

1. 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 藤生和也
 研究官 吉田綾子
 研究員 濱田知幸
 下水処理研究室 研究官 平出亮輔

1. はじめに

ディスポーザーの導入は、ごみ処理システムにおける地球温暖化ガス、エネルギー、処理コストの削減に寄与すると考えられるが、下水道システムではこれらの増大につながり、地域社会全体でみた場合には、環境負荷や社会的コストが増加する可能性がある。また、合流式下水道から雨天時に未処理で排出される生ごみの水環境への影響も懸念される。さらに、下水道施設そのものがディスポーザーにより増加する負荷に対応できるか否かという基本的な問題がある。しかし、我が国では、多くの自治体によりディスポーザーの設置が制限あるいは自粛要請されているため、これらの問題について十分な検討が行われていなかった。そのため、国土交通省では、北海道歌登町をモデルケースにして、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に取り組んでいる。そのうち、本研究では、下水道システムに与える影響を明らかにするため、ディスポーザー設置による下水道管路施設、処理施設への影響を調査した。

2. 調査地域概要

歌登町の下水道計画区域の全体面積は 110ha、計画人口は 2,110 人（観光人口を含めると 5,050 人、観光人口：宿泊 590 人、日帰り 2,350 人）である。下水処理施設は平成 3 年 10 月より稼働している。平成 15 年度末の下水道処理区域内人口は 1,931 人であり、下水道普及率は歌登町人口 2,459 人の約 80% である。区域内の面整備は平成 11 年度に完成しており、平成 15 年度末の区域内の下水道接続率は 93% である。下水処理場の水処理方法は、オキシデーションディッチ法が採用されており、ディッチ容量 1,230m³ に対し、計画 1 日最大汚水量は 1,260m³/日、平成 15 年度の日平均汚水量は 669m³/日である。なお、下水の排除方式は分流式である。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 14 年度末までに、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た。

表1 ディスポーザー設置状況

調査地区	管渠の特徴			地区内		団地外建物		ディスポーザー設置		
	管種	管径	敷設延長	世帯数	人口	世帯(人数)		時期	人数	普及率 ¹⁾
A 若葉団地	VU	200	895	72	150	公共施設	3	H11年7月(79人)	91	53%
						一般住宅	28(62)	H12年9月(12人)		61%
B 光南団地	EP	200	102	104	216	公共施設	2	H12年10月	119	55%
	VU	200	475			一般住宅	48(107)			
	HP	250	157							
C 新栄団地	EP	250	344	131	276	一般住宅	73(164)	H13年6月	133	48%
D 下流幹線	HP	250	878	254	584	一般住宅	254(584)	H14年8月	158	29%
E 檜垣団地	VU	200	563	268	685	一般住宅	260(673)	H14年12月	138	20%
					その他町営団地					
F 土木現業所	VU	200	238	6	16	一般住宅	6(16)	未設置	0	0%
G 健康回復村 ²⁾	VU	200	7515	2	4	一般住宅	2(4)	未設置	0	0%
	FCD	100	290			宿泊施設※				

1) 地区内最下流におけるディスポーザー普及率を示す。

2) 健康回復村(幹線)の地区内世帯数、人口は、※宿泊施設(グリーンパークホテル)は除外した値である。

3. 管渠調査

(1) TVカメラ調査の概要

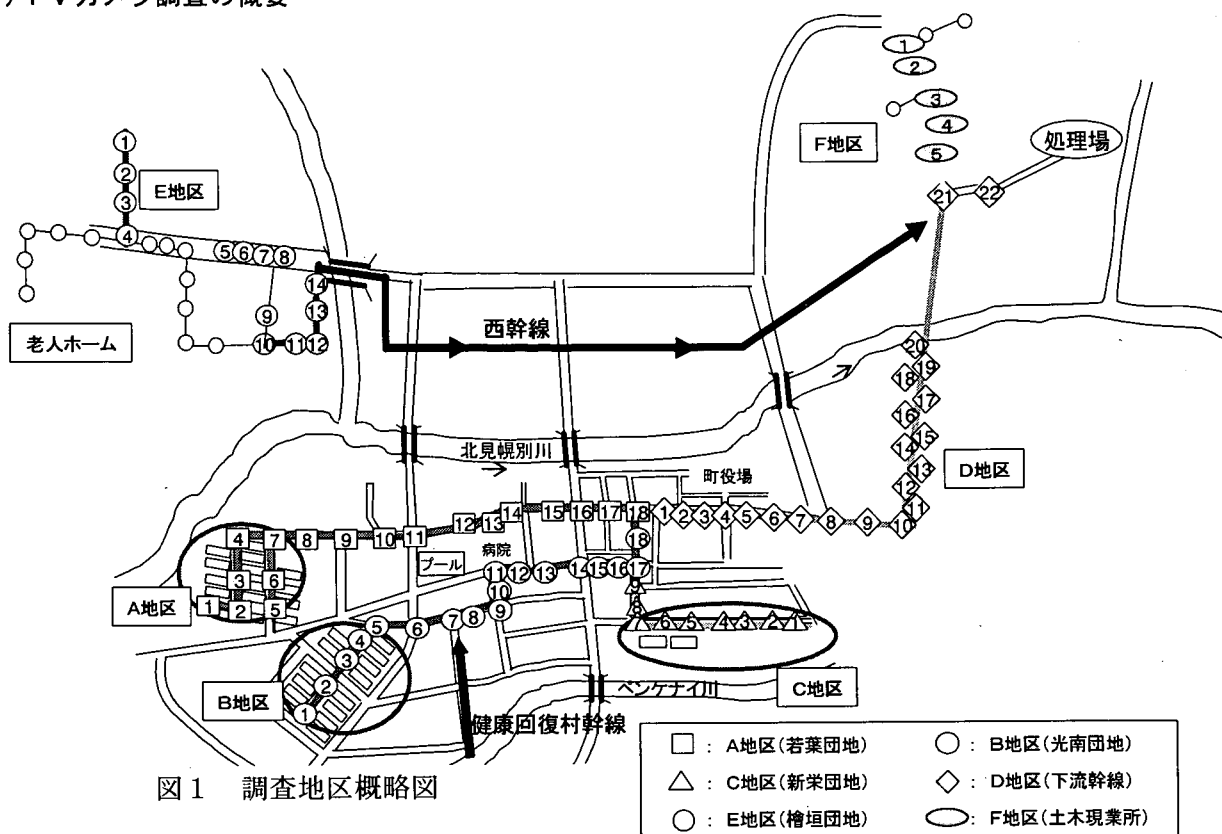


図1 調査地区概略図

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		未清掃期間(月)	備考
			人孔番号	延長(m)		
A	①	H11.7.14	1~8	389	84	ディスポーザー未設置
	②	H12.8.29	1~16	817	12	ディスポーザー設置済 (H11.8設置)
	③	H13.6.12	1~18	895	6	
	④	H14.8.19	1~18	895	10	
	⑤	H14.9.4	1~18	895	0.5	
	⑥	H14.12.3	1~18	895	3	
	⑦	H15.3.11	1~18	895	3.3	
	⑧	H15.9.10	1~19	895	5.5	
B	⑨	H12.8.29	1~11	430	60	ディスポーザー未設置
	⑩	H13.6.13	1~18	733	9	ディスポーザー設置済(H12.9設置)
	⑪	H15.9.10	1~18	733	27	
C	⑫	H13.6.12	1~10	344	6	ディスポーザー未設置
	⑬	H15.9.11	1~10	344	27	ディスポーザー設置済(H13.6設置)
D	⑭	H14.8.6	1~20	878	48	A,B,C地区の汚水が流入 (下流の幹線管渠)
E	⑮	H14.8.6	1~4, 5 ~7, 8~	563	96	ディスポーザー未設置
F	⑯	H15.9.11	1~5	238	144	ディスポーザー未設置

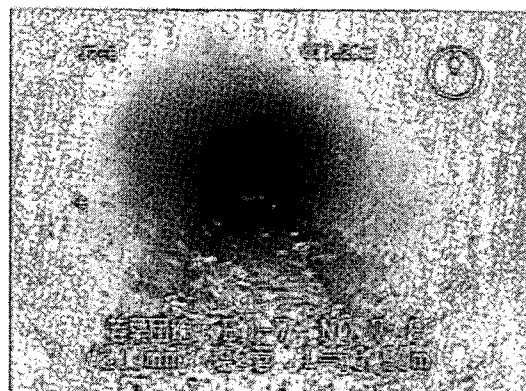
ディスポーザー設置による管渠内の状況変化を把握するために、管渠内にTVカメラを挿入し管渠内の状況を収録する「TVカメラ調査」を実施した。調査は、平成11年6月から平成15年9月まで4年3カ月間16回行った。TVカメラ調査の調査地区概略図を図1、調査の概要を表2に示す。

TVカメラ調査では、まず、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、管渠内にTV

カメラを導入後、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。

(2) 調査結果

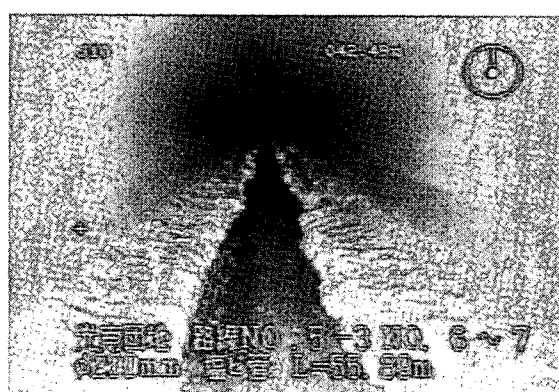
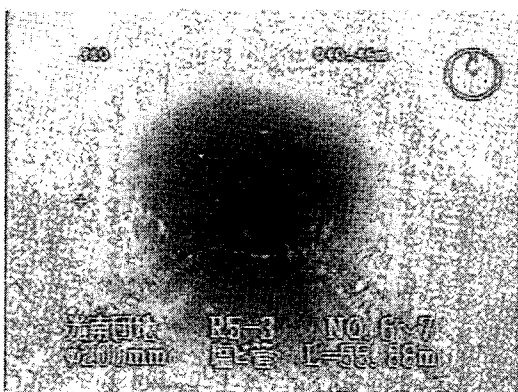
A (若葉団地), B (光南団地), C (新栄) 地区について、ディスポーザー設置前と設置後 (1~2 年後) の管渠内の状況を映像 1, 2, 3 に示す。



A 地区ディスポーザー設置前 (H11.7.14)

ディスポーザー設置 1 年後 (H12.8.29)

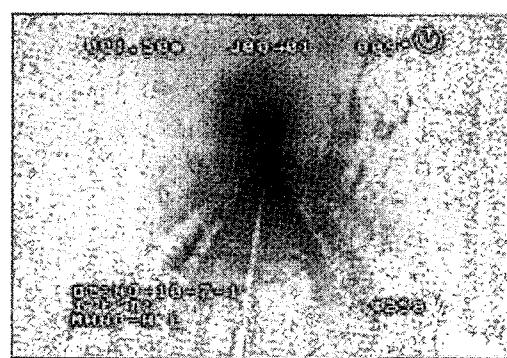
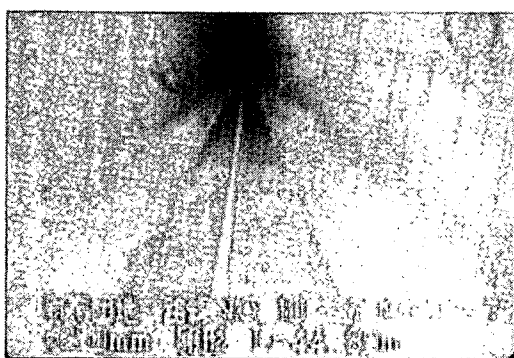
写真 1 A 地区管渠状況



B 地区 (ディスポーザー設置前 H12.8.29)

B 地区 (ディスポーザー設置 8 ヶ月後 H13.6.13)

写真 2 B 地区管渠内状況



C 地区 (ディスポーザー設置前 H13.6.12)

C 地区 (ディスポーザー設置 1 年後 H15.9.11)

写真 3 C 地区管渠内状況

A 地区 (若葉団地) では、ディスポーザー設置後に管の底面に多量の堆積物がみられた。

B 地区 (光南団地) では、管渠側面に多量の付着物が発生していることがわかった。

C 地区 (新栄団地) では、管渠内に大きな違いは認められなかった。

堆積物の組成を調査した結果、いずれも卵殻が主体で一部貝殻が混入していることが確認された。歌登町では、通常、貝殻は不燃ごみとして回収されることが多く、習慣的に貝殻を生ごみとして取り扱わない人もいと予想され、貝殻混入率が低かったといえる。

4. ポンプ場施設調査

歌登町内には6つのポンプ施設があり、1つは処理場直前の沈砂池をもたない小型ポンプ場（第一中継ポンプ場）、その他はマンホールポンプタイプである。

4.1 堆積物調査

(1) 調査方法

ポンプ施設毎の堆積物量および清掃頻度について、下水道施設維持管理担当者に聞き取り調査を行った。堆積物の採取は、第一中継ポンプ場を対象に計2回実施した。1回目の平成14年8月採取の堆積物は粒度分布、組成、比重および粒径分布、平成15年8月採取の堆積物はノルマルヘキサン抽出物および強熱減量を分析した。

(2) 調査結果

聞き取り調査の結果を表3にまとめた。

ディスポーザー設置後、ポンプ施設の清掃頻度および堆積物量に変化はみられなかった。しかし、いずれのポンプ場についても、ポンプ井内部に油脂分と思われる付着物が増加したというコメントが得られた。

ポンプ場内の堆積物採取状況を写真4、堆積物の粒径分布と組成を表4、図2に示す。組成調査の結果、堆積物は86.5%が土砂であったが、生ごみが8.0%含まれていることがわかった。また、堆積物の比重は2.5であった。つぎに、堆積物のノルマルヘキサン抽出物は3.83%、強熱減量は34.8%であった。これまでの調査で管渠内の堆積物のノルマルヘキサン抽出物を分析した結果、歌登町内のディスポーザー未設置地区（土砂）で0.003%、ディスポーザー設置地区（卵殻・貝殻）で0.1%あった。このことから管渠内堆積物と比較してポンプ場の堆積物は、ノルマルヘキサン抽出物が高いといえる。

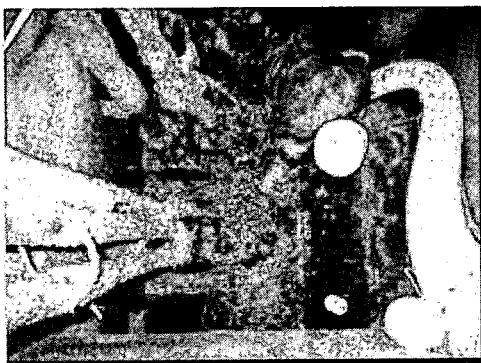


写真4 堆積物の採取

表3 ポンプ施設の堆積量および清掃頻度

		設置前	設置後	備考
第一中継ポンプ場	清掃頻度	1回/月	1回/月	小型ポンプ場 DP 設置後にポンプ 井壁面の油脂分増加
	堆積物量	変化なし		
第二中継ポンプ場	清掃頻度	1回/月	1回/月	マンホールポンプ DP 設置後にポンプ 井壁面の油脂分増加
	堆積物量	変化なし		
第1,2,東幹線ポンプ所	清掃頻度	2回/年	2回/年	
	堆積物量	変化なし		

DP：ディスポーザー

表4 第一中継ポンプ場堆積物の粒径分布

粒径(mm)	湿潤重量(%)	乾燥重量(%)
4.75<	2.7	2.4
2.0~4.75	15.6	16.3
1.0~2.0	27.3	26.4
0.5~1.0	36.4	37.5
0.25~0.5	18.0	17.4

ノルマルヘキサン抽出物	3.83%
強熱減量	34.8%

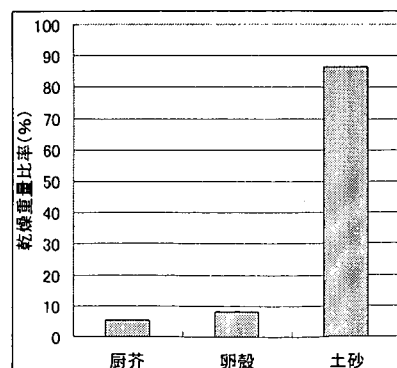


図2 第一中継ポンプ場堆積物組成

4. 2 スクリーンしさま

(1) 調査方法

歌登町の下水道施設には、ポンプ場内と処理場内の2カ所スクリーンが設置されている。このスクリーンは目幅 20mm であり、ポンプ井の手前に位置する。ポンプ場は処理場の直前に設置されており、下水道施設の供用開始と共に運転開始した。

スクリーンし渣量は、回収時に計量している。なお、し渣量の計測は平成 13 年 4 月から開始したため、それ以前に関しては、管理担当者に行った聞き取り調査より概量を把握した。

(2) 調査結果

ポンプ場に設置されているスクリーンの渣量の経時変化を図 3 に示した。し渣量は毎月の変動が激しいものの、ディスプレイ普及率が 11.8%、18.1%、35.7%と増加するに応じて、各期間の平均し渣量/月を比較してみると、それぞれ 37.8kg/月、27.28kg/月、26.58kg/月であり、明確な変化は確認されなかった。なお、平成 13 年 4 月以前のスクリーンし渣量について聞き取り調査の結果、ディスプレイ設置前後で共に 20kg/月程度であり、し渣量に変化はないと考えられるとの現場の管理担当者のコメントが得られた。

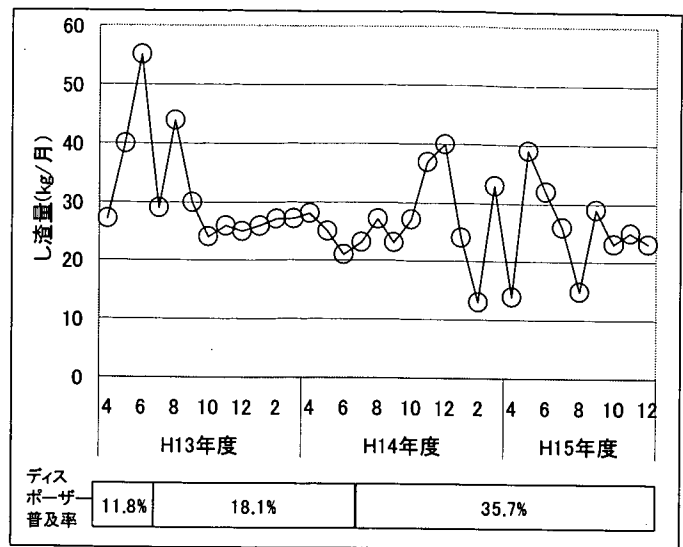


図 3 ポンプ場のスクリーンし渣量経時変化

5. 処理施設調査

5. 1 水処理施設

1) 流入水量と滞留時間

流入水量は、処理場直前の第一中継ポンプ場からの圧送管部分に設置されている流量計で自動計測した。平成 11 年度末に下水処理区域内の面整備が完了し、区域内の接続率は 87%であった。それ以降、毎年一般世帯の 2~5 軒が下水道に新たに接続しており、平成 15 年度末の区域内接続率は 93%である。なお、平成 11 年度以降の事業所の接続はない。流入水量は、処理区域内の面整備が 100%に達する平成 11 年までは増加傾向にあるが、ディスプレイの設置を開始した同年 7 月以降の明確な水量増加はみられなかった。

2) し渣量

流入水は、第一中継ポンプ場では目幅 50mm の粗目スクリーン、処理場内では目幅 5mm の細目スクリーンで夾雑物を取り除かれ、分配槽に送られる。処理場内の細目スクリーンには、自動かき揚げ機（裏がき式）が装備されており、細目スクリーンを通過できなかった夾雑物（し渣）は、スクリーンの下部に設けられたスクリーンかす受けかごに落下し、自然脱水後、人力によって 1 日 2 回場外に搬出され埋め立て処分されている。なお、し渣は搬出時に重量の測定がなされている。処理場内のスクリーンし渣について固形物含有率には、一定の傾向はみられなかった。

3) 流入水質・処理水質

町では流入水および処理水について月 2 回午前 8~9 時に採取し pH,SS,BOD,COD_{Mn} を分析している。流入水の採水場所は、処理場内のスクリーン手前である。なお、この採水箇所は汚泥濃縮槽の分離液および脱水機からのろ液が流入するので、これらの影響を排除するために、採水時には汚泥処理系返流水のバルブを閉鎖して採水している。また、処理水は、放流口である処理水吐口より採水している。

朝 9 時に採取したスポットサンプルの流入水について、各年の平均値ではディスプレイ導入を開始した平成 11 年度以降、BOD,SS にやや増加傾向がみられた。処理水についても同様の傾向がみられたものの、いずれの年も 10mg/L 未満であり、ディスプレイ導入後に処理水の明確な悪化はみられなかった。

ディスプレイ排水の原単位調査時にディスプレイ使用時刻についてアンケート調査を行った結果、

朝のディスポーザー使用のピークは8時頃であることが報告されている。また、ディスポーザー設置地区から処理場までの平均流下時間が30～60分であることを考慮すると、朝8時～9時の流入水質には、ディスポーザー排水の影響が他の時間帯に比べて大きく反映されると推察された。

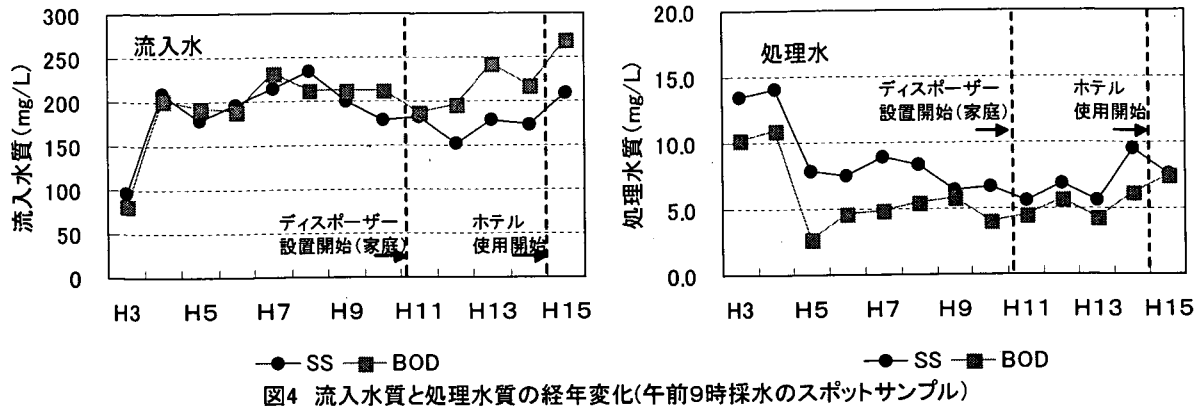


図4 流入水質と処理水質の経年変化(午前9時採水のスポットサンプル)

歌登町では、15年度からホテルで生ごみ処理にディスポーザーが使用されている。ホテルなどの事業所では、ディスポーザーの使用時間や頻度等のほか、ディスポーザーに投入される生ごみ量やディスポーザー排水の性状が一般家庭と異なる可能性があるため、ディスポーザー使用に係わる汚濁負荷については、今後、さらに検討する必要がある。

6. まとめ

- 1) 管渠内にはディスポーザー設置後卵殻を主体とする堆積物が確認された。
- 2) ディスポーザー導入の有無に係わらず、管渠側面には付着物が発生していることが確認された。
- 3) 下水道施設維持管理担当者に聞き取り調査の結果、ディスポーザー設置後、ポンプ施設の清掃頻度および堆積物量に変化はみられないという回答が得られた。
- 4) ポンプ場内の堆積物について組成調査の結果、土砂 86.5%、厨芥 8.0%が含まれていることがわかった。また、堆積物の n-Hex 含有率は 3.83%、強熱減量は 34.8%であった。
- 5) ディスポーザー普及人口が 919 人(下水道接続人口の約 40%)の段階において、流入水量の増加は観測されず、普及率 100%時にもその影響は極わずかなものと推定された。
- 6) ディスポーザー普及人口の増加に伴い、午前9時の流入水(スポットサンプル)の BOD,SS 濃度は増加した。すなわち、ディスポーザー使用のピーク時間帯には、家庭からのディスポーザー排水が処理場の流入水質に影響を及ぼすことが示唆された。
- 7) 処理水の明確な悪化はみられなかった。ディスポーザー普及率 100%時にも、硝化に必要な ASRT が確保できるため、良好な処理が可能であると推定された。

【参考文献】

- 1) 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、357-363(2003)
- 2) 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、32(12):62-71(2003)
- 3) 吉田綾子・山縣弘樹・斎野秀幸・森田弘昭、北海道歌登町におけるディスポーザー排水の負荷原単位に関する調査、下水道協会誌、41(501):134-146(2004)
- 4) 吉田綾子・山縣弘樹・高橋正宏・森田弘昭、北海道歌登町におけるディスポーザー導入による処理場への影響評価、下水道協会誌、投稿中(2004)
- 5) 吉田綾子・行方馨・高橋正宏・森田弘昭、北海道歌登町におけるディスポーザー導入による下水管渠への影響調査、下水道協会誌、投稿中(2004)

2. 管路の維持管理基準に関する研究

下水道研究室 室 長 藤生 和也
研究官 行方 馨

1. はじめに

現在、管渠の耐用年数は 50 年といわれている。我が国の下水道整備は、第 1 次下水道整備五箇年計画の制定に伴い昭和 40 年頃から本格化した¹⁾。一方、古くから下水道に着手した大都市などでは、既に布設後 50 年以上経過した管渠も多くある²⁾。このことから、今後急速に老朽化した管渠が増加すると考えられる。管渠は老朽化すると、クラック、継手のずれ、腐食などの破損によりその機能を失うこととなるが、下水道ストックの急激な機能喪失は、健全な生活環境の確保するために、避けなければならない重要な課題である。

管渠の機能を持続的に確保していくには、管渠の現状把握技術、効率的な改修技術の確立が必要である。しかし、管渠は地下に建設される施設であるため破損箇所の把握が難しく³⁾、また、管渠の老朽化の実態も十分に把握されていない現状にあり過去の改修実績から適切な改修時期を予測することも困難である。

全国的な管渠の改修工事の実態を把握していない現在、経過年数と老朽化に伴う改修時期との関係については不明である。効率的な管渠の維持管理を行うためには、全国の管渠改修工事の実態を把握し、これまでの工事実績から、管渠の破損状態および要因、改修に至るまでの経過年数を解析することが重要である。

本研究では、統計資料により、管種別の布設状況を把握するとともに、全国の自治体を対象に管渠改修工事の実態調査を行い、管渠改修の現状について、改修に至るまでの経過年数について考察した。さらに、改修を必要とする管渠の状況、すなわち、破損状況と管種との関係を把握するために、破損状況を分類し、破損に至る要因を管種別に推定した。

なお、今回の調査において改築と修繕の明確な違いが見られなかったことから、本原稿では管渠の改築ならびに繕修のことをまとめて、改修として記載した。

2. 調査方法

2-1 管種別供用延長の現状調査

近年、塩化ビニル管、ヒューム管、陶管など様々な管種の管渠が採用されている。現在、布設されている管渠の実態を把握するために、下水道統計（日本下水道協会）に基づき、管径、管種別の布設延長を整理した。下水道統計は、過去 70 年間（昭和 10 年～15 年、昭和 25 年～平成 13 年）に出版されたものを用いた。

2-2 管渠改修工事の実態調査

現在の管渠の改修工事の実態を把握するために、地方公共団体を対象にアンケート調査を実施した。調査は、平成 11 年度に管渠の改修工事を行ったすべての地方公共団体を対象とし、下水道事業実施市町村にアンケート調査票を送付した。調査表配布と回収は、各都道府県に協力依頼し実施した。

調査項目を以下に示す。調査表は、改修工事 1 件につき 1 枚記入を依頼した。

1) 改修した管渠の種類

- ①分流污水管、分流雨水管、合流管材質の別
- ②管径
- ③管種（コンクリート管*、塩化ビニル管、陶管、その他）
- ④布設工法（開削工法、推進工法、シールド工法、その他）

⑤布設年度

*ヒューム管、鉄筋コンクリート管、現場打コンクリート管、ボックスカルバート、コンクリートセグメントによるシールド管渠等、コンクリート製管渠を全て、コンクリート管と称した。

2) 改修前の管渠の状況

管渠の破損症状*、破損個所の発見時期

*破損症状が硫化水素発生による腐食と考えられる場合、硫化水素発生の要因(圧送管、事業場排水、伏せ越し、ビルピット、温泉排水、不明、その他)についても回答を求めた。

3) 改修に要した工事費

管渠の改修工事の発注額

2-3 改修管渠の解析

管渠の改修工事の実態、及び改修の要因となる管渠の破損症状について、2-2管渠改修工事の実態調査によるアンケート調査の回答をもとに、以下の項目について管種別の傾向を把握すべく解析を行った。なお、同一の管種であっても布設年度や現場条件より設計条件や材質の規格、清掃等の管渠の維持管理状況が異なり、各管渠の立地条件は一様でなく、改修に至るまでの破損症状の発生要因はこれら管渠の立地条件による影響が大きいと考えられるが、本研究では、管渠の全般的な傾向を把握することを目的としているため、管種をコンクリート管、塩化ビニル管、陶管の3種に分類し、各種の管渠は同一の立地条件であると仮定し解析を行った。

- 1) 改修工事の実態
- 2) 破損症状
- 3) 地表面の陥没
- 4) 腐食

3. 結果と考察

3-1 管種別供用延長の現状調査

下水道統計は、昭和16年度版から昭和24年度版まで出版が一時途絶えている、昭和10年度以降、毎年出版され、各年度の供用延長が管径および管種別に記載されている。しかし、管径の分類は、昭和48年度版以前は6種に分類されていたのに対し、昭和49年度版から昭和55年度版までは管径別の供用延長は記載されず、昭和56年度版以降では8種と年代により分類方法が異なることがわかった。また、管種についても、各資材の技術開発により年々その種類が多様化しているため、年代により分類方法が異なり、供用延長についても若干表記方法が異なっていた。そこで、年代毎の分類方法の相違を整理するとともに、管径および管種別の供用延長の長期的な傾向を把握するために、新たに分類方法を定義した(表-1)。すなわち、本調査では、管径は500mm未満、500mm以上1,000mm未満、1,000mm以上の3種類、管種はコンクリート管、塩化ビニル管、陶管、その他の4種類と定義し、各年代のデータを再集計した。ただし、昭和48年度以前に布設した管径400mm以上900mm以下の供用延長は11,110kmと同年代の全供用延長の3.5%と少なかったことから、これらの管径に属するものは、全て管径500mm以上1,000mm未満に含めることとした。供用延長については、前年度からの増加分を各年度に新規に布設したものとし、一度布設した管渠は材質、管径が変わることなく現在も使用しているものと仮定した。なお、昭和51年度以降は、各年度の管種別発注延長が整理されていたため、発注延長は当該年度に布設した供用延長に等しいものとした。

本調査で再分類したデータに基づき、管種ごとに管径別の布設後の経過年数と供用延長との関係を推計した結果を図-1に示す。また、管種別の供用延長を管径毎に整理した結果を表-2に示す。コンクリート管、塩化ビニル管、

陶管ともに管径 500mm 以下が最も多く、管径 500mm の管渠は全体の 82%であった。また、管種別の管径の分布を比較すると、管径 1,000mm 以上の管渠ではコンクリート管の割合が高く、管径 1,000 mm 以上の管渠の 92%はコンクリート管であることがわかった。一方、塩化ビニル管および陶管は管径 500mm 以下の管渠がほとんどであり、管径 500mm 以下の管渠の 48%が塩化ビニル管であった。さらに、管種別の布設してから平均経過年数を算出した結果、コンクリート管 17.7 年、塩化ビニル管 6.6 年、陶管 22.0 年であった。

表-1 布設管渠の管径、管種、供用延長の分類

	昭和48年度以前	昭和56年度以降	本報での分類
管径	400mm未満 400mm以上 900mm以下 1,000mm以上 1,350mm以下 1,500mm以上 1,800mm以下 2,000mm以上 2,800mm以下 3,000mm以上	200mm以下 250mm以上 300mm以下 350mm以上 450mm以下 500mm以上 900mm以下 1,000mm以上 1,850mm以下 2,000mm以上 2,800mm以下 3,000mm以上 4,800mm以下 5,000mm以上	500mm未満 500mm以上 1,000mm未満 1,000mm以上
管種	地方公共団体ごとに使用されている管渠の管種が記載	ヒューム管、推進管、ボックスカルバート、鋼製セグメント、コンクリートセグメント、塩化ビニル管、陶管、強化プラスチック管、铸铁管、鋼管	コンクリート管、塩化ビニル管、陶管、その他
供用延長	各地方公共団体別の当該年度における供用延長が記載	全国の当該年度における発注延長が記載(ただし取付管も含む)	各年度の新規供用延長

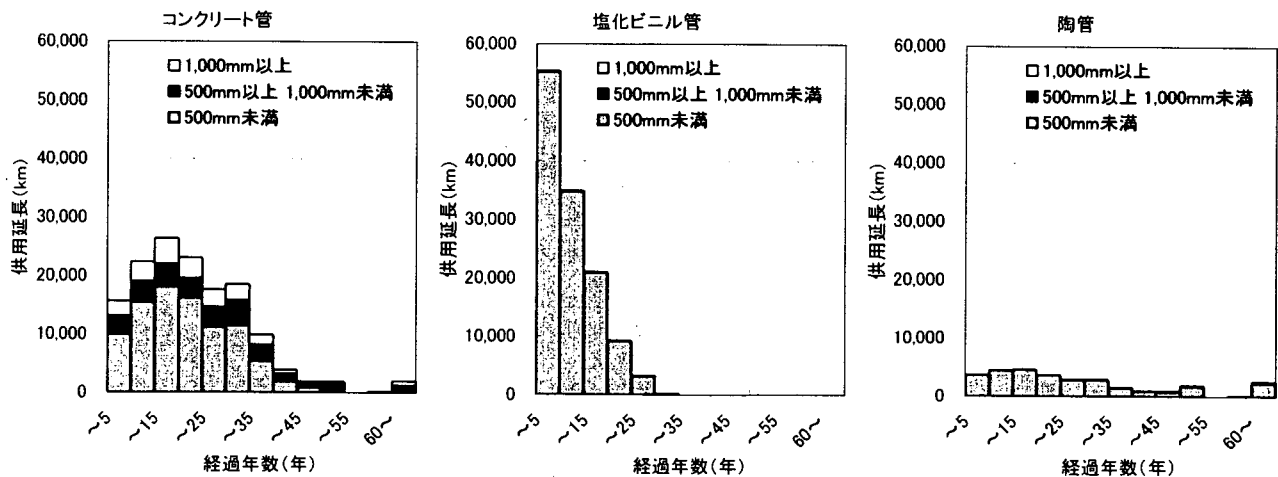


図-1 コンクリート管、塩化ビニル管、陶管における管径別の供用延長

表-2 管種別供用延長の管径内訳

(単位: km)

	500mm未満	500mm以上 1,000mm未満	1,000mm以上	全管渠
コンクリート管	91,497	29,036	23,095	143,628
塩化ビニル管	123,314	712	54	124,079
陶管	29,712	512	23	30,247
その他	12,073	2,524	1,805	16,403
計	256,596	32,784	24,977	314,357

3-2 管渠改修工事の実態調査

1) 改修工事の実態

2-1 管種別供用延長の現状調査から、平成 11 年度末に下水道を供用開始している地方公共団体数は 1679 団体であり、そのうち 27%の 452 団体が改修を実施していることがわかった。本調査では、改修工事を実施した 452 団体にアンケート調査を依頼した結果、414 団体から回答が得られ、アンケート回収率は 92%であった。すなわち、平成 11 年度の管渠改修延長 390,413m のうち 295,844m について、改修工事の実態についての情報が得られたこととなる。調査は、改修工事 1 件毎に作成するよう依頼しており、工事（アンケート回収）件数は 5,353 件であった。なお、アンケートの集計は、回答のあった 5,353 件のうち、管種について記載のあった 5,293 件（99%）を対象に行った。

管種別の工事件数、改修延長および工事費用について、集計した結果を表-3 に示す。平成 11 年度における供用延長では、コンクリート管と塩化ビニル管が大半を占めることに対して、改修延長についてはコンクリート管の割合が高く、工事件数ならびに工事費についてみると陶管とコンクリート管の割合が高くなっている。

また、管種ごとに管径別の布設後改修までの経過年数と改修延長との関係を図-2 に、図-2 の工事件数、改修延長の内訳、すなわち経過年数、管径について有効回答があった管種別の工事件数、改修延長を表-4 に示す。図-1 と同様、コンクリート管、塩化ビニル管、陶管ともに管径 500mm 未満の割合が高く、全体の 81%であった。改修延長については、経過年数が 15 年以上 35 年未満のコンクリート管が最も多く、平均すると 5.7km/年程度であった。陶管でも経過年数 20 年以上 40 年未満の管渠で改修延長が平均 1.0km/年と多くなっていた。しかし塩化

表-3 管種別の工事件数、改修延長および工事費

	コンクリート管	塩化ビニル管	陶管	その他
工事件数	2,282 件	253 件	2,398 件	360 件
改修延長	188.9 km	13.9 km	50.8 km	32.8 km
全供用延長	143,628 km	124,079 km	30,247 km	16,403 km
工事費	365.9 億円	13.0 億円	499.7 億円	65.7 億円

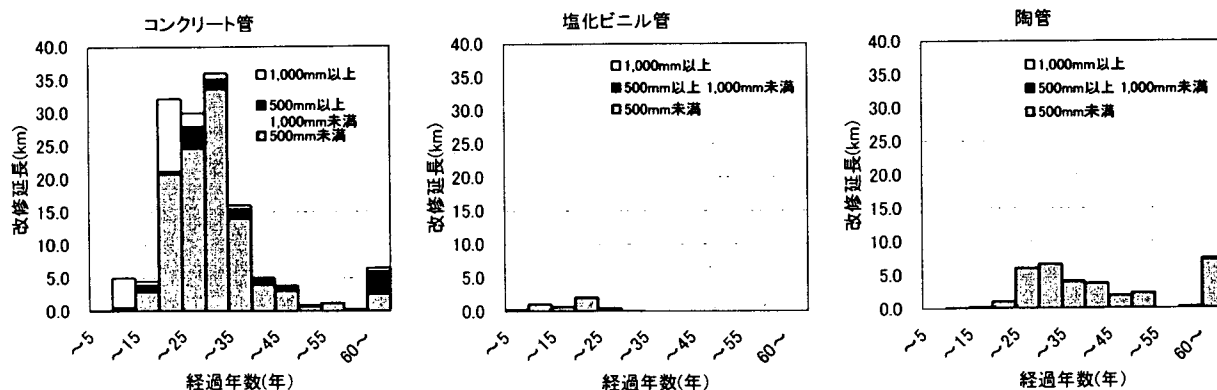


図-2 コンクリート管、塩化ビニル管、陶管における管径別の改修延長

表-4 経過年数、管径について有効回答のあった管種別の工事件数および改修延長

	コンクリート管	塩化ビニル管	陶管	その他
有効工事件数	997 件 (43.7%)	143 件 (56.5%)	705 件 (29.4%)	124 件 (34.4%)
有効改修延長	141.9km (75.1%)	4.8km (34.5%)	34.1km (67.0%)	14.9km (45.6%)

注)カッコ内のパーセンテージは、表3にある工事件数、改修延長に対する割合を示している。

ビニル管では比較的近年になってから使用されるようになった管種であるということもあってか、経過年数 30 年前後の改修延長の増加は見られなかった。

2) 破損症状

アンケート調査の回答件数 5,353 件のうち、管種についての回答が得られた 5,293 件を対象に、管種別の工事件数の割合を図-3 に示す。2-2 アンケート調査により、多くの改修工事で複数の症状があった。そこで、各症状の類似性を調べ、症状の特性を把握すべく解析を行った。ただし、症状のうち浸入水と地表面の陥没については、他の症状が原因となって発生するもの⁴⁾であるため、腐食、クラック、管壁の破損、管断面の変形、継手のズレ、タルミ・蛇行、木の根侵入の 7 項目について数量化理論Ⅲ類を用いて分析した結果を図-4 に示す。なお、数量化理論Ⅲ類とは変数相互の関連を調べる手法の一つであり、新たなファクターを見つけ出し、カテゴリーやサンプルの類似性を明らかにする手法である。

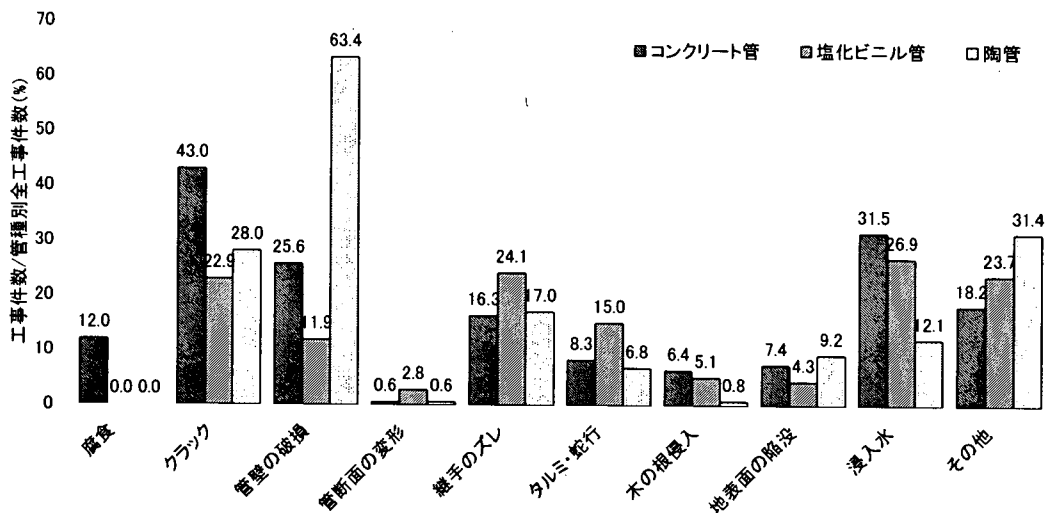


図-3 コンクリート管、塩化ビニル管、陶管における症状別の工事件数

寄与率は、第1軸 23.8%、第2軸 21.9%であった。第1軸 (X軸) は破損要因を示す「力学的破損⇔化学的破損」の軸、第2軸 (Y軸) は破損形状を示す「管断面変形型破損⇔管壁面劣化型破損」と解釈した。カテゴリースコアをもとに各症状を分類したところ、図-4 に示すように3タイプに分類できた。すなわち、化学的破損による「Aタイプ」、管壁面に対する力学的破損の「Bタイプ」、管断面に対する力学的破損の「Cタイプ」である。このことから、腐食や管壁の破損の症状については他の症状に対して独立性が高く、逆にクラック、管断面の変形、継手のズレ、タルミ・蛇行、木の根の侵入の各症状については類似性が高いという結果が得られた。

次に、コンクリート管、塩化ビニル管、陶管のサンプルスコアの平均値を図-4 に示す。管種別のサンプルスコアの平均値は、コンクリート管では「Aタイプ」寄りの「Cタイプ」、塩化ビニル管では「Cタイプ」、陶管では「Cタイプ」寄りの「Bタイプ」となった。すなわち、コンクリート管の症状では、腐食性のものと、クラック、継手のズレなどによるものが、塩化ビニル管の症状では、タルミ・蛇行や継手のズレなどによるものが、陶管の症状では、クラック、継手のズレなどによるものと、管壁の破損によるものが多いという傾向が認められた。

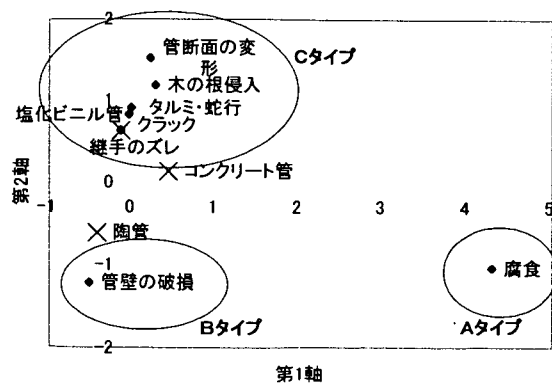


図-4 症状の傾向(数量化理論Ⅲ類)

3) 地表面の陥没

1) の管種別の破損症状にて浸入水、地表面の陥没を除いた症状について解析した。浸入水については、地下水位より深い位置に布設した管渠で、水密性が低下するいずれの症状でも発生する^{4), 5)}と考えられる。そこで、アンケートにて地表面の陥没が発生したという回答があった408件を対象に解析した。

地表面の陥没が発生した管種、管径別に経過年数と工事件数との関係を図-5に示す。また、管種別の工事件数を管径毎に整理した結果を表-5に示す。管径500mm未満の陶管が218件(53%)と最も多く、次いで管径500mm未満のコンクリート管が120件(29%)と多かった。表-2の管種別供用延長の管径内訳と比較して、管径別の管径別の割合に大きな違いは見られなかったが、管種別に見ると、陶管の発生した割合が非常に高く、逆に塩化ビニル管ではほとんど発生していなかった。さらに20年以上経過したコンクリート管、陶管で多く発生しており、コンクリート管では30~35年経過した管渠と60年以上経過した管渠で、陶管では30年以上経過した管渠で多く発生していた。

また、地表面の陥没が多く発生しているコンクリート管、陶管について、同時に発生した症状別の工事件数の割合を図-6に示す。コンクリート管、陶管ともに、クラック、管壁の破損の症状が同時に起こっているケースが多く、特に地表面の陥没が発生した陶管の3分の2で管壁の破損が確認された。

表-5 地表面の陥没があった管渠の管種別工事件数の管径内訳 (単位:件)

	500mm未満	500mm以上 1,000mm未満	1,000mm以上	全管渠
コンクリート管	120	39	9	168
塩化ビニル管	10	0	0	10
陶管	218	3	0	221
その他	8	0	1	9
計	356	42	10	408

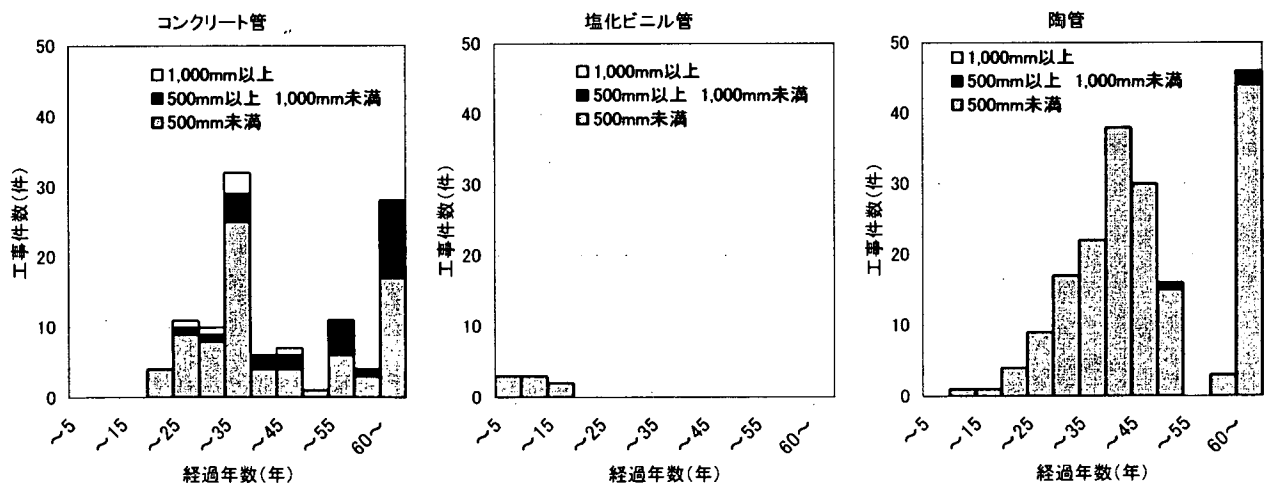


図-5 地表面の陥没があったコンクリート管、塩化ビニル管、陶管における管径別の工事件数

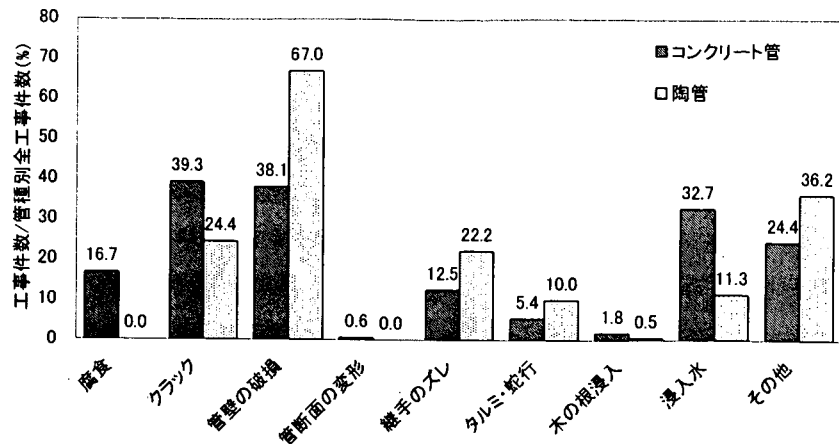


図-6 地表面の陥没があったコンクリート管、陶管における症状別の工事件数の割合

3) 腐食

1) の管種別の破損症状にて、腐食の発生については、コンクリート管のみで発生すること、ならびに、他の症状に対して独立して発生することが確認された。2-2 アンケート調査で硫化水素の発生要因について回答のあった 91 件を対象に、硫化水素の発生要因の割合を図-7 に示す。

圧送管、事業場排水が約 30% と高い割合を示すほか、ビルピット、伏越し管、温泉排水と少数回答があった。この内容は、下水道管路施設腐食対策の手引き(案)(日本下水道協会)⁹⁾で腐食の起こりやすい箇所として記載しているものであるが、下水道管路施設腐食対策の手引き(案)に記載していない温泉排水が流入する管渠でも腐食が発生することを示している。

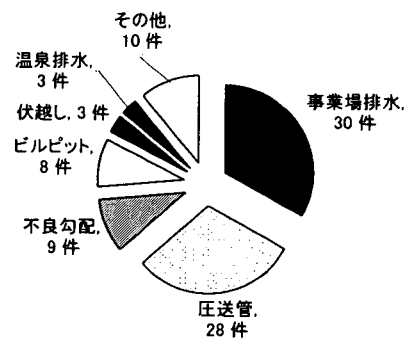


図-7 硫化水素の発生要因

4. まとめ

本調査では、管渠をコンクリート管、塩化ビニル管、陶管、その他の 4 種類に分類し、現在布設されている管渠の実態を整理するとともに、平成 11 年度に改修工事を実施した管渠についてアンケート調査を行い、改修管渠の管種ごとの実態について解析し、以下のことが明らかとなった。

- 1) コンクリート管、塩化ビニル管、陶管ともに管径 500mm 以下の小口径管渠が最も多く、管径 500mm 未満の管渠は全体の 82% であった。
- 2) 管径 1,000mm 以上の管渠ではコンクリート管の割合が 92% と高く、管径 500mm 以下の管渠では塩化ビニル管の割合が 48% と最も高かった。
- 3) 布設してからの平均経過年数は、コンクリート管 17.7 年、塩化ビニル管 6.6 年、陶管 22.0 年であった。
- 4) 改修管渠については、コンクリート管、塩化ビニル管、陶管ともに管径 500mm 未満の割合が高く、全体の 81% であった。
- 5) 改修管渠の経過年数は、コンクリート管で 15 年以上 35 年未満のものが、陶管で 20 年以上 40 年未満のものが最も多くなり、それぞれの布設年度あたりの改修延長は 5.7km/年、1.0km/年程度であった。塩化ビニル管では経過年数 30 年前後の改修延長の増加は見られず、布設年度あたりの改修延長は 0.2km/年程度であった。
- 6) 管種別の破損症状は、コンクリート管で腐食性のものと、クラック、継手のズレによるもの、塩化ビニル管でタルミ・蛇行や継手のズレなどによるもの、陶管でラック、継手のズレなどによるものと、管壁の破損による

ものが多いという傾向で見られた。

- 7) 地表面の陥没は、経過年数が30～35年もしくは60年以上のコンクリート管と、経過年数が30年以上の陶管で多く発生しており、逆に塩化ビニル管ではほとんど発生していなかった。
- 8) 地表面の陥没があったコンクリート管、陶管では、クラック、管壁の破損といった症状が同時に発生しているケースが多く見られた。
- 9) 腐食の発生については、コンクリート管でのみ見られ、その要因としては圧送管、事業場排水が高い割合を示した。

謝辞

本調査は、アンケート調査にあたり地方公共団体の皆様をはじめ関係者の方々のご協力により実施した。ここに記し感謝の意を表す。

参考文献

- 1) 下水道行政研究会：日本の下水道（平成15年版），社団法人日本下水道協会，2003
- 2) 増田 隆司：計画的維持管理と管路診断の重要性，月間下水道，Vol.26，No.14，2003
- 3) 亀村 勝美：地下構造物の維持管理，土木学会誌，Vol.87，Aug，2002
- 4) 社団法人日本下水道協会：下水道維持管理指針（2003年版），2003
- 5) 社団法人日本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（1997年版），1997
- 6) 社団法人日本下水道協会：下水道管路施設腐食対策の手引き（案），2002

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 藤生 和也
主任研究官 那須 基
交流研究員 森 博昭
交流研究員 山田 和弘

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、合流改善目標や合流改善計画の策定に必要な雨天時汚濁負荷流出モデルの開発等に取り組む。これまでの集中型モデルを改良し、貯留浸透施設等の整備効果を反映できるようにするとともに、BODだけでなく他の水質項目への適用性について検討した。

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 15 年 9 月には下水道法施行令の改正を行い、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・りん及び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。

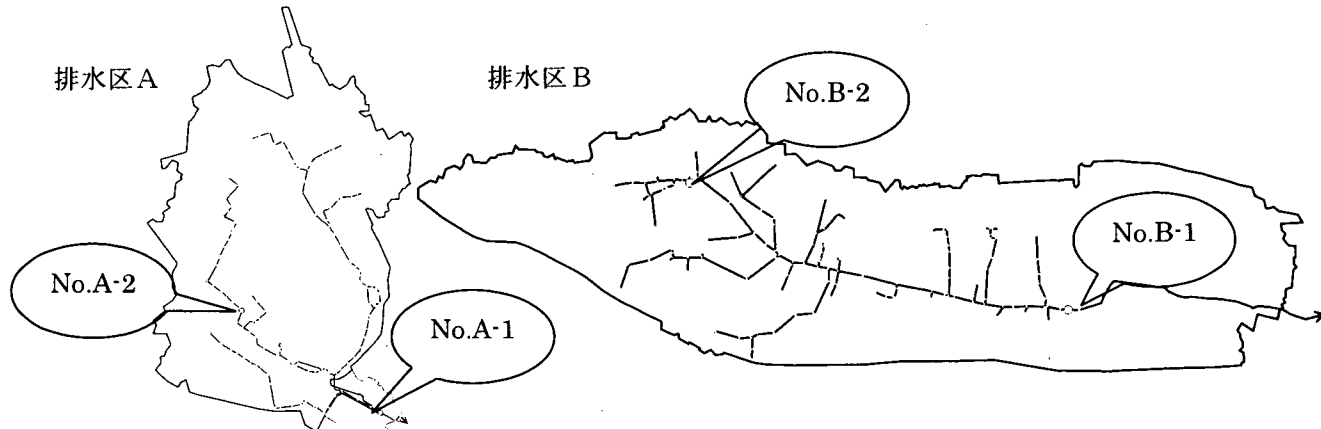


図1 調査対象排水区と調査地点

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 実態調査結果

これまでの研究から、雨天時の汚濁負荷量の水量及び負荷量の経時的な変化（履歴曲線）並びに晴天時及び雨天時の流出負荷量の比較（負荷量比較）により、汚濁物質の流出挙動特性が把握できることが分かっており、本研究においても同様の手法によりこれらの特性を把握することとした。

その結果は、既報のとおり²⁰⁾であり、以下のことが確認された。

- (1) いずれの水質項目についても、明確なファーストフラッシュが観測され、履歴曲線及び負荷量比較による特性把握が可能と考えられる。
- (2) 窒素、りんについては、履歴曲線及び負荷量比較のいずれについてもBODと同様の挙動を示すことから、雨天時汚濁負荷流出に関してBODと同様の検討が可能と考えられる。
- (3) 大腸菌群数については、雨天時における負荷量が卓越しており、BOD、窒素、りん等と異なり、SSやCODと同様に地表面からの負荷流出を考慮することを検討する必要がある。また、ファーストフラッシュによる流出量から判断すると、堆積物の表面からの流出現象が現象を支配している可能性があると考えられる。

2. 3 分布型山口・中村モデルの検討

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になってしまうこと、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2）。

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)

$$L_p = C \cdot P_p^m \cdot Q^n \cdot (Q - Q_c) \quad (1)$$

$$L_s = K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c) \cdot A / 3.6 \quad (2)$$

(BOD の場合は $m=2, n=0$)

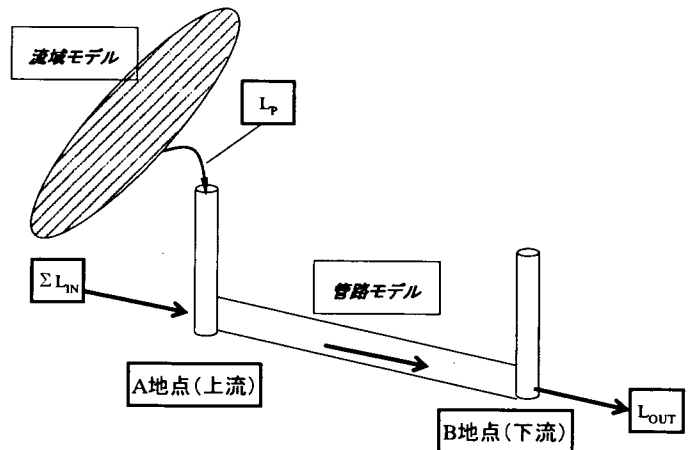


図2 分布型山口・中村モデルの基本ユニット

表3 分布型山口・中村モデルに使用する記号

L_p	: 負荷流出量 (g/s)
L_s	: 発生負荷量 (路面等) (g/s)
P_p	: 堆積負荷量 (管渠内) (g)
P_s	: 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)、 Q_c : 限界流量 (m ³ /s)
a	: 補給係数
r_e	: 有効降雨強度 (mm/hr)
r_c	: 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)
C_c	: 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)

$$\text{(連続式)} \quad dP_p/dt = D_L + L_s - L_p \quad (3) \quad dP_s/dt = a - K \cdot P_s \cdot (r_e - r_c)/3600 \quad (4)$$

<管路モデル>

$$\text{(運動式)} \quad L_{OUT} = C_c \cdot Q_{(B)} \quad (5) \quad \text{(連続式)} \quad d(S \cdot C_c)/dt = \sum L_{IN} + L_p - L_{OUT} \quad (6)$$

各記号の定義については表3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 P_p に寄与するとしている。

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している。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 P_p 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 P_p 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 $C \cdot P_p^2$ の値が集中型モデルにおける $C \cdot P_p^2$ 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。

また、窒素、りんについては、BODと同じ係数を使用し、初期パラメータの設定方法も同様とした。大腸菌群数については、流域モデルにおける管内堆積による流出量の運動方程式である(1)式の係数を変化させて適用性について検討した。

2. 3. 3 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3、図4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。大腸菌群数については、2降雨のデータで試算したところ、BODと同じ係数($m=1, n=0$)の場合に適用性が高いことが分かった。しかし、ピークの適合などの点で適用性が十分とは言えず、引き続き、他流域での確認や管渠内の消長などのサブモデルを検討して、モデルの改良を加えていく必要がある。

また、今後は、今回提案された分布型山口・中村モデルの他流域での適用性の検討を進めるとともに、合流改善施設の効果分析への適用性や流出量解析モデルの選択による水質予測への適用性の検討を進める必要がある。

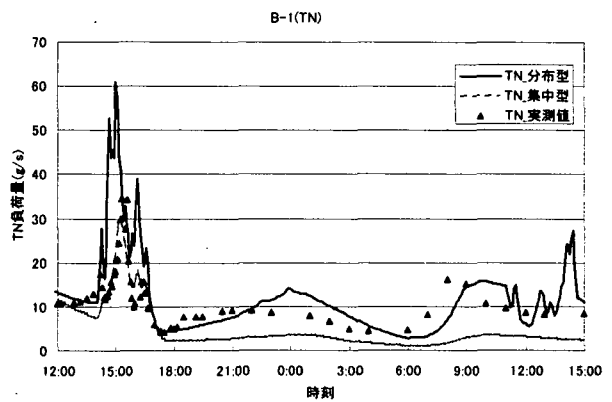
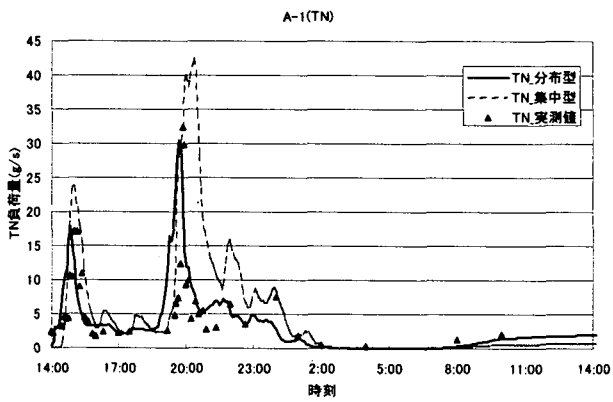
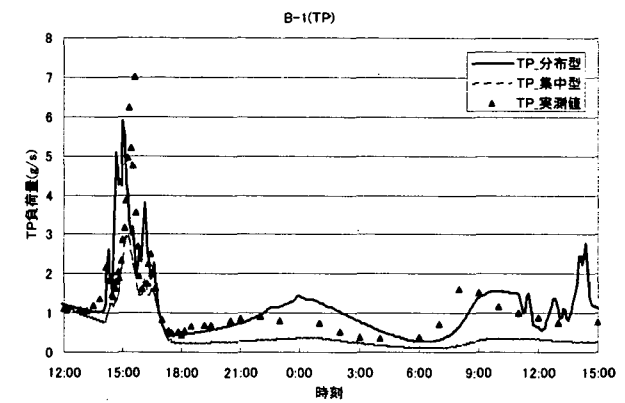
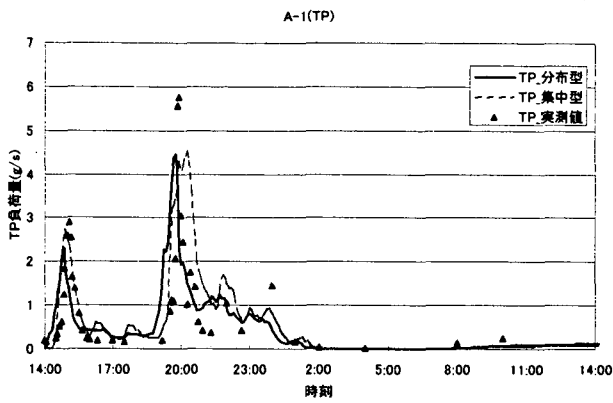
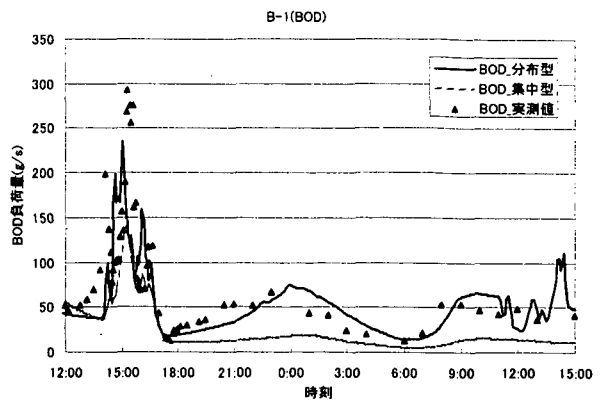
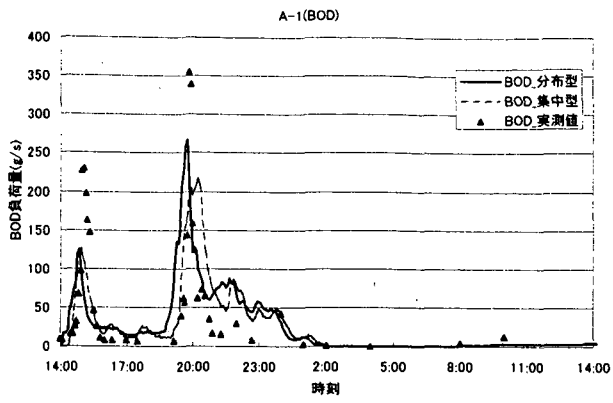


図3 集中型モデルと分布型モデルの比較(BOD、窒素、リン)

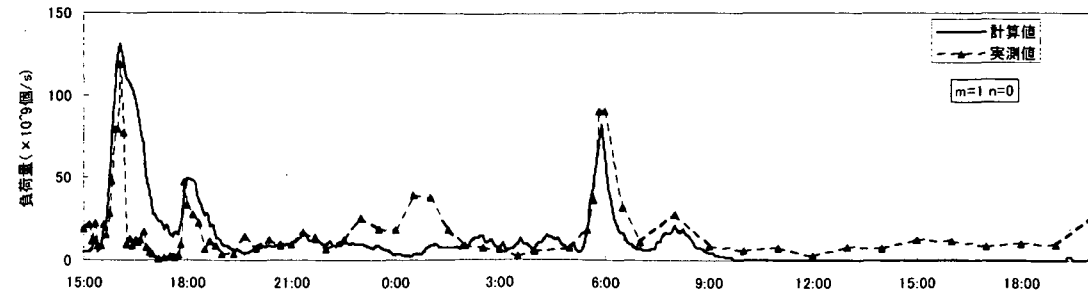
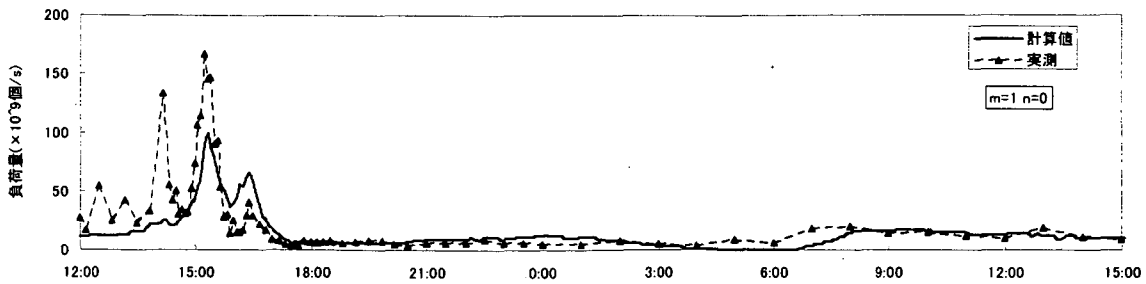


図4 大腸菌群数のモデル化(B-1 地点)

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、伏越し形状の雨水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し、安全性照査手法の開発を試みたものである。

近年、集中豪雨によりマンホール蓋が浮上・飛散する現象が顕在化し、平成10年には高知県で人的被害が出るなど、生命・財産の安全上の問題が指摘されている。国土交通省では、平成11年3月に、「下水道マンホール安全対策の手引き(案)」(以降、「手引き」という)を策定し、各下水道管理者に対し、マンホール蓋の浮上・飛散を未然に防ぐための対策を講じるよう指導している⁴⁾。この手引きは、マンホール蓋の浮上・飛散現象の水理、安全対策の検討手順等について整理されたものであるが、貯留管における空気混入・噴出現象、間欠泉現象、衝撃圧(ウォーターハンマー現象、エアハンマー現象)等、水理的検討が極めて困難である現象については具体的な知見がない。

そこで本研究では、これらの現象のうち、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安全性照査手法の開発を目指した。本研究の流れは図5に示されるとおりであり、まず、昨年度までに実施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、今年度はこれまでに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との共同研究である。

3.2 水理模型実験の概要

(1) 模型概要

本研究で対象とした施設は、上流人孔(流入人孔)、下流人孔(吹かし上げ人孔)、本管で構成される伏せ越し形状の雨水貯留管であり、流入形式は、階段等の減勢工を設置しない、最も基本的な流入形式である突入流式とした。水理実験模型の一例として、模型M1(本管径φ500mm)の概要図を図6に、また、各模型の設定条件を表4に示す。なお、管路内と系外(大気)間の空気移動(吸気・排気)は、人孔上部の開口を通じてのみ行われるよう、各模型は製作されている。

(2) 実験内容

1) 混入空気量把握実験(定常実験)

一定流量を通水し、バルブ開度調整により人孔水位を一定に保持した状態で、混入する空気量を計測し、縮尺効果(相似則)に関する知見⁵⁾、空気混入率(流量に占める混入空気量の割合)推定式に関する知見⁶⁾を得た。これらの知見は、数値解析モデルにおける与条件(人孔部から管路部へ移流する空気量)として活用された。

2) 空気排気現象把握実験(非定常実験)

空の状態から一定流量を通水し、下流人孔側の流出管に水位が達するまでの間、上下流人孔から排出される風量、本管および人孔内の水位、並びに空気圧の経時変化を計測し、これらの相関関係を定量的に整

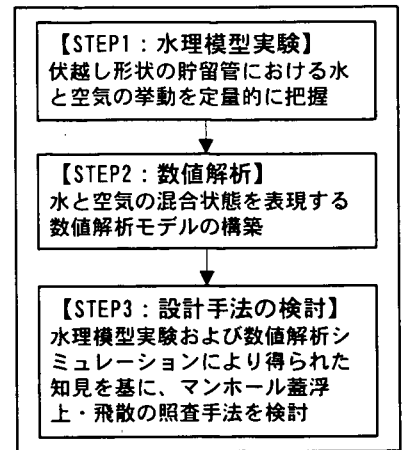


図5 研究の流れ

理⁵⁾するとともに、計測データを数値解析モデルの同定検証資料として活用した。

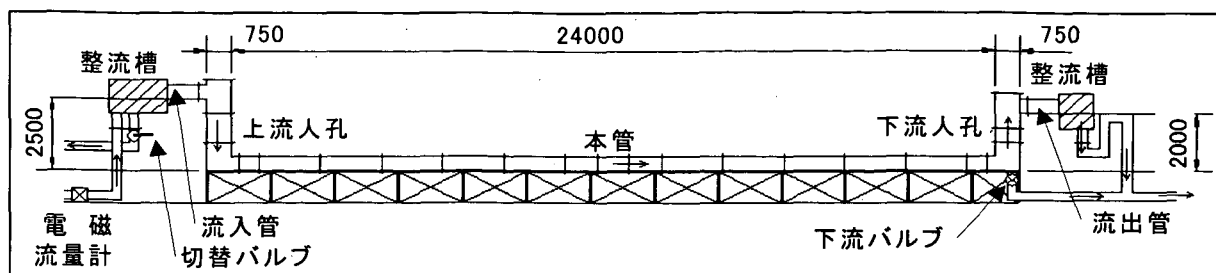


図6 水理実験模型例 (模型 M1、本管径φ500mm) (単位: mm)

表4 模型形状および通水流量ケース

模型	縮尺	管径 (mm)	管路延長 (m)	人孔深 (m)	人孔径 (mm)	通水流量 (ℓ/s)						
						Q1	Q2	Q3	Q4	Q5	Q6	
人孔深変更実験	—	320	3.5	1~2	500	50.0	40.0	30.0	25.0	15.0	10.0	
相似則 検討	実施設	1/1	5000	240	25.00	7500	47,400	39,500	31,600	23,700	15,800	—
	M1	1/10	500	24	2.50	750	150.0	125.0	100.0	75.0	50.0	—
	M2	1/20	250	12	1.25	375	26.5	22.1	17.7	13.3	8.8	—
	M3	1/40	125	6	0.625	187.5	4.7	3.9	3.1	2.3	1.6	—

3. 3 数値解析モデルの検討

現在、一般的に浸水対策等を目的として用いられている管路非定常解析モデルは、水のみを解析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 (レベル 1: 単相流モデル) である⁷⁾。近年顕在化しているマンホール蓋の浮上・飛散現象に対処すべく、豪雨時の水面上昇に伴う管渠内空気の圧縮を考慮したモデル (レベル 2: 二相流モデル) が研究されている^{8)・9)・10)}が、本研究で着目している落差流入により巻き込まれた空気の人孔部での噴出については解析できない。

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、高落差流入による空気の巻き込まれや、管路内における空気と水の混相流を適切に表現できる数値解析モデル (レベル 3: 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

高落差流入に伴い水中部に混入する空気と水中気泡について考慮した混相流数値解析モデルにより計算される解析要素として、気泡を含む水の密度、空気の密度、気泡を含む水の流量、風量、水深、空気圧、気泡密度の 7 要素を設定し、これらの計算のため、水と空気の質量保存則 (連続式)、水と空気の運動量保存則 (運動量方程式)、水中気泡の質量保存則 (気泡の拡散方程式)、空気圧と空気密度の関係 (状態方程式)、水の密度と気泡濃度の関係を用いて、7 つの基礎方程式を立式した³⁾。連続式については、管路部と人孔部、それぞれについて立式した。

(1) 連続式の考え方

本研究では、貯留管を人孔ブロックと管路ブロックに区分し、各ブロックでの水と空気の収支を図-3 に示されるとおり仮定し、空気と水それぞれについて連続式を立式した。なお、空気と水の混相流を表現するための工夫として、水中に存在する気泡の空気部への移動 (浮上) や、高落差流入によって水中に連行される空気量について考慮した。

(2) 運動量方程式の考え方

ブロック内における運動量の変化量は、ブロック境界面から流入する運動量変化量に、ブロック内で働く力積を加えたものと等しいと考え、空気と水それぞれについて、運動量方程式を立式した。なお、空気と水の混相流を表現するため、ブロック内で働く力として、水圧、体積力、空気圧、水（空気）と壁面との摩擦力、空気と水の界面摩擦力を考慮した。また、空気部と水は完全に直交していると仮定し、相変化（気泡の空気部への浮上）による運動量変化は考慮しないこととした。

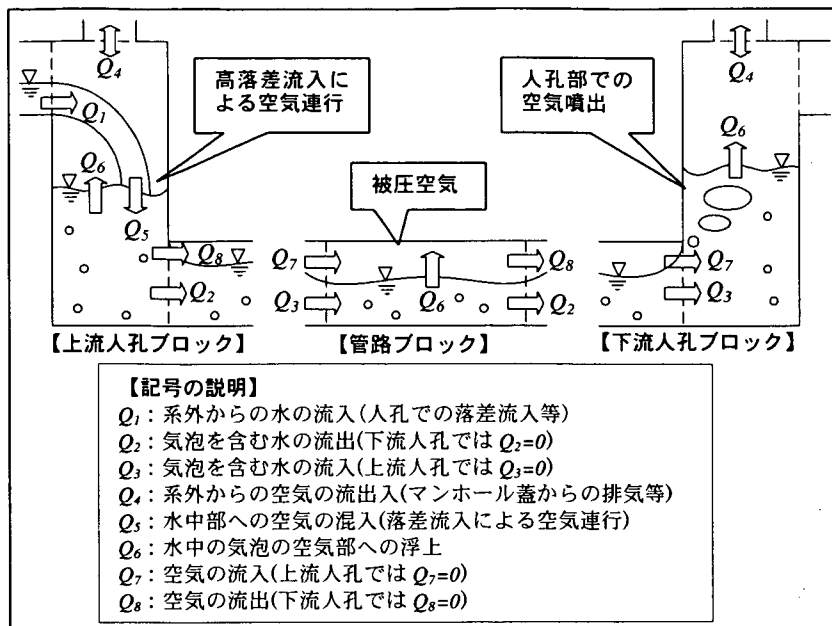


図7 水・空気・気泡の収支イメージ(人孔水位上昇時の例)

(3) 基礎方程式に組み込まれるサブモデル

水理模型実験により得られた実験式や、より計算の正確性を高めるためのパラメータを、構築された基礎方程式のサブモデルとして組み込む必要がある。以下に、本研究で考慮されたサブモデルの考え方を示す。

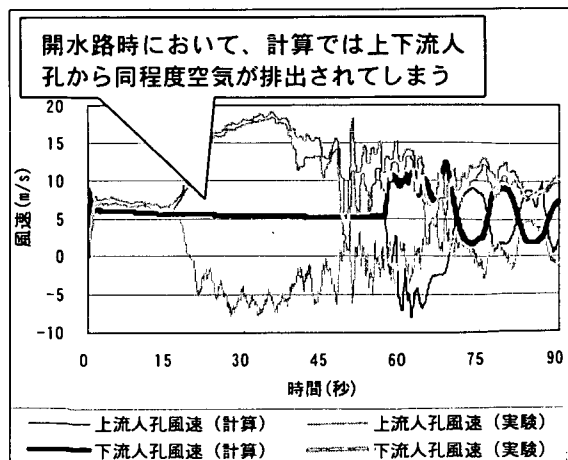
1) 空気連行量の設定

落差流入により水中へ引き込まれる空気連行量（図7における Q_5 ）として、水理模型実験により得られた実験式が適用される。しかし、水理模型実験で空気連行量を直接計測することは極めて困難であることから、下流人孔で計測された空気混入率の実験式³⁾ $\alpha = -1.57X^2 + 15.27X + 2.19$ を用いて空気連行量を表現することを検討した。ここに、 $X = h \cdot (V_0/V_f) \cdot (1/(h_s-d))$ 、 h : 落下高、 V_0 : 人孔内平均流速 ($=Q_w/A$ (通水流量/人孔断面積))、 V_f : 気泡の平均浮上速度 ($V_f=0.20\text{m/s}$ と仮定)、 h_s : 人孔水深、 d : 本管径。また、 $\alpha = q_m/Q_w \times 100$ 、 q_m : 下流人孔で計測される空気混入量である。

落水により水中へ引き込まれる空気（空気連行量： Q_5 ）は、下流側へ運搬されて下流人孔で計測される空気（空気混入量： Q_5' ）と、人孔内で浮上し空気部へ抜ける空気（気泡浮上量： Q_5'' ）に分けられると考えられる。すなわち、 $Q_5 = Q_5' + Q_5'' = \alpha Q_w + V_f C$ が成立すると考え、基礎方程式に組み込んだ。ここに、 C : 人孔内水中部の気泡濃度。

2) 落下水脈による空気の分断

水理模型実験の結果、開水路状態においては、上流人孔では吸気が卓越し、下流人孔では排出が卓越することが明らかとなった。一方、数値解析では、開水路時での管路内の空気は大気と連続していると取り扱われるため、上下流人孔から空気が同程度排出されることとなる（図8）。これは、落下水脈が対面する人孔側面に衝突し、管口を遮蔽する場合、管口部で空気は人孔部と管路部の二つに分離されることに起因すると考えた（図9）。そこで、落下水脈が人孔側面に衝突する場合、人孔部と本管部との間の空気



移動をゼロ（図7において $Q_8=0$ ）と設定した。

3) 下流人孔での空気の分断

開水路流れが下流人孔の壁面に衝突する際、下流人孔では流況が乱れ、水位が上昇し、人孔内の空気と管路部の空気とが分断されることが水理模型実験から明らかとなった（図10）。この空気の分断により、管路内の空気圧は上昇し、上下流人孔の水位をさらに押し上げることが推測されるが、数値解析ではこの水位上昇を再現することはできなかった（図11）。

そこで、下流人孔ブロックでの水位がある水位に達したとき、空気は分断される（図7において $Q_7=0$ ）と仮定し、シミュレーションを行った結果、下流人孔の水位が本管径の80%に達したとき、この空気分断条件を与えることが最適であることが明らかとなった。

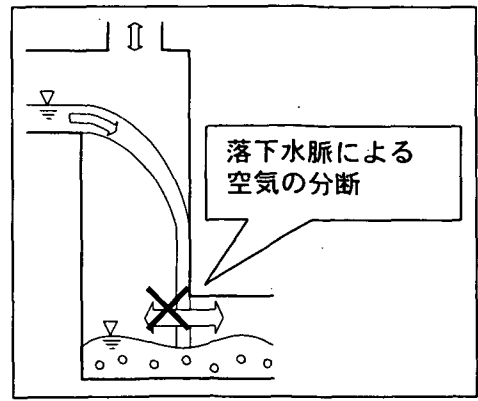


図9 落水脈による空気分断のイメージ

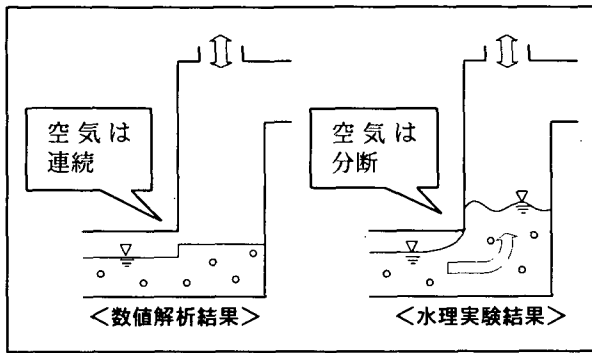


図10 下流人孔での空気分断イメージ

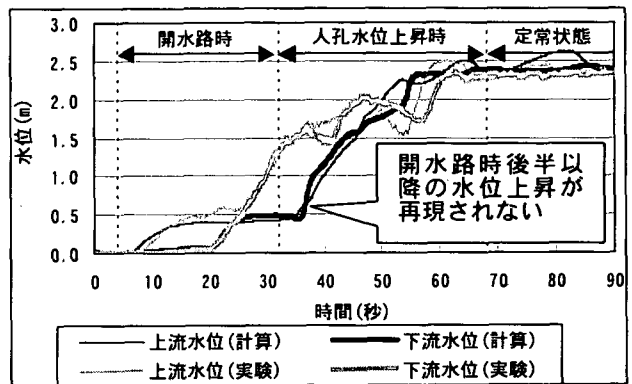


図11 水位の時系列変化例
(本管径 ϕ 500mm、流量 150 l/s)

(4) 解析方法

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と想定されるため、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 $\Delta x/2$ らず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。

3. 3. 2 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（人孔内空気圧の時系列変化）の一例を図12に示す。なお、同定検証は同一形状で縮尺の異なる3模型（モデル1~3）について、それぞれ大小2通りの流量（モデル1の場合、 $Q_1=150 \text{ l/s}$ 、 $Q_3=100 \text{ l/s}$ 相当）で実施された。

波形については、人孔水位上昇時の後半において完全に一致させることは困難であった。また、ピーク空気圧については、両者の差（ $=|(\text{実験値})-(\text{計算値})| \div (\text{実験値}) \times 100$ ）は、大きい流量（ Q_1 ）では0%~61%、小さい流量（ Q_3 ）では18%~87%となった。いずれもバラツキが大きい、ピーク空気圧がより大きくなる大流量時の精度は比較的良好であると考えられる。

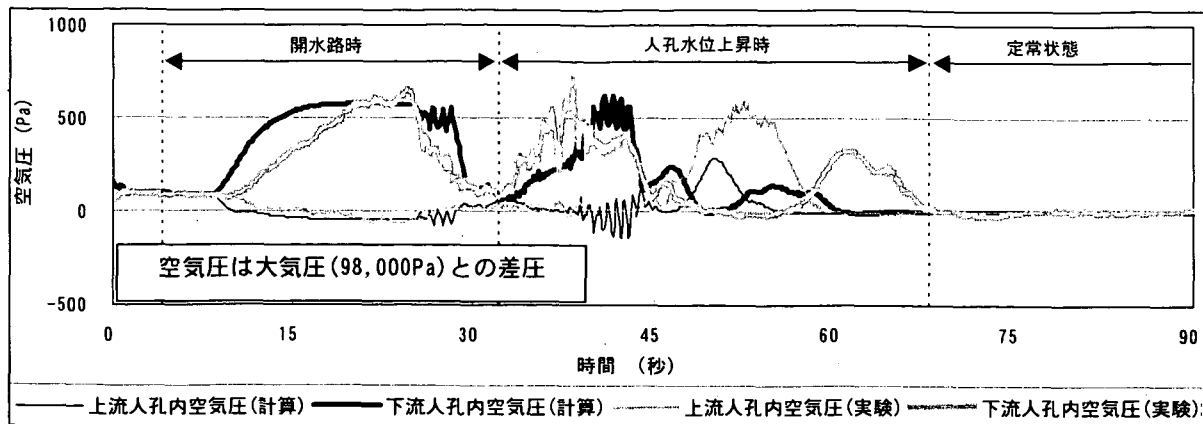


図 1.2 同定検証結果例 (空気圧の時系列変化、本管径 500mm、流量 150 ℓ/s)

3. 4 施設の安全性の照査手法の検討

(1) 安全性照査の考え方

マンホール蓋が浮上・飛散する直接的な要因は、蓋の耐内圧力を上回る圧力が、蓋の内側から作用することであり、両者の比較が安全性照査の基本的な考え方となる。そこで、本研究では、設計段階からマンホール蓋の浮上・飛散現象に対応するための手法として、あらかじめ空気の連行・噴出現象を数値計算により解析し、グラフ等を用いて、設計された施設で発現する可能性のある最大圧力とマンホール蓋の耐内圧力を簡易に比較する方法を検討した。

蓋の耐内圧力は、採用する蓋の形式、例えば、勾配受け方式鉄蓋や圧力開放型浮上防止用鉄蓋等で異なり、その形式ごとに計算される。一方、蓋の内側に作用する圧力は、貯留管の構造（本管径、人孔深等）や流入流量等に影響されると推定されるが、水理的検討は極めて困難であり、これまで定量的に整理されていない。

そこで、本研究では、水理模型実験により得られた知見、および水理模型実験から同定された数値解析モデルを基に、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（簡易判定図表）した。この簡易判定図表の利用により、管路形状（管径、延長）、人孔形状（人孔深、内法寸法、流入形式、開口規模）、流入流量などの条件から、マンホール蓋の浮上飛散に対する安全性を簡便的に判定することが可能となる。

なお、複雑な管路形状のため簡易判定図表を用いた検討が困難となる場合や、より詳細な検討が必要と判断される重要な管路施設については、簡易判定図表による検討だけでなく、数値解析や水理模型実験により安全性を照査する必要がある。

(2) 対策工の考え方

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 5 に示される 4 手法が想定される。ここでは、マンホール蓋の浮上・飛散に対する安全性を照査する際に参考となるよう、水理模型実験結果から得られた知見を基に、各対策工の概要と効果を整理した。

表 5 マンホール蓋の浮上・飛散防止を目的とした対策工

	名称	概要	効果
対策工 1	耐内圧力の高いマンホール蓋の採用	圧力開放型浮上防止用鉄蓋等、耐圧力の高いマンホール蓋を設置する、蓋そのものに対策を施す手法。	圧力開放型浮上防止用鉄蓋の耐内圧力 151,000Pa、耐圧蓋の耐内圧力 265,000Pa (参考：平受け方式鉄蓋の耐内圧力 1,500Pa (T-25)、1,400Pa (T-14))
対策工 2	開口面積の拡大によるマンホール内空気圧の低減	排気口の設置等により、マンホール蓋以外に開口を設け、開口面積を拡大させることにより、マンホール内空気圧を低減させる手法	数値解析シミュレーションにより効果を計算し、簡易判定図表に整理する
対策工 3	空気混入量を低減させる流入形式の採用	渦流入式や階段式等の設置により、管内に混入する空気量の低減を図る手法	渦流入式および階段式の空気混入流量は、突入流式の 1/2 程度
対策工 4	排気管（バイパス管）による混入空気の排出	混入した空気塊が一気に浮上・噴出しないう、本管に設置した排気管（バイパス管）により混入した空気を徐々に排出させる手法	排気管（バイパス管）の設置により、下流人孔でのピーク風量は 10% 低減する

(3) 簡易判定図表の作成

簡易判定図表は、極力多くの施設において適用可能なものとする必要がある。本研究では、表6に示されるケースについてシミュレーションを実施し、簡易判定図表を作成した。簡易判定図表は、縦軸を最大空気圧、横軸を検討項目として作成された。例えば、図13に示される簡易判定図表例の場合、横軸を開口面積としており、各計画流量に対し、どの程度の開口面積を確保すれば、浮上飛散に対し安全となるか判定可能な図表となっている。

表6 簡易判定図表の作成ケース

項目	単位	範囲
流量	-	各本管径に対する満管流速1.0、2.0、3.0、4.0、5.0m/s相当の流量を設定
本管径	mm	φ1350、φ2000、φ3000、φ5000、φ6000
本管延長	m	250、1000、3000
人孔深	m	25
人孔径	-	本管径の1.5倍
空気抜き開口面積	m ²	0.125、0.25、0.50、1.00、2.00、4.00

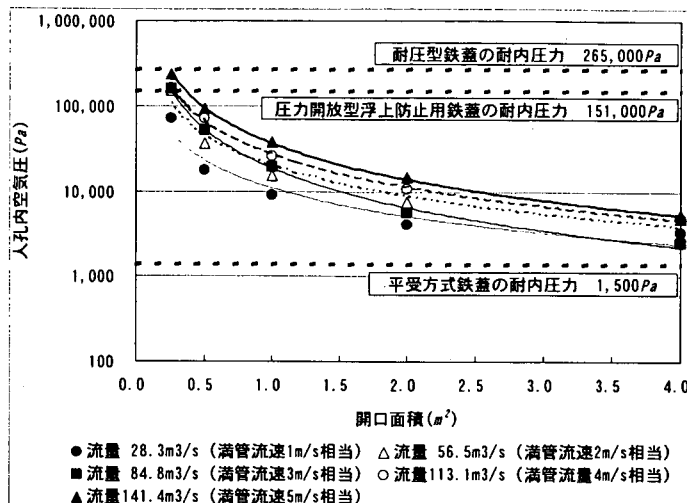


図13 簡易判定図表例（下流人孔でのピーク空気圧）
（本管径φ6000mm、延長1000m、人孔径φ9000mm、人孔深25m）

(4) 簡易判定図表から得られた知見

表6に示されたケースについて簡易判定図表を作成した結果、ピーク空気圧の特性に関する以下の知見が得られた。

- 1) 人孔上部の開口面積が2.0m²以上確保されている場合では、上流側人孔と下流側人孔のピーク空気圧は概ね等しい。一方、開口面積が2.0m²未満の場合では、下流人孔のピーク空気圧は上流側より大きくなり、その傾向は本管径が大きいほど顕著となる。
- 2) 人孔上部の開口面積が0.5m²未満の場合、ピーク空気圧は急激に上昇し、ケースによっては100,000Pa以上まで達する。なお、開口面積が0.125m²以下の場合、計算の発散（ピーク空気圧が大きすぎるため計算できない）のためピーク空気圧は定量的に整理されなかったが、耐圧蓋の耐内圧力（265,000Pa）以上のピーク空気圧の発生が想定される。
- 3) 本管径がφ3000mm以下の場合、開口面積が2.0m²以上確保されていれば、平受方式鉄蓋の耐内圧力を上回るピーク空気圧は発生しない。
- 4) 本管径がφ5000mm以上の場合、シミュレーションでの最大開口面積である3.0m²確保した場合でも、平受方式鉄蓋の耐内圧力を上回るため、φ5000mm以上の貯留管の計画においては詳細な検討が必要である。
- 5) 管路延長の差異がピーク空気圧に及ぼす影響は確認されなかった。

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) 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。

2) 栄養塩類については集中型モデルと同程度程度の再現が可能であるため、現在多くの地方公共団体で使われている集中型モデルに代わって、流出負荷量予測が可能であると考えられる。一方、公衆衛生上の指標である大腸菌群数の再現については、一定の適用性が確認されたが、他流域の適用等からパラメータの設定方法だけではなく、サブモデルの組み込み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) 雨水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し、簡易判定図表を用いた安全性照査手法を開発した。

2) 今後の課題としては、数値解析モデルの精度向上と、流入形式の差異や中間人孔等に対応可能な、より適用範囲の広いモデルへの改良が必要と考えられる。

【参考文献】

- 1) 建設省土木研究所：下水管路施設設計の合理化に関する調査報告書（Ⅳ）、土木研究所資料第 1704 号、1981.8
- 2) 森田弘昭、松原誠、尾崎平：都市雨水対策システムの機能向上に関する調査、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、第 64 号、167-173、2002.12
- 3) 森田弘昭、松原誠、那須基、森博昭：都市雨水対策システムの機能向上に関する調査、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資料、第 138 号、67-78、2003.12
- 4) (社)日本下水道協会：下水道マンホール安全対策の手引き（案）、1999.3
- 5) 森博昭、那須基、森田弘昭、松原誠：水理模型実験による雨水管路の空気混入・排出現象に関する研究、環境技術、環境技術研究協会、Vol.32、No.4、72-80、2003.4
- 6) 森博昭、那須基、森田弘昭：伏せ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、(社)日本下水道協会、322-324、2003.7
- 7) (財)下水道新技術推進機構：流出解析モデル利活用マニュアル、2003.6
- 8) 鮎川登、梅田博志、三戸孝延、後藤正典：空気が閉じ込められている地下水路系の流れの数値計算、土木学会論文集、No.635/Ⅱ-49、41-48、199.11
- 9) 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、土木学会、551-556、2000.2
- 10) 鈴木宏、串山宏太郎、伊藤博、下田哲：長大伏越しにおける人孔蓋飛散防止に関わる実験的研究とその適用、下水道協会誌、Vol.39、No.480、209-217、2002.10

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 藤生 和也
 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。しかし、高度処理の導入等の多額の事業費が必要となるため、水質改善レベルについて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の決定においては、水質改善便益と事業費を比較する費用効果分析の適用が有効と考えられる。

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、アメリカでは水浄化法 (Clean Water Act) による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、便益移転の適用により、公共用水域の水質改善効果の汎用的な経済評価が可能となるが、確立された便益移転手法はない。そこで本調査は、わが国における便益移転手法を検討し、公共用水域の水質改善効果の汎用的な経済評価手法の提示を目的とする。

また、社会資本形成における下水道投資という観点から、既存の下水道施設の機能を維持し、さらに変化する諸状勢を受け下水道施設を効率的に管理していくために、アセットマネジメントという観念が積極的にとりいれていくことが重要である。そこで、本調査の一貫としてアセットマネジメントに関する基礎的な調査を実施した。

2 平成 14 年度の調査概要

(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した。

(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る。そこで、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。

3 便益移転に関するケーススタディの実施

3.1 目的

昨年度の便益移転手法に関するレビュー結果を踏まえ、今年度は荒川流域を対象とし、便益移転のケーススタディを実施する。使用したデータは、下水道研究室が荒川流域で実施した 2 段階 2 項選択法による CVM 調査³⁾であり、上流部、中流部、下流部ごとに、住民属性 (所得、水環境に関する意識等)、地域性を説明変数とした便益関数の推定およびその検証を行う。8 市区町は、下流部は東京都台東区、足立区、埼玉県新座市、中流部は大宮市、日高市、東松山

市、上流部は寄居町、秩父市である。

3.2 方法

3.2.1 便益関数の推定

2段階2項選択法によって得られたデータから、WTPを導出する方法はいくつかあるが、ここでは、ロジットモデルの適用を想定するランダム効用モデルを適用して分析を行うこととした。なお、累積分布関数には対数ロジスティック分布を仮定した上で、最尤推定法によりパラメータ推定を行う。推定式例は(1)式のとおりである。

$$\Pr(\text{yes}) = 1 / \{ 1 + \exp(-C - \gamma \cdot \text{PAY} - \alpha_1 \cdot \text{UNO} - \alpha_2 \cdot \text{INC}) \} \quad (1)\text{式}$$

Pr(yes)：提示額(PAY)に yes と回答する確率

C、 γ 、 α_i ：パラメータ

PAY：提示額(円)

UNO：荒川の利用の有無(利用せず：1, 利用する：0)

INC：回答者の所得ランク(大きいほど高所得)

この式(1)が便益関数に相当する。なお、式(1)の提示額(PAY)以外の変数の組み合わせは仮のものであり、これが最適の組み合わせという訳ではない。他の変数と組み合わせを変えて最も適切と思われる変数の組み合わせを探す必要がある。

式(1)を、一般的な形にすると以下のように示される。

$$\Pr(\text{yes}) = 1 / \{ 1 + \exp(-C - \gamma \cdot \text{PAY} - \sum (\alpha_i \cdot X_i)) \} \quad (2)\text{式}$$

Pr(yes)：提示額(PAY)に yes と回答する確率

C、 γ 、 α_i ：パラメータ

PAY：提示額(円)

X_i ：提示額以外の説明変数(回答者の属性変数、地域属性変数など)

この(1)(2)式において、Pr(yes)=0.5と置くことにより、WTPの中央値(medianWTP)を推定することができる。平均値(meanWTP)については、以下の式で算出される。

$$\text{MeanWTP} = \int t \cdot d\Pr(t) = - \int t \cdot \Pr'(t) dt = - [t \cdot \Pr(t)] + \int \Pr(t) dt$$

(積分区間は0 ~ 15,000円で裾切)

3.2.2 便益移転関数の推定・検証について

ある地域で推定した便益関数を、他の地域で使用する場合、それを便益移転関数と言う。この関数に、新たに評価する地域の属性データ(説明変数データ)を代入することで、その地域のWTPを推計することが可能になる。

便益移転関数の検証法については、今回はn-1モデルによる検証を行うこととした。

「n-1モデル」では、例えば荒川流域全体のデータから、上流部のみを除外した推定を行う(これがn-1モデル)。n-1モデルに対象地(上流部)の属性データの平均値を外挿することにより、予測値が得られる。この予測値と、対象地の実測値を比較することにより、その便益移転関数の妥当性を検証することができる。

3.3 結果

3.3.1 便益関数の推定

荒川流域8市区町全体のデータを用いて、便益関数を推定し、以下の考え方により説明変数を絞り込んだ。

まず、利用可能な全ての説明変数(19変数)を用いて便益関数の推計を行った(ケース1-1)。この中から信頼度の低い(t-値の小さい)13変数を除外し、再度、便益関数の推計を行った(ケース1-2)。そして、さらに信頼度の低い1つの説明変数(CON)を除外し、便益関数の推計を行った(ケース1-3)。このケース1-3では、全ての説明変数の信頼度が99%以上(t-値が2.58以上)であることが確認できた。この、ケース1-3での、提示額(PAY)以外の説明変数は以下の4つである。

UH：回答者がピクニック等での荒川を利用しているかどうか(1:yes, 0:no)

UN： 回答者が荒川を全く使用していないかどうか (1:yes、0:no)
 AGE： 回答者の年齢ランク (1:10代、2:20代、・・・7:70代以上)
 INC： 回答者の収入ランク (1:200万円未満、2:200～400万円、・・・、8:1400

万円以上

便益移転関数を用いる際には、説明変数が少ないほど実用的で便利である。そこで、次に変数の数を4つ → 3つ → 2つ → 1つに減らしても、有意な便益関数が推計できるかの検討を行った。

上記の4つの変数のうち、変数の一つを除外し、組み合わせを変えて便益関数の推計を行った(ケース2-1～2-4)。4つ全てのケースで95%の信頼度で有意であることが示された。次項以降の詳細検討においては、的中率をもっとも高いケース2-2を用いることとする(以降これを「モデル1」と呼ぶ)。

同様に、4つの変数のうち、変数の二つを除外し、組み合わせを変えて便益関数の推計を行った(ケース3-1～3-6)。この中から、「INC(回答者の収入ランク)」が入り、かつ的中率の高いケース3-2を、次項以降の詳細検討において用いることとする(同「モデル2」)。

さらに、4つの変数のうち、一つの変数のみを残し、便益関数の推計を行った(ケース4-1～4-2)。各説明変数に関するt-値はかなり高いが、全体の的中率がやや低下したため、以降の詳細検討では用いないこととした。

また、参考用として、提示額と定数項のみのモデル式(ケース5-1)、提示額のみのモデル式(ケース5-2)についても推計を行った(以降ではそれぞれ、「モデル3」、「モデル4」と呼ぶ)。

表1 ランダム効用モデルによる便益関数の推定結果(モデル1～4)

変数	PAY (提示額)	UH (ピクニック 等)	UN (荒川を利用しない)	AGE (年齢)	INC (収入ランク)	C (定数項)	的中率
モデル1	推定値 (t-値) 6.05E-04 (9.87343)	-0.749408 (-4.93458)		-0.17422 (-2.93906)	-0.159975 (-3.87328)	1.24303 (3.27747)	0.715134
モデル2	推定値 (t-値) 5.99E-04 (9.83285)		0.806226 (4.51016)		-0.143207 (-3.55148)	-0.132966 (-0.69280)	0.709199
モデル3	推定値 (t-値) 5.87E-04 (9.78656)					-0.487843 (-4.42261)	0.713155
モデル4	推定値 (t-値) 3.97E-04 (11.71120)						0.632047

3.3.2 上中下流別の便益関数の推定

次に、原データを上流地域データ、中流地域データ、下流地域データに分け、それぞれについて、モデル1～4を適用して、パラメータの推定およびWTPの算出を行った。

WTPについてみると、荒川流域全体では、モデル1～3で、WTP(中央値)が1018～1031円/世帯、WTP(平均値)が1817～1854円/世帯である。上中下流別では、WTP(中央値)は下流1198～1255円/世帯、中流913～1120円/世帯、上流615～668円/世帯と、上流→中流→下流と高くなっている。一方、WTP(平均値)は下流1879～1965円/世帯、中流1660～1799円/世帯、上流1749～1788円/世帯であり、下流が一番高いが、中流と上流の違いは明確になっていない。モデル式の適合度を見ると、モデル2の適合度が、相対的に高くなっている。(表2)

表2 上中下流別の便益関数の推定結果(モデル)

	荒川流域全体 係数 (t値)	下流(3区市) 係数 (t値)	中流(3市町) 係数 (t値)	上流(2市町) 係数 (t値)
提示額 PAY	5.99E-04 (9.83285)	6.59626E-04 (6.11104)	6.36131E-04 (5.75226)	5.32387E-04 (5.15393)
荒川を利用しない UN	0.806226 (4.51016)	1.09282 (3.85622)	0.617945 (2.00491)	0.769022 (2.06878)
収入ランク INC	-0.143207 (-3.55148)	-0.18893 (-2.43770)	-0.159087 (-2.54231)	-0.10358 (-1.31410)
定数項 C	-0.132966 (-0.69280)	-0.322982 (-0.99171)	-0.026343 (-0.81166)	-9.83E-03 (-0.02696)
サンプル数	1011	350	353	308
対数ゆう度	-564.555	-194.588	-197.85	-168.718
適合度	0.709199	0.702857	0.705382	0.688312
WTP(中央値)	1018	1255	913	659
WTP(平均値)	1824	1879	1697	1749

3.3.3 便益移転関数の推定・検証

ここでは、モデル2について便益移転関数の推定・検証を行う（n-1モデルによる）。

表3にランダム効用関数モデルによる推定結果を示した。「地域モデル」は、対象地（例えば下流部）のデータのみを使用して推定したモデルである。これにより下流地域の便益評価額（ESplp）が得られる。同様に、中流部および上流部についてもモデルを推計した。

上流部のデータを使用したモデルのINC（収入）のパラメータが統計的に有意ではなかったが、それ以外のパラメータ（除く定数項）は全て有意水準5%あるいは1%で0と有意に異なることが明らかとなった。

「n-1モデル」は、3地域（上・中・下流）のデータから1地域（例えば、下流部）を除外した推定結果である。表3の左から3列目の「n-1モデル」の欄は、下流地域データを除外した推定結果のみを示している。同様に、それ以外の2地域についてもn-1モデル推定を行った。

n-1モデルに、政策対象地（例えば、下流部）と既存評価値（政策対象地が下流部の場合は、それ以外の中流部と上流部のデータ）の属性データの平均値を外挿することにより、政策対象地（下流部）の予測値（ESplsとESsls）が得られる。そして地域モデルによって得られたESplpとこれらの予測値を比較することにより、環境評価の収束的妥当性を検証することができる。

表3 n-1モデルによる便益移転関数の検証結果

政策対象地 変数	下流(3区市)		中流(3市町)		上流
	地域モデル 係数	(t値)	n-1モデル 係数	(t値)	地域モデル 係数
提示額 PAY	6.59626E-04	(6.11104)	5.82907E-04	(7.74839)	6.36131E-04 (5.75226)
荒川を利用しない UN	1.09282	(3.85622)	0.684733	(2.91002)	0.617945 (2.00491)
収入ランク INC	-0.18893	(-2.43770)	-0.141994	(-2.95286)	-0.159087 (-2.54231)
定数項 C	-0.322982	(-0.99171)	9.22E-03	(-0.03845)	-0.026343 (-0.81166)
サンプル数	350		661		353
対数ゆが度	-194.588		-367.191		-197.85
適合度	0.702857		0.698941		0.705382

ESplp: 今回の場合は上流部、中流部、下流部それぞれで得られた便益関数から得られたWTP

ESsls: 政策対象地が下流部の場合は、上流・中流データを用いて推計された便益関数(n-1モデル)に、上流・中流データの属性データの平均値を代入することによって得られる便益評価額

Espls: 政策対象地が下流部の場合は、上流・中流データを用いて推計された便益関数(n-1モデル)に、下流データの属性データの平均値を代入することによって得られる便益評価額

(1) 便益評価額の移転可能性に関する検証：中央値

まず、表4に示したWTPの中央値のパーセント誤差に関する結果について検討を行う。誤差①と誤差②の絶対値を比較すると、3サンプル中2サンプル

表4 便益関数移転による便益移転結果(中央値)

政策対象地	(単位:円)				
	ESplp (A)	ESpls (B)	ESsls (C)	誤差① (B-A)/A	誤差② (C-A)/A
上流部	668	1100	1146	64.7%	71.6%
中流部	1120	1074	943	-4.1%	-15.8%
下流部	1198	731	896	-39.0%	-25.2%

において、誤差①の方が小さい。全3サンプルの平均値は、誤差①が35.9%であるのに対して、誤差②は37.5%であり、ほとんど違いはない。このように、誤差①、誤差②ともに上流部の誤差が60%以上と大きくなっている。

(2) 便益評価額の移転可能性に関する検証：平均値

次に、WTPの切断平均値について、便益評価額の収束的妥当性を検証する。表5にWTPの中央値のパーセント誤差に関する結果を示す。誤差①と誤差②の絶対値を比較すると、3

表5 便益関数移転による便益移転結果(平均値)

政策対象地	(単位:円)				
	ESplp (A)	ESpls (B)	ESsls (C)	誤差① (B-A)/A	誤差② (C-A)/A
上流部	1788	1823	1852	2.0%	3.6%
中流部	1799	1800	1715	0.1%	-4.7%
下流部	1965	1683	1780	-14.4%	-9.4%

サンプル中2サンプルにおいて、誤差①の方が小さい。全3サンプルの平均値は誤差①が4.9%

であるのに対して、誤差②は 5.9%であった。そして誤差①については、10%以内に2サンプルが収まっている。誤差②については、10%以内に全3サンプルが収まっている。このように平均値については、かなり精度がよく収束していると言える。

3.4 結論と今後の課題

本検討では、過去に実施した荒川流域の水環境に関する既存の CVM 評価結果に基づいた便益関数を推計し、流域内での便益移転の可能性の検討を行った。

便益関数の説明変数としては、回答者の収入ランク、荒川の利用の有無が適切であることが示された。上流、中流、下流それぞれの地域毎のデータを踏まえた便益関数は、かなり信頼度の高い推計が行われたが、他地域への適用については、一定の誤差が出る結果となった。

今後は他流域でも同様の検討を行い、流域間の便益移転の可能性を検証することが必要である。

4 下水道施設のアセットマネジメントに関する調査

アセットマネジメントとは、様々な制約の中で、最小の費用で最大の便益をもたらすための総合的かつ戦略的な社会資本の運用手法である。現在は、道路、特に高速道路について適用が検討されているが、下水道事業を含むその他の社会資本整備への適用が期待されている。

アセットマネジメントの構築にあたっては、各事業を所管する行政担当者だけではなく、官民学が一体となって推進することが不可欠となる。このシステム実現のための鍵となる点は、以下のとおりである。

(1) アセットマネジメントシステムは、社会資本の整備・運用するための意思決定をするための1つの手法である。

(2) アセットマネジメントの必要度は、対象地域・事業主体によって異なることから、個々のケースに応じた条件や特性を加味しながらのシステム構築が必要である。

(3) 既存施設のデータベースの整備が、マネジメントシステムの構築には不可欠であるが、闇雲にデータを集めるだけではなく、マネジメントシステムの要求を定義し、必要なデータを吟味することが重要である。

(4) アセットマネジメントシステムの構築には、ライフサイクルコストの検討が必要であり、その際には金融工学、経営工学的な考えが不可欠であり、さらに土木工学、財務学、経済学などの学際的な考えも組み入れる必要がある。

下水道分野でのアセットマネジメントを適用する際の基本的な考え方は、道路分野と同様に、ライフサイクルコストの低減化であり、投資額の平準化、効率化への適用など財政的な面への貢献である。また、施設の機能障害が顕在化する以前に、前倒して対策が行われるため、自然災害（地震や洪水など）時での被害低減、公共用水域の水質汚濁の低減などの効果が期待できる。さらに、その検討プロセスにおける情報公開を通じて、地域住民へのアカウンタビリティの向上なども期待である。

以上のように下水道分野へのアセットマネジメントの適用により大きな効果が期待できる。しかしながら、アセットマネジメントへの取り組みを具体的に行うにあたっては、以下のような相違点があることに留意する必要がある。

①下水道施設の劣化予測の困難さ：下水道分野でのアセットマネジメントの主な対象は、面的に整備された下水道管渠ネットワークとあるが、下水管渠は道路や橋梁と異なり簡単に状況を視認できないため、個々の管渠の劣化状況を正確に把握するのが困難であり、過去の劣化進行に関するデータが充分とはいえない。また、下水管渠の劣化はその地点地点での流入する排水の性状に大きく依存するので、一般的な劣化予測式を適用することは困難であり、対象施設の現況について十分な現状把握を行う必要がある。

②維持管理に関する基礎情報のデータベース：前項とも関連するが、アセットマネジメントを行うためには、対象施設の設計及び建設段階での費用を含む情報、維持管理の履歴情報等が地点や区間別に詳細に整備されていることが不可欠であるが、下水道施設、特に管渠については、そのような基礎所方が整備されていない可能性が高く、基礎情報の構築から着手する必要性が高い。ただし、いくつかの自治体については先進的に維持・管理の問題に取り組んでおり、それらの自治体に関して現状での基礎情報の整備状況を確認する必要がある。

③ライフサイクルコスト評価手法構築：以上を踏まえて、下水道分野独自のライフサイクルの評価手法を構築する必要がある。ただし、ライフサイクルコストの評価手法は、先行的に取り組まれている道路分野でもまだ確立しているとはいいがたい状況であり、それらの取組状況を参考にしつつ、下水道分野においても新たに評価手法を構築する必要がある。

これらについては、今後、現場の下水道施設の劣化状況、維持管理状況、基本的なデータベースの整備状況等より調査な調査が必要である。

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 3755 号【平成 11 年度】）

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 田陽 淳

1. はじめに

都市内における貴重な水資源確保の観点から、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おり、下水処理水再利用の重要性は今後益々高まっていくことが予想され、下水処理水の適切な再利用がより一層重要なものとなる。しかし、再生水は水道水に比べ低質であるため、再生水の水質に起因する美観に関する苦情の発生や施設の障害などのトラブル発生に直面している箇所も見受けられる。再生水を都市の水資源として活用していくためには、こうした問題を未然に防ぐための対策を講じることが必要不可欠である。本調査では、下水処理水再利用において問題となりやすい美観の確保や施設機能障害防止の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基準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 15 年度は、美観的要素及び施設機能障害防止の観点から、下水処理水再利用に関する技術上の諸基準について検討を行った。また、下水処理水再利用用途によっては問題となる可能性があるエアロゾル暴露による衛生的リスクを評価するため、エアロゾル発生量の評価手法について基礎的な検討を行った。なお、下水処理水の再利用に関する技術上の諸基準は、「下水処理水の再利用に関わる水質基準等に関する委員会（委員長：金子光美摂南大学教授）」において、平成 15 年度より審議検討が行われているものである。

2. 下水処理水再利用の技術基準に関する検討

2. 1 基準適用範囲

不特定多数の人が利用する施設に下水処理水を直接供給する形態に限定することとし、再利用の実態を踏まえ、基準の適用範囲は、水洗用水、散水用水、修景用水（人間が触れることを前提としていない再利用水のアメニティ用水）、親水用水（人間が触れることを前提としている再利用水のアメニティ用水）とする。なお、散水用水及び修景・親水用水の利用形態の実態（表-1、表-2）を踏まえ、散水用水の具体的な利用形態として植樹帯、芝生、路面、グラウンドへの利用を、修景用水及び親水用水の具体的な利用形態として池、せせらぎ、滝、噴水への利用を想定するものとする。

表-1 散水用水の利用形態の実態

利用先分類	利用先数
グラウンド	1
植樹帯	44
芝生	17
路面	20

表-2 修景用水・親水用水の利用形態の実態

利用先分類	形態的特性	利用先数*1	
		修景用水	親水用水
池	貯まる	37	7
せせらぎ	流れる	47	13
滝	上から落ちる	36*2	16*3
	上に吹き上げる	14*2	5*3

*1：利用処理場数

*2：修景用水である池、せせらぎ内にあるものを計上

*3：親水用水である池、せせらぎ内にあるものを計上

2. 2 基準の有すべき基本的要件

下水処理水の再利用を行う上で重要な要件となる再利用施設における腐食・閉塞等の施設機能障害防止及び再利用における美観・快適性確保の観点を踏まえた基準を作成することとする。なお、美観・快適性確保の観点及び施設障害防止の観点から検討すべき事項を決定するに当たり、日本での処理水再利用における現在に至るまで

の苦情・トラブル発生の実態を調査した。その結果を表-3 に示すとともに、結果を踏まえた考察を以下に示す。

2. 2. 1 美観・快適性に関する苦情の実態

(1) 再生水の外観等（色、濁り、臭い）

水洗用水用途では、色、濁り、臭いに関する苦情が 9 件報告された。一方、修景用水用途ならびに親水用水用途では苦情報告が殆どないが、快適な水空間確保の観点からは検討事項とすべき項目である。

(2) 汚れ

水洗用水用途では、再生水の便器喫水部の着色、受水槽やロータンク内に付着した汚れの便器への流出等の苦情が 3 件報告された。一方、修景用水用途及び親水用水用途では、藻類の増殖による苦情が 8 件報告された。

(3) ユスリカ

水洗用水用途では、下水処理場で発生したユスリカの卵及び幼虫が生存したまま利用先まで運ばれ、受水槽、高置水槽、トイレブース内で成長・繁殖して視覚的不快感を与えるとのトラブルが 5 件報告された。

2. 2. 2 施設機能障害に関するトラブルの実態

水洗用水用途では、腐食及び腐食発生に伴う閉塞のトラブルが 4 件報告されており、他の用途に比べ発生件数が多い。これは、水洗用水用途は他の用途に比べて供給先の配・給水経路の総延長距離が長く、ストレーナを有する給水器具類が多いため、腐食及び腐食に起因する閉塞の問題が発生しやすいと考えられる。

表-3 日本全国の処理水再利用における現在に至るまでの苦情・トラブル発生の実態（単位：件数）

分類	内容	水洗用水	散水用水	修景用水	親水用水	合計	
美観的要素	色	4			1	5	
	濁り	3			1	4	
	臭気	2		1		3	
	汚れ	付着物	3				3
		藻類			3	5	8
	ユスリカ	5		1		6	
施設機能障害	腐食	2	1	1		4	
	閉塞	腐食	2		1		3
		生物・付着物	2	1			3

2. 2. 3 美観的要素及び施設機能障害の観点で検討すべき事項

2. 2. 2 及び 2. 2. 3 を踏まえ、美観的要素及び施設機能障害の観点における検討事項は表-4 の通りとする。

表-4 美観的要素及び施設機能障害の観点で検討すべき事項

分類	用途	検討事項
美観的要素	水洗用水	色、濁り、臭気、付着物による汚れ、ユスリカ
	散水用水	なし
	修景・親水用水	色、濁り、臭気、藻類による汚れ
施設機能障害	水洗用水	腐食、腐食が関与する閉塞
	散水用水・修景用水・親水用水	なし

2. 3 水質基準項目等の設定

2. 3. 1 美観的要素の観点からの水質基準項目の設定

(1) 再生水の外観等（色、濁り、臭い）

再生水の外観に関する基準設定に当たっては、外観に関する利用者の嗜好を把握することが重要である。そこで、再生水の色度、濁度、臭気強度が利用者の嗜好に対してどのような影響を与えるかを把握するために、埼玉県、東京都、大阪府、神戸市、福岡市の処理水再利用箇所において、表-5 に示す調査要領で、再生水の色、濁り、

臭いに関する利用者の意識についてアンケート調査を行った。

表-5 利用者意識調査要領

	水洗用水	修景・親水用水
調査箇所数	5箇所	5箇所
調査時期	平成15年12月～平成16年2月	平成15年12月～平成16年1月
アンケート方法	対面方式及び配付・郵送方式による	
回答者数	949 (1箇所当たり 41～341)	954 (1箇所当たり 115～239)

アンケート調査の結果得られた再生水の色度、濁度、臭気強度と利用者の色、濁り、臭いに関する容認度（気にならないと回答した人の割合）との関係を図-1～図-3に示す。

色度は全ての調査箇所において10度以下でありばらつきが小さいものの、修景・親水用水では色度と容認度との間に若干の相関関係が見出される結果となっている。なお、水洗用水では修景・親水用水に比べ容認度が高い傾向にあるため、今回の調査箇所における色度の範囲内では許容度に差が生じなかったものと考えられる。

濁度は全ての調査箇所において1度以下と極めてばらつきが小さく、濁度と容認度との間に相関関係が見出せない結果となっている。

臭気強度は調査箇所によりばらつきが見られるが、容認度との間に相関関係は特に見られない。これは、再生水と利用者との距離が箇所により様々である可能性があること、調査実施時期の水温が低く、臭気の原因となる揮発性物質が揮発しにくい条件であったこと等の理由が考えられ、夏期にも同様の調査を行い相関関係の有無を改めて確認する必要がある。

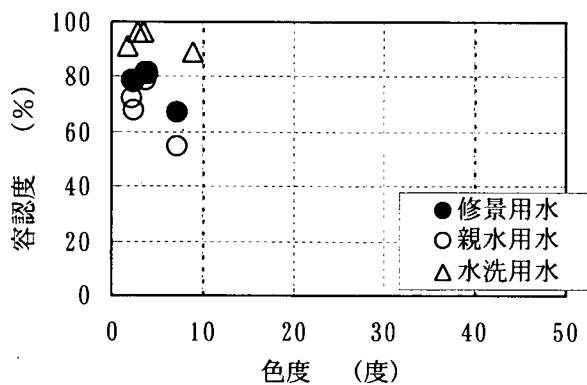


図-1 色度と利用者容認度の関係

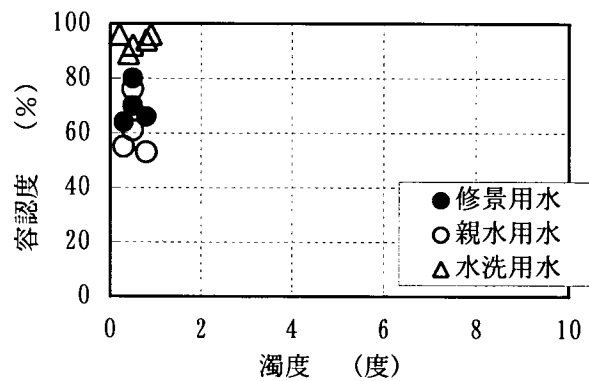


図-2 濁度と利用者容認度の関係

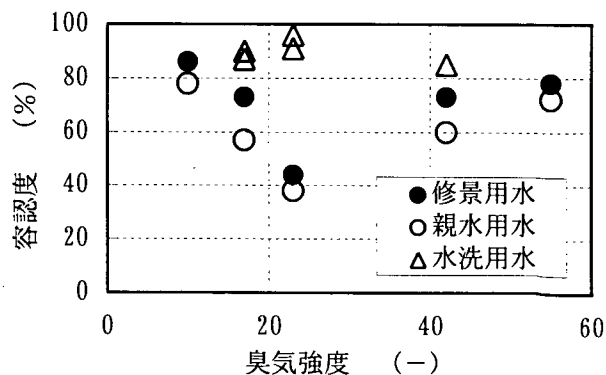


図-3 臭気強度と利用者容認度の関係

なお、色度について、下水処理水循環利用技術指針（案）における官能検査（以下「官能検査」と呼ぶ）の結果と今回の利用者意識調査の結果を比較すると、表-6 の通りとなり、両者の結果は比較的良く一致している。また、官能検査では、色度、透明度、濁度、BOD の中では、特に色度と利用者の嗜好度の相関が高いとの結果が得られており、今回の利用者意識調査の結果も踏まえ、色度の基準設定が特に重要になるものと考えられる。

表-6 利用者意識調査結果と官能検査結果の比較

	利用者意識調査		官能検査	
	色度	容認度 (%)	色度	容認度 (%)
水洗用水	8.9	89	7	約 90%
修景用水	7.2	67	7	70~80%

(2) 汚れ

トラブルの具体的内容から、水洗用水における付着物による汚れのトラブル事例 3 件のうち 2 件はマンガンに起因するものと推測されるが、再生水中のマンガン濃度が短期的に高い場合にはこの類のトラブルが顕在化する恐れは少ないことから、マンガンを水質基準項目として設定せず、マンガン濃度が恒常的に高い箇所では、マンガン濃度低減のための処理対策を講じることにより対応するのが適切であると考えられる。

また、修景・親水用水において特に問題となっている藻類増殖については、藻類増殖に影響を与える要因として、再生水中の N,P 等の栄養塩類の他、日射量、流速、河床材質や河床形状等の環境条件が挙げられるが、これらの環境条件は利用箇所により多種多様であり、全国一律の水質基準を設定するのは適切ではないと考える。

(3) ユスリカ

ユスリカ対策としては、残留塩素濃度管理を含む薬剤対策に加え、繊維ろ過装置の導入により、薬剤への耐性が高い種の卵や幼虫の除去及びユスリカの巣材になる SS 分の除去が可能となり、大きな効果が得られるとの報告事例がある¹⁾。以上のことから、ユスリカ対策については、水質基準項目を設定せず、薬剤対策に加え、繊維ろ過装置の導入等ユスリカの卵や幼虫等の物理的な除去対策により対応するのが適切であると考えられる。

2. 3. 2 施設機能障害防止の観点からの水質基準項目の設定

福岡市では、処理水再利用による配管や給水器具等の腐食・閉塞に関するトラブル発生を踏まえ、再生水の腐食性を高める要因となっている残留塩素の適正管理や、送水施設及び給水施設における防食対策の実施等を挙げている²⁾。福岡市の事例では、防食対策が適切になされている箇所では腐食が発生していないこと、再生水の腐食性を高める要因としては残留塩素のほかに、溶存酸素や溶存塩類（硫酸イオン、塩素イオン等）も関係し、一律の水質基準を定めることは困難であることから、水質基準項目は設定せず、送水施設や給水施設における防食対策の実施により対応するのが適切であると考えられる。

3. 処理水再利用によるエアロゾル発生量の評価手法に関する検討

下水処理水は、修景用水・親水用水として多くの場所で再利用が行われているが、その中には、表-2 に示すように噴水、滝等エアロゾルの発生が懸念される施設形態への利用が行われている箇所が多く見受けられる。また、散水用水としての再利用についても、散水箇所や散水方法によってはエアロゾル発生が懸念される場合も考えられる。そこで、本調査では、処理水再利用によるエアロゾル発生量の評価方法について、実験により基礎的な検討を行った。

3. 1 実験装置

空中浮遊菌の測定法としては、数多くの方法が提唱されているが³⁾、本調査では、ろ過捕集法のうち、メンブレンフィルター法を用いて測定を行った。具体的な装置としては、空中菌サンプラー（ABB-2 型；SIBATA 社製）

を用いて空気吸引流量 5L/min にて一定時間空気を吸引し、MF（孔径 0.45 μm）に空中菌を捕捉した。また、エアロゾル発生源には、霞ヶ浦浄化センター内にあるパイロットプラントの生物反応槽を用いた（写真-1）。生物反応槽内の活性汚泥ろ過液に含まれる大腸菌群数は 400CFU/ml 程度となっており、反応槽では曝気を行っているためエアロゾルが発生しやすい状況にある。なお、実験は 12 月～2 月において雨天時を避けて行った。

3. 2 空中浮遊菌測定方法

空中浮遊菌として、糞便による汚染の可能性を示す指標である大腸菌群及び食品作業場内における落下菌検査の対象微生物である一般細菌の測定を行った。

(1) 大腸菌群

ENDO 培地を吸収させたパッド上に前節で得られた空中浮遊菌が捕捉された MF を載せ、培養した。なお、培養温度及び培養時間については下水試験方法の MF 法に準拠した。

(2) 一般細菌

標準寒天培地上に前節で得られた空中浮遊菌が捕捉された MF を載せ、培養した。なお、培養温度及び培養時間については、下水試験方法の一般細菌測定方法に準拠した。

3. 3 実験内容

3. 3. 1 エアロゾル発生源からの空中浮遊菌発生量の検討

エアロゾル発生源である生物反応槽からの空中浮遊菌発生量を把握するために、生物反応槽の脇（A 地点）において、空中菌サンプラーを用いて空気を 2 時間（600L）吸引し、空中浮遊菌の測定を行った。また、バックグラウンドを把握するために、A 地点から約 25m 離れた箇所（B 地点）でも同様に測定を行った。A 地点と B 地点の間には高さ 6～7m 程度の建屋があるため、B 地点における生物反応槽による影響は小さいと考えられる。なお、空中浮遊菌数は気象条件等により変動が予想されるため、同様の実験を 6 回行った。

3. 3. 2 乾燥による空中浮遊菌死滅の可能性に関する検討

本調査では、空中浮遊菌測定方法としてろ過捕集法を用いているが、当該方法はフィルター上に捕集された菌が長時間気流中にさらされ乾燥して死滅することもあり、生存空中菌数を計測するには問題があると指摘されている⁴⁾。そこで、A 地点において、空中菌サンプラーを用いて空気を 30 分、60 分、120 分間吸引し、空中浮遊菌の測定を行った。また、バックグラウンドを把握するために B 地点でも同様に測定を行った。なお、空中浮遊菌数は気象条件等により変動が予想されるため、同様の実験を 3 回行った。

3. 4 結果と考察

3. 4. 1 エアロゾル発生源からの空中浮遊菌発生量

3. 3. 1 に示す実験の結果、A 地点及び B 地点の両方において全ての実験で大腸菌群は検出されなかった。一方、A 地点と B 地点における一般細菌数は表-7 の通りとなり、A 地点と B 地点における一般細菌数の差は 14～82CFU/200L となっており、一般細菌数については両者に差が見受けられることが分かった。以上の結果を踏まえると、生物反応槽由来の空中浮遊菌が発生しており、エアロゾル発生源として生物反応槽を用いることが適切であることが示唆されるとともに、空中浮遊菌として大腸菌群が殆ど検出されないため、大腸菌群を指標細菌としてエアロゾル発生量に関する定量的な評価を行うことは困難であり、一般細菌を指標細菌として定量的な評価を行う方法も視野に入れるべきであることが示唆された。

表-7 A 地点と B 地点における一般細菌数の比較（単位：CFU/600L）

	NO.1	NO.2	NO.3	NO.4	NO.5	NO.6
A 地点	100	115	49	133	92	64
B 地点	36	51	35	72	10	16

3. 4. 2 乾燥による空中浮遊菌の死滅の可能性

3. 3. 2に示す実験の結果、空気吸引時間とA地点とB地点における一般細菌数の差の関係は図-5の通りとなり、両者は比例関係にあることが分かった。空気吸引時間当たりの捕集一般細菌数について、吸引時間の増加に伴う減衰傾向は特に見られなかったため、捕集された一般細菌の乾燥による死滅はあまり考慮する必要がないことが示唆されたが、今回の実験結果のみでは乾燥による空中浮遊菌の死滅の可能性について判断することは困難であり、他の空中浮遊菌測定方法についても検討を行う必要がある。

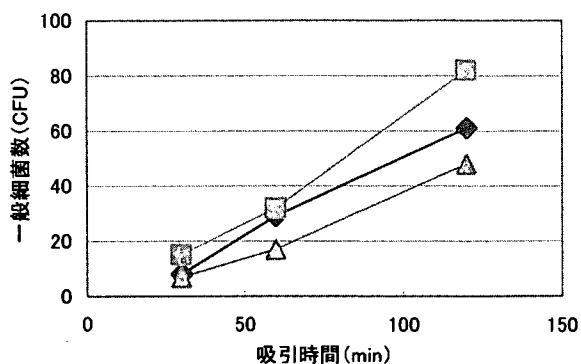


図-5 吸引時間と生物反応槽由来の一般細菌検出数の関係

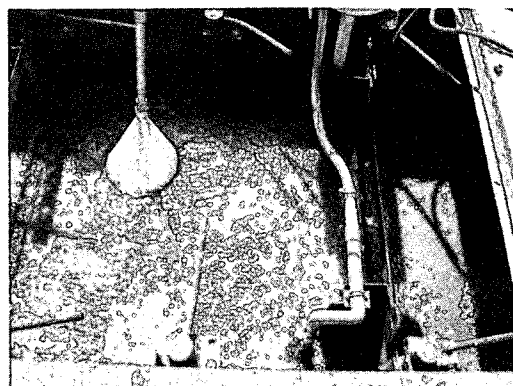


写真-1 エアロゾル発生源 (パイロットプラント生物反応槽)

4. まとめと今後の課題

4. 1 下水処理水再利用の技術基準に関する検討

①再利用形態の実態を踏まえ、散水用水は、グラウンド、植樹帯、芝生、路面への散水を想定するとともに、修景用水・親水用水は、池、せせらぎ、噴水、滝への利用を想定することとした。また、再利用における苦情・トラブルの実態を踏まえ、美観的要素、施設機能障害の観点で検討すべき事項は表-4の通りとした。

②美観的要素及び施設機能障害防止の観点からの水質基準項目の検討を行った。なお、処理水再利用における利用者意識調査の結果、色度が容認度を与える影響が大きく、再生水の外観については色度の基準設定が特に重要であることが分かった。

4. 2 処理水再利用によるエアロゾル発生量の評価手法に関する検討

①一般細菌を指標細菌として定量的な評価を行う方法も視野に入れるべきであることが分かった。

②ろ過捕集法において、捕集された一般細菌の乾燥による死滅はあまり考慮する必要がないことが示唆されたが、他の空中浮遊菌測定方法についても検討を行う必要がある。

5. 参考文献

- 1) 太田ら：下水再生水におけるユスリカ問題の解決事例について、下水道協会誌 Vol.40 No.484 2003/2
- 2) 平山ら：集合住宅への再生水利用に関する実態調査結果と考察、第36回下水道研究発表会講演集 p.712-p.714
- 3) 三瀬ら：食品中の微生物検査法解説書、講談社サイエンティフィック p.328-334
- 4) 日本薬学会：衛生試験法・注解、金原出版株式会社 p.106

謝辞

本研究の一部は、(財)下水道新技術推進機構と国土技術政策総合研究所の共同研究「下水処理水再利用に関わる水質基準等に関する研究」(平成15~16年)として実施されている。御協力頂いている関係各位に御礼申し上げる次第である。

6. 下水道システムの LCA に関する調査

下水処理研究室 室長 中島英一郎
 研究官 荒谷 裕介
 研究官 平出 亮輔

1. はじめに

近年、下水道事業のみならず様々な分野において事業の効果やその事業によりもたらされる影響を評価することが強く求められており、その一つとして地球環境保全の視点からみた事業の評価が重要な課題となっている。地球環境への事業影響評価にあたっては、施設の建設、維持管理段階さらには施設の廃棄を含めたライフサイクルアセスメント（LCA）を用いることが有効な手段であると考えられている。

本調査は、下水道事業における LCA による評価手法を確立し、その手法を実務に適用することを最終目標として、平成 13 年度より実施している。主な調査内容としては、自治体等から提供を受けた計画・建設・維持管理等に関するデータをもとにケーススタディを実施して機器や製品毎、或いは処理施設毎等の原単位を作成し、簡易に LCA を実施するための基礎データを収集・整理している。また、政策決定段階において LCA を適用することを想定して、異なる汚水処理方法から算定した環境負荷量を評価・比較検討するとともに、比較検討手法を「マスタープランレベルにおける LCA 手法適用マニュアル（案）」として整備している。さらに、「地球温暖化」「オゾン層破壊」「富栄養化」等の様々な環境要因（環境問題）を統合的に評価する手法についての検討も行っている。

ここでは、異なる汚水処理方法から算定した環境負荷量の違いを評価・比較検討した事例を報告する。

2. 調査方法

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」があるが、より詳細な検討が可能な「積み上げ法」を基本として負荷量を算定した。「積み上げ法」とは、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にまで細分化した上で、それに環境負荷原単位を乗じることによってシステム全体の環境負荷量を算定する手法である。本調査では、日本建築学会等がとりまとめている素材レベルの原単位に工数等を乗じて機器や製品或いは処理施設毎といったレベルの原単位を作成し、計画・設計段階で使用可能な原単位を整備した上で、評価・比較検討を行った。下水道事業計画区域のうち、市街地から少し離れた処理分区を対象地区として選定し、選定した対象地区において個別処理を適用した場合と集合処理を適用した場合を想定して、各処理方法による環境負荷量（CO₂ 排出量、エネルギー消費量）を算定し、評価・比較検討した。

2-1. 対象地区

対象地区は、茨城県土浦駅から直線距離で約 3.5km 離れた面積約 33ha、人口約 300 人規模の宅地と畑地が混在した集落である。対象地区を図-1 に示す。

2-2. 想定ケース

対象地区において、個別処理と集合処理の 2 つの異なる方法で発生する汚水を処理することを想定し、検討することとした。

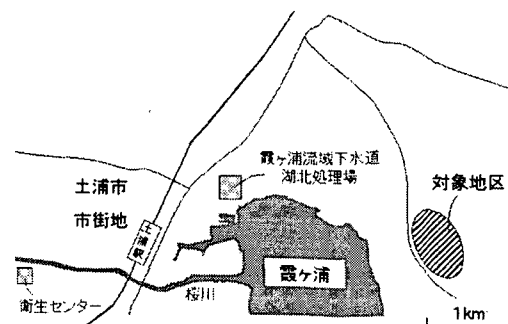


図-1 検討対象地区

(1) ケース①：個別処理

対象地区内の各家，事業所等ごとに汚水処理施設（合併浄化槽を想定）を設置して個々に処理するとして設定した。消費電力量の違い等を考慮して，一般型，高度処理型の2ケースを想定した。想定したケースを表-1に示す。

(2) ケース②：集合処理

対象地区内の汚水を管渠で収集し，その地区内に汚水処理施設（下水処理施設，農業集落排水処理施設を想定）を設置して地区内で処理する（ケース②-1）若しくは，管渠で収集した汚水を地区外の汚水処理施設（下水処理施設を想定）まで送水した上で処理する（ケース②-2）こととして設定した（表-1参照）。

表-1 想定ケース

ケース区分	個別処理（ケース①）		集合処理（ケース②）	
	一般型浄化槽	高度処理型浄化槽	区域内に処理場を新設して処理する場合	区域外の既設処理場に接続して処理する場合
汚泥処理法	区域外へ汚泥を運搬し処理	区域外へ汚泥を運搬し処理	区域外へ汚泥を運搬し処理	区域外の既設処理場で焼却処理
ケースNo.	ケース①-1	ケース①-2	ケース②-1	ケース②-2

2-3. 算定条件

(1) 個別処理・集合処理共通

- 1) 検討対象範囲は各ケースとも汚泥処理までとする。
- 2) 検討対象時期は「現状」と「全体計画時」とする。
- 3) 全体計画時の人口は認可計画書¹⁾の値を使用する。
- 4) 住宅地図より対象地区の現状における家屋数を把握し，現状の世帯数とする。
- 5) T町の現在(2003.2.1現在)の人口及び世帯数より世帯あたりの人口を算出し，この数値を利用して対象地区の現状人口及び全体計画時世帯数を想定する。
- 6) 住宅地図より対象地区の現状における学校，事務所等の数を把握し，現状及び全体計画時の事業所数とする。

(2) ケース①：個別処理

- 1) 住宅地図より対象地区の現状における各建物の床面積を想定する。
- 2) 床面積から基準²⁾を用いて浄化槽の処理対象人員及び人槽を設定する。
- 3) 増加世帯数全てに5人槽が設置されるものとして全体計画時の浄化槽数を設定する。

(3) ケース②：集合処理

- 1) 生活系汚水量は，現状，全体計画時ともに認可計画書の値を使用して算定する。
- 2) 事業系汚水量のうち，全体計画時は認可計画書¹⁾の値を使用して算定する。
- 3) 事業系汚水量のうち，現状はケース①において想定した床面積及び汚水量原単位³⁾から算定する。
- 4) 全体計画時の対象区域内における管渠延長は，認可計画書¹⁾の値を使用する。
- 5) 現状の対象区域内における管渠延長は，住宅地図を利用して全延長を想定し，φ100については変化しないものとしてφ200を算定する。
- 6) ケース②-2の使用水量については，文献値⁴⁾による不明水率を用いた地下水量を考慮して加算した。

表-2 に算定した対象地区の想定値を示す。

表-2 対象地区の想定値

		T町		対象地区	
		2003.2.1現在	現状	全体計画	増加分
世帯数	(世帯)	166	72	90	18
人口	(人)	655	284	352	68
世帯当たり人口	(人/世帯)	3.95	3.95	3.95	-
事業所数	-	-	8	8	0
浄化槽個数	5人槽		8	26	18
	7人槽		68	68	0
	12人槽		1	1	0
	18人槽		1	1	0
	21人槽		1	1	0
	28人槽		1	1	0
汚水量	汚水量 (m ³ /日)	生活系	68	84	16
		事業所系	18	25	7
		合計	86	109	23
地下水	地下水(m ³ /日)		13	17	4
管渠延長	φ100(m)		206	206	0
	φ200(m)		4,404	5,795	1,391
	計		4,610	6,001	1,391

2-4. 検討対象範囲

各ケースにおける検討対象範囲は以下の通りとした。

(1) ケース①：個別処理

浄化槽については、製造・設置及び運転、汚泥処理については、施設の建設、運転・補修及び解体・廃棄と施設までの汚泥の運搬を対象範囲とした。

(2) ケース②：集合処理

処理場については、建設、運転・補修及び解体・廃棄、管渠については、建設及び清掃、汚泥処理については、建設、運転・補修及び解体・廃棄と施設までの汚泥の運搬を対象範囲とした。

3. 算定結果

環境負荷量原単位については、既存の文献値、若しくは自治体等からの提供資料に基づいて行った

表-3 原単位設定条件表

ケース区分	対象区分	設定条件		
ケース①-1 及び ケース②-2	個別処理	浄化槽	製造	既存の文献値 ⁵⁾ を基に浄化槽容量比で原単位を算出
			設置	既存の文献値 ⁵⁾ を基に浄化槽容量比で原単位を算出
			運転	(ブロワ出力×24時間)の消費電力量を使用 電力量の原単位は文献値 ⁶⁾
		汚泥処理	維持管理	薬品使用量から作成した7人槽の原単位を基に浄化槽容量比で原単位を算出
			建設	ケーススタディにより処理量あたりの原単位を作成
			運転 補修 解体・廃棄 運搬	「運搬車両の製造+運転による減価償却+燃料(軽油)消費」を考慮して運搬量あたりの原単位を作成
ケース②-1	集合処理 (区域内処理)	処理場	建設	ケーススタディにより処理量あたりの原単位を作成
			運転 補修 解体・廃棄	
			管渠	建設
	汚泥処理	清掃	文献値 ⁸⁾	
		建設	ケーススタディにより処理量あたりの原単位を作成	
		運転 補修 解体・廃棄 運搬	「運搬車両の製造+運転による減価償却+燃料(軽油)消費」を考慮して運搬量あたりの原単位を作成	
ケース②-2	集合処理 (区域外処理)	処理場	建設	ケーススタディにより処理量あたりの原単位を作成
			運転 補修	(汚泥処理まで含む)
			解体・廃棄	
		管渠	建設	幹線：ケーススタディにより延長あたりの原単位を作成、負荷量は流量比で按分 面整備：管渠延長あたりの原単位は文献値 ⁷⁾
	清掃	文献値 ⁸⁾		

ケーススタディにより作成した値を用いた。表-3に示す設定条件に基づく原単位を用いて算定した各ケースの原単位及び環境負荷量（CO₂排出量，エネルギー消費量）のうち現状時の結果について表-4に，現状時及び全体計画時のライフサイクル別算定結果を表-5及び図-2にそれぞれ示す。

表-4-(1) 原単位及び環境負荷量（ケース①-1 個別処理（一般型））

現状				台数	5人槽	7人槽	10人槽	12人槽	18人槽	21人槽	28人槽	計	
CO ₂ 排出量	浄化槽	製造	原単位	kg-CO ₂ /年・台	2542	53	2774	426	747	90	1,060	22,202	
			負荷量	kg-CO ₂ /年	2,032	17,204	0	426	747	90	1,060		
		設置	原単位	kg-CO ₂ /年・台	37	48	71	90	126	38	68	4,082	
			負荷量	kg-CO ₂ /年	296	3,264	0	90	126	38	68		
		運転	消費電力量	kWh/年・台	5696	43	825	1,507	2,190	2,190	2,628	30,270	
			電力原単位	kg-CO ₂ /kWh				0.533					
		維持管理	原単位	kg-CO ₂ /年・台	1.776	2.291	3.416	4.312	6.057	6.662	8.089	195	
			負荷量	kg-CO ₂ /年	14	56	0	4	6	7	8		
		汚泥処理	建設	原単位	kg-CO ₂ /L				1.97				368
				負荷量	kg-CO ₂ /年				368				
			運転	原単位	kg-CO ₂ /L				71.78				13,423
				負荷量	kg-CO ₂ /年				13,423				
	補修		原単位	kg-CO ₂ /L				0.02				4	
			負荷量	kg-CO ₂ /年				4					
	解体・廃棄	原単位	kg-CO ₂ /L				0.02				4		
		負荷量	kg-CO ₂ /年				4						
	運搬	原単位	kg-CO ₂ /L				0.00619				1,158		
		負荷量	kg-CO ₂ /年				1,158						
エネルギー消費量	浄化槽	製造	原単位	MJ/年・台	2,385	2,332	2,624	4,225	6,499	7,636	10,290	206,306	
			負荷量	MJ/年	19,080	158,576	0	4,225	6,499	7,636	10,290		
		設置	原単位	MJ/年・台	5326	87	1,024	1,293	1,816	1,997	2,425	58,503	
			負荷量	MJ/年	4,256	46,716	0	1,293	1,816	1,997	2,425		
		運転	消費電力量	kWh/年・台	5696	43	825	1,507	2,190	2,190	2,628	662,353	
			電力原単位	MJ/kWh				11.663					
		維持管理	原単位	MJ/年・台	27.570	35.558	53.024	66.922	94.016	103.394	125.542	3,028	
			負荷量	MJ/年	221	2,418	0	67	94	03	26		
		汚泥処理	建設	原単位	MJ/L				24.69				4,617
				負荷量	MJ/年				4,617				
			運転	原単位	MJ/L				1,358.72				254,081
				負荷量	MJ/年				254,081				
	補修		原単位	MJ/L				0.23				43	
			負荷量	MJ/年				43					
	解体・廃棄	原単位	MJ/L				0.11				21		
		負荷量	MJ/年				21						
	運搬	原単位	MJ/L				0.09219				17,240		
		負荷量	MJ/年				17,240						

表-4-(2) 原単位及び環境負荷量（ケース①-2 個別処理（高度処理型））

現状				台数	5人槽	7人槽	10人槽	12人槽	18人槽	21人槽	28人槽	計			
CO ₂ 排出量	浄化槽	製造	原単位	kg-CO ₂ /年・台	3343	23	3324	426	747	90	1,060	27,565			
			負荷量	kg-CO ₂ /年	2,668	21,930	0	426	747	90	1,060				
		設置	原単位	kg-CO ₂ /年・台	49	61	85	90	126	38	68	5,038			
			負荷量	kg-CO ₂ /年	388	4,128	0	90	126	38	68				
		運転	消費電力量	kWh/年・台	7978	37	1,042	1,507	2,190	2,190	2,628	38,273			
			電力原単位	kg-CO ₂ /kWh				0.533							
		維持管理	原単位	kg-CO ₂ /年・台	1.776	2.291	3.416	4.312	6.057	6.662	8.089	195			
			負荷量	kg-CO ₂ /年	14	56	0	4	6	7	8				
		汚泥処理	一般型に同じ												
			エネルギー消費量	浄化槽	製造	原単位	MJ/年・台	3,131	2,975	3,141	4,225	6,499	7,636	10,290	256,027
						負荷量	MJ/年	25,050	202,327	0	4,225	6,499	7,636	10,290	
					設置	原単位	MJ/年・台	6998	76	1,226	1,293	1,816	1,997	2,425	72,711
	負荷量					MJ/年	5,593	59,588	0	1,293	1,816	1,997	2,425		
	運転				消費電力量	kWh/年・台	7978	37	1,042	1,507	2,190	2,190	2,628	837,485	
		電力原単位			MJ/kWh				11.663						
	維持管理	原単位			MJ/年・台	27.570	35.558	53.024	66.922	94.016	103.394	125.542	3,028		
		負荷量			MJ/年	221	2,418	0	67	94	03	26			
	汚泥処理	一般型に同じ													

表-4-(3) 原単位及び環境負荷量 (ケース②-1 集合処理 (区域内処理))

				原単位		負荷量		
現状	CO ₂ 排出量	処理場	建設		0.149	kg-CO ₂ /年・m ³	4,677	
			運転		0.971	kg-CO ₂ /年・m ³	30,480	
			補修		0.001	kg-CO ₂ /年・m ³	31	
			解体・廃棄		0.004	kg-CO ₂ /年・m ³	126	
		管渠	面整備 接続管	建設		126.4	kg-CO ₂ /m	11,654
				建設		118.7	kg-CO ₂ /m	950
			清掃		-		1,360	
		汚泥処理		建設		1.97	kg-CO ₂ /kL	368
				運転		71.78	kg-CO ₂ /kL	13,423
				補修		0.02	kg-CO ₂ /kL	4
				解体・廃棄		0.02	kg-CO ₂ /kL	4
				運搬		0.00619	kg-CO ₂ /L	1,158
		エネルギー消費量	処理場	建設		1.984	MJ/年・m ³	62,278
	運転				21.115	MJ/年・m ³	662,800	
	補修				0.009	MJ/年・m ³	283	
	解体・廃棄				0.053	MJ/年・m ³	1,664	
	管渠		面整備 接続管	建設		1,913	MJ/m	176,379
建設					1,808	MJ/m	14,464	
清掃				4.32	MJ/m	19,915		
汚泥処理			建設		24.69	MJ/kL	4,617	
			運転		1,358.72	MJ/kL	254,081	
			補修		0.23	MJ/kL	43	
			解体・廃棄		0.11	MJ/kL	21	
			運搬		0.09219	MJ/L	17,240	

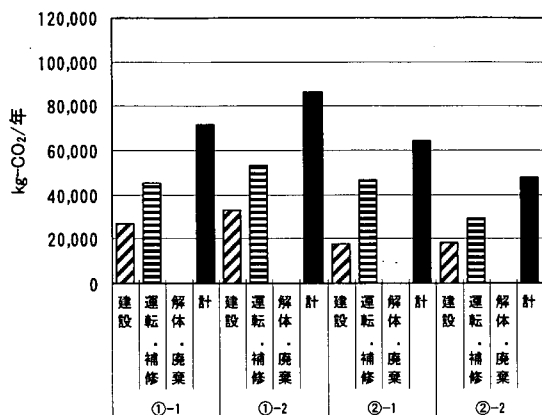
表-4-(4) 原単位及び環境負荷量 (ケース②-2 集合処理 (区域外処理))

				原単位		負荷量			
現状	CO ₂ 排出量	処理場	建設		0.064	kg-CO ₂ /年・m ³	2,313		
			運転・補修		0.779	kg-CO ₂ /年・m ³	28,149		
			解体・廃棄		-0.001	kg-CO ₂ /年・m ³	-36		
		管渠	建設	幹線	φ 600		2,871	kg-CO ₂ /m	3,210
					φ 2400		1,649	kg-CO ₂ /m・m ²	6
			面整備 接続管			126.4	kg-CO ₂ /m	11,654	
						118.7	kg-CO ₂ /m	950	
			清掃			-		1,377	
		エネルギー消費量	処理場	建設		0.618	MJ/年・m ³	22,331	
				運転・補修		10.287	MJ/年・m ³	371,721	
	解体・廃棄				-0.017	MJ/年・m ³	-614		
	管渠		建設	幹線	φ 600		42,379	MJ/m	47,380
		φ 2400				1,649	MJ/m・m ²	78	
		面整備 接続管			1,913	MJ/m	176,379		
	清掃			4.32	MJ/m	20,157			

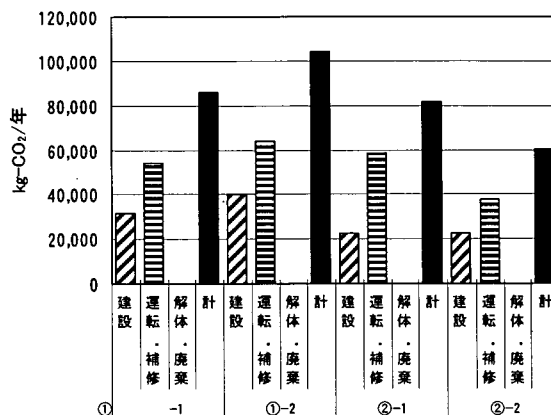
表-5 算定結果表

対象区分	ケース	ライフサイクル	CO ₂ 排出量 (kg-CO ₂ /年)		エネルギー消費量 (MJ/年)		CO ₂ 排出量 全体に占める割合		エネルギー消費量 全体に占める割合		
			現状	全体計画	現状	全体計画	現状	全体計画	現状	全体計画	
個別処理	一般型	①-1	建設	26,652	31,977	269,426	323,018	37%	37%	22%	22%
			運転・補修 解体・廃棄 計	45,049 4 71,705	53,971 5 85,953	936,745 21 1,206,192	1,120,544 25 1,443,588	63% 0% 100%	63% 0% 100%	78% 0% 100%	78% 0% 100%
	高度処理型	①-2	建設	32,971	39,933	333,356	403,389	38%	38%	23%	23%
			運転・補修 解体・廃棄 計	53,052 4 86,027	64,162 5 104,100	1,111,877 21 1,445,253	1,343,540 25 1,746,955	62% 0% 100%	62% 0% 100%	77% 0% 100%	77% 0% 100%
集合処理	処理場新設	②-1	建設	17,649	22,717	257,737	331,953	27%	28%	21%	22%
			運転・補修 解体・廃棄 計	46,455 129 64,234	58,458 164 81,338	954,361 1,684 1,213,782	1,201,556 2,134 1,535,644	72% 0% 100%	72% 0% 100%	79% 0% 100%	78% 0% 100%
	既設処理場接続	②-2	建設	18,132	22,493	260,632	323,196	38%	37%	40%	39%
			運転・補修 解体・廃棄 計	29,526 -36 47,622	37,613 -46 60,060	391,878 -614 651,896	499,265 -782 821,680	62% 0% 100%	63% 0% 100%	60% 0% 100%	61% 0% 100%

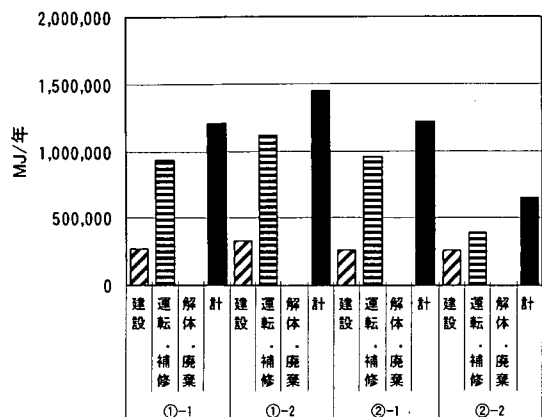
CO₂排出量(現状)



CO₂排出量(計画)



エネルギー消費量(現状)



エネルギー消費量(計画)

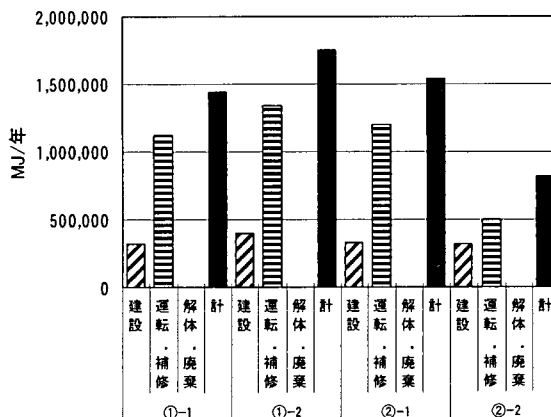


図-2 算定結果の比較

4. 考察

4-1. 個別処理と集合処理について

4つのケースを比較検討すると、環境負荷量は、概ね、以下の順に小さい結果となった。

- | | |
|---------------------------------------|------------------------------|
| (1) 集合処理－区域外の既設処理場に接続して処理する場合（ケース②-2） | ↓
小

環境負荷量

大 |
| (2) 集合処理－区域内に処理場を新設して処理する場合（ケース②-1） | |
| (3) 個別処理－一般型浄化槽で処理する場合（ケース①-1） | |
| (4) 個別処理－高度処理型浄化槽で処理する場合（ケース①-2） | |

全てのケースにおいて建設時よりも運転・補修時においてより大きな環境負荷量が発生しており、運転・補修時における環境負荷量の傾向がライフサイクル全体の傾向に類似することとなった。特に、高度処理型浄化槽のケース（ケース①-2）が他より高い負荷量となった。なお、環境負荷量全体に占める運転・補修時の負荷量の割合は約 60%～79%であった。

4-2. 個別処理について

建設時、運転・補修時ともに高度処理型浄化槽（ケース①-2）の負荷量が大きくなる結果となった。

建設時（製造・設置）については、同じ対象人員の浄化槽で比較すると、一般型に比べ高度処理型の槽容量が大きいため、製造・設置に関する原単位が大きくなる結果に反映されることとなった。

運転・補修時については、同じ対象人員の浄化槽で比較すると、一般型に比べて高度処理型の消費電力が大きいため、運転に関する原単位が大きくなる結果に反映されることとなった。

4-3. まとめ

今回選定した区域においては、個別処理よりも集合処理の方が環境負荷量が小さい結果となった。集合処理においても、処理規模の大きな既設処理場へ接続して処理する場合の方がより負荷量が小さくなることから、より多くの世帯の汚水をまとめて処理することが、環境負荷量を低減する上では有利であることが分かった。

5. 結論

本調査は、下水道事業における LCA 評価手法を確立し、その手法を実務に適用することを最終目標としており、実務に適用可能なマニュアルを作成する予定である。今回は、政策決定段階における LCA 手法の適用例として、異なる汚水処理方法による環境負荷量の違いをある区域を対象として評価・比較検討した。その結果、以下のことが明らかとなった。

- ・個別処理よりも集合処理の方が環境負荷量が少なく、また、集合処理においても処理規模の大きな既設処理場へ接続して処理するケースが環境負荷量を低減する上で最も有利であることが分かった。
- ・全てのケースにおいて、ライフサイクルのうち建設時よりも運転・補修時においてより大きな環境負荷量が発生しており、環境負荷量全体に占める運転・補修時の負荷量の割合は約 60%～79%であった。
- ・個別処理については、建設時、運転・補修時ともに高度処理型の浄化槽で環境負荷量が大きくなった。
- ・集合処理については、今回選定した区域においては、既設処理場へ接続する場合の方が環境負荷量が小さくなる結果となった。

謝辞

本調査を行うにあたってご協力いただいた茨城県都市局下水道課・農林水産部畜産課、及び横浜市下水道局並びに土浦市下水道建設課・耕地課・環境衛生課の皆様に謝辞を表します。

参考文献

- 1) 茨城県：霞ヶ浦湖北流域下水道事業計画変更認可申請書，平成 12 年 12 月
- 2) 日本工業規格：建築物の用途別によるし尿浄化槽の処理対象人員算定基準(JIS A 3302-2000)，2000 年 3 月 17 日

- 3) 空気調和・衛生工学会：空気調和衛生工学便覧（第12版），1995年
- 4) （社）日本下水道協会：平成12年度版 下水道統計 財政編 第57号の2
- 5) （財）日本環境整備教育センター：平成13年度 浄化槽のライフサイクルアセスメントに関する調査報告書，平成14年3月
- 6) 日本建築学会：建物のLCA指針（案），1998.11
- 7) 建設省土木研究所，（社）日本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，平成12年3月
- 8) 井村秀文：建設のLCA，オーム社

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 荒谷 祐介

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 15 年度は、琵琶湖の水質保全や下水道に関する活動を行っている NPO と協力して、地域住民や NPO、学識経験者など多様な利害関係者が参加した社会実験として、行政・NPO 協働による住民参加型の下水高度処理の評価手法に関する調査を実施した。

2. 調査方法

調査にあたっては、社会実験の中心となる NPO として、琵琶湖流域の水環境と下水道に関する活動を行っている特定非営利活動法人「びわこ・水ネット」に委託研究を行い、他の NPO や滋賀県など行政の協力も得ながら進める形式で行った。調査のイメージを図-1 に示す。具体的な調査内容は以下の通りである。

2-1. 基礎調査

NPO など琵琶湖の水環境保全に関する活動をしている団体の活動状況を把握し、行政の対策状況についての意識調査も行った。また、琵琶湖の水が汚れていると言われる南湖東岸地域の代表地域として守山市と、比較的きれいだと言われている北湖西岸の代表地域として今津町において住民アンケートを行い、住民の意識を把握した。

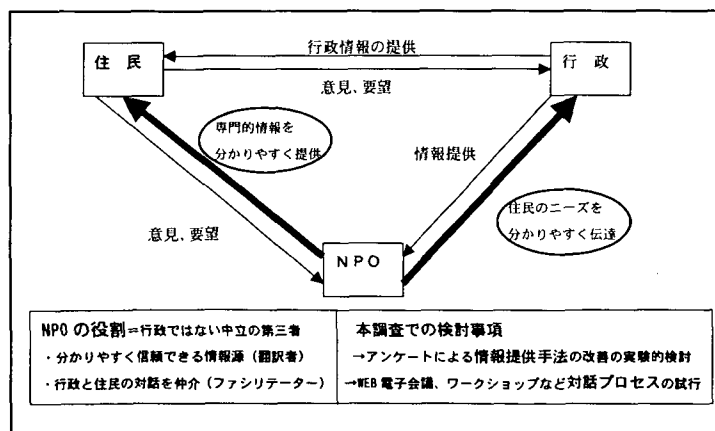


図-1 行政・NPO 協働の住民参加型評価手法の調査イメージ

2-2. 合意形成手法の体系的整理

合意形成や住民参加型評価プロセスにおける望ましい情報提供のあり方、住民参加の方法、さらに合意の結果をどのように行政の施策に反映するかについて、既往事例・研究をもとに検討した。

2-3. 住民参加型評価手法・ツールの選択・開発

住民への情報提供手法および住民参加による施策評価手法を選択・開発し、それらを用いた結果として住民参加型評価プロセスが成功しているかどうか判断するための効果判定手法についても選択・開発した。

2-4. 住民参加型評価プロセスの試行・検証

上記の手法を用いて住民参加型評価プロセスを試行し、用いた手法の有効性の検証を行い、必要に応じて手法の選択・開発にフィードバックした。

これらの調査のうち、ここでは主として住民および団体へのアンケートに関する結果と考察を述べる。

3. 結果及び考察

3-1. NPO等アンケートにみる水質保全施策への意識

滋賀県では、琵琶湖の水質保全のためにさまざまな施策が実施されており、各施策については主として行政内部において個々にその効果や重要性が検討されているものの、水質保全施策全体としての各施策の優先順位やその効果についての比較検討が十分になされてきたか不明である。そこで今回は、特に環境に関する活動を行っているNPO法人や任意団体（以下NPO等と呼ぶ）の視点から、社会全体としてあるいは団体独自の取り組みとして何が重要な施策とみなされているかについてアンケート調査を行った。アンケートは配布数215票、回収票68票（有効回収率31.6%）で、回答の約7割が任意団体、約2割がNPO法人（特定非営利活動法人）であった。

アンケートでは、既往の水質保全施策に対するNPO等の意識を把握するために、琵琶湖の水質保全のための施策¹⁾に関して、今後、社会全体として重点的に進められるべき施策、団体独自の取り組みとして重要とみなしている施策それぞれについて、1番目、2番目に重要と思うものを選択してもらい、選んだ理由についても尋ねた。1番の回答を2点、2番の回答を1点として統合したデータを用いて、社会全体として進めるべき施策についてのNPO等の意識を整理して表-1に示す。

これより、NPO等が社会的に重要と考えている施策の1位から4位はそれぞれ、「地域学習・生涯学習・消費者活動における環境学習・普及啓発活動」(16.7%)、「食物くずや油を流さない、石鹸使用の推進など生活排水をきれいにする対策」(15.2%)、「農地での肥料や農薬の減量」(12.3%)、「下水道、農村下水道の未整備地域での整備強化」(11.3%)であった。この結果より、環境学習や普及啓発活動などの環境教育を実施して水質保全に関する意識を養うことにより社会全体として水質保全に取り組むことが最も重視されているものと考えられる。また、個人が身近な問題として日常生活の中で取り組むことのできる生活排水対策も重視されている。そうした身近な問題とは別に、農業対策や下水道整備も社会全体としては重点的に取り組む必要があると考えられている。

一方、そうした施策を選んだ理由について整理した表-2より、1位の環境教育、2位の生活排水対策の両方で最も多い選択理由が「身近な問題だから」であったことがわ

表-1 社会全体として進めるべき施策

	度数	表%
工場の排水規制の強化	17	8.3
下水道未整備地域での整備強化	23	11.3
下水処理レベルの向上	1	.5
雨水対策	7	3.4
家畜糞尿の処理対策	3	1.5
農地での肥料や農薬の減量	25	12.3
湖内対策	11	5.4
ヨシ群落の保全	2	1.0
自然浄化の回復	13	6.4
水源林の保全、土壌浸食の防止	18	8.8
生活排水対策	31	15.2
節水・水の再利用	2	1.0
環境学習・普及啓発活動	34	16.7
水環境に関する情報提供	2	1.0
その他	1	.5
不明・無回答	14	6.9

表-2 社会全体として進めるべき理由

	社会全体としての取り組み理由										合計					
	コストが軽減の期待 が大きい	コストが軽減の期待 が小さい	身近な問題 だから	身近な問題 ではない	身近な問題 の中での優先順位 が低い	身近な問題 の中での優先順位 が高い	その他	不明	無回答	その他						
工場の排水規制の強化	2	3	14	23	10	15	4	7	10	16	11	18	17	2.8		
下水道未整備地域での 整備強化	2	3	28	42	24	39	2	3	12	20	3	5	23	3.8		
下水処理レベルの向上	1	2	2	3	2	3							1	1.2		
雨水対策	2	3	9	15	5	8		1	2		2	3	7	1.1		
家畜糞尿の処理対策	1	2	2	3	2	3		1	2		3	5	3	3.5		
農地での肥料や農薬の減量	4	7	23	28	45	18	29	2	3	7	11	14	23	4.1		
湖内対策	2	3	14	23	12	20	2	3	2	3		1	2	1.8		
ヨシ群落の保全	2	3				4	7							2.3		
自然浄化の回復	12	20	10	16	10	16		2	3	1	2	4	7	11		
水源林の保全、土壌浸食の防止	1	2	5	8	7	11	14	23		6	10		19	3.1		
生活排水対策	9	15	2	3	12	20	42	69	4	7	8	13	16	2.6		
節水・水の再利用						6	10							1.0		
環境学習・普及啓発活動	12	20	4	7	10	16	27	44		19	31	2	23	4.2		
水環境に関する情報提供	2	3	2	3	2	3	1	2	1	2				2.3		
その他													3	5		
不明・無回答	5	8	12	20	5	8							20	3.3		
合計	17	28	6	10	49	80	61	00	5	8	23	38	1	2	34	5.8

かる。一方、3位の農業対策、4位の下水道整備を選んだ理由は「汚濁の削減量が大きそうだから」が最も多い。従って、NPO等の意識として、社会全体として取り組むべきと考えられる施策は、身近な問題および汚濁の削減量が大きい施策である。ことがわかった。

次に、団体独自の取り組みとして重要視している施策およびその理由を表-3、4に整理して示す。これより、1位は環境教育、2位は生活排水対策が選択されておりその一番の理由が「身近な問題だから」であることも含めて「社会全体として取り組むべき施策」と同様であった。3位は「水源林の保全、土壌浸食の防止」、4位は農業対策であり、その理由も「身近な問題だから」が多かった。

社会全体として必要と考える施策と自らが関心をもつ施策とを比較してみると、1位、2位は同一であるが、社会的必要性で4位(11.3%)の下水道が自ら関心をもつ施策では6位(6%)と下がっており、逆に社会的必要性で5位(8.8%)の水源林保全が自ら関心を持つ施策では3位(13.4%)と上がっていることから、「植林・里山保全活動」のような身近な問題と感じられて取り組みやすい活動では関心が高くなるが、下水道のような身近に感じられず団体としての取り組みが難しい分野では必要と認識しつつも関心は低くなると考えられる。

3-2. 住民アンケートを用いた効果判別手法

琵琶湖の水環境保全に関する住民意識を把握するために、一般家庭を対象にアンケートを実施するとともに、住民参加型の評価プロセスの効果判別手法として、継続的にアンケートを実施することとした。具体的には、情報提供手法の改善などによる効果(住民意識がどのように変化するか)を定量的に把握することを目的として、琵琶湖の水環境に対する知識レベルに応じて住民を分類し、同一家庭に対して複数回のアンケート調査を行うこととした。知識レベルの分類は、琵琶湖の水質汚染エリア(東/西岸、南/北湖)に関する知識、アオコや水質汚濁物質に関する知識に基づいて行った。第1回目のアンケートの結果としては、例えば知識レベルと支払い意思額との関係を表-5に示すが、単純平均での支払い意思額は、高レベル知識層が789円/月に対して中~低レベル知識層が600円未満であり、知識が高い方が支払い意思額が高いと考えられた。今後、住民参加型の評価プロセスとして情報提供などを行っていく中で、低い知識レベルのグループが正確な知識を増やしていくことによりその意識に変化がみられるかなどを追跡調査し、効果判別手法として有効かどうか検証していくこととする。

また、情報に対する住民ニーズをアンケート結果より検討したところ、琵琶湖の水環境に関する知識レベルが高い人ほど、下水道を含めた環境問題に関する関心や意識が高い傾向が見受けられた。従って、これらの問題に関する正しい知識を持つことが関心や意識向上に不可欠であり、常にそうした情報を積極的に提供していくことが必要と考

表-3 NPO等として高い関心を持つ施策

	度数	%
工場の排水規制の強化	8	4.0
下水道未整備地域での整備強化	12	6.0
雨水対策	5	2.5
家畜糞尿の処理対策	3	1.5
農地での肥料や農薬の減量	24	11.9
湖内対策	10	5.0
ヨシ群落の保全	5	2.5
自然浄化の回復	15	7.5
水源林の保全、土壌浸食の防止	27	13.4
生活排水対策	32	15.9
節水・水の再利用	2	1.0
環境学習・普及啓発活動	38	18.9
水環境に関する情報提供	7	3.5
不明・無回答	13	6.5

表-4 NPO等として高い関心を持つ理由

	団体としての取り組み理由													
	コストがあまり高くない		簡単に取組みやすい		身近な問題		地域の中での関心が高い		重要だと感じられている		その他		不明・無回答	
	度数	%	度数	%	度数	%	度数	%	度数	%	度数	%	度数	%
工場の排水規制の強化	2	3	4	7	6	10	4	7	9	13				
下水道未整備地域での整備強化	1	2	2	4	7	11	18	2	3	12	20	5	8	
雨水対策			2	3	6	10	4	7						
家畜糞尿の処理対策			2	3	6	10								
農地での肥料や農薬の減量	10	17	6	10	20	33	20	33	1	2	9	15	6	10
湖内対策			13	22	12	20	3	5	2	3				
ヨシ群落の保全	3	5	2	3	2	3	4	7	4	7				
自然浄化の回復	2	3	1	2	10	17	19	32	5	8	6	10	2	3
水源林の保全、土壌浸食の防止	6	10	8	13	6	10	28	46	11	18	22	36		
生活排水対策	17	28	5	8	6	10	44	73	5	8	6	10	13	22
節水・水の再利用	2	3					4	7						
環境学習・普及啓発活動	7	12	8	13	4	7	45	75	1	2	23	38	24	40
水環境に関する情報提供	1	2	1	2			13	22	2	3	4	7		
不明・無回答					12	20	6	10			2	3		19

表-5 琵琶湖水環境に関する知識レベルと環境保全支払い意思額の関係

支払い意思額 (円/月・家庭)	知識レベルグループ(人)		
	高	中	低
0	21	61	41
200	14	36	17
500	25	51	28
1,000	28	45	14
2,000	5	7	3
3,000	3	5	2
5,000	1	2	0
10,000	1	0	2
単純平均WTP (円/月・家庭)	789	564	593

えられた。また、もともと関心や意識が高くない人に対してはニーズを考慮して身近な情報から提供していくなど、情報提供手法に工夫が要求されるものと考えられる。これらの情報提供の方策が適切かどうか、効果判別手法を用いながら検証していきたい。

4. まとめ

琵琶湖の水質保全や下水道に関する活動を行っている NPO と協力して、地域住民や NPO、学識経験者など多様な利害関係者が参加した社会実験として、行政・NPO 協働による住民参加型の下水高度処理の評価手法に関する調査を実施した。得られた主要な結果は以下の通りである。

(1) 琵琶湖の水質保全に関する既往施策に対する NPO 等の意識を調査した結果、社会全体として重点的に進められるべき取り組みは、環境教育、生活排水対策、農業対策、下水道施策で、身近な問題を解決できる対策や汚濁物が削減できる対策が重視される傾向があった。一方、団体として関心を持つ取り組みは環境教育、生活排水対策、水源林保全、農業対策で、同じく身近な問題を解決できる対策が重視される傾向があった。

(2) NPO 等の意識では「植林・里山保全活動」のような身近な問題と感じられて取り組みやすい活動では関心が高くなるが、下水道のような身近に感じられず団体としての取り組みが難しい分野では必要と認識しつつも関心は低くなると考えられた。

(3) 琵琶湖の水環境保全に関する住民意識アンケート結果より、琵琶湖の水環境に関して高い知識レベルを持っている回答者グループの方が、低い知識レベルのグループと比較して、琵琶湖の水質改善のためにより高い支払い意志額を示す傾向があった。

(4) 情報に対する住民ニーズをアンケート結果より検討したところ、琵琶湖の水環境に関する知識レベルが高い人ほど、下水道を含めた環境問題に関する関心や意識が高い傾向が見受けられた。従って、これらの問題に関する正しい知識を持つことが関心や意識向上に不可欠であり、常にそうした情報を積極的に提供していくことが必要と考えられた。また、もともと関心や意識が高くない人に対してはニーズを考慮して身近な情報から提供していくなど、情報提供手法に工夫が要求されるものと考えられる。

今後は、ワークショップの開催など住民参加型評価プロセスの試行、住民参加型評価手法の有効性の検証、手法の選択・開発へのフィードバックを繰り返すことにより、行政・NPO 協働による住民参加型の下水高度処理の評価手法の確立を目指すものとする。

謝辞

社会実験の実施は国総研から特定非営利活動法人びわこ・水ネット (<http://www.mizu-net.npo-jp.net/>) への委託研究に基づくものであり、びわこ・水ネットの調査研究部会の各位（山田淳部会長、田中伊三雄理事、井手慎司委員、藤井滋穂委員、只友景士委員、川嶋宗継委員、柴田和子委員）および立命館大の小野敦史氏をはじめとする関係者のご尽力に感謝する次第である。また、国総研と滋賀県の共同研究の支援も得ており、滋賀県下水道計画課および建設課の各位ならびに住民アンケートに協力いただいた川嶋幸徳氏に感謝する。また、今津町アンケートの際に協力いただいた環境守るいまづの会、いまづ自然観察クラブ、大井川・庄垂川流域環境保全協議会の各位に感謝する。

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

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
研究員 桜井 健介

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イルス（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 15 年度は、細菌及びウイルスについて、関東及び関西の 8 処理場について流入水、放流水及び再生水中の存在量を把握し、定量的リスク評価を行った。また、原虫についてもデータの追加を行った。さらに、これとは別に関東及び関西の 5 処理場について、再生水中の病原微生物の存在量調査を行った。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、前年度に実施したアンケート調査の詳細な解析を行った。

2. 細菌に関する調査

2. 1 調査方法

指標菌として大腸菌群、糞便性大腸菌群、大腸菌、糞便性連鎖球菌、腸球菌、嫌気性芽胞（ウェルシュ菌）、病原細菌としてサルモネラ、レジオネラ、カンピロバクター、0-157 を表-1 に示す培養法で測定した。

表-1 細菌測定法の概要

細菌	測定法	出典
大腸菌群	デソキシコール酸塩寒天培地法	下水試験法
ふん便性大腸菌群	デソキシコール酸塩寒天培地44.5℃法	下水試験法
大腸菌	クロモカルト(特定酵素気質培地)法	食品衛生検査指針
ふん便性連鎖球菌	mエンテロコッカス寒天培地法	下水試験法
腸球菌	mエンテロコッカス寒天培地(6.5%NaCl)法	下水試験法
嫌気性芽胞	ハンドフォード改良培地法	上水試験法
サルモネラ	TTブロス増菌-XLD寒天培地-TSI/リジン鉄培地	Standard Methods他
カンピロバクター	プレストン増菌-スキロー培地-ミューラー-ヒントン培地	衛生試験法
レジオネラ	クエン酸・熱処理-αGVPC寒天培地-羊血液寒天培地	上水試験法他
0-157	ノボピオシン添加mEC増菌-CTSMAC選択培地-CLIG斜面培地	下水試験法他

レジオネラについては、当初 HCl-KCl 緩衝液 (pH2.2) による酸処理と熱処理 (50℃、30 分) を並行して行っていたが、流入下水試料などにおける目的外コロニーの生育が著しいことにより測定困難であったため、クエン酸緩衝液による酸処理及び熱処理をセットで行い、あわせてアムホテリシン B による処理を行う方式に変更した。

2. 2 結果及び考察

病原細菌についてはほとんどの試料で不検出であり、存在確率の定量的推定は難しいが、年間感染リスクは 10^{-2} をはるかに下回ると推定された。サルモネラ、カンピロバクター、0-157 については、処理場出口での適切な消毒（塩素等）により不活化されるため特段の対応は必要ではないが、レジオネラについては、配管内での生物膜（スライム）などに由来する再増殖によるリスクが懸念されるため引き続き調査が必要と考えられた。

指標細菌については、大腸菌群、糞便性連鎖球菌、嫌気性芽胞は流入水中に $10^4 \sim 10^6$ (CFU/100mL) のオーダーで存在した。糞便性大腸菌、大腸菌、腸球菌はそれより 10^1 程度低いオーダーであった。指標細菌の濃度は、二次処理及び塩素消毒により 2Log 程度は削減されていることが分かった。

3. ウィルスに関する調査

3. 1 調査方法

RNA ウィルスとしてエンテロウィルス、ノロウィルス（遺伝子型 G1 及び G2）、DNA ウィルスとしてアデノウィルスを片山らの方法¹⁾に従いリアルタイム PCR 法で測定し、MPN 法にて定量した。リアルタイム PCR は Roche 社の LightCycler を用いて行い、試薬も Roche 社のものを用いた。

表-2 ウィルス PCR 測定のパライマー及びプローブ

ウィルス	プライマー/プローブ		塩基配列(5' → 3')	鎖長(bp)
Norovirus G1	TaqManプローブ	NV-G1(P)	FAM-AgATYgCgATCYCCTgTCCA-TAMRA	20
	+鎖プライマー	NV-G1(+)	CgYTggATgCgNTTYCATgA	20
	-鎖プライマー	NV-G1(-)	CTTAGACgCCATCATCATTYAC	22
Norovirus G2	TaqManプローブ	NV-G2(P)	FAM-TgggAgggCgATCgCAATCT-TAMRA	20
	+鎖プライマー	NV-G2(+)	CARgARBCNATgTTYAgRTggATgAg	26
	-鎖プライマー	NV-G2(-)	TCgACgCCATCTTCATTCACA	21
Enterovirus	TaqManプローブ	PanEV(P)	FAM-CCgACTACTTTgggTgTCCgTgTTTC-TAMRA	26
	+鎖プライマー	PanEV(+)	CCTCCggCCCCTgAATg	17
	-鎖プライマー	PanEV(-)	ACCggATggCCAATCCA	18
Adenovirus	TaqManプローブ	Adeno(P)	FAM-TgCACCAgACCCgggCTCAggTACTCCgA-TAMRA	29
	+鎖プライマー	Adeno(+)	gCCCCAgTggTCTTACATgCACATC	25
	-鎖プライマー	Adeno(-)	gCCACggTgggTTTCTAAACTT	23

3. 2 結果及び考察

流入下水、二次処理水からは各ウィルスが高濃度で検出され、高度処理水からもノロウィルスが検出される場合があった。再生水中のウィルス濃度の一例について、表-3に示す。

表-3 再生水中のウィルス濃度

ウィルス	A処理場					B処理場			C処理場			D処理場		
	二次処理水	再生水	受水槽	UV後		二次処理水	再生水	受水槽	二次処理水	再生水	受水槽	二次処理水	再生水	受水槽
Noro-G1	4.8	0.0	0.0	0.0	0.0	23.7	0.0	0.0	1.4	0.09~0.41	0.0	4.8	0.0	0.0
Noro-G2	2.2	0.19~1.85	0.47~1.85	0.47~1.85	0.47~1.85	12.3	0.0	0.0	1.2	0.09~0.41	0.09~0.41	12.3	0.0	0.0
Entero	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Adeno	2.6	0.0	0.0	0.0	0.5	5.6	0.0	0.0	2.6	0.2	0.7	27.6	0.0	0.0

測定値は全てPDU(PCR DetectableUnit)/mL

PCR 法での陽性（遺伝子の検出）は感染性ウィルスの存在と同義ではないが、ノロウィルスについては培養法がないため安全側としてリスク評価をせざるを得ない。また、ノロウィルス感染の用量反応モデルについては適切なモデルが提案されておらず、U. S. EPA が 1998-2001 にかけて行った調査結果や関連報告によると、単純な β ポアソンモデルでは説明できず、ABO 血液型の分泌型の表現型の有無（つまり Se+, Se-）などを考慮して検討する必要があるとされている²⁾³⁾。従って現時点では、他のウィルスモデルで代替するなど暫定的なリスク評価手法で対応する必要がある。感染力の強いウィルスの例としてロタウィルス、感染力の弱いウィルスの例としてポリオウィルス弱毒株で代替した場合の年間感染リスクの試算結果を図-1に示す。ロタウィルスはポリオウィルスよりも感染力が強いため、リスクが高くなっていることがわかる。感染力が弱いポリオウィルスの場合でも、親水用水で年間感染リスク 10^{-2} 未満を達成するためには、ウィルス濃度を 0.001 (PDU/mL) 未満にする必要があるため、親水用水など感染リスクが高いと想定される用途については、オゾンや紫外線などより高度な消毒施設の導入を検討する必要があると考えられた。

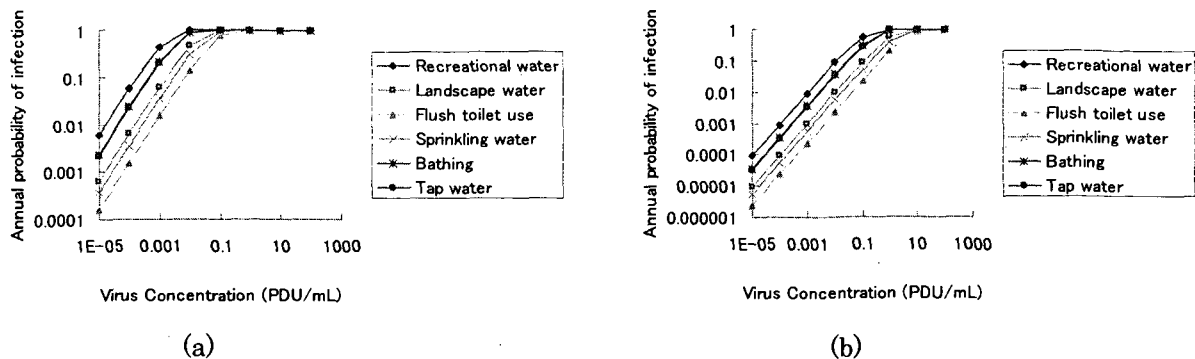


図-1 代替ウイルスによる年間感染リスク検討 (a:ロタウイルス, b:ポリオウイルス)

4. 原虫に関する調査

4. 1 調査方法

測定した原虫は、クリプトスポリジウム及びジアルジアである。測定は前年度と同様に検鏡法で行った。

4. 2 結果及び考察

クリプトスポリジウムの存在量は前年度調査と比較して低い結果であり、その原因としては、測定の際に免疫磁気ビーズによる捕集の段階において、クリプトスポリジウムのオーシストとジアルジアのシストを同時に捕集する方法に変更したため、オーシストの捕集効率が低下した可能性も考えられる。2年間のデータを総合したクリプトスポリジウムの存在量分布については、二次処理水は負の二項分布の方がポアソン対数正規分布よりも最尤法における適合度がわずかながら高く、前年度調査とは異なる結果となった。

表-4 二次処理水中のクリプトスポリジウム存在量の確率分布の推定

対象	ポアソン分布	負の2項分布	ポアソン対数正規分布
二次処理水	$-2\ln(\Delta)$	1475.4	$-2\ln(\Delta)$
	$\mu =$	0.938	$\mu =$
		$k =$	0.347
			103.95
			$-2\ln(\Delta)$
			$\xi =$
			-1.389
			$s =$
			1.778

ジアルジアは流入下水では存在量が多いが、二次処理水以降ではシストの内部構造が確認できないものがあった。それらを全て感染性ありとみなして定量的リスク評価を行うとかなりの高リスクと計算されるが、ジアルジア症の発生状況から考えて過大評価と考えられる。ジアルジアのシストは塩素消毒などに対してクリプトスポリジウムのオーシストよりは弱い耐性を示すため、下水処理プロセスにおいてある程度不活化されていると推定され、その点を考慮したリスク評価手法の構築が求められる。

5. リスクコミュニケーション調査

5. 1 調査方法

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。このうち、インターネットアンケート調査は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。結果 (有効回答数 2,213 票) に基づき、水洗用水などの各用途に関する利用・事前知識の有無と、当該用途に対するクリプトスポリジウム対策への意見との関係を χ 二乗検定及び Kruskal-Wallis 検定により調べた。

5. 2 結果及び考察

水洗用水については両検定とも p 値 < 0.01 で有意であり、利用・事前知識の有無と対策への意見に相関が

あることが明らかとなった。利用経験または事前知識がある場合は、そうでない場合と比べて、ゼロリスクを求める回答が少なく、有限の範囲内でリスク削減を求める回答及び対策案を容認する回答が多かった（ χ^2 乗検定で p 値 <0.01 で有意）。従って、国民に対して十分な情報提供を行い適切な事前知識を持ってもらうことが、ゼロリスク要求を減らして現実的な対策案についての議論を進めるために有効であると考えられた。

6. まとめ

(1) サルモネラ、レジオネラ、カンピロバクター、O-157 の病原細菌についてはほとんどの試料で不検出であり、年間感染リスクは 10^{-2} をはるかに下回ると推定された。サルモネラ、カンピロバクター、O-157 については、処理場出口での適切な消毒（塩素等）により不活化されるため特段の対応は必要ではないが、レジオネラについては、配管内での生物膜（スライム）などに由来する再増殖によるリスクが懸念されるため引き続き調査が必要と考えられた。

(2) 高度処理した再生水からもノロウイルスが検出される場合があった。PCR 法での陽性（遺伝子の検出）は感染性ウイルスの存在と同義ではないが、ノロウイルスについては培養法がないため安全側としてリスク評価をせざるを得ない。また、ノロウイルス感染の用量反応モデルがないため、他のウイルスモデルで代替するなど暫定的なリスク評価手法で対応する必要がある。親水用水など感染リスクが高いと想定される用途については、オゾンや紫外線などより高度な消毒施設の導入を検討する必要があると考えられた。

(3) クリプトスポリジウムの存在量の2年目調査の結果は前年度調査より低下しており、測定法の変更の影響が考えられた。ジアルジアは流入下水では存在量が多いが、二次処理水以降ではシストの内部構造が確認できないものが多かった。それらを全て感染性ありとみなして定量的リスク評価を行うとかなりの高リスクと計算されるが、ジアルジア症の発生状況から考えて過大評価と考えられる。ジアルジアのシストは塩素消毒などに対してクリプトスポリジウムのオーシストよりは弱い耐性を示すため、下水処理プロセスにおいてある程度不活化されていると推定され、その点を考慮したリスク評価手法の構築が求められる。

(4) インターネットアンケートにより、水洗用水などの各用途に関する利用・事前知識の有無と、当該用途に対するクリプトスポリジウム対策への意見との関係は、水洗用水については利用・事前知識の有無と対策への意見に相関があることが明らかとなった。利用経験または事前知識がある場合は、そうでない場合と比べて、ゼロリスクを求める回答が少なく、有限の範囲内でリスク削減を求める回答及び対策案を容認する回答が多かったことから、国民に対して十分な情報提供を行い適切な事前知識を持ってもらうことが、ゼロリスク要求を減らして現実的な対策案についての議論を進めるために有効であると考えられた。

なお、本年度の病原微生物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。また再生水に関する調査結果は財団法人下水道新技術推進機構との共同研究によるものである。

参考文献

- 1) Hiroyuki Katayama, Akihiro Shimasaki, and Shinichiro Ohgaki, Development of a Virus Concentration Method and Its Application to Detection of Enterovirus and Norwalk Virus from Coastal Seawater, *Appl. Envir. Microbiol.* 2002 68: 1033-1039.
- 2) Studies of the Infectivity of Norwalk and Norwalk-like Viruses, http://cfpub2.epa.gov/ncer_abstracts//index.cfm/fuseaction/display.abstractDetail/abstract/192
- 3) Lindesmith L, Moe C, Marionneau S, Ruvoen N, Jiang X, Lindblad L, Stewart P, LePendu J, Baric R. Related Articles, Human susceptibility and resistance to Norwalk virus infection. *Nat Med.* 2003 May;9(5):548-53. Epub 2003 Apr 14.

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

研究予算：受託業務費

研究期間：平 12～平 15

担当チーム：材料地盤研究グループ（リサイクル）

研究担当者：鈴木穂、落修一、越智崇、長沢英和

【要旨】

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固有資源であり、それを高度に開発・利用するシステム構築が求められる。本調査は、現有の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、エネルギー生産が可能な高温燃焼システムと消化ガスの吸着貯蔵システムを開発し、その効果をケーススタディーにより評価した。開発した高温燃焼システムは約 0.3MPa の加圧流動燃焼炉に集塵セラミックフィルターと過給機を組み込んだものであり、稼働時に外部からの動力を必要とせず、多量に生産する圧縮空気を下水処理のエアレーションタンクに供給できるものである。消化ガスの吸着貯蔵システムは、従来の常圧（大気圧に近い圧力）貯蔵法の 20～30 倍、1MPa 未満（10 気圧未満）の圧力で貯蔵する加圧貯蔵法の 3～7 倍の貯蔵能力を有するものである。

キーワード：下水汚泥、エネルギー、燃焼、焼却、発電、嫌気性消化、消化ガス、ガス貯蔵

1. はじめに

下水汚泥は固形物当り 19,000 kJ/kg 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い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. 調査の目的および方法

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、高温燃焼システムおよび消化ガス吸着貯蔵システムを開発するとともに、既設下水処理場のエネルギー消費実態に基づいたケーススタディーを行い、開発プロセスを評価した。

3. 調査結果

3. 1 高温燃焼システムの開発

3.1.1 開発経緯および方法

開発は、株式会社クボタ、月島機械株式会社、石川島播磨重工業株式会社ならびに独立行政法人産業総合技術研究所との共同研究により進められた。開発では、まず基本システムを構築し、それを基に早期の実現が可能なプロセス・システムへと検討、改良を進め、最終の開発システムを得た。ただし、開発の過程で検討して得たプロセス・システムが失敗・不要となったものではなく、将来、エネルギーや環境をとりまく社会情勢が更に高度な利用・保全を求めるときには実現可能な有用なプロセス・システムである。

(1) 基本システム

開発当初に検討、設定した基本システムを図-1 に示す。下水汚泥発電の場合、その主原料は脱水汚泥と消化

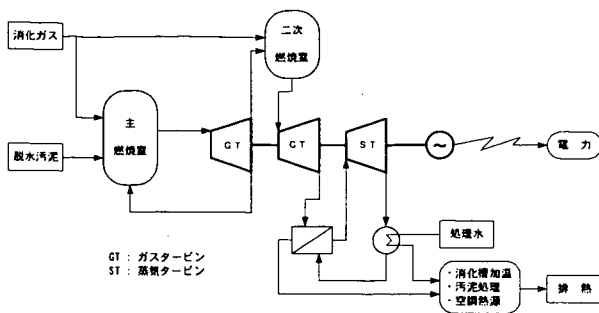


図-1 燃焼・発電の基本システム

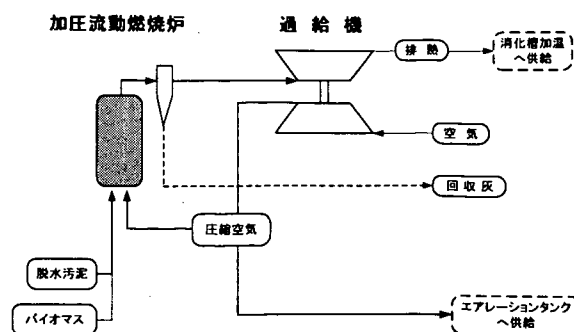


図-3 開発システム

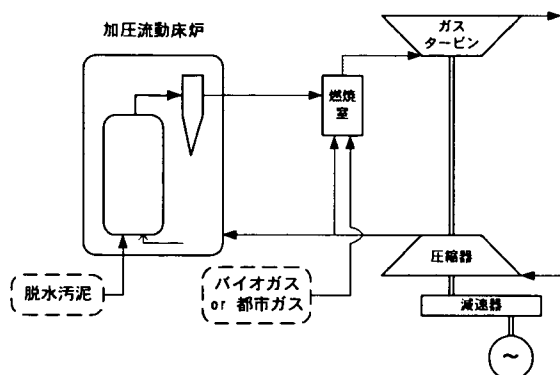


図-2 加圧流動燃焼・発電システム

ガスである。図-1は、これらを有効に活用する発電システムとして最大のプロセス構成を検討した結果である。下水処理場の規模や嫌気性消化プロセスの有無、或いは消化ガスの用途、熱の用途等により、図-1のシステムから二次燃焼室やガスタービン、蒸気タービン等が減ぜられ、最もシンプルなシステムは[主燃焼室]-[ガスタービン]-[発電機]となる。

(2) 一次開発システム

タービン発電の効率は供給する流体ガスが高温高压であるほどに高まる。このために、一次検討では燃焼プロセスに加圧流動床式の燃焼炉を適用することとし、燃焼ガスをガスタービンに導入・発電することとした。そのシステムを図-2に示す。

ここでは、加圧流動床式の燃焼炉とすることで、下水汚泥固形物の他に、脱水汚泥に含まれる重量の約80%を占める水分も蒸気に変換して発電できるものであり、その燃焼炉の圧力を約1MPaとした。専用のガスタービンの開発には、相当の期間とコストを必要とすることから実在する小型の高効率のものを適用することとし、2,000kW出力規模のものを導入することとした。これは100,000m³/日規模の下水処理場の稼働動力に相当する規模である。システムは、このガスタービンを効率よく

稼働させるために、脱水汚泥だけでは不足する熱源を消化ガス(バイオガス)や都市ガスで補うシステムとなっている。また、図には記載されていないが、ガスタービンからの排出熱は蒸気回収して蒸気タービンにて二次発電することも可能とした。

研究では、本システムの実現性について検討を行った結果、直ちの実用化は困難との結論に至った。そこでは、技術的には十分に実現可能であるものの、法的に施設全体が発電施設と位置付けられる可能性が高く、その場合、建設の基準や検査、維持管理に相応の高度なレベルが要求され、下水道事業者には直ちに受け容れがたいと判断した。また、維持管理従事者は加圧流動燃焼炉の10気圧(1MPa)相当の圧力には容易に馴染めない可能性も高いと思われた。このようなことから、本システムは将来用のシステムと位置付けた。

(3) 開発システム

特別に高度な技術を必要とせずとも現状において容易に受け容れられるであろうプロセス・システムについて検討した。開発システムを図-3に示す。

システムは、燃焼形式が一次開発システムと同様に加圧流動燃焼炉となっているが、炉内圧力が異なり、0.3MPaの設定となっている。これにより従来の炉の外観、形状と類似した燃焼炉となり、従来よりも高压燃焼となっている分、炉はコンパクトになる。一方、炉内圧力が一次開発システムよりも1/3ほどに低くなったことから、産する燃焼ガスのエネルギーレベルも相当に低くなり、効率よく発電機を回せるまでには至らない。このために、研究では、ガスタービンの替わりを検討し、過給機を導入することとした。これにより、燃焼ガスのみの動力から得られる圧縮空気量に、燃焼炉への供給に必要な量以上の相当量の余力が生じることから、これを下水の処理を行っているエアレーションタンクへの曝気用空気として用いることとした。

表-1 解析・検討条件および基礎数値

項目	設定値	
脱水汚泥	含水率	75 %
	揮発分(乾燥重量基準)	80 %
	発熱量(乾燥重量基準)	17.6 MJ/kg-DS
補助燃料	種類	灯油
	高位発熱量	46.0 MJ/kg
燃焼炉	規模(脱水汚泥処理量)	100 t/日
	大気温度	20 °C
	燃焼空気温度	650 °C
	フリーボード出口温度	850 °C
	燃焼空気比	1.3
CO ₂ 排出原単位 ¹⁾	灯油	2.528 kg-CO ₂ /L
	電力	0.384 kg-CO ₂ /kWh

表-2 各システムにおける熱・CO₂解析結果

システム	補助燃料		電力		CO ₂ 排出量 (t-CO ₂ /年 ^{注1)})
	炉+G/T (kg/h)	消費 (kW)	発電 (kW)	買電 (kW)	
従来の流動燃焼システム <発電なし>	5.1	480	-	480	1,600
従来の流動燃焼システム <蒸気タービン(S/T)発電>	5.1	480	164	316	1,090
一次・開発システム <1.1MPa-G加圧流動炉 ガスタービン(G/T)発電>	402.3	272	1,775	-1,503	5,550
開発システム <0.2MPa-G加圧流動炉、 タービン空気過給機>	0	272	-	272	836
開発システム <余剰圧縮空気の曝気槽供給 による削減電力考慮>	0	272	-	200	614

注1) 運転時間を8,000 hr/年とした。

3.1.2 開発システムの評価

開発の過程では、プロセスやシステムにおける熱解析や環境影響(CO₂放出)解析を行いながら、実現・実用性を追究した。検討・解析に用いた条件および基礎数値を表-1に示す。また、各開発段階から得られたシステムについて行った熱解析、CO₂解析の結果を表-2に示す。開発システムでは、加圧流動炉の表面積が従来の流動炉よりも小さくなり放散熱量を抑制できることから補助燃料を必要とせず、下水汚泥の保有熱量のみで燃焼が可能となった。また、流動ブローおよび誘引ブローの消費電力が削減され、余剰圧縮空気を水処理のエアレーションタンク(曝気槽)へ供給した場合、曝気槽消費電力を72kW削減できると示された。これらの結果からCO₂排出量についても開発システムの有効性が示された。

研究開発では、実際の下水汚泥を用いた加圧流動燃焼の実験を行い、燃焼特性や燃焼ガス性状、灰回収方法および灰性状などについて調べ、良好な燃焼プロセスとなることが示された。更に、開発システムに関して、100t-脱水汚泥/日の燃焼能力を有する規模について詳細な設計を行い、図書を整備した。

3.2 消化ガス吸着貯蔵システムの開発

3.2.1 開発経緯および方法

消化ガスの完全利用や生産施設の拡充を制限している要因として、消化ガス利用上の量的な価値が挙げられる。消化ガスを何らかの原料や熱源に用いる場合、量的に安定供給されるものでなければならない。バイオガスの生産では外気温度の影響を受け易く、生産時の温度を一定に保つのに必要な加温熱源に、生産したガスが使われることが多い。このために、加温以外に利用できるガスの量は、時間的に、季節的に大きく変動することになる。これが利用上の価値低下を招く要因となっている。解決方法としては、ガスを大量に貯蔵し、変動を吸収させることが考えられるが、その場合はガスタンクの大容量、大型化が避けられない。このために、鶴岡市並びに財団法人下水道新技術推進機構と共同研究を行い、従来の常圧(大気圧に近い圧力)で貯蔵する低圧式ガスタンクに対して

20~30倍、1MPa未満(10気圧未満)の圧力で貯蔵する加圧式タンクに対して3~7倍の貯蔵能力を有する消化ガスの吸着貯蔵技術を開発した(写真-1)。

20~30倍、1MPa未満(10気圧未満)の圧力で貯蔵する加圧式タンクに対して3~7倍の貯蔵能力を有する消化ガスの吸着貯蔵技術を開発した(写真-1)。

3.2.2 開発研究

研究では、吸着剤選定のための試験や実用システム構築のためのパイロットプラント実験を行った。

(1) 吸着剤の特性

消化ガスの吸着剤には、一般の市販活性炭が適用可能であった。その実用上の性能は「JIS H 7201:水素吸蔵合金の圧力組成等温線(PCT線)の測定方法」により把握

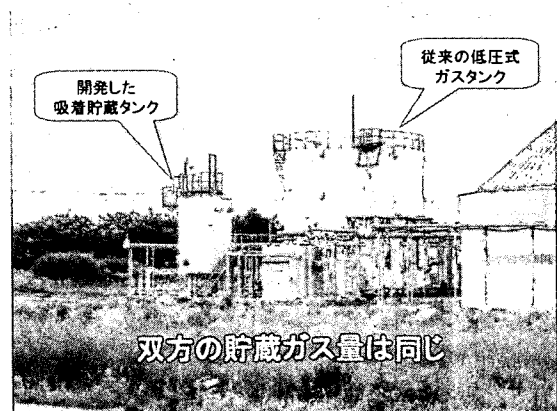


写真-1 吸着貯蔵システムの実用化

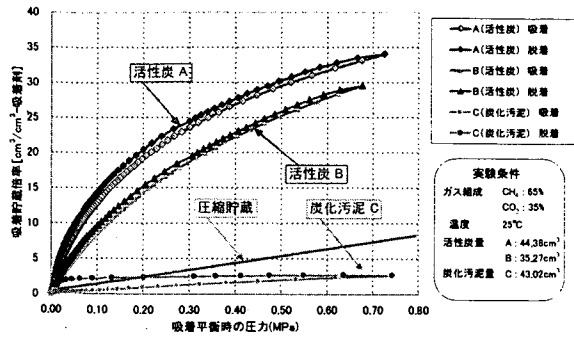


図-4 同一温度条件下における吸・脱着性能曲線

できた。測定例を図-4に示す。活性炭AやBを用いた吸着貯蔵法では従来の圧縮貯蔵法に比べて遥かに高い貯蔵能力が得られること、そして、その場合の貯蔵能力には吸着剤の種類が大きく影響するであろうことを示している。また、高圧貯蔵地点から圧力を徐々に開放することにより得られる脱着性能曲線は、加圧時の吸着性能曲線上をなぞるように発現しており、これは、加圧により吸着貯蔵されたガスの全量が圧力を自然に開放するだけで容易に取り出せることを意味する工学的に有利な特徴である。

吸着剤では、消化ガスの吸着・貯蔵時に発熱が、脱着・放出時に吸熱が生じる。その吸・発熱にともなう吸着剤の温度変化量は、ガスの吸・脱着量(圧縮倍率の変化量)に比例したものであった。

(2) システム化

パイロットプラント実験により実際の消化ガスの吸・脱着を繰り返し、そこから得られた知見をもとに吸着貯蔵システムを構築した。システムのフローは次のとおりである。

＜消化ガス・貯蔵＞→[ガス圧縮機]→[水取器]→[脱湿器]→[前処理器]→[吸着貯蔵タンク]→[ダストフィルタ]→＜消化ガス・利用＞

吸着剤の性能は、消化ガス中の水分の結露による影響を大きく受ける。このために、[吸着貯蔵タンク]の前に[水取器]と[脱湿器]を配置した。また、冬季の脱着・放出時には吸着剤の温度が凍結温度まで低下する可能性が高いために、[吸着貯蔵タンク]にはヒータの装備と保温加工についても検討した。

消化ガス中には微量の有機炭素類が含まれる。これらは活性炭吸着剤との親和性が高く、長期間の稼働による吸着剤性能の低下が考えられる。この対策として、[吸着貯蔵タンク]の前段に、吸着貯蔵に用いる活性炭吸着剤と同じものを充填した[前処理器]を配置することが有

表-3 主要設備機器の概略の仕様

機器名称	数量	基本仕様	備考
ガス圧縮機	1基	立形1段水冷無給油式ガス圧縮機 0.8m³/min×0.7MPaG×11kw	付属品：7フター、サイレンサー (電動機、電磁弁類は防錆仕様)
脱湿器	1基	潮解式脱湿装置 形状：立形円筒鋼板 600φ×2500H(全高さ) 材質：SS+内面タールエポキシ	充填物：脱湿剤(海水槽)
前処理器	1基	形状：立形円筒鋼板 1200φ×1200H(活性炭高さ) 材質：SS+内面タールエポキシ 外面 断熱材施工	充填物：吸着剤(ガス用活性炭)
吸着タンク	1基	形状：立形円筒鋼板形状 3300φ×4000H(吸着剤高さ) 有効容量 30m³ 材質：SS+内面タールエポキシ 外面 断熱材施工	充填物：吸着剤(ガス用活性炭) ヒータ付き 付属品：接点付き温度計×1ヶ 接点付き圧力計×1ヶ 緊急遮断弁×2ヶ 電動弁(防錆形)×2ヶ 安全弁×1ヶ

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-CO₂)	671	696
内訳	(建設)	248	607
	(供用)	448	4.78
	(撤去・整地)	-24.9	85.0

表-5 LCCの解析結果

		吸着貯蔵タンク	低圧ガスホルダー
LCC	(10³ ¥)	183,868	232,582
内訳	(建設)	112,130	189,800
	(供用)	67,990	32,002
	(撤去・整地)	3,748	10,780

効と考えられた。

3.2.3 実用化評価研究

消化ガス吸着貯蔵法は、平成14年6月9日に鶴岡市浄化センターに実用化、供用開始された。実用施設の主要設備機器の概略仕様を表-3に示す。

研究では、約1年間の供用データに基づき性能を評価した結果、当初設計通りの性能を確認した。また、運転データに基づき、日常の運転管理に必要な点検項目を定めるとともに、供用期間を50年としたライフサイクルアセスメント(LCA)^{2),3),4)}とライフサイクルコスト(LCC)について解析、評価した。

(1) LCA

LCAの結果を表-4に示す。実用化した消化ガス吸着貯蔵設備のLCCO₂における構成割合は、建設工程が37%、供用工程が67%、撤去・整地工程が4%となった。従来の低圧ガスホルダーでは供用工程において殆どCO₂排出が無かったものが、吸着貯蔵法では吸着動力や吸着剤などを必要とするために、供用過程においてコンプレッサー動力や脱湿剤、および貯蔵タンクヒータによる負荷が生じる。

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が進めば進むほどにCO₂排出量は削減される。その削減量は、CH₄濃度が60%の消化ガスの場合、利用量当たり約1kg CO₂/m³と見積もられる。そして、前述の供用過程で排出される約560 t CO₂に相当す

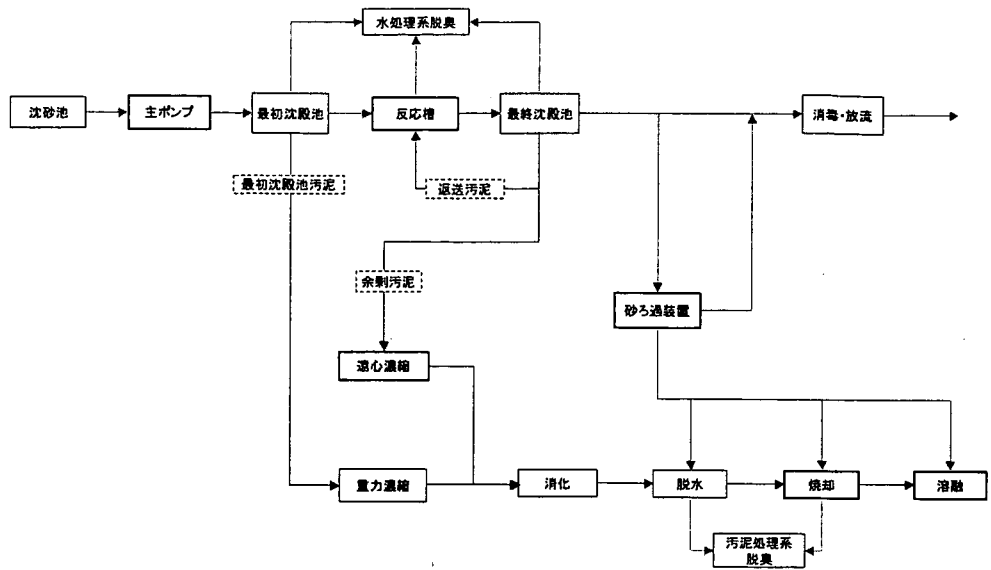


図-5 調査した下水処理場の処理フロー

る消化ガス利用量は1日当たり約30 m³/日となる。これは、当浄化センターで生産される1日平均の消化ガス量2,360 m³/日にとっては約1.3%と僅かな量であり、容易に達成できるものである。

(2) LCC解析

LCCの解析結果を表-5に示す。消化ガス吸着貯蔵設備のLCCは、184百万円と見積もられ、その構成は、建設経費が61%、供用経費が37%、撤去・整地経費が2%であった。

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倍の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36百万円(72万円/年)が、消化ガスを安定的に有効利用して行くために必要な貯蔵コストとすることができる

3.3 開発プロセス導入ケーススタディー

3.3.1 方法

本調査では、実際の下水処理場における処理・運転の詳細を把握するためのモニタリング調査を平成13年度から平成14年度に行った。ここでは、この調査データに基づき、当処理場への消化ガス吸着貯蔵システムおよび加圧流動燃焼システムの導入を想定した解析を行い、効果を調べた。

調査した処理場は、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/日である。処理場の処理フローを図-5に示す。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無く、水処理では高度処理までを行い、汚泥処理では嫌気性消化、焼却、溶融までのプロセスを有する。

3.3.2 結果

(1) 消化ガス吸着貯蔵システムの導入効果

消化ガスの発生量は平均：7,137m³/日であった。消化ガスタンク容量は7,500m³あり、約1日分の発生ガスの貯蔵能力を有している。発生した消化ガスは嫌気性消化槽の加温、焼却設備、溶融設備で使用され、総使用量は平均：5,432m³/日であり、残りの発生量の24%に相当する量は燃焼廃棄されている。

ここでは、現在焼却設備に投入されている重油を、消化ガスの貯蔵量を増やすことにより有効利用できる消化ガスで賄えるか否かの可能性についてシミュレーションを行った。ガスタンクが無い場合の結果を図-6に示す。ここで、Y軸のプラス(+)の値は余剰の消化ガス量を、

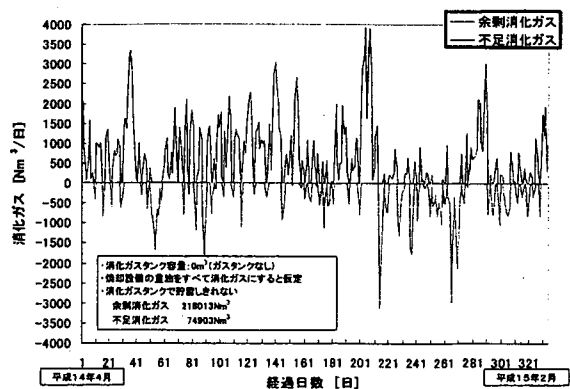


図-6 ガス貯蔵タンクがない場合の結果

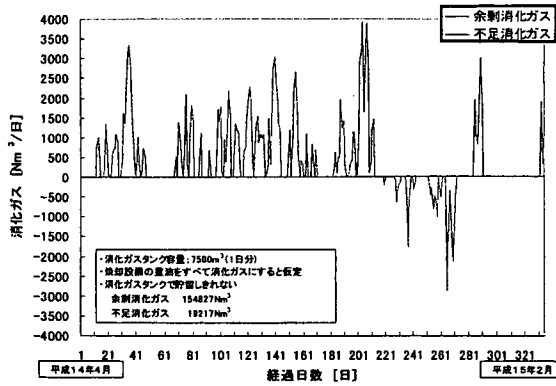


図-7 発生量の1日分の貯蔵能力が場合の結果

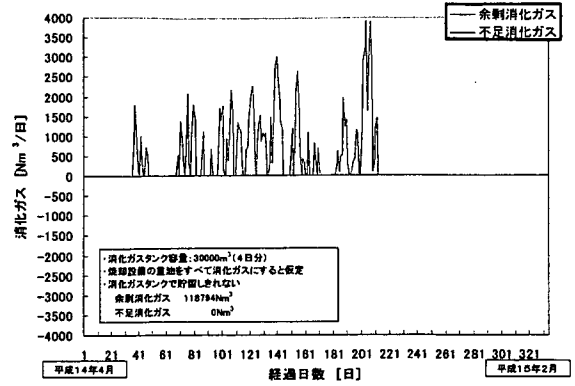


図-8 発生量の4日分の貯蔵能力が場合の結果

マイナス (-) の値は不足している消化ガス量を表している。発生量の約1日分の貯蔵タンクを有する現状に近いケースの結果を図-7に示す。図-8は、不足の消化ガスがなくなる必要貯蔵量を求めた結果であり、その必要貯蔵量は4日分の発生量に相当するものであった。これを、従来貯蔵法で賄うとすると

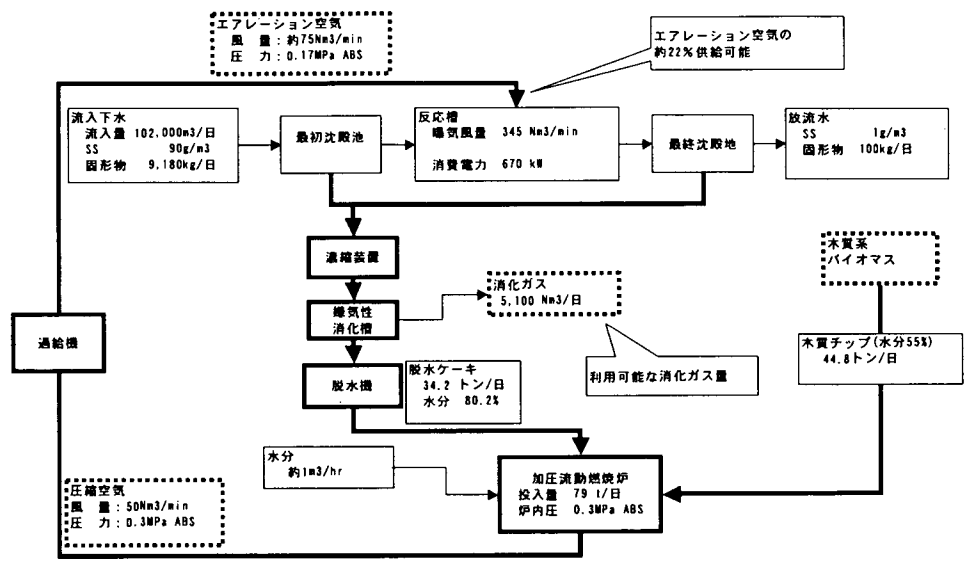


図-9 加圧流動燃焼システム導入解析結果 (1)

相当な敷地と建設費用を必要とするが、吸着貯蔵システムにて対応とするならば現有容積の3倍量貯蔵の増設に必要なタンク容積は1,125m³となり、これは現有タンクの約1/7の容積で賄えることになり、十分な実現の可能性がある。

(2) 加圧流動燃焼システムの導入効果

ここでは、開発段階での詳細な設計検討が100t脱水汚泥/日の規模について行われたことから、こ

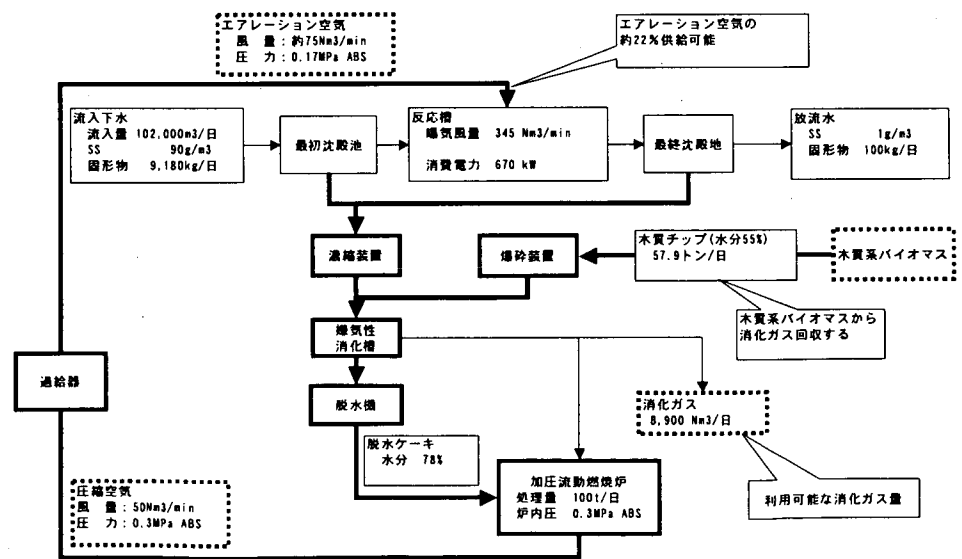


図-10 加圧流動燃焼システム導入解析結果 (2)

の規模のシステムを導入することとした。その場合、投入脱水汚泥量が不足するために、その分を木質バイオマスで補うこととした。

解析の結果を図-9と図-10に示す。図-9は、木質チップと下水・脱水汚泥との混合燃焼の形態であり、図-10は、木質を嫌気性消化槽に導入して、下水汚泥と一緒にバイオガスを回収した後、既存ラインにて燃焼システムに導かれるケースである。いずれにしても炉の燃焼熱能力を同一としていることから、得られる圧縮空気量は同じとなり、当処理場で必要としているエアレーション用空気量の22%を賄える結果となった。これは、年間約 1.3×10^6 kWh の削減に相当する。また、従来の焼却炉に必要としていた稼働動力（約200kW）が不要とな

ることをも考慮すると、年間約 3.0×10^6 kWh のエネルギー自給が図れることになる。更に、木質バイオマスの導入により増産された消化ガスには相当の余剰が生じ、有効利用の用途が広がるものである。

図-11と図-12は、流入下水量が $100,000\text{m}^3/\text{日}$ の下水処理場を「下水道施設計画・設計指針と解説—2001年版—社団法人日本下水道協会」⁵⁾に基づき仮想設計⁶⁾し、そこに適用した結果である。ここでも、開発段階での詳細検討が 100t -脱水汚泥/日規模について行われたこと

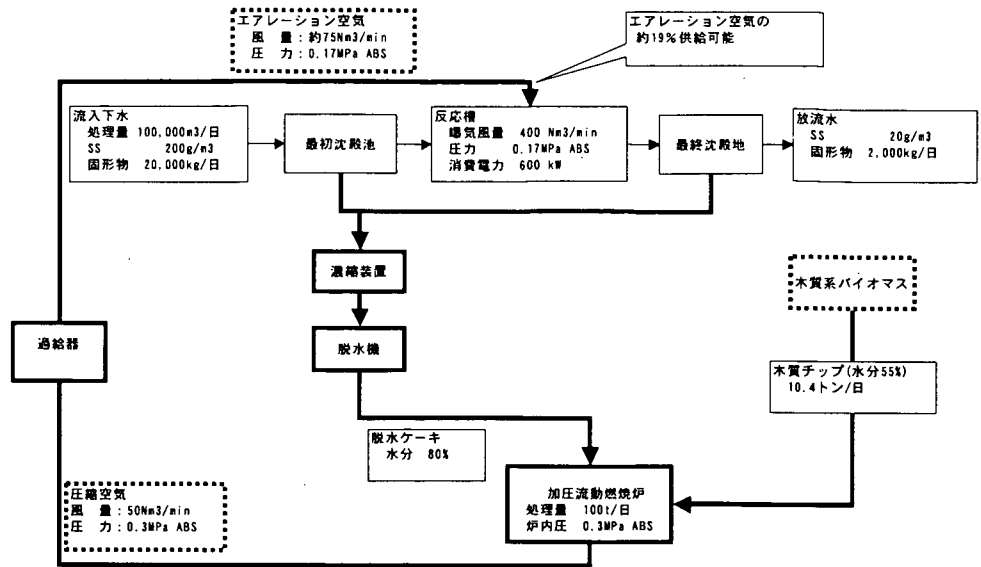


図-11 加圧流動燃焼システム導入解析結果(3)

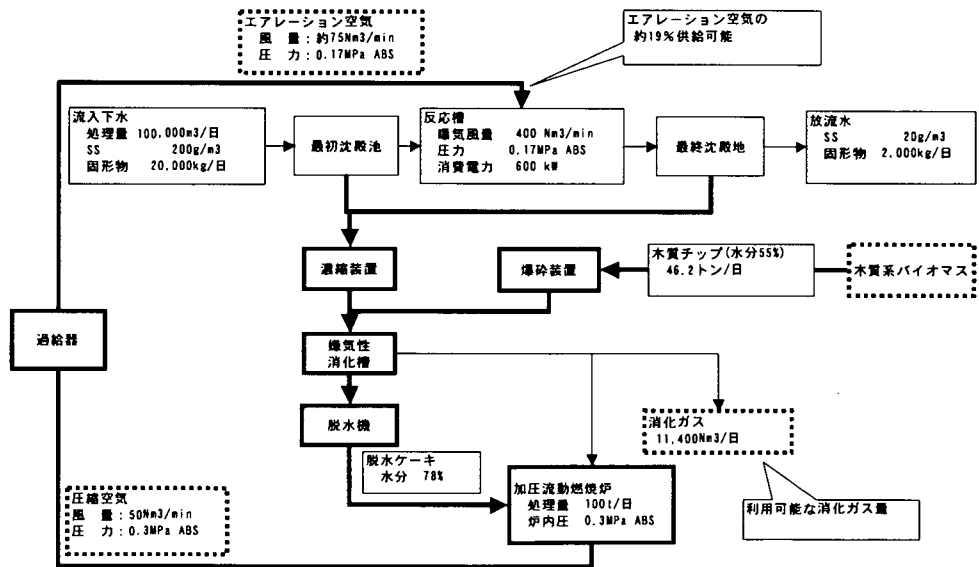


図-12 加圧流動燃焼システム導入解析結果(4)

から、投入熱量不足を木質バイオマスで補うことにしている。本ケースにおける余剰圧縮空気の水処理系への供給によるエアレーション用空気量削減率は19%となった。この削減率が前掲の実処理所のケースよりも低くなったのは、本ケースの流入下水の濃度が濃いために、エアレーションタンクでの必要空気量が多くなっていることによるものである。それでも、開発システムの導入は相当な省エネルギー化をもたらすことを示している。

4. まとめ

高温燃焼システムおよび消化ガスの吸着貯蔵システムの開発を行い、以下の結果を得た。

- (1) 高温燃焼システムとして、0.3MPaの加圧流動燃焼炉とセラミックフィルタおよび過給機からなるシステムを開発した。本システムは、炉の稼働動力および燃料を必要とせず、また、脱水汚泥が含有する水分もエネルギーとして活用できる。
- (2) 開発した加圧流動燃焼システムからは、大量の圧縮空気が生産される。この圧縮空気の内、加圧燃焼炉の加圧用に用いた残余は下水処理のエアレーション用空気として供給できる。
- (3) 実際の現有処理能力が日最大 124,000m³/日の下水処理場に 100t脱水汚泥/日規模の加圧流動燃焼システムを適用する仮想解析を行った結果、木質バイオマスの導入のもと、エアレーション用空気の22%が賄えるものであった。100,000m³/日規模の標準設計に基づいた場合は、19%賄えると示された。
- (4) 消化ガスの吸着貯蔵システムを開発、実用化した。本システムは、従来の常圧（大気圧に近い圧力）貯蔵法の20~30倍、1MPa未満（10気圧未満）の圧力で貯蔵する加圧貯蔵法の3~7倍の貯蔵能力を有するものである。
- (5) 実用化した吸着貯蔵システムの約1年間の運転実績に基づき、LCAおよびLCCについて解析した結果、消化ガスの効果的な利用を図るための貯蔵システムとして有効であることが示された。

参考文献

- 1) 社団法人日本下水道協会、「下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き」, p19, 平成11年8月(1999)
- 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LCCO₂を中心として-」, 丸善(株)
- 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CO₂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)
- 5) 社団法人日本下水道協会、「下水道施設計画・設計指針と解説-2001年版-」

- 6) 国土交通省土木研究所下水道部汚泥研究室、「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧」, 土木研究所資料第3827号, 平成13年3月(2001)

謝辞

本調査では、共同研究に株式会社クボタ、月島機械株式会社、石川島播磨重工業株式会社、独立行政法人産業総合技術研究所、鶴岡市並びに財団法人下水道新技術推進機構に参画願うとともに多くの方々に協力頂き、当初の目的を達成できる十分な成果を得ることができた。ここに記して感謝の意を表します。

本調査は、国土交通省国土技術政策総合研究所委託事務「下水処理水・汚泥の再利用の適正化に関する研究一部委託」の中で行ったものである。

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

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

上席研究員 鈴木 穂

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考えられている物質等（以下、内分泌かく乱物質）による環境汚染が各国で報告されている。これらの物質は、社会活動や日常生活にともない環境中に放出されているとされており、我が国においても環境中に広範囲にわたって存在していることが明らかとなってきた。下水道は社会活動や個々の生活を反映すると考えられることからこれらの物質とも無縁ではなく、その監視方法や制御方法の確立が必要となると考えられる。

建設省（現、国土交通省）が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。また、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。

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、下水汚泥処理系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

下水道に流入した内分泌かく乱物質が下水処理場の汚泥処理系へ移行している可能性が示唆されており²⁾、下水処理場の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。特に、内分泌かく乱物質の一つとされるノニルフェノール（NP）は界面活性剤等として用いられてきたノニルフェノールポリエトキシレート（NPnEO）が分解して生成するとされている³⁾。この分解経路は、好気条件下でNPnEOの短鎖化と、ノニルフェノールポリエトキシカルボン酸（NPnEC）化、およびNPnECの短鎖化により、ノニルフェノールモノエトキシレート（NP1EO）、ノニルフェノキシ酢酸（NP1EC）が生成し、これらが嫌気条件下でNPに分解するとされている³⁾（図-1）。したがって、下水汚泥処理系でのNPの消長を把握する上では、NPnEO、NPnECを含めた検討が必要である。そこで、下水汚泥処理系の嫌気性消化過程を想定した室内消化実験装置に、NP1EO、NP1EC、ノニルフェノールモノエトキシカルボン酸（NP2EC）を添加し、NPの生成について検討した。

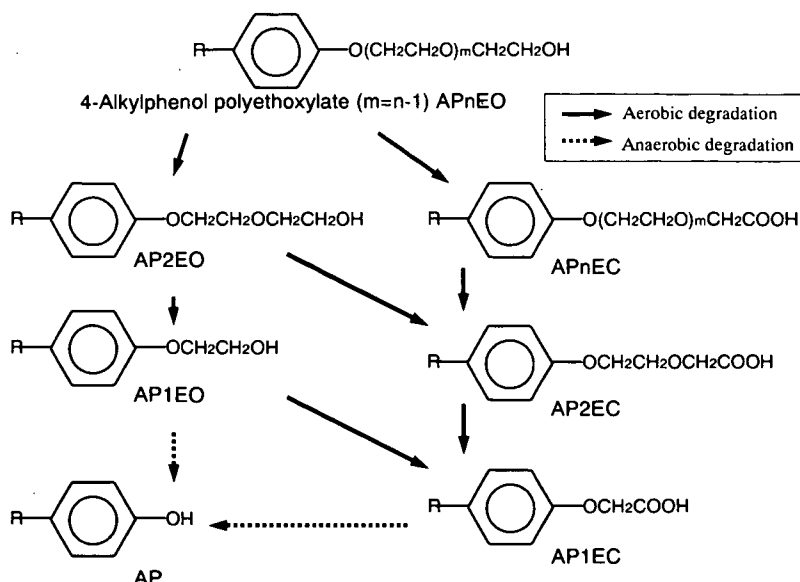


図-1 ノニルフェノール類の分解 (参考文献 3 等に基づき作成)
 AP: Nonylphenol, R: C9H19

2. 1 嫌気性消化過程におけるノニルフェノールエトキシレート (NPnEO) の挙動

2. 1. 1 実験方法

実下水処理場から採取した濃縮汚泥が供給される嫌気性消化室内実験装置に、NP1EOを添加し、応答を観察した。

実験装置の概略を図-2、写真-1に示す。約5Lのガラス瓶を用い、上部より濃縮汚泥の投入、消化汚泥の引き抜き、消化ガスの採取を行うこととした。実験期間中は、ガラス瓶にアルミ箔を巻いて遮光した。実験は中温消化を想定し、35℃恒温で行った。

実験装置の運転管理は、4Lの汚泥に対し200mLの濃縮汚泥の投入・消化汚泥の引き抜きを、休日を除く毎日行うことを基本として行った。平均滞留時間は約28日である。実験は、汚泥を約6ヶ月間馴致した後に開始した。なお、用いた濃縮汚泥は、基本的には初沈汚泥の重力濃縮汚泥と余剰汚泥の機械濃縮汚泥の混合物である。

NP1EO添加系では、NP1EO (林純薬製) 500μgをメタノール100μLに溶かし、濃縮汚泥に添加してすみやかに装置に投入した。この添加量は、消化汚泥中にあらかじめ含まれていたNP1EO量、分析精度等を勘案して決定した。また、NP1EO無添加系 (対照系)

濃縮汚泥 (+NP1EO or NP1or2EC)

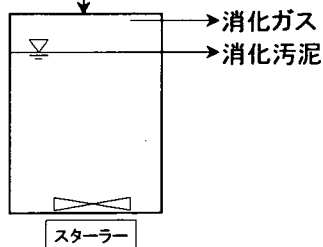


図-2 実験装置概略

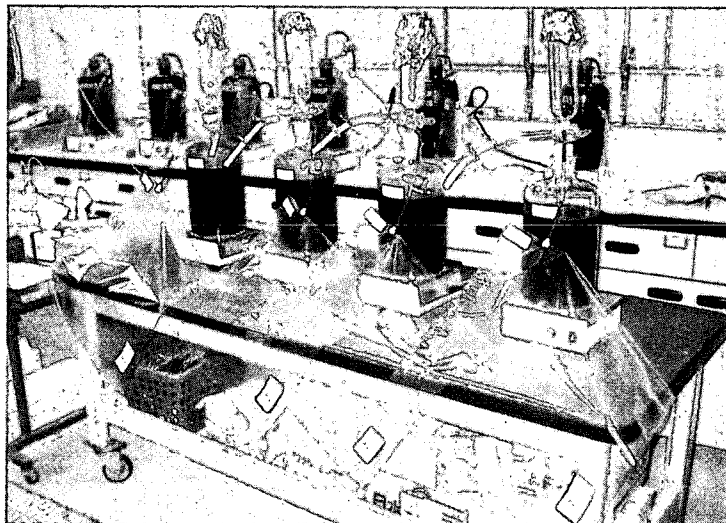


写真-1 嫌気性消化室内実験装置

には、NP1EO添加系と同量のメタノールのみを添加した。

2. 1. 2 分析方法

分析対象物質はNP、NP1EOとした。汚泥の抽出は南山らの高速溶媒抽出法を用いる方法⁴⁾に主に基いて行ったが、抽出時間は本検討で用いた濃縮汚泥を用いて確認し、NP1EOの回収量の多かった抽出時間30分の条件を用いることとした。NP、NP1EOの測定はHPLC (Waters 2690、蛍光検出器: Waters 474、カラム: Inertsil Ph 5 μ m, ϕ 4.6 \times 150mm)を用いた。なお、消化汚泥へのNP、NP1EOの添加回収試験を実験途中に行ったところ、回収率は約80~117%であった。

2. 1. 3 実験結果

実験期間中の炭素収支は、投入汚泥の炭素分のうち、消化ガスに31~34%、引き抜き汚泥に50~53%が移動し、回収率は約86%であった。

実験結果を図-3に示す。横軸は経過日数、縦軸は乾泥基準の汚泥含有量である。

NP1EO添加系では、実験開始1週間のNP1EOの残留量は投入NP1EOの22~26%であり、その後この比率は減少し、約50日以降は残留量が減少する傾向となった。実験開始当初および約50日目の平日のNP1EO分解速度は各々約7 μ g/(g-dry \cdot day)、約10 μ g/(g-dry \cdot day)であった。

NP1EOの投入によるNP量の増量は、投入NP1EOの約40%に相当する量で推移した。今回の実験では、投入NP1EOの全量がNPになるのではなく、一部は分解またはNP以外の形態になっていることが明らかとなった。

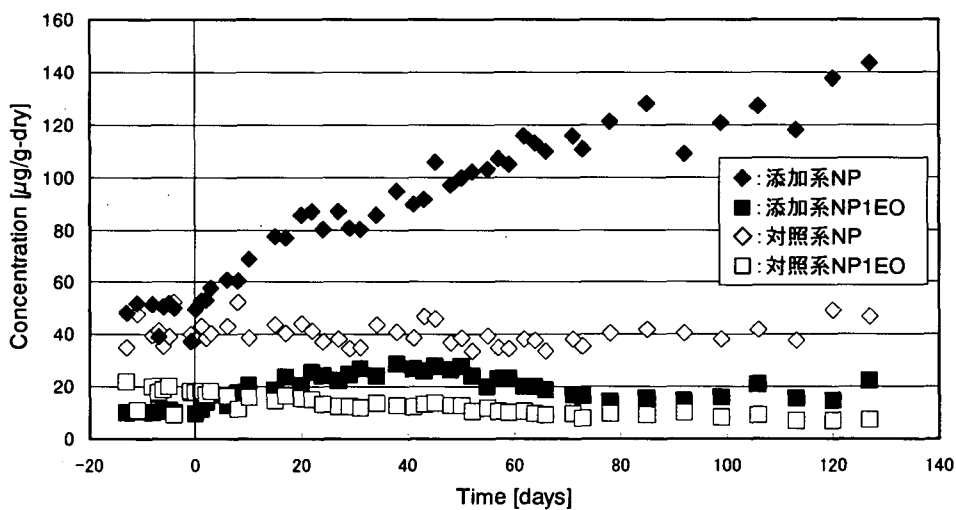


図-3 NP1EO添加実験結果

2. 2 嫌気性消化過程におけるノニルフェノールエトキシカルボン酸 (NPnEC) の挙動

2. 2. 1 実験方法

実験方法は上述のNP1EO添加実験とほぼ同様である。実験装置の運転管理は、4Lの汚泥に対し200mLの濃縮汚泥の投入・消化汚泥の引き抜きを、休日を除く毎日行うことを基本として行った。平均滞留時間は約28日、消化温度は35 $^{\circ}$ Cとした。pH、ガス発生量等がおおむね安定したと考えられた、馴致開始から50日後にNP1EC、NP2ECの添加を開始した。なお、用いた濃縮汚泥は、下水処理場で採取されたものであり、初沈汚泥の重力濃縮汚泥と余剰汚泥の機械濃縮汚泥の混合物である。

NP1EC、NP2ECの添加にあたっては、それぞれの純物質(林純薬製)500 μ gをメタノール

100 μ l に溶かし、濃縮汚泥に添加してすみやかに装置に投入した。また、対照系には、同量のメタノールを添加した。

2. 2. 2 分析方法

分析対象物質はNP、NP1EOとした。本検討で得られる試料の分析にあたり、添加するNPnECがNPやNPnEOの分析に影響しないことを確認する必要がある。そこで、標準液を用いて検討したところ、NPnECは、NPやNPnEOより早い時間帯に流出し、目立った妨害を起こさないことが明らかとなった（図-4）。そのため、分析方法はNP1EO添加実験と同様とすることとした。汚泥からのNP、NP1EOの抽出は南山らの高速溶媒抽出法を用いる方法⁴⁾に主に基づいておこない、抽出時間は30分とした。NP、NP1EOの測定はHPLC（Waters 2690、蛍光検出器：Waters 474、カラム：Inertsil Ph 5 μ m、 ϕ 4.6 \times 150mm）を用いた。

なお、汚泥中のNPnECについては分析方法が確立していないため⁵⁾、今回の実験では分析を行わず、NPの生成の推移で結果を評価することとした。

2. 2. 3 実験結果

実験結果を図-5に示す。

NP1EC添加系では、添加直後より実験装置内のNP量が上昇した。NPの増量は実験期間の平均で、投入NP1ECのほぼ100%に相当する量であった。このことから、添加したNP1ECのほぼ全量がNPになっていることが明らかとなった。

NP2EC添加系では実験期間中NP量に変化はなかった。そのため、嫌気性消化過程において、NP2ECからNPが生成する可能性は低いと考えられる。

2. 3 考察

嫌気性消化過程では、下水道に流入するNPnEOが分解し、NPを生成するとされているが、NP1EOに関しては全量がNPになるのではなく、一部は分解またはNP以外の形態になっていることが明らかとなった。一方、NP1ECに関しては、ほぼ全量がNPとなる可能性が示唆された。これらは、35 $^{\circ}$ Cの中温消化条件では、NPnEOやNPnECからのNP生成はほぼ避けられないことを示唆している。そのため、消化汚泥を緑農地利用するためには、必要に応じて好気過程によるNP分解を施す必要がある、コン

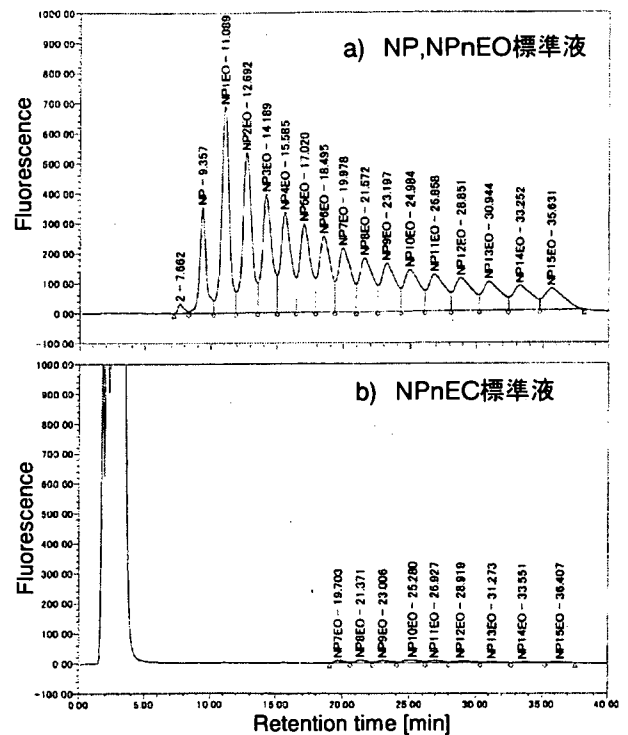


図-4 NPnECのNP、NPnEOの分析への影響

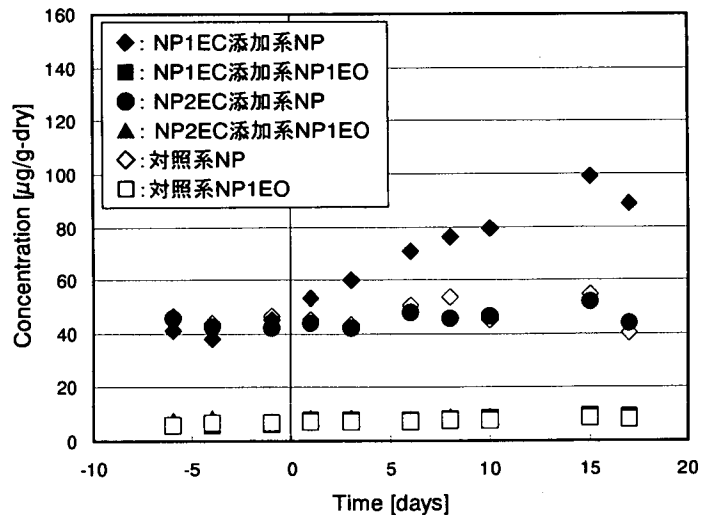


図-5 NP1EC、NP2EC添加実験結果

ポスト化過程におけるNP類の制御方法に関する検討を進める必要があると考えられる。

3. 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。15年度は、下水汚泥処理系におけるNP類の挙動把握のため、嫌気性消化室内実験を行った。その結果、以下のことが明らかとなった。

- ① 実下水処理場より採取された濃縮汚泥を用い、滞留時間約28日、35℃で運転している嫌気性消化実験装置にNPの前駆物質の一つであるNP1EOを投入したところ、約40%に相当する量がNPに変換されて消化汚泥中に存在することが明らかとなった。
- ② 実下水処理場より採取された濃縮汚泥を用い、滞留時間約28日、35℃で運転している嫌気性消化実験装置にNPの前駆物質の一つであるNP1EC、およびその前駆物質の一つであるNP2ECを投入した。その結果、投入したNP1ECのほぼ全量がNPに変換されて消化汚泥中に存在することが確認された。一方、NP2ECに関しては、20日程度まではNPの増加が認められなかった。

4. 本調査でこれまでに得られた主な結果と今後の課題

これまでに本調査により得られた主な結果と今後の課題を以下に示す。

4.1 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討

下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、乾燥汚泥からのNP、NPnEOの抽出に高速溶媒抽出(PFE)法を用いることで、一般的に用いられている加熱還流法による抽出と比較し、抽出時間が1/4以下で、1.03~1.3倍のノニルフェノール類を抽出することが可能との結果を得たため、PFE法を下水汚泥試料中のノニルフェノール類の抽出手法として提案した⁴⁾。

下水汚泥試料中のNP類のうちNPnECの分析手法の検討を行ったところ、水試料中のNPnEC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⁵⁾。

NP類の挙動を明確にするためには、NPnEC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すすめる必要がある。

4.2 下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

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予備調査として、既存の分析手法を用いて嫌気性消化過程における内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験を行ったところ、投入汚泥よりも消化汚泥の内分泌かく乱物質含有量が多い結果となった。

下水汚泥処理系におけるNP類の挙動把握のため、嫌気性消化室内実験を行った。実下水処理場より採取された濃縮汚泥を用い、滞留時間約28日、35℃で運転している嫌気性消化実験装置にNPの前駆物質の一つであるNP1EOを投入したところ、約40%に相当する量がNPに変換されて消化汚泥中に存在することが明らかとなった。また、NPの前駆物質の一つであるNP1EC、およびその前駆物質の一つであるNP2ECを投入した。その結果、投入したNP1ECのほぼ全量がNPに変換されて消化汚泥中に存在することが確認された。一方、NP2ECに関しては、20日程度まではNPの増加が認められなかった。これらは、35℃の中温消

化条件では、NPnEOやNPnECからのNP生成はほぼ避けられないことを示唆している。そのため、消化汚泥を緑農地利用するためには、必要に応じて好気過程によるNP分解を施す必要があり、コンポスト化過程におけるNP類の制御方法に関する検討を進める必要があると考えられる。

4.3 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

下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、降雨によるNPの累積浸出率は初期存在量の0.22~0.48%と少なく、土壌中で分解する傾向にあることが明らかとなった⁶⁾。

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類の植物体への移動は確認されなかった⁷⁾。ただし、NP類のトマト（実）への移動が報告されている⁸⁾ことから、今後、必要に応じてコンポスト施用土壌中のNP類の植物体への移動に関する検討を進めていく必要があると考えられる。

参考文献

- 1) 建設省河川局、建設省都市局下水道部：平成10年度 水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果、1999。
- 2) 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) Marijan Ahel, Walter Giger, Markus Koch: Behaviour of Alkylphenol Polyethoxylate Surfactants in the Aquatic Environment - I. Occurrence and Transformation in Sewage Treatment, *Water Research*, **28**, pp.1131-1142, 1994.
- 4) 南山瑞彦、落修一、鈴木穰：「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。
- 5) 鈴木穰、落修一、南山瑞彦：「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」、平成14年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp.117-122、国土交通省国土技術政策総合研究所・独立行政法人土木研究所、2003。
- 6) 南山瑞彦、落修一、鈴木穰：「下水汚泥コンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質の浸出」、第40回下水道研究発表会講演集、pp.84-86、(社)日本下水道協会、2003。
- 7) 南山瑞彦、落修一、鈴木穰：「下水汚泥中のノニルフェノール類の挙動」、第41回下水道研究発表会講演集、pp.1098-1100、(社)日本下水道協会、2004。
- 8) Caroline SABLAYROLLES, Mireille MONTREJAUD-VIGNOLES, Jerome SILVESTRE, Lucie PATRIA, Christian VIGNOLES: Trace Organic Compounds Brought in by the Land Application of Wastewater Treatment Plant Sludges, 76th Annual Technical Exhibition and Conference Proceedings CD-ROM, Session 43, 2003.

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

研究予算：受託業務費

研究期間：平 14～平 17

担当チーム：材料地盤研究グループ（リサイクル）

研究担当者：鈴木穰、落修一、長沢英和

【要旨】

本調査は、草木系のバイオマスと排水処理系からのバイオマスの1つである下水汚泥の利活用の推進に寄与するために、双方のバイオマスの特性を生かしたより効果的な利活用技術を開発、提供することにある。平成 15 年度は、蒸煮・爆砕した木質と下水汚泥との混合・嫌気性消化法から得られる消化汚泥の流動性や処理性について調べた。その結果、蒸煮・爆砕木質と下水汚泥との固形物混合比が 1:1 以内までは、槽内攪拌設備への大幅な負荷増大に繋がる危険性は少ないと思われ、得られる脱水汚泥の含水率も下水汚泥単独の場合よりも相当に低いものであった。また、木質から下水の高度処理に用いる有機酸を生産する発酵技術を開発するために、純粋なセルロースパウダーを用いた基礎的な実験を行った結果、酸発酵活性は pH6.5～8 の中性近傍で高く、そこでの主成分は酢酸であり、その濃度は 10,000 mg/L を越えるものであった。

キーワード：バイオマス、バイオガス、草木、蒸煮爆砕、下水汚泥、メタン発酵、酸発酵

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木質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、木質に蒸煮・爆砕^{1), 2), 3)}を施すことにより効果的にメタンガスが生産できることが示された。本年度は、

メタンガスを生産している過程における発酵液の流動性や、生産した後に残る消化汚泥と称される発酵残渣の処理性を調べる実験を行った。

他方、下水処理においては、有機性汚濁物質の他に窒素やリンの除去をも図る高度処理法の採用が増加してきている。そこでの除去成績向上のためには低分子の純粋に近い有機炭素源が必要とされる。このために、本調査では、木質から揮発性脂肪酸を生産する発酵技術を開発することとした。平成 15 年度は、純粋のセルロースパウダーを用いた基礎的な実験を行った。

3. 調査結果

3.1 メタン発酵液の流動性及び処理性を調べる実験

3.1.1 実験方法

実験は、実施設に蒸煮・爆砕木質を導入することを想定して、その場合の消化槽内の攪拌に係わる槽内消化汚泥の粘性評価と、消化汚泥の脱水性の評価に主眼を置き、これに必要な試料を得るために、下水汚泥と蒸煮・爆砕木質の混合比率を変えた 35℃による回分式の嫌気性消化実験を行った。

実験は、マグネチックスターラ（15min-ON/2hr）を装備した空容積が 10L のガラス瓶 5 台に、表-1 に示す原料を表-2 に示す条件で仕込み、初発液量 8L で開始し、定期的に試料採取・分析を行いながら延べ 41 日間行った。ここで、表-2 の条件設定に際しては、実施

表-1 嫌気性消化実験に用いた試料原料

消化汚泥	下水処理場にて採取した消化汚泥(TS=26.0g/L)を希釈、又は遠心濃縮して適用
下水汚泥	下水処理場にて採取した混合生汚泥(TS=32.3g/L)を遠心濃縮して適用
蒸煮・爆砕木質	広葉樹チップに2.5MPa(約195°C) -10minの蒸煮を施し爆砕したものを適用

表-2 嫌気性消化実験の仕込み条件

実験ケース	B-0	B-0.25	B-0.5	B-0.75	B-1.0	
消化汚泥	volume (L)	4	4	4	4	4
	TS (g/L)	20	25	30	35	40
投入汚泥	volume (L)	4	4	4	4	4
	下水汚泥 TS (g)	160	160	160	160	160
蒸煮・爆砕木質 TS (g)	0	40	80	120	160	
固形物濃度 TS (g/L)	40	50	60	70	80	
全体・固形物濃度 TS (g/L)	30	37.5	45	52.5	60	

設の設計、運転条件を想定して、下水汚泥単独処理ケースB-0における下水汚泥投入濃度を最も濃いTS=40g/Lとし、投入量は、固形物減少率(消化率):50%により消化汚泥の当初の投入量と等しくなるように設定した。他のケースは、このB-0を基準に、固形物減少率だけはB-0と変わらず50%であるとして設定している。

粘性評価は、経過日数が0, 20, 30, 41日時点の消化汚泥について粘度を粘度計(リオン製 VISCOTESTER VT-04)で測定して行った。脱水性は、41日経過した消化汚泥に対して、凝集剤に塩化第二鉄と高分子凝集剤(日本ヘルス工業株式会社製ヘルスフロック C809)を用い、それぞれ添加率を変えた凝集・脱水の操作を行い、評価した。操作の手順を以下に示す。

- ① 1種の試料当たり250mLずつを250mLの広口ポリビンに計量する。
- ② 鉄系凝集剤の所定量を滴下して手動にて急速攪拌(約1~2秒)する。
- ③ 高分子凝集剤の所定量を加えて手動にて緩速攪拌(約4~6秒)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、NH₄-N、PO₄-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枚重ねた薄紙(株)リア製ワパ-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。

3.1.2 実験結果

実験系は、目的とする消化汚泥を得るために、高負荷と成らざる得なかったことから、実験開始後1日経過し

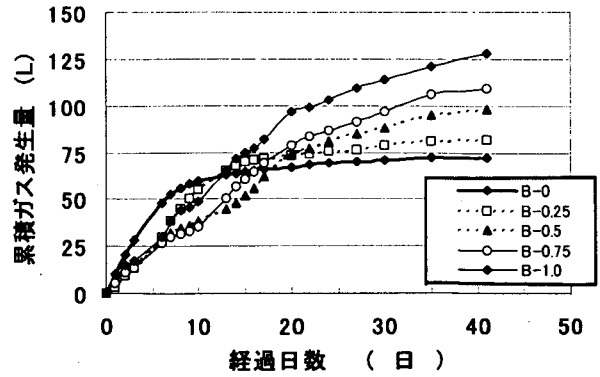


図-1 消化ガス発生量の経日的な累積変化

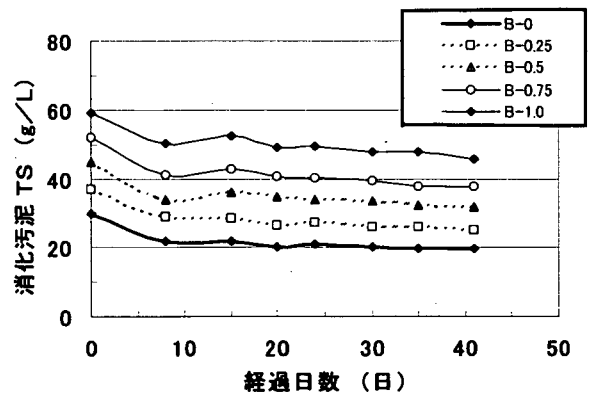


図-2 消化汚泥固形物(TS)濃度の経日変化

た時点で酸発酵に陥る兆しが見られた。このために、直ちに、全てのケースに対して0.5N-NaOHとNaHCO₃を用いたpH調整と緩衝能調整を行った。その結果、その後は、図-1に示す発生ガス量の累積変化に見られるように、円滑な嫌気性消化が進行した。

消化汚泥の固形物(TS)濃度の経日変化を図-2に示す。経過日数が20日目以降の消化汚泥のTS濃度は、当初に固形物減少率:50%を想定して設定した表-2の仕込み条件の考え方に近い値を示している。このことから、本実験から得られた消化汚泥の性状は、当初の目論見、目的を満足しているものと思われる。

消化汚泥の粘度の経日変化を図-3に示す。蒸煮・爆砕木質が混合しているケースでは、混合の比率が高いほどに仕込み初期の粘度も高いものとなっているが、20日が経過した時点では既に相当に低下し、一般的な消化汚泥の粘度の範囲に入るものとなっている。そして、20日以降の粘度は、各ケース間において消化汚泥の固形物濃度には大きな差異が生じたままとなっているにも拘わらず、蒸煮・爆砕木質の混合比率に関係なく殆ど類似した値を維持している。この結果から、実際の連続式の消

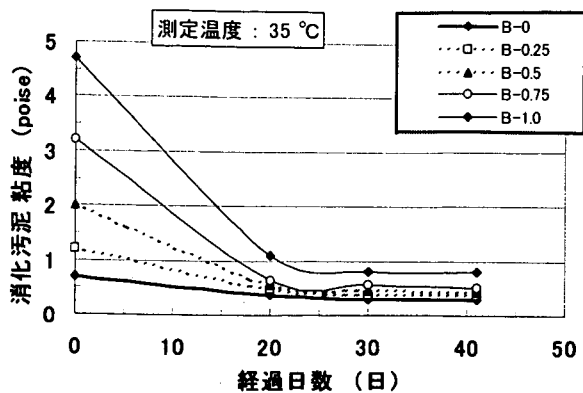


図-3 消化汚泥の粘度の経日変化

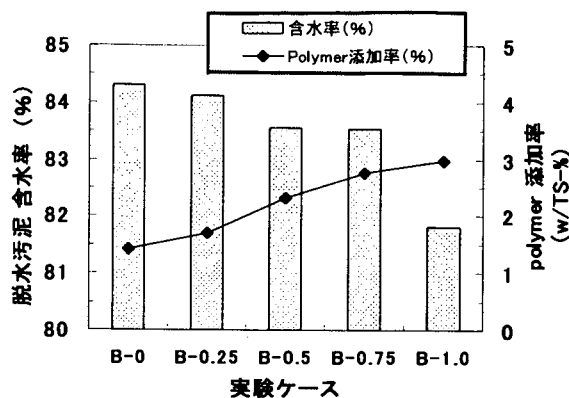


図-4 高分子凝集剤による凝集発現時の添加率と消化汚泥含水率の関係

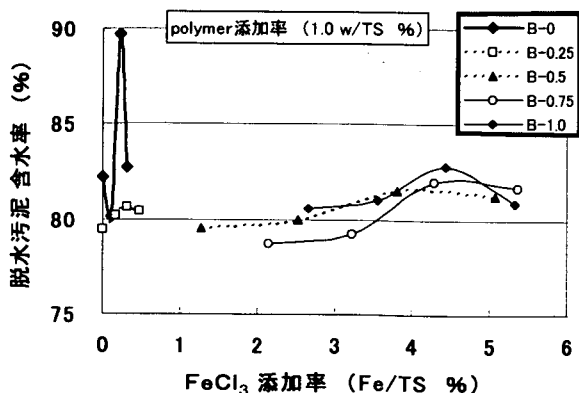


図-5 FeCl₃の添加率と脱水汚泥含水率の関係

化槽では、常時、図-2に示された経過日数が20日以降における何れかの固形物濃度に維持されているものであり、蒸煮・爆砕木質の混合による消化槽内の固形物濃度の上昇が槽内の攪拌設備に対して大幅な負荷増大に繋がる危険性は少ないと言える。

脱水性を調べた結果を図-4と図-5に示す。図-4は、高分子凝集剤のみを用いて、それぞれの消化汚泥に

おいて凝集・フロック化が発現した時点の結果である。これより、フロック化に必要な高分子凝集剤の添加率は、蒸煮・爆砕木質の混合比に応じて、図-2に示された固形物濃度に比例するように高くなっている。反面、含水率は相当に低下するものとなっている。図-5は、高分子凝集剤の添加率を消化汚泥間で共通の1.0 w/TS-%とした場合の、塩化第二鉄の添加率と含水率の関係を示したものである。この結果は、塩化第二鉄との併用により含水率の低減化が図れることを示している。また、傾向からは、実験で集中的に行った塩化第二鉄の添加率よりも更に低い1 Fe/TS-%以下当たりまで低減できる可能性が示され、蒸煮・爆砕木質の混合による脱水プロセスへの負の影響は少ないと思われ、どちらかという含水率の低下をもたらす有効な方法となる可能性が高いと言える。

3.2 セルロースパウダーを用いた酸発酵実験

下水の高度処理に必要な有機炭素源として、木質から酢酸などの揮発性脂肪酸を生産する技術の開発を目指すものである。本実験は、基質に精製セルロースを用い、セルロース酸発酵へのpHの影響と、発酵過程における諸物質の消長を調べる基礎的な実験である。

3.2.1 実験方法

実験は、2Lのガラス瓶を培養器とし、マグネチックスターラとpH制御装置およびガス捕集袋を装備したものを8台準備し、35°C恒温室に設置して回分式で行った。pH制御の目標値は、4.5, 5.0, 5.5, 6.0, 6.5, 7.0, 7.5, 8.0とした。また、pH制御用の試薬には0.1Nと1NのNaOH溶液を用い、その容器はソーダライムを充填したCO₂吸収管を介して外気と通じるようにした。

実験では、各培養器に表-3に示す培地を仕込み、窒素ガスでパージした後、連続攪拌、pH制御しながら36日間培養した。この間、定期的に培養液とガスを採取し、培養液については、pH, TS, 固形物のC, H, N, O, Sおよび溶解性のTC, IC, NH₄-N, PO₄-Pを分析した。また、培養液の0.2μmメンブレンフィルターろ液について揮発性脂肪酸(VFA)を高速液体クロマトグラフ(HITACHI La Chrom Elite L-2000)により分析した。ガスについては容積を計量し、O₂, N₂, CO₂, CH₄をガ

表-3 酸発酵用培地 (培養器当たり)

セルロースパウダー	35 g
培養液(組成:表-4)	1.75 L
消化汚泥(0.47mm篩通過液)	20 mL

表-4 酸発酵用培地の培養液組成

NH ₄ Cl	2.0 g	MgCl ₂ ·6H ₂ O	0.1 g
KH ₂ PO ₄	0.5 g	CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.1 g
CH ₃ COONa	0.1 g	FeSO ₄ ·7H ₂ O	10 mg
グルコース	0.1 g	NiCl ₂ ·6H ₂ O	5 mg
デンプン	0.1 g	MnSO ₄ ·4-6H ₂ O	1 mg
酵母エキス	0.1 g	CuSO ₄ ·5H ₂ O	0.5 mg
		CoCl ₂ ·6H ₂ O	0.1 mg
水道水		1 L	

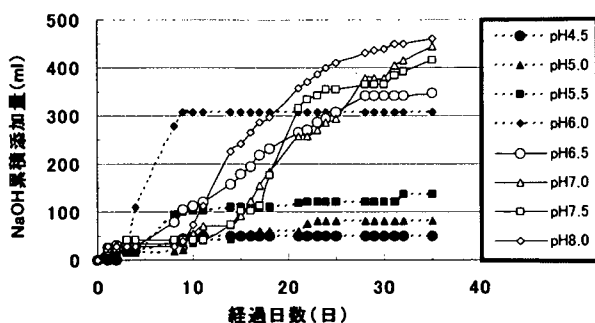


図-6 NaOH 添加量の累積経日変化

スクロマトグラフ (TCD: (株)島津製作所製 GC-3BT) により分析した。固形物の元素は元素分析計 (株)アムコ製 FLASH EA 1112) により分析した。表-3 の培地に用いた培養液の組成を表-4 に示す。

3.2.2 実験結果

(1) セルロースの可溶化・酸発酵と NaOH の消費
セルロースが可溶化して酸発酵が進行すると、生成した揮発性脂肪酸(有機酸)の蓄積により培養液の pH は低下する。このために、実験における NaOH の消費はセルロースの可溶化、酸発酵があったことを意味し NaOH の消費が大きいほど旺盛な酸発酵があったことを示している。図-6 に、NaOH 消費量の経日変化を示す。また、セルロースの可溶化率を、培養液中の溶解性の全炭素量とガス化した量の合計値から実験開始時における培養液中の全炭素量との比率として求め、その経日変化を図-7 に示す。

双方の経日変化の図は類似した傾向を示し、セルロースの可溶化が酸発酵まで達し、相応の NaOH が消費されていたことを表している。また、これらの経日変化から、可溶化の立ち上がりの傾向は大きく2つに分かれ、pH 制御の値が6以下のケースでは早く立ち上がるが可溶化は或る一定値に止まる傾向を示し、pH 制御値が6.5以上のケースでは立ち上がりは遅いものの可溶化は制限

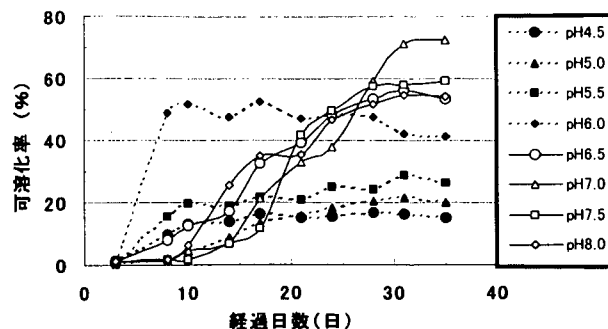


図-7 セルロースの可溶化率の経日変化

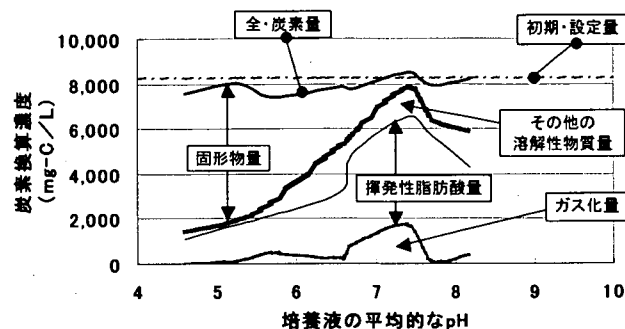


図-8 培養液の平均的な pH と可溶化ピーク時における存在形態別の炭素構成

なく進む傾向を示した。

これらの現象から、セルロース質の酸発酵に関して、微生物の至適 pH は6以下の低い領域にあるものの、その pH 領域では活動・活性化物質に制限がある、或いは阻害物質が生産された可能性が高い。逆に、それよりも高い pH の領域では微生物活性は前者よりも高くはないものの活動・活性化物質は十分に存在し、酸発酵もスピードは遅くとも着実に進行していたと推察される。

(2) pH と可溶化・酸発酵量

可溶化がピークに達した時点の諸物質の存在量を培養液中の炭素濃度で表し、培養液の平均的な pH との関係を図-8 に示す。図において、[全・炭素量]から[固形物量]を引いた量がセルロースの可溶化量である。これより、可溶化が最も進行したのは pH 7.5 近傍であり、この可溶化率は92%に達していた。

培養液の平均的な pH における揮発性脂肪酸の内訳の濃度分布を図-9 に示す。揮発性脂肪酸の中で最も多く産したのは、酢酸であり、次いでプロピオン酸、n-酪酸の順であった。この他に i-酪酸、乳酸、ギ酸、コハク酸なども pH 制御のケースによっては検出される場合もあったが、その濃度は僅かであった。pH 6.5 以上では、生成した揮発性脂肪酸のうち酢酸が約80%を占めていた。

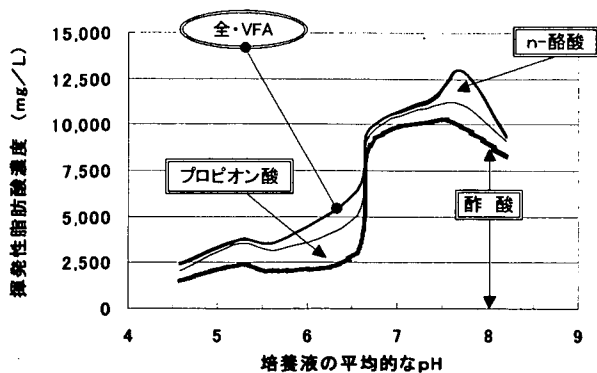


図-9 培養液の平均的なpHと可溶化ピーク時に生成された揮発性脂肪酸濃度の関係

また、最大の揮発性脂肪酸濃度 13,000 mg/L が得られ、そのセルロースからの収率は 650 mg-VFA/g-cellulose であった。これらの値を、前掲の図-8における[揮発性脂肪酸量]と[ガス化量]から考察すると、ガス化量の大部分はその組成からメタン発酵に起因するものであったことから、これは元来、揮発性脂肪酸、中でも酢酸を経由して産せられ、実際は、得られた最大の揮発性脂肪酸濃度や収率よりも高い値となっていたものであり、得られたこれらの値は実現可能な値とみなせるだろう。

(3) 栄養塩の消費

微生物の活動には窒素やリンなどの栄養塩を必要とする。セルロースの可溶化量と培養液中の NH_4 濃度の関係を図-10に、同様に PO_4 濃度の関係を図-11に示す。

培養液中の NH_4 は、可溶化量が概ね 3,000 mg-C/L に達するまでは可溶化量の増加にともない比例して減少する傾向を示した。この結果は、セルロースの可溶化量：約 3,000 mg-C/L に達するまでの間に増殖した微生物量に比例して摂取されたものと思われる。そして、この間に増殖した微生物量は、それ以上のセルロースの可溶化・酸発酵をも賄うに十分な数に達していたものと推察される。

一方、 PO_4 は NH_4 のような明瞭に比例した減少傾向を示していない。pH 制御の値が低いケースで幾分かの傾向がみられる程度である。この現象には、実験に純粋な炭水化物のセルロース基質を用いている以上、微生物増殖には外部からの PO_4 を利用せざる得ないことから、実際は微生物増殖に利用されたものの、 PO_4 イオンと他の陽イオンとの親和性が pH の高い領域において高いことの特徴が現れ、統一的な現象発現になりずらかったことが関係していると思われる。

本実験からは、セルロースの可溶化量にともなう NH_4 および PO_4 の摂取・減少量の比として、それぞれ次の

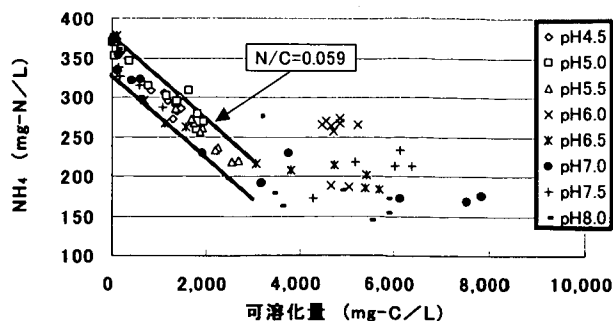


図-10 セルロースの可溶化量と培養液中の NH_4 濃度の関係

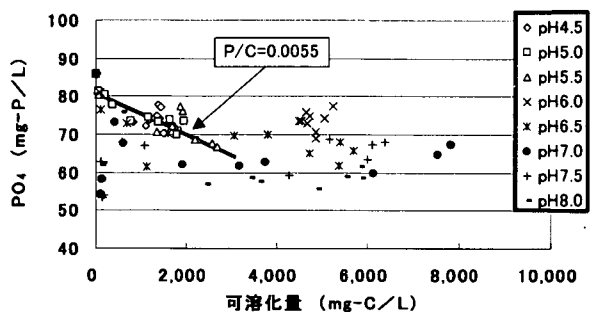


図-11 セルロースの可溶化量と培養液中の PO_4 濃度の関係

$\text{N} \cdot \text{NH}_4 / \text{C} = 0.059$, $\text{P} \cdot \text{PO}_4 / \text{C} \cdot \text{cellulose} = 0.0055$ が得られた。この値が、実際の酸発酵プロセスを構築する際に必要とする N と P の量を決定付けるものであり、セルロース質バイオマスへの下水汚泥の混合比率の基になる。

4. まとめ

蒸煮・爆砕木質と下水汚泥との混合メタン発酵による発酵液の流動性と処理性を調べる実験およびセルロースパウダーを用いた酸発酵の実験を行い、以下の結果を得た。

- (1) 蒸煮・爆砕された木質が発酵槽に投入されることによる槽内攪拌動力への影響を発酵液の粘性から調べた結果、蒸煮・爆砕木質の混合比の増加に比して発酵液の粘性増加は相当に低く、蒸煮・爆砕木質と下水汚泥との固形物混合比が 1:1 以内までは、槽内攪拌設備への大幅な負荷増大に繋がる危険性は少ないと思われた。
- (2) 蒸煮・爆砕木質と下水汚泥とを混合メタン発酵した後の発酵液について、塩化第二鉄と高分子凝集剤を用いて凝集・調質を行い脱水性を調べた結果、得られる脱水汚泥の含水率は下水汚泥単独の場合よりも相当に低いものであった。
- (3) セルロースの可溶化・酸発酵は pH の影響を大きく

受け、pH 6 を境にそれより低い領域と高い領域における発現傾向に違いが認められた。

(4) 可溶化が最も進行した pH は 7.5 近傍にあり、そこでの可溶化率は 92 % であった。また、酸発酵活性は pH 6.5~8 の中性領域で高く、そこでの主成分は酢酸であり、その濃度は 10,000 mg/L を越えるものであった。揮発性脂肪酸全体の最大の濃度として 13,000 mg/L が得られ、そのセルロースからの収率は 650 mg-VFA/g-cellulose であった。

(5) セルロースの可溶化・酸発酵にともなう NH_4 および PO_4 の摂取に関して、炭素の可溶化量と窒素およびリンの量の比としてそれぞれ、 $\text{N} \cdot \text{NH}_4 / \text{C} = 0.059$ 、 $\text{P} \cdot \text{PO}_4 / \text{C} = 0.0055$ が得られた。

謝 辞

本調査の実施に際して、下水汚泥は茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所霞ヶ浦浄化センターから頂いた。また、実

験では大久保賢一氏、工藤恭平氏に、粘性の測定では伊東崇氏に協力頂いた。ここに記して感謝の意を表します。

なお、本調査は、国土交通省国土技術政策総合研究所委託事務「下水処理水・汚泥の再利用の適正化に関する研究一部委託」の中で行ったものである。

参考文献

- 1) 森川弘道：木材のポップコーン-Explosion 法とその産物 -，化学と生物，Vol.19, No.5, pp.286_291, (1981)
- 2) 棚橋光彦：爆砕法による森林バイオマスの変換と総合利用，木材研究・資料，No.18, pp.34_65, (1983)
- 3) 志水一允：木質系資源の蒸煮・爆砕処理，紙パ技協誌，Vol.42, No.12, pp.22_38, (1988)
- 4) 建設省土木研究所下水道部汚泥研究室，「下水汚泥の流動特性に関する調査報告書」，土木研究所資料第 3363 号，p.57 (1995)

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】

平成 15 年度は、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った。

下水試料中の 17 β -estradiol 測定用 ELISA 法における、交差反応及び妨害物質を除去する簡易な前処理法の開発に関しては課題が残った。また、下水処理場の流入下水、二次処理水におけるエストロゲンの遊離体及び抱合体の実態を把握した。さらに、ノニルフェノールポリエトキシレート、連続系活性汚泥処理実験では、DO1.0mg/L 程度の好気工程で、ノニルフェノール生成が観察され、この反応には DO 濃度が影響することが示唆された。

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、下水処理

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の多くは、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。下水中の内分泌かく乱作用が懸念される化学物質は、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。さらに、下水中の内分泌かく乱作用が懸念される化学物質は、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。将来的に、内分泌かく乱作用が懸念される微量化学物質を含めて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、評価することが必要となる。

本研究では、こ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 17 β -estradiol (E2)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。

E2 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 E2 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 E2 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（LC/MS/MS 法）での測定結果と、開発した ELISA キットについて、以

下に設定した2種の前処理手法によるELISA法の結果の比較を実施した。

- 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

なお、前処理法①は、現在暫定的に、E2測定用ELISA法の前処理法として用いられている方法である。前処理法②は、平成14年度の検討で、E1測定用ELISA法の前処理法として有効であることが示された手法である。

なお、本研究は、日本エンバイロケミカルズ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」で実施したものである。

2. 2. 微量化学物質の下水道での挙動把握

2. 2. 1. 人畜由来エストロゲン

近年社会問題となっている内分泌かく乱化学物質(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(女性ホルモン)と合成エストロゲンについての、下水道におけるエストロゲンについての報告^{2)~17)}は、表-1に示すとおり数多く見られるものの、遊離体のエストロゲンに関するもの

が多く、人あるいは動物の体内から排泄されるエストロゲン抱合体の測定結果は少ない。本研究では、土木研究所が開発した分析法¹⁸⁾を用いて、処理水量が12,000m³/dayから680,000m³/dayの20箇所の下水処理場(標準活性汚泥法:13処理場、嫌気-好気活性汚泥法:3処理場、その他:4処理場)において、各処理場の流入下水と二次処理水をスポット採取し、遊離体および抱合体エストロゲンについて、測定分析を実施した。なお、本研究で測定対象としたエストロゲンは、遊離体のエストロゲンがestrone(E1)、17β-estradiol(E2)、estriol(E3)、合成エストロゲンの17α-ethinylestradiol(EE2)、E1、E2、E3の硫酸又はグルクロン酸の抱合体が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)、estradiol 3,17-disulfate(E2-diS)の12化合物である。

試料測定にあたっては、採取時に、酸化防止剤としてアスコルビン酸を試料1Lあたりに1g添加した後、冷蔵保存し、分析所へ送付後、直ちに分析を実施した。

2. 2. 2. ノニルフェノール関連物質

ノニルフェノールポリエトキシレート(以下

表-1 下水試料中のエストロゲン濃度(文献レビュー)

	E1 (ng/)	E2 (ng/)	E3 (ng/)	EE2 (ng/)	E1-S (ng/)	E2-S (ng/)	E3-S (ng/)	E1-G (ng/)	E2-G (ng/)	E3-G (ng/)	国名	文献
流入水	<0.5-75	<0.5-17	2-120	<0.5-10							イタリア	2)
	42.2	19.3	244.6			22.1			<0.8		日本	3)
	18	7-15									日本	4)
	19.9-106.7	6.3	88.8-754.4								日本	5)
	51.1	36.6	582.3								日本	6)
	17.6	6.3				62.9			1.4-12.7		日本	7)
	23-93										日本	8)
	41.3-101.6	29-35	171.4-548.2								日本	9)
	156	20.4	ND		6.4	2.7	4.5				日本	10)
	15-77	3.6-18	ND	ND							日本	11)
	44	11	72		25	3.3	14	4.3	ND-5.2	ND-19	イタリア	12)
	処理水	ND-54	ND-7	ND-28	ND-2.2							イタリア
12.5		1.6	3.1			0.5			<0.8		日本	3)
		<1									日本	4)
0.2-42.5		ND-2.8	3.0-30.9								日本	6)
16.3		0.8	3.6								日本	7)
1.4-21											日本	9)
8.6-42.5		ND-2.9	3.4-5.4								日本	10)
ND-63		ND-3.3		ND							日本	12)
1.4-76		2.7-48		ND-7							イギリス	13)
9		ND		1							ドイツ	14)
3		6		9							カナダ	14)
<0.1-47		<0.4-12		<0.2-7.5							オランダ	15)
13-89		0.9-5.8	ND-0.9	ND							日本	16)
		0.2-4.05		ND-2.42							アメリカ	17)
17		1.6	2.3		9	ND	2.2	0.7	ND	ND	イタリア	18)

NPnEO) は、工業用洗剤などに幅広く利用されている。NPnEO は、好気条件下での生物分解により、より短い鎖長の NPnEO やノニルフェノキシ酢酸 (以下 NPnEC) に変化し、その後、嫌気条件下において、生物反応により内分泌攪乱物質であるノニルフェノール (以下 NP) に変化するといわれている。

我が国の下水処理場の流入下水には NPnEO が存在しており、それらの物質の下水処理場での挙動、変化について注視する必要があると考えられる。また、我が国下水処理場では主に好気的な活性汚泥処理による水処理工程を行っている。

そこで、本研究では、下水処理の活性汚泥処理の好気工程での NPnEO の変化とそれに伴う、NPnEC、NP の生成について、基礎的な検討を行った。

下水処理場のエアレーション工程で実施されている運転条件を再現した、実験室規模の活性汚泥処理実験装置を準備した。室温 25℃ の実験室内に設置した、10L 容量のエアレーションタンクに対して水理的滞留時間 (HRT) を 24 時間に設定した。流入水は、無機基質と唯一の有機基質を NPnEO (average n=10) として活性汚泥を馴致した。そして、各水質項目の指標が安定した後、流入水、エアレーションタンク混合液、処理水中の溶解性 NPnEO、吸着態 NPnEO、溶解性 NPnEC、吸着態 NPnEC、溶解性 NP、吸着態 NP の測定を実施した。ここで、溶解性とは、試料を保持粒子径 1μm のガラス繊維濾紙 (GF/B) でろ過したろ液中に含まれる成分とし、残渣中に含まれる成分を吸着態とした。各項目の測定は、小森らの方法¹⁾ によった。なお、運転期間中のエアレーションタンクの溶存酸素濃度は、1.0mg/L 以下、固形物滞留時間 (SRT) は、7 日~14 日程度であった。

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

両手法とも、前処理工程前後の試料の LC/MS/MS 法による測定結果では、E2 の回収率は 90% 以上確保されていた。結果を図 1~2 に示す。流入下水試料では、前処理法①、②とも 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 倍程度以内となっており、明確な差は見られなかった。二次処理水試料では、前処理法①、②とも、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約 2 倍以上であり、前処理法①、②間の明確な差は見られなかった。平成 14 年度に行った E1 測定用 ELISA 法の検討では、前処理法①に比べ、前処理法②の方が LC/MS/MS 法による測定値と近くなった。このことから、E2 測定用 ELISA 法において、交差反応・妨害を示す物質は、E1 測定用 ELISA 法におけるそれとは成分が異なっており、他のクリンナップ手法を導入して、それらを除去する必要があると考えられる。

なお、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、二次処理水とも、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 E2 が生成された可能性等の性状変化が考えられる。一方、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。

3. 2. 微量化学物質の下水道での挙動把握

3. 2. 1. 人畜由来エストロジェン

本分析法における各エストロジェンの回収率は、流

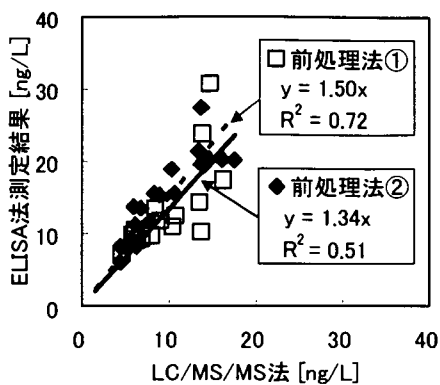


図-1 流入下水中の17β-エストラジオール(E2)の前処理法間の測定結果の比較

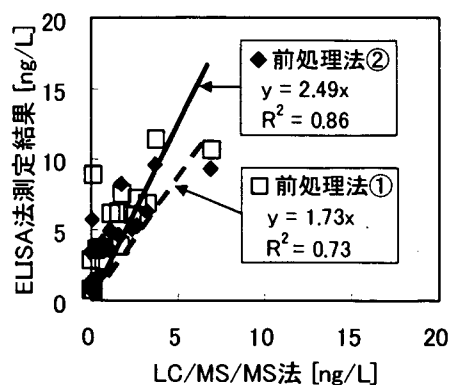


図-2 二次処理水中の17β-エストラジオール(E2)の前処理法間の測定結果の比較

入下水、二次処理水、精製水とも遊離のエストロゲンでは90%以上なのに対し、硫酸抱合体では精製水の場合90%以上であるが、二次処理水で42~71%、流入下水で34~49%であった。グルクロン酸抱合体では精製水においても48~51%、二次処理水で13~18%、流入下水で4~11%であり、その他のエストロゲンに比べ流入下水、二次処理水での回収率はかなり低かった。

20 処理場の流入下水及び二次処理水の測定結果を表-2 に示した。流入下水、二次処理水中の E1、E2、E3、EE2 等、遊離の各エストロゲンについては、これまで報告されている値^{2)~18)}と大きく異なることはなかった。しかし、流入下水中の硫酸又はグルクロン酸抱合体については、報告例^{3) 8) 11) 18)}が少ない中で比較すると、これまでの報告値に比べ数倍大きな値となっていた。また、二次処理水中のエストロゲン抱合体の報告例^{2) 18)}はほとんど無く、本調査によりその実態を明らかにすることができた。特に、E2-diS の存在については、本調査により初めて明らかにすることができた。

エストロゲン抱合体分析の一例として E2-G のクロマトグラムを図-3 に示した。この図は E2-G をイオン化した質量数 447 のイオンを選択し、更に再度イオン化した際に生じる質量数 271 の Daughter イオンのクロマトグラムを横軸に保持時間として表したものである。流入水、二次処理水中に E2-G (保持時間約 2 分) のピークを確認することが出来るため、流入水、二次

処理水に E2-G が残留しているのは確かである。

二次処理水に含まれる遊離のエストロゲンに対する抱合体の存在量の合計(中央値)は、E1 では約 7 倍、E2 では約 300 倍以上、E3 では約 90 倍であった。

全処理場の中央値を用いて除去率を求めると E2、E3 は、下水処理により大きく減少し、除去されているが、E1 はやや低く 50%の除去率である。一方、分析上の回収率の低いグルクロン酸抱合体と E2-diS は、下水処理により増加している結果となった。

本調査で用いた分析法¹⁹⁾を開発した際に行った Z 処理場での調査結果では、抱合体でも流入下水中の 58%~93%の範囲で除去されていた。また、活性汚泥を用いたバッチ試験では、E2-G は容易に分解するとの報告²⁰⁾もあり、下水処理によって減少すると思われるが、本調査結果では多くの処理場において下水処理により増加している結果となった。

本調査に用いた分析法は、グルクロン酸抱合体については特に回収率が低く、更に検討が必要な方法ではある。また、スポットサンプリングであり流入水と処理水の代表性についても検討が必要である。しかし多くの下水処理場で、下水処理を受けること

表-2 下水処理場におけるエストロゲンの実態調査結果

	流入下水 (ng/l)			二次処理水 (ng/l)		
	最小値	中央値	最大値	最小値	中央値	最大値
E1	10	24	57	< 0.5	12	180
E2	< 0.5	5.7	21	< 0.5	< 0.5	11
E3	27	110	220	< 0.5	1.5	5.8
EE2	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	0.5
E1-S	12	41	170	7.5	13	34
E2-S	26	110	410	27	52	94
E3-S	6.5	22	79	37	69	160
E1-G	0.7	11	88	34	74	140
E2-G	5.3	18	100	47	91	210
E3-G	4.1	22	73	37	72	150
E2-S&G	0.8	5.4	38	3.7	8.9	17
E2-diS	9.0	78	670	160	360	1500

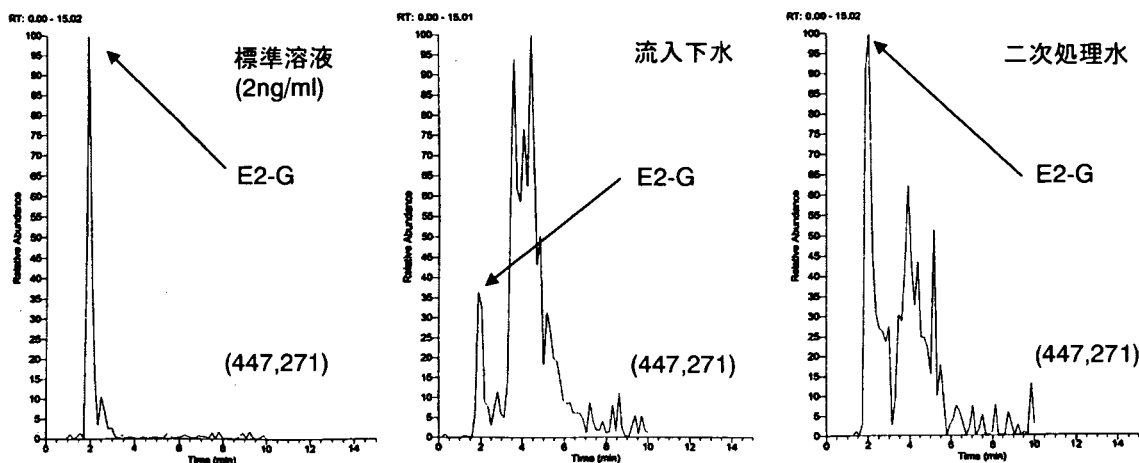


図-3 下水試料中のE2-G質量クロマトグラム(Daughterイオン)

によってエストロゲン抱合体が増加している結果が得られていることから、測定対象以外の形態でエストロゲンが存在し、測定対象となった抱合体が生成している可能性もあることが考えられる。

3. 2. 2. ノニルフェノール関連物質²¹⁾

流入水、エアレーションタンク混合液、処理水中の NP、NPnEO、NPnEC 濃度の測定結果を図-4 に示す。流入水中には基質として供給した NPnEO のみが存在した。一方、エアレーションタンク混合液および処理水中には、鎖長の短い NPnEO ($n \leq 4$)、NPnEC ($n \leq 4$) および NP が存在していた。流入水中の NPnEO は、エアレーションタンクにおいて、活性汚泥により生分解を受け、鎖長の短い NPnEO および NPnEC、さらに、一部は NP にまで変化したと考えられる。

結果に示すように、エアレーション工程において、鎖長が短い NPnEO や NPnEC を経て NP が生成したように考えられた。この現象を再現するために、馴致活性汚泥を用いて、鎖長が短い NPnEO の好気回分分解試験を実施した。馴致活性汚泥は既に吸着態として多量の鎖長が短い NPnEO を蓄積していたので、新たに NPnEO の添加は行わず、初期の MLVSS を 38mgVSS/L とした活性汚泥で、クーロメータを用いて好気回分実験を実施した。溶存酸素濃度は飽和溶存酸素濃度を維持した。この実験における、水と活性汚泥に含まれる NPnEO、NPnEC、NP の時間変化を図 5~6 に示す。実験期間中には、NP2EO の分解に伴って、NP2EC の生成が見られたが、NP1EO や NP の生成は見られなかった。また、初期 MLVSS 濃度を、90、180、370 (mgVSS/L) として行った実験においても同様の傾向を示した。エアレーションタンクにおいて実際に起こったと考えられる鎖長が短い NPnEO や NPnEC からの NP 生成は再現できなかった。原因のひとつは、NP 生成の反応の進行は溶存酸素濃度によって大きく阻害をうけることが考えられた。エアレーションタンクの溶存酸素濃度は 1.0mg/L 以下であったのに対して、好気回分試験の溶存酸素濃度は飽和溶存酸素濃度であったため、後者では、溶存酸素により反応の進行が妨げられた可能性があると考えられた。

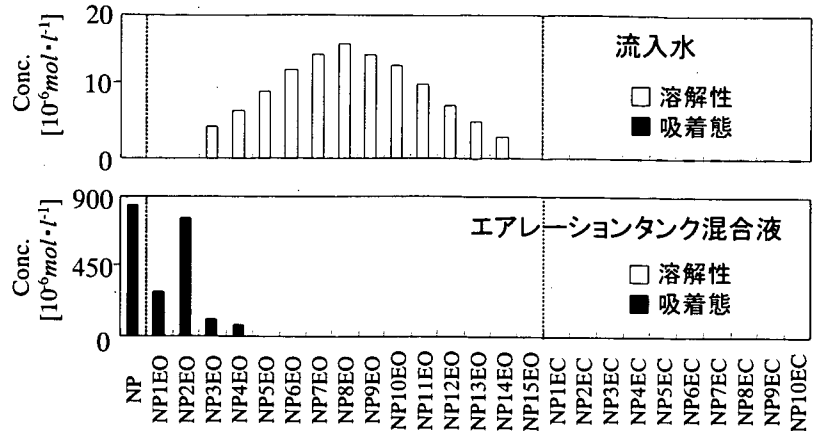


図-4 流入下水、エアレーションタンク混合液における NP、NPnEOs および NPnECs の濃度

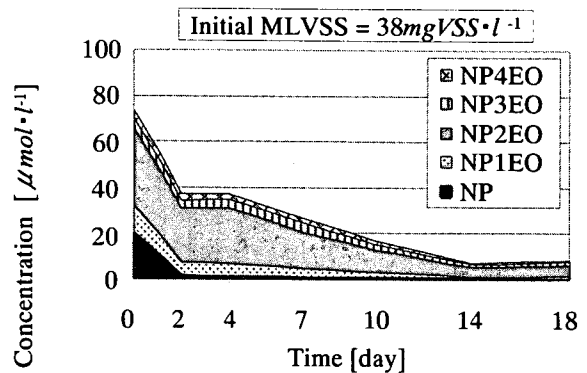


図-5 NP (溶解性+吸着態) および NPnEOs ($n=1 \sim 15$) (溶解性+吸着態) の濃度

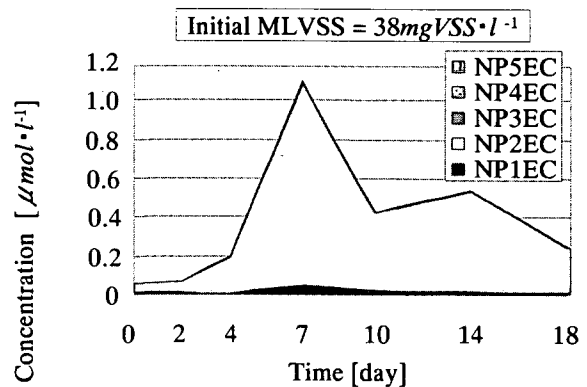


図-6 NPnECs ($n=1 \sim 10$) (溶解性+吸着態) の濃度

4. まとめ

(1) 下水試料中の E2 測定用 ELISA 法の前処理法として、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。流入下水では、C18 固相抽出のみ、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、二次処理水では2倍程度以上で、両者の間に明確な差はなかった。このことから、E1測定用ELISA法の妨害物質とは異なる妨害物質の存在が考えられ、この除去法の検討を行う必要がある。

(2) 20箇所下水道処理場においてエストロゲン及びエストロゲンの遊離体及び抱合体の実態調査を実施した。この結果、E2、E3は、下水道処理で高い除去が認められたが、E1は50%程度の除去であった。また、これまで報告例が少ないエストロゲン抱合体の流入下水、二次処理水中の存在濃度を明らかにし、これらにはエストロゲン抱合体として存在するエストロゲンがかなり多いことが明らかになった。従って、遊離体だけではなく抱合体を含めたエストロゲンの挙動解析が必要と考えられる。また、エストロゲン抱合体の一部は下水道処理を受けることにより増加する場合が見られ、流入下水中には測定対象以外の形態のエストロゲンが存在していることも考えられる。しかし、エストロゲン抱合体の分析においては、回収率が低いため、改善が必要である。

(3) 工業用洗剤として用いられているNPnEOを、唯一の炭素源として、DOを1mg/L程度の下水道処理のエアレーションタンクと同様な条件の下で、好氣的に連続系で処理した際に、活性汚泥への鎖長 $n=1\sim 4$ のNPnEOの蓄積とNPの生成が観察された。この活性汚泥を用いて、飽和溶存酸素濃度の条件下で、短鎖長のNPnEOの好気回分分解試験を実施したところ、NPの生成は見られなかった。このため、短鎖長のNPnEOからNPの生成反応には、溶存酸素濃度が影響することが示唆された。

【参考文献】

- 1) 八十島誠他, 下水中の環境ホルモン物質の分析技術, 土木技術資料 Vol.45, No. 6, pp.68-73.
- 2) A.C.Johnson et al., Estimating steroid oestrogen inputs into activated sludge treatment works and observations on their removal from effluent, *The Science of the Total Environment*, 256, pp.163-173, 2000
- 3) 辻村和也他, LC/MS/MS による環境中エストロゲン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, pp.58-59, 2000
- 4) 小森行也 他, LC/MS による下水試料中の 17 β -エストロゲンの分析, 第9回環境化学討論会講演要旨集, pp.346-347, 2000
- 5) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 都市代謝システムの再構築における下水道のあり方に関する調査, 2001
- 6) 中村由美子 他, 下水試料中エストロゲン類の定量分析, 第10回環境化学討論会講演要旨集, pp.134-135, 2001
- 7) 恩田健介 他, 生物処理工程における女性ホルモン様物質の挙動, 第38回下水道研究発表会講演集, pp.160-162, 2001
- 8) 松井三郎 他, 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, 季刊化学総説-内分泌かく乱物質研究の最前線-, pp.86-92, 日本化学会, 2001
- 9) 中沢均 他, 中小規模10処理場における17 β -エストロゲン及びニコフェノールの実態調査, 第38回下水道研究発表会講演集, pp.166-168, 2001
- 10) 中村由美子 他, LC-MS/MS を用いたエストロゲン類の定量分析-下水試料への応用-, 第35回日本水環境学会年会講演集, p.504, 2001
- 11) 石井善昭 他, 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, pp.514-515, 2002
- 12) 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
- 13) C.Desbrow et al., Identification of estrogenic chemicals in STW effluent. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening, *Environmental science and Technology*, Vol.32, No.11, pp.1549-1557, 1998
- 14) T.A.Ternes et al., Behavior and cocurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants - I. Investigations in Germany, Canada, and Brazil, *The Science of the Total Environment*, 225, pp.81-90, 1999
- 15) A.C. Belfroid et al., Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in The Netherlands, *The Science of the Total Environment*, 225, pp.101-108, 1999
- 16) 鳥貝真 他, GC/MS による下水処理場放流水及び河川水中のエストロゲンの分析, *環境化学*, Vol.10, No.3, pp.595-600, 2000
- 17) Ching-Hua Huang et al., Analysis of estrogenic hormones in municipal wastewater effluent and surface water using enzyme linked immunosorbent assay and gas chromatography/tandem mass spectrometry, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.20, No.1, pp.133-139, 2001
- 18) G. D. Ascenzo et al., Fate of natural estrogen conjugates in municipal sewage transport and treatment facilities, *The Science of the Total Environment*, 302, pp.199-209, 2003
- 19) 小森行也 他, 下水試料を対象としたエストロゲンの測定, 第5回日本水環境学会シンポジウム講演集, p.186, 2002.9
- 20) T. A. Ternes et al., 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
- 21) Y. Okayasu et al., Degradation of nonylpheol ethoxylate in aerobic wastewater treatment process, *Proceedings of IWA ECOHAZARD 2003 Conference*, 13/1-13/7, 2003

13. 下水道による水環境への影響に関する調査

水循環研究グループ水質チーム 上席研究員 田中 宏明
主任研究員 津森 ジュン
主任研究員 宮島 潔
専門研究員 東谷 忠
専門研究員 山下 尚之
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。また、これらの整備により都市排水の排出形態が変化し河川の流量や水質そのものにも変化を及ぼしていると考えられる。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。しかしながら、こうした都市河川の実態を明らかにするための実証的調査はほとんど行われていない。

本調査では、下水道の整備が河川流域の変化に与える影響（河川水量、有機物、栄養塩類等の物質の循環等）を把握するとともに、このような変化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物質（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ものである。

平成 15 年度は、手賀沼に流入する都市河川である大津川及び関連都市排水路における汚濁負荷量の実態調査を行うとともに、下水道整備等の流域条件が水・物質循環に与える影響を検討するため、千葉県の手賀沼流入河川である大津川を対象に解析モデルの構築を試みることにし、モデルの選定、必要データの収集を行った。

また、下水処理水が放流先河川の水質に与える影響を評価するため、藻類を用いた AGP (Algal Growth Potential) 試験を用いることとした。下水処理水の流入する都市河川を対象として、マイクロプレートを用いた AGP (Algal Growth Potential) 試験の適用を試み、下水処理水の放流を受ける河川水質への影響について評価を行った。さらに、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でメダカを用いた曝露試験を実施した。

2. 水量・水質の循環機構に関するモデルの構築

下水道整備等の流域条件が水・物質循環に与える影響を検討するため、千葉県の手賀沼流入河川である大津川を対象に解析モデルの構築を試みることにし、モデルの選定、必要データの収集を行った。

手賀沼(千葉県)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、平成 12 年度までの 27 年間、湖沼の水質全国ランキングでワースト 1 であり、土木研究所でこれまで流出負荷実態調査を行ってきた流域であるほか、多くの研究者によってその水質汚濁機構などが研究されている。平成 12 年度に北千葉導水事業(国土交通省)による手賀沼への浄化用水の導入が始まった結果、これまで断続的に行われてきた下水道整備に加え、この浄化用水の導入の効果により、13 年度には手賀沼中央における COD 年平均値は 11mg/L まで改善し、湖沼ワースト 1 を返上した。しかしながら、浄化用水の運用は、利根川流量に余裕があり、都市用水が必要ない場合または都市用水を導入してもなお余裕がある場合に限り浄化用水の注水を実施することになっており、渇水期などには手賀沼に浄化用水が注水できないことがあるため、手賀沼流域全体としての水質保全の取り組みは引き続き必要である。

近年、下水道ネットワークを対象に不定流計算を用いた雨水流出解析モデルが広く実用化され、水質を

含めたシミュレーションが可能なものが開発されており、これについて選定モデルの対象とした。本検討では、代表的なソフトウェアの中から Wallingford 社の InfoWorks (HydroWorks の機能を含む上位版ソフトウェアでいくつかの機能が付加されている) を使用することとした。InfoWorks を使用した流出解析モデルの構築には、様々な実測データ (流量、水質) とともに、河道情報、土地利用状況などの流域情報が必要であり、それらの情報を収集した。

2.1 InfoWorks の概要

InfoWorks は 1995 年に Wallingford 水理研究所 (前英国水理研究所) により開発された「分布型都市雨水流出モデル」であり、雨水が地表面を流れて下水管網に流入するまでを計算する「水文モデル」と、管網内での下水の挙動を計算する「水理モデル」からなる。

本調査では、この InfoWorks を合併処理浄化槽、単独処理浄化槽を使用する住民が生活する流域への適用を検討した。なお、今回検討対象とした流域は手賀沼流域下水道により整備され、処理水は域外放流となっているため、下水処理水の影響は全く考慮していない。

2.2 必要データ

流出解析モデルの構築にあたり、必要なデータは表-1 の通りである。なお、大津川流域の分割は流出経路を考慮して行うが、今回は総合浄化計画 (千葉県) と同様とした。

表-1 流域モデル構築に必要なデータ

大分類	中分類	小分類	出典
流域情報 (フレーム)	自然系	土地利用面積 (水田、畑地、森林面積、市街地面積等)	千葉県、関連市町
	生活系	人口 (下水道、合併処理浄化槽、単独処理浄化槽、し尿処理他)	
	事業系 畜産系	事業所数 家畜頭数 (牛、馬、豚)	
気象情報	-	降雨量、先行晴天日数	気象庁我孫子観測所、 国土交通省柏観測所、藤ヶ谷観測所
排出源情報	生活系	汚水量原単位、汚水量日変動 汚水水質、浄化槽放流水水質、及び日変動	千葉県 下水道設計指針 (下水協) 等
	事業系	事業所排水量、排水水質	
河川情報	河道 負荷量	河道延長、河床幅、河床高 河川流量、河川水水質	千葉県、関連市町 土研実態調査
モデルパラメータ	雨水流出 汚濁負荷	流出係数 凹地貯留 浸透能等 BOD 等有機汚濁の対 SS 付着率 堆積係数 浸食係数	

2.3 流域モデル構築のための情報収集

流域モデル構築に必要なデータのうち 15 年度は、流域情報、気象情報、排出源情報、及び河川情報について、情報の収集、整理を行った。

(1) 流域情報

自然系フレームについては、総合浄化計画 (千葉県) より収集整理した。生活系フレームは、流域人口については、千葉県年齢別・町丁字別人口 (千葉県統計課) 及び住民基本台帳人口 (各流域市町) の資料を、また、下水道供用人口、合併処理浄化槽人口、単独処理浄化槽人口、し尿処理人口等については、各流域市町から収集した。事業系フレームについては、水質汚濁防止法に基づく特定事業所一覧表 (平成 13 年 3 月末現在、千葉県環境部) より、収集整理した。畜産系フレームについては、利根川流域別下水道整備総合計画調査におけるアンケート調査結果 (平成 10 年度現在値。平成 12 年 9 月、千葉県都市部) より収集整理した。

(2) 気象情報

気象資料は、気象庁我孫子観測所で観測を実施している気温、降水量、日照時間、及び国土交通省柏観測所、藤ヶ谷観測所における降水量を収集整理した。

(3) 排出源情報

生活系については、汚水量原単位、汚水量日変動、汚水水質、浄化槽放流水水質、及び日変動に関して、下水道施設計画・設計指針と解説（社団法人日本下水道協会、2001）を参考に設定した。事業系については、事業系の排水量は、水質汚濁防止法に基づく特定事業所一覧表（平成13年3月末現在、千葉県環境部）より、収集整理した。なお、事業系の排水水質は、排出基準を参考に設定した。

(4) 河川情報

大津川の河道幅、河床高さ、堤防高さ等の河道情報については、千葉県や関連市町の河川改修図を収集整理した。河川水質及び流量については、大津川の流末付近を含む複数地点で、土木研究所が実施している実態調査の結果を使用することとした。

ここでは、収集、整理した成果として流域の分割図を図-1に、また流域NO. OT-1～OT-5の5地域の情報を例として表-2に示す。



図-1 大津川流域の分割

表-2 分割した流域ごとに収集、整理した流域情報の例（流域NO. OT-1～OT-5）

		OT-1	OT-2	OT-3	OT-4	OT-5		
レ 自 然 系 フ	流域面積(ha)	108.9	65.0	72.5	48.5	117.0		
	市街地(ha)	18.8	52.0	58.0	28.9	110.1		
	畑地雑地(ha)	26.1	6.6	7.3	2.3	5.4		
	林地(ha)	13.6	6.0	7.2	0.5	1.5		
	水田(ha)	50.4	0.4	0.0	16.8	0.0		
レ 生 活 系 フ	流域内人口(人)	1,559	1,904	8,764	2,962	9,194		
	下水道(人)	960	1,818	8,196	2,416	6,317		
	合併処理浄化槽(人)	122	42	272	235	347		
	単独処理浄化槽(人)	382	38	254	262	1,998		
	尿尿処理(人)	95	6	42	49	532		
ム 産 業 系 フ レ	特定施設番号	71	71	—	68	—	67	67
	業種	給油所	—	—	—	—	クリーニング	クリーニング
	排水量(m ³ /日)	4	6	—	1.2	—	0	0
	排水放流先	手賀沼-その 他の河川	大津川	—	大津川	—	手賀沼-大津川	手賀沼-大津川

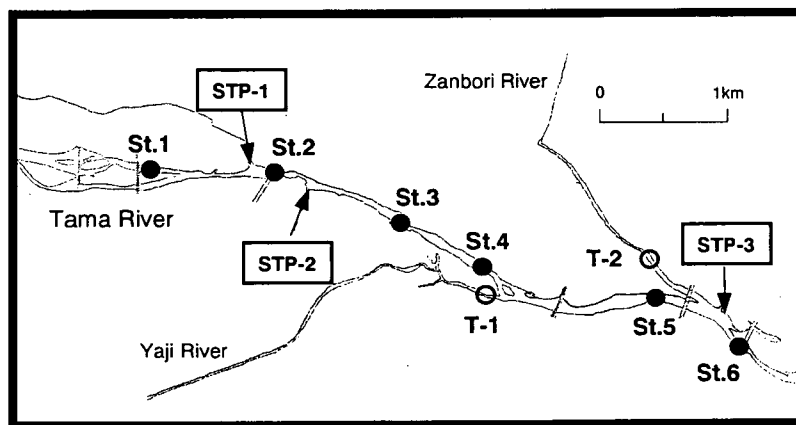
3. 処理水質と生物影響との関連性の検討

水域の富栄養化の程度を測定する方法としては、AGP (Algal Growth Potential) 試験がある。これは、検水に藻類を接種して一定の条件下で培養を行い、検水の藻類増殖能力を観察するものであり、窒素・リンなどの栄養塩類を含め、検水の総合的な藻類増殖能力を測定するものである。しかしながら、AGP 試験は、機材と場所が多量に必要であり、多数のサンプルを同時に処理することが困難であるといった問題がある。本研究では、多数のサンプルを迅速に処理する手法として、マイクロプレートを用いた AGP 試験について検討を行った。まず、マイクロプレート使用による AGP 試験について、その基礎的検討を行った。次に、都市河川の多摩川をケーススタディとして、マイクロプレートを用いた AGP 試験の適用を試み、下水処理水が放流された場合における河川水質への影響について評価を行った。

3.1 試験方法

AGP 試験の供試藻類としては、藻類試験に一般的に用いられる緑藻類 *Selenastrum capricornutum* (NIES-35) を用いた。*Selenastrum* は藻類培養用の AAP 培地 10) を用いて継代培養を行い、植え継ぎ後 4~7 日後の対数増殖期のものを試験に用いた。AGP 試験は 96 穴のマイクロプレート (Falcon 社製) を用いて行い、培養温度 24℃、照度 4000lux、120rpm の振とう条件で培養を行った。培養期間中、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 (波長 450nm) により測定し、藻類量がほぼ一定になった時点での藻類増殖量を AGP 値とした。

多摩川における調査は、2003 年 2 月に実施した。調査地点を図 2 に示す。採取したサンプルは、直ちに実験室に持ち帰り、ガラスファイバーフィルター (GF/B, Whatman) およびメンブレンフィルター (0.2µm, Advantec) 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。AGP 試験は、凍結保存しているサンプルを融解した後、希釈系列を作成しマイクロプレートを用いて行った。また同時に、採取した多摩川サンプルについて、オートアナライザー (Bran Lubbe 社製、TRAACS800) により、無機態の窒素およびリン濃度についても測定を行った。



St.1-St.6: Sampling stations in the Tama River
STP-1, STP-2, STP-3: Sewage treatment plant effluents
T1, T2: Tributaries flowing into the Tama River

図-2 調査地点

3.2 結果と考察

藻類細胞濃度の経時変化

まず、マイクロプレートウェル内における *Selenastrum* 細胞濃度の経時変化について調べた。実験には、AAP 培地および多摩川から採取した河川水を用い、マイクロプレートにより *Selenastrum* の培養を行った。藻類細胞濃度は AAP 培地、多摩川河川水のいずれも、培養開始から 10~12 日程度で増殖はほぼ横ばいとなり、その後数日間あまり変化が見られない傾向のあることが分かった。また、他の河川水サンプルを用いて培養した場合も、ほぼ同様な傾向が見られた。この結果より、培養開始より 10~12 日程度経過した時点での藻類増殖量を AGP

値とすることとした。

多摩川における AGP 値の変化

多摩川における AGP の変化を図 3 に示す。調査地点の最上流部に位置している St.1 においては、下水処理場から放流される処理水の流入を受けていないため、図 4 に示すとおり窒素・リンといった栄養塩類濃度も低く、AGP 試験による藻類の増殖はほとんど見られなかった。しかし、下水処理水が合流する St.2 においては、栄養塩類濃度の急激な上昇とともに AGP 値は高くなり、藻類の活発な増殖が観察された。また、St.2 より下流側に位置している St.4 および St.5 においても AGP 値の低下はほとんど見られず、この区間において藻類の増殖を促す物質は低減せず、高い値が維持されることが確認された。また、調査地点の最下流部に位置する St.6 では、再度下水処理場からの処理水の放流を受け、AGP 値が再び上昇することが観察された。この結果より、下水処理水の流入により、河川における藻類の増殖が促進されることが確認され、河川の富栄養化に関する下水処理水の影響は大きいことが明らかになった。

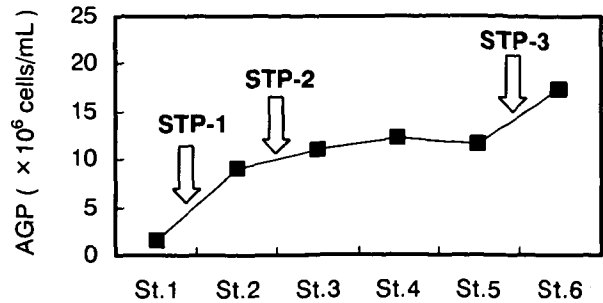


図3 多摩川におけるAGP値の変化

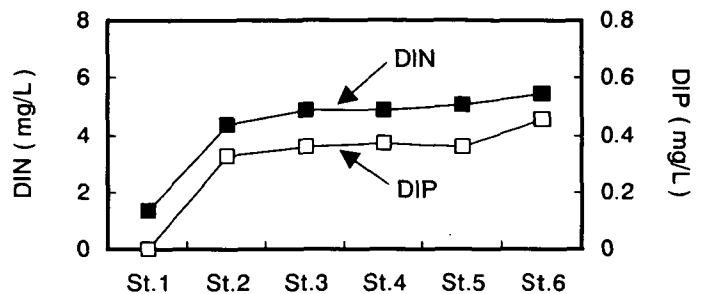


図4 多摩川における無機態窒素(DIN)および無機態リン(DIP)濃度の変化

4. 下水処理水による魚類曝露試験とその影響評価

土木研究所では、下水処理水のエストロゲン作用がコイに及ぼす影響の有無、及びその程度を明らかにするため、処理水への直接的なコイ曝露試験法について検討し、曝露試験を繰り返し実施してきた。さらに、魚類生理学の観点から、エストロゲン作用による魚類影響を評価する上で必要な生理学的作用について検討してきた。下水処理水にコイを曝露した結果、処理水のエストロゲン様物質の濃度に変動はみられないにも関わらず、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ビテロジェニン (VTG: 雌特異的な卵黄タンパク前駆物質) 生成が認められた。この現象は、下水処理水のエストロゲン作用が直接雄の VTG 生成に関わった可能性のほか、この時期に活性化する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 (男性ホルモン) をもとに、アロマトラーゼ (薬物代謝酵素の一つ) のはたら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。また、代謝酵素であるアロマトラーゼについては、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。平成 14 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して、VTG 生成を明らかにすることとした。

この結果、下水処理水に曝露した雄コイは、雄単独試験区、雌雄混合試験区および対照試験区のいずれにおいても VTG の生成は認められなかった。曝露試験水のエストロゲン作用は、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、雄の VTG 生成がみられなかった原因は、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ものと考えられた。そこで、15 年度は、試験対象をメダカとして、VTG の生成について調べることにした。

4.1 試験方法

(1) 試験対象魚

試験対象魚としてメダカ *Oryzias latipes* を選定した。メダカは、成熟に要する時間が3ヶ月と短く、さらに、次世代を得ることが容易なため、わが国における魚類研究の中心となっている魚種である。エストロゲン作用による魚類影響の試験対象魚としては、環境省や OECD で確立が急がれている標準試験法としても採用が考えられている。

(2) 試験装置

メダカ曝露試験に用いる試験水槽は、水質チームが考案・作製した現場型魚類曝露試験システムを用いることとした。この装置の特徴は、河川等の現地試験において、新鮮な水を導水するとともに、水温、流量、日照時間等の試験条件を制御可能とするものである。

(3) 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、雄メダカを用いる2週間曝露試験とした。現地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3に示す。

表3 試験条件一覧

試験魚	ヒメダカ <i>Oryzias latipes</i>
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時間一明、8時間一暗
餌	粉末餌、一日あたり3回の給餌

(4) 試験実施処理場と試験対象水

試験はコイ曝露試験と同じ水を対象とすることとし、既往の調査研究に協力いただいた下水処理場にて、コイ試験と同じ場内用水（二次処理水+砂ろ過）を用いることとした。

この下水処理場はおもに家庭系排水を処理しており、処理および消毒方式は、一般的な標準活性汚泥処理および塩素消毒が行われている。

(5) 影響指標（ビテロジェニン）

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ビテロジェニン（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（製造：株式会社トランスジェニック、販売：国土環境株式会社）を用いることとした。

曝露を終えたメダカの VTG 測定は、下記のとおり実施した。まず、清浄なタモ網で雄ヒメダカを取り上げ、氷水で麻酔した。氷冷麻酔により動きが停止したヒメダカを1個体ずつピンセットで取り上げ、ペーパータオルで体表面の水分を除去してから、デジタルノギスで体長、電子天秤で体重を測定した。

体長及び体重測定後、解剖バサミで腹面の胸鰭基部を切開し、さらに腹面正中線を肛門の直前まで切り開いた。実態顕微鏡下でピンセットを用いて腹腔壁を押し広げて肝臓を露出させた状態にして、消化管や胆嚢を破損しないように注意して肝臓を摘出した。肝臓に付着した脂肪組織等は完全に除去した。摘出した肝臓はマイクロチューブ（容量1.5mL）を風袋として、電子天秤で重量を測定した。採取後の肝臓は、直ちに冷却して前処理に供するまで-80℃以下で凍結保存した。また、各個体の肝臓重量及び体重から、下記の式により肝指数（HSI）を算出した。

$$\text{肝指数 (\%)} = \text{肝臓重量} / \text{体重} \times 100$$

肝臓が入ったマイクロチューブに氷冷した Buffer (ピテロジェニン濃度の測定に用いた ELISA キットの検体希釈液) を肝臓 1 mg あたり 50 μ L 添加し、清浄なマイクロホモジナイザーでホモジネートした。ホモジネート後、冷却遠心機で遠心処理 (4 $^{\circ}$ C、13,000 g、10 分間) して、肝臓の抽出液、脂肪及び肝臓組織を分離した。ELISA 測定の試料として試料の中層に分離された肝臓抽出液をマイクロチューブ (容量 0.5 mL) に分取 (1 個体あたり 3 本) した。前処理操作はすべて氷冷下で行った。マイクロチューブに分注した肝臓抽出液は、ELISA での測定に供するまで -80 $^{\circ}$ C 以下で凍結保存した。

肝臓抽出液中は、メダカ VTG-ELISA キットの検体希釈液でさらに 10 倍以上に希釈して測定に供した。ELISA の手順及び条件等は、キットの説明書に従った。測定はすべて二重測定で行った。試料 (希釈した肝臓抽出液) 中のピテロジェニン濃度は、二重測定した吸光度の平均値を基に標準曲線から算出した。これに肝臓抽出液の希釈倍率を乗じて、肝臓抽出液中のピテロジェニン濃度を算出した。各 ELISA における定量範囲 (Working range) は 2~64 ng/mL とした。すなわち、肝臓中のピテロジェニン濃度の定量下限は、すべての曝露実験において 1 ng/mg-liver weight とした。

(6) 処理水のエストロゲン作用

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活性のほか、エストロゲン類 17 β -エストラジオール (E2)、エストロン (E1)、17 α -エチニルエストラジオール (EE2) を対象として、2 週間ごとに測定した。

測定は、既報の調査研究と同様の方法を採用した。

4.2 結果および考察

下水処理水に 2 週間メダカを曝露した結果、VTG は検出されなかった。水質測定の結果、エストロゲン活性やエストロゲンの濃度は既報のコイ試験と同レベルであり、とくにエストロゲン活性は、魚類影響が表れることが想定される 8 ~ 21 ng/L-E2 であった。

表 4 水質測定結果

	単位	試験開始	第1週	第2週	検出下限	定量下限
エストロゲン活性	(ng/L-E2)	8.05	9.25	21.24	0.05	0.11
E2	(ng/L)	ND	1.2	4.5	0.30	1.00
E1		1.9	17.1	33.2	0.20	0.60
EE2		ND	ND	ND	1.30	4.40

エストロゲン活性が認められたにもかかわらず VTG が誘導されなかった原因の可能性として、水温が低かったことが影響していると考えられる。水温と化学物質の影響については、農業を対象とした試験が行われている。DDT の毒性は、15~30 $^{\circ}$ C の範囲において、低温ほど作用が強い。一方、殺虫剤サイメット Thimet の毒性は、高温ほど作用が強い。このように、水温によって化学物質に対するメダカ感受性が異なることが知られている。本試験での水温は、室内試験と同様に 25 $^{\circ}$ C と設定したが、この温度に達しない期間もあったことが影響したのかもしれない。

また、試験期間は、既報のとおりコイでは VTG の上昇・下降は 4 週間必要であるが、メダカでの 2 週間という試験期間は短かったのかもしれない。

5 まとめ

本年度の試験結果として、下記のとおり成果を得た。

- (1) 手賀沼の流入河川・大津川を対象に解析モデルの構築を試み、モデル選定、データ収集を行った。
- (2) 下水処理水が放流先河川の水質に与える影響を評価するため、水域の富栄養化の程度を表す方法として有用

な AGP (Algal Growth Potential) 試験を用いることとし、多数の試料を迅速に処理することができるように試験方法の改良を行った。マイクロプレートを用いる方法を検討した結果、本法は、常法の AGP 試験と同様に藻類増殖能力を評価できることが明らかになった。さらに、下水処理水の流入する都市河川を対象として、マイクロプレートを用いた AGP 試験により、下水処理水の影響について評価を行った。

(3) 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でメダカを用いた曝露試験を実施した。その結果、雄メダカの VTG 生成は認められなかった。雄メダカの VTG 誘導がみられなかった理由として、水温の低い期間があったこと、2 週間という期間が短かったことが考えられた。

参考文献

- 1) Akihiro TAKAHASHI, Hiroaki TANAKA (2001) Detection of Estrogens in Wastewater by LC/MS/MS, IWA 2nd World Water Congress, Berlin, Germany CD-ROM (pp.278)
- 2) 大月敏弘、小倉紀雄：藻類培養試験 (AGP の測定) による南浅川の富栄養化の評価、用水と廃水、22、317-322、1980
- 3) 竺文彦、北尾高嶺、岩井重久：藻類増殖試験法に関する基礎的研究、用水と廃水、19、325-334、1977
- 4) 外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル (水質、底質、水生生物)、(1998) 平成 10 年 10 月、環境庁水質保全局水質管理課。
- 5) 須藤隆一、森忠洋、岡田光正：藻類培養試験による富栄養化の評価、用水と廃水、15、107-116、1973
- 6) 八十島誠、小森行也、田中宏明(2004) トイレトーパー等に含まれる NP およびその関連物質、第 38 回水環境学会講演集。

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、各自治体がそれらを独自で整備するのは大きな負担となる。新大系の中核的整備項目である工事工種の体系化は、公共土木工事を請負施工に付する場合の工事内容について、階層別に工種を細分類すると共に、工種用語の標準化及び契約等に係る表示単位を標準的に規定することであり、河川・道路事業などの一般土木事業分野に続き下水道事業分野についても平成 11 年度にほぼ概成している。また、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、大系用語定義集の作成、下水道工事積算基準書の体系化、下水道土木工事共通仕様書の作成・体系化も順次実施している。

一方、下水道事業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。

本研究では、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」の案を作成し、「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の素案を作成した。また、下水道土木工事コスト構造の分析として、各地方自治体の積算実績を基に各工種の価格構成比を明らかにした。

「下水道土木工事施工管理基準及び規格値」の案

「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下水道編として下水道固有の工種と国交省施工管理基準に記載

されていない工種（推進工種など）を追加整備する形で作成した。また、下水道施工管理基準が独自に使用される場合を考慮し、国交省施工管理基準の共通編のみを参照すれば、運用が可能な形態とした。

国交省施工管理基準によれば、工事的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載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4つの管理項目について記載することとした（図-1）。

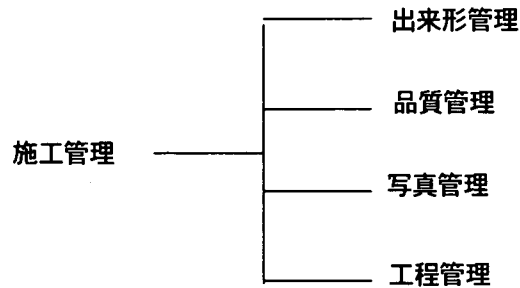


図-1 施工管理基準に記載する管理項目

このうち、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、図-2 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。

編	章	節	条	枝番	工種	測定項目	規格値 (mm)	測定基準	測定箇所	摘要
下水道	1 管路	3 管きよ工 (開削)	3 管路土工		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			

図-2 出来形管理基準及び規格値の記載例

「数量算出要領・数量集計表様式」の素案

「数量算出」は、予定価格を作成するための積算に必要な数量を算出し整理しておく作業であり、その数量を扱う設計コンサルタント、発注者、施工業者は、算出項目や算出方法等について共通認識を持つことが必要となる。この「数量算出」の統一された標準的なルールを規定したものが数量算出要領であり、これにより、積算担当者の恣意性の排除、積算業務の合理化、契約内容が明確になることが期待される。

以上の点に留意し、また既に整備されている一般土木分野の「国土交通省数量算出要領・数量集計表様式」の「下水道編」として整備することとし、数量算出要領に記載する内容は、数量算出項目、数量算出区分、単位、数量算出方法とした（図-3）。

1.1.2 管路埋戻工

1. 適用

当該節の
適用範囲を記載

管路開削工の管路埋戻に適用する。尚、機械投入は、溝掘状態の作業条件であり、のり切り状態で施工する場合は別途考慮する。適用する土質は、砂、発生土、改良土、碎石とする。

2. 数量算出項目

埋戻し土量を区分ごとに算出する。

単位目的物とその構成要素
の数量、積算条件として必要
な数量を記載

3. 区分

区分は、施工方法、埋戻機種とする。

(1) 数量算出項目及び区分一覧表

項目 \ 区分	施工方法	埋戻機種	単位	数量	備考
埋戻土量	○	○	m ³		

(2) 施工方法区分

施工区分は、以下の通りとする。

- ① 人力投入埋戻
- ② 機械投入埋戻

数量算出項目の数量を区分
して算出する必要がある場合
は、区分の種類と各区分の具体
的内容を記載

(3) 埋戻機種区分

埋戻機種の種類ごとに区分して算出する。

- ① バックホウ山積 0.13m³
- ② バックホウ山積 0.28m³
- ③ バックホウ山積 0.45m³
- ④ バックホウ山積 0.80m³

4. 数量算出方法

(1) 埋戻土量の算定

埋戻土量 = 掘削土量 - 発生土処分量

数量算出項目ごとの算出方法や
算出上の留意事項を記載

図-3 数量算出要領の記載例

数量集計表様式は、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。また、図-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。

図-4 数量集計表様式の記載例

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					内訳数量表 別紙
							合計	A	B	C	D	
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				

下水道土木工事コスト構造の分析

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。

本研究では、管路におけるコスト構造を明確にするため、実際に自治体が発注した設計書を収集し積算実績を分析することによって、工事工種体系のレベルごとの価格シェアを明らかにした。

設計書を基に工種ごとの価格を把握するためには、設計書を構成する用語や費用内訳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。そのため、今回は、下水道土木工事積算基準が新土木工事積算体系に基づいて作成された平成13年度の設計書を対象とすることとした。

なお、自治体から収集

した分析可能な設計書は全部で186件であり、新土木工事積算体系に基づいて設計書を作成している自治体が平成13年度ではまだ少ない。また、各自治体によりレベル2工種の管きょ工(開削)、管きょ工(小口径推進)、管きょ工(推進)、管きょ工(シールド)の工事量にはバラツキがあることが推測できるため、ここでは、管きょ工(開削)、管きょ

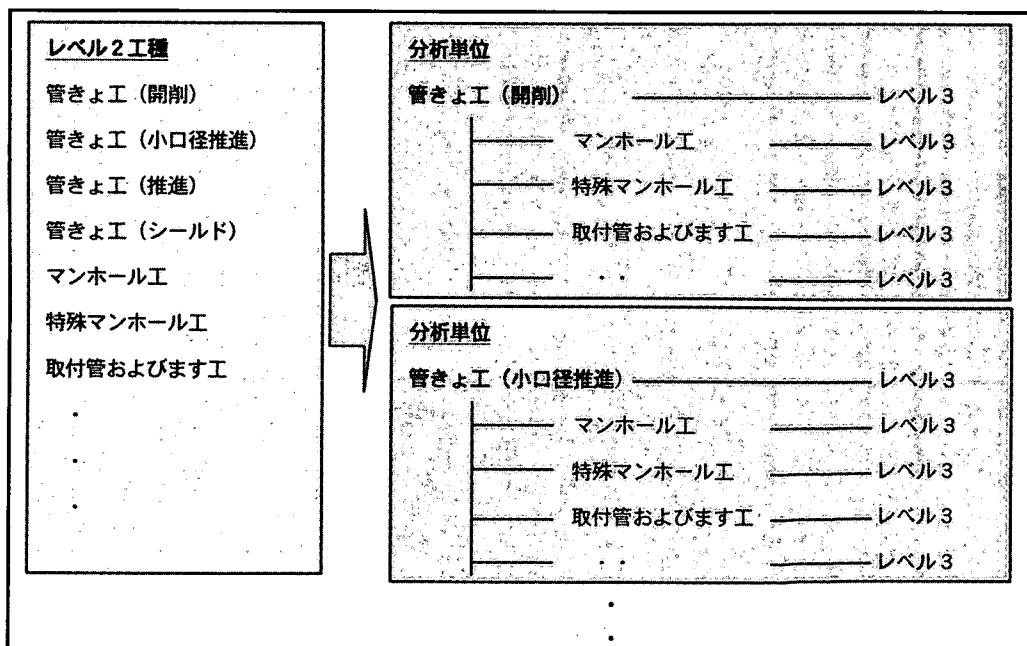


図-5 価格シェアの分析単位

工(小口径推進)、管きよ工(推進)、管きよ工(シールド)ごとに価格シェアを分析した(図-5)。以下には、管きよ工(開削)と管きよ工(小口径管推進)の分析結果を示す。

(1) 管きよ工(開削)

管きよ工(開削)におけるレベル2工種の金額シェアは図-6に示すように、最もシェアの大きい工種は、「管きよ工(開削)」で60%のシェアを占めている。以下、「付帯工」、「マンホール工」、「取り付け管およびます工」の順で、上位4工種で金額シェアはほぼ100%であった。

レベル3種別では図-7に示すように、「管路土工」が約25%で最も高いシェアを占め、以下、「管路土留工」、「組立マンホール工」、「舗装復旧工」、「管布設工」、「舗装撤去工」、「管基礎工」と続き、これら7工種で金額シェアは90%であり、これらの種別でコスト縮減が図られれば、コスト縮減効果が高いことが言える。

(2) 管きよ工(小口径管推進)

管きよ工(小口径管推進)におけるレベル2工種の金額シェアは図-8に示すように、最もシェアの大きい工種は、「管きよ工(小口径推進)」で約65%のシェアを占めており、2番目の「立坑工」とで工種金額シェアは95%であった。

レベル3種別では、図-4に示すように、各種小口径推進工が約25%で最も高いシェアを占め、以下仮管

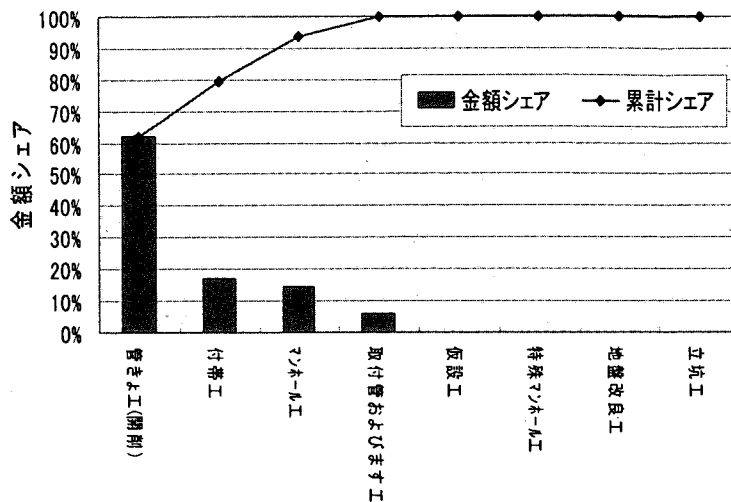


図-6 開削におけるレベル2工種の金額シェア

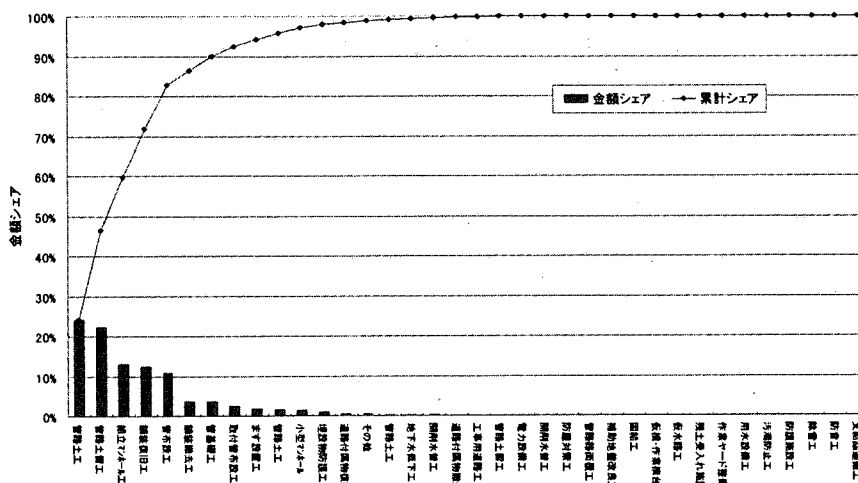


図-7 開削におけるレベル3種別の金額シェア

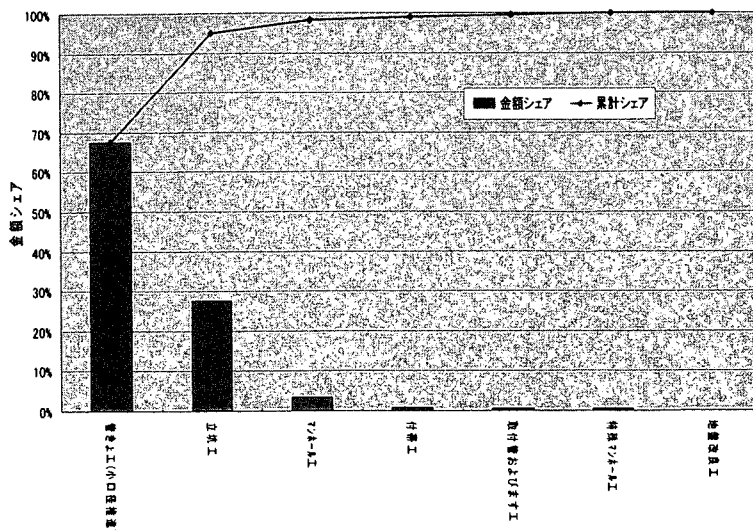


図-8 小口径管推進におけるレベル2工種の金額シェア

併用推進工、小口径泥水推進工、土留工と続きこれら4工種で工種金額シェアは60%であり、これらの種別でコスト縮減が図られれば、コスト縮減効果が高いことが言える。

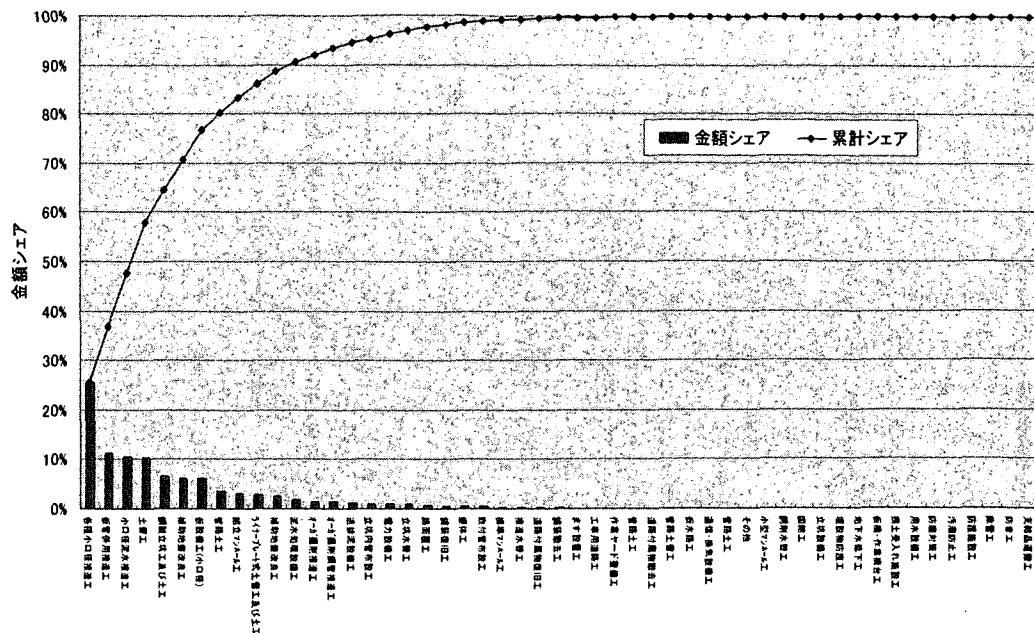


図-9 小口径管推進におけるレベル3種別の価格シェア

おわりに

施工管理基準や数量算出要領等は、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ないため、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、今回作成した「下水道土木工事施工管理基準」の案については各地方自治体の意見照会を経てさらに精度を上げ、また、「下水道土木工事数量算出要領・数量集計表様式」の素案についても同様に意見照会等を加え成案化を図る予定である。

工事コスト構造の分析については、工事工種ごとの価格シェアを分析しコスト縮減効果の高い分野を明らかにしたが、今後は工種ごとの機械・労務・材料費の構成比について詳細に分析し、コスト縮減の方向性を示していきたい。また、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かったため、平成14年度以降に発注された設計書と合わせて分析する必要がある。

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 廣木 謙三
主任研究官 佐々木淑充
研究官 水草 浩一

1. まえがき

現在、都市域では急速な IT 化の進展や地下空間の高度利用がされていることから、これら区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おり、特定都市河川浸水被害対策法が制定された。この法では、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、氾濫解析モデルを活用し、都市域の氾濫状況把握が極めて重要になっている。

一方、これら都市域では、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、国内にはこうしたモデルを公開・実用化には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、本来下水道管路内の水理解析を行うモデルとして開発されたという経緯と、中核の計算部分が非公開としていると不透明要素が多いため、本格的な氾濫現象の検討に用いるには解決すべき課題が多い。

そこで水害研究室では、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公開型モデルとして、『NILIM (New Integrated Low-land Inundation Model)』の開発を継続的に行ってきた。

2. 調査目的

水害研究室が開発を行ってきたNILIMに関しては、一般への公開することで全国において有効に利用および活用されることが最終目的となる。特に特定都市河川流域における都市浸水想定区域図を作成する際には、都市域における氾濫解析が必要不可欠となるため、NILIMが解析に利用される可能性は高い。

モデルの公開に当たっては、一般的に、そのモデルの解析結果に対する信頼性の担保を公開者が示すことで、利用者によるモデルの有効性が判定される。このため、モデルの公開に先立って、モデルの精度検証を行い、解析結果の信頼性を検証しておくことは不可欠である。また、既に類似のモデルが一般に存在する場合は、それら既存モデルとの特性、長短所、対象可能域等の差異を明確にしておき、利用者によるモデルの選択を容易にしておくことも市場から求められる。

したがって、本調査では、NILIMの公開にともなう、モデルの解析結果に対する信頼性の評価を行い、また他の類似モデルとの比較によるNILIMの特性把握を目的とする。

3. 過去の調査結果

NILIMの前進は旧建設省土木研究所が開発したPWR Iモデルであり、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。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が加えられた。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。その後、呼称をN I L I Mに変更し、さらに各種の改良が加えられている。

4.平成14年度の調査結果

平成14年度はN I L I M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、また過去に水害研究室で計測した下水道管路内の水位、流速、雨量に関する実績データとの比較によって、モデルの妥当性について検討した。

この結果、下水道管路内の水理解析に関するモデルの再現状況は、概ね良好であった。そして、N I L I M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。また、特に優位な点として、

- ・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。
- 点が挙げられた。

5.平成15年度の調査内容

現在水害研究室で開発を行っているN I L I Mであるが、旧建設省土木研究所の時代からのおよそ20年ほどに渡って、継続的に開発されてきた。一般に、下水道管路網は河川と比較して、複雑に合分流を繰り返す、また放流先河川や排水施設による背水の影響を受ける場合もあるため、河川の水理解析よりも、より高度な計算過程を要求されている。このなかで、特に下水道管路内の水理解析に関しては、水位が低い開水路状態の流れと、水位が管路天端を越える満管の流れの2種類を考慮する必要がある、またこの流れの境界の遷移状態では非常に計算が煩雑になることから、誤差収束計算の取り扱いによって頻繁に発散していた。さらに、対象流域が河川流域よりも小さいことから、流出が極端に早く、その変動量の大きさが誤差の発散に拍車を掛けていた。このため、計算時間は解析対象時間の2倍程度を要していた。

昨今の計算機器の性能向上により、より高度な計算やより複雑な収束計算が容易に行えるようになったことや、適切なプログラムの修正により、N I L I Mの計算速度は、当初と比較して市販モデルと遜色ない程度まで向上しており、一般に向けた公開が可能な程度に達している。

そこで平成15年度は、N I L I Mの一般公開に向けて、実流域および仮想流域における解析を行い、浸水実績や水位等の計測データや市販モデルとの整合性を比較し、その性能面での信頼性を担保するための検証を行った。また、特定都市河川浸水被害対策法の施行にともない、特定都市河川流域において都市浸水想定区域図の作成が必要となるが、その際に用いられる解析モデルについて、市販モデルを含め最適な解析手法の検討を行った。

6.平成15年度の調査結果

6.1 N I L I Mの適用性検討概要

実流域でのN I L I Mの適用性検討に関しては、平成14年度に、浸水実績、下水道管路内に設置した水位計や流速計からの計測データ等の実測値との比較検討を行い、良好な解析結果が得られている。

一方、N I L I Mの流域条件や対象外力に対する特性を把握するに当たって、実流域を対象とした解析を用いる場合は、解析結果に影響を与える様々な要因が非常に複雑に関係するため、ある問題が生じた場合でも、その原因を特定することが非常に困難となる。また、同様に類似の既存モデルとの比較検討を行う場合にも、複雑な検討対象を用いた場合には、その差異が不明瞭になる可能性が考えられる。

そこで、単純な仮想流域を設定し、NILIMと市販モデル（InfoWorksCS、Mouse、XP-SWMM）とを可能な限りの同条件で解析し、そこから得られる各種結果を比較検討することで、NILIMの特徴を明確化させた。

6.2 仮想流域設定

NILIM並びに市販モデルの流出量・溢水量計算メカニズム・特徴を把握するために、単純な流域において解析を行った。

対象とする流域は、図-1に示すように矩形流域（1,000m×2,000m、A=200ha）とし、下水道管路は平面配置で、各マンホールには一律4haの流入区域を持つものとした。上流端管路はφ900mmとし、対象管路への流入経路・地表勾配に基づきランピングさせたほか、上流の管路から溢水しやすいように、管径を小さくし、土被りを浅くするようにした。また放流条件は、自然放流とした。幹線縦断方向の地表勾配は、図-2および図-3のようにI=1/1000を基本として設定した。ただし流域中央に貫通する主要幹線路周辺は、氾濫水の拡散も表現できるように部分的に平坦にした。また幹線横断方向の地表面勾配は、左岸川斜面をI=1/1000、右岸斜面をI=1/500とし、左右斜面の比較により地表勾配に応じた湛水状況の変化の把握を容易にさせた。

NILIMで解析を行う場合には、地表面の氾濫解析に二次元不等流モデルを利用しているため、流域を50mメッシュで分割して氾濫解析を行っている。また、市販モデルを用いて地表面氾濫解析を行う際には、氾濫を許容する地表面を仮想的な道路を開水路で置き換え（二条管）計算する必要がある。今回は、図-4のようにこの氾濫地表面を道路仮想水路として設定して解析を行った。具体的には、図-2のように50m×100mの格子状に、地表勾配に合わせて幅員9m（主要幹線道路の幅員は15m）で設定した。

6.3 仮想流域での解析結果

仮想流域において、自然放流の場合での各解析モデルごとの流出・氾濫解析を行い、表-1にまとめた。

6.3.1 管路内流出量

総流出量については（下流P3地点に着目）若干NILIMが少ないものの、他の各解析モデルとの顕著な差は

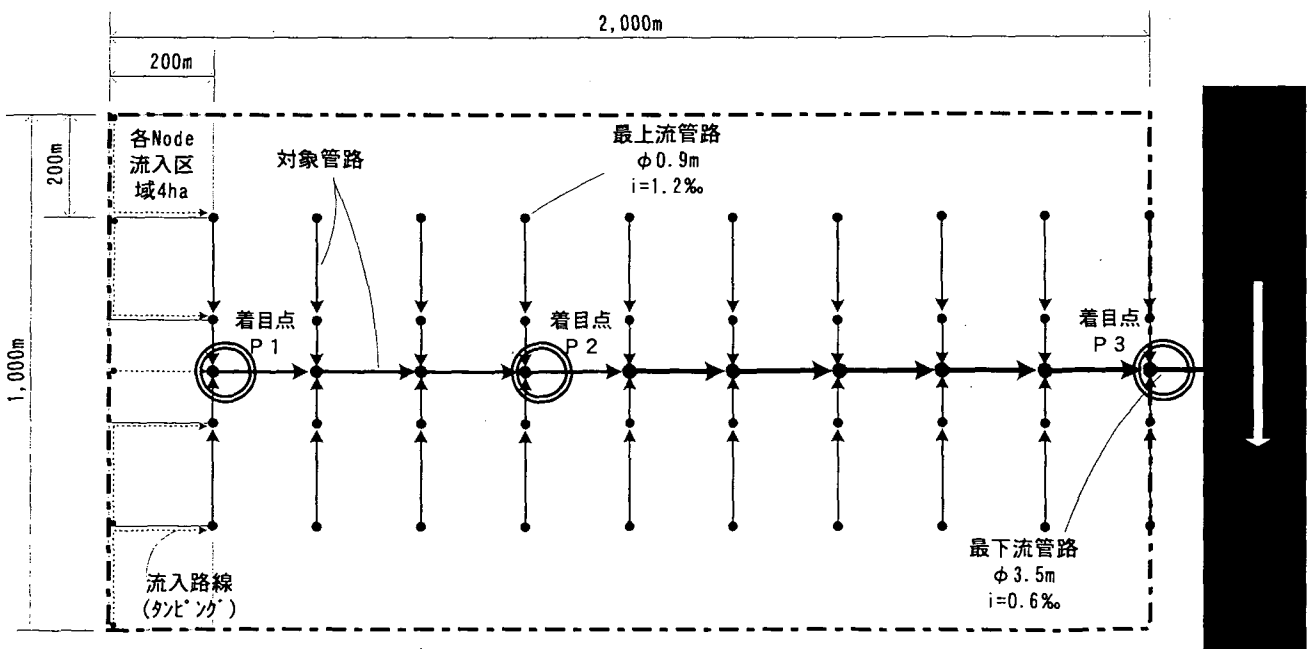


図-1 仮想流域の概要

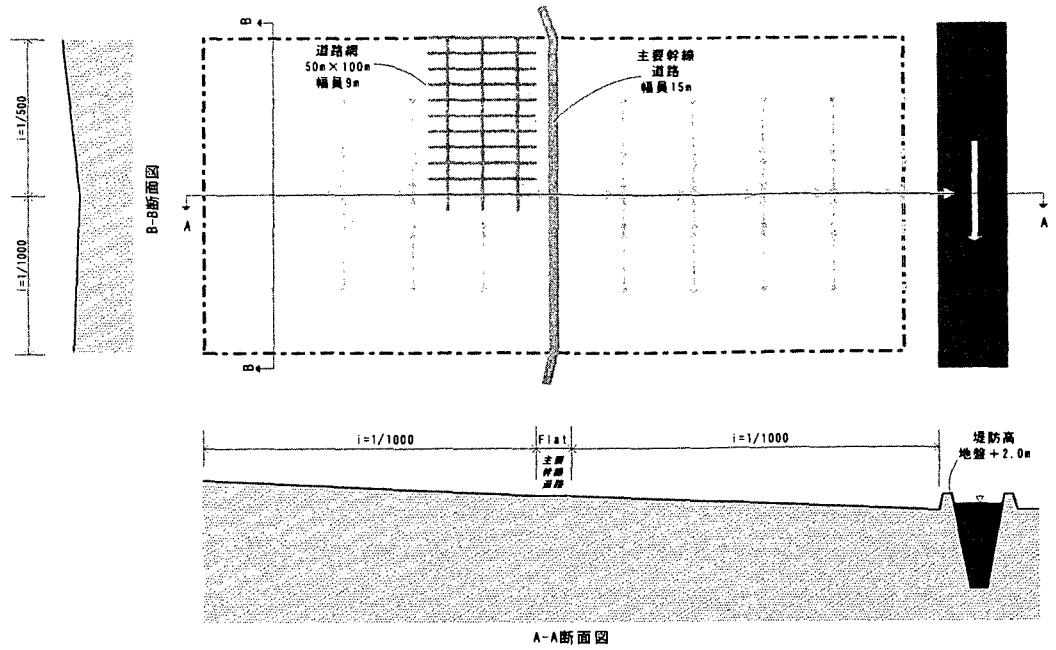


図-2 仮想流域地表勾配・道路網作成イメージ

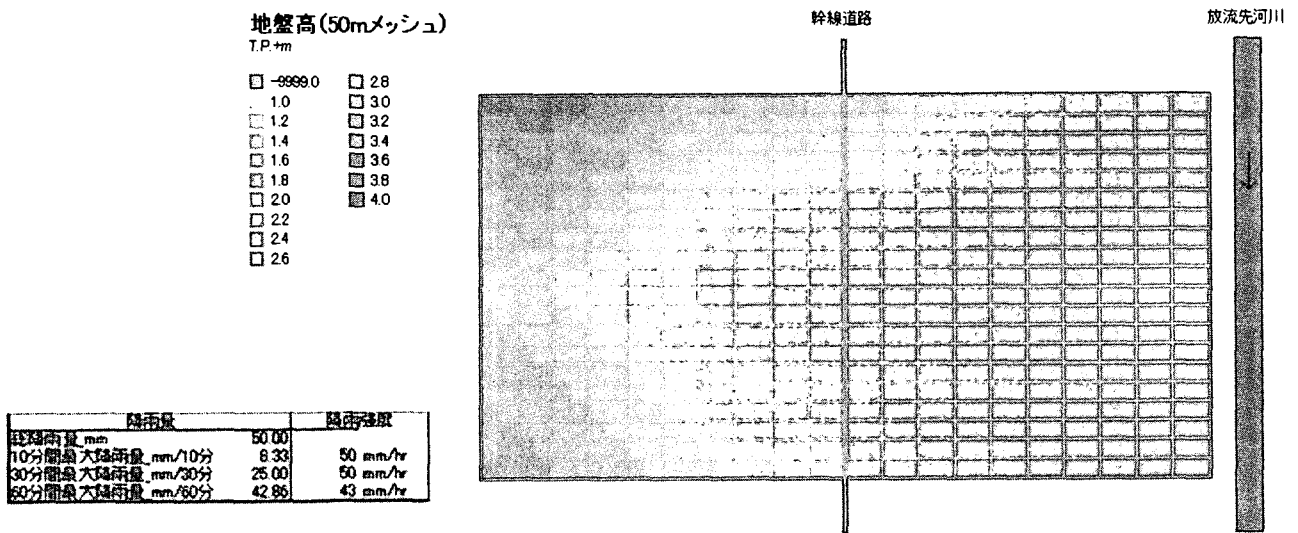


図-3 仮想流域地盤高図

仮想台形降雨最大強度200mm/hr
(5分ピッチ雨量)

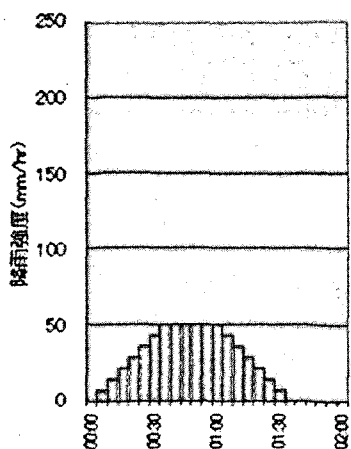


図-5 比較検討の入力外力

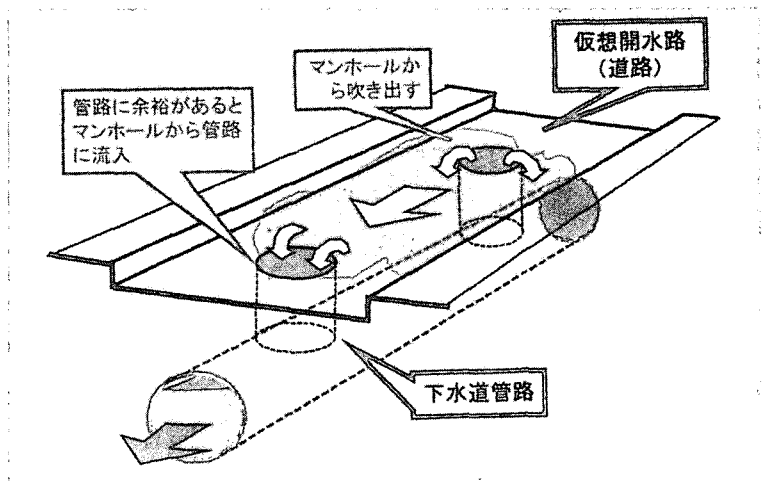


図-4 市販モデルでの地表面氾濫域の取り扱い

表-1 仮想流域における解析結果

解析モデル名		NILIM	InfoWorksCS	MOUSE	XP-SWMM	
対象流域名		仮想流域				
対象降雨		仮想台形降雨(最大強度200mm/hr)				
外水位条件		自由放流				
ポンプ施設有無		なし				
管内流出量	ピーク量	上流P1 (m ³ /秒)	3.060	4.116	3.820	3.551
		中流P2 (m ³ /秒)	15.300	14.441	15.949	16.529
		下流P3 (m ³ /秒)	61.900	72.118	68.131	68.179
	総量	上流P1 (m ³)	14,585	13,010	17,642	15,835
		中流P2 (m ³)	84,195	64,821	84,114	82,985
		下流P3 (m ³)	376,803	390,325	403,912	389,066
溢水量	降雨開始後30分 (m ³)	4,500	3,444	126	3,763	
	降雨開始後60分 (m ³)	79,400	85,130	67,508	72,615	
	降雨開始後90分 (m ³)	119,000	107,954	97,406	100,338	
	降雨開始後120分 (m ³)	68,800	25,693	33,212	34,357	
	降雨開始後150分 (m ³)	29,200	5,201	8,466	9,446	
	最大溢水量 (m ³)	117,000	118,290	102,704	105,946	
最大溢水量発生時刻(降雨開始後)		85分	80分	80分	80分	
計算時間 (分)		5.0	0.1	3.5	3.8	

認められない。このことから、総流出量の計算に関しては、NILIMと市販モデルを含め、どのモデルを利用して得られる結果はほぼ同じであることが判明した。

管内ピーク流出量については、NILIMが市販モデルより小さめに計算される傾向にあった。これは、NILIMは地表面に溢水が生じた場合、マンホール部において動水勾配による圧力が開放されるため、そのマンホールより下流側への圧力流れによる流下量の減少を考慮していることと、市販モデルは水位と流量を動水勾配によるバランスから、数学的に収束計算により求めていることに由来すると推定される。

6.3.2 溢水量・氾濫状況

最大溢水量については、NILIM、InfoWorksCS、XP-SWMM、MOUSEの順に少なくなっているが、各解析モデルともほぼ同等といえる。

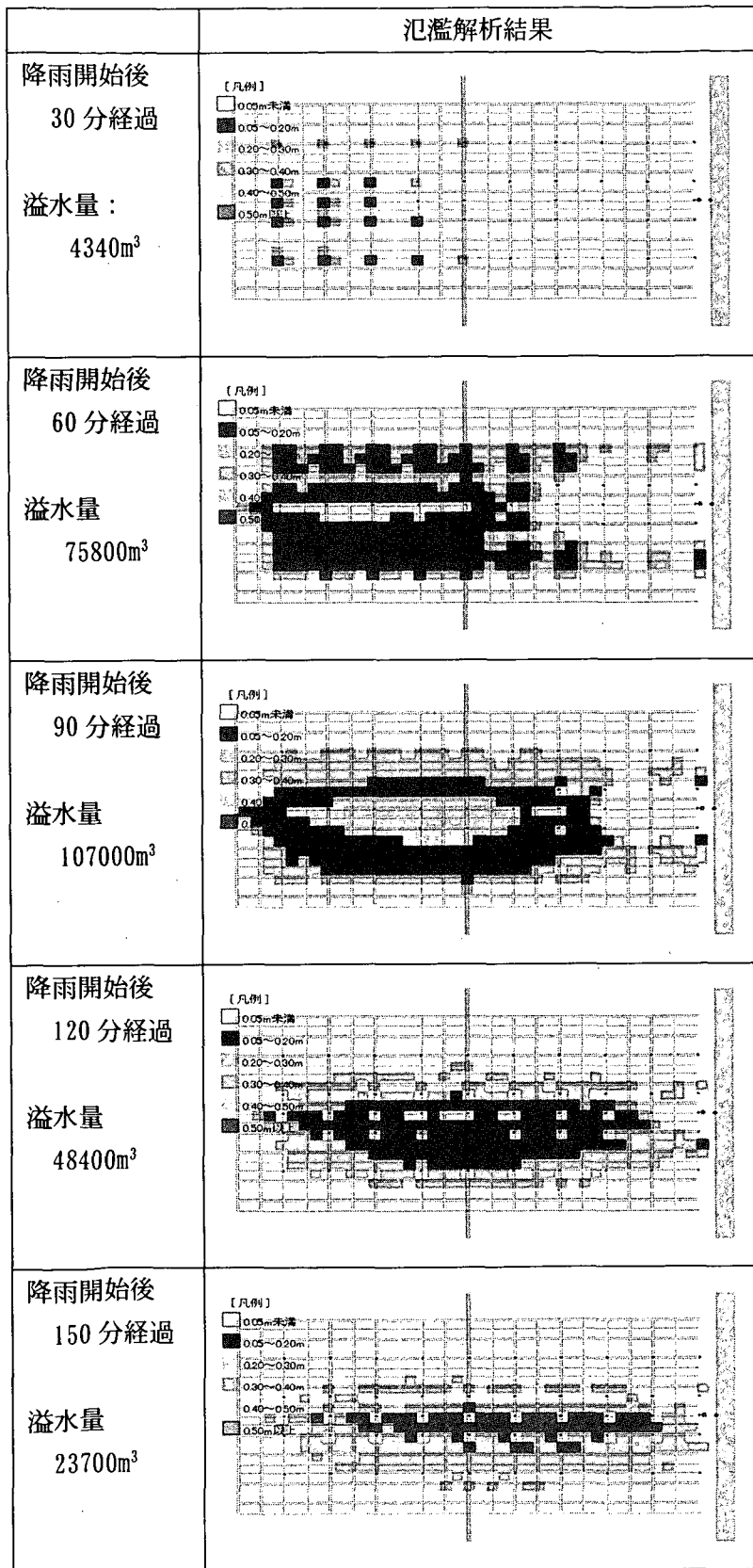
最大溢水時(各メッシュ・仮想開水路の最大浸水時)に着目すると、NILIMの最大水深は0.40m以下に対し、市販モデルは最大水深が0.50m以上となっていた。これは、NILIMは50mメッシュを氾濫域にしているのに対し、市販モデルは道路(幅9.0m)を氾濫域に設定したため、互いに氾濫水による浸水を許容する面積が異なり、その結果、溢水量を浸水許容面積で除し、浸水深を計算する際に生じる差異であると推定される。このことから、地表面の浸水を許容する面積の設定は非常に重要であり、NILIMにおいては地表面粗度の他に浸水を除外する面積の設定、市販モデルにおいては浸水を許容する面積も含めた仮想の道路幅の設定に留意する必要があることが判明した。

時間的な変化については、各モデルとも上流域で溢水が始まり、中流域の浸水区域が増加する傾向は同様であったが、NILIMは市販モデルに比較して、氾濫水が遅れて地表面を流下する傾向にあった。これは、NILIMでの溢水および氾濫水の管路への戻り計算が、マンホール部での流量による水収支計算から求めているのに対して、海外モデルでは、管路および仮想道路の収束計算で求められた水位に応じて、即座に氾濫水が管路に戻るよう求めていることから、マンホール部での計算過程の違いにより生ずると推定される。ここでは、特にNILIMによる、地表面氾濫の時系列変化を図-6に示す。

6.3.3 解析結果検討

平成15年度の解析結果からは、NILIMおよび市販モデルのいずれを用いても、管内流量や湛水量、氾濫状況においてほぼ同等の結果を得ることが可能であることが判明した。NILIMに関しては、既に平成14年

図-6 仮想流域におけるNILIMによる
解析浸水深の時系列変化



度において、実流域での精度検証を行っており、ある程度解析結果に信頼性があるとされたが、検証実績が少ないため信頼性が不十分である。このため、各モデルの比較を行う際には、今後実現象との絶対比較によって、その精度に関する検証を行う必要がある。

7.まとめ

今回の調査により、下水道管路を考慮した都市域での氾濫解析を行う場合には、地表面の浸水面積の設定に十分な注意をすることで、NILIMを用いても市販モデルを用いても、大きな差異もなく、同様の結果を得られることが判明した。

そのうち、NILIMが市販モデルと比較して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、水収支による物理量によって表現することが可能である。
- ・地表面の氾濫解析に2次元メッシュを使用しているため、仮想道路の道路幅の設定が必要な市販モデルと比較して、使用者による主観の影響を受けにくい。
- ・浸水範囲の解析結果を出力する場合には、メッシュでそのまま表現可能なため、浸水の時系列な傾向や、浸水の範囲の全体把握が容易である。

今後に関しては、模型実験による実現象の把握と解析結果との比較、現在考慮していない河川による影響や河川からの氾濫を考慮したNILIM2の開発、より具体的な水災シナリオへの適用、特定都市河川浸水被害対策法への具体的適用による全国展開が課題として挙げられる。

16. 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

研究予算：受託業務費（国土技術政策総合研究所）

研究期間：平 13～平 15

担当チーム：土質チーム

研究担当者：小橋 秀俊、桑野 玲子、

古本 一司

【要旨】

下水管渠の効率的な補修・更新には作用土圧の適切な評価が不可欠であるが、埋設後長期間経過した管渠にかかる土圧には不明な点が多い。本研究は、埋設時及び埋設後長期間の埋設管土圧や管渠の変形挙動を、長期モニタリングや室内実験にて定性的に調べたものである。

埋設材料に未固結土を用いた場合は、埋設時の管渠の変形に伴って地盤内にアーチ効果が働き作用土圧は大きく減少し、その後の時間経過によって大きな変化がないことがわかった。一方セメントを添加した固結土を用いた場合は、一旦硬化すると埋戻し地盤が一体となって挙動し管渠の変形に追随しないため、作用土圧は増減するが管渠の変形は抑制される傾向が観察された。補修工法の選定においては周辺地盤をゆるませない（変形させない）こと、また埋戻し材料にゆるみにくい材料を選定することが土圧の安定を保つために重要なことがわかった。

キーワード：埋設管土圧、移動床実験、時間効果、アーチ効果、固結

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、埋設後長時間経過した管渠周り埋戻し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、作用土圧を評価するものである。

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に関する既往の研究は、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、各要因について以下の項目を実施した。

①長時間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査（要因 C）

②地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング（要因 B、C）

③降下床実験による緩み土圧の計測（要因 B、C）

④降下床実験における緩み土圧の攪乱試験（要因 A）

3. 長時間経過後の地中構造物周辺地盤の実態調査

宮城県塩竈市にて、敷設後 30 年を経過した下水管の周辺地盤の調査を実施した。調査地は軟弱地盤上に埋立てを施しており全般に地盤沈下が著しい。埋立てに用いられている土は細粒分まじりの砂礫で、

ごく一般的に用いられる埋立て材であった。径 40cm の下水管が深さ約 2m の位置に設置され、埋戻しの上部は約 55cm の砂礫層と 15cm のアスファルトで覆われていた。本調査では、30 年経過後の埋戻し土の力学特性を調べる目的で不攪乱試料採取を試みたが、砂礫混じりの上未固結のため、乱さない試料を採取するのは不可能であった。同時に表面波探査を実施し、埋戻し土の現在の S 波速度を調べたところ、150～180m/秒であった。30 年程度の時間経過では埋戻し土に固結などの顕著な年代効果を期待するのは難しいことが示唆された。

4. 地中埋設管に作用する土圧の長期モニタリング 4.1 モデル地盤作成及びモニタリング方法

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。地盤材料には、埋戻しに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を用いた（各材料の粒度は図 1 参照）。またモニタリング開始から約一年経過後に川砂を撤去しセメント改良山砂に置き換えて、新たにモニタリングを開始した。埋設管は、剛性管と撓み性管として、ヒューム管と塩ビ管をそれぞれ使用した。埋設時には砂を塗布したベニヤ板を土槽側面にあらかじめ設置して、埋戻し土に対して硬質の（安定した）原地盤を模擬した。径 10cm の土圧計を 30 cm 四方の鋼板に埋め込んだものを図 2 に示す位置に配置して土圧を測定した。基礎地盤として 20cm 盛立てた後管を設置し、以後 1 層あたり 20cm ずつ 60kg タンパーで 2 往復の転圧を施した。土被りは管頂部で約 1.3 m である。埋戻し土の物理特性及びセメント改良した場合の強度を表 1 に示す。

ひずみ及び土圧の計測は、設置が終了した時点より、一層毎の盛立高に対して行った。また、埋戻し終了より 1 日ごとに各データの自動計測を行った。計測は埋設終了後から 1 年間（川砂、セメント改良山砂）または 2 年間（未改良山砂）継続した。

4.2 埋設時及び直後の管の変形と周辺土圧

未改良土地盤（山砂及び川砂）における各計測地点の土圧を、埋設時の埋め戻し地盤高及びその後の経過日数に対してプロットしたものを図 3 に示す。それぞれの計測地点の土被りから理論上計算される鉛直土圧は、管底レベルで約 0.30kgf/cm²、管頂レベルで約 0.21kgf/cm² である。以下のような現象が観察される。

- ・管底レベルの土圧は埋戻しとともにほぼ線形に増加し、埋設終了時には理論的土被り圧と比べると 10～20% 程度小さめの値となっている。ただし川砂に埋設したヒューム管周辺の土圧は理論的土被り圧の約 55% とさらに小さい。土槽側面や管の摩擦により土塊の重さが一部支えられたためであろう。
- ・川砂の方が若干大きめの密度であるにもかかわらず、山砂と比べて全体に土圧が小さめであった。両材料の力学的性質の差異によるものと思われる。
- ・管頂レベルの土圧は、理論的土被り圧に比べるとはるかに小さい。ただし、山砂に埋設したヒューム管のケースでは大きな土圧が計測され、終了後に大きく減少した。また、管頂レベルの土圧はヒューム

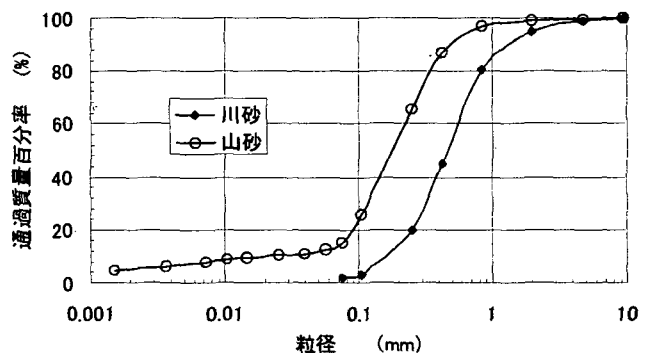


図 1 粒径加積曲線

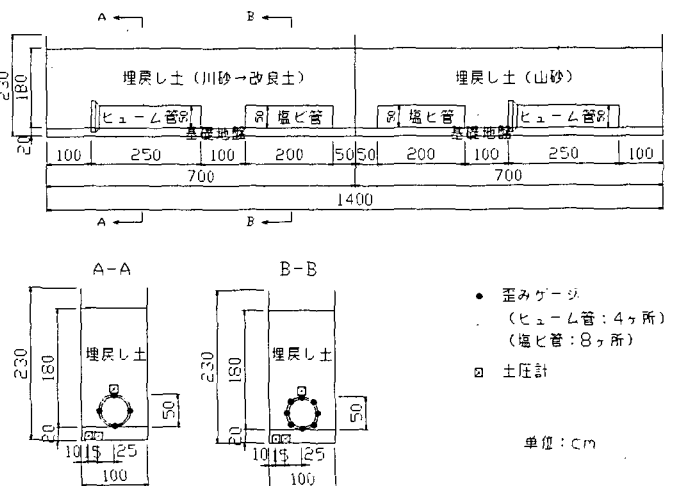


図 2 埋設管モニタリング概要

表 1 モニタリングに用いた埋戻し地盤特性

	含水比 (%)	湿潤密度 (g/cm ³)	乾燥密度 (g/cm ³)	一軸圧縮強度 (kgf/cm ²)
川砂	7～8	1.64～1.69	1.53～1.56	—
山砂	11～12	1.59～1.67	1.42～1.49	—
改良山砂	—	1.47～1.50	—	3.0 (1 週) 4.9 (4 週)

管では埋戻しとともに増加しているが、塩ビ管では管の変形に伴って土圧が著しく減少する。塩ビ管の管頂部の土圧は埋設終了後にはほとんどゼロとなった。

管のひずみ測定では、塩ビ管は最大1000 μ 程度のひずみが生じたのに対して、ヒューム管では50 μ 以下と非常に小さい。なお、塩ビ管の場合でも設計における許容たわみ量（管径の5%）に比べるとひずみははるかに小さい。両者とも上下方向に潰れる変形モードで、時間の経過とともに若干のひずみの進行が見られた。

以上のように、剛性管と撓み管の両ケースにおいて、管頂部の土圧は土被り圧よりも小さめで、特に撓み性管の場合は設計における許容変形量よりもはるかに小さなオーダーの変形に伴って土圧が著しく減少した。

なお、改良土地盤で埋設した場合の挙動も、埋設時にはまだ固結が発現していないため、未改良土地盤とほぼ同様であった。

4.3 長期モニタリング結果

平成14年2月より700日以上継続して計測している、未改良山砂地盤の土圧計測結果をヒューム管、

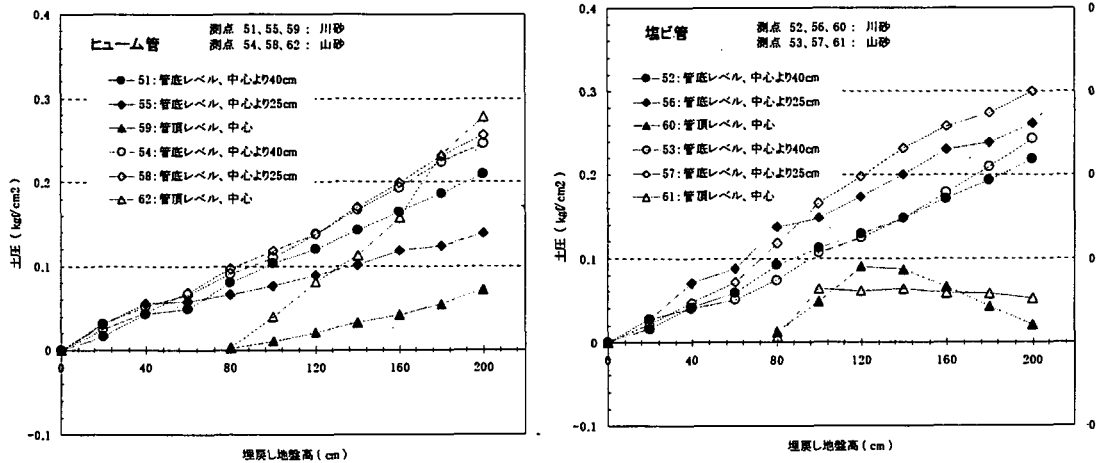


図3 管渠埋設時の鉛直土圧

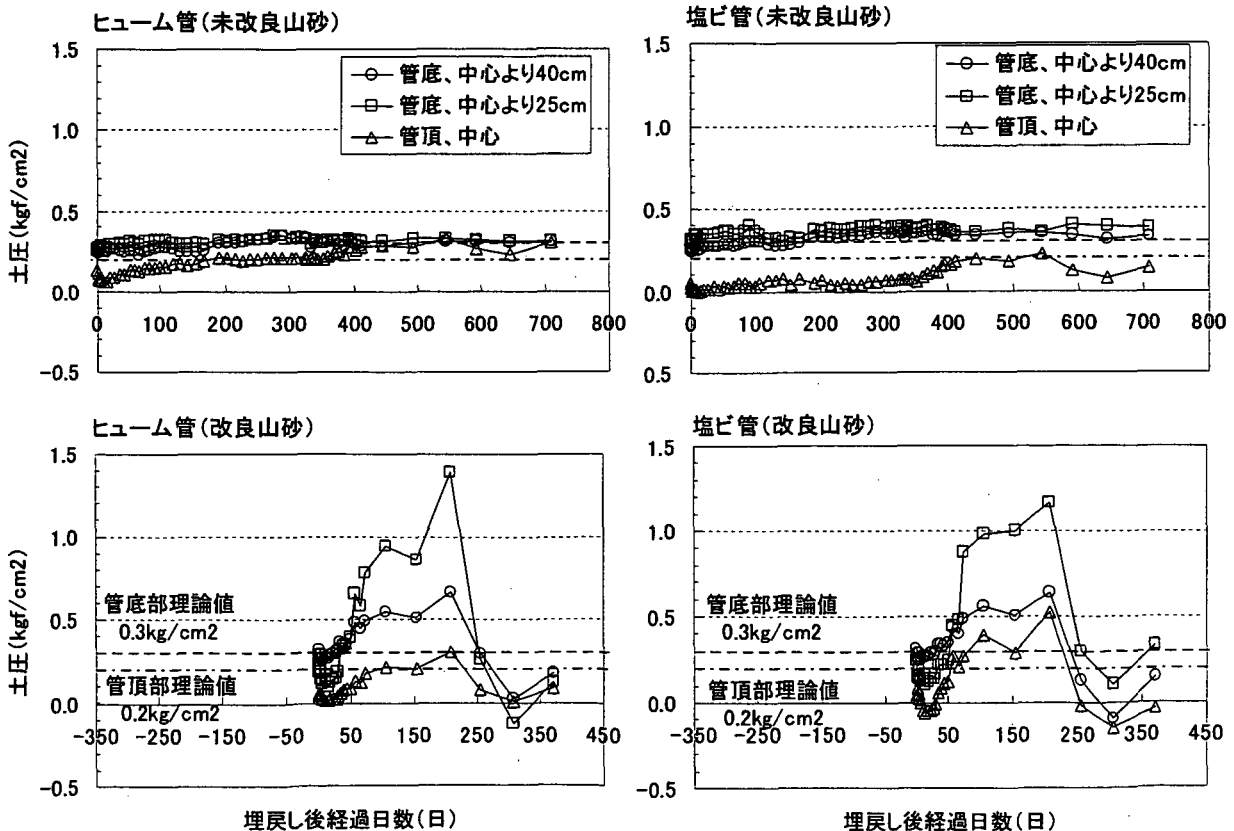


図4 土圧の長期モニタリング結果

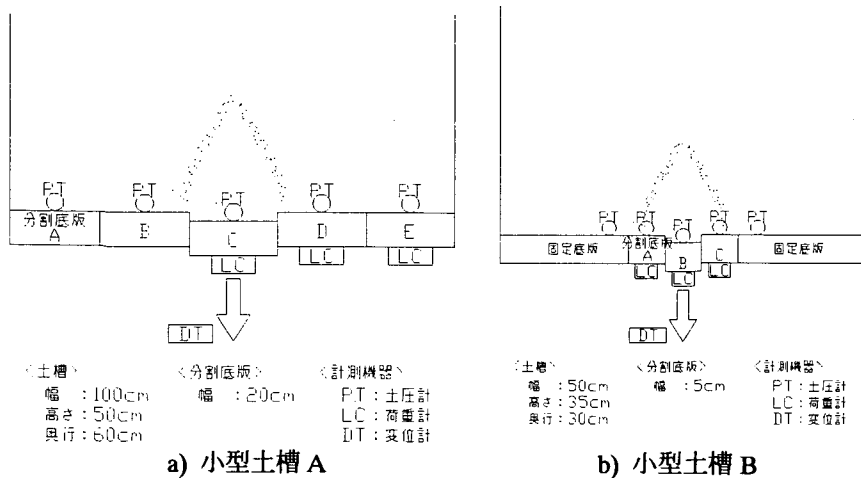


図5 移動床実験装置

塩ビ管ごとに図4に示す。埋戻し終了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である。また、平成15年2月より370日以上継続して計測した改良山砂地盤の土圧計測結果も示す。

管頂部の土圧は、埋設時に管渠の変形に伴って一旦大きく減少するが、ヒューム管の場合には埋設後100日経過後あたりでほぼ理論値に近づいている。塩ビ管では、ほぼゼロのままで推移した。両方のケースで、埋戻し後約350日経過後、管頂部土圧が増加しているが、もう一方の土槽に改良山砂で埋戻した時期と重なっていることと、変化の仕方が改良山砂で埋戻した場合の土圧の変化と似ていることから、改良山砂によるモニタリング実験の影響によるものと推察される。

改良山砂で埋戻した場合には、管種に関係なく埋戻して約50日後から土圧が徐々に大きくなり、約200日後には、管底の中心より25cm離れたところで理論的土被り圧の約4倍、比較的变化の小さいヒューム管の管頂部でも約1.5倍もの値を示している。また、約250日後には急激に土圧が小さくなり、約

300日後には理論値よりもかなり小さい値を示している。この土圧の大きな変化の理由は明確ではないが、要因のひとつに気温の変化が考えられる。埋戻し後50日は4月、200日後は9月、300日後は12月にあたり、気温の上昇と共に土圧が大きくなり、気温の下降と共に土圧が小さくなっている。改良山砂地盤は気温の変動と共に一体化して伸縮し、埋設管に作用する土圧に予想外の増減をもたらしたと思われる。一方、未改良山砂地盤では、

土粒子が独立して挙動するため、気温の変動の影響をあまり受けないと考えられる。

未改良地盤の歪みの長期計測結果では、管種によらず変形モードが上下方向に潰れる形となり、時間とともに歪み量が増加していた。改良山砂で埋戻した場合では、埋戻し直後と比べてほとんど変形していない。変形モードも上下方向に潰れる形にはなっていない。これは埋戻し材料の改良山砂が埋設後固結し変形しないために、管の変形が抑制されたと考えられる。

5. 移動床実験

5.1 移動床実験の概要

移動床実験により、まず土槽に作製したモデル地盤の緩み土圧や移動底板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。

図5に移動床実験装置を模式的に示す。試験土槽は気温変動の少ない($\pm 0.5^\circ\text{C}/\text{日}$)場所に設置した。

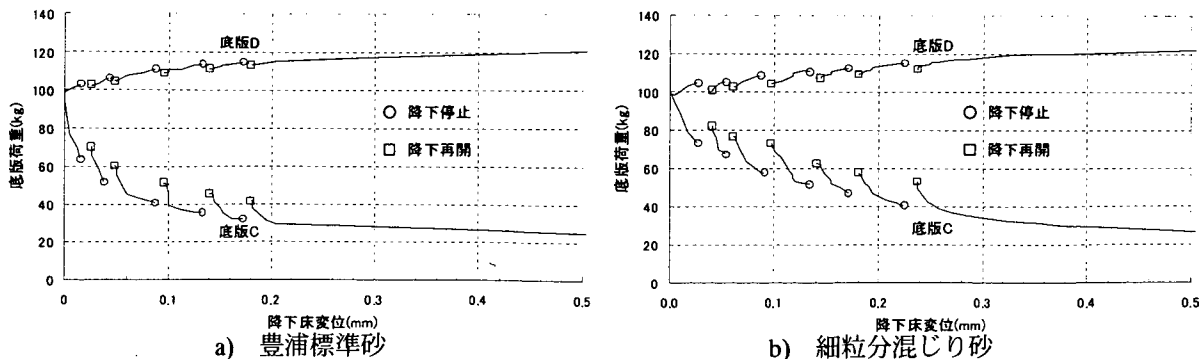


図6 移動床実験結果 (小型土槽 A によるリラクゼーション試験)

幅 1.0m、奥行き 0.6m、高さ 0.5m の試験土槽 A は、底版が 5 分割され、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。各底版間のスペースには隙間テープを貼り摩擦を低減するとともに隙間からの砂の流出を防いだ。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。モデル地盤の材料には、乾燥豊浦標準砂と、豊浦標準砂にクレーサンドを重量比で 35% 配合した細粒分混じり砂（細粒分 20%）を用いた。さらに、土被りや降下床幅の影響を調べるために、幅 0.5m（奥行き 0.3m）の底版中央部 0.15m を 3 分割し、中央底版単独、又は 3 底版同時に可動できる小型土槽 B も使用した。図 6 に移動底版変位と底版に作用する圧力の関係の例を示す。一連の降下床実験により得られた知見は以下の通りである。

- ・ 移動底版のわずかな降下に伴い地盤にアーチ効果が発揮され移動底版上の土圧が著しく減少し、同時に隣接する底版の荷重が増える。すなわち土圧が再配分される。
- ・ 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。変位速度急変時には土圧の一時的増減が見られる。
- ・ 外部要因に変化がない限り、時間経過によって土圧は大きく変化しない。
- ・ 細粒分混じり砂ではゆるみ土圧に落ち着くまでの変位が大きい。
- ・ 移動底版の受持つ土塊の高さと底版幅をプロットすると図 7 のような相関が得られた。底版幅とほぼ同等の高さにアーチ作用が働き、土被り厚には影響されない。

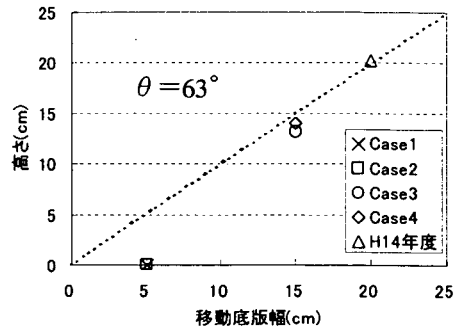
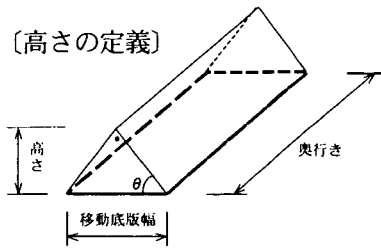


図 7 アーチ効果による移動底版の受持土塊高

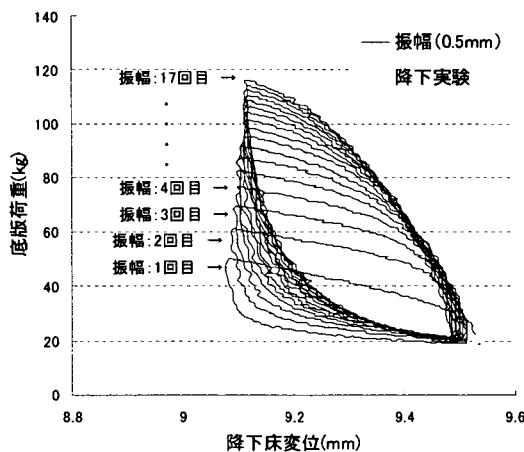
5. 2 アーチ効果の攪乱試験

移動床実験では、移動底版の降下に伴い地盤にアーチ効果が発揮され移動底版上の土圧が著しく減少するが、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。

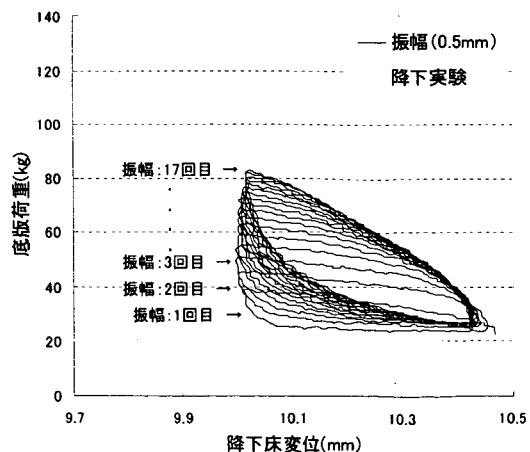
5. 2. 1 攪乱試験の概要

移動床実験によりアーチ効果が発揮された模型地盤を用い、以下 2 パターンの攪乱試験を行った。

- ① 移動底版を変位振幅約 0.5mm で上下させる（振



a) 豊浦標準砂



b) 細粒分混じり砂

図 8 振幅試験結果（小型土槽 A、降下変位 10mm 後 0.5mm 振幅）

幅試験)

② 地盤上面全体に 20kg (0.013kgf/cm²) 及び 40kg (0.027kgf/cm²) の载荷除荷を 30 秒毎に繰り返す(小型土槽 B による载荷試験)

5. 2. 2 攪乱試験結果

図 8 に、振幅試験による移動底版変位と移動底版に作用する荷重の関係の例を示す。移動底版上昇の 1 サイクル毎に荷重増分は大きくなっていく。荷重増分の程度は、土被り厚や移動底版幅、地盤材料に影響される。ただし、底版変位を振幅試験の基点に戻すと荷重増分はほぼ 0 となり、移動底版の振幅による攪乱の影響は顕著でなかった。

図 9 に载荷試験による移動底版圧力と時間の関係を示す。また、表 2 に各ケースの圧力分担率を示す。圧力分担率とは载荷により底版に作用すべき圧力増分に対する実際に測定された圧力増分の割合をいう。

図 9 より、上载荷重が一定であれば、繰り返し载荷しても、底版に作用する圧力は一定になることが分かる。また、除荷した際には上载荷重や土被り厚が異なっても、移動底版幅が同じであれば、ほぼ同じ圧力に戻ることが確認できる。

各ケースの圧力分担率は、理論的分担率と比べると概ね小さい値となっている。これは移動底版周辺に形成された地盤のアーチ作用によって土圧が再配分されている結果と思われる。Case7 で理論値よりも大きな値を示しているのは、土被りが浅いためアーチの形成が不十分なためであろう。同様に、移動底版幅が同じ場合に土被り厚の大きいほうが圧力分担率が減ずるのは、土槽側壁の摩擦が無視できないことにも要因があると思われるが、地盤内のアーチ効果が十分に発揮されているためと考えられる。一方、上载荷重が異なっても圧力分担率は変わらない。また、除荷時の圧力にも変化がない。今回の実験範囲では、移動底版周辺の土圧配分の状態には繰り返し载荷重による影響がなく、地盤内アーチ効果は攪乱されなかったといえる。

表 2 移動底版の圧力分担

Case	移動底版幅 (cm)	土被り厚 (cm)	圧力分担率	
			0.013kgf/cm ²	0.027kgf/cm ²
5	5	10	86	82
6		30	29	25
7	10	10	162	144
8		30	79	61

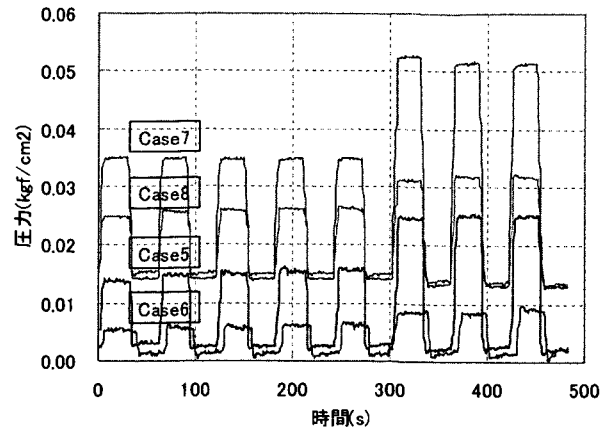


図 9 载荷試験結果

(各ケース毎に 0.013kgf/cm² を 5 回载荷後 0.027kgf/cm² を 3 回载荷)

6. まとめ

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。

- ・ 埋設管に作用する土圧は、埋設によるわずかな変位で大きく変化(減少)する。
- ・ 埋戻し材料が砂の場合は、2 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観測されなかった。埋戻し材料が固結性をもつ場合は、一旦硬化すると地盤が一体となって挙動し気温の変動により土圧が大きく変化するが、管渠の変形は抑制された。
- ・ 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。
- ・ アーチ効果の形成によって変化した降下床に作用する荷重は、その幅に影響されるが、土被り厚の大きさにはあまり影響されない。
- ・ 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。
- ・ アーチ効果が発揮された地盤に上载荷重を繰り返し载荷させても、アーチ効果は攪乱されない。

埋戻し土が未固結性材料の場合、経年による顕著な土圧特性の変化は期待できない。地盤内のアーチ効果によって作用土圧は軽減するが、管渠の変形によって攪乱される可能性がある。補修工法の選定においては周辺地盤をゆるませない(変形させない)ことが重要と考えられる。また埋戻し材料にゆるみにくい材料を選定することも効果的であろう。

【英文要旨】

Evaluation of earth pressure acting on a buried pipe in renewing sewerage facilities

Objective:

In considering the renewal of sewerage pipes after several tens years from the construction, it is questioned that the earth pressure originally calculated may be over-estimated due to the time-dependent behaviour of ground such as earth pressure stabilisation or ground ageing etc. In this study, the long term behaviour of ground around a buried pipe was investigated and the evaluation of time-dependent earth pressure, if any, is aimed at to propose.

Results:

The possible causes for time-dependent behaviour of earth pressure acting on underground structures can be categorised mainly into the following three patterns; a)the ground is subjected to external force, b)due to the deformation of underground structure, the surrounding ground deforms as a result, c)the mechanical properties of the surrounding ground change with time. Such mechanisms have been investigated by a long-term monitoring of earth pressure around buried pipes and a series of trap-door tests.

1. Long-term monitoring of earth pressures acting on buried pipes

The strain-gauged pipes were laid in the model sandy ground in a soil chamber. The earth pressures in the surrounding ground and the deformation of the pipes were measured during and after laying. The measured earth pressure on the flexible pipe was significantly smaller (nearly equal zero) than the overburden pressure due to the small deformation of the pipe. Noticeable change was not observed both in the earth pressures and pipe deformation for two years. Lightly cemented sand was also used for the model ground to evaluate the effects of ageing (cementation) of the ground on the earth pressure changes. The behaviour was similar to that of uncemented ground during and just after burying. But as the cementation progressed, the ground behaved in one body and some large pressure (more than double the overburden pressure) probably due to the change of temperature was observed.

2. The observation of ground arching by trap-door testing

A series of trap-door tests was carried out on Toyoura sand to investigate the rate effects of moving pedestal. The pressure acting on the moving pedestal dropped rapidly with displacement and stabilised at about 20% of the initial value. It was found that the pressure-displacement relationship was not strongly affected by the displacement rate but when the displacement rate was temporarily changed by up to 100 times the pressure changed by several percent. Test results on clayey sand showed that the drop of pressure in the overall pressure-displacement curve was less steep but the temporal change of pressure was more sensitive to the rate change.

3. Disturbance of ground arching

Small ups and downs of the moving pedestal were given after stable ground arching was developed in the model ground in trap door testing. The pressure increased and decreased depending on the movement of pedestal. The degree of disturbance was less significant in the case of clayey sand. Small cyclic loads applied on the ground surface did not seem to affect the ground arching.

Conclusions:

No evidence was found that earth pressure acting on a buried pipe changed systematically with time when a pipe was buried in un-cemented ground. The earth pressure reduced significantly by the effect of ground arching due to pipe deformation, but it may be easily disturbed by the additional pipe deformation. Lightly cemented materials seemed to be suitable for the burying soil since it helps to restrict the pipe deformation.

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 西崎 到
研究員 富山禎仁

1. はじめに

下水道施設の維持管理を軽減するために、鉄筋コンクリートの防食性能の向上が求められている。そのために、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が期待されている。本課題ではこのような新素材とそれを用いた補修技術を探求し、下水道施設での耐食性・適用性を調査する。さらに、それらの新素材を活用した下水道施設用防食材料と補修方法の改良を行う。

下水道施設用防食指針類の整備による、新設構造物の防食性能向上と、近年の下水道の比較的高い普及状況の向上（平成 12 年度末で整備率 62%）を踏まえて、研究対象を既設下水道施設のコンクリート補修材料とした。

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整理し、様々な新素材や補修技術に改良の余地があることを明らかにした。そこで、平成 14 年度からは、研究をより効率的に実施するために、要求性能を満たす材料・補修技術が開発できる組織・機関を公募し、民間 11 社と公益法人 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、福井ファイバーテック（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、「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」を開始した（平成 14 年 10 月）。平成 14 年度には、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を検討した。平成 15 年度には、新しい下水処理施設用コンクリート補修材料の開発や、現在の材料・施工方法の問題点の改善のため試験を実施した。

2. 研究の概要

研究対象とした下水処理施設のコンクリート補修用防食材料を以下に示す。

（1）耐酸性モルタル

耐酸性モルタルが下水処理施設のコンクリート補修に用いられる際には、防食材料として塗装無しで利用される場合と、塗布型ライニング材の下地材として用いられる場合の 2 通りがある。前者は、穏やかな腐食環境条件に対する比較的安価な防食材料である。後者は、塗布型ライニング材の表面に傷やピンホールが発生しても、ふくれ・はがれへの進行を抑制することができる材料である。平成 15 年度には、前者の適用性を調べた。

（2）塗布型ライニング材

塗布型ライニング材は多種製品が販売され、最も普及している補修材料である。塗布型ライニング材の主な劣化現象である“ふくれ”を抑制する新しい塗装系を検討している。塗布型ライニング材のふくれ発生は、その付着力と密接な関係がある。しかし、その評価に用いられる建研式付着力試験では、試験結果とふくれ抑制能力の間に明確な相関が認められないことが多い¹⁾。このため本研究では、ふくれ抑制能力の指標となる新しい付着能力試験方法（引き剥がし試験）を検討した。

（3）炭素繊維シート

炭素繊維シート貼り付けによるコンクリート補強工法は、コンクリート橋梁やトンネル等の耐震補強工法

として確立している。炭素繊維シートは下水道環境においても優れた耐食性を示す可能性があるため、耐食性向上加えて補強材料としても期待できる。(検討結果は平成16年度に報告予定)

(4) シートライニング材

シートライニング材は防食効果は優れているが、塗布型ライニング材と比較すると高価であり、施工性が劣る場合もある。そこで本研究では、より経済的かつ施工性に優れた新しいシートライニング材の開発を行った。(検討結果は平成16年度に報告予定)

3. 耐酸性モルタルの適用性に関する試験

3.1 概要

耐酸性モルタルの耐硫酸性試験方法には、硫酸溶液への浸せき試験と硫化水素ガス中で硫黄酸化細菌を用いる試験がある。前者は溶液中の耐食性試験であり、主に気相部で起きる実際の劣化とは、条件がかなり異なるため、寿命予測が困難である。また後者は、実際の条件により近いが、特別な試験装置を必要とする。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、硫酸滴下試験を新たに提案した。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の関連については別途検討を行う予定である。

3.2 試験方法

硫酸滴下試験装置の概略を図-1に示す。希硫酸濃度はpHメーターによりpH0.0, 1.0, 2.0の3水準とした。チューブポンプの滴下速度は約14ml/hとした。試験は40℃の恒温槽内で行った。普通ポルトランドセメントを用いたJISモルタルと2種類の耐酸性モルタル(表-1)を70×70×20mmの形状に成型し、28日養生したものを供試体とした。供試体は滴下面と硫酸の流れる下面を除く4面を防食テープで保護して使用した(図-3)。

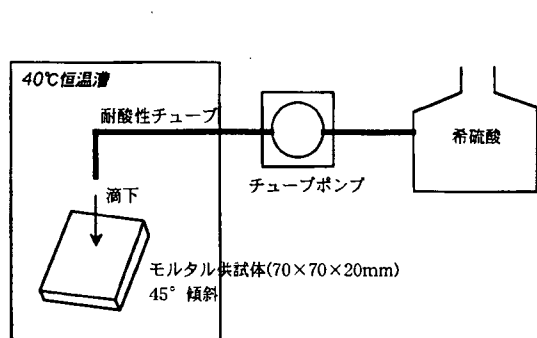


図-1 硫酸滴下試験の概略図

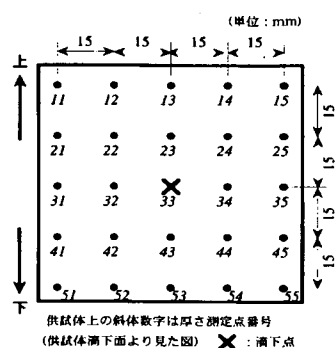


図-2 供試体の厚さ測定位置

図-1の装置で希硫酸を滴下すると、滴下面が侵食され反応生成物(主に二水石膏)が生じる。侵食の時間経過を調べるにはこの生成物を取り除く必要があるが、これは侵食量に影響を与える可能性がある。そこで表-2に示す2種類の洗浄方法を採用した。侵食深さを評価するために、洗浄後に図-2に示す25点の板厚をマイクロメータで測定した。また、滴下試験前後に20℃、65%の恒温恒湿槽に7日間静置した試料の質量を測定した。

表-1 試験に使用したモルタルの種類

記号	種類
耐酸性モルタルA	耐酸性モルタル (A社製)
耐酸性モルタルB	耐酸性モルタル (B社製)
JISモルタル (普通モルタル)	普通ポルトランドセメントモルタル (C社製)

表-2 滴下試験中の供試体洗浄方法

	洗浄方法	備考
B法	1週間毎にブラシ・ヘラで洗浄	脆弱部はほぼ全て落とせる。経時変化が分かる。
C法	所定の試験期間中は洗浄せず、滴下試験終了後ブラシ・ヘラで洗浄する。	B法より実際に近い。試験終了まで供試体に触れられないので、試験の途中経過データが得られない。

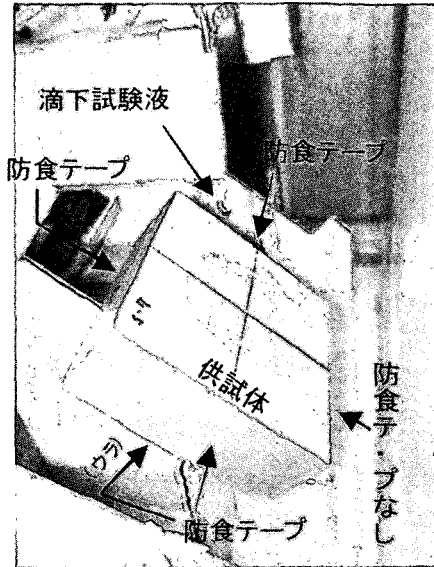


図-3 硫酸滴下試験装置

3.3 試験結果

4週間目における供試体の侵食形態を図-4及び5に示す。2種類の耐酸性モルタルは腐食程度に差はあるものの、類似した腐食形態を示した。一方、JISモルタルは耐酸性モルタルとは異なった腐食形態を示した。pH2ではどの供試体も試験液流下部分のみが侵食を受けた。pH1ではJISモルタルが滴下面全体に広く侵食を生じたが、耐酸性モルタルではより狭い範囲のみが侵食された。pH0ではJISモルタルの下部は失われたのに対し、耐酸性モルタルの下部はpH1の場合と殆ど変わらず、流下部分周辺の侵食が著しくなることが分かった。

このように滴下部分よりも周辺部の侵食が大きくなる場合があるので、モルタルの侵食量測定箇所は25点とし、全ての点の侵食深さの平均値を評価指標とした。(これを今後、侵食深さと定義する。) 侵食深さと重量変化率との関係を図-6に示す。両者の相関係数は0.97と高い。耐酸性モルタルAの侵食深さの時間変化を図-7に示す。侵食深さは時間の経過とともにほぼ直線的に変化し、pH0では6週間で7mmに達した。B法とC法の洗浄方法の違いはわずかであ

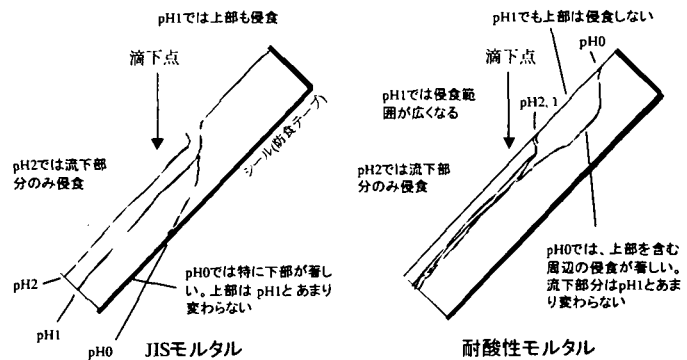


図-4 侵食形態 (断面)

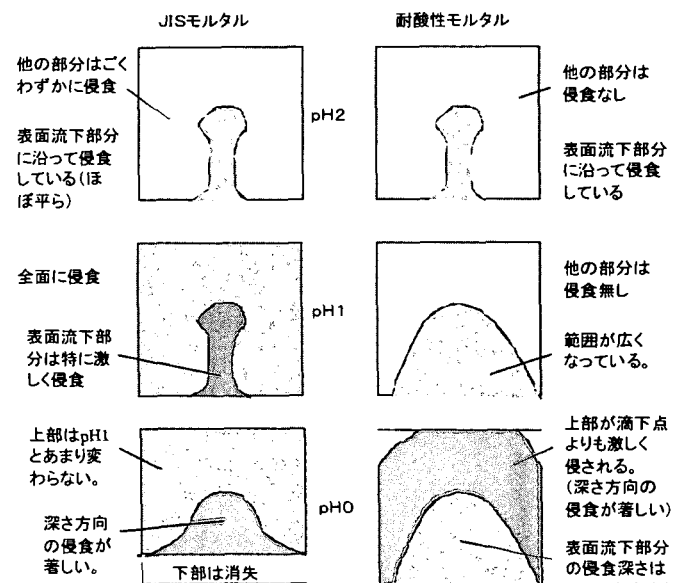
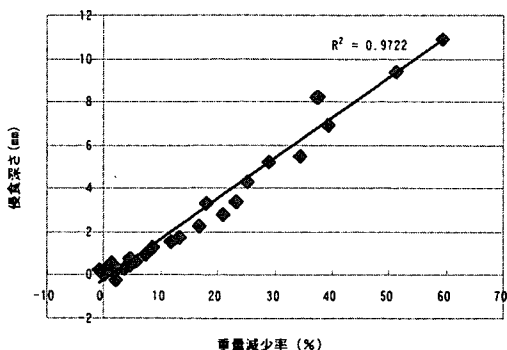
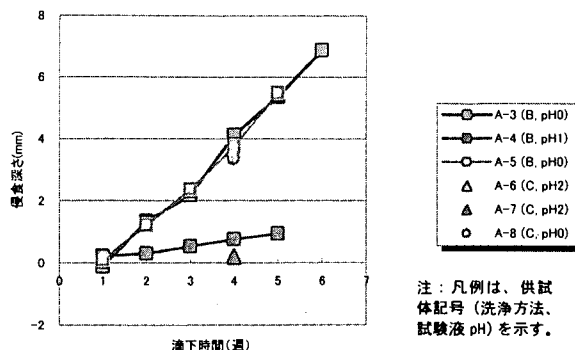


図-5 侵食形態 (表面)

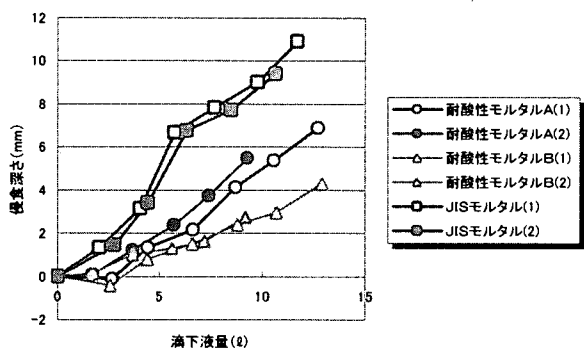
った。pH 1 では侵食深さは pH 0 の 1/5 程度であった。pH 2 では侵食深さは pH 1 のさら 1/5 程度となった。



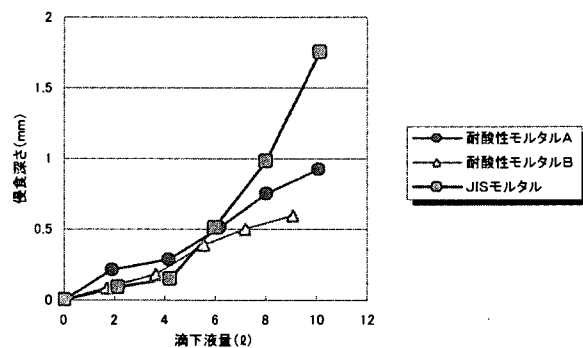
図一六 侵食深さと重量変化率の関係



図一七 侵食深さの時間変化（耐酸性モルタルの例）



図一八 耐酸性モルタルの侵食深さ (pH0, 40°C)



図一九 耐酸性モルタルの侵食深さ (pH1, 40°C)

表一三 侵食深さと試験液 pH

	侵食深さ(mm)			侵食深さ比	
	pH0	pH1	pH2	pH0/pH1	pH1/pH2
JIS モルタル	7.76	1.24	0.23	6.2	5.5
耐酸性モルタル A	3.73	0.75	0.20	5.0	3.8
耐酸性モルタル B	2.09	0.50	0.05	4.2	10.7

(注：40°C、期間：4週)

pH 0 と pH 1 の侵食深さと滴下液量の間をそれぞれ図一八及び九に示す。pH 0 の場合には、JIS モルタルの方が耐酸性モルタルよりも侵食深さが大きく、耐酸性モルタルの方が侵食しにくいことが分かった。pH 1 の場合には滴下液量が 5 l までは JIS モルタルと耐酸性モルタルの差は認められないが、滴下液量が 5 l より多くなると、侵食深さに大きな違いが生じた。試験開始から 4 週間の時点（滴下液量約 8 l）での侵食深さを表一三にまとめた。pH 0 と pH 1、pH 1 と pH 2 の硫酸濃度の比は、ほぼ 10:1 であるが、侵食深さの比はこれより小さく、およそ 4~6:1 の間であった。耐酸性モルタル B の pH 1 と pH 2 の比のみが、試験液濃度比とほぼ同じ値となった。これらの侵食速度と硫酸濃度の関連は、耐酸モルタルの寿命評価や適用範囲の検討に活用できる。

4. 塗布型ライニング材料に関する試験

4. 1 概要

はじめに温冷水繰り返し浸せき試験により、コンクリートに塗装した塗布型ライニング材にふくれを発生させる。次に、引き剥がし試験と建研式接着力試験を行って付着性能を測定し、2つの試験結果を比較した。

4. 2 試験方法

(1) 供試体

メーカーの異なる3種類の塗布型ライニング材（ポリウレア系：2種類、エポキシ樹脂系：1種類）を用いた。各々のライニング材に対して付着性能の異なる2種類のプライマーを使用し、塗装仕様は合計6仕様とした。これらの塗布型ライニング材は300×300×60mmのコンクリート平板に施工した。供試体は1仕様につき5枚ずつ製作した。

(2) 試験方法

①温冷水繰り返し浸せき試験

はじめに60℃温水中浸せきを24時間行い、次に23℃冷水中浸せきを24時間行うのを1サイクルとする温冷水中への繰り返し浸せき試験を実施した。5, 10, 15サイクルにて1枚ずつ供試体を取り出し、外観観察、引き剥がし試験、建研式付着力試験を実施した。

②外観観察

JIS K 5600-8-1-8-6 に準拠し、ふくれ、はがれなどの塗布型ライニング材の劣化状況を目視観察した。

③引き剥がし試験

供試体に、幅30mm長さ200mmの短冊状塗膜が5本出来るように、ダイヤモンドカッターで切り込みを入れ(図-11)、その端部を図-10に示すように万能試験機で引き剥がした。この際にワイヤーに発生する荷重を測定した。式(1)により引き剥がしエネルギーを求めた。

$$E = \frac{\int_0^L P(x) dx}{L \cdot W} \quad (1)$$

ここに E : 単位面積当たりの引き剥がしエネルギー(J/m²)

$P(x)$: 荷重(N)

L : ライニング材の引き剥がし全長(m)

W : ライニング材の引き剥がし部分の幅(m)

1つの供試体につき5回の引き剥がし試験を行い、引き剥がしエネルギーの平均値を求めた。

④建研式付着力試験

JIS K 5400-2000 8.8 に準拠して実施した。1つの供試体につき3カ所で試験を行い、平均値により付着力を求めた。

4. 3 試験結果

温冷水繰り返し浸せき試験を15サイクル行ううちに、一部の

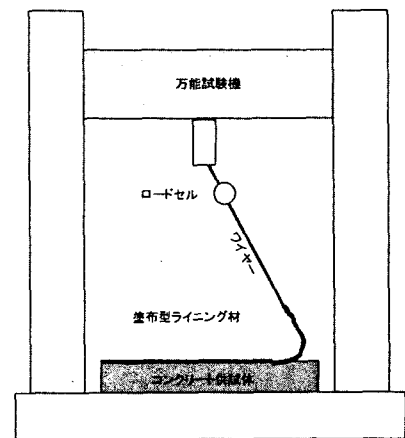


図-10 引き剥がし試験の概略図

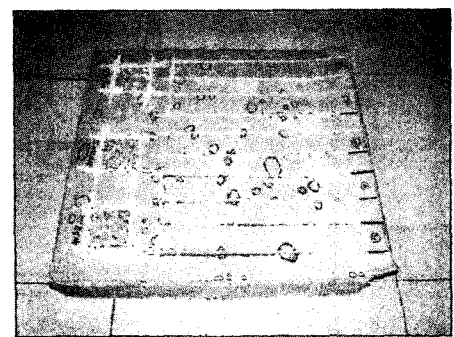


図-11 引き剥がし試験用供試体 (試験後の供試体写真。右側の2/3が引き剥がし試験部分、左側の3カ所が建研式付着力試験部分、黒いマーカーはふくれ観察時のもの)

供試体にふくれが発生した。ふくれの密度と建研式付着力の関係を図-12に示す。ふくれ密度は0（ふくれなし）から5まで評価点があり、数値が大きいほどふくれ密度が高い。建研式付着力は1MPa弱から5MPa以上の範囲となった。ふくれ密度が1から4では、建研式付着力が1~4MPaの範囲に分散しており、建研式付着力とふくれ密度との明確な関係は認められなかった。ふくれ密度と単位面積当たりの引き剥がしエネルギーの関係を図-13に示す。単位面積当たりの引き剥がしエネルギーが300J/m²以上では、ふくれが殆ど発生しておらず、引き剥がしエネルギーとふくれ抑制効果には密接な関連が認められる。したがって、引き剥がし試験は塗布型ライニング材のふくれ抑制の指標として利用可能であると考えられる。今後は、最大荷重などの引き剥がしエネルギー以外の指標についても検討を行うなど、データ処理方法や計算方法を工夫し、ふくれ抑制の指標としての精度の向上策を探るとともに、これを利用した材料開発を推進したい。

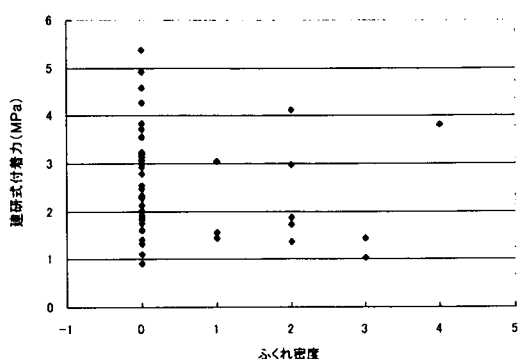


図-12 ふくれ密度と建研式付着力の関係

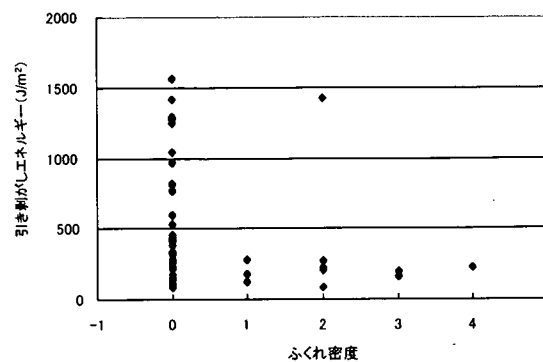


図-13 ふくれ密度と引き剥がしエネルギーの関係

5. まとめ

(1) 耐酸性モルタルの滴下試験を実施し、耐酸性モルタルとJISモルタルの侵食形態をまとめた。耐酸性モルタルの侵食量がJISモルタルより少ないことを確認した。さらに耐酸性モルタルの侵食速度と硫酸濃度の関連を明らかにした。

(2) 塗布型ライニング材の温冷水繰り返し浸せき試験を実施し、引き剥がし試験による評価方法が建研式付着力に比べて、ふくれ抑制効果の指標として適していることを明らかにした。

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. 効率的な下水道整備に関する研究

(1) 下水道施設の液状化対策技術の開発

独立行政法人土木研究所耐震研究グループ（振動） 上席研究員 田村 敬一
主任研究員 佐々木哲也
研究員 石原 雅規

1. はじめに

兵庫県南部地震を契機として、社会資本の耐震性向上が強く求められている。下水道施設の場合、地震被害としては地盤の液状化による被害が最も多く、このような地震被害を軽減するための耐震対策技術の開発が求められている。本研究は、下水道施設の液状化対策技術として矢板締切り工法等を採り上げ、対策工を施した下水道施設の地震時挙動を明らかにし、下水道施設の浮上がり変形量を考慮した液状化対策工の設計法を提案することを目的に実施するものである。15年度は、動的遠心模型実験により締切り矢板を施した下水道施設の地震時挙動を詳細に調べるとともに、締切り矢板内での下水道施設の浮上がり変位予測手法について検討し、液状化対策工を施した下水道施設の変形量予測手法を提案する。

2. 下水道施設の液状化対策に関する動的遠心模型実験

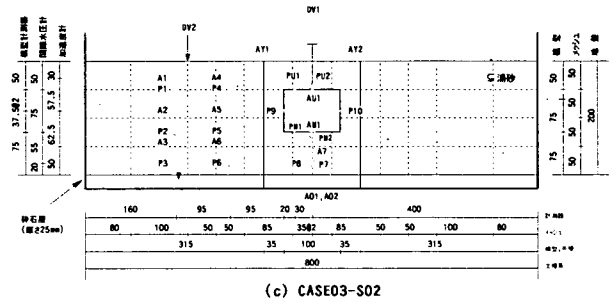
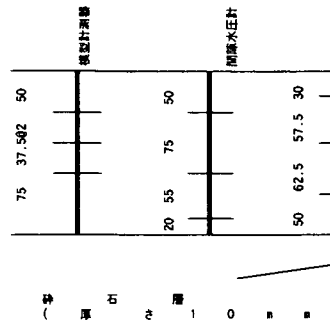
締切り矢板を施した下水道施設の地震時挙動を詳細に調べ、下水施設の浮上がり対策としての矢板締め切り工法の設計法の構築することを目的に、動的遠心模型実験を行った。

2. 1 実験方法

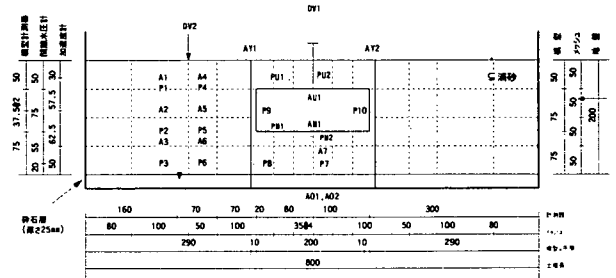
動的遠心模型実験の実験条件を表-1に、模型の概要を図-1に示す。なお、表中のケース 01-01、98-11は既往の実験結果¹⁾である。実験は50Gの遠心力場で行い、ケースにより矢板の有無、矢板と構造物の間隔、地下水位、構造物幅を変化させて合計4ケース実施した。実験に用いた模型は、内寸法が幅80cm、高さ50cm、奥行き20cmの剛な土槽の中に、アクリル製の地中埋設管模型を設置した層厚20cmの飽和砂地盤を作成したものである。Case01-01、Case98-11は無対策、その他のケースでは地中構造物両側に矢板を設置した。液状化地盤は豊浦砂を用いて相対密度約50%を目標に空中落下法により作成した。加振前後の地盤変形の観察を行うため、豊浦砂を黒に染色した色砂を用いて、土槽前面ガラス面側に、幅約0.5cmの水平方向と鉛直方向のメッシュを作成した。地中構造物模型として、見かけの比重が0.8になるように調整した幅10cm、高さ7.5cmのアクリル製の箱を用いた。ただし、Case98-11およびCase03-S04のケースでは幅20cmのアクリル製の箱を用いている。構造物模型と土槽前面ガラス面の間に生じる摩擦力を低減するため、管路模型長手方向の側面にスポンジを貼り付けた。模型矢板は板厚4mmのアルミ板を用い、矢板下端は土槽底面に固定した。矢板には矢板に生じる曲げひずみを測定するためのひずみゲージを貼付した。地盤作製時に、図-1に示す所定の位置に間隙水圧計と加速度計を設置した。間隙流体には、遠心加速度50Gに合わせて水の50倍の粘性となるように調整したメトローズ水溶液を用いた。地盤の飽和は、地盤作製後に土槽全体を脱気槽に入れて地盤と模型内部を真空状態にしたのち、模型底部から脱気したメトローズ水溶液を注入することにより行った。

表-1 実験条件

CASE	STEP	遠心 加速度 (G)	地盤材料	対策	模型仕様	相対密度 D_r	地下水位 G.L.-(mm)	加振条件			
								入力波形	周波数	最大加振加速度	
									(Hz)	(G)	(gal)
01-1	1	50	豊浦砂	無対策	模型幅: B=100mm 模型高: H=75mm 模型密度: $\rho_m=0.789g/cm^3$	53.6	0	sin波 20波	60	22.3	437
98-11	1	50	豊浦砂	無対策	模型幅: B=200mm 模型高: H=75mm 模型密度: $\rho_m=0.801g/cm^3$	51.0	0	sin波 20波	60	14.6	286
03-S01	1	50	豊浦砂	矢板 (間隔1cm)	模型幅: B=100mm 模型高: H=75mm 模型密度: $\rho_m=0.789g/cm^3$	55.1	0	sin波 20波	60	18.2	359
03-S02	1	50	豊浦砂	矢板 (間隔3.5cm)		55.8	0	sin波 20波	60	18.4	389
03-S03	1	50	豊浦砂	矢板(間隔1cm) 地下水位G.L.-50mm		57.4	50	sin波 20波	60	18.0	371
03-S04	1	50	豊浦砂	矢板 (間隔1cm)	模型幅: B=200mm 模型高: H=75mm 模型密度: $\rho_m=0.801g/cm^3$	53.2	0	sin波 20波	60	18.9	406



(c) CASE03-S02



(d) CASE03-S04

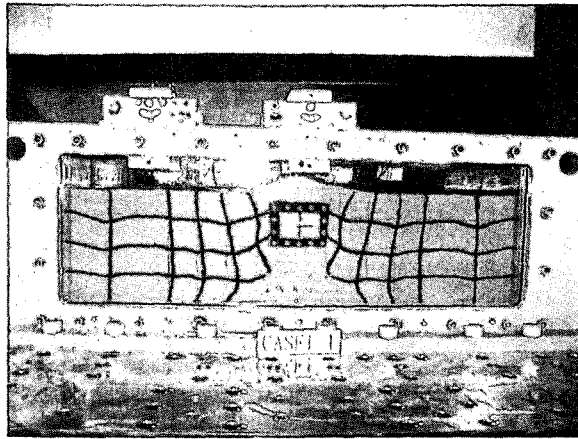
図-1 実験模型 (模型スケール)

遠心加速度は、毎分 5G の割合で遠心加速度 50G まで上昇させ、地盤や管路模型が沈下や間隙水圧が安定したことを確認した後、加振を行った。加振波形として 60Hz20G (実物換算 1.2Hz 約 400gal) の正弦波 30 波を入力した。なお、このうち前後の 5 波はテーパ部である。

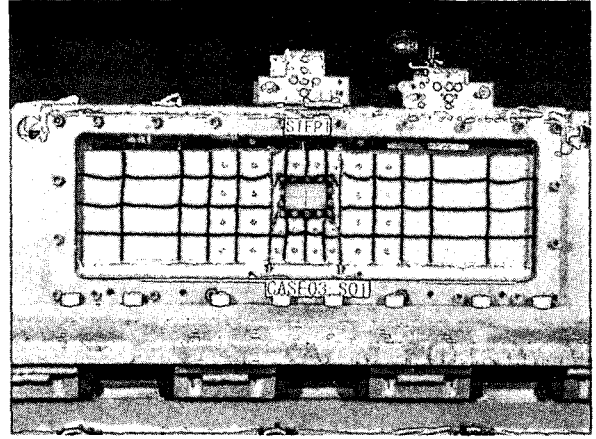
2.2 実験結果

図-2 に無対策の Case01-01 と矢板縮切対策を施した Case03-01 の実験後の模型の変形状況を示す。無対策の Case01-01 では、構造物の浮上りに伴い、周辺の液状化した地盤が構造物直下へ回り込んでいる様子が分かる。一方、矢板縮切対策を施した Case03-S01 では、構造物両脇に設置した矢板が液状化した周辺地盤の構造物直下への回り込みを防いでおり、これにより構造物の浮上り変位を抑制していることが分かる。

図-3 に各ケースの加振終了時点の浮上り量を示す。なお、図中では構造物の浮上り変位 x を矢板のたわみによる成分 (x_f) と、縮切矢板内での砂の回り込みによる成分 (x_r) に分離して示している (図-4 参照)。幅 b の構造物が浮上り変位 x を生じるためには面積 $S=B \times x$ の液状化した砂が構造物底面に回り込む必要がある。この面積が、矢板のたわみによる変位面積 (S_f) と縮切矢板内での砂の回り込みによる成分 ($S_r = Bx_r$) に分離でき



(1) Case01-01 (無対策) Step1 加振後



(2) Case03-S01 (矢板締切) Step1 加振後

図-2 加振後の模型の変形状況

ると仮定し、矢板のたわみによる面積 S_s を遠心実験における矢板の変位から求めることにより、締切矢板内での砂の回り込みによる浮上がり変位 ($x_f = S_s/B$) を求めた。ここでは、矢板のたわみによる変位面積の内、構造物底面より下の部分が構造物の浮上がりに寄与するものと仮定した。

図-3 の Case01-01 と Case03-S01 との比較により、矢板を設置することにより、浮上がり変位を抑制できることが分かる。また、Case03-S01 と S02 の比較により、矢板と構造物の間隔が小さいほど地中構造物の浮上がり量は小さくなること分かる。これは矢板を設置することにより矢板締切外側からの液状化した地盤の回り込みは抑制することができるが、矢板と構造物の間隔が広いと矢板締切内の液状化した地盤が構造物直下に回り込むために浮上がりが生じるためである。なお、今回の実験結果では、矢板締切を施した場合の矢板のたわみによる浮上がり変位は非常に小さいが、これは矢板下端を土槽底面に固定した影響もあるものと考えられる。実際の施工では液状化層下の非液状化層に根入れをするため、矢板の変位はこれよりも大きくなる可能性もある。

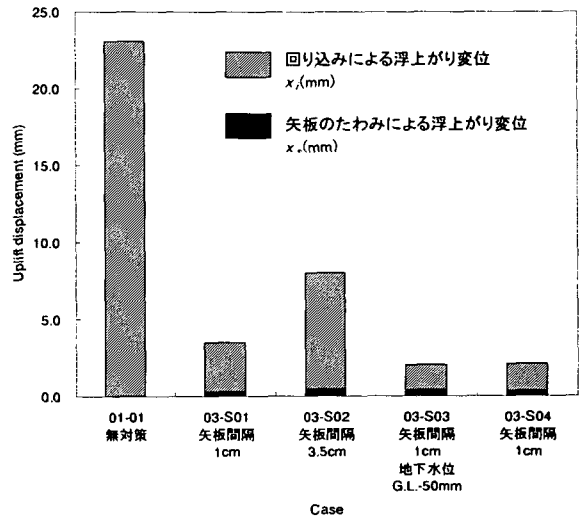


図-3 各ケースの加振終了時点の浮上がり量

3. 液状化対策工を施した下水道施設の変形量予測手法の検討

矢板締切り工法の既往の設計法では、地震時に矢板に作用する土圧に対して矢板が健全であれば、地中構造物に有意な浮上がりは生じないという仮定を設けている。しかしながら、大規模地震に対してより合理的な設計を行うためには、地震時の締切矢板の挙動および締切り矢板内での地

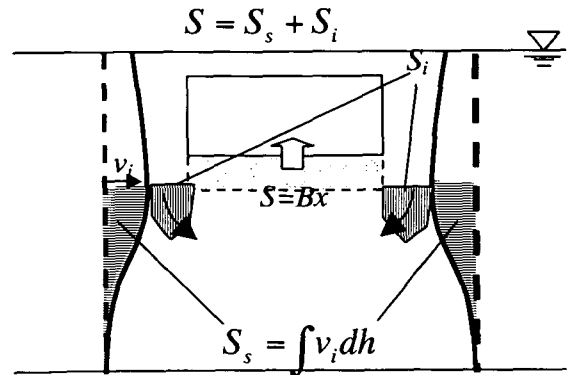


図-4 浮上がり量の分離方法

中構造物の浮上がりメカニズムを解明し、浮上がり変位量を照査項目とする対策工の設計手法を提案する必要がある。ここでは、地震時の締切矢板の健全性を照査する手法および締切矢板を施した地中構造物の浮上がり変位予測手法について検討する。

3. 1 液状化対策工の健全性および変形予測に関する検討

既往の矢板締切り工法の設計法案²⁾では、地震時に矢板に作用する土圧に対し矢板が健全であれば、地中構造物に有意な浮上がりは生じないものとして、土圧振動成分として式(1)で表される Westergaard の動水圧³⁾を、土圧漸増成分として式(2)で表される矢板内外の土圧差を矢板内外に作用させ、矢板の断面力の照査を行っている(図-5参照)。

$$p_d = \frac{7}{8} \frac{\alpha}{g} \sqrt{HZ} (\gamma_w + R_u \gamma') \quad (1)$$

$$\Delta \sigma'_h = (1 - K_0) R_u \sigma'_{v0} = (1 - K_0) \Delta u \quad (2)$$

ここに、 p_d : 土圧振動成分、 α : 加速度、 g : 重力加速度、 γ_w : 水の単位体積重量、 γ' : 土の水中重量、 $\Delta \sigma'_h$: 土圧漸増成分、 K_0 : 静止土圧係数、 R_u : 過剰間隙水圧比、 σ'_{v0} : 初期有効上載圧。

ここでは実験結果をもとに、これらの地震時振動成分土圧および漸増成分土圧に対する矢板の健全性の照査方法について検討するとともに、矢板の変形による浮上がり量の予測手法について検討する。

3. 1. 1 振動成分土圧に対する照査法に関する検討

式(1)で示される拡張された Westergaard の動水圧は、振動時に剛な壁に作用する水圧⁴⁾を液状化した砂に拡張して求められた³⁾ものである。しかしながら、柔な構造物に作用する土圧は、剛壁を仮定した Westergaard の動水圧よりも小さくなる。ここでは矢板の剛性と地震時土圧の振動成分の関係を検討した。図-6に矢板剛性と土圧振動成分の振幅の関係を示す。ここで、矢板剛性および土圧振幅は式(3)、(4)で無次元化した。なお、図中には既往のデータ⁵⁾もプロットしている。

$$\rho = \frac{EI}{b(\gamma_{sat} \cdot H^4)} \quad (3)$$

$$\alpha_d = \frac{p_d}{\gamma_{sat} \cdot \sqrt{HZ} \cdot (\alpha/g)} \quad (4)$$

ここに、 ρ : 矢板の相対剛性、 b : 矢板幅、 H : 液状化層厚、 Z : 地表面からの深度、 γ_{sat} : 土の飽和単位体積重量、 α_d : 無次元化した土圧振幅。

ここでの無次元化した土圧振幅は、拡張された Westergaard 式と同じ土圧分布形を仮定した土圧の実験の最大値と等しいひずみを生じさせる振幅を逆算して求めたものであり、この際、矢板は自立壁としてモデル化した。

図中には拡張された Westergaard の動水圧($P_d = 7/8 \cdot \gamma_{sat} \cdot \alpha/g \cdot \sqrt{(Z/H)}$)を併記した。これより、相対剛性と無次元化した土圧振幅の間には相関関係があり、矢板の曲げ剛性に応じて土圧は変化している。また、既往の設計式による Westergaard の動水圧は、実測値よりも過度に大きくなっており、既往の設計式から求め

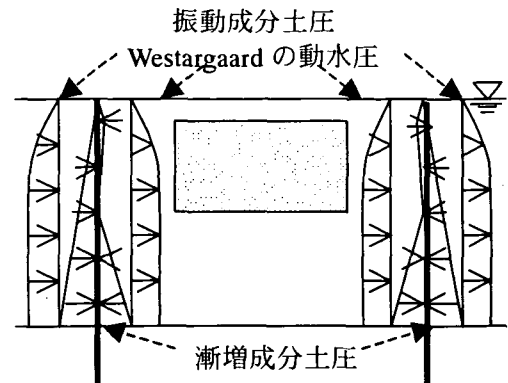


図-5 既往の設計法における設計荷重

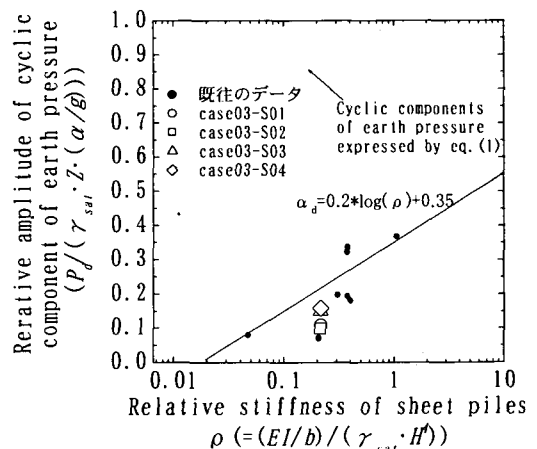


図-6 曲げ剛性と土圧の振動成分の関係

られる土圧は設計上安全側の値を与えることがわかる。

図-6における相対剛性 ρ と無次元化した土圧振幅 α_d の関係の近似曲線を求めると図中に示したようになり、これは次のように表される。

$$\alpha_d = 0.2 \log \rho + 0.35 \quad (5)$$

この関係を用いると、矢板の相対剛性に応じた土圧振幅は、式(5)および剛な壁では式(1)に一致することを考慮すると、次のように表される。

$$\begin{cases} p_d = \alpha_d \frac{\alpha}{g} \sqrt{HZ} (\gamma_w + R_d \gamma') \\ \alpha_d = 0.2 \log \rho + 0.35 \end{cases} \quad (6)$$

ただし、 $0 < \alpha_d < 7/8$

式(6)は、式(1)で表される剛な壁に作用する地震時土水圧に α_d を乗ずることで、矢板の相対剛性に依じて土圧振幅を低減させていることに相当する。したがって、矢板締切り工法の設計において、土圧振動成分として式(7)で表される矢板の相対剛性に依じた地震時土圧の振動成分を用いることにより、従来よりも合理的な矢板の設計が可能となる。

3. 1. 2 漸増成分土圧に対する矢板の健全性照査法および矢板の変形に関する検討

ここでは、振動成分土圧に対する矢板の健全性の照査、および矢板の変形による浮上がり量の予測モデルについて検討する。

図-7に実験により矢板に生じた曲げモーメントの漸増成分の分布を示す。これらより、今回の実験では実験条件によらず矢板に生じるモーメントはほぼ同様の分布を示しているといえる。矢板の変形には矢板と構造物の間隔、地下水位、構造物幅等が影響することが考えられるが、今回の実験条件では矢板下端を固定としたため、矢板の変位が比較的小さいく、これらの条件の違いがさほど影響しなかった可能性も考えられる。

図中には、矢板を梁でモデル化し、漸増成分土圧として式(2)で示される矢板内外の土圧差を作用させた解析結果も示している。ここで、解析モデルとしては、図-8に示す(1)矢板と構造物を地盤バネで連結したモデル、(2)構造物上端で矢板の水平方向の変位を拘束したモデル、(3)矢板を下端固定の梁としたモデル、の3種類のモデルを検討した。(1)のモデルの地盤バネは実験値との比較から $1,000 \text{ (kN/m}^3\text{)}$ と仮定した。図-7より、モデル(1)および(2)による解析結果が比較的实验結果

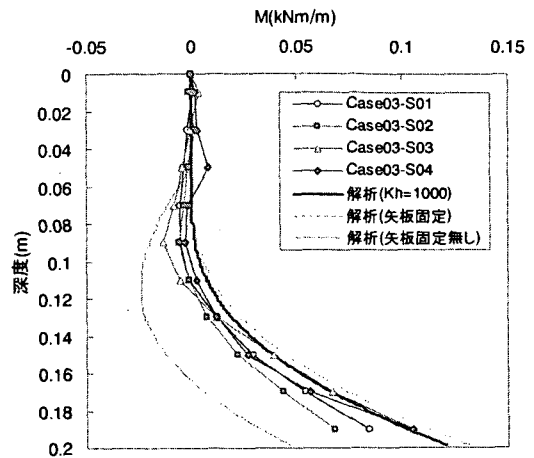
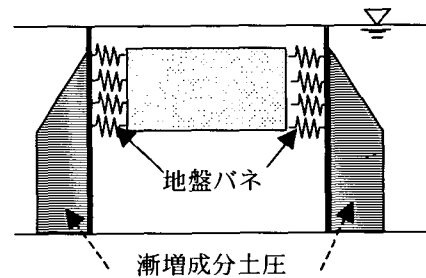
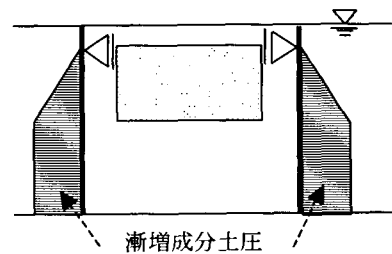


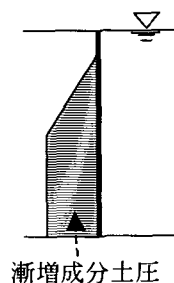
図-7 曲げモーメントの漸増成分の分布



(1) 矢板と構造物を地盤バネで連結



(2) 矢板を構造物上面で固定



(3) 下端固定梁

図-8 漸増成分土圧検討モデル

と整合していることが分かる。これより、モデル(1)あるいは(2)の条件のもと地震時漸増成分土圧により矢板に生じる曲げモーメントを求め、これと3. 1. 1による地震時振動成分土圧により生じる矢板の曲げモーメントを重ね合わせることで、地震時土圧に対する矢板の健全性をより合理的に照査することができる。

次に、矢板のたわみによる構造物の浮上がり変位について検討する。ここでは、上記の検討の結果から解析モデルとして図-8の(1)のモデルを用いた。矢板に漸増成分土圧を作用させて矢板に生じる水平変位を解析により求め、これらから求まる矢板の変位面積を構造物幅で除すことにより、矢板のたわみによる浮上がり量 x_s を求めた(図-4参照)。ここでも、2. での検討等同様に、矢板のたわみによる変位面積の内、構造物底面深度より下の部分が構造物の浮上がりに寄与するものと仮定した。図-9に2. で求めた各ケースの矢板のたわみによる浮き上がり量 x_s の実験値と、解析による予測値の比較を示す。これにより、矢板と構造物を地盤バネで連結したモデルから求めた浮上がり変位は実験値と比較的によく一致していることが分かる。

以上より、矢板と構造物を地盤バネで連結したモデルにより、漸増成分土圧に対する矢板健全性の照査、および矢板のたわみによる構造物の浮上がり変位量の予測が可能となる。

3. 2 締切矢板内の回り込み変形に関する検討

ここでは、動的遠心模型実験の結果を基に、締切矢板内の液状化土の回り込みに起因する浮上がり量を予測する手法について検討した。

3. 2. 1 浮上がり変位予測手法の概要^{1,6)}

液状化した砂を粘性流体と仮定すると、浮上がり中の構造物には、浮上がり速度に比例した抵抗が作用すると考えられる。そこで、地中構造物が浮き上がる際、地中構造物には構造物と上載土の自重、浮力、および浮上がり速度に比例した抵抗が作用すると仮定すると、鉛直方向の運動方程式は次のように表される(図-10参照)。

$$\frac{d^2x}{dt^2} + \frac{C}{M} \frac{dx}{dt} + \frac{\rho_{sat}bg}{M} x = -\frac{[M - \{\rho_t h_w + \rho_{sat}(h_0 - h_w)\}b]g}{M} \quad (7)$$

ここに、 x : 浮上がり変位、 C : 液状化した土の浮上がり速度に比例する抵抗を表す定数、 M : 地中構造物および上載土の単位奥行きあたりの質量、 ρ_t : 地下水位以上の土の密度、 ρ_{sat} : 砂の飽和密度、 h_w : 地下水位、 h_0 : 地中構造物の底面深さ、 B_0 : 地中構造物の幅、 g : 重力加速度。

ここで、浮上がり速度の変化は小さいため左辺第一項の慣性項を無視し、これを初期条件 $t=0$ 、 $x=0$ のもとで解くと、次のようになる。

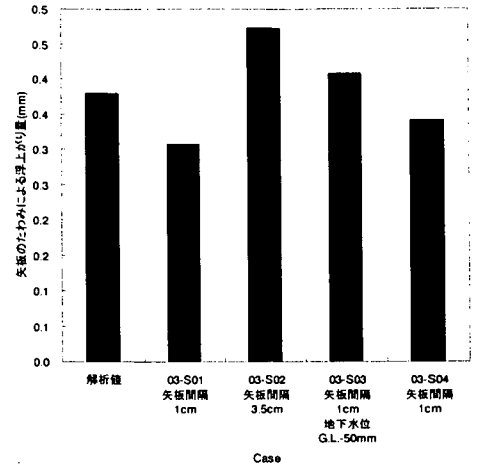


図-9 矢板のたわみによる浮上がり量の比較

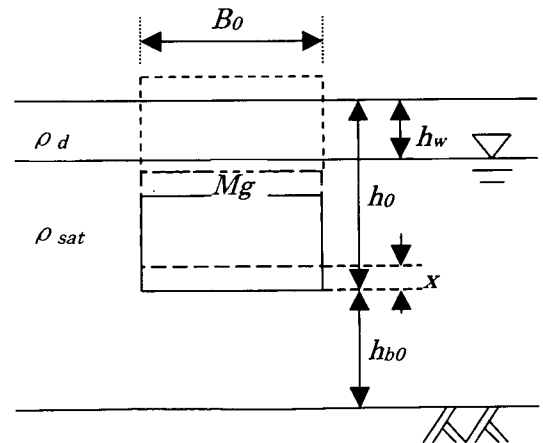


図-10 浮上がり変位予測計算モデル

$$x = \frac{[\rho_s h_w + \rho_{sat}(h_0 - h_w)]b - M}{\rho_{sat} b} \left\{ 1 - \exp\left(-\frac{\rho_{sat} b g t}{C}\right) \right\} \quad (8)$$

地盤抵抗係数 C 以外の定数は実験条件から求まるため、これを遠心模型実験結果の浮上がり変位の時刻歴にフィッティングさせることにより C を逆算した。抵抗係数 C は F_L , R , b , (b/h_b+1) および初期せん断応力比等と相関が高いことから、 C はこれらのべき乗で表されると仮定し、実験値にフィッティングさせることにより以下の式を得ている。

$$C[t/ms] = 50000 \cdot b[m] \cdot (b/h_b + 1) \cdot \left(\frac{\sigma_h' - \sigma_v'}{2\sigma_h'}\right)^{0.5} \cdot R \cdot F_L^{1.5} \quad (9)$$

ここに、 σ_v' 、 σ_h' :それぞれ構造物底面および同深度の周辺地盤における有効上載圧。

式(9)により抵抗係数 C を求め、式(8)に代入することにより加振終了時の地中構造物の浮上がり量を求めることが可能となる。ここでは、抵抗係数を算出する式(9)に矢板縮切の効果を組み込み、縮切矢板内の回り込みによる浮上がり変位を予測する手法を提案する。

3. 2. 2 縮切矢板内の回り込みによる浮上がり変位予測手法に関する検討

検討に際し、まず構造物の浮上がり変位 x を矢板のたわみによる成分(x_s)と、縮切矢板内での砂の回り込みによる成分(x_i)に分離した(図-4参照)。一例として図-11にCase03-S01の結果を示す。矢板のたわみは加振加速度一波毎に求めている。ここで得られた回り込みによる変位 x_i に対して、式(8)をフィッティングすることにより、各ケースの抵抗係数 C を求めた。このようにして得られた、 C と矢板と構造物の間隔等の関係を検討し、矢板縮切の効果を考慮した C の予測式を検討した。

図-12に逆算した抵抗係数とパラメータ $(b/h_b+1) \cdot (b/b_s+1)$ の関係を示す。ここで、 b_s は矢板と構造物の間隔である。なお、無対策のケースでは矢板と構造物の間隔としては構造物と土槽側壁までの距離とした。これより、パラメータ $(b/h_b+1) \cdot (b/b_s+1)$ と C の間にはほぼ比例関係があり、これにより構造物幅、矢板縮切の効果をとり込めることが分かる。

以上の検討により、矢板縮切を考慮した場合の抵抗係数は次の式で表すことができる。

$$C[t/ms] = 50000 \cdot b[m] \cdot (b/h_b + 1) \cdot (b/b_s + 1) \cdot \left(\frac{\sigma_h' - \sigma_v'}{2\sigma_h'}\right)^{0.5} \cdot R \cdot F_L^{1.5} \quad (10)$$

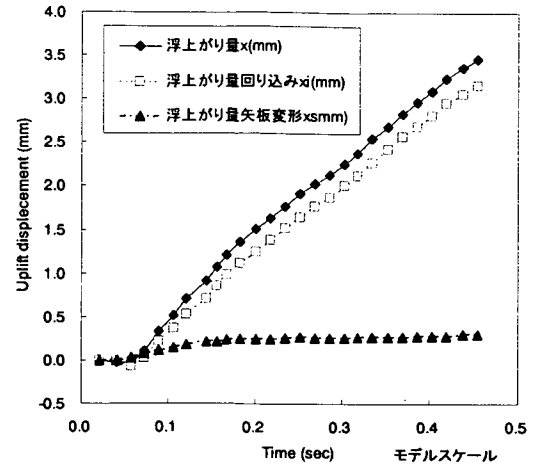


図-11 浮上がり変位の例(Case03-S01)

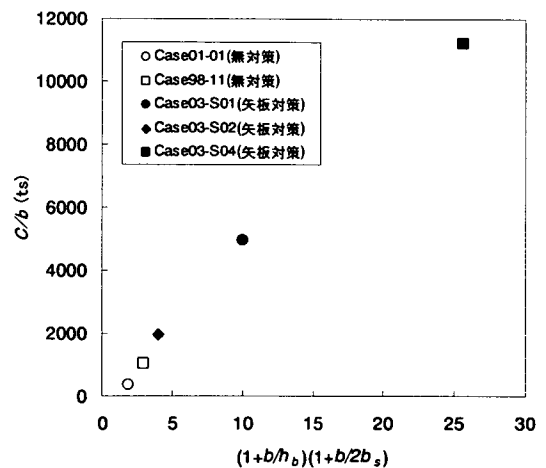


図-12 C/b と $(b/h_b+1) \cdot (b/b_s+1)$ の関係

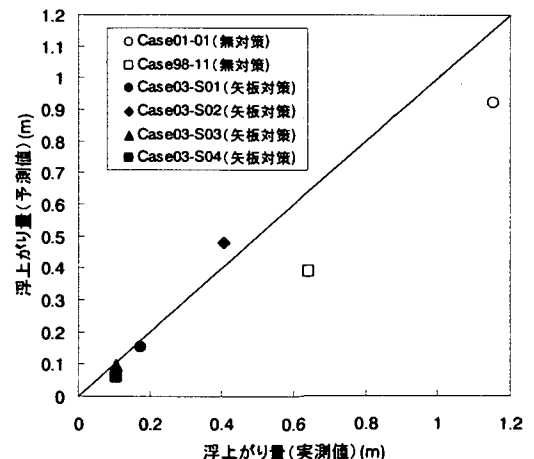


図-13 浮上がり変位の実測値と予測値の比較(重力場換算)

式(10)により矢板締切を考慮した場合の抵抗係数を求め、これを用いて式(8)により矢板締切を施した構造物の矢板締切内での液状化した砂の回り込みによる浮上がり量を予測することができる。これに、3.1.2 で検討した漸増成分土圧による矢板のたわみによる浮上がり量を加えることにより、矢板締切を施した地中構造物の浮上がり量の予測が可能となる。

図-13 に浮上がり量の実測値と予測値の比較を示す。浮上がり量の予測値は式(8),(10)による締切矢板内での回り込みによる浮上がり量の予測値と 3.1.2 の矢板のたわみによる浮上がり量の予測値の和として求めたものである。また、変位は実物換算した値である。これより、提案した手法により無対策および矢板対策を施したケースともおおむね実測値を予測することができることが分かる。

4. まとめ

本研究では、動的遠心模型実験により下水道処理施設の液状化対策としての矢板締切り工法の設計法を検討した。その結果、地震時の矢板の健全性を照査する手法として、矢板の曲げ剛性に応じた地震時振動成分土圧の評価手法、地震時漸増成分土圧に対する矢板の健全性を検討するモデルを提案した。また、矢板締切対策を施した地中構造物の浮上がり変位予測手法として、矢板のたわみによる構造物の浮上がり変位を予測する手法、および浮上がり中の構造物に浮上がり速度に比例した抵抗が作用すると仮定した矢板締切内での砂の回り込みによる浮上がり変位予測手法を提案し、これにより、矢板締切を施した地中構造物の遠心模型実験による浮上がり変位をおおむね予測できることを示した。

参考文献

- 1) 佐々木哲也・田村敬一(2002): 地中構造物の浮上がり予測手法の検討、第11回日本地震工学シンポジウム、pp.1065-1070.
- 2) 建設省土木研究所: 液状化対策工法設計・施工マニュアル(案)、共同研究報告書 第186号、1999.
- 3) 土田肇: 振動により流動化した砂層が壁体に及ぼす圧力、土と基礎、Vol.16, No.5, pp.3-10, 1968.
- 4) Westergaard, H.M: Water pressure on dams during earthquakes, Trans. of ASCE, Vol.98, 1933.
- 5) T. Sasaki and O. Matsuo: Centrifugal model tests on countermeasure against liquefaction-induced uplift of underground structures, International Conference on Physical Modeling in Geotechnics (ICPMG'02), St. John's, Newfoundland, Canada, pp.569-574, 2002.
- 6) 佐々木哲也・田村敬一(2003): 地中構造物の浮上がり予測手法に関する検討(その3)、第38回地盤工学研究発表会.