閲覧用

ISSN 1346-7328
国総研資料 第138号
平成15年 12月

ISSN 0386-5878
土研資料 第3917号
平成15年 12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. 138 December 2003

土木研究所資料

Technical Memorandum of Public Works Research Institute
No. 3917 December 2003

平成14年度下水道関係調査研究年次報告書集

FY2002 Annual Report of Wastewater Management and Water Quality Control

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

独立行政法人 土木研究所

Incorporated Administrative Agency Public Works Research Institute

国土交通省 国土総研
16. 3. 03
図書館

国土技術政策総合研究所資料
第138号　　平成15年12月
土木研究所資料
第3917号　　平成15年12月

平成14年度下水道関係調査研究年次報告書集

国土技術政策総合研究所	下水道研究部	下水道研究室
		下水処理研究室
	総合技術政策研究センター	建設システム課
	危機管理技術研究センター	水害研究室
土木研究所	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
	技術推進本部	施工技術チーム
	材料地盤研究グループ	新材料チーム
		土質チーム

概要

本報告書集は、平成14年度に国土交通省国土技術政策総合研究所及び独立行政法人土木研究所において実施された下水道に関係する調査研究の成果を集約して資料としてとりまとめたものである。報告は、全42編373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、リサイクル

Technical Note of NILIM
No. 138 December 2003
Technical Memorandum of PWRI
No. 3917 December 2003

FY2002 ANNUAL REPORT OF WASTEWATER MANAGEMENT AND WATER QUALITY CONTROL

WASTEWATER SYSTEM DIVISION
WASTEWATER AND SLUDGE MANAGEMENT DIVISION
of WATER QUALITY CONTROL DEPARTMENT

CONSTRUCTION SYSTEM DEVELOPMENT DIVISION
of RESEARCH CENTER FOR LAND AND CONSTRUCTION MANAGEMENT

FLOOD DISASTER PREVENTION DIVISION
of RESEARCH CENTER FOR DISASTER RISK MANAGEMENT

NATIONAL INSTITUTE FOR LAND AND INFRASTRUCTURE MANAGEMENT,
MINISTRY OF LAND, INFRASTRUCTURE AND TRANSPORT, JAPAN

RECYCLING RESEARCH TEAM
of MATERIAL AND GEOTECHNICAL ENGINEERING RESEARCH GROUP

WATER QUALITY RESEARCH TEAM
of WATER ENVIRONMENT RESEARCH GROUP

CONSTRUCTION TECHNOLOGY RESEARCH TEAM
of CONSTRUCTION TECHNOLOGY RESEARCH DEPARTMENT

ADVANCED MATERIALS RESEARCH TEAM
SOIL MECHANICS RESEARCH TEAM
of MATERIAL AND GEOTECHNICAL ENGINEERING RESEARCH GROUP

INCORPORATED ADMINISTRATIVE AGENCY PUBLIC WORKS RESEARCH INSTITUTE

Synopsis

This Annual Report introduces researches on wastewater system, wastewater treatment, advanced wastewater treatment, wastewater sludge and water quality control carried out in Fiscal 2002 by National Institute Land and Infrastructure Management, Ministry of Land, Infrastructure and Transport, Japan and Incorporated Administrative Agency Public Works Research Institute.

Key words: wastewater system, wastewater treatment, advanced wastewater treatment, wastewater sludge, water quality control, recycling

序　文

本報告書集は、平成14年度に国土交通省国土技術政策総合研究所（国総研）及び独立行政法人土木研究所（土研）により実施された下水道関連の調査研究の成果をとりまとめたものであり、全42編の報告書からなります。

平成13年4月1日より国総研と土研という二組織の体制となりましたが、国総研においては下水道研究部 下水道研究室、下水処理研究室、土研において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 水質チームを中心に、下水道関連の調査研究に鋭意専心しておるところです。

平成14年度に国総研が行った下水道関係の調査研究は、下水道事業調査費、技術研究開発調査費、政府開発援助試験研究費、試験研究費、環境省予算の地球環境保全等試験研究費、環境研究総合推進費によるものであり、19課題にわたります。また、土研が行った下水道関係の調査研究は、運営費交付金または環境省等からの受託業務費（下水道事業調査費を含む）によるものであり、合計23課題に及びます。このような制度等の多様化を受け、本報告書では下水道事業調査費による研究とその他の予算による研究との2つに大きく章立てし、その他の予算の研究については、研究室・チームごとに整理して掲載しております。

42調査課題のうち平成14年度に終了した課題は、①下水道施設を活用したCH_4、N_2Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究（下水処理研究室；環境研究総合推進費）、②ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（リサイクルチーム、水質チーム；運営費交付金）、③河川試料に適した原虫測定法の開発（リサイクルチーム；受託業務費）、④河川水質調査方法の体系化に関する調査（水質チーム；運営費交付金）、及び、⑤管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査（施工技術チーム；下水道事業調査費）です。

一方、平成14年度の新規課題は、①社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査（下水道研究室・建設システム課；下水道事業調査費）、②厨芥の管渠内流送特性に関する研究（下水道研究室；試験研究費）、③生ごみ等有機系廃棄物最適処理による環境負荷低減技術に関する研究（下水道研究室・下水処理研究室；試験研究費）、④水循環・物質循環変動による環境評価技術の開発に関する調査（下水道研究室；技術研究開発調査費）、⑤下水高度処理の評価手法に関する調査（下水処理研究室；下水道事業調査費）、⑥下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査（下水処理研究室；下水道事業調査費）、⑦下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究（下水処理研究室；試験研究費）、⑧水環境再生技術の開発に関する研究（下水処理研究室；技術研究開発調査費）、⑨下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程および土壌環境中での挙動に関する調査（リサイクルチーム；下水道事業調査費）、⑩下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査（リサイクルチーム；下水道事業調査費）、⑪下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究（リサイクルチーム；運営費交付金）、⑫底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究（リサイクルチーム；運営費交付金）、⑬都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究（水質チーム；受託業務費）、⑭遺伝子解析手法を用いた環境ストレスの検出技術に関する基礎的研究（水質チーム；運営費交付金）、⑮下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査（建設システム課；下水道事業調査費）、及び、⑯都市域における流出・氾濫モデルの開発に関する調査（水害研究室；下水道事業調査費）です。

下水道整備の進捗とともに、近年下水道に求められる役割も多様化しつつあり、このような行政上のニーズに応えるため、下水道研究室では都市雨水対策や下水管きょシステムの効率的な更新・維持管理、下水処理研究室では病原性微生物や内分泌撹乱物質等への対策、リサイクルチームでは排水や有機質廃材を再生・資源化し利用する技術の開発、水質チームでは環境ホルモン・ダイオキシン類等の有害物質の検出試験方法や生物への影響評価方法の開発につき、ここ数年調査研究を継続的に実施しています。

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御指導をいただければ幸いです。

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

平成15年12月

国土技術政策総合研究所下水道研究部長　宮原　茂

目　次

頁

序文

概要約集 …… 1

I. 下水道事業調査費による研究

1. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査……(下水道研究室・下水処理研究室)… 43
2. 管路施設の維持管理基準に関する調査 ……(下水道研究室)… 55
3. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査……(下水道研究室)… 67
4. 社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査……(下水道研究室・建設システム課)… 79
5. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査……(下水処理研究室)… 85
6. 下水道システムのLCA評価に関する調査 ……(下水処理研究室)… 93
7. 下水高度処理の評価手法に関する調査 ……(下水処理研究室)… 99
8. 下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査 …… (下水処理研究室) ‥105
9. 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……(リサイクルチーム)…111
10. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程および土壌環境中での挙動に関する調査
……(リサイクルチーム)…117
11. 下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査……(リサイクルチーム)…123
12. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査……(水質チーム)…129
13. 下水道による水環境への影響に関する調査 ……(水質チーム)…133
14. 下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査……(建設システム課)…139
15. 都市域における流出・氾濫モデルの開発に関する調査……(水害研究室)…145
16. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査……(施工技術チーム)…151
17. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査……(新材料チーム)…157
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……(土質チーム)…163

II. その他の予算による研究

［下水道研究室］

1. 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……(分担: 下水処理研究室)…171
2. 厨芥の管渠内流送特性に関する研究 ……181
3. 生ごみ等有機系廃棄物最適処理による環境負荷低減技術に関する研究……187
4. 水循環・物質循環変動による影響評価技術の開発に関する調査……199

［下水処理研究室］

1. 下水道施設を活用したCH_4, N_2Oの排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究……205
2. 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……229
3. 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……235
4. 下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究……251
5. 水環境再生技術の開発に関する研究 ……257

［リサイクルチーム］

1. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する調査(リサイクル)……263
2. 河川試料に適した原虫測定法の開発……267
3. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究……269
4. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究……275
5. 下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究……293
6. 底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究……299

［水質チーム］

1. 河川水質調査方法の体系化に関する調査……303
2. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する調査(水質)……313
3. 水生生態系から見た河川水質の評価に関する調査……325
4. 底泥-水間の物質移動に関する調査……327
5. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究……333
6. 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……341
7. 水環境の評価に関する調査……347
8. 都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究……353
9. 遺伝子解析手法を用いた環境ストレスの検出技術に関する基礎的研究……369

付録

付録1. 平成14年度 下水道関係刊行報告書一覧……371
付録2. 平成15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）……372
付録3. 平成15年度 下水道関係調査研究課題表（土木研究所）……373

概　要　約　集

高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査		本文43ページ	平成14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	

(目的)

本調査は、ディスポーザー導入に関する総合的な評価のなかで、ディスポーザー導入が下水道施設に与える影響について検討を行い、下水道システムにディスポーザーを導入する場合の技術基準を提案することを目的として実施する。

(調査概要)

○ディスポーザー社会実験

本調査は北海道歌登町で行った。本地域では平成11年度より下水道処理区域内の一部の一般家庭にディスポーザーを設置し、平成12年度より下水道およびごみ処理、下水道システムやごみ処理システムに与える影響を評価するとともに、地域全体の費用効果分析、LCA等の総合的な評価を行う社会実験を実施している。現在（平成14年度末）、下水道処理区域内の約35％の住宅にディスポーザーが設置されている。

○調査内容

下水管渠内には何らかの理由で土砂等が堆積する場合がある。ディスポーザーを設置した場合、生ごみの粉砕物が管渠内に堆積し、堆積物の量が増加する恐れがある。本調査では、ディスポーザーの設置を開始した平成11年度からＴＶカメラによる管渠内調査を行っている。これまでの調査により、ディスポーザーを設置した住宅の下流管渠（住宅～処理場区間の管渠）では、ディスポーザーを設置後に生ごみ由来と考えられる貝殻、卵殻（以下、堆積物）が堆積していることがわかっている。

本年度は、昨年度に引き続きＴＶカメラによる管渠内調査を行うとともに、管渠の勾配調査、管渠内での物質収支を求めるため堆積物の無機成分分析、ビデオカメラによる堆積物の定点観測を行った。

ＴＶカメラによる管渠内調査では、堆積箇所での単位長さ当たりの堆積物量を算出した。また、堆積物の増加による管渠閉塞の可能性を推定するために管渠の未清掃期間と堆積物量の関係を整理し、管渠清掃後、どの程度の期間で堆積物が増加しているか検討した。さらに、管渠側面の付着物についてもディスポーザー設置、未設置地区ともに調査した。

また、ＴＶカメラによる管渠内調査の過程で、堆積物量は必ずしも経時的に増加するわけでなく、観測期間の途中段階で掃流されている可能性が考えられた。そこで、堆積物の発生状態を連続的に観測するために、ビデオカメラを固定して定点観測調査を実施した。

(調査結果)

1）ディスポーザー設置前後の堆積物量を観測したA地区、B地区では、ディスポーザー設置後に堆積物が増加することが観測された。
2）枝線管渠に比べて流速が早く設計されている下流幹線管渠においても、堆積物に生ごみが混入していた。これは、雨天時の浸入水により下水が管渠内で滞留することによって、下流幹線管渠でも流速が低下することが原因と考えられた。
3）ディスポーザー未設置地区においても、ディスポーザー設置地区に類似した付着物が観察された。
4）堆積物量は、必ずしも未清掃期間が長いほど増加するとはいえない。
5）管渠の勾配と堆積物量の関係を調べた結果、堆積物の約76%が逆勾配区間で発生していた。
6）ディスポーザー設置地区の管渠内堆積物の成分分析を行ったところ、Ca含有量が多く生ごみ由来の卵殻が影響を与えているものと推定された。
7）定点観測により、管渠中の堆積物は汚水により掃流され移動していることがわかった。また、降雨時に最大で日平均汚水量の2倍以上の流入があることから、雨水侵入水が堆積物の掃流に関与している可能性が示唆された。

研究担当者：高橋正宏、森田弘昭、森一夫、竹歳健治、野口綾子、浜田知幸

キーワード	ディスポーザー、歌登町

管路施設の維持管理基準に関する調査		本文 55 ページ	平成 14 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 13～15 年度	下水道研究室	

（目的）

圧送管は、下水の輸送を効率化するために開発されたシステムであるが、輸送時間が長くなると、管内の下水から硫化物が生成してコンクリートの腐食の原因となる。このため、硫化物発生のおそれがある下水道施設では、空気注入、酸素注入あるいは薬液注入などの硫化物発生を抑制する対策や、硫化水素腐食に対して抵抗力のある材料を使用するなどの対策が講じられることになる。

これらの対策を立案するにあたって、硫化物がどの程度発生し、どの範囲まで輸送されるかを予測することは、腐食範囲を推定し、必要な対策の選定や規模、費用を算出する上で、極めて重要である。これまでに、圧送管における硫化物生成については、いくつかの予測手法が提案されているが、硫化物の被害を受ける自然流下管における硫化物の挙動に関する研究報告は少なく、現時点では硫化物の挙動を管渠設計段階において実用的精度で予測することは困難な状況にある。

そこで、下水管渠における硫化物の挙動を再現するために、管内の水質変化を追跡できる WATS モデルを選定し、その適用性について、既往の研究成果をもとに評価を行った。

（結果）

下水管内における硫化物の挙動を再現するために WATS モデルを適用するには、いくつかの反応について実験的な検討が必要なことがわかった。表－１に評価結果を示す。

表－１　WATS モデルの適用性評価

反応の“場”	反応	研究状況
下水中の反応	有機物の変質に関連した反応	いくつかの研究報告有り。ただし、各式中のパラメータについて、現地調査に基づくデータの蓄積が必要。
	生物膜中の硫化物生成	多くの研究報告有り。ただし、有機物変質と関連づけた理論的なアプローチを行うことで、より精度よい予測が可能。
	下水中の硫化物酸化	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	生物膜中の硫化物酸化	ほとんど報告されておらず、反応の影響度も含めて追加実験が必要。
	酸素溶解	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
	硫化水素放散	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
気相中の反応	硫化水素放散	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATS モデルに取り込むことが可能。
	管壁での硫化水素の吸着・酸化	研究報告は少なく、現地調査とそれに基づく理論的な考察が必要。
段差部での反応 (気液間の物質移動)	酸素溶解	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	硫化水素放散	研究報告は少なく、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。

研究担当者：森田弘昭、森　一夫

キーワード	下水管渠、硫化物、WATS モデル

都市雨水対策システムの機能向上に関する調査		本文 67 ページ	平成 14 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 13～15 年度	下水道研究室	

(目的)

近年では、東海豪雨や地下室水死事故に代表される都市型水害、お台場オイルボールに端を発する合流式下水道問題の顕在化など、量・質の両面から都市雨水の問題がクローズアップされている。そこで本調査においては、これらの問題に対処するための方策として、政策支援および技術基準策定の観点から下水道施設の計画・設計手法について新たな考え方の導入を検討する。具体的には、質対策として①合流式下水道改善対策、量対策として②空気噴出を考慮した管路設計手法を調査の主たる対象とする。

①については、合流改善目標や雨天時放流水の管理指標の検討、ならびに雨天時汚濁負荷流出モデルの開発等に取り組む。新たな視点として放流先水域を考慮するとともに、公衆衛生の指標項目である大腸菌群数、糞便性大腸菌群数を検討の対象に加える。

②については、マンホール蓋の浮上・飛散を未然に防止することを目的に、管内に存在する（もしくは外部から持ち込まれる）空気を検討の対象に加え、かつ急激に雨水が流入するような非定常な現象を考慮することにより、豪雨時にも安全な管路設計手法の提案を目指す。水理模型実験と数値解析モデルによるシミュレーションを併用して検討を進める。

(結果)

（1）合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデルについて

1）合流式管きょ内における晴天時の大腸菌群数について調査を行った。午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であり、概ね 10^4～10^5 個/mL の範囲での変動であった。

2）分布型山口・中村モデルの式形について検討し、流域モデルと管路モデルの２つを組み合わせたモデルを検討した。そのモデルによりシミュレーションを行った結果、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて水質の急激な上昇・下降の過程についても再現が可能であった。また、栄養塩類についても集中型と同等程度の再現が可能であった。一方、大腸菌群数の再現については、パラメータの設定方法等の検討を行う必要がある。

（2）空気噴出を考慮した雨水管路設計手法について

1）水理模型実験により得られた知見を基に、伏越し形状の貯留管における水と空気の混相流現象を表現できる数値解析モデルを構築した。

2）構築した数値解析モデルにより、予め種々の条件でのピーク空気圧を計算し、それらをグラフ化した簡易判定図表として整理することができれば、マンホール蓋の浮上・飛散に対する安全性を簡易に判定できると考えている。今後、伏越し形状の貯留管を対象とした簡易判定図表を作成する予定である。

3）構築した数値解析モデルには、まだ改良の余地が残されている。数値解析モデルの精度向上に向けた改良とともに、流入形式・接続形式の差異、中間人孔の有無を考慮したモデルへ改良することにより、より適用範囲の広いモデルとする必要がある。

研究担当者：森田弘昭、松原誠、那須基、森博昭

キーワード	雨水対策、空気噴出、合流改善、分布型モデル、水理模型実験

社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査		本文 79 ページ	平成 14 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 14～17 年度	下水道研究室	

(1) 研究の目的

公共用水域の望ましい水質改善レベルを決定するためには、費用効果分析の適用が有効である。下水道事業による公共用水域の水質改善効果は、レクリエーション等による直接的な利用価値、生態系保全等直接的利用を伴わない非利用価値に分類される。非利用価値を含めた水質改善効果の経済評価手法として仮想評価法（Contingent Valuation Methods, CVM）があるが、わが国での適用事例はまだ少なく、汎用的な適用手法の確立が求められている。一方、CVM を環境評価において先進的に採用してきたアメリカでは、水浄化法（Clean Water Act）による全米の水質改善効果の経済評価のために、全米 61 個所で CVM 調査を行い、その結果得られた支払意思額（WTP）原単位を全国民に適用するという便益移転（Benefit Transfer）の手法が採用されている。わが国においても、便益移転の手法を確立することにより、全国での公共用水域の水質改善効果の経済評価が可能になると考えられるが、便益移転について確立された方法はまだない。そこで、本調査は、わが国における便益移転の手法を検討することにより、公共用水域の水質改善効果の汎用的な経済評価手法を提示することを目的とする。

本調査（平成 14～17 年度）全体の枠組みを以下のように考えた。このうち初年度である平成 14 年度は、(1)(2)を実施した。

(1) 便益移転手法のレビュー
(2) 望ましい水質改善レベルと地域・個人属性の関係の検討
(3) 全国調査方法の検討
(4) プレ調査の実施
(5) 全国調査の実施
(6) 便益移転手法の検討

(2) 平成 14 年度の研究概要

1) 便益移転手法のレビュー

EPA の便益移転の手法についてレビューを行った。同手法では、全米の主要な河川・湖沼のすべてを Swimmable, Fishable, Boatable のいずれかの水質に改善することへの 1 世帯あたりの支払意思額（WTP）を原単位とした便益移転が行われている。しかし、水域の水質レベル以外の特徴（水域の大きさ、回答者の個人属性等）を無視している点、一定の地域内のみに帰着する属地的便益と広域に帰着する非属地的便益の配分方法について理論的な根拠がない点などの問題がある。そこで、前者への対処としては、便益関数移転法の採用が望ましいと考えられ、その際は便益関数の移転の妥当性を統計的に検証することが求められる。また、後者への対処としては、コンジョイント分析を用いた手法で理論的に導出が可能である。

2) 望ましい水質改善レベルと地域・個人属性の関係の検討

水質改善効果の便益評価にあたっては、便益の及ぶ範囲と、受益者が望ましいと考える水質改善レベルを把握することが必要である。望ましい水質改善レベルについては、個人の意識により異なると考えられる。個人の属性や居住地域と望ましい水質改善レベルへの意識との間に普遍的な関係が確認できれば、その都度アンケート調査を行わずに、原単位や便益関数の移転により便益評価が可能になる。そこで、国土交通省都市･地域整備局下水道部が平成 13 年度に実施したアンケート調査「みなさんの声を写す下水道へ」のデータを用い、地域や個人属性と、望ましい水質改善レベルの関係について考察した。

その結果、個人属性については、下水道使用の有無、下水道使用料の認知の有無、水辺での生き物・周囲への景観への認識の有無が、望ましい水質レベルに影響を与えていることが示唆された。また、都道府県で望ましい水質レベルが異なることが示唆された。したがって、全国での汎用的な便益関数を求めるうえでは、これらの個人属性や地域属性に配慮する必要があることが示された。

今後、今年度の検討結果を基に、便益移転のための CVM 調査の方法について検討を行う予定である。

研究担当者：森田　弘昭、吉田　敏章、山縣　弘樹

キーワード	下水道、便益評価、住民意識、CVM、コンジョイント分析、便益移転

下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査		本文 85 ページ	平成 14 年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 13～16 年度	下水処理研究室	

（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おり、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、再生水の水質に基づく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いる。再生水を都市の水資源として活用していくためには、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）

平成１４年度は、以下の３つの事項について調査研究を行った。

（１）　下水処理水を再利用する際に発生しやすい受水槽やロータンク内等における付着物生成に関与する諸因子やその影響に関する検討

（２）　受水槽では残留塩素の消費が特に大きく、末端給水施設での付着物生成に繋がる可能性があることから、受水槽での水質変化に関する通年調査を実施。

（３）　再生水による金属の腐食に関する調査を行い、再生水の腐食性評価指標としてランゲリア指数を用いることの妥当性に関する検討

（１）についてはＦ市の再生水を用いて実験による検討を行った。その結果、下水処理水再利用による付着物生成に関しては以下の事項が明らかとなった。

①　付着物による着色の主な原因は、付着物中の Mn によるものであり、Mn 付着量が 3mg/m2 以上になると着色が明確に認められた。

②　処理水中の Mn 濃度の増加に伴い Mn 付着量が増加する傾向が見られ、付着物による壁面着色を防止するためには処理水中の Mn 濃度を低減させることが重要であることが分かった。

③　水温の上昇に伴い、壁面着色の原因である Mn 付着量が増加する傾向が見られ、水温 15℃では実験で用いた砂ろ過水（T-Mn 濃度 0.39mg/l）レベルでも着色の可能性が低い一方、水温 25℃では、実験で用いた再生水（T-Mn 濃度 0,025mg/l）レベルでも着色の可能性があることが示唆された。

（２）については、Ｆ市の受水槽における実態調査を実施した。その結果、以下の事項が明らかとなった。

①　Ｆ市Ｃ処理場処理水の再利用システムでは、受水槽において硝化が進行するとともに、残留塩素が大きく減少しており、受水槽からの流出水には遊離残留塩素は殆ど保持されていなかった。

（３）については室内実験による検討を行った。その結果、以下の事項が明らかとなった。

①　水温、電気伝導度及び残留塩素が大きいほど、鉄の腐食を促進するが、水温の影響が特に大きく、電気伝導度や残留塩素の影響は水温に比べると小さい。

②　ランゲリア指数のみにより再生水の腐食性を評価することは適切ではない可能性が示唆された。

（研究担当：中島英一郎、田隅淳）

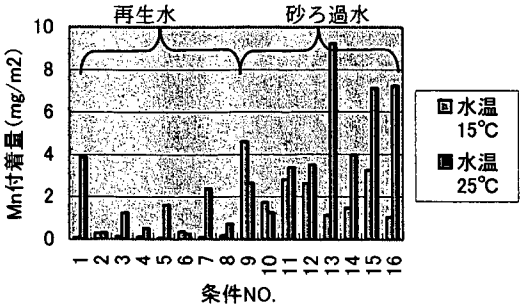


図１　水温及び水質による Mn 付着量の違い

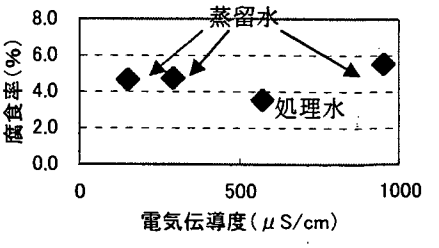


図２　ランゲリア指数が同一の蒸留水と処理水の腐食率の比較

キーワード	下水処理水、再利用、管路腐食、付着物、残留塩素、ランゲリア指数

下水道システムのＬＣＡ評価に関する調査		本文 93 ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成13～16年度	下水処理研究室	

（目的）

現在、地球温暖化をはじめとする地球規模の環境問題の解決にあたり、各分野において環境負荷を定量解析するとともに、その低減を進めるための様々な手法が検討されている。また、下水道施設のように公共用水域への環境負荷を低減するための社会資本に対しても、その水質改善効果と建設や運転と共に排出される環境負荷との関係を評価することが必要とされている。

本研究は、下水道システムの計画設計段階におけるＬＣＡを整備することを目的としており、現在、手法を標準化し作業の効率化を図るために基本となるライフサイクルインベントリー（ＬＣＩ）モデルの構築に取り組んでいるところである。14年度は、下水道システムを対象としてＬＣＩモデルのケーススタディを実施し、異なる処理方式における環境影響の比較検討を行うとともに、経年変化を考慮したモデルの適用性について検討を行った。さらに、異なる環境要素を統合化し総合的に評価する手法についても検討した。

（結果）

１．各処理システム別負荷量の算定

ＬＣＩモデルの適用性を評価するため、異なる処理システム毎のケーススタディを行った。検討対象として、高度処理法（循環法・A_2O法）、標準法、ＯＤ法の３処理場を選定した。

その結果、システムから排出される環境負荷は各処理場とも運転による割合が大部分を占めており、その運転由来負荷のほとんどは電力の使用に伴うものであった。また、負荷量を処理法別に見てみると、ＯＤ法の処理場が最も大きく、次いで高度処理法、標準法の順であった。高度処理法、ＯＤ法がそれぞれ標準法より大きいのはその運転特性による要因が大きいと考えられるが、その他ＯＤ法の処理場が高い値を示した要因としては、他の処理場に比べ施設の供用期間が短く、水量負荷率が低かったことが考えられる。

２．設備毎の電力消費量構成比の検討

下水道システムの$LC\text{-}CO_2$には、処理場設備の運転時負荷が大きい割合を占めるが、その内容を詳細に検討するため、各処理法毎に水処理施設の電力量を積み上げモデルにより計算し、設備毎の構成比を算出した。

その結果、各処理場ともブロワー設備の割合が大きく、次いで大きい割合を占めるポンプ設備と合わせるとその構成費は全体の９割以上の割合を占めるという結果を得た。また、処理場毎にその設備構成比を見ると、ＬＣＩモデルによる負荷量の算定結果は、異なる処理法毎にその施設の特徴を良く表していた。

このことから、ＬＣＩモデルにより負荷量を算出する場合、システム中の主要機器を抽出し、その能力や稼働時間をパラメータとすることによるモデルの簡略化の可能性を示唆した。

３．経年変化に関するＬＣＩモデルの検討

供用開始後の時間経過がＬＣＩモデルに与える影響を調査するため、ＬＣＩモデルによる計算値と実績値の比較、および電力使用量原単位の実績値の推移を経年変化に沿って検討した。

その結果、施設能力に対する流入水量の割合（水量負荷率）がＬＣＩモデルによる環境負荷量計算に大きな影響を与えることが示された。このことから、今後処理システムや施設規模、あるいは水量負荷率が異なる比較対象をＬＣＡにより評価するには、それぞれ時間軸上のどこを評価ポイントとするのかが重要であると考えられる。

４．異なる環境要素の総合的評価

下水道システムのＬＣＡでは、環境影響項目として地球温暖化やエネルギー消費の他に、水質改善や酸性化、埋立廃棄物といった項目が考えられるが、今後、これら環境影響項目と環境負荷量の軽減項目を機能単位とし、両者を統合的に評価する手法を確立していくことが必要である。今回、その評価手法を検討するために、高度処理法と標準法を対象としてケーススタディを行った。

本調査では、水質改善効果の中の富栄養化項目として窒素とリンを選定し、地球温暖化項目のCO_2とのトレードオフの関係について評価する手法と、多数の環境要素を統合的に評価する手法を示し、高度処理を行うことによる機能当たりの環境影響の増加程度をチェックした。

研究担当者：中島英一郎，山下洋正、中島智史

キーワード	下水道、ライフサイクルアセスメント、ＬＣＩモデル、環境要素の総合的評価

下水高度処理の評価手法に関する調査		本文99ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成14～16年度	下水処理研究室	

（目的）

閉鎖性水域の水質改善、下水処理水の安全性の向上等が求められており、そのためには下水の高度処理が不可欠である。本調査の目的は、高度処理に関する評価手法を開発し、高度処理に関して科学的知見に基づく明確なシナリオ及び意志決定のための合意形成手法を提示することにより、高度処理を推進するための政策提言を行うことである。また、提示にあたっては、琵琶湖流域等をモデルケースとし、提言の実用性を検証する。

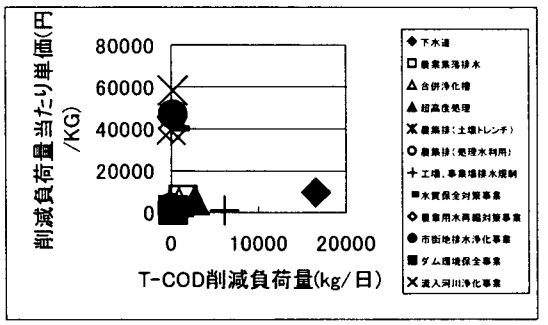
（結果）

平成14年度は、琵琶湖を例に取り、水質保全に必要な高度処理による便益について、原単位的に汚濁負荷削減便益を計上する手法の開発に着手し、便益項目を整理して計算手法の案を作成した。また、全国的な観点からの下水道事業の水質保全効果の試算と評価に関する検討も行った。

1．高度処理の便益測定手法

琵琶湖流域等をモデルケースとして検討を行い、琵琶湖の水質環境保全のために必要となる各種施策が最も効率的に実施されたとき、その事業コストが琵琶湖環境保全に対する住民の支払い意志額以下であると見なして、その金額を琵琶湖環境保全の便益と考える便益測定手法（事業コスト代替法）を開発した。

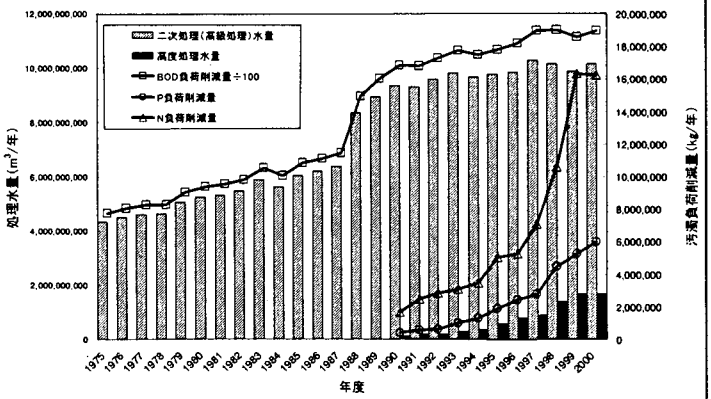
まず現在の琵琶湖の水質保全に関する社会的合意と考えられる琵琶湖総合保全整備計画「マザーレイク２１」（以下、ML21計画と呼ぶ）（及び関連する事業計画）に基づき、水質保全のための各施策の事業費用、削減負荷量を算出し、単位負荷削減量当たりの負荷削減単価を求めた。次に、各施策による全体費用を最小化するため、仮想的に排出権取引を行い、各施策による負荷削減量の最適配分とその事業費用を推定した。最後に、各施策における便益のうち、水質保全に係る便益の比率をそれぞれ算出し、各事業費用に乗じることにより、各施策による水質保全に必要な最小費用を求め、その合計を琵琶湖全体の水質保全便益の最小推定値とした。以上より、水質保全便益原単位は3,130円／T-COD kgと求められた。



図－１　各施策の削減負荷量と削減単価

2．下水道による全国的な水質保全効果の評価

1975年度～2000年度までの下水道投資の年費用合計値（累計値）は、約35兆円であり、削減負荷量の総量は2,119 T-COD万tであることが分かる。ここで、上で求めた水質保全便益原単位3,130円／T-COD kgを適用すると、水質保全便益は約66兆円と推定される。



図－２　処理水量と負荷削減量の経年変化

従って、B/Cが約1.9となり、費用を大幅に上回る水質保全便益が得られる結果となった。これに加えて、他の便益（水洗化便益や生活環境保全便益等）を考慮すると、下水道は十分に経済的価値を生み出してきたものと考えられる。また、栄養塩類を対象とした高度処理に限定して費用便益を検討すると、便益は約1,400億円、費用は約700億円となることから、高度処理に関してもB/Cが約2.0と十分な経済効率があるものと考えられた。

研究担当者：中島英一郎、山下洋正、中島智史

キーワード	高度処理、費用便益分析、排出権取引、便益原単位

下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査		本文105ページ	平成１４年度
全体計画	下水道事業調査費　平成 14～16 年度	下水処理研究室	

（目的）

近年、下水処理水は修景・親水用水等への再利用、河川流量の維持等、その重要性が増大している。一方、原虫クリプトスポリジウムによる集団感染やノロウィルス（ＳＲＳＶ）による食中毒等、水系の病原微生物による被害が発生しており、それらが下水処理水中に存在する可能性があるため対策が求められている。

本調査の目的は、国民の健康保護に資する観点から、下水処理水の安全性が適切に確保されるために必要な技術基準を提示することである。

（結果）

平成 14 年度は、クリプトスポリジウムに関して、放流水及び再生水中の存在量の確率分布、集団感染発生時に予測される濃度並びに対策のＢ／Ｃ等を考慮した下水処理水の適切な安全性レベルを算出し、リスク評価による下水処理水の安全性指針として提示した。さらに、QALYs（質調整余命）を用いて対策の効果（リスク削減）を定量的に評価し、リスク便益分析を行った。また、下水処理水の病原リスクに関するリスクコミュニケーションの一環として、一般市民を対象としてアンケート調査を行った。

１．クリプトスポリジウムに関する下水処理水の安全性指針の提示

年間感染リスク 10-2 を暫定的な管理目標とし、平常時及び集団感染発生時におけるクリプトスポリジウム対策の枠組みを検討した結果、表－１に示す濃度基準案が得られた。ここで、L1（監視強化基準値）及びL2（緊急対応基準値）は、それぞれ２回及び３回測定した場合の幾何平均値の 95％信頼区間上限値であり、それぞれ統計的には 40 回に１回起こる程度の異常値を検出するものである。現実の対応において、１回測定して高濃度値が検出された場合は、確認及び経過監視のために何度か再測定すると考えられるため、逆にそうした複数回の測定の平均値を行動のための基準値として設定する考え方である。

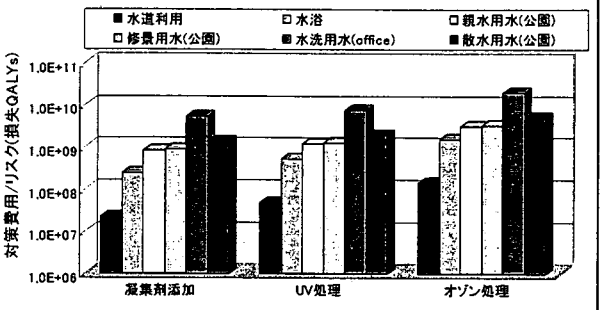
表－１　放流水及び再生水のクリプトスポリジウム濃度基準案

利用対象	監視強化基準値 L1 Cryptosporidium 濃度（個／L）	緊急対応基準値 L2 Cryptosporidium 濃度（個／L）	基準上限値 L1,L2はこの値を超過して設定してはならない	測定対象	年間リスク
水浴	2.8	4.1	6.0	放流水	$10^{-2.2}$
水道	2.8	4.1	6.6	放流水	$10^{-2.2}$
親水用水	0.39	0.49	2.4	再生水	$10^{-2.7}$
修景用水	0.39	0.49	23.1	再生水	$10^{-3.7}$
水洗用水	0.39	0.49	91.9	再生水	$10^{-4.3}$
散水用水	0.39	0.49	40.0	再生水	$10^{-3.9}$

注1：検水量は20Lとし、測定方法は別途定める方法を原則とする
注2：L1,L2は下水処理区域の実態等に基づき変更しうるが、基準上限値を超過してはならない

２．QALYs を用いたリスク便益分析

様々な曝露形態における凝集剤添加等の各対策の効果が図－１に示す通り得られた。ここで、リスク当たりの対策費用が最低でも１千万円／１QALYs であり、ほとんどの対策でより高い値となっているが、この理由の一つとしては平常時のリスクが10^{-2}～10^{-5}とさほど高くないため、追加的なリスク削減便益として高い値が得られないことが考えられる。リスク削減の効率性の観点からは、水道利用者集団のリスク削減のための凝集剤添加対策が最も合理的で優先的に実施すべき対策と考えられるが、集団感染時には年間感染リスクの目標が達成できないため、より高度な対策の必要性も考えられた。



図－１　平常時のＢ（便益）／Ｒ（リスク）

３．リスクコミュニケーション調査

会場アンケート及びインターネットアンケートを行い、有効回答数はそれぞれ 423 票、2,213 票であった。アンケート回答の全般的な傾向としては、（１）下水処理水にクリプトスポリジウムが含まれていることを知っている人は少ない、（２）感染確率をゼロまたはもっと低減してほしいと考えている人がかなりいる、（３）病原微生物が人体に与える影響や近隣での下水処理水の利用状況に情報提供を望む意見が多い、等であり、支払い意志額を含む定量的な解析を今後実施する予定である。

研究担当者：中島英一郎、山下洋正、斎野秀幸

キーワード	病原微生物、クリプトスポリジウム、*Cryptosporidium Parvum*、定量的リスク評価、年間感染リスク、技術基準、リスク便益分析、QALYs、DALYs、リスクコミュニケーション

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111ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成12～15年度	リサイクルチーム	

（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にも拘わらず、これまでの下水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。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14年度は、開発システムをより効果的なものとするために、既存施設における主要設備・機器毎の電力消費量を年間の連続データとして収集するとともに、解析に着手した。また、発電プロセス開発のために燃焼実験装置を製作し、実脱水汚泥の加圧流動燃焼実験を行った。消化ガスの安定・高度利用のために開発、実用化された消化ガス吸着貯蔵法について、ライフサイクルアセスメント（LCA）解析とライフサイクルコスト（LCC）分析を行い評価した。表－1にLCA解析の結果を、表－2にLCC分析の結果を示す。

表－1　消化ガス貯蔵能力600m³設備に関するLCA解析結果

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCA	($t\text{-}CO_2$)	835	699
内訳	(建設)	250	609
	(供用)	610	4.78
	(撤去･整地)	-24.9	84.9

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCA	(10^{12} J)	16.29	8.58
内訳	(建設)	3.22	7.80
	(供用)	13.35	0.0781
	(撤去･整地)	-0.283	0.707

表－2　消化ガス貯蔵能力600m³設備に関するLCC分析結果

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCC	(10^3 ¥)	182,128	232,697
内訳	(建設)	112,130	189,800
	(供用)	66,211	32,006
	(撤去･整地)	3,787	10,891

研究担当者：鈴木　穣、　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、コジェネレーション

下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程及び土壌環境中での挙動に関する調査		本文117ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成14～17年度	リサイクルチーム	

（目的）

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。本研究は、下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル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て実施するものである。

（結果）

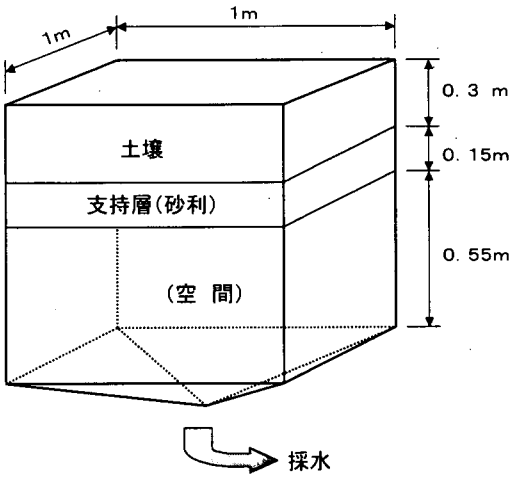
14年度は、下水汚泥試料中のノニルフェノール（ＮＰ）類の分析手法の検討、下水汚泥リサイクル製品の施用先でのＮＰ類の挙動把握のためのライシメータ実験、及び植物体への移行実験を行った。その結果、以下のことが明らかとなった。

① 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行ったところ、降雨によるＮＰの累積浸出率から、コンポスト施用土壌中のＮＰが降雨により浸出する量は少ないことが明らかとなった。また、ＮＰの累積浸出率と土壌中残留率から、ＮＰの土壌中での分解機構の存在が示唆された。（図－１、図－２）

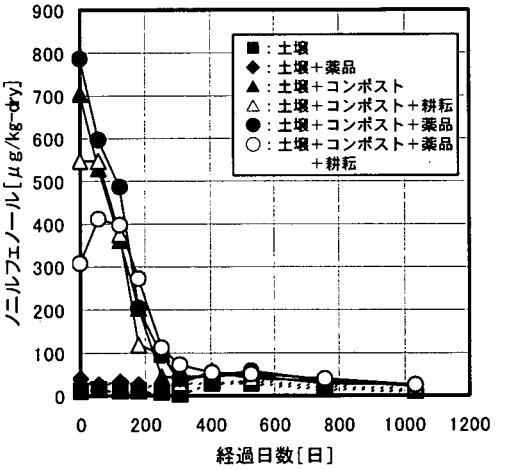
② コンポスト施用土壌中の内分泌かく乱物質の植物体への移動に関する検討を小松菜等を用いて行ったところ、分析が可能な濃度域でのＮＰの植物体への移動は確認されなかった。

③ 下水汚泥試料中のＮＰ類のうちノニルフェノールエトキシカルボン酸（ＮＰＥＣ類）の分析手法の検討を行ったところ、水試料中のＮＰＥＣ類の分析に用いられる前処理方法では分析が困難であることが明らかとなった。

ＮＰ類の挙動を明確にするためには、ＮＰＥＣ類等、ＮＰの関連物質を含めた物質収支を明らかにする必要がある。今後、下水汚泥試料を対象とした分析手法の検討を進めるとともに、関連物質を含めたＮＰ類の挙動、消長に関する実験を行う必要がある。



図－１　ライシメータ内部



図－２　ライシメータの土壌のＮＰ含有量の推移

研究担当者：鈴木　穣、落　修一、南山　瑞彦

キーワード	内分泌かく乱物質、下水汚泥、分析、コンポスト、ライシメータ

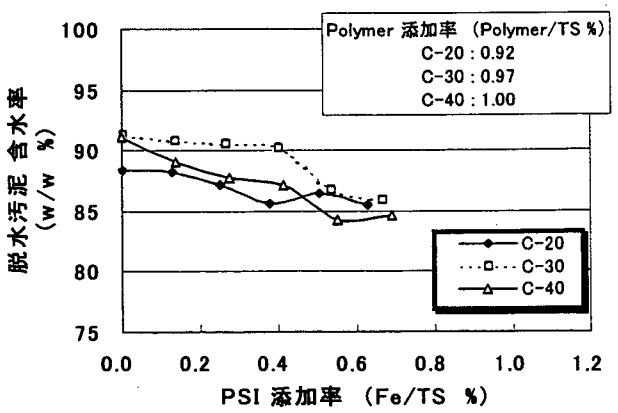
下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査		本文123ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成14～17年度	リサイクルチーム	

（目的）

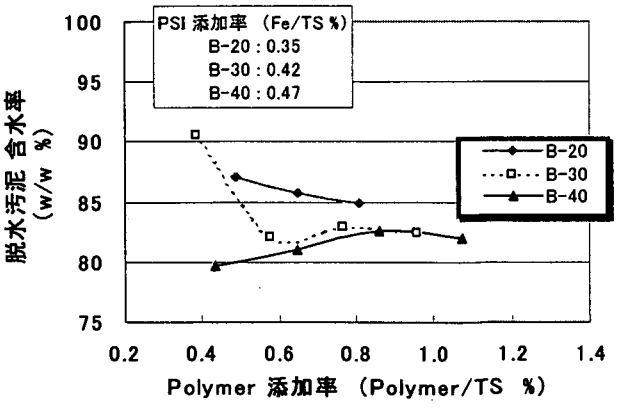
土木工事や道路、河川、海岸、空港、公園等の管理からは多量の廃木や刈草が発生している。しかし、これらの草木に代表される有機質廃材のリサイクル手法は限られており、有機質資源として利活用の拡大が図られる技術開発が求められている。一方、下水処理場では多量のエネルギーと有機系の薬品を必要としていることから、有機質廃材はこれらの代替となる可能性が高い。また、下水汚泥は多量の有機物とともに多種多様な微生物群と豊富なミネラル分を含むことから微生物資源としての価値も高い。このために、本調査は、草木等の有機質廃材と下水汚泥との混合発酵により資源化を図る方法、及び有機質廃材を改質・加工して下水処理に活用する方法を開発し、草木系バイオマスと下水汚泥の利活用推進に寄与しようとするものである。

（結果）

平成14年度は、草木に蒸気加圧による爆砕を施したものと下水汚泥とを混合してメタン発酵に供する方法について調べた。その結果、現状の下水汚泥メタン発酵方法に爆砕物を付加していくだけで、円滑なメタンガスの生産と合わせて、下水汚泥から発酵液中に遊離するアンモニア性窒素の利用・固定化が進行した。また、発酵液の脱水性を、鉄塩と高分子凝集剤を助剤として調べた結果、清澄な濾液と下水汚泥のみの場合よりも低含水率の脱水汚泥が得られた。図－１に下水汚泥のみをメタン発酵した場合の発酵液の脱水試験結果を、図－２に蒸煮爆砕木質と下水汚泥とを混合・メタン発酵した場合の発酵液の脱水試験結果を示す。



図－１　下水汚泥のみのメタン発酵液の脱水試験結果



図－２　蒸煮爆砕木質と下水汚泥との混合メタン発酵液の脱水試験結果

研究担当者：鈴木　穣、　落　修一

キーワード	バイオマス、バイオガス、草木、下水汚泥、メタン発酵、リサイクル

下水道における微量化学物質の評価に関する調査		本文129ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成13年～平成17年	水質チーム	

（目的）

下水道は、生活排水や一部の事業場排水を受入れ、処理を行い環境中に排出しているが、現在、下水中には、内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質が含まれている可能性が指摘されており、これらの微量化学物質の環境への排出量の削減および下水処理水の環境安全性を確保することが求められている。

本調査は、下水道に流入する可能性のある内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質の評価手法の開発を目的とし、①微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化、②微量化学物質の下水道での挙動把握を行う。

（結果）

1．下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発

下水試料中のエストロンの前処理として、前処理法①：採水、冷蔵保存、C18固相抽出（ジクロロメタン溶出）前処理法②：採水時にアスコルビン酸による固定化、冷蔵保存、C18固相抽出＋フロリジル固相抽出＋アミノプロピル固相抽出の２つの設定方法を比較した。両手法とも、エストロンの回収率は確保されていた。流入下水試料の前処理法①での測定結果が、LC/MS/MS法による測定結果に比べて、著しく過大となっていたが、流入下水試料の前処理法②、二次処理水試料の前処理法①および②では、ELISA法による測定結果は、LC/MS/MS法による測定結果に比べて1.5倍程度以内であった。

2．微量化学物質の下水道での挙動把握

E2、E1は、最初沈殿池流入水（初沈流入水）と最初沈殿池流出水（初沈流出水）の値を比べるとほぼ同じ値を示しており最初沈殿池内での分解はほとんど見られないが、曝気槽内に入るとE2は徐々に減少し、曝気槽のほぼ中間で検出下限値(0.5ng/L)未満となった。一方、E1は曝気槽内に入りいったん初沈流出水の1.8倍程度に増加した後、徐々に減少した。E2は活性汚泥により容易に分解しE1に変化するとの報告があり、本調査結果も曝気槽内でE2がE1に変化したものと考えられる。また、曝気槽内にE1が残存しているが、E2の分解速度に比べE1の分解速度が遅いことが原因の一つとして考えられる。

NP、NPnEO、NPnECは、曝気槽で濃度が大きく変動した。具体的には、NP、NPnEOは初沈流入水、初沈流出水に比べて1/10～1/100程度に濃度が減少し、NPnECは2倍以上に濃度が増加した。NPnEOは、初沈流入および初沈流出時にはNP1EO～12EOがほぼ均等に存在していたが、曝気槽以降でEO付加モル数5以上のNPnEOが消失し、最終的にNP1EO～4EOで構成された。一方、NPnECは、初沈流入、初沈流出時には2～3ECはやや多いものの、NP1EC、NP4EC～10ECはほぼ均等に存在していた。曝気槽以降ではEO付加モル数5以上のNPnECが減少、EO付加モル数4以下が増加し、最終的にNP1EC～4ECが全体の約96％を占めた。これらの結果からNPnEOは、曝気槽内で急激な分解を受けており、NPnEOのままEO鎖が短鎖化を受ける場合と、NPnECに形態を変えてEO鎖が短鎖化を受ける場合があると考えられる。下水処理が進むに連れてNPnEC濃度が増加する理由の一つとしては、NPnEOとNPnECの分解速度の違いが考えられる。また、NPnECのEO付加モル数5以上では顕著な濃度増加が認められなかったことから、NPnEOからNPnECへの形態変化は、EO付加モル数5以下で進行している可能性がある。終沈流出水はNP1EO～4EO、NP1EC～4ECで構成されていること、NP濃度の顕著な増加は認められなかったことから、活性汚泥処理では、NPnEOはNPまでは分解されずNPnEO, NPnECのどちらの形態においてもEO付加モル数1～4までの分解にとどまる可能性が示唆された。

LC/MS/MS法によるエストロゲン抱合体分析法を開発するとともに、実下水への適用を行った。測定対象としたエストロゲンの硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体は、estrone-3-sulfate (E1-S), β-estradiol 3-sulfate (E2-S), estriol 3-sulfate (E3-S), estrone β-D-glucuronide (E1-G), β-estradiol 17-(β-D)-glucuronide (E2-G), estriol 3-(β-D-glucuronide) (E3-G), β-estradiol 3-sulfate 17-glucuronide (E2-S&G) and estradiol 3,17-disulfate (E2-di-S) である。これら硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体の回収率は数％から50%程度と低く、更に検討が必要であった。本測定方法に基づいた、下水処理による各エストロゲンの除去率は、遊離体が89～99％なのに対し、抱合体ではE2-Gの58%～E1-Gの93%の範囲であった。グルクロン酸抱合体については活性汚泥により容易に分解し、E2 となることが報告されている。また、本測定結果から、流入水、二次処理水中のエストロゲン抱合体の濃度は、遊離体の濃度に比べ数倍から100倍程度高いことが分かった。

また、これまでに国内で報告された流入下水中の硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体濃度 E1-S(6.4ng/l)、E2-S(2.7-62.9ng/l)、E3-S(4.5ng/l)、E2-G(<0.8-12.7ng/l)と比較するとE1-S、E2-Sは同程度の値を示していたが、E3-S、E2-Gは30倍程度の値であった。

研究担当者：田中　宏明、小森　行也、岡安　祐司、八十島　誠

キーワード	内分泌かく乱物質、エストロゲン、ノニルフェノール類、ELISA法

下水道による水環境への影響に関する調査		本文133ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成13年～平成17年	水質チーム	

（目的）

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変化し、下水処理水が放流先河川の水生生態系に与える影響が大きなものとなっている可能性がある。特に都市域では水資源の再利用に伴い、下水処理水の河川へ占める割合は大きくなっており、再利用比率が90%を超えるような河川も報告されている。

本調査では、下水道の整備が河川水質や水生生態系といった水環境に及ぼす影響や、下水処理水中に存在している化学物質、特に女性ホルモン作用を持つ内分泌攪乱物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響について検討する。

平成１４年度は、手賀沼に流入する都市河川である大津川における汚濁負荷量の実態調査を行い、流域条件の相違が流況及び流出汚濁負荷量に与える影響を検討した。また、下水処理水のエストロゲン作用が魚類に及ぼす影響を調べるため、下水処理場に設置した水槽により鯉を用いた曝露試験を実施した。

（結果）

本年度は、下記の通り成果を得た。

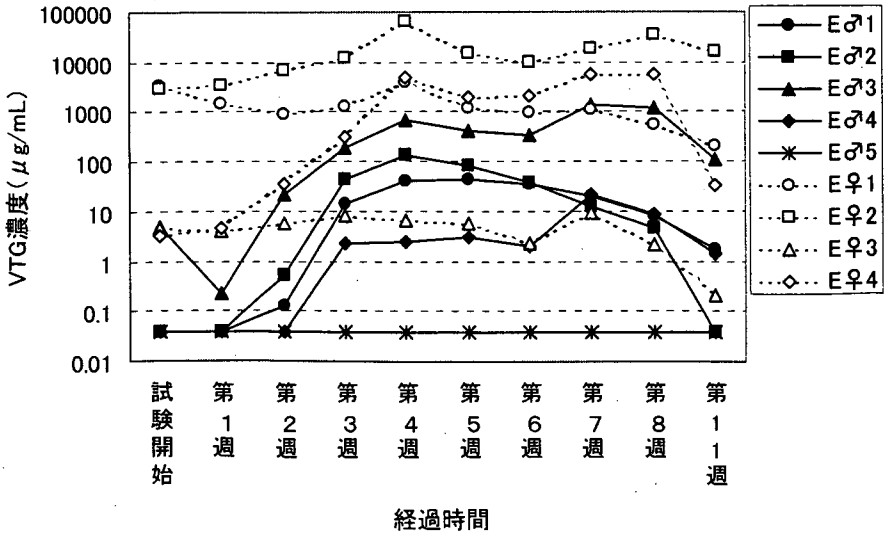
(1)流域水循環機構の変化に関する検討では、下水道による水環境への影響を把握するためには、有機物や栄養塩等の河道内での堆積や分解に関して検討を進める必要性が明らかになった。

(2)下水処理水による魚類への影響を把握するため、コイの曝露試験を春期に雄単独試験および雌雄混合試験を実施した。この結果、いずれの試験区においても雄コイのVTG生成は認められなかった。また、脱塩素水道水を用いた対照試験区においても同様に、雄コイのVTG生成はみられなかった。（図―１）

(3)曝露試験水の水質は、過年度に実施した試験に比べ大きな差異は認められなかったため、雄コイのVTG誘導がみられなかった理由は、試験開始が4月であったことから、生理的活動が活発になる早春を過ぎていたためと考えられた。

(4)EROD活性の測定を導入し、コイのP4501A1生成について試験することが可能となった。下水処理水に曝露した試験区ではEROD活性が上昇している傾向があったため、下水処理水によって薬物代謝酵素が誘導されている可能性が示された。

研究担当者：田中　宏明、佐々木　稔、玉本　博之、宮本　宣博



図－１　下水処理水に曝露したコイのVTG経時変化（Run1）

キーワード	魚類モニタリング、環境ホルモン、下水道

下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査		本文139ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成14～16年度	建設システム課	

（目的）

新土木工事積算大系（以下、「新大系」）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。下水道分野では「新大系」の中核をなす工事工種の体系化が概成し、積算基準書、共通仕様書、大系用語集等の関連図書の整備を進めてきたが、「土木工事施工管理基準及び規格値」、「土木工事数量算出要領・数量集計表様式」はまだ整備されていない。

また、効率的なコスト縮減を進めるためには、工事費の占める割合が大きい分野を重点的に推進していくことが必要であり、そのためには、工事工種体系における各工種の価格構成比や機械・労務・材料費の価格構成比等を分析することが有効である。

本研究は、「新大系」における大系関連図書の整備の一環として、「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」、「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の整備を進めると共に、体系化された建設工事の実績を用い、下水道分野における建設コスト構造の分析をおこなうものである。

（結果）

（1）「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」の整備方針

先に作成した土木工事共通仕様書と同様な形態とし、国交省施工管理基準の一般土木編（道路編や河川編等）と同様に下水道編として下水道関係工種を追加整備する。さらに、下水道編のみ単独で使用される場合も考慮し、国交省施工管理基準の一般土木編に既に記載されている下水道関係工種（河川編：函渠工等）も再度下水道編に記載することによって、共通編のみを参照すれば運用可能な形態とした。記載内容については、工程管理、出来形管理、品質管理、及び写真管理の四つの管理項目とする。

（2）「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の整備方針

施工管理基準と同様、編集方針、記載内容等は、既に整備されている国土交通省数量算出要領・数量集計表様式に準拠したものとする。

管路の工事発注単位は、基本的にレベル2の、開削工法・小口径推進工法・推進工法・シールド工法に大きく4つに分けることができ、さらに、それぞれのレベル2工種において、マンホール工・特殊マンホール工・取付管・ます工・地盤改良工・付帯工・立坑工等が必要に応じて計上される。そこで、記載形式としては、実際の工事発注単位を考慮し、レベル2工種ごとにファイルを作成する。

（3）下水道土木工事コスト構造の分析方針

管路の建設コストをより詳細に分析するには、工事費を構成する工事目的物を工種･種別･細別などの内訳費用に分解する必要があると共に、その種別･細別項目が含む積算費用（機械･労務･材料費など）を一義的に定義する必要がある。例えば、開削管路の土工として「管路土工」種別は、どの工事設計書でも掘削、埋戻、残土の運搬や処分費などの費用に関し、同じ定義に基づく費用が計上されている必要があることから、下水道土木工事積算基準は平成13年度に体系化されているため、今回はまず平成13年度の発注実績を分析することとし、工事工種体系におけるレベル4細別ごとの価格シェアがどのようになっているのか、また機械費・労務費・材料費の内訳はどのようになっているのか等を明らかにする。

研究担当者：溝口宏樹、中筋康之

キーワード	新土木工事積算大系、コスト構造、コスト縮減

都市域における流出・氾濫モデル開発に関する調査		本文145ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成14～17年度	水害研究室	

（目的）

都市域における効果的な浸水対策を推進するためには、河川と下水が連携して流域における対策を講じていくことがますます重要となっている。また、流域における浸水現象の想定をより現実的なものとするためには下水等の内水を考慮した氾濫シミュレーションモデルが必要である。

本調査では、各種雨水排水、流出抑制施設の効果をより的確に把握するため、これまで開発されてきたプロトタイプの都市域流出・氾濫モデル（PWRI モデル）を改良して都市雨水対策効果をより精度良く表現できるモデル（NILIM: New Integrated Lowland Inundation Model）を開発するとともに、流域全体における浸水を解析するために、既存の氾濫シミュレーションモデルに組み込むべき下水道における内水氾濫シミュレーションモデルの検討を行う。

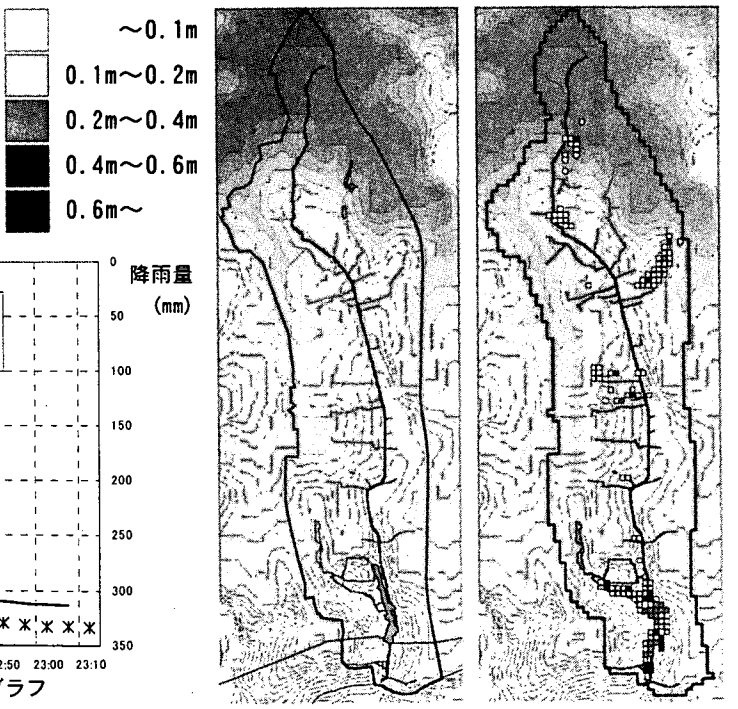
（結果）

自然流下型合流式下水道の整備されている、都市化の進んだ図－１左に示す実在市街地において、Ｈ１３年度に観測された幹線管渠内水位および浸水実績をもとに、解析結果との比較を行った。対象流域ほぼ中間地点でのハイドロ・ハイエトグラフおよび解析結果を図－２に示すが、立ち上がりおよびピーク値は非常に良好な傾向が得られており、管渠内での水位追跡性能についてはモデルの信頼性が高いことが証明されている。

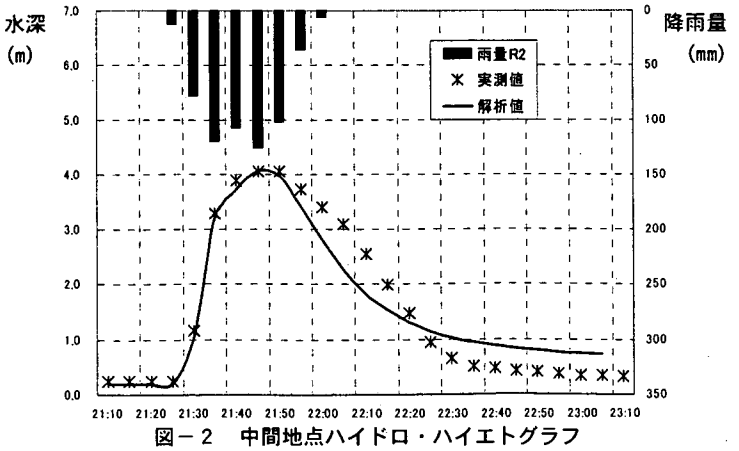
地表面氾濫を考慮した解析については図－１右に結果を示す。図下方の下流端付近における湛水状況は若干浸水範囲が実績よりも過大である。これはおよそ0.2～0.3m程度以下の浸水は実績として記録されていない可能性を考慮すれば、比較的良好な結果が得られていると言える。上中流域においては、実績とは異なる浸水域が現れている。これは今回の解析では、下流側に設置した雨量計データを一律用いて解析を行っており、上流域では実績と比較して設計降雨が大きすぎたためと考えられる。

今後は、より多くの流域でモデル検証を行い、入力や地勢等の各種条件が結果に与える影響・特性の違いや、モデルの信頼性向上を図る必要がある。

研究担当者：
広木　謙三、佐々木　淑充、水草　浩一



図－１　解析対象実流域
左：浸水実績
右：解析結果



図－２　中間地点ハイドロ・ハイエトグラフ

キーワード	内水氾濫解析、都市浸水解析、NILIM

管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査		本文151ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成12～14年度	施工技術チーム	

（目的）

下水道管路施工法は、開削工法、推進工法、シールド工法に大別できるが、近年の技術開発により、長距離推進や各種地盤条件に対応可能な推進工法、軽量な仮設材や管材の使用や流動化処理土による埋戻しなど、迅速・安全な開削工法の様に、コスト縮減や環境保全等に資する新技術が各種開発されている。一方、騒音・振動や路上工事による交通渋滞、建設副産物の処理など、工事に伴う周辺環境への影響も考慮すべき重要な項目となってきている。更に、管路敷設等の量的な整備に加え、整備ストックの老朽化に伴い、管路の維持管理・更新技術も重要となってきている。このため、今後の下水道管路施工法の選定に当たっては、建設費などのイニシャルコストのみではなく、工事に伴う周辺環境への影響等の外部コストや将来の維持更新を考慮したメンテナンスコスト等を考慮して、総合的に評価する必要がある。

本調査は、下水道管路施工法における外部コストやライフサイクルコストを加味した合理的な工法選定手法を提案することを目的とする。

（結果）

今年度は、現道上での下水道工事に着目し、外部コスト項目及び影響についてケーススタディを行った。また、ライフサイクルコストについて、管路の維持管理の現状の分析を行うともに、ライフサイクルコストの試算を行い、維持管理・補修による影響を検討した。

（1）下水道管路工事の外部コストの検討

現道上の下水道工事において、外部環境に影響を与える項目として、コスト換算をした場合に影響度が大きく、計測・予測が比較的容易な、工事に伴う交通渋滞を外部コスト項目として取り上げ、試算を行った。

試算は、2車線道路上において、1車線を交通規制し、片側交互通行をしながら工事を行う場合を想定した。試算の結果、以下のことが分かった。

・交通量の増加に伴い交通渋滞による外部コストが急激に増加する
・規制延長や規制方法（交互通行信号の現示など）により、外部コストが大きく異なる
・道路の車線や路肩幅員、沿道の影響等によっても交通渋滞への影響が大きくなる
・工事規制幅の縮小や規制開始時間を遅らせる等の簡易な改善策により外部コストを大きく低減できる

（2）ライフサイクルコストの検討

設計時の管路選定や維持管理・補修計画の違いによるライフサイクルコストの違いを検討するために試算を行った。設計耐用年数は、既存の下水道管渠の現状や各種構造物の設計基準類等を参考にし、100年と設定した。維持管理コストは、維持管理状況に関する調査結果より、管路の経過年数に応じた維持管理費の設定を行った。試算ケースは、以下の4ケースとした。

ケース1：管渠の強度性状が落ち始める前に軽微な補修を繰り返しながら設計耐用年数を満足させる
ケース2：管渠の強度性状が供用年数とともに低下し、要求性能の下限値に近づいた時点で大規模な補修を行い、設計耐用年数を満足させる
ケース3：環境の強度性状が供用年数をともに低下し、要求される性能の下限値に近づいた時点で改築を行い、管渠の耐久性を向上させることにより設計耐用年数を満足させる
ケース4：耐久性を向上させた管渠を敷設することにより、補修の回数を減らしたケース

試算の結果、経過年数50年では各ケースとも大きな差異は生じていないが、100年後のライフサイクルコストで比較すると、維持管理コストが増加する前に軽微な補修を繰り返し行う（ケース1）か、イニシャルコストを多少かけても性能の高い管渠を敷設（ケース4）した方が経済的に有利な結果となった。

今後は、下水道管路の合理的な補修基準の設定や損傷度合いの評価方法の確立、各種条件に対する管路の性能の変化の明確化などを行い、合理的かつ経済的な工法選定手法の確立を目指す必要がある。

研究担当者：大下　武志、小野寺　誠一、堤　祥一

キーワード	管路施工法、推進工法、外部コスト、ライフサイクルコスト

下水道施設への新素材の活用技術の開発		本文157ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成13～15年度	新材料チーム	

（目的）

下水道整備を効率的に進めるために、従来から用いられている鉄筋コンクリートの改良による防食性能の向上が求められている。また、耐食性の優れた新素材を下水道施設に活用する技術の開発も期待されている。本課題ではこのような新素材を探索し、下水道施設での耐食性・適用性を調査する。さらに、下水道施設用防食材料としての改良・技術開発を行う。近年、下水道施設用の防食指針類が整備されたので、新設構造物の防食性能は向上している。また、下水道の整備率は平成１２年度末で62%と増えているため、既設構造物補修の重要性が高まりつつある。研究対象は下水道施設のコンクリート補修材料とした。

平成１４年度から、要求性能を満たす材料・補修技術開発できる民間１２社との共同研究を開始し、本研究をより効率的に実施することとした。平成１４年度は、下水処理施設補修材料について、以下の３つの技術項目について検討し、求められる要求性能とその評価方法についてとりまとめた。また、一部については予備試験を行った。

①耐酸性モルタルの適用性

②塗布型ライニング材の信頼性向上

③新しいシートライニング材の開発

（結果）

（１）耐酸性モルタルの適用性

耐酸性モルタルは、断面修復材に用いることにより、塗布型ライニング材のピンホールによる劣化の抑制ができる。また、比較的穏やかな腐食環境では、塗装無しでの利用可能性も期待できる。このためには耐酸性モルタルの耐酸性の適切な評価が必要であるが、これまで行われてきた硫酸溶液への浸せき試験は、環境条件が実際とかなり異なるなどの欠点があった。そこで、壁面で微生物により生成される硫酸を模擬する試験方法として、硫酸滴下試験を提案した。予備試験の結果、硫酸による浸食深さの測定が可能であるなど、この試験方法が耐酸性評価方法として適用可能であることが分かった。

（２）塗布型ライニング材の信頼性向上

従来の塗布型ライニング材は、コンクリートとの接着性不足によるふくれが発生しやすい場合があり、プライマーの改良などにより改善が期待できる。これまで行われてきた建研式付着力試験では、このような接着性評価が困難であるので、新しい評価方法として引き剥がし試験の適用性を検討し、ふくれ抑制性能との相関性向上を図ることとした。

（３）新しいシートライニング材の開発

従来のシートライニング材には、比較的高価であることと、施工性に劣るという、２つの問題点があるため、これらを改善した新しいシートライニング材の開発を行うこととした。①ＦＲＰ引抜成形材を利用したシートライニング材と、②チタン板（箔）を利用したシートライニング材の開発に着手し、施工方法や接合方法などの細部にわたる検討を実施した。

研究担当者：明嵐　政司、西崎　到

キーワード	下水道、コンクリート、補修、新材料、ライニング材、耐酸モルタル

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		本文163ページ	平成14年度
全体計画	下水道事業調査費　平成13～15年度	土質チーム	

（目的）

下水道整備の拡大とともに既存施設が増大するにつれて、耐用年数を超過した管渠も増え始めており、今後老朽化は急速に進むと予測される。しかし、その補修工法選定において重要な要素となる、既設管渠に作用する土圧等外力の状態は不明な点が多く、場合によっては管渠に想定以下の土圧しか作用せず、補修が過剰となることも考えられる。合理的な下水道管渠の維持、補修を進めるにあたっては、管渠に作用する土圧の経年変化等を明らかにする必要がある。本研究では、長期間経過後の管渠周り地盤の特性について調査すると共に、管渠に作用する土圧の経年変化等について実験的検討を進め、作用土圧の評価手法を提案する事が最終的な目的である。

（結果）

地中構造物に作用する土圧が長期的に変化する場合の要因を、A)地中構造物周辺の地盤に外的条件（外力）が加わって変位が生じた場合、B)地中構造物の変形によってその相互作用として周辺地盤に変位が生じた場合、C)周辺地盤自体の力学特性が時間経過に伴って変化した場合、に分類し調査を進めている。H13年度は主にBの要因について検討した。H14年度はH13年度の調査をさらに拡張するとともに、AとCの要因にも着目し、地盤材料に人工的に粘性や固結性を添加した実験や、ゆるみ土圧に微小撹乱を付加した実験を行った。

① 地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング：
　土槽内のモデル地盤にひずみゲージを装着した管を埋設し、埋設時及び埋設後の周辺地盤土圧や管の変形を計測した。剛性管とたわみ管で土圧分布特性に違いが見られた。埋戻し材料に砂質土を用いたところ、埋設後1年間のモニタリング期間中に時間経過に伴う大きな変化は見られなかった。そこで、埋戻し材料にセメント改良砂を使用し、固結性を有する材料に対して埋設管土圧がどのように変化するか計測を継続している。ただし、埋設時は材料にセメンテーションが発現していないため砂質土による埋戻しと同様の土圧の傾向が観察された。

② 移動床実験による緩み土圧の時間効果の計測：
　豊浦標準砂で土槽内に作成したモデル地盤に対して降下床の移動速度を様々に変化させた実験を行い、その速度効果やリラクゼーションによる応力変化などを調べた。H13年度に行った実験をより厳密な条件下で実施し、土圧－降下変位の基本的な関係は降下速度の影響を受けないが、降下速度の一時的変化に対して数％程度の変化が生じることがわかった。また、細粒分混じり砂を使用すると、土圧の変化が変位量に対して鈍感になるが、変位速度変化に対しては敏感であることがわかった。

③ 移動床実験による緩み土圧の撹乱要因の分析：
　②で得られた緩み土圧状態において、移動床を微小に上下させ、一旦地盤内に形成されたアーチ効果がどの程度影響されるかを調べた。

以上から今年度得られた知見をまとめると以下の通りである。

- 地中構造物のわずかな変位で土圧は大きく変化する。1年間にわたる長期モニタリングでも土圧に有意な変化はみられなかった。
- 埋設時の挙動は埋戻土が砂の場合も固結性をもつ材料の場合も傾向に違いはみられない。今後固結効果が十分に発現した場合の土圧挙動を引き続き調査する予定である。
- 移動床実験では、土圧と変位の関係はその速度履歴にあまり影響されない。細粒分を含んだ砂を用いた実験ではアーチ効果の形成に、より大きな変位を必要とすることが分かった。
- 移動床上に形成されたアーチ効果は、その後降下床を微小に上下することによって撹乱がみられる。その撹乱の程度は、細粒分を含んだ砂のほうが小さい。

研究担当者：恒岡　伸幸、桑野　玲子、古本　一司、山内　慶太

キーワード	埋設管、土圧、時間効果、アーチ効果

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		本文171ページ	平成14年度
全体計画	政府開発援助試験研究費　平成13～16年度	下水道研究室・下水処理研究室	

（目的）

発展途上国においては、著しい都市化の進展により衛生環境が悪化し、水環境の改善と水資源の確保が、従前にも増して重要となってきている。都市周辺市街地では、都市中心部よりも、排水を処理することの理解が乏しく、住民は水系伝染病の蔓延や水資源の不足により、劣悪な衛生環境におかれている。これらの課題を解決するには、都市中心市街地に加えて周辺住宅地においても、都市内河川や湖沼等の水質改善を優先して、水路、腐敗槽等の既存施設や土壌、植生等を水質向上手法として組み入れた低コスト下水道システムを構築し、下水処理水の水質を向上させ水資源としての価値を高める必要がある。

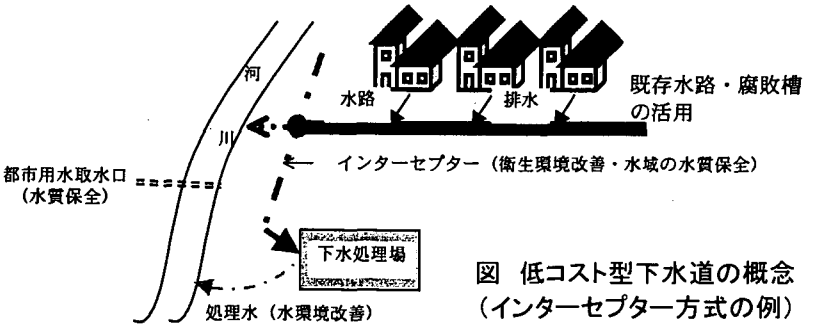


図　低コスト型下水道の概念
（インターセプター方式の例）

そのため、本研究ではこれら周辺地域を対象として、住民参加、効率的な下水道管理等のソフト面も考慮しつつ、既存施設の下水収集・処理機能を評価し土地、気候、安価な労力等開発途上国の特長が活用できる低コスト型の新下水道システムを開発する。

（調査概要）

1．タイにおけるラグーン及びインターセプター下水道の現地調査

インターセプター下水道とラグーン処理を併用した低コスト型下水道システムは、今後整備が求められる発展途上国の郊外部に適した方式と期待されるが、現状ではその機能が十分に発揮されていないことがわかった。そのため、インターセプター下水道において流入下水の水質が低くなるメカニズムを解明し、設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。また、ラグーン処理施設において、処理水質が悪化するメカニズムを解明し、同様に設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。そこで、平成14年11月に、タイ及びインドネシアを対象に、インターセプター下水道及びラグーン処理施設の現地調査を実施した。

現地調査の結果、管内での堆積や浄化の状況については確認できなかったが、雨季では河川水がインターセプターに逆流しており、河川水質汚染が懸念された。また、ラグーン処理水質悪化の原因として、藻類の流出が懸念されることが現地調査からも示唆された。

2．実施設を使用したラグーン処理機能の改善に関する検討

当検討では、低負荷流入水におけるラグーン処理の適正な維持管理に関する検討と、ラグーン処理水のさらなる高度化のため、植生帯の処理能力に関する検討を行った。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行った。

結果としては、ラグーンの維持管理を行う場合、SSなどの汚濁物の処理を考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 5 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 10 dayが最低限必要なHRTであり、大腸菌などの衛生学的な面から考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 10 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 30 day（20 dayのデータがないため決定値ではないが、今回の実験期間の範囲で考えると30 dayが適切）が最低限必要なHRTであると考えられる。植生帯に関しては、植生帯設置により水面に直接日光が届かなくなるため、藻類の繁殖を抑える効果があり、しかもラグーン処理水中に含まれている藻類を死滅させる効果もある。そして、液中のSSは、滞留時間による沈殿効果や水中の茎に接触して沈殿することで、植生帯の処理水中には藻類の含有量が少なくなり、SS・T-BOD・T-CODが低い値になる（HRT 20 dayの実験結果より）。

研究担当者：森田弘昭、中島英一郎、山縣弘樹、中島智史、平出亮輔

キーワード	発展途上国、水環境の改善、良質な水資源の確保、低コスト型下水道システム

厨芥の管渠内流送特性に関する研究		本文181ページ	平成 14 年度
全体計画	試験研究費　平成 14～16 年度	下水道研究室	

(目的)

ディスポーザー導入の社会実験を実施している歌登町では、これまでの調査によりディスポーザーの設置後、下水管渠の底面に「卵殻・貝殻」などの堆積がみられることがわかっている。そこで、本研究では、実際の下水道管渠にて堆積がみられた「卵殻・貝殻」が掃流される流速・限界掃流力を求めることを目的として、卵殻・貝殻のディスポーザー粉砕後の形状を調べるとともに、管渠内での堆積、掃流条件を管渠模型実験から検証した。

(概要)

(1) 供試堆積物の性状

ディスポーザーで「卵殻・貝殻」を粉砕して、粉砕物の比重、平均粒径、粒径の形状（殻厚）を測定した。比重の測定方法は JISA1202 に準拠した。平均粒径は、標準網ふるいによる粒度試験（JSF131 土の粒度試験方法：ふるい分析部分）に準拠した。なお、堆積物は、不定形であり球体として直径を求めることが困難であることから、粉砕物の厚さ（殻厚）を測定した。卵殻、貝殻の殻厚は、粉砕した卵殻、貝殻を任意に 5～6 粒採取し、それぞれの厚さをノギスにて測定、平均値から求めた。

(2) 管渠模型の概要

歌登町では、下水管渠にφ200 の硬質塩化ビニル管（塩ビ管）が最も多く使われている。そこで、本実験の管渠模型には、側面の祖度係数がほぼ塩ビ管と同等で堆積物の観測が容易なφ200 の透明アクリル管を用いた。管路長は、堆積物投入区間 2m、実験区間 10mおよび下流 3 mに低下背水区間の計 15m とした。給水管の途中に電磁流量計を設置し、流量調整バルブにて流量を調整した。

(3) 既堆積物掃流実験

模型中に堆積物を予め設置した後、管渠を流下する水の流量を順次増加させ、堆積物の移動（掃流）開始流速、水深を測定した。堆積物は、管渠下流側に粘土のせきで固定し、通水開始前の状態で管路底面に厚さ 2cm、長さ 2m となるよう設置した。管渠の勾配は I=1/478，1/202，1/103 の 3 ケースとし、通水量は 0.5～5.5L/s の範囲とした。堆積物の移動状況は初期、中期、全面移動の 3 段階に分類し、各段階の流速、水深を測定した。

(4) 堆積・掃流実験

卵殻、貝殻の管渠内での堆積および掃流と下水の流速との関係を把握するために、堆積開始時の流速と堆積物の増加状況（最大堆積高、最大堆積延長）、通水流量の増加に伴う掃流状況の観測を行った。

(結論)

(1) 供試堆積物の性状

卵殻、貝殻の比重はそれぞれ 2.6、2.8、平均粒径は 1.9～2.5mm、殻厚は 0.5mm、1.0mm であった。

(2) 移動限界掃流力実験

管渠の勾配が 1/100～1/500（一様勾配）である場合、堆積物が堆積高 2cm、堆積延長 2mで管渠底面に堆積した状態での貝殻の掃流流速は、初期移動 V=44.9cm/s、中間移動 V=52.4cm/s、全面移動 V=60.1cm/s、卵殻では初期移動 V=42.9cm/s、中間移動 V=47.5cm/s、全面移動 V=55.9cm/s であり、設計流速（60cm/s）が確保されていれば、堆積物は掃流されることがわかった。

砂粒を球形と仮定した既往の掃流式では、ディスポーザー粉砕物の掃流現象を表現することはできなかった。

(3) 堆積・掃流実験

管渠の勾配が 1/202（一様勾配）では、通水流量が 2.0L/s（流速 54cm/s）以上確保できれば、貝殻や卵殻の管渠での堆積が防げる可能性が示唆された。

研究担当者：森田弘昭、森一夫、吉田綾子、浜田知幸

キーワード	掃流流速、堆積物、管渠模型実験

生ごみ等有機系廃棄物の最適処理による環境負荷低減技術に関する研究	本文 187 ページ	平成 14 年度

全体計画	試験研究費　平成 14～16 年度	下水道研究室

(1) 目的と方法

家庭にディスポーザーを導入し，生ごみを破砕して下水道に排出し，下水処理場でメタンガスや有機肥料として有効利用することにより，家庭生ごみの効率的な回収および有効利用の促進が期待されている．またディスポーザーには，ごみ捨て労働の軽減等利便性の向上が期待されるため，高齢化社会における福祉対策としても注目されている．

しかし，わが国の下水道施設では，ディスポーザー受入が想定されていないため，ディスポーザーの導入により，下水管渠の堆積物増加，下水処理場の過負荷，合流式下水道雨天時越流水（CSO）の汚濁負荷の増加等の影響が懸念される．そこで本研究は，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活への影響・効果をライフサイクルアセスメント（LCA）及び費用効果分析の観点から総合評価することにより，生ごみ等有機系廃棄物の最適処理システムを提示することを目的とする．

今年度，以下の調査を実施した．

1) 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

欧米におけるディスポーザーの導入状況及びその背景について文献調査を行い整理した．そして，すでにディスポーザーが普及しているアメリカを対象に，現地調査を行い，ディスポーザー導入による管渠の清掃頻度の増加について考察した．

2) ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活への影響・効果を LCA 及び費用効果分析により総合評価する手法を検討する．検討対象地域は，わが国で初めて下水処理区域の一部にディスポーザーを平成 11 年度に導入した北海道歌登町とする．14 年度は，ディスポーザー普及による管渠清掃頻度増加の影響について，同町の管渠の材質や径等の条件に配慮した LC-CO_2 及び LCE による評価手法について検討した．また仮想評価法（CVM）を適用した住民の利便性向上便益の経済評価を行った．

(2) 結果

1) 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

米国のディスポーザー普及率と分流式汚水管清掃率の関係を調査した．汚水管清掃率は日本より高いものの，ディスポーザー普及率と清掃率の関係は見いだせなかった．また普及率・清掃率が特異的に高いデンバー市での調査では，管渠閉塞の主な原因は厨房施設からのグリースと木の根の浸入であり，清掃率が高いのは計画的な予防的清掃の実施のためであり，ディスポーザー排水の管渠清掃への直接的な影響は確認できなかった．

2) ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

①ディスポーザー導入の LCA による評価

歌登町におけるディスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷増加を推定するために，北海道内の自治体を対象に管渠清掃に関するアンケート調査を行い，歌登町に適用するための高圧洗浄車・揚泥車・給水車の直接原単位（燃料消費量）及び間接原単位（製造）を求めた．そして，歌登町でのディスポーザー導入の有無の各ケースについて，堆積深及び年清掃延長を設定し，各ケースの年当たり環境負荷量を求めた．その結果，ディスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷の増加量は，182kg-CO_2/年（2,596MJ/年）と推定され，増加率は CO_2，エネルギーベースいずれも 9%となった．

15 年度は，現在実施中の歌登町での管渠堆積に関する調査結果を基に堆積増加量を設定し，歌登町を対象とした管渠清掃への影響の LCA 評価を行う．さらに，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活等への影響・効果を LCA により総合評価する．

②ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

歌登町におけるディスポーザー導入による住民の利便性向上をＣＶＭにより経済評価した．町営住宅(全戸に設置）のＷＴＰ平均値が 550 円/月・世帯，一般住宅（希望者のみ公募で設置）のＷＴＰ平均値が 957 円/月・世帯であり，一般住宅のＷＴＰ平均値は町営住宅の 1.7 倍程度であった．

15 年度は，歌登町での生ごみ分別収集が開始されるため，ディスポーザーに対する住民の利便性便益が変化する可能性があり，再度調査を行う．さらに，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活等への影響・効果を費用効果分析により総合評価する．

研究担当者：森田　弘昭、吉田　綾子、山縣　弘樹

キーワード	生ごみ、ディスポーザー、海外調査、LCA、CVM

水循環・物質循環変動による影響評価技術の開発に関する調査		本文199ページ	平成14年度
全体計画	技術研究開発調査費　平成14～16年度	下水道研究室	

(目的)

これからの我が国の国土づくりを進めていく上で、流域圏・都市を自然と共生したものとすることは重要な視点であり、とりわけ都市における健全な水循環を構築する取り組みが求められている。中でも、健全な水循環に重大な影響を与える合流式下水道の雨天時越流水については、平成１４年３月に「合流式下水道の改善対策に関する調査報告書」として最終報告がとりまとめられ、対策が強力に進められているところである。

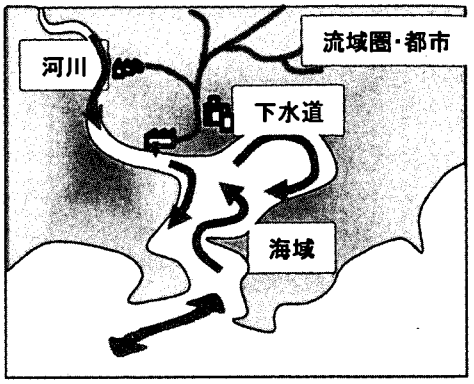


図　流域圏と各種施策の連携

しかしながら、合流式下水道越流水と放流先水域の水質の関係について検討された事例や調査データがほとんどなく、具体的な議論が十分ではないのが現状である。このような背景から、本調査では、放流先を含めた流域圏と都市を対象として、合流式下水道越流水の与える影響を評価するための手法を検討し、効率的な合流式下水道の改善の推進に資することを目的とし、本年度は、放流先の海域を含めたモデル流域において実態調査を実施した。

(結果)

合流式下水道の雨天時越流水が流入する海域において雨天時水質調査を実施した。得られた知見をまとめると次の通りである。

1) SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数は晴天時と雨天時で水質が大きく異なる。大腸菌群数と糞便性大腸菌群数では、雨天時ピーク水質が晴天時平均水質の 10^2～10^4 倍程度であった。
2) 降雨終了後 COD, T-N, T-P では約１日で晴天時平均水質まで回復するのに対し SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数では約２～３日と長期間を要した。
3) 海域における水質変動の特徴は、①COD, T-N, T-P、②SS、③大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の３つのグループに分類された。
4) １次反応を仮定した大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数は 2.5～3.0 day^{-1} 程度であり、２地点間の差は小さかった。
5) 調査期間中の FC/TC 比は大きく変動していた。海域における実態把握や挙動解明については、大腸菌群と糞便性大腸菌群の双方を検討対象にする必要がある。
6) 既存の実態調査結果と比較したところ、大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数はばらつきが大きく、各海域の特性が大きく影響すると考えられた。

今後は、より詳細な調査を実施し、海域に流入した各汚濁物質の消長について明らかにするとともに、海域に流入する合流式下水道からの越流水や分流式下水道の雨水等についても水量水質調査を行い、流入負荷量と海域の水質との関係についても検討していく必要がある。

研究担当者：森田弘昭、松原誠、那須基、森博昭

キーワード	流域圏、都市再生、水環境の改善、合流式下水道、大腸菌群数

下水道施設を活用した CH_4、N_2O の排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究		本文205ページ	平成14年度
全体計画	環境研究総合推進費　平成12～14年度	下水処理研究室	

（目的）

温室効果ガスが、下水道の施設から排出されている事実がある。その温室効果ガスの種類としては、バイオマス由来の二酸化炭素（CO_2）、下水汚泥焼却時に生成される亜酸化窒素（N_2O）、下水処理過程で排出されるメタン（CH_4）と N_2O、および電気や燃料、薬品等の使用にともなう CO_2 が主なものである。今後、下水道の普及拡充、汚泥焼却炉の増加を考えると、下水道からの温室効果ガス排出量が増加する可能性が高い。このため、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ている。

本研究は、下水処理場の水処理プロセスと汚泥処理プロセスから排出される CH_4、N_2O を対象に、その排出制御技術の信頼性と安定性の評価に必要な実験を行った。研究では、水処理プロセスと汚泥処理プロセスの2つに分けて行った。

（調査概要）

水処理プロセスでは、CH_4 に関して、反応槽の先頭に嫌気、無酸素槽のある嫌気-好気法、循環型硝化脱窒法（循環法）と標準活性汚泥法（標準法）の対照実験を行い、排出ガスの抑制効果を検討した。結果としては、循環法で CH_4 抑制効果が高く、嫌気-好気法と標準法はほぼ同程度の抑制効果であった。

N_2O に関しては、硝化速度と発生するガスの関係について検討を行った。結果としては、期間平均で $100mgN_2O\text{-}N/m^3$ 程度の排出があり、期間最大値は $450mgN_2O\text{-}N/m^3$ であった。期間中は、管理状態や処理の状態により、反応槽内での N_2O 生成量はかなり変動する結果であった。しかし、処理が安定している期間は、N_2O 生成量を低く保つことが可能であり、その量は高くても $55.3mgN_2O\text{-}N/m^3$ であった。近年、下水処理施設の省エネルギー等を目的にした硝化抑制運転や、窒素の除去を目的とした生物学的硝化脱窒プロセスが普及しているが、このような処理では水温に応じた適切な運転管理により、不完全な硝化が進行するような状況を生じさせないことが必要である。ここで、すべての処理場が硝化促進で運転を行っている場合、全国の水処理過程から排出される N_2O 総排出量は、0.75 $Gg\text{-}N_2O/year$ であった。

汚泥処理プロセスは、下水汚泥焼却炉に関する N_2O 排出量調査を行った。結果としては、N_2O 濃度は炉の運転状態で変化し、短時間のサンプリングにより決定した N_2O 排出係数は必ずしも炉の N_2O 排出量を示さないことが明らかになった。また、得られた N_2O 排出係数は湿汚泥基準で、350～1,416 $g\text{-}N_2O/t\text{-}WS$、平均値 792 $g\text{-}N_2O/t\text{-}WS$ であった。IPCC の推奨値にくらべかなり大きな値となった。焼却炉においては、N_2O 排出濃度は焼却炉のフリーボード温度でほぼ決定されることが確認された。この知見をもとに、全国17基の下水汚泥焼却炉の運転データを解析し、フリーボード最高温度から N_2O 排出濃度を推定し、排出係数を計算した。その結果、フリーボード最高温度の変動幅は実地調査した焼却炉と同様であり、N_2O も大きく変動していると推定された。また、17基の排出係数の平均値（容量勘案値）は $733g\text{-}N_2O/t\text{-}WS$ で、ほぼ実地調査した焼却炉の平均値と一致した。この数値と活動量である流動焼却炉による汚泥焼却量である380万トンより、流動焼却炉に対する N_2O のインベントリーは $2.81Gg\text{-}N_2O/year$ となる。また、総焼却容量ベースでは、調査した17基で $1.5t\text{-}N_2O/day$ であり、全国の流動焼却容量の15%程度であることから、全国の流動焼却炉は潜在的には、$3.6Gg\text{-}N_2O/year$ の N_2O 排出量があることも推定できる

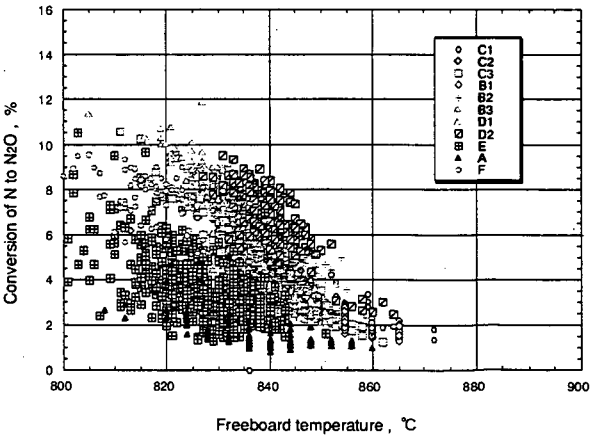


図-1 全測定の N_2O 転換率と FB 温度の関係

研究担当者：中島　英一郎、中島　智史、平出　亮輔

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

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		本文 229 ページ	平成 14 年度
全体計画	試験研究費　平成 13～15 年度	下水処理研究室	

（目的）

都市活動によって排出される内分泌かく乱物質は下水道に流入しているため、下水処理で効果的に削減を図る必要がある。その多くは下水処理過程で除去されてはいるが、処理しきれない部分もある。一方、これらをよく分解する微生物が見出されており、それらを利用して既存施設の能力内で除去率を高めることができれば、好都合である。そこで本研究では、この特別な能力を有する微生物が活性汚泥のような複合微生物系の中で、どのような挙動をしているかを検討し、その能力を十分発揮させるために必要な事項を明らかにして、内分泌かく乱物質によるリスクを低減させる下水処理技術を確立しようとするものである。

（結果）

平成 14 年度は、恒温室内の下水処理パイロットプラントに E2（17βエストラジオール）を添加して E2 の除去調査を行った。E2 添加量は 1.0μg/L もしくは 10μg/L とした。その結果、以下のことがわかった。

1) MLSS と処理水中 E2、E1 濃度の関係を調査した結果、E2 濃度が 1.0μg/L 以上では、MLSS が高いほど処理水中 E2、エストロン（E1）濃度が低い傾向が見られた。ただし、E2 添加量が少ない場合には、MLSS に関わらず E2、E1 が除去され、これらの関係は確認できなかった。
2) 各反応槽における E2、E1 の除去状況について調査した。その結果、E2 は速やかに分解されたが、E1 は分解がやや遅れた。また、添加 E2 量に対応するような高濃度の E1 生成は見られなかった。しかし、いずれも最終的には 95%以上の除去率が得られた。

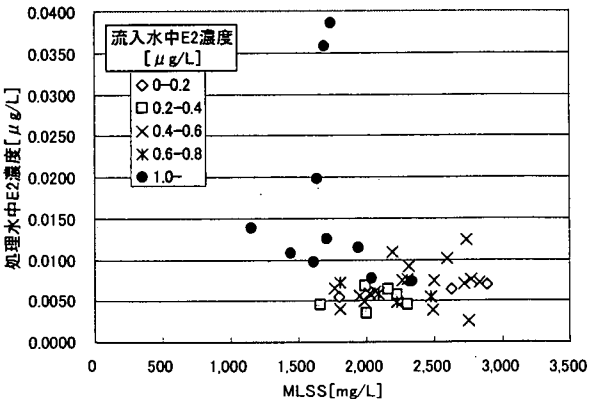


図-1　MLSS と処理水中 E2 濃度の関係

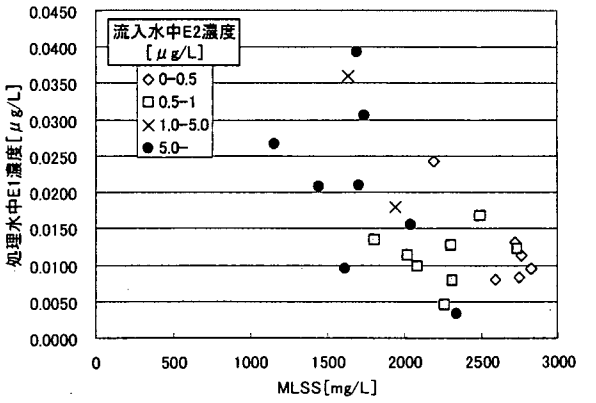


図-2　MLSS と処理水中 E1 濃度の関係

研究担当者：中島英一郎、斎野秀幸

キーワード	17βエストラジオール、エストロン、MLSS

生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究		本文235ページ	平成14年度
全体計画	地球環境保全等試験研究費　平成13～17年度	下水処理研究室	

（目的）

下水処理水の放流水域、下水処理水を修景用水として再利用することで再生した都市河川や新たに創出されたせせらぎ等、下水処理水により形成された水辺環境では、創出される藻類や水生昆虫、魚類等といった水生生物の良好な生息環境の創出までには至っていないのが現状である。

これは、下水再生システムの目標が、BOD や衛生学的安全性、外観に関する水質項目（大腸菌群数や SS、色度等）に限られているためである。そのため、下水処理水が再利用される場合には、比較的高度とされる下水処理プロセスを採用している事例は少ない。また、それらの下水処理プロセスの水生生物への影響や効果が十分解明されておらず、良好な水生生物の生息環境を実現するために必要な下水処理方式や処理レベル等に関する知見が求められている。

そこで、下水処理水の放流先において、水生生物の良好な生息環境を再生、創出するために、藻類、底生動物、魚類等の水生生物相と、下水処理方式や処理水質、放流先水域の水理条件等といった環境要因の関係を明らかにし、生態系の観点から効果的かつ経済的な下水再生システムのあり方を提示することを目的として、調査研究を実施している。

（方法）

本年度も昨年度に引き続き、6 連× 2 種類の室内実験水路に、下水処理方式や処理・消毒水質等の条件を変えた下水処理水を流下させて、下水処理水の水質と形成される付着藻類相及び底生生物相との関連性を把握するための対照実験を行った。本年度は、下水処理水の栄養塩濃度あるいは塩素消毒レベルに着目した対照実験を、それぞれ 1 回ずつ行った

1) 栄養塩濃度に着目した実験では、嫌気無酸素好気法と砂ろ過法を併用した下水処理場からの高度処理水を、塩素中和済みの水道水にて 10 倍希釈し、栄養塩を段階的に添加した試験水を流下させることで、比較的低濃度域の栄養塩が、実験水路に形成される水生生物相に与える影響を検討した。

2) 残留塩素レベルに着目した実験では、1)での実験と同じ高度処理水を希釈せずに次亜塩素酸ナトリウムを添加し、残留塩素濃度を 5 段階に調製して、塩素消毒レベルと形成される水生生物相との関連性を検討した。

（結果及び考察）

実験の結果、栄養塩の影響として、下水処理中の栄養塩濃度の違いによって付着藻類の生産量や種構成に違いが生じることが示され、一定水質レベル以上の下水処理水放流先では、短期間に付着藻類が大量増殖する可能性が示唆された。また、リン・窒素ともに濃度が高くなると、種の多様性が減少する傾向が見られたものの、窒素濃度による変化はリン濃度に対する変化と比べて小さかったことから、付着藻類に与える影響はリン濃度の方が窒素濃度よりも相対的に大きいと推測された。

また、塩素消毒の影響の影響としては、水中の残留塩素によって付着藻類の生産量抑制や種構成が緑藻類に単一化してくるなどの影響が確認できた。しかし、今回設定した塩素消毒レベルでは、これらの影響濃度の閾値について確認できなかったことから、さらに残留塩素濃度を低めに設定した実験を行う等、繰り返しデータを蓄積する必要がある。

なお、両実験とも底生動物はほとんど出現せず、水質との関連性が把握できなかったことから、植種等の手段を用いる等、実験方法の改善が求められる結果となった。

研究担当者：中島英一郎、竹歳健治、平出亮輔

キーワード	下水処理水、再利用、水生生物相、付着藻類、底生動物

下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究		本文251ページ	平成14年度
全体計画	試験研究費　平成14～16年度	下水処理研究室	

（目的）

現在、水域における衛生学的な指標としては、排水基準の大腸菌群数、水浴場の糞便性大腸菌群数等が用いられているが、衛生学的な指標として適したものではなく、消毒後に最増殖するなど、糞便汚染の指標として疑問が持たれてきている。

これを受けて、厚生労働省では水道水質基準に関する省令を改正し、これまでは大腸菌群を指標としていたものを大腸菌に変更した。なお、これは平成16年4月1日から施行されることとなっている。

このため、本研究では従来の指標である大腸菌群と、腸球菌、大腸菌等の新たな指標を対象に、下水放流水の影響としての指標細菌の実態、消長について解明し、新たな衛生学的指標の妥当性を検討するとともに、従来の指標と新たな指標との相関について調査を行う。

（結果）

平成14年度は下水処理水中の各衛生学的指標についてなるべく多くのデータを収集し、それぞれの放流先水系での挙動について大まかな傾向を把握することを目的とした。そこで平成14年度は、河川を模した模型水路に消毒した下水二次処理水を放流させ、その中で各指標細菌の挙動を追う「模型水路実験」、及び実際の様々な下水処理水の放流先における各指標細菌の挙動を追う「現地調査」を行った。その結果、以下のことがわかった。

1) 模型水路実験による指標細菌の最増殖の様子からは、大腸菌、糞便性連鎖球菌が衛生学的指標として適切と考えられた。しかし、まだ影響因子等の調査が不十分であるため、今後の調査が必要である。
2) 現地調査における、せせらぎ水路、なじみ水路では、大腸菌を除く指標細菌が、放流直後から増加した。しかし、大腸菌だけは増加せず、ほぼ一定であった。
3) 現地調査における、河川、湖水では、下水処理水とそれぞれの環境水の差がはっきりと出た。しかし、混合過程や流下過程における指標細菌の消長はほとんど観察することができなかった。

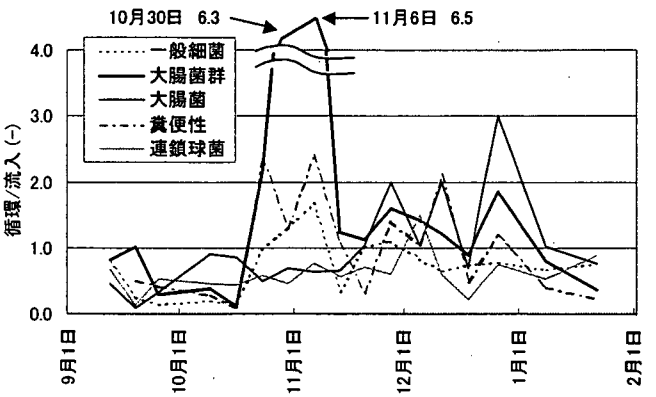


図　模型水路実験中の指標細菌の消長

研究担当者：中島英一郎、山下洋正、斎野秀幸

キーワード	大腸菌群、大腸菌、指標、水質基準

水環境再生技術の開発に関する研究		本文257ページ	平成14年度
全体計画	技術研究開発調査費　平成14～16年度	下水処理研究室	

（目的）

近年、水環境における内分泌攪乱物質をはじめとする微量環境汚染物質の問題が大きくなってきている。これらの物質は、微量ではあっても自然環境や生態系、人体への影響が懸念されるものである。下水処理における内分泌攪乱物質の挙動については、流入下水中の内分泌攪乱物質が下水処理の過程で大きく低減するとの知見が得られているが、内分泌攪乱物質が生態系に与える影響については、明らかにし得る知見が十分ではなく、今後更なる削減が求められる可能性がある。本研究は、下水処理工程において、これら微量環境汚染物質の除去に対して有効であると言われているオゾン処理の効率的な運転方法を確立することを目的としている。

（結果）

平成１４年度は、神戸市玉津処理場内の実験施設を用いて、有機物、内分泌攪乱物質（17βエストラジオール、ノニルフェノール、ビスフェノールA、ベンゾフェノン）、有機ハロゲン化合物及び細菌類（大腸菌群、糞便性大腸菌群）を除去対象物質として、オゾン処理条件による除去効果の違いについて基礎的な検討を行った。その結果、以下の事項が明らかとなった。

（１） 内分泌攪乱物質のうち、17βエストラジオール、ノニルフェノール、ビスフェノールAについては、オゾン注入率 5～20mg/l の範囲では、全ての条件で検出限界以下にまで除去された。一方、ベンゾフェノンについては、オゾン注入率を 10mg/l 以上にすると検出限界以下にまで除去された。

（２） 全有機ハロゲン化合物の除去率は、オゾン注入率 5～20mg/l の範囲ではオゾン注入率の増加とともに増加し、オゾン注入率 20mg/l では約 60％除去された。

（３） 大腸菌群及び糞便性大腸菌群の除去率は 1.5log～2.5log 程度であり、オゾン注入率 5～20mg/l の範囲では除去率に大きな違いは見られなかった。

（４） 接触時間 7～20min の範囲では、全ての除去対象物質について、接触時間による除去率の違いは見られなかった。

（５） オゾン処理により E260 は 50～70％程度低減したが、COD 除去率は 20～30％であり、TOC は殆ど除去されないことから、オゾン処理により特に不飽和結合を有する有機物が酸化されやすいが、無機化には至らないことが分かった。

（６） オゾン注入率一定の条件では、発生オゾンガス濃度が高くなるほどオゾン吸収効率は向上した。

（７） オゾン注入率と単位処理量当たりオゾナイザー消費電力量は比例関係にあり、運転管理費用低減のためには必要最小限のオゾン注入率とすることが重要である。

今後は、オゾン注入率を更に低減させた場合や接触時間を更に短くした場合の除去効果の確認を行うとともに、原水の性状が内分泌攪乱物質をはじめとした微量環境汚染物質の除去効果に与える影響について検討を進めていく予定である。

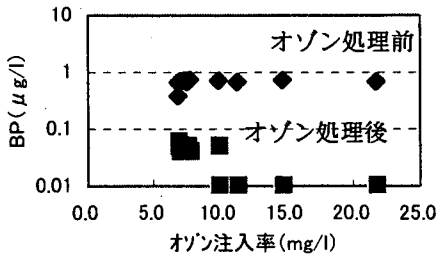


図-1　オゾン注入率とBP（ベンゾフェノン）除去効果の関係

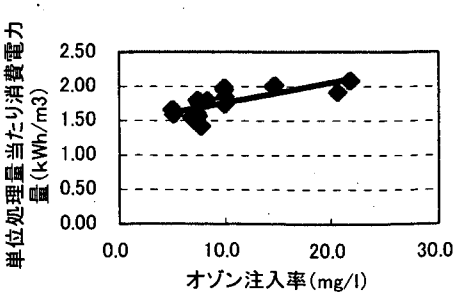


図-2　オゾン注入率と処理量当たり消費電力量の関係

（研究担当：中島英一郎、田隅淳）

キーワード	オゾン処理、内分泌攪乱物質、オゾン注入率

ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（リサイクル）	本文263ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成12～14年度	リサイクルチーム

（目的）

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おり、建設事業に対応した、迅速に結果が得られる、底質中のダイオキシン類の分析手法の検討、開発が求められている。本研究は、底質の汚染範囲の概略の把握等、公定法を用いる必要がない場合に用いることができる、より迅速・簡易に結果が得られる分析手法の提案を目的として実施した。

（結果）

14年度は、前年度に引き続き、底質試料中のダイオキシン類の分析の迅速化を目的として、乾燥・抽出工程の迅速化に関する比較検討を行った。本検討の成果として、以下のことが明らかとなった。

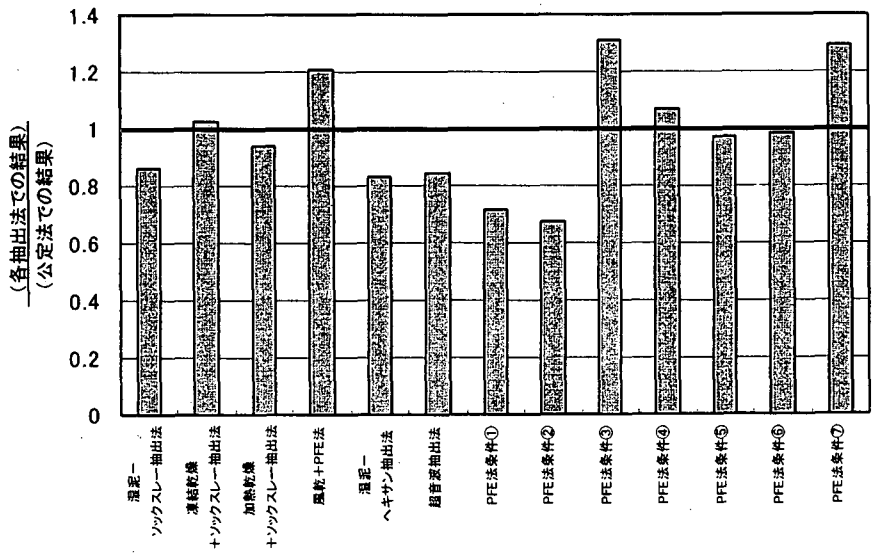
① 乾燥・抽出工程の迅速化のため、アセトンによる脱水を期待する操作条件を設定した高速溶媒抽出法を用いることにより、一般に数日を要する乾燥・抽出工程を40分程度に短縮することが可能であることが明らかとなった。**（表－1、図－1）**

② 異なる性状の底質を用い、①で得られた乾燥・抽出方法と公定法の乾燥・抽出方法とを比較したところ、①で得られた乾燥・抽出方法を用いた方が、概ね同等以上の分析結果を示すことが明らかとなったことから、公定法より安全側の結果を迅速に得ることが可能であることが明らかとなった。

表－1　公定法と各乾燥・抽出手法の分析値の比較

名称	風乾＋ソックスレー抽出法	湿泥－ソックスレー抽出法	凍結乾燥＋ソックスレー抽出法	加熱乾燥＋ソックスレー抽出法	風乾＋高速溶媒抽出法	湿泥－ヘキサン抽出法	超音波抽出法
乾燥	風乾（数日～十日）	アセトンろ過＋風乾（1日）	凍結乾燥	加熱乾燥（50℃）	風乾（数日～十日）	水酸化カリウムエタノール溶液を入れ、室温放置（1夜）＋ヘキサンで振とう抽出（10分3回）	アセトンで抽出（30分）＋トルエンで抽出（30分）＋ヘキサンで抽出（30分）
抽出	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンで高速溶媒抽出（20分2回）		
備考	公定法					公定法（注9A）	

名称	高速溶媒抽出法(PFE法)						
	条件①	条件②	条件③	条件④	条件⑤	条件⑥	条件⑦
乾燥・抽出	トルエンで抽出（20分2回）	20%アセトン含有トルエンで抽出（20分2回）	アセトンで抽出（20分）＋トルエンで抽出（20分）	アセトンで抽出（20分、120℃）＋トルエンで抽出（20分）	アセトンで抽出（10分）＋トルエンで抽出（10分）	アセトンで抽出（10分）＋トルエンで抽出（10分）＋ヘキサンで抽出（10分）	エタノールで抽出（20分）＋トルエンで抽出（20分）



図－1　公定法と各乾燥・抽出手法の分析値の比較

研究担当者：鈴木　穣、落　修一、南山　瑞彦

キーワード	ダイオキシン類、底質、分析、抽出、迅速化

河川試料に適した原虫測定法の開発		本文267ページ	平成14年度
全体計画	受託業務費（関東地方整備局）　平成13～14年度	リサイクルチーム	

（目的）

河川水の衛生上の安全性を評価するためには、河川水中のクリプトスポリジウムの存在量を把握することが重要である。特に、河川水が水道水源や親水として利用されている場合、河川水中のクリプトスポリジウムはヒトに対して重大な健康影響を及ぼす可能性がある。注意勧告などのクリプトスポリジウム対策を迅速に行うためには、河川水中のクリプトスポリジウムを常にモニタリングする必要がある。しかし、クリプトスポリジウムの高感度測定方法は確立されていない。

本研究では河川水中のクリプトスポリジウムの濃縮・回収方法の開発と回収されたクリプトスポリジウムの種類や由来を遺伝子解析から同定するための試験法の確立を目指す。

（結果）

平成14年度は、クリプトスポリジウムのDNA抽出法を検討した。検討した方法は、オーシストを凍結融解した後、スピンカラム法でDNAを精製する方法と凍結融解の後、磁性シリカビーズ法でオーシストを精製する方法である。

凍結融解＋スピンカラム法ではオーシスト数約1個より、クリプトスポリジウムDNAがPCR検出されはじめ、オーシスト数約9個以上でクリプトスポリジウムDNAを確実にPCR検出できた。凍結融解＋シリカビーズ法では、3個以上からオーシストが検出されはじめるが、オーシスト数30個であっても、クリプトスポリジウムのDNAをPCR検出できない場合があった。

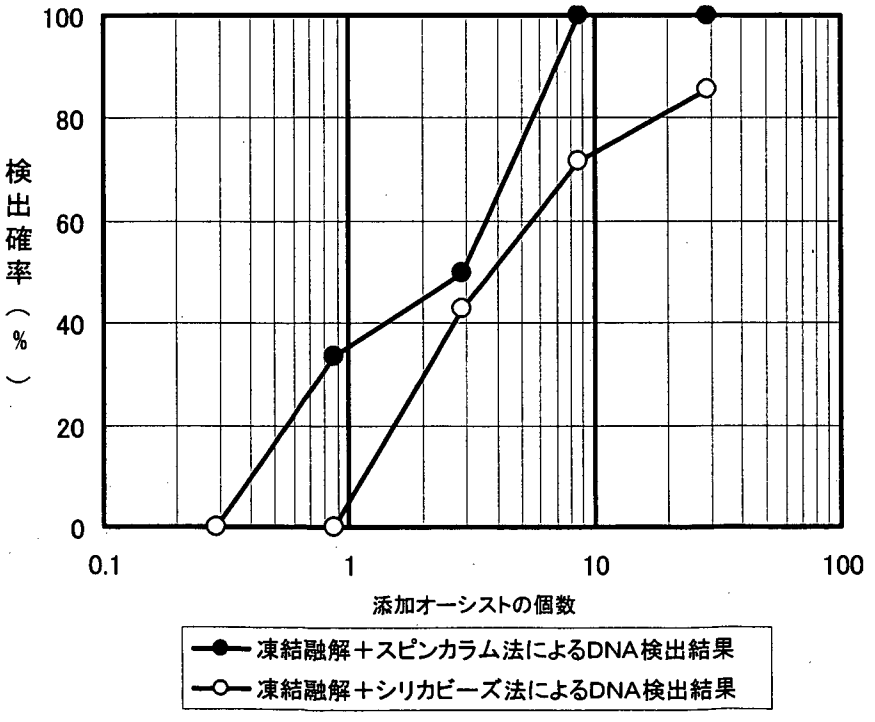


図-1 DNA回収法の比較

研究担当者：鈴木　穣、北村　友一

キーワード	クリプトスポリジウム、DNA抽出、PCR法

病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究		本文269ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成11～17年度	リサイクルチーム	

（目的）

下水処理水が関与した病原微生物による集団感染を未然に防止するため、下水処理水に含まれる病原微生物に関する安全性確保が求められている。下水処理水の衛生的安全性を評価するためには、下水中の極微量の病原微生物を、迅速・簡便・安全に検出できる方法の開発と、下水処理過程や環境水中での病原微生物の挙動を解明することが重要である。

本研究では上記の要請を踏まえ、分子生物学的手法（特にPCR (Polymerase Chain Reaction) 法）により、下水中・環境水中のウイルスおよび原虫を、迅速かつ高感度に検出できる手法を提案することを目的としている。

平成14年度は、標的遺伝子を18Sリボソーム RNA遺伝子としたReal Time PCR法による*Cryptosporidium*オーシストの定量検出法を確立した。

（結果）

本実験の成果として、以下のことが明らかとなった。

① クリプトスポリジウムのReal Time PCR検出は、18Sリボソーム RNA遺伝子を標的とすることによりオーシスト数1個相当から定量検出可能となった。

② 下水中のクリプトスポリジウムのReal Time PCR検出は、免疫磁気ビーズ法でクリプトスポリジウムを回収した後、凍結融解＋スピンカラム法でDNAの精製を行うことにより可能となる。

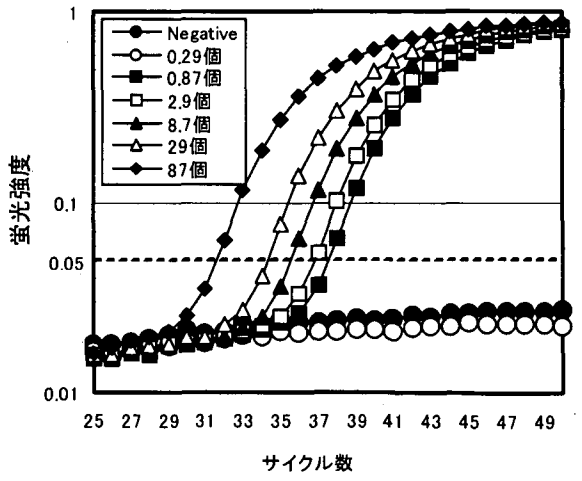
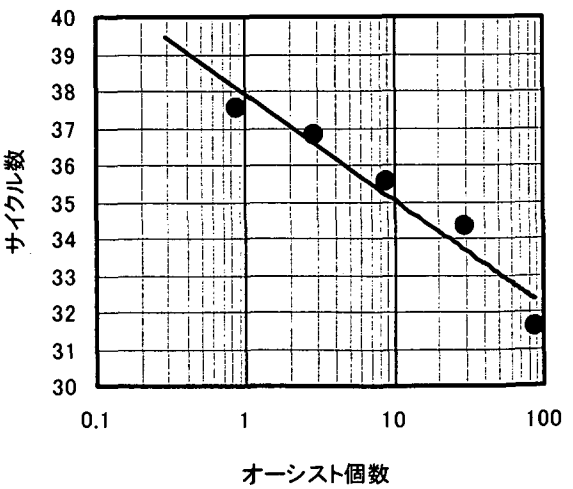


図-1 *Cryptosporidium*オーシストのReal Time PCR 結果



図－2 オーシストの個数と蛍光強度が0.05に到達するに要するサイクル数の関係

研究担当者：鈴木　穣、北村　友一、中村みやこ

キーワード	クリプトスポリジウム、Real Time PCR

下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究		本文275ページ	平成14年度
全体計画	受託業務費（環境省）　平成13～15年度	リサイクルチーム	

（目的）

下水汚泥の有効利用を促進するためには、汚泥製品の安全性を確保することが重要である。平成13年度に施工された「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」（PRTR 法）では、人の健康や生態系に有害な影響を及ぼす可能性のある無機物質として、第1種指定化学物質（18物質）および第2種指定化学物質（3物質）の計21物質が指定されている。下水道事業者は、届出および説明責任の観点から、これらの無機物質の下水処理施設における挙動および排出の実態を明らかにする必要がある。しかし、下水処理過程でのPRTR対象重金属の挙動や汚泥製品からの溶出量については明らかでない。本研究では水処理プロセスおよび汚泥処理プロセスにおけるPRTR対象無機物質の挙動を明らかにし、汚泥への移行特性を明らかにし、汚泥を再利用した場合におけるPRTR対象無機物質の環境に対する負荷量を把握することを目的とする。

（調査方法）

本年度は、下水処理プロセスでのPRTR対象重金属の挙動を詳細に把握するため、焼却施設を有する下水道処理場において、5ヶ月間、月1回のサンプリングを実施した。採取した試料は、液体試料として流入下水、初沈流出水、放流水、返流水、および焼却設備洗煙排水、固体試料として脱水汚泥、焼却灰である。採取試料中のPRTR対象重金属の分析結果と流入水量および汚泥排出量の関係から、下水処理過程でのPRTR対象重金属の収支を把握した。

（結果）

本年度の調査結果より以下のことが明らかとなった。

・Ba, B, Zn, Ni, Cu, Mnの流入負荷変動は、その他のPRTR対象重金属より大きい。

・Ba, Zn, Ni, Cu, Mnの流入負荷変動は、似通った挙動を示す。

・水処理プロセスにおいては、SS分画における存在割合の高い元素ほど除去率が高い傾向にある。

・B, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Pbの焼却灰への移行率は、それぞれ、1.2%, 65.3%, 49.2%, 23.1%, 26.3%, 16.6%, 65.8%, 48.4%, 36.0%, 12.2%, 17.8%, 80.7%, 61.4%, 68.9%, 69.0%, 72.4%, 63.6%となる。

・返流水による水処理プロセスへの負荷は、一次処理プロセスへの全流入負荷を100%として、Seを除いて9～28%の範囲である。

・Seは汚泥焼却プロセス排水からの戻り量が大きく、この戻り量に応じて全体の除去率が左右される。

研究担当者：鈴木　穣、北村　友一、峰松　亮

キーワード	PRTR、下水、汚泥、重金属、ICP－MS、収支

下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究		本文293ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成14～平成17年度	リサイクルチーム	

（目的）

さらなる都市化や地球温暖化等の気候変動により、今後さらに都市における水資源不足が問題になる可能性があるため、新たな水利用技術が必要になってきている。一方で、都市地域からは流量および水質が安定している下水処理水が放流されていることから、都市の代替水資源として、有効に利用することが求められている。しかしながら下水処理水には低濃度ではあるものの、残存物質が存在し、微生物の再増殖による水質悪化や、放流先生物相の中腐水性化などの問題を引き起こしている。したがって残存物質に由来する障害を取り除き、下水処理水の水資源としての価値を高め、良好な水環境を創造するには、残存物質を効率的に除去する手法が必要となっている。

平成14年度は、残存有機物除去法の基礎的検討として、数種類の高度処理法による下水処理水の高度除去実験を行い、①その有機物処理特性と②処理水の微生物増殖可能性を比較評価した。

（結果）

(1) 下水処理水はゲルクロマトグラフィー分画により、MW5000以上、MW1000～700、MW700～200およびMW200以下に分画され、このうちMW1000以下の低分子量分画が示差屈折器で測定されたピーク面積値として全体の約75%を占めた。

(2) 下水処理水の生物高度処理法を、限外ろ過（UF）による分子量分画のTOC濃度として評価したところ、MW>5000の残存有機物の除去効果は向上したが、MW<1000の低分子量物質の除去が困難であった。

(3) ナノろ過膜により、さらにそれぞれの生物高度処理水の除去実験を行なった結果、MW>5000の高分子量物質は生物高度処理より阻止されるものの、MW<1000の残存有機物の阻止は、生物高度処理法と同様、難しいことがわかった（図-1）。

(4) 長期間ばっ気によって生物分解の遅い物質が分解され、低分子量分画のTOCが増加する。

(5) 固定化法により、低濃度の有機物を栄養源として利用するのに適応している有用微生物が系内に集積され、残存有機物由来の微生物再増殖が抑制された。

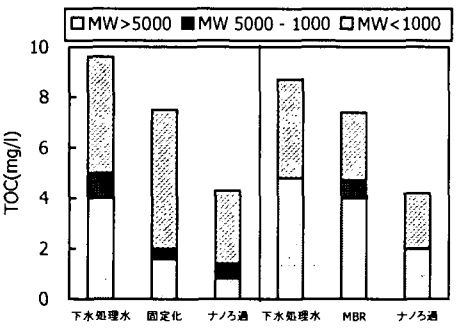


図-1　高度処理による分子量分画ごとのTOC除去

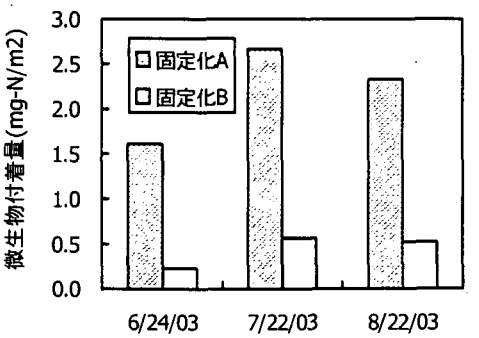


図-2　両固定化法の担体付着微生物量

今後は、下水処理水再利用にあたってMW<1000の低分子量物質の性状を把握し、その処理手法の検討を進める必要がある。

研究担当者：鈴木　穣、金　時浚

キーワード	処理水再利用、生物高度処理、微生物再増殖、分子量分画

底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究		本文299ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（治水勘定）　平成14～17年度	リサイクルチーム	

（目的）

近年、有機性有害物質による環境汚染が懸念されている。閉鎖性水域には、その流域内で発生・使用された有機性有害物質が河川等を経由して集まることが予想されるため、それらの物質による汚染が懸念されている。特に、多環芳香族炭化水素類（Polycyclic aromatic hydrocarbons、以下、PAHs）による底泥の汚染が指摘されており、底泥中でのPAHsの存在実態の解明が必要である。

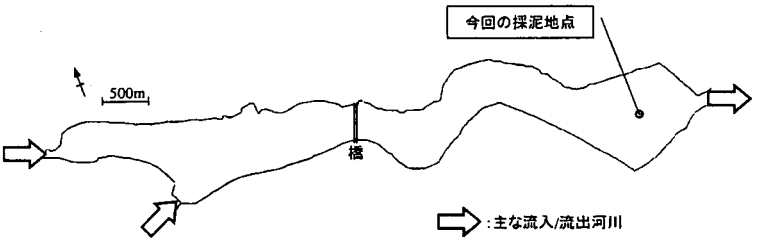
（結果）

14年度は、閉鎖性水域の底泥中のPAHsの存在実態の把握のための調査に着手した。本検討の成果として、以下のことが明らかとなった。

① 文献調査によると、PAHsは水試料での検出頻度は低い一方で底泥試料からの検出頻度が高いことが明らかとなった。また、PAHsの中には閉鎖性水域の河川流入部近傍での局所的な高濃度域の存在が報告されている物質もあることから、水域内での分布状況の把握が必要であることが明らかとなった。

② 比較的人為的な汚染が進んでいる閉鎖性水域の底泥の表層試料中の16種のPAHsの定量を行ったところ、既に報告されている閉鎖性水域の底泥の汚染の範囲内にあり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。（図－1、表－1）

今後は、複数の閉鎖性水域を対象とし、水域内での分布等、底泥のPAHs汚染の実態を把握するとともに、流域の土地利用形態と汚染実態との関係等の検討を行う必要がある。



図－1　調査対象閉鎖性水域の概略と採泥地点

表－1　試料の分析結果

	試料測定結果 [ng/g-dry]		
	No.1	No.2	No.3
Naphthalene	83.8	61.5	80.5
Acenaphthylene	22.4	19.3	26.3
Acenaphthene	6.0	4.7	6.2
Fluorene	34.2	25.1	41.3
Phenanthrene	108.7	81.2	75.5
Anthracene	12.0	10.1	12.1
Fluoranthene	80.4	61.9	94.9
Pyrene	70.0	54.2	79.8
Benz[*a*]anthracene	14.2	10.7	16.5
Chrysene	24.3	18.4	29.1
Benzo[*b*]fluoranthene	17.4	13.3	19.7
Benzo[*k*]fluoranthene	7.5	5.6	8.0
Benzo[*a*]pyrene	12.1	9.0	13.5
Dibenz[*a,h*]anthracene	0.7	0.4	0.8
Benzo[*ghi*]perylene	6.9	4.4	7.1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyrene	24.1	18.1	27.4

研究担当者：鈴木　穣、南山　瑞彦

キーワード	多環芳香族炭化水素類、底泥、実態調査

河川水質調査方法の体系化に関する調査		本文303ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（治水勘定）　平成12～14年度	水質チーム	

（目的）

現在、水質調査は河川砂防技術基準（案）に基づいて実施されているところであるが、調査地点の選定手法、調査頻度などの詳細については各河川管理者の判断に委ねられている。このため、各水質測定の河川管理者が行う意義を明確にした上で、合理的な調査条件の設定、水質調査の効率化を図ることが必要であるが、現状ではこうした河川水質調査方法の体系化が図られていない。

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国土交通省の地方技術事務所と共同で実施しているものである。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。

（結果）

本年度は、底質調査方法に関する既存マニュアルや各地域整備局に対するアンケート調査による実施事例の整理を行い、底泥溶出試験、酸素消費速度試験の現状把握を行った上で、現在の技術レベルを勘案し底泥溶出試験、底泥酸素消費速度試験を提案するとともに、底質調査手法に関する今後の課題について次のように整理した。

溶出試験の規格化に当たっての主な課題と対応

1．サンプリング手法　特に試験供試試料の対象水域に対する代表性をケーススタディーや統計処理により検討する。

2．試験方法の比較　同一供試泥による、異なる試験方法間の比較を行う。

3．試験方法別留意点整理　①底泥に関する実験結果から、バッチ式室内実験における試験期間の検討を行った結果、これまで15～20日間が必要と思われていた実験期間は、10日間程度でも安定する場合があるとの知見を得た。
②巻上げ溶出を検討する試験からは、水と底泥の割合が重要であること、現象評価の観点から溶存態と懸濁態の分析結果が必要であるとの知見を得た。
③試験操作の詳細について留意点の整理を行ったため、今後項目ごとの検討を行う必要がある。

4．溶出現象、酸素消費現象の機構解明　底泥中のりん化合物の存在形態を検討することで、溶出機構を検討する。

5．試験結果の評価　①バッチ式、連続式の室内実験について試験結果から溶出速度を算定する考え方を本調査で示した。
②現地実験装置による評価に関して検討が必要である。

そのほか、国土交通省本省及び各地方技術事務所が分担を行い「河川水質調査要領（案）」の素案をとりまとめた。これらのとりまとめるとともに、次の課題が明らかになった。

1)河川管理者実施の水質調査に則した調査計画作成のため、項目、地点、頻度などの考え方を整理した。これらを体系的に河川水質調査要領（案）として初めてまとめた。

2)技術基準（案）では具体記述が少ない溶出試験方法について、既存試験方法、国土交通省実施の溶出試験結果を整理検討の上、河川底質調査における試験方法を具体的にまとめた。

3)底質調査に関する課題として、比較が十分できなかった試験方法の検討や改良を検討する必要がある。今後、重点プロジェクト研究である底泥水間の研究において、本要領（案）の課題や諸外国の技術開発情報などを参考に調査計画方法、調査試験方法の改良・開発など現場技術の改善を行う。

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、佐々木 稔

キーワード	水質調査、底質調査、底泥、柱状採泥器、栄養塩類、溶出

ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（水質）		本文313ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成12～14年度	水質チーム	

（目的）

河川底質のダイオキシン類汚染対策を実施するために、先ず、どこが最も汚染されていて優先的に対策を講じる必要があるのか見極める必要がある。そのためには、汚染区域を詳細に調査することが重要であるが、既存の分析方法（公定法）では、高価な分析機器が必要であり、分析費用が高額で前処理が煩雑で分析に時間を要する等課題も多い。そのため、公定法と比較して簡易に、迅速に、一般的な実験室、現場にて試料の前処理から測定までできる新たな技術の開発が望まれている。

本研究では、抗原抗体法(ELISA)などを用いた簡易な検出技術の開発を目的としている。また、公定法の精度管理手法は分析同様複雑で、専門家でないと判定が難しいが、本研究ではこれらをパターン化、システム化し、誰でも簡単に判定することができる手法の提案を行うことを目的としている。

（研究内容および結果）

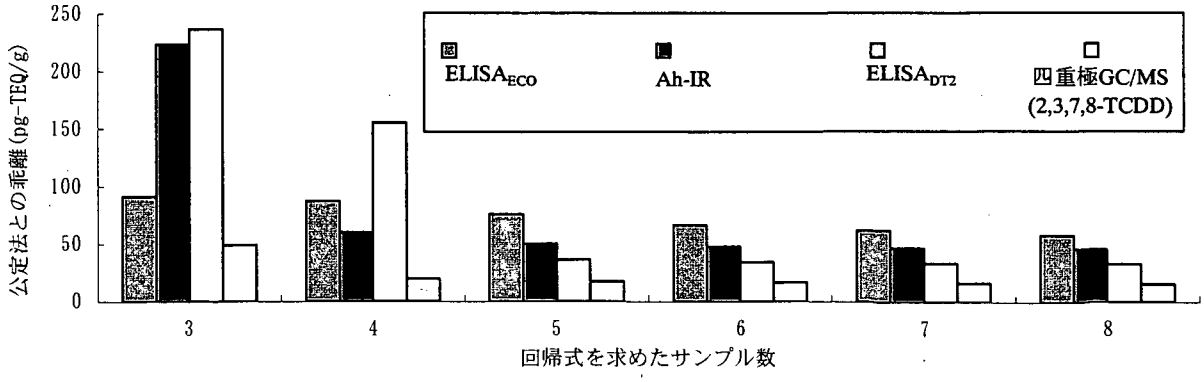
本研究では、ELISA等による簡易分析法と精度管理手法について以下の結果を得た。

1）共同研究を実施しているELISA$_{ECO}$、Ah-IR、ELISA$_{DT2}$の異性体ごとの検出と検出下限の特徴を整理し、実試料に適用した場合の結果と比較した。この結果、全国河川底質の実測DEQはTEQより、ELISA$_{ECO}$とAh-IRは常に過大、ELISA$_{DT2}$は過大あるいは過小となった。理論換算DEQと実測DEQの比較からは、TEFを持たない物質との交差反応の可能性が示唆され、精製法の検討が重要と分かった。

2）同じ乾燥、抽出、精製の前処理を行った試料を用い、ELISA$_{ECO}$、Ah-IR、ELISA$_{DT2}$と四重極GC/MSによる簡易検出手法について比較検討した。試料数が少ないながらも比較的良い相関性が認められた。

3）簡易分析技術の現場への適用に当たっては、単に公定法との相関関係から選定するのではなく、いくつかの限られた試料での関係式から推定した値と公定法との乖離を求める等の評価方法も重要であることが分かった。（図-1）

4）測定値の信頼性確保のため専門家が行っていた測定データの精査作業の一部をパターン化、システム化し、報告された測定値が公定法で定められた品質管理規格を満足する状態で得られたものであるかを確認するソフトウェアを作成した。



図－1　回帰式を用いた推定値と公定法実測値との乖離の絶対値の平均
(pg-TEQ/g)

研究担当者：田中 宏明、小森 行也、岡安 祐司、八十島 誠

キーワード	ダイオキシン類、底質、水質、簡易分析、精度管理

水生生態系から見た河川水質の評価に関する研究		本文325ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（治水勘定）　平成12～17年度	水質チーム	

（目的）

環境保全を目的とした下水道事業や河川整備が水生生態系に及ぼす影響は、河川水量等の物理的な要因については把握されているものの、水質等の質的な関係についての調査事例は少なくほとんど把握されていない。この質的な関係把握のためには、水質等の変動が激しい都市部の河川を調査対象河川として選定し、そこに生息している水生生物と水質との関係について基礎的情報を収集しておく必要がある。

本調査では、下水処理水等の河川への放流に伴い、その上下流域で空間的な水質の分布差が明確に生じている多摩川水系多摩大橋付近（図-1）に焦点を当て、都市河川の水質と水生生物との関係を把握することを試みた。平成14年度は、前年度に引き続き下水処理場放流水の混合特性と水質分布について現地調査を行い、併せて底生生物の採取を実施した。

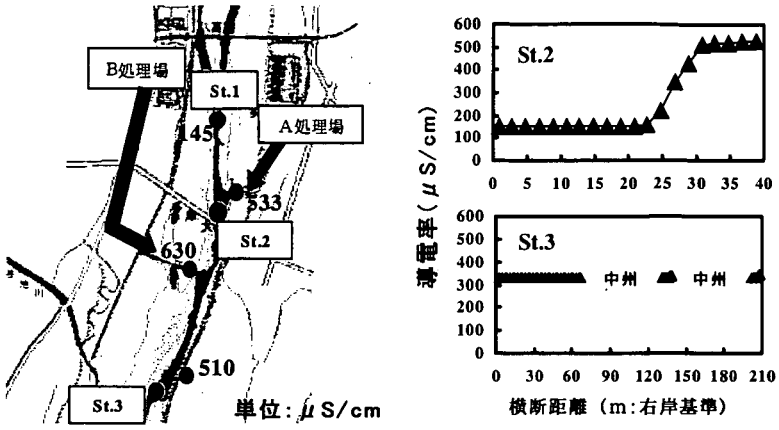


図-1　調査地域及び多摩大橋地区における導電率の分布

（結果）

本調査の成果として、以下のことが明らかとなった。

① 下水処理場放流水は、図-1に示す導電率の分布のように、本川に流入後100m下流（St.2）ではあまり混合していない状態であった。St.2よりもさらに約1400m下流のSt.3では、導電率、栄養塩類は横断方向の左右岸に差はなく均一に混合していることが確認できた。また、本川流入後の混合状況は、夏と冬で大きく異なっていることがわかった。これは、河川と下水処理水との水温差が要因と考えられた。

② 下水処理水と河川水との混合が十分でないSt.2地点においては，図-2に示すように横断方向に生物量の差がみられた。下水処理水の流入する左岸に向け次第に生物量が減少する傾向があり、多様性指数も低下する傾向であった。また種の構成を見ると、下水処理水の影響が見られる地点ではカゲロウ目の出現量が減少する傾向が確認された。

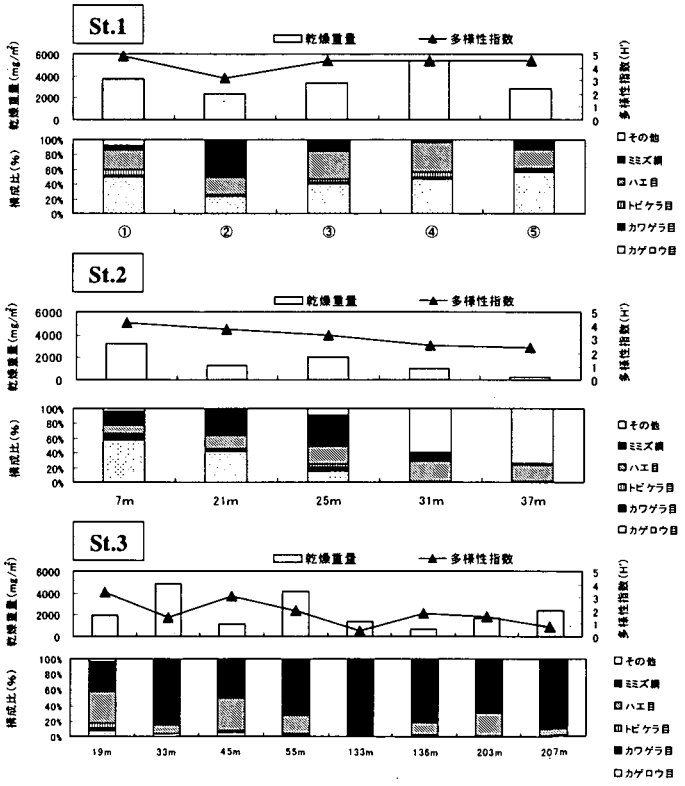


図-2 各調査地点における底生生物の乾燥重量，多様性指数，構成比の分布

＜本研究の一部は、河川生態学術研究会の総合的な調査研究の一環として実施されたものである。＞

研究担当者：田中　宏明、小森行也、玉本　博之、宮本　宣博

キーワード	下水処理水、河川、混合特性、水生生態系、多様性指数、底生生物

底泥－水間の物質移動に関する調査		本文327ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（治水勘定）　平成12～17年度	水質チーム	

（目的）

流域からの汚濁負荷の他に、底質からの汚染物質の溶出が水質改善の遅れの原因となっており、また、底質の改善の遅れが水質の他にも棲息する生物環境にも影響を与えている。効果的な底泥の対策を立てるため、また、将来の水質を予測するために、底質に含まれる栄養塩類等の汚染物質の変化機構を解明し、底泥が水質に与える影響を評価する手法の確立が求められている。本調査は対象物質として栄養塩類を中心とし、底泥からの溶出機構の解明、底泥からの溶出量推定のための試験法の提案、底泥が水質に与える影響の推定方法の提案を目的としている。

（結果）

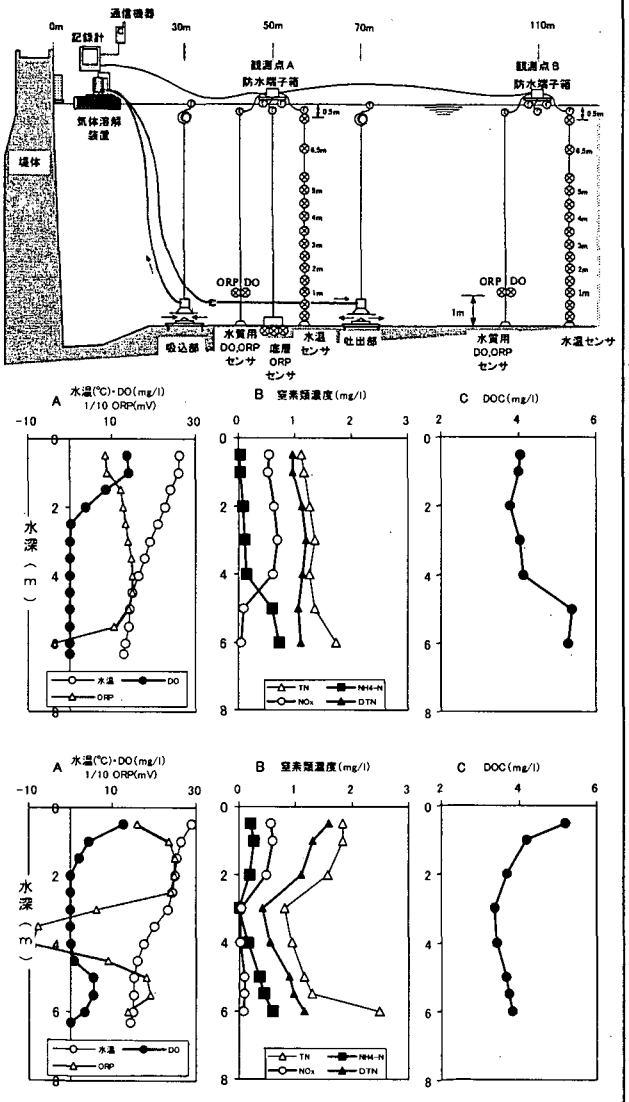
平成14年度は底泥と水間の沈降、吸着及び溶出などの物質移動現象の把握と湖沼等の現地における水柱及び表層底泥のモニタリングシステムの構築を目的とした水温やDO及びORPセンサ等による連続測定結果と栄養塩の溶出量との関係についての検討を行った。

現地実験は、平成14年7月から9月にかけて、三春ダムの牛縊前貯水池における高濃度酸素水供給実験の開始前から終了後までの期間を通じて、水温、DO及びORPセンサーによる連続モニタリングを行った。

酸素供給1日前と供給9日後の水質結果を比較したところ、水深5-6mのDO濃度の上昇に伴うNH_4-N濃度の低減だけでなくNO_3-N濃度の上昇も確認されたことから深層水中の硝化過程が促進されたものと考えられた。また水深3-4m層に観測されたNO_3-N濃度の顕著な減少は脱窒促進の結果と推測され、同水深で計測されたTN、DTN及びDOC濃度の減少もこの推測によって説明できた。B地点でも同様に水柱中の硝化・脱窒が生じており、主に底泥から溶出したと考えられるアンモニア態窒素が効率的に除去されたことが推測された。

その他に現地調査と室内実験を行い底泥からの溶出量推定試験法と底泥からの溶出機構を検討した。

今後は、現場観測でORPセンサを用い底層水や底泥の酸化還元状態の確認を行い、水温・DO等も含めたセンサによる監視と水質及び底質のサンプリング分析による栄養塩溶出量推定に必要な現地観測法の確立を目指す予定である。室内試験に関してはDOとORPに加え、濁度のモニタリングシステムも組みこむことによって、室内試験（静置溶出・巻き上げ溶出）による栄養塩溶出量推定試験法の確立に向け、溶出試験系の体系化を図っていく予定としている。



研究担当者：田中　宏明、佐々木　稔

キーワード	底泥、栄養塩、物質移動、直上水、間隙水

都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究		本文333ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（治水勘定）　平成13～17年度	水質チーム	

（目的）

近年、水環境中での界面活性剤の分解物質や人畜由来のホルモンなどによって野生生物の内分泌攪乱が生じる場合があると報告されている。こうした内分泌攪乱物質について、発生源や排出源などで効率的なリスク削減対策を講じるためには、これら物質の水、底泥などの水環境での挙動を把握し、水域に与える影響を把握することが必要である。本プロジェクトでは、都市排水由来のこれら内分泌攪乱物質の、河川水・底質中などにおける調査分析手法の開発、また水環境中での分解・生成といった変化現象の把握を目的としている。

（結果）

14年度は、底泥試料を対象としたノニルフェノキシ酢酸の分析法に関する検討を行い、GC/MSによる分析手法を改良することで回収率を向上させた。また、内分泌攪乱物質の水環境中での挙動を把握するため、湖沼及び河川における実態調査を行い、都市排水由来の流入状況、河道における変化や底泥への蓄積状況を明らかにした。

1) 河川におけるエストロゲン、NPsの実態調査から、それらの河道内における分解あるいは変化、一部底泥への吸着の可能性が示唆された。

2) 付着生物、ベントスに対するエストロゲン関連物質（NP、BPA、E2）蓄積状況を調査し、付着藻類や底生動物に含まれるE2やNPは、水中より高い割合で濃縮されていることが判明した。

3) 都市排水で汚染した湖沼の底泥中には右図のようにエストロゲン、NPsが高い濃度で蓄積されており、好気的な条件で分解されるよりもきわめて長期に底泥中に高濃度で存在している可能性がある。

4)エストロゲン、NPsの流域の変化はE1、NPsの底泥中の鉛直分布に大きく影響を与えている。

5)底泥中のNPsはモル比ではNPとNPEOは同程度、NPECはそれらよりも1桁小さい量しか存在しておらず、これらの存在比は比較的安定していた。これは河川水での存在比よりもNPが大きく、NPECが小さい傾向にあった。

6)底泥や底生動物、付着藻類でのエストロゲン、NPsが水中よりも大きいことは、都市排水由来の内分泌攪乱物質による水域の汚染が水生生物へ及ぶ曝露経路として、水だけでなくこれらの食物網の経路も考える必要があることを示唆している。

7)今後は、エストロゲン、NPsについて、河川内での分解、変化の要因について検討を進めるとともに底泥、生物への移行についても検討を進める。

8) 新しい前処理法による底泥試料中のNPEC類の分析で、従来法と比較してNPEC類の回収率の向上が可能であることを確認した。

研究担当者：田中　宏明、小森　行也、佐々木　稔、
岡安　祐司、八十島　誠、壬生　勝泰

キーワード	都市排水、化学物質、内分泌攪乱物質、水環境

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		本文341ページ	平成14年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成13～17年度	水質チーム	

（目的）

近年の内分泌撹乱化学物質問題において、イギリスと同様、日本においてもコイの雌性化の報告がなされたことから、これらの物質が河川水中の水生生物に与える影響とその原因物質の由来を把握することが求められている。このため本研究は、バイオアッセイを用いて河川水、下水処理水等の水環境中のその影響レベルを把握すると伴に、原因物質の由来を推定するための手法を検討することを目的としている。

（結果）

平成14年度は、①下水中のエストロゲン様活性の濃度レベルを明らかにする，②化学分析結果と比較することによって、現在測定を行なっているエストロゲンやエストロゲン様物質のエストロゲン様活性への寄与を明らかとする，③化学分析と遺伝子組み換え酵母法の比較から見られる由来の不明なエストロゲン様活性の性状把握を行なう，という３点について検討した。

14年度の成果として、以下のことが明らかとなった。

①図－１に示すように、流入下水に比べ２次処理水の方が中央値を基準とすると約 76％程度低い値であり、下水処理によってエストロゲン様活性が低減されていることが確認された。また流入下水の濃度レベルとしては概ね30～110ng/L の間にある試料が多くこの区間に全体の 72％が含まれたが、２次処理水については非常に広い濃度分布が見られ、処理方法や運転条件等の多くの要因によって低減率が大きく変化していることが推測された。

②図－２に示すように、流入下水中のエストロゲン様活性の主要な由来物質はＥ１，Ｅ２であったが、２次処理水はＥ１の占める割合が高い結果であった。また今回対象とした３物質（Ｅ１，Ｅ２，ＮＰ）の理論活性値で説明できないエストロゲン様活性の全体に占める割合は、処理場によって大きく異なったが、流入下水の方が不明なエストロゲン様活性の占める割合が高いことが確認された。

③固相カートリッジを用いた極性分画手法によって、エストロゲン様活性の性状把握を試みた。その結果、流入下水中のエストロゲン様活性は低極性～高極性まで広く検出されたが、代表的なエストロゲン様物質が分画されるＦ２～Ｆ４でほとんどエストロゲン様活性が説明できた。また２次処理水はＦ４分画で殆ど説明できることが明らかとなった。また、Ｅ１，Ｅ２，ＮＰで説明できないエストロゲン様活性も、Ｆ２～Ｆ４を中心として存在していることが確認された。

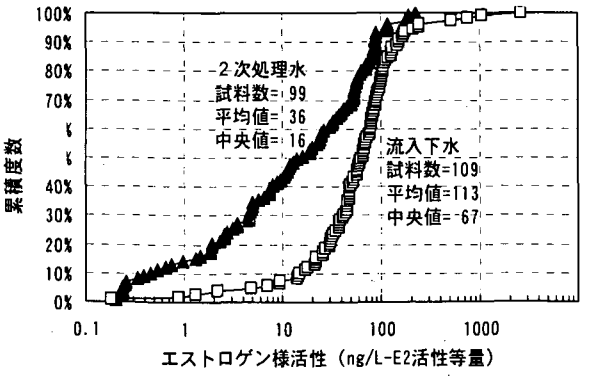


図-１　流入下水及び２次処理水のエストロゲン様活性の濃度分布

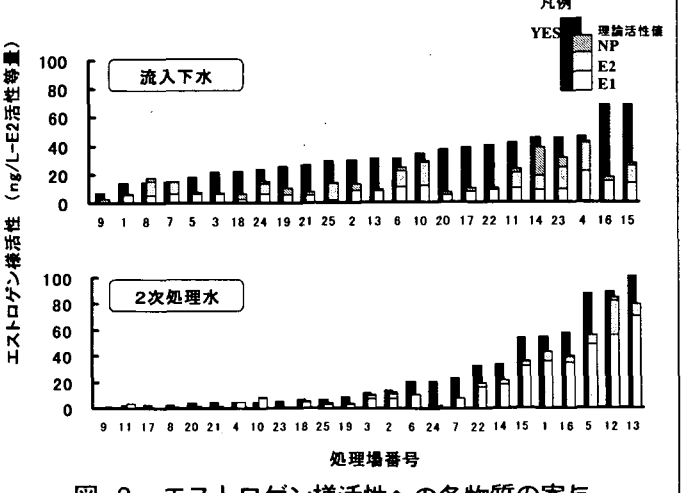


図-２　エストロゲン様活性への各物質の寄与

研究担当者：田中　宏明、小森行也、玉本　博之、宮本　宣博

キーワード	エストロゲン様活性、分画、HPLC、遺伝子組み換え酵母

水環境の評価に関する調査		本文347ページ	平成14年度
全体計画	受託業務費（関東地方整備局）　平成13～17年度	水質チーム	

（目的）

都市排水等の河川への流入に伴い、排水中の栄養塩類や内分泌撹乱物質によるヒトや生態系への影響が懸念されている。特に河川水中に存在するこれらの化学物質が魚類等の水生生物に及ぼす影響の把握が求められている。そこで本調査では多摩川等の河川を対象に人の活動に伴う排水中の栄養塩類や内分泌攪乱物質等の流入状況を把握するとともに、生態系への影響を評価することを目的としている。

（結果）

本年度は、多摩川流域を対象に下水処理水等を中心とした都市排水の流入影響に対する水質等の実態調査を実施するとともに、窒素、リン等の栄養塩類が藻類へ与える影響について藻類生長能力試験（ＡＧＰ試験）を用いて検討を行うとともに、さらに、水質自動監視所を活用して河川流水を用いた魚類試験装置の検討を行い、河川水中に含まれる微量化学物質が魚類に与える影響に関する魚類試験を実施し、都市排水が水環境に与える影響に関し総合的な検討、また汚濁負荷原単位の算定根拠に関する整理などを行った。

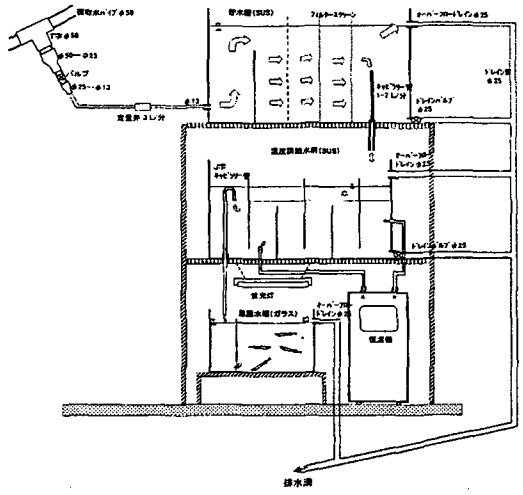
本研究の成果として、以下のことが明らかになった。

① 水温、流量、光周期及び餌など試験条件を制御することの可能な魚類曝露装置を作成し，試験を実施した結果、バクテリアの繁殖を抑制する必要性など、新たな課題を抽出した。（図－１）

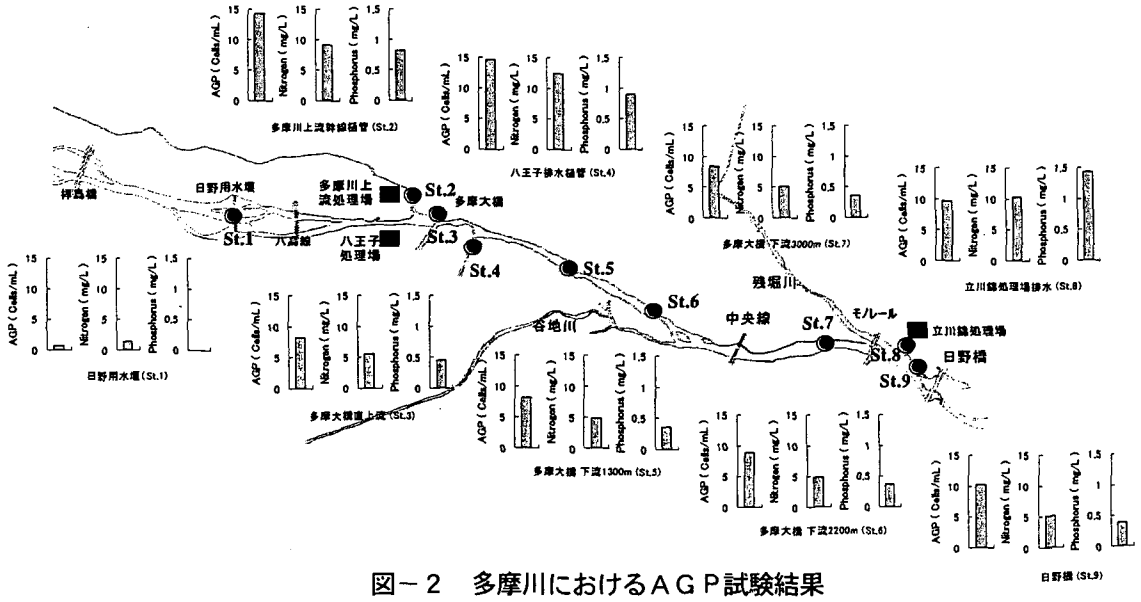
② 藻類増殖試験においては，河川への下水処理水流入による藻類増殖への影響が確認された。（図－２）

今後は、これまで得られた情報を基に水物質循環機構の解明を試みるとともに、生物学的な基礎データの効率的な収集方法等の検討、流域情報の収集を行い、流域管理や汚濁解析に有用なデータの収集を行う。

研究担当者：田中　宏明、玉本　博之、東谷　忠、山下　尚之、宮本　宣博



図－１　改良型メダカ曝露試験装置



図－２　多摩川におけるＡＧＰ試験結果

キーワード	魚類モニタリング、環境ホルモン、全国一級河川

都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究		本文353ページ	平成14年度
全体計画	受託業務費（環境省）　平成14～17年度	水質チーム	

（目的）

都市河川では、河川水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に雌性化の影響を及ぼしている疑いがある。このため、魚類影響を評価するとともに、発生源と考えられる下水道や都市排水の対策をとる必要がある。本研究は、下水処理水やその放流先都市河川において魚類を曝露飼育し、エストロゲン様物質による雌性化の影響の有無を確認するとともに、水試料の分画法と遺伝子組み換え酵母によるエストロゲン活性を組み合せることによって、河川水のエストロゲン作用の由来を評価し、このエストロゲン活性を魚類の雌性化との関係を検討する指標としての利用性を評価するものである。

（結果）

平成14年度は、河川における魚類曝露試験法について既往事例から課題を抽出し、現地曝露試験法の開発および予備試験を実施した。さらに、下水処理水を分画抽出することによって、これに含まれるエストロゲン様物質の性状を把握する手法について検討した。

平成14年度の成果として、以下のことが明らかとなった。

①下水処理水を対象としたコイ曝露試験の結果、雄コイに影響がみられる場合のあることが確認されたが、その影響は魚類本来の生理学的反応に左右される可能性が考えられた。

②現地での魚類曝露試験には、魚類の生理的反応を考慮できるように、試験条件を制御できる試験水槽システムが必要と考えられた。試験対象魚には、環境省がNPおよびOPの内分泌撹乱作用について室内試験した際に用いたヒメダカを選定した。試験場所として河川の水質自動監視所を活用することとし、魚類試験装置を考案して、現地にて予備試験を実施した。

その結果、1)監視所によって取水状況（ポンプ稼動時間帯、取水量）が異なる、2)河川水とともに流入する砂泥が目詰まりの原因となる、3)餌の種類や給餌量、水温などの曝露条件を統一しなければ、水質自動監視所間で試験結果の比較検討が難しい、などの課題が明らかになった。

そこで、試験条件を表のように設定し、試験装置の改良を行った。作製した現場型メダカ曝露試験水槽は、写真に示すように3つの水槽から構成され、第1槽で砂泥の除去、第2槽で水温調節を行い、第3槽のメダカ曝露水槽（容積：30L）へと導水するものとした。

表　メダカ現地曝露試験　試験条件一覧

試験魚	ヒメダカ *Oryzias latipes*
試験個体数	雄成魚 30個体／水槽
試験期間	2週間
試験水	流水式
流量	0.5 L/min(30 L/h)
試験温度	水温 25℃
日長条件	16時間－明、8時間－暗
餌	粉末餌、一日あたり3回の給餌

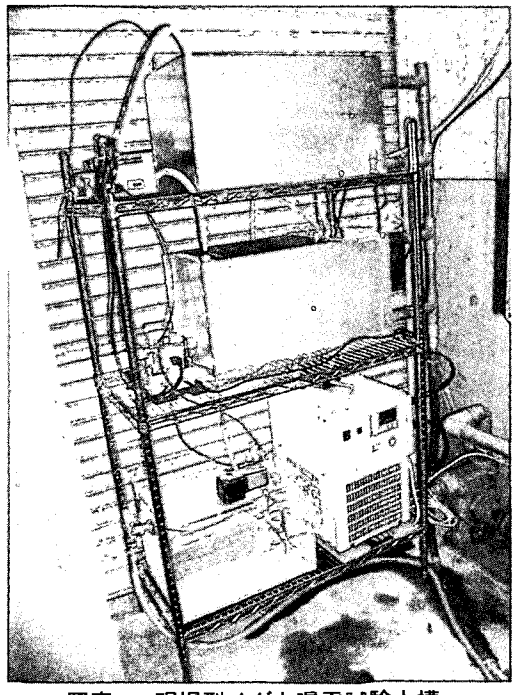


写真　現場型メダカ曝露試験水槽

③下水処理水を対象に、極性による分画手法を適用して下水処理水のもつエストロゲン様活性の性状把握を試みた。

その結果、流入下水のエストロゲン様活性は低極性から高極性まで広く検出されたが、17β-エストラジオール、エストロン、ノニルフェノールの寄与が大きいことが判明した。また、二次処理水のエストロゲン様活性は、エストロゲンが分離される分画に集中していることがわかった。

研究担当者：田中　宏明、小森　行也、玉本　博之、東谷　忠

キーワード	都市排水、エストロゲン、魚類、メダカ、遺伝子組み換え酵母、分画

遺伝子解析手法を用いた環境ストレス検出技術に関する基礎的研究		本文 369 ページ	平成 14 年度
全体計画	運営費交付金（一般勘定）　平成 14～18 年度	水質チーム	

（目的）

世界規模でのヒトゲノム研究が進展しており、今後、遺伝子レベルで作用する医薬品の開発が爆発的に行われ、これらが多量に使用されることが予想される。このため、新たな化学物質が下水道に集中し、放流先河川に生息する生物への環境ストレスの増大、水利用によるヒトへの影響等が危惧される。

このような、生物に対する新たなストレスの評価については、従来のバイオアッセイの検査方法では微妙な変化の検出は不可能である。しかしながら、医学分野で用いられる手法を環境評価に応用して化学物質の影響を遺伝子レベルで解析・評価する手法が開発され、ヒトや生物への影響を予測することが可能となりつつある。本研究は、河川、下水道における生物への影響について遺伝子レベルでの評価・解析手法の開発、及びこの適用に関して基礎的検討を行うことを目的とする。

（結果）

初年度である平成 14 年度は、医学分野で注目されている技術のうち、DNA チップを用いた遺伝子診断技術に着目し、この手法が環境評価手法として実際に応用可能か否かについて検討を行った。

DNA チップは、多数の遺伝子の発現を同時に調べることができる技術である。チップの上には、調べたい遺伝子をｃDNA などの形で固定し、これに試料から抽出した mRNA を蛍光色素で標識して、ハイブリダイゼーションを行うことにより発現を測定するものである。ストレスを与えた試料と対照試料の間で、発現の有無あるいは発現量の違いを相対的に知ることが可能になるため、評価手法になると期待される。

本調査の成果として、以下の結果が得られた。

①DNA チップによる評価手法を導入する場合、スライドガラスなどの基板上に生物の遺伝子を一つ一つプロットした専用の DNA チップを作製する必要がある。生物の遺伝子すべてを対象とすると、遺伝子情報が膨大になるため解析に長時間を要し、DNA チップ作製に必要な費用が増大するという課題があることがわかった。このため、環境評価を目的とする場合、事前に評価対象となる遺伝子をスクリーニング等により選定しておくことが実用化への打開策であると考えられた。

②遺伝子スクリーニングには、DNA 塩基配列の情報を必要とせず、比較したい組織や細胞から調製した mRNA だけで試験を行うことができる蛍光ビーズを用いたスクリーニングが有効であると考えられた。ストレスを与えた試料と対照試料の２種類について、生物組織から抽出した mRNA をもとに異なる蛍光色素で標識したプローブを調製し、同じ mRNA から作製したビーズライブラリー上で競合ハイブリダイゼーションを行った後、発現量に差のある遺伝子を選別するという手順でスクリーニングを行うこととした。

その前処理方法となる遺伝子の抽出については、一般に電気泳動や PCR 法に用いるものよりも、抽出状態、保存状態などを厳密に管理する必要があり、管理が十分でないとその後の遺伝子診断で誤反応が出てしまうとされている。今回、メダカについて検討を行い、マイクロチップ型電気泳動試験により、遺伝子の抽出、保存が適切であることを確認した。

研究担当者：田中　宏明、小森行也、玉本　博之、東谷　忠

キーワード	遺伝子、DNA チップ、環境ストレス

I. 下水道事業調査費による研究

1. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査

下水道研究官　高橋正宏
下水道研究室　室長　森田弘昭
研究官　森　一夫
研究官　吉田綾子
研究員　濱田知幸
下水処理研究室　研究官　竹歳健治
研究官　斎野秀幸

1. はじめに

直投型ディスポーザーの導入は、下水道システムを活用した生ごみの収集・処理技術として、住居やごみ収集場の環境改善、ごみ出し労力の削減による高齢者の福祉対策などに寄与すると考えられる。しかし、一方で、生ごみの粉砕物をそのまま下水道へ流入させることとなるため、下水管渠内の堆積物の増加、下水処理場への過剰負荷、汚泥の増量など下水道システムへの影響が懸念される。また、合流式下水道の場合、雨天時に生ごみの一部が河川に流れることとなり水環境への悪影響が懸念される。従って、直投型ディスポーザーの導入には、下水道施設・ゴミ処理施設への影響や地域全体の環境への影響評価など総合的な評価に基づく判断が必要といえる。

本調査では、下水道システムにおける直投型ディスポーザーの導入に対応した技術基準を提案することを目的として、ディスポーザー導入による下水道施設（管路施設および処理施設）への影響評価を実施した。

2. 調査地域概要

調査対象地域である歌登町は、人口2,519人、下水道処理区域内人口は1,986人（平成14年度末）の北海道北部に位置する南宗谷管内に属する町である。歌登町では、下水道処理区域内の整備率は平成11年度に100%に達し、全町の人口普及率は約80%であり、下水道終末処理場の水処理方法はOD法を採用おり、計画1日最大汚水量は1260m³/日、平成14年3月の実測値では日平均736 m³/日となっている。なお、下水の排除方式は分流式である。

本地域では、平成11年度より下水道処理区域内の一部の一般家庭にディスポーザーを設置し、平成12年度より下水道およびごみ処理下水道システムやごみ処理システムに与える影響を評価するとともに、地域全体の費用効果分析、LCA等の総合的な評価を行う社会実験を実施している[1)]。現在（平成14年度末）、下水道処理区域内の301戸の住宅にディスポーザーが設置されている。ディスポーザーの設置状況を表1に示す。

表1　ディスポーザーの設置状況

年度	ディスポーザー設置戸数（戸）	ディスポーザー設置人口（人）	ディスポーザー人口普及率（%）	下水道接続人口（人）
平成11年度	50	80	4.5	1,767
平成12年度	114	212	11.8	1,803
平成13年度	181	323	18.1	1,788
平成14年度	301	639	35.7	1,791

3. 管路施設への影響評価

(1)本年度の調査概要

下水管渠内には何らかの理由で土砂等が堆積する場合がある。ディスポーザーを設置した場合、生ごみの粉砕物が管渠内に堆積し、堆積物量が増加する恐れがある。本調査では、ディスポーザーの設置を開始した平成11年度からＴＶカメラによる管渠内調査を行っている。これまでの調査により、ディスポーザーを設置した町営住宅の下流管渠（住宅～処理場区間の管渠）では、ディスポーザーを設置後に生ごみ由来と考えられる貝殻、卵殻（以下、堆積物）が堆積していることがわかっている。

平成14年度は、昨年度に引き続きＴＶカメラによる管渠内調査を行うとともに、管渠の勾配調査、管渠内での物質収支を求めるため堆積物の無機成分分析、ビデオカメラによる堆積物の定点観測を行った。

ＴＶカメラによる管渠内調査では、堆積箇所での単位長さ当たりの堆積物量を算出した。また、堆積物の増加による管渠閉塞の可能性を推定するために管渠の未清掃期間と堆積物量の関係を整理し、管渠清掃後、どの程度の期間で堆積物が増加するか検討した。さらに、管渠側面の付着物についてもディスポーザー設置、未設置地区ともに調査した。

また、ＴＶカメラによる管渠内調査の過程で堆積物の増加は必ずしも時間的に一定ではなく、観測期間中に掃流されている可能性が考えられた。そこで、堆積物の発生状態を連続的に観測するために、ビデオカメラを固定して定点観測調査を実施した。

調査対象地区を図１に示した。調査は、町営団地のＡ～Ｃおよび Ｅ 地区（Ａ：若葉団地、Ｂ：光南団地、Ｃ：新栄団地、Ｅ：檜垣団地）と下流の幹線管渠である Ｄ 地区（下流幹線）で実施した。なお、C,D 地区はディスポーザー未設置地区である。

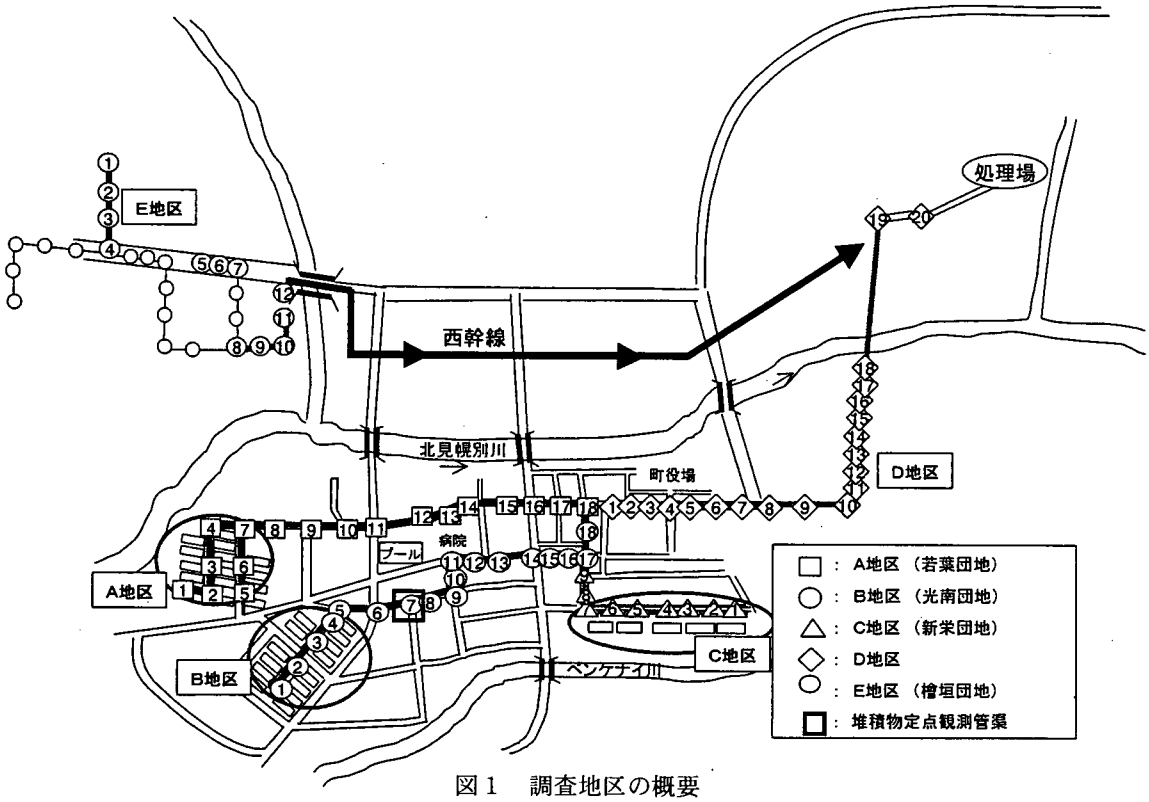


図１　調査地区の概要

(2) ＴＶカメラによる管渠内調査

【調査方法】

調査対象地区の管渠上流マンホール側で止水プラグを用いて下水をせき止めたあとに、管渠内に TV カメラを導入し、流下方向に向かって自走させ、管渠内を撮影した。なお、観測時には上流側の下水は滞留させたままとした。

堆積物量の算出方法は以下の通りである。TV カメラ映像中の管渠の継ぎ目部分の堆積幅と内径を求め（図２）、式(1)(2)から単位長さ当たりの堆積物量、堆積深を算出した。なお、調査対象管渠の内径は、管渠

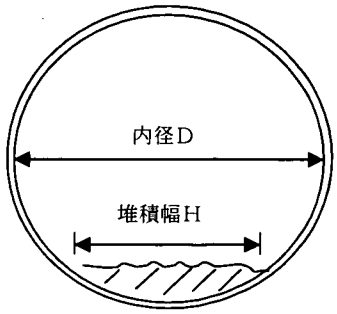


図２管渠内堆積物量の推計方法

$$\text{単位長さあたりの堆積量} = D^2/4\sin^{-1}(H/D) - H/4\sqrt{D^2-H^2} \quad \cdots\cdots\text{式} \quad (1)$$

$$\text{単位長さあたりの堆積深} = D/2 - D/2\cos((\sin^{-1}(H/D))) \quad \cdots\cdots\text{式} \quad (2)$$

台帳から把握した。

昨年度までの調査を含め調査時期、対象管渠延長等を表２にまとめた。なお、表２の調査地区および人孔番号は図１示した通りである。A 地区では、管渠の清掃後、どの程度の期間で堆積物が増加するか把握するため、調査毎に高圧洗浄にて堆積物を完全に除去し、定期的に調査を実施している。

表2 TVカメラ調査の概要

調査地区	調査番号	調査日	調査区間 人孔番号	延長(m)	未清掃期間(月)	備考
A	①	H11.8	1～8	389	84	ディスポーザー未設置
	②	H12.8	1～16	817	12	ディスポーザー設置済（H11.8設置）
	③	H13.6	1～18	895	6	
	④	H14.8	1～18	895	10	
	⑤	H14.9	1～18	895	0.5	
	⑥	H14.12	1～18	895	3	
	⑦	H15.3	1～18	895	3.3	
B	⑧	H12.8	1～11	430	60	ディスポーザー未設置
	⑨	H13.6	1～19	733	9	ディスポーザー設置済(H12.9設置)
C	⑩	H13.6	1～10	344	6	ディスポーザー未設置
D	⑪	H14.8	1～20	878	48	A,B,C地区の汚水が流入（下流の幹線管渠）
E	⑫	H14.8	1～4, 5～7, 8～12	563	96	ディスポーザー未設置

【結果および考察】

1)堆積物

H11 年度から本年度までの堆積物量に関する調査結果を表３にまとめた。ディスポーザー設置および未設置時に調査を行っている A,B 地区では、ディスポーザー設置前には A 地区では $0.006\times10^{-3}m^3/m$ の堆積物がみられたものの、B 地区では全く堆積物はみられなかった。しかし、ディスポーザー設置後、A,B 地区ともに堆積物が $0.022\sim0.110\times10^{-3}m^3/m$ 堆積し、管渠閉塞率は 1.1～3.1%であった。なお、ディスポーザー設置後に確認された堆積物は、卵殻を中心とした生ごみ由来のものであった。つぎに、ディスポーザー未設置地区である C,E 地区についてみると、$0.04\times10^{-3}m^3/m$ および $0.20\times10^{-3}m^3/m$ の堆積物が確認され、管渠閉塞率は 1.3％および 6.1%であった。そこで、堆積物が多く確認された E 地区において、調査時に同地区内の人孔（番号 11：図１参照）より堆積物を採取し、組成調査を行った。その結果、堆積物の大半は土砂と思われ生ごみ由来のものは確認されなかった。

表3 管渠内堆積物量

調査地区	A地区							B地区		C地区	D地区	E地区
調査番号	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	①	②	①	①	①
ディスポーザー設置状況	未設置	設置						未設置	設置	未設置	設置	未設置
調査日	H11.7.14	H12.8.29	H13.6.12	H14.8.19	H14.9.4	H14.12.3	H15.3.11	H12.8.29	H13.6.13	H13.6.12	H14.8.6	H14.8.6
調査延長(m)	389	817	928	895	895	895	895	430	734	344	878	563
未清掃期間(月)	84	12	6	10	0.5	3	3.3	60	9	108	48	96
堆積箇所数	4	50	108	145	53	82	127	0	82	11	89	7
堆積延長(m)	7.8	82.7	122.6	110.7	41.6	63.9	110.3	0	72.3	26.2	97.8	59.4
総堆積物量(m^3)	0.003	0.080	0.102	0.060	0.020	0.032	0.037	0.000	0.074	0.014	0.109	0.114
管渠閉塞率(%)※1	1.0%	3.1%	2.6%	1.7%	1.5%	1.6%	1.1%	0.0%	3.0%	1.3%	2.3%	6.1%
単位堆積物量($10^{-3}m^3/m$)※2	0.006	0.098	0.110	0.066	0.022	0.035	0.041	0.000	0.101	0.041	0.124	0.203

※1管渠閉塞率 ： 総堆積物量(m^3)/堆積延長(m)/管渠断面積(m^2)

※2単位堆積物量 ： 総堆積物量(m^3)/調査延長(m)

処理場に近い下流幹線である D 地区では上流地域の A～C,E 地区よりも流速が速く設計[2]されていることから、当初堆積は発生しないと予想していたが、$0.12\times10^{-3}m^3/m$ の堆積物が確認され、管渠閉塞率は 2.3%

と比較的高いことがわかった。さらに、この区間の堆積物はポンプ場の直前で最もその堆積量が多いことがTVカメラの映像から読みとれた。この区間の管渠勾配は下流で一部 2.6‰と緩勾配の箇所がみられるが、その前後は5‰とほぼ一定に設計されている。しかし、この区間は、ポンプ場の直上流となっており、ポンプ圧送能力以上の雨天時浸入水により下水が管渠内に滞留し、流速が低下することが予想され、これが堆積の原因の一つと考えられた。また、

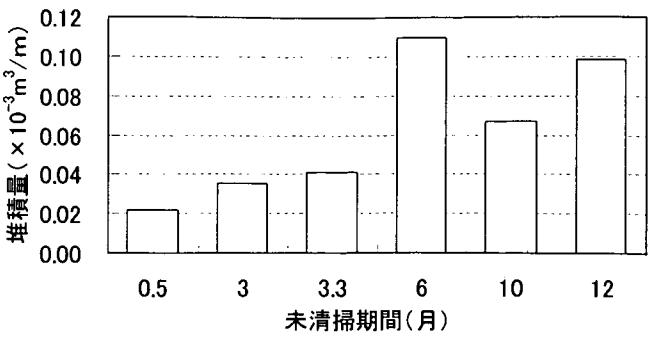


図3 未清掃期間による堆積物量の相違

この区間の堆積物については、目視によると堆積物のほとんどが土砂であり、若干の生ごみが混入していた。なお、同時期にこの区間から 186m 下流の処理場手前のポンプ場内の堆積物を採取し、内容物の調査を行った結果、堆積物の内容は、土砂 86.5%、生ごみ 8.0%、その他 2.3%であった。

つぎに、ディスポーザー設置地区では、管渠の清掃後にどの程度の期間で堆積物が増加するか把握するため、ディスポーザー設置後、最も長期間継続して調査を実施してきたA地区にて、未清掃期間と堆積物量の関係を検討した（図3)。その結果、管渠単位長さあたりの堆積物量は、未清掃期間が長いほど増加する傾向はみられるものの、未清掃期間が6カ月以上になると必ずしも未清掃期間が長いほど堆積物量が多いとはいえず、堆積物は管渠内で増加し続けるのではなく掃流される可能があることが示唆された。雨天時の流入下水量は晴天時の2倍に達することが処理場の流入水量のデータから確認されていることから、不定期に発生する下水量の増加が堆積物の増加し続けない原因の一つと考えられる。このため、定点における堆積物の経時的な挙動を現場で確認することとした。

2)付着物

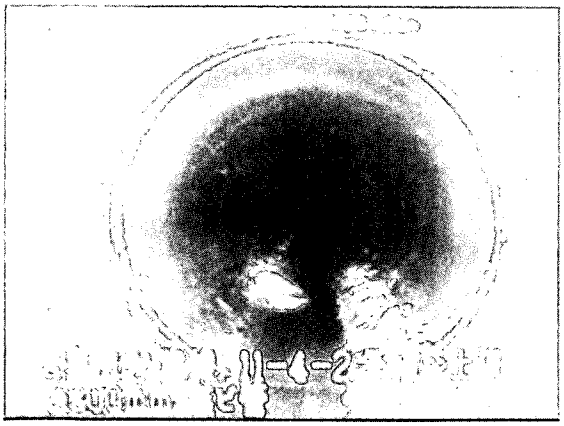


写真1　A地区（設置地区 2002 年8月撮影）

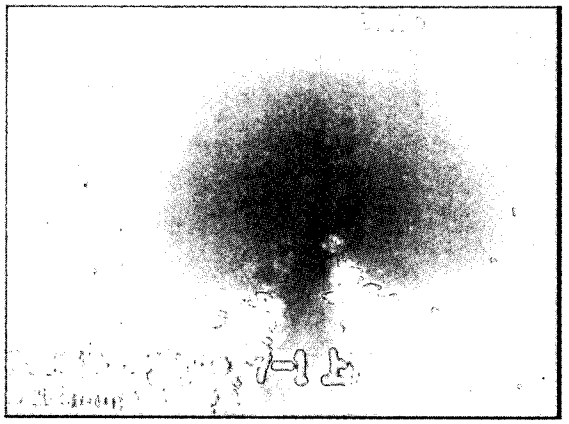


写真2　E地区（未設置地区 2002 年8月撮影）

写真1はディスポーザー設置地区であるA地区、写真2はディスポーザー未設置地区であるE地区の管渠内の映像である。いずれも管渠側面に付着物があることが確認できる。

昨年度までの調査結果では、管渠側面のこのような付着物はディスポーザー設置前にはみられなかったため、ディスポーザーの設置により付着物が発生したと考えていた。しかし、ディスポーザー未設置地区でも同様の付着物が確認されたことから、付着物の発生はディスポーザー設置が原因とは必ずしもいえない。また、昨年度までにディスポーザー設置地区の付着物の主な成分は生物膜であることがわかっているが、今回、未設置地区でみられた付着物は、形状は類似しているが成分の特定に至っていない。未設置地区での付着物の成分分析を含め、ディスポーザーの設置と付着物の発生については、さらに調査を進める必要がある。

(3)管渠勾配調査

これまで調査結果から、ディスポーザー設置地区における堆積物の発生は、管渠勾配に関係しているこ

とが予見される。そこで、ディスポーザー設置後、最も長期間ＴＶカメラによる管渠内調査を継続しているＡ地区の管渠の勾配測定し、堆積物量と比較検討した。

【調査方法】

管渠勾配は、扶桑技研製 WLI-03 型水位測定器を用いて管底高を調べ算出した。この調査方法の概要を図４に示す。図のように、管渠の上下流両側のマンホールに止水プラグを取り付け注水した後、センサーを移動させる。センサーは内部にフロートがついており、その垂直位置を読みとるものである。水面はレベルになっているので、管底が下がると、センサー内のフロートが上昇する。B 点のフロート高からＡ点のフロート高を差し引いたものが管底差となる。測定手順を以下に示す。

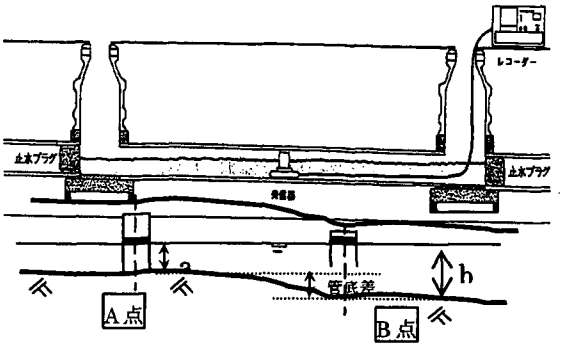


図４　管渠勾配調査方法

○測定手順

(1)測定管渠を高圧洗浄車、バキュームカーなどを用いて洗浄する。

(2)マンホール流入出口の水準測量を行い、管底高を調べる。

(3)測定区間の上下流マンホールに止水プラグを取り付け、管渠内に注水する。

(4)水位測定器を管口に置き水位をレコーダーに記録し、測点を移動して水位の差を記録する。

(5)水位測定器が水没したり、水位が確保できなくなりそうな場合は、バキュームカー,給水車などにより水位を変更する。その場合、同一箇所で測定を行い、水位差を把握しておく。

【結果および考察】

表４に管渠勾配と堆積物量の関係を示す。逆勾配と緩勾配（2.5‰以下）において大きな堆積物量が観測されているが、急勾配（7.5‰以上）においても比較的大きな堆積物量観測されている。これは、一般に予見される管渠勾配と堆積物量の関係と矛盾しているため、調査区間を精査したところ以下のことが明らかとなった。つまり、大きい堆積物量が観測される急勾配は、逆勾配の直前に観測されることが多く、何らかの原因で管渠が逆勾配となった時に、それに連動してその上流スパンの勾配が急勾配となったものと推察される（図 5)。そして、逆勾配区間では、流下断面が大きくなることから相対的に流速が落ち、その影響が直前の急勾配区間に及んだものと考えられた。このため、逆勾配の影響を受けている急勾配管渠の勾配は直下流の逆勾配管渠の勾配として修正し、修正管渠勾配と堆積物量の関係を再整理して表５に示した。修正勾配が 0‰以上の区間の堆積物量には勾配によって明確な差がみられなかったが、０％以下の逆勾配区間には総堆積物量 42,852cm³ の約 76％に相当する 32,592 cm³ の堆積物が発生しており、明らかに逆勾配区間に堆積物が集中していることがわかった。

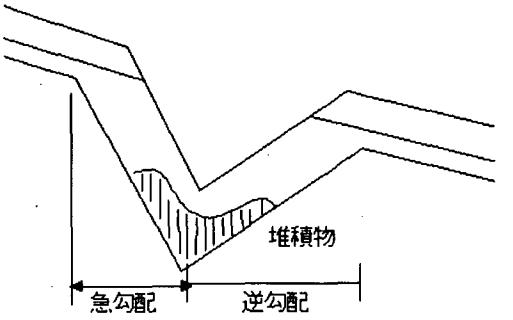


図５管渠勾配のイメージ

表4　管渠勾配と堆積物量の関係

勾配(‰)	勾配別管渠長(m)	堆積物量 (cm^3)	堆積物量の割合 (%)	単位長さ当たり堆積物量 ($\times 10^{-6} m^3/m$)
10≦	100	8,815	20.6	88
7.5≦ <10	212	9,852	23.0	46
5≦ <7.5	337	3,362	7.8	10
2.5≦ <5	188	2,881	6.7	15
0≦ <2.5	41	5,771	13.5	142
<0	18	12,171	28.4	669
合計	896	42,852	100	-

表5　管渠勾配と堆積物量の関係(修正後)

勾配(‰)	勾配別管渠長(m)	堆積物量 (cm^3)	堆積物量の割合 (%)	単位長さ当たり堆積物量 ($\times 10^{-6} m^3/m$)
10≦	81	809	1.9	10
7.5≦ <10	194	2,561	6.0	13
5≦ <7.5	314	2,306	5.4	7
2.5≦ <5	208	3,519	8.2	17
0≦ <2.5	53	1,064	2.5	20
<0	46	32,592	76.1	710
合計	896	42,852	100	-

(4)堆積物の無機成分分析

下水管渠は、これまで輸送手段としての機能が主に着目されてきたが、管渠内での様々な反応により下水が変質することが知られるようになってきた[3]。ディスポーザーの導入によって、生ごみ粉砕物が下水管渠に流入することになるが、生ごみは生物分解を受けやすい材料であり、下水道システム全体におけるディスポーザー導入の影響評価を的確に行うためには、管渠内の物質収支を把握する必要がある。このため、物質収支を把握するための基礎データとして、ディスポーザー導入地区の管渠の堆積物の無機成分を分析した。分析した無機成分はC,N,P,K,Ca,Mg,Na,Al,Fe,B,S,Mn,Cu, Znの14項目である。

【材料および方法】

堆積物は、平成15年3月にディスポーザー設置地区であるのA,B,C地区の人孔より採取し、現物のまま単位堆積重量、含水率を測定した。無機成分分析には、風乾後、微粉砕した試料を用いた。C,NはNCコーダー（住友化学工業SUMIGRAPH NC-90)、その他の元素はテフロン加圧分解容器-ICP発光分光分析法によりICP-AES（島津製作所ICP-1000Ⅳ）にて定量した。なお、堆積物と成分組成を比較するためにディスポーザーで粉砕した生ごみ（以下、生ごみ粉砕物)、卵殻についても同様の分析を行った。

【結果および考察】

堆積物の分析結果を表6に示した。昨年度の調査で堆積物の組成を目視により分類した結果、ディスポーザー設置地区の管渠（A地区の人孔番号11で採取）の堆積物の大半は卵殻と思われる[4]。分析の結果、堆積物のCa含有率は17.6～29.0%と高い値を示した。同様に分析を行ったディスポーザー粉砕後の生ごみのCa含有率は4.9%であったのに対し、卵殻のCa含有率は41.2%と非常に高かったことから、堆積物の大半は卵殻であったと考えられる。すなわち、管渠内には生ごみ由来のCaが蓄積されていると考えられた。また、生ごみ中のN含有率が4.71%であったのに対し、堆積物はいずれも1%以下と低い値を示した。このことから、生ごみ中のNは大部分が処理場へ移行すると考えられる。しかし、P,Kについてみると生ごみと堆積物に大きな相違がないことから、P,Kはある程度堆積物として管渠内に存在する可能性が考えられた。しかし、管渠内の堆積物は常に下水中に存在するため、堆積物中に生ごみ由来のP,Kがどの程度含まれているかは不明である。また、今回の調査では、ディスポーザー未設置地区の管渠内堆積物については分析がなされていない。ディスポーザーの使用による下水道への流入する生ごみの物質収支において、管渠内での生ごみ由来の蓄積成分量を把握するためには、ディスポーザー未設置地区の堆積物との成分組成の比較など、今後さらに検討する必要がある。

表6 堆積物の成分組成　（乾物当たり）

採取場所	N	C	P	K	Ca	Mg	Na	S	Mn	Zn	Cu	B
（地区/人孔番号）	(%)								(ppm)			
A地区/11	0.37	8.23	0.31	0.16	29.0	0.27	0.15	0.28	122	2233	408	11.9
B地区/11	0.31	6.32	0.50	0.33	17.6	0.46	0.09	0.30	366	1480	443	25.0
C地区/9	0.60	8.73	0.68	0.23	18.3	0.34	0.10	0.29	217	730	497	19.9
生ごみ粉砕物	4.71	45.2	0.52	0.37	4.99	0.10	0.61	0.37	39.6	967	26.0	-
卵　殻	-	-	0.10	tr	41.2	0.36	0.45	-	-	-	-	-

(5)堆積物定点観測

TVカメラによる管渠内調査により、堆積物量は必ずしも経時的に増加するわけではないことが示された。このことから、堆積物は不明水などの一時的な流量増加に伴い、掃流（フラッシュ）されている可能性が考えられた。そこで、マンホール内から観測できる堆積物の多い箇所を選定し、堆積物の状態を定期的に観測した。また、不明水の状況を把握するため、調査期間中の降雨量と処理場の流入水量のデータから雨水浸入水量を算出し、堆積物の掃流との関係を検討した。

【調査方法】

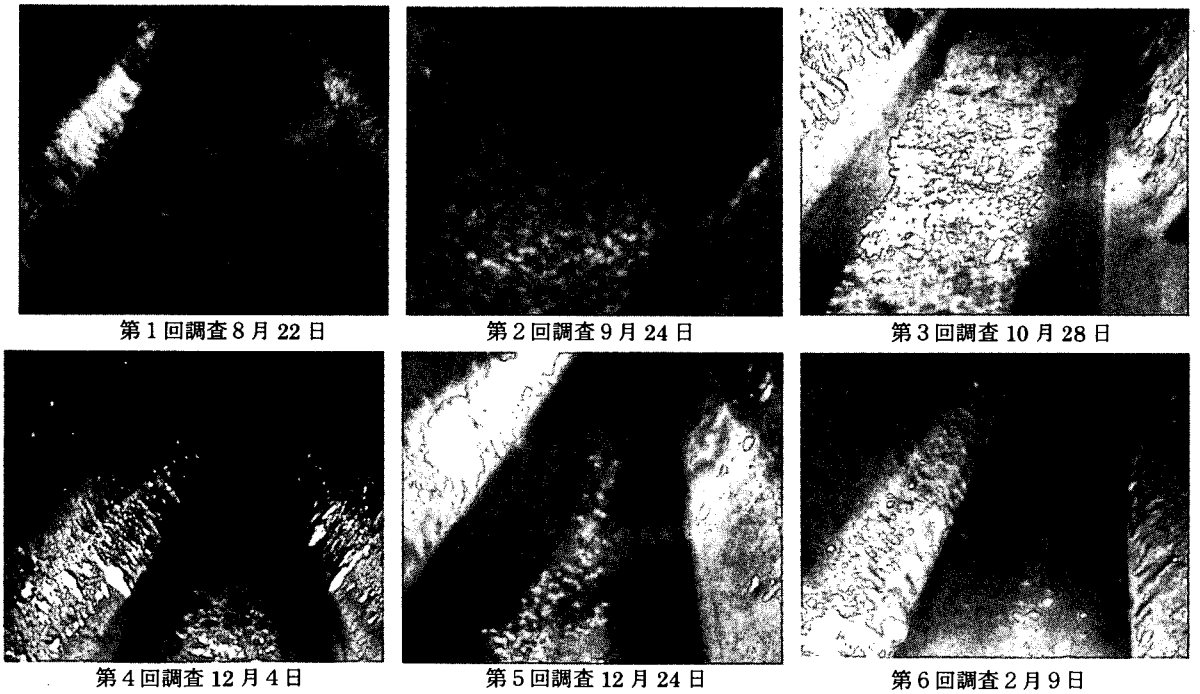
調査箇所はB地区人孔番号7（図1参照）である。調査は平成14年8月から平成15年2月までの7カ

月間で計８回実施した。この期間の雨水浸入水量は、「下水道管路施設における侵入水防止対策指針」[5]に準拠し算出した。

【結果および考察】

写真３に調査地点における堆積物の経時変化を示した。「第１回目調査 8/22」では多量の堆積物が 3～4m先に視認され、堆積物の主成分は卵殻、貝殻と思われた。つぎに、「第２回目調査 9/24」、「第３回目調査 10/28」では、第１回目調査と堆積状況が異なっていた。すなわち、マンホールの直上流部から、視認限界を越えて上流部まで堆積物が存在し、第１回目調査よりもはるかに多い堆積物量であった。また、「第４回目調査 12/4」では「第２回目調査 9/24」、「第３回目調査 10/28」に比べて堆積物量が明らかに減少しており、「第５回目調査 12/24」以降、堆積物はほとんど確認できなかった。これらの結果から、管渠中の堆積物は汚水により掃流され、移動していることが推定された。

降雨量と雨水浸入水量との関係を図６に示した。降雨時に雨水浸入水量が増加していることが確認され、特に７～８月の降雨量が多い期間は、雨水侵入水量も多くなっていることがわかった。降雨量 20mm 以上の時に雨水進入が顕著であり、最大で月平均流入汚水量の２倍以上の汚水が流入した。これらの結果から、雨天時に管渠内の流量は一時的に増加することが示唆された。しかし、今回の定点観測では調査間隔が月毎であったため、降雨時の堆積物の動態を的確に把握することはできなかった。また、手動による撮影であったためアングルが一定ではなく、調査毎の堆積物量の変化を算出することができなかった。定点における堆積物量の変化を把握するために、①降雨の前後に調査を行う、②ビデオカメラの位置を固定するなどの調査方法の改善を図ることとした。また、浸入水による掃流力を定量的に把握するために、現地の実勾配などのデータを用いて掃流力を推定する必要がある。



第１回調査８月 22 日　第２回調査９月 24 日　第３回調査 10 月 28 日

第４回調査 12 月４日　第５回調査 12 月 24 日　第６回調査２月９日

写真３　調査地点における堆積物の経時変化

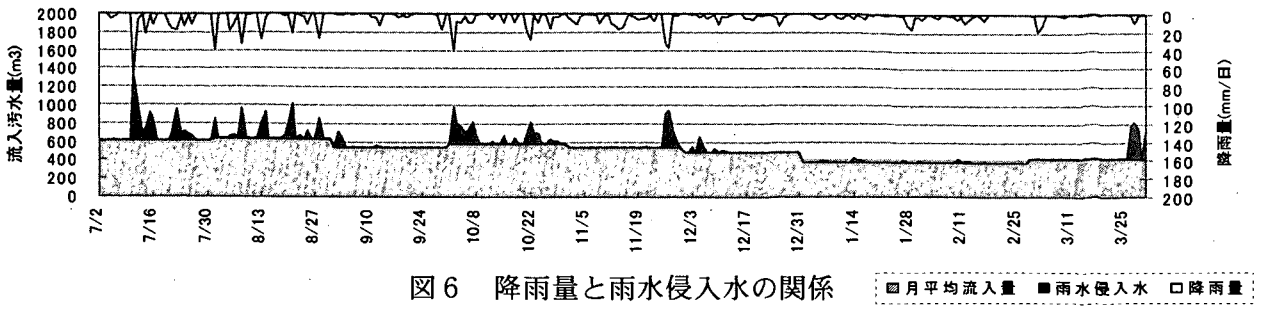


図６　降雨量と雨水侵入水の関係

4. 処理施設への影響調査

わが国の下水処理施設は、ディスポーザーには対応していないため、ディスポーザー導入にともなう負荷の増大は処理施設に影響を及ぼし、施設設計の見直しを必要とする可能性がある。そこで本調査では、ディスポーザー導入による流入・処理水質や汚泥性状の変化といった処理施設への影響を把握し、施設設計における改善点の検討を行うものである。

平成14年度は、昨年度までと同様に流入水質変動および処理状況を把握するため、ディスポーザーの普及率に応じて、流入下水及び処理水、発生汚泥等に関して調査を実施した。

(1)処理施設の概要

歌登町の終末処理場は、OD法を採用しており、容量630m³のOD槽が2池設けられており、2池とも稼働している。汚泥処理は、重力濃縮槽とベルトプレス式脱水機（処理能力：2.5m³/h）が設けられており、発生した脱水ケーキは埋め立て処分されている。

最近数年間の調査結果では、流入水量の時間変動率（時間最大水量／時間平均水量）が、ほぼ140～180%の範囲に収まっており、OD法での平均的な変動率であった。流入水量及び水質のピークは、最大側が朝8時～10時と夜19時～21時頃に見られ、最小側は未明の3時～6時頃に見られた。また、SS、BOD、CODは90%以上の高い除去率であり、良好な処理が行われていた。

(2)調査方法

本調査で行った調査及びその方法を以下に示す。

なお、各調査における水質分析は、ポータブル測定器で現場測定できる水温、pH、DO以外は、前処理及び保存処理を行った上で分析所へ運搬して、分析を行った。分析方法は、原則として①下水試験方法、②JIS、③環境省告示等で定められた方法に従った。

1)通日調査

本年度は、前年度までと同じく、ディスポーザーの追加設置の前後に処理場において通日（24時間）調査を行い、流入水及び処理水の水質やし渣・汚泥性状等について精密に観測した。

①流入水

採水場所：第一ポンプ所*

*歌登町終末処理場では、最終（第一）ポンプ所から反応槽への圧送管に直接返流水が流入する構造となっており、処理場では純粋な流入汚水を採水することができないため、処理場へ汚水を圧送している最終（第一）ポンプ所で採水を行っている。なお、第一ポンプ所と処理場の間には、新たな汚水の流入はない。

採水頻度：通日（13時から翌日12時まで）で1時間毎に採水し、分析用検水とした*。

*有機酸及びノルマルヘキサン抽出物質のみ4時間毎に採水。

測定項目：水温、pH、DO、SS、BOD、D-BOD、CODCr、D-CODCr、T-N、D-T-N、NH4-N、NO2-N、NO3-N、T-P、D-T-P、PO4-P、塩化物イオン、硫酸イオン、有機酸、n-ヘキサン抽出物質

②処理水

採水場所：処理場最終沈殿池越流堰

採水頻度：通日（14時から翌日12時まで）で2時間毎に採水した。*

*有機酸及びノルマルヘキサン抽出物質のみ4時間毎に採水。

測定項目：水温、pH、DO、SS、BOD、D-BOD、CODCr、D-CODCr、T-N、D-T-N、NH4-N、NO2-N、NO3-N、T-P、D-T-P、PO4-P、塩化物イオン、硫酸イオン、有機酸、n-ヘキサン抽出物質

③し渣

採水場所：処理場スクリーン装置

採水頻度：通日（10時から翌日10時まで）で4時間毎に採取した。

測定項目：重量（湿潤・乾燥）、含水率、TS、VS、CODCr、T-N、T-P、n-ヘキサン抽出物質

④余剰（返送）汚泥・脱水汚泥

採水場所：＜余剰汚泥＞汚泥返送ポンプ付近　＜脱水汚泥＞脱水機ホッパー

採水頻度：１日１回採取した。

測定項目：重量（湿潤・乾燥）、含水率、TS、VS、CODCr、T-N、T-P、n-ヘキサン抽出物質

2)定期調査

町が月１回程度行っている処理場定期調査の際に、採取した試料を分取して国土技術政策総合研究所（以下、「当所」という）へ送付し、補足的に水質分析を行った。

①流入水・処理水

採水場所：第一ポンプ所（流入水）、処理場最終沈殿池越流堰（処理水）

採水頻度：30 分おきに採取した試料１日分を流量比例コンポジットし、１つの試料とした。

測定項目：SS、CODCr、D-CODCr、T-N、D-T-N、NH4-N、NO2-N、NO3-N、T-P、D-T-P、PO4-P

②反応槽混合液

採水場所：反応槽スパロータ付近

採水頻度：１日１回採取した。

測定項目：MLSS、MLVSS、CODCr、D-CODCr、T-N、D-T-N、NH4-N、NO2-N、NO3-N、T-P、D-T-P、PO4-P

3)最初沈殿池模型実験

歌登町の終末処理場では OD 法で下水処理を行っているが、我が国では下水処理方式として標準活性汚泥法（標準法）を採用している下水処理場が多い。この標準法と OD 法の大きな違いとしては、反応槽の構造の他に、最初沈殿池の有無が挙げられる。ディスポーザーを導入した場合、破砕厨芥が下水道に流入することになるが、破砕厨芥は比較的大きな粒子状成分と報告[6]されており、最初沈殿池が設置されている下水処理場では、最初沈殿池での除去性能や発生汚泥量に影響が生じると考えられる。

そこで 13 年度より、最初沈殿池でのディスポーザー導入の影響を把握する目的で、最初沈殿池模型を用いて、歌登町のディスポーザー排水の沈殿処理実験を行っている。14 年度は、前年度実験で不足していたデータを中心に追加実験を行うとともに、一般的な生下水の沈殿処理と比較するために、茨城県霞ヶ浦浄化センター（茨城県土浦市）の流入水を使用して対照実験を行った。

①実験箇所（供試水採取場所）

・第一ポンプ場：終末処理場流入水（ディスポーザー普及率：約 20%を想定）

・若葉団地出口付近人孔：ディスポーザー設置住宅の生下水（ディスポーザー普及率：100%を想定）

・霞ヶ浦浄化センター流入水：茨城県霞ヶ浦浄化センターの流入水（ディスポーザー未普及を想定）

②実験方法

各調査箇所から水中ポンプで貯水槽へ生下水を汲み上げ、一定の水面積負荷となるよう定量ポンプを用いて、写真４に示す最初沈殿池模型（容量 90L、アクリル製）に連続的に送水することで実験を行った。

なお、水面積負荷は、10m/d（沈殿時間 60 分）、20m/d（沈殿時間 30 分）、40m/d（沈殿時間 15 分）の３段階でそれぞれ処理実験を行った。これらの設定条件は、一般的な分流式下水道の終末処理場では、最初沈殿池の水面積負荷が 35-70m/d、沈殿時間は 60-90 分が標準とされていることから、ディスポーザー導入を前提として安全側に設計した場合を想定して設定した。

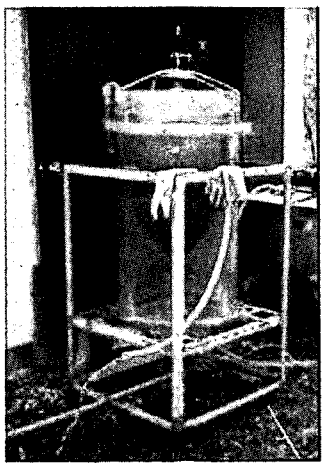


写真４　最初沈殿池模型

(3)調査結果

1)通日調査

通日調査の調査結果を図７に示す。流入水の水量や各水質項目ともに、生活パターンに対応した一般的な変動が認められた。ただ、塩化物イオンにつ

いては、他の水質項目と比べて午前中の変動が小さかった。また、処理水質については、それほど大きな変動は見られず、安定した処理が行われていた。

次に、ディスポーザー導入による変化を検討するため、ディスポーザー普及率が異なる各年度の調査結果を比較した。各調査における流入汚濁負荷量を水質項目別に図８に示す。流入汚濁負荷量については、ディスポーザーの普及率が上がって（11.8%→35.7%）も、大きな変化は見られなかった。

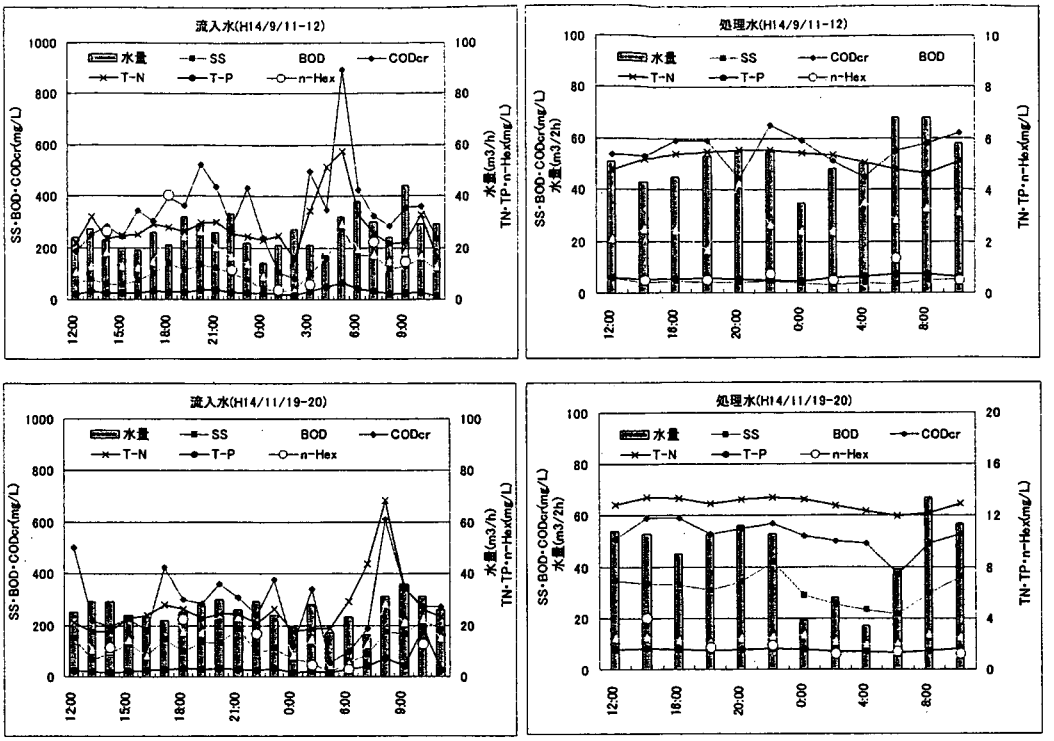


図７　通日調査結果

さらに、流入水性状の時間変動について、ディスポーザー導入による影響を検討するため、各調査日ごとに、流入水量及び流入水質の最大値と平均値との比を比較した結果を図９に示す。その結果、リンを除くほとんどの項目で大きな時間変動は見られず、ディスポーザー導入による明確な影響は通日調査では確認できなかった。

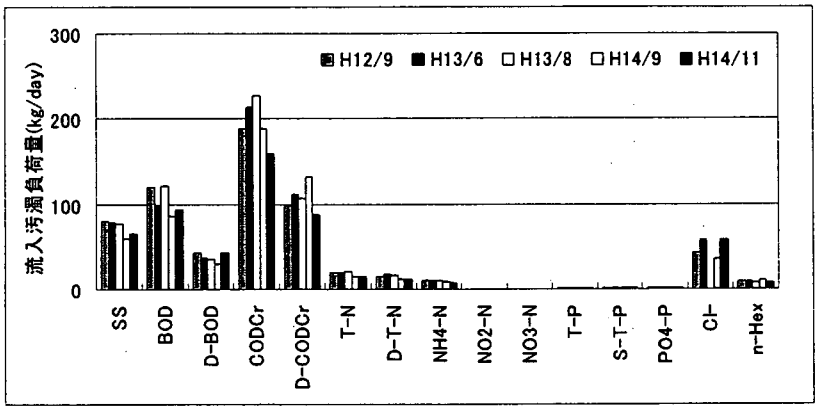


図８　各調査日における流入汚濁負荷量

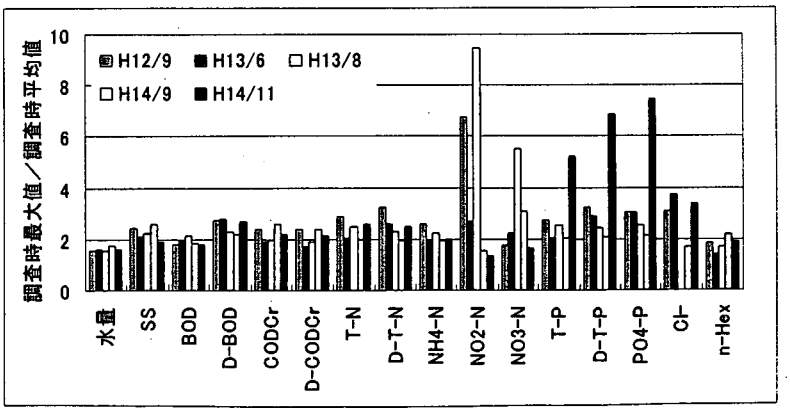


図９　各調査日における流入水性状の最大値と平均値との比

2)定期調査

図 10 に、定期水質調査結果をもとに、月単位の終末処理場への流入水量及び流入汚濁負荷量、脱水ケーキ発生量について、経時的に示した。また、変動傾向を明確にするため、各項目について 12 ヶ月間の移動平均を併せて示す。平成 11 年頃から、ディスポーザーの導入が段階的に始まっているが、BOD 流入汚濁負荷量と脱水ケーキ発生量が若干の変化が認められた。しかしながら、流入水量も同様に変化しているため、流入水量の移動平均値と流入汚濁負荷量・脱水ケーキ発生量の移動平均値との相関を検討し、変化要因の分離を行った。その相関図を図 11 に示す。

BOD も含め各水質項目の流入汚濁負荷量は、流入水量の変化と同様な相関傾向が見られ現時点ではディスポーザーの影響は確認できなかった。

その一方で、脱水ケーキ発生量は流量変動とは異なる変化を示しており、流入水量や流入汚濁負荷量が増減している中、僅かではあるが、ディスポーザーの普及に連れて増加傾向を維持している。今後は負荷量収支や汚泥性状の変化等について調査を行い、この傾向がディスポーザーに起因しているか否かを検討する必要がある。なお、脱水機の処理能力（濃縮汚泥ベースで 2.5m³/h）に対して、発生汚泥量は十分に小さく、処理能力に制限される状況にはなっていない。

また、処理水については、ディスポーザー導入に起因する変化は確認できなかった。

3)最初沈殿池模型実験

図 12 に、各地点及び各水面積負荷における水質項目ごとの除去率を示す。

全般的に水面積負荷が低いほど、除去率が良くなる傾向にある。また水質成分の形態別では、溶存態成分より粒子態成分の方が除去率は高く、水面積負荷と反比例となる傾向が顕著であった。

地点ごとの除去率を比較した場合、若葉団地の結果は、水面積負荷による除去率の変動度合いが大きくなっており、特に低水面積負荷時の除去率が非常に大きくなっていた。

また、ディスポーザーが普及していない地域の下水（霞ヶ浦浄化センター流入水）と比較すると、低水面積負荷時であれば、厨芥を含む下水の方が、SS や粒子態成分の除去率が明らかに高く、生汚泥の発生量が増加することが推定された。

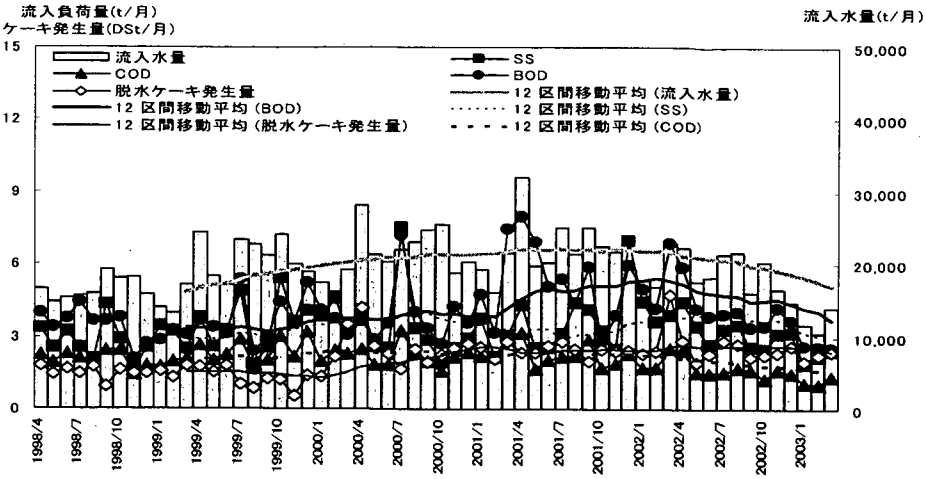


図 10　流入水量及び流入汚濁負荷量の経年変化

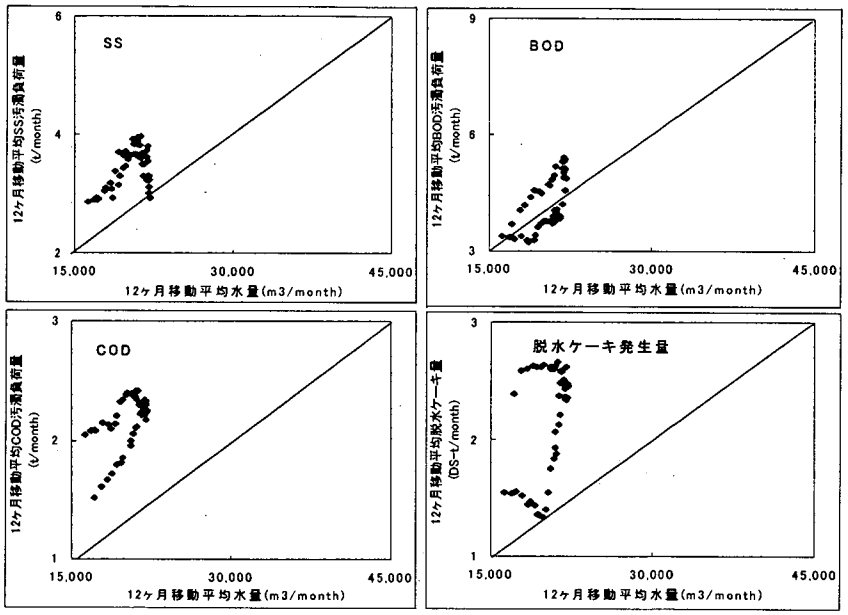


図 11　流入水量・汚濁負荷量・脱水ケーキ発生量との相関

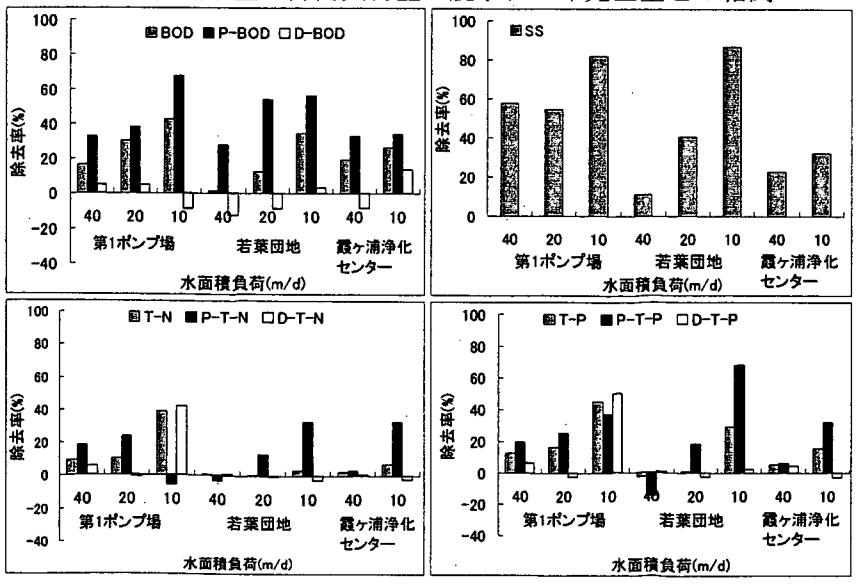


図 12　最初沈殿池模型実験における除去率の比較

5. 結論

【管渠施設への影響評価】

1) ディスポーザー設置前後の堆積物量を観測したA地区、B地区では、ディスポーザー設置後に堆積物が増加することが観測された。
2) 枝線管渠に比べて流速が早く設計されている下流幹線管渠においても、堆積物に生ごみが混入していた。これは、雨天時の浸入水により下水が管渠内で滞留することによって、下流幹線管渠でも流速が低下することが原因と考えられた。
3) ディスポーザー未設置地区においても、ディスポーザー設置地区に類似した付着物が観察された。
4) 堆積物量は、必ずしも未清掃期間が長いほど増加するとはいえない。
5) 管渠の勾配と堆積物量の関係を調べた結果、堆積物の約76%が逆勾配区間で発生していた。
6) ディスポーザー設置地区の管渠内堆積物の成分分析を行ったところ、Ca含有量が多く生ごみ由来の卵殻が影響を与えているものと推定された。
7) 定点観測により、管渠中の堆積物は汚水により掃流され移動していることがわかった。また、降雨時に最大で日平均汚水量の2倍以上の流入があることから、雨水侵入水が堆積物の掃流に関与している可能性が示唆された。

【処理施設への影響評価】

8) 現時点（ディスポーザー設置率：約36%）では、下水処理場の流入水量や流入水質へのディスポーザーの影響は、明確には認められなかった。
9) 汚泥発生量（脱水ケーキ量）については、流入水量や流入汚濁負荷量とは異なり、ディスポーザーの普及に連れて若干の増加傾向が見られるため、さらなる検討を行い、要因を明確にする必要がある。
10) 最初沈殿池を模した実験では、条件がある程度限定されるものの、厨芥が含まれる下水の方が粒子態成分の除去率は高く、生汚泥量の増加が予想される。

<参考文献>

1) 建設省都市局下水道部下水道企画課、建設省土木研究所下水道部、北海道建設部公園下水道課、歌登町水道課、歌登町下水道ディスポーザー社会実験について、平成12年7月10日記者発表資料

2) 北海道歌登町、歌登町公共下水道事業計画変更認可申請書、平成11年度

3) Hvitved-Jacobsen,T., Sewer Processes,Microbial and chemical process engineering of sewer networks, CRC PRESS (2001)

4) 国土技術政策総合研究所、国土技術政策総合研究所資料No.64　平成13年度下水道関係調査研究年次報告集、pp.131-148

5) (社)日本下水道協会、下水道管路施設における侵入水防止対策指針、pp.10-12

6) 船水尚行、高桑哲男、ディスポーザー排水の処理性に関する基礎実験、土木学会論文集、No.664／VII-17、pp.65-73、2000

2. 管路施設の維持管理基準に関する調査

下水道研究室　室　長　森田　弘昭
研究官　森　　一夫

1．はじめに

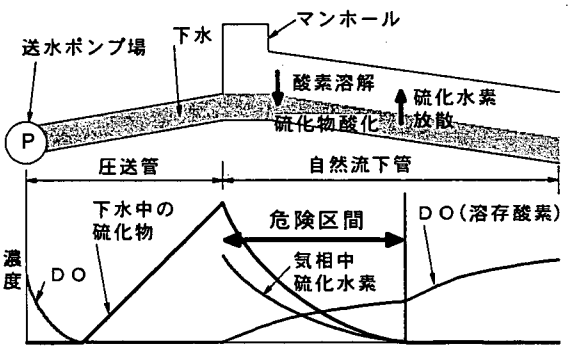
圧送管は、下水の輸送を効率化するために開発されたシステムであるが、輸送時間が長くなると、管内の下水から硫化物が生成してコンクリートの腐食の原因となる。このため、硫化物発生のおそれがある下水道施設では、空気注入、酸素注入あるいは薬液注入などの硫化物発生を抑制する対策や、硫化水素腐食に対して抵抗力のある材料を使用するなどの対策が講じられることになる。

これらの対策を立案するにあたって、硫化物がどの程度発生し、どの範囲まで輸送されるかを予測することは、腐食範囲を推定し、必要な対策の選定や規模、費用を算出する上で、極めて重要である。これまでに、圧送管における硫化物生成については、いくつかの予測手法が提案されているが、硫化物の被害を受ける自然流下管における硫化物の挙動に関する研究報告は少なく、現時点では硫化物の挙動を管渠設計段階において実用的精度で予測することは困難な状況にある。

そこで著者らは、下水中の硫化物の放散速度、酸化速度などを実験により明らかにし、これに基づいて、管内での下水の性状変化モデルを構築し、腐食範囲算定手法を提案するための研究を実施している。本稿では、下水管渠における硫化物の挙動を再現するために、管内の水質変化を追跡できるWATSモデルを選定し、その適用性について、既往の研究成果をもとに評価した結果を報告する。

2．下水管内での硫化物と溶存酸素の挙動に関する基本的考え方

下水管内での溶存硫化物（以下、硫化物と呼ぶ。）と溶存酸素（以下、DOと呼ぶ。）の挙動のイメージを図－1に示す[1]。圧送管では、DOが消費され、硫化物が生成される。一方、自然流下管では、再ばっ気により下水が好気状態になり、硫化物は下水中で酸化される。また、硫化物の一部は気相中に硫化水素ガスとして放散される。その結果、下水が流下するにつれて硫化物濃度は低下していく。



図－1　下水管内での硫化物とDOの挙動のイメージ[1]

ここで、自然流下管が硫化水素により腐食する危険区間は、下水中に硫化物が存在する区間と判断できる。危険区間を予測するためには、圧送管での硫化物生成、自然流下管での硫化物酸化や硫化水素ガス放散などの各反応について研究を行い、それらを組み合わせたモデルの構築が必要となる。

3．下水管内の反応

圧送管は、満流状態であるため下水中の反応のみを考えればよい。それに対し自然流下管では、下水から気相への硫化水素放散や気相から下水への酸素溶解（再ばっ気）など、気液界面での物質移動があり、相互に影響を及ぼしながら反応が進んでいく。そのため、下水中および気相中の各々の反応について検討を行い、それらを組み合わせたモデルの構築が必要となる。

(1)下水中の反応

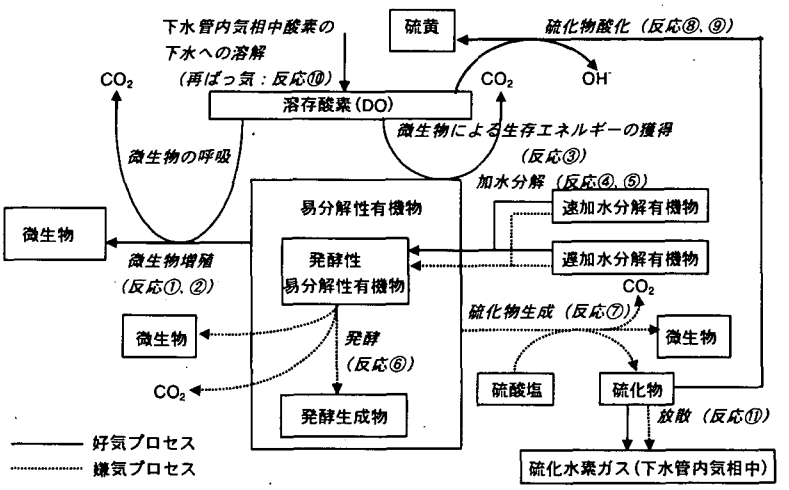
下水管内での水質変化をシミュレーションできるモデルとして、近年 WATS モデル(Wastewater Aerobic/anaerobic Transformations in Sewers)が開発され、その有効性が報告されている[2)3)]。これまで、管渠における下水の変質は生物化学的酸素要求量（BOD）あるいは化学的酸素要求量（COD）をベースに議論されてきたが、微生物プロセスを論じようとすると、これらのパラメータでは限界がある。下水中の有機物をより詳細に区分し、区分した各有機物組成と硫黄の変化を定量的に把握する必要がある。

図－２に、WATS モデルによる下水管内の有機物と硫黄に関する好気／嫌気プロセスを示す。また、圧送管と自然流下管について、各反応とそれが起こる“場”を図－３、図－４にそれぞれ示す。下水管内では、好気プロセスが進行する場合と嫌気プロセスが進行する場合がある。圧送管では、ポンプ井に DO が存在する場合に圧送管入口から限られた区間で好気状態になることがあるが、大半の箇所では嫌気プロセスのみが進行する。一方、自然流下管では、酸素消費と酸素溶解（再ばっ気）とのバランスにより好気／嫌気の状態が決まり、また“場”や時間によって好気／嫌気が変化することもある。すなわち、好気／嫌気のどちらが支配的か明確でない。

好気状態では、易分解性有機物と DO が消費されて下水中および生物膜中で微生物が増殖すると同時に、加水分解有機物から発酵性易分解性有機物が生成する。また、下水中に硫化物が存在する場合には、DO により硫化物酸化も同時に起こる。一方、嫌気状態では同様に加水分解有機物から発酵性易分解性有機物が生成するが、これは発酵によって発酵生成物に変質される。さらに、易分解性有機物は硫化物の生成過程（硫酸塩還元反応）で利用される。生成した硫化物は、管内に気相が存在する場合ガスとしてその一部が放され、コンクリート施設の腐食を引き起こす。

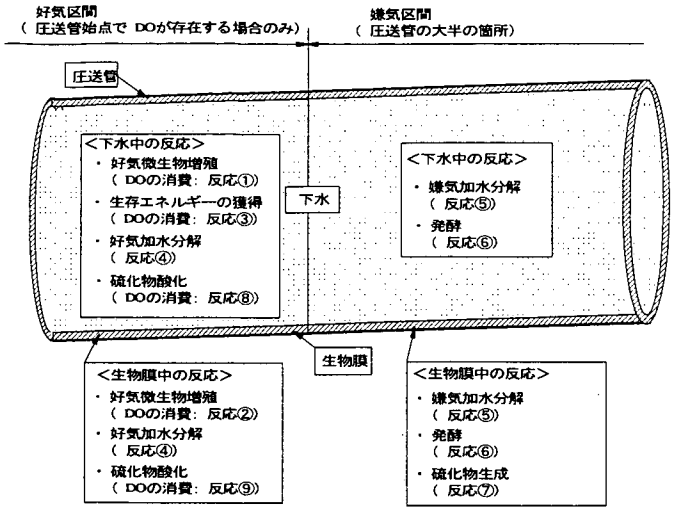
図－２の好気／嫌気プロセスをマトリックスにしたものを表－１に示す。このマトリックスの行は図－２に示したプロセス、列はこの系にかかわる物質を表す。マトリックスの各成分は速度式にかかる係数である。各列について、(マトリックスの成分)と(速度式の計算値)の積の総和が、その列であらわされている物質の変化速度となる。例えば、DO（S_O：物質 5）については、反応①, ②, ③, ⑧, ⑨, ⑩を計算しそれらの総和が反応速度となる。また、硫化物（S_{H2S}：物質 6）の変化速度は、反応⑦, ⑧, ⑨, ⑪の総和となる。

なお、表－１ではモデルを簡単にするために、酸生成細菌と硫酸塩還元細菌の増殖プロセスは省略している。また、自然流下管における酸素溶解（再ばっ気）および気相中への硫化水素放散は、段差部での反応の影響が大きく無視することができない。そこで、段差部の反応ついては別途検討を行い、モデルの中に組み込む必要がある。



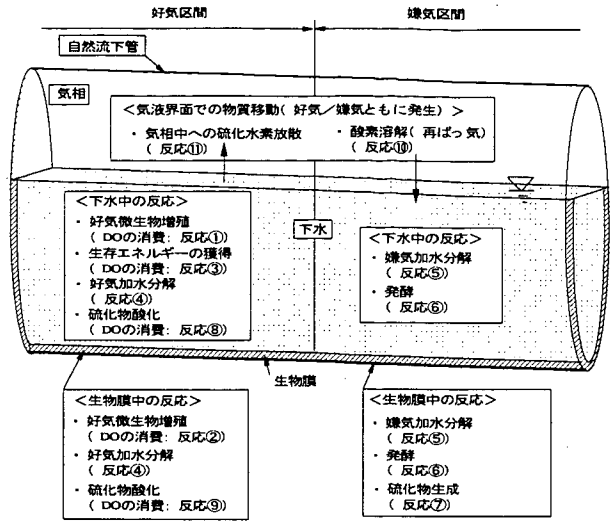
備考）図中の反応 No. は表－１参照

図－２　下水管での有機物と硫黄に関する好気／嫌気プロセス[2)]



備考）図中の反応No.は表－1参照

図－3　圧送管内の反応



備考）図中の反応No.は表－1参照

図－4　自然流下管内の反応

表－1　下水管渠における好気／嫌気プロセスモデル[2)]

物質 → / プロセス ↓	1 S_F	2 S_A	3 X_{Bw}	4.1 X_{S1}	4.2 X_{S2}*1	5 S_O	6 S_{H2S}	プロセスの速度
反応① 下水中の好気微生物増殖	$\frac{-1}{Y_{Hw}}$		1			$\frac{-(1-Y_{Hw})}{Y_{Hw}}$		(1) 式
反応② 生物膜中の好気微生物増殖	$\frac{-1}{Y_{Hf}}$		1			$\frac{-(1-Y_{Hf})}{Y_{Hf}}$		(2) 式
反応③ 生存エネルギーの獲得	-1					-1		(3) 式
反応④ 好気加水分解（X_{S1}）	1			-1				(4) 式 #=1
反応④ 好気加水分解（X_{S2}）	1				-1			(4) 式 #=2
反応⑤ 嫌気加水分解（X_{S1}）	1			-1				(5) 式 #=1
反応⑤ 嫌気加水分解（X_{S2}）	1				-1			(5) 式 #=2
反応⑥ 下水中と生物膜中の発酵	-1	1						(6) 式
反応⑦ 生物膜中の硫化物生成	-2						1	(7) 式
反応⑧ 下水中の硫化物酸化						-1	-1	別途検討が必要
反応⑨ 生物膜中の硫化物酸化						-1	-1	別途検討が必要
反応⑩ 酸素溶解（再ばっ気）						1		(8) 式
反応⑪ 硫化水素放散							-1	別途検討が必要

*1）遅加水分解有機物に加えて不活性な有機物も含む。
備考１）表－１は文献[2)]を基に若干の変更を加えている。
備考２）表中の記号の意味は表－２を、各プロセスの速度式は表－３をそれぞれ参照。

表－２ モデルの記号の意味と単位

記号	定義	単位
S_F	発酵性易分解性有機物	mg COD/l
S_A	発酵生成物	mg COD/l
S_S	易分解性有機物（$= S_F + S_A$）	mg COD/l
X_{Bw}	下水中従属栄養細菌	mg COD/l
X_{S1}	速加水分解有機物	mg COD/l
X_{S2}	遅加水分解有機物	mg COD/l
S_O	DO 濃度	mg /l
S_{H2S}	硫化物濃度	mg S/l
X_{Bf}	生物膜中の従属栄養微生物	g COD/m^2
μ_H	最大比増殖速度	d^{-1}
Y_{Hw}, Y_{Hf}	バイオマスの増殖収率	g COD/g COD
K_O	DO の飽和定数	mg/l
K_{Sw}, K_{Sf}	易分解性有機物の飽和定数	mg COD/l
$K_{1/2}$	生物膜中での好気増殖の½次速度定数	g$^{0.5}$ /(m$^{0.5}$･d)
q_m	微生物の生存エネルギー摂取速度定数	d^{-1}
$k_{h\#}$	加水分解速度定数	d^{-1}
$K_{X\#}$	加水分解に関する飽和定数	g COD/g COD
ε_A	好気条件下における生物膜中バイオマスの効率係数	-
ε_{An}	嫌気条件下における生物膜中バイオマスの効率係数	-
η_{fe}	嫌気加水分解の速度低減係数	-
q_{fe}	最大発酵速度	d^{-1}
K_{fe}	発酵に関する飽和定数	mg COD/l
k_{nS}	硫化物生成に関する n 次速度定数	g^{1-n} / (m^{2-3n} ･hr)
$K_{O(S)}$	DO による硫化物生成の抑制に関する飽和定数	mg/l
n	硫化物生成反応の次数	-
K_{La}	酸素の総括物質移動容量係数	hr^{-1}
S_{OS}	飽和 DO 濃度	mg/l
α_w	下水中のプロセスに関する温度補正係数	-
α_f	生物膜中のプロセスに関する温度補正係数	-
α_T	再ばっ気に関する温度補正係数	-
$A_{W\text{-}P}$	下水と接触している管壁の面積（=生物膜の表面積）	m^2
V	下水容量	m^3
T	下水水温	℃
Fr	フルード数 （$= u/(g\, d_m)^{0.5}$）	-
u	下水流速	m/s
g	重力加速度	m/s^2
d_m	水理学的水深（気液接触面積／下水容量）	m
s	こう配	m/m
t	時間	hr
#	加水分解の種類 #=1：速加水分解； #=2：遅加水分解	-

備考） w: 下水中のプロセス； f: 生物膜中のプロセスを表す。

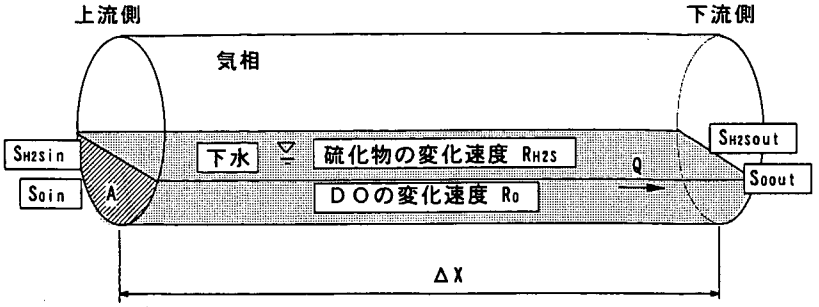
表－３ 各プロセスの反応式

$\mu_H\ (S_F+S_A)/(K_{Sw}+(S_F+S_A))\ S_O/(K_O+S_O)\ X_{Bw}\ \alpha_w^{(T-20)}\ /24$	(1)
$K_{1/2}\ S_O^{0.5}\ Y_{Hf}/(1-Y_{Hf})\ A_{W\text{-}P}/V\ (S_F+S_A)/(K_{Sf}+(S_F+S_A))\ \alpha_f^{(T-20)}\ /24$	(2)
$q_m\ S_O/(K_O+S_O)\ X_{Bw}\ \alpha_w^{(T-20)}\ /24$	(3)
$k_{h\#}\ (X_{S\#}/X_{Bw})/(K_{X\#}+X_{S\#}/X_{Bw})\ S_O/(K_O+S_O)\ (X_{Bw}+\varepsilon_A\ X_{Bf}\ A_{W\text{-}P}/V)\ \alpha_w^{(T-20)}\ /24$	(4)
$\eta_{fe}\ k_{h\#}\ (X_{S\#}/X_{Bw})/(K_{X\#}+X_{S\#}/X_{Bw})\ K_O/(K_O+S_O)\ (X_{Bw}+\varepsilon_{An}\ X_{Bf}\ A_{W\text{-}P}/V)\ \alpha_w^{(T-20)}\ /24$	(5)
$q_{fe}\ S_F/(K_{fe}+S_F)\ K_O/(K_O+S_O)\ (X_{Bw}+\varepsilon_{An}\ X_{Bf}\ A_{W\text{-}P}/V)\ \alpha_w^{(T-20)}\ /24$	(6)
$k_{nS}\ K_{O(S)}/(K_{O(S)}+S_O)\ (S_F+S_A)^n\ A_{W\text{-}P}/V\ \alpha_f^{(T-20)}$	(7)
$K_{La}\ (S_{OS}-S_O)$、ここで $K_{La} = 0.96\ (1+0.17\ Fr^2)\ (s\ u)^{3/8}\ d_m^{-1}\ \alpha_T^{(T-20)}$	(8)

備考） 表中の記号の意味は表－２を参照。

(2)下水中の硫化物とＤＯの収支

下水中の硫化物およびDOの収支について、概要を図－５に示す。図は自然流下管について示しているが、気液間の反応を無視することで圧送管にも適用できる。図中の硫化物の変化速度（R_{H2S}）は、表－１の反応⑦、⑧、⑨、⑪（S_{H2S}に関する反応）の総和から求めることができる。同様に、DOの変化速度（R_O）は、反応①、②、③、⑧、⑨、⑩（S_Oに関する反応）の総和から求めることができる。



図－５　下水中の硫化物とDO収支

硫化物およびDOの収支を式で表すと、次のようになる。

＜硫化物＞

$$(S_{H2S}out - S_{H2S}in) \times Q = R_{H2S} \times V = R_{H2S} \times A \times \triangle X \tag{9}$$

＜DO＞

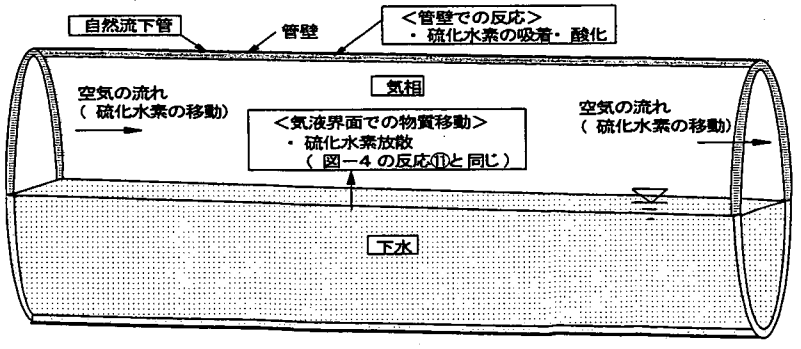
$$(S_O out - S_O in) \times Q = R_O \times V = R_O \times A \times \triangle X \tag{10}$$

ここで

$S_{H2S}out$：区間下流側の硫化物濃度（mgS/l）
$S_{H2S}in$：区間上流側の硫化物濃度（mgS/l）
Q　：下水流量（m^3/hr）
R_{H2S}：硫化物の変化速度（$mgS/(l \cdot hr)$）
（生物膜での反応や硫化水素放散も含んだ変化速度）
V：下水容量（m^3）
A：下水断面積（m^2）
△X：区間距離（m）
Soout：区間下流側のDO濃度（mg/l）
Soin：区間上流側のDO濃度（mg/l）
R_O：DOの変化速度（$mg/(l \cdot hr)$）
（生物膜での反応や酸素溶解も含んだ変化速度）

(3)下水管内気相中の反応と収支

自然流下管では、下水中に硫化物が含まれていると、気相中に硫化水素ガスとしてその一部が放散されコンクリート施設の腐食を引き起こす。本稿では、気相中の反応については硫黄のみに焦点を当てて検討を行う。



図－６　下水管内気相中の反応

気相中の各反応とそれが起こる“場”を図－６に示す。下水中から放散された硫化水素は、管壁（湿潤状態）に吸着された後、硫黄酸化細菌により硫酸に酸化される（＝コンクリート施設の腐食を引き起こす反応）。この反応によって、気相中の硫化水素は消費され徐々に減少していく。これらをまとめると、下水管内気相中の硫化水素の収支は、(11)式で表すことができる。

$$(H_2S_{(g)}out - H_2S_{(g)}in) \times Q_{(g)} = (\phi r - \phi p) \times (22.4 \times 10^3) \tag{11}$$

ここで、
$H_2S_{(g)}out$：区間下流側の気相中硫化水素濃度（ppm）
$H_2S_{(g)}in$：区間上流側の気相中硫化水素濃度（ppm）
$Q_{(g)}$ ：空気流量（m^3/hr）
ϕr ：硫化水素放散量 （mol/hr）
（表－１とは異なる単位）
ϕp ：管壁での硫化水素吸着・酸化量(mol/hr)

４．各反応についての既往の研究

(1) 下水中の反応

表－１中の各反応に関する主な既往研究についてまとめる。また、自然流下管における酸素溶解（反応⑩）および硫化水素放散（反応⑪）は、段差部での反応の影響が大きく無視することができないため、これらに関する既往研究も示す。

1)有機物の変質（反応①～⑥）

反応①～⑥は、主に有機物の変質に関連しており、文献[2) 3)]で表－３の(1)式～(6)式が提案されている。各反応式中のパラメータについては、実管路での調査などを基に表－４のように報告されている。なお、これらのパラメータについては現地調査を行い、データを蓄積していく必要があると考える。

表－４　各パラメータの報告値

記号	単位	日本での報告[2)]		海外での報告[3)]
		①	②	
μ_H	d^{-1}	4.8	5.4	6.7
Y_{Hw}, Y_{Hf}	g COD/g COD	0.55		0.55
K_O	mg/l	0.2		0.05
K_{Sw}	mg COD/l	1.0		1.0
K_{Sf}	mg COD/l	1.0		5.0
$K_{1/2}$*1	$g^{0.5}/(m^{0.5}\cdot d)$	2.5		4.0
q_m	d^{-1}	1.0	0.5	1.0
k_{h1}	d^{-1}	6.0	4.0～6.5	5.0
k_{h2}	d^{-1}	1.0	0.5	0.5
K_{X1}	g COD/g COD	0.5	0.6	1.5
K_{X2}	g COD/g COD	0.2		0.5
ε_A	-	0.1		0.15
ε_{An}	-	0.45		0.15
η_{fe}	-	0.24	0.38	0.14
q_{fe}	d^{-1}	3.0	1.0	3.0
K_{fe}	mg COD/l	20		20
α_w	-	1.07		1.07
α_f	-	1.03		1.03

*1）$K_{1/2}$は、文献[4)]では 13 $g^{0.5}/(m^{0.5}\cdot d)$と報告されている。

2)生物膜中の硫化物生成（反応⑦）

硫化物生成に関する研究は、主として圧送管について行われ、多くの式が提案されている。また、自然流下管での硫化物生成についても若干の報告がある。代表的なものを表－５に示す。これらの式は、有機物濃度に関する指標としてBODあるいはCODが用いられており、実測に基づく経験式となっている。

表－５　硫化物生成に関する既存の報告

種類	No.	式	参考文献
圧送管	(A)*1	$\frac{dS_{H2S}}{dt} = M \cdot BOD \cdot (\frac{4}{D} + 1.57) \times 1.07^{(T-20)}$	U.S.EPA[5]
	(B)*1	$\frac{dS_{H2S}}{dt} = 0.228 \times 10^{-3} \cdot COD \cdot (\frac{4}{D} + 1.6) \times 1.07^{(T-20)}$	Boon & Lister[6]
	(C)*2	$\frac{dS_{H2S}}{dt} = 0.518 \times 10^{-3} \cdot BOD^{0.8} \cdot SO_4^{0.4} \cdot u \cdot (\frac{4}{D}) \times 1.139^{(T-20)}$	Thistlethwayte[7]
	(D)*2	$\frac{dS_{H2S}}{dt} = a \cdot (CODsol - 50)^{0.5} \cdot (\frac{4}{D}) \times 1.03^{(T-20)}$	Nielsen,Raunkjaer,[8] Hvitved-Jacobsen
自然流下管	(E)*3	$\frac{dS_{H2S}}{dt} = M \cdot \frac{BOD}{R} \times 1.07^{(T-20)}$	U.S.EPA[5]

ここで、S_{H2S}：硫化物濃度（mgS/l）、 t：時間(hr)、 M：係数（圧送管は1.0×10^{-3}、自然流下管は0.32×10^{-3}）、BOD：BOD濃度(mg/l)、 D：管径(m)、T：下水水温(℃)、COD：COD_{cr}濃度(mg/l)、SO_4：硫酸塩濃度(mg/l)、u：下水流速(m/s)、 CODsol：溶解性COD_{cr}濃度（mg/l)、 a：下水の性状による係数 （一般の汚水：a＝$1.0\sim2.0\times10^{-3}$ 、一般と食品工業排水の混合：a＝$3.0\sim6.0\times10^{-3}$、食品工業排水：a＝$7.0\sim10.0\times10^{-3}$ ）、 R：径深(m)（=液相の断面積／潤辺）

*1）生物膜中および下水中での硫化物生成を考慮した式である。
*2）生物膜中のみの硫化物生成を考慮した式である。
*3）文献では、酸化および放散による硫化物減少も考慮した式になっているが、ここでは生物膜中の硫化物生成に関する箇所のみを示す。

また、表－５中の式は、DO がゼロであることを前提としており、硫化物生成速度と DO 濃度との関係については触れていない。ただし、例えば自然流下管内に DO が存在しても、その濃度が低ければ硫化物が生成する可能性がある。硫化物生成速度と DO 濃度との関係についても若干研究がなされており、次式が提案されている[2)3)]。

$$\frac{dS_{H2S}}{dt} = R_{PMAX} \times \frac{K_{O(S)}}{(K_{O(S)} + S_O)} \qquad (12)$$

ここで、
R_{PMAX}：DO ゼロの時の硫化物生成速度（mgS/(l·hr)）
その他の記号の意味は表－２を参照。
なお、文献 2）では $K_{O(S)}$=0.02mg/l、文献 3)では $K_{O(S)}$=0.05mg/l と報告されている。

硫化物生成については、有機物変質と関連づけた理論的なアプローチを行うことで、より精度よく予測することができると考えられる。

3)硫化物酸化（反応⑧、⑨）

硫化物酸化は、自然流下管での硫化物収支を考える上で最も大きな影響を及ぼす反応と考えられる。下水中の硫化物酸化（反応⑧）については若干研究がなされており、次のように報告されている[9)]。

＜下水中の DO 濃度がゼロの場合＞

硫化物酸化速度≒1/3×酸素溶解速度 (13)

（酸素溶解速度が 0.22～1.20mg/(l·hr)での実験結果）

この文献では以下のことを示している。

・ 自然流下管で流速が極端に大きくない場合、酸素溶解速度は酸素消費速度より小さくなり、DO 濃度はほぼゼロになる。こうした DO 濃度がゼロの状態でも、気相から溶解した酸素により硫化物は酸化され、下水流下に

伴い硫化物濃度は減少していく。

（一般に嫌気性と言われる状態でも硫化物濃度は減少していくことがある。）

・ この場合、硫化物酸化速度は酸素溶解速度に依存する。

また、(13)式は DO 濃度がほぼゼロの場合に適用できるが、実際の自然流下管では管径や流速、乱流状態などにより DO 濃度がある程度高くなることもある。こうした状況については、次の式が提案されている[2]。

$$\frac{dS_{H2S}}{dt} = R_{OMAX} \times \frac{S_{H2S}}{(K_{H2S} + S_{H2S})} \times \frac{S_O}{(K_{O2} + S_O)} \times \alpha_W^{(T-20)} \quad (14)$$

ここで、

R_{OMAX}：下水中の最大硫化物酸化速度（=3.95mgS/(l·hr)）

K_{H2S}：硫化物酸化に関する飽和定数（=0.4mgS/l）

K_{O2}：硫化物酸化に関する DO の飽和定数（=0.2mg/l）

その他の記号の意味は表－2を参照。

なお、() 内の数字は、文献値を示す。

しかしながら、下水中の硫化物酸化については報告例も少なく、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分である。また、生物膜が硫化物酸化に及ぼす影響（反応⑨）についてはほとんど報告されていない。そのため、これらの反応については追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

4) 酸素溶解（反応⑩）

酸素溶解（再ばっ気）速度については、次式で計算することができる。

$$Rf = K_{La} \times (S_{OS} - S_O) = K_{La}(20) \times (S_{OS} - S_O) \times \alpha_T^{(T-20)} \quad (15)$$

ここで、

Rf：酸素溶解（再ばっ気）速度（mg/(l·hr)）

$K_{La}(20)$：水温 20℃における総括酸素移動容量係数(hr^{-1})

その他の記号の意味は表－2を参照。

自然流下管の総括酸素移動容量係数（K_{La}）については、数多くの報告がなされている（表－6参照）。この中で、(C)式が広く用いられており、反応を定量化することができるため、WATS モデルに取り込むことが可能と考える。

表－6 自然流下管での総括酸素移動容量係数（$K_{La}(20)$）を求める経験式[3]

No.	式(hr^{-1})	参考文献
(A)	$0.121(u \cdot s)^{0.408}/d_m^{0.66}$	Krenkel and Orlob(1962)[10]
(B)	$0.00925u^{0.67}/d_m^{1.85}$	Owens et al (1964) [11]
(C)	$0.96(1+0.17\ Fr^2)(s \cdot u)^{3/8}/d_m$	Parkhurst and Pomeroy(1972)[12]
(D)	$B \cdot u \cdot s$	Tsivoglou and Neal(1976)[13]
(E)	$0.4u(d_m/R)^{0.613}/d_m$	Taghizadeh-Nasser(1986)[14]
(F)	$0.86(1+0.2\ Fr^2)(s \cdot u)^{3/8}/d_m$	Jensen(1994)[15]
ここで、B：水質および攪拌強度と相関を持った係数 (-)、R：径深(m)（=液相の断面積／潤辺）、その他の記号の意味は表－2を参照		

5) 硫化水素放散（反応⑪）

i)基本式

硫化水素の放散反応については、気液の平衡より次式で求めることができる。

$$Rf_{(H2S)} = K_{L(H2S)} \times (j \times S_{H2S} - \frac{H_2S_{(g)}}{K}) \quad (16)$$

ここで、
$Rf_{(H2S)}$：硫化水素放散速度（(mgS/(l·hr)）
$K_{L(H2S)}$：硫化水素の総括物質移動係数（hr^{-1}）
j：硫化物中の分子態硫化物の占める割合(-)　（pH に依存）
$H_2S_{(g)}$：気相中硫化水素濃度（ppm）
K：ヘンリー定数（ppm/（mgS/l）、水温に依存）
　ヘンリー定数の単位は通常、（気相中の分圧／液相中の分圧）が用いられているが、ここでは ppm/（mgS/l）とする。
その他の記号の意味は表－２を参照。

ii)分子態硫化物の割合（pH への依存性）

下水中の硫化物は(17)式のように解離しており、pH によって H_2S（分子態）と HS^-（イオン態）の比率が異なる。硫化物の中で硫化水素ガスとして気相中に放散されるのは H_2S で、HS^-は直接硫化水素ガスにはならない。

$$H_2S \rightleftharpoons H^+ + HS^- \qquad (17)$$

下水中の分子態硫化物濃度は、次式で求めることができる。

$$S_{H2S(M)} = j \cdot S_{H2S} \qquad (18)$$

ここで、
$S_{H2S(M)}$：分子態硫化物濃度（mgS/l）

また、HS^-と H_2S の比率は(19)式で求めることができる。pH が低くなるほどの H_2S 比率が高くなる（すなわち、硫化水素ガスとして放散されやすくなる）。

$$\log_{10}\left(\frac{[HS^-]}{[H_2S]}\right) = pH - pk \qquad (19)$$

ここで、
$[HS^-]$：HS^-の濃度（mgS/l）
$[H_2S]$：H_2S の濃度（mgS/l）
pH：下水中の pH
pk：解離定数

(19)式を(18)式に代入すると、次式となる。

$$j = \frac{1}{1+10^{(pH-pk)}} \qquad (20)$$

iii)酸素と硫化水素の総括物質移動係数の比較

硫化水素の総括物質移動係数（$K_{L(H2S)}$）は、酸素溶解（再ばっ気）と関連づけて次式が提案されている[16]。

$$K_{L(H2S)} = \alpha \times K_{La} = \alpha \times K_{La}(20) \times \alpha_T^{(T-20)} \qquad (21)$$

ここで、
α：酸素と硫化水素の総括物質移動係数の比率（=0.91）

iv)硫化水素放散速度

(21)式を(16)式に代入することで、硫化水素放散速度は次式で求めることができる。

$$Rf_{(H2S)} = \alpha \times K_{La}(20) \times \left(j \times S_{H2S} - \frac{H_2S_{(g)}}{K}\right) \times \alpha_T^{(T-20)} \qquad (22)$$

(2) 気相中の反応

1)硫化水素放散

気相中への硫化水素放散量は、前述の下水中での計算（(22)式）を基に次式で求めることができる。

$$\phi r = \frac{Rf_{(H2S)} \times A \times \Delta X}{32} \qquad (23)$$

ここで、
φr：硫化水素放散量（mol/hr）（区間全体での放散量）
$Rf_{(H2S)}$：硫化水素の放散速度（(mgS/(l·hr)）
A：下水断面積（m^2）
ΔX：区間距離（m）
（硫黄の分子量は 32）

2)管壁での硫化水素の吸着・酸化

管壁での硫化水素の吸着・酸化反応の速度は大きく、気相中の硫化水素収支を検討する上で無視できないと報告されている[3]。しかしながら、硫化水素吸着・酸化反応の速度やそれに影響を及ぼす因子についての研究報告は少ない。そのためこの反応についても現地調査を行い、その結果に基づく理論的な考察が必要と考える。

(3)段差部での反応　(気液間の物質移動)

合流点、マンホール、曲管、堰および段差部のような特殊な下水道構造物では、通常の下水管内での水理状況と比較して大きな乱流が発生すると考えられる。これらの構造物で起こる乱流により、気液間の物質移動は促進され、表－6の式を用いることはできなくなる。特に段差部での反応の影響が大きく、硫化物やDOなどの収支を検討する上で無視することはできない。段差部での反応については、以下のような報告がなされている。

1)酸素溶解

段差部での酸素溶解については、(24)式により実用的な範囲で求めることができると報告されている[3]。また、(25)式を変形することで、段差部での酸素溶解量は次式で計算できる。

$$r_{(So)} = \left(\frac{Sos - So_{(1)}}{Sos - So_{(2)}}\right) \qquad (24)$$

ここで、
$r_{(So)}$：段差部前後のDO不足量の比率(-)
Sos：飽和DO濃度（mg/l）
$So_{(1)}$：段差部上流側のDO濃度（mg/l）
$So_{(2)}$：段差部下流側のDO濃度（mg/l）

$$R_{O2} = So_{(2)} - So_{(1)} = (Sos - So_{(1)}) \times \left(1 - \frac{1}{r_{(So)}}\right) \qquad (25)$$

ここで、
R_{O2}：段差部での酸素溶解量（mg/l）

段差部前後のDO不足量の比率（$r_{(So)}$）について既往の報告を表－7にまとめる。これらの報告を比較するとそれぞれの差異が大きく、反応を定量化するには不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

表－7　DO不足量の比率（$r_{(So)}$）を求める経験式

No.	式(-)*	参考文献
(A)	$e^{0.41H}$	Pomeroy と Lofy(1977)[17]
(B)	$e^{(0.45H-0.125H^2)}$	Matos(1992)[18]
(C)	1+0.20H	Thistlethwayte(1972)[19]
(D)	$e^{(K_{H(O)}/Q)}$　$(=e^{(\beta\cdot\rho\cdot g\cdot H)})$	水理公式集[20]
ここで、H：落差(m)、$K_{H(O)}$：段差部の物質移動係数(m^3/s)、Q：下水流量(m^3/s)、ρ：水の密度（kg/m^3）、g：重力加速度（m/s^2）、β：係数（落下部の水深が十分大きい場合：$\beta=4.0\times10^{-5}$、落下部の水深がほとんどない場合：$\beta=1.5\times10^{-5}$）		

2)硫化水素放散

段差部で高濃度の硫化水素が発生し、その近傍で臭気問題やコンクリート施設（管渠やマンホールなど）の腐食が起こりやすいことは、経験的によく知られている。しかしながら、段差部での硫化水素放散速度やそれに影響を及ぼす因子についての研究は少なく、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要と考える。

5．まとめ

以上のような検討から、下水管内における硫化物の挙動を再現するためにWATSモデルを適用するには、いくつかの反応について実験的な検討が必要なことがわかった。表－8に評価結果を示す。

表－8　WATSモデルの適用性評価

反応の“場”	反応	研究状況
下水中の反応	有機物の変質に関連した反応（反応①～⑥）	いくつかの研究報告有り。ただし、各式中のパラメータについて、現地調査に基づくデータの蓄積が必要。
	生物膜中の硫化物生成（反応⑦）	多くの研究報告有り。ただし有機物変質と関連づけた理論的なアプローチを行うことで、より精度よい予測が可能。
	下水中の硫化物酸化（反応⑧）	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	生物膜中の硫化物酸化（反応⑨）	ほとんど報告されておらず、反応の影響度も含めて追加実験が必要。
	酸素溶解（反応⑩）	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATSモデルに取り込むことが可能。
	硫化水素放散（反応⑪）	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATSモデルに取り込むことが可能。
気相中の反応	硫化水素放散	既往の研究例から反応を定量化することができ、WATSモデルに取り込むことが可能。
	管壁での硫化水素の吸着・酸化	研究報告は少なく、現地調査とそれに基づく理論的な考察が必要。
段差部での反応（気液間の物質移動）	酸素溶解	いくつかの研究報告あり。ただし、反応式の係数を決定するには既往の研究では不十分であり、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。
	硫化水素放散	研究報告は少なく、追加実験とそれに基づく理論的な考察が必要。

参考文献

1) 田中直也:下水管路における防食の必要な範囲について,月刊下水道 Vol.25 No.3 (2002)
2) Tanaka,N., Hvitved-Jacobsen,T. and Horie,T. : Transformations of carbon and sulfur wastewater components under aerobic - anaerobic transient conditions in sewer systems. Wat.Env.Res.Vol.72,No.6 (2000)
3) Hvitved-Jacobsen,T. : Sewer Processes, Microbial and chemical process engineering of sewer networks, CRC PRESS (2001)
4) 建設省土木研究所共同研究報告書 第 194 号：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 (1998)
5) EPA : Design Manual, Odor and corrosion control in sanitary sewerage systems and treatment plants.(1985)
6) Boon,A.G. and Lister.A.R. : Formation of sulphide in rising main sewers and its prevention by injection of oxygen. Prog. Wat. Tech. Pergammon Press (1975)
7) Thistlethwayte,D.K.B. : The Control of sulphide in sewerage systems, Butterworth Pty Ltd. Australia (1972)
8) Nielsen,P.H., K.Raunkjaer, and Hvitved-Jacobsen,T. : Sulfur production and wastewater quality in pressure mains, Wat. Sci. Tech., Vol.31,No.1 (1998)
9) 吉本国春、北川三夫：下水管における溶存硫化物の酸化,下水道協会誌論文集,Vol.32,No.383 (1995)
10) Krenkel, P.A. and G.T. Orlob : Turbulent diffusion and the reaeration coefficient, J. Sanit. Eng. Div., 88(SA2) (1962)
11) Owens, M., R.W. Edwards and J.W. Gibbs : Some reaeration studies in streams, Ing. J. Air Pollut., 8 (1964)
12) Parkhurst, J.D. and R.D. Pomeroy : Oxygen absorption in streams, J. Sanit. Eng. Div., ASCE, 98(SA1) (1972)
13) Tsivoglou, E.C. and L.A. Neal : Tracer measurement of reaeration, Ⅲ: Predicting the reaeration capacity of inland streams, J. Water Pollut. Contr. Fed., Vol.48,No.12 (1976)
14) Taghizadeh-Nasser,M : Gas-liquid mass transfer in sewers (in Swedish); Materieöverföring gas-vätska i avloppsledningar, Chalmers Tekniska Högskola, Göteborg, Publikation, 3:86 (Licentiatuppsats) (1986)
15) Jensen, N.Aa. : Air-water oxygen transfer in gravity sewers, Ph.D. dissertation, Environmental Engineering Laboratory, Aalborg University, Denmark (1994)
16) 吉本国春：自然流下の下水管における硫化物の予測, 下水道協会誌論文集,Vol.132,No.393 (1995)
17) Pomeroy, R.D. and R.J. Lofy : Feasibility study on in-sewer treatment methods, NTIS No. PB-271445, USEPA, Cincinnati, OH. (1977)
18) Matos, J.S. : Aerobiose e septicidade em sistemas de drenagem de águas residuais, Ph.D. thesis, IST, Lisbon, Portugal (1992),
19) Thistlethwayte, D.K.B. and E.E.Goleb : The composition of sewer air, Proceedings from the 6th International Conference on Water Pollution Research, Israel (1972)
20) 土木学会：水理公式集 (1985)

3. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査

下水道研究室　室　　長　森田　弘昭
主任研究官　松原　誠
主任研究官　那須　基
交流研究員　森　博昭

1．はじめに

近年では、東海豪雨や地下室水死事故に代表される都市型水害、お台場オイルボールに端を発する合流式下水道問題の顕在化など、量・質の両面から都市雨水の問題がクローズアップされている。そこで本調査においては、これらの問題に対処するための方策として、政策支援および技術基準策定の観点から下水道施設の計画・設計手法について新たな考え方の導入を検討する。具体的には、質対策として①合流式下水道改善対策、量対策として②空気噴出を考慮した管路設計手法を調査の主たる対象とする。

①については、合流改善目標や雨天時放流水の管理指標の検討、ならびに雨天時汚濁負荷流出モデルの開発等に取り組む。新たな視点として放流先水域を考慮するとともに、公衆衛生の指標項目である大腸菌群数、糞便性大腸菌群数を検討の対象に加える。

②については、マンホール蓋の浮上・飛散を未然に防止することを目的に、管内に存在する（もしくは外部から持ち込まれる）空気を検討の対象に加え、かつ急激に雨水が流入するような非定常な現象を考慮することにより、豪雨時にも安全な管路設計手法の提案を目指す。水理模型実験と数値解析モデルによるシミュレーションを併用して検討を進める。

2　合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデル

2．1　研究の目的

わが国においては、全国192都市が合流式下水道を有しており、合流式下水道の整備面積は処理区域面積で全体の約1/5、処理区域内人口で全体の約1/3を占めている。しかし、合流改善対策を実施（計画）中の都市はこれらの約3割に過ぎず、残り7割の都市においては改善計画すらもっていないのが現状である。

こうした状況を踏まえ、国土交通省では、合流式下水道からの雨天時放流水の実態把握や改善目標、改善対策のあり方について検討することを目的として、平成13年6月に「合流式下水道改善対策検討委員会」を設置し、平成14年3月には委員会での審議結果を報告書としてとりまとめた。さらに、平成14年度には下水道法施行令の改正に向けた検討を開始し、また合流改善のためのモニタリング手法を取りまとめるなど、合流改善対策を強力に推進しているところである。

合流改善計画の策定には、雨天時汚濁負荷流出を精度よく予測できるシミュレーションモデルが必要であり、わが国ではいわゆる「山口・中村モデル（土研モデル）」が広く用いられてきた。しかし、これまで合流改善対策についてはBOD, COD, SSのいずれかを指標とする場合が大半であったため、山口・中村モデルにおいても栄養塩類（窒素・りん）や、委員会提言で新たな目標の1つとして位置づけられた公衆衛生項目（その指標としての大腸菌群数）については計算方法が確立されていない。また山口・中村モデルは集中型(lumped type model)であり、複雑な管網を有する排水区域への適用や、局所的な対策（オンサイト貯留浸透など）を評価することが困難である。

そこで本研究では、合流式下水道整備地区における水量水質実態調査を通じて集中型モデルである山口・

中村モデルを分布型モデル（distributed type model）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・大腸菌群数の計算方法を確立することを目的とする。なお、本研究の内容は、下水道研究室と国総研水害研究室、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。

2．2　合流式下水道整備地区における水量水質実態調査

2．2．1　調査方法

合流式下水道で整備された２都市の自然排水区（排水区Ａ、排水区Ｂ）を調査対象とした。いずれの地域も商業地域、住宅地域を中心とした都市型の流出形態を持つと考えられる地域であった。

排水区Ａは３つの幹線管渠により構成され、雨水吐きは下流端の１箇所のみである。モニタリング箇所として排水区下流端（No.A-1）および幹線の途中（No.A-2)の２箇所を設定した。排水区Ｂは、中央を幹線管渠が通り、途中で遮集管が２本接続している。遮集量は３Ｑであり、これを超える雨水を河川へ放流している。モニタリング箇所は下流部(No.B-1)と中流部(No.B-2)の２箇所を設定した。**図１**と**表１**にその概要を示す。

各モニタリング箇所の管底部にはデータロガー付き水位計を設置し、水位データを５分間隔で記録した。各モニタリング箇所において電磁流速計を用いた管内流速の実測データを基に水位流量曲線を作成し、これを用いて水位を流量に換算した。それぞれの排水区内の建物屋上にデータロガー付き雨量計を設置し、雨量データを５分間隔で記録した。

採水は晴天時、雨天時とも人力採水により行った。晴天時の採水は１ないし２時間間隔で２４時間実施した。雨天時の採水は降雨初期に最短５分間隔で実施し、降雨の状況に応じて適宜間隔をのばした。採水終了後、採水されたサンプルの濁り具合や水位データ等を勘案して、分析するサンプルを選定した。水質分析項目は、晴天時、雨天時とも BOD, COD, SS, T-N, T-P, 大腸菌群数（TC）である。TC の分析はデソキシコール酸塩培地法によった。調査日について**表２**に示す。

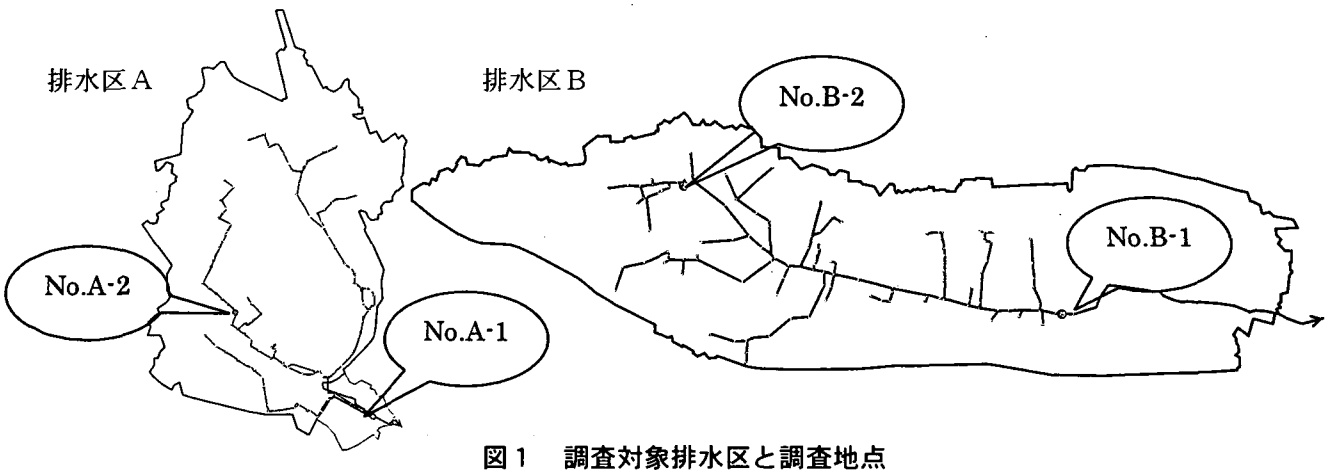


図１　調査対象排水区と調査地点

表１　調査地点の概要

調査地点		排水区域面積(ha)	管径(mm)	勾配(%)	人口（人）
排水区Ａ	A-1	170	□2500×2000	0.38	13,000
	A-2	34	φ1350	0.51	3,800
排水区Ｂ	B-1	454	□3500×4900	0.32	69,000
	B-2	109	□1950×2400	0.20	16,000

表２　調査日

		調査開始日
排水区Ａ	晴天時１回目	00/12/06
	晴天時２回目	01/01/17
	雨天時	00/10/20
排水区Ｂ	晴天時１回目	01/12/11
	晴天時２回目	02/03/13
	雨天時	01/12/13

2．2．2　晴天時調査結果

Ａ－２地点、Ｂ－２地点における大腸菌群数についての晴天時調査結果を図 2-1 に示す。水質の経時変化は、午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であった。この変動パターンは午前・午後に２回のピークがあるＢＯＤ（図 2-2）よりも、午後のピークが明瞭でないＴ－Ｎ（図 2-3）やＴ－Ｐに近いものであった。大腸菌群数の量は全観測地点で概ね 10^4～10^5 個/mL の範囲での変動であった。対象となる排水面積の大きいＡ－１地点、Ｂ－１地点での観測結果も同様の傾向が見られた（図 2-4～図 2-6）。

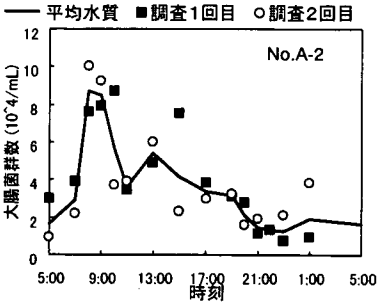


図 2-1　晴天時調査結果(TC)

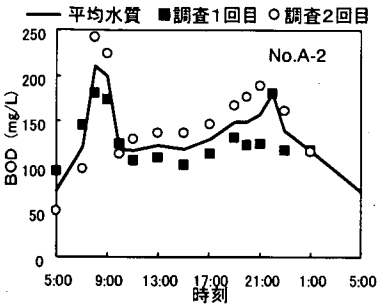


図 2-2　晴天時調査結果（BOD）

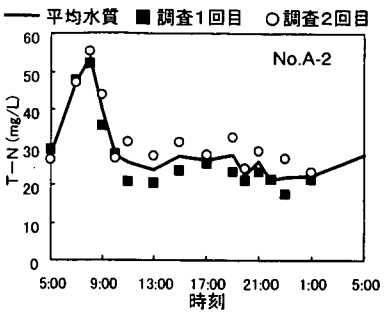


図 2-3　晴天時調査結果（T-N）

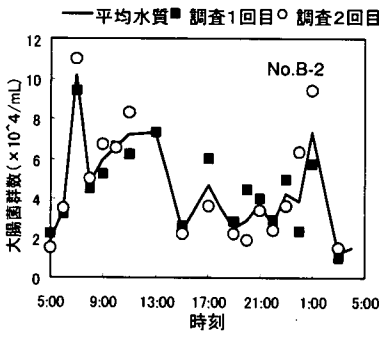


図 2-1　晴天時調査結果(TC)

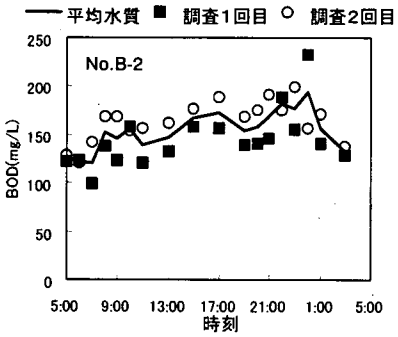


図 2-2　晴天時調査結果（BOD）

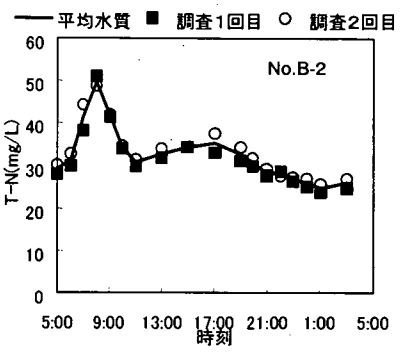


図 2-3　晴天時調査結果（T-N）

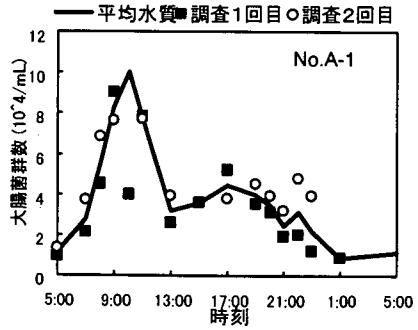


図 2-4　晴天時調査結果(TC)

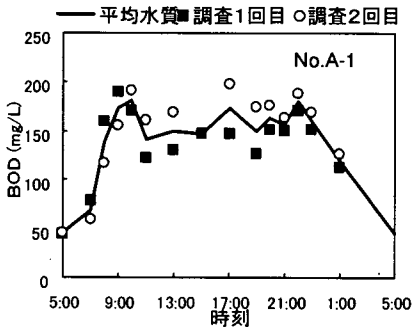


図 2-5　晴天時調査結果（BOD）

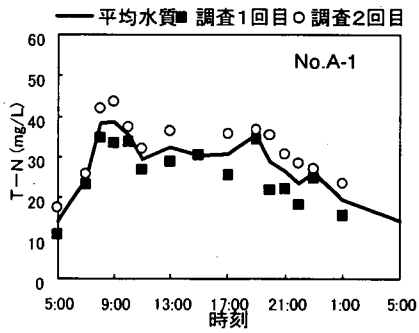
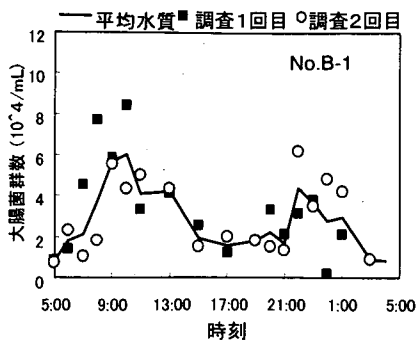
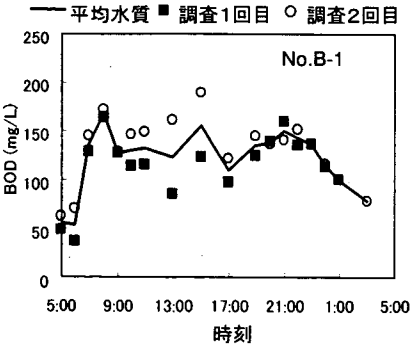
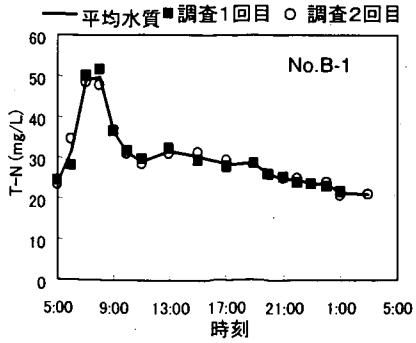


図 2-6　晴天時調査結果（T-N）







2．2．3　雨天時調査結果

大腸菌群数についての雨天時調査結果を図３に示す。他の水質項目と同様に明瞭なファーストフラッシュが観測された。雨天時負荷流出の特性を把握するため、全ての水質項目ごとに雨天時負荷流出の総量を求め、これと同じ時間における晴天時負荷流出の総量との比を計算した（表３）。大腸菌群数は雨天時において晴天時の最大で約５倍の負荷流出が観測され、この値を同じ降雨データで比較すると地表面からの負荷流出が無視できると考えられるBOD, T-N, T-Pの値より大きかった。他の観測データにおいても同様の傾向が見られ、大腸菌群数はCODやSSと同じく、地表面からの負荷流出を考慮する必要があるものと考えられる。

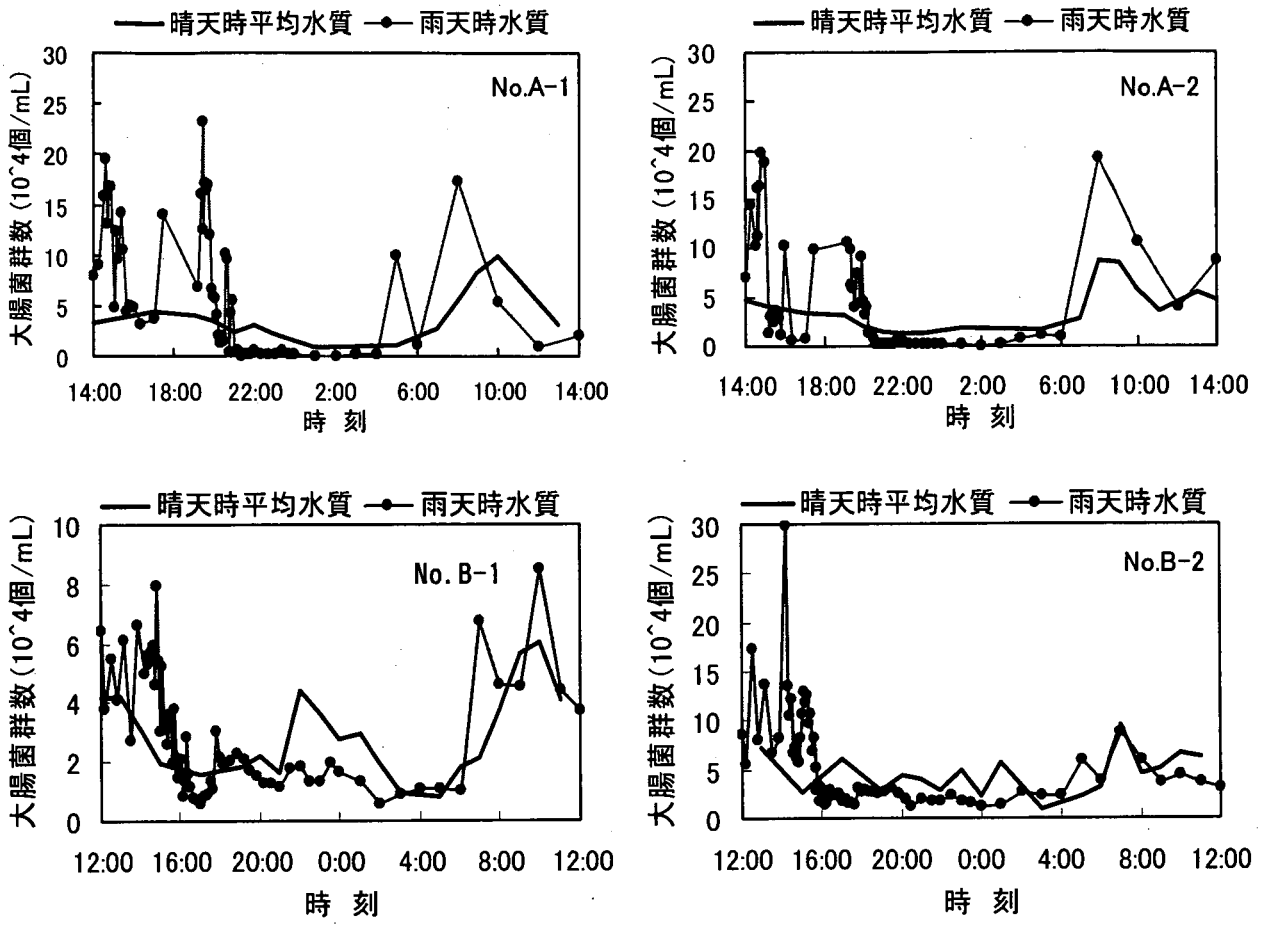


図３　実態調査結果

表３　汚濁負荷流出量の比較

	晴天時負荷流出量 (kg/day/haまたは10^12個/day/ha)				雨天時負荷流出量と晴天時負荷流出量の比 (-)			
調査地点	A-1	A-2	B-1	B-2	A-1	A-2	B-1	B-2
BOD	6.9	8.2	11.6	7.5	1.74	1.43	1.03	1.29
COD	3.8	4.5	6.7	4.7	1.90	2.17	1.04	1.22
SS	5.4	6.4	11.0	8.2	4.52	3.89	1.28	1.42
T-N	1.3	1.8	2.4	1.8	1.27	1.23	0.90	1.32
T-P	0.1	0.2	0.2	0.2	1.45	1.30	0.98	1.34
TC	1.7	2.2	3.7	1.8	2.23	5.06	1.05	1.61

2．3　分布型山口・中村モデルの検討

これまでの研究結果から、分布型山口・中村モデルによる再現計算では、集中型と同程度の精度が得られること、また、集中型モデルではＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳ同様にＴ－Ｐ、Ｔ－Ｎも同様に計算できることが分かっている。ここでは、さらに①Ｔ－Ｐ、Ｔ－Ｎに対する分布型モデルが適用性　②異なる流域での再現性の確認　③大腸菌群数に対する再現性の評価　を目標として検討を行った。

2．3．1　モデルの基本形

集中型山口・中村モデルの式を基本として、これを分布型モデルに改良した。ここでは、１）集中型モデルでは流量が小さい場合に負荷流出が考慮されず管渠内水質がゼロとなってしまうこと、２）管渠内堆積負荷量を面的に分布させた場合､分布量(もしくは流域面積）に対応した流量により負荷流出を計算する必要があること、３）管渠内堆積物は主として管径の小さい枝管や雨水ます等に起因し、流量の大きい幹線管渠には堆積物は少ないと考えられること、といった点を考慮し、分布型モデルの基本構成要素として、流域モデルと管路モデルの２つのモデルを組み合わせることとした(図４)。

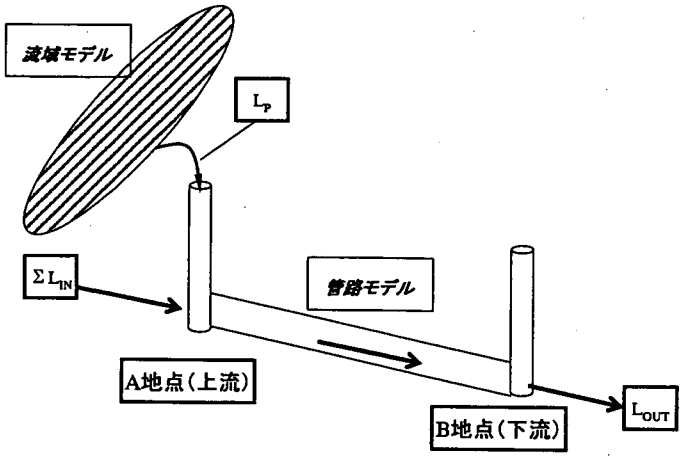


図４　分布型山口・中村モデルの基本ユニット

ここで、流域モデルは分割された小流域に対し従来の集中型山口・中村モデルを適用したものであり、管路モデルは幹線管渠における堆積物は無視できるとの仮定の下、各流域で発生した負荷量を完全混合モデルにより流下させるものである。これらのモデルは以下のように表現できる。

＜流域モデル＞

（運動式）

$$Lp = C \cdot Pp^{m} \cdot Q^{n} \cdot (Q - Qc) \qquad (1)$$

$$Ls = K \cdot Ps \cdot (re - rc) \cdot A/3.6 \qquad (2)$$

（BOD の場合は m=2, n=0）

（連続式）

$$dPp/dt = D_L + Ls - Lp \qquad (3)$$

$$dPs/dt = -K \cdot Ps \cdot (re - rc)/3600 \qquad (4)$$

＜管路モデル＞

（運動式）

$$L_{OUT} = Cc \cdot Q_{(B)} \qquad (5)$$

（連続式）

$$d(S \cdot Cc)/dt = \Sigma L_{IN} + L_P - L_{OUT} \qquad (6)$$

各記号の定義については**表４**の通り。なお式(3)については集中型山口・中村モデルと式形が異なり、路面からの負荷流出が Pp に寄与するとしている。

表４　分布型山口・中村モデルに使用する記号

Lp：負荷流出量　(g/s)
Ls：発生負荷量（路面等）　(g/s)
Pp：堆積負荷量（管渠内）　(g)
Ps：残存負荷量（路面等）　(kg/ha)
D_L：晴天時発生負荷量（汚水）　(g/s)
C：負荷流出係数　(1/g/m^3)
K：負荷流出係数　(1/mm)
Q：流量　(m^3/s)、Qc：限界流量　(m^3/s)
re：有効降雨強度　(mm/hr)
rc：限界有効降雨強度　(mm/hr)
A：負荷発生に関与する排水区域面積　(ha)
L_{OUT}：負荷流出量（管路モデル下流端）(g/s)
ΣL_{IN}：上流管渠からの負荷流入量(g/s)
Cc：管渠内水質　(g/m^3)
S：管渠内水量（貯留量）(m^3)
$Q_{(B)}$　：管路モデル下流端流量(m^3/s)

2．3．2　計算方法

分布型モデルの流量計算にはMOUSEを用いた。管網のモデル化は排水区Aで管径800mm以上、排水区Bで900mm以上とした。各小流域に対する情報（定数）の与え方は、原則として現地調査結果から求まる流域平均的な値を面積比により均等に割り振るという方法をとっている。具体的には晴天時の流量、管渠内堆積負荷量がこれにあたる。また晴天時の流量や水質の変動パターンはすべての地点において同一であると仮定している。小流域毎に情報が異なる（真の意味での分布情報が与えられている）のは、不浸透面積率と路面等の残存負荷量である。

流域モデルにおけるパラメータ Pp と C は、集中型モデルのキャリブレーション結果に基づき決定した。すなわち、集中型モデルで得られた Pp を面積見合いで各小流域に割り振るとともに、各小流域における $C\cdot Pp^2$ の値が集中型モデルにおける $C\cdot Pp^2$ と同じになるように各小流域の C を決定するというものである。なお負荷量計算の間隔は60secとした。

2．4．2　計算結果と考察

以上のような方法により、雨天時調査の再現計算を行った結果を**図5**に示す。ここでは、実測値との比較に加え、集中型モデルによる計算結果との比較も行っている。

計算の結果、分布型モデルにおいては、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて全体的に集中型モデルよりも再現性が高いことが示された。また、ＢＯＤ、ＣＯＤ、ＳＳと同様にＴ－Ｎ、Ｔ－Ｐも再現できることが分かる。しかし、大腸菌群数については、管渠内の消長などの点で今後の課題が残っており、今後これらの点について検討、改良を加えていく必要がある。

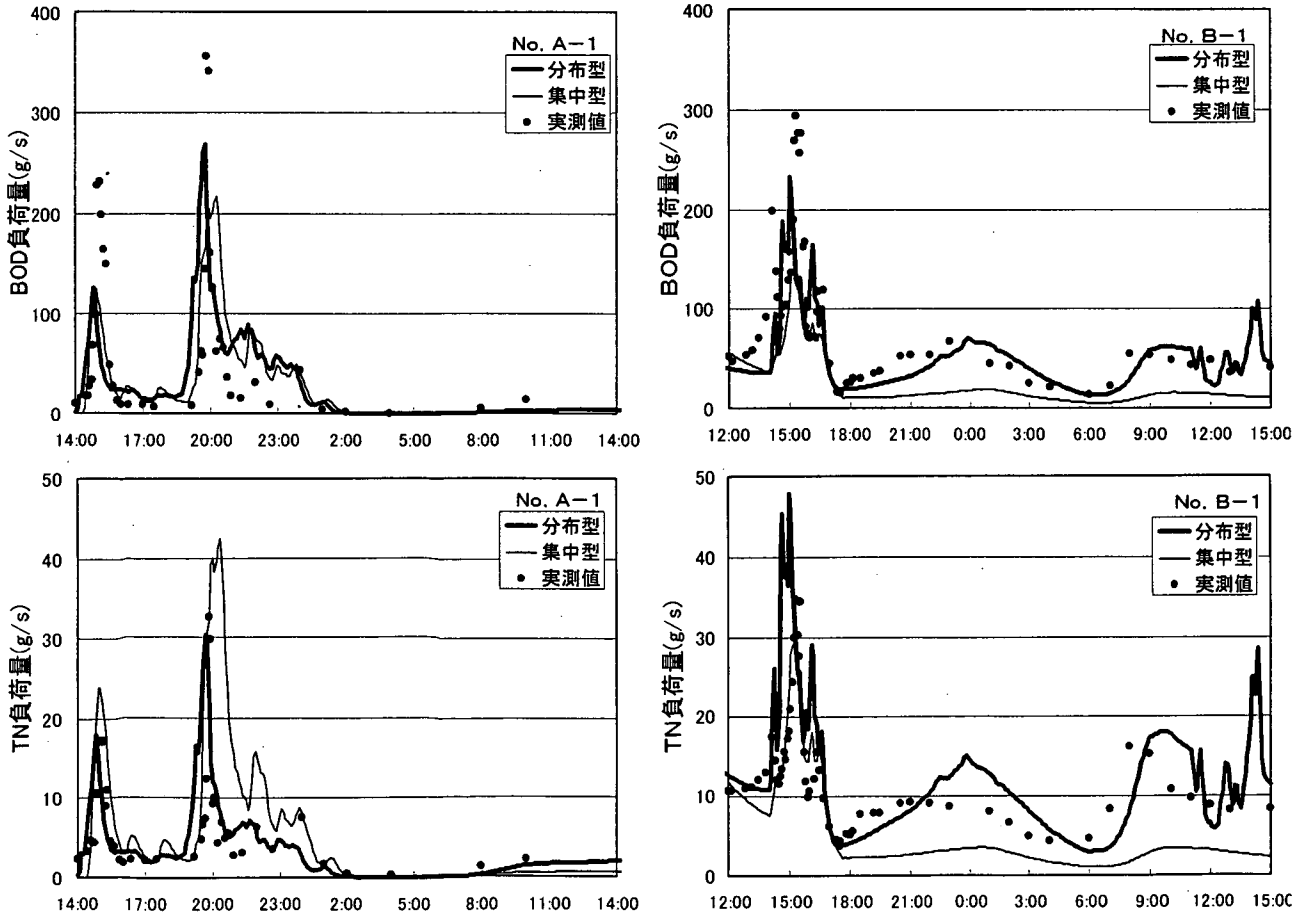


図5　分布型土研モデルによる計算結果（ＢＯＤ負荷量）

3　空気噴出を考慮した雨水管路設計手法

3．1　研究の目的

本研究は、伏越し形状の貯留管でのマンホール蓋の浮上・飛散現象について、高落差流入により形成された空気と水の混相流の観点から水理模型実験および数値解析により検討を行い、安全性照査手法を開発するものである。ここでは、貯留管における空気混入・噴出現象に着目し、そのメカニズムの解明とマンホール蓋の浮上・飛散現象を考慮した定量的な設計手法の確立を目指すこととした。単純な伏越し形状の貯留管を模した水理模型実験により、水と空気の挙動を定量的に把握するとともに、水と空気の混合状態を適切に表現できる数値解析モデルを構築し、得られた知見を基にマンホール蓋の浮上・飛散に対する安全性照査手法について検討することとした。

なお、本研究は川崎市、横浜市、名古屋市、大阪市、福岡市、(財)下水道新技術推進機構、国土技術政策総合研究所との共同研究である。

3．2　水理模型実験の概要

3．2．1　水理実験模型

水理模型実験においては、単純伏越し形状を基本としたアクリル管路の実験模型を使用し、検討項目に応じて流入形式や接続形式等の変更を行うこととした。なお、縮尺効果の検討においては、同一形状で縮尺の異なる3模型（本管径φ500mm（モデル1、M1）、250mm（モデル2、M2）、125mm（モデル3、M3））を使用した。各モデルの設定条件を**表5**に示す。水理実験模型の一例として、モデル1（本管径φ500mm、中間人孔なし、突入流式）の概要図を**図6**に示す。

表5　モデルの設定条件

モデル	スケール	管径 (mm)	管路延長 (m)	人孔深 (m)	人孔径 (mm)
M1	1/1	500	24	2.50	750
M2	1/2	250	12	1.25	375
M3	1/4	125	6	0.625	187.5

表6　計測項目および計測機器

計測項目	計測機器	設置位置	備考
通水流量	電磁流量計	上流側整流槽上流	φ300mm
水位	圧力計	本管5箇所、流入出管各1箇所、上下流人孔下部各1箇所、計9箇所	全圧（水圧＋空気圧）で計測
空気圧	圧力計（微圧計）	上下流人孔上部各1箇所	負圧も計測可能
風速（風量）	微差圧計（ピトー管）或いは熱線式風速計	上下流人孔上部開口各1箇所	原則として微差圧計を使用、風速3m/s以下の場合熱線式風速計を使用

表6に計測項目および計測機器について整理する。風量については、計測された風速に人孔上部の開口面積を乗じて算定することとした。なお、計測は1/10秒ピッチで行い、パソコンにて集中管理している。

突入流式とは、上流人孔流入口から直接人孔内水面もしくは壁面に水が流入する形式を指し、渦流入式とは、流入口に導入路を設置し、人孔内壁に沿って渦流を形成させて円滑に流入させる形式を指す。また、中間人孔を設置する実験では、本管径に対して3/5（モデル1で300mm）の人孔径の人孔を本管部の中央に接続して行った。

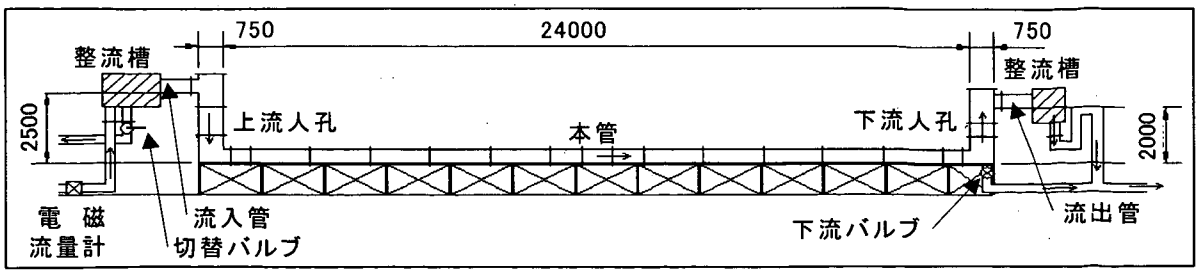


図6　水理実験模型例（モデル1、本管径φ500mm、中間人孔なし）　　（単位：mm）

3．2．2　水理模型実験結果

（1）空気混入率の推定式

中間人孔のない場合の突入流式の伏越し形状貯留管における空気混入率（α＝空気混入量/通水流量×100）の変化を調べた。その結果、空気混入率は、落下高（h）、人孔内平均流速の気泡平均浮上速度に対する比（V_0/V_r）、水面と本管頂の距離（h_s-d）に影響を受け、式(1)に示す二次回帰式により推定できることが示された[1]（図7）。

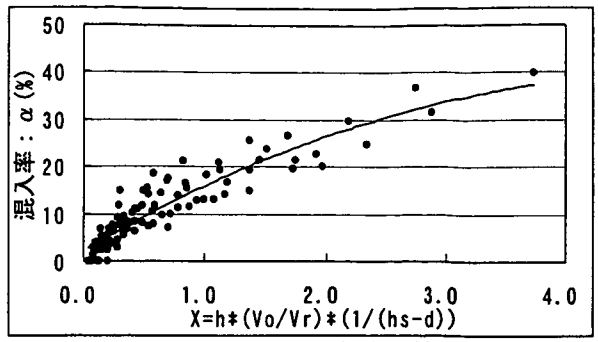


図7　混入率推定式の検討

$$\alpha = -1.57X^2 + 15.27X + 2.19 \quad \text{--- 式(1)}$$

ここに、$X = h \cdot (V_0/V_r) \cdot (1/(h_s-d))$、α：空気混入率［%］（$=Q_a/Q_w \times 100$）、$Q_a$：空気混入量［$m^3/s$］、$Q_w$：通水流量［$m^3/s$］、h：落下高［m］、$V_0$：人孔内平均流速［m/s］（$=Q_w$/人孔断面積）、$V_r$：気泡平均浮上速度（$=0.20m/s^{2)}$）、$h_s$：水深［m］、d：本管径［m］。

（2）流入形式の影響

中間人孔における流入形式の差異が空気の挙動に及ぼす影響を調べる実験を行った。結果の一例として、モデル2における突入流式および渦流入式の最大風量の比を図8に示す。上流側人孔から排出される風量の最大値は、突入流式と渦流入式で概ね等しいが、流入形式を変化させた中間人孔においては、流量の減少に伴い渦流入式の最大風量は突入流式の2割以下にまで減少する。

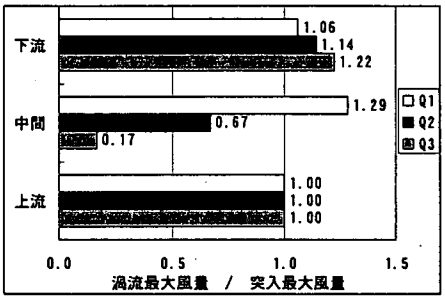


図8　流入形式の影響(M2)

これは、突入流式の場合、流量の減少に伴い、落下水脈による空気の遮蔽効果は失われるため、中間人孔からの排気が生じるが、渦流入式の場合は流量によらず遮蔽効果が持続するため、中間人孔からの排出が抑制されていると考えられる。

したがって、中間人孔からの流入量が少ない場合は渦流入式を採用することにより、中間人孔での風量抑制が期待できる。一方、下流人孔からの風量は突入流式に比べ2割程度増加するため留意が必要となる。

（3）勾配変化の影響

勾配が急勾配から水平勾配へ変化する場合の空気の挙動を調べるため、中間人孔を設置しその上流の本管部分のみ、勾配を水平から10%に変えて通水実験を行った。結果の一例として、モデル2における、一様勾配（水平勾配）と勾配変化の最大風量の比を図9に示す。

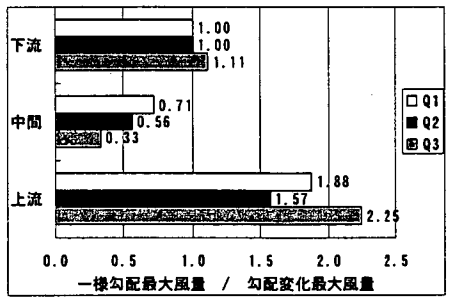


図9　勾配変化の影響(M2)

勾配変化の場合は、中間人孔からの排気は極めて少なく、吸気が主体となっているが、上流人孔の最大風量は一様勾配管路に比べて1.5～2.0倍程度に増加している。これは、急勾配部の水位上昇時、管路内の空気は全て上流人孔から排出されることに起因すると考えられる。

（4）対策工の効果

マンホール蓋の浮上飛散防止を目的とした対策工として、表7に示す項目について検討を行った。対策工としては、蓋そのものの耐内圧力を高める手法の他、蓋の内側より作用する空気圧ピークを低減させる施設構造の採用が考えられる。前者については、その対策効果は蓋の種別により決定されるが、後者については

水理的検討が極めて困難であるため、その対策効果は水理模型実験により確認する必要がある。

本研究では、空気抜き排気管、渦流遮蔽制御施設、階段部越流制御施設の対策効果を定量的に把握するため、水理模型実験を行った。以下にその概要を示す。

表7 蓋の浮上飛散防止を目的とした対策工

種別	基本的な考え方
圧力開放型浮上防止用鉄蓋、耐圧蓋等	耐内圧力の高いマンホール蓋の採用
排気口の設置	開口面積の拡大によりマンホール内空気圧を低減
空気抜き排気管（バイパス管）	排気管（バイパス管）により混入した空気を排出
渦流遮蔽制御施設	渦流による遮蔽を破り、混入した空気を排出
階段部越流制御施設	階段部から混入した空気を排出

1）空気抜き排気管

空気抜き排気管（バイパス管）により本管の上流人孔直下流と上流人孔内上部を連絡し、混入した空気を速やかに上流人孔上部に排気させることにより、空気の連行および下流人孔での噴出を抑制する手法を検討した。結果の一例として、対策ありとなしの場合の最大風量の比を図10に示す。空気抜き排気管の設置により、本管開水路時に混入した空気が上流人孔から排気され、下流人孔からの排気量が約 10%軽減されていることが確認できる。ただし、排気管径の違い（φ100mm、φ50mm）による差異は確認できなかった。

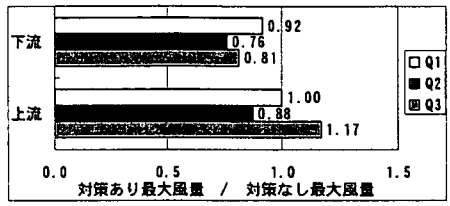


図10 空気抜き排気管（φ100）の効果

2）渦流遮蔽制御施設

中間人孔での流入形式が渦流入式の場合、渦状の落下水脈がカーテン状となり本管から中間人孔への空気の流れが遮蔽され、下流人孔に排気が集中することが実験で明らかとなった。ここでは、渦流遮蔽制御施設として、中間人孔下部に突起等を設けカーテン状の水流を崩し、本管内の空気を中間人孔から排気させることにより、下流人孔における排気量のピークを低減させる手法を検討した。

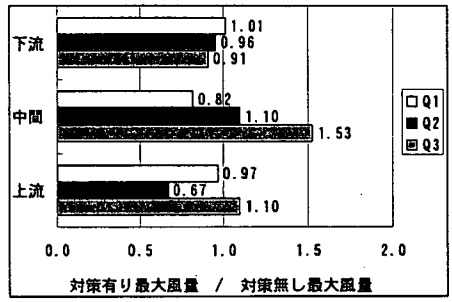


図11 遮蔽制御施設の効果

結果の一例として、モデル1における、対策ありとなしの最大風量の比を図11に示す。対策施設の設置により、各人孔における最大風量を低減する効果は明確ではなかったが、本管開水路時前半においては、中間人孔からの排気量が増加し、一定の効果があることが確認できた。

3）階段部越流制御施設

実施設において採用実績が多い階段式の流入人孔は、落下水脈に対する減勢効果は期待できるが、流入人孔からの空気排気は期待できないことが実験で明らかとなっている。そこで、各階段端部に越流を制御する突起を設置し、空気の通り道を確保することを検討した。

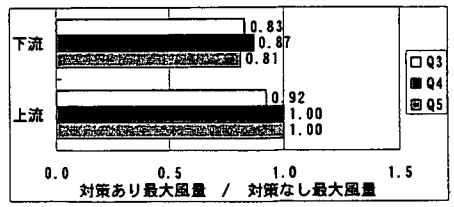


図12 階段部越流制御の効果

結果の一例として、モデル2における、対策ありとなしの最大風量の比を図12に示す。対策施設の設置により、本管開水路時における下流人孔からの排気量のピークは20%程度軽減することが確認された。

3．3 数値解析モデルの検討

現在、一般的に浸水対策用として用いられている管路非定常解析モデルは、水のみを対象とした開水路流れと圧力流れの一次元数値解析モデルである。このため、本研究で対象とする貯留管施設において問題となる、高落差流入による空気混入や、再浮上、運搬、人孔での噴出等、すなわち、空気と水の混合状態につい

ては考慮することができない。そこで本研究では、水理模型実験結果より得られた知見を基に、管内における空気と水の混相流モデルを開発することとした。

3．3．1　数値解析モデルの開発

本研究では、貯留管施設を人孔部と48の管路部に区分し、各ブロック・各断面において解析要素を定義する。

水理模型実験の結果を踏まえ抽出した混相流モデルの主な解析要素を、**図13**に整理する。これらのうち、水密度、空気密度、流量、風量、水深、空気圧、気泡密度の7つが変数となる。

各要素の解析方法は、管路流れ方向に関する一次元解析法とし、離散化には差分法を適用した。水と空気を同時に取扱う場合、両者の密度には約1000倍の差異があることから計算が不安定になるため、基礎方程式における空間の離散化においては、圧力（水位）と流量の計算点を$\Delta x/2$ ずらすスタッガード格子を適用し、また時間方向の離散化においては、連続式については後退差分、運動方程式については前進差分（ただし、空気圧については後退差分）の半陰解法を適用することにより、計算の安定化を図った。

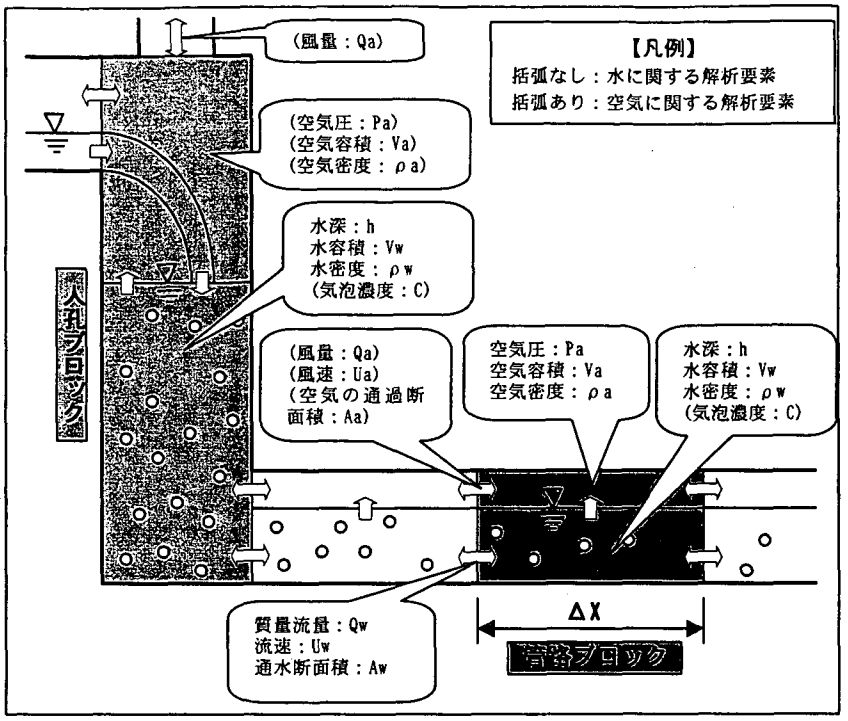


図13　数値解析モデルの主な解析要素

3．3．2　基礎方程式の立式

本研究で用いた基礎方程式を**表8**に示す。基礎方程式の係数、入力条件等のパラメータについては、既存研究における知見の活用や、水理模型実験と数値解析結果との同定検証により最適値を設定した。

また、貯留管施設における水理現象の特徴を適切に再現するため、水理模型実験から得られた知見を基に、サブモデルを構築し、基礎方程式に反映させることとした。以下に主なサブモデルの考え方を示す。

（1）摩擦力

各摩擦力についてはマニング則を適用し、水と壁面の摩擦力は$\tau_{wf}=\rho_w \dfrac{gn^2|U_w|U_w}{R_w^{1/3}}$、空気と壁面の摩擦力は$\tau_{af}=f_{af}\rho_a \dfrac{|U_a|U_a}{2}$、水と空気の摩擦力は$\tau_s=f_s\rho_a \dfrac{|U_w-U_a|(U_w-U_a)}{2}$で表すこととした。ここに、n：壁面の粗度係数、$R_w$：水の径深、$f_{af}$：空気と壁面の摩擦係数、$f_s$：空気と水の摩擦係数。

（2）気泡浮上量

人孔および管路の各ブロックで気泡の分布、気泡径、気泡浮上速度は一様と仮定し、人孔内の気泡浮上量を$w_0 \cdot A_t \cdot C_t$、管路内の気泡浮上量を$w_0 \cdot B \cdot \Delta x \cdot C_j$とした。ここに、人孔内の気泡濃度$C_t$、気泡浮上速度$w_0$、水面面積$A_t$、管路ブロック内の気泡濃度$C_j$、水面幅B、ブロック長$\Delta x$（ブロック長は本管径相当に設定）。

表８　混相流モデルの基礎方程式

対象	種別	基礎方程式	解析要素
水	連続式	$\frac{\partial \rho_w A_w}{\partial t}+\frac{\partial \rho_w Q_w}{\partial x}=\rho_w q_w-w_0\cdot B\cos\theta\cdot C+\frac{\rho_a q_e}{\Delta x}$	ρ_w：水密度(kg/m³) ρ_a：空気密度(kg/m³) ρ_l：水だけの密度(kg/m³) Q_w：流量(m³/s) Q_a：風量(m³/s) h：水深(m) P_a：空気圧(Pa) C：気泡密度(kg/m³) V_a：空気容積(m³) U_a：風速(m/s) A_a：空気の通過断面積(m²) V_w：水容積(m³) U_w：流速(m/s) A_w：水の通過断面積(m²) B：水面幅(m) S_w：水の潤辺長(m) S_a：空気の潤辺長(m) τ_{wf}：水と壁面の摩擦力 (kg・m/s²/m²) τ_s：水と空気の界面摩擦力 (kg・m/s²/m²) τ_{af}：空気と壁面の摩擦力 (kg・m/s²/m²)
	運動量方程式	$\frac{\partial \rho_w Q_w}{\partial t}+\frac{\partial \rho_w U_w Q_w}{\partial x}=-gA_w\frac{\partial}{\partial x}\left\{\rho_w\left(h\cos\theta+Z+\frac{P_a}{\rho_w g}\right)\right\}-S_w\tau_{wf}-B\tau_s-f_{wl}\rho_w\frac{\lvert U_w\rvert Q_w}{2\Delta x}$	
空気	連続式	$\frac{\partial \rho_a A_a}{\partial t}+\frac{\partial \rho_a Q_a}{\partial x}=\rho_a q_a+w_0\cdot B\cos\theta\cdot C-\frac{\rho_a q_e}{\Delta x}$	
	運動量方程式	$\frac{\partial \rho_a Q_a}{\partial t}+\frac{\partial \rho_a U_a Q_a}{\partial x}=-A_a\frac{\partial P_a}{\partial x}-S_a\tau_{af}+B\tau_s-f_{ap}\frac{\rho_a\lvert U_a\rvert Q_a}{2\Delta x}$	
	状態方程式	$P_a=P_0\left(\frac{\rho_a}{\rho_0}\right)^{\gamma}$	
気泡	拡散方程式	$\frac{\partial C}{\partial t}+\frac{\partial U_w C}{\partial x}=\frac{\partial}{\partial x}K\frac{\partial C}{\partial x}-\frac{w_0 B\cos\theta}{A_w}C+\frac{\rho_a q_e}{\Delta x\cdot A_w}$	
	水の密度と気泡濃度の関係	$\rho_w=\left(1-\frac{\rho_l}{\rho_a}\right)\cdot C+\rho_l$	

【パラメータ】
q_w：通水流量、w_0：気泡浮上速度、θ：管の勾配、q_e：落水による空気連行量、g：重力加速度、Z：管底高、f_{wl}：水の局所損失係数、q_a：空気流入量、f_{ap}：空気の局所損失係数、P_0：標準状態での空気圧(15℃、1気圧)、ρ_0：標準状態での空気密度(15℃、1気圧)、γ：空気の比熱比(=1.4)、K：気泡拡散係数、x：流れ方向の距離、t：時間

（３）空気連行量

上流人孔における落水による空気連行量（q_e）を水理模型実験により直接計測することは極めて困難であるため、数値計算上不明なパラメータとなる。そこで、水理実験により得られた空気混入量 q_m の実験式（式(1)）を用いて q_e を表現することを検討した。空気混入量（q_m）は、落水による連行量（q_e）から、人孔内での気泡の浮上量（$w_0\cdot A_t\cdot C_t$）を控除した量、すなわち、$\rho_{a0}q_m=\rho_{at}q_e-w_0\cdot A_t\cdot C_t$ で表現されると考えられる。また、人孔部から本管部への気泡の移流は $q_wQ\cdot C_t=\rho_{a0}q_m$ であると仮定すると、$\rho_{at}q_e=(1+w_0A_t/q_w)\rho_{a0}q_m$ で表すことができる。なお、人孔内の気泡濃度は完全混合、また管路内の空気は上流へ逆流しないと仮定している。ここに、ρ_{a0}：大気密度、ρ_{at}：人孔内空気密度、q_w：通水流量。

（４）　人孔上部からの空気排出量

人孔上部からの空気排出量は非定常状態におけるベルヌーイ式を用い、次式で計算することとした。なお、次式において定常状態（$\partial Wa/\partial t=0$）を考えた場合、渡辺らの式[3]に一致する。ここに、W_a：開口部の風速。

流出時：$\frac{\partial W_a}{\partial t}=-\frac{1}{\Delta z}\left\{\left(\frac{W_a^2}{2}+\frac{\gamma}{\gamma-1}\frac{P_0}{\rho_0}\right)-\frac{\gamma}{\gamma-1}\frac{P_a}{\rho_a}\right\}$　　流入時：$\frac{\partial W_a}{\partial t}=-\frac{1}{\Delta z}\left\{\frac{\gamma}{\gamma-1}\frac{P_0}{\rho_0}-\left(\frac{W_a^2}{2}+\frac{\gamma}{\gamma-1}\frac{P_a}{\rho_a}\right)\right\}$

３．３．３　同定検証の結果と考察

数値解析モデルによる計算結果と水理模型実験結果との比較により、数値解析モデルの精度、妥当性を検証した。数値解析モデルおよび水理模型実験による波形（空気圧の経時変化）の一例を図 14 に示す。非定常

状態となる期間では、波形を完全に一致させることは困難であった。次に、ピーク空気圧について照査したところ、モデル1～3についてそれぞれ大小2通りの流量で同定検証を行った結果、両者の差（＝|(実験値)－(計算値)|÷(実験値)×100）は、大きい流量（モデル1で150L/s相当）では9%～66%、小さい流量（モデル1で100L/s相当）では2%～209%となった。いずれもバラツキが大きいが、ピーク空気圧がより大きくなると考えられる大きい流量の方が精度は比較的良好であると思われる。

現時点での数値解析モデルはまだ十分な精度を有しているとは言えず、今後精度向上に向けたモデルの改良を進める必要がある。また、空気の噴出を伴う極めて複雑な現象を取り扱っていることから、水理模型実験での計測値のばらつき（再現性）を把握し、同定検証の評価基準を検討することも今後の課題である。

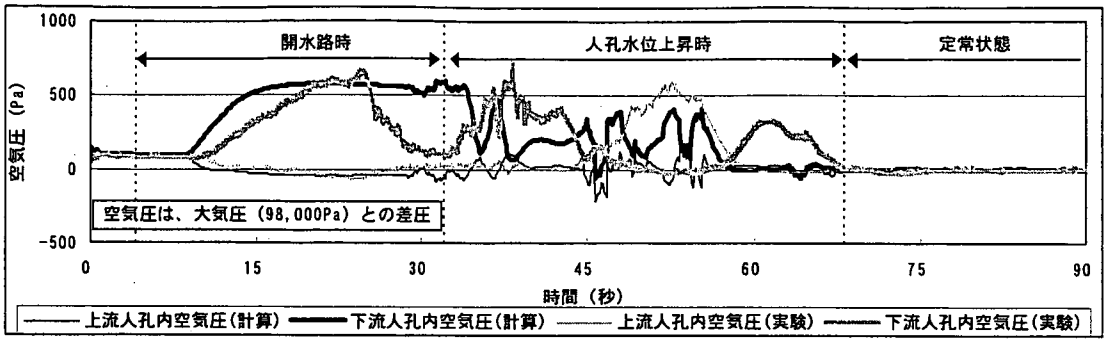


図14　同定検証結果例（空気圧の経時変化、モデル1-Q1）

4．まとめ

（1）合流式下水道における雨天時汚濁負荷流出モデルについて

1）合流式管きょ内における晴天時の大腸菌群数について調査を行った。午前中に大きなピークがあるが、夕方から深夜にかけては漸減傾向であり、概ね10^4～10^5個/mLの範囲での変動であった。

2）分布型山口・中村モデルについて検討し、流域モデルと管路モデルの2つを組み合わせたモデルを検討した。シミュレーションを行った結果、負荷量について集中型モデルと同程度の再現が可能であり、加えて全体的に再現性が高いことが示された。また、栄養塩類についても集中型と同等程度の再現が可能であった。一方、大腸菌群数の再現については、パラメータの設定方法等の検討を行う必要がある。

（2）空気噴出を考慮した雨水管路設計手法について

1）水理模型実験により得られた知見を基に、伏越し形状の貯留管における水と空気の混相流現象を表現できる数値解析モデルを構築した。

2）構築した数値解析モデルの精度は十分ではなく、今後は精度向上に向けた改良及び流入形式・接続形式の差異、中間人孔の有無を考慮したモデルへの改良により、より適用範囲の広いモデルとする必要がある。

3）数値解析モデルにより、予め種々の条件でのピーク空気圧を計算し、それらをグラフ化した簡易判定図表として整理することができれば、マンホール蓋の浮上・飛散に対する安全性を簡易に判定できる。

【参考文献】

1) 森博昭、那須基、森田弘昭：伏越し形状の貯留管における空気混入現象、第40回下水道研究発表会講演集、pp.322、2003

2) 建設省土木研究所河川部都市河川研究室：土木研究所資料、首都圏外郭放水路の流入立坑に関する水理模型実験、ISSN-0386-5878、第3243号、pp.84、平成6年2月

3) 渡辺政広、神田徹、岡田将人、神吉和夫：マンホール部に空気塊を封入する下水道管渠網の圧力流れ、水工学論文集、第44巻、pp.551-556、2000

4. 社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査

下水道研究室　室　　長　森田　弘昭
研　究　官　吉田　敏章
研　究　官　山縣　弘樹

1　研究の目的

閉鎖性水域におけるCODの環境基準の達成率は東京湾で68%、伊勢湾で56%、瀬戸内海で74%、湖沼で45.8%と低い状況にあり[1]、公共用水域の水質改善は、今後の下水道事業の大きな目的の一つである。さらに、環境ホルモンなど微量化学物質への対応、生態系の保全等の新たな要求も生じている。このように、公共用水域の水質をどのレベルまで改善すべきかという問題は、高度処理の導入等の多額の事業費が必要となるため、費用を負担する地域住民の合意形成が必要となる。そこで、望ましい水質改善レベルを決定するためには、地域住民が水質の改善により得られる便益（Benefit）と、それを達成するために必要な事業費（Cost）を比較する費用効果分析（Cost Benefit Analysis）を適用することが有効であると考えられる。

下水道事業による公共用水域の水質改善効果は、レクリエーション等による直接的な利用価値、生態系保全等直接的利用を伴わない非利用価値に分類される。非利用価値を含めた水質改善効果の経済評価方法として仮想評価法（Contingent Valuation Methods, CVM）があるが、わが国での適用事例はまだ少なく、汎用的な適用手法の確立が求められている。一方、CVMを環境評価において先進的に採用してきたアメリカでは、水浄化法（Clean Water Act）による全米の水質改善効果の経済評価のために、全米61個所でCVM調査を行い、その結果得られた支払意思額（WTP）原単位を全国民に適用するという便益移転（Benefit Transfer）の手法が採用されている[2]。わが国においても、便益移転の手法を確立することにより、全国での公共用水域の水質改善効果の経済評価が可能になると考えられるが、便益移転について確立された方法はまだない。そこで、本調査は、わが国における便益移転の手法を検討することにより、公共用水域の水質改善効果の汎用的な経済評価手法を提示することを目的とする。

2　研究の方法

下水道研究室では、平成10～13年度に「下水道整備による環境改善効果に関する調査」を実施し、CVMによる周辺環境の改善、公共用水域の水質改善の効果の計測について、モデル地区を対象としたケーススタディを実施してきた[3]。その調査で得られたCVM調査手法に関する知見を前提とし、本調査（平成14～17年度）全体の枠組みを以下のように考えた。このうち初年度である平成14年度は、(1)(2)を実施した。

(1)　便益移転手法のレビュー

国内外でのWTPの便益移転事例をレビューし、わが国の水質改善効果において便益移転手法を適用する際の課題について考察する。

(2)　望ましい水質改善レベルと地域・個人属性の関係の検討

水質をどのレベルまで改善すべきかに関する国民の認識は、居住地域や個人属性等により差があると考えられ、便益移転の際はそのような多様な意識を反映する必要がある。そこで、国土交通省が平成13年度に実施した全国アンケート「みなさんの声を写す下水道へ」のデータを用い、居住地域、利用状況等と水質改善レベルの関係を検討する。

(3)　全国調査方法の検討

便益移転を前提としたCVM調査票、調査対象地域の設定、WTPの解析手法について検討する。

(4)　プレ調査の実施

全国調査のためのCVM調査票について、モデル地区を対象にプレ調査を実施し、調査方法の問題点を抽出する。

(5)　全国調査の実施

全国の調査対象地域において、便益移転を前提としたCVMアンケート調査を実施する。

(6)　便益移転手法の検討

全国CVM調査で得られた結果を基に、便益移転手法を検討する。

3　便益移転手法のレビュー

3.1 便益移転手法の概要

便益移転とは、環境改善による便益等の評価額の政策的利用に際して、過去の研究において推計された既存の評価額をいま問題となっている場に適用することを指す。便益移転は、財政的・時間的制約から新たな便益評価を行うことが困難な場合に採用される妥協案であり、便益移転により既存評価地より精度の高い評価額が得られることは期待できない。したがって、移転された便益評価額を安定的に信用できるものにしていくためには、便益移転の条件を含め、統一した体系的な手続きを制度化する必要があると指摘されている[4]。

便益移転の方法には、過去の研究例ですでに得られている1人あたり平均評価額を移転する方法（原単位法）と、地域特性を変数とする便益関数移転による方法（便益関数移転法）がある。原単位法の場合、既調査地域と新たな評価対象地域が類似の地域的特性を有することが求められる。一方、便益関数移転法の場合、原単位法より正確な便益移転を期待できると考えられるが、便益関数の変数や関数型等の設定の違いにより評価結果が異なるため、より正確な評価額を得られる便益関数を如何に設定するかが課題となる。

3.2 米国における水浄化法による水質改善便益評価の事例[2]

EPAは、1972年に制定された水浄化法（Clean Water Act）による全米の水質改善効果について経済評価を行い2000年に公表した[2]。ここでは原単位法による便益移転が採用されている。その概要を以下に示す。

(1) 水浄化法による水質改善への影響の把握

全米の河川を対象に、全国水質改善評価モデル（National Water Pollution Control Assessment Model）を用い、水浄化法に基づく対策あり・なしの各ケースについて、表—1の水質に基づき利用用途に関するランク（Swimming, Fishing, Boating, NonSupport）に区分した。その結果、水浄化法に基づく対策の実施により、水利用可能な河川延長が増加したことが示された（表—2）。

表—1　利用用途に基づく水質ランク[2]

Beneficial Use	BOD (mg/L)	Total Suspended Solids (mg/L)	Dissolved Oxygen (% saturated)	Fecal Coliforms (MPN/100 mL)
Swimming	1.5	10	0.83	200
Fishing	2.4	50	0.64	1,000
Boating	4.0	100	0.45	2,000

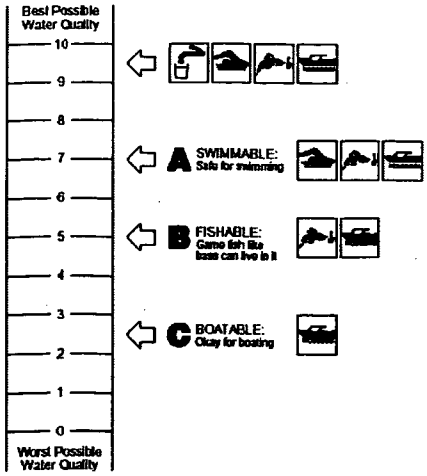
表—2　水利用可能な河川延長
（水浄化法あり・なしの比較：1990年代中盤）[2]

Highest Use Supported	Without-CWA Conditions (miles)	With-CWA Conditions (miles)	Increase in Use Support	
			Miles	Percent of Maximum Increase[a]
Swimmable	222,120	238,627	16,507	49.5%
Fishable	399,999	424,712	24,713	57.8%
Boatable	454,038	475,894	21,856	59.4%
Nonsupport	178,514	156,658	–21,856	59.4%

[a] Maximum defined by difference between without-CWA scenario and zero PS discharge scenario.

(2) CVMによる水質改善に対する支払意思額の調査

水質改善効果を経済評価するために、1983年に全米61個所を対象にCVM調査が実施された。被験者は、全米の主要な河川・湖沼のすべてをSwimmable, Fishable, Boatableのいずれかの水質（図—1）に改善することへの1世帯あたりの支払意思額（WTP）を表明するように求められ、表—3に示すWTPが得られた。また、WTPのうち、自らの居住する州での目標達成のために支出する金額と、全米での目標達成のために支出する金額の配分についても尋ねられた。その結果、WTPのうち州の占める割合は平均67%であり、全米での水質改善のために使ってもよい割合は33%であった。



図—1 CVM 調査で提示された水質ランク[2)]

表—3 水質改善に対する年・世帯あたり支払意思額[2)]

	Mean Annual Household Values, 1983[a]		Mean Modified Household Values, 1996[b]	
	Total	Incremental	Total	Incremental
Swimmable: WTP to raise all subswimmable water quality to swimmable	$241	$78	$491	$159
Fishable: WTP to raise all subfishable water quality to fishable	$163	$70	$332	$143
Boatable: WTP to maintain boatable water quality	$93	$93	$189	$189

[a]Mitchell, R.C., and R.T. Carson. 1986. *The Use of Contingent Valuation Data for Benefit/Cost Analysis in Water Pollution Control*. CR-810224-02. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy Planning and Evaluation. Washington, DC.

[b]Scaled Mitchell and Carson values based on real income growth and price changes over 1983 to 1996 period.

(3) 便益移転による全米の水質改善便益の推定

1990 年米国統計調査に基づき設定された全米の居住地区（Populated Place）ごとに、その中に位置する河川について、水質ランクごとの WTP 原単位（表-3）に地区世帯数を乗じることにより、その河川の属地的便益（Local/In-Place Benefits）を求めた。

また、WTP のうち 33%は非属地的・存在便益（Nonlocal/Existence Benefits）であると考え、全国の河川の水質ランクごとの割合と、全米の世帯数を乗じることにより、非属地的便益を求めた。

属地的便益と非属地的便益を合計し、全米の水質改善便益を求めた結果、水浄化法により年間約 111 億ドルの便益が生じているという結果が得られた（表—4）。

表—4 水浄化法の年間便益額推定値（1990 年代中盤）[2)]

Use Attainment	Local/In-Place Benefits	Nonlocal/ Existence Benefits	Total Benefits
Boatable	$4,192	$784	$4,977
Fishable	$3,043	$512	$3,556
Swimmable	$2,356	$216	$2,572
Total	$9,592	$1,513	$11,105

(4) 便益移転における課題

①水質が改善する河川の延長と WTP の関係

Mitchell and Carson(1986)[5)] は、同じ水質ランクでも、水質が改善する河川の延長が長いほど WTP は高く表明されると指摘し、河川延長に応じた係数で WTP を補正することを提案した。しかし、本事例では、水浄化法により水質改善が進んだのは延長が長く重要度の高い河川であると考え、同係数は 1 と設定されている。河川の重要度と WTP の関係については、検討の必要があると考えられる。

②属地的便益と非属地的便益の配分

水質改善効果の及ぶ範囲は、利用価値については一定の地域に限定されると考えられるが、非利用価値についてはより広域に及ぶと考えられる。したがって、本事例のように、属地的便益と非属地的便益のそれぞれの WTP を求めることは重要である。しかし本事例では WTP を属地的便益と非属地的便益に配分する方法の理論的根拠がないため、検討の必要がある。

③属地的便益の及ぶ範囲の設定

本事例では、ある河川の属地的便益は、居住地区（Populated place）内のみに及ぶと仮定し、WTP に該当居住地区の世帯数を乗じることにより属地的便益を求めている。これは、属地的便益が州全域に及ぶと仮定した場合、便益を過大評価するおそれがあるためである。属地的便益の及ぶ範囲の設定方法については、検討の必要があると考えられる。

④所得による WTP の補正方法

本事例では、1983 年に実施された CVM 調査での WTP について、評価対象年次である 1996 年での貨幣価値に修正するために、所得の変化が用いられている。しかし、所得と WTP の関係については検討されていない。

3.3 便益関数に関する検討事例

(1) 寺脇(2002)[6]

寺脇[6]は、平成11年度の農林水産省水環境整備事業新規採択希望地区において行われた24地区のCV調査データを用い、便益関数が地区間で移転されるかどうかを尤度比検定により分析した。

CV調査は、二段階二項選択方式で行われ、各地区ごとに、回答者の個人属性（性別・年齢・所得・職業・提示額）を変数とする支払行動関数（便益関数）が推定された。各地区は、事業施設（ダム、ため池、用排水路）、農業地域類型（都市的地域、平地農業地域、中間農業地域、山間農業地域）に応じたカテゴリ（計12）に分類された。そして、同一カテゴリ内の複数の地区間で便益関数が移転可能かどうかについて、式1に示す尤度比検定統計量LRを求め、カイ2乗検定を行い、有意水準10%で仮説検定を行った。その結果、一部のカテゴリでは、個人属性のみによる便益関数移転が可能であることが示された。

$$LR = -2\left[\ln L\left(\hat{\theta}_r\right) - \sum_{g=1}^{G} \ln L\left(\hat{\theta}_g\right)\right] \qquad (式1)$$

$\ln L\left(\hat{\theta}_r\right)$：複数地区を同一とした場合に得られるパラメータ$\hat{\theta}_r$によって評価された対数尤度

$\ln L\left(\hat{\theta}_g\right)$：各地区gにおいて得られるパラメータ$\hat{\theta}_g$によって評価された対数尤度

G：地区数

$\hat{\theta}_r$：複数地区を同一とした場合の尤度方程式$\partial \ln L_r(\theta)/\partial\theta = 0$の解

$\hat{\theta}_g$：複数地区を同一とした場合の尤度方程式$\partial \ln L_g(\theta)/\partial\theta = 0$の解

$$\ln L_r(\theta) = \sum_{i=1}^{N_r}\left[d_i^{yy}\ln\left\{1 - F\left(B_i^u;\theta\right)\right\} + d_i^{yn}\ln\left\{F\left(B_i^u;\theta\right) - F\left(B_i;\theta\right)\right\} + d_i^{ny}\ln\left\{F\left(B_i;\theta\right) - F\left(B_i^d;\theta\right)\right\} + d_i^{nn}\ln\left\{F\left(B_i^d;\theta\right)\right\}\right]$$

$$\ln L_g(\theta) = \sum_{i=1}^{N_g}\left[d_i^{yy}\ln\left\{1 - F\left(B_i^u;\theta\right)\right\} + d_i^{yn}\ln\left\{F\left(B_i^u;\theta\right) - F\left(B_i;\theta\right)\right\} + d_i^{ny}\ln\left\{F\left(B_i;\theta\right) - F\left(B_i^d;\theta\right)\right\} + d_i^{nn}\ln\left\{F\left(B_i^d;\theta\right)\right\}\right]$$

$$F\left(B;\theta\right) = F\left(-\alpha - x_i\beta - \beta_{bid}\ln B\right)$$

$d_i^{yy}, d_i^{yn}, d_i^{ny}, d_i^{nn}$：2段階の提示額に対して、(yes, yes),(yes,no),(no,yes),(no,no)と回答したとき1,それ以外のときに0をとる二値定義変数

B_i：第1段階の提示額、B_i^u：第1段階の提示額に対してyesと回答した時に提示されるより高い金額、B_i^u：第1段階の提示額に対してnoと回答した時に提示されるより低い金額

x_i：被験者iの属性ベクトル、β：x_iの係数パラメータ、β_{bid}：lnBの係数パラメータ

(2) 大野(2001)[7]

大野[7]は、伊勢湾のCVM調査（1998）で得られたWTPについて、環境資源の各価値（利用価値、オプション価値、代位価値、遺贈価値、存在価値、生態系価値）ごとの内訳を推定するために、同時に質問した環境資源の各価値（利用価値、オプション価値、代位価値、遺贈価値、存在価値、生態系価値）に対する評価（「非常に感じる」～「全く感じない」の5段階）を基に、コンジョイント分析の手法を適用して各価値の内訳額を推定する手法を提案した。

家計の効用関数は式2のとおり定義される。そして、アンケートデータを基に、最尤法によりパラメータα_k, β_k, γを推定する。式2を全微分し、dV=0とすると、式3が成立する。すると、式3は水質改善に対する家計の限界的な支払意思額となり、その値が各環境価値（式4）に分配できることが示される。

$$V = \left(\sum_{k=1}^{6}\left(\alpha_k r_k + \beta_k s_k\right)x_k\right)z + \gamma p \qquad (式2)$$

V：伊勢湾の環境資源に対する家計の部分効用、Z：水質浄化事業ダミー（事業あり＝1、事業なし＝0）、p：家計の負担金

x_k：k番目の環境価値ダミー（認識有り＝1、認識なし＝0）（k=1：利用価値、k=2：オプション価値、k=3：代位価値、k=4：遺贈価値、k=5：存在価値、k=6：生態系価値）

r_k, s_k：k番目の環境価値に対する認識度ダミー（非常に感じる=(1,1)、やや感じる=(0,1)、感じない=(0,0)

α_k, β_k, γ：未知のパラメータ

$$\frac{dp}{dz} = -\sum_{k=1}^{6}\frac{\left(\alpha_k r_k + \beta_k s_k\right)x_k}{\gamma} \qquad (式3)$$

k番目の環境価値：$M_k = -\dfrac{\left(\alpha_k r_k + \beta_k s_k\right)x_k}{\gamma}$ (式4)

3.4 まとめ

EPAの事例は、水質改善効果に関する便益移転を行った先進的なものであり、その考え方の枠組みはわが国での便

益移転手法の検討に際し参考となると評価できる。しかし、同事例では、原単位法を採用しているため、水域の水質レベル以外の特徴（水域の大きさ、回答者の個人属性等）を無視している点、属地的便益と非属地的便益の配分方法について理論的な根拠があいまいな点などの問題がある。そこで、前者への対処としては、便益関数移転法の採用が望ましいと考えられ、その際は寺脇の方法等により便益関数の移転の妥当性を統計的に検証することが求められる。また、後者への対処としては、コンジョイント分析を用いた大野の手法で便益の配分額が理論的に導出可能である。

4 望ましい水質改善レベルと地域・個人属性の関係の検討

4.1 目的

既往の便益移転事例のレビューでも見られたように、水質改善効果の便益評価にあたっては、便益の及ぶ範囲と、受益者が望ましいと考える水質改善レベルを把握することが必要である。便益の及ぶ範囲については、地理的条件などから検討する必要があるが、望ましい水質改善レベルについては、個人の意識により異なると考えられるため、本来はアンケート調査により個人の意識を直接把握する必要がある。もし、個人の属性や居住地域と望ましい水質改善レベルへの意識との間に統計的に有意な関係が確認できれば、その都度アンケート調査を行わずに、原単位や便益関数の移転により便益評価が可能になる。

そこで、国土交通省都市・地域整備局下水道部が平成 13 年度に実施した全国アンケート調査「みなさんの声を写す下水道へ」[8]のデータを用い、地域や個人属性と、望ましい水質改善レベルの関係について考察する。

4.2 方法

アンケートデータは、国土交通省都市・地域整備局下水道部より借用した。サンプル数は4,642 である。WTP に関する設問はないが、水環境保全の重要度に関する意見について、以下の選択肢から一番近い意見を選択する設問がある。

- **A 意見:「家の周りから臭いドブがなくなったり、蚊やハエがいなくなったり、生活環境の向上が重要だと思う。」**
- **B 意見:「いつも見かける川や海がきれいであることに越したことはないけど、いやなにおいがない程度であれば、少しは汚れていてもいいと思う。」**
- **C 意見:「子供たちが安心して遊べる。そんな水辺を取り戻すような取り組みが重要だと思う。」**
- **D 意見:「近くの川や海で、気軽に釣りや水遊びができる。そんな水環境があるといいと思う。」**
- **E 意見:「近くの川だけでなく、下流の海の水質や生態系を守るなど、広域的な環境の保全も重要ですね。」**

回答者が回答した選択肢 A, B, C, D, E を水質レベルが良い順番に並べると、E>C=D>A>B となる。そこで、A, B, C, D, E について、それぞれ 1, 0, 2, 2, 3 の重み付けを行い、各回答者の水質レベルに関する指標（以下、「水環境保全の重要度」）とした。そして、水環境保全の重要度について、回答者の属性（性別、年齢、職業、下水道利用の有無、下水道使用料の認知、水辺とのふれあいの有無、水辺に行く頻度、水辺で気になること、水辺ですること）及び居住地（都道府県）との関係について、クロス集計を行い、属性ごとの平均値及び95%信頼区間（式5）を求め、95%信頼区間が全国平均から外れている属性は、水環境保全の重要度に影響を与えていると判断することにした。

$$(95\%\text{信頼下限値}, \text{平均値}, 95\%\text{信頼上限値}) = \left(\sum_{j=1}^{5} \alpha_j \left\{ P_{ij} - 1.96\sqrt{P_{ij}(1-P_{ij})/n_i} \right\}, \sum_{j=1}^{5} \alpha_j P_{ij}, \sum_{j=1}^{5} \alpha_j \left\{ P_{ij} + 1.96\sqrt{P_{ij}(1-P_{ij})/n_i} \right\} \right) \quad (式5)$$

i：属性　j：選択肢(1～5)
α_j：選択肢jの重み係数(1,0,2,2,3)
P_{ij}：属性iのうち選択肢jの選択確率
n_i：属性iの標本数

4.3 結果

水環境保全の重要度について、属性ごとの平均値及び 95%信頼区間を図-2、図-3、図-4 に示す。

その結果、個人属性のうち、性別、年齢、職業、水辺とのふれあいの有無、水辺に行く頻度について（図-2）

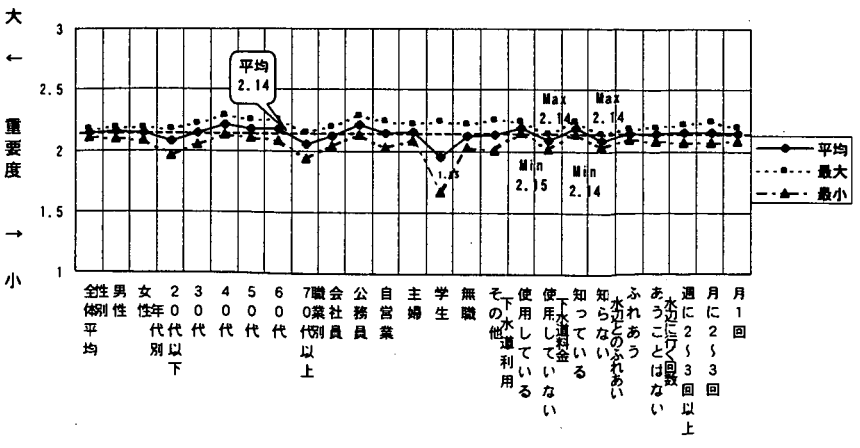


図-2　水環境保全の重要度－回答者の属性（95%信頼区間）

は、水環境保全の重要度への影響はなかったが、下水道利用の有無、下水道料金への認知属性の違いにより水環境保全の重要度が異なることいが示された。

また、水辺で気になることについて（図-3）は、生き物、周囲の景観を挙げた回答者の水環境保全の重要度が全国平均より高いことが示された。また、水辺ですることの違いによる水環境保全の重要度の違いはないことが示された。

地域の違いによる水環境保全の重要度への影響について（図-4）は、一部の県（図中F・I）での重要度が全国平均の重要度に比べ高いことが示された。

このように、個人属性については、下水道使用の有無、下水道使用料の認知の有無、水辺での生き物・周囲の景観への認識の有無が、望ましい水質レベルに影響を与えていることが示された。また、都道府県で望ましい水質レベルが異なることが示された。

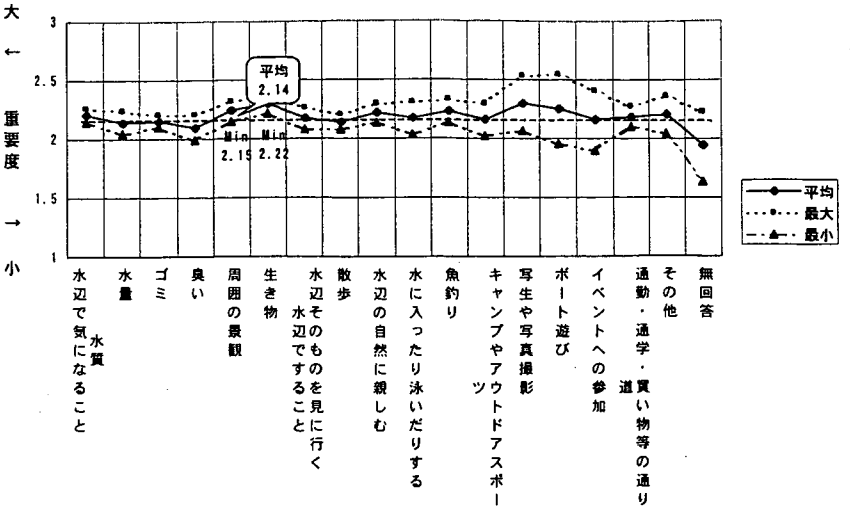


図-3　水環境保全の重要度－回答者の属性（２）
（95％信頼区間）

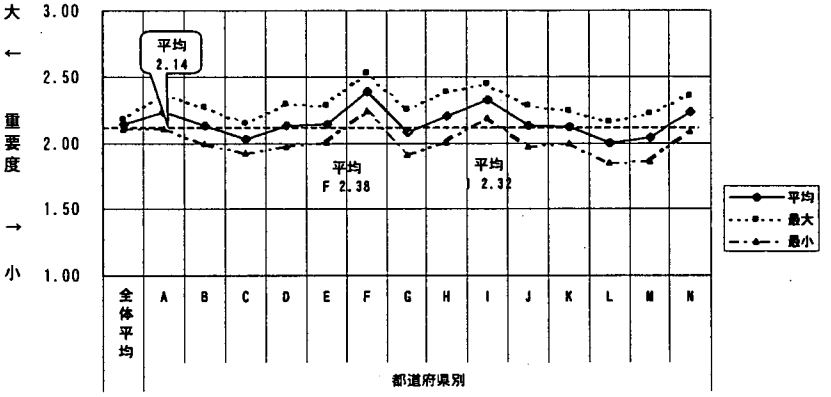


図-4　水環境保全の重要度－居住地（95％信頼区間）

5　まとめ

本年度は、わが国における水質改善便益評価について、便益移転の方法による汎用的な方法を開発することを目的とし、国内外の便益移転事例のレビューを行い、EPAの手法の適用性について検討した。そして、全国での汎用的な便益関数を求めるうえで配慮すべき個人属性や地域属性を国土交通省の全国アンケートデータ（平成13年度）を用いて示した。今後、今年度の検討結果を基に、便益移転のためのCVM調査の方法について検討を行う予定である。

参考文献

1) 環境省：平成13年環境白書
2) Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency: A Benefits Assessment of Water Pollution Control Programs Since 1972: Part 1, The Benefits of Point Source Controls for Conventional Pollutants in Rivers and Streams Final Report, Jan. 2000
3) 下水道研究室：「下水道整備による環境改善効果に関する調査」、『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【平成10年度】、同第3755号【平成11年度】、国総研資料第10号【平成12年度】、同第64号【平成13年度】）
4) 竹内憲司：環境評価の政策利用　CVMとトラベルコスト法の有効性、刈草書房、p.63-73、1999
5) Mitchell, R.C., and R.T. Carson: The Use of Contingent Valuation Data for Benefit/Cost Analysis in Water Pollution Control. CR-810224-02. Prepared for U.S. Environmental Protection Agency, Office of Policy Planning and Evaluation. Washington, DC. 1986.
6) 寺脇拓：農業の環境評価分析、刈草書房、2002.
7) 大野栄治：コンジョイント分析による伊勢湾の環境価値の経済評価、日本沿岸域論文集、No.13, pp.65-74, 2001.
8) 松井宏樹・原田一郎：一般市民を対象とした下水道事業のPI（パブリックインボルブメント）について、第40回下水道研究発表会講演集、（社）日本下水道協会、pp.271-273、2003

5. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査

下水処理研究室　室　長　中島英一郎
主任研究官　田隅　淳

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おり、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、再生水の水質に基づく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いる。再生水を都市の水資源として活用していくためには、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必要不可欠である。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。

平成１４年度は、下水処理水を再利用する際に受水槽やロータンク内等における付着物生成に関与する諸因子やその影響について実験による検討を行った。また、受水槽では滞留時間が長くなりやすいため、受水槽での残留塩素の消費が特に大きくなり、末端の給水施設での付着物生成に繋がる可能性が考えられることから、受水槽での水質変化に関する通年調査も併せて行った。また、再生水による金属の腐食に関する調査を行い、再生水の腐食性評価指標としてランゲリア指数を用いることの妥当性についての検討を行った。

2．Ｆ市再生水を用いた付着物生成に関する実験

２－１．実験装置

図-1に示す実験装置を用いて、試験片を設置した恒温水槽に、所定の残留塩素濃度に調整した下水処理水を定期的に供給し、試験片を下水処理水と接触させて付着物を生成させる実験を行った。実験は秋期～冬期（実験期間112日間）及び春期～夏期（実験期間188日間）の２回に分けて行った。なお、試験片には一般に使用されているロータンクの内面を模したものとして、陶器板及び発泡スチロールの２種類を用いた。

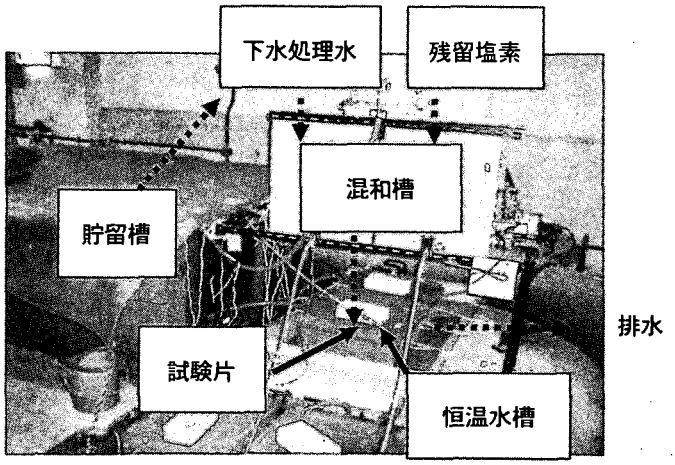


図-1　実験装置

２－２．実験条件

処理水には、受水槽やロータンク内において付着物による汚損の問題が発生したＦ市Ｃ処理場の処理水を脱塩素したものを用い、表-1に示す８条件の供試水をそれぞれ個別の実験装置に供給した。なお、恒温水槽内の水温は秋期～冬期は15℃、春期～夏期は25℃に管理した。

表-1　供試水の条件

処理水	供試水		
	初期残留塩素	交換頻度	
		１日毎	１週毎
砂ろ過水	0.5mg/l	○	○
	2.0mg/l	○	○
凝集沈殿＋オゾン＋砂ろ過（再生水）	0.5mg/l	○	○
	2.0mg/l	○	○

２－３．分析項目

恒温水槽流入水質及び試験片付着物質の分析を行うとともに、試験片の着色を目視により確認し、着色度合いを「着色していない」「少し着色している」「着色してい

る」の３段階で評価した。なお、分析日及び分析項目は以下の通りとした。

＜流入水質＞

TOC、T-Fe（秋期～冬期のみ）、T-Mn（秋期～冬期のみ）、NH4-N、NO2-N、NO3-N

＜付着物質＞

TS、VS、一般細菌数、T-Fe、T-Mn

＜分析日＞

実験開始より 21 日後、56 日後、83 日後、112 日後（秋期～冬期）

実験開始より 35 日後、63 日後、98 日後、127 日後、154 日後、188 日後（春期～夏期）

２－４．結果と考察

２－４－１．付着物による汚損と付着成分の関係

付着物生成実験終了時の付着物質の平均成分比（重量ベース）を図-2 に示す。VS が約 50%、Fe 及び Mn がそれぞれ約 1%を占めており、VS が占める割合が特に大きいが、VS、Fe 及び Mn 以外の成分も多く含まれていることも示唆された。また、試験片の着色具合と Fe、Mn、VS 各付着物重量分布の関係を示したものが図-3～5 である。付着物成分 VS、Fe、Mn のうち試験片の着色と最も相関関係が大きい成分は Mn であり、壁面の着色は主として付着物中の Mn に起因することが示唆された。また、Mn 付着重量が 3mg/m^2 以上になると着色が明確に認められた。

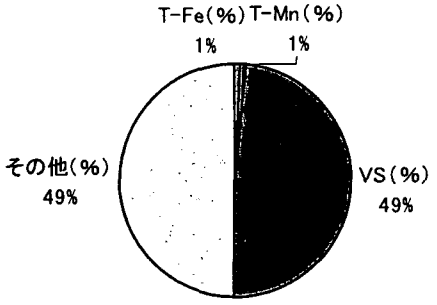


図-2 試験片付着物平均成分比（重量比）

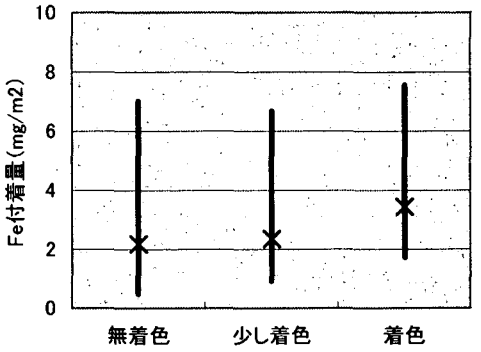


図-4 試験片着色と付着物重量分布の関係（Fe）

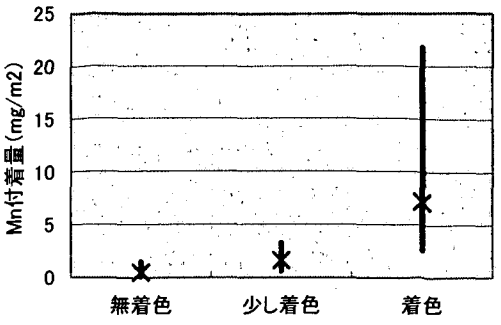


図-5 試験片着色と付着物重量分布の関係（Mn）

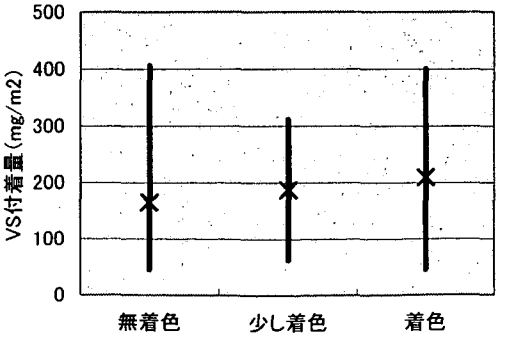


図-6 試験片着色と付着物重量分布の関係（VS）

２－４－２．処理水水質が付着物生成に与える影響

付着物生成実験における処理水平均水質は表-3 の通りである。ここで平均水質とは実験期間中に測定した処理水水質の平均値とした。再生水と砂ろ過水の実験終了時の Mn 付着量を比較したものが図-6 である。表-3 及び図-6 より、処理水中 T-Mn 濃度と Mn 付着量は比例関係にあり、壁面の着色に寄与する Mn 付着物の供給源は処理水中の Mn であることが分かった。表-3 に示すように、現在C処理場で導入されている再生水処理法（凝集沈殿＋オゾン＋砂ろ過）による Mn 濃度は水道水質基準の Mn 濃度（0.05mg/l）を下回っており、壁面着色防止のためには有効な処理法であると考えられる。

表-3　付着物生成実験における処理水平均水質
（単位：mg/l）

	砂ろ過水		再生水	
	秋～冬	春～夏	秋～冬	春～夏
TOC	7.3	5.9	3.0	4.2
NH4-N	14.8	8.3	3.8	6.8
NO2-N	0.4	0.5	0.1	1.8
NO3-N	3.3	4.2	9.4	5.7
T-Fe	0.83		0.35	
T-Mn	0.39		0.025	

同様に実験終了時の Fe 付着量と処理水の平均 T-Fe 濃度との相関関係は大きく、Mn の場合と同様に、処理水中の T-Fe が付着物中 Fe の供給源となっていることが分かった。

一方、付着物重量の多くを占める VS 付着量について、TOC 濃度で評価した場合、VS 付着量と TOC 濃度との間には明確な相関関係は得られなかった。また、図-7 に示すように VS 付着量と付着物中の一般細菌数の間にも明確な相関関係が見出せず、VS 付着量抑制のためには再生水中 TOC 濃度を低減させるだけでは不十分である可能性があることが示唆された。

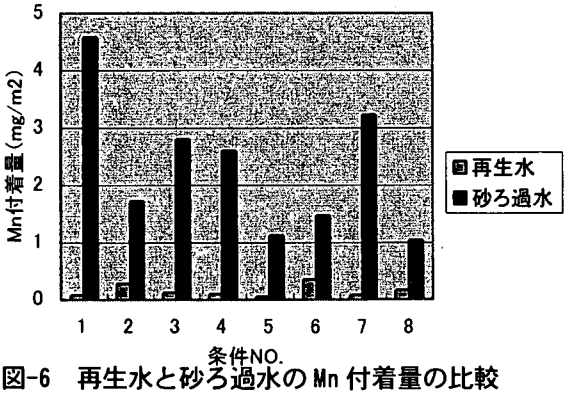


図-6　再生水と砂ろ過水の Mn 付着量の比較（秋期～冬期、112 日後）

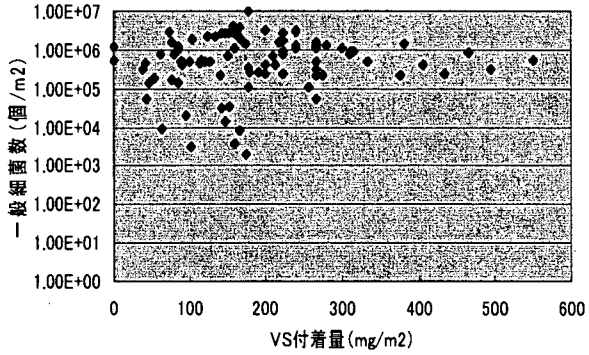


図-7　VS 付着量と付着物中一般細菌数の関係

２－４－３．残留塩素が付着物生成に与える影響

実験期間中に採取した付着量の平均値を平均付着量とし、残留塩素 0.5ppm 条件及び残留塩素 2.0ppm 条件の VS 平均付着物量を比較したが、両者の VS 付着量には明確な違いは見られなかった。しかし、前年度までの調査では、残留塩素濃度 0～4ppm の範囲では残留塩素濃度が高いほど付着量が小さくなるとの結果が得られており、残留塩素と VS 付着量の関係を更に調べる必要がある。

同様に、Mn 及び Fe 付着物について残留塩素 0.5ppm 条件と残留塩素 2.0ppm 条件を比較したところ、Fe 付着物については、残留塩素濃度の違いによる付着量の違いは特に見られなかった。これは、Fe は残留塩素により速やかに酸化される性質を持っており、処理場における塩素消毒により Fe の酸化が終了しているためと思われる。

一方、Mn 付着物については、水温 15℃条件では残留塩素濃度の違いによる付着量の違いは特に見られなかった（図-8）。これは、Mn の残留塩素による酸化反応は Fe に比べ極めて遅く、実験での塩素添加による酸化量が微量であるためと推測される。また、水温 25℃条件では残留塩素濃度増加に伴い Mn 付着量が減少する傾向が見ら

れたが、これは水温上昇による Mn 酸化量の増加により却って剥離が頻繁に発生し、逆に Mn 付着量の減少へと繋がったのではないかと考えており、付着物生成における剥離も考慮に入れる必要があると考えられる。

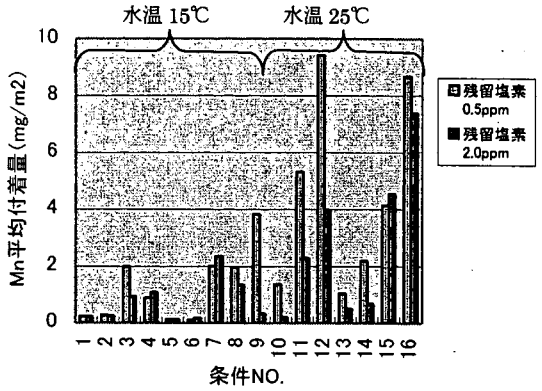


図-8 残留塩素 0.5ppm と残留塩素 2.0ppm の Mn 付着量の比較

2－4－4．水温が付着物生成に与える影響

水温 15℃条件の VS 付着量（112 日後）と水温 25℃条件の VS 付着量（98 日後と 127 日後の平均）を比較したものが図-9 であり、付着物重量の大半を占める VS 付着量は水温上昇とともに増加する傾向が見られた。

また、Mn 及び Fe 付着量について、水温 15℃条件（112 日後）と水温 25℃条件（98 日後と 127 日後の平均）を比較したところ、壁面着色の原因である Mn 付着量については、水温の上昇に伴い増加する傾向が見られた（図-10）が、Fe 付着量については、水温との間には明確な相関関係が見られなかった。この結果の違いは、前節でも述べたように、Fe については処理場における塩素消毒により実験開始時には Fe の酸化が終了しているが、Mn は塩素消毒による酸化が遅く、水温の上昇により Mn 酸化が促進されることを示すのではないかと考えているが、今後更なる検討が必要である。

また、図-10 及び Mn 付着重量が 3mg/m² 以上になると試験片に明確な着色が発生するとの実験結果から、水温 15℃条件では砂ろ過水の T-Mn 濃度（0.39mg/l）レベルでも付着物による壁面着色の可能性が低いが、水温 25℃条件では再生水の T-Mn 濃度（0.025mg/l）レベルでも壁面着色の可能性があることが示唆された。

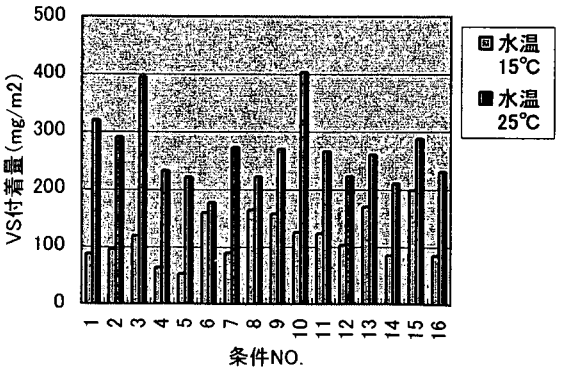


図-9 水温 15℃と水温 25℃の VS 付着量の比較

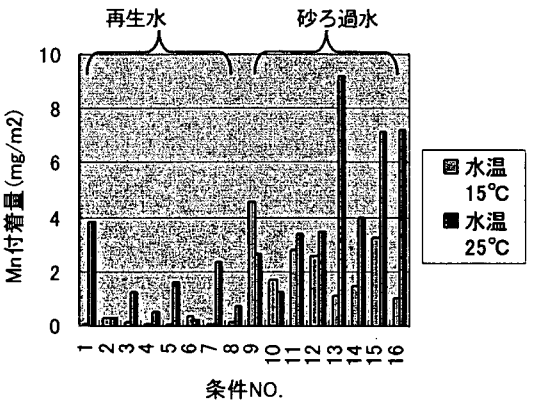


図-10 水温 15℃と水温 25℃の Mn 付着量の比較

2－4－5．滞留時間が付着物生成に与える影響

VS 付着物及び Mn 付着物について、滞留時間 1 日条件の平均付着量と滞留時間 7 日条件の平均付着量を比較したが、滞留時間の違いによる付着量の明確な違いは見られず、今回の実験結果からは、水温や水質に比べ、滞留時間が付着物生成に与える影響は小さいと言える。

3．F市受水槽における水質実態調査

3－1．実験内容

F市庁舎内の再生水受水槽流入水及び受水槽貯留水について、通年（平成13年11月～平成14年10月）にわたって月1回の頻度で水質分析を行い、受水槽内における水質変化について実態調査を行った。なお、分析項目は以下の通りとした。

＜水質分析項目＞

遊離塩素、結合塩素、NH_4-N、NO_2-N、NO_3-N、BOD、C-BOD（BOD及びC-BODは平成13年12月～平成14年3月のみ）

なお、平成14年6月以降は受水槽において雨水を混入させており、受水槽貯留水には雨水水質の影響が含まれているため、試料採取前日及び当日の雨水混入率が比較的低かった平成14年9月のデータのみを解析対象とした。

3－2．結果と考察

水質分析結果を表-4に示す。1月30日～3月27日にかけては、受水槽流入水にはNH_4-Nは12mg/l以上含まれており、N-BODがほとんど存在しないことから、受水槽流入前の段階では硝化があまり進行していないことが分かった。なお、他の時期でもNH4-Nが同程度含まれており、通年にわたり同様の傾向を示すものと考えられる。

一方、受水槽流入水と受水槽貯留水を比較すると、12月19日～3月27日にかけて、N-BODが大きく増加し、NH_4-Nが減少、NO_X-Nが増加していることから、受水槽において硝化が進行していることが分かった。なお、その他の期間についても、同様の傾向を示すものと考えられる。

また、遊離残留塩素及び全残留塩素については、受水槽内の残留塩素は0.1～0.8mg/l程度（殆ど全て結合塩素）であり、この条件で硝化が進行していることから、硝化菌は0.1～0.8mg/l程度の結合塩素に対しては耐性があることが分かった。また、受水槽内では1.5～2.2mg/l程度の残留塩素が消費されており、受水槽流入水中の残留塩素の7割以上が受水槽内で消費されていることが分かった。

表-4　受水槽流入水及び受水槽貯留水の水質（単位：mg/l）

調査日	受水槽流入水					受水槽貯留水				
	NH_4-N	NO_X-N	N-BOD	遊離残塩	全残塩	NH_4-N	NO_X-N	N-BOD	遊離残塩	全残塩
11/28	12.0	4.2		0.06	2.30	9.2	6.5		0.04	0.76
12/19	14.0	3.0	8	0.04	1.85	11.3	4.8	29	0.00	0.38
1/30	14.5	3.2	0	0.04	2.10	11.8	4.9	22	0.02	0.64
2/27	18.7	3.0	1	0.04	2.30	17.5	4.3	7	0.02	0.62
3/27	17.7	3.0	0	0.20	2.40	14.9	4.7	35	0.00	0.40
5/28	11.7	6.4		0.18	2.30	9.0	11.2		0.02	0.12
9/24	13.8	4.1		0.08	2.20	6.4	6.3		0.00	0.20

4．再生水利用による管路腐食に関する実験

4－1．実験内容

前年度までの調査結果によれば、鉄の腐食は伝導度や残留塩素が促進し、pHの上昇（アルカリ度の増加）は抑制する方向に作用することが示されている。本年度は昨年度に引き続き、室内実験において、電気伝導度、残留塩素及び水温の各因子が金属の腐食に与える影響を調べた。また、ランゲリア指数を統一した再生水及びイオン交換蒸留水を用いて金属の腐食に関する比較実験を行い、再生水の腐食性の評価指標として、ランゲリア指数を用いることの妥当性について検討を行った。

4－2．実験方法

物理的な環境条件を同一にし、水質（電気伝導度、残留塩素）及び水温による影響が把握できるように、各実験ケースにおける流速、ランゲリア指数及び再生水交換頻度を等しくし、腐食量を把握するために、金属試験片の試験前後の重量変化を測定し、再生水中の鉄濃度及び再生水量を定期的に分析した。実験は図－11 に示す実験装置を用いて表－5 に示す実験条件で行うこととし、試験片には、鋳鉄管の材質として使用される鋳鉄を用いた。また、イオン交換蒸留水には消石灰を投入し、砂ろ過水とランゲリア指数が概ね同一（-0.8）となるように調整したものを用いた。各実験ケースにおける水温、残留塩素及び電気伝導度の設定値を表－6 に示す。なお、流出水採取時期は、通水開始後 3hr、7hr、1d、4d、6d、7d、13d、14d とした。

表－5　再生水利用による管路腐食に関する実験条件

試験片	材質	寸法
鉄	JIS　FC20	2.1mm□100mmL
原水	水質設定	
イオン交換蒸留水	残留塩素濃度（0.05、0.5、5mg/l）	電気伝導度（150、300、950μS/cm）
砂ろ過水	〃　（0.5mg/l）	〃　（560μS/cm）
（原水は１日１回、週末等は休前日に次回補給までの所要量を調整して供給した）		
接触部	内径 3mm シリコンチューブ（長さ約 110mm）	
	接液部設定温度：10、20、30℃（反応後の流出水は 4℃で保存）	
再生水交換頻度	供給速度	
約 527 回／日	3.2ml／分（間欠供給：1 ｻｲｸﾙ 164 秒、供給 34 秒、停止 130 秒）	

表－6　水質と温度の組み合わせ

残塩濃度	伝導度	10℃	20℃	30℃
0.05	300		○	
0.5	150		○	
	300	○	○	○
	560	◎	◎	
	950		○	
5.0	300		○	

（○はイオン交換蒸留水、◎は砂ろ過水）

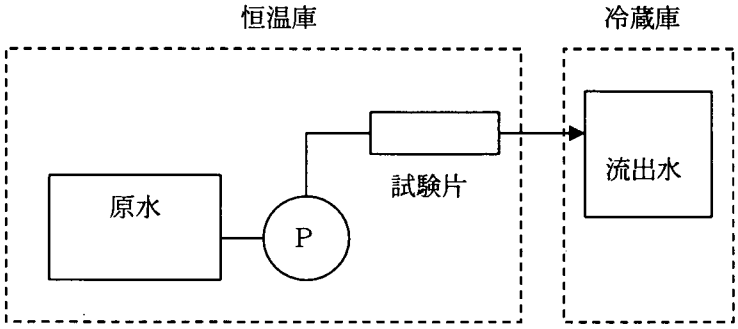


図 11　腐食実験装置

4－3．結果と考察

4－3－1．鉄の腐食に影響を与える因子

試料としてイオン交換水を用いた場合について、水温と鉄の腐食率の関係を図－11 に、電気伝導度と鉄の腐食率の関係を図－12 に、残留塩素と鉄の腐食率の関係を図－13 に示す。なお、腐食率は、再生水中の鉄濃度の増加及び再生水量から推定した鉄溶出量と、試験片重量の増加を酸化第二鉄生成によるものと仮定して求めた鉄の酸化反応量との和を腐食された重量とし、実験前の試験片重量に対する百分率で表した値である。図－11～13 より、鉄、電気伝導度及び水温は鉄の腐食率と正の相関関係にあるが、残留塩素や電気伝導度の水質因子に比べ、水温が鉄の腐食に与える影響が大きいことが分かった。

残留塩素濃度の減少が付着物の増加を招くことを考え合わせると、再生水による管路腐食抑制対策として、再

生水中の残留塩素濃度の低減を図ることは必ずしも適切ではなく、管路材質の適切な選定や、適切な配管施工の実施等による対応を行っていくことが現実的であると考えられる。

4－3－2．再生水の腐食性評価指標

図－14 は、試料としてイオン交換水を用いた場合と下水処理水を用いた場合について、両者の腐食率の比較を行ったものである。イオン交換水と下水処理水のランゲリア指数は概ね同一であるにも関わらず、下水処理水による腐食率はイオン交換水による腐食率よりも明らかに低くなっており、本実験結果からは、ランゲリア指数のみで下水処理水の腐食性を評価することはできない可能性が示唆された。

但し、実験データ数が十分ではないため、今後更に実験データを蓄積し、再生水腐食性評価指標としてランゲリア指数を用いることの妥当性について検討を進める必要がある。

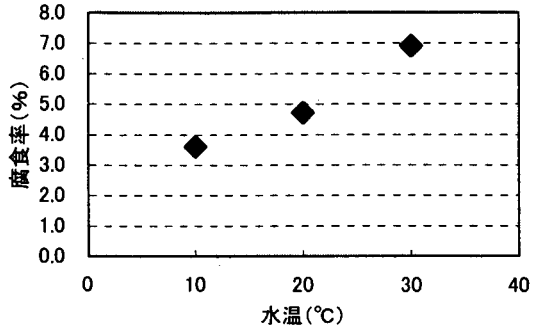


図 11　水温と腐食率の関係
（残留塩素 0.5mg/l、伝導度 300μS/cm）

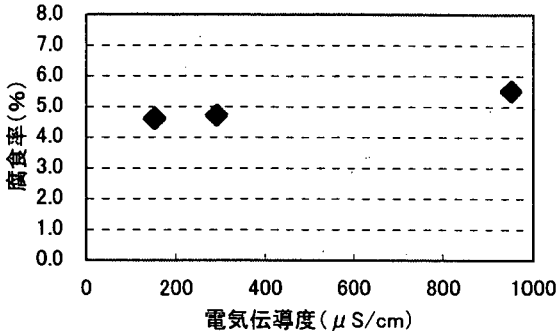


図 12　電気伝導度と腐食率の関係
（残留塩素 0.5mg/l、水温 20℃）

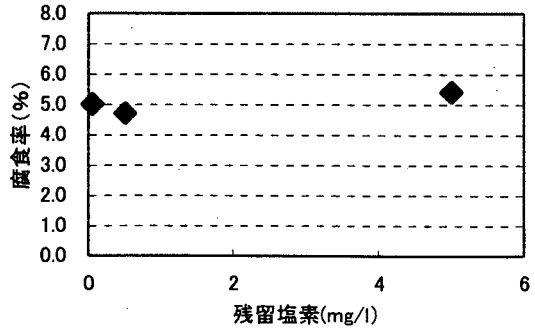


図 13　残留塩素と腐食率の関係
（水温 20℃、伝導度 300μS/cm）

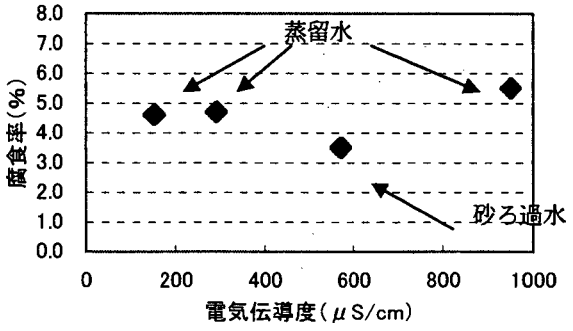


図 14　イオン交換蒸留水と砂ろ過水の腐食率の比較（残留塩素 0.5mg/l、水温 20℃）

5．まとめと今後の課題

下水処理水再利用による付着物生成に関しては以下のことが明らかとなった。

①付着物による試験片の着色は付着物中の Mn が主な原因であり、Mn 付着量が 3mg/m2 以上になると試験片の着色が明確に認められた。

②処理水中 Mn 濃度の増加に伴い Mn 付着量が増加する傾向が見られ、付着物による壁面着色を防止するためには処理水中の Mn 濃度を低減させることが重要であることが分かった。今回の実験で用いた再生水（凝集沈殿＋オゾン＋砂ろ過）の Mn 濃度は水道水質基準の Mn 濃度を下回っており、有効な処理法であると考えられる。一方、VS 付着量と処理水 TOC 濃度の間には相関関係は見られなかった。

③水温の上昇に伴い、壁面着色の原因である Mn 付着量が増加する傾向が見られ、水温 15℃条件では実験で用

いた砂ろ過水（T-Mn 濃度 0.39mg/l）レベルでも付着物による着色の可能性が低い一方、水温 25℃条件では実験で用いた再生水（T-Mn 濃度 0.025mg/l）レベルでも付着物による着色の可能性があることが示唆された。

④滞留時間が付着物量に与える影響は小さかった。

また、受水槽における水質変化に関しては以下のことが明らかとなった。

⑤F 市C処理場処理水の再利用システムでは、受水槽において硝化が進行するとともに、残留塩素が大きく減少しており、遊離残留塩素は殆ど保持されていなかった。

下水処理水再利用による管路腐食に関しては以下のことが明らかとなった。

⑥水温、電気伝導度及び残留塩素が大きいほど、鉄の腐食を促進するが、水温の影響が特に大きく、電気伝導度及び残留塩素の影響はあまり大きくない。

⑦ランゲリア指数を再生水の腐食性評価指標として用いることは適切ではない可能性が示唆された。

しかし、付着物に関する実験や腐食に関する実験における条件数が十分ではないため、付着物生成や腐食に及ぼす影響についての定量的な評価は困難であり、今後は条件数を増やし定量的な評価を行っていく必要がある。

参考文献

1）日本下水道協会「日本の下水道（平成 14 年）」pp224

2）鈴木、小越、山縣、藤井「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」平成 12 年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp163-180、国土技術政策総合研究所資料 No.10、2002/1

3）丹保、小笠原共著「浄水の技術（技報堂出版）」pp90-94、147-148、320-322

4）日本水道協会「水道維持管理指針」、pp129-133

6. 下水道システムのLCA評価に関する研究

下水処理研究室　室　長　中島　英一郎
主任研究官　山下　洋正
研　究　官　中島　智史

1.　はじめに

現在、地球温暖化をはじめとする地球規模の環境問題の解決にあたり、各分野において環境負荷を定量解析するとともに、その低減を進めるための様々な手法が検討されている。下水道施設のように公共用水域への環境負荷を低減するための社会資本に対しても、その水質改善効果と建設や運転と共に排出される環境負荷との関係を評価することが必要とされている。近年、それら評価手法の一つとしてＬＣＡ（ライフサイクルアセスメント）が注目されているが、これは検討対象とする施設が環境に与える影響を総合的に評価する手法であり、具体的には施設の建設から運転、廃棄に至るライフスパンにわたって環境負荷を算定することにより、総合的に環境への影響を評価しようとするものである。

本研究では、下水道システムの計画設計段階におけるＬＣＡを整備することを目的としており、手法を標準化し作業の効率化を図るために基本となるライフサイクルインベントリー（ＬＣＩ）モデルの構築に取り組んでいるところである。本稿では、下水道システムを対象としてＬＣＩモデルのケーススタディを実施し、異なる処理方式における環境影響の比較検討を行い、また経年変化を考慮したモデルの適用性について検討を行ったので、その調査結果について報告する。また、下水道システムのＬＣＡにおける最終目的とも言える様々な環境要素の総合的評価に関してもその手法を検討したので、その事例について報告する。

2.　ＬＣＩモデルの適用性およびケーススタディ

2．1　計算手法

ＬＣＡにおける環境負荷の算定方法には、「産業連関法」と「積み上げ法」がある。本調査は、下水道システムの計画・設計段階において、環境負荷量の客観的定量や代替案を含めたシステムの比較検討を含めたシステムの改善に関する検討を行うための評価システムを構築することを目的としている。このため、より詳細な検討が可能な「積み上げ法」を基本とする負荷量算定を行った。

「積み上げ法」とは、膨大な機器や設備から構成される下水道システムをカテゴリー毎に分類し、さらにその構成要素を原単位のレベルまで細分化し、それに環境負荷原単位を乗じることにより最終的にシステム全体の環境負荷量を計算する手法である。

本調査では、このモデルに使用する環境負荷原単位として、CO2排出量とエネルギー消費量を設定し、計算に使用する原単位は日本建築学会のまとめた原単位データベース等の既存資料[1]を用いた。

今回実施したケーススタディでは、水処理施設のみを計算対象としており、各プロセスの負荷量を統合化するため、機器・設備毎の負荷量をその耐用年数で除したものを合計し、年度単位の数値に換算した。また、土木・建築施設については全体規模、機械・電気設備については現有規模に相当する負荷量を算定し、それぞれ全体計画、現有施設の日最大処理能力により処理水量あたりに換算した。

２．２　ケーススタディ対象施設

ＬＣＩモデル[2)]の適用性を評価するため、異なる処理システム毎のケーススタディを行ったが、今回検討対象として、高度処理法：滋賀県湖西処理場（循環法・A2O法）、標準法：茨城県伊師処理場、ＯＤ法：茨城県友部処理場を選定した。対象とした下水処理場の概要を表－１に示す。

表－１　ケーススタディ対象処理場の概要

	湖西処理場（滋賀県）	伊師処理場（茨城県）	友部処理場（茨城県）
処　理　方　式	循環式硝化脱窒法 嫌気無酸素好気法	標準活性汚泥法	オキシデーション ディッチ法（OD法）
計画処理水質（mg/l）	BOD：5、COD：10 SS：6、T-N：10 T-P：0.5	BOD：14.7、SS：20	BOD：20、SS：30
計画流入水量（m3/日）	75,000	66,900	35,000
現有処理能力（m3/日）	52,500	44,810	9,920
処　理　水　量　（m3/日）	35,520	20,750	6,060

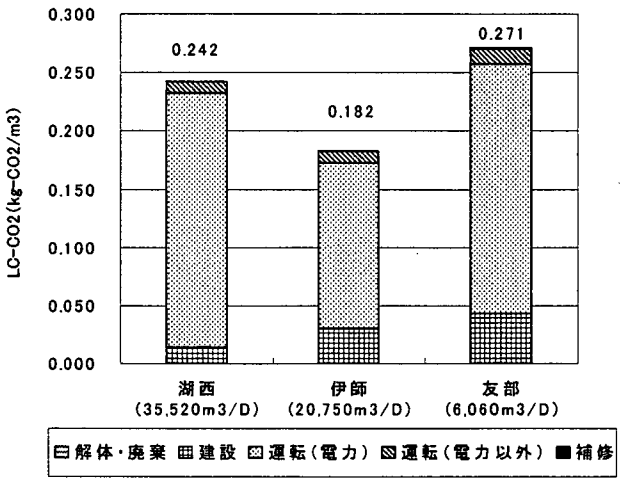
２．３　環境負荷量算定結果

（１）各処理システム別負荷量算定結果

図－１は、各処理場について、本調査で作成したLCIモデルにより算定したLC-CO_2を単年度当たりに換算し、さらに処理水量当たりに換算したものである。これによると、ＯＤ法の友部処理場が0.271(kg-CO2/m3)で最も大きく、次いで高度処理法の湖西処理場が0.242(kg-CO2/m3)であり、標準活性汚泥法の伊師処理場が0.182(kg-CO2/m3)と最も低い結果となった。また、３処理場とも運転による割合が大部分を占めており、その運転由来負荷のほとんどは電力の使用に伴うものであった。

ここで、高度処理法が標準法に対し負荷量が大きいのは、窒素・リンの除去等の高度な処理を行うための、運転時における攪拌機やブロア等の電力負荷の増大が要因であると考えられる。

また、ＯＤ法における負荷量が比較的大きい値となったが、その要因として、対象とした処理場の施設規模・流入水量といったスケールの影響や、ＳＲＴが長く設定されているというＯＤ法の特徴が考えられる。



図－１　処理場別負荷量算定例

また、曝気装置の稼働について、水量負荷率が小さい場合でも流入水量に見合った細かい制御運転をせず、処理能力流量時に近い電力を消費するというＯＤ法の運転特性も要因の一つとして考えられる。

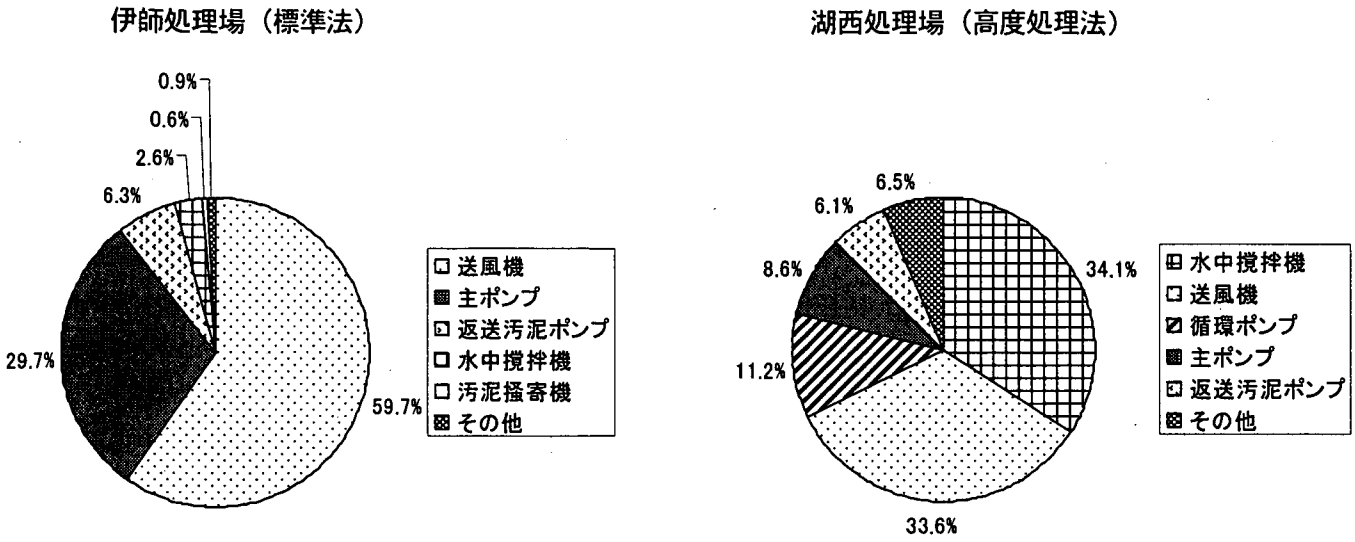
（２）設備毎の電力消費量構成比

図－２は、標準法と高度処理法の水処理施設の電力消費量を積み上げモデルにより計算し、その設備毎の構成比を示したものである。これによると、両処理場ともブロワー設備の割合が大きく、次いでポンプ設備と続き、両方の設備を合わせると、その構成比は全体の９割以上の割合を占めるという結果が得られた。

また、高度処理法については水中攪拌機や循環ポンプの割合が高く、ＬＣＩモデルによる負荷量の算定結果からも、その処理法の特徴がよく表れているという結果を得た。

以上より、各処理法とも下水処理場の環境負荷は運転時の割合が大きく、その大部分が電力の使用に伴う

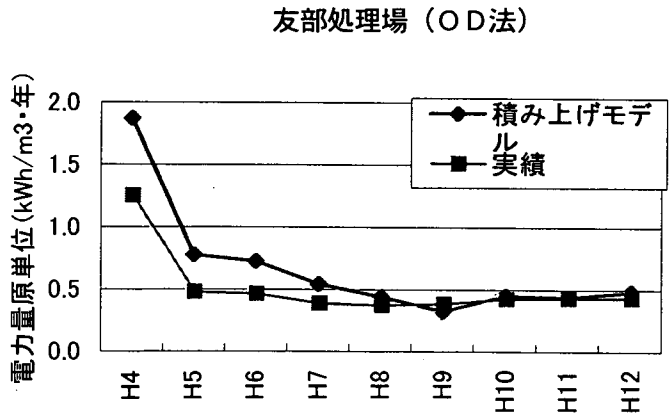
ものであることが確認されたが、その中でさらに主要機器を抽出し、その能力や稼働時間をパラメータとすることにより、ＬＣＩモデルの簡略化へと発展させることの可能性が示唆された。



図－２　施設毎の電力消費量構成比

（３）経年変化に関するＬＣＩモデルの検討

図－３は、友部処理場を対象として経年変化に関する積み上げモデルの再現性について示したものであり、ＬＣＩモデルによる電力使用量の計算結果と電気使用量実績を年度毎に比較している。これによると平成８～12年度ではモデルと実績の一致が見られ、処理水量の伸びなど時間経過を考慮した場合でもモデルによる再現性が高いと評価できる。しかし、平成４年度の供用開始後から平成7年度頃までは、施設規模に対して水量が少なく、それに伴う運転管理が安定していないため、このことが電力使用実績のＬＣＩモデルの再現性に影響を与えていると考えられる。



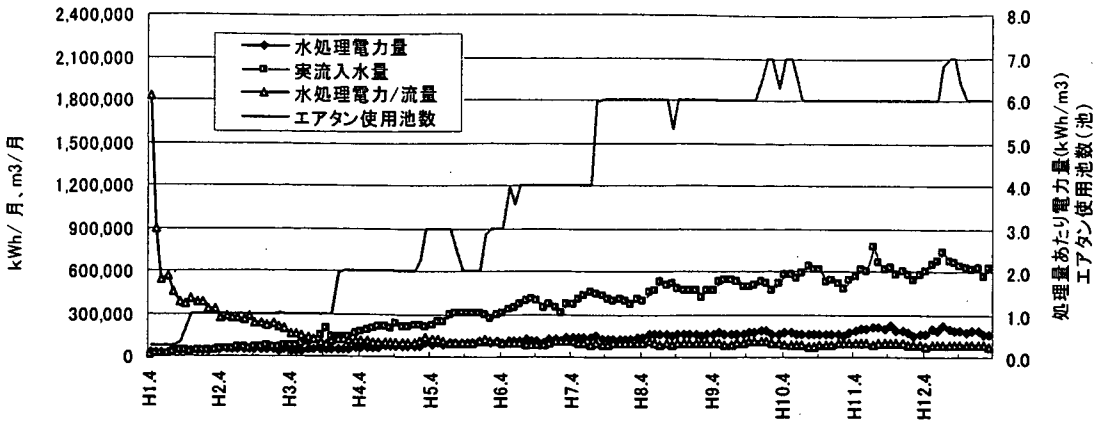
図－３　経年変化の積み上げモデル比較

図－４に伊師処理場と友部処理場の経年変化に伴う電力使用量原単位(電力使用量／流入水量)を示した。

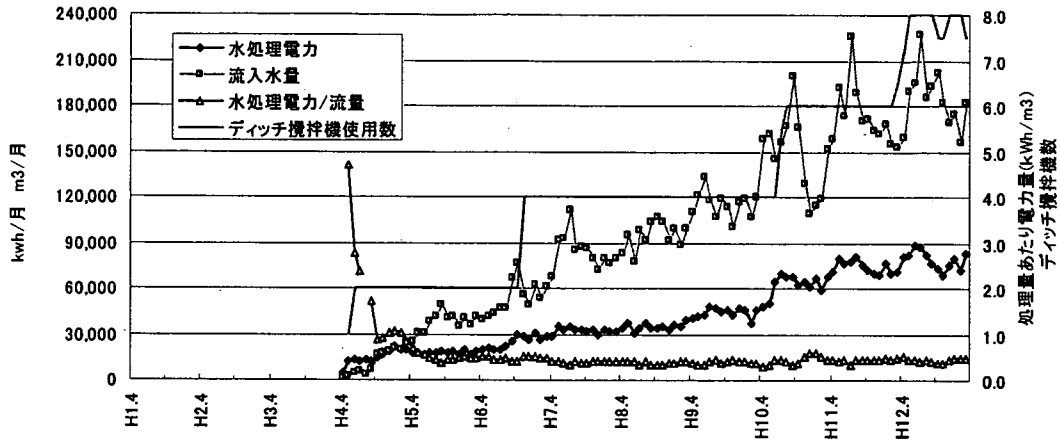
これによると、両処理場とも供用開始当初は電力使用量原単位が高い値を示しており、時間の経過と共にある一定の値へと収束していく様子が伺えるが、これが環境負荷量をＬＣＩモデルにより算定する場合に大きな影響を与えるものと考えられる。

下水処理場は時間経過とともに流入水量が増加し、その伸びに整合して施設が増設されていくが、施設能力に対する流入水量の割合（水量負荷率）がＬＣＡでの環境負荷量計算に大きな影響を与えることが今までのケーススタディにより示されており、今回の検討でもその影響が明らかとなった。このことから、今後処理システムや施設規模、あるいは水量負荷率が異なる比較対象をＬＣＡにより評価する場合は、それぞれ時間軸上のどこを評価ポイントとするのかが重要であると考えられる。

伊師処理場
（標準法）



友部処理場
（ＯＤ法）



図－４　経年変化に伴う電力使用量原単位

３．　異なる環境要素の総合的評価

本来、ＬＣＡとはその利用目的に応じて対象とする環境影響項目を選定し、それらを総合的に評価することが最終目的である。下水道システムのＬＣＡでは、環境影響項目として地球温暖化やエネルギー消費の他に、水質改善や酸性化、埋立廃棄物といった項目が考えられるが、今後はこれら環境影響項目と環境負荷量の軽減を機能単位とし、両者を統合的に評価する手法を確立していくことが必要である。今回、その評価手法を検討するために、湖西処理場（高度処理法）と伊師処理場（標準法）を対象としてケーススタディを行ったので、その事例を以下に示す。

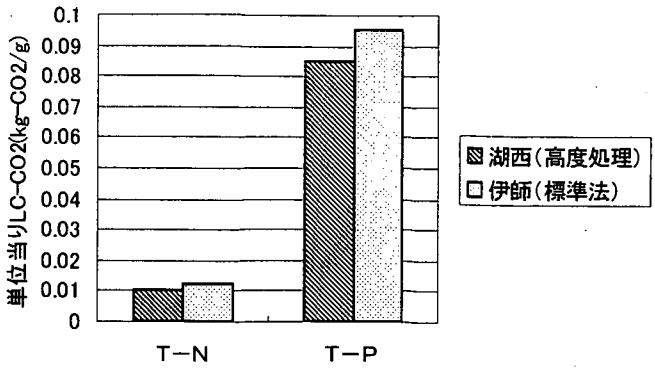
３．１　水質改善項目単位除去量あたりの負荷量による比較

ここでは、水質改善の中の富栄養化項目として窒素とリンを選定し、それと地球温暖化項目のCO2排出量とのトレードオフの関係について評価するための手法を示した。評価対象として選定した各処理場の計算条件を表－２に示す。

表－２　計算条件

		流入(mg/l)	流入(mg/l)	除去率(%)
湖西処理場（高度処理）	Ｔ－Ｎ	35.0	8.0	77.1
	Ｔ－Ｐ	3.2	0.07	97.8
伊師処理場（標準法）	Ｔ－Ｎ	35.0	14.0	60.0
	Ｔ－Ｐ	3.2	0.56	82.5

今回、流入負荷量は同じ値に設定し、除去率はそれぞれ直近年度の実績データを使用した。図－５にその結果を示しており、窒素・リンについてその単位除去量当たりのCO2排出量を表している。これによると、図－１に示した処理水量当たりのCO2排出量では、高度処理法の方が標準活性汚泥法よりも1.3倍程度の値を示したが、窒素・リンの単位除去量当たりとして比較すると逆に高度処理法の方が、窒素で約17%減、リンで約10%減という結果となった。



図－５　T-N・T-P 単位除去量当たり LC-CO2

３．２　多数の環境要素の統合的評価

このケーススタディでは、富栄養化影響の軽減を機能単位とした場合における多数の環境要素を統合的に評価するための手法を示した。

（１）環境要素の一覧

環境負荷項目の一覧を表－３に示す。

表－３　検討対象とする環境要素と環境負荷項目

環境要素		単位	特性化係数 （カテゴリー内の重みづけ係数）
資源枯渇	エネルギー資源	Mcal	一次ｴﾈﾙｷﾞｰ換算熱量
	水資源	m3	水消費量
生態影響	地球温暖化	kg-C	地球温暖化定数
	富栄養化	kg-P	平均的バイオマス組成の逆数
	酸性化	kg-ＳＯ２	質量当りの水素イオン反応量
汚染物の排出	大気圏への排出	kg-ＳＯ２	環境基準の逆数
	水圏への排出	kg-OD	ＢＯＤ，ＣＯＤの最大値
	土壌圏への排出	t-DPW	埋立廃棄物

（２）統合化評価の手法

下水処理施設のような環境保全のための社会資本施設は、公共用水域への環境負荷を削減する機能を有している。そのため、機能評価として、例えば水質汚濁負荷を削減するために他の環境要素に対してどれだけの環境影響を与えたかという指標の導入が可能となる。この指標を環境間依存指数[3]（以下、「ＬＩＤ（負荷排出環境要素／負荷削減環境要素)」と表記する。）とし、これを用いて各処理法の比較検討を行った。

ＬＩＤの算出式を下記（１）式に示す。

$$LID_{(i/j)} = LIP_i / LIP_j \quad \cdots\cdots(1)$$

ここで,

LIP_i：処理によって加えられるｉ環境要素の負荷量の環境負荷寄与指数での表示

LIP_j：処理によって削減されるｊ環境要素の削減量の環境負荷寄与指数での表示

ｉ：環境要素を表す添字。処理によって環境負荷として加えられる環境要素を表す。

ｊ：環境要素を表す添字。処理によって環境負荷を削減する環境要素を表す。

ここで、ＬＩＰとは環境負荷寄与指数のことであり、検討対象の全体システムの環境負荷量に対する検討対象物の環境負荷量の比を取ったものである。ここでは、検討対象とする全体システムとして日本全国をとっている。

ＬＩＰの算出式を下記（２）式に示す。

$$LIP_i = \Sigma (C_{i,j} \cdot L_j) / \Sigma (C_{i,j} \cdot TL_j) \quad \cdots\cdots(2)$$

ここで，LIP_i：ｉ環境要素での環境負荷寄与指数
$C_{i,j}$：ｊ環境負荷項目のｉ環境要素内での重みづけ係数
L_j　：検討対象事業でのｊ環境負荷項目の環境負荷量
TL_j　：ｊ環境負荷項目の日本全国での環境負荷量
ｉ：環境要素の区分を表す添字
ｊ：ｉ環境要素内の環境負荷項目の区分を表す添字

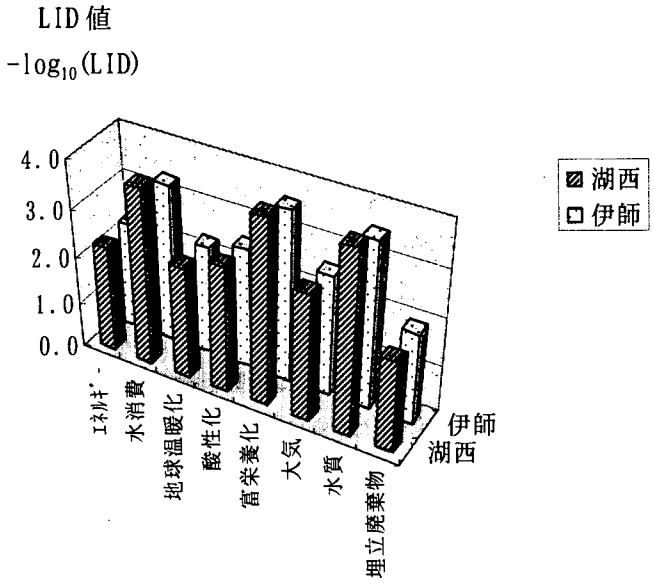
（３）計算結果

このケーススタディでは、高度処理を行うことによる機能当たりの環境影響（除去富栄養化ポイント当たりの排出環境負荷ポイント）の増加レベルをチェックすることを目的としている。結果の表示イメージを図－６に示す。

各環境項目のバランスを全体的に見ると、湖西処理場（高度処理法）の方が伊師処理場（標準法）と比較して、富栄養化負荷量を軽減するために排出される他の環境要素の負荷量を抑えていると言える。

つまりこの場合の評価としては「高度処理施設は、富栄養化原因物質の除去を標準法より効率的に行っている。」とすることができる。

ただし、この指標では現状での各環境要素の重み付けや許容される環境負荷量といった視点が不十分であり、その点が今後の検討課題として残されている。



図－６　環境間依存指数を用いた比較検討事例

４．　おわりに

本調査では、積み上げ法によるＬＣＩモデルについて、異なる処理方式のケーススタディを行い、ＬＣＡの観点から処理法毎の特徴を示し、それを計算モデルの簡略化へと発展させる可能性を示唆した。また、処理場の供用開始後の時間経過とともに変化する水量負荷率がＬＣＩモデルに与える影響を示すとともに、ＬＣＩモデルの適合性を検討した。さらに、異なる環境要素の総合的評価を検討すべく、高度処理法と標準活性汚泥法を対象にケーススタディを行い、その評価手法の事例を示した。

今後はこれらの結果をもとに、環境負荷量の定量化手法や評価手法について、さらに検討を進めていく必要があると考えられる。

参考文献

１）日本建築学会：建物のＬＣＡ指針（案），1999

２）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：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，2000

３）鶴巻峰夫：環境調和性を考慮した排水処理システムの評価手法に関する研究，1998

7. 下水高度処理の評価手法に関する調査

下水処理研究室　　室　　長　中島英一郎
主任研究官　山下　洋正
研　究　官　中島　智史

1．はじめに

閉鎖性水域の水質改善、下水処理水の安全性の向上等が求められており、そのためには下水の高度処理が不可欠である。しかし、高度処理の実施にあたり、財政負担について住民の理解が得られない、合理的な目標の設定が困難である等の問題が発生している。従って、高度処理による便益及び要する費用を含めた科学的知見に基づき、住民との合意形成を踏まえた意志決定を行う手法が求められている。

本調査の目的は、高度処理に関する評価手法を開発し、高度処理に関して科学的知見に基づく明確なシナリオ及び意志決定のための合意形成手法を提示することにより、高度処理を推進するための政策提言を行うことである。また、提示にあたっては、琵琶湖流域等をモデルケースとし、提言の実用性を検証する。

平成14年度は、琵琶湖を例に取り、水質保全に必要な高度処理による便益について、原単位的に汚濁負荷削減便益を計上する手法の開発に着手し、便益項目を整理して計算手法の案を作成した。また、全国的な観点からの下水道事業の水質保全効果の試算と評価に関する検討も行った。

2．高度処理の便益測定手法

2．1　調査方法

我が国の主要な水域については、環境基本法に基づく環境基準や、その実現のための各種計画が策定されており、水環境が社会資本を投じて保全すべき一定の価値を有していることについては、社会全体の合意事項となっている場合が多いと考えられる。この場合、水質保全の効果について、社会全体で共有すべき「原単位」、つまりどの手段により達成しても同じ価値を持つ水質保全上の単位便益を仮定することができるはずである。

従って、社会共通の水質保全目標の達成のための個別施策の取り組みにおいて、個々に水質保全便益を計測するよりも、共通の便益原単位を用いて評価する方が、整合性・効率性等の観点から妥当であると考えられる。

そこで、本調査においては、社会的な合意に基づく水環境保全計画について、その実施に必要な最小の事業費が住民の支払い意思額以下となっていると仮説に基づき便益の原単位を算出する手法（以下、「事業コスト代替法」と呼ぶ）を開発することとした。具体的には、琵琶湖流域等をモデルケースとして検討を行い、琵琶湖の水質環境保全のために必要となる各種施策が最も効率的に実施されたとき、その事業コストが琵琶湖環境保全に対する住民の支払い意志額以下であると見なし、その金額を琵琶湖環境保全の便益と考えるものである。

そのため、まず現在の琵琶湖の水質保全に関する社会的合意と考えられる琵琶湖総合保全整備計画「マザーレイク２１」（以下、ML21計画と呼ぶ）[1]及び関連する事業計画に基づき、水質保全のための各施策の事業費用及び削減負荷量を算出し、各施策の単位負荷削減量当たりの負荷削減単価を求めた。次に、各施策による全体費用を最小化するため、仮想的に排出権取引を行い、各施策による負荷削減量の仮想最適配分とその事業費用を推定した。最後に、各施策における便益全体のうち、水質保全に係る便益の割合をそれぞれ算出し、その割合を各事業費用に乗じることにより、水質保全に係る各施策の最小費用として求め、その合計を琵琶湖全体の水質保全便益の最小推定値とした。

2．2　結果及び考察

（1）　各施策の負荷削減単価の算出

「ML21 計画」では、H11 から H22 にかけて、表－1 に示す負荷削減事業が計画されている。これらのうち、「農業系施策の施肥改善の推進」は削減量が小さく費用推定も困難であるため分析対象外とし、残りの各施策について、建設費および維持管理費の推計を行い、年費用化したものを事業費用として表－2 に示した。

表－1　「ML21 計画」における削減負荷量[1)]

項目	系列	対策	H22無対策 放流量(kg/日)			H11-22 削減量(kg/日)		
			COD	T-N	T-P	COD	T-N	T-P
点源対策	生活系	下水道事業	18,598.0	6,741.0	631.9	12,115.0	596.0	389.8
		農業集落排水事業						
		合併処理浄化槽設置整備事業						
		下水道超高度処理				1,742.0	2,547.7	59.5
		農業集落排水事業(土壌トレンチ)				48.6	11.3	6.0
		農業集落排水事業(処理水の再利用)				25.7	28.0	2.8
	工業系	工場、事業場排水規制	12,888.0	3,971.0	438.6	5,423.0	1,312.0	150.4
面源対策	農業系	施肥改善の推進(緩効性肥料等推進対策)	6,919.0	3,038.0	145.8	0.2	25.0	4.7
		水質保全対策事業				132.4	44.0	3.0
		農業用水再編対策事業(地域用水機能増進)				114.2	38.0	2.5
	土地系	市街地排水浄化事業	6,856.0	2,660.0	94.3	129.6	38.2	2.5
	自然系	ダム環境保全事業	10,724.0	5,266.0	155.0	159.0	4.0	0.4
		流入河川浄化事業				210.2	127.8	8.6
計			55,985.0	21,676.0	1,465.6	20,099.9	4,772.0	630.2

表－2　事業費用（年費用）の推計

項目	系列	対策	建設費 百万円	耐用年数 年	建設費年費用 百万円/年	維持管理費 百万円/年	年費用計 百万円/年
点源対策	生活系	下水道事業	900,206	42	44,494	13,196	57,690
		農業集落排水事業	34,719	30	2,008	605	2,613
		合併処理浄化槽設置整備事業	10,440	15	939	557	1,496
		下水道超高度処理	53,727	20	3,953	1,955	5,909
		農業集落排水事業(土壌トレンチ)	11,440	30	662	143	805
		農業集落排水事業(処理水の再利用)	446	30	26	8	33
	工業系	工場、事業場排水規制	7,941	15	714	780	1,494
面源対策	農業系	水質保全対策事業	14,614	40	738	1,524	2,262
		農業用水再編対策事業(地域用水機能増進)	12,602	40	637	1,314	1,950
	土地系	市街地排水浄化事業	38,873	40	1,964	562	2,526
	自然系	ダム環境保全事業	450	15	40	9	49
		流入河川浄化事業	37,650	40	1,902	3,925	5,827
計			1,123,109		58,078	24,577	82,655

維持管理費の算出に当たっては、点源対策のうち農業集落排水事業の土壌トレンチ及び処理水再利用並びに面源対策については具体事例の維持管理費／建設費の比率を用いて求め、他の対策は積み上げ方式で求めた。

上で求めた各施策の削減負荷量及び事業費用から、T-COD 削減負荷単価を求め、T-COD 削減負荷量とあわせて図－1 に示した。ここで、T-COD 削減負荷量とは、COD、N、P を 1：0.48：0.30 の換算係数で統合し、

T-COD 削減負荷量＝COD 削減負荷量＋0.48×T-N 削減負荷量+0.30×T-P 削減負荷量

として負荷を統合したものである。

なお、換算係数は琵琶湖に関する水質シミュレーション結果[2)]より、異なるケースにおける負荷量及び水質の差を用いて、以下の式により求めた。

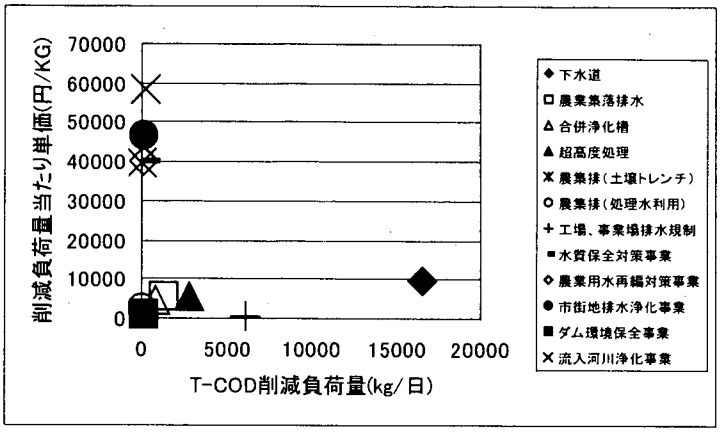
$$\text{T-N、T-P の COD への換算係数} = \frac{\Delta\tilde{L}_{COD}/\Delta\tilde{q}_{COD}}{\Delta\tilde{L}_{T-N,P}/\Delta\tilde{q}_{T-N,P}}$$

（$\Delta\tilde{L}$ は琵琶湖のシミュレーションにおける削減負荷量、$\Delta\tilde{q}$ は湖内水質の改善分）

この結果より、ML21 計画の各施策において削減負荷単価にかなり違いがあること、ダム環境保全事業以外の面源対策は他の施策と比較してかなり割高となること、農業集落排水（土壌トレンチ）以外の点源対策は削減負荷単価が 10,000(円／T-COD Kg)以下の範囲に収まり相対的に割安であることが分かった。

（２）負荷削減量の仮想最適配分及び事業費用の推定

上述の（１）の結果より、ML21 計画における各施策には、削減負荷単価の観点から高コストな施策と低コストな施策が混在していることが明らかとなった。ここで、仮に、高コストな施策での削減負荷量を減らすことにより浮いた事業費を低コストな施策に回して余分の負荷を削減することを考えると、全体としてより少ない費用で同じ削減負荷量を達成することができる。これは、削減負荷単価が高い施策と低い施策との間で、削減負荷量の取引（排出権取引）を行っていることになり、仮想的な市場取引における均衡価格（排出権としての削減負荷単価）をシミュレーションにより決定すれば、各施策における削減負荷量の最適配分（全体費用の最小化）が定まることになる。これにより、ML21 計画の目標削減負荷量達成のための仮想的な最小費用を求めることができる



図－１　各施策の T-COD 削減負荷量と削減負荷単価

排出権取引のシミュレーションにあたり、各施策の拡大範囲として、現実的に可能な範囲を想定して表－３に示す通りとした。

表－３　各事業の拡大範囲の設定

	系	対策	計画対象	拡大範囲	備考
点源対策	生活系	下水道事業	約56万人	約56万人	100%
		農業集落排水事業	約4.5万人	約4.5万人	100%
		合併処理浄化槽設置整備事業	3.5万人	3.5万人	100%
		下水道超高度処理	87万m^3/日	142万m^3/日	超高度処理全体計画
		農業集落排水事業(土壌トレンチ)	15670人	15670人	100%
		農業集落排水事業(処理水の再利用)	14580人	14580人	100%
	工業系	工場、事業場排水規制			100%
面源対策	農業系	施肥改善の推進(緩効性肥料等推進対策)	54ha	54ha	100%
		水質保全対策事業	6825ha	41298ha	水田面積
		農業用水再編対策事業(地域用水機能増進)	5885ha	41298ha	水田面積
	土地系	市街地排水浄化事業	1800ha	3600ha	2期計画対象まで
	自然系	ダム環境保全事業	4ダム	15ダム	主要既設ダム
		流入河川浄化事業	15河川	20河川	2期計画対象まで

ここで、ダム環境保全事業の 15 ダムとは、ML21 対象 4 ダムに、総貯水量 100 万 m3 以上の既設ダム 11 箇所（ダム年鑑における総貯水量による）を加えたものである。

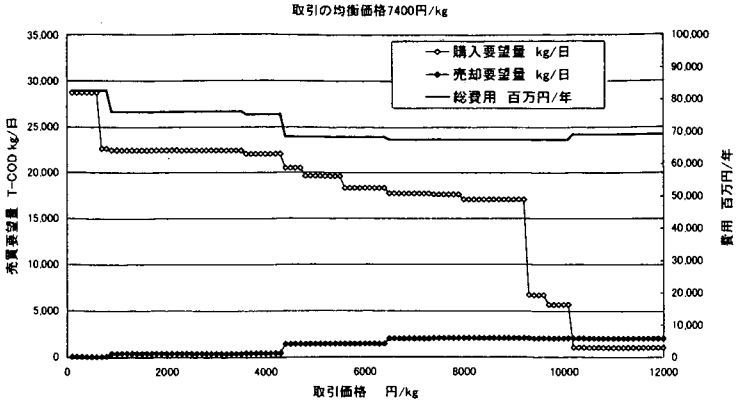
ML21 対象：余呉湖、姉川、石田川、北川第一

11 ダム：丹生、芹川、犬上、宇曽川、永源寺、日野川、蔵王、野洲川、青土、淡海池

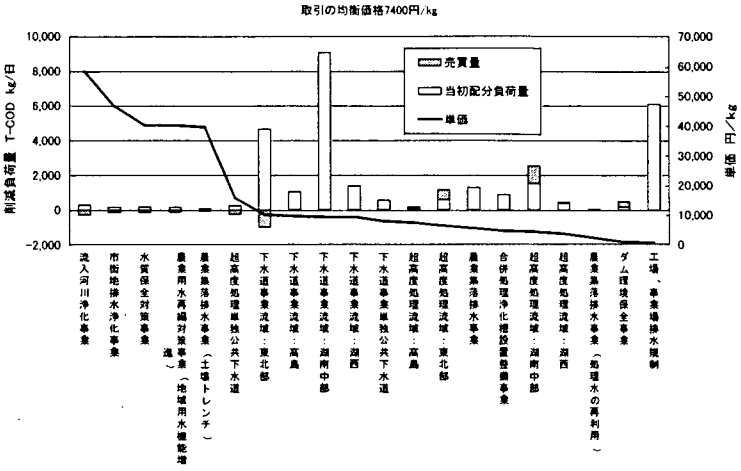
取引価格を 100 円/kg から 12,000 円/kg の範囲で変化させた場合の T-COD 売買要望量と、売買調整後の費用を図－２に示す。同図で、売買要望量のバランスが取れるのは 10,000 円/kg 付近であるが、売買調整量は 7,400 円/kg 以上から一定であるため、均衡価格は7,400 円/kg とした。7,400 円/kg で売買が均衡した場合、当初費用の 82,655 百万円/年から 18%削減されて 67,491 百万円/年となり、平均価格は 6,445 円/kg となる。なお、削減量は 28,690 T-COD kg で変化せず、これは ML21 計画の各事業量より算出した削減量の合計であるため、表－１の合計削減量と完全には一致しない。

各種事業の当初削減目標量と、均衡価格 7,400 円/kg における調整された売買量を図－３に示す。当初単価が 7,400 円/kg より高い事業はすべて購入となり、売却はダム環境保全事業、湖南中部、湖西、東北部、高島の超高度処理事業となる。

以上より、各施策の削減負荷量の仮想最適配分が試算され、その際の各施策の事業費用が明らかとなった。



図－２　排出権取引のシミュレーション結果



図－３　削減負荷量の仮想最適配分状態

（３）　水質保全のための仮想最小費用の推定と水質保全便益原単位の試算

上の（２）で求めた各施策の事業費用の合計が、琵琶湖の水質保全のための諸施策の実施に最低限必要な費用であり、琵琶湖の水質保全のための諸施策に対する社会全体の支払い意志額はこれ以上であるとみなすことができる。ただし、この費用（又は支払い意志額）の中には、下水道によるトイレの水洗化や生活環境の改善など、水質保全以外の便益をもたらすための費用（又はその便益に対する支払い意志額）が含まれている。従って、施策ごとに、その事業費の中で水質保全に用いられる部分を算出し、その割合（水質保全便益の比率）を乗じることによって、水質保全に対する真の支払い意志額を求めることとする。

例えば、単独公共下水道について、水質保全便益以外の便益（水洗化、生活環境改善）と年費用の比率が 0.743 と算出されることから、水質保全便益の比率は 1-0.743=0.257 となる。農業集落排水事業及び合併浄化総事業については、汚濁負荷の削減率が下水道と比較してそれぞれ 0.85、0.7 程度と推定されることから、それぞれを 0.257 に乗じた値である 0.217、0.179 を水質保全便益の比率とした。他の施策のうち、流域下水道については個別に算出し、超高度処理事業、流入河川浄化事業その他の事業は全て水質保全便益の比率が 1.0、すなわち水質保全のためだけの事業とみなした。これらより、水質保全便益を算出した結果を表－４に示す。これより、全体の負荷削減量 28,690kg T-COD/日に対する水質保全便益が 32,777 百万円とみなしうることから、水質保全便益の原単位は 3,130 円／T-COD kg と求められた。この水質保全便益原単位は、様々な水質保全施策について、その水質保全面の便益を算出するために用いることができる。

表－４　各施策の水質保全便益の推定

	最小事業費(取引後) 百万円/年	水質保全便益比率	水質保全便益 百万円/年
下水道事業流域:東北部	13,491	0.461	6,220
下水道事業流域:高島	3,619	0.458	1,658
下水道事業流域:湖南中部	30,689	0.401	12,306
下水道事業流域:湖西	4,604	0.426	1,961
下水道事業単独公共下水道	1,592	0.257	409
超高度処理流域:高島	439	1.000	439
超高度処理流域:東北部	2,672	1.000	2,672
農業集落排水事業	2,613	0.217	567
合併処理浄化槽設置整備事業	1,496	0.179	268
超高度処理流域:湖南中部	4,041	1.000	4,041
超高度処理流域:湖西	561	1.000	561
農業集落排水事業(処理水の再利用)	33	1.000	33
ダム環境保全事業	148	1.000	148
工場、事業場排水規制	1,494	1.000	1,494
合計	67,491		32,777

なお、流入河川浄化事業、市街地排水浄化事業、水質保全対策事業、農業用水再編対策事業(地域用水機能増進)、農業集落排水事業(土壌トレンチ)、超高度処理単独公共下水道については、削減量がゼロである。

3．　下水道による全国的な水質保全効果の評価

3．1　調査方法

現在、個別事業についての B/C 評価は行われているが、わが国全体としての下水道整備による水質保全効果について定量的な検討が行われた事例はこれまで見受けられない。そこで、データが比較的整備されている 1975 年度以降 2000 年度までの 26 年間について、下水道に関する投資額及び削減負荷量（T-COD 換算）について下水道統計[3] より集計を行い、B/C 評価を行った。

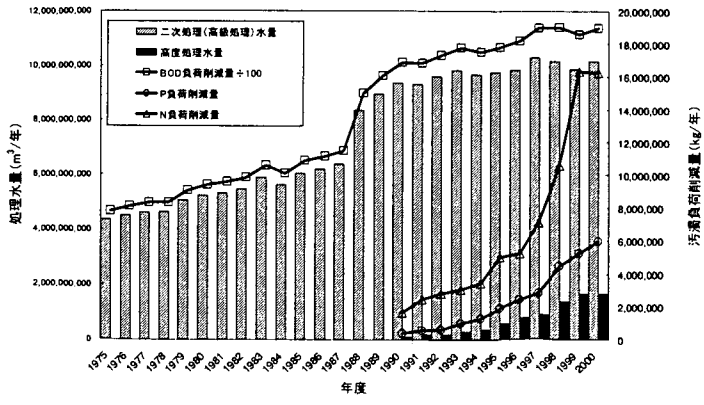
検討にあたっては、公共水域の水質保全のための二次処理又はそれ以上の処理を行っている処理プロセスを対象とし、再生水利用目的の処理は除外した。

3．2　結果及び考察

（1）処理水量及び削減負荷量の変化

1975 年度から 2000 年度までの処理水量及び削減負荷量の経年変化を図－４に示す。なお、削減負荷量の計算にあたっては、「下水道施設計画・設計指針と解説」を参考に、二次処理の BOD 除去率は 90%、高度処理による BOD 除去率は 94%と設定している。

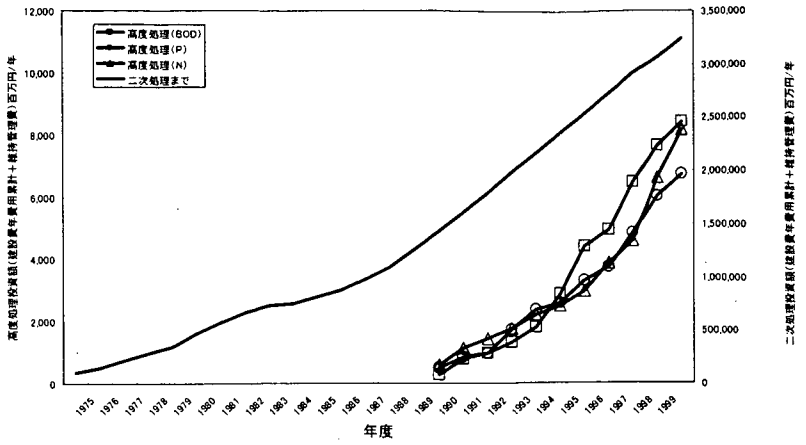
また、高度処理による栄養塩類除去については、循環式硝化脱窒法等の窒素除去法について TN 除去率 80%、凝集剤添加活性汚泥法等のりん除去法について TP 除去率 86%、嫌気－無酸素－好気法等の窒素・りん同時除去法について TN 除去率 74%、TP 除去率 83%と設定した。同図より BOD の負荷削減は下水道の整備すなわち二次処理水量の増加とほぼ比例して進展しており、栄養塩類の除去は高度処理の導入により近年急速に進んだことが伺える。



図－４　処理水量と削減負荷量の経年変化

（2）下水道整備への投資額の変化

1975 年度から 2000 年度までの下水道整備への投資額の変化を図－5に示す。ここで、年間投資額は、建設費を利子率 4%で年費用化したものと維持管理費とを合計したものであり、費用は全て 2000 年度を 100 としたデフレータにより補正している。これより高度処理は近年急速に増加していることが分かる。



図－5　下水道整備への投資額の経年変化

（3）下水道による過年度の水質保全便益の推定と B/C 評価

1975 年度から 2000 年度までの全国の下水道負荷削減量を T-COD に換算した結果を示す表－5より、過年度の削減負荷量の総量は 2,119 T-COD 万 t であることが分かる。ここで、「2．高度処理の便益測定手法」で求めた水質保全便益原単位 3,130 円／T-COD kg を適用すると、水質保全便益は約 66 兆円と推定される。

表－5　過年度の削減負荷量

	BOD計(万t)	P計(万t)	N計(万t)	合計
汚濁負荷削減量累計(1975～2000)	3,524	2.7	7.4	
COD換算係数	0.60	0.30	0.48	
COD換算負荷削減量(万t)	2,114	0.8	3.5	2,119

図－5に示す通り、過年度の下水道整備への投資額は約 35 兆円と算出されることから、B/C は約 1.9 であり、全国的な見地から十分な投資効果を上げていると判断できる。また、下水道整備では水質保全以外の便益（トイレの水洗化、生活環境の改善等）も大であるため、事業全体の B/C 評価はさらに高くなると考えられる。一方、栄養塩類を対象とした高度処理に限定して B/C 評価を行った場合でも、便益は約 1,400 億円、費用は約 700 億円と算出されることから、高度処理についても B/C は約 2.0 であり、十分効率的とみなしうる。以上より、1975 年度から 2000 年度までの 26 年間の下水道投資は、費用対効果の観点から、十分な水質保全効果をもたらしたことが分かった。

4．まとめ

（1）琵琶湖を例に取り、水質保全に必要な高度処理による便益について、原単位的に汚濁負荷削減便益を計上する手法の開発を行い、便益項目を整理して計算手法の案を作成した。水質保全便益原単位は 3,130 円／T-COD kg と算出された。

（2）全国的な観点から、これまでの下水道事業の水質保全効果の試算と B/C 評価を行った結果、下水道事業全体及び高度処理部分の双方について、十分な投資効果を上げていることが分かった。

なお、琵琶湖水質保全及び滋賀県下水道整備に関する情報収集にあたり、滋賀県琵琶湖環境部下水道計画課及び下水道建設課にご協力いただいた。ここに深く感謝する次第である。

参考文献

1）マザーレイク 21 計画（琵琶湖総合保全整備計画）、滋賀県、平成 12 年
2）琵琶湖流域別下水道整備総合計画計画説明書、滋賀県、平成 10 年
3）下水道統計行政編・財政編、社団法人日本下水道協会、昭和 50 年～平成 12 年

8. 下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査

下水処理研究室　　室　　長　中島英一郎
主任研究官　山下　洋正
研　究　官　斎野　秀幸

1．はじめに

近年、下水処理水は修景・親水用水等への再利用、河川流量の維持等、その重要性が増大している。一方、原虫クリプトスポリジウムによる集団感染やノロウィルス（ＳＲＳＶ）による食中毒等、水系の病原微生物による被害が発生しており、それらが下水処理水中に存在する可能性があるため、その対策が求められている。

本調査の目的は、国民の健康保護に資する観点から、下水処理水の安全性が適切に確保されるために必要な技術基準を提示することである。提示にあたっては、下水処理水中の病原性微生物について定量的なリスク評価を行い、適切な安全度を算出することとする。

平成14年度は、クリプトスポリジウムに関して、放流水及び再生水中の存在量の確率分布、集団感染発生時に予測される濃度並びに対策のＢ／Ｃ等を考慮した下水処理水の適切な安全性レベルを算出し、リスク評価による下水処理水の安全性指針として提示した。さらに、QALYs（質調整余命）を用いて対策の効果（リスク削減）を定量的に評価し、リスク便益分析を行った。また、下水処理水の病原リスクに関するリスクコミュニケーションの一環として、一般市民を対象としてアンケート調査を行った。

2．クリプトスポリジウムに関する下水処理水の安全性指針の提示

2．1　調査方法

下水道におけるクリプトスポリジウム対策としては、日本下水道協会に設置された委員会の報告[1]において平常時及び異常時における対策の考え方が示されている。ここで、下水道管理者の迅速かつ適切な対策行動を一層促進するためには、具体的な管理基準値及びそれに対応した行動指針が必要であると考えられるため、国土技術政策総合研究所が主宰する下水道技術会議「処理水、再生水の衛生学的水質検討プロジェクト」において、下水道のクリプトスポリジウム対策について平成１３年７月より調査・検討を行い、下水処理水中のクリプトスポリジウムのモニタリングデータに基づく定量的リスク評価及び下水処理水のクリプトスポリジウム対策について暫定的な案を作成した。

（１）モニタリング及び分布の把握

平成13年10月より１年間、関東及び関西の８下水処理場において、月１回、流入下水及び処理水（二次処理水、砂ろ過水）のクリプトスポリジウム濃度測定を行った。流入下水200mL又は処理水20Lより免疫磁気ビーズでオーシストを分離し、落射蛍光及び微分干渉顕微鏡によりFITC像、DAPI像及び微分干渉像を観察し、Cryptosporidium Parvumのオーシストを計数した（測定法は平成１３年度の報告[2]の通り）。

下水中のクリプトスポリジウム存在量の確率分布については、非超過確率を正規化した値と対数濃度との間の直線関係が成り立つことから対数正規分布と仮定できる（コルモゴロフースミルノフ検定（Kolmogorov－Smirnov test）の信頼区間80％で有意）ことを既に報告している[2]。今年度は、ポアソン分布、ポアソン対数正規分布及び負の二項分布を仮定した場合の各パラメータについて最尤法を用いて推定し、さらに尤度比を用いて測定値に対する各分布の適合度を比較検討した。

（２）定量的リスク評価

下水処理水の放流及び再利用におけるヒト健康リスク評価として、モンテカルロシミュレーション（各500回試行）により年間感染リスクを定量的に評価した。手法の詳細は平成１３年度の報告の通り[2]であり、曝露シナリオ、摂取用量及び頻度は、水道水摂取量を1L/日に変更[3]した以外は表－１に示す通り既存の報告[1]の仮定を使用した。クリプトスポリジウムの容量反応モデルは、Haasらの指数型モデル（パラメータ238.6）

を用いた[4]。

（3）クリプトスポリジウム対策の検討

下水道におけるクリプトスポリジウム対策としては、平常時と集団感染発生時の2通りを検討する必要がある。平常時については、上述の計算で得られたクリプトスポリジウムの年間平均の感染リスクに対応した対策を検討した。集団感染発生時については、我が国の既往最大事例である埼玉県越生町の集団感染[5]（1996年）に基づいて、想定しうる下水道への最大流入濃度を試算した。さらに、集団感染の発生の可能性を速やかに把握して対応する方策について検討した。

表－1　処理水放流及び再生水利用における曝露頻度および摂取量

接触／再利用形態	被暴露者	暴露形態	曝露頻度	1回当たり摂取水量
水浴	水浴者	水浴中の誤飲	40日/年	100mL/日
水道利用	水道利用者	水道中の飲用利用	365日/年	1L/日
親水用水（公園）	公園利用者	水遊び	100日/年	10mL/日
修景用水（公園）	公園利用者	魚釣り	2日/週	1mL/日
水洗用水（Office）	勤労者	飛沫による接触	5日/週	0.1mL/日
散水用水（公園）	公園利用者	芝生等での接触	60日/年	1mL/日

2．2　結果及び考察

（1）　モニタリング及び分布の把握

下水中のクリプトスポリジウム測定データの確率分布への当てはめについて尤度比を用いて適合度検定を行った結果を表－2に示す。流入下水及び処理水（二次処理水、砂ろ過水）のいずれについても、ポアソン対数正規分布（以下PLN分布と呼ぶ）が負の二項分布（以下NB分布と呼ぶ）よりもわずかながら適合度が高かった。ここで、NB分布、PLN分布はそれぞれ、平均濃度がガンマ分布又は対数正規分布する試料からサンプリングを行った場合に、ポアソン分布として測定値（個数）が求められた結果としての混合分布と考えられる。これらの結果より、現時点ではクリプトスポリジウムの濃度分布について対数正規分布の方が適していると考えられた。

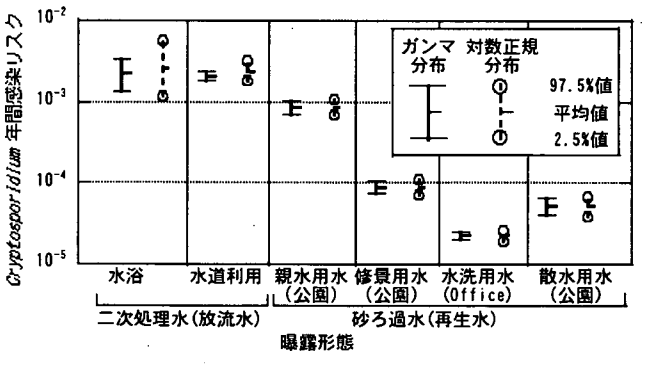
表－2　クリプトスポリジウムの確率分布の適合度

	ポアソン分布		負の2項分布		ポアソン対数正規分布	
流入下水	-2ln(Λ)	484.7	-2ln(Λ)	38.2	-2ln(Λ)	33.0
	μ＝	49.8	μ＝	49.8	ξ＝	2.6
			k＝	0.3	s＝	1.7
二次処理	-2ln(Λ)	912.4	-2ln(Λ)	77.1	-2ln(Λ)	76.8
	μ＝	1.4	μ＝	1.4	ξ＝	−0.7
			k＝	0.5	s＝	1.5
砂ろ過	-2ln(Λ)	24.9	-2ln(Λ)	12.6	-2ln(Λ)	12.0
	μ＝	0.2	μ＝	0.2	ξ＝	−2.0
			k＝	1.0	s＝	0.9

Λは尤度比を表し、-2ln(Λ)が小さいほど分布の当てはまりがよい

（2）定量的リスク評価

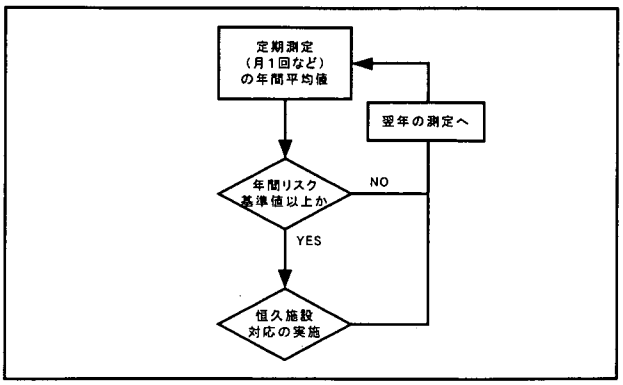
モンテカルロシミュレーションによるリスク計算の結果について、500回計算の平均値及び95％信頼区間の上限値及び下限値(97.5%値及び2.5%値)を図－1に示す。これより、下水処理水のリスクは曝露形態によって異なり、10^{-5}～10^{-2}の範囲にあると推定された。また、安全側のリスク評価として97.5%値を用いると、対数正規分布の方がより高めのリスク推定値を与えることになるため、安全側のリスク管理としては、クリプトスポリジウムの濃度分布に対数正規分布を用いることが適切と考えられた。



図－1　下水処理水のクリプトスポリジウム年間感染リスク

（3）クリプトスポリジウム対策の検討

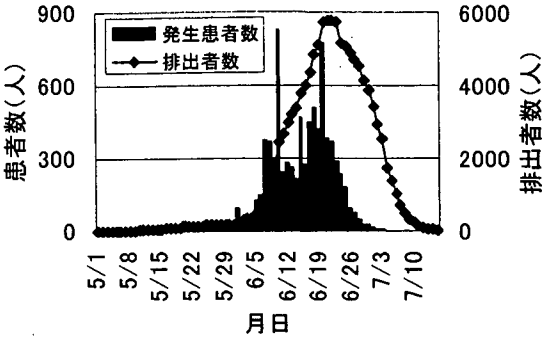
平常時の年間感染リスク対策のための対応の枠組みを図－2に示す。これは、年間を通じた測定値の算術平均値（例えば年12回の測定値の平均値）が年間リスク基準値を超過すれば、凝集剤の常時添加や高度消毒施設（例えば紫外線、オゾン）の導入を図る必要があるとの考え方である。ここで年間リスクの管理目標値としては、暫定的に、一人の年間感染リスクが10^{-2}を超過しないこととしている。例えば、米国環境保護庁より年間感染リスク10^{-4}、WHOよりDALY（障害調整生命年）として10^{-6}等が目標として提示されている[6]が、それらの目標までリスクを低減させることに関す



図－2　年間年間感染リスク対策の枠組み

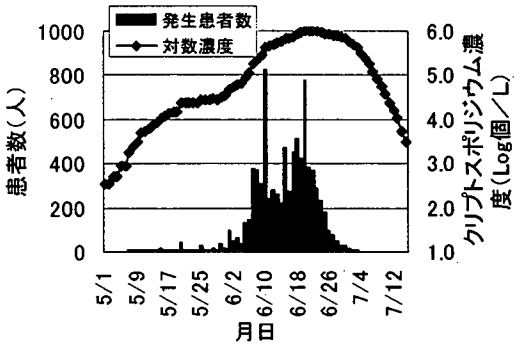
る定量的なリスク便益分析がなされておらず、そのための社会的投資に関する社会的合意がまだ存在しないことや、定量的リスク評価より日本における現状の Cryptosporidium リスクが 10^{-5} から 10^{-2} の範囲であること等を踏まえ、最低限の対策として合意が得られるであろう 10^{-2} を暫定目標とするものである。

次に、集団感染におけるリスク対策に関して、埼玉県越生町の事例では、町民約 13,800 人（アンケート回答者は 12,345 人）の内、8,812 人（約７割）が下痢等の症状を起こした[5]。この発生患者数の推移の実績データを元に、各患者が２週間の間 10^9 個のクリプトスポリジウムを排出し、一人一日当たりの下水量が $0.5m^3$ であると仮定した場合の発生患者数及びクリプトスポリジウム排出者数の経日変化を図－３に示し、全区域が一つの下水道処理区域として整備された仮想的な都市にあてはめて試算した場合の流入下水中のクリプトスポリジウム濃度の経日変化を図－４に示す。これらより、最大同時排出者数は全住民の約 50％であり、その際の下水道への流入濃度は、0.5×10^9／（0.5×10^3）＝10^6（個／L）となることから、既往最大事例より想定される、下水道への流入濃度の最高値は 10^6（個／L）となる。通常の下水処理においては、標準活性汚泥法による二次処理までで約２Log 除去され、それに砂ろ過や凝集剤添加を行っても約 4.5Log 程度の除去と考えられる。



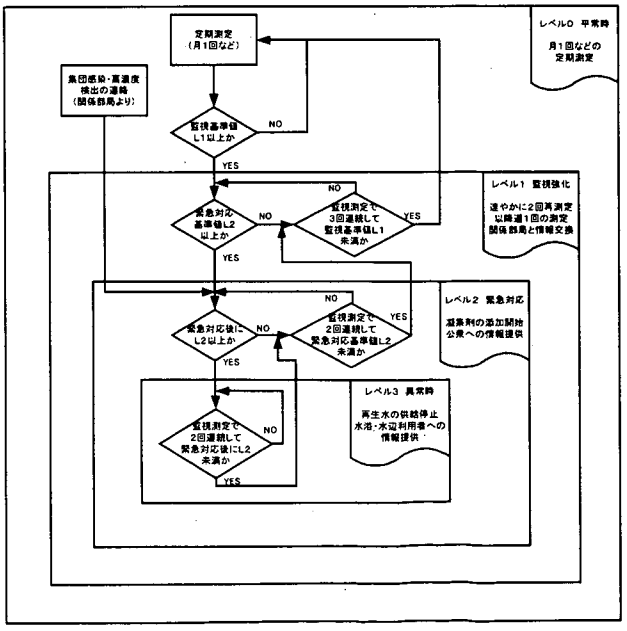
図－３ 発生患者数とｵｰｼｽﾄ排出数の推移

従って、凝集剤添加等の対策を行った場合でも、最大で $10^{1.5}$（約 30）個／Ｌ程度のクリプトスポリジウムが処理水中に残存するため、この濃度で問題となるリスクが発生する放流先及び再利用先については、紫外線やオゾン等による消毒・不活化処理などより高度な対策を行うか、定期的な測定により集団感染による高濃度流入を監視して必要な対応（凝集剤の添加、対応不可能な場合の情報提供・再生水の供給停止等）を行うことが必要と考えられる。



図－４ 発生患者数とｵｰｼｽﾄ濃度の推移

集団感染の疑いのある高濃度への対応の枠組みとしては、図－５に示すものが考えられる。ここで、L1（監視強化基準値）及び L2（緊急対応基準値）は、それぞれ２回及び３回測定した場合の幾何平均値の 95％信頼区間上限値であり、それぞれ統計的には 40 回に１回起こる程度の異常値を検出するものである。現実の対応において、１回測定して高濃度値が検出された場合は、確認及び経過監視のために何度か再測定すると考えられるため、逆にそうした複数回の測定の平均値を行動のための基準値として設定する考え方である。



図－５ 集団感染対策の枠組み

今回の８処理場のモニタリングデータを用いて試算すると、表－３に示す通り、水浴及び水道については、放流水（二次処理水）で L1 が 2.8、L2 が 4.1、親水用水、修景用水、水洗用水及び散水用水については、再生水（砂ろ過水）で L1 が 0.39、L2 が 0.49（全てクリプトスポリジウム個／Ｌ）と算出される。また、年間リスク基準値は、10^{-2} レベル相当として水浴で 6.0、水道で 6.6、親水用水で 2.4、修景用水で 23.1、水洗用水で 91.9、散水用水で 40.0（全てクリプトスポリジウム個／Ｌ）であり、これらは L1、L2 を各下水処理場のデータより算

出する場合の基準上限値となる。

表－３　放流水及び再生水のクリプトスポリジウム濃度基準案

利用対象	監視強化基準値 L1 Cryptosporidium 濃度(個／L)	緊急対応基準値 L2 Cryptosporidium 濃度(個／L)	基準上限値 L1,L2はこの値を超過して設定してはならない	測定対象	年間リスク
水浴	2.8	4.1	6.0	放流水	$10^{-2.2}$
水道	2.8	4.1	6.6	放流水	$10^{-2.2}$
親水用水	0.39	0.49	2.4	再生水	$10^{-2.7}$
修景用水	0.39	0.49	23.1	再生水	$10^{-3.7}$
水洗用水	0.39	0.49	91.9	再生水	$10^{-4.3}$
散水用水	0.39	0.49	40.0	再生水	$10^{-3.9}$

注1：検水量は20Lとし、測定方法は別途定める方法を原則とする
注2：L1,L2は下水処理区域の実態等に基づき変更しうるが、基準上限値を超過してはならない

３．QALYs を用いたリスク便益分析

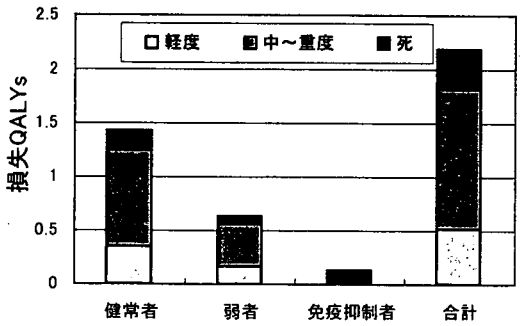
３．１　調査方法

下水処理水の病原リスクに関する対策に当たっては、限られた予算・資源の範囲内で最大限の安全性を確保するために、対策に要する費用と対策の実施により見込まれる健康の改善便益とを比較評価して対策を選択することが求められる。クリプトスポリジウム感染では、免疫不全者では重篤になりうるが、免疫正常者では一時的な下痢等にとどまるため、健康リスクして，致死的影響と非致死的影響の両方を評価する必要がある。そうした評価手法としては、例えば WHO は DALYs(Disability Adjusted Life Years)による様々な疾病の影響評価を行っており、飲料水質ガイドライン案[6]にも取り入れているが、評価対象は健常者に限定されている。しかし、下水処理水の影響は必ずしも健常者に限定されないため、より広い範囲を対象にして評価を行う必要がある。また、損失余命では表現されない医療費や休業損失等の発生費用についても評価の必要があると考えられる。そこで，クリプトスポリジウム感染による健康リスクについて、QALY(Quality Adjusted Life Years；生活の質で調整された余命)を用いた損失 QALYs の観点および損失費用の観点から評価を行い，さらに，平常時および集団感染発生時での下水処理水のクリプトスポリジウム対策におけるリスク便益分析を行った．

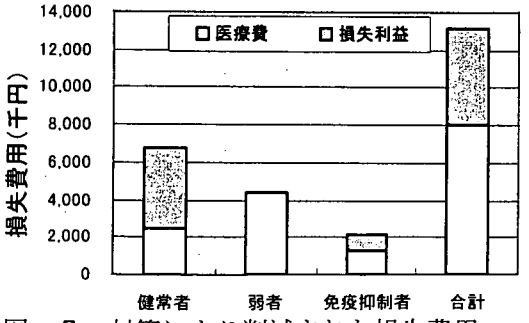
３．２　結果及び考察

（１）　クリプトスポリジウム感染率に応じたリスクの算出

現状および対策後の年間感染率をそれぞれ 0.02，0.01 と仮定し，10 万人中の健常者（15 歳～65 歳，人口比 67.4%），弱者（0 歳～14 歳および 65 歳以上，人口比 32.45%），免疫抑制者（AIDS 患者および免疫治療患者，人口比 0,1%)について，それぞれの感染率での損失 QALYs および損失費用を算出して対策の効果を求めた結果を、損失 QALYs について図－６に、損失費用について図－７にそれぞれ示す。ここで損失費用は，医療費と損失利益（病気よる休業損失）の和とし、感染の症状は USEPA の報告[7]を参考に、軽度（１日程度の下痢），中～重度（14 日程度の下痢）および死と仮定している．クリプトスポリジウム対策により感染率を 0.02 から 0.01 へと 0.01 下げることにより、損失 QALYs は 2.18，損失費用は約 1,319 万円削減され，1 人あたりの単位感染リスク削減による効果は QALYs；2.18×10^{-3}，費用；13,191 円となる．



図－６　対策により削減された損失 QALYs



図－７　対策により削減された損失費用

なお、WHO はクリプトスポリジウムによる健康被害を１感染当たり 1×10^{-3}DALY s 程度としており[6]、発症率等のパラメータの設定の相違や健常者のみを対象としている点で、本研究の QALYs の計算とは設定が異なるものの、得られた質調整生命年はオーダーとしてほぼ同等のものとなっている。

（２）曝露形態の異なる集団に関するリスク便益分析

１人あたり単位感染リスクでの損失 QALYs および損失費用から，仮想上の町(人口 10 万人，処理水量；放流水 45,000m^3，再生水 5,000m^3)での異なる曝露形態[1]ごとの各対策時の損失 QALYs，損失費用を試算し，リスク便益分析を行った．各曝露集団数は，水道利用 10 万人，水浴 5,000 人，親水用水 1,570 人，修景用水 14,000 人，水洗用水 10,000 人，散水用水 15,570 人と仮定した。対策費用とオーシスト追加除去率の仮定を表－４に示す。

(A)平常時　各曝露集団における平常時の年間感染リスク[4]に応じた損失 QALYs を算出して図－８に示し、単

位削減リスクあたりの費用をB／Rとして図－９に示す．図－８より曝露集団としては水道利用者集団が最大、散水用水利用者集団が最小の損失 QALYs を与えることが分かる。図－９において、リスク当たりの対策費用が最低でも１千万円／１QALYs であり、ほとんどの対策でより高い値となっているが、この理由の一つとしては平常時のリスクが 10^{-2}～10^{-5} とさほど高くないため[8]、追加的なリスク削減便益として高い値が得られないことが考えられる。リスク削減の効率性の観点からは、水道利用者集団のリスク削減のための凝集剤添加対策が最も合理的で優先的に実施すべき対策と考えられる。

(B)集団感染発生時　各曝露集団における集団感染発生時の感染率(埼玉県越生町での集団感染事件より発生患者数の２ヶ月間の推移の実績データ[5]に基づいて処理水中濃度を算出して感染率を試算)での無対策および各対策後の損失 QALYs を算出して図－１０に示し，リスク便益分析の結果を図－１１に示した．図－１０と図－８を比較すると、水浴、親水、散水等のリスクが水道利用等のリスクと比較して相対的に高くなっているが、これは集団感染発生時を夏期と想定したため、これらの夏期に摂取頻度が高い曝露形態ではオーシスト摂取量が多く計算されるためと考えられる．また、図－１１で水浴のリスク削減当たりの費用が他より高く現れているのは、再生水に係るリスク対策と比べて放流水が水量が多く費用が大きいためと考えられる。

４．　リスクコミュニケーション調査

下水処理水中のクリプトスポリジウムのリスクに対する国民の意識を把握するとともに、そのリスクを管理するための対策への意見を把握するためにアンケート調査を実施した。

４．１　調査方法

アンケートは以下の２通り実施した。

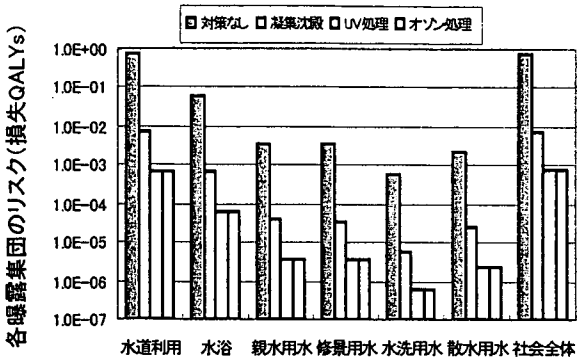
（１）会場アンケート

a）質問項目　「問１：下水処理水の循環利用に関する認知度・ふれあい状況」、「問２：災害・事故・病気に対するリスクの発生確率、危険の大きさの比較」、「問３：下水処理水中のクリプトスポリジウム等に関する知識」、「問４：対策に対する考え方」、「問５：提供を望む関連情報」

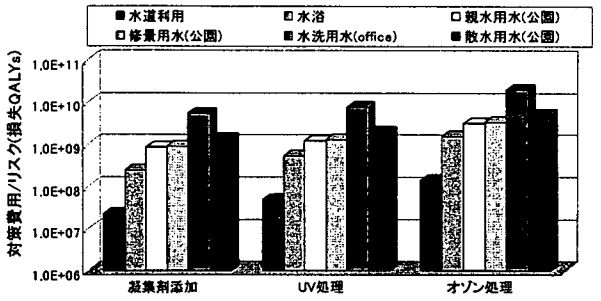
b）実施方法　調査は４日間で行い、調査対象は第３回世界水フォーラム（2003 年３月）の関連行事として大阪で開催された「水の EXPO」の下水道フェア来場者である。調査方法は面接回収法(質問票、回答用紙を渡し、その場で回答用紙に記入してもらい回収）とした。調査

表－４ 対策費用とオーシスト追加除去率の仮定

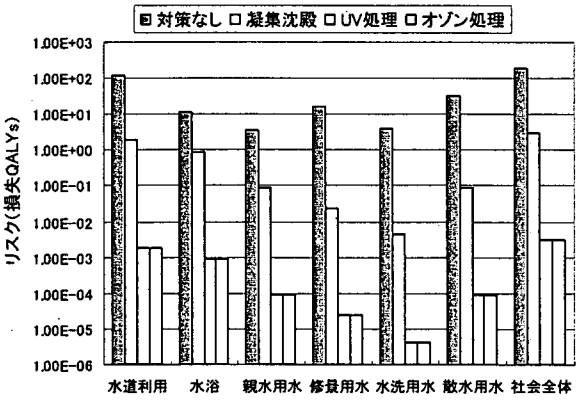
対策費用(円)	凝集剤添加	UV処理	オゾン処理
放流水(45000m^3)	15,060,000	32,460,000	95,460,000
再生水(5000m^3)	3,060,000	4,460,000	11,460,000
追加除去率	2Log	3Log	3Log



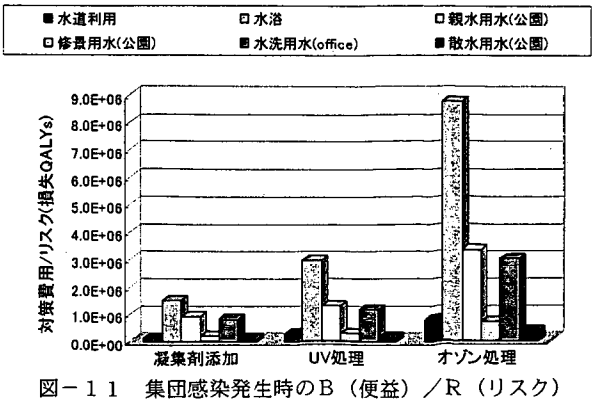
図－８　平常時の無対策、各対策後のリスク（損失 QALYs）



図－９　平常時のB（便益）／R（リスク）



図－１０　集団感染発生時の無対策、各対策後のリスク（損失 QALYs）



図－１１　集団感染発生時のB（便益）／R（リスク）

規模は、有効回答数 300～400 を目標とした。
（2）インターネットアンケート
a）質問項目　会場アンケートの質問項目に加え、各対策ごとの支払い意志額や、アンケート回答による下水処理水に対する心境の変化を尋ねた。
b）実施方法　調査は5日間で行い、調査対象はインターネットを利用可能な全国の一般市民である。調査方法はインターネットアンケート（民間サービスを利用し、回答者がホームページで入力）とした。調査規模は、有効回答数 2,000 程度を目標とし、サービス登録会員（約 12 万人）より 10,000 人を無作為抽出した。

4．2　結果及び考察

有効回答数は、会場アンケートで 423 票、インターネットアンケートで 2,213 票であった。会場アンケート及びインターネットアンケートの調査結果は、全般的な傾向としては以下の通りであった。
（1）下水処理水にクリプトスポリジウムが含まれていることを知っている人は少ない。
（2）感染確率をゼロまたはもっと低減してほしいと考えている人がかなりいる。
（3）病原微生物が人体に与える影響や近隣での下水処理水の利用状況に情報提供を望む意見が多い。

支払い意志額等も含めた定量的な解析については次年度に引き続き行うこととした。

5．　まとめ

（1）下水処理水のクリプトスポリジウム対策として、平常時及び集団感染時のそれぞれに応じた対応が必要であることを明らかとし、暫定的な目標として年間感染リスク 10^{-2} を達成するために必要な濃度基準案及び対策案を提示した。
（2）下水処理水のクリプトスポリジウム対策に関するリスク便益分析（B/R）の結果、用途・対策ごとに効率が異なることが明らかとなった。B/R としては凝集剤添加が最も効率的であったが、集団感染発生時に必要な削減レベルが達成できない場合があり、より高度な対策も必要と考えられた。
（3）下水処理水の病原リスクに関するリスクコミュニケーションの一環としてアンケート調査を実施した結果、下水処理水の病原リスクに関する事前知識は少ないものの、より安全な対策や詳細な情報提供を求める意見が多いという傾向が見られた。

なお、本年度のクリプトスポリジウムに関する全国調査データは、「下水道技術会議　処理水、再生水の衛生学的水質検討プロジェクト」における調査により収集された。ここにメンバーの地方公共団体（茨城県、埼玉県、東京都、滋賀県、大阪府、横浜市及び京都市）、独立行政法人土木研究所北村研究員及びアドバイザー（摂南大学金子教授、東北大学大村教授、麻布大学平田教授、東京大学片山講師）各位に謝意を表する。

参考文献

1）日本下水道協会、下水道におけるクリプトスポリジウム検討委員会最終報告、平成 12 年
2）中島英一郎、山下洋正、斎野秀幸、病原性微生物の発生源および対策に関する調査、平成 13 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国土技術政策総合研究所資料 No.64、pp.185-190、2002
3）矢野一好他、飲用水量について-ｱﾝｹｰﾄ調査の結果から-、第3回日本水環境学会ｼﾝﾎﾟｼﾞｳﾑ講演集、pp.159-160、2000
4）C.N.Haas, Assessing the risk posed by oocysts in drinking water, Journal AWWA, Sept.131-136, 1996
5）埼玉県衛生部、クリプトスポリジウムによる集団下痢症　越生町集団下痢症発生事件報告書、平成 9 年
6）WHO, Guidelines for Drinking Water Quality, Third edition, 2003
7）U.S.EPA, Comparative Risk Framework Methodology and Case Study (SAB Review Draft,), 1998
8）山下洋正他、下水処理水の Cryptosporidium に関する定量的リスク評価、第３７回日本水環境学会年会、2003、pp.381

9. 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

リサイクルチーム　　上席研究員　鈴木　穣
主任研究員　落　修一

1．はじめに

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。

下水道の人口整備率が６割を越えた現在、これからの下水道事業が使用料収入を主体とする経営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、下水道施設全体の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・熱回収システムの構築を目指すものである。調査では、エネルギー高度利用評価モデルを整備するとともに、高温燃焼発電システム、消化ガス吸着貯蔵システムを開発する。

3．平成１４年度の調査結果

平成１４年度は、開発システムをより効果的なものとするために、既存施設における主要設備・機器毎の電力消費量を年間の連続データとして収集し、解析に着手した。また、発電プロセス開発のために燃焼実験装置を製作し、実際の脱水汚泥を用いた加圧流動燃焼実験を行った。消化ガスの安定・高度利用のために開発、実用化された消化ガス吸着貯蔵法について、ライフサイクルアセスメント（ＬＣＡ）とライフサイクルコスト（ＬＣＣ）を解析した。

3.1　下水処理場におけるエネルギー消費実態調査

3.1.1　調査方法

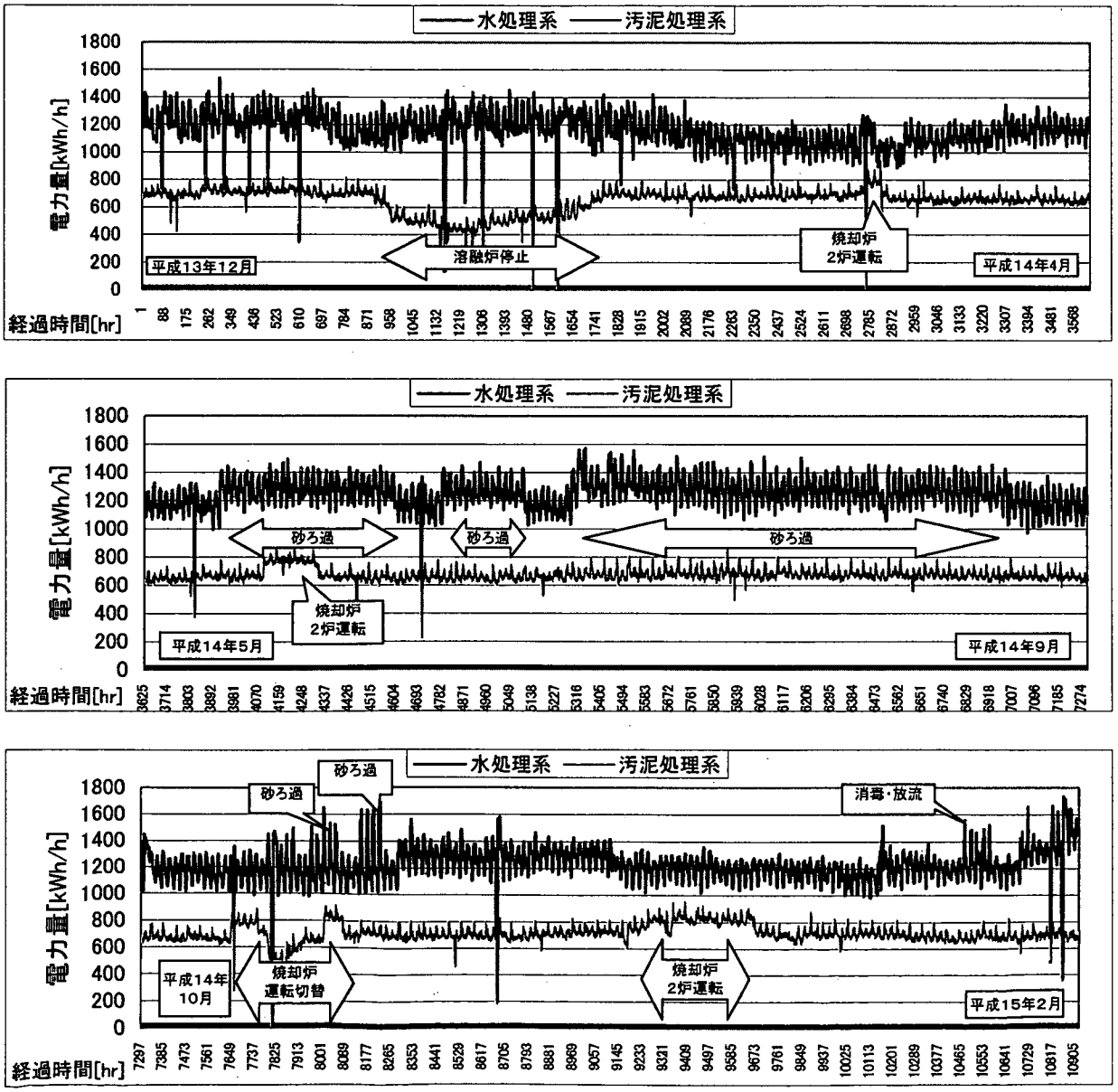
エネルギー開発とその高度利用方法を検討するために、エネルギー消費・変動の実状を詳細に把握し、効果的なエネルギー生産・利用システムを構築するための基礎データを得ることを目的に、下水処理場の実態調査を行った。調査した下水処理場は、分流式下水道の計画処理人口が 205,400 人、現有処理能力が日最大 124,000m3 ／日の１カ所の下水処理場である。本処理場は、他の下水処理場との汚水や汚泥の受け渡しがなく完全に独立し、水処理では高度処理までを、汚泥処理では嫌気性消化、焼却、溶融までのプロセスを有していることを条件に選定した。調査では、各プロセスや主要設備・機器毎の電力使用量を１年間を通して連

続モニターすると同時に、運転方法や処理量の実績を調べた。得られたデータは、時系列的に整理し、電力・エネルギー消費量の変動量及びその要因解析に資した。

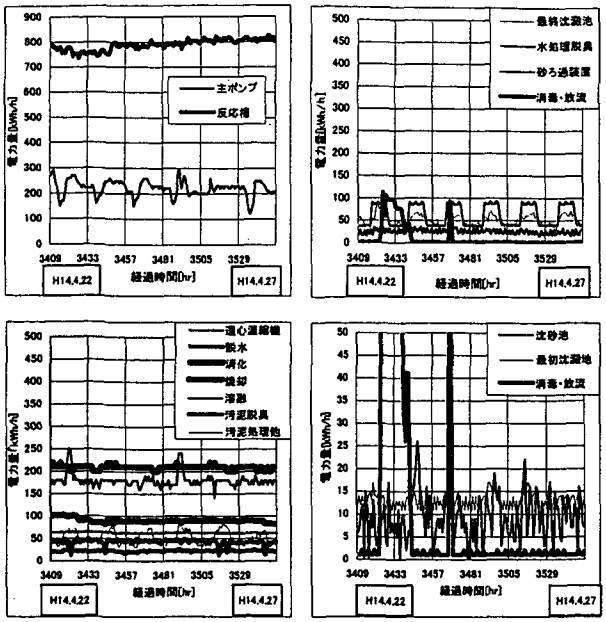
3.1.2 調査結果

平成１３年１２月から平成１５年２月までの間にモニタリングした消費電力量の結果を、水処理系と汚泥処理系毎に時間毎にとりまとめ、経時的な変化として図－１に示した。ここで、図中のコメントの「砂ろ過」は高度処理用砂ろ過設備の稼動により大きな変動があったことを示している。また、「消毒・放流」は、消毒設備が常時稼動している中で、当処理場では処理水の放流に際してポンプ移送が必要な場合があり、そのポンプ稼動による変動があったことを示している。消費電力量は、年間を通じて時間的に、また各種の要因により大きく変動し、その傾向からは周期的な変動と特異的な変動に区別できると思われた。

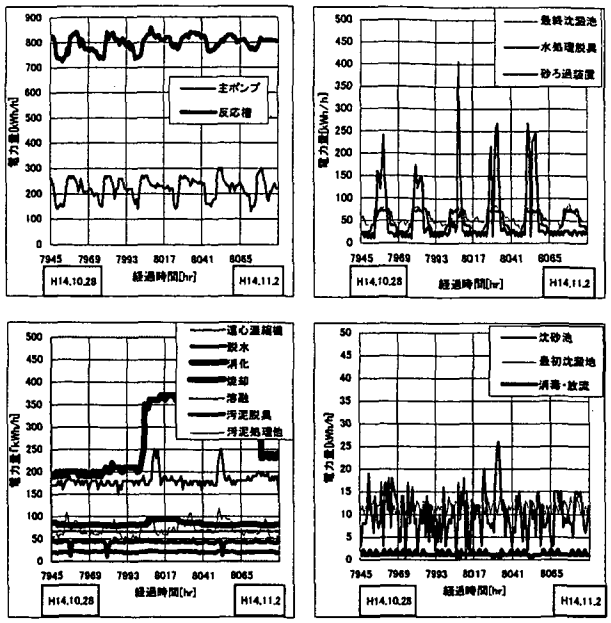
安定した周期的な変動があった思われる区間の詳細を図－２に示した。「消毒・放流」の電力量変化に特異性が見られるものの、他の施設、設備における電力量変化には明らかに周期性があり、そして、安定した傾



図－１　水処理系と汚泥処理系における年間を通した消費電力量の経時変化



図－２　安定した周期的変動期の電力量内訳



図－３　特異的な変動時の電力量内訳（例）

向を示していることから、この量や変動の傾向が当処理場の円滑な稼動に必要な電力消費量の基礎・基準となると思われる。

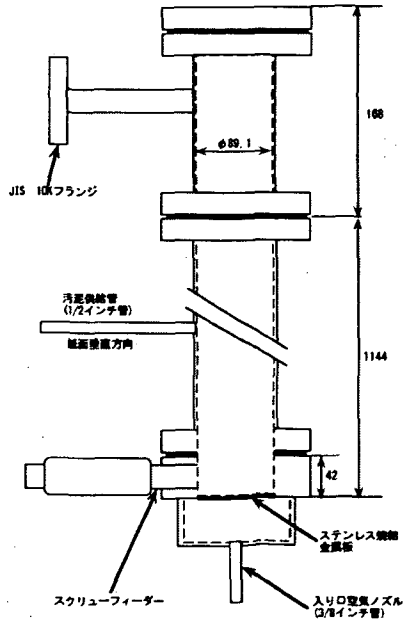
特異的な変動の一例の詳細を図－３に示した。これは、焼却炉が１炉運転から２炉運転となり、170kWh/h ほどの大きな消費増の期間があった例である。このときは、高度処理用の砂ろ過装置も稼動しており、本調査期間における最大のトータル消費電力 2,491kW を示した。ここで、図－２に見られるような期間の平均的なトータル消費電力は概ね 1,800kW であることから、これを平常時の電力消費量とすると、特異時は最大で平常時の約 1.4 倍必要としていたことになる。

3.2　高温燃焼発電システムの開発

現在の焼却プロセスを発電プロセスに変革すべく、下水汚泥の高温燃焼発電システムを開発している。開発システムにおける燃焼部は、一般的な脱水汚泥の含水率でも燃焼が可能で、且つ含有する水分も蒸気エネルギーとして利用できる加圧流動床式の燃焼炉を想定している。本年度は、燃焼特性を把握するために実験装置を製作し、実際の脱水汚泥を原料とした燃焼実験を行った。

3.2.1　実験方法

実験は、図－４に示す実験装置を製作し、これを圧力容器内に設置して、高分子系脱水汚泥を連続供給しながら 0.6MPa と 0.8MPa の圧力条件による連続燃焼を行った。実験では、燃焼過程におけるガス雰囲気の性状を観測した。また、燃焼後の流動層灰及びフライアッシュの成分について、フッ化水素酸・硝酸分解後、高周波誘導結合プラズマ発光分光分析法及び同・マススペクトロメトリー[1]により測定した。



図－４　燃焼実験装置の概要

3.2.2 実験結果

含水率：78 ～ 82%、VS/TS：74 ～ 82%の高分子系脱水汚泥を実験装置の最上部から供給して加圧流動燃焼を行った結果、流動層温度は750 ～ 800 ℃に安定し、また、フリーボードの中間部温度は約 800 ℃、最上部温度は約 900 ℃に安定した燃焼が得られた。排ガスでは、NO_x が非常に低く、逆に N_2O は高い傾向を示した。しかし、N_2O は従来の流動床燃焼炉と同様にフリーボード温度を高めれば減少するものであった。また、排ガス中には多量の SO_3 が存在する可能性が示され、これは機器腐食に直結することから実際は燃焼過程での脱硫が重要となると考えられた。灰の成分分析結果を**表－１**に示す。双方の灰の組成は従来の流動床燃焼炉の場合と大差ないものである。

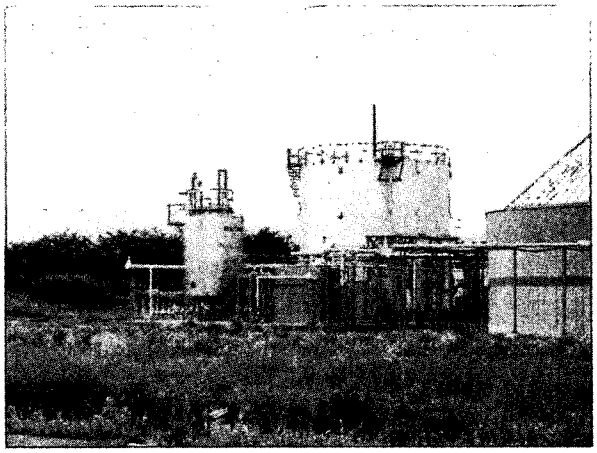
表－１　灰の成分分析結果

（単位：mg／kg-DS）

元素	フライアッシュ	層内残留灰
Fe	138,700	100,000
P	94,700	61,000
Al	57,600	42,500
Ca	53,800	32,800
K	15,690	18,850
Mn	15,100	1,830
Ba	14,480	2,310
Mg	8,920	9,290
Na	7,580	5,140
Zn	1,319	640
Cu	1,034	789
Cr	233	86.1
Ni	88.9	41.8
Pb	71.2	41.1
Sn	62.1	39.5
V	59.6	37.7
As	28.3	8.2
Ag	23.1	11.9
Mo	21.8	14.7
B	21.7	20.2
Co	11.7	6.5
Sb	6.7	4.2
Cd	3.1	1.1
Se	1.3	<0.5
In	0.6	<0.5
Tl	<0.5	<0.5
Te	<0.5	<0.5
Be	<0.5	<0.5

3.3 消化ガス吸着貯蔵法のＬＣＡ．ＬＣＣ解析

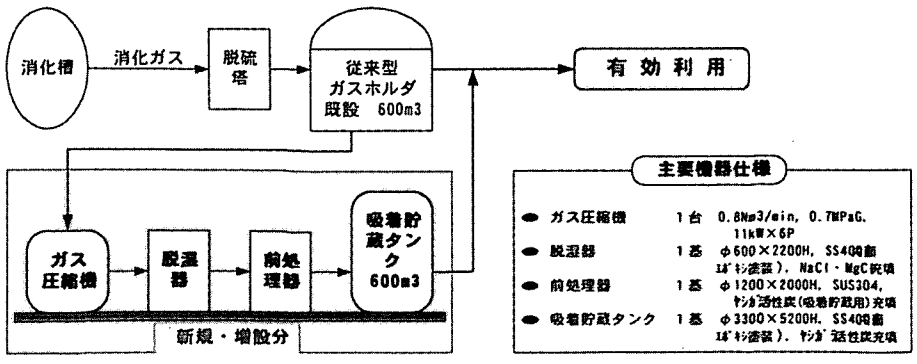
消化ガス貯蔵施設に関して、従来のガス発生量の 0.5 日相当分の貯蔵能力では、消化ガスの全量を安定利用していくことは困難である。このために、大量貯蔵・安定供給のための技術として従来の低圧貯蔵法に比べて単位容積当たりの貯蔵能力が 20 ～ 30 倍となる吸着貯蔵法が開発され、鶴岡市浄化センターに実用化された。実用施設の設置状況を**写真－１**に、そのフローと主要設備機器の概略の仕様を**図－５**に示す。鶴岡市浄化センターには 600m^3 を貯蔵する従来型の低圧ガスホルダが存在する。ここに、この従来型ガスホルダと同量の消化ガス量を約１／２０の容積で貯蔵できる吸着貯蔵システムが増設されたものである。ここでは、約１年間の供用データに基づき LCA 及び LCC について解析した。



写真－１　吸着貯蔵タンク（左・小）と従来型貯蔵タンク（中央・大）

3.3.1 解析方法

解析の対象は、工場加工、基礎工事、運搬及び組立・設置から成る建設工程と運転、維持管理、補修などからなる供用工程及び撤去・整地（基礎杭は撤去しない）工程までとした。また、比較の意味で、同じ 600m^3 の貯蔵能力を持つ従来の低圧ガスホルダについても解析した。LCA 解析では、各工程における必要諸量を最小品目或いは事項毎に積み上げ、これに既報[2), 3), 4)]の原単位を参考に適用して総 CO_2 発生量と総エネルギー消費量を求めた。LCC 解析では、価格、経費を施設建設時点から現在に至る平成１３年度～平成１４年度時点に固定し、「ライフサイク



図－５　吸着貯蔵システムのフローと主要設備機器の概略仕様

ルの間における貨幣価値、物価は変わらない」とした。

解析では、運転管理工程における施設の耐用年数が重要な重みを持つ。ここで、開発プロセスは確実な保守点検が実施されて行けば100年以上の長期にわたって供用できる施設である。また、同様のことは従来の低圧ガスホルダについても言えるものである。

しかし、この100年を現実視することは馴染みが薄く、困難であると思われることから、感覚的に現実視できるであろう期間として双方の耐用年数を50年に設定した。

表－2　吸着貯蔵システムの運転諸量

項　目		使用量と根拠	単　価
電　力		21,170 kWh／年 ガス圧縮機：50kWh/日×0.8×365日/年 ヒーター：30kWh/日×0.8×0.75×365日/年	￥15／kWh
活性炭	前処理用	1.3 t／2.5年 (2.5年に1回全量交換)	￥500／kg
	吸着貯蔵用	15 t／5年 (5年に1回全量交換)	￥500／kg
脱湿剤		250 kg／年 (年に1回の補充)	￥750／kg

表－3　耐用年数の間における主要整備項目

	10年 経過時	25年　経過時
吸着式貯蔵タンク		①コンプレッサー防音カバー・外面塗装 ②脱湿器・内外面塗装 ③貯蔵タンク・内外面塗装
従来型乾式低圧貯蔵タンク	①外面塗装	①パッチ当て込み ②ゴムシール交換 ③内外面塗装

3.3.2　解析結果

吸着貯蔵法の供用過程から得られたデータに基づき解析・検討された諸量を表－2に、また、耐用年数の間に必要とする事項の検討結果を表－3に示す。

（1）ＬＣＡ解析

ＬＣＡの解析結果を表－4に示す。鶴岡市浄化センターに実用化した消化ガス吸着貯蔵設備のＬＣＡは、約835t-CO_2（16.3 × 10^{12} J）と見積もられた。ＬＣＡにおける構成割合は、建設工程が30％、供用工程が73％、撤去・整地工程が－3％となっている。従来の低圧ガスホルダと比べた場合、供用工程において従来法では殆ど CO_2 排出が無かったものが吸着貯蔵法では吸着動力、吸着剤などを必要とするために、この工程が CO_2 排出の大部分を占める結果となっている。吸着貯蔵法の建設や撤去・整地に掛かる CO_2 排出量は施設実容積がコンパクトとなっている効果から従来法よりも相当に低くなっている。また、吸着貯蔵法では撤去に際してリサイクル用材が多いことから CO_2 発生抑制として現れた。

表－4　ＬＣＡの解析結果

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCA	(t-CO_2)	835	699
内訳	(建設)	250	609
	(供用)	610	4.78
	(撤去・整地)	-24.9	84.9

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCA	(10^{12} J)	16.29	8.58
内訳	(建設)	3.22	7.80
	(供用)	13.35	0.0781
	(撤去・整地)	-0.283	0.707

鶴岡市浄化センターに実用化した消化ガス吸着貯蔵設備は、従来法と比べて約136t-CO_2（7.71 × 10^{12}J）ほど多い環境負荷となるものであった。この要因は、供用過程におけるコンプレッサー動力389t-CO_2、脱湿剤160t-CO_2及び貯蔵タンクヒータ175t-CO_2にあり、コンプレッサー動力は別としても脱湿剤や貯蔵タンクヒータの削減法を追及していく必要がある。一方、吸着貯蔵施設は、消化ガスの有効利用を推進するための施設と位置づけられるものであり、消化ガスの有効利用量が進めば進むほどにこの CO_2 排出量は削減され、その削減量は消化ガス（CH_4 濃度：60%）利用量当たり約1 kg-CO_2 ／ m^3 と見積もられる。なお、供用過程で排出される610t-CO_2 を賄うために消化ガスを有効利用しなければならない1日当たりの利用量は僅かに33 m^3／日となり、容易に達成できる利用量である。

（2）ＬＣＣ解析

ＬＣＣの解析結果を表－５に示す。鶴岡市浄化センターに実用化した消化ガス吸着貯蔵設備のＬＣＣは、約 183 百万円と見積もられた。このＬＣＣの構成は、建設経費が 61 %、供用経費が 36 %、撤去・整地が２％となっている。従来の低圧ガスホルダと比べた場合、供用経費は吸着動力、吸着剤などを必要とするために約２倍高コストとなっているが、建設や撤去・整地に掛かる経費は施設実容積がコンパクトとなっている効果から相当な低コスト化が図られている。ここで、従来法と比べた場合の供用経費の割高分 34 百万円（69 万円／年）が、消化ガスを安定的に有効利用して行くに必要な貯蔵コストとすることができる。

表－５　ＬＣＣの解析結果

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCC	（10^3 ¥）	182,128	232,697
内訳	（建設）	112,130	189,800
	（供用）	66,211	32,006
	（撤去・整地）	3,787	10,891

４．ま と め

平成１４年度は、下水処理場におけるエネルギー消費実態調査・解析、高温燃焼発電システムの開発、消化ガス吸着貯蔵法に関するＬＣＡ、ＬＣＣ解析を行い、以下のことが明らかとなった。

① 分流式下水道の計画処理人口：205,400 人、現有処理能力：日最大 124,000m3 ／日の下水処理場における消費電力量を調べた結果、消費電力は、年間を通じて時間的に、また各種の要因により大きく変動し、周期的な変動と特異的な変動に区別できた。平常時の全消費電力に対する特異時の最大消費電力は約 1.4 倍であった。

② 脱水汚泥の加圧流動燃焼実験を 0.6 及び 0.8MPa の圧力下で行い、安定した燃焼を得た。排ガスの NO_x は非常に低く、逆に N_2O は高い傾向を示したが、N_2O はフリーボード温度を高めれば減少するものであった。排ガス中には多量の SO_3 が存在する可能性が示され、機器腐食を起こすことから燃焼過程で脱硫する必要性が示された。得られる灰の組成は従来の流動床燃焼炉の場合と大差ないものであった。

③ 鶴岡市浄化センターに実用化した貯蔵能力：600m^3 の消化ガス吸着貯蔵設備のＬＣＡは、約 835t-CO_2（16.3 × 10^{12} J）と見積もられた。その構成割合は、建設工程：30 %、供用工程：73 %、撤去・整地工程：－ 3 %であった。一方、ＬＣＣは約 183 百万円と見積もられた。この構成は、建設経費：61 %、供用経費：36 %、撤去・整地：２%であった。

【参考文献】

１）鈴木穣，北村友一，「下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究」，平成 13 年度環境保全成果集，課題番号 63，(2002)

２）日本建築学会，「建物のＬＣＡ指針（案）－地球温暖化防止のための LCCO_2 を中心として－」，丸善㈱

３）建設省土木研究所材料施工部化学研究室，「資源・エネルギー消費量、環境負荷の算定手法の開発と実態調査報告書（その２）－資源，エネルギー消費量及び CO_2 発生量の積み上げ計算－」，土木研究所資料第 3256 号，平成６年３月 (1994)

４）建設省，「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－第二編建築分野－，最終報告書」，平成８年 10 月 (1996)

10. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程及び土壌環境中での挙動に関する調査

リサイクルチーム　上席研究員　鈴木　穣
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、社会活動や日常の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ている。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。また、国土交通省の「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」[2]でも、内分泌かく乱物質の多くが下水道の水処理系において除去されていることが報告されている。これらの結果は、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、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、下水汚泥リサイクル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ており、本年度は、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、下水汚泥リサイクル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について報告する。

2．下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討

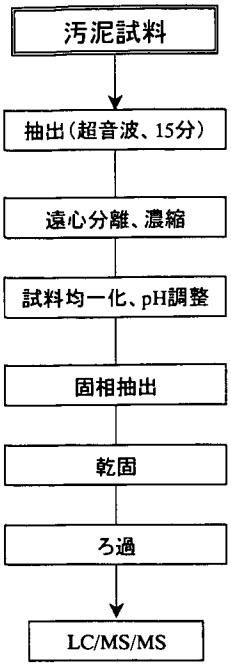
汚泥処理系での内分泌かく乱物質の消長を把握する上で、ノニルフェノールエトキシレート（以下、ＮＰＥＯ類）、ノニルフェノールエトキシカルボン酸（以下、ＮＰＥＣ類）等を含めたノニルフェノール（以下、ＮＰ）類、17β-エストラジオール（以下、Ｅ2）やエストロン（以下、Ｅ1）等の分析手法を確立する必要がある。多量の有機物を含む泥状試料を対象とした内分泌かく乱物質の分析方法は確立されておらず、汚泥中の内分泌かく乱物質含有量の把握のため、抽出効率が高く、安定した分析結果を得ることができる分析手法の開発が必要である。14年度は、ＮＰ類のうち、ＮＰＥＣ類の分析手法の検討を開始した。

2．1　下水汚泥試料中のノニルフェノールエトキシカルボン酸類の分析方法に関する検討

2．1．1　検討方法

本検討では、10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の関連物質であるＮＰＥＣ類を分析対象物質とした。ＮＰＥＣ類の分析は、水試料を対象としＬＣ／ＭＳ法を用いる八十島らの方法[3]に主に基づいて行った。分析フローの概略を図－1に示す。14年度は、抽出溶媒にメタノールおよびアセトンを用い、固相抽出のためのｐＨ調整条件をｐＨ3および7として、ＮＰＥＣの添加回収試験を行った。

供試汚泥には余剰活性汚泥またはコンポストを1mm篩を通過させた後風乾し0.84mm以下に粉砕したものを用いた。



図－1　分析フロー

2．1．2　検討結果

添加回収試験の結果、メタノールを抽出溶媒とした方が抽出物が多く得られる傾向が見られたが、現行の前処理方法では夾雑物が多く、ピークが確認できない場合、また、敢えて濃度を計算した場合も回収率が10,000％を越える場合が頻出した。

水試料中のＮＰＥＣ類の分析に用いられる前処理方法の応用では汚泥試料中のＮＰＥＣ類の分析が困難であり、汚泥試料用の前処理方法の開発が必要であることが明らかとなった。

3．下水汚泥リサイクル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、下水汚泥リサイクル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。本年度は、ライシメータ実験および植物栽培実験を実施した。

3．1　ライシメータ実験

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を行った。

3．1．1　実験方法

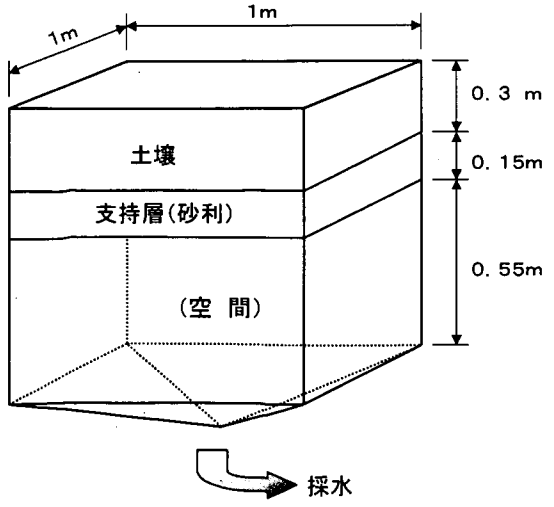
1）ライシメータへの仕込み

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－2**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六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。本実験は11年10月に開始し、14年8月までの約2年10ヶ月にわたって実施した。

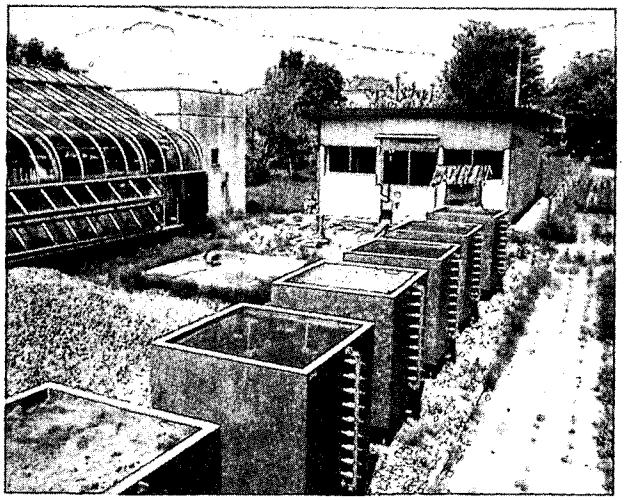
各ライシメータの設定条件を**表－1**

表－1　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



図－2　ライシメータ内部


写真－1　ライシメータ実験装置

に示す。図－２で“土壌”と記されている部分に、表－１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には10kg/基のコンポストを、また薬品を添加した系にはＮＰ及びＥ２をそれぞれ約500mg/基、約17mg/基、土壌（赤土）と混合した。また、下水汚泥コンポストを施用し耕耘を行うこととした系については土壌採取毎に耕耘した。

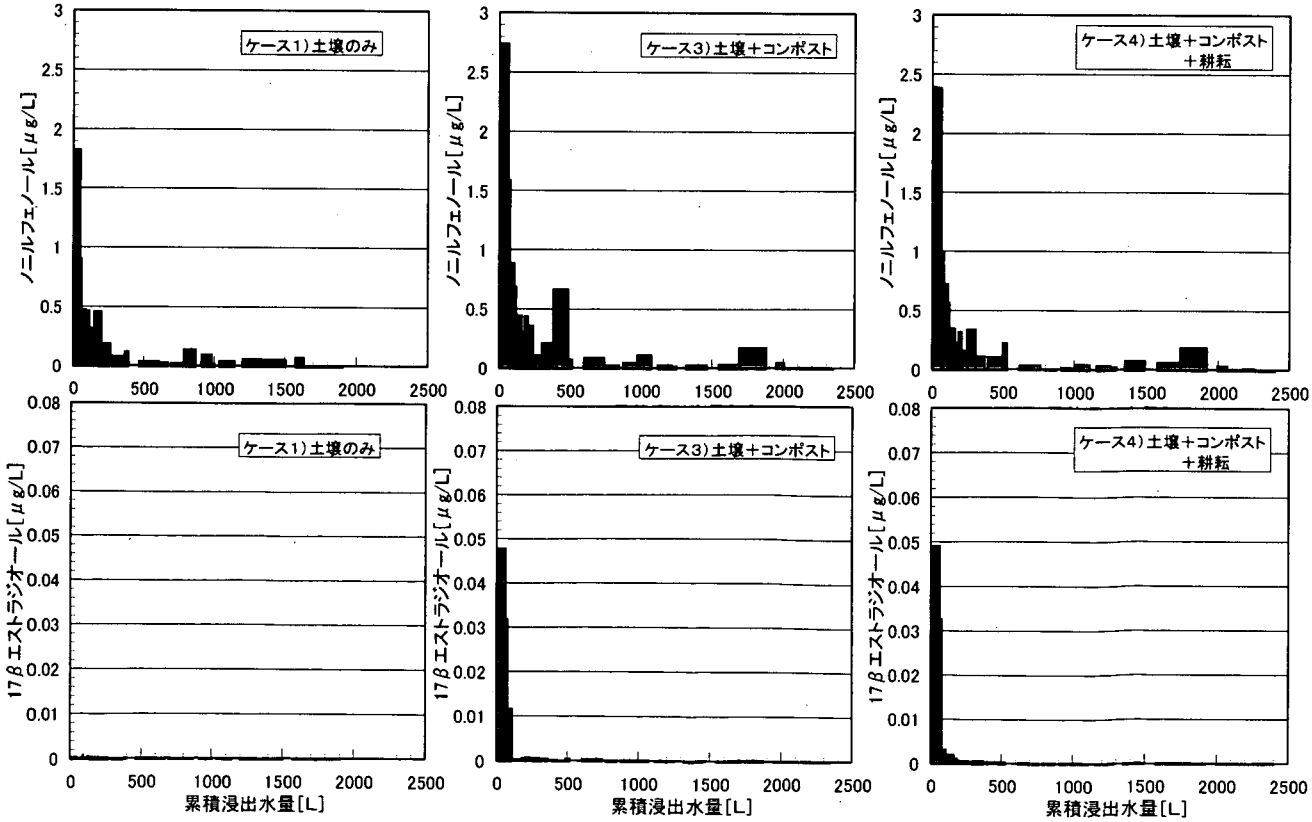
実験に使用した土壌は茨城県南部で代表的に見られる赤土であり、農薬や肥料にあまりさらされていないものを用いた。土壌は全て5mm以下に篩い分けたものを用いた。実験に使用した下水汚泥コンポストは高分子系の消化脱水汚泥を原料とし、破砕したモミガラを副資材として発酵したものである。土壌に添加したＮＰとＥ２は建設省の実態調査[1]において比較的高頻度でその存在が確認された物質の中から選択した。

仕込み土壌の調製は以下の手順により行った。ＮＰとＥ２の添加にあたり、あらかじめそれぞれ1,500 mg、50 mgを１Ｌのメタノールに溶解し、混合原液を調製した。ライシメータ１台につき土壌を330Ｌ（258kg-湿）計量し、そこから約10Ｌを分取してＮＰとＥ２の混合原液を333 mL添加した（ライシメータ１台あたりＮＰを500mg、Ｅ２を16.7mg添加することに相当）。残りの土壌には下水汚泥コンポストを現物として10 kg混合し、十分に撹拌した。これに、ＮＰとＥ２を混合した土壌の全量を戻し、更に十分に撹拌した後、ライシメータに仕込んだ。

2）分析方法

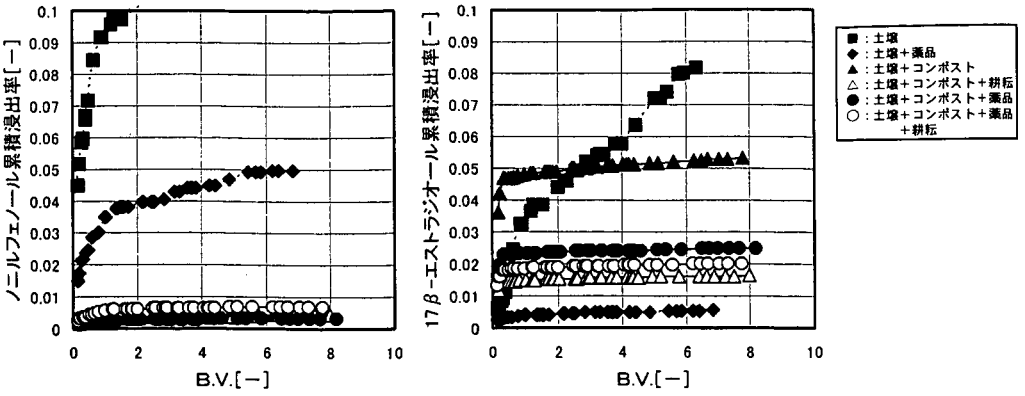
ライシメータからの浸出水および土壌中のＮＰ及びＥ２の分析は既存の分析マニュアル[4) 5)]を参考とし、ＮＰはＧＣ／ＭＳ法、Ｅ２はＥＬＩＳＡ法を用いて測定した。

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いる[6)]。試行的にＬＣ／ＭＳ／ＭＳ法[7)]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エストロゲン含有量を測定したところＥ２は検出されなかったが、ここでは便宜上、これまで主に用いられてきたＥＬＩＳＡ法で得られた値をＥ２の濃度として扱うこととする。より詳細な消長の解明には、Ｅ１等の関連物質

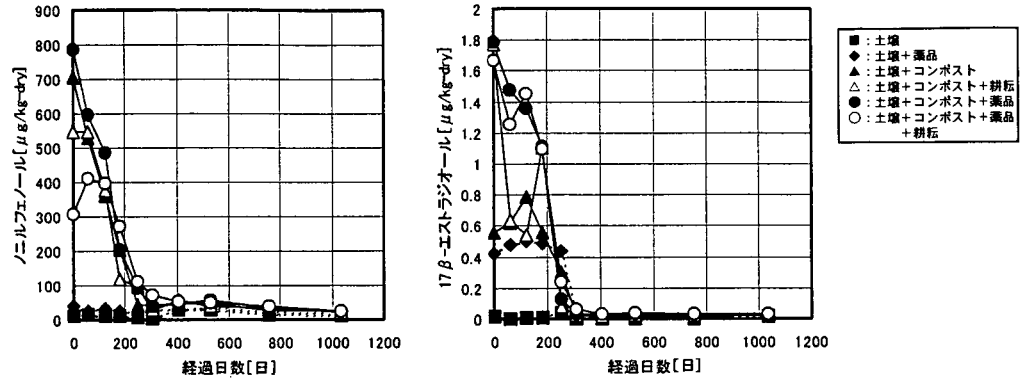


図－３　ライシメータからの浸出水中のＮＰ、Ｅ２濃度

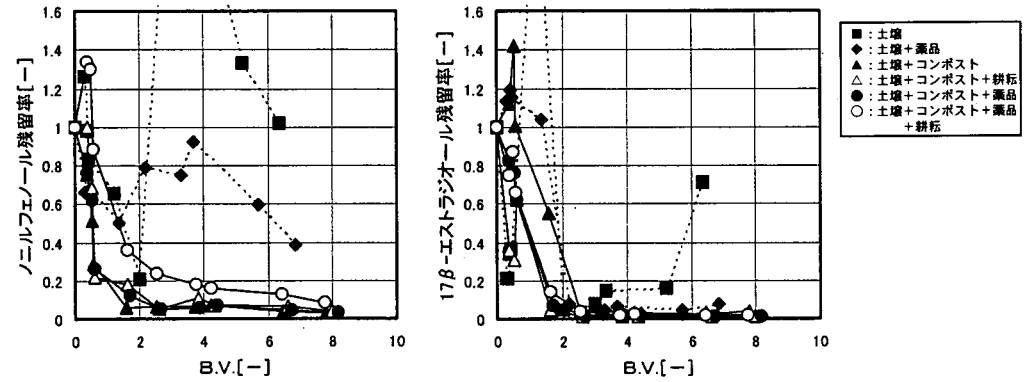
も含めた分析手法の開発とそれに基づく検討が必要である。また、現時点では汚泥および土壌のNP類やエストロゲン（E2やE1等）の含有量の分析は検討すべき課題が多く[8]、今後さらに検討が必要である。



図－4　ライシメータからのＮＰ、Ｅ2の累積浸出率



図－5　ライシメータの土壌のＮＰ、Ｅ2含有量の推移



図－6　ライシメータの土壌中のＮＰ、Ｅ2残留率

3．1．2　実験結果

ライシメータからの浸出水中のＮＰ、Ｅ2濃度の推移の例を図－3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まり方が異なるため、浸出水量が異なっていた。

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。

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－4に示す。横軸は累積浸出水量をＢ.Ｖ.≡（累積浸出水量）／（土壌嵩体積）で無次元化した値である。今回の実験期間では初期土壌中存在量に対してＮＰで0.34～13％（コンポスト混入系では0.34～0.69％）、Ｅ2で0.55～8.1％（コンポスト混入系では1.6～5.3％）が浸出水とともにライシメータ外に排出されていた。

土壌のＮＰ、Ｅ2含有量、土壌中残留率の推移を図－5、6に示す。前述の通り含有量の分析は検討すべき課題が多く、分析結果の傾向を判断することが困難であるが、ＮＰについてはＢ.Ｖ.で0.5程度以降は減少傾向にあり、ケース3（土壌＋コンポスト）では初期700μg/kg-dryが249日目（Ｂ.Ｖ.約1.6）には43μg/kg-dryにまで減少していた。

図－4、6の比較から、ＮＰの減少は浸出水によ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ものであると考えられる。

3．2　植物体への移行確認実験

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植物体への移行の有無を確認するため、植物の栽培実験を行った。

3．2．1　実験方法

基本的な実験条件は植害試験方法を参考として設定した。ステンレスバット（312mm×520mm×h134mm）に表－2、3のとおりに調整した土壌を充填した。基礎土壌は3.1 **ライシメータ実験**で用いたものと同様の赤土と沸騰石を3：1で混合したものであり、窒素、りん酸、カリ分の調整には過りん酸石灰、硫酸アンモニウム、塩化カリウムを用いた。添加したコンポストは、生汚泥起源の塩鉄石灰系脱水汚泥から製造されたものを用いた。コンポストの添加量は3.1 **ライシメータ実験**での添加量より少ないが、今回の実験方法における植物栽培では、高濃度添加条件において植物の成長が必ずしも低濃度添加条件よりも旺盛となるわけではなく、コンポスト添加量を今回の条件よりも多くすることは適切ではないと考えられた。

土壌を充填したバットに市販の小松菜、ラディッシュの種をまき、それぞれ表－2、3に示す期間栽培した後、植物体を収穫し、ＮＰ類の分析を行った。栽培時の水分調整は、バット全体の重量を一定に保つように精製水を添加することで行った。

植物体（茎、葉）中のＮＰ類の分析は南山らの高速溶媒抽出法を用いる方法[9]を参考としつつ、固相抽出操作を除かずに行った。また、土壌、植物体（根）中のＮＰ類の分析は、南山らの高速溶媒抽出法を用いる方法[9]で行った。根の中のＮＰ類の分析にあたっては、超音波洗浄器等を用いて根と栽培に用いた土壌の分離を行ったが、完全な分離は困難であった。

表－2　植物栽培実験の実験条件と結果（小松菜）

播種			無播種			播種(230粒／バット)		
コンポスト			なし	1430mg-N相当/バット	8580mg-N相当/バット	なし	1430mg-N相当/バット	8580mg-N相当/バット
化学肥料			N、P2O5、K2Oで各1001mg/バット					
栽培日数			56日					
実験終了時	土壌	NP	ND	Tr(0.02)	0.07	ND	ND	0.4
		NPnEO(n≦4)	ND	ND	0.3	ND	ND	0.2
		NPnEO(n≧5)	0.07	0.1	0.3	0.1	0.2	0.3
	植物体 茎葉	NP	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≦4)	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	-	-	-	ND	Tr(0.4)	Tr(0.4)
	植物体 根	NP	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≦4)	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	-	-	-	Tr(0.7)	Tr(1)	Tr(0.8)

注）単位：μg/g-dry、ND：検出下限未満、Tr：検出下限以上定量下限未満

表－3　植物栽培実験の実験条件と結果（ラディッシュ）

播種			無播種			播種(8粒／バット)		
コンポスト			なし	1430mg-N相当/バット	8580mg-N相当/バット	なし	1430mg-N相当/バット	8580mg-N相当/バット
化学肥料			N、P2O5、K2Oで各1001mg/バット					
栽培日数			42日					
実験前	土壌	NP	ND	Tr(0.01)	0.06	ND	Tr(0.02)	0.1
		NPnEO(n≦4)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	ND	ND	0.05	ND	Tr(0.01)	Tr(0.02)
実験終了時	土壌	NP	0.04	ND	0.09	0.03	0.03	0.07
		NPnEO(n≦4)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	植物体 葉	NP	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≦4)	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	-	-	-	ND	ND	ND
	植物体 根	NP	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≦4)	-	-	-	ND	ND	ND
		NPnEO(n≧5)	-	-	-	ND	ND	ND

注）単位：μg/g-dry、ND：検出下限未満、Tr：検出下限以上定量下限未満

3．2．2　実験結果

栽培実験後の植物体中のＮＰ類含有量を表－2、3に示す。今回の実験では、小松菜もラディッシュも、定量が可能な濃度域でのＮＰ類の植物体への移動はほとんど確認されなかった。ＮＰは検出下限値に至らなかった。ＮＰＥＯ類についても、定量下限に至らない場合の参考値は、コンポストの添加条件の差にほとんど影響されなかった。

4. 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。本研究は、下水汚泥処理系および下水汚泥リサイクル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て実施した。14年度は、下水汚泥試料中のＮＰ類の分析手法の検討、下水汚泥リサイクル製品の施用先におけるＮＰ類の挙動把握のためのライシメータ実験、及び植物体への移行確認実験を行った。その結果、以下のことが明らかとなった。

① 下水汚泥試料中のＮＰ類のうちＮＰＥＣ類の分析手法の検討を行ったところ、水試料中のＮＰＥＣ類の分析に用いられる前処理方法では分析が困難であることが明らかとなった。

② 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行ったところ、降雨によるＮＰの累積浸出率から、コンポスト施用土壌中のＮＰが降雨により浸出する量は少ないことが明らかとなった。また、ＮＰの累積浸出率と土壌中残留率から、ＮＰの土壌中での分解機構の存在が示唆された。

③ コンポスト施用土壌中の内分泌かく乱物質の植物体への移動に関する検討を小松菜等を用いて行ったところ、分析が可能な濃度域でのＮＰの植物体への移動は確認されなかった。

ＮＰ類の挙動を明確にするためには、ＮＰＥＣ類等、ＮＰの関連物質を含めた物質収支を明らかにする必要がある。今後、下水汚泥試料を対象とした分析手法の検討を進めるとともに、関連物質を含めたＮＰ類の挙動、消長に関する実験を行う必要がある。

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) 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、2001.

3) 八十島誠、小森行也、田中宏明：「ＬＣ／ＭＳによるノニルフェノキシ酢酸類の分析」、日本内分泌撹乱化学物質学会第４回研究発表会要旨集、p.171、日本内分泌撹乱化学物質学会、2001.

4) 建設省都市局下水道部監修：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.

5) 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.

6) 高橋明宏、小森行也、矢古宇靖子、岡安祐司、斉藤正義、東谷忠、田中宏明：「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－」、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.

7) 小森行也、高橋明宏、田中宏明：「ＬＣ／ＭＳによる下水試料中の１７β－エストラジオールの分析」、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.

8) 森田弘明、落修一、川嶋幸徳：「下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査」、平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.217-222、建設省土木研究所、2000.

9) 南山瑞彦、落修一、鈴木穣:「下水汚泥中のノニルフェノール等の分析」、第39回下水道研究発表会講演集、pp.86-88、(社)日本下水道協会、2002.

11. 下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査

リサイクルチーム　　上席研究員　鈴　木　穣
主任研究員　落　修　一

1. はじめに

土木工事を初め、道路や河川、海岸、空港、公園等の緑地管理からは多量の木質材や刈草が発生している。しかし、これらの草木に代表される有機質廃材のリサイクル手法は限られており、資源としての利活用拡大に繋がる技術開発が求められている。一方、下水処理場では多くのエネルギーと薬品を必要としており、有機質廃材はこれらの代替となる可能性を秘めている。また、下水汚泥は多量の有機物とともに多種多様な微生物群と豊富なミネラル分を含むことから微生物資源としての価値も高く、草木の生物学的な加工・改質に大いに貢献できるものと思われる。

このために、本調査は、草木等の有機質廃材と下水汚泥との混合発酵により資源化を図る方法、及び有機質廃材を改質・加工して下水処理に活用する方法等を開発し、草木系バイオマスと下水汚泥の利活用推進に寄与しようとするものである。

2. 調査方法

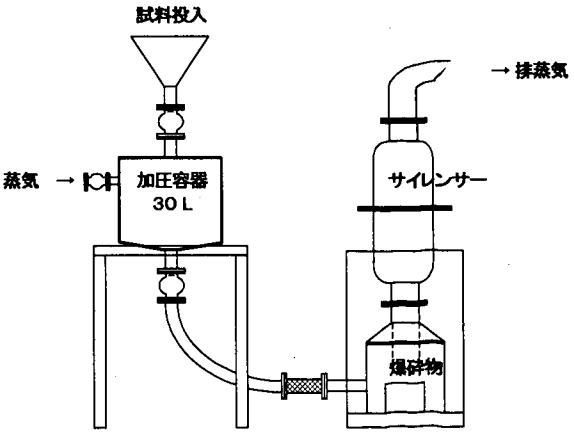
下水処理場には下水汚泥を対象とした嫌気性消化法と称せられるメタン発酵プロセスを有している所が多い。平成１４年度は、その嫌気性消化槽に下水汚泥と一緒に草木を混合投入してメタンガスの増産を図る方法について調査した。

草木類は、そのままの有機質の性状ではメタン発酵には利用されにくく、発酵に係わる微生物に利用され易い性状に改質する必要がある。本調査では、このための改質方法として蒸気加圧爆砕法を検討することとした。蒸気加圧爆砕法は、試料を圧力容器中で高温高圧の水蒸気により短時間蒸煮後、瞬時に圧力を解放・減圧する方法であり、草木に蒸気加圧爆砕を施すと、草木は改質・低分子化と同時に微細化される。調査では、草木に蒸気加圧爆砕を施したものと下水汚泥とを混合してメタン発酵する技術を確立するために、蒸気加圧爆砕方法に関する実験、混合メタン発酵方法に関する実験、発酵液の凝集性を調べる実験を行った。

2．1　蒸気加圧爆砕実験方法

実験に用いた爆砕装置の概要を図－１に示す。実験用の試料は、雄物川の堤防管理から発生した刈草の乾燥物と、広葉樹チップ（ブナとナラの混合物）及び針葉樹（スギ）チップである。実験では、表－１に示すとおり、原料により蒸気による圧力とその蒸煮時間をそれぞれ1～3MPa、1～30分に変え、瞬時解放して爆砕し、得られた爆砕物について改質状況を調べた。改質状況は、観察と合わせて、水溶性の成分、有機物組成、分子量分画から調べた。

分子量分画は、Shodex GPC SYSTEM-21H に Shodex カラム SB-806MHQ：1本と SB-802HQ：2本を連結装着して、溶離液 Flow Rate：0.5mL-H_2O／min で展開し、示差屈折率検出器（Refractive Index Detector）により測定した。水溶性の有機物組成は、表－２の方法により分析した。



図－１　実験に用いた爆砕装置の概要

表－１　蒸気加圧爆砕の条件 (実施のケース：○)

種類	圧力 (MPa)	蒸煮時間 (min) 1	2	3	5	8	10	15	30
雑草	1				○	○		○	
	1.5	○			○				
	2	○			○				
	2.5								
	3	○							
広葉樹チップ	1								
	1.5								
	2				○		○	○	
	2.5			○	○		○		
	3	○	○	○	○		○		
針葉樹チップ	1								
	1.5								
	2							○	○
	2.5							○	
	3				○		○	○	

表－２　爆砕物・水溶性有機物組成分析方法

項目	操作及び方法
水抽出試料作成方法	① 爆砕物 100g-湿重に精製水2Lを加え、35℃にて1hr振盪 ② 遠心分離にて上澄液を回収し、ろ紙 GF/B にてろ過 ③ ろ液の pH を 1N-NaOH で 7.5 に調整 ④ ロータリーエバポレータで 200mL に濃縮
固形分	凍結乾燥法
総糖	フェノール硫酸法
多糖類	アルコール沈殿法
低分子糖質（単～六糖）	HPLC(カラム：Shodex KS-802)法
単・二糖（同定定量）	ゲル濾過、PMP誘導体化、HPLC(カラム：Waters Symmetry ODS 300A)法 重水置換、^{1}H, ^{13}C-NMRスペクトル測定法
揮発性脂肪酸	HPLC(カラム：昭和電工RSpak KC-811×2)法
タンパク	BCAタンパク測定キット(PIERCE製 No.23227)適用
TOC	燃焼酸化－赤外線式分析法
T-N	総和法（アンモニア化・蒸留・インドフェノール青吸光光度法） 硝酸，亜硝酸：デバルダ合金還元蒸留法 アンモニア，有機態：硫酸銅－硫酸カリウム－硫酸分解法
T-P	硝酸－硫酸・加熱蒸発分解・モリブデン青吸光光度法

表－３　脱水実験に用いたメタン発酵連続実験の条件

実験ケース	基質	[下水汚泥]			[下水汚泥]＋[爆砕物]		
	番号	C-20	C-30	C-40	B-20	B-30	B-40
発酵温度		35 ℃					
発酵槽		槽容積：5 L　液量：4 L					
投入・引抜き量		200	130	100	200	130	100
投入・引抜き方法		1日1回の引抜き・投入（休祭日を除く）					
撹拌方法		タイマー作動によるマグネチックスターラー撹拌（15min-ON／3hr）					

表－４　脱水実験における凝集剤の添加率

試料(メタン発酵液)	番号	C－20, 30, 40	B－20, 30, 40	B－40
	投液量	250 mL	250 mL	250 mL
PSI-050 (5倍希釈液)		0, 5, 10, 15, 20, 25 mL	25 mL	
$FeCl_3 \cdot 6H_2O$ (21.29 g／L)				0, 5, 10, 15, 20, 25 mL
ヘルスフロック C809 (1 g／L)		40 mL	0, 12.5, 25, 37.5, 50, 62.5 mL	40 mL

２．２　メタン発酵実験方法

下水汚泥と爆砕物の混合メタン発酵方法の実用化に必要な基礎データを得る連続実験を行った。実施設への適用に際しては、メタンガスの生産性もさることながら、既存の消化槽が過負荷となり系全体が酸発酵に陥ることが最も懸念されることから、許容される負荷条件を連続実験により把握しておく必要がある。本実験は、易分解性と認められ、最も実用性が高いと思われた［広葉樹チップを中程度の２MPa－15 分の強度で爆砕した物］を用い、下水汚泥への混合比を変え、１日１回の引き抜きと投入を行う連続式のメタン発酵実験を、35℃にて 50 日間行った。

実験は、タイマー付きマグネチックスターラー（15 min-ON／３hr）を装備した 10L の密閉ガラス瓶６台を設置して、これに消化汚泥の初期量を６L として、休日を除き１日１回 300mL づつ消化汚泥の引き抜きと基質の投入を行う方法を取った。投入する基質は、固形物量比で下水汚泥に対して爆砕物がそれぞれ０，0.25，0.5，0.75，1.0，1.25 倍量混合することを目標に調整した。このときの調整方法は、一定容積の容器を準備し、その容積を下水汚泥のみで満たした場合の下水汚泥固形物量に対応する爆砕物の量を、容器に最初に計量・分取し、次に、その上に下水汚泥を注いで一定容積に合わせる（メスアップする）方法を取った。

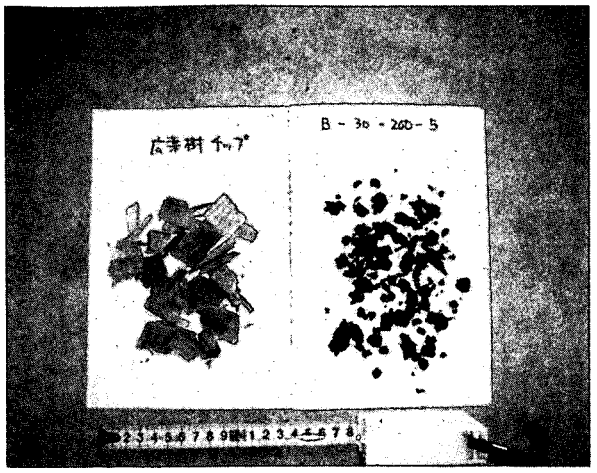
２．３　発酵液の凝集及び脱水実験方法

メタン発酵においては液中に茶褐色の溶解性有機物が残存することが認められた。このために、鉄系凝集剤による除去効果を調べる実験と、脱水性を調べる実験を行った。

実験では、前掲**２．２**のメタン発酵実験において爆砕物を混入させた５つのケースのメタン発酵液全量を混合したものに 2000rpm－15min 遠心分離を施した上澄液を試料とし、凝集剤にはポリシリカ鉄(PSI-050, PSI-100, PSI-300)、硫酸第Ⅰ鉄、塩化第Ⅱ鉄を用いた。実験は、試料を 100mL 用比色管に分取して、それぞれの凝集剤の添加量を変え、手動にて急速撹拌・静置して凝集効果を調べた。

脱水性を調べる実験は、下水汚泥のみと、下水汚泥と爆砕物を固形物比で１：１に混合したものを、**表－３**の条件で 91 日間連続実験したメタン発酵液に対して、凝集剤にポリシリカ鉄(PSI-050)、塩化第Ⅱ鉄及び高分子凝集剤(ヘルスフロック C809)を用い、**表－４**の添加率を設定して次の操作を行った。

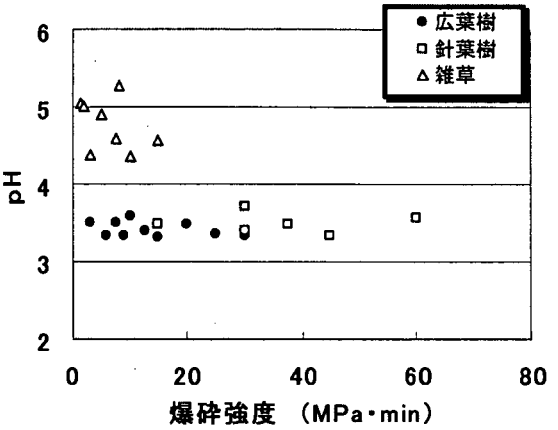
① １種の試料当たり 250mL ずつを 250mL 用のポリビン６個に計量する。② 鉄系凝集剤の所定量を滴下して手動にて急速撹拌する。③ 高分子凝集剤の所定量を加えて手動にて緩速撹拌する。④ 脱水用濾布を装着したロート加工の 250mL ポリビンに注ぎ、濾過状況及び濾液の色調等を観察し、濾液の TOC、NH_4-N、PO_4-P を測定する。⑤ 200～300mL 用の遠心分離管の底部にガラスビーズを敷き詰め、その上部を飛散防止のために濾紙(ワットマン GF/B)で覆う。⑥ ④にて、ポリビンの濾布上に残った凝集汚泥の全量を２枚重ねした薄紙(㈱クレシア製ワイパー S-200)に移し、それを⑤で準備した遠心分離管内にセットする。⑦ 1,500G-10min の遠心分離を施す。⑧ 脱水された汚泥部のみを回収して、含水率を測定する。



写真－１　広葉樹の 3MPa-5min 処理例

写真－２　針葉樹の 3MPa-5min 処理例

写真－３　乾燥雑草の 3MPa-1min 処理例

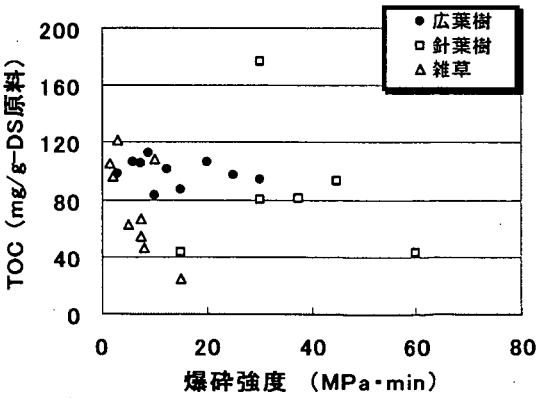


図－２　爆砕物水抽出液のｐＨ

３．調査結果

３．１　蒸気加圧爆砕実験結果

爆砕は容易且つ円滑に実施できた。写真－１～３に試料の爆砕前後の状況を示す。観察からは、広葉樹の爆砕物は総じて糖蜜臭を呈していた。針葉樹は広葉樹よりも堅固な繊維質のものが得られた。雑草は、爆砕強度をチップ破砕と同レベルとすると堅固な繊維質と泥状物との混合体を呈した。

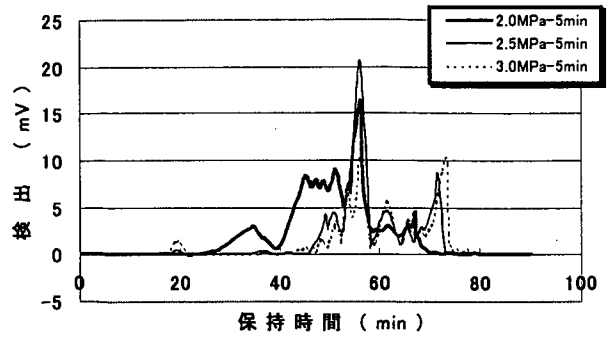


図－３　爆砕物水抽出液の TOC

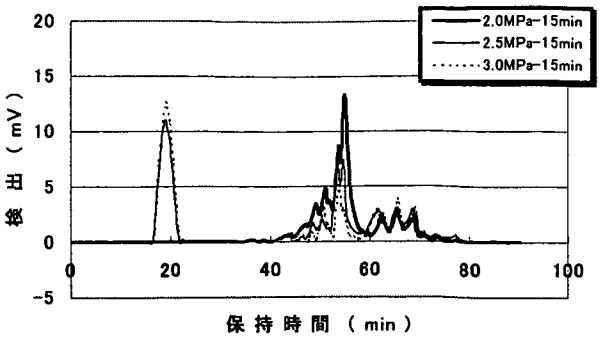
(1)　爆砕物の水溶性成分

爆砕物を水抽出した試料の pH と TOC の測定結果を図－２、図－３に示す。爆砕強度の増加にともない、抽出液の pH 低下が見られた。これは、木質を構成する高分子成分が爆砕により低分子化し、有機酸にまで分解されたためと考えられた。また TOC は、爆砕強度の低い領域で増加し、高い領域で減少する傾向が見られた。これには爆砕強度が関係し、爆砕強度が高くなると高分子成分が糖や有機酸を経て炭酸ガスにまで分解されるためと考えられた。

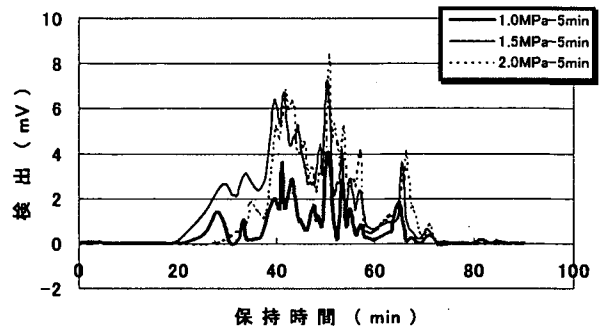
(2)　水溶性有機物の分子量分布



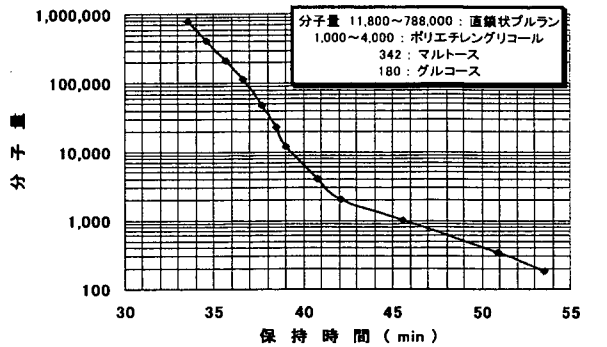
図－４　広葉樹系の水溶性有機物の分子量分布



図－５　針葉樹系の水溶性有機物の分子量分布



図－６　雑草系の水溶性有機物の分子量分布



図－７　標準物質の出力分布

爆砕物水抽出液の分子量分画結果の例を広葉樹系について図－４に、針葉樹系について図－５に、雑草系について図－６に示す。また、同一条件下における標準物質の出力分布を図－７に示す。爆砕により低分子化される程度や状況は原料により、また、爆砕強度により大きく異なる。広葉樹系と針葉樹系は幾分低分子領域に分布し、雑草系は低分子から高分子まで広い分布を示した。

(3)　水溶性有機物組成

水溶性の有機物組成を調べた結果を表－５に示す。大きな特徴として３つが挙げられる。１つは、溶解性の有機物を多量に含み、中でも広葉樹系での含有量が多いこと。２つ目は、揮発性脂肪酸を多く含み、それが酢酸とギ酸に限られていること。３つ目は、雑草系の窒素とリンの含有量は木質系の１０倍以上となっていることである。

本調査では、これらの特徴を生かした用途開発を進める必要がある。

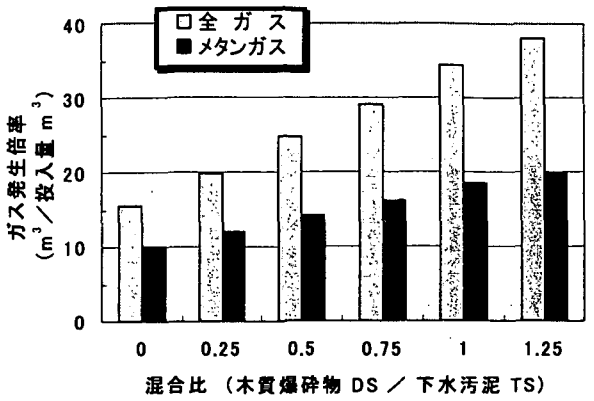
３．２　メタン発酵実験結果

実験は、全ての系が酸発酵に陥ることなく、円滑に進行した。実験系が実験条件に対して定常状態となっていると思われる期間における平均的なメタン発酵成績を表－６に示す。また、ガス発生量の結果を図－８に、発行液中の溶解性の TOC，NH_4-N，PO_4-P の結果を図－９に示す。

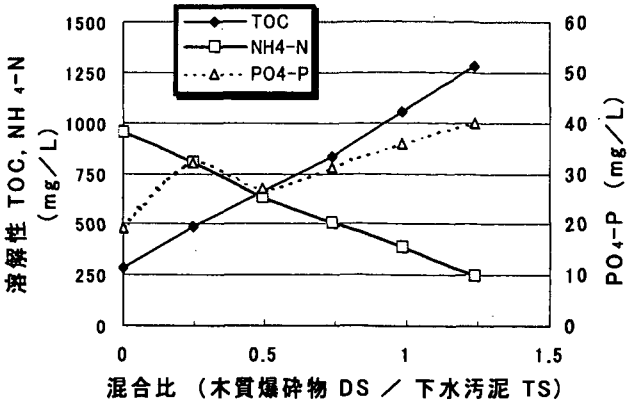
表－５　水溶性有機物組成の分析結果

組成項目	含有率（mg／g-DS・爆砕物） 広葉樹系	針葉樹系	雑草系
固形分	226.6	101.5	147.3
総　糖	149.6	61.8	75.9
多糖類	4.9	1.3	61.0
低分子(単～六糖)糖質	82.2	20.1	7.8
六糖	5.0		
五糖	5.2		
四糖	7.9		
三糖	9.9		
二糖	16.0 *	2.3 **	0.8
単糖	38.1	15.6	3.4
マンノース	2.6	6.1	0.3
ラムノース			0.0
グルコース	2.4	6.3	1.1
ガラクトース	2.5	1.5	0.4
キシロース	29.5	1.5	1.1
アラビノース	1.0	0.2	0.4
フルフラール	3.0	15.5	
揮発性脂肪酸	54.6	23.4	11.2
コハク酸	0.9	0.2	0.4
乳　酸	n.d	n.d	n.d
ギ　酸	8.4	7.0	4.0
酢　酸	45.3	16.2	6.8
プロピオン酸	n.d	n.d	n.d
イソ酪酸	n.d	n.d	n.d
酪　酸	n.d	n.d	n.d
イソ吉草酸	n.d	n.d	n.d
吉草酸	n.d	n.d	n.d
タンパク	152.1	77.8	76.7
TOC	88.4	38.6	65.4
T-N	0.26	0.14	5.09
T-P	0.067	0.039	0.820

* 15種類の二糖が確認され、その内の1種が約70%を占めた。
この1種は、主にキシロースで構成される二糖と推定された。
** 11種類の二糖が確認され、その約42%を占める1種類が存在した。
この1種は、主にグルコースとマンノースで構成される二糖と推定された。



図－８　爆砕物と下水汚泥の混合比とガス発生倍率の関係



図－９　爆砕物と下水汚泥の混合比とメタン発酵液中の TOC，NH_4-N，PO_4-P の関係

ガスの発生は爆砕物と下水汚泥との混合比に比例していた。一方、メタン発酵液中では、爆砕物の混合量の増加に伴って溶解性の TOC と PO_4-P が大幅に残存する傾向を示し、逆に NH_4-N は著しく低減する傾向を示した。これより、発酵液中の TOC と PO_4-P が低減できれば実用性は非常に高いと思われる。

３．３　発酵液の凝集及び脱水実験結果

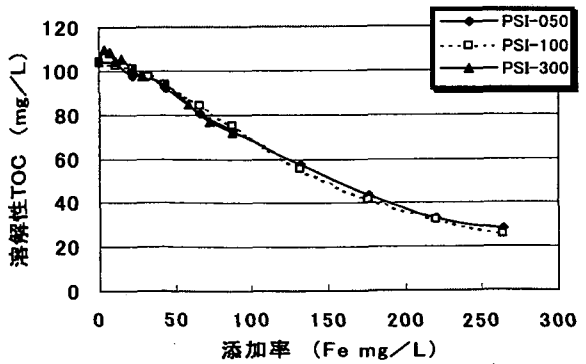
凝集実験に用いたポリシリカ鉄凝集剤(PSI)３種の鉄含有量はそれぞれ異なる。

表－６　平均的なメタン発酵成績

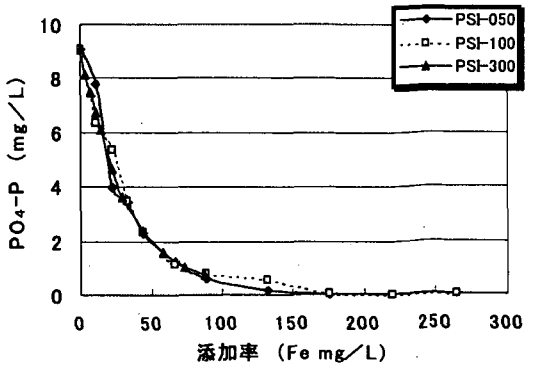
項目			実験ケース（下水汚泥TSに対する爆砕物DSの混合比）					
			0	0.25	0.50	0.75	1.00	1.25
投入汚泥	TS	(g/L)	33.2	42.2	49.3	59.8	65.8	72.9
	VS	(g/L)	26.3	35.4	42.6	53.3	59.6	66.8
	SS	(g/L)	30.3	37.1	43.2	51.7	58.2	67.4
	VSS	(g/L)	24.5	31.4	37.7	46.4	53.1	62.6
消化汚泥	pH	(−)	7.35	7.30	7.19	7.06	6.96	6.77
	TS	(g/L)	16.2	19.2	21.4	24.0	27.9	30.0
	VS	(g/L)	10.3	13.3	16.0	18.8	22.8	25.3
	SS	(g/L)	14.9	17.3	19.0	21.2	24.4	26.2
	VSS	(g/L)	14.2	17.9	21.0	25.2	28.7	32.3
	溶解性 TOC	(mg/L)	285	488	662	833	1,049	1,279
	溶解性 NH_4-N	(mg/L)	951	800	628	505	383	241
	溶解性 PO_4-P	(mg/L)	19.1	32.0	27.1	31.2	35.9	40.0
ガス	発生量	(L/日)	4.3	5.5	6.7	7.8	9.5	10.4
	CH_4	(%)	64.8	60.5	57.6	54.8	53.4	51.4
	CO_2	(%)	33.5	37.5	40.7	43.0	44.6	45.7
消化率	TS	(%)	51.1	54.5	56.6	59.8	57.6	58.8
	VS	(%)	60.7	62.3	62.6	64.6	61.8	62.2
	SS	(%)	50.7	53.4	56.0	59.0	58.0	61.0
	VSS	(%)	60.7	61.7	62.3	63.9	62.3	64.5
ガス発生率	投入TS当たり	(L/g-TS)	0.43	0.44	0.45	0.44	0.48	0.47
	投入VS当たり	(L/g-VS)	0.55	0.52	0.52	0.49	0.53	0.52

図－１０と図－１１は、各 PSI の添加量を鉄基準で表し、それぞれ溶解性の TOC と PO_4-P の関係を示したものである。同様に、図－１２と図－１３には PSI と鉄塩を比較して示す。

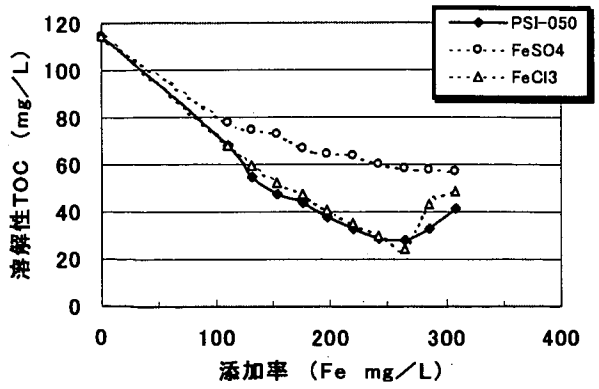
これより、溶解性の TOC と PO_4-P は鉄の添加量に応じて減少していることから、実際には、メタン発酵液を脱水する際の脱水助剤に鉄塩を介在させれば良いことになる。



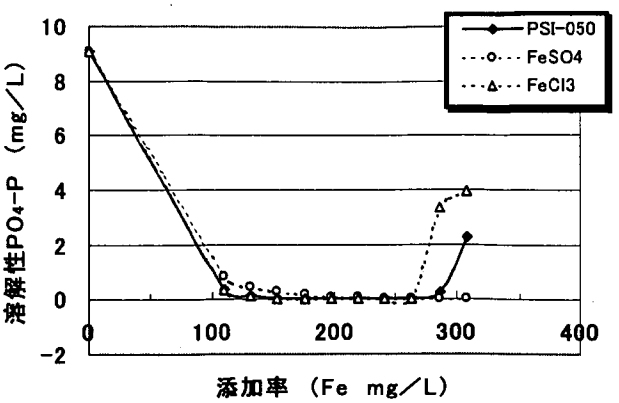
図－１０　PSI 添加率と溶解性 TOC の関係



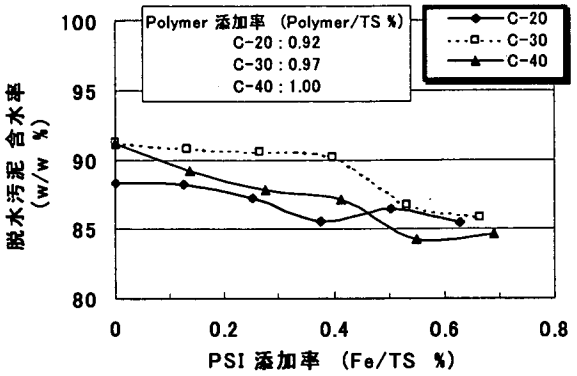
図－１１　PSI 添加率と溶解性 PO_4-P の



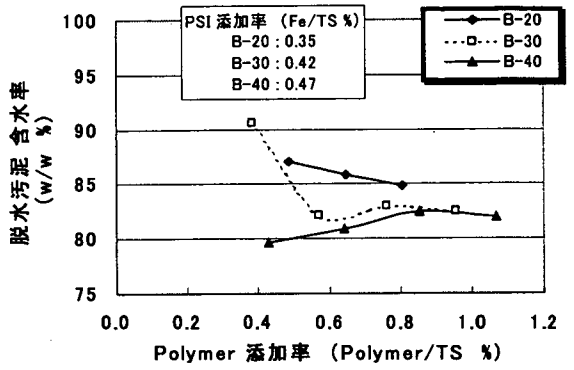
図－１２　鉄塩の添加率と溶解性 TOC の関係



図－１３　鉄塩の添加率と溶解性 PO_4-P の関係



図－１４　下水汚泥のみの系の脱水汚泥の含水率



図－１５　爆砕物混合系脱水汚泥の含水率

脱水実験における脱水汚泥の含水率の結果を下水汚泥のみの系について図－１４に、爆砕物混合系について図－１５に示す。下水汚泥の脱水では、汚泥の凝集・調質に高分子凝集剤のみを用いるケースが多く、その添加率は 0.8～1.2 %（Polymer 重／汚泥固形物重）が一般的である。

実験の結果は、通常の添加率の範囲で、高分子系凝集剤に鉄塩を併用するだけで良好な脱水成績が得られることを示している。特に、爆砕物を混合した系の脱水汚泥の含水率は下水汚泥単独系の場合よりも低くなり、これには、発酵液中に木質由来の未分解の粗繊維が存在することが有効に作用した要因と思われる。また、脱水時のろ液中の TOC や PO_4 も効果的に減少していた。

４．まとめ

草木に蒸気加圧爆砕を施したものと下水汚泥とを混合してメタン発酵する技術を確立するために、蒸気加圧爆砕方法に関する実験、混合メタン発酵方法に関する実験、発酵液の凝集性を調べる実験を行った結果、以下の成果が得られた。

① 草木は爆砕により効果的に微細化、低分子化され、その程度は原料の種類により異なる。

② 広葉樹系の爆砕物には溶解性の有機物が多量に含まれる。

③ 広葉樹系爆砕物と下水汚泥との混合メタン発酵は円滑に進行し、双方の固形物混合比で１：１以上でも酸発酵に陥ることはなかった。

④ メタン発酵液中には溶解性の TOC と PO_4 が多く残存する傾向を示したが、これは鉄系の凝集剤で効果的に除去され、実際には脱水工程で鉄塩を併用すればよいものであった。また、メタン発酵液中の NH_4 は爆砕物の混合比が増すごとに大幅に減少していた。

⑤ 爆砕物と下水汚泥との混合メタン発酵系の発酵液の脱水では下水汚泥単独の場合より低い含水率が得られた。

12. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査

研究予算：受託経費（下水道事業調査費）
研究期間：平13～平17
担当チーム：水循環研究グループ（水質）
研究担当者：田中宏明、小森行也、岡安祐司

【要旨】
下水道は、生活排水や一部の事業場排水を受入れ、処理を行い環境中に排出しているが、現在、下水中には、内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質が含まれている可能性が指摘されており、これらの微量化学物質の環境への排出量の削減および下水処理水の環境安全性を確保することが求められている。
本調査は、下水道に流入する可能性のある内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質の評価手法の開発を目的とし、①微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化、②微量化学物質の下水道での挙動把握を行う。

キーワード：内分泌かく乱物質、エストロゲン、ノニルフェノール類、ELISA法

1. はじめに

下水道施設へ流入する内分泌かく乱作用が懸念される化学物質は、下水道法に基づき水質汚濁防止法で規制されている一部を除いて大部分が未規制であり、下水道に流入する可能性があるが、下水処理施設での挙動・運命についての知見は不十分な状況である。これらの化学物質の中には、微量でも、人や生物に対して、内分泌かく乱作用を示す化学物質が含まれている可能性が指摘されている。

現状では、下水中の内分泌かく乱作用が懸念される化学物質のうち一部は、機器分析に基づく手法により測定されるが、高価な機器、熟練した技術等が必要であり、幅広く下水中での挙動を把握できる状況ではない。そのため、簡易に、迅速に測定できる手法の開発が求められている。

また、下水中の内分泌かく乱作用が懸念される化学物質の実態については調査が実施されており、下水処理工程において、大部分が除去されていることが判明してきている。しかし、詳細な下水処理工程における挙動、運転条件と除去率の関係についての知見は限られているのが現状である。

将来的に、法により内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質の排出を規制されるような事態が発生する場合、または未規制であっても、より積極的微量化学物質対策に下水道が取り組む場合には、下水処理場における運転条件が化学物質の環境媒体への排出に及ぼす影響を予測、評価することも必要となるであろう。本研究では、以上のような背景を受け、以下の課題を目的とする。

- 下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法を確立し、監視を行う。
- 下水道に流入している内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質（エストロゲンおよびノニルフェノール類）の挙動把握とその評価技術をまとめ、下水道における微量化学物質の対策に資する。

2.　研究方法

2．1．下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発

本研究では、下水中のE1を簡易に定量する手法の開発を検討した。迅速測定手法としては定量性に優れるGC－MSやLC－MS/MSの機器分析による測定手法に比較して、簡易に測定可能なEnzyme-Linked Immunosorbent Assay（ELISA）法を選択した。

E1などのエストロゲンに特異的に反応するモノクローナルまたはポリクローナル抗体をマイクロプレートに固定化したELISAキットについては既に複数の民間企業から市販がなされている。しかし、それぞれのキットにおける、抗体と下水中の類似物質との交差反応性、下水中の他の物質による抗体・酵素など活性の妨害の程度については、完全には把握されていない。一般的には、ELISA法による測定結果は、交差反応・妨害等に由来すると考えられる理由により、GC－MSやLC－MS/MSの機器分析による測定手法に比較して過大になることが指摘されている。

本研究では、水中のE1を測定するELISAキットを開発するとともに、比較的簡易に、下水試料中のE1を濃縮し、かつ交差反応・妨害等を示す物質を分離できる抽出手法を発見することを目的とした。具体的には、全国22箇所の実下水処理場における下水試料を用いて、機器分析手法での測定結果と、開発したELISAキットについて、設定した各抽出手法によるELISA法の結果の比較を実施した。

なお、本研究は、平成14～16年度の期間で、武田薬品工業株式会社との共同研究「都市排水におけるエストロゲンおよびその関連物質の新しい検出技術の開発」で実施されたものである。

2．2．微量化学物質の下水道での挙動把握

本研究では、近年社会問題となっている内分泌撹乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）に関する物質のうち人畜由来のエストロゲンとノニルフェノール関連物質の挙動について調査を行った。エストロゲンのホルモン作用は、環境ホルモンのエストロゲン活性に比べ非常に強い[1]ことが知られており注目されている物質である。また、ノニルフェノール関連物質は、下水道での存在量が他の環境ホルモンに比べ多いことから注目されている。

計画処理水量 250,000m³/日のA下水処理場の標準活性汚泥法による運転を行っている系列で初沈流入水、初沈流出水、曝気槽内（9ヶ所）、終沈流出水の各処理プロセスにおける下水試料を採取し、エストロゲンのうち17β-エストラジオール（E2）、エストロン（E1）、エチニルエストラジオール（EE2）とノニルフェノール関連物質であるノニルフェノール（NP）、ノニルフェノールエトキシレート（NPnEO）、ノニルフェノキシ酢酸（NPnEC）をこれまでに報告してきた方法[2)～5)]により測定し下水処理場での挙動把握を行った。

また、エストロゲン抱合体の分析法開発を行うとともに実下水への適用を試みた。

3．研究結果

3．1．下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発

下水試料中のエストロンの前処理として、

1) 前処理法①

：採水、冷蔵保存、C18固相抽出（ジクロロメタン溶出）

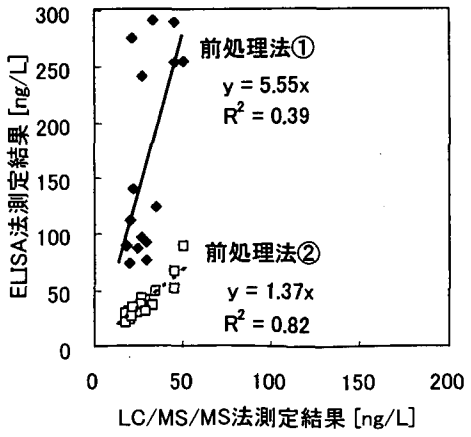
2) 前処理法②

：採水時にアスコルビン酸による固定化、冷蔵保存 C18固相抽出＋フロリジル固相抽出＋アミノプロピル固相抽出

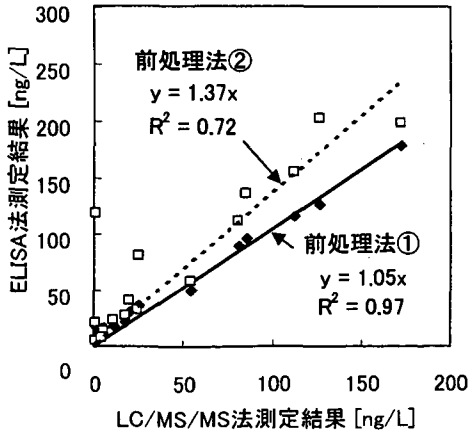
の2つの設定方法を比較した。両手法とも、エストロンの回収率は確保されていた。結果を図1～2に示す。流入下水試料の前処理法①での測定結果が、LC/MS/MS法による測定結果に比べて、著しく過大となっていたが、流入下水試料の前処理法②、二次処理水試料の前処理法①および②では、ELISA法による測定結果は、LC/MS/MS法による測定結果に比べて1.5倍程度以内であった。

前処理法①では、採水時にアスコルビン酸による固定化を行っていないため、流入下水試料では、交差反応や妨害による過大評価以外に試料保存中にエストロゲン抱合体からE1が生成された可能性が考えられる。一方、二次処理水試料では、試料保存中にE1が分解した可能性が考えられる。

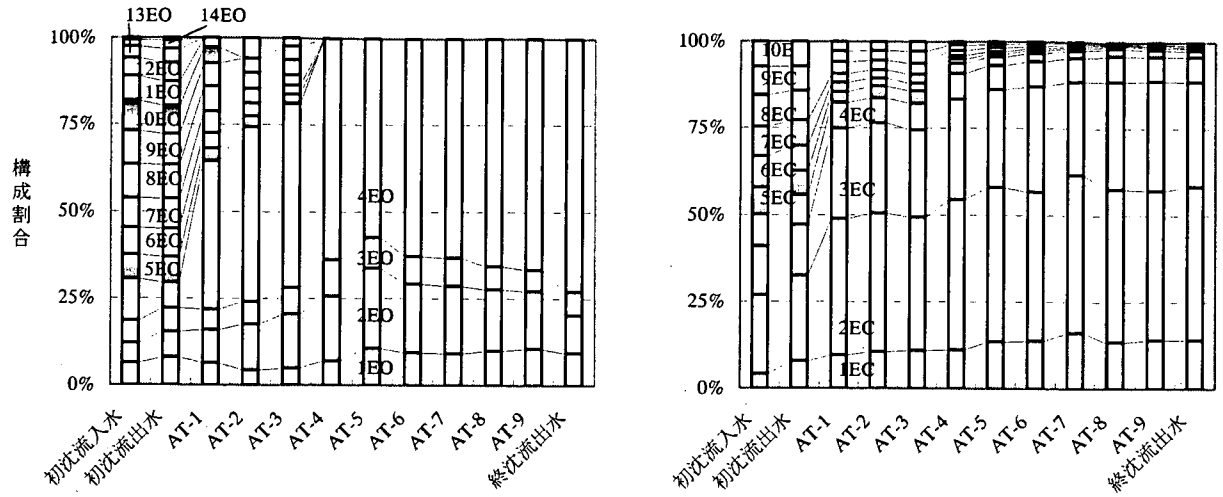
前処理法②では、アスコルビン酸がELISA法に及ぼす妨害などの影響について、追加で検討する必要があると考えられる。



図－1 流入下水中のエストロン(E1)の前処理法間の測定結果の比較



図－2 二次処理水中のエストロン(E1)の前処理法間の測定結果の比較



図－3 下水処理過程でのNPEO、NPECのEO鎖分布図

3．2．微量化学物質の下水道での挙動把握[6) 7)]

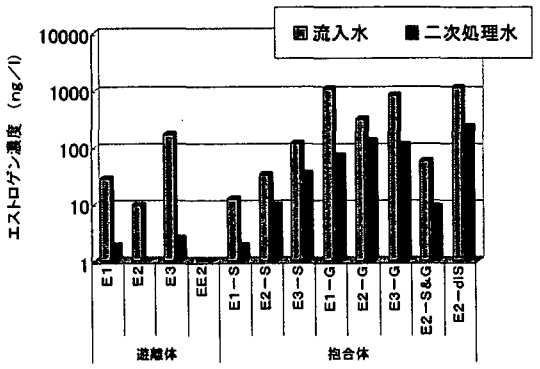
E2、E1は、最初沈殿池流入水（初沈流入水）と最初沈殿池流出水（初沈流出水）の値を比べるとほぼ同じ値を示しており最初沈殿池内での分解はほとんど見られないが、曝気槽内に入るとE2は徐々に減少し、曝気槽のほぼ中間で検出下限値(0.5ng/L)未満となった。一方、E1は曝気槽内に入りいったん初沈流出水の1.8倍程度に増加した後、徐々に減少した。E2は活性汚泥により容易に分解しE1に変化するとの報告[8)]があり、本調査結果も曝気槽内でE2がE1に変化したものと考えられる。また、曝気槽内にE1が残存しているが、E2の分解速度に比べE1の分解速度が遅いことが原因の一つとして考えられる。

NP、NPnEO、NPnECは、曝気槽で濃度が大きく変動した。具体的には、NP、NPnEOは初沈流入水、初沈流出水に比べて1/10～1/100程度に濃度が減少し、NPnECは2倍以上に濃度が増加した。下水処理過程でのNPEO、NPECのEO鎖分布を図－3に示した。NPnEOは、初沈流入および初沈流出時にはNP1EO～12EOがほぼ均等に存在していたが、曝気槽以降でEO付加モル数5以上のNPnEOが消失し、最終的にNP1EO～4EOで構成された。一方、NPnECは、初沈流入、初沈流出時には2～3ECはやや多いものの、NP1EC、NP4EC～10ECはほぼ均等に存在していた。曝気槽以降ではEO付加モル数5以上のNPnECが減少、EO付加モル数4以下が増加し、最終的にNP1EC～4ECが全体の約96％を占めた。これらの結果からNPnEOは、曝気槽内で急激な分解を受けており、NPnEOのままEO鎖が短鎖化を受ける場合と、NPnECに形態を変えてEO鎖が短鎖化を受ける場合があると考えられる。下水処理が進むに連れてNPnEC濃度が増加する理由の一つとしては、NPnEOとNPnECの分解速度の違いが考えられる。また、NPnECのEO付加モル数5以上では顕著な濃度増加が認められなかったことから、NPnEOからNPnECへの形態変化は、EO付加モル数5以下で進行している可能性がある。終沈流出水はNP1EO～4EO、NP1EC～4ECで構成されていること、NP濃度の顕著な増加は認められなかったことから、活性汚泥処理では、NPnEOはNPまでは分解されずNPnEO, NPnECのどちらの形態においてもEO付加モル数1～4までの分解にとどまる可能性が示唆された。

帝人エコ・サイエンス株式会社との共同研究「人畜由来エストロゲン及びその抱合体の LC-MS/MS による分析方法の開発および HR-GC/MS による検討並びに開発に関する共同研究」を実施し、LC/MS/MS 法によるエストロゲン抱合体分析法を開発[9)]するとともに、実下水への適用を行った。測定対象としたエストロゲンの硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体は、estrone-3-sulfate (E1-S), β-estradiol 3-sulfate (E2-S), estriol 3-sulfate (E3-S), estrone β-D-glucuronide (E1-G), β-estradiol 17-(β-D)-glucuronide (E2-G), estriol 3-(β-D-glucuronide) (E3-G), β-estradiol 3-sulfate 17-glucuronide (E2-S&G) and estradiol 3,17-disulfate (E2-di-S) である。これら硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体の回収率は数％から 50%程度と低く、更に検討が必要な方法ではあるが、流入水、二次処理水に適用し測定した結果を図－4に示した。下水処理による各エストロゲンの除去率は、遊離体が 89～99％なのに対し、抱合体では E2-G の 58%～E1-G の 93%の範囲であった。グルクロン酸抱合体

については活性汚泥により容易に分解し、E2 となることが報告[10]されている。また、本測定結果から、流入水、二次処理水中のエストロゲン抱合体の濃度は、遊離体の濃度に比べ数倍から 100 倍程度高いことが分かった。

また、これまでに国内で報告[11)~13)]された流入下水中の硫酸抱合体、グルクロン酸抱合体濃度 E1-S(6.4ng/l)、E2-S(2.7-62.9ng/l)、E3-S(4.5ng/l)、E2-G(<0.8-12.7ng/l)と比較すると E1-S、E2-S は同程度の値を示していたが、E3-S、E2-G は 30 倍程度の値であった。



図－4　**エストロゲン測定結果（回収率補正済み）**

4．まとめ

1）下水道における内分泌かく乱物質の迅速測定法の開発

・水中の E1 を定量する ELISA キットを開発した。

・下水試料の前処理法として、①冷蔵保存、C18 固相抽出（ジクロロメタン溶出）②採水時にアスコルビン酸による固定化、冷蔵保存、C18 固相抽出＋フロリジル固相抽出＋アミノプロピル固相抽出の２つの設定方法について、ELISA 法による測定結果と LC/MS/MS 法による測定結果を比較した。

・二次処理水では、①、②のいずれの方法でも、ELISA 法による測定結果は、LC/MS/MS 法による測定結果の 1.5 倍程度以内であった。

2）微量化学物質の下水道での挙動把握

・下水処理プロセスでのE2、E1は、初沈での減少はなく曝気槽内で減少しており活性汚泥により容易に分解された。

・NPnEOは、活性汚泥処理ではNPまでは分解されず、NPnEO，NPnECのどちらの形態においてもEO付加モル数1～4までの分解にとどまる可能性が示唆された。

・流入水、二次処理水中のエストロゲン抱合体の濃度は、遊離体の濃度に比べ数倍から 100 倍程度高いことが分かった。

参考文献

1) 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、第 36 巻、pp.199-208、1999

2) 小森行也、高橋明宏、矢古宇靖子、田中宏明、ＬＣ／ＭＳ／ＭＳによる下水試料中のエストロゲンの測定、第９回世界湖沼会議、発表文集第３分科会、pp.225-228、2001.11

3) 小森行也、八十島誠、田中宏明、ＬＣ／ＭＳ／ＭＳによるエストロゲンの分析、第 36 回日本水環境学会年会講演集、p.431、2002.3

4) 小森行也、田中宏明、竹歳健治、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、pp713-715、2000

5) 八十島誠，小森行也，田中宏明、下水試料中のノニルフェノキシ酢酸類の分析、第 36 回日本水環境学会年会講演集、p526、2002

6) 小森行也、八十島誠、田中宏明、下水処理プロセスにおけるエストロゲンの挙動、第 39 回下水道研究発表会講演集、（社）日本下水道協会、pp.47-49、2002.07.

7) 八十島誠、小森行也、田中宏明、下水処理過程におけるノニルフェノール関連物質の挙動、第 39 回下水道研究発表会講演集、（社）日本下水道協会、pp.95-97、2002.07.

8) T.A.Ternes, P.Kreckel, J.Mueller, Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants, The Science of the Total Environment, 225,pp.91-99(1999)

9)小森行也、八十島誠、田中宏明、末岡峯数、大石俊雄、久野正、下水試料を対象としたエストロゲンの測定、第５回日本水環境学界シンポジウム講演集、p.186、2002.9

10)T. A. Ternes, P. Kreckel, J. Mueller : Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants –II. Aerobic batch experiments with activated sludge, The Science of the Total Environment, 225, pp.91-99, 1999

11)辻村和也、田嶋晴彦、LC/MS/MS による環境中エストラジオール及び類縁物質の同時分析法の開発、第９回環境化学討論会講演要旨集、2000.6

12)石井善昭、沖田智、尹順子、LC/MS/MS によるエストロゲン抱合体の分析法について、第 11 回環境化学討論会講演要旨集、2002.6

13)松井三郎、足立淳、松田知成、滝上英孝、清水芳久、天然および人工エストロゲンの下水道と環境中での挙動、内分泌かく乱物質研究の最前線、日本化学会編、2001.9

13. 下水道による水環境への影響に関する調査

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　佐々木　稔
専門研究員　東谷　忠
交流研究員　壬生　勝泰

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変化し、下水処理水が放流先河川の水生生態系に与える影響が大きなものとなっている可能性がある。特に都市域では水資源の再利用に伴い、下水処理水の河川へ占める割合は大きくなっており、再利用比率が90％を超えるような河川も報告されている。

本調査では、下水道の整備が河川水質や水生生態系といった水環境に及ぼす影響や、下水処理水中に存在している化学物質、特に女性ホルモン作用を持つ内分泌攪乱物質が魚類を始めとした水生生物に及ぼす影響について検討する。

平成１４年度は、手賀沼に流入する都市河川である大津川における汚濁負荷量の実態調査を行い、流域条件の相違が流況及び流出汚濁負荷量に与える影響を検討した。また、下水処理水のエストロゲン作用が魚類に及ぼす影響を調べるため、下水処理場に設置した水槽により鯉を用いた曝露試験を実施した。

2　流域水循環機構の変化に関する検討

下水道整備等による流域条件の変化が，水量並びに有機物及び栄養塩等の汚濁物質の循環にどのように寄与しているか把握するために，流域からの負荷量実態調査を実施した。

1）対象流域の概要

千葉県にある手賀沼は水質汚濁が著しく進んでいる湖沼として知られており，千葉県が主体となって手賀沼水循環回復行動計画（平成15年７月）を立案，その回復に向けて様々な行動メニューが提案され，一部施策は既に実行に移されている。

本調査では、手賀沼の主要な流入河川であり，手賀沼全流域に対し面積約23%，人口約41％を占める流域をもつ大津川（図２－１）を対象とした。

2）調査地点

採水地点は,大津川本川及び支川を含め６地点(記号:OT①～OT⑥)，名戸ヶ谷排水路流末（同：NT)，増尾排水路流末（同：MS）とした。

大津川流域の土地利用状況及び汚水処理状況を表２－１に示す。これより大津川流域の土地利用は、都市化の進行により、主として林地が市街地に変化していることがわかる。汚水処理形態別人口については，下水道整備が進んでいるものの，単独処理浄化槽による汚水処理が依然として大きな比率を占めている。

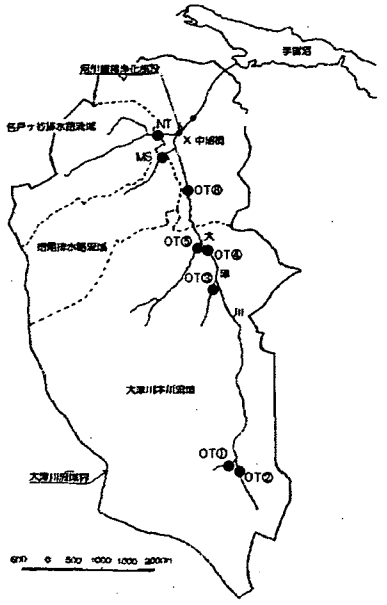


図２－１大津川流域図と調査地点

表 2-1　大津川流域フレーム

調査年	流域面積	土地利用(%)				流域人口	処理形態別人口割合(%)			
	(ha)	市街地	水田	畑地	林地	(人)	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
1985	3,669	42.6	7.8	23.2	26.3	169,080	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	3,688	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

3) 試料の採水と水質分析

2003 年 1 月の晴天時に 24 時間連続採水調査（3 時間間隔）を行い、浮遊物質量（SS），生物学的酸素要求量（BOD5），化学的酸素要求量（CODMn），各態窒素（T-N，NH4-N，NO2-N，NO3-N），各態リン（T-P，PO4-P）について，河川水質試験法（案）1997 年版に基づく水質分析を実施した。

4) 調査結果

大津川本川 OT⑥，名戸ヶ谷排水路 NT，増尾排水路 MS における負荷量を表 2-2 に示す。

増尾排水路の流出負荷量が他の流域と比較して大きい。これは，汚水処理に占める単独処理浄化槽，あるいは合併処理浄化槽の影響が大きいのではないかと考えられた。また今回の実態調査で把握した負荷量からは汚水処理形態別人口から考えられる負荷量比以上に，大津川本線 OT⑥に比べ増尾排水路 MS における流出負荷量が大きい傾向がある。これは今回調査したような晴天時においては，河道内への汚濁物質の堆積やあるいは分解が盛んであり，河道が長く，流下時間の大きい大津川本川は河道内での減少があるのではないかと考えられた。

従って，処理形態別人口等の流域情報や，河道条件，河道内での堆積や分解の機構は，下水道整備等をはじめとする流域条件が，水量や有機物，栄養塩等の汚濁物質の循環に与える寄与を把握するモデルを構築する上で不可欠なものであるといえる。

表 2-2　実態調査結果

河川名	地点名	負荷量					処理形態別人口				
		T-N	T-P	SS	COD	BOD	流域全体	下水道水洗化	合併浄化槽人口	単独浄化槽人口	汲取り人口
		g/day/ha	g/day/ha	g/day/ha	g/day/ha	g/day/ha	人/ha	人/ha	人/ha	人/ha	人/ha
大津川本川	OT⑥	156	11	163	164	203	45.6	9.2	5.7	23.2	7.6
名戸ヶ谷排水路	NT	94	2	114	69	71	83.5	62.7	1.4	16.2	3.3
増尾排水路	MS	462	19	637	469	776	60.0	9.1	17.4	30.8	2.7

3　生物検定法の高度化に関する検討

これまでの下水処理水によるコイ曝露試験の結果、早春に雌雄のコイを同所的に曝露した場合に限り雄コイの VTG 生成が認められた。このことから、雄コイが VTG を生成した現象について、早春に雄の体内で多量に分泌されるアンドロゲンがアロマターゼの酵素作用によってエストロゲンに変化し、これが VTG を合成する原因になった可能性が示された。アンドロゲンの生成については、雌雄が同所的に曝露飼育されているため、雌の放出するフェロモンによって雄の生殖活動が活発化された結果である可能性が考えられた。さらに、アロマターゼについては、下水処理水に曝露されたことによってこれが生成している可能性が考えられた。

そこで、本年度はこの仮説を検証するため、春期に雌雄を同所的に曝露する試験を実施することとした。さらに、薬物代謝酵素のはたらきを明らかにするため、その活性のひとつである EROD について測定を試みた。

1）試験魚および影響指標

試験魚としてコイ *Cyprinus carpio* を選定し、体重 800～900g の養殖コイを業者から購入し試験に用いた。影響指標としては雄コイの血中 VTG を採用した。

2）試験水槽

曝露試験は、下水処理場敷地内に流水式の野外試験水槽を 5 つ並べて設置した。

試験水槽は、コンクリートブロックを積み上げ、表面をモルタルで仕上げたもので、コイ曝露槽と調整槽から成り立っている。コイ曝露槽の大きさは、長さ 4m、幅 2m であり、水深は水流にともない 0.5m から 0.7m へと深くなる。コイ曝露槽の容積は 4,800L である。

調整槽（2×2×0.7m）では、それぞれにエアポンプを取り付け、毎分 60L のエアレーションによって酸素の供給、および処理水、水道水（対照試験区）の脱塩素処理をおこなった。なお、曝露槽には鳥の捕食を防止するネットを張り、調整槽上部には藻類の発生を抑制する日除けを設けた。

3）コイ曝露試験の基本的条件

コイの試験個体数は、水槽あたり 15 匹を基本設定とした。この場合、曝露水槽での個体密度は 3.1 匹／m^3 となる。個体ごとの経時的な VTG 生成を追跡するため、すべてのコイに識別タグを取り付けた。エサは、植物性エストロゲンとしてコイに影響を及ぼす可能性のある大豆を含まない市販の餌（おとひめ 8 号、日清飼料（株））を週に 1 回適量与えた。

曝露試験の開始時にコイの全長、体長、体重を測定し、試験終了後、生殖腺を観察して雌雄を決定した。また、その重量をもとに生殖腺体指数（GSI；体重あたりの生殖腺重量比率）を求めて成熟状況を観察した。

4）コイ VTG の測定

コイの血中 VTG を定期的に測定するため、各個体からの採血量は、コイの活動に支障をきたさないこと、さらに測定に必要な血清量を確保することを考慮して 0.5mL とした。

VTG の測定には、コイ VTG－ELISA キット（株式会社トランスジェニック）を用い、添付のプロトコールに従い測定した。なお、血清試料およびビテロジェニン標準試料はすべて二重測定をおこない、変動係数が 10％以内であるデータをもとに濃度を算出した。

5）ＥＲＯＤの測定

EROD（Ethoxy resorufin-o-deethylase）は、薬物代謝酵素 P4501A1 依存性のエトキシレゾルフィン O－脱エチル化活性であり、化学物質によって引き起こされる肝臓での P4501A1 遺伝子の発現の指標となる。

この測定は、肝臓サンプルから調製されたミクロゾームに蛍光物質を添加することによって、蛍光分光と HPLC を組み合わせて測定検出感度を向上させた Tatarazako らの方法[1]に従い実施した。

6） エストロゲン様活性及びエストロゲン様物質の水質測定

試験水のエストロゲン作用を明らかにするため、遺伝子組換え酵母によるエストロゲン様活性のほか、LC/MS/MS によるエストロゲン類 E2、E1 および EE2 の同時測定、およびエストロゲン様物質の NP およ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（NPnEO）について 2 週間ごとに測定した。

7）試験内容

第 1 回曝露試験（Run1）は、下水処理水によって雄コイの VTG 生成は誘導されるのか否かを明らかにすることを目的として実施した。Run2 は処理水のエストロゲン作用を弱めると考えられるオゾン添加試験区及び希釈試験区、Run3 は脱塩素水道水を用いて雌から雄への作用を確認する試験を実施した。

さらに Run4 では、Run1 と同じ季節に雄のみを用いて試験を実施した。Run1 および Run2 では、試験開始時にコイの雌雄を区別せず、終了後に生殖腺を観察して判定した。Run3 および Run4 では、精液を放出する個体を雄として、さらに購入時の VTG 値を参考に雌雄を判定した。

ここでは、Run1 および Run4 の結果について紹介するとともに、これらの結果から得られた生理学的作用について述べる。

曝露試験区は下水処理水試験区（砂ろ過放流水 100%）および対照試験区（脱塩素水道水）のそれぞれに雄単独試験区、雌雄混合試験区を設け、合わせて 4 試験区とした。最長曝露期間は 8 週間とし、その間 2 週間ごとに血液を採取して VTG を測定することとした。また、曝露試験終了時には、薬物代謝酵素の生成可能性を探るため、P4501A1 生成の指標である EROD 活性を測定することとした。

さらに、雄 VTG 生成の時間経過による上昇の様子や到達濃度を把握するとともに、対照試験において雄の血中 VTG の正常値を明らかにすることとした。試験は、経時的変化を詳しく調べるため、試験期間を 8 週間と設定し、1 週間ごとに血清サンプルを得た。コイは、各試験区に 9 匹を曝露した。試験終了後に雌雄を判定した結果、処理水試験区では雄 5 匹、雌 4 匹、対照区では雄 7 匹、雌 2 匹であった。なお、対照区の雌 2 匹は試験途中に死亡した。

処理水試験区の VTG 測定結果を図に示す。

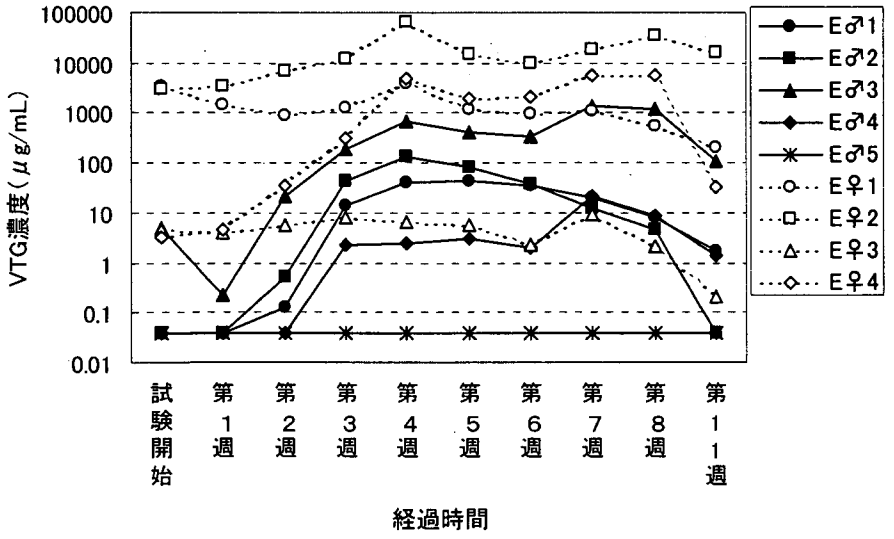


図３－１　下水処理水に曝露したコイの VTG 経時変化（Run1）

下水処理水に曝露した雄のうち 4 匹では、時間の経過にともない VTG が上昇し、4 週目には 1,000μg/mL ほどに達する個体が現れた。その後変動はあるものの 1μg/mL 以上のレベルで推移し、8 週経過した時点で脱塩素水道水に戻したところ、11 週目（水道水 3 週目）には雄の VTG は低下した。曝露中の雄のコイ VTG 最高値は 1,400μg/mL であった。なお、1 個体では試験開始時に VTG が生成していたが、曝露開始後一度 VTG が減少し再び上昇した。また、処理水試験区の雄 1 匹では、曝露による VTG 生成は認められなかった。

試験終了後に精巣を観察した結果、VTG を生成した雄 4 匹の GSI は 4.5～12.0%であり、成熟途中であると考えられた。VTG を生成しなかった雄の GSI は 8.3%であった。また、対照区では雄 7 匹すべてが定量下限

値0.039μg/mL未満のまま経過し、VTGの生成は認められなかった。これらのGSIは1.7～7.1%であった。

さらに、対照試験区の雄のコイVTGはすべて定量下限値0.039μg/mL未満であったため、雄の正常値は定量できないレベルにあると考えられた。

水質測定の結果、処理水のエストロゲン活性は0.0036～0.0094μg/L(E2)の範囲にあり、E2（ELISA）では0.0246～0.0843μg/Lであった。なお、NPやNPnEOは検出されなかった。

表３－１　Run1及びRun4の水質測定結果

水質項目	曝露試験	試験区	試験開始	第2週	第4週	第6週	第8週
エストロゲン活性	Run1	100%処理水	－	5.2	3.6	5.9	4.8
(ng/L)		100%処理水(流入)	9.4	4.8	5.5	7.3	6.0
0.02≦Tr<0.07		対照	1.5	ND	ND	ND	ND
ND<0.02		対照(流入)	1.3	ND	ND	ND	ND
	Run4	100%処理水	8.7	8.1	6.2	7.4	4.7
		$O_3$10mg/L処理水	1.0	ND	ND	0.07	0.3
		O_3 2mg/L処理水	9.5	8.6	0.8	0.3	5.5
		対照	0.07	ND	0.14	ND	ND
E2(ELISA)	Run1	100%処理水	－	58.0	52.7	57.5	44.0
(ng/L)		100%処理水(流入)	24.6	84.3	58.7	67.4	40.1
0.1≦Tr<0.3		対照	ND	ND	ND	ND	2.9
ND<0.1		対照(流入)	ND	ND	ND	ND	ND
	Run4	100%処理水	45.3	38.9	24.3	32.6	32.0
		$O_3$10mg/L処理水	ND	ND	ND	ND	ND
		O_3 2mg/L処理水	38.8	41.4	7.7	4.3	31.2
		対照	ND	ND	ND	ND	ND
E2(LC/MS/MS)	Run4	100%処理水	－	8.6	－	3.0	1.2
(ng/L)		$O_3$10mg/L処理水	－	9.9	－	ND	Tr(0.21)
0.4≦Tr<1.0		O_3 2mg/L処理水	－	16.5	－	Tr(0.78)	3.1
ND<0.4		対照	－	Tr(0.70)	－	Tr(0.45)	ND

ND：検出下限値未満

Tr：検出下限値以上，定量下限値未満

これらの結果、下水処理水に雄コイの雌化を引き起こす原因物質が含まれているものと考えられた。しかし、その後の試験では雄のVTG生成は再現されず、下水処理水に曝露した雄コイにVTG生成が確認されたのは、早春に雄と雌が混在していた場合に限られた。

表３－２　河川・下水処理水の水質比較

水質項目	対象	中央値	平均値	最小値	最大値 (単位：μg/L)	検体数
エストロゲン活性	下水処理水[29]	4.7*	23.9*	ND	78.0	100
(ng/L)	河川[30]	2.2*	1.6	ND	31.0	150
0.02≦Tr<0.07	Run1-下水処理水	5.5	5.8	3.6	9.4	5
ND<0.02	Run2,4-下水処理水	4.6	5.4	3.1	8.7	10
E2(ELISA)	下水処理水[20]	10.0	－	ND	66.0	138
(ng/L)	河川[17]	－	－	ND	27.0	532
0.1≦Tr<0.3	Run1-下水処理水	57.5	54.1	24.6	84.3	5
ND<0.1	Run2,4-下水処理水	33.7	35.3	24.3	45.8	10

＊：元の文献に記載されていないが、算出することが可能であった数値

曝露試験でのエストロゲン活性およびE2（ELISA）測定結果と、国土交通省が実施した河川や下水道の実態調査におけるE2（ELISA）測定結果、さらに実態調査の際に同時に採水して測定したエストロゲン活性について表３－２に示した。

Run1 での下水処理水のエストロゲン活性および E2 (ELISA) の平均値は、それぞれ 0.0058μg/L(E2)および 0.0541μg/L であった。Run2 と Run4 でのエストロゲン活性および E2 (ELISA) の平均値は、それぞれ 0.0054μg/L および 0.0353μg/L であり、Run1 に比べほぼ同等のエストロゲン作用であると考えられた。よって、雄コイの VTG 生成に関わる要因は、処理水のエストロゲン作用だけではないと考えられた。

一方、Run1 の水質測定結果と実態調査結果およびエストロゲン活性測定結果を比較すると、調査対象となった処理場の放流先や河川ではエストロゲン活性は比較的高いと考えられ、コイの雌化が発生する可能性があると考えられた。

本年度の試験では、下水処理水に曝露した雄コイは、雄単独試験区、雌雄混合試験区いずれにおいても VTG の生成は認められなかった。また、脱塩素水道水を用いた対照試験区においても同様に、雄コイの VTG 生成はみられなかった。曝露試験水の水質測定結果は、過年度に実施した試験に比べ大きな差異は認められなかったため、今回、雄の VTG 誘導がみられなかった理由は、試験開始が 4 月であったことから、生理的活動が活発になる早春を過ぎていたためと考えられた。

下水処理水に曝露した試験区で EROD 活性が上昇している傾向であったことは、下水処理水によって薬物代謝酵素が誘導されている可能性を示すものと考えられ、アンドロゲンからエストロゲンへの反応を触媒する薬物代謝酵素アロマターゼについても誘導している可能性が考えられる。今後は、アロマターゼ自体を測定し、この現象を明らかにする必要がある。

4　まとめ

本年度の研究は、下記の通り成果を得た。

(1)流域水循環機構の変化に関する検討では、下水道による水環境への影響を把握するためには、有機物や栄養塩等の河道内での堆積や分解に関して検討を進める必要性が明らかになった。

(2)下水処理水による魚類への影響を把握するため、コイの曝露試験を春期に雄単独試験および雌雄混合試験を実施した。この結果、いずれの試験区においても雄コイの VTG 生成は認められなかった。また、脱塩素水道水を用いた対照試験区においても同様に、雄コイの VTG 生成はみられなかった。

(3)曝露試験水の水質は、過年度に実施した試験に比べ大きな差異は認められなかったため、雄コイの VTG 誘導がみられなかった理由は、試験開始が 4 月であったことから、生理的活動が活発になる早春を過ぎていたためと考えられた。

(4)EROD 活性の測定を導入し、コイの P4501A1 生成について試験することが可能となった。下水処理水に曝露した試験区では EROD 活性が上昇している傾向があったため、下水処理水によって薬物代謝酵素が誘導されている可能性が示された。

1)　Tatarazako N., Takigami H., Koshio M., Kawabe K., Hayakawa Y., Arizono K., Morita M.; New Measurement Method of P450s Activities in the Liver Microsome with Individual Japanese Medaka (Oryzias latipes), Environmental Sciences, 9(6), pp.451-462, 2002

14. 下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査

建設システム課　課　　長　溝口　宏樹
主任研究官　中筋　康之

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。下水道事業は、事業主体が都道府県・市町村であることから、従来各自治体がそれぞれ個別にそれら手法・図書類を整備してきた。そのため各自治体でそれらの統一がとれておらず、整備が進んでいない自治体も多く、各自治体が独自で整備するのは大きな負担となる。

下水道分野の新大系整備については、公共工事における工種の細分類、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「工事工種の体系化」が平成11年度に概成し、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・体系化として、「積算大系用語定義集」の作成、「土木工事積算基準」の体系化、「土木工事共通仕様書」の作成・体系化も順次実施しているが、「土木工事施工管理基準及び規格値」、「土木工事数量算出要領・数量集計表様式」はまだ整備されていない。

一方、下水道分野におけるコスト縮減については、平成9年4月に政府が策定した「公共工事コスト縮減対策に関する行動指針」を踏まえ、様々な取り組みが行われているが、効率的なコスト縮減を進めるためには、工事費の占める割合が大きい分野を重点的に推進していくことが必要であり、そのためには、工事工種体系における各工種の価格構成比や機械・労務・材料費の価格構成比等を分析することが有効である。

本研究は、下水道分野の上記積算・契約関連図書類の作成・体系化の一環として、「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」、「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の作成を目的として、その整備方針を検討した。また、下水道土木工事コスト構造の分析を実施するために、各地方自治体が実際に発注した設計書を収集・整理し、その分析方針を検討した。

「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」の整備方針

1）編集方針

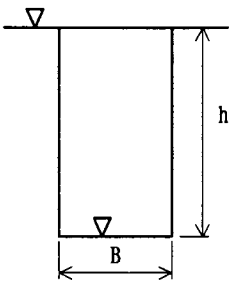
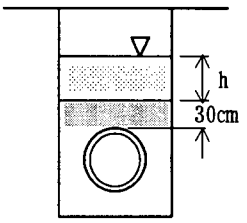
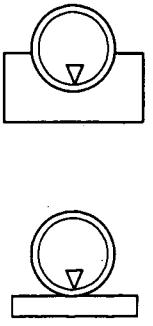
「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」（以下、「下水道施工管理基準」という）は、先に作成した下水道土木工事共通仕様書と同様、策定後の活用形態を踏まえて、下水道事業で行われる工事には一般土木分野の工種（例えば、土工、土留工、舗装等の付帯工等）も多くある点や、一般土木分野（道路、河川等）における「国土交通省土木工事施工管理基準及び規格値」（以下、「国交省施工管理基準」という）が地方自治体に広く利用されていることなどを考慮し、国交省施工管理基準の一般土木編（道路編や河川編等）と同様に下水道編として下水

道関係工種を追加整備する。さらに、下水道編のみ単独で使用される場合も考慮し、国交省施工管理基準の一般土木編に既に記載されている下水道関係工種（河川編：函渠工等）も再度下水道編に記載することによって、共通編のみを参照すれば運用可能な形態とした。

2）記載内容

国交省施工管理基準によれば、工事目的物の出来形及び品質の確保を図るため，施工管理は、工程管理、出来形管理、及び品質管理の三つの管理項目に対して実施することになっていることと、工事写真による施工管理について記述した写真管理基準についても別途整備していることから、下水道施工管理基準の構成は、写真管理を含めた上記四つの管理項目について記載することとする。

表－1　出来形管理基準及び規格値の記載例

編	章	節	条	枝番	工種	測定項目	規格値	測定基準	測定箇所	摘要
下水道	1 管路	3 管きょ工（開削）	3		管路掘削	基準高▽	± 30	施工延長40mにつき1箇所測定する。施工延長40m未満は、1施工単位について2箇所測定する。		
						幅 B	－ 50			
						深さ h	± 30			
下水道	1 管路	3 管きょ工（開削）	3		管路埋戻	基準高▽	± 30	施工延長40mにつき1箇所測定する。施工延長40m未満は、1施工単位について2箇所測定する。		
						厚さ h				
下水道	1 管路	3 管きょ工（開削）	4		管布設	基準高▽	± 30	マンホール間の中央部及び両端部を測定する。 小口径管（φ700mm以下）は人孔部の両端部で測定し、中央部は目視する。		
						中心線の変位（水平）	± 30			
						中心線の変位（垂直）	± 30			
						勾配	設計勾配の ± 1/10			
						延長	マンホール間 ± 30			

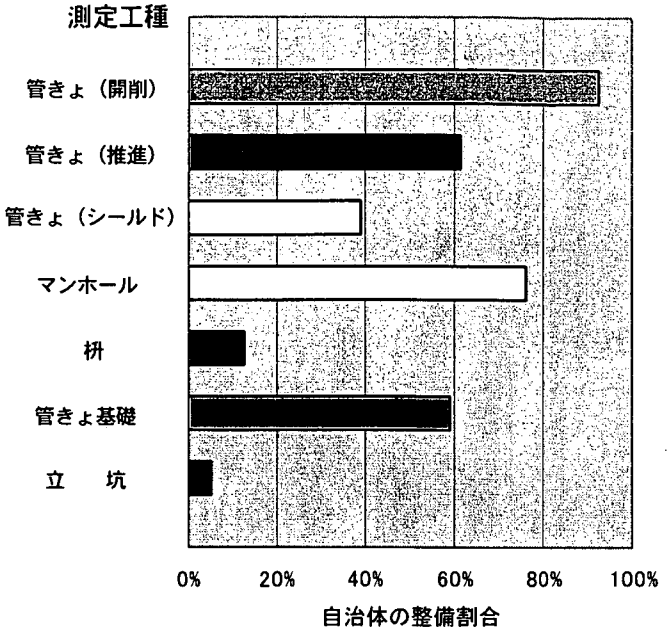
3) 出来形管理基準の整備方針

記載する四つの管理項目のうち、ここでは出来形管理基準の整備方針について述べる。

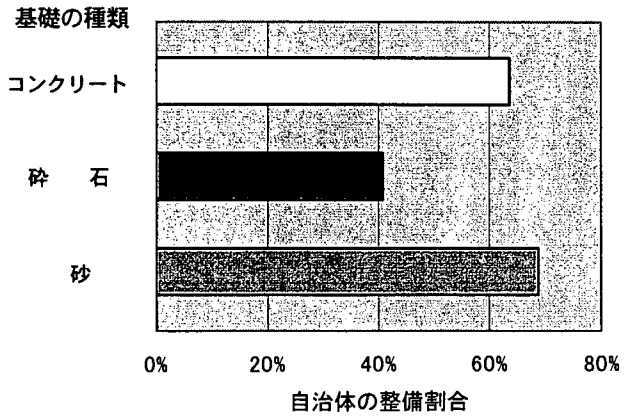
出来形管理基準の構成は、国交省施工管理基準の構成に準拠し、表－1 に示すように、適用工種・測定項目・規格値・測定基準等を記載し、また共通仕様書とともに使用されることから、その編・章番号等と対応する構成とした。

図－1 は全国 162 の地方自治体から、既に整備している施工管理基準を収集し、主な工種の測定基準等を整備している自治体の割合を表したものである。これによれば、既に整備している自治体においても、工種によっては測定基準等を設定している自治体数に開きがあることが分かる。また、図－2 に示すように、同じ工種でも自治体によって整備している項目に差異がある。設定していない工種や測定項目については、他市町村が整備している図書を運用しているのが実態としても把握できた。また、表－2 に一例として示すように、整備されている規格値に着目すると、その数値にはかなりのばらつきが見られる。

図－1　主な測定工種別の自治体の整備割合



図－2　管きょ基礎の種類別の自治体の整備割合



また、出来形管理の目的とは、国交省施工管理基準によれば「目的物の出来形の確保を図ることと」している。ここで，出来形の確保とは具体的に何を指しているかを考察する。例えば，施工された構造物において部材寸法や鉄筋の組立等に施工誤差（設計値－実測値）が生じた場合，あるいは管布設において管渠勾配の施工精度が一定の要求水準を満たさなかった場合には，以下のような事項が問題点となるのかならないのか、明確にしておく必要がある。

表－2　管きょ(開削)の中心線編位の規格値例

	A県	B市	C市	D町	E町
偏位量	内径の 5%	200 かつ D/4	±50	±30	±100

（単位は mm、Dは管径）

①工事目的物に要求する構造安全性が確保できないことがあるのかどうか

②要求する機能が確保できないことがあるのかどうか

③工事契約数量と出来高数量との間に数量差が生じ過払いとなることがあるのかどうか

即ち，出来形管理で言う出来形の確保とは，工事目的物に要求する構造安全性・機能性等が確保されているか，契約数量どおりの出来高があるか，を確認するためのものとも言える。このことから、規格値の要件としては、以下のものが考えられ、規格値はこれらの要件の最小値として与えられる。

①工事目的物の構造安全性・機能性を担保するうえで許容できる誤差

②過度の施工精度を要求しない通常の施工によって生じる偶然誤差

③過払いかどうかという観点から許される誤差

①について，構造物の設計・施工に伴う不確定要素としては，施工誤差（規格値）の他に，例えば計算精度，荷重推定の不確実性，構造解析モデルの不適合性や材料強度のばらつきなど多数存在する。現行の許容応力度設計法では，この不確定要素があることから一定の安全率を見込んで設計が行われている。したがって，これまで述べた施工誤差（規格値）は不確定要素の一つにすぎず，今回の結果のみで構造物の安全性を論じることはできない。

②について，施工精度を過度に要求すると施工手間が増大し，通常の施工管理に比べてコストアップになることも考えられる。コスト面からみた合理的な規格値が存在するものと考えられる。

③について，設計数量に対してほんのわずかでも下回る出来高を認めないとすることも考えられるが、そのために過度な施工精度を要求することになり、これについては②に集約される。

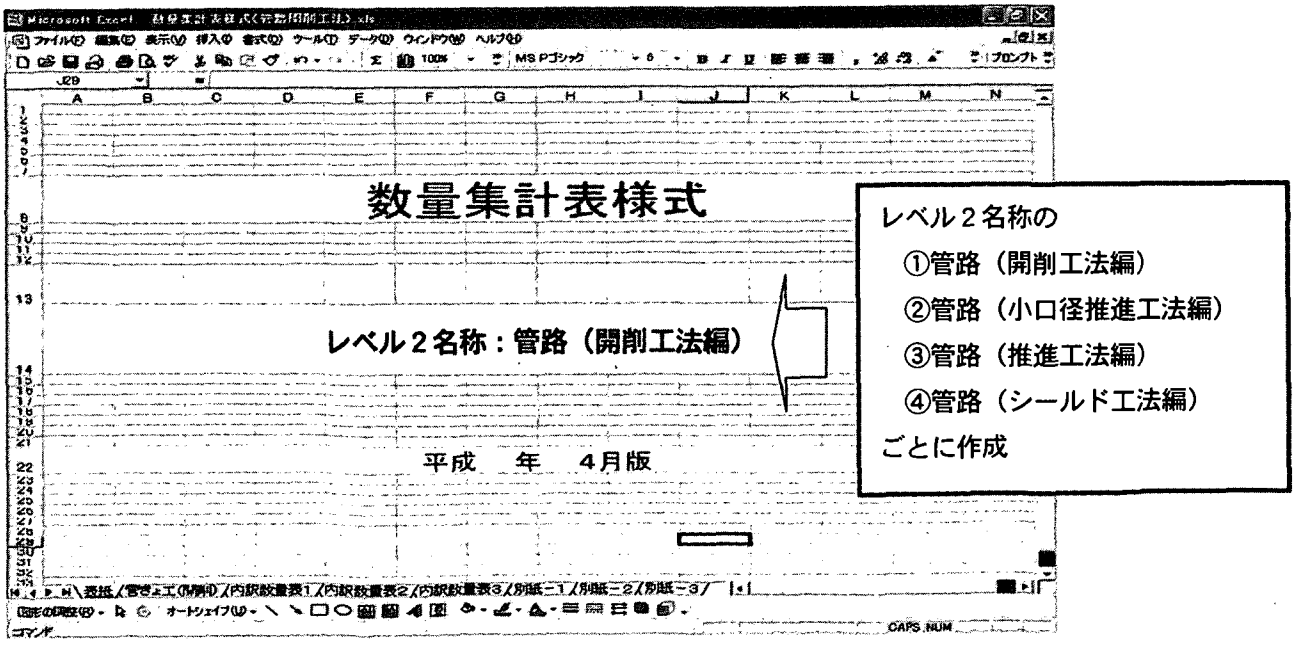
以上より、今後は、必要以上にコストアップに繋がらない施工誤差を考慮した合理的な数値、目的物の要求性能を損なわない数値、という点について検討し、適正な数値を設定する必要がある。

「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の整備方針

1）編集方針・記載内容

「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」についても、施工管理基準と同様、編集方針、記載内容等は、既に整備されている国土交通省数量算出要領・数量集計表様式に準拠したものとする。

管路の工事発注単位は、基本的にレベル２の、開削工法・小口径推進工法・推進工法・シールド工法に大きく４つに分けることができ、さらに、それぞれのレベル２工種において、マンホール工・特殊マンホール工・取付管・ます工・地盤改良工・付帯工・立坑工等が必要に応じて計上される。そこで、記載形式としては、実際の工事発注単位を考慮し、レベル２工種ごとにファイルを作成する（表－3 参照）。また、表－4 は、このうちの「管路（開削工法編）」の「管路土工」の記載例を示したものであり、基本構成として、①レベル１（工事区分）～レベル６（積算要素―数量区分）、②積算用単位、③数量計算用単位、④数量区分、⑤工区、⑥内訳数量表別紙を記載する。



表－3　　数量集計表様式の記載例（１）

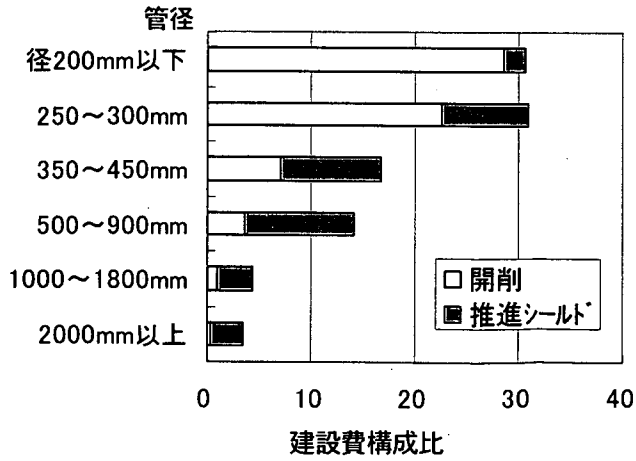
表－4　数量集計表様式の記載例（2）

レベル1（工事区分）	レベル2（工種）	レベル3（種別）	レベル4（細別）	レベル5（規格）	積算用単位	数量計算用単位	数量区分		合計	A	B	C	D	内訳数量表別紙
管路	管きょ工(開削) <管径 250mm>	管路土工	管路掘削		m3	m3	合　計							
							機械掘削工	バックホウ 0.13						
								バックホウ 0.28						
								バックホウ 0.45						
								バックホウ 0.8						
							人力掘削工							
							ベルトコンベア併用人力掘削							
			管路埋戻	発生土	m3	m3	合　計							
							人力投入埋戻工							
							機械投入埋戻工	バックホウ 0.13						
								バックホウ 0.28						
								バックホウ 0.45						
								バックホウ 0.8						
			管路埋戻	購入土	m3	m3	合　計							
							人力投入埋戻工							
							機械投入埋戻工							

下水道土木工事コスト構造の分析方針

これまで、下水道事業においてもコスト縮減に向けて様々な技術開発等の取り組みが行われてきたが、必ずしも下水道事業のコスト構造を踏まえて重点的、戦略的に行われているとは言えず、個々の要素技術の研究開発も全体コストをどれほど縮減するかが十分に明確化されないまま取り組まれているケースもある。このため、コスト縮減を効率的に推進するためには、下水道事業のコストの内訳がどのようになっているのかといった、コスト構造の解明が必要であり、これを踏まえて、中長期的な視点から、研究開発の重点化等を行うことが重要である。

下水道関係の展示会等では、推進工法、小口径推進工法、シールド工法の新技術が多数展示され、この分野での技術開発が進んでいることが分かるが、先の研究[1)]によれば、図－3に示すように、計画処理人口5～30万人、主に分流式、供用開始後25年以上の33都市における処理区あたりの管径と工法別の管路建設費の構成比は（平成9年度



図－3　処理区あたり管路建設費の管径・工法別構成比

（計画処理人口5～30万人・供用開始後25年以上・主に分流式の33都市を抽出、平成9年度単価により算出）

単価を使用)、300mm 以下の開削管渠が建設費全体の約 50%、900mm 以下の推進・シールド管が約 30%を占めているのが分かる。このことから、建設費全体の占める割合が大きい小口径管渠の技術開発が図られれば、下水道事業全体に対するコスト縮減効果が高くなることが期待できる。

本研究では、実際の発注設計書を収集し、積算実績を分析することによって、下水道事業のうち土木分野のコスト構造をさらに詳細に解明する。管路の建設コストをより詳細に分析するには、工事費を構成する工事目的物を工種･種別･細別などの内訳費用に分解する必要があると共に、その種別･細別項目が含む積算費用（機械･労務･材料費など）を一義的に定義する必要がある。例えば、開削管路の土工として「管路土工」種別は、どの工事設計書でも掘削、埋戻、残土の運搬や処分費などの費用に関し、同じ定義に基づく費用が計上されている必要があることから、下水道土木工事積算基準は平成 13 年度に体系化されているため、今回はまず平成 13 年度の発注実績を分析することとし、工事工種体系におけるレベル 4 細別ごとの価格シェアがどのようになっているのか、また機械費・労務費・材料費の内訳はどのようになっているのか等を明らかにする。

おわりに

先に作成した「下水道土木工事共通仕様書」等と同様、全ての自治体が「下水道土木工事施工管理基準」、「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表」を整備しているとは言えず、また整備している図書についても記載内容が統一されているとは言えず、国土交通省が全国統一版としてこれらの図書を整備する意義は大きい。

今後は、今回検討した整備方針を基に、「下水道土木工事施工管理基準」、及び「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の素案を作成し、地方自治体等に意見照会を実施し成案化を図る予定である。

また、工事コスト構造の分析については、今回の調査では、体系化された構成で設計書を作成している自治体は平成 13 年度ではそれほど多くなく、収集できた設計書は 242 件であった。そのため、平成 14 年度以降に発注された設計書をさらに追加収集し、先に収集した平成 13 年度の設計書とあわせて分析を行う予定である。

参考文献

1）小林一三　松井健一：下水道事業における管路建設コスト構造に関する一考察　第 17 回建設マネジメント問題に関する研究発表・討論会講演集　1999.12

15. 都市域における流出・氾濫モデル開発に関する調査

水害研究室　　室　　長　金木　誠
主任研究官　三輪　準二
研　究　官　水草　浩一

1.まえがき

現在、IT 化の進展や地下空間の高度利用が急速に進んでいる、都市域における浸水対策を早急に進めることが急務となっている。また、特定都市河川浸水被害対策法の制定によって、特定都市河川および特定都市河川流域の指定、都市洪水想定区域・都市浸水想定区域の指定、総合的な浸水被害対策のための流域水害対策計画の策定等を行うこととされているが、こうした政策を進める上でも都市域の氾濫状況把握は極めて重要になっている。

一方、これら都市区域では、一般的に下水道等排水路網が高度に発達しており、浸水氾濫対策を検討する場合にはこうした排水路網を組み込んだ氾濫状況の検討が不可欠である。そのため、地表面と下水道を同時に考慮した氾濫解析を行う必要が生じており、また一体型の氾濫解析モデルの開発は各方面で試みられている。しかし、水の挙動の表現が非常に複雑となるため、国内ではこうしたモデルの実用化に至っていないのが現状である。また海外のモデルでは既に市販されているが、中核の計算部分が非公開としているなど不透明な部分が多いため、本格的な検討に用いるには問題が多い。

そこで水害研究室では、下水道管渠の流出解析を行うＰＷＲＩ(Precipitation Water Routing and Inundation)モデルの開発を継続的に行ってきた。これに地表面氾濫解析を組み込み、地表面の氾濫解析と下水道管渠内の流出解析を同時に行うことが可能なモデルとして『ＮＩＬＩＭ (New Integrated Low-land Inundation Model)』に名称を変更している。

2.調査目的

昨今の我が国においては、河川整備率は経年的に上昇しており、従来は氾濫常習地帯であった地域においても、氾濫の危険性に関しては低減されているが、これに相反して相対的に増加しているのが内水による被害である。特に都市部においては、低水時・高水時を問わず排水を下水道に依存する割合が高まっているため、吐出先河川の影響を受ける可能性が高い。

都市域では一般に排水路・下水道の整備率が高いため、内水氾濫解析を行う場合にはこれらの施設による影響を無視することができない。排水路が開水路の場合は、一般の河川と同様に分合流に注意すれば比較的容易に解析することが可能であるが、管渠の場合は満管による圧力流れとなる場合があり、解析がより複雑となる。また、管渠内および内水氾濫の現象そのものが、非常に局地的かつ狭域的に発生するため現象の把握が困難であり、たとえその解析が可能であったとしても、その結果の妥当性の検証は非常に困難であった。

本調査では、従来は現象の把握が困難であった都市部における内水氾濫について、流出・氾濫モデルの開発と、その妥当性・精度の検証を行うものである。

3.過去の調査結果

ＰＷＲＩモデルは、旧土木研究所が開発した都市域における下水道網解析モデルを基礎としており、地表面流出・排水路内計算により、排水路からの地表面湛水を解析するモデルである。開水路流れと圧力流れが遷移する際には水位算定式を切り替えるため、精緻な管渠内の水位解析が可能である。開発当初は下水道管渠内のみの水位・流量追跡を行うモデルであったが、平成５年頃には、マンホール部からの吹き出しに由来する内水の溢水お

よび氾濫解析を行うために、旧土木研究所が開発した２次元不定流モデル（「通称土研モデル」）のうち、河道や破堤条件等を除く２次元不定流氾濫解析の箇所を付け加える改良を行った。その結果、排水路と地表面の同時解析が可能となり、マンホール部からの吹き出し湛水の移動現象や移動後に他のマンホールで再吸い込みされる現象等、従来の都市域の氾濫シミュレータでは表現が困難な複雑な解析も行えるようになった。現在ＰＷＲＩモデルは、前記以外に新たにポンプ施設、各種流出抑制施設、不陸や伏越し等による逆勾配管路等の解析も含め、呼称をＮＩＬＩＭに変更している。

また、実流域であるＹ流域（排水区面積：53.40ha）や、Ｔ流域（排水区面積：654.33ha）において、流域の雨量観測、管渠内の水位・流量観測を独自に行い、実現象の解明に向けた各種データを蓄積してきた。そして、蓄積された実績データを前記のＮＩＬＩＭの作成、およびその改良の妥当性の検討の際に用いることで、モデルの信頼性・精度向上を図ることが可能となった。

４.平成１４年度の調査内容

平成１４年度はＮＩＬＩＭに関し、下水道に由来する内水氾濫の実績の存在するある実流域で実証検討を行い、モデルの妥当性について検討した。

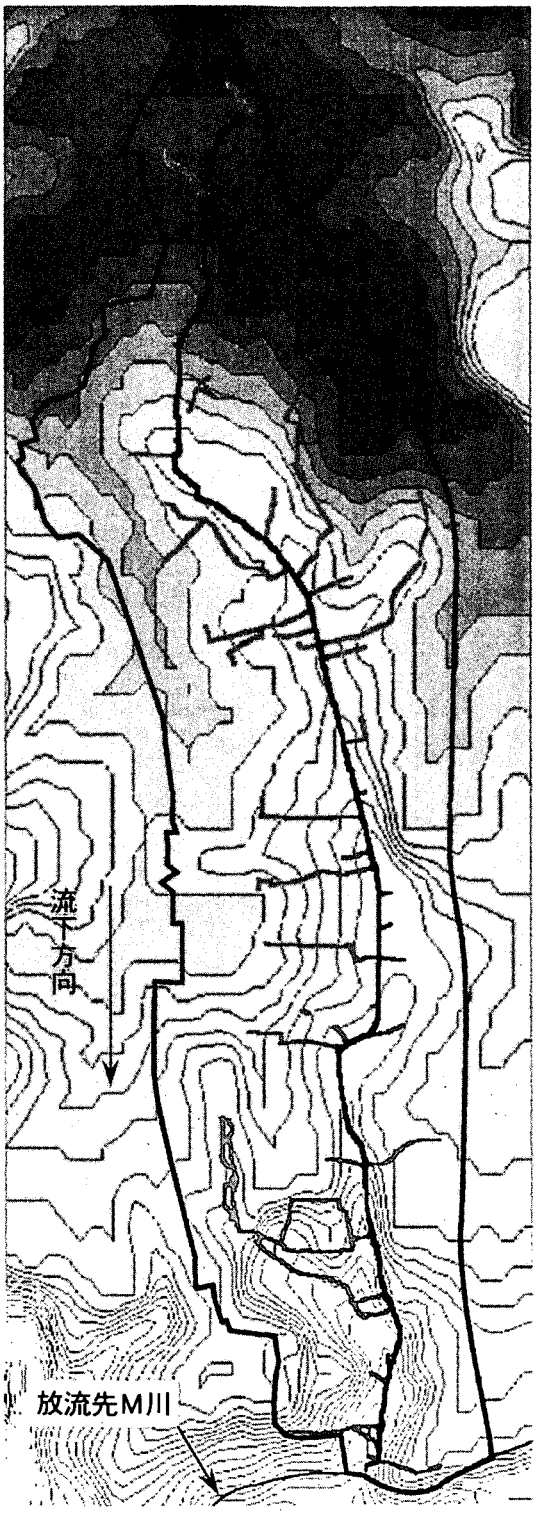
具体的には、過去に管渠内の水位・流速観測を行った実績のあるＴ排水区流域を対象としている。

５.平成１４年度の調査結果

５.１ 実証検討地域概要

動作確認・検証に用いたＴ排水区は、高度に都市化の進展した台地上の住宅密集地を流域としており、その流域地勢を図－１に示す。この排水区は、台風や集中豪雨による浸水被害を高頻度で受け、またその際の浸水実績も良好に記録されているという条件がそろっている。Ｔ排水区は、元来は小河川のＴ川によって排水が行われていたが、時代とともに徐々に暗渠化され、いわゆる蓋掛け河川として現在のＴ幹線ができあがった。このため、Ｔ幹線部に関しては全線にわたって断面形状が矩形もしくは台形となっている。またＴ幹線は排水区の谷地部を流れているため、集水域の地表面はこれに向かって一様に傾斜しており、幹線・準幹線・枝線ともに自然流下型であり、中間・流末にポンプ施設は存在しない。Ｔ幹線下流端においては雨水吐き室により遮集が行われ、計画量を超過した流量に関しては放流先河川に自然放流を行う合流式となっている。

雨量観測は、Ｔ流域の３箇所に設置した自記雨量計により、平成１３年７月から１１月を対象として連続的に観測を行った。水位観測は、自記計測式圧力センサー水位計をＴ流域４箇所（上



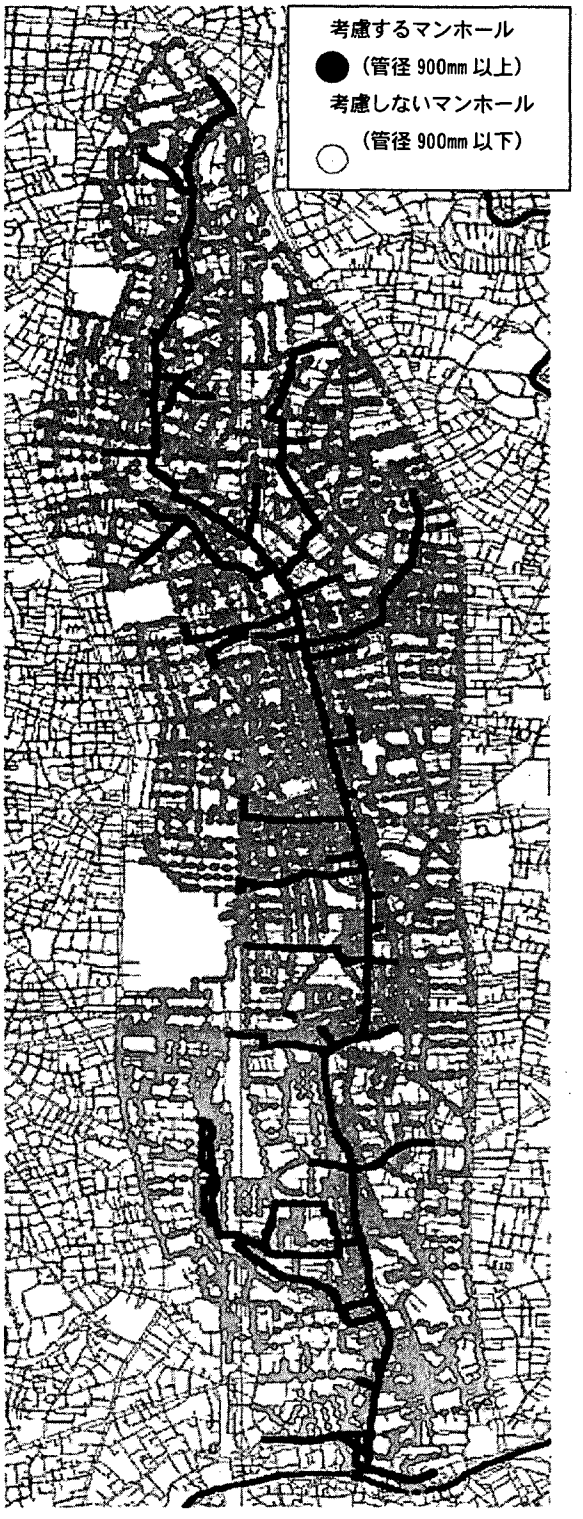
図－１　Ｔ排水区流域

流２箇所、中流１箇所、下流１箇所）の管底に設置し、連続的に観測を行った。流量観測については、観測箇所は水位計設置箇所と同地点のＴ流域４箇所で自記計測式の流速計を用いて行った。

５．２ 下水道管路モデルの改良

５．２．１ 実証検討地域のＮＩＬＩＭへの導入

Ｔ排水区におけるマンホール数は、図－２に示すとおり、約 6,100 個である。検証においてこれら全てを解析した場合、その設定、解析、集計に多大な時間と労力を必要とし、またそれに見合う程度の効果も期待できないことから、解析の妥当な精度を確保する程度に、図－２中の「●」印の管径 900mm 以上の管路を解析対象とした。なお、幹線部分は全て矩形管渠、準幹線・枝線部分は円形管渠となっている。



図－２　検証対象管渠

５．２．２ 管渠内水位解析

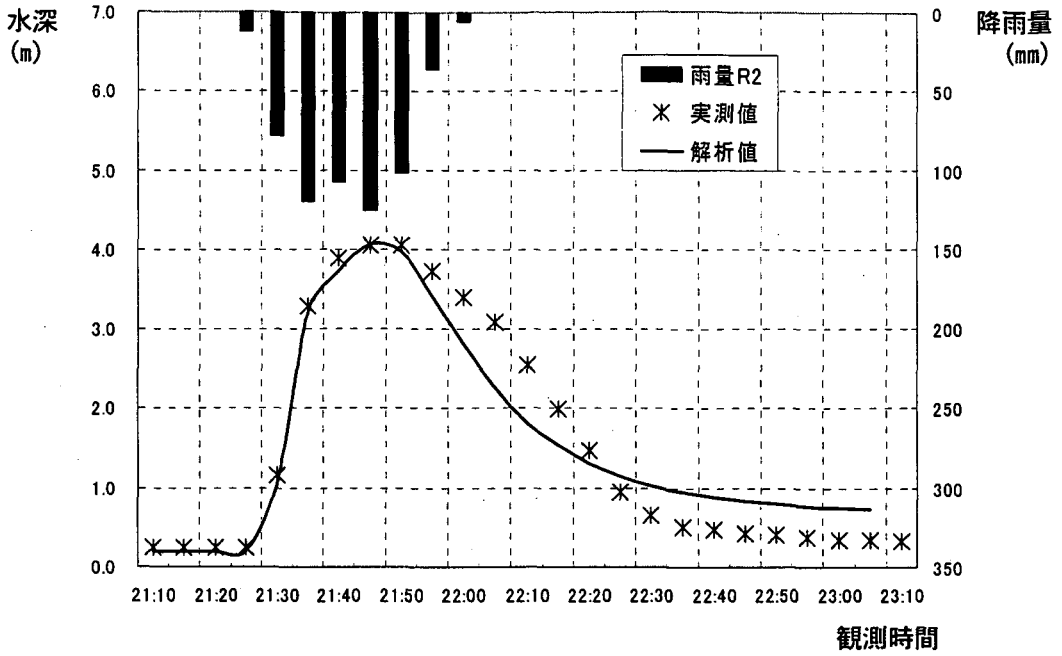
1）対象降雨

全観測地点において管頂部まで水位が達しなかった平成１３年度に観測された降雨を用いて、管渠内での水位解析を行った。

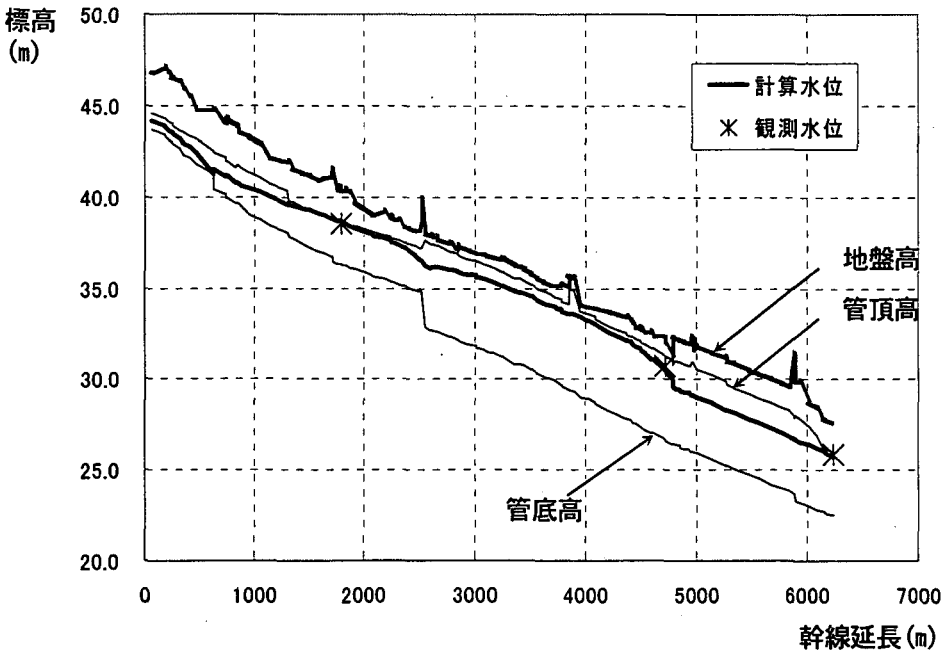
2）管路内水位の再現結果

図－３は４箇所ある観測地点のうち、中流部観測地点の実測水位と計算水位の比較である。降雨前半の時間雨量強度 100 ㎜を超える雨量に対し、計算水位は鋭敏な立ち上がりを示している。立ち上がりと比較すると、ピークから減少する過程で差異が見受けられるが、その規模は１０分程度である。これは、前期降雨による流出率や土壌の浸透能に関しては考慮せず一律の値を用いていることや、全対象流域一律降雨を用いている影響が考えられる。いずれを考慮しても、再現状況は総合的観点から概ね良好であると考えられる。

また、ピーク時における幹線部分の縦断的な水位変化について、図－４に示す。管渠内の実際の縦断水位に関しては、その連続的な把握はほぼ不可能であるため、解析の妥当性を検討する際は非常に困難を極める。本調査においても、縦断水面形の照査が可能な地点は全４箇所（上流２箇所は至近距離に設置）のみである。しかしながら、図－４からは概ね良好な再現状態を示している。



図－３　中流部観測地点時系列水位



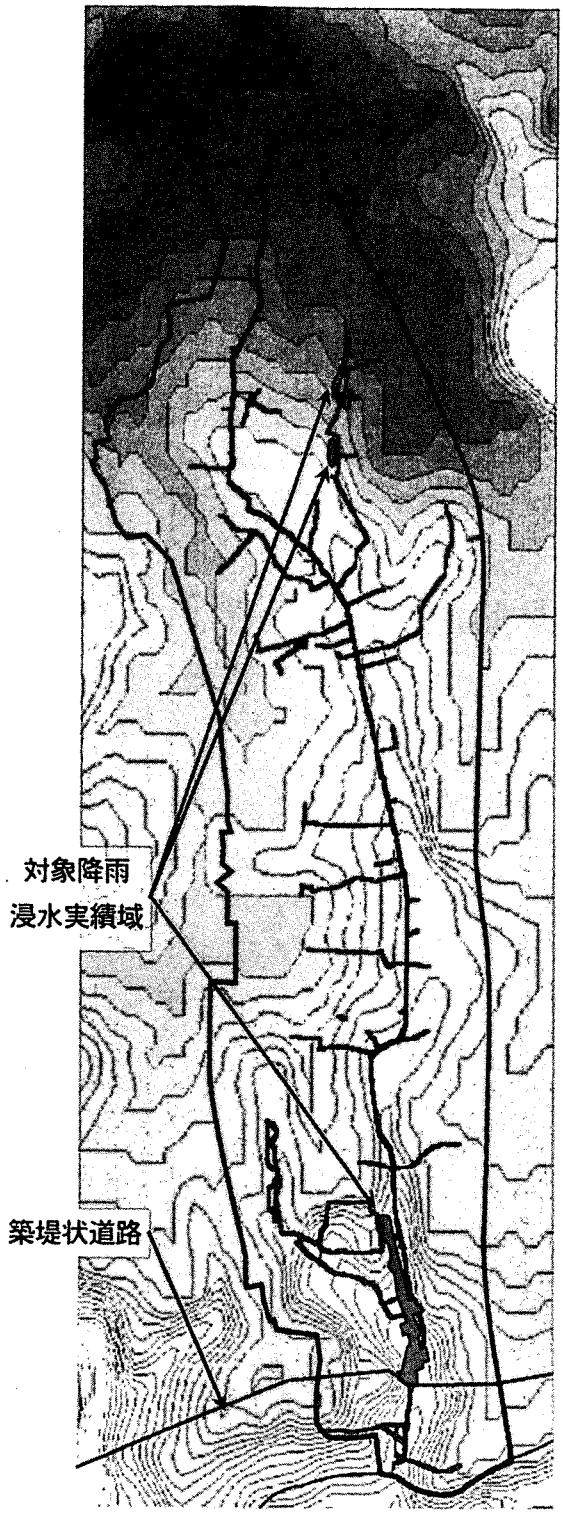
図－４　Ｔ幹線縦断水位（ピーク時）

５．２．３ 氾濫解析

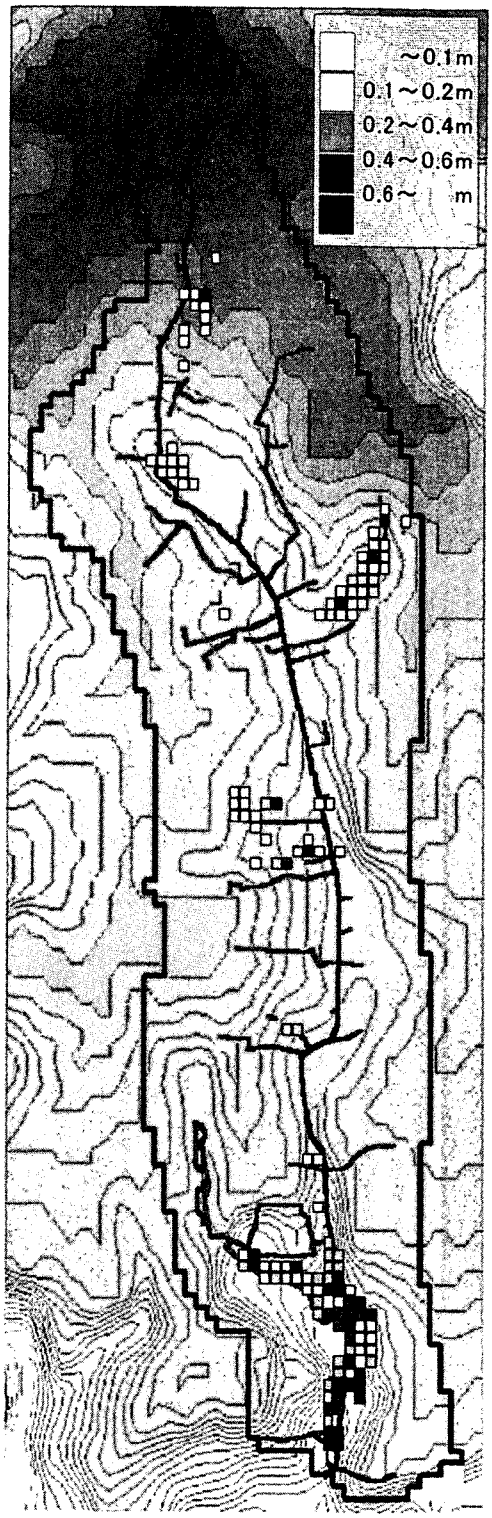
1) 対象降雨

過去の浸水実績が残存する実降雨のうち、継続時間の長い台風性降雨と、最大降雨量が大きい集中豪雨性降雨の２種類について平成１４年度は解析を行った。本報告書では、集中豪雨性の降雨についての結果を示し、図－５にはその時の浸水実績を示す。

対象となる集中豪雨性の降雨は、最寄りのアメダス観測所で時間最大雨量 131mm、総降雨量 151mm であった。降雨継続時間としては２時間程度であったが、特に降雨前半は、10 分間に 20mm 程度の激しい降雨が 50 分間にわたって継続している。



図－５　集中豪雨性降雨浸水実績



図－６　集中豪雨性降雨氾濫解析

降雨強度分布については、ティーセン分割の結果からみてみると、右岸側（図－５の幹線左側）が若干強い。したがって、左岸側では解析の際に降雨が過大となる恐れもあるが、対象流域の近隣に他のアメダス観測所が存在しないため、最寄りの観測所値を一律に採用した。

2）氾濫の再現結果

地表面氾濫を考慮した解析結果を図－６に結果を示す。図下方の下流端付近における湛水状況は若干浸水範囲

が実績よりも過大である。しかし、0.2～0.3m程度以下の浸水は流出水と混同し、実績として記録されていない可能性が考えられることから、比較的良好な結果が得られていると思われる。

上中流域においては、浸水実績とは異なる浸水域が現れている。これは今回の解析では、最寄りのアメダス観測地点データを一律用いて解析を行っており、上流域では降雨規模が実績よりも若干大きかったためと考えられる。

また、下流端付近を横断する道路が築堤式のため、氾濫阻害構造物としてこの上流側で浸水の実績が多い。これに対し、時系列の解析結果では、枝線から溢水した氾濫水が、時間経過とともに地形形状に沿って、または途中経路のマンホールに再流入しながら、下流側に伝搬し、横断道路上流側に湛水する、内水氾濫に特有の状況が概ね再現できた。

なお対象流域には、今回の検討で未考慮の管径 900 mm未満の幹線につながる枝管が多数存在するため、より細かな管路網を含めたモデル化を行えば、氾濫域の再現性をさらに高めることが可能であると思われる。

6.まとめ

今回の検討により、ＮＩＬＩＭが内水氾濫を扱う上で有用なツールであることを実証できた。特に優位な点としては、以下のことが挙げられる。

・マンホールからの溢水が地表面を流下し、別のマンホールへ流入して下水道に環流する現象を再現することが可能である。

・管路内の水位計算は自由水面から圧力管状態までの遷移状態を表現でき、計算自体も安定している。

・下水道データベースが整備されている場合は、直接入力データとして活用できる。

今後の課題としては、集水域内での貯留効果や流域内の飽和状態等の考慮、KinematicWave法だけで表現するには困難な流出過程算出法の改善、集水機能等についてさらに改良していく必要があると考えられる。さらに、将来的には外水氾濫を組み合わせたモデルへの発展、様々な水災シナリオの再現・予測や対策効果検討に応じられるような改良等の総合的なモデルへの展開も必要であると考えられる。

16. 管路施工法の合理的な評価・選定手法に関する調査

施工技術チーム　主席研究員　大下　武志
主任研究員　小野寺誠一
堤　祥一

1. はじめに

下水道管路施工法は、開削工法、推進工法、シールド工法に大別できるが、近年の技術開発により、長距離推進や各種地盤条件に対応可能な推進工法、軽量な仮設材や管材の使用や流動化処理土による埋戻しなど、迅速・安全な開削工法の様に、コスト縮減や環境保全等に資する新技術が各種開発されている。一方、騒音・振動や路上工事による交通渋滞、建設副産物の処理など、工事に伴う周辺環境への影響も考慮すべき重要な項目となってきている。更に、管路敷設等の量的な整備に加え、整備ストックの老朽化に伴い、管路の維持管理・更新技術も重要となってきている。このため、今後の下水道管路施工法の選定に当たっては、建設費などのイニシャルコストのみではなく、工事に伴う周辺環境への影響等の外部コストや将来の維持更新を考慮したメンテナンスコスト等を考慮して、総合的に評価する必要がある。図－１に総合的なコストを考慮した下水道管路施工法の選定フローを示す。

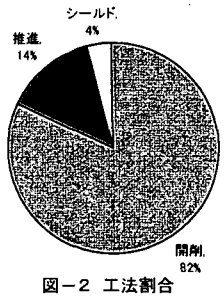
本研究では、フローの中で適用可能な工法の一次選定に資するために、各種工法が存在する推進工法について、総合的に分析し工法選定の考え方を整理した。また、外部コストについては、現道上での下水道工事に着目し、外部コスト項目及び影響についてケーススタディを行った。さらに、ライフサイクルコストの算出については、管路の維持管理の現状について分析するとともに、ライフサイクルコストの算出について試算を行い、その影響を検討した。

図－1　下水道管路施工法の選定フロー

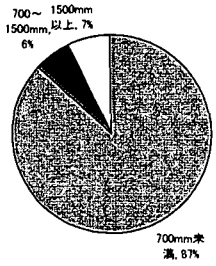
2. 工法の適用範囲

管路工事における各種工法の割合を図－２に示す。開削工法が全体の８割以上を占めているが、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い。図－３には、管路工事における管径の割合を示すが、700mm 未満の管が圧倒的に多い。

開削工法は、施工の流れとして掘削・土留め、管路敷設、埋戻しとなり、現場条件により工法が選定されるものとしては、土留めがある。現場条件に応じた土留め工の選定の目安を図－４に示す。



図－2　工法割合

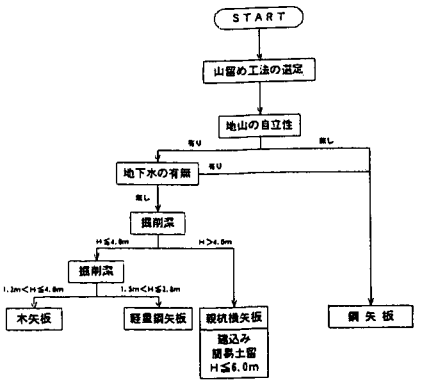


図－3　管径割合

推進工法については、各種の新工法が開発されており、これら各工法の分析を行い、適用範囲及び周辺環境への影響を整理した結果を表－１に示す。また、これらをもとに施工条件毎の推進工法の選定フローの作成を行い、電子化を行った。

近年では礫質地盤への対応や長距離・曲線掘進などコスト縮減に有効と思われる新工法が開発されているが、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であると思われる。ま

た、周辺環境への影響を見ると、泥水式が全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、分級機が騒音・振動の発生源になること、掘削土砂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場合には評価は高いため、今後は周辺環境への影響を低減した技術開発が望まれる。



図－4 開削土留め工法の選定フロー

表－1 適用条件別推進工法分類表

			適用管径	推進延長	適用土質			長距離・曲線推進	礫対応	立坑寸法 (m)	周辺環境への影響				
					粘土	砂	礫				道路交通への影響	架空線・地下埋設物への影響	騒音・振動	建設副産物	土壌・地下水汚染、地盤沈下
小口径管	高耐荷力方式	圧入方式一工程	φ200～φ300	30m程度	○	△	×	×	×	発進5.2×2.8 到達3.6×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○	○
		圧入方式二工程	φ250～φ700	50m程度	○	△	×	×	×	発進5.2×2.8 到達3.6×2.0～3.6×2.4 分割φ1.5	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ250～φ700	60m程度	○	△	△	×	アイアンモール等	発進5.6×2.8～5.0×3.2 到達3.2×2.0～3.6～2.4 分割φ1.5～φ1.8	○	△	△	○	○
		泥水方式一工程	φ250～φ700	100～140m程度	○	○	△	×	アングルモール等	発進5.2×3.2～6.4×4.0 到達3.2×2.6～4.4×3.2 分割φ1.5～φ2.5	×	△	×	×	×
		泥水方式二工程	φ250～φ500	120～160m程度	○	○	△	ミクロ	スーパミニ	発進5.2×3.2～6.4×4.0 到達3.2×2.6～4.4×3.2 分割φ1.5～φ2.5	×	△	×	×	×
		泥土圧方式	φ250～φ700	60～80m程度	○	○	△	エースモール	アイアンモールハイパーTP75	発進8.0×3.2～6.4×3.2 到達3.6×2.0～4.0×2.4 分割φ1.5～φ1.8	△	△	△	△	○
	低耐荷力方式	圧入方式一工程	φ200～φ300	40m程度	△	×	×	×	×	発進2.5×2.0、3.5×2.0 到達2.0×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○	○
		圧入方式二工程	φ150～φ450	50m程度	△	△	×	×	×	発進2.5×2.0、3.5×2.0 到達2.0×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ150～φ450	50m程度	○	△	×	×	×	発進2.0×2.0～2.5×2.0 到達2.0×2.0～2.5×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○	○
		泥水方式	φ200～φ300	50～60m程度	○	○	△	×	アングルモールV	発進2.0×2.0、3.5×2.0 到達2.0×2.0 分割φ1.5	×	△	×	×	×
		泥土圧式	φ200～φ450	50～60m程度	○	△	×	×	×	発進2.0×2.0～2.5×2.0 到達2.0×2.0～2.5×2.0 分割φ1.5	△	△	△	△	○
	鋼管さや管方式	圧入方式	φ400～φ800	10～30m程度	△	△	△	×	条件による	発進6.0×2.8 到達2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	○	○	○
		オーガ方式	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による	発進8.0×2.8 到達2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○	○
		ボーリング方式一重ケーシング	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による	発進8.0×2.4～6.4×3.2 到達2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○	○
		ボーリング方式二重ケーシング	φ400～φ800	50～60m程度	○	△	△	×	条件による	発進8.0×2.4～6.4×3.2 到達2.0×2.0～2.4×2.0 分割φ1.5	○	△	△	○	○
		泥水方式	φ400～φ800	50～60m程度	○	○	△	×	条件による	発進8.0×2.8 到達2.8×2.0～3.6×2.4 分割φ1.5～φ1.8	×	△	×	×	×
中・大口径管		刃口推進	φ800～φ3000	70～200m程度	△	△	△	×	人力	5.3×2.6～5.9×5.5	△	×	○	○	○
	セミシールド	泥水式	φ800～φ3000	100～500m程度	△	○	○	アングルモールエル、ユニコーンロング	条件による	発進6.7×2.8～9.4×5.6 到達4.3×2.8～6.7×5.6	×	×	×	×	×
		土圧式	φ800～φ3000	70～350m程度	△	○	○	×	条件による	発進6.8×2.8～8.8×5.6 到達4.4×2.8～6.0×5.6	△	×	△	△	○
		泥濃式	φ700～φ2000	600m程度	△	○	○	超泥水、エスエスモール等	条件による	発進7.2×2.8～7.7×4.4 到達3.7×2.8～4.1×4.4	×	×	×	×	×

○:一般的に適用可 △:条件により適用可 ×:適用出来ない

○:影響が小さい △:影響がやや大きい ×:影響が大きい

3．下水道管路工事の外部コストの検討

3．1 外部コストの算定方法

一般的な土木工事において、外部環境に与える主な項目は、①交通渋滞、②騒音、③振動、④大気汚染、⑤水質汚濁、⑥副産物、⑦動植物の保全、⑧景観などが考えられるが、このうち現道上での下水道工事では、①以外は外部コスト換算してもその影響度は小さいことが分かっている。このため、ここでは計測・予測が比較的容易で影響度も大きいと思われる①交通渋滞のみを対象として試算を行った。

交通渋滞による外部コストの算出は、渋滞による走行時間損失を貨幣換算する方法を用い、時間価値原単位は「道路投資の評価に関する指針(案)」[1]を参考に、乗用車 67 円/台/分、大型車 101 円/台/分を用いた。

表－2 基本ケース試算条件

項 目	試算条件	
道路条件	郊外幹線道路	市街地幹線道路
道路規格	第３種第２級	第４種第２級
車線幅員	3.25m	3.0m
側方余裕	0.75m	0.5m
沿道状況補正係数	0.85	0.75
通常時交通容量	1062pcu/h(片側)	837pcu/h(片側)
信号現示(青時間)	20秒	
信号サイクル長	52(規制50m)～88秒(規制200m)	
規制区間通過速度	30km/h	
大型車混入率	15%	

3．2 ケーススタディ

3.2.1 基本ケースに対する試算

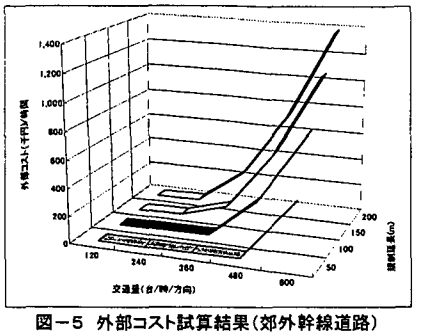
(1) 検討モデル

試算は、２車線道路上において片側１車線を交通規制して工事を行い、

片側交互通行を行う場合を想定した。対象とする道路は、郊外及び市街地の一般的な幹線道路を想定し、表－２に示すような条件とした。交通量は各時間一定とし、交通規制を１時間だけ行って工事を実施した場合の交通渋滞による外部コストの試算を行った。

(2) 試算結果

郊外の幹線道路における交通量と規制延長の違いによる１時間の交通規制に伴う外部コストを図－５に示す。図より、交通量の増加に伴い、外部コストが急激に大きくなり、規制延長が長くなるに従って、その増加程度が大きくなることが分かる。下水道管路敷設工事での一般的な規制延長（100～150m：工事区間約 30m+100m程度）では、交通量が 360 台/時/方向程度で交通渋滞への影響が急激に大きくなる傾向が見られる。



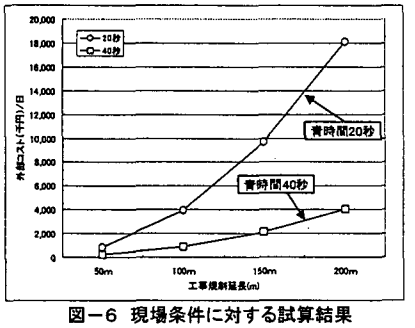
図－５ 外部コスト試算結果(郊外幹線道路)

道路条件（幅員・側方余裕）の違いによる外部コストは、幅員・路肩が小さく、沿道の影響を受けやすい条件に対しては、道路の交通容量が小さくなり、交通渋滞への影響がより大きくなる傾向が見られた。

3.2.2 実際の現場条件に対する試算

(1) 検討モデル

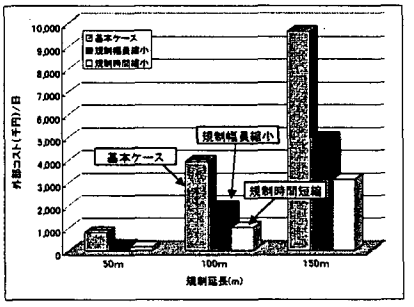
実際の現場条件に対して試算を行った。対象とした道路は、郊外の幹線道路で、２車線道路上で片側交互通行を行いながら、工事を行う場合を想定した。交通条件は日交通量が約 20,000 台で、大型車混入率は 15％である。工事は、夜間にのみ実施し、この時の１日当たりの交通渋滞に伴う外部コストを算出した。



図－６ 現場条件に対する試算結果

(2) 試算結果

図－６に工事に伴う１日当たりの外部コストを示す。ここでは、規制延長と規制方法（交互通行の信号の青時間の長さ）を変えた場合の結果を示す。図より、信号青時間が短くなるほど、外部コストが急激に増える結果となった。このため、工事に伴う道路交通への影響を考慮する際には、規制延長の他、規制方法にも留意する必要がある。



図－７ 改善策の効果

(3) 改善策の検討

今回の現場条件に対して、１日当たりの外部コストが非常に大きな値となったため、以下の様な改善策について、その効果の試算を行った。

① 工事規制幅を小さくし規制区間の通行を円滑にする→規制区間の走行車線の幅員増加と通過速度の増加

② 交通量の多い時間帯を避けて工事を実施→規制時間を 20 時～翌５時から 21 時～翌５時に変更

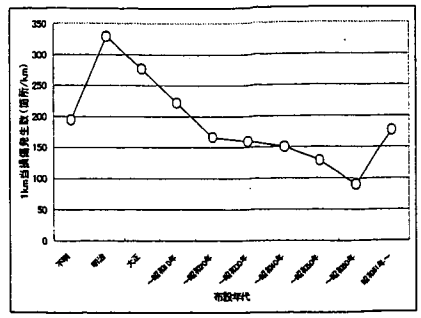
試算結果を図－７に示す。図より、工事規制幅を縮小することにより外部コストを約 1/2 に、規制開始時間を遅らせることにより約 1/3～1/4 程度に低減できる結果となった。この様に比較的簡易な改善策により、交通渋滞への影響を大幅に軽減でき、外部コストを低減できることが分かった。

４．メンテナンスコストの検討

４．１ 下水道管渠の損傷・劣化の状況

東京都が実施した 23 区内の管渠の損傷調査結果を図－８に示す。図より、管種や施工条件の違い等がある

が、敷設年代が古く、経過年数が長いほど損傷割合が増加する傾向が確認できる。特に、戦前に敷設された管渠は敷設年代不明のものも含めると、全体平均の34%増となり、50年以上経過した管渠は、老朽化の割合が高くなる傾向にあることが分かる。



図－8 布設年代別損傷状況

下水道管路において、見られる欠陥を、構造上影響のある欠陥と供用上影響のある欠陥に分けて分類すると、表－3の様になる。

管渠の破損･クラックに対しては、マンホールとの継手部においては、不同沈下の影響を受けて複雑な応力が発生して損傷を受けやすい。硫化水素による腐食の影響については、各種調査研究が実施され、腐食速度の推定式も提案されている。

塩化ビニル管の変形に対しては、埋設試験により発生した最大曲げ応力は50年後の推定曲げ強さに比べて半分以下であり[3]、供用開始後16年を経過した塩ビ管の物性試験結果でも経年変化による材質の劣化は認められなかったとの報告[4]もある。

表－3 下水道管路の欠陥とその原因

a) 構造上影響のある欠陥

欠陥内容	原因	発生位置、影響等
破損 クラック	・交通荷重 ・地盤の不同沈下 ・地震 ・他企業工事	・道路陥没 ・土砂流入と流下能力低下 ・浸入水、漏水
腐食	・硫化水素 ・悪質下水の流入 ・管材の劣化(中性化	・管渠の破損など
摩耗	・老朽化 ・インバートの洗掘	・管渠の破損など
変形	・上載荷重	・塩ビ管の破損など
継手脱却	・地盤の不同沈下	・管渠の破損 ・浸透水など

b) 供用上影響のある欠陥

欠陥内容	原因	発生位置、影響等
浸入水 漏水	・継手部の水密性 ・クラック、破損	・流下下水の増加 ・道路陥没など
浸入根	・継手部のずれ ・クラック、破損	・流下能力の低下
継手ずれ	・交通荷重 ・地盤の不同沈下 ・地震 ・他企業工事	・水密性不足 ・浸入根 ・土砂堆積
パッキンずれ	・規格の不適合 ・パッキンの劣化 ・施工不良	・水密性不足 ・浸入根
たるみ 蛇行 逆勾配	・交通荷重 ・地盤の不同沈下 ・地震	・流下能力の低下 ・クラックの発生 ・継手の水密性不足 ・土砂堆積
油脂･モルタル付着	・動物性油脂投棄 ・施工不良 ・不法投棄	・流下能力の低下 ・閉塞 ・土砂堆積
土砂堆積	・たるみ、逆勾配、モルタル付着、継手ずれ、浸入根、破損 ・構造不良	・流下能力の低下 ・悪臭
取付管突出	・継手脱却 ・施工不良	・支管部破損 ・本管更正、補修不能
異物混入	・不法投棄	・流下能力の低下
誤接合(分流式)	・無許可接合 ・施工時の誤接合 ・合流式から分流式への未変更	・降雨時の流量増加 ・雨水管への汚水流入
断面不足	・計画処理量の変化	・管内滞留、溢水
構造不良	・設計不良	・流下能力の低下、溢
不用取付管	・未処理	・道路陥没 ・浸入水
足掛金属腐食	・経年劣化 ・悪質下水の流入	・転落事故

「下水道管路施設維持管理マニュアル」の表に加筆

4．2　下水道管渠の維持管理の状況

維持管理業務は、計画的な維持管理と緊急対応維持管理の2つがあり、どの様な対応をするかは管理する自治体の考え方により大きく異なる。24自治体へのアンケート調査結果による、週単位で点検をおこなっているところや、数年単位で実施するなど、自治体により大きく異なる結果となった。下水道普及率が高くなるに従い、維持管理が必然的に重要となり、事故が起こってからの突発的な対応ではなく、補修の必要性や補修時期を的確に判断し、管路全体の補修計画を立てることが重要である。補修時期の判断については現在統一された基準はなく、各自治体独自の判断に基づいて対応している。表－4に補修の判断基準の例として東京都の基準を示す。

4．3　ライフサイクルコストに関する試算

設計時の管路の選定法や維持管理や補修計画の違いによるライフサイクルコストの違いを検討するために、以下の条件に対して試算を行った。

管径：φ300mm　　延長：50m

管種：　ヒューム管 or 塩化ビニル管(VP)

敷設方法：小口径管推進工法（120,000円/m）

4.3.1　設計耐用年数の設定の考え方

表－4 平均的な補修の判断基準

異常内容	ランク分け		
	A	B	C
管の腐食	鉄筋が露出しているもの	骨材が露出しているもの	A, B以外の腐食
管の継目ずれ	全体が脱却	40～60mm	20～40mm
浸入根	管断面の50%以上	管断面の10～50%	管断面の10%未満
モルタル付着	管口径の1/3付着	管口径の1/3～1/10付着	一部付着(1/10未満)
管のクラック	5mm以上	2～5mm	2mm未満
取付管突出し	管口径の50%以上	管口径の10～50%	管口径の10%未満
浸入水	噴き出している状態	流れている状態	にじんでいる状態
管のたるみ･蛇行	管口径の3/4以上	管口径の1/2～3/4	管口径の1/2未満
ゴムリングのはずれ	円周の1/2以上	円周の1/4以上	1/4未満のはみ出し
参考			
油脂類の付着	管口径の1/3以上の付着	管口径の1/3～1/10付着	
土砂の堆積	堆積深を表示((土砂堆積深／限界堆積汚泥深)×20)		

A:「緊急に補修を要する箇所」として、直ちに管渠の補修を実施する
B:「年度計画に見込んで2年から5年の間に補修や改良を必要とする箇所」として、補修または改良により計画的に対応する
C:「当面の間は補修や改良は必要ないが、いずれ必要性が生じる箇所」として、必要な時に確実に対応が出来るように計画的に対応する

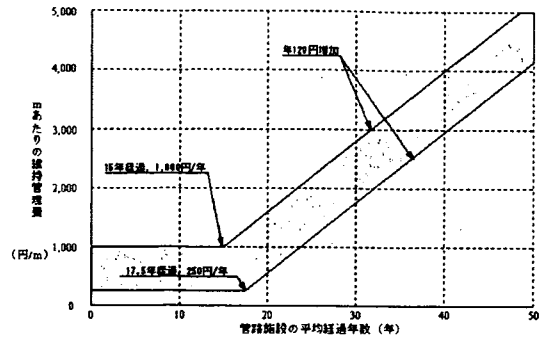
下水道管渠の法的な減価償却期間は50年と定められているが、地方公共団体として法定減価償却期間に至った下水道管渠を全て改築することは困難であり、設計上その構造物の要求性能を設定する時期によって設計耐用年数を設定することになる。各種構造物に対する設計基準類では、100年を設計耐用年数として設定する例が出てきており、自治体によっては目標耐用年数を100年として維持管理計画を作成している例[5]も見られることから、本検討における設計耐用年数としては、100年

を設定することとした。

4.3.2　維持管理、補修・補強コストの設定

(1) 維持管理コスト

15 都市に対して実施された維持管理状況に対するアンケート調査結果[6]から、各都市の管路の維持管理費用を分析し、管路敷設の経過年数と単位延長当たりの維持管理費との関係から、下水道管路の維持管理費を図－９の様に設定した。ある年数までは維持管理費はほぼ一定であるが、それを過ぎると年々一定の勾配で増加していく傾向があり、この傾向の上限値と下限値から図－９を設定した。

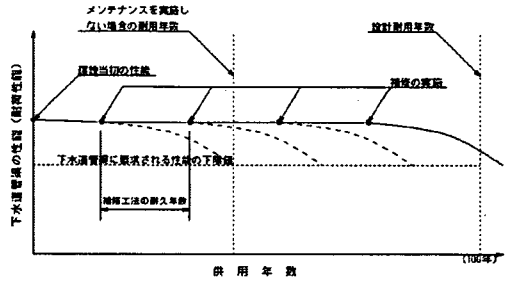


図－9 管路施設の経過年数と維持管理費

今回の試算では、管渠の腐食に対する耐久性などを考慮して、図－９の上側のラインを鉄筋コンクリート管、下側のラインを塩化ビニル管の場合の維持管理費として設定した。

(2) 補修・補強コスト

小口径管渠への適用が可能な補修工法は、目的や施工法により、各種方法があるが、このうち、軽微な補修工法として止水工法（80,000 円/箇所）を、大規模な補修工法として内面補強工法(50,000 円/m)、管路の改築工法として更正管工法(26,000 円/m）設定した。なお概略コストは、メーカーのヒアリングにより設定した。

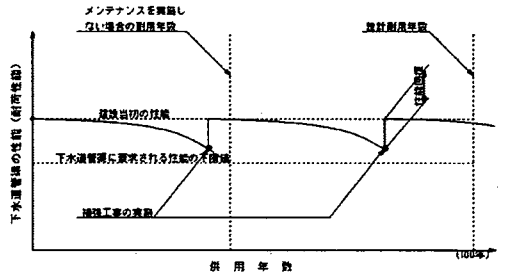


図－10 ケース1の性能曲線

4.3.3　試算ケース

試算ケースとしては、以下の４ケースを想定した。

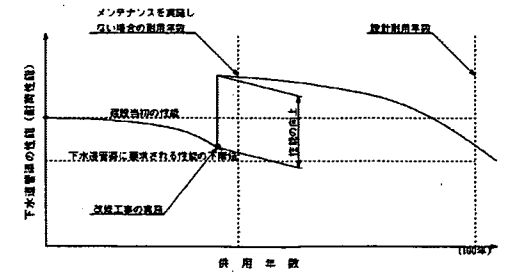
なお、管渠の性能と供用年数との関係（パフォーマンスカーブ）は、現段階で明確に設定する程のデータが揃っていないため、ケース毎にある一定期間経過後に補修または補強を行うこととした。



図－11 ケース2の性能曲線

(1) ケース１

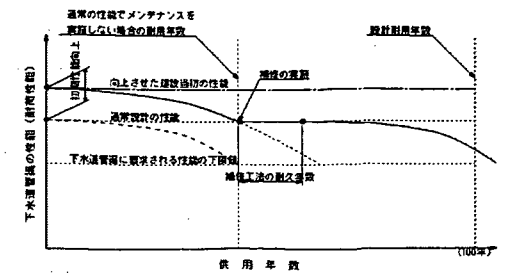
管渠の強度性状が落ち始める前に軽微な補修を繰り返しながら設計耐用年数を満足させる（図－10)。ただし、補修後は耐久性が新設管より落ちると仮定し、図－９の維持管理費が増加し始める年数を 10 年とした。ここでは、20 年毎の補修を繰り返す場合を想定した。補修箇所数は、図－８より供用年数が少ない管渠の損傷箇所が 100～200 箇所/km 程度であることから、５m毎に１箇所補修とした。



図－12 ケース3の性能曲線

(2) ケース２

管渠の強度性状が供用年数とともに低下し、要求性能の下限値に近づいた時点で大規模な補修を行い、設計耐用年数を満足させる（図－11)。ここでは、35 年ごとに大規模な補強を行うことを想定した。



図－13 ケース4の性能曲線

(3) ケース３

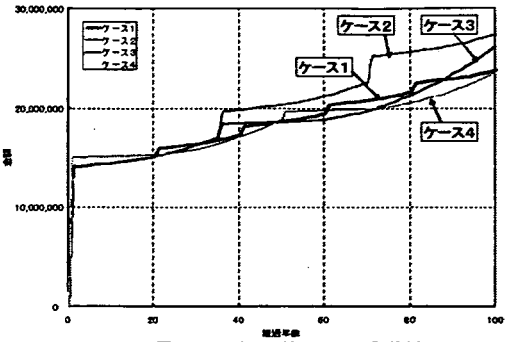
管渠の強度性状が供用年数ともに低下し、要求される性能の下限値に近づいた時点で改築を行い、管渠の耐久性を向上させることにより設計耐用年数を満足させる(図－12)。補修後の維持管理費は耐久性が向上し、塩化ビニル管と同等と見なし、図－９の上側の値を用いた。

(4) ケース４

耐久性を向上させた管渠（硬質塩化ビニル管）を敷設することにより、補修の回数を減らしたケースである。鉄筋コンクリート管と同等の性能まで落ちた時点で軽微な補修を行い、設計耐用年数を満足させる（図－13)。ここでは、50 年経過後に補修を１回行うことを想定した。

4.3.4 試算結果

各ケースのライフサイクルコストの試算結果をまとめたものを図－14 に示す。試算結果より、今回の設定条件では､経過年数 50 年での比較においては各ケースとも大きな差異は生じていない。しかし、100 年後のライフサイクルコストで比較すると、維持管理コストが増加する前に軽微な補修を繰り返し行うか、イニシャルコストを多少かけても性能の高い管渠を敷設した方が経済的に有利な結果となった。



図－14 ライフサイクルコストの試算例

５．まとめ

本研究では、下水道管路施工法の選定において、工事コストのみならず、外部コストやメンテナンスコストも考慮した総合的な評価手法を適用するために、各検討項目に対して、現段階での現状分析を行い、基本的な考え方を整理するとともに、外部コスト、ライフサイクルコストについてケーススタディを行った。この結果、以下のことが分かった。

・推進各工法の分析により、更なる長距離化、機械の低コスト化、周辺環境への低減が望まれる。

・工事規制方法、工事形態により、交通渋滞への影響が大きく異なる。

・耐久性の高い材料の使用や維持管理の充実により、ライフサイクルコストが低減できる。

今後の課題としては以下の項目が考えられる。

・複雑な工事条件や騒音・振動等の環境要素に対する適正な外部コストの算定手法

・下水道管路の合理的な補修基準の設定と損傷度合いの評価方法の確立、各種条件に対する管路の性能曲線の作成と要求性能の明確化　など

今後は、これらの課題の検討を進め、合理的かつ経済的な工法選定手法の確立を目指す必要がある。

参考文献

1) 道路投資の評価に関する指針検討委員会：道路投資の評価に関する指針（案)、平成 10 年６月

2) 下水管路維持協会：下水道管路施設維持管理マニュアル<改訂版>、平成３年６月

3) (財)国土開発技術研究センター：下水道用硬質塩化ビニル管の道路下埋設に関する研究報告書、平成 10 年２月

4) 田中他：下水道用硬質塩化ビニル管の経年変化に伴う耐久性試験結果について、第 31 回下水道研究発表会講演集、平成６年６月

5) 高瀬：下水道管渠の長寿命化、土木学会誌 Vol.87, No.8、平成 14 年８月

6) 建設省都市局下水道部：管路施設の計画的維持管理と財政的効果に関する調査報告書、平成７年３月

17. 下水道施設への新素材の活用技術の開発

新材料チーム　上席研究員　明嵐　政司
主任研究員　西崎　到

1．はじめに

下水道整備を効率的に進めるために、従来から用いられている鉄筋コンクリートの改良による防食性能の向上が求められている。また、耐食性の優れた新素材を下水道施設に活用する技術の開発も期待されている。本課題ではこのような新素材を探索し、下水道施設での耐食性・適用性を調査する。さらに、下水道施設用防食材料としての改良・技術開発を行う。

近年、下水道施設用の防食指針類が整備されたので、新設構造物の防食性能は向上している。また、下水道の整備率は平成１２年度末で 62%と増えているため、既設構造物補修の重要性が高まりつつある。研究対象は下水道施設のコンクリート補修材料とした。

そこで平成１３年度の調査では、コンクリート補修用防食材料に求められる要求性能を明らかにし、様々な新素材の適用可能性や補修技術改良の可能性があることが分かった。そこで、平成１４年度からは、要求性能を満たす材料・補修技術開発できる組織・機関の公募による共同研究を開始し、本研究をより効率的に実施することとした。「下水処理施設のコンクリート補修材料に関する共同研究」は、民間１１社１団体（住友大阪セメント（株），太平洋マテリアル（株），日鐵セメント（株），三井化学産資（株），日本ペイント（株），日本ジッコウ（株），（株）奥村組，福井漁網（株），東レ（株），日鉄コンポジット（株），三菱化学産資（株），（社）日本チタン協会）の参加を得て、平成１４年１０月より開始した。共同研究の全体計画は表－１に示すとおりである。平成１４年度は、下水処理施設補修材料に求められる要求性能とその評価方法について検討した。次年度以降はこれらの評価方法に基づき、材料や施工方法の開発をすすめる予定である。

表－１　共同研究の全体計画

研究項目	研究細目	Ｈ１４	Ｈ１５	Ｈ１６	備考
１．要求性能とその評価方法	・要求性能	.....			
	・評価方法	.....			
２．新材料・施工方法の開発	・材料開発	.....	.....		
	・施工方法の開発	.....	.....	.....	
３．性能評価	・室内試験		.....	.....	
	・現場施工性試験			.....	
４．結果のとりまとめ	・成果のまとめと報告書の作成			.....	

2．下水処理施設のコンクリート補修材料の要求性能と評価方法の検討

2．1　防食材料の種類と本研究の技術開発の方向

下水処理施設のコンクリート補修に用いられる防食材料は、ライニング材が主である。現在普及している規格は日本下水道事業団の指針（「下水道コンクリート構造物の腐食抑制技術及び防食技術指針・同マニュアル」平成14年12月）であるが、同指針では、ライニング材をA種からD１種までの４種類の塗布型ライニング材と、シートライニング材に分類している。これらは腐食環境の厳しさと点検・改築の難易によって使い分けられている（表－2）。本研究の材料開発では、以下の３点について技術開発を行うこととした。

①腐食環境の比較的穏やかな条件で、耐酸性モルタルの適用性を検討する。

②塗布型ライニング材の信頼性向上を図る。

③これまで比較的高価であったシートライニング材について、より経済的なものの開発を図る。

表－2　現在のコンクリート防食材料と本研究の技術開発の方向

腐食環境分類（下水道事業団による区分）	Ⅳ	Ⅲ		Ⅱ		Ⅰ	
硫化水素ガス年間平均値（下水道事業団による区分）	硫酸による腐食が殆ど生じない	10ppm 未満		10～50ppm		50ppm 以上	
10 年で到達する劣化状況（下水道協会による区分）	（設定無し）	コンクリート表面が荒れた状態		骨材が露出		鉄筋が露出	
点検・補修・改築の難易	易／難	易	難	易	難	易	難
対応する防食材料（下水道事業団）	塗布型ライニング材（A 種）	塗布型ライニング材（B 種）	塗布型ライニング材（C 種）	塗布型ライニング材（D_1種）		シートライニング材	
本研究の技術開発の方向	耐酸性モルタルの適用性の検討	塗布型ライニング材の信頼性・性能の向上				経済性の向上・評価	

2．2　耐酸性モルタルの適用性検討

2．2．1　要求性能と評価項目

断面修復材に耐酸性モルタルを用いることにより、塗布型ライニング材のピンホールによる劣化の抑制ができる。耐酸性モルタルは、塗装下地としてだけでなく比較的穏やかな腐食環境で塗装無しで利用できれば、利点が大きいと考えられる。このためには耐酸性モルタルを無塗装で使える限界を知る必要がある。断面修復材料としての耐酸性モルタルの規格は、東京都が策定したマニュアル（「コンクリート改修技術マニュアル　汚泥処理施設編」平成12年10月）がある。本研究では同マニュアルを参考に、耐酸性モルタルに必要な性能指標を表－3の様にまとめた。一体性については建研式付着力試験で 1.5N/㎟ と暫定的に設定したが、この値の根拠は明確ではないので、理論的な根拠を明らかにする必要がある。強度特性は、母材コンクリートと同等以上であればよいので、設計強度の150%以上（36N/㎟）を規格値とし、また、母材コンクリートに要求されていない曲げ強度は設定しなかった。

耐硫酸性については、これまでは硫酸溶液への浸せき試験により行われてきたが、環境条件が実際とかなり異なるのが欠点であった。実際の条件に近い耐酸性試験方法として、硫化水素酸化細菌を用いる方法もあるが、試験が困難である。このため壁面で微生物により生成される硫酸を模擬する試験方法として、硫酸滴下試験を提案

した。耐酸性に優れた補修材料の経済性を評価するためには、①硫化水素濃度で区分されている腐食環境条件、②壁面の硫酸濃度、③補修材料の耐酸性に基づく寿命予測の３つの関連を明らかにすることが必要である。硫酸滴下試験は上記②及び③の関連を調べるものである。①と②の関連について明らかにするために、硫化水素酸化細菌を用いた小規模な室内試験を実施し、硫化水素濃度と壁面ｐＨの関連について調べることとした。また、滴下試験に用いる硫酸の濃度などの試験条件は、この試験結果を基に決定する。

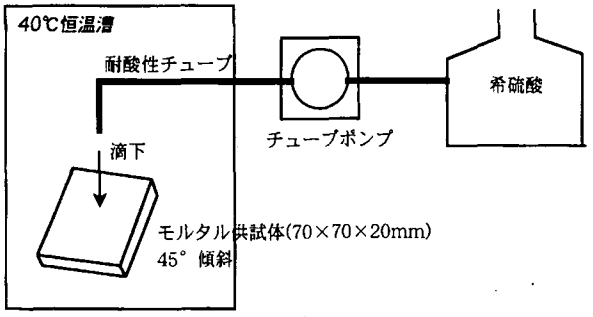
表－３　耐酸性モルタルの性能指標

試験項目		規格値	備考
一体性	付着強度	1.5N/mm^{2}以上	20℃、材齢 28 日：建研式接着力試験機
耐ひび割れ性	長さ変化	－0.1%以下	20℃、JIS A1129、材齢 28 日
耐硫酸性	浸食深さ	未定	40℃、希硫酸滴下試験
	質量変化	未定	
	浸透深さ	3.0mm 以内	20℃、5％硫酸溶液浸せき試験（比較のために実施、28 日間、7 日毎に溶液全量交換）
	質量変化	±10%	
圧縮強度		36N/mm^{2}以上	20℃、JIS R5201、材齢 28 日

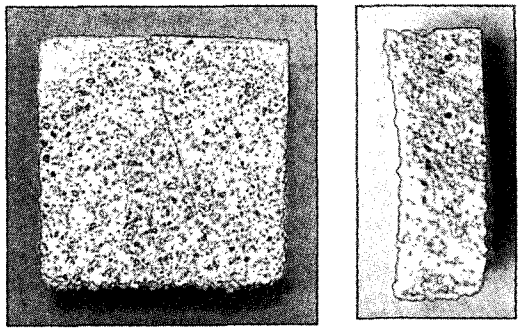
２．２．２　硫酸滴下試験（予備試験）

（１）試験目的及び方法

硫酸滴下試験について予備試験を行った。装置の概略図を図－１に示す。希硫酸はｐＨメーターにより pH0.0 に調製した希硫酸を用いた。チューブポンプの設定により滴下速度を 14～48ml/h まで変化させた。試験は全て 40℃の恒温槽内で行った。供試体には普通ポルトランドセメントを用いたモルタル板(70×70×20mm)を用いた。試験時間は最大７日間とした。



図－１　硫酸滴下試験の概略図



図－２　滴下試験後に水洗した供試体の写真

（供試体２、左：正面、右：中央付近で縦に割裂した断面）

（２）試験結果

試験後にブラシで水洗した供試体の様子を図－２に示す。滴下試験では滴下位置直下が局所的にえぐれるのではなく、表面が硫酸で濡れている部分がほぼ一様に浸食を受けていた。滴下位置のくぼみはさほど顕著ではなかった。結果を表－４に示す。供試体１～３は滴下速度を 14～48ml/h の範囲で変化させたが、浸食深さに及ぼす影響は認められなかった。供試体断面の中性化深さを 1%フェノールフタレイン溶液で調べたが、中性化した領域は認められなかった。

表－４　予備試験の結果

供試体番号	滴下速度 (ml/h)	試験日数 (日)	質量減少率 (%)	滴下位置における浸食深さ (mm)
1	14	7	10.7	0.30
2	28	7	17.0	0.33
3	48	7	10.7	0.23
4	14	2	6.5	0.12

注：質量減少率＝(試験後質量－全供試体の試験前質量平均値)/全供試体の試験前質量平均値×100

２．３　塗布型ライニング材料の試験・評価方法

本研究では、塗布型ライニング材の信頼性向上のため、ライニング材に要求される性能を再検討した。さらに必要な試験項目と評価項目を新たに設定し、その評価方法による材料開発・評価を行うこととした。表－５にこれらの要求性能と評価項目を示す。

塗布型ライニング材の性能評価方法は、接着性及び耐硫酸性について改善の余地があると考えられる。接着性はこれまで建研式接着力試験機による評価が行われてきたが、接着強さとふくれ抑制性能の間に明確な相関が認められないことが多く、十分な接着力の評価となっていない[1)]。このため本研究では、新しい接着性評価の指標として引き剥がし試験の適用性を検討し、ふくれ抑制性能との相関性向上を図る。また、耐環境性（耐硫酸性）については、これまでは外観変化等で評価してきたが、より定量的な樹脂の劣化の評価する方法として引張強さを検討した。

表－５　塗布型ライニング材の試験項目

要求性能	試験方法	評価項目
耐環境性	硫酸溶液浸せき試験	・外観変化 ・引き剥がし強さ低下率 ・引張強さ低下率 ・伸び率低下率
環境遮断性	硫酸溶液浸せき試験	・硫黄侵入深さ ・質量変化
接着安定性	温水浸せき試験	・外観変化 ・引き剥がし強さ低下率 ・接着強さ低下率
施工の完全性		・ピンホールテスタ

２．４　新しいシートライニング材料の開発

シートライニング材は、防食効果が高いため、腐食環境が厳しく点検・補修が困難な場所に使われる工法であるが、比較的高価であった。これまでのシートライニング材は、その価格に見合うだけの寿命が評価されているとは言い難いのが現状であった。従って、これらの評価方法の確立とともに、防食効果はそのままにより経済的に安価なシートライニング材の開発が望まれている。また、シートライニング材のもう一つの弱点は施工性の悪さであり、施工性の向上も技術的課題となっていた。本研究ではこれらの現状から、次の２種類の新たなシート

ライニング材の開発を目指している。

（1）ＦＲＰ引抜成形材を利用したシートライニング材

ＦＲＰはこれまでにもシートライニング材に用いられたこともある、耐食性に優れた素材である。本研究では引抜成形法によるＦＲＰを使用することで、比較的安価に高品質なものを得ることを目指した。また、ＦＲＰのみによりシートを作ることにより軽量化を図り、施工性を向上させることが期待できる。

（2）チタン板（箔）を利用したシートライニング材

チタンはｐＨ１程度の硫酸に侵されず、酸の浸透もないため長寿命が期待できる。また薄膜で用いれば十分に軽量であるため、施工性も向上させることができると期待できる。

２．４．１　ＦＲＰ引抜成形材を利用したシートライニング材

（1）要求性能と試験方法

シートライニング材に求められる要求性能を検討した結果を表－６にまとめた。また、これに加えて、ＦＲＰ単体の耐環境性を調べるために、硫酸浸せき前後の引張及び曲げ試験を評価項目とした。固着強度の測定方法の概略を、図－３に示す。平成１４年度は試作したシートライニング材の素材を用いて、表－６の試験項目について予備試験を行った。

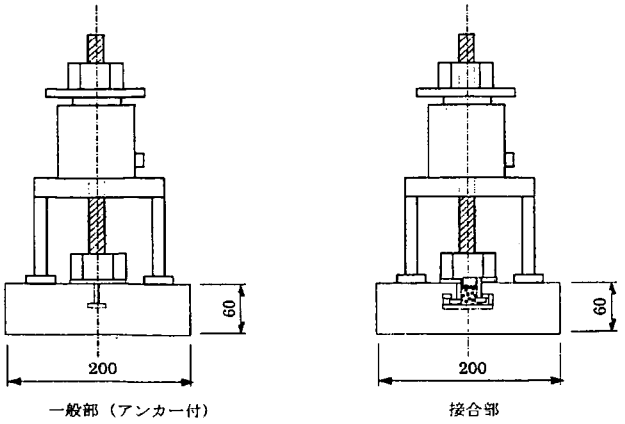
表－６　シートライニング材の要求性能

<table>
<tr><th>浸せき試験前の性能</th><th>環境</th><th>項目</th><th colspan="2">試験方法</th><th>要求性能</th></tr>
<tr><td rowspan="7">コンクリートとの一体性：建研式 0.24N/mm²以上であること

透水性：JIS A1404 11、透水量が0gであること</td><td rowspan="7">pH0の硫酸溶液(チタンはpH1)</td><td>耐酸性</td><td colspan="2">変色、軟化、スケーリングの有無、析出物の有無、膨張の有無、ひび割れの有無、質量変化</td><td>外観異常なし</td></tr>
<tr><td rowspan="2">硫黄侵入深さ</td><td>シート部</td><td>温度40℃に浸せき60日後EDSまたはEPMA</td><td>被覆厚さの1%未満</td></tr>
<tr><td>目地部</td><td>温度40℃に浸せき60日後EDSまたはEPMA</td><td>被覆厚さの5%未満</td></tr>
<tr><td rowspan="2">耐アルカリ性</td><td colspan="2">水酸化カルシウム飽和水溶液(温度 40℃)に浸せき60日後外観観察</td><td>異常なし</td></tr>
<tr><td colspan="2">5％水酸化カルシウム飽和水溶液(温度40℃)に浸せき60日後外観観察</td><td>異常なし</td></tr>
<tr><td>遮蔽性
透水性</td><td colspan="2">透水試験：JIS A1404 11</td><td>透水量が 0g であること</td></tr>
<tr><td>固着強度</td><td colspan="2">温度40℃に浸せき60日間</td><td></td></tr>
</table>

（2）試験の結果（中間報告）

浸せき試験前の素材の物性試験結果を表－７に示す。透水試験は、シートの一般部では問題がなかったが、接合部（シートとシートの継ぎ目部分）では供試体を測定機器に装着する際に破損する場合があったため、測定方法を工夫する必要がある。一般部の固着試験（最大強度）はモルタルの水/セメント比の違いには有意差は認められなかった。



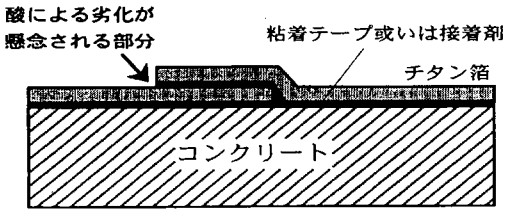
図－３　シートライニング材の固着試験方法

表－７　シートライニング材(未劣化)の試験結果

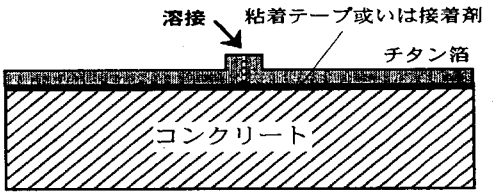
試験項目		試験結果
単位体積質量		1.70g/cm^3
バーコル硬さ		42～47
曲げ強さ		312MPa
透水試験(一般部)		0.17,-0.09,-0.01g
透水試験(接合部)		0.34,3.80,8.39g
固着試験（最大荷重）	一般部(ﾓﾙﾀﾙ W/C0.4)	2.36kN
	一般部(ﾓﾙﾀﾙ W/C0.5)	1.97kN
	一般部(ﾓﾙﾀﾙ W/C0.6)	1.67kN
	接合部	3.50kN

２．４．２　チタン板（箔）を利用したシートライニング材

チタンを鋼材表面の防食に用いる防食技術の開発が進んでいるが、下水処理施設コンクリート表面の防食には一部の用途を除き適用されていない。本研究ではチタン板（箔）を用いてコンクリート表面を防食する技術を開発する。本防食材料は、シートライニング材の一種であるので、その要求性能は表－６と同様である。主な技術開発項目は、①コンクリートへの接着方法，②継ぎ目部分の処理の２つである。コンクリートへの接着は、湿潤コンクリート面に施工した場合でも、十分な接着力（0.24MPa）を確保できる最適な粘着テープ或いは接着剤を探索する必要がある。また、図－４のような、酸による劣化が懸念される継ぎ目部分の耐酸性、耐水性を評価する必要がある。また、図－５に示すような継ぎ目部分を溶接する方法も検討する。



図－４　チタン板(箔)の継ぎ目部分の耐酸性



図－５　チタン板(箔)の溶接

３．まとめ

平成１４年度から要求性能を満たす材料・補修技術開発できる組織・機関の公募による「下水処理施設のコンクリート補修材料に関する共同研究」を開始し、本研究をより効率的に実施することとした。①腐食環境の比較的穏やかな条件における耐酸性モルタルの適用性、②塗布型ライニング材の信頼性・性能向上、③新しいシートライニング材の開発の、３種類の下水処理施設補修材料について、求められる要求性能とその評価方法を検討した。また、可能な材料については材料や施工方法の開発にも一部着手した。

参考文献

1)堀江　悟他　「凍結防止剤散布環境下で複合要因による損傷を受けたコンクリートの塗装材料検討」コンクリート工学 Vol.40, No.3, pp.43-52 (2002.3)

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

土質チーム　上席研究員　恒岡　伸幸
主任研究員　桑野　玲子
研　究　員　古本　一司
交流研究員　山内　慶太

1．はじめに

下水道整備の拡大とともに既存施設が増大するにつれて、耐用年数を超過した管渠も増え始めており、今後老朽化は急速に進むと予想される。しかし、その補修工法選定において重要な要素となる、既設管渠に作用する土圧等外力の状態は不明な点が多く、場合によっては管渠に想定以下の土圧しか作用せず、補修が過剰となることも考えられる。合理的な下水道管渠の維持、補修を進めるにあたっては、管渠に作用する土圧の経年変化等を明らかにする必要がある。本研究は、平成13年度より3年計画で実施されており、長時間経過後の管渠周り地盤の特性について調査すると共に、管渠に作用する土圧の経年変化等について実験的及び解析的検討を進め、作用土圧の評価手法の提案を目標とするものである。

2．研究のアウトライン

埋設管に作用する土圧の長期的変化は既往の研究例が皆無に等しく、実験、現場測定、解析ともに事例が極めて少ない。時間経過に伴い埋設管上の鉛直土圧が増加する場合と減少する場合がそれぞれ報告され、地盤・地下水・埋設条件などに複雑に影響されているものと思われる。まず、地中構造物に作用する土圧が長期的に変化する要因を考察し、以下のように分類した。

A. 地中構造物周辺の地盤に外的条件（外力：上載荷重、交通振動、地震、地下水の上下、溝型や突出型の埋設管敷設に伴う近接地山部分との摩擦など）が加わって変位が生じた場合。
B. 地中構造物の変形（埋設時における撓み性管の変形や長時間経過後の管の劣化又は破損など）によってその相互作用として周辺地盤に変位が生じた場合。
C. 周辺地盤自体の力学特性が時間経過に伴って変化した場合。（地盤材料の速度効果やリラクゼーションなどの粘性効果やセメンテーションなどの年代効果）

本テーマについてはメカニズムに不明な点が多い上、種々の作用の定量的評価に多くの仮説が伴うため、様々な角度から幅広く調査を展開することとし、平成13年度は以下の3項目を実施した。

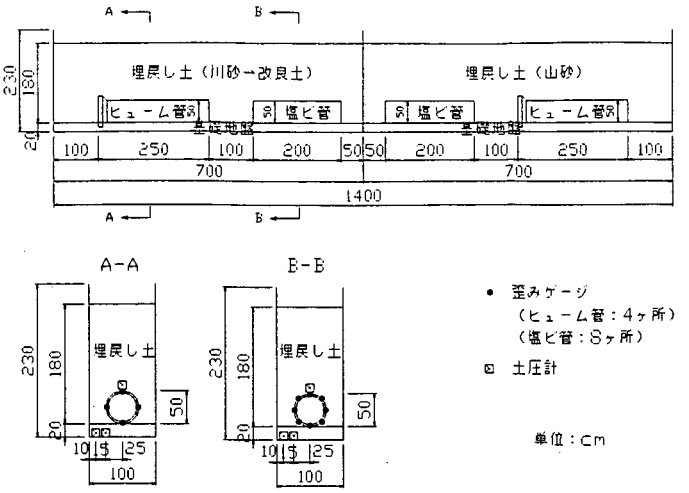
①長時間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査（塩竈）
②地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング
③降下床実験による緩み土圧の時間効果の計測

平成14年度は上記の②及び③について、平成13年度の実験を発展させた調査を行い、より詳細な実験により検討を行った。

3．地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング

3．1　埋設管の長期挙動計測

平成 13 年度実施したモニタリング実験のうち、埋戻し材料に山砂を使用したケースの計測は継続して行っている。また、埋戻し材料に川砂を使用したケースのほうは 340 日程度計測を継続したのち撤去し、新たに埋戻し材料として、山砂にセメントを 5%混合したセメント改良土を用いた実験を行った。埋戻し材料としてセメント改良土を用いたのは、埋戻し土の年代効果（セメンテーションや構造化などのエイジング作用）を早期に発現させるためと、埋設管の変形に対して、追随して動く砂と追随して動かないセメント改良土の違いが、埋設管の歪みや埋設管に作用する土圧の変化にどう影響するのかを調べるためである。川砂の撤去を、基礎地盤はそのままで埋設管も動かさないように行ったのち、改良土を 1 層 20cm で層厚 180cm まで敷均し転圧を行った。実験モデルを図－1 に示す。

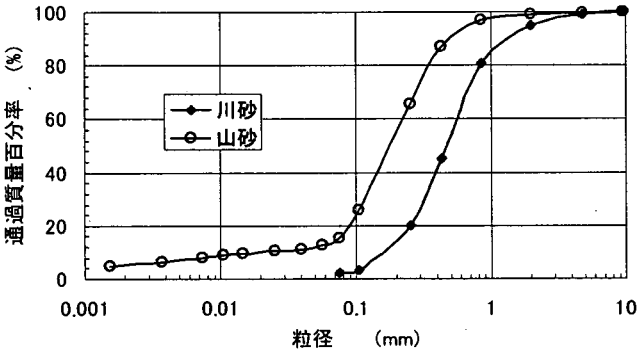


図－1　実験モデル

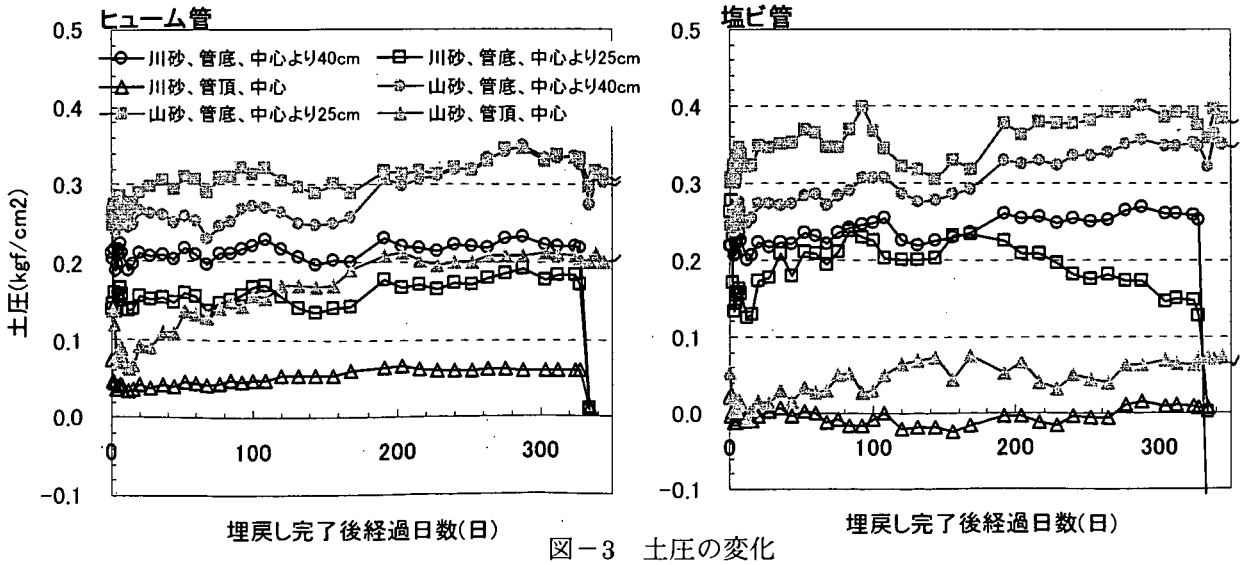
歪み及び土圧の測定は、1 層毎の埋戻し厚に対して行い、埋戻し終了後からは 1 日毎に自動計測した。

3．2　埋設管の変形と周辺土圧

平成 13 年 2 月より 340 日以上継続して、埋設管に作用する土圧、埋設管の歪みの計測を行った。埋戻し材料としては一般的に用いられる、粒径の揃った川砂と、細粒分の混ざった山砂の 2 種類を用いた。各材料の粒度を図－2 に示す。また、埋戻し材料に川砂を使用したほうは、約 340 日間計測したのちに撤去を行った。埋設管に作用する土圧の計測結果を埋



図－2　粒径加積曲線



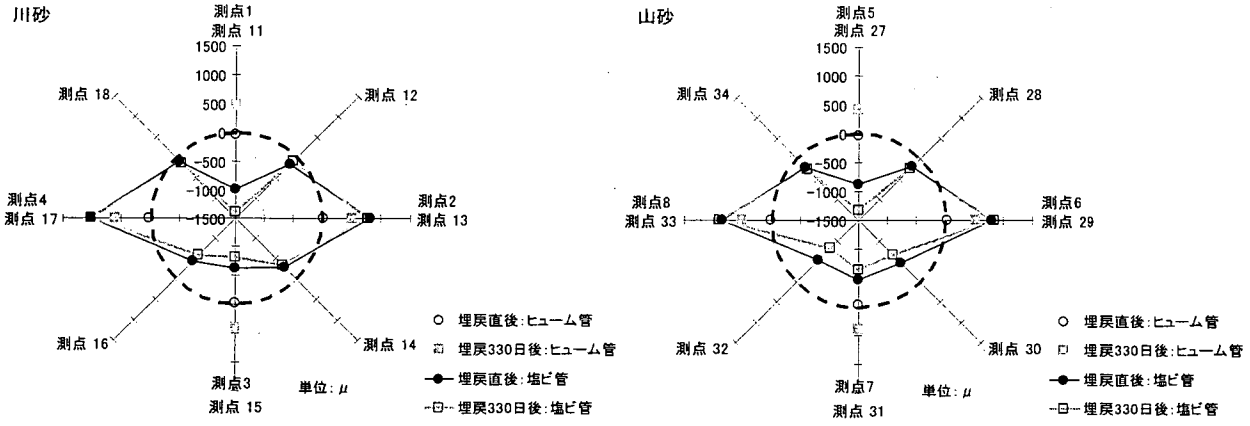
図－3　土圧の変化

戻し終了１日後を０日目として経過日数に対してプロットしたものを図－３に、埋設管の歪みの計測結果を図－４に示す。

まず、図－３（土圧の計測結果）より、ヒューム管（剛性管）、塩ビ管（撓み性管）のいずれも埋戻し終了後は、多少のばらつきは見られるが概ね一定の値を示していることが分かる。但し、理論的土被り圧（管底で約0.3kgf/cm^2、管頂で約0.2kgf/cm^2）に対して、川砂に埋設した場合は、管の性質に関わらず管底部で10～20%、管頂部で50%程度小さめの値になっている。一方、山砂に埋設したヒューム管（剛性管）では、管底及び管頂部のいずれもほぼ理論値になっている。また、塩ビ管（撓み性管）では、管底部で理論値よりも10～20%程度大きな値になっているのに対して、管頂部では50%程度小さい値を示している。

埋戻し材を山砂と川砂で変えた場合の違いは、その材料の力学的特性の違いによるものと思われる。変形の大きい塩ビ管（撓み性管）の場合には管が撓むことにより管上部の地盤内にアーチ効果が発揮されるため、管頂部の土圧が軽減されているものと思われ、逆に管底部では山砂で埋め戻した場合に理論値より大きな値になっているものと思われる。

図－４（歪みの計測結果）より、山砂及び川砂で埋め戻したいずれの場合も、ヒューム管（剛性管）塩ビ管（撓み性管）で歪みの大きさにかなりの違いはあるが、変形モードは上下方向に潰れる形になっている。また、ヒューム管では時間が経つ毎に歪み量が増加（管が膨張）している。なぜ歪み量が増加したのかは不明である。



図－４　ひずみ分布

平成14年度、川砂撤去後に行ったセメント改良土（山砂+セメント5%）で埋戻した場合の、埋設管に作用する土圧を埋設時の埋戻し地盤高に対してプロットしたものを図－５に、埋設管の歪みを計測した結果を図－６に示す。また、セメント改良土の湿潤密度と一軸圧縮強度を表－１に示す。

表－１　セメント改良土の湿潤密度及び強度

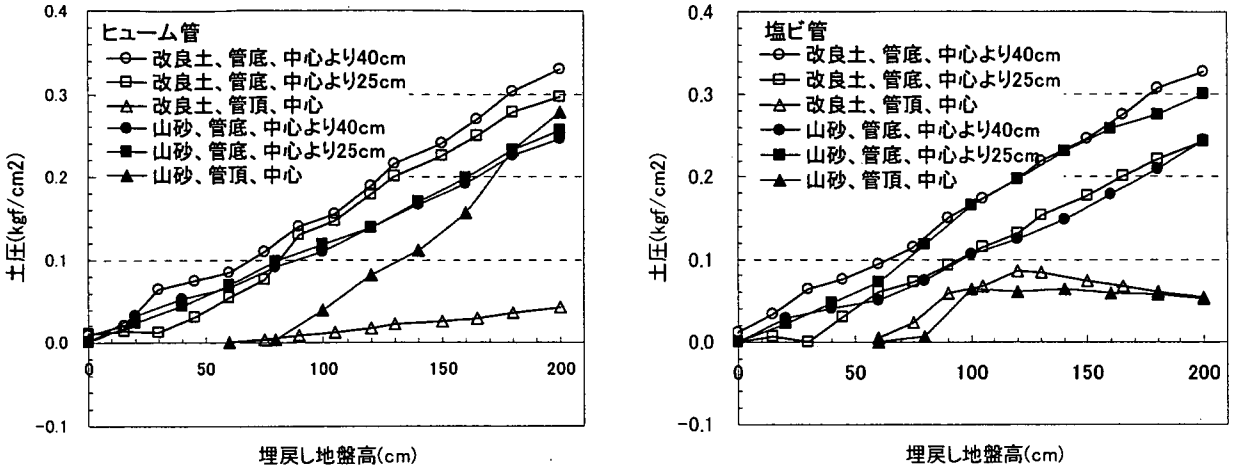
湿潤密度 (g/cm^3)	一軸圧縮強度（１週強度） (kgf/cm^2)	一軸圧縮強度（４週強度） (kgf/cm^2)
1.47～1.50	平均　3.0	平均　4.9

図－５（土圧の計測結果）より、管底部の土圧は、山砂で埋め戻した場合とほぼ同じように増加しているのが分かる。また、塩ビ管の管頂部での土圧も同じように変化している。ただしヒューム管の管頂部の土圧は増加割合が小さくなっている。山砂で埋め戻した時と同様の結果が出たのは、改良土でも埋戻している間はまだ、

セメントによる固結が始まっておらず、山砂と性質的に同様であったのが理由であると思われる。

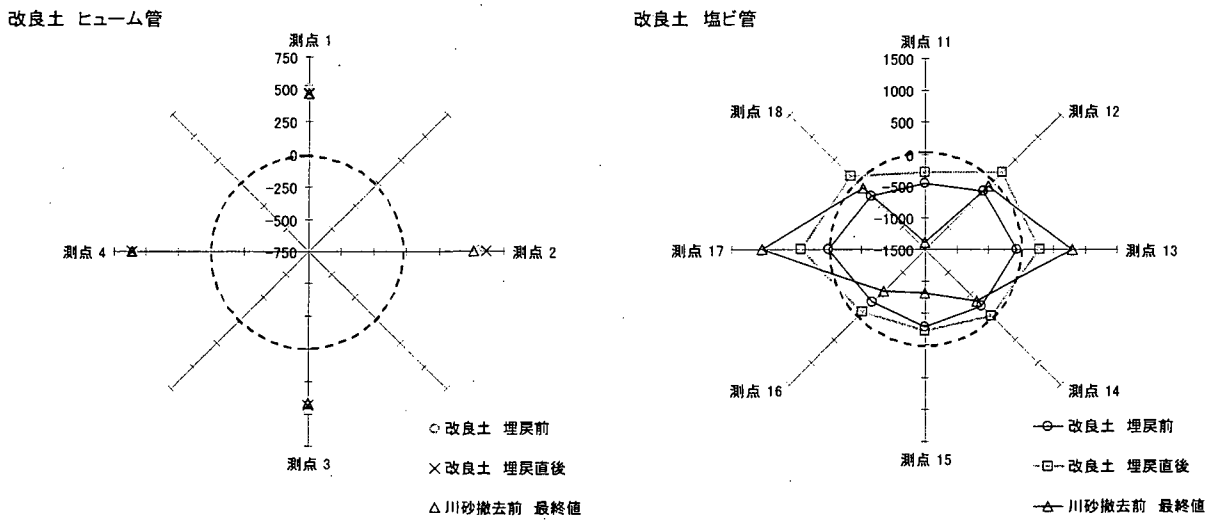
図－6（歪みの計測結果）において、改良土により埋戻す前に計測した値をみると、ヒューム管では川砂を撤去する前と後で若干歪みが増加しているが、ほぼ同じ値を示している。また、塩ビ管では、川砂を撤去することによって、歪みゲージの値は初期状態に近づくが完全にもとには戻らない。この状態から改良土により埋戻しを行うと、ヒューム管も塩ビ管も平成 13 年度の結果と同様に、上下方向に潰れる変形モードを示していることが分かる。

今後固結性が発揮されて、長期土圧に変化がみられるかどうか、計測を継続する予定である。



図－5　土圧の変化

（改良土→平成 14 年度計測、山砂→平成 13 年度計測）



図－6　ひずみ分布

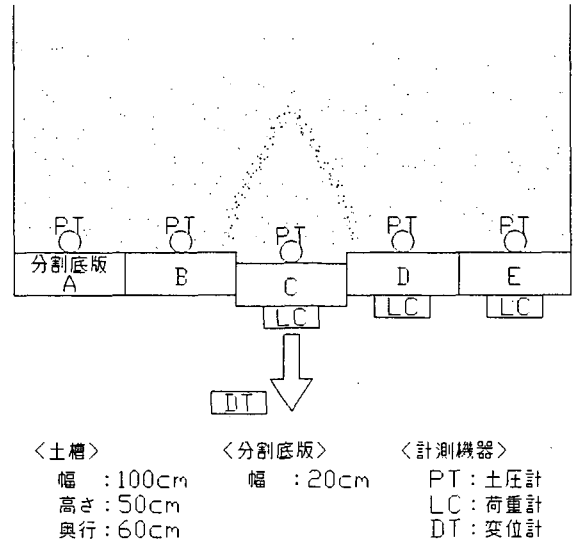
4．降下床実験による緩み土圧の時間効果の計測

平成 13 年度の実験で降下床実験により、土槽に作製したモデル地盤の緩み土圧や降下床上部に形成されるアーチ効果の降下速度による影響や、リラクゼーションによる応力変化などを調べた。しかし、速度変化の範囲が 10 倍程度であったり、実験期間中の気温変動が大きく測定結果がその影響を受けてしまったりしたため、

降下速度による影響を十分に把握できる結果が得られなかった。そこで、平成 14 年度はそれら種々の問題を解決した詳細な実験を行った。

4．1　降下床実験の概要

まず、土槽を気温変動の少ない（±0.5℃/日）場所に設置した。土槽自体は平成 13 年度と同じもの（幅 1.0m、奥行き 0.6m、高さ 0.5m）で底版を５分割し、中央部の底版はサーボモーターにより上下方向に可動で、変位速度を 0.01～1mm/分の範囲で任意に変えることが出来るものを使用した。また、平成 13 年度はデータサンプリング装置の能力が低かったため、サーボモーターが 0.01～1mm/分で降下速度を制御できるにも関わらず、0.01mm/分と 0.1mm/分の速度変化しか与えられなかった。そこで、データサンプリング装置に動ひずみアンプを用いて、高速データサンプリングを可能にし、降下速度の変化の範囲を 100 倍にした。計測項目は、底版上載荷重、降下床変位、底版中央部の土圧、地盤の温度及び気温である。



図－7　降下床実験装置

地盤材料としては、乾燥した豊浦標準砂を用いた場合（ケースⅠ）と、見掛けの粘性効果を期待して豊浦標準砂にクレーサンドを重量比で 35%配合したもの（細粒分 20%）を用いた場合（ケースⅡ）で行った。実験ケースは、上記の２種類の地盤材料に対して、下記の各４ケース（A～D）合計８ケース実施した。各ケースは降下床変位が約 10mm になるまで降下させた。

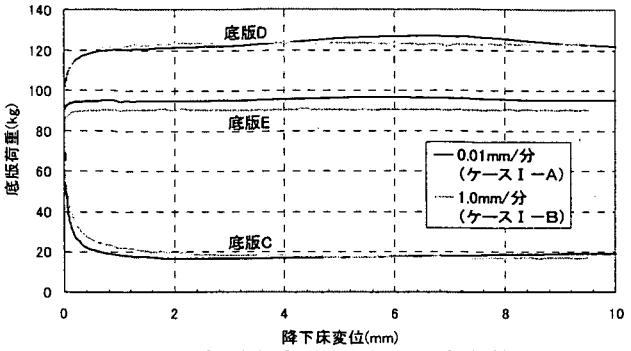
表－2　実験ケース一覧

ケース番号	地盤材料	試験の種類	変位速度条件
Ⅰ－A	豊浦砂（乾燥密度 1.46g/cm³）	一定速度試験（遅）	終始一定速度（0.01mm/分）で降下
Ⅰ－B		一定速度試験（速）	終始一定速度（1mm/分）で降下
Ⅰ－C		速度急変試験	0.01mm/分と 1mm/分の間で急変
Ⅰ－D		リラクゼーション試験	1mm/分で降下中２時間以上のポーズを数回
Ⅱ－A	豊浦砂＋ｸﾚｰｻﾝﾄﾞ（乾燥密度 1.53g/cm³）	一定速度試験（遅）	終始一定速度（0.01mm/分）で降下
Ⅱ－B		一定速度試験（速）	終始一定速度（1mm/分）で降下
Ⅱ－C		速度急変試験	0.01mm/分と 1mm/分の間で急変
Ⅱ－D		リラクゼーション試験	1mm/分で降下中２時間以上のポーズを数回

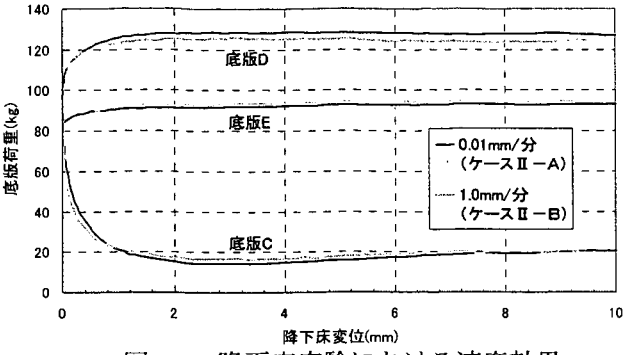
4．2　降下床実験結果

ケースⅠ－A、Bで得られた底版荷重と降下床変位の関係を図－8 に、ケースⅡ－A、Bで得られた底版荷重と降下床変位の関係を図－9 に示す。ここに示すどのケースでも、降下部（底版C）の荷重は変位と共に当初荷重の 15%程度にまで、著しく減少した。一方隣接部（底版D）の荷重は 30%程度増加した。これは、昨年度の実験で得られた結果と同じである。但し、地盤材料が豊浦標準砂の場合（ケースⅠ）では、ほぼ一定の

荷重に落ち着くまでに要する変位が、0.3mm 程度であったのに対して、粘性を持たせた材料の場合（ケースⅡ）では、1.5mm 程度であった。また、ケースⅠ－B及びⅡ－Bでは、それぞれケースⅠ－A及びⅡ－Aの100 倍の変位速度を与えた。底版荷重と降下床変位の関係は、速度が違うことにより多少の相違は見られるが、その傾向は把握できない。

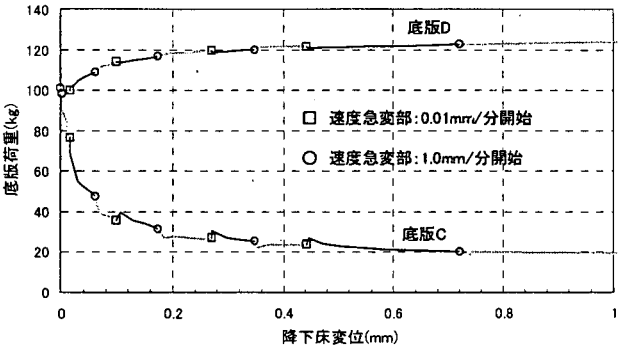


図－8　降下床実験における速度効果
（ケースⅠ）

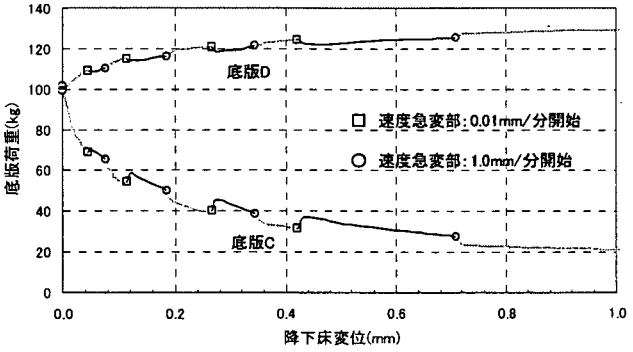


図－9　降下床実験における速度効果
（ケースⅡ）

平成 13 年度の実験では、「TESRA 現象（一定変位速度の載荷条件において異なる速度による違いが現れない場合でも、速度変化を与えると変形特性に一時的な影響を及ぼす現象）」を確認出来なかった。これは、応力レベルが小さく、速度の変化範囲も小さかったためである。そこで平成 14 年度は、その現象を確認するために速度の変位範囲が 100 倍となる、毎分 0.01mm と 1.0mm の間で急変させる実験を行った。ケースⅠ－Cで得られた底版荷重と降下床変位の関係の微小変位部を図－10 に、ケースⅡ－Cで得られた関係を図－11 に示す。これらのグラフから、速度を 0.01mm/分→1.0mm/分に急変させた場合には、降下部（底版C）の荷重は減少し、1.0mm/分→0.01mm/分に急変させた場合には増加していることが分かり、降下速度を急変させることにより底版荷重に一時的な影響が出ていることを確認できる。つまり、「TESRA 現象」が確認できる。また、その荷重減少及び増加の割合はケースⅠ－Cで 3～6%、ケースⅡ－Cで 5～10%であり、ケースⅡ－Cのほうが速度急変時の荷重の変化が大きいと言える。これは、ケースⅡの材料のほうが粘性の大きい材料であることを意味している。



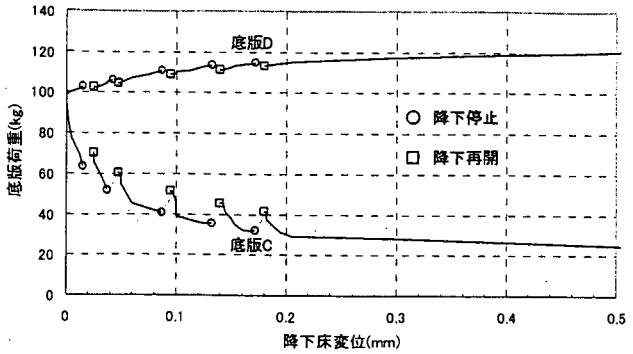
図－10　速度急変時の挙動（ケースⅠ）



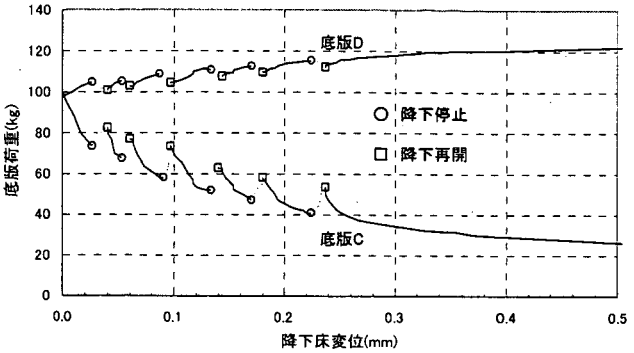
図－11　速度急変時の挙動（ケースⅡ）

ケースⅠ－D、Ⅱ－Dでは、降下変位が 0.3mm に達するまでの間に、降下を 2 時間以上停止させるリラクゼーション試験を 5,6 回（ケースⅠ－Dで 5 回、ケースⅡ－Dで 6 回）行った。それぞれの試験結果の微小変位部を図－12、図－13 に示す。これらのグラフから、リラクゼーション時の降下部（底版C）の荷重は、降

下を停止するとある程度（Ⅰ－Dで 15～19%、Ⅱ－Dで 20～37%）まで増加した。しかし、降下を再開すると地盤材料の種類に関わらず、すぐに荷重は減少し、速度履歴の影響をあまり受けない荷重－変位曲線に近づくことを確認できた。



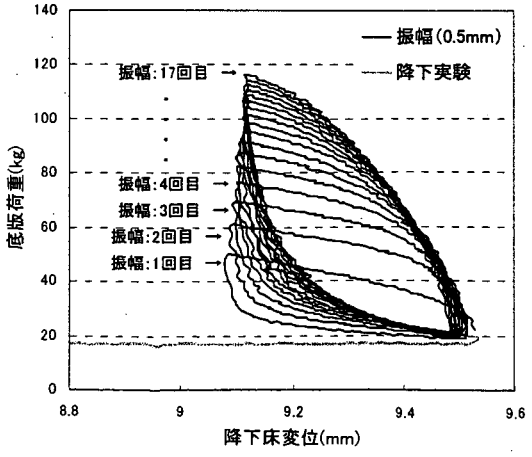
図－12　リラクゼーション試験（ケースⅠ）



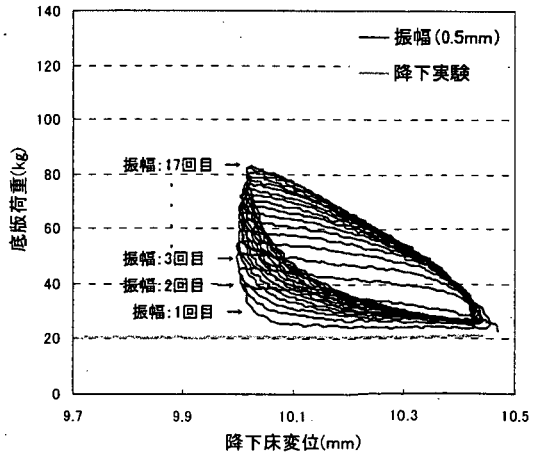
図－13　リラクゼーション試験（ケースⅡ）

4．3　アーチ効果の攪乱試験

降下床実験では、移動床の降下に伴い地盤にアーチ効果が発揮され移動床上の土圧が著しく減少することが確認された。また、その後の時間経過によって、外部要因に変化がない限り土圧は大きく変化しないことが分かった。しかし、埋設管自体の変形や破損、地下水の上下、上載荷重の変化や地震荷重などにより、埋設後に安定した作用土圧が変化する可能性がある。そこで、一旦地盤内に形成されたアーチ効果が外部変位や荷重によってどの程度攪乱されるかを調べる実験を行った。移動床を約 10mm 降下させ、アーチ効果が形成されたのち、２時間程度放置し十分に安定させ、変位振幅約 0.5mm で移動床を上下させた。地盤材料を豊浦砂で行った場合と、豊浦砂にクレーサンドを混ぜた場合の結果をそれぞれ図－14、図－15 に示す。まず、地盤材料の違いに関わらず、移動床を上昇させるたびに底版荷重が大きくなっていくことが分かった。また、降下させると元の荷重値に戻ることが分かった。しかし、同じ回数振幅させても、地盤材料の違いにより上昇させる際に移動床にかかる荷重値に大きな差があることが分かった。



図－14　攪乱試験（豊浦砂）



図－15　攪乱試験（豊浦砂+ｸﾚｰｻﾝﾄﾞ）

5．まとめ

平成 13 年度に引き続き、埋設管の変形に伴う地盤との相互作用による土圧変化と、地盤自体の力学特性の時間効果の２点に着目して調査を行い、以下のことが明らかになった。

- 地中構造物のわずかな変位で土圧は大きく変化する。１年間にわたる長期モニタリングでも土圧に有意な変化はみられなかった。
- 埋設時の挙動は埋戻土が砂の場合も固結性をもつ材料の場合も傾向に違いはみられない。今後固結効果が十分に発現した場合の土圧挙動を引き続き調査する予定である。
- 降下床実験では、土圧と変位の関係はその速度履歴にあまり影響されない。細粒分を含んだ砂を用いた実験ではアーチ効果の形成に、より大きな変位を必要とすることが分かった。
- 降下床上に形成されたアーチ効果は、その後降下床を微小に上下することによって攪乱がみられる。その攪乱の程度は、細粒分を含んだ砂のほうが小さい。

II. その他の予算による研究

[下水道研究室]

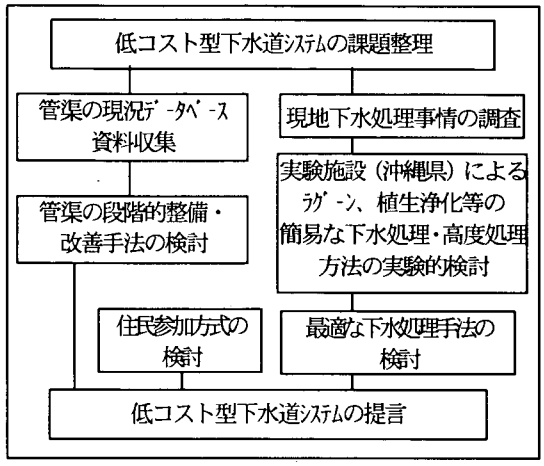
1. 発展途上国に適した低コスト型新下水道システムの開発に関する研究

下水道研究室　室　長　森田　弘昭
研　究　官　山縣　弘樹
下水処理研究室　室　長　中島　英一郎
研　究　官　中島　智史
研　究　官　平出　亮輔

1．はじめに

発展途上国においては、著しい都市化の進展により衛生環境が悪化し、水環境の改善と水資源の確保が、従前にも増して重要となってきている。都市周辺市街地では、都市中心部よりも、排水を処理することの理解が乏しく、住民は水系伝染病の蔓延や水資源の不足により、劣悪な衛生環境におかれている。これらの課題を解決するには、都市中心市街地に加えて周辺住宅地においても、都市内河川や湖沼等の水質改善を優先して、整備水準を抑えつつ水路、腐敗槽等の既存施設や土壌、植生等を水質向上手法として組み入れた低コスト下水道システムを構築し、下水処理水の水質を向上させ水資源としての価値を高める必要がある。

そこで、本研究ではこれらの地域を対象として、住民参加、効率的な下水道管理等のソフト面も考慮しつつ、既存施設の下水収集・処理機能を評価し、土地、気候、安価な労力等開発途上国の特長が活用できる低コスト型の新下水道システムを開発する。

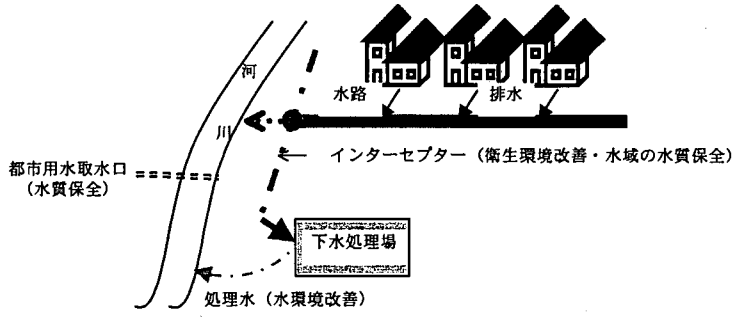


図－1　研究のフロー

2．過年度の調査概要

2.1 発展途上国における低コスト型下水道システムの課題の整理（平成13年度）

インターセプター下水道（図―2）は、既存の排水施設を継続使用できることから、下水道整備を進めるに当たって最大の支障となる管渠敷設に係る費用を大幅に節減でき、また遮集管のみの整備により、放流先への流入負荷を確実に低減し、水質改善効果の早期発現を図ることが可能であると考えられている。また、ラグーン法は、標準的な下水処理場に比べ広い処理面積が必要であるが、維持管理費がより少なくて済むため、今後汚水処理施設整備が求められる発展途上国の郊外部に適した処理方式であると考えられている。



図―2　インターセプター下水道の概念

しかし、下水道に関するJICA開発援助専門家経験者にヒアリングを行った結果、次のような課題が指摘された。

・タイにおけるラグーンの処理場の区域は、インターセプター方式を採用しており、腐敗槽、管渠内での浄化（沈殿を含む）、地下水浸透等により、処理場への流入水濃度が処理水質とほとんど変わらない。腐敗槽の浄化、管渠内の浄化の定量的な評価、ラグーン処理の効率化の検討が必要である。

・バンコクでは、通常水路の底泥は汚く、雨天時には堆積物の影響等により大幅に悪化する。既設水路、下水側溝にゴミ、砂がたまり、定期的に浚渫が必要であり、極力浚渫しなくてよい水路構造が望ましい。

2.2 実施設を使用したラグーン処理機能の改善に関する検討（平成13年度）

2.1の指摘を受けて、ラグーンシステムの処理機能の改善に関する検討を行った。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行った。

管路内で沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入し、処理水質が流入水質と同レベルであるという指摘を受けて、実験では、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させることにより、処理水質が悪化するメカニズムを検討した。その結果、水温20℃を境に、ラグーン内の藻類の繁殖が良好になり、光合成による槽内の酸素供給が活発に行われるようになった。しかし、処理水中の藻類濃度も上昇するため、T-BOD・T-COD・SSの値がかなり上昇し、T-COD値は処理水と流入水の値がほぼ同じ値を示した。

3 タイにおけるラグーン及びインターセプター下水道の現地調査

3.1 目的

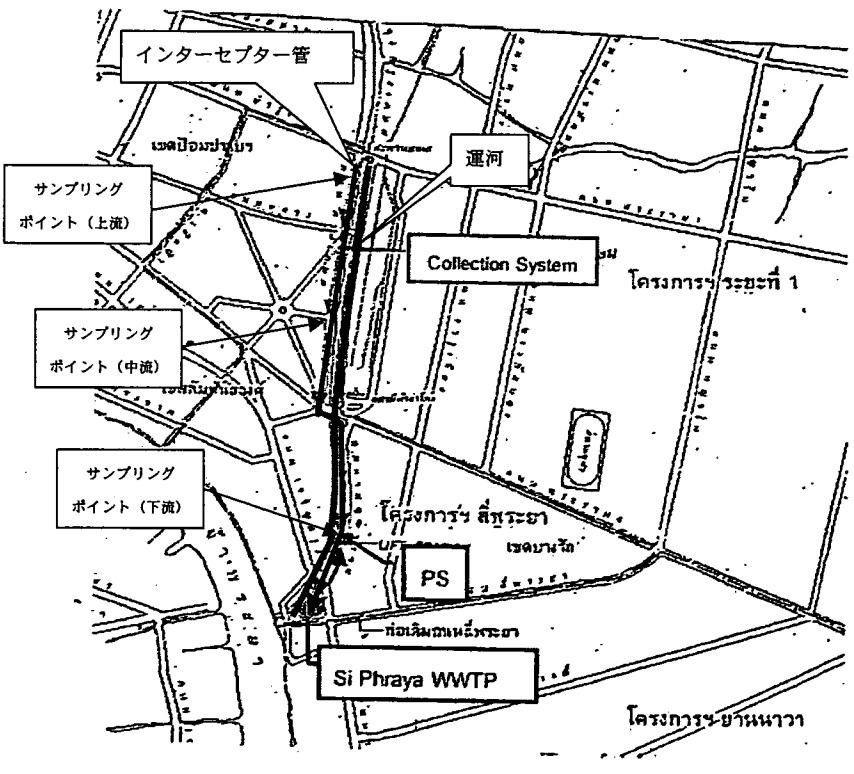
インターセプター下水道とラグーン処理を併用した低コスト型下水道システムは、今後整備が求められる発展途上国の郊外部に適した方式と期待されるが、現状ではその機能が十分に発揮されていないことがわかった。そのため、インターセプター下水道において流入下水の水質が低くなるメカニズムを解明し、設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。また、ラグーン処理施設において、処理水質が悪化するメカニズムを解明し、同様に設計・維持管理方法の改善策を検討することが必要である。そこで、平成14年11月に、タイ及びインドネシアを対象に、インターセプター下水道及びラグーン処理施設の現地調査を実施した。

3.2 インターセプター下水道

タイのシーパヤ処理場では、一部、インターセプターで汚水を集水する地域がある。インターセプターは、全長3km程度で平行する運河のすぐ横の歩道の下に埋まっている（図－3参照）。

今回の調査では、調査時期が雨期の終わり（11月の下旬）で、運河の水量が多く水位も高いため、インターセプター内に運河の水が逆流している様子がうかがえた。

運河の水を観察すると、見た目には黄濁し、かなり雑排水も混入しているようで相当に汚濁が進んでいる。その理由は、首都バンコク周辺では、インターセプターを設置して汚水を遮集しているのに対し、バンコクの上流域では、汚水を直接河川に垂れ流しているからである。



図－3　　シーパヤ処理場　インターセプター管渠の位置図

今回調査においては、インターセプター管内での汚濁分の減少具合を観察するため、図－3に示したインターセプター管内の上流、中流、下流の3ポイントでサンプリングを実施し各検査項目の推移を調査した。水質調査の結果を表－1に示す。

BODなどは中流地点で濃度が最も低く、下流で濃度が上昇している。CODについては、下流ほど濃度が上昇している。

この理由は定かではないが、今回調査では、中流域のサンプリングポイントで運河の水の逆流が観測されていることにより、水質に若干の影響がでた可能性もある。また、中流域と下流域の間にあるポイントで高濃度の汚水が流入していた可能性も考えられる。

表－1　インターセプター管渠内の水質調査結果

項目	単位	水質		
		上流	中流	下流
BOD	mg/L	47.4	14.9	60.6
SS	mg/L	31.5	31.2	31
CODcr	mg/L	63.7	81.7	95.6
TN	mg/L	23.49	25.21	18.9
KJN	mg/L	23.42	25.13	18.85
NH4	mg/L NH4	21.13	22.28	14.28
NO3	mg/L NO_3^-	0.05	0.05	0.04
NO2	mg/L NO_2^-	0.02	0.03	0.01
TP	mg/L P	3.05	2.75	2.48
PO4	mg/L PO_4^{3-}	2.56	2.36	1.96
一般細菌	MPN/100 mL	≧160,000	≧160,000	≧160,000
大腸菌	MPN/100 mL	50	280	33
クロロフィルa	mg/m3	21.169		2.711

3.3　ラグーン処理施設

(1)概要

ファマーク処理場は、バンコク市郊外にある処理場で1968年の完成である。排除方式は分流式であり、セプティックタンクからの排水のみを集めている。管渠はヒューム管で暗渠となっている。処理プロセスは、調整池+曝気式ラグーン+通性ラグーンの形式で、調整池の水深は3m、ラグーンの水深は3.5mである。池は、側面はコンクリートで固められているが底は土で地下浸透がある。調整池の手前には、揚水ポンプとスクリーンがある。本処理場の計画汚水量は、480m³/日であるが、実際の流入水は1,200～1,500 m³/日あり、過負荷運転となっている。流入BODは、昨年平均が45mg/l、今年が77.5mg/lで、放流BOD濃度は10mg/l程度となっている。

曝気式ラグーンでは、池の真中より若干下流側に、池表面を撹拌曝気する装置が稼動し、出力は7.5kwである（以前は5.5kwを使用）。通性ラグーンは、曝気槽で巻き上がった土砂の沈降を行うが、実際には水深が深いため、表面で好気性、底で嫌気性の処理が行われていると考えられる。この意味で言うと、通性嫌気性安定池ということになる。

処理水中には、藻類が流入している。処理水は河川に放流する。

(2)流入・処理水質の調査結果

水質調査の結果は表－2のとおりである。これを見ると、BOD除去率は70%以上に達しており概ね良好であるが、SSの除去率は悪い。これは、ラグーンによる処理を行うナコンパトム処理場でも見られた現象である。これは、藻類の流出が、SS濃度の上昇として現れている可能性がある。窒素については、ケルダール性窒素が減少しNO_2 NO_3濃度が増加している。これは硝化が起こっているものの脱窒が進行していないことを示している。クロロフィルについては、ラグーンの中で水が日光にさらされている間に藻類が増殖している傾向が見て取れる。

表－2　ファマーク処理場の水質調査結果

項目	単位	水質		除去率 (%)
		流入	流出	
BOD	mg/L	45.3	13.3	71
SS	mg/L	18.8	18.4	2
CODcr	mg/L	89.1	47.5	47
TN	mg/L	18.92	16.33	14
KJN	mg/L	18.85	14.57	23
NH4	mg/L NH4	16.56	12.57	24
NO3	mg/L NO_3^-	0.04	1.13	
NO2	mg/L NO_2^-	0.03	0.63	
TP	mg/L P	2.95	2.65	10
PO4	mg/L PO_4^{3-}	2.38	2.43	
一般細菌	MPN/100 mL	≧160,000	≧160,000	
大腸菌	MPN/100 mL	900	2,800	
クロロフィルa	mg/m3	1.938	138.691	

3.4 まとめ

インターセプター下水道について、現地調査の結果、管内での堆積や浄化の状況については確認できなかったが、雨季では河川水がインターセプターに逆流しており、河川水質汚染が懸念された。また、ラグーン処理水質悪化の原因として、藻類の流出が懸念されることが現地調査からも示唆された。

今後は、インターセプター内の汚水と河川水が混合することによる河川・インターセプター双方への影響をより詳細に評価し、適切な設計方法及び堆積物の浚渫を含めた維持管理方法を検討することが必要である。

4 実施設を使用したラグーン処理機能の改善に関する検討

4.1 目的

当検討では、昨年度行った開発援助専門家へのヒヤリングにより、以下の2検討項目を抽出し、検討項目に関して実施設を用いた実験により、研究を行うものである。実験は、日本唯一の亜熱帯地域である沖縄県において、同県との共同研究で行った。

1）低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

2）ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

4.2 実験方法

実験では、沖縄県具志川浄化センター内のラグーン処理実験施設を使用する。実験施設の概略図を、図-4 に示す。実験施設は、大きく分けて流入下水混合槽・ラグーン処理施設・植生帯流入タンク・植生帯の4施設からなる。流れとしては、流入下水混合槽からでた流入下水が、ラグーン処理施設で処理され、その処理水が植生帯に流入する。

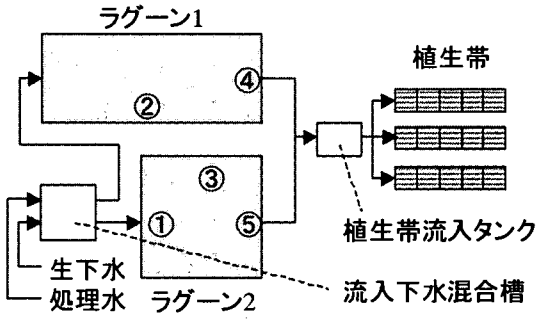


図-4 ラグーン施設の概略図

(1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

熱帯・亜熱帯地域の発展途上国の中には、下水管路内において下水に沈降・浄化作用が加わり、計画値に比べかなり低負荷の流入水が処理場に流入している現状がある。このため当実験においては、人為的に低負荷の流入水を作製し、ラグーンに流入させ、処理状態を確認することで、適切な維持管理に関する検討を行う。

実験施設としては、図-4 の流入下水混合槽とラグーン 1･2 である（図-5 参照）。流入下水混合槽では、浄化センター本施設より生下水と処理水を引き入れ、目標 BOD の混合流入水を作成し、ラグーンに流入させる。混合槽の容量は 3 m^3 で、ラグーンへの流入水量は最大 50 m^3/day まで上げられる。次にラグーン処理施設は、2 つのラグーン（通性嫌気性安定池）で構成されている。ラグーン 2 池は共に、容量 100 m^3、水深 2 m であるが、池の形状が異なっている。ラグーン 1 は、14×5.5 m の長方形の形状であり、ラグーン 2 は 8.6×8.6 m の正方形の形状をしている。実験では、流

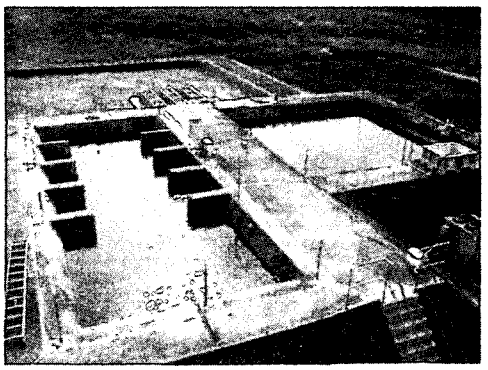


図-5 ラグーン施設

入水の設定をBOD 50,100,200 mg/l、HRT 30,20,10,5,2 dayに変更し、処理状態を確認しながら、適正な維持管理を決定していく。

実験の経過に関して、13年11月末に施設の設置・改造工事が終了したため、12月より通水を開始した。通水開始後1ヶ月間は養生期間とし、14年1月よりｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを開始した。養生期間の流入水の設定条件はBOD 50 mg/l、HRT 30 dayであった。実験では、まず、もっとも低負荷の流入BOD 50 mg/lの設定で実験を行い、HRTを30,10,30,20,10,5,2 dayの順に設定を変更していった。設定の変更時には、前設定でラグーンが十分に安定し、ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行った後に変更することとした。その後、流入BOD 100 mg/lに変更し、HRT 10,5,2,30 dayの順に設定し、ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行った。今年度までの実験では、上の設定条件まで実験を行い、残りのBOD 100 mg/l・HRT 20 day、および、BOD 200 mg/l・HRT 30,20,10,5,2 dayの実験は15年度に行う予定である。実験中は、週1回の水質測定およびｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行い、図-5の図中の番号のﾎﾟｲﾝﾄでｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行った。各名称を順番に①流入水、②ラグーン1槽内、③ラグーン2槽内、④ラグーン1処理水、⑤ラグーン2処理水とした。測定項目は、水温・pH・Do・ORP・SS・BOD・COD・大腸菌群数・ｸﾛﾛﾌｨﾙaの測定を行った。

(2) ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

ラグーンにおいて、ある程度の処理水質が維持できることは確認されている。しかし、処理水中に藻類が含まれているため、処理水と流入水がほぼ変わらないBODの値を示し、藻類の流出が問題となっている。その他にも、大腸菌のような病原性微生物の除去率の問題もある。このため、ラグーン後段に植生帯を設置し、処理水のさらなる高度化についての検討を行う。

実験施設としては、図-4の植生帯流入タンクと植生帯である（図-6参照）。植生帯流入タンクは、植生帯への流入水（ラグーン処理水）の流量調節・分配を行うものである。容量は0.5 m³であり、ラグーン処理水を3つに分配できる構造になっている。植生帯は、外寸1,337×864×793 mmの容器（0.5 m³）に、赤土を水深20cmになるように敷き詰め、現地で自生しているヨシを植付ける。その容器を縦に5つ並べたものを1系列として、合計3系列の植生帯を作製する。うち1系列は、ヨシを植付けないブランク系列とし、簡易の土壌浄化法として処理状態を確認するものとする。ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞﾎﾟｲﾝﾄは、植生帯流入水を流入タンクで採取し、あとは各系列ごとに処理水を採取する。実験は、各系列に同時期・同処理水を流入させ、対照実験を行うものとする。

実験の経過に関して、設置工事は13年12月に終了したが、冬期であり水温が低いため、ヨシの植付けをすぐには行えなかった。その後、水温の状態を見ながら14年3月および6月にヨシの植付けを行った。途上国では定期的な草刈や維持管理などを行わないため、今回はヨシが十分に成長しきった状態で、実験条件を変更し、その浄化能力を確認する実験を行う。このため、今年度はヨシの根付けの養生期間としたが、年末にHRTを20 dayに設定し、植生帯にラグーン処理水を流入させた。

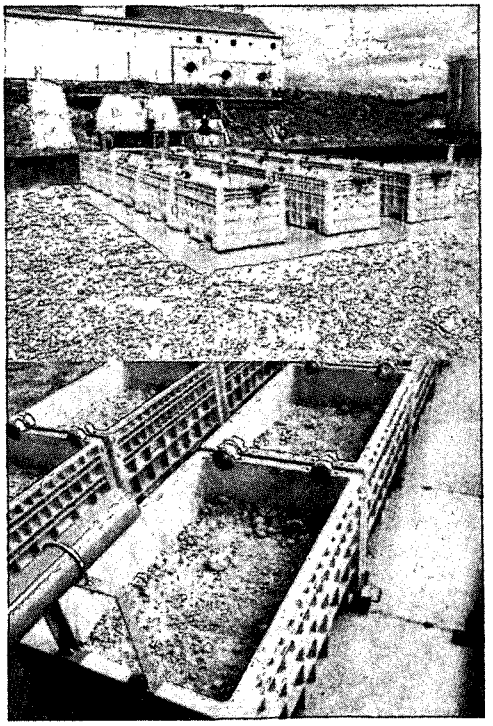


図-6 植生帯（ヨシの植付け前）

4.3 実験結果

(1) 低負荷流入水におけるラグーンの適正維持管理に関する検討

図-7に、調査期間中の各測定項目を示す。期間全体のラグーンの状態として、水温は、平均25 ℃程度であり、最低で

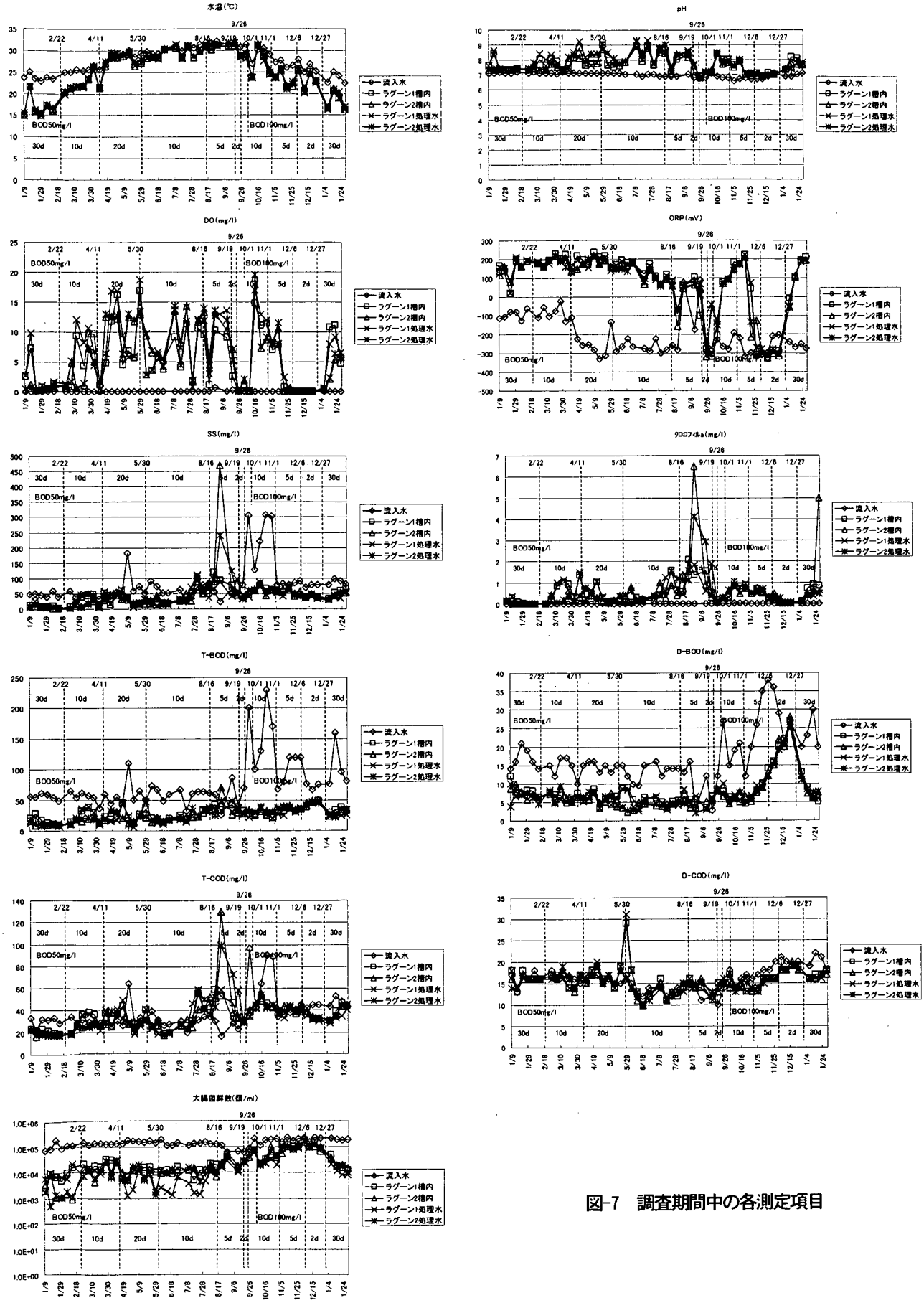


図-7　調査期間中の各測定項目

も 15 ℃を維持している。夏季の一部の期間では 30 ℃以上に上がる時期もあり、水温は年中十分に高いことがわかる。このため、期間中の晴天時には、ラグーン槽内が緑色になり、藻類の繁殖が十分であったと考えられる。処理の状態としてT-BOD のデータを見ると、ラグーン処理水質は期間中ほとんど流入水質に比べ良好であり、期間中十分な処理が行えていることがわかる。このため、環境条件として、沖縄県の亜熱帯地域は、ラグーン処理に関して適切な条件であると言える。ここで、T-BOD データ内の流入水の何点かに設定値よりかなり高い値になってしまったものがあるが、これは、流入水の BOD 設定値変更時（50 mg/l→100 mg/l）に、生下水と処理水の混合がうまくいかず、ｻﾝﾌﾟﾙにむらができてしまったためである。その後、改善され問題は無くなった。

次に DO・ｸﾛﾛﾌｨﾙ a・pH に関して、実験初期や HRT が短い時期以外は、高い値を示している。そのため、藻類の繁殖・光合成が活発に行われていることがわかる。実験初期に関しては、水温が 15 ℃程度の低い値であり、しかも流入水 BOD 50 mg/l の栄養が少ない状態であったため、ラグーンを立ち上げる段階としては、十分な条件ではなく、藻類が繁殖しなかったと考えられる。これは、その後、水温が 20 ℃程度まで上昇すると、DO・ｸﾛﾛﾌｨﾙ a・pH ともに上昇していることと、年度の終わりの 1 月にも水温 15 ℃程度の時期があったにもかかわらず、2 値ともに高い値を維持しているため考えられることである。よって、ラグーン処理を立ち上げる場合、水温は20℃程度あることが望ましいことがわかる。その他の HRT が短い時期に関しては、負荷が高すぎて藻類が繁殖しづらい環境であったため、あるいは、短い HRT の状態では処理水量が多いため、多くの藻類が処理水としてラグーン外に排出され、槽内に藻類を維持できなかったためとも考えられる。今回の調査ではこの原因について明確な回答が言えないが、あまりに短い HRT ではラグーンを維持できないことを確認することができた。流入 BOD 50 mg/l のときには HRT 2 day、流入 BOD 100 mg/l のときには HRT 5 day 以下がその期間にあたる。

その他の水質項目として、ORP は短い HRT（負荷が高い）ときにのみ、槽内の ORP 値がﾏｲﾅｽを示す傾向にある。SS は T-BOD とほぼ同様な傾向にあるが、1 点異常に高い値を示しているところがある。これは、9 月から現地処理場で、下水の管内貯留が行われ、生下水の状態が変化したため、その影響を受けたものである。その後、混合方法を若干変更し、影響が少ないように改善した。D-BOD は、T-BOD とほぼ同様な傾向にあるが、負荷が高くなるにつれ、その濃度が段々高くなる傾向にある。特に、流入 BOD 100 mg/l の HRT 5 day に変更後から 2 day までの期間に、値が右肩上がりに上がっていくのが良くわかる。その他の期間は、ほぼ横ばいである。このため、ラグーンの処理状態を確認する場合、D-BOD を経過的に確認していくことが、十分に効果的であると考えられる。しかし、急激に変化はしないため、早期発見後、すばやく対応しなければ、処理場を維持する場合には間に合わない場合もあるので、注意が必要な影響因子でもある。COD に関しては、設定の変更にともなう影響が見えずらい結果であった。大腸菌群数に関しては、流入 BOD 50 mg/l・HRT 5,2 day および流入 BOD 100 mg/l・HRT 10,5,2 day で増加傾向にあり、負荷が高い場合に増加する。その他の設定値に関しては、ほぼ横ばいであり、1.0×10^4 個/ml 程度に抑えている。

表-3 に、条件設定後、処理が安定した期間の水質項目の平均値を示す。流入 BOD 50, 100 mg/l のどちらも、負荷が高い HRT 5, 2 day で処理が悪化していることがわかる。特に処理水中の ORP がﾏｲﾅｽの値である流入 BOD 50 mg/l・HRT 2 day および流入 BOD 100 mg/l・HRT 5, 2 day で処理の状態が悪く、大腸菌群数に関してもかなり高い値である。SS・T-BOD・T-COD に関しては、流入 BOD 50 mg/l・HRT 5 day が高い値を示しているが、これは夏季の一番水温が高い時期であり、藻類の繁殖が活発でその濃度も高いため、多量の藻類が処理水に含まれていることが考えられる。現に、ｸﾛﾛﾌｨﾙ a 値が一番高いものの、D-BOD や D-COD は他の設定値とほとんど変わらない状態である。ラグーンの処理水を評価する上で、SS や T-BOD などのﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙを測定したものは、その濃度が処理されていない下水由来なのか、または処理中に発生する藻類に由来しているものなのか、しっかり確認して評価しなければならない。このため、ﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙの水質結果だけではなく、溶解性の項目やラグーン池の見た目を考慮に入れ、ラグーンの処理状態を判別しなければいけない。他にも、上でラグーンの

表-3　処理安定後の水質項目の平均値

項目	採水ポイント	BOD50mg/l						BOD100mg/l			
		30d	10d	20d	10d	5d	2d	10d	5d	2d	30d
水温 ℃	流入水	23.4	25.7	29.3	30.8	31.5	30.7	29.7	26.8	26.0	23.9
	ラグーン1処理水	15.8	23.1	27.4	29.9	31.7	28.5	26.0	23.0	23.5	19.2
	ラグーン2処理水	16.4	23.3	28.2	30.0	31.7	28.7	26.8	23.0	23.8	20.2
pH	流入水	7.15	7.10	7.10	6.96	6.90	6.80	6.80	6.73	7.00	7.05
	ラグーン1処理水	7.33	7.85	8.17	8.47	8.10	6.90	8.00	7.07	7.00	7.93
	ラグーン2処理水	7.33	7.48	8.50	8.57	8.10	6.80	7.75	7.07	7.00	8.10
DO mg/l	流入水	0.00	0.00	0.00	0.00	0.10	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	ラグーン1処理水	0.80	6.78	10.13	8.69	9.40	0.10	12.45	0.80	0.00	7.50
	ラグーン2処理水	0.50	3.40	12.80	9.51	9.55	0.00	8.30	0.10	0.00	9.60
ORP mV	流入水	-88	-85	-260	-271	-44	-249	-237	-311	-207	-290
	ラグーン1処理水	147	189	183	115	46	-293	122	-182	-302	252
	ラグーン2処理水	159	176	175	102	67	-311	115	-229	-292	214
SS mg/l	流入水	45.5	43.3	61.0	60.4	58.5	78.0	305.0	83.7	78.5	93.3
	ラグーン1処理水	6.0	37.0	12.7	49.6	70.0	34.0	59.0	50.0	37.5	45.5
	ラグーン2処理水	5.0	20.0	23.3	51.1	85.0	33.0	54.5	53.7	43.0	53.5
T-BOD mg/l	流入水	55.5	51.8	55.3	58.1	63.5	70.0	200.0	120.0	71.0	84.8
	ラグーン1処理水	12.0	25.0	25.7	26.1	34.5	27.0	23.5	32.7	46.5	24.0
	ラグーン2処理水	8.7	17.0	20.7	25.3	40.0	28.0	28.5	35.7	44.5	29.8
D-BOD mg/l	流入水	17.5	14.3	14.3	14.0	7.4	12.0	16.5	36.3	24.0	24.5
	ラグーン1処理水	6.7	5.4	6.2	5.2	4.6	7.7	5.4	11.9	23.5	7.0
	ラグーン2処理水	6.2	6.4	4.6	4.4	4.4	8.5	6.2	12.6	23.5	7.9
T-CODmn mg/l	流入水	31.0	28.3	31.0	29.0	25.5	31.0	89.5	41.3	45.0	46.5
	ラグーン1処理水	19.3	32.3	28.0	35.7	44.0	28.0	44.5	39.0	30.5	37.3
	ラグーン2処理水	17.3	25.8	27.3	36.3	53.5	29.0	43.5	40.7	33.0	43.8
D-CODmn mg/l	流入水	16.8	16.0	15.7	13.7	11.0	14.0	16.5	19.7	19.5	19.8
	ラグーン1処理水	16.3	14.8	21.3	13.3	13.0	15.0	13.5	16.7	19.0	18.5
	ラグーン2処理水	16.3	15.8	16.3	13.0	13.5	16.0	14.5	17.0	18.5	18.0
大腸菌群数 個/ml	流入水	120000	130000	150000	130000	62000	81000	200000	190000	220000	170000
	ラグーン1処理水	9700	18000	6700	5700	17000	42000	27000	120000	100000	6500
	ラグーン2処理水	1300	18000	4800	9800	19000	41000	53000	110000	100000	9000
ｸﾛﾛﾌｨﾙa mg/l	流入水	0.01	0.01	0.01	0.01	0.01	0.00	0.03	0.01	0.01	0.00
	ラグーン1処理水	0.02	0.83	0.07	0.69	1.26	0.13	0.87	0.35	0.01	0.51
	ラグーン2処理水	0.01	0.26	0.20	0.78	1.68	0.08	0.63	0.42	0.06	0.58

処理状態が悪いとされる実験初期のHRT 30 dayの期間に関して、SS・T-BOD・T-CODは今回の実験期間の中で飛びぬけて良い値である。しかし、ｸﾛﾛﾌｨﾙa濃度は低く、DOも低い、これは藻類の繁殖・光合成の状態が悪いことを示し、好気性の処理がまったく行えていないことを示す。しかし、HRTが長いため、沈殿効果が強く、その効果のみで処理を行っていると言える。ここで、溶解性ｻﾝﾌﾟﾙであるD-BOD・D-CODのこの期間の値は、他の期間に比べ若干高い値を示していることがわかる。ラグーンではこのように、数値上は良い値であってもラグーンの処理としては良くない場合やその逆の処理状態が存在するため、維持管理を行う場合は特に注意をしなければいけない。

今回の調査により、ラグーンの維持管理を行う場合、SSなどの汚濁物の処理を考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 5 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 10 dayが最低限必要なHRTである。大腸菌などの衛生学的な面から考えると流入BOD 50 mg/lではHRT 10 day、流入BOD 100 mg/lではHRT 30 day（20 dayのデータがないため決定値ではないが、今回の実験期間の範囲で考えると30 dayが適切）が最低限必要なHRTであると考えられる。

(2)　ラグーン後段に植生帯を設置した高度処理実験に関する検討

ヨシの植付けに関して、3月末、気温の上昇に伴い、ラグーンの水温も上がってきたため、ヨシの植付けを行った。ヨシの植付けを行ったのは、植生帯1,2系列である。3系列は、対象区（ブランク）として土のみであり、簡易な表面流型の土壌浄化法として実験を行う予定である。使用した土は、沖縄県産の赤土のみであり、現地の土木工事に利用されるものを使用した。植付けでは、処理場内に自生している沖縄のヨシを根ごと抜き取り、上部の茎や葉を切り落とし、大本の茎と根のみにした（ヨシ自体が大きく、実作業が大変であるため簡易化した）。次にラグーン処理水を張った植生帯容器の土の中に、先ほど採取したヨシを植付けた。植付けるヨシの数量は、容器1つあたり12～15本であり、容器5つで1

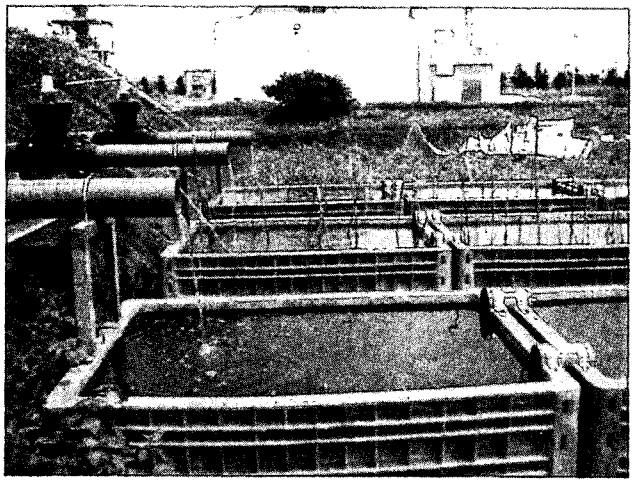


図-8　4/3 の植生帯

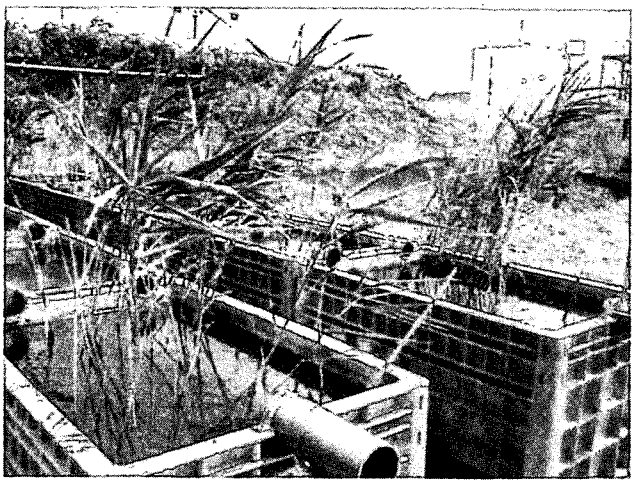


図-9　6/26 の植生帯

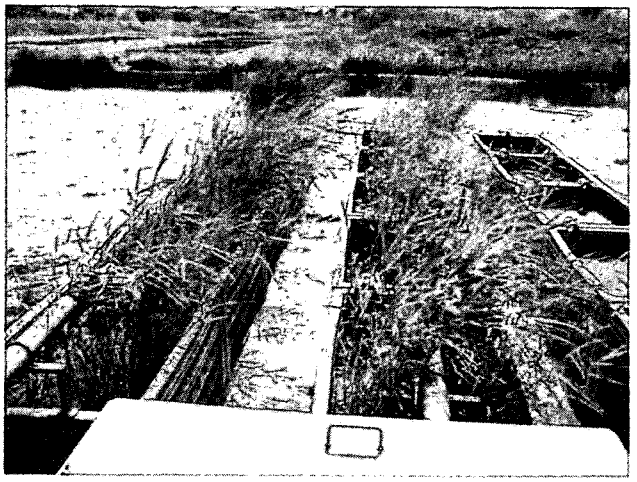


図-10　9/25 の植生帯

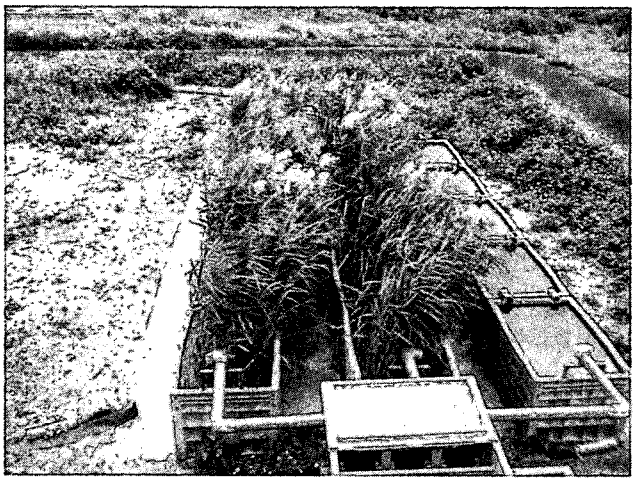


図-11　12/25 の植生帯

系列であるから全部で約 70 本/系列 を植付けたことになる。植生帯への流入水は、ラグーン処理水を使い、ある程度流れができるくらいの流量（養生期間であるため、流量の測定を行わなかった）を流入させた。図-8 に、4/3 の植付け後の写真を示す。しかし、このあと 2 ヵ月が過ぎたが、ほとんど新芽は生えず、しかも容器によってはすべて枯れてしまうものもあり、根付けに失敗した。原因としては、ラグーン処理水の負荷が高すぎるため、ヨシが根付く前に根が腐ってしまったためであると考えられる。このため、6 月からは、処理場の処理水と水道水の混合水を作成し、これを容器に張り、蒸発などしてなくなった水分を後から補給するようにした。6 月下旬、枯れたヨシを抜き、抜いた所に新たに採取してきたヨシを植付けた。図-9 に、6/26 の植生帯の写真を示す。その後は、順調に成長し、夏季の良好な環境条件も加わったことから、ヨシは一気に成長した。図-10 に、9/25 の植生帯の写真を示す。

途上国の処理場では、維持管理予算が十分に確保できない現状にある。このような現状を踏まえ、今回の植生帯でも、草刈などの維持管理を行わず、成長しきった状態での処理状態を確認することを目的としている。このため、養生期間を十分にとることが必要であり、今年度はそのほとんどを養生期間とした。図-11に、12/25の植生帯の写真を示す。この写真の状態で、処理場内に自生しているヨシと同程度の背丈に成長した。このため、ほぼ根付けが完了したと考え、HRT 20 dayの低負荷の条件でラグーン処理水を定期的に流入させて、様子を伺うこととした。この後、植生帯の状態はほとんどかわらなかったため、完全に根付けが完了したと考えられるが、今年度は負荷を上げずにこのままの設定で、ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞを行った。

HRT 20 day の水質結果を表-4 に示す。水温に関しては、植生帯中には光があまり入ってこないため、対象区に比べ 5℃も低い値であった。SS・T-BOD・T-COD は、対象区で高く、植生帯を通るとかなり低下することがわかる。これは、対象区では日光があたるため、藻類の繁殖が活発になり、その濃度が上昇するために処理水のﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙの値が高くなる。その逆に植生帯では、日光があたらないため、藻類は増加せず、しかもラグーン処理水中に含まれる藻類に関しても死滅してしまうことと、その他にも植生帯の水中の茎に SS が接触して沈殿していく効果や滞留時間による沈殿効果があるため、処理水中の藻類濃度が低くなり、ﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙの値が低くなっていると考えられる。ｸﾛﾛﾌｨﾙ a 値は、対象区で一番高く、次に流入水、植生帯に関してはほとんど藻類が含有していないことがわかる。大腸菌群数に関しては、流入水に対して、かなり低い値になっている。HRT 20 day は、かなり長い滞留時間であるため、各項目ごとに処理の状態がかなり異なる結果となった。

表-4 HRT 20 day の植生帯の水質結果

	水温 ℃	SS mg/l	ｸﾛﾛﾌｨﾙA mg/l	大腸菌群数 個/ml
流入水	21.9	35.0	0.27	6900
対象区処理水	22.3	108.0	2.29	170
1処理水	17.9	4.0	0.04	130
2処理水	18.2	7.5	0.05	180
	T-BOD mg/l	D-BOD mg/l	T-COD mg/l	D-COD mg/l
流入水	23.0	11.0	37.0	21.0
対象区処理水	21.5	1.5	72.0	19.0
1処理水	3.1	2.0	16.0	14.5
2処理水	4.0	1.3	16.0	14.0

このように今年度は、植生帯によるラグーン処理水中の藻類除去の可能性を確認できた。今後、短い HRT での実験を行い、藻類除去に必要な植生帯の滞留時間について検討する予定である。

4.5 まとめ

(1)低負荷のラグーンで良好な処理を行うために必要な HRT の把握

低負荷のラグーンを維持管理する場合、SS などの汚濁物の処理を考えると流入 BOD 50 mg/l では HRT 5 day、流入 BOD 100 mg/l では HRT 10 day が最低限必要な HRT である。大腸菌などの衛生学的な面から考えると流入 BOD 50 mg/l では HRT 10 day、流入 BOD 100 mg/l では HRT 30 day (20 day のデータがないため決定値ではないが、今回の実験期間の範囲で考えると 30 day が適切) が最低限必要な HRT であると考えられる。

(2)藻類の流出によるラグーン処理水質 (SS, T-BOD 濃度) 悪化への影響の確認

ラグーンの処理水を評価する上で、SS や T-BOD などのﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙを測定したものはその濃度が処理されていない下水由来なのか、または処理中に発生する藻類に由来しているものなのかを、確認して評価しなければならない。このため、ﾄｰﾀﾙｻﾝﾌﾟﾙの水質結果だけではなく、溶解性の項目やラグーン池の見た目を考慮し、処理の状態を判別しなければいけない。

(3)植生帯設置によるラグーン処理水中の藻類除去効果の確認

植生帯を設置することで、水面に直接日光が届かなくなるため、藻類の繁殖を抑える効果があり、しかもラグーン処理水中に含まれている藻類を死滅させる効果もある。そして、液中の SS は、滞留時間による沈殿効果や水中の茎に接触して沈殿することで、植生帯の処理水中には藻類の含有量が少なくなり、SS・T-BOD・T-COD が低い値になる (HRT 20 day の実験結果より)。

今後、短い HRT での実験を行い、藻類除去に必要な植生帯での滞留時間について検討する予定である。

なお、本調査研究は、政府開発援助試験研究費により実施されたものである。

【謝辞】 本研究の一部は、沖縄県と国土技術政策総合研究所の共同研究「ラグーンおよび後段処理システムに関する研究」(平成 13～16 年度) として実施されている。協力をいただいている沖縄県の関係各位に御礼申し上げる次第である。

2. 厨芥の管渠内流送特性に関する研究

下水道研究室　室　長　森田　弘昭
研究官　森　　一夫
研究官　吉田　綾子
研究員　浜田　知幸

1．はじめに

社会基盤施設整備の進展に伴い、市民の行政に対するニーズは多様化してきている。また、厳しい財政状況のもと、効率的な社会基盤施設整備事業の実施が強く求められている。このような背景の中、効率的な行政サービスの提供手段として既に整備された社会基盤施設を利活用することが提案[1)]されている。

厨芥を粉砕して水とともに排水管に流し出すディスポーザーの導入は、下水道システムを活用して、住環境の向上、高齢者の福祉対策、都市環境の改善等を図ろうとするものであるが、下水道システムへの負担や都市全体のエネルギー消費量の増大などの悪影響が懸念されている。このため、ディスポーザーの導入にあたっては、下水道施設・ごみ処理施設への影響や地域全体の環境への影響評価など総合的な評価に基づく判断が求められている。

ディスポーザー導入の社会実験[2)]を実施している歌登町では、これまでの調査によりディスポーザーの設置後、下水管渠の底面に「卵殻・貝殻」などの堆積がみられることがわかっている。そこで、本研究では、実際の下水道管渠にて堆積がみられた「卵殻・貝殻」が掃流される流速・限界掃流力を求めることを目的として、卵殻・貝殻のディスポーザー粉砕後の形状を調べるとともに、管渠内での堆積、掃流条件を管渠模型実験から検証した。

2．実験概要

2．1　供試堆積物の性状

供試堆積物は、ディスポーザー導入後に管渠内で堆積がみられた卵殻、貝殻の混合物を用いることにした。実験に先立ち、これらの性状を把握するため、ディスポーザーで卵殻、貝殻（以下、堆積物）を粉砕し、その物性を調査した。ディスポーザーは実際に歌登町で設置されている2種類の米国製のものを標準的な使用方法で用いた。卵殻は鶏卵、貝殻はアサリ貝を用い、いずれも市販されている標準サイズのものである。粉砕した堆積物は全量回収し、比重、平均粒径、粒径の形状（殻厚）を測定した。比重の測定方法はJISA1202に準拠した。平均粒径は、標準網ふるいによる粒度試験（JSF131土の粒度試験方法：ふるい分析部分）に準拠した。なお、堆積物は、不定形であり球体として直径を求めることが困難であることから、粉砕物の厚さ（殻厚）を測定した。卵殻、貝殻の殻厚は、粉砕した卵殻、貝殻を任意に5～6粒採取し、それぞれの厚さをノギスにて測定、平均値から求めた。

2．2　管渠模型の概要

ディスポーザー導入の社会実験を実施している北海道歌登町では、下水管渠にφ200の硬質塩化ビニル管（以下、塩ビ管）が最も多く使われている。そのため、模型実験も同様のφ200塩ビ管もしくは粗度係数が同等の管材の使用が望まれる。そこで、本実験の管渠模型には、管渠内壁の粗度係数がほぼ塩ビ管と同等で堆積物の観測が容易なφ200の透明アクリル管を用いた。管渠模型延長は、堆積物投入区間2m、実験区間10mおよび下流3mに低下背水区間の計15mとした。送水管の途中に電磁流量計を設置するとともに、流量調整バ

ルブにて流量を調整した。管渠模型の諸元を図1、管渠模型の全景を写真1に示した。

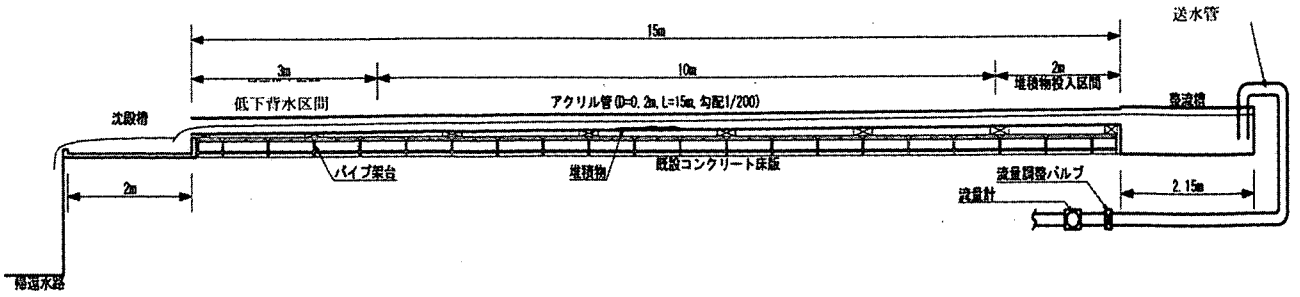


図1 管渠模型の諸元

2．3 実験方法

1）既堆積物掃流実験

模型中に供試堆積物を所定の寸法に形成した後、流量を順次増加させ、堆積物の移動（掃流）開始流速とその時の水深を測定した。堆積物は、通水開始前の状態で管渠底面に厚さ 2cm、長さ 2m となるよう設置した。なお、堆積物の最末端に粘土の堰を設置した。流速および水深は、堆積物の手前 5.5m、堆積物の設置地点の 6.5m および 7.5m 地点で測定した（図 2）。6.5m、7.5m 地点の流速は底面から 1.5cm の位置で測定し、5.5mの地点では底面から 1.5cm と平均水深の 2 箇所で測定した。

管渠の勾配は I=1/478, 1/202, 1/103 の 3 ケースとし、通水量は0.5～5.5L/s の範囲とした。堆積物の移動状況は、表 1 に示す基準に従い初期、中期、全面移動の 3 段階に分類し、各段階の流速、水深を測定した。

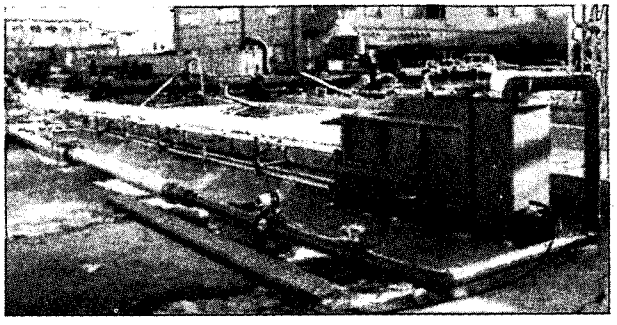


写真1 管渠模型の全景

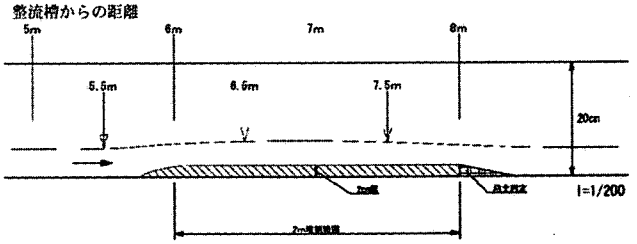


図2 堆積物設置状況及び水理量の測定位置

表1 堆積物の移動状況の判断基準

初期移動	堆積物の中間位置で、表面の殻が数個程度移動を開始した時点
中間移動	堆積物の中間位置で、間欠的であるが、表面の半分程度の殻の移動が生ずる時点（移動状態が初期移動と全面移動の中間的な状態）
全面移動	表面の殻の連続的な移動が見られる時点

2）堆積物の連続堆積・掃流実験

卵殻、貝殻の管渠内での堆積および掃流と流速との関係を把握するために、堆積開始時の流速と堆積物の増加状況（最大堆積高、最大堆積延長）、通水流量の増加に伴う掃流状況の観測を行った。

実験条件を表 2 に示した。実験は、堆積物、投入方法、通水流量により計 24 通り実施した。本実験では、堆積物がある程度の塊で静止した状態を堆積開始とみなした。また、堆積延長、最大堆積高は、投入方法Aでは、堆積開始から随時堆積高および延長を測定し、測定値の増加がみられなくなった時点を堆積と掃流が平衡状態になったと判断して測定した。投入方法Bでは、堆積高および延長を随時測定し、最大堆積高さ、最大堆積延長を求め

表2 連続堆積・掃流実験における実験条件

堆積物	勾配	投入方法	通水流量(L/s)	
貝殻	1/202	A	Q=0.5~3.0	0.5 間隔、6 段階設定した。
		B	Q=0.5~3.0	
卵殻		A	Q=0.5~3.0	
		B	Q=0.5~3.0	

投入方法A：連続して 50g/min となるよう投入する。

投入方法B：約 90ｇを塊状態のまま一定間隔（約 10 秒）で 5 回連続投入する。

た。なお、投入方法 A は、多数の家庭がランダムにディスポーザーを使用するとともに、浴室、洗面所などの排水も混合して排出される極めて平均的な負荷状態、投入方法 B は、他の生活排水の排出がなくディスポーザー排水のみが排出されるショックロード的な負荷状態を想定している。

3．結果および考察

3．1　供試堆積物の性状

実験に供するためにディスポーザーで粉砕した貝殻および卵殻の性状を表３に示した。

表３　供試堆積物の性状

	堆積物	平均粒径 (mm)	最大粒径 (mm)	均等係数	備考
A社	貝殻	2.3	9.50	4.2	比重:貝殻 2.8
	卵殻	2.1	9.50	2.2	卵殻 2.6
B社	貝殻	2.5	4.75	3.0	殻厚:
	卵殻	1.9	9.50	1.9	貝殻 1.0mm
					卵殻 0.5mm

粉砕物の比重は、貝殻は 2.8、卵殻は 2.6 であった。通常、管渠内の堆積物は流入した土砂が主な成分といわれている。砂粒子の比重は、2.60～2.75 程度であり、貝殻、卵殻の比重も土砂と同程度であることから、厨芥成分の中では、堆積物しやすい物質といえる。

粒径分布図より求めた堆積物の平均粒径は 1.9～2.5mm、平均殻厚は貝殻 1.0mm、卵殻 0.5mm であった。これらの値をディスポーザーの機種毎に比較すると、平均粒径では A,B 社ともに 2.0mm 程度であったが、貝殻の均等係数については、B社の 3.0 に対してA社は 4.2 と高い値を示すことがわかった。このことから、ディスポーザーは機種により、粉砕機能に差がみられ、粉砕物の粒径分布にばらつきが生じることが示唆された。また、貝殻、卵殻の殻厚は、粒度試験による平均粒径のそれぞれ 2.4、4 倍であり、ディスポーザーで粉砕した貝殻、卵殻は扁平形になっていることがわかった。

なお、これらの結果から、A 社のディスポーザーは均等係数が高く粉砕程度にばらつきが大きいと判断し、より多種類のディスポーザーへの適応性を考慮して、以下の管渠模型実験ではA社のディスポーザーにて粉砕した貝殻および卵殻を使用した。粒径別の粉砕状況を写真２，３に示した。

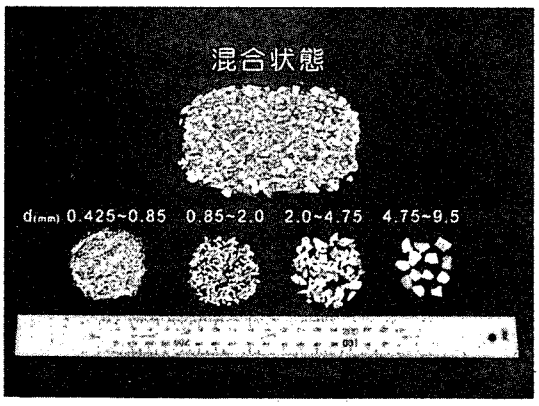


写真２　粒径別の貝殻（A社）

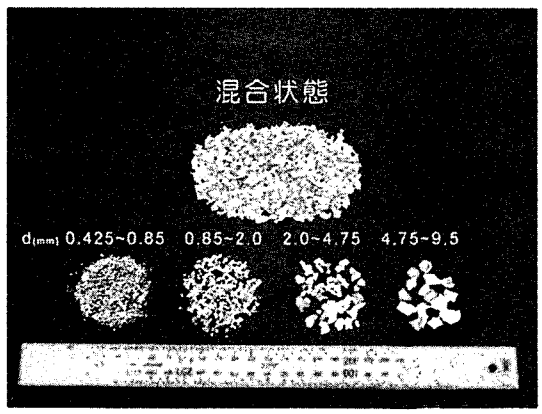


写真３　粒径別の卵殻（A社）

3．2　既堆積物掃流実験

堆積物の移動状況別の流速を 6.5m、7.5m２地点での測定値の平均を求め、図３に示した。貝殻、卵殻ともに流速が速まるに従って移動状況が初期、中間、全面に変化することが確認された。しかし、勾配の違いによる移動状況と流速の関係に明確な相違はみられなかった。そこで、各段階での掃流流速を全勾配条件の平均値より求めると、貝殻では初期移動 V=44.9cm/s、中間移動 V=52.4cm/s、全面移動 V=60.1cm/s、卵殻では初期移動 V=42.9cm/s、中間移動 V=47.5cm/s、全面移動 V=55.9cm/s であり、貝殻は卵殻に比べていずれの移動状況においても掃流されにくいことが示唆された。また、設計指針[3)] に示された管渠内の最低流速は 60cm/s であるが、本実験の結果、掃流されにくい貝殻においても最低流速の 60cm/s で全面移動することがわかった。

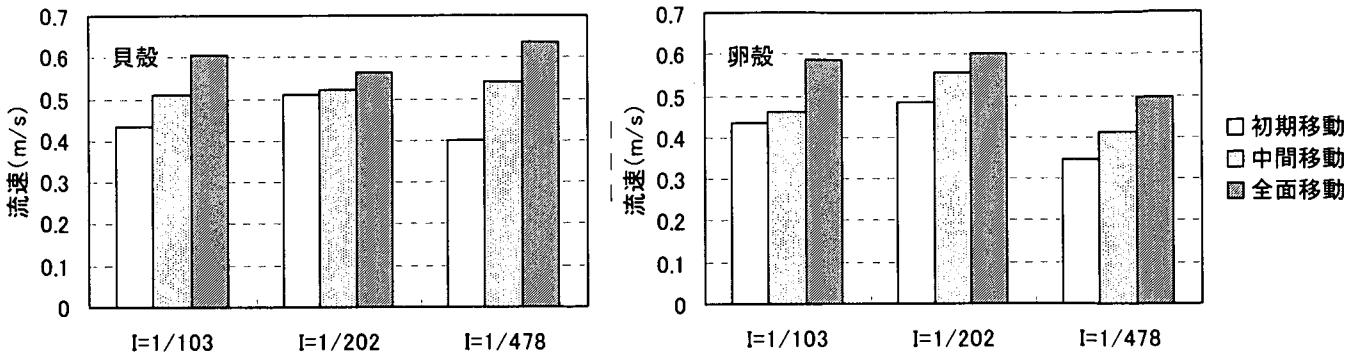


図３　堆積物の移動状況と流速との関係

なお、堆積物中の貝殻と卵殻の割合は必ずしも１：１ではなく、歌登町の場合は貝殻と卵殻の割合は１：４０であることがこれまでの現地調査により明らかにされている。また、農集落排水地区でディスポーザー導入の実験が実施されていた魚津市において管渠内の堆積物調査を実施したところ、貝殻と卵殻の割合は１：４程度であり、管渠内堆積物の内容は地域によって異なることがわかっている。これらのことから、実際の生ごみ由来の堆積物掃流流速については、ディスポーザー導入地域における現状調査の結果を踏まえて、さらに検討する必要がある。

堆積物の掃流流速について土砂の限界掃流力等を示した既往の式[4] (1)~(3)を用いて解析した。すなわち、流速、水深の測定値から無次元掃流力τ_*、摩擦速度U_*等を求め、shields ダイヤグラム、岩垣公式などの既往の式との比較を行った。無次元掃流力を算出するにあたり、既往の式では土砂を対象としているため、形状は球形であると仮定されているが、貝殻および卵殻は粒度試験により平均粒径と殻厚が明らかに異なる。そのため、本実験では、堆積物の代表粒径として平均粒径と殻厚をそれぞれ用いて解析した。なお、限界掃流力は、河川などの分野で砂粒の初期移動を表すピックアップレイトや掃流砂量、浮遊砂の巻き上げ量や底面濃度を推定する式に含まれる重要なパラメーターと考えられる。

摩擦速度　$U_* = \sqrt{gRI}$ ・・・・(1)

無次元掃流力　$\tau_* \equiv \dfrac{u_*^2}{sgd}$ ・・・・(2)

粒子レイノルズ数　$Re_* = U_* d/\upsilon$ ・・・(3)

s：水中比重　d：代表粒径

限界掃流力を算出した結果を図４に示した。粒度試験により求めた平均粒径を代表粒径とした場合、管渠勾配がＩ＝1/202,1/103 では Shield や岩垣公式などの既往曲線に近似するが、Ｉ＝1/478 ではτ_*が低くなっ

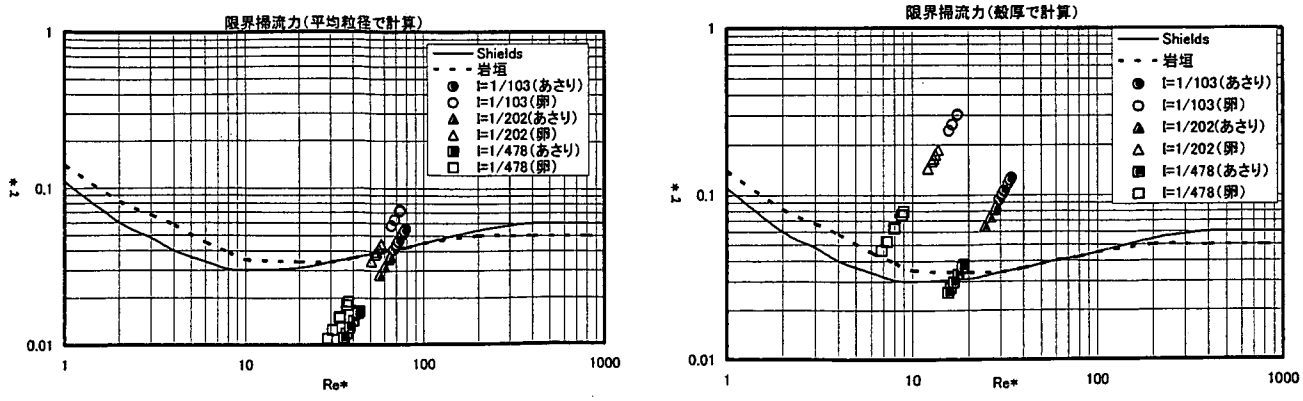


図４　限界掃流力と既往曲線との関係

た。殻厚を代表径とした場合、I＝1/478 の時に既往曲線に近似し、他のケースはτ_*が高くなった。また、粒度試験により求めた平均粒径と殻厚の２通りの代表粒径による限界掃流力は、いずれも既往曲線と異なる挙動を示している。この既往曲線との相違は、堆積物が扁平形状であることに原因と考えられる。これらの結果から、貝殻や卵殻による堆積物の掃流特性は、既存の土砂の掃流に関連した研究報告でみられる結果と異なるため、解析方法に関してもさらに検討する必要がある。

３．３　堆積物の連続堆積・掃流実験

通水水量による堆積物の堆積・掃流状況を表４に示した。

表４　通水水量による堆積物の堆積・掃流状況

流量 (L/s)	流速 (cm/s) 計算値※	貝殻						卵殻					
		投入方法 A			投入方法 B			投入方法 A			投入方法 B		
		堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流量 (L/s)	堆積高 (cm)	堆積延長 (cm)	掃流流速 (L/s)
0.5	36	1	50～100	1.5	1.0	50～100	1.5	若干		1.5	若干		1.5
1.0	44	1	50～100	1.5	1.0	50～100	1.5	若干		1.5	若干		1.5
1.5	50	若干		1.5	若干		1.5	僅かに堆積するが後に掃流			堆積なし		
2.0	54	僅かに堆積するが後に掃流			僅かに堆積するが後に掃流			同上			同上		

※マニング式から求めた計算値

(1)　貝殻

連続的に堆積物の供給がある投入方法Ａでは、流量 1.0L/s 以下（流速 44cm/s 以下）で堆積が発生して、いずれも最大堆積高は 1cm、堆積延長は 50～100cm に達し、堆積が確認されてから流量を 1.5L/s まで増加させた時点で完全に掃流された。また、流量 1.5L/s では、堆積はするものの堆積物の供給を止めると徐々に掃流が始まり、同じ水理条件で堆積物は全て掃流された。つぎに、塊で堆積物を供給した投入方法Ｂでは、流量 0.5～1.0L/s は投入位置にそのまま堆積され、徐々に下流に堆積位置が移動して堆積延長は 50～100cm に達するが、その後、投入方法Ａと同様に 1.5L/s（流速 50cm/s）まで流量を増加させると完全に掃流されることがわかった。

(2)　卵殻

投入方法Ａでは、流量 1.0L/s（流速 44cm/s）以下で管渠中央の底面に若干堆積し、流量を 1.5 L/s（流速 50cm/s）に増加させると完全に掃流された。しかし、いずれの流量でも堆積物の供給を止め、長時間経過すると徐々に掃流されていく現象がみられた。また、流量を 1.5L/s（流速 50cm/s）に増加した場合では、堆積物は僅かに管渠底面に滞留するものの、堆積物を供給している時点で一部は掃流している状態であった。つぎに、投入方法Ｂでは、1.0L/s（流速 44cm/s）以下で若干堆積し、投入方法 A と同様に流量を 1.5 L/s（流速 50cm/s）に増加させると完全に掃流された。また、流量 1.5 L/s（流速 50cm/s）以上では、投入後、直ぐに掃流されてしまい堆積に至らなかった。

(3)　小括

投入方法 A では、貝殻、卵殻ともに流量 1.0L/s（流速 44cm/s）以下で堆積が発生することが確認された。しかし、卵殻の場合、最も流量の少ない 0.5L/s（流速 36cm/s）でも堆積物の供給が停止された場合、同じ流量でも長時間経過すると徐々に掃流される傾向がみられた。すなわち、貝殻は卵殻に比べて掃流されにくい物質であるといえる。また、貝殻の場合、投入方法の違いによって堆積、掃流状況に相違はみられなかったが、卵殻では、連続的に堆積物の供給がある A は、一度に大量の堆積物が供給される B に比べてやや堆積しやすい傾向がみられた。

以上の結果から、1/202 の一様勾配管渠では流量 1.5L/s（流速 50cm/s）以上確保できれば、管渠底面に堆積した貝殻および卵殻は掃流されるものと考えられた。

4．結　論

(1) 卵殻、貝殻の比重はそれぞれ 2.6、2.8、平均粒径は 1.9～2.5mm、殻厚は 0.5mm、1.0mm であった。

(2) 管渠の勾配が 1/100～1/500（一様勾配）である場合、堆積物が堆積高 2cm、堆積延長 2mで管渠底面に堆積した状態での貝殻の掃流流速は、初期移動 V=44.9cm/s、中間移動 V=52.4cm/s、全面移動 V=60.1cm/s、卵殻では初期移動 V=42.9cm/s、中間移動 V=47.5cm/s、全面移動 V=55.9cm/s であり、設計流速（60cm/s）が確保されていれば、堆積物は掃流されることがわかった。

(3) 砂粒を球形と仮定した既往の掃流式[4]では、ディスポーザー粉砕物の掃流現象を表現することはできなかった。

(4) 管渠の勾配が 1/202（一様勾配）では、通水流量が 2.0L/s（流速 54cm/s）以上確保できれば、貝殻や卵殻の管渠での堆積が防げる可能性が示唆された。

5．今後の課題

今年度の研究は、ディスポーザー導入地域の管渠内で堆積物の組成である貝殻および卵殻について、それぞれのディスポーザー粉砕後の形状を明らかにするとともに、一様勾配での管渠内における掃流・堆積と通水流量（流速）との関係を検討し、堆積物の掃流特性に関する基礎的にデータを得たものである。

しかし、実管渠では、地盤沈下など様々な原因でひずみ、逆勾配となっているところがあり、ディスポーザーを導入している北海道歌登町の場合、管渠の逆勾配区間に堆積物の発生が多いことが現地調査の結果[5]から明らかになっている。また、歌登町で採取した堆積物の分析結果では、実際の堆積物は貝殻、卵殻の割合が一様でないこと、貝殻、卵殻の他に約 5％の有機分が含まれていることもわかっている。

今後は、これらの現地調査の知見を考慮して、より現場の堆積物に近い形状での堆積物を用いるとともに、逆勾配区間のある管渠模型による実験を行い、ディスポーザー導入後に発生が予想される堆積物の掃流特性を明らかにしていく予定である。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

引用文献

1）平成 15 年度予算編成の基本方針、平成 14 年 11 月 29 日閣議決定

2）建設省都市局下水道部下水道企画課、建設省土木研究所下水道部、北海道建設部公園下水道課、歌登町水道課、歌登町下水道ディスポーザー社会実験について、平成 12 年 7 月 10 日記者発表資料

3）（社）日本下水道協会、下水道施設計画・設計指針と解説　前編 2001 年版、p200

4）土木学会、水理公式集、平成 11 年、ｐ158

5）高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査、国土技術政策総合研究所資料 No.64、平成１３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、p131-148

3. 生ごみ等有機系廃棄物の最適処理による環境負荷低減技術に関する研究

下水道研究室　室　　長　森田　弘昭
研　究　官　吉田　綾子
研　究　官　山縣　弘樹

1 はじめに

廃棄物の削減は，ごみ収集・焼却時の化石燃料消費にともなう環境負荷の低減，最終処分場の延命の観点から重要な課題である．特に一般廃棄物の約3割を占める生ごみは，臭気や衛生上の問題，焼却炉の温度低下によるダイオキシンの発生，ごみ発電時の回収エネルギーの減少原因ともなっている．そのため，多量の生ごみを排出する食品関連事業者に対しては，平成11年に「食品循環資源の再生利用等の促進に関する法律」が公布され，飼料や肥料等の原材料としての再生利用が図られることとなった．しかし一般家庭の生ごみについては，家庭での分別の手間，各戸からの分別収集の非効率性等の問題があるため，有効な再生利用策が確立していない．

そこで，家庭にディスポーザーを導入し，生ごみを破砕して下水道に排出し，下水処理場で発生した汚泥をメタンガスや有機肥料として有効利用することにより，家庭生ごみの効率的な回収および有効利用の促進が期待されている．またディスポーザーには，ごみ捨て労働の軽減等利便性の向上が期待されるため，高齢化社会における福祉対策としても注目されている．実際に，アメリカではディスポーザーは44%の住宅で普及し，家庭生ごみの処理手段の一つとなっている．

しかし，わが国の下水道施設は，ディスポーザー受入が想定されていないため，ディスポーザーの導入により，下水管渠の清掃頻度の増加，下水処理場の過負荷，合流式下水道雨天時越流水（CSO）の汚濁負荷の増加等の影響が懸念される．そのため，ディスポーザー導入の可否を判断する際には，ディスポーザー導入による下水道システムへの影響，ごみ処理システムへの効果，住民の利便性向上効果を総合的に評価することが求められるが，分野横断的な問題であるために，客観的データに基づく議論はこれまでほとんど行われていない．

そこで本研究は，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活への影響・効果をライフサイクルアセスメント（LCA）及び費用効果分析の観点から総合評価することにより，生ごみ等有機系廃棄物の最適処理システムを提示することを目的とする．

2 平成14年度の研究概要

2.1 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

欧米におけるディスポーザーの導入状況及びその背景について文献調査を行い整理した．そして，すでにディスポーザーが普及しているアメリカを対象に，現地調査を行い，ディスポーザー導入による管渠の清掃頻度の増加について考察した．

2.2 ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

2.2.1 ディスポーザー導入のLCAによる評価

ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活への影響・効果を$LC\text{-}CO_2$及びLCEにより総合評価する手法を検討する．検討対象地域は，わが国で初めて下水処理区域の一部にディスポーザーを平成11年度に導入した北海道歌登町とする．14年度は，ディスポーザー普及による管渠清掃頻度増加の影響について，同町の管渠の材質や径等の条件に配慮した$LC\text{-}CO_2$及びLCEによる評価手法について検討した．

2.2.2 ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活への影響・効果を費用効果分析により総合評価する手法を検討する．特に，住民の利便性向上便益の評価にあたっては，仮想評価法（CVM）を適用する．検討対象地域は北海道歌登町とし，CVMによる住民アンケートは便益の経時的変化を確認するため平成12年度[1]，14年度，15年度の3回行う．14年度は，第2回目の調査を行った．

3 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

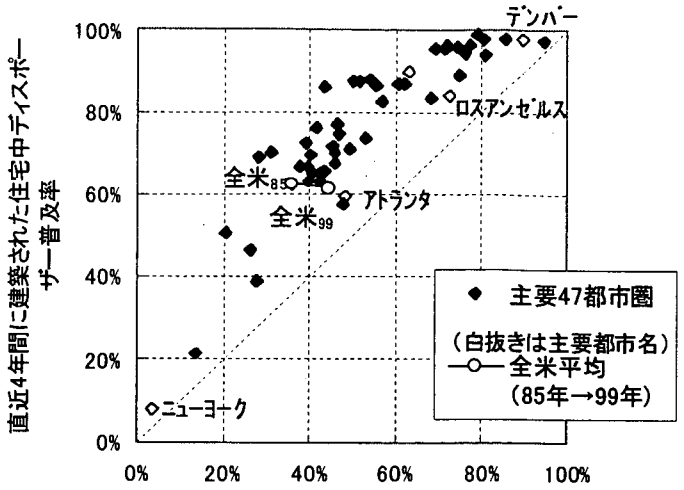
3.1 各国のディスポーザー導入状況に関する文献調査

3.1.1 アメリカ合衆国

(1)導入状況

アメリカでは，1950年代にインディアナ州ジャスパー市で設置実験を行って以降，新築の住宅でディスポーザーが設置され始めた．下水処理場の能力不足により下水道への接続を禁止していた都市もその後徐々に解禁し，最後まで残っていたニューヨーク市の合流地域でも，調査[2]に基づき1997年に解禁された．これにより，合流式・分流式を含め，すべての都市で下水道へのディスポーザー接続に対する制限はなくなった．

1999年の全米住宅統計によれば，家庭普及率は全米で44%と推測され，特に西海岸での普及率が高い（図1）[3]．



図—1　米国におけるディスポーザー普及率[3]

(2)ディスポーザー普及の背景

アメリカの合流式区域でディスポーザーが認められている理由として，水質保全の必要と考えられる地域では合流改善が日本に比べ進捗していることが考えられる．たとえば，ミシガン湖に放流するミルウォーキー市では，年間越流量に匹敵する貯留能力を持つインライン貯留系統（155万m^3）が整備されており，合流改善がなされている[4]．

アメリカでは，下水汚泥の6割が有効利用されているが，4割はコンポスト化等の処理を行わずに汚泥を土壌還元（Land Application）として利用している[5]．一方，有効利用される生ごみは廃棄量の2.2%に過ぎない[6]．したがって，ディスポーザー普及が生ごみ有効利用の促進に寄与していると考えられる．

また，利便性の観点からは，シアトル市では，ごみ減量化を目的に，生ごみ分別収集プロジェクトを実施した．426戸に対し生ごみコンテナを配布したものの，分別収集への参加率は45%に止まり，参加者のうち45%はディスポーザーの使用量が以前と変わらないと答え[7]，家庭生ごみ処理手段としてのディスポーザーの優位性が示された．

3.1.2 ヨーロッパおよびオセアニア・カナダ

(1)導入状況

ディスポーザーの設置を奨励又は義務付けている国はないが，使用を許可又は黙認している国は，イギリス，イタリア，スペイン，デンマーク，カナダ，オーストラリアの6カ国である．このうち，カナダでは都市により対応が異なり，トロント市では分流式区域の住宅用ディスポーザーのみ使用を認めている[4]．

また，逆に制限している国としては，ドイツが法により禁止し，オーストリア，オランダ，スイス，スウェーデン，ノルウェー，フィンランド，フランス，ベルギーが何らかの方法で規制している．しかし，オランダ政府の規制に対しては，デルフト大学の調査（1996年[8]）が，この規制が科学的に根拠のないものと結論付けている．また，スウェーデンについては，一部の自治体では，消化ガス増加への関心から，ディスポーザー導入に関心を持っている．例えばスラハンマー市（分流式）は，1998年に，下水道接続世帯の40%にディスポーザーを設置し，下水道施設への影響について調査を行った[9]．またマルモ市は，2001年から，合流式下水道に接続している再開発地域において，ディスポーザー排水のみを専用管で収集し沈殿処理して，汚泥からメタンガスを回収するプロジェクトを実施している[10]．

(2)ディスポーザーの今後の普及動向

ヨーロッパでは，下水処理レベルについて域内の格差が大きく，海中放流や1次処理のみに止まっている個所も多い．そこで，1991年のEC指令（Directive 91/271/EEC）により，各国の下水処理レベルを2005年までに段階的に引き上げることが求められている．さらに，98年の改正指令（Directive 98/15/EEC）により，水質保全の必要な水域での窒素・りん除去も求められている．一方で，1986年のEC指令（Directive 86/278/EEC）により，汚泥の農地利用の促進と，生態系・人間への危険防止に関する規制がかけられており，さらに1991年のEC指令（Directive 91/271/EEC）により，汚泥の海中投棄が禁止された．そのため，汚濁負荷を増加させ汚泥量を増加させるディスポーザーの導入は，各国の下水道投資に対する負担となると考えられる．

EUの埋立に関する指令（Directive）は，加盟国の廃棄物当局に対して，生分解性廃棄物（biodegradable waste）の埋立量を2016(または2020)年までに1995年の35%に減らすよう義務づけている．さらに2004年には，生ごみの分別収集を奨励する有機性廃棄物の生物処理に関する指令（Biological treatment of biodegradable waste）の制定を準備しており，

ディスポーザーの導入を制限する方向にある．これに対して，EU の家庭設備業委員会は，生ごみ回収手段としてディスポーザーを導入すべきという報告を示している[11]．

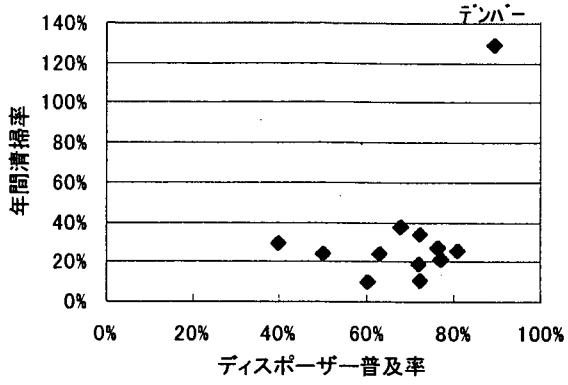
3.2 米国でのディスポーザーの下水道施設への影響に関する調査

3.2.1 ディスポーザー普及率と管渠清掃頻度の関係

ディスポーザー導入による下水道施設への長期的な影響については現時点では不明な点が多い．特に，分流式の汚水管において，ディスポーザー導入により管渠内の堆積物や閉塞がどの程度増加するかという問題は，維持管理コストの観点から重要であるが，現時点では明らかでない．そこで，すでに数十年前からディスポーザーが普及しているアメリカにおいて，都市ごとのディスポーザー普及率と分流式汚水管の清掃頻度の関係を分析することにより，ディスポーザーの普及により分流式汚水管の清掃頻度がどの程度増加するかを検討した．

都市ごとのディスポーザー普及率は住宅統計より引用し，下水管渠維持管理データは米国環境保護庁（EPA）が分流式汚水管を持つ全米 42 都市に対して実施した調査[12]（1999 年）を引用した．管渠の総延長のうち年間清掃延長の割合（以下，「年間清掃率」という）は，平均 29.9%/年である．これは，日本の分流式汚水管の年間清掃率（平成 12 年度で平均 1.4%[13]）の約 20 倍程度と高い．

ディスポーザー普及率と清掃率の関係を見たところ（図―2），デンバーはディスポーザー普及率と清掃率いずれも高いものの，他都市の年間清掃率とディスポーザー普及率に関連性は見られない．



図―2 米国におけるディスポーザー普及率と管渠清掃率の関係[3]

3.2.2 デンバー市における現地調査

ディスポーザー普及率と管渠年間清掃率がともに高く，ディスポーザーによる清掃率増加への影響が懸念されるコロラド州デンバー市において 2002 年 9 月に現地調査を行い，ディスポーザーの管渠清掃への影響を調査した．

デンバー市では，条例において下水道へ排出される厨芥粉砕物の粒径について規定している．また，食品加工業者，レストラン等を対象とする業務用ディスポーザーについては，設置に対する制限はないが，管渠閉塞防止のため前処理施設としてグリーストラップの設置を義務付け，ディスポーザー排水をグリーストラップで処理させている．

下水道部局へのヒアリングによれば，管渠閉塞の主な原因は厨房施設からのグリースと木の根の浸入であり，清掃率が高いのは計画的な予防的清掃（管径 450mm 以下の汚水管に対して，1.5 年に 1 回清掃）を実施しているためであり，ディスポーザー排水の管渠清掃への直接的な影響は確認できなかった．

4 ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

4.1 ディスポーザー導入の LCA による評価

4.1.1 目的

北海道歌登町をモデル地区として，ディスポーザー普及による管渠清掃頻度増加の影響について，同町の管渠の材質や径等の条件に配慮した LC-CO_2 及び LCE による評価手法について検討した．

4.1.2 方法

(1) 既往文献のレビュー

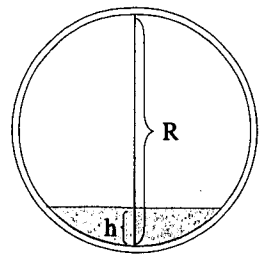
下水道管渠清掃の LCA 評価事例としては，井村ら[14]が福岡市を対象に試算を行っている．福岡市の管渠の維持管理データを用い，管渠清掃延長 1m あたりの高圧洗浄車・強力吸引車・給水車の走行・運転に必要な燃料使用量を求め，これを「直接原単位」としている．また，産業連関分析によって，特殊産業機械部門のエネルギー原単位を求め，それぞれの機械の耐用年数で除することで当該機械の製造についての年間あたり「間接原単位」としている．

歌登町での管渠清掃の LCA 評価を行う方法として，井村ら[13]の直接・間接原単位に歌登町での清掃延長をかけることが考えられる．しかし下記の理由により，これら原単位は適用しないこととした．

1) 管径による直接原単位への影響

福岡市では，φ1000mm 以下の暗渠を対象に清掃を行っている一方，歌登町の管渠は最大でもφ300mm，φ

200mm が主体である．したがって福岡市，歌登町ともに高圧洗浄車・強力吸引車・給水車を用いた高圧洗浄車清掃工（φ200～800mm が対象）[7]が主と考えられる．直接原単位は、清掃 1m あたりの燃料消費量であるから，清掃 1m あたりの車輌の稼働時間に比例すると考えられる．しかし高圧洗浄車清掃工の場合，管径が小さいほど，１日あたりの清掃可能延長は大きい[15]ため，清掃 1m あたりの車輌の稼働時間は小さくなり，直接原単位は小さくなる．



$\frac{h}{R}$：堆積深(%)

図―3　堆積深

2) 堆積深による直接原単位への影響

高圧洗浄車清掃工の場合，同管径（R）であっても，管渠内の堆積深（図―３）が小さいほど，１日あたりの清掃可能延長は大きい[15]ため，清掃 1m あたりの車輌の稼働時間は小さくなる．

3) 基地から清掃現場までの移動距離による直接原単位への影響

歌登町で管渠清掃を行う場合，近隣に管渠清掃業者が存在しないため，清掃工程時の燃料消費量だけでなく，清掃業者の基地から歌登町への車輌移動に要する燃料消費量も考慮する必要がある．

4) 歌登町での清掃日数に応じた間接原単位推定の必要性

井村ら[13]は，年間あたり間接原単位を，産業連関分析によって，特殊産業機械部門のエネルギー原単位を求め，それぞれの機械の耐用年数で除することで求めている．しかし歌登町の管渠延長は福岡市に比べ短いため，清掃日数は年間のうち数日であり，清掃車輌は歌登町以外でも使用されると考えられる．したがって製造に要する負荷量を，耐用年数で除した後，歌登町での稼働率（歌登町での稼働日数／年間の稼働日数）を考慮して，歌登町での間接原単位を設定する必要がある．

(2) 本調査での環境負荷量の推定方法

1) 本調査における直接原単位・間接原単位の定義

清掃車輌の燃料消費量は，走行時は距離に，清掃作業時は稼働時間との相関があると考えられる．清掃 1m あたりの車輌の稼働時間は，管径及び堆積深により異なる．また清掃車輌は時間の経過とともに徐々に劣化していくと考えられる．したがって，北海道内の自治体へのアンケート調査を基に，高圧洗浄車，強力吸引車，給水車の各々について，管径 200mm の場合の管渠清掃１時間あたり直接・間接原単位と，基地から清掃現場までの移動 1km あたりの直接・間接原単位を求める（表―1）．そして，アンケート調査で導いた管径・堆積深と１日あたり清掃延長の関係式から，歌登町の管渠の延長・管径・堆積深に応じた必要清掃時間を算出し，清掃に要する直接・間接負荷量を求める．また，清掃工程中の走行距離により，移動に要する直接・間接負荷量を求める（表－２）．清掃・移動に要する直接・間接負荷量の合計をもって管渠清掃時の環境負荷量とする．

表－１　本調査における直接原単位・間接原単位の定義

	移動（基地－清掃現場、清掃工程中）	清掃工程
直接原単位（清掃）	移動１ｋｍあたり直接原単位（k_R）	清掃１時間あたり直接原単位（k_C）
間接原単位（製造）	移動１ｋｍあたり間接原単位（l_R）	清掃１時間あたり間接原単位（l_C）

表―２　本調査における直接負荷量・間接負荷量の定義

	移動（基地－清掃現場、清掃工程中）	清掃工程
直接負荷量（清掃）（K）	移動に要する直接負荷量（K_R）	清掃に要する直接負荷量（K_C）
間接負荷量（製造）（L）	移動に要する間接負荷量（L_R）	清掃に要する間接負荷量（L_C）

・移動に要する直接負荷量（K_R）
　＝ 移動１ｋｍあたり直接原単位（k_R）×（清掃工程中の走行距離（D_1）＋基地・清掃現場往復距離（D_2））
・清掃に要する直接負荷量（K_C）＝ 管渠清掃１時間あたり直接原単位（k_C）× 清掃必要時間（T_h）
・移動に要する間接負荷量（L_R）
　＝ 移動１ｋｍあたり間接原単位（l_R）×（清掃工程中の走行距離（D_1）＋基地・清掃現場往復距離（D_2））
・清掃に要する間接負荷量（L_C）＝ 管渠清掃１時間あたり間接原単位（l_C）× 清掃必要時間（T_h）
・清掃時の環境負荷量（C）＝$K_R + K_C + L_R + L_C$

2) 管渠清掃に関するアンケート調査の実施

歌登町に適用する直接・間接原単位を求めるため北海道内の自治体に対してアンケート調査を行った．下水道統計

によれば，道内下水道供用済149市町（平成12年度）のうち，平成11,12年度のいずれかに清掃実績のある自治体は76市町であり，11,12年度の清掃延長の和が管渠延長の10%以上となる自治体は31市町であった．このうち21市町を調査対象に選定し，歌登町の主要な管渠と同種の管渠（分流式、φ200mm、塩ビ管）の清掃における①管渠延長，②清掃延長，③清掃日数（移動日含まず），④時間数，⑤燃料消費量，⑥総稼働距離，⑦使用車輌の型式・重量・出力・タンク容量，⑧通常走行時の燃費，⑨汚泥量，⑩車両基地，汚泥廃棄先の場所，⑪使用水量・水源等について、北海道公園下水道課の協力により，平成14年度にアンケート調査を行った．

3) 堆積深と1日あたり清掃可能延長の関係式の導出

アンケート調査による各都市のφ200mm 塩ビ管の②清掃延長，③清掃日数，④時間数，⑨汚泥量を基に，下式に従い，各都市の堆積深（α）と1日あたり清掃延長（d_d）を求めた．そして，全都市のαとd_dの回帰式を推定した．

・閉塞断面積$(m^2) = 0.01^2 \cos^{-1}(1-0.4\alpha) - \sqrt{\{1-(1-0.4\alpha)^2\}}(1-0.4\alpha)$

・閉塞断面積(m2) = 汚泥量(kg)÷湿潤密度(kg/m3)÷清掃延長(m)

・1日あたり清掃延長（d_d）(m/日) = 清掃延長(m)÷清掃日数(日)

4) 直接原単位・間接原単位の算出

①直接原単位

移動1ｋｍあたり直接原単位（k_R）は，アンケートによる走行時燃費（km/l）を基に求める．

清掃1時間あたり直接原単位（k_C）は，アンケートによる清掃1h・出力1kwあたりの燃料消費量（高圧洗浄車）、清掃1h・風量1m³/minあたりの燃料消費量（強力吸引車）を基に，高圧洗浄車，強力吸引車の平均的な出力及び風量をかけて求める．なお，燃料（軽油）と環境負荷量の換算は，表―3により行う．

表―3　軽油使用量と環境負荷量の換算表

CO_2	2.644	kg-CO_2/l
エネルギー	9200	kcal/l

出典：「地球温暖化防止対策ハンドブック[16]」

②間接原単位

車輌の製造に要する負荷量（L_T）は，アンケートによる全都市の車輌の購入費用の平均値を基に，表―4の換算表を用いて求める．

次に，車両の製造に要する負荷量（L_T）から，移動1kmに要する間接原単位（l_R）と，清掃1時間に要する間接原単位（l_C）を次の手順で求める．

表―4　購入価格と環境負荷量の換算表

CO_2	2.64	kg-CO_2/千円
エネルギー	35.10	MJ/千円

出典：「建築のLCA指針（案）」[17]
輸送機械、産業用運搬車両
コード：3629-09

まず，アンケートより耐用時間（T_0），耐用距離（D_0）を求める。清掃車両は清掃作業時にはほとんど移動しないため，この距離は基地から現場までの走行によるものである．そこで，速度を50km/hと仮定し，生涯に走行に要する時間（T_R）を求める．すると，清掃に要する時間（T_C）は，$T_0 - T_R$により求められる．走行に要する負荷量（L_R）は$L_T \times T_R / T_0$、清掃に要する負荷量（L_C）は$L_T \times T_C / T_0$で求められる．従って，走行1kmに要する間接原単位（l_R）はL_R / D_0、管渠清掃1時間あたり間接原単位（l_C）はL_C / T_Cで求められる．

5) ディスポーザーの有無による歌登町における堆積深，年清掃延長の設定

歌登町では供用開始後新しいため，平成11年度まで管渠清掃を行っていない．しかし将来はディスポーザーを導入しない場合でも清掃を行うと考えられる．そこで，アンケートから平均的な堆積深及び年清掃率（清掃延長／管渠延長）を求め，これを以て歌登町におけるディスポーザー導入なしの場合の堆積深（α_1）及び年清掃延長を設定する．

一方、ディスポーザー導入有りの場合，年堆積量（閉塞断面積×年清掃率）が増加すると考えられる．そこで，堆積深は導入なしの場合と同じとし，年清掃延長は年堆積量の増加に応じて増加すると仮定する．

6) ディスポーザーの有無による歌登町における管渠清掃時の環境負荷量の増加量の推定

ディスポーザー導入あり・なしの各ケースについて，以下のとおり環境負荷量を求める．

① 清掃必要日数・時間数の算定

(2)2)のφ200mm塩ビ管の堆積深（α）と1日あたり清掃可能延長（d_d）の関係式を基に，設定堆積深（α_1）から，1日あたり清掃延長（d）を求め，歌登町の年清掃延長（S）から，清掃必要日数（T_d），清掃必要時間（T_h）を求める．1日あたり清掃時間数を6時間とし、清掃必要日数を時間数（T_h）に換算する．

②清掃工程の設定

清掃必要日数（T_d），車輌基地・清掃現場間の距離を基に，高圧洗浄車及び強力吸引車の基地・現場間の移動を含めた清掃工程中の走行距離（D）を求める．また給水車については，給水場所までの移動距離も含める。給水回数は，アンケートによる作業1時間あたり洗浄水使用量に清掃必要時間を乗じ，給水車の容量で除すことにより求める．

③ディスポーザーの有無による管渠清掃時の環境負荷量の増加量の推定

ディスポーザーの有無の各ケースについて，清掃時の環境負荷量を以下に従い求め，その差を以て環境負荷量の増加量とする．

4.1.3 結果

1) 管渠清掃に関するアンケート調査の実施

21 市町のうち，20 市町（北広島市，和寒町，ニセコ町，阿寒町，愛別町，芽室町，京極町，江別市，砂川市，小平町，新冠町，滝川市，稚内市，奈井江町，南幌町，比布町，美幌町，標津町，北見市，留萌市）から回答を得た．

2) 堆積深と１日あたり清掃可能延長の関係式の導出

20 市町のうち，堆積深と１日あたり清掃延長のデータが得られたのは 7 市町（8 工程）であった（表―5）．両者の関係を図―4 に示す．式(2)に示す回帰式が得られた．

１日あたり清掃可能延長（d_d）＝996.16×堆積深（α）$^{-0.1709}$　　(r^2= 0.4132)　　式(2)

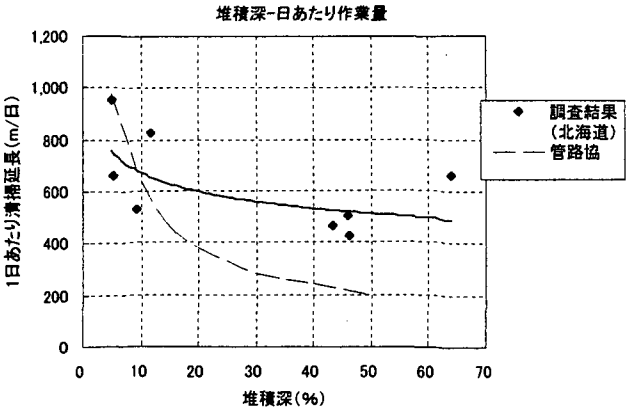
表―5　堆積深と清掃延長等の調査結果（対象管渠：塩ビ管,φ200mm）

	下水処理区域全体		清掃工程								
							計算結果				
市町	φ200, VU 管渠延長	φ200, VU 5年清掃延長	清掃延長	清掃日数（移動日含まず）	汚泥量	洗浄水使用量	堆積深	日清掃延長	出力 1kw,1h あたり 高圧洗浄車 燃料消費量	風量 1m3/min, 1h あたり 強力吸引車 燃料消費量	作業 1h あたり洗浄水使用量
	m	m	m	日	m^3	m^3	%	m/日	L/h/kw	L･min/h/m^3	m^3/h
A	10,058	1,610	850	2	12	11	46	425	0.044	0.349	0.92
B	124,593	49,900	3,300	5	2	50	5	660	-	0.066	1.67
C	107,919	41,268	9,911	12	20	110	12	826	0.024	0.141	1.53
D	29,677	17,924	3,307	5	70	150	64	661	0.029	0.031	5
E	19,965	13,631	461	1	6	-	43	461	-	-	-
F1	-	-	1,579	3	22.5	24	9	526	0.027	0.101	1.51
F2	-	-	1,497	3	21	40	46	499	0.040	0.053	2.96
G	61,764	29,171	7,129	8	4	93	5	951	0.023	0.035	1.59
平均		8.7%/年(1)			0.000487 m^3/m/年(2)		23.5(3)		0.031	0.111	2.17

(1)年当たり清掃率（清掃延長／管渠延長）：各市町の清掃率を管渠延長で加重平均した。

(2)年堆積量（汚泥量／清掃延長×年清掃率）：各市町の清掃 1m あたり年閉塞断面積を管渠延長で加重平均した。

(3)平均堆積深：全市町の汚泥量と全市町の清掃延長から求めた。



※「管路協」は、φ200mm における標準作業量の値 [15]

図―4　堆積深と１日あたり清掃延長の関係

表―6　清掃車輌の諸元（14 市町の平均値）

		高圧洗浄車	強力吸引車	給水車
重量	kg	8,675.7	12,438.1	6,942.6
価格	千円	19,556.5	24,447.2	9,166.1
走行燃費	km/l	3.9	3.1	3.9
ポンプ出力	kW	149.6	-	-
タンク容量	m^3	-	6.9	6.2
風量	m^3/min	-	43.3	-
経過時間(T_0)	年 [h]*	11.1[2227]	9.7[1267]	14.8[3112]
走行距離(D_0)	km	80,014	116,907	145,194
CO_2負荷量	kg-CO_2	51,668	64,590	24,217
エネルギー負荷量	MJ	686,433	858,097	321,730

*経過時間[h]は、文献[18]の年間標準供用日数を引用し、200 日/年（高圧洗浄車）、130 日/年（強力吸引車）、210 日/年（給水車）と設定

3) 直接原単位・間接原単位の算出

清掃車輌の価格等の諸元が得られたのは14市町（21工程）であった。これらの平均を表—6に示す．これらを基に求められた直接原単位・間接原単位は、表—7のとおりである．

表－7　歌登町に適用する直接原単位・間接原単位（単位：kg-CO_2、[カッコ内はMJ]）

	移動1kmあたり 直接原単位（k_R）	清掃1時間あたり 直接原単位（k_C）	移動1kmあたり 間接原単位（l_R）	清掃1時間あたり 間接原単位（l_C）
高圧洗浄車	0.678 [9.86]	12.35 [179.7]	0.058 [0.771]	2.900 [38.53]
強力吸引車	0.849 [12.35]	12.70 [184.7]	0.127 [1.693]	6.373 [84.67]
給水車	0.680 [9.88]	－	0.019 [0.258]	0.973 [12.93]

4) 歌登町における管渠清掃延長の設定

歌登町のφ200mm塩ビ管は13,210m（平成11年度）である．ディスポーザー導入の有無の各ケースの堆積深、年清掃延長は表—8のとおり設定した．

表—8　歌登町における管渠清掃時の堆積深及び年清掃延長推定値

	ディスポーザー導入なし	ディスポーザー導入あり
管1mあたり年堆積量(m^3/m/年)	0.00049[1]	0.00066[4]
ディスポーザーによる年堆積量の増加(m^3/m/年)	—	0.00017[3]
年清掃率(%/年)	8.7[1]	11.7[6]
堆積深(%)	23.5[1]	23.5[5]
年清掃延長(m/年)	1,146[2]	1,543[2]

(1)アンケートの平均値（表—5）より引用
(2)管渠延長×年清掃率
(3)管渠全体の13%について、堆積量が1300cm^3/m/年増加と仮定[19]
(4)導入なし時の管1mあたり年堆積量＋ディスポーザーによる年堆積量の増加
(5)ディスポーザー導入時も導入なし時と同じ堆積深で清掃すると仮定
(6)年堆積量の増加に比例して清掃率が増加すると仮定

5) 歌登町における管渠清掃時のLCAの試算

①清掃必要日数の算定

1日あたり清掃延長（d）＝581 m/日

清掃必要日数（T_d）＝2日（ディスポーザーなし）
＝3日（ディスポーザーあり）

清掃必要時間（T_h）＝12h（ディスポーザーなし）
＝16h（ディスポーザーあり）

②清掃工程の設定

各車輌の走行距離は表—9のとおりである．

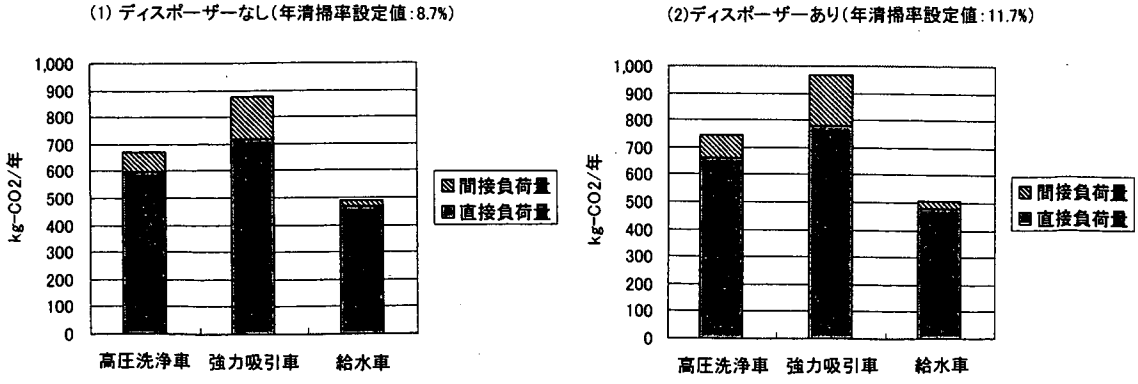
表—9　歌登町における清掃車輌の走行距離の推定値（札幌市からの往復移動含む）

車種	清掃日数（日）	清掃時間（h）	給水回数（回）	基地（札幌）～歌登町（km/往復）	町内移動（km/日）	給水移動（km/回）	移動距離計（km）
高圧洗浄車	2／3	12／16	-	634／634	14／14	-	663.1／677.5
強力吸引車	2／3	12／16	-	634／634	14／14	-	663.1／677.5
給水車	2／3	12／16	5／6	634／634	14／14	4／4	683.1／701.5

（ディスポーザー導入なしの場合／ディスポーザー導入ありの場合）

③直接負荷量・間接負荷量の算定

ディスポーザー導入なしの場合と導入有りの場合の直接負荷量・間接負荷量を求めた．図—5にCO_2ベースの負荷量を示す．ディスポーザー導入による管渠清掃の環境負荷増加は，182kg-CO_2/年（2,596MJ/年）と推定され，増加率はCO_2，エネルギーベースいずれも9%となった．



図—5　歌登町におけるディスポーザー導入による管渠清掃のLCA評価
（対象管渠：塩ビ管φ200mm，延長13,210m，堆積深23.5%，清掃車輌の札幌市からの往復移動含む）

4.2 ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

4.2.1 目的

北海道歌登町をモデル地区として、ディスポーザー導入による下水道システム、ごみ処理システム、住民生活への影響・効果を費用効果分析により総合評価する手法を検討する。特にわが国ではディスポーザーの導入事例がほとんどないため、利用者の利便性評価に関する既往研究は少ない。そこで歌登町において，実際のディスポーザー利用者を対象とするアンケート調査を行い，ディスポーザーの生ごみ分別手段としての効果およびＣＶＭを用いた利便性の経済評価を行った[20].

4.2.2 方法

(1) アンケート調査票の設計

1) 生ごみ分別手段としての効果の評価

生ごみ分別手段としての効果を評価するために，ディスポーザーの使用頻度と，ディスポーザーで処理する生ごみの種類について尋ねた.

2) ＣＶＭによる利便性の評価

①評価対象範囲

ディスポーザーの導入による利用者への影響は，表—10 のように整理される.

メリットとしては，生ごみが速やかに台所から排出されることによるごみ捨て労働の軽減や台所の衛生面の改善という各家庭単位で発現する効果（利便性・衛生面の改善）と，生ごみが減少することによるごみステーションからの悪臭，汚汁の減少やカラスなどの被害の減少という地区単位で発現する効果とに分類される.

一方，デメリットとしては，騒音・振動や排水設備の閉塞・故障という心理的な不安（ディスポーザーの使用上のトラブル・問題）と，ディスポーザー運転に伴う電力・上下水道料金の増加という金銭的な負担とに分類される.

ＣＶＭの評価対象は，こうしたディスポーザーの利用に伴うメリット・デメリットを総合した利用者の利便性向上とした.

表—10 ディスポーザーの利用者へのメリット・デメリット[20]

	項目	内容
メリット	利便性・衛生面の改善	・ごみ捨て労力の軽減 ・台所の衛生面の改善(臭い・蝿などの発生の低減)
	ごみ集積場(ごみステーション)の環境改善	・生ごみが少なくなることによる悪臭，汚汁の減少 ・カラスなどの被害減少
デメリット	使用上のトラブル・問題	・騒音・振動の発生 ・排水設備の閉塞，故障の発生
	コスト増加	・ディスポーザー運転に伴う電力・上下水道料金の増加

②シナリオ設定

支払方法は，利便性に対する支払意志額（以下「ＷＴＰ」という）が表明されるように，「ディスポーザーを町から借りるための１月１世帯あたり支払料金」というシナリオとし，「借りるための料金は，ディスポーザー本体の費用だけではなく，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る」ことを明記した（図—６）.

仮に，あなたのご家庭にディスポーザーがない状態を，想定してください.

そして，町からディスポーザーを借りて，生ゴミの処理に使うことができるとします.

ディスポーザーによる良い面，悪い面を考えると，料金がいくらまでであれば，ディスポーザーを借りようと思いますか？

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，ディスポーザー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—6 WTP 設問部[20]

③ＷＴＰの支払方式

WTP の支払方式は，あらかじめ提示した金額の中から選択させる「支払カード方式」を用いた.

提示金額は，月あたり 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.

(2) 調査票の配布・回収方法

1) 対象者

調査対象世帯は，ディスポーザー設置済みの町営住宅のうち調査可能な 204 世帯および一般住宅 68 世帯の合計 272 世帯とした．町営住宅は、住民の利用意志に関わらず全戸にディスポーザーを設置している一方、一般住宅は希望者のみに設置している。それぞれの利便性への認識は異なると考えられるため、別々に集計した.

2) 配布・回収方法

アンケートの回収率は，配布対象272世帯に対し201票の回答が得られ，抵抗回答等を除いたWTP推定有効回答は154票であった．

アンケートの配布・回収にあたっては，調査票と返信封筒（料金後納）を添付して送付する「郵送調査法」を採用した．なお，回収率を高めるために，1回目の回収期間終了後，未回答者に対して再度調査票を送付し，回答を依頼した．実際の回収期間，回収率等については表—11，12に示す．

回答者については，回答内容への信頼性を担保するため，世帯主または家事を扱うその配偶者に限ることとした．

表—11　アンケートの配布・回収日程

発送日（第1次）	平成14年12月6日（金）
回収期限（第1次）	平成14年12月22日（日）
発送日（第2次）	平成15年1月21日（火）
回収期限（第2次）	平成15年1月31日（金）

表—12　アンケートの回収状況

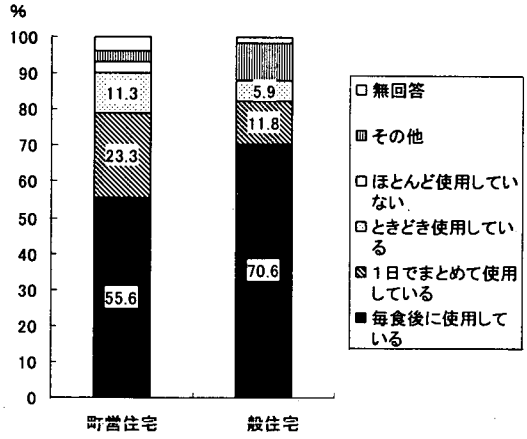
	対象世帯数	回答		WTP推定有効回答	
		回答数	回収率	有効回答数	有効回収率
町全体	272	201	73.9%	154	56.6%
町営住宅	204	133	73.0%	98	48.0%
平成11年度設置	36	24	66.7%	19	52.8%
平成12年度設置	64	35	54.7%	23	35.9%
平成13年度設置	66	30	45.5%	22	33.3%
平成14年度設置	38	21	55.3%	17	44.7%
不明	—	23	—	17	—
一般住宅【公募】	68	68	100.0%	56	82.4%

4.2.3 調査結果

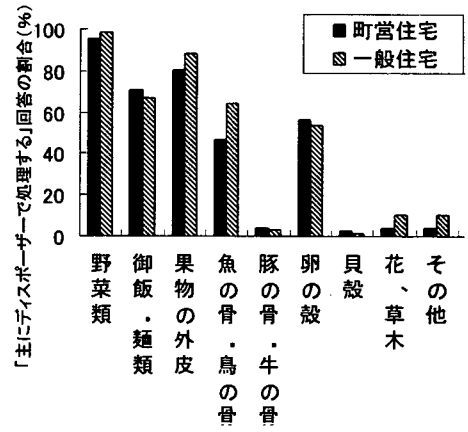
(1) 生ごみ分別手段としてのディスポーザーの効果

ディスポーザーの使用頻度については，アンケート回答者の約8割が毎日1回以上使用しており，毎日発生する生ごみをその場で廃棄することができるというディスポーザーのメリットが確認された．（図—7）

また，ディスポーザーで処理する生ごみの種類については，野菜類は9割以上，御飯・麺類，果物の外皮，魚の骨・鳥の骨，卵の殻は半数以上の世帯がディスポーザーで主に処理していることがわかった．（図—8）



図—7　ディスポーザーの使用頻度[20]



図—8　ディスポーザーに入れる生ごみの種類[20]

(2) ディスポーザーに対する利用者の評価

1) ディスポーザーのメリットに対する評価

ディスポーザーの利用者にとってのメリットについて，3段階評価による回答を求めた．評価項目は，以下のとおりである．

①生ごみを貯めておくための場所が少なくなった．

②臭い・害虫が解消し，衛生的になった．

③ごみ出しの際の汁だれの不快さが減った．

④ごみ出しの大変さが軽減された．

⑤ごみステーションでの悪臭，臭い，カラス被害が軽減した．

各家庭単位で発現する効果（①～④）について「とても感じる」「ある程度感じる」という肯定的な回答が町営住宅で概ね6割以上，一般住宅で概ね8割以上に達した．

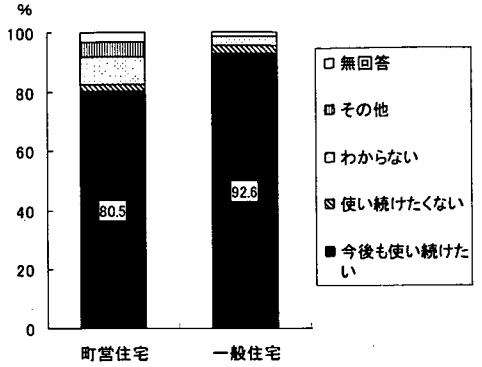
しかし地区単位で発現するごみステーションの環境改善（⑤）については，肯定的な回答の割合が，地区全戸にディスポーザーが設置されている町営住宅で約4割，地区の一部のみでディスポーザーが設置されている一般住宅で約3割であり，各家庭単位で発現する効果より低かった．したがって，ディスポーザー導入によるごみステーションの環境改善の効果は，地区の全戸がディスポーザーを導入していても，調査時点ではあまり発現していないか，もしくは発現していても強くは認識されていないと言える．

2) ディスポーザーのデメリットに対する認識

ディスポーザーの利用者にとってのデメリットについて，3段階評価による回答を求めた．評価項目は以下のとおりである．

①上下水道料金，電気代が増えた．
②使用時に音がする．
③故障や閉塞などのトラブルが生じる．
④下水道施設や川等への影響がないか心配である．

上下水道料金・電気代の増加（①），トラブル（③）について「とても気になる」「ある程度気になる」という否定的な回答は3割未満であった．一方，使用時の騒音（②）については，否定的な回答は約7割であった．また，下水道施設・川等への影響が「とても気になる」「ある程度気になる」という回答は町営住宅で約4割，一般住宅で約5割であった．



図—9　今後のディスポーザー利用意志[20]

3) ディスポーザーの今後の利用意志

1)2)のメリット・デメリットを踏まえ，今後ディスポーザーの使用意志を尋ねた結果，町営住宅で81%，一般住宅では93%が今後も使い続けたいと回答した．(図—9）このように，8割以上のディスポーザー利用者が，今後もディスポーザーを使用したいと考えていた．

(3)　利便性の評価

1) 無効回答の排除

ディスポーザー利用による1世帯あたりの平均的なWTPを求めるにあたって，表—13に示す回答（合計47票）は無効として排除した．

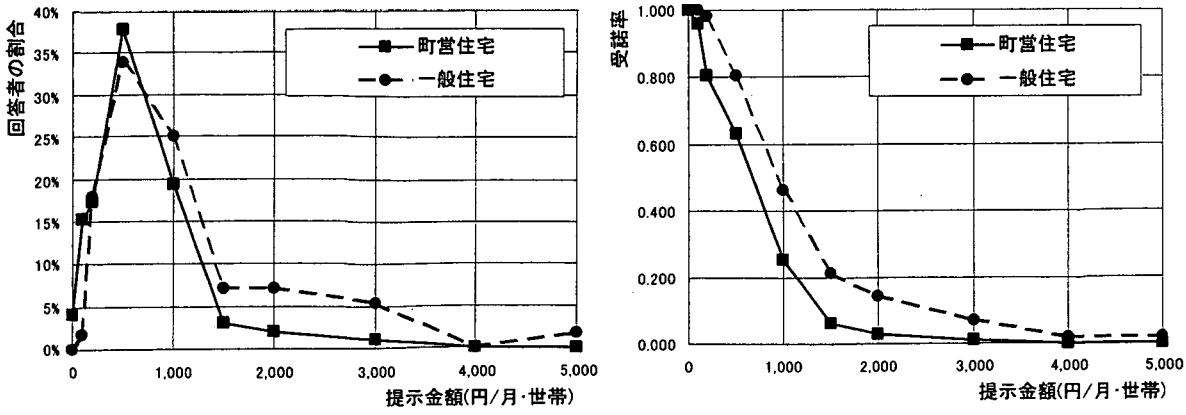
表—13　排除した無効回答

内　容		票数
WTPについて無回答		18
WTPについて「金額が幾らであっても支払いたくない」	抵抗回答「町にディスポーザーを無料で導入する義務がある」	5
	無理解①「借りるための金額が想像しにくい」	7
無理解②「質問の意味がよくわからなかった」		17

2) 支払意志額の推計

無効回答を排除した後，ノンパラメトリック法による推定方法[21]を適用し，WTPの単純平均値（下限平均）及び中央値を求めた．有効回答全体（「歌登町」）および町営住宅，一般住宅ごとに，WTPの受諾率の分布を図—10に，単純平均値（以下，「平均値」）及び中央値を表—15に示す．

町営住宅のWTP平均値が550円/月・世帯，一般住宅のWTP平均値が957円/月・世帯であった．一般住宅のWTP平均値は町営住宅の1.7倍程度であった．



図—10　WTPの受諾率の分布[20]

したがって，平成 14 年度における歌登町のディスポーザー利用者（全 301 世帯）の利便性便益は，町営住宅と一般住宅のそれぞれのＷＴＰ平均値とディスポーザー利用世帯数を基に，下式のように求められる．

表―15 支払い意志額(「ディスポーザーを借りる」シナリオ)[20]

	町営住宅	一般住宅
標本数	98	56
単純平均(円/月・世帯)	550	957
(95%信頼区間)	(453 ～ 647)	(721 ～ 1,194)
中央値(円/月・世帯)	500	500

※95%信頼区間とは，母集団平均値を 95%の確率で含む区間であり，以下の式に従い算出した．
〔標本平均値－1.96×標本標準偏差／√n，標本平均値＋1.96×標本標準偏差／√n〕

歌登町でのディスポーザーの利便性便益（平成 14 年度）
＝町営住宅世帯数×町営住宅ＷＴＰ平均値＋一般住宅世帯数×一般住宅ＷＴＰ平均値
＝193,226 円/月（154,577 円/月～ 270,219 円/月）　（カッコ内は，95%信頼区間）　式

5 まとめ

5.1 諸外国におけるディスポーザー導入の影響に関する研究

欧米におけるディスポーザーの導入状況について文献調査を行い整理した．そして，すでにディスポーザーが普及しているアメリカにおいて，ディスポーザー普及率と分流式汚水管清掃率の関係を調査した．汚水管清掃率は日本より高いものの，ディスポーザー普及率と清掃率の関係は見いだせなかった．また普及率・清掃率が特異的に高いデンバー市での調査では，管渠閉塞の主な原因は厨房施設からのグリースと木の根の浸入であり，清掃率が高いのは計画的な予防的清掃の実施のためであり，ディスポーザー排水の管渠清掃への直接的な影響は確認できなかった．

5.2 ディスポーザー導入による環境影響等の総合評価に関する研究

5.2.1 ディスポーザー導入の LCA による評価

歌登町におけるディスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷増加を推定するために，北海道内の自治体を対象に管渠清掃に関するアンケート調査を行い，歌登町に適用するための高圧洗浄車・強力吸引車・給水車の直接原単位（燃料消費量）及び間接原単位（製造）を求めた．そして，歌登町でのディスポーザー導入の有無の各ケースについて，堆積深及び年清掃延長を仮定し，各ケースの年当たり環境負荷量を試算した．その結果，ディスポーザー導入による管渠清掃時の環境負荷の増加量は，182kg-CO_2/年（2,596MJ/年）と推定され，増加率はCO_2，エネルギーベースいずれも 9%となった．

15 年度は，現在実施中の歌登町での管渠堆積に関する調査結果を基に堆積増加量を設定し，歌登町を対象とした管渠清掃への影響の LCA 評価を行う．さらに，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活等への影響・効果を LCA により総合評価する．

5.2.2 ディスポーザー導入の費用効果分析による評価

歌登町におけるディスポーザー導入による住民の利便性向上をＣＶＭにより経済評価した．町営住宅（全戸に設置）のＷＴＰ平均値が 550 円/月・世帯，一般住宅（希望者のみ公募で設置）のＷＴＰ平均値が 957 円/月・世帯であり，一般住宅のＷＴＰ平均値は町営住宅の 1.7 倍程度であった．

15 年度は，歌登町での生ごみ分別収集が開始されるため，ディスポーザーに対する住民の利便性便益が変化する可能性があり，再度調査を行う．さらに，ディスポーザー導入による下水道システム，ごみ処理システム，住民生活等への影響・効果を費用効果分析により総合評価する．

なお，本調査研究は，試験研究費により実施されたものである．

参考文献

1) 吉田敏章，山縣弘樹，森田弘昭：北海道歌登町におけるディスポーザー導入の費用効果分析に関する研究，環境技術，Vol.32, No.12，pp.62-71，環境技術研究協会，2003.
2) The Impact of Food Waste Disposers in Combined Sewer Areas of New York City, 1997
3) 山縣弘樹，野口綾子，森田弘昭：米国におけるディスポーザー普及率と下水管渠清掃頻度の関係の考察，第 40 回下水道研究発表会講演集，pp.246-248，日本下水道協会，2003.
4) 下水道新技術推進機構、公共下水道と一体となったﾃﾞｨｽﾎﾟｰｻﾞｰｼｽﾃﾑ導入に関する研究（その２）、平成 13 年度
5) EPA: Biosolids Generation, Use, and Disposal in The United States, 1999

6) EPA: Municipal Solid Waste in the United States , 1999
7) City of Seattle: Food Waste Collection Pilot Project Summary Report, July 2001
8) University of Delft, Kitchen Food Waste Disposers, Effects on Sewer System and Wastewater Treatment, 1996
9) VA-FORSK: Food Waste Disposers – Effects on Wastewater Treatment Plants, A study from the Town of Surahammar: 1998
10) Christopher Gruvberger et al: Sustainability Concept for a Newly Built Urban Area in Malmö, Sweden, IWA 2002 World Water Congress: 2002
11) European Committee of Manufacturers of Domestic Appliances: Food Waste Disposer An integral part of the EU's future waste management strategy: 2003
12) American Society of Civil Engineers, EPA Cooperative Agreement: Optimization of Collection System Maintenance Frequencies and System Performance, 1999.
13) 日本下水道協会：下水道統計、平成 12 年度
14) 井村秀文：建設の LCA、オーム社、2001
15) 日本下水道管路維持管理業協会：下水道管路施設維持管理マニュアル・前編、p.248、1997 年度版
16) 環境庁：地球温暖化防止対策ハンドブック、1992.
17) 日本建築学会：建築の LCA 指針（案）
18) 日本下水道管路維持管理業協会：下水道管路施設維持管理積算資料、p.450、1998.
19) 国土技術政策総合研究所：高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査、平成 13 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料第 64 号、p.140、2002.
20) 山縣弘樹，吉田敏章，濱田知幸，野口綾子，森田弘昭，三谷哲也：生ごみの分別手段としてのディスポーザーの効果および利便性評価，第 31 回環境システム研究論文発表会講演集，土木学会，pp.357-363、2003.
21) 肥田野登：環境と行政の経済評価　ＣＶＭ〈仮想市場法〉マニュアル，勁草書房，p.68，1999.

4. 水循環・物質循環変動による影響評価技術の開発に関する調査

下水道研究室　室　　長　森田　弘昭
主任研究官　松原　誠
主任研究官　那須　基
交流研究員　森　博昭

1．はじめに

これからの我が国の国土づくりを進めていく上で、流域圏・都市を自然と共生したものとすることは重要な視点であり、とりわけ都市における健全な水循環を構築する取り組みが求められている。中でも、健全な水循環に重大な影響を与える合流式下水道の雨天時越流水については、お台場海浜公園（東京都港区）における白色固形物漂着の報道等を契機に対策推進の気運が高まり、平成13年6月には「合流式下水道改善対策検討委員会」が立ち上がり、平成14年3月には「合流式下水道の改善対策に関する調査報告書」として最終報告がとりまとめられたところである[1)]。

この中で、越流水の影響について放流先水域も含めて評価すべきとされ、当面の目標として「公衆衛生上の安全確保」が新たに加えられたが、どの吐き口において消毒を実施すべきか、越流回数をどの程度まで制御すべきか、といった点については、合流式下水道越流水と放流先水域の水質の関係について検討された事例や調査データがほとんどなく、具体的な議論が十分ではないのが現状である。

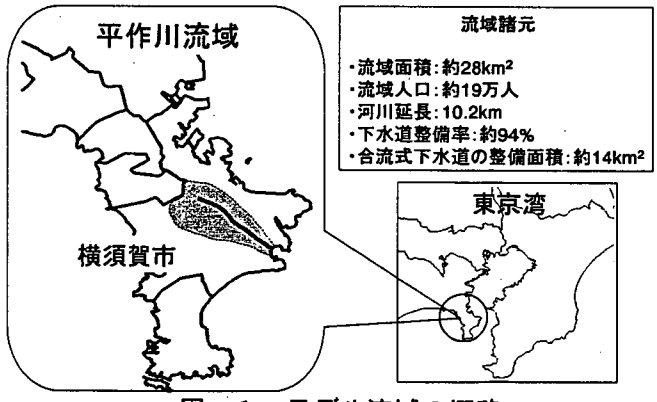
このような背景から、本調査では、放流先を含めた流域圏と都市を対象として、合流式下水道越流水の与える影響を評価するための手法を検討し、効率的な合流式下水道の改善の推進に資することを目的とし、本年度は、放流先の海域を含めたモデル流域において実態調査を実施した。

2．調査方法

2．1　対象流域の概要

モデル流域には平作川流域（神奈川県横須賀市）を選定した。当該流域を調査対象として選定した理由は以下のとおりである。

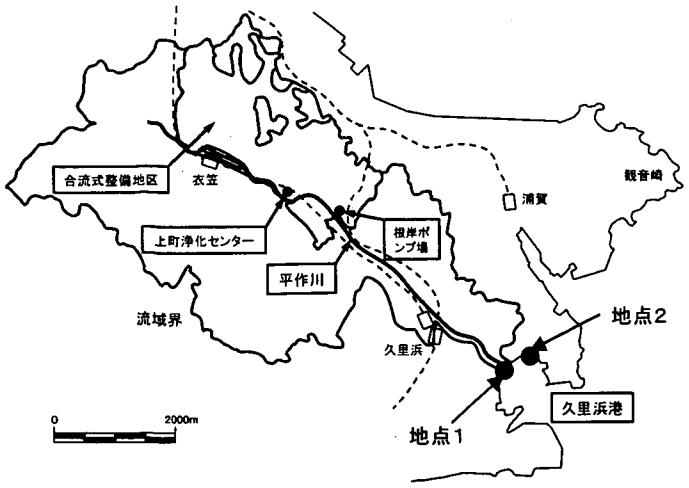
1）市内から久里浜港までの主たる雨水流入経路が平作川のみである。
2）流域の大半が都市化され、また下水道普及率も高い。
3）流域内に適当な広さの合流式下水道整備地区を抱えている。
4）久里浜港の沿岸の一部では親水的な利用がなされている。



図－1　モデル流域の概略

平作川流域の状況は図－1のとおりである。平作川は大楠山に源を発し久里浜港に注ぐ2級河川で、下水道の排水系統を考慮した流域面積は約28 km²である。

流域内の下水道普及率は約94%であり、これらのうちJR衣笠駅北側の旧市街地周辺が合流式下水道（上町処理区、一部は下町処理区）によって整備されている（図－2のハッチ部分）。流域内における合流式下水道の整備面積は約14 km²であり、これは流域面積全体の約半分に相当する。



図－２　調査地点位置

合流式下水道整備地区内には、処理場（上町浄化センター）１箇所、ポンプ場（根岸ポンプ場）１箇所、及び雨水吐き 11 箇所が存在する。遮集管は時間最大汚水量の３倍（いわゆる 3Q）で整備されており、1 mm/hr 程度の降雨で越流が生じる。なお根岸ポンプ場の下流には３箇所の雨水ポンプ場（分流式）が整備されている。

流域における調査地点の位置について**図－２**に示す。調査地点１は平作川から久里浜港への流入水質を把握するため、平作川最下流（開国橋）に設定した。調査地点２は久里浜港内での水質変動を把握するため、開国橋より約 500m 離れた国土技術政策総合研究所（国総研横須賀）の構内岸壁に設定した。調査地点１では合流式下水道の雨天時越流水と分流式下水道の雨水放流水の両方を含んだ河川水を採水することになるため、今回の調査結果から合流式下水道の雨天時越流水の影響だけを分離して評価することは困難である。

２．２　調査方法

調査は晴天時、雨天時の各１回ずつ実施した。晴天時調査は、各調査地点において２回の採水を行った。雨天時調査は、各調査地点において降雨後５日間にわたり採水を行った。調査開始日およびその翌日については、潮の干満にあわせて採水を行った（２日間で６回）。３日目以降は１日に１回の採水とし、採水時間は日中の干潮時にあわせた。採水は橋上もしくは岸壁より直接行い、いずれも表層水を対象とした。試料はバイク便等を活用し、採水後速やかに国土技術政策総合研究所（つくば）に搬入し分析を行った。

水質分析項目は COD, SS, T-N, T-P, 大腸菌群数、糞便性大腸菌群数である。大腸菌群数については BGLB 培地直接 MPN 法により、糞便性大腸菌群数については M-FC 寒天培地法により分析を行った。このほか水温、DO、電気伝導度について現地にて測定した。

なお、潮位データは海上保安庁横須賀験潮所の潮汐日報 [2]を、雨量データは流域内の上町浄化センターの計測データを使用した。

３．調査結果

３．１　晴天時調査結果

晴天時調査は平成 13 年 11 月 26 日に実施した。当日までの先行無降雨日数は 13 日間であり、また干潮が 7:40、満潮が 14:30 であり、採水はこの間で各地点とも２回ずつ行った。調査結果を**表－１**に示す。各地点において２回の調査結果に大きな差はなく、これらの平均値を晴天時の平均的な水質として扱うこととした。

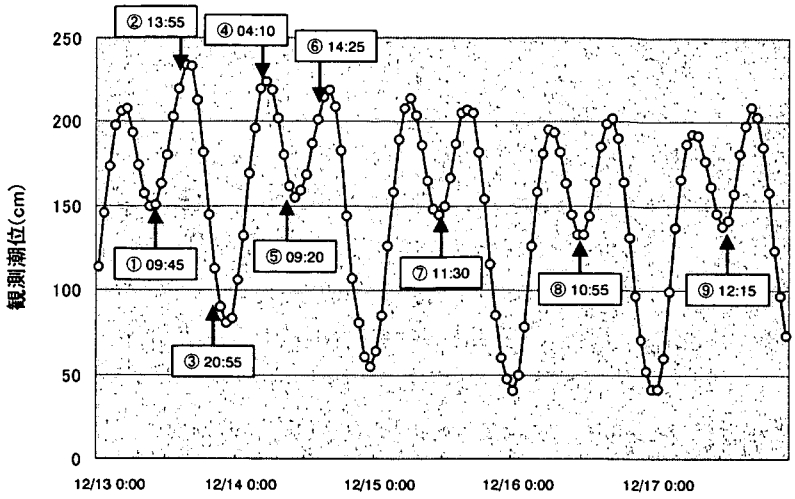
表－１　晴天時調査結果

調査地点	採水時刻	COD (mg/L)	SS (mg/L)	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	大腸菌群数 (MPN/100mL)	糞便性大腸菌群数 (個/100mL)	水温 (℃)	DO (mg/L)	電気伝導度 (S/m)
調査地点１	7:40	3.6	4.6	3.08	0.31	490	330	15.0	7.0	欠測
(開国橋)	11:25	4.8	3.6	3.16	0.32	170	140	15.5	6.0	欠測
調査地点２	10:05	1.9	6.0	0.72	0.05	130	90	15.8	8.2	欠測
(国総研横須賀)	11:35	1.8	4.1	0.63	0.05	78	20	15.8	6.1	欠測

3．2　雨天時調査結果

雨天時調査は平成 13 年 12 月 13～17 日に実施した。当日までの先行無降雨日数は 6 日間であった。

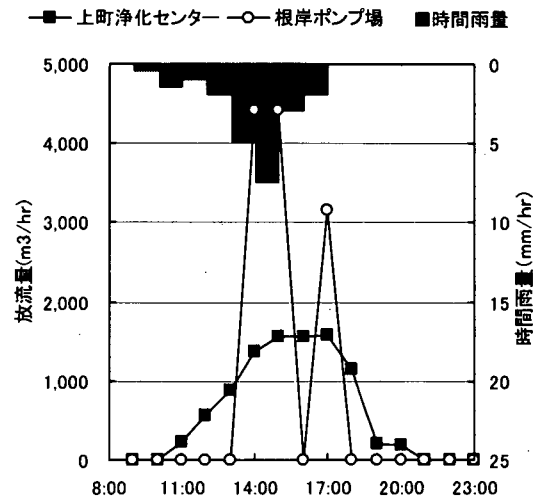
調査地点 2 における採水時刻を横須賀験潮所の観測潮位とともに示したものが図－3 である。採水は原則として調査地点 2、調査地点 1 の順に実施しており、2 地点の採水時刻の差は 10～20 分程度である。調査期間中の検体数は各地点とも 9 検体ずつである。



図－3　調査地点 2 における採水時刻と観測潮位

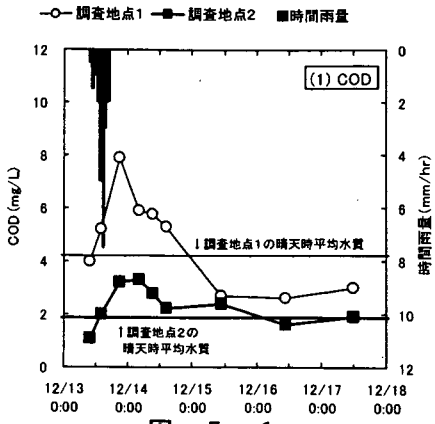
12 月 13 日における上町浄化センターにおける降雨量、ならびに上町浄化センターの簡易処理放流量、根岸ポンプ場の放流量について図－4 に示す。総降雨量は 22.5 mm を記録した。なお 13 日の降雨終了後、17 日までの調査期間中に新たな降雨はなく晴天が続いた。

降雨量ならびに上町浄化センターの簡易処理放流の状況から判断して、雨天時越流が始まった時刻は 10 時から 11 時の間であったと想定される。よって 1 回目の採水における調査地点 1 の水質は越流水の影響を受けていないものと考えられる。また、越流量のピークは 15 時前後と想定され、2 回目の採水は越流量のピーク前、3 回目の採水は越流量のピーク後に相当すると考えられる。なお、根岸ポンプ場の下流に位置する 3 箇所の雨水ポンプ場（分流式）においても、15 時から 16 時にかけて放流があった。

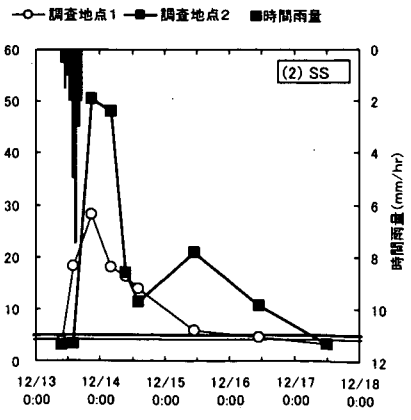


図－4　12 月 13 日の降雨及び越流の状況

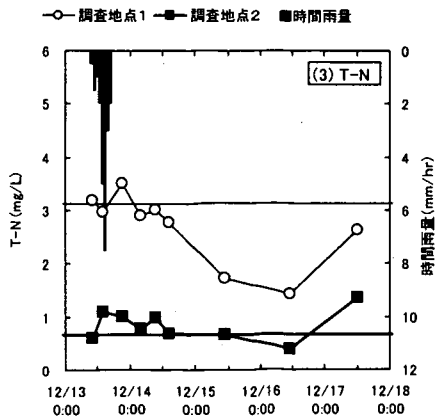
調査結果について図－5．1～5．6 に示す。なお図中には晴天時の平均水質もあわせて表示した。前述の越流状況を反映して、調査地点 1 においてはすべての水質項目について 3 回目の採水時にピーク値が観測された。潮の干満の影響については、調査地点 1 において干潮時の 5 回目の値が、前後の満潮時の 4，6 回目の値より若干高くなる傾向が見られたが、調査結果全体に及ぼす影響は小さいと判断した。



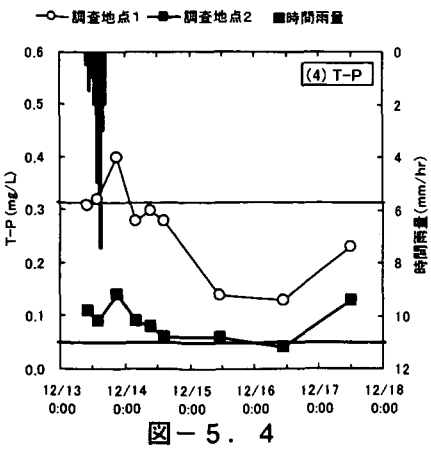
図－5．1



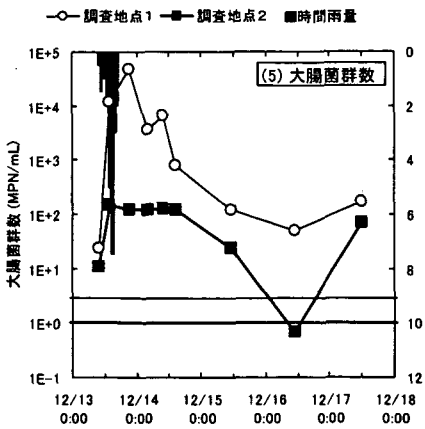
図－5．2



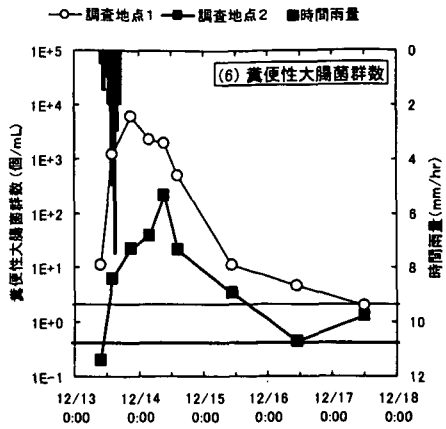
図－5．3



図－５．４



図－５．５



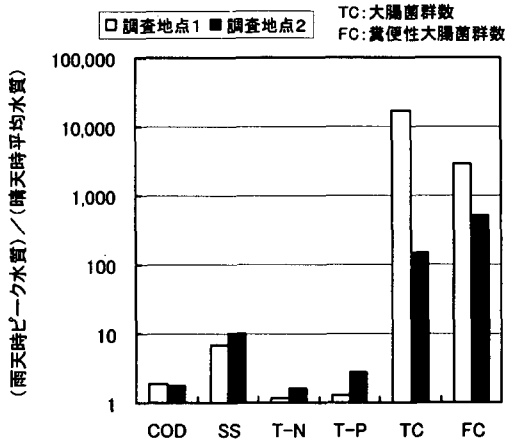
図－５．６

図－５．１～５．６　雨天時調査結果

４．考　察

４．１　晴天時と雨天時の比較

晴天時平均水質に対する雨天時のピーク水質の比について整理したものが図－６である。図より、COD, T-N, T-P は雨天時と晴天時の差が比較的小さいが、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数についてはその差が大きく、特に大腸菌群数と糞便性大腸菌群数は比の値が 10^2～10^4 程度と非常に大きく、晴天時と雨天時で水質が大きく異なることを示している。



図－６　晴天時水質に対する雨天時ピーク水質の比

表－３は雨水流出により悪化した水質が晴天時の平均水質に回復するまでに要する日数を水質項目ごとに整理したものである。ここで所要日数は降雨終了後を起点とし、概ね晴天時水質と同等のレベルまで回復した時点(図－５により判断)をもって終点とし、これを 0.5 日単位で表現したものである。COD, T-N, T-P は降雨終了後約１日で回復するが、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数は回復までに約２～３日を要した。これは、SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数については、上述のとおり晴天時と雨天時で水質が大きく異なることが原因の１つと考えられる。

また、調査地点１における COD, T-N, T-P については、降雨終了後２日目以降は、むしろ晴天時水質より良好な水質が観測される傾向にあった。これは、調査地点１が感潮河川の河口部であり、晴天時に滞留している汚濁物質が降雨による流出でフラッシュされ、水質が一時的に改善されたものと考えることができる。

表－３　晴天時平均水質に回復するまでに要する日数

調査地点	COD	SS	T-N	T-P	大腸菌群数	糞便性大腸菌群数
調査地点1 (開国橋)	1.0	1.5	0.5	0.5	3以上	3.0
調査地点2 (国総研横須賀)	1.0	3.0	1.0	1.0	2.5	2.5

４．２　海域における水質変動

調査地点２における各水質項目のピーク値は、２～５回目の採水において観測された。調査地点１ではいずれの項目も３回目の採水時にピーク値が観測されており、海域における水質変動は水質項目毎に異なる特性を持っていることが推測される。

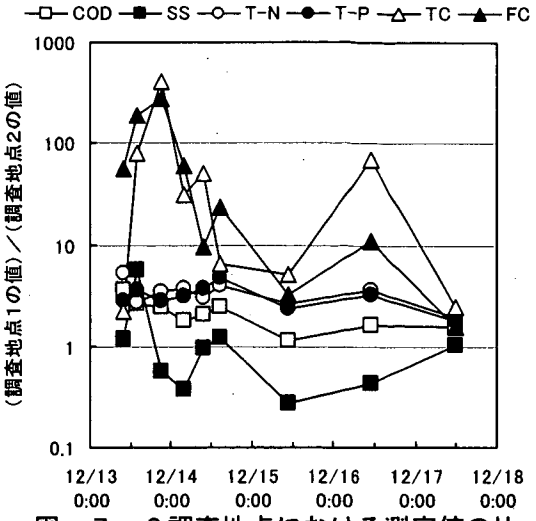
調査地点２の測定値に対する調査地点１の測定値の比について整理したものが**図－７**である。図の傾向から、６つの水質項目を大きく３つに分類することができる。

① COD, T-N, T-P：比の値は全体を通じてほぼ一定。

② SS：比の値が１を下回る場合がある。

③ 大腸菌群数、糞便性大腸菌群数：流出の初期に比の値が大きい。

②については、底泥の巻き上げや風による吹き寄せの影響などにより、海域の水質が上昇したものと考えられる。③については、雨天時の流入水質が晴天時に比べ格段に高いことに加え、海域での菌の死滅により、比の値が大きくなるものと考えられる。



図－７　２調査地点における測定値の比

４．３　大腸菌群数と糞便性大腸菌群数との関係

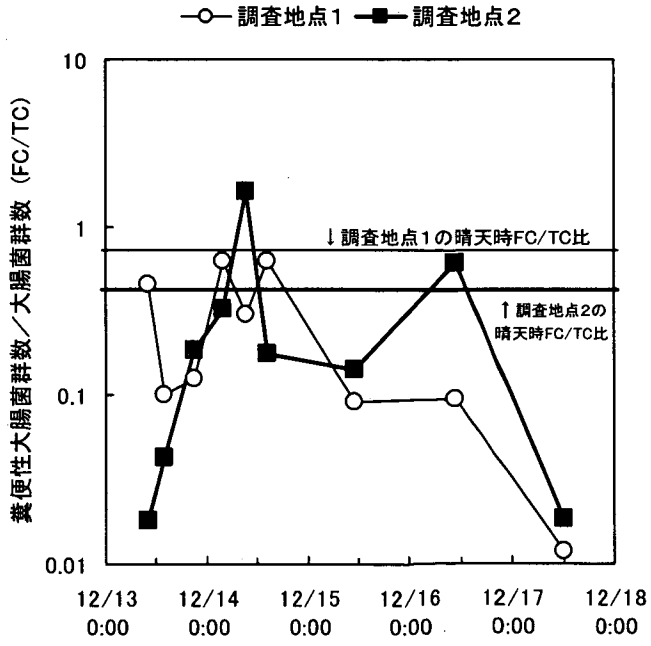
大腸菌群数ならびに糞便性大腸菌群数については、今回新たに合流改善対策の目標に位置づけられた公衆衛生に関する指標項目であるとともに、放流先の海域においてその影響が長期間に及ぶことから、今後の検討において特に重視していく必要がある。

表－４　１次反応を仮定した場合の減衰係数

調査地点	大腸菌群数 (day -1)	糞便性大腸菌群数 (day -1)	備　考
調査地点１（開国橋）	2.49	3.02	3～8回目のデータにより算出
調査地点２（国総研横須賀）	2.55	2.69	5～8回目のデータにより算出

大腸菌群数や糞便性大腸菌群数が放流先において減少する原因として、菌の死滅や沈降、拡散などが考えられるが、これらを総括して１次反応式（$dC/dt = -kC$, Cは濃度、kは減衰係数）で表現した場合の減衰係数を計算し、結果を**表－４**に示した。減衰係数は２地点間の大きな差はなく、いずれの場合も糞便性大腸菌群数の減衰係数の方が大きかった。

大腸菌群数に対する糞便性大腸菌群数の比（FC/TC 比）について整理したものが**図－８**である。調査期間中に FC/TC 比は大きく変動しており、これは海域での挙動や陸域からの流入特性がそれぞれ異なっていることが原因と考えられる。吐き口における規制は大腸菌群数で行われているが、放流先における安全性の評価は糞便性大腸菌群数で行われていることを考えると、海域における実態把握や挙動解明については、大腸菌群、糞便性大腸菌群の双方を対象にする必要があると考えられる。



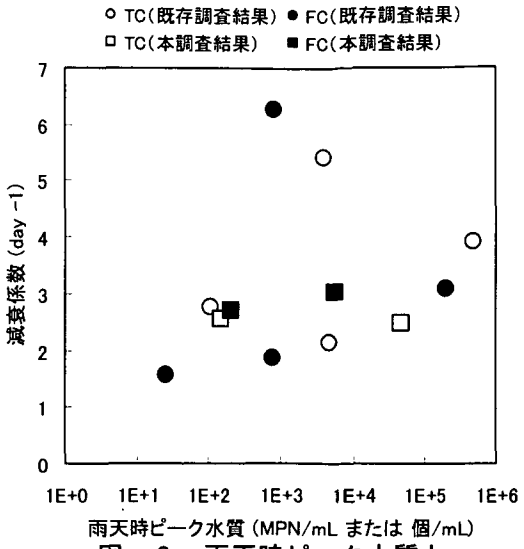
図－８　大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の比

４．４　既往調査結果との比較

合流式下水道改善対策検討委員会において公表された１３都市実態調査結果 [1)]のうち、海域を対象とし

ている５都市の調査結果について解析を行い、本調査結果との比較を行った。晴天時平均水質に回復するまでに要する日数、ならびに大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数について本調査と同様に計算した。

大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数は、各調査によって大きなばらつきがあった。また減衰傾向が明確でないため減衰係数を算定できない場合も多く、一般的な傾向を論じることができなかった。大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の減衰係数の大小関係については、大腸菌群数の減衰係数の方が大きくなる場合が多く、本調査結果とは逆の傾向を示していた。各調査における減衰係数と雨天時ピーク水質との関係を**図－９**に整理したが、両者の関係は明らかではなかった。



図－９　雨天時ピーク水質と減衰係数の関係

これらの結果から、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数については、放流先の海域において降雨後の影響が長期間に及ぶが、減衰の傾向は一様ではなく、各海域の特性が大きく影響するものと考えられる。これは、海域毎の実態調査の重要性を改めて示唆するものである。

５．まとめと今後の課題

合流式下水道の雨天時越流水が流入する海域において雨天時水質調査を実施した。得られた知見をまとめると次のとおりである。

1) SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数は晴天時と雨天時で水質が大きく異なる。大腸菌群数と糞便性大腸菌群数では、雨天時ピーク水質が晴天時平均水質の 10^2～10^4 倍程度であった。
2) 降雨終了後 COD, T-N, T-P では約１日で晴天時平均水質まで回復するのに対し SS、大腸菌群数、糞便性大腸菌群数では約２～３日と長期間を要した。
3) 海域における水質変動の特徴は、①COD, T-N, T-P、②SS、③大腸菌群数、糞便性大腸菌群数の３つのグループに分類された。
4) １次反応を仮定した大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数は 2.5～3.0 day^{-1} 程度であり、２地点間の差は小さかった。
5) 調査期間中の FC/TC 比は大きく変動していた。海域における実態把握や挙動解明については、大腸菌群と糞便性大腸菌群の双方を検討対象にする必要がある。
6) １３都市実態調査結果と比較したところ、大腸菌群数と糞便性大腸菌群数の減衰係数はばらつきが大きく、各海域の特性が大きく影響すると考えられた。

今後は、より詳細な調査を実施し、海域に流入した各汚濁物質の消長について明らかにするとともに、海域に流入する合流式下水道からの越流水や分流式下水道の雨水等についても水量水質調査を行い、流入負荷量と海域の水質との関係についても検討していく必要がある。

最後に、現地調査にご協力いただいた国土技術政策総合研究所海洋環境研究室および日本下水道事業団技術開発部、ならびに雨量データ等のご提供をいただきました横須賀市下水道部の関係各位に感謝いたします。

なお、本調査研究は、技術研究開発調査費により実施されたものである。

＜参考文献＞

1) 合流式下水道の改善対策に関する調査報告書, 2002.
2) http://www1.kaiho.mlit.go.jp/KAN3/kaisyo/day_index.html

II. その他の予算による研究

[下水処理研究室]

1. 下水道施設を活用した CH_4、N_2O の排出抑制中核技術の汎用化と普及に関する研究

国土交通省 国土技術政策総合研究所 下水道研究部
下水処理研究室長　　中島　英一郎
下水処理研究室　　中島　智史・平出　亮輔

平成12～14年度合計予算額　　１７，１４９千円
（平成14年度予算額　　５，５３３千円）

［要旨］
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(CH_4)および亜酸化窒素(N_2O)について、その排出制御技術の信頼性と安定性の評価に必要な実験を行った。　研究では、水処理プロセスと汚泥処理プロセスの2つに分けて行った。

水処理プロセスでは、CH_4 に関して嫌気、無酸素槽のある嫌気-好気法、循環型硝化脱窒法（循環法）と標準活性汚泥法（標準法）の対照実験を行い、抑制効果を検討した。　結果としては、循環法で抑制効果が高く、嫌気-好気法と標準法はほぼ同程度の抑制効果であった。

N_2O に関しては、硝化速度と発生するガスの関係について検討を行った。　実験は、パイロットプラントを長期間運転し、硝化状態を確認しながら、ガス濃度の測定を行った。　結果としては、処理が不安定な時期や硝化抑制から硝化促進へ移行する期間に排出量が多いことがわかった。　N_2O の生成を低く抑えるためには、まず、良好な処理状態を維持する必要がある結果となった。　全国の総排出量は、0.75 Gg-N_2O/year であった。

汚泥処理プロセスは、下水汚泥焼却炉に関する N_2O 排出量調査を行った。　流動床式汚泥焼却炉の実機において N_2O の連続測定を11回行った。　結果としては、測定期間中の N_2O 排出濃度が時間的に変動し、その幅も処理場により異なることがわかった。　これにより、N_2O 排出濃度はフリーボード部の温度の影響が最も大きく、温度から N_2O 排出係数の推定が可能であることも確認できた。　次にその結果と16ヶ所の処理場から運転データを基に、N_2O 排出濃度の推定値を計算でもとめた。　そのデータを元に全国の流動床式汚泥焼却炉からの N_2O 総排出量を求めたところ、3.6 Gg-N_2O/year であった。　本調査における N_2O 連続測定は、産業技術総合研究所つくば西事業所エネルギー利用部門クリーン燃料研究グループと共同で実施した。

［キーワード］温室効果ガス、汚泥焼却、メタン、亜酸化窒素、下水処理

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(CO_2)を除くと、汚泥焼却に伴う N_2O、下水処理に伴う CH_4、および電力や燃料、薬品等の使用に伴う CO_2 が主なものである。

今後予想される下水道の普及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 CO_2 と、水処理に由来する CH_4 と N_2O 及び汚泥焼却に由来する N_2O である。本研究は、下水の処理過程で生成する CH_4 及び N_2O の排出を抑制する対策技術の確立・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、嫌気槽や無酸素槽の導入による CH_4 排出の制御効果の把握・評価と、硝化状態ごとの N_2O 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 N_2O 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．水処理プロセスから排出される CH_4、N_2O の排出抑制中核技術の検討

下水処理場には、常時、嫌気的な状態で大量の有機物を含有した下水が流入してくる。特に下水が嫌気的な状態で滞留する圧送管路やポンプ場内、最初沈殿池などでは、メタン生成細菌が十分に活動できる環境が整っており、多くの CH_4 が生成されている。このため、下水中には高濃度の CH_4 が溶存しており、下水処理場に流入後、反応槽内のエアレーションにより大気中へ気散する。しかも、運転条件や気温によっては、下水中の窒素分が反応槽内の硝化、脱窒反応を受け、中間生成物である N_2O が生成される場合もある。このように、温室効果ガスとしての効果が高い CH_4（CO_2 の 20 倍）や N_2O（CO_2 の 310 倍）が、処理場から発生している事実がある。しかし、これらの温室効果ガスに関する研究は進んでおらず、排出量や排出特性･抑制手法に関しても、現在推薦できる技術が無いのが現状である。

水処理プロセスに関しては、CH_4、N_2O の排出量や排出特性を検討し、温室効果ガス排出抑制手法に関して研究を行った。 CH_4 に関しては、反応槽の 1 槽目にノンエアレーションの嫌気槽・無酸素槽を設置した処理法である嫌気-好気法・循環法と、これまで多くの処理場で採用され、日本では最も基本的な処理法である標準法との対照実験を行い、CH4 抑制効果に関して検討を行った。 N_2O については、硝化反応による生成を対象に、実験施設を長期間運転し、硝化状態を変化させながら排出ガス量の測定を行い、硝化速度の違いによる N_2O 排出特性に関する検討を行った。以下に、その検討結果を示す。

3．1 CH_4 に関する検討

微生物由来の CH_4 生成には、酸素のない無酸素状態もしくは、硝酸もない嫌気状態の環境と有機物が必要である。まず、嫌気的な環境では、嫌気性細菌が有機物を水素･炭酸ガス･酢酸に分解する。その後、メタン生成細菌が水素･酢酸を使って、CH_4 と炭素ガスを生成する。よって、下水のような嫌気的であり、かつ有機物を多量に含む条件下では、メタン生成細菌が活発に活動し、大量の CH_4 を生成していると考えられる。その後、生成された CH_4 は液中に溶存し、加圧状態からの開放や撹拌、エアレーションの作用を受け、大気中に排出される。特に、下水処理場はかなりの量の空気を使ってエ

アレーションを行っているため、反応槽内で溶存 CH_4 が大気中に排出されやすいと考えられる。しかも一般的に使用されている標準法は、全槽エアレーションであるため、流入下水中の溶存 CH_4 を直ちに排出してしまうことになる。

このため、当検討では、前段にノンエアレーション槽の嫌気、無酸素槽が組み込まれた処理法である嫌気-好気法、循環法に注目し、標準法との対照実験を行い、CH_4 抑制効果の検討を行った。実験では、完全覆蓋型実験装置を使用した。以下に実験の詳細を示す。

3．1．1　実験施設

完全覆蓋型実験施設の簡易図（循環法）と施設写真を図-1,2 に示す。実験施設は、茨城県霞ヶ浦浄化センター内の湖北総合実験施設に設置した。実験装置は、全容量 12L の小型の下水処理装置である。それぞれ 3L の塩ビ管を、4 連つなぎ合わせた実験装置であり、後段にアクリル製の最終沈殿池（容量 8L）が設置してある。流入下水は、茨城県霞ヶ浦浄化センターに流入する生下水を使用し、湖北総合実験施設内の最初沈殿池（初沈）で 1 次処理したものを使用した。水量の調節にはチューブポンプを使用し、連続して下水を流入させた。通常は、エアーストーンで全槽エアレーションを行い、標準法の運転を行っているが、第 1,2 槽のエアレーションを停止させることで、嫌気槽や無酸素槽に運転を切り替えることが可能である。嫌気、無酸素槽の撹拌には、マグネットスターラーを使用した。反応槽は、蓋を閉めると完全に覆蓋され、第 1 反応槽上部に 1 ヵ所のみに排出口が設置してある。通常は、処理状況を確認するため蓋をせず、サンプリング前日に蓋を閉めるものとする。それぞれの実験条件を表-1 に示す。嫌気-好気法の SRT が低いことに関しては、測定日前日に MLSS 濃度が高くなり過ぎ、前日に汚泥の引抜きを多めに行ったためである。通常は表示の SRT に近い値に設定してある。

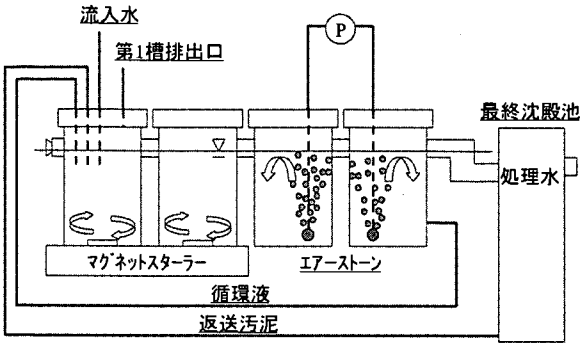


図-1 完全覆外型実験施設簡易図（循環法）

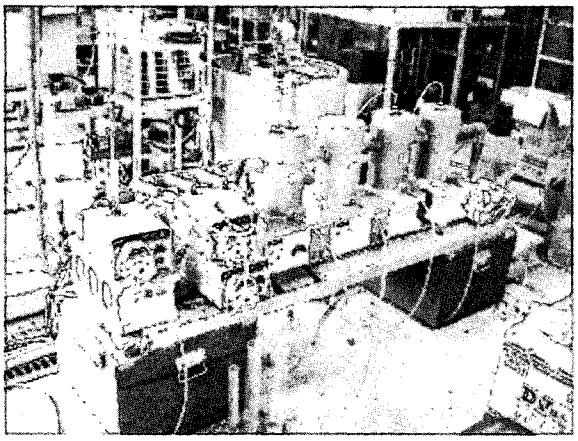


図-2 完全覆外型実験施設の写真

表-1 実験条件

	HRT (h)	SRT (d)	A-SRT (d)	返送率	循環率	曝気風量 (l/min)
循環法	10 (9.5)	20 (20)	10 (10)	1.0 (1.05)	1.5 (1.52)	1 (1)
嫌-好気法	10 (10)	20 (7.5)	10 (3.75)	1.0 (1.00)	0.0 (0.00)	1 (1)
標準法	10 (10)	10 (7.5)	10 (7.5)	1.0 (1.00)	0.0 (0.00)	2 (2)

※（）内が調査当日の測定値

3．1．2　実験方法

実験では、24 時間調査を実施した。サンプリング開始時刻は 12:00 であり、その後 3 時間に一回のペースでサンプリングを行った。サンプリングは、気体 CH_4 サンプルと液体 CH_4 サンプル、および一般水質分析用に 100ml のサンプルを採取した。

気体 CH_4 サンプルは、第 1 反応槽排出口から直接 1L のテトラバッグを接続し、サンプリングを行

った。その他に、通常時の大気中の CH_4 濃度を測定するため（エアレーションにより液中から気体中に移行した CH_4 濃度のみを計算するために測定する）に、実験中に1回のブランクガスをテトラバッグに採取した。調査終了後、速やかに実験棟へ運送し、ガス濃度の測定を行った。測定には、FID/GCを使用した。

液体 CH_4 サンプルは、流入下水と処理水を採水した。サンプリング手順としては、一度フランビンに採水し、その後、事前に固定用（微生物の活動を止める）の試薬を入れ、蓋をしたバイヤルビンに、シリンジを使いサンプルをゆっくり挿入した。保管に関しては、調査中は湖北総合実験施設内の冷蔵庫を使用し、固定用試薬には20%グルコン酸クロルヘキシジン溶液を使用した。調査終了後、速やかに実験棟へ運送し、ガス濃度の測定を行った。測定には、FID/GC を使用し、ヘッドスペース法で測定を行った。

一般水質分析用のサンプルは、現場で採水後、固定用の塩酸（水で2倍に希釈）を添加し、冷蔵庫に保管した。水質測定項目は、CODcr・T-N・T-P・NH_4-N・NO_2-N・NO_X-N（NO_2-N+NO_3-N）・PO_4-Pである。その他に、水温・pHについても測定を行った。

3．1．3　結果

実験の結果として、水質の平均値を表-2に示す。流入水については、各処理法ともにほぼ同じような値であった。処理水は、CODcrが標準法と嫌気-好気法でほぼ同程度、嫌気-好気法のみ処理水に NH_4-N が残留している結果であった。これは、嫌気-好気法でのエアレーション時間が5時間程度と短く、水温が低いために硝化が促進されず NH_4-N 濃度が高くなったと考えられる。また、嫌気-好気法実験終了時に、嫌気槽の PO_4-P を測定したところ、1.8 mg/l 程度の低い値を示した。このため、嫌気槽のりんの放出も良好に行えていない状態であった。

表-2 処理法別水質結果

	循環法		嫌気-好気法		標準法	
	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
水温(℃)	21.1	16.3	13.5	9.7	14.8	8.7
CODcr	278	14	267	31	253	28
T-P	3.12	0.60	3.37	1.05	3.41	1.51
T-N	29.50	9.47	30.98	12.57	31.53	20.30
NH_4-N	20.30	0.19	23.45	5.06	23.12	0.07
PO_4-P	1.62	0.28	2.05	0.83	1.94	1.20
NO_{3+2}-N	0.10	7.41	0.26	6.15	0.08	17.24
NO_2-N	0.01	0.01	0.22	1.67	0.07	0.64

※ 単位がないものは mg/l とする。

次に、CH_4 測定結果を表-3に示す。流入水中の CH_4 量は各処理法ごとに若干違うものの、比率では循環法に高い CH_4 抑制効果があった。排出 CH_4 量自体も、循環法は標準法の 1/2 程度であり、3つ処理法の中で最も抑制効果があった処理法である。しかし、標準法・嫌気-好気法に関しても、若干ではあるが CH_4 抑制効果があることが確認できた。これは、返送汚泥率が通常より高いため、返送汚泥が第1槽に流入するまでに脱窒が最後まで進まず、液中に NO_3-N が残留した状態で第1槽に流入した。このため、第1反応槽内で若干脱窒反応が進み、抑制効果が発生したと考えられる。上でも書いたとおり、実験時、嫌気-好気法の嫌気槽でのりんの放出状態が悪かったこと（NO_3-N は、嫌気槽のりん放出の阻害物質となるため）と、表-2より、標準法・嫌気-好気法両方ともに、流入下水に比べ処理水中のT-Nが通常より低い値であったため、反応槽内で脱窒反応の進行があったと予想できる。この結果から、無酸素槽の脱窒が CH_4 抑制には効果的である。脱窒反応が CH_4 にどのような影響を与えているか、詳細は不明だが、脱窒反応のエネルギー源として、CH_4 が消費されたとも考えられ

表-3 CH_4 検討結果

	循環法	嫌-好気法	標準法
流入水中CH_4量(mg/m^3)	617.5	431.3	550.9
処理水中CH_4量(mg/m^3)	5.0	0.5	0.0
排出CH_4量(mg/m^3)	195.0	335.2	424.6
比率(処理+排出/流入)	0.32	0.78	0.77

る。今後、脱窒反応が CH_4 に与える影響に関して検討を行う必要がある。

3．2　N_2O に関する検討

下水処理過程において、流入下水中に含まれる NH_4-N の一部は、アンモニア酸化細菌や亜硝酸酸化細菌により NO_2-N、NO_3-N に酸化（硝化）される。また、生物学的窒素除去プロセスでは、脱窒細菌を利用し NO_2-N、NO_3-N を N_2 に還元し大気中に放出する脱窒反応を使用する。図-3 に、硝化・脱窒反応の簡易図を示す。図で示してあるとおり、N2O は硝化・脱窒のどちらの過程からでも生成される中間生成物である。このうち硝化過程における N_2O の生成は、我が国において広く普及している下水処理法である標準法やオキシデーションディッチ法（以下、OD 法）でも、運転方法や水温などの条件によって硝化が進行することから、その対策が重要と考えられる。

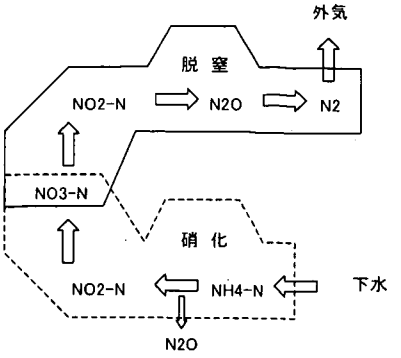


図-3 硝化・脱窒反応の簡易図

このため、当検討では、硝化と N_2O 生成に関する特性の調査を目的に、長期間標準法でパイロットプラントを運転し、硝化状態を確認しながら、排出 N_2O 濃度の測定を行った。以下に、実験の詳細を示す。

3．2．1　実験施設

パイロットプラント実験施設の簡易図と写真を図-4,5 に示す。パイロットプラントは、湖北総合実験施設内に設置してあるものを使用した。パイロットプラントは、全容量 10m³ の水深 2m の施設である。反応槽内をそれぞれ 2m³ ごとの 5 槽に分割してあり、後段に最終沈殿池（終沈）が設置してある。流入下水は、茨城県霞ヶ浦浄化センターに流入してくる生下水を使用し、湖北総合実験施設内の初沈で 1 次処理したものを使用する。

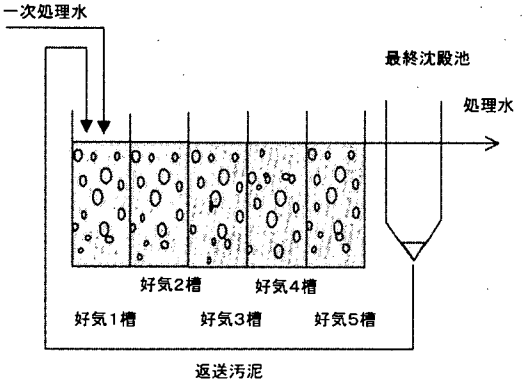


図-4 パイロットプラントの簡易図

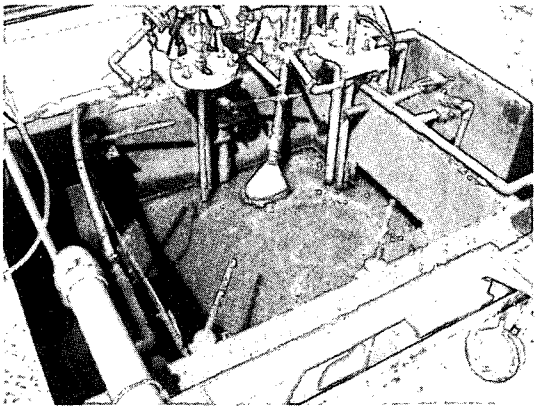


図-5 パイロットプラント反応槽の写真

実験時には、流入水量 1.25～2.00m³/h、HRT 5～8h、返送汚泥率 50%、MLSS 1,500mg/l、曝気風量 10m³/h の実験条件を基本条件とし、処理の状態や季節により若干条件を変更して運転を行った。なお実験では、高温期・低温期に SRT を制御して、硝化が反応槽内で完了するように運転を行う場合（硝化促進）と、硝化の進行を抑制した運転（硝化抑制）の条件で運転を行い、硝化状態と水温の違いによる N_2O 生成量の比較を行った。しかし、高水温期の硝化抑制条件に関しては、長期実験中には行っていない。それは、通常、高水温期は汚泥の活性が良くなり、硝化が進んでしまうため、硝化抑制状態に運転を変更するには、処理

が行える限界の状態にしなければいけないため、維持管理上危険な運転状態となる。このため、長期測定実験が終了した後、別途条件設定をし、夏期に実験を行った。表-4 に各 RUN の実験期間および運転条件を示す。

表-4 実験期間の運転条件

RUN	期間	運転条件
1	1年目 4月22日 ～ 翌年 2月 9日	硝化促進
2	2年目 4月11日 ～ 7月 3日	硝化促進
3	2年目10月 4日 ～ 翌年 1月31日	硝化抑制

3．2．2　実験方法

実験は、2 年間（他の実験でプラントを使用する場合を除き）行い、週に 1 回のサンプリングを行った。サンプリングは、気体 N_2O サンプルと液体 N_2O サンプル、および一般水質分析用サンプルを採取し、現場で水温、pH、Do、ORP の測定を行った。

気体 N_2O サンプルは、各 5 反応槽それぞれに設置してあるロートから、1L テトラバッグに採取する。その他、ブランクガスも現場で 1 検体を採取する。液体 N_2O サンプルは、流入下水・返送汚泥・各 5 反応槽のサンプルを採水する。サンプリング時には、一度フランビンに採水し、その後、サンプルと固定用試薬（20%グルコン酸クロルヘキシジン溶液）をバイヤルビンに入れ、蓋をして密閉する。サンプリング終了後は、速やかに実験棟に運送し、ECD/GC で濃度測定を行う。液体サンプルに関しては、ヘッドスペース法で測定を行う。

その他の項目に関して、一般水質分析用サンプルとして、流入下水・返送汚泥・各 5 反応槽のトータルサンプルと溶解性サンプルを採水する。溶解性サンプルに関しては、現場で簡易ろ過キットを使用し、GF/B でろ過を行う。両サンプルとも最後に固定用の塩酸（水で 2 倍に希釈）を添加し、冷蔵庫で保管した。測定項目としては、流入下水の T-CODcr、流入下水・返送汚泥・各 5 反応槽の D-CODcr、NH_4-N、NO_2-N、NO_X-N、PO_4-P をそれぞれ測定する。現場での水温、pH、Do、ORP の測定は、各 5 反応槽ごとに行った。

3．2．3　結果

結果として、全期間（高水温期・硝化抑制以外）の N_2O 生成量と水温、MLSS を図-6 に示す。図中の N_2O 生成量とは、気体として反応槽から排出されるものを「気相中」、反応槽の 5 槽目で採取した液中に含有されているもの、すなわち液相中に溶解した形で反応槽から排出されるものを「液相中」とし、気相中と液相中の和（＝「N_2O 総量」）を水処理過程で生成される N_2O 量とした。図より、データにはばらつきがあるが、全期間にわたって N_2O が排出された。排出量としては、期間平均で 100mgN_2O-N/m^3 程度であり、期間最大値は 450mgN_2O-N/m^3 であった。期間中は、管理状態や処理の状態により、反応槽内での N_2O 生成量はかなり変動する結果であった。

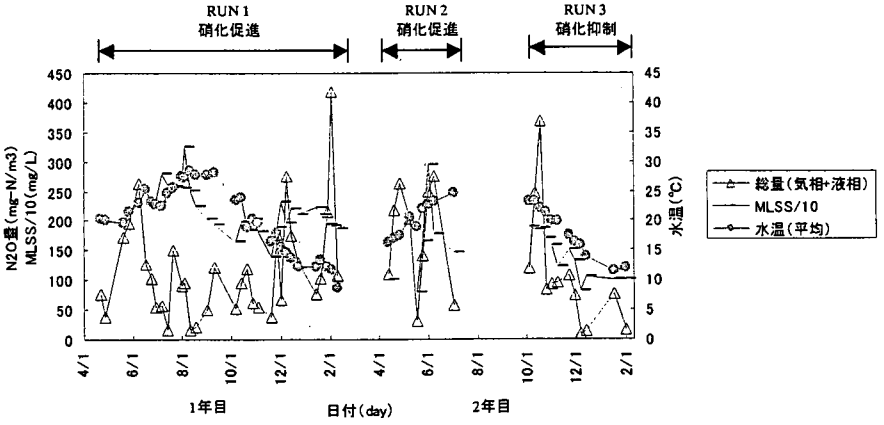


図-6 N_2O 生成量、水温、MLSS の変化

表-5 に、処理が安定している時期の高水温・低水温期の N_2O 排出量の平均値を示す。N_2O 生成量は、高水温期に比べ低水温期に多く、特に硝化促進のときに最大値を示した。

表-5 硝化状態と水温の関係

測定期間	硝化状態	排出N_2O量 (mgN_2O-N/m^3)
高温期	抑制	1.8
	促進	18.3
低温期	抑制	14.0
	促進	55.3

高水温期の硝化抑制に関しては、反応槽内の Do がほとんど無く、処理状態として特別な状態であるため、一概にはできないが、基本的には硝化反応の中間生成物であるため、硝化が促進すればある程度の N_2O が生成されると考えられる。特に、低水温期になると、汚泥中の微生物の活性が弱くなり、硝化に時間がかかるため、中間生成物の N_2O の生成が増加してしまう傾向にある。しかし、上で記載したとおり、処理の状態によりかなりの変動があり、期間最大値を示した処理状態の悪い時期に比べ、処理が良好で安定している期間の排出量は、低い値であると考えてよい。次に、各期間の処理状態ごとの排出特性に関して、4 つの期間に分け、詳細を説明する。

① 硝化促進運転における N_2O 排出特性

図-7 に、RUN1（1 年目 4 月 22 日～翌年 2 月 9 日）における N_2O 生成量、および、反応槽内の硝化状態を表すため、5 槽目の NH_4-N、NO_X-N 濃度を示す。

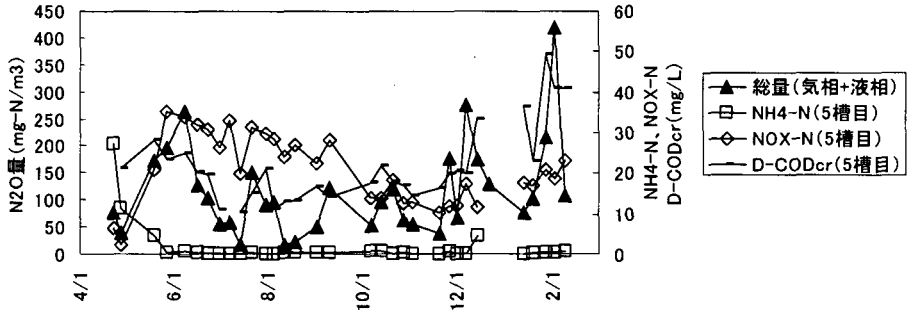


図-7 RUN1 における N_2O 総量と処理状況

実験開始初期は、MLSS が低く硝化が進みにくい状態であったが、徐々に MLSS を上げ、SRT を大きくすることで活性汚泥中の硝化細菌量を増加させ、硝化促進条件に移行させた。その結果、5 月には処理水の NH_4-N が低下し、硝化がほぼ完全に行われるようになった。この期間の N_2O 生成量は、運転条件変更後増加しており、その後、硝化が進むようになると低い値となった。

7 月～9 月は、夏季の高水温期にあたり、MLSS を若干下げ気味で運転を行ったが、処理水に NH_4-N が残存せず、NO_X-N も高い値で維持され、硝化が安定して進行していた。この期間、硝化は第 2 もしくは第 3 槽目で完了しており、活性汚泥の硝化活性はかなり高い状態であった。N_2O 生成量も低い値に落ち着いていた。図-8 に、この期間における硝化の進行状況を示す。なお図中の IN+RS は、反応槽流入水（IN）と返送汚泥（RS）から計算した混合液中の濃度である。

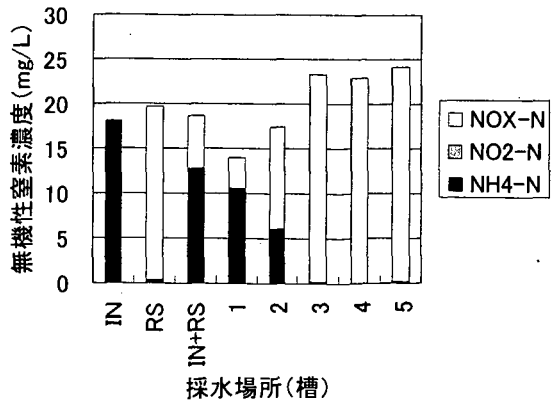


図-8 反応槽内の硝化の進行状況（水温 26℃）

10 月～翌年 2 月の秋・冬季にかけては、徐々に水温が低下したことで活性汚泥の硝化活性が低下し、処理水中に NH_4-N が残るようになってきた。このため、MLSS を 2,000 mg/l まで引き上げて運

転を行ったところ、処理水の状態が安定した。その後、汚泥を引抜きすぎたため、翌年 1 月から MLSS が下がり、処理状態が再び悪化した。このとき、処理水の溶解性(D)-CODcr は、最高で約 50 mg/l（通常 20 ）まで上昇した。硝化および N_2O の生成量をみると、処理の悪化した期間において NO_X-N が低下し、N_2O 生成量が増加している。しかし、秋・冬季においても処理状態が良好な期間においては、夏季に比べ若干高い値ではあるものの N_2O 生成量は低い値で安定していた。図-9 に翌年 1 月 27 日の硝化の進行状態を示す。

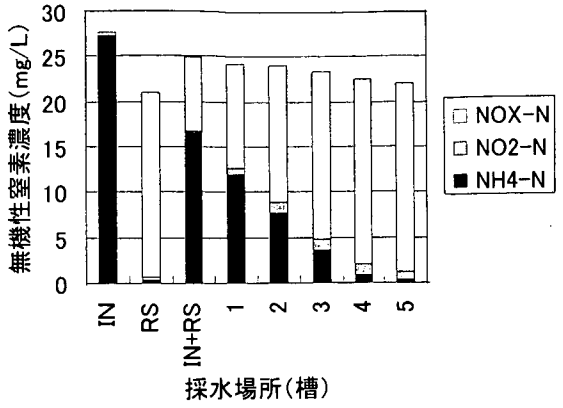


図-9 反応槽内の硝化の進行状況（水温 12℃）

ここで、図-10 に RUN1 の全期間の N_2O 総量と NO_2-N 濃度の関係を示す。図より、N_2O 総量が多い場合、NO_2-N 濃度も高い値を示す傾向にある。これは、N_2O および NO_2-N がどちらも硝化過程の中間性生物であるため、生成量の傾向が似ていると考えられる。特に、水温が低い冬季や、MLSS 低下時の処理状況が悪化した場合に、NO_2-N が上昇し、N_2O 総量も増加することが多い。

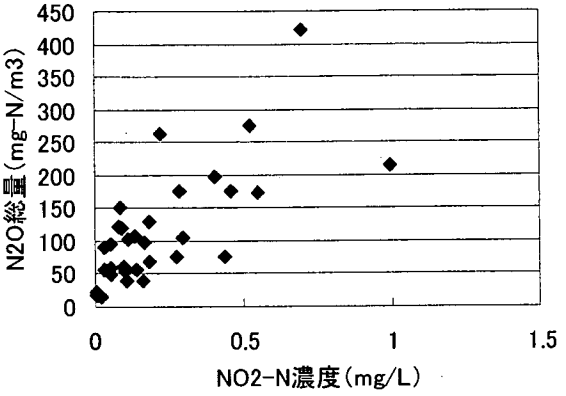


図-10 硝化促進時の N_2O と NO_2-N の関係

RUN1 の結果、良好に硝化が進んでいる状態で運転を行った場合、N_2O 生成量は低い値で安定する。しかし、急激に MLSS を低下させ SRT の減少を招いた場合や、冬季の水温が低い期間に十分な MLSS を保持できない場合には硝化が完全には進まない状態が生じ、中間生成物である NO_2-N 濃度が上がり、このようなケースで N_2O 生成量がかなり上昇することがあることがわかった。

② 硝化抑制運転における N_2O 排出特性

図-11 に、RUN3（2 年目 10 月 4 日～翌年 1 月 31 日）における処理状況を示す。実験開始時は、MLSS が高い状態であったため、徐々に MLSS を下げ SRT を低下させた。その結果、11 月から処理水中の NH_4-N が上昇し、12 月にはほぼ硝化が進行しない状態に落ち着いた。N_2O 生成量も、12 月以降低い値に安定しており、流入下水量当たりの生成量は平均約 27 mgN_2O-N/m^3 であった。しかし、翌年 1 月 17 日のデータをみると、処理水中の NO_X-N が若干上昇しており、それに合わせて N_2O 生成量が増加している。これらのことから、硝化抑制条件で運転を行う場合、反応槽

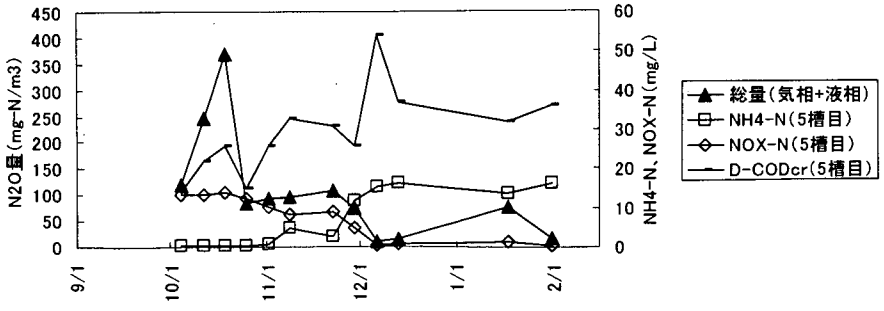


図-11 RUN3 における N_2O 総量と処理状況

の第5槽においても NO_X-N が検出できない状態では N_2O 生成量は低い値に安定するが、NO_X-N が掲出されるような状態
では N_2O 生成量が増加することあることがわかる。

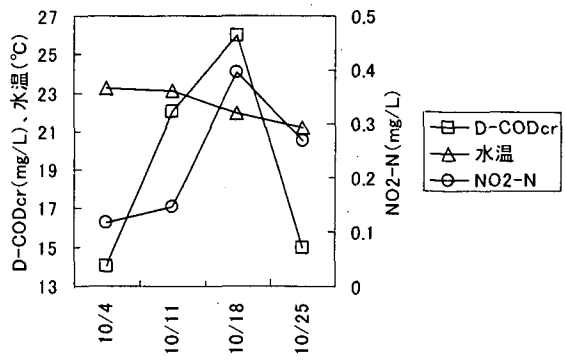


図-12 水温変動期の処理状況の例

③ 硝化促進から硝化抑制

ここで、運転条件が硝化促進から硝化抑制に移行していた2年目10月の処理状況を図-12に示す。

反応槽の状態としては、MLSS がまだ十分低下せず 1,800 mg/l 程度とやや高い値であるため、硝化がほぼ完全に進んでいる(図-11 参照)。しかし、処理水中の D-CODcr はやや高い傾向が見られる。同じような現象は、1年目6月～7月にも発生している (図-7 参照)。この場合も、硝化促進条件での運転に移行し、硝化がほぼ完全に進んでいる状態であるにもかかわらず N_2O 生成量が一時的に増加している。なお、実験期間を通じ N_2O 生成量が大きくなっている時期には処理水中の NO_2-N の濃度が上昇しており、これらの期間においても NO_2-N の上昇が認められた。

また、これらの期間は、水温が低温期から高温期、または高温期から低温期への変わり目に当たり、活性汚泥中の微生物相が変化していることが考えられる。

以上のことから、N_2O 生成量の増加は、人為的な操作により硝化が不完全な形で生じ、処理水中に NH_4-N と NO_X-N が存在するような条件下だけでなく、見かけ上 NO_X-N への硝化が完全に進んでいても、NO_X-N 中の NO_2-N の割合が大きくなるような条件でも生じることが推定される。また、季節の変わり目において活性汚泥の性状が変化する時期には、NO_2-N 型の硝化が進むことで、N_2O 生成量が増加するものと考えられる。実際、2年目10月の NO_2-N 濃度は平均 0.27 mg/l となり、夏季の平均値 0.04mg/l に比べ、かなり高い値であった。なお、今回の実験では、水温が約 22 ℃の頃に NO_2-N 濃度と N_2O 生成量の増加が観察された。

④ 硝化抑制から硝化促進

次に、RUN2 (2年目4月11日～7月3日)では、実験開始前にMLSS が約 1,000 mg/l で SRT を小さく保っていたため、活性汚泥中の硝化細菌数はかなり少ない状態であったと考えられる。この状態から、硝化促進条件に移行するため MLSS を 2,000 mg/l 程度まで引き上げた。この期間における処理状況を図-13 に示す。

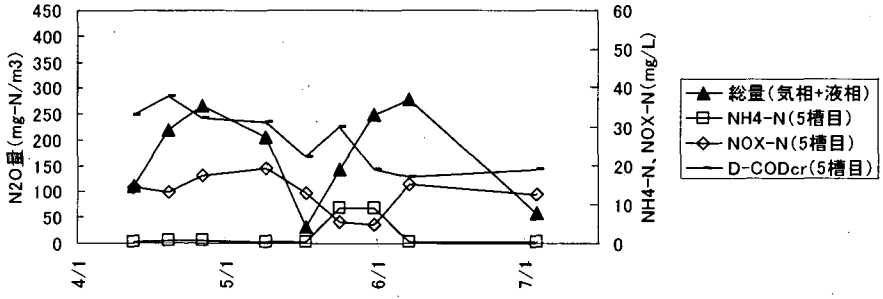


図-13 RUN2 における N_2O 総量と処理状況

NH_4-N をみると、期間の半ばにやや上昇が見られるもののほぼ 0 mg/l に近く、硝化はほぼ順調に進行していたものと推定される。一方、N_2O 生成量は、一時的に低下した時期はあるものの高い状態で推移し、RUN の終了時点では低下している。このような現象が生じる原因について、初期は硝化

に関与する微生物の量が少なく、次第に増加する過程において、そのバランスが変化するため、硝化の中間生成物である N_2O や NO_2-N の濃度が高くなるのではないかと考えられる。その後、MLSS を引き上げるため、引抜きを行わないことで硝化細菌が少しずつ増加していき、最終的に硝化細菌数が安定すると、N_2O や NO_2-N の濃度は減少する。実際、この期間の平均 NO_2-N 濃度は 0.21 mg/l であり、かなり高い値であった。

ここで、当検討の結果を使い、全国の水処理過程から排出される N_2O 総排出量を計算する。平成13年度年間の全国総処理水量は 130 億 m^3 程度である。すべての処理場が硝化促進で運転を行っていると考えると、排出係数を 36.8mgN_2O-N/m^3（高水温と低水温の平均値）とする。総 N_2O 排出量は 0.75Gg-N_2O/year となる。

3．3　まとめ

CH_4 に関しては、特に循環法に高い抑制効果があることが確認できた。標準法に比べると、CH_4 排出量は 1/2 程度に抑えられる。しかも、嫌気-好気法・標準法においても若干ではあるが CH_4 抑制効果が認められた。これは、返送汚泥中に NO_3-N が残留していたために、第 1 反応槽内で脱窒反応が若干発生し、抑制効果が現れたと考えられる。この結果から、無酸素槽の脱窒が CH_4 抑制には効果的である。脱窒反応が CH_4 にどのような影響を与えているか、詳細は不明だが、脱窒反応のエネルギー源として、CH_4 が消費されたとも考えられる。

N_2O に関しては、データは期間中大きくばらついているが、全期間にわたって N_2O が排出された。排出量としては、期間平均で 100mgN_2O-N/m^3 程度であり、期間最大値は 450mgN_2O-N/m^3 であった。期間中は、管理状態や処理の状態により、反応槽内での N_2O 生成量はかなり変動する結果であった。しかし、処理が安定している期間は、N_2O 生成量を低く保つことが可能であり、その量は高くても 55.3mgN_2O-N/m^3 であった。一般に、硝化細菌の増殖速度は水温の影響を強く受け、低水温期には硝化が抑制され、逆に高水温期には促進される傾向がある。近年、下水処理施設の省エネルギー等を目的にした硝化抑制運転や、窒素の除去を目的とした生物学的硝化脱窒プロセスが普及しているが、このような処理では水温に応じた適切な運転管理により、不完全な硝化が進行するような状況を生じさせないことが必要である。

4．汚泥処理プロセスから排出される温室効果ガスに関して

亜酸化窒素（N_2O）は温暖化ガスの一種であると同時にオゾン層破壊ガスでもあり、その低減が急務となっている。ここ 10 年来の研究により、人為的発生源が特定され、固定燃焼装置もその有力な発生源の一つであることが明らかになってきた [1]。特に、窒素分が多く含まれる下水汚泥の焼却施設からの発生量が大きいことが指摘されている。この中でも、近年主流となっている流動層（床）形式の焼却炉は低温燃焼を特徴とするため N_2O の排出量が大きい。

IPCC（Inter governmental Panel for Climate Change）は加盟各国政府に対し国内から排出される温暖化ガスの発生状況の報告を求めている。温暖化ガス排出量の推定に必要な排出係数（Emission factor）については実測値がある場合はその値を使用し、ない場合については IPCC が公表する推奨値を使用することを求めている [2]。しかしながら、固定発生源から排出される N_2O の実測値、推奨値は共に長期の連続測定に基づいた値ではなく、いわゆる grab sampling による方法で測定された値が未だに多く採用されているのが現状で、代表点としての精度に難点がある。

本研究では流動層下水汚泥焼却炉から排出される N_2O を精度良く推定するための基礎資料として、2 週間程度の連続測定に基づいてその排出係数を決定することを試みた。次にこれらの実地調査から得られた焼却炉のパラメーターと N_2O の排出特性の関係を利用して、下水汚泥焼却炉の運転データ記録から N_2O の排出量を予測する手法を開発し、精度良く排出係数を推定した。

4．1　下水汚泥焼却炉の長期連続モニターによる N_2O 排出係数の決定

4．1．1　測定対象施設と測定法

平成 12 年度から 14 年度までの 3 年間で測定の対象とした焼却炉は 6 基で、すべて流動層形式の焼却炉であり、その主要緒元および測定時の汚泥分析値を表-6 に示す。以降各焼却炉を表-6 に示す A, B, C, D, E, F の名称で示すことにする。測定は 3 基については複数年行ったので、全測定回数は 11 回となる。それぞれの測定は B1（B 焼却炉の第 1 回測定）の様に示すこととする。焼却処理する汚泥は全ての施設で高分子系凝集剤を使用し脱水したものであり、測定期間中の組成の平均値を表-7 に合わせて示す。汚泥組成に特に大きな相違は認められなかった。ただし、B 焼却炉では消化汚泥を別途投入しており、夜間から早朝にかけて焼却されている。

各施設で機器構成は若干異なるが、一例として B 焼却炉のフローシートを図-14 に示す。各焼却炉ともサイクロンで粗粉灰を分離した後、スクラッバーで洗浄し、バグフィルターまたは電気集塵機により灰を捕集している。汚泥の投入は全ての焼却炉で流動層上部から投下する方式である各焼却炉とも最近稼働し始めた施設であり、設計・建設業者は全て異なるものの、ほぼ同様な設計となっている。

N_2O 濃度分析のためのガスは焼却炉運転管理のための排ガスモニタリング用の分析計へのサンプリングラインを利用してサンプリングを行った。サンプリングしたガスは、フィルター、水分除去器

表-6 測定対象焼却炉および汚泥分析値一覧

Incinerator		A	B			C			D		E	F
Measurment		A	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	E	F
Measuring period		Jan-01	May-00	Dec-01	Sep-02	Dec-00	Aug-01	Oct-02	Sep-01	Feb-03	Mar-01	Nov-01
Capacity t-WS/day		90	50			250			100		200	200
Co-firing fuel		Heavy oil	Heavy oil			Town gas			Heavy oil		Heavy oil	Heavy oil
Analytical data of sludge wt%	C	37.34	37.90	43.16	29.81	46.61	40.02	37.78	40.93	35.44	51.44	46.43
	H	5.40	4.51	6.22	5.03	5.50	4.72	5.86	6.00	5.75	6.51	6.86
	N	5.96	5.17	5.48	4.12	5.48	4.70	4.41	5.51	4.59	5.14	5.82
	S				1.04			0.69		0.50		
	Ash	29.62	26.40	20.21	27.77	14.89	17.70	16.91	26.88	19.28	13.36	19.42
Water content wt%		79.76	80.60	79.81	78.50	78.61	77.86	77.68	80.98	78.75	76.42	81.71

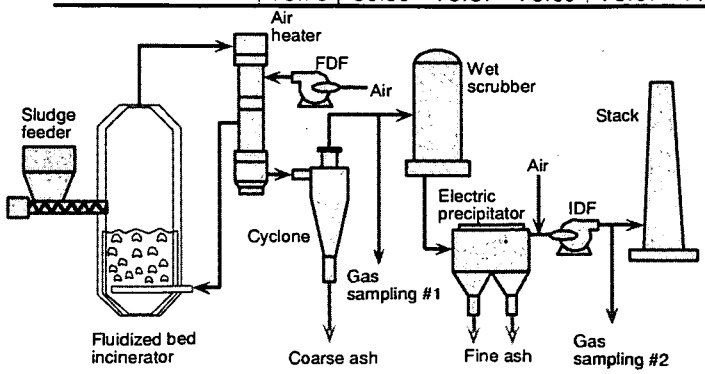


図-14 典型的な汚泥焼却炉簡易図

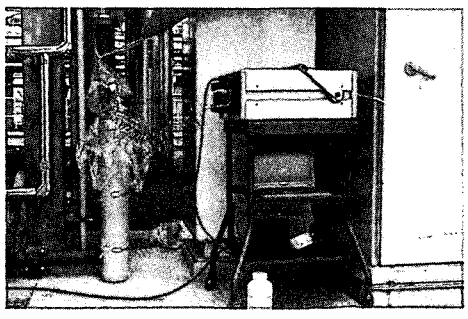


図-15 GC による分析の様子

を通過させた後、分析計に導入した。排ガス中のN_2Oの分析は平成12年度については赤外吸収式連続分析計（堀場製作所VIA-510型）を用い、平成13、14年度については赤外分析計より簡便な小型ガスクロマトグラフ（Agilent technology M400）を用いてN_2Oを分析した（図-15にガスクロマトグラフによる測定中の様子を示す）。連続分析期間中は適宜校正ガスによる校正を実施し、分析値の精度を保った。ガスクロマトグラフによる分析では、10分間隔でガスをサンプリングし分析し、分析結果は計算機に記録した。ガスのサンプリング位置は、施設により異なりサイクロンの後段と煙突入り口の2通りとなった。後者の位置では、焼却炉出口ガスに白煙防止のため空気が混入され希釈されるので、煙突入り口位置における酸素濃度もしくは二酸化炭素濃度と、焼却炉のモニタリングで測定されているサイクロン出口における酸素濃度または二酸化炭素濃度を用いて希釈率を計算し、N_2Oの測定値を補正した。

$$C_{N2O,furnace} = \frac{21.0 - C_{O2,furnace}}{21.0 - C_{O2,stack}} C_{N2O,stack} \quad (1)$$

$$C_{N2O,furnace} = \frac{C_{CO2,furnace}}{C_{CO2,stack}} C_{N2O,stack} \quad (2)$$

ここで、

$C_{CO2,furnace}$ ： 焼却炉出口でのCO_2濃度

$C_{CO2,stack}$ ： 煙突入り口でのCO_2濃度

$C_{O2,furnace}$ ： 焼却炉出口でのO_2濃度

$C_{O2,stack}$ ： 煙突入り口でのO_2濃度

$C_{N2O,furnace}$ ： 計算された焼却炉出口でのN_2O濃度

$C_{N2O,stack}$ ： 測定された煙突出口でのN_2O濃度

データ解析のためのプロセスデータは各焼却炉より提供されたものをそのまま用いた。

4．1．2　測定結果および考察

各測定全期間における焼却炉の排出N_2Oの濃度変化の一例として平成12年度と13年度に実施した8測定における、N_2O濃度（0_2 6%換算値）の変化を図-16に示す。この際、明らかに異常運転（供給停止、焼却炉温度の低下等）に起因すると思われるデータは除外した。図-16 に示されるように各焼却炉とも100～300時間程度の測定時間であるが、N_2O濃度はかなり変動していることが分かる。特に

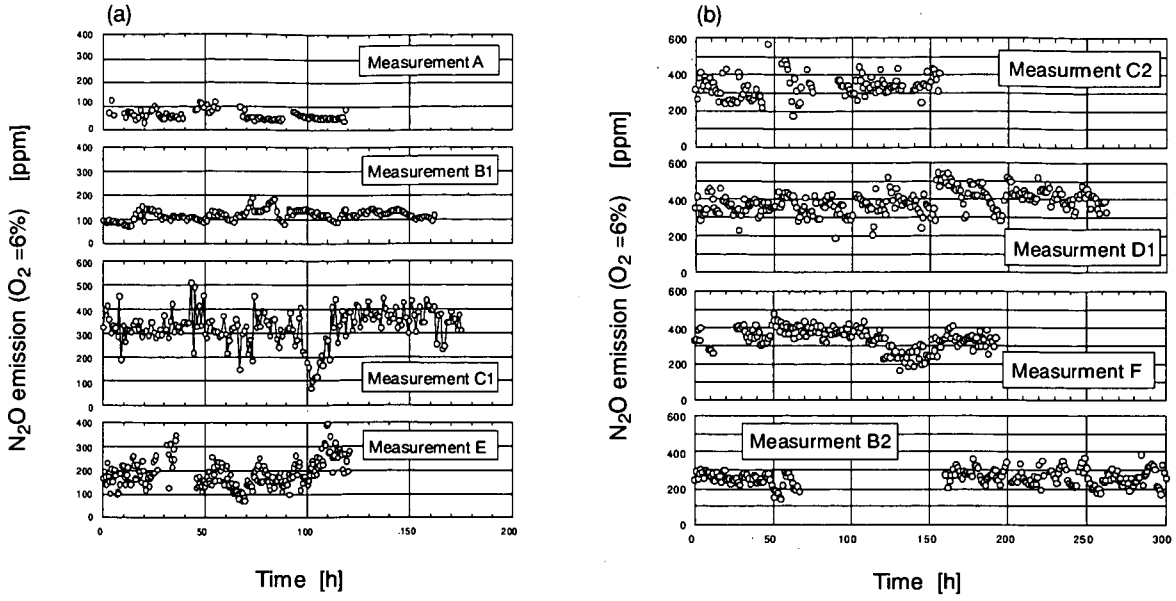


図-16 各測定期間における N_2O 濃度の変化

C1 および E 測定での変動が大きかった。また、N_2O 濃度の絶対値も焼却炉によってかなり異なることも示されている。焼却量の小さい A および B 焼却炉での N_2O 排出濃度は 100ppm 前後の比較的低い値を示したが、C、D および F 焼却炉では 200ppm を越える高い濃度の N_2O が観測された。特に、C 焼却炉では測定全期間の平均値でも 300ppm を上回る N_2O が排出されていた。

測定全期間の N_2O 濃度の平均値、これから求めた N_2O 排出係数と汚泥中の N 分の N_2O への転換率を表-7 に示す。今回得られた排出係数は湿汚泥基準で、350～1,416 g-N_2O/t-WS、平均値 792 g-N_2O/t-WS、乾燥汚泥基準で 1,672～6,643 g-N_2O/t-DS、平均値 3,755 g-N_2O/t-DS であった。容量を加味した加重平均値は、それぞれ 866 g-N_2O/t-WS、4,024 g-N_2O/t-DS となった。また、表-7 に示されるように、N_2O 濃度の変動幅は平均値に対しマイナス側でほぼ 50%、プラス側で 50～100%となる。従って、下水汚泥焼却炉からの N_2O 排出係数を決定する場合は短時間のサンプリングにより測定した N_2O 濃度より求めた排出係数では、必ずしもその焼却炉の排出係数を代表しないおそれが十分あることを改めて確認した。

IPCC が公開しているガイドライン[2]にある流動層型下水汚泥焼却炉からの N_2O 排出係数の最新の推奨値は、800 g-N_2O/t-DS（ドイツ）、100-1,500 g-N_2O/t-DS（イギリス）である。IPCC の推奨値は、今回の測定値に比べやや小さい値となっている。日本からの報告値は 300～1,530 g-N_2O/t-WS が採用

表-7 測定結果の一覧

Incinerator		A	B			C			D		E	F		
Measurment		A	B1	B2	B3	C1	C2	C3	D1	D2	E	F	Mean	Capacity weighted mean
Measuring period		Jan-01	May-00	Dec-01	Sep-02	Dec-00	Aug-01	Oct-02	Sep-01	Feb-03	Mar-01	Nov-01		
Mean N_2O emission, O_2=6%		64	119	270	153	325	311	275	392	319	181	338		
Conversion of N in sludge to N_2O, %		1.62	2.25	4.55	3.33	5.42	5.95	4.11	7.36	6.74	3.35	7.31		
Emision factor, g-N_2O/t-WS	Mea	307	359	792	470	1,007	1,087	636	1,213	1,033	726	1,080	792	866
	Min.	150	207	401	272	239	632	191	600	380	257	522	350	363
	Max.	971	554	1,558	748	1,592	1,440	1,637	1,955	1,456	2,260	1,405	1,416	1,555
Emision factor, g-N_2O/t-DS	Mea	1,520	1,830	3,770	2,188	4,700	4,400	2,848	6,400	4,863	2,880	5,910	3,755	4,024
	Min.	750	1,040	1,910	1,265	1,190	2,560	855	3,160	1,790	1,020	2,850	1,672	1,697
	Max.	4,900	2,780	7,410	3,482	7,520	5,830	7,333	10,300	6,853	8,970	7,690	6,643	7,134

されている[6]が、この値はほぼ今回の測定と同等になる。ドイツや英国の報告に比べ我が国における N_2O 排出係数はかなり高い値となっている。この原因は、使用する凝集剤、炉の運転条件等が異なるためであると推測されるが、今後調査する必要があろう。

次に各焼却炉でかなり異なる N_2O 排出量を示した原因について考察する。汚泥性状については、表-6 に示すように 6 カ所の焼却施設で大きな相違は認められなかった。N_2O 発生量に密接に関係する汚泥中の N 分についても、4.12～5.96%でほぼ同等であった。従って、N_2O 排出量の差は汚泥性状によるものではないと考えられる。大きな要因としては、空気比と焼却炉の温度が考えられる。既往研究より、汚泥中の N 分の N_2O への転換率は空気比が高いほど、燃焼温度が低いほど高くなることが知られている。そこで、測定期間中の運転状況の変化が比較的大きく、N_2O が高かった C 焼却炉について詳細な検討を行った。

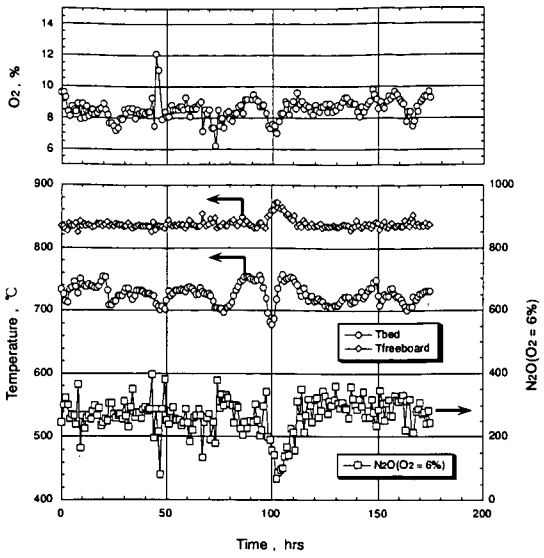


図-17 温度、N_2O、酸素濃度の経時変化

図-17 に C 焼却炉における測定期間中の、排ガス酸素濃度、流動層温度、フリーボード部の代表温度および N_2O 濃度の時間変化を示す。図-17 から N_2O の濃度変化に最も大きな影響を与えている操作因子は排ガス出口酸素濃度とフリーボード温度であることが分かる。下水汚泥焼却炉では、下水汚泥の含水率が高いため流動層では下水汚泥の乾燥・熱分解と固定炭素分の燃焼が主体となり、フリーボードでは流動層で放出された揮発分燃焼が活発に生じるため、一般に流動層よりも数十℃程度高温になるのが普通である。C 焼却炉においては、約 100℃フリーボードが高温となっていた。この 2 種の温度のうち、N_2O の排出量と密接に関連しているのはフリーボード温度であることが図-17 に示されている。N_2O の生成は主として揮発分中の N 化合物を起源として気相で生じる反応であることが、既往研究[3]でほぼ明らかになっている。N_2O の生成側の代表的な反応経路は

$$NH_2 + NO \rightarrow N_2O + H_2 \quad (3)$$
$$NH + NO \rightarrow N_2O + H \quad (4)$$
$$HCN + O \rightarrow NCO + H \quad (5)$$
$$NCO + NO \rightarrow N_2O + CO \quad (6)$$

である。同時に N2O の気相における代表的な消滅反応は

$$N_2O + H \rightarrow N_2 + OH \quad (7)$$
$$N_2O + OH \rightarrow N_2 + HO_2 \quad (8)$$
$$N_2O + M \rightarrow N_2 + O + M \quad (9)$$

である。さらに N_2O 生成の競合反応として

$$NCO + H \rightarrow NH + CO \quad (10)$$
$$NCO + H_2 \rightarrow HNCO + H \quad (11)$$

が挙げられる。素反応速度の解析から高温域では N_2O の生成反応(3)～(6)よりも、N_2O の消失反応(7)～(9)および競合反応(10), (11)が卓越するため、急激に N_2O 濃度が低下することが明らかにされている。

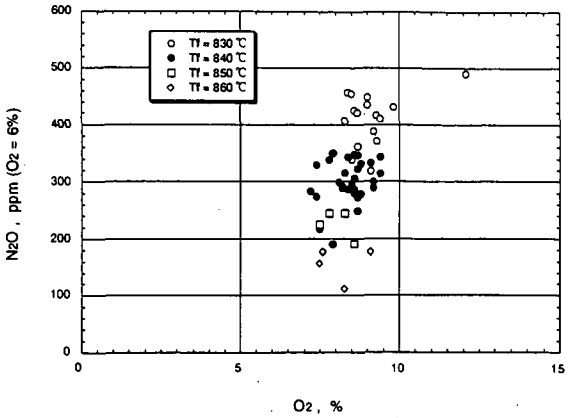


図-18 排ガス中の O_2 濃度と N_2O の関係

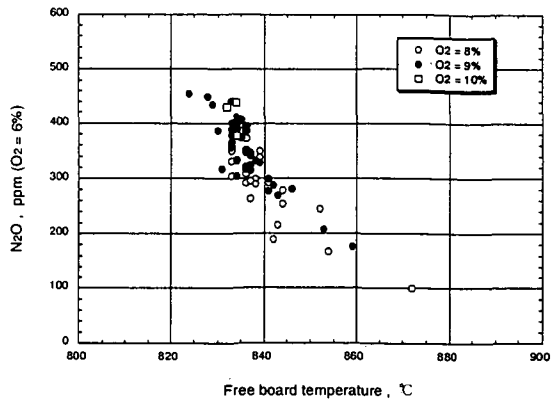


図-19 フリーボード温度と N_2O の関係

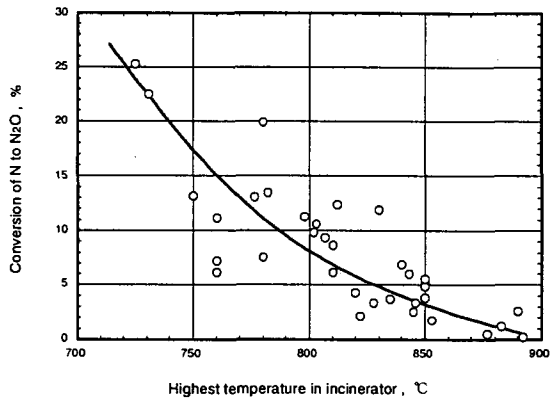


図-20 32 焼却炉における N_2O 転換率に関して

下水汚泥の場合可燃分は殆どが揮発分の形で放出され、チャーの形で燃焼する部分は極わずかである。このため、N_2O の生成反応が主として生じるのはフリーボード部となり、この部分では前述の反応が生じていると考えられる。従って、焼却炉出口における N_2O 濃度は、この気相反応が生じているフリーボード部の条件でほぼ決定されると予想される。この予想を確認するため、より詳細な解析を行った。図-18 に C 焼却炉の 1 時間毎のデータより、フリーボード温度が等しい（±3℃以内）データを抽出し排ガス中酸素濃度の N_2O への影響を示した。排ガス中酸素濃度の変化は小さいため、N_2O への影響は顕著ではないが、どのフリーボード温度においても、排ガス中酸素濃度の増加に伴い N_2O が上昇することが示されている。図-19 には同様に C 焼却炉の 1 時間毎のデータより、排ガス中酸素濃度がほぼ等しいデータ（±0.2%以内）を抽出し、フリーボード温度の N_2O への影響を示した。図-19 より明瞭にフリーボード温度の低下に伴い急激に N_2O 濃度は増加することが分かる。フリーボード温度の N_2O への影響は図-18 との比較より、排ガス中酸素濃度の影響より大きいことがわかる。他の焼却炉についてもほぼ同様な依存性を得た。上記の排ガス中酸素濃度および燃焼温度に対する依存性は実験室規模の燃焼装置を使用した既往研究と同様である[5]。

上記解析は一つの焼却炉について、フリーボード温度と N_2O 排出濃度の関係を調べたものであるが、国内 36 基の流動層下水汚泥焼却炉において、測定時の焼却炉ガス流路における最高温度（通常フリーボード部の最高温度とみなしてよい）と下水汚泥中の N 分の N_2O への転換率の関係が報告されている[5]。その結果を図-20 に示す。図-20 は規模、運転時の空気過剰率等に関わらず、単純に汚泥中 N 分の N_2O への転換率をガス流路中の最高温度で整理したものであるが、良い相関を示している。これは、図-18,19 に示されるようにフリーボード温度が N_2O 濃度を支配的に決定しているためと考えられる。図-21 に今回連続測定した 6 焼却炉のフリーボード温度と汚泥中 N 分の N_2O への転換率の関係を示す。今回測定した 6 箇所の焼却炉におけるフリーボード温度と汚泥中 N 分の N_2O への転換率はかなりの変動を示し、図-20 に代表されるような一つの曲線上には乗らなかった。しかしながら測定対象のうち、フリーボード温度と汚泥中 N 分の N_2O への転換率の関係で他と異なる傾向を示した 2 カ

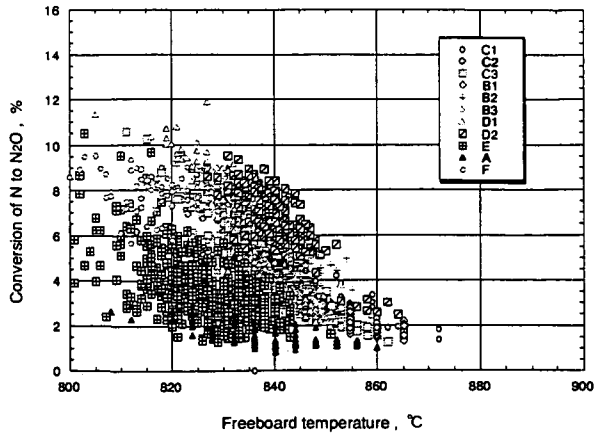


図-21 全測定の N_2O 転換率と FB 温度の関係

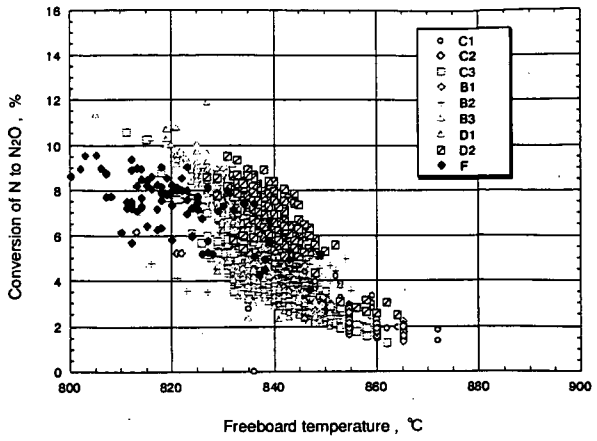


図-22 4 施設での N_2O 転換率と FB 温度の関係

所、すなわち A,E 炉を除くとかなり良い相関が得られた。図-21 から A,E 炉での結果を除いてプロットした結果を図-22 に示す。A,E 炉を除く 4 炉については、フリーボード温度と汚泥中 N 分の N_2O への転換率に良好な相関が認められる。すなわち、相関曲線からの誤差の範囲は大きいものの、全体としてはある曲線状に分布していると判断される。A,E 炉に関しては、この相関曲線が他の 4 炉と異なるデータとなっている。原因としては、フリーボード温度の記録にあると考えられる。実炉規模ではフリーボードの水平方向の温度分布が存在し、炉中央部の温度と壁近傍の温度は異なる。A,E 炉ではフリーボード温度をやや過小に測定したと考えられる。

以上の検討からフリーボード温度に対する汚泥中 N 分の N_2O への転換率の依存性は各焼却炉により多少異なるものの、概ね図-20 に示される相関曲線に一致した傾向を示していると判断した。表-7 に示されるように、N_2O 排出係数が個々の焼却炉で異なるのは単に、焼却炉の運転時のフリーボード温度が異なるためであるということになる。表-7 に示される様に C,D 焼却炉で N_2O 排出係数が大きく、A,B 焼却炉で小さくなったのは、C,D 焼却炉は低いフリーボード温度で運転され、A,B 焼却炉は高いフリーボード温度で運転されていたためと判断される。

フリーボード温度の変動の原因であるが、次の様に考えられる。石炭を燃料とする流動層ボイラーでは炉内温度はほぼ一定に制御されるが、燃料の組成が不均一な都市ゴミや下水汚泥の流動焼却炉ではフリーボード温度はどうしても変化してしまう。下水汚泥そのものは比較的均質なものであるが、供給時の含水率はかなり変化する。このため、一定量の切り出しによる供給では可燃分と水分の割合が変化するため、必然的に炉内温度の擾乱を生じる。このような下水汚泥焼却

炉の運転状況を表す典型的な例として、平成 13 年度に行った測定で、焼却炉のプロセスデータより得られる、排ガス中 O_2 濃度（炉出口）とフリーボード温度との関係を図-23 に示す。4 焼却炉とも重油や都市ガスにより助燃しているがその助燃量は運転記録によると概ね一定である。また、

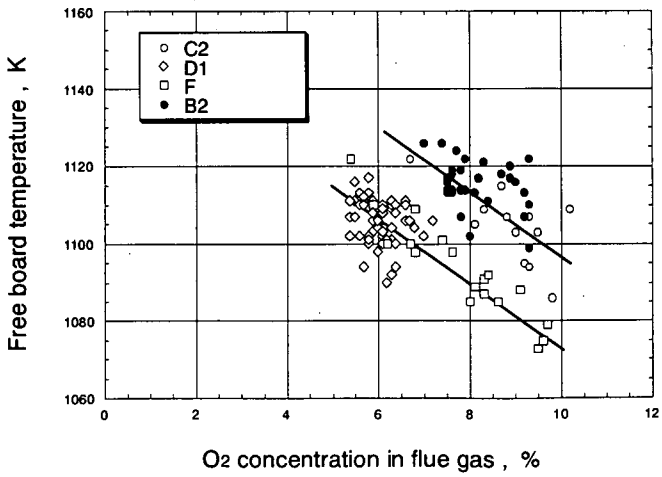


図-23 FB 温度と排ガス中の O_2 濃度の関係

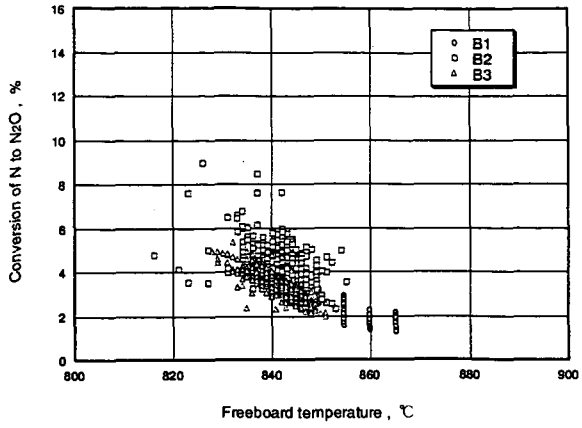


図-24 B 焼却炉の N_2O 転換率と FB 温度

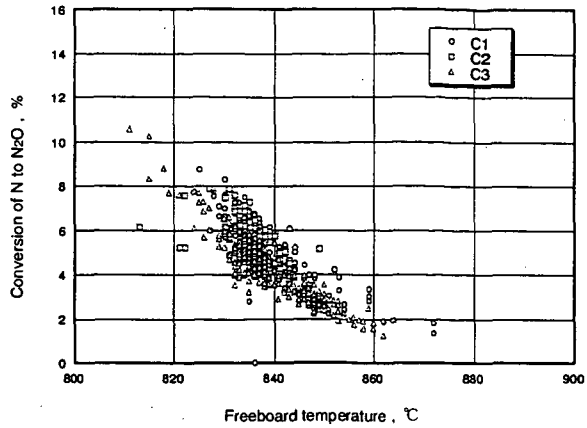


図-25 C 焼却炉の N_2O 転換率と FB 温度

燃焼用空気の流量も一定に保たれている。そのため、可燃分投入量が減少すると、空気過剰率が上昇し排ガス中の O_2 濃度は増加し、同時にフリーボードの温度が低下する。これは、可燃分の減少は水分の増加を意味し、必然的にフリーボード温度が低下するためである。この空気過剰率とフリーボード温度の関係は炉の運転状況、炉の構造等で変化し、一意的ではない。焼却炉による相違は、フリーボードでの温度分布、滞留時間等の差異等焼却炉固有の要因であると考えられる。

次に、N_2O 排出係数の季節による変化を調べた結果を述べる。表-7 に示される N_2O 排出係数で、B 焼却炉のデータのうち、B1（5 月）および B3（9 月）は夏季、B2（12 月）は冬季のものである。同様に C1（12 月）,C2（8 月）,C3（10 月）も冬季と夏季のデータが混在している。C 焼却炉では N_2O 排出係数で比較した場合、ほとんど同一で季節変化は認められなかった。一方、小型の焼却炉である B 焼却炉では、測定時期により異なる排出係数を示し、見かけ上季節変化も認められた。しかしながら、夏季（B1 と B3）でも排出係数は大きく異なっており、純粋な季節変動とは言い難く、単に運転状態が時期により異なるため、N_2O の排出係数が異なったことを示していると思われる。これらの結果を検討するため、B 焼却炉および C 焼却炉の測定データを詳細に比較検討した。図-24,25 に B 焼却炉および C 焼却炉の、N_2O 排出濃度とそのときのフリーボード温度との関係を示す。図-25 より明らかなように、C 焼却炉においては、冬季でも夏季でもフリーボード温度は同一のレンジで変化しており、結果的に N_2O 排出濃度も同一のレンジにあることが分かる。これに対し、B 焼却炉では、測定時期によりフリーボード温度が異なる温度レンジとなっている。特に B1 ではフリーボードの温度域が高温側に偏っており、このため低い N_2O 転換率となっている。この様に測定時期によりフリーボードの温度域が異なるため、N_2O 排出濃度が測定時期により大きく異なったと判断できる。しかしながら、N_2O 排出濃度のフリーボード温度に対する依存性は、測定時期に依存せずほぼ同一であることも示されている。従って、各運転時期において同様な温度レンジにフリーボード温度を維持したならば、同一の N_2O 排出濃度となり、N_2O 排出係数も等しい値を示したと考えられる。ただ、容量の小さい焼却炉では外気温や汚泥性状の変化により運転状態が影響を受けやすいのは事実であり、小容量の焼却炉でフリーボード温度が運転時期によりかなり異なる可能性は多いように思われる。

下水汚泥では N 分が高いため、前述のように熱分解時に多量の HCN が揮発分中に放出される。この HCN が N_2O の出発物質の一つであり N_2O の前駆体である NCO を生成している。HCN はこの他、NO や最終的には N_2 になる部分も多い。我が国においては下水汚泥の流動焼却炉の運転は、排ガス中に未反応の HCN を残存させないように、通常フリーボード温度を 830～860℃に管理する方法が採用

されることが多い。このため、こうした運転管理を行っている焼却炉では汚泥中の N 分の N_2O への転換率は図-20 より 2～3%程度と予想される。これは、排出係数に換算して 1600～2500 g-N_2O/t-DS となる。

4．1．3　まとめ

平成 12 年度から 14 年度の 3 年間に 6 カ所の下水汚泥焼却炉に対し、N_2O 排出量の 1 週間から 2 週間の長期連続モニター延べ 11 測定を実施した。この測定の結果 6 施設の N_2O 排出係数は、湿汚泥基準で、350～1,416 g-N_2O/t-WS、平均値 792 g-N_2O/t-WS であった。また、N_2O 濃度の変動幅は平均値に対しマイナス側でほぼ 50%、プラス側で 50～100%となり、変動幅は大きかった。従って、下水汚泥焼却炉からの N_2O 排出係数を決定する場合は短時間のサンプリングにより測定した N_2O 濃度より求めた排出係数では、必ずしもその焼却炉の排出係数を代表しないおそれが十分あることを改めて確認した。IPCC が公開しているガイドラインにある流動層型下水汚泥焼却炉からの N_2O 排出係数との比較では、今回の測定値は数倍大きかった。しかしながら、日本からの報告値とは概ね一致した。IPCC の推奨値に比べ我が国における N_2O 排出係数はかなり高い値となったが、今後調査する必要があろう。同一の焼却炉に対する複数回にわたる測定結果から、N_2O 排出量は測定期間により変化する可能性が認められたが、この原因は焼却炉のフリーボード温度の運転温度域が時期により異なることが主原因であることを確認した。しかし、汚泥中 N 分の N_2O への転換率とフリーボード温度の関係はほぼ同一であった。また、6 施設のうち、4 施設の汚泥中 N 分の N_2O への転換率とフリーボード温度の関係は、ほぼ同一の曲線上にあり、これは過去に得られた 36 施設での汚泥中 N 分の N_2O への転換率と煙道最高温度との関係とほぼ一致した。

4．2　焼却炉の運転データの解析により N_2O 排出係数を推定する方法の検討

6 施設における連続測定結果から、ある下水汚泥流動焼却炉で年間 N_2O 排出量を代表する N_2O 排出係数を求めるには、運転記録データより N_2O 排出量を決定しているフリーボード温度の記録を抽出し、そのデータから N_2O 排出係数を求める方法により概略の N_2O 排出濃度を推定できることが確かめられた。少なくとも、短期的な測定で決定された N_2O 排出係数を用いて、N_2O のインベントリーを計算するよりは長期の運転データから排出係数を決定する方法の方がより高い精度を有すると思われる。この考え方に基づき、実際の下水汚泥焼却炉の運転データから、N_2O 排出量に決定的な影響を及ぼすフリーボード最高温度データを基に、N_2O 排出濃度を推定し、排出係数を決定することを試みた。

4．2．1　データ解析の方法

北海道から九州までの全国 16 カ所、17 基の下水汚泥流動焼却炉の 2 週間分、1 時間毎の運転データを電子ファイルの形で入手し、解析を行った。記録期間は概ね平成 14 年 10 月～12 月である。17 基の主要緒元を表-9 に示す。すべて、高分子凝集剤を使用して脱水した下水汚泥を流動層形式で焼却する焼却炉である。規模は表-9 に示すとおり、まちまちで最小 30t/day から最大 250t/day までである。また、一部の焼却炉は終日運転ではなく、隔日もしくは数日毎の運転モードとなっている。計算に必要な汚泥の分析値は実際の汚泥が入手可能な場合にはその分析値を、得られない場合にはデフォルト値を定めてその値を用いた。N_2O 排出濃度の推定に必要なフリーボード温度は、運転記録にあるフリーボード温度のうち、最高温度を示すものをそのまま用いた。1 基についてはフリーボード温度の実

表-9 運転データ解析対象下水汚泥焼却炉と汚泥分析値の一覧

識別記号	焼却能力 t-WS/day	助燃料 No.1	助燃料 No.2	汚泥含水率(%)	強熱減量 (%)	灰分 (%)	汚泥分析値 dry wt% N	C	H	S
A	140	A重油		79.20	75.47	24.53	4.25	32.28	5.21	0.67
B	100	A重油		82.91	66.90	33.10	4.86	29.88	4.88	1.23
C	110	A重油		81.26	78.94	21.06	4.98	34.23	5.61	0.77
D	90	A重油		74.44	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
E	210	A重油		79.45	84.12	15.88	4.25	37.52	5.89	0.48
F	250	A重油		78.50	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
G	250	A重油		78.50	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
H	120	A重油		78.50	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
I	80	A重油	消化ガス	78.71	59.15	40.85	4.28	26.71	4.32	0.92
J	120	灯油		65.69	61.60	38.40	2.78	27.62	4.51	0.20
K	110	灯油		78.50	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
L	90	都市ガス		79.15	82.94	17.06	4.39	34.34	5.50	0.61
M	45	A重油		79.31	80.73	19.27	5.00	36.55	5.74	1.07
N	60	A重油	消化ガス	78.50	74.50	25.50	4.60	33.00	5.30	0.80
O	30	A重油		81.67	79.97	20.03	6.17	34.74	5.68	1.00
P	30	A重油	消化ガス	81.70	79.50	20.50	5.90	33.53	5.55	1.09
Q	75	A重油	消化ガス	74.40	68.00	32.00	3.50	34.00	5.30	0.80

測値が記録されていないため、記録されていた流動層温度より推定（流動層温度より 30℃高温と仮定）した値を用いた。汚泥投入量、使用空気流量、使用補助燃料（A 重油、灯油、都市ガス、消化ガス）量は運転データの値をそのまま用いた。ただし、運転記録のうち、起動・停止やトラブルにより汚泥の供給が停止している期間のデータは解析から除外した。

N_2O 排出濃度の推定で重要な、汚泥中 N 分の N_2O への転換率のフリーボード最高温度への依存性については、下記の 2 種類の依存性を仮定した。

$$\eta = A_0 + A_1 T_f \tag{12}$$

$$\eta = A_0 + A_1 T_f + A_2 T_f^{\,2} \tag{13}$$

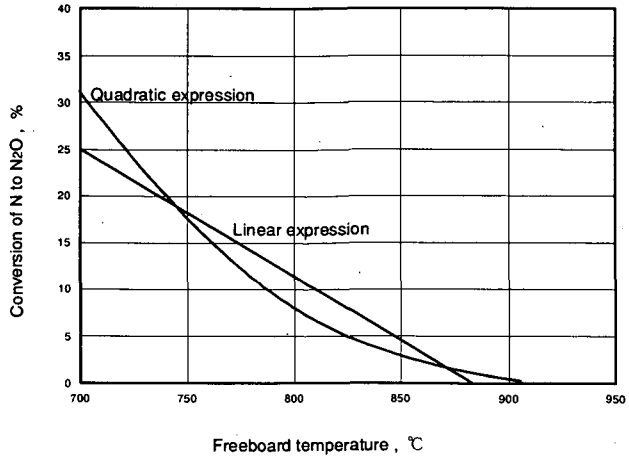


図-26 運転データ解析に使用した
N_2O 転換率と FB 温度の関係

表-8 近似式の係数

Constant	Linear	Quadratic
A0	1.23E+02	6.78E+02
A1	-1.40E-01	-1.52E+00
A2	0.00E+00	8.57E-04

ここで、 η ：汚泥中 N 分の N_2O への転換率(%)

T_f ：フリーボード最高温度 (℃)

A_0, A_1, A_2 ：係数

式(12)は、土木研究所報告[7]にある汚泥中 N 分の N_2O への転換率をフリーボード温度に対し一次式で近似した式、式(13)は図-20 に示される 32 基の汚泥焼却炉の実地調査によって得られた汚泥中 N 分の N_2O への転換率のデータを最小自乗法により 2 次式で近似したものである。それぞれの近似式に使用した係数を表-8 に、それぞれの近似式における汚泥中 N 分の N_2O への転換率のフリーボード温度に対する依存性を、図-26 に示す。式(12)を利用したデータ解析では、N_2O 濃度が 0 や負となるフリーボード温度が存在するため、フリーボード温度がこの温度以上となる場合には N_2O 濃度は 0 として計算した。式(2)では今回のデータでは、N_2O 濃度がゼロや負になる領域は無く、そのまま計算した。今回解析の対象とした 17 基の下水汚泥焼却炉は基数で全国の流動焼却炉(315 基、平成 12 年)の 5.4%、焼却炉の合計焼却容量 1,910 t-WS/day は、全国の下水汚泥流動焼却炉の総焼却容量（年間 380 万トン、平成 12 年）の約 15%となる。

4．2．2 解析結果と考察

図-27 に運転データから抽出したフリーボード温度の変化の一例を示す。それぞれ、A、G, N 焼却炉の運転データより抽出したフリーボード温度の変化の様子である。すべての焼却炉で平均値より±10℃程度の温度変動が認められる。また、フリーボード温度の絶対値も焼却炉で大きく異なっている。A 焼却炉では 800℃を下回っているが、G 焼却炉では 870℃と比較的高温になっている。N 焼却炉は連続運転ではなく、数日おきの間欠運転となっている。図-27 は 3 基の例であるが、他の 14 基でもほぼ同様なフリーボード温度の変動が認められた。このように、N_2O 排出濃度を決定すると考えられるフリーボード温度は焼却炉によって大きくことなり、解析からも裏付けられた。

次に、抽出したフリーボード温度と汚泥性状から N_2O の排出量を推定した結果を示す。表-10,11 に汚泥中 N 分の N_2O への転換率とフリーボード温度の関係を一次式と二次式で近似し、17 基の運転データを解析した結果を示す。汚泥中 N 分の N_2O への転換率とフリーボード温度の関係を一次式で近似した場合、17 基の平均 N_2O 濃度、湿ベース N_2O 排出係数、乾ベース N_2O 排出係数の平均値はそれぞれ 266ppm、942 g-N_2O/t-WS、4454 g-N_2O/t-DS となった。また、二次式で近似した場合はそれぞれ、196ppm、691 g-N_2O/t-WS、3271 g-N_2O/t-DS となり、一次近似式を使用した場合の方が高い排出係数を示した。これは、図-26 に示されるように一次近似式では 750～870℃で二次近似式よりも汚泥中 N 分の N_2O への転換率を高く見積もるためである。以上は単純平均であるが、表-9 に示す各焼却炉の焼却容量を加味した加重平均値では、平均 N_2O 濃度、湿ベース N_2O 排出係数、乾ベース N_2O 排出係数の平均値は、一次式使用でそれぞれ 287ppm、981 g-N_2O/t-WS、4564

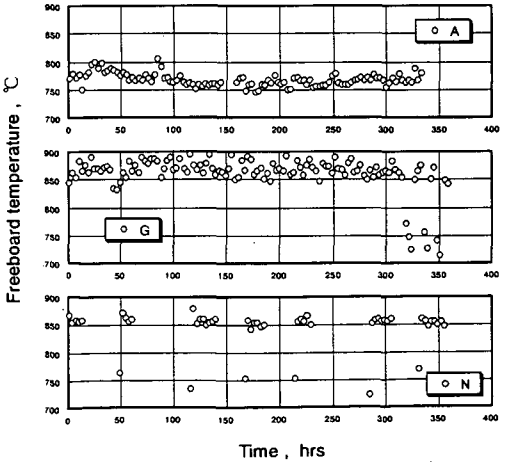


図-27 FB 温度変動の一例

g-N_2O/t-DS、二次式使用でそれぞれ 214ppm、733 g-N_2O/t-WS、3419 g-N_2O/t-DS となった。いずれの場合も、容量を加味した加重平均では単純平均に比べやや大きな値となるが、概ね単純平均と大差はない。近似式としては二次式によるものの方が精度が高いと考えられる。さらに、今回対象とした 17 基の焼却炉の総公称焼却容量（1910t-WS/day）に対する中央値である積算焼却容量 955 t-WS/day に対する N_2O 排出係数を調べるため、二次近似式を使用した場合の湿ベース N_2O 排出係数と積算焼却容量を Fig.15 に図示する。図-28 から総公称焼却容量の中央値に対する N_2O 排出係数は

表-10 運転データ解析結果（1 次近似式）

識別番号	平均層温度 ℃	平均FB温度 ℃	層との温度差 ℃	推定N2O濃度 ppm			N2O排出係数 g-N2O/t-WS			N2O排出係数 g-N2O/t-DS		
				平均	最低	最高	平均	最低	最高	平均	最低	最高
A	730	769	40	629	192	883	2,133	1,379	2,585	10,256	6,632	12,429
B	807	849	42	190	0	292	565	0	876	3,307	0	5,125
C		851		183	80	315	580	245	1,354	3,098	1,307	7,223
D	727	843	115	291	12	494	942	153	1,628	3,687	600	6,368
E		857		83	0	327	429	0	1,324	2,086	0	6,445
F	787	814	27	485	207	767	1,411	629	2,065	6,561	2,928	9,607
G	714	817	103	341	56	981	1,354	368	3,436	6,297	1,713	15,982
H	766	869	103	88	0	408	262	0	2,327	1,219	0	10,821
I	777	849	71	195	49	402	603	296	1,517	2,832	1,393	7,126
J	817	847	30	199	0	414	671	0	1,845	1,957	0	5,378
K		820		458	16	653	1,293	194	1,717	6,012	904	7,988
L	736	858	122	128	0	479	417	0	1,571	1,998	0	7,536
M	722	836	115	289	97	412	967	431	1,341	4,676	2,082	6,482
N	820	816	-4	265	131	338	1,361	716	1,913	6,331	3,332	8,898
O	806	847	41	120	48	266	796	297	2,014	4,345	1,619	10,985
P	804	815	12	374	158	643	1,515	592	2,659	8,277	3,236	14,528
Q	800	843	43	209	0	427	711	0	2,000	2,778	0	7,814
			平均	266	62	500	942	312	1,893	4,454	1,514	8,867
			標準偏差	151			498			2,496		
			焼却能力加重平均値	287			981			4,564		

表-11 運転データ解析結果（2 次近似式）

識別番号	平均層温度 ℃	平均FB温度 ℃	層との温度差 ℃	推定N2O濃度 ppm			N2O排出係数 g-N2O/t-WS			N2O排出係数 g-N2O/t-DS		
				平均	最低	最高	平均	最低	最高	平均	最低	最高
A	730	769	40	562	148	864	1,921	982	2,628	9,238	4,722	12,636
B	807	849	42	133	67	189	397	199	568	2,321	1,165	3,323
C		851		129	87	218	410	281	939	2,188	1,499	5,011
D	727	843	115	194	8	328	628	319	1,113	2,458	1,247	4,353
E		857		68	3	212	353	209	933	1,716	1,015	4,540
F	787	814	27	342	143	628	994	433	1,690	4,625	2,016	7,862
G	714	817	103	245	47	1,134	968	330	3,973	4,504	1,533	18,477
H	766	869	103	109	69	268	318	236	2,043	1,479	1,099	9,505
I	777	849	71	134	32	294	417	290	1,109	1,957	1,364	5,210
J	817	847	30	138	73	317	465	239	1,449	1,355	697	4,222
K		820		312	12	476	882	282	1,279	4,102	1,310	5,949
L	736	858	122	106	60	355	346	221	1,164	1,658	1,060	5,584
M	722	836	115	188	81	271	630	360	900	3,045	1,740	4,352
N	820	816	-4	182	92	245	935	477	1,502	4,347	2,216	6,986
O	806	853	47	75	42	392	528	281	3,450	2,883	1,533	18,821
P	804	815	12	260	115	582	1,060	431	2,404	5,792	2,354	13,136
Q	800	843	43	146	28	302	496	214	1,702	1,939	836	6,647
			平均	196	65	416	691	340	1,697	3,271	1,612	8,036
			標準偏差	123			407			2,023		
			焼却能力加重平均値	214			733			3,419		

590 g-N_2O /t-WS となり、単純平均値や焼却容量加重平均値よりも小さな値となった。これは、図-28 に示されるように N_2O 排出係数の大きな焼却炉が全体の N_2O 排出係数を引き上げていることを示している。これは、さらに N_2O 排出係数の大きな焼却炉での N_2O 対策は、全国の下水汚泥焼却炉全体の N_2O 排出係数を引き下げることに有効であることを示している。また、焼却容量とフリーボード最高温度、N_2O 排出係数の関係を図-29,30 に示すが、特に関係は認められない。このことは、焼却炉の大きさには無関係に焼却炉の運転状態は決められていることを意味している。

得られたデータの統計的な検討を行った。図-31 に汚泥中 N 分の N_2O への転換率を二次式で近似した場合の、湿ベースの N_2O 排出係数の頻度分布を示す。統計処理するためのデータ点数としてはまだ不足であることは明らかであるが、平均値 691 g-N_2O/t-WS、標準偏差 407 g-N_2O/t-WS で正規分布を仮定すると、平均値 $\pm\sigma$ に 16 基のデータがはいる。特に極端に排出係数の大きな値を示す 1 基を除外するとよりシャープな分布となる。正規分布の仮定にやや無理があるように思われるが、一応正規分布を仮定すると排出係数における不確実性は定義により、

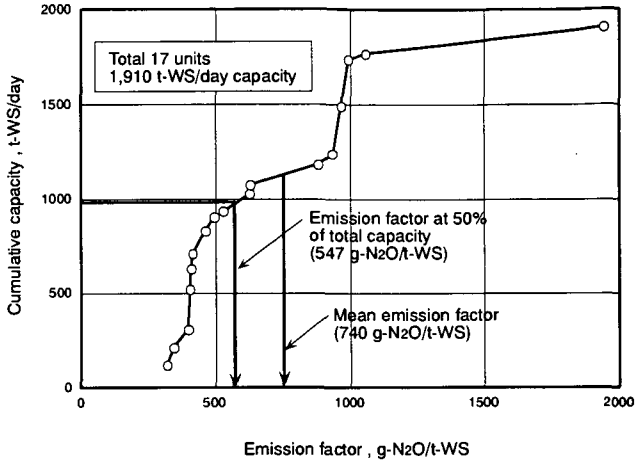


図-28 N_2O 排出特性と焼却容量積算値（2 次）

$$U_{EF} = \frac{E_{95}/2}{E_{mean}} \approx \frac{\sigma}{E_{mean}} = \frac{407}{691} = 0.589 \qquad (14)$$

ここで、U_{EF} ： 排出係数の不確実性

E_{mean} ：排出係数の平均値　　g-N_2O/t-WS

E_{95} ： 95%信頼区間（=1.98σ）　　g-N_2O/t-WS

σ ： 標準偏差　　g-N_2O/t-WS

となる。

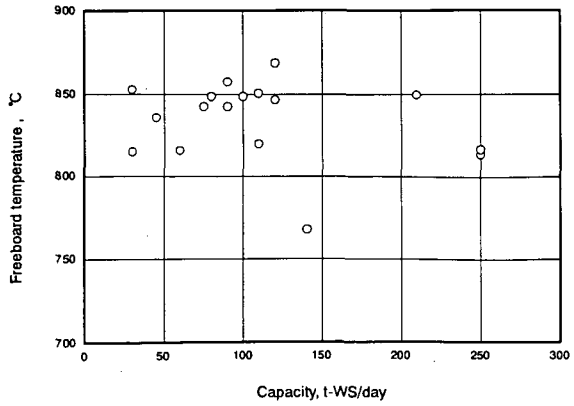


図-29 焼却容量と FB 最高温度の関係

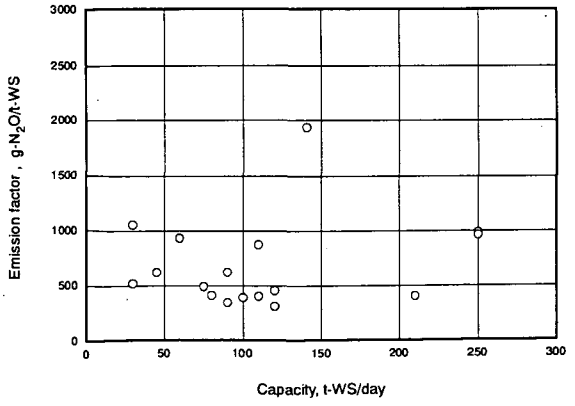


図-30 焼却容量と湿ベース N_2O 排出係数

今回の運転データ解析から得られた N_2O 排出係数の加重平均値、733 g-N_2O/t-WS は表-7 に示される実地調査で得られた値である 866 g-N_2O/t-WS と概ね一致する値となった。環境省は全国の流動層タイプの下水汚泥焼却炉からの N_2O のインベントリーの推定にあたって、排出係数を 839 g-N_2O/ t-WS としている[8]が、運転データの解析結果とこの排出係数は概ね一致しており、環境省の推計値は概ね信頼できるものと判断される。環境省の N_2O インベントリー推計の手順に従って計算を試みと、平成 13 年の高分子凝集剤を使用した脱水汚泥のうち、380 万トンが流動層型の焼却炉で焼却処理されている。この活動量に、今回の運転データ解析で得られた焼却容量加重平均排出係数 733 g-N_2O/t-WS を乗じると、N_2O のインベントリーは 2.81Gg-N_2O/year となる。また、総焼却容量ベースでは、調査した 17 基で 1.5t-N_2O/day であり、全国の流動焼却容量の 15%程度であることから、全国では潜在的には、3.6Gg-N_2O/year の N_2O 排出量があることも推定できる。

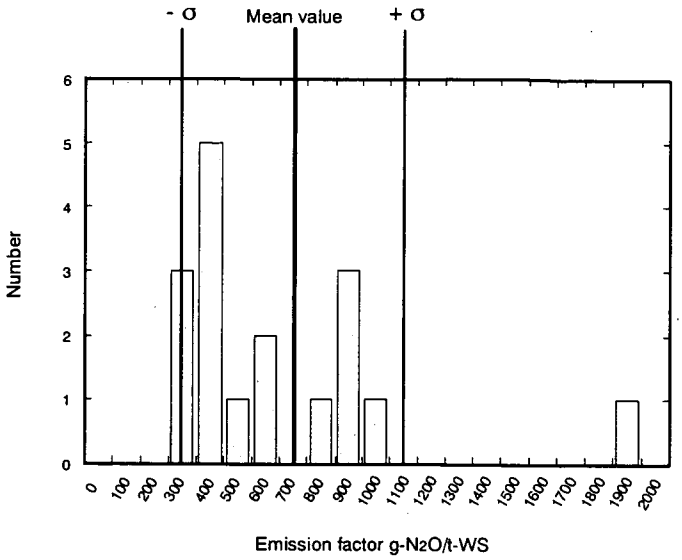


図-31 排出係数の出現頻度分布

4．2．3 まとめ

全国 17 基の下水汚泥流動焼却炉の運転データを入手し N_2O の排出量に最も大きな影響を与えると考えられるフリーボード温度より、N_2O 排出濃度を推定し、その炉の N_2O 排出係数を推計した。その結果、実炉のフリーボード温度の変動は大きく、長期間の運転の平均値から N_2O 排出係数を決定する必要があることを確認した。計算により得られた N_2O の排出係数は概ね、今回実測した焼却炉での値と一致した。この値は、環境種が N_2O インベントリーの推計に使用している排出係数の値ともほぼ一致しており、環境省の推計値は信頼できるものと判断される。

5．本研究により得られた成果

水処理プロセスに関しては、標準法に比べ循環法で CH_4 抑制効果が高く、排出ガス量で 1/2 倍の効果がある。しかし、標準法・嫌気-好気法においても、若干ではあるが CH_4 抑制効果が確認できた。これは、返送汚泥中に NO_3-N が残留していたために、第 1 反応槽内で脱窒反応が若干進行し、抑制効果が現れたと考えられる。この結果から、無酸素槽の脱窒が CH_4 抑制には効果的である。脱窒反応が CH_4 にどのような影響を与えているか、詳細は不明だが、脱窒反応のエネルギー源として、CH_4 が消費されたとも考えられる。

N_2O に関しては、期間平均で 100mgN_2O-N/m^3 程度の排出があり、期間最大値は 450mgN_2O-N/m^3 であった。期間中は、管理状態や処理の状態により、反応槽内での N_2O 生成量はかなり変動する結果であった。しかし、処理が安定している期間は、N_2O 生成量を低く保つことが可能であり、その量は高くても 55.3mgN_2O-N/m^3 であった。近年、下水処理施設の省エネルギー等を目的にした硝化抑制運転や、窒素の除去を目的とした生物学的硝化脱窒プロセスが普及

しているが、このような処理では水温に応じた適切な運転管理により、不完全な硝化が進行するような状況を生じさせないことが必要である。

汚泥処理プロセスに関しては、N_2O 濃度は炉の運転状態で変化し、短時間のサンプリングにより決定した N_2O 排出係数は必ずしも炉の N_2O 排出量を示さないことが明らかになった。また、得られた N_2O 排出係数は湿汚泥基準で、350～1,416 g-N_2O/t-WS、平均値 792 g-N_2O/t-WS、乾燥汚泥基準で 1,672～6,643 g-N_2O/t-DS、平均値 3,755 g-N_2O/t-DS であった。容量を加味した加重平均値は、それぞれ 866 g-N_2O/t-WS、4,024 g-N_2O/t-DS となり、IPCC の推奨値にくらべかなり大きな値となった。焼却炉においては、N_2O 排出濃度は焼却炉のフリーボード温度でほぼ決定されることが確認された。この知見をもとに、全国 17 基の下水汚泥焼却炉の運転データを解析し、フリーボード最高温度から N_2O 排出濃度を推定し、排出係数を計算した。その結果、フリーボード最高温度の変動幅は実地調査した焼却炉と同様であり、N_2O も大きく変動していると推定された。また、17 基の排出係数の平均値（容量勘案値）は 733g-N_2O/t-WS で、ほぼ実地調査した焼却炉の平均値と一致した。この値は、環境省が N_2O インベントリーの推計に使用している排出係数の値ともほぼ一致しており、環境省の推計値は信頼できるものと判断される。この数値と活動量である流動焼却炉による汚泥焼却量である 380 万トンより、流動焼却炉に対する N_2O のインベントリーは 2.81Gg-N_2O/year となる。また、総焼却容量ベースでは、調査した 17 基で 1.5t-N_2O/day であり、全国の流動焼却容量の 15%程度であることから、全国の流動焼却炉は潜在的には、3.6Gg-N_2O/year の N_2O 排出量があることも推定できる。

なお、本調査研究は、環境研究総合推進費により実施されたものである。

6．引用文献

1) 玉置、他：環境技術、24、pp. 50、1995.
2) http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/gp/gpgaum.htm
3) kramlich,J.C、et al.：Comb.and Flame、77、pp. 375、1989.
4) 鈴木、他：第 5 回日本エネルギー学会講演要旨集、pp. 77、1996.
5) 酒井、他：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」、pp. 125、2000.
6) Yasuda,K.：Report of Kanagawa Environmental Research Center、vol. 16、pp. 49、Kanagawa Environmental Research Center、Kanagawa、1993.
7) 環境庁：「温室効果ガス排出量算定に関する検討結果　第 2 部廃棄物分科会報告書」、平成 12 年 9 月
8) 建設省都市局下水道部：「下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き」、(社)日本下水道協会、平成 11 年.
9) 平成 13 年度版 下水道統計、(社)日本下水道協会、2003

2. 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

下水処理研究室　室　長　中島　英一郎
研究官　斎野　秀幸

1．はじめに

都市活動によって排出される内分泌かく乱物質は下水道に流入しているため、下水処理で効果的に削減を図る必要がある。その多くは下水処理過程で除去されてはいるが、処理しきれない部分もある[1]。一方、これらをよく分解する微生物が見出されており[2]、それらを利用して既存施設の能力内で除去率を高めることができれば、好都合である。そこで本研究では、この特別な能力を有する微生物が活性汚泥のような複合微生物系の中で、どのような挙動をしているかを検討し、その能力を十分発揮させるために必要な事項を明らかにして、内分泌かく乱物質によるリスクを低減させる下水処理技術を確立しようとするものである。

2．平成13年度の調査内容

平成13年度は12年度以前の調査によって活性汚泥から分離されたノニルフェノール資化性微生物について、希釈培養条件下のノニルフェノール除去特性を検討した。また、活性汚泥の運転条件とノニルフェノール分解性の関係を把握するため、室内実験による検討を行った。

ノニルフェノール資化性微生物9株によるノニルフェノール除去の経時変化を調べた結果、全ての株でノニルフェノールを含む培養液に菌浮遊液を接種した直後にノニルフェノールの吸着によると見られる液相中濃度の減少が見られた。その後、液相中濃度の減少が続いたが、培養開始後24時間～48時間の間は全ての株で一旦吸収したノニルフェノールの放出と見られる液相中濃度の上昇が観察された。その後は緩やかに変動しながら減少もしくは同一濃度の保持で推移した。このような結果から、ノニルフェノール資化性株の多くは、ノニルフェノールを吸着する能力は大きいものの、資化・分解能力は小さいものと推察された。

3．平成14年度の調査内容

3.1　調査目的

本調査では、下水処理過程に内分泌かく乱物質分解微生物を適用することによって、既存施設の能力内で内分泌かく乱物質除去性能を高めることを最終的な目的としている。そこで、恒温実験室内に標準活性汚泥法の下水処理パイロットプラントを設置し、内分泌かく乱物質分解微生物の性能調査を行うことを想定している。平成14年度は、その性能調査実験を行うにあたって、パイロットプラントが有する内分泌かく乱物質除去性能を把握しておくとともに、MLSSと内分泌かく乱物質除去との関係について調査した。

3.2　調査方法

本調査は、20℃の恒温実験施設内に設置してある標準活性汚泥法の下水処理パイロットプラントを用いて行った。パイロットプラントの写真を図-1に、概要を図-2に示す。

流入水は実際の下水処理場の最初沈殿池越流水を週に2回もしくは3回補給し、それに17βエストラジオール（以下、E2）を添加し所定の濃度とした。なお、E2を添加した流入水は冷蔵保存できる（図-3）。

生物反応槽は、嫌気槽（200mL）、好気第1槽（300mL）、好気第2槽（250mL）、好気第3槽（250mL）の4槽から成っており、全体で1Lである。曝気はDOで制御されており、好気第1槽のDOが0.3mg/L以下で曝気を開始し、0.5mg/Lで停止するように設定されている。また、同じ生物反応槽が2系列用意してある。

流入水は、2系とも同じものである。

運転条件を表-1に示す。返送汚泥の返送率は約100%であり、汚泥の引き抜きは生物反応槽から直接引き抜いた。流入水の供給量は各系列あたり3L/日であり、HRTは8時間であった。

E2の添加量は9月19日～11月28日は1μg、11月29日～2月26日は10μgとした。採水は週に1度、内分泌かく乱物質添加後の初沈越流水、1系の処理水、2系の処理水の3箇所で行い、それぞれE2、E1を測定した。

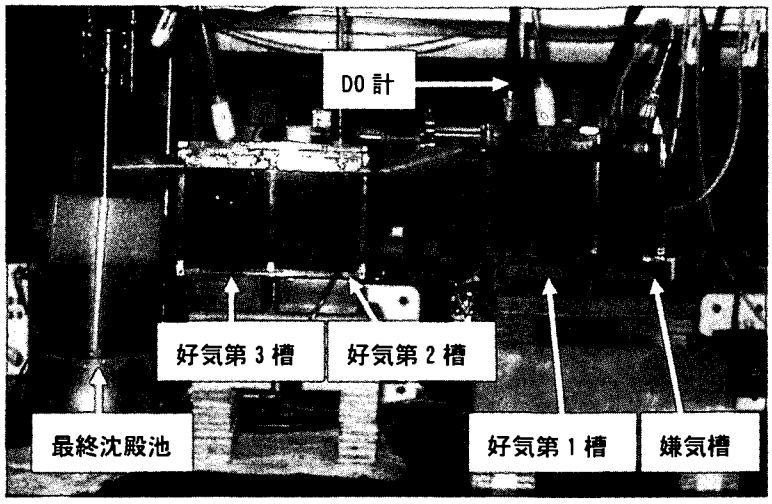


図-1　パイロットプラント

3.3　調査結果

3.3.1　連続実験によるE2、E1の除去特性

調査開始から、調査終了までの、原水中E2濃度、系列1の処理水中E2濃度、及び系列2の処理水中E2濃度を図-4に示す。E2添加は、9月19日に1μg/L、11月29日に10μg/Lの添加を開始した。また、12月26日から1月6日までは年末年始のためにパイロットプラントを停止した。1月7日から馴致運転を1ヶ月程度行い、2月14日からE2添加を再開した。

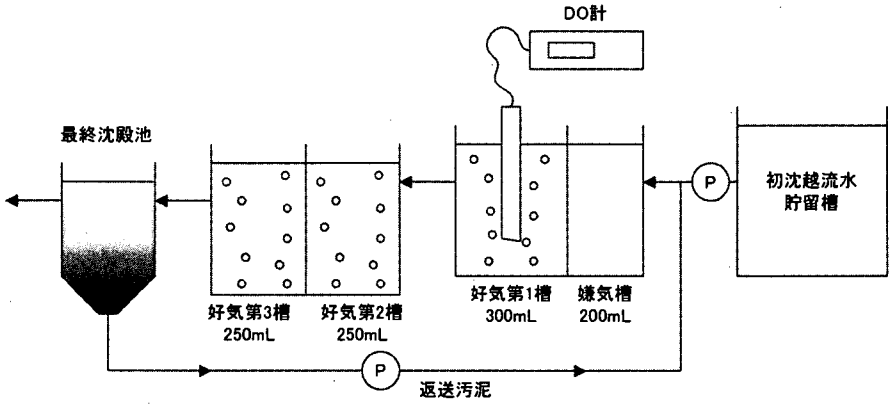


図-2　パイロットプラントの概要

流入水中のE2濃度は、1μg/Lもしくは10μg/Lとなるように添加したが、2月19日を除けば、いずれの場合も添加量よりは少ないE2が検出された。これは、初沈越流水に添加した直後からE2が分解されたためと考えられる。添加直後の初沈越流水貯留槽における分解率は1μg/Lの場合が平均で58%、10μg/Lの場合が平均で28%（2月19日のデータ（負の分

表-1　ﾊﾟｲﾛｯﾄﾌﾟﾗﾝﾄの運転条件

反応槽容量	嫌気槽	[mL]	200
	好気第1槽	[mL]	300
	好気第2槽	[mL]	250
	好気第3槽	[mL]	250
	全体	[mL]	1,000
流量		[mL/日]	3,000
HRT		[時間]	8
汚泥返送率		[%]	約100
SRT		[日]	約10
室内温度		[℃]	20
DO		[mg/L]	0.3～0.5

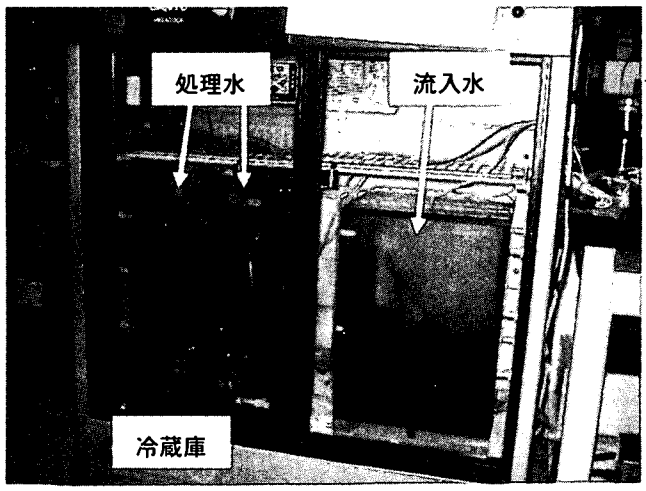


図-3　流入水、処理水の保存

解率となった。）も含む。）であり、1 μg/L の方が大きかった。

処理水中の E2 濃度は、系列 1、系列 2 ともにほぼ同じ傾向を示していた。また、E2 添加量が増加すれば処理水中 E2 濃度も増加したが、除去率は E2 添加量が増加したときほど高くなり、E2 添加率が 1 μg/L のときには 98%前後（95.9%～99.5%）であったのに対して、E2 添加率が 10 μg/L のときはには 99.7%前後であった（99.54%～99.89%、馴致期間を除く。）。実測の流入水中 E2 濃度と処理水中の E2 濃度の変動との間には関係が見られなかった。

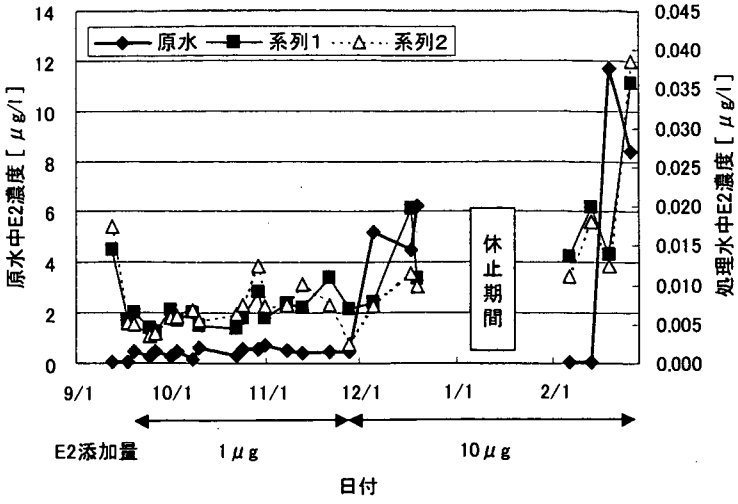


図-4　原水及び処理水中の E2 濃度

図では示していないが、処理水中 E1 濃度と原水中 E2、E1 濃度との間にも明確な関係は見られなかった。

図-5 は、MLSS と処理水中 E2 濃度、E1 濃度を示す。この図では、MLSS と E2、E1 濃度の関係を見るために、E2 添加量を 1 μg/L とした 9 月 19 日～11 月 27 日までのデータのみを示す。なお、E1 の測定は 10 月 24 日から開始している。

図-5.a、図-5.b は、MLSS と処理水中 E2 濃度の関係を示し、それぞれ系列 1、系列 2 のものを示している。SRT が長いほど E2 の除去率は高い傾向がある[3]ことや SRT が長いほど E2 の分解は速やかに行われる[4]などの報告があることから、MLSS が高いほど E2 の除去率が高くなり、処理水中 E2 濃度が低くなることが予想されたが、その傾向は見られなかった。調査期間全体としては、MLSS 及び処理水中 E2 濃度は増加傾向にあった。この原因として、E2 濃度が 1 μg/L となるように添加し続けたが、この濃度は実際の下水よりもかなり高いので、処理しきれない E2 が槽内を循環し、徐々に処理水中 E2 濃度が高くなったことが一つの可能性として考えられる。

図-5.c、図-5.d は、MLSS と処理水中 E1 濃度の関係を示し、それぞれ系列 1、系列 2 のものを示している。処理水中 E1 濃度も MLSS との関係が不明確であり、MLSS が高いほど処理水中 E1 濃度が低くなる傾向は確認できなかった。また、処理水中 E1 濃度も E2 濃度と同様に、調査期間全体として見ると、増加傾向にあった。

図-6 には、MLSS と処理水中の E2 濃度との関係をプロットした。また、図-6 に示すプロットは実測の流入水中 E2 濃度を 0～0.2 μg/L、0.2～0.4 μg/L、0.4～0.6 μg/L、0.6～0.8 μg/L、1.0 μg/L 以上に分けてある（0.8～1.0 μg/L はなかった。）。流入水中 E2 濃度が 0.8 μg/L 以下のプロットでは、MLSS と処理水中 E2 濃度には相関が全く見られない。一方、流入水中 E2 濃度が 1.0 μg/L 以上のプロットでは、処理水中 E2 濃度が 0.035 μg/L を超える二点を除外すれば、MLSS が増加するほど処理水中の E2 濃度が減少する傾向が見られる。なお、プロット全体で見ても MLSS と処理水中 E2 濃度には相関があるように見えるが、流入水中 E2 濃度が 0.8 μg/L 以下と 1.0 μg/L 以上では添加 E2 量が異なるため、これらの関係は MLSS と処理水中 E2 濃度だけでは評価はできない。

図-7 には、図-6 と同様に MLSS と処理水中の E1 濃度との関係を示し、プロットは流入水中の E2 濃度ごとに分けた。結果は E1 も E2 と同様で、流入水中 E2 濃度が 1.0 μg/L 以下では MLSS と処理水中 E1 濃度と

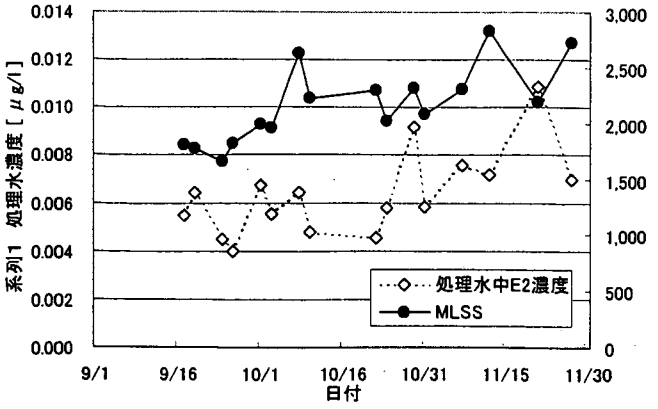


図-5.a MLSS と処理水中 E2 濃度（系列 1）

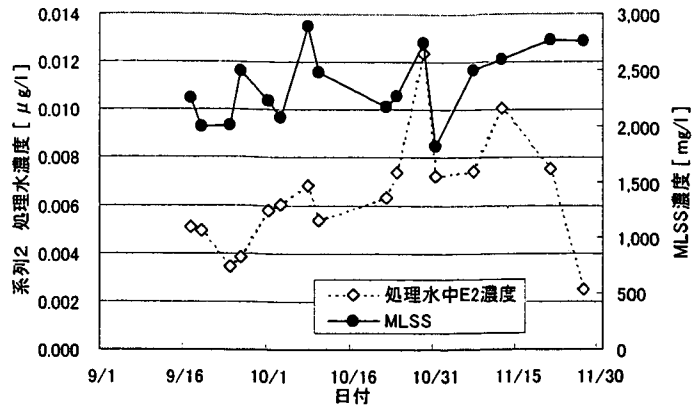


図-5.b MLSS と処理水中 E2 濃度（系列 2）

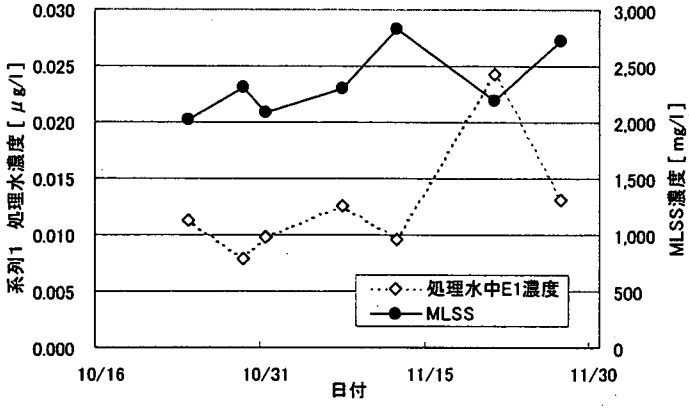


図-5.c MLSS と処理水中 E1 濃度（系列 1）

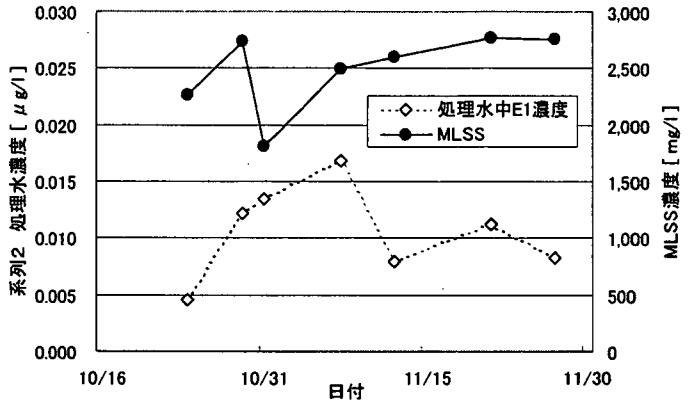


図-5.c MLSS と処理水中 E1 濃度（系列 1）

図-5 MLSS と処理水中 E2、E1 濃度の関係

の間に相関は見られないが、流入水中 E2 濃度が 1.0μg/L 以上では、MLSS が高くなるほど処理水中 E1 濃度が低くなる傾向が見られた。

なお、流入水中 E2 濃度のプロットの分け方が図-6 と図-7 では異なっているが、これは E2 の測定日が 9 月 17 日からであるのに対して、E1 の測定日が 10 月 24 日からとなっており、流入水中 E2 濃度の分布がそれぞれの場合で異なってしまっていることによる。

図-6、図-7 から、流入水中 E2 濃度が 1.0μg/L 以上では、MLSS 濃度と処理水中 E2、E1 濃度との間には負の相関があり、MLSS が高くなるほど処理水中 E2、E1 濃度が低くなっていた。

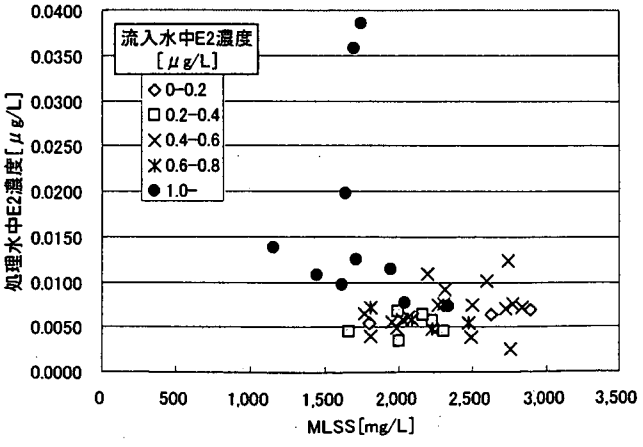


図-6 MLSS と処理水中 E2 濃度の関係

この関係は、流入水中 E2 濃度が 1μg/L 以下の場合でも見られるものと予想されるが、その場合、MLSS に関わらず E2、E1 が十分に除去されてしまい、それらの関係が見えなくなっているものと考えられる。

3.3.2 各槽ごとの処理特性

「3.3.1 連続実験による E2、E1 の除去特性」を行っている最中に、各処理槽での E2、E1 の除去特性を調べるために、各槽から活性汚泥を引き抜き、遠心分離ろ液中の E2、E1 濃度を測定した。ただし、嫌気槽では E2 は分解されないと言われている[5]ために、嫌気槽以外の好気槽 1、好気槽 2、好気槽 3、及び処理水中の E2、E1 濃度を測定した。

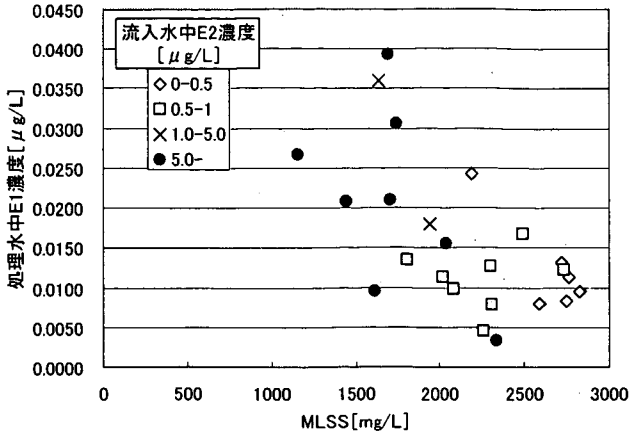


図-7 MLSS と処理水中 E1 濃度の関係

表-2、及び図-8 に結果を示す。E2 は好気第 1 槽で 99%以上の除去率となり、好気槽流入後すぐに分解されていることがわかる。好気第 2 槽以降では除去率がさらに高まり、99.8%となりほぼ分解されていた。一方、E1 の除去率は好気第 1 槽では 1 系で 68.9%、2 系で 61.0%にとどまった。しかし、好気第 2 槽以降では E2 と同様に除去率が上昇し、96～97%程度となっていた。

表-2 各反応槽内の E2、E1 濃度、及び除去率

	測定濃度 [μg/L]				除去率 [%]			
	E2		E1		E2		E1	
	1系	2系	1系	2系	1系	2系	1系	2系
流入水	11.89	11.89	0.752	0.752	—	—	—	—
好気第1槽	0.077	0.103	0.234	0.293	99.4	99.1	68.9	61.0
好気第2槽	0.023	0.028	0.020	0.025	99.8	99.8	97.3	96.7
好気第3槽	0.020	0.030	0.019	0.031	99.8	99.7	97.5	95.9
処理水	0.014	0.012	0.027	0.021	99.9	99.9	96.4	97.2

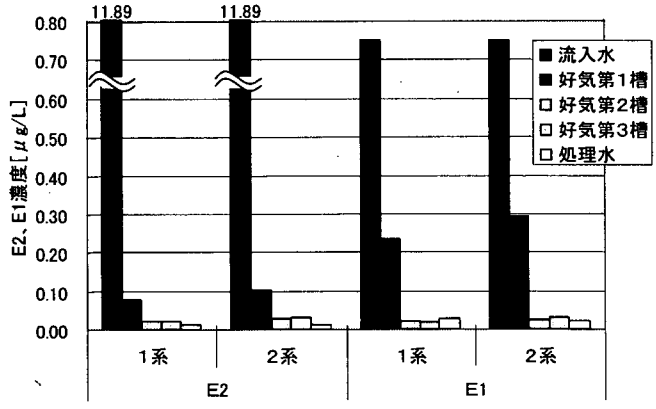


図-8 各反応槽での E2、E1 濃度

E1 は E2 よりも分解速度が遅いと言われている[6]ため、E1 の除去率は E2 よりも低かったものと考えられる。しかし、本調査では高濃度の E2 の添加を行っており、高濃度の E1 が検出されることが予想されたが、好気第 1 槽での除去率が 60%台となっただけで、高濃度の E1 が検出されることはなかった。

4．まとめ

平成 14 年度は、恒温室内の下水処理パイロットプラントに E2 を添加して E2 の除去調査を行った。その結果、以下のことがわかった。

1) MLSS と処理水中 E2、E1 濃度の関係を調査した結果、E2 添加量が多い場合、MLSS が高いほど処理水中 E2、E1 濃度が低い傾向が見られた。ただし、E2 添加量が少ない場合には、MLSS に関わらず E2、E1 が除去され、これらの関係は確認できなかった。

2) 各反応槽における E2、E1 の除去状況について調査した。その結果、E2 は速やかに分解されたが、E1

は分解がやや遅れた。また、添加 E2 量に対応するような高濃度の E1 生成は見られなかった。しかし、いずれも最終的には 95%以上の除去率が得られた。

平成 15 年度は、同じパイロットプラントを用いて、担体を添加するなどして内分泌撹乱物質の除去率を高める調査を行う予定である。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

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撹乱化学物質に関する調査報告書(案)」pp. 15-31、2001

2) 鈴木穣、小越眞佐司「E2 及び NP 分解微生物の探索結果」第 35 回日本水環境学会年会講演集、p. 301、2001

3) 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撹乱化学物質に関する調査報告書(案)」pp. 24-26、2001

4) 斎野秀幸、中島英一郎「SRT 制御による下水中内分泌かく乱物質の処理特性」第 39 回下水道研究発表会講演集、pp. 62-64、2002

5) 田中美奈子、栗栖太、矢木修身、松尾友矩「エストラジオールおよび類縁物質の活性汚泥による分解とその経路」第 36 回日本水環境学会年会講演集、p. 160、2002

6) 山縣弘樹、鈴木穣、重村浩之「活性汚泥処理による内分泌撹乱物質等の除去」第 35 回日本水環境学会年会講演集、p. 67、2001

3. 生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究

国土交通省
国土技術政策総合研究所　下水道研究部下水処理研究室　　中島英一郎
竹歳健治
平出亮輔

研究期間　平成１３年度～１７年度
平成１４年度当初予算額　１７，５７８千円
（研究予算総額　　３７，５７３千円）

Study on Wastewater Reclamation System for the River Ecosystem

(FY2001 ～ 2005)

Hideichiro Nakajima, Kenji Taketoshi and Ryosuke Hiraide
Wastewater and Sludge Management Division, Water Quality Control Department
National Institute for Land and Infrastructure Management
Ministry of Land, Infrastructure and Transport

As the sewerage system diffuses, the amount of wastewater to be treated increases proportionally. When treated wastewater is discharged to public water bodies, it has a serious impact on the ecosystem of the receiving water body that cannot be ignored. Treated wastewater is increasingly being re-used as landscaping water in urban areas in an attempt to restore the waterside environment lost by urbanization. Such places provide oases in cities for the growth of aquatic life.

Aquatic biota, including algae, aquatic insects, and fish that live in these artificially restored waterside areas are mainly species known to survive in somewhat polluted waters. This means that a genuinely good living environment has yet to be restored, as the objectives of the wastewater reclamation system are limited, with primary emphasis on BOD, hygienic safety, and appearance (coliform count, SS, chromaticity, etc.). In fact, when treated wastewater is discharged to rivers and channels, wastewater is simply given advanced treatment using sand filtration or other similar processes. There have been few cases where more advanced treatment is employed to remove nitrogen or phosphorus or apply disinfection by ozone or ultraviolet light. Also, it has not been fully clarified yet what impact or effect such highly advanced treatment processes have on aquatic life.

Further knowledge is needed on wastewater treatment methods and treatment levels necessary to create good habitats for aquatic life at artificial watersides to which treated wastewater is discharged.

Aiming to restore and create genuinely good habitats for aquatic life at receiving waters, we studied the relationship between aquatic biota, including algae, benthos, and fish, and environmental factors, including the quality of treated wastewater and hydraulic conditions at wastewater receiving waters, and propose an ideal form of wastewater reclamation system acceptable for the ecosystem in terms of effectiveness and economy.

1　はじめに

下水道の普及に伴って、下水処理水の量も増加し、1年間で琵琶湖のおよそ半分の容積にあたる約 130 億 m^3（平成 12 年度現在）もの下水処理水が、日本全国で放流されている。

そのため、流域で下水道が普及した都市域の河川では、多摩川のように河川水量の大半が下水処理水で占められているところも出てきている。そのような河川では、河川の水質や水理特性等が下水処理水の性状や排出状況に大きく左右され、さらには水辺環境や周辺の生態系まで影響を及ぼすことが懸念されている。

一方、下水処理水を有用な水資源として着目することで、水源に乏しい地域においては、すでに都市用水として再生利用が行われている。また、近年では失われた水辺環境の再生を求める声が強く、下水処理水を修景用水として再利用することで、水辺環境を整備する事例も増加している。東京都の玉川上水などもこの例であり、涸れ川になっていた水路に高度処理を施した下水処理水を流すことで、水辺を復活させている。このようにして下水処理水を活用して創出された水辺環境は、水生生物をはじめとした様々な生物が生息する貴重な空間としても位置付けられている。

しかしながら、下水処理水の放流先となっている河川や下水の再生利用で創出される水路等で見られる藻類や水生昆虫、魚類等といった水生生物相は、ある程度汚濁を受けた水域で見られる種が主となっており、水生生物の良好な生息環境が実現できていないのが現状である。これは、下水処理や下水再生システムの設定目標が、BOD や衛生学的な安全性、外観に関する水質項目（大腸菌群数や SS、色度等）に限られているためである。そのため、水路などで下水処理水が再生利用される場合でも、砂ろ過レベルの高度処理を行う程度にとどまっており、窒素・りん除去プロセスやオゾン・紫外線消毒等といったさらに高度な処理プロセスを採用している事例は少なく、また、それらのプロセスの水生生物への影響や効果が、十分解明されていないのが現状である。

そのような状況もあり、下水処理水により形成された水辺環境が、良好な水生生物の生息環境であるために必要な下水処理方式や処理レベル（窒素・りん除去や消毒のあり方）等に関する知見が求められている。

その一方で、主として小規模な下水処理場では、既存の高度処理技術を適用することが経済的に困難であることが多い。そのため、それらに代わり得る植生浄化や土壌浸透等といった自然浄化能を活用した水質浄化手法の適用性や、それらの浄化手法が放流先の水生生物相に与える影響等の評価も併せて望まれているところである。

2　研究目的

本研究では、下水処理水の放流先において、水生生物の良好な生息環境を再生、創出するために、藻類、底生動物、魚類等といった水生生物相と、下水処理水の水質や放流先の水理条件等の環境要因の関係を明らかにし、生態系の観点から効果的かつ経済的な下水再生システムのあり方を提示することを目的とする。

3　既往事例の収集

昨年度から実施している水路実験で得られた知見は、あくまで理想的な試験環境での成果であり、必ずしも実際の下水処理水放流先で生じている現象を再現できているか保証はない。そこで、現在までの既往調査事例や既往研究と、本研究の成果を比較することで、再現性の検証を行うことを考えた。

本年度は、現在までの既往調査事例や既往研究の収集・整理を行い、検証に用いることが可能な事例を選別した。

3－1　研究の傾向

水生生物に対する下水処理水の影響に関する研究事例は、約20年前頃から見受けられるようになってきた。最近20年間の研究事例を、JICSTデータベースで検索して整理した結果を**図-3.1**に示す。

初期の事例では、ノリ養殖への影響やユスリカの発生等、問題に対する原因追及を主眼としていた事例が主であったが、1980年代後半からは、下水処理水の再利用による水辺環境の創出が行われはじめたこともあり、そのような箇所における水生生物の実態調査事例が増加するようになった。1990年代半ばからは、下水道普及率の向上や環境意識の高まりを受け、下水処理水の再利用事例に加え、下水処理水の放流先河川など公共用水域における水生生物への影響について調査する事例が増加してきた。また、同時期から消毒や化学物質の毒性について、実態調査や毒性試験を行う事例も大幅に増加してきている[1)2)3)4)]。

しかし、調査研究事例数は大幅に増加しているものの、その大半が現地での実態調査か、ラボレ

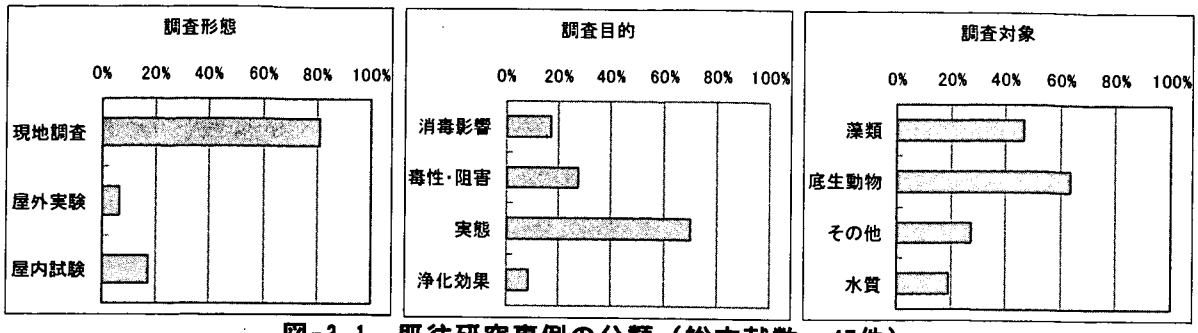


図-3.1　既往研究事例の分類（総文献数：47件）

ベルでの毒性試験であった。そのため、下水処理水の性状と形成される水生生物との関係に関して、影響要因を分離して検討したり、定量的に評価した事例は見られなかった。

表-3.1　主な影響要因と水生生物との関係

消毒	塩素消毒では特定の緑藻類(クロロロビオン)が特徴的に生育する
	塩素消毒と比べてオゾン消毒では多様性が高くなる
	紫外線消毒と比べて塩素消毒では多様性が低下する
栄養塩	栄養塩濃度の高い水域の方が、藻類の生物量が小さくなった
	ＮＰ比と付着藻類優占出現種との関係はみられない
アンモニア	底生動物種によっては濃度が高くなると出現が規制される
溶存酸素	生物種によって生息する水域の溶存酸素濃度に違いがみられ、生物種毎に必要な溶存酸素レベルを得られる可能性がうかがわれた
	多様性指数や個体数、汚濁指数とDO濃度の間に明確な関係はみられない
水温	水生昆虫において、種別の適正水温を得られる可能性がうかがえた
	多様性指数や個体数、汚濁指数と水温の間に明確な関係はみられない
	付着藻類については、高水温域では藍藻類が多くなり、低水温域では珪藻類が多くなることがうかがわれる

3－2　既往の知見と問題点

既往研究のうち、大規模な調査事例として、独立行政法人土木研究所と自治体等との共同研究が挙げられる[5)]。これらの調査結果をもとに、下水処理水の性状と水生生物との関係について、主な影響要因と得られた知見を**表-3.1**にまとめた。

その結果、定性的な知見は得られつつあるが、実態調査や現地実験を中心として検討している以上、環境条件が均一にならないことや影響要因ごとに条件を制御することが難しいことから、その地点での特性は把握できても、影響要因の定量的かつ一般的な評価は現段階では困難だと考えられた。

4　水路実験

本年度も、昨年度に引き続き、下水処理水の水質が水生生物相に与える影響を検討するため、ラボレベルでの実験を行った。

具体的には、屋内に設置した実験水路において、下水処理方式や処理水質の異なる下水処理水を流下させる対照実験を行い、水路に形成される水生生物相の差異を把握して、処理水質と水生生物相の関係を調査した。

4－1　実験方法

4－1－1　実験水路

実験水路は、実験施設の屋内に設置することで、自然条件の影響を排除して、実験条件をほぼ均一に保つようにした。実験水路の構造は、長さ 2m、幅が 50mm 及び 95mm の 2 種類のステンレス製水路をそれぞれ 6 連ずつ設置し、供給水量や流速等の様々な条件に対応できるようにしている。

また、各水路の上流側には付着藻類試験に供する付着板を、下流側には底生生物試験を行うための礫材を設置できるような構造とした。その他、実験用の試験水や薬液を供給するためのポンプ類、生物の成長に欠かせない光量を確保するための照明等で構成される。**図-4.1**に、実験に用いた実験水路の写真を示す。

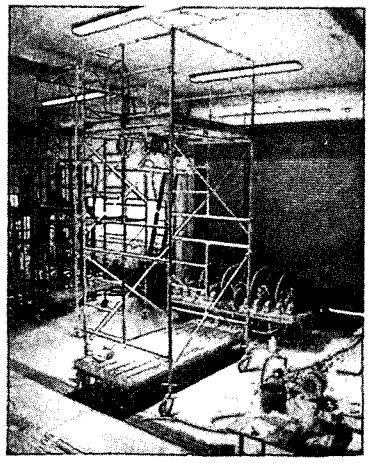


図-4.1　実験水路

4－1－2　河床材料

1）付着藻類用基板

下水処理水中に生息し得る生物のうち、付着藻類及び底生動物の生育状況に重点をおいた分析を行った。

実験水路本体はステンレス製であり、付着藻類が生育する環境としては適切ではない。そこで、付着藻類の生育場所として、**図-4.2**に示すような人工的な基板を水路内に設置することにした。

設置する基板としては、付着藻類の定量採取用に通常用いられている素焼きの陶器板を用いることにした。また、大きさは水路幅に合わせて、4.5 × 9cm のものと、9 × 9cm のものの２種類を用意した。

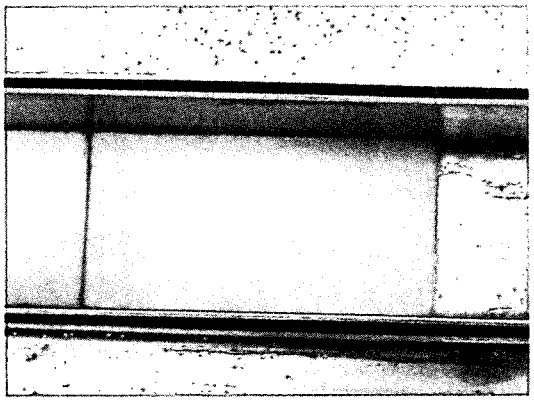


図-4.2　付着藻類用基板（素焼き板）

これらの板を、各水路の上流側と中流側、下流側の３ブロックに、それぞれ基板４枚をセットとして、**図-4.3**に示すように計 12 枚ずつ設置した。

各水路とも上中下流の各ブロックに４枚ずつ計12枚を設置

図-4.3　付着板の配置イメージ

2）底生動物用河床材料

各実験の終了時に底生動物の分析を行い、各実験ケースにおける環境条件毎の底生動物の違いを把握することにした。

そこで、水路内に底生動物の生息空間を構成する必要があることから、水路の下流側区間（距離 80cm）に礫材を投入して微小な空間を創り、底生動物等の生息空間を確保した。

礫材の大きさは、水路の幅が 5.0cm または 9.5cm、深さが約 5cm であることから、礫の密度と形成される間隙の空間を考慮して、**図-4.4**に示すような径 2 ～ 3cm の砕石を用いることとした。

図-4.4　水路に設置した礫

これらの礫を、**図-4.5**に示すように、付着基板とほぼ同じ高さまで水路下流側区間に充填した。

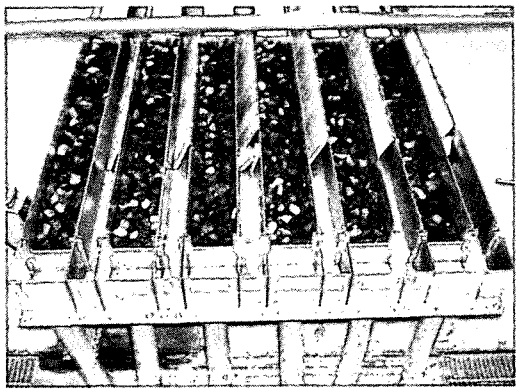


図-4.5　底生動物用礫設置状況

4－1－3　実験条件

本年度の実験では、①下水処理水の栄養塩類濃度と、付着藻類及び底生生物との関連性、②下水処理水の塩素消毒レベルと、付着藻類及び底生生物との関連性の２種類の要因に着目して、実験条件を設定した。

1）実験期間

当初の実験予定では実験期間を４週間としていたが、１回目の栄養塩濃度との関連性を検討する実験では、栄養塩レベルを比較的低濃度に設定したことと、実験時期が冬季だったこともあり水温が低かったことから、付着藻類の生育が想定よりも遅く、実験期間を６週

間に延長した。

また、２回目の塩素消毒レベルとの関連性を検討する実験でも、冬季の実験で、水温の影響が予想されたため、恒温水槽を用いて試験水を摂氏 20 度まで加温した。それにより、付着藻類は想定どおり生育し、実験期間も当初予定の４週間で実験が完了した。

２）対象試験水

本年度の水路実験で用いた試験水は、以下の原水を調製することで作成した。なお、詳細な設定条件は次項で述べる。

①実下水処理場の高度処理水

標準活性汚泥法、嫌気無酸素好気法及び凝集剤添加循環硝化脱窒法による各下水処理水の混合水に、急速砂ろ過処理を施したものを用いた。なお、試験水として用いた処理水は、消毒プロセス前から引水しているため、未消毒である。

②上水

実験施設に供給されている一般的な上水を用いた。なお、塩素消毒が施されているため、チオ硫酸ナトリウム溶液を適量添加して、塩素を中和してから試験水として供した。

３）水質条件

各実験ごとに、試験水の水質条件の設定は以下のとおりとした。

①第１回実験

下水処理水の栄養塩類濃度と、付着藻類及び底生生物との関連性を検討するために、**表-4.1**のとおり水質条件を設定した。

なお、本年度の実験では、栄養塩が比較的低濃度域の状況を観察するため、水路 A から水路 F1 までの試験水は、前項で示した実下水処理場の高度処理水を、上水で 10 倍希釈した上で、栄養塩を添加して調製したものを用いた。

表-4.1　第１回実験の水質条件

水路	下水処理水	調製水質
A	実下水処理場高度処理水の10倍希釈水	NO3-N=5mg/L, PO4-P=0.05mg/L
B		NO3-N=5mg/L, PO4-P=0.1mg/L
C		NO3-N=5mg/L, PO4-P=0.5mg/L
D		NO3-N=2mg/L, PO4-P=0.5mg/L
E		NO3-N=1mg/L, PO4-P=0.5mg/L
F1		原水のまま
F2	実下水処理場高度処理水	原水のまま

栄養塩濃度の調製方法は、硝酸ナトリウム（$NaNO_3$：分子量 84.99）およびリン酸水素二カリウム（K_2HPO_4：分子量 174.18）の高濃度溶液を調製の上、薬液タンクに貯蔵し、ここから定量ポンプで必要量を混合タンクに送り処理水と撹拌混合することで行った。

図-4.6に、栄養塩を処理水に混合する装置を示す。

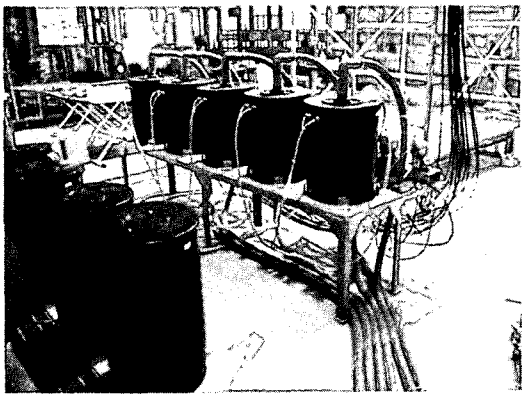


図-4.6　栄養塩濃度調節混合槽

②第２回実験

下水処理水の塩素消毒レベルと、付着藻類及び底生生物との関連性を検討するために、**表-4.2**のとおり水質条件を設定した。

表-4.2　第２回実験の水質条件

水路	下水処理水	調製水質
A	実下水処理場高度処理水	残留塩素濃度 5mg/L
B		残留塩素濃度 3mg/L
C		残留塩素濃度 1mg/L
D		残留塩素濃度 0.3mg/L
E		残留塩素濃度 0.1mg/L
F		原水のまま

なお、残留塩素濃度の調製方法は、栄養塩濃度の調製と同様に、次亜塩素酸ナトリウム（NaClO：分子量 74.44）の高濃度溶液を調製の上、薬液タンクに貯蔵し、ここから定量ポンプで必要量を混合タンクに送り処理水と撹拌混合することで行った。

４）水理条件

第１回・第２回実験ともに 5cm 幅水路で実験を行った。水理条件は以下の通りとした。

＜第１回実験＞

流速：10cm/sec　水深：3cm、水量：9L/min

＜第２回実験＞

流速：8cm/sec　水深：2.5cm、水量：6L/min

４－１－４　分析試料の採取

１）試料採取

前述した条件により、試験水を水路に流下させることで形成された付着藻類及び底生動物を分析定量するため、分析用試料の採取を行った。また、試験水の水質を把握するため、水質分析用試料の採水を併せて行った。

①付着藻類

試験水毎に藻類の生育速度が大きく異なることから、水路毎に試料採取の間隔を変更して試料の採取を行った。

・採取間隔

＜第１回実験＞

水路Ａ・Ｂ・Ｅ・Ｆ1：

実験開始から 12・15・24・27 日後

水路Ｃ・Ｄ・Ｆ2：

実験開始から 12・15・19・24・27 日後

＜第２回実験＞

水路Ａ・Ｂ：

実験開始から 14・21・28 日後

水路Ｃ・Ｄ：

実験開始から 14・21・24・28 日後

水路Ｅ：

実験開始から 7・14・21・24 日後

水路Ｆ：

実験開始から 7・14・17・24 日後

・採取位置

採取位置は、初期の生育量が少ない状態での試料を分析するため、**図-4.7**に示す採取位置に設定して初期の採取量を増やした。

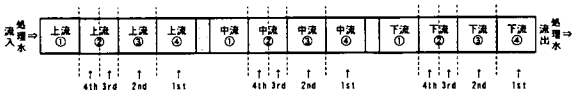


図-4.7　付着物採取位置（4回採取の場合）

従って、各水路ごとの採取面積は

1・2 回目：4.5 × 9 × 3 ＝ 121.5cm^2

3・4 回目：4.5 × 4.5 × 3 ＝ 60.75cm^2

であった。

②底生動物

・採取間隔

試験終了時に 1 回採取した。

・採取位置

各水路の下流側の礫を全て水路から取りあげてバケツのなかに移し、礫間に生息する生物を洗い落とした。その後、目合い 0.5mm のフルイを用いて生物を選り分け分析に供した。底生動物の採取面積は、

4.5 × 80 ＝ 360cm^2

であった。

③水質分析

・採取間隔

＜第１回実験＞

原則として週３回採取した。

＜第２回実験＞

原則として残留塩素は週２回、その他の項目は週１回採取した。

・採取位置

＜第１回実験＞

各水路の最上流部で採取した。

＜第２回実験＞

残留塩素分析用試料は各水路の最上流部採取した。その他の項目の試料については、同じ原水を用いていることから、受水槽から直接、原水を採取した。

２）試料保存・運搬

採取した付着物試料のうち、3 分の 1 を付着藻類用の分析試料として、3 分の 2 をクロロフィル a の分析用試料として分割した。

さらに、付着藻類および底生動物用の試料はホルマリンを 10%(v/v)になるように添加することで固定し、持ち帰って分析に供した。

また、クロロフィル a 用の試料は、採取後に冷蔵状態で分析室まで搬送し、分析に供した。

水質分析試料に関しては、溶解性項目の試料について、採水後に GF/B ろ紙でろ過を行った。また、窒素・リン分析試料は採水後直ちに硫酸で固定を行った。すべての水質分析試料は保存処理等が終わり次第、冷蔵状態で分析室まで搬送し、分析を行った。

４－１－５　分析

１）生物分析

採取試料は、以下の方法で分析を行った。

・クロロフィルａ：

河川水質試験方法（案）[7]　58.4.1 による単波長法により測定した。

・付着藻類：

試料をよく混合した後、全容量を測定し、その後一定量を取って顕微鏡によって観察

し、同定及び計数した。生物が多い場合には、全容量を測定した後、その一部を更に希釈してから同定と計数を行った。表記は単位面積当たりの細胞数(cells/cm^2)として表す。

・底生動物：

泥やゴミ等から生物を分離するソーティングを行った後、実体顕微鏡を用いるなどして観察、同定を行った。また、計数（定量）には、単位面積あたりの個体数(個体/m^2)として算出した。

2）水質分析

採水した試料は、各水質項目毎に以下の方法に基づいて水質分析を行った。

・CODCr：

HACH 社 DR/2000 分析計を用いた簡易分析法（JIS 準拠、USEPA 認可）で測定した。

・窒素

河川水質試験方法（案）[7] 53.に記載の自動分析法及び総和法により測定した。

・リン

河川水質試験方法（案）[7] 54.による自動分析法及びペルオキソ二硫酸カリウム分解吸光光度法により測定した。

・残留塩素

HACH 社 DR/700 分析計を用いた簡易分析法で測定した。

4－2　実験結果と考察

4－2－1　第1回実験（栄養塩の影響検討）

1）付着藻類

①生物量の変化

栄養塩濃度の違いによる、生育する付着藻類の生物量変化をクロロフィル a 及び付着藻類の総細胞数を指標として比較した。**表-4.3**にそれらの分析結果を、**図-4.8**に経時変化のグラフを示す。その結果、栄養塩濃度によって藻類の増殖量に差が見られた。

そこで、実験期間内における付着藻類のクロロフィル a 及び総細胞数の最大値と、栄養塩濃度の関係を検討した結果を**図-4.9**に示す。

今回設定した栄養塩の濃度範囲では、リンについては濃度依存的な変化が見られたものの、逆に窒素については明確な変化が見られなかった。

②増殖速度の変化

・初期増殖速度

図-4.9では、試験開始から初期の増殖時において、増殖速度に違いが見られた。そこで、試験開始から最初に生物分析を行った 12 日目までの増殖速度を計算した。なお、一般的な増殖速度（μ）は生物量の対数値の差分を経過時間で除することになるが、今回の場合は開始時の生物量は 0 であるため、対数化は不可能であるから、生物量の実数値の差分を経過時間で除した値を増殖速度（M）として、比較を行った。　その初期増殖速度（M）を**図-4.10**に示す。

表-4.3　付着藻類の分析結果

分析項目：クロロフィルa　　μg/cm^2

系列	栄養塩濃度(mg/L)		経過日数				
	NO3-N	PO4-P	12	15	19	24	27
A	4.65	0.031	0.03	0.25		2.84	1.94
B	5.35	0.081	0.13	0.50		12.66	17.59
C	4.89	0.420	3.91	7.65	19.53	11.55	27.59
D	2.28	0.556	1.62	5.84	15.16	20.27	25.03
E	1.11	0.496	0.56	4.40		20.13	23.10
F1	1.11	0.008	0.37	1.49		5.31	5.68
F2	5.43	0.055	0.57	4.00	11.74	14.98	44.13

分析項目：総細胞数　　cells/cm^2

系列	栄養塩濃度(mg/L)		経過日数				
	NO3-N	PO4-P	12	15	19	24	27
A	4.65	0.031	3,496	106,420		608,260	402,020
B	5.35	0.081	17,178	137,214		3,072,290	6,453,700
C	4.89	0.420	1,126,975	3,950,392	15,422,470	12,005,820	32,286,040
D	2.28	0.556	538,522	2,673,328	11,186,940	11,552,847	14,874,280
E	1.11	0.496	111,485	2,020,938		16,311,950	24,392,280
F1	1.11	0.008	101,114	2,411,128		8,125,705	8,847,370
F2	5.43	0.055	121,304	372,930	1,973,600	2,805,040	5,932,600

*栄養塩濃度は試験期間中に7回測定した平均値

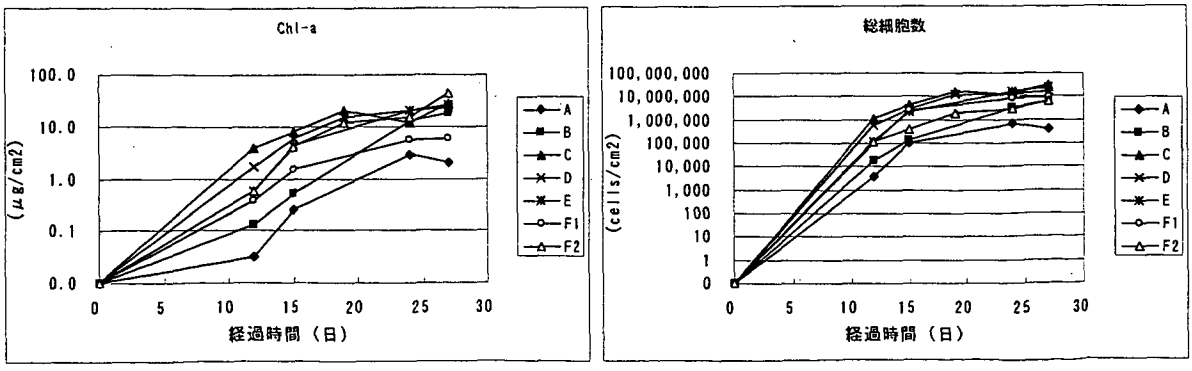


図-4.8　付着藻類生物量の経時変化

その結果、栄養塩濃度が高いほど増殖速度は大きくなった。

・増殖速度の変化

初期状態においては、栄養塩濃度により増殖速度に差が生じていたが、全般的には増殖速度がどのように変化するか比較を行った。その結果を**図-4.11**に示す。なお、この比較には、生物量に対数値を用いた一般的な増殖速度（μ）を用いた。

その結果、いずれの栄養塩濃度ケースでも、初期の増殖速度が高くなっていたが、その後の変化はまちまちであり、一定の傾向を示すものはなかった。多くのケースで、増殖速度が高低を繰り返すような動きが見られるが、これは付着藻類が生育した後、一部が剥離し、そこにまた増殖するといった生育サイクルが生じている可能性が考えられる。

③種構成の変化

・優占種

実験終了時での、付着藻類の細胞数による優占種の上位３種を**表-4.4**に示す

栄養塩を添加した系列A～Eについては、ほとんどが緑藻類の*Scenedesmus*で占められており、栄養塩濃度による違いは見られなかった。ただし、処理水100%とした系列F2では、すべて珪藻類で占められており、処理水に上水を混合して希釈した場合との違いが

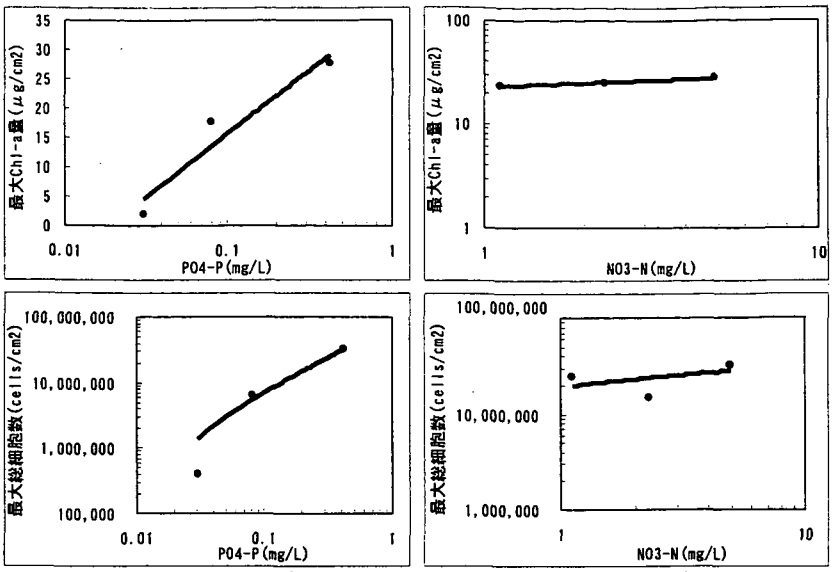


図-4.9　Chl-a及び総細胞数の最大値と栄養塩濃度の関係

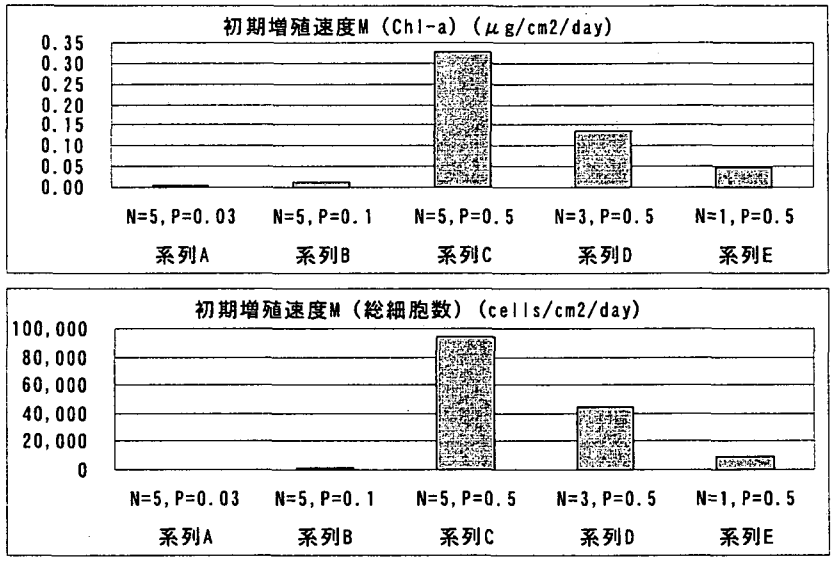


図-4.10　各栄養塩濃度ケース毎の初期増殖速度

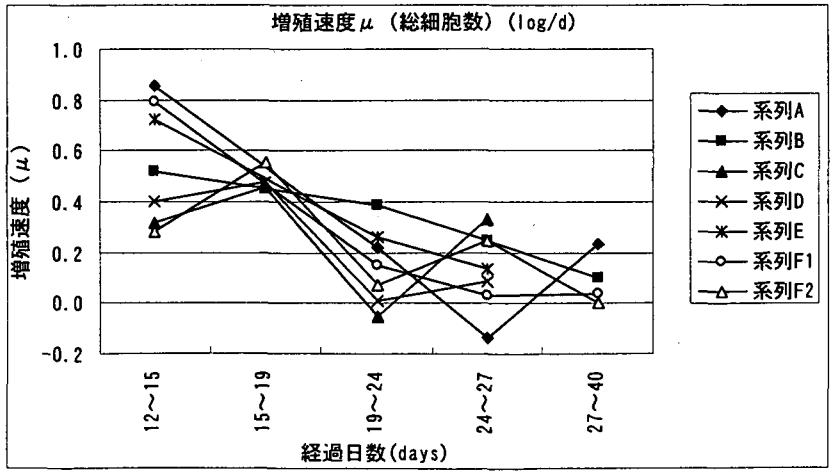


図-4.11　各栄養塩濃度ケース毎の増殖速度の変化

見られた。

また、経時的に藻類種の変化を示したグラフを**図-4.12**に示す。これらの変化と栄養塩濃度の関係は、リン濃度が高いほど緑藻類の占有率が高くなり、珪藻類の占有率が下がる傾向が見られた。窒素濃度については、変化が小さく明確に影響は分離できなかった。

・多様性

以上より、栄養塩濃度により緑藻類の占有率が大きく変化することから、生物の多様性に与える影響も大きくなると考えられる。ここではshannon の多様性指数を用いて、多様性の変化を検討した。**図-4.13**に多様性の経時変化を示す。

栄養塩濃度ケースによって、多様性に差が見られることから、多様性指数とリン・窒素濃度との関係を検討した結果、リン濃度が高くなると、多様性が低下する傾向が見られた。窒素濃度との明確な関連性は見られなかった。

2）底生動物

最終日に行った底生動物調査の結果を**表-4.5**に示す。

表-4.4　付着藻類の優占種

	第1優占種		第2優占種		第3優占種	
系列A	緑藻類	Chlorococcaceae	緑藻類	*Scenedesmus spinosus*	緑藻類	*Scenedesmus Acutus*
系列B	緑藻類	*Scenedesmus spinosus*	緑藻類	*Scenedesmus* sp. (cf. *acutus*)	緑藻類	Chlorococcaceae
系列C	緑藻類	*Scenedesmus* sp. (cf. *acutus*)	緑藻類	*Scenedesmus spinosus*	緑藻類	*Scenedesmus Acutus*
系列D	緑藻類	*Scenedesmus* sp. (cf. *acutus*)	緑藻類	*Scenedesmus acutus*	緑藻類	*Scenedesmus Spinosus*
系列E	緑藻類	*Chlorella* sp.	緑藻類	*Scenedesmus spinosus*	緑藻類	*Scenedesmus Acutus*
系列F1	緑藻類	*Scenedesmus* sp. (cf. *acutus*)	緑藻類	*Scenedesmus acutus*	藍藻類	*Lyngbya* sp.
系列F2	珪藻類	*Nitzschia amphibia*	珪藻類	*Navicula confervacea*	珪藻類	*Gomphonema Parvulum*

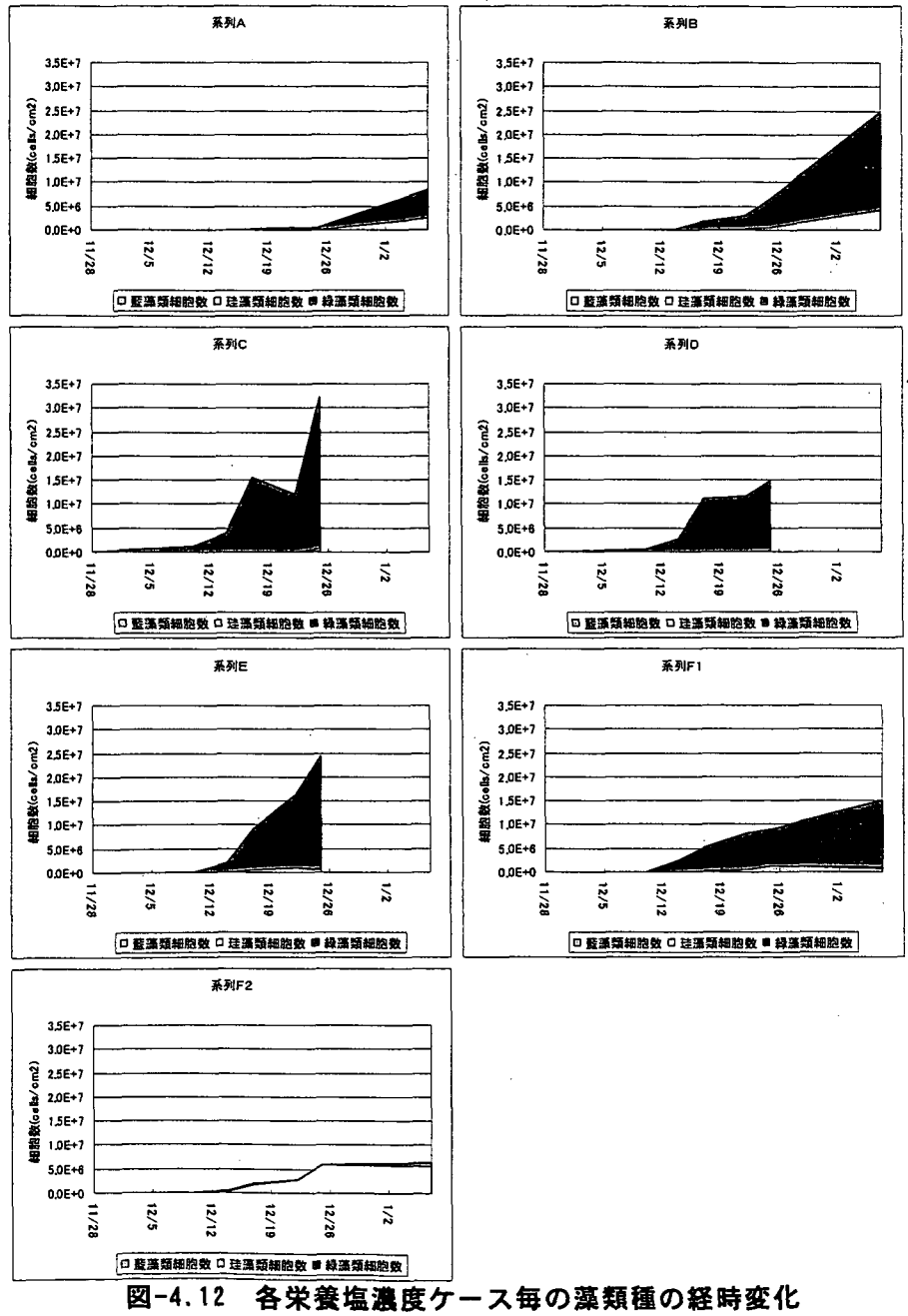


図-4.12　各栄養塩濃度ケース毎の藻類種の経時変化

処理水 100%の対照系列 F2 を除いては、底生動物はほとんど観察されなかった。これらの要因として、施設が屋内にあることと、上水による希釈に生物密度の減少によって、底生動物の供給量が少なくなったためだと考えられる。

そのため、今回の実験では、栄養塩濃度と底生動物相の関係を検討することができなかった。

今後、底生動物との関連性を検討していくためには、人為的に底生動物を外部から移入したり、屋外における実験が必要になると考えられる。

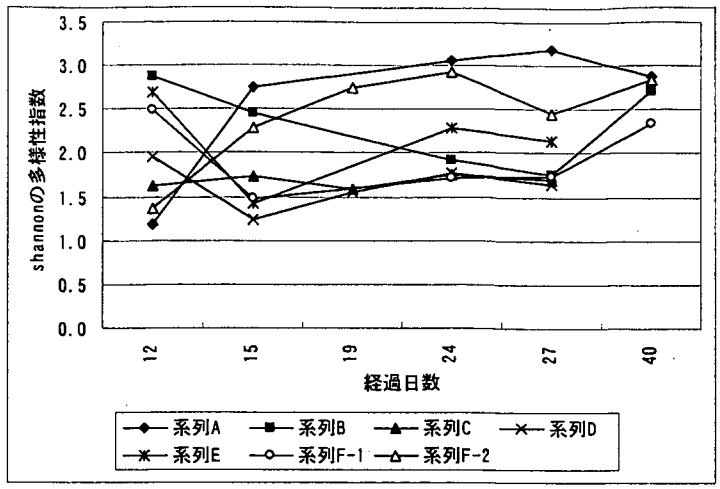


図-4.13　多様性指数の変化

表-4.5　底生動物の分析結果

調査水域：処理水流下水路生物相実験　　調査期日：平成14年12月25日

No.	門	綱	目	科	和名	学名	A－1 個体数	A－1 湿重量	B－1 個体数	B－1 湿重量	C－1 個体数	C－1 湿重量	D－1 個体数	D－1 湿重量
3	環形動物	ヒル	ウオビル	グロシフォニ科	グロシフォニ科	Glossiphoniidae								
4			咽蛭	イシビル	シマイシビル	Erpobdella lineata								
5					イシビル科	Erpobdellidae			83	0.28			28	0.00
6	節足動物	甲殻	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi								
8		昆虫		ユスリカ	ユスリカ属の一種 1	Chironomus sp. 1								
9					ユスリカ属の一種 2	Chironomus sp. 2								
14					ユスリカ科　蛹	Chironomidae pupa								
16	触手動物	コケムシ	掩喉	ハネコケムシ	ハネコケムシ科	Plumatellidae								
						種類数	0		1		0		1	
						合計(個体, g/m²)			83	0.28			28	0.00

No.	門	綱	目	科	和名	学名	E－1 個体数	E－1 湿重量	F－1 個体数	F－1 湿重量	F－2 個体数	F－2 湿重量
3	環形動物	ヒル	ウオビル	グロシフォニ科	グロシフォニ科	Glossiphoniidae					13	0.00
4			咽蛭	イシビル	シマイシビル	Erpobdella lineata					13	0.75
5					イシビル科	Erpobdellidae					888	8.75
6	節足動物	甲殻	ワラジムシ	ミズムシ	ミズムシ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi					4813	13.50
8		昆虫		ユスリカ	ユスリカ属の一種 1	Chironomus sp. 1			83	0.00	675	0.88
9					ユスリカ属の一種 2	Chironomus sp. 2					13	0.00
14					ユスリカ科　蛹	Chironomidae pupa					200	0.50
16	触手動物	コケムシ	掩喉	ハネコケムシ	ハネコケムシ科	Plumatellidae					*	0.13
						種類数	0		1		8	
						合計(個体, g/m²)			83	0.00	6615	24.51

注：湿重量の0.00は0.01g未満を示す。
注：個体数の＊は群体で出現したことを示す。
注：平成15年12月25日調査において、F－2を除く全測点でハネコケムシ科の外皮のみが確認された。

4－2－2　第2回実験（塩素消毒の影響検討）

1）付着藻類

①生物量の変化

残留塩素濃度の違いによる、生育する付着藻類の生物量の変化を付着藻類の Chl-a および総細胞数を指標として比較した。**表-4.6**にそれらの分析結果を、**図-4.14**に経時変化のグラフを示す。

このように、残留塩素濃度によって藻類の生物量に差がみられ、残留塩素濃度が高いケースでは、試験期間中には細胞数からは出現がみられたものの、Chl-a ではほとんど検出されなかった。

表-4.6　付着藻類の分析結果

分析項目：クロロフィルa　　μg/cm²

系列	残留塩素濃度	経過日数 4	7	14	17	21	24	28
A	5mg/L	0.004		0.010		0.004		0.010
B	3mg/L	0.005		0.008		0.012		0.011
C	1mg/L	0.009		0.009		0.045	0.244	1.428
D	0.3mg/L	0.015		0.031		0.491	0.558	2.689
E	0.1mg/L	0.022	0.360	1.635		3.681	12.964	
F	0mg/L	0.166	0.534	21.783	35.699		33.007	

分析項目：総細胞数　　Cells/cm2

系列	残留塩素濃度	経過日数 4	7	14	17	21	24	28
A	5mg/L	506		305		556		230
B	3mg/L	327		298		1,815		560
C	1mg/L	95		191		1,554	15,520	526,580
D	0.3mg/L	227		659		170,410	75,900	918,300
E	0.1mg/L	1,178	35,232	355,600			4,285,600	
F	0mg/L	26,562	72,528	4,918,360	5,232,750		7,102,620	

そこで、試験期間内における付着藻類のクロロフィルａおよび細胞数の最大値と、残留塩素濃度の関係を検討した結果を**図-4.15**に示す。

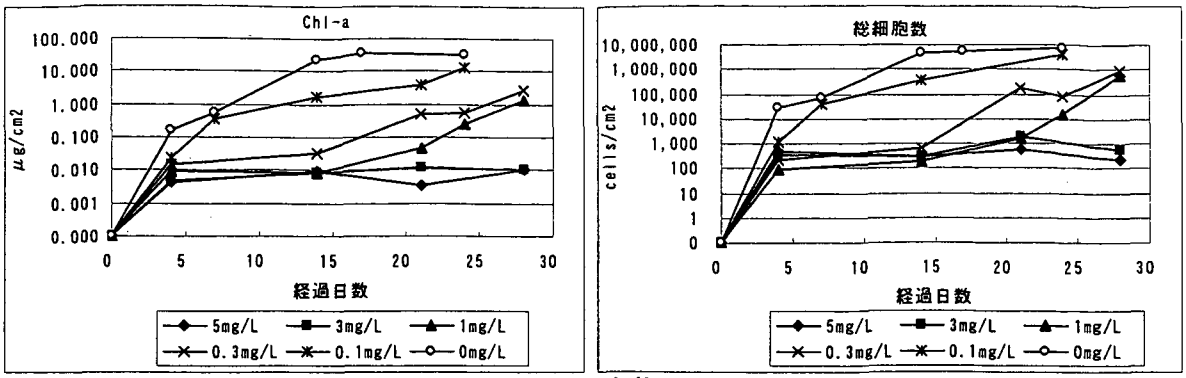


図-4.14　付着藻類生物量の経時変化

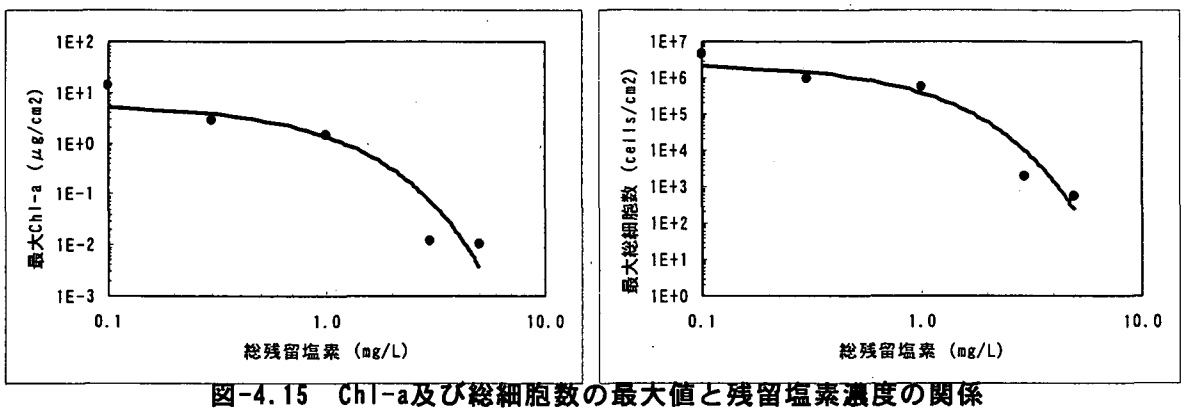


図-4.15　Chl-a及び総細胞数の最大値と残留塩素濃度の関係

このように、今回の濃度設定の範囲においては、残留塩素と最大生物量との間に、明確な関係が見られた。

②増殖速度の変化

次に、増殖速度が残留塩素濃度によってどのように変化するかを検討した。

・初期増殖速度

実験初期において増殖速度に差がみられた。そこで、初期における増殖速度(M)を栄養塩濃度の場合と同じように計算した結果を**図-4.16**に示す。

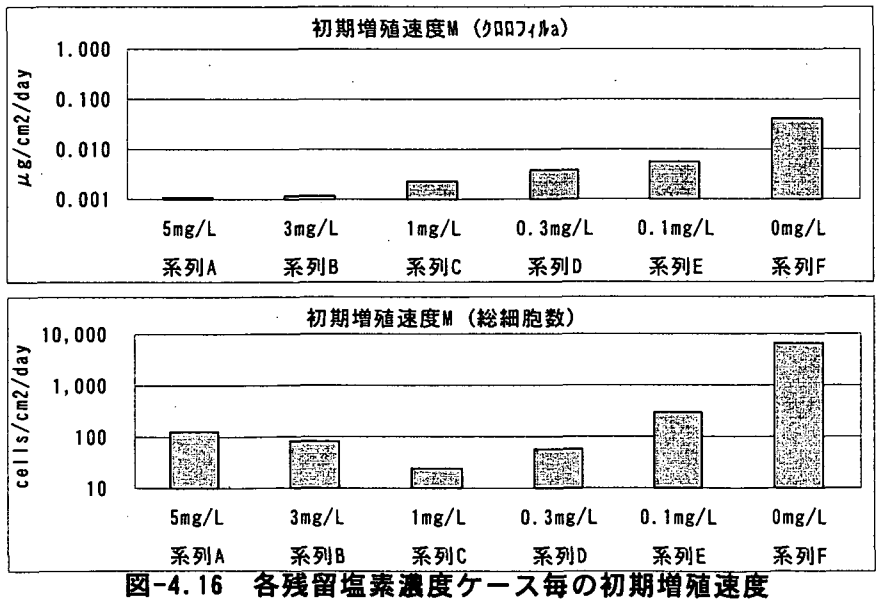


図-4.16　各残留塩素濃度ケース毎の初期増殖速度

この結果、クロロフィルａでは、残留塩素濃度が低いほど初期の増殖が大きいことがみられた。しかし、細胞数でみると必ずしも濃度依存的な傾向とはなっていなかった。

・増殖速度の変化

初期状態においては、栄養塩濃度により増殖速度に差が生じていたが、全般的には増殖速度がどのように変化するか比較を行った。その結果を**図-4.17**に示す。ここでは、各測定期間の間での速度を比較するため、実数による増殖速度ではなく、一般的な対数化した増

殖速度（μ）を用いて比較を行った。

この結果、栄養塩濃度の場合と同様にいずれのケースも初期の増殖が高くなっていたが、その後の変化はまちまちであり、一定の傾向を示すものではなかった。

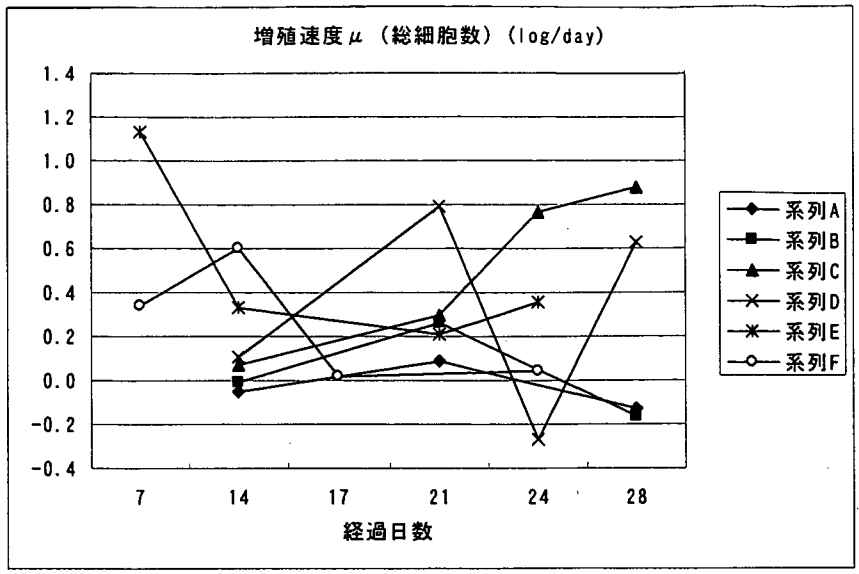


図-4.17　各残留塩素濃度ケース毎の増殖速度の変化

③種構成の変化

・優占種

実験終了時における、細胞数による優占種上位3種について、**表-4.7**に整理した。

表-4.7　付着藻類の優占種

系列	第1優占種		第2優占種		第3優占種	
系列A	珪藻類	*Pinnularia* sp. (cf. *microstauron*)		−		−
系列B	珪藻類	*Navicula confervacea*	珪藻類	*Eunotia binuaris*	ミドリムシ	*Euglena* sp.
系列C	緑藻類	*Chlorolobion saxatile*	緑藻類	*Scenedesmus* sp.	珪藻類	*Pinnularia* sp. (cf. *microstauron*)
系列D	緑藻類	*Chlorolobion saxatile*	緑藻類	*Scenedesmus* sp.	緑藻類	*Scenedesmus quadricauda*
系列E	緑藻類	*Chlorella* sp.	緑藻類	*Scenedesmus quadricauda*	緑藻類	*Scenedesmus acutus*
系列F	珪藻類	*Navicula confervacea*	緑藻類	*Scenedesmus acutus*	珪藻類	*Pinnularia* sp. (cf. *microstauron*)

・藻類の類別変化

栄養塩類の場合と同じように、残留塩素濃度の変化においての最終状態の優占種は多くのケースで緑藻類で占められていたことから、藻類が試験開始からどのように類別に変化してきたかを検討した。

経時的に藻類種の変化を示したグラフを**図-4.18**に示す。

・多様性

以上でみてきたように、塩素が添加されないケースでは、藍藻類をはじめ複数の種が出現しているが、残留塩素濃度が高くなるに従って、緑藻類をはじめとして各ケース毎に単一の類が占める割合が大きくなることから、多様性へ与える影響も大きくなると考えられる。

そこで、shannon の多様度指数を用いて計算を行い、多様性の変化をみた。また、併せて試験の最終状態における付着藻類の多様性と残留塩素の関係を検討した。その結果を**図-4.19**及び**図-4.20**に示す。

残留塩素濃度の違いによって、多様性に違いがみられたが、その傾向についての濃度との関係は、3mg/L でその前後の濃度より大きく離れて高くなるなど、濃度依存的な関係は明確にならなかった。

・毒性影響

残留塩素については、消毒剤として用いられていることなどから、毒性影響としての視点を取ることができる。

そこで、塩素添加無しの状態における試験最終状態の細胞数またはクロロフィルａ濃度をコントロール（陰性対照）として、そこから、塩素の添加によってどの程度生育が減少したかを細胞数またはクロロフィルａの値を計算して、阻害率とした。計算された阻害率と、塩素濃度の関係を**図-4.21**に示す。

ここから、細胞数からみると約 0.2mg/L で生育が約 50%に阻害され、クロロフィルａからみると、同じく約 0.05mg/L で 50%が阻害されることがうかがえる。

しかし、通常の毒性反応で示されるＳ字曲線を想定した場合の低濃度域における反応は、今実験の設定範囲ではカバーできていないことがわかった。従って、今後はさらに低濃度における実験を行う必要がある。

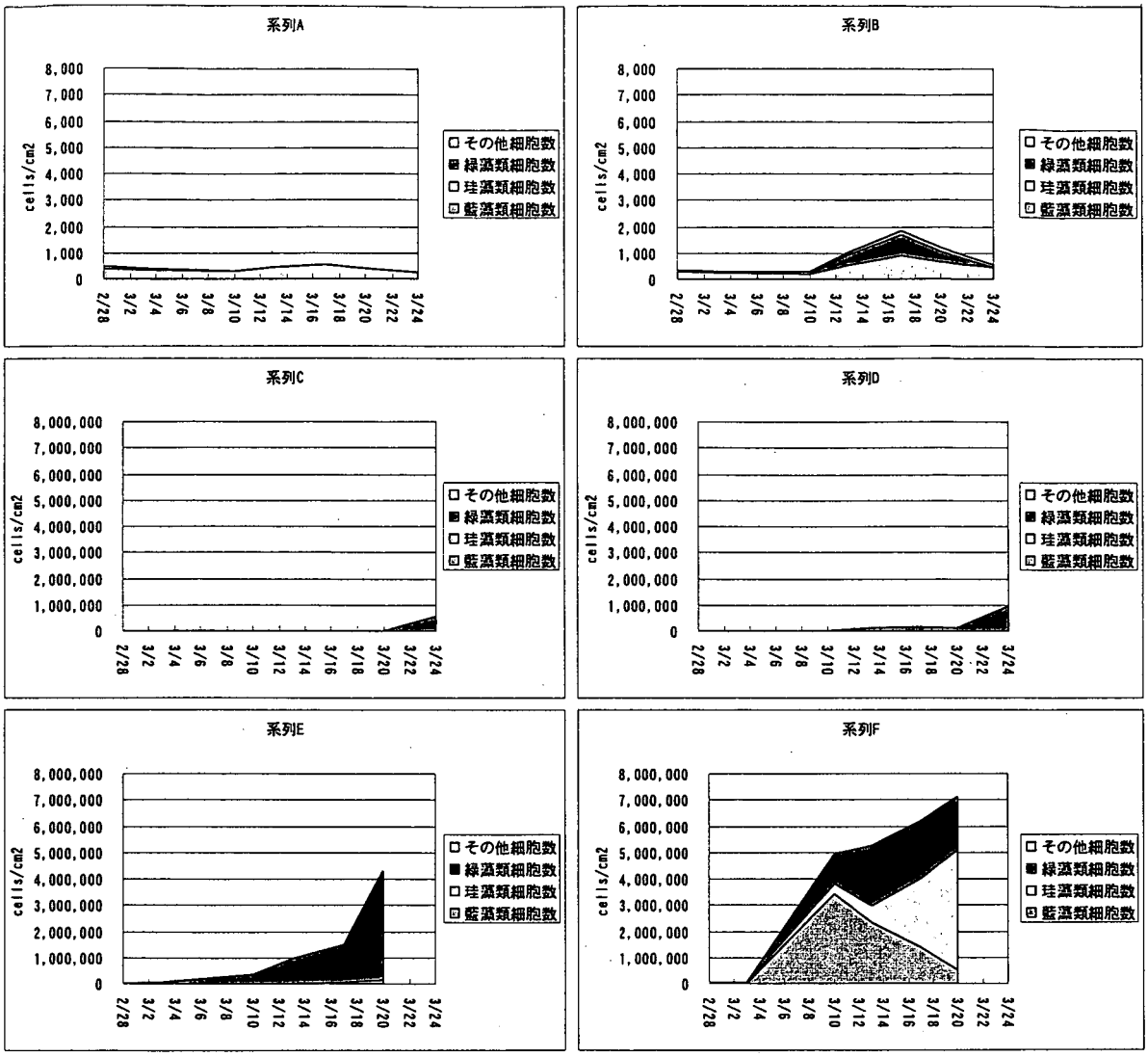


図-4.18　各残留塩素濃度ケース毎の藻類種の経時変化

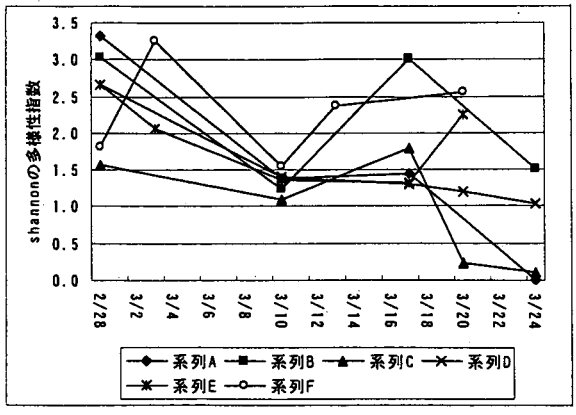


図-4.19　多様性指数の変化

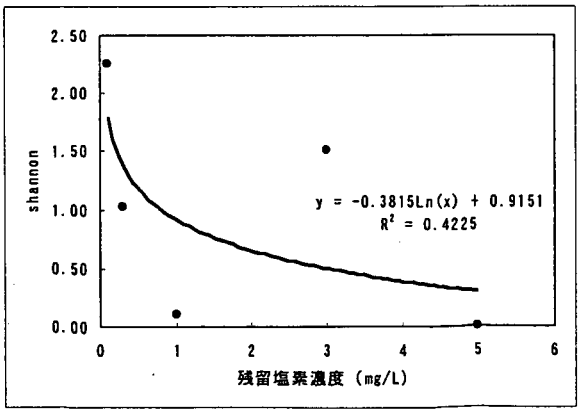


図-4.20　多様性指数と残塩濃度との関係

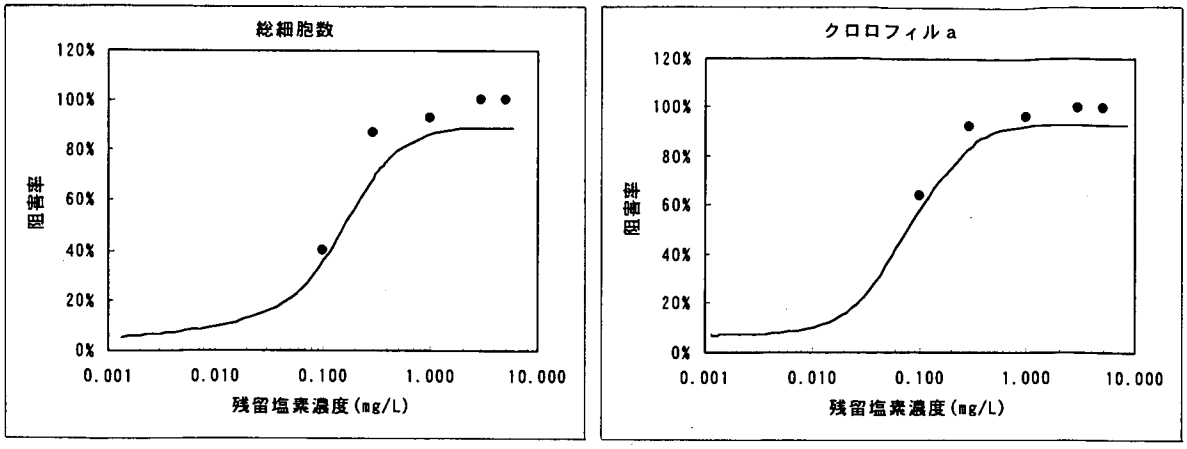


図-4.21　阻害率と残留塩素濃度との関係

表-4.8　底生動物の分析結果

調査水域：処理水流下水路生物相実験　　調査期日：平成15年3月24日

No.	門	綱	目	科	和名	学名	A 個体数	A 湿重量	B 個体数	B 湿重量	C 個体数	C 湿重量	D 個体数	D 湿重量	E 個体数	E 湿重量	F 個体数	F 湿重量
1	ヘん形動物	ｳｽﾞﾑｼ			ｳｽﾞﾑｼ綱	Turbellaria	0		0		0		0		0		0	
2	環形動物	ﾐﾐｽﾞ	ﾅｶﾞﾐﾐｽﾞ	ﾐｽﾞﾐﾐｽﾞ	ﾐｽﾞﾐﾐｽﾞ科	Naididae	0		0		0		0		0		0	
3		ヒル	ｳｵﾋﾞﾙ	ｸﾞﾛｼﾌｫﾆ	ｸﾞﾛｼﾌｫﾆ科	Glossiphonilidae	0		0		0		0		0		0	
4			咽蛭	ｲﾝﾋﾞﾙ	ｼﾏｲﾝﾋﾞﾙ	Erpobdella lineata	0		0		0		0		0		0	
5					ｲﾝﾋﾞﾙ科	Erpobdellidae	0		0		0		0		0		0	
6	節足動物	甲殻	ﾜﾗｼﾞﾑｼ	ﾐｽﾞﾑｼ	ﾐｽﾞﾑｼ	Asellus hilgendorfi hilgendorfi	0		0		0		0		0		0	
7		昆虫	ﾊｴ	ﾁｮｳﾊﾞｴ	Psychoda属の一種	Psychoda sp.	0		0		0		0		0		0	
8				ﾕｽﾘｶ	ﾕｽﾘｶ属の一種 1	Chironomus sp. 1	0		0		0		0		0		0	
9					ﾕｽﾘｶ属の一種 2	Chironomus sp. 2	0		0		0		0		0		0	
10					ｸﾛﾕｽﾘｶ属の一種	Einfeldia sp.	0		0		0		0		0		0	
11					ﾋﾒﾕｽﾘｶ族	Tanytarsini	0		0		0		0		0		0	
12					ﾕｽﾘｶ亜科	Chironominae	0		0		0		0		0		0	
13					ｴﾘﾕｽﾘｶ亜科	Orthopcladiinae	0		0		0		0		0		0	
14					ﾕｽﾘｶ科　蛹	Chironomidae pupa	0		0		0		0		0		0	
15				ﾐｷﾞﾜﾊﾞｴ	ﾐｷﾞﾜﾊﾞｴ科	Ephydridae	0		0		0		0		0		0	
16	触手動物	ｺｹﾑｼ	掩喉	ﾊﾈｺｹﾑｼ	ﾊﾈｺｹﾑｼ科	Plumatellidae	0		0		0		0		0		0	
						種類数	0		0		0		0		0		0	
						合計(個体,g/m)												

注：平成15年3月24日調査においては、分析の結果、全測点でハネコケムシ科の外皮のみが、A、Bで動物破片が確認された以外は、底生動物の出現は確認できなかった。

2）底生動物

最終日に行った底生動物調査の結果を**表-4.8**に示す。

このように、全てのケースにおいて底生動物は観察されなかった。

なお、確認されたものは、全測点でハネコケムシ科の外皮のみが、系列A、Bで種同定不可能な動物破片が確認されるなど、痕跡のみであった。これは、栄養塩濃度調査と同様に、施設が屋内であるため、外からの加入が非常に少ないことが要因の可能性としてあげられる。

また、今回の実験の特徴としては、処理水中に混入していた底生動物についても塩素消毒の過程で死亡し水路に定着できなかったこと、また、冬季のため、処理水中に混入していた生物量が少なかったことなども要因として大きいと考えられる。このため、残留塩素濃度と底生動物相との関係を提示することはできなかった。

今後は、栄養塩濃度調査と同様に、外から人為的に底生動物を移植するなどして、その影響を把握することも考えられる。

5　まとめ

5－1　栄養塩の影響

下水処理水中においても栄養塩、特にリン濃度の違いによって、付着藻類の生産量や種構成に違いが生じることが示された。

平成 13 年度調査の結果と合わせて、今調査の結果を解析した結果、リン濃度で 0.3mg/L を超えると、Chl-a 量は飽和して最大となり、約 0.03mg/L で、最大量の半分程度に低下すると計算された。さらに、リン濃度で 0.1mg/L、窒素濃度で 1mg/L を超えると初期の付着藻類量の伸びが大きくなった。従って、上記濃度を超える処理水が放流される水域においては、短期間に付着藻類が増殖することになると考えられる。

一方、藻類の種構成は、リン濃度の増加に伴って、緑藻類の占める割合が高くなり、相対的に珪藻類の占める割合が低下するという傾向がみられ、特にリン濃度が 0.3mg/L を超えると、ほとんどが緑藻類に占められる状況が示された。

また、リンおよび窒素ともに、濃度が高くなる

と種の多様性が減少する傾向がうかがわれた。ただし、窒素について濃度変化に対する多様性の変化の度合いは、リン濃度の変化に対する多様性の変化と比べて小さかったことから、付着藻類の種多様性に与える影響は、リン濃度の変化による要因の方が窒素濃度による変化よりも相対的に大きいと推測された。

5－2　塩素消毒の影響

今回の実験結果から塩素消毒に伴う水中の残留塩素の濃度によって、付着藻類の生産量や種構成に影響を生じることが確認できた。付着藻類の細胞数が、塩素無添加状態より対数値で半分になる残留塩素濃度は約 2.0mg/L、Chl-a 量で半分になる塩素濃度は約 1.0mg/L と計算された。

クロロフィルａでは、残留塩素濃度が低いほど初期の増殖が大きいことがみられたが、今回設定した最低濃度の残留塩素レベルでも、残留塩素が藻類の増殖速度の影響を与えない濃度については確認できなかった。

また、付着藻類の種構成の変化については、塩素が無添加の場合に藍藻類-緑藻類-珪藻類のそれぞれが遷移していく状況が観察されたのに対して、塩素の添加された場合には残留塩素濃度に関わらず緑藻類が優占していた。しかし、増殖速度の場合と同様に、影響が生ずる残留塩素濃度が確認できなかったことから、今後、さらに設定濃度範囲を拡げた実験を行うなどして、繰り返しデータを蓄積する必要がある。

なお、本調査研究は、地球環境保全等試験研究費により実施されたものである。

6　参考文献

1）仁科博之，丸山俊朗，　三浦昭雄　：都市下水 2 次処理水の養殖川に及ぼす影響について，下水道研究発表会講演集，Vol.20th　pp.486 - 488，1983，他

2）服部潔：覆がい下水処理場に発生するユスリカ等水生こん虫の防除について，下水道研究発表会講演集，Vol.22nd，pp.58 - 60，1985，他

3）若林明子ら：清流の復活に関する研究 III　野火止用水の水生生物，東京都環境科学研究所年報，Vol.1987，pp.134 - 139，1986，他

4）大村達夫：下水道システムに消毒はどこまで必要か，月刊下水道，Vol.21，No.10，pp.24 - 27，1998，他

5）（財）下水道新技術推進機構：下水処理水放流先水域に形成される生物相に関する調査研究，2001 年度　下水道新技術研究所年報，1/2 巻，pp.137-144，2002

6）生態系との共生をはかる下水道のあり方検討会編：生態系にやさしい下水道をめざして，技報堂出版，2001

7）建設省河川局監修：河川水質試験方法（案）1997 年版，技報堂出版，1997

8）中村栄一，古賀俊行：河川の富栄養化に関する調査，土木研究所資料　平成元年度下水道関係調査研究年次報告書集，1990

9）中村栄一，長谷川清，小森行也，松宮洋介：河川における藻類増殖機構に関する調査，土木研究所資料　平成 5 年度下水道関係調査研究年次報告書集，1994

7　研究発表

1）中島英一郎，小越真佐司，竹歳健治：生態系の観点からみた下水再生システムのあり方に関する研究，国土技術政策総合研究所資料　平成 13 年度下水道関係調査研究年次報告書集，2003.1

2）竹歳健治，中島英一郎，平出亮輔：下水処理水中の栄養塩と形成される水生生物相との関連性調査，土木技術資料，Vol.45，No.11，pp.60-65，2003.11

4. 下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究

下水処理研究室　室　　長　中島　英一郎
主任研究官　山下　洋正
研　究　官　斎野　秀幸

1．はじめに

下水道の整備が進むにつれて、河川や沿岸域の水質が改善され、都市部においてもウォーターフロント再生が進められている。以前は、景観や水辺の散策が主であったが、身近な水辺そのものの利用が求められはじめている。しかしながら、水辺利用に伴う衛生学的な問題から、利用が制限されている場合がある。

一方、現在、水域における衛生学的な指標としては、排水基準の大腸菌群数、水浴場の糞便性大腸菌群数等が用いられているが、衛生学的な指標として適したものではなく、消毒後に最増殖するなど、糞便汚染の指標として疑問が持たれてきている[1)]。

これを受けて、厚生労働省では水道水質基準に関する省令を改正し、これまでは大腸菌群を指標としていたものを大腸菌に変更した。なお、これは平成16年4月1日から施行されることとなっている。

このため、本研究では従来の指標である大腸菌群と、腸球菌、大腸菌等の新たな指標を対象に、下水放流水の影響としての指標細菌の実態、消長について解明し、新たな衛生学的指標の妥当性を検討するとともに、従来の指標と新たな指標との相関について調査を行う。

2．平成14年度の調査内容

2.1　目的

平成14年度は下水処理水中の各衛生学的指標についてなるべく多くのデータを収集し、それぞれの放流先水系での挙動について大まかな傾向を把握することを目的とした。そこで平成14年度は、河川を模した模型水路に消毒した下水二次処理水を放流させ、その中で各指標細菌の挙動を追う「模型水路実験」、及び実際の様々な下水処理水の放流先における各指標細菌の挙動を追う「現地調査」を行った。

2.2　調査方法

2.2.1　模型水路実験の方法

国土技術政策総合研究所湖北総合実験施設内に設置した模型水路を用い、水路内での指標細菌の挙動について検討を行った。模型水路の概要を図-1に、模型水路の写真を図-2に示す。模型水路は原水槽、原水供給ポンプ、循環水槽、循環水供給ポンプ及び水路から構成されている。水路はSUSで作られており、幅20cm、長さ30mの水路を2本直列に接続してあり、合計で60mの長さがある。この水路はそれぞれのポンプを用いて供試水を一過式もしくは循環式で流下させること

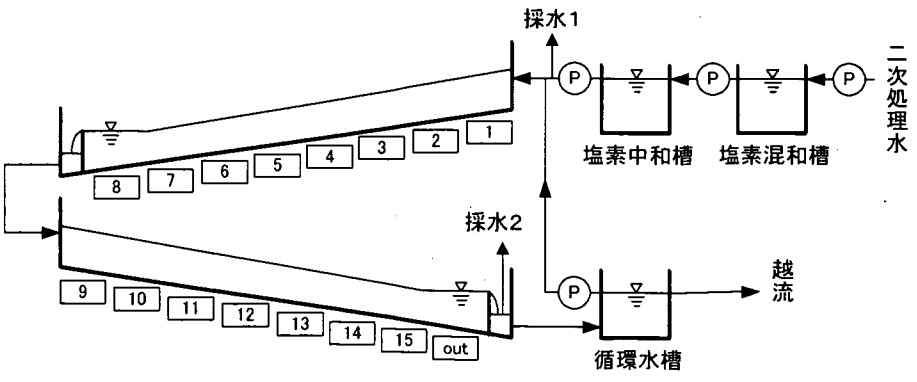


図-1　模型水路の概要

が可能である。また、水路は勾配を自由に設定することも可能である。

本実験の条件を表-1 に示す。水路床には粒径がおよそ 8～12mm の玉砂利を敷いた。水路勾配は 2.33‰とした。

また、供試水には実下水を用いた反応槽容量 10m³ の標準活性汚泥法パイロットプラントから得られた二次処理水を塩素消毒し、その後チオ硫酸ナトリウムで塩素を中和させたものとし、塩素注入率は 2.0mg/L、接触時間は 15 分と設定した。

本実験では、供試水の流入量は設定できる最大値である 15L/min と設定したが、乱流状態を作るため水路内を 100L/min で循環させた。このとき、流入する供試水だけでは足りないため、流入水に供試水を循環させたものを加え、100L/min とした。このとき、供試水の一部は系外へ越流し、その流量は当然ながら 15L/min である。供試水の水路への平均滞留時間はおよそ 68 分であった。

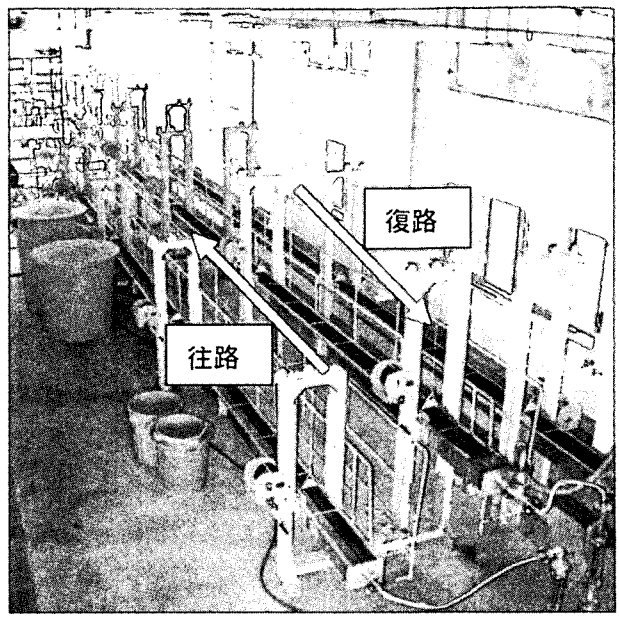


図-2　模型水路

以上の条件で、平成 14 年 9 月 12 日から平成 15 年 3 月 12 日まで 6 ヶ月間連続運転させた。

測定項目は、指標細菌として大腸菌群、糞便性大腸菌群、一般細菌、大腸菌、及び糞便性連鎖球菌とした。大腸菌の測定は、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した（大腸菌のコロニーは青色となる。）。大腸菌群、糞便性大腸菌群は下水試験方法に準じてデソキシコール酸塩培地により、一般細菌は同じく下水試験方法に準じて標準寒天培地により、糞便性連鎖球菌は同じく下水試験方法に準じて m-エンテロコッカス寒天培地により測定した。また、同時に一般水質項目として、水温、pH を測定した。

表-1　模型水路の諸元

水路床		玉砂利
塩素添加率	[mg/L]	2.0
塩素接触時間	[min]	15
流入水量	[L/min]	15
流量	[L/min]	100
勾配	[‰]	2.33
平均砂利高	[mm]	20.0
平均水深	[mm]	45.3
平均流速	[m/sec]	0.184
	[m/hr]	11.0
ﾚｲﾉﾙｽﾞ数		4,389
水路容量	[m3]	0.54
循環水槽容量	[m3]	0.48
全容量	[m3]	1.02
水路流下時間	[min]	5
全滞留時間	[min]	68
循環時間	[min/回]	10

※玉砂利の性状：85%が粒径8～12mm、空隙率36.7%
※塩素注入率は0.5mg/L
※「平均水深」は玉砂利の空隙率を考慮した値

2.2.2　現地調査の調査方法

現地調査では、なるべく多様性のある水系から試料を集めることを目的として、表-2 に示す茨城県霞ヶ浦浄化センターから霞ヶ浦への放流水、茨城県下館市下館水処理センターから小貝川への放流水、東京都八王子処理場から多摩川への途中にあるなじみ水路、横浜市

表-2　現地調査箇所

最寄りの下水処理場	処理方式	対象箇所
茨城県霞ヶ浦浄化センター	凝集剤併用型循環式硝化脱窒法	霞ヶ浦
下館市下館水処理センター	嫌気－好気活性汚泥法	小貝川
東京都八王子処理場	標準活性汚泥法	多摩川へのなじみ水路
横浜市神奈川下水処理場	嫌気-無酸素-好気法＋砂ろ過＋オゾン	入江川せせらぎ
横浜市都筑下水処理場	嫌気-硝化内生脱窒法＋砂ろ過＋オゾン	江川せせらぎ

神奈川下水処理場から入江川せせらぎへの再生水、及び横浜市都筑下水処理場から江川せせらぎへの再生水を調査対象とした。

調査対象では、下水処理水が合流する前、合流直後、その下流方向など、それぞれの調査対象につき5～6箇所で採水し、それらの指標細菌を即日分析した。分析項目は水路実験と同様に大腸菌群、糞便性大腸菌群、一般細菌、大腸菌、及び糞便性連鎖球菌としたが、場所によっては平板培養法ではなく、最確数法によって測定した。最確数法は、大腸菌群は河川水質試験方法に準じてBGLB培地直接MPN法、糞便性大腸菌群は上水試験方法に準じてFC培地法で、糞便性連鎖球菌は下水試験方法に準じてアザイドデキストロースブイヨン培地法で測定した。また、一般水質項目として、水温、pH、DO、伝導度、残留塩素、SS、COD_{Cr}とした。

2.3 調査結果

2.3.1 模型水路実験の調査結果

模型水路実験の結果を表-3に示す。「流入」は図-1における「採水1」から採水したものを示し、消毒及び塩素中和後の流入水である。「循環」は図-1における「採水2」から採水したものを示し、一度水路を流れたものである。

pHは流入水でやや低い値を示しているが、循環水では中性に近付いている。残留塩素は全残留塩素がほぼ0.10前後、遊離残留塩素が0.10以下であった。流入水と循環水の大小関係が明確ではなかったが、調査

表-3 模型水路実験の結果

		水温 [℃]	pH	全塩素 [mg/L]	遊離塩素 [mg/L]	一般細菌 [CFU/mL]	大腸菌群 [CFU/mL]	大腸菌 [CFU/mL]	糞便性 [CFU/mL]	連鎖球菌 [CFU/mL]
9月12日	流入	25.5				7,700	3,350	500		295
	循環		7.10	0.06	0.03	5,950	2,730	230		195
9月19日	流入	24.2	6.74	0.04	0.02	10,800	605	120	160	40
	循環		6.79	0.03	0.00	2,650	615	10	80	5
9月25日	流入	23.2	6.44	0.15	0.06	16,850	905	450	645	105
	循環		6.52	0.08	0.07	2,300	265	150	270	55
10月9日	流入	22.5	6.43	0.09	0.10	14,150	1,500	550	875	380
	循環		6.62	0.13	0.08	2,850	570	500	260	175
10月16日	流入	23.0	6.44	0.07	0.04	19,150	2,980	650	1,445	580
	循環		6.55	0.12	0.10	3,150	310	550	120	250
10月23日	流入	22.2	6.88	0.09	0.08	16,850	1,265	175	735	235
	循環		6.99	0.10	0.07	16,600	2,745	85	1,735	135
10月30日	流入	21.2	6.57	0.13	0.06	13,700	435	265	395	295
	循環		6.73	0.10	0.07	17,600	2,740	180	505	135
11月6日	流入	19.5	6.43	0.07	0.02	14,950	95	400	365	260
	循環		6.72	0.11	0.10	25,000	620	250	870	200
11月13日	流入	18.8	6.37	0.14	0.12	31,800	1,235	155	275	385
	循環		6.70	0.10	0.06	10,300	1,520	100	290	215
11月20日	流入	17.6				13,400	1,320	210	525	635
	循環					13,700	1,470	215	160	450
11月27日	流入		6.71	0.13	0.03	12,600	505	75	140	175
	循環		7.02	0.12	0.07	13,900	800	150	195	105
12月5日	流入	18.7	6.76	0.02	0.03	14,800	880	125	1,240	100
	循環		7.02	0.06	0.03	12,450	1,250	130	1,290	150
12月11日	流入	14.6	6.52	0.08	0.07	7,650	940	85	650	235
	循環		6.75	0.10	0.05	5,020	1,140	170	1,365	140
12月18日	流入	15.4	6.26	0.10	0.07	9,000	1,265	190	755	1,110
	循環		6.70	0.08	0.01	6,660	1,130	130	360	250
12月26日	流入		6.43	0.06	0.02	10,750	195	20	320	160
	循環		6.67	0.06	0.01	8,450	360	60	375	120
1月8日	流入	15.5	6.20	0.08	0.06	36,100	3,500	310	1,690	535
	循環		6.54	0.10	0.04	24,350	2,815	315	680	285
1月22日	流入	13.9	6.62	0.09	0.08	6,450	790	195	420	205
	循環		7.07	0.08	0.05	4,850	290	150	100	180

※「連鎖球菌」は糞便性連鎖球菌

期間中はほぼ一定で推移していたものと予想される。

衛生学的指標では、10月9日から23日にかけて大腸菌群、大腸菌、糞便性大腸菌群、糞便性連鎖球菌が増加している。これは季節変動に伴い、原水を供給する標準活性汚泥法パイロットプラントの活性汚泥の性状が変わっており、処理水質が一時的に悪化したためと予想される。他にも採水日によって流入水、循環水ともにかなりの変動が見られたが、特徴ある変動は確認できなかった。

図-3 には、衛生学的指標の模型水路内での増加量として、循環水中の衛生学的指標を流入水中の衛生学的指標で除した値を示す。この図からは、運転開始から約1ヶ月間（9月12日から10月16日）は循環水中の衛生学的指標の方が流入水中の衛生学的指標の衛生学的指標よりも少なく、水路内で衛生学的指標が減少していることがわかる。しかし、10月23日以降、糞便性連鎖球菌を除く衛生学的指標は軒並み上昇した。特に大腸菌群において著しく上昇していた。

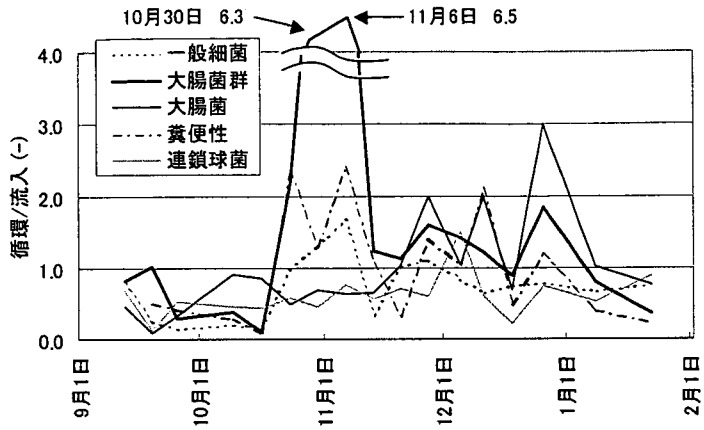


図-3 指標細菌の増加（循環水/流入水）

運転開始からの1ヶ月間は水路床である玉砂利への付着や被捕食などが卓越していたが、1ヶ月経過後は大腸菌群、大腸菌、糞便性大腸菌群において、流入水よりも循環水の方が多かった。この原因として、玉砂利からの剥離などによって衛生学的指標の指標細菌の付着・被捕食などによる減少がなくなり、指標細菌の最増殖が顕在化してきたものと考えられる。

表-3 において、灰色塗りつぶしの箇所は流入水よりも循環水の方が衛生学的指標が高かったものを示す。これによると、全17回の測定のうち循環水の方が衛生学的指標が高かったのは、大腸菌群で10回、糞便性大腸菌群で8回、大腸菌で5回となっており、特に大腸菌群は最増殖の影響をかなり受けているものと予想された。

本調査では、指標細菌の最増殖の観点から衛生学的指標としての適切さを調査したが、その観点では、一般細菌、大腸菌、糞便性連鎖球菌が衛生学的指標として適切と考えられた。しかし、一般細菌は雨水の表面流出の影響を受けるなど、大腸菌群などに比べて病原細菌との直接的な関連性が十分でないため[3]、大腸菌もしくは糞便性連鎖球菌が適切であると考えられた。しかし、本調査では最増殖の観点にしか注目していない上に、最増殖の要因（水温、水質、他）も不明なため、今後さらなる調査が必要と考えられる。

2.3.2 現地調査の調査結果

現地調査の結果を表-4 に示す。表-4.a、4.b は下水処理水再生水によるせせらぎ水路である「入江川せせらぎ」「江川せせらぎ」の衛生学的指標を示す。両河川ともに、住宅地の中を流れるせせらぎである。これらのせせらぎでは塩素消毒を行っていないということなので、残留塩素については測定していない。いずれも清澄な水であるが、せせらぎへの給水直後から大腸菌以外の衛生学的指標が上昇している。これらは指標細菌の最増殖であるよりも、犬の散歩や土・ほこりなど、住宅地を流れるが故の汚染があったものと推測されたが、大腸菌だけはそれらの影響をほとんど受けないことがわかった。

表-4.c には、多摩川へのなじみ水路中の衛生学的指標を示す。なじみ水路は下水処理水が100%であり、最初の50m程度はコンクリート三面張りであるが、その後は草の生い茂った自然のなじみ水路となっており（図-4）、その後150m程で多摩川へ注がれる。なじみ水路もせせらぎ水路と同様に、大腸菌以外は放流口

表-4　現地調査における衛生学的指標

表-4.a　入江川せせらぎ

2003/2/3	水温 [℃]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	SS [mg/L]	COD [mg/L]	一般細菌 平板	大腸菌群 平板	糞便性 平板	大腸菌 平板	連鎖球菌 平板
再生水供給地点	15.2	6.57	16.75	0.80	<0.1	4.9	220	4	0	0	0
給水地から400m	14.7	6.78	14.68	0.80	0.2	4.6	2,935	80	6	1	0
給水地から800m	13.8	7.12	12.80	0.80	1.6	4.6	3,740	121	3	0	0
給水地から1,200m	12.3	7.39	12.30	0.80	3.4	4.5	3,175	294	140	2	1
終点付近	10.8	7.35	12.32	0.77	3.0	4.5	2,005	161	79	6	3

表-4.b　江川せせらぎ

2003/2/10	水温 [℃]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	SS [mg/L]	COD [mg/L]	一般細菌 平板	大腸菌群 平板	糞便性 平板	大腸菌 平板	連鎖球菌 平板
再生水供給地点	17.1	7.07	9.87	0.48	<0.1	7.5	1,485	15	9	1	1
供給から100m	17.1	7.07	8.34	0.47	<0.1	7.5	3,780	59	20	3	14
供給から250m	17.0	7.06	8.28	0.47	<0.1	8.1	5,270	59	36	1	24
供給から500m	16.8	7.01	6.04	0.47	24.7	11.6	6,365	375	58	2	59
供給から700m	16.7	7.03	6.06	0.47	15.7	11.4	4,575	735	39	2	44

表-4.c　多摩川へのなじみ水路

2002/10/22	水温 [℃]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L] 全	残塩[mg/L] 遊離	SS [mg/L]	COD [mg/L]	一般細菌 平板	大腸菌群 最確数	大腸菌 平板	糞便性 最確数	連鎖球菌 最確数
放流口	23.4	6.39	7.57	0.61	0.04	0.01	<0.1	7.2	730	350	15	110	17
放流口下流50m	23.7	6.41	7.37	0.61	0.06	0.01	1.0	7.5	975	>1,600	5	>1,600	33
放流口下流100m	23.6	6.46	7.48	0.60	0.07	0.04	0.5	7.1	1,780	>1,600	15	540	17
放流口下流150m	23.5	6.52	7.39	0.61	0.06	0.04	1.0	6.9	895	1,600	10	920	79
放流口下流200m	23.5	6.53	7.50	0.50	0.08	0.02	1.0	6.8	1,400	>1,600	15	540	33

表-4.d　霞ヶ浦

2002/10/8	水温 [℃]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L] 全	残塩[mg/L] 遊離	SS [mg/L]	COD [mg/L]	一般細菌 平板	大腸菌群 最確数	大腸菌 平板	連鎖球菌 最確数
放流口上流50m	23.6	6.71	5.50	0.49	0.07	0.03	6.5	5.5	3,680	>1,600	10	23
下水処理水放流口	25.2	7.40	7.40	0.61	0.10	0.02	0.5	4.8	100	33	0	3
放流口下流　5m	24.5	6.39	6.70	0.60	0.11	0.05	2.0	5.3	85	79	0	3
放流口下流　10m	25.0	6.42	6.20	0.58	0.09	0.04	10.5	5.5	65	130	0	3
放流口下流　50m	23.8	6.50	5.95	0.50	0.08	0.06	14.5	5.9	1,710	>1,600	5	13

表-4.e　小貝川

2003/3/10	水温 [℃]	pH	DO [mg/L]	伝導度 [mS/cm]	残塩[mg/L] 全	残塩[mg/L] 遊離	SS [mg/L]	COD [mg/L]	一般細菌 平板	大腸菌群 平板	糞便性 平板	大腸菌 平板	連鎖球菌 平板
放流口上流50m	8.3	7.22	13.02	0.21	0.03	0.02	8.6	4.3	2,700	290	14	2	1
放流口	15.1	6.43	8.10	0.45	0.08	0.04	7.2	11.6	44,900	6,340	2,825	135	500
合流点付近	9.0	7.11	12.64	0.21	0.09	0.04	10.6	4.3	2,840	377	38	2	12
放流口下流0.3km	8.7	7.17	12.96	0.21	0.06	0.04	8.8	4.3	3,180	377	29	3	3
放流口下流1km	8.8	7.19	12.67	0.21	0.07	0.05	8.8	4.3	3,635	321	36	2	2

での指標細菌数が最も少なくなっている。しかし、放流口下流50m を過ぎた後には指標細菌によって増加したり減少したりで、特に傾向は把握できなかった。一方、大腸菌は他の衛生学的指標とは異なり、大きな変動は見られなかった。ただし、この時の大腸菌は測定時に 10 倍以上の希釈で行ったために、精度はあまり良くない。

表-4.d には、霞ヶ浦の衛生学的指標を示す。基本的には下水処理水よりも霞ヶ浦の水の方が指標細菌数が多かった。しかし、下水処理水の放流口から 5m や 10m 程度では大きな変化が見ら

図-4　なじみ水路

れず、今後さらに詳細な調査が必要であると考えられた。

表-4.e には、小貝川の衛生学的指標を示す。小貝川では、下水処理水の方が小貝川の水よりも指標細菌の数が多かった。また、下水処理水合流後の河川水の方が、合流前の河川水よりも指標細菌数がやや多めとなっていた。下館処理場の晴天時日平均下水量は 6,095m³/日程度であり [4]、調査日の調査時刻の放流水量を 6,095m³/日÷24 時間÷3,600 秒＝0.07m³/秒とする。調査時刻の小貝川の流量は約 20m³/秒であったため、小貝川にしめる下水処理水の割合は 0.4%程度であったと考えられる。これを元に下水処理水合流後の指標細菌数を予想すると、概ね合致し、0.3km 下流から 1.0km 下流地点にかけても特に増減は見られない。ただし、この時の水温が極めて低かったので、影響を及ぼす全ての因子が小さくなり、増減がほとんど確認できなかった可能性もある。

本調査では、放流後の下水処理水について、様々な場面での衛生学的指標の消長を調査した。その結果、再生水を利用したせせらぎやなじみ水路では各指標細菌が増加したが、大腸菌だけは増加せず一定であった点がわかった。また、霞ヶ浦や小貝川では、下水処理水と湖水、河川水において違いは見られたが、特筆すべき現象は確認できなかった。そのため、今後は湖水、河川水において詳細な調査が必要になるものと考えられる。

3．まとめ

1) 模型水路実験による指標細菌の最増殖の様子からは、大腸菌、糞便性連鎖球菌が衛生学的指標として適切と考えられた。しかし、まだ影響因子等の調査が不十分であるため、今後の調査が必要である。
2) 現地調査における、せせらぎ水路、なじみ水路では、大腸菌を除く指標細菌が、放流直後から増加した。しかし、大腸菌だけは増加せず、ほぼ一定であった。
3) 現地調査における、河川、湖水では、下水処理水とそれぞれの環境水の差がはっきりと出た。しかし、混合過程や流下過程における指標細菌の消長はほとんど観察することができなかったので、今後は衛生学的指標に影響を及ぼしそうな因子に的を絞った調査が必要と考えられる。

なお、本調査研究は、試験研究費により実施されたものである。

参考文献

1) 例えば、平田強「塩素消毒と細菌」水道協会雑誌、Vol.62、No.5、pp.6～9、1993
2) 水質基準に関する省令（平成 15 年 5 月 30 日厚生労働省令第 101 号）
3) 例えば、金子光美「水質衛生学」p.475、技報堂、1996
4) （社）日本下水道協会「平成 13 年度版　下水道統計　行政編」2003

5. 水環境再生技術の開発に関する研究

下水処理研究室　　室　　長　中島英一郎
主任研究官　田隅　　淳

1．はじめに

近年、水環境における内分泌攪乱物質や有機塩素化合物等をはじめとする微量環境汚染物質の問題が大きくなってきている。これらの物質は主に都市活動により排出されるものであり、微量ではあっても自然環境や生態系、人体への影響が懸念されるものである。例えば内分泌攪乱物質については、生殖機能異常や生殖行動異常、雄の雌性化、孵化能力の低下、免疫系や神経系への影響など水系生態系への悪影響が懸念されており、有機塩素化合物についても、発ガン性が指摘されているトリハロメタン等、生物への高い毒性が問題視されている。

内分泌攪乱物質については、国土交通省より出された下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査結果[1)]によると、流入下水中の内分泌攪乱物質が下水処理の過程で大きく低減し、放流水中では調査対象物質のほとんどが90%以上減少しているとされているが、内分泌攪乱物質が生態系に与える影響については、調査研究が進められている段階であり、依然明らかにし得る知見が十分ではなく、今後更なる削減が求められる可能性もある。

オゾン処理については、これら微量環境汚染物質の除去に対する有効性が多数指摘されているが、日本の下水処理場における導入実績は少ない状況にあり、平成13年度現在で、全国1,718の処理場のうち、約2%に当たる40箇所の処理場で導入されているに過ぎない[2)]。また、オゾン処理の導入目的も消毒や脱色が中心となっており、微量環境汚染物質除去を考慮したオゾン処理の運転管理がなされていないのが現状である。

そこで平成14年度の研究では、下水処理水中の微量環境汚染物質の除去を効率的に行うためのオゾン処理運転方法の確立を目的として、パイロットプラント実験により、有機物、内分泌攪乱物質、有機ハロゲン化合物及び細菌類を除去対象物質として、オゾン処理条件による除去効果の違いについての基礎的な検討を行った。なお、内分泌攪乱物質としては、17βエストラジオール（以下E2と記す）、ノニルフェノール（以下NPと記す）、ビスフェノールA（以下BPAと記す）、ベンゾフェノン（以下BPと記す）、フタル酸ジ-2-エチルヘキシルの5物質を対象とした。また、オゾン処理では、運転管理費用が高いという問題があることから、オゾン処理条件によるパイロットプラントの消費電力量の違いについても簡単な検討を行った。

2．実験方法

2－1．実験装置

神戸市玉津下水処理場内に実験装置を設置し、最終沈殿池越流水及び砂ろ過水を原水槽（容量約1m³）に貯留し、内分泌攪乱物質標準試薬を原水槽へ添加後、原水槽よりオゾン反応塔へ、原水槽内の試験水がなくなるまで試験水を連続通水し、2－2に示す実験条件によりオゾン処理を行った。実験装置の概要を図-1に、実験装置の設備仕様を表-1に示す。なお、最終沈殿池越流水は標準活性汚泥法による処理水であり、砂ろ過水は、標準活性汚泥法と循環式硝化脱窒法による処理水を混合し、砂ろ過して得られたものである。

表-1　実験装置主仕様

項目	仕様
オゾン発生装置	PSAオゾナイザー 発生量：20gO3/h又は30gO3/h
反応塔サイズ	φ200mm×2,900mmH
反応塔有効容量	約90L
反応塔材質	SUS304
オゾン注入方式	散気方式

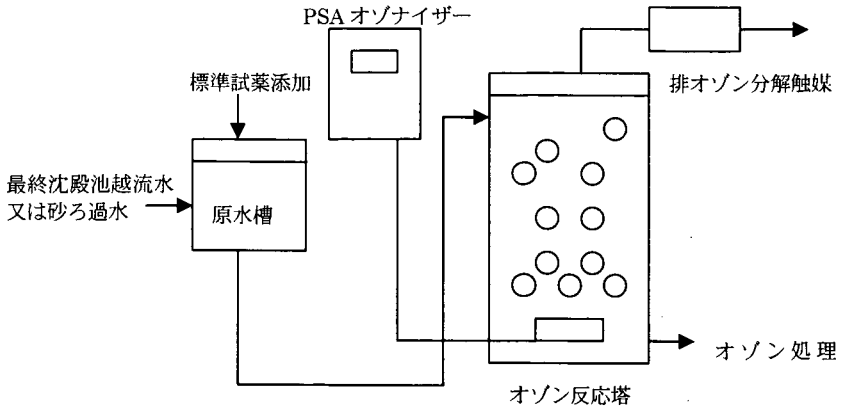


図-1　実験装置概要

2－2．実験条件

2－2－1．試験水

試験水には、玉津下水処理場の砂ろ過水に、概ねNP＝1μg/L、E2＝0.05μg/L、BPA＝0.5μg/L、BP＝1μg/L、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル＝5μg/Lの濃度となるように標準試薬を添加調整したものを用いた。なお、添加する内分泌攪乱物質は、国土交通省より出された下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査結果[1]において、下水道で留意すべき物質として選定された6物質のうち処理水で検出された5物質を対象とし、設定濃度は、平成10～12年度国土交通省調査における下水処理水中の内分泌攪乱物質の最大濃度を目安としたものである。

表-2　実験に用いた原水の水質

水質項目	砂ろ過水	終沈越流水
pH	6.7～7.3	6.6～6.8
SS（mg/L）	1以下	2～3
BOD（mg/L）	2以下～2.9	2.3～3.9
COD_{Mn}（mg/L）	7.1～9.6	8.8～10.8
TOC（mg/L）	5.3～7.5	5.5～6.7

また、試験水として最終沈殿池越流水も併せて用い、オゾン処理による細菌類の除去効果の把握を行った。最終沈殿池越流水については、基本的には標準試薬の添加は行わないが、最終沈殿池越流水と砂ろ過水における内分泌攪乱物質の除去効果の違いを確認するために、いくつかの実験ケースで標準試薬の添加を行った。

なお、実験に用いた最終沈殿池越流水及び砂ろ過水の水質は、表-2の通りである。NH_4及びNO_2-N濃度については処理場からの放流水において共に0.1mg/L以下となっており、硝化反応が十分に進行していた。

2－2－2．接触時間

「二次処理水を対象としたオゾン処理システム技術マニュアル」[3]では、オゾン処理に必要な接触時間は一般に10～20分程度を標準とする、とされており、本実験では5～20分の範囲で3段階に設定した。

2－2－3．オゾン注入率

「二次処理水を対象としたオゾン処理システム技術マニュアル」[3]では、オゾン注入率は、一般的には5～10mg/L程度とする、とされており、本実験では5～20mg/Lの範囲で段階的に設定した。なお、その際のオゾンガス濃度は14.7～93.6g/Nm_3、オゾンガス流量は1.2～5.1L/minの範囲で設定した。また、オゾンガス濃度とオゾン吸収効率の関係を検討するため、オゾン注入率10mg/Lにおいてオゾンガス濃度を16.9～65.4g/Nm_3の範囲で3段階に設定した。

2－3．試料の採取及び分析項目

オゾン処理前及びオゾン処理後の試験水を、処理開始より約30分毎に3回採取し、混合したものを分析試料とした。砂ろ過水を試験水とした場合の水質分析項目は、pH、SS、BOD、COD_{Mn}、E_{260}、TOC、TOX、NP、E2、BPA、BP、フタル酸ジ-2-エチルヘキシルとし、最終沈殿池越流水を試験水とした場合の水質分析項目は、pH、

SS、BOD、COD_{Mn}、TOC、大腸菌群、糞便性大腸菌群とした（内分泌攪乱物質標準試薬を添加するケースでは内分泌攪乱物質も測定）。なお、NP、BPA、BP 及びフタル酸ジ-2-エチルヘキシルは GC/MS 法により、E2 は ELISA 法により分析を行った。

また、実験条件の違いによる消費電力量の違いを把握するため、各実験条件における消費電力量を測定するとともに、オゾン吸収効率を把握するため、排気中オゾン濃度を測定した。

3．結果と考察

3－1．オゾン注入率による除去率の変化

オゾン注入率が TOC 及び COD の除去に与える影響を図-2 に示す。オゾン注入率 5～20mg/L の範囲内では、TOC は殆ど除去できないが、COD については、オゾン注入率が増加するにつれ除去率が若干向上することが分かった。このことは、オゾン処理により有機物が酸化されるため COD が低減するものの、有機物が完全に無機化されるに至っていないことを示している。

次に、オゾン注入率が内分泌攪乱物質（E2、BPA、NP、BP、フタル酸ジ-2-エチルヘキシル）の除去に与える影響を図-3～6 に示す。E2、BPA、NP については、オゾン注入率 5～20mg/L の範囲内では、オゾン注入率に関わらず、殆どのケースで検出限界以下にまで除去されたが、BP については、オゾン注入率 10mg/L 以上で検出限界以下にまで除去されることが分かった。なお、フタル酸ジ-2-エチルヘキシルについては、オゾン処理前の試料について全ての条件で検出限界以下となったが、その理由は不明である。

次に、オゾン注入率が TOX の除去に与える影響を図-7 に示す。オゾン注入率が増加するにつれ TOX の除去率は向上し、オゾン注入率を 5mg/L から 20mg/L に増加させることにより、TOX 除去率は 20%から 60%にまで向上することが分かった。

また、オゾン注入率が大腸菌群及び糞便性大腸菌群の除去に与える影響を図-8 に示す。ばらつきが見られるものの、オゾン注入により概ね 1.5log～2.5log 程度除去され、オゾン注入率 5～20mg/L の範囲内では、オゾン注入率による除去率の違いは見られなかった。

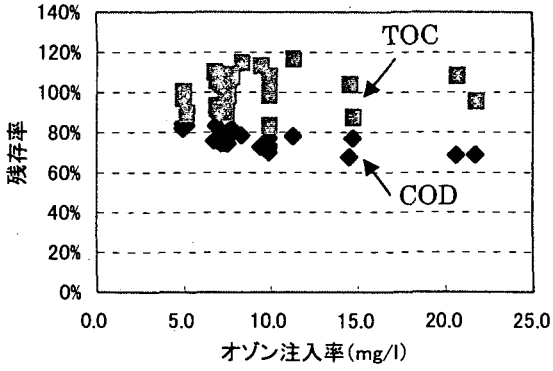


図-2　オゾン注入率と TOC、COD 残存率の関係

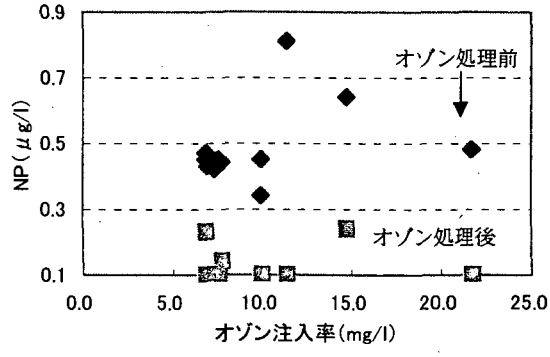


図-3　オゾン注入率と NP 除去効果の関係
（NP 検出下限値＝0.1μg/l）
※図中 NP=0.1μg/l の点は全て検出下限値以下を示す

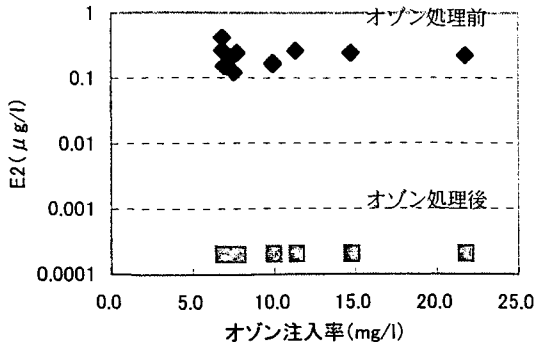


図-4　オゾン注入率と E2 除去効果の関係
(E2 検出下限値＝0.0002μg/l)
※図中オゾン処理後の点は全て検出下限値以下

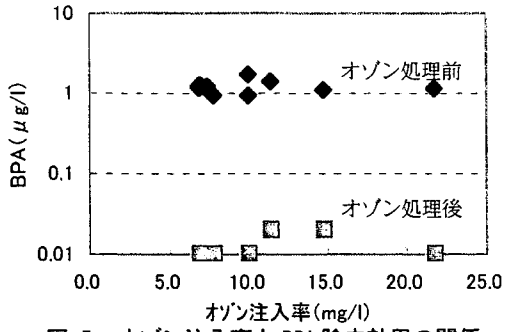


図-5　オゾン注入率と BPA 除去効果の関係
(BPA 検出下限値＝0.01μg/l)
※図中 BPA=0.01μg/l の点は全て検出下限値以下を示す

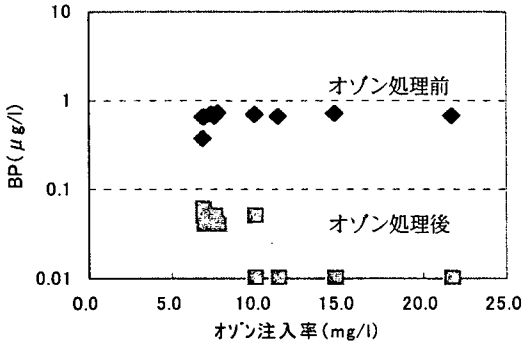


図-6　オゾン注入率と BP 除去効果の関係
(BP 検出下限値＝0.01μg/l)
※図中の BP=0.01μg/l の点は全て検出下限値以下を示す

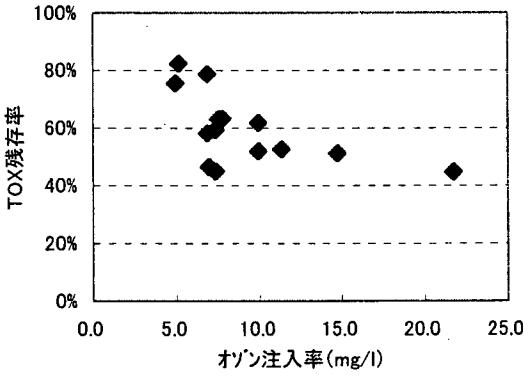


図-7　オゾン注入率と TOX 残存率の関係

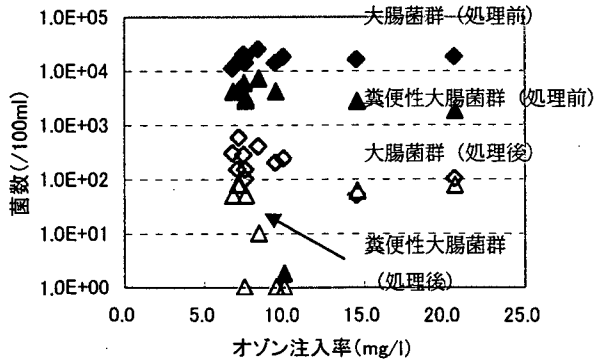


図-8　オゾン注入率と大腸菌群・糞便性大腸菌群除去効果の関係

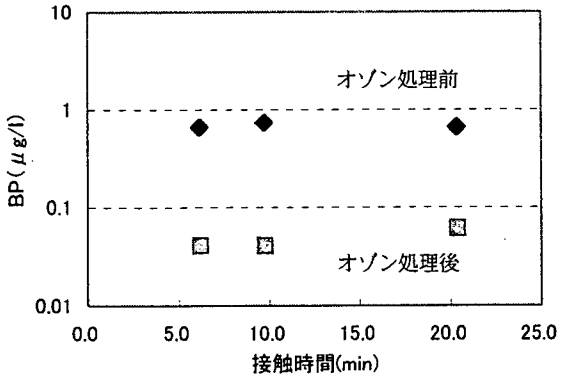


図-9　オゾン接触時間と BP 除去効果の関係

3－2．接触時間による除去率の変化

内分泌攪乱物質のうち、検出限界以下にまで低減できないケースが多く見られた BP について、接触時間がベンゾフェノンの除去に与える影響を図-9 に示す。接触時間が 7～20min の範囲内では、BP の除去率に違いは見られなかった。

その他、TOX、大腸菌群数及び糞便性大腸菌群数についても同様に、接触時間が 7～20min の範囲内では、接触時間による除去率の違いは見られなかった。

オゾンの酸化力は非常に強く、除去対象物質との反応は短時間で終了することから、接触時間による除去率の違いが見られなかったものと考えられる。接触時間が大きくなる程オゾン反応槽の規模が大きくなることから、上記の結果を踏まえ、接触時間はできるだけ小さくすることが望ましいと言える。

3－3．オゾン処理による有機物組成の変化

オゾン処理前後の E_{260} と COD の関係を図-10 に示す。オゾン処理により、COD に比べ E_{260} の方が大きく低減した。不飽和結合を有する有機物質は紫外部（波長 250～260nm）に吸収を示すことから、図-10 は、有機物のうち、特に不飽和結合を有する有機物がオゾンにより酸化されやすいことを示しているものと考えられる。

3－4．競合物質が内分泌攪乱物質除去に与える影響

3－3における考察より、オゾンは E_{260} で代表される有機物質との反応性に富んでいることが分かった。そこで、処理水中に含まれる競合物質として E_{260} に着目し、オゾン注入率 7mg/L の条件におけるオゾン処理前後の E_{260} とベンゾフェノンの除去効果の関係を示したものが図-11 である。原水の E_{260} が 0.065～0.109 の範囲内では、オゾン処理後の BP 濃度は同程度であり、E_{260} がベンゾフェノンの除去効果に与える影響は特に見られなかった。また、競合物質として COD に着目した場合にも COD がベンゾフェノンの除去効果に与える影響は特に見られなかった。しかしながら、今回の実験では E_{260} 及び COD の分布幅が小さかったことから、E_{260} 及び COD が内分泌攪乱物質除去に与える影響を把握するためには、より広範囲の E_{260} 及び COD を対象に検討を進める必要がある。

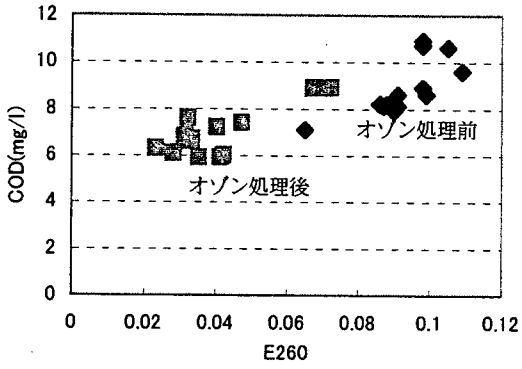


図-10　オゾン処理による COD 及び E_{260} の変化

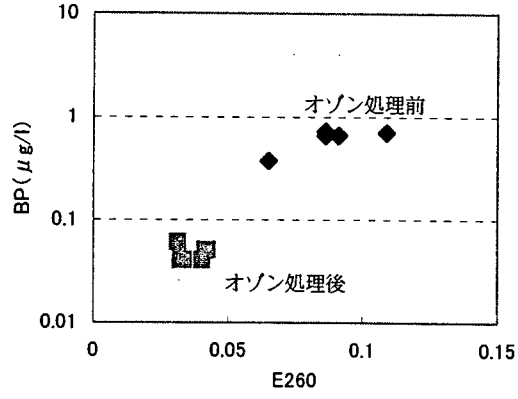


図-11　原水 E260 が BP 除去効果に与える影響（オゾン注入率＝7mg/l）

3－5．発生オゾンガス濃度とオゾン吸収効率の関係

オゾン注入率一定（約 10mg/L）条件における、発生オゾンガス濃度とオゾン吸収効率の関係を示したものが図-12 であり、発生オゾンガス濃度が高いほどオゾン吸収効率が向上することが分かった。これは、オゾンガス濃度を高濃度にすることによって、液相での濃度勾配が大きくなり、水へのオゾンの溶解が効率的に行われることによるものと考えられる。

3－6．オゾン注入率と単位処理量当たり消費電力量の関係

オゾン処理において問題となるのは運転管理費用であり、そのうち、オゾン製造に係る電力費が最も大きいと考えられる。以上のことから、オゾン注入率と実験施設における単位処理量当たりのオゾナイザー消費電力量の関係を示したものが図-13 である。図-13 は、オゾン注入率 5～20mg/L の範囲では、オゾン注入率と単位処理量当

たりの消費電力量が比例関係にあることを示しており、運転管理費用低減の為には、除去対象物質に応じた適切なオゾン注入率により、オゾン処理を行うことが重要であることが分かった。臭素酸イオンをはじめとするオゾン処理による消毒副生成物の生成をできるだけ抑制する観点からも、適切なオゾン注入率の設定は重要であると考えられる。

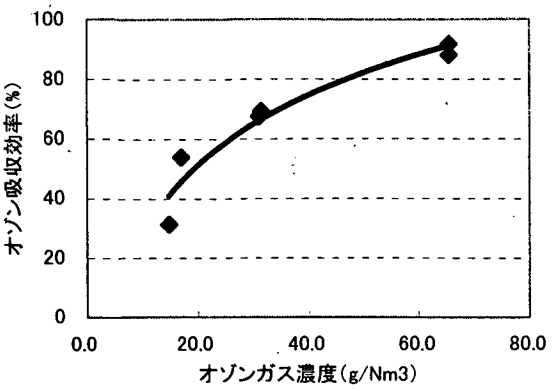


図-12　発生オゾンガス濃度とオゾン吸収効率の関係

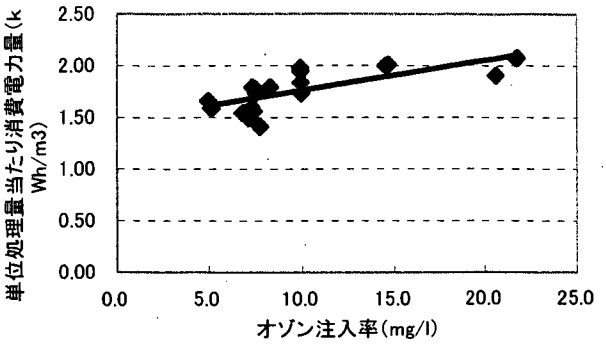


図-13　オゾン注入率と処理量当たり消費電力量の関係

4．まとめ

以上の実験結果を以下に整理する。

（1）　内分泌攪乱物質のうち、E2、NP、BPAについては、オゾン注入率 5～20mg/L の範囲では、全ての条件で検出限界以下まで除去された。一方、BP については、オゾン注入率 10mg/L 以上で検出限界以下にまで除去された。

（2）　TOX の除去率は、オゾン注入率の増加とともに増加し、オゾン注入率 20mg/L では約 60%除去された。

（3）　大腸菌群及び糞便性大腸菌群の除去率は 1.5log～2.5log 程度であり、オゾン注入率による違いは見られなかった。

（4）　接触時間 7～20min の範囲では、接触時間による除去率の違いは見られなかった。

（5）　オゾン処理により E260 は 50～70%程度低減したが、COD 除去率は 20～30%であり、TOC は殆ど除去されないことから、オゾン処理により特に不飽和結合を有する有機物が酸化されやすいが、無機化には至らないことが分かった。

（6）　オゾン注入率一定の条件では、発生オゾンガス濃度が高くなるほどオゾン吸収効率は向上する。

（7）　オゾン注入率と単位処理量当たりオゾナイザー消費電力量は比例関係にあり、運転管理費用低減のためには必要最小限のオゾン注入率とすることが重要である。

今後は、オゾン注入率を更に低減させた場合や接触時間を更に短くした場合の除去効果の確認を行うとともに、原水の性状が内分泌攪乱物質をはじめとした微量環境汚染物質の除去効果に与える影響について検討を進めていく予定である。

なお、本調査研究は、技術研究開発調査費により実施されたものである。

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、2001.3.

2）（社）日本下水道協会：下水道統計行政編（平成 13 年度）

3）（財）下水道新技術推進機構：二次処理水を対象としたオゾン処理システム技術マニュアル、1997.6.

II. その他の予算による研究

[リサイクルチーム]

1. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（リサイクル）

リサイクルチーム　上席研究員　鈴木　穣
主任研究員　落　修一
主任研究員　南山　瑞彦

1. はじめに

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[1)]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おり、施工管理等の建設事業に対応したより簡易で迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発が必要である。

本研究は、底質中に含まれる可能性のあるダイオキシン類の分析にあたり、建設事業に対応するため、より迅速に結果が得られる分析手法の検討、開発を目的としている。底質試料を対象とした公定法では、乾燥、抽出、精製の各工程に長時間を要する手法が採用されている。これは、底質試料は含水率が高く、有機質が多く含まれる場合が多いことが一因であろうと推察される。本研究では、これらの工程の内、乾燥、抽出工程の迅速化に関する比較検討を行った。

2.　底質からのダイオキシン類の迅速な乾燥・抽出手法の検討

2. 1　研究方法

河川底質試料を用い、乾燥・抽出手法の違いが分析結果に及ぼす影響を検討した。一般に、固体試料からの抽出には、振とう抽出法[1)]、ソックスレー抽出法[1)]、高速溶媒抽出法[2)]（Pressurized Fluid Extraction 法、以下、PFE 法）、マイクロウェーブ抽出法[3)]、超音波抽出法[4)]、超臨界流体抽出法[5)]、加熱流下抽出法[6)]等が用いられる。これらの抽出手法を用いた、固体試料からのダイオキシン類等の抽出に関する検討も多くなされているが、これらの検討の多くは、飛灰や土壌を検討対象としているものであり、底質を対象としている場合でも、乾燥工程を含めた迅速化の検討を行っている例は少ない。本検討では、乾燥方法としては風乾、凍結乾燥、加熱乾燥、溶媒脱水、抽出方法としてはソックスレー抽出法、湿泥－ヘキサン抽出法[1)]、PFE 法、超音波抽出法を用いた乾燥・抽出条件の比較検討を行った。検討した各手法の主な操作と所要時間を表－1に示す。

表－1　公定法と各乾燥・抽出手法の分析値の比較

名称	風乾＋ソックスレー抽出法	湿泥－ソックスレー抽出法	凍結乾燥＋ソックスレー抽出法	加熱乾燥＋ソックスレー抽出法	風乾＋高速溶媒抽出法	湿泥－ヘキサン抽出法	超音波抽出法
乾燥	風乾（数日～十日）	アセトンろ過＋風乾（1日）	凍結乾燥	加熱乾燥（50℃）	風乾（数日～十日）	水酸化カリウムエタノール溶液を入れ、室温放置（1夜）＋ヘキサンで振とう抽出（10分3回）	アセトンで抽出（30分）＋トルエンで抽出（30分）＋ヘキサンで抽出（30分）
抽出	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンでソックスレー抽出（16時間以上）	トルエンで高速溶媒抽出（20分2回）		
備考	公定法					公定法（注9A）	

名称	高速溶媒抽出法(PFE法)						
	条件①	条件②	条件③	条件④	条件⑤	条件⑥	条件⑦
乾燥・抽出	トルエンで抽出（20分2回）	20%アセトン含有トルエンで抽出（20分2回）	アセトンで抽出（20分）＋トルエンで抽出（20分）	アセトンで抽出（20分、120℃）＋トルエンで抽出（20分）	アセトンで抽出（10分）＋トルエンで抽出（10分）	アセトンで抽出（10分）＋トルエンで抽出（10分）＋ヘキサンで抽出（10分）	エタノールで抽出（20分）＋トルエンで抽出（20分）

公定法（風乾＋ソックスレー抽出法）は前述の通り、環境庁マニュアルに用いられている方法である。本法は、試料を風乾した後、トルエンを抽出溶媒として用いて16時

間以上の抽出を行う方法である。

湿泥－ソックスレー抽出法は、環境庁マニュアルで公定法の代替法として注記されている方法の一つである。本法は、試料にアセトンまたはメタノールを加えて乾燥させた後、トルエンで24時間以上ソックスレー抽出を行う方法である。公定法より所要時間が短く、省力化が可能である。なお、本検討では抽出時間を公定法にそろえている。

湿泥－ヘキサン抽出法は湿泥－ソックスレー抽出法とともに環境庁マニュアルで公定法の代替法として注記されている方法である。本法は、試料に水酸化カリウムエタノール溶液を加え、1夜室温で放置した後、ヘキサンで振とう抽出を行う方法である。

PFE法は、試料と抽出溶媒を高温、高圧条件下で接触させ、目的物質を比較的短時間で抽出する方法である2)。PFE法での抽出条件は、公定法の抽出条件を参考としつつ、底質からの迅速なダイオキシン類抽出を目指して本検討の中で設定したものである。風乾＋PFE法は、公定法における抽出操作のみをPFE法に置きかえた操作条件である。これは、16時間以上とされているソックスレー抽出法による抽出時間を40分程度に短縮することを期待して設定した。PFE法条件①～⑦は、一般に数日を要する風乾を行わないことによる迅速化を期待して設定した。PFE法条件①は、風乾＋PFE法から乾燥工程を省いた操作条件である。PFE法条件②～⑥はアセトン、条件⑦はエタノールによる脱水を期待して設定した。

超音波抽出法は、試料と抽出溶媒の接触をより効率的に行うために超音波を用いる方法である2)。超音波抽出法での抽出条件は、アセトンによる脱水に期待した条件設定とした。

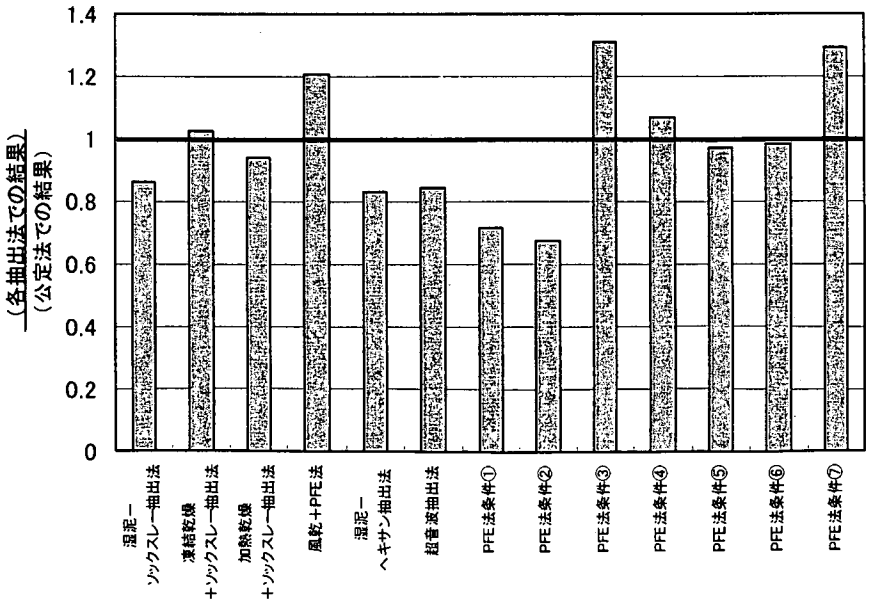
試料の採取および抽出工程より後の分析操作は、環境庁マニュアルに従って行った。分析対象物質はポリ塩化ジベンゾ-パラ-ジオキシン（PCDDs）、ポリ塩化ジベンゾフラン（PCDFs）およびコプラナーポリ塩化ビフェニル（Co-PCBs）とした。

2．2　研究結果

各乾燥・抽出手法で得られた分析結果（毒性等量）を比較したところ、公定法である風乾＋ソックスレー抽出法より高い分析結果となったのは、凍結乾燥＋ソックスレー抽出法、風乾＋PFE法、PFE法の条件③④⑦であった（**図－1**）。

各乾燥・抽出手法で得られた分析結果（毒性等量）の変動係数を比較したところ、公定法と同程度以下の変動係数となったのは、風乾＋PFE法とPFE法条件④、超音波抽出法であった。

PFE法は抽出時間が比較的短かい抽出方法である。特に、条件①～⑦では乾燥に要する時間が短縮される。これらのうち、条件③④⑦では毒性等量が公定法より高い値を示しただけでなく、ほとんどの化合物で分析結果が公定法での分析結果より高くなっており、安全側の値を示す傾向にあった。これらのうち、条件④で



図－1　公定法と各乾燥・抽出手法の分析値の比較

の変動係数が比較的小さいこと、他の操作条件に比べて操作条件が穏やかであることから、底質中のダイオキシン類含有量の迅速・簡易な乾燥・抽出手法としては、PFE法条件④が有望な手法の一つであると考えられる。

ここまでの検討に使用した底質とは性状の異なる底質についても、同等の抽出傾向を示すことを確認するため、**表－２**に示す４種の底質について、公定法とPFE法条件④で得られた分析結果（毒性等量）を比較した。今回用いた４種の底質試料に関しては、PFE法条件④で得られた分析結果が公定法での結果と同等以上の値を示し、安全側の値を示す傾向にあることが明らかとなった。このため、性状の異なる底質試料に対しても、乾燥・抽出工程へのPFE法条件④の適用が可能であることが明らかとなった。

表－２　公定法とＰＦＥ法の分析値の比較

	底質A	底質B	底質C	底質D
泥質	シルト	砂混じりシルト	シルト混じり砂	砂
泥色	黒	オリーブ黒	黒	オリーブ黒
臭気	微硫化水素臭	微硫化水素臭	微硫化水素臭	無臭
混入物	木葉、ビニール	植物片	植物片	なし
含水率(%)	62.8	63.4	45.5	25.7
強熱減量(%)	12.4	10.8	8.2	1.6
公定法結果(pg-TEQ/g-dry)	92	42	17	0.89
PFE法結果(pg-TEQ/g-dry)	98	49	20	1.8

3. 迅速乾燥・抽出手法と簡易検出法との組み合わせに関する検討

3．1　研究方法

複数の河川底質試料を用い、簡易分析技術に関する比較検討を、本研究と協調して研究を実施している水質チームと共同で実施した。乾燥・抽出、精製、検出工程の簡易化・迅速化を目指し、複数の手法の組み合わせによる比較検討を行った。この検討の中で、迅速乾燥・抽出手法と簡易検出法との組み合わせに関する検討を行った。

比較検討した乾燥・抽出手法は、公定法とPFE法条件④である。各乾燥・抽出手法により得られた抽出液を公定法で精製した後、高分解能ガスクロマトグラフ質量分析計（HRGC/HRMS）を用いる公定法、水質チームで検討したＥＬＩＳＡ法（$ELISA_{ECO}$法、$ELISA_{DT2}$法）、Ａｈレセプターバインディングアッセイ法（AhR法）の各検出法で測定し、その結果を比較した。

本検討に用いた底質試料は、関東地方の河川底質試料である。これらの試料は、環境省または国土交通省の調査で、ダイオキシン類の濃度が比較的高いとの報告がある地点を含むように選定して採取した。同一汚染地域の複数地点で20検体以上の試料を採取し、四重極GC/MSによる簡易法で高濃度試料から低濃度試料までを含むように５試料を選定して使用した。

3．2　研究結果

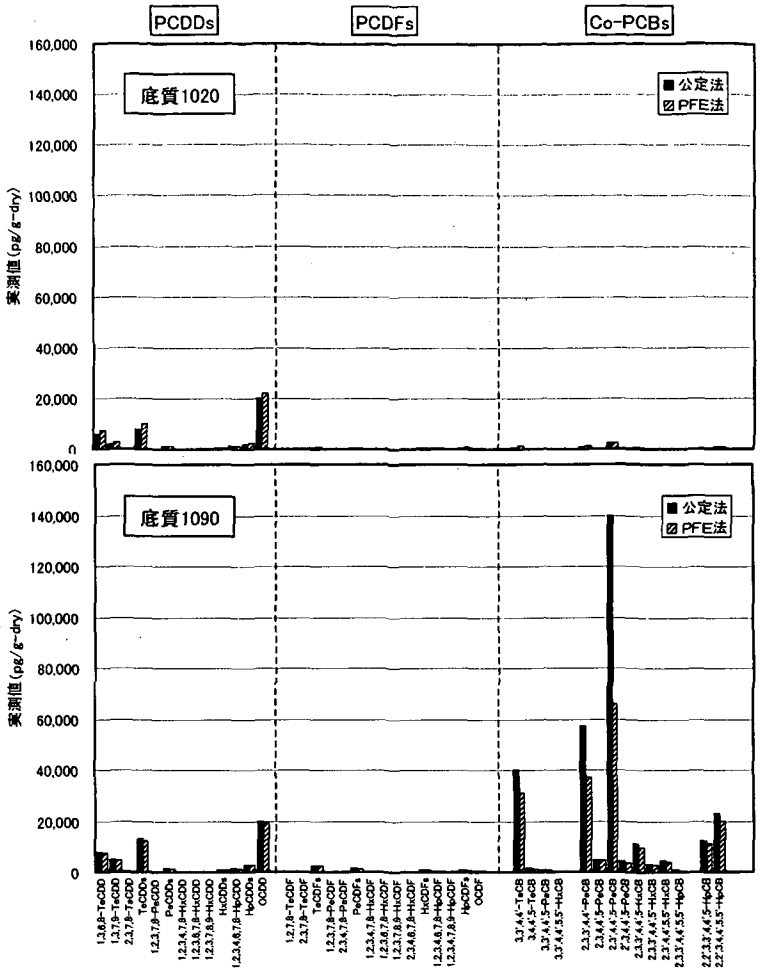
各乾燥・抽出手法で得られた抽出液を公定法の精製・検出方法で分析した。得られた分析結果（毒性等量）を**表－３**に示す。本検討で用いた５種の底質試料のうち、４種の試料についてはPFE法の結果が公定法と同等以上の値を示した。また、残る１種（底質1090）についても、７％程度の差であった。分析実測値の例を**図－３**に示す。底質1020については、個々の化合物の分析値についてもPFE法の方が公定法と同等以上の値を示していた。一方、PFE法での毒性等量が低めに出た底質1090にはCo-PCBsが高濃度で混入しており、これらの化合物のPFE法での値が低かった。Co-PCBsの毒性等価係数が小

表－３　各乾燥・抽出手法での抽出試料のＨＲＧＣ／ＨＲＭＳでの分析結果

		底質1020	底質1030	底質1060	底質1080	底質1090
強熱減量(%)		17.1	14.3	12.0	12.1	9.6
HRGC/HRMS (pg-TEQ/g-dry)	公定法	65	76	64	77	2.8×10^2
	PFE法	75	88	82	1.0×10^2	2.6×10^2

さいため、毒性等量への影響が小さかったものである。本検討では、精製工程において全試料を統一した操作で処理したため、予想外に負荷が大きかった底質 1090 の精製に不具合が生じたことが、値の解離の一因であると思われる。実際の調査で PFE 法の抽出液に公定法による検出を適用する場合は、分析の結果得られる各化合物の濃度分布形状を確認しておく必要があると思われるが、迅速乾燥・抽出手法としての PFE 法の適用は可能であると考えられる。

簡易検出法で得られた実測値と、公定法での各化合物の分析値と交差率の積から算出される計算値を比較した。その結果、PFE 法を用いることにより概ね $ELISA_{ECO}$ 法、AhR 法では実測値と計算値が近い値を示す傾向にあり、$ELISA_{DT2}$ 法では離れる傾向にあったが、それぞれの機構を明確には把握できなかった。PFE 法と簡易検出法との組み合わせに関しては、より多くの試料を用いた検討が必要であると考えられる。



図－3　各乾燥・抽出手法での抽出試料の実測値の例

4. まとめ

底質中のダイオキシン類の汚染調査にあたっては、調査結果の使用目的に応じ、操作に要する時間、回収率、検出方法との適合性等を踏まえて適切な調査方法を選択すべきであると考えられる。

本研究では、短時間で底質のダイオキシン類汚染状況の概略を把握する目的で、公定法としての試験結果を要さない場合を想定し、底質中のダイオキシン類分析のための各分析工程の内、乾燥及び抽出工程の迅速化に関する検討を行ったところ、PFE 法の応用による工程の迅速化が可能であることが明らかとなった。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

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： Pressurized Fluid Extraction, Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, 2000
3) U.S.EPA： Microwave Extraction, Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3546, 2000
4) U.S.EPA： Ultrasonic Extraction, Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3550C, 2000
5) U.S.EPA： Supercritical Fluid Extraction of Polychlorinated Biphenyls (PCBs) and Organochlorine Pesticides, Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3562, 1998
6) 浦野紘平, 加藤みか： 高沸点有機ハロゲン化合物汚染の効率的な調査・監視・対策のための測定方法, 廃棄物学会誌, Vol.12, No.6, pp.376-385, 2001

2. 河川試料に適した原虫測定法の開発

リサイクルチーム　　上席研究員　　鈴木　穣
研　究　員　　北村　友一

1．はじめに

水系の微生物学的安全性を評価するためには、河川水中のクリプトスポリジウムの存在を確認することが重要である。特に、河川水が水道水源や親水として利用されている場合、ヒトに対して重大な健康影響を及ぼす可能性がある。注意勧告などのクリプトスポリジウム対策を迅速に行うためには、河川水中のクリプトスポリジウムを常にモニタリングする必要がある。しかし、クリプトスポリジウムの高感度測定方法は確立されていない。そこで、本研究では、河川水中のクリプトスポリジウムの濃縮、回収方法の検討と検出された原虫がクリプトスポリジウムであることを確定するための遺伝子検査方法を開発することを目的としている。

本年度は、クリプトスポリジウムからのDNA抽出方法を検討し、一連の検査方法の提案を行った。

2．実験方法

現時点で簡便なクリプトスポリジウムオーシストのDNA抽出法は、凍結融解とスピンカラムを併用する方法と凍結融解と磁性シリカビーズを併用する方法の2種類がある。本年度は、どちらの抽出法の回収率が高いかを判断するために、クリプトスポリジウムオーシストの希釈系列（0.3,0.9,3,10,30個/100μl）を作成し、両抽出法でDNAを抽出し、どの希釈段階までクリプトスポリジウムDNAがPCR検出されるかどうかを明らかにした。なお、PCRによるクリプトスポリジウムの検出は、Xiaoらの[1]方法に従った。

2．1　凍結融解＋スピンカラムによるDNA抽出方法

100μl当り0.3個、0.9個、3個、10個、30個に調整したオーシストは、液体窒素（処理時間:30秒）と65度のヒートブロック（処理時間:1分間）を用い凍結融解処理を5回施した。その後、Q社製のスピンカラムによるDNA抽出キットを用いてDNAの抽出操作を行った。スピンカラムによるDNA抽出操作は、基本的に添付されているマニュアルに従った。ただし、最終段階でのDNAの誘出は、100μlで行った。なお、本操作は6回繰り返し行い、試験操作の再現性を確認した。

2．2　凍結融解＋磁性シリカビーズによるDNA抽出方法

2．1と同操作により凍結融解した試料をT社製の磁性シリカビーズによるDNA抽出キットを用いてDNAの抽出操作を行った。磁性シリカビーズによるDNA抽出操作は、基本的に添付されているマニュアルに従った。ただし、最終段階でのDNAの誘出は、100μlで行った。なお、本操作は7回繰り返し行い、試験操作の再現性を確認した。

3．実験結果

図－1は、凍結融解＋スピンカラム法と凍結融解＋磁性シリカビーズ法によるオーシストの個数とDNA検出確率の関係である。凍結融解＋スピンカラム法ではオーシスト数約1個より、クリプトスポリジウムDNAが検出されはじめ、オーシスト数約9個以上でクリプトスポリジウムDNAを確実に検出できる。凍結融解＋シリカビーズ法では、3個以上からオーシストが検出されはじめるが、オーシスト数30個であっても、クリプトスポリジウムのDNAをＰＣＲ検出できない場合がある。凍結融解＋スピンカラム法のDNA回収率は、凍結融解＋磁性シリカビーズ法より約0.5log高い結果となった。

本実験でのPCRによるクリプトスポリジウムオーシストの検出は、DNA抽出試料100μlのうち10μl中にクリプトスポリジウムDNAが存在するかどうかを見たものである。さらに、検出感度を上げるためには、PCRに供するサンプル量を上げる。または、抽出したDNAをさらに濃縮する必要がある。

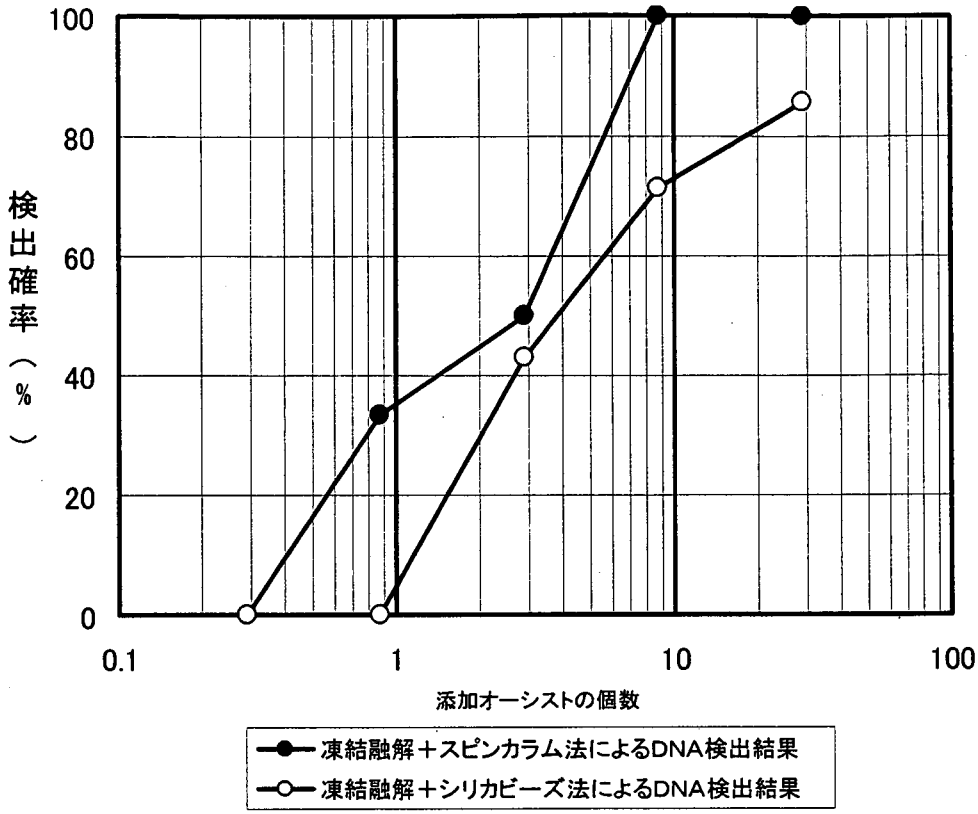


図-1 DNA回収法の比較

4．まとめ

河川水中のクリプトスポリジウムの遺伝子検出は、以下の手順が適していると考えられた。

① ポリカーボネートフィルターによる河川水中オーシストの濃縮
② 免疫磁気ビーズ法によるオーシストの精製
③ 凍結融解＋スピンカラム法によるＤＮＡの抽出と精製
④ ＰＣＲ法によるクリプトスポリジウムＤＮＡの増幅と検出
⑤ ＰＣＲ増幅産物の塩基配列の決定

なお、本調査研究は、関東地方整備局からの受託業務費により実施されたものである。

参考文献

1) Xiao L, Alderisio K, Limor J, Royer M, Lal AA: Identification of Species and Sources of *Cryptosporidium* Oocysts in Storm Water with a Small-Subunit rRNA-Based Diagnostic and Genotyping Tool. *Appl Environ Microbiol.* 2000 Dec;66(12):5492-8

3. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究

リサイクルチーム　上席研究員　鈴木　穣
研　究　員　北村　友一
研　究　員　中村みやこ

1. はじめに

下水処理水が関与した病原微生物による集団感染を未然に防止するため、下水処理水に含まれる病原微生物に関する安全性確保が求められている。下水処理水の衛生的安全性を評価するためには、下水中の極微量の病原微生物を、迅速・簡便・安全に検出できる方法の開発と、下水処理過程や環境水中での病原微生物の挙動を解明することが重要である。

本課題では上記の要請を踏まえ、分子生物学的手法（特にPCR (Polymerase Chain Reaction) 法）により、下水中・環境水中のウイルスおよび原虫を、迅速かつ高感度に検出できる手法を提案する。さらに、下水処理過程や環境中でのウイルスおよび原虫の挙動を解明することを目的としている。

本研究で研究対象としている病原ウイルスは、Norovirus、原虫は *Cryptosporidium* であるが、本年度は、*Cryptosporidium* について以下の研究を行った。

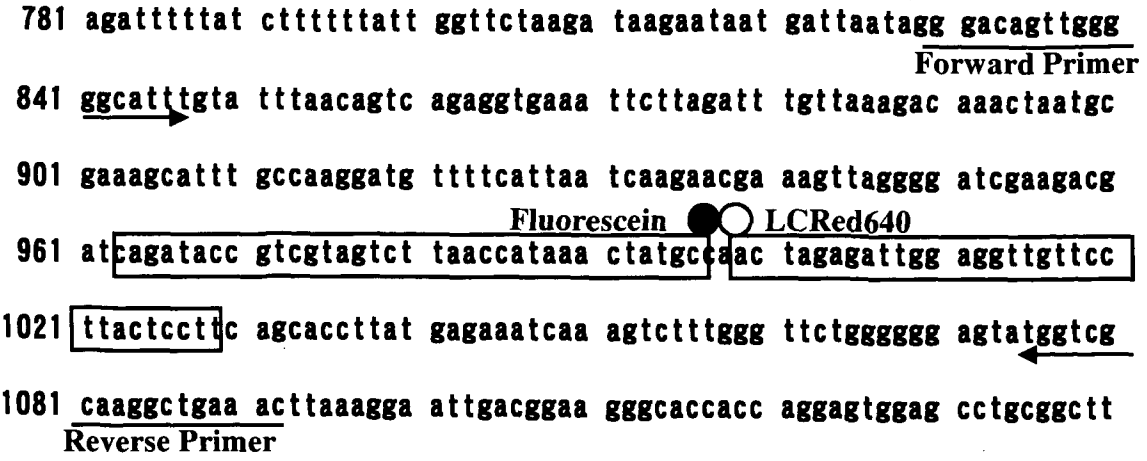
1)Real Time PCR 法による *Cryptosporidium* オーシストの定量検出法の確立
2)河川水、海水、水道水中での *Cryptosporidium* オーシストの感染性の消長の解明

2. Real Time PCR 法による *Cryptosporidium* オーシストの定量検出法

Real Time PCR は、PCR により増幅される DNA を蛍光シグナルにより Real Time で検出するものであり、本法により、試料中の DNA を簡便に定量することが可能となる。即ち、既知試料について DNA の対数直線増殖領域の蛍光強度を連続測定し、ある蛍光強度に到達するサイクル数と初期 DNA 濃度の関係をスタンダードとすることにより未知試料中の標的 DNA が定量される。前年度の研究では、*Cryptosporidium* の Heat Shock Protein をコードする遺伝子を標的としたが、検出感度がオーシスト数 20 個と低かったため、今年度は、高感度検出が可能と考えられる 18S リボソーム RNA 遺伝子（以下では 18SrDNA とする）を標的遺伝子とし、検出感度の向上を目指した。

2. 1 *Cryptosporidium* の 18SrDNA を Real Time PCR 法により検出するための Primer と Probe の設計

Cryptosporidium の 18SrDNA を Real Time PCR により検出するための Primer と probe は、GeneBank access number AF093489 (Human *Cryptosporidium parvum*)より設計した。設計した Primer と Probe の位置および塩基配列を図—1 に示す。この Primer により増幅される区間の塩基配列を BLAST（相同性検索）検索した結果、表－1 に示した *Cryptosporidium* と塩基配列が 100%一致した。本 Primer と Probe を用いた場合、*C.parvum* の他に、*C.meleagridis*、*C.felis* が検出される可能性があった。ヒトに感染性を有する *C.parvum* のみが検出できることが望ましいが、18SrDNA 領域は、*Cryptosporidium* 種間で、配列の異なる部位が少なく、*C.parvum* のみを検出できる Primer および Probe を設計することは困難であった。



図－1　*Cryptosporidium* 18SrRNA gene 検出用の primer 及び probe の位置

GeneBank:Access number AF093489, Human *Cryptosporidium parvum* より設計、増幅領域 DNA サイズ:263bp

表－1　図－1の増幅対象塩基配列と100%同じ塩基配列であるGeneBank登録*Cryptosporidium*

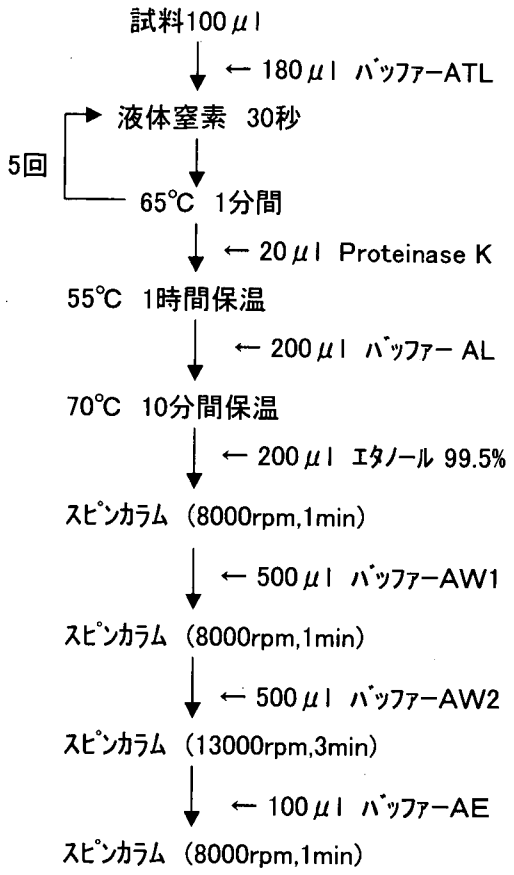
AY166839 Cryptosporidium meleagridis	AF262327 Cryptosporidium sp.	AF112576 Cryptosporidium parvum
U11440 Cryptosporidium wrairi	AF248764 Cryptosporidium parvum	AF112575 Cryptosporidium felis
L25642 Cryptosporidium parvum	AF248763 Cryptosporidium parvum	AF112574 Cryptosporidium meleagridis
L16997 Cryptosporidium parvum	AF248762 Cryptosporidium wrairi	AF112573 Cryptosporidium sp.
L16996 Cryptosporidium parvum	AF248759 Cryptosporidium meleagridis	AF112572 Cryptosporidium parvum
AY030093 Cryptosporidium parvum	AF248758 Cryptosporidium meleagridis	AF112571 Cryptosporidium parvum
AY030092 Cryptosporidium parvum	AF248757 Cryptosporidium meleagridis	AF112570 Cryptosporidium parvum
AY030091 Cryptosporidium parvum	AF248756 Cryptosporidium meleagridis	AF112569 Cryptosporidium parvum
AY030089 Cryptosporidium meleagridis	AF248755 Cryptosporidium meleagridis	AF108865 Cryptosporidium parvum
AY030088 Cryptosporidium parvum	AF248754 Cryptosporidium parvum	AF108864 Cryptosporidium parvum
AY030086 Cryptosporidium parvum	AF248753 Cryptosporidium parvum	AF108863 Cryptosporidium sp.
AY007254 *Cryptosporidium sp.*	AF248752 *Cryptosporidium parvum*	AF108862 Cryptosporidium felis
AF513227 Cryptosporidium sp.	AF248751 Cryptosporidium parvum	AF108861 Cryptosporidium sp.
AF481962 Cryptosporidium parvum	AF248750 Cryptosporidium parvum	AF108860 Cryptosporidium sp.
AF442484 Cryptosporidium sp.	AF247535 Cryptosporidium sp.	AF093494 Cryptosporidium parvum
AF411631 Cryptosporidium meleagridis	AF222998 Cryptosporidium parvum	AF093493 Cryptosporidium parvum
AF323567 Cryptosporidium sp.	AF164102 Cryptosporidium parvum	AF093492 Cryptosporidium parvum
AF323566 Cryptosporidium felis	AF162430 Cryptosporidium parvum	AF093491 Cryptosporidium parvum
AF323565 Cryptosporidium felis	AF161859 Cryptosporidium parvum	AF093490 Cryptosporidium parvum
AF323564 Cryptosporidium felis	AF161858 Cryptosporidium parvum	AF093489 Cryptosporidium parvum
AF323563 Cryptosporidium felis	AF161857 Cryptosporidium parvum	AF087577 Cryptosporidium parvum
AF308600 Cryptosporidium parvum	AF161856 Cryptosporidium parvum	AF087576 Cryptosporidium parvum
AF280053 Cryptosporidium sp.	AF159113 Cryptosporidium felis	AF087575 Cryptosporidium parvum
AF262334 Cryptosporidium sp.	AF159112 Cryptosporidium parvum	AF087574 Cryptosporidium parvum
AF262333 Cryptosporidium sp.	AF159111 Cryptosporidium parvum	AF040725 Cryptosporidium parvum
AF262331 Cryptosporidium sp.	AF159110 Cryptosporidium parvum	AF015772 Cryptosporidium parvum
AF262330 Cryptosporidium sp.	AF133842 Cryptosporidium parvum	AB089290 Cryptosporidium parvum
AF262329 Cryptosporidium sp.	AF115378 Cryptosporidium wrairi	
AF262328 Cryptosporidium sp.	AF115377 Cryptosporidium parvum	

2．2　実験方法

実験では Roche 社製の Real Time PCR 装置(LightCycler)を使用した。はじめに、*Cryptosporidium* オーシストの個数と Real Time PCR での検出限界を明らかにするため、*Cryptosporidium* オーシスト（HNJ-1 株）の 87 個,29 個,8.7 個,2.9 個,0.87 個,0.29 個,0 個の 6 段階の希釈系列を作成し、これらの試料から図－2

の手順によりDNAを抽出し、このDNA抽出試料から、*Cryptosporidium*のReal Time PCR検出を試み、検出限界と定量限界を明らかにした。次に、河川水10Lにオーシストを5個添加し、ポリカボーネート製メンブランフィルター（孔径3.0μm）でオーシストを濃縮した後、免疫磁気ビーズでオーシストを精製し、その後、DNAを抽出（図－2の方法）した後、Real Time PCRにより、河川水に添加した*Cryptosporidium*オーシストが検出できるかどうかを検討した。さらに、下水中に存在する*Cryptosporidium*の検出への適用性も検討した。下水中のオーシストの検出では、実流入下水200ml（オーシストの添加は行っていない）を試料とした。

なお、本実験でのReal Time PCR法によるオーシストの検出は、Hybridization Probe法により行い、反応試薬には、QuantiTect Probe PCR Kit (Qiagen)を使用した。本実験で用いたReal Time PCR試薬の濃度を表－2に、Real Time PCR条件を表－3に示す。



図－2 DNA抽出手順
凍結融解とDNeasy Tissue Kit(Qiagen)を組み合わせた方法

2．3 実験結果と考察

図－3は、*Cryptosporidium*オーシストの0～87個の希釈系列試料のReal Time PCR結果である。図よりオーシスト数0.87個以上から、蛍光強度が増加していることがわかる。これは、標的としている18SrDNA部位が増加していることを意味しており、オーシスト数約1個か検出できることがわかる。図－4は、図－3の結果をオーシストの個数と蛍光強度が0.05に到達するまでに要するサイクル数の関係に整理したものである。図－4より、オーシストの個数と蛍光強度が0.05に到達するまでのサイクル数の間に、相関関係が得られ、約1個相当のオーシストまで定量検出可能となることがわかる。

前年度のHeat Shock Proteinを標的としたReal Time PCRでは、オーシスト数20個が検出限界であったが、標的遺伝子を18SrDNAに変更することにより、検出限界を約1個まで低下することが可能となった。

図－5は、河川水にオーシストを5個添加した試料と、無添加の試料のReal Time PCR結果である。図－5よりオーシストを添加した試料では、蛍光強度が増加しており、蛍光強度が0.05に到達するサイクル数は、約36.5サイクルであることがわかる。図－4のオーシストの個数と蛍光強度が0.05に到達するに要するサイクル数の関係より、36.5サイクルに相当するオーシストの個数を読み取ると3個となり、河川水に添加したオーシストの回収率は、60%（3/5）程度となる。

表-2 Hybridization Probe法の試薬濃度

試薬の種類	最終濃度
H_2O	適宜
Forward Primer	0.5μM
Reverse Primer	0.5μM
Fluorescein Probe	0.2μM
LCRed Probe	0.4μM
QuauntiTect Probe PCR Master Mix	2×

表-3 Real Time PCR条件

初期	95℃	15分
変性	95℃	1秒
アニーリング	62℃	30秒
エクステンション	72℃	30秒
サイクル数	55回	

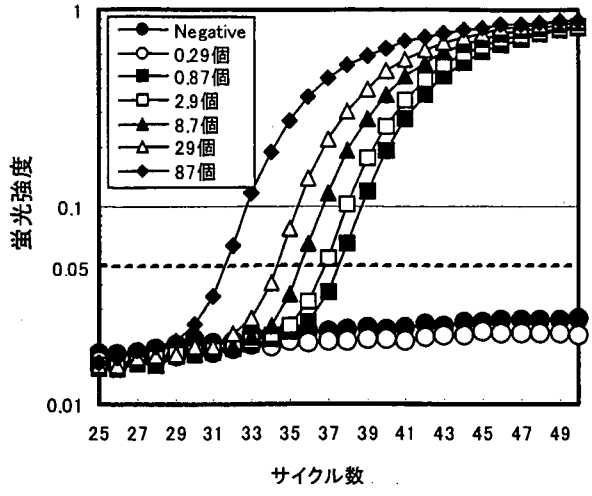
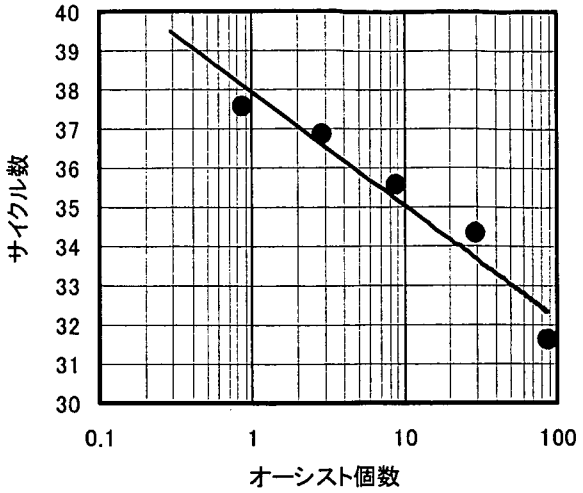


図-3 *Cryptosporidium*オーシストのReal Time PCR 結果



図－4 オーシストの個数と蛍光強度が0.05に到達するに要するサイクル数の関係

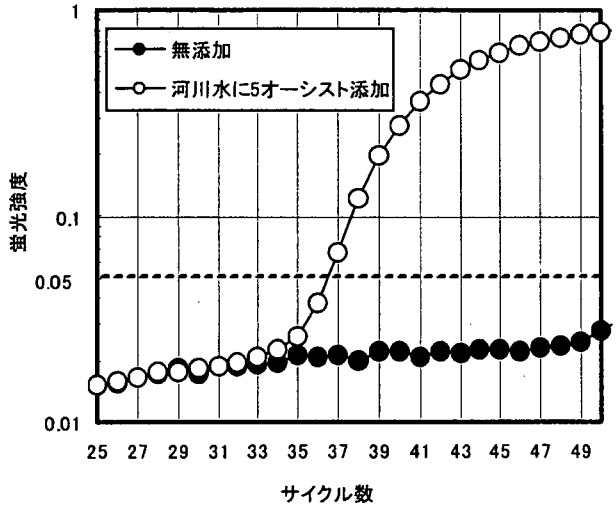
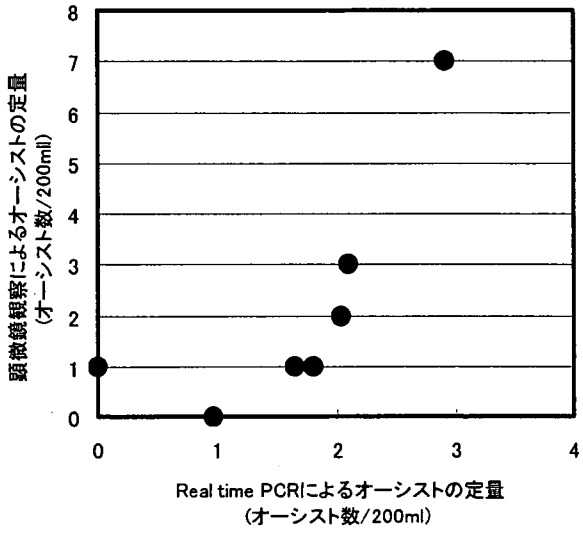


図-5 河川水に*Cryptosporidium*オーシストを5個添加したときのReal Time PCR結果



図－6 Real Time PCRによるオーシストの定量と顕微鏡観察による定量の関係

図－6は、実流入下水中の *Cryptosporidium* オーシストを Real Time PCR により定量検出した結果と顕微鏡観察による定量検出結果の関係である。オーシストが顕微鏡観察で2個以上検出できるレベルであれば、Real Time PCR でも *Cryptosporidium* DNA が検出できることがわかる。

Real Time PCR は、顕微鏡観察と同等のレベルまで *Cryptosporidium* を検出することが可能であり、しかも、1時間程度で32サンプル（LightCycler の場合）の同時定量検出が可能である。さらに、従来の PCR [1] では、PCR 増幅産物を電気泳動で確認する必要があったが、Real Time PCR では、増幅産物の定性は不要であり、非常に簡便であり、コンタミネーションの少ない方法である。今後、Real Time PCR 法は、*Cryptosporidium* だけでなく、その他の微生物検査の主流になるものと考えられる。

3. *Cryptosporidium* オーシストの感染性の消長効果

環境水中で *Cryptosporidium* オーシストがどの程度の期間感染能力を有しているかを明らかにすることは、

*Cryptosporidium*の感染リスクを評価する場合重要となる。そこで、海水、河川水、水道水中での *Cryptosporidium* オーシストの感染能力の消長を明らかにするための実験を行った。

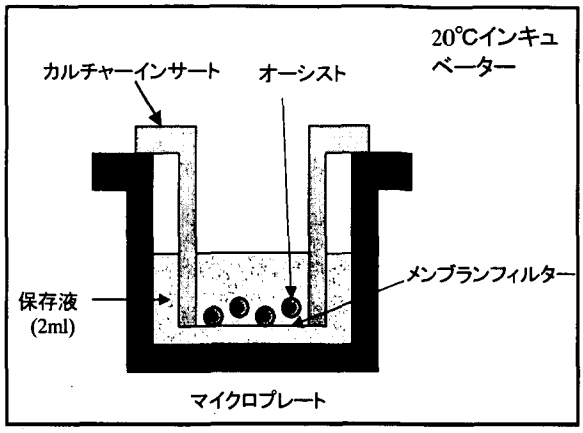
3．1 実験方法

オーシストの保存には、図－7に示したオーシスト保存装置(細胞培養用マイクロプレートを代用)を用いた。オーシストの保存液は、実海水、実河川水、水道水とした。海水、河川水は、0.45μm のメンブランフィルターでろ過したものを、水道水は蛇口から採取したものをそのままオーシスト保存液とした。海水、河川水、水道水の性状は、表－4に示す。海水、河川水、水道水は、カルチャーインサートの内側と外側に入れ（全量 2ml）、セルカルチャインサートの内側には、オーシストを 10^6 個入れた。海水、河川水、水道水のそれぞれのマイクロプレートは、20℃のインキュベーター内に保存した。水道水は、1～3日、海水、河川水は1週間に1回交換した。

1ヶ月経過後、カルチャーインサート内からオーシストを回収し、乳のみマウス感染試験を行った。乳のみマウスに投与するオーシスト数は 10^4 個とし、1条件につき 5 匹の乳のみマウスに投与した。乳のみマウスが *Cryptosporidium* に感染したかどうかは、マウスの腸管を摘出し、腸管からオーシストが検出されるかどうかから判定した。なお、乳のみマウス感染試験では、コントロールとし、新鮮なオーシストの感染試験も同時に行った。

3．2 実験結果と考察

乳のみマウス感染試験の結果を表－4に示す。表より20℃の水道水、海水、河川水中に1ヶ月間保存した後でも、*Cryptosporidium* オーシストは、感染能力を有していることがわかる。腸管から回収されるオーシスト数およびマウス感染確率から、水道水、海水、河川水のオーシストの感染性の消失に与える影響を考察すると、海水、水道水、河川水の順で腸管から回収されるオーシストの数、および感染確率が低下していることがわかる。よって、*Cryptosporidium* オーシストの感染性は、海水、水道水、河川水の順番で影響を受けることが明らかとなった。



図－7 オーシストの保存装置

表－4 海水、河川水、水道水の性状

海水	塩化物イオン	16000mg/l
	ナトリウム	7900mg/l
	マグネシウム	930mg/l
	カリウム	280mg/l
	カルシウム	320mg/l
河川水	塩化物イオン	5.1mg/l
	ナトリウム	6.3mg/l
	マグネシウム	4.9mg/l
	カリウム	0.9mg/l
	カルシウム	19mg/l
水道水	残留塩素	0.1～0.2mg/l

表－5 乳のみマウス感染試験の結果

保存環境	乳のみマウス番号	腸管から回収されたオーシスト数	腸管オーシストの平均値と感染確率
水道水	1	46000	46280
	2	2400	
	3	43000	
	4	140000	4/5
	5	0	
海水	1	400	17700
	2	85000	
	3	0	
	4	3100	3/5
	5	0	
河川水	1	7800	95360
	2	100000	
	3	290000	
	4	63000	5/5
	5	16000	
コントロール	1	97000	103500
	2	110000	
	3	食殺*	
	4	食殺*	
	5	食殺*	

* 親マウスが子マウスを殺してしまうこと。

Fayerらは、*Cryptosporidium* オーシストの感染性は10℃の海水中では3ヶ月以上[2]、10℃の水中では5ヶ月以上[3]、保持されることを報告している。このことから、特に冬季の河川水中や海水中では、長期間 *Cryptosporidium* オーシストの感染性は保持されることになる。流入下水中の *Cryptosporidium* オーシストの濃度も冬季に高くなる傾向が見られる[4]ことから、冬季の *Cryptosporidium* オーシスト感染リスクは高いものと考えられる。

4．まとめ

本年度は、Real Time PCR法による *Cryptosporidium* オーシストの定量検出の確立と河川水、海水、水道水中での *Cryptosporidium* オーシストの感染性の消長を解明するため、Real Time PCR実験および感染試験を行い、以下の結果を得た。

1）*Cryptosporidium* の Real Time PCR法では、18SrDNAを標的とすることにより *Cryptosporidium* オーシスト数約1個から定量検出可能となる。

2）河川水、下水中の *Cryptosporidium* オーシストのReal Time PCR検出も可能であり、その検出感度は、顕微鏡観察法と同程度である。

3）*Cryptosporidium* オーシストは、20℃の水道水、海水、河川水中に1ヶ月間保存した後でも感染能力を有している。

4）*Cryptosporidium* オーシストの感染性は、海水、水道水、河川水の順に影響する。

今後は、*Cryptosporidium* のReal Time PCR検出法および環境中での感染性についてデータの蓄積と精度向上を図るとともに、病原ウイルスの迅速・簡便検出の開発に全力を尽くす予定である。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

参考文献

1) D. W. Johnson, N. J. Pieniazek, D. W. Griffin, L. Misener, J. B. Rose: Development of a PCR Protocol for Sensitive Detection of Cryptosporidium Oocysts in Water Sample, Applied and Environmental Microbiology, vol.61, No.11, pp.3849-3855, 1995

2) R. Fayer, T. K. Graczyk, E. J. Lewis, J. M. Tront, C. A. Farley:Surviaval of Infectious *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Seawater and Eastern Oyster *(Crassostrea virginica) in the Chesapeake Bay,* Applied and Environmental Microbiology, vol.64, No.3, pp.1070-1074, 1998

3) R. Fayer, J. M. Tront, M. C. Jenkins: Infectivity of *Cryptosporidium parvum* Oocysts Stored in Water at Environmental Temperature, journal of parasitolgy, Vol.84, No.6, pp.1165-1169, 1998

4) 中島英一郎, 山下洋正, 斎野秀幸:平成13年度下水道関係調査研究年次報告書集-病原微生物の発生源および対策に関する調査,国土技術総合政策研究所資料,2003

4. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究

国土交通省
（委託先）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　鈴木　穣
北村　友一
峰松　亮

研究期間　平成１３年度～１５年度
平成１４年度当初予算額　１６，７１１千円

Study on Risk Assessment for Reuse of Sewage Sludge

(FY2001～2003)

Yutaka SUZUKI, Tomokazu KITAMUARA, Akira MINEMATSU

Recycling Research Team, Material and Geotechnical Engineering Research Group
Independent Administrative Institution Public Works Research Institute

It is necessary to promote the reuse of the sewage sludge in order to form the recycling-based society. At present, the sewage sludge is recycled as construction material and fertilizer. In addition, the sludge safety is important in order to promote the reuse.

PRTR (Pollutant Release and Transfer Register) law was enforced in 2001. The sewerage manager must measure and reported the behavior of the heavy metal in the sewage treatment process. The goal of this study is to clarify the behavior of the heavy metal in the sewage treatment process and the elution amount of heavy metal from the sludge reuse product.

Material balance of the heavy metal (Zn, Sb, Cd, Ag, Cr, V, Co, Se, Cu, Ni, Pb, Ba, As, Be, Sn, B, Mn, Mo, In, Tl, Te), which are included in PRTR law, in the sewage treatment process was clarified in fiscal 2002.

Influent load fluctuation of Ba, B, Zn, Ni, Cu was large, but that of other elements was small. The behavior of inflow load fluctuation of Ba, B, Zn, Ni, Cu resembled each other. The removal ratio of heavy metal fluctuated. but with the same behavior for V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As ,Ag, Sb, Ba, and Pb.

The remaining raties in the ash of B, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba and Pb were 1.2%, 65.3%, 49.2%, 23.1%, 26.3%, 16.6%, 65.8%, 48.4%, 36.0%, 12.2%, 17.8%, 80.7%, 61.4%, 68.9%, 69.0%, 72.4% and 63.6%, respectively.

The sidestream loads of each heavy metals except for Se were in the range of 9～28 % of the influent sewage,but that of Se reached almost the same amount of influent loud.

1　はじめに

下水汚泥は平成12年度において198万トン（DS）発生しており、緑農地還元や建設資材利用による有効利用の推進が求められている。一方、PRTR（Pollutant Release and Transfer Register、環境汚染物質排出移動登録）制度は、人の健康や生態系に有害な影響を及ぼす可能性のある化学物質について、事業者等から環境中（大気、水域、土壌）への排出量及び廃棄物に含まれての事業所外への移動量を、事業者が自ら把握し行政機関に対して届け出ると共に、行政機関は届出データや推計に基づき、排出量・移動量を推計し、公表する制度である。我が国においては1999（平成11）年、「特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律」（PRTR法）により制度化され、平成13年4月より施行されている[1)]。

下水道事業者も本制度の対象となっている。届出対象物質は下水道法の規定に基づく水質検査の対象となる第一種指定化学物質の排出量であり[2)]、重金属に限定するとZn, Cd, Cr, Cr(Ⅵ), Hg, Se, Cu, Pb, As, B, Mnの１１物質（ほう素は重金属ではないが本研究の対象に含む）である。しかしながら平成9～13年度に実施されたパイロット事業において届出対象外の重金属であるSb, Ag, Co, Ni, Ba, Moが他の事業者から下水道へ移動していることが報告されている[3) 4) 5) 6) 7)]。下水道事業者の説明責任の観点から、これらの重金属の下水処理プロセスおよび下水汚泥有効利用における挙動を明らかにする必要がある。本研究は、PRTR法で指定されている重金属の流入実態と処理過程での挙動を解明し、汚泥製品への移行量推定手法を検討すると共に、汚泥製品の環境に対する重金属の負荷量を把握することを目的としている。

2　平成13年度の研究成果[8)]

2－1　PRTR対象重金属の分析条件および前処理方法の検討

分析対象は、PRTR法における第1種および第2種指定化学物質のうち、重金属を主体とした無機化学物質として表２－１－１に示すもの（以下、PRTR対象重金属と呼ぶ）とした。

また分析装置は、多元素同時分析および微少量の定量が可能である[9)]高周波誘導結合プラズマ質量分析装置（ICP-MS）を用いるものとし、土木研究所所有のICP-MS(横河電機製：PMS2000)を使用した。ただし水銀(Hg)のみ、他元素との同時分析が困難なため、別途水銀分析計（PERKIN ELMER製：FIMS400、還元気化原子吸光法）を用いて分析した。

下水試料として流入下水、放流水、脱水汚泥、焼却灰及び溶融スラグを想定し、ICP-MSの分析条件を表２－１－２に示す通り、また試料の前処理方法を表２－１－３に示す通り決定した。

表２－１－１　PRTR対象重金属

名　称	元素記号	名　称	元素記号
亜鉛	Zn	ニッケル	Ni
アンチモン	Sb	バリウム	Ba
カドミウム	Cd	砒素	As
銀	Ag	ベリリウム	Be
クロム	Cr	ほう素	B
バナジウム	V	マンガン	Mn
コバルト	Co	モリブデン	Mo
水銀	Hg	インジウム	In
セレン	Se	タリウム	Tl
銅	Cu	テルル	Te
鉛	Pb		

表２－２－２　ICP-MSによるPRTR対象重金属の分析条件

主要な機器調整項目	
高周波出力	1,200 W
ガス流量	プラズマガス：14±0.5 l/min
	補助ガス　：0.8±0.2 l/min
	キャリアガス：0.84 l/min
積分時間	1.000 sec
測定条件	
検量線濃度範囲	0～500 μg/l
測定範囲	1～1,000 μg/l
内部標準物質	Sc, Rh, Bi

2－2　下水処理施設におけるPRTR対象重金属実態調査

下水処理場におけるPRTR対象重金属の分布の実態を把握するため、前項で最適化された分析条件の下で、全国各地の22下水処理場から取り寄せた試料（流入下水、放流水、脱水汚泥、焼却灰、溶融スラグ、コンポストの5種類）の分析を行った。

表２－１－３　試料の前処理方法

	ICP-MS分析の前処理方法		水銀分析の前処理方法	
試料の性状	固体試料	液体試料	固体試料	液体試料
試料量	約0.2g(乾燥重量)を定量	200mlを定量	約0.2g(乾燥重量)を定量	200mlを定量
分解用試薬の量	HNO_3 5ml HF 1ml ミリQ 9ml	HNO_3 5ml － －	HNO_3 1ml HCl 3ml イオン水 5ml	HNO_3 5ml H_2SO_4 10ml $KMnO_4$(50g/l) 20ml
分解方法	マイクロウェーブ分解後水冷し、ヒータブルビーカーに少量のミリQで分解液を全て洗い流し、ホットプレートで乾固（180℃）	ホットプレートで残量が1mlになるまで加熱濃縮（180℃）	マイクロウェーブ分解	ペルオキソ二硫酸カリウム溶液（50g/l）10ml を加え、約95℃の水浴中に浸漬して2時間加熱後、室温まで冷却した後、塩化ヒドロキシルアンモニウム溶液（200g/l）10ml を加えて、過剰な過マンガン酸カリウムと生成した酸化マンガン(Ⅳ)を還元
定容方法	放冷後、乾固した試料を1%HNO_3で溶解させ、100ml メスフラスコ（PP）に入れ、1%HNO_3を加え全量を100mlに定容	放冷後、試料をミリQで溶解し、ロート（PP）を使用し、５Bろ紙でろ過したろ液を50ml メスフラスコ（PP）に入れ、内標準物質とミリQを加え全量を50mlに定容	分解後水冷し、分解液を50ml 比色管に入れ、イオン水を加え全量を50mlに定容	分解液を250ml メスフラスコに入れ、イオン水を加え全量を250mlに定容
ろ過方法	定容した分解液を5Bろ紙でろ過	－	定容した分解液をGF/Bろ紙でろ過	－
検液の保存	100mlポリビン		50mlガラスビン	

3　下水処理施設における PRTR 対象重金属の挙動詳細調査

3－1　目的

今年度調査は一箇所の下水処理場を選び、数ヶ月に渡って継続的に調査を行うことにより、PRTR 対象重金属の負荷変動状況や、水処理プロセスにおける除去率および汚泥への移行率を詳細に検討することを目的とした。

3－2　調査方法

調査場所は某流域下水道終末処理施設とし、'02 年 10 月から'03 年２月の５ヶ月間、継続的にサンプリングを実施した。採取した試料は、液体試料として流入下水、初沈流出水、放流水、返流水（2 系統）、および焼却設備洗煙排水（2 系統）の計 7 試料、固体試料として脱水汚泥、および焼却灰（2 系統）の計 3 試料である。本処理場の処理フローおよび試料採取箇所を、図３－２に示す。なおサンプリングは日祝日の直後を避けた平日に月１回実施し、液体試料は１日間のコンポジット試料、固体試料は１試料につき３検体を採取した。

液体試料は、遠心分離(3,000rpm)により SS 分と上澄水とに分離し、個別分析に供した。固体試料は乾燥後、昨年度決定した前処理方法に従って分析を行った。なお今回の調査では、分析対象重金属として錫(Sn)を追加している。

また、処理場内で使用する薬品類から混入する PRTR 対象重金属量を把握するため、重油、高分子凝集剤、次亜塩素酸ソーダ、過酸化水素水、硫酸、苛性ソーダ、消臭剤(1 液,2 液)をそれぞれ採取し、処理場内での使用量を考慮し適宜希釈した後分析に供した。

3－3　調査結果

3－3－1　PRTR 対象重金属の含有量

流入下水と初沈流出水の分析結果を表３－３－１に、返流水の分析結果を表３－３－２に、焼却排水の分析結果を表３－３－３に、放流水の分析結果を表３－３－４にそれぞれ示す。表中の(D)は遠心分離後の上澄水、(SS)は遠心分離後の沈殿の分析結果を表し、(T)は両者を加算したものである。また、脱水汚泥、焼却灰の分析結果を表３－３－４に、薬品類の分析結果を表３－３－５にそれぞれ示す。なおここでは、10 月度の分析結果のみを記載した。

3－3－2　昨年度調査値との比較

流入下水および脱水汚泥における元素毎の含有量（10月度～2月度の平均値）と、昨年度調査によって得られた値を比較したものを図3－3－1，3－3－2に示す。

流入下水については、Niが昨年度調査の平均値を上回っているのを除けば低めの値となっており、昨年度調査値の範囲を逸脱しているものは見られなかった。また、脱水汚泥の分析結果も同様であった。

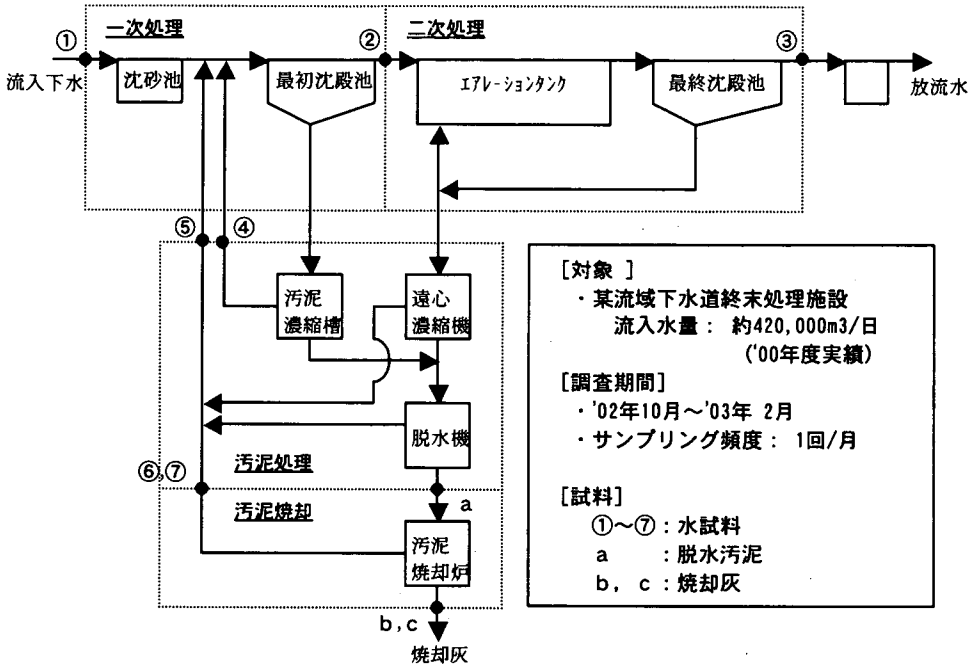


図3－2　試料採取箇所

表3－3－1　試料の分析結果（10月度・1/4）

イオン名	流入下水（D）(μg/l)	流入下水（SS）(μg/l)	流入下水（T）(μg/l)	初沈流出水（D）(μg/l)	初沈流出水（SS）(μg/l)	初沈流出水（T）(μg/l)
Be	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
B	74.883	0.764	75.647	75.472	0.510	75.982
V	1.383	0.391	1.774	0.926	0.066	0.992
Cr	2.557	4.580	7.137	1.378	0.427	1.805
Mn	39.294	1.764	41.058	35.252	0.567	35.818
Co	0.839	0.093	0.932	0.755	<0.050	0.755
Ni	60.202	2.484	62.686	49.133	0.701	49.834
Cu	49.744	3.078	52.821	29.418	5.903	35.321
Zn	80.045	2.015	82.060	49.882	2.185	52.067
As	0.860	0.088	0.948	0.826	<0.050	0.826
Se	0.233	0.101	0.333	0.404	0.181	0.585
Mo	2.945	1.434	4.379	3.402	0.716	4.117
Ag	0.611	3.362	3.973	0.357	1.586	1.943
Cd	0.128	<0.050	0.128	0.066	<0.050	0.066
In	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Sn	0.232	0.419	0.651	0.069	<0.050	0.069
Sb	0.076	0.180	0.255	<0.050	0.118	0.118
Te	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Ba	75.205	91.004	166.209	77.169	9.967	87.136
Tl	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Pb	3.125	0.294	3.419	1.712	0.147	1.859
Hg	<0.5	-	<0.5	<0.5		<0.5

表３－３－２　試料の分析結果（10月度・2/4）

イオン名	返流水１（D）（μg/l）	返流水１（SS）（μg/l）	返流水１（T）（μg/l）	返流水２（D）（μg/l）	返流水２（SS）（μg/l）	返流水２（T）（μg/l）
Be	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
B	83.015	0.643	83.658	88.944	0.982	89.926
V	1.584	0.316	1.900	3.658	0.537	4.195
Cr	4.907	2.906	7.812	7.383	8.873	16.255
Mn	75.693	1.993	77.686	76.655	2.143	78.797
Co	1.171	0.150	1.321	1.491	0.159	1.650
Ni	72.078	4.323	76.401	74.376	8.249	82.625
Cu	19.423	68.491	87.914	180.546	7.022	187.568
Zn	98.765	21.585	120.350	194.512	12.515	207.027
As	0.831	0.343	1.173	2.328	0.194	2.522
Se	0.699	0.541	1.240	5.608	2.369	7.976
Mo	1.372	2.766	4.138	4.189	1.483	5.671
Ag	0.467	5.507	5.974	0.714	11.279	11.993
Cd	0.185	0.084	0.269	0.515	<0.050	0.515
In	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Sn	0.162	0.364	0.525	0.783	0.283	1.065
Sb	<0.050	0.481	0.481	0.168	0.640	0.808
Te	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Ba	113.106	44.602	157.708	19.689	83.490	103.179
Tl	<0.050	<0.050	<0.050	0.119	<0.050	0.119
Pb	4.173	0.843	5.015	3.911	1.937	5.847
Hg	<0.5	-	<0.5	<0.5	-	<0.5

返流水は２系統存在する。

表３－３－３　試料の分析結果（10月度・3/4）

イオン名	２系焼却排水（D）（μg/l）	２系焼却排水（SS）（μg/l）	２系焼却排水（T）（μg/l）	３系焼却排水（D）（μg/l）	３系焼却排水（SS）（μg/l）	３系焼却排水（T）（μg/l）
Be	0.103	<0.050	0.103	<0.050	<0.050	<0.050
B	97.549	1.949	99.497	125.601	0.382	125.983
V	10.973	1.115	12.087	1.462	<0.050	1.462
Cr	15.647	6.893	22.539	1.914	0.395	2.309
Mn	143.082	3.165	146.247	37.312	0.209	37.521
Co	2.719	0.242	2.961	0.882	<0.050	0.882
Ni	125.448	23.312	148.760	49.346	0.657	50.003
Cu	451.125	39.333	490.458	35.475	1.370	36.844
Zn	547.938	20.017	567.955	64.355	1.190	65.545
As	4.264	0.186	4.450	0.981	<0.050	0.981
Se	11.064	0.469	11.533	20.276	0.164	20.440
Mo	9.832	0.686	10.518	4.085	0.052	4.137
Ag	0.339	30.869	31.208	0.589	0.418	1.007
Cd	1.471	<0.050	1.471	0.156	<0.050	0.156
In	0.259	<0.050	0.259	<0.050	<0.050	<0.050
Sn	3.318	1.462	4.780	0.688	<0.050	0.688
Sb	0.219	1.604	1.823	0.093	<0.050	0.093
Te	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050	<0.050
Ba	14.962	476.339	491.301	15.424	1.840	17.263
Tl	0.318	<0.050	0.318	<0.050	<0.050	<0.050
Pb	5.507	9.595	15.102	1.414	0.089	1.503
Hg	<0.5	-	<0.5	<0.5	-	0.948

焼却施設は２系統存在する。

表３－３－４　試料の分析結果（10月度・4/4）

イオン名	放流水（D）（μg/l）	放流水（SS）（μg/l）	放流水（T）（μg/l）	脱水汚泥（mg/kg・DS）	２系焼却灰（mg/kg・DS）	３系焼却灰（mg/kg・DS）
Be	<0.050	<0.050	<0.050	-	0.659	0.650
B	78.282	0.220	78.502	12.052	77.874	65.342
V	0.548	<0.050	0.548	7.523	60.712	70.106
Cr	1.711	<0.050	1.711	22.105	178.234	164.485
Mn	31.666	0.183	31.848	72.484	577.512	601.153
Co	0.714	<0.050	0.714	1.593	13.510	14.244
Ni	41.293	0.234	41.527	84.936	639.616	610.977
Cu	5.459	0.067	5.526	297.500	2032.056	2205.029
Zn	35.714	0.389	36.103	285.527	2162.217	2294.678
As	0.492	<0.050	0.492	2.457	17.741	20.209
Se	0.248	<0.050	0.248	2.440	3.792	3.923
Mo	4.016	<0.050	4.016	3.998	26.696	29.369
Ag	0.172	<0.050	0.172	23.897	209.268	189.274
Cd	0.058	<0.050	0.058	0.907	5.427	6.101
In	<0.050	<0.050	<0.050	-	1.657	1.465
Sn	1.079	<0.050	1.079	9.101	90.960	78.021
Sb	<0.050	<0.050	<0.050	1.656	12.005	13.095
Te	<0.050	<0.050	<0.050	-	-	-
Ba	14.709	0.180	14.889	1206.284	8721.438	7649.886
Tl	<0.050	<0.050	<0.050	-	0.852	1.264
Pb	0.891	<0.050	0.891	25.181	151.463	147.584
Hg	<0.5	-	<0.5	1.253	-	-

表３－３－５　薬品類の分析結果

イオン名	重油（μg/l）	高分子凝集剤（×1000μg/l）	次亜塩素酸ソーダ（×1000μg/l）	過酸化水素水（×1000μg/l）	硫酸（×1000μg/l）	苛性ソーダ（×1000μg/l）
Be	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
B	5470.000	1.060	1.300	0.660	0.640	2.210
V	<500	<0.5	2.580	0.510	<0.5	<0.5
Cr	<500	<0.5	<0.5	<0.5	0.730	0.840
Mn	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Co	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ni	<500	<0.5	<0.5	<0.5	0.630	<0.5
Cu	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Zn	<500	<0.5	<0.5	<0.5	0.710	<0.5
As	<500	<0.5	0.720	<0.5	<0.5	<0.5
Se	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Mo	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ag	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Cd	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
In	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Sn	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Sb	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Te	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Ba	1280.000	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.120
Tl	<500	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
Pb	510.000	<0.5	0.790	<0.5	<0.5	0.550
Hg	<50	<0.05	<0.05	<0.05	0.108	<0.05

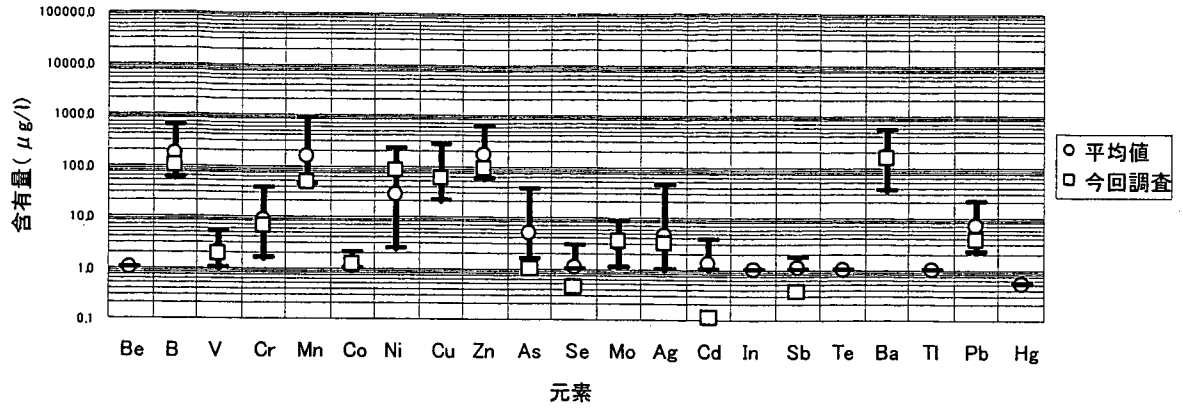


図３－３－１　流入下水の分析結果

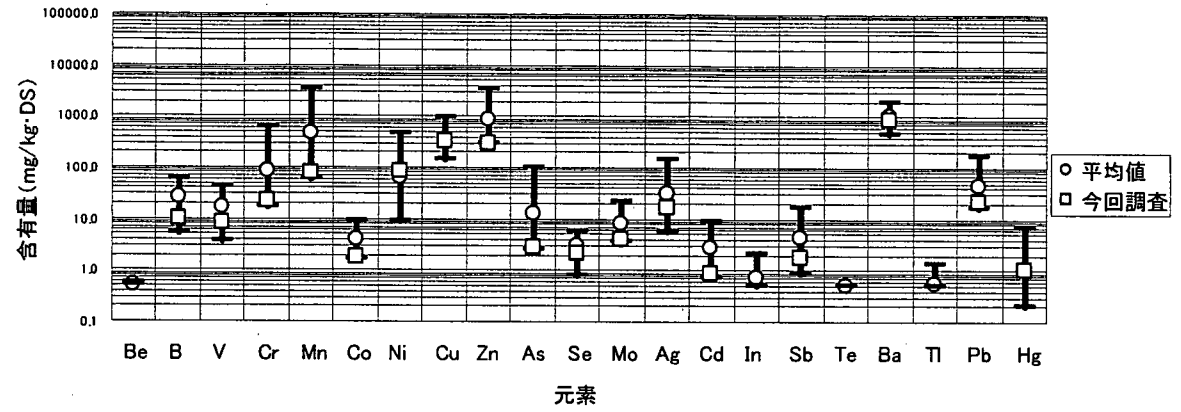


図３－３－２　脱水汚泥の分析結果

4　考察

4－1　流入下水における負荷変動

流入下水における各元素の月毎の負荷変動を図４－１に示す。また、採水時の水質データを表４－１に示す。Ba, Zn, Ni の負荷変動状況は酷似しており、何らかの産業活動との関連を示唆している。また、Cu, Mn の組み合わせについても同様のことが言える。Ba, Zn, Ni については１月の値が大きく落ち込んでいるが、流入水量および他の水質指標は比較的安定しており、これらの重金属の負荷変動を水質指標より推測することは不可能であると考えられる。

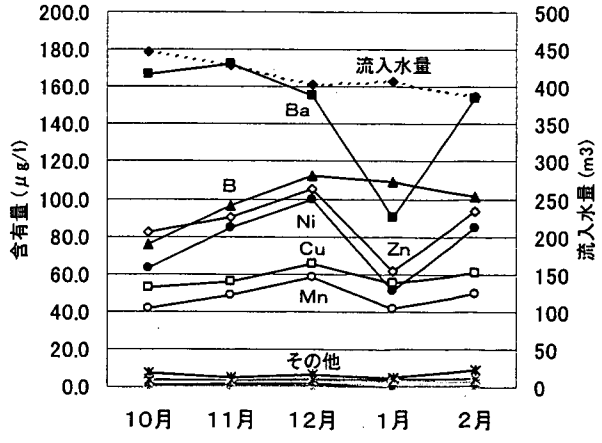


図４－１　流入下水における負荷変動

表４－１　採水時の水質データ

	１０月	１１月	１２月	１月	２月
流入水量 (m^3/d)	446,420	428,020	402,590	406,100	386,590
流入水SS (mg/l)	140	160	165	180	180
初沈流出水SS (mg/l)	30	38	39	33	41
放流水SS (mg/l)	0.9	2.5	3.3	4.0	5.0
SS除去率 (%)	99.4	98.4	98.0	97.8	97.2
流入水COD (mg/l)	90	85	85	84	83
初沈流出水COD (mg/l)	48	42	47	52	50
放流水COD (mg/l)	10	11	12	13	15
COD除去率 (%)	88.9	87.1	85.9	84.5	81.9
流入水pH	7.5	7.5	7.5	7.5	7.4
初沈流出水pH	7.1	7.1	7.1	7.1	7.1
放流水pH	7.3	7.3	7.3	7.3	7.3
エアタン水温 (℃)	22.9	20.7	19.6	18.3	18.0

４－２　水処理プロセスにおける除去率

ここでの除去率とは各元素の流入下水中の含有量(μg/l)の値から放流水中の含有量(μg/l)の値を引いたものの、流入下水中含有量(μg/l)に対する割合であり、返流水の影響は考慮していない。

昨年度の実態調査結果について、各元素の除去率(%)と、流入下水の含有量のうち SS 分画の割合(%)を表したものを図４－２－１に示す。図中のプロットは全国 22 処理場の平均値であり、除去率および SS 分画の割合とも実際にはかなりのばらつきがあるが、Mn の除去率が低くなっているのを除けば両者はほぼ比例関係あることがわかる。

今年度の調査結果についても同様に整理すると、図４－２－２に示す通りとなった。各元素の除去率は昨年度の結果とほぼ同様であるが、SS 分画の割合が低く、全体的にグラフの左側にシフトした形となっている。この理由は、昨年度は SS 分の分離をろ過(ろ紙(化学分析用)５種Ｂ)によって行っているが、今年度は SS 分の分離を遠心分離によって行っており、流入下水中では全 SS 分のうち沈降性 SS 分の割合が低いためと考えられる。図４－２－２中の Se の除去率については、図４－２－１の昨年度調査値が 100%に対して 25.7%と大幅に低い値となっているが、昨年度調査では除去率の算出が可能なデータが１処理場のみでしか得られていないので、今回の値が特異ものとは言い切れない。

なお、Be, In, Te, Tl, Hg については流入下水の含有量が定量下限値以下であり、除去率の算出が不可能であったため、以降の検討対象から除外した。

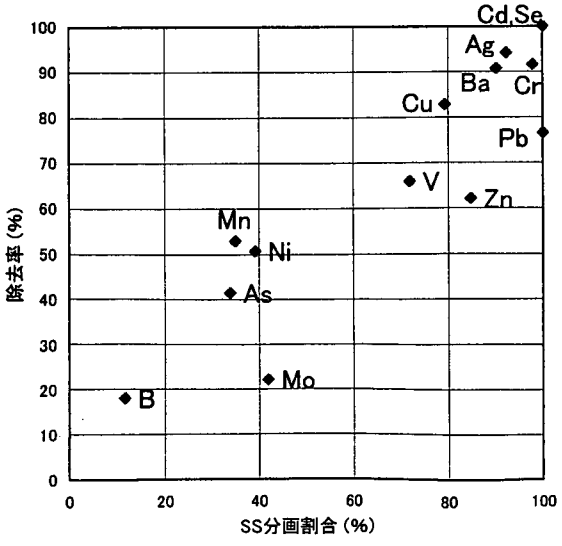


図４－２－１　SS 分画割合と除去率(全国平均値)

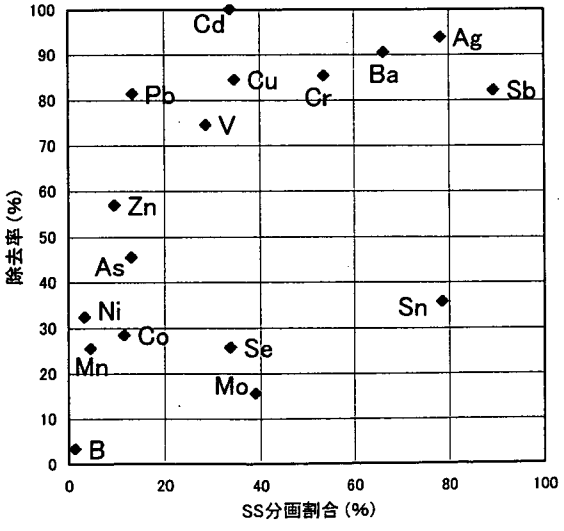


図４－２－２　SS 分画割合と除去率(今回調査)

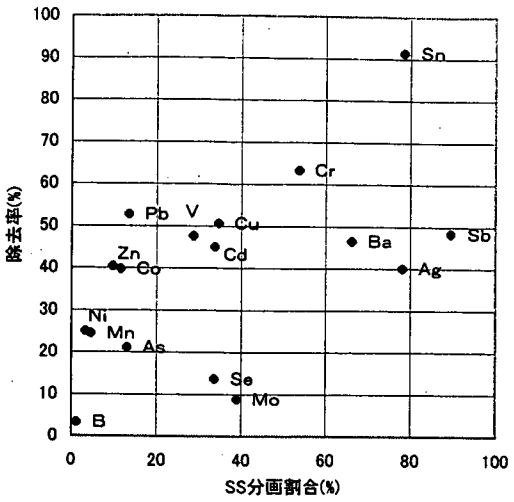


図４－２－３　SS 分画割合と水処理一次除去率
(今回調査)

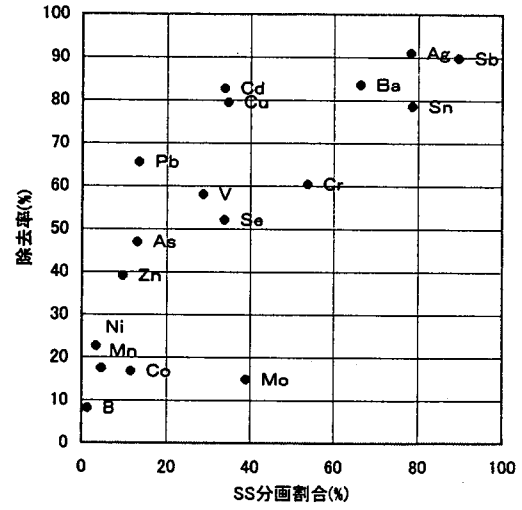


図４－２－４　SS 分画割合と水処理二次除去率
(今回調査)

今年度の調査結果について、さらに水処理の一次処理と二次処理に分けて除去率を整理すると図４－２－３、４に示す通りとなる。Mo の SS 分画分における除去率が比較的低いことがわかる。また、Se の１次処理における除去率が低いのは、返流水にて１次処理に流入する割合が高いためと考えられる。Sn は１次処理において SS 分画分の除去率が高いことがわかる。

４－３　水処理プロセスにおける除去率の変動

水処理の一次処理、二次処理プロセスにおける各元素の除去率を月毎に表したものを図４－３－１～図４－３－１７に示す。B, Se, Cd, Sn, Sb を除けば、各元素の除去率の変動は似通った挙動を示していることがわかる。従って、これらの元素の挙動は共通の機構で説明できる可能性がある。

前項の図４－２－１から、各元素の除去率と SS 除去率には相関関係があることが期待された。しかしながら、Zn と Ba の例を図４－３－１８および図４－３－１９に示す通り、今回の調査では除去率のばらつきと比較して SS 除去率のばらつきが小さく、SS 除去率との直接的な関係は把握できなかった。

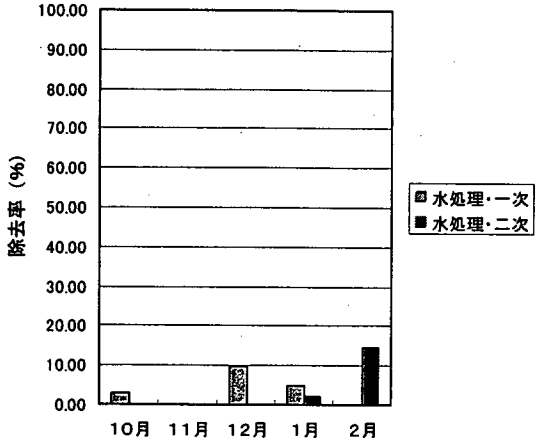


図４－３－１　B 除去率の変動

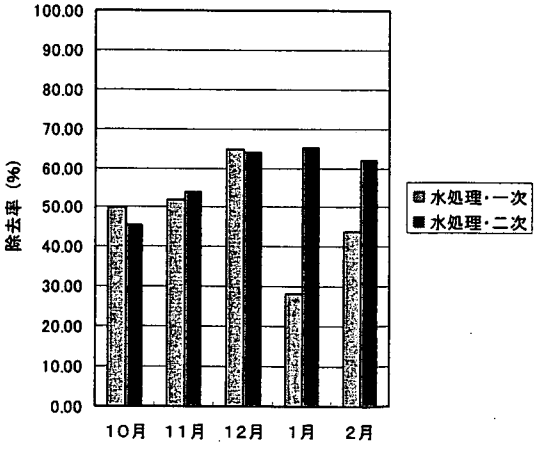


図４－３－２　V 除去率の変動

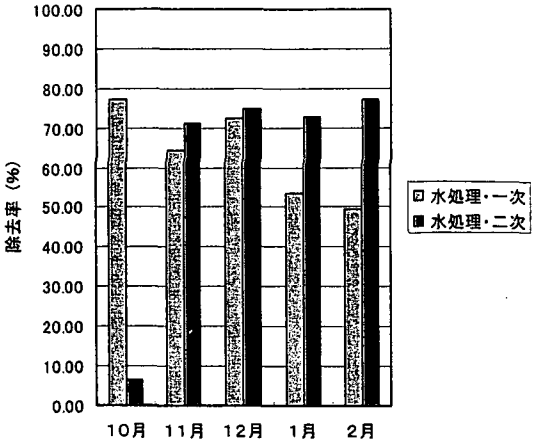


図４－３－３　Cr 除去率の変動

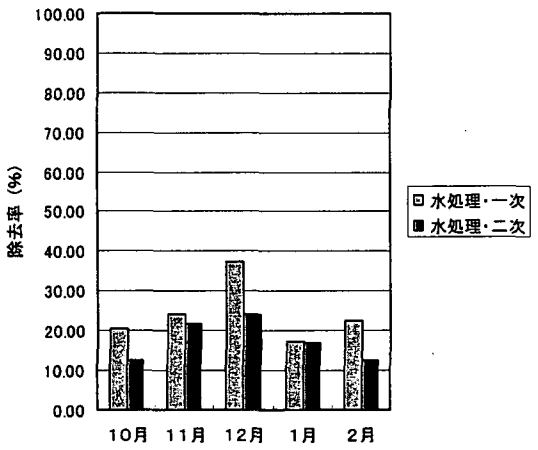


図４－３－４　Mn 除去率の変動

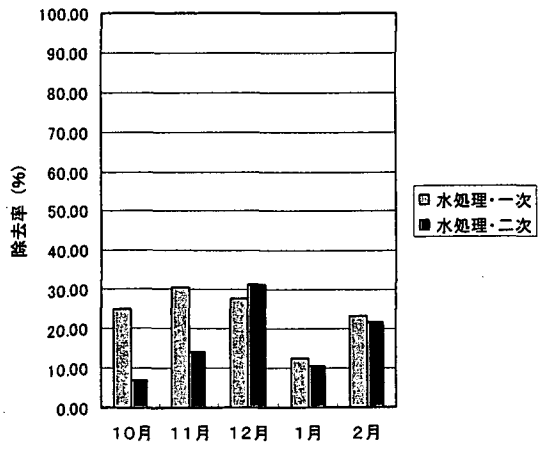


図４－３－５　Co 除去率の変動

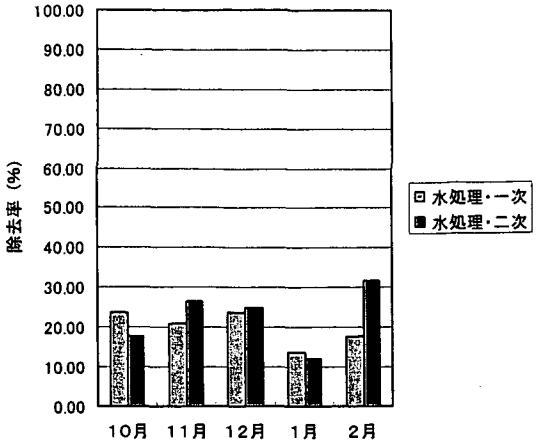


図４－３－６　Ni 除去率の変動

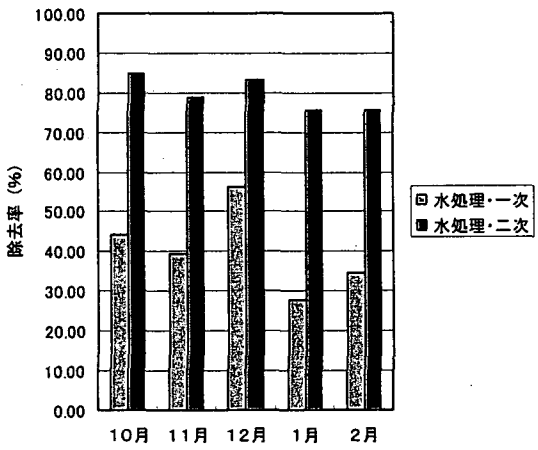


図４－３－７　Cu 除去率の変動

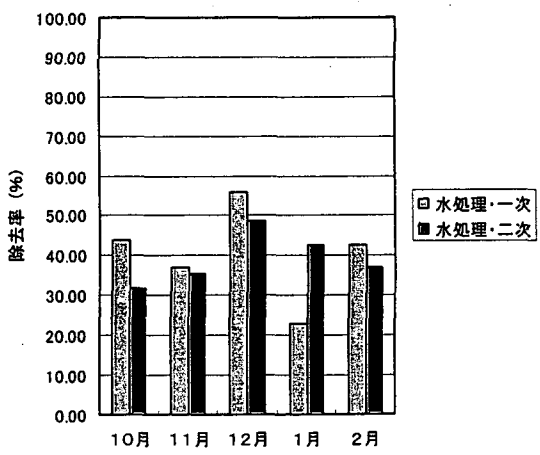


図４－３－８　Zn 除去率の変動

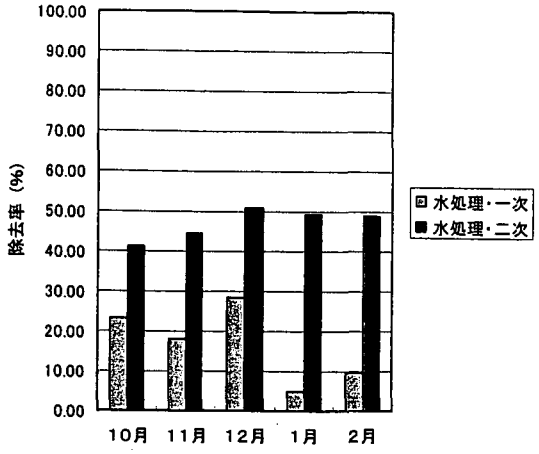


図４－３－９　As除去率の変動

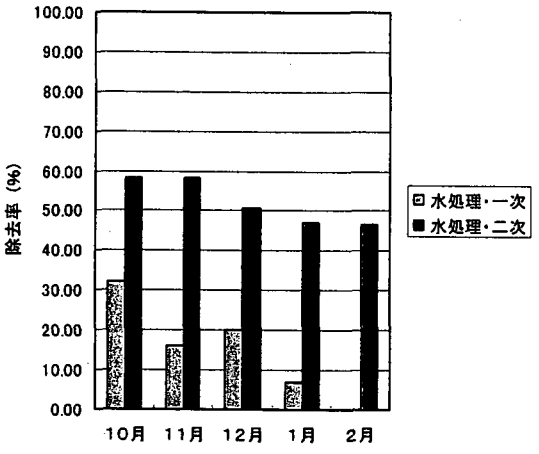


図４－３－１０　Se除去率の変動

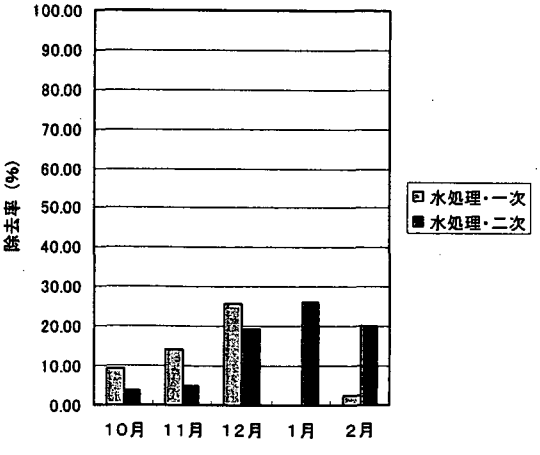


図４－３－１１　Mo除去率の変動

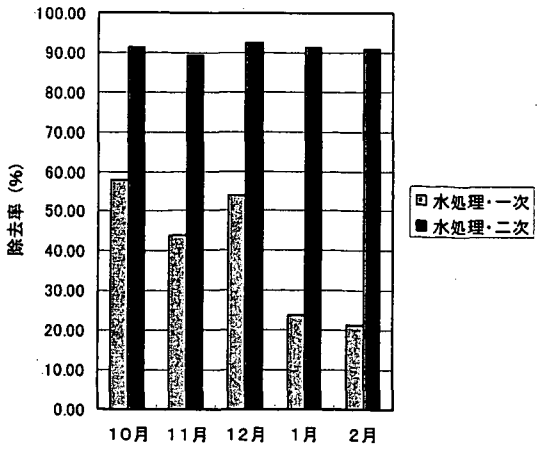


図４－３－１２　Ag除去率の変動

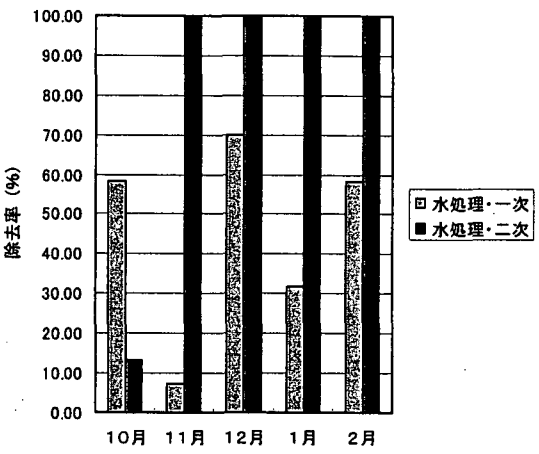


図４－３－１３　Cd除去率の変動

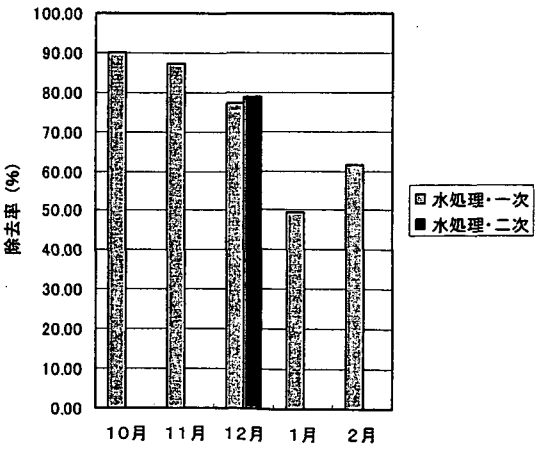


図４－３－１４　Sn除去率の変動

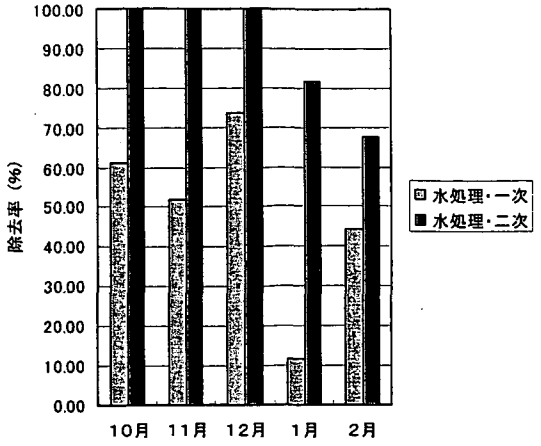


図４－３－１５　Sb除去率の変動

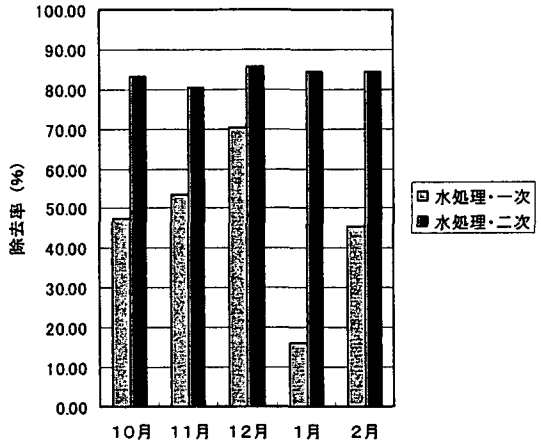


図４－３－１６　Ba除去率の変動

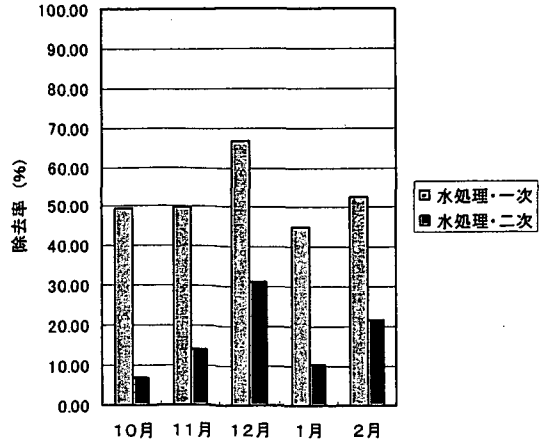


図４－３－１７　Pb除去率の変動

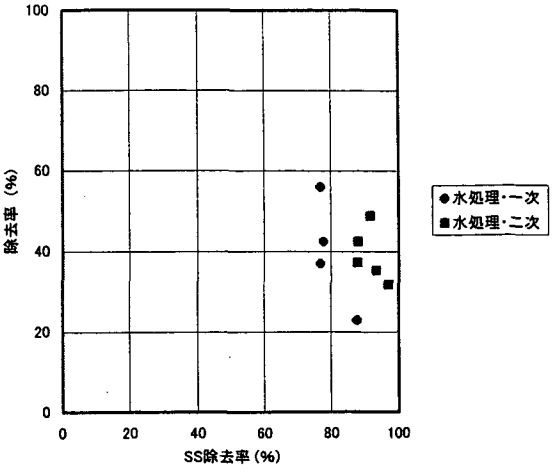


図４－３－１８　Zn除去率とSS除去率の関係

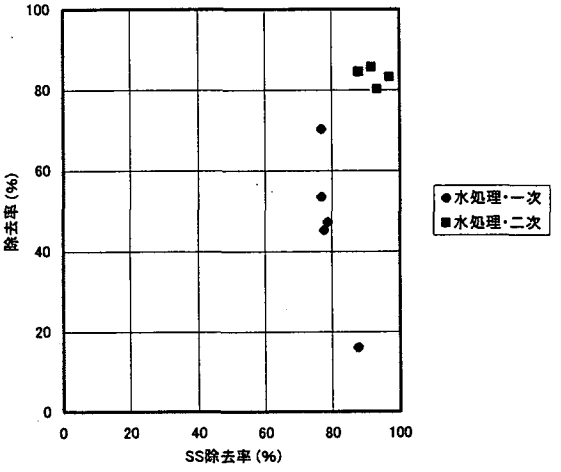


図４－３－１９　Ba除去率とSS除去率の関係

４－４　下水処理場全体での挙動

下水処理場全体におけるPRTR対象重金属の挙動を明らかにするため、各処理プロセスにおけるPRTR対象重金属の収支を計算した。

水処理の一次処理プロセスにおいては、沈砂、しさ分を除外して検討した。流入は流入下水と返流水（２系統）によるものであり、各重金属の含有量分析値に維持管理日報から得た流量を乗じて流入量を算出した。流出は初沈流出水と初沈汚泥によるものであり、初沈流出水による流出分については実測データより算出しているが、初沈汚泥による流出分については含有量を実測していない

ため、流入分の総量より初沈流出水による流出分を差し引いて算出した。

二次処理プロセスについては、流入は前段の一次処理プロセスからの初沈流出水によるもののみであり、流出は放流水と余剰汚泥によるものである。初沈流出水による流入分と放流水による流出分は実測データに基づくものであるが、余剰汚泥による流出分については両者の差による計算値である。

汚泥処理プロセスについては、流入は初沈汚泥、余剰汚泥、高分子凝集剤等の薬品類および各所への給水（放流水を再利用）によるものであり、流出は脱水汚泥および排水によるものである。流入分のうち、初沈汚泥および余剰汚泥によるものについては前段で算出した計算値を用いているが、他は実測データに基づくものである。流出分のうち脱水汚泥によるものについては実測データに基づくものであるが、排水によるものについては、汚泥処理プロセス単独の排水が、設備上採水不可能であったため、流入分の総和から脱水汚泥による流出分を差し引いて算出した。

汚泥焼却プロセスについては、流入は脱水汚泥、重油、苛性ソーダおよび給水（放流水を再利用）によるものであり、流出は焼却灰、排ガス、排水によるものである。給水・排水は排ガス洗浄に関わるもののみとし、他は除外している。ここでは排ガスによる流出分のみ計算値である。

上記の要領で算出した各元素の流入量、流出量を、水処理の一次処理プロセスにおける流入量を100%として換算し、図示したものを図４－４－１～図４－４－１７に示す。図中の数値は10月度～2月度の平均値である。なお汚泥焼却プロセスについては、実際には前段での脱水汚泥発生量と焼却量が異なるが、ここでは両者が同じであると仮定している。

各元素とも返流水廻りの収支が合わないが、この要因としては、前述の通り汚泥焼却プロセスで仮定した処理量と実際の処理量が合わないこと、水処理・汚泥処理系内での汚泥滞留量の増減が影響していること、分析試料の前処理における試料毎の回収率の相違および分析値の誤差などが考えられる。

V, Cu, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Pb における焼却灰への移行割合は65.3%, 65.8%, 80.7%, 61.4%, 68.9%, 69.0%, 72.4%, 63.6%と比較的高いことがわかる。また、汚泥処理において排水への流出が懸念されたが、Cr, Ni, As の流出が27.6%, 18.4 %,11.6%と若干高いことを除けば、汚泥処理プロセスからの返流水による負荷はほとんどないものと考えられる。

汚泥焼却プロセスにおいて、ほとんどの物質は焼却灰に残存するものの、Se は排水への戻り量が非常に多く処理場内を循環している割合が高いことが考えられる。Se を除いた対象物質においては、返流水全体の水処理プロセスへの負荷割合は、9～28%の範囲であることがわかる。

また、処理場内で使用する薬品や重油などから混入する重金属類は微量であり収支に影響を与えないレベルであることがわかる。

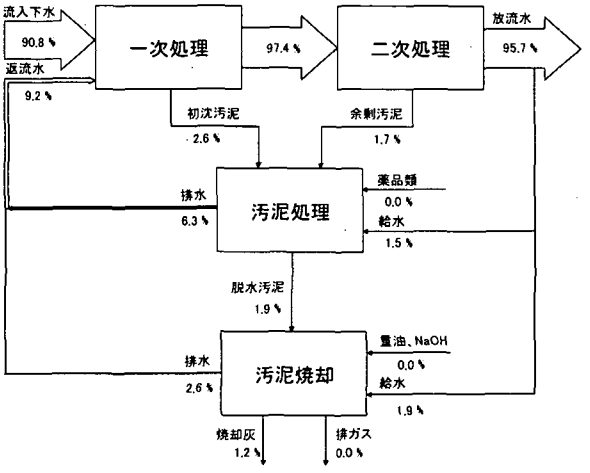


図４－４－１　Ｂの収支図

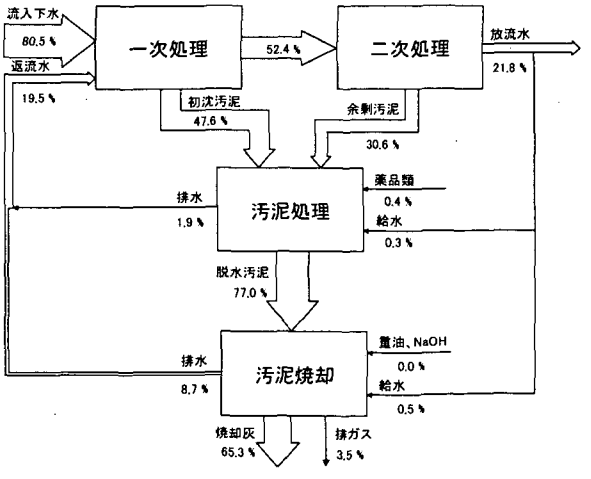


図４－４－２　Ｖの収支図

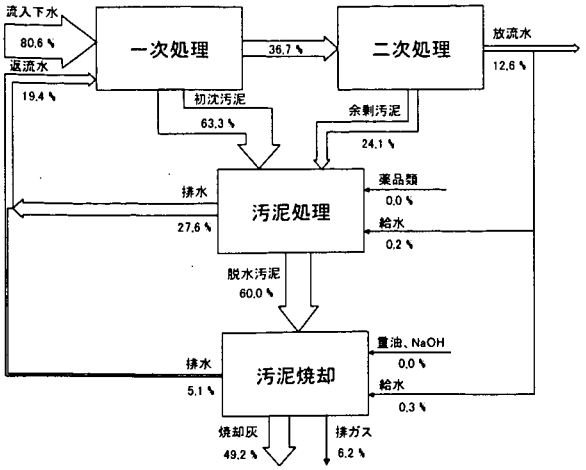


図４－４－３　Cr の収支図

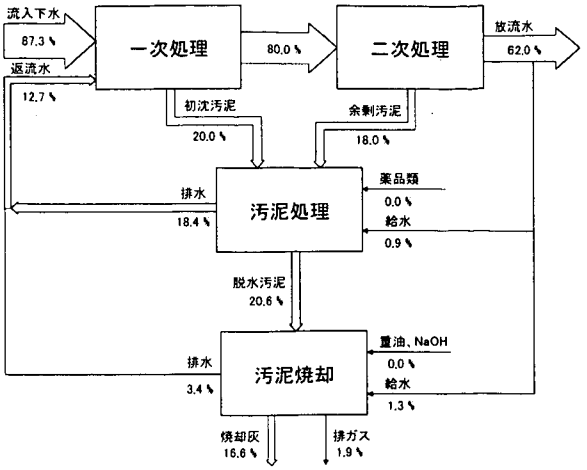


図４－４－６　Ni の収支図

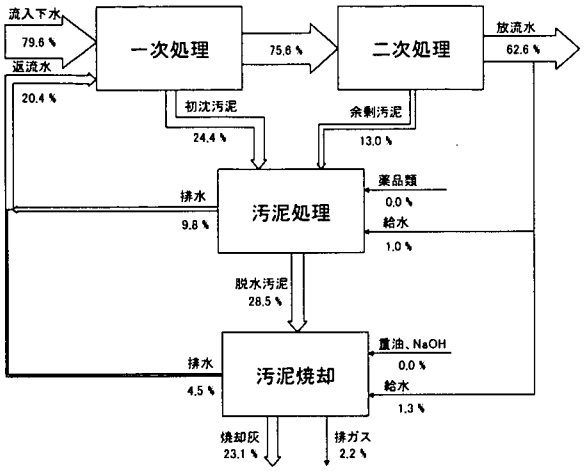


図４－４－４　Mn の収支図

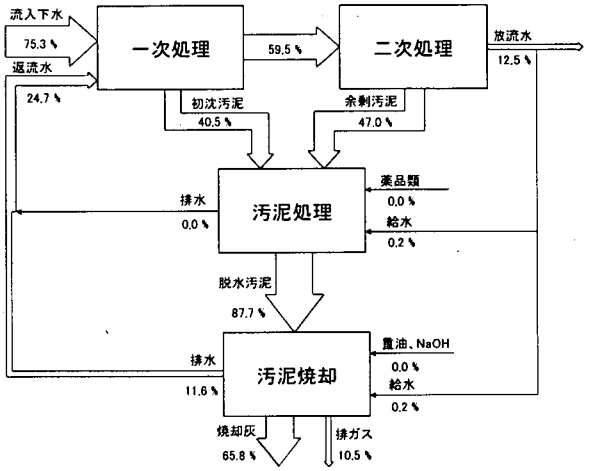


図４－４－７　Cu の収支図

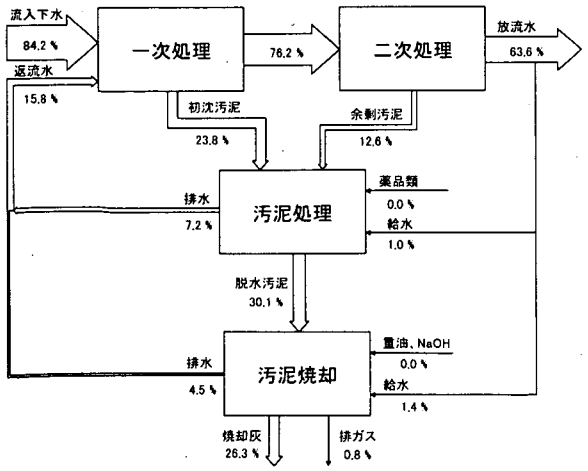


図４－４－５　Co の収支図

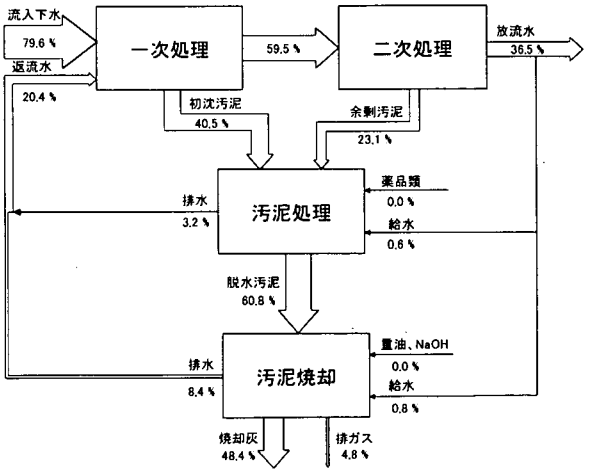


図４－４－８　Zn の収支図

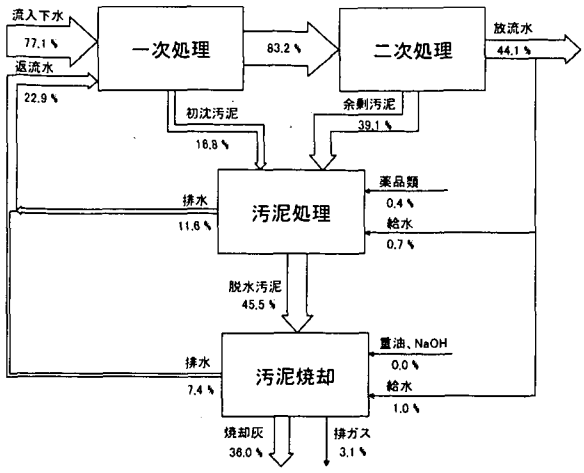


図４－４－９　As の収支図

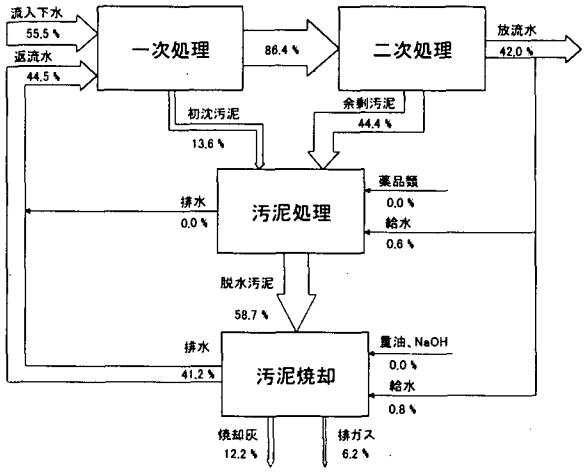


図４－４－１０　Se の収支図

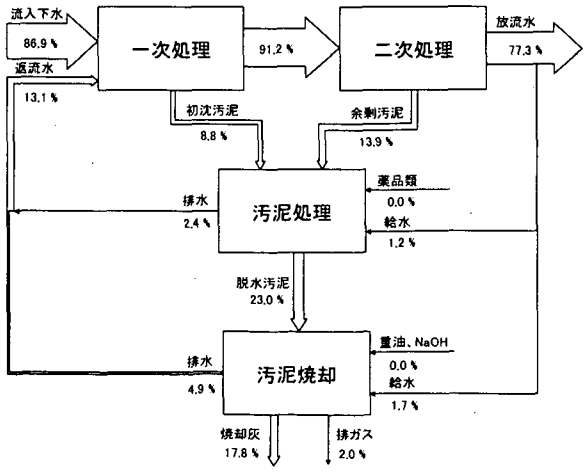


図４－４－１１　Mo の収支図

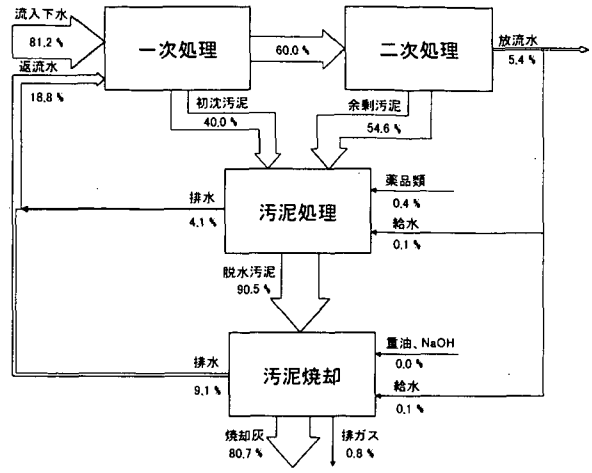


図４－４－１２　Ag の収支図

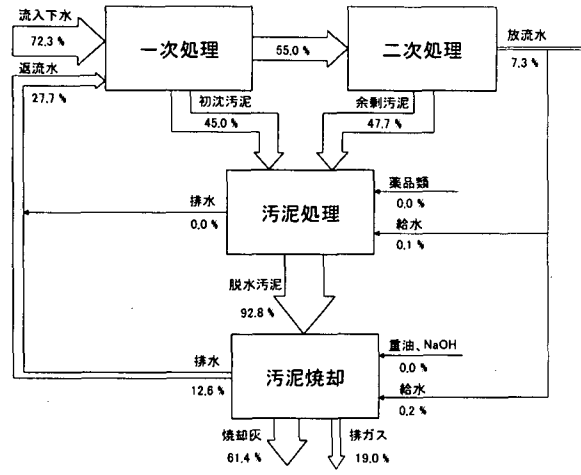


図４－４－１３　Cd の収支図

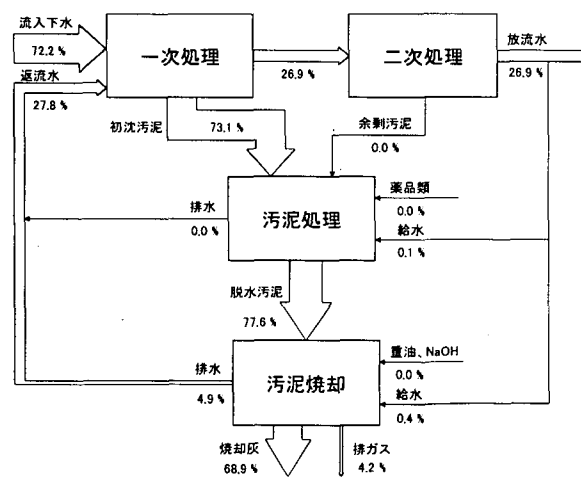


図４－４－１４　Sn の収支図

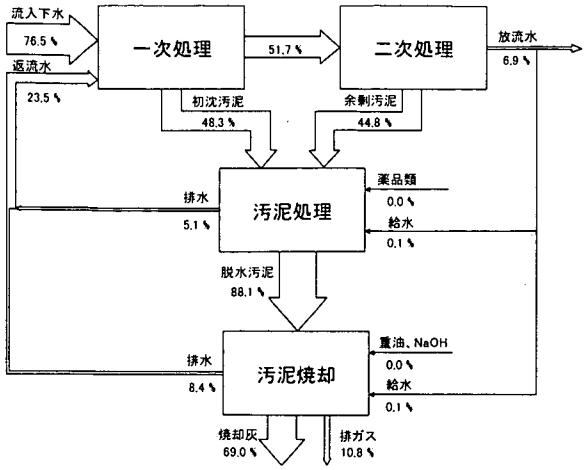


図４－４－１５　Sb の収支図

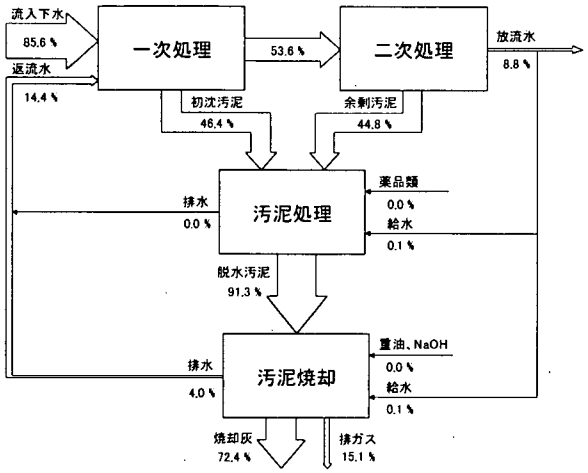


図４－４－１６　Ba の収支図

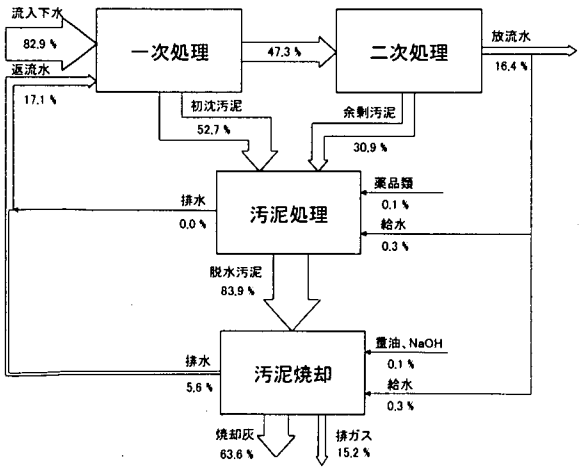


図４－４－１７　Pb の収支図

５．まとめ

某下水処理場において 10 月～2 月の間、継続的な試料採取を行った結果、流入下水における分析値が定量下限値以下であった Be, In, Te, Tl, Hg を除き、以下の知見が得られた。

・ほとんどの元素については流入下水中の含有量の変動は少ないが、今回の例では Ba, B, Zn, Ni, Cu, Mn のように、高濃度の元素の変動幅は比較的大きい。

・特定の発生源に関係すると思われる、流入下水中の含有量の変動状況が似通った元素の組み合わせが存在する。

・水処理プロセスにおいては、SS 分画における存在割合の高い元素ほど除去率が高い傾向がある。

・B, Sn および流入濃度が比較的低い Se, Cd, Sb を除いた各元素の水処理プロセスにおける除去率の変動は、ほぼ同じ挙動を示す。

また、各元素の下水処理場全体の収支を試算した結果、以下の知見が得られた。

・B, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Ag, Cd, Sn, Sb, Ba, Pb の焼却灰へのおおよその移行率は、それぞれ、1.2%, 65.3%, 49.2%, 23.1%, 26.3%, 16.6%, 65.8%, 48.4%, 36.0%,12.2%, 17.8%, 80.7%, 61.4%, 68.9%, 69.0%, 72.4%, 63.6%となる。

・返流水による水処理プロセスの負荷は、一次処理プロセスへの全流入負荷を 100%として、Se を除いて 9～28%の範囲である。

・Se は汚泥焼却プロセス排水からの戻り量が非常に大きく、この戻り量に応じて全体の除去率が左右されると考えられる。

５　参考文献

１）環境省:"PRTR", 2002,
<http://www.env.go.jp/chemi/prtr/risk0.html>
(2002, Apr 28)

2）内閣府・財務省・文部科学省・厚生労働省・農林水産省・経済産業省・国土交通省・環境省: 特定化学物質の環境への排出量の把握等及び管理の改善の促進に関する法律施行規則, 2001

3）PRTR 技術検討会: PRTR パイロット事業評価報告書, 1998

4）環境庁環境保健部環境安全課: 平成 10 年度 PRTR パイロット事業報告書, 1999

5）環境庁環境保健部環境安全課: 平成 11 年度 PRTR パイロット事業報告書, 2000

6）環境省環境保健部環境安全課: 平成 12 年度 PRTR パイロット事業報告書, 2001

7）経済産業省製造産業局化学物質管理課・環境省環境保健部環境安全課: 平成 13 年度 PRTR パイロット事業報告書, 2002

8）鈴木　穣、北村　友一: 平成 13 年度環境保全成果集, 課題番号 63, 2002

9）河口広司、中原武利: プラズマイオン源質量分析,1994

6　研究発表

1）峰松　亮、鈴木　穣、北村　友一: 第 37 回日本水環境学会年会講演集, pp301, 2003

5. 下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究

リサイクルチーム　上席研究員　鈴木　穣
専門研究員　金　時浚

1. はじめに

さらなる都市化や地球温暖化等の気候変動により，今後さらに都市における水資源不足が問題になる可能性があるため，新たな水利用技術が必要になってきている。一方で，都市地域からは流量および水質が安定している下水処理水が放流されていることから，都市の代替水資源として，有効に利用することが求められている。しかしながら下水処理水には低濃度ではあるものの，残存物質が存在し，微生物の再増殖による水質悪化や，放流先生物相の中腐水性化などの問題を引き起こしている。したがって残存物質に由来する障害を取り除き，下水処理水の水資源としての価値を高め，良好な水環境を創造するには，残存物質を効率的に除去する手法が必要となっている。

このような背景から，残存有機物除去法の基礎的検討として，数種類の高度処理法による下水処理水の高度除去実験を行い，その有機物処理特性と処理水の微生物増殖可能性を比較評価した。

2. 実験方法

2.1 高度処理法および実験装置

高度処理法としては，結合固定化担体法（以下固定化法），膜分離活性汚泥法（以下 MBR 法）およびナノろ過（NF）法を用いた。固定化法は，2L 三角フラスコに，表-1 に示す担体を 30%V/V の割合で充填し散気を行なうものであり，初期に活性汚泥を植種のため投入し，fill and draw の回分法により処理実験を行なった。MBR 法は，アクリル製の反応槽（4L）に平膜型の精密ろ過膜（MF）を浸漬し散気を行なうものであり，初期に活性汚泥を植種のため投入して，吸引ろ過によって処理水を得た。ナノろ過法は，公称塩阻止率が 10%，有効膜面積が 60cm^2 のナノろ過膜を用いたものであり，操作圧力を 0.5MPa に設定し，クロスフローろ過方式により透過水を得た。MBR 法に使用した精密ろ過膜およびナノろ過膜の性状を表-2 に示す。

表-1 担体の性状

材質	ポリプロピレン
真比重	1.025 g/cm^3
形状	円筒(中空) 外径:4mm，長さ:5mm
比表面積	1410m^2/m^3
かさ密度	0.217g/cm^3
担体充填率	30V/V%

表-2 精密ろ過膜およびナノろ過膜の性状

	精密ろ過膜(MF)	ナノろ過膜(NF)
材質	ポリオレフィン	スルホン化ポリエーテルスルホン
公称孔径 公称塩阻止率	0.4μm	10%
膜面積	0.11m^2	60cm^2

表-3 残存有機物除去実験

	固定化法	MBR法	NF法
HRT (h)	48	3	−
容量	2L	4L	−
流入水	下水処理水		生物高度処理水
	fill and draw	水位制御式	クロスフロー式
初期MLSS	500mg/l	30mg/l	−
固液分離	ろ過	精密ろ過	ナノろ過

生物高度処理水:固定化および MBR 処理水

2.2 実験条件

2.2.1 残存有機物除去実験

各高度処理法の有機物除去特性を求める実験を行なった。植種に用いた活性汚泥および下水処理水は，茨城県霞ヶ浦流域下水道霞ヶ浦浄化センターに設置されている標準活性法パイロットプラントから採水した。下水処

理水の浮遊物質（SS）濃度は1mg/l未満であった。

実験条件を表-3に示す。固定化法は，ばっ気時間を12hから1hまで短縮させながら実験を行った。反応槽に下水処理水を1Lずつ投入し，ばっ気装置を取りつけた後ばっ気とともに攪拌を行なった。固定化処理水は0.45μmメンブランフィルターろ過後，分析に供した。MBR法は，馴養させた活性汚泥（30mg/l）を種汚泥として反応槽に投入した後，HRTを3hに設定し，水位制御方式によって反応槽に下水処理水を注入し，吸引ろ過により得た膜処理水を分析に供した。MBR法において反応層槽下部からのばっ気は，反応槽内の溶存酸素（DO）濃度を維持するだけでなく，運転時間の経過とともに膜表面の付着物質を剥離させる効果もあるため，吸引ろ過ポンプの停止時にも常時行なった。ナノろ過法では，両生物高度処理水を原水とし，さらに処理を行なった。各室内実験は20℃の恒温室で行なった。

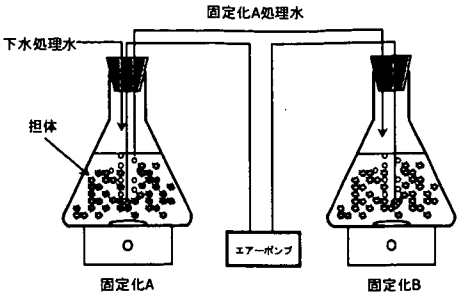


図-1 微生物増殖実験装置

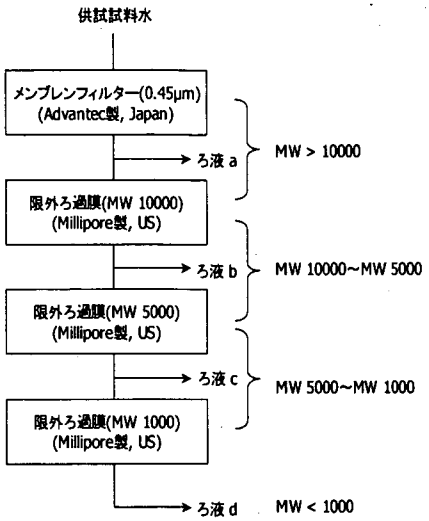


図-2 限外ろ過(UF)による分子量分

2.2.2 長期間ばっ気による下水処理水中残存有機物の生物分解実験

長期間ばっ気により固定化法およびMBR法の残存有機物の生物分解可能性を調べた。固定化法はばっ気時間を1，7，15および21日間設定し，またMBR法は0.13，1，7および21日間のばっ気時間を設定し，それぞれバッチ実験を行った。

2.2.3 微生物増殖実験

図-1に示すよう，固定化反応槽を直列2段に設置し，下水処理水を流入水とする固定化反応槽A（以下固定化A）と，さらにこの処理水を流入水とする固定化反応槽B（以下固定化B）から得た両処理水のTOC濃度差から微生物による有機物分解特性を調べるとともに，両反応槽から一定量の担体を取り出し，微生物増殖可能性を評価した。

2.3 分析方法

下水処理水，および全ての固定化処理水は，0.45μmメンブランフィルターでろ過した後，TOCを測定した。

分子量分布は，ロータリエバポレーターで10培濃縮し，示差屈折器（Shodex RI-71S）を検出器とし，ポリヒドロキシメタクリレート系を充てん剤としたゲルろ過クロマトグラフィー（GPC）により測定した。分子量分画の標準物質にはポリエチレングリコール（PEG）を用いた。

限外ろ過（UF）分画では，図-2に示すよう，先ず，供試試料水を0.45μmメンブレンフィルターろ過を行い，その後分子量分画排除10000，5000および1000の3種の限外ろ過膜を用い分子量分画を行なった。なお，限外ろ過膜は使用前に，あらかじめ限外ろ過テストセルに300mlのMilli-Qを注入し，窒素加圧（0.1MPa）により1時間洗浄ろ過した。この操作により，0.45μm以下の溶存有機物を含むろ液（ろ液 a），分子量10000以下の溶存有機物を含むろ液（ろ液 b），分子量5000以下の溶存有機物を含むろ液（ろ液 c）および分子量1000以下の溶存有機物を含むろ液（ろ液 d）を得た[1]。これらそれぞれの分画について，TOC測定を行った。

担体付着微生物量は，図-1 の両固定化反応槽から一定量取り出した担体に 50ml の Milli-Q を加え，超音波処理を行い剥がれ落ちた浮遊物を含んでいる溶液の TN および TP をそれぞれ測定した。

3. 実験結果

3.1 生物高度処理による下水処理水の残存有機物除去

固定化法および MBR 法による下水処理水の TOC 経時変化を図-3 に示す。固定化処理水は，運転初期に流入水である下水処理水より高い濃度を示した。これは下水処理水が貧栄養状態であるため，植種した活性汚泥微生物が担体に付着せずに下水処理水へ漏出したためと考えられる。その後，ばっ気にともなう摩擦等により付着微生物は常に剥離され，同時に担体表面の微生物増殖，または付着微生物の浮遊微生物の補足などが継続的に進行され定常的状態となる[2]。その結果、ばっ気時間の短縮にも関わらず TOC 除去速度の減少はほとんどなかった。MBR 法は馴養された活性汚泥微生物を投入して除去実験を行ったため，実験初期に負の TOC 除去速度を示した固定化法に比べ，正の TOC 除去速度を示した。これはわずかな量の馴養された活性汚泥微生物および MBR 反応槽内の精密ろ過膜とのコンビネーションによるものと考えられる。

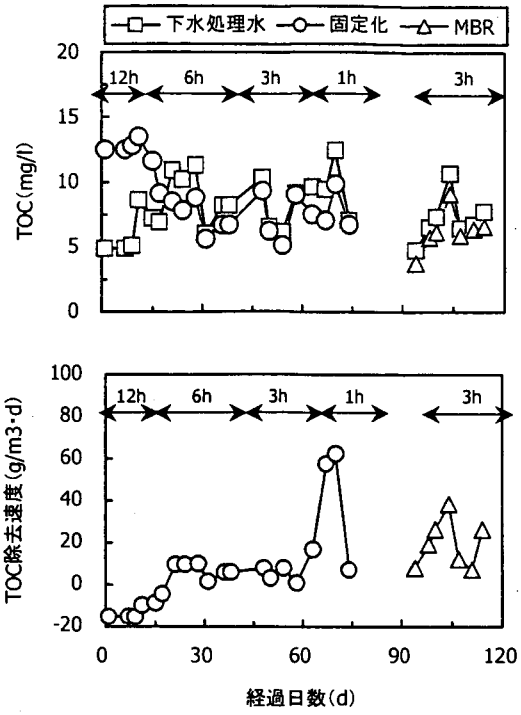


図-3 生物高度処理法による下水処理水の TOC 経時変化

固定化法およびナノろ過法における TOC 容積負荷に対する TOC 除去速度を図-4 に示す。TOC 負荷は下水処理水を濃縮して高めており，ナノろ過法は固定化処理水を原水とし，TOC 除去速度を求めた。固定化法は TOC 負荷とともに除去速度が増加した。300g/m^3・d 以上の負荷では一定の TOC 除去率を示した。ナノろ過法では除去速度が増加するものの，固定化法に比べて緩やかであり，低い負荷では固定化法より高い除去速度を示した。

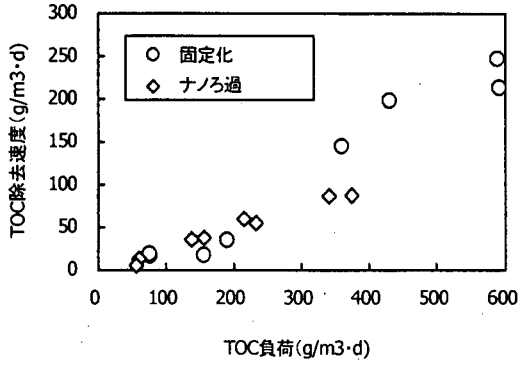


図-4 固定化法およびナノろ過法の TOC 除去速度

3.2 下水処理水の分子量分画

固定化法，MBR 法およびナノろ過法の限外ろ過による分子量分画を TOC 測定したのを図-5 に示す。下水処理水の MW>5000 分画は 4.0～4.8mg/l，MW5000～MW1000 分画は 0～1.0mg/l，MW<1000 分画は 3.9～4.6mg/l であった。固定化法によって MW>5000 の分画がもっとも除去されており，一方，MW<1000 の分画は増加していた。これは，微生物による高分子物質の分解が原因と考えられる。MBR 法（HRT;3h）では，MW>5000 の分画は除去されず，MW<1000 の分

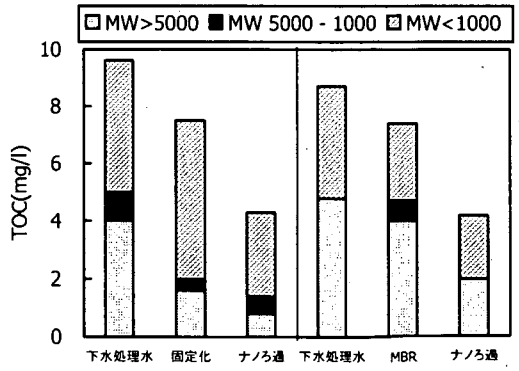


図-5 高度処理による分子量分画ごとの TOC 除去

画でわずかな減少が認められた。全体としてTOC除去率は固定化法と同程度であった。

ナノろ過によっては，両生物高度処理水のMW>5000の分画がさらに除去された。しかしMW<1000の分画は除去されているものの，ナノろ過膜の分子量分画排除より小さい有機物質が阻止されなかったため，総分画の約60%を占めた。しかし膜により微生物再増殖の原因となりうる微生物の流出を制御できると考えられる。

このように生物高度処理およびナノろ過により除去が困難であるMW<1000の分画の有機物は，本来下水中に含まれていた生物分解が非常に遅いか分解されず微生物の成長および増殖に関わらない有機物として系内に蓄積，および微生物の代謝産物としての除去が困難な基質などから構成されていると考えられる[2,3]。

3.3 長期間ばっ気による下水処理水の分子量分画

長期間ばっ気における固定化法およびMBR法処理水の分子量分画を図-6に示す。ゲルろ過クロマトグラフィーにより，下水処理水はMW>6000，MW1000～700，MW700～200およびMW<200の4つのピークに分画された。両生物高度処理法ともばっ気時間が長いほど生物分解の遅い高分子有機物質が両反応槽内の有用微生物により徐々に分解され，MW<1000の低分子量分画に転換されたと考えられる。これは，図-7に示す低分子量ピークが高くなっていることからも確認できる。また両分子量ピークから考慮すると，両反応槽内には生殖環境の異なる微生物相が存在する可能性も考えられる。

ところで，微生物再増殖にはMW<1000の天然由来の低分子量分画が影響していると知られている[4,5]。しかし生物高度処理によって分解された低分子有機物は，生物代謝産物であると考えられ，微生物の再増殖に利用されると考え難い。したがって，図-6より低分子量分画のTOC濃度の小さいばっ気時間に設定（固定化法;24h，MBR法;3h）し，実験を継続した。その結果，両処理法とも安定した処理水が得られた。また，固定化法はMBR法に比べて負荷変動に影響されなかった。

3.4 微生物再増殖量

固定化A,B2段の直列固定化法により微生物再増殖可能性を評価した結果を図-8に示す。固定化A処理水の平均

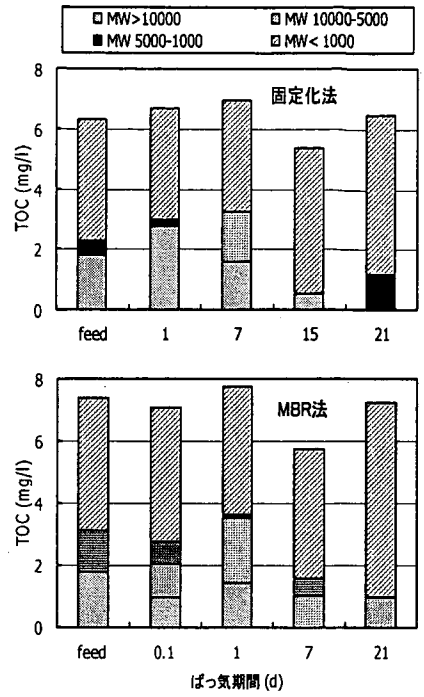


図-6 長期間ばっ気による分子量分画ごとのTOC濃度

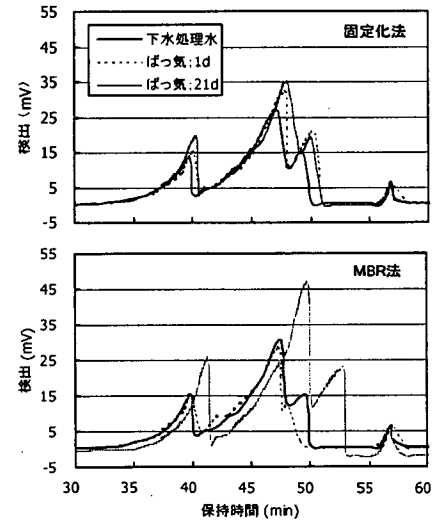


図-7 長期間ばっ気による分子量分布の変化

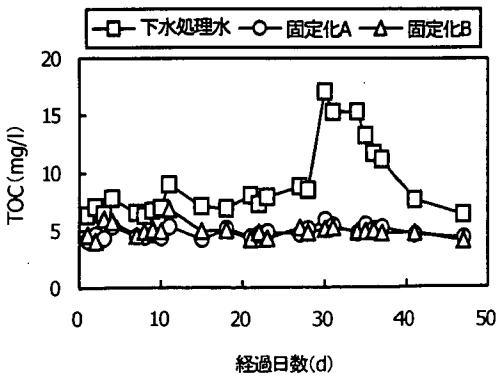


図-8 両固定化法による微生物再増殖

TOC 濃度 4.84mg/l に対し，固定化 B 処理水の平均 TOC 濃度は 4.91mg/l と，除去されてない。これは固定化 A 処理により微生物成長および増殖に関わる残存物質が除去されたため，写真-1 示すよう，固定化 B 担体への微生物付着が少なく，微生物再増殖可能性が低いと考えられる。

また TN および TP 濃度で表した両固定化法の担体付着微生物量を比較した結果を図-9 に示す。操作開始 1 ヶ月後の固定化 B 法の TN 濃度は，0.23mg-N/m^2（ブランク）から 0.57 mg-N/m^2，TP 濃度は 0.01 mg-P/m^2（ブランク）から 0.08 mg-P/m^2 と高くなり，微生物再増殖可能性が示唆された。しかしさらに 1 ヶ月経過後の TN および TP 濃度は，それぞれ 0.53 mg-N/m^2 および 0.07 mg-N/m^2 と，その濃度が増加していないことから残存有機物由来の微生物再増殖が抑制されていると考えられる。

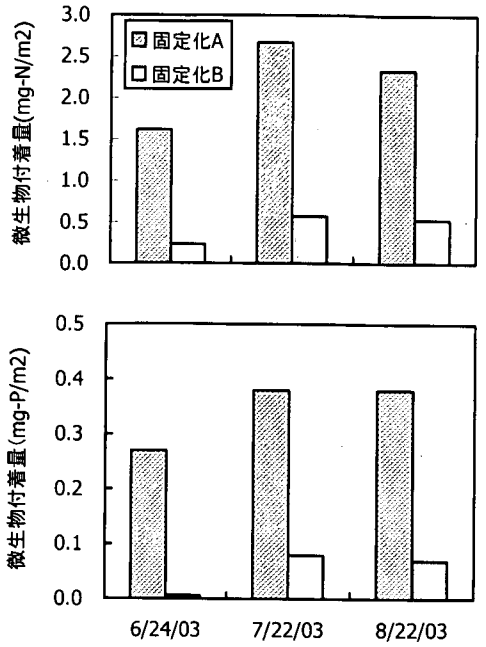


図-9 両固定化法の担体付着微生物量

生物高度処理水には微生物の栄養源となる有機物量は少ない。しかしこのような水環境を本来の生殖環境とする微生物は，低濃度の有機物を栄養源として利用するのに適応している。固定化法では，このような有用微生物が担体に付着し，系内に集積されたと考えられ，その処理水の微生物増殖可能性は，大きく低下していると考えられる。

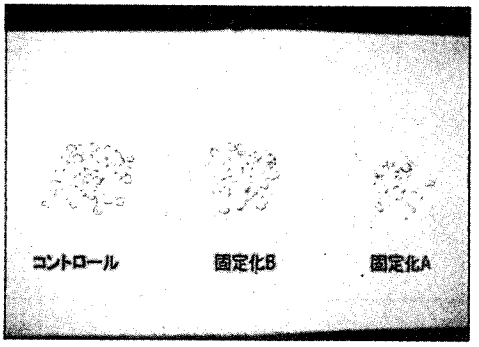


写真-1 両固定化担体の表面比較

4. まとめ

(1) 下水処理水はゲルクロマトグラフィー分画により，MW>5000，MW1000～700，MW700～200 および MW<200 に分画され，このうち MW1000 以下の低分子量分画が示差屈折器で測定されたピーク面積値として全体の約 75%を占めた。

(2) 下水処理水の生物高度処理法を，限外ろ過（UF）による分子量分画の TOC 濃度として評価したところ，MW>5000 の残存有機物の除去効果は向上したが，MW<1000 の低分子量物質の除去が困難であった。

(3) ナノろ過膜により，さらにそれぞれの生物高度処理水の除去実験を行なった結果，MW>5000 の高分子量物質は生物高度処理より阻止されるものの，MW<1000 の残存有機物の阻止は，生物高度処理法と同様，難しいことがわかった。

(4) 長期間ばっ気によって生物分解の遅い物質が分解され，低分子量分画の TOC が増加する。

(5) 固定化法により，低濃度の有機物を栄養源として利用するのに適応している有用微生物が系内に集積され，残存有機物由来の微生物再増殖が抑制された。

今後は，下水処理水再利用にあたって MW<1000 の低分子量物質の性状を把握し，その処理手法の検討を進める必要がある。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

参考文献

1. Saunders F. Michael and Dick I. Richard. (1981) Effect of mean-cell residence time on organic composition of activated sludge effluents, *Journal of WPCF*, 53, 201-215
2. 邢 新会, 本多裕之, 白神直弘, 海野 肇 (1991) 流動多孔質担体に担持される有機質廃水資化微生物群の特性, 化学工学論文集, **17**, 524-530
3. Dignac M. -F., Ginestet P., Rybacki D., Bruchet A., Urbain V. and Scribe P. (2000) Fate of wastewater organic pollution during activated sludge treatment: nature of residual organic matter, *Wat. Res.* 34 (17), 4185-4194
4. Hem L. J. and Efraimsen H. (2001) Assimilable organic carbon in molecular weight fractions of natural organic matter. *Wat. Res.* 35 (4), 1106-1110
5. LeChevallier M. W. (1999) The case for maintaining a disinfectant residual, *AWWA*, 91 (1) 86-94

6. 底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究

リサイクルチーム　　上席研究員　　鈴木　穣
主任研究員　　南山　瑞彦

1. はじめに

近年、有機性有害物質による環境汚染が懸念されている。閉鎖性水域には、その流域内で発生・使用された有機性有害物質が河川等を経由して集まることが予想されるため、それらの物質による汚染が懸念されている。特に、多環芳香族炭化水素類（Polycyclic aromatic hydrocarbons、以下、ＰＡＨｓ）による底泥の汚染が指摘されており[1、2]、底泥中でのＰＡＨｓの存在実態の解明が必要である。14年度は、閉鎖性水域の底泥中のＰＡＨｓの汚染実態に関する文献調査を行うとともに、存在実態の把握のための調査に着手した。

2. 多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）

2. 1　多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）の概要

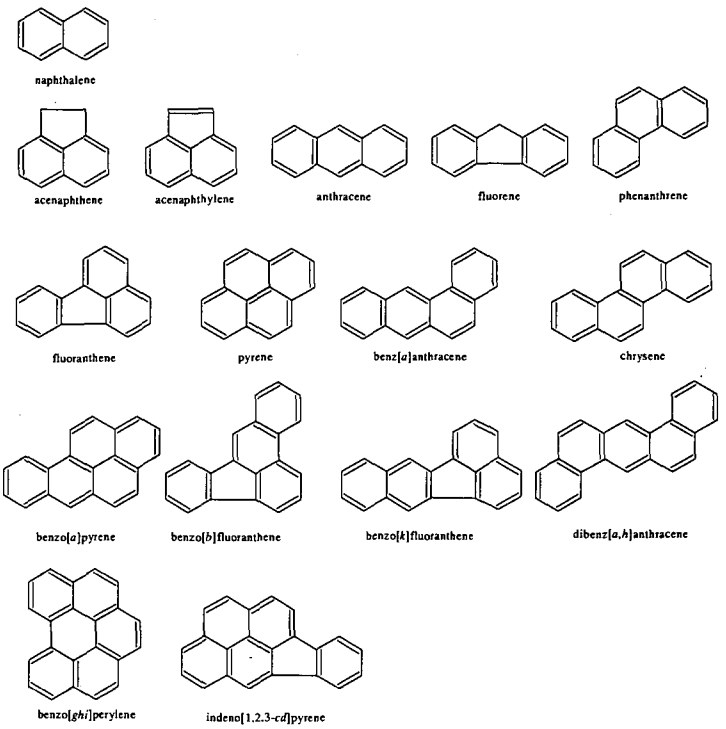
ＰＡＨｓは、複数の環が縮合している有機化合物の総称とされている。２～６環の主なＰＡＨｓの構造を**図－１**に示す。また、主なＰＡＨｓの物性値を**表－１**に示す。ＰＡＨｓは、オクタノール－水分配係数が大きく、疎水性を示す。また、大気環境中では２～３環はほとんどがガス状、４環はガス状と粒子状の両方、５環以上は粉塵に吸着した状態で存在している[6]とされている。

ＰＡＨｓの一つであるBenzo[*a*]pyrene（以下、ＢａＰ）はその発ガン性が古くから指摘されており、**図－１**に示されている16種のＰＡＨｓでは、ＢａＰの他にも、Benz[*a*]anthracene、Benzo[*b*]fluoranthene、Benzo[*k*]fluoranthene、Chrysene、Dibenz[*a,h*]anthracene、Indeno[1,2,3-*cd*]pyreneが米国環境保護庁によりB2（probable human carcinogen）に位置づけられている[7]。また、ＢａＰは内分泌かく乱作用を有すると疑われる化学物質の一つに挙げられている[8]。ＰＡＨｓは残留性有機汚染物質（ＰＯＰｓ）に位置づけられる場合もある[9]。このように、ＰＡＨｓは、古くから問題のある物質群として注目されている。

2. 2　閉鎖性水域の底泥の汚染状況

ＰＡＨｓには、NaphthaleneやAnthraceneなどのように工業的に用いられる物質もあるが、多くは「コールタール、アスファルト中の成分で、非意図的生成物としてガソリン及びディーゼルの排ガス、たばこの煙、石炭などの燃焼ガスに含まれる[2]」とされている。そのため、ＰＡＨｓによる底泥汚染の経路としては、油の漏出による経路とともに燃焼に基づく大気経由の汚染が懸念される。

閉鎖性水域の底泥のＰＡＨｓによる汚染状況に関する報告が公表されている。特に、ＢａＰについては、前述の通り古くから注目されたことから、公的機関でも多くの調査が



図－１　多環芳香族炭化水素類（ＰＡＨｓ）の例

行われている。主な既往文献中の、淡水域および汽水域におけるＢａＰによる汚染調査結果をまとめ、図－２に示す。淡水・汽水域の底泥では240ng-BaP/g-dry程度以下の汚染が報告されており、この約10年では横ばい～減少傾向が見られる。

環境省の調査によると、ＰＡＨｓは水試料での検出頻度は低い一方で底泥試料からの検出頻度が高く、「ＰＡＨｓ全体としてのリスク評価を行うことが必要である[1,2]。」とされている。また、ＰＡＨｓの中には閉鎖性水域の河川流入部近傍での局所的な高濃度域の存在が報告されている物質もある[1,3]。これらのことから、閉鎖性水域内の底泥におけるＰＡＨｓの分布状況の把握等、存在実態を明らかにすることが必要である。

表－１　主なＰＡＨｓの物性値

	M.W.	m.p.	b.p.	Density	Water Solubility	Diffusivity in Water	Partition Coeff.			Henry's law constant		Vapor Pressure	Ref.
	g/mol	℃	℃	g/cm3	mg/L	cm2/s	logPow	LogKoc	Koc (L/kg)	unitless	atm-m3/mol	mmHg	
Naphthalene	128.18	80.2	217.9		31	7.50E-06	3.3		1.84E+03	1.80E-02		8.50E-02	RAIS
	128.19	80.5	218	1.145	31.7		3.29	2.97			4.60E-04	8.70E-02	ATSDR_N
Acenaphthylene	152.2	92.5	280		16.1	7.53E-06	3.94		6.12E+03	5.11E-03		9.12E-04	RAIS
	152.20	92～93	265～275	No data	3.93		4.07	1.40			1.45E-03	0.029 at 20℃	ATSDR
Acenaphthene					3.93 at 25℃								
	154.22	96	279				3.92						環境省
	154.21	93.4	279		3.9	7.69E-06	3.92		6.12E+03	7.44E-03		2.50E-03	RAIS
				1.225 at 0℃									
	154.21	95	96.2		1.93		3.98	3.66			7.91E-05	4.47E-03	ATSDR
Fluorene	166.22	114.8	295		1.89	7.88E-06	4.18		1.13E+04	3.93E-03		8.42E-03	RAIS
	166.2	116～117	295	No data	1.68～1.98		4.18	3.86			1.0E-04	3.2×10^{-4} at 20℃	ATSDR
Phenanthrene					1.29 at 25℃								
	178.24	100	340				4.46						環境省
	178.24	99.2	340		1.15		4.46		2.08E+04	1.73E-03		1.12E-04	RAIS
				0.980 at 4℃									
	178.2	100	340		1.20		4.45	4.15			2.56E-05	6.8×10^{-4} at 25℃	ATSDR
Anthracene					1.29 at 25℃								
	178.24	218	340				4.45						環境省
	178.24	215	339.9		0.0434	7.74E-06	4.45		2.04E+04	2.27E-03		2.67E-06	RAIS
												1at 145℃; 1.7×10^{-5}	
	178.2	218	342,340	No data	0.076		4.45	4.15			1.77E-05	at 25℃	ATSDR
Fluoranthene					0.265 at 25℃		5.16; 5.22						
	202.26	111; 107	382; 250										環境省
	202.26	107.8	384		0.26	6.35E-06	5.16		7.09E+04	3.62E-04		9.22E-06	RAIS
												5.0×10^{-6}	
	202.26	11	～375	No data	0.20～0.26		4.90	4.58			6.5E-06	at 25℃	ATSDR
Pyrene					0.16 at 26℃								
	202.6	156	393				4.48						環境省
	202.26	151.2	404		0.135	7.24E-06	4.88		6.94E+04	4.87E-04		4.50E-06	RAIS
				1.271 at 23℃								2.5×10^{-6}	
	202.3	156	393; 404		0.077		4.88	4.58			1.14E-05	at 25℃	ATSDR
Benz[*a*]anthracene					0.011 at 27℃		5.61						
	228.30	161	435										環境省
	228.3	84	437.6		0.0094	9.00E-06	5.76		2.31E+05	4.91E-04		1.90E-06	RAIS
		158～159; 162	435sublimes	1.274 at 20℃								2.2×10^{-6}	
	228.29				0.010		5.61	5.30			1.E-06	at 20℃	ATSDR
Chrysene							5.61～5.91;						
					0.006 at 25℃		5.66						
	228.30	256; 254	448; 488										環境省
	228.3	258.2	448		0.002	6.21E-06	5.81		2.36E+05	2.14E-04		6.23E-09	RAIS
												6.3×10^{-7}	
	228.3	255～256	448	No data	0.0028		5.16	5.30			1.05E-06	at 25℃	ATSDR
Benzo[*b*]fluoranthene					0.010 at 20℃		6.12						
	252.32	167	480										環境省
	252.32	168	442.75		0.0015	5.56E-06	5.78		8.03E+05	2.69E-05		5.00E-07	RAIS
												5.0×10^{-7} at 20～	
	252.3	168.3	No data	No data	0.0012		6.04	5.74			1.22E-05	25℃	ATSDR
Benzo[*j*]fluoranthene					0.050 at 20℃		6.07 at 20℃						
	252.32	166	480										環境省
					6.76×10^{-3} at 25℃			4.7～4.8				1.50×10^{-8}	
	252.32	166	No data	No data			6.12				1.E-06	at 25℃	ATSDR
Benzo[*k*]fluoranthene					0.0068 at 20℃		6.08						
	252.32	217	480										環境省
	252.32	217	480		0.0008	5.56E-06	6.11		7.87E+05	2.39E-05		9.65E-10	RAIS
					7.6×10^{-4} at 25℃								
	252.3	215.7	480	No data			6.06	5.74			3.87E-05	9.59E-11	ATSDR
Benzo[*a*]pyrene	252.32	176.5	442.75		0.00162	9.00E-06	6.13		7.87E+05	1.87E-05		5.49E-09	RAIS
			310～312 at 10mmHg;										
	252.3	179～179.3	495	1.351	0.0023		6.06	6.74			4.9E-07	5.6E-09	ATSDR
Benzo[*e*]pyrene	252.31	178	493		0.0046g/L		6.95						環境省
			310～312		6.3×10^{-3}			No				5.7×10^{-9}	
	252.30	178～179	at 10mmHg	No data	at 25℃		No Data	Data			No data	at 25℃	ATSDR
Dibenz[*a,h*]anthracene					0.050 at 27℃		6.77						
	278.36	266	524										環境省
	278.36	269.5	524		0.00103	5.18E-06	6.54		2.62E+06	5.03E-06		1.39E-11	RAIS
												1×10^{-10}	
	278.35	262	No data	1.282	0.0005		6.84	6.52			7.3E-08	at 20℃	ATSDR
Benzo[*g,h,i*]perylene					0.0003 at 25℃		7.10						
	276.34	278	545										環境省
	276.34	278	486.31		0.00026		6.63		2.68E+06	1.35E-05		1.00E-10	RAIS
					2.6×10^{-4}							1.03×10^{-10}	
	276.34	273	550	No data	at 25℃		6.50	6.20			1.44E-07	at 25℃	ATSDR
Indeno[1,2,3-*c,d*]pyrene	276.34	163.6	536		0.00019	5.66E-06	6.7		2.68E+06	1.42E-05		1.25E-10	RAIS
												$\sim10^{-11}$～	
	276.3	163.6	530	No data	0.062		6.58	6.20			6.95E-08	10^{-8} at 20℃	ATSDR

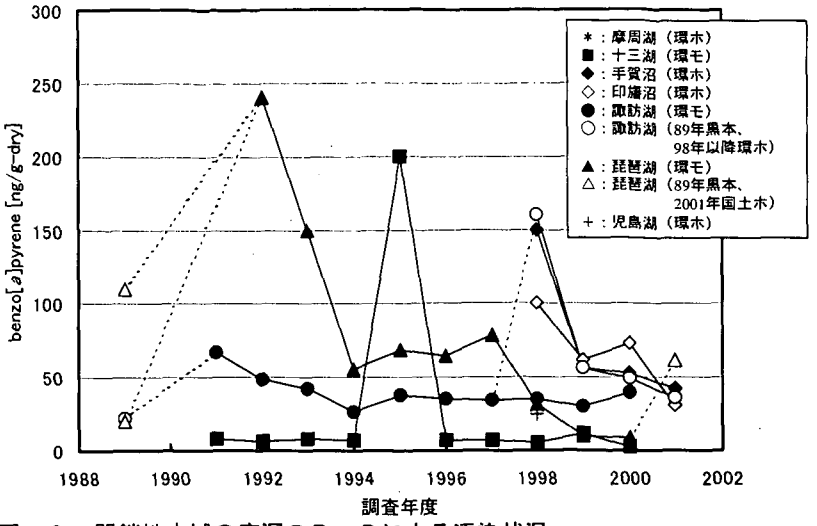
Ref.中、環境省：文献２)、ATSDR_N：文献３)、ATSDR：文献４)、RAIS：文献５)。

3. 閉鎖性水域の底泥調査

3. 1 調査方法

閉鎖性水域の底泥を採取し、ＰＡＨｓの含有量を分析した。

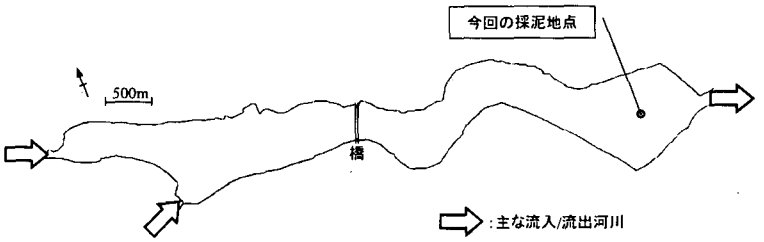
底泥を採取した閉鎖性水域の概略を**図－３**に示す。調査対象とした水域は関東地方の比較的人為的な汚染が進んでいる水域である。14 年度は、ＰＡＨｓの主な流入源となりうる流入河川や橋等から離れた地点で底泥試料を採取した。約２m間隔で採取した３本のコアサンプルから、表層１cmを切り出し、それぞれを分析試料とした。



図－２　閉鎖性水域の底泥のＢａＰによる汚染状況

凡例中、黒本：環境庁調査１）、環モ：環境省調査１０）、環水：環境省調査１１）。
国土水：国土交通省調査１２）で北湖の値。他の琵琶湖は南湖の値。

底泥試料中のＰＡＨｓの分析は、環境庁の方法[14]を参考にして行った。この方法は、底泥試料を加熱還流アルカリ分解し、液々抽出した後、シリカゲルカラムを用いて精製し、ガスクロマトグラフ質量分析計（ＧＣ／ＭＳ）で検出する方法であり、ＰＡＨｓの同時分析が可能であるとされている[14]。本調査で行った分析の主な流れを**図－４**に示す。本調査の底泥試料に環境庁の方法を適用したところ回収率が不安定であったため、精製の第２フラクションのアセトン濃度、溶媒量を変更した。定量対象物質は**図－１**に示した 16 種のＰＡＨｓとした。



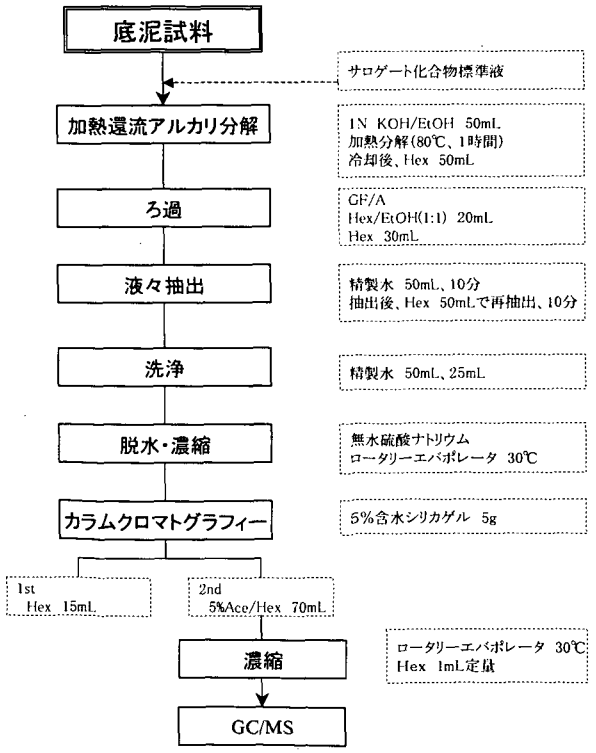
図－３　調査対象閉鎖性水域の概略と採泥地点

3. 2 調査結果

底泥試料の代表的な性状を**表－２**に示す。また、各試料のＰＡＨｓの分析値を**表－３**に示す。

ＢａＰの調査結果は、**図－２**に示されている値の範囲内にあり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。今回対象とした水域と同じ関東地方にある手賀沼、印旛沼の値と比較しても、より低濃度であった。ＢａＰ以外のＰＡＨｓについても、既に報告されている底質の調査結果（河川、海域を含む）[2]の範囲内の値であった。

約２m間隔で採取した各試料の値は、ＣＶ値にして約 20％程度であった。今回の試料採取地点は流入河川から離れた地点であったため、比較的底泥の堆積状況が均一



図－４　分析の主な流れ

であったと考えられるが、採取地点によっては、ほぼ同じ地点での採取試料であっても分析値が異なる可能性が示唆された。

表－２　試料(No.1)の性状

含水率	85　%
強熱減量	17　%
硫化物	0.1 mg/g
全窒素	6.4 mg/g
全りん	1.3 mg/g

表－３　試料の分析結果

	試料測定結果 [ng/g-dry]		
	No.1	No.2	No.3
Naphthalene	83.8	61.5	80.5
Acenaphthylene	22.4	19.3	26.3
Acenaphthene	6.0	4.7	6.2
Fluorene	34.2	25.1	41.3
Phenanthrene	108.7	81.2	75.5
Anthracene	12.0	10.1	12.1
Fluoranthene	80.4	61.9	94.9
Pyrene	70.0	54.2	79.8
Benz[*a*]anthracene	14.2	10.7	16.5
Chrysene	24.3	18.4	29.1
Benzo[*b*]fluoranthene	17.4	13.3	19.7
Benzo[*k*]fluoranthene	7.5	5.6	8.0
Benzo[*a*]pyrene	12.1	9.0	13.5
Dibenz[*a,h*]anthracene	0.7	0.4	0.8
Benzo[*ghi*]perylene	6.9	4.4	7.1
Indeno[1,2,3-*cd*]pyrene	24.1	18.1	27.4

4. まとめ

本研究は、閉鎖性水域内の底泥におけるＰＡＨｓの分布状況の把握等、存在実態を明らかにすることを目的としている。14年度は、閉鎖性水域の底泥中のＰＡＨｓの存在実態の把握のための調査に着手した。比較的人為的な汚染が進んでいる閉鎖性水域の底泥の表層試料中の16種のＰＡＨｓの定量を行ったところ、既に報告されている閉鎖性水域の底泥の汚染の範囲内にあり、より汚染程度が低いと思われる水域と同程度であった。今後は、複数の閉鎖性水域を対象とし、水域内での分布等、底泥のＰＡＨｓ汚染の実態を把握するとともに、流域の土地利用形態と汚染実態との関係等の検討を行う必要がある。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

参考文献

1) 環境庁環境保健部保健調査室：化学物質と環境，平成２年版，1990.12.
2) 環境省環境保健部環境安全課：化学物質と環境，平成１２年度版，2001.3.
3) Agency for Toxic Substances and Disease Registry：Toxicological Profile for Naphthalene, 1-Methylnaphthalene, and 2-Methylnaphthalene, pp.117-119, 1995.8.
4) Agency for Toxic Substances and Disease Registry：Toxicological Profile for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, pp.209-221, 1995.8.
5) Oak Ridge National Laboratory：Toxicity and Chemical-Specific Factors？ Nonradionuclides, Risk Assessment Information System, as of April 2003.
6) 木津良一，鳥羽陽，早川和一：多環芳香族炭化水素（PAH)の環境残留とヒトへの曝露，内分泌かく乱物質研究の最前線，季刊化学総説，No.50, pp.187-192, 2001.9.
7) U.S.Environmental Protection Agency：Integrated Risk Information System, as of April 2003.
8) 環境庁：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－，1998.5.
9) UNECE：AnnexⅢ, The 1998 Aarhus Protocol on Persistent Organic Pollutants (POPs).
10) 環境省（旧環境庁）：化学物質と環境，平成４年版～平成１３年版.
11) 環境省（旧環境庁）：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（平成10年12月）、平成１１年度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、平成１２年度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、平成１３年度水環境中の内分泌攪乱化学物質（いわゆる環境ホルモン）実態調査結果の概要.
12) 国土交通省河川局：平成１３年度水環境における内分泌撹乱物質に関する実態調査結果（資料集），2002.12.
13) 原田淳，山敷庸亮，山下尚之，清水芳久，松井三郎：湖沼底質中の微量有機汚染評価のための指標物質の検出－琵琶湖赤野井湾を対象として－，環境工学研究論文集，Vol.33, pp.341-348, 1996.12.
14) 環境庁環境保健部環境安全課：平成９年度化学物質分析法開発調査報告書，pp.176-185, 1998.7.

11. その他の予算による研究

[水質チーム]

1. 河川水質調査方法の体系化に関する調査

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　佐々木　稔
研　究　員　岡安　祐司
専門研究員　李　建華
交流研究員　和田　順之輔

【要旨】
現在、河川の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、調査目的が多様化するなか、河川管理者が実施する水質調査にあった調査計画作成のため、詳細な調査項目、調査地点、調査頻度などについて考え方を整理した河川水質調査要領（案）の作成が求められている。このため、本調査は、水質測定の妥当性を明確にし、河川水質調査の体系化を行うことにより、水質調査の効率化を図ることを目的とし、成果を「河川水質調査要領（案）」としてまとめるため、国土交通省各地方整備局水質担当者、各地方整備局技術事務所と連携し実施している。この中で土木研究所は、主に水質調査の目的、調査計画を含めた総論の考え方の整理と、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、試験期間等の溶出試験条件の新たな知見を得た。

1．はじめに

現在、河川の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、調査目的が多様化するなか、河川管理者が実施する水質調査にあった調査計画作成のため、詳細な調査項目、調査地点、調査頻度などについて考え方を整理した河川水質調査要領（案）の作成が求められている。このため、本調査は、水質測定の妥当性を明確にし、河川水質調査の体系化を行うことにより、水質調査の効率化を図ることを目的とし、成果を「河川水質調査要領（案）」としてまとめるため、国土交通省、地方整備局水質担当者、地方整備局技術事務所と連携し実施した。土木研究者水質チームは総論の作成、調査要領全体の考え方を指導するとともに、体系化が遅れている底泥溶出試験、酸素消費速度試験の体系化を担当した。

2．底泥溶出試験、酸素消費速度試験

既存マニュアルや各地域整備局に対するアンケート調査による実施事例の整理を行い、底泥溶出試験、酸素消費速度試験の現状把握を行った。本調査において、底泥溶出試験、酸素消費速度試験の現状における案を提案するとともに、今後の課題についても整理した。

2.1　底泥溶出試験に関するアンケート調査結果と課題の検討

アンケートは平成3～12年度の成果について回答を求めた。底泥溶出試験に関する回答では、平成3～8年度は1～2例であったのに対し、平成9～12年度は4～7例と実施事例が多かった。

2.1.1　試験の目的

試験の目的については、①水質汚濁要因の把握のため、②浚渫事業の計画策定、③浚渫事業の事業評価、④水質予測モデルの定数算定のため、⑤その他の事例に分けると①が50％以上、次いで②が30%以上を占めていた。

2.1.2　対象水域等

湖での1調査点が定面積当たり調査地点数は0.07～33個／km2の範囲にあり、大きく異なっていた。

調査対象水域に配置した調査点の数は、1～150地点と、5地点以下が最も多く12例、次が11～15地点の範囲が2事例、6～10地点の範囲、16～50地点（実数33地点）、101～150地点の範囲（実数150地点）をとっている事例もあった。

1調査地点当たりのカバー面積（対象面積／調査地点数）は0.03～13.8km^{2}の範囲であり、0.1以上～0.5km^{2}以下が6事例、0.6km^{2}以上～5.0km^{2}以下が6事例と多く、5.1km^{2}以上は1事例であった。目的別の手法の規格化が必要である。

2.1.3　調査地点の選定において配慮した事項

調査地点の選定において配慮した事項は、①浚渫実施域、②底泥の性状（砂質かヘドロか）、③底質平面分布状況（既往の調査結果）、④水質汚濁域、⑤流況、⑥その他であり、浚渫実施域の効果検証や事前調査、既往調査結果を地点選定に配慮していること。将来の浚渫域の事例もあった。

2.1.4　試験方法の出典・根拠の把握

試験方法の出典・根拠として、既存マニュアルでは①「建設省河川砂防技術基準（案）同解説　調査編、建設省河川局監修、社団法人日本河川協会」[1]、②「底質の調査・試験マニュアル　改訂版　平成7年3月　底質浄化協会　編」[2]、③「湖沼環境調査指針、社団法人日本水質汚濁研究会編、公害対策技術同友会」[3]であることが確認された。特に②を根拠とする例が多かった。

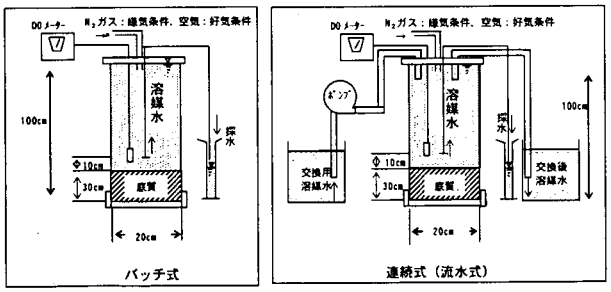
溶出実験は19例、酸素消費速度試験は3例が回答されたが、上記3種のマニュアルに拠らないその他の方法によるとの回答が、半数以上もあった。これは、調査手法が統一されていないことを示しており、手法の規格化が必要である。

2.1.5　1地点当たりの調査頻度

1地点当たりの調査頻度は18例中12例が「1回」で最も多く、その他は2～18回であった。2回／年×9年間の例もあった。また4回／年も3例みられた。目的に応じた調査頻度の設定が必要である。

2.1.6　試験装置について

試験装置については、①試験実施場所（室内と現地）、②試験方法（バッチ、連続、その他）、③装置内底泥表面積、④溶媒水高さ、⑤底泥厚、⑥試験水量の観点で調査した。①は、室内が殆ど（14／19例）であり、②は、バッチ式14：連続式4：その他1の比率であった。連続式の滞留時間は4日間と20日間であった。バッチ式と連続式の装置の例を図-1に示した。



試験装置

図－1　室内溶出試験装置の例[2),4)]

③は、50cm²（直径約8cmφ）以下が7例、51～100cm²（直径約8cm～11cmφ）が1例、101cm²（直径約11cm）以上が9例であった。現地実験では268.6cm²（直径18cmφ）、2,500cm²（50×50cm）、10,000cm²（100×100cm）の3例であった。④は、1.8～120cmの範囲にあり、50cm以下が42%、50～120cmが53%、100cm以上が5%であった。⑤は50cm未満が74%、50～100cmが21%、無回答5%であった。⑥は、100ml未満～10,000ml以上まで広い範囲で実施されており、試験装置に関する規格の統一性はみられなかった。

2.1.7　試験条件

試験条件は、①攪拌の有無、②酸素条件、③温度条件、④試験水の種類、⑤試験期間、⑥サンプリング頻度について調査した。①は、静置溶出が18例、攪拌溶出のみは1例、静置溶出と併せて攪拌溶出を実施した例が3例であった。②は、好気条件が13例、嫌気条件が8例、両方を同時に実施した事例が5例であった。好気条件のDO濃度は4.6～9.2mg/lの範囲で設定されており、現地合わせや飽和等、調査毎に様々であった。③は、1温度のみの設定の事例が16例と最も多く、その他は2温度が1例、4温度が2例であった。設定温度は、18～20℃が最も多く11例、次いで25～30℃が7例であり、試料採取時水温との回答もみられた。④は、現地直上水（ろ過処理9例、未処理3例）12例、蒸留水2例、その他となっており、その他では条件統一のため模擬湖水を作成し実験に供した例もみられた。⑤は、1～30日の範囲であり、16～20日が9例で最も多く、次いで26～30日が5例、5日以下が5例であった。16～20日は関西での湖沼の事例に多く、21日以上は関東の湖沼の事例であった。⑥は、期間中5回以下が14例で多く、6～10回が4例、30回以上が1例であった。また経過日数（経過時間）については、0,1,5,10,20日に実施した事例が各実施日に対して8～14例と多かった。以上の試験条件の調査結果から、①、③、④、⑥は比較的共通点がみられたが、②、⑤はバラツキがみられた。

2.1.8　分析項目

合計19項目が回答された。TPが14例、PO_4-Pが10例、TNが9例と多く、以下COD、NO_3-N が6例、DTN、DTP、NO_2-N、NH_4-Nが5例と続いた。窒素の溶出現象を把握する観点に立つと、TNの他、無機態窒素を含めた試験項目を調査要領に示す必要がある。

2.1.9　同時実施底質調査

①土質試験、②堆積泥の年代測定、③間隙水の分析、④平面分布調査、⑤鉛直分布調査、⑥含有量試験の6種類について調査し、回答結果で同時実施事例が最も多いのは⑥含有量試験であり、次いで⑤鉛直分布調査、④平面分布調査の順で実施事例が多かった。

2.1.10　調査結果のとりまとめ

溶出試験結果から16例が溶出速度を算定していた。溶出速度の算定方法は、得られた結果に合わせて、どの期間のデータを選定するかを検討する必要があり、この点について過去のマニュアルでは詳述されていない。従って、とりまとめの考え方や、実際の算出方法を溶出試験方法に反映させる必要がある。

2.1.11　調査結果の活用

河川では、水質予測モデルのパラメータ設定、基礎デ

ータ収集、現地溶出量の収集、湖底泥の乾出が溶出現象に及ぼす影響評価等に利用され、湖沼では、浚渫計画、浚渫・覆砂効果検討、水質保全計画に利用されている。

2.1.12 調査実施の課題

調査実施の課題として、①調査地点の選定、②調査頻度の選定、③分析項目の選定、④調査時期の選定、⑤現地での採泥等の調査方法、⑥溶出試験方法、⑦調査結果の取りまとめ方法、⑧結果の信頼性、⑨調査結果の活用方法があげられた。①、②、④は、調査の時空間的な代表性の問題であり、溶出試験に留まらず、底質調査一般として、今後の水質調査要領において考え方を提示する必要がある課題である。③、⑤は、目的に応じた手法の規格化を行い、比較出来るようにする必要がある。⑥については、室内実験のバッチ式と連続式の目的分類や現地試験の隔離水塊、湖底設置型溶出試験装置がどの様な目的の時に必要となるのか、巻上げ溶出試験はどのように規格化すべきか等課題は多い。

以上を踏まえ、本調査では、実際の利用頻度が最も高いと目される室内試験の規格化を最優先に考えることとした。中でも⑦は、従来の試験マニュアルでは言及していない、実データの傾向の違いによる溶出速度算定時の対処方法等を水質調査要領へ今後盛り込めるよう検討を行った。これらの事項はアンケート結果におけるマニュアルへの記載希望事項とも重なり合っていた。

2.2 酸素消費速度試験に関するアンケート調査結果と課題の検討

溶出実験と同様に、①試験の目的、②対象水域等、③調査地点数、④調査地点の選定において配慮した事項、⑤試験方法の出典・根拠、⑥1地点当たりの調査頻度、⑦試験装置について、⑧試験条件について、⑨分析項目、⑩同時実施底質調査、⑪調査結果のとりまとめ、⑫調査結果の活用、⑬調査実施の課題について調査を行った。回答は3例と少なかった。①は、水質予測モデルの定数算定、水質汚濁要因の把握、底泥表層の酸化による改善効果の評価であった。②、③は、利根川では管理区官長86kmで調査点が2点（但し調査対象区間は明確でなかった）、中海（米子湾）では、湖面積96.9km^{2}に対し調査点は1点、同じく中海（米子湾）の別の検討では、湖面積86.2km^2、対象面積8.3km^2、調査点は4点であった。④は、底質の平面分布状況、底泥の状況（砂質かヘドロか）であった。⑤は、「河川砂防技術指針」、「底質調査・試験マニュアル」であった。⑥は、1回／年で、1年間と3年間の事例があった。⑦は全てバッチ式、試験水量は、800～1,200mlであった。⑧の内温度条件は、1ケースでは18℃、25℃、3ケースでは10℃、20℃、30℃があった。試験水は現地直上水で、ろ過処理有と無しがあった。試験期間は1～7日であり、サンプリング頻度は、0,0.5,1,2,3,5,8,12,24時間の事例、1,3,7日の事例、0,10,20,30分、1～24時間（1時間ピッチ）の3事例があった。⑨はDOで、センサー方式、手分析（全量分析）の両方の事例がみられた。⑩は、TOC、CODの含有量試験や土質試験であった。⑪は、底泥の酸素消費速度の算定であり、酸素消費速度の温度定数を求めている事例もあった。以上の結果から、酸素消費速度試験における調査方法も手法は多様であり、地域を比較するための手法の規格化が必要性である。

2.3 底泥溶出試験方法の検討

2.3.1 底泥溶出の機構

底泥溶出の機構は、静置溶出、浮上溶出、巻上げ溶出が複合したものと考えられる。静置溶出とは、底泥間隙水中溶解性成分が、拡散により直上水へ回帰する現象を指し、浮上溶出とは、湖底流により表層泥の土粒子が浮き上がって間隙水が直上水へ移動する現象を指す。さらに巻上げ溶出は、底泥が湖水の運動に伴い直上水中に巻上げられ、土粒子そのものが直上水と混合状態になる現象を指す。さらにこれらの現象は、間隙水中の物質濃度、底泥の含水比に負荷量が左右される。また、底泥中の分解には、温度や酸素（酸化還元）条件、対象物質の存在形態（例えばリン化合物の存在形態）が影響を与える。さらに、浮上、巻上げ溶出には、土粒子の密度や粒径、湖水の流動状況が影響する。これら底泥溶出現象の機構について、溶出試験においてどのような実験条件の規格化を行うかが課題となる。

2.3.2 底泥溶出試験とその関連調査

底泥の溶出機構を踏まえた調査として、①底泥平面分布調査、②底泥鉛直分布調査、③底泥溶出速度試験、④底泥浮上状況把握調査、⑤沈降物量調査、⑥底泥の堆積年代調査、⑦堆積量調査が挙げられ、①、②、⑤、⑥、⑦は主に溶出現象の背景把握が目的である。③には模擬浚渫試験や巻上げを想定した完全混合溶出試験が含まれる。④は現地における浮上実態の把握を目的としている。

2.3.3 底泥溶出試験方法の検討

試験方法は、①調査地点の選定、②採泥方法、③試験方法（装置等）、④試験条件、⑤分析項目、⑥溶出速度算定方法について検討を行った。

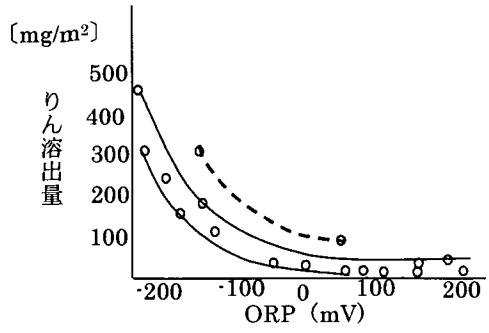
①調査地点の選定は、既往底質調査結果より底質汚濁水域を把握し、更に実態調査を実施することで、底質の状況（堆積厚や酸化還元状況を含む）を把握し、これらの情報をもとに検討対象とする水域に必要な調査地点数を設定する必要がある。調査地点の選定に関する知見は

現在収集中であり、ケーススタディーによる検討や既往資料の統計解析も実施し、今後の調査要領の改定に反映させる予定である。

②採泥方法は、現地状況の再現の観点からは不撹乱試料の採取となる。不撹乱試料の採取は、ダイバーにより試験装置に直接採取する場合が多いが、i）試料採取時に装置陥入の影響による微小な撹乱は生じてしまう、ii）同一地点で複数試料を採取した場合に採取された試料にバラツキが生じる、iii）装置が大型化するほど現地作業は困難になる等の課題がある。さらに試験に供する泥厚は一定にする必要がありることから、採取後の泥厚調整についても今後の調査要領の改定時に反映させる必要がある。

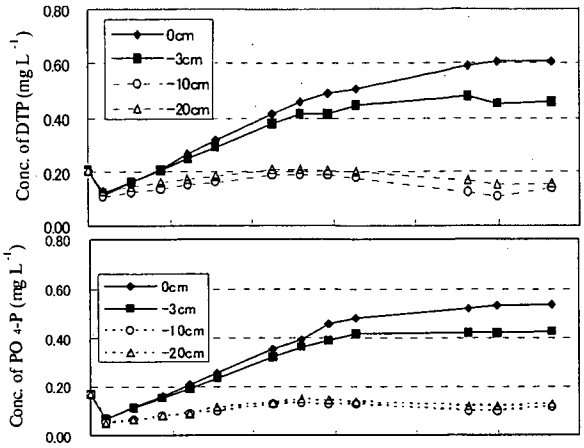
③試験方法（装置等）は、室内実験系に限定すると大型装置によるバッチ式、連続式、小型装置の複数使用が挙げられる。これらには長所、短所が各々ある。大型装置は、経過日数により試験に用いられる底質は変わらない点で、経過日数毎に別の底質となる小型装置より精度が良い。一方小型装置は、多検体への適用性や、直上水の全量を試験に供する点でサンプリング精度では、大型より優れている。さらに大型については、直上水の量が変化するバッチ式に比べ直上水を補給し一定に保つ連続式が優れている点もある。これらの手法を用途を明確にして規格化する必要がる。何れの手法についても現状のマニュアルや実施事例に記載されているものより詳細な注意事項の整理、とりまとめ方法の解説が必要であり、これらを含めて今後の調査要領の改定に反映させる必要がある。

④試験条件は、水温、DO、ORPが上げられ、何れも試験結果を左右する大きな試験条件である。水温は物質の分解速度を支配する微生物の活性を左右するし、DOも好気的環境、嫌気的環境にそれぞれ適用した微生物の活性を左右する。さらにORPは、特にDOが0mg/lの条件下でどの程度の還元状態かを把握するのに欠かせない要素である。図-2に示されているように、ORPの低下に伴いりん溶出量が増加することも知られている。



図－2　ORPとりん溶出量の関係[5]

試験期間については実験を実施した。図－3に示したように、直上水の濃度は、210時間以降変化が小さくなっており、従来実施されてきた10日間(240時間)以上の期間を経ずとも溶出速度を求めることが可能な事例を得た。



図—3　室内静置溶出試験の経過(模擬浚渫)[6]

また模擬浚渫試験についても検討を行った。図－3の0,3,10,20cmはそれぞれ、模擬浚渫の泥厚を示しており、従来考えられてきた、極表層の除去(本実験では3cm)では期待された浚渫効果は確認されず、一定量以上の模擬浚渫により溶出の抑制効果が得られることを確認した。

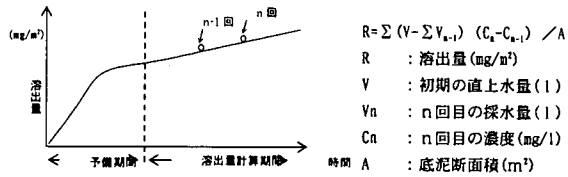
⑤分析項目は、水域の汚濁因子により設定されるが、リンでは溶存態としてPO_4-P、とTP、窒素では溶存態として、NH_4、NO_2、NO_3、とTNの分析を推奨する。必要性に応じ、CODやTOCも実施する。

⑥静置溶出速度算定方法は、大型装置のバッチ式、流水式、小型によりそれぞれ異なるので、それぞれの考え方と留意点を整理した。

バッチ式では、想定する溶出現象のモデルにより算定方法が異なる。図－4に示した「底質調査試験マニュアル」に記載されているモデルは、定常的な溶出を想定しており、初期の不安定期を過ぎると直上水と底泥の濃度勾配の変化に応じた直上水濃度の上昇が生じ、直上水と底泥の関係が安定した期間について直線的な相関関係を設定し、溶出速度を求める方法が示されている。

・溶出量

汚濁物質の濃度変化を線図に表すと、程度の差はあれ、予備期間が当初現われ、それ以後安定した溶出過程に入る。溶出量の計算はこの安定した溶出曲線の部分で行う。



$R=\Sigma(V-\Sigma V_{n-1})(C_n-C_{n-1})/A$

R　：溶出量(mg/m²)

V　：初期の直上水量(l)

Vn　：n回目の採水量(l)

Cn　：n回目の濃度(mg/l)

A　：底泥断面積(m²)

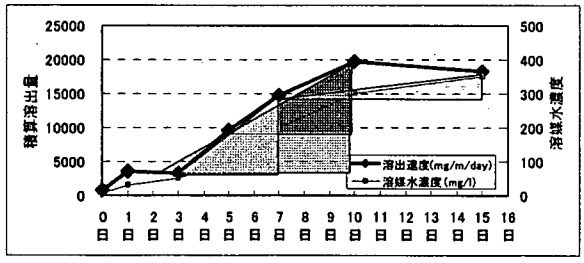
溶出量曲線における予備期間

・溶出速度

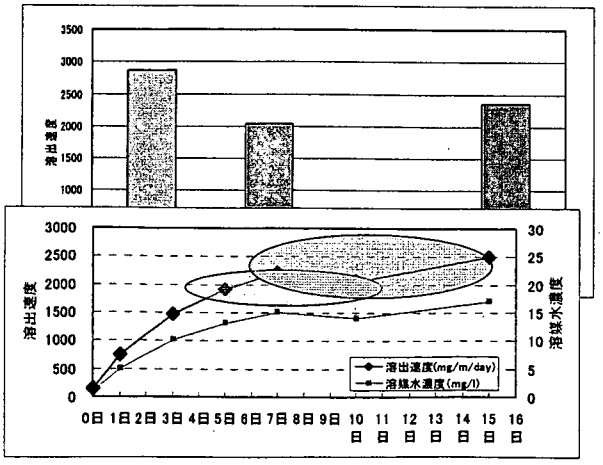
溶出試験の結果は最後に溶出速度で整理する。これは底質の表面から1日当り、単位面積当り、何 mg の溶出物質が出てくるかを表わす指数(mg/m²/d)である。これは、溶出量の経時変化である溶出量曲線の勾配を意味する。

図－4　静置溶出試験における溶出速度の算定方法[2)]

図－5 の太線、積算溶出量の変化は、0 日から 3 日の間は安定していないが、3 日以降は 10 日まではほぼ安定している。ここで、3 - 7 日、5 - 10 日、7 - 15 日、3 - 10 日の溶出速度を求め図－6 に示した。この例では、3 - 10 日が平均的な溶出速度を与えていることが判る。一方、動的な溶出速度を算定するモデルでは溶出速度の算定に初期の濃度変化部分を含めたデータを用いる。



図－5　静置式の実験結果の模式図



図－6　静置式の計算期間による比較例

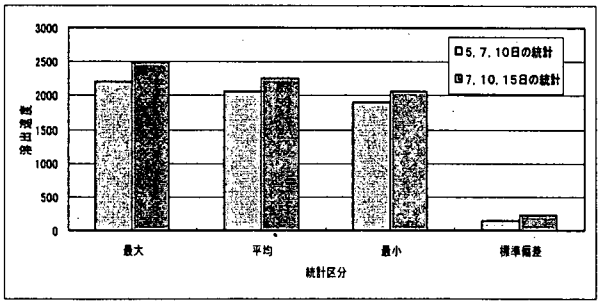
流水式では、その直上水の滞留時間（交換速度）を予備実験で調整の上実施する必要があり、初期の不安定期間を除くと、底泥と直上水の濃度勾配が安定化し、結果、直上水濃度が安定化するとのモデルを想定し、溶出速度の算定を行う。図－7 に示したように、連続式では、直上水濃度の変化は、溶出速度の変化と比例関係にある変化を示す。連続式では、バッチ式のような 2 点間の積算値の差による算定ではなく、1 つの直上水濃度と直上水の交換率を用い、1 つの溶出速度が算定可能である。

図－7　連続式の実験結果（溶媒水濃度と溶出速度）

これにより、先述した直上水濃度が安定しているか否かは、直上水濃度のデータ群について統計処理を行い、主に標準偏差を利用して、より安定したデータ群を抽出し、このデータ群により溶出速度を算出することが望ましい。図－8 では 5, 7, 10 日と 7, 10, 15 日を統計的に比較し、標準偏差の小さい 5, 7, 10 日の平均値を以て溶出速度とすることとなる。この考え方は、調査結果がブレを生じた時に有効で、この先に示したモデルで考える場合、相互に近隣している 3 者（ないし 2 者）の統計値の比較から最適なデータ群を選定することとなる。

図－8　連続式の溶出速度の算定

小型装置の場合は、直上水を全量分析に供するため、



想定した日数について、濃度変化が生じたと見なすこととなる。このため、予備実験で必要日数の検討を行っておく必要がある。

試験方法の留意点に関する検討では、バッチ式の室内実験において、採水方法による影響を調査した。調査の結果、採水時に生じる装置内底泥表面の揺らぎにより、直上水の DO、ORP の急速な減少が確認された。採水時の乱れを最小現に抑制する手法の適用が静置溶出実験ではきわめて重要であるとの知見を得た。

2.3.4　巻上げ溶出試験の検討

巻上げ溶出に関しては、底泥水混合比による室内実験を実施し以下の知見を得た。

底泥試料を 5、10、50、100 倍（水：底泥比）の希釈率で調整したスラリーを、350rpm の強度で 15 分間攪拌する巻き上げ操作を行った後、懸濁液中の溶存態リンと SS を分析した。底泥の巻き上げによる DO の低下率はそれぞれの実験系に含む底泥の量に依存し、DO の低下に伴う PO4-P の溶解脱離量は間隙水の側からみた TRP であるモデル計算式（1）と水の側からみた MRA である（2）によって算

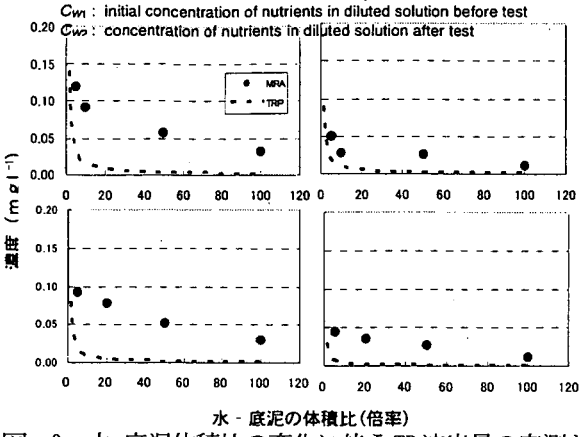
定した（図－9）。

$$TRP = \frac{C_S \cdot W_S \cdot \Delta SS \cdot V_W}{\rho_S (1 - W_S)} \quad (1)$$

C_S: concentration of nutrients in the pore water
W_S: water content in the sediment (0–3 or 6-9 cm)
ΔSS: SS in the diluted solution
V_W: volume of the diluted solution
ρ_S: pore water density in the sediment (0–3 or 6-9 cm)

$$MRA = \Delta C_W \cdot V_W = (C_{W2} - C_{W1}) \cdot V_W \quad (2)$$

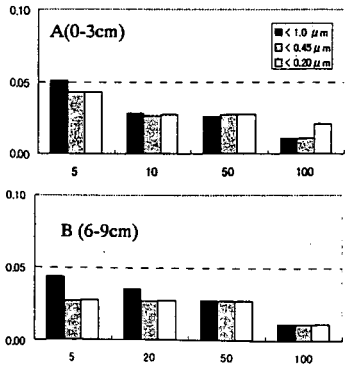
C_W: concentration of nutrients in the sluurry
C_{W1}: initial concentration of nutrients in diluted solution before test
C_{W2}: concentration of nutrients in diluted solution after test



図－9　水-底泥体積比の変化に伴うTP溶出量の実測と推定の比較[6]

この結果、底泥-水混合比が溶解脱着量の推定に大きく影響することが確認された。

また、異なる孔径サイズ（1.0、0.45、0.20μm）のろ紙による分画分析の結果（図－10）では、PO4-P濃度に違いがほとんどみられないことから、モデル計算値より高く検出されていたリンは懸濁粒子態の浮遊残物ではなく粒子から離脱した溶解性リンであることが推測された。



図－10　異なる口径ろ紙による分画分析結果

TP溶出量の実測と推定の比較[6]

この知見より巻上げ溶出試験においては、懸濁態と溶存態を区分して分析し評価する必要性が示唆された。

2.4　底泥の酸素消費速度の検討

2.4.1　底泥による酸素消費の機構

底泥中の有機物や還元物質は、生物分解や酸化反応により酸素を消費する。この現象は、微生物の活動によるものであり、その活性は水温により左右される。

2.4.2　底泥の酸素消費速度試験方法の検討

試験方法は、①調査地点の選定、②採泥方法、③試験方法（装置等）、④試験条件、⑤分析項目、⑥酸素消費速度算定方法について検討を行った。

①、②については溶出試験と重複するので割愛する。

③試験方法（装置等）は、大型装置によるモニタリング方式と、小型装置による攪拌方式がある。大型装置によるモニタリング方式が現地状況に近い実験条件を設定できるのに対し、小型装置による攪拌方式は、現地条件の再現とは異なり、一定時間あたりの最大消費速度を求めるものとなる。DO観測の安定性や、多検体への適用性、密閉条件の安定性は小型装置が優れていると考えられる。

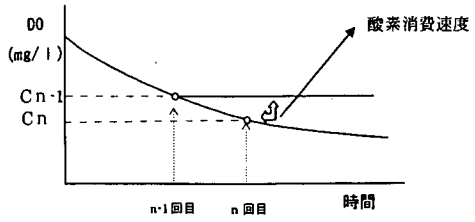
④試験条件は、水温、ORPが挙げられ、試験期間は、酸素の消費が指数関数的な現象であること、試料により酸素消費の時間的変化が大きいこと等を踏まえ、初期は頻度を多く測定する必要がある。可能であれば、DO計の記録をレコーダー等に収録しておくのが良い。当所の実施した巻上げ実験では初期の低下（5分以内）が極めて重要である。

⑤分析項目は、水温、DO、ORP以外では、還元物質（硫黄化合物）の測定が挙げられる。

⑥酸素消費速度の算定方法は、図－11に示した「底質調査試験マニュアル」[2]に記載されているモデルでは、DOの低減が一定傾向を示した時期の変化を元に算出するよう示されている。実際の試料では、DOの低減が初期に集中しその後緩慢になる場合もみられることから、酸素消費速度の算定に用いるデータ期間の判断には注意を要する。

$$SOD=\frac{\Sigma\{(V-\Sigma Vn\text{-}1)\ (Cn-Cn\text{-}1)\}}{A}$$

SOD：第n回目までの底泥酸素消費量（mg/m²）
A：底泥断面積（m²）
V：初期頂上水量（l）（ﾘｯﾄﾙ）
Vn：n回目の採水量（l）（ﾘｯﾄﾙ）
Cn：n回目までの純酸素消費量（mg/l）



図－11　酸素消費速度の算定方法[2)]

2.5　溶出試験・酸素消費速度試験方法の比較検討

2.5.1　溶出試験

①「建設省河川砂防技術基準（案）同解説　調査編、建設省河川局監修、社団法人日本河川協会」、②「底質の調査・試験マニュアル　改訂版　平成7年3月　底質浄化協会　編」、③「湖沼環境調査指針、社団法人日本水質汚濁研究会編、公害対策技術同友会」の各マニュアルを比較検討したところ、大きな相違点は直上水の入れ換えに関する事項であった。①河川砂防技術基準は連続注入・押し出し排水であり、流量は直上水が完全に混合するよう設定するようになっているが、②底質の調査・試験マニュアルは入れ換え、補充を行わない。③湖沼環境調査指針は、採取した分を補充する方式となっている。①河川砂防技術基準は底泥表面の流速も実験上の測定対象となっており、明確に河床泥での溶出現象に特化している。

底泥溶出試験に関する文献を28件収集した。溶出機構（静置溶出、巻上げ溶出）の検討、現地測定装置に開発検討等多岐に渡っており、今後詳細な検討をさらに加える必要がある。

2.5.2　酸素消費速度

①「建設省河川砂防技術基準（案）同解説　調査編、建設省河川局監修、社団法人日本河川協会」[1)]、②「底質の調査・試験マニュアル　改訂版　平成7年3月　底質浄化協会編」[2)]の各マニュアルを比較検討したところ、溶出試験同様に大きな相違点は直上水の入れ換えに関する事項であった。①河川砂防技術基準は連続注入・押し出し排水であり、流量は直上水が完全に混合するよう設定するようになっているが、②底質の調査・試験マニュアルは入れ換え、補充を行わずサイホンで採水する方式を採っている。①河川砂防技術基準は底泥表面の流速も実験上の測定対象となっており、明確に河床泥での酸素消費現象に特化している。

底泥溶出試験に関する文献を4件収集した。酸素消費を静置状態、巻上げ状態で検討したもの、現地測定装置による検討等であった。今後詳細な検討をさらに加える必要がある。

2.6　溶出試験の規格化に当たっての主な課題への対応

主な課題と対応を表－1に整理した。

表―1　溶出試験の規格化に当たっての主な課題と対応

1．サンプリング手法 特に試験供試試料の対象水域に対する代表性をケーススタディーや統計処理により検討する。
2．試験方法の比較 同一供試泥による、異なる試験方法間の比較を行う。
3．試験方法別留意点整理 ①底泥に関する実験結果から、バッチ式室内実験における試験期間の検討を行った結果、これまで15～20日間が必要と思われていた実験期間は、10日間程度でも安定する場合があるとの知見を得た。 ②巻上げ溶出を検討する試験からは、水と底泥の割合が重要であること、現象評価の観点から溶存態と懸濁態の分析結果が必要であるとの知見を得た。 ③試験操作の詳細について留意点の整理を行ったため、今後項目ごとの検討を行う必要がある。
4．溶出現象、酸素消費現象の機構解明 底泥中のりん化合物の存在形態を検討することで、溶出機構を検討する。
5．試験結果の評価 ①バッチ式、連続式の室内実験について試験結果から溶出速度を算定する考え方を本調査で示した。 ②現地実験装置による評価に関して検討が必要である。

3．河川水質調査方法の体系化

3．1　河川水質調査方法の体系化の考え方

河川管理者が行う河川水質調査等の項目、頻度の増加に伴い、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もある現状を踏まえ、河川管理者の調査目的の明確化、目的に沿った合理的な調査計画の立案を念頭に要領の作成を行った。

3.1.1　対象範囲

対象とする水域は、河川、湖沼及びこれらの周辺の地下水を対象とし、ダム、堰については既存要領（「ダム貯水池水質調査要領」、「堰水質調査要領」）によるものとした。また、水質事故についても調査対象から除いた。

3.1.2　対象とする目的

対象とする目的を①河川管理上必要な水質調査、②利水のための水質調査、③公共用水域監視のための水質調

査、④河川底質調査、⑤汚濁解析に必要な水質調査、⑥事業実施・事業評価のための水質調査に整理し、これらの目的に応じた水質調査の考え方を取りまとめた。

3.1.3 水質調査計画の策定・見直し

調査計画の策定・見直しについて、①河川と流域の特徴把握、②他機関との連携、協力、③水質問題の抽出、④事前調査（基礎調査）、⑤水質保全（改善）目標の検討、⑥水質調査内容の検討、⑦水質調査計画書の作成、⑧水質調査の実施、⑨結果のとりまとめと利用、⑩水質問題に対する水質保全対策の検討、⑪水質調査計画の見直し。の11点に整理し、これらに沿って水質調査要領のとりまとめを行った。

3.1.4 水質調査計画書の策定

体系的、継続的な水質調査が行われるよう、水質調査計画書を現場で策定することとし、これに基づき水質調査を行う体系とした。

3.2 河川水質調査要領（案）

河川水質調査要領(案)を表−2のようにとりまとめた。

表−2 河川水質調査要領（案）
調査・解説編
目次

1．総説
2．調査対象水域の空間特性を踏まえた調査点・調査項目・調査頻度の考え方
3．調査対象時の時間特性を踏まえた調査点・調査項目・調査頻度の考え方
4．河川管理上必要な水質調査
5．利水のための水質調査
6．公共用水域監視のための水質調査
7．河川底質調査
8．汚濁解析に必要な水質調査
9．事業実施・事業評価のための水質調査
10．試料の採取及び現地調査
11．調査結果の整理方法

3.3 河川底質調査

河川管理者にとって、河床泥や、ダム、湖沼の底泥からの有機物や窒素、リンの溶出量を把握することは、水域の管理の観点から重要である。溶出量を把握する底泥溶出実験は、従来は各々の河川管理者が既往の知見のなかから、自ら手法を選択し、実施してきたため、各調査結果の比較を行う場合、手法の違いが常に課題となっていた。

今回、試験期間の設定新たに得られた知見および、既往知見の整理・検討、各地方整備局の検討結果、「底質の調査・試験マニュアル」[2]等を基に、体系化の遅れていると考えられる底泥溶出速度試験と底泥の酸素消費速度試験について底泥溶出試験方法の規格化を表−3のように行った。今後も底泥に関する調査検討は重点研究プロジェクトとして継続する。

表−3 河川水質調査要領（案）目次
7章 河川底質調査部分

7. 河川底質調査
7.1 調査の目的
7.1.1 底質調査の目的
7.1.2 底質の定義
7.1.3 底質調査計画立案に当たっての留意点
7.2 関係法及び基準
7.2.1 関係法令・通知
7.2.2 基準
7.3 調査対象の特性を踏まえた調査地点、調査項目、頻度の考え方
7.3.1 河川管理上必要な調査
7.3.2 公共用水域の水質調査に伴う調査
7.3.3 事業実施のための調査
7.3.4 底質調査結果の評価と活用
7.4 底質試験方法
7.4.1 底泥溶出速度試験
7.4.2 酸素消費速度試験

4．まとめ

1）国土交通省、地方整備局水質担当者、地方整備局技術事務所と連携し、河川管理者が実施する水質調査に合った調査計画作成のための、調査項目、調査地点、調査頻度などについて考え方を整理した。
2）これらを体系的に河川水質調査要領（案）として初めてまとめた。
3）河川砂防技術基準（案）では具体の記述が少ない溶出試験方法について、既存溶出試験方法、国土交通省が実施した溶出試験の結果を整理検討の上、河川底質調査における試験方法を具体的に水質調査要領に（案）にまとめた。
4）課題として、比較が十分できなかった試験方法の検討や改良を検討する必要がある。今後、重点プロジェクト研究である底泥水間の研究において、本要領（案）の課題や諸外国の技術開発情報などを参考に調査計画方法、調査試験方法の改良・開発など現場技術の改善を行う。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

5．参考文献

1）建設省河川局監修、社団法人日本河川協会「建設省河川砂防技術基準（案）同解説 調査編、」1997
2）底質浄化協会編：「底質の調査・試験マニュアル」1993
3）、社団法人日本水質汚濁研究会編、公害対策技術同友会「湖沼環境調査指針」1982
4）建設省土木研究所下水道部水質研究室：「河川および湖沼の底泥からの栄養塩類の溶出」（土木研究所資料第1165号）1976
5）向田隆史他：「中海底泥（米子湾）について」建設省出雲工事事務所報告書 1979
6）Jianhua Li, Junnosuke Wada, Minoru Sasaki and Hiroaki Tanaka (2002.10) Simulated Dredging for Evaluation of Release of Phosphorus from lake Sediments. 5TH International Symposium on Sediment Quality p32, Chicago, USA.

2. ダイオキシン類の存在形態とモニタリング・分析手法に関する研究（水質）

水質チーム　上席研究員　田中 宏明
主任研究員　小森 行也
研　究　員　岡安 祐司
交流研究員　八十島 誠

1．はじめに

河川底質のダイオキシン類汚染対策を実施するために、先ず、どこが最も汚染されていて優先的に対策を講じる必要があるのか見極める必要がある。そのためには、汚染区域を詳細に調査することが重要であるが、既存の分析方法（公定法）では、高価な分析機器が必要、分析費用が高額、前処理が煩雑で分析に時間を要する等課題も多い。そのため、公定法と比較して簡易に、迅速に、一般的な実験室、現場にて試料の前処理から測定までできる新たな技術の開発が望まれている。

本研究では、抗原抗体法（ELISA 法）や Ah レセプターバインディングアッセイ法などを用いた簡易な分析技術の開発と分析精度管理手法の簡易化について検討を行った。

2．研究方法

2．1　簡易分析技術の開発

河川底質のダイオキシン類対策を実施することを想定した場合、公定法での監視の他に①調査段階では汚染範囲の確認調査、②工事段階では工事境界での底質の巻き上げ状況把握、上下流への輸送状況の監視、工事区域外の水質、底質への影響、中間処理・処分施設等の監視を行う必要がある。また、③工事終了後においては汚染現場の改善効果の把握、底質処分場の環境影響を監視する目的でモニタリングを実施する必要がある[1)]。

これらのモニタリングでは多数の試料の測定、連続的モニタリングが対象となることから、分析時間が短い、あるいは低コストの方法について検討を行うことが必要である。また、簡易分析法であっても分析信頼性の確認は重要であり、その分析方法の特徴を十分把握した上で目的にあった利用が望まれる。

簡易分析技術に関する既往の報告[2)～10)]から底質への応用の可能性のある技術をまとめ表-1 に示した。

①の方法は、比較的安価な四重極 GC/MS によりダイオキシン類の一部を測定するものであり、公定法で用いる高分解能 GC/MS（HRGC/HRMS）に比べ感度が劣るが、この問題を緩和するため GC に注入する試料濃縮液を従来より数十倍多くし、溶媒を先に揮発放出させてからダイオキシン類を分離カラムに導入するプログラム昇温気化（Programmed Temperature Vaporizer : PTV）法を用いる場合が多い。

②の方法は、四重極イオントラップ型 GC/MS/MS によりダイオキシン類の一部を測定する方法であり、対象化合物が持つ特有の２次イオンを選択することにより選択性の高い分析を行うことができる。この装置も比較的安価である。

③の方法は、抗原と、抗原に対してきわめて高い特異性を持つ抗体との結合能力を利用した測定方法であり、ダイオキシン類の一部を抗原として取得したモノまたはポリクロナール抗体を用いている。

④の方法は、ダイオキシン類の識別に Ah レセプターバインディング法を、そしてその検出過程に免疫測定法を利用した方法であり、Ah レセプターに反応する物質を測定する。

⑤の方法は、ダイオキシン類の生物への毒性発現メカニズムを用いた方法である。Ah レセプターに結合する物質があるとルシフェラーゼを誘導する遺

表－１　　簡易分析技術

簡易分析技術	文献
① 四重極GC/MSによる方法	2)3)
② 四重極イオントラップ型GC/MS/MSによる方法	4)5)
③ 免疫測定（ELISA）による方法	6)
④ Ahレセプターバインディングアッセイによる方法	7)
⑤ 生物検定による方法	8)9)
⑥ 半・難揮発性有機ハロゲン化合物（SNVOX）を測定する方法	10)

伝子を組み込んだヒト肝細胞を用いている。

⑥の方法は、半・難揮発性有機ハロゲン化合物（SNVOX）を測定するものである。ダイオキシン類は、難揮発性有機ハロゲン化合物であることからダイオキシン類の代替指標として検討されている。測定に用いる全有機ハロゲン（TOX）計は比較的安価で操作も簡便なことから容易に結果を得ることができる。

以上、これらの方法は、分析精度に課題はあるものの、公定法に比べ前処理の簡易化も行っていることから分析結果を得るまでの時間も短縮でき、また、分析費用も安価となる可能性のある技術である。

2．2　免疫抗体による簡易分析法の河川底質の測定利用性の検討

本研究では、平成12年度より積水化学工業（株）・（株）矢内原研究所・大塚製薬（株）・東洋建設（株）と、また、平成13年度より（株）クボタ、第一ファインケミカル（株）と簡易分析技術に関する共同研究を実施した。

積水化学工業（株）・（株）矢内原研究所・大塚製薬（株）・東洋建設（株）は、ウサギ抗ダイオキシンポリクロナール抗体を用いたELISA法（以下、$ELISA_{ECO}$法）、（株）クボタは、ダイオキシン類の識別にアリール炭化水素(Ah)レセプターバインディング法、そしてその検出過程に免疫測定法を利用した方法（以下、Ah-IR法）、第一ファインケミカル（株）は、マウス抗ダイオキシンモノクロナール抗体を用いたELISA法（以下、$ELISA_{DT2}$法）による簡易分析手法である。

以下の手順でこれらの簡易分析法の検討を行った。

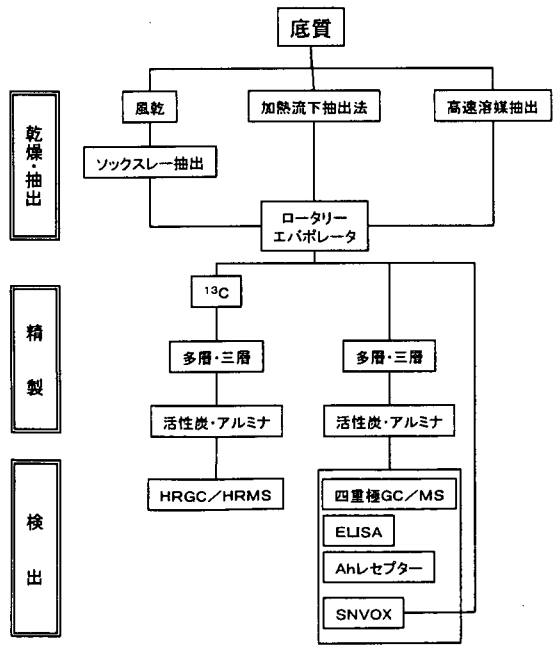
1）ダイオキシン類標準物質に対する交差性と検出下限値

2）国土交通省ダイオキシン類実態調査における河川底質試料を用いた適用性の比較

ここで、測定前処理の底質からの抽出については、風乾した試料を高速溶媒抽出法により行い、精製については、硫酸処理と多層シリカゲルカラムクロマトグラフあるいは多層クロマトグラフィーとアルミナカラムによる精製方法を適用した。抽出条件はトルエンを抽出溶媒として、抽出時間10ないし15分、圧力2000psi、オーブン温度150℃、サイクル数は1ないし2回である。抽出溶媒は揮散させ、最終的にジメチルスルフォキシド（DMSO）に溶解させた。また、検討に使用した河川底質は平成12年度および13年度の国土交通省が実施した全国一級河川ダイオキシン類調査において同一地点で採取され、保存されていた底質試料を用いた。

2．3　同一試料を用いたダイオキシン類簡易検出手法の比較検討

簡易分析手法の検討・評価にあたり、乾燥法、抽出法、精製法、測定法を組み合わせた分析手法で行うことは重要である。このため、図-1に示すように、抽出条件としてソックスレー抽出、高速溶媒抽出、加熱流下法を増やし、精製方法として多層シリカと三層シリカ、さらに活性アルミナと活性炭吸着を適宜組み合わせた場合を検討した。また、簡易分析は、前述した免疫測定法の他、四重極GC/MS、SNVOXを用いた場合とHRGC/HRMSを用いる場合とを比較した。本研究では、比較的汚染濃度が高い地域で採取した同一試料を用いて乾燥・抽出・精製と種々の検出手法との組み合わせ技術について、リサイクルチームと連携して研究を進めた。



図－1　ダイオキシン類簡易分析技術の比較検討

2．4　ダイオキシン類簡易分析技術の適用性の評価方法

ダイオキシン類簡易分析技術の現場への適用性の評価方法について検討するため具体的な現場での活用方法についてイメージし、模擬的な適用を試みた。一例として、汚染範囲の推定に当たり汚染区域をメッシュ状に切り調査する場合を想定し、公定法の値を推定するために必要となる公定法と簡易法の関係（回帰式）を求める時の試料検体数の検討を行った。

2．5　精度管理手法の検討

河川水、底質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提案を目的とし、既存マニュアルの精度管理手法を整理し検討するとともに、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、比較的簡単に判定できる手法に関する検討を行った。

3．研究結果

3．1　簡易分析技術の開発要件の整理

河川底質のダイオキシン類対策にあたって必要となる簡易モニタリング技術の要件を、表-2 に示し、整理した。対策実施前の調査（調査段階）では、汚染範囲確認調査と工事の影響範囲調査がある。特に底質対策の範囲を確定するためには、公定法に基づかねばならないが、最終的に公定法で測定する範囲に絞り込むために時間がかからず、費用が安い方法が期待される。また、対策実施中の調査（工事段階）や中間処理・処分施設では、水中のダイオキシン類の工事境界と工事区域外での濃度が短時間で得られる方法が望まれる。連続モニタリングが可能或いは短時間に結果が得られる方法が望まれる。施工中、底質処分場からの漏出の有無を監視する目的で行うモニタリングは、水中のダイオキシン類が短時間で結果が得られる方法が望まれる。対策実施後の調査（工事終了後）については、汚染現場の改善効果を確認するため、公定法を用いるための補助手段として低コストの底質分析方法が望まれる。また、底質処分場は、工事終了後に底質処分場の環境影響を把握するため短時間で結果が得られる水質分析方法が望まれる。本研究では、主に汚染範囲を確定の補助として用いる底質の簡易測定法を検討する。水中のダイオキシン類の連続的モニタリングについては、河川生態チームの濁質による方法を主に用いることになる。

表－2　河川底質のダイオキシン類対策にあたって必要となる簡易モニタリング技術の要件

	調査段階		工事段階				工事終了後	
	汚染範囲確認調査	工事の影響範囲調査	工事境界における底質の巻き上げ、上下流への輸送の監視	工事区域外の水質、底質への影響の監視	中間処理・処理施設での固液分離液、仮置きヤードのモニタリング	底質処分場からの漏出の有無の監視	汚染現場の改善効果の把握	底質処分場の環境影響の監視
分析時間短縮	○	○	○	◎	○	◎	○	◎
連続モニタリング			◎		◎	○		
低コスト化	◎	◎		○			◎	○
分析信頼性	○	○	○	○	○	○	○	○

注：簡易モニタリングの検討において考慮すべき事項　　◎：最も優先すべき事項　　○：優先すべき事項

3．2　免疫抗体による簡易分析法の河川底質の測定利用性の検討

3．2．1　ダイオキシン類標準物質に対する交差性と検出下限値

共同研究で用いた簡易測定キット（$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$）の特徴の一つにダイオキシン類に対する交差反応性が挙げられる。特に、Ah-IR は、多くの多環芳香族炭化水素に対しても交差反応性を有している。ここでは、ダイオキシン類に対する交差反応性のうち毒性等価係数（TEF）を有するダイオキシン類に

対する交差反応性を表-3 に示した。ダイオキシン類は、その濃度を表す際に各異性体にそれぞれ固有の TEF を乗じた後、総量を毒性等量（TEQ）として表す。一方、ダイオキシン類の異性体（以下、異性体）毎に交差率の異なる簡易測定キットで検出した値（濃度）は、2,3,7,8-TCDD 相当量（DEQ）として表している。TEF と交差率が全く同じ異性体に対して公定法と簡易測定キットによる測定値（以下、測定値）は TEQ と DEQ が同じ数値となる。TEF に比べ交差率が小さい場合、公定法より測定値が小さく、逆に TEF に比べ交差率が大きい場合、公定法より測定値が大きくなる。このように TEF に対する交差率の値はキットの特徴を表す重要なファクターである。$ELISA_{ECO}$ の交差率は、TEF を有する 29 異性体のうち 15 異性体は 1 以上、14 異性体は 1 より小さくなっている。Ah-IR の交差率は、26 異性体が 1 以上、3 異性体は 1 より小さい。$ELISA_{DT2}$ の交差率は、3 異性体は 1 以上、26 異性体は 1 より小さい。

$ELISA_{ECO}$ は、ほとんどのポリ塩化ジベンゾーパラジオキシン(PCDD)、ポリ塩化ジベンゾフラン(PCDF)に対して TEF より交差率の方が小さく、Co-PCB に対しては逆に交差率の方が大きい。PCDD、PCDF の存在量の少ない試料に対しては、公定法より測定値が小さくなり、コプラナーポリ塩化ビフェニル(Co-PCB)の存在量が多い試料に対しては、公定法より測定値が大きくなる特徴を有している。

$ELISA_{DT2}$ は、2,3,7,8-TCDD、2,3,7,8-TCDF、2,3,4,7,8-PCDF、Co-PCB の#77 にのみ交差率を持つキットであるが、2,3,4,7,8-PCDF の交差率は TEF より小さい値であり、2,3,4,7,8-PCDF の存在量が多い試料では公定法より測定値が小さくなる。また、2,3,7,8-TCDF、Co-PCB の#77 の交差率は TEF より大きな値となっており、これらの存在量が多い試料では公定法より測定値が大きくなるという特徴を持っている。しかし、実試料の測定においては前処理により 2,3,7,8-TCDD 以外の異性体を除去する方法を採用している。

Ah-IR は、1,2,3,7,8-PCDD、2,3,7,8-TCDF、1,2,3,4,7,8-HCDF の交差率は TEF より小さいが、この他はすべて大きい。これら 3 化合物の存在量が多い試料では公定法より測定値は小さくなるが、これら 3 異性体以外の異性体の存在量が多い試料では公定法より測定値が大きくなるという特徴を有している。

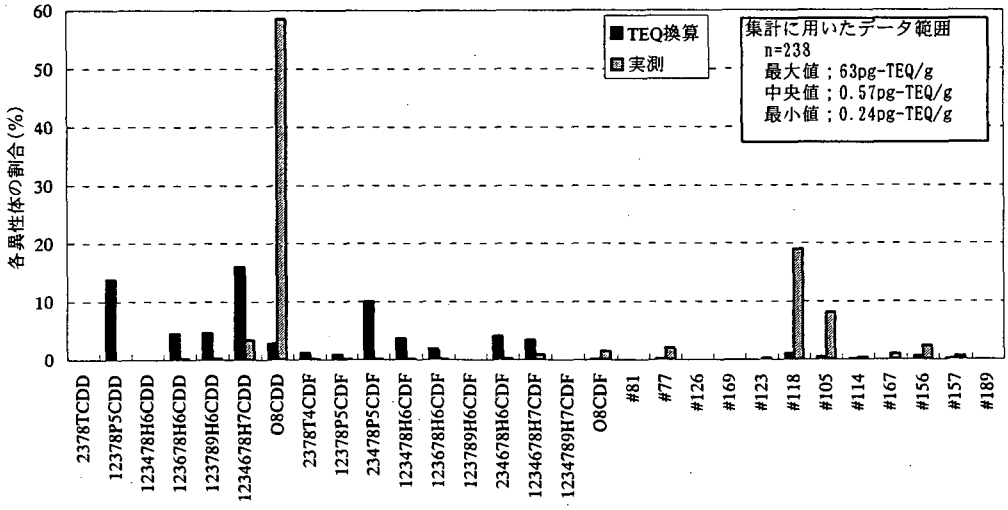
表－3　異性体のTEFと測定キットの交差反応性及び実測濃度(中央値)に占める各異性体の割合

異性体		TEF	交差反応性			実測濃度に占める割合(%)
			$ELISA_{ECO}$	$ELISA_{DT2}$	Ah-IR	
PCDD	2,3,7,8-TCDD	1	1	1	1	0
	1,2,3,7,8-PCDD	1	0.1	<0.001	0.8	0.023
	1,2,3,4,7,8-HCDD	0.1	0.003	<0.001	0.5	0
	1,2,3,6,7,8-HCDD	0.1	0.001	<0.001	0.5	0.11
	1,2,3,7,8,9-HCDD	0.1	0.003	<0.001	0.5	0.13
	1,2,3,4,6,7,8-HCDD	0.01	0.002	<0.001	0.2	3.3
	OCDD	0.0001	<0.001	<0.001	0.003	58
PCDF	2,3,7,8-TCDF	0.1	0.1	0.33	0.06	0.028
	1,2,3,7,8-PCDF	0.05	0.006	<0.001	0.07	0.032
	2,3,4,7,8-PCDF	0.5	0.6	0.002	0.9	0.042
	1,2,3,4,7,8-HCDF	0.1	0.005	<0.001	0.08	0.067
	1,2,3,6,7,8-HCDF	0.1	0.004	<0.001	0.6	0.035
	1,2,3,7,8,9-HCDF	0.1	0.002	<0.001	0.6	0
	2,3,4,6,7,8-HCDF	0.1	0.002	<0.001	0.5	0.074
	1,2,3,4,6,7,8-HCDF	0.01	<0.001	<0.001	0.06	0.80
	1,2,3,4,7,8,9-HCDF	0.01	<0.001	<0.001	0.07	0
	OCDF	0.0001	<0.001	<0.001	0.008	1.4
Co-PCB	3,4,4',5-TeCB (#81)	0.0001	0.01	<0.001	0.03	0
	3,3',4,4'-TeCB (#77)	0.0001	0.02	0.05	0.01	1.9
	3,3',4,4',5-PeCB (#126)	0.1	0.01	<0.001	0.3	0
	3,3',4,4',5,5'-HxCB (#169)	0.01	<0.001	<0.001	0.06	0
	2',3,4,4',5-PeCB (#123)	0.0001	<0.001	<0.001	0.002	0.16
	2,3',4,4',5-PeCB (#118)	0.0001	0.01	<0.001	0.0002	19
	2,3,3',4,4'-PeCB (#105)	0.0001	0.007	<0.001	0.0003	8.0
	2,3,4,4',5-PeCB (#114)	0.0005	0.004	<0.001	0.001	0.27
	2,3',4,4',5,5'-HxCB (#167)	0.00001	0.002	<0.001	0.0001	0.86
	2,3,3',4,4',5-HxCB (#156)	0.0005	0.005	<0.001	0.001	2.3
	2,3,3',4,4',5'-HxCB (#157)	0.0005	<0.001	<0.001	0.002	0.48
	2,3,3',4,4',5,5'-HpCB (#189)	0.0001	0.002	<0.001	0.0002	0

各測定キットが、各異性体に対して表-3の交差反応性を示し、相互の異性体が相加的に反応を示すと仮定すると、与えられた複数の異性体構成によって予想されるDEQを理論換算DEQと呼ぶことにする。

次に、底質の異性体構成の概略を知る目的で平成13年度、国土交通省が実施した河川底質ダイオキシン類実態調査のデータを用い、底質のダイオキシン類異性体構成比を整理し図-2に示した。なお、整理に用いたデータ数は238、ダイオキシン類濃度は0.24～63 pg-TEQ/g（中央値0.57 pg-TEQ/g）である。TEQ換算する前の実測濃度で計算すると全体濃度に対する各異性体の割合は、1,2,3,4,6,7,8- H7CDDが3.3%、O8CDDが58%、O8CDFが1.4%、Co-PCBの#77が1.9%、#118が19%、#105が8%、#156が2.3%であった。しかし、各異性体の実測濃度にTEFを乗じ、TEQ濃度で示すと実測濃度で整理した異性体構成パターンと大きく異なっており、1,2,3,7,8-P5CDD、1,2,3,6,7,8-H6CDD、1,2,3,7,8,9-H6CDD、1,2,3,4,6,7,8-H7CDD、O8CDD、2,3,7,8-T4CDF、2,3,4,7,8-P5CDF、1,2,3,4,7,8-H6CDF、1,2,3,6,7,8-H6CDF、2,3,4,6,7,8-H6CDF、1,2,3,4,6,7,8-H7CDFが全体の1%以上で存在している。

図-2に示す代表的なダイオキシン類異性体構成比のダイオキシン類からなる底質に対して、理論換算DEQは、$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$を用いて測定すると、その値は公定法のTEQに比べ3倍、8倍、0.7倍となる。従って、全国平均的な底質に対しては理論的には、公定法によるTEQに比べ、理論換算DEQは、$ELISA_{ECO}$、Ah-IRが過大、$ELISA_{DT2}$が過小となることが予想される。ダイオキシン類の底質対策としてもっとも利用性が高いと考えられる汚染範囲の確定の補助としての利用では、すでに代表的なダイオキシン類の異性体の構成がわかっているので、各キットの交差反応性を考慮した理論的DEQを算定し、もっともTEQに近いものを選択することが考えられる。ただ、現実の底質には、TEFを持たないダイオキシン類が存在すると考えられるが、キットの中には、TEFを持たない異性体との交差率を持つ場合があり、さらにダイオキシン類以外にも交差反応性を持つ物質が存在している可能性がある。現在のところ測定を妨害する主要な物質との交差反応性は十分にはわかっていない。従って、妨害性のある物質のクリーンアップによる精製を行うなどの方法を経験的に組み合わせることが重要と考えられる。



図－2　total TEQ/総実測濃度に占める各異性体の割合

また、各キットの検出下限値、定量下限値を表-4に示した。キットごとに検出性や定量性の定義が異なるため、本研究では各キットとも定量下限値付近の濃度で標準液を繰り返し測定した結果から標準偏差（σ）を求め、その3倍を検出下限値、10倍を定量下限値として比較した。

定量に必要な2,3,7,8-TCDDの絶対量は、$ELISA_{ECO}$法が265pg、Ah-IRが0.4pg、$ELISA_{DT2}$法が140pgであり、Ah-IRの感度が高い。

それぞれの測定法で推奨されている乾燥底質の量が5～100gまでと大きく異なるので、結果的には底質の定量下限は2,3,7,8-TCDD換算で、$ELISA_{ECO}$法が26.5pg/g、Ah-IRが0.08pg/g、$ELISA_{DT2}$法が1.4pg/gとなる。

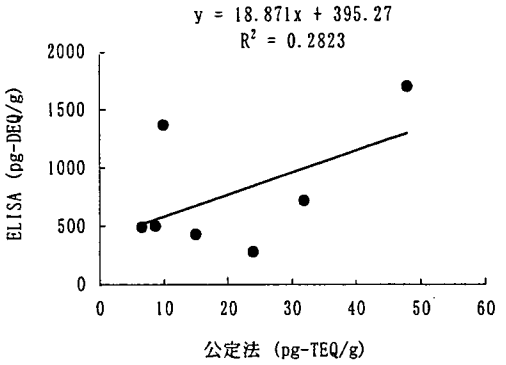
表－4 各キットの検出下限値と定量下限値

キット名	検出下限値			定量下限値		
	下限濃度 (pg/g)	試料使用量 (g)	絶対必要量 (pg)	下限濃度 (pg/g)	試料使用量 (g)	絶対必要量 (pg)
$ELISA_{ECO}$	8	10	80	26.5	10	265
$ELISA_{DT2}$	0.43	100	43	1.4	100	140
Ah-IR	0.024	5	0.12	0.08	5	0.4

3．2．2 国土交通省ダイオキシン類実態調査における河川底質試料を用いた比較

$ELISA_{ECO}$

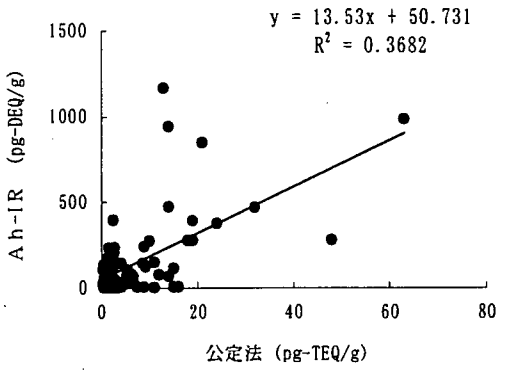
底質7サンプルについて公定法及びELISA法でそれぞれ測定した結果を図-3に示した。ELISA法の測定値は公定法と比較して高値を示し、公定法とELISA法の間には良好な相関は認められなかった。また、回帰式の傾きが18.87で公定法に比べ$ELISA_{ECO}$は20倍程度大きな値を示し、また切片も400pg/gと大きい。



図－3 7地点の河川底質を用いた公定法と$ELISA_{ECO}$の比較

Ah-IR

底質75サンプルについて公定法及びELISA法でそれぞれ測定した結果を図-4に示した。Ah-IR法の測定値は、公定法との間にやや低いながら相関が認められたが、多くの試料で十数倍高い値を示した。これは、前述したようにAh-IRの交差率は多くの異性体についてTEFより大きな値となっており公定法より測定値が大きくなる特徴を有していることが原因と考えられる。



図－4 75地点の河川底質を用いた公定法とAh-IRの比較

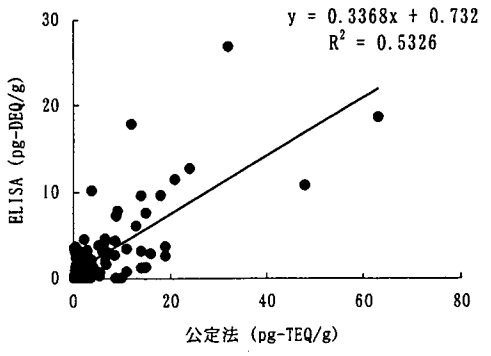
$ELISA_{DT2}$

底質101サンプルについて公定法及びELISA法でそれぞれ測定した結果を図-5に示した。両者の相関はやや低いながら認められ、傾きが0.3368と公定法よりELISA法の測定値の方が0.3倍と小さくなっている。これは、交差率が限られた異性体にしか存在しないことが原因と考えられる。

次に、これらのデータについてダイオキシン類異性体実測濃度に交差率を乗じた理論換算DEQ濃度（pg-DEQ/g）と実測濃度(pg-DEQ/g)を比較検討した。その関係を図-6、図-7、図-8に示した。

$ELISA_{Eco}$は、理論換算DEQに対し実測DEQが大きいものが多いが、小さくなる場合もある。精製過程での交差反応物質の除去等、前処理の改良が必要である。

Ah-IRは、ほとんどの試料において理論換算DEQに対し実測DEQが数倍大きな値となっており、多くのTEFをもつ異性体やTEFを持たない多くの物質との反応が示唆される。

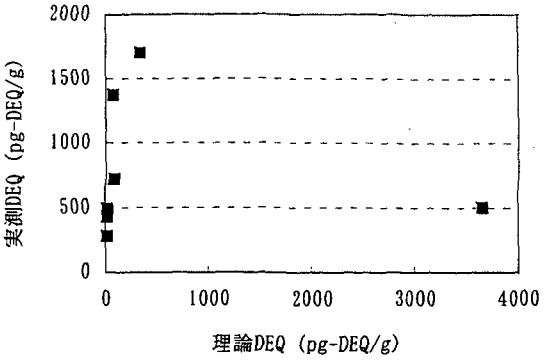


図－5 101地点の河川底質を用いた公定法と$ELISA_{DT2}$の比較

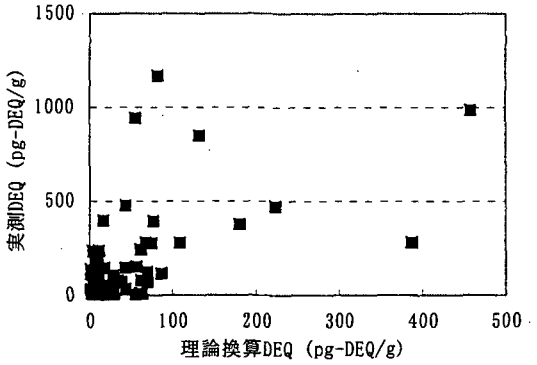
$ELISA_{DT2}$は、Ah-IR同様、ほとんどの試料において理論換算DEQに対し実測DEQが大きい。精製過程での交差反応物質の除去等、前処理の改良が必要である。

ただし、これらの比較に当たって、注意すべきことは、ここで使用した試料数は同じではなく、環境基準を下回る低濃度の試料であること、異なる河川、地点での試料を基にしていること、使用した試料量は同じでなく、抽出と精製の方法もなどの前処理法が少し異なっていることである。このため、次に述べる同一の試料での比較を行う必要があり、免疫抗体による方法以外の方法も検討対象とする必要がある。

これまでの結果から、対象とした免疫測定系はきわめて高感度のものが含まれるが、各キットともTEFと交差率が同じではなく、またTEFを持たない多くの物質に交差するため、測定値が過小となる場合、逆に過大となる場合が生じる。



図－6　$ELISA_{ECO}$の理論換算DEQ濃度と実測DEQ濃度の比較

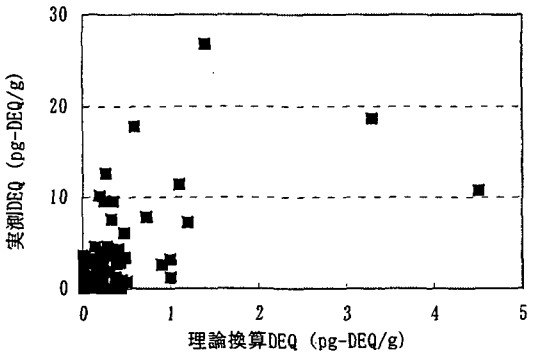


図－7　Ah-IRの理論換算DEQ濃度と実測DEQ濃度の比較

3．3　同一試料を用いたダイオキシン類簡易分析技術の比較検討

ダイオキシン類の簡易分析は乾燥、抽出、精製の前処理との組み合わせにより可能となる。ここでは、リサイクルチームと連携し、前処理と測定の組み合わせ技術による検討を行った結果のなかから、前処理が同じ試料を用いて検出法の比較検討を行った結果を報告する。

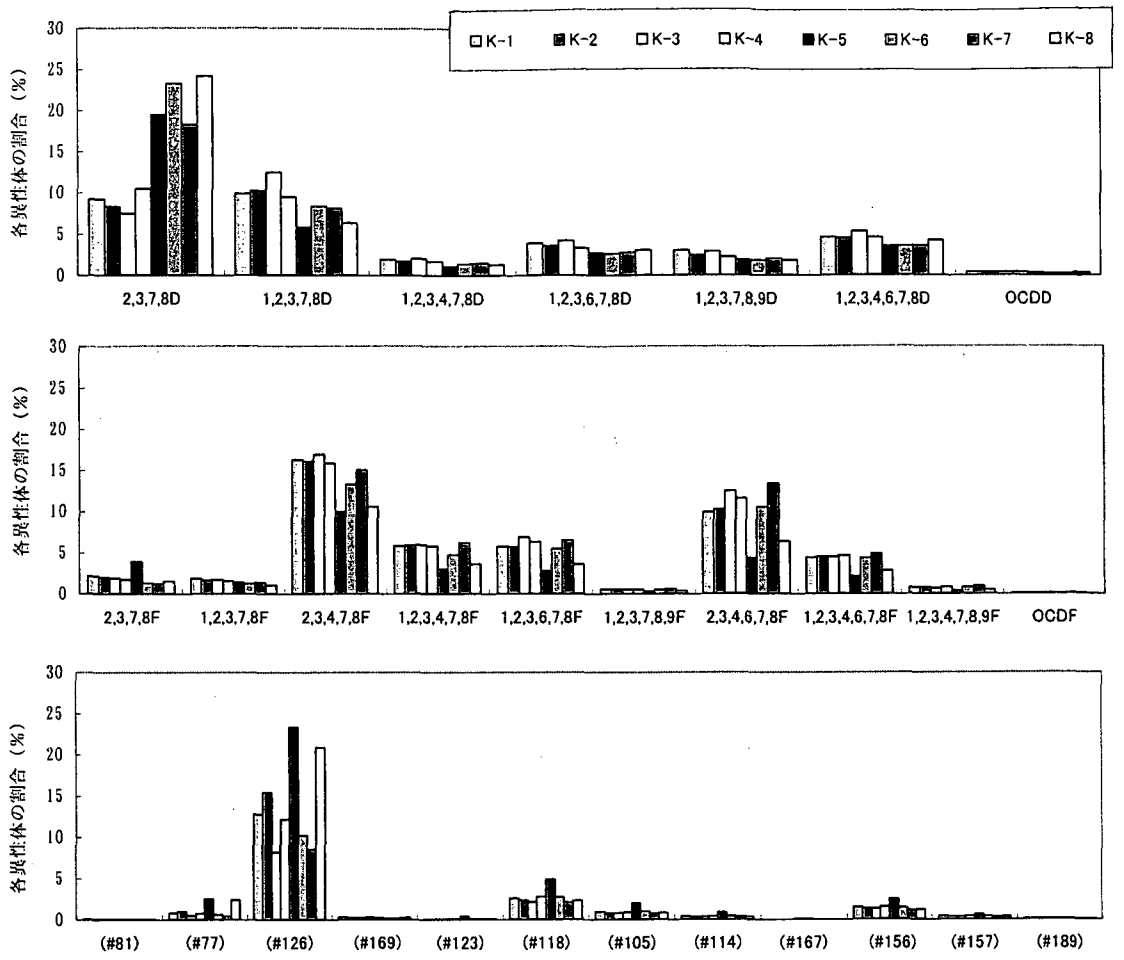
本検討は、出来るだけ類似の底質を用いて行うため同一河川で採取した試料を用いることとした。本検討に用いた底質試料は、関西地方のK河川で採取した。13検体の採取試料から、強熱減量、四重極GC/MSによるOCDD、TOXの測定結果からダイオキシン類が比較的高濃度で存在すると思われる9試料を選定した。更に、選定した9試料の公定法による測定結果から異性体構成がほぼ同じ8試料を検討試料とした。選定した8試料のダイオキシン類濃度は、140～330pg-TEQ/gである。Total TEQに占める各異性体の割合を図-9に示した。2,3,7,8-TCDD、1,2,3,7,8-PCDD、2,3,4,7,8-PCDF、2,3,4,6,7,8-HCDF、3,3',4,4',5-PeCB(#126)の割合が比較的大きい試料である。ここでは、公定法による乾燥・抽出・精製を行った試料を用い、前述した$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$に四重極GC/MSによる方法を加えた4検出法について比較検討を行った結果を述べる。



図－8　$ELISA_{DT2}$の理論換算DEQ濃度と実測DEQ濃度の比較

四重極GC/MS法は多くの異性体の中から特定の異性体だけを選択し、その異性体の存在濃度を測定し、公定法によって測定されたTEQとの相関をとって、四重極GC/MSで測定された特定の異性体の濃度をもとに未知試料のTEQを推定する方法である。本検討ではPCDD、PCDFの各異性体のうちTEFを有する17異性体の測定を試みた。

公定法で求めたダイオキシン類濃度（pg-TEQ/g）とそれぞれの簡易検出法で求めた値との関係を図-10、図-11、図-12、図-13に示した。四重極GC/MSによる方法では2,3,7,8-TCDDを一例とした。



図－9　total TEQに占める各異性体の割合

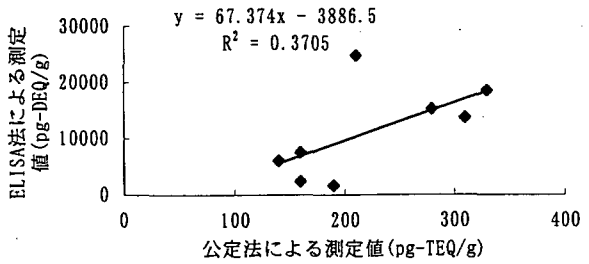


図-10　公定法のTEQとELISA$_{ECO}$法でのDEQとの比較

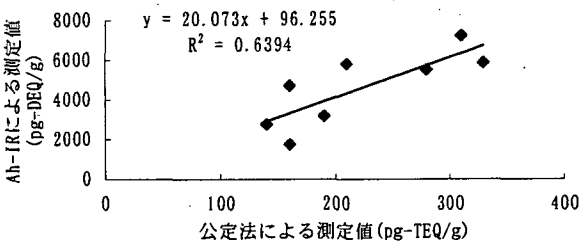


図-11　公定法のTEQとAh-IR法でのDEQとの比較

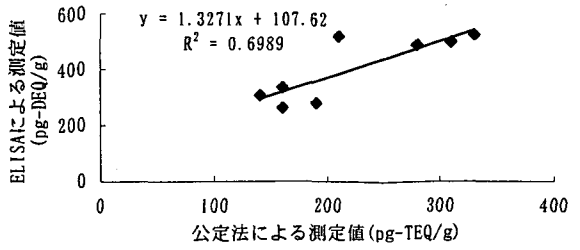


図-12　公定法のTEQとELISA$_{DT2}$法でのDEQとの比較

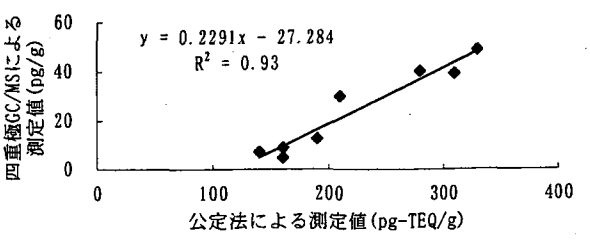


図-13　公定法のTEQと四重極GC/MS法による2,3,7,8-TCDD測定値の比較

$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$については、試料数が少ないものの図-3、図-4、図-5に示した異なる河川・地点での底質を用いた結果と比べると相関が良くなっている。

四重極GC/MSによる方法では2,3,7,8-TCDDを含め17異性体について相関を評価した。その結果を表-5に示した。total TEQに占める割合が高い異性体が比較的高い相関を示す傾向が見られる。このことは、四重極GC/MSによる方法を用いる場合は、total TEQに占める割合が高い異性体を選択することが望ましいことを示唆している。

表-5　公定法のTEQ(x)と四重極GC/MSによる各異性体の測定値(y)の関係

異性体	回帰式	R^2	異性体	回帰式	R^2
2,3,7,8-TCDD	y=0.2291x-27.284	0.930	2,3,4,7,8-PCDF	y=0.0881x+10.177	0.413
1,2,3,7,8-PCDD	y=0.0645x-1.1043	0.710	1,2,3,4,7,8-HCDF	y=0.0722x-5.2844	0.760
1,2,3,4,7,8-HCDD	y=-0.0058x+2.9531	0.076	1,2,3,6,7,8-HCDF	y=0.2285x-17.936	0.687
1,2,3,6,7,8-HCDD	y=0.0061x-0.0502	0.306	1,2,3,7,8,9-HCDF	y=0.0049x+0.115	0.058
1,2,3,7,8,9-HCDD	y=0.0042x-0.0505	0.370	2,3,4,6,7,8-HCDF	y=0.1185x-8.653	0.629
1,2,3,4,6,7,8-HCDD	y=1.8514x-115.02	0.585	1,2,3,4,6,7,8-HCDF	y=1.1174x+3.0191	0.324
OCDD	y=7.1842x-358.09	0.523	1,2,3,4,7,8,9-HCDF	y=0.2637x-8.8752	0.327
2,3,7,8-TCDF	y=0.0433x+10.772	0.076	OCDF	y=2.3639x-232.69	0.345
1,2,3,7,8-PCDF	y=0.0886x+7.4737	0.505			

3．4　ダイオキシン類簡易分析技術の適用性の評価方法

簡易分析技術は、ダイオキシン類による汚染が確認された場合その汚染範囲を迅速により安価に測定する手段として期待されている。前述の「同一試料を用いたダイオキシン類簡易測定技術の比較検討」で用いた底質8試料は、異性体構成が類似のものであり汚染範囲の確認調査の模擬試料として使用することができると判断しこの試料を用い簡易測定技術の現場への適用を試みた。

汚染範囲の推定に当たっては、汚染地域をメッシュに切って多くの試料の測定を行い、その結果から同等濃度のコンターラインを引く。この場合、いくつかの試料については公定法と簡易法で測定を行い、両者の関係から公定法の値を推定する方法をとる。公定法と簡易法の関係を求めるにはより多くの試料について測定することが望ましいが、時間と費用がかかることから実際には少ない限られた試料数で求めることになる。

実際の調査では数多くの試料が対象となるが、ここでは、仮想の検討として先の8試料を汚染地域の全試料と仮定した。このなかからどれ位の試料数を選んで相関を求めるかが問題となる。

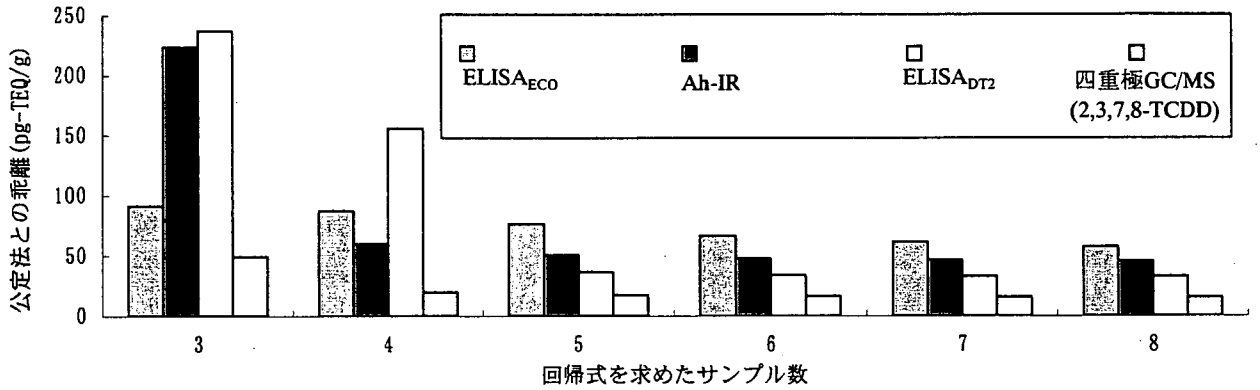
① 先ず、8試料から3試料を選び公定法と簡易法の関係を求め、この関係式から全8試料の値（TEQ）を推定した。8試料から3試料を選び出す場合、その組み合わせは56通りとなるが全ての組み合わせについて計算を行った。

② 次に、8試料から4試料を選ぶ場合の70通り、5試料を選ぶ場合の56通り、6試料を選ぶ場合の28通り、7試料を選ぶ場合の8通り、8試料全てを選ぶ場合について計算した。

具体的には、$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$と四重極GC/MSの2,3,7,8-TCDDについて推定値を計算し、公定法実測値と簡易法推定値との乖離（絶対値）を求めた。この乖離の全ての値から、その最小値、平均値、最大値をまとめて表-6に示すとともに表中の平均値の値を図-14に示した。当然のことながら試料数が多くなるに従い、公定法と簡易法推定値の乖離が小さくなる傾向が見られる。8試料の公定法による実測濃度は、140～330pg-TEQ/g（平均値：220pg-TEQ/g）である。公定法と簡易法の関係を3試料で求めたケースでは、公定法との乖離の絶対値の平均は、49～237pg-TEQ/gであった。しかしながら、公定法との乖離の絶対値の最大は、670～19000 pg-TEQ/gであり公定法の値と大きく異なることがあった。公定法と簡易法の関係を求める試料数が増えると乖離の絶対値は小さくなり、実際にはあり得ないと思われるが、全8試料で求めたケ

表－6　公定法と簡易法の関係式から推定した値と公定法実測値との乖離の絶対値（pg-TEQ/g）

回帰式を求めたサンプル数	$ELISA_{ECO}$ 公定法との乖離			Ah-IR 公定法との乖離		
	最小値	平均値	最大値	最小値	平均値	最大値
3	0	91	670	0	223	19518
4	0	87	797	0	60	630
5	1	76	576	0	51	312
6	0	67	262	0	48	147
7	0	61	235	3	46	96
8	0	57	214	14	46	72
回帰式を求めたサンプル数	$ELISA_{DT2}$ 公定法との乖離			四重極GC/MS(2,3,7,8-TCDD) 公定法との乖離		
	最小値	平均値	最大値	最小値	平均値	最大値
3	0	237	11681	0	49	3299
4	0	156	17429	0	20	171
5	0	37	163	0	17	57
6	0	34	120	0	16	48
7	2	33	112	0	16	43
8	9	33	101	2	16	38



図－１４　　回帰式を用いた推定値と公定法実測値との乖離の絶対値の平均
(pg-TEQ/g)

ースで見ると、公定法との乖離の絶対値の平均は、16～57pg-TEQ/g、最大でも38～214pg-TEQ/gの乖離に収まった。

また、公定法との乖離を平均値で評価すると3試料の関係式から推定したケースでは、四重極GC/MS（2,3,7,8-TCDD）、$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$の順に乖離が小さいが、4試料の関係式から推定したケースでは、四重極GC/MS（2,3,7,8-TCDD）、Ah-IR、$ELISA_{ECO}$、$ELISA_{DT2}$の順に、5試料以上の関係式から推定したケースでは、四重極GC/MS（2,3,7,8-TCDD）、$ELISA_{DT2}$、Ah-IR、$ELISA_{ECO}$の順であった。5試料以上の関係式から推定したケースでは、前述の図-10、11、12、13に示す全8試料の相関係数の順（四重極GC/MS（2,3,7,8-TCDD）、$ELISA_{DT2}$、Ah-IR、$ELISA_{ECO}$）と同じであったが、4試料、3試料と試料数が少ない場合は異なった順番となっている。

以上のことから、実際の現場に簡易分析技術を適用する場合においては、単に公定法との相関関係から選定するのではなく、このようないくつかの限られた試料での関係式から推定した値と公定法との乖離について事前に評価しておくことが望ましい。実際の調査においては数十、或いはそれ以上の試料について測定することになると考えられるが、これらのケースについても検討し公定法と簡易法の関係式を求める上において適切な試料数を見極めておく必要がある。

3．5　精度管理手法の検討

ダイオキシン類の測定分析に関しては『測定値の信頼性確保』のために，公定法（JIS K 0312）では種々の品質管理項目が定められている。品質管理項目のデータは測定分析機関に記録として保管され、依頼業務の場合、その一部は測定値と共に依頼元へ報告される。しかしながら、ダイオキシン類の測定分析結果の妥当性を，品質管理項目をも含めて確認するためには極めて高い専門知識が必要である。これまで専門家が行ってきたダイオキシン類測定データの精査作業の一部をパターン化、システム化することで、報告された測定値が公定法で定められた品質管理規格を満足する状態で得られたものであるかを確認するソフトウェアを作成した。本システムでの判定項目の 1 例を表-7 に示す。本ソフトウェアの使用方法は、ソフトウェアを測定分析機関等の依頼先へ配布し、測定分析機関は測定分析終了後、数値等をソフトウェアに入力する。本ソフトウェアでは入力されたデータの内容に矛盾や規格逸脱があれば指摘し、また公定法で定められた規格を満足する状態でなければ出力（印刷等）が不可能とすることで判定が分かりやすい。依頼元は本ソフトウェアの出力結果の提出を要求することにより、定められた品質管理規格を満足しているダイオキシン類測定分析値を得ることが可能となる。本ソフトウェアは、土木研究所ホームページ等で公開し広く活用できるようにする予定である。

表－7　精度管理のための判定項目と判定基準（例）

判定項目			判定基準
ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟｽﾊﾟｲｸ	PCDD，PCDF		各塩素数ごとに2,3,7,8-位塩素置換体 1 種類を添加しているか
	Co-PCB	ﾉﾝｵﾙﾄ体	全種類を添加しているか
		ﾓﾉｵﾙﾄ体、ｼﾞｵﾙﾄ体	各塩素化合物ごとに 1 種類ずつ添加しているか
分解能			10,000以上であるか
ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞ周期			1 秒以下であるか
測定質量数			正しい質量数で測定が行われているか
			試料、内標準物質各塩化物ごとに 2 つ以上の質量数とロックマス用選択イオンの質量数を測定しているか
ｸﾘｰﾝｱｯﾌﾟｽﾊﾟｲｸの回収率			50－120％の範囲にあるか
ｻﾝﾌﾟﾘﾝｸﾞｽﾊﾟｲｸの回収率			70－130％の範囲にあるか
塩素同位体比			±15％（検出下限の 3 倍以下の場合は±25％）の範囲にあるか
検量線作成時のRRFからの変動範囲			±20％の範囲にあるか

4．まとめ

本研究では、ELISA 等による簡易分析法と精度管理手法について以下の結果を得た。

1) 共同研究を実施している $ELISA_{ECO}$、Ah-IR、$ELISA_{DT2}$ の異性体ごとの検出と検出下限の特徴を整理し、実試料に適用した場合の結果と比較した。この結果、全国河川底質の実測 DEQ は TEQ より、$ELISA_{ECO}$ と Ah-IR は常に過大、$ELISA_{DT2}$ は過大あるいは過小となった。理論換算 DEQ と実測 DEQ の比較からは、TEF を持たない物質との交差反応の可能性が示唆され、精製法の検討が重要と分かった。

2) 同じ乾燥、抽出、精製の前処理を行った試料を用い、$ELISA_{ECO}$、Ah-IR、 $ELISA_{DT2}$ と四重極 GC/MS による簡易検出手法について比較検討した。試料数が少ないながらも比較的良い相関性が認められた。

3) 簡易分析技術の現場への適用に当たっては、単に公定法との相関関係から選定するのではなく、いくつかの限られた試料での関係式から推定した値と公定法との乖離を求める等の評価方法も重要であることが分かった。

4) 測定値の信頼性確保のため専門家が行っていた測定データの精査作業の一部をパターン化、システム化し、報告された測定値が公定法で定められた品質管理規格を満足する状態で得られたものであるかを確認するソフトウェアを作成した。

5) 今後、より多くの試料を基に検討を進めるとともに、ダイオキシン類の対策がとられる現場での検討を行う必要がある。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

５．参考文献

1) 小森行也、八十島誠、田中宏明、南山瑞彦、鈴木穣、伊藤弘之「河川底質のダイオキシン類対策に必要な簡易測定技術」、環境システム計測制御学会誌、Vol.7、No.2、pp.255-258、2002.9
2) 永柳、４重極GC/MSによるダイオキシン類の簡易測定技術、資源環境対策、Vol.37,pp.921-925（2001）
3) 上東浩、ダイオキシン類測定分析の迅速化・簡易化、資源環境対策、Vo.37,pp.942-947（2001）
4) 大川真、GC/MS/MSによるダイオキシン類の簡易分析、資源環境対策、Vo.37,pp.932-935（2001）
5) 中村朋之 他､大容量注入装置を用いたイオントラップ型GC/MS/MSによるダイオキシン類分析法の検討、第９回環境化学討論会、pp.248-249（2000）
6) 坂田一登 他、高速溶媒抽出法と免疫測定法を組み合わせた迅速ダイオキシン分析技術、資源環境対策、Vol.37,pp.87-91（2001）
7) 小林康男 他、Ah イムノアッセイによる環境サンプルのダイオキシン類測定の実例、造水技術、Vol.27,pp.3-8（2002）
8) 橋場常雄、リポータージーンアッセイ法によるダイオキシン類の分析について、造水技術、Vol.27,pp14-19（2002）
9) 村田弘司、ジーン・バイオアッセイによるダイオキシン類の測定、資源環境対策、Vol.37,pp.970-974（2001）
10) 加藤みか、ダイオキシン類の測定を正確かつ大幅に効率化できる方法、第２回効率的な環境管理のための最新の簡易測定技術、エコケミストリー研究会(2002)

3. 水生生態系から見た河川水質の評価に関する研究

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研　究　員　玉本　博之
交流研究員　宮本　宣博

1．はじめに

下水道整備によって公共用水域の水質汚濁は改善され、生物環境への影響はある程度改善してきたものと考えられる。しかし生態系の保全といった観点からは、まだ課題が多く残されているのが現状であり、公共用水域の水質保全に加え多様な生物が棲めるような、「生態系に配慮した取り組み」が必要となっている。このような背景から生息空間の確保を目的として、多自然型川づくりへの取り組みが近年活発になされているが、特に都市域では水資源の再利用に伴い、下水処理水の河川へ占める割合は年々大きくなっており、再利用比率が90%を超えるような河川もみられている。このため、環境保全を目的とした下水道事業や河川整備を検討していく上で、水質が生態系へ与える影響について充分な検討を行なっていく必要性があるものと思われる。

しかしこれら生物の多様性が維持できる健全な生態系を確保するために必要な水質レベルついては、まだ情報量が少ないのも現状である。そこで都市部の河川を調査対象河川に選定し、そこに生息している水生生物と水質との関係について調査を行なった。

2．調査地区の概況

今回の調査の対象とした地区（多摩大橋地区）は、多摩大橋を中心とした約2600mの区間である（図-1）。この地区の上流には羽村取水堰があり、多摩川から水道原水として東京都東村山浄水場などに取水している他、下流域については約 $2m^3/s$ の流量を水質浄化対策として放流しており、さらに秋川の加わった流量が多摩川本川となりこの地区に到達している。

多摩大橋地区の特徴は、この地区の上流域には大規模な下水処理施設がなく、この地区で初めて下水処理場からの放流水が排水樋管を経由して多摩川本川に流入し、河川流量だけでなく栄養塩類等の河川水質も大きく変化している地点であることがあげられる。調査は平成13年12月に実施し、各水質項目及び底生生物の採取を行なった。なお底生生物の採取は上流地点(St.1)では瀬の任意の地点、5地点で採取し同時に各水質項目の測定を行なった。またその他の地点(St.2,St.3)については、横断方向に5～7地点を選び底生生物の採取を行なった。

3．結果と考察

下水処理水の河川への混合状況を確認するため、導電率を指標として用いた。調査結果を図-1に示すが、A処理場の下水処理水は幹線樋門を経由して多摩川本川に流入しているが、排水は多摩川本川に流入後直ちに混合しているわけではなく、合流後100m下流の St.2 では余り混合されない状態であることが、確認されている[1]。

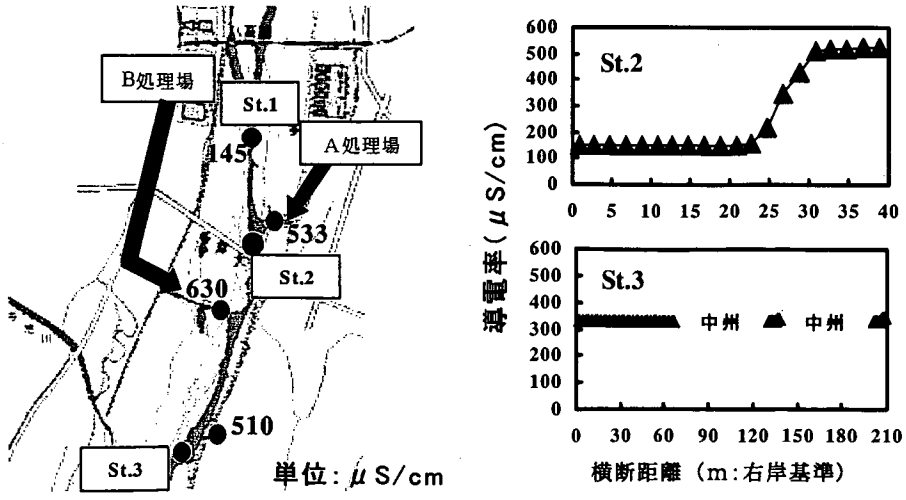


図-1　調査地域及び多摩大橋地区における導電率の分布

このSt.2よりもさらに約1400m下流のSt.3では、栄養塩類、電気伝導度は概ね横断方向に見ても左右岸に差はなく均一に混合していることが確認できた。このことから、多摩大橋付近にある2つの下水処理場（A、B処理場）の放流水はこのSt.3地点で多摩川本川と十分混合しているものと判断できた。

そこでこれらの縦横断方向の濃度変化を利用して、下水処理水の合流に伴う底生生物の変化について検討を行なった。また以下に示す式から多様性指数（H'）(Shannon 指数)についても算出した。

多様性指数（Shannon 指数）

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} P_i \log_2 P_i$$

S：種類数

p_i：i番目の種類の個体数が総個体数に占める割合

多様性指数は生物種の多様性を評価する指数で、各出現種の個体数が均等なほど多様性指数は大きくなり、多様性が高くなることを示している。逆に特定の出現種のみが卓越した場合は、多様性指数は小さくなる。

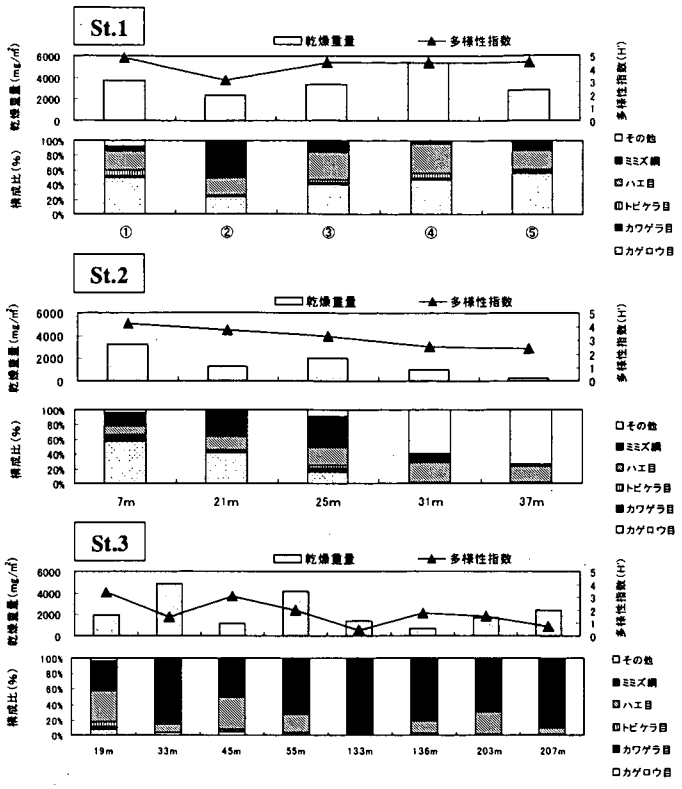


図-2 各調査地点における底生生物の乾燥重量，多様性指数，構成比の分布

底生生物の調査結果を図-2に示すが、底生生物の生物量（乾燥重量）はSt.2では下水処理水の影響が見られる左岸から横断方向に、次第に生物量が減少する傾向が確認され、多様性指数が低下する傾向が確認された。また種の構成を見ると、下水処理水の影響が見られる地点ではカゲロウ目の出現量が減少する傾向が明瞭に確認された。最下流のSt.3地点ではミミズ目の出現量が多く見られ、ミミズ目の出現量によって乾燥重量や多様性指数が大きく変動した。またカゲロウ目の出現量が殆ど見られなくなるなど、St.2，St.3地点で共通して見られる傾向も確認された。これら底生生物の変化と水質の関係について検討を行なったが、今回調査を行なった導電率，窒素，リン，ＴＯＣ，ＤＯ，ｐＨの各項目の間には、互いに有意な相関関係が確認されており、これらの水質項目のどの成分がこれらの生物群集変化に影響を与えたかについては明瞭に出来なかった。

また、各調査地点では物理要因（流速，水深，河床構造等）が異なっていたことから、今後は、各水質項目のどの成分が底生生物群集の変化を明らかにしていく研究を進めていくとともに、物理的要因を考慮した評価手法についても検討を行なっていく必要があるものと考えられた。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

〈謝辞〉

本研究の一部は、河川生態学術研究会の総合的な調査研究の一環として実施されたものである。底生生物の調査に関しては、東京大学大学院農学生命科学研究科森林動物学教室の加賀谷 隆先生との合同調査で実施したものであり、先生には多大なご指導を頂いた。ここに感謝の意を表します。

〈参考文献〉

1) 田中宏明他（2002）水生生態系から見た河川水質の評価に関する研究，平成13年度下水道関係調査研究年次報告書集

4. 底泥－水間の物質移動に関する調査

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　佐々木　稔
専門研究員　李　建華
交流研究員　和田　順之輔

【要旨】
湖沼等の閉鎖性水域では、流域からの流入及び内部生産によって生じる汚濁物質は、水との界面付近の底泥に蓄積することが多く、また、底層環境の季節変化等によっては底泥から溶出することにより水質に悪影響を及ぼすことがある。このため、底泥と水が存在する環境下における汚濁物質の挙動を解明することは、健全な水環境の保全のためには重要な課題となっている。本調査は、富栄養化対策の観点から底泥－水間の栄養塩類の移動現象を解明することを目的としている。平成14年度は、富栄養化がみられる湖沼や貯水池における現地調査、底層環境改善実験及び採取した底泥サンプルを用いた室内試験を行った。その結果は以下に示す通りである。
1）水温やDO及びORPセンサー等による連続測定をベースとした水柱と底泥表層のモニタリングシステムを試作し、湖内環境と底泥から汚濁物質が溶出する条件の観測を行った。
2）湖沼底泥を用いた室内溶出実験によって擬似浚渫泥厚と溶出量の関係について検討した結果、リン及び窒素の溶出には底泥の表層部の寄与が大きいことが判った。
3）貯水池で行った底層への酸素供給実験では、酸素供給による底泥からの栄養塩溶出抑制効果と深層水中における硝化・脱窒の促進効果を確認した。
キーワード：底泥、栄養塩、溶出、DO、ORP、モニタリング

1. はじめに

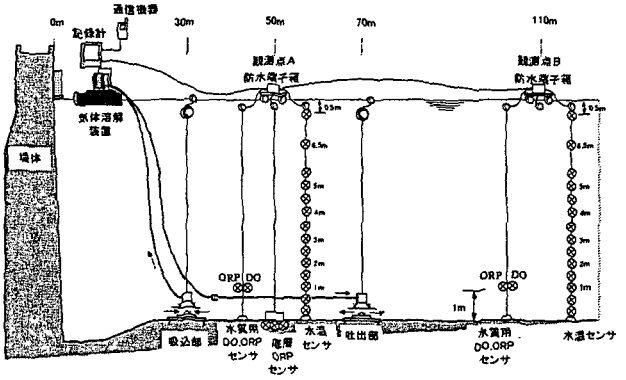
流域からの汚濁負荷の他に、底泥からの汚染物質の溶出が水質改善の遅れの原因となっており、また、底泥の改善の遅れが水質の他にも棲息する生物環境にも影響を与えている。効果的な底泥の対策を立てるため、また、将来の水質を予測するために、底質に含まれる栄養塩類等の汚染物質の変化機構を解明し、底泥が水質に与える影響を評価する手法の確立が求められている。本調査では、対象物質として栄養塩類を中心とし、底泥からの溶出機構の解明、底泥からの溶出量推定のための試験法の提案、底泥が水質に与える影響の推定方法の提案を行うものである。

2. 調査の内容

2.1　溶出量推定のためのモニタリングシステムの開発

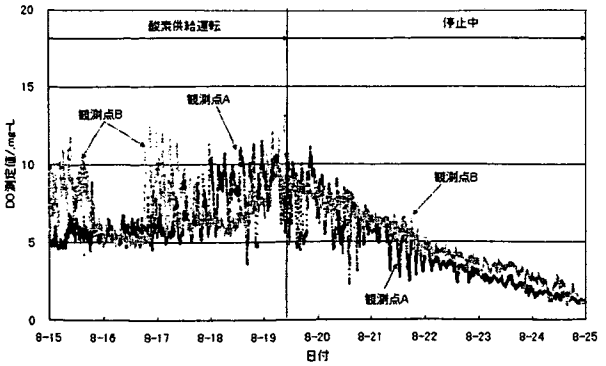
底泥－水間の沈降、吸着及び溶出といった物質移動現象の把握を目的に、湖沼等の現地における水柱及び表層底泥のモニタリングシステムの構築することを目標とし、水温やDO及びORPセンサ等による連続測定を行うことによって、栄養塩の溶出量との関係についての検討を行った。

現地実験は、平成14年7月から9月にかけて、三春ダムの牛縊前貯水池における高濃度酸素水供給実験の開始前から終了後までの期間を通じて、水温、DO及びORPセンサーによる連続モニタリングを行った。モニタリングに使った測定装置及び装置の配置は図－1に示す。堤体から上流方向へ50mの地点（観測点A）と110mの地点（観測点B）のフロートにセンサの変換器を設置し、フロートから湖底のアンカーまでのケーブル上に各センサを設置、得られた信号は、記録計によってするとともに、通信機器を介した遠隔監視が可能なシステムとした。



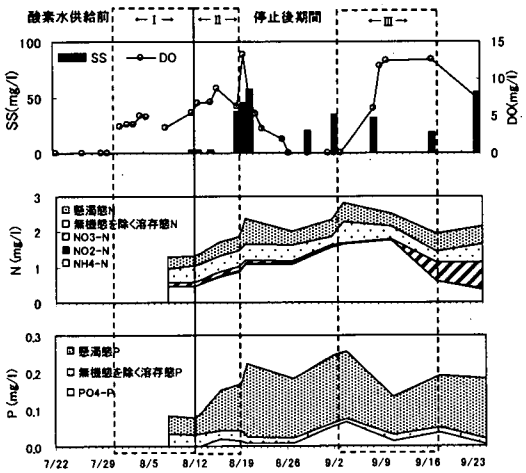
図－1　連続測定装置配置図

観測点AとBの2箇所に設置したDO計では、溶存酸素濃度に差がみられ、酸素供給装置の稼動による酸素濃度上昇と停止後の酸素消費の状況を詳細に捕えることができた（図－2）。



図－2　酸素供給装置稼動時の酸素濃度上昇と停止後の酸素消費の状況

底層水中の酸素の消長に伴う栄養塩濃度の変化については湖上からの採水による確認を行い、酸素供給期間には底層水中酸素濃度の上昇とそれに伴う栄養塩（NH_4-N、PO_4-P）濃度の低下が、酸素供給停止後の底層水中の残存酸素が無くなった後にはNH4-NとPO4-P濃度の顕著な上昇がそれぞれ観測された（図－３）。



図－3　底層水中酸素濃度の変化に伴う栄養塩濃度の変化

また、底泥中のDOが消費された後の酸化還元環境の変化を確認するための指標として、水中および表層底泥中におけるORPの変化について、試作した現地連続測定可能なセンサーシステムを用いた測定を行った。酸素供給停止後、特にDOが0に低下した後には、底泥直上水と表層底泥中のORP値が急激に低下する傾向が確認できた。

計測期間末期のORP値の上昇は、秋季に起こった全層循環の影響を受けたものと推測される（図－４）。

今年度実施した底泥－水境界層のORPの連続測定は、試作したセンサーを用いた湖沼等の現場における初めての測定試験であったため、長期連続測定時のデータの信頼性には疑問があり、特に底泥表層のORP測定に用いたセンサーの精度の維持手法や定点連続観測のための設置方法について、さらなる検討が必要と思われた。

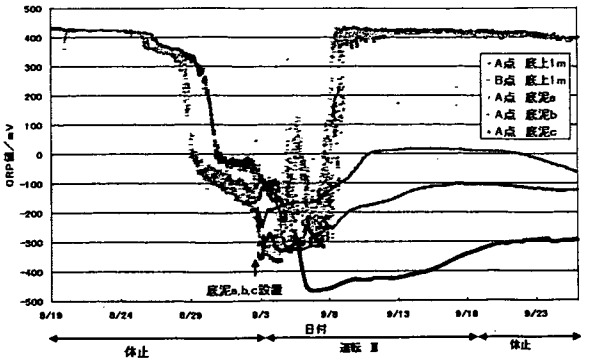


図-4　底層水並びに底泥中の酸化還元電位の変化

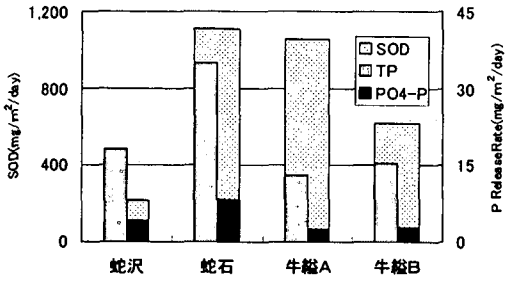
2.2　直上水モニタリングを併用した室内底泥溶出試験

底泥実験装置（李ら、2000）を用いて静置溶出試験及び底泥巻き上げシミュレーション試験を行った。同装置による試験の特徴は、不撹乱採取した底泥コアが入っているサンプリング管をそのまま試験チャンバーに利用できること、底泥直上水中の水温、DO及びORPの連続計測－オンライン記録ができることである。

試験に使用した底泥コアは、平成14年5月に福島県の三春ダムの蛇沢川前貯水池と蛇石川前貯水池で各1地点、6月に同じく三春ダムの牛縊川前貯水池の2地点において採取した。以下、試験に供した底泥コアサンプルを採取地点の名称を用い蛇沢、蛇石、牛縊A、牛縊Bと表記する。現場での採泥時に底泥の採取厚を25cm前後に調整、O－リング付きネジ蓋で密閉、コアサンプルを封入し、保冷材を用い低温で実験室に運搬し、試験に供した。静置溶出試験は4試料全てを対象に実施したが、巻き上げ試験は蛇沢、蛇石の2試料のみを対象として実施した。酸素消費速度試験及び静置溶出試験はコア疑似現場法の原理を適用し、湖水のみのチャンバーをコントロールとして用いた。巻き上げ試験では底泥界面上10cmの位置で直上水を攪拌（350 rpm、10分）することにより底泥巻き上げをシミュレートした。各試験において直上水の温度、DO、ORP、pHの変化は1分間隔でモニタリングし、水質分析のための直上水試料はサイフォンを用いて底泥界面の約5cm上の位置から採取した。両試験とも直上水試料の水質分析にはオートアナライザー（TRACCS）とTOC計(島津5000A)を使用し、底泥分析は元素分析計(FlashEA1112)を用いて行った。

底泥の酸素消費速度（SOD）及びリン（DTP、PO_4－P）の溶出速度の試験結果は図－５に示すように、蛇石のSODが最も高く(1,108mg/m²/day)、溶出速度も高い値を示し、TPとPO_4－Pがそれぞれ35.1mg/m²/dayと8.23mg/m²/dayであった。底泥の巻き上げ試験について蛇石と蛇沢を比較した結果は表－１に示している。巻き上げ操作後の酸素消費速度も蛇沢が約8,500mg/m²/hに対し、蛇石は約

11,300mg/m²/h と高く、ORP 測定値も蛇石は巻き上げ操作の前後で 209mv から-201mv と急激な減少が観測された。また、DO と ORP の減少に伴って直上水中の TN と TP の濃度が上昇し、蛇沢は巻き上げ前と比較して TN で 3 倍、TP で 12 倍となっていたのに対し、蛇石では TN で 26 倍、TP で 63 倍へとそれぞれ濃度が上昇していた。

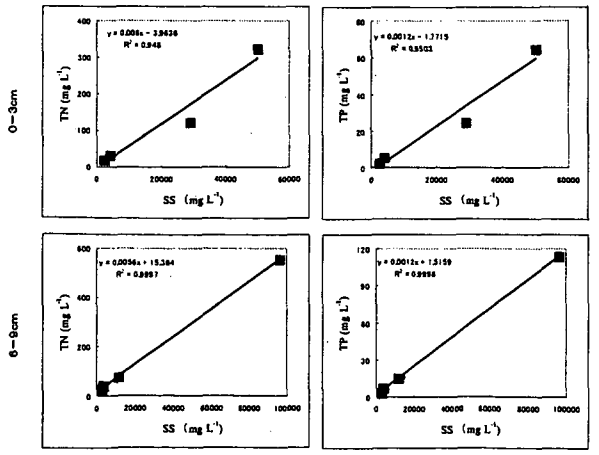


図－5　底泥の酸素消費速度(SOD)と溶出速度

表－1　底泥巻上げ実験結果

調査地点名	巻上前後	TN/SS (mg/g dw)	TP/SS (mg/g dw)	⊿DO (mg/m²/h)	ORP (mv)	TN (mg/L)	NH₄-N (mg/L)	TP (mg/L)	PO₄-P (mg/L)
蛇沢	巻上前	298	15	8,488	184	6.25	4.17	0.32	0.05
	巻上後				-62	18.27	6.02	3.86	0.04
蛇石	巻上前	880	140	11,281	209	11.44	5.57	1.82	0.05
	巻上後				-202	293.86	8.03	114.41	0.06

今回の試験結果から、栄養塩の溶出速度は静置試験系においてSODと正の相関がみられ、また、巻き上げ試験系においてはDOの変化の影響に加え、SSと栄養塩濃度との相関を示唆するデータが得られた(図－6)。今回の室内試験に用いた底泥では、蛇石前貯水池の底泥は蛇沢前貯水池の底泥と比較した場合、風などの外力による攪拌によって生じる巻き上げの影響を受け易く、また、巻き上げに伴う栄養塩の水中への回帰率も高い性状の底泥であったと考えられた。

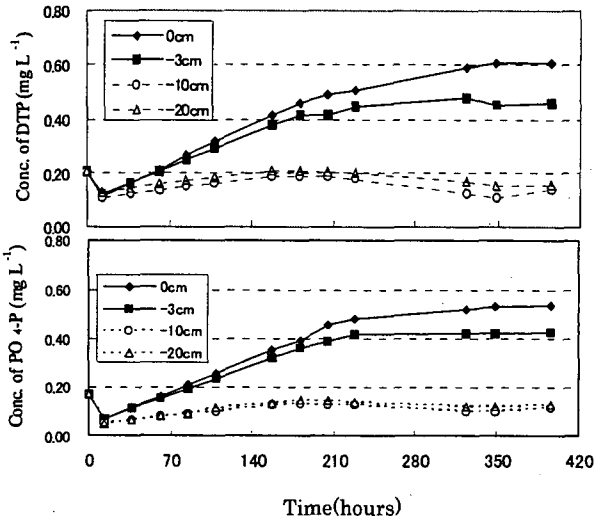


図－6　巻き上げ試験系におけるSSと栄養塩濃度との相関

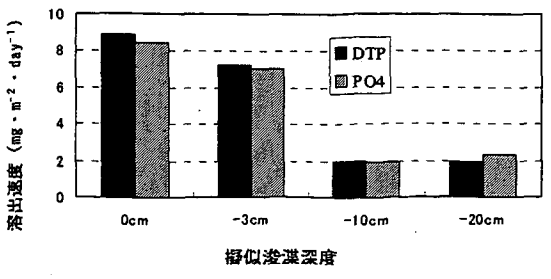
2.3　擬似浚渫によるリン溶出速度の変化に関する調査

底泥からの栄養塩の溶出速度に浚渫が及ぼす影響を調査するため、底泥表層から深さ方向に3、10、20 cm分をカット(除去)したコアサンプルを用いた静置溶出試験、及び巻き上げ後の水への栄養塩の回帰速度を比較するための、異なった深さに位置する底泥サンプルを用いた巻き上げ溶出試験を実施した。試験には平成14年4月に手賀沼より採取した底泥コアサンプルを用いた。

静置溶出試験中におけるDTPとPO_4-Pの経時変化を図－7に示す。コントロール底泥コアサンプル(ノーカットのコア)と比較した場合、表面から3cm、10cmとカットした底泥の厚さに伴いリンの溶出量が次第に減少する傾向が見られたが、10cmと20 cmカットのコアからの溶出試験結果には有意な差が見られなかった。リンの経時変化に基づいて算出した溶出速度(図－8)は、ノーカットの底泥コアのPO_4-P溶出速度で8.4mg/m2/dayとなっており、10cmカット後の底泥コアでは2.0mg/m2/dayまで低下していたことが判明した。3 cm、10 cmと20 cmカットサンプルからのPO_4-Pの溶出速度は、それぞれノーカットの83.8、22.7と27.7%であったことから、今回調査の擬似浚渫操作でリンの溶出が抑制されたことが明らかになった。

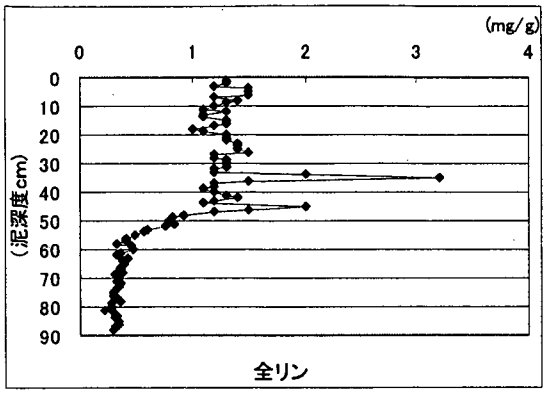


図－7　室内擬似浚渫試験(静置溶出試験の経過)



図－8　室内擬似浚渫試験による溶出量

同じ調査地点で採取した別の底泥コアサンプルで測定したTP含有量の鉛直プロファイルから、0～45cmの深さまでリンの含有量はほぼ均等（約0.7mg/g）であることが確認されていることから（図－9）、10cmカットによるリン溶出速度の大幅な低下の理由は、リンが溶出しやすい底泥の表層部分が取り除かれたことであると推定された。また、擬似浚渫後溶出試験に用いた試験容器中に残った底泥の量が減ったことも、溶出速度の低下に寄与していたことも考えられた。



図－9　底泥中の全リン含有量の鉛直分布

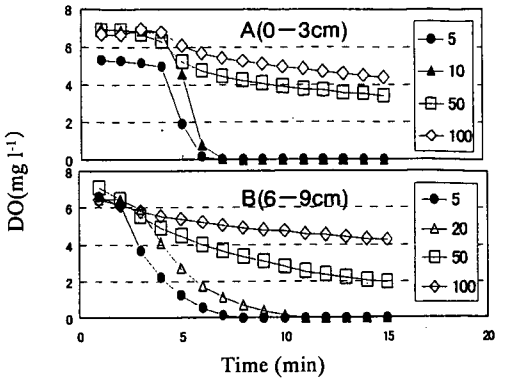
同一のコアサンプルを用いて異なる深さ（底泥界面から0－3cm、同6－9cm）に位置していた底泥を用いて擬似巻き上げ試験を行い、浚渫前後の底泥からのリンの水中への回帰速度がどのように変化するかについて調査を行った。試験条件は表－2に示している。

表－2　底泥巻上げ実験条件

採取層	試料番号	水(Vw) (mL)	泥(Vs) (mL)	体積比 (v/v)
0－3cm	1-1	800	200	**5**
	1-2	900	100	**10**
	1-3	980	20	**50**
	1-4	990	10	**100**
6－9cm	2-1	800	200	**5**
	2-2	950	50	**20**
	2-3	980	20	**50**
	2-4	990	10	**100**

＊ 体積比は、底泥のボリュームに対する希釈率をさす
＊ 装置容積は 2,000ml、 装置回転数は700rpm、回転は15分間。

底泥試料を5、10、50、100倍（水：底泥比）の希釈率で調整したスラリーを、350rpmの強度で15分間攪拌する巻き上げ操作を行った後、懸濁液中の溶存態リンとSSを分析した。底泥の巻き上げによるDOの低下率はそれぞれの実験系に含む底泥の量に（図－10）依存し、DOの低下に伴うPO_4-Pの溶解脱離量は図－11に示すモデル計算式(1)と(2)によって算定した（図－12）。



図－10　巻上げ実験中のDOの低下

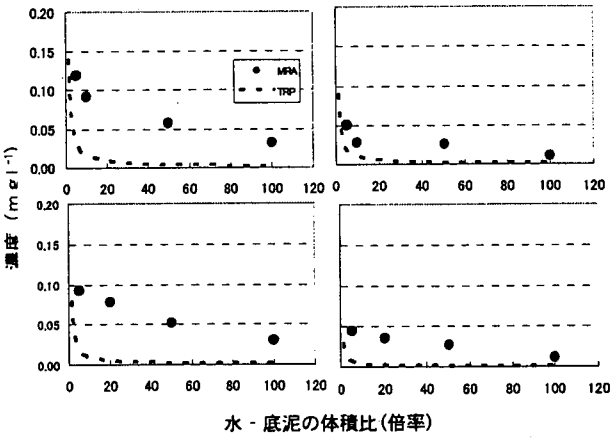
$$TRP = \frac{C_S \cdot W_S \cdot \Delta SS \cdot V_W}{\rho_S (1 - W_S)} \qquad (1)$$

C_S: concentration of nutrients in the pore water
W_S: water content in the sediment (0–3 or 6-9 cm)
ΔSS : SS in the diluted solution
V_W: volume of the diluted solution
ρ_S: pore water density in the sediment (0–3 or 6-9 cm)

$$MRA = \Delta C_W \cdot V_W = (C_{W2} - C_{W1}) \cdot V_W \qquad (2)$$

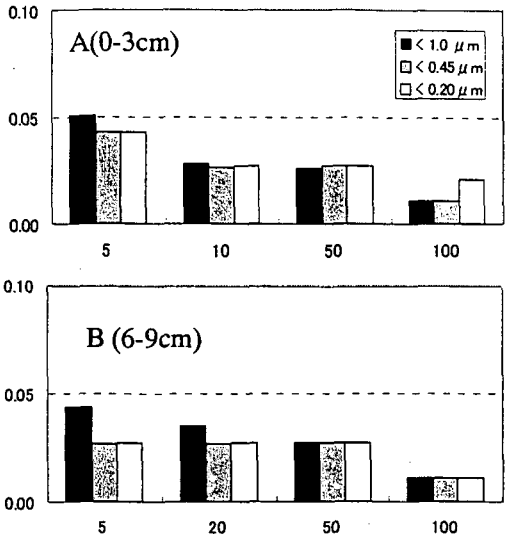
C_W: concentration of nutrients in the sluurry
C_{W1}: initial concentration of nutrients in diluted solution before test
C_{W2}: concentration of nutrients in diluted solution after test

図－11　DOの低下に伴うPO_4-Pの溶解脱着量を推定するモデル式



図－12　水-底泥体積比の変化に伴うTP溶出量の実測と推定の比較

また、異なる孔径サイズ（1.0、0.45、0.20μm）のろ紙による分画分析の結果（図－13）では、PO_4-P濃度に違いがほとんどみられないことから、モデル計算値より高く検出されていたリンは懸濁粒子態の浮遊残物ではなく粒子から離脱した溶解性リンであることが推測された。



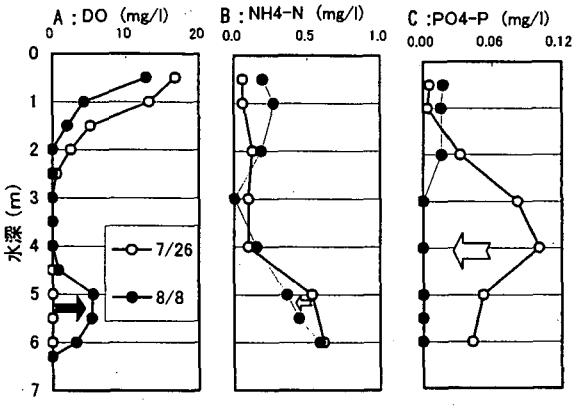
図－13　異なる口径ろ紙による分画分析結果

2.4　貯水池底層への酸素供給による栄養塩溶出抑制効果に関する検討

富栄養化した閉鎖性水域において底泥からの栄養塩溶出を抑制するための、高濃度酸素水の供給による底層環境の改善を目的としたDO制御システムの開発を、平成14年度より共同研究により開始した。同システムの実証実験を、平成14年7月から9月にかけて福島県三春ダムの牛縊前貯水池において行った。同システムの特徴は、温度センサーによって高濃度酸素水の供給を細かくオン－オフ制御することにより、夏季に湖沼等で形成されている温度成層を破壊せずに底層部のみに酸素の供給が可能とした点である。

酸素供給による底層環境改善効果を評価するため、高濃度酸素水供給実験の前後を含めた7/22～9/25の期間で合計17回の採水調査を実施した。高濃度酸素水を供給した期間は、期間Ⅰ(7/31～8/12：期間内採水3回)、期間Ⅱ(8/13～19：採水3回)、期間Ⅲ(9/3～18:採水3回)とし、供給装置からの酸素水の吐出速度は期間Ⅰは90m3/h、期間Ⅱ・Ⅲは30m3/hに設定した。装置運転時に供給した高濃度酸素水のDOは約50mg/Lであった。酸素水供給前(7/22～30:期間内採水4回)、期間Ⅱ終了から期間Ⅲ運転開始まで(8/20～9/2:採水3回)、及び期間Ⅲ終了後(9/19～25:採水1回)は酸素供給停止期間とした。採水調査位置は酸素水供給装置の吸入口と吐出口の直近を避け、機器連続観測点A(吸入口と吐出口の中間)、B(吐出口から上流に40mの地点)を選定した。水質分析用サンプルはA、B地点においてバンドーン採水器にて湖面から鉛直方向に0.5m、1m、2m、3m、4m、5m、6mの各水深で採取し、栄養塩(NH_4-N、NOx-N、NO_2-N NH_4-N、PO_4-P、TN、DTN、TP、DTP)とDOCについてそれぞれオートアナライザー(TRACCS)とTOC計(島津5000A)を用いて分析を行った。また、測定項目以外はそれぞれ[PTN]＝[TN]－[DTN]、[DON]＝[DTN]－[DIN]、[DIN]＝[NH_4-N]＋[NOx-N]、[PTP]＝[TP]－[DTP]、[DOP]＝[DTP]－[PO_4-P]として計算により求めた。

図－14に観測点Aにおける酸素水供給前と期間Ⅰの水質鉛直分布の比較を示す。深層水中(5－6m)のDO濃度が高くなっており(図－14A)、これに連動したNH_4-NとPO_4-Pの濃度低下も確認され(図-14BとC)、栄養塩の溶出が酸素供給による底層環境の改善によって抑制されたと考えられた。



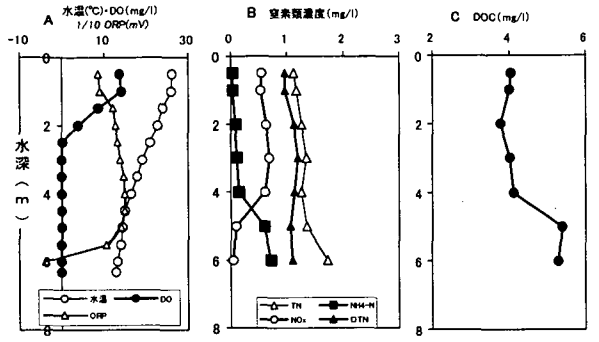
図－14　酸素水供給前と期間Ⅰの水質鉛直分布の比較

また、酸素供給1日前と供給9日後の水質結果を比較したところ(図－13、図－14)、深層水中(5－6m)のDO濃度の上昇(図13A、14A)に伴うNH_4-N濃度の低減だけでなくNO_3-N濃度の上昇も確認され、深層水中の硝化過程を促進したものと考えられた(図－13B、14B)。水深3-4m層に観測されたNO_3-N濃度の顕著な減少は脱窒を促進した結果と推測され、同水深で計測されたTN、DTN及びDOC濃度の減少(図－14B、14C)もこの推測によって説明できた。B地点でも同様に水柱中の硝化・脱窒が生じており、主に底泥から溶出したと考えられるアンモニア態窒素が効率的に除去されていたことが推測された。

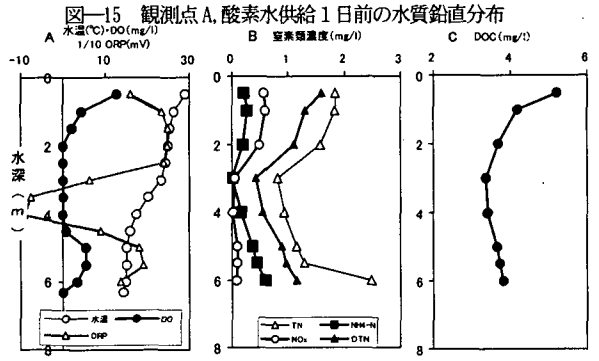
湖面から順に好気層－嫌気層の二層に形成されていた湖水の鉛直成層構造を好気－嫌気－好気の三層構造に変えることによって、底層ではDO上昇に伴うNH_4-N濃度低下とNOx-N濃度上昇する硝化促進が起こり、その上に位置する中間嫌気ゾーンでは脱窒による硝酸イオンの顕著な減少が生じていることが推測された。また、中間嫌気ゾーンにおけるDOCの濃度低下も、脱窒によってカーボンソースとして溶解性の有機物が消費させた結果と考え

られた。

前ダム貯水池の水柱中における硝化･脱窒現象は、酸素水供給装置の運転－停止制御によって水温躍層を維持したことにより、深層水の底部から好気ゾーンと嫌気ゾーンを独立的に形成させたことによって生じたものと考えられ、特に脱窒現象は好気ゾーンで硝化されたNO_3-Nが濃度勾配の影響によって徐々に上部の嫌気ゾーンに移行拡散していく過程で生じたものと推察された。底泥からの栄養塩溶出を抑制する効果がのみではなく、効率的に硝化・脱窒を促進する底層環境制御手法として高濃度酸素水供給システムが利用できる可能性が今年度の調査により明らかになった。



図―15　観測点A,酸素水供給１日前の水質鉛直分布



図－16　観測点A,脳水小酸素水供給前と90日後の水質鉛直分布

3．まとめ

本研究は，底泥が水質に与える影響の推定方法を提案するため、現地調査と室内実験を通じて共同研究で開発したモニタリングシステムを検証し、底泥からの溶出量推定のための試験法と底泥からの溶出機構を検討した。その結果、DOとORPの連続測定システムは栄養塩の溶出量推定のための試験法への有効性を示唆され、表層底泥の存在状態の違いは、擬似浚渫の結果から栄養塩の溶出量を左右することがうかがわれた。

今後は、現場観測に関してはORPセンサを用いて底層水や底泥そのものの酸化還元状態の確認を行い、水温・DO等も含めたセンサによる測定データにサンプリングによる水質及び底質の分析結果と併せ、栄養塩溶出量推定に必要な現地観測法の確立を目指す予定である。また、室内試験に関しては、DOとORPのオンラインモニタリングに加え、濁度のモニタリングシステムも組みこむことによって、室内溶出試験（静置溶出・巻き上げ溶出）結果から栄養塩の溶出量推定を可能とするための試験法の確立に向け、溶出試験系の体系化を図っていく予定としている。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

参考文献

1）佐々木稔[1]、田中宏明[1]、李建華[1]、和田順之輔 中村圭吾[1]、柴田省三[2]、田中克知[2]、福井真司（2002.11）　底層環境改善のためのモニタリング技術と活用。第14回環境システム計測制御学会（EICA）研究発表会　発表論文　滋賀大津 Vol.7 No.2 pp237-240.

2）柴田省三，田中克知，田中宏明，佐々木稔　(2003.3)、底質改善への気体溶解装置の適用（II）「底質改善のモニタリングと今後の課題」。　第37回日本水環境学会年会研究発表会、p120.

3）和田順之輔，李建華，佐々木稔、田中宏明　(2003.3)、底質改善への気体溶解装置の適用（III）「DO制御に伴う水質変化に関する検討」。　第37回日本水環境学会年会研究発表会、p120.

4）李建華，和田順之輔，佐々木稔、田中宏明　(2003.3)、底質改善への気体溶解装置の適用（IV）「深水層に見られる消化・脱窒への促進効果」。　第37回日本水環境学会年会研究発表会、p120.

5）李建華、和田順之輔，佐々木稔、田中宏明（2002.9）三春ダムにおける異なる前貯水池の底泥から栄養塩類の溶出特性。日本陸水学会第67回大会、P110.

6）Jianhua Li, Junnosuke Wada, Minoru Sasaki and Hiroaki Tanaka (2002.10) Simulated Dredging for Evaluation of Release of Phosphorus from lake Sediments. 5TH International Symposium on Sediment Quality p32, Chicago, USA.

5. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
主任研究員　佐々木　稔
研　究　員　岡安　祐司
交流研究員　宮本　博
交流研究員　壬生　勝泰

【要旨】
近年、水環境中での界面活性剤の分解物質や人畜由来のホルモンなどによって野生生物の内分泌攪乱が生じる場合があると報告されている。こうした内分泌攪乱物質について、発生源や排出源などで効率的なリスク削減対策を講じるためには、これら物質の水、底泥などの水環境での挙動を把握し、水域に与える影響を把握することが必要である。本プロジェクトでは、都市排水由来のこれら内分泌攪乱物質の、河川水・底質中などにおける調査分析手法の開発、また水環境中での分解・生成といった変化現象の把握を目的としている。
14年度は、底泥試料を対象としたノニルフェノキシ酢酸の分析法に関する検討を行い、GC/MSによる分析手法を改良することで回収率を向上させた。また、内分泌攪乱物質の水環境中での挙動を把握するため、湖沼及び河川における実態調査を行い、都市排水由来の流入状況、河道における変化や底泥への蓄積状況を明らかにした。
キーワード：NP、NPEO、NPEC、エストロゲン、内分泌攪乱物質、河川水、底泥、挙動

1. はじめに

生物の正常なホルモン作用に影響を与えることが疑われている外因性の物質（内分泌攪乱物質）による環境汚染問題が顕在化してきているなか、人畜由来のエストロゲンそのものによる環境影響についても、その内分泌攪乱作用の強さから注目が集まり始めている。都市排水を由来とするエストロゲンとしては、17β-エストラジオール（女性ホルモン、以下 E2）、その代謝生成物であるエストロン（E1）、エストリオール（E3）及び経口避妊薬の主成分であるエチニルエストラジオール（EE2）を挙げることができる。

環境中に存在している濃度と内分泌攪乱作用の強さから、エストロゲンに次いで環境に与える影響が大きいと考えられるノニルフェノール（NP）は、都市排水に含まれる非イオン界面活性剤であるノニルフェノールエトキシレート（NPEO）が、下水処理場や河川の中でノニルフェノキシ酢酸（NPEC）等の中間物質を経由して分解されることによって生成しているといわれている。

エストロゲンやノニルフェノール類(NP、NPEO、NPEC、以下 NPs）といった物質による環境リスクを正しく評価するためには、これらの物質の測定法を開発するとともに、水環境中における変化、生成、分解、蓄積、移動といったような挙動を把握することが必要である。

本研究では、環境水中でのこれらの物質の挙動を把握するため、まず流域の汚水処理形態に着目し、異なる流域（多摩川、大津川）で実態調査を実施した。特に多摩川では下水処理水が本川に合流後、支川、樋管の流入が殆どない区間を有するため、河道内での消長についても併せて検討を行った。また、これらの都市排水に由来する物質が水域に流入した後、付着藻類、底生動物及び底質にこれらの物質が蓄積している可能性があるため、その蓄積状況について検討を行った。さらに、適切な前処理、抽出法を用いたエストロゲン関連物質の機器分析手法を開発した。

2. 研究の内容

2. 1　環境水中の NPs、エストロゲンの流出

2. 1. 1　手賀沼流入河川における負荷量実態調査

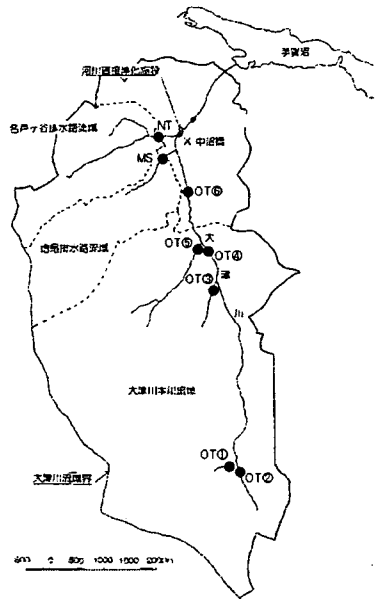
1）対象河川及び調査地点

対象河川は、手賀沼の主要な流入河川であり、手賀沼流域のうち、面積で約23%、人口で約41%を占める流域をもつ大津川及びその支川である名戸ヶ谷排水路、増尾排水路である（図－1）。

採水地点は、大津川本川及び支川を含め6地点（記号：OT①～OT⑥）、名戸ヶ谷排水路流末（同：NT）、増

尾排水路流末（同：MS）とした。大津川流域のフレームの変化を表－１に示す。

汚水処理形態については、下水道整備が大幅に進んでいるものの、単独処理浄化槽利用者の比率が依然として最も大きい。特に、調査対象河川の流域毎に下水道普及率を見ると、名戸ヶ谷排水路流域の普及率が75％であるのに対し、大津川本川流域と名戸ヶ谷排水路流域はそれぞれ20％、15％と低い状況にあり、流域によって大きな差がある。



図－１　対象河川と調査地点

表－１　大津川流域フレーム

調査年	流域面積(ha)	土地利用(%) 市街地	水田	畑地	林地	流域人口(人)	処理形態別人口割合(%) 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

2）調査方法

試料の採水は、対象河川の河川流末であるOT⑥、NT、MSの３地点について2002年11月、2003年２月の２回、その他の地点については2003年２月の１回、晴天日に実施した。

採水頻度は、流末の３地点では３時間間隔で24時間連続採水を行い、試料をそのまま分析に供した。その他の地点は流量比例の１日コンポジット試料に調整したうえで分析に供した。

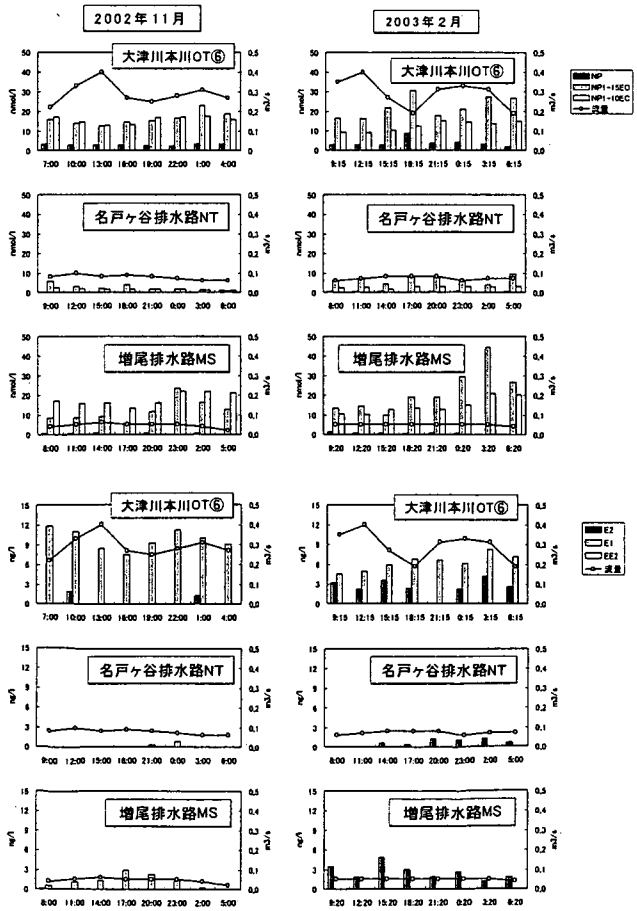
3）水質分析

分析項目は、NP、NPEO、NPEC、エストロゲンとした。NP、NPEOの分析は「下水試験方法（追補暫定版）内分泌攪乱化学物質編及びクリプトスポリジウム編」[1]に概ね準拠し、HPLC を用いて行った。また、NPEC[2]、エストロゲン[3]の分析は、LC/MS/MS を用いて行った。

4）調査結果

大津川本川OT⑥、名戸ヶ谷排水路流末NT、増尾排水路流末MSの各地点におけるエストロゲン、NPsの測定結果を図－２に示す。

E2は、2002年11月の調査では、OT⑥で２回検出された以外は検出下限値未満であったのに対し、2003年２月調査では、ほとんどの地点で通日検出され、その範囲は<0.3～4.1ng/lであった。また、E1については、2002年11月調査では、採水の時間帯によっては検出下限値未満の場合もあったものの、いずれの地点においても検出された。その範囲は、OT⑥が7.5～11.8ng/l、NTが<0.2～0.8ng/l、MSが<0.2～2.9ng/lであった。これに対し、2003年２月調査では、OT⑥においては通日検出されたもののその濃度範囲は4.5～8.3ng/lであり、全般的に11月の測定結果よりも低い値であり、NT、MSにおいては、いずれの時間帯でも検出されなかった。



図－２大津川流域におけるｴｽﾄﾛｹﾞﾝ、NPsの経時変化

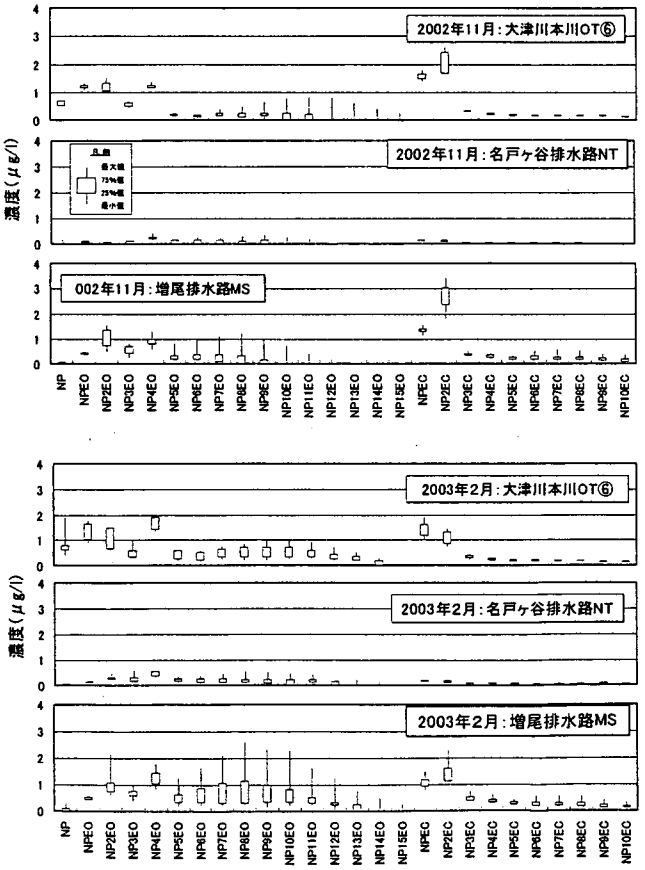
EE2 については、すべての地点において検出されなかった。

NP については、2回の調査で顕著な差異は見られないものの、OT⑥の濃度範囲は 1.82～8.64ｎmol/l であり、NT、MS はこれより低い値であった。

NPEO、NPEC については、下水道整備率が高い名戸ヶ谷排水路 NT では、他の2地点に比べ低い濃度であった。

図－3に NP の濃度分布、NPEO、NPEC についてはエトキシ鎖長別の濃度分布を示す。

OT⑥、MS における NPEO は、NP1～15EO まで分布しており、いずれの地点においても NP1～4EO と NP8～10EO の間にそれぞれピークを持つ分布であるのに対し、NPEC は NP2EC にピークを持つ NP1～10EC までの分布である。



図－3　NP、NPEO、NPEC の濃度分布

2. 1. 2　多摩川における河道内変化

1）対象河川及び調査地点

調査は多摩川の中流部の多摩大橋を基準とし約4kmの区間（以後、多摩大橋地区）で行った。調査地点は図－4に示す9地点（①～⑨）である。

本地区の特徴は、これより上流域には大規模な下水処理施設がなく、ここで初めて下水処理場の処理水が流入し、河川水質が大きく変化する地点であり、ここでエストロゲン及びノニルフェノール類の負荷量収支を調査し、河道内でのそれらの挙動を推定した。

2）調査方法

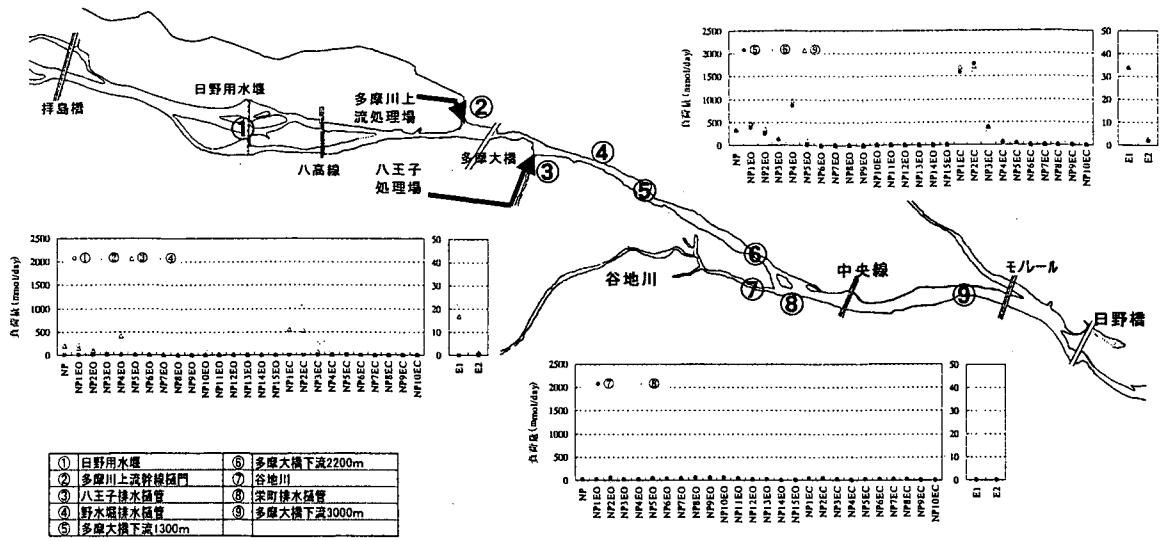
分析項目のうち、NP、NPEO、NPEC、エストロゲンの分析は 2.1.1 と同様の方法で行った。また、エストロゲン様作用をもつ物質の包括的試験法であるエストロゲン様活性は矢古宇らの方法に従い遺伝子組み換え酵母法によって測定を行った。

3）調査結果[4)5)6)]

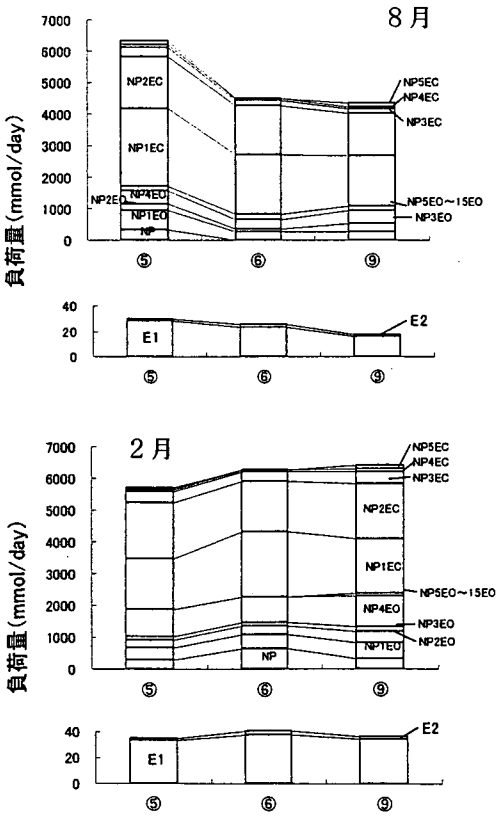
各地点における負荷量調査結果を図－4に示す。エストロゲンについては、下水処理場を主な由来とする樋管（樋門）の影響が大きく、地点②、④の負荷量で、地点⑥を通過する負荷量の殆どを説明できた。その構成としては、エストロゲンは E2 に比べ E1 の濃度が高く、この傾向は夏期、冬期ともに同じ傾向であった。ノニルフェノール関連物質についてもエストロゲンと同様に、両樋管（地点②、③）における影響が大きく、その分布パターンは、NP1EC、NP2EC に占める割合が高い特徴が確認された。また、両樋管が合流した多摩大橋下流 1、300m地点の NPEO、NPEC の分布は、両樋管の分布パターンと非常に似た分布が確認された。

また、この地点から多摩大橋下流 3、000mの区間には大きな樋管や支川が殆どなく（地点⑦、⑧）、その負荷量は本川負荷量に比べ非常に少ない。そこで、この区間を利用して、ノニルフェノール関連物質、エストロゲンの流下過程における変化について検討を行った（図－5）。

その結果、夏期（8月）はノニルフェノール関連物質及び、エストロゲンは流下に伴い減少する傾向が確認され、特に E1 は流下に伴い 44％減少する特徴的な傾向が確認された。ノニルフェノール関連物質も全体では減少傾向が確認されたが、その分布パターンに大きな変化は確認されなかった。一方、冬期（2月）の調査では、エストロゲン、ノニルフェノール関連物質については、流下過程での減少傾向は確認されず、夏期調査とは異なった傾向が確認された。これらの要因として流下過程での分解や底質への蓄積等が要因として考えられた。河床においては、河床に付着した藻類について過去に調査を行っており、ノニルフェノールでは水の濃度に比べ、150～300 倍程度高い検出濃度であった。



図－４　多摩川地区におけるノニルフェノール類及びエストロゲンの負荷量（２月）



図－５　ノニルフェノール類及びエストロゲンの流下過程における変化

2．2　底生生物中のエストロゲン関連物質蓄積状況

下水処理水が流入する多摩川において、NP、E2 及びビスフェノールＡ（以下、BPA）の付着藻類と底生動物に対する蓄積状況を調査した結果を表－２に示す[7]。

NP の生物濃縮係数（BAF）は付着藻類が 160～650 であるのに対し、底生動物は 63～990 であった。また、BPA の付着藻類、底生動物に対する濃縮係数はそれぞれ 18～650、8～170 であった。

E2 の付着藻類に対する濃縮係数は 64～1200、底生動物に対しては 100～160 である。したがって、付着藻類や底生動物に含まれる、E2、NP は水中の濃度に比べ高い割合で濃縮されることが明らかとなった。

表－２　内分泌攪乱物質及びエストロゲンの生物濃縮係数

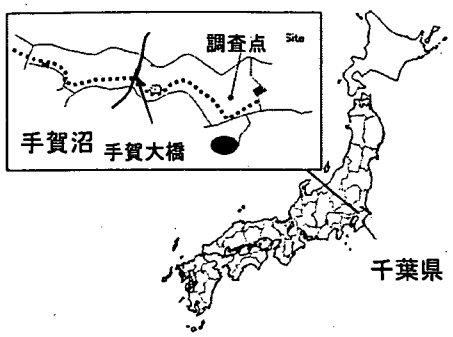
	NP		BPA		E_2	
	periphytons	benthos	periphytons	benthos	periphytons	benthos
St.1	–	–	–	–	1200	–
St.2	290	700	86	170	840	–
St.3	310	990	84	120	330	–
St.4	160	63	63	12	220	–
St.5	300	310	45	8	730	100
St.6	470	70	18	57	230	–
St.7	340	–	67	13	68	–
St.8	650	–	650	15	64	160
Average	360	430	140	56	460	130

2．3　NPs、エストロゲンの湖沼底泥への蓄積状況

湖沼に関する類似の報告事例は少なく、その実態は不明な点が多いため、湖沼底泥中のエストロゲン様物質の蓄積状況に関する調査を行った。調査は、手賀沼の底泥を採取し、エストロゲン（E1、E2、EE2、E3）とノニルフェノール類（NP、NPEO、NPEC、以下、NPs）の鉛直分布を測定するとともに底泥の年代測定を行った。

2．3．1　調査方法

調査は 2002 年４月に、環境基準点である手賀沼中央付近において実施した。調査地点を図－６に示す。



図－６　調査範囲・調査位置

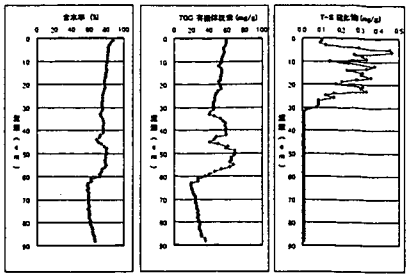
底泥試料は、ダイバーが潜水により水中作業でアクリル製パイプ（10cmφ×100cm）を用いて不撹乱状態で採取し、深さ方向に１cm 毎に分割した。分析項目は、一般項目(密度、含水率、強熱減量 IL、全有機炭素 TOC、全窒素 TN、全リン TP、硫化物 T-S)、エストロゲン(E1、E2、EE2)、NPs（NP、NPEO、NPEC）と、年代推定（Pb210）とした。分析方法は、一般項目については、密度、含水率、IL、TN、TP、T-S は、環境庁の底質調査方法、TOC は CHN コーダー法を用いた。エストロゲン（E2、E1、EE2）については、小森他[8]に従い LC/MS/MS 法、NP は環境庁(1998)[9]に従い固相抽出-GC-MS 法を用いた。NPEO は、下水道における内分泌撹乱化学物質調査暫定マニュアル案[10]に従い固相抽出-GC-MS 法を用い、NP1EO～NP15EO までを定量した。NPEC は、小森他[11]に従い固相抽出-GC-MS 法を用いて、NP1EC、NP2EC、NP3EC を定量した。年代推定は Pb210 法を用いた。

エストロゲン、NPs については、泥深 50cm 以浅は 1cm ピッチ、泥深 50cm 以深の層は概ね 10cm ピッチ(60cm、70cm、80cm、87cm）で分析し、その他の項目は１cm ピッチで分析した。なお、Pb210 は 10cm ピッチで分析した結果から推定を行った。

2. 3. 2　調査結果

1）一般項目

一般項目の鉛直分布の代表例として含水率、TOC、T-S を図－７に示す。含水率は 87cm 層の 75%から 60cm 層の 60%まで減少し、60cm 層以浅は一部の減少を除き、１cm 層の 90%まで増加傾向を示している。IL、TOC、TN の鉛直分布パターンは類似しており、87cm 層から 63cm 層まで減少し、63cm 層で最も低い値を示した。これと比べて 63cm 層から 50cm 層にかけては増加し、１cm 層に向けて緩やかに増加する傾向がみられた。T-S は、87cm 層から 32cm 層まで定量下限値（0.01mg/g）未満であり、30 から 20cm 層で<0.01 から 0.3mg/g へ増加し、以降１cm 層まで T-S に類似した分布を示した。

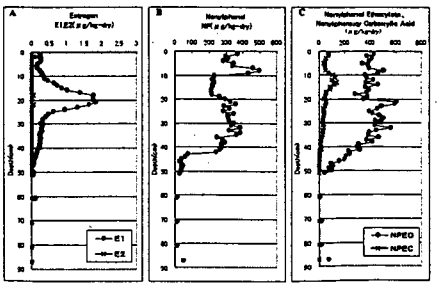


図－７　一般項目の鉛直分布(含水比、TOC、T-S)[12]

2）エストロゲン、NPs

表層底泥中の E1 及び NPs の濃度は、流入している大津川の河川水中の濃度に比べ、かなり高い結果であった。このことは、国土交通省での河川実態調査[13]の結果と同様である。また、表層以外でも高い汚染が認められた。エストロゲンについては、E2 が殆ど検出されず、EE2 は全く検出されなかった。検出された E1 の蓄積状況をみると、泥深 47～30 cm で上方へ微増し、泥深 30～20cm の間で急速な増加がみられ、20～10cm では急速に減少している（図－８A）。NPs については、NP、NPEO ともに泥深 50～35cm で下層から上層への急激な増加がみられるが、35cm 以浅では変動はあるものの比較的高いままで推移している（図－８B、C）。NPEC は NP、NPEO に比べ含有率が低い（図－８C）。

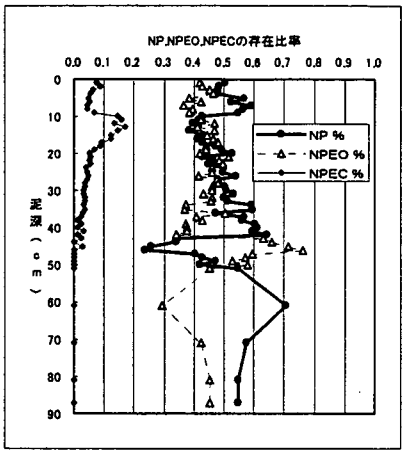
E1 の鉛直分布をみると、20cm 以浅で減少傾向がみられており、後述する手賀沼への流入負荷の低減によることを示している可能性と、底泥中での分解等、物理化学的な変化の時間的経過を示している２つの可能性が考えられる。一方、NPs は、40cm 以浅で減少する傾向がみられない。これについては、負荷量や形態の変化を解明する必要がある。



図－８　底泥中のエストロゲンよ NPs 鉛直分布[12]

以上の結果から、E1、NP、NPEO は、好気的な条件にある水中に比べ、底泥に蓄積されてからはかなり安定的に存在しているように見える。

次に、底泥中のNPとNPEO、NPECの存在比をmolベースにとり、図－９に示した。汚染の進行が顕著に始まった40cm以浅では、NPとNPEOの存在比はそれぞれ50%程度とふれはあるもののほぼ同じ程度の存在比である。一方、NPECは40cm以浅では概ね数%程度しか存在していない。しかし、詳しく見ると泥深40cm以浅12cmまではわずかではあるがNPの存在比は減少するが、NPECの存在比は増加しているように見える。また、12cmから数cmの深さでは、NPの存在比が増加しているのに対して、NPEC の存在比は減少し、さらに浅い層ではNPの存在比が減少するのに対してNPECの存在比が増加する傾向が見られた。今後、これらが有意な変化かさらに検討が必要である。



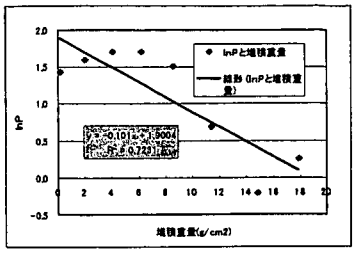
図－９・底泥中のNP、NPEO、NPECのmolベースでの存在比

さらに手賀沼に流入する大津川の調査結果より得られた、河川水中のmolベースでの存在比はNP：NPEO：NPEC＝0.09～0.10：0.50～0.62：0.28～0.41 である。NPEC の対象とするエチレン鎖の範囲に違いがあるものの、底泥のNPの存在比は水中に比べ５倍程度増加しており、NPECの存在比は３分の１～４分の１に減少していた。

3) 年代推定（Pb21）

1～87cmまでの10cm間隔の試料についてPb210の壊変数dpm/ｇを測定するとともに、含水率と密度から積算重量を求め、両者の関係から年代推定を行った(図－10)。

堆積重量Wz（g/cm²）は、単位面積の柱を想定し、ある深さ Z（cm）の面より上にある堆積物の積算重量であり、堆積時間で除したものが堆積重量速度Sw(g/y/cm²)となる。堆積重量速度は一定と仮定するが、堆積重量を用いることで、圧密が考慮される。



図－10　Pb210の壊変数と積算重量

堆積重量速度をSw(g/年/cm2)とすると、

深さZまで堆積するのに要する期間は次式で示される。　t＝Wz／Sw　　（式－１）

ここで、t：堆積年数(年)、Z：堆積層の深さ(cm)、Wz：深さZまでの積算重量(g／cm²)である。

一方、鉛210の含量（P）の鉛直分布から、

Pz/P1＝（1/2）t/T　（式－２）

が計算できる。ここで、Pz：深さZにおける鉛210の含量∞機器計数値(dpm/g)、P1：Zより上層の鉛210の含量∞機器計数値(dpm/g)、dpm：放射性物質の壊変する絶対的な計数値の単位(disintegration per minute)、T：鉛210の半減期（22.3年）である。

式－２の式両辺の対数をとると、

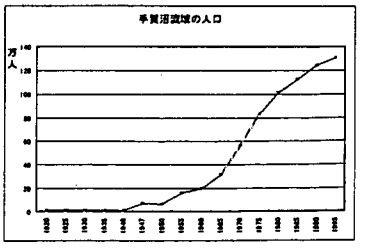
lnPz ＝ lnP1－0.311(Wz/Sw)　（式-３）

となる。したがって、鉛210の含量の対数をｙ軸、積算重量をｘ軸にとったグラフから勾配を求めると、堆積重量速度を算出することができる。年代推定の結果、１0cm層が1995年、20cm層が1989年、30 cm層が1982年、40cmが1975年、87cm層は、1922年と推定された。

4) エストロゲン、NP.sの蓄積年代の推定

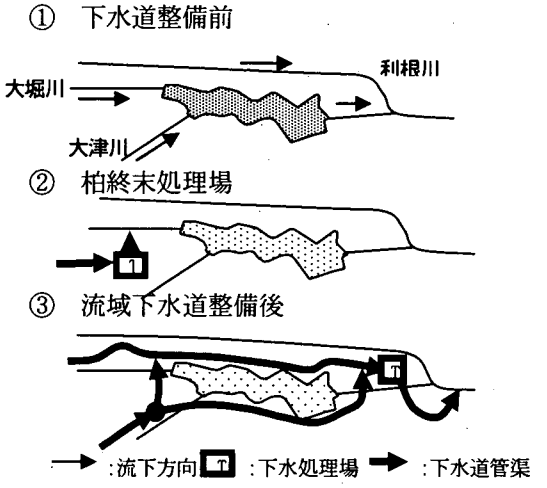
年代推定結果より、人畜由来のE1が増加し始めたのは1972年頃（泥深47cm)、急激な増加が始まったのは1982 年頃（泥深 30cm)、ピークがみられたのは 1989年頃（泥深20cm）と推定された。

図－11に示す手賀沼の流域人口は、1970年から1980年までの10年間で約60万人から約100万人にほぼ倍増している。



図－11　手賀沼流域の人口の推移

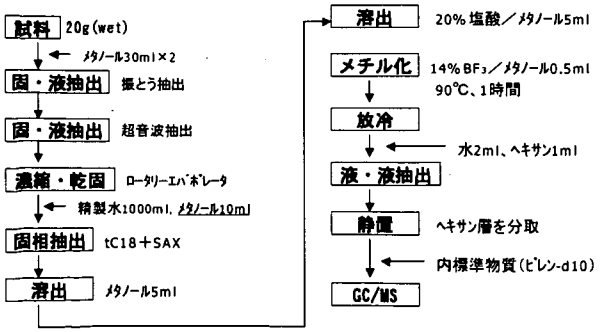
E1 の顕著な増加は、図－12 に示す手賀沼流域の下水道整備状況の変化から、流域の人口の急増、手賀沼に放流する終末処理場、浄化槽等の水洗化人口の増加とともに手賀沼へ排出されるエストロゲン量が増加したためと考えられる。その後、新たに流域下水道が整備されると、この流域での排水が手賀沼をバイパスされたこと、さらに流域内にあった終末処理場も廃止されたこと等により、エストロゲンの負荷量が顕著に減少してきたものと考えられる。また、主に工業由来と考えられるNPsの増加が顕著となったのは1963年～1978年頃（泥深 50～35cm）と推定された。NP、NPEO は現在に至っても減少の傾向がみられないことから、下水道に取り込まれていない排水の存在が示唆され、手賀沼への流入は継続していると考えられる。



図－12 手賀沼流域の下水道整備状況の変化

2．4 底泥中のノニルフェノキシ酢酸類分析手法の改良

今年度は、磯部ら[14]の分析方法を基に検討し、開発した方法[15]に底泥中のノニルフェノキシ酢酸類分析手法の改良を行った。その方法を以下に示す(図－13)。



図－13 底泥中のノニルフェノキシ酢酸類の分析方法

試料 20ｇにメタノール 30ml を加え固・液振とう抽出を行う。次に固・液超音波抽出を行う。この２つの操作は３回繰り返す。遠心分離後、メタノール層をナス型フラスコに移しロータリーエバポレータを用いて40℃の条件下で濃縮・乾固する。乾固した後、精製水1000ml とメタノール 10ml で溶解し、三角フラスコに移す。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（Sep-Pak tC18）に 20ml/min の流速で通水する。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、内部標準物質（ピレン-ｄ10）を加えた後、GC/MS による測定を行う。

この手法を用いた GC/MS の分析条件を表－３、河川底質試料への添加回収試験の結果を表－４に示した。それぞれ３試料を用いての試験の結果、NP1EC は 100%、NP2EC は 92%、NP3EC は 75%の回収率であり、前年の報告値（80%、63%、45%）に比べ、回収率を向上させることができた。

表－３ GC/MS 分析条件

GC条件	カラム	HP-5MS 30m×0.25mm df=0.25μm
	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－４ 添加回収試験結果

	NP1EC	NP2EC	NP3EC
無添加試料濃度(μg/kg･wet)	15	163	46
標準物質添加濃度(μg/kg･wet)	250	250	250
添加後の試料濃度(μg/kg･wet)	266	392	233
回収率（%）	100	92	75

3. まとめ

本研究では、内分泌攪乱物質について底泥における測定法及び水環境中での挙動について検討を行い、以下の結果を得ることができた。

1) 河川におけるエストロゲン、NPs の実態調査から、それらの河道内における分解あるいは変化、一部底泥への吸着の可能性が示唆された。

2) 付着生物、ベントスに対するエストロゲン関連物質（NP、BPA、E2）蓄積状況を調査し、付着藻類や底生動物に含まれる E2 や NP は、水中より高い割合で濃縮されていることが判明した。

3) 都市排水で汚染した湖沼の底泥中にはエストロゲン、NPs が高い濃度で蓄積されており、好気的な条件で分解されるよりもきわめて長期に底泥中に高濃度で存在している可能性がある。

4) エストロゲン、NPs の流域の変化は E1、NPs の底泥中の鉛直分布に大きく影響を与えている。

5) 底泥中の NPs はモル比では NP と NPEO は同程度、NPEC はそれらよりも 1 桁小さい量しか存在しておらず、これらの存在比は比較的安定していた。これは河川水での存在比よりも NP が大きく、NPEC が小さい傾向にあった。

6) 底泥や底生動物、付着藻類でのエストロゲン、NPs が水中よりも大きいことは、都市排水由来の内分泌攪乱物質による水域の汚染が水生生物へ及ぶ曝露経路として、水だけでなくこれらの食物網の経路も考える必要があることを示唆している。

7) 今後は、エストロゲン、NPs について、河川内での分解、変化の要因について検討を進めるとともに底泥、生物への移行についても検討を進める。

8) 新しい前処理法による底泥試料中の NPEC 類の分析で、従来法と比較して NPEC 類の回収率の向上が可能であることを確認した。

なお、本調査研究は、運営費交付金（治水勘定）により実施されたものである。

参考文献

1) 社団法人日本下水道協会：「下水試験方法（追補暫定版）内分泌攪乱化学物質編及びクリプトスポリジウム編」、pp. 250-262、2002

2) 八十島誠、小森行也、田中宏明：「下水試料中のノニルフェノキシ酢酸類の分析」、第 36 回日本水環境学会年会講演要旨集、p. 256、2002

3) 小森行也、八十島誠、田中宏明他：「LC/MS/MS によるエストロゲンの分析」、第 36 回日本水環境学会年会講演要旨集、p. 431、2002

4) 玉本博之、宮本宣博、八十島誠、小森行也、東谷忠、田中宏明：「河川水中に存在するエストロゲン様活性の消長と寄与物質の挙動」、第 5 回環境ホルモン学会講演要旨集、p. 170、2002

5) 八十島誠、小森行也、田中宏明：「水環境におけるノニルフェノールエトキシレートおよびその分解生成物の存在状態」、第 11 回環境化学討論会講演要旨集、pp. 224-225、2002

6) 宮本宣博、玉本博之、八十島誠、小森行也、田中宏明：「環境水中のエストロゲン活性の由来検討」、第 11 回環境化学討論会講演要旨集、pp. 104-105、2002

7) Evaluating Bioaccumulation of Suspected Endocrine Disruptors into Periphytons and Benthos in the Tama River Akihiro Takahashi、Tadashi Higashitani、 Yasuko Yakou、 Hiroaki Tanaka : CDROM of Proceedings of 3rd IWA World Water Congress International Water Association、e21209a、 2002.4

8) LC/MS/MS による下水試料中のエストロゲンの測定、第 9 回世界湖沼会議発表論文集(2001)の方法

9) 環境庁水質保全局水質管理課、外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル、固相抽出-GC-MS 法、1998.10

10) 下水道における内分泌撹乱化学物質調査暫定マニュアル(案)（日本下水道協会(2001)）固層抽出 GC-MS 法

11) 小森他、GC/MS によるノニルフェノキシ酢酸類の分析、環境ホルモン学会第 4 回研究発表会(2001)の方法（固相抽出-GC-MS 法）

12) 和田順之輔、李建華、佐々木稔、小森行也、田中宏明、Chikashil Sato、「手賀沼底泥中における内分泌攪乱物質の鉛直分布に関する検討」、第 5 回環境ホルモン学会講演要旨集、p. 452、2002

13) 国土交通省、河川局 平成 13 年度水環境における内分泌攪乱物質に関する実態調査結果、2002.12

14) 磯部友彦、高田秀重：「環境試料中のノニルフェノールエトキシカルボン酸（NPEC）の分析」、第 9 回環境化学討論会、pp. 48-49、2000.6

15) 小森行也、八十島誠、田中宏明：「GC/MS によるノニルフェノキシ酢酸類の分析」、第 4 回環境ホルモン学会、p. 95、2001

6. 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

水質チーム　　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研究員　玉本　博之
交流研究員　宮本　宣博

1．はじめに

近年、内分泌攪乱化学物質による人や生態系への影響が懸念されており、下水道においても多くの内分泌攪乱化学物質について実態調査[1]が行われてきた。下水や環境水中ではこれらの実態調査の対象物質に加えて、分解生成物などの非意図生成物の存在についても考慮する必要があり、我々の研究チームではこれらエストロゲン様の作用を示す物質（以後、エストロゲン様物質）の包括的な試験法として遺伝子組み換え酵母法を導入し、多くの下水中にエストロゲン様活性が存在していることを明らかにしてきた[2]。しかしこれらのエストロゲン様活性の由来についてはいまだ不明な点も多く、下水中のエストロゲン様活性が、これまで測定してきた物質によって表現できているのかという事については、まだ充分な情報は得られていない。そこで ①下水中のエストロゲン様活性の濃度レベルを明らかにする，②化学分析結果と比較することによって、現在測定を行なっているエストロゲンやエストロゲン様物質のエストロゲン様活性への寄与を明らかとする，③化学分析と遺伝子組み換え酵母法の比較から見られる由来の不明なエストロゲン様活性の性状把握を行なう，という３点を明らかにするために検討を行なった。

2．対象とした下水処理場

遺伝子組み換え酵母を用いたエストロゲン様活性の測定は，平成10年～14年にかけて全国60処理場で調査を行った。また平成14年は春期に全国23処理場でエストロゲン及びエストロゲン様物質の化学分析等を併せて行った。調査対象とした下水処理場の処理方式と処理水量を図-１に示す。

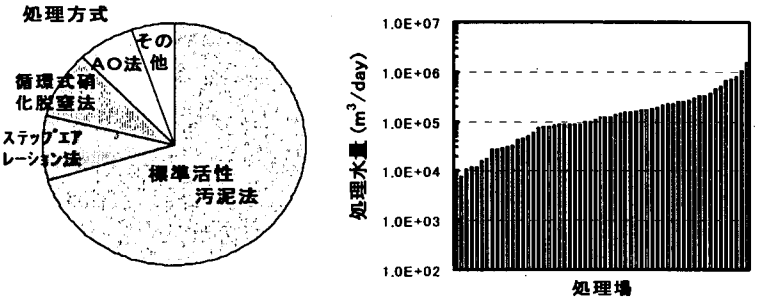


図-１　調査対象処理場の処理方式と処理水

3．試験方法

3.1 組み換え酵母法によるエストロゲン様活性の測定

1）下水試料の固相抽出法による濃縮

下水試料1LをＧＦ/Ｂ（保持粒径1μm）フィルターによってろ過して得たろ液を、Sep-Pak C18カートリッジ(Waters 社製、充填量：360mg)に上向流で通水（10ml/min）した。このカートリッジを窒素気流下で乾燥させた後、メタノール 10ml で溶出し、抽出液を得た。一方、ろ紙上の残渣はメタノールに浸し超音波抽出（10 分）を２回行なった後、ろ液の濃縮に使用した前述のカートリッジに通水し、ろ液のメタノール抽出液と合わせた。この抽出液をロータリーエバポレーターによって濃縮し、約 1mL に調整した後、この試料を窒素気流下で乾固し、ジメチルスルホキシド（DMSO）100μＬに転溶した。そして遺伝子組み換え酵母法の測定前に滅菌蒸留水によって５倍に希釈し、最終的な試料濃縮倍率を2000倍とした。

2) 遺伝子組み換え酵母法（Sumpter 株）

遺伝子組み換え酵母は、イギリス Brunel 大学の Sumpter 教授より譲渡された株を用いた。遺伝子組み換え酵母はエストロゲンやエストロゲン様物質がエストロゲンレセプター（ER）に結合するとβ-ガラクトシダーゼが発現するように組み込まれている。

遺伝子組み換え酵母法によるエストロゲン様活性の測定法については Routledge ら[3]の方法を改良した矢古宇ら[4]の方法に従った。すなわち凍結保存の組み換え酵母菌株を三角フラスコ中の Growth Medium に植菌し、28℃で 24 時間旋回培養した。培養液は、Assay Medium（発色試薬：クロロフェノールレッドβ-D-ガラクトピラノシド(CPRG)を含む Growth Medium）に 4×10^7cell/ml となるように添加した。この Assay Medium を 96 穴マイクロプレート(FALCON 社製)の各ウェル内に、180μl ずつ添加し、標準物質（n=8）および濃縮操作を行なった河川試料(n=3)の希釈系列を作成し、これらを 20μLずつ添加し、マイクロプレートリーダー(Wallac社 ARVO SX1420)を用いて吸光度(550nm,600nm)を測定した。その後、28℃で 7 日間静置培養し、再度マイクロプレートリーダーで吸光度を測定した。換算値は、以下の換算式に測定値を挿入して算出した。

「換算値＝培養後の OD550 値－(培養後の OD600 値－Blank の OD600 値)」

化学物質のエストロゲン様活性の算出には 17β-エストラジオール濃度とβ-ガラクトシダーゼ活性との用量反応曲線を用いた。すなわち試料のβ-ガラクトシダーゼ活性の最大値と最小値より得られる活性50%値とそれに対応する E2 の用量反応曲線から得られる EC50 値との比から算出してＥ２活性等量値を得た。また試料の 50％作用濃縮倍率が得られない場合は、50％値に近い吸光度から外挿して計算を行なった。また試験者間による操作上のばらつきを考慮し、異なる試験者２人が測定を行い、その平均値を試料濃度として採用した。

3.2 化学分析

エストロゲン様物質の分析項目は全国実態調査の結果[1]と、各物質のエストロゲン様活性のポテンシャルを考慮して、エストロン(Ｅ１)，17β-エストラジオール（Ｅ２），ノニルフェノール（ＮＰ）を対象とした。またノニルフェノールエトキシレート(ＮＰｎＥＯ)，ノニルフェノールフェノキシ酢酸(ＮＰｎＥＣ)（以後、ノニルフェノール関連物質）についても測定を行った。

Ｅ１及びＥ２については、小森ら[5]の方法に従いＬＣ/ＭＳ/ＭＳを用いて測定を行った。またＮＰ，ＮＰｎＥＯについては下水試験法追補暫定版[6]に従いＨＰＬＣを用いて測定を行った。ＮＰｎＥＣについては八十島ら[7]の方法に従いＬＣ/ＭＳ/ＭＳを用いて測定を行った。

3.3 理論活性値

上記３物質のエストロゲン様活性への寄与を算出するため各物質の理論活性値を算出した。理論活性値は各物質濃度に比活性値を乗じることによって算出した。比活性値については矢古宇らの文献[4]に従いＥ１=0.3，Ｅ２=1.0，ＮＰ=0.001 とした。また矢古宇らの文献に記載のない NPnEO や NPnEC については、文献に示された試験方法に従って試験を行い、比活性値を算出した。

3.4 極性の違いによる分画方法の検討

試料は組み換え酵母法の濃縮方法に従って固相抽出を行なった試料を、窒素気流下で乾固した後ヘキサン：ジクロロメタン=1：1 溶液 1000μL に転溶した。極性分画操作については図-2に示すようにアセトン 10ml/min、ヘキサン(Hex)：ジクロロメタン(DCM)=1：1 溶液 10mL/min でコンディショニングを行なったシリカゲル固相カートリッジ（Waters 社製、充填量：360mg）に、濃縮試料を保持させた。これをヘキサン、ジクロロメタン、アセトン(Ace)、メタノール(MeOH)の混和液各 10ml によって順次溶出させ、溶出液 9 分画を得た。これらの試料を窒素気流下で乾固した後、MeOH に転溶し酵母法の試料とした。

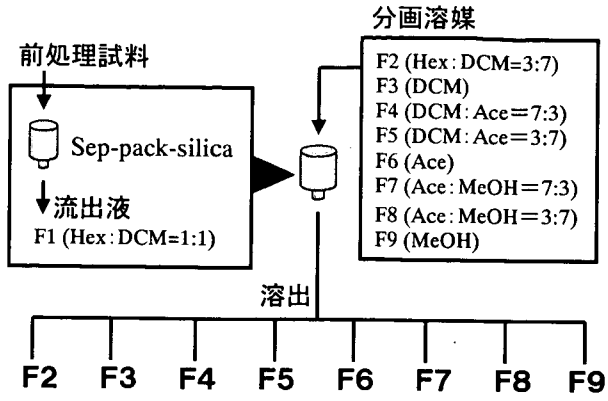


図-2　固相カートリッジを用いた極性分画方法

4．結果及び考察

4.1 流入下水及び2次処理水のエストロゲン様活性の濃度レベル

これまで平成10年～14年にかけて全国60処理場で遺伝子組み換え酵母を用いたエストロゲン様活性の測定を行なった調査結果から、下水中のエストロゲン様活性の濃度レベルの把握を行なった。その結果を図-3に示すが、中央値を基準とした場合、流入下水に比べ2次処理水の方が約 76%程度低い値であり、下水処理によってエストロゲン様活性が低減されていることが確認できる。また流入下水の濃度レベルとしては概ね 30～110ng/L の間にある試料が多く、この区間に全体の 72%が含まれる。しかし2次処理水については非常に広い濃度分布をしており、処理方法や運転条件等の多くの要因によってその低減率は大きく変化していることが推測された。

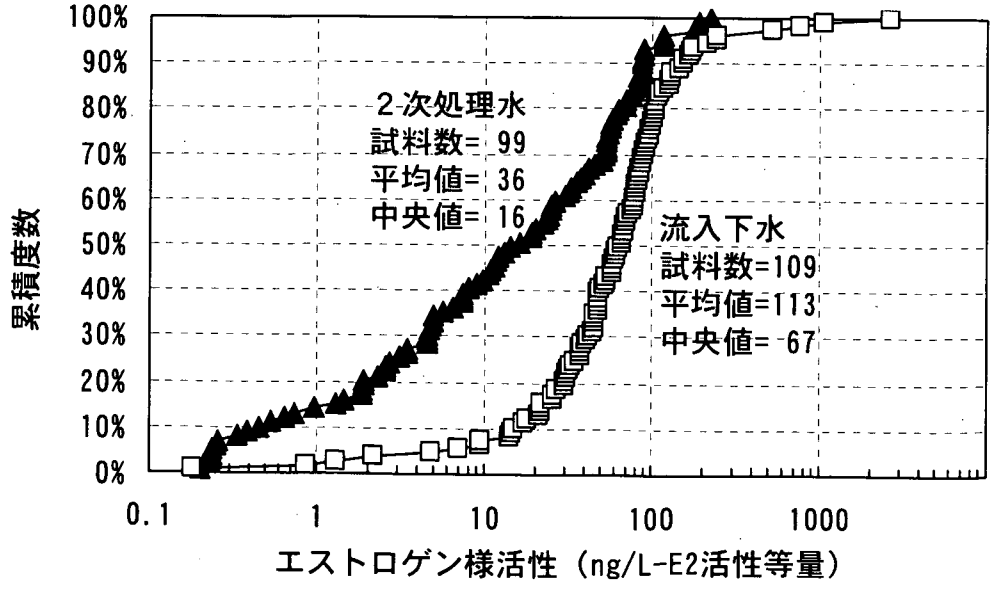


図-3　流入下水及び2次処理水のエストロゲン様活性の濃度分布

4.2 下水処理工程におけるエストロゲン様活性と各物質の寄与

化学分析から得られたＥ１，Ｅ２，ＮＰの濃度から理論活性値を算出し、これらの物質が組み換え酵母法によって得られたエストロゲン様活性にどの程度寄与しているか検討した。なお事前に行なった、Ｅ１，Ｅ２，ＮＰの標準物質を組み合わせた試験では、明瞭な相乗もしくは拮抗作用が確認できなかったため、ここではこれらの物質の相互作用は相加的であるとし、各物質の理論活性値を積み上げることによって示した。各処理場におけるエストロゲン様活性とＥ１，Ｅ２，ＮＰの理論活性値を図-４に示す。これらの３物質によって説明できない不明なエストロゲン様活性の割合は、処理場によって異なり、Ｅ１，Ｅ２，ＮＰの理論活性値によってほとんどが説明できるケースも見られたが、多くのケースではこれらの３物質では説明が出来ないエストロゲン様活性が多くの試料中に含まれていることが明らかになった。またこれらの不明なエストロゲン様活性は流入下水で多く見られた。

また、各物質の寄与について着目すると流入下水ではＥ１，Ｅ２，ＮＰが寄与しているのが確認されたが、２次処理水についてはＥ１の寄与が非常に高く、２次処理水中に見られるエストロゲン様活性の主要な寄与物質としてＥ１が重要であることが確認された。

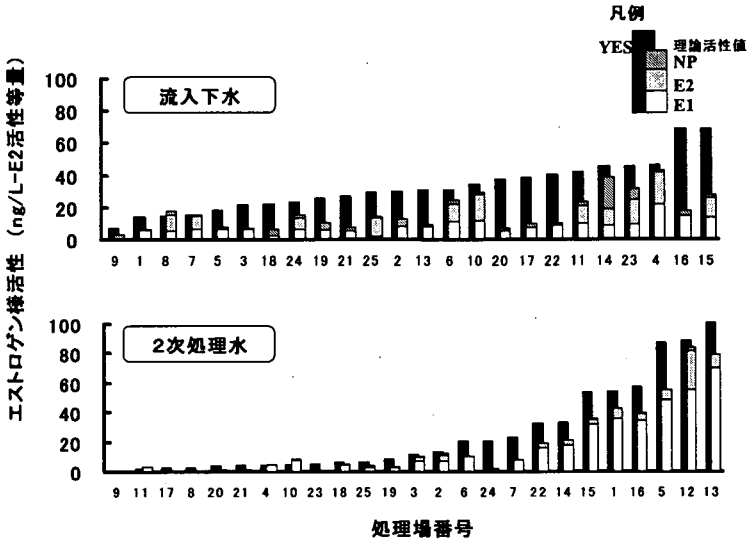


図-４　エストロゲン様活性への各物質の寄与

4.3 固相カラムを用いた極性分画によるエストロゲン様活性の性状把握

4.3.1 標準物質の極性分布

図-５に固相カラムを用いた極性分画手法によって分画された化学物質の分画結果を示す。ＮＰはＦ２に殆どが分画されたが、Ｆ３でも僅かに検出された。またエストロゲン（Ｅ１，Ｅ２）や合成エストロゲン（ＥＥ２）はＦ４分画のみで検出された。またＮＰｎＥＯやＮＰｎＥＣは鎖長が多くなるにつれて極性の高い分画に見られ、ＮＰｎＥＯはＦ２～Ｆ７，ＮＰｎＥＣはＦ７～Ｆ９で確認された。

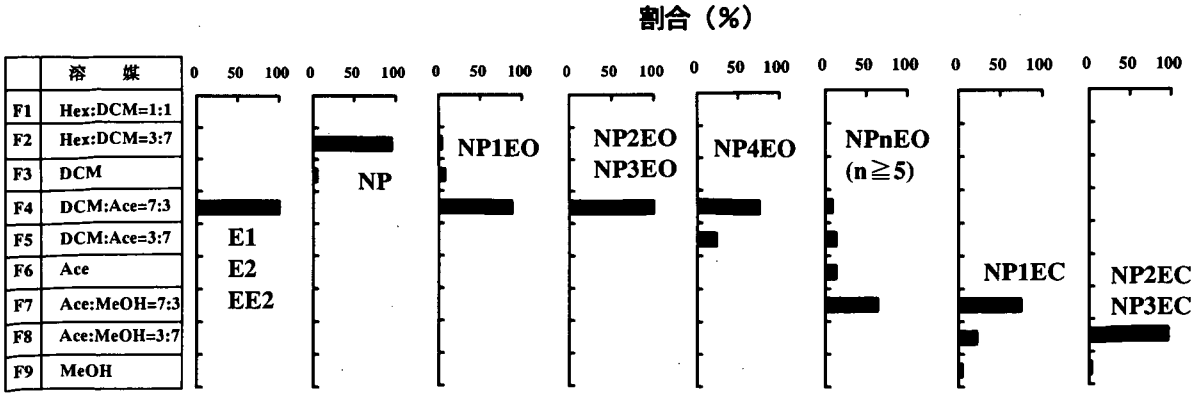


図-５　固相カートリッジを用いた極性分画による化学物質の分画結果

4.3.2　下水中のエストロゲン様活性の極性分布

Ｅ１，Ｅ２，ＮＰの理論活性値によってエストロゲン様活性が説明できるケースとできないケースを示したが、これらの３物質では説明できないエストロゲン様活性の性状把握を目的として、極性の違いを利用した分画を行い、下水中に含まれるエストロゲン様活性の性状について検討を行なった。平成 14 年に行なった全国 23 処理場におけるエストロゲン様活性の極性分布を図-6 に示す。

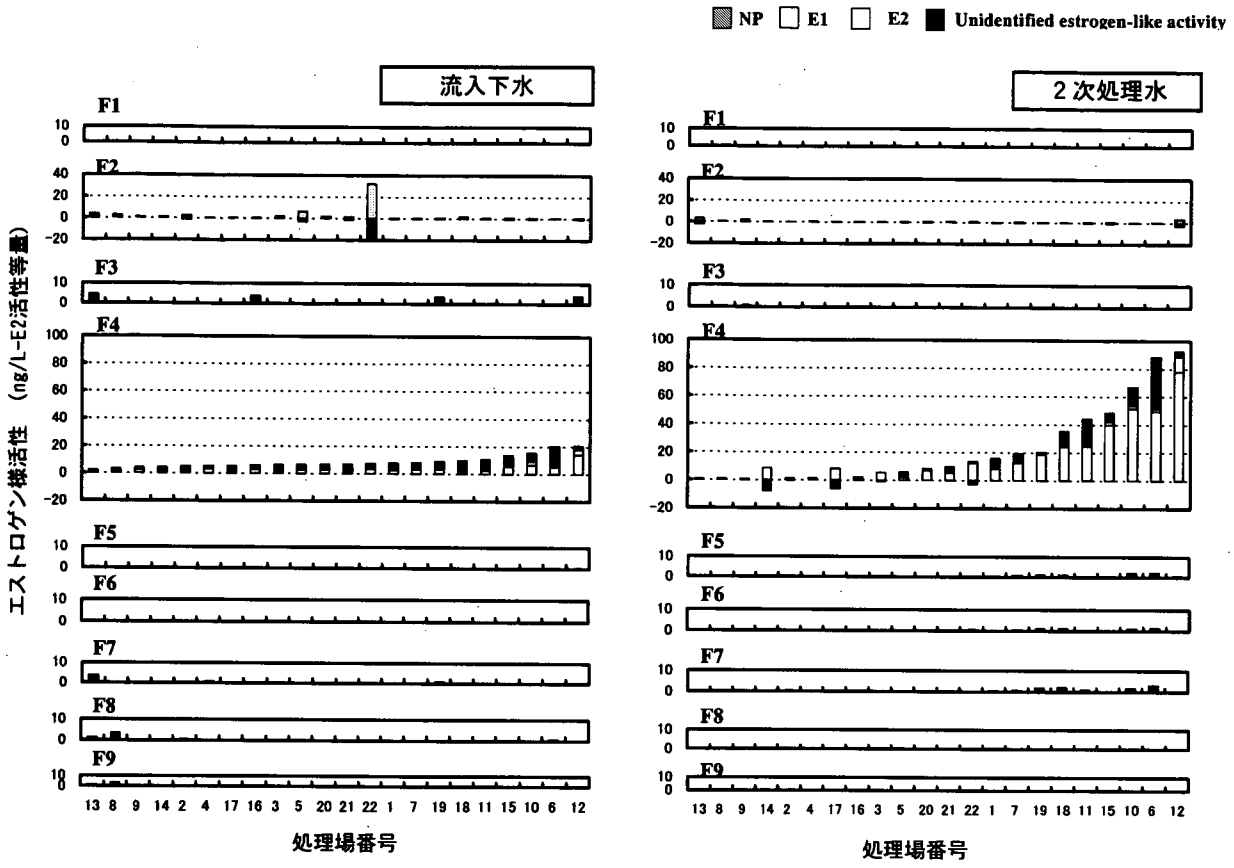


図-6　下水中のエストロゲン様活性の極性分画結果と各物質の寄与

夾雑物の多い流入下水の方が分画操作に伴う回収率が低く、結果として両者を比較した際、２次処理水の方が全体として高くなる傾向となった。このため流入下水の極性分画結果と２次処理水の分画結果から両者の濃度レベルを比較するのは危険であり注意が必要である。

流入下水におけるエストロゲン様活性はＦ２～Ｆ９にかけて広く検出されたが、その殆どがＦ２～Ｆ４分画で占められていた。また２次処理水については、Ｆ４分画によって殆ど説明できる結果となった。またこれらの各分画のエストロゲン様活性とそのエストロゲン及びＮＰの寄与を推定したが、Ｆ４ではＥ１の理論活性値の寄与が高く、流入下水ではＥ２の寄与が大きい地点も確認された。またこれらのＥ１，Ｅ２，ＮＰで説明できない不明なエストロゲン様活性について検討するた

表-1　ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙ関連物質の比活性値

化学物質名		略号	比活性値
ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙｴﾄｷｼﾚｰﾄ(NPnEO)	(n=1)	NP1EO	0.000005
	(n=2)	NP2EO	0.000002
	(n=3)	NP3EO	-
	(n=4)	NP4EO	-
	(n=5)	NP5EO	-
ﾉﾆﾙﾌｪﾉｰﾙﾌｪﾉｷｼ酢酸(NPnEC)	(n=1)	NP1EC	-
	(n=2)	NP2EC	-
	(n=3)	NP3EC	-
	(n=4)	NP4EC	-

備考:表中の[－]は、2g/Lで有効な活性が認められなかったことを示す。

め、ノニルフェノール関連物質の比活性値について検討を行なった。その結果を表-１に示すが、ＮＰｎＥＯ，ＮＰｎＥＣのエストロゲン様活性は殆ど確認されず、これら各物質の理論活性値を算出してその寄与を推定したが、これらの物質の理論活性値ではまったく説明はできなかった。今後はこれらの不明なエストロゲン様活性を明らかにするため、エストロゲン抱合体などの未測定物質の寄与について検討を行なうとともに、ＨＰＬＣ分画等を含めた検討を行っていく必要があるものと考えられた。

４．まとめ

下水中のエストロゲン様活性について検討を行い以下の結論を得た。

1) 流入下水に比べ２次処理水の方が中央値を基準とすると約76％程度低い値であり、下水処理によってエストロゲン様活性が低減されていることが確認された。また流入下水の濃度レベルとしては概ね30～110ng/Lの間にある試料が多くこの区間に全体の72％が含まれたが、２次処理水については非常に広い濃度分布が見られ、処理方法や運転条件等の多くの要因によって低減率が大きく変化していることが推測された。
2) 流入下水中のエストロゲン様活性の主要な由来物質はＥ１，Ｅ２であったが、２次処理水はＥ１の占める割合が高い結果であった。また今回対象とした３物質（Ｅ１，Ｅ２，ＮＰ）の理論活性値で説明できないエストロゲン様活性の全体に占める割合は、処理場によって大きく異なったが、流入下水の方が不明なエストロゲン様活性の占める割合が高いことが確認された。
3) 固相カートリッジを用いた極性分画手法によって、エストロゲン様活性の性状把握を試みた。その結果、流入下水中のエストロゲン様活性は低極性～高極性まで広く検出されたが、代表的なエストロゲン様物質が分画されるＦ２～Ｆ４でほとんどエストロゲン様活性が説明できた。また２次処理水はＦ４分画で殆ど説明できることが明らかとなった。また、Ｅ１，Ｅ２，ＮＰで説明できないエストロゲン様活性も、Ｆ２～Ｆ４を中心として存在していることが確認された。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

〈参考文献〉

1) 国土交通省，下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査結果（2001）．
2) H.Tanaka, Y.Yakou,A.Takahashi,T.Higashitani and K.Komori;Comparison Between Estrogenicities Estimated from DNA Recombinant Yeast and from Chemical Analyses of Endocrine Disruptors during Sewage Treatment, Water Science & Technology,Vol.43(2),pp125-132(2001).
3) Routledge, E.J. and Sumpter, J.P. ; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen,Environmental Toxicology and Chemistry,Vol.15(3),pp241-248 (1996) .
4) 矢古宇靖子，高橋明宏，東谷忠，田中宏明：組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定，環境工学研究論文集，Vol.36，pp199-204，(1999).
5) 小森行也，八十島誠，高橋明宏，矢古宇靖子，田中宏明；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，Vol.43(11)，pp44-49(2001)．
6) 社団法人日本下水道協会編：下水試験方法 追補暫定版（内分泌攪乱化学物質編及びクリプトスポリジウム編），(2002).
7) 八十島誠，小森行也，田中宏明；LC/MSによるノニルフェノキシ酢酸類の分析，第４回日本内分泌攪乱化学物質学会研究発表会要旨集，pp171(2001).

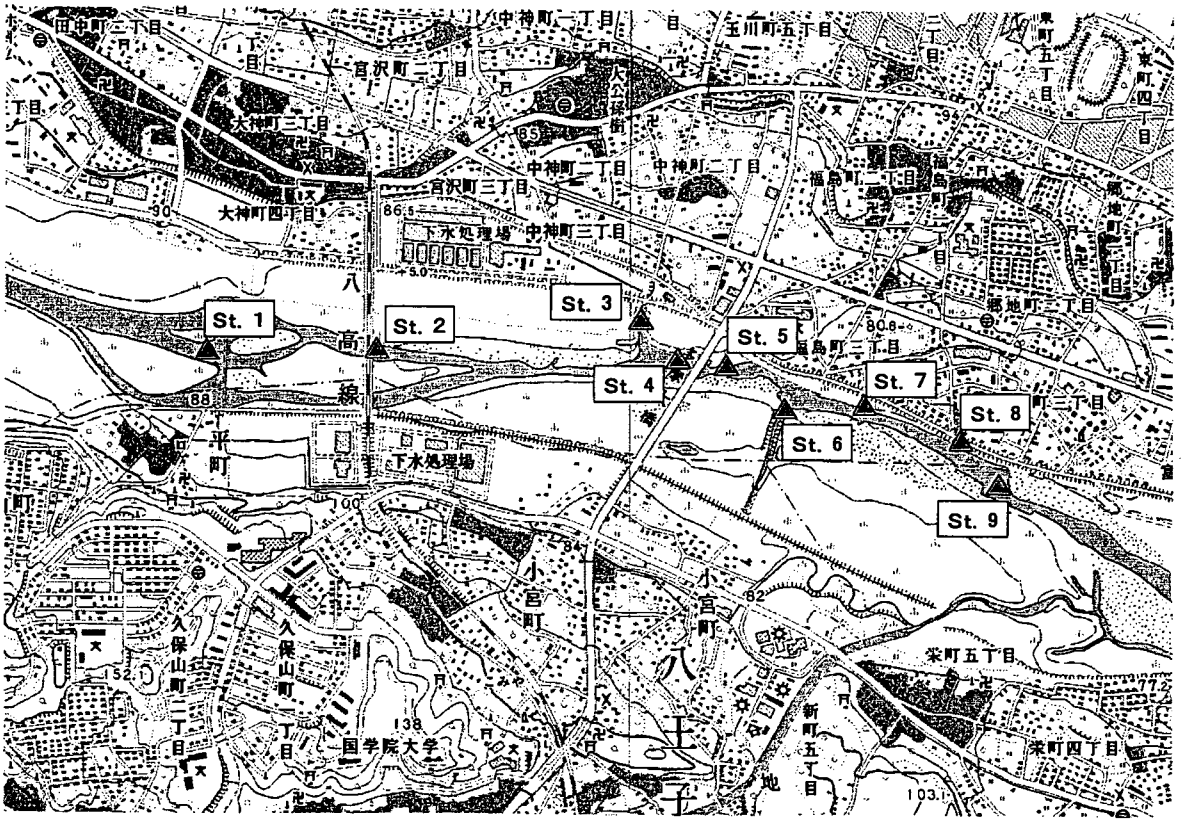
7. 水環境の評価に関する調査

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
研　究　員　玉本　博之
専門研究員　東谷　忠
専門研究員　山下　尚之
交流研究員　宮本　宣博

1．はじめに

都市排水等の河川への流入に伴い、排水中の栄養塩類や内分泌撹乱物質によるヒトや生態系への影響が懸念されている。特に河川水中に存在するこれらの化学物質が魚類等の水生生物に及ぼす影響の把握が求められている。そこで本調査では多摩川等の河川を対象に人の活動に伴う排水中の栄養塩類や内分泌攪乱物質等の流入状況を把握するとともに、生態系への影響を評価することを目的としている。

本年度は、多摩川流域を対象に下水処理水等を中心とした都市排水の流入影響に対する水質等の実態調査を実施するとともに、窒素、リン等の栄養塩類が藻類へ与える影響について藻類生長能力試験（ＡＧＰ試験）を用いて検討を行うとともに、さらに、河川水中に含まれる微量化学物質が魚類に与える影響に関する検討も行い、都市排水が水環境に与える影響に関し総合的な検討を行った。



図－１　調査対象地区と調査地点

2．調査地点の概要

多摩川を挟んで右岸側の八王子市、左岸側の昭島市に接した約2600mの区間である多摩大橋地区（図－１）において調査を行った。本地区上流域には大規模な下水処理施設がなく、この地区で初めて下水処理場からの放流

水が流入し河川水質が大きく変化する地点であるという特徴を有する。この地区の上下流点で水質のレベルが大きく変化している特性を利用して、都市排水が流入した場合の生物及び生態系の変化を把握するため、この区域を選定した。

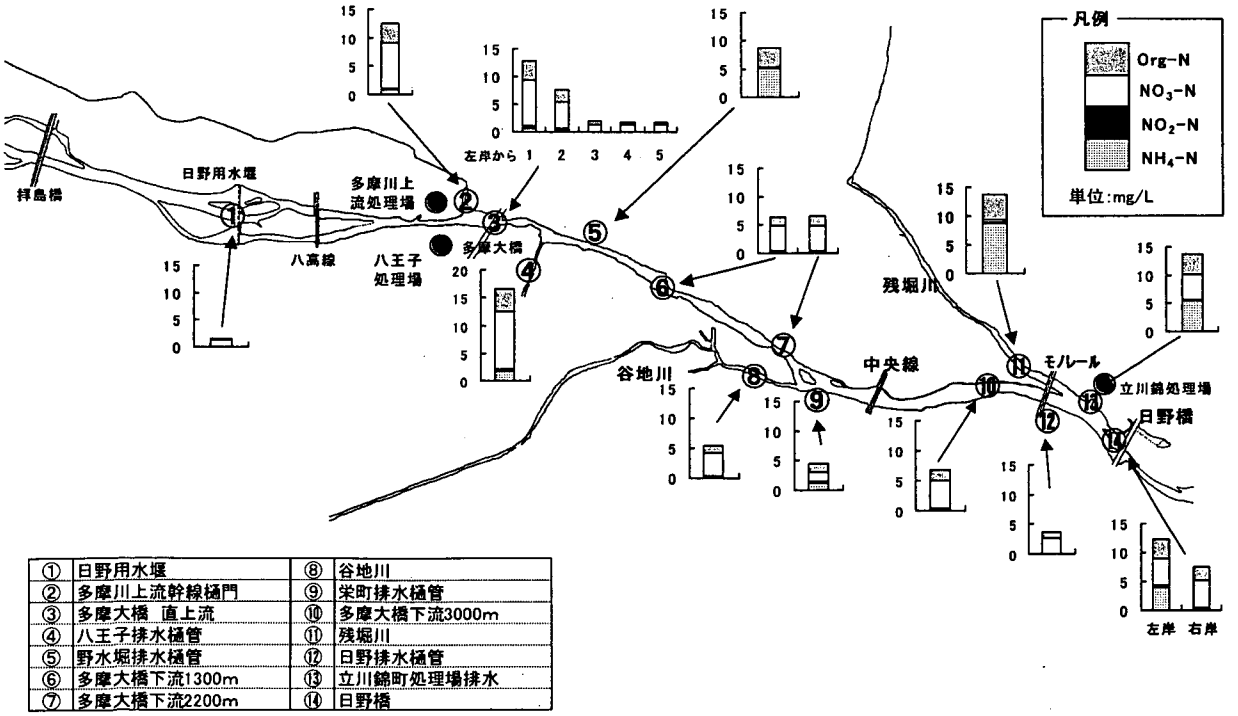
3．水・物質循環機構解明のための実態把握

3．1　調査項目および試験方法

本地区の一般的な水質特性を把握するため、平成１４年８月及び平成１５年２月に調査を行い、全リン、溶解性オルトリン酸態リン、全窒素、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素、アンモニア性窒素を測定した。試験方法は原則として河川水質試験方法（案）1997 年版に従った。

3．2　調査結果

多摩川への各樋管、支川からの流入濃度、流量を調査することによって、河川への栄養塩の流入状況の把握を行った。その結果を図－２に示す。本地区の上流地点では、下水道整備が充実しており本地点で初めて下水処理水が合流している。このため下水処理水を主な由来とする多摩川上流幹線樋門、八王子排水樋管の負荷量が非常に大きい結果となった。両樋管、樋門からの水質濃度は下水処理の基準以下であるが河川流量に占める割合が高いことが大きな要因となっている。また窒素構成比を見ると、２月調査時にアンモニア性窒素の占める割合が高い樋管が多く確認された。



①	日野用水堰	⑧	谷地川
②	多摩川上流幹線樋門	⑨	栄町排水樋管
③	多摩大橋 直上流	⑩	多摩大橋下流3000m
④	八王子排水樋管	⑪	残堀川
⑤	野水堀排水樋管	⑫	日野排水樋管
⑥	多摩大橋下流1300m	⑬	立川錦町処理場排水
⑦	多摩大橋下流2200m	⑭	日野橋

図－２　多摩川調査における各態窒素の分布（平成 15 年 2 月採水）

4．生態系への影響要因に関する検討

4．1　藻類を用いたＡＧＰ試験

都市排水流入による藻類増殖への影響を検討するため、従来法に比べ多数のサンプルを迅速に処理することを

可能にするマイクロプレートを用いた藻類増殖試験（ＡＧＰ試験）により、多摩川における藻類増殖に関する評価を行った。

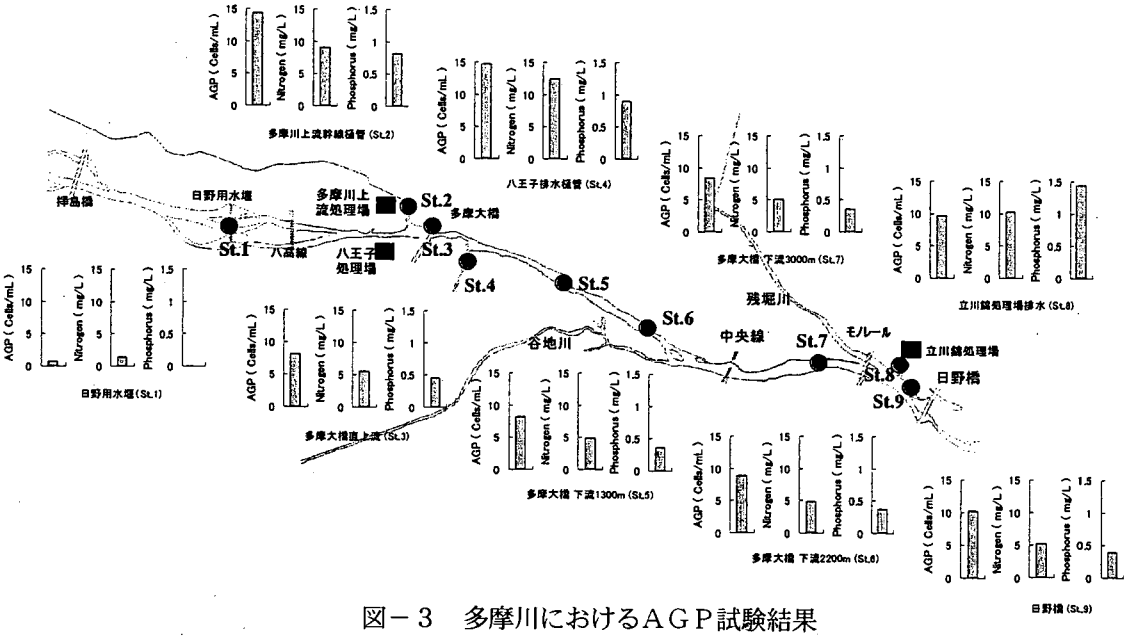
１）試験方法

藻類増殖試験に用いる供試藻類は，緑藻類の *Selenastrum capricornutum* を用い，培養温度 24℃，照度 4000lux，12 時間明暗周期の条件で培養を行い、培養期間中にマイクロプレートリーダーを用いて藻類増殖量の変化を吸光度(450nm)により測定し，藻類量がほぼ定常状態になった時の細胞濃度をＡＧＰ値とした。

調査サンプルは採水後直ちに実験室に持ち帰り，メンブレンフィルター（0.45㎛，Millipore）によりろ過を行った後，試験に供するまでの間，-30℃にて冷凍保存を行った。

２）多摩川におけるＡＧＰ試験結果

多摩川におけるＡＧＰ試験の結果を図－３に示す。ＡＧＰ値とともに無機態の窒素（NH_4-N＋NO_2-N＋NO_3-N）およびリン（PO_4-P）濃度もあわせて示す。下水処理水流入前の St.1 の河川水では窒素・リンといった栄養塩類濃度も低く，ほとんど藻類の増殖は見られなかったが，下水処理水合流後の St.3 では，栄養塩類濃度の上昇とともにＡＧＰ値は高くなり，藻類の活発な増殖が確認された。また，調査地点において下流側に位置する St.5～St.7 においても，ＡＧＰ値の低下は見られず，窒素・リンなどの栄養塩類はこの区間においてあまり低減せず，ＡＧＰ値は高い値を維持することが確認された。St.8 立川錦処理場排水は，窒素・リンといった栄養塩類濃度は高い値が示されたが，ＡＧＰ値は St.2 多摩川上流処理場のサンプルなどと比較して低い値が示された。これは，窒素・リン以外の物質が藻類増殖の制限物質になっている可能性が考えられ，今後は藻類増殖の制限物質についても検討を行っていく必要がある。

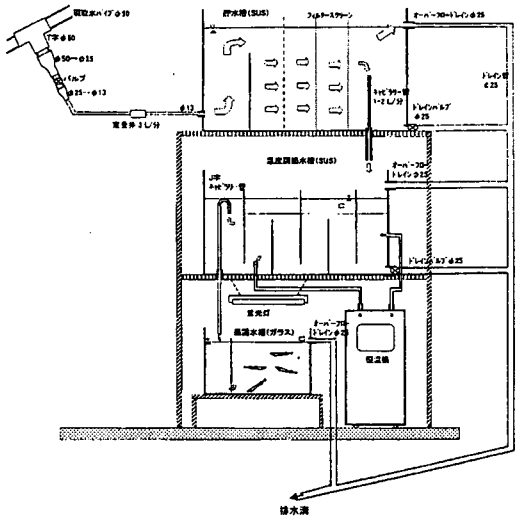


図－３　多摩川におけるＡＧＰ試験結果

本調査の結果より，下水処理水の流入によって，河川における１次生産者である藻類の増殖が促進されることが確認された。今後は，下水処理水と河川水との混合比率が変化した場合の影響や藻類増殖の制限物質の検討等，下水処理水が放流先河川の水質に与える影響について，さらに情報を蓄積する必要があるものと考えられる。

４．２　メダカを用いた化学物質影響評価試験

河川水中の微量化学物質が魚類に与える影響を検討するため、土木研究所において開発中の改良型メダカ曝露試験装置（図―４）を河川水質自動監視所に設置して、魚類曝露試験を実施するとともに、この装置の改良点を抽出することとした。



図－４　改良型メダカ曝露試験装置

１）試験実施場所

本試験では、多摩川地区のうち下水処理水が流入しない拝島橋監視所、および複数の下水処理場の下流に位置する日野橋監視所を試験実施地点とした。

２）試験対象魚及び生物指標

試験対象魚としてメダカ（Oryzias latipes）を選定した。環境省ではメダカを用いた室内試験の結果、ノニルフェノールおよびオクチルフェノールが内分泌撹乱作用を有していることが報告されており、環境省が用いたものと同様のメダカによる試験を現地にて実施することとした。

魚類の雌性化を判定する指標（バイオマーカー）として、雄メダカのVTGを影響指標とした。なお、この測定はメダカVTG－ELISAキットを用いることとした。

３）河川水のエストロゲン濃度

メダカの雌性化を引き起こす可能性のある物質として、天然・合成エストロゲンおよびエストロゲン様物質があげられる。本試験では、前者のうち17β-エストラジオール(E2)、エストロン(E1)、エチニルエストラジオール(EE2)を、後者のうちノニルフェノール(NP)、ノニルフェノールエトキシレート(NPnEO)を対象として、河川水に含まれるこれらの濃度を明らかにすることとした。さらに、エストロゲン作用の総合的な強度を確認するため、組換え酵母法によるエストロゲン活性(E2活性)を測定した。

４）試験装置

一般に、魚類曝露試験では水温、流量、光周期（日長）、餌などの試験条件を制御することによって、水質による魚類への影響を判断することが可能となる。そこで、平成13年度に考案した改良型メダカ曝露試験装置を作製

し、試験を実施した。メダカ曝露水槽の容積は30Lとした。

5）試験条件

本試験における試験条件は、環境省の実施した室内試験に合わせ設定した。現場試験としての変更点は、餌を市販の粉末餌とし、自動給餌器を用いて与えることとした。

試験条件を表－1に示す。

表－1　河川水質自動監視所でのメダカ曝露試験　条件一覧

試験魚	ヒメダカ Oryzias latipes	流量	0.5 L/min (30 L/h)
試験個体数	雄成魚 30個体／水槽	試験温度	水温 25℃
試験期間	2週間	日長条件	16時間－明、8時間－暗
試験水	流水式	餌	粉末餌、一日あたり3回の給餌

6）試験結果

拝島橋および日野橋監視所にて実施した本試験では、メダカへの影響を検出することはできなかった。水質測定の結果、いずれの監視所においてもエストロゲン活性、エストロゲンおよびエストロゲン様物質の濃度は低濃度であった。（表－2，3）

表－2　拝島橋水質測定結果（単位：ng/L）

	試験開始	第1週	第2週
E2活性 (ng/L)	ND	ND	ND
E2 (ng/L)	ND	ND	ND
E1 (ng/L)	ND	ND	ND
EE2 (ng/L)	ND	ND	ND
NPnEO(n=1－15) (μg/L)	ND	ND	ND

表－3　日野橋水質測定結果（単位：ng/L）

	試験開始	第1週	第2週
E2活性 (ng/L)	12.54	6.59	10.62
E2 (ng/L)	1.5	Tr(1.0)	1.7
E1 (ng/L)	21.9	12.2	15.2
EE2 (ng/L)	ND	ND	ND
NP1EO (μg/L)	0.17	0.18	0.14
NP2EO	0.17	0.18	Tr(0.12)
NP3EO	Tr(0.08)	Tr(0.09)	Tr(0.06)
NP4EO	0.21	0.39	0.20
NP5EO	Tr(0.05)	Tr(0.05)	ND
NPnEO (n=6－15)	ND	ND	ND

7）考察

拝島橋および日野橋水質自動監視所２ヶ所で魚類影響試験を実施した結果、監視所ごとの課題が下記のとおり抽出された。

（ア）拝島橋監視所では、土丹から供給される細かな土の粒子がメダカ曝露水槽に蓄積した。このような細かな粒子を除去する必要があるのかを調べ、必要であれば第１槽に膜等のスリットを設ける工夫が必要である。

（イ）拝島橋監視所では、水質自動測定機の排水はパイプで河川に戻される構造であるため、魚類試験装置の排水はパイプの隙間に接続する必要があった。

（ウ）日野橋監視所では、時間の経過に伴い温度調節槽にバクテリアの繁殖がみられた。

（エ）水質自動監視所の電力にはあまり余裕がないため、省電力型の試験装置を考案する必要があると考えられた。

５．結論と課題

平成１４年度は、多摩川における藻類増殖試験などの実態把握、現地でのメダカを用いた化学物質影響評価試験の改良及び汚濁負荷原単位の算定根拠に関する整理などを行った。

本研究の成果として、以下のことが明らかになった。

①藻類増殖試験においては，河川への下水処理水流入による藻類増殖への影響が確認された。

②水温、流量、光周期及び餌などの試験条件を制御することの可能な魚類曝露装置を作成し，試験を実施した。この結果、バクテリアの繁殖を抑制する必要性など、新たな課題を抽出した。

今後は、これまで得られた情報を基に水物質循環機構の解明を試みるとともに、生物学的な基礎データの効率的な収集方法等の検討、流域情報の収集を行い、流域管理や汚濁解析に有用なデータの収集を行う。

なお，本調査研究は、関東地方整備局からの受託業務費により実施されたものである。

8. 都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究

国土交通省
（委託先）独立行政法人土木研究所
水循環研究グループ水質チーム
田中　宏明
小森　行也
玉本　博之
東谷　忠
宮本　宣博
八十島　誠

研究期間　平成１４年度～１７年度
平成１４年度当初予算額　２６，８４０千円

Effects of Estrogen-Like Substances in Urban Wastewater on Fish And Their Indication

(FY2002 ～ 2005)

Hiroaki Tanaka, Koya Komori, Hiroyuki Tamamoto, Tadashi Higashitani, Norihiro Miyamoto, Makoto Yasojima
Water Quality Research Team, Water Environment Research Group

Public Works Research Institute, Incorporated Administrative Agency
Ministry of Land, Infrastructure and Transport

Many wild carp caught in many Japanese rivers had serum vitellogenin that is a biomarker of fish feminization. However, the cause of this syndrome is not clearly understood so far. PWRI conducted three flow-through experiments using adult carp exposed to effluent discharge from a sewage treatment plant (STP) whose estrogenic activity is considered typical level. Clear vitellogenin (VTG) induction in male carp was observed at the first run which was conducted at the early spring, but no VTG induction was observed in the other runs. Male and female carp were breaded in the first run, while only male carp were breaded in the other runs. This result suggests that endogenous aromatase that is induced in male carp in the early spring as well as exogenous estrogen-like substances in the effluent relates this discrepancy. This also suggests that noble flow-through experiment system using more suitable fish whose proliferation cycle is clearly understood and whose strain and origin are well controlled should be developed.

In this study, firstly, we conducted the abovementioned flow-through experiment at the same STP. Two groups were set to clarify effect of the existence of female carp: only male carp were breaded in the same tank; male and female carp were breaded in the other tank. Their VTG were regularly measured after start of exposure to the effluent. Any VTG induction was observed in all the male carp in both the group. Ethoxy resolfin-o-

deethylase (EROD) activity of measured to know aromatase level in their livers at the end of the experiment. We observed that higher EROD was raised in the carp exposed to the effluent than those to dechlorinated tap water. Therefore, the existence of female did not affect VTG induction in male carp, but the STP effluent induces EROD, which suggests that it increases aromatase in male.

Secondly, we developed a new test system. In this system, we use Japanese medaka (*Oryzias latipes*) as the test fish, and the experiments were carried out in a test tank with controllable experimental conditions, installed at sewage treatment plants and automatic river water quality monitoring stations. Flow rate of water had been controlled at 0.6L/min for two weeks after hatching, and then was increased up to 2.4L/min. Medaka were maintained under the condition that a light: dark cycle was 16: 8 hours and a commercial diet free from phyto-estrogens was fed. After maturation, VTG of each medaka was measured.

1. はじめに

英国では、下水処理水が放流されている多くの河川でエストロゲン様物質による魚類の雌性化が起こっていることが明確にされた。このため、現在では下水道や都市排水の影響を低減化させる対策がとられ始めている。一方、わが国においても下水処理水や河川水にエストロゲン様物質が存在することが明らかにされてきたが、これらが魚類の雌性化を起こしているのかは依然として明らかになっていない。

英国に比べわが国の下水道普及率は低いものの、下水道の急速な普及によって下水処理水等の都市排水が都市河川に占める割合は急速に大きくなりつつある。よって、下水処理水の比率が高い都市河川に存在するエストロゲン様物質が、魚類にどの程度影響を及ぼしているのか明確にする必要があり、状況によって下水道や都市排水の対策をとる必要がある。

本研究では、下水処理水やその放流先の都市河川において魚類を飼育することによって、エストロゲン様物質が魚類の雌性化に及ぼす影響を評価する。さらに、水試料の分画法と遺伝子組み換え酵母法によるエストロゲン活性を組み合わせることによって、水試料のエストロゲン作用について評価し、このエストロゲン活性を魚類の雌性化を表すことのできる簡便な評価指標へと完成させることをめざすものである。加えて、下水処理水と放流先河川に存在するエストロゲン様物質の由来を推定し、雌性化を抑制するために必要な都市排水由来の要因を明らかにすることをめざすものである。

本年度は、河川における魚類曝露試験について既往事例を整理して課題を抽出し、現地魚類曝露試験法の開発および予備試験を実施した。さらに、下水処理水を分画抽出することによって、これに含まれるエストロゲン様物質の性状を把握する手法について検討した。

2. 研究の背景

2.1 英国の研究過程

英国では、1980年代前半に実施された環境庁の生物調査において、Lea川の野生ローチ（*Rutilus rutilus*）に雌雄同体（精巣に卵母細胞をもつ個体）が発見された[1)]。その場所は下水処理場の下流部であったため、下水処理水に雌化の原因となるエストロゲン様の物質が含まれているとの仮説がたてられ、これを解明するための詳細な研究が実施された[1-9)]。

下水処理水の魚類への影響を調べるため、まずフィールドでのケージ試験法が確立された。この方法[2)]は、鉄製ケージに養殖ニジマス（*Oncorhynchus mykiss*）を入れて、処理場放流口や放流先河川に設置するものであり、雌化の影響は、雄の血中ビテロジェニン（VTG）生成量を指標として判定された。VTGはエストロゲンのはたらきによって肝臓で生成される雌特異的な卵黄タンパク前駆物質であるため、エストロゲン作用の指標とされている。また、ケージの大きさは1.24×0.5×0.5mであり、これに入れるニジマス個体数は、未成熟魚の場合8～20匹[2)]、雄成熟魚の場合10匹[3,4)]とされた。養殖ニジマス

を用いたのは、年齢の均一な個体を多数確保できること、さらに、ニジマスVTGの測定法がすでに確立されていたことによる。曝露期間は、予備調査結果をもとに、VTGの上昇を確実に把握できる3週間と設定された。

下水処理場の放流口や放流先河川を対象としたフィールド調査は、予備調査を経て、1988年夏期[2]、冬期[2]、1989年春期[2]、夏期[2]、1992年夏期[3]、冬期[3]、1994年春期～夏期[4]に実施された。これらの調査の結果、雄ニジマスの血中VTG生成量は通常0.05～1.80μg/mL[2]であるのに対し、放流水にエストロゲン様物質が含まれる場合には最大10万倍（147,000μg/mL）[2]ほどに増加することが判明した。また、ニジマスVTGの生成は処理水や河川水のエストロゲン作用の強度に関連しているらしく、放流口のみで影響のみられる場合[4]や、Aire川のように放流口から下流5km地点までmg/mLレベルの影響が確認される場合[4]があった。さらに、VTG生成は下流最大15km[3]まで続くことも明らかとなったが、降雨により増水した河川では、処理水が希釈されて魚類への影響が軽減される可能性も示唆された[3]。

一方、フィールド調査と並行して、魚類に影響を及ぼすと考えられるエストロゲン様物質を用いた室内曝露試験も実施された。その結果、経口避妊薬であるエチニルエストラジオール（EE2）のニジマスへの最小作用濃度は0.1～0.5ng/Lの範囲にあり[2]、非イオン界面活性剤（工業用洗剤の一つ）の分解産物であるノニルフェノール（NP）とオクチルフェノール（OP）の最小作用濃度はそれぞれ20.3μg/Lおよび4.8μg/Lという結果が得られた[5]。

また、河川水質調査[6]の結果、フィールド調査でニジマスの顕著なVTG生成を示したAire川では、羊毛洗浄工場の排水を受け入れているMarley処理場の放流水のNPは330μg/Lであり、その下流では180μg/Lの高濃度であった。なお、その他の河川や処理場でのNPの濃度は<0.2～12μg/Lであり、OPの濃度はMarley処理場で0.5μg/Lであったほか、河川の全地点で1μg/L未満であった。

以上のように、Aire川でニジマスに影響を及ぼしたのは、フィールド調査、室内曝露試験そして水質調査の結果から判断してNPであると考えられた[4,6]。

その他の地点で確認されたニジマスへの影響については、処理水のエストロゲン作用の本質を見極める新たなアプローチがとられた。これは、水サンプルを極性の異なる複数の溶媒を用いて分画し、それぞれの画分についてエストロゲン活性を調べ、さらに、活性をもつ画分においてエストロゲン様物質を同定するものである[7]。この方法を処理水に適用した結果、エストロゲン活性をもつ物質として、天然エストロゲンであるエストロン（E1）、17βエストラジオール（E2）、さらに合成エストロゲンであるEE2が同定された。処理水中のこれらの濃度は、E1が1～80ng/L、E2が1～50ng/Lであり、EE2は検出されない処理場が多いものの3処理場では0.2～7.0ng/Lであった[7]。これらの濃度は、下水処理水放流先の河川に生息する魚類にVTG生成を引き起こすに十分な濃度と考えられたため、ニジマスおよびローチを用いてE1およびE2の室内曝露試験が実施された[8]。この結果、E2の最小作用濃度はニジマスでは1～10ng/Lの範囲にあり、ローチでは10～100ng/Lの範囲にあると考えられた。また、ニジマスに対するE1の最小作用濃度は25～50ng/Lと考えられた。

養殖ニジマスを用いて確認された影響は、自然状態ではどの程度生じているのかを調べるため、1995～1996年に野生ローチを対象とした調査が実施された[9]。8河川18地点および対照5地点から60～100匹の野生ローチが採集され、生殖腺の観察とVTGの測定が実施された。その結果、対照地点では10%、処理場上流では25%、処理場下流では60%のローチに雌雄同体が確認された。また、VTGの濃度は雌雄同体魚の出現状況と同じく対照、上流、下流の順に高くなったことから、野生魚におけるVTGの上昇は、雌雄同体魚の出現状況の目安となることが示された。

英国の研究過程をまとめると、一連の研究は下記の通り進められたことがわかる。

(1) 下水処理水放流先河川での魚類曝露試験法を確立する[1,2]。

(2) 魚類曝露試験を実施し、下水処理水の影響の有無を確認する[2-4]。

(3) 雌化を引き起こした水試料を詳細に調べ、影響物質を特定する[6,7]。

(4) 影響物質を用いた室内曝露試験によって、ニジマスへの最小作用濃度を明らかにする[5,8]。
(5) 野生魚を対象に、自然環境での影響を把握する[9]。

2.2 わが国のフィールド調査

わが国では、多摩川のコイ（*Cyprinus carpio*）を対象とした調査[10,11]において、精巣の異常および雄コイのVTG生成が確認され、英国と同様の問題が提起された。そこで、魚類に生じている雌化について調査するため、国土交通省（旧建設省）は1998年度からコイを対象とした魚類実態調査[12-15]に着手した。

コイは、北海道を除き全国的に分布しており、成長の段階で雌雄の転換が起こりにくく、また、既往の研究例があるようにビテロジェニンの測定が可能であるため、調査対象魚に選定された。採捕するコイの大きさは、全長30cm以上を原則として、生殖腺の外観から雌雄の判定がおこなわれた。また、VTGの測定はコイVTG-ELISAキット（株式会社トランスジェニック）を用いておこなわれた。第1回調査は、1998年11月から12月にかけておこなわれ、8河川25地点で雄コイ111匹が採捕された。第2回調査は、綾瀬川および荒川（北陸）を追加して、10河川27地点を対象に1999年5月から8月にかけて実施された。荒川（北陸）は都市排水がほとんど流入しておらず、化学物質の影響が表れにくいと想定して追加された地点であった。第3回調査は、過去2回の調査から継続して実施すべき地点を選定し、2000年10月から11月にかけて5河川10地点で、また第4回調査も同様に地点を選定し、2001年10月から11月に４河川９地点で実施した。4回の調査で採捕した雄コイは合計551匹であった。

フィールド調査の結果、季節に関わらずVTGを生成している雄コイが確認され、エストロゲン様物質により雌化が引き起こされている可能性が示唆された。また、水質調査によってエストロゲン様物質に関する水質データも得られたが、魚類に及ぼす影響の把握には至っていない。

英国の研究に対しわが国で実施されたフィールド調査を比較してみると、魚類に影響を及ぼすと考えられる下水処理水が実際に魚類の雌化を引き起こしているのか否か、これを明らかにすることが第一に必要な試験と考えられる。しかし、そのような曝露試験は実施されていないため、処理水による魚類影響の有無は不明なまま残されている。

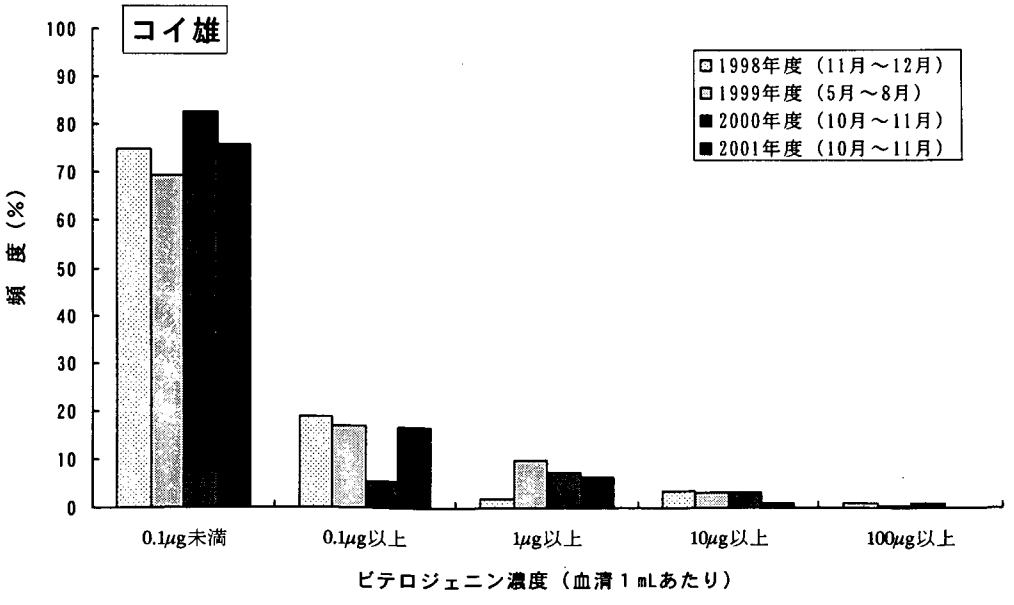


図１　雄コイでのビテロジェニン濃度測定結果

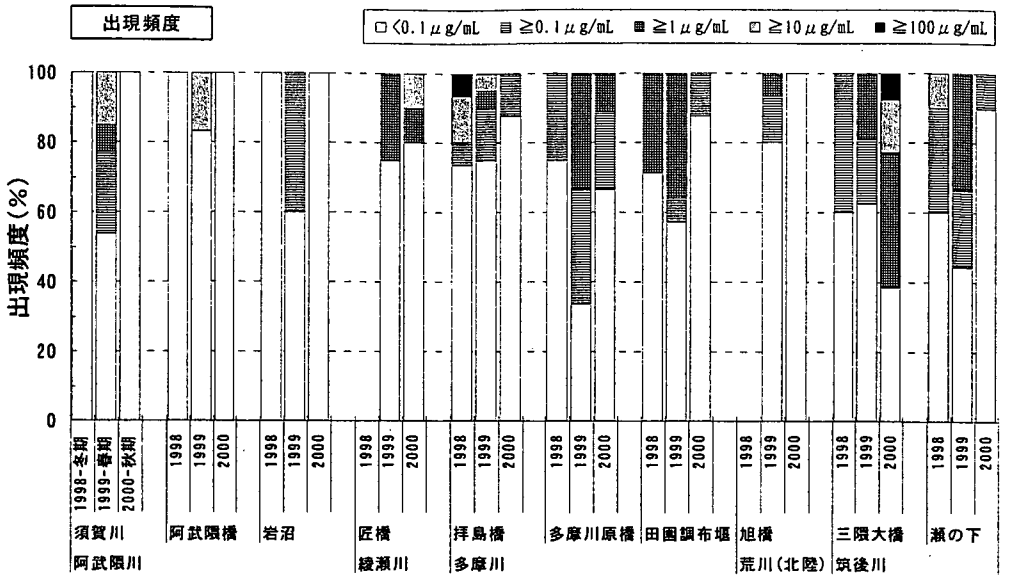


図2　コイ VTG 地点別調査結果（国土交通省魚類実態調査 1998-2000 年）

2.3 下水処理水へのコイ曝露試験

土木研究所水質チームでは、1999年度から下水処理水への魚類曝露試験を実施して、処理水による魚類影響の有無を明らかにすることとした[19,20]。さらに、魚類の雌化を引き起こす要因を探るため、曝露試験に必要な魚類の生理学的知見を明らかにすることとした。

英国では、多数の地点で魚類の雌化を引き起こす物質としてE2およびE1が報告されているため、魚類曝露試験には家庭系排水を処理している下水処理場が適していると考えられた。さらに、処理方式および消毒方式として、代表的な標準活性汚泥処理および塩素消毒を採用している処理場が適していると考えられた。そこで、上記選定理由に適合した1処理場において、魚類曝露試験を実施することとした。

下水処理水を対象とする試験魚としてコイを選定した。コイは、わが国で初めてエストロゲン作用による問題が提起された魚種[10,11]であり、魚類実態調査[12-15]の対象となった魚種である。比較すべき知見が徐々に蓄積されるものと期待され、さらに、わが国で最初に提起された問題に対し、その影響の有

表1　下水処理水へのコイ曝露試験概要（過年度）

曝露試験	試験区	コイ 試験個体数（雄 / 雌）	コイ 体長 (mm)	コイ 体重 (g)	曝露期間
Run1	100%処理水	5 / 4	351.3 ± 16.3	1129.0 ± 98.7	8 週間
	対照	7 / 3	335.5 ± 18.0	1151.0 ± 93.2	2000年 2月 - 4月
Run2	100%処理水	7 / 5	338.9 ± 13.9	798.3 ± 53.2	8 週間
	10%処理水	7 / 6	326.3 ± 16.8	753.1 ± 65.8	2000年 7月 - 9月
	1%処理水	4 / 9	327.5 ± 15.8	758.5 ± 84.7	
	$O_3$10mg/L処理水	6 / 6	331.1 ± 15.4	776.7 ± 68.2	
	対照	6 / 7	338.1 ± 15.1	816.9 ± 51.4	
Run3	混合飼育①	5 / 10	352.2 ± 11.5	1170.0 ± 122.9	6 週間
	混合飼育②	5 / 10	343.4 ± 15.9	1025.3 ± 126.4	2000年 12月 - 2001年 2月
	対照(雄単独飼育)	15 / ー	332.1 ± 15.9	920.0 ± 113.0	
Run4	100%処理水	10 / ー	349.1 ± 14.6	1163.0 ± 129.2	8 週間
	10%処理水	10 / ー	343.3 ± 19.6	1087.5 ± 140.0	2001年 2月 - 4月
	$O_3$10mg/L処理水	11 / ー	330.6 ± 12.2	984.6 ± 73.7	
	O_3 2mg/L処理水	10 / ー	345.5 ± 14.0	1181.3 ± 139.8	
	対照	10 / ー	343.8 ± 12.9	1037.8 ± 104.8	

無や要因を探る必要があると考えられた。雌性化の指標はVTGとし、フィールド調査と同じコイVTG-ELISAキットを用いた。

曝露試験の概要を表1に示す。

第1回曝露試験（Run1）は、下水処理水によって雄コイのVTG生成は誘導されるのか否かを明らかにすることを目的として実施された。次にRun2では、雄のVTG生成を抑制する対策を探るため、処理水のエストロゲン作用を弱めるオゾン添加試験区および希釈試験区が採用された。また、Run3では脱塩素水道水を用いて雌から雄への作用を確認する試験が実施され、さらにRun4では、Run1と同じ季節に雄のみを用いて試験が実施された。Run1およびRun2では、試験開始時にコイの雌雄は区別されず、終了後に生殖腺を観察して判定された。Run3およびRun4では、精液を放出する個体を雄として、さらに購入時のVTG値を参考に雌雄が判定された。

ここでは、第1回および第4回曝露試験の結果について詳述する。第2回曝露試験（Run2）では、5つの試験区すべてにおいて雄VTGの生成はみられず、また第3回曝露試験（Run3）では、雌から雄への影響はみられなかった。

2.3.1 第1回曝露試験（Run1）

2000年2月に着手されたRun1では、下水処理水試験区および対照試験区の2つの試験区にて、下水処理水によって雄コイのVTG生成は誘導されるのか否かを明らかにすることを目的に試験が実施された。さらに、雄VTG生成が誘導される場合、時間経過による上昇の様子や到達濃度を把握するとともに、対照試験において雄の血中VTGの正常値を明らかにすることとされた。試験は、経時的変化を詳しく調べるため、試験期間を8週間と設定し、1週間ごとに血清サンプルが得られた。コイは、各試験区に9匹が曝露された。試験終了後に雌雄を判定した結果、処理水試験区では雄5匹、雌4匹、対照区では雄7匹、雌2匹であった。なお、対照区の雌2匹は試験途中に死亡した。

処理水試験区のVTG測定結果を図２に示す。

下水処理水に曝露された雄のうち4匹では、時間の経過にともないVTGが上昇し、4週目には1,000μg/mLほどに達する個体が現れた。その後変動はあるものの1μg/mL以上のレベルで推移し、8週経過した時点で脱塩素水道水に戻したところ、11週目（水道水3週目）には雄のVTGは低下した。曝露中のコイVTG最高値は1,400μg/mLであった。なお、1個体では試験開始時にVTGが生成していたが、曝露

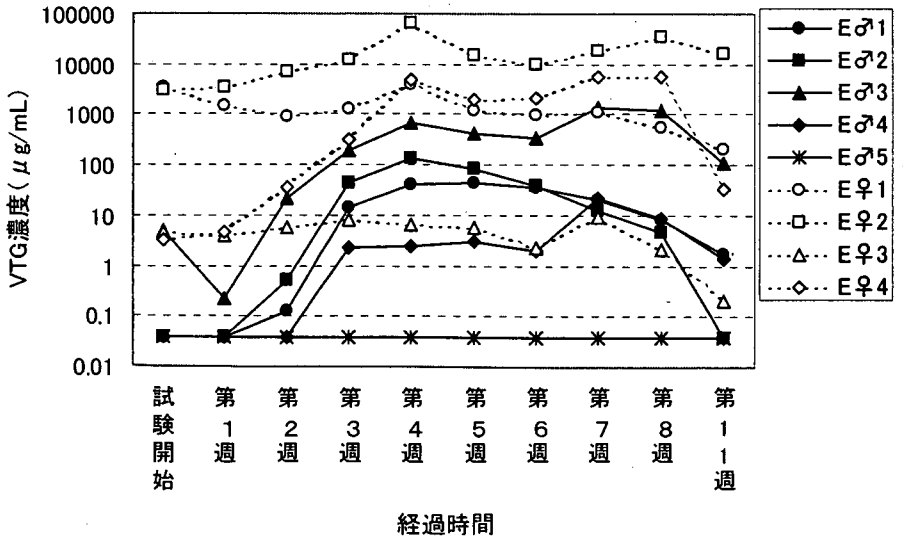


図３　下水処理水に曝露したコイの VTG 経時変化（Run1）

開始後一度VTGが減少し再び上昇した。また、処理水試験区の雄1匹では、曝露によるVTG生成は認められなかった。試験終了後に精巣を観察した結果、VTGを生成した雄4匹のGSIは4.5～12.0％であり、成熟途中であると考えられた。VTGを生成しなかった雄のGSIは8.3％であった。また、対照区では雄7匹すべてが定量下限値0.039μg/mL未満のまま経過し、VTGの生成は認められなかった。これらのGSIは1.7～7.1％であった。

水質測定の結果、処理水のエストロゲン活性は0.0036～0.0094μg/Lの範囲にあり、E2（ELISA）では0.0246～0.0843μg/Lであった（表２参照）。なお、NPやNPnEOは検出されなかった。

さらに、対照試験区の雄コイVTGはすべて定量下限値0.039μg/mL未満であったため、雄の正常値は定量できないレベルにあると考えられた。

2.3.2 第4回曝露試験（Run4）

下水処理水に雄コイを曝露したRun1およびRun2の結果、Run1では雄のVTGは上昇し処理水の影響があるものと考えられた。しかし、Run2ではそのような影響は再現されなかった。処理水のエストロゲン活性はほぼ同レベルであると考えられたことから、この理由として季節によりコイの反応が異なることが考えられた。そこで、Run1と同じ季節に雄のみを用いて試験が実施された。なお、オゾン添加試験区として、10mg/Lと2mg/L（接触時間10分）の2つが設けられ、希釈試験区は10％とされた。

2001年2月～4月に実施されたRun4では、試験の結果いずれの試験区においても雄VTGの上昇はみられなかった。

2.3.3 水質測定結果

Run1およびRun4のエストロゲン活性およびE2測定結果を表に示す。

処理水のエストロゲン活性は、いずれの試験でもほぼ同じレベルにあると考えられた。また、オゾン添加によるエストロゲン作用の低下が確認された。

Run4では、ELISAおよびLC/MS/MSの2つの方法で試験水のE2を測定したところ、これらの数値に大きな差がみられた。ELISA法による結合反応では、E2に形態のよく似た物質を合わせて測定している可能性が指摘されており、E2濃度が実際よりも高く表されたと考えられた。

表２　エストロゲン活性および17βエストラジオール測定結果

水質項目	曝露試験	試験区	試験開始	第2週	第4週	第6週	第8週
エストロゲン活性	Run1	100%処理水	－	5.2	3.6	5.9	4.8
(ng/L)		100%処理水(流入)	9.4	4.8	5.5	7.3	6.0
0.02≦Tr<0.07		対照	1.5	ND	ND	ND	ND
ND<0.02		対照(流入)	1.3	ND	ND	ND	ND
	Run4	100%処理水	8.7	8.1	6.2	7.4	4.7
		$O_3$10mg/L処理水	1.0	ND	ND	0.07	0.3
		O_3 2mg/L処理水	9.5	8.6	0.8	0.3	5.5
		対照	0.07	ND	0.14	ND	ND
E2(ELISA)	Run1	100%処理水	－	58.0	52.7	57.5	44.0
(ng/L)		100%処理水(流入)	24.6	84.3	58.7	67.4	40.1
0.1≦Tr<0.3		対照	ND	ND	ND	ND	2.9
ND<0.1		対照(流入)	ND	ND	ND	ND	ND
	Run4	100%処理水	45.3	38.9	24.3	32.6	32.0
		$O_3$10mg/L処理水	ND	ND	ND	ND	ND
		O_3 2mg/L処理水	38.8	41.4	7.7	4.3	31.2
		対照	ND	ND	ND	ND	ND
E2(LC/MS/MS)	Run4	100%処理水	－	8.6	－	3.0	1.2
(ng/L)		$O_3$10mg/L処理水	－	9.9	－	ND	Tr(0.21)
0.4≦Tr<1.0		O_3 2mg/L処理水	－	16.5	－	Tr(0.78)	3.1
ND<0.4		対照	－	Tr(0.70)	－	Tr(0.45)	ND

ND：検出下限値未満

Tr：検出下限値以上，定量下限値未満

表3　水質比較一覧表

水質項目	対象	中央値	平均値	最小値	最大値 (単位：μg/L)	検体数
エストロゲン活性	下水処理水[21]	4.7*	23.9*	ND	78.0	100
(ng/L)	河川[22]	2.2*	1.6	ND	31.0	150
0.02≦Tr<0.07	Run1-下水処理水	5.5	5.8	3.6	9.4	5
ND<0.02	Run2,4-下水処理水	4.6	5.4	3.1	8.7	10
E2(ELISA)	下水処理水[20]	10.0	—	ND	66.0	138
(ng/L)	河川[15]	—	—	ND	27.0	532
0.1≦Tr<0.3	Run1-下水処理水	57.5	54.1	24.6	84.3	5
ND<0.1	Run2,4-下水処理水	33.7	35.3	24.3	45.8	10

＊：元の文献に記載されていないが、算出することが可能であった数値

2.3.4 コイ曝露試験結果のまとめ

下水処理水にコイを直接曝露したRun1において、時間の経過とともに雄コイのVTGが上昇することが確認された。この結果、下水処理水に雄コイの雌化を引き起こす原因物質が含まれているものと考えられた。しかし、その後の試験では雄のVTG生成は再現されず、下水処理水に曝露した雄コイにVTG生成が確認されたのは、Run1において早春に雄と雌が混在していた場合に限られた。

表3に曝露試験でのエストロゲン活性およびE2（ELISA）測定結果と、河川[12-15]および下水道[18-20]の実態調査におけるE2（ELISA）測定結果、さらに実態調査の際に同時に採水して測定したエストロゲン活性[21,22]について示した。Run1での下処理水のエストロゲン活性およびE2（ELISA）の平均値は、それぞれ0.0058μg/Lおよび0.0541μg/Lであった。Run2とRun4でのエストロゲン活性およびE2（ELISA）の平均値は、それぞれ0.0054μg/Lおよび0.0353μg/Lであり、Run1に比べほぼ同等のエストロゲン作用であると考えられた。よって、雄コイのVTG生成に関わる要因は、処理水のエストロゲン作用だけではないと考えられた。

一方、Run1の水質測定結果と実態調査結果およびエストロゲン活性測定結果を比較すると、調査対象となった処理場の放流先や河川ではエストロゲン活性は比較的高いと考えられ、コイの雌化が発生する可能性があると考えられた。

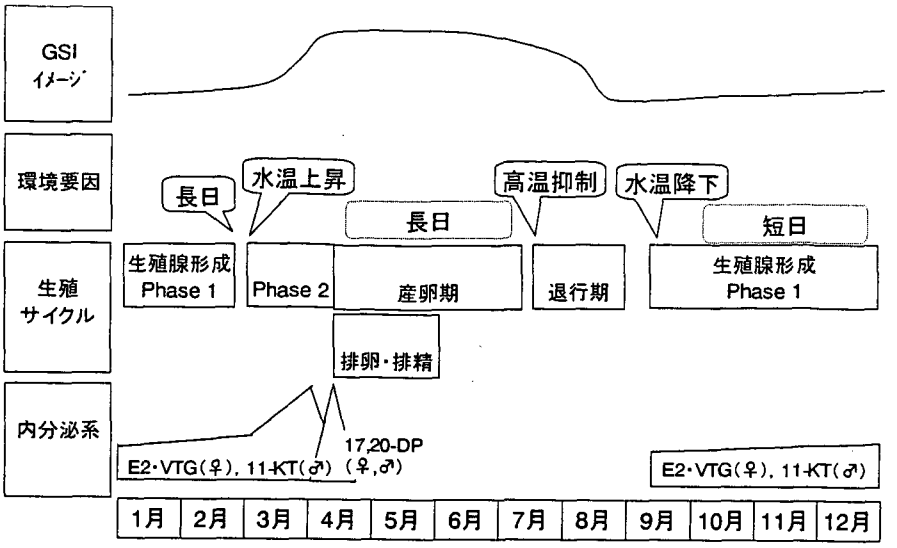
魚類実態調査の結果では、すべての河川で雄コイのVTG生成が確認されており、また、季節に関わらずVTGを生成している雄が存在することが明らかとなった。しかし、地点別および季節別にこれらのデータをみると（図２参照）、阿武隈川の3地点および北陸の荒川では春期調査でのみ雄VTGの生成がみられており、曝露試験結果と同様の傾向を示していると考えられた。

春に雄VTGが生成される可能性について、コイの内分泌や生殖周期などの生理学的知見をもとに考察されている。図4に羽生[23]および長浜[24]を参考に作成されたコイ科魚類の生殖サイクル模式図を示す。

春の産卵期を迎えるために、コイの体内では秋から性ホルモンの分泌が始まっている。早春に長日条件への変化および水温上昇というシグナルを受けると、雌の体内ではエストロゲンが、またオスではアンドロゲン（男性ホルモン）が多量に分泌される。その後、盛夏に水温が25℃を超えるようになると、性ホルモンの分泌は抑制され、生殖腺は急激に退行する。なお、エストロゲンはアンドロゲンにアロマターゼ（薬物代謝酵素の一つ）が作用して合成されることが知られている。薬物代謝酵素は外来の化学物質を代謝するため、体内で合成される酵素である。

コイの生理学的観点からみると、早春に実施したRun1では、下水処理水のエストロゲン作用が直接VTG生成に関与した可能性のほか、この時期に雄の体内で多量に分泌されるアンドロゲンをもとに、アロマターゼの働きによってエストロゲンを合成し、その結果としてVTG生成が誘導された可能性が考えられる。この場合の内分泌撹乱作用はエストロゲン作用ではなく、アロマターゼ生成を誘導する作用と考えられる。

また、夏期に実施したRun2では、水温が30℃前後の高水温であったため、コイの生殖腺は退行を始



E2:17βエストラジオール, VTG:ビテロジェニン, 11-KT:11-ケトテストステロン
17,20-DP:17α20βジヒドロキシプロゲステロン

図4　コイ科魚類の生殖サイクル模式図

めており、たとえアロマターゼが生成されたとしてもアンドロゲンからエストロゲンへの合成は進まなかったと考えられる。

さらに、Run1と同じ季節にもかかわらず、Run4ではVTG生成はみられなかった。この現象は、同じ水槽に雌が存在しなかったため生殖活動にともなうアンドロゲンの合成が活発化されず、その結果アンドロゲンからエストロゲンへの合成が進まなかったと考えられる。なお、これらを明らかにするには、コイが産卵活動を行えるような生態学的視点をもとに曝露試験を組み立てる必要がある。

さらに、今後の魚類影響試験では、VTGだけを指標とするのではなく、体内でのエストロゲン、アンドロゲンおよびアロマターゼの生成状況を明らかにする必要があると考えられた。

3. 2002年度コイ曝露試験

3.1 目的

下水処理水へのコイ曝露試験の結果、早春に雌雄のコイを同所的に曝露した場合に限り、雄コイのVTG合成が認められた。この現象は、下水処理水のエストロゲン作用が直接VTG生成に関わった可能性のほか、この時期に生殖活動にともなって雄の体内で多量に分泌されるアンドロゲンをもとに、アロマターゼの働きによってエストロゲンが合成され、その結果としてVTG生成が誘導された可能性が考えられた。

そこで本研究では、この仮説を検証するため、春期に雌雄を同所的に曝露する試験を実施することとした。さらに、薬物代謝酵素の働きを明らかにするため、その活性のひとつであるERODについて測定を試みた。

3.2 方法

3.2.1 試験水槽

コイの曝露試験水槽は、処理場敷地内に設置した流水式の野外試験水槽を用いた。試験水槽はコンクリート製で、コイ曝露槽と調整槽から成り立っている。コイ曝露槽の大きさは、長さ4m、幅2mであり、水深は、掃除のために設けた傾斜によって0.5mから0.7mへと深くなる。コイ曝露槽の容積は4,800Lである。

すべての調整槽（2×2×0.7m）にエアポンプを取り付け、毎分60Lのエアレーションによって処理水

および水道水（対照試験）の脱塩素処理を行った。また、処理水と水道水の水温を等しくすることが求められるが、調整槽での滞留中にほぼ同一になることが期待された。

コイ曝露槽では、水質を除いてその他の曝露条件がすべての水槽で均一になるよう設定した。

流量は、4,800Lのコイ曝露槽で2回転／日に設定した。よって流速は6.7L/minとなった。また、日長条件や水温は、野外であることを活用し日射による変化をそのまま採用した。コイの試験個体数は、水槽あたり雄10匹と設定した。

それぞれのコイには、個体ごとの経時的なVTG生成を追跡するため、識別用のタグを取り付けた。

また、餌は、植物性エストロゲンとして魚類に作用する可能性のある大豆[11]を含んでいない市販の餌（おとひめ8号、日清飼料株式会社）を週に1回適量与えた。

試験開始時にコイの全長、体長、体重を測定し、終了後、生殖腺を観察して雌雄を決定するとともに、その重量から生殖腺体指数（GSI；体重あたりの生殖腺重量比率）を求め成熟状況を把握した。

3.2.2 コイVTGの測定

コイの血中VTGを定期的に測定するため、各個体からの採血量は、コイの活動に支障をきたさないこと、さらに、測定に必要な血清量を確保することを考慮して0.5mLとした。

VTGの測定には、コイVTG－ELISAキット（株式会社トランスジェニック）を用い、添付のプロトコールに従い測定した。

ELISA法（酵素免疫測定法）は、測定対象物質の抗体を用いて、その物質との結合反応を利用する濃度測定法である。コイビテロジェニンELISAキットには、抗コイビテロジェニン抗体をコーティングした96穴マイクロプレート、検体希釈液、HRP標識抗コイビテロジェニン抗体、発色液、1μg/mLコイビテロジェニン標準品などがキット化されている。結合反応は、5倍およびそれ以上の倍率で希釈した血清をマイクロプレートのウェルに滴下し、2時間の反応の後、HRP標識抗コイビテロジェニン抗体を1時間反応させた。この操作によって、抗コイビテロジェニン抗体－コイビテロジェニン－HRP標識抗コイビテロジェニン抗体のサンドイッチ型複合体が形成される。続いて発色基質（OPD）を含む発色液を滴下すると、酵素HRPの触媒作用によって濃度依存的にOPDが発色する。プレートリーダーで波長490nmの吸光度を測定し、検量線をもとにコイビテロジェニン濃度を算出した。

検量線は、1μg/mLコイビテロジェニン標準品を用いて作成した。この2倍希釈によって0.5μg/mLから0.0078μg/mLまで7段階の標準品を調製した。これらを血清と同様に結合反応させた後、吸光度を測定して検量線を作成した。このとき、つねに0.0078μg/mLの吸光度を基点として検量線を作成することによって、5倍希釈された血清の定量下限値は、0.0078μg/mLの5倍である0.039μg/mLと決定した。また、血清試料の吸光度がブランク（検体希釈液；0μg/mL）以下の場合、不検出（ND）とした。

なお、血清試料およびビテロジェニン標準試料はすべて二重測定をおこない、変動係数が10％以内であるデータをもとに濃度を算出した。

3.2.3 ＥＲＯＤ測定

EROD（Ethoxy resorufin-o-deethylase）は、薬物代謝酵素P4501A1依存性のエトキシレゾルフィンO－脱エチル化活性であり、化学物質によって引き起こされる肝臓でのP4501A1遺伝子の発現の指標となる。

この測定は、肝臓サンプルから調製されたミクロゾームに蛍光物質を添加することによって、蛍光分光とHPLCを組み合わせて測定検出感度を上げたTatarazakoらの方法[25]にしたがい実施した。

3.2.4 エストロゲン様物質の水質測定

試験水のエストロゲン作用を明らかにするため、遺伝子組み換え酵母によるエストロゲン活性について2週間ごとに測定した。さらに、LC/MS/MSによるエストロゲン類E2、E1およびEE2の同時測定、お

よびエストロゲン様物質のNPおよ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（NPnEO）についても測定することとした。

エストロゲン活性の測定は矢古宇らの方法[26]に従い実施した。この活性はE2換算量として表され、E2測定結果との比較が可能となる。LC/MS/MSによるE2、E1およびEE2の同時測定は、土木研究所水質チームにて検討中の方法[27]に従い測定した。また、NPおよびNPnEOの測定は、調査マニュアル[28]に従い前処理および測定を実施した。

3.2.5 曝露試験の概要

本研究では、下水処理水および脱塩素水道水を対象に、それぞれ雄単独曝露試験区および雌雄混合曝露試験区を設けた。曝露期間は８週間とし、その間2週間ごとに血液を採取してVTGを測定することとした。

3.3 結果および考察

2002年春期に実施した試験結果を図5に示す。今回の試験では、下水処理水に曝露した雄コイは、雄単独試験区、雌雄混合試験区いずれにおいてもVTGの生成は認められなかった。また、脱塩素水道水を用いた対照試験区においても同様に、雄コイのVTG生成はみられなかった。なお、曝露開始時に全水槽で複数のコイが死亡したため、第2週から試験個体を追加した。また、図では試験途中に死亡した個体のデータは掲載していないが、死亡した雄でもVTGの生成はみられなかった。

EROD活性について、8週経過個体からサンプルを抽出して測定を試みた。この結果、対照区（水道水♂♀混合試験区）3個体に比べ、下水処理水に曝露した試験区では、EROD活性が上昇している傾向がうかがえた。

なお、曝露試験水の水質測定結果は、過年度に実施した実験に比べ大きな差異は認められなかった。このため、雄コイのVTG生成が認められた過年度調査のRun1に比べ、本研究で雄のVTG誘導がみられなかった理由は、試験開始が4月であったことから、生理的活動が活発になる早春を過ぎていたためと考えられる。

また、下水処理水に曝露した試験区でEROD活性が上昇している傾向であったことは、下水処理水によって薬物代謝酵素が誘導されている可能性を示すものと考えられる。

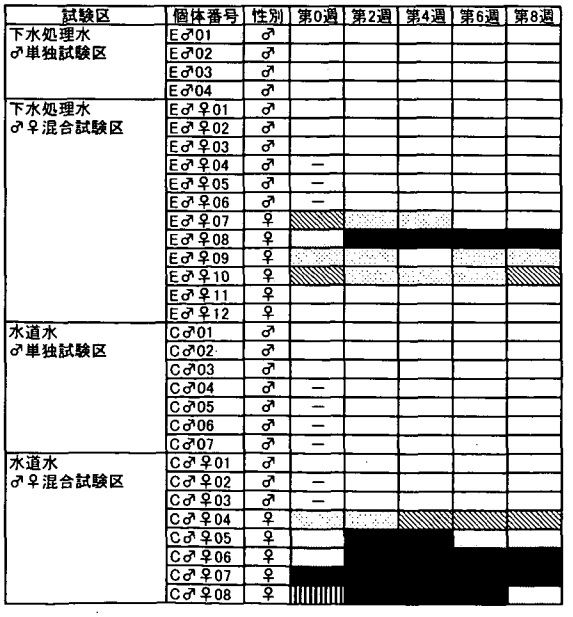


図5　コイ VTG 測定結果（2002 年度）

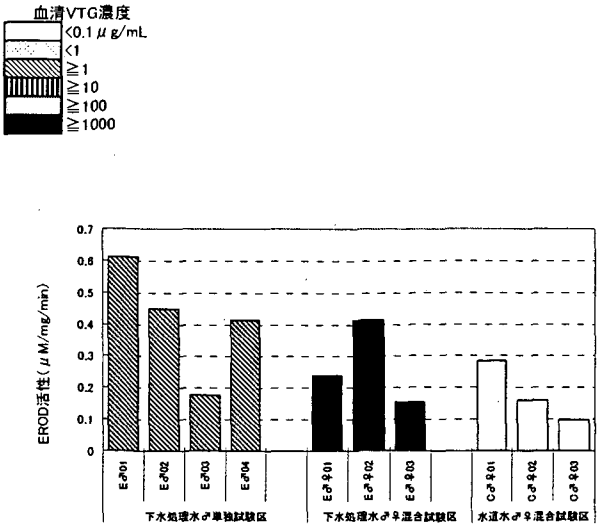


図6　雄コイの EROD 活性測定結果（2002 年度）

表4　コイ曝露試験（2002年度）水質測定結果

項目	試験区	第0週	第2週	第4週	第6週	第8週
E2活性 ng/L	下水処理水♂	12.88	4.88	4.68	3.19	4.87
0.02≦Tr<0.07	下水処理水♂♀	12.69	9.61	4.86	2.81	1.53
ND<0.02	水道水♂	Tr(0.04)	0.44	0.18	0.17	0.16
	水道水♂♀	Tr(0.04)	0.47	0.51	0.25	0.11
E1 ng/L	下水処理水♂	28.0	10.9	12.0	7.6	12.7
0.2≦Tr<0.5	下水処理水♂♀	27.4	12.3	13.7	7.0	8.0
ND<0.2	水道水♂	ND	Tr(0.2)	Tr(0.2)	ND	ND
	水道水♂♀	ND	Tr(0.2)	Tr(0.3)	ND	ND
E2 ng/L	下水処理水♂	2.2	Tr(1.0)	Tr(0.9)	1.2	Tr(0.8)
0.4≦Tr<1.0	下水処理水♂♀	3.0	1.5	Tr(1.0)	1.2	Tr(0.7)
ND<0.4	水道水♂	ND	ND	ND	ND	ND
	水道水♂♀	ND	ND	ND	ND	ND
EE2 ng/L	下水処理水♂	ND	ND	ND	ND	ND
1.3≦Tr<4.4	下水処理水♂♀	ND	ND	ND	ND	ND
ND<1.3	水道水♂	ND	ND	ND	ND	ND
	水道水♂♀	ND	ND	ND	ND	ND
NP μg/L	下水処理水♂	ND	ND	Tr(0.20)	Tr(0.12)	Tr(0.12)
0.1≦Tr<0.3	下水処理水♂♀	ND	ND	Tr(0.20)	Tr(0.13)	ND
ND<0.1	水道水♂	ND	ND	ND	ND	ND
	水道水♂♀	ND	ND	Tr(0.11)	ND	ND

ND：検出下限値未満
Tr：検出下限値以上，定量下限値未満

4 メダカ現地曝露試験法の開発

エストロゲン様物質による魚類の雌性化について、その影響要因を特定するには、①河川において魚類曝露試験をおこない雌性化が発生するか否かを判定する、②雌性化を発生させた河川水を詳細に調べて原因物質を特定する、さらに③その疑わしい物質を用いた室内での魚類曝露試験を実施して最小作用濃度を明らかにすることが必要である。とくに河川での魚類曝露試験では、性状変化のない新鮮な河川水を用いることが必要となる。

本研究に先立ち、水津チームでは水質自動監視所を活用して新鮮な河川水を用いる魚類試験装置を考案して、予備的に現地魚類試験を実施した。この試験結果から得られた魚類試験装置に関する課題は、下記の通りであった。

(1)監視所によって取水状況（ポンプ稼動時間帯、取水量）が異なっていた。また、水位低下などによってポンプが停止し、取水が行われない場合があった。このため、どのような取水状況にも対応できる魚類試験装置を設計する必要があると考えられた。

(2)河川水とともに流入する砂泥が予想以上に多く、これが目詰まりの原因となった。砂泥の除去方法に工夫を要すると考えられた。

(3)予備通水では藻類の過剰供給が確認されたため、試験では、この流入を抑えつつ餌にすることとした。しかし、試験開始後はまったく藻類が供給されなかったため、メダカを順調に飼育することが不可能であった。今後の試験では、試験条件として餌を明確に定め、その種類や給餌量を規定する必要があると考えられた。

(4)この試験では水温や餌を規定せず河川の状況を反映させる試験とした。今後はこれらの条件を含めすべての曝露条件を統一し、水質自動監視所間で試験結果の比較検討が可能となるように試験法を確立すべきと考えられた。

そこで本研究では、これらの課題をもとに考案した新たな魚類曝露試験装置を作製し、これを河川水質自動監視所に設置して曝露試験を実施することとした。

4.1 方法

4.1.1 試験実施場所

試験実施河川として多摩川を選定した。多摩川はわが国を代表する都市河川であり、下水処理水の流入する上下流で魚類影響試験が実施可能であることから本研究の試験実施河川と選定した。また、国土交通省の魚類実態調査において、化学物質濃度が低いと考えられる地点（拝島橋）においても魚類影響

があると疑われた河川である。

本試験では、下水処理水の流入しない拝島橋監視所、および複数の下水処理場の下流に位置する日野橋監視所を試験実施地点とした。

表5　メダカ現地曝露試験　試験条件一覧

試験魚	ヒメダカ *Oryzias latipes*
試験個体数	雄成魚 30個体／水槽
試験期間	2週間
試験水	流水式
流量	0.5 L/min(30 L/h)
試験温度	水温 25℃
日長条件	16時間－明、8時間－暗
餌	粉末餌、一日あたり3回の給餌

4.1.2 試験対象魚と生物指標

試験対象魚としてヒメダカ（*Oryzias latipes*）を選定した。環境省はヒメダカを用いた室内試験の結果から、NPおよびOPが内分泌撹乱作用（エストロゲン作用）を有していることを報告した。そこで、環境省の試験を実施した研究機関から本試験のためにメダカを供給してもらい、同様の試験を現地にて実施することとした。

また、魚類の雌性化を判定する指標（バイオマーカー）として、コイの試験と同じく、この分野の研究では一般的な指標であるVTGを用いることとした。なお、この測定はメダカVTG－ELISAキット（国土環境株式会社）を用いることとした。

4.1.3 河川水のエストロゲン濃度

メダカの雌性化を引き起こす可能性のある物質として、天然・合成エストロゲンやノニルフェノール等の人工化学物質を含むエストロゲン様物質があげられる。本試験では、これまでの水質チームの研究等から、水環境のエストロゲン様作用として重要な17β-エストラジオール（E2）、エストロン（E1）、エチニルエストラジオール（EE2）を、後者のうちノニルフェノール（NP）、ノニルフェノールエトキシレート（NPnEO）を対象として、河川水に含まれるこれらの濃度を明らかにすることとした。さらに、エストロゲン作用の総合的な強度を確認するため、組換え酵母法[26]によるエストロゲン活性（E2

表6　現場型メダカ曝露試験システム

貯水槽	
材質	SUS304
外寸法 (mm)	600W × 300D × 330H
貯水容量 (L)	約44 L
その他	・ｺﾞﾐ除去用ｽｸﾘｰﾝﾒｯｼｭ（φ1 × 4.mesh, φ1 × 80mesh, φ0.55 × 16mesh 各
	・排水ﾊﾟｲﾌﾟ φ5 × 1.2t, 40 cm (SUS304)
温度調節水槽	
材質	SUS304
外寸法 (mm)	600W × 300D × 330H
貯水容量 (L)	約 44 L
その他	・排水ﾊﾟｲﾌﾟ φ8 × 1.2t, 50 cm (SUS304)
曝露水槽	
材質	硬質ｶﾞﾗｽ製
外寸法 (mm)	450W × 300D × 300H, 板厚3 mm
貯水容量 (L)	約30 L
恒温装置	
製品名 (ﾒｰｶｰ)	ｸｰﾘﾝｸﾞｻｰﾓﾎﾟﾝﾌﾟ CTP-201 (EYELA)
外寸法 (mm)	250W × 510D × 805H
水槽容量 (L)	1.3 L
温度調節範囲	-20.0～80.0℃
冷却能力	350W (300kcal/h) at 液温10℃ (冷却ｺｲﾙSUS304)
ヒーター能力	750W (SUS316)
ポンプ能力	最大流量12.5/14.5 L/min (50/60Hz)
その他	・水循環用SUSﾌﾚｷｼﾌﾞﾙﾎｰｽ (SUS304)もしくはﾃﾌﾛﾝ製柔軟ﾎｰｽ
導水ポンプ	
製品名 (ﾒｰｶｰ)	自吸水式ﾀﾞｲｱﾌﾗﾑﾎﾟﾝﾌﾟ JND300KTS (ｹｲ･ｴﾇ･ｴﾌ ｼﾞｬﾊﾟﾝ)
外寸法 (mm)	208W × 117D × 108H
最大流量	3.0 L/min
その他	・SUS304製ﾌﾛｰﾄｾﾝｻｰ（自作）
	・ﾃﾌﾛﾝ製柔軟導水ﾎｰｽ
その他	
	①ｼｽﾃﾑﾗｯｸ：外寸 900W × 450D × 1400H, SUS304製
	②照明装置：直管型15形蛍光灯, ﾌﾟﾛｸﾞﾗﾑﾀｲﾏｰ
	③自動給餌機：ｵｰﾄﾌｨｰﾀﾞｰ（ｴｰﾊｲﾑ）
	④排水用配管一式（塩ﾋﾞ製）

活性）を測定することとした。

4.1.4 試験装置

一般に、魚類曝露試験では水温、流量、光周期（日長）、餌などの試験条件を制御することによって、水質による魚類への影響を判断することが可能となる。そこで、試験条件の制御可能なメダカ曝露試験装置を作製した。

試験装置の仕様について表6に示す。メダカ曝露水槽の容積は30Lと設定した。なお、この試験装置は3つの水槽から成り立っており、第1槽で砂泥の除去、第2槽で水温調節を行い、第3槽のメダカ曝露槽へと導水するものである（写真1参照）。

4.1.5 試験条件

本試験における試験条件は、環境省の実施した室内試験に合わせ設定した。現場試験としての変更点は、餌を市販の粉末餌とし、自動給餌器を用いて与えることとした。試験条件を表5に示す。

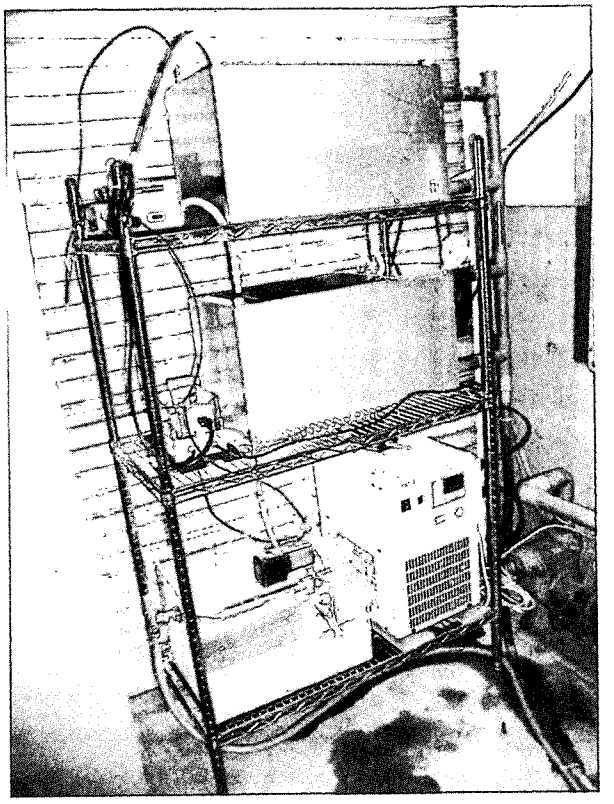


写真1　現場型メダカ曝露試験水槽

4.2 結果および考察

拝島橋および日野橋監視所にて実施した今回の予備試験では、雄ヒメダカのVTGはすべて定量下限値以下であり、影響を検出することはできなかった。またその水質測定の結果、いずれの監視所においてもエストロゲン活性、測定したエストロゲン様物質の濃度は低濃度であった。

エストロゲン活性やエストロゲン様物質が低濃度であったことから、雄ヒメダカのVTG誘導が認められなかったと考えられる。日野橋監視所は複数の下水処理場の下流に位置しているが、エストロゲン様物質は低濃度であった。このため、さらに下流の監視所での試験を実施する必要があると考えられる。

また、今回は成魚を2週間曝露する試験であったため、今後は感受性の高い胚から曝露を開始し、次世代までの影響をみる必要があると考えられる。

5 分画方法の検討

土木研究所水質チームでは、下水処理水がエストロゲン活性を有していることを明らかにしてきたが、エストロゲン活性の由来についてはいまだ不明な点も多く残されている。

そこで、エストロゲン活性の性状把握を目的として、極性の違いを利用した分画をおこなうこととした。

5.1 方法

水試料は、組換え酵母法の濃縮にしたがって固相抽出した試料を、窒素気流下で乾固した後、ヘキサン：ジクロロメタン＝１：１溶液1000μLに転溶した。極性分画操作については、アセトン10mL/min、ヘキサン：ジクロロメタン＝１：１溶液10 mL/minでコンディショニングをおこなったシリカゲル固相カートリッジ（Waters社製、充填量：360mg）に、濃縮試料を保持させた。これをヘキサン（Hex）、ジクロロメタン（DCM）、アセトン（Ace）、メタノール（MeOH）の混和液各10mLによって順次溶出させ、溶出液９分画を得た。これらの試料を窒素気流下で乾固した後、メタノールに転溶し酵母法の試料とし

た。なお、表8では極性が高くなるにつれてフラクション番号は大きくなるよう表示している。

本年度は、全国の23処理場からサンプルを集め、これらのエストロゲン活性の極性分布を調査した。試験結果を図7に示す。

流入下水におけるエストロゲン活性はフラクションF2～F9にかけて広く検出されたが、そのほとんどがF2～F4分画で占められていた。また、二次処理水については、F4分画に集中していることが明らかとなった。

エストロゲン様物質の標準物質を用いてこれらが分画されるフラクションを調べた結果、エストロゲン（E1、E2、EE2）はF4分画のみで検出され、NPはF2分画にほとんどが分画された。またNPnEOはF2からF7に認められたが、鎖長が多くなるにつれて極性の高い分画にみられた。このことから、二次処理水のエストロゲン活性は、E1、E2の寄与が大きいと考えられる。

そこで、各分画のエストロゲン活性に対し、エストロゲンおよびNPの寄与を推定したが、F4ではE1の理論活性値の寄与が高いと考えられた。また、流入下水ではE2の寄与が大きい地点も確認された。さらに、これらのE1、E2、NPで説明できない不明なエストロゲン活性について検討するため、ノニルフェノール関連物質の比活性値について検討をおこなった。その結果、NPnEO、NPnECのエストロゲン活性はほとんど確認されず、これら各物質の理論活性値を算出してその寄与を推定したが、これらの物質の理論活性値ではまったく説明はできなかった。

6 まとめ

本年度の研究は、下記の通り成果を得た。

(1) わが国の河川でエストロゲン様物質による魚類影響が生じているのかは明確ではない。このため、河川等の環境中で生じている魚類影響を確かめその原因を突き止めるためには、問題となる試料を対象として曝露試験をおこなう必要がある。

(2) 下水処理水へコイを曝露した結果、雄魚類に表れる影響は、魚類本来の生理学的反応に左右される可能性が考えられた。

(3) 現地にて実施する魚類曝露試験においては、魚類の生理的反応を考慮できるように、試験条件を制御できる試験水槽システムが必要である。本年度は、この条件を満たす現場型魚類曝露試験システムを開発することができた。

(4) この装置を用いて多摩川の下水処理場からの放流水が入る前の拝島橋および後の日野橋で雄メダカを用いた実験をおこなったが、VTGの誘導は認められなかった。

(5) 固相カートリッジを用いた極性分画手法によって、エストロゲン活性の性状把握を試みた。その結果、流入下水中のエストロゲン活性は低極性から高極性まで広く検出されたが、17β-エストラジオール（E2）、エストロン（E1）、ノニルフェノール（NP）が分画されるF2～F4でほとんどエストロゲン活性が説明できた。また二次処理水はF4分画でほとんど説明できることが明らかとなった。また、E1、E2、NPで説明できないエストロゲン活性もF2～F4を中心に存在していることが確認された。

なお、本調査研究は、環境省からの受託業務費により実施されたものである。

7 参考文献

1) Environment Agency, The Identification and Assessment of Oestrogenic Substances in Sewage Treatment Works Effluents (1997)
2) Purdom, C.E. et al., Chemistry and Ecology, 8, 275-285 (1994)
3) Harries, J.E. et al., Environ. Toxicol. Chem., 15, 1993-2202 (1996)
4) Harries, J.E. et al., Environ. Toxicol. Chem., 16, 534-542 (1997)
5) Jobling, S. et al., Environ. Toxicol. Chem., 15, 194-202 (1996)

6) Blackburn, M.A. et al., Water Research, 29, 1623-1629 (1995)
7) Desbrow, C. et al., Environ. Sci. Tech., 32, 1549-1558 (1998)
8) Routledge, E.J. et al., Environ. Sci. Tech., 32, 1559-1565 (1998)
9) Jobling, S. et al., Environ. Sci. Tech., 32, 2498-2506 (1998)
10) 中村將ほか, 科学, 68, 515-517 (1998)
11) 原彰彦, 廃棄物学会誌, 10, 278-287(1999)
12) 建設省,「平成10年度水環境における内分泌撹乱化学物質に関する実態調査結果」について, http://www.mlit.go.jp/river/press/9901_06/990330.html (1999)
13) 建設省, 平成11年度水環境における内分泌撹乱化学物質に関する実態調査結果（春期・夏期調査）について, http://www.mlit.go.jp/river/ press/9907_12/991119part2.html (1999)
14) 建設省, 平成11年度水環境における内分泌かく乱物質及びダイオキシン類に関する実態調査結果について, http://www.mlit.go.jp/river/press/200007_12/000721bindex.html (2000)
15) 国土交通省, 平成12年度水環境における内分泌撹乱物質に関する実態調査結果について, http://www.mlit.go.jp/river/press/200107_12/010724b/010724.html (2001)
16) 東谷忠ほか, 環境工学研究論文集, 39, 97-108 (2002)
17) Higashitani, T. et al., CDROM of Proc. 3rd IWA Water Congress (2002)
18) 建設省, 下水道における内分泌撹乱化学物質に関する調査・中間報告について, http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/information/naibunpi990823.html (1999)
19) 建設省, 平成11年度下水道における内分泌撹乱化学物質に関する調査報告について, http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/information/naibunpi000419.html (2000)
20) 国土交通省, 平成12年度下水道における内分泌撹乱化学物質（環境ホルモン）に関する調査の結果について, http://www.mlit.go.jp/crd/city/sewerage/kisha/naibun010509.html (2001)
21) 矢古宇靖子ほか, 第9回世界湖沼会議発表文集, 第3分科会, 237-240 (2001)
22) 高橋明宏ほか, 第9回世界湖沼会議発表文集, 第3分科会, 241-244 (2001)
23) 羽生功, 魚類生理学, 恒星社厚生閣, 287-325 (1991)
24) 長浜嘉孝, 魚類生理学, 恒星社厚生閣, 243-286 (1991)
25) Tatarazako N. et al., Environ. Sciences, 9, 451-462 (2002)
26) 矢古宇靖子ほか, 環境工学研究, 36, 199-208 (1999)
27) 小森行也ほか, 第9回世界湖沼会議発表文集, 第3分科会, 225-228 (2001)
28) 社団法人日本下水道協会；下水道における内分泌撹乱化学物質水質調査マニュアル (1999)

8 研究発表

1) Tanaka, H. et al., CDROM of Proceedings of WEFTEC'2001 (2001)
2) Higashitani, T. et al., The 3rd Japan-UK Joint Workshop on Endocrine Disrupting Chemicals, 18-19(2001)
3) 田中宏明, 日本内分泌撹乱化学物質学会第8回講演会, 27-38 (2001)
4) 宮本宣博ほか, 日本内分泌撹乱化学物質学会第4回研究発表会要旨集, 217 (2001)
5) 東谷忠ほか, 日本内分泌撹乱化学物質学会第4回研究発表会要旨集, 237 (2001)
6) Miyamoto, N. et al., CDROM of Proceedings of WEFTEC'2002 (2002)
7) Higashitani, T. et al., CDROM of Proceedings of 3rd IWA Water Congress (2002)
8) 東谷忠ほか, 環境工学研究論文集, 39, 97-108 (2002)
9) 玉本博之ほか, 日本内分泌撹乱化学物質学会第4回研究発表会要旨集, 170 (2002)
10) Tanaka, H. et al., WEFTEC' 2003 (in press)

9. 遺伝子解析手法を用いた環境ストレス検出技術に関する基礎的研究

水質チーム　上席研究員　田中　宏明
主任研究員　小森　行也
研　究　員　玉本　博之
専門研究員　東谷　忠

1. 目的

世界規模でのヒトゲノム研究が進展しており、今後、遺伝子レベルで作用する医薬品の開発が爆発的に行われ、これらが多量に使用されることが予想される。このため、新たな化学物質が下水道に集中し、放流先河川に生息する生物への環境ストレスの増大、水利用によるヒトへの影響等が危惧される。

このような、生物に対する新たなストレスの評価については、従来のバイオアッセイの検査方法では微妙な変化の検出は不可能である。しかしながら、医学分野で用いられる手法を環境評価に応用して化学物質の影響を遺伝子レベルで解析・評価する手法が開発され、ヒトや生物への影響を予測することが可能となりつつある。本研究は、河川、下水道における生物への影響について遺伝子レベルでの評価・解析手法の開発、及びこの適用に関して基礎的検討を行うことを目的とする。

2. 結果

初年度である平成14年度は、医学分野で注目されている技術のうち、DNAチップを用いた遺伝子診断技術に着目し、この手法が環境評価手法として実際に応用可能か否かについて検討を行った。

DNAチップは、多数の遺伝子の発現を同時に調べることができる技術である。チップの上には、調べたい遺伝子をcDNAなどの形で固定し、これに試料から抽出したmRNAを蛍光色素で標識して、ハイブリダイゼーションを行うことにより発現を測定するものである。ストレスを与えた試料と対照試料の間で、発現の有無あるいは発現量の違いを相対的に知ることが可能になるため、評価手法になると期待される。

本調査の成果として、以下の結果が得られた。

①DNAチップによる評価手法を導入する場合、スライドガラスなどの基板上に生物の遺伝子を一つ一つプロットした専用のDNAチップを作製する必要がある。生物の遺伝子すべてを対象とすると、遺伝子情報が膨大になるため解析に長時間を要し、DNAチップ作製に必要な費用が増大するという課題があることがわかった。このため、環境評価を目的とする場合、事前に評価対象となる遺伝子をスクリーニング等により選定しておくことが実用化への打開策であると考えられた。

②遺伝子スクリーニングには、DNA塩基配列の情報を必要とせず、比較したい組織や細胞から調製したmRNAだけで試験を行うことができる蛍光ビーズを用いたスクリーニングが有効であると考えられた。ストレスを与えた試料と対照試料の2種類について、生物組織から抽出したmRNAをもとに異なる蛍光色素で標識したプローブを調製し、同じmRNAから作製したビーズライブラリー上で競合ハイブリダイゼーションを行った後、発現量に差のある遺伝子を選別するという手順でスクリーニングを行うこととした。

その前処理方法となる遺伝子の抽出については、一般に電気泳動やPCR法に用いるものよりも、抽出状態、保存状態などを厳密に管理する必要があり、管理が十分でないとその後の遺伝子診断で誤反応が出てしまうとされている。今回、メダカについて検討を行い、マイクロチップ型電気泳動試験により、遺伝子の抽出、保存が適切であることを確認した。

なお、本調査研究は、運営費交付金（一般勘定）により実施されたものである。

付　　録

付録 1. 平成 14 年度 下水道関係刊行報告書一覧

高度処理施設設計資料検討プロジェクト報告書

土木研究所資料　第 3898 号　2003 年 3 月

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チーム
札幌市　下水道局
茨城県　土木部都市局下水道課
東京都　下水道局
横浜市　下水道局
長野県　土木部下水道課
浜松市　下水道部
滋賀県　琵琶湖環境部下水道建設課
京都市　下水道局
大阪市　都市環境局下水道部
神戸市　建設局下水道河川部
島根県　土木部下水道推進課（宍道湖東部浄化センター）

要旨

高度処理施設設計資料検討プロジェクトは、平成 6 年に発刊された高度処理施設設計資料の再検討を行うため、11 団体を構成メンバーとして、下水道技術会議の中に設けられたものである。

平成 12 年度の夏季と冬季に、全国 11 の高度処理施設において通日の処理実態調査を実施し、運転条件および水質に関する処理データを収集した。これにより、ASRT と硝化率の関係、下水性状とりん除去特性・脱窒速度を検討して、設計法および設計数値の改訂案を作成した。また、本データを用いることにより、IWA 活性汚泥モデルの高度処理施設設計や維持管理への適用性について評価を行った。

（注　IWA：International Water Association）

キーワード：下水高度処理、窒素・りん除去法、設計法、維持管理、IWA 活性汚泥モデル

平成 14 年度多摩大橋地区における水質・生物調査報告

土木研究所資料　第 3904 号　2003 年 2 月

田中　宏明　上席研究員(水質)
小森　行也　主任研究員(水質)
伊藤　弘之　国総研河川環境研究室 (前　主任研究員(河川生態))
村岡　敬子　主任研究員(河川生態)
玉本　博之　東京都下水道局 (前　研究員(水質))
東谷　忠　専門研究員(水質)
宮本　宣博　㈱環境科学コーポレーション (前　交流研究員(水質))
八十島　誠　交流研究員(水質)

要旨

下水処理水の河川に占める割合が大きい都市域などにおいては、河川環境を考える上で下水処理水の果たす役割は重要である。そこで、下水処理水放流先河川に形成される水生生物群集と水質把握を目的として、多摩川多摩大橋地区について下水処理水合流前後の水質、底生生物等の調査を行った。河川の水質は、下水処理水合流後しばらくの区間は横断方向に濃度勾配があったが、多摩大橋下流 1300m の地点まで流下するとほぼ均一になることがわかった。また、河川の横断方向に水質の濃度勾配が見られる地点では、下水処理水の比率が多いほど多様性指数が減少する傾向が見られた。

キーワード：河川水質、水生生物、付着藻類、底生動物、魚類、エストロゲン様活性、変異原試験

付録 2. 平成 15 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）

担当研究室	調査研究課題名	期間(年度)
下水道研究部 下水道研究室 分担: 下水処理研究室	1. 高濃度生活排水等の受け入れ基準に関する調査	12-15
	2. 管路施設の維持管理基準に関する調査	13-15
	3. 都市雨水対策システムの機能向上に関する調査	13-15
分担: 建設システム課	4. 社会資本形成における下水道投資戦略に関する調査	14-17
分担: 下水処理研究室	5. 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
	6. 厨芥の管渠内流送特性に関する研究	14-16
	7. 生ごみ等有機系廃棄物最適処理による環境負荷低減技術に関する研究	14-16
	8. 自然共生型国土基盤整備技術の開発	14-16
下水処理研究室	9. 下水処理水再利用システムの技術基準に関する調査	12-16
	10. 下水道システムの LCA 評価に関する調査	13-15
	11. 下水高度処理の評価手法に関する調査	14-16
	12. 下水処理水の安全性に関わる技術基準に関する調査	14-16
	13. 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
	14. 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
	15. 下水放流水による水辺利用地域の衛生学的指標に関する研究	14-16
	16. 水環境再生技術の開発に関する研究	14-16
	17. 河川等環境中における化学物質リスクの評価に関する研究	15-17
総合技術政策研究センター 建設システム課	18. 下水道事業の設計積算の効率化のための体系化に関する調査	14-16
危機管理技術研究センター 水害研究室	19. 都市域における流出・氾濫モデルの開発に関する調査	14-17

付録 3. 平成 15 年度 下水道関係調査研究課題表（土木研究所）

担当研究チーム	調査研究課題名	期間(年度)
材料地盤研究グループ リサイクルチーム	1. 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	12-15
	2. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の汚泥処理過程および土壌環境中での挙動に関する調査	14-17
	3. 下水汚泥を活用した有機質廃材の資源化・リサイクル技術に関する調査	14-17
	4. 病原性微生物の同定方法および挙動に関する研究	11-17
	5. 下水汚泥有効利用に伴うリスク評価に関する研究	13-15
	6. 下水処理水再利用のための残存物質の高度除去手法に関する研究	14-17
	7. 底泥中の有機性有害物質の実態および挙動に関する研究	14-17
	8. 草木廃材の緑化資材としての有効利用技術に関する研究	15-17
	9. アジアモンスーン地域の下水処理施設における病原微生物の消長に関する研究	15-18
水循環研究グループ 水質チーム	10. 下水道における微量化学物質の評価に関する調査	13-17
	11. 下水道による水環境への影響に関する調査	13-17
	12. 水生生態系からみた河川水質の評価に関する調査	12-17
	13. 底泥－水間の物質移動に関する調査	12-17
	14. 都市排水由来の化学物質の水環境中での挙動に関する研究	13-17
	15. 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	13-17
	16. 水環境の評価に関する調査	13-17
	17. 都市排水に含まれるエストロゲン様物質が魚類に及ぼす影響と指標化に関する研究	14-17
	18. 遺伝子解析手法を用いた環境ストレスの検出技術に関する基礎的研究	14-18
	19. 河川水質浄化施設の評価と改善に関する調査	15-17
	20. 河川底質のダイオキシン類対策におけるモニタリング技術の実用化研究	15-17
	21. 水環境における人畜由来エストロジェン物質の寄与率に関する研究	15-18
	22. 水環境中の化学物質が及ぼす生態影響に関する研究	15-19
材料地盤研究グループ 新材料チーム	23. 下水道施設への新素材の活用技術に関する調査	13-15
土質チーム	24. 下水道管渠の補修工法選定のための作用土圧の評価に関する調査	13-15
耐震研究グループ 振動チーム	25. 下水道施設の変形量を考慮した液状化対策工の設計法に関する試験調査	15

国土技術政策総合研究所資料
TECHNICAL NOTE of NILIM
No. 138 December 2003

土 木 研 究 所 資 料
TECHNICAL MEMORANDUM of PWRI
No. 3917 December 2003

編集・発行 ©国土技術政策総合研究所
©土木研究所

本資料の転載・複写の問い合わせは

国土技術政策総合研究所 企画部 研究評価・推進課
〒305-0804 茨城県つくば市旭1番地 電話 029-864-2675

土木研究所 企画部 業務課
〒305-0803 茨城県つくば市南原1番地6 電話 029-879-6754