

## IV. 下水道事業調査費による研究

# 1. 汚水管の機能改善に関する調査

下水道研究室 室長 井上弥九郎  
主任研究員 檜物 良一  
研究員 豊田 忠宏  
交流研究員 能勢 正樹

## 1. はじめに

わが国の下水道は、主に低地の大都市部の整備が先行してきたという経緯から、大都市では合流式を採用しているところが多いが、公共用水域の水質保全に対する下水道の役割の高まりを背景に、近年の下水道のほとんどが分流式を採用している。排除方式別の都市数は、分流式2,105、合流式26(平成9年度末)となっている。

こうした分流式の下水道施設では、整備後年数の経過とともに硫化水素等による管路の腐食、管内への雨水や地下水の浸入、管渠内の土砂堆積など各種の機能障害の発生が報告されている<sup>1)</sup>。これら分流式汚水管に特有な問題を把握し、これらの現象の解明及び対応策を確立しなければ、今後は施設の老朽化の進行などにより障害の発生が加速的に増加する可能性が高い。

## 2. 調査の目的

下水道施設の機能障害については、これまでに我が国でも実際に障害や事故が発生した事例についてはいくつかの報告があるものの、全国的な実態となると、ほとんど知られていないのが現状である。また、その発生のメカニズムや予測手法、予防のための対策についても、一部の分野を除くと必ずしも十分な調査研究が行われているとは言いがたい。こうした背景を踏まえ、本調査は、これまでに十分解明されていない汚水管における各種機能障害の実態を明らかにするとともに、汚水管の主要な機能障害に関する発生メカニズムの解明・予測・診断・対策手法を検討することを目的とする。

## 3. 過年度調査の概要

過年度調査で実施した13政令指定都市へのアンケート結果より判明した管路施設改築要因の中で最も多い劣化現象である硫化物生成によるコンクリート腐食は、その対策の緊急性に鑑み、これまでに「下水処理施設の補修・更新方法に関する調査」(H3～H7)<sup>1)</sup>、「下水道施設の維持管理・更新費の低減手法に関する調査」(H5～H7)<sup>2)</sup>等の調査において各種検討を行った。平成8年度からは、汚水管の機能を低下させる因子として、特に重要と考えられる、硫化水素と浸入水に焦点を当てて検討を行った。

硫化水素に関する調査では、既往の土木研究所調査で課題として残っていた、硫化物生成と下水性状(特に有機物濃度)との関係を中心に調査し、硫化物生成時におけるプロピオン酸から酢酸への分解過程と硫酸塩還元細菌の関係を明らかにした。そして現地調査および室内実験により有機酸を用いた硫化物生成速度の推定を試み、プロピオン酸濃度に着目した硫化物生成速度式を得た。さらに硫化物対策技術の開発に関する共同研究を実施し7技術の効果的な対策手法および測定手法の開発を行い圧送管における硫化水素対策の基礎を築いた。自然流下管についてはポンプ場上流部での滞水域における硫化水素生成についての知見を得た。

また浸入水については、既往文献から浸入水の現状についてデータ解析を行うと共に、流域下水道接続点の流量を長期的に収集し雨量その他との関係を調査した。その結果、雨天時の浸入水量は降雨量に比例しておりかつ降雨開始後直ちに浸入が開始されていることが確認され、汚水管中に雨水が浸入していることが明らかとなった。そこで全国全ての分流式下水道を対象に雨天時の汚水量について実態調査を行った。その結果、雨水浸入による雨天時の汚水量増加はほとんどの箇所が生じており、雨水混入比は中央値で2.08となった。この結果雨水浸入は、分流式システムにおいて普遍的な事象であることが証明された。

#### 4. 雨水浸入水の浸入量公私比率

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

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

調査はK市内で行い、流量測定箇所は調査区域内 99 戸の内、多6戸・少5戸・無1戸である。対象降雨は平成11年10月6日～7日の総降雨量 34.3mm の雨とし、晴天日の汚水量と比較してこの降雨に対する浸入水量を算出し、表1のとおり各浸入度ランク毎の1戸当たり雨水浸入水量を得た。その値を用いて調査区域内の私分の浸入水量を推定すると 22.88m<sup>3</sup> となり（表2参照）、当該降雨によるこの調査区域からの総雨水浸入水量 48.00m<sup>3</sup> から差し引きで公共下水道分の雨水浸入水量は 25.12m<sup>3</sup> となる。この結果より公私比率は

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

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

#### 5. 排水設備の管理状況

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

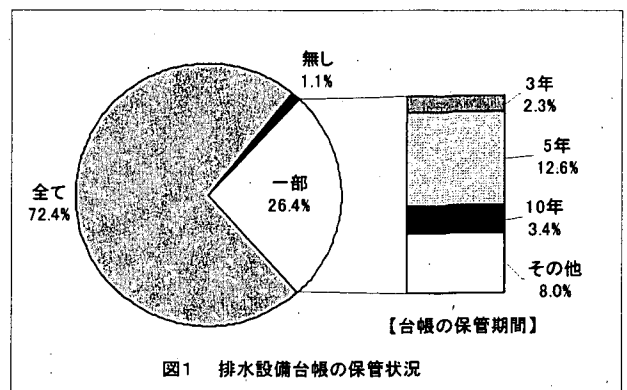
新規に排水設備を設置した際に完了検査を実施している機関は、下水道担当部局が 94.3 %を占めている。新設の段階で排水設備に誤設や漏水があれば、この段階で改善されているはずである。次に検査合格後の排水設備の状況を記録した台帳の保管状況を図1に示す。全体の 72.4

表1 浸入度ランク別雨水浸入水量

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

表2 私分の浸入水量

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



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

## 6. 雨水浸入削減対策の効果判定

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

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

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

表1 段階別補修工事の内容

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

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

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

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

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

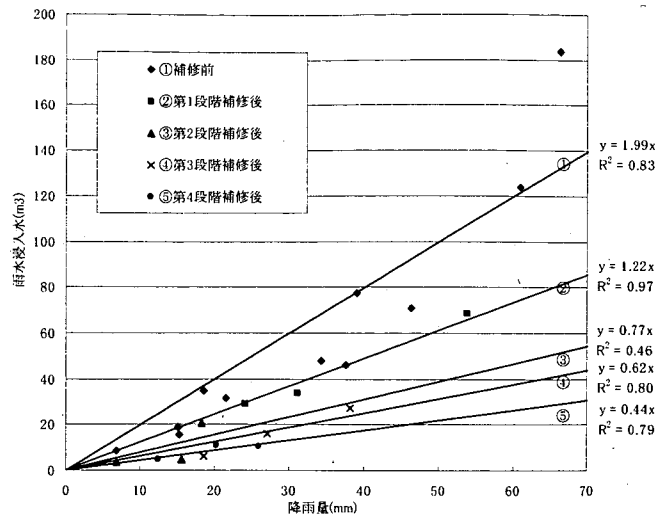


図2 補修段階毎の降雨量—雨水浸入水量相関図

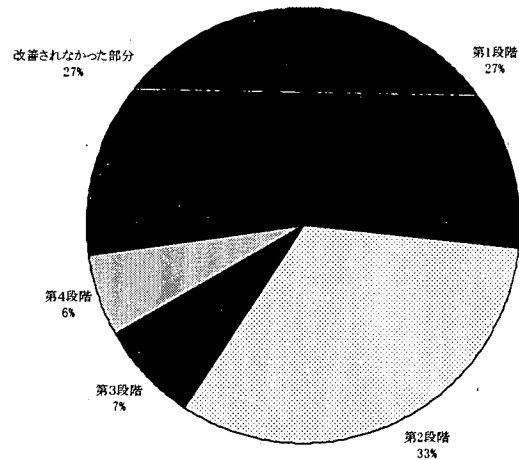


図3 補修による浸入水削減効果 (補修前を100%にした場合の各種補修の改善効果)

### 7. 雨水浸入現象のモデル化

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

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

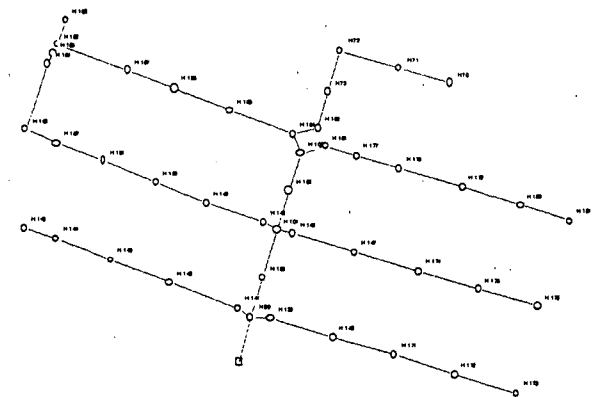


図4 K市調査地区管路網図

### (1) 不浸透域率の設定

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

### (2) 不浸透域の粗度計数

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

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

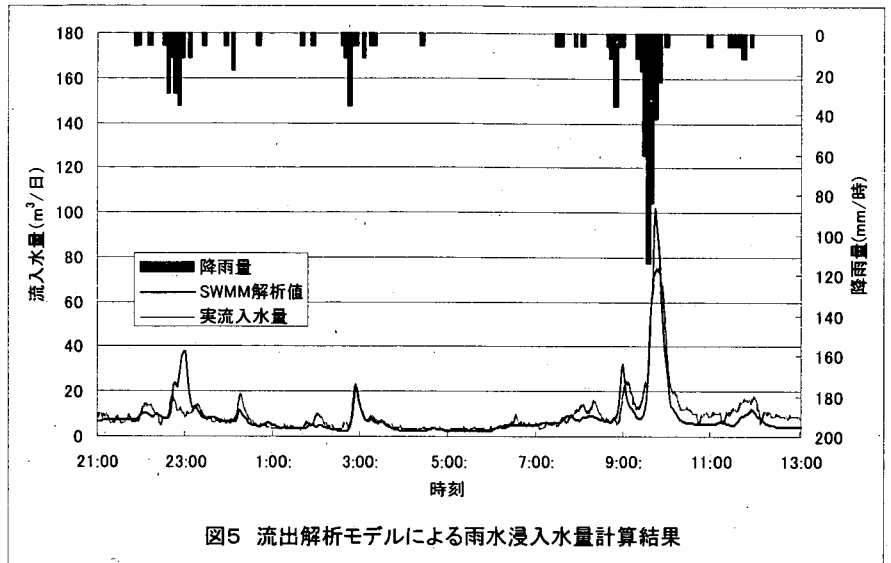


図5 流出解析モデルによる雨水浸入水量計算結果

## 8. 硝酸塩注入による污水管内での硫化物生成抑制効果

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

調査は硝酸カルシウム溶液の注入率を0,100,210mg/lの3つのケースに変えて行った。注入した硝酸カルシウム溶液の注入率を窒素換算するとそれぞれ0,17.5,36.8mgN/lとなる。なおAポンプ場流入時点では汚水中に硝酸・亜硝酸(NO<sub>x</sub>-N)はほとんど含まれていない。B人孔での水質挙動からその効果を検討した。図6～8に注入率毎の硝酸・亜硝酸濃度と全硫化物濃度を示す。ケース1(注入率0mg/l)ではNO<sub>x</sub>-Nはほぼ検出されず、全硫化物は最大3mg/l以上検出されている。このためこの直下のC人孔で硫化水素が100ppm以上検出され臭気と腐食の原因となっている。ケース2(注入率100mg/l)の場合、NO<sub>x</sub>-Nが0.5mgN/l以上検出さ

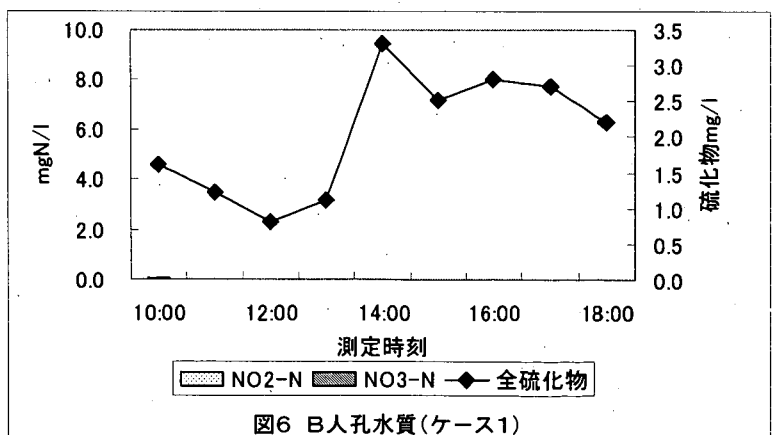


図6 B人孔水質(ケース1)

ケース1(注入率0mg/l)ではNO<sub>x</sub>-Nはほぼ検出されず、全硫化物は最大3mg/l以上検出されている。このためこの直下のC人孔で硫化水素が100ppm以上検出され臭気と腐食の原因となっている。ケース2(注入率100mg/l)の場合、NO<sub>x</sub>-Nが0.5mgN/l以上検出さ

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

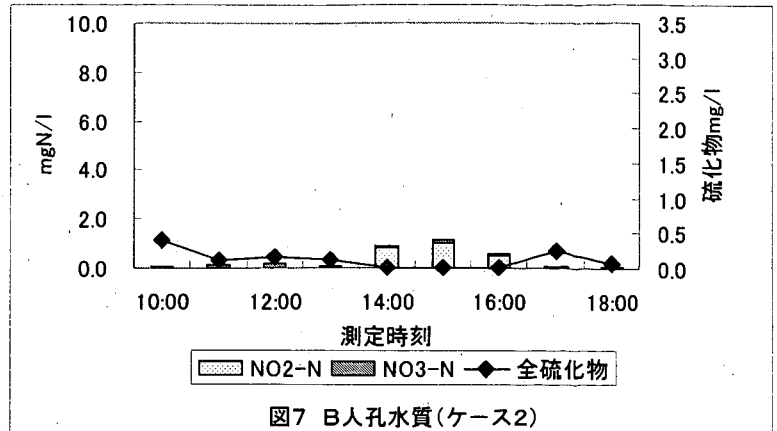


図7 B人孔水質(ケース2)

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

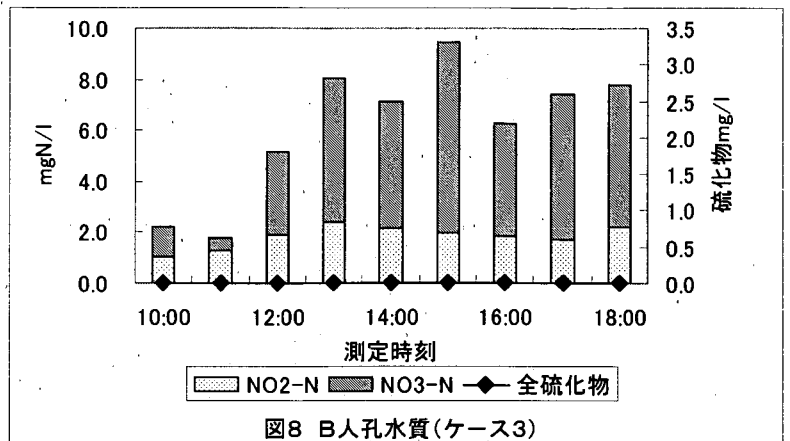


図8 B人孔水質(ケース3)

## 9. まとめ

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

## 参考文献

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

## 2. 都市雨水の資源利用を考慮した下水道整備に関する調査

下水道研究室 室 長 井上弥九郎  
主任研究員 松原 誠  
研 究 員 豊田 忠宏

### 1. はじめに

本調査では、都市雨水も下水道資源の一つとして捉え、雨水利用推進のための技術的課題を明らかにするとともに、雨水利用による浸水防除効果や合流改善効果について定量的に評価することを目的とする。また都市における雨水の流出挙動、汚濁負荷の流出挙動を把握することにより、これを合流式下水道越流水対策ならびに雨水対策計画の立案にも活用しようとするものである。

### 2. 過年度の調査結果

- 1) 都市雨水の量的キャパシティについて、土地利用区分ごとの利用可能雨水量と水洗用水の必要水量を年ベースで検討した。
- 2) 土研モデルを分布型モデルに改良するため、合流式下水道整備地区における雨量、水量、水質等の現地観測を行い、モデル検討に必要なデータを収集・整理した。
- 3) 空気噴出を考慮した下水道管路の水理特性に関して大都市へのアンケート調査を行い、管渠内の空気抜きのお考え方、雨水管の設計及び管理、超過流量に対する考え方等についてとりまとめた。

### 3. 都市雨水利用システムの定量的評価

#### 3. 1 研究の目的

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

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

#### 3. 2 評価の基本的考え方

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

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



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

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

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

表1 検討で用いる土地利用区分の計算条件と計算結果

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

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

### 3. 3 浸水防除効果

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

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

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

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

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

これらのことから、雨水利用時の利水槽の浸水防除効果は小さいものであり、特に一般低層住宅の場合は浸水防除効果がほとんど発現しないものといえる。具体的に考えると、一般的な住宅の屋根面積を70m<sup>2</sup>とすれば、貯留高40mmに相当する利水槽容量は約3m<sup>3</sup>となるが、この程度での利水槽では浸水防除の効果が小さいということになる。そこでこの容量をさらに大きくとればよいかというと、降雨時における利水槽の空き容量が問題となるので、必ずしもそうではない。結局のところ、雨水利用ハンドブックが述べている通り、利水槽と区分した貯留槽が必要になるということであろう。ただし、ここでの結果はあくまでオンサイト雨水利用施設がピークカットに効かないということを示したものであって、少量の貯留であっても、下流側への流出総量は確実に低減されるため、流域全体としての流出抑制効果は別途検討する必要がある。

表2 雨水利用時の浸水防除効果

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

\* 独立降雨は前後24時間無降雨をもって判断した。

\* 年間総有効降雨量は多雨年：2309mm、平均年：1616mmである。

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

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

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

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

表3 利水槽空き容量の平均値

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

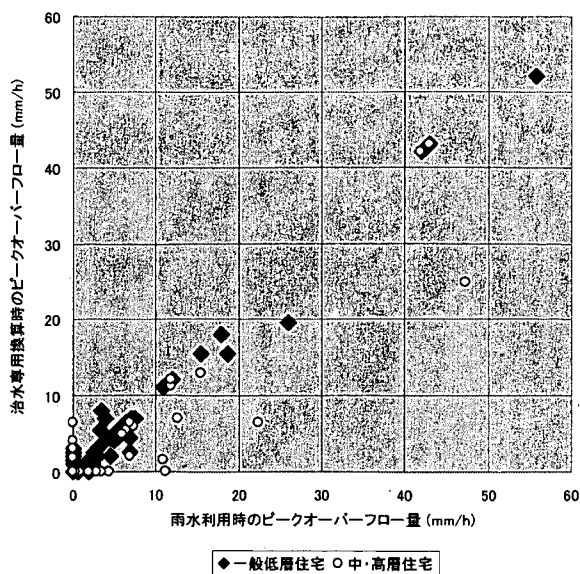


図1 治水専用貯留槽との比較（多雨年）

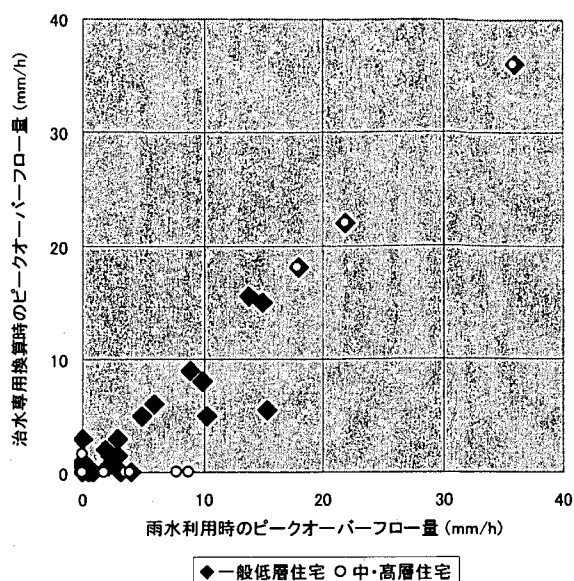


図2 治水専用貯留槽との比較（平均年）

### 3. 4 合流改善効果

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

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

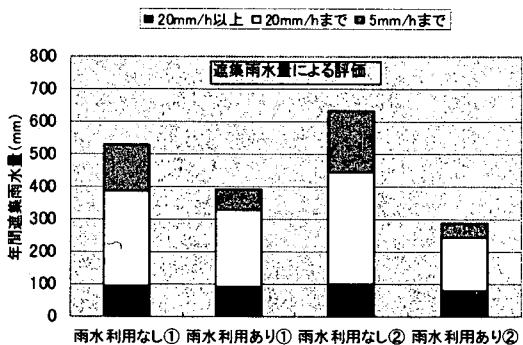
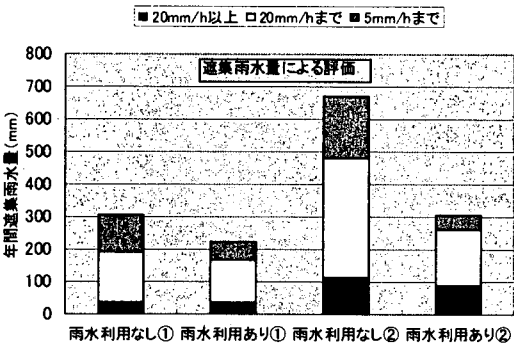
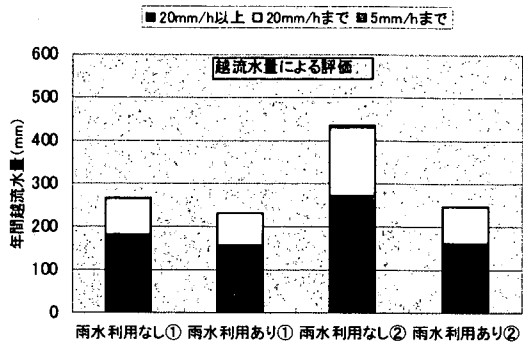
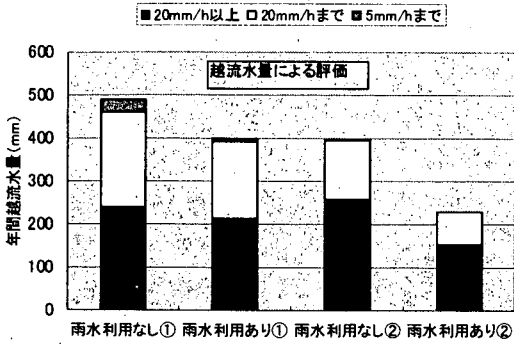
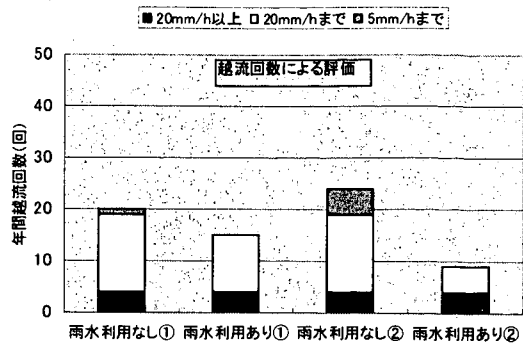
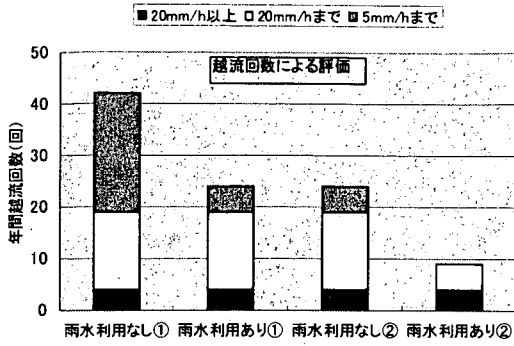
また、合流式下水道の議論であるため、雨水量の他に汚水量を考慮する必要があるが、ここでは検討を簡略化するため、汚水量は常に晴天時計画時間最大汚水量（1Q）が流れているものと仮定し、流出雨水量を、あらかじめ定めておいた遮集雨水量と比較することにより、これを下回れば遮集、上回れば越流と判断するものとした。遮集雨水量については、暫定指針<sup>3)</sup>を参考に、遮集量3Q（遮集雨水量として2Q）および遮集雨水量2mm/hの2例について検討した。各土地利用区分のQについては、汚水量原単位（650L/日/人）と夜間人口密度（表1参照）等から、中・高層住宅：2.33mm/h、一般低層住宅：0.68mm/h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

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

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

表4 各評価指標の低減率

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



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

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

図3 遮集雨量2Qの場合の合流改善効果

図4 遮集雨量2mm/hの場合の合流改善効果

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

## 4. 合流式下水道における汚濁負荷流出モデルの開発

### 4. 1 研究の目的

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

そこで本研究では、集中型土研モデルを分布型モデルに改良し、同時多地点で解析できることを実証するとともに、新たな水質項目として窒素・りんを加え、あわせてモデル係数の同定方法などモデル使用にあたっての諸条件について再検討することを目的としている。今年度は、昨年度に引き続き、モデルの式形の決定やモデル係数の同定に必要とされる水量水質データの収集を行うとともに、集中型土研モデルを用いた窒素・りんの計算方法等について検討した。なお本研究の内容は、当研究室と土研都市河川研究室ならびに日本下水道事業団技術開発部との共同研究の一部である。

### 4. 2 合流式下水道整備地区における水量水質実態調査

#### 4. 2. 1 調査方法

調査対象とした排水区は、面積 171.1ha の自然排水区である。土地利用は上流側が住宅・文教地区、下流側は商業地区が中心である。対象排水区と調査地点の概要について図5、表5に示す。排水区は3つの幹線管渠ルートにより構成され、雨水吐きは流末の1箇所のみである。調査地点は流末 (No.1) と幹線の途中 (No.2) の2箇所とした。各調査地点には水位計 (CTIS, C52F) を設置し、また調査地点 No.2 の近傍のビル屋上に雨量計 (ISCO, 675) を設置した。

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

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

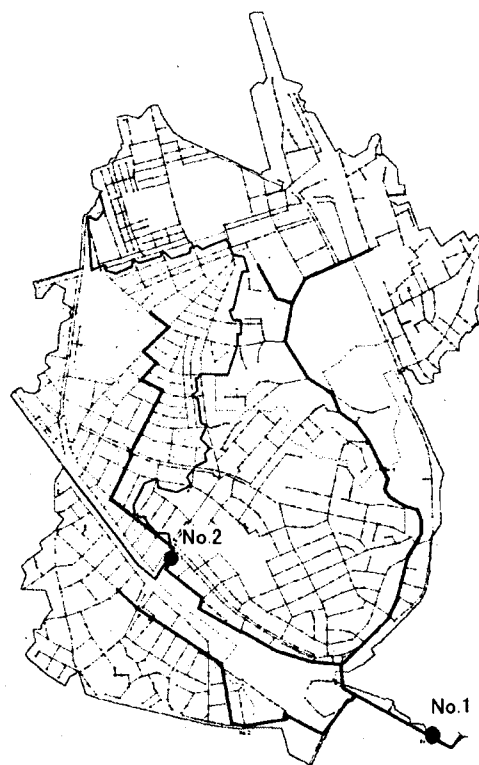


図5 調査対象排水区と調査地点

表5 調査地点の概要

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

#### 4. 2. 2 雨天時汚濁負荷流出特性

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

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

ここで、 $L_p$ : 発生負荷量 (管渠内) (g/s)

$P_p$ : 堆積負荷量 (管渠内) (g)

$C$ : 負荷流出係数 (1/g/m<sup>3</sup>)

$Q$ : 流量 (m<sup>3</sup>/s)、 $Q_c$ : 限界流量 (m<sup>3</sup>/s)

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

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

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

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

表6 雨天時調査対象降雨の概要

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

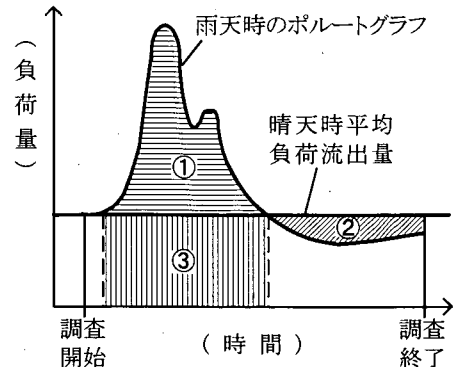


図6 負荷流出量比較のイメージ

表7 負荷流出量の比 (領域①/領域②)

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

表8 負荷流出量の比 (領域①/領域③)

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

表9 晴天時負荷流出特性

(負荷流出量の最大値/負荷流出量の最小値)

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

### 4. 2. 3 晴天時汚濁負荷流出特性

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

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

### 4. 3 集中型土研モデルの検討

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

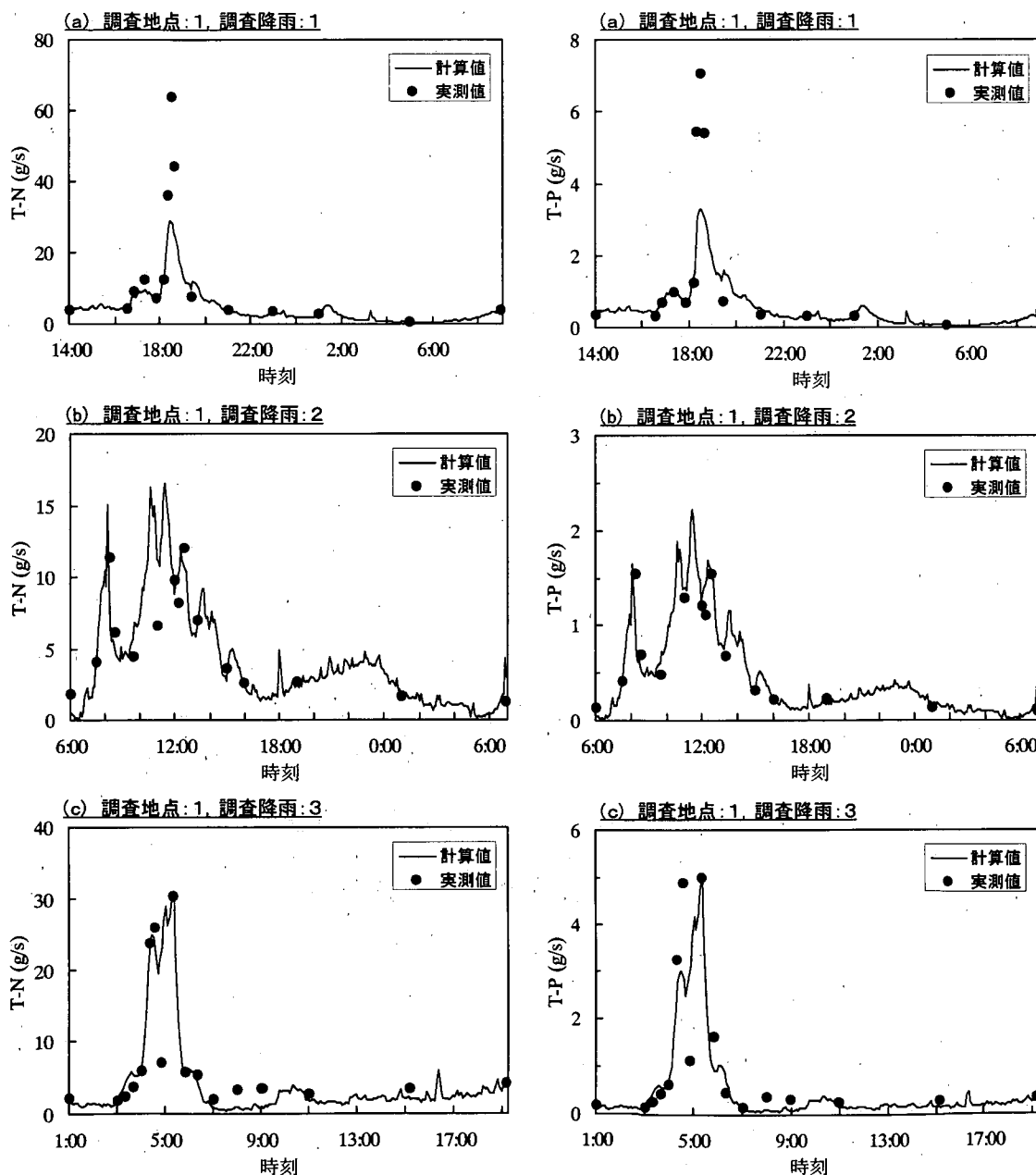


図7 土研モデルによるシミュレーション結果 (左列:T-N、右列:T-P)

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

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

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

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

表10 シミュレーションに用いたパラメーター

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

表11 晴天時日発生負荷量に対する  $P_{p0}$  の比

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

## 5. 空気噴出を考慮した下水道管路の水理特性

### 5.1 研究の目的

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



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

## 5. 2 数値解析モデルの開発

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

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

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

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

## 5. 3 水理模型の製作と実験計画の立案

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

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

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

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

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

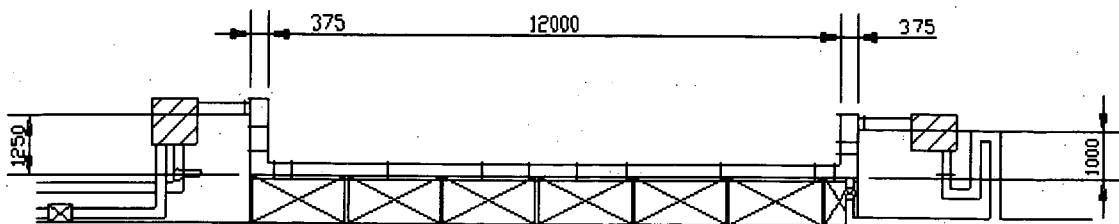


図8 モデル2（管径250 mm）の形状

表1.2 管路模型の諸元

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

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

①：管路全体での水と空気の挙動把握

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

②：空気混入現象の把握

人孔部落下条件の違いが混入空気量に及ぼす影響について把握する。

③：空気排出現象の把握

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

④：空気塊移動現象の把握

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

⑤：気泡挙動の把握

水の落差流入に伴い発生する気泡について、その大きさ、移動速度等を把握する。

6. まとめと今後の課題

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

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

ほとんど発現しないといえる。

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

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

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

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

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

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

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

#### 【参考文献】

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

### 3. 下水道整備による環境改善効果に関する調査

下水道研究室 室長 井上 弥九郎  
主任研究員 植松 龍二  
研究員 吉田 敏章  
交流研究員 森兼 政行

#### 1 はじめに

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

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

#### 2 調査内容

##### 2.1 調査手法

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

##### 2.2 対象地域概況

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

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

### 3 効果影響の整理

#### 3.1 定性的効果影響表

表1 ディスポーザ利用による効果影響の整理

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

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

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

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

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

#### 3.2 経済評価の考え方

##### (1) 効果影響項目の内容及び金銭化の考え方

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

#### (2) ケース設定

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

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

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

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

以下のとおりケース設定をし、定量化を行った。

○ケース1：ディスポーザの普及。下水汚泥コンポスト化はなされない。

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

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

## 4 利便性便益の評価

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

### 4.1 評価手法

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

### 4.2 アンケート調査対象世帯・調査方式

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

表2 対象地域の世帯数及びアンケート回答数等

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

注)人口、世帯数は、平成12年11月末での値。

### 4.3 アンケート調査票の設計

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

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

### 4.4 調査結果

得られた回答数は、表 2 に示すとおりであり、高い回収率が得られた。WTP 代表値の推定には、WTP の表明が有効でない矛盾回答など 6 件を除き、推定の考え方は生存分析を適用した。また、選択された金額の解釈としては、2 つの考え方を採用した。つまり、選択された金額が回答者の WTP に等しいとする考え方（以下「一点 WTP」）と、回答者の WTP が選択された金額と次に大きい金額との間に存在してその金額間に存在する確率分布が一樣であるとする考え方（以下「区間 WTP」）である。

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

表3 利用属性毎及び全体のWTP代表値

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

注)単位:円/月/世帯

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

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

図1 ディスポーザ利用世帯に対するWTP設問部

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

図2 ディスポーザ非利用世帯に対するWTP設問部

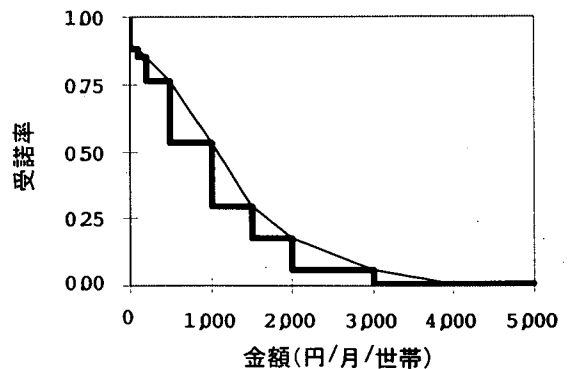


図3 全体の受諾率曲線

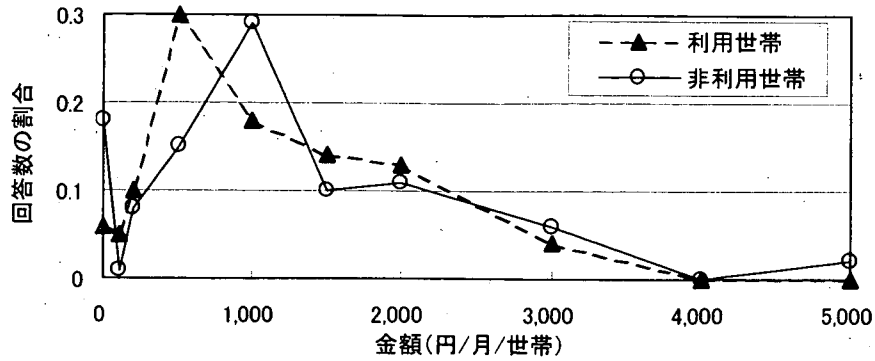


図4 利用世帯と非利用世帯のWTP分布の違い

#### 4.5 利便性便益の設定

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

### 5 結果及び考察

#### 5.1 結果

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

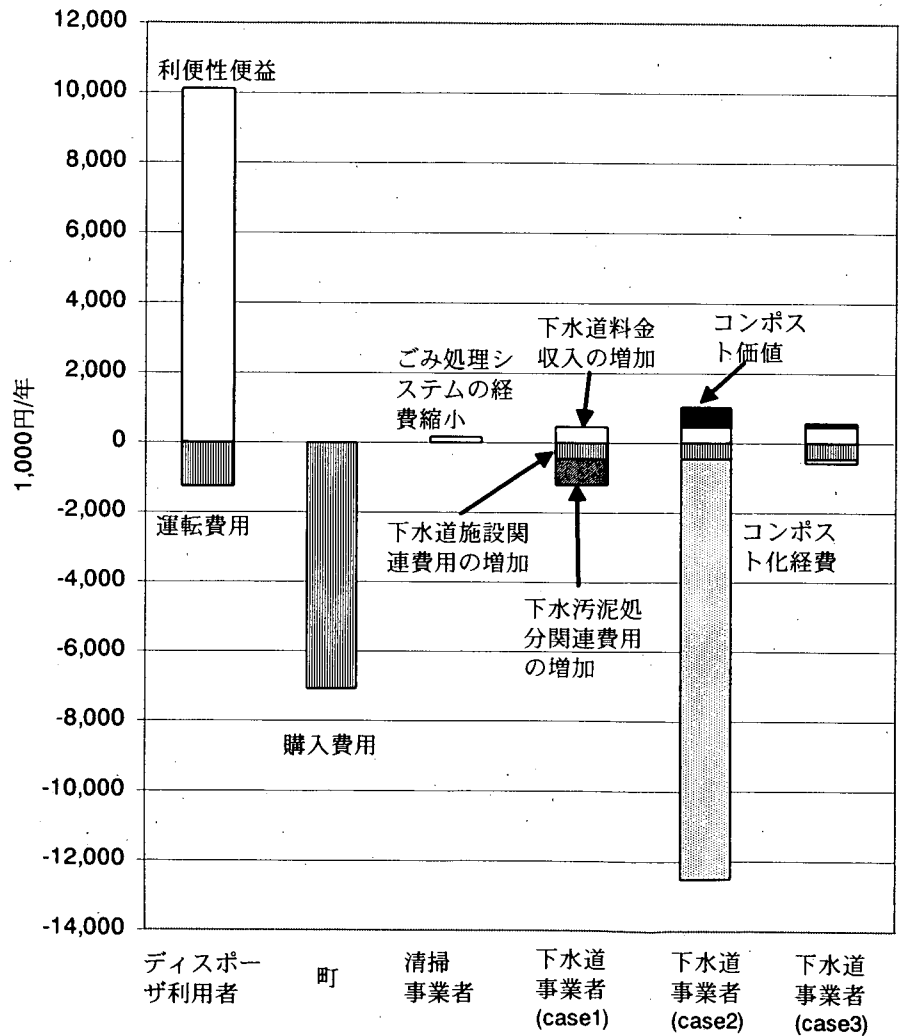


図5 主体別の費用便益

#### 5.2 考察

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



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

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

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

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

## 6 まとめ

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

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

下水道施設の余裕（余裕が十分であれば、施設増設の必要なく普及に不利でない）

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

下水汚泥の有効利用状況（既に有効利用がなされていれば、普及に有利）

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

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

## 参考文献

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

## 4. 高濃度排水の管路施設における挙動に関する調査

下水道研究室 室 長 井上弥九郎  
主任研究員 檜物 良一  
研究員 豊田 忠宏  
交流研究員 能勢 正樹

### 1. 目的

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

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

### 2. ディスポーザ排水調査

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

#### 2.1 調査内容

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

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

認を行う。

## 2.2 調査方法

### 2.2.1 ディスポーザ排水現地調査

#### 2.2.1.1 水質調査

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

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

BOD、S-BOD、硫化物(全、溶)、TS、VS、SS、VSS、COD<sub>Cr</sub>、S-COD<sub>Cr</sub>、K-N、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、T-P、Cl<sup>-</sup>

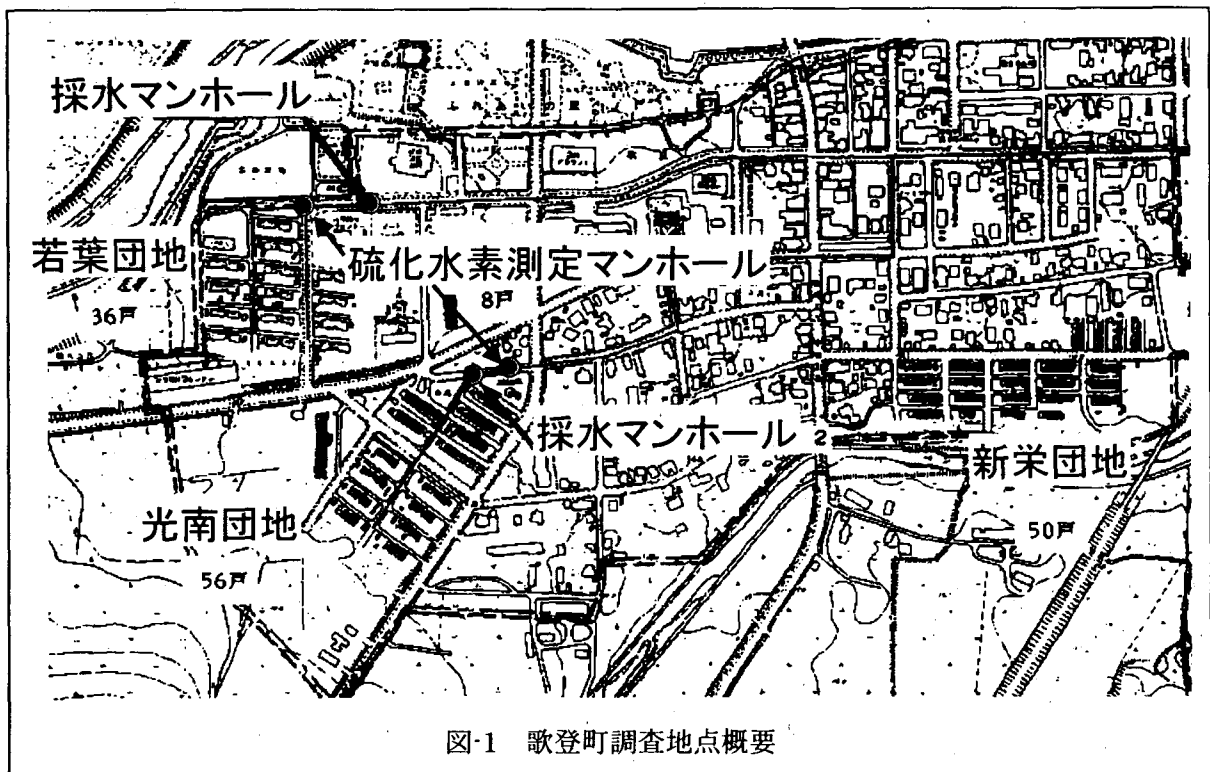


図-1 歌登町調査地点概要

#### 2.2.1.2 硫化水素調査

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

##### ○調査概要

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

## 2.2.2 堆積状況調査

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

### ○調査概要

#### (1) 管きよ内堆積状況

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

#### (2) 宅内排水設備堆積状況

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

#### (3) 管きよ内底質調査

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

### ○調査方法

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

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

## 2.3 結果

各調査及び実験の結果を、以下に記す。

### 2.3.1 ディスポーザ排水現地調査

#### 2.3.1.1 水質調査結果

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

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

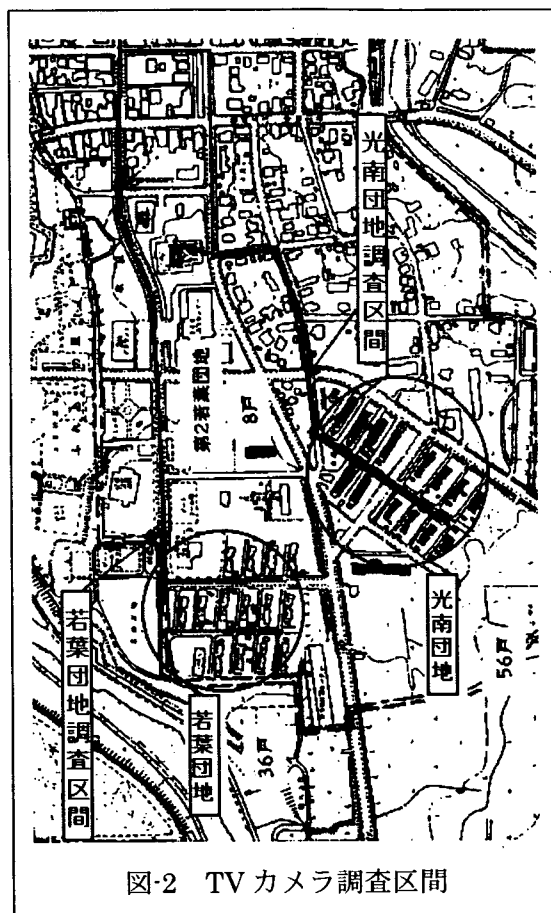


図-2 TVカメラ調査区間

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

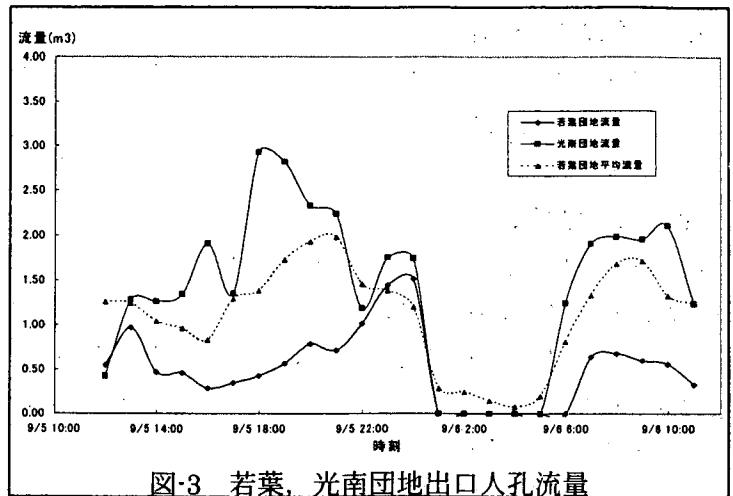


図-3 若葉、光南団地出口人孔流量

比較して非常に少ない値であることが、結果として得られている。また、水道使用量から算定した一人一日当たり使用水量は若葉団地では  $0.23\text{m}^3/\text{day}$  であり、光南団地での流量は実測時が  $0.31\text{m}^3/\text{day}$  であったのに対し、水道使用料からの計算では  $0.18\text{m}^3/\text{day}$  となった。この平均流量をもとに負荷量を算定したものが、図-4, 5 中の若葉団地負荷（平均流量計算）であるが、図から、調査日流量からの負荷量と

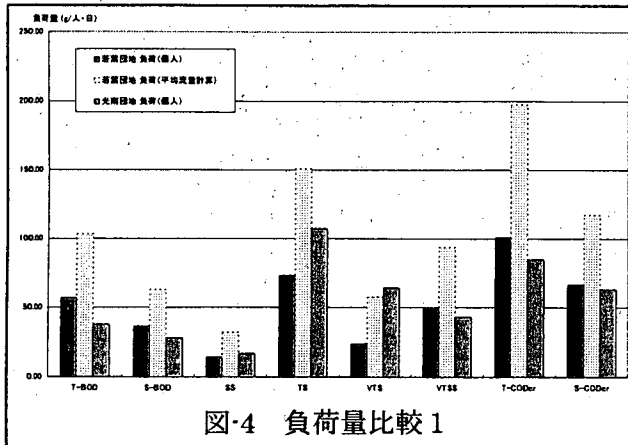


図-4 負荷量比較 1

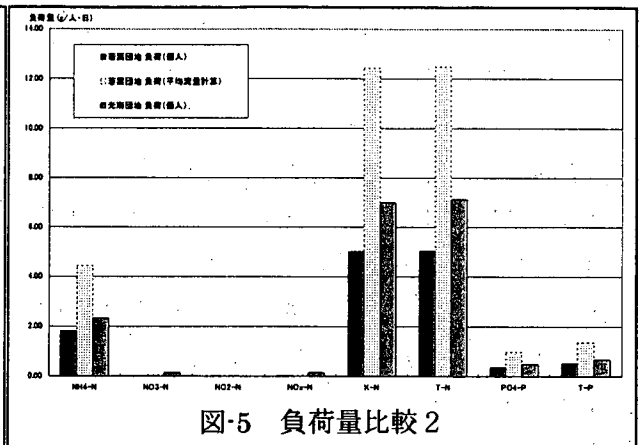


図-5 負荷量比較 2

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

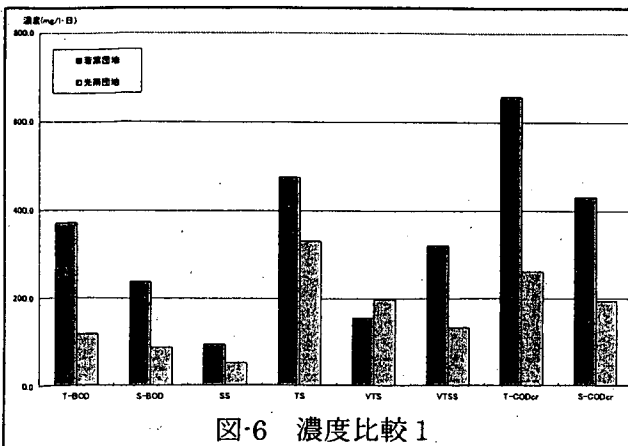


図-6 濃度比較 1

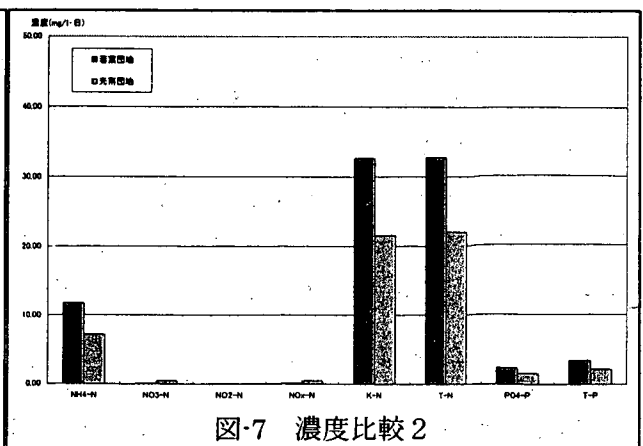


図-7 濃度比較 2

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

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

### 2.3.1.2 硫化水素測定結果

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

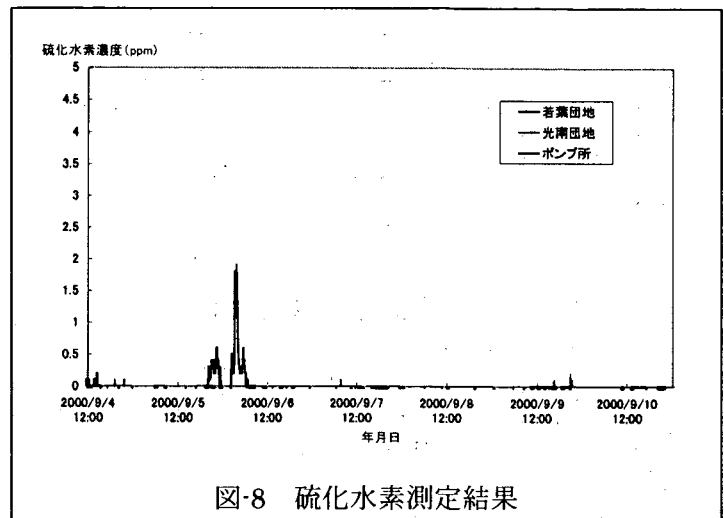


図-8 硫化水素測定結果

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

### 2.3.2 堆積状況調査

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

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

マンホールNo.	管径 (mm)	公称 (%)	延長 (m)	管内堆積物位置 (上流~下流)							堆積物総延長及び総量		堆積物測定		
				0m	10m	20m	30m	40m	50m	60m	70m	(m)	(m <sup>3</sup> )	大 (20mm)	中 (15mm)
No.1~No.2	200VU	5.5	48.52								3.62	0.0027	-	34.52~36.82	47.00~48.32
No.2~No.3	200VU	5.4	56.87								5.32	0.0054	48.78~49.17	15.94~16.68, 45.59~48.78	6.80~7.80
No.3~No.4	200VU	5.2	56.59								0.00	0	堆積物なし		
No.4~No.7	200VU	5.0	48.84								4.92	0.0024	-	46.66~48.25	11.01~12.37, 16.25~17.43, 21.77~21.56
No.5~No.6	200VU	5.1	60.89								0.48	0.0001	-	-	53.97~54.45
No.6~No.7	200VU	5.1	60.60								1.00	0.0002	-	-	4.44~4.72, 16.59~16.99, 47.91~48.23
No.7~No.8	200VU	5.4	56.90								17.05	0.0119	-	29.20~38.82	3.95~4.67, 5.30~5.82, 6.10~7.24, 17.77~18.76, 19.52~21.28, 21.23~21.78, 42.99~45.80
No.8~No.9	200VU	5.3	60.95								13.05	0.0085	-	0.75~7.44	7.94~11.70, 14.91~15.72, 24.54~25.11, 28.70~29.12, 30.49~30.29
No.9~No.10	200VU	5.6	51.48								9.53	0.0052	-	31.61~40.00	3.77~4.91
No.10~No.11	200VU	6.0	52.94								6.86	0.0029	-	50.33~52.01	13.19~14.26, 25.00~26.82, 33.61~34.70, 35.31~36.68, 38.81~40.27, 43.71~44.38, 47.87~48.37
No.11~No.12	200VU	4.8	60.90								3.17	0.0007	-	-	9.50~1.60, 7.99~8.76, 33.83~35.13
No.12~No.13	200VU	4.9	60.77								7.10	0.0172	25.38~27.48, 41.42~43.22	20.87~23.24	4.06~4.80
No.13~No.14	200VU	4.8	60.96								2.04	0.0004	-	-	12.07~13.00, 16.35~16.88, 36.08~36.66
No.14~No.15	200VU	5.9	52.87								2.40	0.0085	48.88~51.28	-	-
No.15~No.16	200VU	4.6	27.17								6.17	0.0101	21.00~MH	-	-
合計			817.25								82.71	0.0802			

図-9 堆積物堆積状況 (若葉団地)

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

### 3. まとめ

今年度のディスポーザに関する現地調査の結果、以下の知見が得られている。

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

## 5. 都市における水循環システムの 最適化マニュアルに関する調査

下水道研究室 室長 井上 弥九郎  
主任研究員 植松 龍二  
建設システム課 課長 松井 健一  
主任研究員 高村 和典

### 1. はじめに

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

### 2. 研究方法

#### 2. 1 水循環モデルの取りまとめ

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

#### 2. 2 建設コスト分析

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

### 3. 研究結果

#### 3. 1 水循環モデルの取りまとめ

##### 3.1.1 水量解析モデル

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

##### (1) 分布型非物理モデル<sup>1)~6)</sup>

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



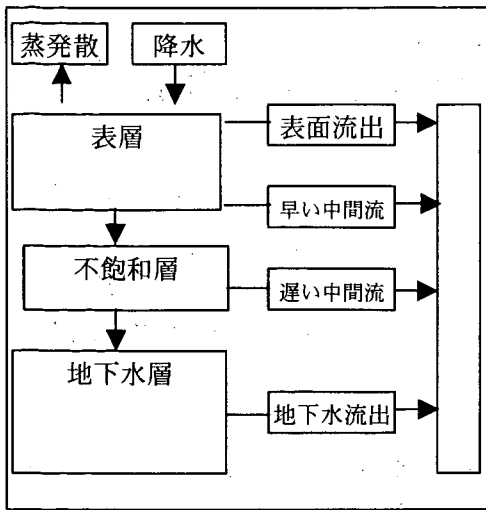


図1 水循環経路の概念図

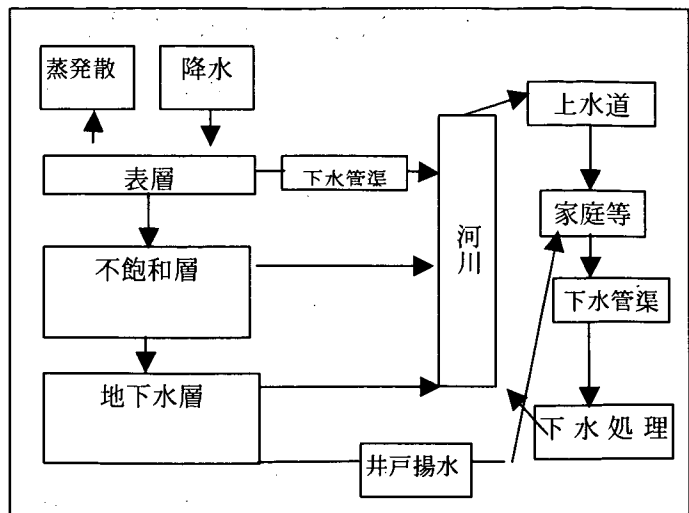


図3 都市内の水循環経路のモデル化

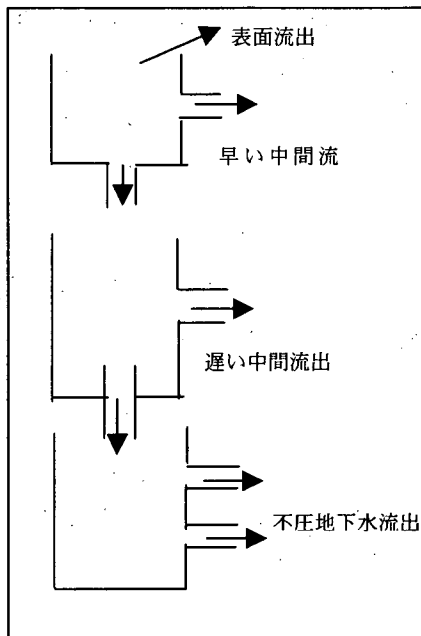


図2 水循環のモデル化

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

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

## (2) 分布型物理モデル<sup>1), 7)</sup>

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

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

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

地下水層における3次元流は以下の式のように表すことができる。

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

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

### 3.1.2 水質解析モデル<sup>6), 8)</sup>

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

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

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

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

### 3.1.3 まとめ

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

#### (1) 水量解析モデル

##### ○表層

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

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

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

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

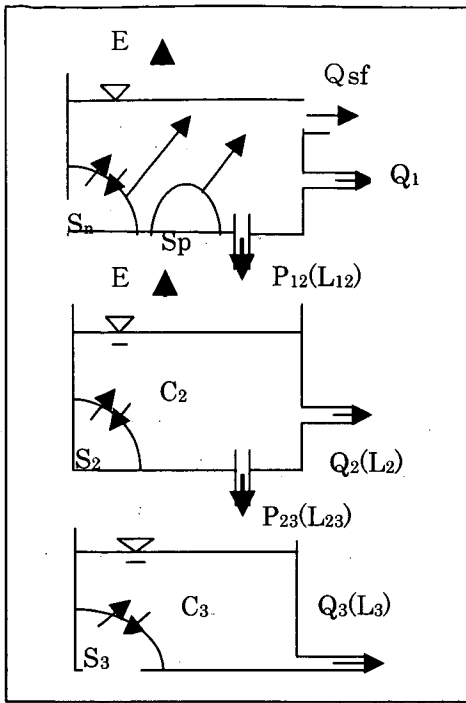


図4 水循環のモデル化

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

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

○不飽和層

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

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

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

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

○地下水層

地下水流出は、貯留高の  $C$  乗に比例するものとする。

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

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

(2) 水質解析モデル

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

○運動式

- ・晴天時点源流出負荷量 :  $L_0 = f L_p$
- ・雨天時流出負荷量 (表層から) :  $L_1 = C_1(Q_{sf} + Q_1)A + k_{wp} S_p(Q_{sf} + Q_1)A + k_{wn} S_n(Q_{sf} + Q_1)^2 A$
- ・面源流出負荷量 : (不飽和層から)  $L_2 = C_2 Q_2 A$ 、(地下水層から)  $L_3 = C_3 Q_3 A$
- ・浸透負荷量 : (表層から不飽和層へ)  $L_{12} = C_1 P_{12} A$ 、(不飽和層から地下水層へ)  $L_{23} = C_2 P_{23} A$

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

○連続式

・表層

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

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

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

・不飽和層

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

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

・地下水層

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

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

ここで、 $C_r$ ：降雨水質、 $R$ ：降雨量、 $k_{a1}$ ：表層の吸着速度係数、 $k_{a2}$ ：表層の脱着・可溶化速度係数、 $k_{dp}$ ：表層の点源由来堆積物の減衰係数、 $k_{dn}$ ：表層の面源由来堆積物の減衰係数、 $k_2, k_3$ ：不飽和層、地下水層それぞれの吸脱着速度係数、 $\gamma_2, \gamma_3$ ：不飽和層、地下水層それぞれの吸着平衡定数、 $k_{d2}, k_{d3}$ ：不飽和層、地下水層それぞれの堆積物の減衰係数、 $L_n$ ：面源負荷量（補給分） $H_{2m}, H_{3m}$ ：不飽和層、地下水層のそれぞれの飽和水量

### 3. 2 建設コスト分析

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

表-1 小口径開削工事の建設コスト経年変化比較設計条件、施工条件

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

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

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

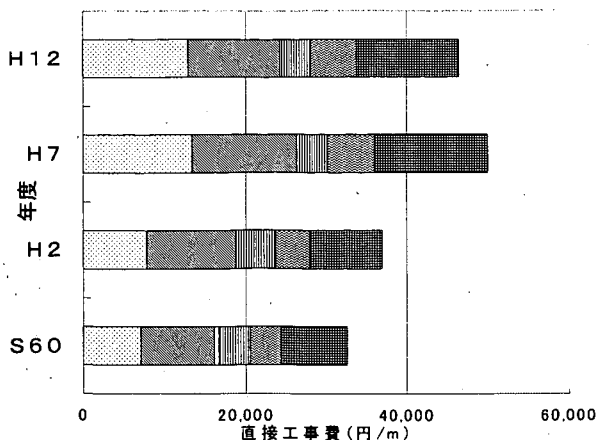


図5 小口径管路の事業費の変化(各年度単価)

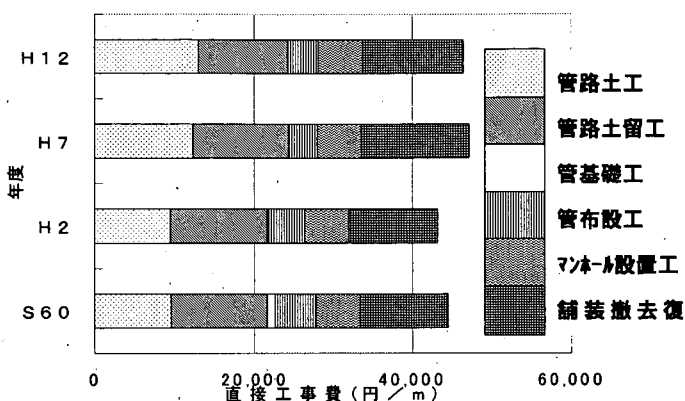


図6 小口径管路の事業費の変化(平成12年度単価)

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

参考文献

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

表-2 本試算における価格変動要因

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

とんど変動していないと言える。

物価変動以外の価格変動要素の影響を明らか

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

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

## 6. 窒素・りん除去法の省エネルギーに関する調査

三次処理研究室 室長 鈴木 穰  
 研究員 畑津十四日

### 1. はじめに

閉鎖性水域の富栄養化問題に対処するため、窒素・りん除去法を導入する下水処理施設の増加が見込まれる。しかし、窒素・りん除去法は標準活性汚泥法よりもエネルギーを多量に消費するため、本処理法の普及による地球環境への負荷が増加するおそれがある。本調査では、窒素・りん除去法の良好な処理水質を保つ範囲内での消費エネルギーの削減を目的として、単位プロセスおよびシステムのエネルギー効率改善の観点から、窒素・りん除去の運転および設計手法等の検討を行う。

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

### 2. 実施設における酸素移動効率の把握

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

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

#### 2.1 実験方法

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

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

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

各試料の分析項目は表-1に示すとおりである。

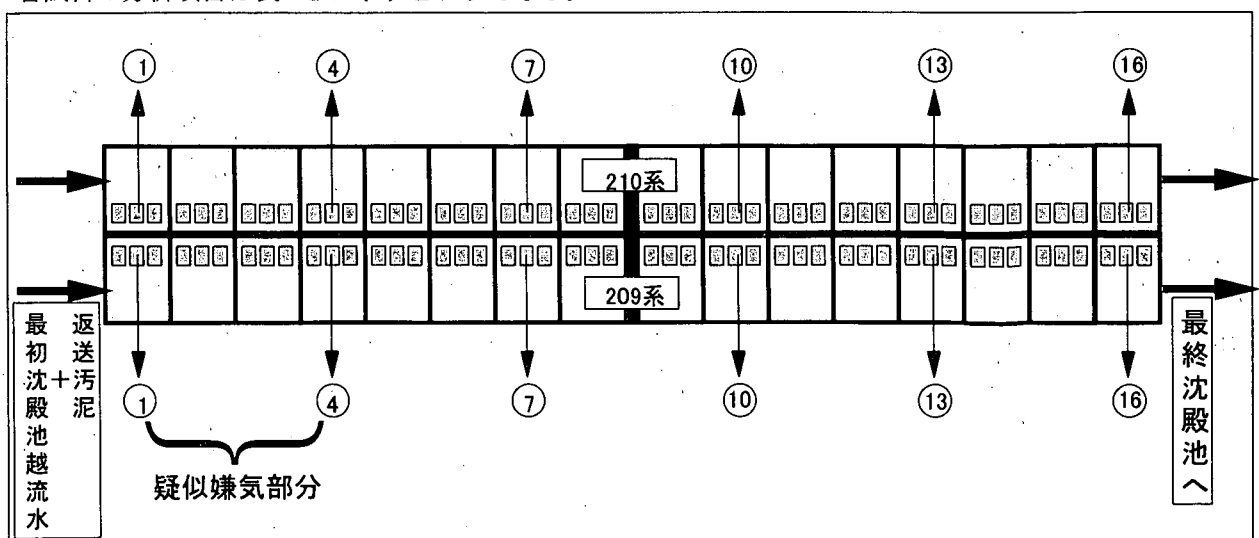


図-1 エアレーションタンク平面図

## 2. 2 実験結果

### 2. 2. 1 処理状況

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

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

表-2 エアレーションタンク処理方法

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

表-3 エアレーションタンク運転状況（平均値）

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

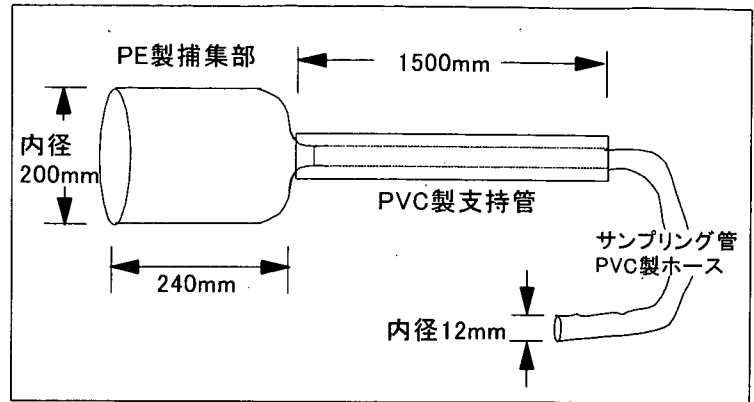


図-2 排ガス捕集器

表-1 各試料の分析項目

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

表-4 流入水および返送汚泥の性状

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

図-3~6は、エアレーションタンク内での水質変化を示すものである。

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

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

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

NO<sub>x</sub>-N の変化をみると、標準法では、全区画送気を行っているにも関わらず、4 区画目までは硝化の進行がみられず、それ以降で硝化が生じていた。疑似嫌気好気法では、嫌気終了後の 4 区画目以降で硝化が進行したが、標準法よりは幾分硝化の立ち上がりが遅れる傾向がみられた。これは、DO の変化に追従しており、槽内 DO が存在しない 4 区画目までは硝化が進行せず、4 区画目以降で DO が上昇するとともに硝化が進行しており、エアレーションタンク上流では、DO 律速により硝化が進行しなかったと考えられる。また、汚泥中に存在した NO<sub>x</sub>-N は、返送過程で若干脱窒され、さらに、1 区画目まででほとんどが脱窒されていた。

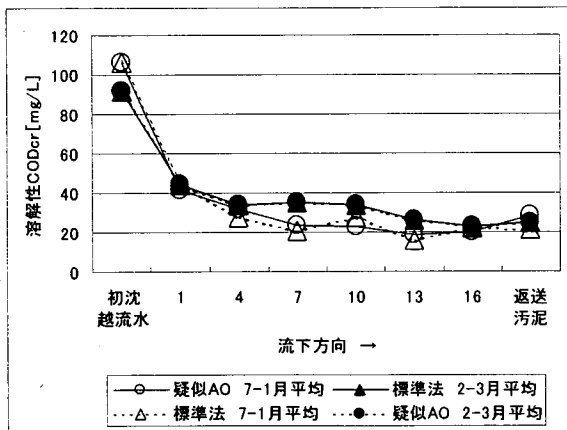


図-3 溶解性 COD<sub>Cr</sub> の変化

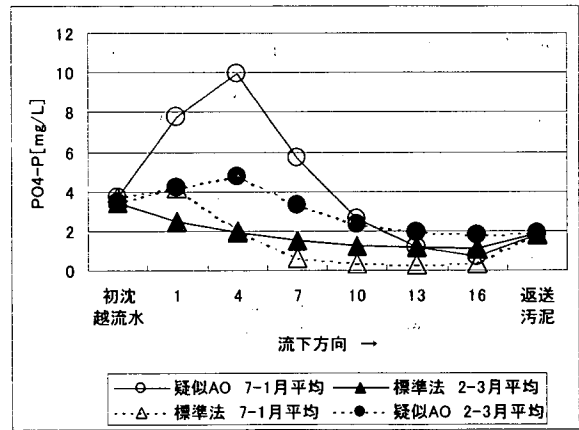


図-4 PO<sub>4</sub>-P の変化

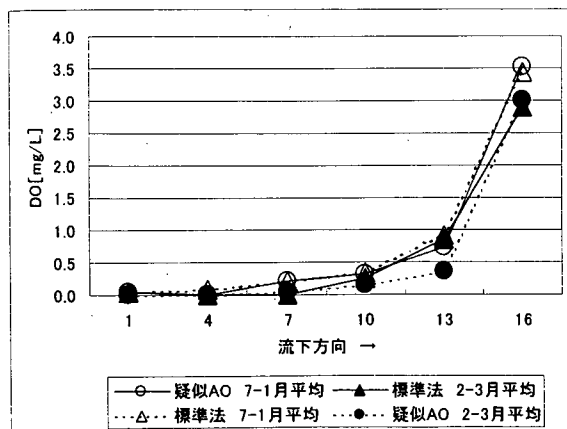


図-5 DO の変化

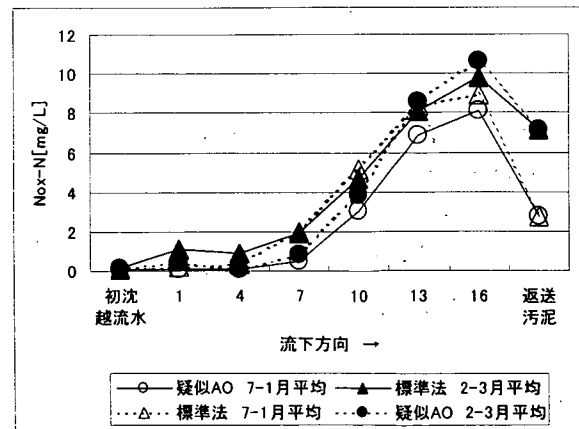


図-6 NO<sub>x</sub>-N の変化

## 2. 2. 2 酸素移動効率の測定方法の検討

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



エアレーションタンク水相における酸素収支は式(1)のように示される。

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

また、酸素移動に関する定義より

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

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

(1) 非定常法

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

清水の水への溶解は以下ようになる。

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

(2) 定常法

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

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

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

また式(2)より

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

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

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

①回分法による活性汚泥の酸素利用速度の算出

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

②エアレーションタンク排ガス測定からの酸素移動速度の算出

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

酸素移動速度を送気ガスと排ガスの酸素濃度の差と送気量より算出する。

③物質収支からの算出

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

表-5 エアレーションタンク内での微生物代謝活性

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

<好気槽 無酸素部の酸素利用速度>

Rr [mgO<sub>2</sub>/L・h]

$$= \left( \frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} \right) \times \frac{32}{V} \quad \text{-----(8)}$$

<好気槽 好気部の酸素利用速度>

$$Rr [mgO_2/L \cdot h] = \frac{Q_{in} \{ (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in}) \times 4.57 \}}{V}$$

$$+ \left\{ \frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} - \frac{Q_{in} (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in}) \times 7.14}{100^*} \right\} \times \frac{32}{V} \quad \text{-----(9)}$$

流入水および処理水の水質、排ガス中の二酸化炭素濃度より算出する

実操業条件下での K<sub>L</sub>a 測定は、非正常法では困難であるため、定常法 3 種での測定を行い、測定方法の比較を行った。12~3 月の各測定における流下方向での K<sub>L</sub>a の変化を図-7 にまとめる。

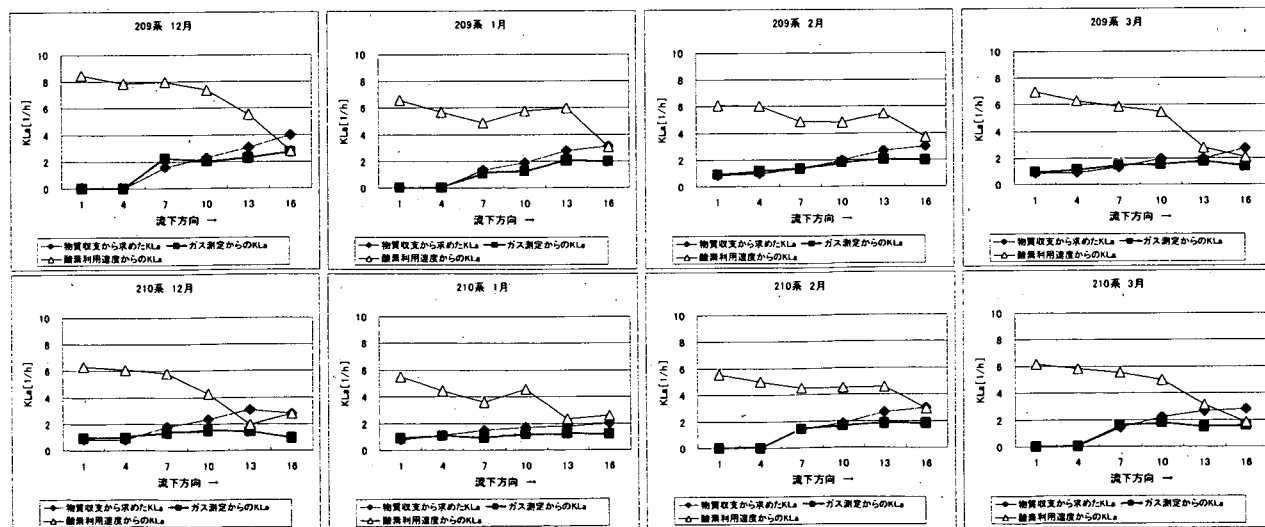


図-7 流下方向での K<sub>L</sub>a の変化

物質収支および排ガス測定からの K<sub>L</sub>a は比較的近い値であったが、回分法の酸素利用速度から求めた K<sub>L</sub>a は、エアレーションタンク後段 (13, 16 区画) では比較的近い値であったが、前段では大きく異なった。

図-8 は回分法における汚泥混合液の酸素利用速度の測定例を示す。エアレーションタンク上流 (1, 4 区画) では、酸素利用速度が大きく、即座に DO は 0mg/L となった。中流 (7, 10 区画) では、酸素利用速度が若干小さくなり、下流 (13, 16 区画) では、さらに酸素利用速度が小さくなった。この時の実施設での DO は、1, 4 区画 : 0mg/L、7, 10, 13 区画 : 0.3~0.8mg/L、16 区画 : 2.5mg/L であった。

ここで 1, 4 区画目を例にとり回分法における酸素利用速度と DO の関係を検討する。図-9 の近似式の傾

きは酸素利用速度を示し、各々の式は DO を区分して得た。酸素利用速度測定時の DO 全体を近似した場合の酸素利用速度は、実際のエアレーションタンクに近い DO : 0~0.5mg/L での酸素利用速度に比較して、2 倍程度大きくなった。

下水試験方法における定常時の  $K_{La}$  の測定は、エアレーションタンク内汚泥混合液の酸素利用速度より求める方法であり、測定においては、一旦試料の DO を 5mg/L 程度以上とし DO の減少速度を測定するものである。しかし、実際のエアレーションタンクにおいて、DO が 5mg/L 以上となることは極めて少なく、実態を反映していない。また、実態と同等の DO での測定を試みても、エアレーションタンク上流部のように  $DO \approx 0$ mg/L となる場合の酸素利用速度の測定は困難である。したがって、下流の酸素利用速度は実態を反映しているが、上流の酸素利用速度は実態より大きいものとなってしまったと考えられる。

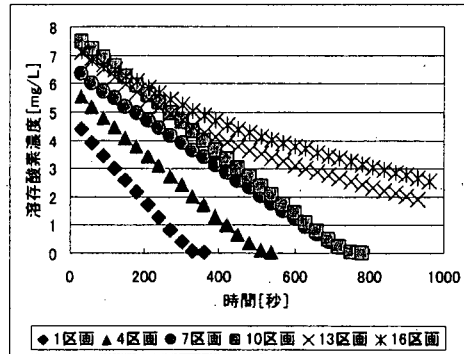


図-8 汚泥混合液の酸素利用速度の測定例 (210系 1月 標準法)

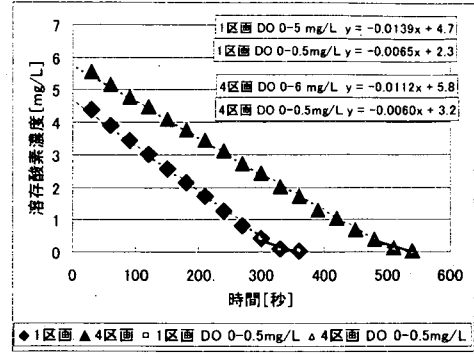


図-9 DO による酸素利用速度の違い

### 2. 2. 3 処理方法による酸素移動効率の違い

図-10,11 は、排ガス測定および物質収支から求めた  $K_{La}$  の流下方向での変化を示す。なお、微生物活性は水温により異なるため、本グラフは冬期 12~3 月のデータのみを用いた。

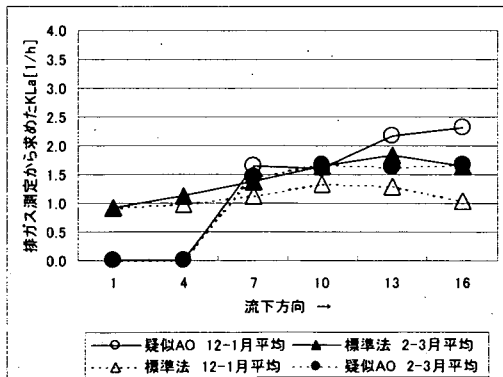


図-10 排ガス測定による  $K_{La}$  の流下方向での変化

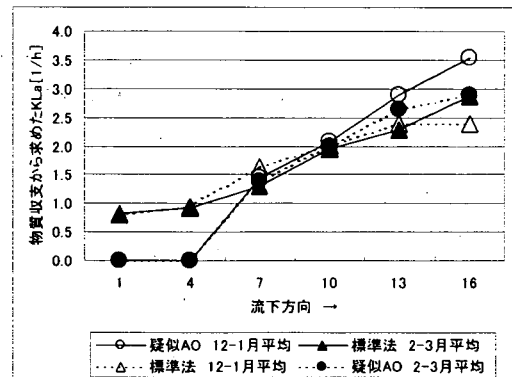


図-11 物質収支による  $K_{La}$  の流下方向での変化

排ガス測定法と物質収支による方法では、 $K_{La}$  の傾向に差が見られるが、排ガスの酸素濃度が 19% 程度と大気中の濃度と近かったため、以下においては、物質収支による方法で得られた結果について論ずる。

疑似嫌気好気法の 1,4 区画では、エアレーションを行っていないため  $K_{La}$  は得られない。それ以降は、流下が進むにしたがい  $K_{La}$  が大きくなった。標準法において、 $K_{La}$  は流下距離に比例するように増加した。両処理法を比較すると、中流 (7,10 区画) での  $K_{La}$  は、ほぼ同等であったが、下流 (10,13 区画) では、標準法の  $K_{La}$  が小さくなった。ただし、送気量あたりの  $K_{La}$  を比較すると (図-12)、処理法による差はみられなかった。

本調査において、 $\alpha$  値 (汚泥混合液での  $K_{La}$  / 清水での  $K_{La}$ ) の測定を行っていないため、明確なことは言いえないが、硝化が活発に生じている区画において  $K_{La}$  が大きくな

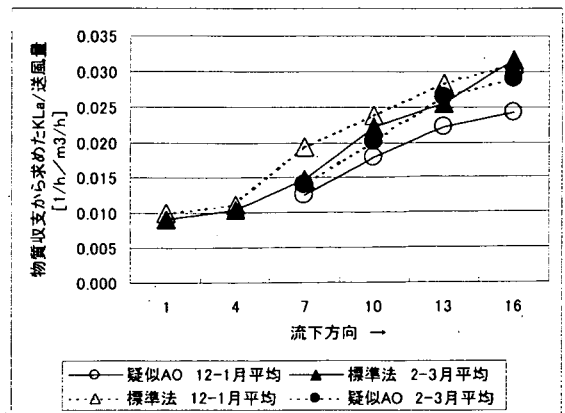


図-12 送気量あたりの  $K_{La}$

っており、生物反応が  $K_{La}$  に影響を与えている可能性が示唆された。

図-13 はエアレーションタンク内での電子供与体の変化を酸素量で示すものである。また、表-6 は系全体の電子供与体総量を示す。なお電子供与体量の算出は式(10)~(12)を用いた。

脱窒による有機物消費は、疑似嫌気好気法で大きくなっている。これは、標準法では全区画送気しているため、槽内の DO 分布などで生じた好気部および無酸素部により、同じ区画内で硝化や脱窒が同時に生じ、見かけ上  $NO_x-N$  の減少量が少なくなったためであると考えられる。

有機物の好氣的酸化および硝化に伴う電子供与体総量は、210系が209系より大きくなったが、処理方法での差はみられなかった。

$$\text{脱窒による有機物消費での電子供与体量 [gO}_2\text{/h]} = (\text{NO}_x\text{-N 流入量} - \text{NO}_x\text{-N 流出量}) \times 2.86 \text{-----(10)}$$

有機物の好氣的酸化での電子供与体量 [gO<sub>2</sub>/h]

$$= \left\{ \frac{Q_{air} \times CO_2 / 100}{0.0224 \times (273 + T) / 273} - \frac{Q_{in}(\text{NO}_x\text{-N}_{out} - \text{NO}_x\text{-N}_{in}) \times 7.14}{100^*} \right\} \times 32 \text{----- (11)}$$

$$\text{硝化での電子供与体量 [gO}_2\text{/h]} = (\text{NO}_x\text{-N 流出量} - \text{NO}_x\text{-N 流入量}) \times 4.57 \text{----- (12)}$$

表-6 電子供与体総量 単位：kgO<sub>2</sub>/h/系 (流入溶解性 COD<sub>Cr</sub> に対する割合%)

	209系			210系		
	脱窒による有機物消費	有機物の好氣的酸化	硝化	脱窒による有機物消費	有機物の好氣的酸化	硝化
12月	1.55 (5.9%)	21.85 (83.9%)	13.98	1.47 (5.6%)	13.57 (52.1%)	16.10
1月	1.63 (6.3%)	20.03 (77.5%)	13.85	1.56 (6.0%)	13.14 (50.9%)	16.45
2月	1.39 (7.0%)	21.31(107.5%)	13.26	2.66 (13.4%)	15.19 (76.3%)	15.79
3月	2.88 (13.2%)	18.80 (86.3%)	13.51	3.16 (14.5%)	15.14 (69.5%)	16.10

網掛けは、疑似嫌気好気法

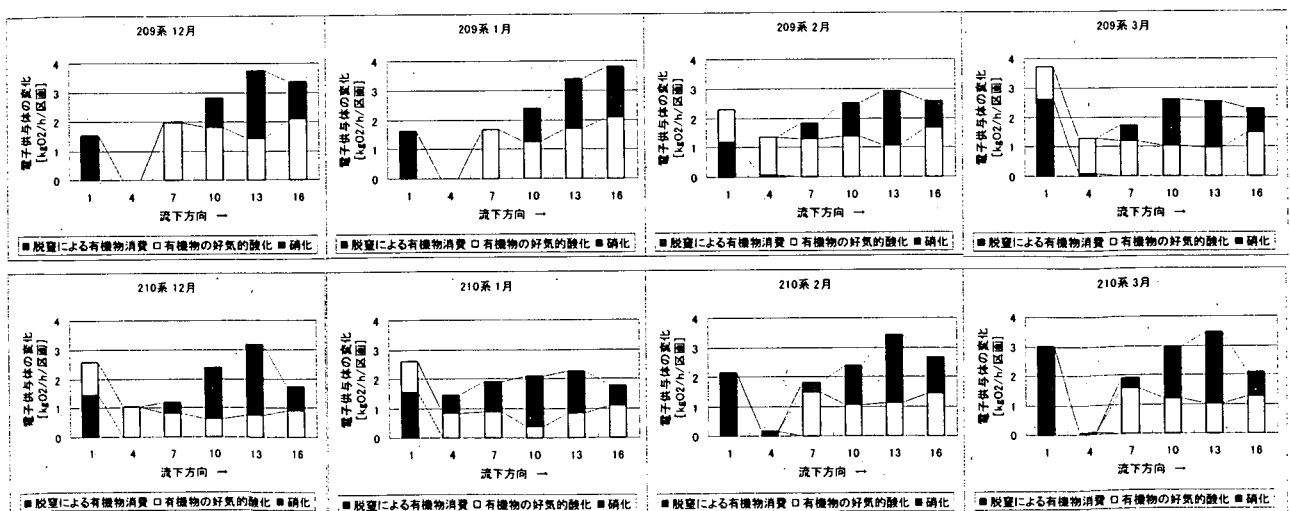


図-13 エアレーションタンク内での電子供与体の変化

### 3. 結合固定化担体を用いた処理法における処理状況と酸素移動効率の検討

固定化担体を用いた硝化脱窒法は、従来の循環式硝化脱窒法に比べ、担体に硝化細菌を高濃度に保持できるため、処理時間が短縮でき、処理施設の省スペース化が望めるとされている。しかし、そのエネルギー面での評価はまだされていない。このため、本調査ではエアレーションタンクを対象として、固定化担体を使用した場合の、処理状況とエネルギー効率の関係を把握することを目的に、実験を行った。

#### 3.1 実験装置概要

国土交通省土木研究所湖北総合実験棟内に設置した結合固定化担体硝化実験装置を用いて検討を行った。実験装置の概略を図-14に、実験装置及び固定化担体の仕様を表-7に示す。様々なエアレーション条件での実験を可能とするため、散気筒の孔径は3種の大きさのものがあり、全面曝気と旋回流曝気の2種類の気泡の流れが可能である。また、硝化実験の際のアンモニウム塩不足とアルカリ度不足を防ぐために、 $\text{NH}_4\text{Cl}$  と  $\text{NaHCO}_3$  の添加が可能である。

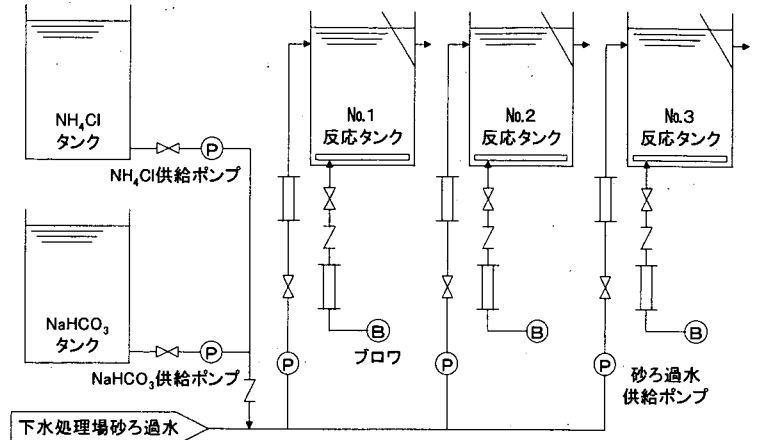


図-14 結合固定化担体硝化実験装置

表-7 結合固定化担体硝化実験装置仕様

装置名	仕様		
エアレーションタンク	材質：透明塩ビ、寸法：460mm×960mm×1970mm、 容量：0.87m <sup>3</sup> 、数量：3基		
送気用ブロウ	能力：0.4 m <sup>3</sup> /min×3000mmAq、動力：0.75kW×200V×3φ、数量：3台		
送気用コンプレッサー	最大圧力：7kg/cm <sup>2</sup> 吐出量：44L/min、数量：1台		
散気管		No.1 反応タンク	No.2 反応タンク
	寸法	O.D.36mmφ×I.D.25mmφ×300mmL×6本 (1反応タンクにつき)	
	材質	MMA (メチルメタクリレート樹脂)	ABS (アセトニトリブタジエンスレン)
	空孔径	100μm	300μm
	空孔率	32~37%	30~35%
砂ろ過水ポンプ	モノフレックスポンプ、動力：0.75kW×200V×3φ、数量：3台		
$\text{NH}_4\text{Cl}$ 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.25m <sup>3</sup> /min×15Kg/m <sup>2</sup> 、 動力：0.2kW×200V×3φ		
$\text{NaHCO}_3$ 供給ポンプ	ダイヤフラムポンプ、能力：0.85 m <sup>3</sup> /min×15Kg/m <sup>2</sup> 、 動力：0.2kW×200V×3φ		
薬品タンク	材質：ポリプロピレン、容量：1 m <sup>3</sup> 、数量：2基		
固定化担体	材質：ポリプロピレン、形状：中空円筒 O.D.4mmφ×5mm L 真比重：1.025g/cm <sup>3</sup> 、比表面積：1410m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> 、高密度：0.271g/cm <sup>3</sup>		

#### 3.2 硝化速度の測定方法の検討

一般に硝化能力の指標として、硝化速度が用いられる。硝化速度は単位時間内に単位重量の活性汚泥によって硝化される窒素量で示され、測定方法として定常法と回分法がある。定常法は、エアレーションタンク内で硝化された窒素量を槽内活性汚泥量で除することにより求めることができる。また、回分法はエアレーションタンク内汚泥混合液を採取し、エアレーションにより DO を 2mg/L 以上に確保しながら、硝化された窒素量を経時的に測定し、単位汚泥量あたりの硝化速度を求めるものである。

結合固定化担体を用いた硝化法においても、同様の方法で測定することが可能であると考えられ、その精度を検討した。

結合固定化担体硝化速度実験装置を用い、表-8の条件により馴致した結合固定化担体において、定常法および回分法により硝化速度を測定した。なお、両者の測定は、同日内に行った。

表-8 硝化速度測定実験条件

		RUN 1	RUN 2	RUN 3	RUN 4
馴致条件	流入水	砂ろ過水	砂ろ過水 + NH <sub>4</sub> Cl, NaHCO <sub>3</sub>		
	DO [mg/L]	8~10	8~10	2~6	2~9
	担体添加率 [%]	20			
回分法	供試水	砂ろ過水		精製水	

(1) 定常法

流入水および処理水の水質より式(13)を用いて硝化速度を算出した。

$$\text{硝化速度 [gN/担体 m}^3\text{/h]} = \frac{Q_{in} \times (NO_x \cdot N_{out} - NO_x \cdot N_{in})}{\text{担体V}} \quad \text{----- (13)}$$

(2) 回分法

- ① 3L ビーカーに供試水 2L をとり、NH<sub>4</sub>Cl 0.3g および NaHCO<sub>3</sub> 1.0g を溶解させる。(NH<sub>4</sub>-N 初期値 40mg/L)
- ② マグネティックスターラーで攪拌しながら、薬品を溶解させる。
- ③ 実験装置より取り出した担体 400mL (担体添加率 20%) をビーカーに入れる。この時の時刻を開始時刻とする。
- ④ 所定の DO (エアレーションタンク内 DO と同等) になるように送気量を調整しながら、所定時間毎 (始め 1 時間は 10 分毎、後 30 分毎) に試料を採取し、0.45 μm メンブレンフィルターでろ過した後、各態窒素濃度を測定する。
- ⑤ 各態窒素濃度の単位時間あたりの変化量より硝化速度を算出した。

図-15 は定常法と回分法の硝化速度の相関を示す。

RUN1 は、流入水に硝化基質である NH<sub>4</sub>Cl を添加していないため、硝化細菌の生育が行われていなかった。そのため、硝化反応は生じておらず硝化速度も得られなかった。RUN2, RUN3 では硝化反応が認められ、エアレーションタンク内の DO に比例して硝化速度も変動した。

図中の直線は、RUN1, RUN2, RUN3 のプロットの近似線を示す。定常法と回分法とは良好な相関関係で、ほぼ同等の値であり、結合担体法においても両者の測定方法が使用できることが確認された。

RUN3 において、回分法測定時の DO を定常法 DO と同等にした場合の硝化速度は同等になるが、DO を高めた場合 (図中●プロット) には、硝化速度が大きくなり RUN2 と同等となった。したがって、RUN3 においては、DO が律速となり硝化が抑制されているが、担体自体は十分な硝化能力を有することが明らかとなった。

RUN4 では回分法測定時の供試水に精製水を用いた。精製水の場合は pH5 程度と低く、また塩類等も含まず細菌の浸透圧等にも影響を及ぼす。そのため生物活性に負の影響が現れ、硝化速度が低下したものと考えられる。

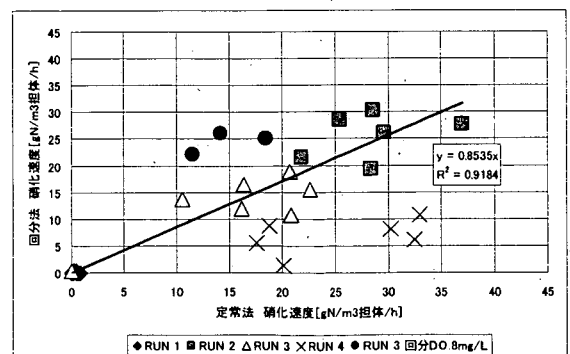


図-15 定常法と回分法による硝化速度の比較

3. 3 硝化における酸素移動効率の検討

結合固定化担体による硝化に伴う K<sub>L</sub>a の把握を目的として、まず、各々の測定方法の比較を行った。実験装置の運転条件を表-9 に示す。実験原水には、K 処理場三次処理水 (砂ろ過水) を用い、No.2 および No.3 は流入配管途中に NH<sub>4</sub>Cl および NaHCO<sub>3</sub> を添加した。

表-9 結合固定化担体硝化実験装置の運転条件

	No.1	No.2	No.3
エアレーション方式	全面曝気		
送気量 [NL/min]	100	80~100	10~50
担体添加率 [%]	20		
流入水	砂ろ過水	砂ろ過水 + NH <sub>4</sub> Cl, NaHCO <sub>3</sub> または 砂ろ過水	
流入水量 [m³/h]	0.3		
DO [mg/L]	8~10	8~10	2~6

なお  $K_{La}$  の測定は、前述の「2.2.2 酸素移動効率の測定方法の検討」に記載した非定常法、定常法はエアレーションタンク排ガス測定からの算出と以下の物質収支からの算出方法により酸素利用速度を求めて測定した。

＜物質収支からの算出＞

$$Rr \text{ [mgO}_2\text{/L}\cdot\text{h]} = \frac{Q_{in} \{(\text{NO}_x\text{-N}_{out} - \text{NO}_x\text{-N}_{in}) \times 4.57 + (\text{COD}_{in} - \text{COD}_{out})\}}{V} \quad \text{----- (14)}$$

流入水および処理水の水質より算出する。なお、本実験において、流入水中の  $\text{COD}_{Cr}$  は低く、処理過程での  $\text{COD}$  低下は認められないことから、以下においては式(14)の  $\text{COD}$  部分は含めずに計算を行った。

流入水および処理水の水質を表-10に示す。

No.1は、流入水に  $\text{NH}_4\text{Cl}$  を添加していないため、 $\text{NH}_4\text{-N}$  はほとんど存在しない。そのため、硝化活性もみられず、処理過程での水質変化はほとんどなかった。また、エアレーションタンク内  $\text{DO}$  はほぼ飽和値に達していた。No.2, No.3は、 $\text{NH}_4\text{Cl}$  の添加により、流入水  $\text{NH}_4\text{-N}$  は  $30\sim 55\text{mg/L}$  であり、処理過程での硝化反応が認められた。送気量および槽内  $\text{DO}$  が低くなるとともに、硝化率が低下することがわかる。

表-10 流入水および処理水の平均水質

	送気量 NL/min	水温 ℃	pH		アルカリ度 mg/L		$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/L		$\text{NO}_x\text{-N}$ mg/L		$\text{COD}_{Cr}$ mg/L		DO mg/L		硝化率 %
			槽内	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:処理水	流入水:槽内					
No.1	100	19.1	6.7; 7.6	63; 62	0.1; 0.2	7.7; 8.2	10; 12	3.5; 9.5	0						
No.2	100	16.8	7.0; 4.5	128; 2	46.0; 28.1	9.1; 26.6	11; 10	3.4; 8.4	43						
	80	17.4	7.2; 4.7	135; 1	44.2; 26.0	9.1; 27.8	10; 10	4.0; 6.8	42						
No.3	50	15.8	7.2; 7.2	192; 98	52.7; 39.9	8.0; 21.3	11; 12	2.3; 5.9	24						
	25	16.5	7.1; 6.7	143; 34	55.1; 42.6	10.3; 23.3	11; 12	4.2; 4.3	23						
	15	16.9	7.1; 6.9	178; 116	35.3; 27.9	7.7; 16.5	24; 26	3.2; 1.9	22						
	10	15.2	7.4; 7.2	199; 160	31.9; 27.6	7.2; 12.7	10; 11	2.4; 2.2	14						

図-16は、非定常法測定時の  $\text{DO}$  変化例を示す。なお、非定常法測定時の供試水は、清水ではなく、各々の流入水（砂ろ過水 または 砂ろ過水+ $\text{NH}_4\text{Cl}$  + $\text{NaHCO}_3$ ）を使用した。

アンモニア基質が含まれる場合、片対数グラフにおいて、 $\text{DO}$  変化は  $C_s - C$  が  $1\text{mg/L}$  程度まで直線を示し、それ以降、槽内  $\text{DO}$  値に近くなると、変化率が小さくなる傾向がみられた。

そこで、本実験においては、 $C_s - C$  が  $1\text{mg/L}$  以上であった  $0.1\text{h}$  以下のデータを用いて  $K_{La}$  を算出した。

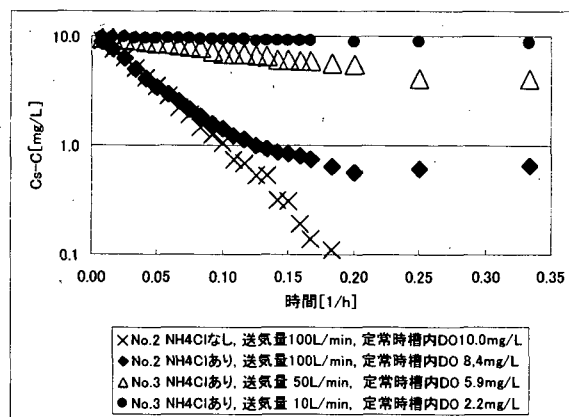


図-16 非定常法測定時の  $\text{DO}$  変化例

図-17は、物質収支 ( $\text{DO}$  および  $\text{NO}_x\text{-N}$  の変化量) より求めた酸素移動速度と、非定常法より求めた酸素移動速度の相関を示す。

非定常法の酸素移動速度は、式(15)により算出した。

$$\text{酸素移動速度 [mgO}_2\text{/L/h]} = K_{La}(C_s - C) \quad \text{----- (15)}$$

測定値のバラツキがあるが、非定常法により求めた酸素移動速度は、物質収支より求めた酸素移動速度の6割程度となった。

図-18 は、非定常法での  $K_{La}$  測定時の供試水をアンモニア基質あり・なし（砂ろ過水のみ）の場合で比較したものである。両者はほぼ同等の値であり、アンモニア基質の有無は影響していなかった。すなわち、アンモニア基質がある場合でも、非定常法測定で得た  $K_{La}$  は硝化反応が含まれていないことになる。

非定常法での  $K_{La}$  測定において、DO はエアレーション開始から 10~30 分程度で安定した。その際の硝化量は最大で 2.4mgN/L であった。2.4mgN/L の硝化に相当する  $K_{La}$  を式(16)により算出すると、No.2 では  $22h^{-1}$ 、No.3 では  $3\sim 7h^{-1}$  となり、非定常法による  $K_{La}$  に足し合わせると、物質収支 (DO および  $NO_x-N$  の変化量) より求めた  $K_{La}$  と同等になった。

$$K_{La} [1/h] = \frac{0.87 [m^3 \text{水量}] \times 2.4 [mgN/L/30min] \times 4.57}{(C_s - C) \times 0.87 [m^3 \text{容量}] \times 0.5 [h/min]} \quad \text{----- (16)}$$

No.2 の  $(C_s - C)$  は  $0\sim 1mg/L$  よって  $K_{La}$  は  $22 [1/h]$

No.3 の  $(C_s - C)$  は  $3\sim 7mg/L$  よって  $K_{La}$  は  $3.1\sim 7.3 [1/h]$

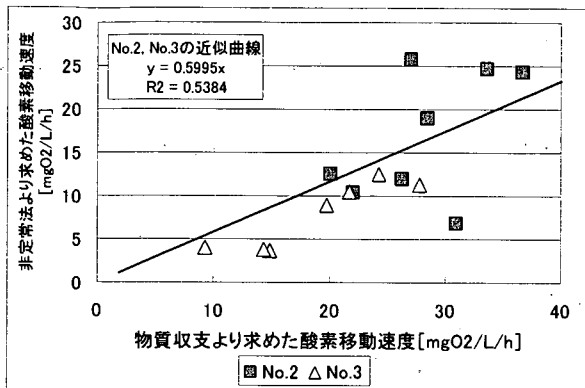


図-17 物質収支および非定常法における酸素移動速度の関係

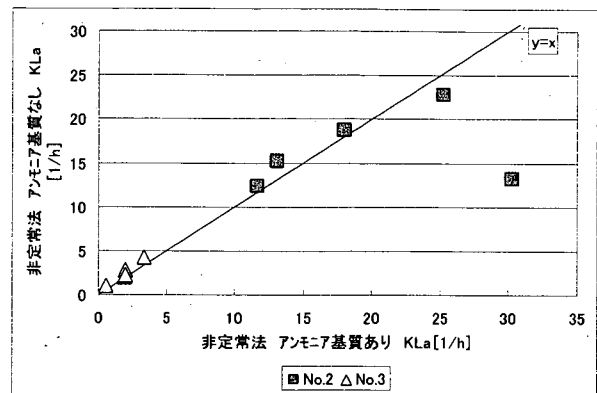


図-18 非定常法による  $K_{La}$  測定時の供試水による違い

硝化反応の有無における  $K_{La}$  の比較を表-11 にまとめる。

すべての送风量、DO 範囲において、硝化反応があると、 $K_{La}$  が増加し、酸素移動効率が高くなっている。つまり、硝化反応が共存することによって、気相から液相への酸素移動が促進される結果となった。原因は明確ではないが、気泡が直接 硝化細菌の生物膜に接触することが効果をもたらしている可能性がある。

表-11 硝化反応の有無における  $K_{La}$  の比較

			No.2		No.3		
送风量 [NL/min]			100	80	50	25	15
DO [mg/L]			8.4	6.8	5.9	4.3	1.9
硝化反応共存時	物質収支による $K_{La}$ [1/h]	砂ろ過水+ $NH_4Cl$ + $NaHCO_3$	32.1	13.9	6.4	4.4	2.0
硝化反応を伴わない時	非定常法 $K_{La}$ [1/h]	砂ろ過水	19.9	12.3	4.3	2.4	1.0
担体なし	非定常法 $K_{La}$ [1/h]	砂ろ過水	25.3				



#### 4. まとめ

- 実操業条件下での  $K_{La}$  測定は定常法で行われるが、汚泥混合液の酸素利用速度より求める方法では、実際のエアレーションタンク内 DO と回分測定時の DO を同等にする必要がある。しかし、エアレーションタンク内  $DO \approx 0 \text{ mg/L}$  の場合は、実態を反映することが困難である。また、DO の低濃度域で汚泥混合液の酸素利用速度は大きく変化することから、本方法を用いることは適切ではないと考えられた。
- 本調査において、 $\alpha$  値（汚泥混合液での  $K_{La}$  / 清水での  $K_{La}$ ）の測定を行っていないため、明確なことはいえないが、硝化が活発に生じている区画において  $K_{La}$  が大きくなっており、生物反応が  $K_{La}$  に影響を与えている可能性が示唆された。
- 疑似嫌気好気法と標準法での酸素移動効率の比較を行ったが、処理水質はほぼ同等であり、酸素利用速度も大きな差異は認められなかった。
- 結合固定化担体を用いた硝化実験において、回分法と定常法での硝化速度を比較した結果、両者は同等の硝化速度を示し、測定法による差は認められなかった。ただし、回分法での測定においては、基質や DO 等を実施設と同等にすることが必要であることがわかった。
- 結合固定化担体を用いた硝化実験において、 $K_{La}$  の測定を行った結果、非定常法での  $K_{La}$  測定では、硝化に伴う酸素利用速度を反映できず、物質収支より求めた  $K_{La}$  に比較して低くなることがわかった。
- 結合固定化担体を用いた場合、硝化反応により酸素移動効率が高くなることが明らかとなった。

#### 式(1)～式(16)における記号および数値

A	空气中酸素分圧から酸素量への換算係数
C	エアレーションタンク内混合液の DO [mg/L]
$C_s$	エアレーションタンク内混合液の飽和 DO [mg/L]
$C_{in}$	流入水の DO [mg/L]
$C_{out}$	処理水の DO [mg/L]
$CO_2$	排ガス中の二酸化炭素濃度 [%]
$COD_{in}$	流入水の COD 濃度 [mg/L]
$COD_{out}$	処理水の COD 濃度 [mg/L]
$dc/dt$	溶存酸素濃度の変化量
$K_{La}$	総括酸素移動容量係数 [1/h]
$NO_x\text{-}N_{in}$	流入水の $NO_x\text{-}N$ 濃度 [mg/L]
$NO_x\text{-}N_{out}$	処理水の $NO_x\text{-}N$ 濃度 [mg/L]
$NO_x\text{-}N$ 流入量	流入水の $NO_x\text{-}N \times$ 水量 [g/h]
$NO_x\text{-}N$ 流出量	処理水の $NO_x\text{-}N \times$ 水量 [g/h]
$O_{2in}$	供給空气中の酸素濃度 [%]
$O_{2out}$	排ガス中の酸素濃度 [%]
$Q_{air}$	送気量 [ $m^3/h$ ]
$Q_{in}$	流入水量 [ $m^3/h$ ]
$R_r$	エアレーションタンク内汚泥混合液の酸素利用速度 [ $mg/L \cdot h$ ]
T	水温 [ $^{\circ}C$ ]
V	エアレーションタンク容量 [ $m^3$ ]
アルカリ度流入量	流入水のアルカリ度 $\times$ 水量 [g/h]
アルカリ度流出量	処理水のアルカリ度 $\times$ 水量 [g/h]
0.0224	mol 換算 [ $m^3/mol$ ]
2.86	$NO_3\text{-}N$ の脱窒による COD 酸化量 [ $gCOD/gNO_3\text{-}N$ ]
4.57	$NO_3\text{-}N$ の硝化に要する酸素量 [ $gO_2/gNO_3\text{-}N$ ]
7.14	$NO_3\text{-}N$ の硝化に要するアルカリ度 [ $gCaCO_3/gNO_3\text{-}N$ ]
32	酸素分子量
100*	$CaCO_3$ 分子量
273	摂氏 $0^{\circ}C$ の絶対温度
100	[ $\%^{-1}$ ]

## 7. 病原性微生物の発生源および対策に関する調査

三次処理研究室 室長 鈴木 穰  
主任研究員 小越 眞佐司  
研究員 諏訪 守

### 1. はじめに

下水道普及の進展に伴い、上水取水源の上流に下水処理場が建設される事例が増加しており、流域内において下水処理水が再び上水等として利用されるようになってきている。また、下水処理水を再利用水として様々な形態で利用される事例も近年増加傾向にある。

現在、下水処理水を環境水中に排出する際には、消毒などによって大腸菌群数を3,000個/mL以下に削減することが定められている。しかし、現行指標が定められた頃と比較すると病原性微生物に関する知見が一段と拡大した現在、その妥当性について他の病原性微生物等を含めて改めて検討すべきであると考えられる。

水中の病原性微生物の検出技術の向上に伴って、米国などでの水系感染症の発病要因は1960年代には皆無とされていたウイルス、原虫類等が大きなウエイトを占めるようになってきている<sup>1)</sup>。我が国においても神奈川県平塚市や埼玉県越生町で病原性原虫類の一種であるクリプトスポリジウムによる大規模な集団感染事例が発生している。平成8年6月から7月にかけて埼玉県越生町で発生した集団感染事例では、浄水過程で除去しきれなかったクリプトスポリジウムを含む水道水が各家庭に給水され、9,000人近い感染者が発生した。

感染症等が発生した場合には、クリプトスポリジウムのオーシストはふん便とともに多量に排出されるため、下水道処理区内に感染者が存在すれば、それらが下水処理場に流入する。下水処理場に流入したオーシストは活性汚泥処理により除去が行われ、その多くは削減されると考えられるが、除去しきれないオーシストの存在により、放流先下流域への感染リスクが増大する可能性がある。また、クリプトスポリジウムやウイルスを含めた消毒耐性の高い病原性微生物等に関しては、従来の消毒レベルでは対応できないことも考えられる。

このため、このような病原性微生物等に関しては、平常時においては活性汚泥処理プロセス・砂ろ過施設等での徹底した濃度レベルの低減化を行い、その目標設定には放流先下流域等の形態を考慮したリスクアセスメントを適用することが必要であろう。この場合、下水道流入区域内における病原性微生物の発生源調査も、常時の負荷量把握のため重要である。また、大規模感染症が発生した場合には、下水処理場に流入することになる高濃度の病原性微生物への対策が、危機管理上重要であると考えられる。

よって、本調査においては、このような病原性微生物等に関して発生源を明らかにするとともに、その対策さらには、集団感染症発生時における除去・不活化能力の向上を目的として、負荷削減手法の検討を行うものである。

12年度は、パイロットプラント等を用いてウイルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過による除去に関して検討を行った。

### 2. 実験方法

#### 2.1 消毒実験

##### 1) パイロットプラント

本実験では、図-1に示す消毒パイロットプラントを用い塩素、紫外線、オゾン消毒について、ウイルスの不活化能力を評価した。塩素消毒は、原水と次亜塩素酸ナトリウム溶液をスタティックミキサーにより混合させた後、高さ4mの反応塔へ流入させた。オゾン消毒は、PSA酸素富化装置を用いたオゾン発生装置によりオゾンを発生させ、水深4mの反応塔において、原水と対向流で接触させた。紫外線消毒は、16W低圧水銀ランプを3本設置しており、水量および点灯ランプ本数により紫外線照射量を調整した。

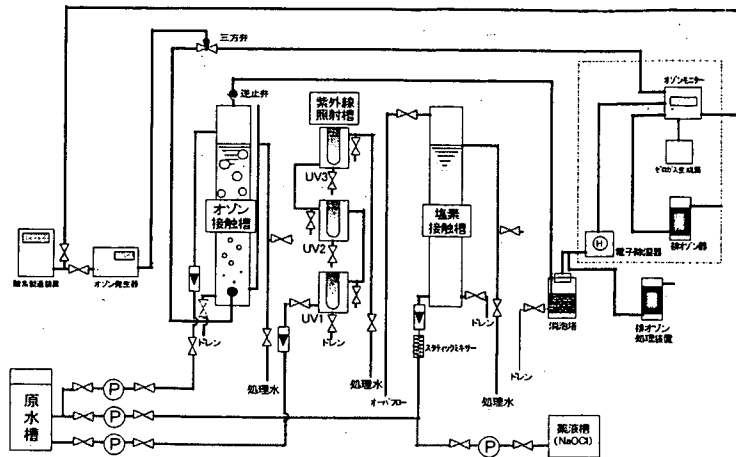


図-1 パイロットプラント

## 2) 消毒レベル

平成10年度の下水道統計によれば、塩素消毒での注入濃度(次亜塩素酸ナトリウム)は、 $2\text{ mg/l}$ の処理場件数が最も多い。同様にオゾン消毒の場合では、 $4\text{ mg/l}$ 、紫外線消毒は、紫外線照射量が $20\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ であった。このため、各々の消毒法の消毒レベルの範囲は、塩素消毒で最小注入濃度を $2\text{ mg/l}$ とし、最大注入濃度は $20\text{ mg/l}$ 、同様にオゾン消毒では、 $4\sim 20\text{ mg/l}$ 、紫外線消毒では、実験装置の制約により、最小照射量を $100\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ 、最大照射量を $2,000\text{ mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ 程度とした。

なお、接触時間は塩素、オゾン消毒の場合15分間、紫外線消毒は約19~280秒とした。

## 3) 消毒原水

使用原水は、実下水処理場内に設置してある生物処理パイロットプラントの二次処理水と実下水処理場の三次処理水(砂ろ過水)の2種類を用いた。

## 4) 使用ウイルス

原水に添加したウイルスは、ポリオウイルスI型(ワクチン接種に用いられているもの)である。ポリオウイルスは、Hela細胞により増殖させ、細胞変性効果が出現する直前に細胞維持液を除去しPBSを加え冷凍後、添加直前に融解し $4\text{ }^\circ\text{C}\cdot 3,000\text{ rpm}\cdot 30$ 分間遠心分離を行い、その上澄液を添加ウイルス液とした。細胞維持液を除去しPBSに変換することで、添加ウイルス液中の有機物濃度を低下させ、有機物による消毒剤の消費量を極力抑えた。

添加ウイルス液量は、 $1\text{ m}^3$ の原水に対し $500\text{ ml}$ 程度であり、この時の原水中のウイルス濃度は $1.6\times 10^3\sim 1.2\times 10^4\text{ PFU/ml}$ の範囲となった。

## 5) ウイルス定量法

ウイルス濃度は、プラーク法により定量した。定量に用いた細胞はHela細胞であり、試料の接種量は $0.2\sim 5\text{ ml}$ とした。

## 6) 水質分析項目

水質分析項目は、水温、pH、SS、BOD、CODcr、K-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_x\text{-N}$ 、濁度、紫外線透過率、大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌数とした。

また、塩素消毒実験の処理水は、遊離および全残留塩素をDPD法により測定した。オゾン消毒実験の処理水は溶存オゾン濃度、さらに、反応塔からの排オゾン濃度も測定した。

## 2.2 砂ろ過実験

本実験では、砂ろ過プラントを用い、ウイルスの除去能力を評価した。ろ過塔は内径150mm、高さ3,000mmであり、ろ砂は珪砂を用い、充填厚や粒径、均等係数は“高度処理施設設計資料”<sup>2)</sup>を参考として、ろ砂は1mm, 100cm, 支持砂利は各々2-3mm, 3-6mm, 8-12mm, 20cm, 20-35mm, 10cmとした。ろ過速度は100, 200m/dの2段階とし、上向ろ過方式とした。使用した原水は、上記3)の生物処理パイロットプラントの二次処理水にウイルスを添加したものをを用い、約2~3時間ろ過を継続後、試料を採取した。

## 3. 実験結果

### 3.1 消毒実験

#### 1) 消毒原水の水質等

各々の実験ケースにおける消毒強度および原水の水質等について、整理したものを表-1に示す。二次処理水のpHの平均値は6.62、SS 3.6mg/ℓ、濁度3.6、CODcr 17mg/ℓ、NH<sub>4</sub>-N 0.10mg/ℓ、NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub> 0.011mg/ℓであった。同様に三次処理水はpH 6.51、SS 0.6mg/ℓ、濁度0.7、CODcr 9mg/ℓ、NH<sub>4</sub>-N 0.11mg/ℓ、NO<sub>2</sub>-NO<sub>3</sub> 0.008mg/ℓであり、消毒原水の二次、三次処理水とも良好に有機物やSSなどが処理されているが、二次処理水のSS、濁度、CODcr濃度は三次処理水と比較すると若干高い。

添加ウイルス液の水質に関しては、CODcr (20mg/ℓ)、K-N (5.7mg/ℓ)濃度が若干高いが、添加量は1m<sup>3</sup>の原水に対して500mℓ程度であり大幅に希釈されるため、添加による有機物の消毒剤の消費は無視できるものと考えられる。

#### 2) 塩素消毒

塩素消毒の実験結果を図-2、残留塩素の測定結果を表-2に示す。消毒原水は、実験ケースI・IIは二次処理水、ケースIII・IVは三次処理水、ケースVは三次処理水にNH<sub>4</sub>-Nを10mg/ℓ添加したものとした。

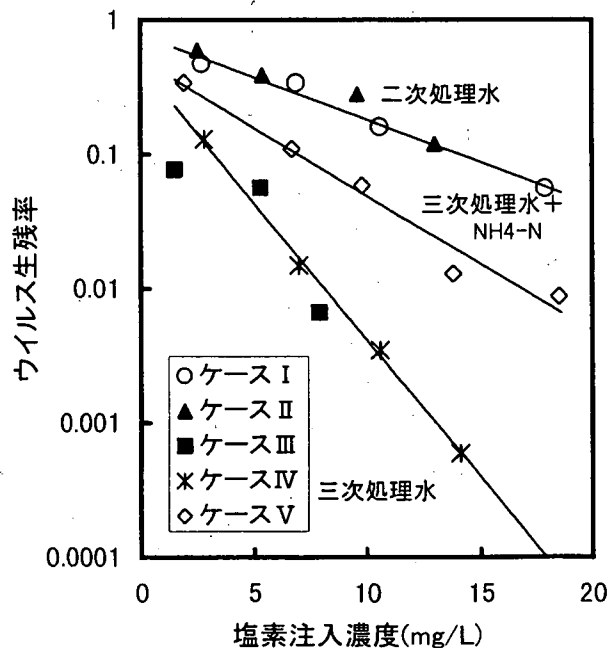


図-2 塩素注入濃度とポリオウイルス生残率の関係

塩素注入濃度とウイルス生残率の関係を各々プロットすると、消毒原水別にウイルス生残率の傾向に違いが見られた。塩素注入濃度とウイルス生残率の関係から得られた回帰直線で最も傾きの大きなものはケースIII・IVの三次処理水であり、次いで、三次処理水にNH<sub>4</sub>-Nを添加したケースV、ケースI・IIの二次処理水の順となった。これらの回帰直線から90、99、99.9% (1, 2, 3 log)不活化させるための必要塩素注入濃度を求めると、三次処理水で各々約 $2.5 \times 10^0$ 、 $7.9 \times 10^0$ 、 $1.3 \times 10^1$ mg/ℓとなった。同様に三

表-1 1 各々の実験ケースにおける消毒強度および原水の水質等

消毒方法等	ケース No.	原水	消毒強度範囲 (mg/ℓ, mvs/cm <sup>2</sup> )	原水中ウイルス 濃度(PFU/ml)	水質 (mg/ℓ)											日付
					水温度	pH	SS	濁度	汚濁係数	BOD	CODcr	K-N	NH <sub>4</sub> -N	NO <sub>2</sub> -N	NO <sub>3</sub> -N	
塩素	I	二次処理水	2.7 ~ 17.9	1,600	14.5	6.70	3.5	3.0	76.4	2.8※	15	0.32	0.08	5.48	0.008	12/22
	II	二次処理水	2.5 ~ 13.0	7,500	14.3	6.50	4.1	3.5	78.6	2.6	13	1.56	0.07	8.11	0.010	1/16
	III	三次処理水	1.5 ~ 7.9	3,000	16.9	6.80	0.8	0.6	80.4	1.2	8	0.44	—	6.44	0.002	12/19
	IV	三次処理水	2.8 ~ 14.1	8,500	16.8	6.30	0.4	0.4	82.8	4.5	11	1.00	0.05	7.26	0.003	1/11
	V	三次処理水	1.9 ~ 18.5	8,500	16.9	6.46	0.4	0.7	81.8	1.0	14	9.51	10.5	6.43	0.004	1/18
オゾン	VI	二次処理水	4.1 ~ 21.4	9,500	13.1	6.55	3.7	3.8	76.0	4.4	24	1.89	0.12	8.68	0.022	2/19
	VII	三次処理水	4.6 ~ 14.9	2,800	19.7	6.79	0.6	0.6	80.3	2.0	10	0.54	0.21	6.76	0.004	12/20
	VIII	三次処理水	5.1 ~ 20.2	9,500	17.4	6.35	0.4	0.4	82.8	4.5	11	1.00	0.05	7.26	0.003	1/11
紫外線	IX	二次処理水	108 ~ 1,627	9,000	14.3	6.51	3.4	3.5	78.3	2.3	21	1.58	0.05	7.00	0.008	1/21
	X	三次処理水	121 ~ 1,810	8,500	16.9	6.34	0.4	0.6	81.7	0.8	6	0.88	0.07	8.45	0.008	1/16
紫外線塩素	XI	二次処理水	470, 7.2	9,500	13.1	6.55	3.7	3.8	76.0	4.4	24	1.89	0.12	8.68	0.022	2/19
	XII	二次処理水	10.1, 6.1	12,000	14.3	6.82	3.1	4.0	74.0	3.8	13	1.63	0.17	6.55	0.009	3/8
オノン塩素	XIII	二次処理水	5.0, 2.9	12,000	14.3	6.82	3.1	4.0	74.0	3.8	13	1.63	0.17	6.55	0.009	3/8
	XIV	三次処理水	296, 2.0	11,000	16.5	6.34	1.1	1.2	81.1	0.1	7	0.90	0.12	8.73	0.026	3/6
オノン塩素	XV	三次処理水	5.0, 2.0	11,000	16.5	6.34	1.1	1.2	81.1	0.1	7	0.90	0.12	8.73	0.026	3/6
	—	二次処理水	速度 100, 200m/d	9,000	14.3	6.51	3.4	3.5	78.3	2.3	21	1.58	0.05	7.00	0.008	1/21
砂ろ過	—	二次処理水	—	—	14.1	6.62	3.6	3.6	76.7	3.2	17	1.40	0.10	7.16	0.011	—
	—	三次処理水	—	—	17.3	6.51	0.6	0.7	81.4	1.6	9	0.75	0.11	7.35	0.008	—
平均水質 (mg/ℓ)	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
汚濁添加液	—	原水 1 m <sup>3</sup> あたり 500m ℓ 添加	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—

※ BOD2.8mg/ℓ のデータは、12/21 のもの。

UV透過率の単位は(%)である。

ケースVのNH<sub>4</sub>-N濃度は、約10mg/ℓに調整したものである。

次処理水(NH<sub>4</sub>-N添加)は、90、99%で $7.0 \times 10^0$ 、 $1.7 \times 10^1$ mg/ℓ、二次処理水は90%で $1.5 \times 10^1$ mg/ℓとなった。ポリオウイルスを90%不活化させるための必要塩素注入濃度は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、三次処理水(NH<sub>4</sub>-N10mg/ℓ添加)では2.8倍量、二次処理水では6.0倍量必要であった。一方、大腸菌群数などの細菌数は、各ケースの塩素注入濃度が1.9~2.8mg/ℓの範囲で不活化率は97.2%~不検出(分析水量：100mℓ)であり、ポリオウイルスよりも塩素耐性は小さかった。

表-2 各ケース毎の塩素注入濃度と残留塩素濃度の関係

消毒の対象水	塩素濃度 (mg/ℓ)					
	注入濃度	2.7	6.9	10.6	17.9	—
二次処理水 ケース I	残留濃度	0.16, 1.00	2.40, 3.35	5.60, 6.80	12.3, 13.4	—
	注入濃度	2.5	5.4	9.6	13.0	—
二次処理水 ケース II	残留濃度	0.12, 0.33	1.15, 2.10	5.30, 6.25	9.50, 10.5	—
	注入濃度	1.5	5.3	7.9	—	—
三次処理水 ケース III	残留濃度	0.24, 0.53	2.15, 2.50	5.20, 5.70	—	—
	注入濃度	2.8	7.0	10.6	14.1	—
三次処理水 ケース IV	残留濃度	0.56, 1.01	3.00, 3.80	6.65, 7.25	10.8, 11.7	—
	注入濃度	1.9	6.7	9.8	13.8	18.5
三次(NH <sub>4</sub> -N) ケース V	残留濃度	0.07, 1.30	0.62, 4.70	1.05, 7.65	1.20, 12.4	7.6, 14.5

※ 残留濃度の左値：遊離残留塩素、右値：全残留塩素

### 3) オゾン消毒

オゾン消毒の実験結果を図-3、オゾン処理水中残留オゾンおよび反応塔内の排オゾン濃度の測定結果を表-3に示す。消毒原水は実験ケースVIは二次処理水、VII・VIIIはともに三次処理水である。オゾン注入濃度とウイルス生残率の関係を各々プロットし、得られた回帰直線から90、99、99.9%(1, 2, 3log)不活化させるための必要オゾン注入濃度を求めると、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 $7.6 \times 10^0$ 、 $1.3 \times 10^1$ 、 $1.8 \times 10^1$ mg/ℓとなった。また、二次処理水では90%(1 log)の不活化で、約 $1.6 \times 10^1$ mg/ℓとなった。

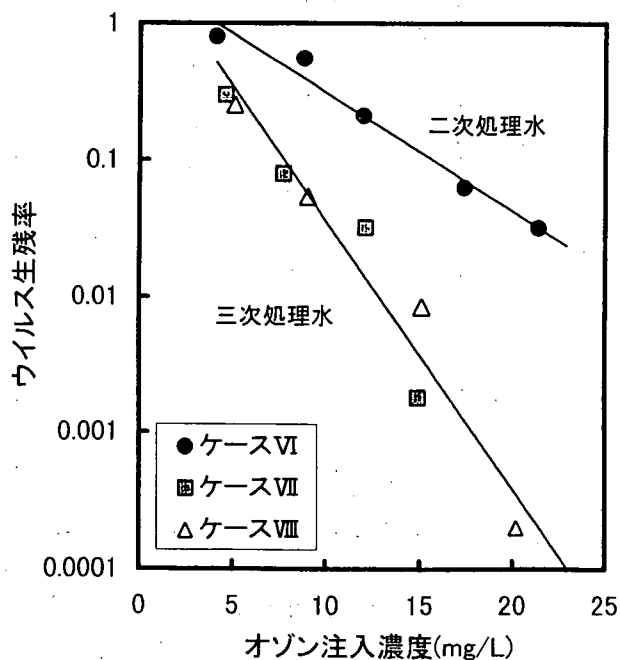


図-3 オゾン注入濃度とポリオウイルス生残率の関係

所定の不活化率を達成させるためのオゾン注入濃度は、同様の消毒原水を用いた塩素消毒実験の注入率と比べ高めであった。また、ポリオウイルスを90%不活化させるための必要オゾン注入濃度は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水では2.1倍量必要であった。

大腸菌群数などの細菌数は、二次処理水を消毒対象とするとオゾン注入濃度が4.1mg/ℓで99.9%以上の不活化率、三次処理水では5.1mg/ℓで不検出(分析水量：100mℓ)となり、ポリオウイルスよりもオゾン耐性は小さかった。

表-3 各ケース毎のオゾン注入濃度と残留オゾンの関係

消毒の対象水	オゾン濃度 (mg/ℓ)					
	注入濃度	4.1	8.8	12.0	17.4	21.4
二次処理水 ケース VI	残留濃度	0.0, 0.0	0.42, 0.0	0.94, 0.0	1.90, 3.0	3.0, 4.80
	注入濃度	4.6	7.7	12.1	14.9	—
三次処理水 ケース VII	残留濃度	0.0, 0.0	0.14, 0.10	0.37, 1.80	0.33, 3.40	—
	注入濃度	5.1	9.0	15.1	20.2	—
三次処理水 ケース VIII	残留濃度	0.19, 0.0	0.63, 1.50	1.50, 4.60	2.35, 7.90	—

※ 残留濃度の左値：処理水中溶存オゾン濃度、右値：反応塔内排オゾン濃度

#### 4) 紫外線消毒

紫外線消毒の実験結果を図-4に示す。また、消毒原水の平均紫外線透過率は、二次処理水では76.7%、三次処理水では81.4%であった。消毒原水は、実験ケースIXは二次処理水、実験ケースXは三次処理水とした。紫外線照射量とウイルス生残率の関係を各々プロットすると、実験ケース毎に回帰直線が得られた。これらの回帰直線から90、99、99.9% (1, 2, 3log) 不活化させるための必要紫外線照射量を求めると、三次処理水で各々約 $5.6 \times 10^2$ 、 $1.2 \times 10^3$ 、 $1.8 \times 10^3$  mW・s/cm<sup>2</sup>となった。同様に二次処理水は、90、99%で $9.8 \times 10^2$ 、 $2.0 \times 10^3$  mW・s/cm<sup>2</sup>となった。ポリオウイルスを90、99%不活化させるための必要紫外線照射量は、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水ではそれぞれ1.8倍、1.7倍量必要であった。

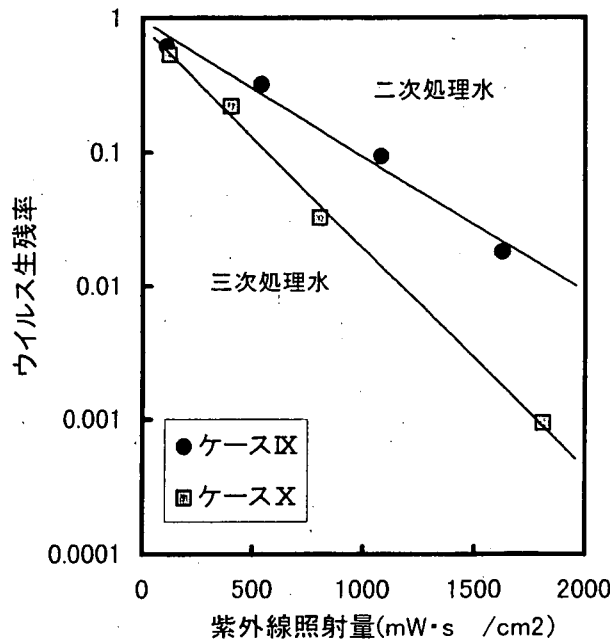


図-4 紫外線照射量とポリオウイルス生残率の関係

大腸菌群数などの細菌数は、二次処理水を消毒対象とすると紫外線照射量が $108\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ で99.9%以上の不活化率、三次処理水では $121\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2$ で不検出(分析水量:  $100\text{m}\ell$ )となり、ポリオウイルスよりも紫外線耐性は小さかった。

上記の各消毒実験結果から、下水処理水中のポリオウイルスの消毒耐性が明らかとなった。消毒対象とする原水の水質性状により、その消毒効果は大きく左右される。よって、より消毒効果を高めるためには、下水処理水中のSS・濁度および有機物濃度等を低下させなければならない。

### 5) 組み合わせによる消毒

上記2)~4)の実験によりポリオウイルスの塩素、紫外線、オゾンの各消毒法に対する耐性が明らかとなった。その結果、ウイルス不活化率を高めるためには、消毒剤の注入濃度等をかなり高濃度としなければならないと考えられる。このため、より現実的な注入濃度でウイルス不活化率を高めることを目的に、各消毒法を組み合わせる不活化実験を行った。実験ケースは、二次処理水を消毒原水とする紫外線+塩素(ケースXI)、オゾン+塩素(ケースXII)および三次処理水の紫外線+塩素(ケースXIII)、オゾン+塩素(ケースXIV)とした。

実験結果を表-4に示す。ウイルス生残率の計算値は、上記2)~4)の実験から得られた結果を基に消毒強度から生残率を算出し、各々の消毒法による生残率を乗じて求めたものである。また、実験値は組み合わせ消毒を行った処理水のウイルス濃度を測定し算出した。実験ケースによって多少のバラツキは見られるが、ウイルス生残率の計算値と実験値で大きな違いはなかった。

よって、組み合わせ消毒によるウイルス不活化の相乗効果はないものと考えられた。しかし、単一の消毒法のみで対応するのと比較して、同様の不活化率を得るために必要となる消毒剤注入濃度等は、組み合わせ消毒を行うことで各々低減できるため、消毒副生成物生成の観点からは有効であるものと考えられる。

表-4 組み合わせ消毒によるウイルスの不活化効果

消毒の対象水	実験ケース	消毒強度 ( $\text{mW}\cdot\text{s}/\text{cm}^2, \text{mg}/\ell$ )	ウイルス生残率 (%)	
			計算値	実験値
二次処理水	紫外線+塩素(ケースXI)	470(UV), 7.2(Cl)	9.3 (0.32×0.29)	6.8
	オゾン+塩素(ケースXII)	10.1(O <sub>3</sub> ), 6.1(Cl)	10.5 (0.30×0.35)	19.2
	"	5.0(O <sub>3</sub> ), 2.9(Cl)	46.5 (0.83×0.56)	45.8
三次処理水	紫外線+塩素(ケースXIII)	296(UV), 2.0(Cl)	3.4 (0.28×0.12)	10.9
	オゾン+塩素(ケースXIV)	5.0(O <sub>3</sub> ), 2.0(Cl)	3.8 (0.32×0.12)	4.5

### 6) ウイルスの不活化に及ぼす接触時間の影響

上記2)の塩素消毒実験は、接触時間を全て15分間とし採水後直ちに中和処理を行ったが、通常、下水処理水の再利用において塩素消毒を行った場合には、残留塩素の保持された状態で再生水は再利用施設へ送水されるため、消毒剤との接触時間は15分間以上となることが想定される。このため、残留塩素の保持された状態がウイルスの不活化に及ぼす影響の把握を目的に、消毒後に行っていた中和処理までの時間を可変させた場合のウイルス濃度変化について調査を行った。調査方法は、上記2)の塩素消毒実験の方法とほぼ同一であるが、塩素注入濃度を $2\text{mg}/\ell$ 程度とし、接触時間が15分間の消毒処理水を水槽に貯留して各々1~5時間後に亜硫酸ナトリウムで中和を行い、ウイルス濃度を測定した。

なお、消毒原水は二次処理水(添加ウイルス濃度 $12,000\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、塩素注入濃度を $2.4\text{mg}/\ell$ )と三次処理水( $11,000\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、 $2.0\text{mg}/\ell$ )および三次処理水に $\text{NH}_4\text{-N}$ ( $9,500\text{PFU}/\text{m}\ell$ 、 $1.9\text{mg}/\ell$ )を添加したものとした。

各ケース毎のウイルス減少率および残留塩素濃度の測定結果を表-5に示す。ウイルス減少率は、接触時間が15分間の消毒処理水中のウイルス濃度を基準に、各経過時間毎のウイルス濃度から算出した。遊離、全残留塩素は全てのケースで保持されていた。消毒原水の二次処理水中のウイルス減少率は、1~5時間経過後で約10~50%であった。また、三次処理水、三次処理水+ $\text{NH}_4\text{-N}$ 添加では、3時間後のウイルス減少率は約10~20%であり、二次処理水の3時間経過後の減少率と比較すると、減少率は若干



低かった。

このため、再利用施設等までの送水過程を考慮して、残留塩素との接触時間を相当長時間としても、ウイルスの減少率は大幅に高くないと考えられる。

表-5 ウイルス濃度の減少率と残留塩素濃度

測定項目	原水	二次処理水				三次処理水		三次+NH <sub>4</sub> -N	
		1 h	2 h	3 h	5 h	1 h	3 h	1 h	3 h
ウイルス減少率(%)		13	31	38	56	0	22	0	11
遊離残留塩素(mg/ℓ)		0.09	0.09	0.10	0.07	0.10	0.08	0.13	0.08
全残留塩素(mg/ℓ)		1.22	1.18	1.15	1.14	0.59	0.19	1.38	1.33

### 3. 2 砂ろ過実験

砂ろ過の実験結果を表-6に示す。ろ過原水の二次処理水のSS濃度は3.4mg/ℓ、濁度は3.5であった。ろ過速度100m/dでのウイルス除去率は56%、200m/dでは28%であり、ろ過速度が2倍になることにより、除去率は半減した。この時の濁度除去率は、ろ過速度が100、200m/dともに70%程度であった。

大腸菌群数などの除去率は、ろ過速度が100m/dでは65~84%(平均:77%)、200m/dでは58~83%(平均:72%)であり、ポリオウイルスの除去率よりも高かった。

表-6 砂ろ過によるウイルスの除去率

試料	項目	ウイルス濃度 (PFU/ml)	除去率 (%)	濁度 (-)
原水		9,000	-	3.5
ろ過水(100m/d)		4,000	56	1.1
ろ過水(200m/d)		6,500	28	1.2

### 4. 考察

以上の実験結果から、ポリオウイルスの消毒(塩素、オゾン、紫外線)耐性が明らかとなった。また、砂ろ過によるポリオウイルスの除去能力を把握することができた。

各消毒法による不活化率と消毒強度の関係について整理したものを表-7に示す。消毒対象水の水質性状の違いにより、必要となる消毒レベルは大きく異なった。今回の実験では、塩素消毒の効果に及ぼす影響は、SS・濁度および有機物濃度によるものが最も大きく、次いで、NH<sub>4</sub>-N濃度であった。90%の不活化率を得るために必要となる塩素注入濃度は、三次処理水を基準とすると二次処理水では6.0倍量、三次処理水+NH<sub>4</sub>-N10mg/ℓ添加では2.8倍量となった。オゾン消毒では、消毒原水の三次処理水を基準にして比較すると、二次処理水では2.1倍量必要であった。また、紫外線消毒では、SS・濁度の上昇に伴い紫外線透過率が約5%低下することで、90%の不活化率を得るために必要となる紫外線照射量は、1.8倍量となった。

表-7 各消毒法による不活化率と消毒強度の関係

消毒方法	消毒の対象水	主な水質性状 (mg/ℓ)				不活化率 (%)		
		CO <sub>2</sub> Cr	SS	濁度	NH <sub>4</sub> -N	90(1log)	99(2og)	99.9(3og)
塩素 (mg/ℓ)	二次処理水	14	3.8	3.3	0.08	1.5×10 <sup>1</sup>	-	-
	三次(NH <sub>4</sub> -N)	14	0.4	0.7	10.5	7.0×10 <sup>0</sup>	1.7×10 <sup>1</sup>	-
	三次処理水	10	0.6	0.5	0.05	2.5×10 <sup>0</sup>	7.9×10 <sup>0</sup>	1.3×10 <sup>1</sup>
オゾン (mg/ℓ)	二次処理水	24	3.7	3.8	0.12	1.6×10 <sup>1</sup>	-	-
	三次処理水	11	0.5	0.5	0.13	7.6×10 <sup>0</sup>	1.3×10 <sup>1</sup>	1.8×10 <sup>1</sup>
紫外線 (mWs/cm <sup>2</sup> )	二次処理水	21	3.4	3.5	0.05	9.8×10 <sup>2</sup>	2.0×10 <sup>3</sup>	-
	三次処理水	6	0.4	0.6	0.07	5.6×10 <sup>2</sup>	1.2×10 <sup>3</sup>	1.8×10 <sup>3</sup>

また、砂ろ過のウイルス除去率は28～56%であり、ろ過速度を100～200m/dに2倍とすると除去率は半減した。大腸菌群数などの除去率と比較しても低いため、除去率を向上させるために今後、凝集剤添加砂ろ過法に関して検討が必要であろう。

一方、我が国の下水処理場で通常行われている消毒レベルは各々、塩素(次亜塩素酸ナトリウム) 2 mg/ℓ、オゾン 4 mg/ℓ、紫外線照射量20mW・s/cm<sup>2</sup>の処理場件数が最も多い。これらの消毒レベルを三次処理水にあてはめたとしても、ポリオウイルスを90%不活化させるためには不十分であると考えられる。

消毒原水に三次処理水、供試ウイルスとしてポリオウイルスを用いた矢野ら<sup>3) 4) 5)</sup>の同様な調査例では、90、99%不活化させるための必要な塩素注入濃度は1.86、5.89mg/ℓ、オゾン約3.0、10mg/ℓである。紫外線消毒では、99.99%不活化させるために4,500～7,200mW・s/cm<sup>2</sup>の照射量が必要であるとしている。

従って、下水処理水の再利用にあたり、目標とするウイルスの許容感染リスクを達成するためには、消毒対象水の水質性状やそのウイルス濃度および消毒レベルを十分考慮しなければならないと考えられる。いずれにしても、ウイルスの不活化率を高めるためには、通常行われている消毒レベルよりも高いものにしなければならない。消毒レベルを高める場合には、消毒副生成物生成の観点から、組み合わせ消毒を行うことも有効な手段であるものと考えられる。また、消毒効果をより高めるためには、下水処理水中のSS・濁度、有機物およびNH<sub>4</sub>-N濃度等を低下させる必要がある。

## 5. まとめ

12年度は、パイロットプラント等を用いてウイルスの消毒耐性の把握および、砂ろ過による除去に関して検討を行った。以下に検討結果を示す。

① 塩素消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9% (1, 2, 3 log)不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 $2.5 \times 10^0$ 、 $7.9 \times 10^0$ 、 $1.3 \times 10^1$ mg/ℓとなった。同様に三次処理水(NH<sub>4</sub>-N添加)は、90、99%で $7.0 \times 10^0$ 、 $1.7 \times 10^1$ mg/ℓ、二次処理水は90%で $1.5 \times 10^1$ mg/ℓとなった。

② オゾン消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要注入濃度は、接触時間が15分間の場合、三次処理水で各々約 $7.6 \times 10^0$ 、 $1.3 \times 10^1$ 、 $1.8 \times 10^1$ mg/ℓとなった。また、二次処理水では90%で約 $1.6 \times 10^1$ mg/ℓとなった。

③ 紫外線消毒によりポリオウイルスを90、99、99.9%不活化させるための必要照射量は、三次処理水で各々約 $5.6 \times 10^2$ 、 $1.2 \times 10^3$ 、 $1.8 \times 10^3$ mW・s/cm<sup>2</sup>となった。同様に二次処理水は、90、99%で $9.8 \times 10^2$ 、 $2.0 \times 10^3$ mW・s/cm<sup>2</sup>となった。

④ 大腸菌群数、ふん便性大腸菌群数、腸球菌数などの細菌は、ポリオウイルスよりも塩素・オゾン・紫外線耐性が小さかった。

⑤ 組み合わせ消毒によるウイルス不活化の相乗効果はないものと考えられた。しかし、単一の消毒法のみで対応するのと比較して、同様の不活化率を得るために必要となる消毒剤注入濃度等は、組み合わせ消毒を行うことで各々低減できるため、消毒副生成物生成の観点からは有効であるものと考えられる。

⑥ 再利用施設等までの送水過程を考慮して、残留塩素との接触時間を相当長時間としても、ウイルスの減少率は大幅に高くないと考えられる。

⑦ 砂ろ過のウイルス除去率は28～56%であり、ろ過速度を100～200m/dに2倍とすると除去率は半減した。

おわりに、本実験を進めるにあたり、多くの便宜をはかっていただいた自治体の方々に、深く感謝いたします。

**【参考文献】**

- 1) (社) 水環境学会、水中の健康関連微生物シンポジウム講演集 (1995)
- 2) 建設省・高度処理会議「高度処理施設設計資料」, 平成6年2月
- 3) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」- 第2報 紫外線によるポリオウイルスの不活化 -、用水と廃水, Vol. 27, No. 6 (1985)
- 4) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」- 第3報 塩素によるポリオウイルスの不活化 -、用水と廃水, Vol. 27, No. 7 (1985)
- 5) 矢野一好ら、「下水中のウイルスの消毒とその不活化に関する研究」- 第4報 オゾンによるポリオウイルスの不活化 -、用水と廃水, Vol. 27, No. 12 (1985)

## 8. 内分泌かく乱物質等の発生源と処理対策手法に関する調査

三次処理研究室 室長 鈴木 稔  
 研究員 山縣 弘樹  
 交流研究員 北中 敦

### 1. はじめに

近年、内分泌かく乱物質（環境ホルモン）による河川中の水生生物のメス化等の影響が懸念されている。国土交通省は平成10～12年度に、全国47下水処理場における流入水及び放流水中の内分泌かく乱物質の濃度を調査し、下水道で留意すべき内分泌かく乱物質（表一）を指摘した。これらの物質の下水処理過程（生物処理）での除去率は、17βエストラジオール(E2)・ベンゾフェノンが70%程度（中央値）、その他の物質が90%以上（同）であり、下水処理場が概ね大きな低減効果を有していることが確認された<sup>1)</sup>。

しかし、水環境中のこれら内分泌かく乱物質濃度と水生生物への影響の関係が定量的に明らかになりつつあり<sup>2)</sup>、今後、良好な水辺生態系形成の観点から、下水処理場においてより高度な内分泌かく乱物質除去が求められることが想定される。

そこで本調査では、生物処理及びオゾン、活性炭等の物理化学処理による下水中の内分泌かく乱物質等の除去性能を調査することにより、下水中の内分泌かく乱物質のより効果的な除去のための下水処理方式・運転方法を確立することを目的とした。

表一 下水道で留意すべき内分泌かく乱物質等

- ・ノニルフェノール（ノニルフェノールエトキシレート等の前駆物質を含む）
- ・ビスフェノールA
- ・フタル酸ジ-2-エチルヘキシル
- ・ベンゾフェノン
- ・ステロイドホルモン類（17βエストラジオール、エストロン等の人畜由来ホルモン及びエチニルエストラジオール等の合成女性ホルモン）

### 2. 平成11年度の調査概要<sup>3)</sup>

#### (1) 生物処理による内分泌かく乱物質の除去機構の調査

実下水を用いた標準活性汚泥法及び嫌気・無酸素・好気法(A<sup>2</sup>/O法)パイロットプラントにおける内分泌かく乱物質の挙動を調査した。対象物質は、ノニルフェノール(NP)及びその前駆物質であるノニルフェノールエトキシレート(NPEO)、ベンゾフェノン、E2とし、蛍光偏光度を用いたレセプター結合試験によりエストロゲン活性（サンプル中の内分泌かく乱作用の強さ）も測定した。その結果、E2およびNPEOは標準活性汚泥法およびA<sup>2</sup>/O法のどちらでも処理水中濃度が流入水中濃度に対して90%以上減少していたが、NP及びベンゾフェノンについては除去率が落ち、また、A<sup>2</sup>/O法の方が標準活性汚泥法よりも除去率が高かった。また、E2については、除去率が70%台という国土交通省の実態調査<sup>1)</sup>よりも高い除去率が得られた。さらに、活性汚泥中の内分泌かく乱物質濃度を調査することにより物質収支をとった結果、①NP及びNPEOは汚泥中への吸着により水中から除去され、活性汚泥中に蓄積したうちの一部は分解されていること、②E2は汚泥中にはほとんど吸着せずに、好氣的生物分解により水中から除去されていることがわかった。

#### (2) オゾン・活性炭処理による内分泌かく乱物質の高度除去法の調査

生物処理水のオゾン及び活性炭処理による除去性能を調査した。オゾン処理は、NP、NPEO、ベンゾフェノン、E2の除去に有効であり、オゾン添加濃度を10～20mg/lまで上げることにより、かなりの高い効率で除去できた。活性炭吸着についても、全ての物質において高効率で除去できた。

### 3. 好氣的生物処理による内分泌かく乱物質の効果的除去方法の検討

#### 3-1 目的

国土交通省の実態調査<sup>1)</sup>では、下水処理場のうち、水理学的滞留時間(HRT)及び固形物滞留時間(SRT)の小さい処理場でNP及びE2の除去率が比較的低い所が見られた。しかし処理場によりSRT,HRTの他様々な要因が異なっており、単純にHRTやSRTが小さいから除去性能が悪いとは言い切れない。そこで実下水を用いた生物処理実験装置を用い、SRTやHRTを変えて他の条件を一定に設定することにより、SRT及びHRTという生物処理の運転制御パラメータと内分泌かく乱物質の除去性能の関係を調査した。

なお、SRTは活性汚泥の水処理系内での滞留時間を指し、活性汚泥中微生物の有機物分解能力を決定する因子であり、余剰汚泥の引抜き量によりコントロールされる。HRTは流入水の活性汚泥との接触時間を指し、反応槽容量に対する流入水量の比でコントロールされる。

#### 3-2 方法

##### (1) 実験方法

K浄化センターの流入下水を用い、標準活性汚泥法の実験装置(図-1)により内分泌かく乱物質の生物処理性能を調査した。実験装置は同一のものを3系列用意し、SRT、HRTの様々な条件で検討が行えるようにした。

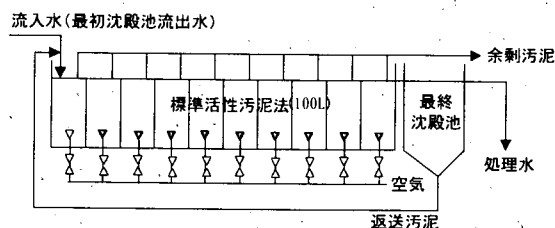


図-1 実験装置の概要

##### (2) 対象物質と分析方法

内分泌かく乱物質であるNPとその前駆物質NPEO、女性ホルモンであるE2を、マニュアル<sup>4)</sup>に基づき分析した。

なおNPEOは酸化エチレン鎖の重合度により2種類( $n \leq 4$ 、 $n \geq 5$ のもの)にわけて分析した。また、NPの前駆物質であるノニルフェノキシ酢酸(NP1EC)・ノニルフェノールエトキシカルボン酸(NP2EC,NP3EC)、E2およびその酸化体であるエストロン(E1)を、小森他<sup>5)</sup>の方法を参考に分析した。各物質の分析方法と検出下限値を表-2に示す。

表-2 分析方法及び検出下限値 (a)水質(流入水、処理水共)

調査対象項目	分析方法	検出下限値 ( $\mu\text{g/L}$ )
NP	固相抽出後、エチル誘導体化し GC/MS 測定	0.3 <sup>4)</sup>
NPEO	固相抽出後、濃縮し HPLC 測定	0.2 ( $n \leq 4$ ) <sup>4)</sup> 0.2 ( $n \geq 5$ ) <sup>4)</sup>
NP1~3EC	固相抽出後、メチル誘導体化し GC/MS で測定	0.1
E2	固相抽出後、ELISA 法	0.0002 <sup>4)</sup>
E2	ろ過、固相抽出後、n-ヘキサン抽出、フロリジルカートリッジ溶出、NH <sub>2</sub> カラム精製、LC-MS/MS で測定	0.0005
E1		0.0005

##### (b)汚泥

調査対象項目	分析方法	検出下限値 ( $\mu\text{g/kg-wet}$ )
NP	メタノール超音波抽出、メタノール飽和ヘキサン振とう抽出、ジクロロメタン振とう抽出、濃縮後、エチル誘導体化し GC/MS 測定	45
NPEO	メタノール超音波抽出、濃縮、水に溶解の後、固相抽出、HPLC 測定	90 ( $n \leq 4$ ) 30 ( $n \geq 5$ )
NP1~3EC	アセトン振とう抽出、固相抽出、メチル誘導体化し GC/MS で測定	45
E2	メタノール振とう抽出、濃縮、水に再溶解の後、固相抽出、ELISA 法	1.5
E2	メタノール超音波抽出、水に再溶解の後、水質と同じ方法	0.2
E1		0.1

### 3-3 結果

#### (1) SRT の検討

HRT 一定 (4.1h) の条件下で、SRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の関係を約3ヶ月間継続調査した。このとき、MLSS は 1800~2500mg/l、DO は 5~8mg/l、処理水 BOD は 4~10mg/l、処理水 SS は 7~25mg/l の範囲であり、良好な生物処理が行われていた。

実験データの一部 (図-2) を用いて、SRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の傾向を示す。なお、試料はスポット (午後2時頃) で採水した。

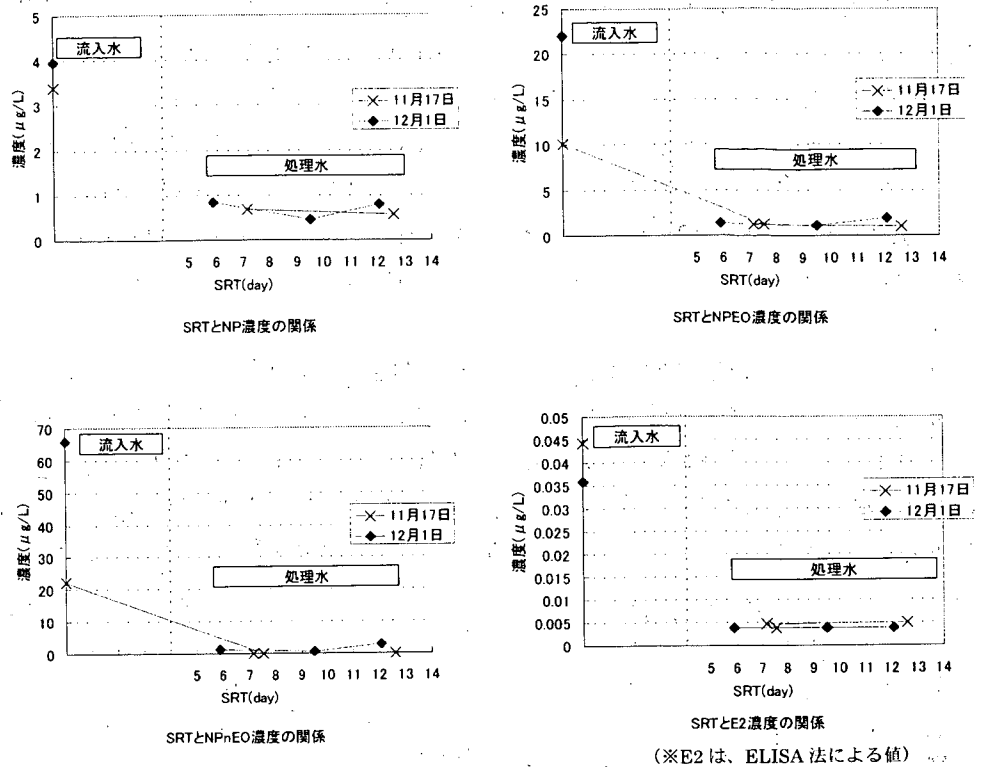


図-2 SRT と NP、NPEO ( $n \leq 4$ )、NPEO ( $n \geq 5$ )、E2 の濃度の関係 (y 切片は流入水の濃度を示す)

内分泌かく乱物質である NP は、SRT が 6 日以上 の範囲でも処理水中では  $1 \mu\text{g/l}$  未満まで、流入水に対する除去率では 80% 程度まで安定して除去できた。NP の前駆物質である NPEO ( $n \leq 4$ )、NPEO ( $n \geq 5$ ) も、SRT が 6 日以上 の範囲で除去率 90% を超える高率で安定して除去できた。また、天然女性ホルモンである E2 (ELISA 法で分析) は、SRT が 6 日以上 の範囲で除去率 90% 程度の高率で安定して除去できた。

#### (2) HRT の検討

次に SRT 一定 (10 日) となるように余剰汚泥引抜量を設定して、HRT と内分泌かく乱物質等の除去性能の関係を調査した。

このとき MLSS は 1450~2040mg/l、DO は 6~10mg/l、処理水 BOD は 8~17mg/l、処理水 SS は 12~27mg/l の範囲であり、良好な生物処理が行われていた。

#### ① NP、NPEO 及び E2

実験データの一部 (図-3) を用いて、HRT と内分

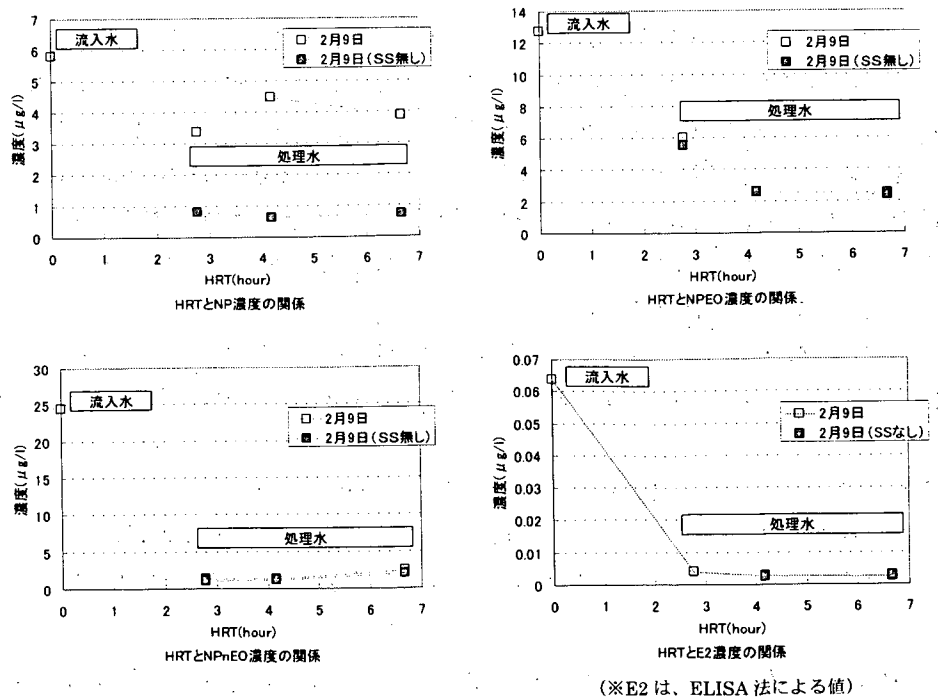


図-3 HRT と NP、NPEO ( $n \leq 4$ )、NPEO ( $n \geq 5$ )、E2 の濃度の関係 (※E2 は、ELISA 法による値)

泌かく乱物質等の除去性能の傾向を示す。なお、試料はスポット（午後2時頃）で採水した。このとき、処理水中の内分泌攪乱物質が水溶の状態かSSに付着した状態かを見るために、SS込みの処理水と、SSをGF/B濾紙で除去したろ過水について分析した。

NPは処理水では除去率が悪かったが、ろ過水では1μg/l未満まで良好に除去されており、NPが処理水中のSSに付着した状態で流出していることが示唆された。また、HRTと除去率の関係は見られなかった。

NPEO (n ≥ 5)、E2ともに、HRTに関係なく良好に処理水中で除去されており、処理水中のSSにはあまり付着していなかった。一方NPEO (n ≤ 4)は、HRTの小さい時に除去率が悪くなる傾向が見られた。

### ②ノニルフェノール関連物質及び女性ホルモン関連物質の総量

NPEO(n ≥ 5), NPEO(n ≤ 4), NP1~3ECは水環境中で最終的に内分泌攪乱物質であるNPになるものと考えられる。そこで、これらノニルフェノール関連物質の総量をNP換算<sup>i</sup>により求めた。同様に、E2が分解されてE1になるものと考えられるので、これら女性ホルモン関連物質の総量をE2換算<sup>ii</sup>により求めた。図-5にHRTとノニルフェノール関連物質、女性ホルモン関連物質濃度の関係を示す。

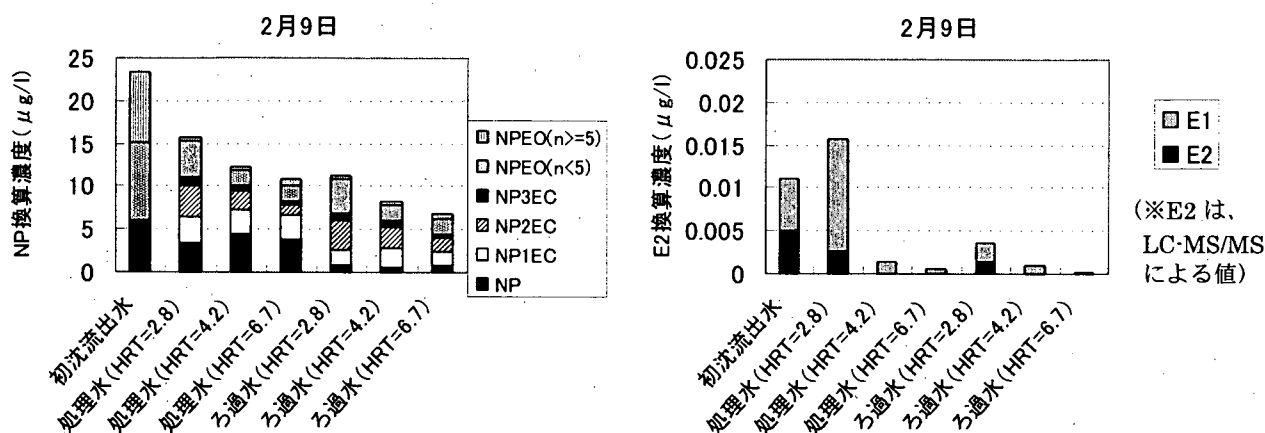


図-5 HRTとNP換算濃度、E2換算濃度の関係

HRTが大きくなるにつれて、ノニルフェノール関連物質の総量は減少していた。減少要因は、HRTが大きくなるにつれてNPEO(n ≤ 4)が減少していることと、流入水中にほとんど検出されなかったNP2ECが、HRTが小さいほど処理水中で多く検出されていたことに由来した。これから、流入水中のNPEO(n ≥ 5)が水処理の過程で短時間のうちに分解されるものの、その分解生成物である酸化エチレン鎖の短いNPEO(n ≤ 4)やNP1~3ECの除去は比較的遅く、HRTが大きいほど良好に除去されることが示唆された。また、処理水とそのろ過水を同系列で比較すると、NPが大きく減少しており、処理水中にはNPがSSにかなり吸着した状態で存在していることが示唆された。

一方、女性ホルモン関連物質は、流入水中ではE1がE2と同じレベルのエストロゲン活性を呈しており、処理水中ではE2の活性が減少または消滅しているものの、E1の活性がE2に比べ多く残留していた。

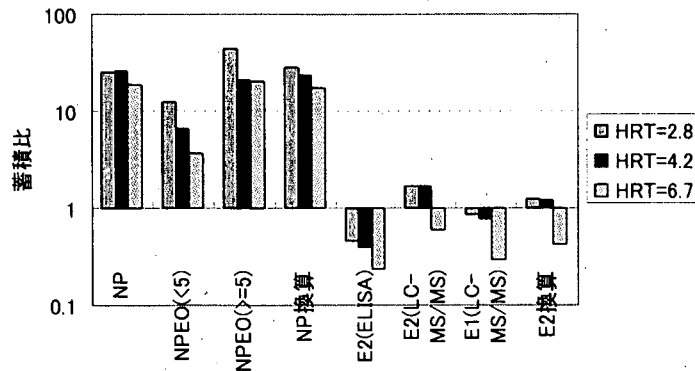
### ③反応タンク内活性汚泥への内分泌かく乱物質の蓄積状況

内分泌かく乱物質等の汚泥への蓄積状況を図-6に示す。蓄積比は、反応タンク内の活性汚泥中の内分泌かく乱物質濃度（汚泥混合液を3000rpmで15分間遠心分離した沈降物質を表-2(b)に従って分析）を、反応

<sup>i</sup>各物質 1mol が全て最終生成物 NP1mol になると仮定。換算係数 = 各物質の分子量 / NP 分子量

<sup>ii</sup>各物質のエストロゲン活性の合計値 (E2 の物質質量 × 1 + E1 の物質質量 × 0.3)

タンク流入水中の濃度で割って求めたものである。NP、NPEO、NP 換算濃度は汚泥中に 10 倍以上蓄積していたが、E2、E1、E2 換算濃度は汚泥中への蓄積は比較的小さかった。また、いずれの物質も HRT が小さい（時間当たり BOD 負荷量大きい）ほど蓄積比が大きくなる傾向が見られた。今後、汚泥中の内分泌かく乱物質の回収率を検討することで、水処理過程で除去された物質量のうち、汚泥へ蓄積するものと分解されるものの割合を物質毎に明らかにしていく必要がある。



図一六 内分泌かく乱物質の汚泥への蓄積状況

### 3-4 まとめ

実下水を用いた生物処理実験装置を用い、SRT や HRT を変えて他の条件を一定に設定することにより、SRT 及び HRT という生物処理の運転制御パラメータと内分泌かく乱物質の除去性能の関係を調査した。

- ① DO 濃度が 5-10mg/l 程度の範囲では、SRT が 6~13 日の範囲で変化しても、等しい HRT の下では NP、NPEO、E2 の除去率には変化がなくいずれも良好に除去できていた。今後は、より低い DO 濃度の下で、SRT が短くてもこれら物質が良好に除去できるかを検討することで、活性汚泥処理によるこれら物質の生分解性能を把握する必要がある。
- ② HRT が 2.6~6.7 時間の範囲で変化した場合、NPEO( $n \geq 5$ )は HRT が小さくても良好に除去できており、速やかに除去が進んでいたが、その分解生成物である NPEO( $n \leq 4$ )、NP1~3EC は HRT が大きいほど処理水中への流出が少なくなっており、比較的除去の進行が遅いことがわかった。NPEO( $n \leq 4$ )、NP1~3EC は嫌気状態で内分泌かく乱物質である NP となることが懸念されるため、これらの水環境への排出抑制対策について、水処理系の運転手法の改良や物理化学処理との組合せを含めた検討が必要である。一方、女性ホルモン物質では、流入水中では E1 が E2 と同じレベルのエストロゲン活性を呈しており、処理水中では E2 の活性が減少または消滅しているものの、E1 の活性が E2 に比べ多く残留していた。E1 の水環境への排出抑制対策についても、水処理系の運転手法の改良や物理化学処理との組合せを含めた検討が必要である。
- ③ HRT が 2.6~6.7 時間の範囲で変化した場合、NP、NPEO、NP 換算濃度は汚泥中に 10 倍以上蓄積していたが、E2、E1、E2 換算濃度は汚泥中への蓄積は比較的小さかった。また、いずれの物質も HRT が小さい（時間当たり BOD 負荷量大きい）ほど蓄積比が大きくなる傾向が見られた。今後、汚泥中の内分泌かく乱物質の回収率を検討することで、水処理過程で除去された物質量のうち、汚泥へ蓄積するものと分解されるものの割合を物質毎に明らかにしていく必要がある。
- ④ 処理水中の NP は、SS に付着した状態で多く存在しているが、E2 は SS には殆ど付着していなかった。従って、砂ろ過・凝集沈殿処理等による SS 除去が NP の除去には有効であるが、E2 の除去には効果が低いことが示唆された。



#### 4. 物理化学処理による内分泌かく乱物質の高度除去手法の調査

##### 4-1 目的と方法

生物処理水を対象に物理化学処理性能を評価することを目的とした。まずほぼすべての放流水に施されている塩素消毒を調査し、凝集沈殿+ろ過処理、オゾン処理、活性炭処理についても調査した。

##### (1) 塩素処理

塩素は酸化力を有しており内分泌攪乱物質のような有機物を分解することは十分考えられる。ここでは生物処理水を塩素処理し放流することを想定し以下の実験を行った。

K 浄化センター内の実験施設に設置している標準活性汚泥法パイロットプラントの二次処理水(アンモニア性窒素: 3.5mg/L)をガラス製の容器に採水し、次亜塩素酸ナトリウム溶液を添加した。注入率は有効塩素濃度で0,1,5,10,20mg/Lとし、反応時間は通常の塩素混和池での反応時間である15分、および長時間反応させた24時間の2種類とした。塩素反応後は、チオ硫酸ナトリウムで塩素を還元し分析に供した。

##### (2) 凝集沈殿+ろ過処理

一般に、下水二次処理水に凝集剤を添加することにより、SS成分、りん、一部溶解性有機物などの除去が期待できる。内分泌攪乱物質にはNPのように疎水性の高いものもあり、SS成分に吸着される可能性がある。ここでは簡単のためジャーテストにより凝集沈殿+ろ過の除去性能を評価した。

二次処理水にPAC(ポリ塩化アルミニウム)をAl換算でそれぞれ0,2,5,10mg/L添加し、2分の急速攪拌(120rpm)、15分の緩速攪拌(40rpm)でフロックを形成、30分静置しフロックを沈殿させた。静置後の上澄みをガラス繊維ろ紙(GF/B)でろ過し分析試料とした。

##### (3) オゾン処理

オゾンには水中の有機物を酸化分解する作用がある。オゾンでの分解をみるためK 浄化センターに設置したオゾン反応塔で連続実験を実施した。表-3に概要を示す。試料としては活性汚泥処理水を砂ろ過したものを使用し、オゾンの注入率は、注入オゾンガス濃度を变化させることにより設定した。

表-3 オゾン処理実験概要

項目	概要
オゾン反応塔	φ120mm H4150mm 容量45L
オゾンガス流量	2L/min
処理水量	2L/min
滞留時間	22.5分
反応方式	向流方式、下方注入(ボールディフューザー)
オゾン注入率	0.2,5,10,mg/L 注入オゾンガス濃度を变化させることにより設定
原水	K 浄化センター三次処理水(活性汚泥処理+砂ろ過)

##### (4) 活性炭処理

水中の溶解性有機物の除去に活性炭処理はしばしば使用され、内分泌攪乱物質除去への適用も十分考える。ここでは活性炭の吸着性能を調べるためK 浄化センターに設置した実験装置で連続実験を行った。活性炭処理実験の概要を表-4にまとめる。

表-4 活性炭処理実験概要

項目	概要
活性炭処理塔	径φ150mm 活性炭充填層1000mm 充填容量:17.7L
活性炭	1. 石炭系活性炭 2. ヤシ系活性炭 サイズ:0.85~2.0mm
処理	下向流方式 LV:6.8m/h SV:6.8/h 流量:120L/h 接触時間:9分 逆洗浄:損失水頭より判断し空気+逆洗浄
原水	K 浄化センター三次処理水(活性汚泥処理+砂ろ過)

##### (5) 分析方法

水中の内分泌攪乱物質はC18カートリッジ(waters社製)で濃縮、溶出後に分析に供した。NPおよびNPEOはそれぞれGC/MSおよびHPLCで分析した。なおNPEOは酸化エチレン鎖の重合度により(n≤4, n≥5のもの)2つにわけて分析した。またE2単体およびステロイドホルモン類であるE1, E2, エストリオール(E3)の合計値(ES)はそれぞれ酵素抗体反応法(ELISA法: タケダ社製キット)により評価した。

## 4-2 実験結果

### (1) 塩素処理

今回は、塩素の接触時間を15分、24時間としたが、いずれの条件においても塩素処理により溶解性有機物に大きな減少等は見られず、塩素処理のみで有機物は無機化しなかった。図-7に塩素処理によるNP類濃度の変化を示す。まずNP類について、15分接触ではいずれの塩素注入率においてもほとんど濃度に変化がみられなかったが、24時間接触することにより最大で約40%分解した。また塩素の注入率増加とともに、分解が進行した。実験で使用した二次処理水には、アンモニア性窒素が残存しており、塩素はまずこれと反応したものと考えられる。一方NPEO ( $n \leq 4$ ) は塩素注入により増加し、ある条件(24時間接触、塩素注入1.5mg/L)では、NPEO( $n \geq 5$ )が出現した。これはあくまでHPLCの面積値に基づく結果であるため、今後は詳細な検討が必要であるが、理由としてはSSに吸着していた物質が溶出しやすくなった等の分析上の問題や、なんらかの化学反応により生成した可能性が考えられる。図-8にはステロイドホルモン類に関する結果を示す。E2については分解率が低いもののESについては15分、24時間とも1mg/Lの注入率を除き、分解されていることがわかった。さらに機器分析をふくめた解析が必要である。

### (2) 凝集沈殿ろ過処理

凝集ろ過によるNP類の濃度変化を図-9に示す。いずれも凝集剤濃度とともに除去され、特にNPについては、水中の有機物とほぼ同様の挙動を示した。

NPEOについては、 $n \geq 5$ のものが $n \leq 4$ のものに比べ良好に除去されており、分子量の大きいもののほうが、除去率が高かった。一方E2およびESについて(図-10)は、どの凝集剤濃度においてもあまり除去されておらず、凝集沈殿およびろ過処理による除去は難しいことがわかった。

### (3) オゾン処理

表-5には、オゾン処理(注入率5mg/L)によるNP類、ステロイドホルモン類、有機物の分解状況を示す。なおオゾンの注入率による明確な分解効率の差はみられなかった。この結果NP類、ステロイドホルモン類ともオゾンにより分解されることがわかった。特にステロイドホルモン類については検出下限値程度まで分解された。一方有機物の総量をみると、オゾンによる無機化はあまり進行していないが、紫外部260nmの吸光度は大幅に減少しており、有機物の不飽和結合の開裂がみられた。NP類、ステロイドホルモン類の分解

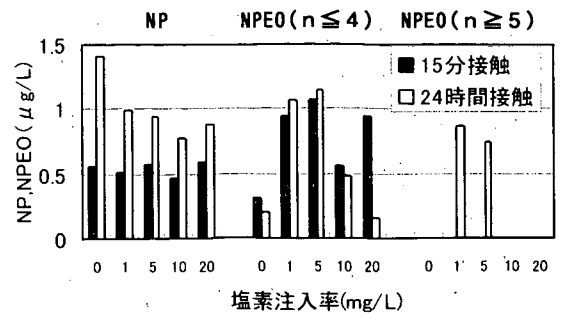


図-7 塩素処理によるNP類の変化

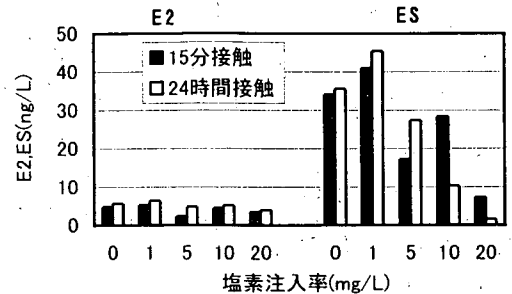


図8 塩素処理による女性ホルモン類の変化

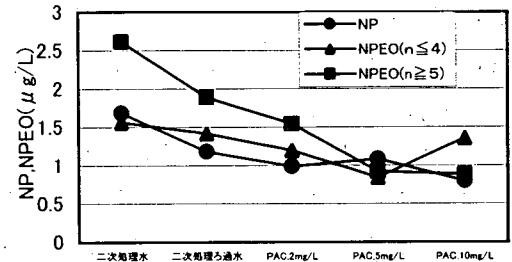


図-9 凝集ろ過によるNP類の変化

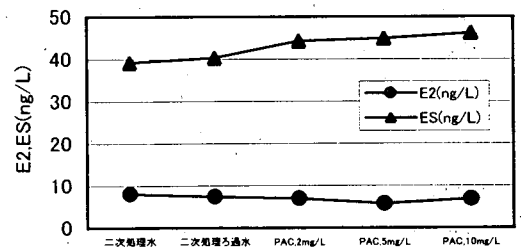


図10 凝集ろ過による女性ホルモン類の変化

表-5 オゾンによるNP類、女性ホルモン類、有機物の分解

	原水	オゾン処理水
NP (μg/L)	0.74	0.27
NPEO <sub>n ≤ 4</sub> (μg/L)	ND	ND
NPEO <sub>n ≥ 5</sub> (μg/L)	6.99	ND
E2 (ng/L)	2.52	0.11
ES (ng/L)	24.87	tr(0.06)
TOC (mg/L)	5.5	5.0
UV260 (1cm cell)	0.064	0.011
蛍光偏光(E2換算) (μg/L)	0.669	0.049
酵母法(E2換算) (ng/L)	0.56	ND

※オゾン注入率: 5mg/L

についても不飽和結合開裂等の化学的な構造の変化だと考えられる。このため①蛍光偏光度を用いたレセプター結合試験②ホルモンレセプターを導入した酵母(Sumpter株)を使用しホルモン活性を調べる試験(矢古宇他<sup>6)</sup>の方法)を行い残存する有機物のホルモン活性を調査したが、いずれの試験においても活性は大幅に低下していた。この結果オゾンは、内分泌攪乱物質のホルモン活性自体を低下させる有効な処理法の1つであるといえる。

#### (4) 活性炭処理

活性炭処理は連続実験(約3ヶ月)を行った。図-11にはNP、図-12にはE2の除去特性を示す。石炭、やし両原料の活性炭とも良好にE2を除去していることがわかる。NPについても除去率が若干悪いものの同様に除去されており、当該物質の除去に活性炭は有効な選択肢の1つといえる。

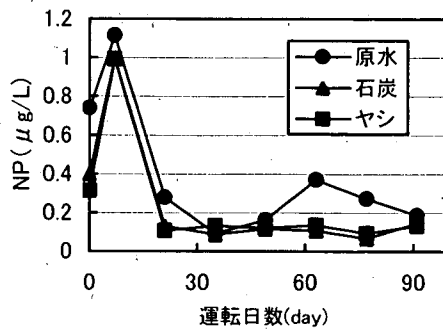


図-11 活性炭によるNP除去特性

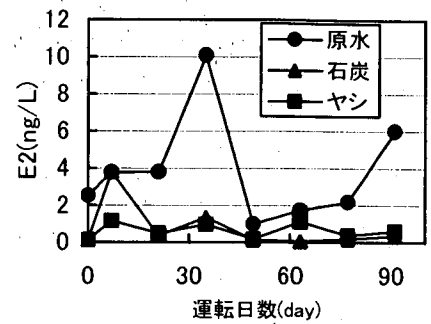


図-12 活性炭によるE2除去特性

#### 4-3 まとめ

生物処理水に対して付加的に行う物理化学処理による内分泌かく乱物質の除去について検討を行い、以下のような結果を得た。

- ① 塩素処理は、対象物質、塩素との接触時間、塩素の注入率により分解に差がみられた。
- ② 凝集ろ過処理について、NP および NPEO は溶解性有機物と同様に除去されることが確認されたが、ステロイドホルモン類についてはあまり除去されなかった。
- ③ 溶解性有機物のオゾンによる分解は基本的に化学的構造を変換するものが主であるが、NP 類、ステロイドホルモン類の分解に有効であり、ホルモン活性自体の低減にも効果があった。
- ④ 活性炭処理について、NP 類、ステロイドホルモン類は、短期間の運転期間においてはかなり吸着するようであるが、長期間運転した際にどのような挙動をするのかさらに検討する必要がある。

#### 参考文献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：平成12年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書、2001
- 2) 例えば、環境省総合環境政策局環境保健部：ノニルフェノールが魚類に与える内分泌攪乱作用の試験結果に関する報告、2001
- 3) 鈴木穰他：内分泌かく乱物質の発生源と処理対策手法に関する調査、平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、建設省土木研究所資料第3755号、2000
- 4) 日本下水道協会：下水道における内分泌攪乱物質調査マニュアル(案)、2000
- 5) 小森行也他：下水試料中のエストロゲン及びノニルフェノキシ酢酸類の分析、土木技術資料、第43巻第11号、pp.44-49
- 6) 矢古宇靖子他：組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定、環境工学研究論文集、第36巻、pp.199-208、1999

## 9. 都市基盤整備のための下水処理水 再利用システムの確立に関する調査

三次処理研究室 室長 鈴木 穰  
主任研究員 小越 真佐司  
研究員 山縣 弘樹  
交流研究員 藤井 良和

### 1. はじめに

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

12年度は再生水を地下注入した場合の汚染の拡散に関して基礎的な検討を行って、将来の地下利用に際して考慮すべき基本的な問題点の検討を行った。また、安定した再生水の供給に不可欠な再生水管渠の腐食対策についての基礎的な検討を行ったほか、再利用の快適さを損ねる要因の一つとなるスライム生成を塩素によって抑制する手法を検討した。その他に、再利用のリスクに関する資料調査、下水処理水再利用の実態に関する統計調査資料の整理、及び東京都における個別建物内中水利用の実態調査を行った。

### 2. 再生水地下注入時の汚染の拡散に関する基礎的検討

下水処理水を地下の帯水層に供給して有効に利用する試みが米国などで実施されている。地下の帯水層の構造が複雑な我が国では適地が少ないと考えられるが、水資源が乏しい地域では検討対象の一つになると考えられる。そこで、地下の帯水層に再生水が注入されたときに地下水の流動とともにどのように再生水中の物質が移動するか模型実験によって検討を行った。

#### 2.1 実験方法

実験は図-1に示す透明アクリル製の帯水層模型を用いて行った。帯水層の素材は粒径0.2mmのガラスビーズとし、モデル地下水としてイオン交換蒸留水を、モデル再生水として茨城県霞ヶ浦湖北浄化センターの高度処理水を用いた。実験は室温約20℃の恒温実験室で行った。注入地下水の拡散状況は模型側面と上面に設けた試料採取孔から注射針を差し込んで少量の試料水を採取し、試料水の導電率（携帯型電気伝導度計：堀場B-173型による）、TOC（島津TOC-5000A型全有機炭素計による）及び、一般細菌数を測定することによって推定した。帯水層模型の装置内流速及び再生水注入量は表-1中に示す通りとした。なお、再生水注入停止後、モデル地下水流による再生水塊

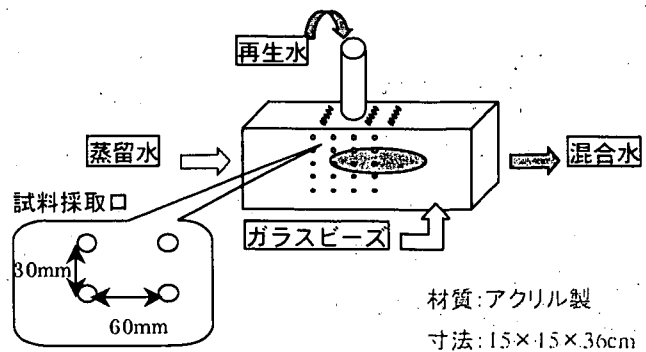


図-1 地下帯水層模型実験装置

実験室で行った。注入地下水の拡散状況は模型側面と上面に設けた試料採取孔から注射針を差し込んで少量の試料水を採取し、試料水の導電率（携帯型電気伝導度計：堀場B-173型による）、TOC（島津TOC-5000A型全有機炭素計による）及び、一般細菌数を測定することによって推定した。帯水層模型の装置内流速及び再生水注入量は表-1中に示す通りとした。なお、再生水注入停止後、モデル地下水流による再生水塊

の排出についても検討した。

## 2. 2 実験結果

実験装置にガラスビーズを充填した状態で空隙率は約37%であり、この値と装置の容積及び流量から求めた装置内の水の滞留時間は約3.5時間であった。したがって、一回の実験時間8時間は流下時間の約2.3倍である。図-2に示す電導度の測定結果から、注入された再生水は、地下水流に沿って下流側に移動しつつ全方向にほぼ同じ速さで拡がり、壁面付近が再生水と同じ電導度に達してからは上流側に拡がる速さが増すことがわかった。壁面付近が再生水と同じ電導度に達するまでに要した時間は、再生水が注入点からほぼ球状に注入速度で拡がったと仮定して計算される値とほぼ一

表-1 帯水層模型実験条件

実験条件		
装置容積	[cm <sup>3</sup> ]	8100
ガラスビーズ径	[mm]	φ0.2
空隙率	[%]	37
装置内流速	[cm/s]	2.3 × 10 <sup>-3</sup>
再生水注入量	[ml/h]	150
再生水水質		
電気伝導度	[μS/cm]	440
一般細菌	[個/ml]	1300
TOC	[mg/L]	7.5

は、地下水流に沿って下流側に移動しつつ全方向にほぼ同じ速さで拡がり、壁面付近が再生水と同じ電導度に達してからは上流側に拡がる速さが増すことがわかった。壁面付近が再生水と同じ電導度に達するまでに要した時間は、再生水が注入点からほぼ球状に注入速度で拡がったと仮定して計算される値とほぼ一

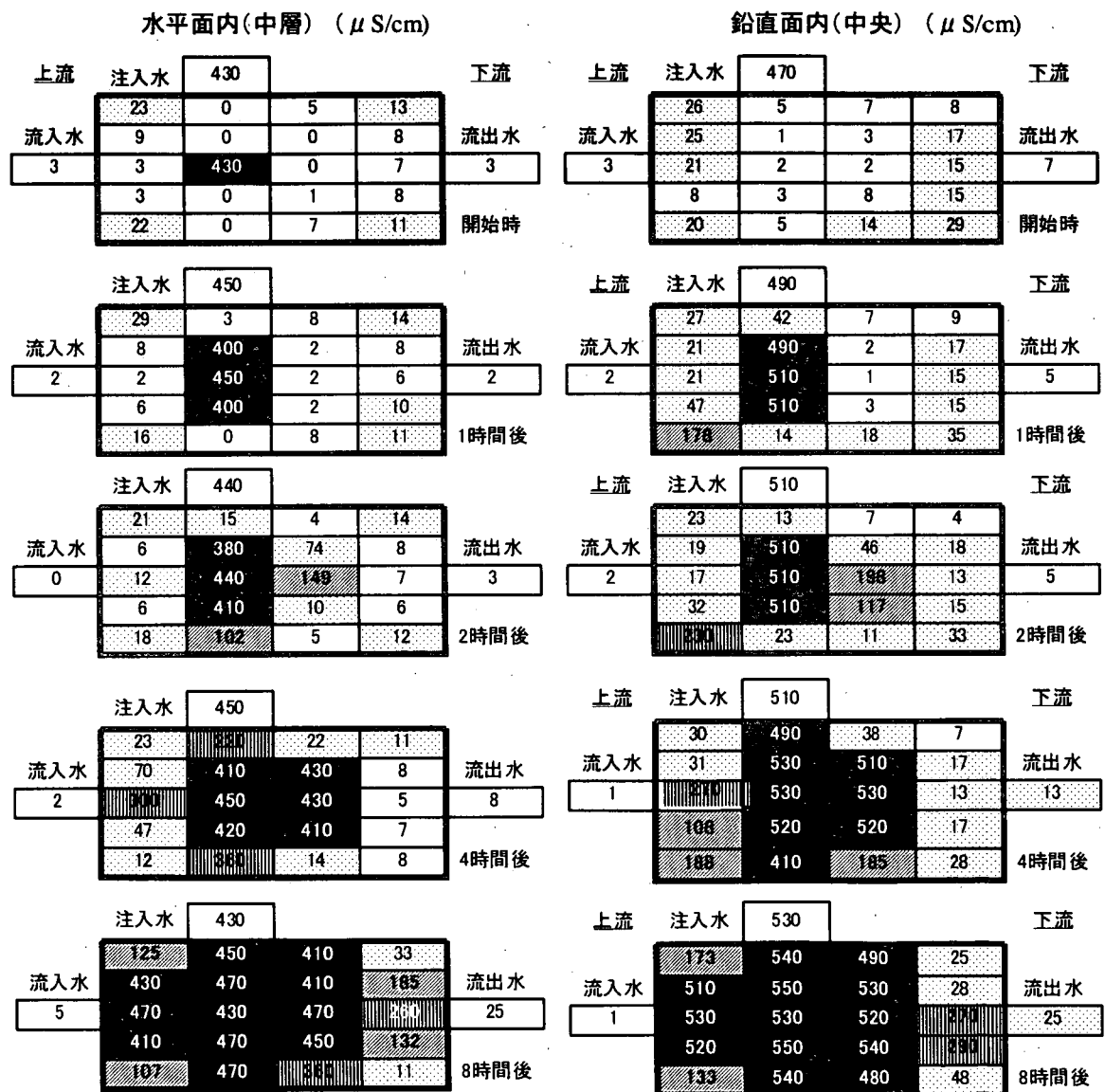


図-2 再生水注入実験時の電導度測定結果

致しており、本実験条件では地下水と再生水の混合はあまり起こらず、分子拡散の影響も小さかったと考えられる。図-3は注入点下流側中央の試料採取点における電導度、TOC 及び一般細菌数の経時変化を示したものである。TOC と電導度は、ほぼ同様に増加しているが、一般細菌数は明らかに遅れて増加している。注入点近くの採取点における一般細菌数は再生水の値と変わらないので、ガラス

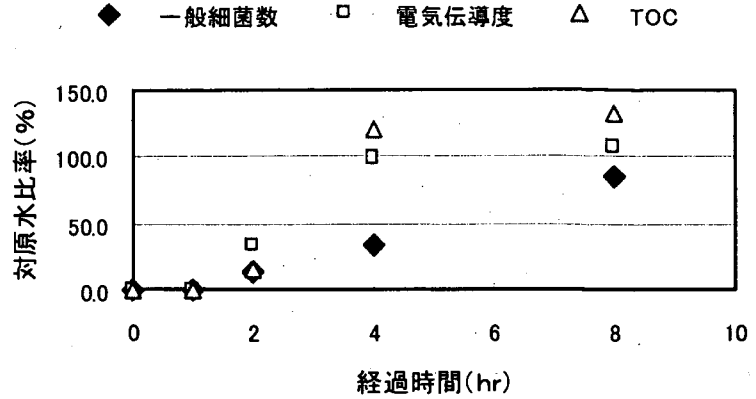


図-3 注入点下流60mm 地点の濃度変化

ビーズの隙間に細菌が捕捉されたことによって菌数の増加が遅れたものと考えられる。一般細菌の供給速度から推定した帯水層容積あたりの捕捉細菌数は、 $10^3$ 個/cm<sup>3</sup>程度であった。

次に、再生水を一定時間注入した後、注入を停止し、再生水の流出現象を3日間にわたって観測した。その結果は図-4に示す通りで、各成分とも基本的には左上から右下に押し流される傾向にあった。しかし再生水の動きは遅く帯水層下部に滞りがちで、導電率とTOC には下流側から上流へ循環する様な動きも認められた。この様な現象は、1) 再生水とモデル地下水の密度差等、何らかの理由でモデル地下

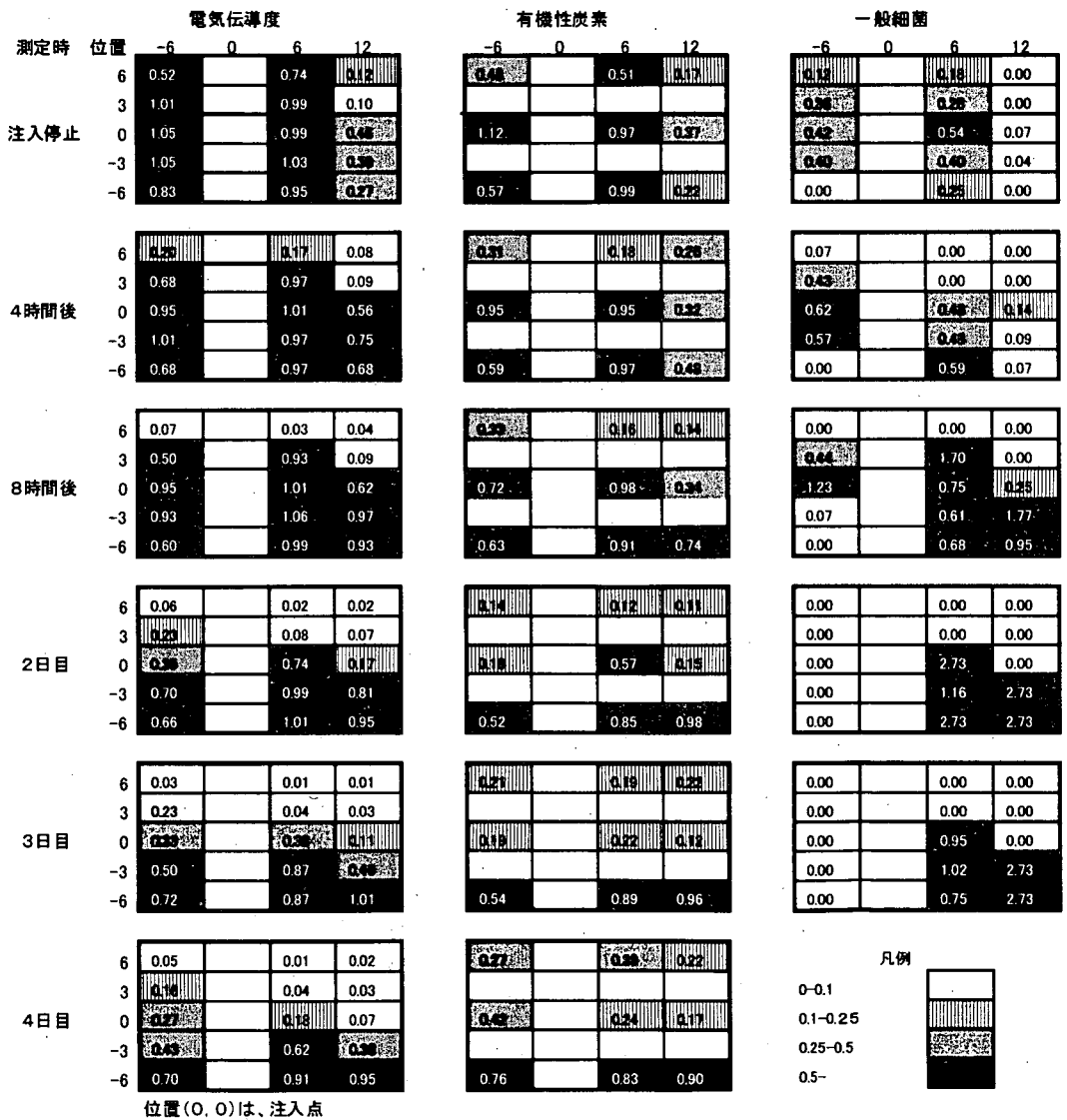


図-4 注入停止後の相対濃度 (注入水濃度=1.0) の低下状況

流が上部に偏ったこと、2) 帯水層内では性質の異なる水塊の混合速度は大変小さく、二つの水塊はほぼ独立した流動をしていること、3) 注入が止まって流動ポテンシャルが消失した再生水塊はモデル地下水の流動の間接的影響によって動いていること、等によるものと考えられる。また、一般細菌数の挙動は、注入開始時と同様に、電導度や TOC の挙動とは若干異なるものであった。即ち、注入点上流側の採取点や上層部では速やかに減少したのに対し、再生水が滞留している下層部分では8時間経過時点から急激な増加が生じ、流入停止時に観測された最大濃度の3倍以上に達した。このような現象はガラスビーズ空隙に捕捉されていた細菌のはく離による集積か増殖が原因と考えられる。

以上の結果から、再生水の地下注入では、帯水層を構成する粒子と再生水中の成分との間の付着・吸着等の相互干渉や細菌の増殖等によって成分毎に挙動が異なる可能性があること、地下水層内では性質の異なる水塊は流動形態も異なり、注入停止後に残留した水塊は主として地下水流中への分子拡散によって徐々に失われ、やがて元の状況に復するものであると推定された。地下帯水層の利用に当たっては、この様な地下注入時の水塊の挙動について更に詳細な検討を行った上、適切な地下環境が保たれるように管理することが必要である。しかし、帯水層構成粒子と下水処理水中に残存する様々な物質との相互作用についての知見は少なく、現状での実用化には課題が多いと考えられる。

### 3. 再生水給配水管路における性能劣化等の検討

再生水を利用している施設によっては給水管の漏水や閉塞等、管渠性能低下による障害が発生している。このような障害は同じ施設の上水道管では発生していないことから、原因は再生水利用にあると考えられる。平成11年度に行われた調査結果によれば、電導度、溶存酸素濃度及び残留塩素濃度が高い場合は腐食が促進される傾向にあることが判明している<sup>1)</sup>。下水処理水再利用の実用化を推進する上で供給設備である管路系の信頼性を高

めることは不可欠であり、再生水の水質や利用条件と腐食等による機能低下制御のための構造基準を明確にしておく必要がある。そこで、12年度は実際の再利用施設での腐食等の進行状況を調査すると共に、室内実験によって腐食に及ぼす温度と残留塩素濃度の影響の確認を行った。

表-2 調査対象区間の概要と測定分析項目

区間	上流端	下流端	施設	管径	管渠長及び管渠内容積	水質項目	測定・分析法
1	再生処理施設	特排弁①	配水管	200mm	1405m	水温	棒状温度計
					44.14m <sup>3</sup>	pH	ポータブルpH計
2	特排弁①	特排弁②	配水管	200mm	約110m	電気伝導度	ポータブル電導度計
					3.45m <sup>3</sup>	溶存酸素	ポータブル溶存酸素計
3	特排弁②	受水槽①入口	配水管 引込管 給水管	75mm	180m	遊離残留塩素	DPD試薬法
				20mm	5.5m	全残留塩素	DPD試薬法
				20mm	7.0m	COD	下水試験法
				20mm	0.8m <sup>3</sup>	アンモニア性窒素	"
4	受水槽①					大腸菌群数	"
5	受水槽①出口	衛生器具①	給水管	65mm	35.1m	溶解性鉄	原子吸光度法
				50mm	16.0m	総鉄	"
				40mm	26.8m	溶解性マンガン	"
				32mm	135m	総マンガン	"
				20mm	33.9m		
6	特排弁①	受水槽②出口	配水管 引込管 受水槽	200mm	約100m		
				150mm	約700m		
				100mm	約55m		
				50mm	約30m		
				16m <sup>3</sup> +受水槽容積			
7	受水槽②出口	衛生器具②	給水管	25mm	290m		
				40mm	50.6m		
				40mm	83.1m		
				50mm	0.369m <sup>3</sup>		

### 3. 1 方法

福岡市の再利用施設に再生水の給配水経路に沿って4調査区間を設け、各区間上下流端で残留塩素等再生水質の変化を計3回調査した。水質変化を把握できた4調査区間相互間（3区間）も含めた全7区間の概要と水質調査項目を表-2に示した。また、再生水供給先集合住宅の受水施設で使用されている再生水ポンプの腐食状況を調査し、同様の使用履歴の上水ポンプと比較した。同時に、給水管の腐食・閉塞状況や付着物の性状について調査を行った。

室内実験では、K浄化センターの高度処理水1Lに鉄製給水管ソケット（一般品）及び青銅製給水管ソケットを浸漬し、温度と残留塩素濃度が異なる場合の鉄及び銅の溶出を調査した。

### 3. 2 結果と考察

#### 3. 2. 1 再生水給配水施設における水質変化

区間の水質変化の傾向を表-3にまとめた。また、各水質項目について変化量が最も大きかった区間と第2位の区間を表-4に示した。表-3は、各回の調査で区間の変化傾向が反対の傾向を示す箇所を3箇所以上上回ったら、区間数のスコアとして増加の場合は+1、減少の場合は-1を与え、供給元から給水端までの全体を通しての変化傾向が2カ所とも一致したら、給水端のスコアとして同様に±1を与え、各回の水質変化の傾向を示している。また、3回のスコアを集計して+4以上の項目は増加、-4以下の項目は減少と判定し、その結果を判定欄に示した。

表-3によれば、実施設の再生水配管内では、水温、DO、残留塩素及びアンモニア性窒素が減少し、亜硝酸性窒素、鉄、亜鉛及び一般細菌が増加した。これらのうち、水温の減少は外気温が水温より低いという季節的要因によるものである。アンモニア性窒素の減少及び亜硝酸性窒素と一般細菌の増加は管路内で生じた生物反応の結果であり、鉄及び亜鉛の増加は配管素材の腐食によるものである。DOと残留塩素の減少には複数の生物、物理、化学反応が関係していると考えられる。

表-4によれば、残留塩素の減少は配管システム全体で生じているが、最大の減少区間はどれも受水槽の4区もしくは受水槽を含む区間の6区であることから、受水槽での消費が大きいと考えられる。アンモニア性窒素の減少と亜硝酸性窒素の増加は、主として、受水槽または受水槽を含む区間と給水管で生じており、最大の変化区間はどれも受水槽を含む区間であった。したがって、残留塩素の減少と同様に受水槽での反応が多いと考えられる。一般細菌の増加は受水槽と給水管で主として生じており、残留塩素減少との関係が推測される。鉄の増加は配水管や配水管を含む区間で多いことが示されており、この区間に多い大型で防食被覆されていない鉄製フランジやバルブが主要な供給源になっているものと考えられる。また、鉄の増加は全鉄としての増加であり、溶解性鉄は増減していないことから、溶出した鉄

表-3 区間水質変化の総括表

	区間数			給水端			計	判定
	10月	11月	1月	10月	11月	1月		
水温		-1	-1	-1	-1	-1	-5	減
pH	-1			-1			-2	
DO	-1		-1	-1		-1	-4	減
EC	-1			-1	-1	-1	-4	減
遊離塩素	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-6	減
結合塩素		-1	-1	-1	-1	-1	-5	減
全塩素	-1	-1	-1	-1	-1	-1	-6	減
NO2-N		1	1		1	1	4	増
NO3-N			1		1	1	3	
NH4-N	-1		-1	-1	-1	-1	-5	減
COD		1			1		2	
s-Fe		-1		-1	-1		-3	
Fe	1	1		1		1	4	増
s-Mn							0	
Mn							0	
Zn	1	1	1	1	1	1	6	増
一般細菌	1			1	1	1	4	増
大腸菌群					-1		-1	

表-4 水質変化の大きい区間

	最大変動区間			第2位変動区間		
	10月	11月	1月	10月	11月	1月
水温	4	6	6	1	3	3
DO	7	7	7	6	4	6
EC	6	6	3	4	4	7
遊離塩素	6	6	6	4	7	1
結合塩素	4	6	6	2	4	7
全塩素	4	6	6	6	4	7
NO2-N	4	6	4	5	5	6
NO3-N		6	7		4	6
NH4-N	4	6	4	6	7	6
Fe	2	3	1	6	2	4
Zn	7	5	7	5	6	5
一般細菌	4	7	4	7	6	5



は残留塩素等によって直ちに酸化され、微少な酸化鉄や水酸化鉄の粒子になっているものと考えられる。亜鉛の増加は主として給水管と給水管を含む区間で生じており、これらの区間に多く用いられている無被覆の黄銅や青銅製の製品

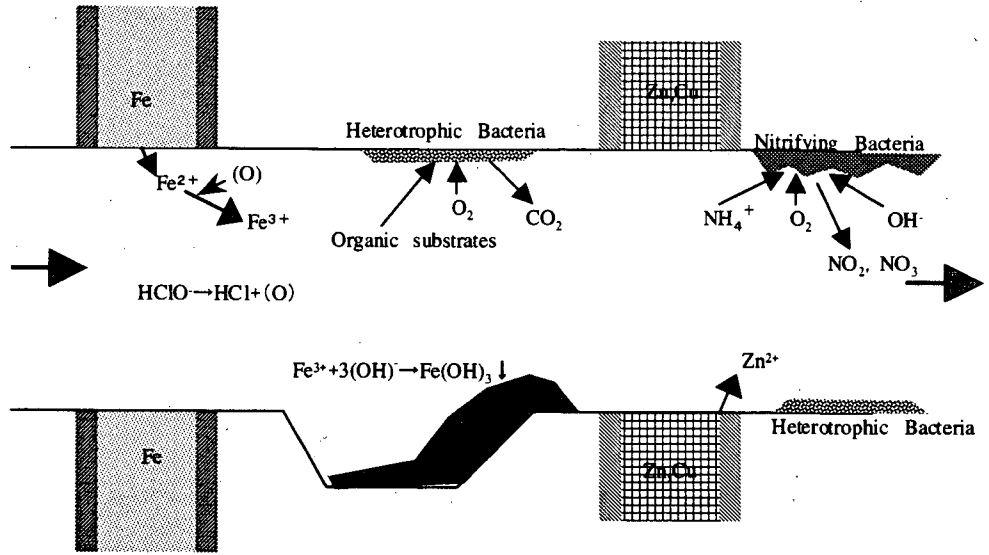


図-5 再生水給配水系内で推定される反応

(バルブ等)から溶出したと考えられる。以上の調査結果から推定した配管システムにおける各種反応等は模式的に図-5の様に表すことができる。

3. 2. 2 再利用施設における機器及び配管の性能劣化

再利用を行っている建物では、配水管によって供給された再生水を一旦受水槽に貯留した後、ポンプによって利用先の機器へ圧送している。平成11年度に実施した現地調査の際、これらの受水槽周りの配管やポンプに多くの腐食が認められた。そのため、今年度は改めて代表的な建物7カ所で受水槽周りの配管、ポンプ、及び給水管路について腐食等の性能劣化状況を調査した。また、多くの建物では上水受水槽や上水給水ポンプが再生水受水槽等と同じスペース内に設置されており、両者の劣化状況を比較することによって水質の違いが腐食に与える影響を見ることができる。そこで、上水ポンプと中水ポンプの種類、設置及び使用期間がほぼ同じである B 建物については上水ポンプも調査対象とし、性能劣化状況等を調査した。

B 建物におけるポンプの劣化状況を同所同履歴の上水ポンプと比較した結果を図-6に示した。図-6より、再生水ポンプは上水ポンプより腐食劣化の進行が早いことがわかる。次の表-5はポンプ周り配管の腐食劣化状況を示したものである。管端防食のなされた部分で腐食が生じていたのは1カ所だけであ

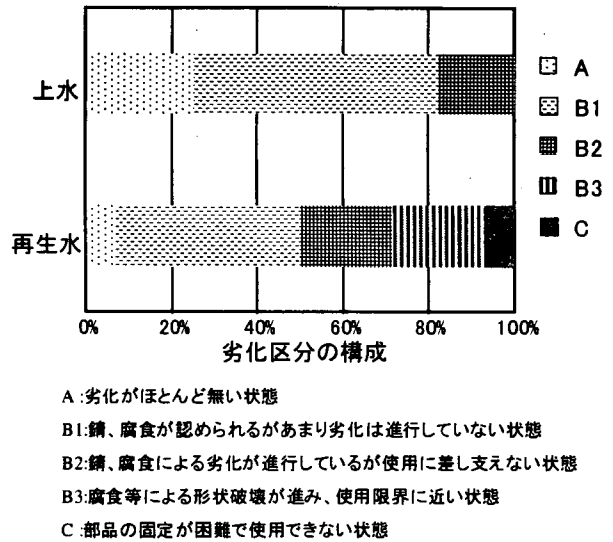


図-6 B 建物給水ポンプ劣化状況比較

表-5 ポンプ周り配管の状況

調査対象	材質	管端防食	判定
A吸入管	VLSGP	無し	C
B吐出管	VLSGP	有り	A
C1吐出管	VLSGP	無し	C
C2吐出管	VLSGP	無し	C
C3吐出管	VLSGP	無し	C
D吐出管	VLSGP	有り	C
E吸入管	VLSGP	有り	A
F吐出管	VLSGP	有り	A
G吸入吐出管	VLSGP	有り	A

A 正常または初期劣化の状態、最大侵食率20%未満  
 B 中期劣化状態、最大侵食率40%未満  
 C 終期劣化状態、最大侵食率40%以上

るが、管端防食のなされていないポンプ回り配管は全て腐食が進行しており、交換が必要な状態になっていた。何れも腐食原因は青銅バルブ等、異種金属との接合による電食が原因と見られる。

表-6 管渠劣化発生率 (%)

	全体	防食部	無防食部
腐食	4.7	2.8	1.9
閉塞	12.6	1.6	11.0
腐食と閉塞	2.8	1.6	1.2

表-6は、給水ポンプ以降の給水配管部分428カ所 (全数428) について調査した結果を防食対策の有無と劣化の形態別に集計し、発生率として表したものである。腐食、閉塞、及び腐食を伴う閉塞の3つの管路性能劣化現象のうち閉塞が54カ所と最も多く発生した現象であった。閉塞の大部分は、弁やメータ等流れに乱れが生じやすい部分と、これにつながる部分とで生じていた。腐食を伴う閉塞も含めた閉塞箇所は全調査箇所の15.4%であり、防食対策を行っていない管路部分では防食対策を行った部分より高い率で発生していた。防食部には樹脂被覆が施されることで閉塞の原因となる物質が付着し難くなるものと考えられる。一方、腐食と腐食を伴う閉塞による劣化は32カ所、全調査箇所の7.5%で発生し、閉塞の約半分の発生率であった。発生箇所の77~79%は継ぎ手部と弁・メータ等の接合部で異種金属が接する部分であり、防食接合の行われた部分の方がやや高い発生率を示した。今後、防食部分での腐食原因などについて検討が必要である。

表-7は、ポンプ部品や配管閉塞箇所から採取した付着物の成分分析結果をまとめたものである。表-7によれば、ポンプケーシング等の付着物の多くは素材の成分と一致しており、酸化によって生じた錆と考えられる。一方、管渠付着物の多くは酸化鉄を主体とするものであり、管渠内で発生した錆が何らかの原因で堆積

表-7 付着物の組成 (%)

記号	素材	発生部位	Fe	Cu	Sn	Pb	Si	Al	P	VS
C	鉄	Aフランジ固着物	60				4.1		4.3	12.2
E	鉄	Aバルブ内固着物	63.2				2.2		4.5	10.9
I	青銅	CGポンプインペラ付着物		28.2	27.7		4.5	6.7	3.2	
T	鉄	Aポンプケーシング腐食部	64.2				2.2	1.1	3	21.1
AA	鉄	B上水ポンプケーシング腐食部	31.2				18.1	11		8.5
AB	青銅	B上水ポンプ羽根車腐食部	0.6				32.5	16		
AE	鉄	B中水ポンプケーシング腐食部	56.7				1.4	3		15.1
AF	青銅	B中水ポンプ羽根車腐食部	29.9	4.2		6.8	10.7	7.5	3.2	7.1

根車等には外部から混入したと見られる粘土様物質の付着が認められたものがあつた。

上水ポンプとの比較結果から、再生水給水ポンプの金属部分の劣化は上水ポンプより早く進行するものと考えられる。また、ポンプ接続管腐食状況の調査結果から、配管劣化の進行を抑制する手法として異種金属接合部分にコア付き等の防食対策品を用いることは腐食防止対策として有効であると考えられる。しかし給水管路では、防食対策を行った接続部分に防食対策を行わなかった部分と同程度以上の率で腐食による劣化が発生していたことから、現行の防食対策は再生水管の腐食に対して完全なものではないと考えられる。

表-8 溶出実験条件と測定・分析条件

### 3. 2. 3 再生水による金属配管材料の腐食要因の検討

11年度に行った模型実験で配管材の鉄や銅の溶出が認められたため、12年度は室内実験によって溶出量を左右する因子として温度と残留塩素濃度の検討を行った。表-8に実験条件と測定項目を示した。

浸漬材料	設定残留塩素濃度(mg/l)	設定温度(℃)	水質項目	測定・分析法
铸铁製リケット (無防食)	0,1,3の3段階	10,20,30の3段階	水温	pH計付属セサ
青銅製リケット (防食コア付)	"	"	pH	携帯型pH計
			電気伝導度	携帯型電導度計
			遊離塩素濃度	DPD試薬法
			全残留塩素濃度	DPD試薬法
			溶解性鉄	下水試験法
			全銅	"
			溶解性銅	"

図-7は無防食の水道用鋳鉄製ソケット（外面塗装）を浸漬したときの溶解性鉄濃度の経時変化を示したグラフである。溶解性鉄濃度は時間と共に減少しており、ピーカー内には赤褐色の鉄さびと見られる沈積物が生じ、エルボの無塗装部分に錆が発生した。発生した沈積物を一様に混合することが困難であったため全鉄溶出量は把握できなかった。浸漬液中の溶解性鉄濃度が初期に高い濃度を示していることから、実験開始直後から水中への鉄の溶出は速やかに進行したと考えられる。しかし、表面に生じた酸化物の被膜によって溶出量は時間と共に減少し、溶出した二価鉄が溶存酸素等によって不溶性の三価鉄に酸化される反応が上回って、浸漬液中の溶解性鉄濃度が次第に低下したものと考えられる。溶解性鉄濃度は残留塩素濃度が高いほど低い水準にあり、残留塩素が二価鉄の酸化を促進していると考えられる。また、塩素無添加の条件では水温が高いと初期の溶解性鉄濃度が低い傾向があり、酸化の速度は水温が高い方が早いことを示すものと考えられる。写真-1は試験終了後のソケットである。温度や塩素濃度の高い条件では露出部が黒色の酸化鉄で覆われ、赤錆の発生が少なくなっている。

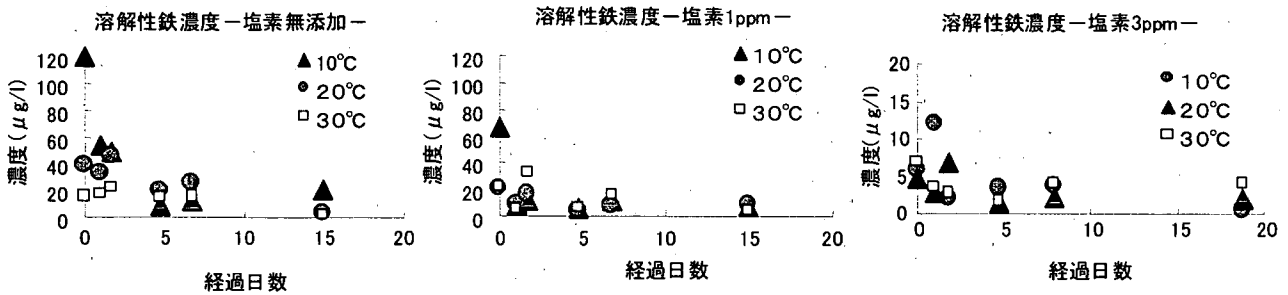


図-7 鋳鉄製ソケット浸漬実験結果



写真-1 浸漬実験後の鋳鉄ソケット（ラベル数値は塩素濃度と温度）

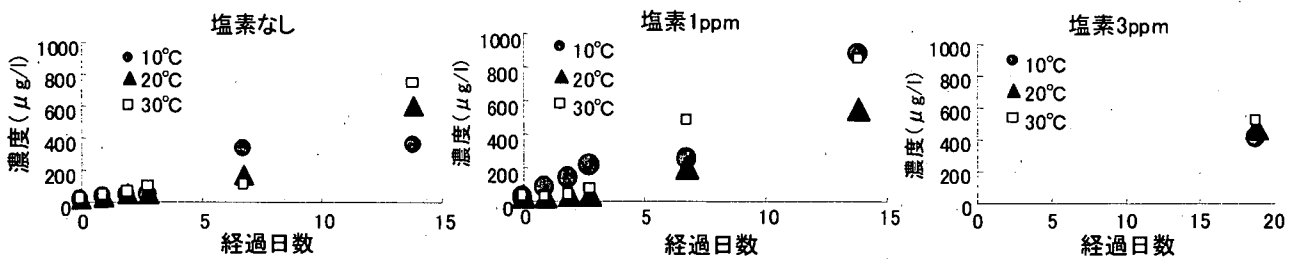


図-8 青銅ソケット浸漬実験結果（全銅）

図-8は青銅製水道用ソケット（片側）

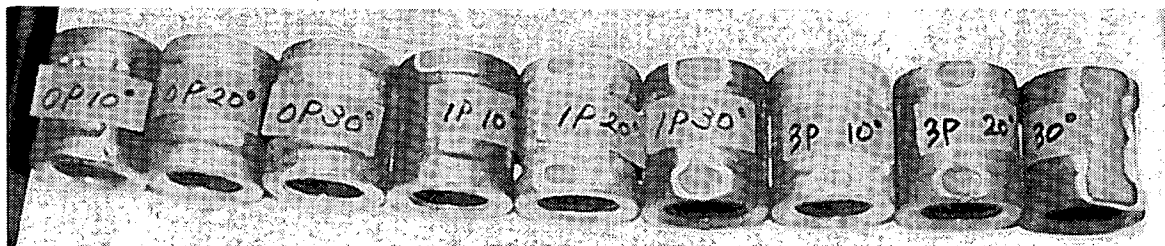


写真-2 浸漬実験後の青銅ソケット（ラベル数値は塩素濃度と温度）

防食コア内蔵）を浸漬した時の銅濃度の経時変化を示したグラフである。銅濃度は何れの場合も時間と共に

に増加した。塩素濃度3mg/l では溶出量が減少したが、温度の違いによる影響は明確には認められない。写真-2は試験終了後の青銅ソケットである。表面が白っぽく変色しているものと黒っぽく変色しているものがあり、水温と塩素濃度が高いものは黒っぽく変色する傾向にある。また、赤っぽく変色しているのはピーカー底部と接触していた部分で、局部電池の生成により青銅中に含まれる銅よりイオン化傾向の高い合金成分が溶出し、銅が残留したことによって生じたと考えられる。この赤変部は温度が高く塩素濃度が高いほど広がる傾向を示していた。

以上の結果から、被覆されていない金属部分が直接溶出したり、水中の溶存酸素によって酸化されたりすることによって進行する腐食の速度は、鉄部では水温や残留塩素濃度の影響を受けることが推定されたが、全鉄濃度の変化を分析できなかったため、どの程度の影響を受けているか定量的な評価ができるデータを得るには至らなかった。青銅からの銅の溶出に温度が与える影響は小さいと考えられ、残留塩素の影響も1mg/l まではほとんど無いと考えられる。一方、1点だけの測定ではあるが残留塩素3mg/l で銅濃度の増加が抑制された。今年度の調査で現象を十分に把握できなかった全鉄溶出量と高い残留塩素の銅溶出については次年度検討する予定である。

#### 4. 塩素によるスライム生成制御実験

##### 4.1 実験方法

模擬再生水管（図-9）に模擬再生水（塩素を添加した茨城県霞ヶ浦湖北流域下水道浄化センターの高度処理水）を約4週間通水してチューブ内面に付着した従属栄養細菌量等を測定した。チューブは25℃の恒温庫内に設置し、供給する模擬再生水の残留塩素濃度を0.5, 1, 2, 3, 4mg/l の5段階に設定した。また、湖北総合実験施設に設置した再生水給水システム模型に便器を設置して（図-10）、実際の利用状況に類似のパターンで模擬再生水（下水高度処理水に所定の塩素濃度になるように次亜塩素酸ナトリウム溶液を連続的に自動注入したもの）を流し、ロータンク内面等へのスライム付着や便器の着色等を観測して残留塩素濃度との関係を検討した。設定した塩素濃度は3mg/l 及び1mg/l で、各濃度4～5週間の運転を行った。

##### 4.2 実験結果

###### 4.2.1 塩素によるスライム制御室内実験の結果

塩素濃度の異なる各期間における模擬再生水チューブ内面の総付着物量は設定塩素濃度が高い方が少ない傾向を示した（図-11）。付着物

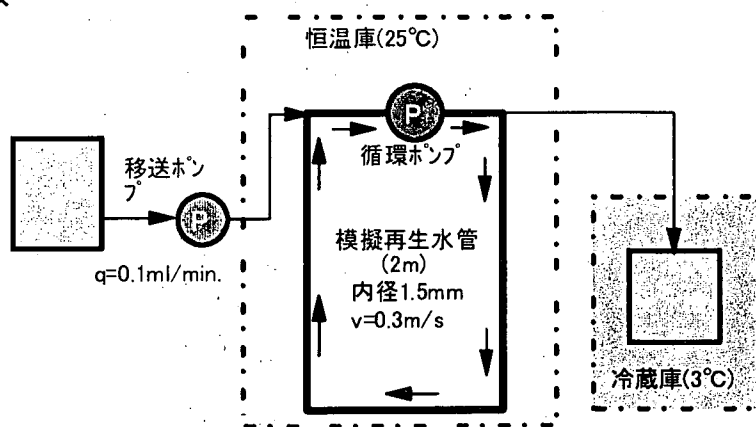


図-9 模擬再生水管室内実験装置

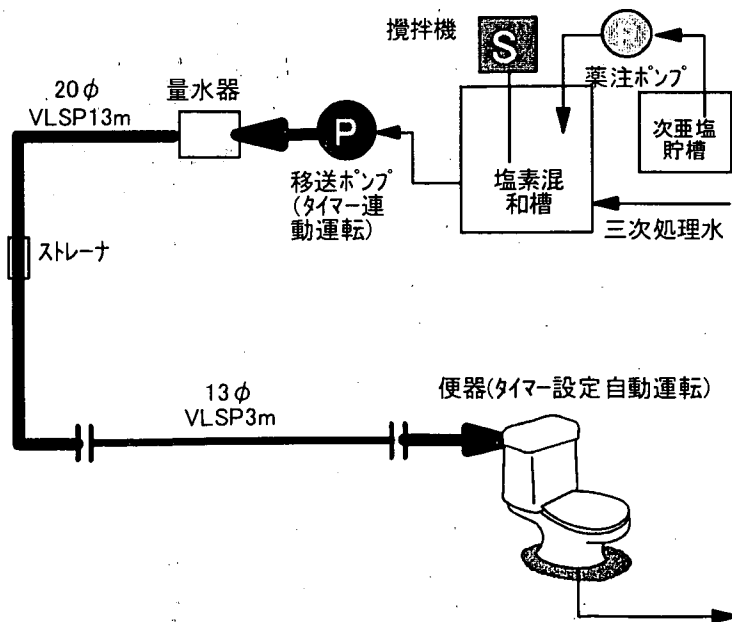


図-10 再生水給水システム模型装置

は設定塩素濃度が高い方が少ない傾向を示した（図-11）。付着物

の大部分は強熱減量で占められ（表-9）有機物主体のものであった。付着物中の灰分のうち酸化鉄の含有率は設定塩素濃度が高いほど増加する傾向を示した（図-12）。

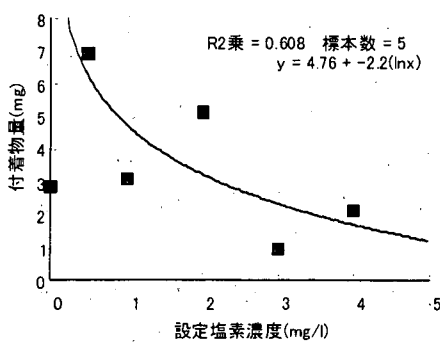


図-11 塩素濃度と付着物（室内）

設定塩素濃度 (mgCl/l)	TS(mg)	VS(mg)	Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> (mg)
4	2.16	1.92	0.05
3	0.96	0.60	0.01
2	5.15	4.91	0.01
1	3.11	2.63	0.01
0.5	6.94	6.34	0.01
0	2.87	2.63	0.02

表-9 付着物の組成

原水中に含まれていた二価鉄の酸化が塩素濃度の増加と共に進行し、不溶性の高い水酸化第二鉄になって付着物に取り込まれる量が増加したものと考えられる。また、付着物中の従属栄養細菌数は塩素濃度の増加と共に減少する傾向を示した（図-13）。

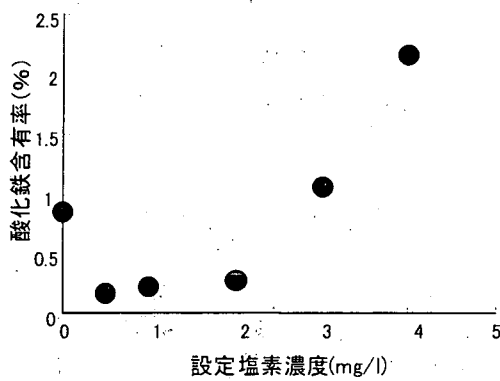


図-12 Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>含有率と設定塩素濃度

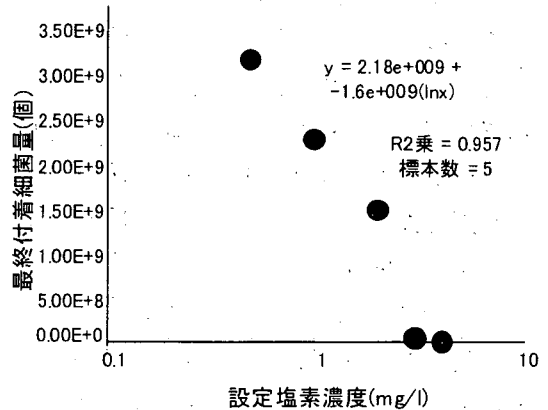


図-13 付着菌数と設定塩素濃度

付着物の有機物含有率が高いこと、付着物量と付着物中の従属栄養細菌数の間にも相関があること（図-14）から付着物の多くは従属栄養細菌由来の物質であると考えられる。付着細菌は2分裂方式で増殖するので開始時の菌数を1として実験期間中の日平均増殖率を求め、塩素濃度と再生水中のTOC濃度とを説明変数として重回帰分析を行った。その結果（1）式の関係が得られた。

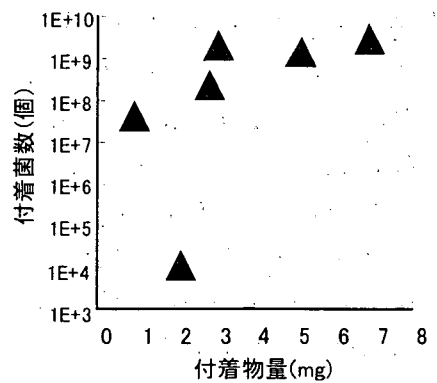


図-14 付着物量と付着菌数

$$\text{LN}(Y) = 9.16 [\text{TOC}(\text{mg/l})] - 2.12 [\text{設定塩素濃度}(\text{mg/l})] - 52.49 \quad (1)$$

日平均増殖率の対数 (LN(Y)) の決定係数は0.91で、塩素が増殖を阻害し有機物が増殖を促すことが示されている。増殖の抑制または促進に寄与する程度は有機物濃度の方が塩素より4倍以上大きいことが示されており、付着菌の増殖制御に関して TOC の削減も重要であると考えられる。

再生水質の変化については以下のような結果であった。

(1) 浮遊従属栄養細菌：再生水中に含まれる浮遊従属栄養細菌は設定塩素濃度の増加と共に増殖が抑制され、3mg/l以上の設定塩素濃度では流下中に減少した（図-15）。3.2.1に述べたように、現地調査結果でも残留塩素濃度が低下する区間で従属栄養細菌とほぼ同義の一般細菌が増加しており、細菌類の増殖を

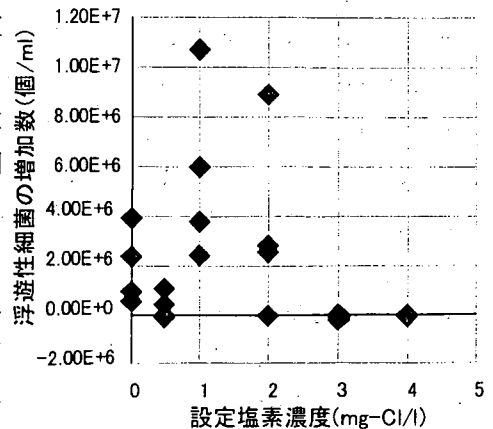


図-15 浮遊細菌数と塩素濃度

塩素で抑制するにはかなり高い塩素濃度を保持する必要があると考えられる。

(2) 残留塩素の減少：図-16及び図-17に示す通り、残留塩素の消費率は再生水の TOC 濃度と付着細菌量の各々と相関がある。この二つを説明変数とした時の重回帰式は次の(2)式の通りであった。

$$\text{LN}((\text{Co} - \text{C})/\text{Co}) = 0.097 * \text{TOC}(\text{mg/l}) + 0.002 \text{LN}(\text{付着細菌数}) - 0.72 \text{----- (2)}$$

ここに、Co：塩素の初期濃度 (mg/l)、C：流出水の塩素濃度 (mg/l) である。

塩素消費率の決定係数は0.486で、TOC の影響が付着細菌数の5倍大きく、残留塩素保持に関しても再生水中の有機物濃度が重要な要因であると考えられる。なお、この式を用いて計算した塩素消費率推定値と実測に基づく消費率との関係は、図-18に示す通りである。

(3) 色度の減少：図-19に示す様に、塩素濃度2mg/l の場合を除き、塩素濃度の増加に従って色度が減少する傾向が認められた (図-19)。色度の原因物質には有機物の他、鉄・マンガン等の無機イオンも含まれる。有機物指標である TOC は、模擬再生水管として用いたチューブからの溶出が原因と推定される濃度増加があり、

色度減少との関係は認められなかった。福岡市の再生水質向上実験では、色度減少とマンガン濃度低下との関係が報告されているが<sup>2)</sup>、本実験では、図-20に示す通り、色度とマンガン濃度との間に相関性は認められなかった。

(4) 硝化と脱窒：再生水として用いた処理水は生物学的窒素リン除去法の処理水であるため、アンモニア性窒素はほとんど残存せず、ケルダール性窒素も1mg/l 未満の低濃度であった。そのため、分析精度上の問題が残るが、ケルダール性窒素は塩素無添加時以外では概ね減少傾向を示した。硝酸性窒素も全般にわずかに減少した。アルカリ度は設定塩素濃度保持のための次亜塩素酸ナトリウム注入によって増加し、原水中のアルカリ度との比較で減少は認められなかった。したがって、上記の各窒素形態の減少が生物学的な硝化・脱窒反応によって生じたものであるか、特定できなかった。

#### 4. 2. 2 模擬再生水管路による機器汚損に関する実験結果

各設定塩素濃度における流出端の便器ロータンク内の残留塩素濃度は表-10に示した通りである。

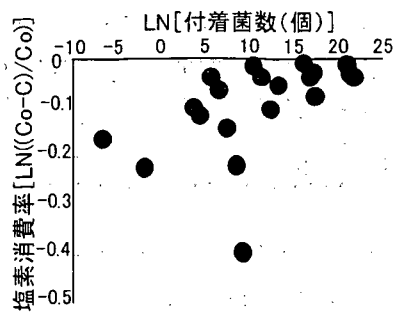


図-16 塩素消費と付着菌数

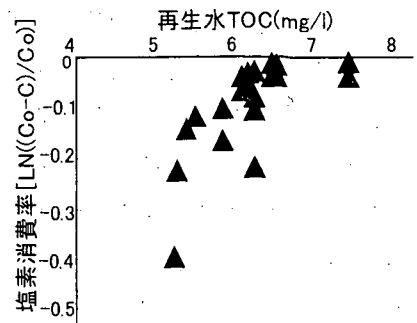


図-17 塩素消費と TOC 濃度

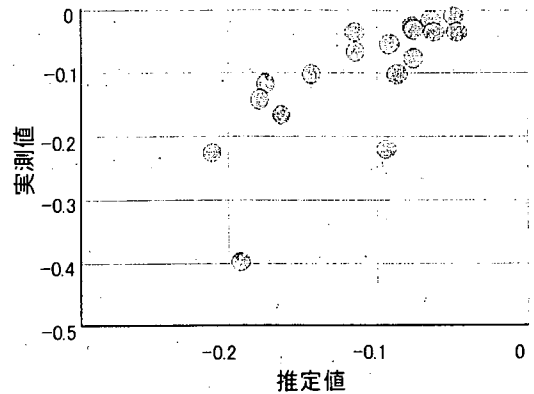


図-18 塩素消費率推定値と実測値

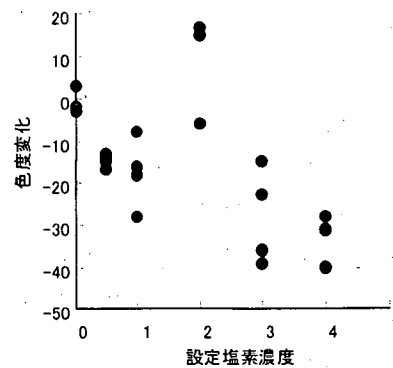


図-19 色度変化と塩素濃度

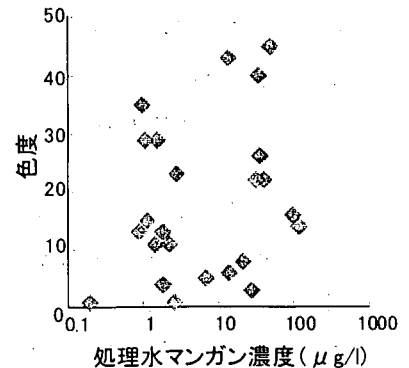


図-20 Mn と色度の関係

実験は低水温期に行われ塩素消費は低レベルであった。そのため、残留塩素は常時保持されている状態であり、再生水利用の現地で認められたような厚いスライムの生成には至らなかった。

表-10 模擬再生水管路ロータンク内残留塩素濃度

期間	設定値	平均値	標準偏差	範囲
12/8~1/16	3	1.51	0.37	1.27-2.16
1/16~3/5	1	0.42	0.11	0.35-0.61

しかし、3mg/l の設定濃度では、ロータンク内のスチロール樹脂性内張の表面や便器水封部付近に赤褐色の着色が生じた。これは、再生水中の酸化鉄の付着によるものと考えられる。また、1mg/l の設定濃度時には5週間後もスライム付着や着色が生じなかった。ロータンク入り口に設けられたストレーナへの錆の堆積が原因のロータンク流入水勢の減弱現象が現れたが、ストレーナの清掃によって水勢は回復した。今回の実験結果から、塩素濃度が高いと鉄酸化物の付着による着色が生じる可能性があり、生物スライムによる汚損発生防止が可能な範囲で末端の残留塩素濃度は低い方が望ましいと考えられる。

## 5. 下水処理水再利用システム及び建物内中水利用に関する実態調査

### 5.1 調査方法

下水道資源利用調査の一環として全国の下水処理場における場外再利用の状況についてアンケート調査が行われている。当研究室では、アンケート調査結果を用い、再利用の用途別実施状況等について再集計を行った。また、都市基盤整備公団と共同して、東京都内にある建物の中水利用施設について利用状況や建設及び維持管理費用に関するアンケート調査を行い、中水利用の実態を把握した。代表的な中水利用施設については現地聞き取り方式により施設の設置状況等を調査した。

### 5.2 調査結果

#### 5.2.1 下水処理水再利用の実施状況

下水処理水を下水処理場以外のところで利用していると回答した下水処理場は平成10年度末時点で全国に169処理場あり、平成9年度末より5カ所増加した。また、下水処理場外で利用された再生水の量は年間1億5794万m<sup>3</sup>で、前年より796万m<sup>3</sup>増加し、下水処理水の1.22%が下水処理場外で再利用されたことになる。利用量の増加は、主として、修景用水等の環境用水としての利用と積雪寒冷地域における流融雪用水としての利用が増加したことによるものであった。平成10年末現在の用途別水量割合を図-21に示した。

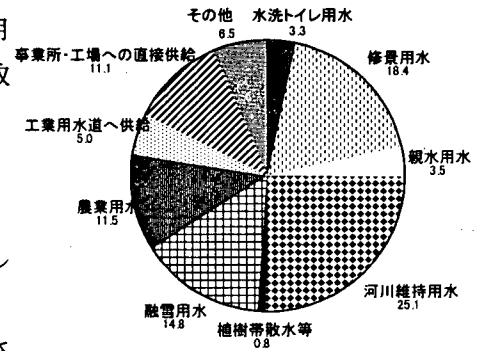


図-21 用途別再利用水量割合

再生処理水の水質についても調査し、代表的な再生水の用途毎に大腸菌群数の分布状況を図-22に示した。これらは施設

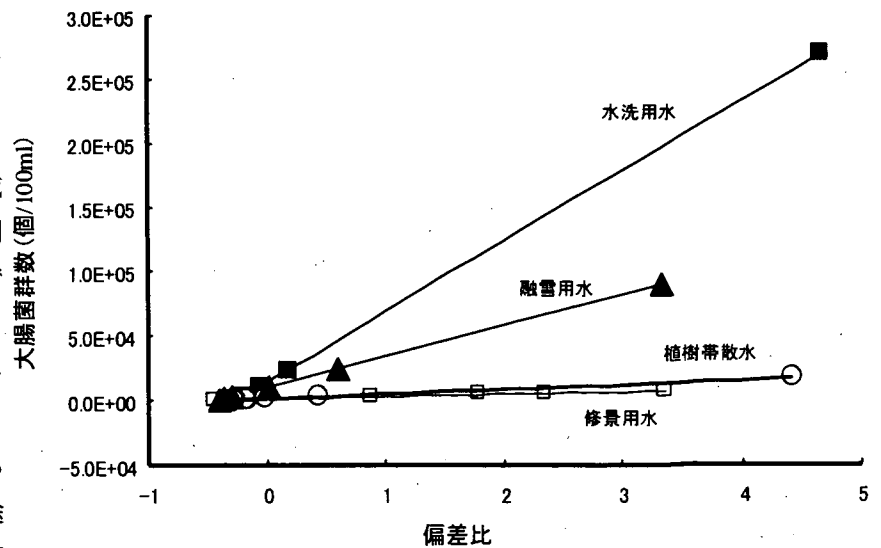


図-22 再生水中の大腸菌群数の分布状況

毎の年間平均値の分布を示したものであるが、同じ用途であっても施設間で水質にかなりの違いがあることが示されている。大腸菌群数の水洗用水利用では基準（案）の10個/ml（図では1.0E+03個/100mlに相当）は明らかに標準偏差の範囲内（+1S内）に入っており、基準（案）に満たない水質で利用されている施設が幾つか存在することがわかった。

### 5. 2. 2 中水利用施設の調査結果

東京都区部で中水利用を届出している310のビル等にアンケートを配布し、127カ所から有効回答を得た。アンケート結果によれば中水の水源は、自己ビル内の排水、隣接ビル等を含む地域内の排水、雨水、及び広域循環の再生水であった。このような中水の水源によって施設を分類したところ、図-23に示す通りの分布であった。雨水のみを水源とする施設が全体の1/3を占め、2/3は何らかの形で排水を循環利用するものであった。中水利用施設を有するビルの水利用全体に占める中水使用量の割合は平均36.6%（標準偏差21.6）で、図-24に示すような分布であった。中

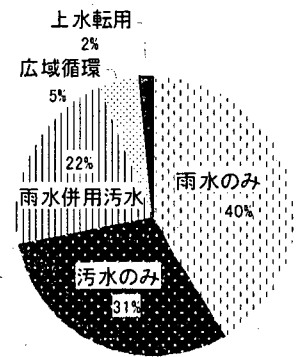


図-23 中水の水源

水利用施設を有しながら中水使用割合が0%のビルが5カ所ある一方で、中水使用量が水利用全体の100%を占めるビルが1カ所ある等、数値の信憑性が疑われる回答もあった。中水利用ビルの多くでは、中水不足時の補助として上水が補給される仕組みになっており、中水利用量には補給された上水も含まれている。中水利用量に占める補給水の割合は、平均28.5%（標準偏差26.4）で、図-25に示す通りの分布であった。水源の違いによって補給水割合が異なる傾向があり、広域循環で下水処理場から再生水が送られているところでは補給率は0%であった。次に水源が汚水だけのタイプが低い補給率で平均18.9%（標準偏差19.7）、汚水と雨水を併用しているタイプは補給率平均24.3%（標準偏差19.4）で、汚水だけのタイプと類似の分布であったのに対し、雨水だけ利用するタイプの補給率は平均44.9%（標準偏差31.3）と補給水の割合が高く、水源水量が不安定であることを示している。また、中水の水源として専ら上水を使用する、実質的に循環利用しているとは云えないものが少なくとも2カ所存在した。

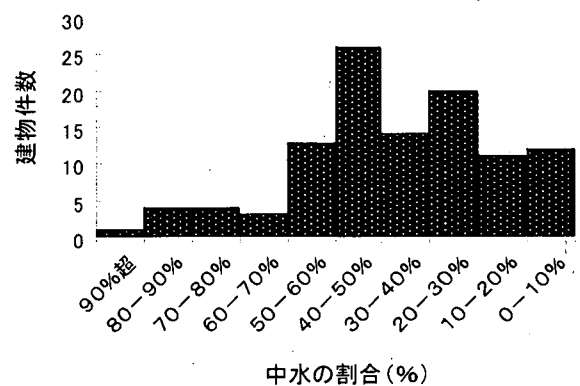


図-24 水利用に占める中水の割合

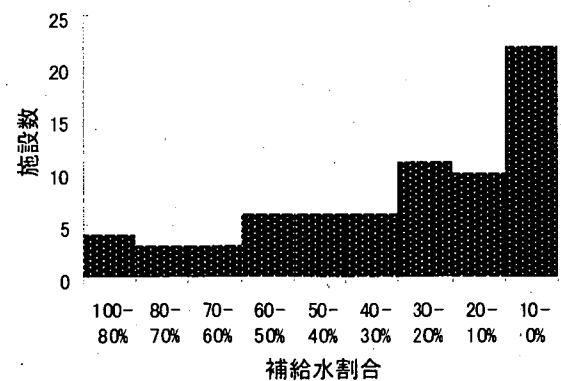


図-25 中水利用量に占める補給水の割合

中水の主用途は水洗用水であるが、一部は散水用、冷却用、防火用などにも用いられている。これらの用途に必要な水質を満たすため、水源水質に応じた様々な再生処理が施されている。採用頻度で見ると、最も多いのはろ過処理、次いで生物処理であり、他に、膜、凝集沈殿、活性炭などの処理が行われている。消毒は塩素注入が不可欠であるが、脱色脱臭を兼ねたオゾン処理も行われている。これらのユニットプロセスが単一で処理が完結している例は雨水を水源とする場合を除くと少なく、幾つかのプロセスの組み合わせで処理されている場合がほとんどである。

このような個別循環利用システムの建設及び維持管理にかかる費用についても質問を行った。有効回答



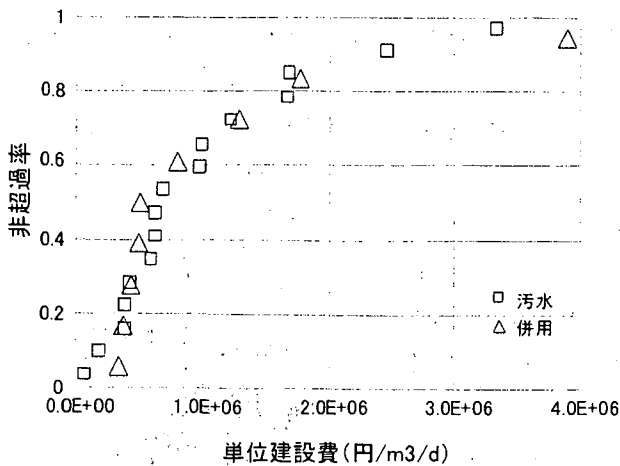


図-2.6 中水利用施設単位建設費の分布

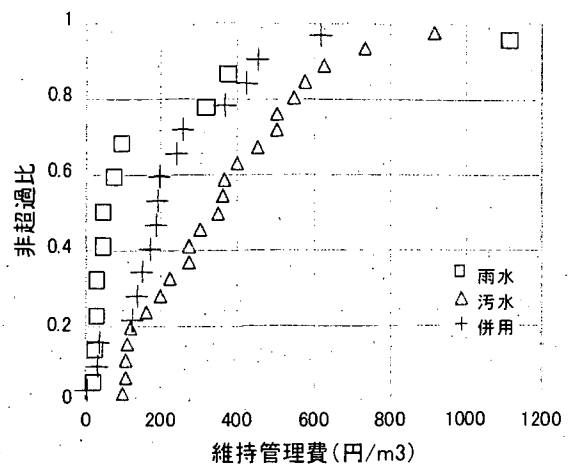


図-2.7 中水利用施設単位維持管理費の分布

数は維持管理費52件、建設費26件であった。建設費は再生処理及び送水のための設備工事費であり、利用先への雑用水配管設備費は含まない。

調査結果から建設費と維持管理費の分布を図-2.6と図-2.7に示した。建設費は施設の処理能力1m<sup>3</sup>/d当たりの建設費として、維持管理費は平成9～11年の各年の利用水量1m<sup>3</sup>当たりの維持管理費の平均値として示している。これらの図は中水の水源タイプ毎の分布を示しているが、建設費には雨水を水源とする施設のデータが少なかったため、汚水を水源とするタイプと雨水と汚水を併用するタイプだけが示されている。しかし、両者の間に分布上の差は見られなかった。図-2.7によれば、維持管理費は雨水を水源とするタイプが相対的に低く、汚水水源タイプが相対的に高い。雨水を水源とする場合は簡単な処理ですむ場合が多く、維持管理にかかる経費が少なく済むことを示すものである。

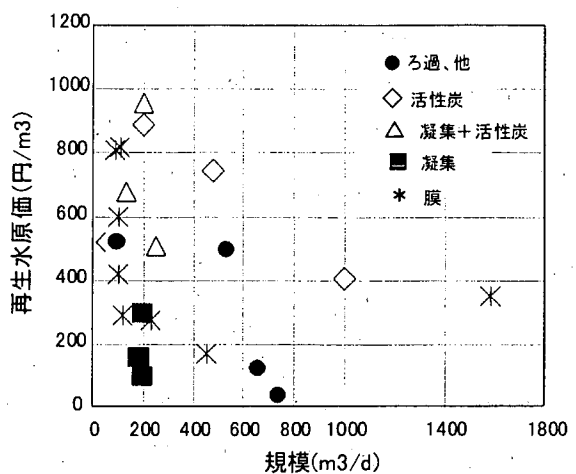


図-2.8 中水施設の再生水原価と施設規模

図-2.8は建設費の償却期間を15年、残存価値0とし、15年間設備能力100%で毎日再生水を作ったとした場合の再生水1m<sup>3</sup>当たりの設備償却費と、図-2.7に示した維持管理費を加えて算出した推定再生水原価の分布を、施設規模及び処理方式との関係で示したものである。図-2.8によれば、再生水原価は概ね施設規模が大きくなるほど低下し、活性炭処理を行う場合はその他の処理の場合より割高になる(膜処理で原価が800円を上回っているのは活性炭処理を併用している施設)という傾向を示している。

建設費にはスケールメリットが働き、同種の施設であれば規模が大きいくほど単位処理能力当たりの費用は低下すると考えられる。調査結果について検討したところ、図-2.9に示すように膜処理施設では相関が認められたが、ろ過や凝集沈殿処理方式では明確な相関関係は認められなかった。

建設費は処理施設と再生水供給のためのポンプ等施設及びその他の付帯設備が含まれており、それらの構成比は図-3.0に示すように、水源や処理方式によって異なっている。即ち、汚水を水源とする場合は雨水と併用する場合より処理施設建設に要する費用の割合が大きい傾向にあり、処理方式別では膜処

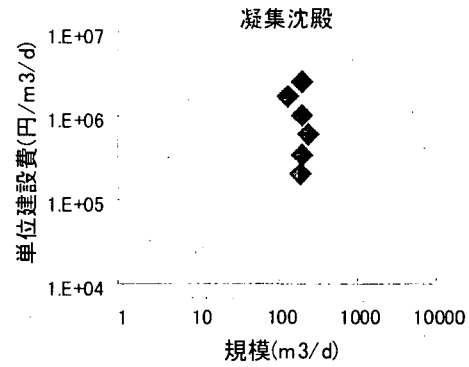
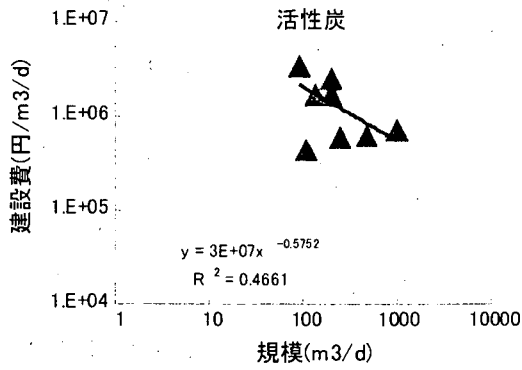
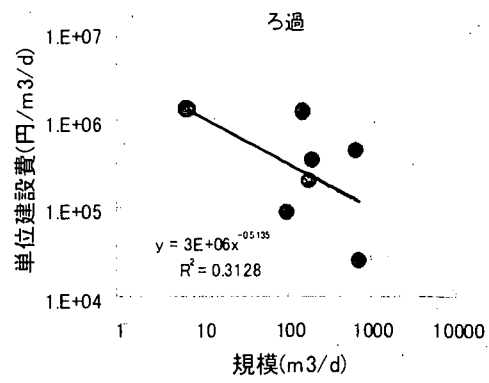
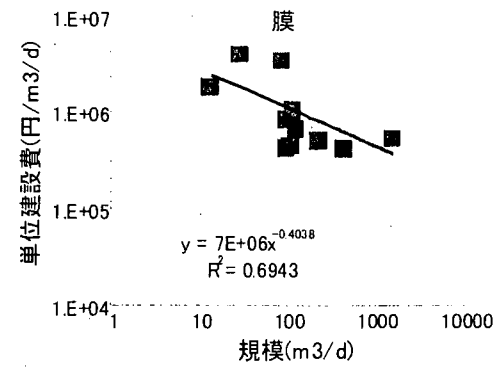
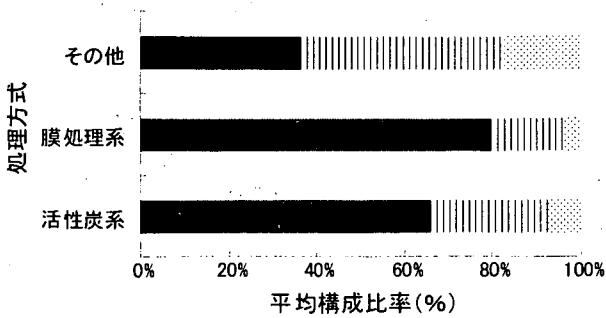
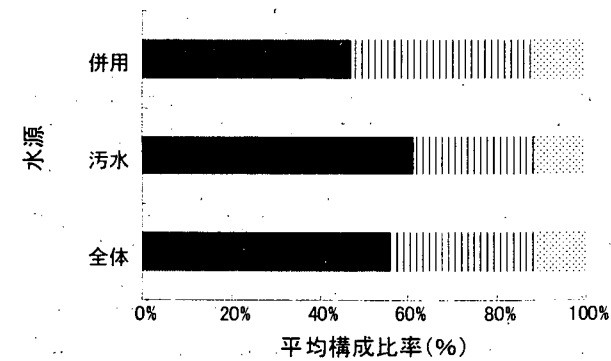


図-29 中水利用施設の建設費と規模の関係(処理方式別)

表-11 処理施設建設費と規模の関係

処理方式	回帰式	相関係数
ろ過	$Y=10^6x^{-0.6259}$	0.706
活性炭	$Y=3 \times 10^7x^{-0.711}$	0.698
膜	$Y=4 \times 10^6x^{-0.3469}$	0.910

Y: 処理施設建設費(円/m<sup>3</sup>/d) x: 施設規模(m<sup>3</sup>/d)



■ 処理施設 □ 供給施設 □ その他

図-30 処理施設建設費の構成

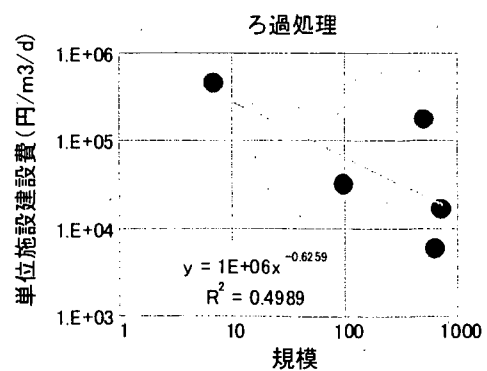


図-31 ろ過処理施設単位建設費と規模の関係

理方式や活性炭を用いる方式の方がその他の処理方式の場合よりも処理施設建設に要する費用の割合が大きい傾向にあった。建設費のうち処理施設建設費を抽出して施設規模との関係を調べたところ、処理施設建設費の割合が膜処理方式などより相対的に低いろ過処理方式では、建設費全体で見た場合より相関性が高くなった(図-31)。ろ過方式、活性炭処理

方式、及び膜方式の、処理施設規模と単位建設費の回帰分析結果を表-11に示した。

維持管理費用に関する回答数は建設費に関する回答数の2倍あった。このアンケート調査は、ビルの管理部門を対象にして行われたため、維持管理費に関する回答が得やすかったものと考えられる。これに対して建設費の回答率が低かったのは、循環利用施設建設費を建物全体の建設費の中から分離抽出することが困難であることを示していると考えられる。維持管理費は、施設の利用率（施設の能力に対して実際に供給した再生水の割合）、施設の規模、施設の種類によって変化すると考えられる。実際の施設は発注者の要請等により多様な処理フローになっている場合が多いが、ここでは大まかに、活性炭を使用する処理プロセス、膜を使用する物理的処理プロセス、

膜と生物処理を組み合わせる物理的処理プロセス、凝集処理を行うプロセス及びろ過を主体とするプロセスの5種類に分類し、施設規模と利用率の各々の対数を説明変数として、維持管理費の対数への回帰を分析した。その結果を用いて、規模と利用率から推定される維持管理費の対数と、実際の維持管理費の対数との関係を図-32に示し、推定に用いた回帰式と重相関係数を表-12に示した。雨水だけを水源とする施設から汚水だけを水源とする施設までデータの幅が広いろ過系プロセスでは推定値と実際の値との乖離が大きく、全体を一つの関係式で表すのは困難と考えられる。膜と生物処理の組み合わせプロセスでもやや乖離が大きい傾向が見られた。他の3プロセスでは推定値と実際の値は近い値になっている。ろ過系プロセスは雨水利用施設で多く用いられているので、雨水のみを水源とする中水利用施設だけで回帰分析を行った結果、

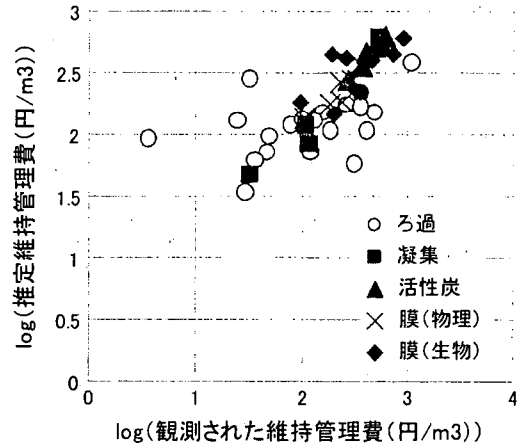


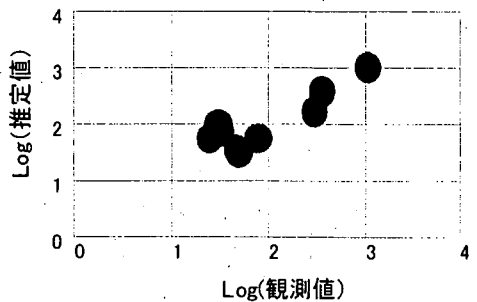
図-32 維持管理費の推定値と観測値

表-12 維持管理費に関する重回帰分析結果

処理プロセス	重回帰式	重回帰係数
ろ過	$Y = -0.2x_1 + 0.19x_2 + 2.18$	0.42
凝集	$Y = -7.67x_1 + 0.55x_2 + 18.6$	0.97
活性炭	$Y = -0.2x_1 - 0.5x_2 + 3.95$	0.98
膜(物理処理)	$Y = -0.56x_1 - 0.6x_2 + 4.53$	0.90
膜(生物処理)	$Y = -0.25x_1 - 0.91x_2 + 4.68$	0.69

Y:log(維持管理費(円/m3)), x<sub>1</sub>:log(規模(m3/d)), x<sub>2</sub>:log(利用率(%))

図-33に示すように、規模と利用率によって維持管理費を比較的良く説明することができた。水質が良好な雨水を水源とする場合は簡易なる過処理で利用可能な水質を得ることができるが、小規模であったり利用率が低かったりすると維持管理費はかなり高くなる。また、雨水利用の場合、下水道使用料金徴収の対象になると考えられるので、広域循環利用の場合と同様に、再生水原価は上水料金より低くないと経済性は評価できないことになる。



推定式:  $Y = -1.17x_1 - 0.93x_2 + 4.85$   
重回帰係数 R=0.87

図-33 雨水処理施設維持管理費の推定値と観測値

アンケート調査結果を分析した結果は以上の通りである。これらを要約すると次の様になる。

(1) ビル内で発生する汚水や雨水を水源とする個別または地区循環利用施設では、再生水の需要をまかなうことができない場合があり、その場合の補給水として上水を使用している。中水使用量に対する補給水使用量の割合は、水源が不安定な雨水だけを利用する施設で最も高く（平均44.9%）、汚水だけを利用する施設では相対的に最も低い（平均18.9%）傾向にある。

(2) 中水（再生水）は平均でビル内水需要量のおよそ3分の1を賄っている。

(3) 中水のコストは再生処理方式、施設の規模及び施設の利用率によって異なり、小規模で利用率が低い施設は循環利用をしない場合よりもコスト面で不利になっている場合がある。

## 6. 再利用の費用対効果とリスクに関する資料調査

下水処理水再利用システムの実施に伴う健康上の危険性の指摘や実際の利用で生じた問題等について、下水道関係の雑誌、一般新聞等から情報を収集した。収集対象は表-13に示す通りである。収集期間は過去10～25年間とした。得られた資料のうち関連が深い主要な資料内容を要約すると以下のようである。

下水道事業全体について、酒井<sup>3)</sup>はリスクの例を表-14の様に表示している。このうち、下水処理水の再利用の実施に直接関連するものとしては、健康被害（処理水の摂取・悪臭）、財産損失（汚損や漏水被害）及び環境影響（景観悪化、魚への影響等）が該当すると考えられる。再利用に関する微生物学的な安全性について、金子<sup>4)</sup>はウイルス感染による発病率を $10^{-3}$ 程度にするためには、人と接触の機会が少ないと考えられる修景用水利用等の場合 $1 \sim 10$  PFU/L以下、人との接触機会が多い用途（レジャー用等）の場合 $3 \times 10^{-2}$  PFU/L以下にする必要があるとしている。高木<sup>5)</sup>は処理下水を農業利用する場合の問題点として処理水中に含まれる様々な病原体による人・家畜及び植物への被害と土壌影響、水と食物を介する健康被害鎖形成の可能性、消費者のイメージ低下等、を指摘し安易な利用は避けるべきだとしている。

Robert<sup>6)</sup>は、再生水を飲用水として利用するための健康影響評価手法として、①毒性

学、化学及び微生物学の各方面からの危険性評価と②危険性評価に基づく安全性確保のための浄化法とモニタリング手法の確立が不可欠であるとし、動物実験等によって検討を行うべきだとした。下水の農業利用については諸外国で多くの実施例があり、下水灌漑に伴う大腸菌やウイルスの地下水への移

表-13 情報収集対象資料と対象期間

資料の名称	発行間隔	備考
下水道協会誌	毎月	1985-2000
月刊下水道	"	"
環境技術	"	1986-2000
用水と廃水	"	1981-2000
工業用水	"	1975-2000
水処理技術	"	1981-2000
水環境学会誌（旧：水質汚濁研究）	"	1992-2000
資源環境対策（旧：公害と対策）	"	1981-2000
水道協会雑誌	"	1982-2000
水道公論	"	1985-2000
造水技術	3ヶ月	1981-2000
土木学会誌	毎月	1982-2000
土木学会論文集		1984-2000
水	毎月	1981-2000
空気調和・衛生工学	3ヶ月	1981-2000
下水道研究発表会講演集	1年	第18回～37回
朝日新聞	毎日	1981-2000
日本経済新聞	"	1975-2000
東京新聞	"	1993-2000
千葉日報	"	1993-2000
神戸新聞	"	1996-2000
西日本新聞	"	1989-2000
日本下水道新聞	毎週	1990-1999
JWEF	毎月	1981-2000
JAWWA	"	"
Reuse of Sewage Effluent	"	"
The Science of the Total Environment	"	"
Water Engineering and Management	"	"
Water Environment Research	"	"
Water Research	"	"
Water Science and Technology	"	"

表-14 下水道に伴うリスクの例

エンドポイント	ハザードの例	リスクの表現
人の健康被害	工事中の事故	工事に伴う死傷者数
	運転管理中の事故	運転管理に伴う死傷者数
	マンホール蓋の飛散	マンホールへの落下者数
	下水もしくは処理水の摂取	下水起因の消化器系疾病の発生数
	悪臭・騒音・振動	下水道関連の苦情件数
人の財産損失	浸水	浸水面積・被害額
環境への影響	ゴミ等による景観悪化	苦情件数
	魚に影響のある水の放流	魚浮上事故件数
	温室効果ガスの排出	
法令違反	悪水の流入	基準不適合放流水の頻度

行等が確認されている<sup>7)</sup>。消毒された下水処理水を緩速灌漑することによって地下水に移行する細菌・ウイルスを削減できるとする報告<sup>8)</sup>等がなされている。下水処理水再利用に伴う施設障害の報告は福岡市関連のもののみであった。

## 7. まとめと今後の検討課題

下水処理水による地下水涵養は海外で主として実施されている再利用手法である。今年度実施した実験結果では一様な帯水層内に注入された再生水が周辺の地下水とは異なる流動をし、注入に比べ排出には長い時間を要する可能性のあることが判明した。地下利用にあたっては注入された再生水の挙動について事前に十分な検討を行う必要があると考えられる。

中水道方式による下水処理水再利用では、上水より質の劣る水を上水と同様に配水して利用する。そのため、供給から利用に至る各段階で上水の場合とは異なる様々な障害が発生する可能性がある。管渠の腐食・閉塞はその様な現象の一つであり、再生水の特徴である高い電導度に残留塩素の影響が加わって発生したものと考えられる。本年度の調査では管渠防食継ぎ手部分に比較的多くの腐食が見出され、原因の検討が必要と考えられた。また、閉塞については酸化鉄の供給源となる無防食の鉄製機材削減や管路内面の樹脂による被覆・平滑化が防止に有効であると推定される。再生水による配管や機器等の内面スライム付着は残留塩素消費の増加にも関係している。その原因と考えられる従属栄養細菌の増殖を抑制するには、全残留塩素で3~4mg/l以上の高濃度の残留塩素保持が必要である。管路防食上は高濃度の残留塩素保持は好ましくないから、増殖の原因となる有機物の削減等、スライム制御手法について今後の検討が必要である。

下水道を介して行われる広域循環方式に対し、トイレなど雑用水としての再利用は個別あるいは地区循環方式で行われる方が実際の利用水量が多い。東京都内で実際に行われている個別ビル等の再利用について実態調査を行った結果、再生水として供給される水はビル全体の水使用量のおよそ3分の1を占める重要な水源であることがわかった。しかし、その一部が上水によって補給される場合があり、平均では再利用水の4分の1程度が上水でまかなわれている。個別・地区循環利用のコストは規模によって左右され、小規模施設では上下水道料金を上回る場合もあること等がわかった。広域循環利用では補給水の必要は無く、水資源有効利用の観点から、より望ましい形態であると考えられる。今後は経済性、水質、リスク等の点から両者の適用法を検討する必要があると考えられる。

## 参考文献

- 1) 鈴木、小越、有働 "下水処理水再利用システムの評価に関する調査" 平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集、pp165-170、土木研究所資料3755号、2000/10
- 2) 有働、小越、鈴木、三塩 "下水処理水再生施設への凝集沈殿工程導入による鉄・マンガン除去性能の向上" 第34回日本水環境学会年回講演集 pp542、2000/3
- 3) 酒井 "下水道における水質リスク管理" 月刊下水道 Vol. 23 No. 12 2000/9
- 4) 金子 "下水処理水活用の衛生工学的課題—主としてウイルスの側面より—" 下水道協会誌 Vol. 24 No. 279 1987/8
- 5) 高木 "処理下水の農業利用における衛生的問題点の動向(Ⅱ)" 用水と廃水 Vol. 24 No. 3 1982/3
- 6) Robert "Evaluating Potential Health Risks of Consuming Reused Water" Jour. AWWA Vol. 74 No. 12 1982/12
- 7) Campos "Behavior of the fecal pollution indicator in a soil irrigated with treated wastewater under onsurface and subsurface drip irrigation" Water Science & Technology Vol. 42 No. 1&2 2000/1, 2
- 8) Goyal "Viruses in Groundwater beneath Sewage Irrigated Cropland" Water Research Vol. 18 No. 3 1984/3

## 10. 下水道システムのLCAに用いる原単位に関する調査

汚泥研究室 室長 森田弘昭  
主任研究員 川嶋幸徳

### 1. はじめに

下水道は、生活環境の向上、浸水の防除、水環境の保全という機能を果たしている一方、下水を処理する過程において、CO<sub>2</sub>などの温室効果ガスの排出、電力や燃料の消費、さらに施設の建設時における資源やエネルギーの消費など、環境に対し負荷を与える側面も有している。

本調査は、下水道システムの計画・設計にライフサイクルアセスメント（LCA）を導入し、下水道事業者が下水道システムの環境負荷を客観的な手法により算定するとともに、プラス面、マイナス面を含めた下水道事業の効果に関する情報を住民に提供するための支援ツールとすることを目的に、環境負荷原単位の算出手法およびこの原単位を用いた環境負荷計算手法の検討を行うものである。

### 2. 調査の目的

下水道のようなインフラ施設の場合、システムが大規模かつ複雑で、建設に要する期間や供用期間が極めて長く、LCAによる評価は極めて困難である。さらに、下水道システムの場合、流域別下水道整備総合計画のようなマスタープランの段階、全体計画、認可計画、基本設計、詳細設計、供用段階における運転管理計画など、それぞれの計画段階において必要な検討項目、境界条件、入手可能なデータとその精度が異なり、それにとまって環境負荷の計算手法も異なる。このため、下水道システムの計画・設計にLCAを導入するためには、手法を標準化して作業の効率化を図ることが重要である。

本調査は、下水道システムにLCAを導入するための基礎的な検討として、ライフサイクルインベントリ分析（LCI）に用いる原単位の算出手法の検討を行ったものである。なお、原単位の検討は、LCI分析を行うためのモデル（以下、LCIモデルという）と一体のものであるため、本調査では下水道システムにおけるLCIモデルの構築手法についての検討をあわせて行った。

### 3. 調査方法

#### 3.1 調査フロー

図-1に本調査のフローを示す。

本調査は、LCIモデルと原単位の検討から構成される。このうちLCIモデルの検討では、下水道事業における各計画・設計の内容、下水道システムの構成要素、入手可能なデータの検討を行い、これをもとに「積み上げ法」に基づくLCIモデルを作成した。

また、原単位の検討では、既存のデータベースを用いることを基本とし、LCIモデルとの整合性を考慮してデータベースを選定した。ただし、実際のLCI分析では素材からの積み上げを行うのは容易でないため、二次原単位（単位施工量当たり、機器単体当たり等）、三次原単位（管渠整備面積当たり、処理水量当たり等）の算定手法と、これらを用いた二次、三次LCIモデルについての検討も行った。

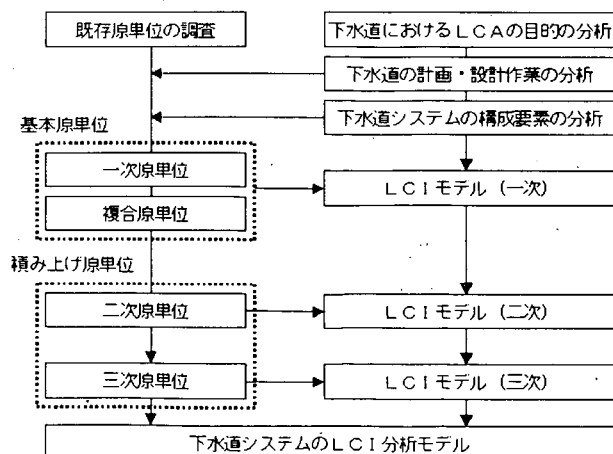


図-1 調査フロー

### 3. 2 目標および範囲の設定

本来、LCAは製品や施設の計画から廃棄・再利用までのライフサイクルを対象とする。しかしながら、下水道システムの場合、施設の運転に係る負荷の割合が多いことが報告されており、ライフサイクル全体を対象とすることは効率的ではない。また、下水道の場合、水質改善に伴う他の分野への波及効果を考慮する必要があるが、その分析は容易ではない。このため、本調査では、当面その利用を下水道システム内部の評価に限定し、対象範囲を表-1のように定義することで算定作業の効率化を図った。また、本調査で対象とするLCAは下水道事業者の政策支援を目的としており、表-2に示す各計画段階のうち「計画設計」段階で実施することを前提に検討を行った。

表-1 本調査における検討範囲の設定

項目	範囲の定義	備考
時間境界	計画-設計-建設-運転管理-廃棄-処分-再利用 (対象範囲)	ただし、処分は廃材の輸送のみ考慮した。また、設備については鋼材等の使用が多いため、再利用を考慮した。
空間境界	下水道システム内部	
評価レベル	下水道事業にともなう他の事業への波及効果は考慮しない。	
対象項目	CO <sub>2</sub> 排出量、エネルギー消費量	
実施段階	計画設計段階	(表-2参照)

表-2 下水道事業における計画段階毎の検討内容の例

事業段階	目的	検討項目	具体例	
計画設計	基本構想 (流総計画を含む)	下水道施設(管渠、ポンプ場、処理場)の配置計画の決定 水処理方式の選定 汚泥処理方式の選定	処理区分散型・広域型の比較 分散型・広域型のスケルリット 集合処理と個別処理	管渠の管径、土盛り、 ポンプ場の有無 標準活性汚泥法、OD法等の比較
	全体計画	処理能力、ユニットロセスの選定	処理方式、系列数、汚泥処理プロセスの検討	処理法によるスケルリットの比較、 ユニットロセス組合せと比較
	認可計画	管材選定、初期対応、増設計画	管材の比較 ポンプ施設等の段階的運転	塩化ビニル管とゴム管の比較 面整備計画に基づく水量の伸びと増設計画
実施設計	基本設計	施工方法の選定、機種選定	計画設計に基づく、施設計画、 建設手法の比較検討	基礎、仮設の比較検討
	詳細設計	詳細仕様の決定	基本設計に基づく、建設施設、 設備の詳細決定	基礎、仮設の工法詳細決定
建設	建設(製造、流通、運搬)に伴う 環境負荷の低減	工法、建設資材、建設機材、工期の検討	工法比較による最適工法の選択	
運転管理	運転管理	使用エネルギー、薬品等の消費低減	運転手法、目標水質、汚泥管理	送風量、汚泥引抜き量、脱水頻度、 処理システムの再検討
	再利用	処理施設系外への負荷の低減	処理水再利用、汚泥資源化再利用	場内利用、建設資材、コンポスト
	処分	汚泥発生による処分地消費の低減 エネルギー消費の低減	汚泥減量化、汚泥処分による処分地の不可逆的消費	減量化施設と処分地消費の影響比較

## 4. 原単位の検討

### 4. 1 調査方法

今回の調査の主な目的は、「計画設計」段階でLCA分析を行うためのシステム構築である。このため、鉄、碎石、コンクリートなどの素材、電力、燃料、薬品等に関する負荷量原単位(以下、「一次原単位」という)については既存のデータベースを用いることとした。ただし、積み上げモデルの最小構成要素との比較を行い、既存のデータベースには存在しない資機材等については新たに原単位(以下、「複合原単位」という)を算定した。「一次原単位」と「複合原単位」をあわせて「基本原単位」と呼ぶ。

さらに、前述したように実際のL C I分析では素材単位からの積み上げを行うのは容易ではないため、単位施工量当たりあるいは機器単体当たりの原単位（二次原単位）、管渠整備面積あたり、処理水量当たりなどの原単位（三次原単位）の算定手法についての検討を行った。ただし、これらの原単位の値は、基本原単位と異なり工事施工条件等によって値が変化するものであり、その算定条件を明示する必要がある。本調査では、これら原単位のうちのいくつかについて感度分析を行い、主なパラメータとその影響について検討を行った。なお、二次原単位以降の原単位を総称して「積み上げ原単位」と呼ぶ。

#### 4. 2 一次原単位データベースの選定

本調査では以下の点を考慮し、表-3に示すような既存データベースを使用することとした。

- 1) 生産段階の負荷だけでなく、流通段階、資本形成を考慮したものであること。
- 2) L C Iモデルの構成要素を出来る限りカバーしたものであること。
- 3) L C Iモデルの構成要素の数量単位に対応したものであること。
- 4) CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量についてまとめられたものであること。

表-3 一次原単位データベースの選定結果

分類		使用した原単位データベース
管渠	土木施設	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
処理場	土木施設	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
	建築施設	建設省総合技術開発プロジェクト「省資源・省エネルギー型国土建設技術の開発」(1996年10月)*1
	建築附帯設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)*2
	機械設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)
	電気設備	日本建築学会「建物のLCA指針(案)」(1999年11月)

\*1) 日本建築学会の分類がやや粗いため、資材等の分類に対応可能な建設省総プロの原単位を用いた。

\*2) 建築施設の実施設設計書から資材の数量、機械の運転等のデータを抽出することが困難であったため、日本建築学会の原単位で購入者価格当たりの数値を用いた。

#### 4. 3 複合原単位

「複合原単位」の代表的な例は、土木資材の二次製品（例えば遠心力鉄筋コンクリート管）である。

このような資材については、メーカーヒヤリングにより原材料の構成データを作成し、これにそれぞれの原材料の一次原単位を乗じて製品の負荷量を算定した。また、管敷設工事における掘削工や管基礎工のような単位作業に係る負荷量も複合原単位に含めた。一方、機械・電気設備の場合、その仕様は多様であり、土木資材の二次製品のように設備の規格により整理することは困難であった。このため、原則として運転を除く工程毎に、後述するような機器重量単位の複合原単位を設定した。なお、計画設計段階で機器重量単位の複合原単位を使用するのは困難なケースが考えられるが、この点については今後の検討課題である。

### 5. L C Iモデルの検討

#### 5. 1 調査方法

L C Iの分析手法は、「産業連関法」と「積み上げ法」に大別されるが、下水道のようなインフラ施設のL C Iの場合、システムを構成する要素の数が膨大で積み上げ法による分析が難しいことから、「産業連関法」により算定される例が多い。しかしながら、下水道システム毎の違いを検討するには「産業連関法」の精度では十分でない。このため、本調査では「積み上げ法」を基本としたL C Iモデルを構築することとした。ただし、積み上げ法では波及効果等の間接影響を算定することが困難であるため、モデルでは産業連関表を用いて算定した原単位を用い、間接影響を考慮した。

また、L C Iモデルの構成は、一～三次原単位に対応した一～三次モデルとすることを前提に検討を行った。ただし、これらのモデルはそれぞれ独立したものではなく、工事設計書の一位代価～内訳書に類似した積み上げ計算の階層と捉えることができる。しかし、二～三次原単位を蓄積することにより、二～三次モデル単独でも使用可能となる。



## 5. 2 下水道システムの構成要素の検討

LCI（一次）モデルは、実施設計における工事費積算のための数量表に基づいて作成することが効率的と考えられる。ただし、計画設計段階では詳細な数量データを入手することは困難であるため、予め標準的な構成モデルを作成しておく必要がある。表-4は今回の調査で参考とした体系で、この体系に基づいてそれぞれの分類毎に3～4段階（レベル）のツリー構造からなる積み上げモデルを構築した。なお、実施設計書レベルの数量データが入手可能な場合は、これを利用することも可能である。

表-4 LCIモデルの体系化で参考とした体系

分類		準拠する体系
管渠	土木施設	下水道工事工種体系*1 レベル1（工種）～4（細別）
処理場	土木施設	下水道工事工種体系*1 レベル1（工種）～4（細別）
	建築施設	建物のLCA指針（案）（日本建築学会）
	建築附帯設備	建物のLCA指針（案）（日本建築学会）
	機械設備	機械設備標準仕様書（下水道事業団）
	電気設備	電気設備標準仕様書（下水道事業団）

\*1) 下水道工事工種体系ツリー図及び細別モジュール表（案）：建設省都市局下水道部、土木研究所

## 5. 3 環境負荷量の算定対象

本調査における環境負荷算定対象を表-5に示す。

本来、LCAでは全ての項目について算定することが望ましいが、管渠施設の使用（維持管理）のように影響の少ないと考えられる項目は対象としなかった。また、廃材の処分先において発生する負荷については十分なデータが無かったことから対象としなかった。さらに、製造、輸送、建設等にかかるマンパワーに関連した負荷量は考慮しなかった。

表-5 環境負荷量算定対象

分類	対象	ライフサイクル段階								
		建設			運転			廃棄		
		素材	加工	輸送	建設	運転	補修	解体	廃棄	再利用
管渠施設	開削・推進	○	—	—	○	—	—	—	—	—
処理場土木施設	標準法・ OD法	○	—	○*1	○	—	—	—	○*2	—
処理場建築施設		○	○	○	○	○	○	○	—	—
処理場機械設備		○	○	○	○	○	○	○	○*3	○*4
処理場電気設備		○	○	○	○	○	○	○	○*3	○*4

\*1) 生コンクリート、鉄筋について算定した。

\*2) コンクリート、鉄筋について処分場までの輸送に係る負荷量を算定した。

\*3) 処分場までの輸送に係る負荷量を算定した。

\*4) SS、SUSの一部が再利用されるとした。

## 5. 4 LCIモデルの作成

環境負荷量を積み上げるためのLCIモデルの基本的考え方は前述したとおりであるが、実際の計算に当たっては何らかの簡素化やモデル化が必要となる。以下、施設・設備の種別毎に、LCIモデルの作成方法について簡単に述べる。

### (1) 管渠施設

管渠施設は建設（素材～建設）のみを対象とした。

管渠施設は、その種別、数量が膨大であるため、工法、管種、管径、土被り、土質、施工条件を設定して標準設計を行い、パラメータの組み合わせ毎に施工延長当たりの二次原単位を作成した。また、実施設計の流量計算表をもとに、処理区全体の管渠を二次原単位の区分毎に分類し、それぞれの施工延長と二次原単位から負荷量を算出することとした。マンホールは「下水道施設計画・設計指針と解説」（日本下水道協会、1991）

の管径別最大間隔を想定した。また、管渠工事の仮設工は土留工のみ考慮し、水替えは考慮していない。なお、建設機械の運転に係る負荷量は燃料消費由来と機械の製造由来に分け、「建設機械等損料算定表」（日本建設機械化協会、平成11年度版）の出力当たり燃料消費率および運転時間当たり損料率を用いて算定した。仮設材の複合原単位は「災害復旧工事の設計要領」（昭和62年度版）に記載された代価表をもとに算定した。

### (2) 処理場土木施設

土木施設の建設（素材～建設）は、下水道工事工種体系に基づいた実施設計書をベースにLCIモデルを作成した。すなわち、実施設計書の一位代価表に相当する単位作業量当たりの複合原単位を作成し、上位レベルの明細書の数量を用いて集計することにより負荷量を算定した。建設機械の運転の考え方は管渠施設と同様である。なお、資材の運搬については、数量の大きな生コンクリート（鉄筋コンクリート）（輸送距離10km）、鉄筋（輸送距離200km）のみ算定した。また、廃棄についても鉄筋コンクリートと鉄筋を対象に輸送に係る負荷量のみを算定した。

### (3) 処理場建築施設

建築施設の建設（素材～建設）は、土木施設と同様に実施設計書の数量表をベースにモデルを作成した。ただし、空調設備等の建築附帯設備（機械・電気）については、一般にユニット単位の積算が行われるため機器等の数量（重量）を把握することが困難である。このため本調査では、実施設計書の金額をベースに購入者価格当たりの負荷量原単位を用いて算定を行った。廃棄についての考え方は土木施設と同様である。なお、本調査では、建築附帯設備の運転に係る負荷量は考慮しなかったが、建築施設そのものを対象にした検討を行う場合、これを考慮する必要があると思われる。

### (4) 処理場機械・電気設備

処理場設備の場合、プラントメーカー毎に仕様が異なり、土木・建築設備工事のような資材、施工に関する体系がない。このため、本調査ではヒヤリング調査等により表-6に示すようなモデル化を行い、機器単位の積み上げを行った。

表-6 処理場機械・電気設備のLCIモデル

LCA段階		機械設備	電気設備
建設	製造	素材、機器を下記のように分類し、機器の種類毎に素材の比率を設定した。 素材…10分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 機器…汎用品(6分類) 製品(除塵機等、処理場毎に製作される機器)	素材、機器を下記のように分類し、機器の種類毎に素材の比率を設定した 材料…10分類(歩留まりを考慮し1.2倍) 機器…盤類(5分類) 自家発電・特高受変電設備
	加工	下記の分類毎に加工に係る原単位を設定した。 汎用品…2分類(加工比率の大小) 製品…2分類( )	一律、素材の15%とした。
据付	運搬	4tトラック、輸送距離 200 km	同左
	据付	据付に用いる重機および架台・配管類を下記により設定した。 重機…トラックレン20~25tを機材10t当たり一台計上 トラックレンの運転時間は8時間/日、稼働率 0.4 架台・配管…製造に係る素材、加工(製品類)に準じた。	重機…機械設備と同様 配線…製造に係る素材、加工に準じた。
使用	運転	電力、燃料および薬品について、下記の要領で算定した。 運転日数…水処理 365日 汚泥処理 360日(汚泥焼却炉300日) 稼働時間…計画運転時間 電力負荷率…回転機械 0.7(それ以外 0.4)	
	補修	下記の分類に従い、製造に係る負荷に対する割合を設定した。 回転機械等…製造の2% ゲート、堰等…製造の1% 架台、配管…計上しない	一律に製造に対して1%とした。
廃棄	解体	解体作業に係る負荷および廃材の運搬に係る負荷を算定した。 解体作業…据付の25% 廃材運搬…4tトラック、輸送距離 100 km×1.5(復路含む)	同左
	再利用	SS(普通鋼材)とSUSのみ下記の再利用率を設定した。 SS…10%、 SUS…20%	同左

## 5. 5 LCI分析の条件

### (1) 評価対象段階

一般に、下水処理施設の整備は、面整備の進捗にしたがって順次行われる。したがって、下水道システムの真の環境負荷量を算定するには、このような整備プロセスを考慮する必要がある。しかしながら、本調査は下水道システムの内部評価を目的としていることから、施設全体の整備が完了した時点の評価対象段階とする。なお、下水道施設の整備経過に沿って評価する手法は、今後の検討課題とする。

### (2) 流入下水量

本調査では、施設の運転に係る負荷量は原則として日平均下水量をもとに機器の運転時間等を設定した。

### (3) 耐用年数

下水道システムは、耐用年数の異なる多数の施設・設備で構成され、されに段階的な施設整備、補修・更新が行われる。このため、本調査では個々の施設・設備毎に耐用年数を設定し、これを用いて年当たりに換算した負荷量を集計することとした。なお、耐用年数は「下水道施設改築・修繕マニュアル(案)」(日本下水道協会, 1991)をもとに設定した。

## 6. ケーススタディー

### 6. 1 調査方法

ケーススタディーの対象とした処理場(処理区)の概要を表-7に示す。

今回の調査対象は、OD法3処理場、標準法3処理場で、H処理場は焼却炉(流動炉)の調査を行った。なお、管渠施設のケーススタディーは、M、S、F処理区(F処理区は幹線のみ)において実施した。

表-7 ケーススタディー対象処理区(処理場)の概要

処理区(処理場)名	M処理区	S処理区	T処理区
計画処理面積 (ha)	200	337	1,892
施設能力(m <sup>3</sup> /日)	1,350 (4,050)	1,850 (7,400)	9,925 (35,000)
水処理方式	流入-沈砂池-OD-終沈-消毒-放流	流入-(沈砂池)-OD-終沈-消毒-簡易ろ過-放流	流入-沈砂池-OD-終沈-消毒-放流
汚泥処理方式	常圧浮上-ベルトプレス	重力濃縮-遠心脱水	重力濃縮-ベルトプレス
計画流入水質	BOD180mg/L, SS160mg/L	BOD180mg/L, SS180mg/L	BOD170mg/L, SS168mg/L
計画放流水質	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 20mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L
備考	分流式 スクリーン式	分流式 縦軸式	分流式 横軸式

A処理区	F処理区	I処理区	H処理区
901	1,650	2,537.7	7,390
2,563 (20,500)	4,700 (37,100)	33,450 (66,900)	90,000(370,000)
流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-スクリーン-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流	流入-沈砂池-A T-終沈-塩素混和池-放流
造粒濃縮-(消化)-ベルトプレス-(焼却)	濃縮-(消化)-遠心脱水	生汚泥-重力濃縮 余剰汚泥-遠心濃縮 -嫌気性消化-ベルトプレス	生汚泥-重力濃縮 余剰汚泥-遠心濃縮 -遠心脱水-焼却
BOD200mg/L, SS200mg/L	BOD190mg/L, SS180mg/L	BOD210mg/L, SS228mg/L	BOD190mg/L, SS195mg/L
BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 20mg/L, SS 30mg/L	BOD 25mg/L, SS 60mg/L
分流式	分流式	分流式	分流式 流動炉(能力100t <sub>キ</sub> /日)

※計画処理面積は全体計画である。

※施設能力は現有処理能力(日最大)(土木施設規模ではない)。なお、()内は全体計画処理能力である。

※水処理方式、汚泥処理方式の()内は将来計画。

## 6. 2 負荷量算定結果

実処理区（処理場）のケーススタディーによる負荷量算定結果の表-8～表-11に示す。

なお、土木・建築施設の場合、設備に先行して整備されるため一般に施設の処理能力に整合せず、施設によっては当初から全体規模で建設される場合もある。このため、土木・建築施設（管渠を含む）は、現有施設の調査結果をもとに全体規模に相当する負荷量を算定した。一方、機械・電気設備については現有処理能力に相当する計算結果である。

表-8 土木・建築施設（建設時）の算定結果（CO<sub>2</sub>排出量/全体） (×10<sup>3</sup>kg-CO<sub>2</sub>)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
管渠施設	建設	6,811	12,604	(70,761)	(33,697)	(71,445)	(94,910)
処理場（土木）	建設	1,533	3,799	9,634	8,910	14,166	15,862
処理場（建築）	建設	4,783	2,605	(8,691)	10,178	9,323	(20,266)
計		13,127	19,008	(89,086)	(52,785)	(94,934)	(131,038)

※表中の（ ）書きは、他の処理区のデータを利用して計算を行った結果である。（以下、同様）

表-9 機械・電気設備の算定結果（CO<sub>2</sub>排出量/現有処理能力） (×10<sup>3</sup>kg-CO<sub>2</sub>/年)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
処理場 （機械電気）	建設	44.2	43.0	178.8	64.3	76.1	279.7
	運転	115.0	156.4	746.4	607.1	627.8	2,262.0
	廃棄	-0.9	-0.7	-2.2	-1.5	-1.4	-6.5
計		158.3	198.7	923.0	669.9	702.5	2,535.2

表-10 土木・建築施設（建設時）の算定結果（エネルギー消費量/全体） (×10<sup>3</sup>MJ)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
管渠施設	建設	102,919	188,855	(1,060,277)	(504,920)	(1,066,395)	(1,422,127)
処理場（土木）	建設	14,952	35,516	94,884	77,765	142,333	150,150
処理場（建築）	建設	15,476	9,295	(30,266)	35,692	30,790	(68,850)
計		133,347	233,666	1,185,427	618,377	1,239,518	1,641,127

表-11 機械・電気設備の算定結果（エネルギー消費量/現有処理能力） (×10<sup>3</sup>MJ/年)

区分	段階	M	S	T	A	F	I
処理場 （機械電気）	建設	754.8	635.9	2,628.5	983.2	1,109.7	4,143.0
	運転	2,431.4	3,351.0	15,626.3	12,059.0	13,294.3	48,537.7
	廃棄	-16.4	-7.8	-31.0	-27.6	-28.7	-121.7
計		3,169.8	3,979.1	18,223.8	13,014.6	14,375.3	52,559.0

図-2に上表の計算結果をもとに計算した施設処理能力当たりのCO<sub>2</sub>排出量およびエネルギー消費量原単位を、耐用年数を考慮して年間の負荷量に換算して示す。また、図-3にOD法の施設（M、S）を例に運転に係る負荷量の内訳を、電力由来と電力由来以外に分けて示す。

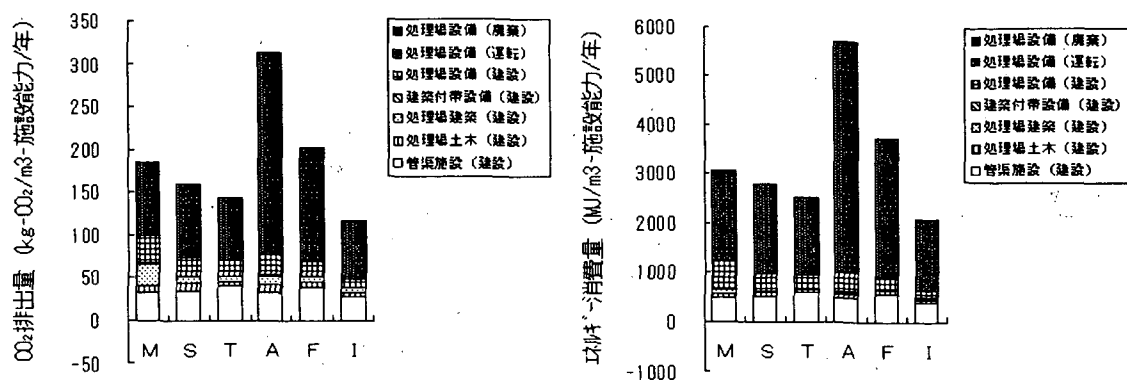


図-2 処理能力当たりの負荷量原単位

図-2をみると、いずれのケースにおいても処理場における機械電気設備の運転が最も大きな割合を占め、次いで管渠が大きな割合を占めている。また、施設規模の違いをみると、施設規模が大きくなるにしたがい機械電気設備の運転の原単位が小さくなる傾向がみられる。

なお、図-2では、標準法の処理場の設備運転由来負荷がOD法のそれより大きくなっているが、積み上げ計算を行った際の条件が標準法とOD法で異なるため、このデータをもって両者を比較することはできない。

CO<sub>2</sub>発生量とエネルギー消費量の違いについては、それぞれの段階において大きな割合を占める項目（コンクリート、電力等）の違いが反映され、個々の段階毎にみると両者の比率は異なるが、全体的な傾向はほぼ同様である。

また、図-3をみると、運転由来の負荷の大部分が電力の使用に伴うものであることがわかる。なお、S処理場では脱水設備の比率が大きくなっているが、これは遠心脱水機、脱臭ファンを使用しているため、積み上げ法ではこのような設備の違いを結果に反映させることが可能である。

### 6.3 管渠施設（建設）

図-4に、標準設計を用いて算定した開削工法単位延長当たり負荷量を示す。また、図-5に各工種毎の負荷量の内訳を土被り2mと3mの場合を例に示す。

これをみると、小径管の場合、土被り2mまでは管種、土被りに関わらず延長当たりの負荷量があまり変化していない。これは、小径管では掘削幅が使用する重機に依存し、かつ図-5に示すように土被りが小さい範囲では舗装復旧工の占める割合が大きいことによると考えられる。また、土被りが3mを超えると逆に負荷量が増えているが、これは土留工が建て込み式簡易土留から軽量鋼矢板に変わるとしたことによる。

一般に、下水管渠の大部分は比較的土被りの小さな小径管である。今回の検討結果から、このような小径管の延長当たり負荷量は管種や土被りによって余り変化しないと推定されることから、管渠の建設由来負荷量は、単位面積当たりの管渠延長から概算することが可能ではないかと考えられる。

なお、今回はケーススタディーの数が少ないため試算できなかったが、人口密度や集落の分散状態がどのような影響を及ぼすかという点についても検討する必要がある。さらに、近年、管渠施設の補修や更新が問題になっており、これらの問題を含めて検討する手法を構築することも課題である。

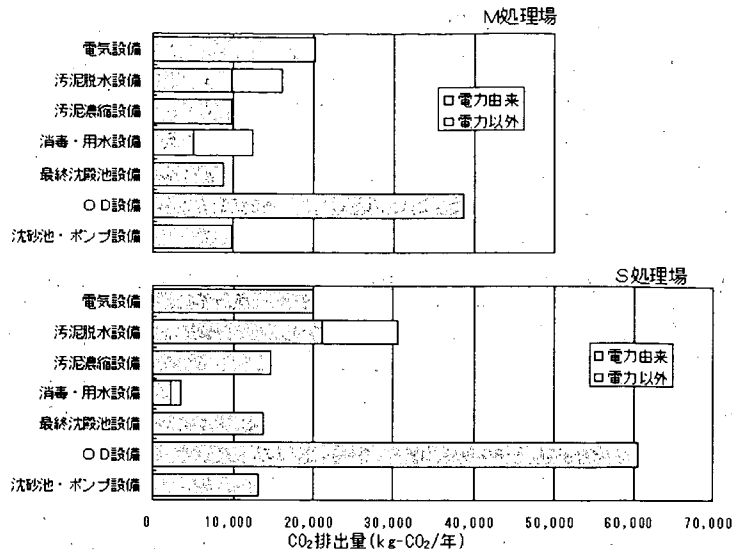


図-3 運転由来の負荷量の内訳（OD法）

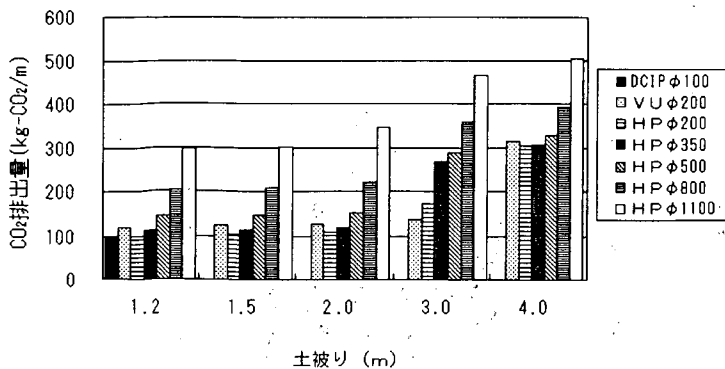


図-4 管渠の単位延長当たり負荷量

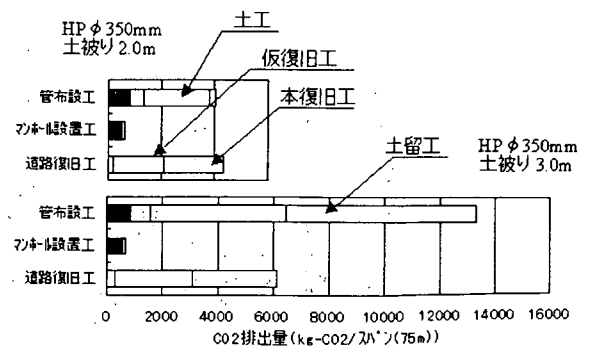


図-5 管渠施設負荷量の工種別内訳

## 6.4 土木施設（建設）

図-6に処理場土木施設の建設時における負荷量算定結果を処理能力当たり換算して示す。

これをみると、土木施設建設時の負荷の大部分は鉄筋コンクリート工および鉄筋工由来のものであることがわかる。また、鉄筋コンクリート工および鉄筋工の負荷量が全体に占める割合は、処理方式、施設規模に関わりなく約80～85%である。この点に関してはさらにケーススタディーを行ってみる必要があるが、仮にこの割合がほぼ一定の値をとるなら、鉄筋コンクリートおよび鉄筋の数量を把握することにより土木施設建設時の負荷量を比較的容易に算定することができるものと考えられる。

## 6.5 建築施設（建設）

建築施設の建設に係る負荷量の算定は、実施設計書に基づいて行った。このため、内装等の明細が多岐に渡っており、この項目に対応した「建設省総合技術開発プロジェクト 省資源・省エネルギー型国土開発技術の開発（第2編建築分野）」（建設省、1996）の原単位を用いた。ただし、負荷量の割合が大きいと予想される鉄筋コンクリート工と鉄筋工については、他のケースと同じ日本建築学会の原単位を用いた。

算定結果を建築附帯設備（機械・電気）の算定

結果と合計して床面積当りに換算し、施設の種別毎にまとめたものを図-7に示す。これをみると、建築施設床面積当たりの負荷量は施設の種別毎にほぼ近い値の範囲に入っているおり、図-2の負荷量内訳では建築施設の割合は比較的小さいことから、この床面積あたり負荷量を使うことにより簡易な負荷量算定を行った場合でも全体への影響は小さいのではないかと推測される。

なお、今回は建築附帯設備の使用に伴って発生する負荷については算定しなかったが、事務所ビル等では建設時負荷より大きな負荷を排出するといわれており、今後検討する必要がある。

## 6.6 電力使用量

図-2および図-3に示したように、処理場設備の運転時、とりわけ電力使用に伴う負荷量は極めて大きい。このため、電力使用量の算定には十分な精度が求められる。今回の調査では、実施設計の数量表を用い、個々の機器の定格容量、負荷率および運転時間（日平均下水量に相当）から電力使用量を計算し、積み上げを行った。（以下、「モデル計算」という）この方法は、それぞれのユニットプロセス毎の寄与率等について詳細な検討が可能であるが、その作業は繁雑で、パラメータの設定によっては実際の電力使用量との間に誤差を生じる可能性がある。一方、既往の研究では他の施設の処理水量当たり電力使用量原単位を使用している例があるが、電力使用量は、流入水質や流入負荷率（流入水量/施設能力）の影響を受けることが考えられるため、この方法では施設の類似性に留意する必要がある。

図-8は、今回調査したOD法の施設について、実測値から求めた処理水量当たり電力量原単位とモデル計算の結果を、流入下水量と流入負荷率をパラメータとして比較したものである。なお、実測値は「下水道統計」（平成11年度版）を用い、OD法施設のうち濃縮、脱水を行っており、かつ0.3<流入負荷率の条件を満たすものを抽出し、「電力使用量計」から「その他電力」を除いたものから処理水量当たり電力量原単位を計算したものである。これをみると、モデル計算の結果はやや小さめではあるが実測値に近い値を示していることがわかる。

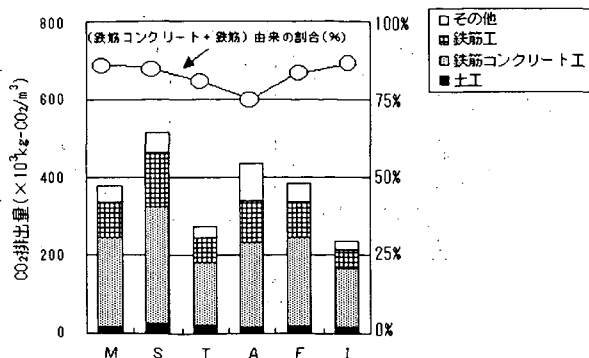


図-6 処理場土木施設（建設）の負荷量

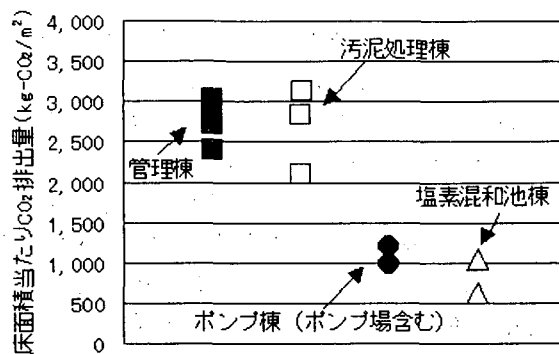


図-7 建築施設床面積当たり負荷量の算定結果

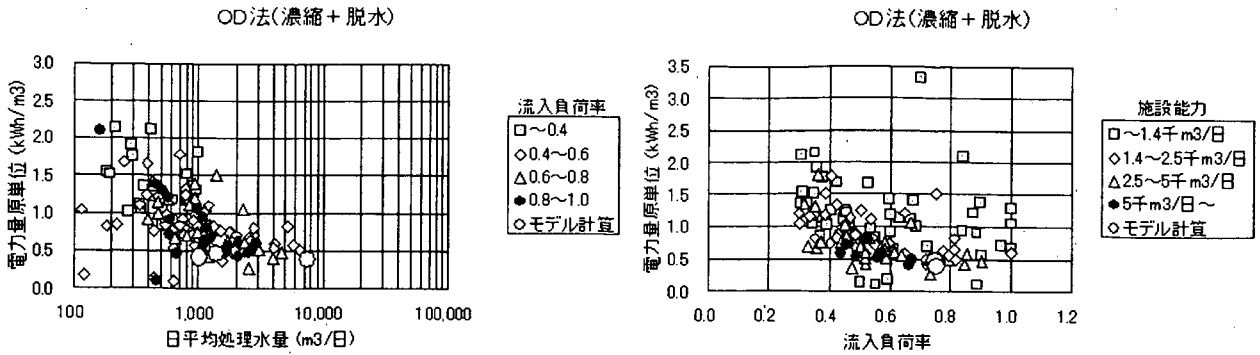


図-8 水量当たり電力量原単位の比較 (実測値・モデル計算)

## 7. まとめ

本調査では、下水道システムにLCAを導入するため、CO<sub>2</sub>排出量およびエネルギー消費量を対象に二次、三次原単位の検討を含めた負荷算定手法の検討を行った。調査では、積み上げ法に基づくLCIモデルの作成し、実際の処理区(処理場)を対象としたケーススタディーを行って、管渠および処理場の建設、運転、廃棄によって発生する負荷を総括的に算定し、次のような知見を得た。

- 1) 下水道システム全体のCO<sub>2</sub>排出量およびエネルギー消費量の割合は機械・電気設備の運転由来が最も大きく、運転由来の負荷の大部分は電力の使用に伴うものである。
- 2) 管渠施設建設時の負荷量は、負荷全体に占める割合では設備の運転由来に次いで大きかった。なお、面整備に由来する負荷量は、単位面積当たりの管渠延長を想定することにより概算できることが示唆された。
- 3) 処理場土木施設の建設時に係る負荷量の約80%は、鉄筋コンクリート工および鉄筋工に由来するものであった。また、この割合は、今回調査対象とした施設の範囲では施設規模によらずほぼ一定していた。
- 4) 建築施設(附帯設備を含む)の建設に係る床面積当たり負荷量は、施設の種類毎にグループ分けすることが可能であると考えられ、算定を簡素化できる可能性が示唆された。
- 5) 大きな割合を占める電力由来の負荷算定方法について実測データとの比較を行い、本調査で行ったモデル計算の結果は比較的ばらつきが少なく、ほぼ妥当な結果であると推定された。しかしながら、電力使用量の計算結果は評価全体の結果に大きな影響を及ぼすことから、さらに検討することが必要である。

また、今後の課題としては以下のような事項が考えられる。

- 1) ケーススタディーをさらに積み重ね、パラメータやモデルの精度向上を図る。
- 2) ケーススタディーの結果を踏まえ、計算方法をさらに簡素化する手法を検討する。
- 3) 流入水質や汚濁負荷除去量をパラメータとしたモデルの検討を行う。
- 4) CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量以外の影響項目、標準法、OD法以外の処理方式について検討を行う。

なお、本調査の一部は、建設省土木研究所、日本下水道事業団、(社)日本下水道施設業協会、(社)全国上下水道コンサルタント協会の共同研究(「下水道システムのLCAに用いる原単位算出手法に関する研究」)によるものである。関係者に深く謝意を表す。

## 11. 下水汚泥中内分泌かく乱物質の消長に関する調査

汚泥研究室 室長 森田 弘昭  
主任研究員 落 修一  
主任研究員 南山 瑞彦

### 1. はじめに

近年、人や野生生物の内分泌作用をかく乱し、生殖機能阻害等を引き起こす可能性があるとして疑われている物質等（以下、内分泌かく乱物質）による環境汚染が各国で報告されている。これらの物質は、社会活動や日常生活にともない環境中に放出されているとされており、我が国においても環境中に広範囲にわたって存在していることが明らかとなってきた。下水道は社会活動や個々の生活を反映すると考えられることからこれらの物質とも無縁ではなく、その監視方法や制御方法の確立が必要となると考えられる。

建設省（現、国土交通省）が平成10年度に行った「水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査」<sup>1)</sup>の結果によると、内分泌かく乱物質が下水処理場へ流入し、それらの濃度が低下した後、放流されている様子が伺われた。この結果は、内分泌かく乱物質が下水道の水処理系において分解除去されている、または汚泥系へ移行している可能性を示唆している。したがって、下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには汚泥処理プロセスを構成する個々の処理工程での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることが必要である。そのため、本調査では、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。

### 2. 過年度の調査結果と12年度の調査

#### 2.1 下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討

多量の有機物を含む泥状試料を対象とした内分泌かく乱物質の分析方法は確立されておらず、汚泥中の内分泌かく乱物質含有量の把握のため、抽出効率が高く、安定した分析結果を得ることができる分析手法の開発が必要である。

11年度は既存の方法<sup>2) 3)</sup>に基づき汚泥試料を対象とした内分泌かく乱化学物質の分析を行った。その結果、試料中水分の低減と合わせて、分析工程からクリーンアップのための固相抽出を省くことが有効であった。この結果を踏まえ、12年度は汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出に関する検討を行った。ここでは、ノニルフェノール（NP）、ノニルフェノールエトキシレート（NPEO）に関する検討により得られた知見について報告する。

#### 2.2 汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

下水処理場における内分泌かく乱物質の監視方法や制御方法を確立するためには汚泥処理プロセスを構成する個々の処理工程での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることが必要である。

11年度は実下水を用い、嫌気性消化工程における内分泌かく乱物質の増減を調査する実験を行った結果、NP、NPEO、17βエストラジオール（E2）及びEs-act<sup>4)</sup>は投入・引抜きの液量ベースで、投入汚泥中よりも消化汚泥中の含有量が多い結果が得られたことから、その現象説明に取り組む必要がある。この結果を踏まえ、12年度は嫌気性消化工程、およびコンポスト化工程における内分泌かく乱物質の消長に関する実験に着手した。



## 2. 3 汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査

下水汚泥の有効利用が進められていく中で、下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の消長を明らかにすることが重要であり、そのためには施用先の状況を再現した実験施設による長期間の調査が必要である。

1 1年度はコンポストと乾燥汚泥からの溶出実験を行い、内分泌かく乱化学物質は酸性となるほど溶出しづらい傾向を示し、降雨による土壌からの溶脱は幾分抑制されている可能性が示唆された。また、下水汚泥コンポストの緑地利用や農地利用を想定し、下水汚泥コンポスト中に含まれる可能性のある内分泌かく乱物質の土壌中での消長を把握するためライシメータを用いた実験に着手した。1 2年度は、ライシメータ実験を継続するとともに、コンポスト施用土壌における植物栽培時の内分泌かく乱物質の消長に関する実験に着手した。ここでは、ライシメータ実験開始後約6ヶ月時点までに得られた浸出水に関する知見について報告する。

## 3. ノニルフェノール等の分析手法に関する検討

### 3. 1 検討方法

汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出については十分な検討が進んでいるとはいえない状況にあり、より高い回収率で安定した結果が得られる抽出手法、抽出条件の開発が必要である。1 2年度は、米国環境保護庁 (U. S. E. P. A) の試験方法で検討されている Pressurized Fluid Extraction (以下、P. F. E)<sup>5)</sup> を下水汚泥製品からのNP、NPEOの抽出に応用することを試みた。P. F. Eとは、土壌、汚泥等から難水溶性の化学物質を抽出する方法であり、ソックスレー抽出と同等の回収率を少量の溶媒で高速に達成するため、高温 (100~180℃)、高圧 (10. 3~13. 8MPa (1500~2000psi)) の条件下で抽出を行うものである<sup>5)</sup>。

本検討では、1 0年度の建設省の実態調査<sup>1)</sup> において高頻度でその存在が確認されたNPとNPEOを分析対象物質とした。NP及びNPEOの分析は、既存の分析マニュアル<sup>2) 6)</sup> を参考としつつ主に小森らの方法<sup>3)</sup> に基づいて行った。検出には高速液体クロマトグラフ (蛍光検出器) を用いた。なお、NPEOはエトキシレート基が1~4のもの (n≤4) と5以上のもの (n≥5) に分けて測定した。また、抽出液の分析は固相抽出操作を除いて行った。本検討で用いた供試汚泥は余剰活性汚泥を1mm篩を通過させた後風乾し0. 84mm以下に粉碎したものをを用いた。

### 3. 2 結果

#### 1) 抽出溶媒の検討

抽出溶媒の違いが回収量におよぼす影響について検討した。使用した溶媒はメタノール、アセトン、ヘキサン、アセトニトリル、アセトン:ジクロロメタン (1:1)、酢酸エチルである。抽出のための静置は10分静置後抽出溶媒を入れ替え再び10分静置するという設定とした (10分×2と表記)。また、圧力は13. 8MPa、

表-1 余剰活性汚泥からのNP、NPEO回収量におよぼす抽出溶媒の影響

使用溶媒		メタノール	アセトン	nヘキサン	アセトニトリル	アセトン:ジクロロメタン (1:1)	酢酸エチル
NP	平均回収量 [μg/g-dry]	20. 2	17. 0	13. 3	13. 0	17. 5	12. 1
	変動係数 [%]	2. 3	5. 3	4. 0	7. 0	4. 2	8. 8
NPEO (n≤4)	平均回収量 [μg/g-dry]	43. 6	31. 5	28. 3	28. 6	34. 4	22. 0
	変動係数 [%]	2. 3	7. 3	3. 3	6. 9	5. 8	8. 1
NPEO (n≥5)	平均回収量 [μg/g-dry]	44. 3	31. 5	16. 7	24. 1	27. 1	28. 7
	変動係数 [%]	3. 2	12. 2	7. 7	6. 4	3. 1	6. 7

温度は 100℃とした。結果を表-1に示す。メタノールを抽出溶媒とした場合のNP、NPEOの回収量が他の抽出溶媒での回収量よりも多かった。また、11年度に実施したメタノールによる振とう抽出での結果と比較すると、NP、NPEOともにPFEで比較的短時間の操作で同等以上の回収量が得られることが明らかとなった。

## 2) 抽出のための静置時間の検討

静置時間の違いが回収量におよぼす影響について検討した。設定した静置時間は、5、30、60分及び5分×2である。抽出溶媒はメタノール、圧力は13.8MPa、温度は100℃とした。結果を表-2に示す。NP、NPEO (n≤4)は静置時間が短い方が回収量が多くなる傾向にあった。

## 4. ライシメータ実験

### 4.1 ライシメータへの仕込み

下水汚泥コンポストの緑地利用や農地利用を想定し、下水汚泥コンポスト中に含まれる可能性のある内分泌かく乱物質の土壤中での消長を把握するためライシメータを用いた実験を行った。本実験で使用したライシメータを写真-1、ライシメータ内部の概略を図-1に示す。幅1m×奥行1m×高さ1mのステンレス製のライシメータ6台を屋外に設置した。実験では、気象を連続観測するとともに、適宜、土壌と浸出水を採取した。なお、本実験は11年10月に開始したもので、12年度末現在で継続中である。

各ライシメータの設定条件を表-3に示す。図-1で“土壌”と記されている部分に、表-3に示した条件で調製した土壌を充填した。下水汚泥コンポストを施用した系、さらにNP及びE2を添加した系を設定した。また、下水汚泥コンポストを施用する条件については土壌採取毎に耕耘する系も設けた。

実験に使用した土壌は茨城県南部で代表的に見られる赤土であり、農薬や肥料にあまりさらされていないものを用いた。土壌は全て5mm以下に篩い分けして用いた。実験に使用した下水汚泥コンポストは高分子系の消化脱水汚泥を原料とし、破碎したモミガラを副資材として発酵したものである。土壌に添加したNPとE2は前述

表-2 静置時間が回収量に及ぼす影響 [μg/g-dry]

静置時間	5分	5分×2	30分	60分
NP	25.6	21.7	19.9	17.7
NPEO (n≤4)	50.2	49.7	48.6	41.5
NPEO (n≥5)	28.2	32.1	31.5	29.9

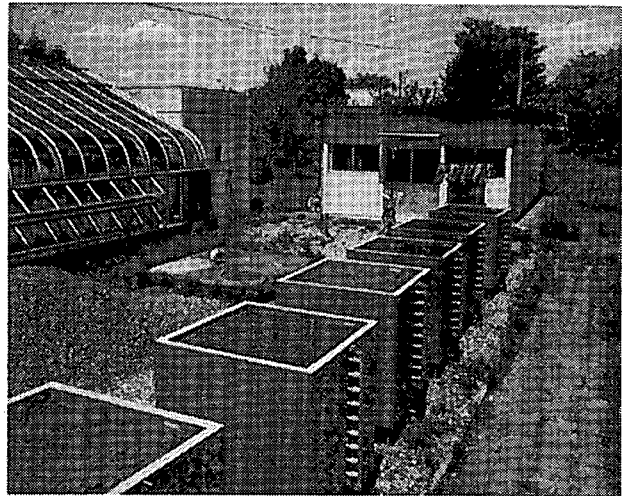


写真-1 ライシメータ実験全景

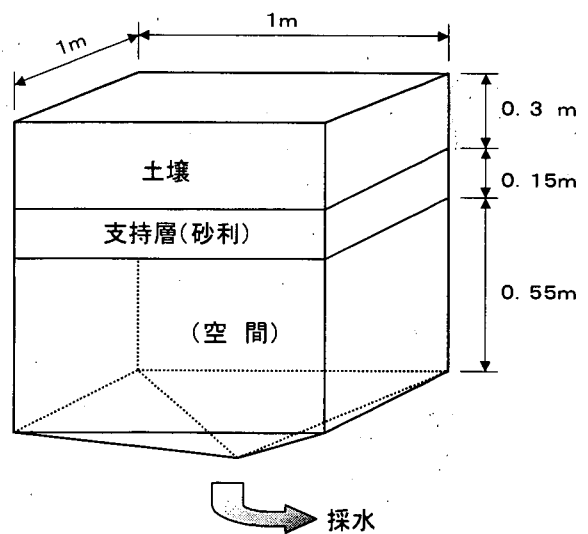


図-1 ライシメータ仕込み方法

表-3 ライシメータ仕込み条件

ケース1	土壌	(対照系)
ケース2	土壌	+薬品 (NP, E2)
ケース3	土壌+コンポスト	
ケース4	土壌+コンポスト	土壌採取毎耕耘
ケース5	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	
ケース6	土壌+コンポスト+薬品 (NP, E2)	土壌採取毎耕耘

の建設省の実態調査<sup>1)</sup>において比較的高頻度でその存在が確認された物質の中から選択した物質である。

#### 4.2 分析方法

ライシメータからの浸出水中のNP及びE2の分析は既存の分析マニュアル<sup>2) 6)</sup>に基づいて行った。NPはGC/MS法、E2についてはELISA法を用いて測定した。ELISA法については、E2と構造が似ている他の物質を合わせて測定している可能性が指摘されており<sup>7)</sup>、試行的にLC/MS/MS法<sup>8)</sup>により本実験に使用したコンポストと同種のコンポストについて含有量を測定したところ、E2は検出されなかった。ここでは便宜上、現在主に用いられているELISA法で得られた値をE2の濃度として扱うこととするが、より詳細な消長の解明には、エストロン(E1)等の関連物質も含めた分析手法の開発とそれ

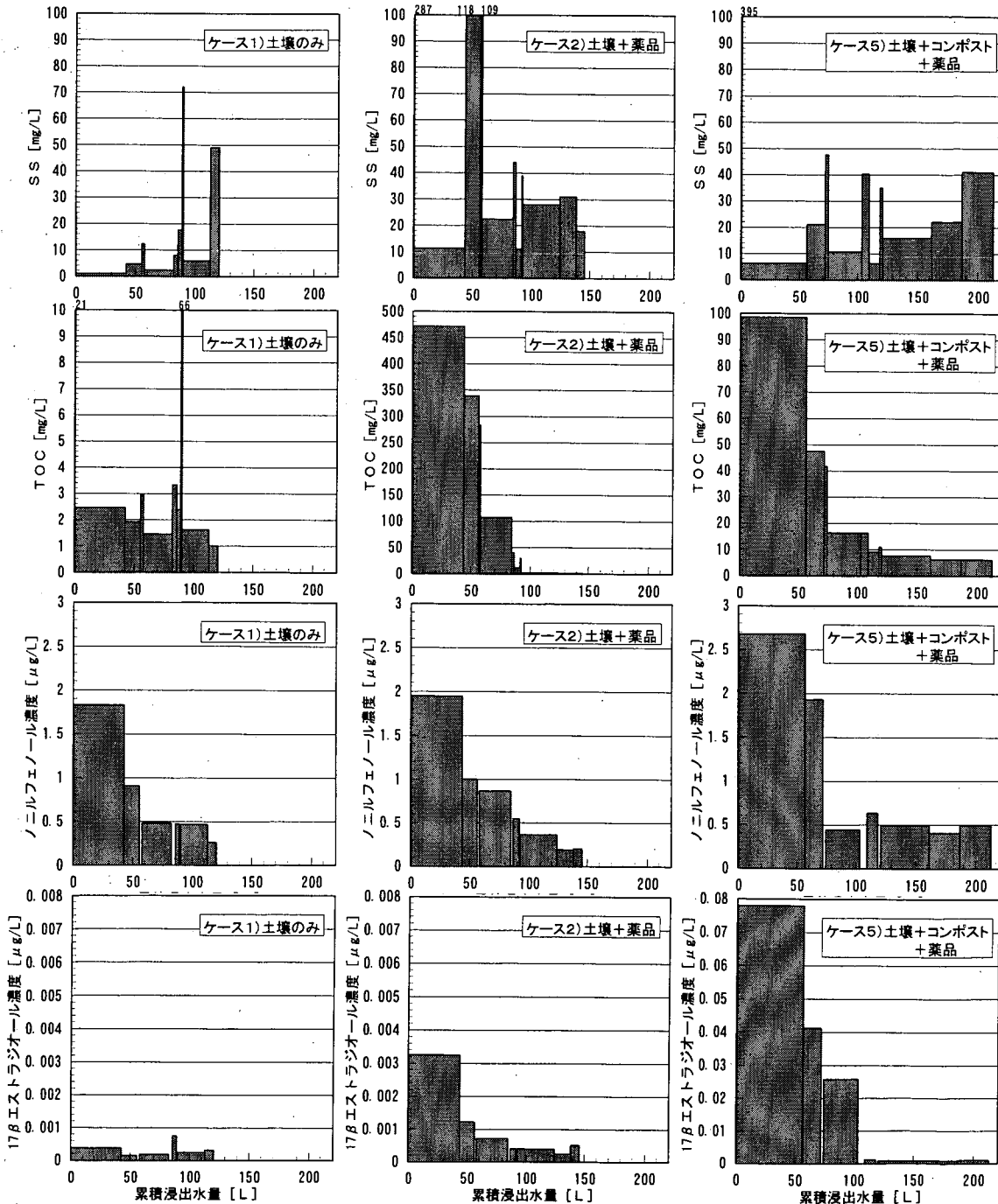


図-2 ライシメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度

に基づく検討が必要である。

### 4. 3 結果と考察

ライシメータからの浸出水中のSS、TOC、NP、E2濃度の推移の例を図-2に示す。横軸は浸出水の累積量である。各ライシメータの土壌の締まり方が異なるため、浸出水量が異なっていた。SSについては、ライシメータへの土壌の仕込み後最初の降雨での浸出水で24~791mg/Lであった。2回目以降の降雨での浸出水では多くの場合で10~50mg/L程度となっていた。TOCについては、最初の降雨での浸出水(0.18~0.47L)よりも、2回目の降雨での浸出水(42~59L)で高い値を示し、その後は濃度が低下する傾向を示した。特に、土壌に薬品(NP、E2)を添加したケース2では、2回目の浸出水のTOCが472mg/Lであった。この値はコンポスト施用系に薬品を添加したケース5、6での98~99mg/Lという値と比較して高かった。土壌のみに薬品を添加したケース2では土壌への添加時に薬品の溶媒として使用したメタノールが比較的早い段階で浸出したのに対し、ケース5、6ではメタノールとコンポストとの相互作用(吸収、吸着、微生物分解)によりケース2とは異なった結果となったものと考えられる。

NP、E2については実験初期に比較的高濃度での浸出が見られたが、累積浸出水量にして100L程度からは比較的低濃度で推移していた。この傾向はTOCの浸出の傾向と類似していた。各ライシメータの初期土壌中NP、E2存在量に占める浸出したNP、E2の累積量を累積浸出率としてまとめ、図-3に示す。横軸は累積浸出水量をB.V.  $\equiv$  (累積浸出水量) / (土壌嵩体積) で無次元化した値である。今回まとめた実験期間ではNPで初期土壌中存在量の0.22~6.7%、E2では0.32~4.7%が浸出水とともにライシメータ外に排出されていた。NP、E2の土壌中残留率の推移を図-4に示す。現時点では土壌含有量の分析は検討すべき課題が多く残されているため分析結果の傾向を単純に評価することは困難であるが、NPについてはB.V.で0.5程度以降は減少傾向にあった。図-3、4の比較から、土壌中のNPの減少は浸出水によ

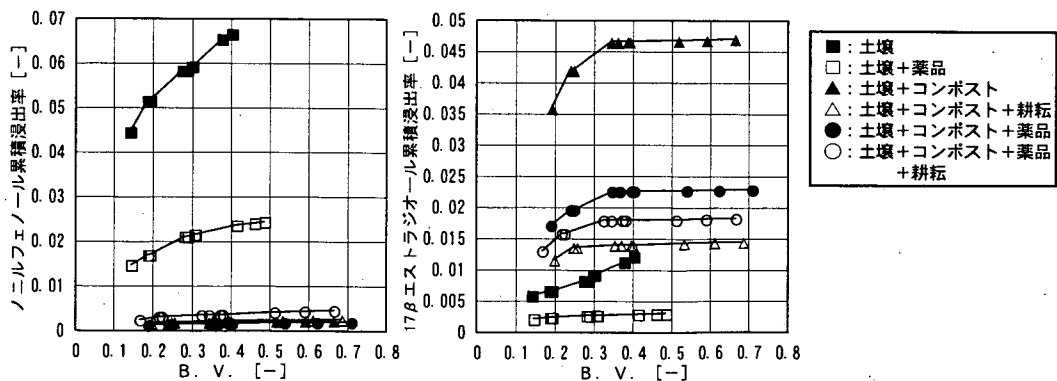


図-3 ライシメータからのNP、E2の累積浸出率

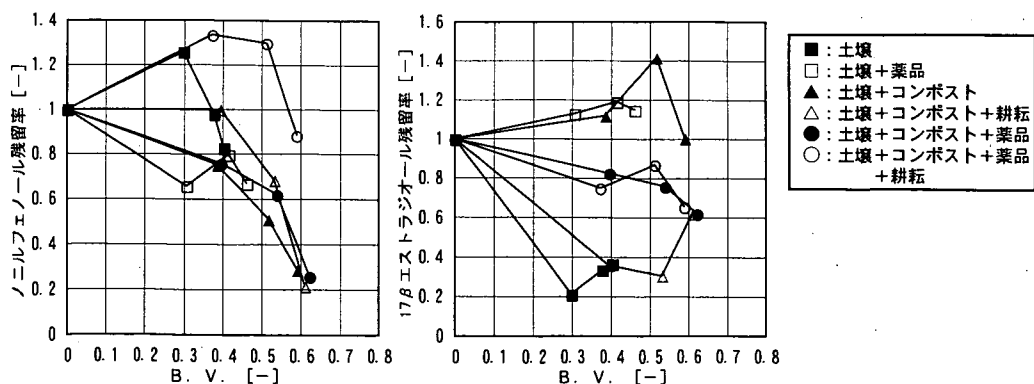


図-4 ライシメータ中の土壌のNP、E2の残留率

る排出以外の機構による減少である可能性が高く、ライシメータ内での物理化学的または生物学的分解による減少であると考えられる。

## 5. まとめ

我が国の下水処理場への内分泌かく乱化学物質の流入が報告されており、それらが水処理系から汚泥処理系へ移行する可能性が指摘されている。本調査は下水汚泥処理系および下水汚泥製品施用先での内分泌かく乱物質の挙動・消長を明らかにすることを目的とし、下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法の検討、汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査、汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査を行った。主な結果を以下にまとめる。

下水汚泥試料中の内分泌かく乱物質の分析手法を開発するため、汚泥からの内分泌かく乱物質の抽出方法の検討を行った。その結果、PFEを用いた比較的良好な抽出条件を見いだした。

下水汚泥処理系における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査として、嫌気性消化、コンポスト化による内分泌かく乱物質の消長を把握するための実験に着手した。

下水汚泥製品の施用先における内分泌かく乱物質の挙動に関する調査としてライシメータを用いたコンポスト施用土壌からの内分泌かく乱物質浸出実験を継続して行い、内分泌かく乱物質の浸出状況を調査した。その結果、約6ヶ月経過時点までの降雨によりNPは6.7%以下、E2は4.7%以下の量が浸出していた。また、NPについてはライシメータ内での浸出以外の減少機構の存在が示唆された。なお、土壌中でのNP、E2の挙動をより明確にするためには、NP、E2に加え、NPEOやE1等の関連物質を含めた、浸出水中濃度、土壌含有量を実測し物質収支を明らかにする必要があるが、現時点では土壌含有量や関連物質濃度の分析手法については検討すべき課題が多く、分析手法の確立が待たれる。

### 【参考文献】

- 1) 建設省河川局, 建設省都市局下水道部: 平成10年度 水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果 (1999)
- 2) 建設省都市局下水道部: 下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル, pp. 48-51, (社)日本下水道協会 (1999)
- 3) 小森, 田中, 竹歳: 第36回下水道研究発表会講演集, pp. 700-702, (社)日本下水道協会 (1999)
- 4) 矢古宇, 高橋, 東谷, 田中: 第36回環境工学研究論文集, pp. 199-208, (社)土木学会 (1999)
- 5) U. S. EPA: Test Methods for Evaluating Solid Waste Physical/Chemical Methods, Method 3545A, U. S. EPA (2000)
- 6) 建設省都市局下水道部: 下水道における内分泌攪乱化学物質調査マニュアル (案), pp. 74-76 (2000)
- 7) 高橋, 小森, 矢古宇, 岡安, 斉藤, 東谷, 田中: 第3回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp. 175-176, (社)日本水環境学会 (2000)
- 8) 小森, 高橋, 田中: 第9回環境化学討論会講演要旨集, pp. 346-347, 日本環境化学会 (2000)

## 12. 下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムに関する調査

汚泥研究室 室長 森田 弘昭  
主任研究員 落 修一

### 1. まえがき

下水汚泥は固形物当り 19kj/g ほどを有するエネルギー資源である。しかし、これまでの汚泥処理は安定的な処分を図ることを前提とした単位プロセスの組み合わせでしかなかったために、汚泥の処理には多くの電力や化石燃料を必要とし、下水汚泥が保有しているエネルギーの3割ほどしか利用されて来なかったのが実情である。また、水処理プロセスにおいても汚泥処理プロセス以上のエネルギーを消費してきた。

下水道の整備人口が5割を越えた現在、これからの下水道事業が使用料収入による管理経営を主体とする事業形態となって行くことを踏まえると、今まで以上に事業運営の効率化が求められる。特に、人件費を除く維持管理費の大部分を占めているエネルギー経費の削減は今後の大きな課題である。下水汚泥が持つ潜在的な保有エネルギーは、下水道施設全体的大幅な省エネルギー、省コストに繋げられる可能性を秘めた唯一の固有資源であり、それを高度に開発・利用するシステム構築が求められる。

### 2. 調査の目的及び方法

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

### 3. 平成12年度の調査結果

平成12年度は、下水処理プロセスのエネルギー効率を把握・評価するモデル構築のための主要設備機器の仕様調査を行いリストを整備するとともに、下水汚泥保有エネルギーの利用・活用の具体化について検討した。また、ここでのエネルギー高度利用に不可欠となる消化ガス貯蔵技術を開発する共同研究を実施した。

#### 3.1 主要設備機器仕様調査

下水汚泥保有エネルギーの高度利用システムを開発するためには下水処理場全体のエネルギー効率を容易に把握・評価できる解析モデルが必要である。本調査は、解析モデルの構築に必要な基礎データを整備するために、下水処理場を構成している主要な設備機器について仕様の最新情報を調べたものである。

調査は、表-1に示した下水処理場の場内ポンプ場、水処理施設、汚泥処理施設の設計・建設に適用されている主要な設備や機器について、性能や能力、規格寸法、重量、定格動力及び

表-1 仕様調査設備・機器リスト

処理プロセス		主要設備	方式数
場内ポンプ場	除塵	機械式スクリーン	7
		スクリーンかす処理	3
	除砂	沈砂掻揚機	4
		沈砂処理	2
	破碎主ポンプ		1
		4	
水処理施設	沈殿池	汚泥掻寄せ機	2
	反応タンク	送風機設備	4
		エアレーション装置	4
		散気装置	3
	消毒ろ過		3
		2	
汚泥処理施設	濃縮	重力濃縮	1
		機械濃縮	2
	嫌気性消化	攪拌機器	2
		加温機器	2
	脱水	調質	1
		脱水	6
乾燥	間接乾燥	1	
	直接乾燥	3	
共通機器	汚泥ポンプ	4	
		脱臭設備	5

主要部材の重量構成比などに関する最新の仕様をメーカーヒヤリングにより収集した。収集データは下水処理のフローに沿ってプロセス毎に整理し、データベースとして「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧 土木研究所資料第 3827 号」にとりまとめた。

### 3.2 システム検討

下水汚泥の保有エネルギーは、汚泥中 VS（強熱減量）当りの発熱量が性状や種類に左右されずほぼ一定であることから含有する VS 量で決定付けられる。そして、その回収効率は汚泥中の VS と水分の含有率に大きく影響される。一方、エネルギーの高度利用を図るには低品位廃熱の効果的な活用が欠かせない。これらを念頭にシステム開発に取り組む必要がある。

#### 3.2.1 開発ポテンシャルの検討

汚泥保有エネルギーの開発・利用の可能性を把握するために開発量について検討した。図-1 は、表-2 の条件に基づき、水処理に循環式硝化脱窒法による高度処理を採用している場合を想定した検討結果の例である。この例は、最初に嫌気性消化により下水汚泥からメタンガスを回収し、そこから脱窒源を確保、残りを発電に当てるものである。消化汚泥は従来の脱水工程を経た後、発電廃熱により更に水分を除去してエネルギー価を高め発電に資す。また、発電廃熱は消化槽の加温にも用いる。これにより得られる発電量は流入下水量当り  $0.23\text{kwh}/\text{m}^3$  と見積もられた。これは、全国の下水処理場全体の平均的な電力使用量  $0.44\text{kwh}/\text{m}^3$  や水処理と汚泥処理の双方に必要としている全国平均の使用量  $0.30\text{kwh}/\text{m}^3$  と比較すると、十分に開発の価値・可能性があることを示している。また、エネルギー効率が表-2 よりも更に低くなったとしても下水処理場の電力自給に大きく貢献できるシステムを構築できる可能性が高い。このことを踏まえ、発電プロセスの開発では当面の目標としてプロセスの発電-熱効率を 20% 以上に置くこととした。

#### 3.2.2 発電プロセスの検討

下水汚泥を燃料とする発電プロセスを検討する場合は、原料の性状が類似している石炭による火力発電プロセスが参考になる。石炭火力発電プロセスは主に燃焼・ボイラ部とタービン・発電部から構成される。燃焼プロセスは下水汚泥焼却炉と同様に流動床式が主流となっており、炉形式は気泡式と循環式及び常圧式と加圧式に分類される。また、タービン部には

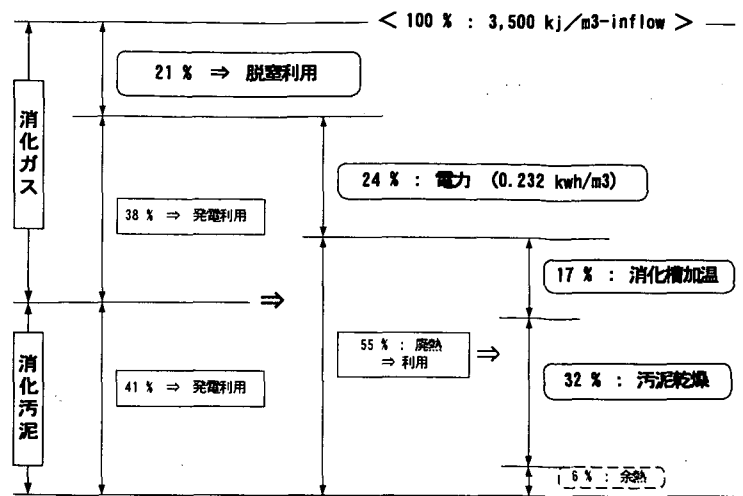


図-1 システム検討によるエネルギーバランス (例)

表-2 システム検討 (図-1) の条件

仕上げ脱窒量 (g-N/m <sup>3</sup> )	10
消化槽投入汚泥 (g-TS/L)	40
(VS/TS)	0.79
(°C)	10
消化温度 (°C)	35
消化率-TS (%)	50
消化汚泥 (VS/TS)	0.65
ガス発生率 (L-CH <sub>4</sub> /g-VS reduc.)	0.67
脱水汚泥 (含水率-%)	80
乾燥汚泥 (含水率-%)	10
汚泥保有熱量 (kJ/g-VS)	23.9
発熱量 (kJ/m <sup>3</sup> -CH <sub>4</sub> )	35,800
電力 (kJ/kwh)	3,600
蒸発熱量 (kJ/kg-H <sub>2</sub> O)	2,500
伝熱効率 (%)	80
発電熱効率 (%)	30

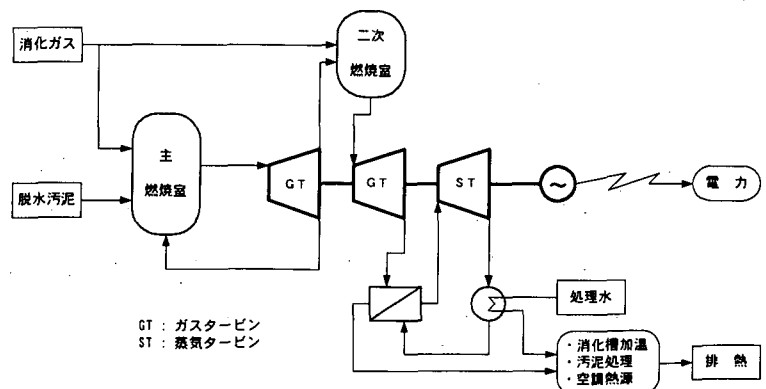


図-2 下水汚泥発電システムの最大構成(案)

蒸気タービンやガスタービン、或いはこれらの複合方式が適用されている。

下水汚泥からの発電効率を高めるにはタービン導入部の高温・高圧化が重要であり、合わせて生産した有効熱量を発電に繋げるシステム化を図る必要がある。下水汚泥発電の場合、その主原料は脱水汚泥と消化ガスである。図-2は、これらを有効に活用する発電システムとして最大のプロセス構成を検討した結果である。

下水処理場の規模や嫌気性消化プロセスの有無、或いは消化ガスの用途、熱の用途等により、図-2のシステムから二次燃焼室やガスタービン、蒸気タービン等が減ぜられ、最もシンプルなシステムは[主燃焼室]-[ガスタービン]-[発電機]となる。

### 3.3 ガス貯蔵技術の開発

既存の嫌気性消化法から生産されるバイオガスはメタンを60%ほど含む高品位のエネルギー源であり、それを安定的に且つ最大限に利用・活用して行くためには消化ガスを大量に貯蔵することが必要である。このために、従来法よりも貯蔵能力を高める貯蔵技術について、鶴岡市と(財)下水道新技術推進機構との3者による「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」を行い、実用化を目指したパイロットプラント実験を実施した。

#### 3.3.1 パイロットプラント実験

消化ガスを従来法よりも多量に安定貯蔵できる吸着貯蔵法を開発するための貯蔵システムの検討を行い、図-3を得た。システムは、消化ガス中の硫化水素及び高分子の不純ガス等を除去するための前処理部を最前段に配置し、ガス圧縮部、ガス除湿部及びガス吸着貯蔵部から構成される。このシステムフローに基づき、吸着貯蔵タンクの容積が0.5m<sup>3</sup>のパイロットプラントを製作し、鶴岡市浄化センターに設置して実際の消化ガスを用いた貯蔵実験を行った。実験では吸着担体に活性炭を用いた。

用いた活性炭の性能は、図-4に示したように貯蔵圧力と貯蔵量の関係がガス試験器による純ガスでの基礎実験データと同等であることを確認した。担体へのガスの吸着は発熱反応を、脱着には放熱反応をとともなう。この現象は本実験においても明瞭に現れ、その結果を消化ガスの吸着倍率と吸着剤の温度変化量の関係として図-5に示した。この結果は、ガスの吸着は低温ほど、脱着は高温ほど円滑に進むものであることか

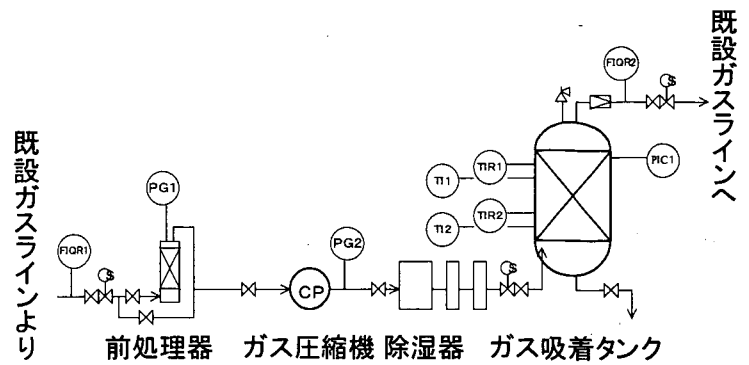


図-3 消化ガス吸着貯蔵システムの検討結果

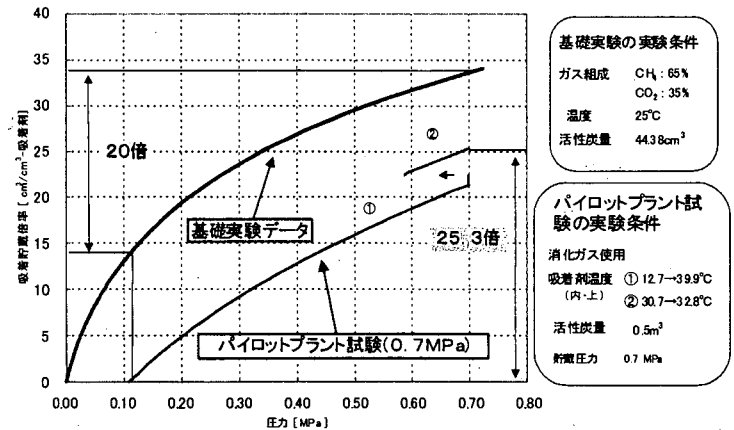


図-4 消化ガスの吸着貯蔵特性 (例)

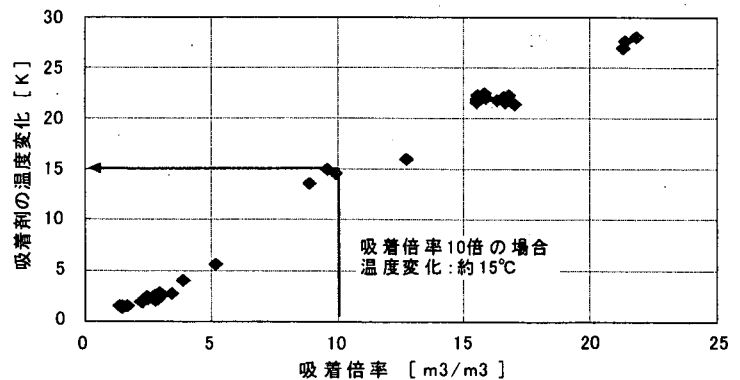


図-5 消化ガスの吸着倍率と吸着剤の温度変化量の関係



ら、消化ガスの貯蔵・利用を円滑に進めるための温度管理システムの構築が容易であることを示している。

回分運転や連続運転の結果からは、吸脱着時の発熱・吸熱反応の温度管理とともに、性能維持にはガス中水分の除去が必要と示された。これらの対策を含めて、得られた成果は(財)下水道新技術推進機構にて実用化のための「消化ガス吸着貯蔵システム設計資料」としてとりまとめられた。

### 3.3.2 活性炭

#### 吸着試験

消化ガスの吸着担体には様々な物質や資材が考えられるが、廃植物から製造される活性炭はリサイクル材と位置付けられ、環境保全上の

利用価値が高いものである。一方、実用上必要とされる担体のガス吸着性能は用途や規模に応じて異なる。これは消化ガスの貯蔵を対象とした場合においても同様である。ここでは、今後の消化ガスの多様な利用形態を想定して、そこに適用する担体開発の基礎情報を得るために同一原料のヤシガラから製造された活性炭についてガス吸着特性を水素吸蔵合金用 PCT (Pressure - Composition - Temperature) JIS 試験方法に適合する試験器により調べた。対象としたガスは CH<sub>4</sub>、CO<sub>2</sub>、Air 及び O<sub>2</sub> である。

試験した活性炭の概要を表-3に、試験結果を図-6に示した。各ガスの圧力と保持量の関係からは、薬品処理された PC 炭は別として、賦活の程度が異なる GG 炭と G-H 炭の間には大きな差異は認められない。また、造粒による影響も生じていないといえる。このことから、ガスの吸着能力や特性は炭化・賦活の工程よりも原料の種類や性状に支配されている可能性が高く、植物種毎に活性炭を製造した調査が必要である。

#### 4. まとめ

平成12年度に得られた調査研究の成果は次のようにまとめられる。

- ① 下水処理場におけるエネルギー効率解析モデルのためのデータベースとして「下水処理施設主要設備・機器仕様一覧 土木研究所資料第3827号」を整備した。
- ② 下水汚泥保有エネルギーの開発ポテンシャル及び発電プロセスの基礎的な検討を行い、下水処理場の電力自給に貢献できるシステム開発の可能性が高いことが示された。
- ③ 鶴岡市と(財)下水道新技術推進機構との3者による「消化ガス吸着貯蔵技術に関する共同研究」においてパイロットプラント実験を行い、消化ガス吸着貯蔵法の実用化に近づく成果を得た。また、ガス吸着用活性炭の性能は炭化・賦活工程よりも活性炭原料の性状に依存している可能性が示された。

表-3 ガス吸着試験に用いた活性炭の概要

種類	性状概要
GG	1,000m <sup>2</sup> /g 程度
4GG	GGの4mm造粒品
G-H	1,200~1,300m <sup>2</sup> /g 程度
4G-H	G-Hの4mm造粒品
PC	硫化メチル等用に薬品中和反応処理したもの
備考	賦活度：G-H>GG

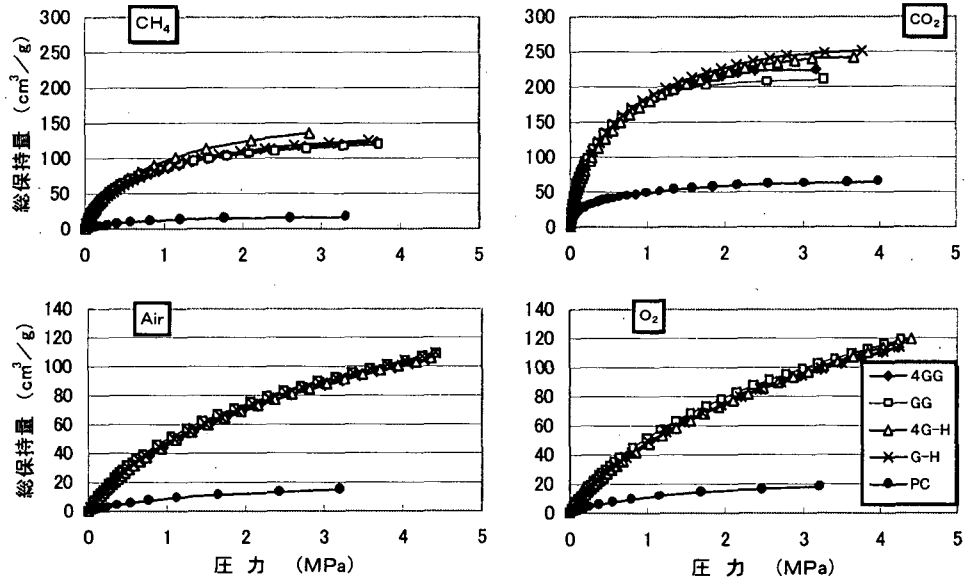


図-6 活性炭のガス吸着試験結果

## 13. 性状の異なる汚泥の共同処理のに関する調査

汚泥研究室 室長 森田 弘昭  
研究員 齋野 秀幸

### 1. はじめに

概して汚泥処理は設備部分が多く、スケールメリットが大きく働きやすいと言われている。そのため、近年、公共事業の効率化の観点から複数の下水処理場から発生した汚泥の広域的な処理が図られつつある。また、排水処理事業には国土交通省所管の下水道事業、農林水産省所管の集落排水処理事業、環境省所管の合併処理浄化槽、し尿処理事業などがあるが、公共事業の効率化の観点から言えば、これらから発生する汚泥も省庁横断的に集約されて処理することが求められている。このため、汚水処理施設共同整備事業（MICS）の制度が創設され、この制度を利用する地方公共団体も年々増加してきている。しかし、それらの汚泥を下水道事業で受け入れて処理することを想定した場合に下水汚泥とは性状が異なることが予想されることから、特に小規模の下水処理場では水処理も含めた処理プロセスへの影響が顕在化しやすいものと懸念されているが、それらの影響は定量的には明らかではないのが現状である。

### 2. 調査目的及び方法

本調査では、下水汚泥と性状の異なる他事業から発生する汚泥との共同処理を推進するために、共同処理時に下水汚泥処理プロセスが受ける影響を定量的に把握し、適正な汚泥処理システムを提案することを目的とする。平成12年度はコンポスト化に着目し、実際に共同コンポスト化実験を行い調査した。

### 3. 平成12年度の調査結果

平成12年度は下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同コンポスト化実験を行った。室内発酵実験により、処理方式の異なる農業集落排水汚泥、または処理方式の異なるし尿処理場発生汚泥と下水汚泥をそれぞれ単独で発酵させた場合の差を把握した。また、実規模での農業集落排水汚泥またはし尿処理場発生汚泥と下水汚泥との共同コンポスト化実験により実際の事業化における問題点及びその解決法について調査した。

#### 3.1 各種汚泥の室内単独コンポスト化実験

##### 3.1.1 実験の目的

性状の異なる汚泥の共同コンポスト化に先駆けて、性状の異なる汚泥を単独で発酵させコンポストにした場合と下水汚泥を単独で発酵させコンポストにした場合の違いについて調査することによって、それらを共同コンポスト化するときの留意点や問題点を抽出することとする。

##### 3.1.2 実験方法

処理方式の異なる農業集落排水（以下、農集排）汚泥または処理方式の異なるし尿処理場発生汚泥（以下、し尿汚泥）と下水汚泥をコンポスト化する場合の諸元を得るために、それぞれを単独でコンポスト化した場合の違いについて調査した。下水汚泥は凝集剤添加型循環式硝化脱窒法により処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用し、農集排汚泥にはJARUS-III型（接触曝気、以下J-3）、JARUS-XI型（回分式活性汚泥法、以下J-11）、オキシデーションディッチ法（以下、OD）によって処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用し、し尿汚泥は嫌気性消化活性汚泥法（以下、嫌・消）、標準負荷脱窒素法（以下、標・脱）、高負荷脱窒素法（高・脱）によって処理を行っている処理場から発生した汚泥を使用した。なお、嫌・消汚泥は嫌気性消化し

表-1 各種汚泥の成分

	規制値	RUN-1 農集排汚泥				RUN-2 し尿汚泥			
		下水	J-3	J-11	OD	下水	嫌・消	標・脱	高・脱
含水率 (%)	-	79.7	82.5	84.6	85.4	80.9	77.2	84.8	85.2
強熱減量 (%)	-	80.2	78.7	70.6	74.3	79.5	57.9	74.2	71.9
窒素(N) (%・DS)	-	5.7	6.9	6.2	6.8	5.3	2.8	4.9	5.3
リン(P2O5) (%・DS)	-	9.4	8.1	7.7	10.7	12.5	11.6	12.5	10.3
カリ(K2O) (%・DS)	-	0.6	0.8	0.8	0.9	0.5	0.7	0.6	1.1
C/N比	-	7.4	6.6	6.3	6.0	6.5	11.2	6.2	9.0
CEC (meq/100g・DS)	-	89	96	107	89	73	52	58	66
pH	-	6.97	6.25	6.29	5.98	6.71	7.24	6.44	6.99
BOD (mg/g・DS)	-	17.9	28.7	29.0	29.1	11.1	18.3	23.0	10.3
砒素 (mg/kg・DS)	50	5.0	5.0	3.7	4.5	3.6	3.3	2.2	3.8
カドミウム (mg/kg・DS)	5	2.1	4.2	3.0	4.0	2.0	7.1	4.7	5.1
水銀 (mg/kg・DS)	2	0.57	0.40	0.29	0.26	0.23	1.05	0.57	0.66
ニッケル (mg/kg・DS)	300	47	88	71	101	45	252	48	72
クロム (mg/kg・DS)	500	43	48	52	64	37	294	25	57
鉛 (mg/kg・DS)	100	48	58	59	59	38	206	50	52
銅 (mg/kg・DS)	300	641	434	1,082	1,349	537	975	381	439
亜鉛 (mg/kg・DS)	900	7,735	1,622	1,362	1,602	5,497	2,244	1,690	1,830

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

た汚泥のみを高分子凝集剤を使用して脱水したもので、脱離液を活性汚泥処理した際に生じる余剰汚泥は含んでいない。それ以外の汚泥はいずれも無消化であり、高分子凝集剤を使用した脱水汚泥である。表-1 にそれぞれの汚泥の性状を示す。発酵実験は RUN-1、2 の二回にわたって行い、RUN-1 では下水汚泥と農集排汚泥、RUN-2 では下水汚泥とし尿汚泥について実験を行った。

汚泥には含水率調整及び空隙確保のために、返送コンポスト（含水率 30%程度）と 20cm 程度に裁断した牧草を混合した。これらの混合割合は、過年度の調査結果より乾燥重量比で汚泥 1 に対して返送コンポスト 2.7、牧草 0.23 とした。また、実験条件をそろえるために、含水率が低いものには加水しすべてのケースを含水率 64% で統一した。それぞれの混合物を容積 4.7L の円筒形の発酵槽に投入し、30℃恒温室内において発酵させた。さらに、発酵温度の低下を防止するために発泡スチロール製の断熱材により発酵槽の周囲を覆った。強制通気は発酵槽の下部から行い、各ケース同じ流量としたが、発酵の進行度合いによって 50~100mL/L 程度の範囲で変化させながら行った。また、4~7 日おきに切り返しを行い、同時にサンプリング、観察、及び分析を行った。実験装置の概要を図-1 に示す。

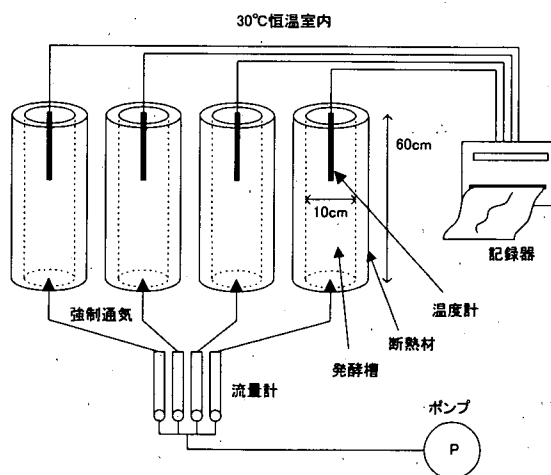


図-1 室内実験の概要

### 3.1.3 実験結果

発酵温度の経時変化を図-2、3 に示す。し尿汚泥の嫌・消汚泥を除くすべてのケースにおいて発酵温度の上昇が見られ、円滑な発酵が行われていたものと考えられる。嫌・消汚泥の発酵温度が上昇しなかった原因は大きく二点考えられる。まず、本実験では含水率を調整するために加水しているが、一度脱水した汚泥に加水しているため汚泥が塊状になってしまい、塊の内部まで十分に酸素が供給されなかった点が考えられる。混合物が塊状になったことは、図-4、5 に示すように嫌・消汚泥のみのかさ比重が 1 を超してしまっていることにも表れている。このため、発酵開始後 11 日目に発酵を中止し発酵物をほぼ 1 日風乾させて（含水率 63%→56%）、塊状の汚泥をほぐしてから再び発酵槽に投入して再び発酵を開始した。すると発酵温度が上昇し発酵が進行し出

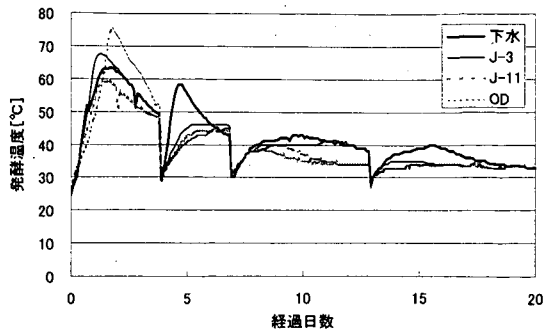


図-2 発酵温度の経時変化(室内、農集排)

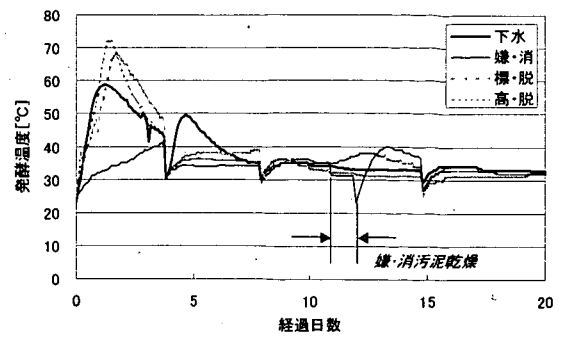


図-3 発酵温度の経時変化(室内、し尿)

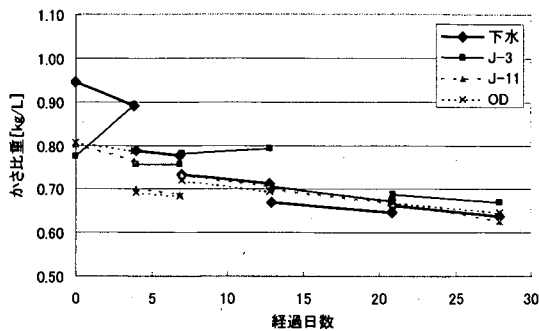


図-4 かさ比重の経時変化(室内、農集排)

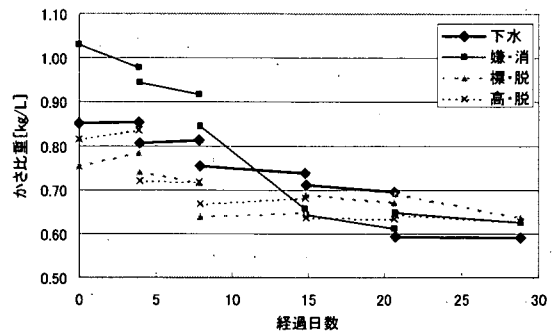


図-5 かさ比重の経時変化(室内、し尿)

したことが伺えたが、その最高温度は 40℃程度にとどまった。このことから、脱水汚泥への加水に起因するかさ比重の増大、及びそれによる酸素供給の不足が、汚泥の発酵を妨げる一因となったものではあるが、これらを解消しても発酵温度は 40℃程度にとどまったため、発酵が進行しなかった原因は他にもあるものと考えられる。次に考えられる原因に、有機物量(強熱減量)が挙げられる。表-1 に示すように嫌・消汚泥だけが他の汚泥に比べて有機物量が低くなっているため、発酵温度を上昇させるだけの熱量がもともとなかったものと考えられる。下水汚泥の場合でも嫌気性消化された汚泥は有機物量が少なくなるが<sup>3)</sup>、特に今回使用した嫌・消汚泥は近年の下水道普及によりし尿処理量が減少してきているし尿処理場のものである。そのため、嫌気性消化槽の滞留時間が 80 日程度と長めに設定されていることから、通常の下水道嫌気性消化汚泥(実績では嫌気性消化槽滞留時間 20~30 日程度<sup>4)</sup>)よりも多くの有機物が分解されており、コンポスト化時の有機物分解による熱量が少なかったものと推測される。また、嫌・消汚泥の重金属濃度は他の汚泥よりも高くなっている傾向が見られるが、これは嫌気性消化槽内での長い滞留時間によりある程度の有機物が分解された一方で、重金属は分解されないために、結果として汚泥中に重金属が濃縮されたものと考えられる。したがって、嫌・消汚泥と下水汚泥を共同コンポスト化の際にも有機物の不足、高い重金属濃度等の問題点が生じることが考えられるが、このことには発酵促進剤として米ぬか、油かす等を添加することによって有機物を補う<sup>3)</sup>とともに、重金属濃度を希釈することが対策として考えられる。また、発酵期間がもっとも持続したのは RUN-1、2 ともに下水汚泥であった。これは下水汚泥がもっとも有機物量が多かったため、それらが分解されるのに時間を要したものと考えられる。また、下水汚泥は比較的 BOD も小さく易分解性の有機物が少な目であったことも一因として考えられる。一方、BOD の大きい J-3、J-11、OD、標・脱汚泥は比較的早く発酵が終了している傾向がある。しかし、有機物量、加水による物性の変化等の影響も考えられるため、必ずしも明らかにはならなかった。

また、一般に下水汚泥は重金属濃度が高いと言われているが、前述したようにし尿の嫌・消汚泥は比較的高濃度に重金属濃度が含まれていることが明らかになった。また、他の汚泥も下水汚泥と比較すると亜鉛以外は大差がなく、むしろ多くの項目では下水汚泥の方が重金属濃度が低い結果となった。ただし、今回の調査では処理手法の異なる汚泥をそれぞれ種類ずつしか調査していないため、必ずしもそれぞれの処理手法を代表したものとは限らず、今後さらに調査が必要であると考えられる。

### 3.2 各種汚泥の実規模共同コンポスト化実験

#### 3.2.1 実験の目的

下水汚泥と他事業から発生する汚泥との共同コンポスト化時の問題点やその解決法を調査するために、実規模に近いスケールで実際に共同コンポスト化を行い、問題点の抽出とその解決、コンポスト化時の諸元等を明らかにすることとする。

#### 3.2.2 実験の方法

実際に下水汚泥と農集排汚泥、またはし尿汚泥との共同コンポスト化を行った。実験は北海道十勝地方に設けられた採光可能な屋根付きのコンクリート床盤上で野積み方式により行った。RUN-1 では下水汚泥と農集排汚泥の共同コンポスト化を行い（平成12年9月4日～10月18日、44日間）、RUN-2 では下水汚泥とし尿汚泥の共同コンポスト化を行った（平成12年11月27日～平成13年1月12日、46日間）。下水汚泥にはOD法により発生した汚泥、農集排汚泥には同じくOD法及びJARUS-I型（接触曝気、以下J-1）により発生した汚泥、し尿汚泥には嫌気性消化活性汚泥法における嫌気性消化槽脱離液を活性汚泥処理した際に生じる余剰汚泥を使用した。汚泥はいずれも高分子凝集剤を使用した脱水汚泥であり、嫌・消汚泥を除いてはすべて無消化である（嫌・消の余剰汚泥も消化していない）。汚泥には空隙確保及び含水率調整のために、室内実験と同様に20cm程度に裁断した牧草と返送コンポストを混合した。原料の性状を表-2に示す。混合割合は乾燥重量比で下水汚泥：農集排汚泥（もしくはし尿汚泥）を1:0、1:1、0:1の3ケースとした。ただし、J-1汚泥は発生量が少なく入手が困難だったために混合比を1:1の1ケースのみとした。また、乾燥重量比で混合汚泥1に対して返送コンポストと牧草をそれぞれ2.9、0.23程度混合させ、含水率を概ね60～65%程度とした。混合物の全体重量が少なすぎると特に冬季は外気の影響により発酵温度の上昇が妨げられるため、RUN-1では概ね3t（4～5m<sup>3</sup>）、RUN-2では概ね4.5t（7～8m<sup>3</sup>）とした。切り返しには自走式切り返し装置（図-6）を用い、頻度は4回/週程度とし発酵状況によって漸減させていった。含水率は概ね40%を下回らないように適宜加水

表-2 原料の成分(実規模実験)

	規制値	RUN-1 農集排汚泥					RUN-2 し尿汚泥			
		下水	OD	J-1	返送コン	牧草	下水	し尿	返送コン	牧草
含水率 (%)	-	86.1	86.3	83.9	28.2	14.6	85.4	81.2	31.2	9.0
強熱減量 (%)	-	83.5	80.2	74.3	58.5	95.0	85.4	71.7	60.9	89.0
窒素(N) (%・DS)	-	5.9	7.8	8.3	4.7	0.3	10.3	7.7	6.6	2.7
リン(P2O5) (%・DS)	-	12.7	11.0	11.7	15.6	1.0	11.3	12.1	15.5	0.4
カリ(K2O) (%・DS)	-	0.4	1.3	1.5	3.3	2.8	1.0	0.1	2.8	4.9
C/N比	-	6.8	6.1	5.6	6.9	188.9	5.1	6.3	5.8	18.9
CEC (meq/100g・DS)	-	59	97	77	93	9	94	48	82	24
pH	-	7.04	6.86	7.05	6.86	5.76	7.15	6.32	7.45	6.12
BOD (mg/g・DS)	-	24.0	23.9	25.5	15.1	7.4	24.9	23.4	12.7	2.5
砒素 (mg/kg・DS)	50	6.8	3.7	2.0	3.1	0.1	1.1	5.8	3.0	0.2
カドミウム (mg/kg・DS)	5	0.0	3.0	3.0	3.4	0.0	2.4	10.5	4.1	0.2
水銀 (mg/kg・DS)	2	0.40	0.15	0.23	0.30	0.01	0.28	0.64	0.58	0.02
ニッケル (mg/kg・DS)	300	37	49	61	69	13	57	70	76	29
クロム (mg/kg・DS)	500	45	29	33	64	0	30	22	75	0
鉛 (mg/kg・DS)	100	72	75	57	92	0	39	48	80	1
銅 (mg/kg・DS)	300	695	1318	648	1,104	11	573	900	1133	12
亜鉛 (mg/kg・DS)	900	2,227	1,146	1,115	1,716	33	881	4,079	1,703	49

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

した。

### 3.2.3 実験結果

下水汚泥 (OD) と農集排汚泥 (OD) を共同コンポスト化した場合の発酵温度の経時変化を図-7 に示す。それぞれ単独で発酵させた場合も、混合させて発酵させた場合もほぼ同じ結果となり、いずれも良好な発酵を示した。いずれの汚泥も OD 法で処理されたものであり、表-2 に示されるように BOD や強熱減量といった性状もほぼ同じであるために似た結果になったものと考えられる。これらを混合させた場合はそれぞれ単独で発酵させた場合のほぼ中間温度で推移した。このことから、それぞれ単独で発酵させた場合の結果から、混合して発酵させた場合の結果を予測することが可能であると考えられる。図-8 には下水汚泥に OD の農集排汚泥を混合させた場合と J-1 の農集排汚泥を混合させた場合の発酵温度変化を示す。発酵の初期段階ではほぼ同じ発酵温度で推移したが、20 日目以降からは OD の農集排汚泥を使用した場合の方が高い発酵温度で推移した。これは農集排の OD 汚泥に比べて J-1 汚泥の方が少ししか入手できなかったため、J-1 汚泥を使用したパイルの方が小さくなり外気温の影響を受けやすくなったためと考えられる (仕込み時におけるパイル体積は下水汚泥+農集排 OD 汚泥: 約 4.5m<sup>3</sup>、下水汚泥+農集排 J-1 汚泥: 約 4.2m<sup>3</sup>)。図-9 には下水汚泥にし尿汚泥を混合させた場合の発酵温度変化を示す。発酵の初期はいずれもほぼ同時に昇温したが、仕込み後約 10 日過ぎから差が出始め、下水汚泥: し尿汚泥 = 0:1 のケースでは発酵が継続したものの、それ以外のケースでは発酵温度が上昇しにくくなった。有機物量は下水汚泥の方が大きいものの、高い発酵温度を維持したのはし尿汚泥を使用した場合であった。しかし、仕込み後 10 日過ぎに急激に発酵温度が低下してしまっていることから、これは発酵が終了したのではなく、切り返し時に温度が急速に下がり、凍結してしまったものと考えられる。特に、発酵温度の上昇しにくかったケースではやや含水率が高めであったことや、大きめの塊状となったために粗大空隙が多くなったこと等、物理的な性状の差が凍結の原因となったものと考えられる。また、し尿汚泥には嫌・消汚泥を使用した。室内実験で使用した嫌・消汚泥と比較すると大きく発酵温度が上昇した。この原因は汚泥の性状にあるものと推測される。室内実験で使用した汚泥は消化汚泥を脱水したものであり消化日数も 80 日と非常に長期に渡るものである。一方、実規模実

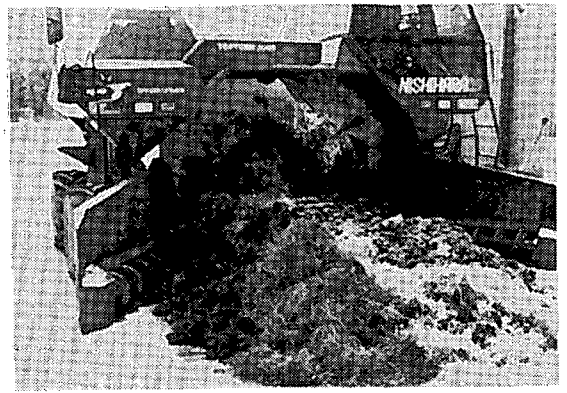


図-6 自走式切り返し装置による切り返し

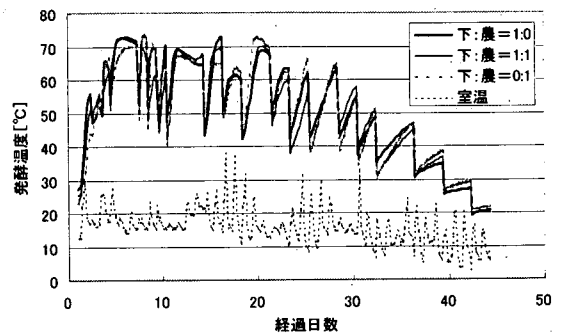


図-7 発酵温度の経時変化(実規模、農集排)①

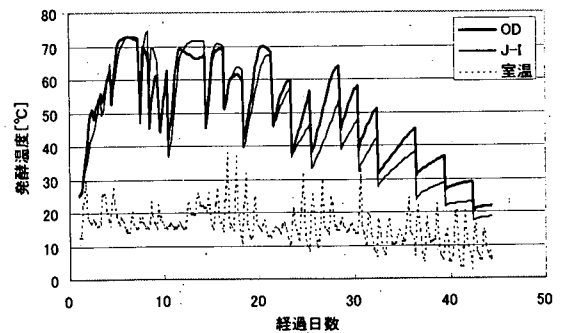


図-8 発酵温度の経時変化(実規模、農集排)②

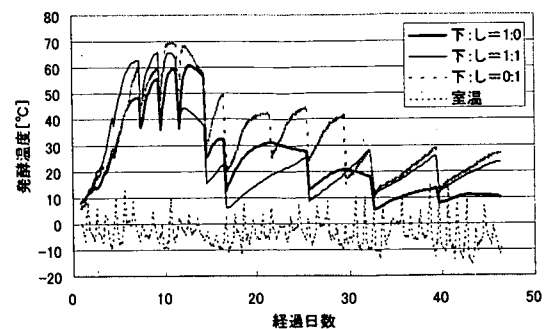


図-9 発酵温度の経時変化(実規模、し尿)

験で使用した汚泥は消化槽脱離液（消化日数 25 日）を活性汚泥処理して発生した余剰汚泥を脱水したものである。したがって性状はやや異なり、室内実験で使用した汚泥の方が有機物量が小さくなっている。また、表-2 からわかるように、実規模実験で使用した嫌・消汚泥もすべての重金属項目において下水汚泥よりも高くなっており、共同コンポスト化する場合には注意を要することがわかった。

#### 4. まとめ

平成 12 年度はコンポスト化に着目して共同処理の調査を行った。室内実験では各種農集排汚泥、各種し尿汚泥を単独で発酵させることにより、コンポスト化時のそれぞれの特徴や問題点の把握、その解決策等について調査を行った。実規模実験では、実際に下水汚泥と農集排汚泥またはし尿汚泥とを共同コンポスト化し、その時の問題点の把握と解決策等について調査を行った。これらにより、以下の結果を得た。

- 1) 各種汚泥を単独でコンポスト化させた結果、有機物量が極端に小さくなっている嫌気性消化活性汚泥法により生じた汚泥以外は円滑に発酵が進み、下水汚泥と共同コンポスト化した場合でもほぼ問題はないものと推測された。
- 2) 有機物量が多い汚泥は発酵が長期間に渡って持続し、BOD の大きい汚泥は発酵が短期間で終了している傾向があった。
- 3) 下水汚泥と他事業から発生した汚泥を共同コンポスト化した場合、発酵温度はそれぞれを単独で発酵させた場合のほぼ中間温度で推移した。このことから、それぞれ単独で発酵させた場合の発酵状況から共同コンポスト化した場合の発酵状況も推測が可能であることが示唆された。
- 4) 嫌気性消化活性汚泥法により生じた汚泥は、長期に渡る嫌気性消化により重金属等の有害物質を濃縮してしまうものと考えられる。そのため、コンポスト化するには注意を要することがわかった。また、一般に下水汚泥は重金属濃度が高いと言われているが、嫌気性消化活性汚泥法に限らず、その他のし尿処理場発生汚泥や農業集落排水事業発生汚泥でも、下水汚泥よりも重金属等の濃度が高い場合が少なくなく、注意が必要であるものと考えられた。

#### 参考文献

- 1) 堀江信之「下水汚泥をリサイクルする」月刊下水道、Vol.24、No.5、p.31、2001
- 2) 斎野秀幸、他「下水汚泥と茎葉類の混合コンポストに関する調査」第 37 回下水道研究発表会講演集、pp.891～893、2000
- 3) 「下水汚泥コンポスト化施設計画・設計マニュアル」(財)下水道新技術推進機構、1998
- 4) 「下水道施設計画・設計指針と解説 後編 2001 年度版」(社)日本下水道協会、2001

## 14. 流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査

水質研究室 室 長 田中 宏明  
 主任研究員 小森 行也  
 主任研究員 白崎 亮  
 主任研究員 石井 宏幸  
 研 究 員 竹歳 健治

### 1. はじめに

河川流域での下水道整備の進捗により、流域の水循環系において下水道が占める割合は年々大きなものとなってきている。特に下水道整備が進んでいる都市域では、上・下水道等の人工系の水循環を経由する水量が、本来の自然系水循環を経由する水量をすでに上回っているところもある。このように人工系の水循環が自然系に対して十分に大きい規模になってくると、人工系の水循環での水量・水質の状態がその流域の水循環系全体を支配する状況になり得る<sup>1)</sup>。そのため健全な水環境の保全には、流域の水循環系に対する下水道等の人工系水循環の影響や効果を把握して、流域全体で水質及び水量に関する総合的な水管理を行っていく必要があるが、そのような影響や効果に関する実証的な調査は少ないのが現状である。

本調査は、河川流域の水や様々な汚濁物質の循環に対して下水道整備が与える影響や効果等を把握し、総合的な水管理を行う場合の下水道整備における課題を検討する目的で行うものである。

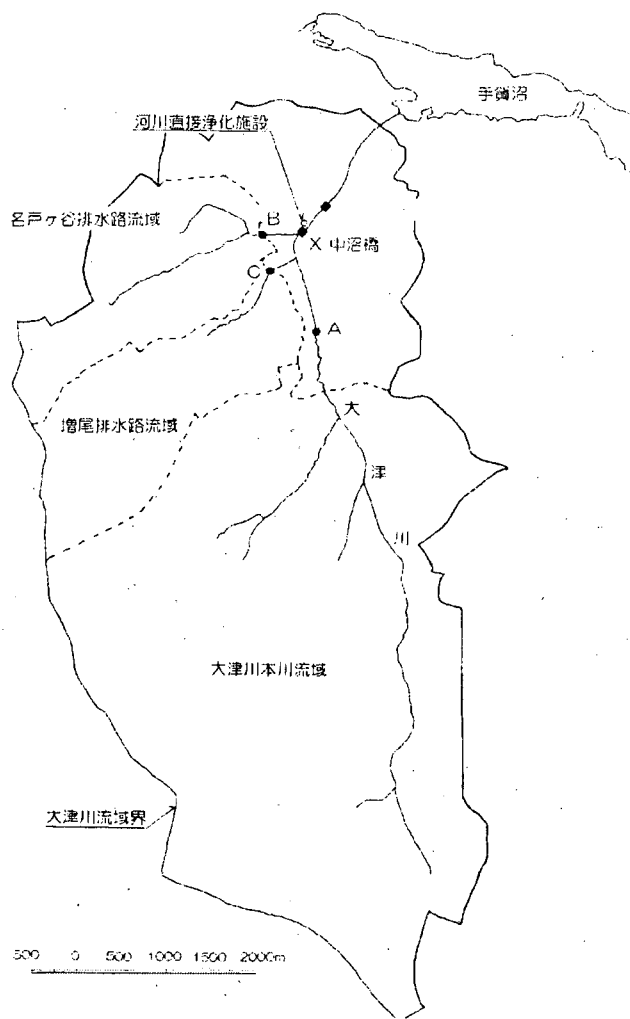


図-1 大津川流域概略図

### 2. 調査方法

#### 2.1 調査内容

12年度も前年度に引き続き、河川流量及び流出負荷量に対する流域の下水道整備の影響を把握するため、過去に調査を行った<sup>2)3)4)</sup>ことがある下水道整備途上の汚濁河川で負荷量調査を行った。

#### 2.2 調査対象河川

千葉県にある手賀沼の流入河川の1つである大津川を対象に調査を行った。この手賀沼周辺の概略図を図-1に示す。手賀沼は流域の都市化により水質汚濁が進行し、近年では毎年のように全国の湖沼中、最も高いCOD値を記録している。

観測は前年度と同様に、大津川本川中下流部(図-1中の地点A)、名戸ヶ谷排水路末流部(地点B)、



増尾排水路末流部（地点C）の大津川流域の3地点で行った。なお、3地点で観測を行っているのは、平成6年度より中沼橋（地点Y）付近に設置された河川直接浄化施設の取水用ラバー堰による背水の影響を避けつつ、出来る限り流域全体からの負荷量を把握するためである。

### 2.3 調査方法

流出汚濁負荷量を把握するためには、対象河川の流量と水質を観測する必要がある。

流量観測については、観測地点それぞれに設置した自記式水位計の5分間隔の水位観測データから、流量の実測調査により作成した水位流量(H-Q)曲線を用いて、流量を算出した。

水質観測は、河川水を採水し、分析室に持ち帰って分析を行った。採水も流量観測と同じ地点で行い、12年度は晴天時及び降雨時の区別無く、1時間間隔から3時間間隔で長期間の連続採水を行った。また、水質分析については、BOD<sub>5</sub>、COD<sub>Mn</sub>、各態N、P等の項目について、河川水質試験方法（案）に基づき、分析を行った。

また、降雨時データの解析のため、気象庁の我孫子観測所の1時間毎の降雨量観測データを利用した。

## 3. 調査結果及び考察

### 3.1 調査流域の状況

大津川流域は手賀沼（手賀川、下手賀沼を含む）の流域面積の約24%を占め、同じく約20%を占める大堀川流域と合わせ、この2河川で手賀沼の流域面積の半分弱を占めている。

現在及び過去の大津川流域の人口、流域面積や土地利用等といった流域フレームを表-1に示す。なお、本調査に用いた流域フレームは千葉県資料<sup>9)</sup>によった。

表-1 大津川流域フレーム

調査年	流域面積 (ha)	土地利用(%)				流域人口 (人)	処理形態別人口割合(%)				
		市街地	水田	畑地	林地		下水道	合併処理 浄化槽	単独処理 浄化槽	汲み取り等	
1980	3,669	35.6	9.1	25.2	30.1	146,650	0.0	23.3	37.7	39.0	
1986	3,669	42.6	7.8	23.2	26.3	169,060	14.5	17.9	45.0	22.6	
1990	3,669	48.0	6.5	22.9	22.6	191,030	23.1	16.5	44.4	16.0	
1995	3,698	55.7	6.2	28.3	9.8	196,123	38.2	11.1	39.9	10.8	
	本調査での対象流域	3,261	54.9	4.3	30.6	10.2	171,451	31.0	12.6	44.2	12.1
	大津川本川	2,400	48.1	5.7	36.5	9.7	109,537	20.1	12.5	50.8	16.6
	名戸ヶ谷排水路	437	79.4	0.0	11.9	8.8	36,493	75.1	1.6	19.4	3.9
	増尾排水路	424	67.9	0.8	16.5	14.9	25,421	15.1	29.0	51.4	4.5

大津川流域は首都圏のベッドタウン化が進み、年々、流域人口が増加している。手賀沼の水質汚濁が深刻な問題となっているため、下水道整備を進められているが、平成7年末で普及率が40%弱とまだまだ整備が進んでいないのが現状である。

各観測地点の流域については、流域面積は大津川本川流域が一番大きく、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路では同程度の面積となっている。土地利用比率では大津川本川流域が市街地と農地がほぼ半分ずつだが、名戸ヶ谷排水路と増尾排水路流域では市街地が2/3以上を占めている。また、人口については大津川本川、名戸ヶ谷排水路、増尾排水路の順に多い。下水道普及率に関しては、名戸ヶ谷排水路流域が75%を越えているものの、他の2流域では20%前後と低い状況にある。

### 3.2 12年度の調査結果

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

### 3.2.1 連続観測結果

連続観測は、各調査地点で1時間毎に採水を行い、1日単位(24時間分)で採水試料を等量コンポジットしたものを分析試料として、観測期間中の毎日、分析を行った。その観測結果のうち、各調査地点での水質観測値を図-2に、また流域全体の流出汚濁負荷量を図-3に示す。

降雨時は流量増加とともにSS水質が大幅に悪化している。また、晴天時では下水道整備の進んだ名戸ヶ谷排水路は水質の変動があまり見られないが、下水道整備途上の2流域は比較的大きな水質変動が日々認められる。また、流出汚濁負荷量については、大きな降雨があった場合は晴天時の数倍から数十倍もの汚濁負荷が流出し、手賀沼に流入していることがわかる。

### 3.2.2 精密観測結果

約1ヶ月間に渡る連続観測のうち1週間に関しては、1時間毎に連続採水及び水質分析を行って、流出状況をより精密に把握した。その期間の観測結果を図-4に示す。なお、この精密観測を行った期間には降雨が無く、すべて晴天日であった。

大津川本川では、以前にも報告したように、流量に社会活動に伴う日変動が現れており、各水質項目にも流量ほど顕著ではないものの日変動が見られる。また、各水質項目で突発的に濃度が高い場合が見られる。

大津川本川に比べ、流域面積が小さいため、水質変動が顕著に現れると考えられる大津川下流部の2つの排水路についても流出状況を検討した。

名戸ヶ谷排水路では下水道整備が進んでおり、生活排水等がバイパスされていることから、日変動がほとんど見られないことは以前報告した。今回の調査でもほぼそのような傾向を示したが、大津川本川と同様に突発的に水質が高くなる場合が見られた。

それに対して、増尾排水路では下水道整

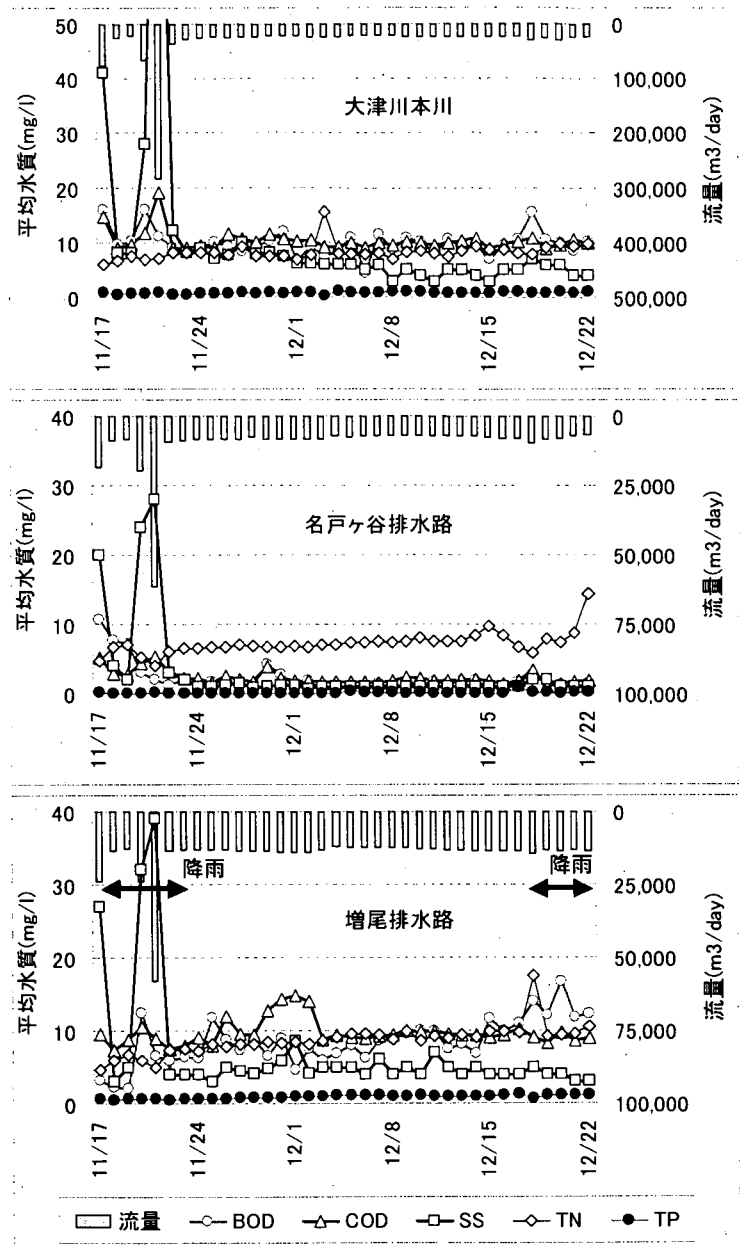


図-2 連続調査における日平均水質の推移

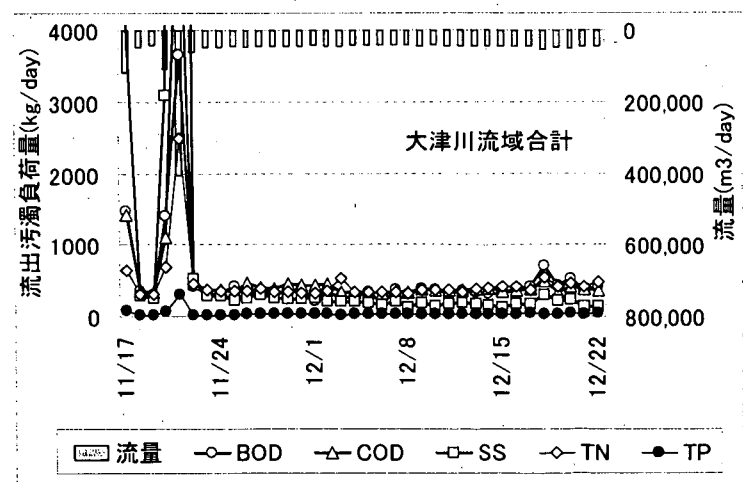


図-3 連続調査における日流出汚濁負荷量の推移

備が遅れており、大津川本川と同様に流量と水質に日変動が現れている。また、その日変動とは別に、夜0時から朝10時頃にかけて、数日の間、定期的にCOD値が上昇していた。調査時期は非灌漑期のため農業排水の流入は考えられないことから、産業排水が影響している可能性が高いと考えられた。

さらに高濃度の状態が長時間継続するため、今回のケースでは日流出汚濁負荷量が平常時の約1.6倍程度に増大していた。

### 3.2.3 降雨観測結果

今年度も前年度と同様に降雨時における観測を行い、降雨時における流出状況の把握に努めた。

降雨観測は連続観測期間中の降雨を対象とし、降雨開始後から流量が平常に戻るまでの期間について、1時間から3時間間隔で採水及び水質分析を行った。

現在までの調査データより、降雨時の流出状況がどのように変化しているか検討した。過去（昭和62年～平成元年）と今回（平成8年～12年）の調査において観測した各降雨について、降雨毎の流出高と流出負荷量を各水質項目毎にプロットしたグラフを図-5に示す。

なお、降雨時の流出については、排水や地下水流出等の降雨時、無降雨時問わず流出している成分を平常時流量及び負荷量と定義し、それに降雨時の直接流出

による流量及び流出負荷量が上乘せされるという考え方で取り扱った<sup>9)</sup>。降雨の期間については、降雨開始時から降雨が終了して降雨前の流量に戻るまでの間を一降雨と定義し、一降雨間の累加流量及び累加流出負荷量からこの期間に推定される平常時流量及び流出負荷量を差し引いたものを、その降雨の降雨時流出成分として分離した。

今回の調査結果では、SS及び栄養塩類については過去の調査結果とほぼ同様な流出傾向が見られる。しかし、BOD及びCODといった有機物負荷は、過去の調査結果と比較して、流出高が小さい場合に流出負荷量が大きくなるがあった。また、流出高の大きいデータが少ないため、流出特性の変化なのか、単なるデータのばらつき等かは判断しかねるが、さらなるデータの収集を進めるとともに、違った角度からも解析を試みる必要がある。

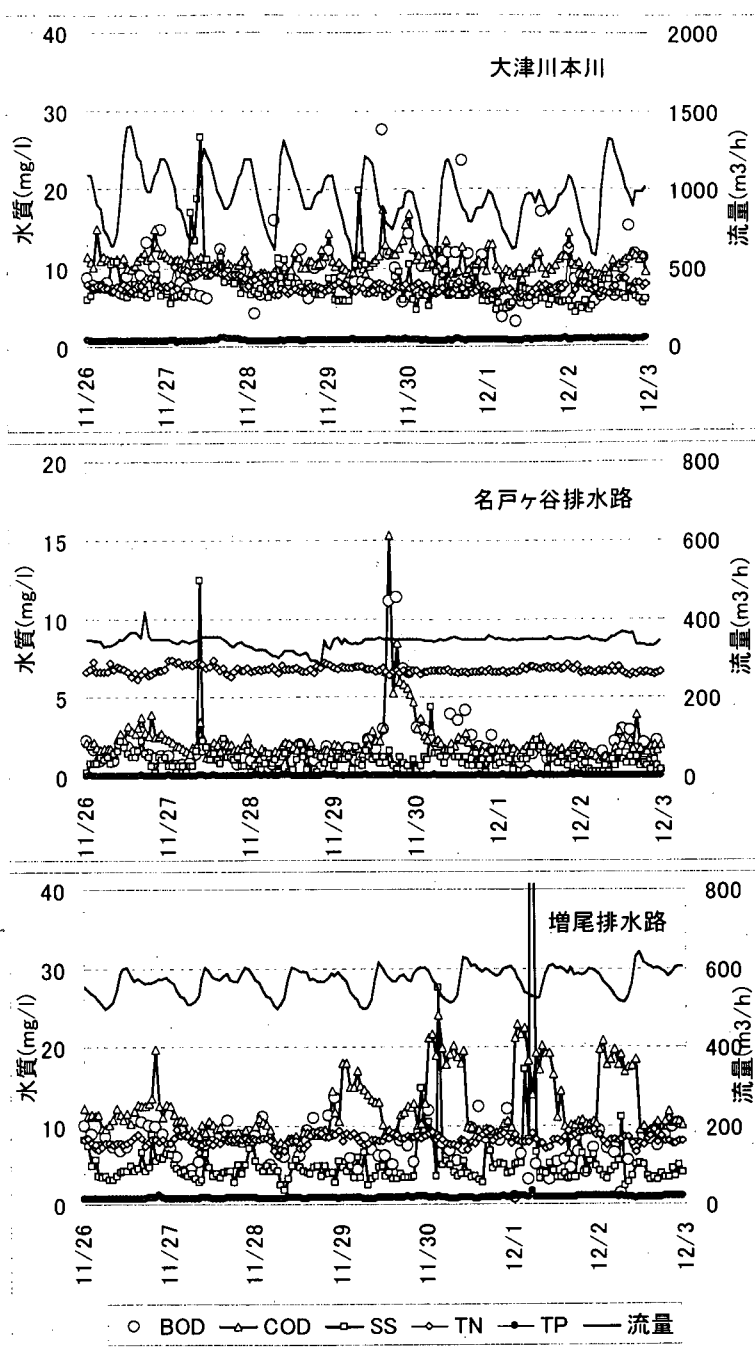


図-4 水質の精密観測結果

その一助として、降雨流出特性の変化の要因を探るため、降雨流出負荷量と流出に影響を及ぼすと思われる条件との相関分析を行った。その結果をまとめたものを、調査毎に表-2に示す。

まず、過去の調査(1987-1989)結果では、各項目とも流出高や降雨量、最大降雨強度、平均降雨強度など降雨の規模や強さを表す因子との相関が高い。また、降雨継続時間という降雨の長さを表す因子とは相関が低い。さらに、降雨前晴天日数や先行降雨係数APFとは、それほど高い相関ではないものの、それぞれ正と負の相関となっているので、流域での汚濁負荷の残存(堆積)量と関係が深いことがわかる。

なお、上記の先行降雨係数APFは次式で表され、汚濁負荷の残存量を調査対象降雨に先行する降雨の影響で表した指標である”。

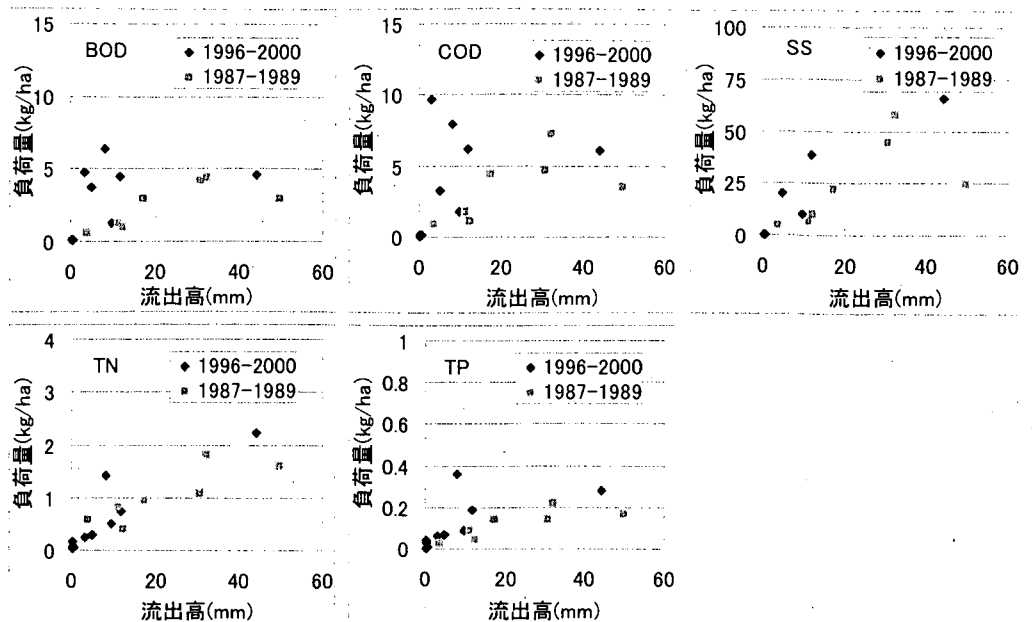


図-5 降雨流出高と流出負荷量の関係

表-2 降雨流出負荷量と諸条件との相関値

流出汚濁負荷量(kg/ha)	今回(1996-2000)調査					過去(1987-1989)調査				
	BOD	COD	TN	TP	SS	BOD	COD	TN	TP	SS
流出高(mm)	0.47	0.40	0.91	0.65	0.93	0.73	0.62	0.85	0.79	0.64
降雨量(mm)	0.57	0.52	0.88	0.67	0.97	0.80	0.70	0.80	0.83	0.63
最大降雨強度(mm/h)	0.65	0.69	0.53	0.50	0.83	0.71	0.85	0.74	0.80	0.71
平均降雨強度(mm/h)	0.71	0.79	0.43	0.42	0.75	0.63	0.78	0.78	0.74	0.80
降雨継続時間(h)	0.55	0.46	0.94	0.73	0.95	0.13	0.01	-0.08	0.10	-0.15
降雨前晴天日数(day)	-0.46	-0.40	-0.46	-0.44	-0.48	0.42	0.65	0.66	0.70	0.42
先行降雨係数APF(mm)	0.26	0.24	0.80	0.47	0.77	-0.53	-0.61	-0.59	-0.72	-0.42

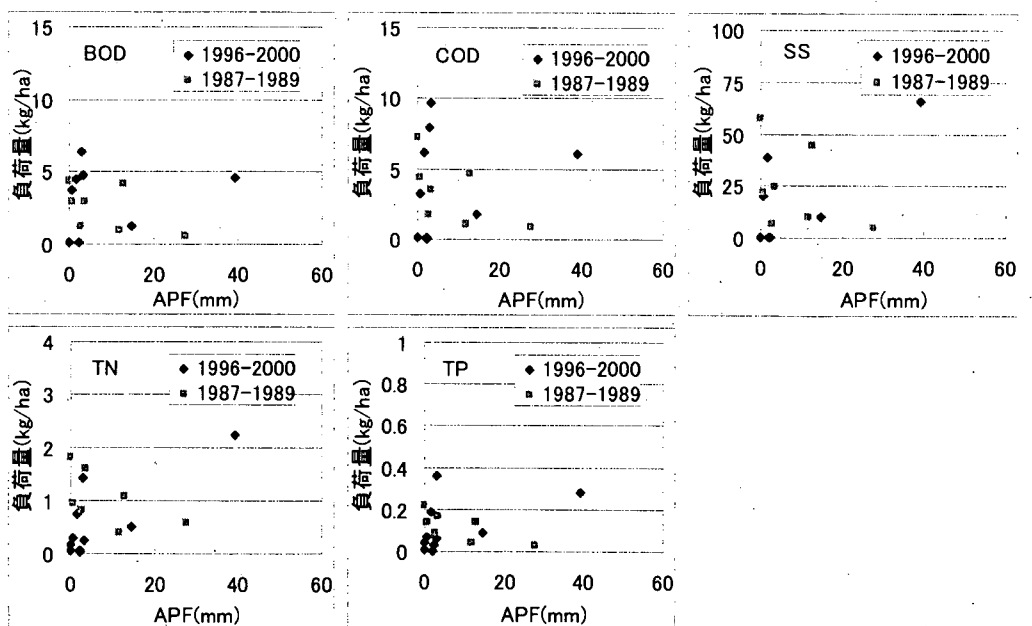


図-6 先行降雨係数APFと流出負荷量の関係

$$APF = \sum_{t=1}^k \left( \frac{R_t}{t} \right) \quad \text{ここで、} R_t : t \text{ 日前の日降雨量 (mm/d)}$$

すなわち、APF が大きいと対象降雨に先行して多くの降雨があり、流域の汚濁負荷の残存量が少なくなっており、逆に APF が小さくなると、汚濁負荷の残存量は多いことを示す。ここで、降雨毎の流出負荷量と APF の関係について、図-6 に示す。

一方、今回の調査（1996-2000）では、栄養塩類や SS については流出高や降雨量、降雨継続時間といった降雨規模や長さとの高い相関が見られた。さらに SS は降雨強度とも相関が高く、汚濁物質が洗い出される傾向がうかがえた。また、BOD や COD に関しては栄養塩類ほど降雨規模の寄与は高くなく、降雨強度と比較的高い相関が見られた。しかし、各項目とも降雨前晴天日数や APF はそれぞれ負と正の相関と、過去の調査結果とは逆相関となり、残存量との関連性は数字の上では見られなかった。ただ、図-6 に示すとおり、APF が大きい場合のデータ数が少ないため、さらに検討が必要である。

#### 4.まとめ

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

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

今後の課題としては、流域フレームの変化について履歴も含めて把握し、流出特性の関連性について詳細に検討を行うことや、調査データの蓄積を進め、流出過程や水循環過程のモデル化を行うことなどが挙げられる。

#### 参考文献

- 1) 曾小川久貴：総合的水管理における下水道のあり方，月刊下水道，Vol.20，No.6，pp.15～20，1997
- 2) 村上健，渡部春樹，小森行也：閉鎖性水域における栄養塩負荷削減の効果評価に関する調査，土木研究所資料，第2129号，pp.197～202，1984
- 3) 高島英二郎，田中宏明，中村栄一：手賀沼流入河川における汚濁負荷量の流出特性および年間負荷量の把握，水環境学会誌，Vol.18，No.4，pp.297～306，1995
- 4) 田中宏明，小森行也，横田敏宏，竹歳健治：流域循環系に占める下水道整備効果に関する調査，土木研究所資料，第3528号，pp.257～264，1997
- 5) 千葉県東葛飾土木事務所：総合浄化対策特定河川事業検討会資料（内部資料），1996/1
- 6) 山口高志，吉川勝秀：河川の水質・汚濁負荷量に関する研究（I），土木研究所報告，第151号，pp.28-30，1978
- 7) 安藤茂，中村栄一：合流式下水道の改良に関する調査，土木研究所資料，第1421号，pp.71-82，1978
- 8) 國松孝男，村岡浩爾ら：河川汚濁のモデル解析，技報堂出版，1989

## 15. 下水中の微量化学物質の新しい検出技術に関する調査

水質研究室 室長 田中 宏明  
主任研究員 小森 行也  
研究員 高橋 明宏  
研究員 岡安 祐司  
重点支援協力員 矢古宇靖子

### 1. はじめに

現在、下水中には、人や生物に対して、毒性作用や内分泌かく乱作用を示す微量化学物質が含まれている可能性が指摘されている。これらの物質の現行測定法では、特殊な分析機器を必要とし、高度な技術が要求される。本調査は、微量化学物質の検出方法の簡易化、迅速化を図ることで、広範にわたって微量化学物質の挙動を監視することを可能とし、また、下水道の適切な維持管理に応用することを目的とする。

12年度は、毒性物質の検出手法として検討を行っている硝化細菌を用いたバイオアッセイ<sup>1)</sup>による、PRTR第一種指定化学物質の代表物質の検出への適用性を、内分泌かく乱化学物質の検出手法としては、既存のGC/MS、LC/MS等の機器分析に代わり、簡便に測定ができるELISA法の適用性を検討し、機器分析との測定値の相関性を検討した。

### 2. 化学物質の下水処理への影響性判定への硝化細菌を用いたバイオアッセイの適用性の調査

#### 2.1. 目的

下水処理プロセスにおいて、活性汚泥中の微生物の生育環境を安定に保つことは非常に重要である。しかし、慢性的または突発的な水質事故等による下水道への有害化学物質の流入は、活性汚泥に対してダメージを与える可能性がある。最近では大量の硫酸の流入により終末処理場の活性汚泥が死滅する事故も起きており、下水道へ流入する有害化学物質が下水処理へ与える影響の評価手法や、有害化学物質の下水道施設への流入に対する連続監視技術の確立が必要である。

なお、平成11年7月に公布され、平成13年度より本格的に実施される「特定化学物質の環境への排出量の把握及び管理の改善の促進に関する法律（PRTR法）」では、事業者は、第一種指定化学物質354物質について、事業所からの環境媒体への排出量、移動量について登録、公表することが必要となった。下水道事業者は、PRTR法施行規則において、登録するべき物質を「測定した物質に限る」とされ、実質的には、PRTR法の施行に伴う新たな義務の発生はないが、他の事業者からの登録により下水道へ排出される化学物質の実態が明らかになるため、どのような化学物質が下水道へ流入しているかが、ある程度把握できるようになる。

そこで、本調査では、硝化細菌を用いたバイオアッセイにより、PRTR法指定化学物質の中から、硝化過程への阻害影響が予想される化学物質をスクリーニングする検討を実施した。

#### 2.2. 研究方法

硝化細菌を用いたバイオアッセイ系試験では、PRTR指定化学物質の中から、既に、硝化過程への阻害影響を与える物質として報告のあるフェノール類、芳香族アミン、チオカルボニル基を有する有機化合物などの中から供試物質を選定し、純粋培養試験系においてこれらの物質の標準溶液の影響を検討した。

##### 2.2.1. 菌株

本バイオアッセイに使用する菌株は、純粋培養したアンモニア酸化細菌（ATCC25978）を用いた。菌株の培

養は Lewis & Pramer の培地を用いて 500mL の三角フラスコの中で 10%接種、30℃、150rpm の条件で 7 日間回転振とう培養により前培養したものをバイオアッセイに用いた。また、同一条件で週 1 回継代培養を行い、培養後は培養液の状態を 5℃以下で冷蔵保存した。

### 2.2.2. 供試試料

供試物質は、*m*-クレゾール、*m*-アミノフェノール、アニリン、*o*-フェニレンジアミン、*m*-フェニレンジアミン、*o*-クロロアニリン、*m*-クロロアニリン、*p*-クロロアニリン、ホルムアルデヒド、アセトアルデヒド、チオ尿素を選定した。阻害影響試験は、はじめに 2-クロロフェノールを用いて 50%硝化阻害影響濃度 (EC50) を求め、感受性の確認を行った。この物質はこれまでに水質研究室における、硝化細菌を用いた種類のバイオアッセイにより EC50 が確認されているものである。

### 2.2.3. バイオアッセイ

バイオアッセイに使用するガラス器具類は全て 160℃で 2 時間乾熱滅菌したものを使用した。また、乾熱滅菌不可能な実験器具は消毒用 70%エタノールで消毒したものを使用した。操作はクリーンベンチ内における無菌操作とした。

#### 1) 培地原液

次の各濃縮原液を調整し、耐圧ねじロビンに移してオートクレーブにより滅菌、放冷した。この原液は冷蔵所に保存し、調整後 2 週間毎に新たに調整したものに交換した。

#### 2) 前培養

前項で調整した培地濃縮原液を滅菌済蒸留水で各濃縮倍率に希釈し、最終的に全量を 200mL とした。このうち 180mL を分取し、500mL 三角フラスコへ移す。5℃以下で冷蔵保存してある菌株から 20mL を抜き取り、培地を入れた三角フラスコへ移し (10%接種)、培養開始時の亜硝酸性窒素濃度測定用に 10mL 抜き取った後、シリコン栓をした。インキュベータ内で 30℃、150rpm の条件で 7 日間回転振とう培養した。培養後の亜硝酸性窒素濃度測定用に 10mL 抜き取った後、培養液をバイオアッセイに用いる。

#### 3) バイオアッセイ

- ① 各培地濃縮原液を蒸留水で 10/7 倍になるように希釈し、全量を 2000mL とした。耐圧ねじロビンに移し、オートクレーブにて滅菌、放冷した。この溶液 (バイオアッセイ用培地) は測定毎に作成した。
- ② 容量 15mL のポリプロピレン製滅菌済み遠沈管に、①のバイオアッセイ用培地を 7mL ずつ分注した。遠沈管は 1 試験条件につき 10 本用意した (0hr 後評価用、24hr 後評価用としてそれぞれ 5 本ずつ使用、n=5 とした)。
- ③ 適当な濃度に調整した供試物質を 1mL ずつ遠沈管 10 本に分注した。遠沈管内で供試物質は調整した濃度に対し、10 倍に希釈されることとなる。コントロールは供試物質の代わりに滅菌済蒸留水 1mL を遠沈管に添加した。
- ④ 前培養した菌株を 2mL 遠沈管に分注し、遠沈管のキャップを締め、試験管ミキサーで攪拌した。
- ⑤ 攪拌後、24hr 後評価用については気密性を高めるためにキャップを締めた後、キャップの周りにパラフィルムを巻く。
- ⑥ 24hr 後評価用の遠沈管をインキュベータにセットし、30℃、150rpm の条件で回転振とう培養した。
- ⑦ 0hr 後評価用の遠沈管キャップを外し、クロロホルムを 10 $\mu$ L 添加、試験管ミキサーで攪拌した。攪拌後、溶液のアンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素の濃度の分析を行った。

供試物質の影響による硝化阻害率を次式で定義してこれを縦軸に、横軸 (対数) に試料添加濃度をプロットした容量-作用曲線 (Dose-Response curve) を作成し、50%付近の直線部分の回帰式を計算により求め、50%硝化阻害影響濃度 (EC50) を算出した。

$$\text{硝化阻害率 [\%]} = (1 - N_c/N) \quad N: \text{試験系の亜硝酸性窒素生成量} \quad N_c: \text{対象系の亜硝酸性窒素生成量}$$

### 2.3. 結果

各供試物質に対する純粋培養系硝化細菌バイオアッセイ系の感度の結果を表-2 に示す。またここでは、11 年度に実施した、フェノール、クロロフェノール類の測定値<sup>2)</sup> も比較のため示す。供試物質の中ではチオカルボニル基を有するチオ尿素が最も阻害影響濃度が低く、続いて芳香族メチル、芳香族アミン、アルデヒドの順に阻害影響濃度が上がっていった。また、別途行った、実処理下水処理場の生物処理に近い条件における系による試験<sup>3)</sup> と比較すると、阻害影響濃度が 1/20 程度であることがわかった。このことは、硝化細菌バイオアッセイを用いた手法は、実処理系において処理阻害が発生するよりも低濃度で硝化阻害物質の存在を検出できることを示唆している。

表-2 硝化細菌バイオアッセイに対する化学物質の阻害影響濃度 (mg/L)

供試物質	純粋培養系 EC <sub>50</sub>	供試物質	純粋培養系 EC <sub>50</sub>
フェノール	0.701	チオ尿素	0.018
2-クロロフェノール	0.11	m-クレゾール	0.1
3-クロロフェノール	0.046	m-アミノフェノール	0.94
4-クロロフェノール	0.009	アニリン	2.3
2,3-ジクロロフェノール	0.054	o-フェニレンジアミン	1.4
2,4-ジクロロフェノール	0.15	m-フェニレンジアミン	0.23
2,5-ジクロロフェノール	0.041	p-クロロアニリン	0.91
2,6-ジクロロフェノール	1.1	ホルムアルデヒド	26
		アセトアルデヒド	41

また、同一の硝化細菌を用いた毒物センサを、実下水処理施設で流入下水の水質監視に適用する検討を行ったところ、約 1 ヶ月の期間で有れば、安定的に連続稼働することがわかった<sup>4) 5)</sup>。今後、より維持管理の頻度を小さくするように、システムを改良していく必要があると考えられた。

## 3. 内分泌かく乱化学物質 (EDs) の検出手法への ELISA 法の適用性の調査

### 3.1. 目的

近年、環境中に排出された種々の化学物質が生物の内分泌を攪乱する問題、いわゆる環境ホルモン問題が注目されており、日本においても環境ホルモンが原因の一つと考えられる水生生物の影響が報告されている<sup>6)</sup>。環境ホルモンとして作用すると考えられている物質としては界面活性剤の原料であるアルキルフェノール類、プラスチックの可塑剤であるフタル酸類、各種の農薬等<sup>7)</sup> があるが、この他にも環境中に排出される女性ホルモンも環境ホルモンとして作用することが考えられる。これに対し、関係省庁や研究機関が様々な調査を行い、成果を挙げつつある。国土交通省においても地方公共団体と共同で、下水試料に適した内分泌攪乱化学物質の分析手法の検討<sup>8) 9)</sup> 及び下水処理場における内分泌攪乱化学物質の実態調査<sup>10) 11)</sup> を実施している。対象物質は環境庁が「環境ホルモン戦略計画 SPEED '98」の中で提示している 67 の化学物質から下水道に含まれる可能性のある 11 の化学物質とその関連物質のノニルフェノールエトキシレート及びヒト女性ホルモンの 17β-エストラジオールである。これらの物質の内分泌攪乱作用については、17β-エストラジオールの割合が非常に大きいとの指摘もある。しかし、上記の実態調査において、17β-エストラジオールの測定に使用している ELISA 法は LC/MS 等の機器分析に比べて、試料の前処理が簡易であるという利点があるものの、抗原抗体反応を利用しているため、類似物質による正の測定誤差や、妨害物質による負の測定誤差が検出機構上避けられず、測定値



の正確さを確認する必要があると考えられた。そこで、本調査では、ELISA 法および LC/MS/MS 法により 17β-エストラジオールを測定・比較を行った。

### 3.2. 方法

#### 3.2.1. 供試試料

実験に供した試料は主に生活系排水が流入する 5 箇所 (A~E) の下水処理場の流入下水及び二次処理水である。各下水処理場の概要を表-3 に示す。試料の採取は、平成 11 年 7 月、8 月、9 月の 3 回、いずれも晴天時にスポット採水で行った。

表-3 調査の対象とした下水処理場の概要

処理場	処理方式	処理水量
A	標準活性汚泥法	172,210 m <sup>3</sup> /day
B	標準活性汚泥法	152,060 m <sup>3</sup> /day
C	標準活性汚泥法+礫間接触+砂ろ過	49,008 m <sup>3</sup> /day
D	標準活性汚泥法	92,474 m <sup>3</sup> /day
E	標準活性汚泥法	117,615 m <sup>3</sup> /day

注：下水の排除方式は A 処理場のみ合流式下水道、B~E 処理場は分流式下水道である

#### 3.2.2. 試料の前処理

- ELISA 用試料

下水道の測定マニュアル (案)<sup>8)</sup> に従い、下水試料 1000mL を、C18 固相カラムを用いた固相抽出法 (MeOH 溶出) により処理し、10000 倍の濃縮測定試料 (ジメチルスルホキシド溶液) を得た。

- LC/MS/MS 用試料

検討<sup>12)</sup> の結果、C18 固相カラムを用いた固相抽出法 (MeOH 溶出) の抽出物を、n-ヘキサン/水による抽出、フロリジルカラムによるクリーンアップ、TLC (シリカゲル) による精製を順次行い測定試料を得た。

#### 3.2.3. ELISA 法の測定

ELISA 法は Assay Designs, Inc. 製の Correlate-EIA 17β-Estradiol Enzyme Immunoassay Kit を使用し、下水処理場における EDs の実態調査で用いた方法に従い測定した。

#### 3.2.4. LC/MS/MS の測定

測定条件を以下に示す。

- 装置 : TSQ 7000, HP 1100
- カラム : HP Zorbax Eclips XDB-C18, 2.1×150mm
- 移動相 : アセトニトリル/水 (60 : 40) , 0.2mL/min
- 注入量 : 10μL
- イオン化 : AP-ESI Negative, Collision Energy 40eV, Argon 2.2-2.3 mTorr

### 3.3. 結果

#### 3.3.1. ELISA 法

測定結果を表-4 に示す。17β-エストラジオールの測定範囲と中央値は、流入水で 0.022~0.075 μg/L、

表-4 ELISA法の測定結果

処理場	流入下水(μg/L)			処理水(μg/L)		
	7月	8月	9月	7月	8月	9月
A	0.058	0.036	0.062	0.020	0.019	0.025
B	0.057	0.046	0.058	0.036	0.017	0.019
C	0.075	0.047	0.022	0.015	0.010	0.008
D	0.057	0.030	0.028	0.024	0.022	0.013
E	0.031	0.036	0.041	0.006	0.006	0.004

0.047 μg/L, 二次処理水で 0.004~0.036 μg/L, 0.017 μg/L, であり、処理水の濃度は流入水の 1.5~11 倍 (平均 3.6 倍) であった。

### 3.3.2. LC/MS/MS 法

測定結果を表-5 に示す。17β-エストラジオールの測定範囲と中央値は、流入水で 0.007~0.015 μg/L, 0.011 μg/L, 処理水では 2 つの試料が 0.001 μg/L であった他はすべて 0.001 μg/L 未満であった。

表-5 LC/MS/MS法の測定結果

処理場	流入下水(μg/L)			処理水(μg/L)		
	7月	8月	9月	7月	8月	9月
A	0.011	0.010	0.009	<0.001	<0.001	<0.001
B	0.011	0.012	0.007	<0.001	<0.001	<0.001
C	0.014	0.008	0.011	<0.001	0.001	<0.001
D	0.015	0.007	0.013	<0.001	<0.001	<0.001
E	0.007	0.007	0.011	<0.001	<0.001	0.001

## 3.4. 考察

### 3.4.1. 下水試料

本調査の測定結果を下水処理場における EDs の実態調査と比較すると、流入水および処理水の測定範囲と中央値は概ね同様であり、今回調査対象とした下水処理場は、17β-エストラジオールの濃度に関しては平均的な下水処理場であると考えられた。

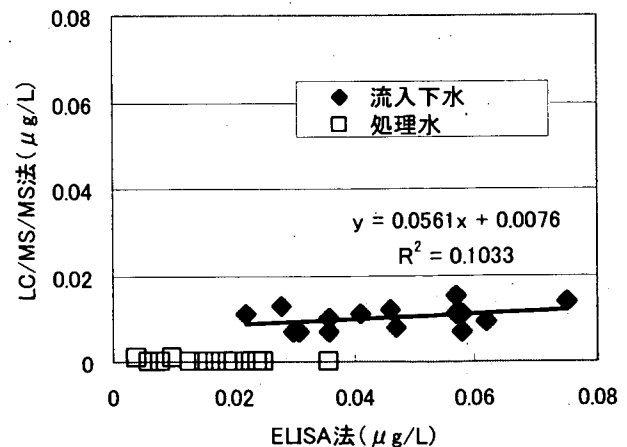
### 3.4.2. ELISA 法と LC/MS/MS 法の比較

2 つの測定方法により、流入水の 17β-エストラジオールの濃度を測定した結果を図-1 に比較して示す。図からわかるように、すべての流入水試料において、ELISA 法の測定結果が高く、その比率 (ELISA 法/LC/MS/MS 法) は 2.0~8.3 倍 (平均 4.7 倍) であった。

このことから流入下水において、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である 17β-エストラジオール以外の物質の影響により、LC/MS/MS 法よりも高くなることが推察された。また、ELISA 法と LC/MS/MS 法の測定結果の相関係数は  $R^2=0.0996$  と低く、さらに ELISA 法と LC/MS/MS 法の比率と調査対象下水処理場及び試料採取時期の間にも明確な傾向は認められなかった。

処理水中の 17β-エストラジオールについては、ELISA 法の結果に比較して、LC/MS/MS 法の測定結果はほとんどが 0.001 μg/L 未満と非常に低く、流入水と同様に、ELISA 法の測定結果は測定対象物質である 17β-エストラジオール以外の物質の影響により、LC/MS/MS 法よりも高くなることが推察された。

図-1 ELISA法とLC/MS/MS法の比較



### 3.5. 結論

本調査の結果、ELISA 法を用いて下水試料中の 17 $\beta$ -エストラジオールを測定する場合、実際に含まれている濃度よりも高い測定結果が得られることが確認され、また両者の測定結果には明確な相関が確認できなかった。このことから、下水試料に ELISA 法を適用するためには、試料の前処理において何らかのクリーンアップ操作を行い、測定に影響する夾雑物質を除去することが望ましいと考えられた。

また、ELISA 法はその測定機構上 17 $\beta$ -エストラジオールに類似の構造の物質を合わせて測定している可能性があり、それらの物質が内分泌攪乱作用を持つことも考えられるため、測定に影響している物質の検索も今後行う必要があると考えられた。

### 4. 参考文献

- 1) 岡安, 小森, 田中; 硝化細菌バイオアッセイによる水中有害有機物の検出, 日本水環境学会年会講演集, 35, 234, 2000.3
- 2) 建設省土木研究所; 平成 11 年度下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料第 3755 号, 2000.10
- 3) 小森, 岡安, 竹歳, 山口, 田中; 活性汚泥処理性能に及ぼす化学物質の影響評価, 日本水環境学会年会講演集, 35, 286, 2000.3
- 4) 岡安, 田中, 磯部ほか; 硝化細菌を用いた毒物モニタによる河川水質モニタリング, 土木学会年次学術講演会講演集第 7 部, 54, 108-109, 1999.9
- 5) 岡安, 田中ほか; 硝化細菌を用いた毒物センサの下水道施設への適用, 日本水環境学会年会講演集, 34, 76, 2000.3
- 6) 中村, 井口. Something usual of fish in Tama River, 化学, Vol.68, No.7, pp.515-517 (1998).
- 7) 環境庁; 外因性内分泌攪乱化学物質問題への環境庁の対応方針について—環境ホルモン戦略計画 SPEED'98—(1998).
- 8) 建設省都市局下水道部, 「下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル」, 社団法人日本下水道協会, 1999.8.
- 9) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 「下水道における内分泌攪乱化学物質調査マニュアル(案)」, 社団法人日本下水道協会, 2001.3.
- 10) 建設省都市局下水道部, 「平成 11 年度 下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書」, 平成 12 年 3 月
- 11) 国土交通省都市・地域整備局下水道部「平成 12 年度下水道における内分泌攪乱化学物質(環境ホルモン)に関する調査報告書」, 2001.5.
- 12) 小森, 高橋, 田中; LC/MS による下水試料中の 17 $\beta$  エストラジオールの分析, 第 9 回環境科学討論会講演集, 346-347, 2000.
- 13) 高橋, 小森, 矢古宇, 岡安, 斉藤, 東谷, 田中 (2000) 下水試料中の女性ホルモン測定法の課題—LC/MS/MS と ELISA の比較から—, 日本水環境学会シンポジウム講演集, 3, 175-176

## 16. 下水道における未規制物質対策技術に関する調査

水質研究室	室	長	田中	宏明
	主任	研究員	小森	行也
	研究員		竹歳	健治
	研究員		岡安	祐司
	重点研究支援協力員		矢古宇	靖子
	重点研究支援協力員		東谷	忠

### 1. はじめに

現在、生産・使用されている多くの化学物質は生活に欠くことのできない有益な物質であることは言うまでもないが、なかには人の健康を害する物質もある。人の健康を害する一部の化学物質については、既に下水道・環境への排出が規制されているが、環境ホルモンを含む多くの化学物質は未規制のままである。原則として規制物質が下水道へ流入することはないが、生活排水・工場排水を受け入れている下水からは多くの未規制物質が検出されており、これらの未規制物質が原因物質と疑われる下水処理への影響がいくつか報告されている。種々の未規制物質を含む生活・工場排水を処理した後環境へ水に戻している下水道では、放流先への環境影響を考えると、未規制物質対策は重要な課題である。また、平成11年7月に公布されたPRTR法では、有害性のある化学物質の環境への排出量や廃棄物に含まれての移動量を登録して公表していく仕組みであるが、現時点での未規制物質についても対象となる可能性があり、それらの下水道での挙動把握（実態調査、モデルによる推定）は急がれている。

12年度は、下水中の化学物質の挙動把握に関し、揮発性有機化合物の数値モデルによる解析を行った。また、環境ホルモンのなかでも下水試料を対象とした分析方法が標準化されていないエストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析手法について検討を行った。

### 2. 調査方法

#### 2.1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

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

#### 2.2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

天然のエストロゲンである17β-エストラジオール(E2)、エストロン(E1)及び経口避妊薬(ピル)の主成分であるエチニルエストラジオール(EE2)のホルモン作用は、他の人工化学物質に由来する内分泌攪乱化学物質に比べエストロゲン作用が大きいことが知られている<sup>2)</sup>。従って、内分泌攪乱化学物質の下水処理場での実態調査あるいは環境への影響評価においてE2、E1、EE2の定量を加えることは重要である。建設省の実態調査<sup>3)</sup>ではE2を調査対象とし、比較的簡易に測定できる抗原抗体法(ELISA)を用いて測定しているが、ELISAは類似の物質も合わせて測定するなどの問題があるため、新たな方法の開発が望まれている。

また、E1、EE2についても下水試料の測定に適した分析方法の開発が望まれている。

ノニルフェノキシ酢酸類 (NPnEC, n=0,1,2) は、非イオン界面活性剤のノニルフェノールエトキシレート (NPEO) が好気性条件下で微生物分解を受けて生成することが知られている物質である<sup>4)</sup>。また、NPnEC は内分泌攪乱作用を有すると疑われており<sup>5)</sup>、ノニルフェノール類の中ではノニルフェノールエトキシレートとともに重要な物質である。これらの下水処理過程、環境中での挙動はよく分かっておらず、現在その分析方法についての報告<sup>6)</sup>も少ないことから、ノニルフェノール類の挙動を調べる上で下水道に適した新たな分析方法の開発が必要である。

下水試料を対象とした E2、E1、EE2 の分析について、LC/MS/MS を用いた方法の検討と、ノニルフェノキシ酢酸類については、GC/MS による分析法について検討した。

また、下水処理場の流入水と二次処理水について、本法によるエストロゲンの測定を行った。

### 3. 調査結果

#### 3. 1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

揮発性物質に分類される物質でも、それぞれ水、大気、汚泥への分配は大きく異なることがわかった。また、同一の揮発性物質、運転条件等で実測された分配の傾向も大きく異なることがわかった。

ベンチスケール活性汚泥実験装置における実測結果と、シミュレーションモデルにより再現した計算結果とは、図1の例に示すように、水、大気、汚泥、生物分解の分配傾向は類似するよう見えるが完全には一致せず、測定値の代表性、測定誤差、モデルの機構について検討、改良の余地があると推察された。

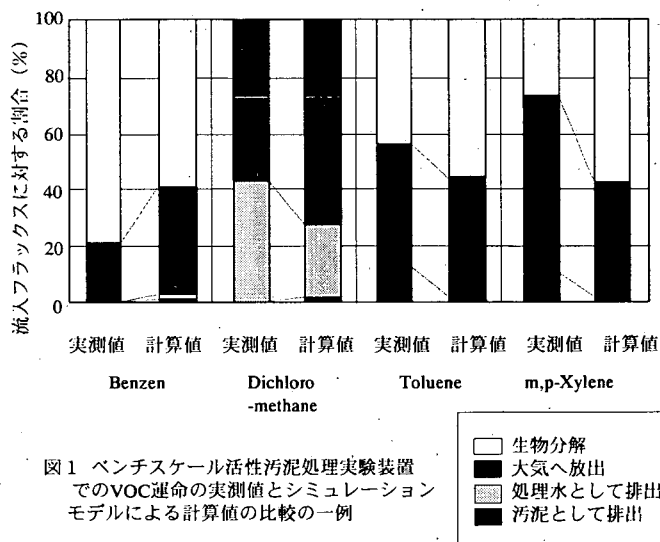


図1 ベンチスケール活性汚泥処理実験装置でのVOC運命の実測値とシミュレーションモデルによる計算値の比較の一例

PRTR 第一種指定化学物質のうち、表1に示す

物質について生物分解を考慮しない標準活性汚泥法において、HRT、送気倍率、MLSS 濃度について、全国データの平均値±標準偏差の運転状況について感度解析を実施した結果、送気倍率およびHRT を大きく設定することが、大気側への排出を促進し、また、MLSS を高く設定することが汚泥処理系への移行を大きくすることが示唆された(図2)。また、オキシデ

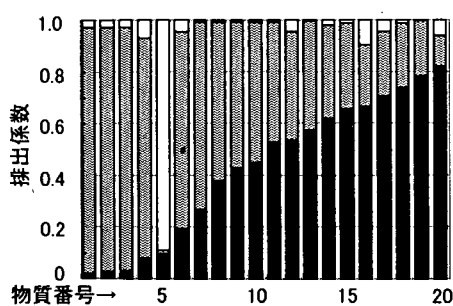


図2 標準活性汚泥法における排出係数

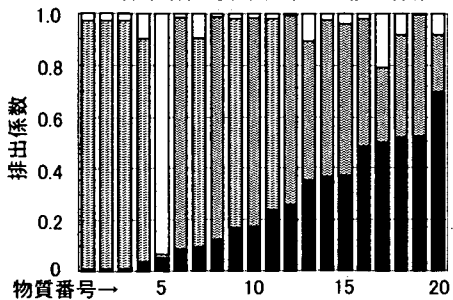


図4 酸素活性汚泥法における排出係数

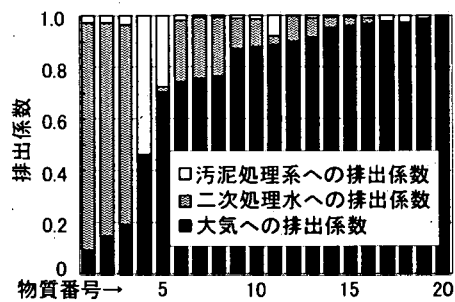


図3 オキシデーションディッチ法における排出係数

表1 運転方式ごとの排出計算に用いた物質一覧

No.	物質名	No.	物質名
1	アセトアルデヒド	11	ベンゼン
2	アクロレイン	12	スチレン
3	アクリロニトリル	13	クロロメタン
4	テレフタル酸ジメチル	14	トルエン
5	ノニルフェノール	15	トリクロロエチレン
6	プロモフォルム	16	1,4-ジクロロベンゼン
7	1,2-ジクロロエタン	17	キシレン
8	ジクロロメタン	18	1,1,1-トリクロロエタン
9	クロホルム	19	クロロチレン
10	1,2-ジクロロエチレン	20	テトラクロロエチレン

注)大気への排出係数が小さい順に並べた。

ーションディッチ法 (図3)、酸素活性汚泥法 (図4) などの処理方式の相違により、移行先媒体が大きく変化する可能性があることが推定された。

### 3. 2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

#### 1) エストロゲンの機器分析

本方法は、下水試料中の E2 の分析を目的として環境庁の暫定マニュアル<sup>7)</sup> を参考に種々の検討を行い提案<sup>8)</sup> した方法 (バージョン1) を改良し、さらに E1、EE2 を加えて検討を行った。バージョン1では、試料をろ過した後固相抽出し、フロリジルカートリッジと薄層クロマトグラフによるクリーンアップを行い、LC/MS/MS 分析を行ったが、試料前処理が煩雑であることから簡易化の検討を行った。

試料の前処理は、以下の手順とした。試料 1000ml をガラス繊維ろ紙 (孔径 1 $\mu$ m) でろ過する。ろ紙に残った浮遊物質 (SS) は、アセトン 5ml を用い 2 回抽出 (超音波利用) し、抽出液をろ液に合わせる。ろ液に内標準物質 (17 $\beta$ -エストラジオール-d3) を添加した後、通水直前にメタノールでコンディショニングした固相抽出用カートリッジ (C18) に通し、E2、E1、EE2 をカートリッジに吸着させる。ろ液を通したカートリッジは、遠心分離と窒素ガスを通すことにより脱水を行う。次に、酢酸エチル/メタノール (5:1) 5ml を通し E2、E1、EE2 を溶出させる。溶出液は、窒素吹き付けにより濃縮乾固する。次に、酢酸エチル 2ml に溶解 (超音波利用) し、5%NaCl 1ml を加え激しく攪拌する (2分)。放置後、酢酸エチル層を別の容器に移し、5%NaCl 層に酢酸エチル 2ml 加え、再度激しく攪拌する。酢酸エチル層は、先の酢酸エチルに合わせ、無水硫酸ナトリウム (2g) を通し脱水する。酢酸エチルの入っていた容器を酢酸エチル 1~2ml で洗い、無水硫酸ナトリウムカラムに通す。脱水後の酢酸エチルを窒素吹き付けにより濃縮乾固する。次に、ヘキサン/ジクロロメタン (1:1) 1ml に溶解 (超音波利用) し、この溶解液をフロリジルカートリッジに通しクリーンアップする。溶解液の入っていた容器はヘキサン/ジクロロメタン

表2 LC/MS/MS分析条件

LC/MS/MS	: TSQ, HP1100
カラム	: HP Zorbax Eclipse XDB-C18, 2.1mm $\phi$ $\times$ 150mm
移動相	: アセトニトリル/水(60:40), 0.15ml/min
注入量	: 10 $\mu$ l
イオン化方法	: AP-ESI Negative, Collision Energy 45eV, アルゴン 2.2-2.3 mTorr
測定イオン	: E2 (271-145), E1 (269-145), EE2 (295-145)

(1:1) 1ml で洗いフロリジルカートリッジに通す。次にフロリジルカートリッジをヘキサン/ジクロロメタン (1:1) 10ml で洗浄する。フロリジルカートリッジに吸着した E2、E1、EE2 は、アセトン/ジクロロメタン (5:95) 6ml で溶出させる。溶出液を窒素吹き付けにより濃縮乾固した後、メタノール 1ml に再溶解後、遠心分離し上澄液を LC/MS/MS で測定する。LC/MS/MS の分析条件を表 2 に示した。

E2、E1、EE2 濃度が 0.002  $\mu$ g/ml の標準溶液を LC/MS/MS で 7 回繰り返し測定した結果を表 3 に示した。繰り返し測定のバラツキを標準偏差 (S) で表し、3S を検出下限値とすると 0.0005  $\mu$ g/ml となる。下水試料の分析では、前処理段階で 1000 倍濃縮することから、下水試料の検出下限値を 0.0005  $\mu$ g/l とする。同様に、定量下限値は 10S とすると 0.0015  $\mu$ g/l となる。

表3 エストロゲン標準液の繰り返し測定結果 ( $\mu$ g/ml)

	測定値	平均	標準偏差(S)
E2	0.0020	0.0021	0.00015
	0.0022		
	0.0019		
	0.0020		
	0.0019		
	0.0023		
	0.0021		
E1	0.0022	0.0020	0.00014
	0.0018		
	0.0020		
	0.0020		
	0.0020		
	0.0018		
	0.0019		
EE2	0.0021	0.0019	0.00016
	0.0019		
	0.0017		
	0.0020		
	0.0017		
	0.0017		
	0.0017		

表4 エストロゲンの添加回収試験結果

	添加濃度 ( $\mu\text{g/l}$ )	E2		E1		EE2	
		測定値 ( $\mu\text{g/l}$ )	回収率 (%)	測定値 ( $\mu\text{g/l}$ )	回収率 (%)	測定値 ( $\mu\text{g/l}$ )	回収率 (%)
精製水	無添加	0.0000	—	0.0000	—	0.0000	—
	0.040	0.0390	98	0.0467	117	—	—
		0.0414	104	0.0440	110	0.0391	98
		0.0408	102	0.0465	116	0.0341	85
		0.0424	106	0.0439	110	0.0363	91
		0.0380	95	0.0442	111	0.0376	94
		0.0442	111	0.0456	114	0.0374	94
二次処理水	無添加	0.0004	—	0.0028	—	0.0000	—
	0.040	0.0382	95	0.0435	102	0.0371	93
		0.0369	91	0.0404	94	0.0366	91
		0.0383	95	0.0428	100	0.0380	95
		0.0347	86	0.0386	90	0.0399	100
		0.0367	91	0.0382	89	0.0382	96
0.0410	90	0.0487	86	0.0420	105		
一次処理水	無添加	0.0052	—	0.0141	—	0.0000	—
	0.040	0.0468	104	0.0612	118	0.0404	101
		0.0427	94	0.0648	127	0.0409	102
		0.0426	94	0.0682	135	0.0369	92
		0.0461	102	0.0620	120	0.0418	105
		0.0427	94	0.0499	89	0.0354	88
		0.0410	90	0.0487	86	0.0420	105

表5 下水中のエストロゲン測定結果 ( $\mu\text{g/l}$ )

	n	E2	E1	EE2
流入水	35	0.0091 (0.0036-0.020)	0.046 (0.014-0.077)	ND (ND)
処理水	35	0.0004 (ND-0.0033)	0.0064 (ND-0.10)	ND (ND)

上段：平均値，下段：範囲 ND：検出下限値未滿

精製水、二次処理水、一次処理水を用いた添加回収試験の結果を表4に示した。回収率は、それぞれ平均で92～113%であり良好な結果であった。

また、処理能力5,000～500,000 $\text{m}^3/\text{day}$ の18処理場において流入下水と二次処理水を対象に本分析法を用いた分析を行った結果を表5に示した。分析試料数はそれぞれ35検体である。また、分析試料の採取は、平成12年8月～12月にかけて実施した。流入水中のE2は、流入水で0.0036～0.020 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0091 $\mu\text{g/l}$ )、二次処理水でND～0.0033 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0004 $\mu\text{g/l}$ )、E1は、流入水で0.014～0.077 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.046 $\mu\text{g/l}$ )、二次処理水でND～0.10 $\mu\text{g/l}$ (中央値0.0064 $\mu\text{g/l}$ )、EE2は、流入水、二次処理水とも検出下限値(0.0005 $\mu\text{g/l}$ )以下であった。下水処理におけるE2の除去率は概ね96%、E1の除去率は概ね86%であった。E1はE2に比べ下水処理での除去率が低くなっているが、E1はE2に比べ分解速度が遅い<sup>9)</sup>ことが原因として考えられる。

## 2) ノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

分析は、磯部ら<sup>6)</sup>の方法を基に検討し若干の変更を行った。試料1000mlをガラス繊維ろ紙(GF/B)を用いてろ過する。ろ紙上の残査は、10mlのメタノールで抽出し、ろ過試料と合わせる。ろ過試料を予めメタノール、精製水でコンディショニングした固相カラム(Waters tC18)に通水する。通水後、カラムを乾燥させないように注意しながら、予めメタノール、精製水でコンディショニングした強陰イオン交換樹脂カラム(Varian SAX)をtC18の下に連結する。次に、メタノールを1ml/minの流速で5ml通過させ、tC18より目的成分を溶出させると同時に、SAXに陰イオン性の物質を捕集する。tC18を取り除き、SAXに20%塩酸/メタノールを1ml/minの流速で5ml通過させ、目的成分を溶出する。溶出液に14%BF<sub>3</sub>/メタノールを0.5ml加え、90℃で1時間加熱してメチル化を行う。放冷後、水2ml、ヘキサン1mlを加えて液・液抽出を行う。

ヘキサン層を分取し、内部標準物質(ピレン-d<sub>10</sub>)を加えた後、GC/MSによる定量を行う。GC/MSの分析条件を表6に示した。

NPnECの標準メタノール溶液をメチル化し、GC/MSで繰り返し測定した結果を表7に示した。10Sを定量下限値とすると、定量下限値は約0.03μg/mlとすることができる。下水試料の分析では、前処理段階で通常1000倍濃縮することから下水試料の定量下限値は0.03μg/lとする。

精製水、二次処理水、一次処理水への添加回収試験の結果を表8に示した。いずれも77%以上の回収率となっており良好な結果が得られた。

表6 GC/MS分析条件

GC条件	カラム	HP-5MS 30m×0.25mm df=0.25m
	カラム温度	100℃ (1min) ~12℃/min~300℃ (1min)
	注入口温度	300℃
	注入法	パルスドスプリットレス
	キャリアガス流量	1.2ml/min
MS条件	インターフェイス温度	300℃
	イオン源温度	230℃
	イオン化法	EI
	イオン化電圧	70eV
	検出モード	SIM (定量イオン; 221.2, 265.2, 309.2)

表7 NPnEC標準試料の繰り返し測定結果 (μg/ml)

No.	NPOEC	NP1EC	NP2EC
1	0.071	0.045	0.046
2	0.066	0.042	0.041
3	0.065	0.041	0.042
4	0.064	0.042	0.044
5	0.063	0.040	0.040
平均	0.066	0.042	0.043
標準偏差 (S)	0.0031	0.0019	0.0024

表8 NPnECの添加回収試験結果 (%)

		NPOEC	NP1EC	NP2EC
精製水 (1 μg/l)	1	95.8	91.8	87.5
	2	97.3	88.1	78.9
	3	92.6	86.6	77.9
	4	94.4	88.1	79.9
	5	91.0	89.7	82.1
	平均	94.2	88.9	81.3
二次処理水 (3 μg/l)	1	96.7	95.6	89.7
	2	99.6	97.7	90.3
	3	97.8	98.3	94.5
	4	83.1	84.1	80.2
	5	102	102	97.7
	平均	95.8	95.5	90.5
一次処理水 (4 μg/l)	1	98.1	97.2	90.8
	2	97.3	97.9	95.3
	3	99.3	102	102
	4	98.6	100	95.3
	5	98.9	100	102
	平均	98.4	99.4	97.1

注：( )内の数値は、標準物質添加濃度



#### 4. まとめ

##### 4. 1 揮発性有機化合物の下水道における挙動の把握

PRTR 第一種指定化学物質については、標準活性汚泥法において、HRT、送風倍率、MLSS 濃度について、全国データの平均値±標準偏差の運転状況について感度解析を実施した結果、送風倍率および HRT を大きく設定することが、大気側への排出を促進し、また、MLSS を高く設定することが汚泥処理系への移行を大きくすることが示唆された。また、オキシレーションディッチ、酸素曝気法などの処理方式の相違により、移行先媒体が大きく変化する可能性があることが推定された。

##### 4. 2 エストロゲンとノニルフェノキシ酢酸類の機器分析

###### 1) エストロゲンの分析方法

LC/MS/MS による E2、E1、EE2 の測定方法の検討を行い、良好な結果が得られた。本分析法での下水試料の定量下限値は 0.0015  $\mu\text{g/l}$ 、回収率は 86%以上であった。また、E2 測定を目的としたバージョン 1 に比べ操作がやや簡易になっている。

###### 2) ノニルフェノキシ酢酸類の分析方法

GC/MS による下水試料の NPnEC 分析について検討を行い、良好な結果を得た。本分析法での下水試料の定量下限値は 0.03  $\mu\text{g/l}$ 、回収率は 77%以上であった。

###### 3) 下水試料中のエストロゲンの測定

本法により下水中の E2、E1、EE2 を測定した結果、E2 は、流入水で 0.0036~0.020  $\mu\text{g/l}$  (中央値 0.0091  $\mu\text{g/l}$ )、二次処理水で ND~0.0033  $\mu\text{g/l}$  (中央値 0.0004  $\mu\text{g/l}$ )、E1 は、流入水で 0.014~0.077  $\mu\text{g/l}$  (中央値 0.046  $\mu\text{g/l}$ )、二次処理水で ND~0.10  $\mu\text{g/l}$  (中央値 0.0064  $\mu\text{g/l}$ )、EE2 は、流入水、二次処理水とも検出下限値 (0.0005  $\mu\text{g/l}$ ) 以下であった。

#### 【参考文献】

- 1) 岡安祐司他, ベンゾカル活性汚泥処理実験装置と数値モデルを用いた揮発性物質の挙動, 環境工学研究論文集, 第 37 巻, pp. 299-310(2000)
- 2) 矢古宇靖子他, 組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定, 環境工学研究論文集, 第 36 巻, p.199-208 (1999)
- 3) 建設省都市局下水道部, 平成 11 年度下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書, 建設省都市局下水道部 (2000)
- 4) 小森行也他, 活性汚泥処理プロセスにおける NP、NPEO の挙動, 第 37 回下水道研究発表会講演集, p713-715 (2000)
- 5) E. Routledge et al., Estrogenic Activity of Surfactants and Some of Their Degradation Products Assessed Using a Recombinant Yeast Screen, Environ. Toxicol. Chem., Vol.15, No.3, p.241-248 (1996)
- 6) 磯部友彦他, 環境試料中のノニルフェノキシ酢酸 (NPEC) の分析, 第 9 回環境化学討論会, p48-49 (2000)
- 7) 環境庁水質保全局, 外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアル (水質、底質、水生生物), 環境庁水質保全局水質管理課 (1998)
- 8) 小森行也他, LC/MS による下水試料中の 17 $\beta$ -エストロジオールの分析, 第 9 回環境化学討論会講演要旨集, p.346-347 (2000)
- 9) A.C.Belfroid et al., Analysis and occurrence of estrogenic hormones and their glucuronides in surface water and waste water in The Netherlands, The Science of the Total Environment, 225, p.101-108 (1999)

## 17. 下水道による水生生態系への影響に関する調査

水質研究室	室	長	田中 宏明
	研	究	高橋 明宏
	重点研究支援協力員		東谷 忠
	同		矢古宇靖子
	交流研究員		斎藤 正義

### 1. はじめに

下水道の整備に伴い、河川水に占める下水処理水の割合が増加し、水環境の保全において下水道の果たす役割が重要になりつつある。また、下水処理水を都市における貴重な水資源ととらえ、せせらぎ等の水辺空間の整備に利用する事例も増えている<sup>1)</sup>。このため、下水処理水が水生生物に与える影響を把握することが良好な水辺空間の整備を進める上で重要となっている。

本調査は、このような課題に対して下水処理水の水生生態系への影響を把握し、下水処理水の総合的な水質評価方法を確立することを目的としている。そのため現地調査により下水処理水が水生生態系に与えている影響を検討するとともに、生物を用いて生物に対する影響そのものを評価するバイオアッセイ（生物検定）を用いた下水処理水の生物影響評価手法の検討等を行う。

12年度は国土交通省の実施している環境ホルモンの実態調査<sup>2) 3)</sup>において、下水中に種々の環境ホルモン物質が検出されていることに着目し、下水中に含まれる環境ホルモンの水生生物に対する影響について検討を行った。遺伝子組み換え酵母（組み換え酵母）を用いて試料の女性ホルモン活性を測定する方法を用いて測定した結果、下水試料に女性ホルモン活性（エストロゲン活性）があること、下水処理によりエストロゲン活性が低減することが確認された。また、メダカを用いて環境ホルモンが水生生物に与える影響を評価する方法について基礎検討を行った結果、環境ホルモンの標準物質により性転換（オス→メス）が誘導され、この手法が環境ホルモンによる生物影響を評価する手法として利用可能であると判断された。

一方、下水処理水に含まれる環境ホルモンが水環境中においてどのような挙動を持つのか、特に水生生物に影響を与える経路を検討するため、河川水および水生生物のエサとなる河床付着物を対象として環境ホルモン濃度を測定した結果、環境ホルモンが付着藻類や底生生物に蓄積していることが確認され、水生生物への環境ホルモンの移行経路として河床付着物が重要な役割を果たしている可能性も示唆された。

### 2. 実験方法

環境ホルモンの水生生態系に対する影響を検討するため、*in vitro* の手法として組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定を行うとともに、*in vivo* の手法としてメダカを用いた試験系の検討を行った。また、下水処理水に含まれる環境ホルモンの河川中での挙動および魚類への移行経路について情報を得るために、水生生物の食物連鎖に着目し、河川水と一次生産者である付着藻類および消費者である底生生物に含まれる環境ホルモンの濃度を調査した。

#### 2. 1 組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定

下水試料をELISA法により17βエストラジオール（E<sub>2</sub>）を測定する際の前処理（C18固相カートリッジ抽出、メタノール溶出後ジメチルスルホキシド（DMSO）に転溶）<sup>4)</sup>と同様に処理し、試料のエストロゲン活性を測定した。

エストロゲン活性を測定する方法としては、培養細胞を用いる方法<sup>5)</sup>や酵母を用いる方法<sup>6) 7)</sup>等が知られているが、今回は過去の検討結果<sup>8)</sup>より測定操作が簡易であること、毒性物質に対する耐性が高い等の利点から、Brunel大学のSumpter教授より譲渡を受けた組み換え酵母を用いて矢古宇らの方法<sup>9)</sup>により測定することとした。測定方法の概要を図-1に示す。

Sumpter 教授の組み換え酵母には、ヒトの女性ホルモン受容体合成遺伝子、エストロゲン様物質と結合し活性化した女性ホルモン受容体により酵素β-ガラクトシダーゼを合成するプラスミド等が遺伝子操作により組み込まれており、試料中のエストロゲン物質によるエストロゲン活性の総量を酵素の生成量として測定することができる。測定結果は、試料と同時に標準物質 (E<sub>2</sub>) の活性を測定し、両者の活性を比較・計算して、試料のエストロゲン活性を 17βE<sub>2</sub> の濃度に換算した E<sub>2</sub> 活性等量として求めた。

試料の採取は「平成 12 年度下水道における環境ホルモンの実態調査 (秋期)」の際に A~K の 11 処理場にて同時に行った。また、B 処理場については冬期の環境ホルモン実態調査の際にも試料を同時に採取した。

## 2. 2 メダカを用いた試験系

水生生物、特に魚類に対する環境ホルモンの影響が懸念されている。国土交通省の実態調査においても、コイを対象として、血液中にメス特有のビテロゲニン (卵黄タンパク質の前駆体、女性ホルモンの存在により肝臓で合成される) をバイオマーカーとする環境ホルモンの生物影響を調査している。その結果、いくつかのオスコイで血液中にビテロゲニンが検出されており、環境ホルモンの魚類影響が懸念されている。しかし、英国で環境ホルモンの影響が報告されているマス科の魚や実態調査で対象としたコイは飼育条件の制約 (大型の飼育水槽、水温等) があり、試験系の対象魚には適していない。

今回は、飼育が容易、成長が早い、生物学的な知見が多数蓄積されている等の利点を持つメダカに着目し、検討を行った。なお、現在日本から提案されたメダカを用いる環境ホルモンのスクリーニング手法<sup>1)</sup>が OECD で検討されている。

検討にはヒメダカ的一种である d-rR 系メダカを用いた。d-rR 系メダカの特徴および本試験系の考え方を図-1 に示す。d-rR 系メダカの体色は遺伝的に

性染色体の組み合わせで決定され、オスが緋色、メスが白色となる。これに対し、しりびれの形状は生殖器官の発達つまり第二次性徴に合わせて発現し、オスが大きく、メスは小さくなる。一方、メダカは個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けると性転換が起こり、オスがメスに性転換することが知られている。d-rR 系メダカでは、個体の発生段階で女性ホルモンの暴露を受けてオスが機能的にメス化した場合、体色が緋色でしりびれが小さい、つまり遺伝的にはオスで機能的にはメスという成体になる。このため、環境ホルモンによる性転換 (オス→メス) を解剖等を行わずに外観から容易に判断することが可能になると考えられる。

飼育は常法<sup>1)</sup>に従いガラス製の円形水槽を用いて、止水式、25℃、12 時間明期で行った。環境ホルモンの標準物質には、女性ホルモンである E<sub>2</sub> を用いた。また、環境ホルモンの実態調査<sup>2) 3)</sup>において検出確率が高く、過去の検討において女性ホルモン作用が比較的強いことが確認<sup>3)</sup>されているノルフェノール (NP)、ビスフェノール A (BPA) を検討の対象とした。各物質は飼育水にそれぞれ 2 段階の濃度で添加し、卵~孵化の

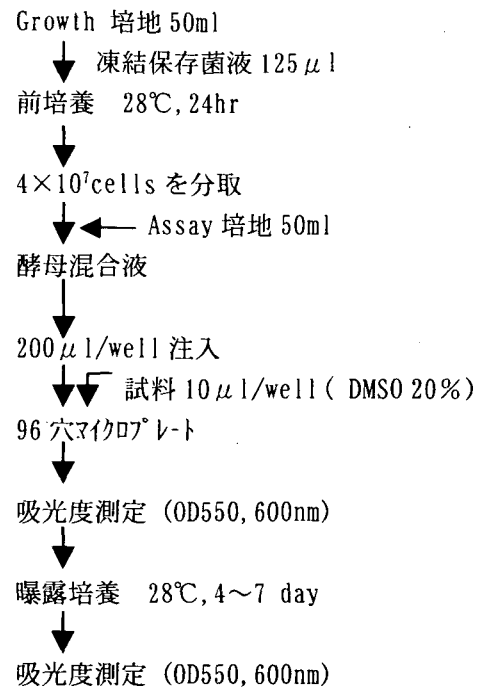


図-1 Sumpter 株の測定法

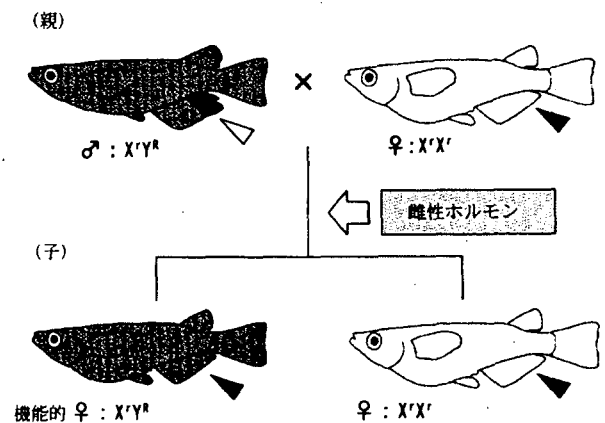


図-2 d-rR 系メダカ

期間（孵化後は無添加の飼育水）および卵～成魚の期間について曝露を行った。飼育水は環境ホルモン濃度の経時変化を予め確認し、濃度が低下しないように、随時交換した。

標準物質の濃度は、文献<sup>1)</sup>を参考に、性転換が確実に起こる濃度（1000 μg/L）およびその 1/10（100 μg/L）とした。また、NP、BPA についてはメダカに与える女性ホルモン作用を 17βE<sub>2</sub> と比較できるようにそれぞれ 1000 μg/L、100 μg/L の実験区を設定した。なお、形態の観察は定期的に行った。

## 2. 3 付着藻類および底生生物中の環境ホルモンの調査

環境ホルモンの魚類に対する影響が懸念されており、環境ホルモンが魚類に摂取される主な経路としては、水と食物の2つが考えられる。このうち、水中の環境ホルモンの濃度は、全国規模の実態調査によって概要が把握されつつある。しかし、それらの水環境中での挙動については実態が十分に把握されていない。実態調査においては、河川の底質中の環境ホルモンについても調査が行われており、河川水と比較して高い地点が多いことが確認されている。しかし、影響が懸念されている魚類への環境ホルモンの移行経路としては、河川水や底質だけでなく、魚類の食物である付着藻類や底生生物が考えられるが、これらに関してはほとんど調査が行われていない。そこで今回、河川水、付着藻類および底生生物中の環境ホルモン濃度を調査した。調査の対象物質には、実態調査において検出割合が高く、女性ホルモン活性が比較的高い NP および BPA を選定した。

調査の対象河川には、下水道および河川の環境ホルモンの実態調査や流入経路調査が実施されていること、環境ホルモンの影響と考えられるコイのメス化が報告されていること、下水道の普及率が高いこと等の理由から一級河川多摩川の中流域を選定した。本川 3 地点 (St.1、St.2、St.4) および支川 5 地点 (St.3、St.5～St.8) の合計 8 地点において試料を採取し、環境庁の外因性内分泌攪乱化学物質調査暫定マニュアルに従い測定を行った。なお、この調査対象流域では、河川水中の環境ホルモンの由来に関して、下水処理水の占める割合が高いことを河川水および下水処理水の調査により確認している<sup>12)</sup>。

St.1: Haijima Bridge、St.2: Hino Bridge、St.3: Asakawa River、St.4: Sekito Bridge  
St.5: Yati River、St.6: Zanbori River、St.7: Negawa River、St.8: Hodokubo River

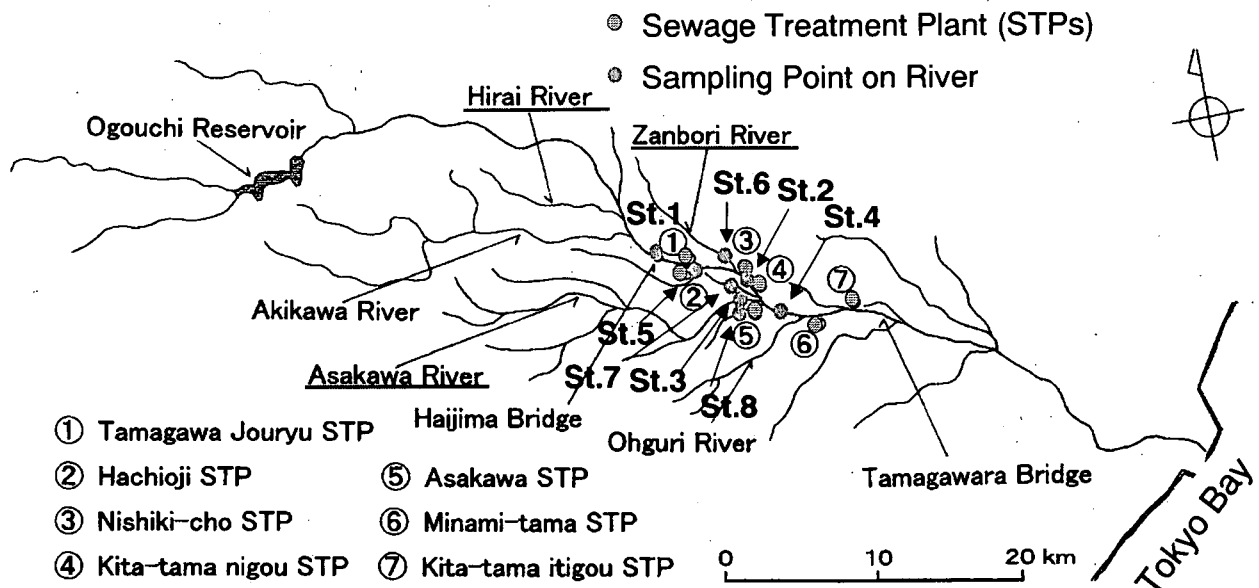


図-3 試料採取地点の概略

### 3. 結果および考察

#### 3. 1 組み換え酵母を用いたエストロゲン活性の測定

図-4にエストロゲン活性の測定結果を示す。ほとんどの下水処理場では処理によりエストロゲン活性が低減していた。

流入水よりも処理水のエストロゲン活性が高くなっているE処理場については、標準活性汚泥法を採用している合流式下水道の終末処理場であり、他の処理場と比較して処理水のエストロゲン活性が高くなる要因は見あたらない。

また、測定は複数回実施していることから測定上の問題は無いと考えられる。E処理場とH処理場を比較すると、放流水のエストロゲン活性はほぼ同程度であるが、流入下水のエストロゲン活性はH処理場が0.21  $\mu\text{g/L}$  と  $\text{E}_2$  活性等量でE処理場の放流水の約5倍と高くなっている。このことから、E処理場については流入水のエストロゲン活性が、試料採取の時間変動や測定を阻害する物質の存在により、低く測定されている可能性も考えられる。12年度の調査結果を過去の調査結果と比較するため、表-1に各年度の流入水と放流水の測定結果を、表-2に各年度の秋期調査の結果をそれぞれまとめて示す。表-1に示すように、平成12年度の測定結果( $\text{E}_2$  活性等量)は、流入水については最大0.208  $\mu\text{g/L}$ 、最小0.046  $\mu\text{g/L}$ 、平均0.092  $\mu\text{g/L}$ であり、放流水については最大0.117  $\mu\text{g/L}$ 、最小0.001  $\mu\text{g/L}$ 、平均0.024  $\mu\text{g/L}$ であった。これらの値は過去の結果と概ね同様の値である。また、各年度の秋期調査の結果を比較した場合も、概ね同様であった。下水処理過程において、各種の環境ホルモン物質が除去されることが報告<sup>1)</sup>されているが、12年度の調査におけるエストロゲン活性の除去率は最大99%、最小57%、平均83% (いずれもE処理場除く)であり、エストロゲン活性についても、除去されることが推察された。

#### 3. 2 メダカを用いた試験系

環境ホルモンの標準物質に卵~成魚の期間曝露した場合、今回設定した濃度ではすべての個体が死亡してしまった。卵~孵化の期間に曝露させた場合、死亡した個体はわずかであった。結果を表-3に示す。卵~成魚の期間曝露した場合にすべての個体が死亡したのは、環境ホルモンの標準物質の生物毒性が原因と考えられる。卵~孵化の期間と孵化~成魚の期間を比較すると、メダカの場合、後者の方が化学物質の毒性影響を受けやすいと考えられる。環境ホルモンの影響については、 $\text{E}_2$ を曝露させた場合、遺伝的にオ

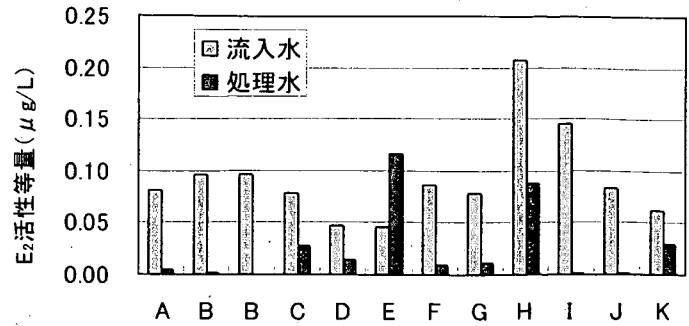


図-4 下水試料のエストロゲン活性値

表-1 各年度のエストロゲン活性測定結果(全試料)

	平成10年度		平成11年度		平成12年度	
	流入水	放流水	流入水	放流水	流入水	放流水
試料数	44	44	54	54	13	13
最大	0.213	0.213	2.620	0.079	0.208	0.117
最小	0.030	0.000	0.017	0.000	0.046	0.001
平均	0.101	0.030	0.194	0.011	0.092	0.024

単位:  $\mu\text{g/L}$

表-2 秋期調査のエストロゲン活性測定結果

	平成10年度		平成11年度		平成12年度	
	流入水	放流水	流入水	放流水	流入水	放流水
試料数	16	16	10	10	11	11
最大	0.179	0.049	0.083	0.079	0.208	0.117
最小	0.037	0.000	0.042	0.000	0.046	0.001
平均	0.073	0.017	0.059	0.015	0.092	0.027

単位:  $\mu\text{g/L}$

表-3 d-rメダカの試験結果

物質	濃度*	性転換(オス→メス)**
無添加		—
$\text{E}_2$	100	++
	1000	++
NP	100	—
	1000	+
BPA	100	—
	1000	—

\*:  $\mu\text{g/L}$  \*\*: —; なし; +; あり; ++; すべて

表-4 化学物質のエストロゲン活性

化学物質	比活性値*
17 $\beta$ エストラジオール	1.00
エストロン	0.3
イチニルエストラジオール	0.93
4-ニルフェノール	0.000034
ビスフェノールA	0.000090
フタル酸ジエチル	0.00000055

\*17 $\beta$ エストラジオールの活性値を1.00とした相対値

スである個体はすべてしりびれが機能的メスの形状となり、性転換が起こったと考えられた。NP を曝露させた場合、100  $\mu\text{g/L}$  の実験区では性転換が見られないが、1000  $\mu\text{g/L}$  の実験区では NP の毒性により死亡したメダカが多いものの性転換した個体が観察された。BPA の場合、いずれの濃度でも性転換した個体は確認できなかった。以上のことから、今回対象とした標準物質の女性ホルモン活性については、 $E_2 > NP > BPA$  と判断される。この結果は表-4 に示す酵母法による環境ホルモンのエストロゲン活性の測定結果<sup>4)9)</sup>と同様であった。今回設定した濃度条件は、性転換が起きることを確認するのが主目的であったため、設定した標準物質の濃度は下水中の  $10^3 \sim 10^5$  倍と非常に高い濃度<sup>1)</sup>であった。今後はより低い濃度での性転換について検討を進める必要がある。また、形態以外の指標として、ピテロゲニン<sup>1)</sup>等のバイオマーカーについても検討を進める必要がある。

### 3. 3 附着藻類および底生生物中の環境ホルモンの調査

各地点で採取した底生生物の概要を表-5 に、各地点で採取した試料の測定結果を表-6 に示す。採取した底生生物は、調査地点により異なり、主な生物としてはカワケラ、ヤゴ、ザリガニ、エビ等があるが、支川である St.3、St.5~St.8 では、エビとザリガニの採取量が多い。

NP の濃度は河川水では 0.1~0.4  $\mu\text{g/L}$ 、附着藻類では 8~130  $\mu\text{g/kg-wet}$ 、底生生物では 8~140  $\mu\text{g/kg-wet}$  であった。BPA の濃度は NP よりも低く、河川水では 0.02~0.15  $\mu\text{g/L}$ 、附着藻類では 2~8.8  $\mu\text{g/kg-wet}$ 、底生生物では 0.3~12  $\mu\text{g/kg-wet}$  であった。河川水と附着藻類に含まれている環境ホルモンの濃度を比較すると、いずれの物質も附着藻類の濃度は河川水の濃度よりも高く、 $10^2$  倍以上であることが確認された。しかし、底生生物の濃度は附着藻類と同程度であり、附着藻類から底生生物への顕著

な濃縮は見られなかった。附着藻類と底生生物の濃度が同程度であったのは、今回対象とした物質の残留性がそれほど高くないことを示唆していると思われる。この結果から、NP および BPA については水中の濃度よりも附着藻類や底生生物の濃度が高く、これらの食物を経由して魚類に影響を与える可能性が示唆された。

また、河川水中の NP、BPA の濃度がともに定量下限値未満である St.1 においては、附着藻類や底生生物からは両物質が検出されており、河川水中にある測定下限値以下の極微量の物質が生物に濃縮されていることが推察される。さらに、調査地点 St.8 では、河川水中の BPA 濃度は 0.02  $\mu\text{g/L}$  と非常に低いが、附着藻類中の BPA 濃度は 13  $\mu\text{g/kg-wet}$  と 8 地点中最も高くなっており、①St.8 の附着藻類が BPA の濃縮性に優れている、②BPA 濃度が日変化、時間変化を持っており、今回の調査結果である 0.02  $\mu\text{g/L}$  よりも高い場合があるのいずれかが考えられる。

一方、底生生物としてエビが重量で約 8 割を占める St.3 と エビが採取されなかった St.2 を比較すると、河川水中の NP は 0.2  $\mu\text{g/L}$  で同じ濃度であるが、底生生物中の濃度は St.2 が 140  $\mu\text{g/kg-wet}$  であるのに対して St.3 は定量下限値の 3  $\mu\text{g/kg-wet}$  未満となっている。生物種による環境ホルモンの濃縮性についても差が見られた。生物種により環境ホルモンの濃縮性が異なることが推察される。

以上のことから、環境ホルモンの河川水中における濃度について、附着藻類や底生生物を採取して分析

表-5 採取した主な底生生物

	カワケラ	ヤゴ	ザリガニ	エビ	カニ	その他	合計
St.1	15	—	—	—	—	35	50
St.2	15.2	1.9	—	—	—	38.1	55.2
St.3	—	0.3	—	40	—	12.1	52.4
St.4	3.5	0.8	—	4.3	5	30.5	44.1
St.5	—	1.1	44.8	0.3	—	14.5	60.7
St.6	—	—	61.1	4	—	5	70.1
St.7	—	0.1	45.2	—	—	18.4	63.7
St.8	—	—	47.1	4.6	—	3	54.7

Weight : g-wet

表-6 試料中の NP と BPA 濃度

	NP			BPA		
	附着藻類*	底生生物*	河川水**	附着藻類*	底生生物*	河川水**
St.1	8	8	<0.1	2.9	1.2	<0.01
St.2	58	140	0.2	6	12	0.07
St.3	68	<3	0.2	2	0.4	0.03
St.4	31	99	0.1	4.2	6	0.05
St.5	64	25	0.4	8.8	1.7	0.14
St.6	30	31	0.1	6.7	1.2	0.15
St.7	94	14	0.2	2.2	6.8	0.12
St.8	130	<3	0.2	13	0.3	0.02

\*:  $\mu\text{g/kg-wet}$ , \*\*:  $\mu\text{g/L}$

することにより、水質のみを対象とした場合よりも調査地点の環境ホルモン汚染をより正確に把握できる可能性が示唆された。しかし、付着藻類等の調査は生物種により蓄積性に差があると推察され、生物の採取、分析に当たっては注意が必要であると同時に基礎データを今後蓄積していくことが必要と考えられる。

<参考文献>

- 1) 生態系に配慮した下水道のあり方検討会；生態系にやさしい下水道をめざして，山海堂，2001.3.
- 2) 建設省河川局河川環境課，下水道部流域下水道課；平成10年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果，1999.3.
- 3) 建設省河川局河川環境課，下水道部流域下水道課；平成11年度水環境における内分泌攪乱化学物質に関する実態調査結果，2000.
- 4) 建設省都市局下水道部；下水道における内分泌攪乱化学物質水質調査マニュアル，（社）日本下水道協会，1999.
- 5) Soto, A.M. et al.; The E-screen assay as a tool to identify estrogens : an update on estrogenic environmental pollutants, *Environmental Health Perspectives*, Vol. 103, pp.113-122, 1995.
- 6) Nisikawa, J. et al.; New screening methods for chemicals with hormonal activities using interaction of nuclear hormone receptor with coactivator, *Toxicology and applied pharmacology*, Vol. 154, pp. 76-83, 1999.
- 7) Routledge, E.J and Sumpter, J.P ; Estrogenic activity of surfactants and some of their degradation products assessed using a recombinant yeast screen, *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 15, No. 3, pp. 241-248, 1996.
- 8) 高橋ら；生態系からみた下水処理水の評価方法に関する調査，土木研究所資料 平成11年度下水道関係調査研究年次報告書集，建設省土木研究所，2000.
- 9) 矢古字靖子，高橋明宏，東谷忠，田中宏明；組み換え酵母を用いた下水中のエストロゲン活性の測定，環境工学研究論文集，Vol. 36, 199-204, 1999.12.
- 10) 荻野ら；d-rR メダカの性転換を利用した内分泌攪乱物質のスクリーニング手法，日本内分泌攪乱化学物質学会第1回研究発表会要旨集，p.10, 1998.
- 11) 岩松鷹司；メダカ学全書，大学教育出版，1997.12.
- 12) Akihiro, T. et al.; Evaluation of Estrogen-Like Substances Discharged From Sewage Treatment Plants Along an Urbanized River in Japan, *Water Environment Federation 73<sup>rd</sup> Annual Conference & Exposition on Water Quality and Wastewater Treatment*, 2000.10.