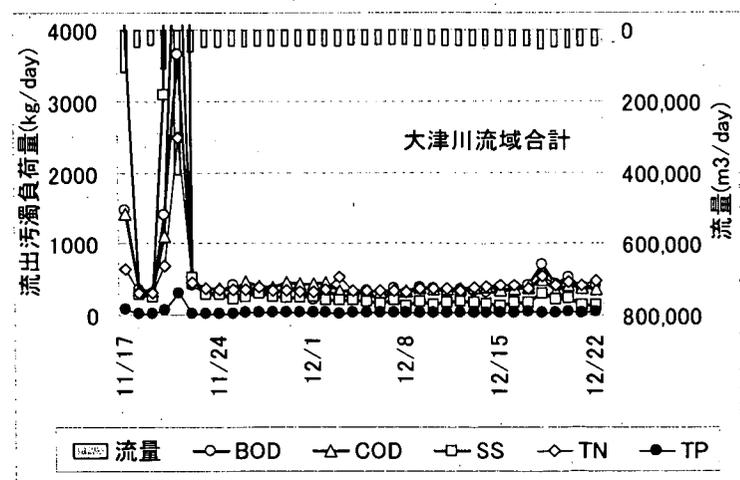


図-3 連続調査における日流出汚濁負荷量の推移

備が遅れており、大津川本川と同様に流量と水質に日変動が現れている。また、その日変動とは別に、夜0時から朝10時頃にかけて、数日の間、定期的にCOD値が上昇していた。調査時期は非灌漑期のため農業排水の流入は考えられないことから、産業排水が影響している可能性が高いと考えられた。

さらに高濃度の状態が長時間継続するため、今回のケースでは日流出汚濁負荷量が平常時の約1.6倍程度に増大していた。

3.2.3 降雨観測結果

今年度も前年度と同様に降雨時における観測を行い、降雨時における流出状況の把握に努めた。

降雨観測は連続観測期間中の降雨を対象とし、降雨開始後から流量が平常に戻るまでの期間について、1時間から3時間間隔で採水及び水質分析を行った。

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～12年）の調査において観測した各降雨について、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を図-5に示す。

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増加されるという考え方で取り扱った⁹⁾。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。

今回の調査結果では、SS及び栄養塩類については過去の調査結果とほぼ同様な流出傾向が見られる。しかし、BOD及びCODといった有機物負荷は、過去の調査結果と比較して、流出高が小さい場合に流出負荷量が大きくなるがあった。また、流出高の大きいデータが少ないため、流出特性の変化なのか、単なるデータのばらつき等かは判断しきれないが、さらなるデータの収集を進めるとともに、違った角度からも解析を試みる必要がある。

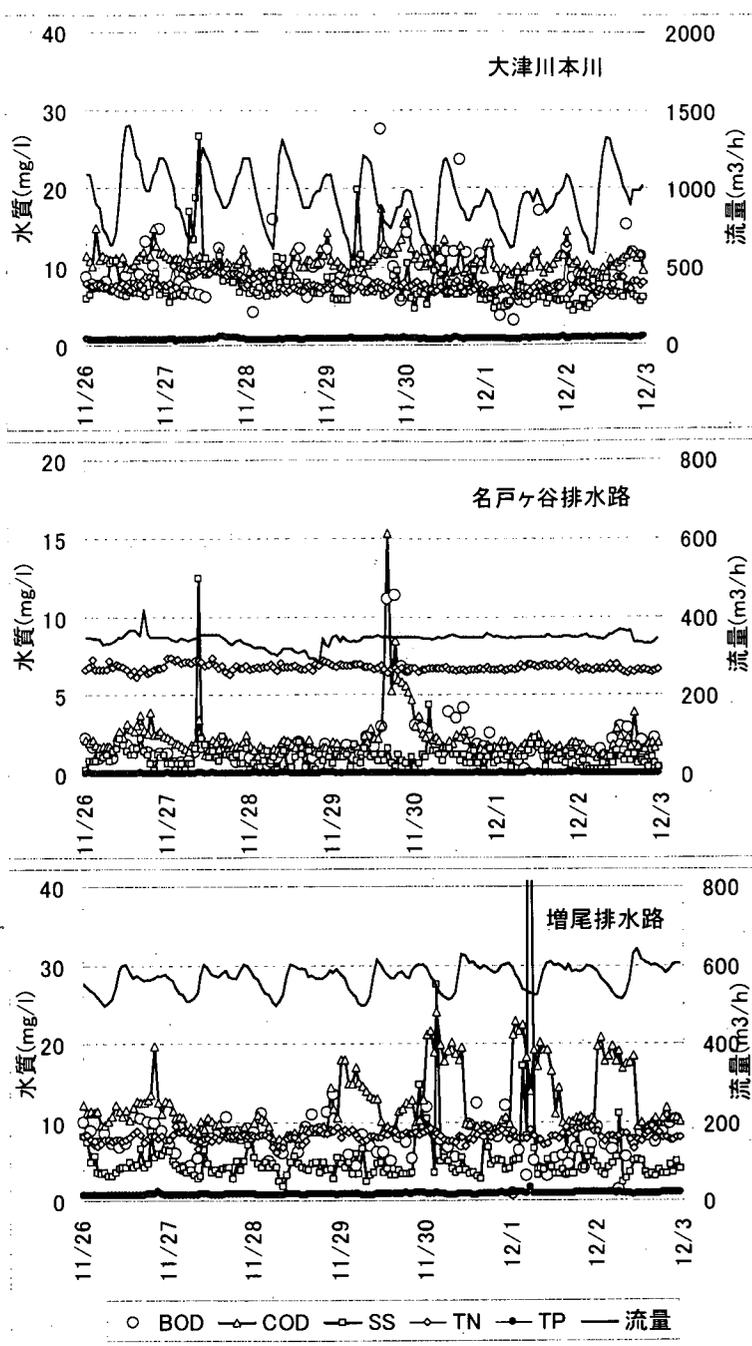


図-4 水質の精密観測結果

その一助として、降雨流出特性の変化の要因を探るため、降雨流出負荷量と流出に影響を及ぼすと思われる条件との相関分析を行った。その結果をまとめたものを、調査毎に表-2に示す。

まず、過去の調査(1987-1989)結果では、各項目とも流出高や降雨量、最大降雨強度、平均降雨強度など降雨の規模や強さを表す因子との相関が高い。また、降雨継続時間という降雨の長さを表す因子とは相関が低い。さらに、降雨前晴天日数や先行降雨係数APFとは、それほど高い相関ではないものの、それぞれ正と負の相関となっているので、流域での汚濁負荷の残存(堆積)量と関係が深いことがわかる。

なお、上記の先行降雨係数APFは次式で表され、汚濁負荷の残存量を調査対象降雨に先行する降雨の影響で表した指標である”。

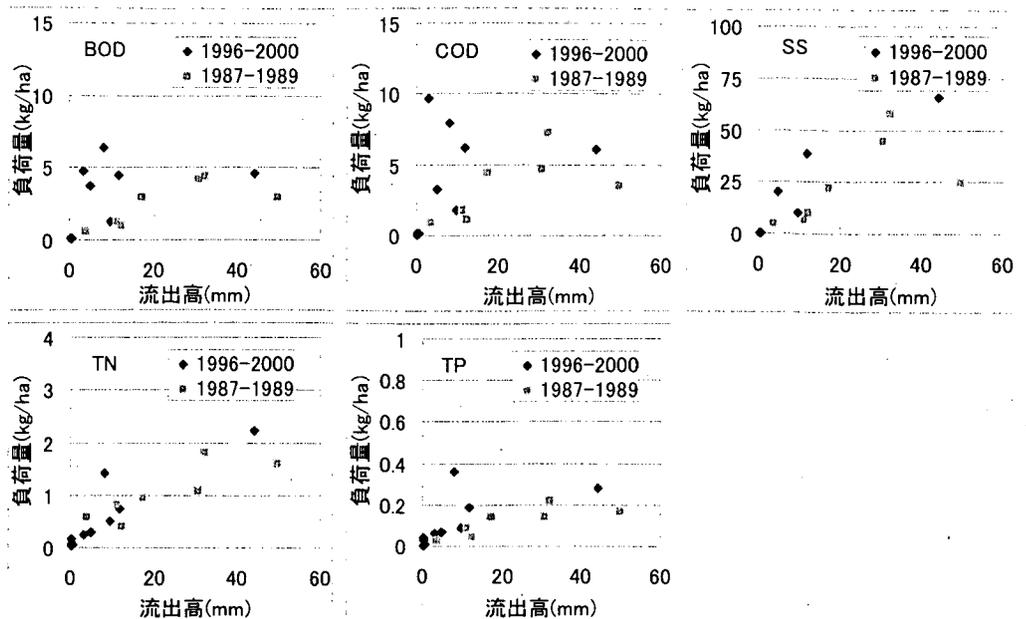


図-5 降雨流出高と流出負荷量の関係

表-2 降雨流出負荷量と諸条件との相関値

流出汚濁負荷量(kg/ha)	今回(1996-2000)調査					過去(1987-1989)調査				
	BOD	COD	TN	TP	SS	BOD	COD	TN	TP	SS
流出高(mm)	0.47	0.40	0.91	0.65	0.93	0.73	0.62	0.85	0.79	0.64
降雨量(mm)	0.57	0.52	0.88	0.67	0.97	0.80	0.70	0.80	0.83	0.63
最大降雨強度(mm/h)	0.65	0.69	0.53	0.50	0.83	0.71	0.85	0.74	0.80	0.71
平均降雨強度(mm/h)	0.71	0.79	0.43	0.42	0.75	0.63	0.78	0.78	0.74	0.80
降雨継続時間(h)	0.55	0.46	0.94	0.73	0.95	0.13	0.01	-0.08	0.10	-0.15
降雨前晴天日数(day)	-0.46	-0.40	-0.46	-0.44	-0.48	0.42	0.65	0.66	0.70	0.42
先行降雨係数APF(mm)	0.26	0.24	0.80	0.47	0.77	-0.53	-0.61	-0.59	-0.72	-0.42

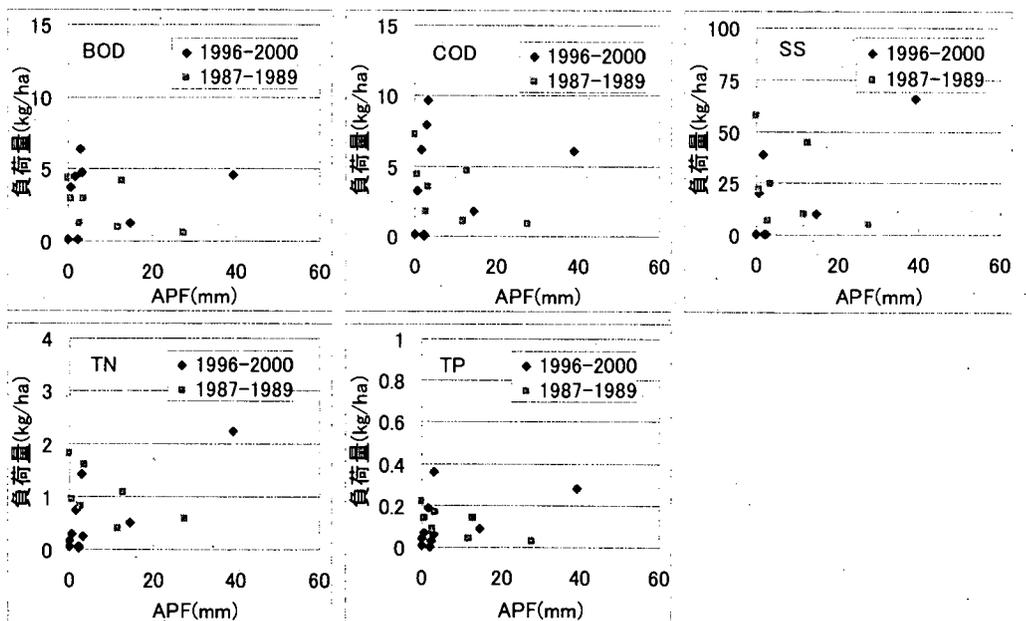


図-6 先行降雨係数APFと流出負荷量の関係

$$APF = \sum_{t=1}^k \left(\frac{R_t}{t} \right) \quad \text{ここで、} R_t : t \text{ 日前の日降雨量} (mm/d)$$

すなわち、APF が大きいと対象降雨に先行して多くの降雨があり、流域の汚濁負荷の残存量が少なくなっており、逆に APF が小さくなると、汚濁負荷の残存量は多いことを示す。ここで、降雨毎の流出負荷量と APF の関係について、図-6 に示す。

一方、今回の調査（1996-2000）では、栄養塩類や SS については流出高や降雨量、降雨継続時間といった降雨規模や長さとの高い相関が見られた。さらに SS は降雨強度とも相関が高く、汚濁物質が洗い出される傾向がうかがえた。また、BOD や COD に関しては栄養塩類ほど降雨規模の寄与は高くなく、降雨強度と比較的高い相関が見られた。しかし、各項目とも降雨前晴天日数や APF はそれぞれ負と正の相関と、過去の調査結果とは逆相関となり、残存量との関連性は数字の上では見られなかった。ただ、図-6 に示すとおり、APF が大きい場合のデータ数が少ないため、さらに検討が必要である。

4.まとめ

連続的な現地観測により、晴天時の水質変動の傾向が把握できた。また、突発的な水質変動の大きな要因として産業排水の排出が影響していることが示唆され、流出汚濁負荷量の増加にも大きく寄与していることがわかった。このことより流出汚濁負荷量の正確な把握には、晴天時であっても継続的な調査が必要であると考えられる。

一方、降雨時の流出負荷量については、過去の調査時と比べて流出特性が変化している可能性が、実測値及び解析結果から示唆された。しかし、その変化の要因を裏付けるほど調査データ数が十分ではなく、調査データをさらに蓄積して、流出メカニズムを検討していく必要がある。

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、流出特性の関連性について詳細に検討を行うことや、調査データの蓄積を進め、流出過程や水循環過程のモデル化を行うことなどが挙げられる。

参考文献

- 1) 曾小川久貴：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
- 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
- 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
- 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
- 7) 安藤茂，中村栄一：合流式下水道の改良に関する調査，土木研究所資料，第1421号，pp.71-82，1978
- 8) 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

15. 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 小森 行也
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

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。

12年度は、毒性物質の検出手法として検討を行っている硝化細菌を用いたバイオアッセイ¹⁾による、PRTR第一種指定化学物質の代表物質の検出への適用性を、内分泌かく乱化学物質の検出手法としては、既存のGC/MS、LC/MS等の機器分析に代わり、簡便に測定ができるELISA法の適用性を検討し、機器分析との測定値の相関性を検討した。

2. 化学物質の下水処理への影響性判定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。

なお、平成11年7月に公布され、平成13年度より本格的に実施される「特定化学物質の環境への排出量の把握及び管理の改善の促進に関する法律（PRTR法）」では、事業者は、第一種指定化学物質354物質について、事業所からの環境媒体への排出量、移動量について登録、公表することが必要となった。下水道事業者は、PRTR法施行規則において、登録すべき物質を「測定した物質に限る」とされ、実質的には、PRTR法の施行に伴う新たな義務の発生はないが、他の事業者からの登録により下水道へ排出される化学物質の実態が明らかになるため、どのような化学物質が下水道へ流入しているかが、ある程度把握できるようになる。

そこで、本調査では、硝化細菌を用いたバイオアッセイにより、PRTR法指定化学物質の中から、硝化過程への阻害影響が予想される化学物質をスクリーニングする検討を実施した。

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、PRTR指定化学物質の中から、既に、硝化過程への阻害影響を与える物質として報告のあるフェノール類、芳香族アミン、チオカルボニル基を有する有機化合物などの中から供試物質を選定し、純粋培養試験系においてこれらの物質の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を 5℃以下で冷蔵保存した。

2.2.2. 供試試料

供試物質は、*m*-クレゾール、*m*-アミノフェノール、アニリン、*o*-フェニレンジアミン、*m*-フェニレンジアミン、*o*-クロロアニリン、*m*-クロロアニリン、*p*-クロロアニリン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、チオ尿素を選定した。阻害影響試験は、はじめに 2-クロロフェノールを用いて 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類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。この原液は冷蔵所に保存し、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、試験管ミキサーで攪拌した。
- ⑤ 攪拌後、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 10 μ L 添加、試験管ミキサーで攪拌した。攪拌後、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。

$$\text{硝化阻害率 [\%]} = (1 - N_c/N) \quad N; \text{試験系の亜硝酸性窒素生成量} \quad N_c; \text{対象系の亜硝酸性窒素生成量}$$

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、11 年度に実施した、フェノール、クロロフェノール類の測定値²⁾ も比較のため示す。供試物質の中ではチオカルボニル基を有するチオ尿素が最も阻害影響濃度が低く、続いて芳香族メチル、芳香族アミン、アルデヒドの順に阻害影響濃度が上がっていった。また、別途行った、実処理下水処理場の生物処理に近い条件における系による試験³⁾ と比較すると、阻害影響濃度が 1/20 程度であることがわかった。このことは、硝化細菌バイオアッセイを用いた手法は、実処理系において処理阻害が発生するよりも低濃度で硝化阻害物質の存在を検出できることを示唆している。

表-2 硝化細菌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	供試物質	純粋培養系 EC ₅₀
フェノール	0.701	チオ尿素	0.018
2-クロロフェノール	0.11	m-クレゾール	0.1
3-クロロフェノール	0.046	m-アミノフェノール	0.94
4-クロロフェノール	0.009	アニリン	2.3
2,3-ジクロロフェノール	0.054	o-フェニレンジアミン	1.4
2,4-ジクロロフェノール	0.15	m-フェニレンジアミン	0.23
2,5-ジクロロフェノール	0.041	p-クロロアニリン	0.91
2,6-ジクロロフェノール	1.1	ホルムアルデヒド	26
		アセトアルデヒド	41

また、同一の硝化細菌を用いた毒物センサを、実下水処理施設で流入下水の水質監視に適用する検討を行ったところ、約 1 ヶ月の期間で有れば、安定的に連続稼働することがわかった^{4) 5)}。今後、より維持管理の頻度を小さくするように、システムを改良していく必要があると考えられた。

3. 内分泌かく乱化学物質 (EDs) 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⁶⁾。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⁷⁾ 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。これに対し、関係省庁や研究機関が様々な調査を行い、成果を挙げつつある。国土交通省においても地方公共団体と共同で、下水試料に適した内分泌攪乱化学物質の分析手法の検討^{8) 9)} 及び下水処理場における内分泌攪乱化学物質の実態調査^{10) 11)} を実施している。対象物質は環境庁が「環境ホルモン戦略計画 SPEED '98」の中で提示している 67 の化学物質から下水道に含まれる可能性のある 11 の化学物質とその関連物質のノニルフェノールエトキシレート及びヒト女性ホルモンの 17β-エストラジオールである。これらの物質の内分泌攪乱作用については、17β-エストラジオールの割合が非常に大きいとの指摘もある。しかし、上記の実態調査において、17β-エストラジオールの測定に使用している ELISA 法は LC/MS 等の機器分析に比べて、試料の前処理が簡易であるという利点があるものの、抗原抗体反応を利用しているため、類似物質による正の測定誤差や、妨害物質による負の測定誤差が検出機構上避けられず、測定値

の正確さを確認する必要があると考えられた。そこで、本調査では、ELISA 法および LC/MS/MS 法により 17β-エストラジオールを測定・比較を行った。

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 5 箇所 (A~E) の下水処理場の流入下水及び二次処理水である。各下水処理場の概要を表-3 に示す。試料の採取は、平成 11 年 7 月、8 月、9 月の 3 回、いずれも晴天時にスポット採水で行った。

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
A	標準活性汚泥法	172,210 m ³ /day
B	標準活性汚泥法	152,060 m ³ /day
C	標準活性汚泥法+礫間接触+砂ろ過	49,008 m ³ /day
D	標準活性汚泥法	92,474 m ³ /day
E	標準活性汚泥法	117,615 m ³ /day

注：下水の排除方式は A 処理場のみ合流式下水道、B~E 処理場は分流式下水道である

3.2.2. 試料の前処理

- ELISA 用試料

下水道の測定マニュアル (案)⁸⁾ に従い、下水試料 1000mL を、C18 固相カラムを用いた固相抽出法 (MeOH 溶出) により処理し、10000 倍の濃縮測定試料 (ジメチルスルホキシド溶液) を得た。

- LC/MS/MS 用試料

検討¹²⁾ の結果、C18 固相カラムを用いた固相抽出法 (MeOH 溶出) の抽出物を、n-ヘキサン/水による抽出、フロリジルカラムによるクリーンアップ、TLC (シリカゲル) による精製を順次行い測定試料を得た。

3.2.3. ELISA 法の測定

ELISA 法は Assay Designs, Inc. 製の Correlate-EIA 17β-Estradiol Enzyme Immunoassay Kit を使用し、下水処理場における EDs の実態調査で用いた方法に従い測定した。

3.2.4. LC/MS/MS の測定

測定条件を以下に示す。

- 装置 : TSQ 7000, HP 1100
- カラム : HP Zorbax Eclops 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

3.3. 結果

3.3.1. ELISA 法

測定結果を表-4 に示す。17β-エストラジオールの測定範囲と中央値は、流入水で 0.022~0.075 μg/L、

表-4 ELISA法の測定結果

処理場	流入下水(μg/L)			処理水(μg/L)		
	7月	8月	9月	7月	8月	9月
A	0.058	0.036	0.062	0.020	0.019	0.025
B	0.057	0.046	0.058	0.036	0.017	0.019
C	0.075	0.047	0.022	0.015	0.010	0.008
D	0.057	0.030	0.028	0.024	0.022	0.013
E	0.031	0.036	0.041	0.006	0.006	0.004

0.047 μg/L, 二次処理水で 0.004~0.036 μg/L, 0.017 μg/L, であり、処理水の濃度は流入水の 1.5~11 倍 (平均 3.6 倍) であった。

3.3.2. LC/MS/MS 法

測定結果を表-5 に示す。17β-エストラジオールの測定範囲と中央値は、流入水で 0.007~0.015 μg/L, 0.011 μg/L, 処理水では 2 つの試料が 0.001 μg/L であった他はすべて 0.001 μg/L 未満であった。

表-5 LC/MS/MS法の測定結果

処理場	流入下水(μg/L)			処理水(μg/L)		
	7月	8月	9月	7月	8月	9月
A	0.011	0.010	0.009	<0.001	<0.001	<0.001
B	0.011	0.012	0.007	<0.001	<0.001	<0.001
C	0.014	0.008	0.011	<0.001	0.001	<0.001
D	0.015	0.007	0.013	<0.001	<0.001	<0.001
E	0.007	0.007	0.011	<0.001	<0.001	0.001

3.4. 考察

3.4.1. 下水試料

本調査の測定結果を下水処理場における EDs の実態調査と比較すると、流入水および処理水の測定範囲と中央値は概ね同様であり、今回調査対象とした下水処理場は、17β-エストラジオールの濃度に関しては平均的な下水処理場であると考えられた。

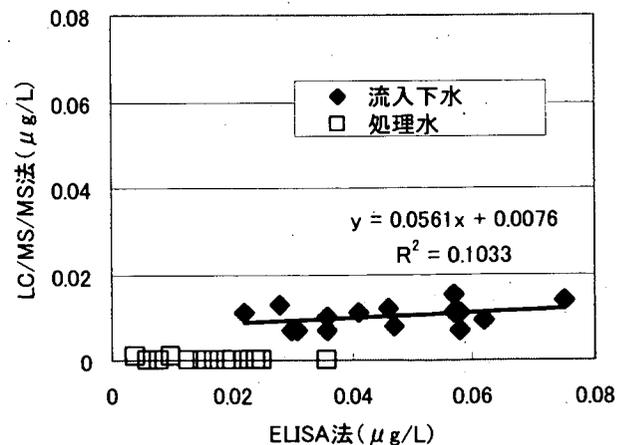
3.4.2. ELISA 法と LC/MS/MS 法の比較

2 つの測定方法により、流入水の 17β-エストラジオールの濃度を測定した結果を図-1 に比較して示す。図からわかるように、すべての流入水試料において、ELISA 法の測定結果が高く、その比率 (ELISA 法/LC/MS/MS 法) は 2.0~8.3 倍 (平均 4.7 倍) であった。

このことから流入下水において、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である 17β-エストラジオール以外の物質の影響により、LC/MS/MS 法よりも高くなることが推察された。また、ELISA 法と LC/MS/MS 法の測定結果の相関係数は $R^2=0.0996$ と低く、さらに ELISA 法と LC/MS/MS 法の比率と調査対象下水処理場及び試料採取時期の間にも明確な傾向は認められなかった。

処理水中の 17β-エストラジオールについては、ELISA 法の結果に比較して、LC/MS/MS 法の測定結果はほとんどが 0.001 μg/L 未満と非常に低く、流入水と同様に、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である 17β-エストラジオール以外の物質の影響により、LC/MS/MS 法よりも高くなることが推察された。

図-1 ELISA法とLC/MS/MS法の比較



3.5. 結論

本調査の結果、ELISA 法を用いて下水試料中の 17 β -エストラジオールを測定する場合、実際に含まれている濃度よりも高い測定結果が得られることが確認され、また両者の測定結果には明確な相関が確認できなかった。このことから、下水試料に ELISA 法を適用するためには、試料の前処理において何らかのクリーンアップ操作を行い、測定に影響する夾雑物質を除去することが望ましいと考えられた。

また、ELISA 法はその測定機構上 17 β -エストラジオールに類似の構造の物質を合わせて測定している可能性があり、それらの物質が内分泌攪乱作用を持つことも考えられるため、測定に影響している物質の検索も今後行う必要があると考えられた。

4. 参考文献

- 1) 岡安, 小森, 田中; 硝化細菌バイオアッセイによる水中有害有機物の検出, 日本水環境学会年会講演集, 35, 234, 2000.3
- 2) 建設省土木研究所; 平成 11 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 3755 号, 2000.10
- 3) 小森, 岡安, 竹歳, 山口, 田中; 活性汚泥処理性能に及ぼす化学物質の影響評価, 日本水環境学会年会講演集, 35, 286, 2000.3
- 4) 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
- 5) 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
- 6) 中村, 井口. Something usual of fish in Tama River, 化学, Vol.68, No.7, pp.515-517 (1998).
- 7) 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).
- 8) 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」, 社団法人日本下水道協会, 1999.8.
- 9) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 「下水道における内分泌攪乱化学物質調査マニュアル(案)」, 社団法人日本下水道協会, 2001.3.
- 10) 建設省都市局下水道部, 「平成 11 年度 下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書」, 平成 12 年 3 月
- 11) 国土交通省都市・地域整備局下水道部「平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査報告書」, 2001.5.
- 12) 小森, 高橋, 田中; LC/MS による下水試料中の 17 β エストラジオールの分析, 第 9 回環境科学討論会講演集, 346-347, 2000.
- 13) 高橋, 小森, 矢古宇, 岡安, 斉藤, 東谷, 田中 (2000) 下水試料中の女性ホルモン測定法の課題—LC/MS/MS と ELISA の比較から—, 日本水環境学会シンポジウム講演集, 3, 175-176

16. 下水道における未規制物質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	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・使用されている多く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、なかには人の健康を害する物質もある。人の健康を害する一部の化学物質については、既に下水道・環境への排出が規制されているが、環境ホルモンを含む多くの化学物質は未規制のままである。原則として規制物質が下水道へ流入することはないが、生活排水・工場排水を受け入れている下水からは多くの未規制物質が検出されており、これらの未規制物質が原因物質と疑われる下水処理への影響がいくつか報告されている。種々の未規制物質を含む生活・工場排水を処理した後環境へ水に戻している下水道では、放流先への環境影響を考えると、未規制物質対策は重要な課題である。また、平成11年7月に公布されたPRTR法では、有害性のある化学物質の環境への排出量や廃棄物に含まれての移動量を登録して公表していく仕組みであるが、現時点での未規制物質についても対象となる可能性があり、それらの下水道での挙動把握（実態調査、モデルによる推定）は急がれている。

12年度は、下水中の化学物質の挙動把握に関し、揮発性有機化合物の数値モデルによる解析を行った。また、環境ホルモンのなかでも下水試料を対象とした分析方法が標準化されていないエストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析手法について検討を行った。

2. 調査方法

2.1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

揮発性有機化合物の活性汚泥処理における運命を、ベンチスケールの活性汚泥処理実験装置を利用して、実測により把握した。数値シミュレーションモデルを開発し¹⁾、実験装置における現象を解析し一般化することを試みた。未規制化学物質のうち、PRTR第一種指定化学物質について、物性情報を整理し、ある代表的な運転条件の下水処理場の活性汚泥処理で、一定の流入濃度、生分解性が行われないと想定した場合について、挙動の推定、運転条件パラメータによる感度解析を行った。

2.2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

天然のエストロゲンである17 β -エストラジオール(E2)、エストロン(E1)及び経口避妊薬(ピル)の主成分であるエチニルエストラジオール(EE2)のホルモン作用は、他の人工化学物質に由来する内分泌攪乱化学物質に比べエストロゲン作用が大きいことが知られている²⁾。従って、内分泌攪乱化学物質の下水処理場での実態調査あるいは環境への影響評価においてE2、E1、EE2の定量を加えることは重要である。建設省の実態調査³⁾ではE2を調査対象とし、比較的簡易に測定できる抗原抗体法(ELISA)を用いて測定しているが、ELISAは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。

また、E1、EE2についても下水試料の測定に適した分析方法の開発が望まれている。

ノニルフェノキシ酢酸類 (NPnEC, n=0,1,2) は、非イオン界面活性剤のノニルフェノールエトキシレート (NPEO) が好気性条件下で微生物分解を受けて生成することが知られている物質である⁴⁾。また、NPnECは内分泌攪乱作用を有すると疑われており⁵⁾、ノニルフェノール類の中ではノニルフェノールエトキシレートとともに重要な物質である。これらの下水処理過程、環境中での挙動はよく分かっておらず、現在その分析方法についての報告⁶⁾も少ないことから、ノニルフェノール類の挙動を調べる上で下水道に適した新たな分析方法の開発が必要である。

下水試料を対象としたE2、E1、EE2の分析について、LC/MS/MSを用いた方法の検討と、ノニルフェノキシ酢酸類については、GC/MSによる分析法について検討した。

また、下水処理場の流入水と二次処理水について、本法によるエストロゲンの測定を行った。

3. 調査結果

3.1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

揮発性物質に分類される物質でも、それぞれ水、大気、汚泥への分配は大きく異なることがわかった。また、同一の揮発性物質、運転条件等で実測された分配の傾向も大きく異なることがわかった。

ベンチスケール活性汚泥実験装置における実測結果と、シミュレーションモデルにより再現した計算結果とは、図1の例に示すように、水、大気、汚泥、生物分解の分配傾向は類似するよう見えるが完全には一致せず、測定値の代表性、測定誤差、モデルの機構について検討、改良の余地があると推察された。

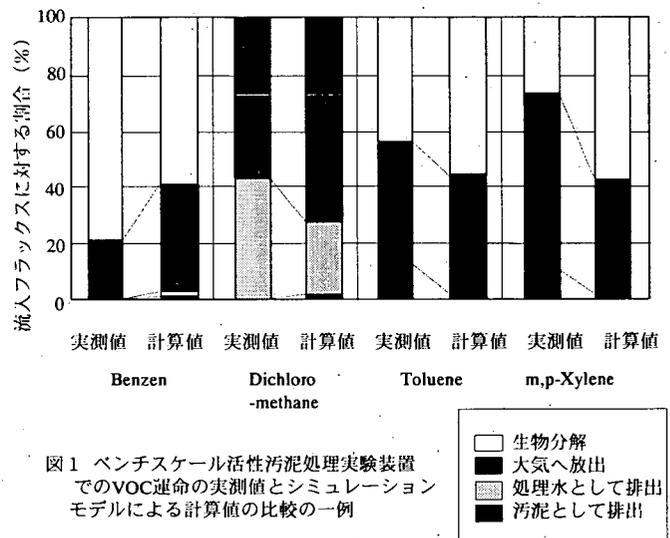


図1 ベンチスケール活性汚泥処理実験装置でのVOC運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値の比較の一例

PRTR 第一種指定化学物質のうち、表1に示す

物質について生物分解を考慮しない標準活性汚泥法において、HRT、送気倍率、MLSS濃度について、全国データの平均値±標準偏差の運転状況について感度解析を実施した結果、送気倍率およびHRTを大きく設定することが、大気側への排出を促進し、また、MLSSを高く設定することが汚泥処理系への移行を大きくすることが示唆された(図2)。また、オキシデ

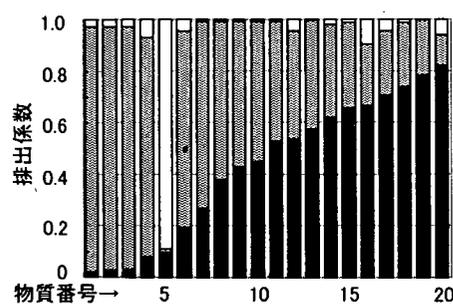


図2 標準活性汚泥法における排出係数

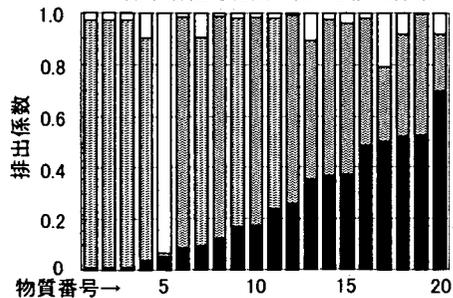


図4 酸素活性汚泥法における排出係数

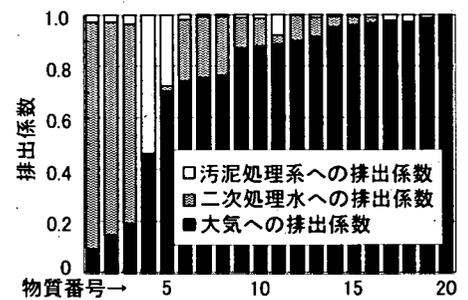


図3 オキシデーションディッチ法における排出係数

表1 運転方式ごとの排出計算に用いた物質一覧

No.	物質名	No.	物質名
1	アセトアルデヒド	11	ベンゼン
2	アクロレイン	12	スチレン
3	アクリロニトリル	13	クロロメタン
4	テレフタル酸ジメチル	14	トルエン
5	ノニルフェノール	15	トリクロロエチレン
6	プロモフォルム	16	1,4-ジクロロベンゼン
7	1,2-ジクロロエタン	17	キシレン
8	ジクロロメタン	18	1,1,1-トリクロロエタン
9	クロホルム	19	クロロチレン
10	1,1,2-ジクロロエチレン	20	テトラクロロエチレン

注)大気への排出係数が小さい順に並べた。

ーションディッチ法 (図3)、酸素活性汚泥法 (図4) などの処理方式の相違により、移行先媒体が大きく変化する可能性があることが推定された。

3. 2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

1) エストロゲンの機器分析

本方法は、下水試料中の E2 の分析を目的として環境庁の暫定マニュアル⁷⁾ を参考に種々の検討を行い提案⁸⁾ した方法 (バージョン1) を改良し、さらに E1、EE2 を加えて検討を行った。バージョン1では、試料をろ過した後固相抽出し、フロリジルカートリッジと薄層クロマトグラフによるクリーンアップを行い、LC/MS/MS 分析を行ったが、試料前処理が煩雑であることから簡易化の検討を行った。

試料の前処理は、以下の手順とした。試料 1000ml をガラス繊維ろ紙 (孔径 1 μ m) 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。ろ液に内標準物質 (17 β -エストラジオール-d3) を添加した後、通水直前に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、E2、E1、EE2 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 (5:1) 5ml を通し E2、E1、EE2 を溶出させる。溶出液は、窒素吹き付けにより濃縮乾固する。次に、酢酸エチル 2ml に溶解 (超音波利用) し、5%NaCl 1ml を加え激しく攪拌する (2分)。放置後、酢酸エチル層を別の容器に移し、5%NaCl 層に酢酸エチル 2ml 加え、再度激しく攪拌する。酢酸エチル層は、先の酢酸エチルに合わせ、無水硫酸ナトリウム (2g) を通し脱水する。酢酸エチルの入っていた容器を酢酸エチル 1~2ml で洗い、無水硫酸ナトリウムカラムに通す。脱水後の酢酸エチル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

表2 LC/MS/MS分析条件

LC/MS/MS	: TSQ, HP1100
カラム	: HP Zorbax Eclipse XDB-C18, 2.1mm ϕ \times 150mm
移動相	: アセトニトリル/水(60:40), 0.15ml/min
注入量	: 10 μ l
イオン化方法	: AP-ESI Negative, Collision Energy 45eV, アルゴン 2.2-2.3 mTorr
測定イオン	: E2 (271-145), E1 (269-145), EE2 (295-145)

(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 E2、E1、EE2 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、メタノール 1ml に再溶解後、遠心分離し上澄液を LC/MS/MS で測定する。LC/MS/MS の分析条件を表 2 に示した。

E2、E1、EE2 濃度が 0.002 μ g/ml の標準溶液を LC/MS/MS で 7 回繰り返し測定した結果を表 3 に示した。繰り返し測定のバラツキを標準偏差 (S) で表し、3S を検出下限値とすると 0.0005 μ g/ml となる。下水試料の分析では、前処理段階で 1000 倍濃縮することから、下水試料の検出下限値を 0.0005 μ g/l とする。同様に、定量下限値は 10S とすると 0.0015 μ g/l となる。

表3 エストロゲン標準液の繰り返し測定結果 (μ g/ml)

	測定値	平均	標準偏差(S)
E2	0.0020	0.0021	0.00015
	0.0022		
	0.0019		
	0.0020		
	0.0019		
	0.0023		
	0.0021		
E1	0.0022	0.0020	0.00014
	0.0018		
	0.0020		
	0.0020		
	0.0020		
	0.0018		
	0.0019		
EE2	0.0021	0.0019	0.00016
	0.0019		
	0.0017		
	0.0020		
	0.0017		
	0.0017		
	0.0017		

表4 エストロゲンの添加回収試験結果

	添加濃度 ($\mu\text{g/l}$)	E2		E1		EE2	
		測定値 ($\mu\text{g/l}$)	回収率 (%)	測定値 ($\mu\text{g/l}$)	回収率 (%)	測定値 ($\mu\text{g/l}$)	回収率 (%)
精製水	無添加	0.0000	—	0.0000	—	0.0000	—
	0.040	0.0390	98	0.0467	117	—	—
		0.0414	104	0.0440	110	0.0391	98
		0.0408	102	0.0465	116	0.0341	85
		0.0424	106	0.0439	110	0.0363	91
		0.0380	95	0.0442	111	0.0376	94
		0.0442	111	0.0456	114	0.0374	94
二次処理水	無添加	0.0004	—	0.0028	—	0.0000	—
	0.040	0.0382	95	0.0435	102	0.0371	93
		0.0369	91	0.0404	94	0.0366	91
		0.0383	95	0.0428	100	0.0380	95
		0.0347	86	0.0386	90	0.0399	100
		0.0367	91	0.0382	89	0.0382	96
0.0410	90	0.0487	86	0.0420	105		
一次処理水	無添加	0.0052	—	0.0141	—	0.0000	—
	0.040	0.0468	104	0.0612	118	0.0404	101
		0.0427	94	0.0648	127	0.0409	102
		0.0426	94	0.0682	135	0.0369	92
		0.0461	102	0.0620	120	0.0418	105
		0.0427	94	0.0499	89	0.0354	88
		0.0410	90	0.0487	86	0.0420	105

表5 下水中のエストロゲン測定結果 ($\mu\text{g/l}$)

	n	E2	E1	EE2
流入水	35	0.0091 (0.0036-0.020)	0.046 (0.014-0.077)	ND (ND)
処理水	35	0.0004 (ND-0.0033)	0.0064 (ND-0.10)	ND (ND)

上段：平均値，下段：範囲 ND：検出下限値未滿

精製水、二次処理水、一次処理水を用いた添加回収試験の結果を表4に示した。回収率は、それぞれ平均で92～113%であり良好な結果であった。

また、処理能力5,000～500,000 m^3/day の18処理場において流入下水と二次処理水を対象に本分析法を用いた分析を行った結果を表5に示した。分析試料数はそれぞれ35検体である。また、分析試料の採取は、平成12年8月～12月にかけて実施した。流入水中のE2は、流入水で0.0036～0.020 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0091 $\mu\text{g/l}$)、二次処理水でND～0.0033 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0004 $\mu\text{g/l}$)、E1は、流入水で0.014～0.077 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.046 $\mu\text{g/l}$)、二次処理水でND～0.10 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0064 $\mu\text{g/l}$)、EE2は、流入水、二次処理水とも検出下限値(0.0005 $\mu\text{g/l}$)以下であった。下水処理におけるE2の除去率は概ね96%、E1の除去率は概ね86%であった。E1はE2に比べ下水処理での除去率が低くなっているが、E1はE2に比べ分解速度が遅い⁹⁾ことが原因として考えられる。

2) ノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

分析は、磯部ら⁶⁾の方法を基に検討し若干の変更を行った。試料1000mlをガラス繊維ろ紙(GF/B)を用いてろ過する。ろ紙上の残査は、10mlのメタノールで抽出し、ろ過試料と合わせる。ろ過試料を予めメタノール、精製水でコンディショニングした固相カラム(Waters tC18)に通水する。通水後、カラムを乾燥させないように注意しながら、予めメタノール、精製水でコンディショニングした強陰イオン交換樹脂カラム(Varian SAX)をtC18の下に連結する。次に、メタノールを1ml/minの流速で5ml通過させ、tC18より目的成分を溶出させると同時に、SAXに陰イオン性の物質を捕集する。tC18を取り除き、SAXに20%塩酸/メタノールを1ml/minの流速で5ml通過させ、目的成分を溶出する。溶出液に14%BF₃/メタノールを0.5ml加え、90℃で1時間加熱してメチル化を行う。放冷後、水2ml、ヘキサン1mlを加えて液・液抽出を行う。

ヘキサン層を分取し、内部標準物質(ピレン-d₁₀)を加えた後、GC/MSによる定量を行う。GC/MSの分析条件を表6に示した。

NPnECの標準メタノール溶液をメチル化し、GC/MSで繰り返し測定した結果を表7に示した。10Sを定量下限値とすると、定量下限値は約0.03μg/mlとすることができる。下水試料の分析では、前処理段階で通常1000倍濃縮することから下水試料の定量下限値は0.03μg/lとする。

精製水、二次処理水、一次処理水への添加回収試験の結果を表8に示した。いずれも77%以上の回収率となっており良好な結果が得られた。

表6 GC/MS分析条件

GC条件	カラム	HP-5MS 30m×0.25mm df=0.25m
	カラム温度	100℃ (1min) ~12℃/min~300℃ (1min)
	注入口温度	300℃
	注入法	パルスドスプリットレス
	キャリアガス流量	1.2ml/min
MS条件	インターフェイス温度	300℃
	イオン源温度	230℃
	イオン化法	EI
	イオン化電圧	70eV
	検出モード	SIM (定量イオン; 221.2, 265.2, 309.2)

表7 NPnEC標準試料の繰り返し測定結果 (μg/ml)

No.	NPOEC	NP1EC	NP2EC
1	0.071	0.045	0.046
2	0.066	0.042	0.041
3	0.065	0.041	0.042
4	0.064	0.042	0.044
5	0.063	0.040	0.040
平均	0.066	0.042	0.043
標準偏差 (S)	0.0031	0.0019	0.0024

表8 NPnECの添加回収試験結果 (%)

		NPOEC	NP1EC	NP2EC
精製水 (1 μg/l)	1	95.8	91.8	87.5
	2	97.3	88.1	78.9
	3	92.6	86.6	77.9
	4	94.4	88.1	79.9
	5	91.0	89.7	82.1
	平均	94.2	88.9	81.3
二次処理水 (3 μg/l)	1	96.7	95.6	89.7
	2	99.6	97.7	90.3
	3	97.8	98.3	94.5
	4	83.1	84.1	80.2
	5	102	102	97.7
	平均	95.8	95.5	90.5
一次処理水 (4 μg/l)	1	98.1	97.2	90.8
	2	97.3	97.9	95.3
	3	99.3	102	102
	4	98.6	100	95.3
	5	98.9	100	102
	平均	98.4	99.4	97.1

注：()内の数値は、標準物質添加濃度

4. まとめ

4. 1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

PRTR 第一種指定化学物質については、標準活性汚泥法において、HRT、送風倍率、MLSS 濃度について、全国データの平均値±標準偏差の運転状況について感度解析を実施した結果、送風倍率および HRT を大きく設定することが、大気側への排出を促進し、また、MLSS を高く設定することが汚泥処理系への移行を大きくすることが示唆された。また、オキシデーショディッチ、酸素曝気法などの処理方式の相違により、移行先媒体が大きく変化する可能性があることが推定された。

4. 2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

1) エストロゲンの分析方法

LC/MS/MS による E2、E1、EE2 の測定方法の検討を行い、良好な結果が得られた。本分析法での下水試料の定量下限値は 0.0015 $\mu\text{g/l}$ 、回収率は 86%以上であった。また、E2 測定を目的としたバージョン 1 に比べ操作がやや簡易になっている。

2) ノニルフェノキシ酢酸類の分析方法

GC/MS による下水試料の NPnEC 分析について検討を行い、良好な結果を得た。本分析法での下水試料の定量下限値は 0.03 $\mu\text{g/l}$ 、回収率は 77%以上であった。

3) 下水試料中のエストロゲンの測定

本法により下水中の E2、E1、EE2 を測定した結果、E2 は、流入水で 0.0036~0.020 $\mu\text{g/l}$ (中央値 0.0091 $\mu\text{g/l}$)、二次処理水で ND~0.0033 $\mu\text{g/l}$ (中央値 0.0004 $\mu\text{g/l}$)、E1 は、流入水で 0.014~0.077 $\mu\text{g/l}$ (中央値 0.046 $\mu\text{g/l}$)、二次処理水で ND~0.10 $\mu\text{g/l}$ (中央値 0.0064 $\mu\text{g/l}$)、EE2 は、流入水、二次処理水とも検出下限値 (0.0005 $\mu\text{g/l}$) 以下であった。

【参考文献】

- 1) 岡安祐司他, ベンゾカル活性汚泥処理実験装置と数値モデルを用いた揮発性物質の挙動, 環境工学研究論文集, 第 37 巻, pp. 299-310(2000)
- 2) 矢古宇靖子他, 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, 第 36 巻, p.199-208 (1999)
- 3) 建設省都市局下水道部, 平成 11 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書, 建設省都市局下水道部 (2000)
- 4) 小森行也他, 活性汚泥処理プロセスにおける NP、NPEO の挙動, 第 37 回下水道研究発表会講演集, p713-715 (2000)
- 5) E. Routledge et al., Estrogenic Activity of Surfactants and Some of Their Degradation Products Assessed Using a Recombinant Yeast Screen, Environ. Toxicol. Chem., Vol.15, No.3, p.241-248 (1996)
- 6) 磯部友彦他, 環境試料中のノニルフェノキシ酢酸 (NPEC) の分析, 第 9 回環境化学討論会, p48-49 (2000)
- 7) 環境庁水質保全局, 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)
- 8) 小森行也他, LC/MS による下水試料中の 17 β -エストロジオールの分析, 第 9 回環境化学討論会講演要旨集, p.346-347 (2000)
- 9) A.C.Belfroid et al., Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in The Netherlands, The Science of the Total Environment, 225, p.101-108 (1999)

17. 下水道による水生生態系への影響に関する調査

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
	同		矢古宇靖子
	交 流 研 究 員		斎藤 正義

1. はじめに

下水道の整備に伴い、河川水に占める下水処理水の割合が増加し、水環境の保全において下水道の果たす役割が重要になりつつある。また、下水処理水を都市における貴重な水資源ととらえ、せせらぎ等の水辺空間の整備に利用する事例も増えている¹⁾。このため、下水処理水が水生生物に与える影響を把握することが良好な水辺空間の整備を進める上で重要となっている。

本調査は、このような課題に対して下水処理水の水生生態系への影響を把握し、下水処理水の総合的な水質評価方法を確立することを目的としている。そのため現地調査により下水処理水が水生生態系に与えている影響を検討するとともに、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価するバイオアッセイ（生物検定）を用いた下水処理水の生物影響評価手法の検討等を行う。

12年度は国土交通省の実施している環境ホルモンの実態調査^{2) 3)}において、下水中に種々の環境ホルモン物質が検出されていることに着目し、下水中に含まれる環境ホルモンの水生生物に対する影響について検討を行った。遺伝子組み換え酵母（組み換え酵母）を用いて試料の女性ホルモン活性を測定する方法を用いて測定した結果、下水試料に女性ホルモン活性（エストロゲン活性）があること、下水処理によりエストロゲン活性が低減することが確認された。また、メダカを用いて環境ホルモンが水生生物に与える影響を評価する方法について基礎検討を行った結果、環境ホルモンの標準物質により性転換（オス→メス）が誘導され、この手法が環境ホルモンによる生物影響を評価する手法として利用可能であると判断された。

一方、下水処理水に含まれる環境ホルモンが水環境中においてどのような挙動を持つのか、特に水生生物に影響を与える経路を検討するため、河川水および水生生物のエサとなる河床付着物を対象として環境ホルモン濃度を測定した結果、環境ホルモンが付着藻類や底生生物に蓄積していることが確認され、水生生物への環境ホルモンの移行経路として河床付着物が重要な役割を果たしている可能性も示唆された。

2. 実験方法

環境ホルモンの水生生態系に対する影響を検討するため、*in vitro* の手法として組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定を行うとともに、*in vivo* の手法としてメダカを用いた試験系の検討を行った。また、下水処理水に含まれる環境ホルモンの河川中での挙動および魚類への移行経路について情報を得るために、水生生物の食物連鎖に着目し、河川水と一次生産者である付着藻類および消費者である底生生物に含まれる環境ホルモンの濃度を調査した。

2. 1 組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定

下水試料をELISA法により17βエストラジオール（E₂）を測定する際の前処理（C18固相カートリッジ抽出、メタノール溶出後ジメチルスルホキシド（DMSO）に転溶）⁴⁾と同様に処理し、試料のエストロゲン活性を測定した。

エストロゲン活性を測定する方法としては、培養細胞を用いる方法⁵⁾や酵母を用いる方法^{6) 7)}等が知られているが、今回は過去の検討結果⁸⁾より測定操作が簡易であること、毒性物質に対する耐性が高い等の利点から、Brunel大学のSumpter教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用いて矢古宇らの方法⁹⁾により測定することとした。測定方法の概要を図-1に示す。

Sumpter 教授の組み換え酵母には、ヒトの女性ホルモン受容体合成遺伝子、エストロゲン様物質と結合し活性化した女性ホルモン受容体により酵素β-ガラクトシダーゼを合成するプラスミド等が遺伝子操作により組み込まれており、試料中のエストロゲン物質によるエストロゲン活性の総量を酵素の生成量として測定することができる。測定結果は、試料と同時に標準物質 (E₂) の活性を測定し、両者の活性を比較・計算して、試料のエストロゲン活性を 17βE₂ の濃度に換算した E₂ 活性等量として求めた。

試料の採取は「平成 12 年度下水道における環境ホルモンの実態調査 (秋期)」の際に A~K の 11 処理場にて同時に行った。また、B 処理場については冬期の環境ホルモン実態調査の際にも試料を同時に採取した。

2. メダカを用いた試験系

水生生物、特に魚類に対する環境ホルモンの影響が懸念されている。国土交通省の実態調査においても、コイを対象として、血液中にメス特有のビテロゲニン (卵黄タンパク質の前駆体、女性ホルモンの存在により肝臓で合成される) をバイオマーカーとする環境ホルモンの生物影響を調査している。その結果、いくつかのオスコイで血液中にビテロゲニンが検出されており、環境ホルモンの魚類影響が懸念されている。しかし、英国で環境ホルモンの影響が報告されているマス科の魚や実態調査で対象としたコイは飼育条件の制約 (大型の飼育水槽、水温等) があり、試験系の対象魚には適していない。

今回は、飼育が容易、成長が早い、生物学的な知見が多数蓄積されている等の利点を持つメダカに着目し、検討を行った。なお、現在日本から提案されたメダカを用いる環境ホルモンのスクリーニング手法¹⁾が OECD で検討されている。

検討にはヒメダカ的一种である d-rR 系メダカを用いた。d-rR 系メダカの特徴および本試験系の考え方を図-1 に示す。d-rR 系メダカの体色は遺伝的に

性染色体の組み合わせで決定され、オスが緋色、メスが白色となる。これに対し、しりびれの形状は生殖器官の発達つまり第二次性徴に合わせて発現し、オスが大きく、メスは小さくなる。一方、メダカは個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けると性転換が起こり、オスがメスに性転換することが知られている。d-rR 系メダカでは、個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けてオスが機能的にメス化した場合、体色が緋色でしりびれが小さい、つまり遺伝的にはオスで機能的にはメスという成体になる。このため、環境ホルモンによる性転換 (オス→メス) を解剖等を行わずに外観から容易に判断することが可能になると考えられる。

飼育は常法¹⁾に従いガラス製の円形水槽を用いて、止水式、25℃、12 時間明期で行った。環境ホルモンの標準物質には、女性ホルモンである E₂ を用いた。また、環境ホルモンの実態調査^{2) 3)}において検出確率が高く、過去の検討において女性ホルモン作用が比較的強いことが確認³⁾されているノルフェノール (NP)、ビスフェノール A (BPA) を検討の対象とした。各物質は飼育水にそれぞれ 2 段階の濃度で添加し、卵~孵化の

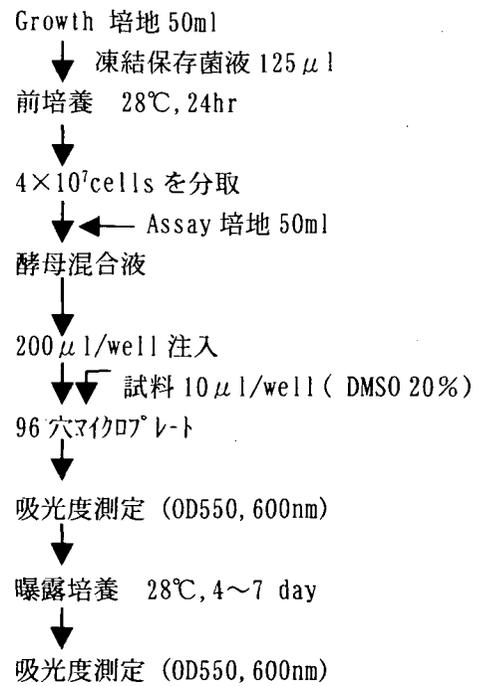


図-1 Sumpter 株の測定法

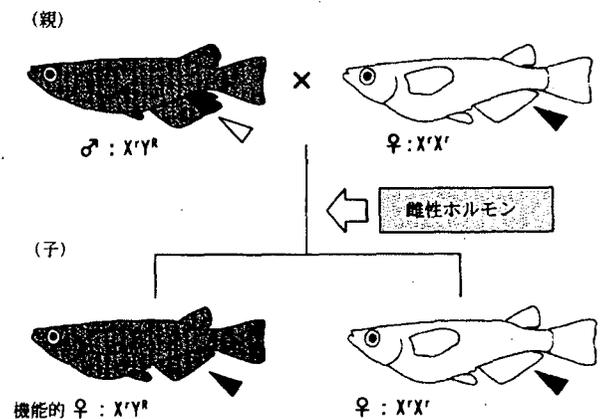


図-2 d-rR 系メダカ

期間（孵化後は無添加の飼育水）および卵～成魚の期間について曝露を行った。飼育水は環境ホルモン濃度の経時変化を予め確認し、濃度が低下しないように、随時交換した。

標準物質の濃度は、文献¹⁾を参考に、性転換が確実に起こる濃度（1000 μg/L）およびその 1/10（100 μg/L）とした。また、NP、BPA についてはメダカに与える女性ホルモン作用を $17\beta E_2$ と比較できるようにそれぞれ 1000 μg/L、100 μg/L の実験区を設定した。なお、形態の観察は定期的に行った。

2. 3 付着藻類および底生生物中の環境ホルモンの調査

環境ホルモンの魚類に対する影響が懸念されており、環境ホルモンが魚類に摂取される主な経路としては、水と食物の2つが考えられる。このうち、水中の環境ホルモンの濃度は、全国規模の実態調査によって概要が把握されつつある。しかし、それらの水環境中での挙動については実態が十分に把握されていない。実態調査においては、河川の底質中の環境ホルモンについても調査が行われており、河川水と比較して高い地点が多いことが確認されている。しかし、影響が懸念されている魚類への環境ホルモンの移行経路としては、河川水や底質だけでなく、魚類の食物である付着藻類や底生生物が考えられるが、これらに関してはほとんど調査が行われていない。そこで今回、河川水、付着藻類および底生生物中の環境ホルモン濃度を調査した。調査の対象物質には、実態調査において検出割合が高く、女性ホルモン活性が比較的高い NP および BPA を選定した。

調査の対象河川には、下水道および河川の環境ホルモンの実態調査や流入経路調査が実施されていること、環境ホルモンの影響と考えられるコイのメス化が報告されていること、下水道の普及率が高いこと等の理由から一級河川多摩川の中流域を選定した。本川 3 地点 (St.1、St.2、St.4) および支川 5 地点 (St.3、St.5～St.8) の合計 8 地点において試料を採取し、環境庁の外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアルに従い測定を行った。なお、この調査対象流域では、河川水中の環境ホルモンの由来に関して、下水処理水の占める割合が高いことを河川水および下水処理水の調査により確認している¹²⁾。

St.1: Haijima Bridge、St.2: Hino Bridge、St.3: Asakawa River、St.4: Sekito Bridge
St.5: Yati River、St.6: Zanbori River、St.7: Negawa River、St.8: Hodokubo River

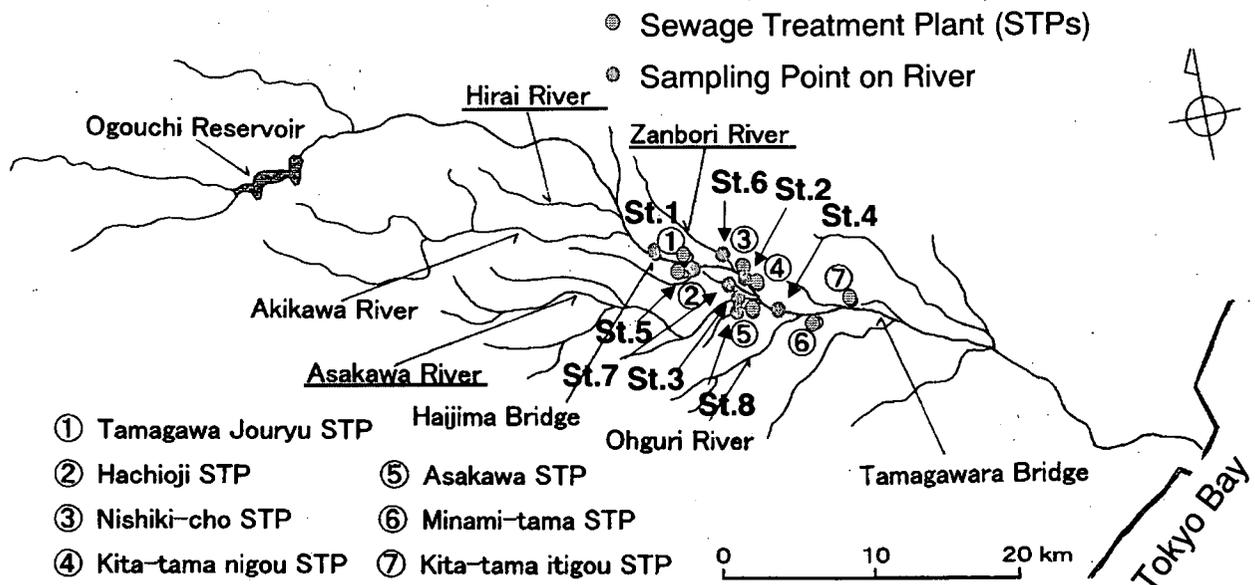


図-3 試料採取地点の概略

3. 結果および考察

3. 1 組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定

図-4にエストロゲン活性の測定結果を示す。ほとんどの下水処理場では処理によりエストロゲン活性が低減していた。

流入水よりも処理水のエストロゲン活性が高くなっているE処理場については、標準活性汚泥法を採用している合流式下水道の終末処理場であり、他の処理場と比較して処理水のエストロゲン活性が高くなる要因は見あたらない。

また、測定は複数回実施していることから測定上の問題は無いと考えられる。E処理場とH処理場を比較すると、放流水のエストロゲン活性はほぼ同程度であるが、流入下水のエストロゲン活性はH処理場が0.21 $\mu\text{g/L}$ と E_2 活性等量でE処理場の放流水の約5倍と高くなっている。このことから、E処理場については流入水のエストロゲン活性が、試料採取の時間変動や測定を阻害する物質の存在により、低く測定されている可能性も考えられる。12年度の調査結果を過去の調査結果と比較するため、表-1に各年度の流入水と放流水の測定結果を、表-2に各年度の秋期調査の結果をそれぞれまとめて示す。表-1に示すように、平成12年度の測定結果(E_2 活性等量)は、流入水については最大0.208 $\mu\text{g/L}$ 、最小0.046 $\mu\text{g/L}$ 、平均0.092 $\mu\text{g/L}$ であり、放流水については最大0.117 $\mu\text{g/L}$ 、最小0.001 $\mu\text{g/L}$ 、平均0.024 $\mu\text{g/L}$ であった。これらの値は過去の結果と概ね同様の値である。また、各年度の秋期調査の結果を比較した場合も、概ね同様であった。下水処理過程において、各種の環境ホルモン物質が除去されることが報告¹⁾されているが、12年度の調査におけるエストロゲン活性の除去率は最大99%、最小57%、平均83% (いずれもE処理場除く)であり、エストロゲン活性についても、除去されることが推察された。

3. 2 メダカを用いた試験系

環境ホルモンの標準物質に卵~成魚の期間曝露した場合、今回設定した濃度ではすべての個体が死亡してしまった。卵~孵化の期間に曝露させた場合、死亡した個体はわずかであった。結果を表-3に示す。卵~成魚の期間曝露した場合にすべての個体が死亡したのは、環境ホルモンの標準物質の生物毒性が原因と考えられる。卵~孵化の期間と孵化~成魚の期間を比較すると、メダカの場合、後者の方が化学物質の毒性影響を受けやすいと考えられる。環境ホルモンの影響については、 E_2 を曝露させた場合、遺伝的にオ

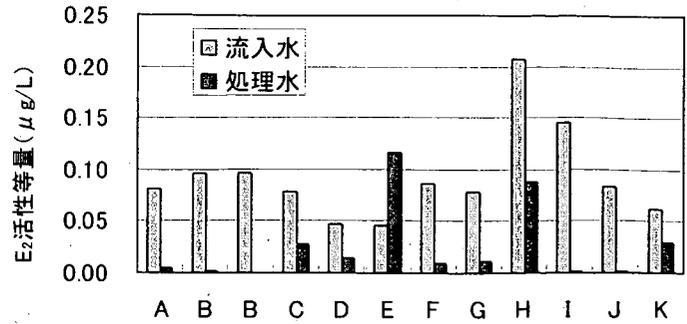


図-4 下水試料のエストロゲン活性値

表-1 各年度のエストロゲン活性測定結果(全試料)

	平成10年度		平成11年度		平成12年度	
	流入水	放流水	流入水	放流水	流入水	放流水
試料数	44	44	54	54	13	13
最大	0.213	0.213	2.620	0.079	0.208	0.117
最小	0.030	0.000	0.017	0.000	0.046	0.001
平均	0.101	0.030	0.194	0.011	0.092	0.024

単位: $\mu\text{g/L}$

表-2 秋期調査のエストロゲン活性測定結果

	平成10年度		平成11年度		平成12年度	
	流入水	放流水	流入水	放流水	流入水	放流水
試料数	16	16	10	10	11	11
最大	0.179	0.049	0.083	0.079	0.208	0.117
最小	0.037	0.000	0.042	0.000	0.046	0.001
平均	0.073	0.017	0.059	0.015	0.092	0.027

単位: $\mu\text{g/L}$

表-3 d-rメダカの試験結果

物質	濃度*	性転換(オス→メス)**
無添加		—
E_2	100	++
	1000	++
NP	100	—
	1000	+
BPA	100	—
	1000	—

*: $\mu\text{g/L}$ **: —; なし; +; あり; ++; すべて

表-4 化学物質のエストロゲン活性

化学物質	比活性値*
17 β エストラジオール	1.00
エストロン	0.3
イチニルエストラジオール	0.93
4-ニルフェノール	0.000034
ビスフェノールA	0.000090
フタル酸ジエチル	0.00000055

*17 β エストラジオールの活性値を1.00とした相対値

スである個体はすべてしりびれが機能的メスの形状となり、性転換が起こったと考えられた。NP を曝露させた場合、100 $\mu\text{g/L}$ の実験区では性転換が見られないが、1000 $\mu\text{g/L}$ の実験区では NP の毒性により死亡したメダカが多いものの性転換した個体が観察された。BPA の場合、いずれの濃度でも性転換した個体は確認できなかった。以上のことから、今回対象とした標準物質の女性ホルモン活性については、 $E_2 > NP > BPA$ と判断される。この結果は表-4 に示す酵母法による環境ホルモンのエストロゲン活性の測定結果⁴⁾⁹⁾と同様であった。今回設定した濃度条件は、性転換が起きることを確認するのが主目的であったため、設定した標準物質の濃度は下水中の $10^3 \sim 10^5$ 倍と非常に高い濃度¹⁾であった。今後はより低い濃度での性転換について検討を進める必要がある。また、形態以外の指標として、ピテロゲニン¹⁾等のバイオマーカーについても検討を進める必要がある。

3. 3 附着藻類および底生生物中の環境ホルモンの調査

各地点で採取した底生生物の概要を表-5 に、各地点で採取した試料の測定結果を表-6 に示す。採取した底生生物は、調査地点により異なり、主な生物としてはカワケラ、ヤゴ、ザリガニ、エビ等があるが、支川である St.3、St.5~St.8 では、エビとザリガニの採取量が多い。

NP の濃度は河川水では 0.1~0.4 $\mu\text{g/L}$ 、附着藻類では 8~130 $\mu\text{g/kg-wet}$ 、底生生物では 8~140 $\mu\text{g/kg-wet}$ であった。BPA の濃度は NP よりも低く、河川水では 0.02~0.15 $\mu\text{g/L}$ 、附着藻類では 2~8.8 $\mu\text{g/kg-wet}$ 、底生生物では 0.3~12 $\mu\text{g/kg-wet}$ であった。河川水と附着藻類に含まれている環境ホルモンの濃度を比較すると、いずれの物質も附着藻類の濃度は河川水の濃度よりも高く、 10^2 倍以上であることが確認された。しかし、底生生物の濃度は附着藻類と同程度であり、附着藻類から底生生物への顕著

な濃縮は見られなかった。附着藻類と底生生物の濃度が同程度であったのは、今回対象とした物質の残留性がそれほど高くないことを示唆していると思われる。この結果から、NP および BPA については水中の濃度よりも附着藻類や底生生物の濃度が高く、これらの食物を経由して魚類に影響を与える可能性が示唆された。

また、河川水中の NP、BPA の濃度がともに定量下限値未満である St.1 においては、附着藻類や底生生物からは両物質が検出されており、河川水中にある測定下限値以下の極微量の物質が生物に濃縮されていることが推察される。さらに、調査地点 St.8 では、河川水中の BPA 濃度は 0.02 $\mu\text{g/L}$ と非常に低いが、附着藻類中の BPA 濃度は 13 $\mu\text{g/kg-wet}$ と 8 地点中最も高くなっており、①St.8 の附着藻類が BPA の濃縮性に優れている、②BPA 濃度が日変化、時間変化を持っており、今回の調査結果である 0.02 $\mu\text{g/L}$ よりも高い場合があるのいずれかが考えられる。

一方、底生生物としてエビが重量で約 8 割を占める St.3 と エビが採取されなかった St.2 を比較すると、河川水中の NP は 0.2 $\mu\text{g/L}$ で同じ濃度であるが、底生生物中の濃度は St.2 が 140 $\mu\text{g/kg-wet}$ であるのに対して St.3 は定量下限値の 3 $\mu\text{g/kg-wet}$ 未満となっている。生物種による環境ホルモンの濃縮性についても差が見られた。生物種により環境ホルモンの濃縮性が異なることが推察される。

以上のことから、環境ホルモンの河川水中における濃度について、附着藻類や底生生物を採取して分析

表-5 採取した主な底生生物

	カワケラ	ヤゴ	ザリガニ	エビ	カニ	その他	合計
St.1	15	—	—	—	—	35	50
St.2	15.2	1.9	—	—	—	38.1	55.2
St.3	—	0.3	—	40	—	12.1	52.4
St.4	3.5	0.8	—	4.3	5	30.5	44.1
St.5	—	1.1	44.8	0.3	—	14.5	60.7
St.6	—	—	61.1	4	—	5	70.1
St.7	—	0.1	45.2	—	—	18.4	63.7
St.8	—	—	47.1	4.6	—	3	54.7

Weight : g-wet

表-6 試料中の NP と BPA 濃度

	NP			BPA		
	附着藻類*	底生生物*	河川水**	附着藻類*	底生生物*	河川水**
St.1	8	8	<0.1	2.9	1.2	<0.01
St.2	58	140	0.2	6	12	0.07
St.3	68	<3	0.2	2	0.4	0.03
St.4	31	99	0.1	4.2	6	0.05
St.5	64	25	0.4	8.8	1.7	0.14
St.6	30	31	0.1	6.7	1.2	0.15
St.7	94	14	0.2	2.2	6.8	0.12
St.8	130	<3	0.2	13	0.3	0.02

*: $\mu\text{g/kg-wet}$, **: $\mu\text{g/L}$

することにより、水質のみを対象とした場合よりも調査地点の環境ホルモン汚染をより正確に把握できる可能性が示唆された。しかし、付着藻類等の調査は生物種により蓄積性に差があると推察され、生物の採取、分析に当たっては注意が必要であると同時に基礎データを今後蓄積していくことが必要と考えられる。

<参考文献>

- 1) 生態系に配慮した下水道のあり方検討会；生態系にやさしい下水道をめざして，山海堂，2001.3.
- 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) 建設省河川局河川環境課，下水道部流域下水道課；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，2000.
- 4) 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.
- 5) 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.
- 6) 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.
- 7) 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.
- 8) 高橋ら；生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査，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，建設省土木研究所，2000.
- 9) 矢古字靖子，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, 1999.12.
- 10) 荻野ら；d-rR メダカの性転換を利用した内分泌攪乱物質のスクリーニング手法，日本内分泌攪乱化学物質学会第1回研究発表会要旨集，p.10, 1998.
- 11) 岩松鷹司；メダカ学全書，大学教育出版，1997.12.
- 12) Akihiro, T. et al.; Evaluation of Estrogen-Like Substances Discharged From Sewage Treatment Plants Along an Urbanized River in Japan, *Water Environment Federation 73rd Annual Conference & Exposition on Water Quality and Wastewater Treatment*, 2000.10.

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
石曾根敦子

1. 研究の目的

循環型社会の構築に向け、下水汚泥と街路樹剪定枝葉についても、リサイクル材料として有効利用が求められている。両者に共通するリサイクル方法として堆肥化が挙げられる。これまでの研究により、土壌改良材としての使用を念頭とした両者の混合堆肥（汚泥枝葉堆肥）の製造方法が明らかとなり、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だけでは、利用量が限られているのが現状であり、用途の拡大のため、用途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（以下、堆肥という）の土壌改良材以外の用途として、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、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。

本研究では、主要なのり面緑化工法である植生基材吹付工の基盤材に堆肥を適用するための品質を明らかにすることを目的とし、堆肥の粒径、他の基材（ピートモス）との混合割合を変化させた基盤材を用いて、施工試験を行い、吹付作業性、形成される緑化基盤の適性について評価を行った。

2. 研究の方法

2. 1 試験区の設定

試験地は、土木研究所構内の盛土のり面（勾配1:1.8、延長24m、のり高4m）とし、施工試験は、平成12年6月29、30日に行った。試験条件は、堆肥の粒径区分として、10mm未満の堆肥と、30mm未満の堆肥の2区分、堆肥とピートモスの混合割合（体積比）の区分として、50%:50%、70%:30%、90%:10%の3区分を設け、

表-1 試験区の内容

試験区番号	①	②	③	④	⑤	⑥	
堆肥の粒径	10mm未満			30mm未満			
堆肥とピートモスの混合割合	堆肥	50%	70%	90%	50%	70%	90%
	ピートモス	50%	30%	10%	50%	30%	10%
高度化成肥料(kg/m ³)	4.68	2.34	0	4.68	2.34	0	
侵食防止剤(kg/m ³)	5.0kg/m ³						
使用種子と発生期待本数	トールフェスク(100本/m ²)						
	コマツナギ(80本/m ²)						
吹き付け厚さ	5cm						

両者を組み合わせ6試験区を設けた（表-1）。各試験区の面積は2m×2mとし、その中心部に調査区画として1m×1mのコドラートを設置した。試験区の反復回数は4とし、のり面上部と下部に2反復ずつ設置した（図-1）。なお、のり面上部・下部それぞれの中での試験区配置はランダムとした。

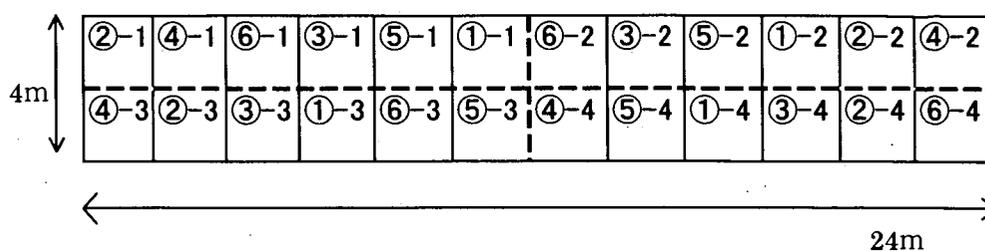


図-1 試験区の配列（枝番号は反復を意味する）

2. 2 調査項目

2. 2. 1 吹付作業性

吹付作業性の調査項目として、吹付速度、粉塵の発生状況、吹付中断回数と理由、機械・ノズルの閉塞回数を、のり面吹付時に計測および観察した。

2. 2. 2 緑化基盤の適性

緑化基盤の適性の調査項目として、コドラート内の土壤硬度および、トールフェスク、コマツナギの生存本数の測定を行った。土壤硬度は、山中式土壤硬度計を用いて1つのコドラートにつき5点を測定した。土壤硬度、生存本数の測定は、施工から7月19日までに16回行った。

2. 3 解析方法

吹付速度、土壤硬度、生存本数については、堆肥の粒径と堆肥とピートモスの混合割合を要因にする2元分散分析を行った。次に、有意な効果が認められた要因についてScheffeの方法による多重比較検定を行った。

2. 4 使用した堆肥の特性

試験に用いた堆肥は、街路樹管理から発生したケヤキが9割を占める枝葉粉碎物と、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、8:1の体積比で混合し100日間の発酵を経たものである。堆肥は製造後、粒径10mm未満と粒径30mm未満で篩い分けを行った。一般成分については、粒径区分ごとに堆肥の成分分析を行い、有害成分については、篩い分けを行う前に成分分析を行った。

堆肥の成分分析結果を表-2に示す。成分分析値を、有機質肥料等推奨基準(1994年、全国農業協同組合中央会作成)の「パーク堆肥」、「下水おでいたい肥」、および肥料取締法の基準値と比較した。その結果、一般成分の分析値については、含水率が高めの値を示し、陽イオン交換容量が低めの値を示した。また、有害成分の分析値については、すべての基準値を満足していた。

表-2 堆肥の成分分析結果

分析項目	単位 (SI単位)	測定結果		基準値				
		10mm未満	30mm未満	肥料取締法	推奨基準(認証要領)			
					パーク 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	52.9	53.7	—	60以下	50以下	
	pH	—	6	5.8	—	—	8.5以下	
	電気伝導度(EC)	dS/m	2.17	2.52	—	3以下	—	
	全窒素(T-N)	10g/kg	2.59	2.39	—	1以上	1.5以上	
	C/N比	—	15.0	15	—	40以下	20以下	
	有機物含量(強熱減量)	10g/kg	78.6	79	—	70以上	35以上	
	無機態窒素	10 ⁻² ×g/kg	90	170	—	25以上	—	
	陽イオン交換容量(CEC)	cmol(+)/kg	71.9	64.9	—	70以上	—	
	リン酸全量(P2O5)	10g/kg	3.19	2.83	—	—	2以上	
	アルカリ分	10g/kg	4.21	6.49	—	—	25以下	
	有害成分等	ヒ素(As)	%	0.00029		0.005以下	—	0.005以下
		カドミウム(Cd)	%	0.000089		0.0005以下	—	0.0005以下
		水銀(Hg)	%	0.000001>		0.0002以下	—	0.0002以下
ニッケル		%	0.0012		0.03以下	—	0.03以下	
クロム		%	0.0012		0.05以下	—	0.05以下	
鉛		%	0.0004		0.01以下	—	0.01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	—	—	
有機リン化合物		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. 施工試験の結果

試験吹き付けは当初基盤材に水分を添加せずに開始したが、粉塵の発生が激しいため1反復目の途中から水分を添加した。以下の解析では、水分添加条件が一定である2,3,4の3反復の結果を用いる。

3.1 吹付作業性

各試験区の平均吹付速度と最大値と最小値の範囲を図-2に示す。吹付速度に対する分散分析の結果、粒径の違いによる有意な効果が認められ($p=0.037$)、多重比較検定から、粒径が大きい30mm未満の試験区(④,⑤,⑥)では、粒径10mm未満の試験区(①,②,③)より有意に速いことが確認された。

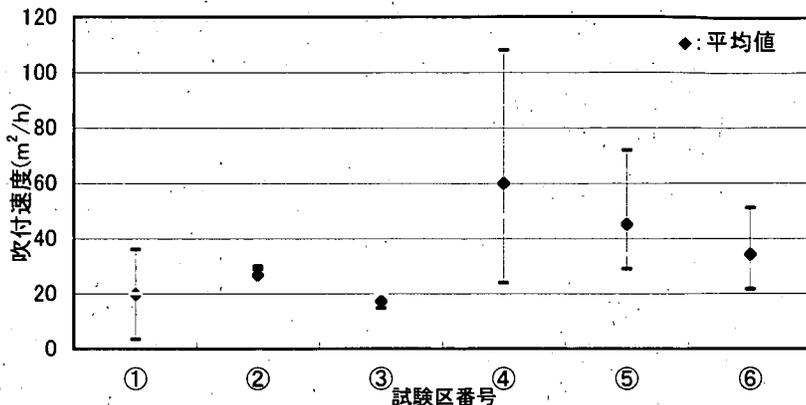


図-2 各試験区の平均吹付速度と最大、最小値の範囲

表-3 各試験区の機械・ノズルの閉塞、粉塵に関する調査結果

試験区番号	堆肥の粒径	堆肥とピートモスの混合割合	反復番号	機械の閉塞	粉塵の有無	ノズルの閉塞
①	10mm未満	50%:50%	2,3,4	なし	あり	なし
②		70%:30%	2,3,4			
③		90%:10%	2,3,4			
④	30mm未満	50%:50%	2,3	あり	なし	
⑤		70%:30%	2,3,4			
⑥		90%:10%	2,3,4	なし		

50%の試験区④の4反復目では、材料の付着による機械のつまりが1回発生した。

3.2 緑化基盤としての適性

3.2.1 土壌硬度

本試験では、7月13日以降、トールフェスク、コマツナギの枯死が発生したため、土壌硬度の解析は、7月12日の計測値を用いて行った。

土壌硬度に対する分散分析の結果、混合割合の違いによる有意な効果が認められ($P<0.0001$)、多重比較検定から、すべての堆肥の混合割合の間で5%水準の有意差が示された。すなわち、堆肥の混合割合が高くなるほど土壌が硬くなることが確認された。また、堆肥の混合割合の高い90%の試験区(③,⑥)と堆肥の混合割合が70%の試験区(⑤)は、計測期間中に土壌硬度が27mm以上になった。なお、一般に土壌硬度が27mm以上の場合、植物の生育が阻害されると言われている¹⁾。

3.2.2 生存本数

コマツナギおよびトールフェスクの各試験区の平均生存本数を図-4, 5に示す。7月12日における生存本数に対する分散分析の結果、堆肥の粒径や堆肥の混合割合の違いによる有意な効果は認められなかった。また、コマツナギおよびトールフェスクの生存本数と土壌硬度の間には相関はなく、明瞭な関係が見られなかった(図-6)。

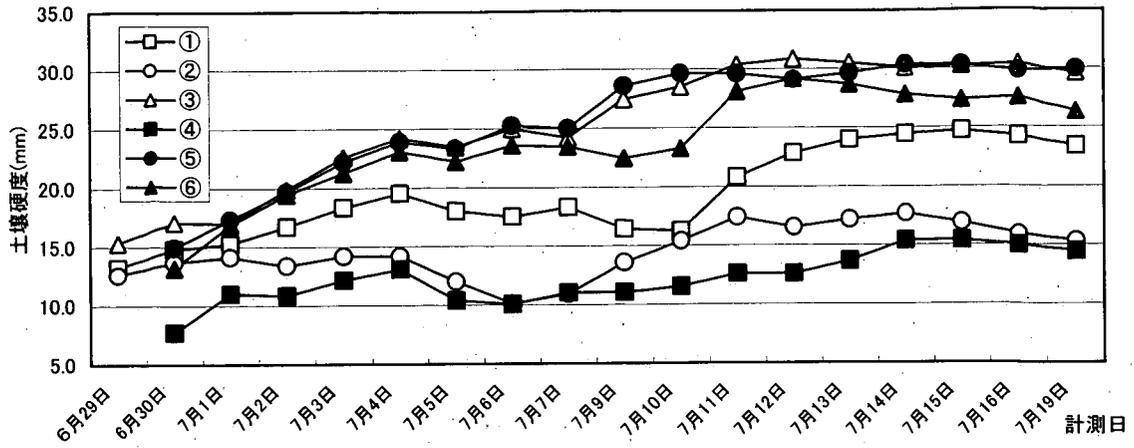


図-3 各試験区の平均土壌硬度

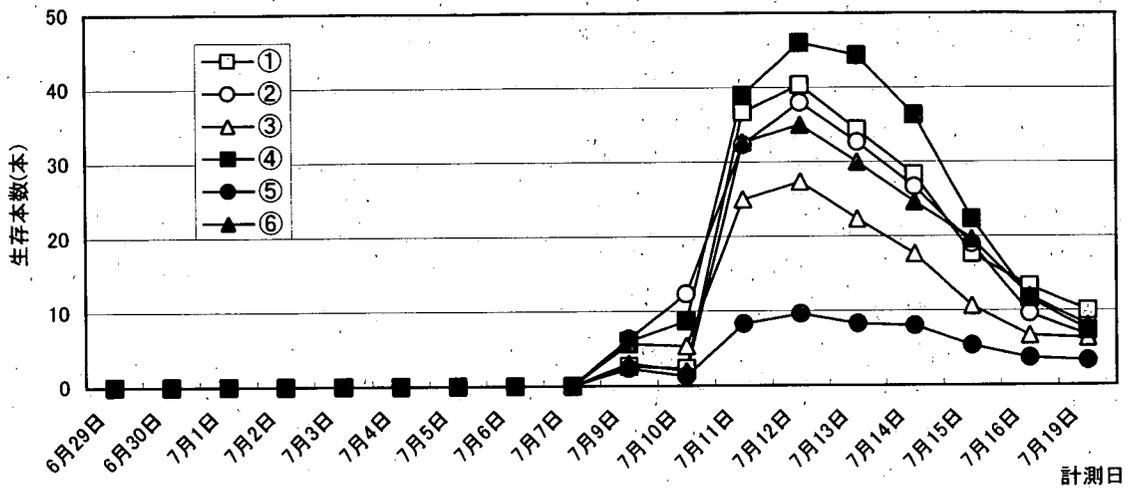


図-4 各試験区の平均生存本数(トールフェスク)

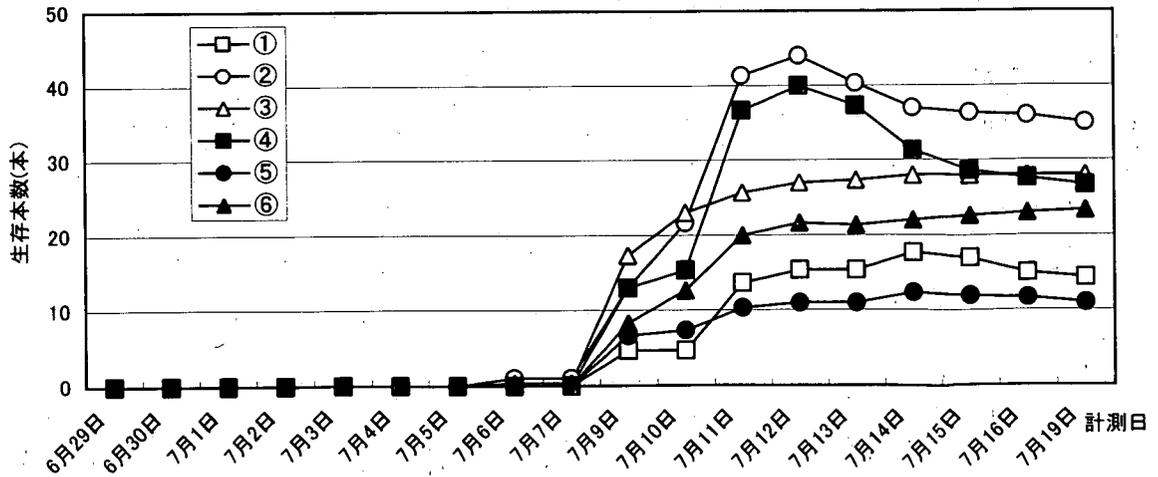


図-5 各試験区の平均生存本数(コマツナギ)

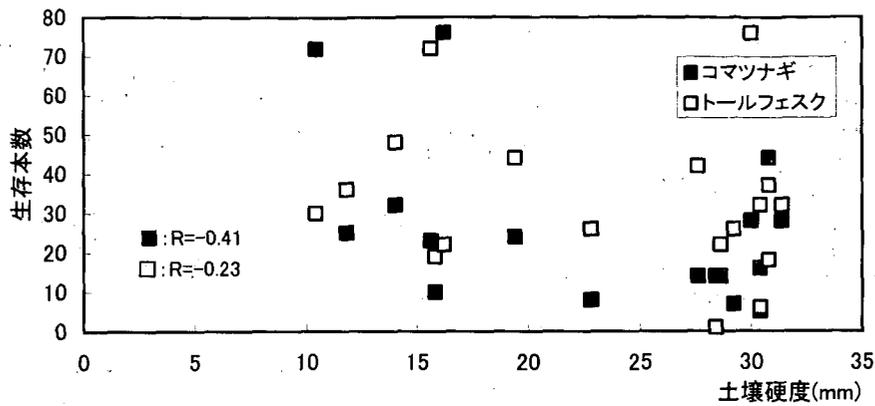


図-6 土壌硬度と生存本数の関係

4. まとめ

吹付速度については、粒径30mm未満の堆肥を用いた方が速く吹き付けることが確認された。また、吹付中の粉塵の発生や機械のつまりは、堆肥の混合割合が低く、ピートモスの混合割合の高い50%試験区で発生した。これは、吹付基盤を柔らかくするピートモスの混合割合が高いと、粉塵や機械のつまりが発生したのではないかと推測される。よって、吹付作業性を考慮すると、堆肥は、粒径の大きい30mm未満の堆肥を用いて、堆肥とピートモスの混合割合を70%:30%、もしくは90%:10%に設定することが望ましいといえる。

また、堆肥の混合割合が高くなるほど土壌が硬くなる傾向が示されたが、本試験では、土壌の硬さと生存本数の間には明瞭な関係が見られなかった。

以上のことから、のり面緑化に用いる堆肥は、吹付作業性、緑化基盤の適性を考慮すると、粒径の大きい30mm未満の堆肥を用いて、堆肥とピートモスの混合割合を70%:30%、もしくは90%:10%に設定することが望ましいといえる。

5. 参考文献

1) 新田伸三他：土木工事ののり面緑化保護工，鹿島出版，p87-p88，1980

6. 主な研究成果物

藤原宣夫・石坂健彦・石曾根敦子・森崎耕一・飯塚康雄、土木研究所資料第3708号、2000.3

(藤原、石坂、石曾根)

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	吉谷 純一
	主任研究員	木内 豪
	研究員	舘 健一郎
	研究員	水草 浩一

1. まえがき

都市雨水の面的排水機能を受け持つ下水道は、設計規模（再現期間）の降雨を対象に整備が図られている。そのため、この規模を上回る降雨の発生や放流先河川の流下能力不足により、地表面に湛水の生じる場合もある。一般に、湛水深が深いほど被害額が増大するため、湛水を広い領域に分散させる方が被害額の面から考えて有利となる場合もある。最近では、流域規模での浸水対策事例として流出抑制施設が着目されているものの、事例としてはまだ数少ない状況である。また、河川や大規模下水道幹線等の、幹線施設と異なる時間スケールに対する水理効果を評価する手法が、十分に確立されていないという問題も残されている。

2. 研究目的

都市域の雨水排水対策としては、下水管路、都市下水路の他、防災調節・調整池、排水機場、地下貯留管、雨水貯留・浸透施設等があり、逐次整備が行われている。これらの各施設を都市の実状に応じて組み合わせることにより、浸水被害の軽減が期待される。また、その整備水準については、将来に渡って合理的手法により決定される必要がある。

本調査では、幹線施設だけでなく流域規模での流出抑制施設の水理効果を評価するために、流出から氾濫までを一連の現象としてとらえた分布型流出・氾濫モデルを作成し、その検証を行う。そして、各種流出抑制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. 過去の調査結果

平成10年度は、下水道水理模型を用いて、逆流防止施設およびポンプ排水の効果を実験により確認した。また土木研究所（旧建設省）で開発したPWRI（Precipitation Water Routing and Inundation）モデルを改良し、実験の結果を用いて仮想流域での効果を算定し検証を行った。

平成11年度は、上記PWRIモデルに対して、実流域であるA流域（排水区面積：53.40ha、不浸透面積率：95%、管渠本数：360本）において、実績降雨を対象とした排水路内雨水追跡モデルおよび地表面氾濫モデルをそれぞれ検証し、モデルの再現性について確認を行った。また、降雨時の下水道管路内の流れおよび氾濫発生時の氾濫水の流れを把握するため、東京都内の落合処理区に位置する桃園川幹線区域を対象とした観測体制を確立した。

4. 平成12年度の調査内容

平成12年度は前年度に雨水追跡モデルや地表面氾濫モデル等の改良を加えたPWRIモデルに対して、さらに流出抑制施設による流出抑制効果を算定するサブモデルを追加した。そして前年度に検討対象としたA流域において、1982年9月12日の降雨を対象とした流出抑制効果の試算を行った。

さらに、桃園川幹線流域における水位－流量曲線を得るための現地観測を出水期に複数回実施した。また、

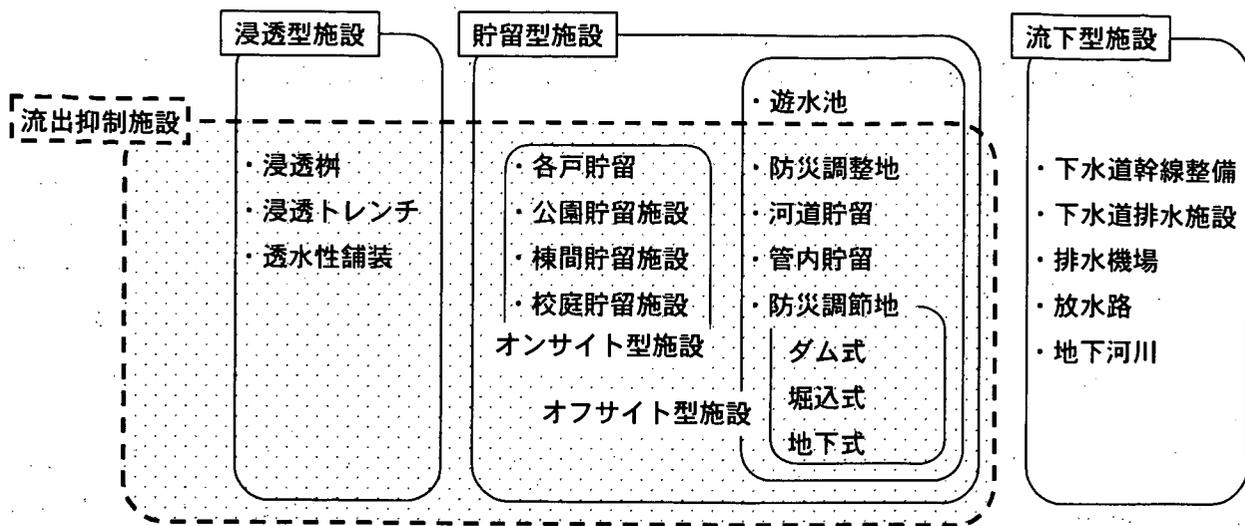


図-1 治水排水施設の種類

当地域における下水道管渠情報の収集・整理、対象域内の流出抑制施設の実態調査、神田川の水文情報の収集、地質情報の収集等を行った。

4.1. 流出抑制施設の流出抑制効果算定

4.1.1. 流出抑制施設のモデル化

流出抑制施設は、その機能面から貯留型と浸透型に大別することができ、さらにその規模や形態により細分できる。図-1はその分類について示したものである。

本調査においては、流出抑制施設の流出抑制効果の算定を行うサブモデルをPWRIモデルに追加することとした。モデル化の際に用いた具体的な式類については表-1に、特に注意が必要なものについては以下にそれぞれ示す。

● オンサイト型貯留施設

公園貯留施設、棟間貯留施設、校庭貯留施設等のオンサイト型貯留施設は、平常時において治水以外の目的で施設を利用するため、安全性や利便性等の面から貯留水深を大きくすることが困難であることが多い。

そのため洪水時の水深変動が少なく、放流量を一定と仮定する矩形放流モデルで表現した。

表-1 雨水浸透施設の形式別モデル化

施設タイプ	定式化	注釈
ダム式	連続式 $\frac{dV(h)}{dt} = Q_{in} - Q_{out}$ 運動式 $Q_{out} = bh^a$	B, q : 流量係数 Q_{in} : 施設流入量 h : 貯留施設内水深 Q_{out} : 施設流出量 V : 施設容量
堀込式・地下式	$Q_{out} = \min(Q_{in}, Q_{max})$	Q_{max} : 越流開始流量
オンサイト型貯留施設	$Q_{out} = Q_{in}$ $V \leq VL$ のとき $Q_{out} = Q_0$ $V > VL$ のとき	VL : 天端に達する前の貯留量 Q_0 : 施設のピーク放流量
浸透トレンチ	連続式 $\frac{dV(h)}{dt} = Q_{in} - Q_{out}$ 運動式 $Q_{out} = aAh = aV$	a : 浸透能力係数 A : 浸透域面積 H : 浸透施設内水深
浸透樹	ベースカット	

● 浸透トレンチ

浸透トレンチのような容積が大きい浸透施設は、貯留効果を見逃すことができない。このため連続式

および浸透施設内の水深に
 応じた浸透量算定式を用いた。

● 浸透枡

浸透枡のような、集水面積
 に対して容積の小さい施設
 については、降雨初期の段階
 で満水し貯留効果は低いと
 考え、有効降雨から設計浸透
 能力相当の雨量を一定量差
 し引くベースカットモデル
 で表現した。

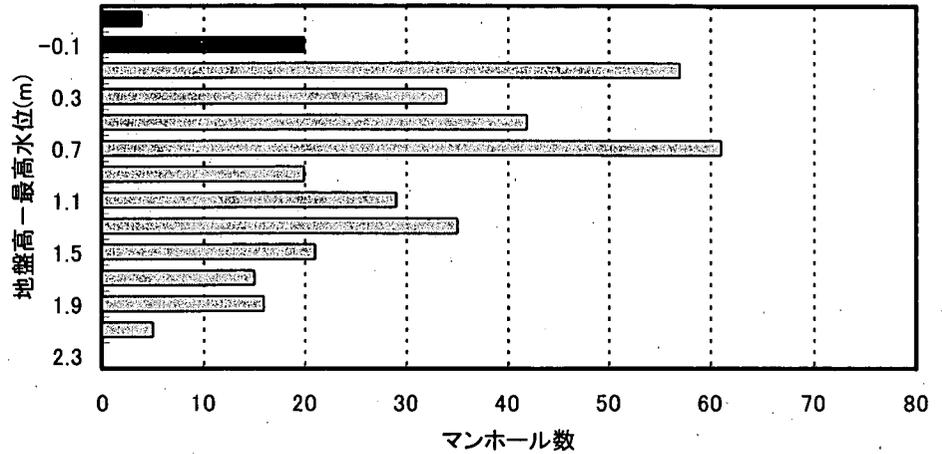
表-2 A地区で仮定した雨水浸透施設の概要

設 定		浸透施設無し	全流域に浸透能力 4mm/hr 相当の 浸透施設を仮定
面 積	m ²	534,460	534,460
対象降雨	年/月/日	1982/09/12	1982/09/12
フィルタ		無し	ベースカット
浸透施設 諸 元	浸透量	m ³ /sec	0.6
	浸透能力	m ³ /hr/個	0.5
	設置個数	個	4276

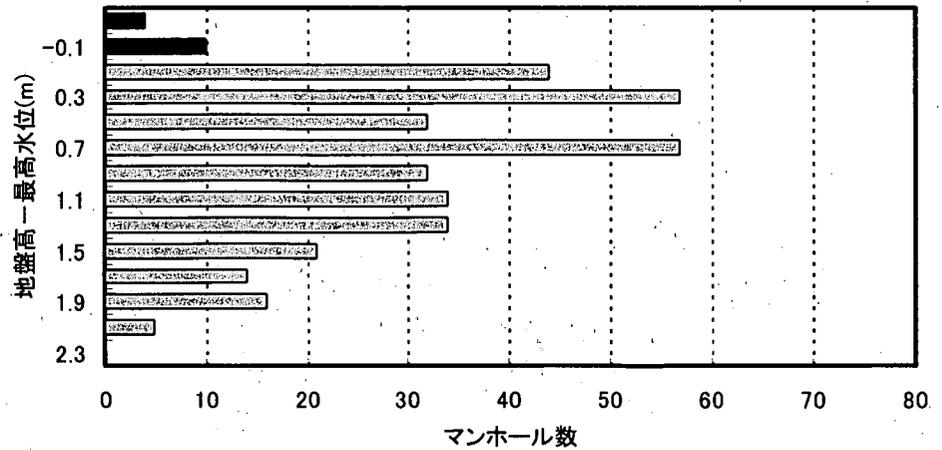
4.1.2. 流出抑制効果試
 算

A地区を対象として、流出
 抑制施設のうち浸透型施設
 である浸透枡についてモデル
 の感度分析を行った。なお、
 算定に当たっては、表-2に
 示すとおり、4mm/hr（約
 0.5m³/hr/個）の浸透能力を
 有する施設を流域全体に
 4276 個が平均的に分布して
 いるものと仮定し、排水路の
 マンホール部での水位で比
 較を行った。

図-2に計算結果を示す。
 この図-2の縦軸は地盤高
 から水面までの距離であり、
 負の値は地表面に湛水して
 いることを表している。また
 横軸はマンホール数である。
 この結果から、浸透枡を設
 置することにより、湛水箇所
 数は約4割減少しており、浸
 透枡の設置による浸水被害
 軽減効果を確認することが
 できた。



(A) 浸透施設無し



(B) 浸透能力 0.5m³/hr/個 (4mm/hr 相当) の
 浸透施設約 4200 個を配置

図-2 雨水浸透枡の設置によるマンホール部水位の変化

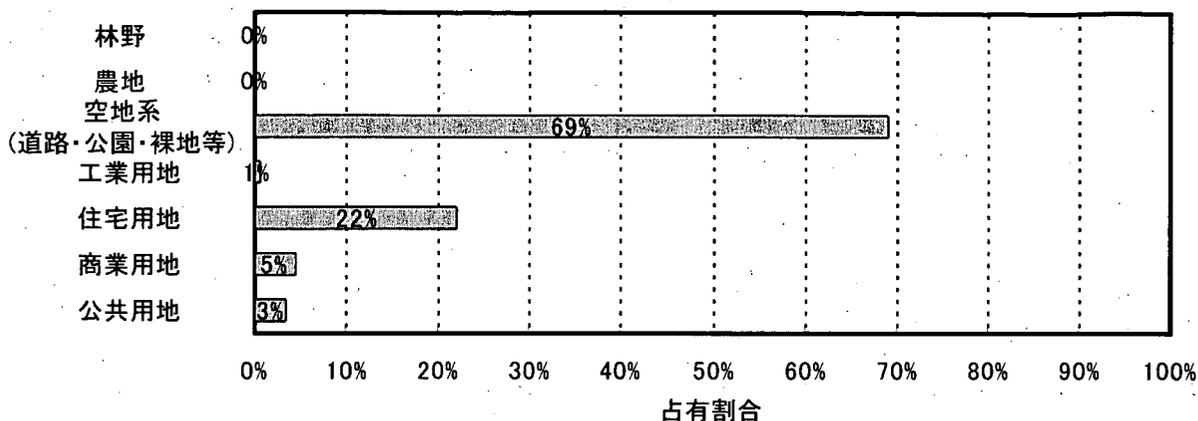


図-3 対象流域の土地利用状況

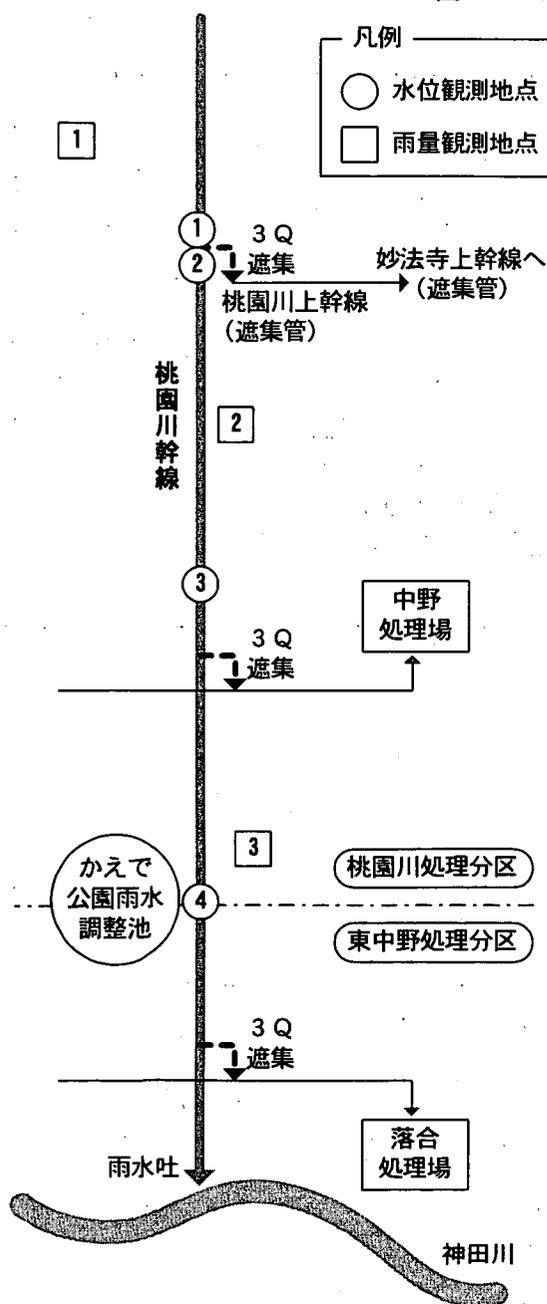


図-4 桃園川幹線流域概略図

4.2. 桃園川幹線地区における流出モデルの検証

4.2.1. 桃園川幹線地区の概要

今回流出モデルの検証を行う対象地区としたのは、桃園川幹線上流流域である。

対象流域の土地利用状況としては図-3に示すとおりである。この図から判明する対象流域の特異な点として、空地系が過半数を占めていることが挙げられる。ここで空地系とは、道路、公園、裸地、鉄道用地等であるが、その中でも当該流域においては道路面積の比率が全面積の64.8%と高い。東京都内の平均的な道路面積率が15~30%程度であることから、特殊な流域であるといえる。

4.2.2. 桃園川幹線流域下水道管渠ネットワークのモデルへの適用

この桃園川幹線流域を模式化したものが図-4であるが、今回の解析においては、水位観測点2より上流部(桃園川幹線全流域654.33haのうちの110.57ha)を対象とした。この水位観測点2より上流部における管径900mm以上を対象としたマンホール数は68箇所である。管渠諸元等の情報のうち、管底高やマンホールの大きさ等に関して収集したデータに欠落があったことから、設計指針や既存情報から判断して不足部分を補った。

4.2.3. 現地観測結果

桃園川幹線流域地区に設置した4箇所の水位計により、出水期において数回の現地観測を実施した。水位計設置地点1~4までの水位-流量の関係から、現状のデータにおいて最も適合性の高いH-Q曲線式、ならびにマンニングの粗度係数を算出した結果を表-3に示す。出

水時のデータが少ない点や、浮子観測であり浮子が断面の中心部を流下していないことから、算定された流量が過小評価されている可能性の生じている点について、今後改善および検討の余地を有するものと考えられる。なお、流出に関する各種係数は、上記のような道路面積が流域の大半を占めるという特異な土地利用状況の影響を大きく受けている。

4.2.4. 流出抑制施設設置状況調査

当該流域の含まれる中野区および杉並区では、様々な施設が長期にわたって設置されてきている。これらの施設数は膨大であり、全ての施設について正確な設置位置や設置数量を把握することは非常に困難であることは十分に予想された。東京都から得られた資料によると、約20年程度前からの流出抑制施設設置数は全種の施設を合計して約4800個であるが、1箇所複数の種類の施設を設置している場合もある。なお、設置箇所数および位置の確定している施設数等については表-4に示すとおりであり、全体の約35%で位置を把握することができた。

4.2.5. 桃園川幹線流域における流出抑制効果の試算

解析対象降雨として平成12年7月2日(降雨継続時間65分)と降雨時間の長い平成12年7月8日(降雨継続時間425分)を用いることとする。

図-5に、水位観測点2における実測水位および解析水位の時間推移を示す。解析結果のピーク流量を示す波形が一致していることから、概ね現況の流出状況を再現できていると考えられる。解析値と実測値が若干ずれる箇所に関しては、貯留(遅滞)効果が過大になっている可能性がある。対応としては貯留施設の貯留量および等価粗度係数の設定見直し等が考えられる。

実際には水位観測点1と水位観測点2の間で遮集(0.1m³/s程度)が行われていることから、一定量差し引きにより解析を行った。しかし、水位計算の収束性が悪い状況であり、この遮集目的の分水施設を含め、分水を考慮した流出解析プログラムへ改良する必要がある。

その他に生じた問題点としては、無降雨時の計算不安定性がある。実際に治水施設を設置した場合、小降雨時においてはノードへの集水量がゼロになる可能性があり、無降雨時と同様の計算を行う必要が生じると考えられることから、計算安定性の確保が重要である。また、排水路系からの吹き上げにより発生させる地表面湛水を、現在の解析モデル中では降雨期間中には排水路系へ還元されないものとして取り扱っていることから、浸水時間が実際よりも長くなる傾向も生じている。これら問題を生じる現象の流出解析への組み込みが今後必要である。

表-3 各地点における流量算定式と粗度係数

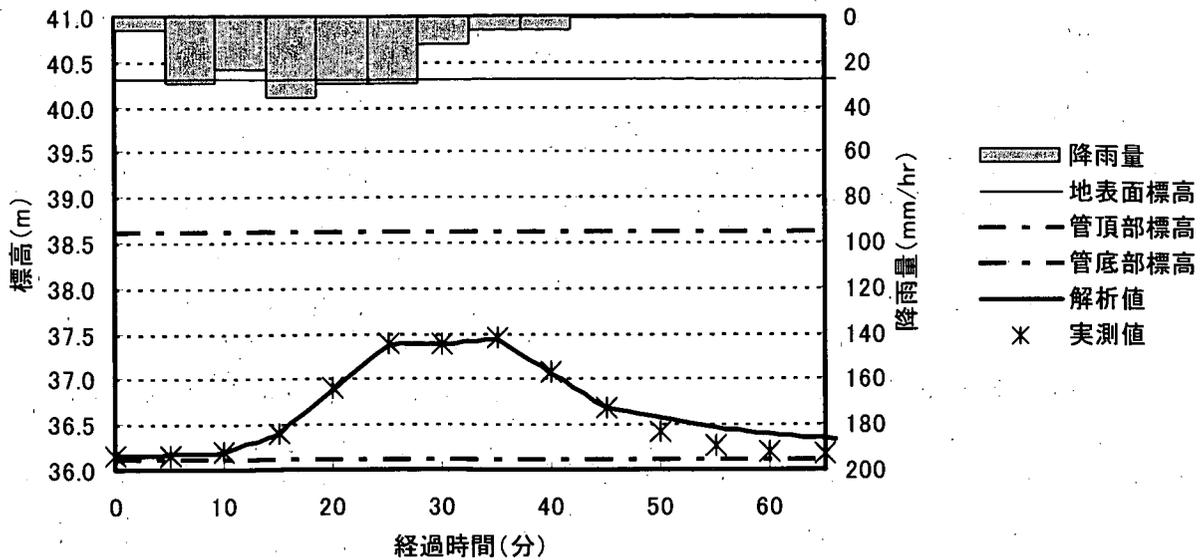
水位観測地点名	H - Q 曲線式	マンニングの粗度係数
1	$Q = 4.10(H + 0.08)^2$	0.013
2	$Q = 13.92(H - 0.02)^2$	0.009
3	$Q = 4.08(H + 0.22)^2$	0.022
4	$Q = 5.58(H + 0.03)^2$	0.032

表-4 中野区・杉並区の流出抑制施設数

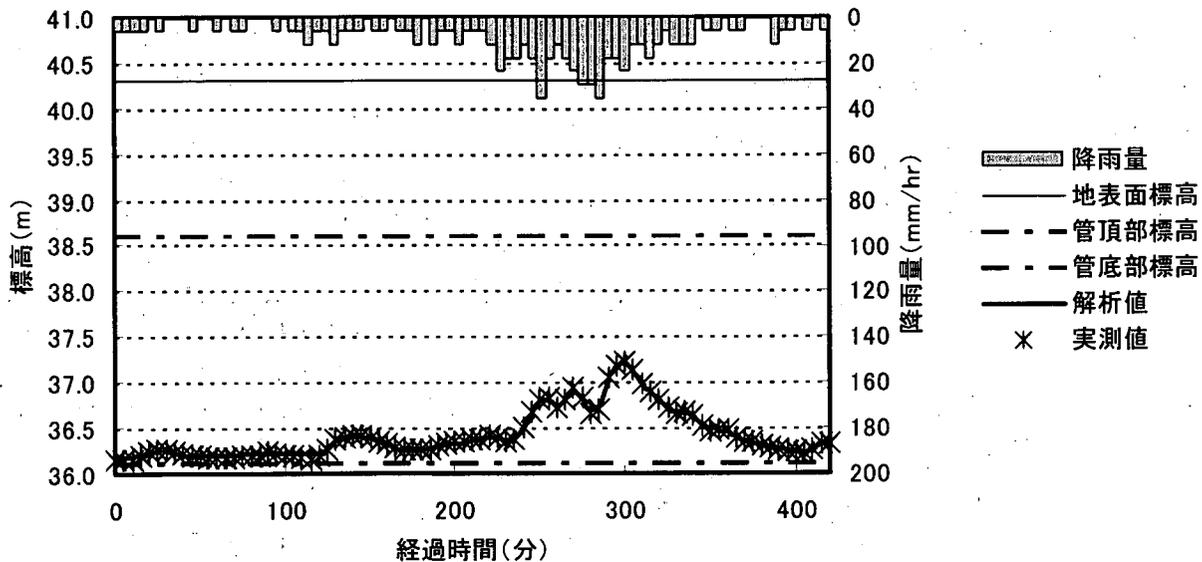
流出抑制施設種類	設置件数	位置確定件数
浸透トレンチ	1,669	758 (45%)
浸透柵	1,562	690 (44%)
道路浸透柵	51	4 (8%)
浸透U型側溝	117	72 (62%)
その他浸透型施設	78	26 (33%)
透水性舗装	1,205	269 (22%)
その他貯留型施設	138	77 (56%)
全施設箇所※	2,637	917 (35%)

※ 1箇所複数の施設種類が存在する場合もあるため「全施設箇所」は全施設数と異なる

(出典：東京都下水道局調べ)



(A) 平成12年7月2日降雨



(B) 平成12年7月8日降雨

図-5 観測点2における解析水位および実測水位の時刻歴推移

5. まとめ

平成12年度は実流域であるA流域に対して実績降雨を適用し、流出抑制施設による流出抑制効果を算定するプログラムをPWRIモデルに付加した、分布型流出・氾濫モデルの再現性を検証した。その結果、浸透柵の設置による冠水マンホール数の減少傾向が示され、浸透被害軽減効果が確認できたといえる。

桃園川幹線流域における現地観測、および下水道管渠情報、流出抑制施設等の実態調査の結果からは、当該地域の土地利用状況が非常に特異であることが判明し、それが流出に係わる各種係数に影響を及ぼすことがわかった。また、PWRIモデルの適用については、小さな流域（水位観測点2より上流域）について、解析値と実測値が概ね近似した良好な結果を得ることができた。

今後は、PWRIモデルに生じる各種問題を解消することにより、さらに大きな流域である桃園川幹線全流域に対してモデルを適用し解析を行う。

3. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査

施工研究室 室長 大下 武志
 研究員 市村 靖光
 井谷 雅司

1. はじめに

本調査は、超小口径や超長距離の推進工法、止水性や耐食性の機能を維持した二次覆工省略型のシールド工法などの新技術・新工法を含めた下水管路施工法に関して、建設費だけではなく、維持管理費も含めたトータルコストによる評価を行い、現場条件に適合した合理的な施工法の選定手法を確立するとともに、コスト縮減方策を提案することを目的としている。また、トータルコストには、施工に伴う振動・騒音、路上占有による交通渋滞、掘削残土の発生、グラウト注入による土壌や地下水汚染などの周辺環境に及ぼす影響をコスト換算したものも含めて、評価することとした。12年度は、推進工法を対象に適用条件別に分類・整理を行い、コスト縮減のための改善項目を整理した。また、地方自治体に対するアンケートおよびヒアリングを行い、コスト縮減に対する取り組みと維持管理の実態を調査した。

2. 推進工法の分類・評価

表-1および表-2は、各種推進工法の概要をまとめたものである。これらの工法に関して、管径、推進延長、土質条件、路線の線形などの施工条件と周辺環境に対する影響について比較、整理を行った。

表-1 各種推進工法の概要（その1）

工法名		概要	
小口径管	高耐荷力	圧入方式一工程	元押ジャッキを用い、直接推進管を地中に圧入させる方式であるため、軟弱な地盤に適用される。先導体により地山を圧密、かつ方向修正を行いながら推進するもので、排土は行わない。
		圧入方式二工程	一般に軟弱地盤に多用される。第一工程では先導体、及び誘導管を圧入推進させる。先導体には圧密ジャッキヘッドを用いる方法と、斜切りヘッドを用いる方法があり、遠隔方向制御装置により方向修正を行う。第二工程では誘導管後部に拡大カッタと推進管を接続し、排土スクリュをセットした誘導管を案内として排土しながら推進する。
		オーガ方式	先導体内にオーガヘッド及びスクリュコンベヤを装着し、その回転により掘削排土を行いながら推進を行う工法であり、遠隔方向制御装置により方向修正を行う。オーガヘッドにより掘削された土砂は、推進管内に設置されたスクリュコンベヤ、及びケーシングにより発進立坑まで排土される。専用のローラビットを装着すれば、砂礫・玉石層にも対応が可能。
		泥水方式一工程	推進管または誘導管の先端に泥水式先導体を装備し、切羽安定のため泥水を送り、カッタの回転により掘削を行い、掘削した土砂は泥水と混合しスラリー状の掘削土砂を流体輸送して、地上の泥水処理設備で土砂と泥水に分離する。泥水式セミシールドを小型化し遠隔制御したもので、先導体に直接推進管を接続して推進する方式である。玉石・転石・岩盤対応の専用機もある。
		泥水方式二工程	掘削、及び推進の原理は一工程と同様であるが、先導体に誘導管を接続して一旦到達立坑まで推進した後、誘導管を推進管と置換する方式である。
		泥土圧方式	推進管の先端に先導体を装備し、掘削土砂の塑性流動化を促進させるための添加材注入と止水バルブの採用により、切羽の安定を保持しながらカッタの回転により掘削を行い、掘進量に見合った排土を行うことで切羽土圧を調整しながら推進する。排土方式には、スクリュコンベヤで行う方式と、圧送ポンプにより排土する方式がある。また、先導体の先端カッタを交換することにより、普通土から礫、玉石混じり土まで対応することができる。

表-2 各種推進工法の概要(その2)

工法名		概要	
小口径管	低耐荷力	圧入方式一工程	先導体に圧密揺動ヘッド、斜切ヘッドなどを用い、方向修正を行いながら前面の地山を先導体外周方向へ圧密し、推進ジャッキによりケーシングに推進力を負荷し、初期抵抗を負担、推進管には土との管外面抵抗のみを負担させることにより、推進するもので、排土は行わない。
		圧入方式二工程	鋼製の誘導管を先導体として用い、方向修正を行いながら到達立坑まで圧入推進させた後、誘導管を案内として拡大カッタヘッドを用いて掘削し、発進立坑に排土しつつ、推進ジャッキによりケーシングに推進力を負荷し、初期抵抗を負担、推進管には土との管外面抵抗のみを負担させることにより推進するものである。
		オーガ方式	先導体内にオーガヘッド、及びスクリュコンベヤを装着し、その回転により掘削排土を行いながら推進を行いつつ、推進ジャッキによりスクリュコンベヤ類に初期抵抗を負担させ、推進管には土との管外面抵抗のみを負担させることにより推進するものである。
		泥水方式	先導体に送排泥管を内蔵したケーシングを接続し、泥水を圧送、切羽の安定をはかりながら、カッタの回転により掘削を行う。掘削した土砂は泥水と攪拌し、排泥管を通して排泥ポンプにより坑外に流体輸送して、地上の泥水処理設備で土砂と泥水を分離する。推進ジャッキによりケーシングに初期抵抗を負担させ、推進管には土との管外面抵抗のみを負担させることにより推進するものである。
		泥土圧式	主に滞水層地盤を対象とし、推進管の先端に先導体を装備し、添加剤を注入し、掘削土砂の塑性流動化をはかり、切羽の安定を保持しながら掘削を行い、ピンチ弁の開閉により切羽圧を調整し、初期抵抗をケーシング、スクリュコンベヤなどに負担させ、低耐荷力管には管外面抵抗のみを負担させ推進する。
	鋼管さや管方式	圧入方式	主として空気衝撃ハンマ・ラム式を用いる。この方式は、圧縮空気を駆動源とする衝撃ハンマを用いて推進する。
		オーガ方式	鋼製管先端部に取り付けた先導体内にオーガヘッド、及びスクリュオーガを装着し、その回転により掘削された土砂を、鋼製管内に設置されたスクリュコンベヤによって発進立坑まで排土しながら推進する方式である。
		ボーリング方式一重ケーシング	鋼管の先端に超硬切削ビットを付けた鋼管本体を回転しながら推進する。
		ボーリング方式二重ケーシング	非回転の外管の中に回転するスクリュ付内管を入れ、その内管の先端に超硬切削ビットを付けたカッタにより掘削しながら推進し、到達後に内管を引き抜く方式である。
		泥水方式	泥水圧により切羽の安定をはかりながら、掘削土砂は流体輸送により坑外に搬出し、泥水は切羽に循環する工法である。
中・大口径管	セミシールド	刃口推進	推進工法用鉄筋コンクリート管の先端に先導体として刃口を装着し、後方の発進立坑内に設置した推進設備(ジャッキの推進力)によって管を連続推進する工法で、切羽掘削、残土排出は人力を主体に行う。元押しジャッキのみで推進する元押し工法を基本とするが、推進力が不足する場合は、連続した推進管の適切な位置に可動性を有する中押し装置(管)を設置し、この中押し用ジャッキと元押し用ジャッキを交互に操作しながら推進する中押し工法を採用する。
		泥水式	推進工法用鉄筋コンクリート管の先端に方向修正ジャッキなどを装備した、密閉型泥水式掘進機を先導体として、後方の発進立坑内に設置した推進設備(ジャッキの推進力)によって管を埋設・推進する工法である。
		土圧式	推進工法用鉄筋コンクリート管の先端に方向修正ジャッキなどを装備した、密閉型土圧式掘進機を先導体として、後方の発進立坑内に設置した推進設備(ジャッキの推進力)によって管を推進・埋設する工法である。
		泥濃式	推進工法用鉄筋コンクリート管の先端に方向修正ジャッキなどを装備した、密閉型泥濃式掘進機を先導体として、基本的には中押しジャッキを用いず、後方の発進立坑内に設置した元押しジャッキの推進力によって管を推進・埋設する工法である。

表-3は、各種推進工法の適用範囲を整理したものである。礫質地盤への対応や長距離・曲線推進などコスト縮減に有効と思われるものについては、近年いくつかの新工法が開発されている。しかしながら、施工実績は少ないのが現状で、今後はより一層の長距離化、機械損料の低コスト化、積算基準の確立などが必要と思われる。また、周辺環境への影響をみると、泥水式がすべての項目について不利なものとなっている。これは、泥水処理設備を設置しなければならないため、作業ヤードが大きくなること、騒音・振動の発生源になること、掘削土砂

表-3 適用条件別推進工法分類表

工法名	項目	適用管径	推進延長	適用土質			長距離・ 曲線推進	周辺環境への影響					
				粘土	砂	礫		道路占有	地下埋設物 等への影響	騒音・振動	建設副産物	地下水汚染、 地盤沈下等	
													○
小口径管	高耐荷力	圧入方式一工程	φ200~300	30m程度	○	△	×	×	○	△	○	○	○
		圧入方式二工程	φ250~700	50m程度	○	△	×	×	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ250~700	60m程度	○	△	△	×	○	△	△	○	○
		泥水方式一工程	φ250~700	100~140m程度	○	○	△	×	×	△	×	×	×
		泥水方式二工程	φ250~500	120~160m程度	○	○	△	○(新工法)	×	△	×	×	×
		泥土圧方式	φ250~700	60~80m程度	○	○	△	○(新工法)	△	△	△	△	○
	低耐荷力	圧入方式一工程	φ200~300	40m程度	△	×	×	×	○	△	○	○	○
		圧入方式二工程	φ150~450	50m程度	△	△	×	×	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ150~450	50m程度	○	△	×	×	○	△	△	○	○
		泥水方式	φ200~300	50~60m程度	○	○	△	×	×	△	×	×	×
		泥土圧式	φ200~450	50~60m程度	○	△	×	×	△	△	△	△	○
	鋼管さや管方式	圧入方式	φ400~800	10~30m程度	△	△	△	×	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ400~800	50~60m程度	○	△	△	×	○	△	△	○	○
		ホーリング方式 一重ケーシング	φ400~800	50~60m程度	○	△	△	×	○	△	△	○	○
		ホーリング方式 二重ケーシング	φ400~800	50~60m程度	○	△	△	×	○	△	△	○	○
泥水方式		φ400~800	50~60m程度	○	○	△	×	×	△	×	×	×	
中・大口径管	セミシールド	刃口推進	φ800~3000	70~200m程度	△	△	△	×	△	×	○	○	○
		泥水式	φ800~3000	100~500m程度	△	○	○	○(新工法)	×	×	×	×	×
		土圧式	φ800~3000	70~350m程度	△	○	○	×	△	×	△	△	○
		泥濃式	φ700~2000	600m程度	△	○	○	○(新工法)	×	×	×	×	×

*適用土質等 ○:適用可、△:条件により適用可、×:適用不可

**周辺環境への影響 ○:小さい、△:やや大きい、×:大きい

が泥水となることなどによる。泥水式は、推進延長が他工法に比較して長く、また適用できる地盤条件も広いため、施工条件だけで見た評価は高いが、周辺環境への影響を外部コストとして計上した場合には、泥水式の総合評価が下がる可能性がある。

3. 自治体に対するアンケート調査結果

(1)調査対象

調査対象は、東京都、横浜市、大阪市など全国各地の24自治体とした。まず、平成11年度までの下水道普及率を見ると、札幌市、東京都、横浜市、京都市、大阪市、福岡市ではほとんど整備が終わっており、政令指定都市では概ね8割を超える普及率となっている。これらの都市では、今後は維持管理にかかるコストが増大することが予想される。一方、図-2は平成11年度の下水道管路工事(処理場を除く)の予算内訳(全国平均)を示したものであるが、管路の新設にほとんどの予算が充てられ、点検・補修といった維持管理の割合が極端に少ない。これは、地域別に見ても同様の傾向で、普及率の高い自治体でも同じ比率になっている。やはり、新設に比べて維持管理費を確保することが困難な状況であることが見受けられる。

また、図-3は管路工事における各種工法の割合(全国平均)を示したもので、開削工法が全体の8割以上を占めている。また、地域別に見ると、都市部においては推進工法、シールド工法の割合が高くなっている。図-4は、管路工事における管径の割合(全国平均)を示したもので、700mm未満の管が圧倒的に多い。

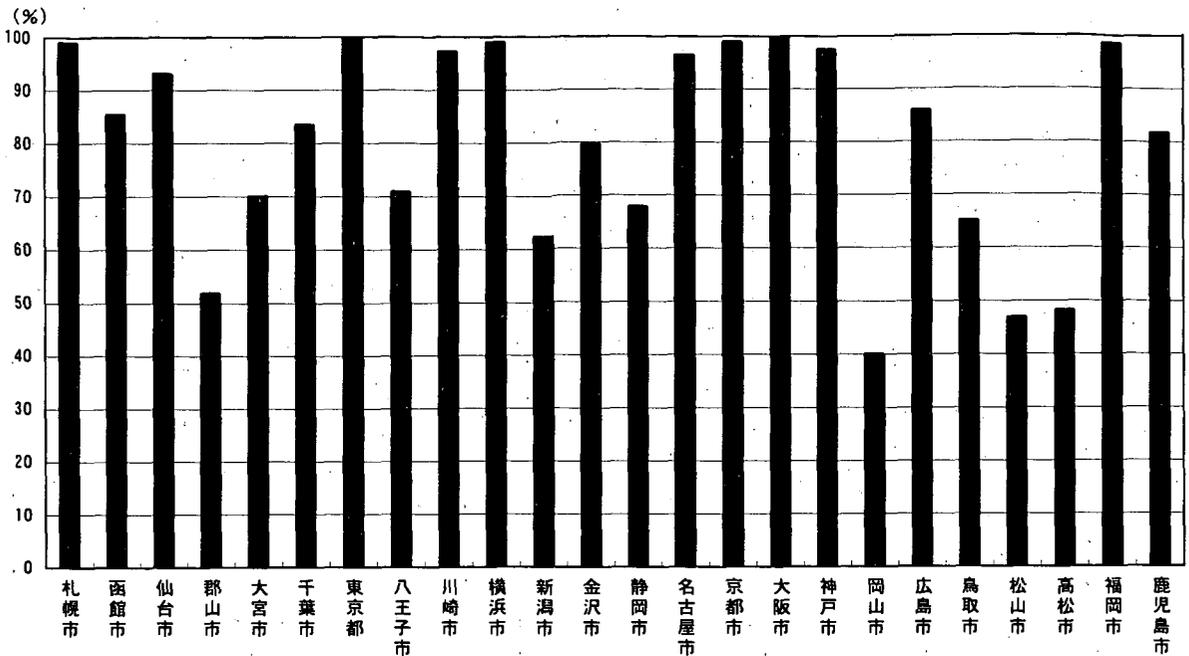


図-1 平成11年度までの下水道普及率(処理人口/総人口)

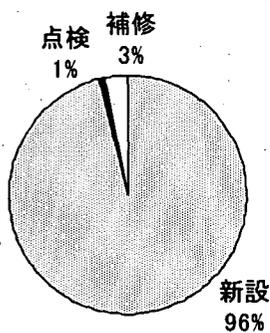


図-2 予算内訳

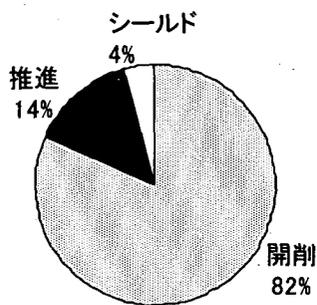


図-3 工法内訳

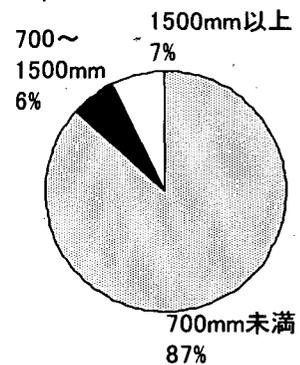


図-4 管径内訳

(2) 管路の新設工事に対するコスト縮減

まず、管路の新設工事に対するコスト縮減の取り組みについては、表-4に示すような回答があった。

開削工法については、いずれの自治体においても施工実績の7~8割を占めているため、様々な縮減策が実施されているようである。特に回答の多かった再生材の使用や建設発生土のリサイクルは、外部コストの縮減効果も期待でき、今後も積極的に推進する必要がある。

推進工法については、長距離・曲線施工という回答が大多数であった。しかしながら、施工条件によっては必ずしもコスト縮減にはならないケースもあり、実績が少ないのが現状である。

シールド工法については、二次覆工省略とセグメント幅長尺化の回答が多かった。ただし、セグメント幅長尺化については、設備費など他のコストの増大により、トータルコストの縮減にはつながらない場合もあるという回答も挙げられた。

表-4 自治体でのコスト縮減に関する取り組み

工 法		内 容	件 数
開削工法	人 孔	人孔間距離の長尺化	9
		人孔の小型化（塩ビ、マシンホールなど）	8
		組立人孔の採用	2
		鉄蓋設置条件の見直し	1
	土留め	簡易建て込み土留めの採用	2
		軽量金属支保工の採用	2
	リサイクル	再生材（合板、砕石など）の採用	11
		建設発生土のリサイクル	10
		浚渫砂の再利用	1
	設計基準	浅層埋設	9
		最小管径の見直し	7
		塩ビ管の採用	2
		砂基礎厚の見直し	2
		塩ビ柵の採用	2
		取付管設置延長の長尺化	1
オープンカットの採用		1	
道路復旧方法の見直し		1	
推進工法	長距離・曲線施工	15	
	小規模立坑より発進可能な工法の採用	2	
	鋼管圧入方式立坑の採用	2	
	斜向管による幹線管きよへの接続	1	
シールド工法	二次覆工省略、FRPM 管の採用	10	
	長距離施工	6	
	セグメント幅長尺化	2	
	マシンの他工事への転用	1	
	ボルトレスセグメントの採用	1	

(3) 維持管理コストの縮減

次に、維持管理コストの縮減のために望まれる項目として、以下のものが挙げられた。

- ・維持管理台帳の電子化
- ・簡易 TV カメラによる事前調査で、異常箇所を把握
- ・ライニング材の一元化
- ・更正管工法の基準化
- ・中・大口径管に対する更正管工法の開発

維持管理台帳の電子化については、すでに 10ヶ所の自治体が実用化しており、そのうちの 8ヶ所がコスト縮減効果があると回答している。また、管路の調査方法については、簡易 TV カメラによる事前調査で異常箇所を事前に把握し、通常の TV カメラによる調査コストを押さえる方法が望まれている。そのためには、精度の高い簡易 TV カメラの開発が必要となる。更正管工法に関しては、図-5 に示すように様々な工法があり、ライニング材の一元化や既設老朽管の耐久性評価方法の基準化、中・小口径管への対応など多くの要望が挙げられている。更正管工法は、路上工事縮減に有効な工法であり、開削工法に替わって今後実績が増加すると予想され、基準化によるコスト縮減効果は大きいと考えられる。

また、外部コストを縮減する方策として、建設発生土のリサイクルに関する回答が多かった。具体的には、建設発生土の相互利用情報のネットワーク化、現場で改良できる処理装置の開発などが挙げられた。さらに、特殊

な例であるが、発生土を船で運搬し、従来のダンプによる運搬に伴う騒音、排気ガスの削減がなされた事例もあった。一方、最近では抗菌剤を添加したコンクリートや下水汚泥のリサイクル材料を用いた下水管路も開発されており、建設段階で維持管理コストや外部コストも考慮した材料の選定評価を行うことも重要である。

4. 今後の課題

下水道工事に付随して発生する交通渋滞などの外部コストについては、現状では評価した事例がない。今後は、環境影響評価の

ために提案されている各手法の適用性を検討し、外部コストを精度良く定量化する手法の開発が必要である。また、既設老朽管の耐久性の評価や維持管理コストの定量化を図り、ライフサイクルコストを算定する手法の開発も必要となる。

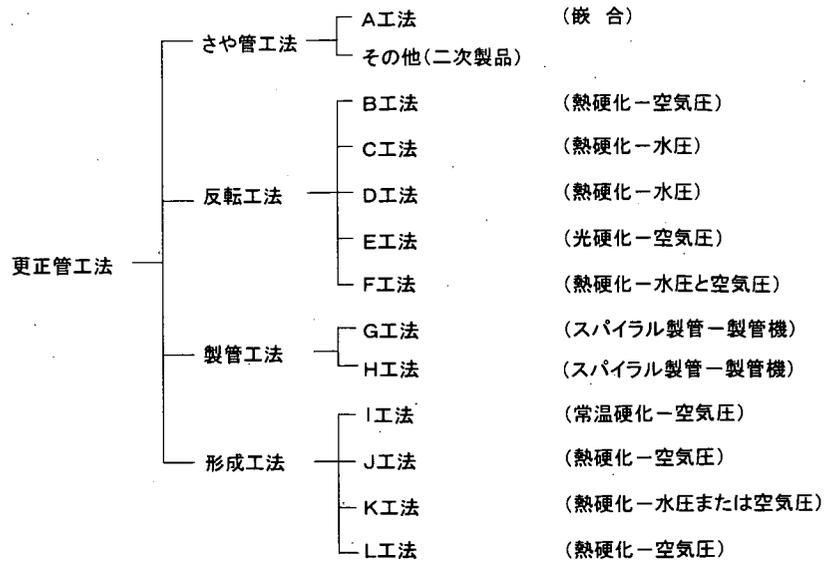


図-5 更正管工法の分類

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 恒岡 伸幸
研究員 古本 一司
大野 真希

1. はじめに

現在、硬質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埋設深さなどについて、一定の制限が設けられており、許容たわみ率の基準も定められている。しかし、コスト縮減の観点からすると、過剰な設計となる場合もある。また、周辺地盤条件によっては、側方の地盤版力が現在の設計手法で予測される値よりも小さくなり、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おり、周辺地盤条件等を考慮した合理的な設計手法の確立が求められている。

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、共同溝など地中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、従来土材料で埋め戻す場合に必要であった締固め作業が不要で、固化後は地下水の浸食を受けない等の利点を持っている。この締固め不要の性質を利用することにより、従来の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、さらには締固め作業の不確実性を回避することが可能となる。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。しかしながら、現在用いられている製造プラントの多くは規模が大きく、下水道管渠埋設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模型実験などにより、そ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関する実験などを実施する。また、小規模工事に適した施工方法について検討するため試験施工などを行う。

3. 平成 10, 11 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土槽内に塩化ビニル管を埋設し載荷実験を行った。さらに流動化処理土を埋戻し材として利用する場合、掘削幅削減、管材薄肉化の可能性について検討するため、同じく土槽内に流動化処理土を用いて塩化ビニル管を埋設し載荷実験を行い、管に発生するたわみ量などを測定した。

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レー式を適用することによってより多くの水平土圧を考慮することができ、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、管体が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が可能であり、コスト削減の可能性があることが明らかになった。

また、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点を解決するため、平成 11 年度は、比較的小規模な工事を対象とした施工方法として、現場の掘削溝内において混練する方法に着目した。この場合、通常の流動化処理土と異なり、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可能性があるため、その場合の力学特性、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、現場での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ことで、混練性を向上させる方法を探り上げ、試験施工を行った。

繰返し載荷試験の結果、一軸圧縮強度が $200(\text{kN/m}^2)$ 程度であれば、原料土中に含まれる土塊の割合が、繰返し強度に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、石灰による掘削土の脱水が進むことで、混練が容易となり、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。

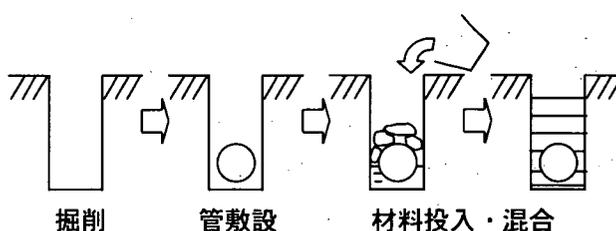


図-1 小規模工事に対応した流動化処理工法のイメージ

4. 平成 12 年度の調査内容

これまでの研究の結果、流動化処理土を用いて地中構造物を埋設することにより、従来よりも掘削溝幅等を削減でき、コスト削減につながる可能性があることが明らかとなってきた。そこで平成 12 年度は、流動化処理土を適用した場合の工費について、従来工法と比較するため試設計を行った。

また、前年度において、小規模工事対応型流動化処理工法について、石灰を用いた事前処理によって材料の混練が容易となり、施工性が向上することを確認した。しかしながら、かなりの強度増加が認められ、埋め戻しへの適用にあたっては、石灰の配合量について考慮する必要性が認められた。そこで本年度は、石灰が流動化処理土の強度に及ぼす影響について模型実験を行って検討した。

5. 流動化処理土工法による可撓性管埋設コストについて

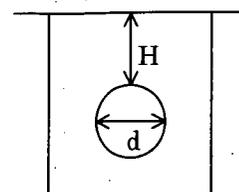
5.1 研究目的

流動化処理土については、締固め不要などの性質から地中構造物埋め戻しへの適用性は確認されているものの、従来工法に比べ工費が高いこともあり、普及が進んでいないの

表-1 試算ケース

Case	管呼び径 $d(\text{mm})$	管外径 $D(\text{mm})$	土かぶり $H(\text{m})$	残土処分地 までの距離(km)
1	200	260	1	10
2	200	260	1	30
3	500	620	2	10
4	500	620	3	10
5	800	980	1	10
6	800	980	3	10

※管外径は、継ぎ手部の最大寸法



が現状である。そこで、流動化処理土を適用することで、掘削溝幅の縮小や残土のリサイクルを図りコスト削減を実現できるかどうかを明らかにすることを目的として、地中構造物埋設工事モデルを設定して、試設計を行った。

5.2 試設計の概要

下水道管渠の一つとして用いられている硬質塩化ビニル管の埋戻し工事をモデル化し、良質土を用いて埋め戻す従来工法を用いた場合と、流動化処理工法を用いた場合とを比較検討した。検討ケースを表-1に示す。表に示すように、管径や土かぶり等を変化させた。また、掘削残土の処分場までの距離もパラメータとして加えた。

管径や土かぶりなどから決定した、埋設寸法、および掘削土量等を表-2に示す。流動化処理工法の試算においては、掘削幅および基床厚について、従来工法の場合と同じ一般的な値を採用したケースと、管径に一律30cmを加えた掘削幅（締固め作業などのためのスペースが不要のため）及び基床厚を一律10cm（十分な強度を期待できるため）としたケースについても検討を行った。

また、流動化処理土の原料土として、現場発生土を6割程度リサイクルするとし、現地で製造するものとした。残りの4割は処分場に搬出するものとした。

試設計により、埋戻し費および掘削土処理費などを算出した。流動化処理土の単価は、材料費、混練費、打設費等を含めて9,800円/m³とした。また、そのほかの単価は、公共工事設計労務単価等に拠った。発生土の処分費については、首都圏における費用と、それ以外の地区での場合の2種類について検討を加えた。

5.3 試設計結果

試算結果を表-3に示す。掘削工費には掘削土の運搬費用および処分費を含んでいる。

表3-1①、②によると、従来と同じ埋設条件の場合は、いずれのケースについても流動

化処理工法による場合の埋戻しコストの方が高くなった。しかしながら、①と③では、一部を除いて安くな

表-2 掘削、埋戻し土量の一覧

①従来工法の場合

Case	掘削幅 (m)	基床厚 (cm)	掘削土量 (m ³)	埋戻し土量 (m ³)
1	0.7	0.1	0.95	0.90
2	0.7	0.1	0.95	0.90
3	1.1	0.2	3.10	2.80
4	1.1	0.2	4.20	3.90
5	1.6	0.2	3.49	2.74
6	1.6	0.2	6.69	5.94

②流動化処理土を用いて、掘削幅等を変えた場合

Case	掘削幅 (m)	基床厚 (m)	掘削土量 (m ³)	埋戻し土量 (m ³)
1	0.56	0.1	0.76	0.71
2	0.56	0.1	0.76	0.71
3	0.92	0.1	2.50	2.20
4	0.92	0.1	3.42	3.12
5	1.28	0.1	2.66	1.91
6	1.28	0.1	5.22	4.47

表-3 試算結果（延長1mあたり、円）

①従来工法の場合

Case	掘削工	土留工	埋戻工	合計1	合計2
1	4,790	39,358	4,881	49,030	46,650
2	5,731	39,358	4,881	49,970	47,590
3	15,609	52,670	15,205	83,484	75,729
4	21,144	52,670	21,178	94,992	84,487
5	17,552	63,089	14,844	95,485	86,765
6	33,654	63,089	32,220	128,963	112,243

②流動化処理工法の場合（従来と同じ埋設条件）

Case	掘削工	土留工	埋戻工	合計1	合計2
1	2,056	39,358	8,809	50,223	49,271
2	2,432	39,358	8,809	50,599	49,647
3	6,698	52,670	27,441	86,809	83,707
4	9,073	52,670	38,221	99,964	95,762
5	7,531	63,089	26,790	97,411	93,923
6	14,441	63,089	58,150	135,680	128,992

③流動化処理工法の場合（掘削条件を変えた場合）

Case	掘削工	土留工	埋戻工	合計1	合計2
1	1,644	39,358	6,943	47,946	47,184
2	1,945	39,358	6,943	48,247	47,485
3	5,403	52,670	21,565	79,638	77,136
4	7,390	52,670	30,581	90,640	87,218
5	5,749	63,089	18,699	87,537	84,875
6	11,276	63,089	43,787	118,153	112,930

※合計1 残土処分費が高い場合（大都市圏）

※合計2 一般的な残土処分費の場合

った。以下、各要因について検討する。

5.3.1 工事規模の影響

表-4 に掘削工費と埋戻工費の合計の増減率を示す。

土かぶりが小さい場合（ケース1,5）と比較すると、管径の大きいほど流動化処理土の利用が有利に働く傾向にある。しかし、土かぶりが大きい（ケース4,6）は、ほとんど差異はみられなかった。

また、同じ管径の場合（ケース3と4、ケース5と6）、土かぶりが大きいほど、流動化処理工法の利用は不利な方向に働く傾向にある。

従って、管径が大きく、土かぶりが小さい場合、流動化処理土の適用性が高いといえる。

5.3.2 残土処分費、処分地までの距離の影響

残土処分費の影響について検討すると、表-4 に示すように処分費が小さい場合は、流動化処理土の利用により、工費が、おおむね35%程度上昇した。

また、処分場の距離が遠い場合（ケース2）では、流動化処理土の適用による工費の増加が少なく、場合によっては、5%程度の増加であったことから、残土処分にかかる費用が高場合は、流動化処理土の適用可能性がある。

5.3.3 埋設条件の影響

表-4 において、(i)と(ii)を比較すると、(ii)において、ほとんどのケースで工費が減少しており、場合によっては、2割以上小さくなっていることがわかる。従って、流動化処理工法の普及に当たっては、埋設条件を見直すことも必要と考えられる。

5.4 まとめ

試設計の結果、管径や土かぶりの大きさによって多少異なるが、従来の埋設条件では、おおむね工費は増加傾向であることがわかった。

しかしながら、残土処分費が高い大都市圏での工事のような場合には、コストはそれほど変わらないことが明らかとなった。また、今回の試算では、掘削土の再利用率を6割としているが、これを向上させることにより、さらにコスト低下を期待できると考えられる。

さらに、埋設条件の見直しによって、工費が従来工法よりもむしろ縮減されていることが確認されたことから、流動化処理土の適用にあたって、施工の合理化を同時に図ることにより、従来工法よりもコスト縮減を図ることのできる可能性があると考えられる。

表-4 流動化処理工法を用いた場合の工費の増減率

(i) 通常の埋設条件の場合

ケース	増減率①	増減率②
1	112.3%	136.0%
2	105.9%	125.0%
3	110.8%	134.6%
4	111.7%	135.4%
5	105.9%	130.2%
6	110.2%	134.1%

(ii) 埋設条件を変えた場合

ケース	増減率①	増減率②
1	88.8%	107.3%
2	83.8%	98.7%
3	87.5%	106.1%
4	89.7%	108.6%
5	75.5%	92.0%
6	83.6%	101.4%

※ 増減率①…残土処分費が高い場合

※ 増減率②…一般的な残土処分費の場合

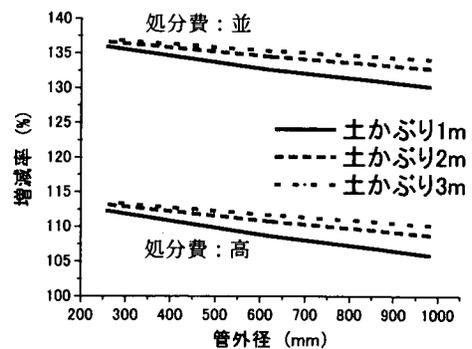


図-2 管外径と増減率の関係

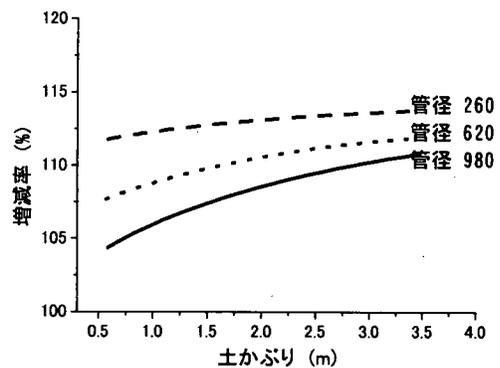


図-3 土かぶりと増減率の関係

6. 小規模工事対応型流動化処理土における石灰の処理土強度に与える影響について

6.1 研究目的

前年度、下水道管理設など比較的規模の大きくないの工事に対応した流動化処理工法について検討した。その中で、溝を掘削した後、石灰と掘削土を事前に混合することにより、固化材（セメント）と水、原料土の混合性が向上することを確認した。（図-4 参照）このとき、処理土の強度も大きく増加することも確認した。

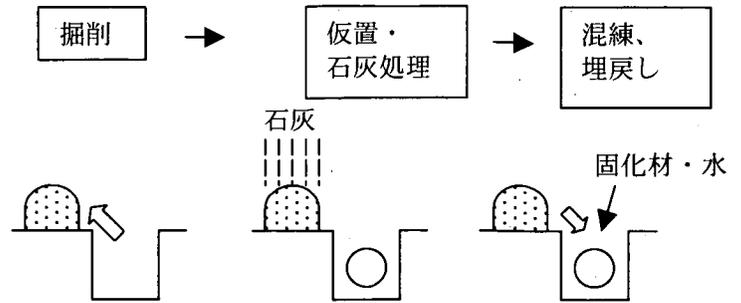


図-4 石灰による事前混合のイメージ

しかしながら、強度増加が必要以上であると、再掘削できないおそれがある。そこで、本年度は、石灰が処理土強度に及ぼす影響について検討した。

6.2 実験方法

石灰により事前処理した場合の処理土の強度について調査するために、処理土の CBR 試験を実施した。試験ケースを表-6 に示す。また、原料土の物理特性を表-5 に示す。配合は、石灰を混入しない場合に、一週間養生した CBR 値がおおよそ 5%程度になるように調整した。表に示すように、原料土の種類、セメント量、石灰量を変化させた。供試体は、原料土をいったん石灰と混合させ 2 時間放置したのちセメントと水を混合して作製した。

6.2 実験結果

CBR 試験値を表-6 に併せて示す。表に示すように、セメントを石灰と置き換えると関東ロームのケースを除き CBR 値はおおむね低下した。特に粘性土でその傾向は顕著であり、石灰を混ぜることにより、むしろ強度を期待しにくくなることが確認された。関東ロームの場合、石灰により 75%以上置換すると、十分な強度を得ることはできないが、50%程度以下であれば、むしろ強度が増すという結果が得られた。

表-5 土質試料の物理特性

	関東ローム	山砂	粘性土
密度(g/cm ³)	2.736	2.730	2.542
自然含水比(%)	93.7	18.6	220.8
粗砂分(%)	1.0	15.0	1.0
細砂分(%)	8.0	74.0	10.0
シルト分(%)	36.0	16.0	28.0
粘土分(%)	55.0	10.0	64.0

以上の結果から、石灰により事前処理する場合には、原料土によって強度発現に違いが出るため、配合設計においては十分留意する必要があることが確認された。

表-6 試験ケースと CBR 試験結果

ケース	原料土の種類	配合 (1リットルあたり、g)				CBR (%)	
		原料土	セメント	石灰	水	一週	四週
1	関東ローム	900	193	0	420	4.9	6.4
2	関東ローム	900	153	40	420	16.9	26.3
3	関東ローム	900	113	80	420	6.1	13.1
4	関東ローム	900	73	120	420	0.8	1.5
5	山砂	1426	40	0	304	8.3	9.8
6	山砂	1426	27	13	304	7.9	10.9
7	山砂	1426	20	20	304	6.8	11.3
8	山砂	1426	13	27	304	4.9	10.7
9	粘性土	900	160	0	133	6.6	10.2
10	粘性土	900	120	40	133	1.9	3.4
11	粘性土	900	80	80	133	0.6	1.1
12	粘性土	900	40	120	133	0.2	0.4

7. 平成 12 年度研究結果のまとめ

平成 12 年度は、可

とう性管の埋め戻しへ流動化処理工法を適用した場合のコストについて検討するため、モデルケースを設定して、試設計を行った。また、小規模工事に対応した流動化処理工法において、石灰により事前混合する場合の石灰の強度に及ぼす影響について調査するために CBR 試験を行った。その結果以下のことが明らかになった。

①流動化処理土を埋設管の埋め戻しに適用する場合、従来工法と同じ埋設条件の場合、コスト高になる傾向にあるが、掘削幅などを見直すこと等により、コスト縮減の可能性があることが確認された。

②小規模工事に対応した流動化処理工法において石灰とセメントを置き換えることにより強度は低下傾向にあることが明らかになった。ただし、関東ロームの場合は、強度増加が認められるなど、土質によって強度に与える影響が大きく異なることが確認された。さらにデータの蓄積を図る必要がある。

8. まとめ

可とう性下水道管の埋設に関する合理的な設計手法や埋設手法について検討を行ってきた。その結果、以下のことが明らかになった。

① 良質な砂や碎石、改良土を用いて十分な締固めを期待でき、矢板引抜きなどの影響がないような場合においては、スパングラード式を用いてたわみ量を算出することにより、コスト縮減を図ることができる。

ただし、矢板引き抜きの影響や、周辺地盤、締固めの程度を正確に管理できない場合もあり、道路協会による計算値程度の変形を見込むことが必要な場合もある。

② 流動化処理土は管拘束効果が大きく、矢板などの側方の影響を受けない。この性質を利用して、掘削幅を小さくすることで、埋設コストの縮減可能性があることが確認された。

③ 流動化処理工法を下水道管渠のように比較的規模の大きくない工事に適用させるため、現地の掘削した溝の中で作製する小規模工事対応型流動化処理工法を提案した。この場合にの土塊混入による力学特性は、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。また、掘削土と石灰を事前混合することで、混練が容易となることから、施工性向上の可能性があると確認された。

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. 研究目的

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比較的強い材料であるが、高濃度の酸と応力などの複合的な過酷環境では劣化することがあると考えられている。本課題では、このような下水道環境での複合材料の耐久性評価のための試験方法の作成・改良を目的として、耐久性に関する調査・試験を行った。

2. 研究方法

FRPM管を用いて、JIS K 7034に準拠した酸性条件下におけるリラクゼーション試験を実施した。また、現在のFRPM管の長期応力に関する耐久性試験方法の長所・短所を比較検討した。これらの結果を基に試験方法改善案及び新しい試験方法案をとりまとめた。

3. JIS K 7034による試験の実施

3. 1 試験概要

平成11年度からJIS K 7034によるFRPM管の扁平負荷における耐薬品性試験を継続して実施した。クリープ、リラクゼーション試験は温度を上げることで促進させることができるとされている¹⁾。このため、平成12年度には高温条件での試験促進を目指し、新たに、23℃と50℃の2つの条件で追加試験を実施した。この試験は基礎的なデータを得る目的から、硫酸などの薬品を使用せずに、純粋なリラクゼーション試験として実施した。

表-1 供試体

供試体名	特徴
FRPM管A	φ250mm, 7/8インチ成形
FRPM管B	φ250mm, 真空成型法

3. 2 試験方法

試験方法はJIS K 7034に準拠した。試験装置は図-1に示すものを用いた。供試体は表-1に示す2種類のFRPM管である。高温条件の試験にはFRPM管Aのみを用いた。試験液は3.6Nの希硫酸とした。

3. 3 試験結果

3. 3. 1 硫酸を用いた試験

硫酸を用いた試験の結果を図-2および3に示す。いずれの場合も殆どの供試体は試験開始後数時間以内に破壊するか、10000時間以上破壊しない場合が多く、良好な「時間-破損時間線図」を得ることは困難であった。破損までの時間は、JIS K 7034では10~6000時間内で

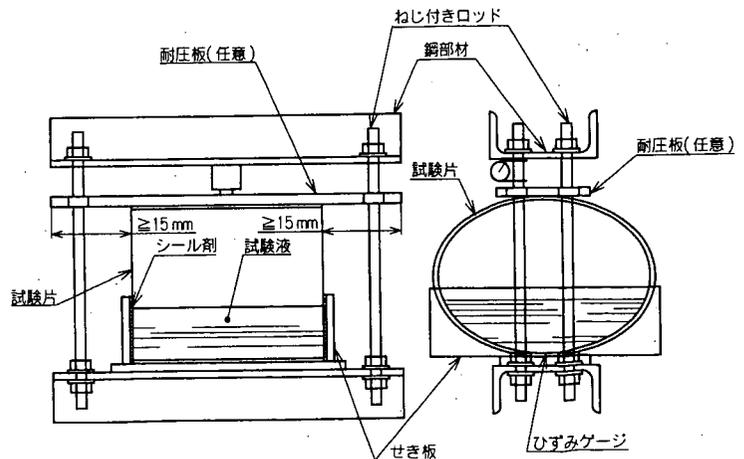


図-1 FRPM管の扁平負荷における耐薬品性試験装置(JIS K 7034)

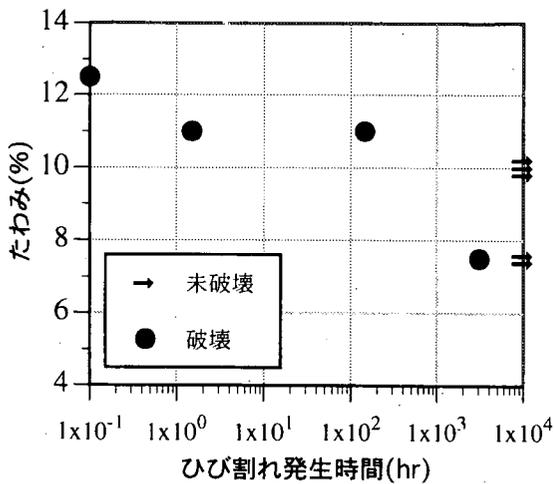


図-2 JIS K 7034による試験結果
(FRPM 管 A, 3.6N-硫酸, 23°C)

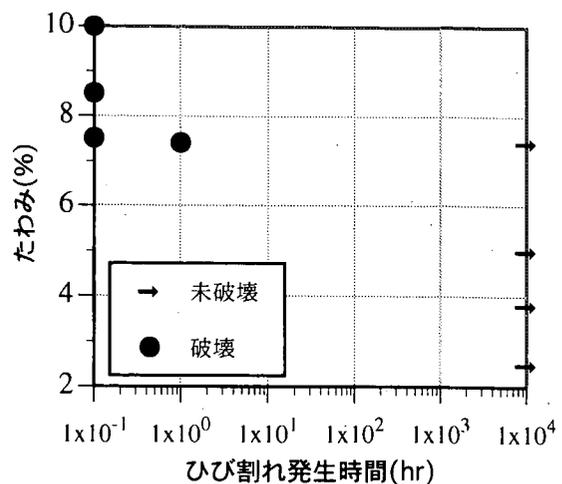


図-3 JIS K 7034による試験結果
(FRPM 管 B, 3.6N-硫酸, 23°C)

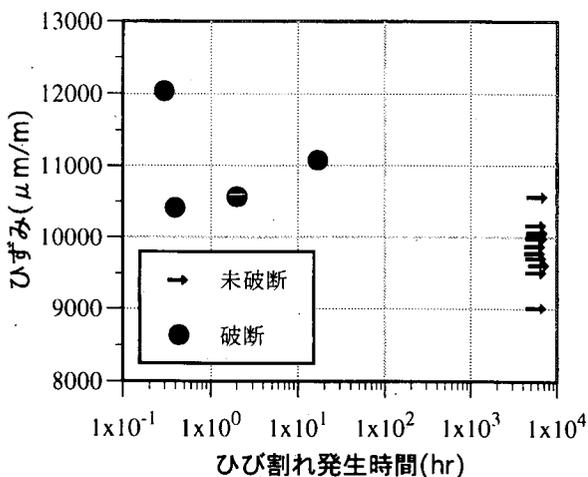


図-4 リラクゼーション試験結果
(FRPM 管 A, 大気中, 23°C)

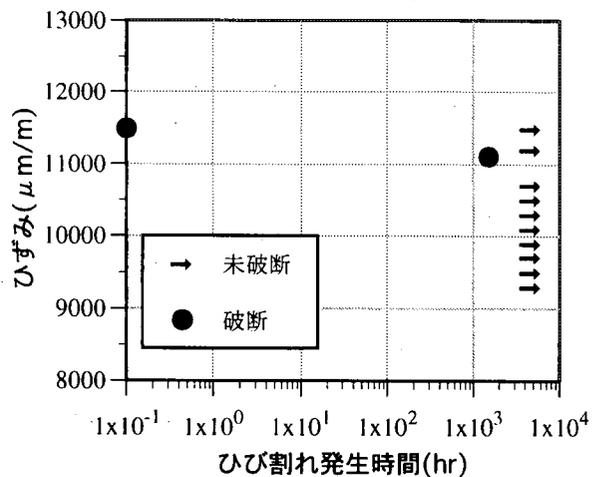


図-5 JIS K 7034による試験結果
(FRPM 管 A, 大気中, 50°C)

7個以上のデータが求められているが、この範囲に対応するたわみ範囲はかなり狭い。図-2では2個、図-3では1個も存在しない。また、製品のばらつき、寸法計測上の誤差、導入たわみ（ひずみ）の誤差などの誤差要因が多いため、ばらつきの大きな試験となっていると考えられる。JIS K 7034では終了点をウィープ損傷(管壁からの液漏れ)と指定しているが、この観測は困難であり、実際の構造物で認められる損傷はひび割れであるので、ひび割れ発生を終了点とするべきである。JIS K 7034では試験液に関する規定は無い。本試験では3.6N(1:10)硫酸(pH -0.6)を使用した。

3. 3. 2 温度を変えた試験

23°Cと50°Cにおけるリラクゼーション試験結果を図-4及び5に示す。前項の試験ではたわみ量測定にノギスを用いたが、試験結果のばらつきが大きいため、より正確にたわみ量を測定するために歪みゲージを用いた。しかし、得られた結果は、ノギスによる測定(図-2および3)と大差のないものであった。供試体はごく短時間に破損するか6000時間以上経過しても破損しないものが殆どであり、相関性の高い「時間-破損時間線図」を得るには至らなかった。温度による促進効果についても、認められなかった。

3. 4 試験の問題点のまとめ

JIS K 7034をFRPM管に適用するにあたっての注意点・改良点を以下にまとめる。

(1) 規定の時間範囲(10時間~6000時間)以内で破壊にいたる、初期導入たわみ或いは導入ひずみの範囲は非常に狭い。予備試験などでこの範囲を把握するとともに、供試体寸法、たわみ量或いはひずみ量をできる

だけ正確に導入することが必要であろう。

(2) 試験終了点はウィーブ損傷ではなくひび割れ発生時とする。

(3) 試験液は希硫酸を用いる。

これらの点に留意することにより試験を実施しようと考えられるが、それでも、以下の様な問題点が残されている。

(1) 試験期間は10000時間を要するものがあるため、1年以上かかる。予備試験をいれればさらに時間が必要である。

(2) 本試験では最小クラスの大きさの供試体を用いたが、実際に多く使われるのはφ600～800mmと大きい。さらに供試体数は最終的に18点以上と規定されているため、試験実施に広大な面積を必要とする。

(3) 希硫酸を開放に近い状態で多量に用いるため、管理上の問題を解決する必要がある。

(4) 供試体数が18点以上と多く求められていることから分かるように、比較的ばらつき要因が多い試験である。(通常、FRPの物性試験では5個が標準的である。)

3. 5 今後の課題

本試験からは希硫酸の濃度に関する情報は得られなかった。また、温度を上げることによる試験時間の促進を目指したが、促進効果は認められなかった。

4. FRPM管用の長期応力-耐薬品性試験方法の種類と概要

前章ではFRPM管の試験方法としてJIS K 7034を実施したが、この他にもFRPM管の長期特性を試験する方法がいくつか知られている。ここでは、それらの方法を比較検討し、FRPM管の試験方法としての適用性と試験方法の改善点を検討することとした。表-2にそれらの試験方法の特徴をまとめた。JIS K 7034と同様に、複数の供試体に長期荷重をかけ、破断までの時間を調べる方法として、JIS K 7039がある。JIS K 7034が変位を一定に保つリラクゼーション試験であるのに対し、JIS K 7039は荷重を一定に保つクリープ試験である。JIS K 7039の試験装置を図-6に示す。応力緩和によって荷重が抜けていくリラクゼーション試験よりも、荷重が一定でたわみ量が増えていくクリープ試験の方が、良好な結果を得やすい可能性がある。リラクゼーション試験とクリープ試験の差以上にJIS K 7034とJIS K 7039が異なるのは、試験液と浸せき方法である。JIS K 7039の試験液は水と規定され、これ以外の試験液は想定されていない。下水道用FRPM管の損傷事例調査(平成11年度)では、殆どの損傷事例はpH 1程度の強い酸性条件下で起きており、酸性条件がひび割れ発生を促進させていることは明らかである。このため、JIS K 7039通りの水中クリープ試験で

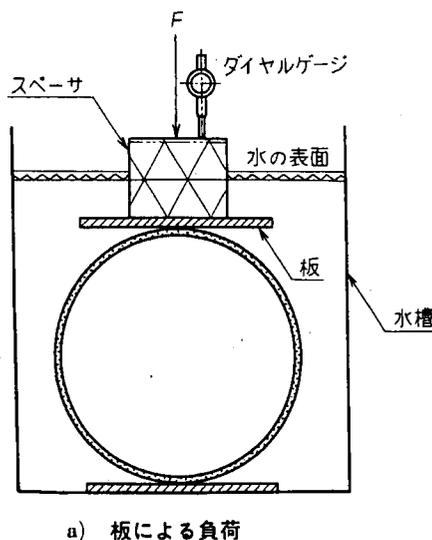


図-6 JIS K 7039の試験装置

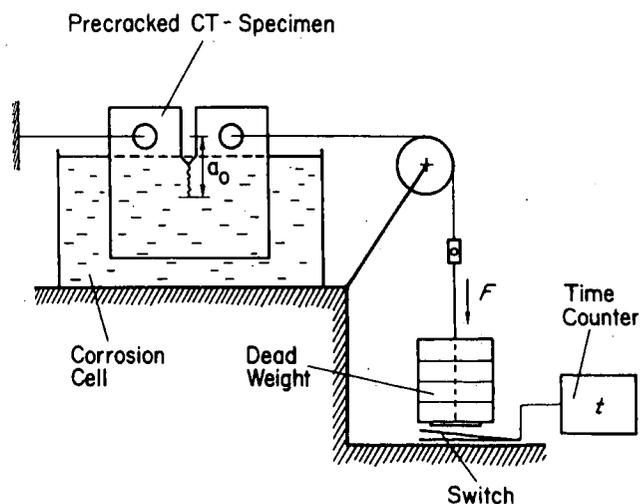


図-7 応力腐食割れ試験の試験装置の例²⁾

表-2 FRPM管の長期応力に関する試験方法一覧表

名称	概要	下水道管への適用上の長所	試験方法の問題点	下水道管への適用上の課題
JIS K 7034:1998 (ISO10952:1997) 「プラスチック配管系-GFRP管-偏平負荷における管内面の耐薬品性の求め方」	ASTM D 3681-96の焼き直し。管を一定の変形を保った状態で、内部に試験溶液を入れ、破壊までの時間を調べるリラクゼーション試験方法。 (図-1 参照)	試験条件が下水道管の条件に近い。	試験期間は最短でも1年を越える。 良好な破断時間-歪み線図を得られない場合がある。 広大なスペースを長期間確保する必要がある。 酸溶液の管理上の問題。	試験方法で定められていない以下の項目を下水道環境に合わせて設定する必要がある。 ・試験溶液 ・試験温度 ・試験終了をウィープ損傷ではなくひびわれの発生とする。
JIS K 7039:1998 (ISO10471.2:1997) 「プラスチック配管系-GFRP管-湿潤状態下における管の小器官極限曲げひずみ及び長期間極限相対変位の求め方」	管を水中に浸せきし、一定の荷重を載荷し、破壊までの時間を調べるクリープ試験方法。 (図-6 参照)	JIS K 7034よりも試験結果を得やすい可能性がある。	酸ではなく水であるため、腐食環境での水管の破損事例とは条件に隔たりがある。 広大なスペースを長期間確保する必要がある。	水を酸に変更することは可能であるが、試験装置、薬品管理上の問題を解決する必要がある。またこの場合には、管の外側からの浸食が起きるため、下水管としては過剰な条件になる。
応力腐食割れ試験 (規格化されていないが、文献でたびたびGFRP板に実施されている。2),3)	クラックを導入した板状FRPに、クラックを引き離す方向に荷重をかけながら腐食溶液に浸せきし、クラックの成長を調べる試験方法。 (図-7 参照)	応力腐食環境という点では下水環境に近い。 小片を用いることで試験に必要なスペースが少なく済む。	板状試験片と管状試験片の相関性があるか不明。 載荷条件が異なる。	FRPM管に適した試験方法への改良が必要。

注：この他、JIS K 7035はJIS K 7039と同様の装置で試験片1個のみに定荷重を加え、変位を計ることでクリープファクターと長期偏平剛性を求めるものである。

は、下水道用FRPM管の試験としては、適用できないものと考えられる。試験液を酸へ変更すると管の外周が酸にさらされてしまうため、FRPM管への腐食条件が過酷になる。FRPM管の内面の耐酸対策は必ず行われているが、外面の耐酸性は使用上特に必要ないため、耐酸対策がとられていないことがあるためである。以上の点からクリープ試験の適用が効果的である可能性があるものの、JIS K 7039の下水道用FRPM管の酸性腐食環境でのひび割れ損傷に関する試験方法としては、改善すべき点が多い。

GFRPの酸性条件下のひびわれは、金属材料の応力腐食割れに似た現象であるので、GFRPの「応力腐食割れ」として、亀裂進展の早さや、破壊メカニズムなどの研究が1980年代より行われている。これらは主に化学プラント配管などで使われる材料であるが、腐食環境としては下水道環境に比較的近いと考えることができる。GFRPの「応力腐食割れ」試験方法の公的な規格はないが、図-7のような装置を使った酸性条件下におけるクリープ試験が典型的な方法である。図-7のように管から切り出した小片を用いることができれば、試験に必要なスペースを節約することができ、比較的容易に試験点数を増やすことができる。一方切り出した試験片と管状試験片との試験結果に相関性を検討する必要がある。また、図-7の装置の場合の載荷条件と、実際のFRPM管損傷の載荷条件の相違についても検討する必要がある。

5. 下水道用FRPM管の応力酸性条件下での耐久性試験方法の検討

前章までの検討結果から、管から切り出した小片を用いる試験と管状供試体を用いたクリープ試験の2通

りについて、下水道用 FRPM 管の応力酸性条件下での耐久性試験方法を検討した。

5. 1 管から切り出した小片を用いる試験の検討

5. 1. 1 管の圧縮特性と切出試験片の曲げ特性

(1) 概要

管状供試体と管から切り出した小片の特性の相関を調べるため、管の圧縮試験と切出試験片の曲げ試験を実施した。

(2) 方法

1 種類の FRPM 管 (表-1 の FRMP 管 A と同種のもの) について、 ϕ 250mm, ϕ 400mm, ϕ 700mm, ϕ 1000mm の 4 つの口径のものを長さ 300mm に切断し、管状供試体とした。供試体はそれぞれ 3 体とした。また、 ϕ 250mm, ϕ 400mm, ϕ 700mm について、同じ FRPM 管から、幅(管長方向)15mm (ϕ 700mm では幅 20mm)、長さ(円周方向)を厚さの 16 倍+20mm 以上に切り出したものを、切出試験片とした。切出試験片はそれぞれ 5 本とした。管状供試体は板による圧縮試験 (载荷速度 10mm/min)、切出試験片は図-8 のように 3 点曲げ試験 (载荷速度 2mm/min) を行った。破断時のひずみを測定するために、管状供試体には管内部上下及び管外部側面に、切出試験片は载荷下面中央に大ひずみ用の歪みゲージを貼り付けた。

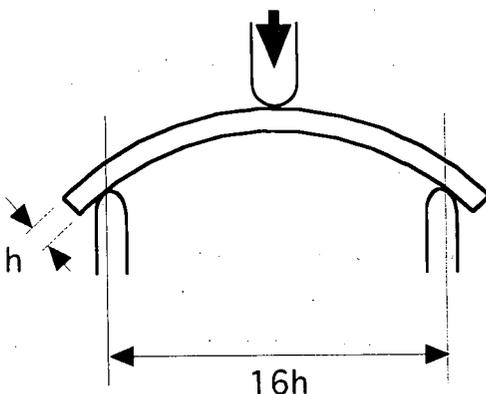


図-8 切出試験片の载荷試験概略図

(3) 結果

試験結果を表-3 に示す。最大荷重は管径が大きいほど大きく、切出試験片の最大荷重は管状供試体の 1/10 程度であった。一方、破断時のひずみは、管径の影響は殆どなく、また、切出試験片の値は管状供試体の値と大差は見られなかった。本試験結果から、破断時ひずみは管径による差が少なく、切出試験片による試験結果から、管状での破壊時ひずみを得ることができると思われる。

表-3 管の圧縮試験結果と切出試験片の曲げ試験結果

管径 (mm)	最大荷重(kN)		破断時ひずみ(mm/m)	
	管状試験体	切出試験片	管状試験体	切出試験片
250	12.4	0.63	17.9	18.6
400	19.4	1.44	19.0	18.9
700	22.0	3.12	18.0	19.4
1000	30.0	-	16.6	-

5. 1. 2 切出試験片による FRPM 管の応力酸性条件下での耐酸性試験方法案

前節の結果から、ひずみを管理することにより、切出試験片の応力条件下による耐酸性試験から、管材のデータを得られる可能性があることが分かる。そこで、切出試験片を使って応力条件下による耐酸性を簡易に試験する方法を検討し概要を以下にまとめた。

(1) 装置

図-9(クリープ試験)に示す装置による。類似の構造でリラクゼーション試験用に製作することも可能である。载荷点中央にひずみゲージを貼り付け、導入ひずみ量を正確に記録するため、荷重或いはたわみは正確に表示する必要はない。

(2) 試験液

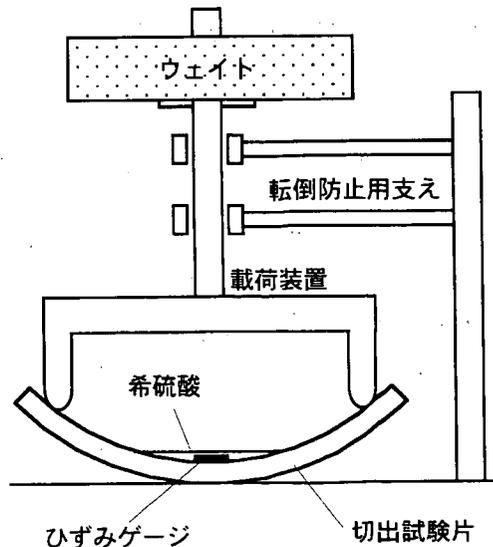


図-9 切出試験片のクリープ試験装置概略図

試験液は希硫酸を用いる。断面や管外面が試験液に触れないようにする必要がある。コーキング材でシールして全体を試験液に浸せきする方法もあるが、载荷裏面を上にして希硫酸を少量溜めておく方が、より容易になると考えられる。

(3) 問題点

本試験法は考案されて間もないため、十分なデータが得られていないが、それ以外に、ひずみゲージを貼り付ける部分が試験部分となってしまうため、ゲージ貼り付け用接着剤が試験結果に影響する恐れがある。

5. 2 管状供試体を用いたクリープ試験

JIS K 7039に以下のような変更を行うことにより、FRPM管の一定荷重载荷条件下での耐薬品性試験方法とする。

- (1) 試験液を水から希硫酸に変更する。
- (2) 試験液はJIS K 7034のように(図-1)管内部に少量を溜めるようにする。
- (3) 管上部内側でひずみ量を記録する。
- (4) ひび割れ発生までの時間を試験期間とする。

6. FRPM管の酸性条件下での長期荷重に対する安全率

試験の結果は、長期間にわたる供用(例えば100年後)でもひび割れ破損の発生しない、許容ひずみ量として表される。同種の管状供試体の破断時ひずみがほぼ同じであるという前章の結果も考慮に入れると、酸性条件下での長期荷重に対する安全率として表すことも可能である。安全率は式(1)で表される。

$$F_{acid, load} = \varepsilon_1 / \varepsilon_0 \quad (1)$$

ここに $F_{acid, load}$:酸性条件下での長期荷重に対する安全率
 ε_1 :許容ひずみ量
 ε_0 :破断時ひずみ量

7. まとめ

下水道用複合材料管の応力・酸性条件下における損傷について、試験方法に絞った検討を行った。JIS K 7034を実際実施したが、この試験方法はかなり困難であり、いくつかの改善すべき点があることを示した。また、管からの切出試験片による試験方法の提案と、JIS K 7039の改良によるFRPM管の一定荷重载荷条件下での耐薬品性試験方法を提案した。

参考文献

- 1) FRP 構造設計便覧(強化プラスチック協会, (1994)p.44
- 2) Friedrich, K.; "Stress corrosion crack propagation in glass fibre reinforced/thermoplastic PET", Journal of Materials Science Vol.16 (1981) pp.3292-3302
- 3) Price, J. N., Hull, D.; "Propagation of stress corrosion cracks in aligned glass fibre composite materials". Journal of Materials Science Vol.18 (1983) pp.2798-2810

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 高村 和典

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。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。さらに、平成12年11月に成立した「公共工事の入札及び契約の適正化の促進に関する法律」では、入札契約に関する情報の公表等をすべての発注者に対して義務づけることとしている。

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。12年度は、図書類の作成・体系化の一環として下水道土木工事共通仕様書(案)、下水道大系用語定義集の作成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」の工事工種体系に沿った再編成に着手した。

2. 研究方法

図-1に本研究の研究手順を示す。12年度は、下水道積算・契約関連図書類の作成・体系化の一環として下水道土木工事共通仕様書のうち処理場ポンプ場分野の整備を行うとともに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」について工事工種体系化に沿って再編成を行った。

また、下水道大系用語定義集の作成を行った。

3. 研究結果

3.1 下水道土木工事共通仕様書の作成

① 共通仕様書作成の方針

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

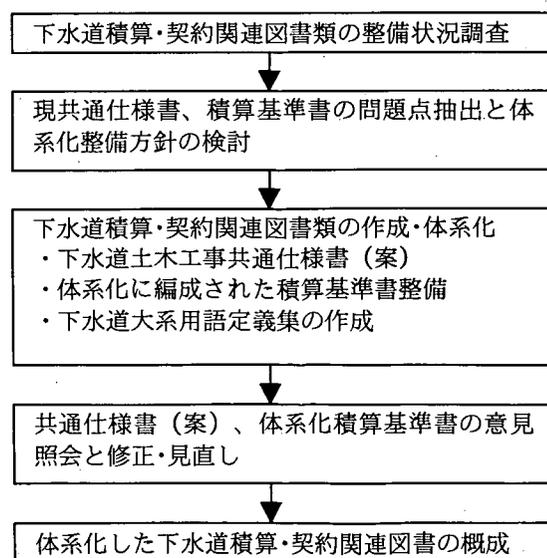


図-1 研究のフロー

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「国土交通省土木工事共通仕様書」の記載方法を表-1に示す。

策定後の下水道土木工事共通仕様書が、地方自治体において活用される形態には以下の2つが考えられる。

- イ) 一般土木の共通仕様書に下水道編として追加する形式で用いられる。
- ロ) 下水道土木工事共通仕様書として独自に用いられる。

「下水道土木工事共通仕様書」の整備に当たっては、策定後の活用形態を踏まえて、下水道事業で行う工事が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「国土交通省土木工事共通仕様書」²⁾が地方自治体に広く利用されていることなどを考慮し、下水道編として下水道固有の工種と国土交通省仕様書に記載されていない工種（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-2）。

また、下水道工事共通仕様書が独自に使用される場合を考慮し、国土交通省土木工事共通仕様書の中で共

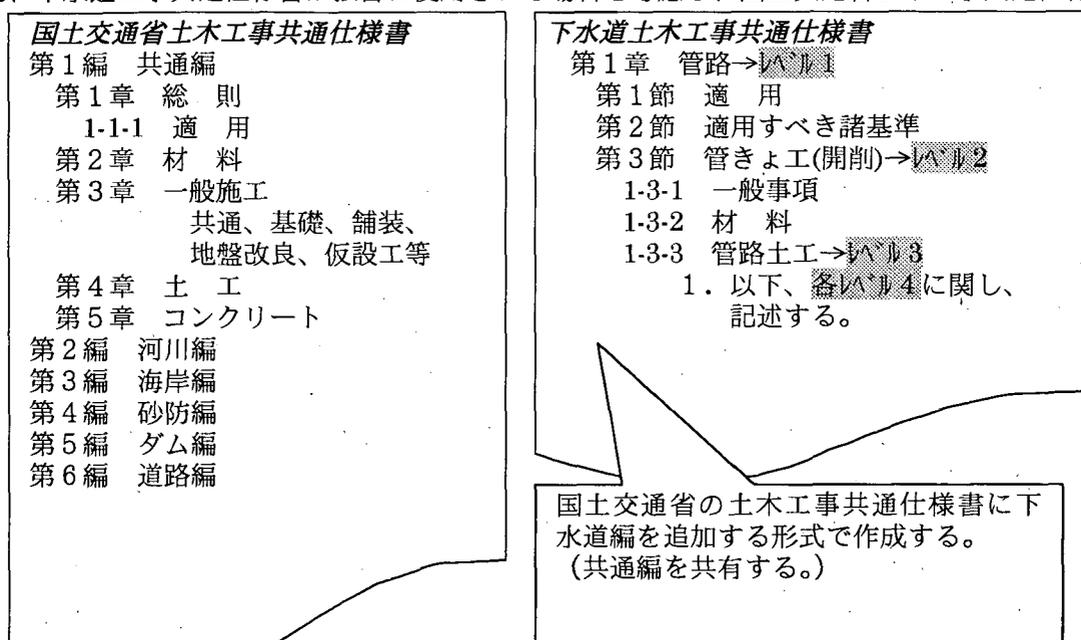


図-2 下水道共通仕様書の運用方法と目次構成

通編のみを参照することにより運用可能な形態とした。

②下水道土木工事共通仕様書の記述方針

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、「国土交通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と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

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1 m以内の部分を用いるものとする。
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/cm²(13.7N/mm²)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. ……

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. 2 下水道積算基準書の体系化

現在の積算基準書である「下水道用設計標準歩掛表」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。

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。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ベル2とする。（工種として契約図書に明示される。）
B代価		同上、レベル3とする。（レベル3の内訳として、レベル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、レベル4となる。レベル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。

- ・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

本工事内訳

本工事内訳書						
費目 (レベル1)	工種 (レベル2)	種別 (レベル3)	細別 (レベル4)	単位	摘要	
管路	管きよ工 (開削)	管路土工	管路掘削	式	C-1	
			管路埋戻	式	C-2	
			発生土処理	式	C-3	
			管布設工		B-2	
			鉄筋コンクリート管	m	C-4	
			陶管	m	C-5	
				
	マソール工				A-2	
					

レベル2に対応してA代価、
レベル3に対応してB代
価、レベル4に対応してC
代価を設定

管きよ工(レベル
2)のツリーに
配置されるすべ
ての種別(レベル
3)で構成

A-1 管きよ工 ○Omm(レベル2)

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
管路土工(レベル3)		式	1			B-1(A-1-1)
管布設工(レベル3)		式	1			B-2(A-1-12)
管基礎工(レベル3)		式	1			B-3(A-1-17)
水路築造工(レベル3)		式	1			B-4(下位代価無し)
管路土留工(レベル3)		式	1			B-5(A-1-22)
.....	

契約図書となる
工事数量総括表
に表示する単位
と積算用の単位
を併記

B-1 管路土工(レベル3)

(一式)

種目	形状寸法	単位	総括表 単位	数量	単価	金額	摘要
管路掘削(レベル4)		m ³	式				C-1(A-1-1)
管路埋戻(レベル4)		m ³	式				C-2(A-1-6)
発生土処理(レベル4)		m ³	式				C-3(A-1-9)
計							

B-2 管布設工(レベル3)

(一式)

種目	形状寸法	単位	総括表 単位	数量	単価	金額	摘要
鉄筋コンクリート管(レベル4)		m	m				C-4(A-1-12)
陶管(レベル4)		m	m				C-5(A-1-14)
硬質塩化ビニル管(レベル4)		m	m				C-6(A-1-15)
強化プラスチック複合管(レベル4)		m	m				C-7(A-1-15)
計							

管布設工(レベル
3)のツリーに
配置される細別
(レベル4)のう
ち下水道分野で
積算基準が制定
されている細別
で構成

C-4 鉄筋コンクリート管 (レベル4)

(1m当り)

種目	形状寸法	単位	数量	単価	金額	摘要
鉄筋コンクリート管材 料費		式	1			
鉄筋コンクリート管布 設工		m				D-4-1 (A-1-13)
計						

積算要素(レベル6)に相
当する積算基準をD、
E代価表として再編成

図-4 下水道積算基準書の体系化

更、検収する際の単位が明確となる。また、指定する工事仮設物、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、利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。

「下水道用設計標準歩掛表」における工事工種体系化に沿った再編成の具体的なイメージを図-4に示す。

3.3 下水道用語定義集の作成

工事工種体系における各階層区分（レベル）のうち、レベル4として位置づけられている「細別」は、他のレベルと異なり、契約における取引項目となりうる、特に重要なレベルと位置づけられている。

具体的には、入札時の見積もり額算出や契約変更、あるいは、目的物の検収をおこなう場合など細別項目ごとに、単価に数量を乗じて金額を算出したり、あるいは、数量を検収することとなる。従って契約の透明性を確保していくためにも“細別”の内容については発注者と受注者の間で内容に関する共通認識を形成していく必要がある。

下水道用語定義集の作成に当たってはいわゆる“下

水道用語集”的なものではなく、工事工種体系用語としての“細別”（レベル4）の定義という観点からの記述とした。このため、基本的には用語の解説はおこなっていない。また、“細別”の定義は原則として、当該細別の費用構成を“包括的な”表現で記述することとするとともに、工法に関する記述等、施工の任意性を阻害する表現は極力避けることとした。例えば、図-5に示す下水道用語定義集の記載例において硬質塩化ビニル管という“細別”には材料費、布設費、保温費が含まれ掘削、埋戻等の管路土工が含まれないという費用構成が明示されている。

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。13年度は、下水道土木工事共通仕様書のうち管渠分野の整備を進めると共に、策定された図書の地方自治体への意見照会などにより、見直し・作成を進める予定である。

<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

【S-411-01】			
硬質塩化ビニル管		総括表用単位	m
		積算用単位	m
【用語の定義】			
硬質塩化ビニル管の布設作業で、以下の費用を含む。			
・硬質塩化ビニル管材料費			
・管布設費 (VU)			
・管布設費 (VP)			
・管保温費			
【備考】			
下水道用硬質塩化ビニル管以外の継手材料、労務は、「継手類」で計上する。			
レベル1 工事区分	レベル2 工種	レベル3 種別	レベル4 細別
管路	管きょ工 (開削)	管布設工	硬質塩化ビニル管
管路	管きょ工 (小口径推進)	立坑内管布設工	硬質塩化ビニル管
処理場・ポンプ場	場内管路工	管布設工	硬質塩化ビニル管

図-5 下水道用語定義集の記載例

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

地震の多い我が国において、ライフライン施設の一つである下水道管渠は過去に数々の被害を受けてきた。特に1993年に発生した釧路沖地震において釧路町で生じたマンホールの浮上がり現象は、外部から目に見える被害として最も目立つものであった¹⁾。釧路沖地震等で浮き上がったマンホールを対象に行われた被害調査¹⁾によると、下水道管路の被災の主たる要因は地下水位以下の埋戻し土の液状化であると考えられている。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^{2)~5)}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浮き上がりがある程度防止できることがわかっている。これらの調査、模型実験により得られた知見から、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下水道管渠の浮き上がりを相当程度防止できそうであることがわかってきた。そこで、12年度は、液状化による管渠の浮上がり被害を防止するために必要な埋戻し部の締め固め程度を明らかにし、管渠の液状化被害を防止するために必要な埋戻し締め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る砂質土を用いて下水道管渠の浮上りに関する動的遠心模型実験を行い、管渠の浮上り被害程度と埋戻し材の液状化特性との関係を調べた。

2. 埋戻し土の液状化試験

2.1 目的

ここでは、動的遠心模型実験に使用する、実際の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特性を把握することを目的に、繰返し非排水三軸試験を行った。

2.2 試料

使用した埋戻し材は、11昨年度に実施した埋戻し材の室内土質試験の繰返し非排水三軸試験結果⁶⁾から、同じ締め固め度で液状化強度 R_{120} が異なるもの、同じ液状化強度で後述する累積損失エネルギーの異なるものを選定した。図-1 及び表-1 に試料の粒径加積曲線及び物理特性をそれぞれ示す。

2.2 試験方法

供試体は、締め固め試験(A-b 法)で得られた最

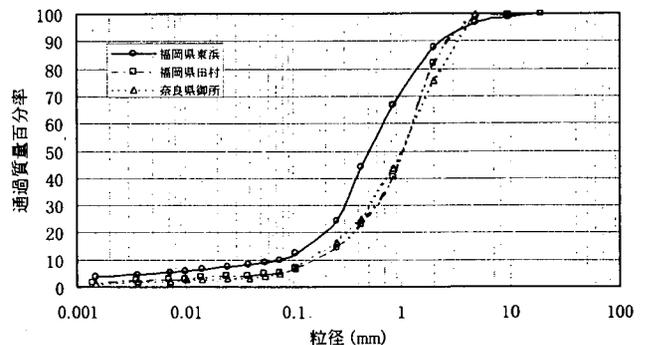


図-1 埋戻し土の粒径加積曲線

表-1 試料の物理特性

土 質 試 料		福岡県東浜	福岡県田村	奈良県御所	
物 理 特 性	土粒子の密度 ρ_s (g/cm^3)	2.694	2.666	2.710	
	含 水 比 w (%)	3.2	-	1.3	
	粒	礫分含有率 (%)	12.3	18.1	24.2
	砂分含有率 (%)	78.0	76.5	71.0	
	シルト分含有率 (%)	4.9	2.7	2.8	
	粘土分含有率 (%)	4.8	2.7	2.0	
性	平均粒径 D_{50} (mm)	0.503	1.05	1.02	
	均等係数 U_c	8.6	8.0	9.1	
砂の最大乾燥密度 ρ_{dmax} (g/cm^3)		1.553	1.657	1.746	
砂の最小乾燥密度 ρ_{dmin} (g/cm^3)		1.215	1.305	1.315	
締 固 め 試 験	最大乾燥密度 ρ_{dmax} (g/cm^3)	1.871	1.708	1.729	
	最適含水比 w_{opt} (%)	11.5	15.4	14.5	

適含水比に試料を調整し、目標締固め度 $D(\rho_d/\rho_{dmax})$ が表-2 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の寸法は直径 50mm、高さ 100mm である。

供試体の飽和は炭酸ガス法により行った。196kPa の背圧を与えて有効拘束圧 29.4kPa で等方圧密を行い、 B 値は各ケースとも 0.95 以上であることを確認した後試験を行った。

本試験の荷重条件として、通常の液状化試験と異なり、20 波毎に応力振幅比を段階的に増加させる漸増振幅荷重を行った。漸増振幅荷重試験の荷重条件は、図-2 に示すように、初期荷重応力振幅比を 0.05 または 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。

繰返し回数 20 回で両振幅軸ひずみ $\epsilon_{DA}=5\%$ となる繰返し応力比を液状化強度 R_{L20} と定義した。液状化強度 R_{L20} は、図-3 に示すように、両振幅軸ひずみ 5% を超えた最終ステップの応力比 R_n 、その 1 つ前のステップの応力比 R_{n-1} 、最終ステップの繰返し回数 N および 1 ステップ当たりの荷重回数 20 回より、最終ステップの繰返し応力比を $(N/20 \times R_n - R_{n-1})$ と仮定して繰返し応力比と両振幅軸ひずみの関係上にプロットし、同図より両振幅軸ひずみ 5% に対する繰返し応力比を直線補間により求めた。

また、せん断応力-せん断ひずみ関係のループ面積を両振幅軸ひずみ 5% まで累積した値を累積損失エネルギーと定義した。地盤中の土要素を考えると、土要素は地震時に繰返し応力の作用を受け、ヒステリテックな応力-ひずみ履歴をたどる。この過程で土要素は塑性変形しエネルギーを消費する。これを累積損失エネルギーと呼び、次式で定義される η ^{7,8)}。

$$\Delta W = \oint \tau \cdot d\gamma \quad (1)$$

ここに、 W : 累積損失エネルギー (kPa)、 τ : せん断応力 (kPa)、 γ : せん断ひずみ。定義から明らかなように、累積損失エネルギーは繰返し荷重サイクルに対して単調増加である。

ここでは、それぞれの実験結果として得られた偏差応力-軸ひずみ関係をせん断応力-せん断ひずみに変換した後、次式により両振幅軸ひずみ 5% を超えた付近までの累積損失エネルギーを計算した。

$$\Delta W = \oint \tau \cdot d\gamma = \sum_{n=0}^N \frac{(\tau_{n+1} + \tau_n) \cdot (\gamma_{n+1} - \gamma_n)}{2} \quad (2)$$

ここに、 N : データの個数。なお、風間らの研究 ^{7,8)} における累積損失エネルギーは定振幅漸増荷重試験結果に対して定義されているが、ここでは、応力制御の漸増振幅荷重試験に対してそのまま適用している。

2.3 試験結果および考察

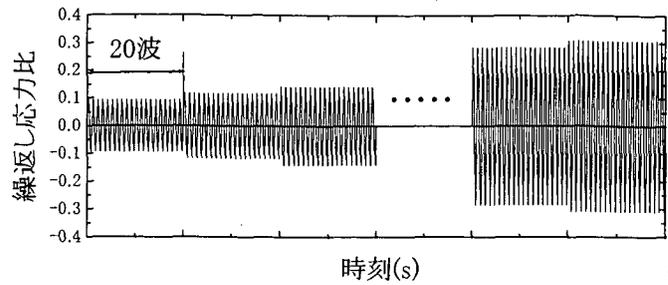


図-2 漸増振幅荷重

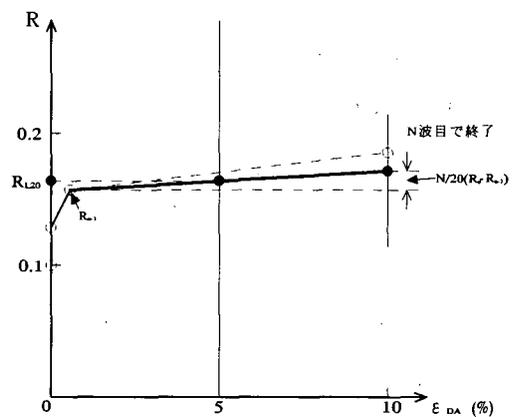


図-3 液状化強度の定義

表-2 漸増振幅載荷試験結果一覧

試料名	福岡県東浜			福岡県田村			奈良県御所		
圧密後の締固め度 D_c (%)	74.6	85.5	89	80.9	85.8	91	80.1	84.2	89.7
$\epsilon_{DA}=5\%$ における 液状化強度 R_{L20}	0.090	0.241	0.399	0.089	0.112	0.215	0.094	0.128	0.197
$\epsilon_{DA}=5\%$ における正規化累積 損失エネルギー	0.007	0.056	0.237	0.007	0.012	0.045	0.007	0.013	0.039

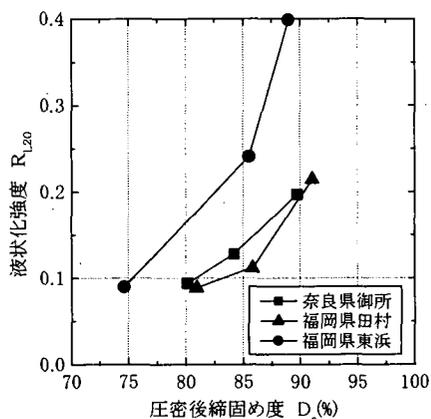


図-4 締固め度と液状化強度の関係

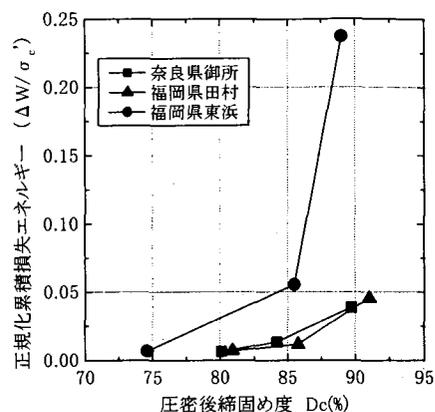


図-5 締固め度と正規化累積損失エネルギーの関係

圧密後締固め度と両振幅軸ひずみ 5%における液状化強度及び累積損失エネルギーの一覧表を表-2 に示す。以下、この表を基に圧密後締固め度と両振幅軸ひずみ 5%における液状化強度及び累積損失エネルギーの関係について述べる。

締固め度と液状化強度 R_{L20} の関係を図-4 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。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。

次に締固め度と累積損失エネルギーの関係を図-5 に示す。いずれの試料においても締固め度が高くなるほど累積損失エネルギーが高くなり、液状化抵抗同様に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。累積損失エネルギーは土の粘り強さを表すとされているが、構造物の被害との相関については明らかになっていない。そこで、次章では動的遠心模型実験により、累積損失エネルギーを含めた土の液状化特性と、下水道管渠の浮上がり被害の関係を調べた。

3. 動的遠心模型実験

3.1 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に、特に、埋戻し材の違い、埋戻し部の密度の違いに着目して動的遠心模型実験を行い、実験に用いた埋戻し材の液状化特性と管渠の浮上

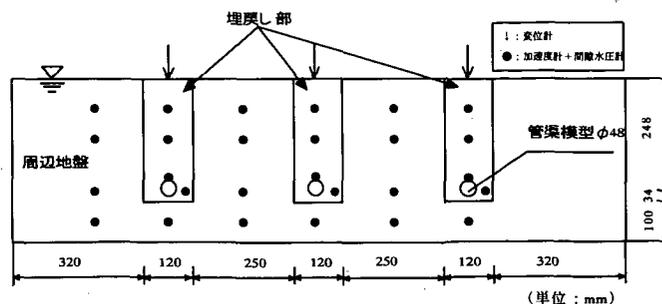


図-6 実験模型

り被害程度との関係を調べた。

3.2 実験方法

模型の概要を図-6、実験条件を表-3に示す。表-3に示すように、実験は埋戻し材料の違い、埋戻し部の密度の違い、周辺地盤の液状化・非液状化に着目して行った。箱形土槽の中に、層厚40cmの周辺地盤を作成し、その中に、管渠模型を埋設した層厚30cmの埋戻し部を3つ作成した。管渠模型は、見かけの比重が0.6となるように調整した塩化ビニール製パイプを用いた。表-3の乾燥密度を目標に周辺地盤は江戸崎砂を用いて、突固めにより作成し、埋戻し部は奈良県御所、福岡県東浜および田村から取り寄せた埋戻し土を用いて突固めにより作成した。実験中、管渠模型及び埋戻し部の変位、管渠模型、埋戻し部及び周辺地盤の加速度、間隙水圧を測定した。実験は10Gの遠心力場で行い、それにともない間隙流体は水の10倍の粘性を持つメチルセルロース水溶液を用いた。入力波として、重力場換算1Hz、300galおよび600gal、20波の正弦波、および最大1200galの不規則波を用いて、3段階のステップ加振を行った。

表-3 実験条件

ケース	埋戻し部		周辺地盤		加振条件 (重力場換算)	
	材料	目標締固め度 (%)	材料	目標乾燥密度 (g/cm ³)		
1	御所砂	90	江戸崎砂	1.65 (非液状化)	Step1 正弦波300gal 20波	
	東浜砂	90				
	田村砂	90				
2	御所砂	85			1.43 (液状化)	Step2 正弦波600gal 20波
	東浜砂	80				
	田村砂	85				
3	御所砂	75		1.43 (液状化)	Step3 不規則波 最大1200gal	
	東浜砂	75				
	田村砂	75				
4	東浜砂	75	1.43 (液状化)	Step3 不規則波 最大1200gal		
	東浜砂	82				
	東浜砂	90				

管渠模型は、見かけの比重が0.6となるように調整した塩化ビニール製パイプを用いた。表-3の乾燥密度を目標に周辺地盤は江戸崎砂を用いて、突固めにより作成し、埋戻し部は奈良県御所、福岡県東浜および田村から取り寄せた埋戻し土を用いて突固めにより作成した。実験中、管渠模型及び埋戻し部の変位、管渠模型、埋戻し部及び周辺地盤の加速度、間隙水圧を測定した。実験は10Gの遠心力場で行い、それにともない間隙流体は水の10倍の粘性を持つメチルセルロース水溶液を用いた。入力波として、重力場換算1Hz、300galおよび600gal、20波の正弦波、および最大1200galの不規則波を用いて、3段階のステップ加振を行った。

3.3 実験結果および考察

以後、全て実物スケールに換算して示す。遠心圧密後の締固め度と管路模型の浮上り量の関係を図-7に示す。周辺地盤が非液状化の場合、300gal加振では浮上り量が生じなかった。また、600gal加振では締固め度が小さいほど浮上り量は大きくなった。なお、ケース3の300gal加振及び全ケースの600gal加振において埋戻し部は液状化していた。周辺地盤も液状化するケース4では、300gal加振でも浮上り量が生じた。周辺地盤が液状化しないケースにおいて、締固め度が同じでも材料が異なると浮上り量は異なった。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 $D_c \geq 90\%$ 以上としていることが多いが、今回の実験で少なくとも $D_c \geq 90\%$ 程度に締め固めていれば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じなかった。ただし、本実験の浮上り量は最大値でも9.5cmで管径の約2割

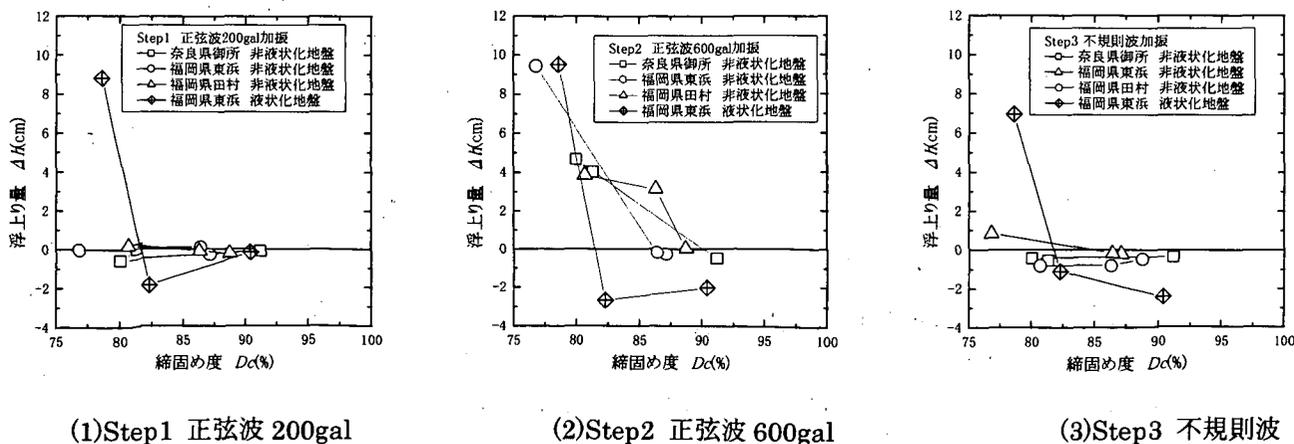


図-7 締固め度と浮上り量の関係

程度の浮上り量であり、管路模型下部の埋戻し層厚が薄いこと、埋戻し部の開削幅が狭いこと等が影響し、今回の実験条件は浮き上がりにくい条件であった可能性もある。

3.4. 埋戻し材料の液状化特性と管渠の浮上り量の関係

次に埋戻し材の液状化特性と管渠の浮上り量の関係について調べた。ここでは、繰返し非排水三軸試験による繰返し載荷回数 20 回で両振幅軸ひずみ 5% となる繰返し応力比を液状化強度 R_{L20} とし、また、偏差応力-軸ひずみ関係のループ面積を両振幅軸ひずみ 5% まで累積した値を累積損失エネルギーとして、これらと浮上り量の関係を調べた。

まず、埋戻し材の液状化強度と浮上り量の関係を図-8 に示す。なお、ここでは周辺地盤が非液状化のケースでステップ 2 の結果について示している。液状化強度と浮上り量の関係は材料の違いによるばらつきは比較的小さいこと、今回の実験では埋戻し部がたとえ液状化しても液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じないようであること、がわかる。

次に累積損失エネルギーと管路模型の浮上り量の関係を図-9 に示す。累積損失エネルギーが小さくなると浮上り量が大きくなる傾向が見られる。累積損失エネルギーと浮上り量の関係も液状化強度と同様に材料の違いによるばらつきは比較的小さいようである。

地盤を一次元土柱と考え埋戻し部の応答加速度より求めたせん断応力と、埋戻し部の加速度の測定値を積分することにより求めたひずみの関係を求めた。図-10 に例として東浜砂で締固め度 $D=87\%$ および 77% で埋め戻したケースの計算結果を示す。これより、締固め度 $D=87\%$ と密な場合は、サイクルクリックモビリティにより各サイクル毎に応力が回復しているが、締固め度 $D=77\%$ の緩い場合は、応力が回復することなくこのループ面積を積分することにより、実験中に埋戻し部で消費した損失エネルギー ΔW を求めた。その際、15~300Hz のバンドパスフィルターによりドリフト成分を除去している。加速度計より求めた損失エネルギー比 $\Delta W / \sigma_{v0}'$ と繰返し三軸試験により $DA=5\%$ までの損失エネルギー $\Delta W_{DA=5\%} / \sigma_{m0}'$ の比 $(W_{DA=5\%} / \sigma_{m0}') / (\Delta W / \sigma_{v0}')$ と、浮上り量の関係を示したのが、図-11 である。これより、

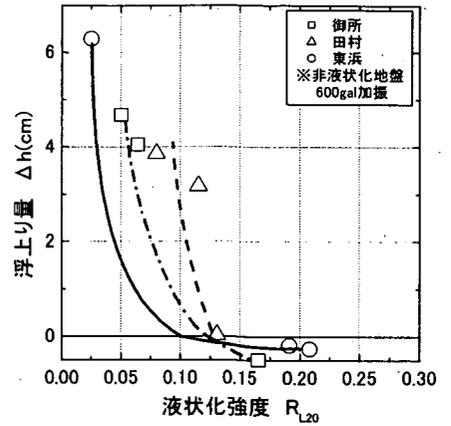


図-8 液状化強度と浮上り量の関係

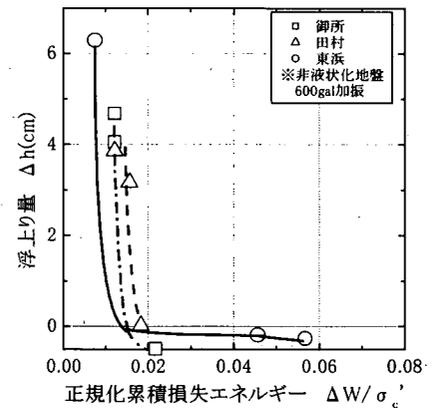
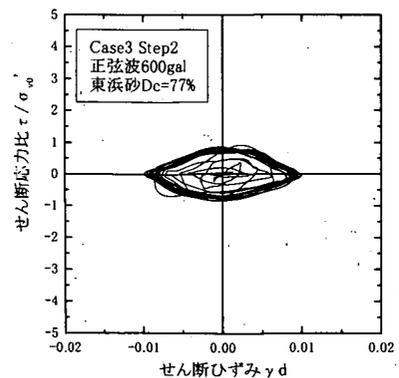
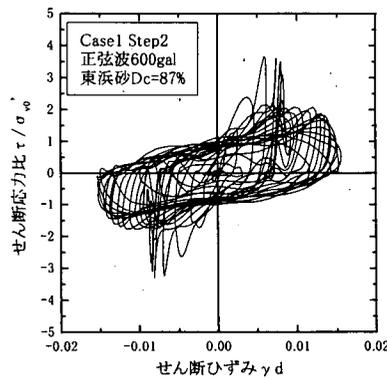


図-9 累積損失エネルギーと浮上り量の関係



(1) Case1 Step2 東浜砂 $D_c=87\%$ (2) Case3 Step2 東浜砂 $D_c=77\%$

図-10 加速度計から求めた応力-ひずみ関係の例

$(W_{DA=5\%}/\sigma_{m0})/(\Delta W/\sigma_{v0})$ の値が0.3以下になると浮上りが生じ、この値が小さいほど浮上り量が大きくなる傾向が見られる。

以上より、今回の実験では少なくとも $D=90\%$ 程度に締め固めていれば、埋戻し部が液状化しても周辺地盤の液状化の有無にかかわらず管路模型の浮上りは生じないこと、液状化強度がある程度高ければ管渠の浮上りは生じないようであることがわかった。また、下水道管渠の浮上り量との相関は締め固め度よりも、液状化強度または累積損失エネルギーが高く、埋戻し部が液状化しても液状化強度、あるいは累積損失エネルギーが大きければ浮上りは生じないことがわかった。

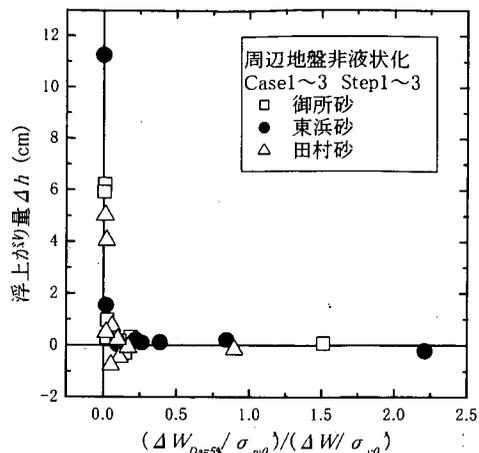


図-11 損失エネルギー比と浮上り量の関係

4. 主な研究成果物

- ・松尾修, 佐々木哲也, 田本修一: 下水道管路埋戻し材料の繰返し強度特性に関する実験報告書, 土木研究所資料, 第3701号, 2000.8.
- ・田本修一, 佐々木哲也, 松尾修: 下水管理設に用いられる砂質土の液状化特性, 第35回地盤工学研究発表会, pp.773-774, 2000.6.
- ・佐々木哲也, 田本修一, 松尾修: 地中構造物の浮上り対策工に関する動的遠心模型実験(その2), 第55回土木学会年次学術講演会, pp.330-331, 2000.9.
- ・松尾修, 佐々木哲也: 下水道管路施設の液状化による浮上り被害とその対策, 土木技術資料, Vol.42, No.10, pp.60-65, 2000.9.

参考文献

- 1) 田中修司, 塩路勝久, 大塚久哲, 二宮嘉郎, 松尾修, 古関潤一: 釧路沖地震により浮上した下水道マンホールの調査, 土木研究所資料第3275号, 1994.
- 2) 松尾修, 古関潤一, 佐々木哲也, 近藤浩市, 林裕士: 管路施設の地震時浮上りに関する模型振動実験, 土木研究所資料第3486号, 1997.
- 3) 田村敬一, 東拓生, 小林寛: 埋戻し部の締め固めに着目した下水道管渠の浮上り特性, 土木学会第52回年次学術講演会, pp.314-315, 1997.
- 4) 島村一訓, 濱田政則, 安田進, 小島清嗣, 藤田裕介, 菊池敏男: 実大実験による埋設管路の液状化時の浮上に関する研究, 第10回日本地震工学シンポジウム, pp.1399-1404, 1998.
- 5) 清水恵助, 永瀬英夫, 廣岡明彦, 新井章太, 橋本裕二郎: 締め固め工と矢板による締切り工を併用した地中構造物の液状化時浮上り抑制工に関する重力場振動台実験, 第34回地盤工学研究発表会, pp.1723-1724, 1999.
- 6) 田本修一, 松尾修, 佐々木哲也: 下水管理設に用いられる砂質土の液状化特性, 地盤工学研究発表会, pp.
- 7) 風間基樹, 柳澤英司, 増田昌昭: 定ひずみ制御繰返し三軸試験による液状化強度評価の可能性, 土と基礎, Vol.46, No.4, pp.21-24, 1998.
- 8) 風間基樹, 鈴木崇弘, 柳澤栄司: 地盤に入力された累積損失エネルギーの評価法と液状化予測への適用, 土木学会論文集, No.631/III-48, pp.161-177, 1999.

VI. 河川事業調査費による研究

1. 河川水質調査の体系化に関する調査

水質研究室	室長	田中 宏明
	主任研究員	白崎 亮
	主任研究員	石井 宏幸
	研究員	竹歳 健治

1. 研究目的

近年、環境基準の項目追加等を背景として、河川管理者が行う河川水質調査等の項目、頻度も増加してきているが、調査結果の利用、測定項目の選定が必ずしも十分検討されていない場合がある。また、調査地点や頻度の決定についても、必ずしも合理的に決められていないのが現状である。このため、河川水質調査を目的別に分類し、それぞれの目的に応じた合理的な水質項目、調査地点の選定方法、調査頻度、調査方法等のあり方について検討を行い、河川水質調査要領としてとりまとめることを目的としている。

2. 研究方法

当研究室は、本省河川環境課、地域整備局およびその技術事務所、北海道開発局および開発土木研究所の水質担当者とともに、国土交通省水質連絡会を構成している。本調査は、水質連絡会の各機関で分担を行い、実施している。当研究室はこのうち、水質調査の目的、調査計画を含めた総論と、調査の体系化が遅れている底質調査、特に底質からの溶出量の調査方法を担当している。平成12年度は、水質調査目的の整理と調査計画の立て方について、国土交通省水質連絡会での議論や水質調査に関する文献などをもとに検討を行った。

3. 研究結果

3.1 本調査要領の目的

本調査要領は、河川水質管理の一環として行われる河川、湖沼の水質、底質調査等（以下、河川水質調査等という。）に適用するものである。近年、環境基準の項目追加等を背景として、河川管理者が行う河川水質調査等の項目、頻度も増加してきている。一方、調査地点の決定については、必ずしも合理的に決められていないのが現状である。以上のことから、本調査要領では河川水質調査を目的別に分類し、それぞれの目的に応じた合理的な調査地点の選定方法や調査頻度等の決定方法等について述べることとする。

3.2 本調査要領の対象範囲

3.2.1 対象とする水域

本調査要領が対象とする水域は、河川（ただし、原則としてダム貯水池・堰の湛水区間は対象としない。）湖沼及びこれらの周辺の地下水とする。

3.2.2 対象とする調査の目的

本調査要領では、次の4つの目的で実施される河川水質調査を対象とする。

- ① 事業実施・事業評価のための水質調査

- ② 公共用水域の監視のための水質調査
- ③ 利水のための水質調査
- ④ 生態系保全のための水質調査

また、本調査要領では、これらの水質調査を補完するために実施される水質自動監視装置による水質調査及び汚濁解析に必要な水質調査についても取り扱う。さらに、河川などの水質調査の他、地下水調査及び底質調査についても取り扱う。

なお、本調査要領では、水質事故時の水質調査については、「水質事故対策技術 2001 年版（国土交通省水質連絡会）」で、対象としていることから、水質事故時の水質調査については取り扱わない。

3.3 河川管理者が行う水質調査の目的と意義

3.3.1 事業実施・事業評価のための水質調査

地球環境問題の顕在化に伴い、いかにして持続可能な開発を実現するかという課題が認識されるようになったこと等を背景として、平成9年に環境影響評価法が制定、公布され、平成11年6月から施行されている。同法の対象とする事業は、規模が大きく環境に著しい影響を及ぼすおそれがある事業であり、河川事業においては、ダム、堰、湖沼水位調節施設、放水路のうち一定規模以上のものが対象となっている。したがって、築堤、河道拡幅、低水路掘削等の通常の河川改修や湖沼底泥の浚渫等については、環境影響評価法の対象とはなっていない。しかしながら、今後、これらの事業を利害関係者との合意を得ながら進めていこうとすれば、法に準じた環境影響評価は不可欠である。また、平成9年に河川法が改正され、法の目的に「河川環境の整備と保全」が位置付けられたことから、事業の実施に当たっては、環境影響評価法の適用如何に関わらず、水質や底質を含めた現状の河川環境を十分に調査し改修の影響を予測した上で、影響を可能な限り小さくする、あるいは必要な代償措置を講じるように努める必要がある。

一方、近年の国民の納税者意識の高まり等を背景に公共事業に対する説明責任を求める声が高まってきており、原則として全ての公共事業については事前（計画段階）、実施中、事後（完成後）の各段階において、費用対効果分析を中心とした事業評価を実施することが求められている。河川事業においても、例えば底泥浚渫や浄化施設の整備等の水質改善を直接の目的とした事業等については、その効果を適切に把握するための十分な水質調査が不可欠となる。

事業実施・事業評価のための水質調査は、河川管理者が河川改修や浄化事業等を実施するに当たって、水質や底質の現状を十分に把握するとともに、事業の実施により水質や底質がどのように変化していくかを的確に予測するために実施するものである。

3.3.2 公共用水域の監視のための水質調査

水質汚濁防止法第16条第1項では都道府県知事は、国及び地方公共団体の行う公共用水域及び地下水の水質の測定計画について、毎年、国の地方行政機関の長と協議して作成することとされており、同条第4項では国及び地方公共団体は、測定計画に従って公共用水域及び地下水の水質の測定を行うこととされている。

公共用水域の監視のための水質調査は、河川管理者がこれらの規定に基づいて管理区間内等において実施する定期的な水質調査である。河川管理者は、測定結果を都道府県知事に送付し、都道府県知事は測定結果を取りまとめて公表する。

3.3.3 利水のための水質調査

河川や湖沼における自然的要因による突発的な水質変化現象（例えばアオコ等の藻類の異常発生や異臭、濁水に伴う汚濁等）が発生すると水道等の利水に重大な影響を与える場合がある。このような場合、水質変化現象の実態や原因を迅速かつ的確に把握し、必要な対策を速やかに検討、立案することは、河川管理者として重要な河川水質管理の一環である。

また、河川水は取水されて使用されるばかりでなく、水浴等の親水利用や美しい景観を構成する重要な要素としての価値も有しており、これらの親水利用、修景利用も利水の概念に含めることができる。もし河川水が汚濁や悪臭等でこれらの利用に適さない状態となった場合にも、必要な対策を検討、立案する必要がある。

利水のための水質調査は、河川や湖沼における水質変化現象について、実態や原因の把握、必要な対策を検討、立案するために必要な基礎資料を得るために河川管理者が実施する水質調査である。

3.3.4 生態系保全のための水質調査

前述したように「河川環境の整備と保全」は河川法の目的の一つであり、生態系は河川環境を構成する重要な要素であることから、河川管理者にとって生態系の保全は重要な河川管理の一環である。しかしながら、生態系に関する知見については、水質のみならず気象、地形、河川構造等の要因が複雑に絡み合っているため不明な部分が多く、フィールドにおける学際的・学術的な調査を進めていく必要があり、水質調査もこの調査の中で位置付ける必要がある。例えば多摩川等のいくつかの河川においては、水質学、河川工学、生物学等の異なる分野の専門家が共同で長期にわたる系統的、時系列的なモニタリングを実施し、生態学的な観点から河川を理解しようとする取り組みが始まっている。こうした取り組みで得られた知見をもとに、調査手法を確立していくことが必要である。

3.4 河川水質モニタリング計画

3.4.1 河川水質モニタリング計画の概要

水質モニタリングは河川管理の重要基礎情報である。例えば、

- 水資源の状況を把握し、現状や新たな水質汚染問題を見いだす
- 水質管理の計画を定式化し、優先順位を決定する
- 水質管理計画を策定し、実行する
- 対策の有効性を評価する

などの様々な目的を有している。このため、各地域整備局河川担当事務所は、これらの目的を踏まえて必要かつ有効な水質情報の入手と利用を定めた河川水質モニタリング計画（案）を定め、水質調査の目的と利用方法を明確化する。

モニタリング計画に盛り込むべき要件としては、例えば次のような事項が考えられる。

- 1) 目的の明確な記述
- 2) 想定される結果と利用方法
- 3) 調査対象地域の記述
- 4) サンプル地域と地点の記述
- 5) 測定すべき水質項目
- 6) サンプルの位置、頻度と時期
- 7) 計画を実施する際の体制
- 8) 収集された情報の利用方法の記述

3.4.2 河川水質モニタリングの目的のレビュー

国連環境プログラム UNEP や世界保健機構 (WHO) では、湛水域の水質モニタリングを計画実施する際の目的として次のような事項を挙げている。

- 水利用に適正か
- 水環境の質的トレンド
- 人の活動による環境の変化
- 負荷量の推定 (湖や海)
- アセスメント対象事業のバックグラウンド
- 水利用。利用者を質的量的に満足させているか?
- 人の活動による水質的影響の把握
- 水質変化機構の解明 (Fate)
- 水質管理。水質的許容量や環境基準の適合性、水質管理計画立案の基礎情報
- 利用と質的環境で水質が地理的にどう違い、その間の関係把握を行う
- 現在、過去、将来の水質問題のファクターは何か
- 水質が他の環境媒体、例えば生物、生態系にどのような影響を及ぼしているのか

また、水質管理のために情報が必要な背景として、次のような点を挙げている。

- どのように水域の水質と水量が水利用者の要件と関係しているのか
- どのように水域の水質と水量が既存の水質基準と関係しているのか
- どのように水域の水質は流域の自然の機能と構造から影響を受けるか
- 許容可能な汚染レベルに納めることができる水域容量からの排水負荷量の決定
- 排水が既存の基準や規制を順守できているかのチェック
- 制御方法の適正と効率と汚染制御のための管理活動
- 流域での人間活動による長期的な水質変化傾向
- 水質の改善やさらなる悪化の防止のための対策実施
- 水利用に不適切な化学的・生物学的水質パラメーター
- 水に含まれる汚染物質から人の健康に支障を生じるリスクの把握
- 水質悪化が、水域に生息する動植物生態系に及ぼす影響

3.4.3 水質モニタリングの目的の記述

目的を明確にするために、例えば次のような疑問に答える形で設定する。

- なぜモニタリングを行うのか? 基礎情報か、計画や政策立案の情報か、管理と運用の情報か、規制やその順守のための情報化か、資源管理のための情報か、その他のための情報か?
- 様々な目的のために何の情報が必要なのか? どの水質項目を、どのような頻度で、自然あるいは人為的現象のいずれに対応して実施すべきか?
- モニタリングに使える人的資金的な制約はどの程度か? 非現実的な設定となっていないか
- モニタリングの異なる要素に責任を持つのは誰か?
- 誰がモニタリングデータを利用し、その情報をもとに何をしようとするのか? マネジメントの決定か、基準の順守状況か、対策の優先度の決定か、将来の問題を警告するためか、現状知見のギャップを知るためか?

3.4.4 サンプルング場所や地点の選定

サンプルング場所の決定に当たっては、モニタリングの目的と水系の地理的情報、水利用者や排出者の地理的情報を考慮する。国連環境プログラム UNEP や世界保健機構 (WHO) では、サンプルング網を決定する際の目的として次のような例を示している。

- 水系の基礎情報を知る。
- 水質悪化の兆しを見つける。
- 望ましい水質基準を満足できない水域を知る。
- 汚染地域を知る。
- 排水の放流量と影響を知る。
- 水域或いは小流域の汚濁負荷量を推定する。
- 水質管理の評価と効果把握を行う。
- 水利用に応じた水質ガイドラインや基準を開発する。
- 排水者への規制を設定する。
- 水質管理計画を立案する。

3.4.5 モニタリング地域の記述

例えば、次のようなモニタリングする地域の特徴を理解した上で、モニタリング計画を立てることが必要である。

- 気象と水理情報
- 水域や流域の状況
- 水利用や生態系の状況
- これまでの水質モニタリングの状況
- 水質保全対策の状況

3.4.6 モニタリングする項目やサンプルング地点、頻度と時期

河川、湖沼、地下水など、物理的な特性やそれらの水質の空間的、時間的変動特性を理解し、調査目的に応じて設定する必要がある。詳細は、水質調査要領の各論で記述される。

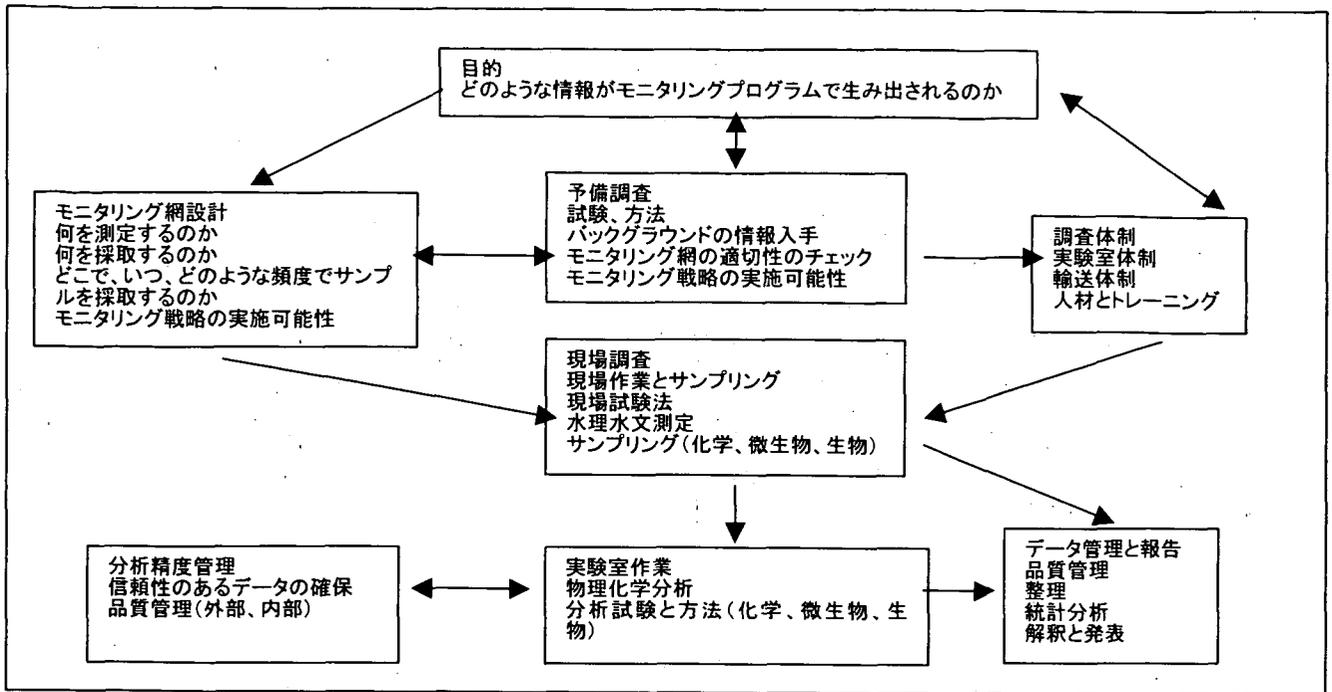


図-1 水質モニタリングの手順(Bartram J. & R. Ballance, 1996)

参考文献

Chapman D. (Edt.) (1996) Water Quality Assessments, A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring, second edition, UNESCO, WHO, UNEP, E & FN Spon.

Bartram J. & R. Ballance (1996) Water Quality Monitoring, A practical guide to the design and implementation of freshwater quality, UNEP & WHO, E & FN Spon.

VII. 建設技術研究開発経費による研究

1. 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

汚泥研究室 室 長 森田 弘昭
 水質研究室 室 長 田中 宏明
 汚泥研究室 主任研究員 落 修一
 主任研究員 南山 瑞彦
 水質研究室 主任研究員 小森 行也
 研究員 岡安 祐司

1. 底質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発

1. 1 はじめに

近年、極微量でも高い毒性を持つとされているダイオキシン類による汚染が全国的に大きな問題となっている。底質中のダイオキシン類の濃度は位置により大きく変化する可能性があるため、万一その汚染が発見された場合に効率的な対策を行うには、簡易かつ低コストで迅速に概略のダイオキシン類の分布状況を推定し、施工管理や対策評価をより適切に行う必要がある。一方、底質中のダイオキシン類測定に係る公定法は、試料採取から分析結果の解析までに長時間を必要としている。かかる状況をふまえ、本課題では、施工管理等の建設事業に対応したより簡易で迅速に比較的正確な結果が得られる底質中のダイオキシン類分析手法を検討、開発することを目的としている。

底質試料は高含水率で、有機質が多く含まれる場合も多いため、底質を対象とした公定法においては、乾燥工程、抽出工程、クリーンアップ工程に長時間を要する。特に、乾燥及び抽出工程を迅速に行うことで分析の迅速化をはかると考えられる。そのため、12年度は、乾燥及び抽出手法の比較検討に着手した。

1. 2 方法

河川の底質試料を採取し、同一試料を用いて抽出手法の違いが分析結果に及ぼす影響を検討した。試料の採取及び分析は環境庁のマニュアル¹⁾に従って行った。一般的な分析フローの概略を図-1に示す。分析対象物質はポリ塩化ジベンゾ-パラ-ジオキシン(PCDDs)およびポリ塩化ジベンゾフラン(PCDFs)と、コプラナーポリ塩化ビフェニル(Co-PCBs)である。

抽出手法の比較検討にあたり、12年度はソックスレー抽出法¹⁾と湿泥-ヘキササン抽出法¹⁾の比較検討を

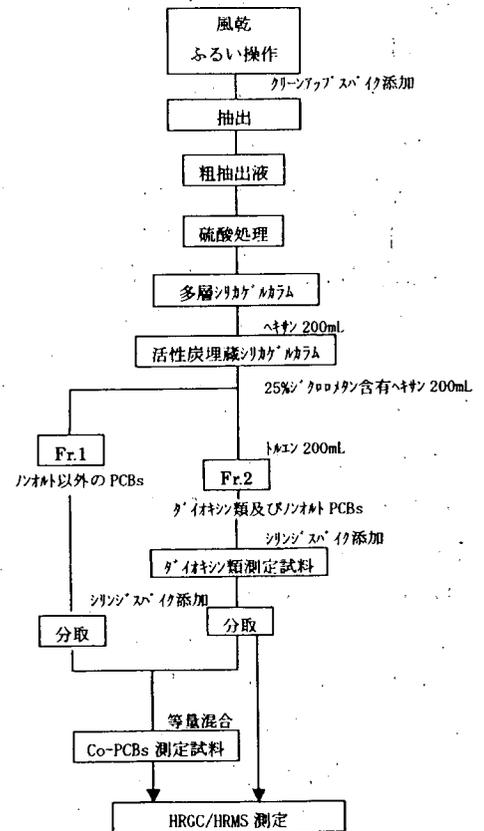


図-1 一般的な分析フローの概略

表-1 各抽出法の主な操作と所要時間

	乾燥	抽出
ソックスレー抽出法	風乾 (数日～数週間)	トルエンでソックスレー抽出 (16時間以上)
湿泥-ヘキササン抽出法		水酸化カリウムエタノール 溶液を入れ室温放置(1夜) + ヘキササンで振とう抽出 (10分3回)

行った。両抽出法の主な操作を比較し表-1に示す。ソックスレー抽出法は一般的に用いられている方法であり、湿泥-ヘキサン抽出法はソックスレー抽出法より所要時間が短く、省力化が図れる可能性のある方法である。また、12年度はPressurised Fluid Extraction (PFE)²⁾の検討にも着手した。

1.3 結果

湿泥-ヘキサン抽出法で得られた結果をソックスレー抽出法での結果と比較し、図-2に示す。個々の異性体の分析結果では7割以上の数の異性体がソックスレー抽出法の80%以上の値を示した。

ソックスレー抽出法(測定回数5回)と湿泥-ヘキサン抽出法(測定回数3回)の分析結果の変動係数を表-2に示す。ソックスレー抽出法では、(PCDDs+PCDFs)総量の変動係数は5%、Co-PCBs総量の変動係数は3%、毒性等量の総量の変動係数は1%であった。湿泥-ヘキサン抽出法では、(PCDDs+PCDFs)総量の変動係数は10%、Co-PCBs総量の変動係数は9%、毒性等量の総量の変動係数は15%であった。湿泥-ヘキサン抽出法はソックスレー抽出法に比べ変動係数が大きかった。

ソックスレー抽出法と湿泥-ヘキサン抽出法での内標準物質の回収率を表-3に示す。ソックスレー抽出法によるPCDDs、PCDFsの各内標準物質毎の平均回収率は58~98%、平均変動係数は9~20%、Co-PCBsの各内標準物質毎の平均回収率は24~101%、平均変動係数は5~28%であった。湿泥-ヘキサン抽出法によるPCDDs、PCDFsの各内標準物質の平均回収率は27~58%、平均変動係数は3~8%、Co-PCBsの各内標準物質毎の平均回収率は69~89%、平均変動係数は1~11%であった。湿泥-ヘキサン抽出法はソックスレー抽出法に比べて回収率が低かった。特にPCDDs、PCDFsについては、7塩化物、8塩化物の回収率が50%以

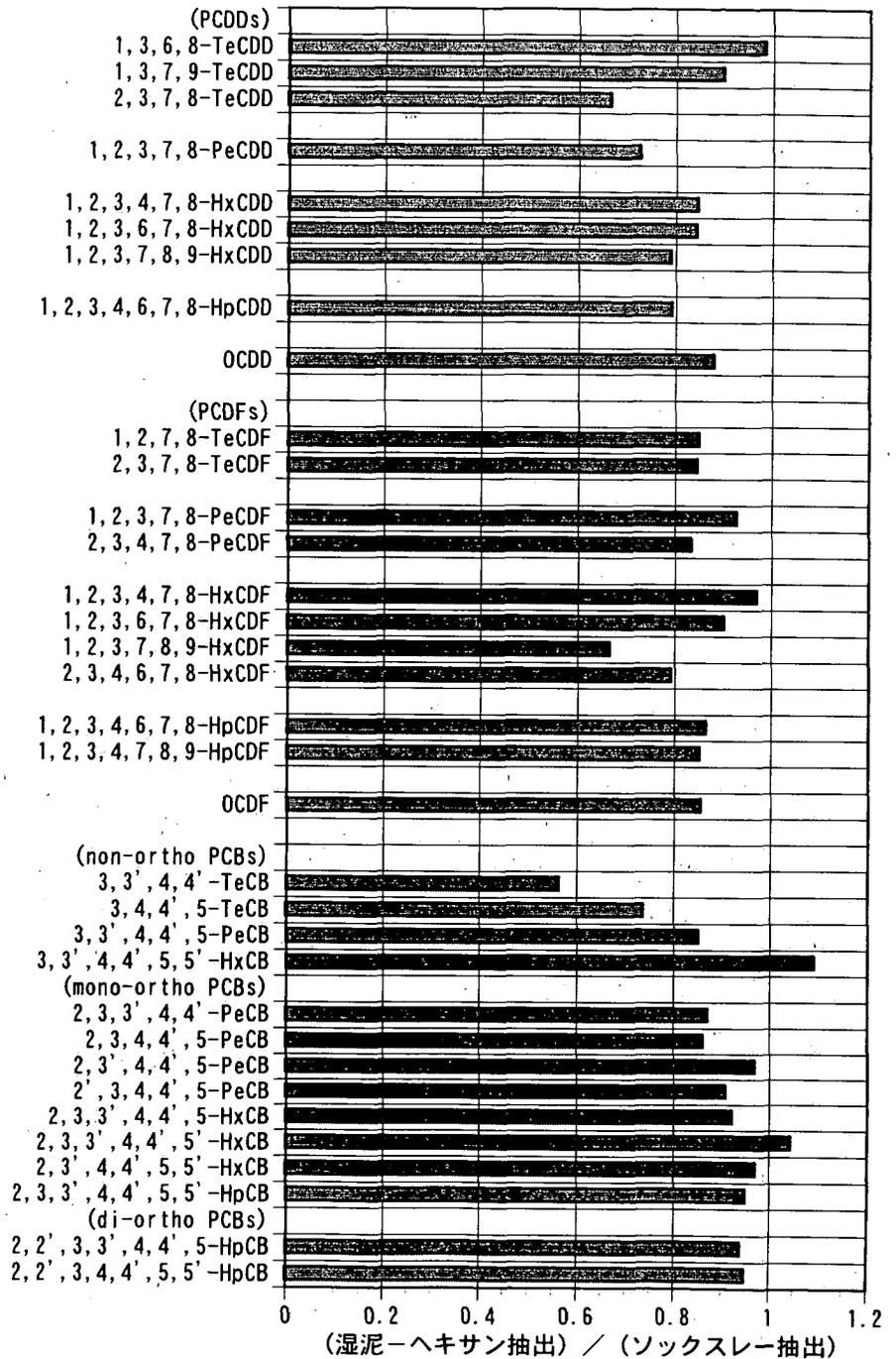


図-2 抽出法の違いが各異性体の分析値に及ぼす影響

下であった。

湿泥-ヘキサン抽出法は風乾試料の作成が不要であるため底質からの迅速なダイオキシン類抽出法として期待でき、多くの物質でソックスレー抽出法と比べて80%以上の値を示したが、内標準物質の回収率では50%以下となる物質も存在した。そのため、湿泥-ヘキサン抽出法による実試料の分析にあたっては、実試料中に回収率の低い異性体が多く含まれていないか等、手法の適用可能性についての検討をあらかじめ行う必要があると考えられる。

表-2 各抽出法での分析値の変動係数の比較

実測値		ソックスレー抽出	湿泥-ヘキサン抽出
		抽出	抽出
	1,3,6,8-TeCDD	3%	11%
	1,3,7,9-TeCDD	3%	11%
	2,3,7,8-TeCDD	6%	11%
	TeCDDs	3%	12%
	1,2,3,7,8-PeCDD	5%	16%
	PeCDDs	10%	8%
	1,2,3,4,7,8-HxCDD	4%	15%
	1,2,3,6,7,8-HxCDD	5%	12%
	1,2,3,7,8,9-HxCDD	3%	13%
	HxCDDs	2%	14%
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	6%	9%
	HpCDDs	13%	9%
	OCDD	7%	10%
	Total PCDDs	6%	8%
	1,2,7,8-TeCDF	2%	14%
	2,3,7,8-TeCDF	4%	13%
	TeCDFs	1%	12%
	1,2,3,7,8-PeCDF	3%	32%
	2,3,4,7,8-PeCDF	5%	17%
	PeCDFs	3%	11%
	1,2,3,4,7,8-HxCDF	3%	26%
	1,2,3,6,7,8-HxCDF	4%	14%
	1,2,3,7,8,9-HxCDF	2%	18%
	2,3,4,6,7,8-HxCDF	6%	13%
	HxCDFs	5%	14%
	1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	3%	8%
	1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	2%	14%
	HpCDFs	3%	8%
	OCDF	3%	12%
	Total PCDFs	2%	11%
	Total (PCDDs+PCDFs)	5%	10%
	3,3',4,4'-TeCB	4%	9%
	3,4,4',5'-TeCB	10%	7%
	3,3',4,4',5'-PeCB	1%	11%
	3,3',4,4',5,5'-HxCB	4%	9%
	Non-ortho PCBs	4%	8%
	2,3,3',4,4'-PeCB	4%	9%
	2,3,4,4',5'-PeCB	8%	8%
	2,3',4,4',5'-PeCB	3%	10%
	2',3,4,4',5'-PeCB	6%	11%
	2,3,3',4,4',5-HxCB	3%	10%
	2,3,3',4,4',5'-HxCB	4%	7%
	2,3',4,4',5,5'-HxCB	4%	10%
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	1%	9%
	Mono-ortho PCBs	5%	11%
	2,2',3,3',4,4',5-HpCB	2%	7%
	2,2',3,4,4',5,5'-HpCB	4%	4%
	di-ortho PCBs	2%	3%
	Total Co-PCBs	3%	9%
毒性等量	PCDDs/PCDFs	2%	15%
	Co-PCBs	1%	11%
	Total	1%	15%

表-3 内標準物質の回収率とその変動係数

	ソックスレー抽出		湿泥-ヘキサン抽出	
	平均値[%]	変動係数	平均値[%]	変動係数
2,3,7,8-TeCDD	63	9%	51	3%
1,2,3,7,8-PeCDD	98	18%	53	6%
1,2,3,4,7,8-HxCDD	66	14%	52	4%
1,2,3,6,7,8-HxCDD	63	13%	49	3%
1,2,3,7,8,9-HxCDD	63	12%	43	5%
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	71	10%	43	6%
OCDD	74	13%	34	5%
2,3,7,8-TeCDF	60	10%	58	3%
1,2,3,7,8-PeCDF	60	10%	49	4%
2,3,4,7,8-PeCDF	58	11%	52	5%
1,2,3,4,7,8-HxCDF	60	12%	41	4%
1,2,3,6,7,8-HxCDF	62	13%	46	3%
1,2,3,7,8,9-HxCDF	67	12%	34	6%
2,3,4,6,7,8-HxCDF	70	20%	55	3%
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	73	14%	43	5%
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	66	10%	32	8%
OCDF	63	12%	27	3%
平均値	67	12%	45	4%
3,3',4,4'-TeCB	88	5%	75	2%
3,4,4',5'-TeCB	87	8%	75	4%
3,3',4,4',5'-PeCB	79	8%	76	1%
3,3',4,4',5,5'-HxCB	89	14%	77	1%
2,3,3',4,4'-PeCB	92	12%	87	9%
2,3,4,4',5'-PeCB	87	9%	83	10%
2,3',4,4',5'-PeCB	101	9%	89	11%
2',3,4,4',5'-PeCB	88	10%	82	10%
2,3,3',4,4',5-HxCB	88	13%	80	11%
2,3,3',4,4',5'-HxCB	85	13%	79	7%
2,3',4,4',5,5'-HxCB	87	12%	77	9%
2,3,3',4,4',5,5'-HpCB	85	14%	76	7%
2,2',3,3',4,4',5-HpCB	52	16%	80	6%
2,2',3,4,4',5,5'-HpCB	24	28%	69	3%
平均値	81	12%	79	7%

2. 水質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発

2.1 はじめに

一般に、ダイオキシン類は、水環境中では、移動・生物濃縮などの結果、偏在している。そのため、水環境中における実態・挙動を正確に把握するためには、面的に広く測定分析を行う必要がある。その一方で、現状の測定技術では、高価な機器、高度な操作技術などを必要とするため、測定可能数量に制約があり、上記の社会的ニーズへの対応が難しい状況である。本研究では、上記のような状況を鑑み、従来法と比較してより簡易に、上記の物質を測定できる技術を開発し、環境中におけるダイオキシン類の実態・挙動把握を可能とさせるため環境中の水試料（河川水、湖沼水）のダイオキシン類の簡易分析法を開発し、精度管理手法を含む簡易分析技術の確立を目的としている。

12年度は、水試料中のダイオキシン類を従来法と比較して簡易で迅速に、試料の前処理から測定まで行う分析技術の開発について民間との共同研究に着手した。また、現在、専門家が実施しているダイオキシン類の分析についての精度管理手法をパターン化、システム化し、比較的簡単に判定できる精度管理手法の検討を行った。

2.2 簡易分析手法の開発³⁾

水試料に含まれるダイオキシン類を現場あるいは実験室で迅速に測定できる方法の開発を目標とし、水に分散するダイオキシン類を簡単な前処理を実施したうえで、抗原抗体法などを利用して分析する方法を民間との共同研究で開発する。できれば公定法との絶対的な相関性を持つことが望ましいが、基準値の超過が起っていないかをより迅速に判断できる方法を検討する。

土木研究所は、ダイオキシン類の簡易測定法の開発を目的とし「環境中の非意図的生成物質の簡易測定技術の開発」について積水化学工業(株)・(株)矢内原研究所・大塚製薬(株)・東洋建設(株)と共同研究を実施している。本研究では、従来法と比較してより簡易に環境試料中のダイオキシン類などを測定できる技術として、ELISA法の適用を検討している(図-3)。

本研究に用いたポリクローナルの抗体は化学合成した4-[(2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxin-1-yl)carbamoyl]butanoic acid と

4-[(2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin-1-yl)carbamoyl]butanoic acidをKLH (keyhole limpet hemocyanin) 及びpTG (ブタのサイログロブリン) とそれぞれ反応させた複合物を免疫原として19匹の家兎に注射免疫して新たに作成した。

標識体は、化学合成した

4-[(2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxin-1-yl)

carbamoyl]butanoic acid とArg-Arg-Biotinを反応させ(図-4)水溶性を高めた。

測定系ELISAでアッセイ系を確立した。このアッセイ系における再現性は室内誤差および室間誤差はそれぞれ、8.4%と11.3%であった。また、検出下限値は100pg/mlであった。本測定系での

1. イムノアッセイ技術の開発

- ・抗体作製法の開発
- ・抗体の開発
- ・被検体の測定及び測定法の標準化
- ・測定対象物の設定
- ・測定範囲の設定
- ・被検物質の前処理法の設定

2. 測定結果の変換、解析法に関する技術の設定

3. 被検試料の前処理法の開発

- ・吸着剤(除去剤)物性の設定
- ・吸着物質の溶出法の設定
- ・カラム方式またはバッチ方式の選定
- ・吸着剤・溶出剤の再生技術の開発

4. 被検物質の抽出技術の開発

- ・底泥中の水分分離技術の開発
- ・底泥土粒子中の被検物質抽出技術の開発

5. 現地対応のための技術の開発

- ・被検物質の前処理および除去技術の自動化
- ・イムノアッセイ法の自動化
- ・前処理・除去およびイムノアッセイ法を組み合わせた自動化

図-3 簡易分析法の開発内容

2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxinと2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxinとの交差反応性は同等であり、毒性の少ない2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxinを標準物質として用いることができた。さらに、2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxinの回収実験は良好な結果を得た。

本アッセイ系の開発により、環境試料に対しては、抽出、濃縮、クリーンアップの手法と組み合わせることにより、多量のダイオキシン類を含む検体を簡便にかつ迅速に測定できる可能性があり、実用化されれば有用性はきわめて高いと思われる。

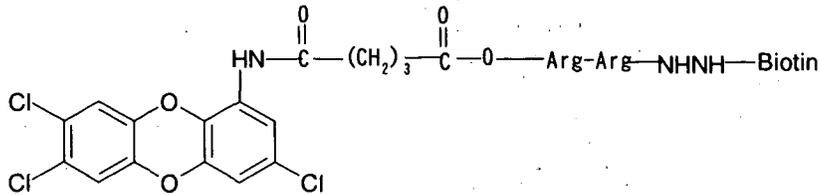


図-4 標識体の化学構造

2.3 分析精度管理手法の検討

河川水中のダイオキシン類の分析において、データの信頼性を確保する手法の確立を目的とし、既存マニュアルの精度管理方法を整理するとともに、簡易な精度管理手法の提案を行う(図-5)。現在、専門家が実施している精度管理手法をパターン化、システム化し、比較的簡単にできる手法を提案する。12年度は、既存分析法の精度管理の手法・考え方を整理した。概要を以下に示す。

① 分析条件等については、GC/MSの識別、GC分離カラムの情報、GCオープン温度の情報、測定質量数、選択イオン検出サンプリング周期、分析条件と結果の連鎖の確認ができていますか

② クロマトグラム上で定量ピークが確認できるか、また、クロマトグラムと定量値の関係、クロマトグラムピーク形状が確認できるか

③ ロックマスの変動、落ち込み、ノイズがないか

④ クリーンアップスパイクは内標準物質(I S)をいつ添加しているか、使用I Sの種類、回収率、同族体間の回収率、同族体内の回収率はどうか確認できるか

⑤ 操作ブランクは検出下限値に比較して何%か、また、操作ブランクのクロマトグラムはあるか

⑥ トラベルブランクは検出下限値に比較して何%か、また、トラベルブランクのクロマトグラムはあるか

⑦ インジェクションリストはハードコピーか

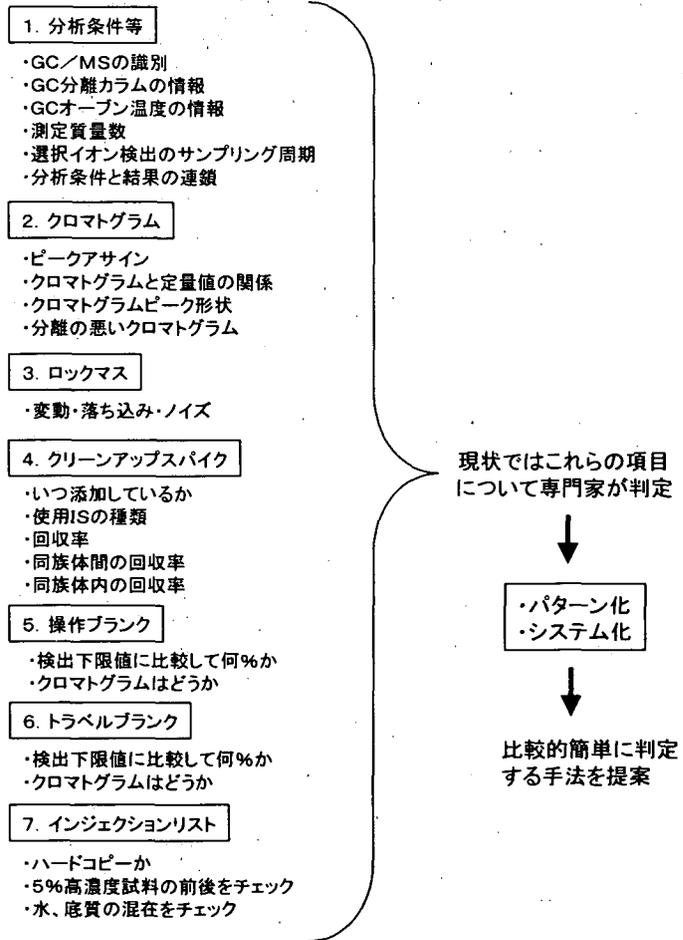


図-5 分析精度管理方法の検討

3. まとめ

3. 1 底質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発

極微量でも高い毒性を持つとされているダイオキシン類による汚染が全国的に大きな問題となっており、建設事業に対応した、迅速に結果が得られる底質中ダイオキシン類の分析手法の検討、開発に着手した。特に底質試料を対象としたダイオキシン類分析の迅速化にあたっては乾燥工程を含めた抽出工程の迅速化および安定した結果を得る分析手法の検討が必要である。12年度の検討により以下の点が明らかとなった。

ソックスレー抽出法と湿泥-ヘキサン抽出法を比較したところ、湿泥-ヘキサン抽出法は底質からの迅速なダイオキシン類抽出法として期待でき、多くの物質でソックスレー抽出法と比べて80%以上の分析値を示したが、内標準物質の回収率では50%以下となる物質も存在した。そのため、湿泥-ヘキサン抽出法による実試料の分析にあたっては、手法の適用可能性についてあらかじめ検討する必要があると考えられる。今後、乾燥及び抽出手法の種類を増やして検討を進め、これらを含めた底質分析全体の迅速化に関する検討を行う必要がある。

3. 2 水質に関する簡易なサンプリング手法・分析手法開発

水試料に含まれるダイオキシン類を現場あるいは実験室で迅速に測定できる方法の開発を目標とし、水に分散するダイオキシン類を簡単な前処理を実施したうえで、抗原抗体法などを利用して分析する方法(ELISA法)を民間との共同研究で開発している。12年度は、化学合成した

4-[(2,3,7-trichlorodibenzo-*p*-dioxin-1-yl)carbamoyl]butanoic acid と

4-[(2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin-1-yl)carbamoyl] butanoic acid をKLH及びpTG(ブタサイログロブリン)とそれぞれ反応させた複合物を免疫原として19匹の家兎に注射免疫して新たな抗体を作成し、ELISAでの測定系を確立した。再現性は室内誤差および室間誤差はそれぞれ、8.4%と11.3%であり、検出下限値は100pg/mlであった。今後は、できれば公定法との絶対的な相関性の確認と前処理を含めた利用方法を検討する。

また、河川水中のダイオキシン類の分析において、データの信頼性を確保する手法の確立を目的とし、既存マニュアルの精度管理方法・考え方を整理した。

【参考文献】

- 1) 環境庁水質保全局水質管理課：ダイオキシン類に係る底質調査測定マニュアル(2000)
- 2) U.S.EPA：Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, U.S.EPA(2000)
- 3) 小平 司 他：非意図的生成物質(ダイオキシン類)の簡易測定法の開発，第38回環境工学研究フォーラム講演集，pp.136-138(2001)

VIII. 測量及び試験費による研究

1. 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 白崎 亮
主任研究員 石井 宏幸
研究員 竹歳 健治

1. はじめに

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や物質の循環過程の解明や、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。

12年度は前年度に引き続き、利根川水系の水質実態調査を行い、窒素、リン、クロロフィル、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)等について水質の現況を把握した。

また、現在までに収集した流域フレームのデータ整理も引き続き行って、経年変化などについて検討した。

2. 調査方法

2.1 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、統計データを水質基点毎に整理し、汚濁負荷量の算出や経年変化について検討した。

2.2 水質実態調査

国土交通省の定期水質調査での測定項目以外で、水運用がさらに高度化、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について、月1回行われている定期水質調査と同時に実態調査を行った。調査の対象とした水質基点は、利根川水系全体で80箇所ある水質基点(水質調査地点)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。

3. 調査結果

3.1 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。その代表例として、昭和55年と平成7年の流域のBOD排出汚濁負荷量を比較し、変化を図化したものを図-1に示す。

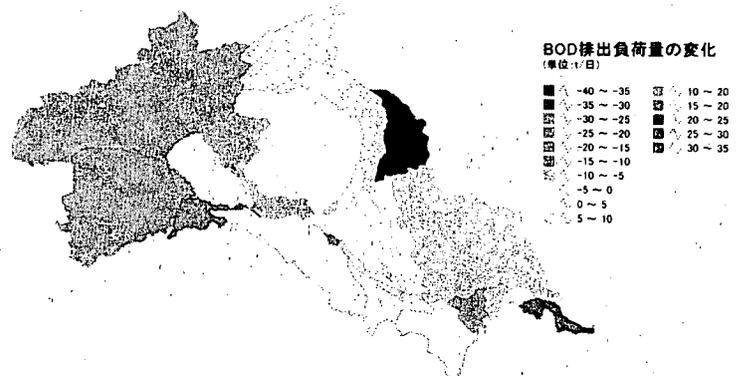


図-1 BOD汚濁負荷量の変化(S55とH7の比較)

2. 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	高橋 明宏
	重	点	東谷 忠
	研	究	同
	交	流	矢古宇靖子
	研	究	同
	研	究	齋藤 正義

1. はじめに

国土交通省では化学物質により生物の内分泌が攪乱される問題、いわゆる環境ホルモン問題に対して、河川におけるそれらの物質の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。実態調査においては、環境ホルモンと考えられる化学物質の用途と使用量を勘案し、測定対象を限定している。しかし、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ため、測定対象としていない環境ホルモンが存在する可能性があるだけでなく、それらが複合的に作用した場合の生物影響についても不明である。

このため、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ことを目的として調査を行った。環境ホルモンの生物影響としては、女性ホルモン活性(エストロゲン活性)、男性ホルモン活性、甲状腺ホルモン活性等が指摘されているが、実態調査の対象として選定されている化学物質はエストロゲン活性が指摘されている化学物質であることから、本調査はエストロゲン活性を検討対象とした。エストロゲン活性を総合的に把握するための *In vitro* の方法としては、乳がん細胞を使用する方法¹⁾ や遺伝子操作によりを測定する機構を組み込んだ酵母菌(組み換え酵母)を測定する方法^{2) 3)} 等が報告されている。操作が簡易なこと、毒性物質に対する耐性が高いこと等の特徴から組み換え酵母を用いた河川水のエストロゲン活性の測定を検討した。12年度は11年度の検討⁴⁾ で河川水からエストロゲン活性を抽出するのに適していると判断した固相抽出法(C18 カラム、メタノール(MeOH) コンデ イション⁴⁾、MeOH 溶出)を用いて河川水の抽出を行い、測定を実施した。

2. 調査方法

12年度に実施した建設省の河川での内分泌攪乱化学物質実態調査(秋期)の際に採取された15試料を用いた。河川水は固相抽出法により処理し、エストロゲン様物質を抽出した。操作フローを図-1に示す。

エストロゲン活性の測定に用いた酵母には、ヒトの女性ホルモン受容体合成遺伝子、エストロゲン様物質と結合し活性化した女性ホルモン受容体により酵素 β -ガラクトシダーゼを合成するプラスミド等が遺伝子操作により組み込まれており、試料のエストロゲン活性を酵素の生成量として測定することができる。測定は Sumpter³⁾ の方法を改良した矢古宇らの方法⁵⁾ に従い次のように行った。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穴のマイクロプレート上でジメチルスルホキシド(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日間培養する。培養後550nmの吸光度(発色色素)と600nmの吸光度(濁度)を測定し、活性値=試料の550nm吸光度-(試料の600nm吸光度-ブランクの600nm吸光度)を求める。この活性値から求めた標準物質17 β イストラジ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17 β イストラジオール活性等量として求めた。

3. 結果及び考察

図-2に平成12年度に調査した15試料について、それぞれの測定結果及び各地点の平成10~12年度に測定した結果の最大値、最小値、平均値を合わせて示す。酵母法に供した試料は濃縮による細胞毒性等の影響もな

く、エストロゲン活性の測定ができたことから、11年度に検討した前処理法（固相抽出法）を用いることが適当と考えられた。12年度の測定結果の平均値及びその範囲は0.82ng/L、0.075~4.2ng/Lであった。また、平成10~12年度に測定した各地点の平均値（図中の▲）は0.11~10.0 ng/Lの範囲であった。この図から分かるように、河川の調査地点については、地点No1, 13, 14, 15といったエストロゲン活性値が比較的高い値で検出されることが多い地点と地点No3~12のようにエストロゲン活性値が安定して低い地点があることが分かった。エストロゲン活性値が高かったNo1（枇杷島橋）、No13（田園調布堰）、No14（内匠橋）、No15（多摩川原橋）については、今後、定期的なエストロゲン活性の測定、原因物質の検討および生物影響の調査等を行う必要性が高いと考えられる。

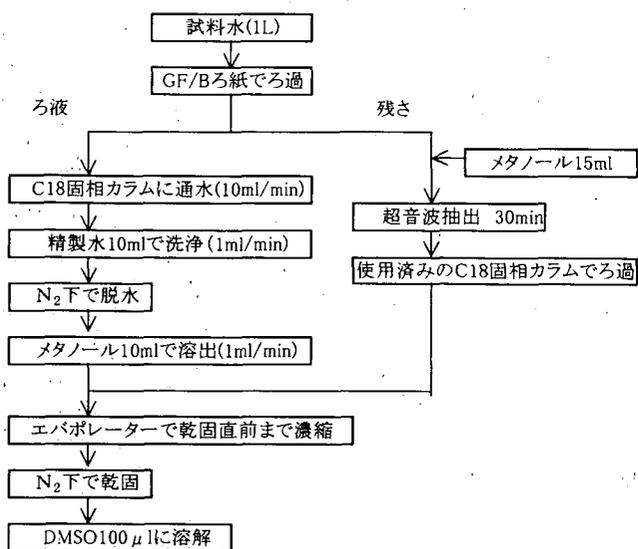


図-1 試料の前処理方法

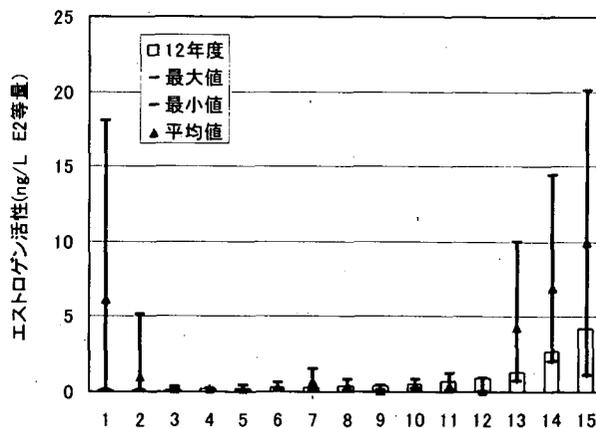


図-2 エストロゲン活性の測定結果

4. 主な研究成果物

高橋明宏, 矢古宇靖子, 東谷忠, 斉藤正義, 田中宏明: 組み換え酵母を用いたエストロゲン様活性の測定に関する調査報告書, 土木研究所資料 第3794号, 国土交通省土木研究所, 2001

<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, 113-122, 1995.
- 2) Sumpter, J.P et al; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, No. 3, 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) 田中宏明, 高橋明宏, 矢古宇靖子, 東谷忠, 斉藤正義: 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査, 土木研究所資料 第3755号 平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集, 305-306, 2000.
- 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.

3. 底泥－水間の物質移動に関する調査

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 白崎 亮
 主任研究員 石井 宏幸
 研究員 竹歳 健治

1. はじめに

河川水質調査に関して、現状では調査方法の体系化が十分になされていないことから、調査方法の体系化を図り、水質調査要領をとりまとめることを目的として、各地方整備局技術事務所と共同研究を実施している。この共同研究において、土木研究所では底質の調査手法に関する検討を行っている。

底泥に関しては表－1に示すように様々な解明すべき課題があるが、根本的な問題として、底泥が水質に与える影響を把握する底質調査手法が体系的に確立されていないため、状況の把握ができず、底泥が大きな要因となっている閉鎖性水域等の水質汚濁に対して、根本的な対策を行うことが困難になっているのが現状である。そこで、本調査では底泥が水質に与える影響を正確に把握できる底質調査手法の確立を目的として、現状の調査方法の検討と問題点の把握を行った。

2. 調査方法

2.1 調査概要

底泥が水質に与える影響を把握するためによく行われる調査手法として、「底泥から水への溶出速度試験」と「底泥の酸素消費速度試験」がある。12年度はこれらの調査方法について、文献調査を行って情報を収集し、底泥調査を行っている行政機関に対して底泥調査の実施状況に関するアンケートを実施した。

2.2 文献調査

底質調査に関するマニュアル等の試験方法を比較するとともに、底泥溶出試験及び底泥の酸素消費速度試験に関する文献の収集・整理を行った。

2.3 アンケート調査

底泥に関する各種試験についてはいくつかのマニュアル等に記載されているが、実際に河川管理者が行っている試験について具体的事例を収集することを目的に、国土交通省で河川・湖沼の管理を行っている工事事務所のうち、関東地方を中心とした16事務所と、4自治体にアンケート調査を依頼した。

アンケートでは、底泥から水への溶出速度試験と底泥の酸素消費速度試験に関して、調査の目的や項目、頻度、試験方法の出典、底質以外で実施した調査項目、調査結果及びその評価と活用、試験方法の課題、調査要領策定に関する要望等について質問した。

表－1 底泥に関する課題

物理化学的課題	溶出	静止	・現場 ・チェンバー ・カラム ・連続	
		巻き上げ	・水理的限界流速 ・物質変化 ・生物代謝	
	底泥での収支		・沈降フラックス ・泥中の変化 ・生物の寄与	
	底泥と流域		・由来と比率 ・底泥の寄与のマクロ的評価	
	底質		・物理化学的評価 ・生物学的評価 ・微生物学的代謝 ・底質酸素要求量推定	
	汽水域		・凝集・沈降 ・硫酸イオンの動態と影響	
	水理構造・地形と堆積・流出			
	対策		・浚渫 ・覆土 ・曝気 ・純酸素注入	
	生態学的課題	ハビタット		・シードバンク
		底泥と生物		・何が住んでいるのか ・物理的变化の影響 ・化学的变化の影響 ・汽水域(塩分)の影響
化学物質の問題	ダイオキシン類 アルキルフェノール類 ヒトホルモン 等			
	生物濃縮			
対策		・無害化 ・原位置固化		

3. 調査結果

3.1 文献調査結果

底泥溶出速度に関する文献は数多くあり、実験方法も様々である。実験方法はまず現場試験と室内試験に大別され、室内試験では装置は比較的大きなアクリル管や水槽を用いるものとビーカーレベルのものに分類できる。また、底泥試料もエックマンバージ採泥器等で攪乱採泥したものとコアサンプラー等によって攪乱させずに採泥するもの、直上水に関しては水の出入りの有無でバッチ式と連続式に、さらに攪拌の有無や嫌気・好気条件等、事例に応じて様々な組み合わせが見られた。

底泥の酸素消費試験に関しては文献数も少なく、主に方法も高さ数十 cm 程度の比較的大きな筒や水槽を使う実験とビーカーやフラン瓶レベルの実験の2種類に分類された。

3.2 アンケート調査結果

(1) 回答数と事例数

アンケートを依頼した 20 機関のうち、16 機関から回答が得られた。そのうち底泥試験を行っているのは6機関で、事例数は底泥から水への溶出速度試験が合計で 19 事例、底泥の酸素消費速度試験が合計で 3 事例であった。

(2) 調査結果

主な調査項目毎に集計結果を示す。

表-2 は試験を行う目的を示しており、主に底泥対策事業の計画策定・評価と水質汚濁予測に必要なモデルや要因の検討に二分される。

表-3 は調査に用いた試験方法を集計した。現在は底質浄化協会や日本水質汚濁研究協会が作成したマニュアル程度しかなく、底質の調査方法を記述した公定法は存在しないため、独自に工夫した試験方法を用いざるを得ない状況にある。このため、試験方法の体系化が必要であると考えられる。

表-4 には各試験の諸条件の集計結果を示したが、室内のバッチ式で、静置・好气的条件下で行うという比較的手間がかからない試験方法が多くの場合に用いられている。

4. まとめ

今回のアンケート調査で現場での試験実態が概ね把握でき、また文献調査により、これまで行われてきた調査研究の現状も把握できた。今後は、様々な試験条件や試験方法の課題等について、引き続き検討を行っていく予定である。

参考文献

- 1) 底質浄化協会：底質の調査試験マニュアル 改訂版、平成7年3月
- 2) 日本水質汚濁研究協会編：湖沼環境調査指針、公害対策技術同友会、昭和59年
- 3) 建設省河川局監修、日本河川協会編：建設省河川砂防技術基準（案）同解説 調査編、pp.351-358、山海堂、平成9年11月

表-2 底泥試験の目的

	溶出速度 試験(事例)	酸素消費速度 試験(事例)
浚渫事業の計画策定	8	
浚渫事業の事業評価	4	
覆砂事業の事業評価	2	
水質改善効果の評価		1
水質予測モデルの構築	10	1
水質汚濁要因の把握	1	2

*複数回答有り

表-3 底泥試験方法の出典

	溶出速度 試験(事例)	酸素消費速度 試験(事例)
底質の調査・試験マニュアル	7	1
湖沼環境調査指針	4	
河川砂防技術基準(案)	1	1
その他(独自・不明等)	10	2

*複数回答有り

表-4 底泥試験の諸条件

	溶出速度 試験(事例)	酸素消費速度 試験(事例)
試験場所	室内	15
	現地	2
	不明	2
試験方式	バッチ式	14
	連続式	4
	その他	1
		3
溶出条件*	静置	18
	攪拌	4
酸素条件*	好気条件	13
	嫌気条件	8
	無回答	3
試験水補給	無し	—
	連続注入	—

*複数回答有り

**その試験で関係しない条件は「—」と表示

4. 水生生物からみた河川水質の評価に関する調査

水質研究室	室	長	田中 宏明
	研	究	高橋 明宏
	重	点	東谷 忠
	同		矢古宇靖子
	交	流	齋藤 正義
	研	究	
	員		

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、国土交通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、特に水生生態系に影響を与える要因としては、生息空間(habitat)構造、流況、生物相互作用、食物(エネルギー)源、水質等が考えられる。しかし、水質等の環境要因の変化が水生生物に与える影響は充分把握されていない。また、下水道や河川浄化施設による水質改善が水生生物に与えている影響も評価されていない状況である。本調査では河川水質及び水生生物に関して現地調査によるデータ収集を行い水生生物と河川水質の関係を把握すると同時に、それらの関係を検討し、河川水質が水生生物に与えている影響を評価する手法を実用化することを目的としている。12年度は、調査地点の選定等に必要の基礎情報を収集するための現地調査を行った。

2. 調査方法

2.1 調査地点

対象河川としては、実態調査の利便性から関東地域内にあること、水質、水生生物に関する基礎情報が蓄積されていること、さらに周辺住民の関心も高いこと等を勘案し、多摩川を選定した。また、調査地点としては、河川水質と水生生物の関係を検討するために、河川水質の大きく変化が期待される多摩川本川の44km付近を選定した。本地点の特徴としては、流域下水道の終末処理場から処理水が放流されていること、上流域に下水処理場が無く、生活排水の流入も少なく水質が良好なこと、A下水処理場の放流量は河川の自流量と大きな差がなく、放流地点に於いて顕著な水質の変化が期待されることがあげられる。調査地点の概略を図-1に示す。河川水試料はA下水処理場の放流口の上流約200m:St.1、放流口の約100m下流:St.2、放流口の約200m下流:St.3、放流口の約500m下流:St.4で採取した。なお、本地点は河川生態学術

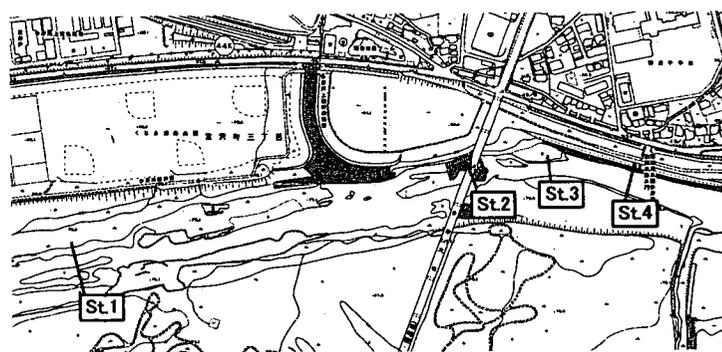


図-1 調査地点の概略図

研究多摩川グループの共同調査地点として、下水処理水の放流に伴う水生生物をはじめとして田水圏生態系への関係把握を進めていくことが予定されている。

2.2 調査項目

調査は、水深、流速(電磁流速計)の他に水質項目として、水温、pH、電気伝導度(以上現場測定)、 COD_{Mn} 、TOC、 NH_4-N 、 NO_2-N 、 NO_3-N 、 PO_4-P (以上試験室測定)を測定した。

3. 結果および考察

St. 2およびSt. 3の測定結果について、主なものを図-2~7に示す。両地点とも水温や水質データから判断すると右岸に近いところは上流点のSt. 1とほぼ同じであり、下水処理水の影響をほとんど受けていないと考えられる。St. 2については下水処理水の流入後、混合は河川中央部までしか達しておらず、この範囲で左岸から右岸にかけて濃度の勾配を生じ、水温は15~21℃、 PO_4-P は0.01~0.52、 NO_x-N は1.8~5.8と横断方向で大きく変化していた。この濃度の勾配は、測定した各水質項目ともほぼ同様の傾向を示した。下流側のSt. 3は左右岸の水質項目の変化がSt. 2よりも小さいことから混合がより進んだ状態であると考えられる。一方、水深、流速については、上流のSt. 1と似た条件の場所がSt. 2及びSt. 3で存在していることが確認できた。以上のことから、本地点に於いて水生生物等の調査を行うことにより、水質と水生生物との関係を把握することがある程度可能と考えられる。また、今後の課題としては、下水処理水と河川の自流量の変化による混合状況の変化を把握すること、栄養塩等の物質濃度の他に、毒性等を把握し、生物と水質の関係を理解していく必要がある。

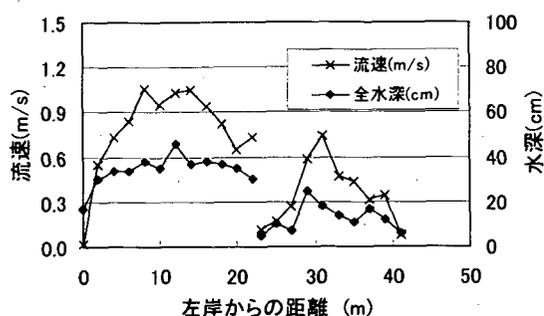


図-2 流速と水深の分布(St.2)

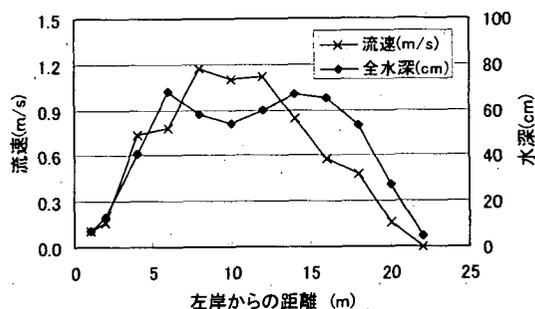


図-5 流速と水深の分布(St.3)

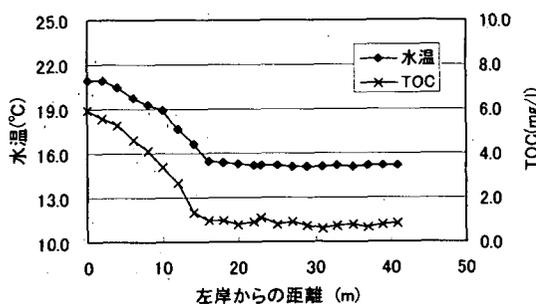


図-3 水温と有機汚濁の分布(St.2)

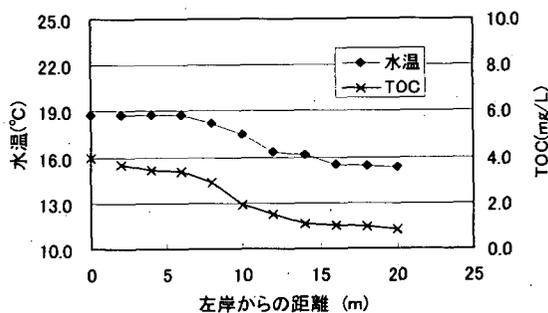


図-6 水温と有機汚濁の分布(St.3)

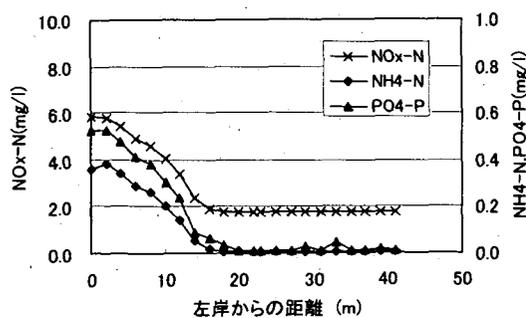


図-4 栄養塩濃度の分布(St.2)

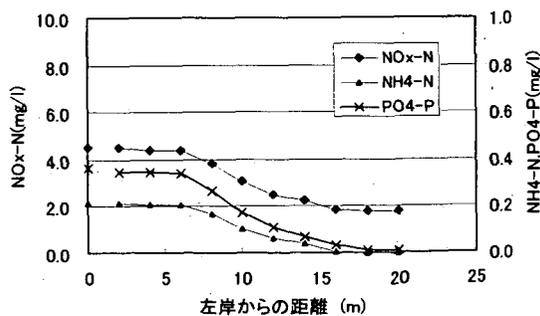


図-7 栄養塩濃度の分布(St.3)

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	室	長	田中 宏明
	主任	研究員	小森 行也
	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	齋藤 正義

1. はじめに

都市域からの下水道を経由した排水量が増加するとともに、河川の上流域に下水道整備が拡大したことにより、下水道由来の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。下水道が整備された結果、水環境における易分解性有機物などの濃度は低減されてきている。しかし、難分解性有機物や微量化学物質については、本来除去対処と考えておらず下水道での挙動が把握されておらず、水環境における実態も解明されていない。本研究はこのような物質に関して必要に応じて排水側の制御を検討するため、下水中の多環芳香族化合物などの難分解で蓄積性がある有機物質をガスクロマトグラフ質量分析計などによる化学分析手法と変異原性試験などの生物学的手法により評価する方法の確立を目的としている。

環境中には変異原のように遺伝子に直接働きかけて発ガンを起こすものの他に、細胞内のホルモン受容体に結合することで発ガンを起こすことが懸念される化学物質もあることが分かっている^{1) 2)}。水道原水中にも人間活動に由来する多くの化学物質が存在し、変異原性の他にエストロゲン作用を持つ様々な物質が存在していると考えられることから、それらが複合的に作用し水道水を通してヒトへ影響を及ぼすことを考慮する必要がある。

平成12年度は、発ガン性との関係も疑われている環境エストロゲンを水道原水影響物質として注目し、検討を行うこととした。環境エストロゲンとしては、人畜由来の女性ホルモンとその関連物質、界面活性剤の原料、合成樹脂の原料等様々な物質が考えられるが、これらの物質は排出源が異なると考えられるだけでなく下水道や河川中での挙動も異なると考えられる。そこで、下水処理水やその放流先河川水中の環境エストロゲンを抽出後、いくつかのグループに分離し、それらのエストロゲン活性を生物学的手法により評価する事で、試料のエストロゲン活性の原因物質を把握すると同時にそれらの由来についても把握できる手法の検討を行った。

2. 調査方法

エストロゲン活性の抽出と分離は河川水を対象として環境ホルモンを抽出、分画し、各物質の濃度を定量している Giesy³⁾ らの方法を参考とした。Giesy らは化学物質を抽出後、順相および逆相の高速液体クロマトグラフィー (HPLC) を組み合わせて行い、化学物質を分離・定量しているが、本研究では個々の物質を定量するのが目的ではなく、特徴のある化学物質のグループ毎にエストロゲン活性を把握することが目的であるため、抽出後の分離を順相の HPLC のみとした。

エストロゲン活性の測定方法としては、培養細胞を用いた方法^{4) 5)}、組み換え酵母を用いた方法^{6) 7)}、体細胞を用いた方法⁸⁾ 等が報告されているが、今回は操作が簡易であること、データの蓄積があること、毒性物質の影響を受けにくいこと等の利点を持つ組み換え酵母を用いた。

標準物質を用いて分画方法の基礎検討を行った後、環境試料を対象に抽出、分画およびエストロゲン活性の測定を行った。

2. 1 抽出および分画方法

Giesy³⁾らの文献を参考とし、抽出、分画を行った。操作方法を図-1に示す。

河川水等の環境水に含まれる環境ホルモンの濃度は微量であること、分画を行った場合 HPLC 等の操作における回収ロスが予想されることから、大量の試料から効率よくエストロゲン活性を持つ化学物質を抽出する必要があると判断した。今回は大量の試料を短時間で処理できる固相ディスク法を採用した。固相ディスクは、固相カートリッジに比べて化学物質の回収率は劣るものの、大量の試料を効率よく処理できる利点がある。

抽出に用いる固相ディスクは、あらかじめアセトン 15ml、ジクロロメタン (DCM) 15ml、メタノール (MeOH) 15ml および純水 20ml を順次通水し、それぞれ2分間ずつ保持して活性化を行った。抽出は試料 5L を 90mm のグラスファイバーろ紙 (GF/F)、90mm の固相ディスク (SDB-XC)、90mm のグラスファイバーろ紙 (GF/C) の順に重ねて装着したステンレスフィルターホルダーに、定量ポンプ用いて 100ml/min の流速で通水して行った。

固相ディスクおよびグラスファイバーろ紙 (GF/F) からの溶出は、これらを合わせてフィルターホルダーにセットし、アセトン 15ml、DCM 25ml、ヘキサン (Hex) 10ml を順次通水して行った。この溶出液はまとめて無水硫酸ナトリウムで脱水後、乾固させないように濃縮しながらイソオクタン 1ml に転溶した。これに 40% の Hex を含む DCM を 1ml 加えて分画用の試料とした。

分画はシリカゲルカラム (250mm×4.6mm、5 μ m) を用いた順相の HPLC で行った。HPLC の条件は順に溶離液として DCM : Hex=3 : 7 を 15min、DCM100% を 20min、MeOH100% を 20min 流した後、カラムを洗浄、初期化するため、さらに DCM100% を 10min、DCM : Hex=3 : 7 を 35min 流した。この条件で 0-20min に流出した画分を Fr.1、20-45min に流出した画分を Fr.2、45-70min に流出した画分を Fr.3 とした。

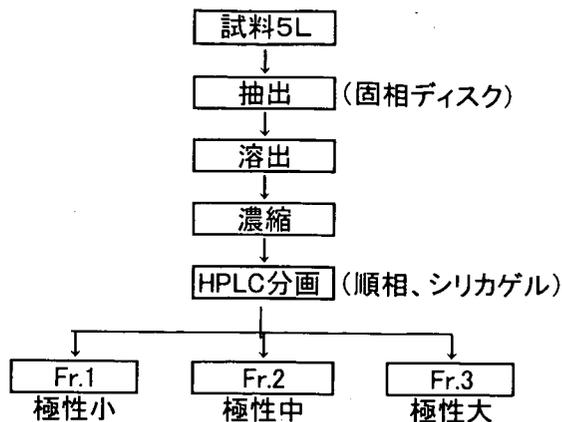


図-1 抽出、分画のフロー

2. 2 標準物質を用いた分画の基礎検討

基礎検討に用いる標準物質には、国土交通省の下水道や河川の実態調査¹⁾における検出頻度および化学物質のエストロゲン活性の強さ⁹⁾から 17 β -エストラジオール (E₂)、エストロン (E₁)、ノニルフェノール (NP)、ビスフェノール A (BPA) を選定した。それぞれの標準物質について、2. 1 抽出および分画方法で述べた条件および操作で3つの画分 Fr.1、Fr.2、Fr.3 に分画した。各分画は標準の測定方法¹⁰⁾に従い化学分析を行い、各物質の流出する画分を確認した。

2. 3 環境試料を用いた分画の検討

環境試料として河川水および下水処理水のある一級河川の中流域において採水した。採水は、採水場所および採水量の関係で3日に分けたが、採水条件をできるだけそろえるために休日等をさけて晴天の平日に行った。各採水地点の位置関係を上流地点を 0km として図-2に示す。採水地点は本川の上流および下流地点、その間に下水処理水を放流している A 処理場および B 処理場の放流口および支川 C 川の本川合流点付近の5カ所である。採取地点の概要は次の通りである。上流地点：この地点より上流域には下水処理場が無い。また生活排水の流入も少ないため、水質が非常に良好である。A 処理場および B 処理場：主に生活排水を処理する標準活性汚泥法の処理場である。両処理場の処理水量は、下流地点の約 15% である。支川 C 川：この支川の流域には規模の小さい下水処理場がいくつか存在する。また、生活排水の流入もあるため、水質は上流地点よりも悪

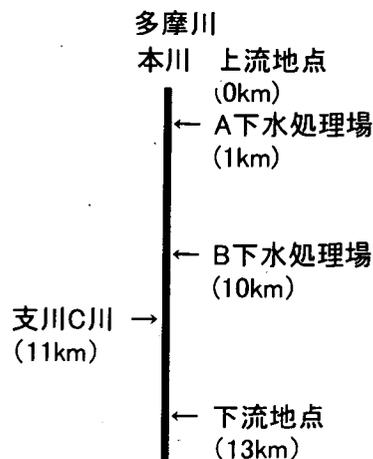


図-2 試料採取地点の概要

い。なお、この支川は上流地点の約1/2の水量がある。下流地点：下流地点において河川の水量に占める下水処理水の割合は約20%である。

試料は、ガラスビンに採取後、冷蔵して実験室に搬入し、2.1抽出および分画方法で述べた方法により処理した。得られた画分は溶媒留去後、ジメチルスルホキシド (DMSO) に再溶解し、エストロゲン活性の測定に供した。エストロゲン活性は、Brunel大学の Sumpter 教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用いて矢古宇らの方法⁹⁾により測定した。この組み換え酵母には、ヒトの女性ホルモン受容体合成遺伝子、エストロゲン様物質と結合し活性化した女性ホルモン受容体により発現が誘導される酵素β-ガラクトシダーゼの合成遺伝子等が遺伝子操作により組み込まれており、試料のエストロゲン活性を酵素の生成量として測定することができる。

3. 結果および考察

3.1 標準物質を用いた分画の基礎検討

添加回収実験の結果、それぞれ E₂ は Fr.3 に、E₁ は Fr.2 に、NP は Fr.1 に、BPA は Fr.3 に分離されることを確認した。

3.2 環境試料を用いた分画の検討

5つの試料を分画しエストロゲン活性を測定した結果を図-1に示す。上流地点の河川水はエストロゲン活性が検出されないが、下流地点では検出されている。このことは河川水中のエストロゲン活性は生活排水や下水処理水等に由来していることを示している。A処理場の処理水とB処理場の処理水はエストロゲン活性のパターンが似ており、エストロゲン活性の内訳については Fr.2 の割合が約80%と高くなっている。このことは下水処理水のエストロゲン活性に Fr.2 に含まれる E₁ が大きく影響している可能性を示唆している。また、支川についても処理水ほどではないが Fr.2 の割合が高くなっている。

しかし、これらの支川や処理水が流入した後の下流地点は Fr.2 のエストロゲン活性が低く、それよりも Fr.1、Fr.3 のエストロゲン活性が高くなっている。上流地点から下流地点の間には、A処理場、B処理場の他に下水処理場が2箇所ある。2つの処理場は、いずれも主として生活排水を処理する標準活性汚泥法の処理場であり処理水の水質はA処理場、B処理場と同程度と考えられる。また、支川についてもC川の他に小さな支川が数本ある。

これらの条件から考察されることとしては、①上流地点から下流地点の間には Fr.1 のグループに分類される環境エストロゲンを排出する下水処理場以外の汚染源が存在する、②流下過程で分解等によりエストロゲン活性を持つ物質が変化し、分画した場合 Fr.2 でなく Fr.1 または Fr.3 に分画されるようになる、③流下過程で分解等により新たにエストロゲン活性を持つ物質が生成する等がある。③に当てはまる物質としては、界面活性剤として用いられているノニルフェノールエトキシレートがあり、この物質は分解を受けると NP となりエストロゲン活性を持つことが知られている。また、E₁ は E₂ の誘導体であり、生物作用により相互変化する事も知られている。以上のような可能性が考えられるが、今回のデータのみでは判断が難しい。

次に分画によるエストロゲン活性の収支を表-1に示す。下流地点、A処理場、B処理場の収支は概ね良好であった。C川は分画によるエストロゲン活性の回収率が50%と低く、図-1に示したようにトータルのエストロゲン活性が低いと回収率が低くなっていることや今回の分画条件で3つの画分に出てこないエストロゲ

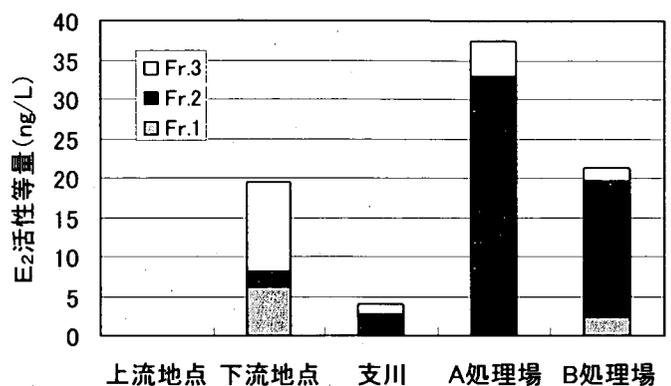


図-3 分画試料のエストロゲン活性

表-1 分画によるエストロゲン活性の回収率*

	Fr.1	Fr.2	Fr.3	合計
上流地点**	(14)	(25)	(33)	(71)
下流地点	35	11	63	108
支川	2	31	17	50
A処理場	0	107	15	122
B処理場	8	60	5	73

*数値は未分画試料のエストロゲン様活性を100としたときの相対値

**活性値が低いので参考値として表記

ン活性を持つ物質が存在している可能性も考えられる。

4. まとめ

固相ディスクを用いた抽出法と順相の HPLC を用いた分画法を組み合わせ、環境水中に含まれているエストロゲン活性の組成や由来を検討する手法を検討した。結果、水環境中で検出頻度が高くかつ高いエストロゲン活性を持つ物質を3つの画分に分離することができた。また、それらのエストロゲン活性を組み換え酵母を用いて測定することで、エストロゲン活性の排出源や水環境中での挙動について知見が得られることを確認した。今後は、機器分析による物質濃度の確認や室内実験による物質変化の検討等が必要と考えられる。また、今回の HPLC 条件では E₂ と BPA は同じ画分 (Fr.3) に出てしまうため、エストロゲン活性の由来、内訳を特定するのに不十分な面もある。今後は条件を検討し、それぞれが別の画分に分かれる条件を確立することも有効と考えられる。

〈参考文献〉

- 1) 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.
- 2) 環境庁水質保全局水質管理課, 水環境中の内分泌攪乱化学物質 (いわゆる環境ホルモン) 実態調査結果, 環境庁, 1999. 10.
- 3) John P. Giesy et al; Analytical Methods for Detection of Selected Estrogenic Compounds in Aqueous Mixtures, *Environ. Sci. Technol.*, 1999, 33, 2814-2820.
- 4) 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, 113-122, 1995.
- 5) Pons, M. et al.; A New Cellular Model of Response to Estrogens: Abioluminescent Test to Characterize (Anti) Estrogen Molecules, *Research Report*, 9 (4), 450-459, 1990.
- 6) Sumpter, J.P et al; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, No. 3, 241-248, 1996.
- 7) 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.
- 8) Jean M. W. Smeets et al; In vitro Vitellogenin Production by Carp (*Cyprinus carpio*) Hepatocytes as a Screening Method for Determining (Anti) Estrogenic Activity of Xenobiotics, *Toxicology and Applied Pharmacology* 157, 68-76, 1999.
- 9) 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.
- 10) 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 (案), (社) 日本下水道協会, 1999.

付 録

付録 1. 平成12年度下水道関係刊行報告書一覧

水質事故検出技術の開発に関する共同研究報告書 ～油膜検知装置の開発～

共同研究報告書 第244号 2000年5月

建設省土木研究所下水道部

水質研究室 室長 田中 宏明
主任研究員 南山 瑞彦
主任研究員 白崎 亮
研究員 横田 敏宏
研究員 高橋 明宏
研究員 岡安 祐司
研究員 豊田 忠宏

(株)日立製作所

社会システム事業部 副技師長 早稲田 邦夫
副技師長 依田 幹雄
主任研究員 馬場 研二
主任技師 原 直樹
主任研究員 圓佛 伊智郎
研究員 宮代 明

要旨

水質事故発生時には、流出初期の迅速な対応が必要であるが、現状では事故発見に時間を要する場合が多く、また、水質事故原因物質の大部分は油類である。このため、発光ダイオードを用いた油膜検知装置について、室内実験、フィールド実験などを行い、油膜を迅速に検知できる連続的計測システムの開発を行った。

キーワード：水質事故、連続監視、油

水質事故検出技術の開発に関する共同研究報告書 ～臭いセンサー等の開発～

共同研究報告書 第245号 2000年5月

建設省土木研究所下水道部

水質研究室 室長 田中 宏明
主任研究員 南山 瑞彦
主任研究員 白崎 亮
研究員 横田 敏宏
研究員 高橋 明宏
研究員 岡安 祐司
研究員 豊田 忠宏

日本電信電話(株)

第三部門 環境推進室 担当部長 桑野 博喜
生活環境研究所 主幹研究員 小川 茂樹
主任研究員 杉本 岩雄
主任研究員 水沼 守

要旨

水質事故発生時には、流出初期の迅速な対応が必要であるが、現状では事故発見に時間を要する場合がある。このような状況を改善するため、pHや電気伝導率を対象にした水質センサ及び水の臭いを高感度に検出できるシステムについて、ラボ実験、フィールド実験などを行い、水質事故を迅速に検知できる連続的計測システムの開発を行った。

キーワード：水質事故、連続監視、センサ、臭い

下水汚泥焼却施設の温室効果ガス削減コストに関する調査報告

土木研究所資料 第3731号 2000年5月

汚泥研究室 主任研究員 原田 一郎

室 長 森田 弘昭

新下水処理研究官 酒井 憲司

前新下水処理研究官 中村 栄一

前汚泥研究室長 尾崎 正明

要旨

下水汚泥焼却施設の排ガス中には、温室効果ガスである二酸化炭素に加え、温暖化効果の大きい一酸化二窒素が含まれている。なかでも、現在主流の高分子系流動焼却炉において単位汚泥量あたりの一酸化二窒素排出量が最も大きい。焼却温度を引き上げるによりその削減が可能である。しかし、高温化は焼却施設に悪影響を及ぼすおそれがあり、焼却コストの上昇が予想される。また、補助燃料使用量の引き上げに伴い二酸化炭素排出量が増加するため、温暖化に及ぼす効果を総合的に評価する必要がある。

そこで、本調査では、高分子系流動焼却炉の燃焼温度を引き上げた場合を想定し、ライフサイクルコスト分析手法を用いて経済的な影響の検討を行った。さらに、全国の汚泥焼却施設から排出される温室効果ガス排出量を予測し、その削減可能量および所要コストを試算した。本報告書はこれらの調査結果をとりまとめたものである。

キーワード：下水汚泥、流動焼却炉、温室効果、一酸化二窒素、ライフサイクルコスト

下水処理過程におけるクリプトスポリジウムの除去効果等

土木研究所資料 第3733号 2000年6月

三次処理研究室 研究員 諏訪 守

室 長 鈴木 穂

要旨

平成8年6月から7月にかけて埼玉県越生町において、病原性原虫類の一種であるクリプトスポリジウムによる集団感染事例が発生し、感染者は8,000人以上にも及んだ。

集団感染等が発生した場合には、クリプトスポリジウムのオーシストはふん便とともに大量に排出されることから、下水道処理区内に感染者が存在することにより、それらが下水処理場に流出してくることが予想される。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と考えられるが、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。

本報告は、放流水の感染リスク低減手法に資することを目的として、活性汚泥処理等によるオーシストの除去能力の把握および下水処理過程での除去効果を向上させるための除去手法について検討を実施したので、その結果について報告する。

キーワード：原虫、クリプトスポリジウム、オーシスト、活性汚泥処理法、凝集剤添加活性汚泥処理法、凝集沈殿法、砂ろ過、河川

下水道管路埋め戻し材料の繰り返し強度特性に関する実験報告書

土木研究所資料 第3701号 2000年8月

耐震技術研究センター 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

要旨

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施工管理基準のあり方を見いだすため、下水道管渠の現行の埋戻し施工に関する工事規定・施工実態等の情報を収集し、その結果をとりまとめた。

また、液状化被害防止の観点からの埋戻し施工管理基準を定めるため、実験に用いられている埋戻し材料の締固め度を変化させた液状化実験を行った。その結果、締固め度が高くなると液状化強度は大きくなること、同じ液状化強度であっても材料によって軟化の程度は異なることなどがわかった。

キーワード：下水道管渠、埋戻し、締固め、液状化試験

熱帯・亜熱帯地域における下水道計画に関する調査

土木研究所資料 第3778号 2001年2月

下水道研究室 室長 田中 修司

室長 笹部 薫

室長 井上 弥九郎

主任研究員 榊原 隆

主任研究員 植松 龍二

研究員 山下 洋正

要旨

本調査は、地域状況に適した下水道事業の促進を図るため、熱帯・亜熱帯地域の開発途上国において下水道事業に従事する専門家、調査団等に広く利用される事を念頭に、1) 下水道のデータベース、2) 衛生/下水道計画、3) 下水処理法の3項目につき調査検討を行った。データベースでは、具体的に国際協力事業団の報告等を参考に熱帯・亜熱帯地域の開発途上国における各国の下水道に係わる情報を取りまとめた。衛生/下水道計画においては、地域状況に応じた、衛生施設と下水道施設の共存、地域的な棲み分け及び低費用下水道を勘案した最適な衛生/下水道計画の立案手法につき検討している。また、下水処理法においては、特に、我が国においては一般的ではない安定化池及びエアレーティッドラグーン法の設計手法につき取りまとめた。

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

下水処理施設 主要施設・機器仕様一覧

土木研究所資料 第3827号 2001年3月

汚泥研究室 室長 森田 弘昭

主任研究員 落 修一

要旨

下水道が整備・拡充されてきているなかで、今後は稼働施設をエネルギー的に経済的により効率よく運用していくことが強く求められる。このために、下水処理施設の稼働実態についてエネルギー消費の観点から詳細に診断・評価し、必要な技術開発とプロセス改変に取り組まなければならない。

本資料は、下水処理施設のエネルギー診断用のモデル設計に必要な主要設備・機器の仕様を整備したものである。仕様は2000年12月時点において実際に施設設計や建設に適用されているものであり、この時点では最も一般的で信頼性の高いものである。

キーワード：下水道、下水処理、汚泥処理、下水処理設備、設計資料、機器仕様

付録 2. 国土技術政策総合研究所における 平成13年度下水道関係調査研究

担当研究室名	調査研究課題名	期間 (年度)
下水道研究部		
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	12-14
分担：下水処理研究室	2. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究	13-16
	3. 下水道整備による環境改善効果に関する調査	10-13
	4. 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	12-15
分担：下水処理研究室	5. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査	12-15
	6. 管路施設の維持管理基準に関する調査	13-15
	7. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査	13-15
下水処理研究室	8. 水系における病原性微生物の挙動に関する研究	10-13
	9. 微生物群制御による内分泌かく乱物質の分解手法に関する研究	13-15
	10. 下水道施設を活用したCH ₄ 、N ₂ Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究	12-14
	11. 生態系の観点から見た下水再生システムのあり方に関する研究	13-17
	12. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査	10-13
	13. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査	10-13
	14. 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	11-13
	15. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査	12-15
	16. 下水道システムのLCA評価に関する調査	13-15
環境研究部		
緑化生態研究室	17. 下水汚泥および植物発生材のリサイクルに関する調査	11-13
危機管理技術研究センター		
水害研究室	18. 浸水被害軽減のための各種施設の組合せに関する調査	10-13
総合技術政策研究センター		
建設システム課	19. 下水道工事積算の体系化に関する調査	11-13

付録3. 独立行政法人土木研究所における 平成13年度下水道関係調査研究

担当研究グループ名 (チーム名)	調査研究課題名	期間 (年度)
材料地盤研究グループ (リサイクル)	1. 下水中病原性微生物の同定方法に関する研究 2. 下水汚泥の再利用における病原性微生物のリスク評価に関する研究 3. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究 4. 下水処理水・汚泥の再利用に関する調査 5. 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	11-14 13-15 13-15 13-16 12-14
水循環研究グループ (水質)	6. 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 7. バイオアッセイによるエストロゲン様物質の指標に関する研究 8. 下水道による水環境への影響に関する調査 9. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査 10. 河川水質調査方法の体系化に関する調査 11. 河川水中のエストロゲン様物質に関する調査 12. 底泥-水間の物質移動に関する調査 13. 水生生態系からみた河川水質の評価に関する調査 14. 水環境の評価に関する調査 15. 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	11-14 13-17 13-17 13-17 12-14 11-17 12-14 12-17 13-17 12-14
技術推進本部 (施工技術)	16. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査	12-15
材料地盤研究グループ (新材料)	17. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査	13-15
材料地盤研究グループ (土質)	18. 更新時の下水道管渠の構造的評価と補修工法に関する調査	13-15
耐震研究グループ (振動)	19. 下水道施設の液状化対策に関する調査	9-13

国土技術政策総合研究所資料
TECHNICAL NOTE of NILIM
No.10 NOVEMBER 2001

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所
(住所) 茨城県つくば市大字旭1

本資料の転載・複写の問い合わせは
研究評価・推進課・0298-64-2675