

I. 下水道事業調査費による研究

1. 下水道施設の液状化・津波対策技術に関する調査

下水道研究室 室 長 横田 敏宏
主任研究官 深谷 渉
研 究 官 松橋 学

1. はじめに

平成 23 年 3 月 11 日の東日本大震災で発生した地震・津波は、下水道施設が過去に経験したことの無い広域で、甚大な被害をもたらした。被害を受けた下水道施設は、処理場 120 箇所、ポンプ場 112 箇所、管路施設 675km にのぼり、現在も本復旧が完了していない。また、震源に近く大きな地震動を受けた東北地方では、管路の埋戻し部の液状化による被害が多発し、震源から離れた関東地方の東京湾沿岸部では、埋立て地の地盤が広域的に液状化したことにより管路の土砂閉塞による流下機能不全が発生し、長期にわたる下水道の使用制限が生じた。さらに、津波により太平洋沿岸部の処理場に大きな被害が生じた。より一層、安全・安心な下水道施設の整備及び災害発生時における下水道事業の継続のため、震災により明らかとなった課題や知見を整理し、技術指針として整備し、次世代に引き継ぐ必要がある。

本調査では、一層の耐震対策及び耐津波対策の促進に向け、①下水道管路施設の液状化対策の一つである埋戻し土の締固め工法に関する検討、②耐津波設計時に考慮すべき下水道施設の浮力に関する検討を行うものである。

2. 研究方針と研究計画

国土技術政策総合研究所（以下国総研）では、東日本大震災が発生した直後に下水道施設の被災状況調査及び、下水道地震・津波対策技術検討委員会（以下地震・津波委員会）の事務局として被害要因の分析、耐震・耐津波対策の課題抽出などを行った¹⁾。今後、より一層、地震に強い下水道を実現するため、抽出した課題を整理し、対策等を明らかにしていく必要がある。

下水道管路施設の液状化対策の一つである埋戻し土の締固め工法については、現場ヒアリング等から目標とされる 90%以上の締固め度を得ることが困難な場合があることが明らかとなったため、確実な施工を行うための方法を検討する必要がある。また、耐津波設計に必要な構造物に作用する浮力に関する知見が無いことから、下記の項目について研究を行った。

- ① 埋戻し土の締固め工法の施工品質確保
- ② 津波襲来時に下水道施設に作用する浮力の大きさ

3. 埋戻し土の締固め工法の施工品質確保に関する研究

3. 1 研究目的

下水道施設の耐震対策指針と解説²⁾（以下、耐震指針）には、下水道管路施設の埋戻し土の液状化対策として 3 工法（埋戻し土の締固め、碎石による埋戻し、埋戻し土の固化）が示されている（図 1）。このうち碎

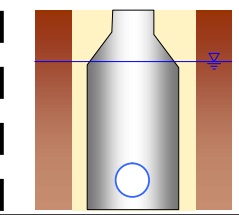
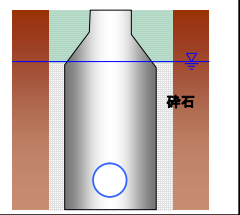
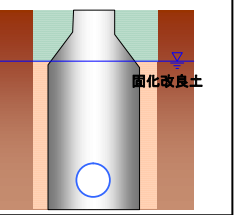
埋戻し方法	埋戻し土の締固め	碎石による埋戻し	埋戻し土の固化
概要	良質土で締固め（締固め度 90%以上）ながら、埋戻す。	地下水位以深を透水性の高い材料（碎石）で埋戻す。	地下水位以深をセメント固化改良土等で埋戻す。
概念図			
液状化対策の効果	十分な締固めを行うことにより、埋戻し部の過剰間隙水圧を小さくすることが出来るため、液状化に対する効果は大きい。	マンホール・管路近傍部の過剰間隙水圧が消散するため、液状化に対する効果は大きい。	埋戻し部が非液状化層となるため、液状化に対する効果は大きい。

図 1 埋戻し土の液状化対策

石による埋戻し、埋戻し土の固化による耐震対策を施した下水道管路施設については、東日本大震災後の調査により、被災していないか、軽微な被害であることが明らかとなった。一方、埋戻し土の締固め工法については、確実に90%以上の締固め度を得ることが困難な場合があり、採用に当たっては十分な施工品質確保が必要であることが明らかとなっている。

ここでは、90%以上の締固め度を得ることが困難な条件を明らかにし、埋戻し土の締固め工法の施工品質確保に必要な施工管理方法を検討することを目的とし、既存の文献調査及び管きょの試験的な埋戻し実験を実施した。

3. 2 埋戻し土の締固め工法の施工品質に影響を与える影響因子の選定

土の締固めは河川、道路、港湾などの土木分野で幅広く行われており、施工品質に影響を及ぼす因子に関する研究も多数実施されている。埋戻し土の締固め工法の施工品質に影響を及ぼす因子を抽出するため、アンケート及び文献調査を実施した。アンケート調査は、14市31名の下水道担当者を対象に埋戻し土の締固めの実施状況や管理状況などについて質問した。文献調査では、下水道用塩化ビニル管道路埋設指針³⁾、下水道地震対策技術検討委員会報告書⁴⁾等10文献から、埋戻し土の締固め工法の施工品質に関する項目を抽出した。その結果、埋戻し材料や施工現場の条件、周辺地盤の条件、用いる機器が埋戻し土の締固め工法の施工品質に大きく影響することが明らかとなった。また巻出し厚や転圧回数など施工の効率性に影響を与える因子も締固めの工法の施工品質に影響を与える因子である(表1)。

表1 埋戻し土の締固め工法の施工品質に影響を与える因子

因子	土の締固めに与える影響
砂の細粒分含有率	細粒分含有率が少ないと締固めにくい細粒分が多すぎると強度が低下する。
含水率	過大な含水率では、締固めが困難になる。
転圧方法	人力転圧・機械転圧など転圧方法の違いや用いる転圧機器の重量などにより締固め度が異なる。
掘削幅	掘削幅が狭くなると使用できる締固め機械が限定される他締固め作業性が悪くなる。
巻出し厚	巻出し厚は薄ければ締固め度が得られやすく、厚ければ作業効率が上がる。
転圧回数	転圧回数を多くすれば締固め度が大きくなる。少なければ作業効率が上がる。
土留めの有無	矢板の引抜き時に空隙が生じる。
地下水の有無	施工時に地下水を排除できないと含水率が大きくなり締固められない。

3. 3 締固め工法を用いた下水道管きょ埋戻し実験

(1) 実験方法

締固め工法について、締固め度90%を確保するための施工管理方法に関する実験を実施した。実験は、幅1.1m、延長6.0m、深さ2.0mの掘削を行い(図2)、φ200mmの塩化ビニル管(以下塩ビ管)にφ300の小型マンホールを接続した模擬管きょを設置し、(2)に示す条件

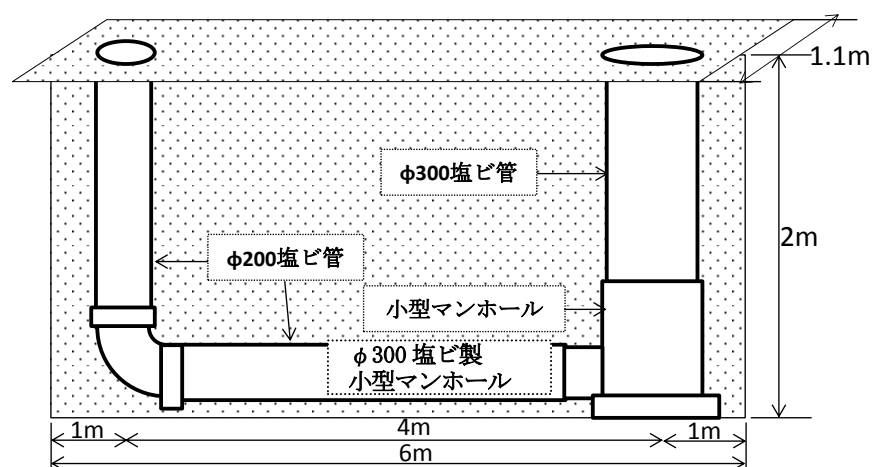


図2 下水道管きょ埋戻し実験断面図

で実施した（写真1）。



管きょ設置状況

締固め実施状況

施工完了

写真1 下水道管きょ埋戻し実験

（2）実験条件

管頂部の転圧機器、砂を敷きならす厚さである巻出し厚を変更した4ケース（表2、図3）を設定した。埋戻しに用いる砂は下水道工事で用いられる山砂（購入土）を用いた。転圧方法は、管床部10cmをプレートコンパクターで転圧後、塩ビ管を設置し、管側部は、木だこを用い人力で転圧した。埋戻し部は、プレートコンパクターを用いて転圧した。土留め壁は、軽量鋼矢板を設置し、地表から1mまで埋戻しが完了した段階で引き抜きを行った。なお実験フィールドは、掘削深さ2mでは、地下水位がなかった。また、今回の実験の際にケース1の前日に降雪があり、砂の含水率にばらつきのある条件での実験となった。

※管側部は木だこ、埋戻し部及、管床部はプレートコンパクターで転圧した。

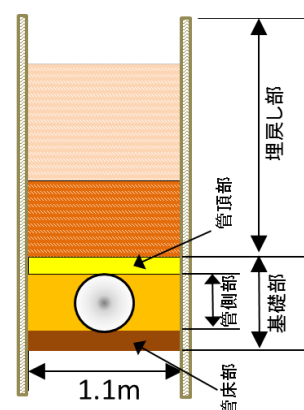


図3 埋戻し部

表2 実験ケース

実験ケース	管頂部厚(cm)		巻出し厚(cm)			
	タンパ	木だこ	管側部		埋戻し部	
	10	30	10	20	10	30
1		●	●		●	
2	●		●		●	
3		●		●	●	
4		●		●		●

※管側部は木だこ、埋戻し部及び管床部はプレートコンパクターで転圧した。

※地表から1mのところまで矢板を引き抜いた。

※本実験の転圧回数は、3回を基本とした。

（3）測定項目

本実験では、砂置換法（JIS A 1241）、RI法を用いた締固め度の測定と土研式貫入試験によりN値の測定を行った（写真2）。図4に測定箇所を示す。砂置換法は2か所、RI試験は9か所、土研式貫入試験は、6か所で測定した。その他ケース2～4では、RI試験と同位置でコアカッター法を用いた土粒子密度の測定を行った。また、埋戻し時の管きょへの影響を見るため、塩ビ管の周囲（円周方向：上下左右）に歪み計を設置するとともに、管口カメラにより転圧中の管内部状況の撮影を行った。実験終了後には、管きょを掘り出し、外観を調査した。

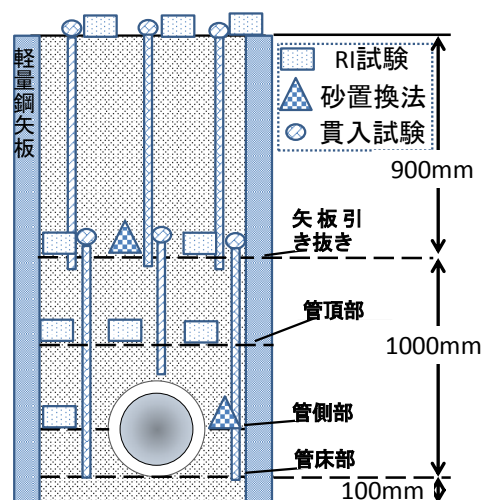


図4 測定箇所



(a) 砂置換法に用いる試験器

(b) RI試験に用いる試験器

(c) 土研式貫入試験器

写真 2 計測装置

(4) 結果

①巻出し厚

締固め度（砂置換法による測定）について、管側部及び埋戻し部の転圧回数を図 5 に示す。管側部では巻出し厚 10cm で 3 往復、埋戻し部では巻出し厚 10cm で 2.5 往復、巻出し厚 30cm で 3 往復することで 90% が確保できることが分かった。また転圧回数については 3 回を基本としているが、実際の現場を再現するため現場作業員の判断で転圧回数を変更した。

②作業時間

施工に要した時間は、ケース 1（管側部 10cm、及び埋戻し部 10cm）、ケース 2（管側部 10cm、及び埋戻し部 10cm）では、約 5 時間、ケース 3（管側部 20cm、及び埋戻し部 10cm）では、3 時間半、ケース 4（管側部 20cm、及び埋戻し部 30cm）では、2 時間半であった。また、一層の締固め当たりの作業時間は、砂を敷きならすのに約 10 分、管側部で 3 往復するのに約 5 分、埋戻し部で 3 往復するのに約 2 分を要した。

③締固め度の計測手法

締固め度を測定するための技術としては砂置換法などの方法がある⁵⁾。しかしながら、砂置換法の測定結果がでるまでに時間がかかることや、測定方法が複雑なため、即座に締固め度を測定可能な方法である RI 試験法及び簡易に測定可能なコアサンプリングの適応可能性を砂置換法と比較し検討した。

図 6 に砂置換法と RI 試験法の締固め度の関係を示す。RI 試験法は、ラジオアイソトープを用いた RI 試験器により土の密度及び含水比を求める試験方法で、現場で即時に締固め度を得ることが出来る手法である。RI 試験法と砂置換法による締固め度を比較した結果、誤差は最大で 11% となったが、道路土工等では 2% 程度の誤差が想定されており、その値よりも大きかった。本実験では、掘削幅が 1.1m と狭くメーカーヒアリングによれば、壁や杭に近い場合は正確な値を得られない可能性があることから、埋設管や鋼矢板の影響を受けた結果、RI 試験が適切に実施できていない可能性があることが分かった。

また、コアカッターは、原位置の土にコアカッターと呼ばれる円筒状容器を貫入し、重量と体積から密度を計測する方法である。実験結果では、砂置換法の締固め度に比べ最大で 15% の誤差があった。（図 7）

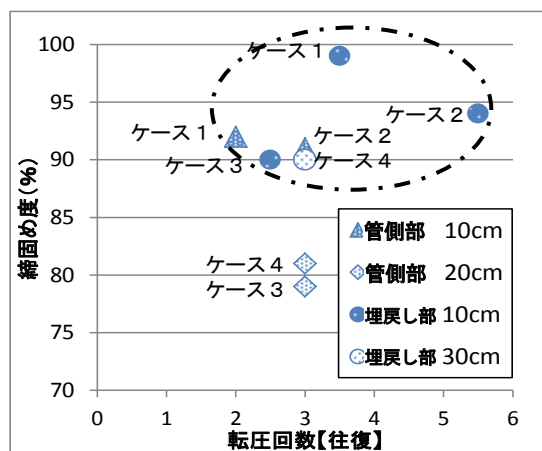


図 5 転圧回数と締固め度

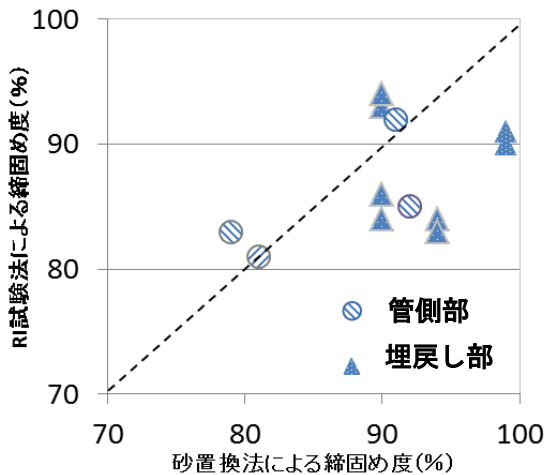


図6 砂置換法とR I 試験法の比較

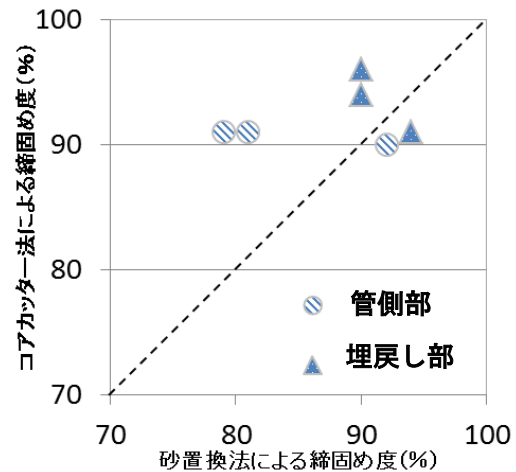


図7 砂置換法とコアカッター法の比較

④管きよの歪み

管きよの円周方向歪みの変化は、図8に示すようにどのケースにおいても埋戻し初期にE-W方向にわずかに圧縮、N-S方向に広がる挙動を示し、埋戻しが進むにつれて、E-W方向に広がりN-S方向に圧縮する変化を示した。また、木だこによる埋戻しを行った区間である0~100分の変化は、巻出し厚10cmの場合(ケース1, ケース2)は、巻出し厚20cmの場合(ケース3, ケース4)に比べ、N-S方向に圧縮、E-W方向に広がる歪みの変化が大きく測定された。このことから締固め層厚の違いによる管側部の締固め状況については、巻出し厚が薄いほどより締固められていると考えられる。

また、矢板引き抜き前後の歪みの変化を比較すると、引き抜き後の方が大きな変化となった。このことから、E-W方向の拘束力が弱くなり土層が緩んだと考えられる。最後に、図9にケース3の

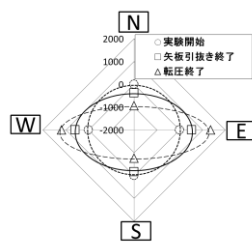


図9 ケース3における歪み状況

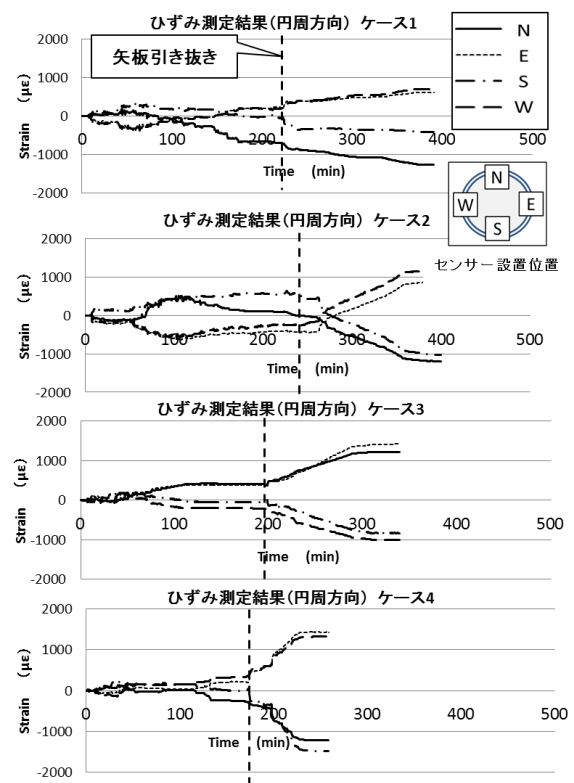


図8 管きよの歪みの変化

円周方向の歪みの変化を示す。

実験開始時にほぼ真円であっ

た管きよが施工が進むにつれてN-S方向はマイナスに、E-W方向にはプラスに変化した。本実験では、歪みを変位に直すことが出来ていないことから変位は不明であるが矢板引き抜き時の歪みは、埋戻し終了時の歪みに比べ小さいことから、管きよへの影響は小さいと推察される。

⑤管きよへの影響

実験中、管口カメラより管きよ内を撮影するとともに、実験終了後に埋戻した土砂を取り除き、管きよの外観調査を行った。

調査の結果、全ケースにおいて、管きよ内の映像に変化がなく、外観調査でも埋戻しが原因と考えられるクラック等の外傷は認められなかった。各ケースの外観写真を以下に示す。(写真3)

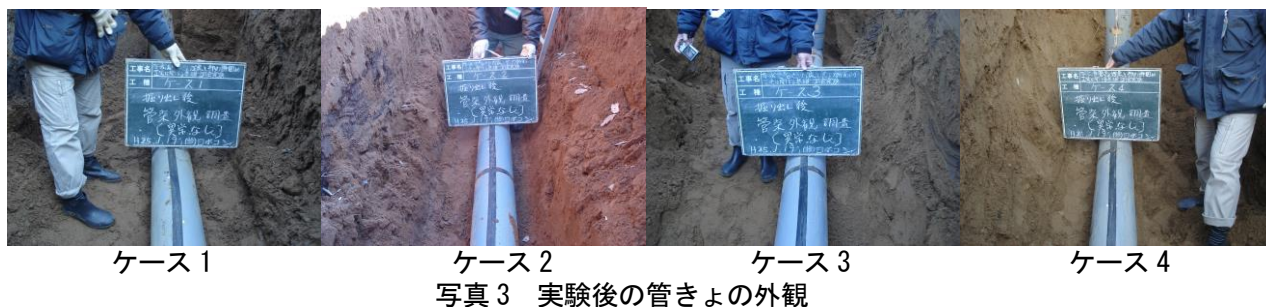


写真3 実験後の管きよの外観

(5) 考察

- ・埋戻し土の締固めを行う場合の転圧回数と巻出し厚について、木だこを用いた場合は、巻出し厚 10cm で 3 往復の転圧、プレートコンパクターを用いた場合は、巻出し厚 10cm で 2.5 往復、巻出し厚 30cm で 3 往復を行えば締固め度 90% を実現できるという結果が得られた。また、巻出し厚を減少させることにより、砂を敷きならす回数が増加するため、施工時間の大幅な増加を招き、作業効率が著しく低下することが分かった。
- ・管側部などの狭隘部では、埋設管や矢板が近傍にあり RI 試験器を用いた測定が困難であるため、現場で即時に締固め度を測定することは困難である。このことから RI 試験器の計測値から埋設管や矢板の影響を考慮した値に換算するなどにより、現場で即時に締固め度を測定可能な手法を検討する必要があると考えられる。
- ・転圧による管きよへの影響は本実験では認められなかった。今後は締固めエネルギーの大きな機器や管種、管径、巻出し厚の関係を整理することで、効率的な施工管理手法の確立が可能であると考ええる。
- ・矢板引き抜き時に生じる埋戻し土のゆるみによる長期的な管きよへの影響評価を行う必要があると考えられるが、これらの検討を行うためには、埋め戻された地盤内の締固め度を簡便な手法で測定できる機器の開発が望まれる。
- ・今後は道路、河川等の他部局の土の締固め作業の管理手法を参考にして、下水道における管理手法を改善する必要がある。

4. 津波襲来時の下水道施設に作用する浮力の検討

4. 1 研究目的

東日本大震災では、津波を原因とする下水道施設被害が多く発生した。しかし、従来の地震関連指針類の津波に関する記述は、地震対策マニュアルのフラップゲートの開閉に関する記述だけであり、耐震対策指針の耐津波対策の記述を充実させる必要があった。耐津波対策を考える際には、津波襲来時の外力設定を行う必要があることから、他部局での津波外力の考え方を整理し、下水道施設が津波襲来時に受ける外力を明らかにするための実験を行った。

下水道施設においても地上構造物の津波襲来時の外力の設定の考え方は、津波避難ビルの考え方^{6) 7)}を踏襲することで算定可能であるが、地下水槽と一体化した建築土木の複合構造物にかかる力については他の構造物の指針やガイドラインに明確な記載がなかった。特に、浮力については、知見が少ないため、耐津波設計を行うにあたり、地盤内の

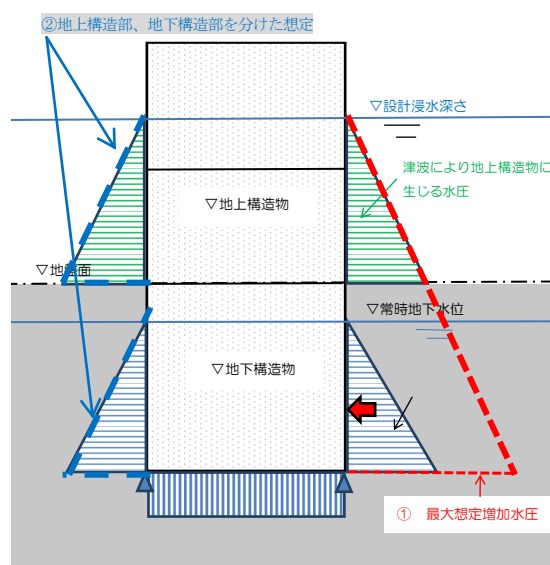


図10 津波襲来時の水圧のイメージ

増加水圧がどのように構造物に作用するのかを明確にする必要があった。具体的には、津波襲来時に地盤内への浸透時間が短い場合は、図 10 の①最大想定増加水圧の三角形分布で考えることができるが、津波襲来時に津波の地盤内への浸透時間が長い場合には、図 10 の②地上構造部、地下構造部に係る水圧を 2 つの三角形分布として考慮する必要がある。そこで、土の締固め度と透水係数をパラメータとして浮力の時系列変化を把握する実験を行った。

4. 2 津波襲来時の下水道施設に発生する浮力に関する実験

(1) 実験装置

国総研下水道研究室が所有する実験水槽（L110 cm×W100 cm×H130 cm）内に、模擬構造物（φ 300mm の塩ビ管の底部を塞いだもの）を設置し、底部から 700mm まで任意の締固め度で土層を作成し、実験開始前に底部より 400mm まで水を注入し飽和層を作成した。その後上部より水を短時間に注入し、注入終了後は、循環ポンプを設置し、水位が一定になるよう維持した。実験装置を図 11 に示す。

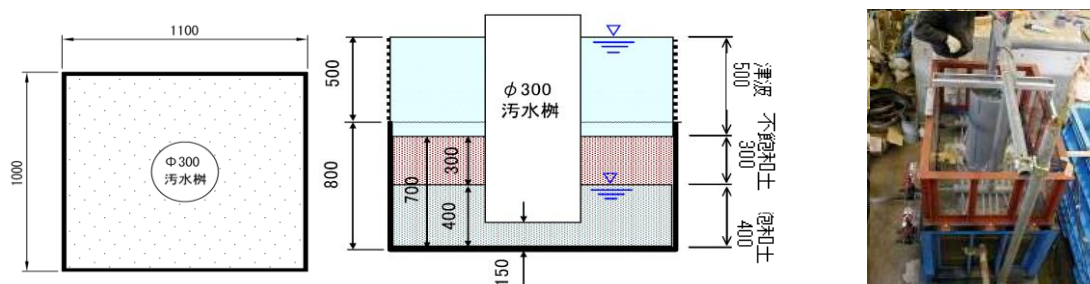


図 11 実験装置図

(2) 実験条件と測定項目

実験の測定項目については、図 12 及び、写真 4 に示すように塩ビ管上部にロードセル（L1）を設置し、浮力を測定した。また、水位上昇を確認するため周囲（P1～P7）に間隙水圧計を設置し、管底部の土圧を測定するために管底部の周囲（S1～S3）には土圧計を設置した。

すべての測定項目について、実験開始時をゼロ（基準）とし、経時的な圧力の増加傾向を把握した。また、満水時の水位を一定に保つための装置を設置し、満水後の水位を一定に保ちながら実験を行った。

実験は、装置の性能を確かめるため透水係数が高い砂を用いた予備試験を実施後、良質土を用いた本実験を実施した。実験には、予備実験では硅砂 4 号、本実験では、良質土（細粒分含有率 10% の山砂）を用いた。実験ケースは、表 3 に示す通り、予備実験では相対密度 40%、本実験では、山砂の締固め度を 85%、90%、95% の 3 パターンについて各 2 ケースの実験をおこなった。

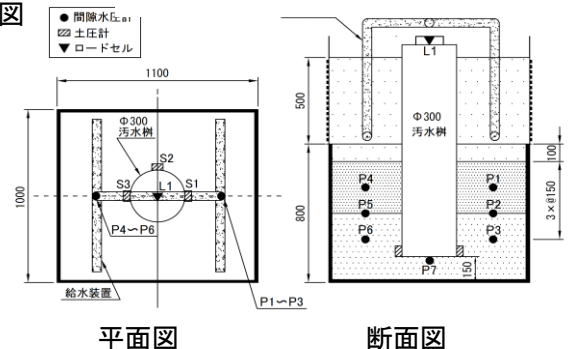


図 12 センサーの設置位置

表 3 実験条件

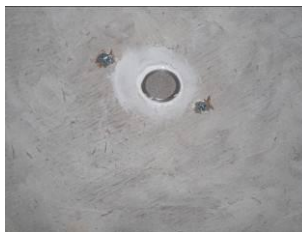
ケース	材料	相対密度 (%)	締固め度 (%)
予備実験	4号硅砂	40	-
ケース1-1	山砂	-	85
ケース1-2	山砂	-	85
ケース2-1	山砂	-	90
ケース2-2	山砂	-	90
ケース3-1	山砂	-	95
ケース3-2	山砂	-	95



ロードセル (L1)



間隙水圧計 (P1～P6)



底部間隙水圧計 (P7)



土圧計 (S1～S3)

写真 4 センサー類

(3) 砂の透水試験

地盤内への浸透時間は、透水係数の影響を受けることから、締固め度を変えた透水試験を行い、透水係数を求めた。硅砂 4 号及び良質土の透水係数と締固め度の関係を表 4 及び図 13 に示す。硅砂では、締固め度 60%～100%で、透水係数は $1.46 \times 10^{-1} \sim 1.29 \times 10^{-1}$ (cm/s) が得られた。また、山砂では、締固め度は、80～95%で、透水係数は $1.10 \times 10^{-2} \sim 5.27 \times 10^{-3}$ (cm/s) の値が得られた。この値は透水性の良い砂の一般的な透水係数 ($1 \times 10^{-3} \sim 10^{-1}$ cm/s) とほぼ一致する。

(4) 結果

ケース 1-1 から 3-2 の間隙水圧の値を設置位置ごとに比較した (図 14)。初期の数分間は、4.0～10.0kPa までの急激な間隙水圧の上昇がみられた。また実験開始から 1 時間の地盤内の間隙水圧変化は、締固め度 85%、締固め度 90%では、7 分程度で収束し、締固め度 95%では 30 分程度で収束し、また 1 時間経過後の収束値は、P4, P5, P6 (図左側) よりも、P1, 2, 3 (図右側) の収束値のばらつきが大きくなった。また、ケース 1-1, 1-2, 3-1, 3-2 は同程度の収束値を示し、ケース 2-1, 2-2 は他のケースより低い収束値を示した。実験条件から静水圧として試算した間隙水圧計の収束値は P1, P4 (上部) では、7.4kPa、P2, P3, P5, P6 (中、下部) では、8.8kPa であるのに対し、全ての間隙水圧計の実測値は、5.0～9.0kPa の範囲でばらつき、深さによる明確な傾向を見ることができなかった。

浮力については、図 15 に示すとおり、ケース 1-1～2-2 は実験開始直後に急激に増加しているが、ケース 3-1, 3-2 では、緩やかに増加した。

表 4 透水試験結果

砂	締固め度(%)	60	70	80	90	100
硅砂	透水係数 (cm/s)	1.46E-01	1.43E-01	1.38E-01	1.33E-01	1.29E-01
山砂	締固め度(%)	80	85	90	95	
	透水係数 (cm/s)	1.10E-02	9.46E-03	7.14E-03	5.27E-03	

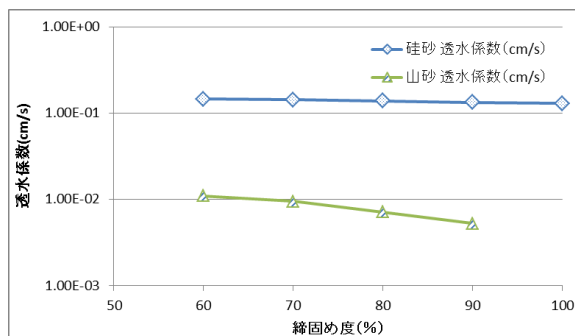


図 13 締固め度と透水係数

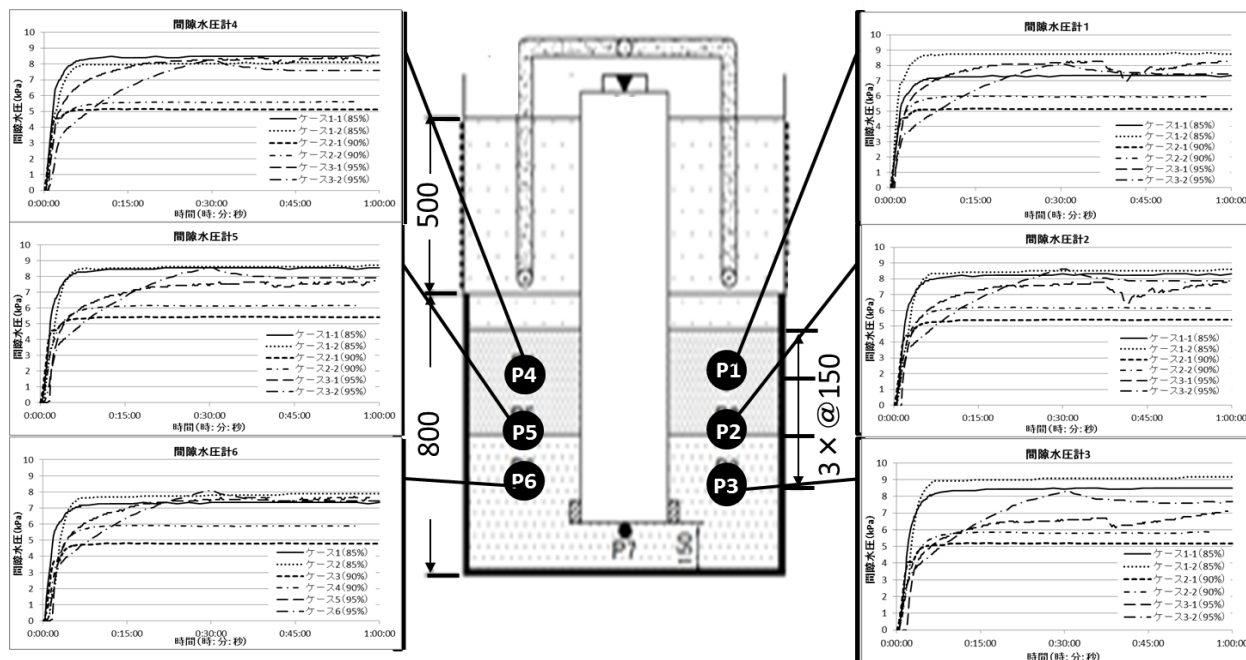


図 14 間隙水圧計測定結果

このことから本実験では、浮力変化が収束するまでの時間（地盤が飽和状態となり、間隙水圧が静水圧分布となるまでの時間）を確認するため、各ケースで生じた浮力を比較した。比較のため、実験開始後 10 時間後までに発生した最大値と測定値の比をケースごとに図 16 に示した。その結果、ケース 1-1～2-2 までは、実験開始後 1 時間以内に収束しているが、ケース 3-1、3-2 では、値が収束するまでに 4 時間程度の時間を要した。

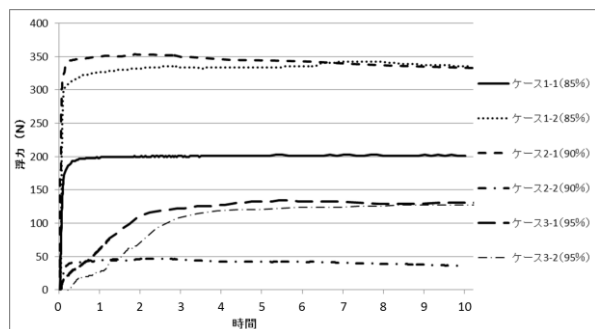


図 15 浮力測定結果

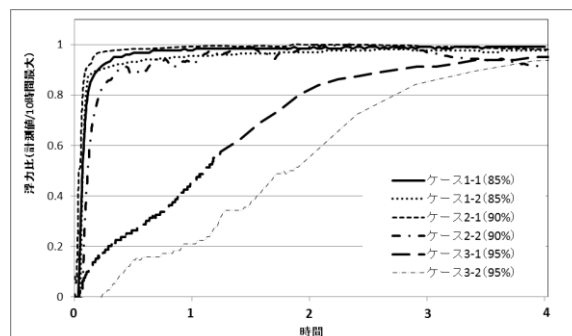


図 16 浮力比

(5) 考察

- ・間隙水圧計の変化量及び収束値のばらつきが大きく、定量的に評価できなかった。ばらつきの原因は、流入直後に間隙水圧の変化が収束していることから、センサーのコードと土層の界面よりセンサー部に水が到達したことやセンサー部に残った空気の影響であると考えられる。
- ・ロードセルの測定により、締固め度の差によって生じる地盤内水圧変化が構造物の浮力に与える影響について検討した。山砂で 95%締固めを行った場合は、浸透が完了するまで 4 時間以上必要であり、土の透水試験より算出した想定浸水時間の 1 時間 35 分より長い時間を要したことから、浸透水により発生した浮力であると考えられる。しかし、他のケースでは、想定浸水時間より短い時間で変化が収束していることから、構造物に見立てた塩ビ管壁面等を周辺地盤より早く水が浸透したことにより、短時間で塩ビ管に浮力が作用したと考えられる。
- ・山砂 95%締固めの結果より、透水性の良い砂でも締固めが行われていれば、津波襲来時に即時に水の浸透が起きないと考えられる。また、現実の地盤では、細粒分を含む土が多く本実験以上に浸透に時間がかかるものと想定される。この結果は、東日本大震災で実構造物に被害がなかったことと一致しており、著しく透水係数の高い地盤でなければ、津波襲来時の地下水圧が即時に構造物に影響を及ぼすことはないと考えられる。

5. まとめ

本調査では、東日本大震災より明らかとなった新たな下水道被害に基づく耐震・耐津波対策を検討するため、埋戻し土の締固め対策の適応条件を明らかにする実験及び、津波襲来時の下水道施設への浮力に関する実験を行った。締固めの実験では、巻出し厚を 10cm と薄くし、転圧回数を 3 往復確実にを行うなどいくつかの方法により締固め度 90% が確保できることを確認した。しかし実験を通じて、埋設物周辺の締固め度を計測することが困難なことや、矢板の引き抜き時に埋戻し部と周辺地盤の間に空間が生じ締固めが緩む可能性があること、土の含水率の管理が困難なこと等、新たな課題も明らかになったことから、今後も施工条件を変え継続した調査を行うことが必要である。また、津波襲来時の下水道施設に作用する浮力に関する検討では、津波襲来時に発生する浮力は、締固められている地盤であれば、透水性のよい良質土で埋め戻した場合でも、短時間では浮力が発生しないことがわかった。今後、実験精度を高めることで、より詳細に津波襲来時の浸透にかかる時間を把握し、設計時に考慮すべき津波による浮力を明らかにすることが出来ると考えられる。なおこれらの成果は、下水道施設の耐震対策指針等の改定に活用される予定である。

【参考文献】

- 1) 下水道地震・津波対策技術検討委員会報告書、下水道地震・津波対策技術検討委員会、平成 24 年 3 月
- 2) 下水道施設の耐震対策指針と解説、(社) 日本下水道協会、2006. 8
- 3) 下水道用硬質塩化ビニル管道路埋設指針、(財) 国土開発技術研究センター、昭和 58 年 3 月
- 4) 下水道地震対策技術検討委員会報告書、下水道地震対策技術検討委員会、平成 20 年 10 月
- 5) 道路土工盛土工指針平成 22 年度版、(社) 日本道路協会、P251、平成 22 年 4 月
- 6) 津波避難ビルに係るガイドライン、津波避難ビルに係るガイドライン検討委員会、平成 17 年 6 月
- 7) 津波に対し構造耐力上安全な建築物の設計法等に関する追加知見について、国土交通省住宅局長、平成 23 年 11 月 17 日

2. 下水道管きょのストックマネジメント導入促進に関する調査

下水道研究室 室 長 横田 敏宏
主任研究官 深谷 渉
研 究 官 末久 正樹
部外研究員 野澤 正裕

1. はじめに

社会資本の老朽化問題が顕在化している中、下水道分野についても下水道管きょの老朽化等に起因した道路陥没事故が年間約 4,000 件も発生している。道路陥没は、下水の収集や排水といったシステムに支障をきたすだけでなく、場合によっては道路交通等に重大な影響を及ぼすおそれが懸念される。道路陥没の未然防止には、管きょ内調査が有効であるが、管きょ構造の特性や自治体の財政事情等の問題から、十分な点検や調査が実施されていないのが現状である。道路陥没等の被害の防止に向け、地中に埋設されている下水道管きょの状況の的確な把握と、財政事情に見合った適切な改築計画等の策定、計画に基づく適切な改築更新の実施が、下水道事業の継続にとっての重要課題となっている。

ストックマネジメントは、良好な施設状態を維持しながら、施設全体に対するライフサイクルコストの最小化を図り、合理的な改築・修繕等の計画策定を可能にさせ、さらに予算の平準化や優先度を考慮した事業計画を策定することで財政制約下での下水道事業経営の健全化を実現させることが可能な手法である。

これまで下水道研究室では、ストックマネジメントの導入にあたり必要となる、管きょの健全率予測式の作成や、リスク評価に基づくTVカメラ調査の優先度決定手法、改築事業量の平準化手法等の各種ツールの開発及び提案を行ってきた。今後、これらのツールを活用したストックマネジメント導入が、データ蓄積が少なく、専門技術者の確保が困難な中小都市においても促進されるよう、管きょの劣化状況のデータベース化を図るほか、厳しい財政下において膨大な管きょストックを効率よく調査するための調査頻度の考え方について整理する必要がある。

またストックマネジメントの導入にあたっては、予算の平準化に留まらず、市民への説明責任を果たしつつ、より効果的なストックマネジメントを実行するために必要な管理指標の設定及び指標評価方法の確立に向けた検討が必要である。加えて適切な調査の実施により既存の管きょの劣化状況を正しく評価するための劣化診断手法の標準化と、施設の延命化及び円滑な改築事業に向けた改築工法の品質確保のための基準作りが求められている。

以上を踏まえ、本研究では、下記の項目を研究の柱として実施するものである。

- ①効率的な管きょ調査頻度の検討
- ②管きょ劣化データベースの公開
- ③下水道管路施設の管理指標に関する調査
- ④塩化ビニル管の調査診断基準の作成
- ⑤下水道管きょ更生工法 JIS 規格原案の作成

これらの研究計画を表1に示す。平成22、23年度は、①及び②として、毎年実施している全国の自治体を対象とした布設延長調査、道路陥没調査をもとに管きょの維持管理データの蓄積を図ったほか、過年度に収集し健全率曲線の元データとしても使用したTVカメラ調査結果を管きょ劣化データとしてデータベース化し、ホームページ上で公開した。また改築及び補修の適正な時期を推定するために、健康寿命の考え方による調査頻度及び補修時期の検討を行った。

表 1 研究計画

研究項目	平成 22 年度	平成 23 年度	平成 24 年度
①効率的な管きょ調査頻度の検討	←	→	
②管きょ劣化データベースの公開		←	→
③下水道管路施設の管理指標に関する調査			←
④塩化ビニル管の劣化診断の標準化	←	→	→
⑤下水道管きょ更生工法 JIS 規格原案の作成		←	→

また④については、自治体から収集した既存データ及び文献による塩化ビニル管の異常データの収集、古い塩化ビニル管の TV カメラ調査、異常を有する塩化ビニル管の性能試験を行い、塩化ビニル管の異常傾向の整理とクラック等が塩化ビニル管の耐荷力に及ぼす影響を明らかにした。

⑤は、平成 21 年、平成 22 年に制定された更生工法に関する ISO 規格（ISO11295、ISO11296s）の国内規格化を目的とした国内検討委員会を設置し、JIS 規格の作成方針等について有識者より意見を聴取した。

平成 24 年度は、③の一環として、下水道管路ストックマネジメントの達成状況を評価するための管理指標を選定するとともに、ベンチマーキングとしての管理指標（全国平均値、都市規模別等）の算定、管理指標とストックマネジメントの具体施策との関連性や得られる効果の整理を行った。

また④として、収集した異常事例データをもとに発生傾向分析を行うとともに、判定基準値を明確にするため、異常を有する塩化ビニル管の性能試験・構造解析を実施した。これらの結果を基に塩化ビニル管の調査判定基準（案）を作成した。

⑤については、既存の団体規格や ISO 規格をもとに、工場での更生材製造段階、現場での更生管施工段階における工法ごとの要求性能を整理し、国内基準（JIS 規格）原案の作成を行った。

以下に、平成 24 年度の主な研究内容について述べる。

2. 下水道管路施設の管理指標に関する調査

下水道管路施設へのストックマネジメント導入にあたり、市民への説明責任を果たしつつ、より効果的なストックマネジメントを実行するために必要な管理指標の設定及び指標評価方法を確立することを目的とし、他事業等における取り組みに関する情報を収集整理し、指標の選定及び評価方法に関する調査を行った。

（1）ロジックモデルの適用

管理目標等の達成状況評価（中間・事後・事業見直し）を行うために、管理指標を用いたロジックモデルについて検討した。ロジックモデル¹⁾とは、最終的な成果（アウトカム指標）を設定した場合、それを実現させるためにどのような中間的な成果（中間アウトカム指標）が必要で、さらにその成果を得るためには何を行うこと（アウトプット指標とインプット指標）が必要であるかを論理的な体系図（階層図）として表すものであり、事前、事後に施策の欠陥や問題点を発見する上で有効である。

下水道事業に係る目標及びその指標には、図 1 に示すように、「利用者・住民」、「下水道管理者」、「各部所」、「現場」の視点があり、それぞれの視点における目標をロジックモデルに適用すると、管理（目標）対象者別の指標（例えば、利用者や住民は経営目標、下水道管理者は最終アウトカム指標、部所の長は中間アウトカム指標・アウトプット指標、現場はインプット指標）として表すことができる（表 2）。

下水道管路ストックマネジメントに関する管理指標としては、「下水道維持管理サービス向上のためのガイドライン（2007 年版）」（日本下水道協会）²⁾や「下水道管路管理のための業務指標(PI)利用の手引きー2007 年版

ー」(日本下水道管路管理業協会)³⁾で記載されている業務指標(P I)を参考にすることができ、管理(目標)対象者別の指標を当てはめると図2の通りとなる。

(2) ロジックモデル適用にあたっての課題

下水道管路施設の管理指標に、既往文献の業務指標(PI)を適用したが、これらの指標の数値化に必要となるデータ等が少ないことから、今後データの蓄積を行うとともに、評価モデルの構築に当たっては、数値化が可能な管理指標による評価モデルも併せて検討する必要がある。

また、管理指標による評価モデルは、管理指標間の関係をさらに分析する必要がある。特に下水道管路施設は、地中に埋められているため、その劣化の状態を容易に把握することが難しいことから、健全度予測式等を用いた下水道管路施設の劣化状況の推定や点検・調査による異常管きよの発見率など、不確実な要因を考慮したモデル化が必要である。

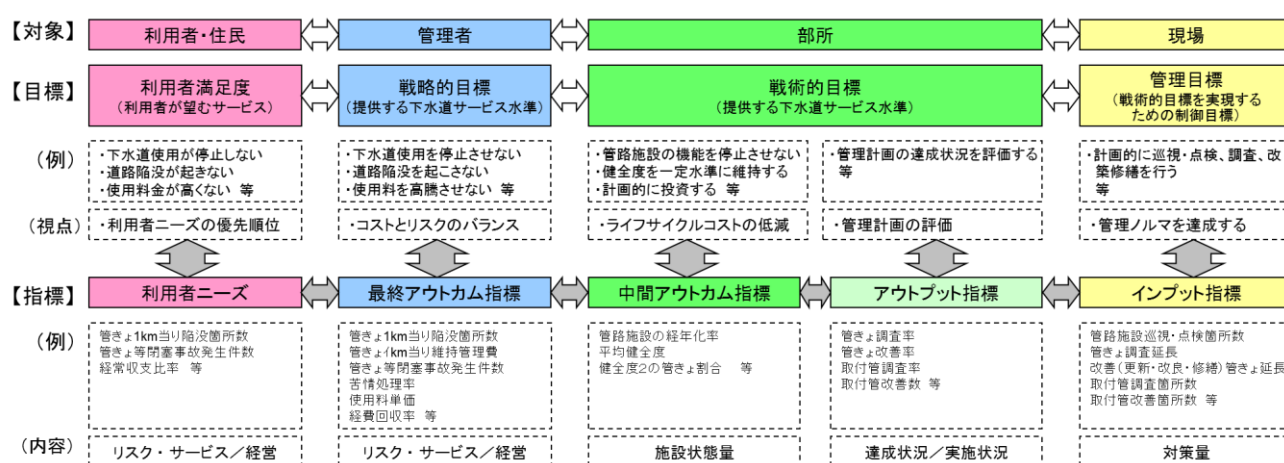


図1 下水道事業における目標と指標との位置づけ

表2 下水道施設の管理(マネジメント)における評価要素

評価要素	内容
最終アウトカム (経営目標)	・当該施策が目指している最終的な成果で、一般に達成されるまでに長い時間を要し、施策の枠を越えた外的要因に影響されることもある。 ・利用者や住民に対し下水道管理者が掲げる下水道サービスやリスクに関わる戦略的目標を表す指標。
中間アウトカム (成果)	・活動、結果によって生じる、比較的短期間で顕在化する成果。 ・戦略的目標を達成(実現)させるために、各下水道施設の機能をどの水準(状態)で管理すればよいかを部所ごとに定めた戦術的目標を表す指標。
アウトプット (結果)	・活動によって生み出される結果。 ・中間アウトカム目標を達成するために、各現場の管理活動がどの程度実施されたかを示す指標であり、各活動の達成状況や実施状況で表される。
インプット (資源・活動)	・予算や人員等、施策を実施するために投入される資源及び活動。 ・現場の長が戦術的目標を実現するために、巡視・点検、調査、改築(更新・改良・修繕)などを一定期間にどの程度実施すればよいかの管理水準を定める指標。

参考：坂井康人：ロジックモデルを用いた都市高速道路の維持管理マネジメントに関する研究、京都大学博士論文、2009. 8

3. 塩化ビニル管の調査判定基準の作成

近年、採用が大幅に増加している塩化ビニル管については、コンクリート管などの管種に比べて歴史が浅く異常や経年劣化に関する知見が少なく、劣化のメカニズムが解明されていないため適切な調査判定基準がないことが懸念されている。国総研では、塩化ビニル管に関する調査・判定方法や調査判定基準の確立を目指し塩化ビニル管の性能試験、構造解析を実施した。

(1) 異常を有した塩化ビニル管の性能試験

現行の判定基準はコンクリート管等の剛性管の構造特性から作成されているものの、塩化ビニル管は可とう性を有するため剛性管とは異なる構造特性を持っている。そこで、塩化ビニル管における各異常項目の適正な判定基準を検討するために、軸方向や円周方向のクラックを有する管を対象とした日本下水道協会規格（JSWAS K-1）に準拠した扁平試験を行った。試験の概要及び結果は以下の通りである。



写真1 扁平試験状態

塩化ビニル管φ200（L=1.0m）に所定の条件（方向・場所・長さ・角度）のクラック（幅1mm程度）を入れて、10mm/min ずつ載荷し、載荷の都度、載荷重と塩化ビニル管の状態を確認した。試験結果は以下の通りである（図3参照）。

- ・円周方向のクラックは、長さや発生位置に関係なく強度への影響が小さい。
- ・軸方向のクラックは、クラック端部が白化するとともに、強度が低下し、載荷条件によっては、即時に管の破壊が発生した。
- ・新管を1/2まで扁平させてもクラックは発生しない。

(2) 構造解析による塩化ビニル管の特性評価

クラックの発生傾向を把握するために、たわみ率とクラック深さの条件設定に基づき、コンピュータを用いた二次元非線形静的解析によりクラック幅及び発生歪みの解析を行った。

新管及び経年管（14年及び39年経過管）の応力-歪み曲線を基に、クラックの発生幅及び発生歪みを算出した。対象管径はVUφ200及びφ400。解析結果は下記の通りである。表3は、新管VUφ200の解析結果である。

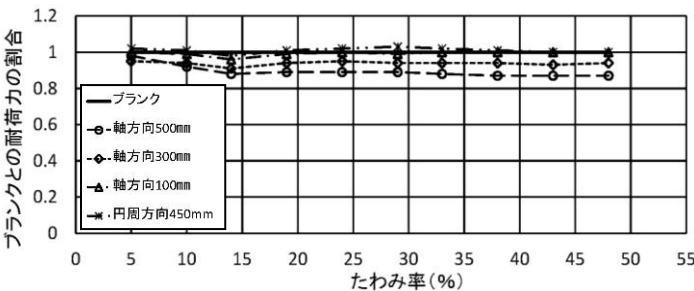


図3 扁平試験結果

- ・管径による発生歪みの傾向の差はない。
- ・軸方向のクラック深さが同じ場合、たわみ率が大きくなるほどクラック幅、発生歪みが大きくなる。
- ・新管及び経年管の弾性率及び引張強度の差違が小さいため、発生歪み及びクラック幅の差異はあまり見られなかった。
- ・視認できるクラック（幅1mm程度以上）かつたわみ率20%以上の扁平が発生すると、発生歪みが破断歪み以上の値を示した。このことより、軸方向のクラックの発生は強度上致命的であることがわかった。

表3 構造解析結果（一例）

クラック幅(mm)		たわみ率(扁平率)(%)						
		5	10	20	30	40	50	
VU 200	クラック 深さ (%)	0	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
		10	0.03	0.05	0.12	0.15	0.16	0.16
		20	0.06	0.12	0.25	0.34	0.38	0.41
		30	0.10	0.21	0.44	0.66	0.83	0.96
		40	0.16	0.33	0.78	1.22	1.61	1.92
		50	0.24	0.53	1.32	2.01	2.64	3.22
		60	0.37	0.86	1.99	2.94	3.85	4.71
		70	0.56	1.30	2.73	3.94	5.10	6.22
		80	0.82	1.75	3.46	4.91	6.26	7.59
		90	1.07	2.13	4.07	5.71	7.23	8.71
発生歪み(%)		たわみ率(扁平率)(%)						
クラック 深さ (%)	0	5	10	20	30	40	50	
	0	0.68	1.36	2.77	3.40	3.68	6.82	
	10	1.63	3.63	10.19	13.61	14.21	14.40	
	20	2.29	5.60	14.88	22.05	25.56	27.34	
	30	2.94	7.74	22.94	38.89	51.17	59.19	
	40	3.74	10.26	36.99	63.42	81.13	92.84	
	50	4.72	15.18	55.64	81.44	99.89	114.00	
	60	5.93	22.81	65.15	88.88	107.70	123.10	
	70	7.51	26.40	64.17	86.86	105.10	120.90	
	80	8.02	23.30	52.98	74.00	90.16	104.60	
90	6.30	16.44	35.63	50.85	63.51	75.93		

—— クラック幅1mm境界

破断歪み1/2以下
破断歪み1/2以上
破断歪み以上

（３）塩化ビニル管の評価項目・ランク付けの検討

以上の結果より、塩化ビニル管特有の異常である扁平と変形を評価項目に追加し、塩化ビニル管特有の異常ランク付けの検討を行った。

①破損及びクラック

前述した構造解析の結果より、塩化ビニル管の破損及び軸方向クラックは、扁平と併発した場合、強度（耐荷力）に影響を及ぼし、土圧や車両通行等の荷重によりクラックが急激に進行し、破壊に至る可能性があるため、大きさに関わらず a ランクとする。円周方向クラックは、長さ・位置に関わらず、強度（耐荷力）に差がない事を扁平試験で実証しているが、土砂流入、浸入水、樹木根侵入等の発生を懸念し、土砂流入量とクラック幅に関する過去の実験結果⁴⁾を参考に、クラック幅に応じて判定基準を設定した。

②継手のズレ（隙間）

塩化ビニル管と鉄筋コンクリート管・陶管では継手の構造が異なるため、一律の基準は不相当であることから、継手の抜け出しに伴う水密性に着目して基準を設定する。日本下水道協会規格（JSWAS K-1）によると、水密性が失われる使用限界状態は接合長さの 1/2 とされている。しかし、接合長さ 1/2 以上となっても、ゴム輪に異常がない限りは、直ちに下水の流下に大きな支障が生じるとは考えにくい。よって、脱却（終局限界）を a ランク、接合長さの 1/2 以上（使用限界）を b ランク、接合長さの 1/2 未満を c ランクとする。

③管の扁平（クラックなし）について

破損及び軸方向クラックと併発して発生する場合、たわみ率 15% を超えると管が破壊する事が構造解析により確認されており、これを a ランクとした。また塩化ビニル管の弾性領域（JSWAS K-1⁵⁾）をもとにたわみ率 5% 以上を b ランクとした。

④変形

変形は局所的に応力が集中して発生する異常であり、危険な異常と位置づけた。白化をともなう変形は塑性状態にあり、内面への突出しによる応力集中が発生しているため、一度亀裂が入ると即時に破壊に至る可能性がある。このため基準（案）では、塩化ビニル管特有の異常として、実態調査をもとに白化または本管内径の 1/10 以上の内面突出しを a ランク、本管内径の 1/10 未満を b ランクとした。



写真2 扁平の事例



写真3 変形の事例

（４）結論

上記の異常ランク付けを整理し、塩化ビニル管の新しい異常判定基準（案）は下記表 4 の通りとした。

表 4 新しい異常判定基準（案）（塩化ビニル管の基準として追加した項目のみ抜粋）

管 1 本 ご と に 評 価	項目	a	b	c
	管の破損及び軸方向クラック	亀甲状に割れている	—	—
		軸方向のクラック		
	管の円周方向クラック	円周方向のクラック幅5mm以上	円周方向のクラックで 幅: 2mm以上	円周方向のクラックで 幅: 2mm未満
	管の継手ズレ	脱 却	接合長さの1/2以上	接合長さの1/2未満
	扁平	たわみ率15%以上の扁平	たわみ率5%以上の扁平	—
	変形 (内面に突出し)	白化または本管内径の 1/10以上内面に突出し	本管内径の 1/10未満内面に突出し	—

4. 下水道管きょ更生工法 JIS 規格原案の作成

(1) JIS 規格の必要性

下水道事業の効率的な推進や維持管理が求められる中、道路を掘削することなく改築更新が可能な工法として更生工法は着実に施行実績を伸ばしており、管路施設の長寿命化や耐震化を図る上で不可欠な技術となっている(図5参照)。

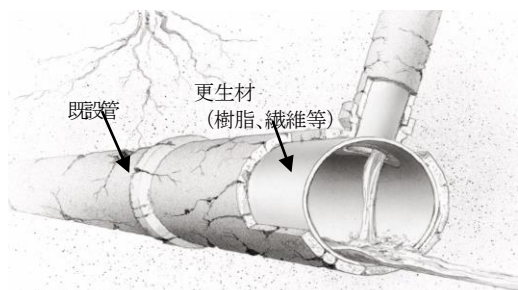


図4 更生工法（自立管タイプ）

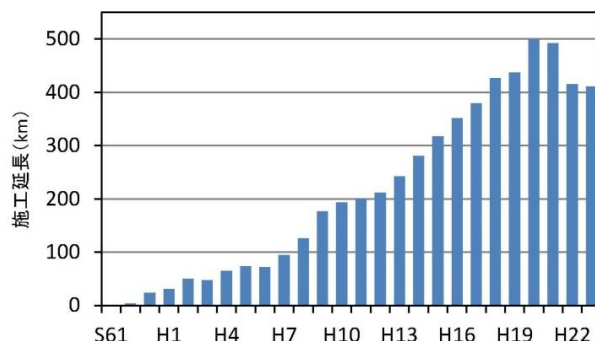


図5 管路更生工法の年度別施工実績

更生工法は現在でも多種多様な工法が開発されており、工法ごとに施工方法、材料、強度、適用範囲等が異なっている。また現場において完成品である更生管を構築する工法であることから、多くは半製品として現場に納入された材料を加工する現地製作品であり、施工にあたっては工法毎に定められた管理手順、管理値を遵守し、関連仕様書に基づき、適正に管理を実施する必要がある。

上記の観点から、すでに ISO では下水道管路更生工法に関する国際規格が制定されているものの、同規格は欧米における設計の考え方に基づくものであり、耐震性能等の考え方等が日本と異なるため、日本の施工条件を踏まえた国家規格（JIS 規格）の作成が求められている。

更生工法は下水道管きょの効率的な維持管理のための中核を担うものであり、公共目的・政策普及の観点から必要な分野であり、提供者（メーカー）、利用者（下水道事業者）間の調整を国が中立的な立場から行う必要がある。このため下水道研究室では我が国における更生工法の品質確保、国内の更生工法メーカーの海外展開の促進、国内技術力向上の観点から、平成 23 年度に学識者、下水道事業者、メーカーからなる下水道管路更生工法 JIS 規格検討委員会を設立し、平成 24 年度に同委員会にて 3 回の委員会と 3 回の分科会を開催し、ISO 規格と国内の施工条件を考慮した更生工法の国家規格（JIS 規格）原案の作成を行った。

(2) JIS 規格原案の概要

ISO/TC138（流体輸送用プラスチック管、継手及びバルブ類に関する専門委員会）により関連する ISO 規格として ISO11295：修復に使用されるプラスチック製パイプシステムの分類と設計の手引き⁶⁾、ISO11296s：地中重力式排水及び下水網の修復工事用プラスチック配管システム⁷⁾が制定されている。このうち ISO11295 は更生管に要求される一般的な性能や、考慮すべき荷重といった設計時に考慮すべき項目について規定したものであり、ISO11296s は密着管、現場硬化管、ら旋巻における管耐荷能力、耐久能力等を満足するための材料製造段階及び現場施工段階における要求性能（曲げ応力、曲げ弾性係数、管肉厚）等を規定するとともに、品質確保のための手順の文書化、カメラ検査の実施、表示義務等を規定したものである。

今回作成した JIS 規格原案は 3 つの工法毎に分割されていた ISO11296s を 1 つの規格として再構成するとともに、国内で求められる耐震性能等の諸条件、国内で一般的に用いられる設計手法等の考え方を団体規格⁸⁾をもとに整理し作成した。現在 ISO 規格化されていない組立管の要求性能や、更生管厚の設計手法についても国内の考え方をもとに、ISO に先んじて規格化しているのが特徴である。

表 5 JIS 規格原案の構成

1. 適用範囲	・本規格の適用範囲について規定
2. 引用規格	・本規格が引用した規格について規定
3. 用語及び定義	・本規格における用語、定義について規定
4. 記号と略号	・本規格における記号と略号について規定。
5. 更生技術の分類	・更生工法の分類と特長、適用範囲について規定及び例示。
6. 更生管の設計	・既設管における流下能力、構造性能等の健全度評価について規定 ・自立管、複合管の詳細な設計方法については附属書JCに記載
7. 更生材製造段階の更生管	・工法毎の要求性能については附属書A～JAに記載 ・工場出荷段階で管に表示されるべき情報(製造業者、肉厚、材料等)について規定
8. 更生管施工段階の更生管	・工法毎の要求性能については附属書A～JAに記載 ・型式試験及びしゅん工時試験でサンプリングを行う際の留意事項を規定
9. 施工計画	・施工にあたり必要となる事前準備、既設管きよの前処理について規定
10. 施工管理	・施工者は全ての主要な工程の管理内容について規定した施工マニュアルを作成し、これに従うとともに、関連するデータを文書化して提出する旨を規定 ・施工者が実施すべき安全予防措置、環境対策について規定 ・工場出荷時、施工時、しゅん工時の品質管理項目については附属書A～JAに記載 ・目視またはTVカメラによってしゅん工時の出来型管理を行う旨規定
附属書A,B(規定) ※密着管	・工法毎に耐荷性能、耐久性能、耐震性能、水理性能を満足するための試験項目、要求性能、試験方法等について規定 ・工法毎に工場出荷時、施工時、しゅん工時に留意すべき品質管理項目について規定 (※組立管についてはISO規格にないため既存の国内団体規格を基に作成)
附属書C,D(規定) ※現場硬化管	
附属書E(規定) ※螺旋巻管	
附属書JA(規定) ※組立管	
附属書JB(参考) ※接合部試験	・螺旋巻管及び組立管における表面部材接合部の水密性試験方法及び引張試験方法について例示
附属書JC(規定) ※設計手法	・自立管及び複合管の設計手法の詳細について規定
附属書JD(参考) ※追加的特性	・追加的特性(耐薬品性、耐磨耗性、水密性等)に関する要求性能、試験方法について例示

5. おわりに

平成 24 年度成果のうち、塩化ビニル管の判定基準(案)については、下水道維持管理指針⁹⁾の改定に反映される予定であり、各自治体における適切な管渠内調査とその後の改築・修繕に活用されることが期待される。

また JIS 規格原案についても工業標準化法 11 条に基づき、国交省、経産省の共管により JIS 規格の制定手続きを進めていくこととしており、JIS 規格の制定により発注者、工法メーカー、施工者それぞれの立場から更生工法の品質確保に向けた取り組みが進められることが期待される。

参考文献

- 1) ロジックモデルを用いた都市高速道路の維持管理マネジメントに関する研究、坂井康人、京都大学博士論文、平成 21 年 8 月
- 2) 下水道維持管理サービス向上のためのガイドライン(2007 年版)、日本下水道協会、平成 19 年
- 3) 下水道管路管理のための業務指標(PI)利用の手引き—2007 年版—、日本下水道管路管理業協会、平成 19 年
- 4) 下水道管渠の適正な管理手法に関する研究、藤生・松宮・濱田・岩元、国土技術政策総合研究所資料第 404 号 平成 18 年度下水道関係調査研究年次報告書集、平成 19 年 6 月
- 5) JSWAS K-1 下水道用硬質塩化ビニル管、日本下水道協会、平成 23 年 3 月
- 6) ISO 11295 Classification and information on design of plastics piping systems used for renovation、ISO/TC138、平成 22 年
- 7) 11296s Plastics piping systems for renovation of underground non-pressure drainage and sewerage networks、ISO/TC138、平成 21 年
- 8) 管きよ更生工法における設計・施工管理ガイドライン(案)、日本下水道協会、平成 23 年 12 月
- 9) 下水道維持管理指針—2003 年版—、日本下水道協会、平成 15 年

3. 都市雨水対策の推進に関する調査

下水道研究室 室 長 横田 敏宏
主任研究官 重村 浩之
研 究 官 橋本 翼

1. はじめに

近年、気候変動等の影響により日本各地において時間 50mm 以上の豪雨、さらには 10 分間程度の短時間に集中する豪雨の発生が頻繁に見られるようになっている。各都市において浸水被害を防ぐための対策が進められているところではあるが、長期的に見ると降雨の特性が変化し、既存の浸水対策のみでは 5 年確率や 10 年確率で発生する豪雨に対応できなくなる可能性が考えられる。

平成 22 年度は、過去の降雨情報を用いて中長期的な豪雨の発生傾向の変化を検討した。その結果、全国的には 50 年後の 5 年・10 年確率の 10 分・60 分間降雨強度が、現在より最大で 1.3～1.4 倍程度（95 パーセンタイル値）に増加する可能性があるとして推測された。これを踏まえて 3 地区を対象に浸水シミュレーションを実施し、将来的な豪雨の増加が既存の浸水対策に与える影響を評価したところ、浸水深 20 cm 以上の面積が 4～9%増加すると予測されるケースが見られた。また、広域的に雨水排除能力が不足している場合や、枝線の排水能力が原因で局所的に浸水が生じている場合等、各地区の浸水要因に応じた対策が必要になることが示唆された。

平成 23 年度は、降雨強度や都市浸水対策達成率を基準として、近年の内水被害実績を整理するとともに、56 自治体を対象としたアンケート調査により、下水道浸水対策の計画策定状況や実施状況、実施内容、さらに雨水ポンプ場の耐水化等について実態を整理した。また、定性的評価により浸水対策手法の類型化を行うとともに、仮想排水区を用いたシミュレーションを実施し、各地区の浸水要因に応じた浸水対策内容を整理した。枝線排水域レベルの区域や短時間豪雨に対してはピークカット型の貯留施設、幹線排水域レベルの区域で長時間続く豪雨に対しては排水域全体のレベルアップとして、流下型施設、貯留施設等の対策施設を組み合わせることで対策量を面的に上げることが重要であることが、シミュレーションから示唆された。併せて、全国 24 自治体の雨水対策計画策定事例をもとに、雨水対策計画策定手法の課題点抽出や改善策を検討し、計画策定時の設計手法（合理式ベースの手法、不定流解析モデルを用いた手法）の最適選択案を提示した。

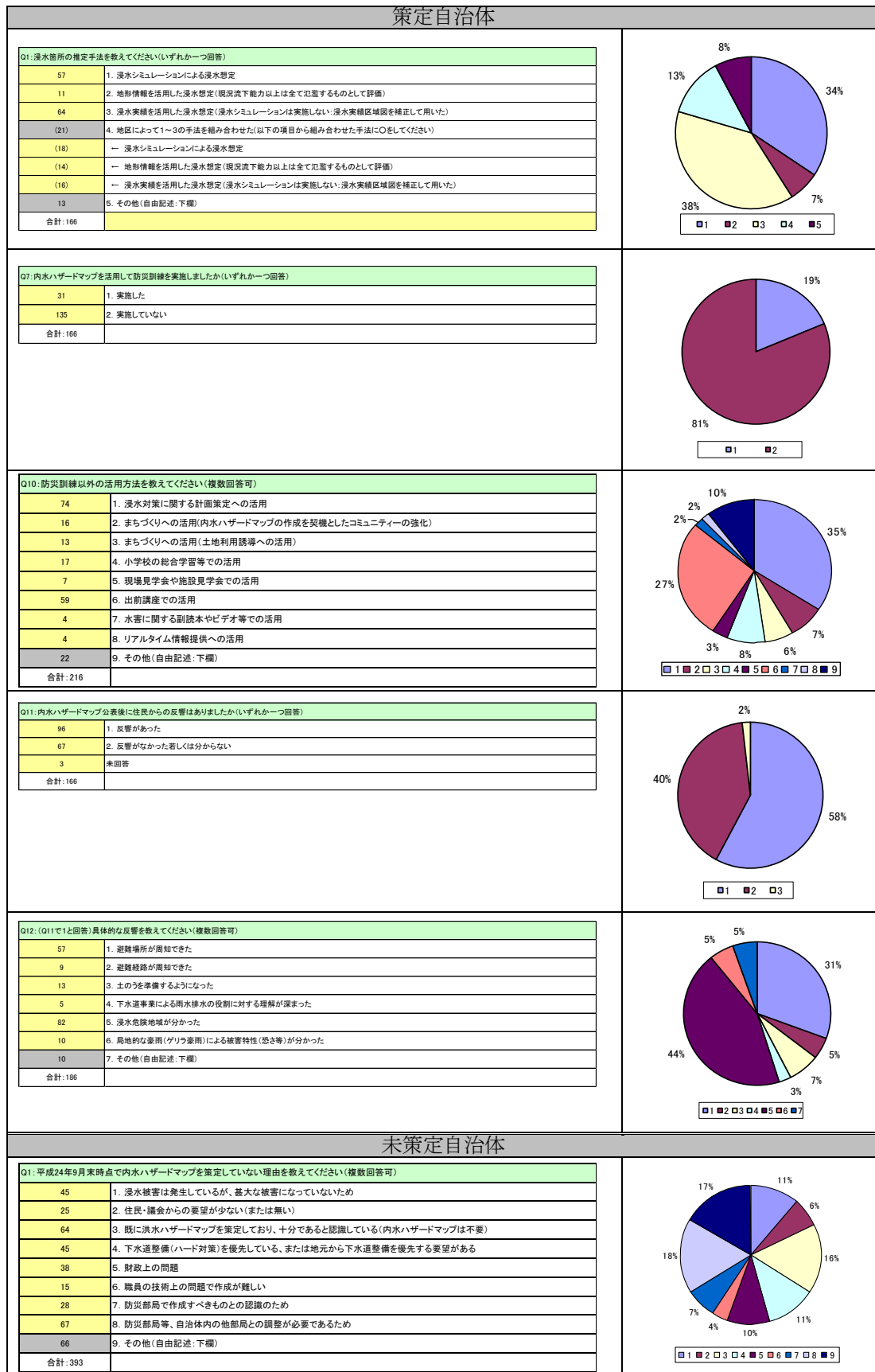
過去 2 ヶ年での調査結果を踏まえ、効率的な都市雨水対策を推進する上で整理が必要と考えられる実態把握や課題解決を目的に、平成 24 年度は主に以下の調査内容を実施した。

- ・ 内水ハザードマップ策定状況等に関する自治体アンケート調査
- ・ 雨水ポンプ場の耐水化手法の調査
- ・ マンホール飛散防止対策に関する調査
- ・ 不定流解析モデル使用時のキャリブレーション手法に関する調査
- ・ 下水道事業での XRAIN 利活用に関する調査

2. 内水ハザードマップ策定状況等に関する自治体アンケート調査

平成 24 年 8 月 31 日に閣議決定された「社会資本整備重点計画」では、床上浸水被害が発生した地区、都市機能が集積していて浸水実績のある地区、地下空間利用が高度に発達している地区等のある市区町村を対象に、内水ハザードマップを作成・公表し、防災訓練等を実施した市区町村の割合を、平成 28 年度末までに約 100%にする

表1 内水ハザードマップに関するアンケート調査の結果



こととしている。同割合は平成 23 年度末で約 15%と低い水準であることを踏まえ、今後、内水ハザードマップの策定や、防災訓練等の実施を促進するための基礎情報収集としてアンケート調査を実施した。

アンケート対象は前述の社会資本整備重点計画における目標の対象自治体のうち、東北 3 県（岩手県、宮城県、福島県）を除く 431 自治体とし、372 自治体から回答を得た。

内水ハザードマップ策定自治体には、浸水箇所の推定方法や活用方法、住民からの反響等、内水ハザードマップ未策定自治体には、策定していない理由等を調査した。

表 1 に調査結果を例示する。策定自治体対象のアンケートでは、浸水箇所の推定方法として、「内水ハザードマップ作成の手引き（案）」¹⁾で平成 20 年 12 月改定時に追加された「浸水実績を活用した方法」を用いた自治体が 38%で最も多く、次いで、「浸水シミュレーションによる方法」を用いた自治体が 34%であり、「地形情報を活用した方法」が 7%、これらの手法の組み合わせによるものが 13%であった。

内水ハザードマップを活用した防災訓練を実施した自治体は策定自治体のうち 2 割程度であるが、防災訓練以外として、浸水対策に関する計画策定への活用や、出前講座での活用利用している自治体が見られた。その他、地下空間の管理者による浸水時避難確保計画の策定への活用といった事例もあった。策定自治体のうち 6 割程度の自治体が住民からの反響を受けており、その反響の内容としては、浸水危険地域がわかった、避難場所が周知できた等が挙げられた。

未策定自治体対象のアンケートでは、未策定の理由として、洪水ハザードマップを策定しているため不要である、自治体内の防災部局など他部局との調整が必要である、甚大な浸水被害は受けていない等が挙げられた。また、浸水想定の方法がわからない、活用事例を知りたい等の意見があったため、策定率を向上させるためには、「内水ハザードマップ作成の手引き（案）」¹⁾の再周知や、内水ハザードマップの有効な活用事例の提示等を行う必要があると考えられる。

3. 雨水ポンプ場の耐水化手法の調査

各自治体においては、浸水対策の目標降雨レベルを 5 年確率降雨や 10 年確率降雨に設定して対策が講じられているが、これらは雨水ポンプ場等の浸水対策施設の適切な稼働を前提としている。近年の内水被害事例のうち、被害が比較的大きかった自治体を対象とした平成 23 年度実施のアンケート調査では、雨水ポンプ場の耐水化を実施していると回答した自治体は半数に満たず、また、耐水化していても、その基準は自治体によって異なっていた（表 2）。この結果を踏まえ、平成 24 年度は、雨水ポンプ場の浸水対策状況をより詳細に確認することを目的に、雨水ポンプ場の耐水化を検討している自治体を含む 7 自治体を対象にヒアリング調査を実施した。

ヒアリング調査では、雨水ポンプ場の耐水化の対策基準、対策内容、対策にあたっての留意事項等を整理した。対策基準については、「ハザードマップにおける想定浸水深」、「想定津波高さ」を基準としている自治体がそれぞれ 2 つ存在し、その他に「地盤高と浸水実績」、「浸水実績」、「基準なし」との回答が得られた。対策内容としては、機械設備・電気設備の耐水化、施設入口のマウントアップや扉等の水密化の事例が多く、その他、構内地盤を周辺地盤より高くする事例も見られた。対策にあたっての留意事項としては、過去に被害を受けていない施設は費用効果等を勘案すると対策が困難であることや、停電時の電力を非常用自家発電設備で賄うためには設置スペースの確保等の施設の抜本的な改築を伴うこと等が考えられる。

表2 雨水ポンプ場の耐水化（平成23年度アンケート調査結果）

質問項目	回答内訳																		
①雨水ポンプ場の耐水化の状況 (アンケート対象自治体=56)	<table border="1"> <thead> <tr> <th>回答内訳</th> <th>割合</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>耐水化有</td> <td>44%</td> </tr> <tr> <td>耐水化無</td> <td>37%</td> </tr> <tr> <td>未記入(空欄)</td> <td>13%</td> </tr> <tr> <td>ポンプ場なし</td> <td>4%</td> </tr> <tr> <td>不明</td> <td>2%</td> </tr> </tbody> </table>	回答内訳	割合	耐水化有	44%	耐水化無	37%	未記入(空欄)	13%	ポンプ場なし	4%	不明	2%						
回答内訳	割合																		
耐水化有	44%																		
耐水化無	37%																		
未記入(空欄)	13%																		
ポンプ場なし	4%																		
不明	2%																		
②雨水ポンプ場の耐水化の対象降雨 (アンケート対象：①で耐水化有と答えた自治体=25)	<table border="1"> <thead> <tr> <th>回答内訳</th> <th>割合</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>未回答</td> <td>40%</td> </tr> <tr> <td>過去の実績から設定</td> <td>12%</td> </tr> <tr> <td>対象降雨を設定していない</td> <td>8%</td> </tr> <tr> <td>不明</td> <td>12%</td> </tr> <tr> <td>1年</td> <td>4%</td> </tr> <tr> <td>5年</td> <td>4%</td> </tr> <tr> <td>7年</td> <td>4%</td> </tr> <tr> <td>10年</td> <td>16%</td> </tr> </tbody> </table>	回答内訳	割合	未回答	40%	過去の実績から設定	12%	対象降雨を設定していない	8%	不明	12%	1年	4%	5年	4%	7年	4%	10年	16%
回答内訳	割合																		
未回答	40%																		
過去の実績から設定	12%																		
対象降雨を設定していない	8%																		
不明	12%																		
1年	4%																		
5年	4%																		
7年	4%																		
10年	16%																		

4. マンホール蓋飛散防止対策に関する調査

平成23年度に政令指定都市や中核市、特例市など24自治体を対象に実施した都市雨水対策計画策定手法に関するアンケート調査では、最大計画雨水流出量の算定におけるピーク時の水位の基準については、状況に応じて管きょ内の自由水面確保と圧力状態許容を使い分けている自治体が見られた。圧力状態許容の設計においては、雨水管が雨天時に満管状態になりやすく、マンホール蓋飛散の危険性が増すと考えられる。マンホール蓋飛散の危険性を低減するための基礎調査として、前章の調査と同じ7自治体を対象にヒアリング調査を実施し、飛散防止対策の現状や、対策を行うマンホールの優先順位の決定方法等を整理した。

表3は各自治体における対策にあたって考慮すべき項目について整理したものである。C自治体では、「下水道マンホール安全対策の手引き（案）」²⁾を基準にして、さらに独自の方式を盛り込んだマンホール蓋飛散防止対策の選定基準を策定している。対策の現状としては、平成9年度前後から新設するマンホールは飛散防止対策を施しているものが多く、また、古くから設置されているマンホールについては、管路施設の長寿命化に合わせて取り替える事例が多く見受けられた。

マンホール蓋飛散防止対策をより効果的に進めるためには、「下水道マンホール安全対策の手引き（案）」²⁾や表3の「その他」に記載されている事項を参考に優先的に対策を講じるマンホールを選定することや、新設または改築に伴い設置するマンホールは飛散防止タイプにすること等が望ましいと考えられる。

表3 マンホール蓋飛散防止対策において考慮すべき項目

検討項目			H11 手 引き※1	A自 治体	B自 治体	C自 治体	D自 治体	E自 治体	F自 治体	G自 治体
最重要項目	構造物	管断面の縮小	○	—	—	○	—	—	—	—
		伏越し	○	—	○※2	○	—	○	—	—
		急曲	○	○	—	○	—	—	—	—
		合流(雨水吐き室を含む)	○	—	—	○	—	—	—	—
		落差工	○	○	—	○	—	—	—	—
		取水工	—	—	—	○	—	—	—	—
	マンホ ール	マンホール間隔	○	—	—	○	—	—	—	—
		蓋の空気抜き	○	—	—	○	—	—	—	—
		必要開口面積による管径別許容最大人孔間隔	—	—	—	○	—	—	—	—
	地形	凹地部	○	—	—	○	—	—	—	—
		急斜面から緩斜面への変化点	○	—	—	○	—	○	—	—
		溢水地域	—	○	—	○	—	○	—	—
重要項目	管きよ 形状	管きよ流下能力	○	—	—	○	—	—	—	—
		ポンプ場揚水能力	○	—	—	○	—	—	—	—
		管径	○	—	—	○	—	○	—	—
		管きよの接合	○	—	—	○	—	○	—	—
	その他	土被り	○	—	—	○	—	—	—	—
		縦断形	○	—	—	○	—	—	—	—
		危険箇所隣接する箇所	—	○	—	○	—	—	—	—
		歩道・横断歩道部	—	—	—	○	—	—	—	—
	その他	緊急輸送路(車道)	—	—	—	—	—	○	—	—
		流入ゲートのあるポンプ場流入部より上流 1km までの幹線管きよのマンホール	—	—	—	○	—	—	—	—
		放流先河川等の高水位の影響を受ける場合	—	—	○	—	—	—	—	—
		既設雨水枡に接続していない大口径幹線	—	○	—	—	—	—	—	—

※1：平成11年3月発行「下水道マンホール安全対策の手引き(案)」²⁾

※2：ポンプ所に限る

○…考慮している項目、—…未考慮

5. 不定流解析モデル使用時のキャリブレーション手法に関する調査

将来的な豪雨増加に対応するためには、不定流解析モデルを用いた複数の浸水対策の組合せによる効率的な雨水対策計画策定の重要性は増すと考えられる。平成23年度調査では、全国24自治体の雨水対策計画策定事例をもとに、計画策定時の設計手法(合理式ベースの手法、不定流解析モデルを用いた手法)の最適選択案を提示した。しかし、不定流解析モデルを用いた浸水解析では、キャリブレーションや解析結果の妥当性について客観的判断基準が不明確であるという課題がある。そこで、浸水解析時のキャリブレーションにおける総流量やピーク流量、ピーク発生時刻といった各流量項目の誤差が施設計画の規模や対策効果に与える影響について、実排水区データの浸水シミュレーションを用いて整理した。

ここで用いた不定流解析モデルはMOUSEであり、検討対象のパラメータ値は流出係数、流入時間、初期損失、粗度係数、損失係数とした。また、対象排水区(排除方式：分流、集水面積：約658ha)において、流量のモニタリング値とシミュレーション値の適合性が高い表4のパラメータ値を基準パラメータ値と称し、以下の検討での基準値とした。

まず、現状解析として計画降雨における雨水流出量を算出するため、浸水が発生した2箇所を対象に図1,2に示す

表4 基準パラメータ値

流出係数	0.5
流入時間※	7分
初期損失	2.0mm
粗度係数	0.013
損失係数	0

※最上流、かつ面積が大きい流域の場合は適切な流入時間を適宜設定

対策ケースを想定した。対策ケース 1 は、浸水発生箇所から流下能力の高い雨水幹線へ接続するバイパス管設置による流下型対策である。対策ケース 2 は、浸水発生箇所近傍での貯留池設置による貯留型対策である。

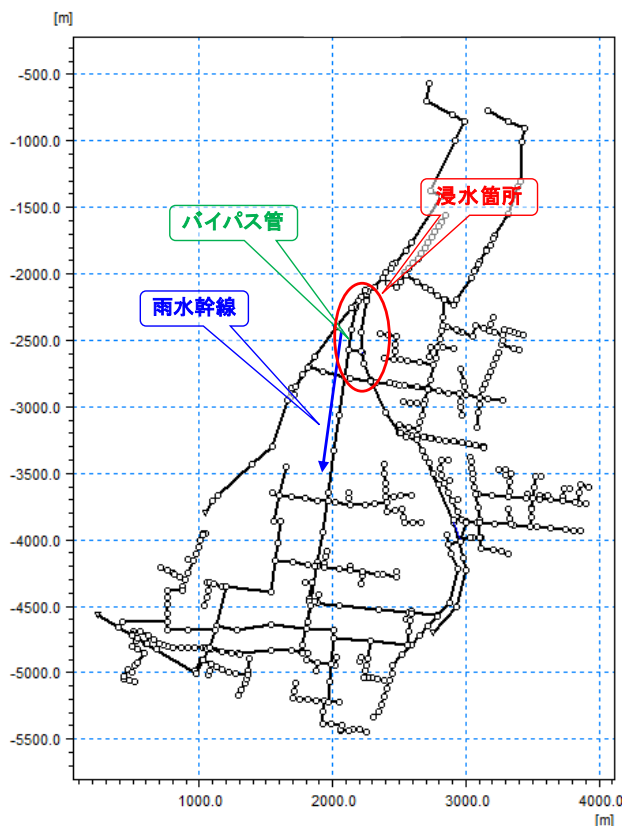


図 1 対策ケース 1

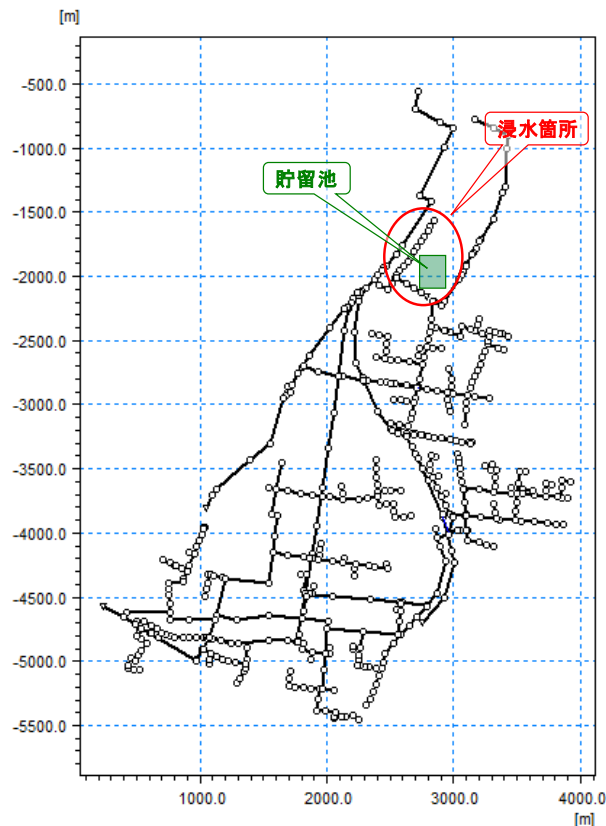


図 2 対策ケース 2

表 4 の基準パラメータ値に対して、 $\pm 5\%$ 、 $\pm 10\%$ 、 $\pm 30\%$ 、 $\pm 50\%$ を乗じて値を変化させ、浸水シミュレーションを実施した。そのシミュレーション結果から、パラメータ値の変化に伴う各流量項目値（総流出量、ピーク流量、ピーク発生時刻）の変化の傾向と、流量項目値の誤差が施設規模（過大・過小設計）・対策効果（浸水危険度の評価など）に与える影響を評価した。なお、損失係数については基準パラメータ値が 0 であるため、0.25、0.5、0.75、1.0 と値を変化させた。

対策ケース 1（流下型施設）については、図 3 に示す各流量項目値の検証地点において、パラメータ値の変化に伴う各流量項目値の変化の傾向を検討した。図 4 に総流出量の変化の傾向を示す。プロットは概ね近似直線に乗っており、近似直線の傾きが大きいほど、パラメータ値の変化が総流出量に与える影響が大きいと考えられる。図 4 では、流出係数が

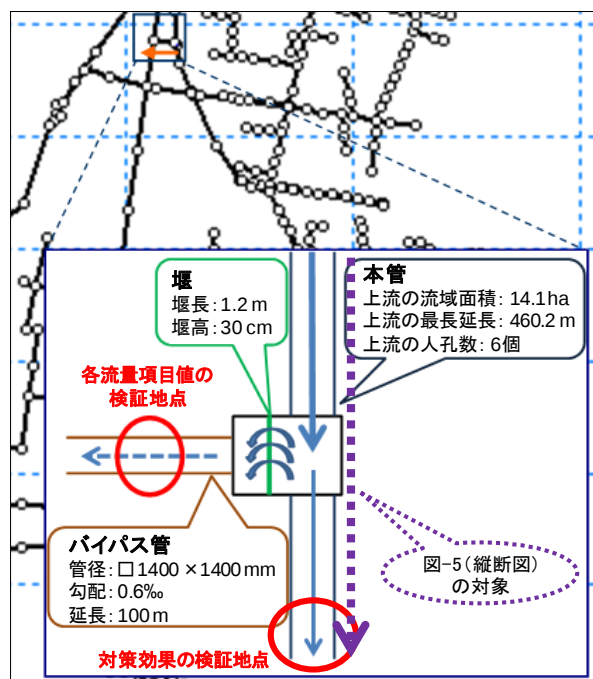


図 3 各検証地点(ケース 1)

総流出量に与える影響が最も大きいと評価される。ピーク流量とピーク発生時間についても同様に検討し、整理した結果を表5に示す。総流出量・ピーク流量については流出係数、ピーク流量発生時刻については流入時間の影響が大きかった。なお、損失係数は、+1.0の変化に伴い、総流出量に対して約8%の変化を与えた。

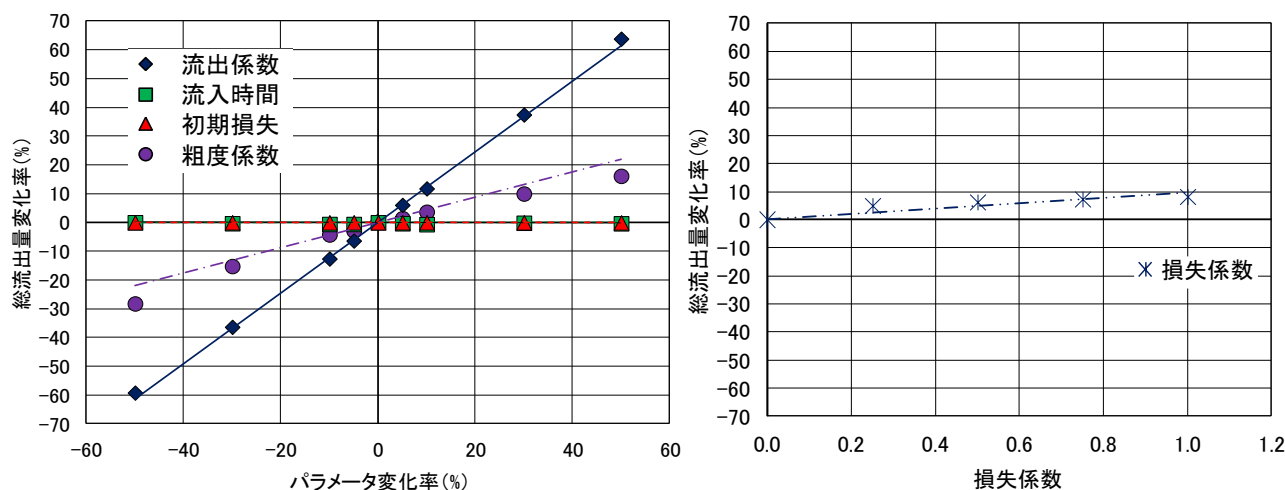


図4 総流出量の変化の傾向(ケース1)

表5 流量項目の変化傾向(ケース1)

パラメータ	総流出量	ピーク流量	ピーク流量発生時刻
流出係数	◎	◎	△
流入時間	△	○	△
初期損失	△	△	△
粗度係数	○	○	△
損失係数	○	△	△

※各パラメータに±50%の変化率(損失係数は+1.0)を与えた場合の変化が10%以上を◎、5～10%を○、5%未満を△

※下線は各項目に対して最も影響が大きいパラメータ

流量項目値の誤差が施設規模に与える影響については、バイパス管の施設規模(流下能力)は、バイパス管に流入する雨水のピーク流量に基づいて決定されることが望ましいため、ピーク流量に与える影響が大きい流出係数(表5)が、施設規模に最も影響を及ぼすパラメータ値と評価される。

対策効果の検証としては、バイパス管より下流部の最大水位(浸水状況)や、下流部の最大水位に到達するまでの時間等を、対策設置前後で比較する方法が挙げられる。図5に、基準パラメータ値時のバイパス管設置前後の水位変化を例示する。下流部の最大水位が約1 m低下していることがわかる。このように、パラメータ値変化率ごとに、図3に示す対策効果の検証地点における最大水位、併せて、その最大水位の発生時刻を算定した。その結果、下流部の最大水位に最も影響を及ぼすパラメータ値は流出係数であり、最大水位発生時刻に最も影響を及ぼすパラメータ値は粗度係数、次いで流入時間であった。なお、損失係数は、+1.0の変化に伴う誤差が5%未満であり、影響は小さいと考えられる。

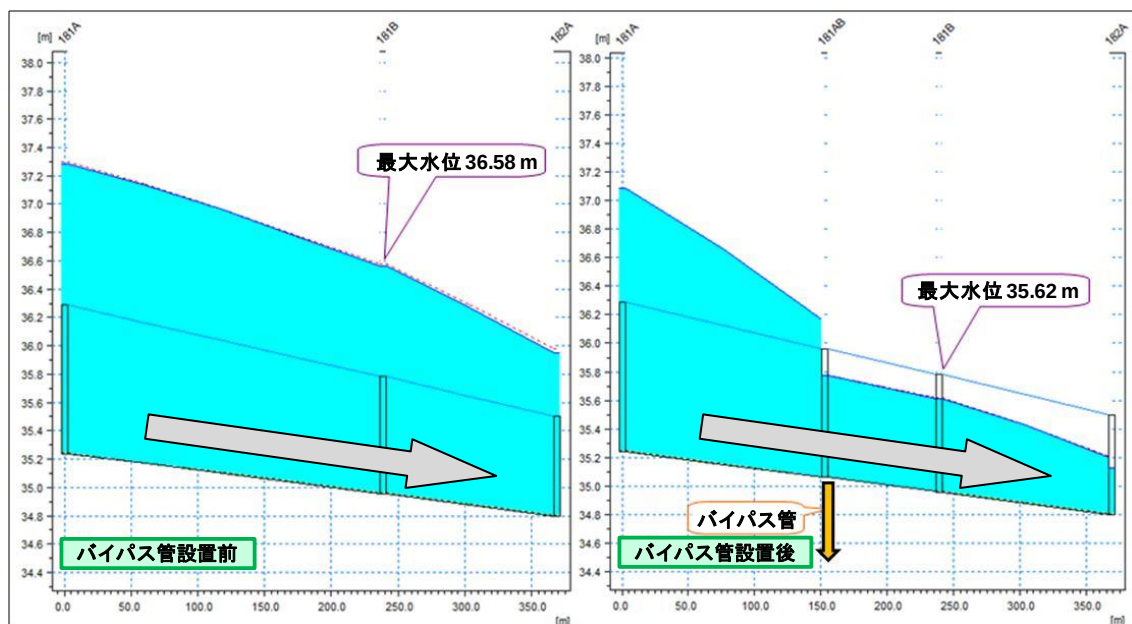


図5 バイパス管設置前後の水位変化の例示(基準パラメータ値)

対策ケース2(貯留型施設)については、図6に示す各流量項目値の検証地点において、パラメータ値の変化に伴う各流量項目値の変化の傾向を検討した。表6に、その結果を示す。対策ケース1と同様に、総流出量・ピーク流量については流出係数、ピーク流量発生時刻については流入時間の影響が大きかった。なお、損失係数は、+1.0の変化に伴い、ピーク流量に対して約32%の変化を与えた。ここでは、すべての人孔に対して一律に損失係数を与えたが、貯留型施設を検討する際は、人孔と管きよの接続箇所の形状や、複数の管きよが1つの人孔で合流している場合に適切にインバートが施されているかなど、現地調査により実際の管路の流下状況を確認し、各人孔に対して適切に損失係数を設定することが望ましい。

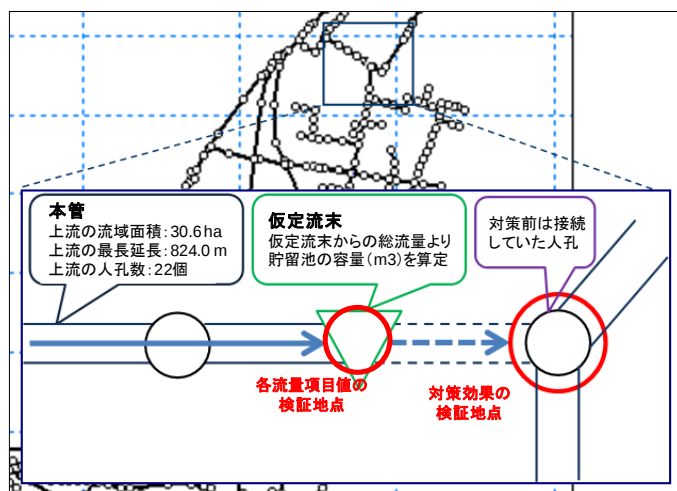


図6 各検証地点(ケース2)

表6 流量項目の変化傾向(ケース2)

パラメータ	総流出量	ピーク流量	ピーク流量発生時刻
流出係数	◎	◎	△
流入時間	△	○	△
初期損失	△	△	△
粗度係数	△	○	△
損失係数	△	◎	△

※各パラメータに±50%の変化率(損失係数は+1.0)を与えた場合の変化が10%以上を◎、5~10%を○、5%未満を△

※下線は各項目に対して最も影響が大きいパラメータ

流量項目値の誤差が施設規模に与える影響については、貯留池の施設規模（貯留容量）は総流出量に基づいて決定されることが望ましいため、総流出量に与える影響が大きい流出係数（表 6）が、最も影響を及ぼすパラメータ値であると考えられる。

対策効果の検証としては、対策ケース 1 と同様の考え方にに基づき、図 6 に示す対策効果の検証地点における最大水位および最大水位発生時刻を算定した。その結果、対策ケース 1 と同様に、下流部の最大水位に最も影響を及ぼすパラメータ値は流出係数であり、最大水位発生時刻に最も影響を及ぼすパラメータ値は粗度係数、次いで流入時間であった。この結果より、対策ケース 1、対策ケース 2 とも、対策の目的に応じて留意すべきパラメータ値が異なる。例えば、住宅地近傍での浸水対策を考える場合、対策実施後の浸水深だけでなく、浸水発生までの時間もリスクとして重視する必要があるため、流出係数だけでなく、粗度係数や流入時間の適合性についても留意した方が良いと考えられる。なお、損失係数は、+1.0 の変化に伴う誤差が 5%未満であり影響は小さい。

不定流解析モデルのキャリブレーションはモデルの再現性の確保が目的であり、キャリブレーションにおける誤差率が施設規模に与える影響について把握しておくことが重要となる。今回の検討では、パラメータ変化率による各流量項目値の誤差の傾向を評価した結果、流下型・貯留型対策ともに総流出量およびピーク流量については流出係数の影響を強く受けた。また、ピーク発生時刻については流入時間の影響を強く受けた。キャリブレーションにおける誤差率の許容値を設定する際には、今回行った検討のように、まず、パラメータが各流量項目（総流出量、ピーク流量、ピーク発生時刻）に与える影響、調整すべきパラメータの優先度を把握し、誤差率が施設規模に与える影響などを十分に検証することが望ましいと考えられる。

6. 下水道事業での XRAIN 利活用に関する調査

国土交通省では、図 7 に示す局所的な雨量をほぼリアルタイムに精度良く観測可能な XRAIN（X バンド MP レーダネットワーク）の整備を進めている。XRAIN の雨量情報の下水道事業での利活用について、平成 23 年度に 54 自治体（回答数：42 自治体）を対象に実施したアンケート調査によれば、リアルタイム情報及び将来予測情報については 8 割以上、蓄積された過去の雨量情報については半数以上の自治体が必要と回答しており、特に浸水対策への利活用ニーズの高さが認められた。平成 24 年度は、下水道事業における XRAIN 利活用の実態を把握するため、具体的に（XRAIN に限らず）降雨情報や水位情報等を浸水対策の施設運用に利活用している 4 自治体を対象としてヒアリング調査を行った。XRAIN 情報の利活用に関する研究を積極的に取り組んでいる自治体も見られたが、全体としては XRAIN 情報を用いた施設運用においては検討段階であった。また、XRAIN 情報の利活用を具体的に検討するにあたり、XRAIN 利活用によるメリットや事例の提示を求める自治体が見られた。

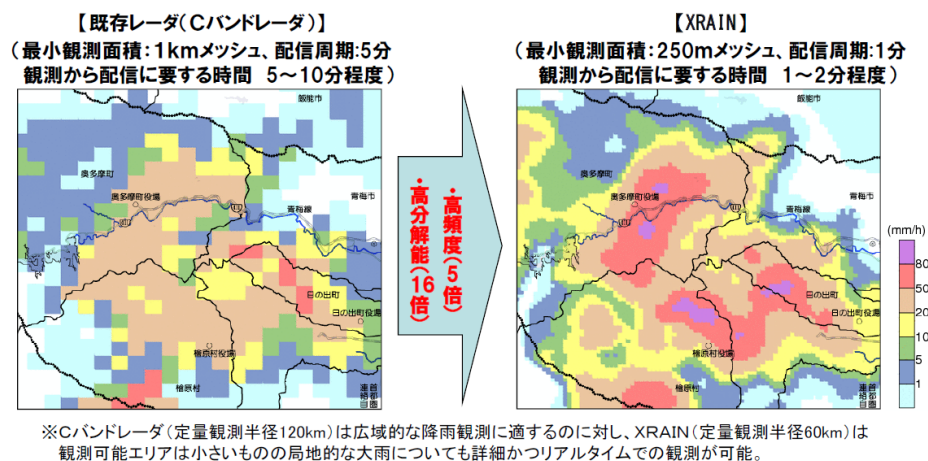


図 7 XRAIN と C バンドレーダの比較³⁾

アンケート調査やヒアリング調査結果から、下水道事業での XRAIN の有効活用を進めるためには、利活用内容やメリット、さらには想定される利活用上の留意事項等の提示が必要であることがわかった。このほか、文献調査や学識者へのヒアリング調査等を行い、下水道事業における XRAIN 利活用内容と利活用に際して想定される留意事項を検討した。表 7 に、利活用用途の例として「画像データの重ね合わせによる浸水危険度予測」と「施設運用における人的判断指標としての活用」に関して整理した結果を示す。今後、各自治体における有効的な利活用を促進するためには、表 7 の内容の具体化や、実現可能性、XRAIN 情報利活用のメリット等を明らかにする必要があると考えている。

表 7 XRAIN 利活用内容と想定される留意事項例

用途①	画像データの重ね合わせによる浸水危険度予測（浸水対策）
【内 容】 過去の XRAIN 降雨情報と浸水実績を重ねることによる浸水危険度の予測	
1. 対象地域において過去に浸水が発生した XRAIN 降雨情報を抽出（基礎データ） 2. 抽出した降雨ごとの浸水実績情報を収集・整理して浸水実績図を作成 3. 基礎データと XRAIN 画像データの重ね合わせによる統計的パターン認識を用いた浸水危険度予測	
【留意事項】 ・浸水が発生する降雨をパターン化するには相当のサンプル数の確保が必要 ・未知の観測パターンに対しては信頼性が低下 ・情報公開方法	
用途②	施設運用における人的判断指標としての活用（浸水対策・合流式下水道改善対策）
【内 容】 施設運転管理の人員配置やポンプ・ゲート施設等の最適な運転操作への活用	
1. 施設運転管理の人員配置 ・降雨情報による浸水対策用仮設ポンプの手配判断 ・浸水箇所の状況把握における職員の配置 2. 雨量情報と他の情報の重ね合わせ表示による施設運用の人的判断 ・浸水ハザードマップや水位計情報等との重ね合わせ ・ポンプ・ゲート施設等の運転管理	
【留意事項】 ・人員配置や運転操作の人的判断の基準	

7. まとめ

内水ハザードマップ策定や雨水ポンプ場の耐水化手法、マンホール飛散防止対策といった、豪雨による被害を軽減するために重要と考えられる事項について、実態把握や留意事項の整理等を行った。また、今後の活用の増加が見込まれる不定流解析モデルを用いた浸水解析について、キャリブレーションにおける総流量やピーク流量、ピーク発生時刻といった各流量項目の誤差が施設計画の規模や対策効果に与える影響について、実排水区のデータによる浸水シミュレーションをもとに考察した。併せて、今後の利活用についてニーズが高い下水道事業における XRAIN 利活用に関して、その利活用内容と手順、留意事項等を整理した。

参考文献

- 1) 国土交通省都市・地域整備局下水道部：内水ハザードマップ作成の手引き（案）、平成 21 年 3 月
- 2) 社団法人日本下水道協会：下水道マンホール安全対策の手引き（案）、平成 11 年 3 月
- 3) 国土交通省ホームページ：<http://www.mlit.go.jp/common/001010011.pdf>

4. 適正な汚水処理方法可能性 (FS) に関する検討

下水道研究官 森田 弘昭
下水道研究室 室 長 横田 敏宏
主任研究官 重村 浩之
研究官 橋本 翼

1. はじめに

平成 23 年度末現在の汚水処理人口普及率は 87.6%となっており、残り 12.4%の人口に対しては下水道、農業集落排水施設、合併処理浄化槽等の汚水処理施設が依然として未整備であるため、生活環境の改善のためには、これら汚水処理施設の更なる整備が必要と考えられる。しかしながら、下水道整備水準は地域間格差が顕著で、特に普及の遅れている中小市町村では、人口減少、高齢化の進展による生活構造の変化や厳しい財政事情等により、下水道整備を進める上において、困難な状況が発生している。そこで、国土交通省では、下水道計画検討プロセスの新しいアプローチとして、厳しい地方財政を前提とした年当たりの投資可能額を設定し、新しい整備手法の活用を検討した上で、どのような下水道運営（施設建設及び維持管理等）を目指すことができるかを検討することを目的として、先進的経営モデルプロジェクトである「コストキャップ型下水道」調査を開始した。

本調査では、愛知県知多郡美浜町をケーススタディとして「コストキャップ型下水道」の適用可能性調査を行い、低コスト型の下水道整備手法及び維持管理手法について検討した。

2. コストキャップ型下水道について

「コストキャップ型下水道」とは、下水道計画検討プロセスの新しいアプローチとして、厳しい地方財政を前提とした年当たり投資可能額を設定し、新しい整備手法の活用を検討した上で、どのような下水道運営（施設建設及び維持管理等）を目指すことができるかを提示するものである。例えば、下水道クイックプロジェクトの各種技術のパッケージ採用による整備コストの削減や、長期間の包括委託契約等により維持管理コストを抑えることで、自治体財政への影響の少ない下水道整備計画を提案するものである。

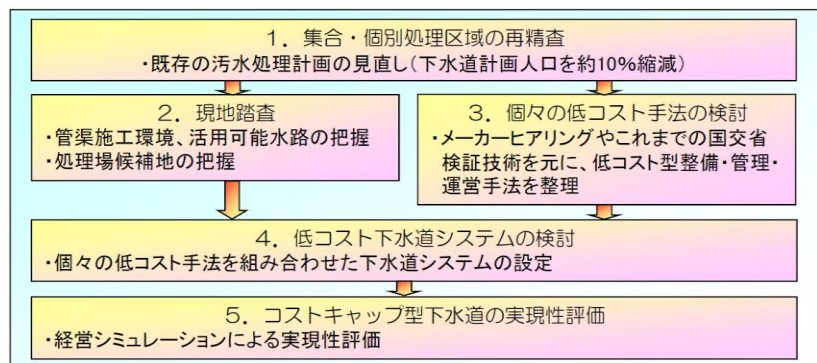


図1 コストキャップ型下水道調査の検討フロー

図1に、コストキャップ型下水道調査の検討フローを示す。まずはじめに近年の動向を踏まえて将来人口等を予測した上で、集合処理と個別処理の区域の精査を再度行うことで下水道整備区域を厳選した後、現地踏査により整備区域で適用可能な低コスト型技術を検討する。また、企業へのヒアリング等で低コスト型下水道整備・維持管理等手法について情報収集を行った上で、調査対象自治体で適用を検討する技術を盛り込んだ低コスト型の下水道整備・維持管理手法をまとめる。最後に、この低コスト型の下水道事業の実現可能性を検証するために経営シミュレーションを行い、整備期間や経営収支状況について把握することとしている。

3. 下水道整備区域の精査

調査対象自治体である美浜町は、愛知県知多半島南部に位置する自治体であり、平成 24 年 7 月末現在で人口約 23,000 人である。汚水処理については、人口の 4 割以上が浄化槽で処理されており、下水道事業は未着手である。

美浜町では、平成 22 年度に下水道整備内容に関する検討（以下、現行計画）が実施されており、これをベースとして、下水道整備区域の再精査を行った。再精査の結果、いくつかの集落が下水道整備から浄化槽整備に変更となったが、現行計画と大きな変更は生じなかった。しかし、将来人口予測に関する最新の動向を踏まえ、下水道計画人口については、1 割程度抑制し、施設規模を縮減した。

4. 企業ヒアリングによる低コスト型下水道整備・維持管理等手法に関する情報収集

低コスト型の下水道整備手法としては、既に国土交通省を中心に展開している「下水道クイックプロジェクト」による手法が存在するが、維持管理方法等も含めて幅広く情報を集めるため、各種製品のメーカーや下水道維持管理業者等を対象にヒアリングを実施した。表 1 にその結果を示す。低コスト型下水道整備手法や維持管理手法に関する情報収集のみならず、事業契約手法や企業会計手法、ファイナンスについてもヒアリングを実施した。

表 1 低コスト型下水道整備・維持管理等手法に関する企業ヒアリング結果

項 目		ヒアリング企業 (計 13 企業) ※主項目に記載	ヒアリング結果概要	
整備	管きよ	3社	・施工費に対する管材費の割合は低く、管材(規格外管材採用)でのコスト削減よりも、土工(浅埋化)や施設(MH や MH ポンプ)削減等、施工面での対応の方が有効であると考えられる。 ・管材と工法の組み合わせ及び地域条件(平坦、軟弱地盤等)を考慮した検討が必要である。	【全体】 ・製品としてのコスト削減もあるが、管理や経営(契約手法)も考慮した全体的な効率化が重要である。
	処理場	4社	・施設のコンパクト化(土木施設削減、ユニット化)及び水量の変動に応じた対応(担体添加、移設等)が可能な手法が考えられる。 ・沈砂や汚泥の処分量の削減や資源(発電、燃料化)としての有効利用により、処分費の削減や収益としての費用回収も有効である。	
管理	管きよ	1社	・管路調査にあたっては、簡易調査(管口カメラ等)によるスクリーニングが有効である(調査の日進量を増加、詳細調査との棲み分け)。 ・スクリーニングによる優先順位設定や調査結果のデータベース化による予防保全管理が重要である。	【全体】 ・監視システムの簡素化と効率化が有効である。(クラウド型システムによるインターネットを利用した監視) ・不明水対策も重要である。(モニタリング等)
	処理場	3社	・管理コストについては、人員数(人件費)がネックとなっており、モニタリングの自動化、遠方監視等による人件費削減が考えられる。 ・モニタリングによる施設運転の最適化を実施している。また、TBM(時間保全)と CBM(状態保全)の組み合わせによる効率的な管理が重要である。	
経営	契約手法	・上記企業 ・1社	・管理コストでの削減には限界があることから、修繕、改築を含めた包括委託による事業コストの縮減が有効である(民間の自由裁量による事業運営)。 ・また、設計から維持管理までの一括発注によるコスト縮減事例もある(経費削減、設計に管理の面での意向反映等)。 ・性能発注及び長期契約とすることで民間の設備投資及びコスト削減意欲が働くものと考えられる。 ・その他、複数自治体の広域管理や他事業との一体管理も考えられる。 ・契約にあたっては、リスク分担とペナルティの明確化が必要である。 ・コンセッション方式の採用にあたっては、施設状況の把握による今後の改築需要予測が重要となる。事業着手段階においては、接続率、流入量予測(使用料収入予測)が難しいため、当初はサービス購入型 PFI や DBO とし、事業が成熟した段階での採用が考えられる。	【全体】 ・事業運営にあたってのコンサルティングも必要である。(発注方法、各種指標における事業運営判断)
	会計手法	1社(契約手法をヒアリングした1社と同じ)	・企業会計については、財務諸表等による事業運営(経営)の判断ツールとして有効である。	
	ファイナンス	1社	・プロジェクトファイナンスは、利益からの返済となる。低コスト化を実現するためには、事業のチェックと実行するための強制力が重要である。 ・公的対応部分と民間対応部分の整理が必要である(独立採算性を考慮)。 ・個人負担である排水設備等の初期投資については、使用料に上乗せして回収するなど、長期間での支払い手法も考えられるのではないかと。	

5. 美浜町における低コスト型下水道整備・維持管理等手法の検討

5-1 管路施設の低コスト型整備手法の検討

(1) 幹線

美浜町の現行計画では、幹線管路の施工については、主に国道 247 号線下において推進工法を導入することとされていたが、本調査では可能な範囲で開削工法を導入することを検討した。国道下では推進工法での施工が必須となるため、国道に代わる代替ルートを選定し、開削可能区間の割合を上げることで低コスト化を図った。

(2) 枝線

美浜町内においては、幅員の狭い道路が多いため、施工が困難であるとともに、適用できる工法や重機が制約されるため、施工単価が割高となる傾向にある。また、図2に示すように、美浜町においては東西の2処理区に分けて下水道整備を検討中であるが、西部処理区の一部は、軟弱地盤かつ平坦な地形であるため、高コストの要因を含んでいる。

このため、枝線管路整備については、図3に示した管きよの浅層埋設、曲線部における曲管の採用の他、小口径マンホールや改良型伏越しなどの「下水道クイックプロジェクト」でも採用されている技術を、活用可能な地区で全面的に採用した。また、軟弱地盤と想定される西部地区の一部については、平坦な地区でも採用可能な真空式下水道システムの採用を検討した。

5-2 処理場の低コスト型整備手法の検討

(1) 水処理

計画処理水量(日最大)は、東部処理区が約5,800m³/日、西部処理区が約3,300m³/日として検討している。美浜町の現行計画では、処理場においては、東西処理区ともに、小規模下水道において一般的なオキシデーションディッチ法(OD法)を採用することとしていたが、本調査ではOD法よりもさらに生物反応槽容量を小さくし、高負荷運転を行うことで、生物反応槽整備に掛かる費用が削減できる高負荷対応型OD法の採用を検討した。この概念について示した

ものが図4である。通常のOD法の水理学的滞留時間(HRT)は24時間程度だが、本調査では、HRTを12時間程度とすることで、生物反応槽容量を小さくしてコストを抑えることができる。ただし、高負荷運転となるため、維持管理方法が通常のOD法と異なることに注意が必要であり、また、無酸素状態となる槽内空間が減少することが想定されるため、薬品でpH調整を行わねばならないことが想定される。

(2) 污泥処理

污泥の運搬を考慮すると污泥の脱水プロセスは必須と考えられたため、これについても低コスト型の技術の導入を検討した。美浜町の現行計画では、污泥濃縮槽と污泥脱水機による污泥処理を検討していたが、本調査では、污泥濃縮槽が不要な、反応槽からの直接污泥脱水機を導入することとした。これにより、污泥処理施設整備の大幅なコスト削減が図られた。

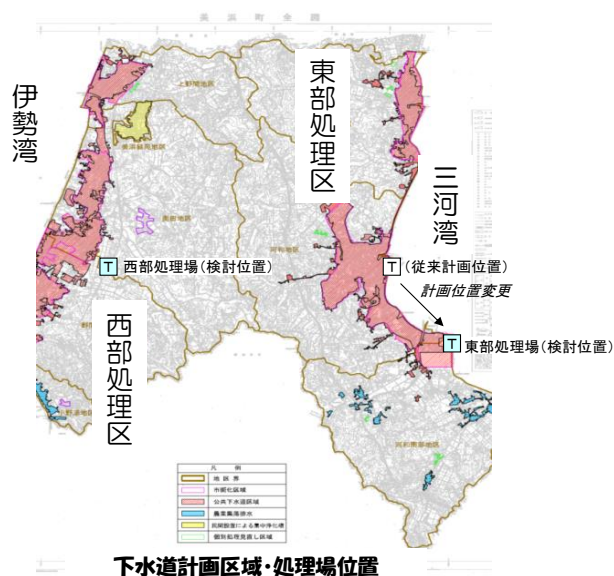


図2 美浜町における下水道計画区域

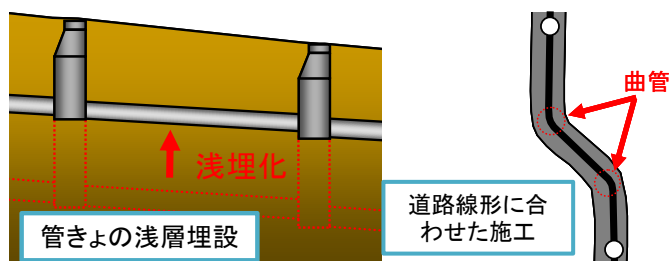


図3 枝線管路において検討した低コスト型技術

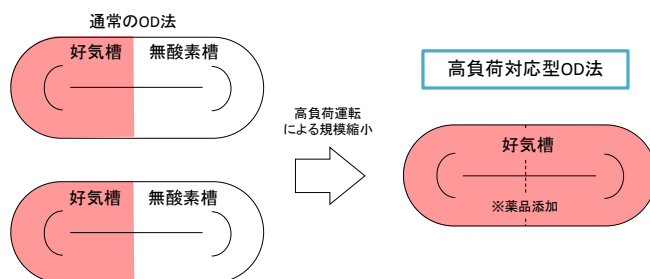


図4 処理場において検討した低コスト型技術

5-3 低コスト型技術の導入によるコスト試算結果

(1) 建設費

図5に、美浜町の現行計画における建設費の試算結果と、本調査による低コスト型技術(コストキャップ型下水道)を導入した試算結果について比較したグラフを示す。図5より、建設費総額で約30%のコスト削減が出来ると試算された。そのうち管路にかかる削減額が約46億円と大きかった。幹線管路の建設費は約4割、枝線管路は約3割削減された。処理場についても、用地費を除いて、約3割削減された。

(2) 維持管理費

図6に、現行計画とコストキャップ型下水道技術を導入した場合の維持管理費の試算結果について比較したグラフを示す。管路については、真空式下水道システムを導入したこと等により、コストキャップ型下水道で費用が増加しているが、維持管理費の大半を占める処理場において、生物反応槽の容量削減による攪拌機の設置基数減等により、維持管理費が減少すると試算された。さらに、包括的民間委託を導入することにより10%削減できると試算した。これらの取り組みにより、現行計画と比較して、合計で約20%削減できると試算された。

(3) 汚水処理原価

図7に、現行計画とコストキャップ型下水道における汚水処理原価の試算結果について比較したグラフを示す。現行計画の汚水処理原価(200 円/m³)と比較して、コストキャップ型下水道では149 円/m³であり、約25%削減された。これにより、下水道使用料単価を総務省が適正な基準として提示している150 円/m³に設定しても、経費回収率は100%を上回ることになる。なお、処理区域内人口が1万人～3万人という、美浜町とほぼ

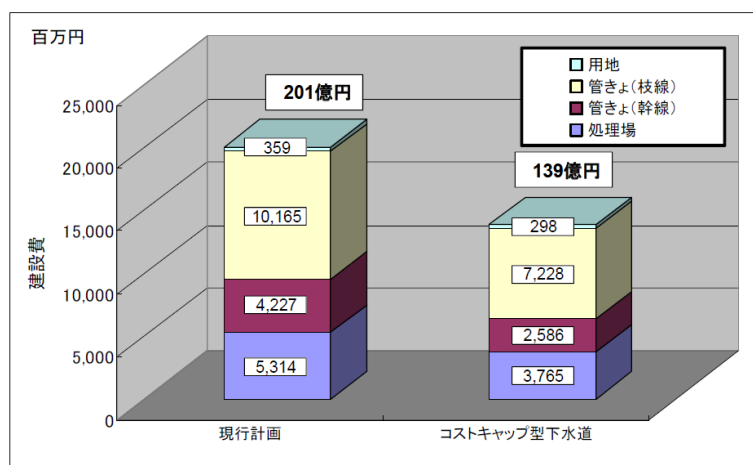


図5 低コスト型技術導入による建設費の試算結果

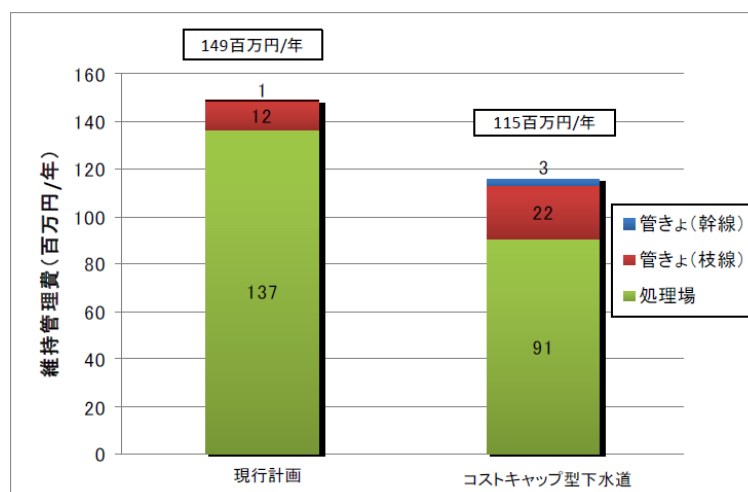


図6 低コスト型技術導入による維持管理費の試算結果

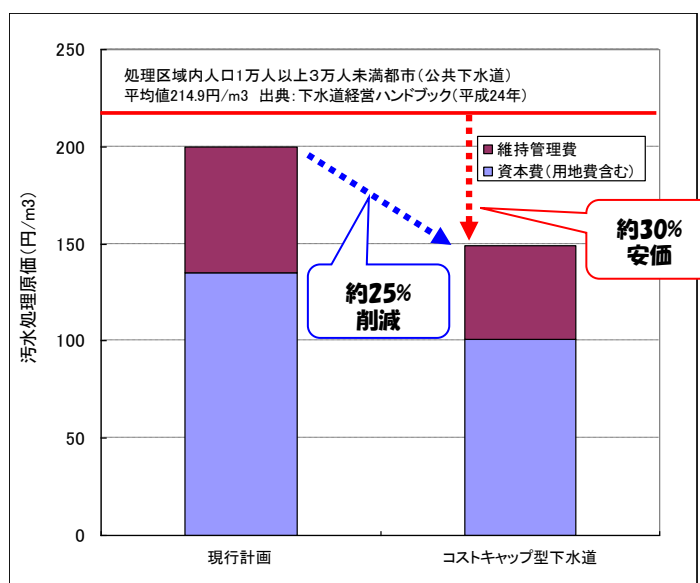


図7 汚水処理原価の試算結果

同規模の都市における汚水処理原価の平均値は 215 円/m³であり、今回の美浜町での試算では、平均値よりも汚水処理原価を約 30%削減できることが示された。

6. 経営シミュレーションによる事業の実現性評価

前項で検討した下水道建設費及び維持管理費を用いて、美浜町の下水道整備に関する経営シミュレーションを行った。その結果を表 2 に示す。また、美浜町の負担額の経年変化を図 8 に示す。水洗化率は 80%、下水道使用料単価は 150 円/m³で一定としてシミュレーションを実施した。なお、シミュレーション実施期間は整備完了から 30 年後までとした。

現行計画と比較して、コストキャップ型下水道による整備では、美浜町の合計負担額が約 1/3 に減少し、年間最大負担額は約 1/2 に減少した。

現行計画では、整備期間を通して町の年間負担額を最大 2 億円に抑えるため、東部処理区の整備完了後、起債償還を優先したことにより、その後 15 年間西部処理区の整備に着手できず、全体の整備完了に 32 年を要すると試算された。しかし、コストキャップ型下水道による計画では、建設費と維持管理費を抑えたことにより、東部処理区の整備終了後すぐに、西部処理区の整備に着手できると試算された。それだけでなく、町負担額も大幅に削減できた。

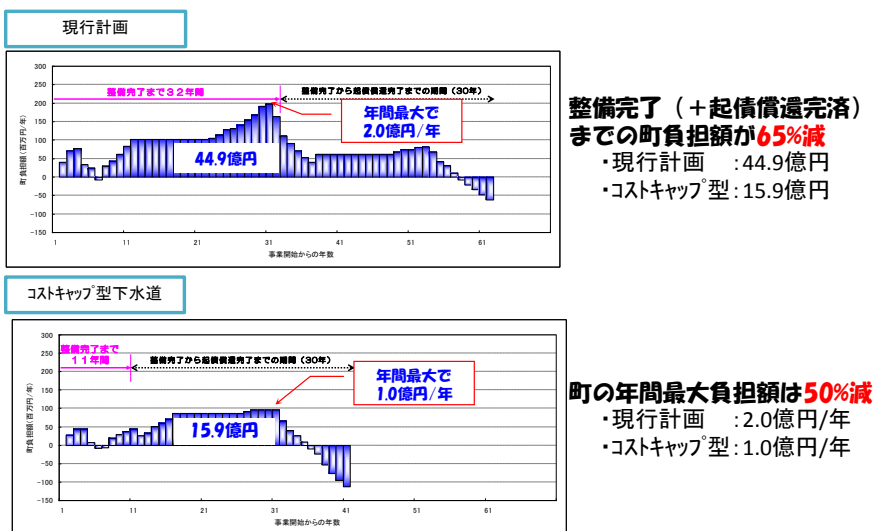
以上のシミュレーション結果により、コストキャップ型下水道技術の採用により、下水道にかかる費用を削減し、さらに早急な整備完了を可能とすることが示された。しかし、コストキャップ型下水道として示した技術の中には、維持管理面において技術的難易度が上がるものが含まれていることから、その点に留意して採用を検討することが必要である。

表 2 経営シミュレーション結果

		現行計画	コストキャップ型 下水道
水洗化率		80%	80%
下水道使用料単価		150円/m ³	150円/m ³
コスト キャップ 指標	町負担額(図-8参照)	44.9億円	15.9億円
	町の年間負担最大額 (図-8参照)	2.0億円/年	1.0億円/年
整備 期間	全体	32年間	11年間
	内訳		
	東部処理区 整備期間	1～6年目 (6年間)	1～6年目 (6年間)
	東部完了～西部着手の インターバル期間	7～21年目 (15年間)	0年間
	西部処理区 整備期間	22～32年目 (11年間)	7～11年目 (5年間)

※地方交付税措置として起債元利償還の42%を見込む。

※費用については、整備期間+起債償還期間30年間の費用を示す(処理場機械電気設備の改築更新費用を見込む)。



※上記は、人件費、委託費、ユーティリティ(薬品費・電気代等)、起債元利償還費を含む。

図 8 経営シミュレーションによる町負担額の経年変化

7. 一層の低コスト化に向けた提案

美浜町における低コスト型下水道整備の検討では採用しなかったが、一層の低コスト化に向けた技術の例として、「既存水路内の管路布設」と「サテライト処理場」のイメージを、それぞれ図9、図10に示す。

既存水路内における管路布設は、管路布設に係る土工費の削減には有効であるが、雨水排除能力について検討する必要がある。

また、我が国の総人口は減少傾向にあるが、そのような状況で、計画当時の人口のままで処理場の規模を決めるのは、将来的には過大な計画となる可能性を否定できない。そのため、図10のように、処理区の一部について、暫定的な処理場（サテライト処理場）による処理を採用し、将来の人口減少に柔軟に対応する方法が考えられる。サテライト処理場の耐用年数経過時には、その際に人口減少によってメイン処理場のみで処理区全域の処理が可能となっていれば、サテライト処理場によって処理されていた地区もメイン処理場に接続する。これにより、処理場の改築更新費を抑えることが可能となる。また、人口密集地区が二極化している場合、サテライト処理場の整備による早期供用（事業収益性の向上）の効果もある。

その他、発注方法の工夫、例えば、各種工事を一括で発注することによる諸経費の削減等も、検討すべき内容と考える。

8. まとめ

低コスト型下水道整備・維持管理等手法であるコストキャップ型下水道の導入により、下水道に係る建設費及び維持管理費ともに大幅に削減することが可能であり、下水道経営にも好影響をもたらすことが示された。なお、ここで示した低コスト型技術は一例である。今後も、他自治体への展開も含め、調査を進めていく予定である。

低コスト技術に導入については、導入後の維持管理も含めて、適用可能性を評価する必要があるが、自治体財政が厳しい状況であることから、その適用について積極的に検討をする必要があるものとする。

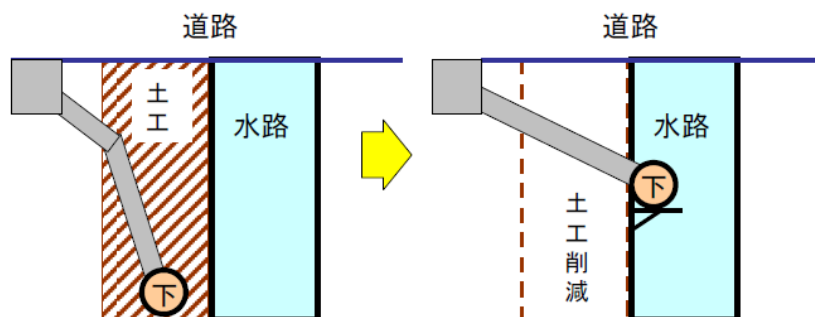


図9 既存水路内における管路布設

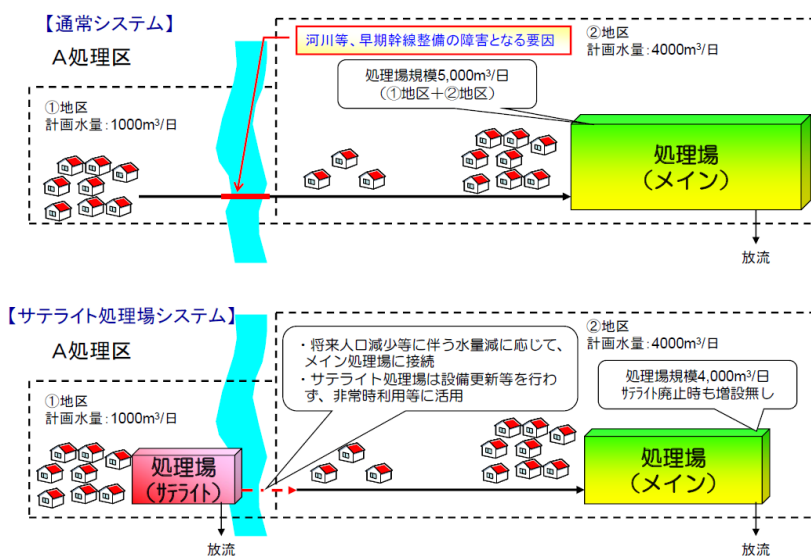


図10 サテライト処理場による処理の導入

5. 下水道クイックプロジェクトの推進に関する調査

下水道研究室 室 長 横田 敏宏
主任研究官 深谷 渉
研 究 官 松橋 学
下水処理研究室 室 長 原田 一郎
研 究 官 濱田 知幸

1. はじめに

平成 24 年 3 月 31 日現在、全国の下水道普及率は 75.8%（下水道利用人口／総人口）となっているものの、下水道計画区域にありながら未だに下水道が整備されていない、いわゆる下水道未普及人口は約 2000 万人に上る。また、人口減少や高齢化の進展、厳しい財政事情など、整備・改築を進めていく上での難しい問題を抱えている地方公共団体も多い。こうした状況を踏まえ国土交通省が主導する「下水道クイックプロジェクト」（以下、「QP」という。）では、「早く、安く、機動的に」を合言葉に、地域特性を踏まえた新たな整備・改築手法の導入を進めるべく、複数のモデル都市において新技術の試験的な施工による社会実験を実施している。平成 23 年 3 月迄に 7 技術が提案され、社会実験の事業採択自治体は 14 市町村に上る（表 1 参照）。

表 1 事業採択を受けたモデル市町村と採用技術

		北海道 苫前町	北海道 遠軽町	北海道 標茶町	北海道 安平町	岩手県 二戸市	福島県 会津坂下町	東京都 檜原村	静岡県 浜松市	愛知県 岡崎市	愛知県 半田市	岡山県 岡山市	熊本県 益城町	熊本県 宇城市	鹿児島県 日置市
クイック配管	露出配管					●	●	●					●		
	簡易被覆														●
	側溝活用					●									
改良型伏越しの連続採用											●		●		
道路線形に合わせた施工								●		●	●	●		●	
発生土の管きょ基礎への利用											●				
流動化処理土の管きょ施工への利用									●						
工場製作型極小規模処理施設（膜分離型（PMBR））						●									
工場製作型極小規模処理施設（接触酸化・膜分離型）		●	●	●	●										

QP では、新たな技術を提案した地方公共団体が、実施施設を利用した社会実験を実施する。社会実験では、様々な観点から提案技術の性能評価を行い、より多くの公共団体において提案された技術の採用が可能になるように問題点の整理及び改良を行うこととなっている。

国土技術政策総合研究所（以下、「国総研」という。）では、社会実験を実施する地方公共団体が円滑に実験を進められるよう、平成 19 年度より性能評価項目や評価手法の提案・助言などの技術的支援を行っている。また、現在提案されている技術以外の技術についても、随時、事前相談に応じている。平成 20 年度には、各自治体が実施する社会実験における評価検証方法を取りまとめた「社会実験検証のすすめ方（案）」を QP のホームページで

公表し、技術を補完する調査研究として、露出配管における凍結現象に関する検討、曲管採用時における TV カメラ機材の作業性に関する実験、改良型伏越しにおける汚物堆積状況実態調査、流体解析シミュレーションによる水理解析を実施した。平成 21 年度には、社会実験終了技術の技術評価並びに技術利用ガイド（案）の作成及び公開、技術を補完する調査研究として露出配管の耐久性試験を実施した。平成 22 年度は、社会実験終了技術の技術評価並びに技術利用ガイド（案）を作成及び公開し、技術を補完する調査研究として顕微鏡観察・分子量分析による露出配管の紫外線影響評価、改良型伏越しのフラッシュによる清掃効果の検証を実施した。平成 23 年度は、クイック配管（露出配管及び側溝活用型）の技術評価並びに技術利用ガイド（案）を作成及び公開した。平成 24 年度は、工場製作型極小規模処理施設（接触酸化型）の技術評価並びに技術利用ガイド（案）を作成及び公開した。

以下に、平成 24 年度末現在の事業進捗状況、委員会開催状況、技術評価等について取りまとめる。

2. 平成 24 年度の活動内容

（1）平成 24 年度末現在のモデル市町村進捗状況

平成 24 年度末現在の 14 のモデル市町村における社会実験の進捗は表 2 の通りである。国総研では、社会実験の検証項目及び検証内容を提案するとともに、社会実験を実施する市町村への技術的助言及び総合的な技術評価を行っている。

表 2 モデル市町村の進捗状況（平成 24 年度末現在）

事業採択市町村	現在の進捗	事業採択市町村	現在の進捗
北海道苫前町	性能評価終了	静岡県浜松市	性能評価終了
北海道遠軽町	性能評価中	愛知県岡崎市	性能評価終了
北海道標茶町	性能評価中	愛知県半田市	性能評価終了
北海道安平町	性能評価中	岡山県岡山市	性能評価中
岩手県二戸市	性能評価中	熊本県益城町	性能評価終了
福島県会津坂下町	性能評価終了	熊本県宇城市	性能評価終了
東京都檜原村	性能評価終了	鹿児島県日置市	性能評価終了

※各自自治体で複数地区・複数技術が採択されている場合は、最も進捗している地区（路線）・技術の状況を記述している。

（2）下水道クイックプロジェクト推進委員会

平成 25 年 1 月及び平成 25 年 3 月に下水道クイックプロジェクト推進委員会が開催され、下記の報告を行った。

「工場製作型小規模処理施設」のうち接触酸化型については、苫前町における社会実験検証を終えたことから、技術評価を行い、適用条件並びに設計・施工上の留意点を技術評価書としてとりまとめ、委員会において報告し、一般技術への移行の承諾を得た。このため技術利用ガイド（案）を公表することとした。技術利用ガイド等の作成状況を表 3 に示す。

「工場製作型極小規模処理施設（膜分離型）」については、標茶町（膜分離型）において供用開始されているが、技術評価可能な流入量（能力の 1/2 以上）に達していないことから、初期対応の留意点をとりまとめることを目的に、一次評価を実施し報告した。

また、既に技術利用ガイドライン（案）を公表済みのクイック配管については、寒冷地における供用初期低流量時の凍結対策について記載内容の充実を図るために、岩手県二戸市において凍結実験を実施し、その結果を報告した。

表 3 技術利用ガイド等の作成状況（平成 25 年 4 月末時点）

		社会実験検証の進め方	技術評価書	技術利用ガイド
クイック配管	露出配管	公表済み	公表済み	公表済み
	簡易被覆			
	側溝活用			
改良型伏越しの連続採用		公表済み	公表済み	公表済み
道路線形に合わせた施工		公表済み	公表済み	公表済み
発生土の管きょ基礎への利用		公表済み	公表済み	公表済み
流動化処理土の管きょ施工への利用		公表済み	公表済み	公表済み
極小規模処理施設(PMBR)		公表済み	社会実験中	社会実験中
工場製作型極小規模処理施設	接触酸化	公表済み	公表済み	公表済み
	膜分離型	公表済み	社会実験中	社会実験中

（3）社会実験検証結果

1）工場製作型極小規模処理施設（接触酸化型）

本技術は、将来の人口減少により施設が不要となった場合も他地区への転用を可能としつつ、コストの縮減、工期の短縮を図ることを目的としている。このため、市販の工場製作型の処理施設（図 1 参照）を、下水処理施設として活用することとし、小規模施設として実績のある、接触酸化法を下水道に採用することを想定している。社会実験は、北海道苫前町、北海道遠軽町、北海道安平町の 3 町で実施したが、安平町、遠軽町については流入水量が処理能力の 1/2 に至っておらず、平成 25 年 4 月現在で検証継続中であるため、得られた知見は留意事項等を記載する上で参考とした。

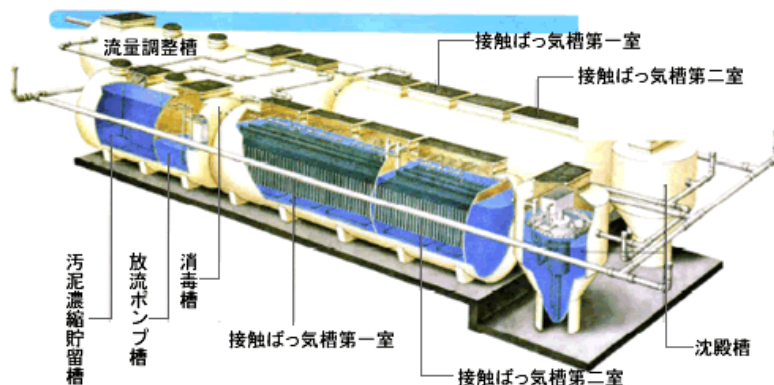


図 1 工場製作型極小規模処理施設（接触酸化型）イメージ図



写真 1 接触酸化型（北海道苫前町）

工場製作型極小規模処理施設（接触酸化型）を採用した苫前町古丹別第1下水浄化センターでは、2系列（処理能力 55m³/日×2）の施設を整備している。この建設に係る建設コスト、建設工期について整理することで、検証を行った。また、流入水量が安定的に 30m³/日を超えた平成 24 年 2 月から処理を第 1 系列に集約することで、処理能力の 1/2 の流入水量を確保し、平成 24 年 2 月～平成 25 年 2 月の維持管理コスト、処理性能について検証を行った。なお、検証の実施主体は自治体であり、国総研は自治体から得たデータの総括及び評価を担った。

①建設コスト

本技術と同規模の処理能力を有する OD 法はないものの、当該水量を対象とした仮想設計により建設コストを比較した。本技術は施設を工場で製作するため、製作手間の低減や機器類の点数が少なく、仕様の簡略化を図っていることから、現場打ちコンクリートの OD 法に比べて建設コストが縮減（49%縮減）された。

②建設工期

本技術と同規模の処理能力を有する OD 法はないものの、当該水量を対象とした仮想設計により建設工期を比較した。施設の工場製作により、現場打ちコンクリートの OD 法に比べて建設工期が短縮された（75%短縮）。

③維持管理コスト

本検証例における処理能力 55m³/日の維持管理コスト（汚泥処理は濃縮まで）は 357 万円/年となった。また、検証事例では維持管理コストのうち人件費が 72%を占めた。

なお、同規模の処理能力ではないものの、「流域別下水道整備総合計画調査指針と解説」の費用関数を用い、費用関数の適用下限値である処理能力 300m³/日（POD、濃縮又は直接脱水までの汚泥処理を含む）の維持管理コストを 742 万円/年と試算した。

④処理性能

平均的な水質の時間帯に、月に 2 回定期採水・水質分析した結果、処理水質の最大値が設計水質を満足していることを確認した（表 4）。また、水温の低下により処理性能悪化が予想される冬季（調査時平均気温－7℃）に日間変動を把握するための採水調査を行った。調査結果を図 2 に示す。処理能力の 55 m³/日に対して、ピーク時には 3m³/時（日換算：72m³/日）の流入があったが、BOD、SS の放流水質は計画値以内であり、日間の流入変動に対して処理性能が確保されていることを確認した。

表 4 処理水質の実績値と計画値（苫前町データ）

水質項目	接触酸化型		
	実績値		計画値
	最大	平均	
BOD (mg/l)	14.9	12.9	15
SS (mg/l)	38.0	10.7	40

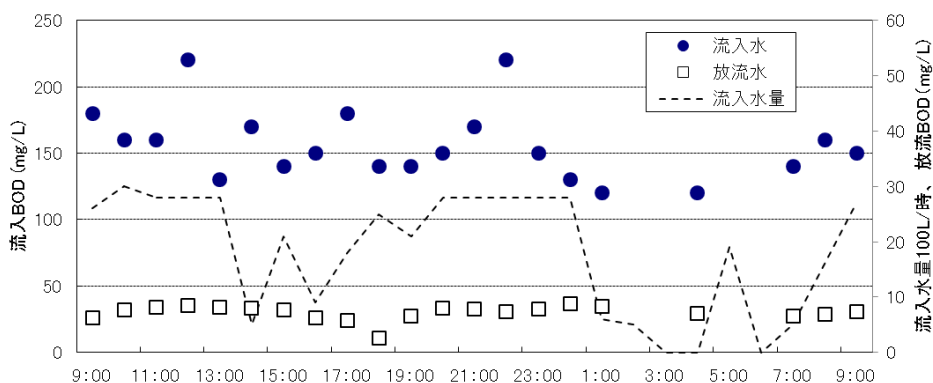


図 2 流入水、放流水 BOD の日間変動

⑤その他法令遵守

法令の基準に応じた対策を行う。なお当該処理施設は悪臭防止法、大気汚染防止法、騒音規制法、振動規制法の規制対象区域外であったため、これらに関する項目については確認できなかった。

⑥住民参画

建設と維持管理の円滑な実施のための住民説明会を実施し、住民向けのパトライト故障通報システムを採用して、住民の協力による不具合の発見や故障等の対応を行うことが可能となった。しかし、実際の通報実績では、パトライト点灯から通報までの時間が長かったことから（2 時間半）、通報までの時間短縮のために、住民への啓発が必要と判断される。

2）工場製作型極小規模処理施設（膜分離型）

本技術は、将来の人口減少により施設が不要となった場合も他地区への転用を可能としつつ、コストの縮減、工期の短縮を図ることを目的に、市販の工場製作型の処理施設を、下水処理施設として活用することとし、小規模施設として実績のある、膜分離法を下水道に採用することを想定している。

膜分離型が用いる処理方法は膜分離活性汚泥法と呼ばれ、精密ろ過（MF）膜を用いて固液分離を行う活性汚泥法であり、その微細な膜孔径により SS 成分や大腸菌等の細菌を確実に除去し、清澄な処理水を得られるという特徴を持つ。

社会実験で工場製作型極小規模処理施設（膜分離型）を採用した標茶町では処理能力 71m³/日の施設を整備した。この建設に係る建設コスト、建設工期について整理することで検証を行った。現状の流入水量は 20～30 m³/日程度であり、施設能力の 1/2 に達していない。そこで一次評価として、供用開始直後に発生する事態・状況を把握するために、現段階で検証可能な項目（建設コスト、建設工期）について検証を行った。

①建設コスト

本技術と同規模の処理能力の現場打ちコンクリートの膜分離活性汚泥法施設を仮想設計し、建設コストを比較した。本技術は施設を工場で作成することによる製作手間の低減や、使用の簡略化を行っているため、現場打ちコンクリートの膜分離活性汚泥法に比べて、建設コストの低減が可能となった(37%縮減)。

②建設工期

本技術と同規模の処理能力の現場打ちコンクリートの膜分離活性汚泥法施設を仮想設計し、建設工期を比較した。本技術は施設の工場製作により、現場打ちコンクリートの膜分離活性汚泥法に比べて工期が短縮された（54%短縮）。

3）まとめ

工場製作型極小規模処理施設の整備による社会実験の結果、接触酸化型では建設費の低減、工期短縮、処理性能の確保されていることが確認された。また、膜分離型については、処理水量が少ないため処理性能の評価は行っていないが、建設費の低減、工期短縮が確認された。

（４）社会実験都市への技術支援

岩手県二戸市で採用しているクイック配管（露出配管）については、既に社会実験を終え、技術利用ガイド（案）を公表している。二戸市のような積雪寒冷地では、汚水の凍結や凍上の可能性が懸念されるため、社会実験及び実施設計において、汚水滞留時の凍結可能性に関する実験（以下、「凍結可能性実験」という）の実施や凍上対策（管渠架台）の検討を実施しており、技術利用ガイド（案）においても真冬日を観測することが想定される地域では、凍結対策について留意するよう記載しているところである。

凍結可能性実験では、汚水が常時流下する条件で凍結の有無を確認したが、供用開始初期においては極めて低流量の汚水が間欠的に流れる現象が想定されることから、低流量時の凍結可能性についても確認が必要となった。

このため、平成 25 年 2 月～3 月の冬季期間中に、二戸市の実施設を用いて、低流量時の汚水凍結及び保温材効果に関する実験を実施した。

1) 実験方法

低流量時における管きょ内の凍結状況の確認及び保温対策効果を確認するために、表 5 に示す 3 ケースの実験を実施した。

表 5 実験ケース及び内容

ケース	実験内容
ケース 1	概ね 2 時間毎（夜間除く）に最上流部から水を注水させ、1 日 2 回程度の凍結状況の観測を行う。
ケース 2	ケース 1 の観測結果に基づき、注水量または注水頻度を変更し、1 日 2 回程度の凍結状況の観測を行う。
ケース 3	凍結防止のための保温効果を確認するため、下流 40m に保温材を装着した状態（保温材及び装着作業は別途）で、ケース 1 の実験を実施する。

実験に先立ち、観察用窓を概ね 30m おきに計 6 箇所設置（図 5 及び図 6）した。また、模擬堆積物の作成（図 3）と、堆積物の滞留を促すため、補助的に底面突起を観測窓①と③の管きょ内部底面に設置（図 4）した。



＜模擬汚物＞
材 質：PVA スポンジ
大きさ：乾燥時φ19、L=70mm

図 3 模擬堆積物

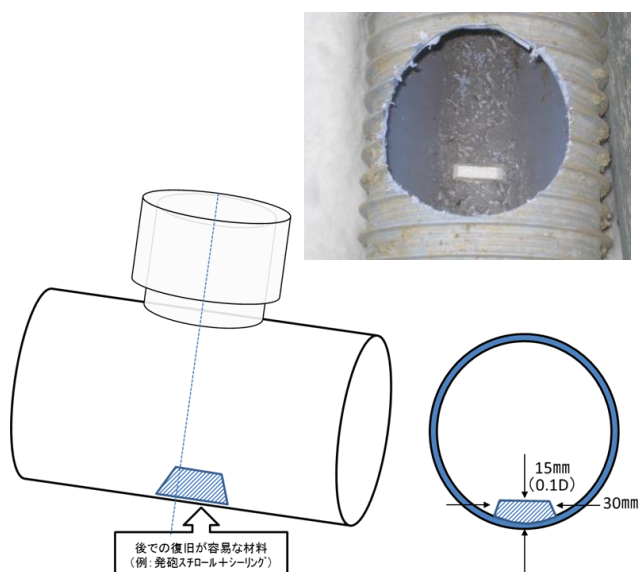


図 4 管きょ内部底面の突起

実験における観測・計測項目は下記とした。

- ◆堆積物搬送状況（観察窓に到達するまでの時間、量を観察）
- ◆流量（観察窓における水深を、定規等で測定）
- ◆凍結量（観察窓における凍結状況（シャーベット状、薄氷、氷結など）を観測し（朝・夕）、凍結範囲を確認）

2) 実験結果

①実験ケース 1

実施日：平成 25 年 2 月 19 日～22 日（全日程真冬日）

内 容：表 6 に示す通り、露出区間の上流部から下記の注水（注水方法①）を実施し、管内の凍結状況や凍結の成長過程を確認した。また、注水方法①で凍結が確認されたため、注水量及び注水頻度を変化させて（注水方法②）、流量・頻度の違いによる凍結の成長への影響を観察した。

表 6 注水条件（実験ケース 1）

時 刻	注水方法①		注水方法②	
	流量小	流量大	流量小	流量大
前日 19:00		○	○×2	○×2
8:00	○		○×2	○
9:00		○	○	○
11:00	○			
13:00	○		解凍	
14:00				
15:00	○			
16:00				
17:00	○			
19:00	○	○		
水量計/日	36ℓ	26ℓ	72ℓ	52ℓ
実験日	2/19～21		2/21～22	

実験結果：

i) 注水方法①の実験結果

- ◆19 時注水の際の堆積物が上流部（観測窓 4～6）に停滞した。模擬汚物が、注入地点より約 60m しか搬送されていないこととなる。
- ◆堆積物により上流部に堰き止められた水が夜間に凍結した。日中に注水するも、凍結による見かけ上の管勾配が緩やか（水平）になることにより、流速が低下するとともに堆積物が流下を阻害し、観測窓 4 から上流に滞水が発生した。また、日中も氷点下のため注水しても解凍されず、注水分の凍結が進み（注水 2 時間には水面が凍結）、上流部のみ凍結が成長した。

ii) 注水方法②の実験結果

- ◆流量を増加させても、注水方法①と同様に堆積物が上流部（観測窓 4～6）に停滞した。
- ◆注水（大）の場合は観測窓 4 より下流に水が到達するが、汚物は未到達であった。
- ◆2/22 の日中、一時的に気温が上昇し、管材表面温度が 1℃を越えた時間帯があった。この時間帯においては自然解凍が進み、水深（氷厚）1 cm 以下は自然解凍された。

②実験ケース 2

実施日：平成 25 年 2 月 23 日～25 日（全日程真冬日）

内 容：露出区間の上流部から下記の注水（表 7）を実施し、管内の凍結状況（過程）を確認した。

表 7 注水条件（実験ケース 2）

時 刻	注水方法	
	流量小	流量大
前日 19:00		
8:00	○×2	○×2
9:00	○×2	○×2
11:00	○×2	
13:00	○×2	
14:00	○×2	
15:00	○×2	
16:00	○×2	
17:00	○×2	
18:00	○×2	
19:00	○×2	○×2
水量計/日	120ℓ	78ℓ
実験日	2/23～25	

※注水方法の「小」は、6ℓとする。

※注水方法の「大」は、13ℓ+模擬汚物（4 コ）+トイレットペーパーとする。

※模擬汚物は湿潤状態で投入する。

※注水方法②と③の後に、解凍作業を実施。

実験結果：

- ◆流量の増加に加え、注水頻度を増加させたが、注水方法①と同様に堆積物が上流部（観測窓 4～6）に停滞した。注水（大）の場合は観測窓 4 より下流に水が到達するが、汚物は未到達。

③実験ケース 3

実施日：平成 25 年 3 月 10 日～13 日（全日程真冬日）

内 容：ポリエチレンフォーム（SUS ラッキングカバー無し）による保温対策を実施した露出区間（観測窓⑥から下流 40m 区間）について、上流部から下記の注水（表 8）を実施し、管内の凍結状況（過程）を確認した。

表 8 注水条件（実験ケース 3）

時 刻	注水方法	
	流量小	流量大
前日 19:00		○
8:00	○	
9:00		○
11:00	○	
13:00	○	
14:00		
15:00	○	
16:00		
17:00	○	
水量計/日	36ℓ	26ℓ
実験日	3/10～3/13（15:00 注水で終了）	

実験結果：

◆保温対策後も凍結が確認された。管内外の気温を見ると、外気温の低下と管内温度の低下にタイムラグが見られることから、凍結までの時間の延長効果は期待できないと考えられるが、外気温の最低気温以上に管内温度が低下していることと、夜明け後の管内温度の上昇傾向が鈍化していることから、日中の解凍に支障が生じる可能性が高いと推測された。

3) まとめ

実験結果をまとめると下記の通りである。

◆管きょ内凍結の一因には、堆積物が大きく関与している可能性がある。下水の流下が低頻度で管勾配の路線が多い末端管きょでは、汚物等が滞留することにより水位が堰上げられ、夜間等に下水の凍結が進行しやすい。堆積させない工夫や、供用開始直後の初期対応について検討が必要である。

◆夜間等に凍結した水を解凍するには、多くのエネルギーが必要である。外気温及び夜間等の凍結量によるが、日中の外気温による自然解凍を期待することは困難と推察される。接続数増加により流量及び頻度が増加したとしても、解凍までに時間を要すれば朝の流量ピークの流下に支障をきたす恐れがある。

◆今後、実験結果を技術利用ガイド（案）に反映するとともに、継続的なフォローを実施する予定である。

5. おわりに

平成 25 年度以降も、実施設を利用した性能評価が継続して実施されることから、技術的サポートをより充実させ実施していきたい。また、既に社会実験を終え数年を経過した技術に関して、施工後の状況を把握し必要なフォローを行う予定である。

（参考文献）

1) 下水道社会実験ホームページ：<http://www.mlit.go.jp/crd/sewerage/mifukyu/index.htm>

2) 平成 20 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国土技術政策総合研究所資料No.543、pp19-34

6. 生物処理過程における N₂O 発生抑制手法に関する検討

下水処理研究室 室 長 原 田 一 郎
 研 究 官 宮 本 綾 子
 研 究 官 對 馬 育 夫
 研 究 官 松 橋 学

1. はじめに

現在、下水道の使用に伴い排出される温室効果ガスのうち、施設運転のために使用される電力や重油等による CO₂ は全体の約 50% を占め、下水処理・汚泥焼却・汚泥埋立の際に排出される CH₄ や N₂O が残りを占めることが把握されている (図 1)¹⁾。このうち、汚泥焼却過程で排出される N₂O に関しては、焼却炉を高温化 (800℃→850℃) することで約 60% 減少することが知られており、高温化の対策が進められている。また、汚泥埋立から排出される CH₄ に関しても、下水汚泥の有効利用を推進していく中で、下水汚泥の埋立量を減少させて削減する方針が策定されている。一方、下水処理過程で発生する温室効果ガスは全体の 11.9% (CO₂ 換算) を占めており、決して無視できる数値ではないが、未だ明確な対応策が講じられていない。N₂O は、CO₂ の約 300 倍の温室効果を持つ温室効果ガスで、下水処理過程においては、アンモニア性窒素 (NH₄-N) が亜硝酸性窒素 (NO₂-N) に酸化される過程 (硝化反応) および NO₂-N が N₂ ガスに還元される過程 (脱窒反応) で生成されることが既往の研究により明らかにされている²⁾。しかしながら、下水処理場において N₂O が発生するメカニズムは依然として不明な点が多く、N₂O の排出量を正確に予測することは困難である。また、「下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き¹⁾」 (以下、「手引き」とする。) において、水処理プロセスにおける N₂O の排出量は流入水量に対して 160 mg/m³ と定義されているが、対象とした処理場が 5 施設 8 データと限定的であるため、さらなるデータの蓄積が必要である。

本研究では、N₂O 排出量原単位を把握するため 18 箇所の下水処理場および下水処理実証試験施設において N₂O 排出量調査を計 38 回実施した。さらに、下水処理場の好

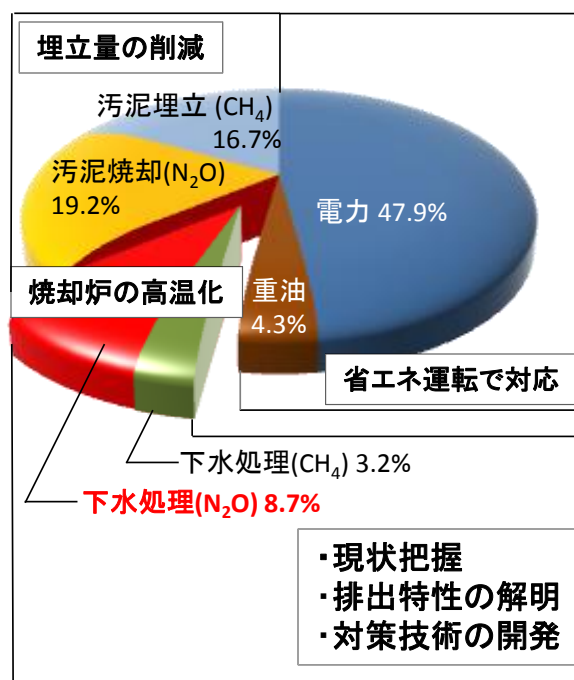


図1 下水道事業における
温室効果ガス(CO₂換算)排出割合

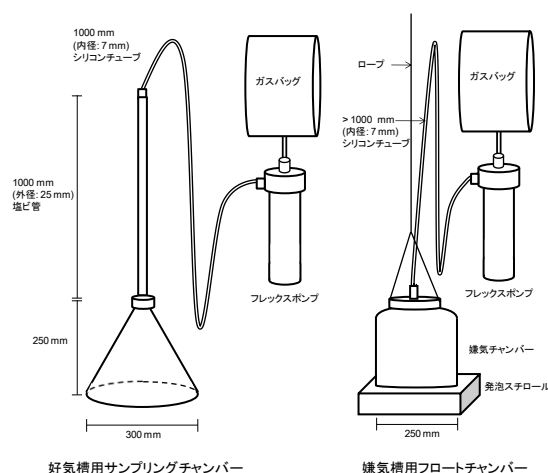


図2 ガス捕集器

気槽活性汚泥および膜分離活性汚泥から抽出した DNA を対象に、16S rRNA 遺伝子、窒素変換に関連する機能遺伝子を調べることで窒素代謝に関わる微生物の定量を行い、微生物群集構造の違いが N_2O 排出に及ぼす影響を検討した。

2. 調査方法

2. 2 下水処理施設における N_2O 発生量の調査

処理過程における N_2O 排出量の実態を把握するため、下水処理場において N_2O 排出量の 24 時間調査 (2 時間に 1 回サンプリング) を実施した。処理場好気槽および嫌気槽から発生するガスはそれぞれ自作のガス捕集器 (図 2) を用い、ロート部を水面部に固定し、ガス採取を行った。採取したガスおよび液体試料は、電子捕獲検出器 (ECD) 付ガスクロマトグラフ (SHIMADZU ガスクロマトグラフ GC-8A) を用い、 N_2O の濃度測定を行った。ECD では導入部および検出部温度を 250°C 、カラム温度を 80°C に設定し、PORAPAK-Q (1m, 80/100 メッシュ, Waters 社) のカラムを用いた。キャリアガスに Ar ベースの CH_4 (5%) を使用した。また、採取した液体試料は、ヘッドスペース用のバイアル瓶に試料を密閉し、反応阻害剤としてグルコン酸クロルヘキシジン溶液を添加した (最終濃度: 0.26%)。液体中の N_2O 濃度は、ヘッドスペース法 (温度 40°C 、恒温時間 150 分、HEADSPACE Autosampler tekmar 7000 (Tekmar-DOHRMANN 社)) により分析を行った。

本研究では、標準活性汚泥法 (標準法)、嫌気好気法 (AO 法)、嫌気無酸素好気法 (A2O 法)、膜分離活性汚泥法 (MBR 法)、その他の高度処理法として、修正 Bardenpho 法 (修正 B 法)、ステップ流入式多段硝化脱窒法 (ステップ) およびアナモックス法 (AMX 法) を適用した実下水処理場および実証施設において調査を行った。なお、 N_2O 排出係数は下水処理場から系外へ排出される N_2O 量 (各水槽から大気に放出される N_2O 量および放流水に含まれる溶存 N_2O 量) を処理水量で除することで算出した。窒素除去量 (流入水に含まれる溶存態窒素濃度合計 - 放流水に含まれる溶存態窒素濃度の合計) 当たりの系外に排出される N_2O 量を N_2O 転換率とした。

2. 1 N_2O 消費・生成に関与する細菌の調査

2. 2. 1 試料

本調査では、特異的に N_2O 排出量が大きかった I 処理場好気槽 (AO 法) と N_2O 排出量が少なかった J 処理場好気槽 (AO 法)、MBR 法で処理を行っている M 処理場無酸素槽および好気槽からの活性汚泥試料 4 検体を分析に用いた。

2. 2. 2 解析方法

各活性汚泥試料からの DNA 抽出は EXtrap Soil DNA Kit (日鉄住金環境㈱製) を用いて行った。抽出方法はキットに添付されているプロトコールに準じた。抽出した DNA を用いて、リアルタイム PCR 法により遺伝子コピー数を定量した。真正細菌総数として 16S rRNA 遺伝子を、硝化および脱窒に関与する微生物数として硝化・脱窒に関連する 10 種類の機能遺伝子 (図 3) を対象にしてリアルタイム PCR 法により定量した。リアルタイム PCR 法は、LightCycler 1.0 (Roche 社製) を用い、SYBR Green I によるインターカレーター法にて行った。PCR 条件は表 1 に示した参考文献に記載の通りとした。得られたデータは LightCycler Software version3.5 により解析し、コ

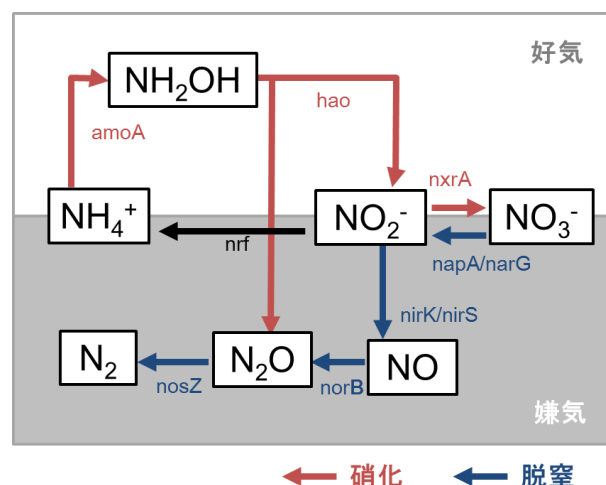


図 3 硝化脱窒に関与する機能遺伝子

ピー数を汚泥量で除すことにより単位汚泥量あたりの遺伝子量 (copies/dry weight-g) を算出した。

表 1 本研究に用いた各遺伝子をターゲットとするプライマー

遺伝子名	プライマー名称および配列	参考文献
Ammonia monooxygenaseA (amoA)	amoA-1F 5'-GGGGTTTCTACTGGTGGT-3' amoA-2R 5'-CCCCTCKGSAAAGCCTTCTTC-3'	Hong et al. 2012 ³⁾
Hydroxylamine oxidoreductase (hao)	Hao-F 5'-AATTCTCGGCGGCGGAATC-3' Hao-R 5'-CACGGTTCATTTCTGGCAAGT-3'	Yu et al. 2010 ⁴⁾
Nitrite oxidoreductaseA (nrxA)	nrx-F 5'-CAGACCGACGTGTGCGAAAG-3' nrx-R 5'-TCYACAAGGAACGGAAGGTC-3'	Wertz et al. 2008 ⁵⁾
Nitrate reductaseG (narG)	narG-F 5'-TAYGTSGGCCARGARAA-3' narG-R 5'-TTYTCRTACCABGTBGC-3'	Smith et al. 2007 ⁶⁾
Nitrate reductase A (napA)	napA-F 5'-TAYTTYTNHSNAARATHATGTAYGG-3' napA-R 5'-DATNGGRTGCATYTCNGCCATRTT-3'	Smith et al. 2007 ⁶⁾
Nitrite reductaseS (nirS)	nirS-F 5'-ACGCGGCCAACAACCTCCAACA-3' nirS-R 5'-CCGCCCTGGCCCTTGAGC-3'	Saleh-Lakha et al. 2009 ⁷⁾
Nitrite reductaseK (nirK)	nirK1F 5'-GGMATGGTKCCSTGGCA-3' nirK5R 5'-GCCTCGATCAGRTTRTGGTT-3'	Braker et al. 1998 ⁸⁾
Nitrite reductaseA (nrfA)	nrfA-F 5'-GCNTGYTGGWSNTGYAA-3' nrfA-R 5'-TWNGGCATRTGRCARTC-3'	Smith et al. 2007 ⁶⁾
Nitric oxide reductaseB (norB)	norB-F 5'-CATGGCGCTGATAACGGG-3' norB-R 5'-CTTIACCATGCTGAAGGCG-3'	Dandie et al. 2007 ⁹⁾
Nitrous oxide reductaseZ (nosZ)	nosZ-F 5'-GGACTAAAAAGATCTGGGAC-3' nosZ-R 5'-GTGTCACTCTCCACCTTATC-3'	Saleh-Lakha et al. 2009 ⁷⁾
真正細菌 16S rRNA	Bact519f 5'-CAGCMGCCGCGGTAAANWC-3' Bact907r 5'-CCGTCAATTCMTTTRAGTT 3'	Stubner 2002 ¹⁰⁾

3. 調査結果

3. 1 下水処理施設における N₂O 発生量

現地調査の結果を表 2 に示す。また、表 2 を基に作成した窒素除去率と N₂O 転換率の関係を図 4 に示す。この結果、ほとんどの下水処理場で「手引き」にある現行の N₂O 排出係数 160 mg/m³を下回っていた。ただし、標準法を行っている B2 処理場や A0 法を行っている I 処理場ではそれぞれ 847 mg-N₂O/m³、1,393 mg-N₂O/m³と特異的に高い N₂O 排出係数を示した。各処理法における N₂O 排出係数と N₂O 転換率(窒素除去量あたりの系外に排出される N₂O 量)は、標準法において、それぞれ 6-184 mg-N₂O/m³(算術平均: 92 mg-N₂O/m³)、0.0-6.7% (算術平均: 0.877%)、A0 法において、9-1,393 mg-N₂O/m³(233 mg-N₂O/m³)、0.0-2.5% (0.516%)、窒素除去を行う処理法(MBR 法を除く)、では 5-23 mg-N₂O/m³(9 mg-N₂O/m³)、0.0-0.4% (0.092%)、MBR 法では 5-14 mg-N₂O/m³(8 mg-N₂O/m³)、0.0-0.1% (0.046%) と処理法により大きく異なっていた(図 4)。さらに標準法の中でも、窒素除去率が高い処理場では比較的 N₂O 転換率が小さく、硝化が不十分な処理場では N₂O 転換率が高い傾向にあった。したがって、流入の NH₄-N 濃度が低くても、窒素除去率が低ければ、N₂O 転換率は増大し、系外へ排出される N₂O 量はアンモニア負荷が高い処理場より多くなることが示された。

また、アナモックス法で試験運転を行っている B 処理場(表中には AMX 法と記載)では、N₂O 排出係数が約 4,000 mg/m³と N₂O が極めて多く排出されていたが、流入 NH₄-N 濃度が 380 mg-N/m³と高濃度だったため、その結果、大量の N₂O が発生していた。N₂O 転換率は 0.79%と標準法と比較してもやや高かった。

表 2 対象処理場の現地調査結果

処理場	処理方式	流入下水当りの N_2O 排出量 (N_2O mg/m^3)			流入 NH_4-N (mg/L)	窒素除去率 (%)	N_2O 転換率 (N 損失ベース) (%)	水温 ($^{\circ}C$)
		大気放出	放流水中					
A	標準法	17	16	1	17.8	77.5	0.1	21.7
B	標準法	23	14	9	16.6	23.6	0.5	18.5
B	標準法	847	536	311	26.4	31.2	6.7	19.4
C	標準法	6	1	5	9.9	35.3	0.1	20.4
C	標準法	23	23	0	15.7	46.0	0.3	15.4
C	標準法	53	52	0	17.9	51.0	0.6	20.2
D	標準法	62	35	27	16.7	60.2	0.7	24.6
E	標準法	66	61	5	20.0	54.5	0.6	-
E	標準法	148	144	4	21.3	32.4	0.4	-
E	標準法	23	22	1	18.3	46.8	0.2	23.3
F	標準法	25	18	8	20.9	45.4	0.2	24.9
G	標準法	37	12	25	16.3	20.1	0.7	17.1
G	標準法	31	9	22	22.7	9.6	1.0	20.8
H	標準法	22	15	7	27.0	95.6	0.1	21.1
H	標準法	10	0	10	18.9	90.5	0.0	24.8
D	AO 法	39	5	34	16.7	29.9	0.7	23.6
I	AO 法	1,393	1,040	353	50.4	70.7	0.5	20.4
I	AO 法	161	127	35	79.4	48.2	0.3	21.3
J	AO 法	9	1	8	34.3	56.4	0.0	21
J	AO 法	10	0	10	34.3	50.4	0.0	25
H	AO 法	15	8	7	27.0	95.9	0.1	22.7
H	AO 法	9	0	9	19.1	84.5	0.0	24.8
K	A2O 法	6	6	0	26.7	74.9	0.0	17.7
K	A2O 法	7	5	2	22.9	68.6	0.0	16.4
L	A2O 法	7	6	1	17.6	6.1	0.4	18.7
L	A2O 法	14	13	1	17.6	60.7	0.1	20.5
C	修正 B 法	6	1	5	9.9	90.3	0.0	20.5
M	ステップ	23	18	5	17.9	74.7	0.1	17.6
N	ステップ	6	2	4	18.1	94.5	0.0	24.6
N	ステップ	5	0	5	19.1	89.7	0.0	17.3
O	MBR 法	10	1	9	8.4	73.9	0.1	18.6
M	MBR 法	12	0	12	17.9	83.0	0.1	17.7
P	MBR 法	5	0	5	13.0	93.6	0.0	24.7
Q	MBR 法	14	1	13	18.6	70.6	0.1	17.8
R	MBR 法	6	0	6	14.9	86.9	0.0	16.7
G	MBR 法	5	1	4	16.3	66.2	0.0	15.2
G	MBR 法	6	0	6	20.3	68.4	0.0	22.4
B	AMX 法	4,062	3,175	887	380.3	90.5	0.8	25.9

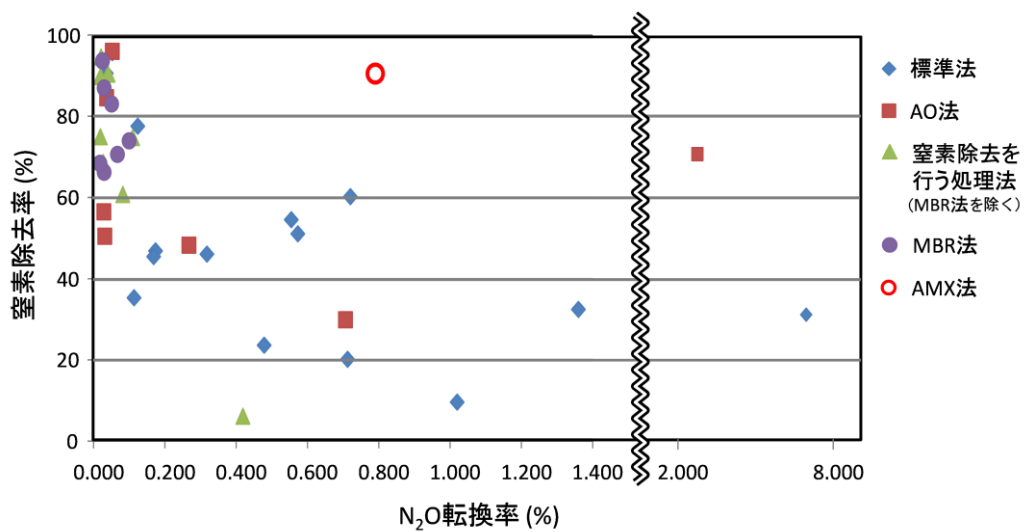


図 4 各処理場における窒素除去率と N_2O 転換率の関係

図5に特異的に N_2O 排出量が大きかったI処理場(AO法)の通日データを示す。その結果、排出される N_2O は日内変動が大きく、ピーク時には $2,000\text{ mg}/\text{m}^3$ を上回る場合もあった。それぞれの好気槽から排出される N_2O は同様の挙動を示し、3槽目で最大になった。また、処理水槽後半で N_2O 発生量が増大する傾向は他の多くの処理場でも観察された。この理由は不明だが、水槽内の DO 濃度または $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が大きく関与している可能性がある¹¹⁾。本調査において、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度変動は $0.03\text{--}0.06\text{ mg}/\text{L}$ と非常に小さかったが、排出 N_2O 量の挙動に一致していた。今後、運転条件や水槽内の水質が N_2O 発生に与える影響を精査し、 N_2O 抑制につながる処理方法を提案することが望まれる。標準法やAO法で、特異的に N_2O が発生する条件を絞り、それらを抑制することで、下水道分野において、大幅な温室効果ガス削減につながることを期待される。

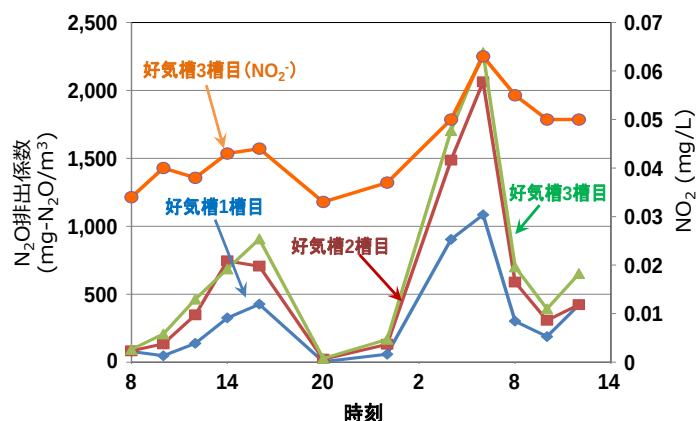


図5 I処理場における各槽から発生する N_2O および $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度

3. 2 新たな N_2O 排出係数の試算

これまでの調査で N_2O 排出は窒素除去を行っている処理法と行わない処理法で大きく異なること、また、同一処理場でも特異的に N_2O 排出量が大きくなる場合があることがわかった。図6に現行の N_2O 排出係数算出に用いたデータおよび本調査で得られたデータを示す。現行の N_2O 排出係数は5処理場8データと限定的で、かつ、特異的に高い値(約 $1,000\text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$)が大きく影響しているため、 $160\text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ と過大評価している可能性が考えられるが、本調査においても、窒素除去を行っていない処理場の場合、特異的に高い値が一定数計測された。そのため、窒素除去を行わない処理法での N_2O 排出係数は $137\text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ と現行の値と大きく違いはなかった。一方、窒素除去を行う処理法では、特異的に大きな値は検出されず、平均値は $9\text{ mg-N}_2\text{O}/\text{m}^3$ と現行に比べ1オーダー低い値であった。なお、本結果は「温室効果ガス排出量算定方法検討会廃棄物分科会」の審議を経て、2014年以降の温室効果ガスインベントリ報告書に反映される予定である^{注1)}。

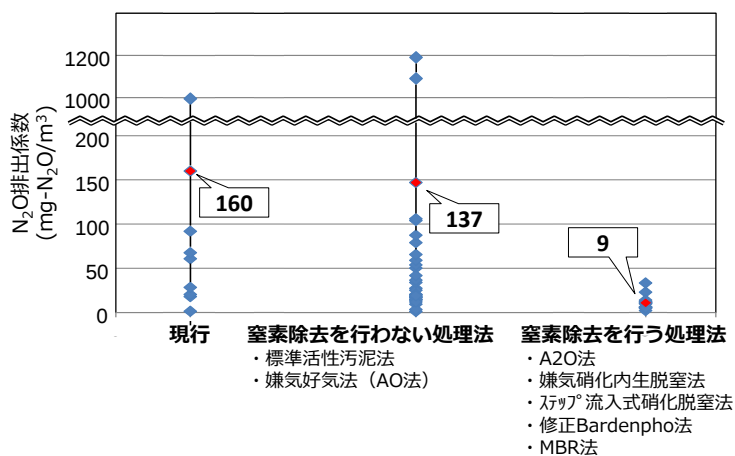


図6 現行および本研究の N_2O 排出係数データ

注 1) 改訂される数値には他研究による既往の報告データも含まれるため、若干数値は異なるが、大きな差はない。

3. 3 N₂O 消費・生成に関与する細菌の調査

表 3 に各遺伝子コピー数、算出時に用いた汚泥乾燥重量 (SS) 量、液相中 N₂O 濃度を示す。真正細菌総数 (16S rDNA)、アンモニア同化、硝酸還元に関与する機能遺伝子については処理場間で大きな差は見られなかった。norB 遺伝子についてはいずれの処理場も検出限界以下だった。

表 3 16S rRNA 遺伝子 (16S rDNA) と 10 種類の窒素代謝に関わる遺伝子コピー数

遺伝子名	機能	遺伝子コピー数(copies/dry weight-g)			
		I 処理場 好気槽	J 水処理 好気槽	M 処理場 好気槽	M 処理場 嫌気槽
16S rDNA	真正細菌数	$5.2 \pm 0.1 \times 10^{11}$	$1.61 \pm 0.1 \times 10^{11}$	$1.0 \pm 0.0 \times 10^{11}$	$7.3 \pm 0.4 \times 10^{10}$
amoA	アンモニア酸化	$3.1 \pm 0.3 \times 10^8$	$1.4 \pm 0.2 \times 10^7$	$1.4 \pm 0.3 \times 10^5$	$4.5 \pm 1.2 \times 10^4$
hao	硝化	$1.2 \pm 0.1 \times 10^9$	$6.4 \pm 0.6 \times 10^8$	$3.9 \pm 0.1 \times 10^8$	$3.0 \pm 0.7 \times 10^8$
nrxA	亜硝酸酸化	$6.0 \pm 0.6 \times 10^6$	$3.4 \pm 0.4 \times 10^6$	$5.9 \pm 0.4 \times 10^5$	$2.7 \pm 0.2 \times 10^5$
nosZ	脱窒	$3.4 \pm 0.1 \times 10^9$	$8.7 \pm 0.3 \times 10^8$	$6.2 \pm 1.3 \times 10^8$	$4.8 \pm 0.9 \times 10^8$
norB	亜硝酸還元	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
nirS	亜硝酸還元	$7.7 \pm 0.4 \times 10^9$	$2.7 \pm 0.1 \times 10^9$	$9.2 \pm 0.5 \times 10^8$	$6.9 \pm 1.4 \times 10^8$
nirK	亜硝酸還元	$6.7 \pm 0.5 \times 10^6$	$1.1 \pm 0.0 \times 10^8$	$1.6 \pm 0.4 \times 10^6$	$5.1 \pm 0.7 \times 10^5$
nrfA	アンモニア同化	$1.2 \pm 0.1 \times 10^{11}$	$8.8 \pm 0.9 \times 10^{10}$	$5.4 \pm 0.1 \times 10^{10}$	$3.6 \pm 0.4 \times 10^{10}$
narG	硝酸還元	$1.1 \pm 0.1 \times 10^{11}$	$8.8 \pm 0.4 \times 10^{10}$	$3.3 \pm 0.2 \times 10^{10}$	$2.7 \pm 0.5 \times 10^{10}$
napA	硝酸還元	$4.0 \pm 0.4 \times 10^{10}$	$1.1 \pm 0.1 \times 10^{10}$	$6.5 \pm 0.3 \times 10^9$	$4.8 \pm 0.5 \times 10^9$
SS (mg/L)		1,800	1,700	6,700	6,600
N ₂ O (mg N ₂ O(液相中)/m ³ -流入下水)		76.1	7.2	13.0	11.7

硝化過程において亜硝酸酸化細菌の活性が低い場合、系内の亜硝酸蓄積を防ぐためにアンモニア酸化細菌が亜硝酸から N₂O を生成すると報告されている¹⁴⁾。図 7 は表 3 をもとに、各試料中の硝化脱窒に関与する機能遺伝子存在量をグラフ化したものである。グラフから N₂O 排出量が多かった I 処理場では amo 遺伝子が多く、他の処理場よりアンモニア酸化細菌が多く存在していることがわかる。亜硝酸酸化に関与する nrxA 遺伝子量を各処理場で比較すると AO 法の方が MBR 法より多いが、アンモニア酸化細菌と亜硝酸酸化細菌の割合を算出したところ (nxaA/amoA)、AO 法ではアンモニア酸化細菌が、MBR 法では亜硝酸酸化細菌が多いことが示された (I 処理場: 0.02、J 処理場: 0.24、M 処理場好気槽: 4.21、M 処理場嫌気槽: 6.00)。このことから、AO 法は MBR 法に比べてアンモニア酸化が進みやすく、また生じた亜硝酸を基質としてアンモニア酸化細菌が N₂O を生成する可能性が示唆された。また、nosZ 遺伝子は脱窒過程における中間物質として生成される N₂O を窒素へと変換する反応を触媒する酵素の遺伝子であるが、脱窒細菌の中には nosZ 欠損株が報告されており脱窒細菌群集構造が N₂O 生成に影響する可能性がある^{12,13)}。そこで、脱窒細菌中における nosZ 遺伝子保有菌存在比 (nosZ/(nirS+nirK)) を算出したところ (図 8)、50% 以下だった AO 法に対し (I 処理場: 0.44、J 処理場: 0.31)、MBR 法では好気槽、嫌気槽いずれも 7 割近く存在していた (好気槽: 0.67、嫌気槽: 0.70)。

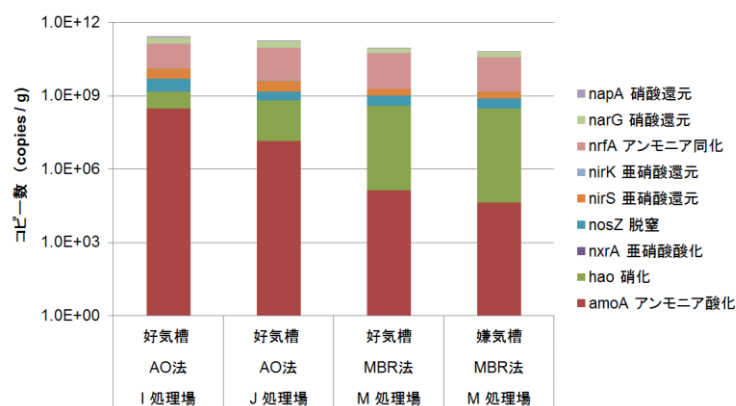


図 7 各処理場における硝化脱窒に関与する機能遺伝子量

以上のことから、M 処理場では亜硝酸化細菌、nosZ 遺伝子保有脱窒細菌が保持されており N₂O 排出量が安定して低かったと考えられる。それに比べ AO 法は運転条件によっては N₂O を発生させるポテンシャルがあることが微生物群集構造から示唆された。

AO 法である I 処理場と J 処理場を比較した場合、類似している微生物群集構造にも関わらず、I 処理場では特異的に N₂O 排出量が大きかった。I 処理場では亜硝酸化細菌/アンモニア酸化細菌比が小さいことから J 処理場よりアンモニア酸化細菌活性が大きいことが推測される。さらに、アンモニア酸化細菌がもつ amo 遺伝子と hao 遺伝子の比率を計算したところ、I 処理場は 3.9、J 処理場は 45.7 だった。hao 遺伝子はアンモニア酸化の中間体であるヒドロキシルアミン酸化 (NH₂OH→NO₂⁻) に関与するがこの過程で N₂O を生成するという報告もある。しかしながら hao 遺伝子の触媒回路は不明な点が多く一酸化窒素を介するものと介さないものが報告されており^{15,16)}、I 処理場には今回使用したプライマーでとらえることができる hao 遺伝子とは異なる DNA 配列を持つ hao 遺伝子が存在し、その違いが N₂O 発生量に影響したのかもしれない。以上から、AO 法でみられる特異的な N₂O 排出に反応槽内の硝化過程が寄与していると推測されるが、次世代シーケンスなどによる優占アンモニア酸化細菌の同定などさらなる解析が必要であることが示された。

4. おわりに

本研究では、様々な処理方式の下水処理施設から排出される N₂O 量を調査した。その結果、窒素除去を行わない処理法(標準法、AO 法)は特異的に高い値が一定数計測されたが、窒素除去を行う処理法(A2O 法、硝化脱窒法、MBR 法等)では特異的に高い値は検出されず、平均値は標準法や AO 法と比較して 1 オーダー低い値であることが明らかとなった。特に MBR 法では N₂O 発生量が 5-14 mg/m³、N₂O 転換率が 0.0-0.1%と極めて小さかった。また、この結果を受け、温室効果ガスインベントリ報告書で使用されている N₂O 排出原単位が改訂される予定である。本研究において、MBR 法から排出される N₂O 量が極めて小さかった理由に、運転方法の違いによる細菌叢の違いが挙げられる。MBR 法では亜硝酸化細菌、nosZ 遺伝子保有脱窒細菌が保持されていることが遺伝子解析から示された。MBR 法では SRT を長期間に設定することが可能であるため、増殖の遅い亜硝酸化細菌の存在比を高く保持することができたと考えられる。また、MBR 法を採用していない、かつ、窒素負荷が高い処理場でも、適切な運転方法により、N₂O 発生量を抑制できることが示唆された。今後、下水処理場から発生する N₂O の抑制に向け、N₂O の生成メカニズムの解明および N₂O 排出抑制対策について十分に検討をする必要がある。

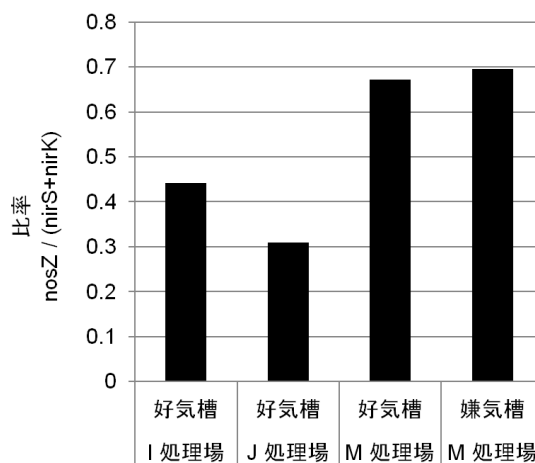


図 8 nosZ 遺伝子/nir 遺伝子比率

【参考文献】

- 1) 下水道における地球温暖化防止対策検討委員会 (2009) 下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き、国土交通省
- 2) Colliver B. and Stephenson T. (2000) Production of nitrogen oxide and dinitrogen oxide by autotrophic nitrifiers. *Biotechnology advances*, 18, 219-232.
- 3) Hong SH et al. (2012) Analysis and quantification of ammonia-oxidizing bacteria community with amoA gene in sewage treatment plants. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22 (9), 1193-1201
- 4) Yu R et al. (2010) Mechanisms and specific directionality of autotrophic nitrous oxide and nitric oxide generation during transient anoxia. *Environmental Science and Technology*, 44 (4), 1313-1319
- 5) Wertz et al. (2008) Development and application of a PCR-denaturing gradient gel electrophoresis tool to study the diversity of Nitrobacter-like nxrA sequences in soil. *FEMS Microbiology Ecology*, 63 (2), 261-271
- 6) Smith et al. (2007) Diversity and Abundance of Nitrate Reductase Genes (narG and napA), Nitrite Reductase Genes (nirS and nrfA), and Their Transcripts in Estuarine Sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (11), 3612-3622
- 7) Saleh-Lakha et al. (2009) Effect of nitrate and acetylene on nirS, cnorB, and nosZ expression and denitrification activity in *Pseudomonas mandelii*. *Applied and Environmental Microbiology*, 75 (15), 5082-5087
- 8) Braker et al. (1998) Development of PCR primer systems for amplification of nitrite reductase genes (nirK and nirS) to detect denitrifying bacteria in environmental samples. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (10), 3769-3775
- 9) Dandie et al. (2007) Nitric oxide reductase-targeted real-time PCR quantification of denitrifier populations in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 73 (13), 4250-4258
- 10) Stubner S. (2002) Enumeration of 16S rDNA of Desulfotomaculum lineage 1 in rice field soil by real-time PCR with SybrGreen detection. *Journal of Microbiological Methods*, 50 (2), 255-164
- 11) Ahn et al. (2010) N₂O Emissions from activated sludge processes, 2008–2009: results of a national monitoring survey in the United States. *Environmental Science and Technology*. 44(12), 4505–4511
- 12) Takaya N et al. (2003) Aerobic denitrifier that produce low levels of nitrous oxide. *Applied and Environmental Microbiology*, 69(6), 3152–3157
- 13) Henry et al. (2006) Quantitative detection of the nosZ gene, encoding nitrous oxide reductase, and comparison of the abundances of 16S rRNA, narG, nirK, and nosZ genes in soils. *Applied and Environmental Microbiology*, 72(8), 5181-9.
- 14) Wrage et al. (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(12-13), 1723–1732
- 15) Fernández et al. (2008) Theoretical insight into the hydroxylamine oxidoreductase mechanism, *Journal of Inorganic Biochemistry*, 102(7), 523-1530
- 16) Kostera et al. (2008) Kinetic and product distribution analysis of NO₂⁻ reductase activity in *Nitrosomonas europaea* hydroxylamine oxidoreductase, *Journal of Biological Inorganic Chemistry*, 13(7), 1073-1083

7. 下水道資源有効利用状況の評価及び推進

下水処理研究室 室 長 原田 一郎
主任研究官 山下 洋正
研 究 官 對馬 育夫
部外研究員 井口 斎

1. はじめに

世界各国の経済成長に伴う大量の資源やエネルギーの消費により、将来的に化石燃料や有用資源の枯渇が懸念されている。また、化石燃料等から排出される温室効果ガスの増加によって地球温暖化が進行している。下水道事業においても、大量のエネルギーを消費して処理を行うとともに大量の下水汚泥と温室効果ガスを発生させている。下水道事業を地域の持続的な発展を支える循環型社会の社会基盤とするため、下水汚泥を最大限に有効利用していくための施策を早急かつ継続的に展開していく必要がある。また、近年、下水処理場から発生する下水汚泥の約 8 割は緑農地利用や建設資材等に有効利用されているが、下水汚泥を"再生可能エネルギー"としてバイオガス化や固形燃料化等へ利用推進していくことが強く望まれている。したがって、当研究室では、全国を対象とした下水道資源有効利用の実施状況の調査を行い、汚泥リサイクル率、下水道バイオマスリサイクル率、温室効果ガス発生量などのとりまとめを行っている。本年度は、全国の下水処理場 2,181 箇所を対象にデータ整理を行ったので、ここに報告する。

2. 調査方法

本調査では、下水道事業を実施している全ての地方公共団体に対して、下水汚泥の発生から最終利用・処分までの処理フローの概要及び下水汚泥の処理・有効利用状況等（平成 23 年度実績分）に関するアンケート調査を実施し、その結果を整理・集計した。

表 1 下水汚泥の処理及び処分状況（汚泥発生時乾燥重量ベース、平成 22 年度）

単位：DS- t ／年

引き渡し先 処理後の 汚泥形態	最 終 安 定 化 先								合計	%
	埋立処分	緑農地利用	建設資材利用		固形燃料	その他有効利 用	場内ストック	その他		
			セメント化	セメント化以外						
生汚泥	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0%
濃縮汚泥	26	9	0	0	0	0	0	0	35	0.0%
消化汚泥	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0%
脱水汚泥	23,161	34,998	105,197	10,016	620	3,856	82	42	177,973	7.8%
移動脱水車汚泥	0	115	20	9	0	0	0	0	143	0.0%
コンポスト	0	249,890	0	0	0	0	0	0	249,890	11.0%
機械乾燥汚泥	1,910	33,589	15,907	415	17,477	10,705	0	0	80,002	3.5%
天日乾燥汚泥	167	381	0	22	0	0	17	0	587	0.0%
炭化汚泥	45	3,646	183	190	1,488	443	195	0	6,191	0.3%
焼却灰	447,581	18,446	757,845	282,873	0	19,748	149	1,143	1,527,784	67.4%
溶融スラグ	117	484	6,012	193,282	0	3,137	22,041	449	225,522	9.9%
合計	473,007	341,559	885,163	486,807	19,585	37,889	22,483	1,634	2,268,126	100.0%
%	20.9%	15.1%	39.0%	21.5%	0.9%	1.7%	1.0%	0.1%	100.0%	

表2 下水汚泥の処理及び処分状況（汚泥発生時乾燥重量ベース、平成23年度）

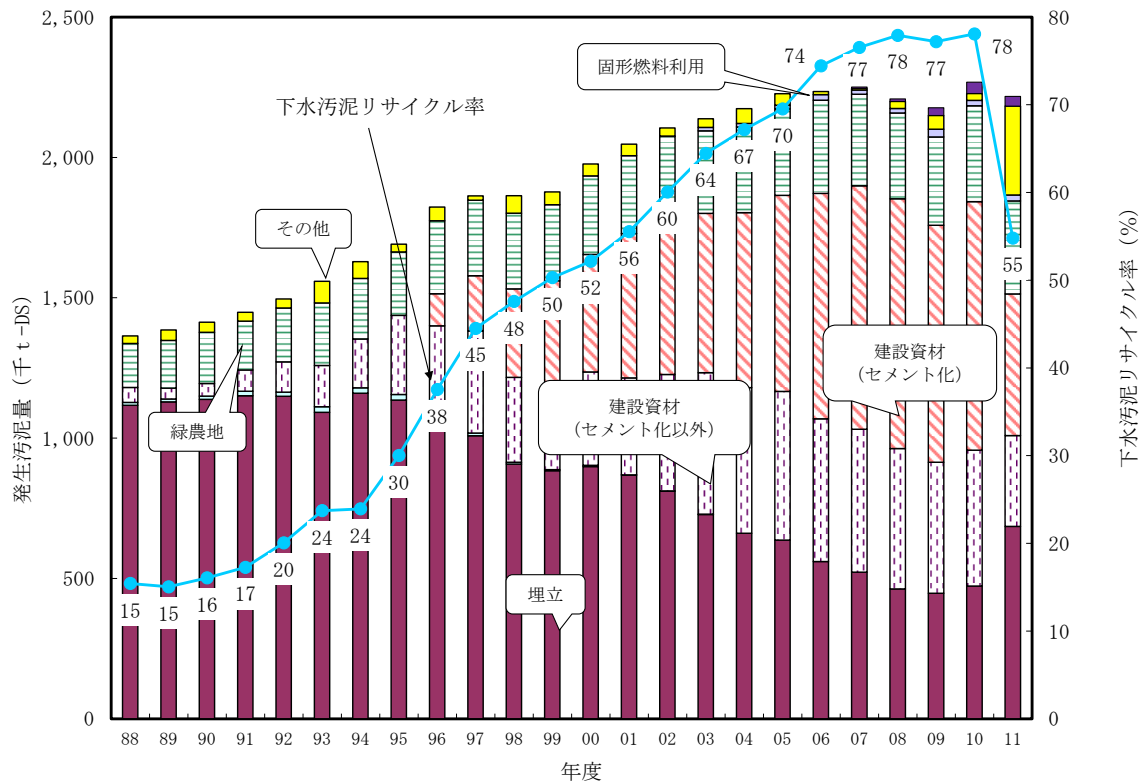
単位：t-DS/年

引き渡し先 処理後の 汚泥形態	最 終 安 定 化 先								合計	%
	埋立処分	緑農地利用	建設資材利用		固形燃料利用	その他有効 利用	場内ストック	その他		
			セメント化	セメント化以外						
生汚泥	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.0%
濃縮汚泥	12	12	0	9	0	0	0	0	33	0.0%
消化汚泥	0	0	0	0	0	0	314	0	314	0.0%
脱水汚泥	43,358	25,651	88,701	5,198	772	3,615	11,505	0	178,799	8.1%
移動脱水車汚泥	0	489	0	0	0	0	0	0	489	0.0%
コンポスト	1,132	248,835	0	2,980	0	288	114	0	253,349	11.4%
機械乾燥汚泥	2,881	30,533	8,991	422	15,982	3,863	2	0	62,674	2.8%
天日乾燥汚泥	138	265	0	5	284	0	10	0	702	0.0%
炭化汚泥	34	3,630	5,122	157	3,383	39	4,875	0	17,239	0.8%
焼却灰	634,953	21,685	399,639	148,810	670	20,306	250,354	6,546	1,482,963	66.9%
溶融スラグ	3,321	0	2,695	165,472	0	6,833	41,766	1,006	221,092	10.0%
合計	685,829	331,100	505,147	323,052	21,091	34,943	308,940	7,552	2,217,653	100.0%
%	30.9%	14.9%	22.8%	14.6%	1.0%	1.6%	13.9%	0.3%	100.0%	

3. 調査結果

3. 1 下水汚泥の発生量と処理処分・有効利用の状況

平成22年度および平成23年度における下水汚泥の処理及び処分の状況を汚泥発生時乾燥重量ベースでそれぞれ表1、表2に示す。下水汚泥の年間発生量は227万DS-t（乾燥重量トン）から222万DS-tと若干減少した。これは平成23年3月11日に発生した東日本大震災により120箇所の下水処理場が被災し一時的に稼働停止したことが理由に挙げられる。また、下水汚泥の有効利用率は約78%から約55%に減少したが、これも東日本大震災の



※汚泥処理の途中段階である消化ガス利用は含まれない。

図1 下水汚泥有効利用の経年変化

影響により、埋立処分や場内ストックが増えたためである。下水汚泥の利用先、処分先に関して、埋立処分は 47 万 DS-t から 69 万 DS-t に、場内ストックは 2 万 DS-t から 31 万 DS-t に増加した。一方、建設資材利用は 136 万 DS-t から 83 万 DS-t と減少した。緑農地利用、固形燃料利用はほぼ横ばいで推移した。また、最終処分にとまなう減量率は発生時濃縮汚泥と比べ、99.5%(H24)、99.4%(H25)とほぼ同様の値であった。

下水汚泥の有効利用の経年変化を図 1 に示す。有効利用の内訳としては、従来、緑農地利用が中心であったが、過去 10 年程度の間にはセメント原料などの建設資材利用が進んできており、平成 23 年度におけるセメント原料としての利用は乾燥重量ベースで約 23%と、割合としては昨年度の約 39%から大きく落ち込んだが、それでもなお主要な有効利用先となっている。また、緑農地利用は約 15%でほぼ横ばいで推移しており、固形燃料は約 1%と割合は小さいもののここ数年の間に利用が増えている。地球温暖化対策の推進や燃料化技術の向上などにより、今後その割合が増加すると考えられる。

3. 2 下水道バイオガスの発生・利用の状況

平成 22 年度¹⁾と平成 23 年度の下水道バイオガス（消化ガス）発生量及び利用状況を表 3 に示す。平成 23 年度においては、消化過程により発生した下水道バイオガスは約 311 百万 m³であり、そのうち「消化槽の加温を含めた有効利用消化ガス量」として約 73%（226 百万 m³）が利活用されており、残りの約 27%（84 百万 m³）は余剰ガスとして焼却処分されている。

また、利活用されている下水道バイオガス（226 百万 m³）のうち、30%（92 百万 m³）は消化槽加温用として利用されており、消化槽加温以外の用途として 24%（76 百万 m³）はガス発電に、12%（37 百万 m³）は焼却炉補助燃料として利活用されている。

表 3 下水道バイオガス発生量及び有効利用状況

【消化ガス利用】	H23	割合	H22	割合
消化槽に投入される濃縮汚泥量（発生時DS量） （t-DS／年）	755,260		754,526	
消化ガス発生量 （千m ³ ／年）	311,203	100.0%	309,113	100.0%
有効利用消化ガス量（加温除） （千m ³ ／年）	134,687	43.3%	128,397	41.5%
有効利用消化ガス量（加温含） （千m ³ ／年）	226,435	72.8%	220,493	71.3%
消化槽加温用消化ガス量	91,749	29.5%	92,096	29.8%
消化ガス発電	75,696	24.3%	71,139	23.0%
焼却炉補助燃料	37,353	12.0%	36,687	11.9%
汚泥乾燥	14,328	4.6%	13,561	4.4%
空調冷暖房	2,455	0.8%	2,043	0.7%
その他	4,855	1.6%	4,967	1.6%
利用されなかった消化ガス量 （千m ³ ／年）	84,612	27.2%	86,847	28.1%
使用用途が不明な消化ガス量（計測誤差を含む） （千m ³ ／年）	156	0.0%	1,773	0.6%

その他の消化ガス有効利用用途

都市ガス原燃料（2,888.5）、自動車燃料（704）、
固形燃料化施設補助燃料（448.5）、結晶化炉燃料（387）、
温水プール（102）、燃焼脱臭（98）、給湯（28）、用途不明（199）

3. 3 下水道バイオマスリサイクル率

図 1 にとりまとめた下水汚泥リサイクル率は、下水汚泥発生時の固形物乾燥重量が最終的に有効利用された比率であり、消化ガスの有効利用が反映されない指標である。下水汚泥のバイオマスとしての積極的な利活用を進めるにあたり、消化ガス利用も含む下水汚泥有効利用に関する新たな指標として、平成 19 年度より下水道バイオマスリサイクル率を算定している。下水道バイオマスリサイクル率および下水道エネルギー化率は以下のように定義している。

本調査での下水道バイオマスリサイクル率の算出に当たり、全国一律で下水汚泥固形物の有機物濃度は 80%、消化ガスの有効利用有機物量の算出に当たっては消化率 50%と仮定し、消化槽加温を含む有効利用割合で有機物量を案分し、各処理場ごとに集計を行った。

下水道バイオマスリサイクル率

$$= \frac{\text{消化ガス有効利用有機物量} + \text{緑農地利用有機物量} + \text{固形燃料化有機物量 (発生時ベース t)}}{\text{下水汚泥中の有機物量 (発生時ベース t)}} \times 100 (\%)$$

$$\text{下水道エネルギー化率} = \frac{\text{消化ガス有効利用有機物量} + \text{固形燃料化有機物量 (発生時ベース t)}}{\text{下水汚泥中の有機物量 (発生時ベース t)}} \times 100 (\%)$$

表 4 に平成 20 年度から平成 23 年度の下水道バイオマスリサイクル率及び発生時ベースの濃縮汚泥有機物量、有効利用された有機物量を示す¹⁾²⁾³⁾。平成 23 年度実績において下水道バイオマスリサイクル率 22.7%となり内訳として消化ガスとしての有効利用が 12.1%、緑農地利用が 10.3%、固形燃料としての利用が 0.8%であった。

表 5 に平成 22 年度都道府県別の下水汚泥有効利用率、下水道バイオマスリサイクル率および下水道エネルギー化率の内訳を示す。下水汚泥有効利用率は首都圏や中部で概ね 75%以上であったが、震災の影響により首都圏では大幅に減少した。これらの地域は主に建設資材として下水汚泥を有効利用している。また、近畿では埋め立て処分を主とするためいずれの指標も低くなっている。下水道バイオマスリサイクル率は、北海道、東北、九州地方で高くなり、首都圏、中部、近畿など大都市を抱える地域では低くなる傾向がみられた。これは農業のさかんな地域は下水汚泥の緑農地利用が可能であり、人口の多い都市部では土地利用が異なるためであると推察される。下水道エネルギー化率は地域間にばらつきが大きい、今後、大都市においてバイオガスや固形燃料化へ利用推進していくことが望まれる。

表 4 下水道バイオマスリサイクル率及び全有機物量（濃縮汚泥発生時ベース）

	平成20年度		平成21年度		平成22年度		平成23年度	
下水道バイオマスリサイクル率	23.4%		24.4%		23.6%		22.7%	
全有機物量	1,766,711 t		1,792,960 t		1,814,511 t		1,854,549 t	
消化ガス有効利用分	228,868 t	13.0 %	222,654 t	12.4 %	216,905 t	12.0 %	219,549 t	12.1 %
固形燃料利用分	12,395 t	0.7 %	15,231 t	0.8 %	19,254 t	1.1 %	14,934 t	0.8 %
緑農地利用分	171,712 t	9.7 %	200,407 t	11.2 %	192,368 t	10.6 %	186,936 t	10.3 %

*強熱減量及び消化率を各処理場ごとに調査したが、濃縮汚泥固形物中の有機物濃度を80%、消化率を50%と一律に仮定して集計したものである。

**消化汚泥を他の下水処理場に輸送している場合は、受泥側（送泥先）の処理場で計上している。

表5 平成23年度都道府県別の下水汚泥リサイクル率および下水道バイオマスリサイクル率の内訳

都道府県名	下水汚泥有効利用率	濃縮汚泥の有機物量	嫌気消化による消化 ガスの有効利用に使用 された有機物量	固形燃料として利用された 有機物量	緑農地利用された 有機物量	下水道バイオマスリサ イクル率	下水道エ ネルギー化率
	(%)	(t/年)	(t/年)	(t/年)	(t/年)	(%)	(%)
北海道	90%	108107	20550	1303	24817	43.2	20.2
青森県	99%	15468	2955	0	6386	60.4	19.1
岩手県	24%	12043	3551	0	1930	45.5	29.5
宮城県	46%	17892	0	136	5480	31.4	0.8
秋田県	48%	9912	1012	0	1700	27.4	10.2
山形県	77%	16280	2703	3751	4514	67.4	39.6
福島県	12%	17020	1165	0	744	11.2	6.8
茨城県	56%	31756	1581	119	2633	13.6	5.4
栃木県	54%	23267	5048	0	83	22.1	21.7
群馬県	76%	18883	421	0	4470	25.9	2.2
埼玉県	29%	101713	836	163	2727	3.7	1.0
千葉県	26%	86715	4727	118	207	5.8	5.6
東京都	21%	324648	10935	0	282	3.5	3.4
神奈川県	37%	161014	34759	0	2683	23.3	21.6
新潟県	82%	34312	9543	2948	2147	42.7	36.4
富山県	97%	17141	1305	0	2599	22.8	7.6
石川県	99%	15459	4570	0	996	36.0	29.6
福井県	72%	14448	2626	0	2557	35.9	18.2
山梨県	38%	9358	0	0	3028	32.4	0.0
長野県	92%	31285	5544	31	4199	31.2	17.8
岐阜県	84%	23294	1947	4	1040	12.8	8.4
静岡県	90%	38744	764	79	7824	22.4	2.2
愛知県	99%	89154	809	795	10072	13.1	1.8
三重県	79%	12382	108	0	1280	11.2	0.9
滋賀県	55%	23482	0	0	3984	17.0	0.0
京都府	26%	53064	9759	0	2630	23.3	18.4
大阪府	43%	159381	25268	0	7939	20.8	15.9
兵庫県	33%	85111	10621	0	3341	16.4	12.5
奈良県	5%	15599	2741	0	96	18.2	17.6
和歌山県	7%	2936	25	0	216	8.2	0.9
鳥取県	89%	6746	1468	78	1296	42.1	22.9
島根県	97%	5317	745	0	928	31.5	14.0
岡山県	45%	17896	440	0	4038	25.0	2.5
広島県	91%	40263	6800	882	14327	54.7	19.1
山口県	100%	14927	4490	0	2410	46.2	30.1
徳島県	66%	1901	537	0	68	31.9	28.3
香川県	86%	7594	705	0	219	12.2	9.3
愛媛県	57%	12501	1665	0	1052	21.7	13.3
高知県	99%	4400	0	0	1210	27.5	0.0
福岡県	95%	76101	19361	4529	5454	38.6	31.4
佐賀県	100%	9373	3129	0	4985	86.6	33.4
長崎県	100%	14164	782	0	7488	58.4	5.5
熊本県	63%	19613	4069	0	4038	41.3	20.7
大分県	100%	10256	527	0	1372	18.5	5.1
宮崎県	70%	11169	3312	0	4562	70.5	29.7
鹿児島県	94%	12588	0	0	10784	85.7	0.0
沖縄県	100%	19872	5643	0	10098	79.2	28.4

3. 4 温室効果ガスの排出・吸収目録（インベントリ）作成のための活動量データの算出

気候変動枠組条約等により、我が国の温室効果ガスの排出・吸収目録（インベントリ）を毎年作成して提出する必要がある、温室効果ガス排出量算定方法検討会においてインベントリの算定方法等が検討されている。その廃棄物分科会における検討に必要とされる下水道関連の活動量を、表6の通り算出して国土交通省として提供した。

表 6 温室効果ガス排出量算定方法検討会廃棄物分科会に提供した下水道関連の活動量データ

分類	活動量	平成23年度	
下水汚泥焼却量 (湿ベース)	合計	4,619	wet kt/年
	高分子流動炉	4,168	wet kt/年
	通常燃焼	1,532	wet kt/年
	高温燃焼	2,636	wet kt/年
	高分子多段炉	52	wet kt/年
	石灰系	83	wet kt/年
	その他	3	wet kt/年
下水汚泥コンポスト化 (湿ベース)	汚泥投入量	163,797	wet t/年
メタン回収量	汚泥消化設備における発生ガス量	311,203	10 ³ m ³
	汚泥消化設備における消化ガス使用量	226,435	10 ³ m ³
	(参考) 消化ガス有効利用割合	73	%
生物分解可能 下水汚泥埋立量 (乾燥ベース)	陸上処分量	39,315	dry t/年
	消化工程有	5,033	dry t/年
	消化工程無	34,283	dry t/年
	海面処分量	36	dry t/年
	消化工程有	17	dry t/年
	消化工程無	19	dry t/年
	合計	39	dry kt/年
	消化工程有	5	dry kt/年
	消化工程無	34	dry kt/年

4. おわりに

本調査では、平成 23 年度の下水道資源有効利用の実績について整理した。その結果、平成 23 年度の全国の汚泥発生量は約 220 万 t-DS、下水汚泥リサイクル率は 55%、下水道バイオマスリサイクル率は 22.7%であった。特に下水汚泥有効利用率は、東日本大震災の影響により低下し、場内ストックや埋め立て処分量が増加した。

主な有効利用方法は緑農地還元やセメント化等の建設資材利用であり、割合として少ないものの固形燃料化を行うところも近年増えてきている。下水道バイオマスリサイクル率は、全国規模で見た場合は地域で大きな差があり、今後より一層、下水道バイオマスの有効利用を促進していくためには、地域のニーズや特性を踏まえた汚泥のバイオマスとしての有効利用方法について検討し、新技術の導入やコスト縮減などを積極的に実施していく必要がある。

本調査では今後も、施策の方向性検討や実施状況のフォローアップの参考となる下水道資源有効利用の実施状況に関する情報等について整理していくとともに、温室効果ガス排出量算定方法検討会の廃棄物分科会において必要とされる情報の収集・整理にもつとめていく予定である。

【参考文献】

- 1) 平成 23 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料、No.731、PP63-68、2013.4
- 2) 平成 22 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料、No.654、PP83-86、2011.9
- 3) 平成 21 年度下水道関係調査研究年次報告書集、国総研資料、No.605、PP57-60、2010.8

8. 下水処理施設への新たな衛生学的指標導入に関する検討

下水処理研究室 室 長 原田 一 郎
研 究 官 藤井 都弥子
研 究 官 小越 眞佐司
研 究 官 對馬 育 夫

1. はじめに

現在、下水処理場からの放流水に関する衛生学的項目として大腸菌群数が用いられているが、土壌由来の細菌や環境中で増殖する細菌が含まれるなど、糞便性汚染を示す指標としての妥当性が低いことが指摘されている。環境基準（生活項目）についても、指標を大腸菌数に変更するための調査及び基準値の検討が進められていることから、下水処理水中の大腸菌数の実態把握を行う必要性が高まっている。

河川水中の大腸菌群数及び大腸菌数については、公共用水域における実態調査、複数の分析方法を用いて縦断変化や大腸菌群数に占める大腸菌数の割合を把握する調査等が行われている^{1),2),3)}。しかし、下水処理水中の大腸菌の存在状況や大腸菌群数と大腸菌数の相関等に関する調査事例は少ない。そこで平成 23 年度、冬季の下水処理場放流水中における大腸菌の存在状況及び大腸菌群数との関係等の調査を実施し、大腸菌群数に占める大腸菌数の割合が概ね 20%以下であること、菌数濃度の低い試料の場合、平板培養法は他の分析方法に比べて検出下限値未達となる割合が高いこと等の結果を得た⁴⁾。今回さらに、消毒前の二次処理水を測定対象に加え、複数の測定方法を用いて、季節、曜日、時間ごとに見た変動状況、消毒による大腸菌数及び大腸菌群数の変化、処理水と放流水それぞれにおける大腸菌群数と大腸菌数との関係等を把握することを目的として調査を実施した。

2. 研究内容

(1) 調査概要

平成 24 年 6 月から平成 25 年 2 月にかけて、2 つの下水処理場を対象地として調査を行った。対象とした処理場は、A 処理場（分流式（一部合流式）・標準活性汚泥法・塩素消毒・処理量約 75,000m³/日）、B 処理場（分流式・オキシデーションディッチ法・塩素消毒・処理量約 12,000m³/日）であり、いずれも平成 23 年度調査を実施した処理場である。この両処理場において、次の通り採水及び測定を行った。

1) 定期調査

8 月から 2 月にかけて両処理場とも 10 回ずつ測定を行った。採水は、同一の曜日、時間に行った。

2) 週変動調査

月曜日から金曜日の同一時刻に採水し、測定を行った。

3) 24 時間調査

両処理場において高温期（A 処理場は 7 月、B 処理場は 8 月）、中温期（両処理場とも 10 月）に 1 回ずつ実施した。採水は 10 時、14 時、18 時、22 時、2 時の 5 回行い、各試料水について測定を行った。

4) 採水箇所

流入下水及び塩素消毒前の二次処理水（以下、処理水）、塩素消毒後の放流水（以下、放流水）

5) 測定項目

一般水質項目として水温、pH、浮遊物質（SS）、COD_{Mn}、残留塩素（放流水試料のみ）、微生物項目として大腸菌群数、大腸菌数について測定を行った。水質項目の測定は下水試験方法に基づいて実施した。

(2) 大腸菌数等の測定方法

大腸菌数等の測定に用いた方法は、次の通りである。

1) 大腸菌数

- ・ コリラート培地 QT トレイを用いた最確数法
- ・ クロモアガーECC 培地を用いた平板培養法
- ・ クロモアガーECC 培地を用いた疎水性格子付メンブレンフィルター法（以下、HGMF 法）

2) 大腸菌群数

上記 3 方法及びデソキシコール酸塩培地を用いた平板培養法

3. 結果及び考察

(1) 一般水質項目分析結果

各処理場における処理水及び放流水の一般水質項目測定結果を表-1 に示す。気温、水温以外の項目は、あまり大きな変動は見られなかった。また、B 処理場は A 処理場よりもやや残留塩素濃度が高い傾向が見られた。なお、B 処理場の処理水については、10 月から測定を行っているため、10 月から 2 月の測定における最大値・最小値・平均値を示している。

表 1 水質項目分析結果

		A 処理場						B 処理場					
		処理水			放流水			処理水			放流水		
		最大	最小	平均	最大	最小	平均	最大	最小	平均	最大	最小	平均
気温	℃	32.1	3.3	20.4	33.0	1.8	19.0	22.9	5.0	12.8	35.4	5.0	21.9
水温	℃	27.1	14.5	23.4	26.3	14.4	22.4	26.3	15.0	19.5	30.4	16.1	24.6
透視度	cm	>100			>100			>100			>100		
pH		7.3	6.8	7.0	7.3	6.9	7.1	7.2	6.9	7.1	7.3	6.9	7.1
COD _{Mn}	mg/L	7.3	5.9	6.3	6.6	4.7	5.4	8.0	6.6	7.1	7.7	6.3	6.8
総残留塩素	mg/L				0.1	0.1	0.1				0.30	0.10	0.17
結合残留塩素	mg/L				0.05	0.05	0.05				0.25	0.05	0.12
遊離残留塩素	mg/L				<0.05	<0.05	<0.05				0.10	<0.05	0.08
SS	mg/L	4.0	<1	2.0	4.0	1.0	1.9	4.0	2.0	2.5	7.0	<1	2.5

(2) 定期調査結果

1) 各試料水中の大腸菌群、大腸菌の存在状況

A 処理場の流入水、処理水、放流水中における大腸菌群数の最大値、最小値、平均値、中央値を図 1 に、大腸菌数の最大値、最小値、平均値、中央値を図 2 に示す。ここでは、測定日、測定方法にかかわらず全ての測定値における最大値等を示している。流入水、処理水中の大腸菌群数および大腸菌数は概ね一桁の範囲内に測定値が集中していたが、放流水中の大腸菌群数および大腸菌数については検出下限値未満となった場合もあったことから、測定値の範囲が広がっている。大腸菌群、大腸菌ともに、通常の処理（流入水－処理水）でおよそ 2～3log、消毒（処理水－放流水）でおよそ 1log 除去されていた。

B 処理場の流入水、処理水、放流水中における大腸菌群数の最大値、最小値、平均値、中央値を図 3 に、大腸菌数の最大値、最小値、平均値、中央値を図 4 に示す。おおよその傾向は A 処理場と同じだが、B 処理場では消毒により 2log かそれ以上除去されていた。B 処理場は A 処理場より残留塩素濃度が高かったことから、より消毒が効いていたと考えられる。

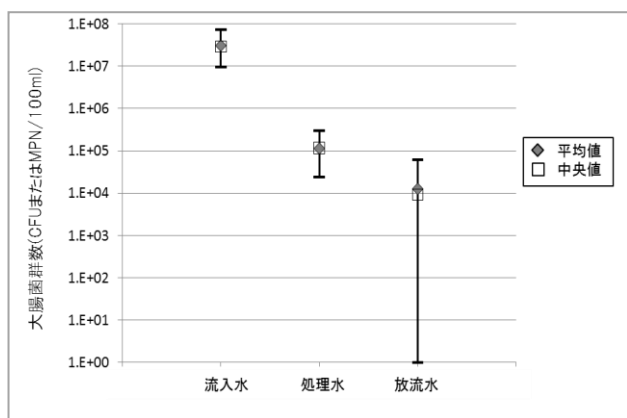


図1 A 処理場における各試料水中の大腸菌群数
(定期調査)

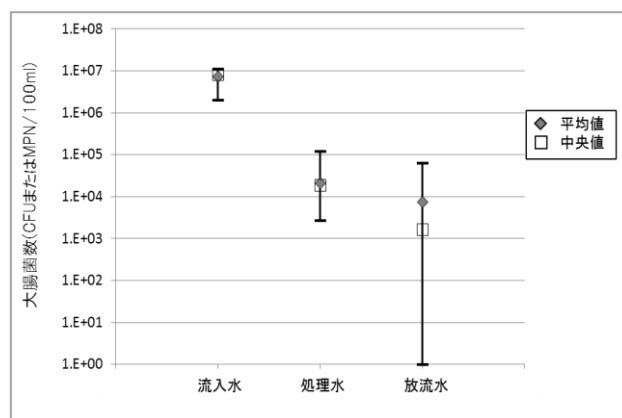


図2 A 処理場における各試料水中の大腸菌数
(定期調査)

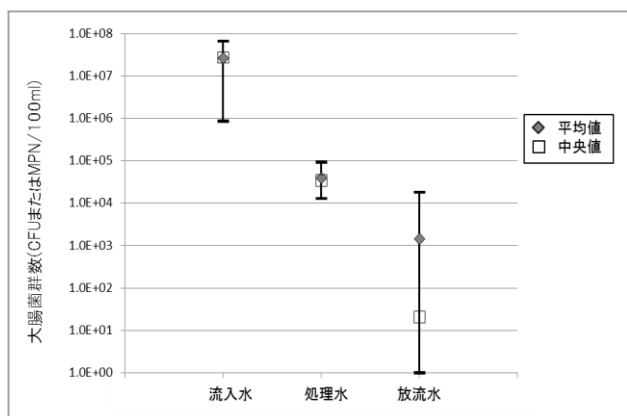


図3 B 処理場における各試料水中の大腸菌群数
(定期調査)

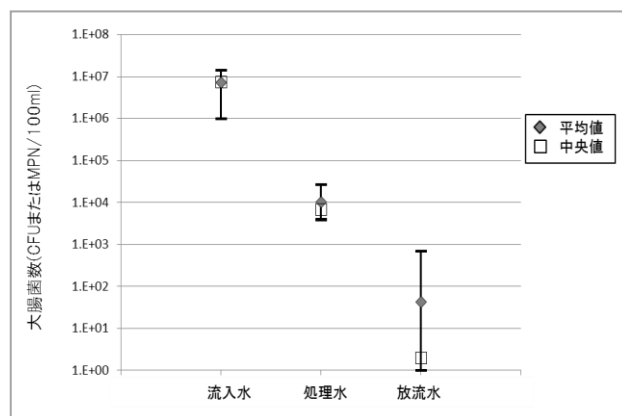


図4 B 処理場における各試料水中の大腸菌数
(定期調査)

2) 大腸菌群および大腸菌の変動状況

① 季節変動

A 処理場処理水、放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数の年間変動状況をそれぞれ図5、図6に示す。検出下限値未満となった場合はグラフにプロットしていないため、調査日によってはプロットが少ない（例：図6の10月10日、1月16日）。処理水中の大腸菌群数、大腸菌数は、年間を通じてほぼ一定の値であり、測定方法による違いもほとんど見られなかった一方、放流水中の大腸菌群数、大腸菌数については測定方法ごとの値にややばらつきが見られた。この傾向は、菌数が 10^3 CFU または MPN/100ml を下回った場合に多く見られた。特に平板培養法については、下水試験方法においても菌数を30～200CFU/ml 程度(100ml あたりに換算すると概ね 10^4 CFU または MPN 前後)にすることが望ましいとされていることから、これより菌数が少ない場合、測定結果の精度が低くなると考えられる。

B 処理場処理水についても、A 処理場とほぼ同じ変動傾向が見られた。また、1) で述べた傾向と同様に放流水中の大腸菌群数、大腸菌数が処理水に比べて2桁程度下がっていたことから、A 処理場より消毒が強く効いていたと考えられる。

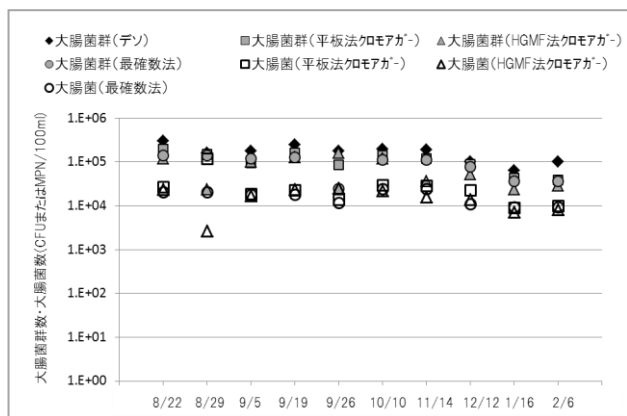


図5 A 処理場処理水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(季節変動)

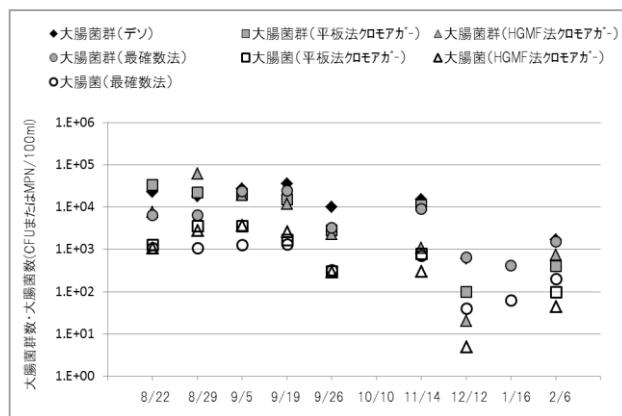


図6 A 処理場放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(季節変動)

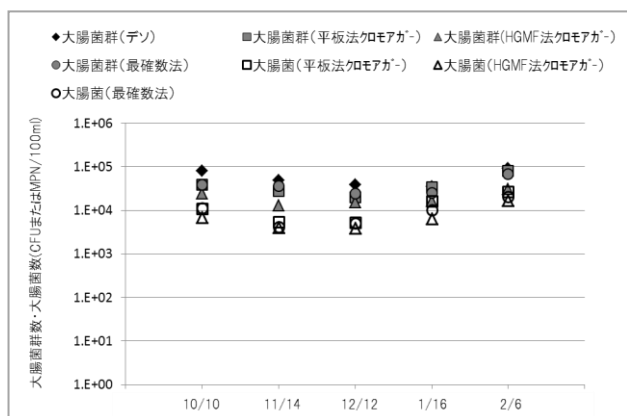


図7 B 処理場処理水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(季節変動)

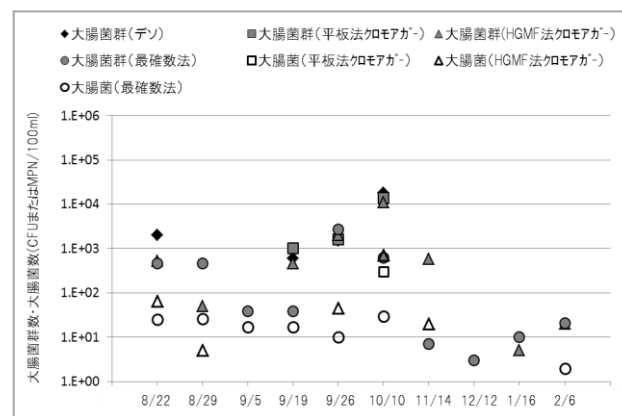


図8 B 処理場放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(季節変動)

②週変動

A 処理場の処理水、放流水中における週変動調査の結果を図9および図10に示す。なお、当初は6/18～6/22に調査を行う予定だったが、天候の関係上、水曜日以降の調査は次の週に実施した。①季節変動と同様に、処理水中の大腸菌群数、大腸菌数に大きな変動は見られない一方、放流水中の大腸菌群数、大腸菌数は測定方法ごとのばらつきが見られる結果となった。この傾向は、B 処理場放流水でも同様に見られた。

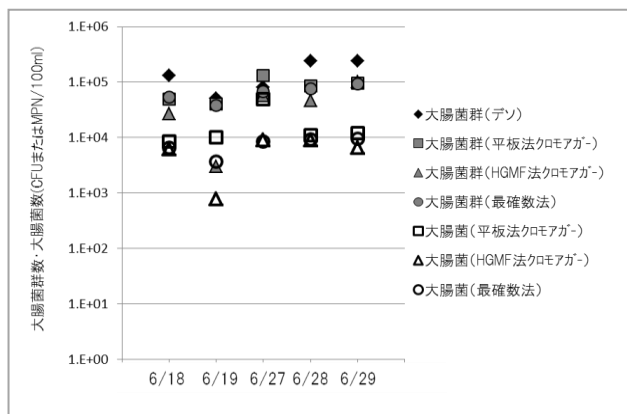


図9 A 処理場処理水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(週変動)

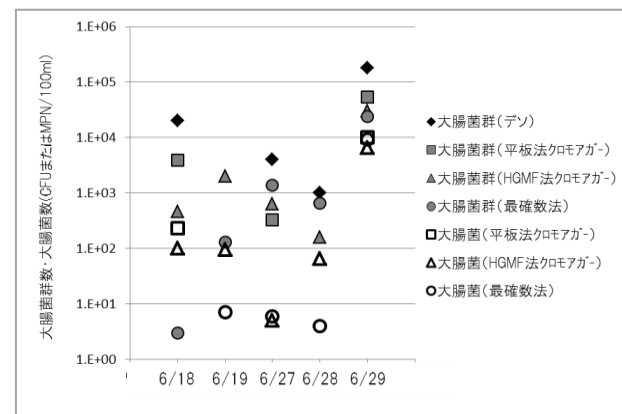


図10 A 処理場放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数
(週変動)

③時間変動

A 処理場における 24 時間調査（中温期 10 月）の結果を図 11 および図 12 に示す。処理水については、定期調査の結果と同様に、採水時間や測定方法の違いに関わらず、大腸菌群数、大腸菌数ともにほぼ一定の値を示した。放流水については、夕方（18 時）から夜間（22 時）にかけて大腸菌群数、大腸菌数ともに日中より少なくなる傾向が見られた。また、処理水と比較して大腸菌、大腸菌群ともに 2～3log 程度除去されていた。採水時間ごとの処理水量等は把握できていないこと、各試料水の SS や残留塩素濃度と大腸菌の変動とに明確な相関は見られなかったことから、今回見られた変動傾向の理由は不明である。

B 処理場における 24 時間調査（中温期 10 月）の結果を図 13 および図 14 に示す。A 処理場とは異なり、処理水、放流水ともに、採水時間が遅くなるにつれて大腸菌群数、大腸菌数の値が高くなる傾向が見られた。また放流水については、定期調査の傾向と同様に A 処理場よりも全体的に大腸菌群数、大腸菌数の値が低く、検出下限値未満となる場合が多かった。B 処理場についても、採水時間ごとの処理水量等は把握できていないこと、各試料水の SS や残留塩素濃度と大腸菌の変動とに明確な相関は見られなかったことなどから、今回見られた傾向についても理由は不明である。

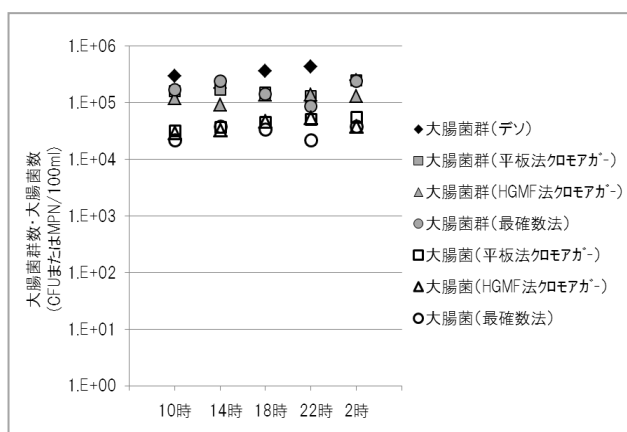


図 11 A 処理場処理水中の大腸菌群数及び大腸菌数
（時間変動・中温期）

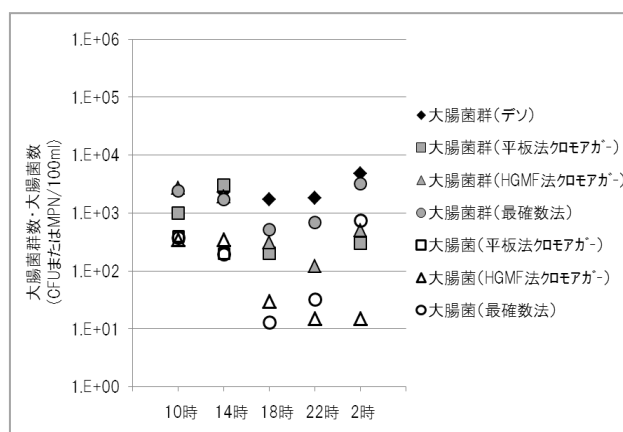


図 12 A 処理場放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数
（時間変動・中温期）

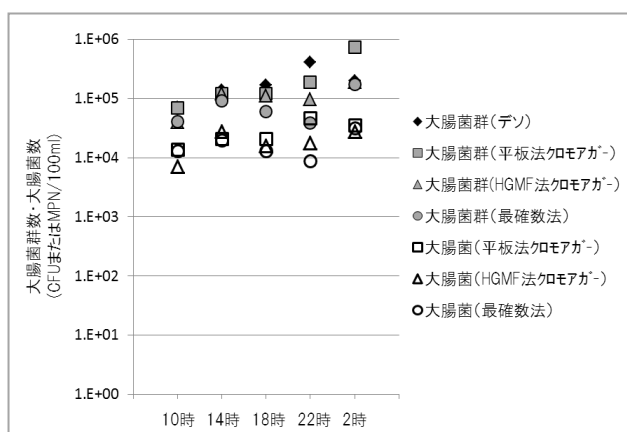


図 13 B 処理場処理水中の大腸菌群数及び大腸菌数
（時間変動・中温期）

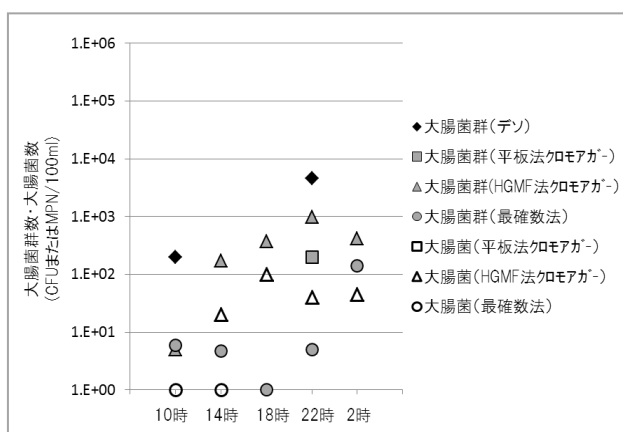


図 14 B 処理場放流水中の大腸菌群数及び大腸菌数
（時間変動・中温期）

3) 大腸菌群数と大腸菌数との相関

流入水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合を図 15 に、処理水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合を図 16 に、放流水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合を図 17 に示す。いずれのグラフも A 処理場と B 処理場の結果を同じグラフに示している。なお、大腸菌群数と大腸菌数のいずれかが検出下限値未満だった場合は除外している。放流水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合は概ね 20%以下であり、平成 23 年度調査とほぼ同じ結果となった。

図 18 に、流入水、処理水、放流水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合の分布状況を示した。縦軸は、大腸菌数の割合がある範囲にあった検体が、全体検体数(流入水：59、処理水：45、放流水：37 いずれも A 処理場・B 処理場の合計)に対してどのくらいあったかという割合を示している。流入水においては大腸菌数の割合が大腸菌群数の 30%から 40%を占める検体、処理水においては大腸菌数の割合が 20%～30%の検体、放流水においては大腸菌数の割合が 10%以下の検体が最も多く、処理が進むにつれて、大腸菌群数に占める大腸菌数の割合が低くなる傾向が見られた。これまでに、大腸菌群数に占める大腸菌数の割合を処理段階別に整理した文献は少なく、さらなる検証が必要ではあるが、大腸菌は大腸菌群より通常の下水处理や塩素消毒による除去効果が高い可能性がある。

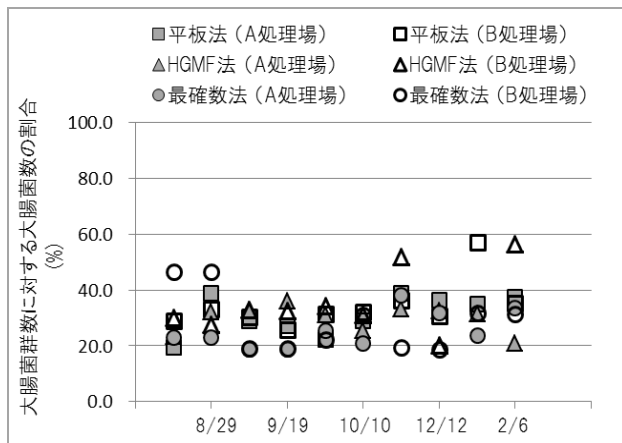


図 15 流入水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

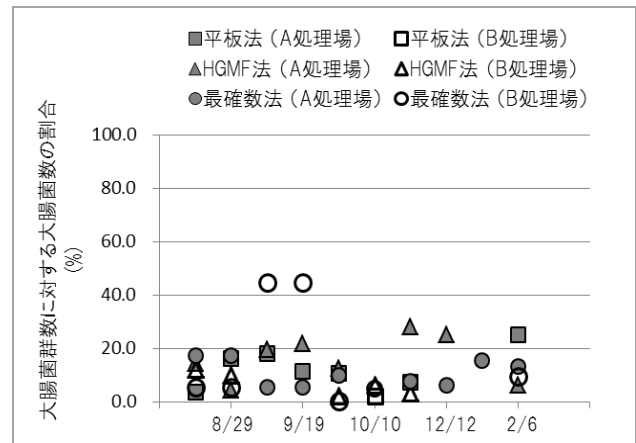


図 16 処理水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

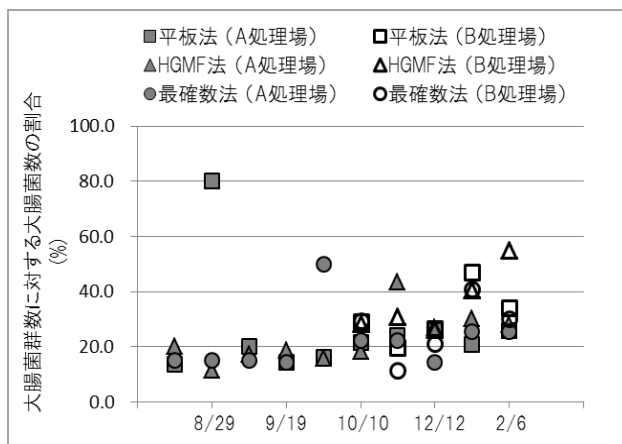


図 17 放流水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

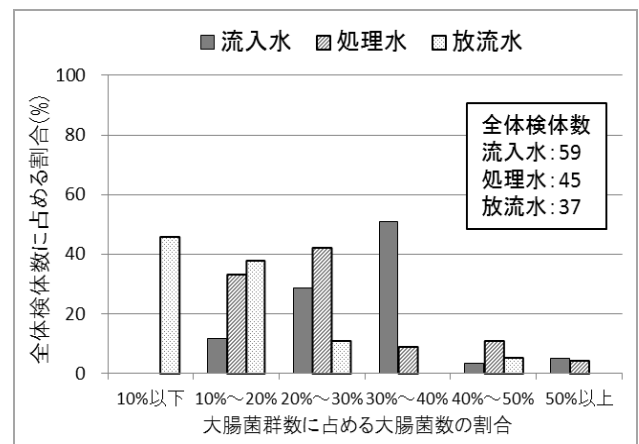


図 18 各試料水中の大腸菌群数に占める大腸菌数の割合の分布

次に A 処理場の処理水、放流水における大腸菌群数と大腸菌数との相関を図 19 および図 20 に示す。図中に示した近似曲線は、相関係数 R^2 が最も大きい値となった累乗近似によるものである。また、B 処理場の処理水、放流水における大腸菌群数と大腸菌数との相関を図 21 および図 22 に示す。図中の近似曲線は A 処理場と同様に累乗近似で示したが、近似曲線の傾きは A 処理場と大きく異なっていた。また、最も R^2 が大きい値となったのは線形近似であった（その場合、 R^2 は処理水で 0.76、放流水で 0.72）。これらの結果から、1つの処理場で見た場合、処理水および放流水中の大腸菌群数と大腸菌数との間には相関関係がある可能性が高いが、その比率は各処理場の運転管理状況（下水処理方法、塩素注入量、消毒時間等）により異なると考えられる。

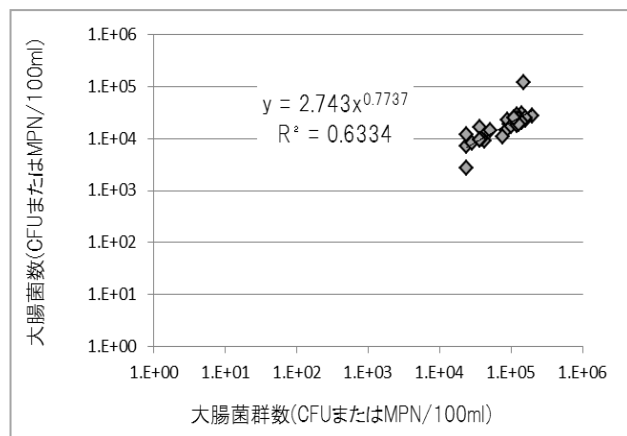


図 19 A 処理場処理水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

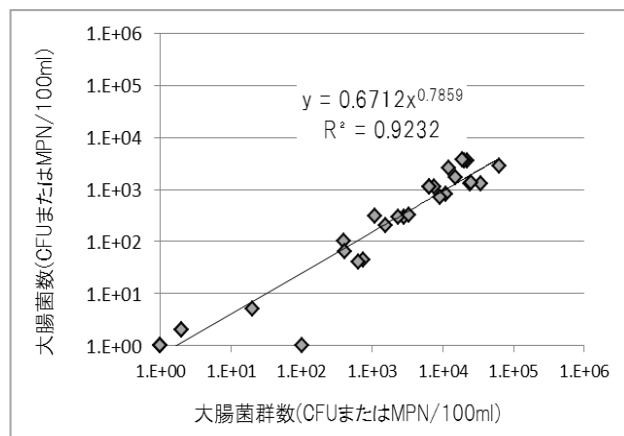


図 20 A 処理場放流水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

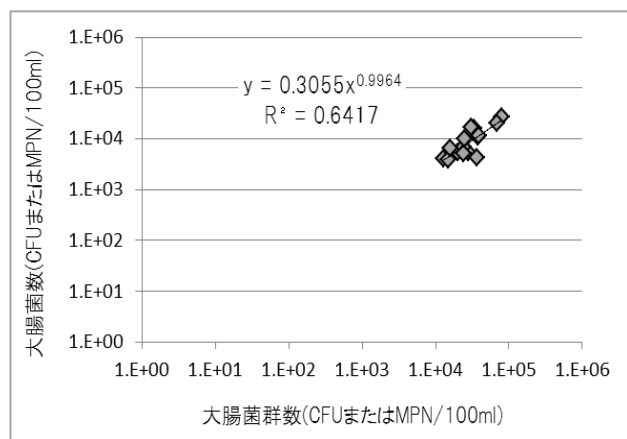


図 21 B 処理場処理水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

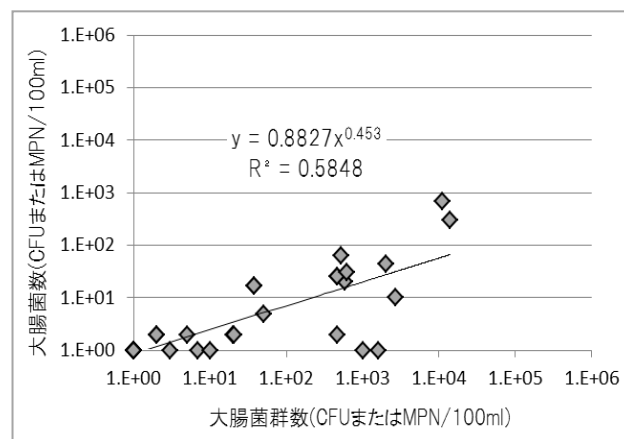


図 22 B 処理場放流水における大腸菌群数と大腸菌数との相関

4. まとめ

2 箇所の下水処理場の流入水、処理水及び放流水を対象として、複数の測定方法を用いて大腸菌群数及び大腸菌数の実態調査を行った。本調査により、次の結果が得られた。

- ・大腸菌、大腸菌群ともに通常の下水处理で 2～3log 程度、塩素消毒によりさらに 1～2log 程度除去されており、消毒前の段階で概ね放流水質基準を満たしていた。
- ・大腸菌数、大腸菌群数の変動については、処理水では測定方法に関わらず季節変動、週変動、時間変動と

もにほとんど見られなかった。一方、放流水については、測定方法の違いによる測定値のばらつきが見られ、変動を把握できなかった。特に、大腸菌数、大腸菌群数ともに 10^3CFU または $\text{MPN}/100\text{ml}$ より低くなるとその傾向が強く見られ、平板培養法においては検出下限値未満となる割合が他の方法より高かった。これは、菌数が少ない試料の場合、採水や分取の際の攪拌状況などによる影響が小さくないこと、特に平板培養法については、測定方法の特徴として、下水試験方法に記載された標準的な手順では、測定に用いる試料が1回につき 1ml と少ないこと(最確数法やメンブレンフィルター法では $10\sim 100\text{ml}$ 程度を使用)や、試料水中の菌数は $30\sim 200\text{CFU}/\text{ml}$ 程度が望ましいとされており、菌数濃度が低い試料の場合、検出下限値が $1.8\text{MPN}/100\text{ml}$ である最確数法より測定精度が低くなると考えられること等が理由と考えられる。

- ・大腸菌群数に占める大腸菌数の割合は、概ね流入水、処理水で $20\sim 40\%$ 程度、放流水では 20% 以下であった。また、処理が進むにつれて、大腸菌群数に占める大腸菌数の割合が低くなる傾向が見られた。

下水処理場からの放流水の衛生学的指標について、大腸菌群は放流水中の存在数も大腸菌より多く、安価、簡易に測定できる指標である。しかし、糞便汚染を示す指標としての妥当性が大腸菌よりも低い。これまでの調査結果から大腸菌群数に占める大腸菌数の割合が一定ではないため、環境基準項目が大腸菌数に変更された場合、下水処理場からの放流水の水質基準項目が大腸菌群数のままでは放流先の水質へ与える影響を適切に評価できない可能性があるという点を考慮すると、放流水の水質基準項目を大腸菌数に変更することも視野に入れた検討が必要である。

基準項目を大腸菌数へ変更する場合には、放流水中の大腸菌群および大腸菌の存在状況、各測定方法による測定値のばらつき、放流先の水環境への影響等を踏まえた検討を行い、適切な基準値および新たな基準値に適した公定法を定める必要がある。

今後は、放流水のような菌数が 10^3CFU または $\text{MPN}/100\text{ml}$ より低くなるような低濃度の試料を対象として、各測定方法や測定機関の違いによる測定値のばらつきについて検討を行う等、新たな指標導入に関する検討を継続する予定である。

参考文献

- 1) 和波一夫, 竹内健, 三島寿一, 森岡浩然: 親水性水域の大腸菌群数等の測定結果, 東京都環境化学研究所年報, 2007
- 2) 例えば和波一夫, 石井真理奈, 木瀬晴美: 都内河川の大腸菌群数に関する研究(1) 多摩川の大腸菌群と大腸菌の挙動, 東京都環境化学研究所年報, 2010
- 3) 保坂三継, 勝田千恵子, 榎田隆一, 瀬戸博: 水道原水・浄水等における原虫類並びに糞便汚染指標細菌類調査結果(平成14年度), 東京健康安全研究センター年報, 54, 290-295, 2003
- 4) 藤井都弥子, 小越眞左司, 對馬育夫: 異なる測定方法を用いた下水処理水中の大腸菌数測定結果の比較検討, 第49回下水道研究発表会講演集, 553-555, 2012

9. 放射性物質による下水汚泥汚染機構と対応指針

下水処理研究室 室 長 原 田 一 郎
研 究 官 小越 眞佐司
研 究 官 對 馬 育 夫

1. はじめに

平成 23 年 3 月 11 日に発生した東北地方太平洋沖地震に起因する津波により東京電力株式会社福島第一原子力発電所事故が発生した¹⁻³⁾。原子力事故において、チェルノブイリに次ぐ史上 2 番目の量の放射性物質が大気中に放出された⁴⁾。降雨とともに地表に降下した放射性物質は下水道を介して下水処理場に流入するため、東北・関東を中心とする多くの下水処理場において、下水汚泥等から高濃度に濃縮された放射性物質が検出された⁵⁻⁷⁾。放射性物質を含む下水汚泥について、原子力災害対策本部は平成 23 年 6 月「放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取扱いに関する考え方⁸⁾」の中で、10 万 Bq/kg 以下であれば、適切な措置を講じることにより埋立処分できるとの方針を示した。しかしながら、8,000 Bq/kg 以下の低濃度の汚染であっても、下水汚泥の受入が進まず、平成 24 年 12 月時点で 12 都県において約 13 万 t の下水汚泥が処分できず保管され、深刻な問題となっている（表 1）。

このような状況を踏まえ、国土交通省では（社）日本下水道協会とともに「下水道における放射性物質対策に関する検討会⁹⁾」を設置し、国土技術政策総合研究所が調査・研究を実施した。本検討会の成果は「平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境の汚染への対処に関する特別措置法（特措法）」（平成 23 年法律第 110 号）等の整備、対策の推進に活用された。本研究室では、本検討会において、下水道における放射性物質の挙動調査、放射性物質を含む下水汚泥等の安全な保管方法、周辺住民の健康に関する検討、下水汚泥の溶出試験棟の技術的な調査研究および提案を行った。さらに、流入下水や脱水汚泥に含まれる放射性セシウムの継続的なフォローアップ調査および放射性セシウムを含む脱水汚泥および焼却灰の埋立処分を模擬した 64 日間の長期浸水試験を行ったので、過去 2 年間行った成果のまとめをここに報告する。

表 1 下水汚泥の保管状況

	平成 24 年 9 月		平成 24 年 12 月			
	累積 保管量 (t)	累積 保管量 (t)	内訳			
			脱水汚泥 (t) 8 千-10 万 Bq/kg	脱水汚泥 (t) 10 万 Bq/kg 超	焼却灰・スラグ (t) 8 千-10 万 Bq/kg	焼却灰・スラグ (t) 10 万 Bq/kg 超
岩手県	320	300	—	—	—	—
宮城県	12,000	3,000	—	—	—	—
福島県	54,000	62,000	6,900	100	1,400	410
茨城県	1,900	1,700	—	—	930	—
栃木県	3,800	4,100	—	—	2,200	—
群馬県	2,100	1,600	—	—	510	—
埼玉県	9,800	10,000	—	—	480	—
千葉県	5,900	7,700	—	—	550	—
東京都	2,200	1,800	—	—	110	—
神奈川県	31,000	35,000	—	—	290	—
山梨県	240	240	—	—	—	—
長野県	560	510	—	—	—	—
計	123,000	128,000	6,900	100	6,500	410

2. 調査方法

2. 1 下水処理施設における放射性物質の挙動調査

調査は2011年7月から2013年3月までの晴天時に、合流式および分流式下水処理場4箇所を対象に行い、流入下水、初沈流入水、初沈流出水、活性汚泥、放流水、生汚泥、余剰汚泥、濃縮汚泥、脱水汚泥、焼却灰、焼却炉等排ガス、返流水等を採取し、水質および放射性ヨウ素 (^{131}I)、放射性セシウム (^{134}Cs および ^{137}Cs) の濃度測定を試みた。各試料は3時間間隔で採取後、流量比に基づき混合した

24時間の流量比例混合試料とした。液体試料については、1 μm のガラス繊維ろ紙でろ過

し、ろ紙上に残ったSS分とろ液のそれぞれについて分析を行った。ろ液の放射性物質については、約500 mLの試料を緩やかに加温することで約5倍に濃縮した後、分析を行った。

汚泥焼却炉排気ガスのサンプリングについて、本調査では、焼却炉11箇所、溶融炉3箇所において、大気汚染防止法やダイオキシン類対策特別措置法を参考にし、図1に示すA方式およびB方式で実施した。試料は焼却（または溶融）施設の集塵機（またはバグフィルタ）後の煙突最終出口付近から煙道ガスを等速で4時間連続吸引することにより採取した。また、ダスト量が多量に含まれる場合、適宜ろ紙を交換し、ろ紙の破損を防いだ。A方式では、ガラス繊維ろ紙と活性炭ろ紙を2段重ねとして、ろ紙ホルダーに装着した。B方式では、石英の円筒ろ紙を使用し、後段に蒸留水の入った洗浄瓶と活性炭カラムを置いた。

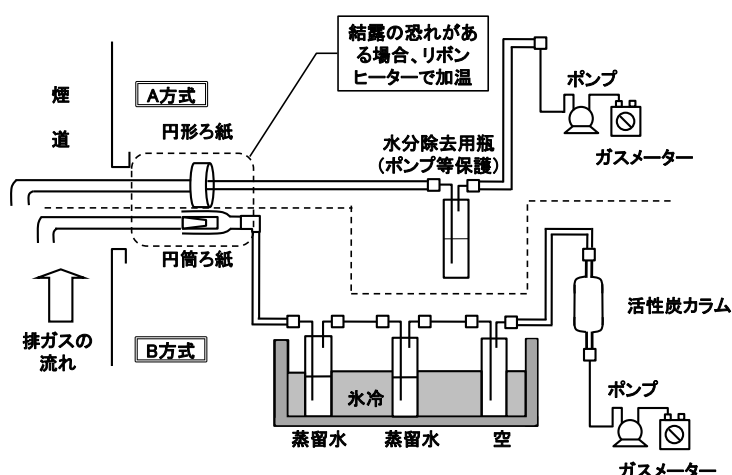


図1 排気ガス採取模式図

2. 2 溶出試験

本実験に供した試料は2011年7-8月に東北・関東の下水処理施設から採取した。焼却灰に含まれる放射能濃度は約3,000-23,000 Bq/kg、溶融スラグは38 Bq/kg および17,800 Bq/kg、溶融飛灰は31,600 Bq/kg、脱水汚泥は160-4,700 Bq/kgであった。以上の下水焼却灰、溶融スラグ、溶融飛灰、脱水汚泥、計18検体を用い、日本工業規格「JISK0058-1:2005 スラグ類の化学物質試験方法-第1部：溶出量試験方法¹⁰⁾」に準じて溶出試験を実施した (N=1)。試料200 gに対し水を2Lとし、3Lのビーカーを使用し、200 rpmで6時間攪拌を行った。なお、攪拌にはステンレス製65 mmの攪拌翼を使用した。

2. 3 長期浸出実験

放射性セシウムを含む焼却灰および脱水汚泥を水と長期間接触させた場合の放射性物質の溶出を調べるため、64日間の長期浸出実験を行った。装置の概要と実験条件を表2および図2に示す。約8,000 Bq/kgの焼却灰、約4,000 Bq/kgの焼却灰、約400 Bq/kgの脱水汚泥をポリプロピレン製の土嚢袋（フレコンパック：現在多く

表2 長期浸出実験における試料および水の投入量

	試料	試料量 (kg-湿重量)	含水率 (%)	水量 (L)
I系	8,000Bq/kgの焼却灰	6.6	31.6	66.2
	4,000Bq/kgの焼却灰	6.3	28.6	62.5
	400Bq/kgの脱水汚泥	6.9	78.2	68.6
II系	8,000Bq/kgの焼却灰	0.32	31.6	3.15
	4,000Bq/kgの焼却灰	0.30	28.6	2.98
	400Bq/kgの脱水汚泥	0.31	78.2	3.12

の下水処理場で放射性物質を含む下水汚泥の一時保管に使用されている)に詰めたものを供試体とした。I系では約80Lの亚克力製円筒容器を用い、内部に目開き約5mmのステンレス製金網を3段設置し、試料全体が水と接触するようにした(N=2)。試料採取時(1日後、2日後、4日後、8日後、16日後、32日後、48日後、64日後)は、引き抜いた量(約2L)の水を添加した。このような実験条件では基質中の溶出成分の濃度によって、溶出速度に差異が生じる可能性がある。そこで、II系では3Lの容器を用い、試料採取時に全量液交換を行った(N=2)。なお、固液比は溶出試験と同様に1:10とし、温度は20℃一定に保った。

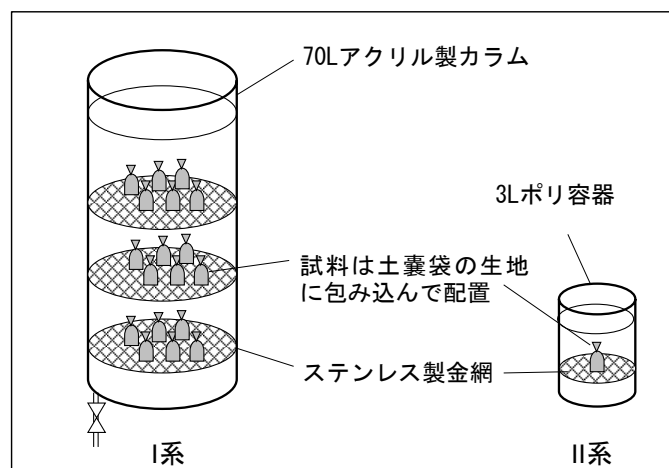


図2 長期浸出実験の概要

2. 4 放射性物質を含む下水汚泥の安全な保管に関する検討

下水汚泥を保管する周辺の線量率について、モンテカルロ手法を用いて評価した。作業者は保管汚泥近傍に毎日4時間(労働日数は月20日間)立ち入ること、一般公衆は24時間365日施設周辺に留まることを仮定し、それぞれ1μSv/h(年間1.0mSv相当)および0.1μSv/h(年間1.0mSv相当)を超えないような遮蔽条件および離隔距離を算出した。なお、本検討では、保管建屋(2m×50m×2m)の材質をコンクリート(密度2.1g/cm³)とし、熔融スラグ(含水率2%、密度2.8g/cm³)を集積したものを想定した。熔融スラグの放射能濃度は10万Bq/kgとし、線源核種は¹³⁷Cs(ガンマ線エネルギー662keV、放出率0.851)を用いた。

3. 調査結果および考察

3. 1 流入状況

合流式下水道であるA処理場処理区域において、2011年7月4日18時10分から18時30分までの20分間に、約5mmの降雨が観測された。本調査では、19時の流入下水に含まれる放射能濃度を測定することにより、降雨が流入下水に与える影響について調査した。この結果、降雨時の試料は、日平均値と比べSSは約5倍に増加したのに対し、放射性セシウムは約30倍以上増加したことが確認された(表3)。

また、下水道管渠内の堆積物等の放射性セシウムの状況について現状を把握するために、合計19地点(合流区域で14地点、分流区域で5地点)のマンホール調査を7月に実施した。この結果、1地点を除きマンホールには堆積物がないことが確認された。ポンプ場沈砂池や伏越し管の底部等で堆積が生じている可能性はあるものの、通常は、管渠の大部分で日常的な下水の掃流効果や定期的な清掃によって堆積物が除去されていることから、汚染された堆積物から放射性セシウムの供給が継続する可能性は低いと考えられた。

表3 A処理場流入下水中の放射性セシウム濃度及びSS

	日平均流入水	雨天時流入水
放射性 Cs (Bq/L)	24	790
SS (mg/L)	100	520

3. 2 下水処理施設における挙動

4 処理場 17 回の調査結果を表 4 に示す。合流式である A 処理場において、比較的高濃度の放射性セシウムが検出された。A 処理場 7 月調査時（図 3）で、流入下水には放射性セシウムが合計約 24 Bq/L、生物反応槽活性汚泥には約 200 Bq/kg、濃縮汚泥には約 4,200 Bq/kg、脱水汚泥には約 82,000 Bq/kg と汚泥処理過程で脱水されることにより高濃度になっていることが明らかになった。また、濃縮分離液、脱水分離液中に含まれる放射性セシウムもそれぞれ約 120 Bq/L、および約 870 Bq/L と比較的高濃度であった。この量は、1 日当たりの物質移動量を考慮すると、脱水汚泥に移行する放射性セシウムのおよそ 1 割が水処理系に再循環していることになる。沈殿後水中に含まれる放射性セシウム濃度は約 13 Bq/L（浮遊性；1.2 Bq/L、溶解性；12 Bq/L）で、溶解性の放射性セシウムは活性汚泥中とほぼ同程度であったのに対し、浮遊性の放射性セシウムはほとんどが SS とともに汚泥濃縮脱水過程に移行していることが示された。また、BOD 等の放流水水質は事故前との差は認められず、原発事故による下水処理（活性汚泥）への影響はなかった。また、本調査ではすべての試料から放射性ヨウ素は検出されなかった。

一部合流を含む B 処理場では、流入下水中から放射性セシウムが検出された。一方、C 処理場および D 処理場では流入下水中の放射性セシウムは検出下限値以下であったが、濃縮汚泥以降では検出されており、放射性セシウムが汚泥に移行し、濃縮、脱水の過程で濃縮されていることがわかった。

表 4 各処理場における放射性セシウム濃度（浮遊性/溶存性 Cs (Bq/kg)）

処理場	調査年月	流入下水	初沈流出水	生物反応槽 活性汚泥	放流水	濃縮汚泥	脱水汚泥
A 処理場 (合流式)	平成 23 年 7 月	25 (17/8)	37 (25/12)	199 (186/13)	13 (1/12)	4,100	82,000
	平成 23 年 8 月	5 (2/3)	23 (16/7)	66 (57/7)	8 (0/8)	1,460	22,000
	平成 24 年 1 月	2.7(1.8/0.9)	8.3(3.2/5.1)	178	15.5(1.5/14.0)	1,050	8,415
	平成 24 年 2 月	2.6(1.8/0.8)	31.4(7.4/34)	162	47.2(1.2/46)	960	9,700
	平成 24 年 3 月	1.2(1.2/0)	1.4(0.7/0.7)	162(159/3)	3.5(1.0/2.5)	1,700	12,000
	平成 24 年 11 月	0.5(0.3/0.2)	12.5(3/9.5)	48	6.4(0.5/5.9)	1,100	6,900
	平成 25 年 1 月	4.3(4.3/0)	3.0(0.3/2.7)	27.4	5.3(0.4/4.9)	790	4,400
	平成 25 年 3 月	2.4	未計測	30	7.1	未計測	5,300
B 処理場 (分流式(一部 合流を含む))	平成 23 年 7 月	23 (20/3)	7 (6/1)	135	ND	930	10,000
	平成 23 年 9 月	2 (2/ND)	0.2 (0.2/ND)	4 (4/ND)	ND	150	1,800
	平成 24 年 1 月	1.7(0.7/1.0)	0.3(0.3/ND)	25	ND	160	1,700
	平成 24 年 2 月	1.5(0.9/0.6)	0.2(0.2/ND)	64	ND	350	3,700
	平成 24 年 3 月	2.3(1.9/0.4)	0.4(0.4/ND)	50	ND	550	4,700
	平成 25 年 2 月	2.7	ND	ND	ND	20	500
C 処理場 (分流式)	平成 23 年 9 月	ND	ND	4	ND	250	1,800
	平成 25 年 2 月	ND	ND	ND	ND	16	60
D 処理場 (分流式)	平成 24 年 7 月	ND	ND	ND	ND	60	540

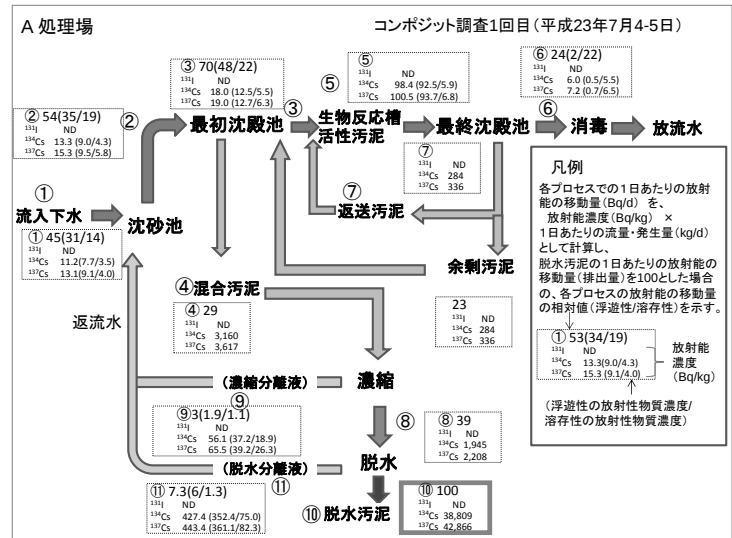


図 3 各処理過程における放射性セシウム濃度(A 処理場)

2 回目調査時以降、全体的に放射能濃度が低下したが、冬季において、脱水汚泥等で若干の増加が確認されが、長期的には下水処理場内（主に生物反応槽）に蓄積されている放射性物質の量は減少することが示された。また、冬季に下水処理場から検出される放射性セシウム濃度が上昇したことの理由は不明だが、放射性セシウムが沈着した草木が分解されることにより下水道に流入した可能性が考えられる。

3. 3 焼却炉排ガス中に含まれる放射能濃度

焼却炉 11 箇所及び溶融炉 3 箇所を対象として、炉排ガス中に含まれる放射性セシウム濃度を測定した（4 時間吸引：3.3 m³ 以上）。その結果、いずれの処理場においても排気中の放射性セシウム濃度は検出限界値以下であり、下水汚泥の焼却炉及び溶融炉における放射性セシウムの環境中への放出はなかった（表 5）。

表 5 焼却灰、溶融スラグおよび排ガス中に含まれる放射性セシウム濃度

No.	焼却灰		採取方法	ろ紙捕集ダスト		吸収瓶捕集分		No.	焼却灰もしくは 溶融スラグ		採取方法	ろ紙捕集ダスト		吸収瓶捕集分	
	Bq/kg			Bq/m ³		Bq/m ³			Bq/kg			Bq/m ³		Bq/m ³	
	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs		¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs	¹³⁴ Cs	¹³⁷ Cs
焼却炉 1	2,400	3,200	A	<0.04	<0.04	<0.25	<0.25	焼却炉 8	590	790	A	<0.04	<0.04	<0.24	<0.27
			B	<0.04	<0.04						B	<0.05	<0.05		
焼却炉 2	2,100	2,900	A	<0.04	<0.03	<0.20	<0.19	焼却炉 9	680	990	A	<0.04	<0.03	<0.21	<0.23
			B	<0.04	<0.04						B	<0.05	<0.05		
焼却炉 3	1,900	2,600	A	<0.04	<0.04	<0.21	<0.28	焼却炉 10	760	1,100	A	<0.03	<0.03	<0.21	<0.24
			B	<0.04	<0.03						B	<0.05	<0.04		
焼却炉 4	1,900	2,500	A	<0.04	<0.04	<0.23	<0.21	焼却炉 11	740	1,000	A	<0.01	<0.01	<0.05	<0.05
			B	<0.04	<0.03						B	<0.01	<0.01		
焼却炉 5	740	1,000	A	<0.04	<0.04	<0.23	<0.23	溶融炉 1	10,000	14,000	A	<0.01	<0.01	<0.03	<0.05
			B	<0.04	<0.04						B	<0.01	<0.01		
焼却炉 6	730	960	A	<0.05	<0.05	<0.24	<0.23	溶融炉 2	2,000	2,000	A	<0.05	<0.04	<0.12	<0.11
			B	<0.16	<0.16						B	<0.04	<0.04		
焼却炉 7	590	800	A	<0.03	<0.03	<0.19	<0.21	溶融炉 3	1,500	2,100	A	<0.05	<0.04	<0.27	<0.28
			B	<0.05	<0.04						B	<0.03	<0.04		

3. 4 溶出試験

脱水汚泥、焼却灰および溶融スラグ、溶融飛灰について、溶出試験を行い、放射性物質の溶出を調査した。その結果を表 6 に示す。下水汚泥の焼却炉の型式として最も一般的である流動床焼却炉からの焼却灰試料 9 検体に加えて、それ以外の型式であるストーカ式焼却炉からの焼却灰 1 検体および多段焼却炉からの主灰、飛灰 1 検体ずつから成る計 12 検体を調査した。その結果、流動床焼却炉由来焼却灰（6 検体）、ストーカ式焼却炉由来焼却灰（1 検体）、多段焼却炉由来焼却灰（2 検体）の計 9 検体では、溶出液の放射性セシウム濃度は検出下限値以下であった。残りの流動床焼却炉由来焼却灰 3 検体（No. 1- 3）の溶出試験後の溶出液には 4- 21 Bq/L の放射性セシウムが含まれていた。これは検出下限値付近の濃度であり、極めて低濃度である。これらの溶出率（溶出試験前の下水焼却灰等に含まれる放射性セシウム量に対する溶出試験後の溶出液に含まれる放射性セシウム量の割合）は 0.5- 2.7%であった。

下水汚泥の溶融炉由来溶融スラグ（2 検体）および溶融飛灰（1 検体）については、溶出液の放射性セシウム濃度は検出下限以下であった。特に No. 15 の溶融飛灰に関しては 31,600 Bq/kg と比較的高濃度であったが、溶出液には放射性物質が確認されなかった。

脱水汚泥（3 検体）についても、溶出液の放射性物質濃度は検出下限値以下であった。

表 6 下水汚泥焼却灰等の放射性セシウム濃度の溶出試験結果

No.	試料	排除方式	凝集剤	脱水方式	焼却炉タイプ	放射性セシウム濃度 (Bq/kg、Bq/L)		溶出率 (%)	溶出後 pH
						溶出前 検出限界	溶出後 検出限界		
1	焼却灰	分流	高分子凝集剤	加圧ろ過 ベルトプレス スクリーンプレス	気泡塔式流動床炉	7,720 (6)	21 (7)	2.7	5.95
2	焼却灰	分流 一部合流	塩化第二鉄 消石灰 高分子凝集剤	加圧ろ過 遠心分離	循環式流動床炉	23,100 (15)	11 (7)	0.5	6.00
3	焼却灰	合流 一部分流	高分子凝集剤	遠心分離	気泡塔式流動床炉	7,540 (7)	4 (3)	0.6	6.65
4	焼却灰	分流 一部合流	高分子凝集剤	遠心ろ過 加圧ろ過	循環式流動床炉	5,810 (16)	ND (13)		6.54
5	焼却灰	分流 一部合流	高分子凝集剤	遠心分離	循環式流動床炉	3,060 (20)	ND (13)		6.49
6	焼却灰	分流 一部合流	高分子凝集剤	ベルトプレス	気泡塔式流動床炉	7,900 (42)	ND (1)		7.30
7	焼却灰	分流 一部合流	高分子凝集剤	ベルトプレス	気泡塔式流動床炉	4,200 (33)	ND (1)		6.90
8	焼却灰	合流 一部分流	高分子凝集剤	遠心分離	乾燥段付流動床炉	9,470 (13)	ND (7)		6.57
9	焼却灰	分流 一部合流	なし	真空ろ過	ストーカ炉	8,690 (14)	ND (7)		6.93
10	焼却灰	合流 一部分流	塩化第二鉄 消石灰 高分子凝集剤	遠心分離	気泡塔式流動床炉	7,570 (11)	ND (7)		6.68
11	主灰	分流	高分子凝集剤	ベルトプレス	多段炉	2,890 (20)	ND (12)		6.18
12	飛灰	分流	高分子凝集剤	ベルトプレス	多段炉	2,790 (16)	ND (7)		7.07
13	熔融スラグ	分流	—	遠心分離 ベルトプレス	スラグバス式	38 (12)	ND (13)		7.00
14	熔融スラグ	分流 一部合流	—	加圧ろ過 遠心分離	旋回熔融炉	17,800 (19)	ND (7)		5.96
15	熔融飛灰	分流 一部合流	—	加圧ろ過 遠心分離	旋回熔融炉	31,600 (16)	ND (7)		12.65
16	脱水汚泥	合流 一部分流	塩化第二鉄 消石灰 高分子凝集剤	遠心分離	—	162 (12)	ND (7)		5.70
17	脱水汚泥	分流 一部合流	高分子凝集剤	ベルトプレス	—	4,720 (10)	ND (7)		6.13
18	脱水汚泥	分流 一部合流	高分子凝集剤	ベルトプレス	—	380 (9)	ND (1)		7.10

3. 5 元素含有状況

焼却灰及び脱水汚泥の元素組成を図 4 に、浸出水中の元素分析結果を図 5 に示す。焼却灰では Si が多く含まれ、次いで Al、P、Fe、Ca も多く含まれていた。脱水汚泥では、C、H、N が多く含まれており有機物が多いことが示唆された。焼却灰を用いた場合の浸出液では Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} の溶出が認められるが、 SO_4^{2-} の濃度が非常に高く、pH は中性付近を示していることから、これらの陽イオンは主に硫酸塩の形態で溶出していると考えられた。脱水汚泥を用いた場合の浸出液では Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^{+} 、 K^{+} と PO_4^{3-} が検出され、pH は中性付近であることから、主にりん酸塩の形態となっていることが考えられた。

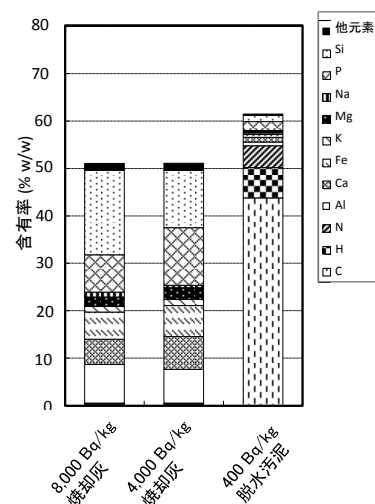


図 4 試料の元素分析結果
(無水ベース)

3. 6 長期浸出実験

溶出試験で用いた No. 6 (約 8,000Bq/kg の焼却灰)、No. 7 (約 4,000Bq/kg の焼却灰)、No. 18 (約 400Bq/kg の脱水汚泥) を用い、長期浸出実験を行った結果を表 7 に示す。全ての系列において、 ^{131}I 、 ^{134}Cs および ^{137}Cs は検出されなかった。なお、pH は中性付近で推移していた。下水汚泥焼却灰の組成分析の結果から、セシウムは水への溶解度の低いアルミノケイ酸塩 ($\text{CsAlSi}_2\text{O}_6$ 等) の形態となっていることが推測され¹¹⁾、中性付近ではほとんど溶出しなかったものと考えられる。脱水汚泥中に含まれる放射性セシウムの形態は不明であるが、上述 3. 2 の結果から、(i) 下水処理場の放射性セシウムは、主に地表面に蓄積したものが雨水とともに流入したものであること、(ii) 流入下水に含まれる放射性セシウムの大部分が浮遊性の形態であること、(iii) 浮遊性の放射性セシウムは汚泥に移行し、濃縮や脱水の過程で高濃度化していることから、脱水汚泥中の放射性セシウムは下水中の土壌粒子等の浮遊物質に吸着された状態で存在していると考えられる。土壌鉱物は負電荷の層状構造の層間の空隙に陽イオンである Cs^+ を吸着する性質があると推測され¹²⁾、溶出しなかったものと考えられる。

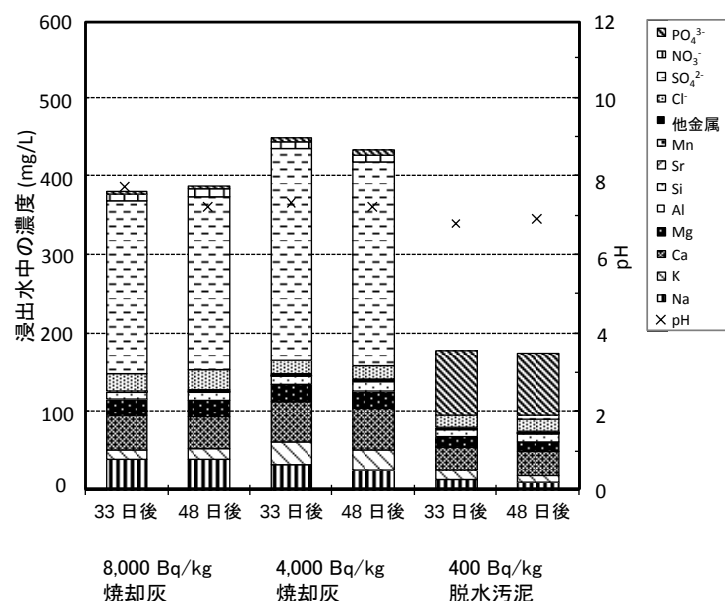


図 5 浸出水中の金属イオンおよび陰イオン

表 7 長期浸出実験の結果

No.	分析項目	単位	1 日後	2 日後	4 日後	8 日後	16 日後	32 日後	48 日後	64 日後
I 系 8,000 Bq/kg 焼却灰	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7.8	7.8	7.8	7.7	7.6	7.7	7.4	7.6
I 系 4,000 Bq/kg 焼却灰	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7.8	7.8	7.7	7.7	7.5	7.3	7.2	7.4
I 系 400 Bq/kg 脱水汚泥	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7	6.9	7	7.3	7.2	6.8	6.9	7.4
II 系 8,000 Bq/kg 焼却灰	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7.8	7.7	7.8	7.8	7.7	7.7	7.5	7.7
II 系 4,000 Bq/kg 焼却灰	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7.8	7.7	7.8	7.6	7.8	7.7	7.6	7.7
II 系 400 Bq/kg 脱水汚泥	^{131}I	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{134}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	^{137}Cs	Bq/L	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
	pH	-	7.3	7.3	7.4	7.6	7.5	7	6.9	7.2

一方、一般廃棄物焼却灰で6時間溶出試験を行った報告¹³⁾によると、一般廃棄物焼却灰中ではセシウムは水に溶出し易い塩化物になっているため、放射性セシウム溶出率は最大で89%と非常に高い値を示したとされている。したがって、下水汚泥焼却灰と一般廃棄物焼却灰では、水への溶出特性が大きく異なっていると考えられる。また、本実験では焼却灰もしくは脱水汚泥が常時水に接している状態を想定しているが、年間降水量を1,500 mmとし、土壌の透水係数を 5×10^{-3} mm/sec^{14, 15)}と仮定すると、1,500 mmの水が土壌に浸透するのに要する時間は、年間降水量(mm)÷透水係数(mm/sec) = 約83.3時間と計算される。1年間分の降雨で焼却灰が水と接触する時間を83.3時間とした場合、本浸出実験は約100倍の加速効果がある(365 day×24 h÷86.8 h)。したがって、64日間の本浸出実験は、約6,400日(約17.5年)分に相当する。6時間の溶出試験で放射性セシウムの溶出が確認されなければ、実際に放射性セシウムを含む焼却灰および脱水汚泥を埋立処分したとしても、埋立環境のpHが中性付近である限り、最終処分場の周辺の公共の水域の水中濃度限度(¹³⁴Cs: 60 Bq/L, ¹³⁷Cs: 90 Bq/L)¹⁶⁾を超えるような事態には発展しないと考えられる。

3. 7 放射性物質を含む下水汚泥の安全な保管に関する検討

線量率の評価結果から算出したコンクリート遮蔽体からの離隔距離と被曝線量率との関係を図6に、放射能濃度と実効線量が1 μ Sv/hとなる離隔距離の関係を図7に示す。この結果から、10万Bq/kgの汚泥を保管する場合、①10 m以上の離隔距離を保つ、もしくは、②20 cm以上のコンクリートで遮蔽することで、作業者の被曝を1 μ Sv/h以下にすることが可能であることが示された。保管汚泥の放射能濃度が10万Bq/kg以下であれば、影響範囲が減少することが示された。また、周辺住民については、線源表面から50 m離れることで、遮蔽が無くても、0.1 μ Sv/h以下にできることが示された。

保管庫の天井(コンクリート厚10 cm)の有無による線量率を検討した結果、線源表面から50 mの位置において、天井無の場合は天井有の場合より最大30%程度線量率が高くなった(図8)。さらに、スラグ(含水率2%、密度2.8g/cm³)の他に、加湿焼却灰(含水率30%、かさ密度0.75g/cm³)、脱水汚泥(含水率80%、密度0.66g/cm³)を保管した場合の線量の評価結果を、図9に示す。これらのケースにおいて、放射能濃度を溶融スラグと同様に10万Bq/kgとした場合、脱水汚泥表面での線量は溶融スラグの2倍程度高くなるが、放射線量は距離の2乗に反比例するため、50 mの位

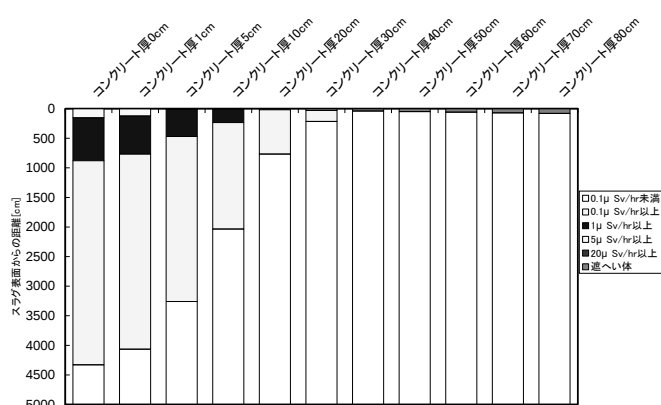


図6 コンクリート厚およびスラグ表面からの距離と線量率の関係

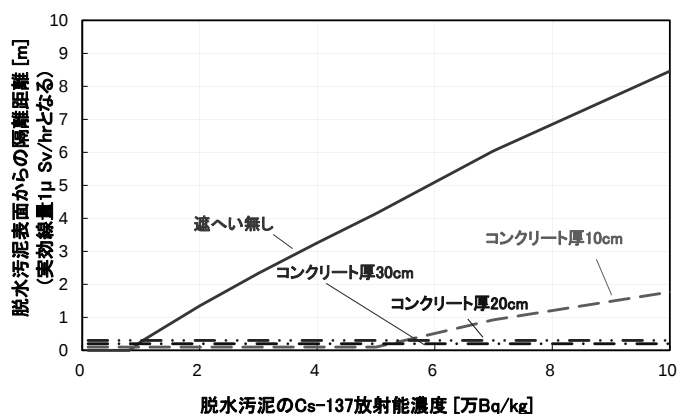


図7 放射能濃度と実効線量1 μ Sv/hrとなる離隔距離の関係

置では差は5%であった。また、焼却灰の放射能濃度が1万Bq/kgの場合について、作業員（焼却炉補修作業）の被曝量を評価した結果、外部被曝：0.20 mSv/y、粉塵吸入： 8.80×10^{-5} mSv/y、直接経口： 2.88×10^{-3} mSv/yと評価され、外部被曝が最も大きいことが明らかになった。また、合計値で1 mSv/y以下の値となっており、焼却炉補修作業は「被ばく影響は十分に小さい」と考えられる。

4. おわりに

本研究では、下水道における放射性物質の挙動および安全性の評価を行った。その結果、以下のことが確認された。

- (1) 合流式下水道では降雨時に高濃度の放射性セシウムが流入していたことを確認した。処理場に流入した放射性セシウムは、主に活性汚泥に吸着された状態でエアレーションタンクに蓄積し、汚泥濃縮、脱水等の処理過程で濃縮されて、一部は返流水により系内を循環するが、流入量の減少と汚泥引抜により減少する傾向にあることを確認した。
- (2) 下水汚泥を焼却や溶融する施設の排気中の放射性物質を調査した結果、放射性セシウムは検出限界値以下であり、大気中への放出は認められなかった。
- (3) 溶出試験の結果、計15検体の下水汚泥焼却灰、溶融スラグ、溶融飛灰、脱水汚泥からは放射性セシウムの溶出は確認されず、3検体の焼却灰からは微量の放射性セシウムの溶出が計測された。
- (4) 長期浸出試験では、実験に用いた焼却灰および脱水汚泥から浸出液中に溶出する放射性セシウムは検出下限値以下であった。この理由として、汚泥焼却灰では、セシウムはアルミノケイ酸塩 $\text{CsAlSi}_2\text{O}_6$ 等の不溶性形態となっていること、脱水汚泥では、セシウムは脱水汚泥中の浮遊粒子に強固に吸着していることが考えられた。
- (5) 放射性物質を含んだ下水汚泥等を安全に保管するための条件を数値シミュレーションにより検討した結果、10 m以上の離隔距離を保つ、もしくは、20 cm以上のコンクリートで遮蔽することで、作業員の被曝を1 $\mu\text{Sv/h}$ 以下にすることが可能であることが示された。
- (6) 上記の現状に鑑み、長期的に流入濃度の計測と降雨時の濃度増加について、適切な監視が必要と思われる。

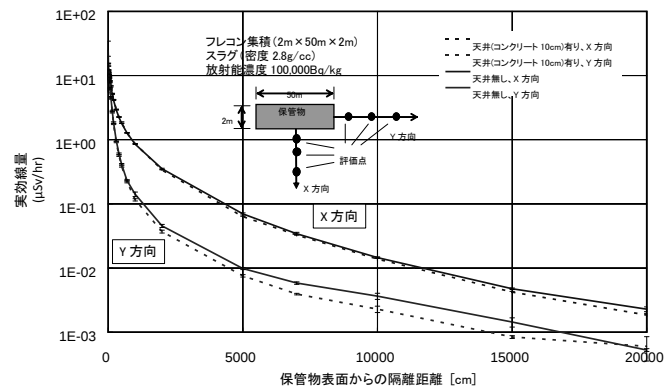


図8 保管建屋天井の有無を考慮した線量評価

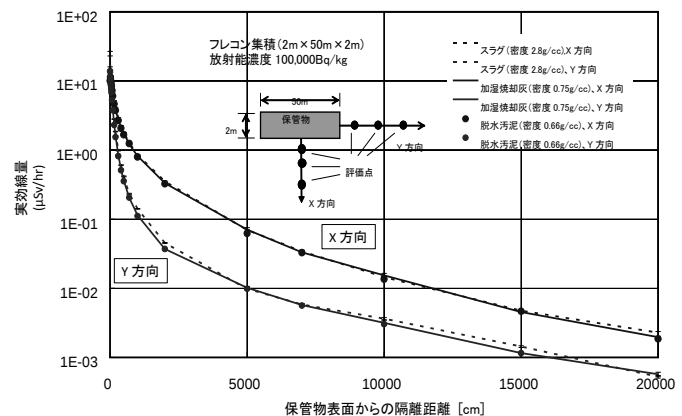


図9 保管物の違いによる線量評価

<参考文献>

- [1] Matsushashi, M.; Kato, H.; Fukatani, W.; Tsushima, I.; Yokota, T.; and Horie, N. Damage to sewage treatment systems caused by the Great East Japan Earthquake and the government's response. *85th Annual Water Environment Federation Technical Exhibition and Conference (proceedings)*. **2012**. 5333-5347.
- [2] Matsushashi, M.; Fukatani, W.; Yokota, T.; Ozaki M.; and Horie, N. The damage of sewage treatment systems caused by the Great East Japan Earthquake. *International symposium on engineering lessons learned from the giant earthquake (proceedings)*. **2012**. 1496-1507.
<<http://www.jaee.gr.jp/event/seminar2012/eqsympo/pdf/papers/63.pdf> >
- [3] Tsukada, H.; Takeda, A.; Nakao, A. vertical distribution and physicochemical form of fallout ^{137}Cs in an allophanic andisol acidified by long-term fertilizer application. *Pedologist*. **2012**. 55, 435-441.
- [4] Ministry of Education, Culture, Sports, Science and Technology in Japan, Monitoring information of envi-ronmental radioactivity level. **2011**. <<http://www.radioactivity.mext.go.jp/en/>>
- [5] Inoue, M.; Kofuji, H.; Hamajima, Y.; Nagano, K.; Yamamoto, M. ^{134}Cs and ^{137}Cs activities in costal seawater along northern Sanriku and Tsugaru strait, northeastern Japan, after Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident. *Journal of Environmental Radioactivity*. **2011**. 111, 116-119.
- [6] 岩崎宏和, 放射性物質が検出された下水汚泥の対応について, 下水道協会誌, **2012**, 49, 10-13.
- [7] 對馬育夫, 小越眞佐司, 山下洋正, 原田一郎, 下水処理場における放射性セシウムの挙動調査および溶出試験, 水環境学会誌, **2013**, 36 (1), 23-28.
- [8] 原子力安全・保安院原子力災害対策本部, 放射性物質が検出された上下水処理等副次産物の当面の取扱いに関する考え方(ニュースリリース、2011年6月16日), **2011**,
<<http://www.meti.go.jp/press/2011/06/20110616006/20110616006.html>>
- [9] 国土交通省水管理・国土保全局下水道部, 下水道における放射性物質対策に関する検討会, **2011**,
<http://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewerage/crd_sewerage_tk_000165.html>
- [10] 日本規格協会, JIS K 0058-1:2005 スラグ類の化学物質試験方法-第1部: 溶出量試験方法, **2005**
- [11] 塚田祥文, 山口紀子, 高橋知之, 土壌-作物形における放射性セシウムおよび放射性ストロンチウムの動態, 化学と生物, **2011**, 49(12), 834-842.
- [12] Cremers, A.; Elsen, A.; Preter, P; Maes, A. Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils. *Nature*. **1988**. 335: 247-249.
- [13] 国立環境研究所資源循環廃棄物研究センター, 放射性物質の挙動からみた適正な廃棄物処理処分(技術資料), **2012**, 99.
- [14] 財団法人茨城県建設技術管理センター, 調査・試験からみた土木材料の品質傾向について, 年報 **2010**.
- [15] 堺谷常廣, 深沢健, 大島健, 竹内泰弘, 大規模埋め立て工事で使用する山砂の透水性について, 第42回地盤工学研究発表会講演集, **2007**, 355- 356.
- [16] 環境省水・大気環境局, 平成二十三年三月十一日に発生した東北地方太平洋沖地震に伴う原子力発電所の事故により放出された放射性物質による環境汚染への対処に関する特別措置法施行規則, **2011**, 平成23年12月14日環境省令第33号

10. 流域における水環境マネジメント技術に関する検討

下水処理研究室 室 長 原田 一郎
主任研究官 山下 洋正
研 究 官 濱田 知幸

1. はじめに

国土交通省では、水環境を取り巻く現状と課題を踏まえ、課題解決に向けた新しい時代の水環境マネジメントのあり方について「水環境マネジメント検討会」にて検討した。検討会の審議を踏まえた報告書では、従来の「流域管理を視野に置いた汚濁負荷量のコントロール」に加え、社会的要請に対応し「季節別や地先別でのきめ細やかな汚濁負荷削減対策」、「機動性・柔軟性のある下水道事業の推進」、「流域全体における資源・エネルギーの最適管理」などを取組方針として挙げている。

本研究では、検討会の示した取組方針を踏まえ、小規模処理場に配慮した画一的でない負荷削減対策、エネルギーに配慮した処理レベル設定および資源回収などを考慮し、流域全体の下水処理場で汚濁負荷量をコントロールする際の手法を検討するものである。本年度はエネルギー最適化方策の検討を行った。

2. 調査内容

下水道では従来、個別処理場単位でエネルギー使用量削減について検討されることが多かったが、流入水量や施設特性が各処理場で異なることから、処理場特性によりエネルギー使用量削減効果は異なるものと考えられる。

一方、下水道整備の最上位計画である流総計画では、流域全体の負荷低減を目的として、流域内処理場の処理水量・計画処理水質を設定している。当該流域で許容される負荷排出条件の範囲内で、流域内各処理場のスケールメリットを最大限活用して流域全体の省エネルギーを進めることにより、個別処理場で対策を実施する場合に比べて、効果的にエネルギー使用量を削減できる可能性がある。

そこで本研究では、エネルギー使用量の最適化方策を検討するための基礎的な知見として、水処理方式毎のエネルギー使用量原単位、省エネ設備の導入による効果を整理するとともに、実際の流域をモデルとして、流域内の水処理に要するエネルギー使用量を最適化するための方策を設定し、その適用効果についてケーススタディにて試算した。

3. 水処理エネルギー使用量の整理

3. 1 水処理方式毎の原単位整理

水処理方式を除去対象物質別（有機物：BOD、窒素：T-N）に分類し、下水道統計データ¹⁾に基づき、水処理エネルギー使用量原単位の特性を整理した結果、図1、図2のような関係が得られた。グラフの横軸は有機物及び窒素の計画除去負荷量で、縦軸は除去負荷量当たりの水処理エネルギー使用量（以下、「水処理原単位」と記す）である。処理方式別の水処理原単位を表1に整理した。

有機物除去、窒素除去いずれも、除去負荷量が多くなるとスケールメリットが働いて水処理原単位は小さくなる一方、ある程度の除去負荷量以下では水処理原単位は急激に大きくなる傾向を示した（図1）。

図2左図に示す有機物の場合、標準法とA0法の水処理原単位を比較すると、「BOD除去負荷量：40t BOD/日以下」では嫌気槽の攪拌動力が必要な分、A0法が標準法に比べて高くなりやすいが、「BOD除去負荷

量:40t BOD/日以上」になると処理方式による明確な差異は認められなかった。これは、施設規模が大きくなるにつれて嫌気槽攪拌設備に対して好気槽の曝気のためのエネルギー使用量の割合が大きくなり、嫌気槽（攪拌設備）の有無が水処理原単位に及ぼす影響が相対的に小さくなるためと推測される。

一方、図2右図に示す窒素除去の場合、「窒素除去負荷量:3t N/日以下」では、基本的に循環ポンプが不要な多段法の水処理原単位が最も小さく、次いでA2O法、循環法の順となった。一方で、「窒素除去負荷量:3t N/日以上」になると、多段法とA2O法で明確な差異は認められなかった。これは、前述した標準法とAO法の関係と同様、施設規模がある程度大きくなると好気槽の曝気のためのエネルギー使用量の割合が大きくなり、内部循環ポンプの有無が水処理原単位に及ぼす影響が小さくなるためと推測される。なお、嫌気槽の攪拌設備が必要な分、A2O法の方が循環法に比べて水処理原単位が高くなることが想定されたが、データ整理結果では両者の関係が逆転している。これは、多段法やA2O法に比べて循環法の施設が古く、設備自体の基本的なエネルギー効率が低いことに起因する可能性が考えられる。

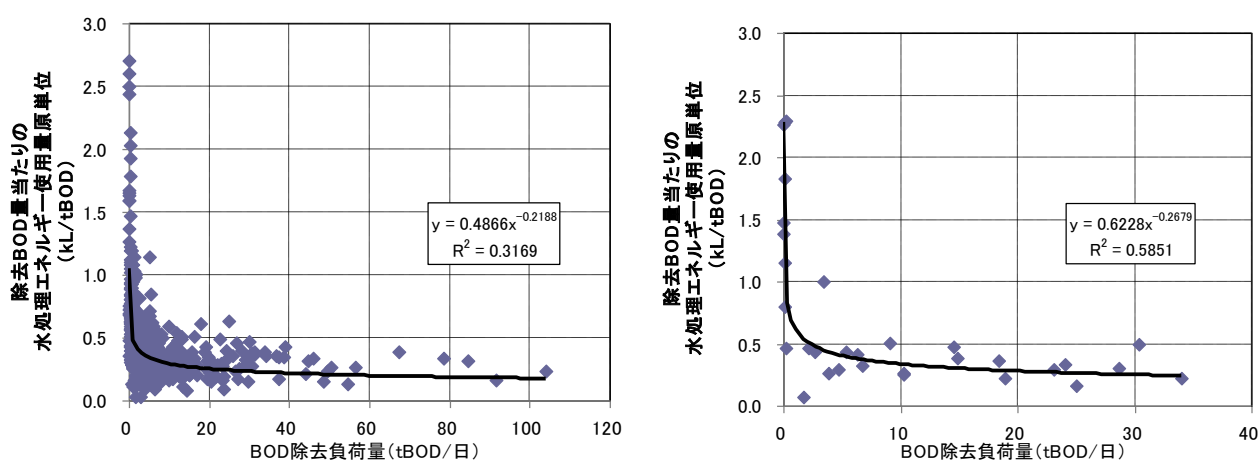


図1 水処理原単位の特性（標準法（左図）とA2O法（右図）の例）

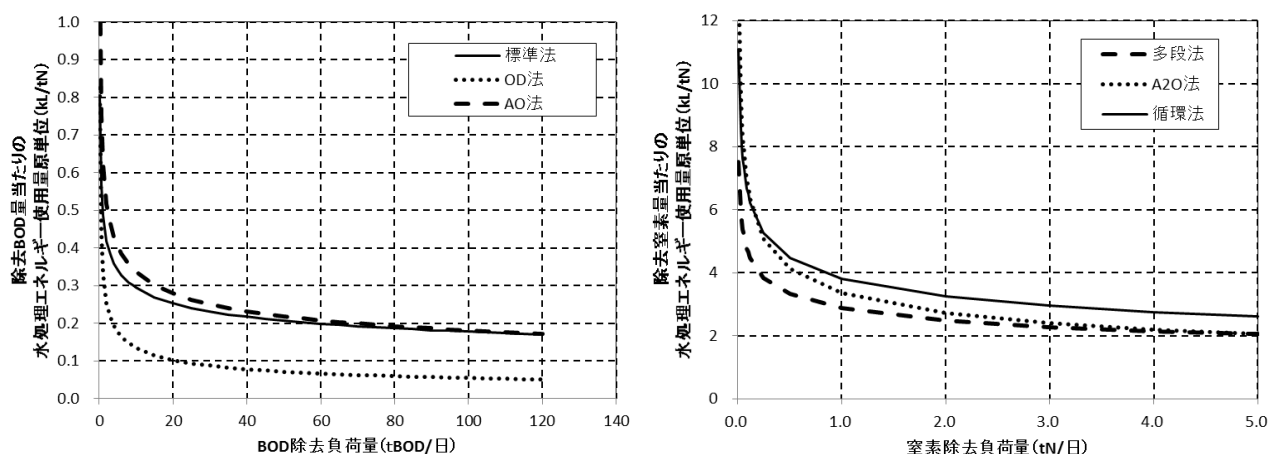


図2 水処理方式毎の水処理原単位の比較（左図：有機物除去、右図：窒素除去）

表 1 処理方式別の平均エネルギー使用量原単位

原単位種別	原単位設定
BOD に関する 水処理原単位	【標準法】 $P_E = 0.4866 \times L_{BOD,r}^{-0.219}$ 【OD 法】 $P_E = 0.3331 \times L_{BOD,r}^{-0.394}$ 【AO 法】 $P_E = 0.6228 \times L_{BOD,r}^{-0.268}$ ここで、 P_E ：除去 BOD 量当たり水処理原単位 (kL/tBOD) $L_{BOD,r}$ ：BOD 除去負荷量 (tBOD/日)
窒素に関する水 処理原単位	【多段法】 $P_E = 2.8743 \times L_{N,r}^{-0.209}$ 【A2O 法】 $P_E = 3.3505 \times L_{N,r}^{-0.302}$ 【循環法】 $P_E = 3.8090 \times L_{N,r}^{-0.232}$ ここで、 P_E ：除去窒素量当たり水処理原単位 (kL/tN) $L_{N,r}$ ：窒素除去負荷量 (tN/日)

3. 2 水処理方式以外の影響因子の検討

(1) 排除方式

合流式、分流式の処理場で水処理原単位を比較した結果を図 3 に示す。標準法では、データの多い「BOD 除去負荷量：0～40t BOD/日」の範囲を対象に合流式と分流式を比較したところ、特に差異は認められず、合流式、分流式による違いが水処理原単位に及ぼす影響は小さいものと考えられる。

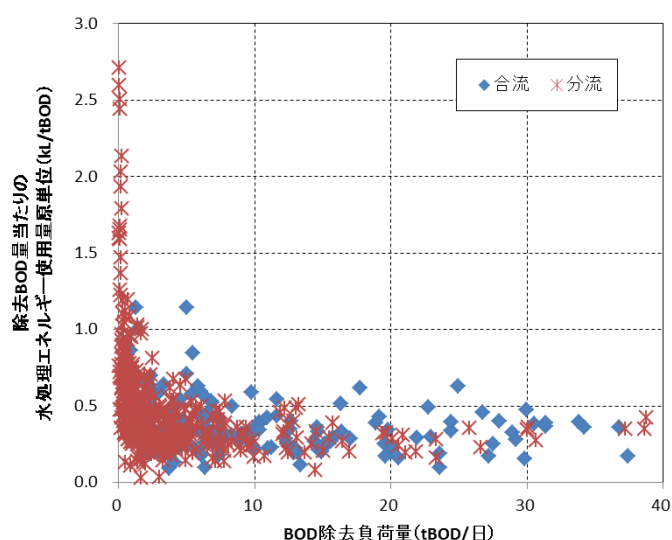


図 3 排除方式による水処理原単位の比較

(2) MLSS 管理状況による水処理原単位の差異

処理エネルギーで主な部分を占めるのが、反応タンク曝気のためのエネルギー（送風機による電力消費）である。一般的に送風量は、散気装置の酸素溶解効率と必要酸素量（AOR）に基づき設定され、必要酸素量のうち有機物酸化、硝化に必要な酸素量は流入負荷量に応じて決まるため制御することは困難だが、内生呼吸に必要な酸素量は MLSS を低減させれば抑制することが可能である。

A2O 法では、MLSS が 1,500mg/L 未満の処理場が 1,500mg/L 以上で MLSS を管理している処理場に比べて水処理原単位が小さい傾向があったものの（図 4 右図）、標準法では、MLSS 条件による水処理原単位の差異は認められなかった。また、標準法では「BOD 除去負荷量：10tBOD/日以上」の規模になると水処理原単位は大きく変化せずにほぼ一定であった（図 4 左図）。小規模処理場を除くと極端に高い MLSS で運転されている処理場がほとんどないため、MLSS 設定条件における影響が明確に表れなかったものと考え

えられる。また、MLSS 設定条件により水処理に係るエネルギーだけでなく、汚泥処理に関して「汚泥発生量」「汚泥性状変化」が見込まれる。汚泥処理方法を踏まえた処理場全体のエネルギー最適化にも留意する必要がある。

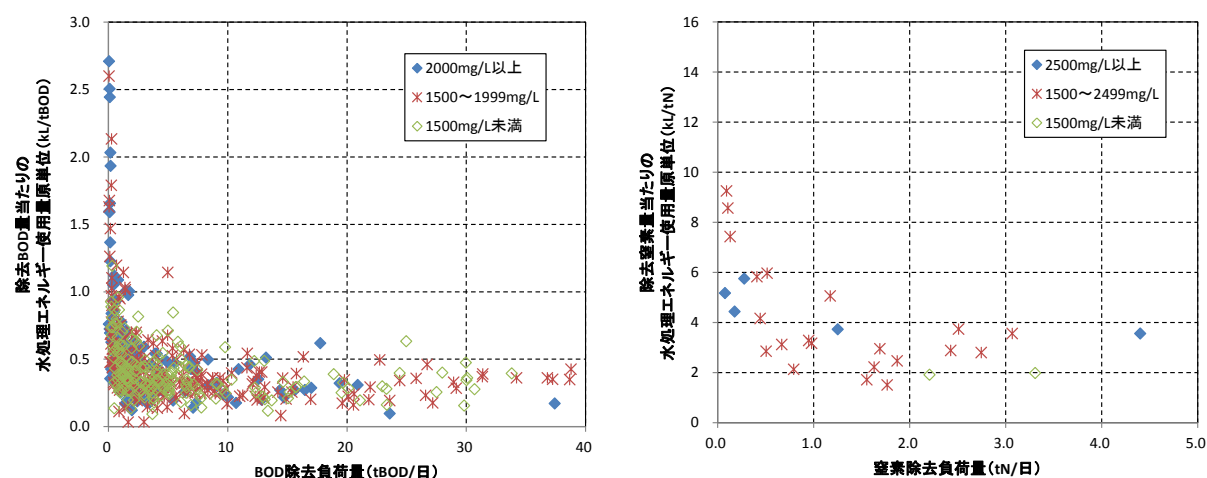


図4 MLSS管理状況による水処理原単位の比較（左図：標準法、右図：A2O法）

（3）送風量管理状況による水処理原単位の差異

水処理エネルギーのうち送風機の電力使用量が占める割合が大きいことから、送風倍率毎の水処理原単位を比較した結果を図5に示す。A2O法の処理場のほとんどが、一般的な送風倍率（3～7倍）で運転されているため、送風倍率による水処理原単位の差異は確認できなかった。一方、標準法では、送風倍率：3倍未満の水処理原単位のプロットが全データプロットの下部に分布しており、送風倍率：3倍以上の処理場に比べて水処理原単位が小さくなる傾向にあった。

特に水処理原単位が安定する「BOD除去負荷量：10tBOD/日以上」の規模では、概ね送風倍率と水処理原単位にはゆるやかな相関性が認められ（図6）、送風倍率が高いほど水処理原単位も高い傾向にあった。水処理全体に占める送風設備のエネルギー使用量の割合は大きく、送風倍率は水処理原単位の重要な決定要素と考えられる。

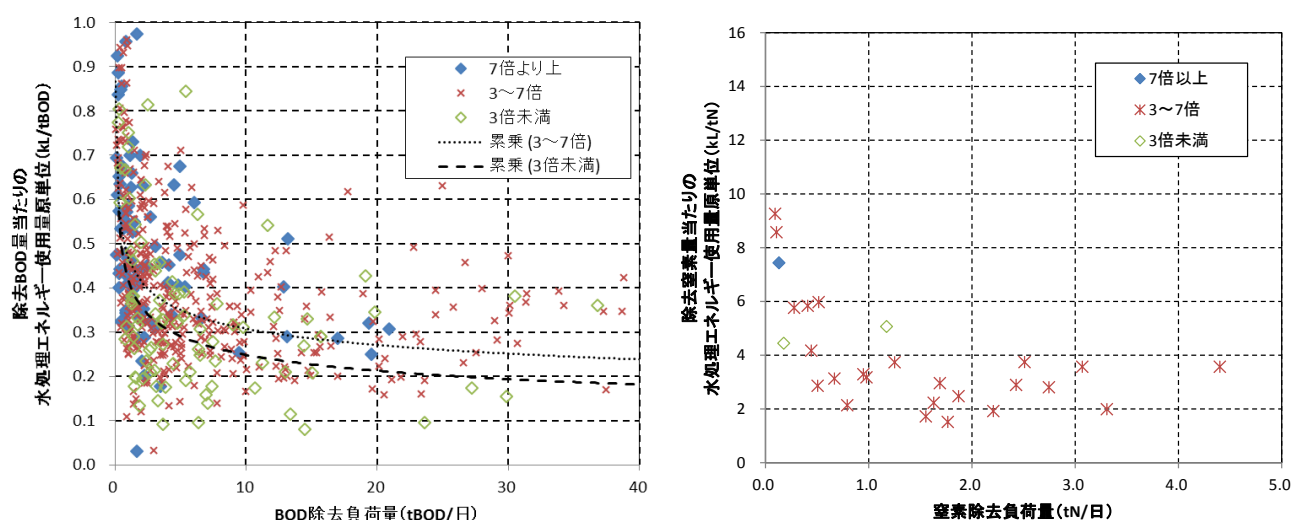


図5 送風倍率による水処理原単位の比較

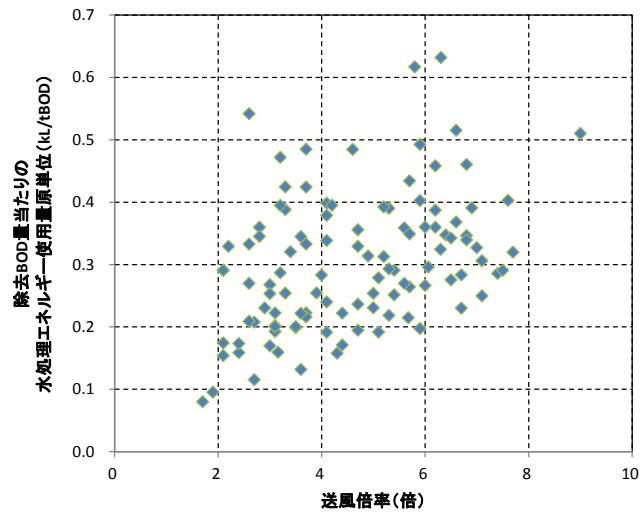


図6 送風倍率とエネルギー原単位の関係

(4) 凝集剤使用による水処理原単位の差異

物理・化学的にリンを除去する手段として凝集剤を注入している施設では、凝集剤を注入していない施設に比べ薬注ポンプのエネルギーが追加が必要となる。このため、凝集剤注入有無で水処理原単位を比較し、凝集剤注入有無のエネルギー消費への影響を検討した（図7）。

標準法、A2O法ともに、凝集剤注入有無によって水処理原単位に明確な差異は認められなかった。薬注ポンプのみのエネルギー使用量は水処理全体のエネルギー使用量に比べて僅かであるため、凝集剤注入有無によって水処理原単位は殆ど変化しないものと考えられる。

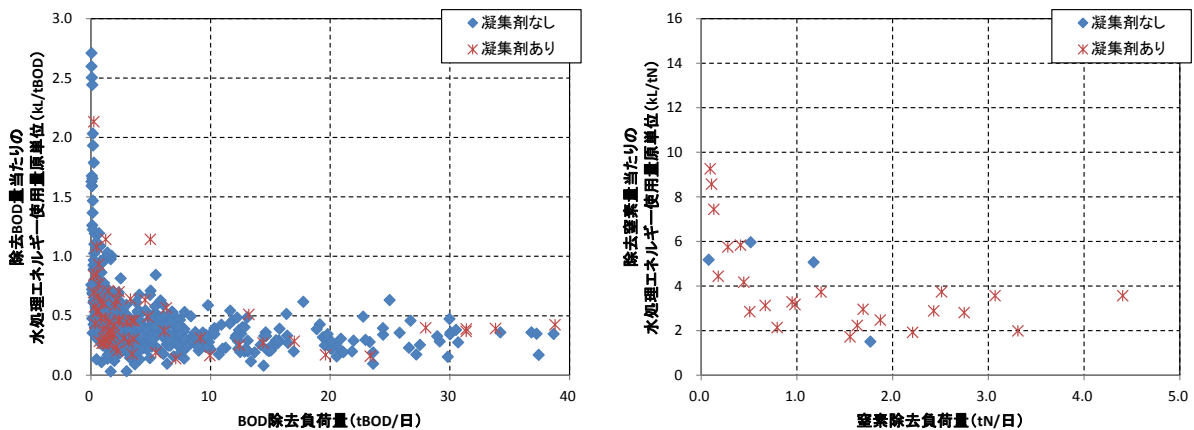


図7 凝集剤注入の有無による水処理原単位の比較（左図：標準法、右図 A2O 法）

4. 省エネ対策実施効果の整理

文献、参考資料に基づき、下水処理場での水処理に関する省エネ対策実施効果を整理した結果を表 2 に示す。

表 2 省エネ対策実施効果文献整理

施設	対象設備	対策内容	省エネ効果	参考文献
沈砂池 初沈	主ポンプ	主ポンプの高水位運転化	主ポンプ電力使用量を 2.5%削減	2)
		主ポンプの省エネ電動機化	主ポンプ電力使用量を 1.5%削減	2)
	掻き寄せ機	掻き寄せ機の自動間欠運転	停止時間×出力分だけ電力使用量を削減	3)
		省エネ型掻き寄せ機の導入	掻き寄せ機の電力使用量を 50%削減	4)
	スクリーン設備	スクリーン設備の間欠運転の導入	停止時間×出力分だけ電力使用量を削減	3)
反応タンク	攪拌機	間欠攪拌の実施	間欠攪拌(15 分攪拌/45 分停止)方法で運転した場合、電力使用量を 1.6～3.2%削減	5)
		高効率攪拌機の導入	攪拌機電力使用量を 66%削減	3)
		攪拌速度の遅い攪拌機(中速ミキサー)の導入	年間約 160 万円の電気料金を削減	6)
	散気装置	超微細気泡散気装置の導入	ブロワの電力使用量を 20～57%削減	7)8)9)10)
	散気装置+攪拌機	超微細気泡散気装置の導入、脱窒槽の攪拌に多孔管(粗大気泡)の採用	反応タンク全体の送風量を 40%削減、ブロワ電力量を 20%削減	11)
	散気装置	散気装置の水深変更(深槽化)＋小型送風機による独立した制御	ブロワの電力使用原単位が 40%ほど低減	2)
	送風機	高効率ターボブロワの導入	単段ターボブロワの採用することで、多段ターボブロワやルーツブロワに比べてブロワの電力使用量が 22%削減	12)
		送風機のインレットバーン制御の導入		3)
		省エネ型ブロワ逆止弁の導入	ブロワ電力使用量が 3～4%削減	2)
		系列毎の送風機システムの導入	ブロワ電力使用量が 12%削減	13)
最終沈殿池	汚泥引抜きポンプ	汚泥引抜きポンプの運転回数の削減	停止時間×出力分だけ電力使用量を削減	3)
	掻き寄せ機	掻き寄せ機の自動間欠運転	停止時間×出力分だけ電力使用量を削減	3)
		省エネ型掻き寄せ機の導入	掻き寄せ機の電力使用量を 50%削減	4)
	汚泥返送ポンプ	インバータ化	ポンプの電力使用量を 10%削減	14)

沈砂池・沈殿池における省エネ対策として、主にポンプ、掻き寄せ機の効率化が挙げられる。掻き寄せ機については、省エネ型を導入することで従来と比べて電力使用量を大きく削減できる。また、ポンプについては、高水位運転することで 2～3%程度、運転台数が少ない場合はインバータ制御することで 10%程度の電力使用量削減が見込まれる。さらに、掻き寄せ機やスクリーンなど必ずしも常時運転する必要のない設備については、間欠運転や運転回数を削減する対策も効果的である。

反応タンクにおける省エネ対策として、まず送風プロセスの効率化が挙げられる。送風プロセスにおける省エネ設備導入は省エネ効果が大きく、散気装置を超微細気泡散気装置に変更することで 38～57%⁸⁾10)程度、高効率ターボブロワの導入により約 20%程度の電力使用量削減事例¹²⁾が報告されている。水処理設備全体における消費エネルギーのうち、反応タンクの送風プロセスの占める割合は大きく、「3.

2 水処理方式以外の影響因子の検討」においても送風倍率と水処理原単位に相関が認められることから、送風プロセスにおける省エネ設備導入による水処理設備全体におけるエネルギー使用量削減効果は大きいものと考えられる。ただし設備の更新に際して、既存の送風機、散気装置と一体的に運用する場合、送風機の最大圧力、散気装置の吐出圧力の関係で不効率になる可能性¹³⁾があり、システム全体として効果的な送風プロセスの構築を見据え、設備の適用性を踏まえた計画策定が必要となる。また、高度処理を実施している処理場では攪拌機の電力使用量も大きく、高効率攪拌機の導入により攪拌機の電力使用量の66%が削減された事例が報告されている。攪拌機については単体設備であるため、更新時に高効率機を選定することで比較的容易に省エネ効果を得ることができるものと考えられる。

5. 流域におけるエネルギーの最適化に関するケーススタディ

5. 1 実施方法

実際のA流域をモデル流域として、流総計画で定められた計画放流水質と処理水量の実績値から窒素の許容放流負荷量を設定した。この許容放流負荷量を担保できる下水処理場毎の処理法の組合せの中で、エネルギー使用量を最適化する方策について検討した。モデル流域内の処理場(表3)は、大規模施設:2、中規模施設:1、小規模施設:2という構成である。水処理エネルギーを最適化するための具体的な方策として、前項の調査結果を踏まえ、「方策①:窒素除去の集約化」、「方策②:省エネ設備の導入」の2種類を設定した。以下に各方策を示す。

表3 モデル流域内下水処理場の概要

項 目		A流域内処理施設				
		B	C	D	E	F
日平均処理水量(m ³ /日)		158,300	106,200	67,200	7,800	2,000
処理方式(計画)		A2O法	A2O法	循環法	循環法	循環法
流入水質実績値 (mg/L)	BOD	161	150	164	146	200
	T-N	27.3	25.9	27.7	22.7	31.8
	T-P	4	3.8	4.1	2.8	6.5
計画放流水質 (mg/L)	BOD	15	15	15	15	15
	T-N	7	7	7	17	17
	T-P	0.66	0.66	0.66	1.4	1.4
放流負荷量 : 流入水量実績×計画放流水質 (kg/日)	BOD	2,374	1,593	1,008	116	31
	T-N	1,108	743	470	132	35
	T-P	104	70	44	11	3
許容放流負荷量 : 放流負荷量の積算値 (kg/日)	BOD	5,122				
	T-N	2,488				
	T-P	233				

(1) 方策①

流総計画で定められた計画放流水質と処理水量の実績値から、流域内の下水処理場から排出するT-Nの許容放流負荷量を2,488kg/日に設定した。計画する処理方式について、B,C処理場はA2O法、D~F処理場は循環法としている。処理場の施設規模が大きいA,B処理場に窒素処理を集約化し(他の処理施設は標準法とする)、窒素除去を集中的に行うことで電力消費量を削減可能か検討するため、想定される窒素除去集約方法を表4に整理した。T-Nの許容放流負荷量が2,488kg/日以下になる集約方法のうち、エネルギー使用量が一番低いものを「方策①」として選定する。なお、処理法毎のT-N除去率について、A2O法、循環法はB処理場のA2O法系列での除去実績値を使用し、多段法はステップ数3、汚泥返送比

50%の条件で余剰汚泥としての系外搬出を考慮し試算した(表 5)。

各処理施設のエネルギー使用量推定方法として、「各処理施設における現況の水処理原単位」と「現況処理法の平均水処理原単位(表 1)」の比率(以後、水処理原単位比率)を整理し、処理法変更後の各処理施設の水処理原単位を推定した。具体的には、各処理施設の水処理原単位比率を、処理方法変更後の平均水処理原単位(表 1)に乘じ、各処理施設のエネルギー使用量として設定した。

その結果、A2O 法を B 処理場に適用する候補 1-1、1-2 では、窒素負荷量が 2,488kg/日以上となり、T-N の許容放流負荷量以上となったため除外した。A2O 法より T-N 除去率が高い多段法を B 処理場に適用する候補 2、3-1、3-2 ではいずれも窒素負荷量が 2,488kg/日未満となった。これらのうち、最も電力消費量が少ない候補 3-2 を「方策①：窒素除去の集約化」として選定した。

表 4 窒素除去集約方法の検討

項 目	A 流域内処理施設					T-N 放流 負荷量 kg/日
	B	C	D	E	F	
候補-0(流総計画)	A2O 法	A2O 法	循環法	循環法	循環法	2330
候補-1-1	A2O 法	A2O 法	標準法	標準法	標準法	2535
候補-1-2	A2O 法	標準法	標準法	標準法	標準法	2802
候補-2	多段法	A2O 法	標準法	標準法	標準法	2021
候補-3-1	多段法	多段法	標準法	標準法	標準法	1694
候補-3-2	多段法	標準法	標準法	標準法	標準法	2289

表 5 処理法毎の設定除去率

	除去率(%)	
	BOD	T-N
多段法	98.5	86.5
A2O法	98.5	74.6
循環法	98.5	74.6
標準法	98.5	64.9

表 6 各設備のエネルギー使用量比率の構成

使用量内訳 (標準法) (%)	送風機	50
	攪拌機	0
	掻き寄せ機	1
	その他	49
使用量内訳 (標準法以外) (%)	送風機	40
	攪拌機	30
	掻き寄せ機	1
	その他	29

(2) 方策②

各設備効率化を図りエネルギー使用量を削減するため、省エネルギー設備を導入する。標準法、A2O 法の各水処理設備におけるエネルギー使用量の比率設定するため、それぞれの処理法を採用している処理場にてヒアリング調査を行った(表 6)。水処理全体のエネルギー使用量に比率を乗じて、個別機器のエネルギー使用量を試算した。これに文献整理結果(表 2)を踏まえ、省エネルギー設備導入時のエネルギー削減効果を設定した(表 7)。個別機器にエネルギー削減効果を乗じ、省エネ機器導入時のエネルギー使用量削減量を設定した。B, C 処理場ではこれら省エネ設備が導入されていないことをヒアリングにより確認している。D~F 処理場は省エネ設備が導入されていないと仮定して試算した。

表 7 省エネルギー設備の導入によるエネルギー削減効果

メニュー	削減効果	導入する省エネ対策	備考
Step-1 (送風システム関係)	66%	■高効率攪拌機の導入	
	50%	■①超微細気泡散気板の導入	
	12%	■②高効率ターボブロワの導入	①実施後のエネルギー使用量の12%を削減
	3.5%	■③省エネ型逆止弁の導入	①②実施後のエネルギー使用量3.5%を削減
Step-2 (沈殿池)	50%	■省エネ型掻き寄せ機の導入	

5. 2 流域における水処理のエネルギー使用量試算結果

検討の結果を図 8 に示す。処理水量の多い B 処理場において、水処理方式を窒素除去率の高い多段法に変更して窒素処理を集約することで、流域全体の水処理に要するエネルギー使用量を 16%削減できる可能性が見込まれた。加えて、現状の水処理設備を省エネタイプに更新することにより一層の水処理エネルギーの削減が見込まれた。これらを併せると、流総計画における許容放流負荷量を満足しつつ、エネルギー使用量をほぼ半減できる可能性が示唆された。

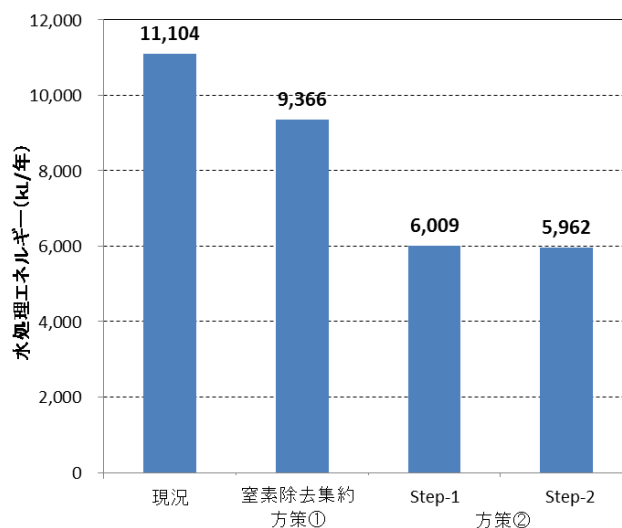


図 8 省エネルギー対策実施効果の試算

6. まとめ

流域内の処理場において水処理に係るエネルギー使用量の最適化を図るため、処理場の特徴による水処理原単位を整理するとともに、省エネ対策について既存文献により効果を整理した。これらを踏まえ、モデル流域において、窒素の許容排出量を担保したうえで窒素除去の集約化を図る場合のエネルギー使用量削減効果を試算した。さらに省エネ対策を実施した場合のエネルギー使用量削減効果についても試算した。本検討の結果、以下の事項が明らかになった。

(1) 水処理原単位

標準法と A0 法の水処理原単位を比較すると、「BOD 除去負荷量:40t BOD/日以下」では嫌気槽の攪拌動力が必要な分、A0 法が標準法に比べて高くなりやすいが、「BOD 除去負荷量:40t BOD/日以上」になると処理方式による明確な差異は認められなかった。窒素除去に係る水処理原単位については、「窒素除去負荷量:3tN/日以下」では、循環ポンプが不要な多段法の水処理原単位が最も小さく、次いで A20 法、循環法の順となっている。ただし、「窒素除去負荷量:3tN/日以上」では、多段法と A20 法で明確な差異は認められなかった。

排除方式による違いや MLSS の管理状況、凝集剤注入設備の有無が水処理原単位に及ぼす影響が小さい反面、送風倍率が高い処理場ほど水処理原単位も高くなる傾向が認められた。

(2) 省エネ対策

沈砂池・沈澱池における省エネ対策として、ポンプ・掻き寄せ機の間欠運転が挙げられる。また、掻き寄せ機については高効率機を導入することにより掻き寄せ機の電気使用量を 50%削減した事例が報告されている。反応タンクにおける省エネ対策として、送風プロセスの改善、攪拌機の改善が挙げられ、省エネ機器の導入により電力使用量の 38~57%程度の削減事例が報告されている。反応タンクにおける

水処理設備全体に占める電気使用量は大きく、水処理原単位と送風倍率にゆるやかな相関が認められるなど省エネ対策の効果は大きいものと考えられる。

(3) ケーススタディ

A流域をモデル流域としたケーススタディでは、窒素処理を処理能力の大きいB処理場に集約することで、流域全体の水処理に要するエネルギー使用量を16%削減できる可能性が見込まれた。さらに、流域の各処理場において省エネ機器を導入することで、窒素除去の集約と合わせてエネルギー使用量をほぼ半減できる可能性が示唆された。

7. 今後の課題

本調査では、統計データから水処理法毎の水処理原単位を整理したが、一部水処理法では設備・施設を整備した年代等による固有の施設要因が水処理原単位に寄与する可能性が示唆された。水処理原単位の精度向上のため、各設備の電力使用量の積上げによるエネルギー構造を整理することで、理論上の電力使用量と統計による実態データを比較して整合を図る必要がある。

また、省エネ対策では文献調査により省エネ機器導入、省エネ運転による電力使用量削減効果を整理した。一方で省エネ機器導入に際して、特に送風プロセスでは個別機器単体だけではなくプロセス全体で適切に性能を発揮できるかなど適用性を精査する必要がある。ポンプ等の間欠運転等の省エネ運転については、臭気や硫化水素ガスの発生等のデメリットも予想され、電力使用量削減効果と比較してメリットがあるかを見極めたうえで実施する必要がある。

さらに、本調査では処理法の変更や省エネ機器導入にあたり、処理場の敷地等の制約条件を考慮していないが、実務においては各処理法の敷地面積等制約条件を踏まえた検討が不可欠であり、これら制約条件整理が必要となる。

本調査ではケーススタディにより一定の成果を得たが、今後は上記課題も踏まえた検討を進めていきたい。

【参考文献】

- 1) (社)日本下水道協会 下水道統計下水道協会誌(2011.12)
- 2) 高田ら「運転管理の工夫による処理機能の向上」下水道協会誌(2011.12)
- 3) 国土交通省「下水道分野の省エネ・創エネ対策に関する技術情報データベース(案)」
- 4) 財団法人下水道新技術推進機構 下水道機構審査証明：Kノッチ汚泥かき寄せ機
- 5) 齋藤ら「浜松市舘山寺浄化センターにおける生物反応タンク脱窒セル内の攪拌方法について」下水道協会誌(1999.12)
- 6) 管ら「反応タンク攪拌装置の方式変更による省エネ」下水道協会誌(2009.4)
- 7) 財団法人下水道新技術推進機構 下水道推進機構技術マニュアル「メンブレンパネル式散気装置」
- 8) 松田ら「超微細気泡散気装置導入による空気量削減及び炭酸ガス排出抑制効果」第39回下水道研究発表会講演集(2002.7)
- 9) 本田「下水道の省エネ・節電の取り組み」下水道協会誌(2011.12)
- 10) 白井ら「町田市町田下水処理場における超微細気泡散気装置による経費節減への取り組み」下水道協会誌(2001.4)
- 11) 浪岡「メンブレンパネル式散気装置の導入」下水道協会誌(2008.12)
- 12) 荏原実業(株)「エアレーションにおける省エネルギー」月刊下水道(2009.12)
- 13) 水上「送風システム改善によるCO₂削減」下水道協会誌(2009.10)
- 14) 財団法人下水道新技術推進機構 下水処理場におけるエネルギーマネジメントに関する技術資料