

東京都下水道局技術調査年報

-2005-

平成 17 年 9 月
東京都下水道局

技術調査年報の発刊にあたって



東京の下水道事業は、老朽化した施設の再構築、局地的な集中豪雨による都市型水害への対応、快適な水辺空間を目指した合流式下水道の改善、地球温暖化対策の推進、環境負荷の低減、資源・エネルギーの有効利用など、多くの課題を抱えています。

一方、下水道料金収入の逡減傾向は止まっておらず、企業債元利償還費の負担や国庫補助負担金の削減など、事業運営は依然厳しい状況にあります。

このため、これまで以上に、施設や設備の長寿命化、コスト縮減などに積極的に取り組むことにより、効率的な事業運営を行うことが求められています。

また、事業の中核を担ってきた団塊世代の職員が大量に退職する時期を間近に控え、長年にわたって培ってきた技術力を維持し、円滑に継承することで、新たな行政ニーズに対応できるような人材を育成していく必要があります。

当局は、最少の経費で最良のサービスを安定的に提供するため、「お客さま」「環境」「経営」の3つを事業運営の基本的視点とした「経営計画2004」を策定し、より一層効率的・効果的な事業運営に取り組んでいます。この中で「技術開発の推進」は、経営改善に向けた取り組みを支える柱として位置づけています。このため、先駆的な技術開発により下水道事業の直面する技術的課題を解決し、効率的な事業運営に寄与することを目的として、「技術開発推進計画2005」を策定しました。さらに、技術情報の共有による職員相互の技術力の維持向上と技術の継承、ならびに職員の抱える技術的課題の解決の糸口となることを目的として、毎年、「技術調査年報」を発行しています。

本技術調査年報は、日常業務の中で生じた課題をはじめ、技術開発推進計画を踏まえ、局内各部で実施されている平成16年度の技術開発の成果について、「安全性の向上」、「快適性の向上」、「地球環境保全への貢献」、及び「事業の効率化」の4つに分類し、取りまとめたものです。その成果は、建設から維持管理技術に至る広範な分野に及んでおり、下水道事業に求められている課題に深く関わりを持つものです。

それぞれの職場が本技術調査年報を通じて、技術情報を共有するとともに、実際の業務の中で創意工夫を重ねることで、都民の負託に応えるよう期待しています。

2005年（平成17年）
下水道局長
前田 正博

目 次

技術調査年報の発刊にあたって
本書をご利用いただく前に

要旨集	1
-----	---

1. 安全性の向上

(1) 再構築に関する技術

- 1 ビルピットから発生する硫化水素ガスが管きよに及ぼす影響調査その3・・・31

(2) 微量物質・病原性微生物等対策技術

- 1 NCI-GC/MS 法を用いた下水中のエストロゲン分析法の検討及び実態調査・・・43

2. 快適性の向上

(1) 合流改善技術

- 1 雨天時における油分等の挙動及び第一沈殿池の除去効果・・・59
- 2 雨水ポンプ所における高効率消毒技術・・・67
- 3 汐留地区における雨天時の路面流出水汚濁負荷量等調査その2・・・77
- 4 雨天時下水の無薬注高速処理技術の開発・・・89
- 5 芝浦水再生センターにおける高速ろ過施設の性能評価に関する研究・・・101

(2) 高度処理技術

- 1 砂ろ過（固定床型・移動床型）施設の機能向上技術の開発・・・109
- 2 A₂O法処理施設の最適運転手法の検討・・・121
- 3 浅川水再生センター平成16年度A₂O系列調査・・・129
- 4 三河島水再生センター担体添加ステップA₂O法実証調査・・・137

(3) 周辺環境対策技術

- 1 お台場海浜公園における海域浄化実験・・・149
- 2 ハイブリット脱臭材を用いた効果的な脱臭技術の開発・・・163
- 3 放電式脱臭技術の高濃度臭気への適用研究・・・173

3. 地球環境保全への貢献

(1) 処理水再利用技術

- 1 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と
活性汚泥微生物群の解明等に関する研究・・・189

(2) 汚泥資源化技術

- 1 汚泥処理工程への凝集剤添加による放流水りん濃度の低減・・・193

- 2 汚泥からの有機酸回収と活用技術の開発に関する共同研究・・・203
- 3 汚泥焼却炉における焼却灰の高品質化調査・・・215

4. 事業の効率化

(1) 建設技術

- 1 勝島ポンプ所発進立坑における山留壁の挙動及び
設計計算手法に関する検討・・・225
- 2 硫黄固化体の耐腐食性能調査・・・237

(2) 維持管理技術

- 1 下水道水質監視システムの開発に関する共同研究・・・247
- 2 光ファイバセンサと電力線搬送通信を用いた
予防診断システムの開発に関する共同研究・・・259
- 3 トライボロジーを活用した設備診断・・・275
- 4 省エネルギー型ハニカム濃縮機に関する共同研究(中間報告)・・・287

5. 国際論文

- 1 Development of New Technologies to Suppress Leachate of
Heavy Metals from Sewage Sludge Incineration Ash・・・301

Copyright©(2005) by the Bureau of Sewerage in Tokyo Metropolitan Government

All rights reserved. No Parts of this report may be reproduced by any means, nor transmitted, nor translated into a machine language without the written permission of the Bureau of Sewerage in Tokyo Metropolitan Government.

The mention of trade names or commercial products in this report is for illustrative purposes and does not constitute endorsement of recommendation for use by the Bureau of Sewerage in Tokyo Metropolitan Government.

この報告書に関する権利は、東京都下水道局にあります。したがって、本報告書の全部又は一部の転載、複製は、東京都下水道局長の文書による承認が必要です。また、この報告書の中の商品名又は製品名は、事例として示したものであり、東京都下水道局が使用上の性能を確認したり、推奨したりするものではありません。

本書をご利用いただく前に

●目的

本書は、局内で行った下水道技術の研究と開発の成果を共有し、将来へ技術を継承することを通じて、下水道技術の維持向上を図ることを目的としています。

●構成

本書は、平成16年度に局内各部所が実施した下水道技術に関する調査・研究についてまとめたものです。各成果は、平成17年3月に策定した「技術開発推進計画2005(東京都下水道局)」における4つの技術開発テーマ(安全性の向上、快適性の向上、地球環境保全への貢献、事業の効率化)に沿って分類しています。

・要旨集:第1章から5章の本文の概要を1頁程度にまとめたものです。

・第1章「安全性の向上」 : 2編

・第2章「快適性の向上」 :12編

・第3章「地球環境保全への貢献」: 4編

・第4章「事業の効率化」 : 6編

・第5章「国際論文」 : 1編

●お知らせ

本書は、昭和52年度の「技術調査報告書」を初版として、昭和53年度からは「技術調査年報」として毎年発行しており、局内および都庁内の各局、研究機関、大学、政令指定都市等に配布しています。

下水道局技術調査年報の本文や過去の論文は、東京都下水道局公式ホームページ(<http://www.gesui.metro.tokyo.jp/>)にも掲載しています。また、都民情報ルーム(都庁第一本庁舎3階)、都立多摩図書館、都立中央図書館、都立日比谷図書館で閲覧できます。

(本書に関するお問合せ先)

東京都新宿区西新宿2-8-1 東京都庁第二本庁舎6階南側

東京都下水道局 計画調整部 技術開発課 電話 03-5320-6606

●用語の使用

本文中の用語は、「下水道用語集 2000年版」((社)日本下水道協会)(以下「用語集」)によった。

なお、以下の用語は、東京都下水道局で使用している用語に従った。

人孔(マンホール)

ポンプ所(ポンプ場)

第一沈殿池(最初沈殿池)

第二沈殿池(最終沈殿池)

要 旨 集

1-(1)-1 ビルピットから発生する硫化水素ガスが管きょに及ぼす影響調査その3

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

本調査は、ビルピットから排出された硫化水素ガスの発生状況や、人孔内に設置した供試体の腐食状況及び人孔コンクリート腐食度調査を基に、硫化水素ガスが下水道管路施設に及ぼす腐食への影響を把握するとともに進行を予測し、管路施設の保護、事故の予防など維持管理業務の効率化、ビル等の各管理者への適正な維持管理要請の際の基礎資料とすることを目的とする。

2. 調査内容

- 1) 平成14年度に設置した供試体（2人孔）の2年後の腐食状況を調査
- 2) 人孔（3箇所）壁コンクリートをサンプリングし、腐食状況を調査
- 3) 濃度連続計測器を用い、硫化水素ガスの1ヶ月間の連続測定（5人孔）

3. 調査結果と考察

- 1) 設置後2年経過の供試体は昨年同様寸法、重量変化とも変化が見られず、硫化水素による腐食の影響は見られなかった。
- 2) 人孔サンプリング箇所の1週間積算硫化水素ガス濃度と1分間濃度

地区名	人孔No	硫化水素濃度 (ppm/1週間)								硫化水素濃度 (ppm/1分)
		2003年3月	2003年9月	2004年3月	2004年12月1週目	2004年12月2週目	2005年1月3週目	2005年1月4週目	平均	
新橋地区	6	9,738.3	6,962.1	2,213.7	5,525.5	5,256.5	2653.5	4302	5,235.9	0.52
西麻布地区	8	4,963.7	5,103.4	8,160.3	14,835.5	11,487.0	10175.5	10418.5	9,306.3	0.92
西新宿地区	11	26,287.7	81,972.5	50,433.7	15,076.0	32,935.5	49,179.0	39,746.5	42,233.0	4.19

- 3) 人孔サンプリング箇所の稼働年数と腐食深度

地区名	フェノールフタレイ ン試験による腐食 深度(d, mm)	硫化水素濃度 (C, ppm/1分)①	稼働年数(T, 年) ②	C×T(①×②)	備考
新橋	2	0.52	19	9.9	昭和60年築
西麻布	65	0.92	53	48.9	昭和25年築
西新宿	80	4.19	39	163.4	昭和40年築

- 4) 硫化水素ガスによる腐食予測式の提案

$$d=28.405 \times \log_e (C \times T) - 57.765$$

ここに、d：腐食深度(mm)（硫黄の腐食深度）、C：硫化水素ガス濃度（ppm/1分）、T：稼働年数（年）

- 5) 予測式による計算結果と実態の比較：（ ）内は計測結果

新橋：7mm(2mm)、西麻布：53mm (65mm)、西新宿：87mm(80mm)

(キーワード) ビルピット、硫化水素、管きょ

1-(2)-1 NCI-GC/MS 法を用いた下水中のエストロゲン分析法の検討及び実態調査

施設管理部施設管理課

1. 調査目的

下水放流水中の人由来エストロゲン物質である、エストロン（以下「E1」）、 17β -エストラジオール（以下「E2」）、エストリオール（以下「E3」）、経口避妊薬の主成分である 17α -エチニルエストラジオール（以下「EE2」）、の下水処理工程における挙動調査及び実態調査を実施するため、この4物質を同時に定量できる負イオン化学イオン化法を用いたガスクロマトグラフ質量分析計（以下「NCI-GC/MS」）による分析法を検討し、この方法を用いて下水中のエストロゲン物質の実態及び挙動調査を行い、処理特性や処理工程ごとの濃度変化を明らかにし、エストロゲンの処理に役立てることを目的とする。

2. 調査内容

分析法の検討では、NCI-GC/MS 法で測定するための誘導体化方法の検討、NCI-GC/MS 法における検出下限値及び定量下限値の確認、下水サンプルを分析したときの回収率、並びに従来から E2 の分析に用いている ELISA 法（抗原抗体反応を利用した酵素免疫法）の分析値との比較を行った。

水再生センターにおける除去率等を明らかにするための実態調査では、通日試験サンプルを分析することで行い、下水処理工程ごとの挙動調査は、新河岸水再生センターで行った。

3. 調査結果と考察

1) 分析法の検討

誘導体化の方法を検討し、ルーチン分析に適用できる方法を確立した。各物質の検出下限値は「E1, E2」0.2ng/l 「E3, EE2」0.5ng/l、定量下限値「E1, E2」0.5ng/l 「E3, EE2」1.0ng/l であった。回収率は流入水で 11～96%、放流水は 97～127%であり、NCI-GC/MS の E2 の分析結果は ELISA 法の分析結果と高い相関を示した。

2) 実態及び挙動調査

各水再生センターの除去率は概ね、E1 は-690～100%、E2 は-23～100%、E3 は全て 100%、EE2 は流入水及び放流水で全て検出下限値未満だった。除去率と HRT 及び SRT と一定の関係が認められ、HRT 及び SRT の値の大きい水再生センターで除去率が高くなる傾向がみられた。新河岸水再生センターにおける下水処理工程ごとの調査では反応槽内で E1 及び E2 の濃度上昇がみられ E3 は速やかに分解されていた。反応槽内での分解速度は E2 よりも E1 の方が遅かった。

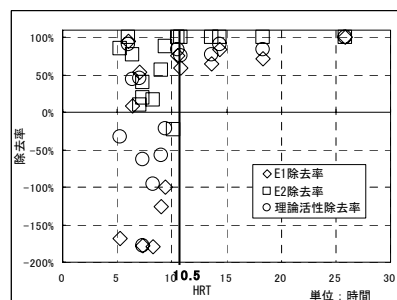


図1 除去率と HRT の関係

（キーワード） 負イオン化学イオン化 GC/MS 法、エストロン、 17β -エストラジオール

2-(1)-1 雨天時における油分等の挙動及び第一沈殿池の除去効果

東部第一管理事務所 砂町水再生センター

1. 調査目的

砂町水再生センターでは雨天時に東陽大島幹線から高濃度のSSが流入する。SSを多量に含んだ流入水は白い粒状の固形物が多数存在し、これらはノルマルヘキサンに浸すと溶けて原型を留めなくなることから油の塊と思われる。

近年問題視されているオイルボールなどの固形化した油分は通常水に浮く性質を持つ。そのため簡易処理時にこの固形物が第一沈殿池で沈殿処理されずに公共用水域に放流された場合、センター放流先である東京湾の水質悪化が懸念される。

そこで今回、雨天時の流入濃度が著しく高くなるn-ヘキサン抽出物質（以下、油分等）SS、CODについて調査を行ない晴天時との比較や降雨状況による濃度の違いを求めた。また、雨天時の第一沈殿池除去率を求めることで、簡易処理工程における汚濁量の低減効果を把握した。

2. 調査内容

雨天時の濃度上昇が確認されている油分等、SS、CODの3項目について下水試験法に基づき分析を行った。調査内容は①雨天時にセンターに流入する油分等の性状確認と晴天時との違い②雨天時の第一沈殿池の除去効果③総合放流水の油分等の濃度の3点である。②は簡易処理水質が良い時と想定される時（多雨期）と悪い時（少雨期）の分析を行い、濃度や除去率の比較を行った。

3. 調査結果と考察

- ① 雨天時の東陽大島系流入水の油分等濃度はSS濃度の19%であった。
- ② 第一沈殿池除去率は3項目とも多雨期よりも少雨期が高く、少雨期は第一沈殿池の汚濁量低減効果が大きいことが確認された。しかし、少雨期の流出水濃度は高く、公共用水域に与える影響は大きかった。
- ③ 簡易放流時の総合放流水コンポジット試料の油分等濃度は8～11mg/Lでいずれも放流基準30mg/Lよりもかなり低い濃度であった。

（キーワード） 雨天時 SS 油 ノルマルヘキサン抽出物質

2-(1)-2 雨水ポンプ所における高効率消毒技術

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

ポンプ所などからの排出水について、短時間で効率的に大腸菌群数を 3000 個/cm³以下にできるとともに、放流先水域の生態へ与える影響が軽微である消毒技術として、二酸化塩素に着目した。当研究では、ビーカー実験に加え、砂町水再生センターにおける実証実験により、雨天時下水に対する消毒効果やその安全性について検証した。

なお、当調査は（財）下水道新技術推進機構が進める「合流式下水道の改善に関する技術開発（SPIRIT21）」に基づき、実施したものである。

2. 調査内容

まず、予備実験として、ビーカー実験と晴天時下水に対する実験を行った。ビーカー実験では、二酸化塩素を用いた消毒技術が従来技術と比較して短時間で、処理水の大腸菌群数を 3000 個/cm³以下にできることの確認を行った。また、晴天時下水に対する実験では、砂町水再生センターに設置した実験設備において二酸化塩素注入率を変えて消毒前後の大腸菌群数を測定することで、有効な二酸化塩素注入率について検討を行った。

予備実験の結果を参考として、雨天時下水に対する実証実験を行い、消毒効果を検証するとともに、消毒に必要な接触時間の短縮、流入水質の連続モニタリングによる消毒剤注入量の自動制御運転、下流側水域の水棲生物に対する安全性についての検討も行った。

3. 調査結果と考察

- ・二酸化塩素は、晴天時下水（大腸菌群数 10 万個/cm³程度）に対し、注入率 8mg/L、反応時間 5 分で大腸菌群数 3000 個/cm³以下にすることができた。
- ・雨天時の第一沈殿池流入水に対して、接触時間 3 分、二酸化塩素注入率 5～15mg/L の条件で、消毒処理水の大腸菌群数を概ね 3000 個/cm³以下とすることができた。
- ・雨天時下水の濁度と ORP を連続モニタリングし、最適な二酸化塩素注入率を設定するための自動制御方法を確立した。
- ・二酸化塩素自体の安全性を藻類増殖阻害試験により調べた結果、二酸化塩素は次亜塩素酸ナトリウムと比較して毒性が弱く、水棲生物に対する安全性が高い。
- ・消毒処理水の安全性について変異原性試験(*umu* 試験)、生態毒性試験(マイクロトックス試験)、トリハロメタン生成量により調べた結果、次亜塩素酸ナトリウムに比べて毒性が低く、安全性が高いことが示された。

（キーワード） 合流式下水道、雨天時下水、消毒技術

2-(1)-3 汐留地区における雨天時の路面流出水汚濁負荷量等調査その2

計画調整部 技術開発課

1 調査目的

本調査は、汐留地区に施工されている保水性舗装に下水再生水を散水し、路面堆積物の清掃効果や路面温度の低減効果の確認など、下水再生水の新たな利用拡大に向けた検討を目的としている。なお、汐留地区における散水実験は、平成15年度から実施している。

2 調査内容

1) 路面堆積物の調査

- ① 再生水散水管による散水調査 ② 散水車による調査

2) 散水によるヒートアイランド緩和効果の確認

- ① 散水エリアと非散水エリア舗装表面温度の違いを路面温度センサーと航空写真で確認

3) 実用化を想定した散水手法の調査

- ① 夏季連続散水調査 ② 路面清掃に必要な散水量、散水時間
- ③ 適切な散水手法(路面温度の低下も考慮した時間帯、散水強度、散水施設等)
- ④ 実用化に向けての課題

4) 散水時の風の影響確認調査(芝浦水再生センター)

- ① 散水時の水跳ね、通行人への付着 ② 飛散水に含まれる大腸菌群数

5) 散水時の熱収支調査(芝浦水再生センター)

- ① 散水エリアと非散水エリアにおける熱収支の違い
- ② 散水によるヒートアイランド現象緩和効果

3 調査結果と考察

- ① 保水性舗装厚が5cmの場合、ヒートアイランド対策用としての保水のため2.5～3.0mm/日散水し、路面清掃のためにさらに2mmの合計約5mm程度散水する必要がある。
- ② 上記散水量を30分程度で散水することが望ましく、現在の散水施設はその能力を十分有している。
- ③ 散水車で散水する場合には、散水強度が可変となるようノズル等の改良が必要である。
- ④ 散水により夏季の路面温度を10度程度低下させることができ、近傍気温(1.5m)の上昇を0.5度程度抑制する効果がある。
- ⑤ 1回の散水による温度上昇抑制効果は、少なくとも1日継続する。
- ⑥ 非常に暑い日には、早朝に加え、気温が最も高くなる時間帯に散水することが望ましい。
- ⑦ 連続散水時にバッテリーの消耗、利用者の苦情等の問題は特に発生しなかった。
- ⑧ 散水時の飛散水中に大腸菌群数は特に見られなかった。

今回の実験により、散水による路面清掃効果、路面温度の低下及び気温上昇の抑制効果等を確認できた。また、再生水自体の水質面での安全性もある程度確認でき、このような散水利用が有効であることが分かった。

(キーワード) ヒートアイランド、路面清掃効果、合流改善、再生水散水

2-(1)-4 雨天時下水の無薬注高速処理技術の開発

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

雨天時放流水質の改善対策施設としては、雨水貯留池や高速ろ過施設などがあるが、用地確保の困難さ、建設・維持管理コストや運転操作の複雑さが課題となっている。

本研究の目的は、これらの課題を解決するために、従来型高速ろ過技術を改良して、雨天時下水の無薬注高速処理技術を開発することである。

※ 高速ろ過: 流入下水を上向流式ろ過池に通水し、SSや浮遊性有機物を浮上性ろ材に補足させて、第一沈殿池と同等の処理性能を確保する技術である。

2. 調査内容

表 今回の技術と従来型高速ろ過技術との違い（雨天時）

	改良型技術(今回)	従来型技術
躯体	既設第一沈殿池を流用	新規施設として建設
ろ過速度	400 m/日	1000 m/日
ろ材層厚さ	1 m	2 m
薬品注入	なし	高分子凝集剤 2.0 mg/L
SS 除去率	60 %	70 %
BOD 除去率	40%	50%

今回開発した技術と従来の高速ろ過技術との違いを表に示す。
本技術では、既存の第一沈殿池を活用することで新たな用地確保を必要とせず、無薬注

でろ過を行うことで維持管理費を抑制し運転操作を単純化できるものである。

本研究は、芝浦水再生センターに実験施設を設置し、晴天時及び雨天時に調査を行った。

3. 調査結果及び考察

最初に、ろ過速度と処理性能の関係や損失水頭とSS捕捉量の間関係を調べ、ろ過速度400m/日での運転が可能であることを確認し、汚泥引抜条件などの運転条件を検討した。

晴天時調査では、定流量運転(ろ過速度200m/日、晴天時最大速度)及び流量変動運転(ろ過速度67～200m/日、晴天時の水量変動を反映)を実施した。定流量運転における平均除去率は、SS 64%、BOD 42%であった。流量変動運転では、日平均除去率は、SS 55～60%、BOD 29～54%であった。SS及びBOD除去率が開発目標値を下回る場合があったが、これは原水濃度が低い場合に除去率も低くなるためであり、既存の第一沈殿池と同等の水質は確保されていた。

雨天時調査では、定流量運転(ろ過速度400m/日)を実施した。平均除去率はSS 62%、BOD 43%であり、開発目標値を上回っていた。

第一沈殿池を改造して高速ろ過施設とすることで、雨天時の処理能力が改造前の約3倍となり、雨天時放流水質の改善が期待できる。

今回開発した高速ろ過施設は、従来型高速ろ過施設と比較して、建設コストが70%程度、維持管理コストが65%程度と試算された。

(キーワード) 雨天時下水、第一沈殿池、高速ろ過、無薬注高速処理

2-(1)-5 芝浦水再生センターにおける 高速ろ過施設の性能評価に関する共同研究

計画調整部 技術開発課

1. 目的

本高速ろ過法は、新技術活用モデル事業として、平成 5 年度に財団法人下水道新技術推進機構と共同で実用化研究を行い、技術評価を受けている。これを受けて、実施設が芝浦水再生センターに導入され、第一沈殿池の補完施設として稼動していることから、事後評価を行うものである。

2. 調査内容

平成 16 年度は、晴天日調査 1 回、雨天時調査 2 回及び評価委員会 1 回を行った。

3. 調査結果と考察

(1) 調査結果

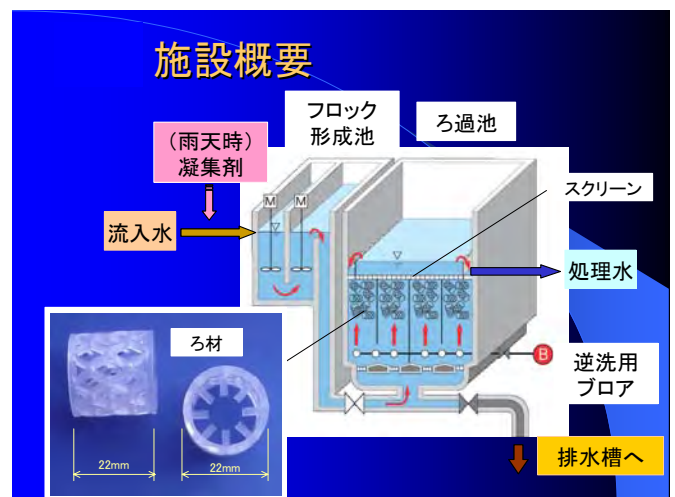
- 晴天日調査は、平成 17 年 1 月 19～20 日に行い、冬季の晴天日における処理状況を把握した。
- 評価委員会は、平成 17 年 2 月 15 日に開催し、高速ろ過施設の概要説明・視察を行うとともに、調査計画全体の承認を得た。
- 雨天時調査は、3 月 22 日及び 28 日に行った。

高速ろ過施設の基本諸元

- 処理方式：高速ろ過法（1 系列 8 池）＊2 系列
- 処理能力：晴天時 142,500m³/日
雨天時 420,000m³/日（1 系列）
- ろ過速度：晴天時 400m/日
雨天時 1,000m/日（最大値）
- ろ材：中空円筒状網型浮上ろ材
（ポリプロピレン製、比重 0.9）
- 凝集剤：カチオン系ポリマー（雨天時に添加）
- SS 除去率：70%以上

(2) 考察

新技術の性能評価を行うには、広範囲な条件でのデータの蓄積が必要であることから、17 年度調査結果と合わせて考察する。



（キーワード）高速ろ過

2-(2)-1 砂ろ過(固定床型)施設の機能向上技術の開発

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

下水処理水の窒素・りんに対する規制は、濃度規制や総量規制が適用されており、より効率的で低コストの除去技術の開発が求められている。本研究は、BOD、SS の高度処理施設と位置づけられている砂ろ過施設に窒素除去機能を付加し、処理水 T-N 濃度で 5.0mg/L 以下を目指すものである。

2. 調査内容

落合水再生センター内に既設上向流固定床型砂ろ過池と同じ構造のパイロットプラントを設置し、脱窒有機源としてメタノールを添加することで、砂ろ過性能及び窒素除去性能を調査した。

3. 調査結果と考察

(1) 調査結果

- 平均ろ過速度 200m (164~264m/日) の水量変動時においても、処理水 T-N 濃度を 5.0mg/L 以下、SS、BOD を従来の砂ろ過とほぼ同等とすることができた。
- 洗浄工程の改良を行うとともに、1 日 2 回洗浄とすることで、安定した処理ができた。
- メタノール注入量をフィードバック制御することで、注入量の効率化が図れた。
- 洗浄工程に中間排水弁を用いることにより、従来の砂ろ過と同等の水回収率(約 93%)とすることができた。
- 処理コストは、窒素を 10mg/L 除去する場合には約 2 円であった。

(2) 考察

- 本技術の適用には、施設の大幅な改造は必要としないが、30 万 m³/日の処理場で 7mg/L の窒素を削減する場合には処理コストが約 30 万円/日必要となる。
- 放流先水域の環境改善が早期に必要な場合等に、高度処理施設の代替として採用することが現実的と考えられる。

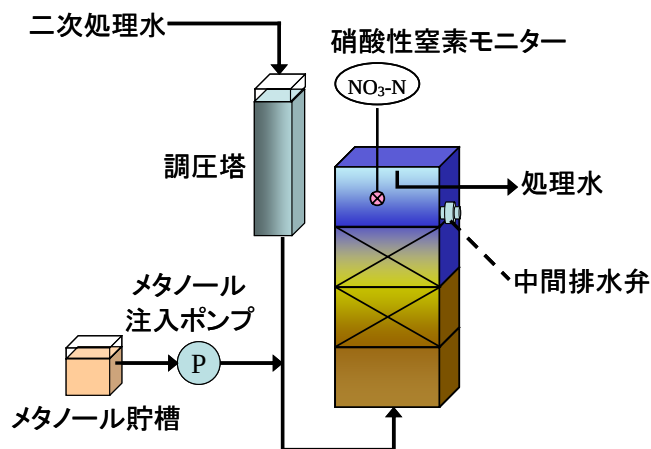


図 上向流固定床型砂ろ過池フロー

固定床 (期間平均値)	ろ過速度：水量変動 164~264m/日(平均 200m/日)		
	期間：2004. 6. 9~9. 20		
	原水	処理水	除去率%
水温(°C)	27.7	27.7	—
DO(mg/L)	7.2	0.2	—
BOD(mg/L)	4.1	3.1	24
COD(mg/L)	8.1	7.8	4
SS(mg/L)	2.1	0.9	57
NO ₃ -N(mg/L)	9.0	1.3	86
T-N(mg/L)	10.1	2.3	77

(キーワード) 固定床型、高度処理、砂ろ過、窒素除去

2-(2)-1 砂ろ過(移床型)施設の機能向上技術の開発

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

下水処理水の窒素・りんに対する規制は、濃度規制や総量規制が適用されており、より効率的で低コストの除去技術の開発が求められている。本研究は、BOD、SS の高度処理施設と位置づけられている砂ろ過施設に窒素除去機能を付加し、処理水 T-N 濃度で 5.0mg/L 以下を目指すものである。

2. 調査内容

中野水再生センター内に上向流移床型砂ろ過池のパイロットプラントを設置し、脱窒有機源としてメタノールを添加して、砂ろ過性能及び窒素除去性能を調査した

3. 調査結果と考察

(1) 調査結果

- 平均ろ過速度 300m (245~397m/日) の水量変動時においても、処理水 T-N 濃度を 5.0mg/L 以下、SS、BOD を従来の砂ろ過とほぼ同等とすることができた。
- ろ層高 2m とすることで、安定的に T-N 濃度を 5.0mg/L 以下、SS、BOD は砂ろ過と同程度にすることができた。
- メタノール注入量をフィードフォワード制御することで、注入量の効率化が図れた。
- 水回収率は、従来の砂ろ過と同等の約 94%とすることができた。
- 処理コストは、窒素を 10mg/L 除去する場合には約 2 円であった。
- 塩化第二鉄を添加することにより、窒素・りん同時除去が可能であることを確認した。

(2) 考察

- 本技術の適用には、施設の大幅な改造は必要としないが、30 万 m³/日の処理場で 7mg/L の窒素を削減する場合には処理コストが約 30 万円/日必要となる。
- 放流先水域の環境改善が早期に必要な場合等に、高度処理施設の代替として採用することが現実的と考えられる。

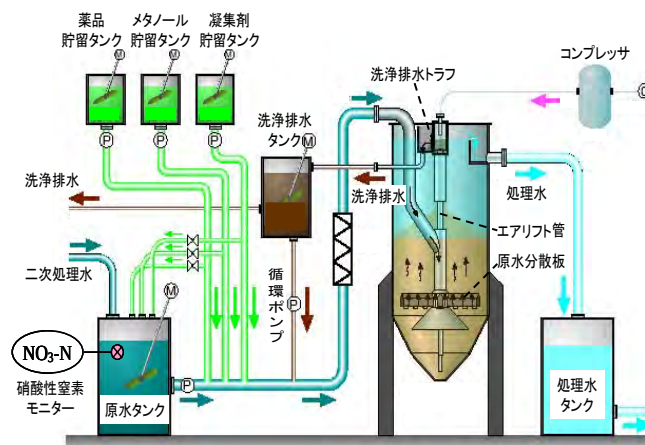


図 上向流移床型砂ろ過池フロ

移床式 (平均値)	ろ過速度：水量変動 245~397m/日 (平均 300m/日)		
	期間：2004. 6. 9~9. 20		
	原水	処理水	除去率%
水温 (°C)	21. 4	21. 5	—
DO (mg/L)	6. 5	0. 4	—
BOD (mg/L)	2. 1	3. 2	—
COD (mg/L)	5. 6	6. 6	—
SS (mg/L)	1. 2	1. 4	—
NO ₃ -N (mg/L)	12. 4	0. 4	97
T-N (mg/L)	12. 9	1. 6	86

(キーワード) 移動床型、高度処理、砂ろ過、窒素除去

2-(2)-2 A₂O法処理施設の最適運転手法の検討

流域下水道本部 A₂O法検討会

1 調査目的

本調査は、A₂O法施設の最適な運転方法を確立することを目的とし、平成16年度は、りん除去の安定化とコストの縮減を目標に実施した。

2 調査内容

返送汚泥率を低下させることで、嫌気槽への硝酸の持ち込みや流入水の希釈割合を改善することができる。30～50%で運転していた施設を15%程度にまで下げ、そのときの処理水の安定性とコストについて検証した。また、雨天時の適正な処理水量を把握するため、晴天時に短時間にA₂O法施設への流入水量を増大させ、二沈での固液分離能力について調査した。

3 調査結果と考察

1) 返送汚泥率低下による効果

嫌気槽でのりんの吐出しが上昇し、処理水りん濃度も比較的安定した。このため、合流式のセンターであっても単発的な降雨に対しては、一沈バイパスや生汚泥投入が不要になった。また、余剰汚泥濃度の上昇によって発生量（容量）が減少するため、遠心濃縮機運転時間の短縮など汚泥処理に係るコストの縮減が図られた。

2) A₂O法施設の水量増大

二沈での固液分離能力の調査結果を表1に示す。A₂O法施設に設置されている流量計の最大量まで流入させたが、水質調査した全てのセンターで透視度100cmをキープしていた。

表1 二沈への水量負荷とそのときの水質

センター名	実績(水面積負荷)	処理水の透視度
北多摩一号	17.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
南多摩	42.9m ³ /m ² /日まで実施	水質測定結果なし
北多摩二号	19.2m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
浅川	22.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
多摩川上流	23.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
八王子	—	—
清瀬	25m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上

表1から、降雨時には、高度処理施設設計マニュアル(案)の上限値である25m³/m²/日までの処理は可能と考えられる。

(キーワード) 嫌気－無酸素－好気法、降雨時の影響、動力費削減

2-(2)-3 浅川水再生センター平成16年度A₂O系列調査

流域下水道本部 浅川水再生センター

1. 調査目的

本調査は、稼動3年目に入ったA₂O法施設の最適運転の解明を目的とした。

2. 調査内容

調査の内容は、以下の項目について調査した。

①返送汚泥率低下によるりん除去効果、②豪雨時の運転方法、③反応タンクへの水量増大、④窒素の反応速度、⑤機械攪拌機の間欠運転、⑥トレーサーを用いた嫌気槽、好気槽の混合特性調査、⑦効率的運転にかかる前年度との比較

3. 調査結果と考察

①返送汚泥率を前年度の30%から20%まで下げるにより処理水りん濃度はより安定した。しかし返送汚泥率15%のときには、反応タンク末端ではりん濃度が0.1mg/lまでさがったものの、終沈でりんの再溶出が見られた。②晴天が続いた後の60～70mm/d程度の雨では、硝化液循環を停止しなくとも処理水りん濃度が1mg/lを超えることはなかった。しかし、70mm/d以上の雨や2～3日連続した総計100mm以上の降雨には、硝化液循環を停止しても効果はなかった。③最大で約22,400m³/dの水量(処理能力の1.23倍)を処理したが、透視度は100cmを維持した。終沈については水面積負荷が18m³/m²/dを越えると上流側で活性汚泥の巻き上がりが見られたが、最大の21m³/m²/dになっても処理水のSSは5mg/lを超えることはなかった。④処理が良好なときの嫌気槽のりん放出濃度は、約8mg/l以上であった。水温18.6℃、BOD-SS負荷は0.16のときの脱窒速度定数は2.3mgN/gMLSS/hであり、設計に使われる数値より大きかった。⑤嫌気槽と無酸素槽で、機械攪拌機をそれぞれ1台ずつを停止することにより、動力は全動力34.9kWのうち9.2kW、26%の削減となった。⑥槽列モデルによる解析によると嫌気槽の槽数は攪拌機3台が稼動しているときは1.67で、1

表 A2O系列の効率的運転にかかる前年との比較

項 目	単位	H15	H16	H16/H15
①高度処理水量	m ³ /d	14,465	18,366	1.27
②生汚泥添加量	m ³ /d	64.2	2.6	0.04
③嫌気槽HRT	hr	1.5	2.0	1.35
④無酸素槽HRT	hr	4.9	3.1	0.63
⑤返送汚泥率	%	30	23	0.76
⑥硝化液循環率	%	101	82	0.81
⑦A-SRT	d	6.6	5.9	0.90
⑧MLSS濃度	mg/l	1,566	1,340	0.86
⑨送風倍率	倍	4.6	4.1	0.89
⑩焼却炉実質ガス消費率	m ³ /t	14.7	13.5	0.92
⑪処理水窒素濃度	mg/l	8.0	9.1	1.14
⑫処理水りん濃度	mg/l	0.28	0.27	0.97

注: 各年度4月から翌年1月までの平均値

台停止したときは1.34であることがわかった。その比は0.8で、1台停止したことにより、約2割攪拌効果が低下したことになる。一方、好気槽では、理論滞留時間218分に対してトレーサ(リチウム)流出のピークは200分で、槽列モデルによる槽数は12となり、良好な混合状態であることがわかった。⑦効率的運転にかかる前年度との比較を表に示す。処理水量が増加したにもかかわらず、処理状況は良好であった。

(キーワード) A₂O法の効率的運転、機械攪拌機の間欠運転、嫌気槽・好気槽の混合特性調査

2-(2)-4 三河島水再生センター担体添加ステップA₂O法実証調査

北部第一管理事務所 三河島水再生センター

1. 調査目的

本調査は、新規に移転する担体添加ステップA₂O法施設の処理能力を検証するとともに、立上げ方法を含めた最適な運転方法を確立することを目的とした。

2. 調査内容

調査の内容は、次の項目である。①施設の立上げ、②硝化担体の能力確認、③処理能力の確認

3. 調査結果と考察

3.1 施設の立上げ

5/25 に立上げ運転を開始し、第二好気タンクの残留アンモニア濃度および処理水の COD、りん、透視度等の状況を勘案しながら流入負荷を増加させた。当初、目標処理水量を日最大汚水量 35,000m³/日としていたが、処理水量 24,000m³/日に変更後、汚泥が第二沈殿池より流出したため、目標処理水量を 28,000m³/日（冬期日最大汚水量）に変更した。立上げ開始後 57 日後には、処理水量 28,000m³/日の条件で COD、窒素、りんが安定して処理できるようになった。

3.2 硝化担体の馴養

定期的に第一好気タンクおよび第二好気タンクから混合液を採取し、担体および活性汚泥の硝化速度を測定した。担体の硝化速度は立上げ運転の経過とともに上昇しており、9 月中旬には約 90mgN/L 担体/hr となった。この値は、設計で用いた硝化速度 100mgN/L 担体/hr の 9 割である。好気タンクのアンモニア濃度はほぼ 0mg/L となっていることから、十分な硝化速度であると考えられる。

3.3 窒素、りん、COD の除去

全窒素は、立ち上げ当初より良好に除去できており、処理水の全窒素は夏期：6～8mg/L、冬期：8～10mg/L であった。冬期は流入水の全窒素が上昇したため、処理水の全窒素が上昇したと考えられる。また、汚泥の流出により一時的に設計値の 10mg/L を超過することがあった。りんの除去については、立ち上げ当初は水処理の負荷が低すぎて不安定であったが、処理水量の増加とともに安定した。汚泥の流出により一時的な上昇が見られたが、概ね 0.3mg/L～0.5mg/L 程度で安定していた。また、降雨の影響を受け設計値の 1.0mg/L を超過することもあった。

処理水の COD は概ね 10mg/L 前後であり、三河島水再生センターの総合放流水よりも良好である。しかし、処理水の透視度については、放流基準等には支障ないものの汚泥の浮上・流出が多く、既存系列よりも低い場合が多かった。透視度低下の原因と考えられる脱気不足、脱窒の改善策を検討し、脱気風量は 1200Nm³/hr 以上、脱気槽の DO は 3.5mg/L 程度、脱気時間は 13.3min 以上、反応タンク最終回路の MLSS は約 2000mg/L 等の条件を得るとともに、第二沈殿池に汚泥流出防止用のオイルフェンスを設置するなどした結果、11 月～12 月は透視度が良好となった。しかし、12 月末より再び透視度が低下しており、17 年度以降に詳しい原因、対策の検討が必要と考えている。

（キーワード）担体添加法、ステップA₂O法

2-(3)-1 お台場海浜公園における海域浄化実験

計画調整部 技術開発課

1. 目的

お台場海浜公園は都内で数少ない砂浜のある景観の優れた水辺空間であるが、安心して水遊びができる水質とはいえない。そこで、安心して遊べる水辺空間とすることを目的に浄化実験を行う。

2. 調査内容

浄化プラントで浄化した海水を浄化実験エリア内に放流し、浄化効果を確認した。調査項目は、日常水質調査、生物調査、トレーサー調査、高度処理水添加調査、貝類付着調査等を行った。

3. 調査結果及び考察

- ・ 海水浄化プラントは良好な水質を得ることができた。ただし、原水配管等に貝類等が付着し、7,500m³の放流を長期間継続することが困難であった。貝類等の付着防止対策を再検討する必要がある。
- ・ 浄化エリア内がエリア外より水質は良好で、一定の浄化効果を確認した。ただし降雨時には、ふん便性大腸菌群数がエリア内でも水浴場水質判定基準の水浴不可となることがあった。
- ・ 水量増加及びシルトフェンス延長により、浄化効果は向上した。

表 1 日常水質調査結果

	海水浄化プラント				お台場海浜公園				目標値
	原 水		浄化海水		浄化エリア内		浄化エリア外		
	H15	H16	H15	H16	H15	H16	H15	H16	
ふん便性大腸菌群数 75%値 (個/100mL)	176	520	<2	<2	217	283	730	1,125	100 以下
COD 平均値 (mg/L)	3.0	4.0	2.5	3.3	3.4	3.8	3.7	4.8	5 以下
備考	平成 15 年度は、7/18 から 10/31 の計 106 日間、5,000m ³ /日の浄化海水を連続で放流した。 平成 16 年度は、垂下式シルトフェンスの両端 10m、自立式シルトフェンスの両端 20mを延長して実験した。4/23～10/31 の 192 日間浄化海水を放流し、6/18～8/19 の期間は放流量を 5,000 m ³ /日から 7,500 m ³ /日に増加させた。								

表2 ふん便性大腸菌群数水浴基準各区分における日数割合(192日中) *2日データの欠測あり

水浴基準	適	可	水浴不可
ふん便性大腸菌 群数(個/100mL)	100個以下 (目標値)	100～1,000個	1,000個超
*浄化エリア外	40% (76日)	33% (63日)	27% (51日)
浄化エリア内	66% (126日)	20% (39日)	14% (27日)

(キーワード) お台場、浄化

2-(3)-2 ハイブリッド脱臭材を用いた効果的な脱臭技術の開発

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

ハイブリッド脱臭材は脱臭に必要な接触時間が短く圧力損失が小さいという特徴を持つため、設備の小型化や無動力又は低動力での稼動が可能である。本研究の目的は、ハイブリッド脱臭材の特徴を生かし、下水道施設に適用可能な脱臭設備を開発することである。

※ハイブリッド脱臭材：セラミックペーパーの母材に、化学吸着能力を持つ遷移金属系複合酸化物と物理吸着能力を持つ疎水性ゼオライトを添着含浸させた脱臭材である。ハニカム状に成形されているため通気抵抗が少なく、素材が疎水性であるため湿気に強い。

2. 調査内容及び調査結果

2.1 基本性能の把握

下水道施設から発生する臭気に対するハイブリッド脱臭材の適用性を検討するため、脱臭材の基本性能把握試験を行った。本脱臭材は、硫化水素に対する処理能力が特に高く、ヤシガラ活性炭の約27倍(単位重量あたり)の処理能力を持つ。一方、硫化メチル及び二硫化メチルに対する処理能力は低かった。また、脱臭能力が湿度の影響を受けないことを確認した。

2.2 無動力脱臭試験

間欠的に臭気が発生する場所において、動力を使わずに脱臭設備を稼動させた場合の脱臭効果確認試験を、木場ポンプ所放流渠で実施した。調査期間中、雨水ポンプ稼動時に硫化水素が発生していたが、ハイブリッド脱臭処理後は硫化水素が除去されたことを確認した。

2.3 低動力脱臭試験

施設全体から臭気が発生するような場所において、低動力で脱臭設備を稼動させることを想定した脱臭効果確認試験を、業平橋ポンプ所沈砂池室で実施した。ハイブリッド脱臭材は、ハニカム活性炭よりも硫化水素除去性能が維持される期間が長かった。また、硫化水素濃度、臭気指数のどちらで比較しても、ハイブリッド脱臭材はハニカム活性炭よりも脱臭性能が良いことを確認した。

3. 考察

本脱臭材は、脱臭に必要な接触時間が短く圧力損失が小さいため、本脱臭材を用いることで設備の小型化や無動力又は低動力での稼動が可能である。

本脱臭技術の適用対象は、硫化水素を主成分とする臭気発生場所、大型設備の設置が困難な場所、動力の確保が難しい場所、湿度が高く結露の恐れのある場所などである。具体的には、雨水ポンプ所放流渠や雨水ポンプ所沈砂池などが適用対象となる。

(キーワード) 脱臭技術、脱臭装置、ハイブリッド、吸着

2-(3)-3 放電式脱臭技術の高濃度臭気への適用研究

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

放電脱臭法は、高圧の放電による電子の照射を受けることにより、臭気成分を含む空気が活性分子、ラジカル、オゾンが発生させ臭気成分を分解する原理の脱臭方式で、既に水処理系の臭気に対しては実施設として稼動している。そこで、汚泥処理施設から発生する高濃度臭気に対し、放電式脱臭技術の適用を検討し、従来方式と比較して軽量、コンパクトで安定した処理機能を発揮できる脱臭設備の開発を行う。

2. 調査内容

まずは基礎調査として、高濃度臭気に対して高い脱臭効果を得られる放電電極の形状（構造）、運転条件について検討を行った。調査にあたり、効率的な形状の新たな放電電極を開発し、従来型と比較した。

続いて、砂町水再生センター内に実験設備を設置し、他センターからの受泥槽で発生する臭気（主成分は硫化水素、メチルメルカプタン）に対し脱臭を行い、原臭と装置出口における臭気指数及び臭気成分の濃度を分析することで、脱臭効果の確認、及び高濃度臭気に対する適用性を調査した。

3. 調査結果と考察

- ・従来の平板型電極に対し、半円筒の外側表面に電極を配し、臭気ガス流と放電部が直接交差する新放電部を開発した。シロキサン対策として、円筒型の放電部が回転することにより、電極に付着した塩類をかきとるとともに、水洗浄する方式とした。
- ・新たに開発した放電電極による1段処理システムでは硫化水素濃度が10ppm以上で、脱臭装置出口に硫化水素が残存し、処理後の臭気指数は30を上回る結果となった。しかし、上記脱臭後に従来型の放電脱臭を直列にした2段処理システムでは、原臭気の臭気指数40～52に対し、処理後の臭気指数は概ね25を維持しており、良好な脱臭が行われていた。
- ・触媒の効果が低下した場合、触媒の水洗浄を行うことにより、触媒の効果が回復することが確認された。
- ・今回開発した円筒型電極は放電稼動4000時間を経過しても大きな劣化や腐食はなく、従来の電極と同等（半年）以上の耐久性があることが確認された。
- ・実装置化の検討を行った結果、処理能力30（m³/分）の場合、従来の生物脱臭＋活性炭吸着方式と比較すると、設置スペースは約1/2、重量は約1/4に小型化できる。

（キーワード） 脱臭、汚泥処理

3-(1)-1 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と

活性汚泥微生物群の解明等に関する研究

計画調整部 技術開発課

1 研究目的

本研究では雨天時に合流式下水道施設から排出される汚水及び水再生センター処理水中の微生物等が公共用水域へ及ぼす影響を把握するため、公共用水域及び実験室レベルでの基礎的な調査、研究と検討を行う。また、活性汚泥微生物の群集構造解析を行い、微生物群集と下水の処理特性との関係を検討する。

2 研究内容

- (1) 公共用水域の海水中及び底泥中に生息する微生物等を調査し、調査対象生物の選定と指標となる微生物等の測定方法について検討を行う。併せて微生物等を紫外線消毒した後の光回復現象に関する基礎的な研究を行う（お台場浄化実験にかかわる内容）。
- (2) パイロットプラント内の活性汚泥を対象に微生物群集を解明し、それら微生物群集と処理特性との関係を検討する（高度処理における効率化にかかわる研究）。
- (3) パイロットプラントの運転及び実施設を対象にした調査を通じて、活性汚泥法における金属類の挙動と活性汚泥の処理性能について研究する（汚泥可溶化後の廃液の活性汚泥への影響）。

3 研究結果と考察

(1) 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響

底泥からヒト腸管系ウイルスを回収する方法を検討した。グリシンを用いたアルカリ性(pH11.5)の溶出液を用いて、63%程度が回収することができた。ただし、後段のウイルス検出におけるPCRの阻害物質を除去する過程で、30%程度のウイルスがロスすることが分かった。また、カキからウイルスを回収する方法についても検討した。4%人工海水中の大腸菌を紫外線により不活化後、光照射したが光回復は起こらなかった。なお、低圧ランプ、中圧ランプともに同じ傾向であった。

(2) 活性汚泥微生物群の解明

都市下水を処理する生物学的リン除去プロセス(EBPR)には *Rhodocyclus* 近縁種だけでなく、その他の細菌(*Proteobacteria* γ 群)もリン除去を担っていることが示唆されている。そこで、パイロットプラント内の回分式嫌気好気汚泥から抽出したゲノム遺伝子の rDNA に対し、クローニング、全長塩基配列解読を行い、その中の *Proteobacteria* γ 群を特異的に検出する FISH プローブを作成した。この FISH プローブによる微生物検出と DAPI によるポリリン酸染色とを併用することで、*Proteobacteria* γ 群に属するポリリン酸蓄積細菌(PAO)の検出を試み、その検出に成功した。過去に報告例のない新規の PAO の検出の可能性がある。

(3) 浸漬型膜分離活性汚泥法の膜表面付着細菌群集の解析

分子生物学的手法を用いて浸漬型膜分離活性汚泥法の膜表面に付着する細菌群集の特徴を明らかにしたものであり、同一反応槽から同時にサンプリングした膜サンプルと浮遊系汚泥サンプルの DGGE バンドパターンの比較から、膜表面付着微生物は浮遊系汚泥とまったく異なる群集構造を持っていることがわかった。クローニング結果で γ -*Proteobacteria* に属するクローンが全体の 50%以上であり、その中でも特に *Xanthomonas* 類に属する細菌類が優占種として膜表面に特異的にしかも長期間に渡って存在することが分かった。

(4) 汚泥減量型活性汚泥法における金属塩の挙動

汚泥減量型活性汚泥法は、余剰汚泥をオゾン・高熱細菌などによって可溶化し曝気槽に戻すことにより、余剰汚泥発生量を大幅に削減することができる方法だが、無機金属塩の汚泥内蓄積による障害が懸念される。芝浦実験施設において本法のパイロットプラントを運転し、その金属塩の挙動を物質収支および汚泥内金属蓄積形態の測定により解析した。その結果、標準法に比べて汚泥削減型活性汚泥法により多く蓄積される傾向がある金属(Cu, Zn, Al, Fe)、同様の傾向があるものの流入量に比べて蓄積量が小さい金属(Mn, Ca)、ほとんど蓄積されない金属(Na)があることがわかった。

(キーワード) 公共用水域、活性汚泥微生物群、浸漬型膜分離活性汚泥、汚泥減量型活性汚泥

3-(2)-1 汚泥処理工程への凝集剤添加による放流水りん濃度の低減

施設管理部 施設管理課

1. 調査目的

水再生センターの放流水中のりんについては、条例による上乗せ基準が全りんで 3.0mg/L と定められている。また、他のセンターから汚泥を受け入れているセンターについては、現在暫定基準値として全りんで 4.5 mg/L の適用がなされているが、平成 20 年度からは 3.0mg/L に強化される。これに対応するため、森ヶ崎水再生センター汚泥処理工程において無機凝集剤の適切な注入点、添加率等を検討することを目的とする。

2. 調査内容

i) りん削減量の算定

20 年度以降の森ヶ崎水再生センター放流水りん濃度の 99% 累積値が、2.5mg/L を満足できるりんの削減量を求める。

ii) りん固定剤の注入点

実態調査を実施し、効率的にりん固定が行える箇所を選定する。

iii) 無機凝集剤 (LAC) の添加率

送泥汚泥、消化汚泥に対し必要な薬注率の検討を行う。

iv) 無機凝集剤 (LAC) の必要添加量

りん削減量並びに LAC 添加率を基に、LAC の必要添加量を試算する。

3. 調査結果と考察

i) りん削減量の算定

森ヶ崎水再生センターのりん対策に必要なりん削減量は 700 kg/日である。

ii) りん固定剤の注入点

無機凝集剤 (LAC) の注入は、りん負荷の高い森ヶ崎水再生センターから南部汚泥スラッジプラントへの φ 700 系送泥汚泥が適している。

iii) 無機凝集剤 (LAC) の添加率

送泥汚泥でのアルミニウム・りんの反応モル比は 1.6~1.7 となり、安全サイドとして、1.7 の反応モル比とする。

iv) 無機凝集剤 (LAC) の必要添加量

森ヶ崎水再生センターにおける無機凝集剤 (LAC) の注入量は 20 t/日程度となる。

また、LAC を添加することにより清澄な上澄水及び脱水ろ液が得られ、りん除去以外にも副次的効果として、汚泥の凝集性の向上等、返流水全体の水質改善に期待が持てることが伺えた。

(キーワード) 放流水、りん、凝集剤

3-(2)-2 汚泥からの有機酸回収と活用技術の開発に関する共同研究

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

本調査は、降雨時等における嫌気無酸素好気法（以下「A₂O 法」）のりん除去悪化防止のため、第一沈殿池の生汚泥を原料に高濃度の有機酸（以下「VFA」）を含む発酵汚泥を製造する技術、製造した発酵汚泥（発酵液）を A₂O 法施設に投入しりん処理を安定させる手法を開発するために実施したものである。

2. 調査内容

調査の内容は、次の項目である。①夏季等の高水温期に VFA 濃度 600mg/L 以上の発酵汚泥を安定して製造する発酵管理技術の開発、②発酵液を A₂O 法施設に投入し、豪雨時等においても放流水全りん濃度を 1mg/L 以下に保つ手法の開発、③PAC 添加によるりん除去に比較して、初期費用+ランニングコストの合計額が 20%以上安価になる発酵システムの検討である。

3. 調査結果と考察

1) 有機酸発酵の管理技術

夏季、発酵温度が 30℃近くにまで上昇すると、冬季の発酵条件 pH6.5 程度では生成した酢酸がメタン菌によってメタンガスに変換された。メタン発酵の抑制には HRT や SRT の短縮、発酵 pH の管理が効果的であった。ただし、有機酸生成 (VFA 濃度 600mg/L 以上) とメタン発酵抑制の両方を満足させるためには、発酵 pH の管理が最適であった。発酵温度と管理 pH を表 1 に示す。

表 1 発酵温度と管理 pH

発酵温度	15～20℃	20～30℃	30℃～
管理 pH	6.5～5.5	5.5～5.0	5.0～4.5

2) 発酵液添加による A₂O 法施設のりん除去安定

発酵液（流入水量に対して 0.5%）を A₂O パイロットプラントへ常時添加することで、降雨時にも処理水全りん濃度を 1mg/L 以下に保つことができた。全りん 1mg/L の除去には VFA として約 5mg を含む量の発酵液の添加が必要であった。

3) コスト試算

有機酸製造プラントの設置費用、ランニングコストの合計は、生汚泥の加圧浮上濃縮+連続発酵施設（無加温）の組み合わせが最も安価であった。水再生センターの PAC 添加実績などを元に試算すると、設備設置費用が高くコスト的には不利である。しかし、汚泥処理費と曝気動力費を考慮した試算では、浮間（合流式）より高く有明（分流式）よりは低い結果となった。（最大処理量 10 万 m³/日の施設の場合）

（キーワード）A₂O 法でのりん除去、有機酸発酵、酢酸のメタン化抑制

3-(2)-3 汚泥焼却炉における焼却灰の高品質化調査

計画調整部 技術開発課

1. 調査目的

汚泥焼却灰は微量ながら重金属類を含有する。特に砒素やセレンについては土壤環境基準を超えて溶出する場合があります、焼却灰を資源化する際の課題の一つとなっている。

そこで、土壤環境基準や土壤汚染対策法に基づく重金属類の溶出量基準や含有量基準を無処理のまま満足するべく、焼却灰の重金属類の含有量を低減する技術を開発する。

2. 調査内容

当技術のシステムを図に示す。

汚泥焼却炉の排ガスから、重金属類（砒素、セレン等）が気体の状態で存在する 800℃程度の高温においてサイクロンで焼却灰の大部分を捕集する（以下「高温集じん」という）。高温サイクロンを通過した焼却灰については、降温過程で排ガス中に揮散

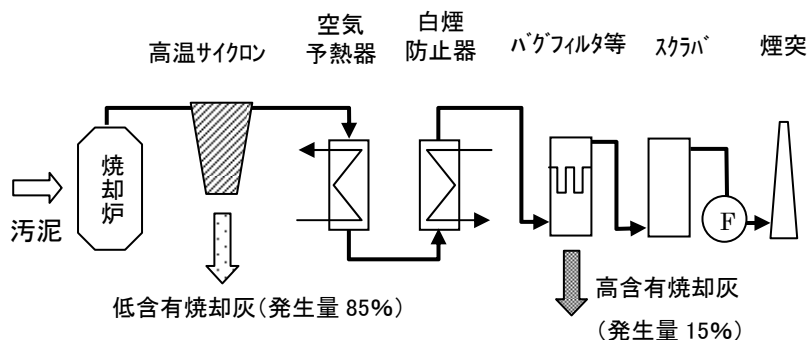


図 高温集じんシステム

していた重金属類を再付着させた後に、250℃以下の低温状態においてバグフィルタ等で捕集する。高温サイクロンで捕集する重金属類の低含有・低溶出焼却灰と、バグフィルタ等で捕集する高含有焼却灰を分離回収する当システムの有効性を、主に実験用焼却炉において調査した。

については、高温サイクロンにおける集じん温度（炉内温度）を3条件（780℃、830℃、845℃）に変化させた運転を行い、回収した高温サイクロン灰、バグフィルタ灰の性状を分析し、重金属類の含有量、溶出量の低減状況を確認した。

3. 調査結果と考察

- ・高温サイクロン灰は、バグフィルタ灰や当局における既存施設の焼却灰と比較すると、砒素、セレンをはじめ、その他の重金属類についても、その含有量、溶出量は大きく低減されており、高温集じんの効果は明らかであった。

- ・3条件における集じん温度においても、高温サイクロン灰の砒素、セレン溶出量は土壤環境基準（0.01mg/L）以下となり、他の重金属類についても土壤環境基準を満足した。しかし、ホウ素の溶出量については、集じん温度の上昇とともに減少しているが土壤環境基準（1mg/L）を満足したものは最も温度の高い 845℃の条件であった。

- ・バグフィルタ灰については、従来の溶出抑制手法（セメント添加）による埋立て時の安全性を確認し、処理可能であると判断できた。

- ・新河岸4号炉において、炉出口直後の煙道（約 800℃）から焼却灰試料を採取し、性状を分析したところ、砒素の溶出量は環境基準を超過しているものの、重金属類の溶出量は通常の焼却灰と比較して低減されており、実施設においても高温集じんの有効性が示唆された。

（キーワード） 汚泥焼却灰、重金属類

4-(1)-1 勝島ポンプ所発進立坑における

山留壁の挙動及び設計計算手法に関する検討

計画調整部 技術開発課

1 調査目的

本調査は、平成11年度に提案した形状ばね導入による山留計算手法の解析結果と、実証事例になり得る勝島ポンプ所発進立坑の計測結果を比較検証し、提案設計計算手法の妥当性の検証を行うことを目的とする。

2 調査内容

平成14年7月から10月にかけて実施された勝島ポンプ所発進立坑の施工（鉄筋コンクリート土留壁厚さ1.5m、深さ42m：掘削深度25.9m：矩形平面形状：内寸法18.2m×14.7m）に伴い、山留壁の水平変位や壁面に作用する土圧・水圧、発生断面力（鉛直方向曲げモーメント）に関する現場計測をそれぞれ長辺と短辺のコーナー部、1/4部、及び中央部で実施した。これらの計測結果をもとに、1次掘削開始から9次掘削終了までを17ステップに分割し、山留壁の鉛直・水平方向の変形モードについて分析を行った。また、提案した計算手法の妥当性を評価するため、解析結果に合わせて比較対象となる実測データと項目を選定し、解析における形状ばねの妥当性を確認した。

3 調査結果と考察

（1）立坑山留壁掘削時の挙動

①鉛直方向の変形モード（長辺中央部、短辺中央部）

水平変位は、比較的浅い場合には、長辺が掘削側へ変位するのに対して、短辺は背面側に変位し、全く逆の傾向を示すことがわかった。これは、長辺にかかる力によってコーナー部の変形が拘束された結果と考えられる。

②水平方向の変形モード（同一平面内の角部、1/4部、中央部）

深い位置での同一平面内における発生曲げモーメントの分布は、長辺方向、短辺方向いずれも、コーナー部、1/4部、中央部の順で大きくなり、1次掘削から9次掘削までそれぞれの値が徐々に大きくなる傾向を示した。また、9次掘削時には、短辺方向が長辺方向の1/4まで押さえ込まれる結果となり、ここでも、コーナー部での変形の拘束が確認できた。

（2）解析結果と計測結果の比較

①比較結果

5次掘削終了時と9次掘削終了時の2ケースにおいて、解析結果と計測結果について、水平変位と発生曲げモーメントの比較を行った。その結果、いずれの場合においても似通った挙動を示すことがわかった。また、9次掘削終了時での最大値の比較では、水平変位において、解析値は実測値の約1.5倍、発生曲げモーメントにおいて、ほぼ同じ値になることを確認した。

②形状ばねを考慮した計算手法の妥当性の評価

今回、形状ばねの効果があまりみられなかったが、実測結果から、コーナー部での変形の拘束効果があることを確認できた。

（キーワード）大深度立坑、ばね定数

4-(1)-2 硫黄固化体の耐腐食性能調査

計画調整部 技術開発課

1 調査目的

セメントコンクリートを用いた構造物は、硫化水素が発生する環境下で、微生物の働きにより生成される硫酸によってコンクリートの腐食が進行し、施設の機能及び耐久性の低下が課題となっている。

このため、耐硫酸性がある硫黄固化体の下水道腐食環境下における適用性及び施工性について研究する。

2 調査内容

(1) 暴露試験 供試体 5 種類の 6 ヶ月及び 1 年経過後の調査

(2) 施工技術 厚板パネル、二次製品への吹付け、現場吹付け施工技術と最適配合の調査

3 調査結果と考察

(1) 暴露試験結果

6 ヶ月後 (サンプル回収 平成 16 年 6 月 24 日)

供 試 体	外観 (目視)	中性化深さ (cm)	質量変化 (%)	圧縮強度変化 (N/mm ²)
硫黄固化体 A	変化なし	0	0.074	77.4→70.1
硫黄固化体 B	変化なし	0	引張強度 7.19→5.83 (N/mm ²)	
スーパーアッシュ混入 (5%)	変化なし	0	0.084	72.0→64.2
粗骨材川砂利 (25mm)	変化なし	0	0.156	69.4→75.0
コンクリート (骨材 20mm)	角の剥離	0.3	-0.180	55.9→60.7

12 ヶ月後 (サンプル改修 平成 16 年 12 月 22 日)

供 試 体	外観 (目視)	中性化深さ (cm)	質量変化 (%)	圧縮強度変化 (N/mm ²)
硫黄固化体 A	変化なし	0	0.116	77.4→65.2
硫黄固化体 B	変化なし	0	引張強度 7.19→5.24 (N/mm ²)	
スーパーアッシュ混入 (5%)	変化なし	0	0.050	72.0→71.5
粗骨材川砂利 (25mm)	変化なし	0	0.223	69.4→63.8
コンクリート (骨材 20mm)	原形留めず	1.5	-17.447	測定不可

※硫黄固化体 A : 改質硫黄 22.0+3 号珪砂 36.1+7 号珪砂 32.0+石炭灰 9.9

※硫黄固化体 B (接合部付着試験用) : 同上

※スーパーアッシュ混入 (5%) : 改質硫黄 22.0+3 号珪砂 36.0+7 号珪砂 32.0
+スーパーアッシュ (5%) 5.0+石炭灰 5.0

※粗骨材川砂利 (骨材 25mm) : 改質硫黄 20.9+川砂利 30.6+川砂 22.3+石炭灰 26.2

※コンクリート (骨材 20mm) : 比較用 コンクリート 100%

(2) 施工技術

厚板パネル (平成 15 年度報告済み) 材料配合 : 硫黄固化体 A

現場吹付け施工技術 : 新河岸水再生センター雨天時貯留池で実施

吹付け材料配合 : 改質硫黄 40%、石炭灰 20%、7 号珪砂 40%

(3) 考察

暴露試験の結果、現段階では硫黄固化体の耐腐食性能が極めて優れていることを示している。

施工技術については、吹付けノズル改良及び施工環境対策に工夫が必要である。

(キーワード) コンクリート防食、硫化水素、硫黄固化体

4-(2)-1 下水道水質監視システムの開発に関する共同研究

業務部 排水指導課

1. 調査目的

本調査は、人孔及びポンプ所に下水道水質センサーを設置して、24時間、リアルタイムな水質情報の入手について検討し、今後の広域規制に活用することを目的とした。

2. 調査内容

調査の内容は、①下水の水質を常時安定して測定できるかどうか、②入手したい水質情報と適用可能なセンサーの組み合わせ、③リアルタイムでの水質情報の常時安定した送受信システムの構築、④イニシャルコスト及びランニングコスト（メンテナンスを含む）、の4点である。

3. 調査結果と考察

水質センサーの測定可能項目として、pH、温度、濁度、電気伝導率の4種類であった。また、水質情報の送受信システムとしては、光ファイバー、PHS方式の2通りで実用可能であった。

ポンプ所に設置したタイプは、一度下水を測定槽にポンプアップし、水質センサーを測定槽に投入する形態をとり、一方、人孔においては、センサーガイドを人孔のコンクリート壁面に固着して、その中にセンサーを自重で落下して測定に供した。

水質常時監視モニターについては、従来から河川水質等を対象にして実施されてきた。今回は下水の水質をモニタリングするということで、かなりの困難が想定されたが、メンテナンスを定期的に行うことで安定した測定データを連続的にモニタリングすることが可能である。今回は、飛散防止タイプのG.L.V.人孔蓋を有効に利用することで通信のためのアンテナの収納及びセンサー付属機器のスペースを確保することができた。今後は、G.L.V.以外での設置方法について検討していく必要がある。

一方、人孔内には商用電源がなく、蓄電池駆動のために15分に1回の送信インターバルを採用せざるを得なかった。また、この送信インターバルでも蓄電池の寿命は約20日前後であり、より省電力型の送信システムの開発も急務である。

その他にも、センサーの防汚対策、有害物質等に対するセンサーの開発、移動可能な可搬タイプの水質モニターの開発が望まれる。

(キーワード) 広域監視、水質常時監視、光ファイバーケーブル

4-(2)-2 光ファイバセンサと電力線搬送通信を用いた

予防診断システムの開発に関する共同研究

流域下水道本部 技術部 清瀬水再生センター

1. 研究目的

本研究は、下水処理プラントの信頼性向上及び維持管理の効率化・コスト削減を図るために、従来の時間基準予防保全(TBM)から状態予防保全(CBM)への転換を実現する低コストで効率的な予防診断システムの開発を目的とする。

2. 研究内容

研究内容は、プラント設備のもつ固有振動データにより故障診断する予防診断システムを自動化、オンライン化する技術を確立するために必要な下記技術のフィールド実験を行い、コンベヤを対象とした実設備での振動データによる予防診断システムの評価を行ったものである。

3. 研究結果と考察

予備調査として清瀬水再生センターの機器故障事例を分析した結果、故障全体の約半数の故障が振動により予防診断システムの対象として診断可能であることが判った。また、故障機器の種別としては、コンベヤや脱水機などの低速回転機器に診断の可能性が高いことを確認した。

- (1) 光ファイバセンサによる実計測評価：振動簡易計測結果からセンサの共振周波数を 100Hz 程度としてセンサ部と格納モジュールを試作し、実負荷運転中の振動データを連続収集した結果、一般的な半導体加速度センサと同様に振動計測可能であることを確認した。
- (2) 電力線搬送通信(PLC)による通信実験： PLC による実電源でのデータ伝送計測を実施し、既設の手元操作盤内の照明電源で問題なくデータ伝送可能であることを確認した。
- (3) ワイヤレスセンサによる通信実験：施設内での継続的な振動データ収集が可能であり、様々な現場で電波の送受信状態測定を実施した結果、無線通信の良否傾向の把握及び中継ノード機器等の設置手法を整理することができ、実用技術として可能であることを確認した。
- (4) 異常時振動計測による予防診断手法の検討：従来の基本統計量やスペクトルの差による判定では正常と異常の区別の判定が難しいことから、周波数スペクトルを多次元ベクトル化する手法により、正常と異常の区別及び異常種別の判定まで可能であることが確認できた。

以上、振動データによる予防診断システムを開発し、コンベヤを対象に実験を行い、システムの有効性を検証した。他の機器類についてもデータを収集・蓄積することで、将来、実用化が可能な技術である。

(キーワード) 維持管理、予防保全、光ファイバセンサ

4-(2)-3 トライボロジーを活用した設備診断

施設管理部 施設保全課

1 調査目的

当局主要設備の保全管理は、信頼性確保を最優先とし、定期的に分解整備を行う TBM（時間基準保全）を主体として分解整備を行っている。さらなる信頼性の向上と保全管理コストの低減のため、劣化状態を見ながら補修時期と補修内容を決定する CBM（状態基準保全）の導入を図る。本調査では、トライボロジーを活用した設備診断（以下「潤滑診断」という。）について、下水道設備への適用の可能性及び信頼性を評価することを目的とした。

2 調査内容

本調査では、設備の劣化状態を確認するために、診断項目を①設備の摩耗②潤滑油の汚染③潤滑油の劣化として、設備の余寿命診断を実施した。また、補修工事対象設備に対して潤滑診断を実施し、補修工事の際に取り外した軸受を直接分析することで、潤滑診断結果との整合・比較を行い、診断技術としての信頼性を評価した。

3 調査結果と考察

3 年間の潤滑診断結果は下表のとおりである。補修工事時に取り外した軸受の摩耗状態と潤滑診断との整合・比較を行った検体について、すべての診断結果と一致したことにより、診断技術の信頼性が実証できた。また、補修工事対象になっている設備の潤滑診断結果は、ほとんど「良好」であったことにより、十分寿命を残した状態で補修工事を行っている設備が多いことがわかった。そのため、潤滑診断は設備補修時期の最適化に有効な手段であると考えられる。

潤滑診断が適用可能な設備について検討を行った結果、現段階では、すべての設備に関して適用可能であるという結果は得られなかったが、診断結果の傾向管理等により、潤滑診断の精度を上げることで対象設備の拡大が期待できる。

表 診断結果

年度	検体数	設備の摩耗状態			潤滑油の汚染状態			潤滑油の劣化状態		
		良好	注意	異常	良好	注意	異常	良好	注意	異常
2002	36	32	4	0	31	2	0	36	0	0
2003	30	26	1	3	22	3	5	30	0	0
2004	44	36	8	0	37	7	0	44	0	0
合計	110	94	13	3	90	12	5	110	0	0

（キーワード） CBM、潤滑診断、下水道設備への適用

4-(2)-4 省エネルギー型ハニカム濃縮機に関する共同研究（中間報告）

施設管理部 施設保全課

1 調査目的

当局では、大量に発生する汚泥を効率的に処理するため、汚泥処理の集約化を進めている。しかし、汚泥集約処理場では長距離送泥の影響により汚泥性状が変化し濃縮性が低下するため、広範囲な汚泥性状に対応した安定的な濃縮性能に加え、地球温暖化防止及びコスト削減の観点から省エネルギー型の汚泥処理設備が望まれている。

本研究では、動力費を大幅に低減できるハニカム濃縮機について、性能を実用規模で検証することを目的とする。

2 調査内容

- (1) 機能の向上についての研究
- (2) 長時間運転での耐久性や汚泥性状の日変動、季節変動に対応した性能の検証
- (3) 省エネルギー性・コスト効果の検証

3 調査結果と考察

実用規模実験機（処理量 30m³/h）に対する機能向上を行った後の実験結果として、目標値と実測値は下表のとおりであった。また、導入効果として、同規模遠心濃縮機と比較を行った結果、所用動力 92%削減、維持管理費（電力費+薬品費）5%削減、CO₂排出量 65%削減という計算結果であった。この実験結果により、ハニカム濃縮機の省エネルギー性が実証できるデータが得られた。しかし、導入を考えた場合、必要処理量に対して、さらなる安定した濃縮性能を発揮する必要がある。

今後の研究において、汚泥性状の季節変動に対する濃縮性についてのデータを採取する。また、連続運転を行うことで設備としての耐久性、メンテナンス性及び汚泥性状の日変動に対する濃縮性能の検証を行っていく。ハニカム濃縮機の導入に向けて、安定した濃縮性の確保とさらなる維持管理費低減を図るための機能向上を行っていく。

表 実験結果

実験項目	目標値	実測値
凝集剤注入量	0.2～0.5%	0.5%
濃縮汚泥濃度	4.0%	3.5～4.0 %
固形物回収率	95%以上	98%以上

（キーワード） 混合汚泥濃縮、省エネルギー型濃縮機、CO₂排出量抑制

5-1 Development of New Technologies to Suppress Leachate of Heavy Metals from Sewage Sludge Incineration Ash

Eiji Nagatsuka

**Technical Development Section, Planning and Coordination Division Bureau of Sewerage
Tokyo Metropolitan Government**

Technology 2005 2nd Joint Specialty Conference for Sustainable Management of
Water Quality Systems for the 21st Century

ABSTRACT

Sewage sludge incineration ash (“incineration ash”) contains trace amounts of heavy metals, and leachate of arsenic (As) and selenium (Se) that often exceeds the level specified in the Environmental Quality Standards for Soil Contamination of Japan (hereinafter called the “Japanese Standard”) is one reason for the flagging rate of incineration ash recycling.

To help expand recycling of incineration ash, the Bureau of Sewerage of the Tokyo Metropolitan Government promoted development of technologies to suppress leachate of heavy metals from incineration ash and methods to reduce heavy metal contents in incineration ash, so as to alleviate the effects of heavy metals generated in the course of application of incineration ash.

1. Adding iron(II) sulfate and sodium thiosulfate to the ash, then heating it to chemically transform it into a form that hinders the leachate of heavy metals (Reagent Addition Method)
2. Adding slaked lime to the incineration ash to create a hydrothermal reaction that causes crystals to form on the surface of the ash that will physically seal the heavy metals. (Hydrothermal Treating Method)
3. Utilizing the fact that heavy metal compounds remain in a gaseous state at the temperature inside the incinerator, to collect the incineration ash with low heavy metal content from the area near the incinerator outlet where the temperature is high. (High-temperature Dust Collection Method)

Each of these methods have been used successfully to produce incineration ash that meets the requirements of the Japanese Standard by leachate of arsenic and selenium.

KEYWORDS

Sewage sludge ash, heavy metals, the environmental standard, resourcizing

1. 安全性の向上

(1) 再構築に関する技術

- 1 ビルピットから発生する硫化水素ガスが
管きよに及ぼす影響調査その3

(2) 微量物質・病原性微生物等対策技術

- 1 NCI-GC/MS 法を用いた
下水中のエストロゲン分析法の検討及び実態調査

1-(1)-1 ビルピットから発生する硫化水素ガスが 管きよに及ぼす影響調査委託その3

計画調整部 技術開発課 岸 勘治
須藤 賢

1. 調査概要

1. 1 調査目的

本調査は、ビルピットから排出された硫化水素ガスの発生状況や人孔内に設置した供試体や人孔コンクリートの腐食状況を調査することにより、ビルピットから排出される硫化水素ガスが管路施設の腐食へ及ぼす影響を把握するとともに腐食予測式を作成するなど、ビル等の管理者へ適正な維持管理を要請する際や管路施設の維持管理業務を効率的に行うための基礎資料を作成することを目的として実施する。

1. 2 調査内容

1. 2. 1 これまでの調査内容

(1) 平成14年度（委託その1）

臭気苦情多発6地区の人孔（12箇所）への暴露用供試体の設置

硫化水素ガス連続測定器によるガスの発生状況調査（12人孔、1週間、1分ピッチ）

(2) 平成15年度（委託その2）

硫化水素ガス連続測定器によるガスの発生状況調査（12人孔、1週間、1分ピッチ）

設置した暴露用供試体の腐食状況調査（半年及び1年後）

1. 2. 2 今回の調査内容

- ① 暴露用供試体の腐食状況調査
- ② 人孔内壁コンクリートのサンプリング及び腐食状況調査
- ③ 硫化水素ガス発生状況調査
- ④ コンクリート腐食度分析試験
- ⑤ 硫化水素ガスによる管路施設の腐食予測式の作成

表 ー 1 調査試験内容

	調査内容	分析項目	調査期間	調査数量
1	硫化水素ガス発生状況調査	H ₂ S	1ヶ月間 (連続計使用)	5調査 (5人孔)
2-1	コンクリート腐食 状況の把握 (現状把握)	写真撮影	各1回	供試体 (2検体) 既設人孔内壁の検体 (6検体) 計8検体
2-2	コンクリート 腐食度分析試験 (供試体による 腐食度分析)	① 化学分析 (EPMA 試験) ② 化学分析 (中性深さ 測定) ③ 表面腐食状況 (腐食深さ) ④ 質量変化 ⑤ 外観変化 (写真撮影)		供試体 (2検体)

1. 3 調査期間

平成16年 9月21日～平成17年 3月25日

2. 現地調査

2. 1 調査箇所

当初調査では、臭気苦情多発6地区から、西部第一管理事務所の“臭気ガス濃度として硫化水素濃度を10,000ppm以下/1週間とする”という内規を超えると想定された12の人孔を調査対象として選定し、暴露用供試体を設置している。今回調査は、そのうち以下の5地区を対象とした。

- ・ 新宿区西新宿、千代田区内神田、港区新橋、港区西麻布、中央区茅場町・新川

表 - 2 調査地区一覧表

地区名	測点№	SEMIS人孔番号	今回調査箇所	硫化水素ガス調査	供試体調査	人孔内壁調査
1 千代田区内神田地区	1	2020-2C-040				
	2	2020-2C-042	○	○	○	-
2 中央区茅場町・新川地区	3	2221-4B-005				
	4	2221-4B-006	○	○	-	-
3 港区新橋地区	5	2419-3B-026				
	6	2419-3B-060	○	○	-	○
4 港区西麻布地区	7	2516-1C-038				
	8	2516-2B-005	○	○	-	○
6 新宿区西新宿地区	11	2014-3A-016	○	○	○	○
	12	2014-3A-017				

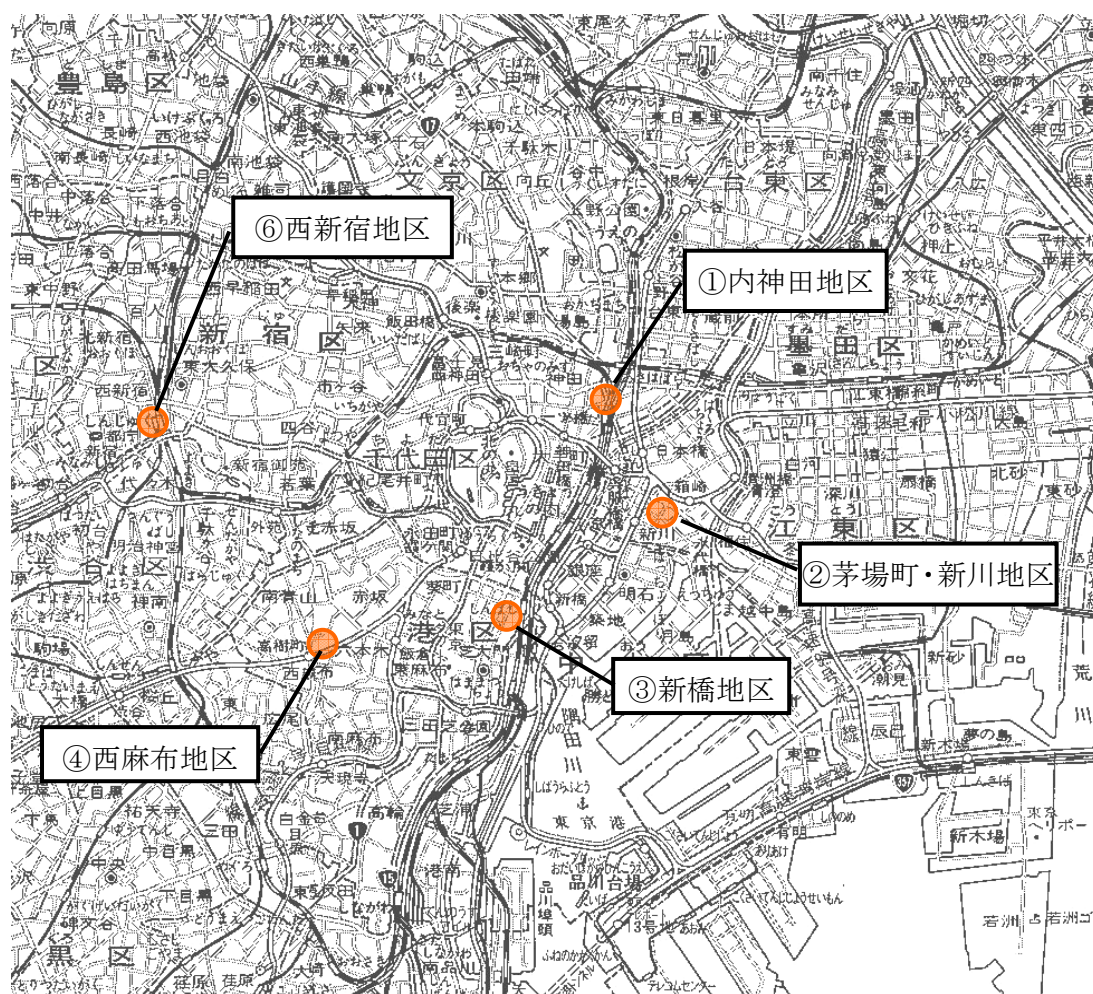


図 - 1 調査位置図

表－３ 調査地点概要

地区名		地区概要	測点№	SEMIS人孔番号	管渠径 (mm)		人孔形式	人孔(m)			人孔設置条件
					流入	流出		人孔深	人孔径	落差	
1	千代田区内神田地区	神田駅西口駅付近であり、飲食店が多く、昼夜間人通りが多い。近くに東京都指定史跡・神田下水の埋設がある等、敷設年度は非常に古い。	1	2020-2C-040		250	起点	1.61	0.9	0.000	ビルピットを有するビル(星座ビル0ppm)が路線内に有り。
			2	2020-2C-042	250×2条,900	900	合流	3.58	1.5	1.850	近傍(マクドナルド神田西口店)に124ppm以上を計測する汚水樹有り。人孔壁面はレンガで構築。落差は12人孔中最も大。
2	中央区茅場町・新川地区	周辺はオフィスビルやマンションに囲まれている。交通量は、昼、夜ともに少ない。	3	2221-4B-005		350	起点	1.31	0.9	0.000	平成14年度再構築整備完了済み。ビルピットを有するビル(浪商ビル、内田洋行)が人孔付近に有り。
			4	2221-4B-006	350	400	中間	1.82	0.9	0.004	平成14年度再構築整備完了済み。
3	港区新橋地区	新橋駅烏森口付近であり、飲食店も多く、昼夜間人通りが多い。	5	2419-3B-026		250	起点	1.28	0.9	0.000	振り分け人孔。地下階を有するビルが路線内に有り
			6	2419-3B-060	250	250	中間	1.57	0.9	0.046	近傍に124ppm以上を計測する汚水樹(横山ビル)有り。臭気対策としてビニールで覆っているため人孔内は高湿度である。
4	港区西麻布地区	一部飲食店や住居が混在する地区である。交通量は比較的少ない。	7	2516-1C-038	250×2条	250	合流	1.54	0.9	0.080	近傍汚水樹(エメロード西麻布ビル)からビルピットを有する排水あり。
			8	2516-2B-005	400	400	中間	2.19	0.9	0.770	ビルピットを有するビルが近傍に有り。上流管路が13%と急勾配で流下し落差77cmあり硫化水素の発生原因と想定される。
6	新宿区西新宿地区	全国で最も利用客の多い新宿駅西口前である。人通りは、昼夜間通して多い。	11	2014-3A-016	450	450	中間	1.70	0.9	0.010	人孔へ直接ビルピットからの取り付け管の接続が確認できる。周辺汚水樹(京王百貨店)より600ppmを超えるガス濃度あり。人孔壁面は硫化水素の影響と思われる腐食状況が確認されている。
			12	2014-3A-017	450	450	中間	2.03	0.9	0.010	人孔へ直接ビルピットからの取り付け管の接続が確認できる。人孔壁面は硫化水素の影響と思われる腐食状況が確認されている。

2. 2 既設人孔内壁コンクリートのサンプリング

これまでの調査結果から、ビルピットから発生する硫化水素ガスは、最高濃度が高くても、一時的であり、影響が出るまでには相当な時間がかかることがわかっている。したがって、2年経過した程度の供試体のデータを、腐食進行の推定資料とすることは、著しく精度を欠くものとなる恐れがある。そこで、今年度は、設置後数十年を経過した管路施設からサンプリングしたデータを参考として収集することとした。

今回は、高濃度の硫化水素ガスが発生している西新宿地区及び積算濃度(1週間、1分ピッチの濃度データの積算)が10,000ppm程度発生している新橋地区並びに西麻布地区について、各1箇所、計3人孔をサンプリング対象とした。

サンプリングは、ダイヤモンドカッター等を用いて、径3cm×長さ5cm程度の試験用コンクリートを1人孔あたり2箇所〔人孔上部、人孔下部〕、計6検体を採取した。

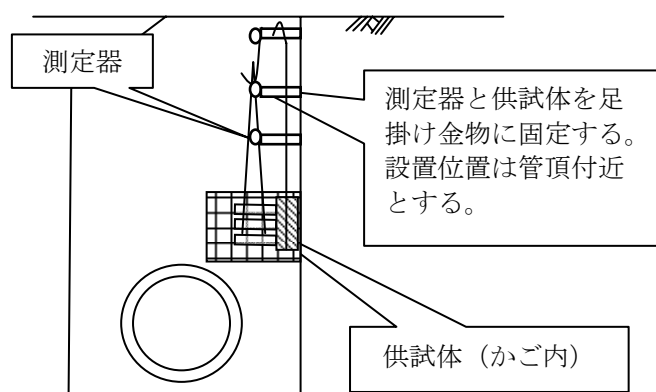
2. 3 硫化水素ガスの発生状況調査

ビルピット排水直後の人孔（劣化調査の対象となる暴露用供試体が設置されている2人孔とサンプリングを行った3人孔の計5人孔）で、硫化水素ガス連続計測器を使用し、1月間連続測定を行った。測定間隔は計測器のメモリー容量の関係で5分ピッチとした。

測定器は、拡散式硫化水素測定器下水道施設管理用(GHS-7A)型を使用した。（図－3、表－4参照）

○ 測定項目 H_2S ガス、気温 1ヶ月間、5分ピッチ 計5箇所

作業は、マンホール蓋を開口し足掛け金物に固定し測定器を設置した。（図－2）



図－2 計測器設置概要



図－3 測定器

表－4 測定器概要

名称	拡散式硫化水素測定器(ガステック社製)
型式	GHS-7A
電源と連続使用時間	単3アルカリ乾電池(4本):約1440時間
使用環境	温度: -10～40℃、相対湿度30%～95%
検知原理	定電位電解式(拡散式)
測定範囲及び指示精度	測定範囲0～500ppm 分解能1ppm精度±25ppm
ロギングデータ数	最大12032個
通信速度	19200bps
通信方式	シリアル通信(RS-232C)
ロギング間隔設定	5分

3. 硫化水素ガス発生状況調査

3. 1 調査地点毎硫化水素ガス発生パターン

本年度調査結果（2004 年 12 月から 2005 年 1 月の約 1 ヶ月間）のほか過去の調査結果（2003 年 3 月、2003 年 9 月、2004 年 3 月）について 1 週間の積算濃度の比較を表 - 5 に示した。

表 - 5 硫化水素濃度一覧

地区名	人孔番号	硫化水素濃度 (ppm/1週間・分)							調査地点 平均	平均 ppm/min	硫化水素濃度積算 量 (調査日数×日平均 ppm)
		(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)			
		2003年3月	2003年9月	2004年3月	2004年12月	2004年12月	2005年1月	2005年1月			
内神田地区	1	63.0	1,215.0	6,394.8					2,557.6	0.3	237,126.1
	2	3,557.8	9,835.5	16,346.9	5,534.5	3,835.5			7,822.0	0.8	725,214.9
茅場町・新川地区	3	994.2	6,121.0	7,862.7					4,992.6	0.5	462,888.4
	4	10,324.6	16,925.6	5,791.3	5,679.5	6,105.5	7,293.5	7,474.5	8,513.5	0.8	789,323.1
新橋地区	5	468.6	3,187.6	244.7					1,300.3	0.1	120,556.4
	6	9,738.3	6,962.1	2,213.7	5,525.5	5,256.5	2,653.5	4,302.0	5,235.9	0.5	485,446.7
西麻布地区	7	176.5	1,472.3	682.4					777.1	0.1	72,045.2
	8	4,963.7	5,103.4	8,160.3	14,835.5	11,487.0	10,175.5	10,418.5	9,306.3	0.9	862,824.3
西新宿地区	11	26,287.7	81,972.5	50,433.7	15,076.0	32,935.5	49,179.0	39,746.5	42,233.0	4.2	3,915,601.1
	12	31,819.1	84,225.9	49,733.4					55,259.5	5.5	5,123,342.0
調査期間 平均		8,839.3	21,702.1	14,786.4	9,330.2	11,924.0	17,325.4	15,485.4	13,799.8	1.4	1,279,436.8

注) ■ は、10,000ppm/1週間以上の人孔を示す。□内は、今年度調査を示す。

3. 2 1週間濃度の考察

過年度の調査では、当初選定した 12 箇所の人孔のうち、内神田地区 1 箇所、茅場町・新川地区 1 箇所及び西新宿地区 2 箇所の計 4 箇所を越えていた。

今回調査では、過年度調査で高濃度を示した人孔 5 箇所を調査したが、過年度調査で 10,000ppm 以下であった西麻布地区 (No. 8) が 10,000ppm を超えていた。一方、茅場町・新川地区 (No. 4) は 10,000ppm 以下になっていた。

■ 内神田地区

No.2 人孔は 3,800～5,500ppm であり、過年度 3,500～16,300ppm より減少した。

■ 茅場町新川地区

No.4 人孔は、2003 年 3 月と 2003 年 9 月は 10,300～16,900ppm と高かったが、2004 年 3 月からは 5,600～7,400ppm へと減少している。

■ 新橋地区

No.6 人孔は、2003 年 3 月と 2003 年 9 月は 6,900～9,700ppm とやや高かったが、2004 年 3 月からは 2,200～5,500ppm へと減少している。

■ 西麻布地区

No.8 人孔は、2003 年 3 月と 2004 年 3 月は 4,900～8,100ppm であったが、今回調査では 10,100～14,800ppm へと大きく増加している。

■ 西新宿地区

どちらも他の地区の人孔に比べ 2～10 倍高濃度である。No.11 は、2003 年 3 月は 26,000ppm であったが、2003 年 9 月と 2004 年 3 月は 50,400～81,900ppm へと増加した。今回の 1 ヶ月間の調査では、最初の 1 週間は、15,000ppm と過去に比べ低かったが、2 週目から 4 週目にかけては 32,900～49,100ppm となり、過年度と同様の濃度であった。

3. 3 1ヶ月間での考察

1 ヶ月間一定の傾向を示した人孔もあったが、1 ヶ月間の変動は、1 週間の積算濃度で 1.5 倍から 3.0 倍の差が生じていた。図 - 4 に人孔毎の積算濃度のグラフを示す。

■ 内神田地区 (一部データ欠損)

最低 3,800ppm、最高 5,500ppm、過去には 16,000ppm を示したこともあり、変動が大きい。

■ 茅場町・新川地区

各週ともに 6,000～7,000ppm 程度と一定していた。

■ 新橋地区

最低で2,600ppm、最高で5,500ppmであり、2倍近い差があった。過去にも2,200ppmを示したことがあったことから今回だけの特異なデータではない。

■ 西麻布地区

1週目だけ15,000ppmであったが、その他の週は10,000ppm程度で一定していた。

■ 西新宿地区

最低で15,000ppm、最高で50,000ppmと3倍近い差があり、さらに過去には80,000ppmを示したこともあり、変動が激しい。この人孔は臭気対策の指導を受け改善措置を取っていることも影響していると考えられるが、改善効果は持続していないような結果となっている。

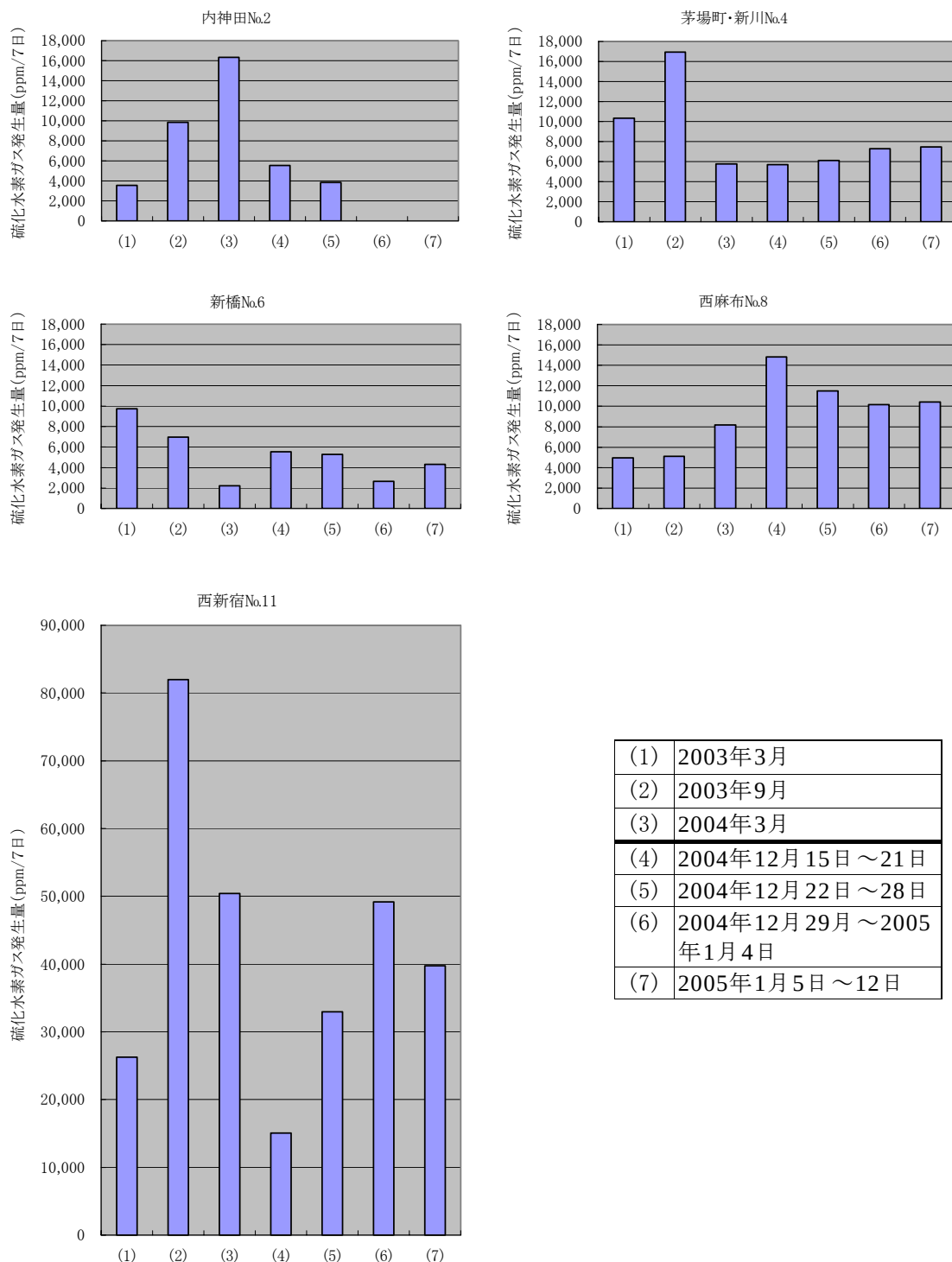


図 - 4 積算濃度発生状況

4. コンクリート腐食度分析試験

人孔からサンプリングした供試体と暴露用供試体について腐食度分析試験を行った。暴露用供試体については、まだ影響は軽微と考えられたため、今回は高濃度の硫化水素ガスが発生している西新宿（No. 11）と内神田（No. 2）の2ヶ所のみとした。

- ・ 暴露用供試体（2年経過） 2検体
- ・ 既設人孔内壁 2検体／人孔×3人孔＝6検体 計 8検体

4. 1 表面腐食状態（腐食深さ）

暴露用供試体（今回対象は2検体）の脆弱部をワイヤーブラシで除去後、1検体につき、3箇所計測を行い、腐食の進行を確認した。測定結果を表－6に示す。

変化は2検体ともに0.1mmであり、硫化水素による腐食の影響は確認できなかった。

4. 2 質量変化

暴露用供試体（今回対象は2検体）の劣化部を除去後、20℃の標準養生槽で48時間養生し、その後、表乾状態で測定した。それぞれの質量変化及び変化率について、表－6に示す。

2供試体ともに質量の変化率は-0.02～-0.05%とわずかであり、硫化水素による腐食の影響を確認することはできなかった。

表－6 表面腐食及び質量変化測定結果

地区名	試料No	測定時期	表面腐食	質量変化	
			平均（mm）	重量（g）	変化率（%）
内神田地区	2-4	設置前	50.1	1,790.95	-0.05
		回収後	50.0	1,788.85	
		差	-0.1	-0.9	
西新宿地区	11-3	設置前	50.3	1,686.35	-0.02
		回収後	50.2	1,685.15	
		差	-0.1	-0.35	

4. 3 化学分析－中性深さ試験（フェノールフタレイン試験）

腐食が進んでいる箇所の脆弱層を除去し、健全なコンクリート層を露出させた供試体を切断し、1%フェノールフタレイン溶液を噴霧して、コンクリートのアルカリ反応による赤色変化の確認を行った。中性化領域は、pH8以下（フェノールフタレイン法の呈色域はpH8～10以上）と判断した。

暴露用供試体では、2検体とも全く中性化は見られなかった。人孔内壁の供試体では、築造後40～50年経過している西新宿と西麻布は、中性深さが60～80mmとかなり中性化が進行している結果となったが、新橋地区は経過年数が19年と他の2地区より短く、中性深さも2～3mmであった。

表－7 中性化深さ

地区名	人孔No.		中性深さ（mm）	人孔設置年及び経過年数	
新橋地区	6	上側	3mm	昭和60年 （1985年）	19年 （2004年12月時点）
		下側	2mm		
西麻布地区	8	上側	5mm	昭和26年 （1951年）	53年 （2004年12月時点）
		下側	65mm以上		
西新宿地区	11	上側	80mm以上	昭和40年 （1965年）	39年 （2004年12月時点）
		下側	60mm以上		

4. 4 化学分析－E P M A 試験

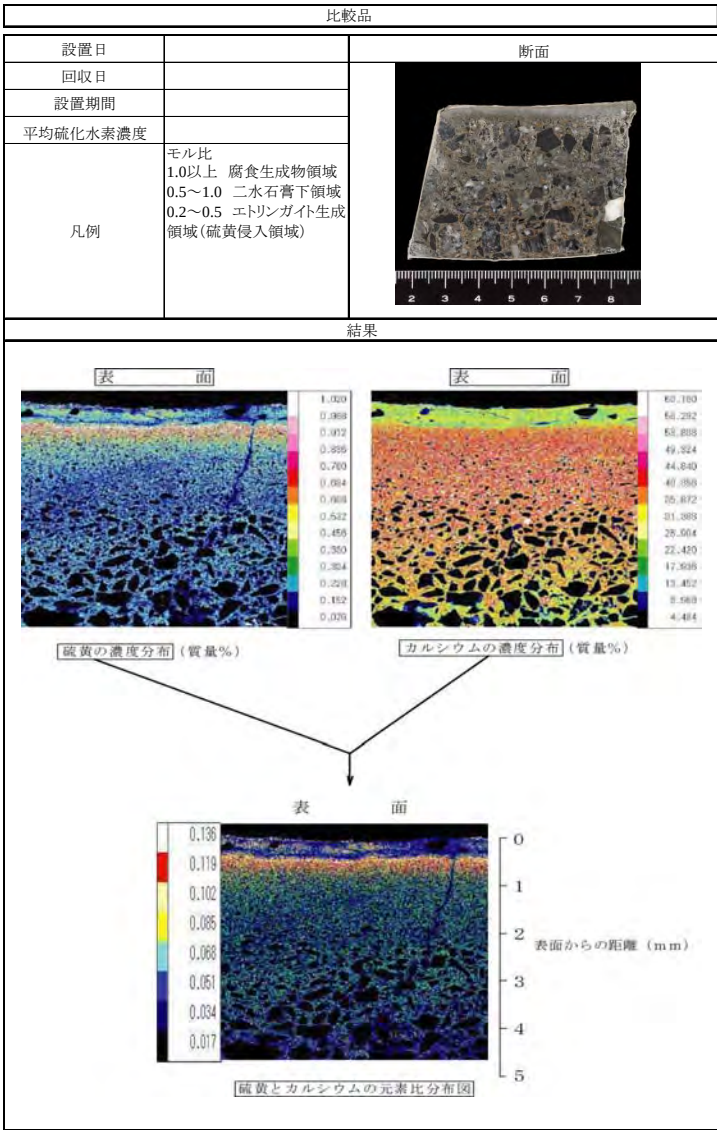
4. 4. 1 試験方法について

供試体を切断して作成した資料に電子線を照射し、ミクロン領域の元素分析や二次電子像観察により、硫酸の浸漬状況（深さ）を検査する。

硫酸の構成元素である硫黄（S）とセメントの構成元素で硫酸と反応するカルシウム（Ca）の分布を測定し、それらの元素の数の比（モル濃度比）を計算することで、二水石膏であるかエトリンガイトであるかが判定できる。¹⁾

表－8 各生成物の組成と S/Ca モル比

生成物	組成式	S/Ca モル比
二水石膏	$\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1/1=1
エトリンガイト	$3\text{CaO} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{CaSO}_4 \cdot 32\text{H}_2\text{O}$	3/6=0.5



図－5 E P M A 試験の結果

結果の上段2図は、硫黄とカルシウムの元素濃度（質量%）分布を表している。これらの図の各測定点における硫黄、カルシウムの元素濃度（質量%）を元素濃度（モル濃度）に換算し、両元素のモル濃度の比を計算して各測点の硫黄/カルシウムの値を下段図のように2次的に図示すると腐食領域が明確に識別できる。

4. 4. 2 試験結果

調査地点毎の今回（H16）と前回（H15）の S/Ca モル比の最大値を表に示す。

暴露用供試体（神田（No.2）と西新宿（No.11）の2件）については、過年度も含めて、全ての供試体で硫酸によるコンクリートの腐食を示すエトリンサイト生成領域を示す 0.200 を超えた結果がなく、硫酸のコンクリート侵食は確認できなかった。

人孔内壁からサンプリングした供試体（西新宿、西麻布、新橋の3箇所）については、1週間積算濃度が 50,000～80,000ppm を示した西新宿は、最大で 0.090 (3.0mm) であった。最も S/Ca モル比が高かったのは新橋（下側）の 0.120 (測定位置: 表面から 3.0mm) であり、硫酸による侵食を示す領域となる 0.20 以上となったものは無かったため、侵食は確認されない結果となった。

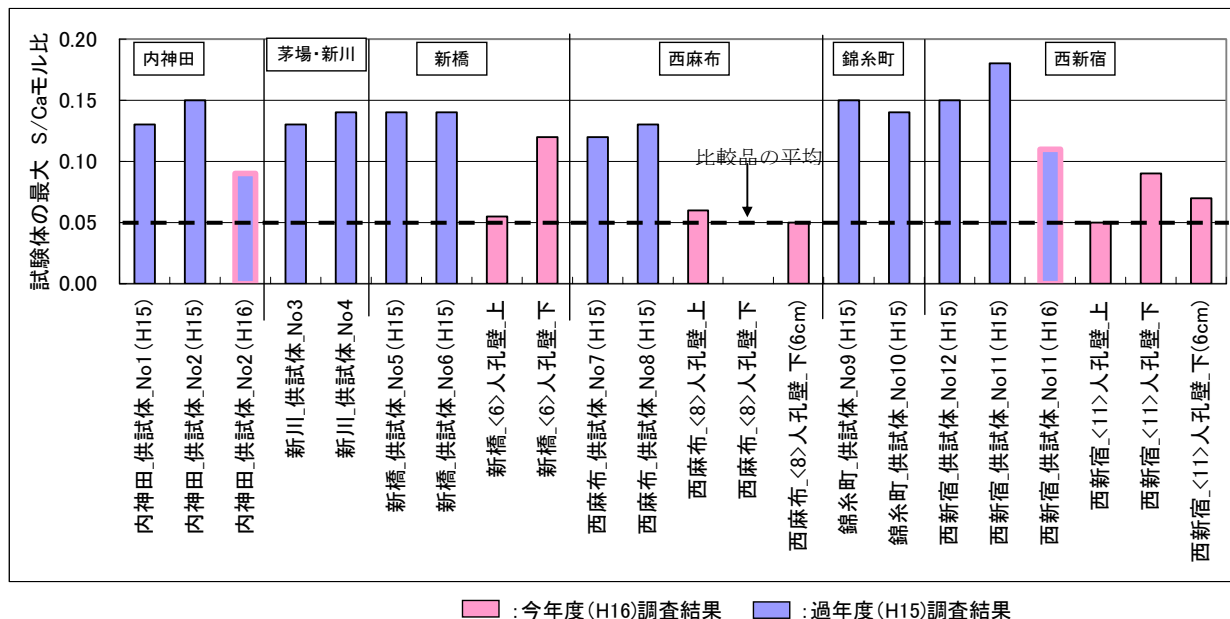


図 6 モル比 S/Ca 比較

※比較品：硫化水素の影響を受けていない供試体

5. 硫化水素ガスによるコンクリート腐食予測式

5. 1 コンクリート腐食予測に用いる推定式

供試体や既設人孔内壁の硫化水素ガスによる腐食状況調査結果をもとに、硫化水素ガスの濃度（積算濃度）や設置年数などと腐食状況の違いを整理し、硫化水素ガスによる管路施設の腐食予測式の検討を行った。

既往文献によれば、吉本、北川²⁾により、下記のような硫化水素ガスと稼動年数を用いた腐食深度の推定式が提案されている。

表 9 既往文献による腐食の推定式

調査機関	腐食ガス	腐食深度の推定式
吉本、北川	硫化水素	$d = 1.33 (C \times T)^{0.5}$ d : 腐食深度 (mm)、 C : ガス濃度 (ppm)、T : 稼動年数 (年)

本検討でも、硫化水素ガスによる腐食の進行は、硫化水素ガスの濃度と稼動年数に影響されると考えられることから、吉本、北川の提案式を参考に、現地調査結果を用いて予測式を検討した。

5. 2 コンクリート腐食予測式の検討

本調査では硫化水素ガスによるコンクリートの腐食深度（硫黄の侵食深度）を①フェノールフタレイン試験と②E PMA試験の2つの方法により調査分析を行ったが、硫黄の腐食深度は①のフェノールフ

タレイン試験による結果のほうがより明確に反応が確認されたことから、腐食予測式の検討では、フェノールフタレイン試験の試験結果を用いることとした。

5. 2. 1 コンクリート腐食予測式に用いる諸元

フェノールフタレインによる試験結果と、硫化水素ガス連続測定による1分あたりの平均濃度、稼動年数を以下に整理した。

表 - 10 硫化水素濃度の算定

地区名	人孔No	硫化水素濃度 (ppm/1週間)								硫化水素濃度 (ppm/1分)
		2003年3月	2003年9月	2004年3月	2004年12月1週目	2004年12月2週目	2005年1月3週目	2005年1月4週目	平均	
新橋地区	6	9,738.3	6,962.1	2,213.7	5,525.5	5,256.5	2653.5	4302	5,235.9	0.52
西麻布地区	8	4,963.7	5,103.4	8,160.3	14,835.5	11,487.0	10175.5	10418.5	9,306.3	0.92
西新宿地区	11	26,287.7	81,972.5	50,433.7	15,076.0	32,935.5	49,179.0	39,746.5	42,233.0	4.19

表 - 11 コンクリート腐食予測式に用いる諸元

地区名	フェノールフタレイン試験による腐食深度 (d, mm)	硫化水素濃度 (C, ppm/1分) ①	稼動年数 (T, 年) ②	C×T (①×②)	備考
新橋	2	0.52	19	9.9	昭和60年築
西麻布	65	0.92	53	48.9	昭和25年築
西新宿	80	4.19	39	163.4	昭和40年築

5. 2. 2 硫化水素ガスによるコンクリート腐食予測式の推定

表 - 11の3地区における諸元を用いて、相関式を算出し、コンクリート腐食予測式を推定した。

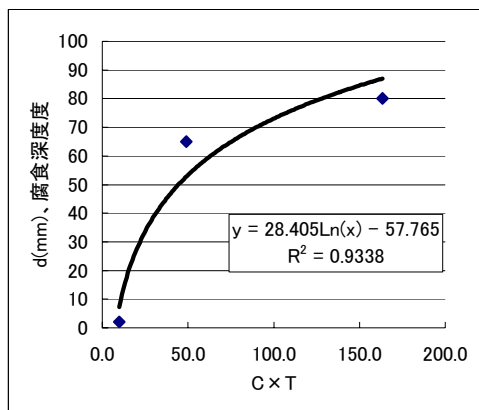


図 - 7 硫化水素ガスによるコンクリート腐食予測式の算出

- 硫化水素ガスによるコンクリート腐食予測式の提案

$$d = 28.405 \times \text{Log}_e (C \times T) - 57.765$$
ここに、
d : 腐食深度 (mm) (硫黄の腐食深度)
C : 硫化水素ガス濃度 (ppm/1分)
T : 稼動年数 (年)

5. 2. 3 今回検討した予測式の再現性について

今回検討した予測式の再現性について、実測値との比較や先に述べた“吉本、北川”による腐食予測式による結果との比較を行った。

表 - 12 今回検討した予測式の再現性

地区名	硫化水素 濃度 (C, ppm/1 分)	稼動年数 (T, 年)	C×T	既往の推定式(吉本、北 川)による腐食深度(m)	今回検討による推定式に よる腐食深度(mm)	調査時の腐 食深度(mm)
				$d=1.33 \times (C \times T)^{0.5}$	$d=28.405 \times \log_e(C \times T) - 57.765$	
新橋	0.52	19	9.9	4	7	2
西麻布	0.92	53	48.9	9	53	65
西新宿	4.19	39	163.4	17	87	80

- ・ 今回推定した予測式の再現性は、稼動年数が短い期間でやや違いがあるが、概ね再現性は良好である。
- ・ 既往の推定式（吉本、北川）と今回推定した腐食予測式との結果では、今回推定した予測式のほうが、1.7～6 倍大きい値となっている（特に稼動年数が長い期間での違いが大きい）。

6. 今後の課題

6. 1 調査箇所の選定

硫化水素ガスによるコンクリートの腐食度について、今年度までは他の既往調査で行われている検査方法として、簡易な手法であるフェノールフタレイン試験と、精密な手法であるE PMA試験の2種類を行ってきた。しかしながら、現地の状態から相当侵食が進んでいると見られる西新宿地区の供試体でも、E PMA試験では、硫化水素ガスによるコンクリートの腐食（硫黄の侵食）が確認できなかった。

E PMA試験で硫黄の侵食を確認するためには、西新宿以上に硫化水素ガスが発生し、コンクリートが劣化している箇所（人孔）を調査する必要があるため、今後は、そうした人孔を探して試験を行い、劣化予測式の精度を高めて行く必要がある。

6. 2 暴露用供試体

今回調査でも、2003年3月に設置し、2ヵ年経過した暴露用供試体の内、硫化水素ガスが高濃度である2箇所について中性化やE PMA試験を行ったが、どちらでもコンクリートの腐食は確認できなかった。今回は、更に築後数十年経過した人孔の内壁をサンプリングし調査したが、中性化試験では劣化の進行が確認されたが、E PMA試験では硫酸による腐食の進行は確認できなかった。コンクリート供試体の劣化が明確に確認されるには、あと数年はかかると考えられる。中性化試験による劣化確認は必要だが、E PMA試験は中性化試験で反応が出てから行えば良いものと考えられる。

6. 3 試験方法

今回、E PMA試験は金属会社の試験室に依頼して調査を実施したが、X線を使って直接硫酸の侵食をしめすエトリンガイトを計測できる手法があり、時間と費用の面でE PMA試験より短期間で試験ができ、費用も安価であることから、今後、新たな試験方法として検討も必要と考えられる。

参考文献)

- 1) 下水道協会：「下水道構造物に対するコンクリート腐食抑制技術及び防食技術の評価に関する報告書」、下水道協会、平成13年
- 2) 吉本、北川：「管路の腐食と排水槽(3)-ビルピットと管路腐食-」、月刊下水道 vol123、No.14

1-(2)-1 NCI-GC/MS 法を用いた下水中のエストロゲン分析法の検討及び実態調査

施設管理部施設管理課 松木 正浩

1. はじめに

下水道局では、内分泌攪乱物質であるアルキルフェノール類、フタル酸エステル類及び17βエストロジオール（以下 E2）の下水放流水のモニタリングを平成14年度から行っており、その濃度レベルが明らかになった。アルキルフェノール類、フタル酸エステル類については、検出される濃度は生態系への影響がない濃度である。E2の濃度はアルキルフェノール類及びフタル酸エステル類よりも1/10以下の低いレベルであるが、女性ホルモン（以下 エストロゲン）そのものであることから、低濃度でも生態系へ影響が懸念される。

人から排出され、下水に流入するエストロゲン物質は、エストロン（以下 E1）、E2、エストリオール（以下 E3）が主で、その他人工避妊薬の主成分である17αエチニルエストラジオール（以下 EE2）がある。東京都環境科学研究所の多摩川における鯉の調査¹では、下水放流水の影響を受けている雄の鯉の血液中からビデロゲニン（卵黄蛋白前駆物質）が高濃度で検出されたとの報告がなされた。この原因としては、下水放流水中の人由来のエストロゲン物質であるE1及びE2であることが明らかにされた。このことから、当局においても下水放流水の生態系への影響を把握するため、下水中のE2以外のエストロゲン物質の実態を調査する必要があると考え、分析法の検討及び実態調査を行うこととした。

E2の分析法として当係では、ELISA法（抗原抗体反応を利用した酵素免疫法）を採用している。この分析法の問題点として、抗体の交差反応により分析結果が実際の値より高くなり、エストロゲン物質を全て分析する場合目的物質ごとに分析キットを揃える必要がある。また、ダイナミックレンジが狭いのでサンプルを数段階希釈しなければならないため分析キットの使用量が増えランニングコストが高くなる。これに対して今回検討した負イオン化学イオン化を用いたガスクロマトグラフ質量分析計（以下 NCI-GC/MS）による分析法は、エストロゲン物質であるE1、E2、EE2、E3の4物質を同時に分析でき、ELISA法と比べて定量の精度が高くダイナミックレンジも広いなどELISA法より優れている点がある。そこで、エストロゲン4物質の下水中の濃度レベルや下水処理工程における挙動を調査するため、NCI-GC/MSによるエストロゲン物質の分析法の検討を行った。さらにこの分析法を用いて、下水中エストロゲン4物質の実態調査を行い、流入水、放流水及び処理工程における濃度を明らかにすることができたので報告する。

2. 分析装置及び分析条件

2. 1 試薬

分析に使用した試薬は市販品で以下に示す。

E2及びE2-d3体（サロゲート）：環境分析用 E1、EE2、E3：生化学試験用 （アセトンに溶解後、適当な濃度に調整）

アセトン、ヘキサン、メタノール：フタル酸エステル試験用

ジクロロメタン：5000倍濃縮検定品

2-プロパノール：精密分析用又は試薬特級

トリメチルシリルイミダゾール（以下 TMSIM）：GC用

N,0-ビス（トリメチルシリル）アセトアミド（以下 BSA）：GC用

ビス（トリメチルシリル）トリフルオロアセトアミド（以下 BSTFA）：GC用

PFBB溶液：臭化ペンタフルオロベンジル1g、18-クラウン6-エーテル1gを2プロパノ

ールで溶かし 50mℓとしたもの

C18 固相カートリッジ：ウォーターズ社製 Sep-Pac Plus C18

シリカカートリッジ：ウォーターズ社製 Sep-Pac Plus Silica

2. 2 分析装置及び分析条件

GC/MS：サーモエレクトロン社製 GC2000 (ガスクロマトグラフ) Trace MS (質量分析計)

カラム：J&W 社製 DB5-MS カラム長 30m 内径 0.25mm 膜厚 0.25 μm

カラム昇温条件：150℃ (1min) -10℃/min-300℃ (6min)

キャリアーガス及び流量：He 1.2mℓ/min

注入口温度：260℃

試料の注入方法：スプリットレス スプリットレス時間 1 min

注入量：2 μℓ

イオン化法：負イオン化学イオン化法 (70eV) 反応ガス及び流量：メタン 0.8mℓ/min

モニターイオン：E1 269.3, 270.3 E2 343.3, 344.3 E2-d3 346.3, 347.3 EE2 367.3, 368.3
E3 431.3, 432.3

3. 分析法の検討

GC/MS に用いられるイオン化法は一般的には電子衝撃イオン化法が用いられる。このイオン化法は目的物質に直接熱電子をあててイオン化し正イオンのみを検出対象とするものである。これに対して負化学イオン化法とは、まずイオン化室に反応ガス (メタン、イソブタン、アンモニア等) を導入し、これに熱電子をあてイオン化し、イオン化された反応ガスと目的物質を反応させることで目的物質をイオン化し、生成する正又は負イオンのうち負イオンのみを検出対象とするものである。この分析法は、電子親和性の化合物を選択的に高感度で検出できるという特徴がある。エストロゲン物質は電子親和性の物質ではないため、NCI-GC/MS でエストロゲン物質を分析するには、電子親和性の官能基をつけるため、誘導体化する必要がある。

今回検討した誘導体化法の原理は、まず、サンプルにサロゲート (E2-d3 体) を添加し、ELISA 法と同様の固相抽出を行い、PFBB 溶液を加えてパーフルオロベンジル化する。PFBB 溶液では、17β位のOH基を誘導体化できないのでTMSIMを用いて17β位のOH基のトリメチルシリル化を行う方法である。一連の操作を最初に文献等^{(2),(3)}を参照し試みに行った前処理操作のフローとE2の誘導体化の反応式を図1及び2に示す。

この分析方法でE1及びE2の定量下限値は0.5ng/ℓで分析できることを確認した。しかし、シリル化剤にTMSIMを用いるとこのシリル化剤は揮発性でないことから、GC/MSに直接注入できない。GC/MSで測定する場合、残存するTMSIMを除くためシリカゲルカラムによりクリーンアップをしなければならない。この操作は1度に20検体以上の試料を処理する場合、作業負担が非常に重くなるため、多試料を測定しようとする場合この操作を省ける試薬に変更する必要がある。また、ヘキサン回収のときの脱水操作に硫酸ナトリウム充填ミニカラムを最初用いたが、充填されている硫酸ナトリウム量が少ないため、エマルジョン化したサンプルを脱水することが困難であった。そのため、脱水方法とシリル化剤の選定及びシリル化の条件の検討を行った。

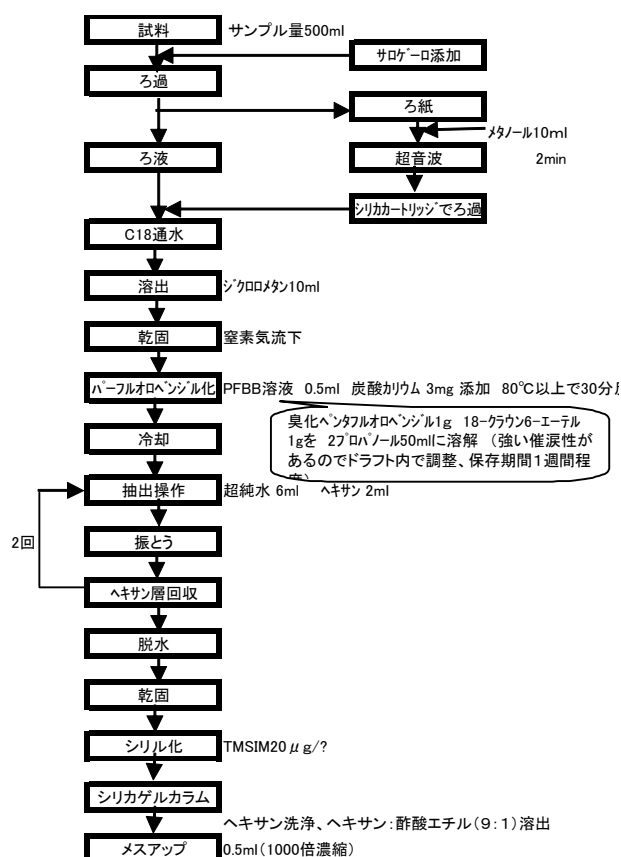


図1 検討前誘導体化分析フロー

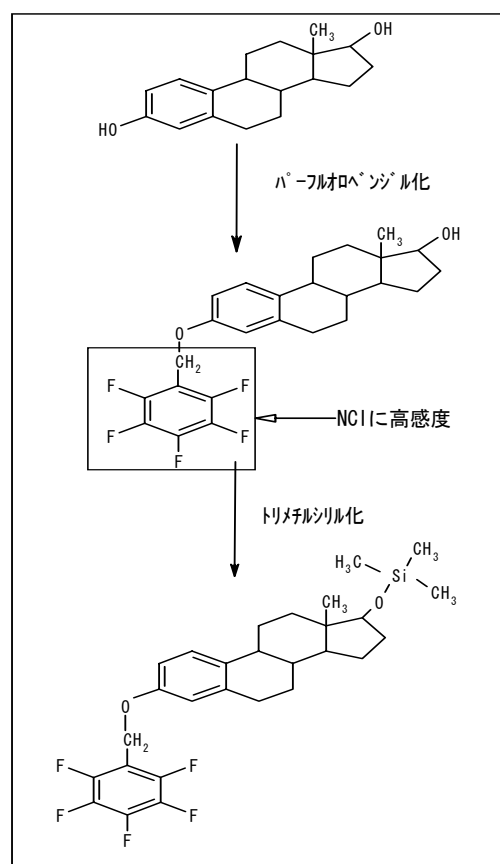


図2 誘導体化反応式

3. 1 誘導体化方法の検討

3. 1. 1 脱水方法の検討

分析法を検討するにあたり、まずパーフルオロベンジル化したサンプルをヘキサンで抽出する工程の脱水方法の検討を行った。最初は、硫酸ナトリウム充填ミニカラムで脱水する方法を試みたが、下水のサンプルはエマルジョンになりやすく、すぐに飽和してしまい使用できなかった。次に、ろ紙に硫酸ナトリウムを入れ、脱水する方法を試みた。この方法では、ヘキサンが硫酸ナトリウムを吸ってしまい、そのあと洗浄するためにヘキサンを多量に用いなければならず、ろ過時間も長くなってしまった。次に、ワットマン社製1PSのろ紙を用いて脱水する方法を検討した。この方法はろ過も早く、測定した結果のクロマトに異常なピークがみられず、分析に影響しないことがわかったので、この方法を採用することとした。

3. 1. 2 シリル化試薬の選定

シリル化剤は、以下の検討の結果、BSAを使用することとした。

文献等によるシリル化は、TMSIMを採用している。このシリル化剤は、シリル化剤の中では強力であるが揮発性が低い⁽⁴⁾という特徴があるため、キャピラリーカラムに直接注入できない。

GCに導入するには残存するTMSIMを除くため、シリカゲルカラムでクリーンアップする必要がある。この操作は煩雑で時間がかかるため、揮発性がありクリーンアップ操作をしなくてもキャピラリーカラムに直接注入できるBSAとBSTFAを用いるシリル化の検討を行った。

検討方法は、10ng/μlの標準物質の試料をパーフルオロベンジル化後乾固し、TMSIMは20μl添加し室温で30分、BSAとBSTFAは100μl添加し80℃で30分間反応させてシリル化を行う。その後TMSIMはシリカゲルカラムによりクリーンアップし、BSAとBSTFAは乾固させヘキ

サンで 100 μ l に定容し測定した。結果の評価はサロゲート物質との相対イオン強度と誘導体化のばらつきをみるため相対イオン強度の変動係数の比較により行った。BSA と BSTFA の反応温度と反応時間を 80 $^{\circ}$ C としたのは、水道局水質センターの EI-GC/MS による分析法検討資料⁽⁶⁾で、BSTFA では反応温度が 80 $^{\circ}$ C 以下では、シリル化が十分に行えないとの報告があることから、この反応条件とした。表 1 に TMSIM の相対感度を 100% としたときのそれぞれの誘導体化試薬の相対感度と変動係数を示す。各物質の相対感度をみると、E1 は TMSIM に対して BSA、BSTFA でシリル化した方が高い感度が得られた。E2 では、TMSIM と BSA の感度はほとんど同じで、BSTFA は 89% と若干悪かった。BSA でシリル化した EE2 の感度は TMSIM の約半分で、BSTFA はシリル化されなかった。E3 の感度は TMSIM と BSA はほとんど同じで、BSTFA はシリル化されなかった。また、変動係数は、BSA が E1、E2、EE2 で最も小さく、E3 では TMSIM とほとんど同じであり、安定していることがわかった。

表 1 シリル化剤の相対感度と変動係数

シリル化剤	E1		E2		EE2		E3	
	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数
TMSIM	100%	10.3%	100%	7.4%	100%	5.1%	100%	5.5%
BSA	310%	3.5%	104%	4.7%	55%	3.7%	107%	5.9%
BSTFA	1195%	11%	89%	27%	0%	— — —	0%	— — —

3. 1. 3 BSA の添加量及び反応後の乾固の必要性の検討

次に、BSA の添加量と反応後の残存する BSA を飛ばすために乾固する必要があるかどうか検討を行った。添加量は 10ng/l の標準物質試料をパーフルオロベンジル化後乾固した試料に BSA を 50 μ l と 100 μ l の添加量を検討した。表 2 に、100 μ l 添加し、乾固したときの相対感度を 100% としたときの、各方法の相対感度と変動係数を示す。50 μ l 乾固なしでは、E1 及び EE2 の感度が 100 μ l 乾固ありに対して 15% と 40% 低くなった。100 μ l 乾固なしでは 100 μ l 乾固ありに対して EE2 の感度は 20% 低く、E1、E2 及び E3 の感度はほとんど同じであった。50 μ l 乾固ありでは、100 μ l 乾固ありと全ての物質で感度はほとんど同じであった。変動係数は 50 μ l 乾固ありのときが最も低く 100 μ l 乾固なしのときが EE2 を除いて次に低く良好であった。100 μ l 乾固ありでは、変動係数が全ての物質で最も高くなった。この結果から 50 μ l 乾固ありが最も良好な結果になった。

しかし、シリル化剤の乾固操作には、乾固に 30 分以上を要し、また、乾固後、サンプル中に白い浮遊物質が残存しヘキサンに溶解せずに浮遊する状態になるため、GC 注入時にシリンジの詰まりやライナーの汚染、カラムの劣化などのトラブルを起こすおそれがある。このため、感度が比較的安定していた BSA を 100 μ l 添加し乾固操作を行わない方法を採用することにした。

表 2 シリル化剤の添加量と乾固の有無における感度比較

	E1		E2		EE2		E3	
	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数
50 μ l 乾固なし	85%	10%	96%	4.4%	60%	8.1%	90%	13%
100 μ l 乾固なし	98%	7.2%	103%	3.6%	80%	9.8%	98%	8.6%
50 μ l 乾固あり	97%	7.5%	105%	1.8%	101%	5.9%	108%	7.9%
100 μ l 乾固あり	100%	18%	100%	13%	100%	12%	100%	11%

3. 1. 4 シリル化反応温度の検討

最後に、BSA でシリル化するときの温度条件の検討を行った。検討条件は、10ng/ℓの標準物質試料をパーフルオロベンジル化後乾固した試料に BSA を 100 μℓ添加し、反応時間は 30 分で反応温度は室温（概ね 20 ～ 25℃）、40℃、60℃、80℃で行い、サロゲート物質との相対感度及び変動係数の比較を行った。表 3 に室温で反応させたときの相対感度を 100%としたときのそれぞれの反応温度の相対感度及び変動係数を示す。相対感度は E1 及び E2 はいずれの温度でもほとんど同じで、EE2 は変動はあるが温度による影響は認められなかった。E3 は温度が上昇するほど感度が低下する傾向が見られた。変動係数は室温で反応させたとき EE2 以外は最も小さかった。以上の結果から、シリル化の反応温度は、加温せず室温で行うことにした。

表 3 シリル化剤反応温度のよる相対感度及び変動係数の比較

反応 温度	E1		E2		EE2		E3	
	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数	相対感度	変動係数
室温	100%	6.0%	100%	2.9%	100%	9.7%	100%	8.3%
40℃	98%	8.6%	101%	2.7%	114%	11%	91%	9.1%
60℃	105%	8.0%	102%	2.1%	104%	8.9%	83%	13%
80℃	109%	14%	98%	4.7%	121%	19%	79%	9.4%

3. 1. 5 誘導体化操作フロー

以上の結果から誘導体操作フローを図 3 のとおりした。

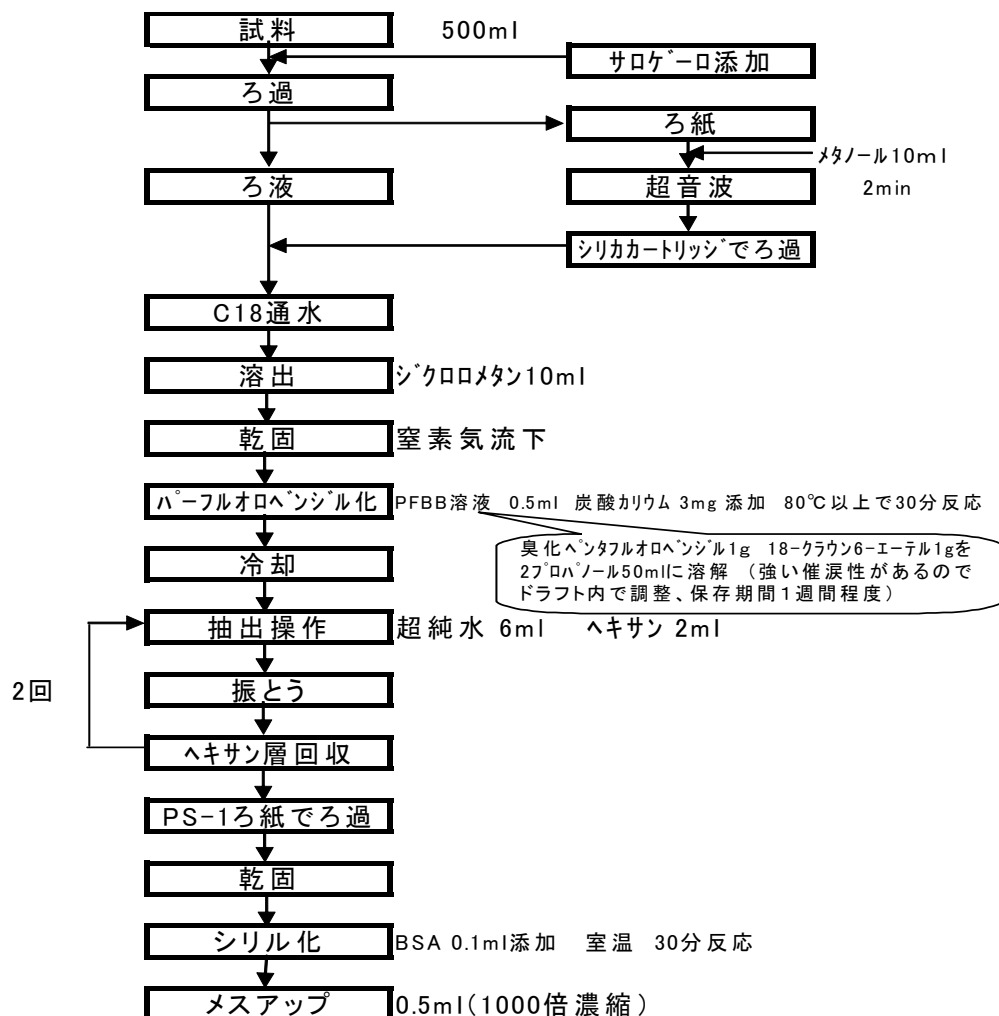


図 3 エストロゲン分析前処理フロー

3. 2 分析方法の評価

分析方法の評価は、「下水試験法方法（追補暫定版）」⁽⁷⁾に従い検出下限値及び定量下限値と下水流入水及び放流水の各物質の回収率を求めた。また、従来行っている ELISA 法の E2 の分析値との比較を行った。

3. 2・1 検出下限値及び定量下限値

検出下限値及び定量下限値は、標準試料にサロゲートを添加し、窒素気流下で乾固した後誘導体化を行い、ブランクを含めた数段階の濃度の同一試料を 5 回分析して、分析結果の標準偏差の 3 倍が設定した濃度を下回る濃度を検出下限値、10 倍を下回る濃度を定量下限値とした。結果を表 4 に示す。E1 及び E2 の検出下限値は 0.2ng/ℓ、定量下限値は 0.5ng/ℓだった。EE2 及び E3 検出下限値は 0.5ng/ℓ、定量下限値は 1.0ng/ℓだった。なお、E3 はこの 0.5ng/ℓの 10σ が 0.5 を下回っているので 0.5ng/ℓが定量下限となるが、ピーク面積が E1、E2 に対し 1/4 以下と小さかった。NCI によるイオン化は測定中の感度低下が大きく、この感度では多試料を測定した場合安定した感度が得られにくいと考えられるため定量下限値を 1.0ng/ℓとした。

表 4 各濃度ごとの 3σ・10σ 値

設定濃度 単位：ng/ℓ	E1		E2		EE2		E3	
	3σ	10σ	3σ	10σ	3σ	10σ	3σ	10σ
0.0	---	---	---	---	---	---	---	---
0.1	0.14	0.46	0.17	0.55	---	---	---	---
0.2	0.13	0.43	0.19	0.63	0.31	1.0	0.28	0.94
0.5	0.07	0.24	0.07	0.23	0.44	1.5	0.06	0.20
1.0	0.14	0.46	0.24	0.79	0.14	0.47	0.19	0.62
2.0	0.47	1.6	0.54	1.8	0.48	1.6	0.27	0.90
5.0	0.54	1.8	0.70	2.3	0.55	1.8	0.88	2.9

---はGC/MSのピークが認められなかった

3. 2. 2 回収率

中野水再生センターの流入水、放流水に E1 は 50ng/ℓ、E2、EE2 及び E3 は 5ng/ℓになるように標準物質を添加した試料と添加していない試料をそれぞれ 3 回分析し、回収率及び回収率の変動係数を求めた。その結果を表 5 に示す。

表 5 エストロゲン回収率

	流入水		放流水	
	回収率	変動係数	回収率	変動係数
E1	72%	2.1%	97%	2.0%
E2	96%	9.8%	100%	1.1%
EE2	72%	7.6%	112%	2.5%
E3	11%	42%	127%	6.6%

「下水試験方法（追補暫定版）」⁽⁶⁾では、回収率は 50～120%、変動係数は 20%以内が望ましいとしているが、E3 の流入水の変動係数及び放流水の回収率以外はこの条件を満たしていた。回収率及び変動係数が悪かった物質については、その物質のサロゲートを添加することで改善できると思われる。

3. 2. 3 ELISA 法の分析値との比較

従来 E2 の分析に用いている ELISA 法による分析結果と NCI-GC/MS の分析結果の比較を同一の放流水のサンプルを用いて行った。結果を図 3～5 に示す。ELISA 法の結果との比較では、NCI-GC/MS の結果に対して ELISA 法の値との回帰係数が 6 月は 2.1、9 月は 2.0 で、NCI-GC/MS 法の 2 倍の値であった。相関係数は 0.96 と 0.72 で高い相関を示した。1 月の結果は回帰係数が 1.0、相関係数が 0.4 であったが、これは砂町水再生センターの値が ELISA 法、NCI-GC/MS と他濃度の高い水再生センターと比較して 4 倍程度高い値であったため、砂町水再生センターの値を除いた場合、回帰係数は 1.8、相関係数は 0.66 で 6 月と 9 月と近い値を示した。

ELISA 法の分析値は、エストロゲン物質の機器分析に一般的に用いられる LC/MSMS 法の結果

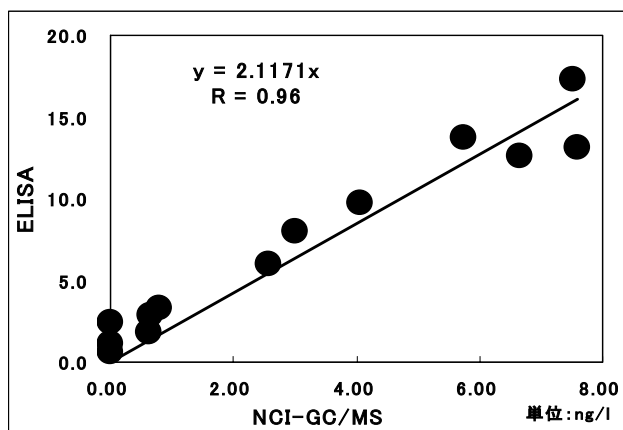


図4 6月のELISA法との比較

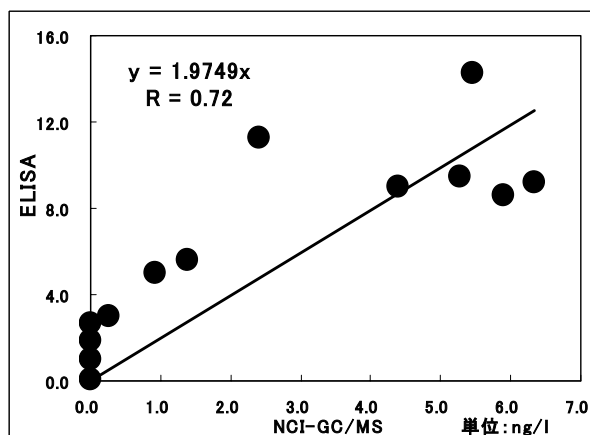


図5 9月のELISA法との比較

より2～3倍高い値になるとの報告が今までなされている⁶⁾。ELISA法の分析結果との比較から、NCI-GC/MSの分析結果はLC/MSMS法に近い分析結果と予想される。また、ELISA法との分析結果の相関係数は、0.66～0.96と高い相関を示したが、図4～6をみると、ブランク値付近の値が回帰直線の上に外れる傾向が見られた。これは、ELISA法の交差反応が低い濃度でより大きく影響するため、ブランク値付近でもE2が検出されてしまうためと考えられる。

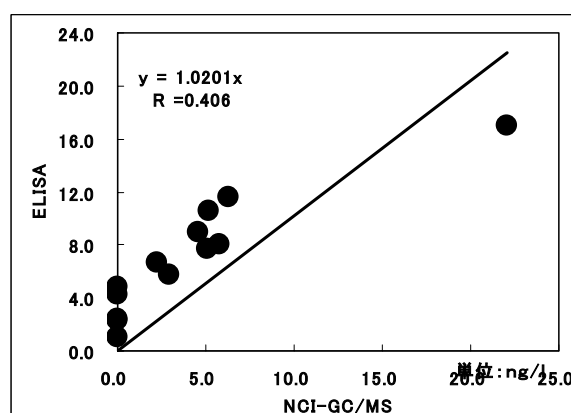


図6 1月のELISA法との比較

4. 下水中のエストロゲン物質の実態及び挙動調査

4. 1. 1 各水再生センター流入水及び放流水のエストロゲンの分析結果

水再生センターのエストロゲン物質の実態を把握するため、各水再生センターの5月と12月の通日試験コンポジットサンプルの流入水及び放流水の分析を行った。分析結果と作用強度を表5～8に示す。作用強度とは、各エストロゲン物質の生物へのエストロゲン作用強度は一律ではないことから、E2の強度を1とした比活性値から、エストロゲン総合作用強度を算出したものである。比活性値は環境科学研究所がBrunel大学の酵母法で求めた値⁷⁾を用いた。エストロゲン物質のそれぞれの比活性値はE2を1としたときE1は0.27、EE2は1.1、E3は0.0045である。

5月の流入水のE1は10～37 ng/l、E2は検出下限値未満～10 ng/l、EE2は全て検出下限値未満、E3は31～108 ng/lであった。12月の流入水は、E1は検出下限値未満～38 ng/l、E2は検出下限値未満～9.3 ng/l、EE2は全て検出下限値未満、E3は13～120 ng/lであった。5月の放流水のE1は検出下限値未満～121 ng/l、E2は検出下限値未満～6.3 ng/l、EE2及びE3は全て検出下限値未満であった。12月の放流水は、E1は検出下限値未満～134 ng/l、E2は検出下限値未満～6.9 ng/l、EE2及びE3は全て検出下限値未満であり、流入水、放流水ともE2よりもE1の方が濃度が高い傾向が見られた。なお、この値はサンプリングしてから時間が経過して前処理を行っていることから、分解等により実際の値より低い値となっている可能性がある。

表 6 5月流入水エストロゲン濃度

		E1	E2	E3	作用強度
	砂町	37	10	88	21
森ヶ崎	大森	17	4.0	99	9.1
	大田	27	2.1	105	10
芝浦	本系	32	5.7	89	15
	東系	30	5.5	76	14
三河島	浅草	25	3.7	65	11
	藍染	29	2.7	92	11
	尾久	20	2.0	70	7.6
	中川	15	4.2	89	8.7
	みやぎ	29	8.4	95	17
	有明	35	1.3	66	11
小菅	西系	11	1.4	45	4.5
	東系	17	1.9	95	7.0
	葛西	20	3.4	85	9.2
落合	低段	27	6.6	96	14
	高段	22	6.8	106	13
	中野	28	6.0	77	14
新河岸	浮間練馬	10	0.0	31	3.1
	蓮根	27	5.2	94	13
	浮間	29	6.3	108	15

単位：ng/l

表 7 5月放流水エストロゲン濃度

		E1	E2	E3	作用強度
	砂町	102	6.3	0.0	34
森ヶ崎	西系	16	0.9	0.0	5.1
	東系	13	1.9	0.0	5.3
芝浦	本系	90	4.7	0.0	29
	東系	60	0.7	0.0	17
三河島	総合	92	2.2	0.0	27
	高度	8	0.0	0.0	2.5
	中川	121	5.2	0.0	38
	みやぎ	77	1.2	0.0	22
	有明	0.0	0.0	0.0	0.0
小菅	西系	3.8	0.0	0.0	1.0
	東系	4	0.0	0.0	1.1
	葛西	8	0.0	0.0	2.2
	落合	4.5	0.0	0.0	1.2
	中野	4.4	0.0	0.0	1.2
	新河岸	42	1.2	0.0	13
	浮間	8.5	0.0	0.0	2.3

単位：ng/l

表 8 12月流入水エストロゲン濃度

		E1	E2	E3	作用強度
	砂町	30	6.7	36	15
森ヶ崎	大森	38	5.9	56	16
	大田	22	5.1	120	12
芝浦	本系	25	5.5	55	13
	東系	23	3.5	40	10
三河島	浅草	23	7.8	53	14
	藍染	32	4.6	36	13
	尾久	11	19	32	22
	中川	18	6.9	58	12
	みやぎ	18	5.0	37	10
	有明	33	1.5	47	11
小菅	西系	14	9.5	64	14
	東系	17	7.1	71	12
	葛西	21	9.3	69	15
落合	低段	34	12	55	21
	高段	18	13	80	18
	中野	16	5.9	42	10
新河岸	浮間練馬	5.9	0.0	13	1.7
	蓮根	19	3.8	74	9.4
	浮間	15	6.3	54	11

単位：ng/l

表 9 12月放流水エストロゲン濃度

		E1	E2	E3	作用強度
	砂町	70	4.1	0.0	23
森ヶ崎	西系	17	0.0	0.0	4.6
	東系	1.4	0.5	0.0	0.9
芝浦	本系	39	1.4	0.0	12
	東系	38	1.3	0.0	11
三河島	総合	50	2.1	0.0	16
	高度	10	0.0	0.0	3.0
	中川	89	3.3	0.0	27
	みやぎ	134	6.9	0.0	43
	有明	0.0	0.0	0.0	0.0
小菅	西系	3.7	0.0	0.0	1.0
	東系	86	3.3	0.0	26
	葛西	11	0.4	0.0	3.5
	落合	0.9	0.1	0.0	0.3
	中野	1.1	0.0	0.0	0.3
	新河岸	19	0.0	0.0	5.4
	浮間	5.4	0.0	0.0	1.5

単位：ng/l

4. 1. 2 エストロゲン除去率

4. 1. 1. の分析結果から求めた各水再生センターの E1、E2 及びエストロゲンの作用強度の除去率を表 10～11 に示す。

E1 と E2 を比較した場合、除去率は E2 のほうが高く E1 は流入水よりも放流水で高くなっている水再生センターでは、除去率がマイナスとなっている。これは、反応槽内で E2 の 17β 位の OH 基が酸化されて E1 に変化し⁽⁸⁾、また、E1 は E2 よりも反応槽内で分解速度が遅いため⁽⁹⁾、流入水よりも放流水の濃度が高くなったためと思われる。作用強度の除去率は、E2 の除去率が高くても E1 が残留している場合は高くない。また、E1 の濃度が流入水よりも放流水の方

が高くなっているため、作用強度が増加している水再生センターがあった。除去率と水再生センターの運転の各項目を比較したところ、SRT 及び HRT とエストロゲン物質の除去率に一定の関係が認められた。図 7～10 に各水再生センターの除去率と平成 14 年度の SRT と HRT の平均値の関係を示す。

表 10 5 月のエストロゲン除去率

	E1	E2	作用強度
砂町	-180%	40%	-29%
森ヶ崎	西系 8.4%	77%	54%
	東系 53%	9.3%	40%
芝浦	本系 -180%	17%	-65%
	東系 -100%	88%	9%
三河島	-277%	20%	-130%
中川	-690%	-23%	-230%
みやぎ	-170%	85%	7%
有明	100%	100%	100%
小菅	西系 64%	100%	83%
	東系 75%	100%	87%
葛西	59%	100%	83%
落合	95%	100%	100%
中野	84%	100%	94%
新河岸	-130%	56%	-31%
浮間	71%	100%	89%

表 11 12 月のエストロゲン除去率

	E1	E2	作用強度
砂町	-130%	38%	-53%
森ヶ崎	西系 55%	99%	72%
	東系 94%	91%	93%
芝浦	本系 -55%	75%	5%
	東系 -64%	64%	-16%
三河島	-128%	80%	6%
中川	-380%	52%	-125%
みやぎ	-664%	-39%	-335%
有明	100%	100%	100%
小菅	西系 73%	100%	93%
	東系 -397%	54%	-118%
葛西	46%	96%	77%
落合	96%	99%	98%
中野	93%	100%	97%
新河岸	-52%	100%	2%
浮間	63%	100%	86%

この図から、SRT は 7.6 日以上、HRT は 10.5 時間以上の水再生センターで、全ての項目で除去率が 50% 以上を超える傾向がみられた。この傾向は 5 月と 12 月とも同じであった。これはあくまでも目安であり、運転条件や流入水質、水温、汚泥処理施設からの総合返水の影響等により変動すると思われるが、図 7～10 からエストロゲン物質の除去率を高めるには、反応槽での反応時間が重要な要因であることがわかった。しかし、例外として中川水再生センターが、SRT が 7.6 日超え HRT が 10.5 日付近であるにもかかわらず、除去率が悪かった。この原因については、流入水の基質がよるものなのか、運転条件によるものかは不明であり、今後調査する必要があると考える。

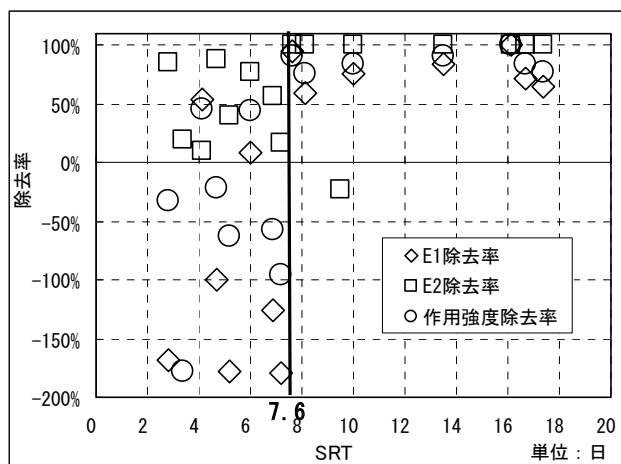


図 7 6 月の SRT と除去率の関係

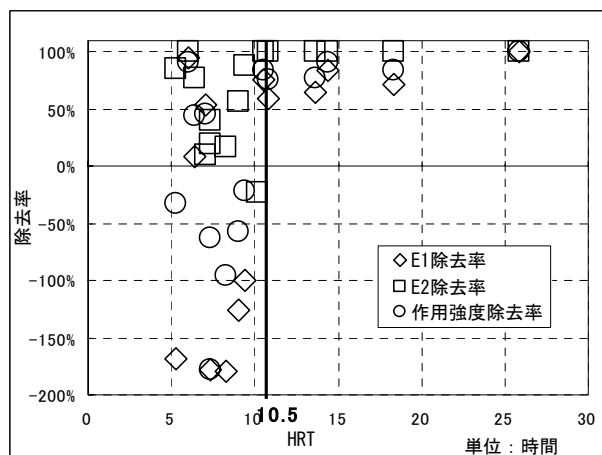


図 8 6 月の HRT と除去率の関係

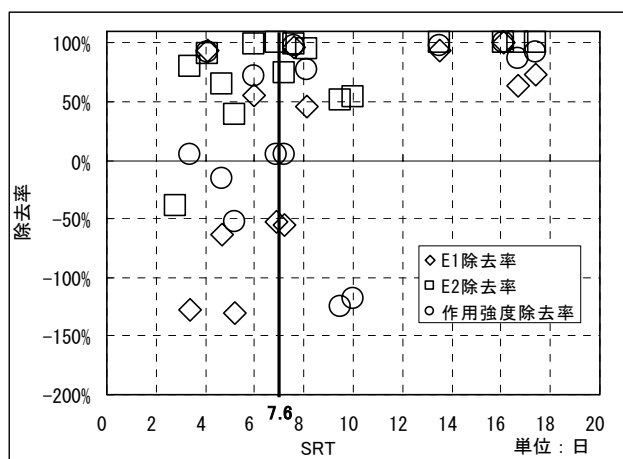


図 9 12月のSRTと除去率の関係

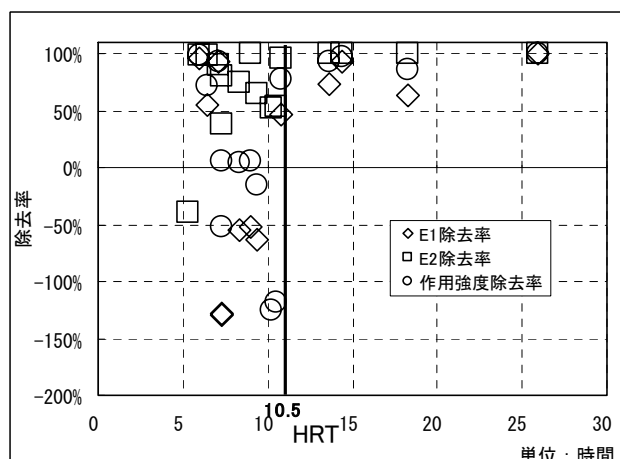


図 10 12月のHRTと除去率の関係

4. 2 新河岸水再生センターにおける工程ごとのエストロゲン物質の調査

水再生センターの各処理工程におけるエストロゲン物質の濃度を把握するために、平成16年7月に新河岸水再生センターで調査を行った。調査方法は各処理工程ごとに採水し、保冷し試験室に持ち帰り、翌日前処理を行った。反応槽及び返送汚泥については、汚泥をメタノール等で抽出すると、誘導体化工程でヘキサンに転溶するときエマルジョンになって回収できないため、上澄みのみを分析対象とした。

意見：サンプルはコンポジットサンプル或いはスポットかを明記したほうがよい。

：スポットサンプルであるならば、日変動があまりないという前提が必要ではないか。

4. 2. 1 調査結果及び考察

一沈殿池前後では、エストロゲン物質のうちEE2は検出されず、その他の3物質は殆ど濃度の変動はみられない。

反応槽の入り口付近でE1及びE2の濃度上昇がみられた。

反応槽出口付近では第一沈殿池出口よりも濃度が低くなっていた。第一沈殿池出口に対して第二沈殿池出口では、作用強度はE2が除去されたため減少しているが、E1の濃度は殆ど同じである。

塩素接触槽前後では、E1及びE2の濃度変化は殆ど見られなかった。E3は反応槽内で分解され、反応槽出口では検出下限値未満になった。

砂ろ過槽前後では、E1のみ濃度が半減しE2は殆ど除去されなかった。

総合返水のエストロゲン物質の濃度は流入水とほとんど同じで、総合返水は流入水のエストロゲン物質の濃度に影響を与えてはいなかった。

調査結果を図11に示す。

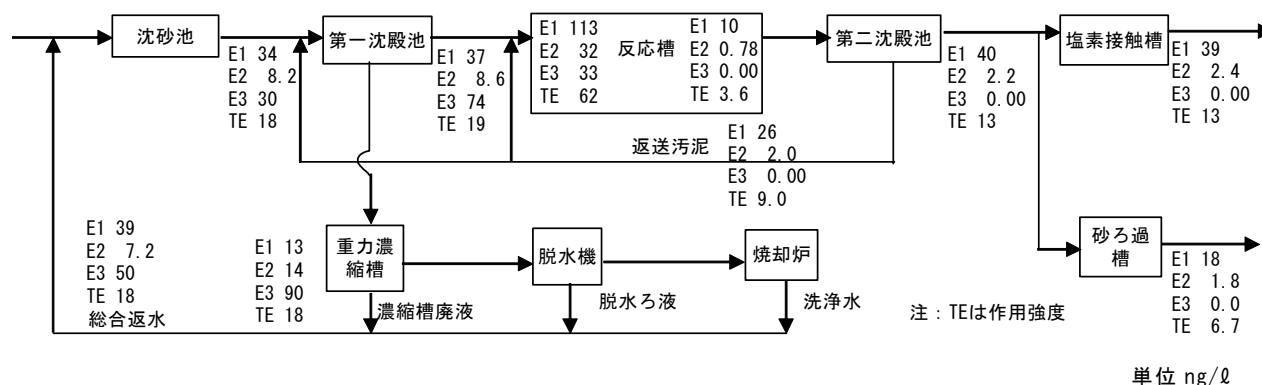


図 1 1 新河岸水再生センター各処理工程におけるエストロゲン濃度

反応槽入り口付近のE1及びE2の濃度上昇の原因としては次のことが原因と考えられる。エストロゲン物質は生体からフリー体ではなく、グルクロン酸や硫酸が結合した抱合体の形で排出される。このうちグルクロン酸抱合体の一部は下水送水管の中で脱抱合反応をうけ、一部フリー体で流入する。反応槽内では、脱抱合反応を受けなかったグルクロン酸抱合体が脱抱合反応を受けてフリー体になる⁽¹⁰⁾。今回検討した分析法では抱合体を誘導体化できないため見かけ上濃度上昇したものと考えられる。また、E2は反応槽内で酸化されE1に変換し、E1はE2よりも分解速度が遅いため、放流水の残留濃度がE2より高くなり除去率は低くなる。第二沈殿池に置けるE1及びE2の濃度上昇は、一度汚泥に未分解で吸着したものが再溶出した⁽¹¹⁾と思われる。一方で、硫酸抱合体は脱抱合反応を受けず、分解経路は不明だが、反応槽内で分解されるとの報告がある⁽¹²⁾。

処理工程におけるエストロゲン3物質の作用強度を合計した総作用強度の変化を図12に示す。第一沈殿池入口と第二沈殿池の総作用強度を比較すると、第二沈殿池は第一沈殿池入口に対し約68%と減少している。それぞれの物質の総作用強度に対する寄与率をみると、第一沈殿池流入ではE2は50%を超えているが、放流水ではE1が70%以上を占めている。これはE2の濃度が1/3になったのに対してE1の濃度がわずかに上昇しているためである。また、E3は流入水の濃度は高いが、比活性値が小さいことから総作用強度に占める割合が小さく、また、SRT及びHRTの長さにかかわらず反応槽内で速やか分解されるので、下水処理工程で除去を考慮する必要がない。これらのことから、放流水中のエストロゲン総作用強度を減少させるには、E2の除去を考慮するよりもE1の除去が重要であることがわかった。

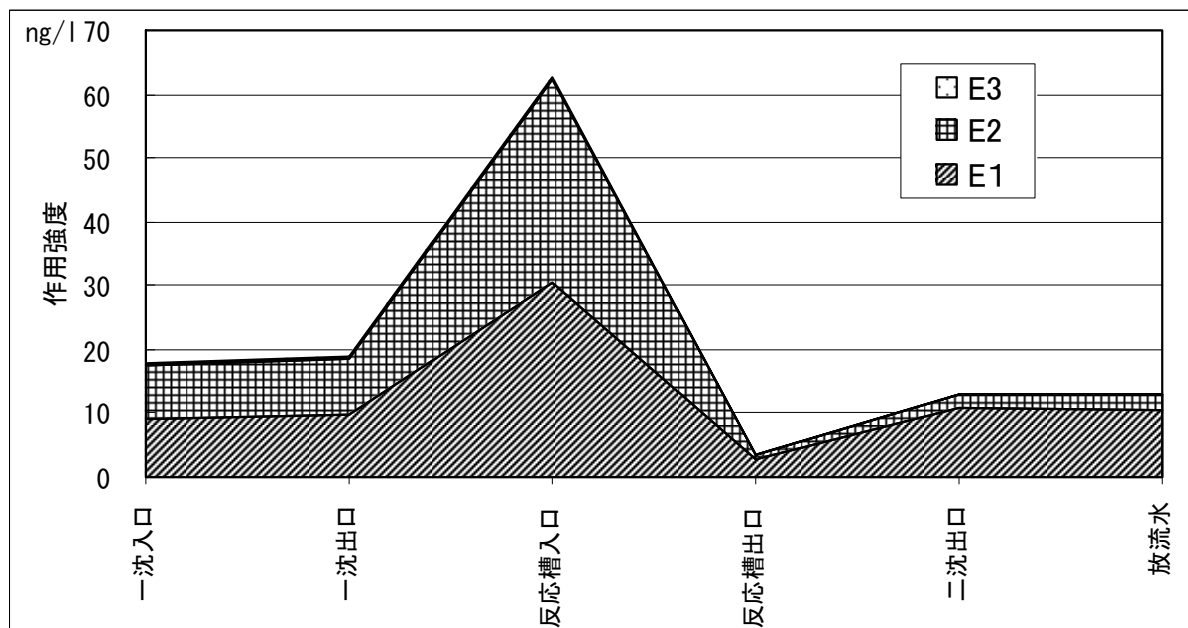


図 1 2 各処理工程におけるエストロゲン物質の作用強度変化

5. 17 α エストラジオールの分析

17 β エストラジオールには、光学異性体である17 α エストラジオールの存在が知られている。17 α エストラジオールは、環境中の調査結果があるのみで、下水中の濃度や挙動について報告がほとんどない。今回の検討した分析法では、モニターするイオンは17 β エストラジオールと同じであるが、リテンションタイムが異なるので同時定量が可能であることから分析を試みた。17 α エストラジオールの検出下限値、定量下限値については17 β エストラジオールと同じでそれぞれ0.2ng/l、0.5ng/lであった。なお、1月の放流水の17 β エストロジオールの調査で分析を行ったところ、全ての水再生センターの放流水で検出下限値未満であった。

6. まとめ

- ① NCI-GC/MS 法によるエストロゲン物質の分析法の検討を行い、分析法を確立した。
- ② NCI-GC/MS 法を用いて水再生センターの流入水、放流水のエストロゲンの分析を行った。その結果放流水ではE2よりもE1の方が濃度が高い傾向がみられ、E3は放流水では全て検出下限値未満であった。エストロゲン物質の除去率はSRT及びHRTが大きいほど除去率が高くなる傾向がみられた。
- ③ 下水処理工程ごとの調査では、エストロゲン作用強度でみると、流入水では総作用強度にしめるE2の割合が高かったものが、放流水ではE1が主体となった。また、反応槽入り口ではE1及びE2の濃度上昇がみられ、エストロゲンの抱合体の存在が示唆された。E3は反応槽内で速やかに分解されていた。

参考文献

- 1) 島津ら：多摩川等の環境ホルモン問題に関する研究（その1～11），東京都環境科学研究所年報～2002
- 2) 環境ホルモンの新たな計測手法の開発と環境動態に関する研究，（独）国立環境研究所平成11～13年度

- 3) 島津アプリケーションニュース No. M198 : GC/NCi-MS によるエストラジオール類の高感度分析
- 4) Karl Blau・John Halket 編 : 分離分析のための誘導体化ハンドブック 仲村洋 監訳
- 5) 今井 : 17β エストラジオールの GC/MS による分析法の検討, 東京都水道局水質センター検査課微量有機物係 平成 12 年 7 月
- 6) 下水試験方法 (追補暫定版) - 2002 年版 -
- 7) 島津ら : 多摩川等の環境ホルモン問題に関する研究 (その 3), 東京都環境科学研究所 年報 2000
- 8) 古市ら : 下水処理場におけるエストロゲンの挙動, 用水と排水 Vol144 No.1 (2002)
- 9) 田中ら : 新たに登場してきた下水道の微量汚染物質問題, 下水道協会誌 Vol. 41 No. 499 2004/5
- 10) 季刊化学総説 No. 50, 2001 内分泌かく乱物質研究の最前線 p86~92 松井ら : 天然及び人工エストロゲンの下水道と環境中での挙動
- 11) 小川ら : 汚泥に対する外因性内分泌攪乱化学物質の吸着・脱着特性とその測定方法
- 12) 田中美奈子 : 17β - エストラジオール及び類縁物質の活性汚泥による分解と分解産物に関する研究

２．快適性の向上

（１）合流改善技術

１ 雨天時における油分等の挙動及び

第一沈殿池の除去効果

２ 雨水ポンプ所における高効率消毒技術

３ 汐留地区における

雨天時の路面流出水汚濁負荷量等調査その２

４ 雨天時下水の無薬注高速処理技術の開発

５ 芝浦水再生センターにおける

高速ろ過施設の性能評価に関する研究

（２）高度処理技術

１ 砂ろ過（固定床型・移床型）施設の

機能向上技術の開発

２ A_2O 法処理施設の最適運転手法の検討

３ 浅川水再生センター平成 16 年度 A_2O 系列調査

４ 三河島水再生センター

担体添加ステップ A_2O 法実証調査

（３）周辺環境対策技術

１ お台場海浜公園における海域浄化実験

２ ハイブリット脱臭材を用いた

効果的な脱臭技術の開発

３ 放電式脱臭技術の高濃度臭気への適用研究

2-(1)-1 雨天時における油分等の挙動及び第一沈殿池の除去効果

東部第一管理事務所 砂町水再生センター
水質管理係 河野 里名

1、はじめに

砂町水再生センター（以下、センター）では雨天時に東陽大島幹線から高濃度のSSが流入する。（8、参考文献参照）SSを多量に含んだ流入水は白い粒状の固形物が多数存在する。これらはノルマルヘキササンに浸すと溶けて原型を留めなくなることから油の塊と思われる。

近年問題視されているオイルボールなどの固化した油分は通常水に浮く性質を持つ。そのため簡易処理時にこの固形物が第一沈殿池で沈殿処理されずに公共用水域に放流された場合、センターの放流先である東京湾の水質悪化が懸念される。

そこで今回、雨天時にセンターに流入するノルマルヘキササン抽出物質（センターに流入するものの多くは油分と考えられるため本文では油分等と記載）の分析を行い、性状や晴天時との違いを調べた。また、雨天時の第一沈殿池除去率を求めることで、簡易処理工程の汚濁量低減効果を把握した。

2、砂町水再生センター処理工程

センターの水処理の流れを図-1に今回採水を行なった箇所を星印で示す。

流入幹線は主に東陽大島系、砂系の2系統である。東陽大島系は幹線からポンプアップして沈砂池に入る。このくみ上げ時に油分等は細かく砕かれ3mmに満たないほどの小さな固形物になると考えられる。沈砂池通過後の水は分水槽で砂幹線からの水と混合され水処理系統に分配される。東陽大島系流入水は沈砂池から分水槽への送水途中で取水している。

砂幹線は沈砂池通過後ポンプで分水槽へ送られる。砂幹線の水は取水できないためSS量の把握はできない。しかしこの幹線はSSが堆積する大規模伏せこしがなく、雨天時の水量割合が20～30%と少ないことから、第一沈殿池引き抜きポンプが停止するほどのSS量の増加は東陽大島系の影響が強いと考えられる。

第一沈殿池通過後は導水渠で反応タンク流入水と簡易処理水に分けられる。塩素接触槽手前で各系統の簡易処理水と高級処理水と混合されるため東陽系と砂系を合わせた簡易処理水は採水できない。そこで簡易放流回数・放流量ともに多い東陽系を代表として調査を行なった。

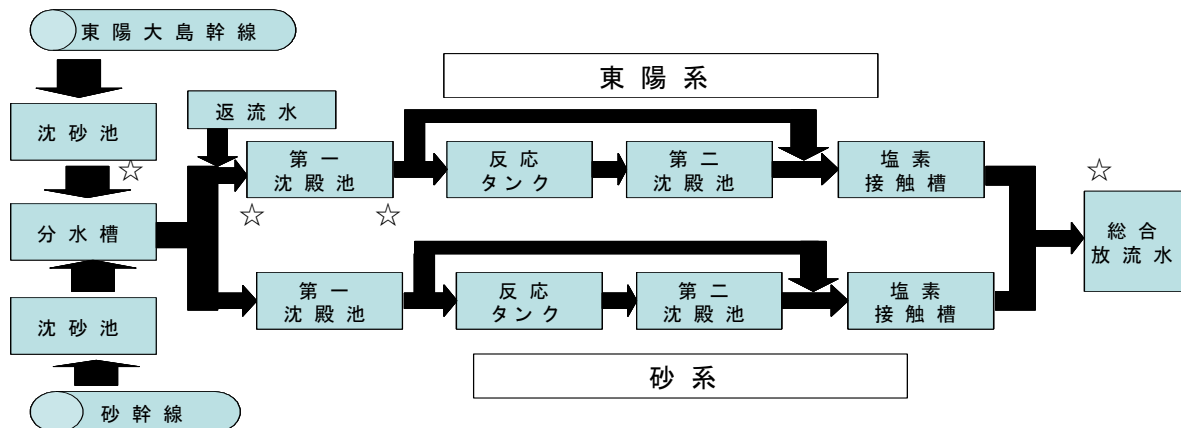


図-1 砂町水再生センター水処理フロー

3 流入水中の油分等について

3-1 晴天時の流入水及び処理水の油分等

平成 16 年通日試験コンポジットサンプルの油分等の分析結果を表-1 に示す。これは施設管理課試験係の結果である。これによれば流入水の油分等の濃度は 8~57mg/L の範囲で大きなばらつきがあった。前日の降雨の影響が残る 3 月、4 月の濃度は 45mg/L 以上と高く、2~4 日前に 160mm の雨が降った 10 月の濃度は 8mg/L で低い。このように、流入水の油分等濃度は降雨直後に高く、その後数日は低くなる傾向がある。

経年変化では東陽大島系流入水の油分等濃度は低下傾向にあり、平成 11 年 42mg/L が 15 年度は 26mg/L になっている。受水量はあまり変わらないので晴天時に流入する油分等は確実に減少している。

また、晴天時の放流水中の油分等は、流入水の濃度に関わらず完全に除去されており、標準活性汚泥法で十分に処理が可能な項目である。

表-1 通日試験の油分等の濃度

	東陽大島系 流入水	総合 放流水
1月	32	1未満
2月	29	1未満
3月	45	1未満
4月	57	1未満
5月	20	1未満
6月	26	1未満
7月	26	1未満
8月	25	1未満
9月	31	1未満
10月	8	1未満
11月	21	1未満
12月	26	1未満

3-2 雨天時の油分

2004 年 2 月 2 日に約 1 ヶ月ぶりにまとまった雨がふった。この雨は 14~20 時の約 6 時間降り続き総雨量は 11mm、最大強度は 15 時の 4.0mm であった。

このときの時間ごとの流入水をシリンダーに取り 30 分放置した。静置直後と 30 分後の写真を図-2 に示す。シリンダー上部の数値は試料を採取した時間を表している。

16 時は静置後も SS がシリンダーの半分を占め濃度は 5680mg/L になった。しかし、17:30 にはシリンダー下部の堆積量は 3cm ほどになり SS 量は短時間で大幅に減っていた。

油分等の最大濃度は 16 時の 1242mg/L で表-1 の晴天時平均値 29mg/L と比較すると 43 倍の濃度であった。SS 濃度が 835mg/L と 360mg/L であった 17:30 と 19:00 の油の濃度は 180mg/L と 96mg/L で SS 濃度が高いほど油分等の濃度も高い傾向があった。

そこで SS 濃度が 200mg/L を超えた雨天時流入水の油分等濃度/SS 濃度の比率を求めた。結果を表-2 に示す。

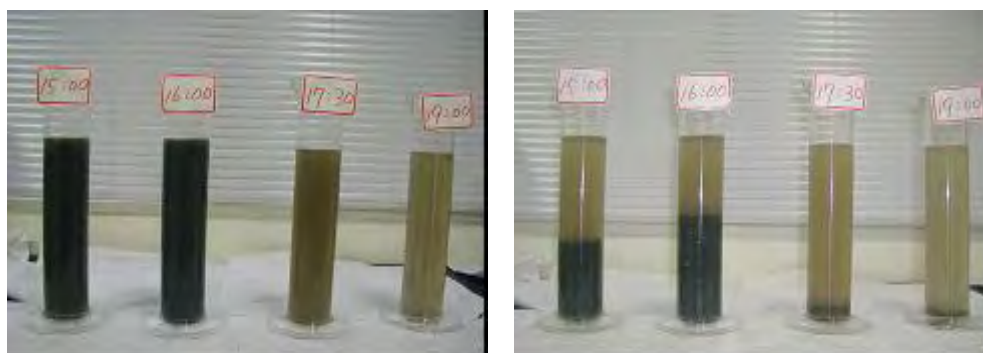


図-2 静置直後（左図）と静置後 30 分（右図）

SS の濃度は 213～5680mg/L 油分等の濃度は 44～1242mg/L と大きな開きがあるが、SS 濃度に対する油分等濃度の割合は 16～22%とほぼ一定であった。これは、雨天時に流入する SS や油分等が幹線に堆積したものであるため性状が均一化しているためと考えられる。

また、晴天時の SS と油分の割合は 2004 年 1～8 月の平均で 33% (範囲:27～44%) であり、ばらつきが大きいもののいずれにしても晴天時のほうが油分等の比率は高い。

表－2 雨天時における流入水の油分等の濃度

日にち	時間	SS	油	油/SS
2月2日	16:00	5680	1242	22%
5月19日	20:00	747	125	17%
6月1日	11:00	700	109	16%
6月21日	18:00	1060	184	17%
7月29日	15:00	560	117	21%
8月23日	1:00	213	44	21%
9月27日	9:00	340	70	21%
			平均	19%

4 第一沈殿池の除去効率

4-1 晴天時の第一沈殿池除去効果

平成 16 年 7～10 月通日試験の東陽系第一沈殿池の流入水 (以下、T2) 及び流出水 (以下、T3) の濃度と除去率を表-3 に示す。

SS の除去率は 76%と高いが、COD・油分等の除去率は 17%・40%と低く、晴天時の第一沈殿池では SS の除去が主体で COD、油の除去量は少ないことが分かった。これは晴天時に流入する COD や油分等は溶解性や第一沈殿池では沈殿しない小さな形状が多いためと考えられる。

表-3 晴天時の濃度及び第一沈殿池除去率

	SS		COD		油分等	
	濃度 (mg/L)	除去率 (%)	濃度 (mg/L)	除去率 (%)	濃度 (mg/L)	除去率 (%)
T2	119	76	75	17	25	40
T3	28		62		15	

4-2 雨天時の第一沈殿池除去効果

降雨時の T2 と T3 の分析を行い、晴天時の違いと第一沈殿池の除去効果を確認した。

雨天時の簡易処理水質は流入水質や滞留時間などに大きな影響を受ける。そのため水質は降雨によって異なり、降雨ごとの分析を必要とする。しかし、年間 60 回を超える簡易放流にすべて対応することは難しい。過去のデータから前回降雨からの日数が短く簡易処理水量が少ないとき (以下、多雨期) は簡易処理水質が良く、降雨間隔が長く水量が多いとき (以下、少雨期) は水質が悪いという傾向が見られた。このためこの 2 パターンに当てはまる降雨を調査すれば簡易処理水の汚濁レベルの範囲を把握することができると考えた。そこで多雨期として 10/19 を少雨期として 1/15 について分析を行った。

4-2-1 多雨期の結果

平成 16 年 10 月 19 日の降雨の状況を表-4 に示す。

表-4 10/19 降雨状況 (網掛けは簡易放流をしていない時間を含んでいる)

時間	雨量(mm)	最大強度	一沈処理 水量(m3)	一沈滞留 時間(時)	簡易処理 水量(m3)
9-11	2.5	1.5	33800	2.5	0
11-13	2.5	2.0	45000	1.9	3900
13-15	1.5	1.0	66700	1.3	30400
15-17	1.5	1.5	42400	2	4100
17-19	0.5	0.5	64900	1.3	27600
19-21	4.5	3.0	49700	1.8	18100
21-23	5.5	5.0	78100	1.1	40900

今回の雨は 10/9～13 に 250mm の降雨があった後の雨である。さらに簡易放流中の滞留時間が 1 時間以上と長いことから簡易処理水質が良い条件を備えた降雨と言える。

この日は朝から雨が降り始めて夜に強い雨となった。その後も雨は降り続いたが、T2 と T3 の透視度に差がなくなったので 23 時までを調査対象とした。簡易放流は 12:30～15:00 と 16:50～24:00 に行なった。

SS の結果を図-3 に COD と油分等の分析結果を図-4、図-5 に示す。グラフ中点線は 1 回目の簡易放流開始時間である。

T2 の SS 濃度は簡易放流開始前後の水量増加に伴い 200mg/L まで上昇した。この上昇は降雨による流入もしくは通常使用していない沈砂池を利用した初期に発生する SS と考えられる。しかし、この濃度は雨天時流入初期の水としてはかなり濃度が低く 15 年度通日試験平均値 182mg/L と同程度であった。その後 21 時以降処理水量は増加したが、T2 の SS 濃度は上昇せず、22 時は簡易放流前と変わらなくなった。

T3 の SS 濃度は簡易放流直後 100mg/L を超えたが、14 時以降は T2 の SS 濃度や簡易放流実施の有無に関わらずほとんど変化が見られなかった。

T2 の COD 最大値は 78mg/L で晴天時 75mg/L とほぼ同じ、T3 は濃度変化が少なく 50mg/L 前後を推移した。

T2 の油分等の濃度は最大 30mg/L で晴天時 25mg/L より若干高い。T3 は 13mg/L が最高で他は概ね 10mg/L となり、晴天時よりも濃度が低かった。

多雨期における濃度変化の特徴としては、1 つ目に 3 項目とも降雨初期の T2 の濃度上昇が少ないこと。2 つ目に T3 濃度は簡易放流前後に上昇するが、その後は T2 濃度に影響されずほぼ一定となることが挙げられる。

簡易放流中の第一沈殿池への流入量と流出量を求めた。対象時間は 13 時から 22 時まで 9 時間とした。SS は流入量 40 トン、流出量 13 トンで除去率は 68% となり、晴天時の除去率より少し低い。COD は流入量 19 トン、流出量 13 トンで除去率 35%、油分等は流入量 4.7 トン、流出量 2.5 トンで除去率は 47% となり、この 2 項目は晴天時よりも雨天時の除去効果が高かった。

4-2-2 少雨期の状況

調査を行なった 1 月 15～16 日の降雨は、前回降雨から約 2 週間経過し、直接放流を行うほど強い雨であったことから簡易処理水質が悪化する条件である“降雨間隔が長く簡易処理水量が多い”に当てはまっている。

雨は朝から断続的に降っていたが昼過ぎに降り続くようになり 20:09 に簡易放流を開始した。23 時以降に雨が強まり沈殿処理水量が 80000m³/時を超えた時間が 8 時間続いた。雨量・強度ともに最大となったのは 3～4 時であった。水量増加時の第一沈殿池滞留時間は晴天時の 1/6 であ

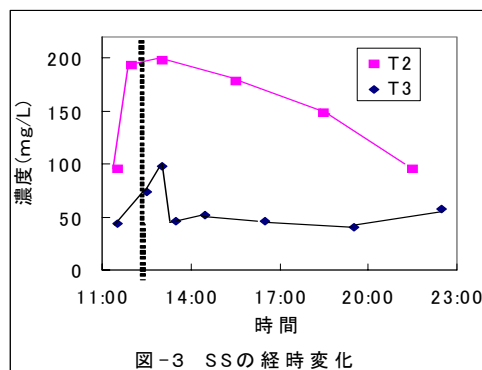


図-3 SSの経時変化

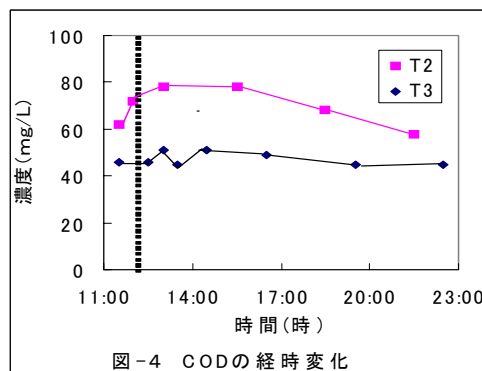


図-4 CODの経時変化

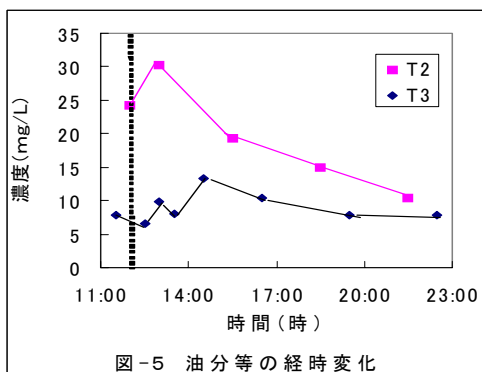


図-5 油分等の経時変化

る 30～40 分で水面積負荷は $5.2\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{時}$ となる時間もあった。簡易放流は 16 日夜まで続いたが、すでに T2 の SS 量が少なくなったことから、T2 は 16 日の 5 時まで T3 は 6 時までの分析を行った。降雨状況を図-6 に、時間ごとの分析結果を図-7～9 に示す。

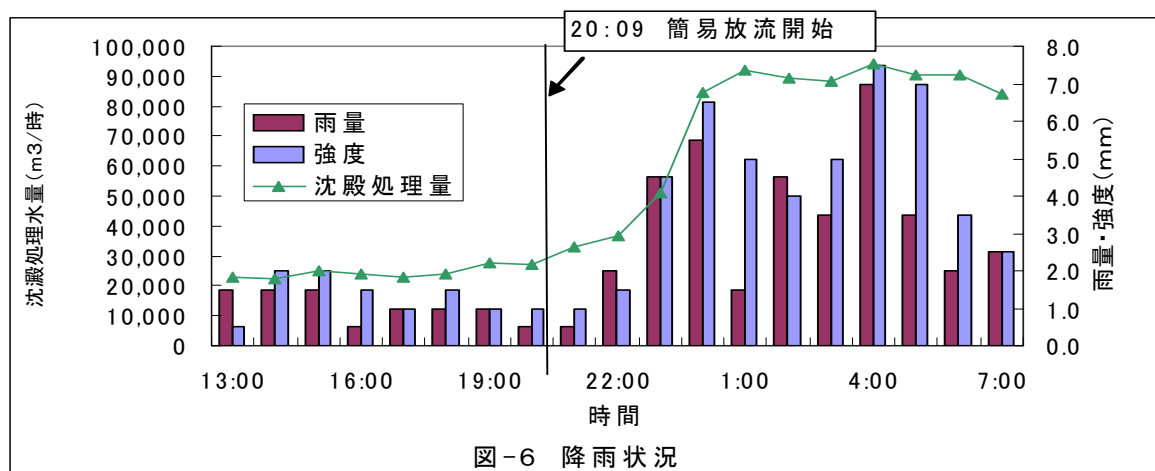


図-6 降雨状況

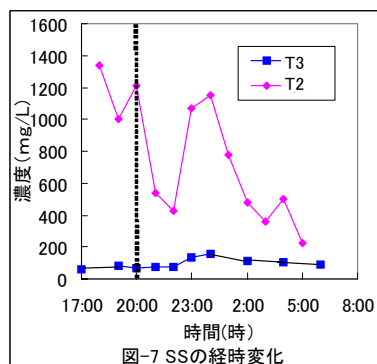


図-7 SSの経時変化

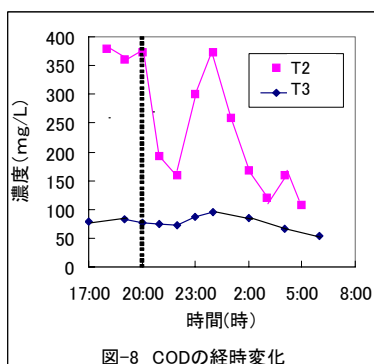


図-8 CODの経時変化

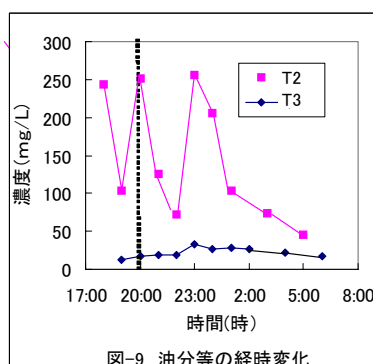


図-9 油分等の経時変化

簡易放流前は雨量 $2\text{mm}/\text{時}$ 程度の弱い雨にも関わらず 17～20 時の T2 の SS 濃度は $1000\text{mg}/\text{L}$ を超えた。少雨期ではこのように降雨量が少なく、幹線水位が晴天時と変わらなくても高濃度の SS が流入することがある。簡易放流直後の 20～21 時は一時 SS 濃度が低くなったが 23 時以降の雨量の増加により再度 SS 濃度は上昇し $1000\text{mg}/\text{L}$ を超えた。その後濃度は徐々に低くなり、時間雨量・強度ともに最大の 3～4 時に SS 濃度が上昇しなかったことから、4 時には幹線に堆積した汚泥は概ねセンターに流入したと考えられる。

簡易放流時 T2 の COD と油分等の濃度は水量が増加した 23～24 時が一番高かった。簡易放流中の T2 の濃度範囲は COD： $120\sim 373\text{mg}/\text{L}$ 、油分等： $72\sim 256\text{mg}/\text{L}$ で晴天時の COD $75\text{mg}/\text{L}$ 、油分等 $25\text{mg}/\text{L}$ 比べると COD で 1.6～5 倍、油で 3～10 倍とかなり高い濃度であった。また、SS 同様に簡易放流初期は雨が強まると濃度が上昇したが、簡易放流開始から時間が経過すると雨の強度が増しても濃度上昇は見られず、5 時には T2 と T3 の濃度差はほとんどなくなっていた。

簡易放流開始から 9 時間の各項目の流入量を求めると、SS は多雨期の 7 倍近い 270 トンの SS が流入していた。このため 16 日の第一沈殿池引き抜き汚泥量は 1 月平均 13000m^3 の 2 倍以上の 29000m^3 となり、今回の降雨による SS 流入が汚泥処理へも大きな影響を及ぼしていることが確認された。

簡易放流中の T3 濃度は SS： $73\sim 154\text{mg}/\text{L}$ 、COD： $54\sim 96\text{mg}/\text{L}$ 、油分等： $17\sim 33\text{mg}/\text{L}$ の範囲で 3 項目ともに多雨期と比べて 2～3 倍高い濃度であった。しかし、T3 濃度が T2 濃度にあまり影響を受けないこと、雨が降り続くと第一沈殿池で除去できる量が減少していくことは

多雨期と共通していた。

簡易放流開始から9時間の各項目の除去率を求めた。SS 除去率は81%で晴天時の除去率76%よりも高かった。COD 除去率は61%、油分等は80%でこれらは晴天時の2倍以上の高い除去率となった。少雨期の簡易処理工程は3物質とも除去率が高く、第一沈殿池の除去効果大きいことが確認されたが、T3の濃度は高く問題が多い。高級処理水と混合されてから放流されるため放流濃度はかなり低くなるが、それでも少雨期の簡易放流が公共用水域に与える負荷は格段に高いと言える。

5 雨天時と晴天時の油の性状

簡易放流中は第一沈殿池への送水量が多くなるので第一沈殿池の滞留時間は晴天時の半分以上となる。しかし、今までの結果より油分等の除去率は晴天時よりも雨天時の方が高かった。その原因を調査するために油分等の形状の違いを調べることにした。

雨天時と晴天時の水を目幅75 μ mのフルイと1 μ mのガラス繊維ろ紙(SS用)に通して、どのくらいの油が除去されているのかを調べた。結果を表-5に示す。表中の数値は油分等の濃度(単位:mg/L)()は捕集率を表している。

表-5 油の形状調査結果

		ろ過なし	75 μ m	1 μ m
T2	晴天時	21	16(26%)	8(64%)
	雨天時	64	30(54%)	7(90%)
T3	晴天時	20	18(10%)	2(92%)
	雨天時	11	11(0%)	7(40%)

T2では、晴天時に75 μ mで捕集された油(75 μ mよりも大きな油のかたまり)は26%、雨天時には54%となり、雨天時の捕集率が2倍高かった。また、1 μ mの捕集率は晴天時64%、雨天時は90%であった。このことから、雨天時のT2の油の粒子は晴天時よりも大きいものが多いことが確認された。

T3では晴天時・雨天時ともに75 μ mでは捕集率が10%以下と低いことから、75 μ m以上の大きな油の粒子は晴天・雨天に関わりなく第一沈殿池でSSとともに沈降すると言える。

以上の結果から、雨天時には第一沈殿池で処理されやすい粒子の大きな油の流入が増加する。このため雨天時は晴天時よりも第一沈殿池での油分等の除去率が高くなることが明確となった。

6 放流水中の油の濃度

簡易処理時の総合放流水について油分等の分析を行った。センターの簡易処理時の総合放流水は図-1に示したように東陽系と砂系の高級処理・簡易処理水がすべて混合されたものである。

総合放流水の油分等の分析は簡易放流中の平均濃度を求める手法を採用した。この方法は総合放流水を30分おきに採取し水量比に応じて作成したコンポジット試料を分析するもので、その簡易放流における平均濃度を求めることが出来る。結果を表-6に示す。

表－６ 総合放流水中の油分等の濃度

	濃度 (mg/L)	コンポジット対象 時間 (時間)	総合放流中の簡易 放流水の割合 (%)	前回降雨か らの日数
2005 年 4 月 11 日	8	12	42	7
2005 年 2 月 16 日	8	5.5	45	8
2004 年 10 月 27 日	8	8	48	5
2004 年 11 月 15 日	9	11	41	3
2004 年 8 月 15 日	10	5.5	45	17
2004 年 11 月 12 日	10	11	61	11
2004 年 9 月 27 日	10	10.5	64	5
2005 年 3 月 28 日	11	6	56	5

総合放流水中の油の濃度は 8～11mg/L でいずれも放流基準 30mg/L よりも低い濃度であった。分析結果が 10mg/L を超えた 4 点については 8/15 は前回降雨からの日数が 17 日と長いので簡易処理水中の油分等濃度が高かったと考えられる。そのほかは総合放流水中の簡易放流水の割合が 56～64% と高い。このことから簡易放流時における総合放流水の油分等の濃度は簡易処理水の水量割合と降雨頻度に影響される可能性が高い。

また、4-2 より簡易処理水の油分等濃度は簡易放流開始から 9 時間程度は時間が経過しても油分等の濃度変化は少ないことが確認されている。そのため総合放流水でもコンポジットした時間の長さと油分等濃度に関連は見出せない。つまり簡易放流時間が長くなるほど公共用水域に与える油分等の負荷は大きくなるといえる。

7 まとめ

雨天時における油分等の挙動及び第一沈殿池の除去効果について調査を行なった結果以下のことが明確となった。

- ① 雨天時の (SS 濃度 200mg/L 以上) 東陽大島系流入水の油分等の濃度は SS 濃度の 19% である。
- ② 簡易処理水の SS、COD、油分等の濃度はいずれも多雨期よりも少雨期の濃度が高い。
- ③ 3 項目ともに降雨が継続すると第一沈殿池で除去できる量は減少する。
- ④ T3 の濃度は簡易放流初期に上昇するが、その後は T2 の濃度変化にあまり影響されない。
- ⑤ 多雨期の第一沈殿池の除去率は SS が約 70% で晴天時と同程度、COD、油分等は 35% と 47% で雨天時の方が晴天時よりも 10～20% 除去率が高い。
- ⑥ 少雨期の除去率は SS で 81% これは晴天時除去率よりも 5% 高い。COD と油分等は 61% と 80% で晴天時の 2 倍以上の除去率で少雨期は第一沈殿池の汚濁物質除去効果は大きい。
- ⑦ 雨天時の油の第一沈殿池除去率が高いのは、雨天時に流入する油分等の形状は大きいものが多く、第一沈殿池で沈降しやすいためである。
- ⑧ 総合放流水中の油分等の濃度は 8～11mg/L であった。放流水中の油分等の濃度が高くなるのは簡易処理水中の油分等の濃度が高く、簡易処理水の水量割合が多いときであった。

8 参考文献

「東陽大島遮集幹線の SS の流入特性について」 2003 年度技術調査年報 石井、河野

「伏越部のある遮集幹線の SS の流入特性について」 2002 年度技術調査年報 石井、今井

2-(1)-2 雨水ポンプ所における高効率消毒技術の開発

計画調整部技術開発課 緒方孝次* 宮本彰彦 北村清明**

長塚栄児 菊地 厚

(*現 施設管理部 **現 小菅水再生センター)

1 調査目的

合流式下水道の整備区域では、雨天時に遮集管きょ能力を超える雨水と汚水が混合した未処理下水が公共用水域に放流され、公共用水域における生態系や衛生学的安全性に対する影響が懸念されている。

また、下水処理で一般的に使用されている次亜塩素酸ナトリウムは、接触時間が 15 分程度必要とされているため、一時的に大量の下水を処理する合流改善対策としては、接触時間の大幅な短縮が求められる。

そこで、ポンプ所などからの排出水について、短時間で効率的に大腸菌群数を 3000 個/cm³以下にできるとともに、放流先水域の生態へ与える影響が軽微である消毒技術として、二酸化塩素に着目した。当研究では、ビーカー実験に加え、砂町水再生センターにおける実証実験により、雨天時下水に対する消毒効果やその安全性について検証した。

なお、この研究は国土交通省が進める「下水道技術開発プロジェクト(SPIRIT21)」に基づく研究として、株式会社クボタと当局が共同研究により実施したものである。同プロジェクトにおいては、最初の課題として「合流式下水道の改善に関する技術開発」が選定され、開発研究課題の一つとして消毒技術が設定されている。

2 二酸化塩素について

二酸化塩素は、国内では主にクラフトパルプの漂白剤として利用されているが、海外では浄水処理の過程で、異臭味除去や鉄、マンガン処理に用いられており、欧米では下水処理における消毒剤としての実績もある。

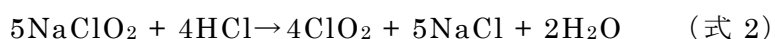
二酸化塩素(ClO₂)は黄色の気体であり、水に良く溶ける性質があることから一般的には液体として使用する。また、反応性が高いために貯蔵には不向きであることから、使用場所で生成させながら使用する。国内ではクラフトパルプ漂白の塩素代替薬剤として、海外では安全性への意識の高い欧米において浄水を始め、水処理分野で酸化剤、消毒剤として幅広く使用されている。

ラジカル反応を有する強力な酸化剤であり、有機物分子の高電子密度部位と選択的に反応して亜塩素酸イオン(ClO₂⁻)に還元される。このときに、ウイルスや菌体のタンパク質合成機能を阻害することにより消毒剤として作用すると考えられている。



主な特長として、アンモニアと反応しないためにクロラミンを生成しないこと、ウイルスに対する効果が高いこと、トリハロメタンを生成しないことなどが挙げられる。

二酸化塩素は貯留せず、独自の発生装置において特殊亜塩素酸ナトリウム(NaClO₂)と塩酸(HCl)の2薬品を反応させて生成する。



3 開発目標

当研究開発における開発目標を表－１に示す。

表 1 開発目標及び判断基準

技術評価対象項目	必要性能
処理性能	排出水中の大腸菌群数 3000 個/cm ³ 以下を達成すること。
消毒の能率化	消毒効果を得るための時間が短時間であること。
下流側水域の安全性	消毒の結果、下流側水域の水棲生物に与える影響が小さいこと。
その他	薬品量・電力量の低減化を図ること。

4 調査内容

4. 1 調査期間

平成 15 年 3 月 3 日から平成 17 年 3 月 31 日まで

4. 2 調査内容

予備実験として、ビーカー実験と晴天時下水に対する実験を行った。ビーカー実験では、二酸化塩素を用いた消毒技術が従来技術と比較して短時間で、処理水の大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下にできることの確認を行った。また、晴天時下水に対する実験では、砂町水再生センターに設置した実験設備において二酸化塩素注入率を変えて消毒前後の大腸菌群数を測定することで、有効な二酸化塩素注入率について検討を行った。

予備実験の結果を参考として、雨天時下水に対する実証実験を行い、消毒効果を検証するとともに、消毒に必要な接触時間の短縮、流入水質の連続モニタリングによる消毒剤注入量の自動制御運転、下流側水域の水棲生物に対する安全性についての検討も行った。

4. 3 実験装置

砂町水再生センター内に設置した実験装置のフロー図、写真を図 4－１，２に示す。

第一沈殿池への共通流入水路から、消毒原水を実験装置へ送水した。二酸化塩素発生装置においては、特殊亜塩素酸ナトリウムと塩酸を混合し二酸化塩素を発生させ、二酸化塩素の希釈水としては上水を使用した。

消毒原水は実験水槽の消毒剤注入地点の上流で採水し、SS などの水質項目や大腸菌群数を測定した。また、所定の接触時間後に水槽出口の越流地点で消毒処理水を採水し、大腸

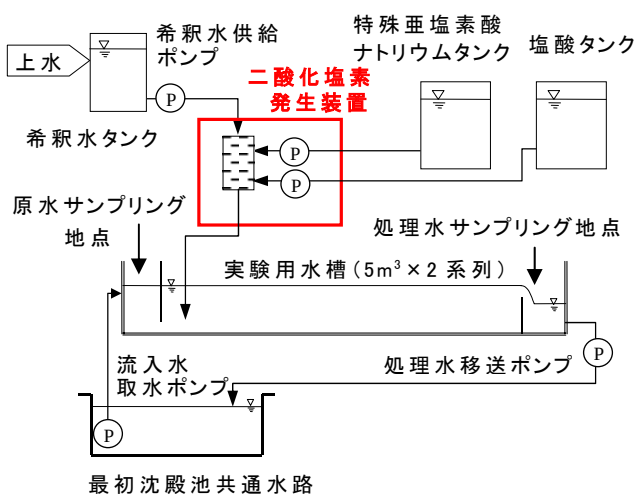


図 4－１ 実験装置フロー



図 4－２ 実験装置

菌群数を測定した。

5 実験結果

5.1 ビーカー実験

実験対象とした晴天時下水の水質を表5-1に、実験結果を図5-1に示す。

二酸化塩素を注入率 10mg/L で晴天時下水に注入すると、反応時間 0.5 分で大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下とすることができ、比較対照とした次亜塩素酸ナトリウム（注入率 10mg/L）より短時間で消毒可能であることが確認できた。

5.2 晴天時下水に対する実験

実験装置を用いて、晴天時下水を対象とした実験を行った。対象とした原水の水質を表5-2に示すが、大腸菌群数は $6.5 \times 10^4 \sim 4.1 \times 10^5$ 個/cm³ の範囲であり、一般的な晴天時下水程度といえる。接触時間は 5 分とした。

実験結果を図5-2に示す。晴天時下水に対しては、二酸化塩素注入率が 6~8mg/L 以上であれば大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下にすることができた。また、二酸化塩素注入率が 15mg/L で、大腸菌群数の最大不活化率が 3Log に達していることから、ファーストフラッシュに対して必要な最大注入率として 15mg/L を設定した。

実験時の消毒原水水質と大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下とするために必要な二酸化塩素注入率との関係を整理した結果、注入率は濁度と相関があることが示唆された。そこで、雨天時における実証実験では濁度のモニタリング値を参考とし、注入率を決定することとした。

5.3 雨天時における実証実験

5.3.1 消毒結果

雨天時下水に対する実証実験は 4 回行った。各実験時とも、相当量の降雨があり、砂町水再生センターでは簡易放流を行っている。

降雨に合わせて消毒原水の濁度をモニタリングし、ファーストフラッシュによる濁度上

表 5-1 ビーカー実験の対象原水

SS(mg/L)	121
BOD(mg/L)	105
大腸菌群数(個/cm ³)	1.4×10^5

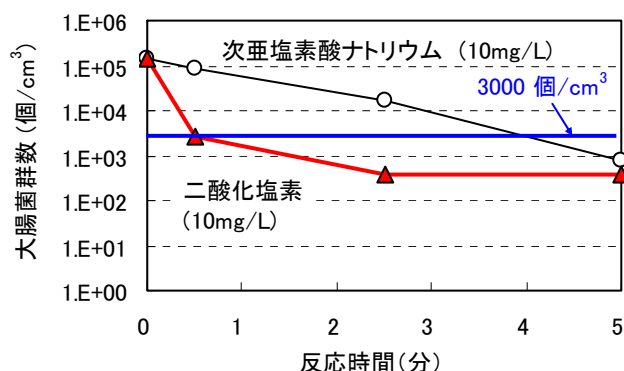


図5-1 ビーカー実験結果

表 5-2 晴天時実験の消毒原水

項目	平均値	範囲
SS(mg/L)	139	88~322
BOD(mg/L)	168	83~263
大腸菌群数(個/cm ³)	1.3×10^5	$6.5 \times 10^4 \sim 4.1 \times 10^5$

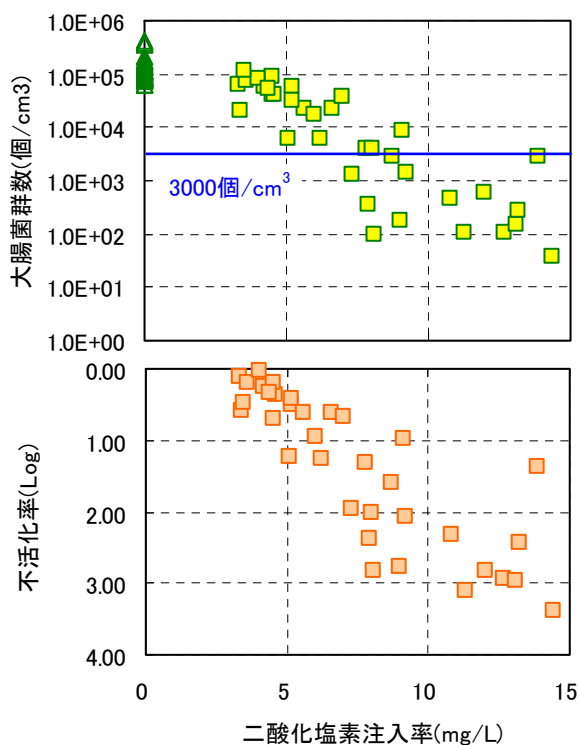


図 5-2 晴天時実験結果

昇を確認すると同時に実験を開始し、濁度が晴天時程度まで戻った時点で終了とした。

消毒原水の濁度から、適当と判断される二酸化塩素注入率を手動により設定することとし、原則としてファーストフラッシュ時の 15mg/L から、時間経過による濁度の低下とともに段階的に低下させ、最低 2mg/L までの注入率で運転を行った。また、接触時間は晴天時実験と同じく 5 分とした。表 5－3 に実証実験の処理条件を示す。

表 5－3 実証実験条件	
項目	設定値
処理水量	1m ³ /分
接触時間	5 分
二酸化塩素注入率	2～15mg/L

各実験において、消毒原水は SS、大腸菌群数とも高い値をとっており、ファーストフラッシュが確認できるが、消毒により目標値である大腸菌群数 3000 個/cm³ 以下を達成している。表 5－4 に各実験時の降雨状況及び消毒効果を示す。

処理水には二酸化塩素の残留はほとんどみられていないが、ファーストフラッシュ時(注入率 15mg/L)において消毒副生成物である亜塩素酸イオンが 12.0mg/L、塩素酸イオンが 2.3mg/L 最大で検出されている。これについては、二酸化塩素注入率を制御することにより、処理水中の亜塩素酸イオンと塩素酸イオンの残留濃度は抑制が可能であると予測される。

総降雨量、最大降雨量とも最も多く、ファーストフラッシュが顕著であった実験 I について、降雨量、原水の SS、濁度、二酸化塩素注入率、消毒前後の大腸菌群数の経時変化を図 5－3 に示す。ファーストフラッシュ時の高濃度原水に対しては注入率 15mg/L で、それ以降（概ね 5 時間経過以降）については低い注入率（2～5mg/L）で大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下とすることができ、期間中の平均注入率は約 5mg/L であった。

表 5－4 実証実験時の降雨状況及び実験結果

		実験 I	実験 II	実験 III	実験 IV
実験日		2004.5.19～21	2004.6.1	2004.6.12	2004.8.15
先行無降雨日数(日)		2	10	4	15
時間最大降雨量 (mm/h)		11.0	2.5	5.0	5.0
総降雨量(mm)		96.5	15	15	19.5
実験継続時間(時間)		14.5	3.0	3.0	4.5
原水	SS(mg/L)	48～775	140～1050	154～272	208～565
	BOD(mg/L)	19～466	107～512	124～225	120～317
	大腸菌群数 (個/cm ³)	1.3×10 ³ ～ 3.1×10 ⁵	1.6×10 ⁵ ～ 3.7×10 ⁵	9.3×10 ⁴ ～ 2.6×10 ⁵	1.1×10 ⁵ ～ 2.4×10 ⁵
消毒 処理水	大腸菌群数 (個/cm ³)	25～2,600	460～3,000	75～2,150	185～2,420
不活化率(Log)		0.3～3.4	1.7～2.8	1.7～3.1	2.0～2.8
残留 濃度 (mg/L)	二酸化塩素	0.0(2mg/L 添加時) 0.0(15mg/L 添加時)	0.0 (15mg/L 添加時)	0.2 (7mg/L 添加時)	0.1 (15mg/L 添加時)
	亜塩素酸 イオン	1.6(2mg/L 添加時) 8.2(15mg/L 添加時)	12.0 (15mg/L 添加時)	5.6 (7mg/L 添加時)	9.8 (15mg/L 添加時)
	塩素酸 イオン	0.1(2mg/L 添加時) 1.5(15mg/L 添加時)	2.3 (15mg/L 添加時)	0.8 (7mg/L 添加時)	1.0 (15mg/L 添加時)

※残留濃度は接触時間 5 分後における消毒処理水の濃度をいう

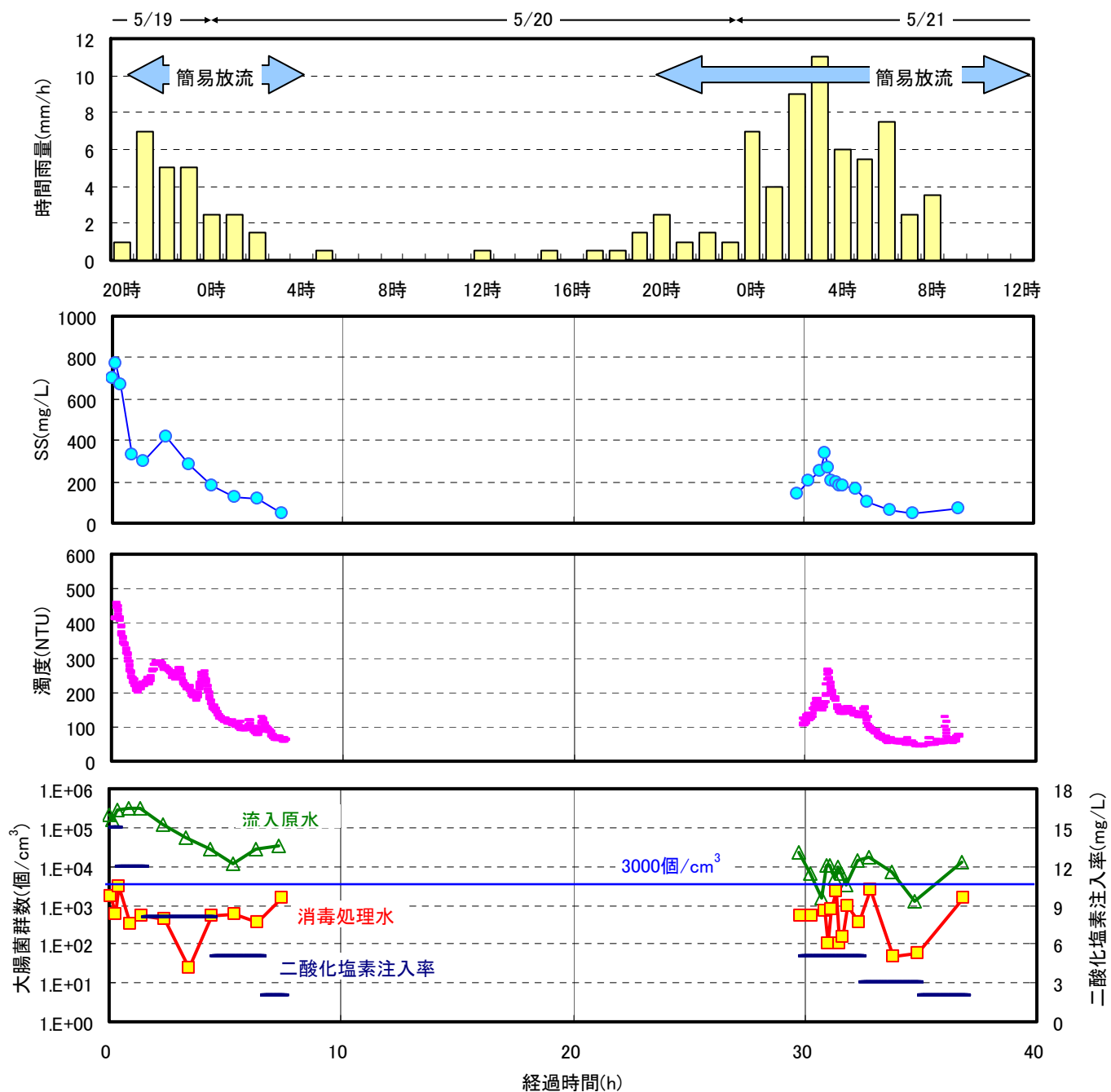


図 5－3 降雨量、原水水質、消毒効果の経時変化（実験Ⅰ）

5. 3. 2 濁度による制御方法

雨天時下水に対する実験において、消毒効果を得るために必要となった二酸化塩素注入率と消毒原水の各項目との関係を図 5－4 に示す。この図から SS、BOD、ORP、濁度、COD_{Mn}、ヨウ素消費量の各項目はいずれも必要注入率との相関が見られることがわかる。

つまり、消毒原水のこれらの全項目で、二酸化塩素注入率を制御が可能であると示唆されるが、このうち連続モニタリングが可能な項目としては ORP、濁度、COD_{Mn} が挙げられ、実際の制御にはこれらを用いることが適していると考えられる。

各実験における消毒原水の濁度を連続モニタリングした結果とそのときの二酸化塩素注入率の関係から得られた設定例を表 5－5 に示す。

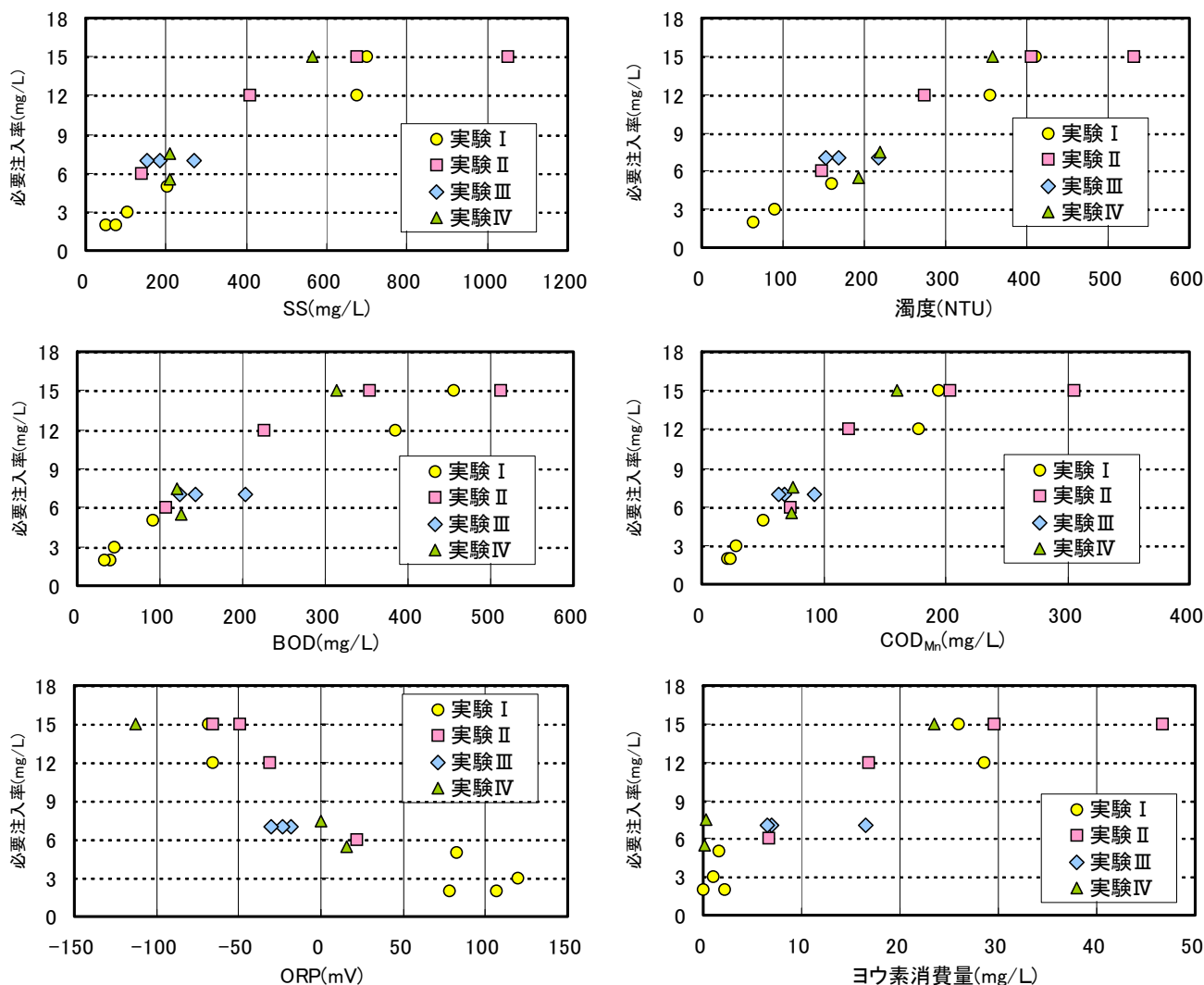


図 5-4 消毒原水の水質と二酸化塩素注入率の関係

しかし、消毒原水の水質が異なる場合には、今回示した設定例とは設定範囲が異なることが考えられるため、対象水によって濁度と必要注入率の関係をビーカーテストなどにより把握することが必要である。

表 5-5 濁度による注入率の設定例

濁度(NTU)	必要注入率(mg/L)
300 以上	15
220 以上 300 未満	12
140 以上 220 未満	8
100 以上 140 未満	5
100 未満	2

5. 4 接触時間短縮の検討

二酸化塩素消毒に必要な接触時間について、これまでの実証実験において設定した 5 分に対し、より短い時間での消毒効果を目指し、接触時間の短縮について検討した。

そこで、晴天時下水を対象とした実証実験を行い、接触時間は 1、3、5 分の 3 条件とした。各接触時間における二酸化塩素注入率と大腸菌群数の関係を図 5-5 に示すが、接触

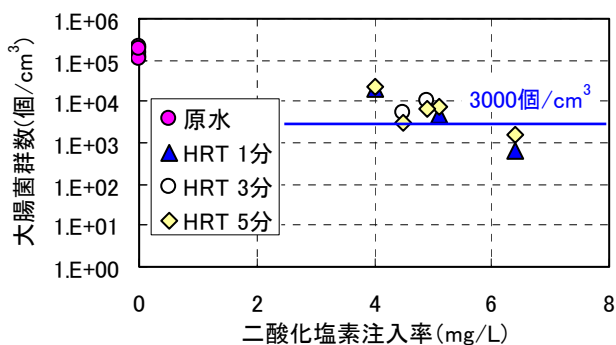


図 5-5 接触時間の比較

時間を 1、3 分に短縮した場合においても、接触時間 5 分の場合と同等の消毒効果が得られている。

当実験は晴天時下水を対象として行ったため、雨天時のファーストフラッシュも考慮した場合の接触時間としては 3 分程度が適当と考え、以下の実験においては接触時間 3 分において検討を行うこととした。

5. 5 自動制御運転（濁度、ORP による注入率制御運転）

実証実験においては濁度単独による注入率制御を行い、大腸菌群数 3000 個/cm³ 以下を達成しているが、ORP、COD_{Mn} による注入率制御の可能性を指摘した。そこで、確実な制御システムの確立、及びシーケンサによる薬注ポンプ制御運転の自動化を目的として、維持管理性に優れる濁度計、ORP 計を組み合わせた制御についての検討を行った。

二酸化塩素注入率の設定方法を表 5-6 に、実験時の降雨状況、消毒状況を表 5-7、図 5-6 に示す。

実験開始直後から流入原水の濁度が上昇したため、二酸化塩素注入率は最大値 15mg/L に上昇し

表 5-6 二酸化塩素注入率の設定方法

二酸化塩素注入率(mg/L)		原水濁度(NTU)				
		≤60	60～200	200～250	250～270	>270
原水 ORP (mV)	<-20	15	15	15	15	15
	-20～20	12	12	12	12	15
	20～70	8	8	8	12	15
	70～100	5	5	8	12	15
	≥100	3	5	8	12	15

表 5-7 実験時の降雨状況と結果

先行無降雨日数(日)		7
最大降雨量(mm/h)		16.0
総降雨量(mm)		19.0
実験継続時間(時間)		6.5
原水	SS(mg/L)	256～615
	大腸菌群数(個/cm ³)	6.2×10 ⁴ ～2.6×10 ⁵
処理水	大腸菌群数(個/cm ³)	680～4500

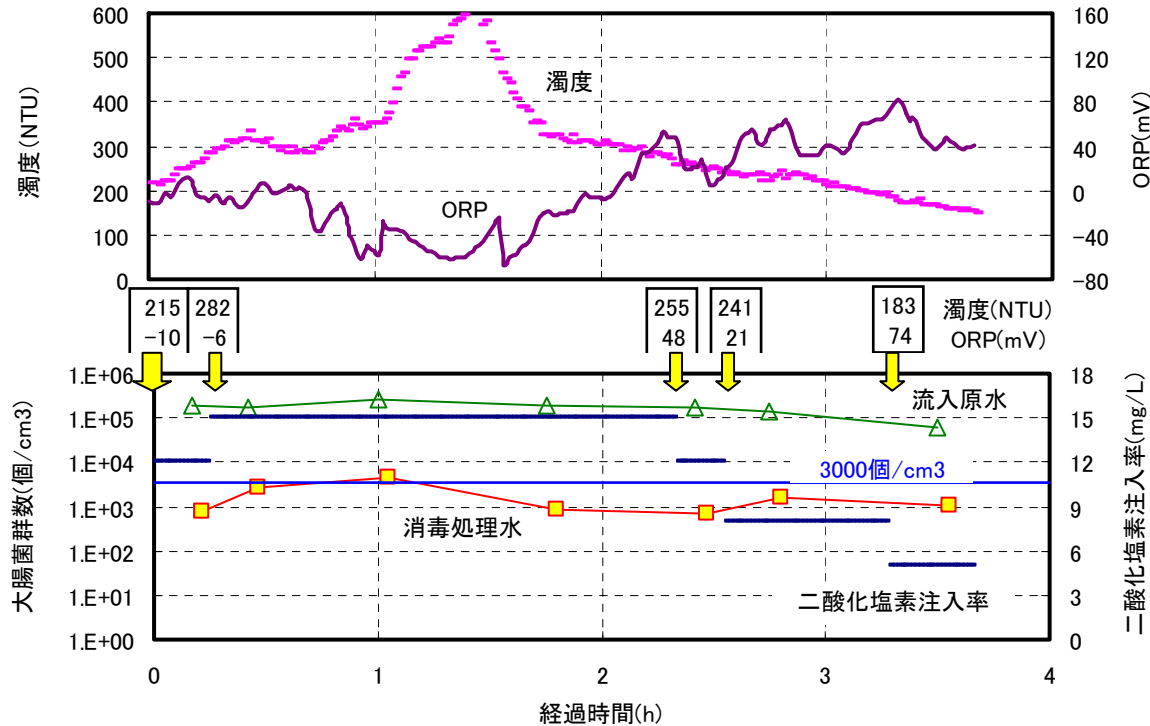


図 5-6 自動制御運転結果

た。その後、1 時間 30 分が経過した頃から濁度が下降し、ORP が上昇し始めたため、徐々に二酸化塩素注入率は低減された。二酸化塩素注入率の設定変更については、流入原水が高濃度である場合は濁度が、流入原水が低濃度である場合は ORP が関与した。

消毒処理水の大腸菌群数は、1 時間経過時点で 4500 個/cm³ となっており、目標値である 3000 個/cm³ をやや上回っている。しかし、流入原水の濁度、及び ORP による二酸化塩素注入率の自動制御運転により、消毒処理水の大腸菌群数を概ね目標値以下にできるといえる。

5. 6 簡易処理水に対する消毒効果の確認

ビーカー実験により、芝浦、葛西、小菅の各水再生センターにおける簡易処理水を対象とした二酸化塩素の消毒効果を確認した。

実験は約 20℃ とした対象水をビーカーに入れ、攪拌しながら所定の濃度となるように二酸化塩素を添加し、接触時間 3 分後にチオ硫酸ナトリウムを入れた滅菌びんに採水して大腸菌群数を測定した。

各水再生センターの簡易処理水とともに、比較対照として砂町水再生センターの晴天時下水の水質、及び実験結果を表 5－8、図 5－7 に示す。

消毒処理水の大腸菌群数を 3000 個/cm³ 以下とするのに必要な二酸化塩素注入率は、葛西、小菅水再生センターで 2～3mg/L、芝浦水再生センターでは約 4mg/L であった。

一方、砂町水再生センターの晴天時下水では約 7mg/L であった。簡易処理水は晴天時下水に比べて各水質項目が低い値を示しており、晴天時下水に比べて少ない二酸化塩素注入率での消毒効果が期待できる。

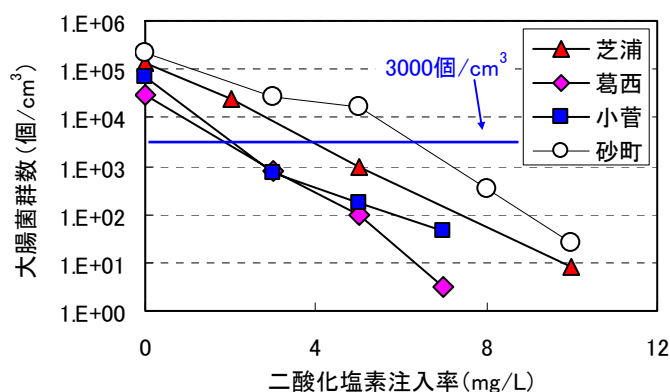


図 5－7 簡易処理水に対する消毒性能

表 5－8 ビーカー実験に用いた各水再生センターの水質

水再生センター		芝浦	葛西	小菅	砂町
対象水		簡易処理水			晴天時下水
SS	mg/L	92.0	67.0	55.0	207
BOD	mg/L	78.7	53.7	33.1	240
大腸菌群数	個/cm ³	1.3×10^5	2.9×10^4	6.7×10^4	2.2×10^5

5. 7 安全性試験

二酸化塩素消毒処理水が下流水域の水棲生物に与える影響を確認するため、「二酸化塩素自体の安全性」と「二酸化塩素消毒処理水の安全性」の両面から評価した。

5. 7. 1 二酸化塩素自体の安全性

二酸化塩素自体の安全性を評価するため、OECD 化学品テストガイドライン 201 に準拠して藻類増殖阻害試験（72 時間）を行った。藻類は 1 次生産者である植物プランクトンの一種で、消費者である他の高次生物への影響も間接的に評価できるものと考えられている。

本試験では、藻類の増殖量が対照系（対象物質添加量 0%）の 50% となる場合の濃度を

EC₅₀（半数影響濃度）といい、その値が低いほど生態毒性が強いことを意味する。

試験結果を表 5－9 に示す。二酸化塩素は次亜塩素酸ナトリウムと比較して毒性が弱く、主な副生成物である亜塩素酸イオンや塩素酸イオンについてはさらに毒性が弱いことから、二酸化塩素自体とその主な副生成物は水棲生物に対する安全性が高いことが示された。

表 5－9 藻類増殖阻害試験結果

使用薬品	EC ₅₀ 値(mg/L)
次亜塩素酸ナトリウム	0.08
二酸化塩素	0.45
亜塩素酸ナトリウム	9
塩素酸ナトリウム	25

5. 7. 2 消毒処理水の安全性評価

消毒処理水の安全性について、生態毒性試験（マイクロトックス試験）、遺伝毒性試験（umu 試験）、及び消毒副生成物（総トリハロメタン生成量）の測定を行った。実証実験におけるファーストフラッシュ時の雨天時下水をビーカーに採取し、二酸化塩素、次亜塩素酸ナトリウムをそれぞれ 15mg/L 添加して攪拌後、密封状態で 20℃にて 24 時間放置、アスコルビン酸 1g/L を添加して試料とした。

試験結果を表 5－10 に示す。二酸化塩素処理は次亜塩素酸ナトリウム処理に比べて生態毒性、及び遺伝毒性が低く、総トリハロメタン生成量を低減できるなど、生物に対する安全性が高いことが示された。特に総トリハロメタン生成量については、原水値よりも 0.004mg/L 減少しており、これは二酸化塩素により消毒原水中に含まれるトリハロメタン前駆物質が分解されたためと考えられた。

表 5－10 消毒処理水に対する安全性試験結果

試験項目		二酸化塩素 (15mg/L)	次亜塩素酸ナトリウム (15mg/L)	備考
遺伝毒性試験 (umu 試験)	毒性値 (+S9mix)	0.8(陰性)	0.9(陰性)	100 倍濃縮 (未消毒 0.4)
	毒性値 (-S9mix)	1.5(陽性)	1.7(陽性)	100 倍濃縮 (未消毒 1.5)
生態毒性試験 (マイクロトックス試験)	EC ₅₀	0.451 倍	0.153 倍	
トリハロメタン量 (mg/L)		0.027	0.037	原水値 : 0.031

6 経済性の検討

二酸化塩素を用いた消毒技術について、二酸化塩素消費量、設置スペース、消費電力量などの試算を行った。

二酸化塩素注入率は消毒対象水の水質（大腸菌群数、濁度など）の影響を大きく受けるため、試算条件として対象水の水質の設定が必要となる。

実証試験においては、簡易放流時の第一沈殿池流入水を対象原水としたため、濁度は 600(NTU)程度まで上昇しているが、本ケーススタディではさらに雨量が多い場合のポンプ所直接放流水を対象としたため、流入水が希釈されていると考え、最大の大腸菌群数 3.4×10^6 個

表 6 ランニングコスト試算例

計画処理水量 (m ³ /h)		100,000
対象水の計画水質		最大大腸菌群数 3.4×10^6 個/cm ³ 濁度 200NTU 以下
二酸化塩素注入率		最大 15 / 平均 5.5mg/L
薬品費 (円/m ³ ・水量)	NaClO ₂	5.73
	HCl	0.7
電力費 (円/m ³ ・水量)		0.004
薬品費+電力費 (円/m ³ ・水量)		6.4

/cm³、濁度 200(NTU)以下と設定した。また、二酸化塩素の注入率は、実証実験の結果を鑑み最大 15mg/L、平均 5.5mg/L としている。

表 6 に計画処理水量 100,000m³/h におけるランニングコスト試算例を示す。薬品費と電力費を合わせた処理水量あたりのランニングコストは 6.4 (円/m³・水量)となり、安価なシステムであることが確認できた。

なお、薬品単価は特殊亜塩素酸ナトリウム 140 円/kg、塩酸 20 円/kg、電力料金単価は 11 円/kg として試算している。

7 まとめ

7. 1 消毒性能

- ・雨天時の第一沈殿池流入水に対して、接触時間 3 分、二酸化塩素注入率 5～15mg/L の条件で、消毒処理水の大腸菌群数を概ね 3000 個/cm³以下とすることができた。
- ・雨天時下水の濁度と ORP を連続モニタリングし、最適な二酸化塩素注入率を設定するための自動制御方法を確認した。
- ・消毒処理水には二酸化塩素は残留せず、主な副生成物である亜塩素酸イオンと塩素酸イオンが検出されたが、二酸化塩素注入率を制御することにより処理水中の亜塩素酸イオンと塩素酸イオンを低減することが可能と推察される。
- ・芝浦、葛西、小菅水再生センターの簡易放流水を用いたビーカー実験の結果、必要な二酸化塩素注入率は葛西、小菅水再生センターで 2～3mg/L、芝浦水再生センターでは約 4mg/L であった。

7. 2 下流側水域の安全性

- ・二酸化塩素自体の安全性を藻類増殖阻害試験により調べた結果、二酸化塩素は次亜塩素酸ナトリウムと比較して毒性が弱く、主な副生成物である亜塩素酸イオンや塩素酸イオンについてはさらに毒性が弱いことから、二酸化塩素自体とその主な副生成物は水棲生物に対する安全性が高い。
- ・消毒処理水の安全性について変異原性試験(*umu* 試験)、生態毒性試験(マイクロトックス試験)、トリハロメタン生成量により調べた結果、次亜塩素酸ナトリウムに比べて毒性が低く、安全性が高いことが示された。

7. 3 経済性及び実用性

- ・薬品費と電力費を合わせた処理水量あたりのランニングコストは 6.4 (円/m³・水量)と試算され、安価なシステムであることが確認できた。

2-(1)-3 汐留地区における 雨天時の路面流出水汚濁負荷量等調査その2

計画調整部 技術開発課
平川 正道、成島 道清

1. 再生水の利用拡大

東京における再生水利用は、安定した水量、水質が期待できることから新たな利用拡大の可能性を持つ。技術開発課では、再生水の新たな利用拡大を目指して、平成14年度から平成15年度にかけて西新宿の都庁舎西側都道(特例都道新宿副都心12号線)及び汐留土地区画整理事業地区内(都道481号線)において再生水の路面散水調査を行い、雨天時の路面堆積物の流出実態把握と都市部におけるヒートアイランド緩和効果の確認および臭気等再生水による様々な影響を把握する実験を実施した。本調査は、「ヒートアイランド対策モデル事業」対象地域のひとつである汐留地区と芝浦水再生センター(場内道路)において、昨年度に引き続き散水実験を行い、路面散水による路面清掃効果及びヒートアイランド緩和効果などの散水効果や、散水による各種影響を確認したものである。

2. 調査概要

2.1 目的

実用規模で施工された保水性舗装箇所において、以下の項目を調査する。

(1)路面堆積物の調査、(2)散水によるヒートアイランド緩和効果の確認、(3)実用化を想定した散水手法の調査、(4)散水時の風の影響確認調査(芝浦水再生センター)(5)散水時の熱収支調査(芝浦水再生センター)

2.2 調査概要

主な調査項目は以下のとおりである。

(1)路面堆積物の調査

①再生水散水管による散水調査

散水時の路面清掃効果を確認するため路面堆積物流出水及び再生水原水の水質を調査する。

②散水車による調査

散水車による散水を行い路面堆積物の清掃効果(採水・水質分析)及び路面温度の変化について調査する。

(2)散水によるヒートアイランド緩和効果の確認

散水エリアと非散水エリア舗装表面温度の違いを路面温度センサーと航空写真で確認する。

(3)実用化を想定した散水手法の調査

散水による路面清掃効果、走行車両や歩行者への影響及び安全性等を考慮した適切な散水手法(量、時間、施設等)、水質条件、施設の課題等について検討する。

(4)散水時の風の影響確認調査

①散水時の風の影響確認調査

散水時の水跳ねに関し、現地の風の影響による通行人への付着具合について、送風機を用いて確認する。

(5)散水時の熱収支調査

散水エリアと非散水エリアにおける熱収支を調査し、散水によるヒートアイランド現象

への効果を定量的に評価する。

2.3 散水実験方法

散水実験は汐留地区内の都道 481 号線で行った。本区間は片側 2 車線 (6.5m/車線) の保水性舗装となっている。散水配管 (φ50mm) は中央分離帯内に設置しており、散水エリアは分離帯の区切りに合わせ第 1～第 3 ブロックと呼んでいる (図 1)。ノズルからの散水能力は実験時の再生水圧力にもよるが、約 2～3 リットル/(ノズル・分) である (表 1)。ノズルには散水量を微調整できるよう調節つまみがついており (図 2)、散水配管の元バルブの開度調節による散水量の調整も可能である。散水配管は 3 ブロック合計で約 673m (散水延長 3 ブロック合計片側 266 m) あり、この間に散水ノズルを 1m ピッチで配置し実験を行った (図 3)。

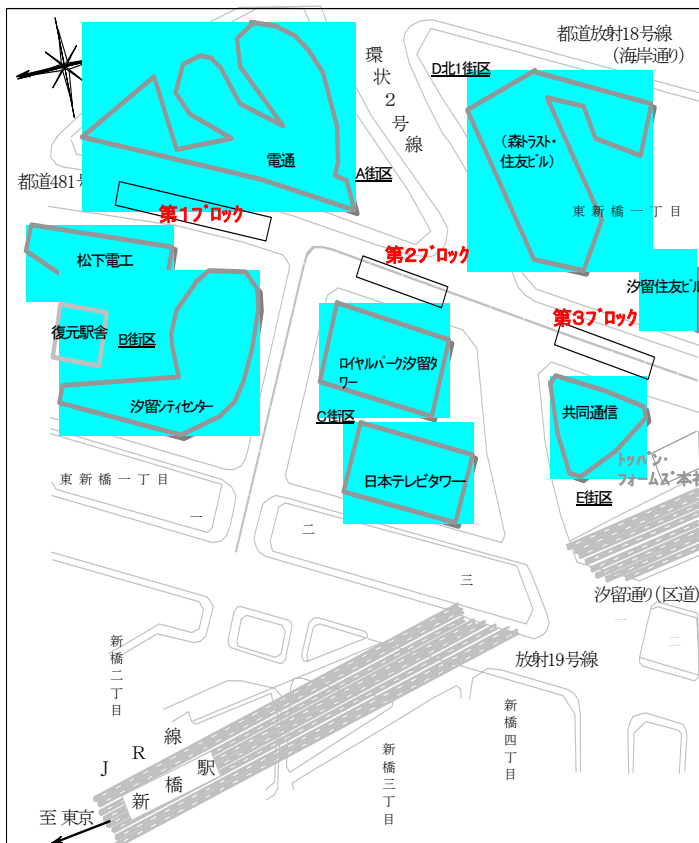


図 1 案内図



図 2 散水ノズル



図 3 散水状況

	散水回数	総散水量	平均散水量	平均ノズル散水量
	回	m ³	L/分	L/ノズル・分
第一ブロック	31	241.53	211	2.2
第二ブロック	31	217.16	191	2.6
第三ブロック	28	218.07	216	2.1

表 1 散水実績

3. 調査結果

3.1 路面堆積物の調査結果

(1) 再生水散水管による散水調査結果

水質調査結果 (表 2)

①BOD、CODは再生水に比べ、回収水の値が高い値を示しているが、値のそのものは低濃度であり、特に問題となるようなものではなかった。

②T-N、T-Pは再生水と回収水とでは大きな差はなかった。このことから、T-N、T-Pは再生水そのものに由来すると考えられる。

③大腸菌群数は、全ての検体について検出されなかった。

④残留塩素は、散水実験中は0.1(mg/リットル)未満の値であった。

項目	単位	H16連続散水中					
		再生水			堆積混合		
月日		H16.7.22	H16.8.5	H16.8.12	H16.7.22	H16.8.5	H16.8.12
採水時間		8:25	8:32	9:40	9:10	9:15	10:05
気温	°C	29.3	30.6	30.5	30.0	30.8	32.0
水温	°C	27.7	28.0	28.6	28.4	28.9	30.2
EC	mS/m	167	192	129	178	205	142
濁度	度	<1	<1	<1	50	31	40
pH		7.3	7.6	7.3	7.8	7.9	8.0
pH測定時の水温	°C	24.5	24.3	21.7	24.5	24.3	21.7
ATU-BOD	mg/l	1	1	1	7	4	4
COD	mg/l	7	8	6	20	15	14
SS	mg/l	<1	<1	<1	32	18	26
T-N	mg/l	13	14	11	15	16	15
T-P	mg/l	0.14	0.16	0.16	0.19	0.18	0.19
大腸菌群数 (デゾ法)	CFU/ml	/	/	/	<30	<30	<30
大腸菌群数 (メンブレン法)	CFU/100ml	<20	<20	<20	/	/	/
残留塩素	mg/l	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1

表2 再生水散水管によるノズル散水の路面堆積物調査結果

ここで、散水時間を30分、60分とした場合の路面流出負荷量について考察する(表3)。これは、路面の保水性能維持及び路面洗浄のための適切な散水時間を検証するために、昨年度に引き続き調査を行ったものである。この結果から、30分散水によってT-N、T-Pで散水時間60分の約60%、BOD、COD、SSでは約80%程度の流出負荷量があることが分かる。このことから、散水時間が30分でも相当量の路面堆積物の洗浄効果があり、路面清掃の効率性という意味では、散水時間を30分程度とすることが現実的と言える。

項目	時間	kg/ha									30分/60分
		H15①	H15②	H15③	H15④	H15⑤	H16①	H16②	H16③	平均	
ATU-BOD	30分	0.89	1.08	0.89	0.94	1.19	0.51	0.24	0.29	0.75	75%
	60分	1.07	1.24	1.20	1.01	1.41	1.02	0.47	0.58	1.00	
COD	30分	5.23	3.73	3.40	5.85	5.88	1.45	0.88	1.02	3.43	77%
	60分	6.29	4.75	4.25	6.51	7.05	2.90	1.77	2.03	4.44	
SS	30分	38.31	10.47	17.56	16.52	14.74	2.32	1.06	1.89	12.86	84%
	60分	41.50	14.80	20.02	18.25	17.35	4.64	2.12	3.77	15.30	
T-N	30分	1.30	1.05	1.43	1.55	1.70	1.09	0.94	1.09	1.27	58%
	60分	2.36	1.78	2.09	2.05	2.83	2.18	1.88	2.18	2.17	
T-P	30分	0.03	0.03	0.03	0.03	0.11	0.01	0.01	0.01	0.03	63%
	60分	0.04	0.04	0.04	0.04	0.19	0.03	0.02	0.03	0.05	

表3 散水時間30分間、60分間の流出負荷量

(2) 散水車による調査

散水配管を施工できない地域において、保水性舗装に水を供給する手段の一つとして散水車による散水が考えられる。そこで、汐留地区において散水車による散水実験を行い、必要往復回数と散水強度について調査を行った(表4)。

	1 回目調査	2 回目調査	3 回目調査	平均
日時	2004 6 18	2004 9 17	2004 11 5	—
散水開始	9:35	9:26	10:03	—
散水終了	10:15	10:10	10:45	—
総散水時間	0:40	0:44	0:42	0:42
調査時間内平均気温(℃)	30.5	28.3	17.8	—
①散水量	2.0m ³	2.0m ³	3.0m ³	2.3m ³
②散水車速度	5km/h	5km/h	5km/h	5km/h
③散水延長	52m	26m	35m	38m
④散水車往復回数	22回	27回	20回	23回
⑤採水マスへ流入していた面積	91m ²	91m ²	91m ²	91m ²
⑥総散水面積	338m ²	169m ²	228m ²	245m ²
⑦単位面積当たり散水量	5.9 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2}$	11.8 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2}$	13.2 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2}$	10.3 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2}$
⑧散水車1往復当たり散水量	90.9 $\frac{\text{mm}}{\text{回}}$	74.1 $\frac{\text{mm}}{\text{回}}$	150.0 $\frac{\text{mm}}{\text{回}}$	105.0 $\frac{\text{mm}}{\text{回}}$
⑨1車線全体に水が行き渡る往復回数	5回	3回	3回	4回
⑩採水マスに到達する往復回数	10回	5回	4回	6回
⑪マスに到達するのに必要な散水量	2.7 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \cdot \text{回}$	2.2 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \cdot \text{回}$	2.6 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \cdot \text{回}$	2.5 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \cdot \text{回}$
⑫マスに到達するのに必要な散水強度	6.1 $\frac{\text{mm}}{\text{秒}} \cdot \text{ノズル}$	4.9 $\frac{\text{mm}}{\text{秒}} \cdot \text{ノズル}$	6.0 $\frac{\text{mm}}{\text{秒}} \cdot \text{ノズル}$	5.7 $\frac{\text{mm}}{\text{秒}} \cdot \text{ノズル}$

注) ⑪=(⑧×⑩)／⑥, ⑫=⑥×⑪／③／②

表4 散水車実験の散水量

- ・散水量は調査回数ごとに多少変動しているが、平均すると約 100 $\frac{\text{mm}}{\text{回}}$ 程度である。
- ・上記散水量で1車線(6.5m)全体に水が行き渡るためには3～5回散水する必要がある。
- ・2車線目を越えて雨水ますまで到達するためには、4～10回散水する必要がある。この回数については保水性舗装の乾燥具合や当日の気温・湿度に影響を受けると考えられる。
- ・路面清掃に必要な散水量を雨水ますに到達するのに必要な散水量と仮定すると、その値は約 2.5 $\frac{\text{mm}}{\text{m}^2} \cdot \text{回}$ (=2.5mm) であり散水車のノズル数を2個とすると1つのノズル当たり約 6.0 $\frac{\text{mm}}{\text{s}}$ の強度が必要となる。この値はノズル数を増やすことで小さくすることができる。

3.2 散水によるヒートアイランド緩和効果

汐留地区全体の散水施設により散水し、汐留の散水配管エリアと芝浦水再生センターにおける熱分布状況を航空機搭載の赤外線カメラによりデジタル映像として撮影した(図4)。

1) 撮影日

路面温度が高くなり散水前後の違いが明確に出ることと、航空機から鮮明に撮影可能となるようにするため、日中の最高気温が 30℃以上期待でき、雲の無い日を選定し、2004 年 9 月 8 日(水)に実施した。

2) 撮影時間

撮影は日中の最も気温が上昇する時間帯の散水前と散水後に実施した。散水前の撮影は上空での飛行規制等の不測の事態を考慮して散水開始の 60 分前、散水後の撮影は路面流出水が完全

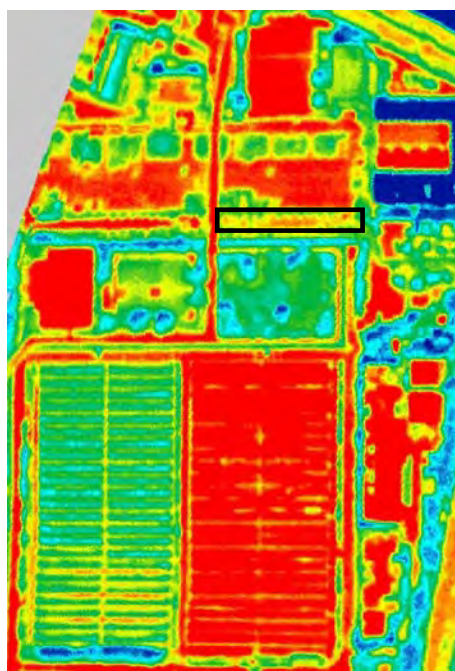
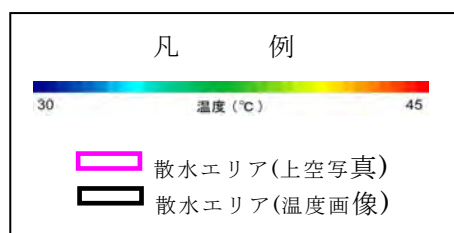
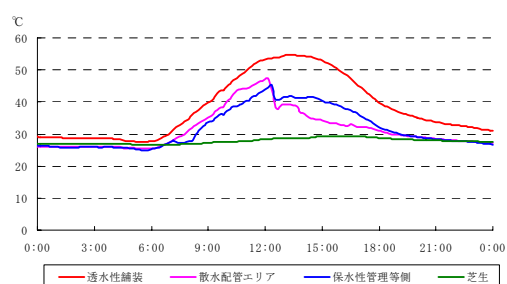
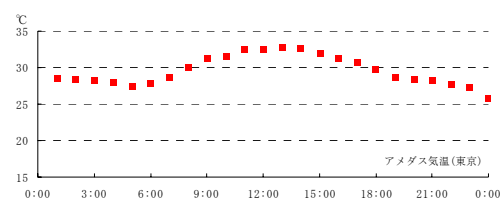
に保水性舗装に保水された後の路面温度分布を撮影するため散水 30～90 分後の時間帯を目安とした。

3) 撮影高度

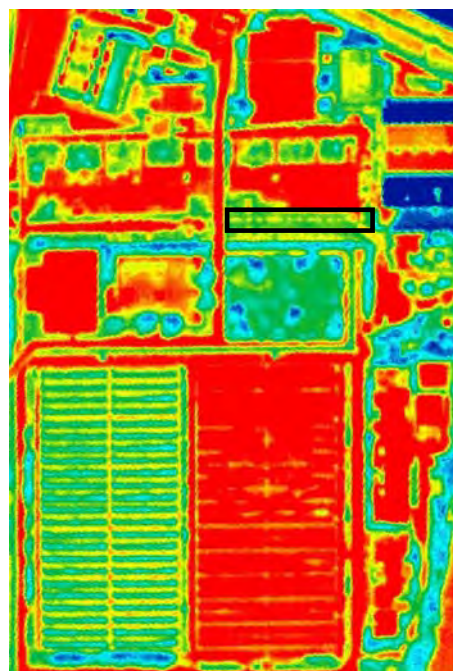
本撮影では、日中の最高気温時の撮影・散水前後の撮影といった時間的な制限と特別管制区という飛行の制限がある関係上、複数の高度による撮影は避け、同一高度の撮影として設定した。観測領域と地上分解能について考慮した結果、本撮影における撮影高度は、750m（観測幅約 380m、地上分解能 1.2m）に設定した。



上空写真



散水前



散水後

図 4 撮影結果(芝浦水再生センター)

3.3 実用化を想定した散水手法の調査結果

散水配管による散水方式を実用化することを想定し、タイマーを用いた連続散水を行い、路面清掃及び路面温度低下効果が期待できるか調査した。

(1) 濁度調査結果

図5に連続散水時における濁度調査結果の詳細を示す。図から以下のようにいえる。

- ①連続散水の第1週目は最高値も最低値も毎日低下しているが、その後は大きな減少は見られず、毎週ほぼ同じ動きを示している。
- ②散水直後は100～150程度であり、散水し続けることで濁度は50を中心に上下した。

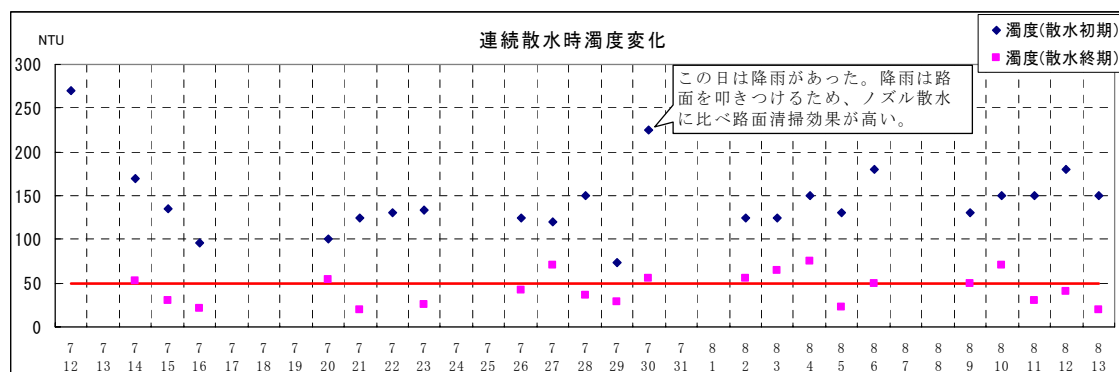


図5 連続散水時の濁度変化

図6にH15年度及びH16年度における汐留地区のノズル散水時の濁度変化と散水量・散水時間の関係を示す。H15年度は第二ブロック、H16年度は第一ブロックでの実験であったが濁度の経時変化に関してはほぼ同じような傾向を示していることが分かる。散水直後から濁度は低下し始め最低値で20程度まで落ちることもあったが、全体的な傾向として、濁度低下の実績下限値は50程度であった。図6より、濁度を50まで低下させるのに必要な散水量は約5mmで、散水継続時間は20～30分程度であるといえる。

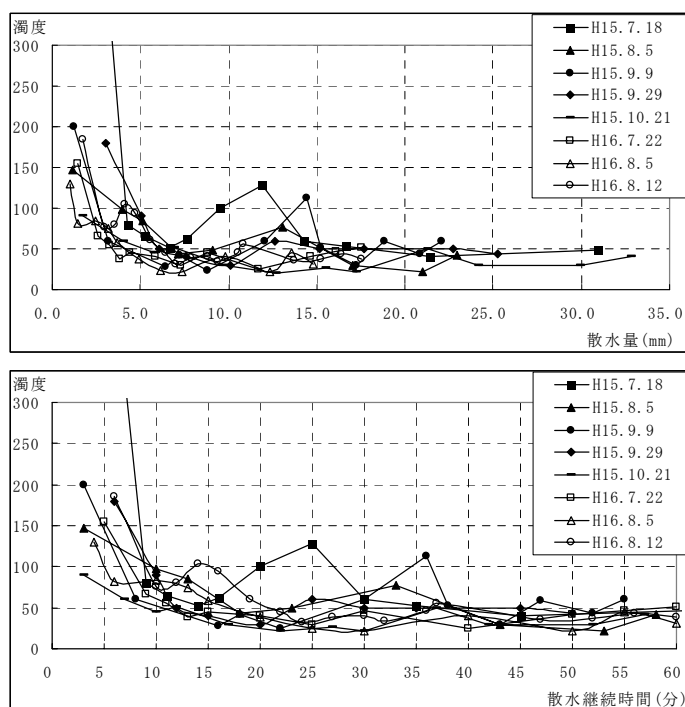


図6 路面清掃に必要な散水量・散水時間

(2)路面温度調査結果

図7に早朝連続散水時(第1週目から5週目)の路面温度変化を示す。

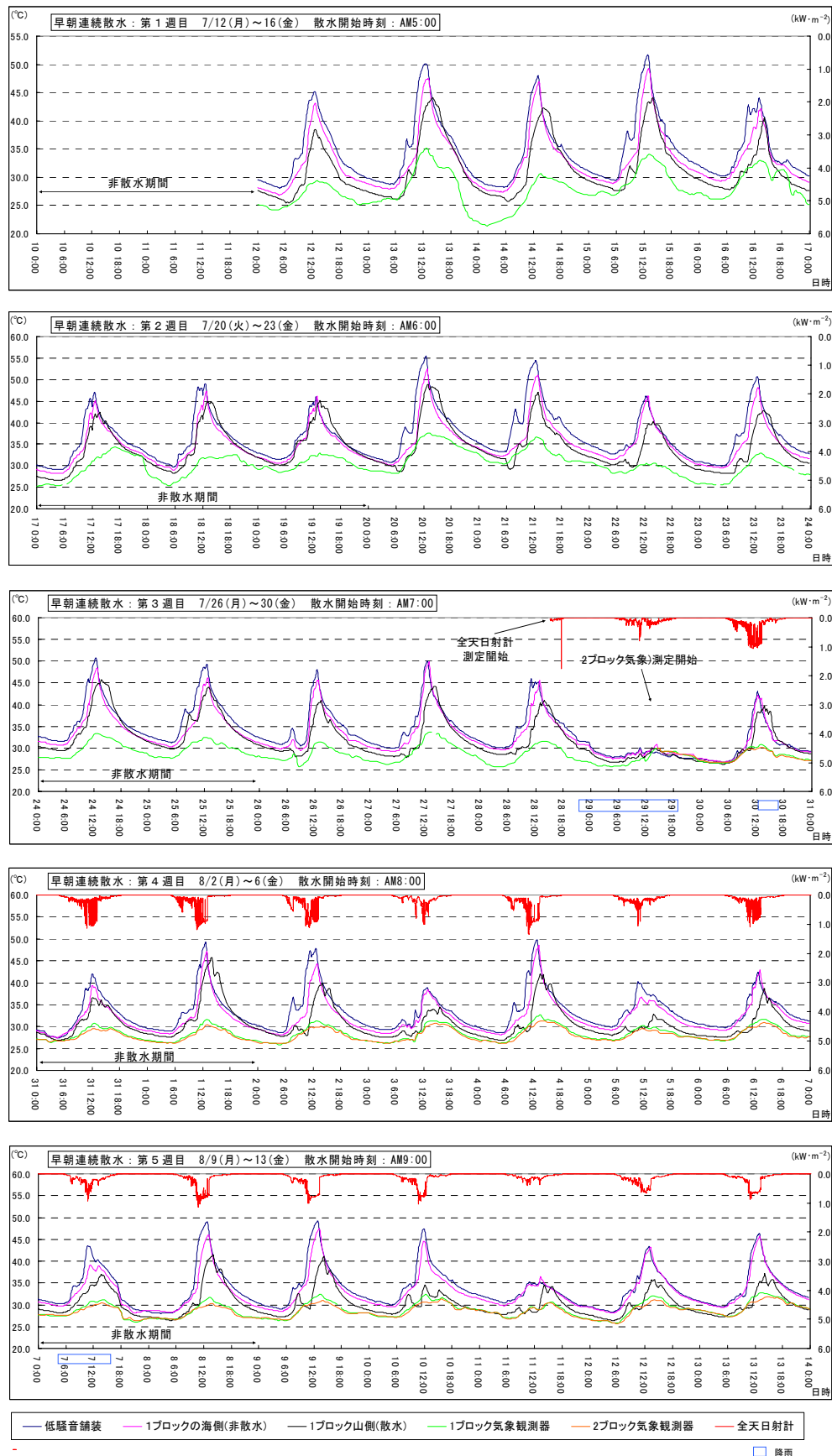


図7 連続散水時の路面温度変化

- ①非散水路面の温度波形は日射量の波形に同調している。
- ②散水することにより路面温度のピーク時間が遅れ、ピーク値で 5℃～10℃程度低下している。
- ③早朝散水し路面表面が乾燥しているにも関わらず、昼過ぎの路面温度が非散水車道よりも小さいことから、早朝散水時に保水した水が日中蒸発散することで路面温度上昇を抑制していると考えられる。
- ④散水車道の路面最低温度が毎日ほぼ同じであることから、毎日散水したからといって路面温度の下がり方が大きくなる訳ではない。
- ⑤散水車道では、日射量が少なくなる夕方一度温度が上昇する現象が見られる。この時間帯は日射こそ少ないが気温はまだ 30℃程度あり、保水された水が外気で温められていることによる影響と考えられる。

(3)適切な散水手法

舗装厚 5cm の保水性舗装の場合(汐留地区)、施工当初の保水能力は 5.0mm であるが、一度十分に保水させると、その後は 2.5～3.0mm 分しか蒸発散による水の出入りが起こらない。また、夏期に毎日連続して散水することを想定すると、ヒートアイランド対策としての保水性能の維持のために 2.5～3.0mm 散水し、路面清掃のためにさらに 2.0mm の合計 5.0mm 程度散水する必要がある、その時の散水時間は、3.1.(1)「路面堆積物の調査結果」から、20～30 分程度必要であるといえる。ここで注意したいのは、散水量 5.0mm を一気に瞬間的に流せば良いということではなく、散水初期の保水のための時間、そして、保水後の路面流出による洗浄時間として、20～30 分程度必要ということである。言い換えれば、20～30 分程度かけて総量で 5.0mm の水を散水するということである。

3.4 散水時の風の影響確認調査(於：芝浦水再生センター内道路)

再生水散水時における通行人への安全性及び快適性を把握するため以下の調査を行った。

(1)散水時の水跳ね、通行人への付着

散水時の水跳ねに関し、昨年度までの調査結果から車両の速度が 30km/h 程度であれば散水強度を強くしても(30mm/hr)ほとんど飛散しないことが分かっている。しかし、現地にある程度の風がある場合には車両通過により、歩道まで水が飛散し通行人に付着することも予想される。そこで、芝浦処理場の散水実験施設を用いて人工的に風を与えた時の水跳ね具合を確認し、散水に適する場所としての風の条件について整理する。

図 8、図 9 に風による飛散水への影響調査結果を示す。水跳ねの原因として、散水中に路面にできる水膜の厚さと車両速度が強く影響していると考えられるが、今回の実験では 5mm 程度の水膜厚さになると顕著な水跳ねが生じていたが、それより薄い水膜の時は車両速度が 50km/h にならないと顕著な水跳ね(車両から 2m 程度離れた位置で明確に水しぶきを体感する程度)は確認できなかった。50km/h の時は、肉眼でははっきり確認できるほどの水の粒子が舞い上がっていた。

交通安全面、走行車両による歩行者への水跳ね等を考慮すると、平日の日中よりも通勤時間帯前に実施するのが妥当である。

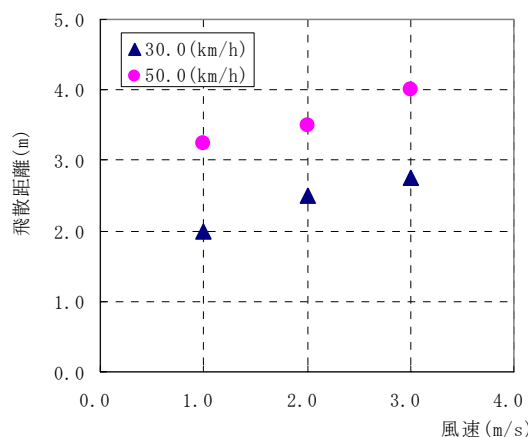


図8 風速-車両速度-飛散距離の関係

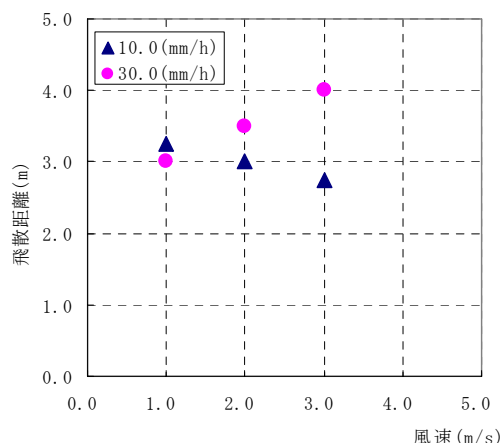


図9 風速-散水強度-飛散距離の関係

(2) 飛散水に含まれる大腸菌群数

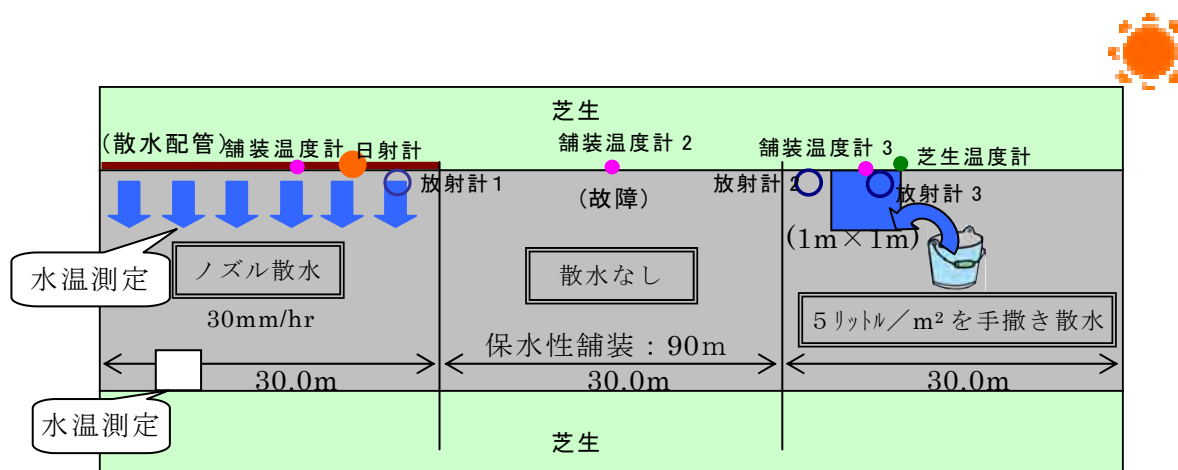
水跳ね実験中に実験車により跳ねた水を培地付きの皿に付着させ、大腸菌群数の分析(MPN法)を行った。なお、ブランクとしての大腸菌群数として、地表面より約1m付近に培地付き皿を一定時間放置したもの进行分析した。

結果として、いずれのケースにおいても飛散水中に大腸菌群数は認められなかった。この結果においては、路面流出水が走行車両により飛散して通行人に付着した場合でも、水質面での危険性は無いと考えられる。

3.5 散水時の熱収支調査結果(於：芝浦水再生センター内道路)

(1) 散水エリアと非散水エリアにおける熱収支の違い

周辺に建物がなく日射、風向・風速等がほぼ均一と考えられる芝浦水再生センター内の保水性舗装施工区間において、散水エリアと非散水エリアにおける放射量及び熱収支を求め、散水によるヒートアイランド現象への効果を定量的に評価した。図10に路面温度センサーを含めた機器の全体配置状況、図11に計測機器を示す。



注) 舗装温度計2は実験前に故障していたため欠測。
ただし、8/13 11:00 ~ 8/27 19:20 は別途ロガーを用意し観測。

図10 芝浦水再生センター内実験施設図



図 11 芝浦水再生センター内計測機器

放射量等観測値及び計算による乱流熱輸送量、潜熱輸送量から各実験エリアにおける熱収支計算結果を表 5 に、放射量等の構成率の違いを図 12 に示す。

結果を表 6 に、放射量等の構成率の違いを図 12 に示す。

表 5 熱収支計算結果(散水継続時間の 11:00～12:30 内の収支)

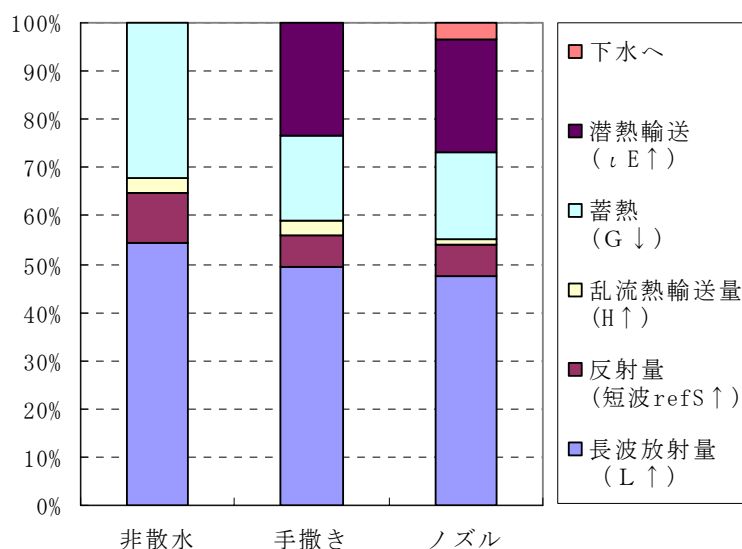


図 12 散水手法の違いによる放射量等の構成率の違い（上記表中の出-の構成）

- ①散水による効果として最も大きいのは蓄熱量の減少である
- ②手撒き散水に比べるとノズル散水の方が放射量低減効果がある
- ③長波放射量(赤外放射量)はコンクリート舗装の一般的な値である $500\text{W}/\text{m}^2$ より全体的に高い値であるが、手巻き散水することで約 $60\text{W}/\text{m}^2$ 、ノズル散水することで約 $75\text{W}/\text{m}^2$ 減少している。
「水環境の気象学 近藤純正」によると、東京都心部の平均人工熱は $100\text{W}/\text{m}^2$ であり、この値

と比較しても効果は十分にあるものと考えられる

(2) 散水によるヒートアイランド現象緩和効果

① 路面温度上昇抑制効果

熱収支実験期間内の路面温度の変化を図 13 に示す。非散水時の路面温度は日射量に追従する波形となっているが、ノズル散水エリアは散水直後から急激に温度が下がっている。ピーク時の路面温度で、約 10℃程度の温度抑制効果があり、その路面温度抑制効果は少なくとも 1 日継続していることが分かる。

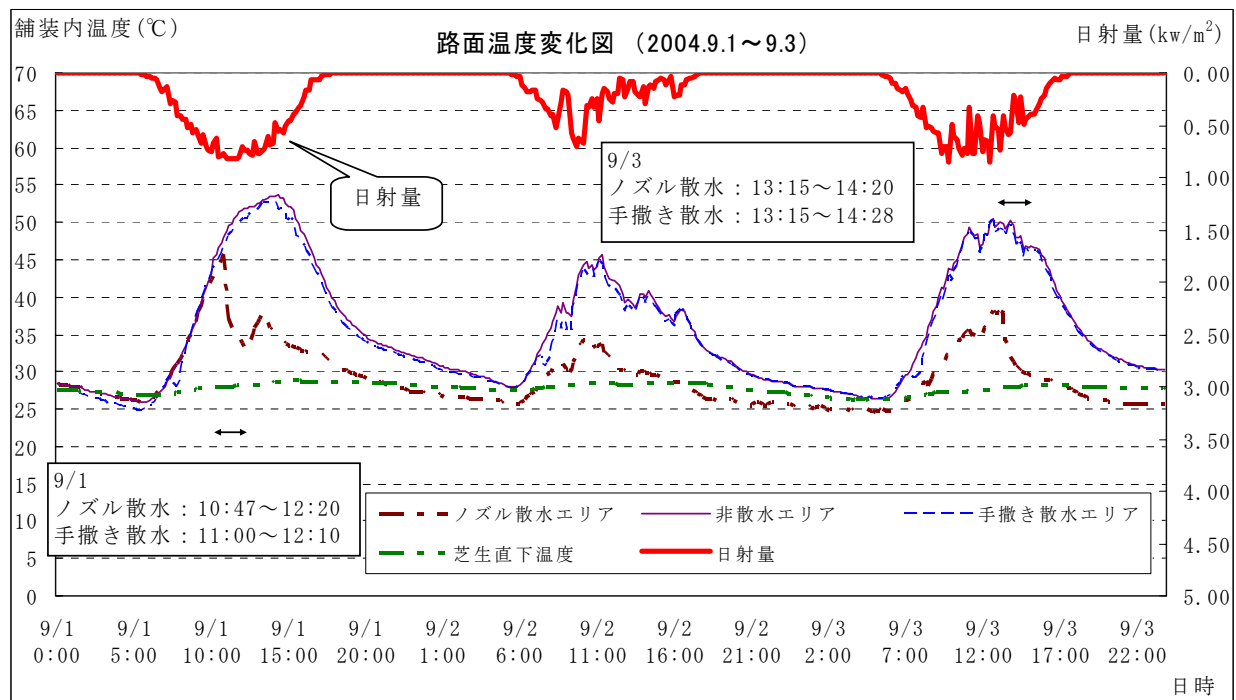


図 13 路面温度の変化(芝浦水再生センター内)

② 近傍大気温上昇抑制効果

路面温度が高くなると路面からの放射や対流熱伝達等による路面上部の大気温度が上昇することが考えられる。路面に散水することで路面温度を低下させるができ、気温上昇抑制に効果があると考えられる。

図 14 に日射量が 0.12kw/m² 以上(=日照時間の定義:「気象観測の手引き」気象庁)における路面温度と 1.5m 気温との関係を示す。路面温度と 1.5m 気温は比較的高い相関を示しており、近似式を作成することができる。路面温度が 50℃程度以上ある場合、路面散水すると路面温度が 10℃以上低下することが過年度の実験で確認できている。図から路面温度がほぼ 50℃(図では 48℃)の時と 40℃の時の気温差は約 0.5℃であることが分かる。このことから、路面散水により路面温度を 10℃低下させたとき、地上 1.5m の位置の大気温を 0.5℃低下させる効果が期待できる。

しかし、厳密には大気温度への影響要因は、路面温度以外にも湿度、風、エアロゾル等、数多く考えられるため、路面温度の低下のみで議論することはできない。

よって、今回の調査では路面温度低下が大気温にもたらす影響の可能性のひとつとしての知見に留まった。

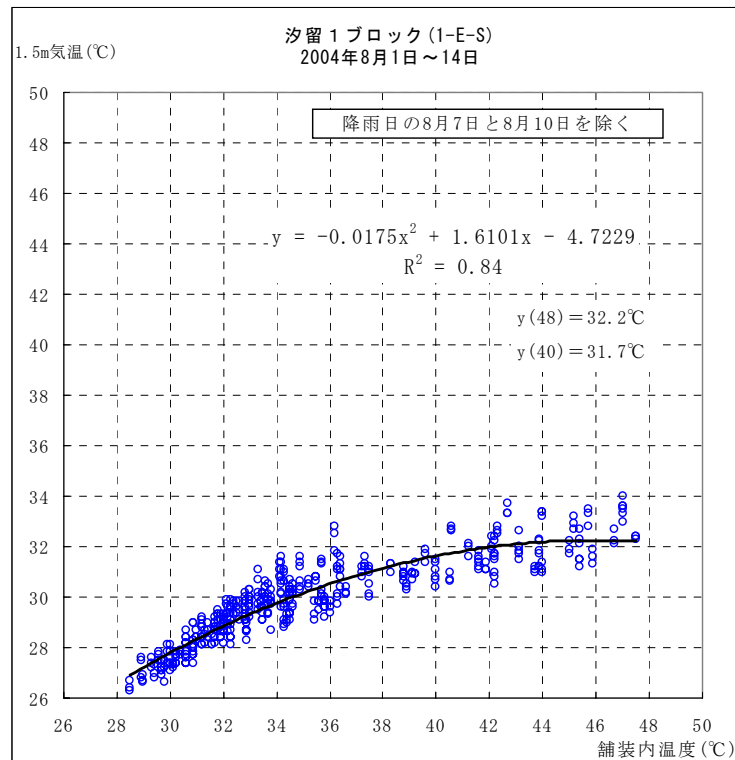


図 14 路面温度と 1.5m 気温との関係

4. まとめ

今回の実験により、再生水の路面散水による合流改善効果およびヒートアイランド緩和効果について確認できた。また、汐留地区における適切な散水量と散水時間、水跳ねによる歩行者への影響についても新たな知見として取りまとめることができた。

路面堆積物量は地域により大きな違いがあるため、路面散水による合流改善効果の検証においては、地域特性の把握がその地域に合った散水量、散水時間を決める重要な要素となる。

供用中道路内での再生水の散水手法は、道路交通への影響、散水効率等から、散水管による散水が望ましいが、散水管の布設が困難な地域については、散水車による散水手法も考えられる。ヒートアイランド緩和対策としての、路面散水需要の高まりを背景に、今後、散水車による散水も想定した、再生水供給設備の整備や散水車の散水効率向上を図っていく必要がある。

引き続き、下水再生水の新たな利用拡大のために、路面散水による合流改善効果、ヒートアイランド緩和効果について、広くお客さまにPRしていきたい。

2-(1)-4 雨天時下水の無薬注高速処理技術の開発に関する共同研究

計画調整部 技術開発課

緒方孝次(*)、宮本彰彦、北村清明(**)、長塚栄児、菊地厚

(*) 現 施設管理部 施設管理課

(**) 現 東部第二管理事務所 小菅水再生センター

1. はじめに

合流式下水道では、雨天時に処理能力を超えて流入した下水が公共用水域に放流され、河川や海域の水質悪化の原因となっている。このため、当局では合流改善クイックプランを策定し、雨天時放流水質の改善に向けた取り組みを行ってきた。

雨天時放流水質の改善対策施設としては、雨水貯留池や高速ろ過施設などがあるが、用地確保の困難さ、建設・維持管理コストや運転操作の複雑さが課題となっている。

本研究では、これらの課題を解決するために、従来型高速ろ過技術¹⁾を改良して、雨天時下水の無薬注高速処理技術を開発した。本技術は、用地確保や建設コストの課題を解決するために既存の第一沈殿池を活用し、維持管理費の抑制や運転操作の単純化のために無薬注でろ過を行うものである。

2. 開発目標

本研究の開発目標を表1に示す。なお、既存の第一沈殿池を活用するため、晴天時は第一沈殿池の代替として機能することを前提とした。

表1 開発目標

項目	目標値
ろ過速度	最大 400m/日
BOD 除去率	40%
SS 除去率	60%
洗浄間隔	12 時間以上
薬品添加	無し

3. 高速ろ過技術について

3. 1 高速ろ過技術について

本技術は、流入下水を上向流式ろ過池に通水し、SS や浮遊性有機物を浮上性ろ材(比重 0.9)に捕捉させて除去する技術である。ろ材は、径が大きく空隙率の高い中空円筒格子状のものを使用する(図1)。このため、砂ろ過のような表層ろ過にならず、ろ材層の全層でSSや浮遊性有機物を捕捉することができる。

ろ材層に付着したSS類は、定期的な洗浄、汚泥引抜により、ろ過池から排出する。

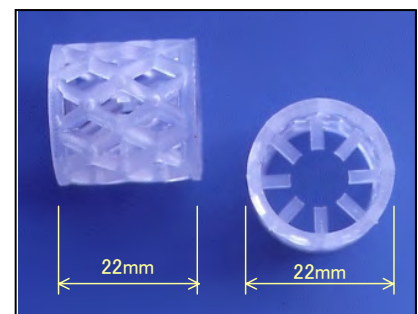


図1 浮上性ろ材

3. 2 従来型高速ろ過技術との違い

本技術は、芝浦水再生センターに導入された従来型高速ろ過施設を改良したものである。従来型の技術との比較を表2に示す。

第一沈殿池の活用を前提とするため、ろ材層厚さが従来の半分(1m)となる。これに伴い、最大ろ過速度が 400m/日となる。最大ろ過速度が従来よりも低いため、無薬注ろ過が可能となるが、SS 及び BOD 除去率は幾分低くなる。

表 2 既存の高速ろ過技術と改良型高速ろ過技術の違い

	従来型高速ろ過技術		改良型高速ろ過技術(今回)	
フロー				
	雨天時	晴天時	雨天時	晴天時
ろ過速度	1,000m/日	400m/日	400m/日	200m/日
SS 除去率	70%	60%	60% (開発目標値)	
BOD 除去率	50%	40%	40% (開発目標値)	
洗浄頻度	3h/回	8~12h/回	12h/回 (開発目標値)	
薬品注入	カチオン系	無し	無し	
ろ層厚さ	2.0m		1.0m	
最大圧損	15kPa		5kPa (開発目標値)	
ろ材	φ 22mm×22mmL		従来型と同じ	
駆体	新設		既設一沈殿池を改造	

4. 調査方法

4. 1 実験装置

本研究は、芝浦水再生センターに実験装置を設置して行った(図 2、図 3 及び表 3)。流入下水は、本系第一沈殿池流入水を用いた。

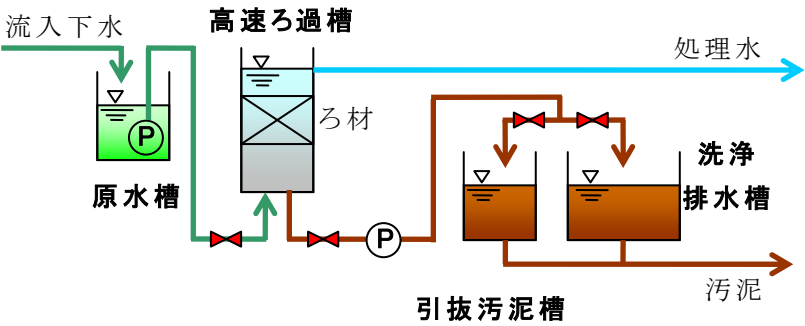


図 2 実験装置のフロー

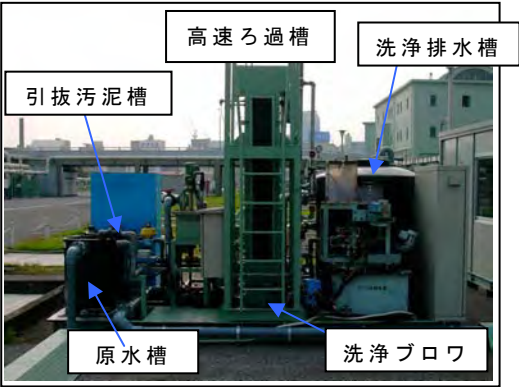


図 3 実験装置の外観

表 3 実験装置仕様

処理水量	最大160 m ³ /日
装置寸法	4.5m(W)×2.4m(D)×2.58m(H)
ろ過寸法	400mm(W)×400mm(D)×2,500mm(H)
ろ過面積	0.16 m ²
ろ過速度	最大1,000 m/日
洗浄空気量	最大16 Nm ³ /時

4. 2 調査方法

(1) 運転条件の把握

高速ろ過施設の最適な運転条件を確認するため、晴天時流入下水を用いて、ろ過速度と処理性能の関係を調査した。また、汚泥引抜条件及びろ材の洗浄条件を検討した。

(2) 晴天時処理性能調査

晴天時の処理性能を把握するため、定流量運転時及び流量変動運転時の処理性能を調査した。

(3) 雨天時処理性能調査

雨天時の運転条件を把握するため、雨天時流入下水を用いて汚泥引抜条件及び洗浄条件を変えて処理性能を調査した。

また、晴天時運転から雨天時運転、雨天時運転から晴天時運転へ切替える際の運転条件について検討した。

5. 調査結果(1)－運転条件の把握

5. 1 ろ過速度と処理性能の関係

100～800m/日のろ過速度で、ろ過速度ごとに3時間運転を行い、SS及びBODの除去率を求めた(図4)。このときの原水のSS、BOD濃度は、いずれも200mg/L程度であった。

ろ過速度400m/日以下では、ろ過速度にかかわらず、除去率はSSが約60%、BODが約40%であった。一方、ろ過速度がこれよりも速くなると、ろ過速度の増大とともに除去率が低下した。

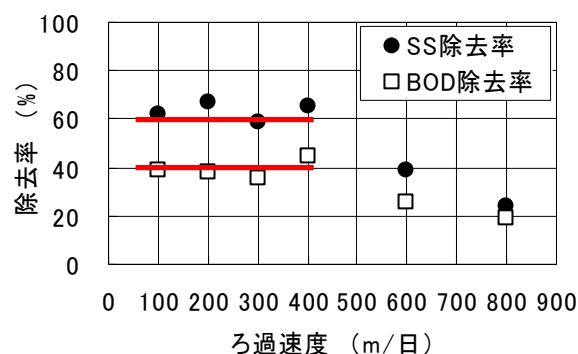


図4 SS及びBOD除去率

5. 2 損失水頭とSS捕捉量

損失水頭とSS捕捉量の関係を図5に示す。ろ過速度400m/日までは、損失水頭とSS捕捉量の間に高い相関性が見られた。ろ過速度600m/日以上の場合のSS捕捉量は、400m/日のSS捕捉量を下回っていた。

また、損失水頭は、開発目標値である5kPaを大幅に下回っていた。

5. 1及び5. 2の結果から、ろ過速度は目標値の400m/日での運転が可能であることがわかった。

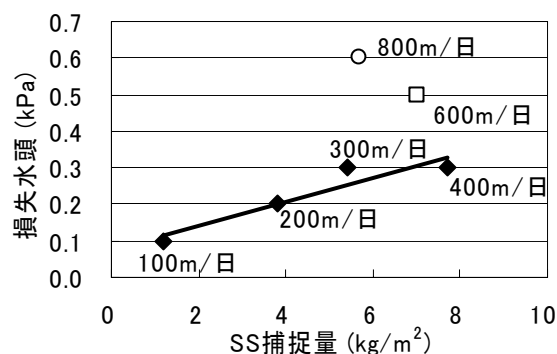


図5 運転開始から3時間経過後の損失水頭とSS捕捉量の関係

5. 3 スラッジブランケット

ろ過速度200m/日以下では、ろ過槽の槽底からスラッジブランケットが形成され、経時的に厚さが増加した。スラッジブランケットは圧密されていた。ろ過速度100m/日では、槽底のSS層を通過することで、原水SSの約20%が除去された。

ろ過速度300m/日及び400m/日では、運転開始直後から比較的大きなSSがろ材下部を浮遊し、ろ材層下部の全面にスラッジブランケットが形成された。スラッジブランケットの

状況は、ろ過速度 200m/日以下の場合とは異なっていた。

ろ過速度 600m/日以上では、スラッジブランケットは形成されなかった。

ろ過速度 400m/日以下で運転する際にスラッジブランケットを放置すると、処理水質の悪化や損失水頭の増大を引き起こす可能性があるため、定期的に汚泥を引抜くことが望ましいと考えられた。

なお、従来型の設備はろ過速度が速いためスラッジブランケットの形成を想定しておらず、定期的な汚泥の引抜きは行っていない。

5. 4 汚泥引抜条件

表 4 のような汚泥引抜条件で水質及び損失水頭を調査した。運転時間は 4～8 時間で、汚泥引抜を 1～2 回行った。運転中に、ろ材の洗浄は行わなかった。

図 6 及び図 7 に、汚泥引抜に伴う水質及び損失水頭の経時変化の例を示す。汚泥引抜を実施しても処理水質に明確な違いは見られなかったが、損失水頭の上昇を緩和する効果があった。

本実験では運転時間が短時間であった。ろ材洗浄を 12 時間毎に行うことを想定しているため、汚泥引抜条件はろ材洗浄と組み合わせた結果から判断することにした。

表 4 汚泥引抜条件

	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
汚泥引抜頻度	処理水 SS リーク時	4 時間毎	3 時間毎	3 時間毎 曝気併用
汚泥引抜水位 ^{注)}	1.5m/回	1.25 m/回	0.8 m/回	2.5 m/回
ろ過速度	100、200、300、 400m/日	400m/日	400m/日	400m/日

注) ろ過槽水位は 2.5m

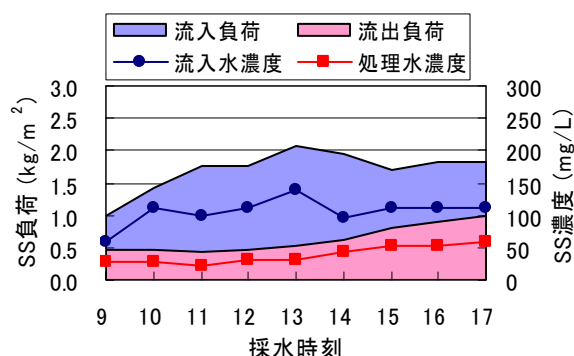


図 6 SS 濃度及び SS 負荷の経時変化 (Case2)

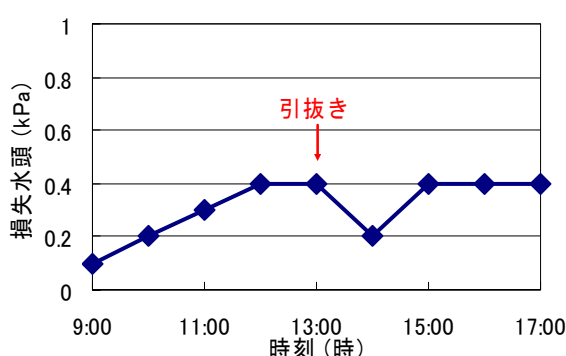


図 7 損失水頭の経時変化 (Case2)

5. 5 ろ材洗浄条件

表 5 のようなろ材洗浄及び汚泥引抜条件で、水質及び損失水頭の調査を行った。ろ材洗浄工程は図 8 のとおりである。ろ材洗浄空気量は、従来型高速ろ過施設と同等の条件を採用した。

汚泥引抜を行った場合 (Case1～Case4)、SS の平均除去率は概ね 60%を上回り、BOD の平均除去率は Case2(26%)を除き 40%前後であった (表 5)。

表 5 ろ材洗浄条件、汚泥引抜条件及び SS・BOD 除去率

		Base	Case 1	Case 2	Case 3	Case 4
汚泥引抜頻度		無し	4 時間 毎	4 時間 毎	3 時間 毎	3 時間 毎 曝気併用
汚泥引抜水位		無し	1.5m/回	1.25 m/回	0.8 m/回	2.5 m/回
ろ過速度		400m/日	400m/日	400m/日	400m/日	400m/日
ろ材洗浄頻度		12 時間 毎または損失水頭 5kPa 到達時				
ろ材洗浄空気量		70Nm ³ /m ² ・時				
除去率 (%)	SS	40	74	68	66	71
	BOD	43	45	25	41	37

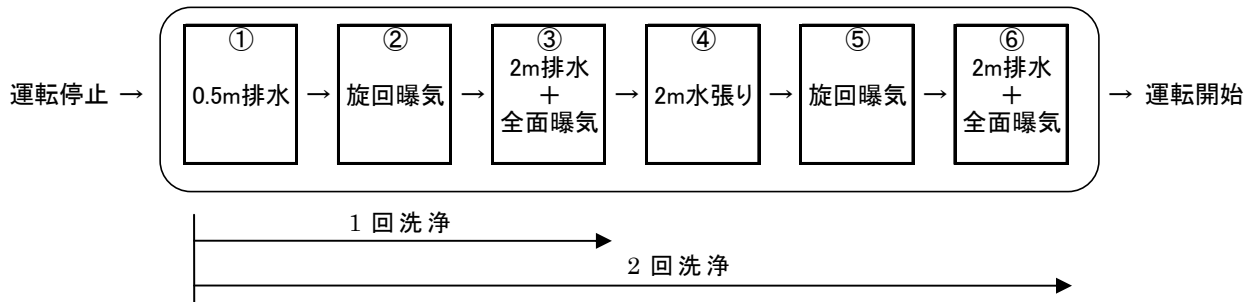


図 8 汚泥洗浄工程

時間の経過とともに、汚泥引抜を実施しても損失水頭が上昇しやすくなったが、洗浄後は損失水頭の上昇が緩やかになった。これは、汚泥引抜ではろ材に捕捉された SS を剥離・排出できないことが原因である。

Case1 は他に比べて引抜汚泥量が多く、汚泥処理量が増加する。Case4 は運転操作が煩雑である。これらの理由から、最終的に Case3 の条件を採用した。

5. 6 高速ろ過施設の運転条件

以上の結果から、高速ろ過施設の基本的な運転条件をまとめた(表 6)。ろ過速度が表 6 よりも小さい場合は、ろ過速度に応じて汚泥引抜頻度を設定する。例えば、ろ過速度 300m/日で運転する場合は、4 時間毎に汚泥引抜きを実施する。

表 6 高速ろ過施設の運転条件

項目		運転条件
最大ろ過速度		400m/日
汚泥引抜 条件	頻度 ^{注)}	3 時間 毎
	水位	0.8m
洗浄条件	頻度	12 時間 毎
	空気量	70Nm ³ /m ² ・時
損失水頭		最大 5kPa

^{注)} 汚泥引抜頻度は、累積ろ過水量により変動する。

表 7 晴天時定流量運転結果のまとめ

		平均値 (最小値～最大値)
SS	原水濃度 (mg/L)	140 (68～260)
	処理水濃度 (mg/L)	45 (16～75)
	日平均除去率 (%)	64 (24～87)
BOD	原水濃度 (mg/L)	180 (110～370)
	処理水濃度 (mg/L)	100 (41～170)
	日平均除去率 (%)	42 (13～70)

^{注)} ろ過速度 200m/日で運転した。

6 調査結果(2)－晴天時処理性能調査

6.1 晴天時定流量運転性能

6.1.1 処理水質

晴天時最大ろ過速度(200m/日)で、実験装置の連続運転を行った(平成16年12月12日～17年3月17日、停止期間あり)。

実験期間中のSS及びBODの除去率等を表7にまとめた。また、SS及びBODの流入負荷－流出負荷の関係を図9に示す。SS、BODいずれも除去率のばらつきが比較的大きいが、平均除去率は開発目標値(SS60%、BOD40%)を上回っていた。

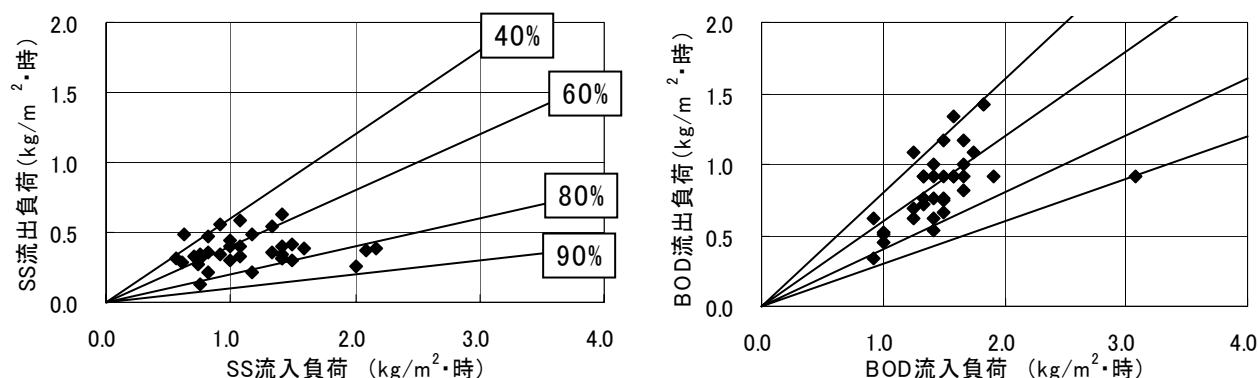


図9 晴天時定流量運転におけるSS及びBODの流入負荷－流出負荷の関係

原水SS濃度と除去率の関係を図10に示す。原水SS濃度が低いとSS除去率が低くなる傾向があった。これは、原水SS濃度が上昇するとスラッジブランケットが形成されやすくなり、スラッジブランケットへSSが捕捉されやすくなるためであると考えられる。なお、SS除去率が低い場合でも、第一沈殿池を使用した場合と同等の処理水質(SSで約40mg/L程度)を確保できた。

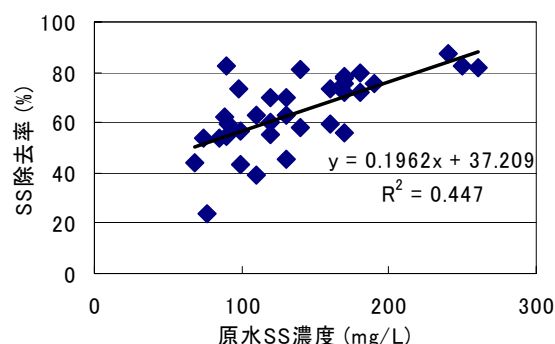


図10 晴天時定流量運転における原水SS濃度と除去率の関係

6.1.2 粒子径毎のSS除去率

平成17年3月8日に採水した試料(当日に採水した試料を混合したもの)について、粒子径毎のSS除去率を調査した(表8)。原水、処理水ともに45μm以下の粒子が最も多かった。粒子径45μm未満の粒子の除去率は27%と低かったが、45μm以上の粒子の除去率は高かった。

6.1.3 損失水頭

定流量運転中の日最大損失水頭は0.07～0.42kPaであり、洗浄条件として設定した5kPaを大幅に下回っていた。

表8 粒子径毎のSS除去率(晴天時定流量運転)

粒子径 (μm)	原水 SS(mg/L)	処理水 SS(mg/L)	除去率 (%)
～45	55	40	27
45～106	17	1	94
106～212	11	1	91
212～500	7	2	71
500～1,000	1	0	100
1,000～2,000	9	0	100
2,000～	20	0	100

6. 1. 4 排水の SS 濃度

ろ過速度 200m/日では、1日に汚泥引抜 2回、ろ材洗浄 2回の合計 4回の排水が行われる。これらの混合排水の SS 濃度は 930～3,500mg/L の範囲で、平均 2,000mg/L であった。

6. 2 晴天時流量変動運転性能

6. 2. 1 処理水質

晴天時に、ろ過速度を 67～200m/日の間で変動させた流量変動運転(午前 9 時～翌日午前 7 時、22 時間)を 2 回実施した。ろ過速度は、芝浦水再生センターの流入水量変動をもとに設定した(図 11)。

実験時の SS 及び BOD の除去率等を表 9 にまとめた。また、第 1 回目の SS 濃度及び BOD 濃度の経時変化を図 12 に示す。

2 回の晴天時流量変動運転時の SS 及び BOD の平均除去率は、目標値(SS60%、BOD40%)を下回っていた。これは、処理水質は良好であるものの、原水濃度が低い場合に除去率が悪くなるためである。

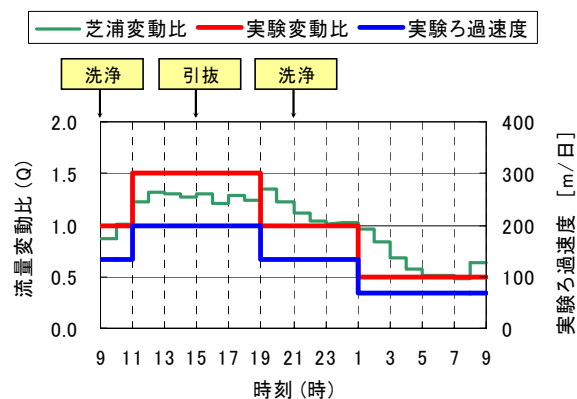


図 11 晴天時流量変動試験の際の流量変動比

表 9 晴天時流量変動運転結果のまとめ

		平均値(最小値～最大値)	
		1 回目	2 回目
SS	原水濃度(mg/L)	120(52～380)	110(43～280)
	処理水濃度(mg/L)	64(47～87)	47(28～110)
	除去率(%)	55(-1.0～77)	60(13～74)
BOD	原水濃度(mg/L)	240(160～670)	160(120～260)
	処理水濃度(mg/L)	130(77～200)	130(94～150)
	除去率(%)	54(20～70)	29(0.0～50)

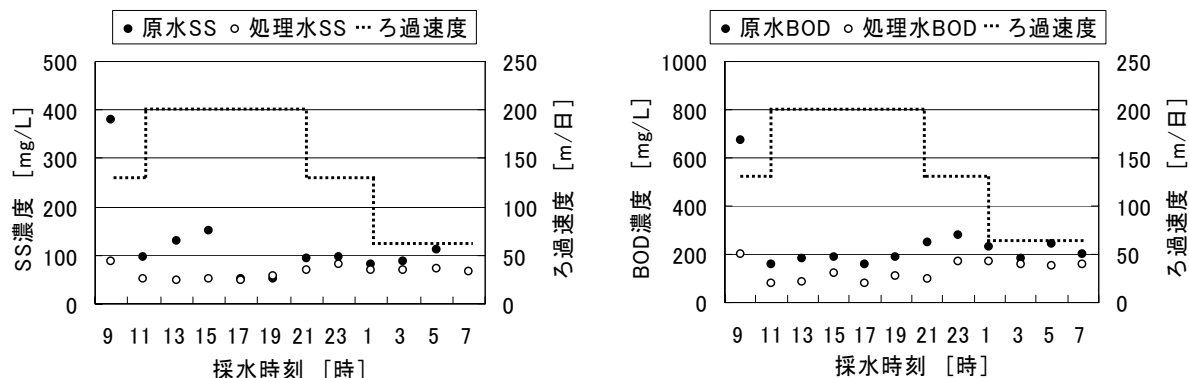


図 12 SS 及び BOD 濃度の経時間変化(晴天時流量変動試験、第 1 回目)

6. 2. 2 損失水頭

最大損失水頭は 0.15kPa 程度であり、目標値の 5kPa を大幅に下回っていた。損失水頭が最大であった時間帯は、ろ過速度 200m/日で運転していた。

6. 2. 3 汚泥引抜及びろ材洗浄による SS 回収率

ろ過槽で捕捉した SS のうち、排水として回収できた SS の割合を求めた。ろ過槽での SS 捕捉量は、SS 流入負荷から SS 流出負荷を差し引いて算出した。汚泥引抜を行うことで約 25% の SS が回収できた(図 13)。

ろ材洗浄については、1 回洗浄のみでも 85% 以上の SS が回収でき、2 回洗浄を行うことで捕捉した SS 全量を回収できることがわかった。

したがって、ろ材洗浄は原則 2 回とするが、短時間で洗浄する必要がある場合は 1 回でも対応可能である。

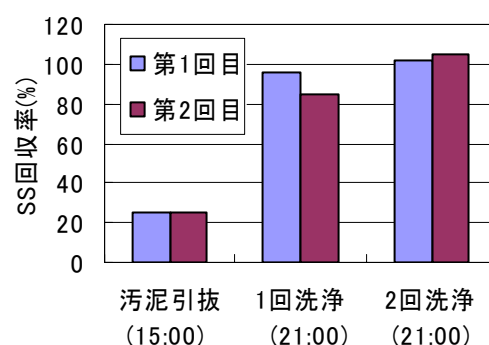


図 13 SS 回収率
(晴天時流量変動試験)

7. 調査結果(3)－雨天時処理性能調査

7. 1 雨天時定流量運転

7. 1. 1 処理水質

降雨状況や先行無降雨日数などの影響により、雨天時の流入下水の水質は大幅に異なる。ここで述べる結果は、期間中に実施した 8 回の調査結果(ろ過速度 400m/日)に基づくものである。

実験期間中の SS 及び BOD の除去率等を表 10 にまとめた。また、SS 及び BOD の流入負荷－流出負荷の関係を図 14 に示す。

SS、BOD いずれも除去率のばらつきが比較的大きいが、平均除去率は開発目標値(SS60%、BOD40%)を上回っていた。

表 10 雨天時定流量運転結果のまとめ

		平均値 (最小値～最大値)
SS	平均原水濃度(mg/L)	320 (130～470)
	平均処理水濃度(mg/L)	130 (33～190)
	除去率(%)	62 (51～75)
BOD	平均原水濃度(mg/L)	280 (34～500)
	平均処理水濃度(mg/L)	150 (20～300)
	除去率(%)	43 (27～70)

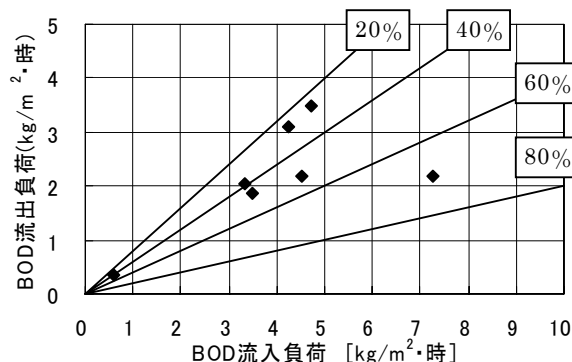
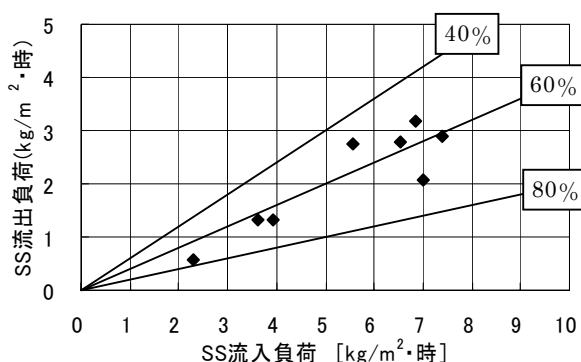


図 14 雨天時定流量運転における SS 及び BOD の流入負荷－流出負荷の関係

原水 SS 濃度と除去率の関係を図 15 に示す。晴天時の結果(図 10)とは異なり、原水 SS 濃度が高いと SS 除去率が低くなる傾向があった。

これは、ろ過速度が速い雨天時は、スラッジブランケットが形成されにくいのに加えて、高濃度の SS の流入により、ろ材への SS 捕捉量が増加し、除去効率が低下するためと考えられる。

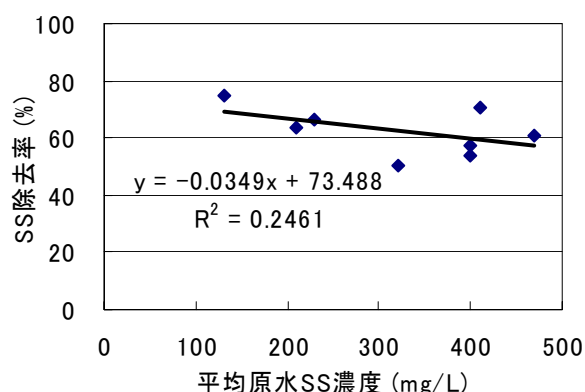


図 15 雨天時定流量運転における平均原水 SS 濃度と除去率の関係

表 11 粒子径毎の SS 除去率(雨天時定流量運転)

粒子径 (μm)	原水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)
～45	148	80	46
45～106	40	30	25
106～212	27	10	63
212～500	41	30	27
500～1,000	67	40	40
1,000～2,000	13	0	100
2,000～	54	0	100

7. 1. 2 粒子径毎の SS 除去率

平成 17 年 3 月 11 日に採水した試料(当日に採水した試料を混合したもの)について、粒子径毎の SS 除去率を調査した(表 11)。原水、処理水ともに $45\mu\text{m}$ 以下の粒子が最も多かった。粒子径 $1,000\mu\text{m}$ 以上の粒子の除去率は 100%であったが、それよりも粒子径の小さい SS の除去率は、平均 40%程度であった。

7. 1. 3 SS 捕捉量と損失水頭

SS 捕捉量と損失水頭の関係を図 16 に示す。最大損失水頭は 2.0kPa であり、このときの SS 捕捉量は $28\text{kg}/\text{m}^2$ であった。最大損失水頭として設定した $5.0\text{kPa}/\text{m}^2$ では、SS 捕捉量は約 $34\text{kg}/\text{m}^2$ と推定された。

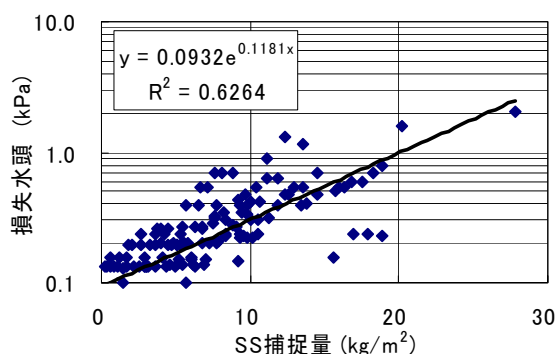


図 16 損失水頭と SS 捕捉量の関係

7. 1. 4 引抜汚泥濃度

引抜汚泥濃度は平均 $1,500\text{mg}/\text{L}$ 、最大 $2,200\text{mg}/\text{L}$ 、最小 $710\text{mg}/\text{L}$ であった。

7. 2 晴天時運転から雨天時運転への移行

図 17 に、晴天時運転から雨天時運転に移行を行った際の SS 濃度の経時変化を示す。晴天時運転から雨天時運転への移行時には汚泥引拔を行わず、雨天時運転移行 1 時間後に汚泥を引抜いた。

雨天時運転へ移行後、処理水 SS 濃度が原水 SS 濃度を上回った状態で推移した。

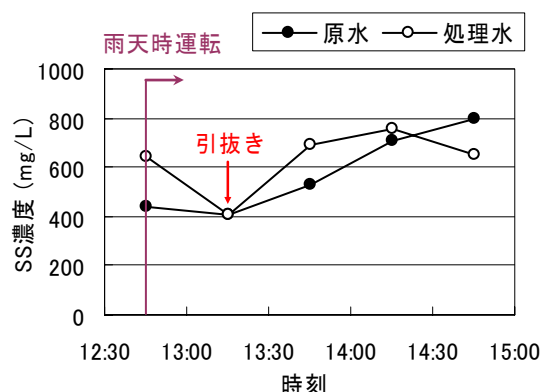


図 17 晴天時運転から雨天時運転への移行時の SS 濃度推移(切替え時の汚泥引抜無し)

晴天時運転時(ろ過速度 200m/日)には、ろ材層下部に SS 層が形成されている。雨天時運転(ろ過速度 400m/日)に移行した後、流入水によって SS 層が破壊され、ろ材層へ高濃度の SS が流れ込んだため、ろ材層が十分に SS を捕捉できずに、処理水濃度が悪化したと考えられる。

したがって、晴天時運転から雨天時運転に移行する際には、ろ材洗浄が必要である。雨天時運転への移行時のろ材洗浄は、通常の 12 時間毎よりも短い間隔で行うことになる。

7. 1 の調査のうち 6 回は、ろ材を 1 回洗浄した後に実験を開始している。このときの平均 SS 除去率、平均 BOD 除去率は、それぞれ、59%、42%であったため、晴天時運転から雨天時運転への移行時には、1 回洗浄で対応できると判断した。

7. 3 雨天時運転から晴天時運転への移行

図 18 に、雨天時運転から晴天時運転への移行時の SS 及び BOD 濃度の経時変化と除去率を示す。雨天時運転から晴天時運転への移行する際は、特に水質悪化は見られず、特別な対策なしに移行可能であることが確認できた。

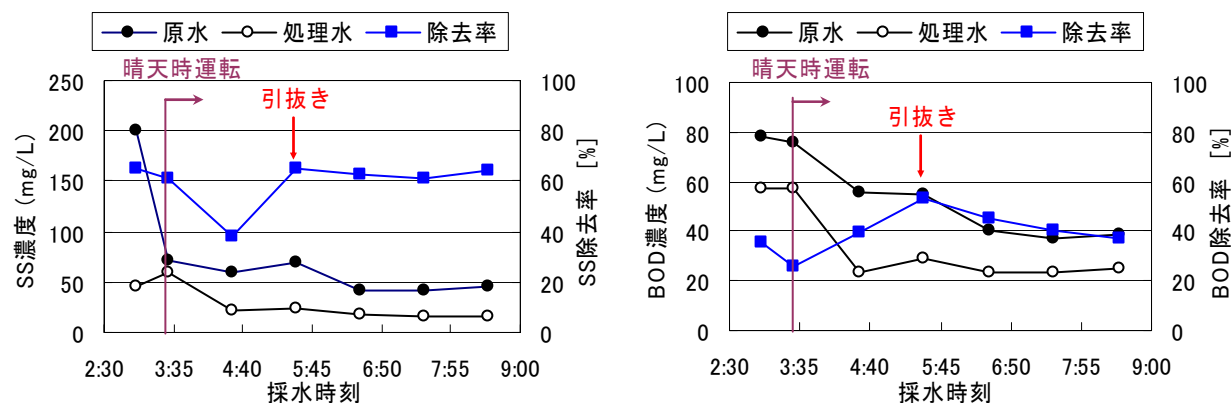


図 18 雨天時運転から晴天時運転への移行時の SS 濃度推移
(切替え時の汚泥引抜無し)

7. 4 雨天時運転時の汚泥引抜による SS 回収率

ろ過槽で捕捉した SS のうち、排水として回収できた SS の割合を求めたところ、表 12 のような結果となった。汚泥引抜を行うことで平均 11% の SS が回収できた。

この回収率は、晴天時(図 13)と比べて半分以下である。晴天時運転時(ろ過速度 200m/日以下)には、ろ材層下部に高濃度の SS 層が形成されるため効率よく SS が回収できる。しかし、雨天時運転時(ろ過速度 400m/日)には槽底に堆積する SS の割合が少なく、晴天時運転よりも SS 回収率が悪くなるためである。

運転時の引抜水位を大きくすれば、SS 回収率は上昇するが、引抜汚泥量の増加に伴い処理汚泥量が増加するので、引抜水位を 0.8m に設定した。

表 12 雨天時運転時の汚泥引抜による SS 回収率

引抜水位 (m)	SS 回収率 (%)
	平均値 (最大値～最小値)
0.8 (運転条件)	11 (8～16)
1.25	19 (19～19)
1.5	68 (68～68)
2.5	84 (63～103)

8. フィージビリティ・スタディ

既存の第一沈殿池を改造して今回開発した高速ろ過施設を設置する場合、改造前後の施設の諸元は表 13 のようになる。本施設導入により、雨天時の処理能力が約 3 倍となり、雨天時放流水質の改善が期待できる。

表 13 既存第一沈殿池の改造により高速ろ過施設を導入する場合の各種諸元

	第一沈殿池(改造前)	高速ろ過施設(改造後)
構造	二階層型	
晴天時最大汚水量	282,500m ³	282,500m ³
雨天時最大汚水量	—	847,500m ³
池数	4 池	50 池(10 系列) ^{注)}
ろ過池面積(1 池あたり)	上段：1,091m ² 、下段：1,232m ²	44.1m ²
水深	上段：3.5m、下段：3.5m	3.8m

注) 第一沈殿池 1 池は 4 列に区切られている。このうちの 3 列に高速ろ過施設 2 系列が収まる(上段両側がろ過池、その他は濃縮槽等のユーティリティスペースとなる)。したがって、10 系列の高速ろ過施設が設置される。1 系列あたりの池数は 5 池である。

雨天時放流水質改善対策が必要な場合、既存の施設とは別に対策施設を設置するのが一般的である。用地確保が困難な場合には、既存の施設と置き換える形で改善対策施設を設置する必要がある。しかし、既存の第一沈殿池を撤去し新たに施設を設置する場合、長期間の工事が必要で、その間当該水再生センターの処理能力が大幅に落ちてしまう。

本施設は、既存の躯体を活用するため、土木工事がほとんど不要で、工事期間は比較的短い。したがって、厳密に本設備と比較対象となる施設は存在しないが、ここでは従来型の高速ろ過施設と比較対象としてフィージビリティ・スタディを行った(表 14)。流入水質は、晴天時、雨天時ともに、SS 200mg/L、BOD 200mg/L とした。

建設費は、既存の躯体を使用するため、土木工事費が従来型の約 15 分の 1 となり、機械・電気工事等を含めても従来型の 70%程度となる。

維持管理費は、凝集剤が不要となるため、従来型の 65%程度となる。

表 14 経済性の比較

		改良型	従来型
設置条件		既設改造	新設
処理水量(m ³ /日)		847,500	900,000
除去率	SS	60%	70%
	BOD	40%	50%
建設費(百万円)		5,300	8,740
	設備(機械・電気)	5,100	5,460
	土木・建築	200	3,280
維持管理費(千円/年)		11,340	18,660
	電気料金	11,340	11,640
	薬品費	0	7,020

9. まとめ

雨天時放流水質改善対策のために、雨天時下水の無薬注高速処理技術を開発した。用地確保や建設コストの課題を解決するために既存の第一沈殿池を活用し、維持管理費の抑制や運転操作の単純化のために無薬注でろ過を行う。

雨天時における SS、BOD の除去率は、開発目標値(SS 60%、BOD40%)を上回った。晴天時における SS、BOD の除去率は、開発目標値(SS 60%、BOD40%)をやや下回る場合もあったが、

その場合でも第一沈殿池を使用した場合と同等の処理水質を確保できた。

第一沈殿池を改造して高速ろ過施設とすることで、雨天時の処理能力が約 3 倍となり、雨天時放流水質の改善が期待できる。

本技術と比較できる技術は厳密には存在しないため、本研究では従来型高速ろ過施設と建設費及び維持管理費を比較した。本研究で開発した高速ろ過施設の建設費及び維持管理費は、それぞれ、従来型の約 70%、約 65%と試算された。

10. 共同研究の相手方

本研究は、ノウハウ＋フィールド提供型共同研究として、日立プラント建設株式会社と共同で行った。

参考文献

- 1) 東京都下水道局、財団法人下水道新技術推進機構：「高速ろ過法の実用化研究報告書」、1994 年 3 月

2-(1)-5 芝浦水再生センターにおける 高速ろ過施設の性能評価に関する研究

計画調整部技術開発課 石井 実、森田健史

1. 研究目的

東京都下水道局は、平成3年度に合流改善を目的とした効率的な第一沈殿池代替技術に関する民間との共同研究に着手し、芝浦水再生センターに最大2,000m³/日の高速ろ過パイロットプラントを設置し高速ろ過技術の基礎的調査を行った。平成5～6年度には、新技術活用モデル事業として（財）下水道新技術推進機構と共同で実用化研究を行い、技術評価を受けた。芝浦水再生センターの実施設は、平成7年度から建設が開始され、平成14年度に稼動している。

本研究は、実施設の性能評価を行うものであり、（財）下水道新技術推進機構との共同研究（平成16年12月から平成17年度にかけて約1年間）である。

主な研究内容を以下に示す。

- (1) 実負荷運転を実施し、実用化研究段階で得られた処理性能について検証する。
- (2) 環境確保条例の排出基準項目に対する処理状況を調査する。
- (3) 稼動実績と本研究結果を踏まえて、維持管理上の留意点をまとめる。

本報は、平成16年度の調査結果についての中間報告である。

2. 高速ろ過施設の概要

本高速ろ過法は、合流改善を主たる目的とした第一沈殿池代替技術であり、我が国では芝浦水再生センターで初めて実用化された。

施設の概要を図-1に示す。ポリプロピレン製中空円筒格子状の浮上性ろ材（写真-1：比重0.9、空隙率約90%、口径22mm、長さ22mm、8本の内部突起あり）のろ材層及びろ材下部に生成するスラッジブランケット部においてSS性汚濁物を上向流で捕捉・除去し、第一沈殿池よりはるかに高速で良好な処理性能を発揮させるものである。

晴天時は無薬注で処理（最大ろ過速度400m/日）を行い、流入水量の増加する雨天時は中カチオン系凝集剤1.5～2.0mg/Lを注入して強固なフロックを形成させて処理（最大ろ過速度1,000m/日）する。1系列は8池から構成され、ろ材の洗浄は流入水を用いて行われる。洗浄頻度は、晴天時は2～3回/日、雨天時は連続洗浄（3時間毎、8回/日）で行う。

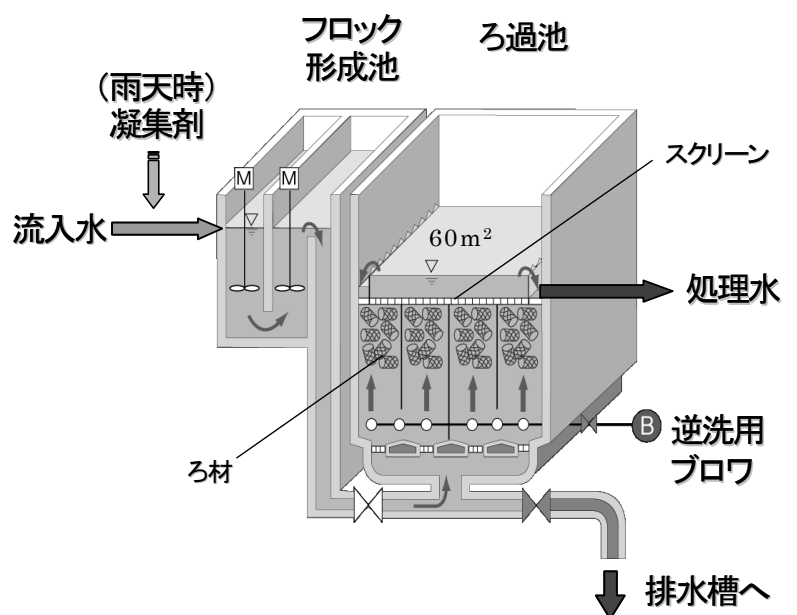


図-1 高速ろ過施設概要

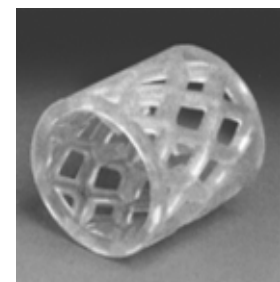


写真-1 浮上性ろ材

3. 調査内容

3.1 調査回数

平成 16 年度は、晴天時 1 回（平成 17 年 1 月 19 日）、雨天時 2 回（平成 17 年 3 月 23 日、28 日）の調査を行った。

3.2 評価項目及び確認事項

- (1) 除去性能に関する評価対象項目（実用化研究の評価項目）

SS 除去率、BOD 除去率

- (2) 除去性能に関する確認項目（追加項目）

COD、全窒素、全りん、溶解性 BOD、溶解性 COD

- (3) 運転性能に関する確認項目

SS 捕捉量、ろ過のサイクルタイム（ろ過時間、洗浄時間、洗浄間隔等）、洗浄条件（洗浄空気量、洗浄排水量）、薬注率、物質収支（SS 対象）、経済性、維持管理性（課題や問題点等を含む）

3.3 調査条件

晴天時の調査は 24 時間連続して行なった。

雨天時の調査は原則として総雨量 10～30mm の雨を対象としたが、実用化研究におけるろ過速度（400～1,000m/日）を調査するために、上記の降雨量を上回る中～大降雨も調査対象として実施した。

雨天時の調査は、「雨天時モード（オート運転）」を基本として実施し、採水開始から最長で 5 時間のサンプリングを行った。5 時間以内に降雨が終了し、ろ過速度が 400m/日以下となった場合には、2 時間以上のサンプリングが終了していれば雨天時データとして採用した。

4. 調査結果

平成 16 年度の調査結果を、平成 5 年度に実施した実用化研究の成果と併せて表－1 に示す。

4.1 晴天時調査結果

平成 17 年 1 月 19 日に実施した晴天時調査においては、1 系 7 号池を代表として実施した。ろ過速度は平均 201m/日（59～326）、流入量は 502m³/h（12,048m³/日）であった。表中の除去率はコンポジットサンプルにより算出した。

今回の調査結果では、流入原水の SS 濃度が実用化研究での想定（200mg/L）よりも低く、溶解性成分が高かった。このため、除去率は低くなった。

流入原水の SS 濃度が低かった原因には、以下のことが考えられる。

- ① 高速ろ過系統の流入幹線に伏せ越しがあり、汚泥が堆積しやすい
- ② 高速ろ過系統の晴天時流速が遅く、汚泥が沈殿しやすい
- ③ 揚水ポンプがポンプ井水位による自動運転であり、低水位運転を継続することが困難

表-1 平成 16 年度 調査結果

項 目		実用化研究の成果 (平成 5 年度)		性能評価研究(平成 16 年度調査結果)			
		晴天時	雨天時	晴天時 (H17.1.19)	雨天時		
					第 1 回調査 (H17.3.23)	第 2 回調査 (H17.3.28)	
運 転 条 件	降雨状況		—	—	—	総降雨量 3mm 時間最大 1.5mm/hr	総降雨量 11mm 時間最大 3mm/hr
	ろ過速度 [m/日]		最大 400	最大 1,000	59～326 (平均 201)	196～437 (平均 309)	348～496 (平均 418)
	凝集剤注入率 (注入量)		無	1.5～ 2.0mg/L	無	2.0mg/L (13m³)	2.0mg/L (31m³)
	洗浄間隔		—	1 回/3 時間	3 回/日 (6,12,18 時)	雨天時モードが稼動していたがサンプリング継続中には 7 号池は洗浄されなかった。従って晴天時の状況と同じ。	
	流入 原水 濃度	SS	200mg/L 程度	200 mg/L 程度	76 mg/L	120～340mg/L (平均 210 mg/L)	210～1500mg/L (平均 1100 mg/L)
		BOD	200 mg/L 程度	200 mg/L 程度	160 mg/L	310 mg/L (溶解性 140)	580 mg/L (溶解性 130)
		COD	—	—	71 mg/L	100 mg/L (溶解性 53)	250 mg/L (溶解性 48)
		T-N	—	—	39.5 mg/L	44.0 mg/L	61.7 mg/L
		T-P	—	—	3.3 mg/L	4.7 mg/L	7.4 mg/L
処 理 結 果	除去率％ (コンポ)	SS	60 程度	70 程度	50	82.9	67.3
		BOD	30～40	50～70	12.5	51.6	51.7
		COD	—	—	12.7	29.0	48.0
		T-N	—	—	7.1	4.1	29.3
		T-P	—	—	9.1	17.0	36.5
	SS 捕捉量		4.8 kg/m²	10 kg/m²	7.6 kg/m² (920kg/24h)	3.2 kg/m² (388.5kg/3h)	11.5 kg/m² (1,391.4kg/3h)

4.2 雨天時調査結果

4.2.1 第1回雨天時調査

第1回調査は平成17年3月23日午前3:20～午前6:20（3時間）に行った。

ろ過施設流入水量および降雨状況を図-2に、ろ過速度および降雨量を図-3に示す。ろ過速度は、調査開始から10分後に最大の437m/日となったが、調査時間中の降雨時間が短かったため約1時間後には200m/日前後に低下した。

SS濃度と除去率の推移を図-4に示す。流入水SS濃度は120～340mg/Lで変動が大きかったが、処理水SS濃度は約10mg/Lと一定であった。除去率は、流入SSが低い時には60～80%であったが、高くなると80%以上の除去率が得られた。

累積流入SS負荷量とSS除去率の推移を図-5に示す。ろ過池面積1m²当たりの累積流入SS負荷量は3時間後に8kg/m²となったが、処理水質が良好に保たれていることから捕捉の限界には達していないものと考えられる。

CODの推移を図-6に示す。CODは、流入水は85～150mg/Lの変動があったが、処理水は約80mg/Lと一定であった。除去率は、流入CODが低い時には約20～50%であったが、高くなると約50%となった。なお、3時間後においては流入COD濃度が80mg/Lに低下したため除去率は10%に低下した。

水量比コンポジット試料から求めたSS及びBODの除去率は、実用化研究での目標（SS除去率70%、BOD除去率50～70%）を満足する結果であった（表-1）。

4.2.2 第2回雨天時調査

第2回調査は平成17年3月28日15:20～19:00（4時間）に行った。

ろ過速度は調査開始から30分後に最大の496m/日となった。その後、徐々に減少し約2時間後には350m/日前後に低下した（図-2、3）。

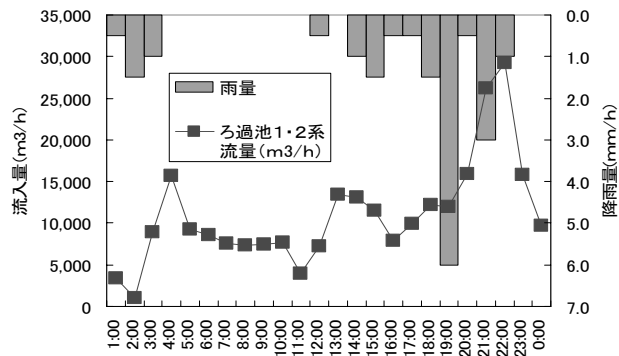
流入水SS濃度は200～1,500mg/Lであり、第1回雨天時調査と明らかに異なった挙動を示している（図-4）。これは総降雨量が第1回調査の3mmに対して11mmと多かったことが影響していると考えられる。

除去率は、調査開始後90分までは約80%であったが、それ以降70～40%と徐々に減少し、160分後には10%未満となっている（図-5）。流入水SSが80分後に1,000mg/Lを超えて最大1,500mg/Lまで達していること、及びろ過池面積1m²当たりの累積流入SS負荷量が10kgを超えたところから除去率の低下が見られた（図-5）ことから、SS負荷量が捕捉限界を超えた（ろ層が破過した）ものと考えられる。

COD濃度は、流入水が110～360mg/Lであり、処理水は調査開始から75分までは100mg/L以下であったが、その後上昇して最大で200mg/Lとなった（図-6）。COD除去率は、流入水濃度が高い90分後でも80%程度であったが、その後流入水濃度が低下しているにもかかわらず悪化して20%まで下がった。この挙動は概ねSSと同様である。

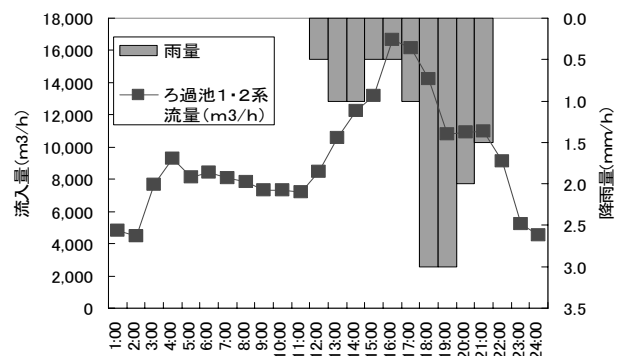
水量比コンポジット試料から求めたSS及びBODの除去率は、実用化研究での目標（SS除去率70%、BOD除去率50～70%）に対し、SSは若干下回るがBODは満足する結果となった（表-1）。

2005.3.23(雨天時1回目)の流入量(1,2系列)と降雨状況



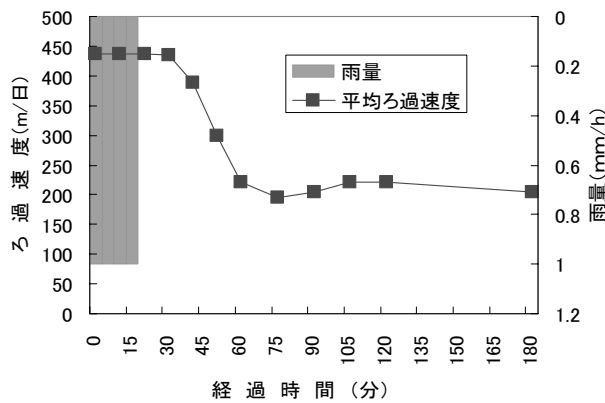
第1回

2005.3.28(雨天時2回目)の流入量(1,2系列)と降雨状況

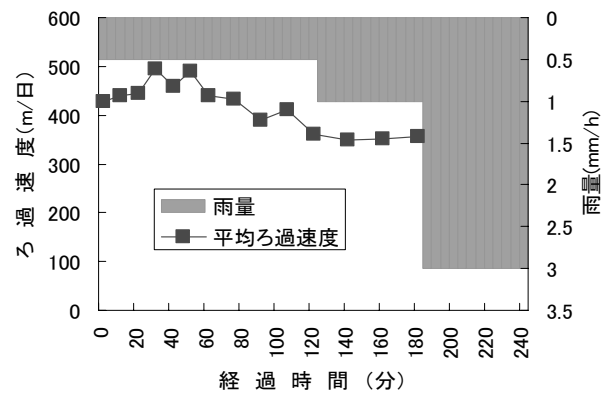


第2回

図-2 降雨量と流入量

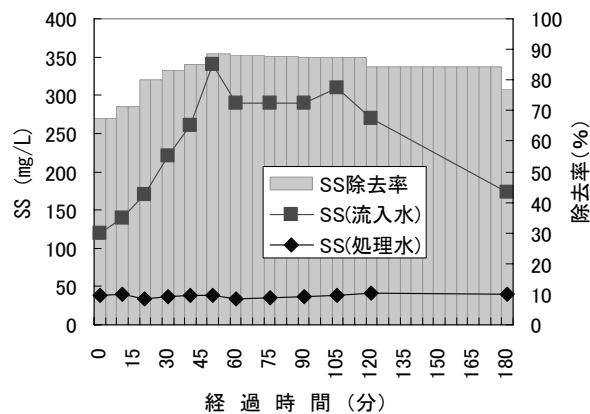


第1回

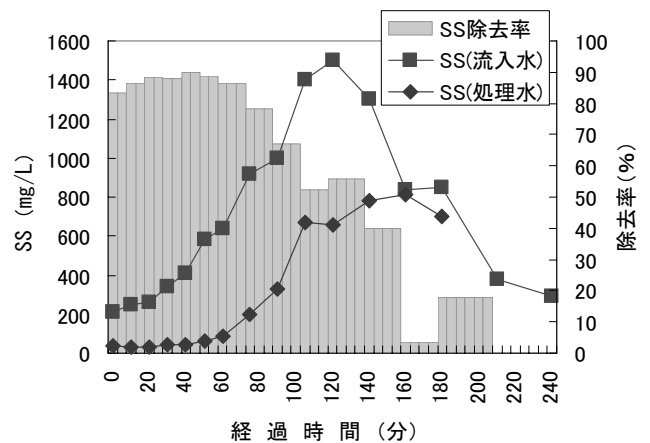


第2回

図-3 ろ過速度の推移



第1回



第2回

図-4 流入水、処理水 SS 濃度の推移と SS 除去率の関係

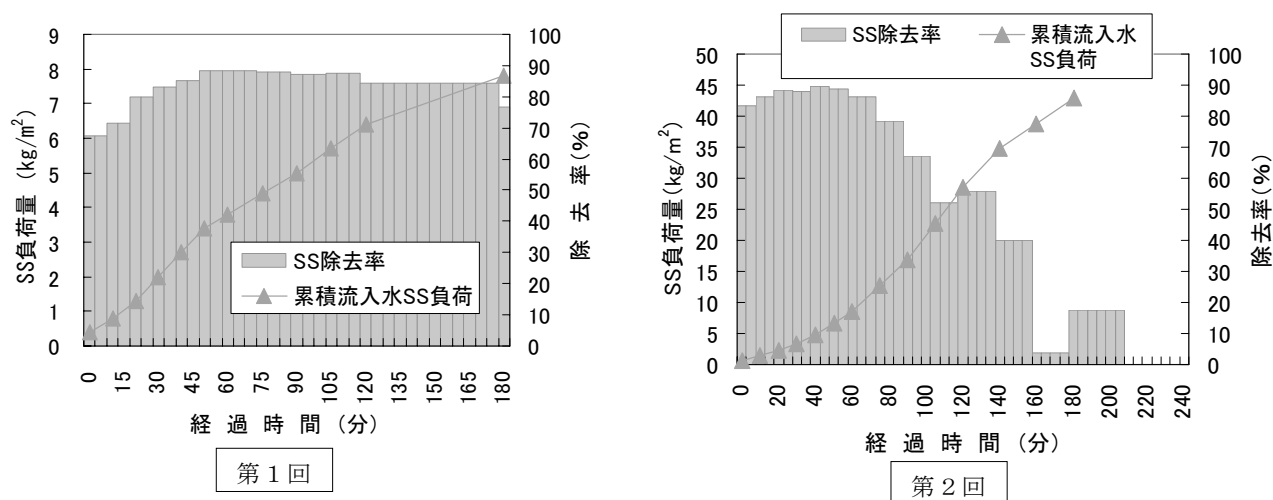


図-5 累積流入 SS 負荷量と SS 除去率の推移

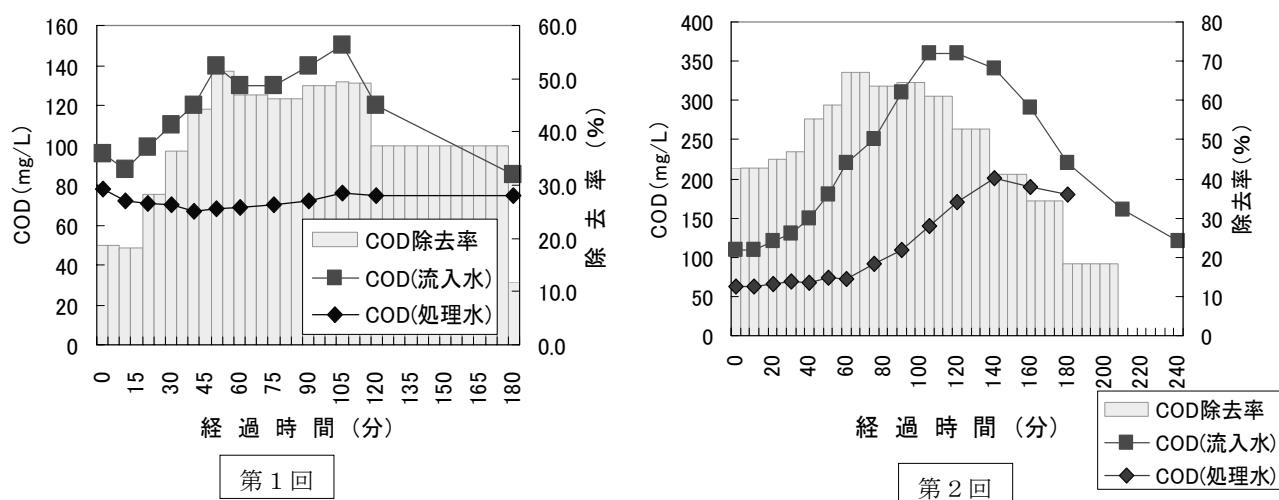


図-6 流入水、処理水 COD と COD 除去

5. まとめ

平成 16 年度の調査結果より、以下のことが明らかとなった。

(1) ろ過速度について

晴天時では、実用化研究における想定 (400m/日) と比較して若干下回る調査条件となった。

雨天時では、実用化研究での最大 1,000m/日に対して第 1 回目は最大で 437m/日、第 2 回目は 496m/日となり、大幅にろ過速度が小さい条件での調査となった。ろ過速度は、降雨量及び降雨強度による流入量増加状況に左右されるため、揚水ポンプ等の実際の運転条件を考慮して評価を行う必要があると考えられる。

(2) 流入原水の水質について

晴天時の流入水質は、実用化研究における想定 (200mg/L) に比べて低い濃度であった。

雨天時の流入水質は、第 1 回目の SS は実用化研究とほぼ同じであるが、BOD は若干高くなっている。第 2 回目の流入水質は、第 1 回目に比べて SS が約 5 倍、BOD で約 2 倍高くなっている。SS が高くなった原因は、降雨初期の掃流により堆積汚泥が流下したために、予想をはる

かに上回る高濃度となったものと考えられる。

(3) ろ過性能について

コンボジット試料の流入水濃度と処理水濃度より除去率を算定した結果、晴天時は SS、BOD ともに実用化研究の成果を若干下回っているが、雨天時は実用化研究の成果を満足していると考えられる。ただし、流入水濃度やろ過速度が実用化研究の条件と異なることから、今後データを積み重ねる必要があると考えられる。

晴天時の SS 捕捉量は、実用化研究の成果の約 1.5 倍量であったことが確認できた。

雨天時の SS 捕捉量は、第 1 回目は実用化研究の成果の半分以下であり破過までは余裕があると考えられたが、第 2 回目は除去率の経時変化から破過していることが示唆された。このため、さらにデータを蓄積して SS の捕捉限界を見極めていく必要がある。

6. 今後の予定

平成 17 年度は、平成 16 年度調査（晴天時 1 回、雨天時 2 回）に引き続いて、晴天時調査 1 回、雨天時調査 6 回を実施する。得られた結果から、高速ろ過施設の性能評価を行う予定である。

2-(2)-1 砂ろ過（固定床型・移床型）施設の機能向上技術の開発

計画調整部技術開発課

石井 実、森田 健史

1. はじめに

近年、処理水質向上を目的として、急速砂ろ過施設が水処理施設の後段に付加する形で導入されつつある。一般的には、急速砂ろ過施設は浮遊物質（SS）・生物化学的酸素要求量（BOD）の除去施設として位置づけられている。

本研究は、これに改良を加えることで窒素成分の除去機能を付加し、効率的かつ即効性のある SS・窒素同時除去システムとすることを目的に、公募型共同研究として実施したもので、上向流式の固定床型と移床型の 2 機種について実用化研究を行った。

2. 共同研究の内容

研究期間：平成 14 年 6 月～平成 17 年 3 月

共同研究者 上向流固定床型：3 社 JV(栗田工業(株)、(株)荏原製作所、日本ガイシ(株))
上向流移床型：(株)タクマ

研究場所 上向流固定床型：落合水再生センター

上向流移床型：中野水再生センター

目標水質：表 1 の目標水質を、低コストで達成することを目指した。

表 1 目標水質

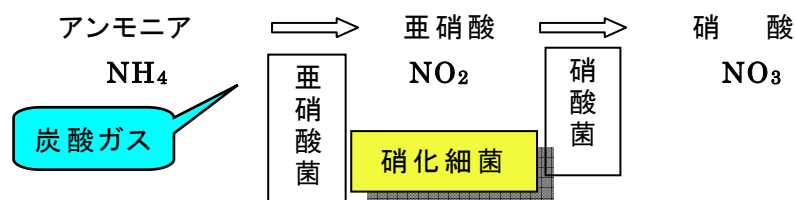
項目	目標値
T-N	5.0 mg/L 以下
SS	急速砂ろ過と同等
BOD	急速砂ろ過と同等

3. 窒素除去の原理

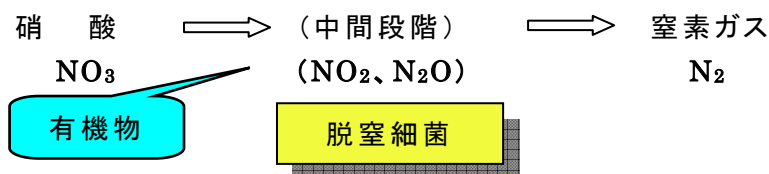
本研究では、水処理工程において硝化が進んでいる二次処理水を対象として、砂ろ過施設において窒素除去（脱窒）を行うものである。一般的な硝化・脱窒の過程を以下に示す。

- ① 硝化過程は、酸化環境においてアンモニアが酸化されて、亜硝酸を経由して硝酸になる。この過程では、有機物を必要としない化学合成独立栄養細菌である硝化細菌（亜硝酸菌と硝化菌）が関与している。
- ② 脱窒過程は、分子状酸素のない無酸素環境において、脱窒細菌が有機物を分解する際に硝酸中の酸素を奪うので、窒素成分は窒素ガスとなって大気放散する。

○ 硝化（酸化環境）



○ 脱窒（無酸素環境）



4. 研究成果

本研究成果は、東京都下水道局技術管理委員会（平成 17 年 6 月 10 日）において、所定の性能を有するものと評価された。

(1) 総合評価

両技術（脱窒ろ過）とも、通常の砂ろ過と同等のろ過速度においてメタノールを添加することで、処理水全窒素濃度は安定的に 5mg/L 以下にできる。また、SS と BOD は、砂ろ過とほぼ同等の水質を維持できる。

このため、既設標準活性汚泥法(硝化促進)と砂ろ過の一部改造による脱窒ろ過を組み合わせることで、低コストで窒素規制の強化に対応できる技術と評価できる。

(2) 研究結果の概要

研究内容と結果を表 2 に示す。

表 2 研究内容と結果

研究内容	結 果
脱窒のための適切なろ過速度の把握	ろ過システムの改良により、通常の砂ろ過と同等の平均ろ過速度（固定床型 200m/日、移床型 300m/日）において、安定的な連続運転を達成した。
添加有機物質の選択と適正添加量の確認	有機物はメタノール、エタノール、酢酸を比較検討した結果、窒素除去能力は同等であったので、最も安価なメタノールを選択した。 適正添加量は、理論どおり窒素除去量に対して約 3 倍量のメタノールが必要であった。
窒素除去効果の確認	水量・水質変動条件での連続運転において、メタノールを制御注入することで、安定的に処理水全窒素濃度 5mg/L を達成した。
処理コスト	平均的な二次処理水質である窒素 15mg/L を 5 mg/L にする場合には、両技術ともに、1m ³ 当たり約 1.7 円増であった。
高度処理基準における既存技術との比較	現在の高度処理基準である放流水窒素濃度 10mg/L で比較した。「標準法（硝化促進）＋脱窒砂ろ過」は、窒素を除去対象としている「循環式硝化脱窒法＋砂ろ過」と比較した場合、処理コストでは同等、設置面積では 2 / 3 となると期待できる。

5. 上向流固定床型砂ろ過

5. 1 実験装置の概要

上向流固定床型砂ろ過実験装置のフローを図1に示す。実験装置は、調圧塔・砂ろ過塔・メタノール薬注設備等から構成されている。丸囲み部分が、通常の砂ろ過との相違点である。原水は落合水再生センター高度処理設備の調圧塔から取水した。

ろ層構成及びサンプリング位置関係を図2、洗浄工程を図3に示す。

ろ層構成は落合水再生センターの既設砂ろ過池と同条件とし、ろ過塔の直径は500 mmとした。また実験系列は3系列とし、1系は対照系、2、3系をメタノール注入系(脱窒系)として調査を行った。

固定床型砂ろ過施設の場合、一定量の汚濁物質を捕捉すると、ろ過抵抗(損失水頭)が増大してろ過不能となる。このため、定期的なろ過を停止して汚濁物質を洗い流す洗浄工程が不可欠であり、洗浄頻度及び洗浄時間が重要な要素となる。

項 目	仕 様
ろ過塔径	500mm
ろ過面積	0.2m ²
ろ層高さ	2.3m
ろ材の材質	珪砂
ろ材の比重	2.6

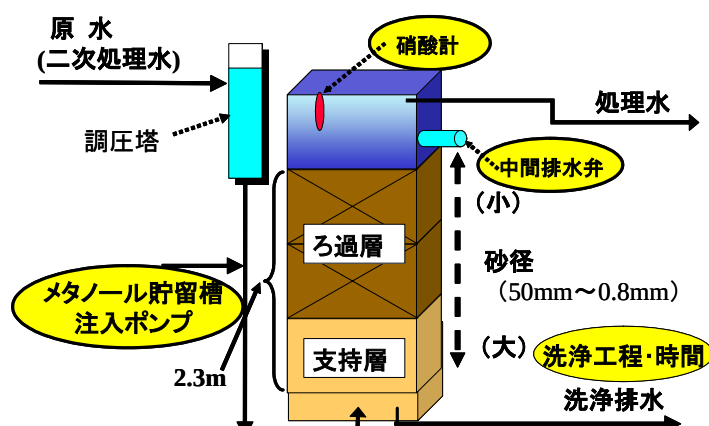


図1 上向流固定床型フロー

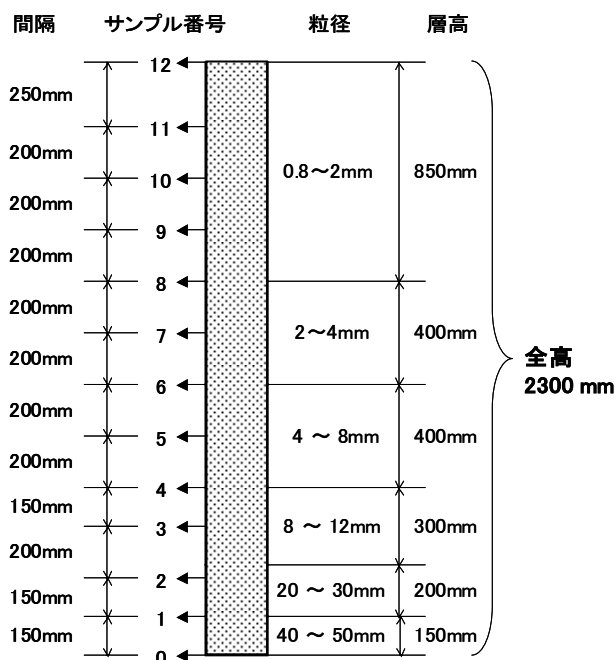


図2 上向流固定床型ろ層構成

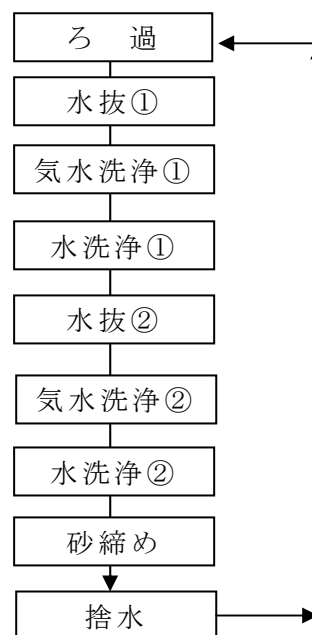


図3 上向流固定床型洗浄工程

5.2 研究内容と結果

5.2.1 研究内容

平成 14 年度は、実験設備を立ち上げ、1 系は既設砂ろ過と同様の運転、2、3 系にメタノールを注入して窒素除去の馴致運転を行った。立ち上げ後、洗浄頻度、ろ過速度、メタノール注入量等の運転条件を把握するための調査を行った。

平成 15 年度は、流量一定条件（ろ過速度 200m/日）における洗浄方法及びメタノール注入量の制御方法について検討を行った。

平成 16 年度は、実施設の流量変動条件（平均ろ過速度 200m/日（150～260m））におけるシステムの安定性に関する検討を行った。

5.2.2 研究結果

(1) 洗浄方法

通常砂ろ過の場合、1 日 1 回のろ過砂の洗浄で対応でき、水回収率は 93.4% である。しかし、脱窒ろ過の場合には、脱窒に必要な有機物（メタノール）を添加することで生物膜が生成して SS 負荷が増加するため、適切な洗浄方法について検討した。

洗浄回数の増加（1 日 2 回）と洗浄工程の変更により脱窒運転が可能となったが、水回収率が 90.5% に低下した。このため、処理水側に中間排水弁を新設し、水抜き時間の短縮・洗浄時汚濁水の直接排出・ろ過砂の汚染防止を図った結果、洗浄時間の短縮を達成して水回収率は約 94% に向上した。

(2) ろ過速度とろ過抵抗

脱窒ろ過時における最大ろ過抵抗は、ろ過速度 200m/日では通常砂ろ過時の 5kPa（0.5mAq）程度に対して 20kPa 程度まで上昇し、ろ過速度 300m/日では通常砂ろ過時の 10kPa 程度に対して 25kPa となった。

脱窒ろ過でも洗浄後のろ過抵抗は 5kPa 程度となるが、運転の継続とともに徐々に増加し、最大ろ過抵抗に達する。このため、設計時には、最大ろ過抵抗に対応できる調圧塔水位に留意する必要がある。

(3) メタノール注入量制御

窒素除去に必要な有機物として、安価で取扱いの容易なメタノールを用いた。理論的なメタノール注入率は下記の式から求められる。除去される硝酸性窒素の 2.86 倍と原水溶存酸素量の和に相当するメタノールが必要である。この関係を図 4 に示す。

$$\text{メタノール注入率 (mg/L)} = [\text{原水硝酸性窒素 (mg/L)} - \text{処理水硝酸性窒素 (mg/L)}] * 2.86 + \text{原水溶存酸素 (mg/L)} * 1.0$$

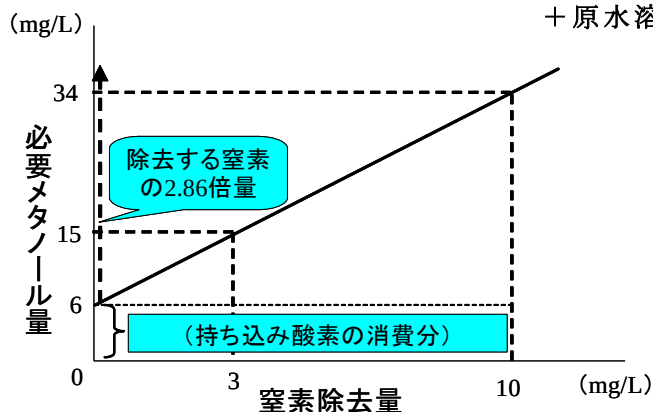


図 4 メタノール必要量

メタノールの注入量は、不足すると目標窒素濃度とならず、過剰になると処理水にメタノールが残留することになる。このため、処理水中に硝酸性窒素が 2mg/L 程度残留するようにメタノールをフィードバック制御注入した結果、メタノールが過不足なく注入され、安定的に処理水全窒素濃度を 5mg/L 以下とすることができた。

固定床型砂ろ過では、定期的な洗浄後にろ過塔内に残ったメタノール未注入の原水が存在するため、ろ過工程に入っても窒素除去率が低下する時間（滞留時間の 2 倍となる約 30 分間）がある。しかし、通常は多数の砂ろ過池を設置しており、1 池ごとに順次洗浄されることから、総合処理水では許容されるものと考えられる。

(4) 処理状況

ろ過塔内における溶存酸素（DO）と硝酸性窒素の挙動を図 5 に示す。

硝酸性窒素は、溶存酸素の残存している支持層部分で急速に減少し、その後徐々に低下している。これは、溶存酸素の残存する環境下にあっても、生物膜の内部では脱窒反応が進行していることを示唆している。また、水温の高いほど、硝酸性窒素の減少速度が大きいことが示された。

なお、ろ過塔の中間程度で窒素除去が終了しており、さらに高濃度の窒素を脱窒する能力があると考えられる。

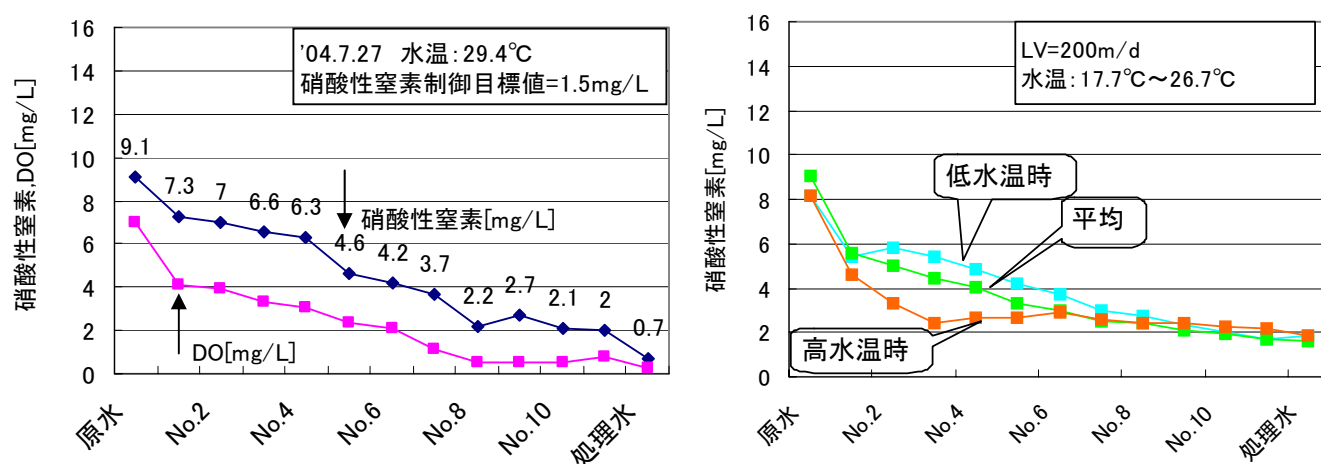


図 5 ろ過塔内における溶存酸素（DO）と硝酸性窒素の挙動

平均ろ過速度 200m/日（150～260m/日）における処理状況について、高水温期を表 3、低水温期を表 4 に示す。

対照系である通常砂ろ過では、アンモニア性窒素と亜硝酸性窒素は酸化されていたが、硝酸性窒素はほとんど除去できなかった。SS 除去率は 70% 以上であり、BOD も 35% 以上除去され、実施設と同程度の処理状況であった。

一方、脱窒系では、残留硝酸性窒素濃度を 1.5mg/L 程度となるようにメタノール注入量を制御した結果、硝酸性窒素の除去率が 75% 以上となった。SS、BOD は通常砂ろ過と比較すると若干悪化するが、ほぼ同等の水質を維持した。

表 3 処理状況（水温 28.3℃）

単位:(mg/L)

(硝酸性窒素制御目標値 1.5mg/L)

	原水	脱窒系処理水	対照系処理水
全窒素	10.1 8.8／11.6	2.6 (74%) 1.7／4.7	10.0 (1%) 9.2／11.0
硝酸性窒素	8.9 7.4／10.4	1.2 (84%) 0.8／2.6	9.1 (-2%) 8.2／10.1
亜硝酸性窒素	0.1 0.0／0.3	0.2 0.0／0.5	0.0 0.0／0.1
アンモニア性窒素	0.2 0.1／0.6	0.3 0.1／0.7	0.1 0.1／0.2
SS	2.0 1.0／2.8	0.9 (53%) 0.4／1.9	0.5 (73%) 0.1／1.3
BOD	4.5 2.6／8.9	3.5 (22%) 1.7／7.9	2.9 (36%) 1.5／5.5
DO	7.2 6.7／8.4	0.2 0.0／0.3	2.8 1.17／4.0

* () 内は、除去率

* 上段：平均値、下段：最小値／最大値

表 4 処理状況（水温 17.1℃）

単位:(mg/L)

(硝酸性窒素制御目標値 2.5mg/L)

	原水	脱窒系処理水	対照系処理水
全窒素	12.2 8.3／14.3	3.8 (69%) 2.8／4.7	11.8 (3%) 8.6／14.5
硝酸性窒素	8.4 4.5／13.4	2.1 (75%) 0.0／3.4	10.0 (-9%) 7.8／12.0
亜硝酸性窒素	1.0 0.2／2.1	0.4 0.0／1.3	0.1 0.0／0.4
アンモニア性窒素	1.4 0.0／6.0	1.3 0.0／6.1	0.5 0.1／2.6
SS	4.6 3.5／7.3	1.8 (60%) 1.0／4.3	1.0 (79%) 0.1／1.3
BOD	11.4 0.0／28.4	5.2 (60%) 0.0／20.2	2.5 (70%) 0.0／10.8
DO	8.5 8.0／9.0	0.0 0.0／0.2	1.3 0.6／2.1

* () 内は、除去率

* 上段：平均値、下段：最小値／最大値

(5) ろ過砂付着物量

ろ過砂の付着物について、光学顕微鏡及び走査型電子顕微鏡（SEM）で観察した。

対照系では、付着物がわずかに観察されたが、付着量は少なかった。

一方、脱窒系では、ろ過砂全体が付着物で覆われており、高い密度で細菌類が生息している状況が観察された。付着量は、ろ過層に比較して支持層に多く、支持層部分が脱窒に大きく寄与していることが推察された。

(6) 処理コスト試算

処理コストの試算条件を表 5 に、試算結果を表 6 に示す。

硝酸性窒素を 10mg/L 除去する場合には、1m³ 当たり約 1.82 円であった。なお、高度処理基準(全窒素 10mg/L 以下)に対応する場合には、多数あるろ過施設の 2 / 3 程度で脱窒処理を行うことで、溶存酸素の消費に使われるメタノール量を削減できるためコスト削減に有効と考えられる。

表 5 試算条件

項 目	条 件
メタノール使用量 (kg/日)	(除去硝酸性窒素 * 2.86 + 原水 DO) * 処理水量 / メタノール濃度 (mg/L) (mg/L) (m ³ /日) (%)
メタノール単価	50 円 / kg (濃度 99.3%)
原水 DO	6.0mg/L
電力単価	12 円 / kWh

表 6 試算結果 (処理水量 100,000m³/日、12,500m³/日 * 8 系列の場合)

	ケース 1	ケース 2	ケース 3
原 水 全窒素 (硝酸性窒素)	16 mg/L (14)		10 mg/L (8)
処理水 全窒素 (硝酸性窒素)	5 mg/L (4)	10 mg/L * (9)	5 mg/L (4)
除去される硝酸性窒素	10 mg/L	5 mg/L	4 mg/L
電力費	0.08 円 / m ³	0.08 円 / m ³	0.08 円 / m ³
メタノール費	1.74 円 / m ³	1.02 円 / m ³	0.88 円 / m ³
処理コスト	1.82 円 / m ³	1.10 円 / m ³	0.95 円 / m ³

注) *印は、処理水質を高度処理基準 (全窒素 10mg/L 以下) とした場合

(7) その他

- 砂ろ過運転から脱窒運転への立ち上げは、低水温期でも洗浄頻度を少なくすることで、概ね 2 週間で可能である。
- ろ層 1m²、1 日あたりの窒素除去量は、約 3.5kg まで対応できることを確認した。
- 対照系の砂ろ過処理水の溶存酸素は 1.3mg/L 程度であるが、その後の移流過程における越流堰や落ち込みで空気が溶け込み溶存酸素濃度が 3~4mg/L に上昇している。このため、溶存酸素がゼロである脱窒処理水でも、ばっ気等の後処理を行わなくとも水生生物等への影響は少ないと考えられる。

6. 上向流移床型砂ろ過

6.1 実験装置の概要

上向流移床型砂ろ過実験装置のフローを図6に示す。中野水再生センターの第二沈殿池処理水を原水とした。

ろ過塔は1系列とし、ろ過面積 0.5 m²、ろ層高さ 1～2m とした。また、原水には洗浄排水の一部を混合(排水循環)した後、メタノールをライン注入した。丸囲み部分が通常の砂ろ過との相違点である。原水はろ過塔下部の原水分散板からろ層に均等に分散させている。

ろ過砂の洗浄工程の詳細を図7に示す。ろ過砂の洗浄は、一次洗浄と二次洗浄の二段階からなる。

一次洗浄は、エアリフト管内に吹き込まれた空気の上昇力により汚濁物質を捕捉したろ過砂がエアリフト管に連続的に移動し、空気と激しく混合攪拌されてろ過砂表面の汚濁物質が剥離洗浄される。

二次洗浄は、洗浄排水トラフにおいて沈降したろ過砂をラビリンス構造のサンドウォッシャー内を通過させてろ過水で洗浄する工程である。

このように洗浄工程とろ過工程を常時並行して行う連続ろ過が可能であることが、上向流移床型砂ろ過器の特徴である。

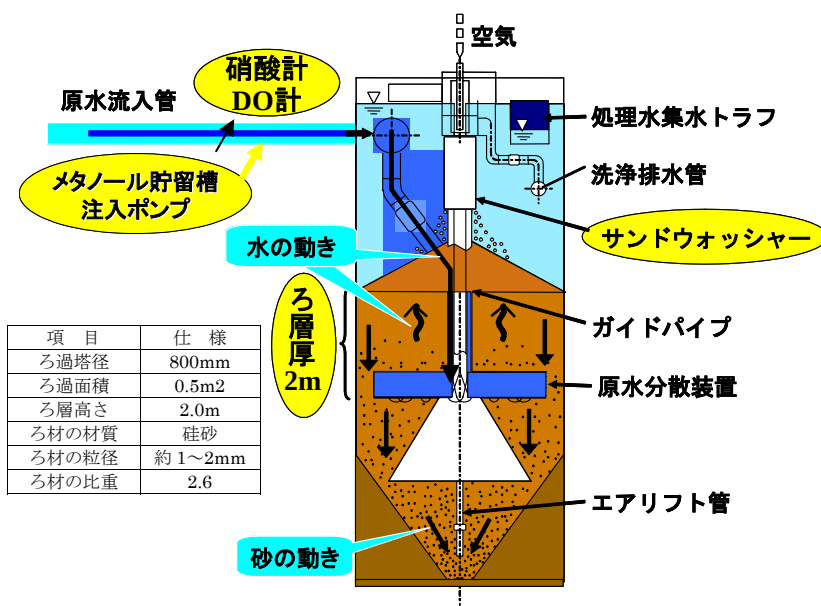


図6 上向流式移床型フロー

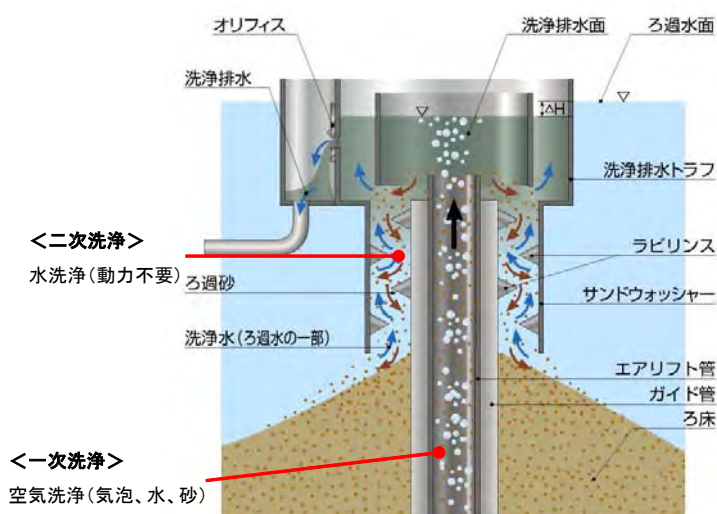


図7 ろ過砂の洗浄工程の詳細

6.2 研究結果

6.2.1 研究内容

平成 14 年度は、実験装置を立ち上げ、メタノールを注入して窒素除去の馴致運転を行った。立ち上げ後、洗浄方法、ろ過速度、メタノール注入量等の運転条件を把握するための調査を行った。

平成 15 年度は、流量一定条件（ろ過速度 300m/日）における排水循環量の設定及びメタノール注入量の制御方法について検討を行った。

平成 16 年度は、実施設の流量変動条件（平均ろ過速度 300m/日（250～400m））におけるシステムの安定性に関する検討を行った。

6.2.2 研究結果

(1) 洗浄方法

ろ過砂の洗浄は、ろ過器のエアリフト管に空気を供給することで、連続的に行われる。メタノールを添加して窒素除去を行うと、ろ層閉塞や砂塊形成が懸念されるため、洗浄方法を検討した。

洗浄工程は、エアリフト管内での空気による混合洗浄（一次洗浄）とサンドウォシャー内でのろ過水による水洗浄（二次洗浄）であるが、洗浄を強化するには洗浄空気量の増加が有効であると考えられた。

そこで、洗浄空気量を $8\sim 20\text{NL/分}\cdot\text{m}^2$ とした時のろ過砂の移動状況を検討した結果、 $20\text{NL/分}\cdot\text{m}^2$ が最適であった。この条件では、1時間当たりの砂の下向き移動量は約 80cm であり、測定位置全てにおいて均一であったことから、洗浄が十分に行われていることが確認された。これを1日の洗浄回数に換算すると、7回程度となる。

(2) ろ層高さとしろ過速度

ろ層高さは、 $1\sim 2\text{m}$ で検討した。その結果、通常砂ろ過と同等の 1m 及び 1.5m では排水循環量を増加しないと窒素除去が不安定であったが、 2m では排水循環の有無によらずに安定したろ過と窒素除去が達成された。

ろ過速度については、ろ層高さ 2m とし、ろ過速度 200m/日 から 400m/日 まで検討したが、安定的に窒素除去ができることを確認した。

また、実施に導入する場合を想定して、ろ層高さ 2m 、平均ろ過速度 300m/日 ($250\sim 400\text{m}$) の水量変動条件においても検討した結果、処理性能の安定性を確認した。

(3) メタノール注入量制御

メタノールを過不足なく注入する方法として、フィードフォワード制御を検討した。フィードフォワード制御を行うには、原水の流量、硝酸性窒素濃度、溶存酸素を測定し、下記の McCarty 実験式から必要メタノール量を求め、さらにセンサーの測定誤差等を補正する入力制御比 (γ) を考慮した添加メタノール量を注入する必要がある。

$$\text{必要メタノール量 (mg/L)} = 2.47 * \text{原水硝酸性窒素 (mg/L)} + 0.87 * \text{原水 DO (mg/L)}$$

$$\text{添加メタノール量 (mg/L)} = \text{必要メタノール量 (mg/L)} * \text{制御比 } (\gamma)$$

例えば、原水硝酸性窒素が 10mg/L 、DO が 6mg/L の条件で完全に窒素除去を行うには、原水硝酸性窒素の約3倍量 (29.9mg/L) のメタノールを添加する必要があると計算される。

完全に窒素除去をする必要が無い場合、目標水質に応じて制御比を設定することで、経済的なメタノール注入制御をできることが確認された。

(4) 処理状況

ろ過塔内における溶存酸素 (DO)、硝酸性窒素等の水質挙動を図8に示す。

硝酸性窒素は、ろ層下部 (0.5m 、溶存酸素がほぼゼロ) において減少しはじめ、ろ層上部 (2m) では痕跡程度となっている。また、メタノールはろ層中間部 (1.5m) までには消費されており、窒素除去の進行と整合していた。なお、窒素負荷や原水溶存酸素が上昇した場合には、処理水中に亜硝酸性窒素が検出されることがあった。

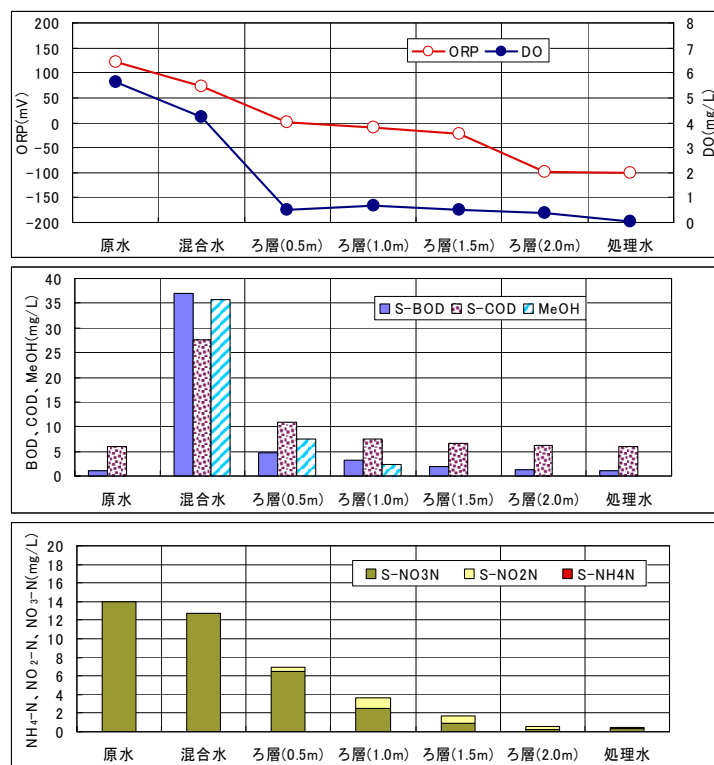


図 8 ろ過塔内における硝酸性窒素等の水質挙動

平均ろ過速度 300m/日 (245～397m) における処理状況について、高水温期を表 7 に、低水温期を表 8 に示す。

完全脱窒するようにメタノール注入量を制御した結果、硝酸性窒素の除去率は高水温期で約 97%、低水温期でも約 90%となった。処理水の SS、BOD は原水と比較すると増加しているが、排水循環を含めた砂ろ過流入水と比較すると減少していることから、脱窒ろ過においても一般的な砂ろ過と同程度のろ過性能を維持していると考えられる。

表 7 処理状況 (水温 21.4℃) 単位:(mg/L)
(排水循環率 13%、 γ 値 1.1)

	原水	砂ろ過流入水 (排水循環含む)	脱窒処理水
全窒素	12.9 12.0 / 14.0	16.6 13.7 / 18.8	1.6 (87.4%) 1.2 / 2.2
硝酸性窒素	12.4 11.0 / 14.0	10.8 9.6 / 12.2	0.4 (97.1%) 0.0 / 0.6
ケルダール性窒素	0.5 0.0 / 1.0	5.8 3.5 / 7.8	0.9 0.7 / 1.0
アンモニア性窒素	0.0 0.0 / 0.0	—	0.0 0.0 / 0.0
SS	1.2 1.0 / 1.5	45.7 24.3 / 64.9	1.4 (-16%) 1.0 / 2.2
BOD	2.1 1.6 / 2.7	30.4 17.2 / 44.2	3.2 (-52%) 2.7 / 3.4
DO	6.5 5.0 / 8.3	—	0.4 0.3 / 0.5

* () 内は、原水に対する除去率

* 上段：平均値、下段：最小値／最大値

表 8 処理状況（水温 16.7℃）

単位:(mg/L)

(排水循環率 5～13%、 γ 値 1.1)

	原水	砂ろ過流入水 (排水循環含む)	脱窒処理水
全窒素	15.9 13.0/19.0	16.6 13.3/19.6	3.4 (78.5%) 2.3/4.4
硝酸性窒素	14.9 12.0/17.0	13.9 10.9/16.3	1.5 (89.7%) 0.3/3.0
ケルダール性窒素	0.6 0.0/1.6	2.3 1.3/3.3	1.0 0.7/1.3
アンモニア性窒素	0.1 0.0/1.1	—	0.1 0.0/0.8
SS	1.3 1.0/3.0	15.2 8.2/23.4	1.8 (-38%) 1.0/2.3
BOD	2.5 2.0/4.5	12.3 7.9/19.1	3.8 (-52%) 2.9/5.0
DO	7.1 5.2/10.5	—	0.8 0.5/6.4

* () 内は、原水に対する除去率

* 上段：平均値、下段：最小値／最大値

(5) ろ過砂付着物量

ろ過砂の付着物について、有機物量の測定と光学顕微鏡及び走査型電子顕微鏡 (SEM) での観察を行った。

ろ過砂には肉眼では付着物があるようには見えなかったが、有機物量を測定した結果、9,300～11,000g/m³であり、多くの有機物で覆われていることが分かった。

顕微鏡観察では、複数の細菌群が確認され、棒状のグラム染色陰性の桿菌が多数を占めてることが確認された。

(6) コスト試算

硝酸性窒素を 10mg/L 除去（原水 NO₃-N14mg/L、処理水 NO₃-N4mg/L）する場合には、硝酸性窒素の 3 倍量のメタノールが必要とされることから、1m³当たり約 1.57 円と計算された。

(7) その他

- 排水循環は、ろ層高さ 1～1.5m では砂ろ過流入水 SS 濃度を 20mg/L 程度になるように調整することで窒素除去向上に有効であったが、2m の場合には明瞭な効果が得られなかった。しかし、低水温期や原水溶存酸素が高い場合には、排水循環が窒素除去の安定化に寄与するものと考えられる。
- 凝集剤添加を併用した窒素・リンの同時除去について検討した結果、PAC 添加ではろ過砂にアルミニウムが蓄積して窒素除去が低下した（生物毒性があった）が、塩化第二鉄添加では窒素除去とりん除去が同時に達成できた。
- 水回収率は、通常は 94%であるが、排水循環を行うことで 98%程度まで向上することが可能であった。
- 溶存酸素は、脱窒処理水では 0.8mg/L 程度であるが、処理水タンクでは 6～10mg/L に上昇している。このため、ばっ気等の後処理を行わなくとも水生生物等への影響は少ないと考えられる。

7. 参考

表 9 メタノール注入量の制御方法

	フィードバック制御	フィードフォワード制御
概 要	処理目標値と処理水を比較し、段階的にメタノール注入量を制御する。	原水水質から必要なメタノール量を計算し、注入量を制御する。
要 測定項目	処理水硝酸性窒素	流入水量 原水硝酸性窒素 原水 DO
推奨 測定項目	流入水量 原水亜硝酸性窒素 原水 DO	原水亜硝酸性窒素 処理水硝酸性窒素
長 所	- 測定項目が少ない - 測定誤差の影響が小さい	- 応答に時間遅れがない - 負荷変動に対応した制御が可能
短 所	- 制御に時間遅れがある(約 15 分) - 急激な負荷変動に追従できない	- 測定項目が多い - 測定誤差の影響が大きい

表 10 固定床型と移床型の主な相違点

	固定床型	移床型
洗浄回数	間欠洗浄 2 回/日 (30 分/回)	連続洗浄 (7 回/日相当)
平均ろ過速度	200m/日	300m/日
平均ろ過抵抗	20kPa (2m)	6kPa (0.6m)
従来砂ろ過施設からの 主な変更点	洗浄頻度：1 回/日 → 2 回/日 中間排水弁の設置	ろ層高さ：1m → 2m 排水循環ラインの設置

8 その他

- 脱窒砂ろ過は、生物膜により砂が固まり易くなることから、ろ過砂の洗浄が重要なポイントとなるので、導入に際しては以下の点に留意する必要がある。

既設砂ろ過施設を改造する場合は、本格導入の前に施設の一部で実証実験を行い、適切な運転管理手法の検討や性能評価を行うことが望ましい。

新設の場合は、施設や付帯設備の配置、洗浄方式、維持管理性等について 2 機種を比較検討し、総合的に判断して導入を図る。

- 本研究では窒素除去を対象としているが、既存標準法施設の最小限の改造で済む AO 法等のりん除去法と組み合わせることで、窒素・りんの同時除去を達成することも可能である。
- 2 機種のコスト試算結果が異なる原因は、洗浄方式に起因する生物膜保持量の相違が影響していると考えられるが、今後検討する必要がある。

2-(2)-2 A₂O 法処理施設の最適運転手法の検討

流域下水道本部 A₂O 法検討会

1 調査の概要

流域下水道本部では、7 センター全てにおいて嫌気－無酸素－好気（A₂O）法施設が一部稼動した。A₂O 法では、降雨等の影響によって有機物濃度が低下し、りん除去が不安定になる。また、機械攪拌機や硝化液循環など標準法にはない設備があるため処理コストが高くなるなどの問題点がある。

本調査は、処理水質とコストの両面について A₂O 法施設での最適な運転方法を確立することを目的として実施した。表 1 に 16 年度に実施した主な調査内容を示す。

表 1 平成 16 年度の主な調査内容

項 目	調 査 の 目 的
返送汚泥率低下による効果	・ りん除去の安定化 ・ 一沈バイパス、生汚泥投入量の削減 ・ 汚泥処理コストの縮減（遠心濃縮機の運転時間の削減等）
A ₂ O 法施設への水量増大	・ 二沈能力の把握（固液分離） ・ 簡易放流水量の削減
硝化液循環と曝気空気量の関係	・ 脱窒量と曝気空気量の関係を把握
焼却灰の資源化への影響	・ りん含有量とアルカリ消費量の関係を把握

2 調査の方法

2. 1 返送汚泥率低下による効果

平成 15 年度までの調査では、一沈バイパスや生汚泥投入はりん除去の安定化策として効果はあるが、発生汚泥量に占める余剰汚泥量の割合が増大し、焼却時の燃料消費率が増大することがわかった。一沈バイパスや生汚泥投入はりん除去の安定化に効果があるということから、生物反応槽での有機物量が不足する傾向があると解される。

生物反応槽には、流入下水と返送汚泥が流入する。通常、返送汚泥には、活性汚泥がすぐに利用できる有機物がほとんど残っていないと考えられる。従って、返送汚泥濃度を高くして少量を循環させることで、流入水に対する希釈割合が改善され、嫌気槽内での有機物濃度を高くすることができる。これまで A₂O 法では、反応槽の MLSS を 2,000～3,000mg/l で運転することを標準としてきたが、15 年度までの調査で、冬期であっても 1,500mg/l 程度で十分処理できることが示されている。そのため、返送汚泥率を 15% まで低下させても、反応槽内の MLSS を維持できると考え、これによるりん除去の安定化と汚泥処理コスト等への影響について調べた。

2. 2 A₂O 法施設への水量増大

流域の各水再生センターでは A₂O 法施設と標準法とが併設されている。平成 15 年度までは、標準法施設に比べ、A₂O 法施設では降雨時の処理水量を抑えた運転をしていた。しかし、降雨時の放流水質の改善には、A₂O 法への水量の増大させることが不可欠である。その場合、窒素・りん除去についてはある程度悪化する時間帯があるが、二沈から汚

泥が越流しなければ簡易放流を含めた総合放流水質としては改善できると考えられる。A₂O法施設で降雨時にどの程度まで処理可能かを把握するため、事前調査として、晴天時に2時間程度での時間で段階的に流入水量を増大させ、そのときの二沈からの汚泥の流出状況について調べることで降雨時の処理水量を設定することとした。

2. 3 硝化液循環と曝気空気量の関係

流域7センターでは、同一の流入下水を標準活性汚泥法（硝化促進型）とA₂O法に分配して処理している。図1に平成15年度の系列別送風倍率を示す。A₂O法と標準法の代表系列の送風倍率を比較すると、全てのセンターで標準法と同じかA₂O法の方が低くなっている。この原因として、各センターともA₂O法施設が新しく、散気効率が

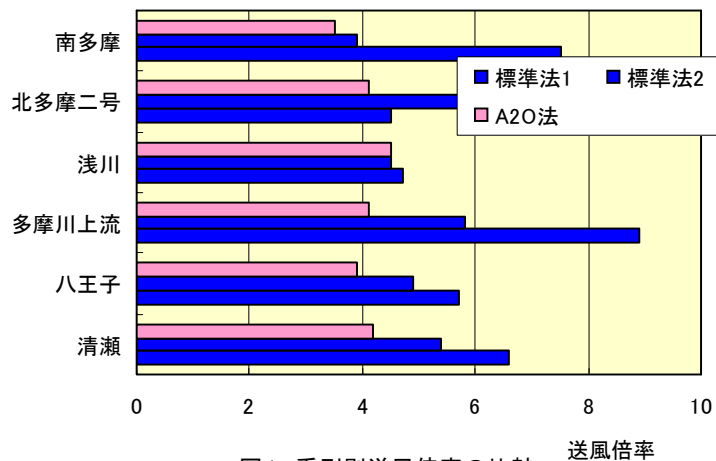


図1 系列別送風倍率の比較

また、嫌気・無酸素工程での有機物の分解等によって酸素消費量が減少していることも予想される。本調査では、後者について、ビーカー試験によって、嫌気工程・無酸素工程がその後の酸素消費量にどのように影響を与えているかを調査した。

2. 4 焼却灰の資源化への影響

焼却灰の資源化メニューの一つとして、アスファルトフィラーの原料の一部に再利用している。アスファルトフィラー用に利用される焼却灰は、土壤環境基準を遵守するため、有害物質が溶出しないよう石灰を添加しアルカリ性にして搬出している。A₂O法が増設されると、焼却灰のりん含有量が上昇し、アルカリ性にするために必要な石灰の添加率が

増大することが予測される。本調査では、A₂O法施設の活性汚泥と標準法施設の活性汚泥の試料を灰にし、それぞれについてアルカリ消費量を測定し、灰のりん含有量との関係について調べた。

3 調査結果

3. 1 返送汚泥率低下による効果

返送汚泥率を低下させたときに予測される事項を表2にまとめた。

表2 返送汚泥率の低下による影響

改善が期待される事項	悪化する事項
1) りん除去の安定 嫌気槽内での有機物濃度の上昇 NO ₃ の嫌気槽への流入量の減少	1) 窒素濃度の上昇 硝化液循環率を上昇させることで対応可能

2) コスト縮減 余剰汚泥発生量（容量）の減少 汚泥の脱水性の改善	
3) 処理水量の微増が可能 二沈への水量負荷の低下	

1) りん除去の安定

りん除去の安定性について調べるため、調査期間中は一沈バイパス、生汚泥投入、PAC添加は実施せず、処理水のT-P濃度の推移をみた。北多摩一号水再生センター（合流式下水道）を図2に、浅川水再生センター（分流式下水道）を図3に示す。なお、図の処理水りん濃度は、自動測定装置の24時間分のデータを平均した値で示した。

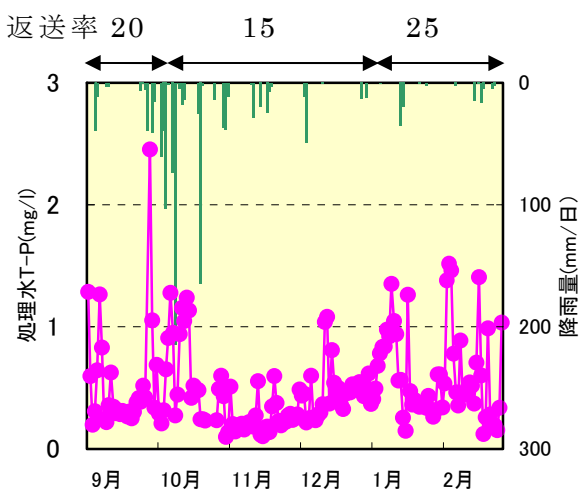


図2 北多摩一号(4-1系)

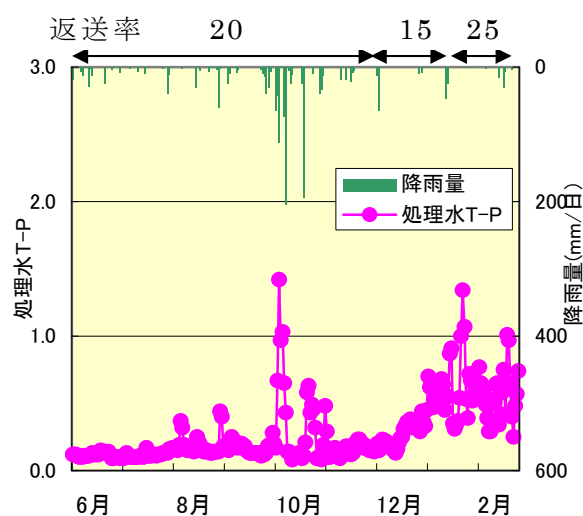


図3 浅川(3-1系)

合流式の北多摩一号（図2）では、10月中旬～1月中旬まで返送汚泥率を15%で運転した。この間、降雨の影響によって処理水りん濃度（日平均値）が上昇することであっても1mg/lを超えることはほとんどなかった。しかし、12月中旬頃から徐々にりん濃度が上昇し、1月には降雨に関係なく1mg/lを超過することがあった。そのため、返送汚泥率を25%まで上昇させた。このときの状況は、好気槽出口のりん酸性りん濃度はほぼゼロであったが処理水T-P濃度が上昇しており、二沈でのりんの吐出しが起きていると思われる。同様の現象は、図3の分流式の浅川でも認められる。浅川では、15年度は、通年、生汚泥を60m³/日投入してりん除去が安定することを確認した。16年度は、生汚泥投入を実施せず5月下旬から返送汚泥率を30から20%落として運転していた。10月の台風による豪雨時にはりん濃度が上昇したが、そのほかの日には、非常に安定していた。しかし、12月中旬に15%に下げたところ北多摩一号と同様に処理水りん濃度が徐々に上昇した。以上のことから、返送汚泥率を低下させることである程度りん除去が安定するが、好気槽末端でのりん酸性りんと処理水のりん濃度を監視し、適正な返送率で運転することが重要となる。

2) コスト縮減

また、15年度の浅川での調査では、一沈バイパスまたは生汚泥投入の実施でりん除去は安定するが、汚泥の脱水性の低下によって焼却時の燃料使用率が上昇することが示され

た。汚泥処理コストに関する事項を前年度同時期と比較した結果を表3にまとめた。

表3 汚泥処理関連データの比較(浅川:5月26日～1月26日)

	15年度 返送率30%	16年度 返送率20%以下	増減率
受水量日平均 (m ³ /日)	69,098	71,256	3.1%増
固形物発生量日平均 (DSt/日)	11.2	12.3	9.8%増
生汚泥投入量日平均 (m ³ /日)	66	3	95%減
余剰汚泥発生量日平均 (m ³ /日)	1,045	1,110	6.2%増
固形物発生量あたり濃縮・脱水電力消費量 (kWh/DSt)	300	291	3.0%減
ケーキ焼却量あたり都市ガス使用量 (m ³ /t)	19.8	16.2	18%減

注：16年度の生汚泥投入は、10月の豪雨時に実施。

表3から脱水ケーキ1tあたりに使用したガス消費量は、16年度では前年度に比べ2割弱減少し、汚泥処理が改善されている。同様に北多摩二号のデータを表4に示す。

表4 汚泥処理関連データの比較(北多摩二号:6月7日～1月31日)

	15年度 返送率40%	16年度 返送率25%以下	増減率
受水量日平均 (m ³ /日)	58,349	60,322	3.4%増
固形物発生量日平均 (DSt/日)	7.84	7.54	3.8%減
生汚泥投入量日平均 (m ³ /日)	113	20	82%減
余剰汚泥発生量日平均 (m ³ /日)	947	768	19%減
固形物発生量あたり濃縮・脱水電力消費量 (kWh/DSt)	248	228	8.1%減
ケーキ焼却量あたり重油使用量 (L/t)	37.8	35.6	5.8%減

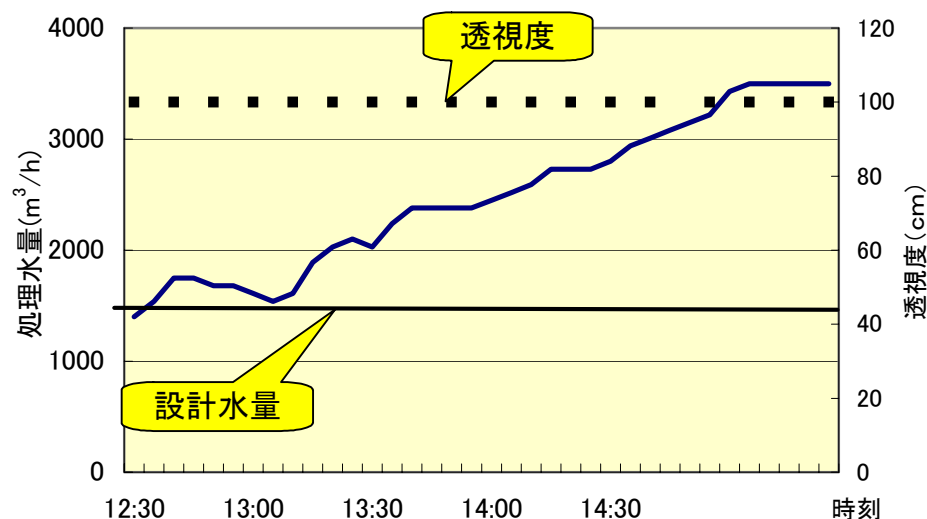
注：15、16年度ともにりん濃度上昇時には、PAC添加を実施。

北多摩二号でも、ケーキ焼却量あたりの重油使用量が減少しているが、その割合は浅川ほど大きくはなかった。北多摩二号では、固形物発生量あたりの濃縮・脱水電力消費量の低下が大きかった。生汚泥を投入すると余剰汚泥の発生量が増大するため、遠心濃縮機の運転時間も増大する。逆に、返送汚泥率を下げることによって、固形物濃度の高い余剰汚泥を引き抜くことができるようになり、余剰汚泥の発生量（容積）が減少することも要因として挙げられる。

これらのデータから返送汚泥率を下げることは、りん除去の安定化とコスト縮減に対してある程度効果があることがわかった。

3.2 A₂O法施設への水量増大

二沈での固液分離能力を把握するため、晴天時に流入水量を増大させて処理水質の変動を調査した。清瀬での実施結果を図4に示す。



調査開始時

反応槽最終回路
12:10採水

PO4-P	0.01
NH4-N	0.36
NO2-N	0
NO3-N	8.6



調査終了時

反応槽最終回路
15:00採水

PO4-P	0.03
NH4-N	4.0
NO2-N	0.4
NO3-N	6.6

図4 生物反応槽流入水量を増大させたときの処理水の透視度の変動

調査では、A₂O法施設に設置されている流量計のフルスケールまで水量を増大させた（設計水量の2.4倍程度）処理水の透視度は100cmをキープしていた。このときの二沈での水面積負荷は、25m³/m²/日であり高度処理施設設計マニュアル(案)の上限値に相当する値であった。同様の調査について他の水再生センターでの状況を表5に示す。

表5 水量増大調査の実施状況とそのときの水質

センター名	実績(水面積負荷)	処理水の透視度
北多摩一号	17.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
北多摩二号	19.2m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
浅川	22.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
多摩川上流	23.6m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上
清瀬	25m ³ /m ² /日まで実施	100cm以上

いずれもA₂O法施設に設置されている流量計のフルスケールまで流量を増大させても透視度が100cmを切ることはなかった。また、図4で水量増大によってアンモニア性窒素が上昇しているが、降雨時には流入水のアンモニア濃度も減少するため、降雨時には同程度まで処理することが可能と判断される。これらの結果を参考に、降雨時にはA₂O法施設への処理水量を増大させ、簡易放流量の削減することとした。

3.3 硝化液循環と曝気空気量の関係

生物反応槽流入水と返送汚泥を合わせた混合液を2セット用意し、一方は、60分間嫌気処理した後、エアレーションを開始する。他方は、最初からエアレーションを開始する。両者について、酸素消費量を連続的に測定する。なお、硝化による酸素消費を抑えるため、

混合液には ATU を添加しておいた。その結果を図 5 および図 6 に示す。

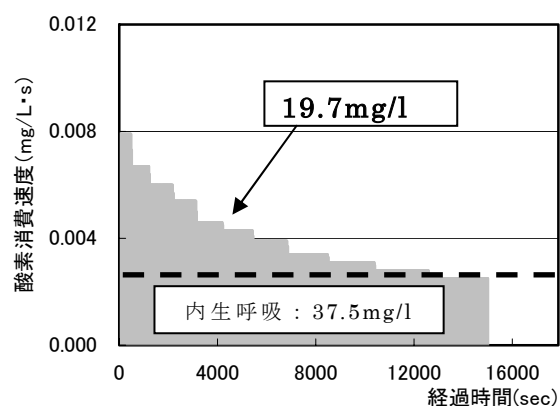


図 5 嫌気・好気処理での酸素消費量

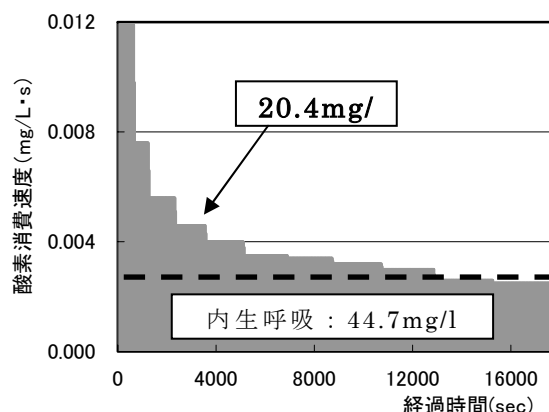


図 6 好気処理のみでの酸素消費量

図 5 と図 6 を比較すると、内生呼吸状態に落ち着くまでに消費した酸素の総量から内生呼吸分を差し引いた量は、嫌気・好気処理では、19.7mg/l、好気処理のみでは 20.4mg/l とほぼ一致する。また、図 6 に比べて、図 5 では酸素消費速度の低下が緩やかであることがわかる。このことから、嫌気工程では活性汚泥による有機物が吸収されるが、その後の好気工程での有機物の酸化に要する酸素消費量は変わらないと考えられる。

上記と同様に、混合液を 2 セット用意し、一方を嫌気・無酸素・好気処理、他方を嫌気・好気処理して好気工程での酸素消費量について実験した。その結果を図 7 および図 8 に示す。ここでも、混合液には、ATU を添加し硝化を抑制させて、実験した。なお、実験では、硝酸性窒素標準溶液を添加することで無酸素状態とした。

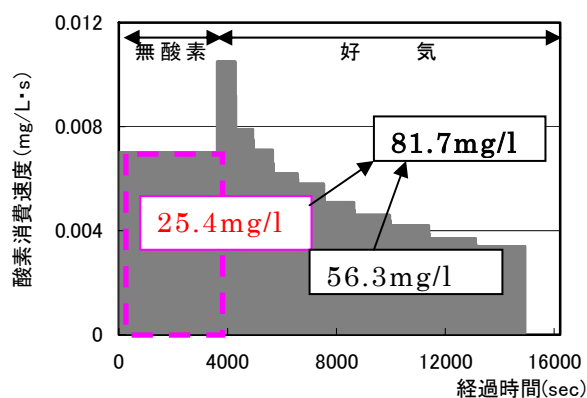


図 7 嫌気・無酸素・好気処理のとき

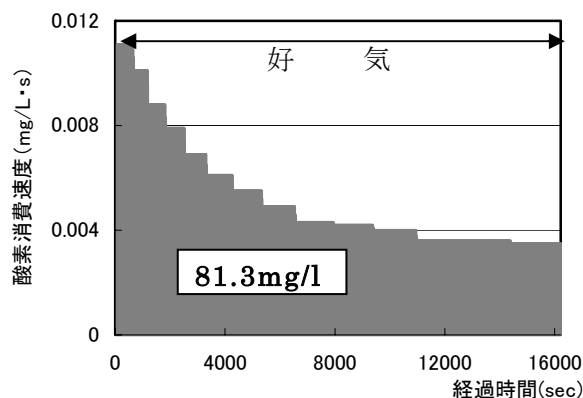


図 8 嫌気・好気処理のとき

図 7 で、好気工程で内生呼吸の状態に収束するまでに消費した酸素量が 56.3mg/l で、脱窒によって供給された酸素量 25.4mg/l との和が 81.7mg/l。図 8 で脱窒させなかった場合の好気工程での酸素消費量 81.3mg/l とほぼ一致する。このことから、脱窒によって供給される酸素が好気工程での酸素消費量の減少に寄与していると考えられる。言い換えると、硝化液循環量を適正に設定することで曝気動力費が削減され、コスト削減が可能と考えられる。

3. 4 焼却灰の資源化への影響

焼却灰中のりん含有量が増加した場合、アスファルトフィラー用に実施している石灰の添加率にどの程度影響があるのかを調べるため、 A_2O 法および標準法の活性汚泥をそれぞれ採取し、電気炉で灰にしたものについて、りん含有量とアルカリ消費量を測定した。なお、アルカリ消費量は、灰100mgに純水50mlを加えて、スターラーで3日間以上攪拌した後に、水酸化ナトリウム溶液を加えることで求めた。まず、終点のpHを決めるため、純水にりん酸を少量加えて、水酸化ナトリウムを加えてpHの変化を調べた。図9にそのときの結果を示す。

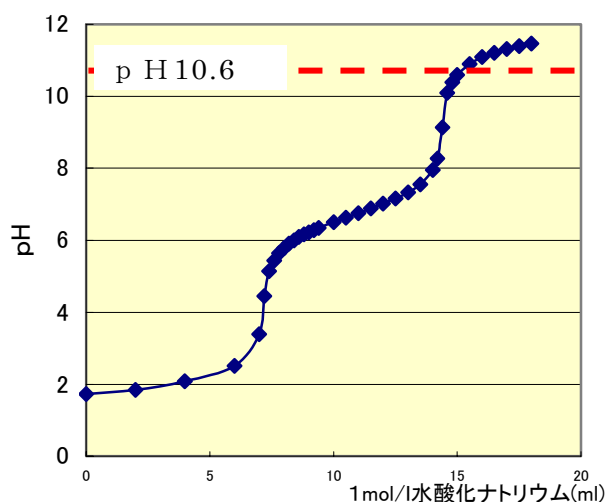


図9 りん酸を水酸化ナトリウムで滴定

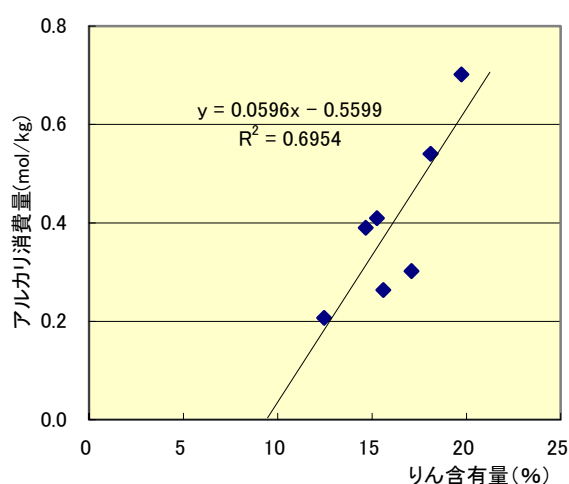


図10 りん含有量とアルカリ消費量

図9からpH10.6でりん酸イオンの中和が完了することがわかる。このため、アルカリ消費量の測定の終点をpH10.6に設定した。ちなみにアスファルトフィラー用としては11を目標としている。

りん含有量とアルカリ消費量の関係を図10に示す。アルカリ消費量は、灰1kg当りに消費する水酸化ナトリウムの量で示した。焼却灰のりん含有量が増大するとアルカリ消費量も増大している。本調査では、活性汚泥を灰にした試料を用いているため生汚泥による影響については考慮していない。そのため、実際にどの程度の影響があるかを定量的に把握することはできないが、少なくとも、 A_2O 法施設の増設によって焼却灰のりん含有量が上昇すると、アスファルトフィラー用に搬出する際の石灰添加率もある程度増大すると考えられる。

4 まとめ

本調査は、 A_2O 法施設について処理水質の安定とコストの両面から最適な運転方法を検討することを目的として実施した。この結果、次のことが明らかになった。

- ① 返送汚泥率を下げることでりん除去の安定化と汚泥処理コストの縮減がある程度可能であった。
- ② 硝化液循環によって好気槽での曝気空気量が削減されていることがわかった。
- ③ りん除去が進み、焼却灰中のりん濃度が上昇すると焼却灰の資源化メニューの一つであるアスファルトフィラー用の石灰添加率が増大することが示された。

2-(2)-3 浅川水再生センター平成16年度A₂O系列調査報告

浅川水再生センター 処理係 水質管理係
星谷 勇、山崎介司、佐久間真理子、○小池範明、平地敏真

1. 平成16年度A₂O系列の運転目標と処理水質結果

浅川水再生センターではA₂O系列の平成16年度の目標を「処理水質を維持しつつコスト削減に取り組む」とこととした。平成15年度との運転上の大きな違いは以下の項目である。①生污泥添加の停止 ②嫌気槽HRTの拡大 ③返送污泥率の低減 ④処理水量の増大 ⑤冬季のA-SRTの短縮 ⑥機械攪拌機の間欠運転 これらの項目を維持しながら運転を行った結果を図1～3に示す。

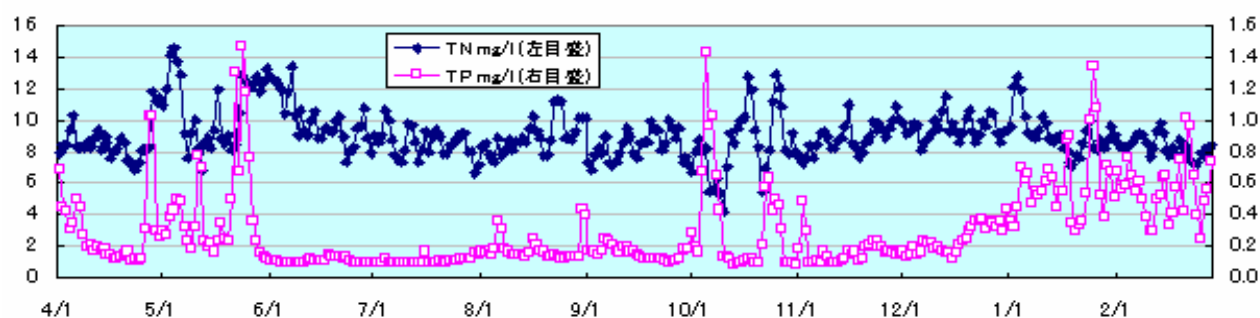


図1 平成16年度A₂O系処理水窒素りん濃度

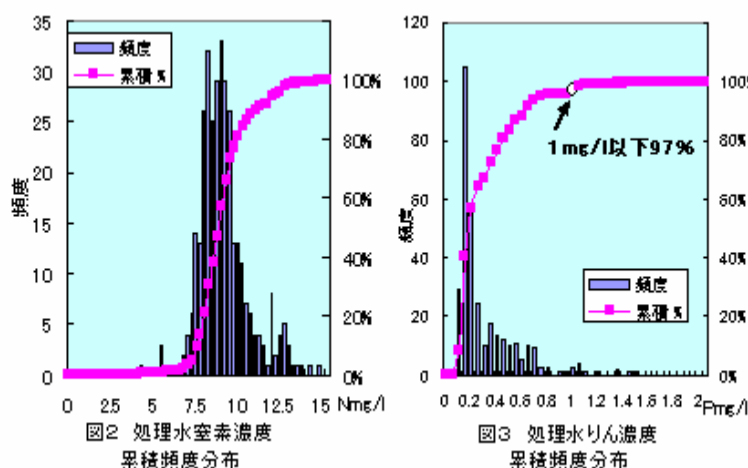


図2 処理水窒素濃度

累積頻度分布

図3 処理水りん濃度

累積頻度分布

処理水の年間（1月まで）平均値は、窒素 9.1mg/l、りん 0.27mg/l であった。

窒素は高度処理基準である 20mg/l を超えることは無かった。処理水の窒素は、循環率の大きさによって決まる。本年の循環率は平均で 105% であり、反応タンク流入水 TN 値 27mg/l（硝化可能な N を TN の 7 割の 19mg/l とする）から計算した処理水の値はほぼ理論値どおりであった。りんは高度処理基準である

1mg/l 以下を達成したのが 97% であった。1mg/l を超過したものの大半は豪雨によるものである。

2. 流域センター共通調査

2.1 返送污泥率低下によるりん除去効果

平成14、15年度の調査より、流入有機物が足りないためりん除去が悪化するケースについては、生污泥を嫌気槽に添加することによりりん除去効率が上がることがわかった。しかし、生污泥添加の対策は污泥処理やその他水処理施設の維持管理に悪影響を与えることもあった。そのため、平成16年度は生污泥対策に代わる有機物対策のひとつとして、返送污泥率を可能な限り下げ、

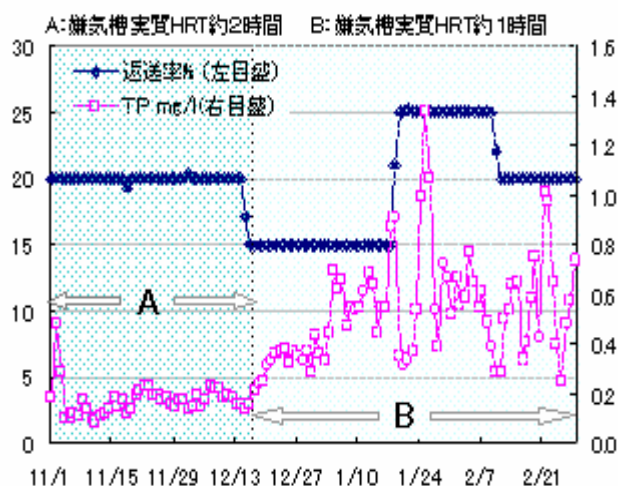


図4 返送污泥率と処理水りん濃度

①相対的に流入有機物濃度をあげること、②返送汚泥に含まれる戻りの硝酸イオンを削減することにより、嫌気槽のりんの吐き出しを強めることなどを目指した。

その結果、返送率を前年度の 30%から 20%まで下げることにより処理水りん濃度はより安定した。しかし返送率 15%のときには、反応タンク末端ではりん濃度が 0.1mg/l までさがったものの、2 沈でりんの再溶出が始まったため、もとの 20%にもどした。その経過を図 4 に示す。

また嫌気槽の実質 HRT の短縮についても試みたが、従来の約 1 時間程度ではりん処理が安定しなかった。そのため、再度、嫌気槽の実質 HRT を約 2 倍に拡大したところ処理は安定した。返送率が低い場合は、嫌気槽の HRT は短くても処理水質に影響を及ぼさないこともあるが、返送率が高くなると嫌気槽でのりん放出を確保するためには、嫌気槽の HRT はある程度の長さが必要になってくる。

2. 2 豪雨時の運転方法

降雨時にはりん処理が悪化する。りん処理と降雨状況を図 5 に示す。降雨時の対策として①硝化液循環停止、②数日前より余剰汚泥の引き抜きを停止し MLSS 濃度を高める、等の対策をとった。その結果晴天が続いた後の 60~70mm/d 程度の雨では、硝化液循環を停止しなくとも処理水りん濃度が 1mg/l を超えることはなかった。しかし、70mm/d 以上の雨や 2~3 日連続した総計 100 mm 以上の降雨には、硝化液循環を停止しても効果はなかった。しかし、中程度の連続降雨には効果があるかもしれないが確証は得られていない。また平成 15 年度の調査では生汚泥を添加しても豪雨時には効果がなかった。今年（平成 16 年 10 月）の豪雨時には、雨が長く続いたため流入水濃度の低い日が続き、処理水りん濃度で 1mg/l を超えたのが降雨開始当初のみで、その後は処理水の濃度も低かった。

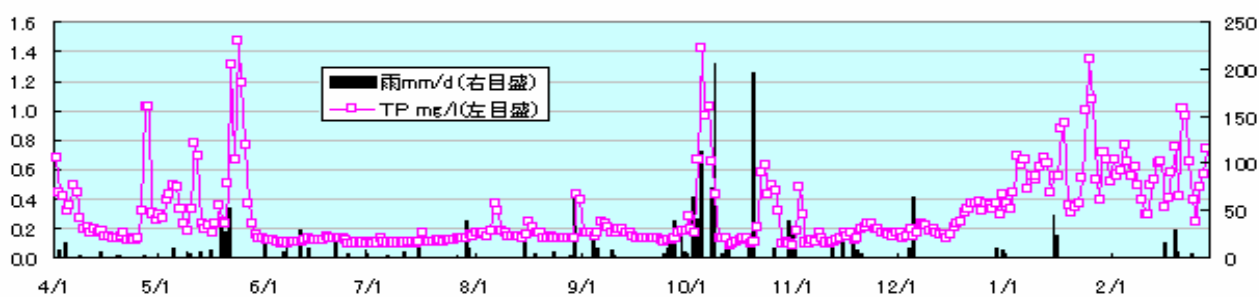


図5 降雨状況と処理水りん濃度

2. 3 A₂O 法施設への水量増大

当センターの A2O 系列の設計水量は 14,400m³/d（冬季最大）で、処理能力は 18,000m³/d（年最大）である。平成 14、15 年度はほぼ設計水量で処理したが、工事・降雨時等には標準法系列への

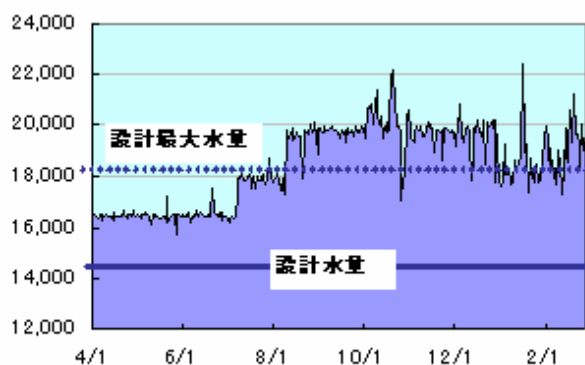


図6 処理水量 (m³/d)

負担がかかったため、平成 16 年度は A2O 系列でも負荷を上げることを課題として、反応タンクや 2 沈での処理状況を調査した。処理水量の変化を図 6 に示す。その結果平成 16 年 10 月の豪雨時、平成 17 年 1 月の改良工事時には、最大で約 22,400m³/d の水量を処理した。（1,000m³/hr 以上の水量が測定できないためこの水量となった）

水処理の状況については、10 月は連日の降雨により流入水質がうすくなっていたため、降雨当初を除いて窒素やりんの処理水質が高度処理基準を超えることはなく、透視度も 100 cm を維持した。

1月の工事時は、運転の切り替え等で流入水濃度が上昇し、処理水濃度が高くなった。通常晴天時におこった水量負荷試験では、2沈については水面積負荷が18m³/m²/dを越えるようになると上流側で活性汚泥のまきあがりが見られた。しかし水面積負荷が最大の21m³/m²/dになっても処理水のSSは5mg/lを超えることはなかった。しかしSSが通常(1~2mg/l)の2倍で出ていることは処理水のBODやCODを押し上げることも推測され、B類型(環境基準BOD3mg/l)となった多摩川中流部への影響も大きい。

2沈上流側での活性汚泥のまきあがりの原因は、水面積負荷の増大というよりも構造的な問題も考えられるため、今後引き続き検討が必要である。

表1 嫌気槽でのりんの状態

平成16年度	汚泥中P濃度 (%)	吐き出しP 濃度(mgP/gMLSS/l)
4月	4	7.7
5月	4	10.5
6月	4.4	12.5
7月	4.2	14.0
8月	4.5	15.2
9月	4.5	16.1
10月	—	—
11月	4	12.0
12月	4.1	11.1
1月	3.8	7.7
2月	3.7	7.2

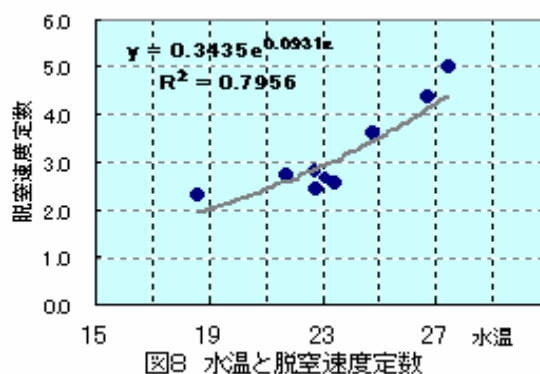
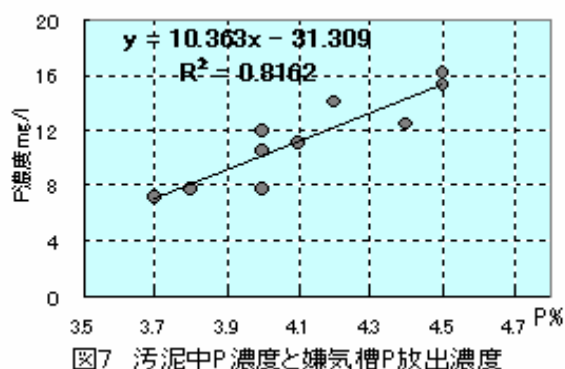
2. 4 りんおよび窒素の反応速度 (一部 H17. 2. 18 水質管理研修で発表)

良好なりん除去を維持するためには嫌気槽でどの程度のりん放出を確保する必要があるのか、また無酸素槽・好気槽での窒素の挙動を知るために、活性汚泥を採取し机上実験と実機での調査をおこなった。表1、図7に実機での汚泥中りん濃度と嫌気槽でのりん吐き出し濃度の関係を示す。(豪雨時のデータは除く)

この結果から、処理が良好な場合のりん処理工程のりんのマスバランスから算出される汚泥中りん濃度と、そのときの必要な嫌気槽のりん放出濃度を知る

ことができる。当センターの場合は約8mg/l以上が必要である。

平成17年1月現在の当センターの脱窒速度定数は水温18.6℃で2.3 mgN/gMLSS/hであった。このときのBOD・SS負荷は0.16であった。平成15年2月におこなった脱窒速度定数は水温16.7℃で1.6 mgN/gMLSS/hであった。このときのBOD・SS負荷は0.1であった。図8に水温と脱窒速度定数との関係を示す。



脱窒速度定数はそのときの反応タンクの運転状態をあらわすBOD・SS負荷と、環境の状態を表す水温との2項目の影響を大きく受けるため、A₂O系列が1系列しかない場合は1年で結果を出すことが困難である。現在までのデータのうち低い値である脱窒速度定数1.6 mgN/gMLSS/hを考慮した場合、これは設計のとき使用される値1mgN/gMLSS/hよりもかなり大きい。

3. 個別調査

3. 1 効率的な PAC 添加方法

前述したように、当センターでのりん除去については、高度処理基準である 1mg/l を超過するのが 3%程度ほどある。そのような場合には生物学的りん除去をすすめるのが困難であると考えられるため、物理化学的方法をとることもやむをえない。そこで、以下のような方法を検討した。

好気槽末端に PAC を添加する従来のりん対策とは別の方法として、放出されたりんを凝集剤で固定するフォストリップ法を参考に、嫌気槽の放りんの一部を PAC で固定し、好気槽におけるりんの負荷を減少させ、りん蓄積菌のりん除去能力を示す PHA（細胞内蓄積有機物）を温存する方法を、机上実験を中心に検討した。その結果、次のことがわかった。

- ① 良好なりん処理が可能であった。
- ② 好気状態でのりん摂取の HRT を短縮できた。
- ③ しかし、好気状態におけるりん摂取時間を短縮し PHA を残したとしても、りん摂取完了後の HRT が長くなると（いわばりん摂取における空ばつき）、残存している PHA はりん摂取以外の代謝（増殖？）のために消費されていた。またいわゆる空ばつき状態が長いとりん摂取能力は低下していった。

これらの結果より、実機の嫌気槽で PAC 添加量を増やしても、HRT が PAC 無添加のときと同じであれば、PHA 温存効果はほとんどないと思われる。しかしりん摂取の HRT の短縮が可能のため、現状で嫌気槽のりん放出濃度が高く、かつ好気槽の HRT が短くてりん摂取に不安がある場合には、本法は有効な手法であると思われる。

3. 2 機械攪拌機の間欠運転

運転コストの削減のために機械攪拌機の間欠運転について調査した。機械の寿命を考慮し、間欠運転ではなく長期の停止とした。事前調査として、超音波パルス式界面レベル計で攪拌機停止時の汚泥の堆積状況を調べた。その結果、隔壁で区切られたスペースに攪拌機が 1 台しかない場合は活性汚泥の沈降堆積が顕著であったため、停止する機器は複数設置箇所とした。

対象となった機械は図 9 に示すように嫌気槽 1 号機と無酸素槽 4 号機である。水質への影響評価指標として、嫌気槽のりん濃度と処理水のりん濃度を、運転削減前後で比較した。

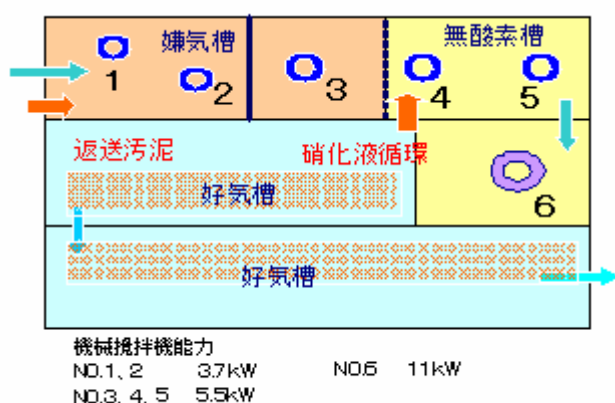


図9 A2O系列の攪拌機の概要

降雨状況やその他の運転条件などそろえて比較することが困難であったため、嫌気槽でのりん吐き出し状況は運転削減前後で単純な比較はできないが、処理水のりんの状況からみると、攪拌機の間欠運転はりん除去にほとんど影響を与えていないようである。また汚泥の堆積状況も問題になることはなかった。

1号と4号を停止することにより機械攪拌機の動力は全動力 34.9kW のうち 9.2kW、26% の削減となった。

機械攪拌機は故障時の対策として隔壁で区切られた 1 ブロックに複数設置とされているが、上記の調査結果より、電力削減の面からは支障のないかぎり 1 台運転でもよい。数時間ごとの間欠のインターバルでは、機器の寿命を短くすることにもつながるため、週単位、月単位以上のインターバルとした方がよい。

3. 3 トレーサーを用いた混合特性調査

機械攪拌機の一部停止にともない嫌気槽の混合特性がどのように変わるかについて、塩化リチウ

ムを用いたトレーサー試験をおこなった。また好気槽も同様に試験を行った。図 10、11 にリチウムの流過曲線を示す。その結果から槽列モデルによる嫌気槽の槽数は攪拌機 3 台が稼動しているときは 1.67 で、1 台停止したときは 1.34 であることがわかった。その比は 0.8 で、1 台停止したことにより、約 2 割攪拌効果が低下したことになる。

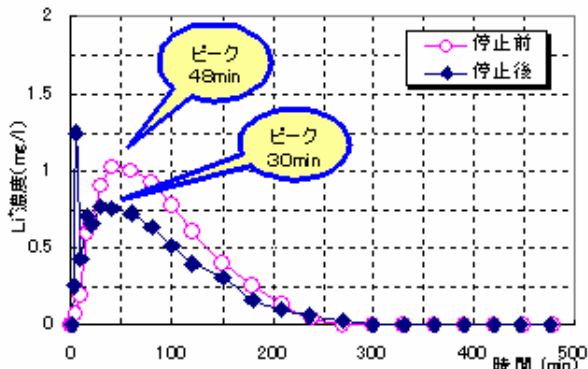


図10 機械攪拌機停止に伴う嫌気槽混合特性

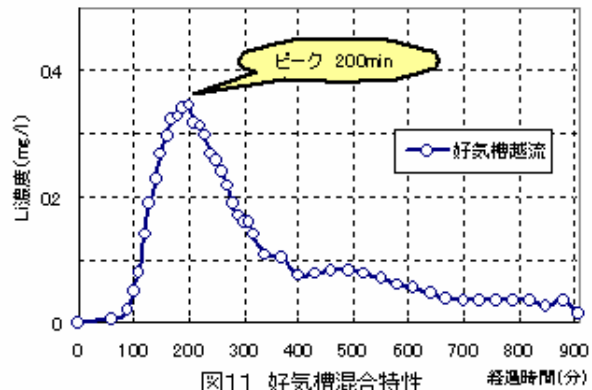


図11 好気槽混合特性

しかし、嫌気槽の主な働きはりんを放出させることにあり、机上実験によるりんの放出速度の式を使い流過曲線から理論的に計算した結果では、攪拌機停止後のりん放出濃度は停止前に比べて約 5 % の低下であった。りんの放出は流入水の有機物濃度の影響を受けるため、毎日おこなう日常試験の値でもある程度の変動があるが、実際の値は停止前と停止後で明らかな差はなかった。処理水のりん濃度も機械攪拌機を停止する前と比べてほとんど変わらなかった。

また好気槽の結果から、理論滞留時間 218 分に対してリチウム流出のピークは 200 分で、好気槽の槽数は 12 となり、良好な混合状態であることがわかった。

3. 4 冬季の硝化にかかる調査

反応タンクの容量を決める重要な指標である冬季の A-SRT について調査をおこなった。平成 16 年度の最低水温（反応タンク、放流水温）時期は 2 月下旬から 3 月上旬であった。図 12 に示す。降雨降雪時は一時的に水温は低下するものの、最低水温としては概ね 18℃であった。そのときの A-SRT

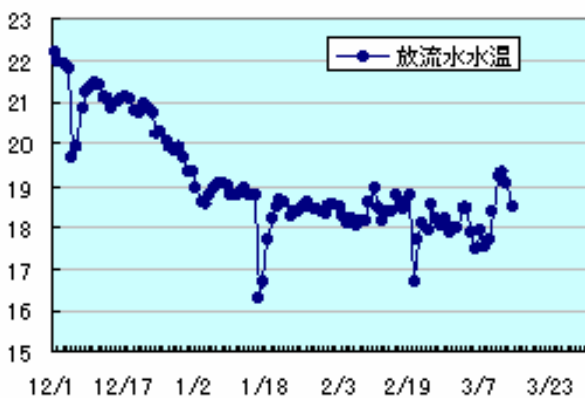


図12 放流水温(°C)H16.12.1～

は 5.7 日で、送風量約 4.6 倍でほぼ完全硝化であった。設計に用いられる硝化確保式から算出される 18℃のときの A-SRT は安全率をかけない値でも 6.7 日である。高度処理設計マニュアルの改訂作業グループが提案した式で算出すると 4.3 日になり、この値に安全率 1.3 をかけると 5.6 日となる。これらを総合すると、当センターの冬季の A-SRT は 6 日程度で完全硝化が達成可能と思われる。平成 14 年度からの流域他センターの値も考慮にいて考えると、冬季の最低水温は 17℃～18℃で A-SRT はおよそ 6 日ぐらいで完全硝化を達成でき

と思われる

4. 効率的運転にかかる前年度との比較

平成 16 年度の目標である「処理水質を維持しつつコスト削減に取り組む」課題について平成 15

年度との比較をおこなった。結果を表2、図13に示す。

平成15年度は、りん対策のために生汚泥を嫌気槽に常時添加した。そのため、りんの処理水質

表2 A2O系列の効率的運転にかかる前年との比較

項目	単位	H15	H16	H16/H15
①高度処理水量	m ³ /d	14,465	18,366	1.27
②生汚泥添加量	m ³ /d	64.2	2.6	0.04
③嫌気槽HRT	hr	1.5	2.0	1.35
④無酸素槽HRT	hr	4.9	3.1	0.63
⑤返送汚泥率	%	30	23	0.76
⑥硝化液循環率	%	101	82	0.81
⑦A-SRT	d	6.6	5.9	0.90
⑧MLSS濃度	mg/l	1,566	1,340	0.86
⑨送風倍率	倍	4.6	4.1	0.89
⑩焼却炉実質ガス消費率	m ³ /t	14.7	13.5	0.92
⑪処理水窒素濃度	mg/l	8.0	9.1	1.14
⑫処理水りん濃度	mg/l	0.28	0.27	0.97

注：各年度4月から翌年1月までの平均値

水量の増大 C. 嫌気槽 HRT の拡大 D. 返送率の低減 E. 冬季の A-SRT の短縮 これらの

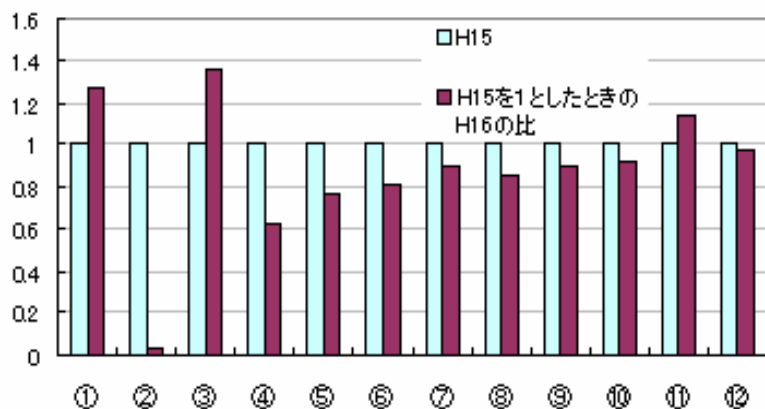


図13 効率的運転にかかる前年との比較

は良好となったものの、反応タンク MLSS の増加、余剰汚泥増加、脱水ケーキ含水率の増加、焼却炉ガス消費率の増加など多くの課題を残した。そのため平成16年度は、生汚泥の添加を最小限にすること、また平成15年度末に完成したりん対策のための隔壁を利用することによって嫌気槽の HRT を長くすることなどの対策をとった。対策の項目を以下に示す。

A. 生汚泥添加の停止 B. 処理

対策の効果の指標としては次の項目がある。 MLSS 濃度、送風倍率、焼却炉ガス消費率、循環率(返送率+硝化液循環率)、処理水窒素りん濃度。

処理水の窒素を除くすべての項目において削減の目標を達成した。

5. まとめと維持管理指針

平成14～16年度までの調査

結果から、今後の当センターのA₂O施設の運転について、以下の目安が得られた。

- ・処理水量 通常は約18,000m³/dとする。2沈の維持管理が良好であれば、最大22,000m³/d程度まで処理可能である。
- ・冬季の A-SRT 冬季の最低水温はおよそ17～18℃で、A-SRTは6日程度。
- ・MLSS 濃度 1000mg/l (夏季)～約1500mg/l (冬季)
- ・好気槽 DO 1～1.5mg/l
- ・送風倍率 3.5～4.5倍
- ・返送汚泥率 15% (夏季)～30%
- ・硝化液循環率 80%～120%
- ・嫌気槽 HRT りん放出濃度を考慮に入れながら、長めにとる (少なくとも1.5時間以上)
- ・無酸素槽 HRT 嫌気槽 HRT との兼ね合いで決まってしまうが、返送汚泥率と硝化液循環率を合計した循環率が100%以上になるように設定し、脱窒が完了するように HRT を確保する。
- ・降雨時の対策 概ね70mm/d以下の単発的降雨には特に対策をとる必要はない。

10～20 mm/d のだらだら続く雨の場合は硝化液循環量を低くしたり、生汚泥を添加したりする。

100 mm/d 以上の豪雨や、50 mm/d 程度の連続降雨には、硝化液循環停止や生汚泥添加等の対策では効果が望めないので、PAC 添加を行う。

- ・生汚泥添加対策 基本的には常時投入することはやめる。りん除去能力が弱まる傾向が出てきたときに栄養剤的に投入する方がよい。
- ・PAC 添加 生物学的なりん除去が望めないときに添加を行う。長く続けないようにする。添加をやめるタイミングが難しいかもしれない。

2-(2)-4 三河島水再生センター担体添加ステップ A₂O 法実証調査

北部第一管理事務所 三河島水再生センター
大江修平、高橋明宏、熊谷知穂、寺田武生

1. はじめに

東京都では閉鎖性水域である東京湾の水質改善を図るため、高度処理施設の整備を進めている。高度処理の方式としては、費用、維持管理等の面から生物学的な窒素・りん除去法である A₂O 法を基本としている。しかし、既存の処理施設を A₂O 法を用いた高度処理施設に変更した場合、用地上の制約から、従来の処理水量を確保できない水再生センターが存在する。このため、東京都では担体添加法やステップ A₂O 法等、高度処理を効率化する方法について調査研究を行ってきた。

今回その成果を活用し、国内初となる担体添加ステップ A₂O 法の高度処理施設が三河島水再生センター藍染北系処理施設に建設された。この処理法を適用することにより、従来の標準活性汚泥法と同等の処理時間で、窒素・りんの同時除去が可能となる。今後高度処理施設を建設するにあたり、用地等の制限のある処理場でも活用が期待されている処理法である。

三河島水再生センターでは、新規に稼動した担体添加ステップ A₂O 法施設の処理特性を検証するとともに、立上げ方法を含めた最適な運転方法を確立することを目的として調査を行っている。本報告では、担体添加ステップ A₂O 法施設の立上げ経過および水処理の状況等についてのべる。また、立上げ時に発生した第二沈殿池からの汚泥流出への対応についても、検討結果を報告する。

2. 調査内容

2. 1 調査目的

担体添加ステップ A₂O 法については、既に東京都において各種の調査研究を実施しており、処理特性等のデータが多数蓄積されている。しかし、藍染北系処理施設は調査研究で用いた実験施設とは規模も異なり、流入水の水質も同じではない。さらに、実施設を建設するにあたり、いくつかの変更も行われている。このため、適切な運転管理、維持管理を行うためには、今までに得られている知見を活用するだけでなく、実施設の水処理特性等を把握することが不可欠である。

本調査は、立上げ方法の確認および処理能力の確認を実施して、適切な管理方法を確立するとともに、今後の施設建設に活用できるデータを蓄積することを目的とした。

2. 2 調査施設の概要

藍染北系処理施設の概要を図 1、諸元を表 1 に示す。本施設は、A₂O 法にステップ流入法と担体添加法を組み合わせしており、従来の標準活性汚泥法と同程度の 8 時間の処理時間で窒素・りんを効率的に除去することが可能とされている。施設の主な特徴は、ステップ流入法を用いて、A₂O 法の嫌気槽－無酸素槽－好気槽に続く二段目の無酸素槽－好気槽を設けていることと、硝化促進担体を 2 つの好気槽に投入していることにある。特に好気槽については硝化担体を容積比で 12% 添加することにより、低水温期においても好気タンクの滞留時間を 3 時間(第一好気タンクと第二好気タンクの合計)に短縮している。しかし、

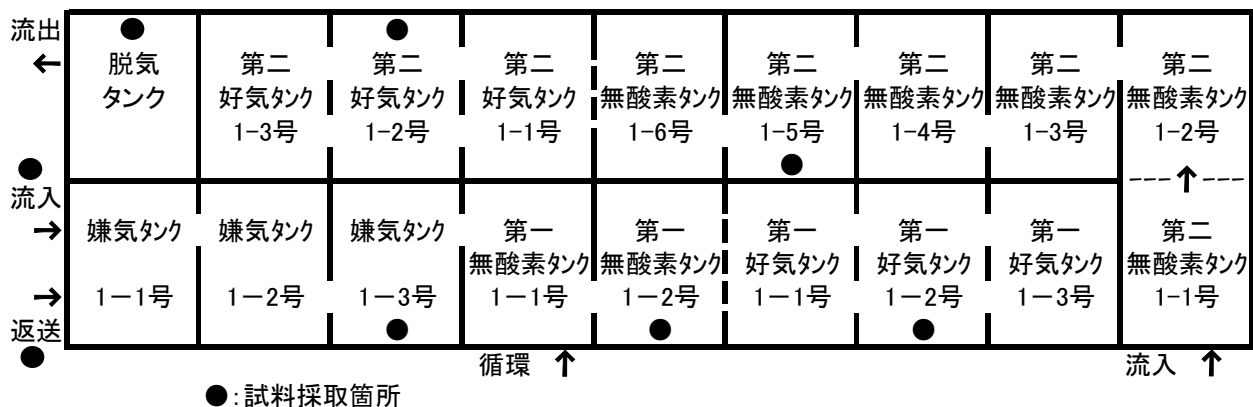


図 1 藍染北系施設の概要

	表 1 藍染北系処理施設の設計諸元				
計画水量	冬期日最大	28,000m ³ /日	流入水質	BOD (mg/l)	140
	日最大汚水量	35,000m ³ /日		SS (mg/l)	120
有効容量	嫌気タンク	1,500m ³	処理水質	T-N (mg/l)	40
	第一無酸素タンク	1,000m ³		T-P (mg/l)	3.5
	第一好気タンク	1,500m ³		BOD (mg/l)	10
	第二無酸素タンク	3,000m ³		SS (mg/l)	10
	第二好気タンク	1,500m ³		T-N (mg/l)	10
	脱気タンク	500m ³		T-P (mg/l)	1
最低水温		15℃	硝化率循環率		100%
第二好気タンクMLSS		2,400mg/L	ステップ流入比		1 : 1
返送汚泥率		50%	担体添加率		12%
*嫌気タンクは完全混合、その他は押し出し流れである。					

滞留時間を短縮したため、好気タンクにはBODの酸化とアンモニアの硝化に必要な多量の酸素を供給する必要がある。このことに加え、反応タンクが水深12mの深層式であることから、一般に用いられている散気板等の散気装置では、酸素の供給量が不足するとともに、好気槽底部の流速が確保できず担体が堆積してしまう。このため、新たな散気装置としてドラフトチューブエアレーター(DTA)を採用し、酸素の供給(清水時の酸素移動効率は45%以上)と反応槽底部の流速確保を実現した。

しかし、DTAを用いた場合、過剰に溶け込んだ窒素ガスが水深の浅い第二沈殿池で気泡化して汚泥を浮上させてしまうという問題が予想される。好気槽で過剰に溶け込んだ窒素ガスを空気中に追い出すため脱気タンクを反応タンク最終段に設け、散気管により緩やかに攪拌混合を行なう。さらに、硝化担体を好気槽に投入したため、担体分離スクリーン、流入スクリーン等が設置されている。

また、今回完成した処理施設は反応タンクと第二沈殿池のみであり、下水は隣接する藍染系の第一沈殿池流出水を水中ポンプで反応タンクへ送水している。(第一沈殿池は2期工事で施行予定である)

2. 3 調査方法

	表2 初期調査の主な測定項目											
	COD	T-N	NH4	NO2	NO3	T-P	PO4	DO	MLSS	SV	汚泥界面	硝化速度
流入水	○	○	○			○	○					
嫌気槽					○		○		○			
第一無酸素槽					○		○		○			
第一好気槽			○	○	○		○	○				○
第二無酸素槽							○		○			
第二好気槽			○	○	○		○	○				○
脱気槽								○	○	○		
第二沈殿池											○	
返送汚泥									○			
処理水	○	○	○	○	○	○	○					

	表3 立上げ操作の運転条件					
ステップ	処理水量	空気量	硝化液循環量	返送汚泥量	循環率	条件変更指標
1	5,000m ³ /日	2.0mg/l	400m ³ /h	600m ³ /h	4.8	第二好気タンクNH ₄ =2.0mg/l
2	7,500m ³ /日	同上	400m ³ /h	600m ³ /h	3.2	同上
3	11,000m ³ /日	同上	400m ³ /h	600m ³ /h	2.2	同上
4	16,000m ³ /日	同上	670m ³ /h	600m ³ /h	1.9	同上
5	24,000m ³ /日	同上	1,000m ³ /h	600m ³ /h	1.6	同上
6	35,000m ³ /日	同上	1,460m ³ /h	600m ³ /h	1.4	同上

2. 3. 1 採水地点および測定項目

処理の状況を確認するため、必要に応じて処理施設各地点より採水、分析を行った。主な試料採取箇所および測定項目をそれぞれ図1、表2に示す。測定は基本的に下水試験方法（1997年版、下水道協会）に従った。

2. 3. 2 施設の立上げ

施設の立上げは、硝化担体の適切な馴養（働き）を最優先することとした。立上げ操作の運転条件を表3に示す。運転条件は担体の馴養（硝化細菌の付着）を最優先するとともに、本施設が新しい処理法を採用していることから、立上げの経過を詳しく調査するため細かく設定した。立上げの所要期間は、当局が過去に行った硝化担体に関する調査結果から5週間程度と想定した。

立上げに際して種汚泥が必要となるが、今回は担体への硝化細菌の付着を促進するため、硝化の進んでいる藍染系の余剰汚泥を使用した。

また、担体に硝化細菌が付着、増殖するためには、アンモニアの負荷を適切に制御する必要がある。このため、立上げ期間においては、好気タンクで残留するアンモニア濃度が2.0mg/L以上となることを目安に運転条件を変更した。

2. 3. 3 汚泥浮上の抑制検討

施設の立上げが進み、ステップ5（処理水量 24,000m³/日）に変更したところ、第二沈殿池で汚泥が多量に浮上し、透視度が悪化した。汚泥浮上の主な原因として、脱気不足と脱室の2つが考えられた。このため、表3の立上げ操作を一部変更して汚泥浮上を抑制するための検討を実施した。

脱気が不足すると、活性汚泥混合液中に過剰に溶け込んだ窒素ガスが水深の浅い第二沈殿池で気泡化して汚泥を浮上させる（汚泥の加圧浮上濃縮と同様の現象）。過去に実施した調査の結果¹⁾、脱気時間としては30分程度が必要とされていたが、本施設の脱気槽は容量が500m³であり、立上げ途中であるステップ5の運転条件でも滞留時間が11.5分程度しかなく脱気時間が不足していると考えられた。このため、脱気条件を改善するため、脱

気風量、脱気時間について検討した。なお、脱気時間については、処理水量および硝化液循環量を変更して脱気時間を調整し、汚泥浮上に与える影響を検討した。

脱窒に関しては、脱気槽のDOおよびMLSS濃度について検討を行った。活性汚泥混合液中の NO_2 、 NO_3 は、溶存酸素濃度がなくなると脱窒細菌により窒素ガスに還元（脱窒）される。この脱窒が第二沈殿池で起こると、生じた窒素ガスの気泡は汚泥に付着し、汚泥を浮上させてしまう。

第二沈殿池内のDOは脱気槽のDOに大きく影響される。このため、脱気槽のDOを変化させることにより、第二沈殿池の無酸素状態を軽減して脱窒量を減らすことが出来ると考え、検討を行った。

さらに、汚泥浮上が第二沈殿池の上流部分に多く見られたことから、浮上した汚泥の流出防止を目的として、越流堰長の検討、流出防止フェンスの設置について検討した。

2. 3. 4 硝化担体

硝化担体の硝化速度は、本施設が計画した処理水質（窒素）を3時間という短い好気タンクの滞留時間で達成する上で非常に重要な要素である。今回採用した担体は結合タイプと呼ばれ、施設の運転に伴い担体に硝化細菌が付着して硝化能力が発現する。担体の硝化能力の変化を把握することは、施設の立上げおよび運転管理を適切に行うために必要である。また、担体の硝化能力は、負荷等の運転条件や水温で変化することも知られている。これらのことより、立上げ当初から定期的に第一好気タンクおよび第二好気タンクの担体および活性汚泥について、回分式の実験装置を用いて硝化速度を測定した。

2. 3. 5 処理特性

処理能力の確認については、本施設の特徴を考慮して窒素除去およびりん除去を中心に検討した。窒素、りんの除去について確認するため、完全硝化の状況下において、 $\text{NO}_x\text{-N}$ および $\text{PO}_4\text{-P}$ について挙動を確認した。また、COD、BOD等についても測定を行い、有機物の除去についても能力を確認した。

2. 3. 6 ステップ流入比の検討

ステップ A_2O 法においては、前段のステップ比を小さくすると処理時間を短縮できるが、逆に窒素除去率は低下するため、ステップ流入比は前段：後段＝0.5:0.5が基準とされている²⁾。本施設のステップ流入比は前段：後段＝0.5:0.5で設計されているが、2. 3.

5 処理特性 において窒素の除去能力を調査した結果、図2に示すように、第二無酸素槽の第3区画～第6区画の $\text{NO}_x\text{-N}$ 濃度が0mg/Lとなっており、第二無酸素槽の脱窒能力にかなり余裕があることが確認された。さらに処理水量28000 m^3 /日、流入ステップ比0.5:0.5の運転条件では、第二無酸素槽に対する $\text{NO}_x\text{-N}$ の負荷に余裕があるだけでなく、 $\text{NO}_x\text{-N}$ が無くなった結果、一段目の嫌気－無酸素槽－好気槽で除去したりんが再び放出されてしまうことが確認され、窒素およびりんを適切に除去するためには、流入ステップ比を調整する必要があると考えられた。また、2. 3. 3 汚泥浮上の抑制検討の結果、脱気条件を改善するために硝化液循環率を設計値よりも低く運転しており、窒素の除去率については、設計値よりも低くなっていると考えられる。前段のステップ比を大きくすると、硝化液循環によらずに除去できる窒素成分が増え、窒素の除去率を改善出来ると考えられた。さらに、前段のステップ比を大きくすると、第二無酸素槽以降へ流入するBOD量が減り、第二沈殿池に流入する活性汚泥中に残留するBODが減ることから反応槽流出水の脱窒による汚泥浮上が抑制されることも期待される。

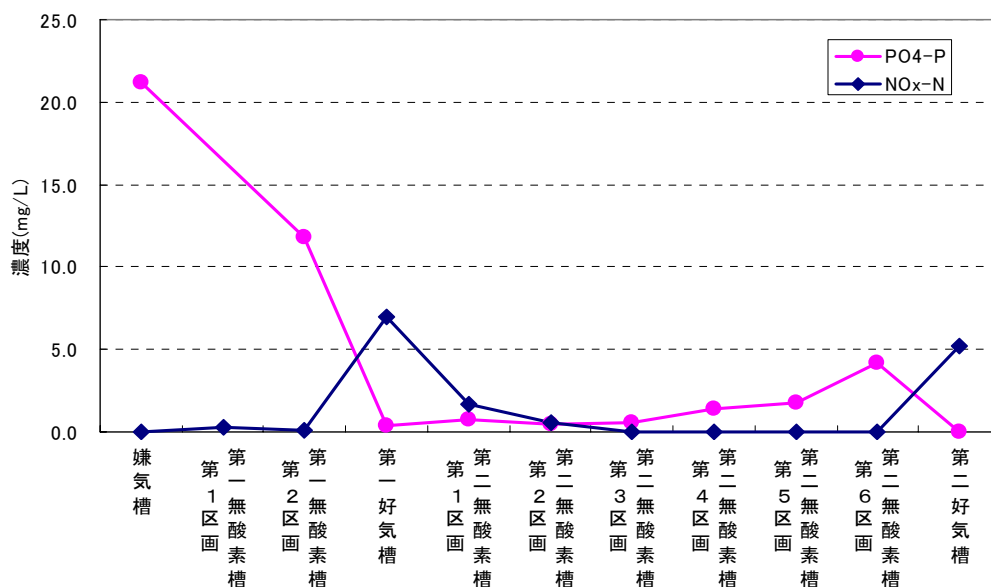


図2 反応槽内の NOx-N と PO4-P の挙動

このことからステップ流入比が窒素の除去、リンの除去および汚泥の浮上に与える影響を検討するため、前段のステップ流入比を 0.5 から 0.9 までの範囲で 0.1 ずつ変化させ、5 条件について処理状況を比較した。

3. 結果および考察

3. 1 施設の立上げ

平成 16 年 5 月 25 日に立上げ運転を開始した。第二好気タンクで残留しているアンモニア濃度および COD、りん、透視度等の状況を勘案しながら 5 月 28 日、5 月 31 日、6 月 3 日、6 月 9 日にそれぞれステップ 2、3、4、5 へと運転条件を変更した。ステップ 5 に変更後、第二沈殿池からの汚泥流出が増え、処理水の透視度が低下した。このため、指標のアンモニア濃度が 2mg/L 以下となった後もステップ 6 への変更を見送り、冬期日最大 28,000m³/日で安定運転することを目指して運転条件を検討しつつ、立上げを継続した。28,000m³/日の条件（冬季日最大汚水量）は日最大汚水量 35,000m³/日の 80%である。表 4 に立上げの経過、図 3 に好気槽のアンモニア濃度をそれぞれ示す。好気槽のアンモニア濃度は、処理水量を変更すると一時的に上昇したが、運転を継続すると硝化能力が増加し、次第に濃度が低下した。これを繰り返すことにより、運転開始 57 日後には、処理水量 28,000m³/日の条件で好気タンクにおけるアンモニアの残留もほぼ 0 となり、安定的に完全硝化状態となったことから立上げを終了した。

当初、立上げの所要期間を 5 週間程度(処理水量 35,000m³/日の場合、表 3 参照)と想定していたが、立上げ過程の処理状況を把握するため、各ステップの運転日数を長めに設定した事に加え、汚泥流出への対応策検討を行ったため、立上げの所要期間が長くなった。完全硝化のみを指標として立上げを実施する場合、硝化能力がある活性汚泥を種汚泥に用いた場合、今回と同程度の条件（流入水の水温、アンモニア濃度および BOD）であれば概ね 5 週間程度で立上げ（28,000m³/日）が行えると考えられる。

表4 立上げ操作の運転経過							
ステップ	処理水量	空気量	硝化液循環量	返送汚泥量	循環率	変更日	経過日数
1	5,000m ³ /日	2.0mg/l	400m ³ /h	600m ³ /h	4.8	5/25	0日
2	7,500m ³ /日	同上	400m ³ /h	600m ³ /h	3.2	5/28	3日
3	11,000m ³ /日	同上	400m ³ /h	600m ³ /h	2.2	5/31	6日
4	16,000m ³ /日	同上	670m ³ /h	600m ³ /h	1.9	6/2	8日
5	24,000m ³ /日	同上	670m ³ /h	600m ³ /h	1.3	6/8	14日
6	28,000m ³ /日	同上	780m ³ /h	600m ³ /h	1.2	7/13	49日
7	28,000m ⁴ /日	同上	600m ³ /h	600m ³ /h	1.0	7/16	52日

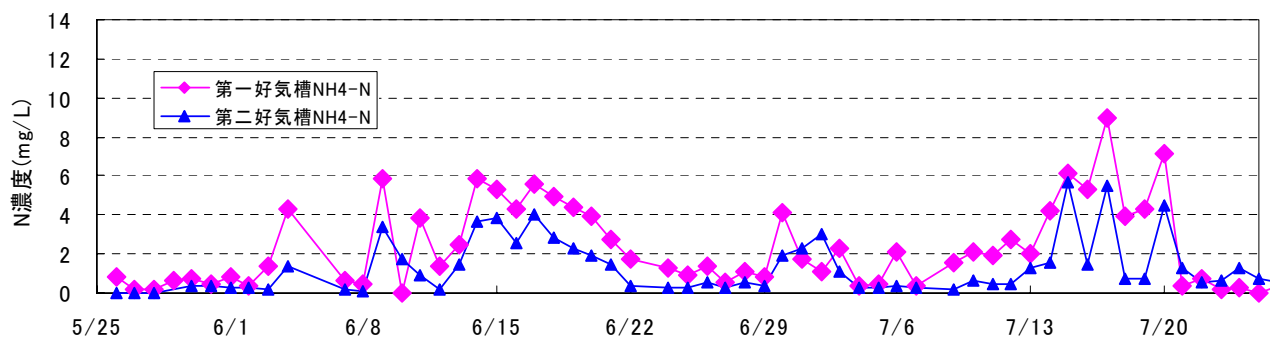


図3 好気槽におけるアンモニア濃度の経時変化

3. 2 汚泥浮上・流出の抑制検討

表5に検討の結果を示す。脱気風量は脱気槽の容量に対して1.5倍/hr以上必要と報告¹⁾されており、本施設でも脱気槽容量500m³に対して脱気風量は800Nm³/hrと1.5倍/hr以上に設定されている。今回検討した結果、脱気風量は1200Nm³/hr以上と脱気槽容量の2.4倍以上が必要であった。また、脱気槽のDOは3.5mg/L程度、脱気時間は13.3min以上とすることが脱気条件として有効であることが確認できた。

反応タンク最終回路のMLSSを2000mg/L程度に管理することが第二沈殿池出の脱室を抑制することを確認した。しかし、脱気時間13.3minについては、処理水量を28,000m³/日とした場合、硝化液循環率+返送汚泥率を100%以下としなければ達成できず(設計値は150%)、こ

表5 汚泥浮上の抑制検討結果			
項目	条件	結果*	備考
脱気風量 Nm3/hr	1800	○	処理水量24,000m3/日 脱気時間13.2min
	1500	○	
	1200	○	
	1000	×	
	800	×	
脱気槽DO mg/L	3.5	○	処理水量24,000m3/日 脱気風量1,200Nm3/hr
	2.5	△	
脱気時間 min	18.8	○	脱気風量1,200Nm3/hr 脱気槽DO＝3.5mg/L 脱気時間は処理水量、循環率、返送率を変更して調整
	13.3	○	
	11.8	△	
	9.6	×	
	* ○：良好、△：やや悪い、×：悪い		

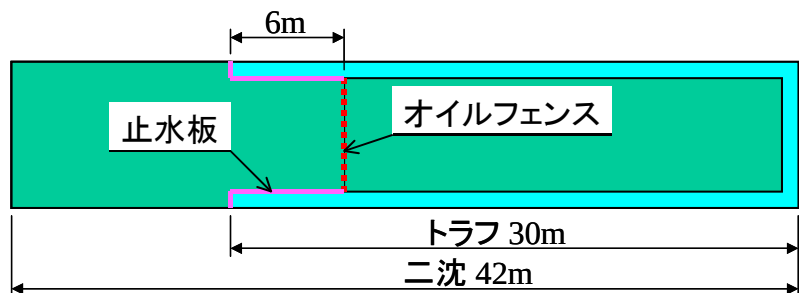


図4 オイルフェンス、止水板の設置模式図

の条件において処理水質、特にT-Nを良好に維持できるか検討することとした。

また汚泥の浮上・流出が第二沈殿池前端部に多く見られたことから、図4に示すようにオイルフェンスを設置した結果、汚泥の流出は減少し、処理水の透視度が改善された。しかし、浮上した汚泥がスカムとして堆積し、除去作業がほぼ毎日必要となってしまった。

今後は、第二沈殿池の越流堰位置等の検討に加え、スカムの堆積を減らす方策についても検討が必要と考える。

3.3 硝化担体

担体の硝化速度は図5に示すように、9月までは立上げ運転の経過とともに上昇しており、9月中旬には約90mgN/L担体/hrとなった。この値は、設計で用いた硝化速度100mgN/L担体/hrの9割である。担体の硝化速度が設計値よりも低い原因としては、担体表面の硝化細菌量はアンモニア負荷に大きく影響されるが、夏期は活性汚泥にも硝化能力があるため、担体へのアンモニアの負荷が冬期よりも低くなること、流入水のアンモニア濃度が22mg/L程度と設計値27mg/Lの8割程度と低いことが考えられた。

上述の3.1 施設の立上げでは施設の立上げに57日を要したことを報告しているが、担体の硝化速度測定結果からは、7月下旬の硝化速度が30～40 mgN/L担体/hrであり、立上げ終了時点では硝化担体の馴養は終了していない事が分かる。立上げ終了時は、活性汚泥に硝化能力があるため、処理施設としては完全硝化となっていたが、担体の硝化能力の立上げは、今回の運転条件では3ヶ月程度必要なことが確認できた。

また、担体の硝化速度は、10月以降に低くなっているが、この要因としては、10月から12月にかけて降雨が多く、流入水のアンモニア濃度が平均で17mg/L程度と低くなっていたこと、回分式の実験装置を用いた測定が、外気温の影響を受けて低くなっていることが考えられる。しかし、立上げ終了後はいずれの時期においても、好気タンクのアンモニア濃度がほぼ0mg/Lとなっていることから、本施設に使用した硝化担体については、十分な硝化能力を確保できていると考えられる。

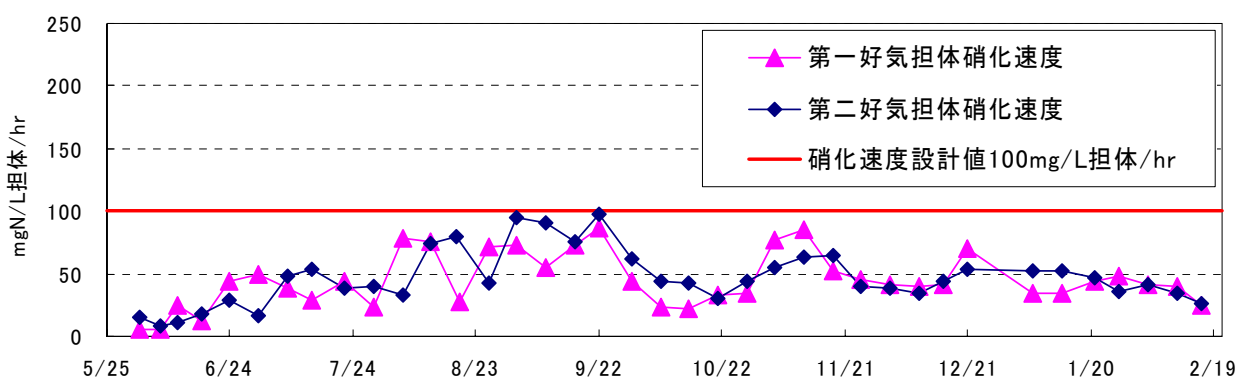


図5 硝化速度の経時変化

3.4 処理特性

3.4.1 窒素

藍染北系の全窒素の状況を図6に示す。

立上げ以降、処理水の全窒素は表1に示した設計諸元を概ね満たしている。処理水の全窒素は、立ち上げ当初より良好に除去できているが、汚泥の流出により一時的に設計値の

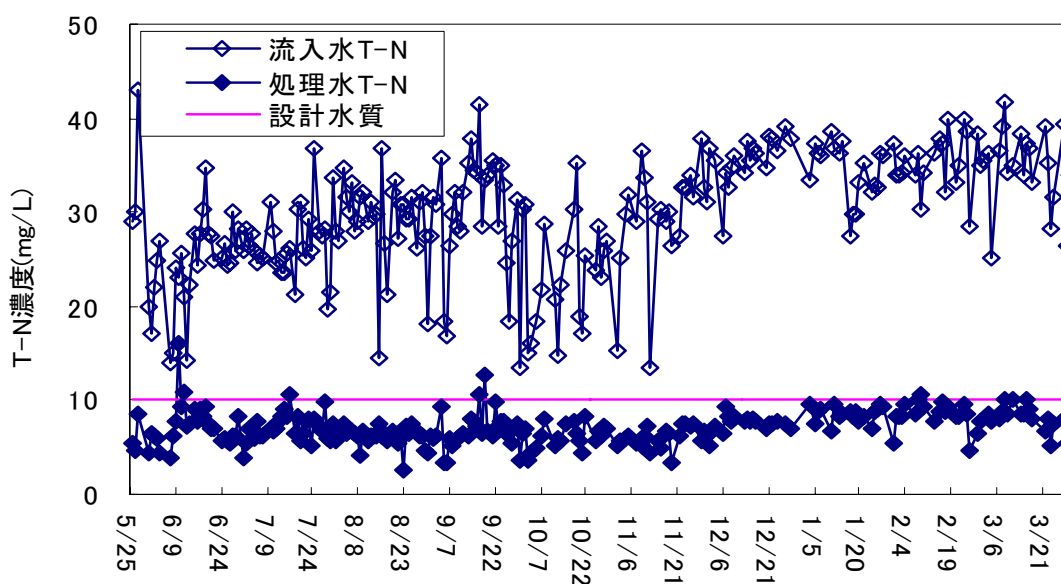


図6 T-N濃度の推移

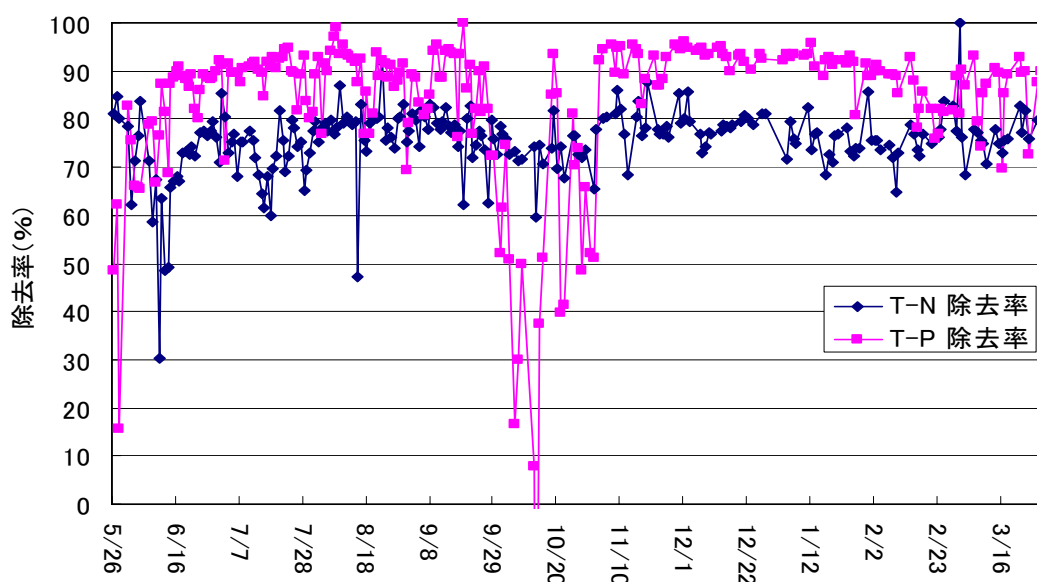


図7 窒素およびりんの除去率

10mg/L を超過した。また、夏期に比べ冬期は処理水の全窒素が高めとなっているが、これは流入水の全窒素が冬期に上昇しているためと考えられる。全窒素及びりんの除去率(反応タンクで除去した全窒素濃度／反応タンク流入水の全窒素濃度×100)を図7に示す。全窒素の除去率は季節的な変動も無く、概ね 70%以上と安定していた。除去率の低下は、主として汚泥の浮上および施設のトラブルが原因であり、これらを含めた全データの平均値は 76%と良好であった。

3. 4. 2 りん

藍染北系の全りんの状況を図8に示す。りんの除去については、立ち上げ当初は水処理の負荷が低すぎて不安定であったが、処理水量の増加とともに安定した。汚泥の流出により一時的な上昇が見られたが、概ね 0.3mg/L～0.5mg/L 程度で安定している。また、降雨の影響を受け設計値の 1.0mg/L を超過することもあった。全りんの除去率(反応タンクで除去した全りん濃度／反応タンク流入水の全りん濃度)を図7に示す。全りんの除去率は、

概ね 90%程度で安定していた。10 月の除去率が大きく低下しているが、これは降雨（10 月の降水量 780mm 以上）の影響により、りんの生物学的な除去が低下したためである。それ以外にも汚泥の浮上および施設のトラブルが原因でりんの除去率が低下することがあったことなどがあり、これらを含めた全データの平均値は 84%と良好であった。

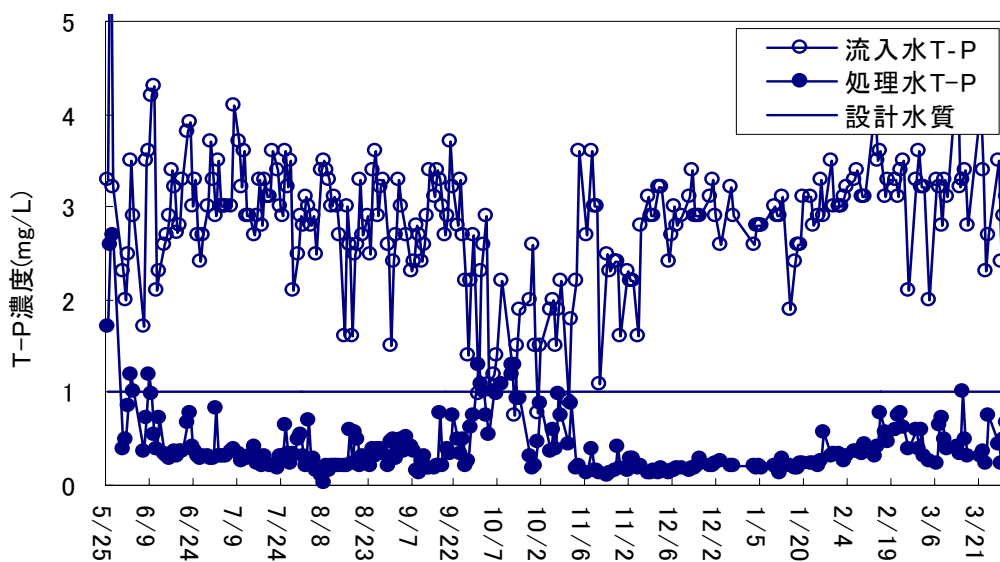


図 8 T－P 濃度の推移

3. 4. 3 CODおよび透視度

藍染北系のCODおよび透視度の状況を図9に示す。処理水のCODは概ね 10mg/L 前後であり、三河島水再生センターの総合放流水よりも良好である。

一方、処理水の透視度については、放流基準等には支障ないものの汚泥の浮上・流出が多い場合が多く見られた。このため、脱気不足、脱室を改善するための方法を実施すると

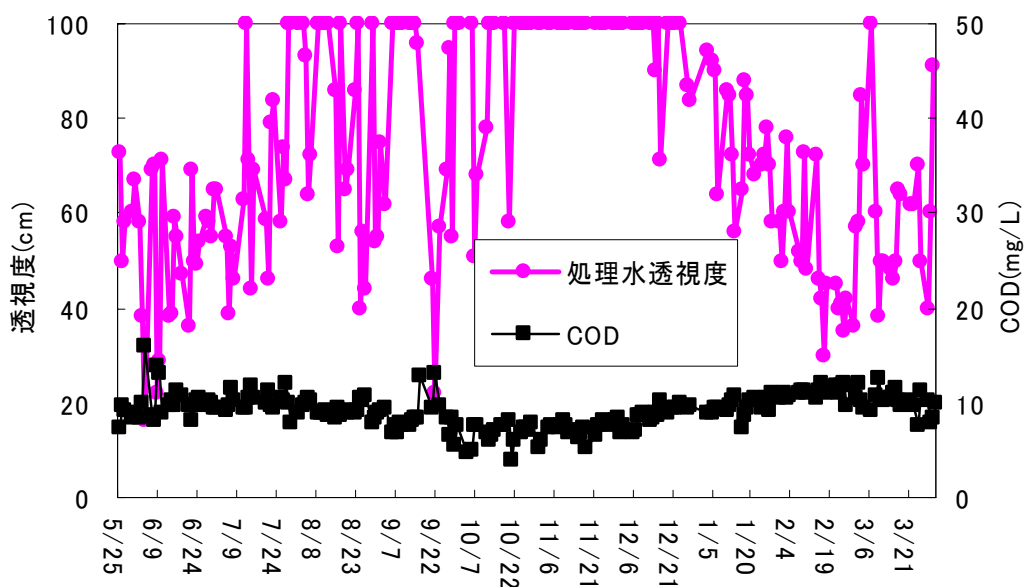


図 9 処理水のCODおよび透視度の推移

もに、第二沈殿池に汚泥流出防止用のオイルフェンスを設置するなどした結果、11月～12月は透視度が良好となった。しかし、12月末より再び透視度が低下しており、今後詳しい原因、対策の検討が必要と考えている。

3. 5 ステップ流入比

前段のステップ流入比を 0.5 から 0.9 まで変化させたときの処理水の全窒素濃度および全りん濃度をそれぞれ図 10、図 11 に示す。

窒素については、前段のステップ流入比を 0.5 から 0.9 まで変化させた場合、処理水の全窒素濃度は変化し、前段のステップ流入比が 0.7 の条件がもっとも窒素の除去が良好であった。また、前段のステップ流入比が 0.5 から 0.9 までのいずれの条件においても、処理水の全窒素濃度は計画値の 10 mg/L を越えることは無かった。

りんについては、前段のステップ流入比が 0.6 の時に降雨の影響と考えられる処理水の全りん濃度の上昇が見られた。降雨の影響を除くと、処理水の全りん濃度は概ね 0.2～0.3 mg/L であり、窒素のように顕著な変化は見られず、いずれの前段のステップ流入比においても計画値の 1.0 mg/L を十分に満足していた。

一方処理水の透視度については、前段のステップ流入比を変化させても顕著な差は見られなかった。

以上のことから、今回検討した処理水量 28,000m³/日、硝化液循環率 50%、返送汚泥率 50% の条件においては、前段のステップ流入比は 0.7 に設定することが窒素およびりんの除去に適していると考えられる。

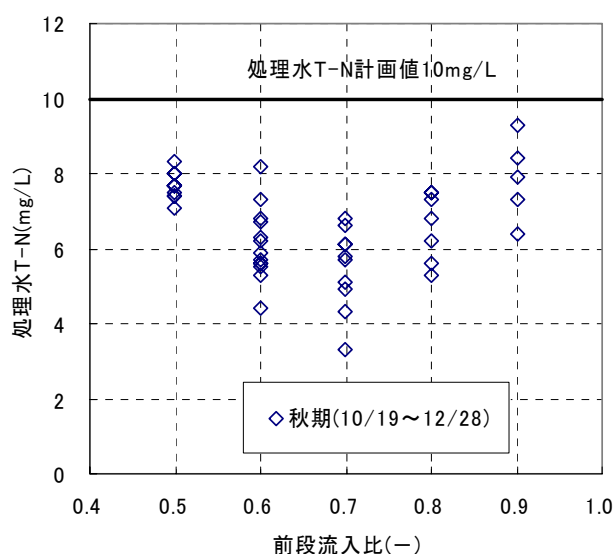


図 10 処理水の全窒素濃度

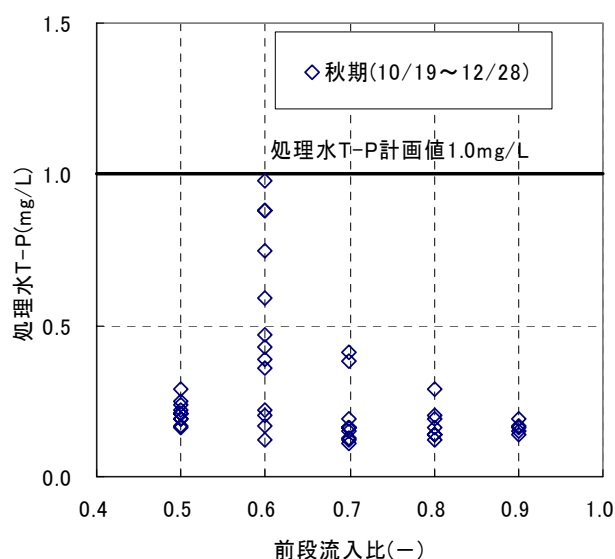


図 11 処理水の全りん濃度

4. まとめ

国内初となる担体添加ステップ A₂O 法の処理施設を約 10 ヶ月運転した結果、次のことが確認できた。

- ①水温の比較的高い時期（5 月下旬）に立上げを行い、水処理のトラブルに対応しつつ 57 日で安定的な水処理運転に移行することが出来た。窒素除去およびりん除去に関しては、概ね 1 ヶ月で立上げ可能である。
- ②第二沈殿池における汚泥浮上を抑制するには、脱気風量 1200Nm³/hr 以上、脱気槽の

DO は 3.5mg/L 程度、脱気時間 13.3min 以上とすることが有効であった。また、第二沈殿池にオイルフェンスを設置することで汚泥の流出を抑制できることも確認できた。しかし、汚泥の浮上、流出については、状況は改善されてはいるが、今後も検討が必要な状況である。

③硝化担体については、季節的な影響が想定されるものの、立上げ初期の硝化能力としては設計値等から考えて概ね満足できる性能である。また、硝化速度の測定値は設計値よりも低い、流入水質に対しては十分な能力である

④処理水の水質については、窒素、りん、COD、が十分に除去できている。とくに滞留時間約 8 時間の処理条件において、高度処理が良好な状況であることは評価できる。

⑤ステップ流入比について検討した結果、設計値の前段：後段＝0.5:0.5 に比べて前段：後段＝0.7:0.3 の方が窒素およびりんの処理が良好であった。

- 1) 曾根、渡部、担体添加法の深層反応タンクへの適用調査、平成 13 年度東京都技術調査年報
- 2) 東京都下水道局計画調整部、ステップ流入式嫌気－無酸素好気法設計マニュアル(案)、平成 14 年 3 月

2-(3)-1 お台場海浜公園における海域浄化実験

計画調整部 技術開発課

石井 実、森田健史

1. はじめに

お台場は、東京の活力、魅力を高める美しいウォーターフロントとして整備が進められ、現在は近代的な高層マンションやオフィスビル、商業施設などが立ち並ぶ国際的な観光スポットとなっている。その中でお台場海浜公園は、都内で数少ない砂浜のある水辺空間として、家族連れや観光客で賑わい、波打ち際で水遊びをする人も多く、ウィンドサーフィンなどのマリンスポーツも盛んである。

しかしながらお台場海浜公園の海域は、東京湾が従来から抱えている課題である慢性的な赤潮の発生や、降雨後にはゴミやオイルボールが漂着したりふん便性大腸菌群数が増加するなど、安心して水遊びできる水質にはなっていない。

東京都は平成14年度重要施策の一つとして、「東京湾の水質改善」を掲げた。これを受けて、お台場海浜公園を安心して遊べる水辺空間とすることを目標に、環境局・港湾局・下水道局の3局と、民間会社(株)荏原製作所の共同で、平成15年度から3ヵ年にわたる海域浄化実験を開始した。平成16年度は、初年度の結果を踏まえて、4月から10月まで浄化実験を行った。

2. 海域浄化実験概要

2.1 実験エリア概要

実験施設配置図を図-1に示す。有明水再生センター内に海水浄化プラントを設置し、直近の有明西運河から取水した海水を浄化した後、約1km先のお台場海浜公園内の浄化エリアへ放流した。

浄化エリア平面図を図-2に示す。浄化エリアは、公園南東部角の海域（平均水位時の砂浜水際線200m、沖合い70m、面積約7,000m²、保有水量約10,000m³）を対象とした。また浄化エリア水際には、子供の水遊び場として「ふれあい水路」と名づけた遊水場を設置し、浄化海水の一部を目に見える形で放流した。なお、管理室やシャワー室を設置し、監視員を常駐させるとともに、水質等の情報提供を行なうための電光掲示板を設けた。



図-1 実験施設配置図

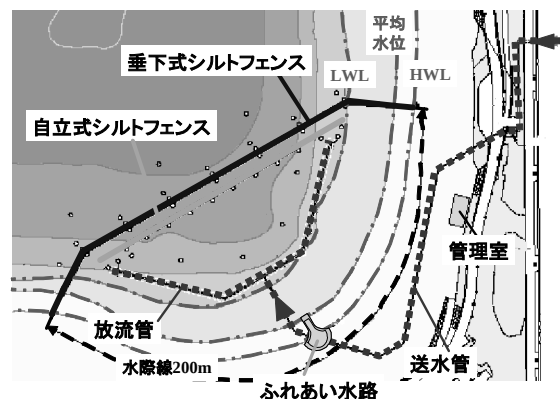


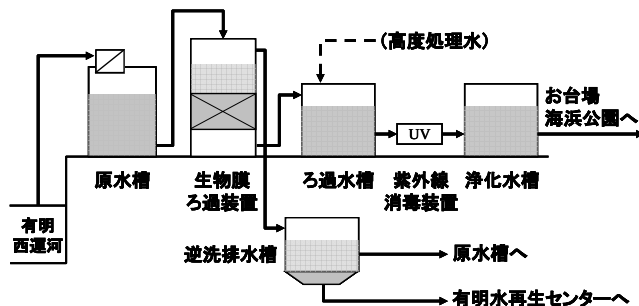
図-2 浄化エリア平面図

2.2 海水浄化設備

①海水浄化プラント

海水浄化プラントのフロー図を図－3、プラント設計諸元を表－1に示す。有明西運河より取水した海水は、原水スクリーンで夾雑物を除去した後原水槽に貯えられ、生物膜ろ過装置でSSやCODを除去する。ろ過処理水は、生物膜ろ過装置で消費されたDOを補うためろ過水槽で曝気した後、紫外線消毒装置で消毒する。消毒処理水は浄化水槽で一時貯留された後、お台場海浜公園内の浄化エリアに送水される。

なお、ろ過装置の洗浄排水は、逆洗排水槽に一時貯留した後、有明水再生センターへ送泥した。



図－3 海水浄化プラントフロー図

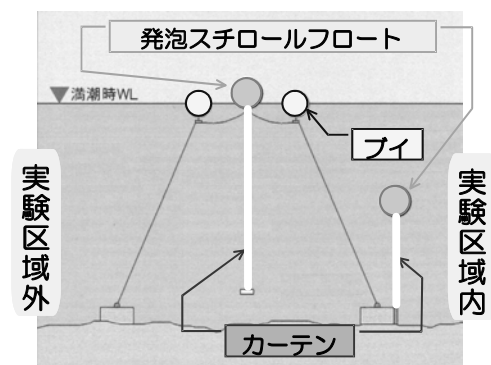
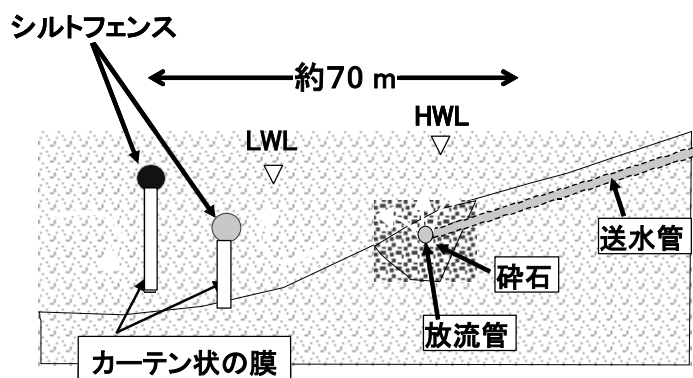
表－1 プラント設計諸元

浄化方式	生物膜ろ過＋紫外線消毒
処理能力	5,000～7,500m ³ /日
送水時間	24時間連続
生物膜ろ過装置緒元	φ 3.8m×2塔 LV:300～450m/日 ろ材：3mm径アンスラサイト ろ過層厚：2m
紫外線消毒装置緒元	中圧式（2kwランプ：6本×2ブロック）

②浄化エリア

浄化エリア断面図を図－4に示す。浄化海水は、海底に埋設した長さ136m、φ250mmの放流管から、海底の砂を巻き上げないようにゆるやかに放流される。

浄化エリア内とエリア外を仕切るために二重構造のシルトフェンスを設置しており、外部からのゴミやオイルボールの流入を阻止するとともに、浄化海水の保持効果を高めることを目的としている。外側のシルトフェンスはカーテン丈2～3mの垂下式、内側はカーテン丈2mの自立式である。



図－4 浄化エリア断面図

2.3 目標水質

浄化実験における浄化エリア内の目標水質は、環境省が定める「水浴場の水質判定基準」を参考に設定した。表－2の水浴場の水質判定基準の灰色部分を本実験の目標水質とした。

表－２ 水浴場の水質判定基準（環境省）および本実験の目標水質（灰色部分）

		ふん便性大腸菌	油膜の有無	COD	透明度
適	水質 AA	不検出 (検出限界 2 個/100mL)	油膜が認められない	2mg/L 以下	全透(1m 以上)
	水質 A	100 個/100mL 以下	油膜が認められない	2mg/L 以下	全透(1m 以上)
可	水質 B	400 個/100mL 以下	常時は油膜が認められない	5mg/L 以下	1m 未満-50cm 以上
	水質 C	1000 個/100mL 以下	常時は油膜が認められない	8mg/L 以下	1m 未満-50cm 以上
不適		1000 個/100mL 超	常時油膜が認められる	8mg/L 超	50cm 未満

３．平成１６年度の浄化実験内容

３.１ 前年度からの変更点

平成 15 年度の実験結果を踏まえ、実験条件の変更、浄化施設の改造、調査項目の追加を行った。表－3, 4, 5 にそれぞれの変更点一覧を示した。主な変更点は次のとおりである。

① 放流量の増加

浄化効果が高まることを期待し、利用者の多い夏期に放流量を昨年度の 5,000m³/日から 7,500m³/日へ増加させた。

② シルトフェンスの延長

平成 15 年度の仮設実験により、外側シルトフェンス両端部からのエリア外海水の流入を防ぐことで浄化効果が高まることが確認された。この結果を受けて、外側の垂下式シルトフェンスについて両端部を 10m ずつ延長し（総延長 180m）、さらに内側の自立式シルトフェンスについても両端部を 20m ずつ延長した（総延長 120m）。

③ 紫外線消毒装置の改造

紫外線消毒装置の UV ランプ点灯本数は 6 本、または 12 本しか選択できない仕様であったが、平成 15 年度の実験から照射線量が過剰であることが分かったので、より細かい設定ができるよう改造した。

④ ふれあい水路の拡大

砂浜に設置した木製のふれあい水路が好評であったため、レンガ造りのイチョウ形の水遊び場として拡大設置した。

表－３ 実験条件の変更点

	平成 15 年度	平成 16 年度
実験期間	7 月 18 日～10 月 31 日 (106 日間)	4 月 23 日～10 月 31 日 (192 日間)
放流量	5,000m ³ /日	7,500m ³ /日 (6/17～9/9) 5,000m ³ /日 (上記以外の期間)
ろ過速度	300m/日	450m/日 (6/17～9/9) 300m/日 (上記以外の期間)

表－4 浄化施設の改造点

改造箇所	改造内容
シルトフェンス	両端部を外側(垂下式)10mずつ、内側(自立式)20mずつ延長した。
紫外線消毒装置	ランプ点灯本数を1本単位で変えられるようにした。
原水取水部	貝の付着による目詰まり対策として、パンチングメタルにより補強した。
放流管	部分的に切り穴を5mmから20mmに広げた。
音響パルス設置	配管への貝類付着抑制対策として、音響パルス発生装置を設置した。
ふれあい水路	木製からレンガ製に改造して、面積を拡大した。

表－5 調査項目の追加

項目	調査内容
流れ解析	トレーサー試験とコンピューターシミュレーションにより、浄化エリアの流れ解析を行った。
CS0の影響調査	CS0の浄化エリア水質への影響と回復挙動を調査した。

3.2 調査項目

主な調査項目を以下に示す。

- ①日常調査・・・放流期間中、毎朝9時に浄化プラントの各工程及び浄化エリア内外の水質(DO、SS、ふん便性大腸菌群数、COD等)を分析し、浄化効果を検証した。
- ②生物調査・・・7月と9月に、浄化エリア内外の底質調査、底生生物調査、小型地引網による魚類調査、シルトフェンス付着生物調査等を行った。
- ③高度処理水添加調査・・・水遊びシーズンを過ぎた10月に、浄化海水に淡水である高度処理水を約20%添加し、プラントの消毒性能や浄化効果及び放流海域の生態系に与える影響について調査を行った。
- ④衛生学的調査・・・降雨の影響のあった日に、衛生学的指標である *E. coli* (大腸菌)、病原性大腸菌 0-157、*Enterococci* (腸球菌) の調査を行なった。
- ⑤CS0の影響調査・・・CS0発生の翌日、2日後、3日後に、浄化エリア内外の水質変動を調査し、*E. coli* 等の挙動を調査した。

4. 実験結果

4.1 実験条件

(1) 処理・放流条件

平成16年度は4/23から10/31の計192日間、浄化海水を連続で放流した。実験期間の放流量を表－6に示す。ただし、8/20から9/8にかけては、配管内に貝類が付着した影響で放流量が6,000～7,000m³/日に低下した。

また10月には、高度処理水添加調査のため、海水量を4,000m³/日に落とし、6時～24時の間、ろ過水槽に有明水再生センター生物膜ろ過処理後(オゾン処理前)の高度処理水1,000m³/日を添加し、紫外線消毒後に放流した。

表－6 実験期間の放流量

期間	平成 1 5 年度		平成 1 6 年度		
	7/18～ 10/13	10/14～ 10/31	4/23～6/16 9/8～9/30	6/17～ 9/8	10/1～ 10/31
放流量 (m ³ /日)	5,000	5,000	5,000	7,500	5,000
高度処理水添加量 (m ³ /日、内数)		1,000			1,000
備考				8/20～9/8 は 貝付着により 流量低下	

平成 15 年度には、紫外線消毒装置における UV 照射量が過剰であったので、平成 16 年度は消毒原水の UV 透過率と前日の降雨状況を判断基準にして UV ランプの点灯本数を変えて実験を行った。UV ランプの点灯本数の判断基準を表－7 に示す。

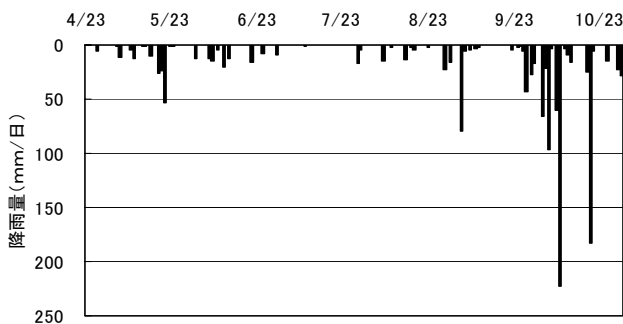
表－7 UV ランプの点灯本数の判断基準

放流量	5,000m ³ /日	7,500m ³ /日
通常時	3 本	4 本
UV 透過率が低下した場合	4 本 (86%以下)	6 本 (88%以下)
前日に降雨があり、それが原因で UV 透過率が低下した場合	1 2 本 (83%以下)	1 2 本 (90%)

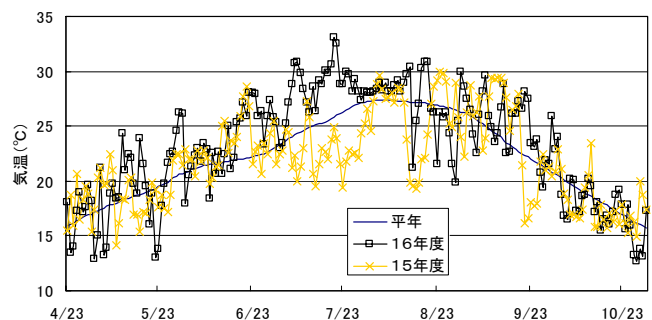
* 点灯本数の判断は 1 日 1 回

(2) 気象条件

降雨量の経日変化を図－5、気温の経日変化を図－6 に示す。調査期間 192 日中、69 日の降雨日があった。4 月から 9 月にかけては降雨量は平年より少ないか平年並みであったが、10 月は 2 回の台風により平年の約 5 倍の降雨量であった。気温は実験期間を通じて高い状態で推移し、記録的な暑さとなった。また、16 年度は実験を 4 月から始めたこともあり、5 月～7 月上旬にかけて赤潮が頻繁に観測され、夏期にも部分的な赤潮が見られた。



図－5 降雨量の経日変化



図－6 気温の経日変化

4.2 海域浄化効果

(1) 浄化プラントの処理状況

浄化プラントの処理状況を表－8 に示す。浄化海水は、各項目とも良好な水質であった。なお数値の算出にあたっては、ふん便性大腸菌群数については 75% 値とし、その他の項目は定量下限値以下の値を 0 として単純平均した。

表－8 浄化プラントの処理状況

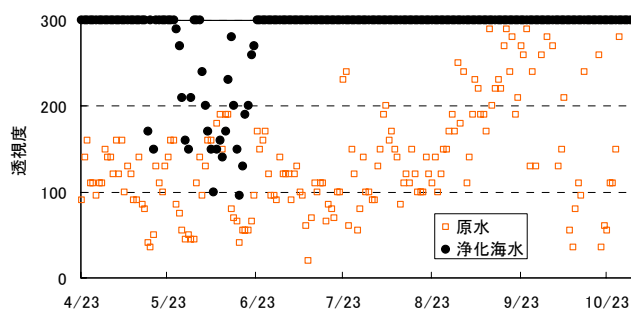
項目	原水		浄化海水	
	15 年度	16 年度	15 年度	16 年度
水温 (°C)	22.8	23.3	22.9	23.5
pH	7.7	8.1	7.3	7.8
溶存酸素 (mg/L)	3.6	5.8	6.9	7.0
電気伝導度 (S/m)	3.5	3.6	—	3.5
透視度 (度)	141	146	291	284
濁度 (度)	2.5	3.2	0.5	0.6
SS (mg/L)	4.8	6.1	0.7	1.1
UV 透過率 (%)	90.6	87.4	93.3	90.6
ふん便性大腸菌群数 (個/100mL) 75% 値	2400	1073	不検出	不検出
COD _{Mn} (mg/L)	3.0	4.0	2.5	3.3

① 溶存酸素

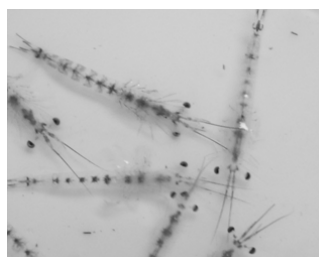
原水の DO は平均で 5.8mg/L と昨年に比べ高く、赤潮発生時には 10mg/L を超える時があった。DO は生物膜ろ過処理の過程で約 1～3mg/L 程度消費されるが、ろ過水槽で曝気を行なったため、浄化海水では平均 7.0mg/L と原水よりも高くすることができた。

② 濁度・SS・透視度

代表として透視度の経日変化を図－7 に示す。原水の濁度・SS・透視度は、降雨や赤潮の影響でたびたび悪化したが、浄化海水は 5 月末からの約 1 ヶ月間を除いて良好であった。水質の悪化した期間は、ヨコエビやアミ等の生物（写真－1）が大量に流入したこと、特にろ層の中でヨコエビが営巣したことにより、ろ材を部分的に固めて水に抜け道を作るとともにろ材が補足した SS 成分を分解し、SS 成分が処理水に流出したことによるものであった。



図－7 浄化プラント透視度の経日変化



ニホンイサザアミ

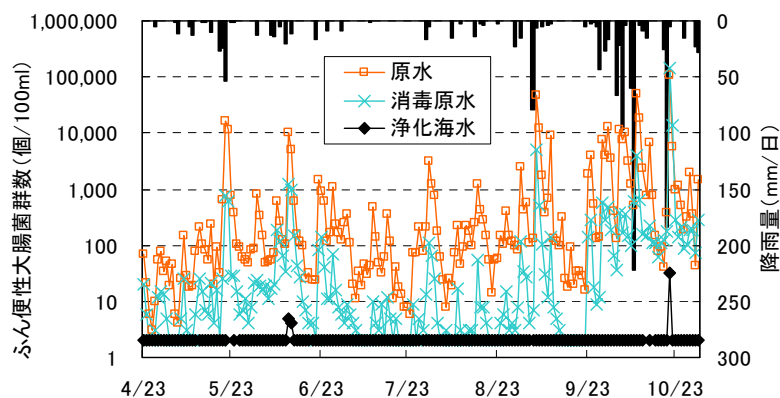


ヨコエビ

写真－1 ろ層に営巣した生物

③ふん便性大腸菌群数

ふん便性大腸菌群数の経日変化を図－8 に示す。原水のふん便性大腸菌群数は、降雨の影響の少ないときは 100 個/100mL 程度で推移したが、まとまった量の降雨後には 10,000 個/100mL 程度まで上昇した。最大値では台風 23 号の影響による 10 月 21 日に 110,000 個/100mL を記録した。しかし約 8 割は生物膜ろ過で除去され、また紫外線消毒装置の消毒効果により、浄化海水ではほとんど不検出（定量下限値 2 個/100mL 未満）であった。



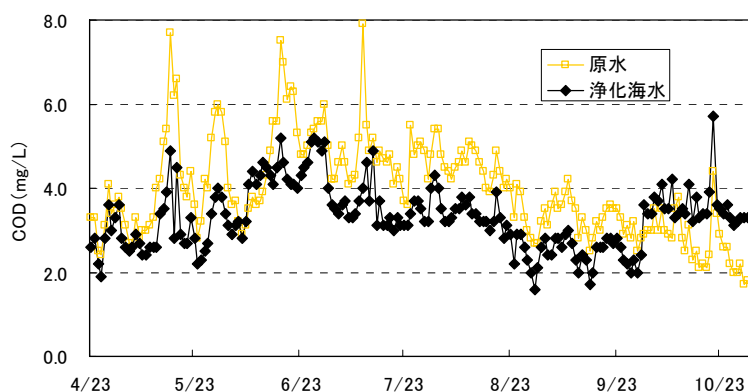
図－8 ふん便性大腸菌群数の経日変化

ただし 6 月 12、13、27 日および 10 月 21 日には浄化海水でもふん便性大腸菌群数が若干検出された。このうち 6 月 27 日は、前述のろ層への生物営巣の影響で SS 分が流出し、SS 由来の大腸菌群数が検出されたものと考えられる。他の 3 日間については、いずれも CSO の影響のあった日であり、UV ランプ点灯本数を表－6 の基準に基づき 1 日 1 回しか変更していなかった

ため、降雨による急な水質の悪化に対応できなかったものと考えられる。

④ COD

COD の経日変化を図－9 に示す。原水の COD は 1.7～7.9mg/L であり、常に 5mg/L 以下であった昨年と比べ高かった。15 年度は冷夏のため赤潮の発生がほとんどなかったが、16 年度は猛暑と実験期間が長かったために赤潮が頻発したことによると考えられる。8 月以降は 4mg/L 以下で推移した。



図－9 浄化プラント COD の経日変化

これに対して浄化海水の COD は原水よりも約 1mg/L 低い値で推移し、5mg/L を超えたのは 5 日間だけであった。この 5 日は、前述のろ過性能が低下した時期に赤潮の発生が重なったものである。

(2) 海域の水質状況

浄化エリア内外の日常試験（毎日朝 9 時）における主な水質測定結果を表－9 に示す。浄化エリア内の水質は 2 地点の平均値であり、その他の計算方法は表－8 と同じである。

表－9 浄化エリア内外の水質

項目	浄化エリア内		浄化エリア外	
	15 年度	16 年度	15 年度	16 年度
ふん便性大腸菌群数 (個/100mL) 75%値	217	283	730	1125
COD _{Mn} (mg/L)	3.4	3.8	3.7	4.8
溶存酸素 (mg/L)	6.2	7.0	5.7	6.8
透視度 (度)	90	115	95	110

① 溶存酸素

実験期間を通して、エリア内外とも常に 4mg/L 以上で推移し、エリア内外の差はほとんどなかった。

② 透視度・濁度・SS

代表として透視度の経日変化を図-10に示す。5月から8月にかけては赤潮の発生の影響で透視度は低い値で推移した。各項目とも全期間を通してエリア内外に大きな差は見られなかったが、浄化エリア内がエリア外より悪化することがあった。これは、浄化エリア利用者の水遊びによる底泥の巻き上がりや、豪雨時に雨水とともに砂浜から流入する砂の影響と考えられる。

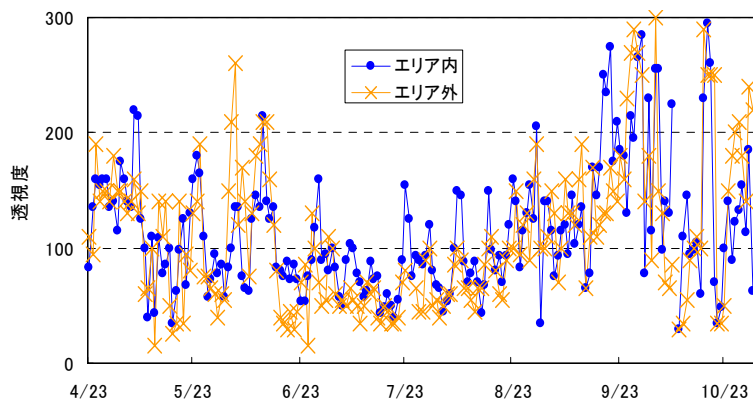


図-10 浄化エリア濁度の経日変化

③ ふん便性大腸菌群数

ふん便性大腸菌群数の経日変化を図-11に示す。ふん便性大腸菌群数の75%値は、エリア内で283個/100mL、エリア外で1125個/100mLとエリア内が低くなっており、浄化効果が認められるものの、目標水質である100個/100mLを常に満足することはできなかった。特に降雨後には浄化エリア内でも1,000個/100mLを超え、水浴不可となることがあった。

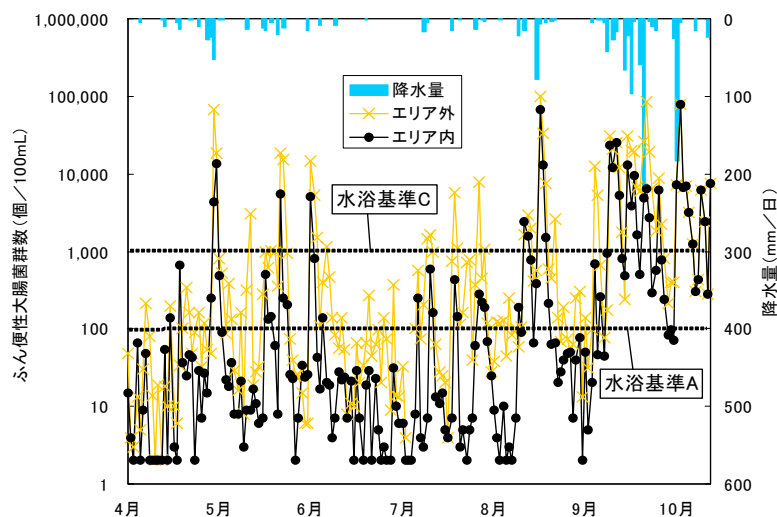


図-11 浄化エリアふん便性大腸菌群数の経日変化

ふん便性大腸菌群数の水浴基準への適合状況を図-12に示す。平成16年度実験期間を通しての目標値(100個/100mL以下)の達成日数割合は、浄化エリア内66%、エリア外40%であり、水浴可(1,000/100mL以下)の達成日数割合は、浄化エリア内86%、エリア外73%であり、いずれもエリア内の達成率が高かった。

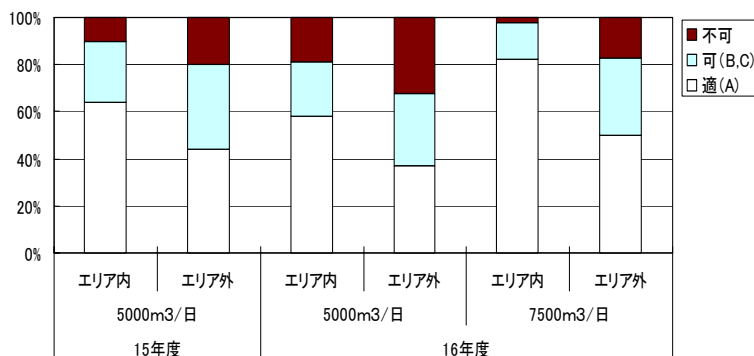
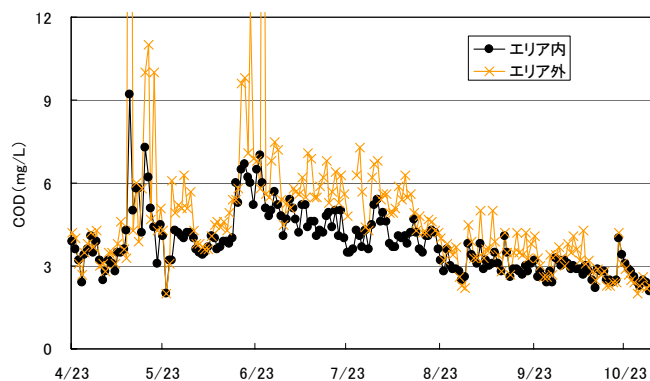


図-12 ふん便性大腸菌群数の目標値達成日数割合

④ COD

COD の経日変化を図－13 に示す。今年度は昨年度と異なり、夏場に赤潮が頻発したため、エリア外で COD が 10mg/L を超えることがあった。エリア内はエリア外に比べ常に低い値で推移し、特に赤潮の発生したときにはその差は大きくなった。



図－13 浄化エリア COD の経日変化

(3) 浄化効果の検証

①減少率による評価

浄化海水の放流とシルトフェンスによる保持がどの程度浄化エリアの浄化に効果があるかを、COD およびふん便性大腸菌群数の減少率により検証した。ここで、減少率とは、浄化海水が流れ込むことで減少可能な各水質の最大量（エリア外水質－浄化海水水質）に対する実際の減少量（エリア外水質－エリア内水質）の割合を指す。

$$\text{減少率（\%）} = (\text{エリア外水質} - \text{エリア内水質}) \div (\text{エリア外水質} - \text{浄化海水水質})$$

a) ふん便性大腸菌群数

潮汐および放流量別の減少率（中央値）を表－10 に示す。

表－10 大腸菌群数の減少率（中央値）

	全体		小・長・若潮		大・中潮	
放流量（m ³ /日）	5,000	7,500	5,000	7,500	5,000	7,500
減少率（\%）	76	92	81	92	73	84

5,000m³/日放流した場合の減少率は 76%であったのに対して、7,500m³/日放流した場合は 92%とより浄化効果が高かった。潮汐別に見た場合はいずれの放流量の場合も潮位変動が小さい方が減少率は大きかった。また、16 年度は上げ潮、下げ潮時における水質調査も行った。詳細データは割愛するが、ふん便性大腸菌群数は下げ潮時にはエリア内外の差は大きい、上げ潮時には差が小さくなり、エリア内はエリア外の半分程度にまでなった。エリア内の水質に与える潮汐による海水の出入りの影響は大きいといえる。

b) COD

COD の減少率を表－11 に示す。ふん便性大腸菌群数の場合と同様に、放流量が多い場合および潮位変動が小さい場合の方が大きな減少率を示した。

表－11 COD の減少率（中央値）

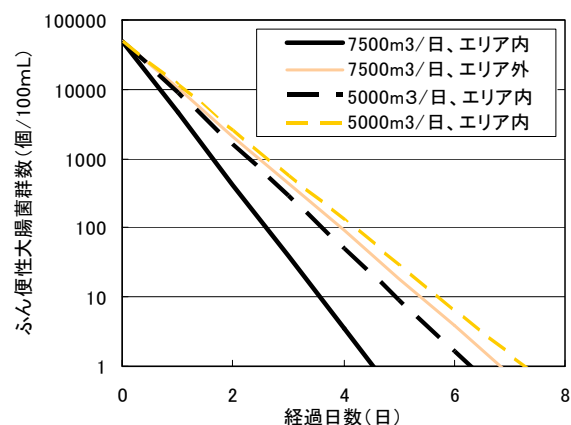
	全体		小・長・若潮		大・中潮	
放流量（m ³ /日）	5,000	7,500	5,000	7,500	5,000	7,500
減少率（\%）	43	63	73	88	33	50

②ふん便性大腸菌群数の減少速度

まとまった降雨のあった後には、浄化エリア内でもふん便性大腸菌群数の増加が見られているが、浄化海水の放流によってエリア内はエリア外よりも早く減少することが期待できる。降雨後のふん便性大腸菌群数の経日変化からエリア内外の減少速度を調べ、浄化海水放流の効果を検証した（表－12）。このデータから、ピーク濃度を 50,000 個/100mL とした場合の減少過程を試算したのが図－14 である。ふん便性大腸菌群数はエリア内の方がエリア外よりも早く減少し、エリア内では放流量が多い方が早く減少していることから、浄化海水による浄化効果が確認できた。

表－12 ふん便性大腸菌群数の減少速度定数

放流量	降雨回数	減少速度定数 k (1/日)	
	(回)	区域内	区域外
5000	6	1.72	1.49
7500	1	2.39	1.58



図－14 ふん便性大腸菌群数の減少速度（試算）

(4) 高度処理水の活用方法検討

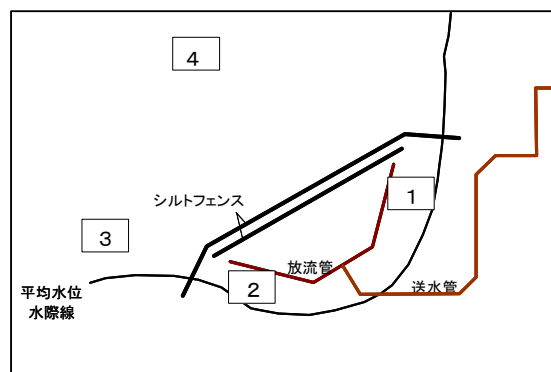
浄化海水に淡水である高度処理水を混合し、消毒特性の変化や浄化エリアの水質へ与える影響を調査した。高度処理水は COD 成分や硝酸性窒素などの影響で海水よりも UV 透過率が低いという特性を持っている。高度処理水の添加により、UV 透過率は約 3% 低下したが、消毒効果への影響は見られなかった。COD については、浄化海水で 1.5mg/L、浄化エリア内で 0.5mg/L 程度の上昇が見られた。

また、塩分濃度は高度処理水の添加により 0.4% 低下した。高度処理水の活用には、塩分濃度の低下による海水との密度差を利用することなどが考えられる。

4.3 生物調査

浄化実験による生態系への影響について確認するため、7 月と 9 月に底質調査、底生生物調査、魚類調査を行った。調査地点を図－15 に示す。

また、生物による実験施設への影響等について確認するため、シルトフェンス付着生物調査、プラント付着生物調査を行った。



図－15 生物調査の調査地点

(1) 底質・底生生物調査

底質調査結果を表－13 に示す。底泥の酸化還元電位と全硫化物濃度から、「測点 4」>「測点 3」>「測点 2」>「測点 1」の順で嫌気的な底質環境にあると考えられた。沖合いである測点 4 では、他の地点に比べ強熱減量が大きかったことから、他の測点よりも有機物を多く含む底泥であることが示唆された。有機物を多く含むことも底泥を嫌気的にする要因であると考えられることから、測点 4 は生物の生息する環境としては好ましい環境ではないと推測される。

底生生物調査でも、測点4は他の箇所に比べ出現種類、個体数とも極端に少なかった。エリア内の測点1, 2とエリア外の測点3を比べると、エリア内ではアサリ、ゴカイに出現種が限られていたが、測点3ではアサリ、アラムシロガイ、ホトトギスガイ、スピオなど出現種類が多かった。これは、測点3にはガラや岩などエリア内と異なる環境があるためと考えられ、浄化実験による底生生物への影響は確認できなかった。アサリについては、7月には殻長2mm程度のものが多かったが、9月の調査では5～6mmのものが多くなっており、お台場で生まれた天然のアサリの稚貝が成長していることが示唆された。

(2) 魚類調査

魚類調査結果を表-11、稚魚の写真写真-2に示す。今回確認した稚魚の種類については、すべて環境局のお台場海浜公園での調査で確認されているものであり、特異的な種類は見られなかった。底生生物同様、エリア内外で種類数や個体数の差が見られず、浄化実験による影響は確認できなかった。



写真-2 稚魚の写真（左：ボラ，右：マハゼ）

表-13 底質調査結果

月	場所	水深	全硫化物	ORP	強熱減量
		(m)	(mg/g 乾泥)	(mV)	(%)
7月	1	1.0	<0.01	50	2.5
	2	1.0	0.23	-84	2.6
	3	1.0	0.31	-115	3.2
	4	4.7	0.84	-281	9.4
9月	1	1.2	0.08	115	2.3
	2	1.2	0.23	89	2.6
	3	1.4	0.22	-178	2.3
	4	1.4	0.90	-203	8.3

表-14 魚類調査結果

魚種		個体数(個体/曳網)	
		7月	9月
ハゼ類	チチブ	1	
	マハゼ	280	53
	ヒメハゼ	77	3
	ビリンゴ	321	138
	アシシロハゼ	3	4
回遊性魚類	コトヒキ	1	8
	ボラ	5	4
	ウグイ類	2	8
	トウゴロイワシ		13
	ヒイラギ	1	

(3) シルトフェンス付着生物調査

15年度は、7月はシルトフェンスへのフジツボ、イガイ等の生物の付着は少なく、9月には付着生物で覆われるという結果であったが、16年度は7月でもほぼ全域が付着生物に覆われていたが、浄化エリア内では生物に覆われていない部分が見られた。これは浄化エリア内の方がエリア外よりも水温が高い傾向にあったため、エリア内の方が生物の成長が

早く、自重により剥離したものと考えられる。9月には7月よりも付着生物に覆われていない部分が多く見られ、エリア内外の差はなかった。これは生物がさらに生長し、付着と剥離を繰り返して定常状態になっているためと考えられた。生物付着はフェンスを破損させる可能性があるため、継続的な状況確認が必要である。

(4) プラント付着生物調査

浄化プラントの貝類付着状況について、放流終了後の11月にプラント洗浄作業に合わせて調査した。洗浄作業により取り除かれた付着貝類の量を表-15に示す。16年度は、15年度よりも3ヶ月早い4月から実験を開始したため、15年度よりも付着貝類の量は多かった。特に8月20日以降は配管の閉塞が起こり、計画していた7,500m³/日の放流ができない状況となった。配管内の貝付着状況を写真-3に示す。

15年度も、配管の閉塞には到らなかったものの貝の付着は見られていたことから、16年度は貝付着抑制を目的とした音響パルス装置の実験を行った。この装置は、水中放電によりパルス音響を発生させて貝類の付着を抑制するものであり、取水配管の中間に設置した。音響パルス発生箇所からの距離と付着貝類の量を図-16に示す。パルス発生点から10～14mまではパルス音響の効果があったと推測できる。

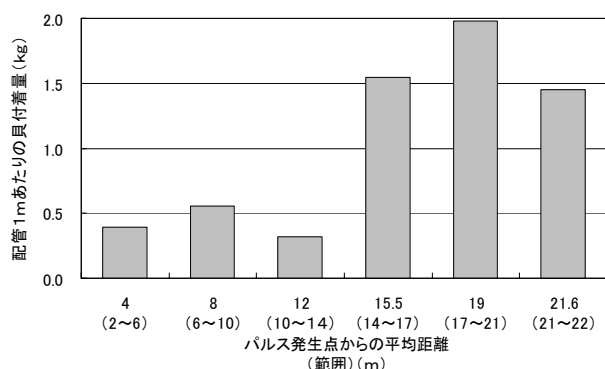


図-16 音響パルスによる貝付着抑制効果

表-15 プラント付着生物量

洗浄作業に伴う廃棄物量(単位:ドラム缶本数)

	今年度	昨年度
原水層	21	11
ろ過塔	2	3.5
配管	3	0.5
合計	26	15

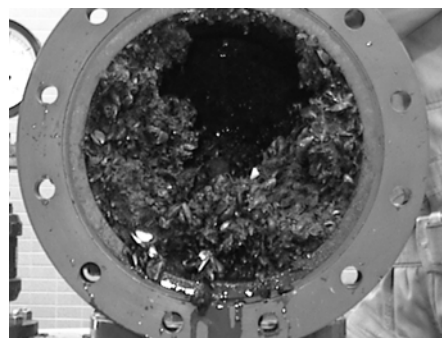


写真-3 原水ポンプ直後の貝付着状況

4.4 流れ解析

(1) トレーサー調査

浄化エリア内の流況を把握するために、上げ潮時および下げ潮時の2回、浄化海水に色素を添加した調査を実施した。その結果、浄化海水は16年度にキリ穴を大きくした部分からのみ流れ出ていること、水温や塩分濃度の差で構成される水層に沿って拡散すること、水平方向への拡散は早いが高水深方向への拡散は遅いことが分かった。

(2) シミュレーション解析

トレーサー調査の結果に基づき、コンピューターによる流れのシミュレーションを行った。構築したモデルはトレーサー調査の結果をよく再現できるものであった。

上げ潮時には、垂下式フェンスの効果によりエリア外下層部の密度の高い海水が流れ込み、自立式フェンスを回りこんでエリア内の下層部へ拡散する。浄化海水は上層部へ拡散

し、上層部が浄化海水、下層部がエリア外からの流入海水という層構造を形成する。

一方、下げ潮時には、自立式フェンスの保持効果が作用し、上げ潮時に流入した海水ではなく、上層に溜まった浄化海水の方がエリア外へと流出しやすい傾向があった。

エリア内の浄化効果を高めるには、浄化海水をできるだけ保持したほうが有効であるので、フェンス形状の検討を進める必要がある。

5. まとめ

平成 16 年度は、4/23 から 10/31 までの 192 日間、5,000～7,500m³/日の浄化海水の放流を行った。実験の結果の概要を以下に示す。

- ・ 海水浄化プラントの浄化機能は十分発揮され、清澄な浄化海水が得られた。
- ・ 浄化エリア内のふん便性大腸菌群数、COD はエリア外に比べて良好であり、一定の浄化効果が得られた。
- ・ 浄化エリア内のふん便性大腸菌群数は、CSO 発生後には 1,000 個/100ml を超えることがあったが、エリア外に比べ速やかに減少した。
- ・ 浄化実験による生態系への影響は確認できなかった。
- ・ 高度処理水添加により、高度処理水 COD が 9 mg/L と高い影響で海域の COD 上昇がみられたが、UV 消毒効果には大きな影響は認められなかった。
- ・ トレーサー調査とシミュレーションから、現在のシルトフェンス形状は検討の余地があることが分かった。



写真－4 ふれあい水路

また、砂浜に設けた「ふれあい水路」は子供たちの格好の水遊び場となり、多くの人出で賑わった(写真－4)。なお、海浜公園を訪れた人たちを対象にアンケート調査を実施した結果、本実験に対し、期待と好意的な意見が寄せられた。

6. 今後の予定

平成 17 年度は、4/29 より 10/31 までの期間、7,500m³/日での放流を予定している。

また、「お台場海浜公園における海域浄化実験評価委員会」での外部委員等の意見や都民へのアンケート調査結果を取り入れつつ、「安心して遊べる水辺空間」を都民に提供するための迅速な水質判定、アマモ等を利用した他の浄化方法との比較、水質以外の物理的及び心理的要素等について追加して検討する予定である。

なお、海域浄化実験については環境局ホームページ

(<http://www2.kankyo.metro.tokyo.jp/odaiba/>) に掲載している。

2-(3)-2 ハイブリッド脱臭材を用いた効果的な脱臭技術の

開発に関する共同研究

計画調整部 技術開発課

緒方孝次(*)、宮本彰彦、北村清明(**)、長塚栄児、菊地厚

(*) 現 施設管理部 施設管理課

(**) 現 東部第二管理事務所 小菅水再生センター

1. はじめに

ハイブリッド脱臭材は脱臭に必要な接触時間が短く圧力損失が小さいという特徴を持つため、設備の小型化や無動力又は低動力での稼動が可能である。そこで、本研究では、ハイブリッド脱臭材の特徴を生かし、下水道施設に適用可能な脱臭設備を開発した。

本脱臭技術の適用対象は、硫化水素を主成分とする臭気発生場所、大型設備の設置が困難な場所、動力の確保が難しい場所、湿度が高く結露の恐れのある場所などである。具体的には、雨水放流時に間欠的に臭気の発生する雨水ポンプ所放流渠や雨水ポンプ所沈砂池などが適用対象となる。

2. ハイブリッド脱臭材について

ハイブリッド脱臭材(図 1)は、セラミックペーパーの母材に、化学吸着能力を持つ遷移金属系複合酸化物と物理吸着能力を持つ疎水性ゼオライトを添着含浸させた脱臭剤である。

本脱臭材は、ハニカム状に成形されているため通気抵抗が少なく、素材が疎水性であるため湿気に強い。

3. 調査の概要

3. 1 調査期間

平成 15 年 7 月～平成 17 年 3 月

3. 2 調査の概要

(1) 基本性能の把握

下水道施設から発生する臭気に対するハイブリッド脱臭材の適用性を検討するため、脱臭材の基本性能把握試験を行った。調査項目は、必要接触時間、破過特性、平衡吸着量である。

(2) 無動力脱臭試験(木場ポンプ所放流渠、平成 15 年 9 月～平成 16 年 12 月)

間欠的に臭気が発生する場所において、動力を使わずに脱臭設備を稼動させた場合の脱臭効果確認試験を、木場ポンプ所放流渠で実施した。

(3) 低動力脱臭試験(業平橋ポンプ所沈砂池室、平成 15 年 10 月～平成 17 年 3 月)

施設全体から臭気が発生するような場所において、低動力で脱臭設備を稼動させることを想定した脱臭効果確認試験を、業平橋ポンプ所沈砂池室で実施した。

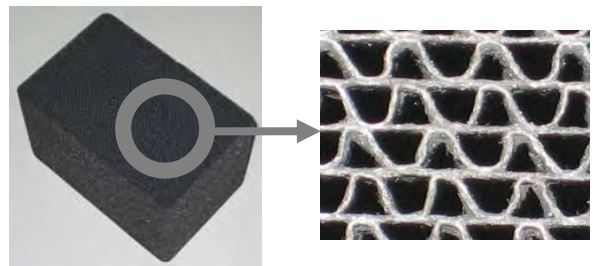


図 1 ハイブリッド脱臭材の形状

4. 調査結果(1)－基本性能の把握

4. 1 必要接触時間

硫化水素と空気を混合して調整した合成臭気を、ハイブリッド脱臭材を充填したカラムに連続的に流し、吸着に必要な接触時間を求めた(表 1)。

当局の脱臭設備設計マニュアル¹⁾では、脱臭ガスの設計値を、脱臭装置最終出口で臭気指数 25(臭気濃度 300)とすることになっている。

脱臭に必要な接触時間は処理前の硫化水素濃度

により異なるが、処理前の硫化水素濃度が 5ppm の場合は、接触時間 0.15 秒で処理後の臭気指数が 25 を下回っており、脱臭効果が期待できることがわかった。

同マニュアル¹⁾では、下水道施設の低濃度臭気(沈砂池、第一沈殿池)に対する硫化水素濃度の設定値を 0.6ppm としている。硫化水素濃度の変動や脱臭材の破過を考慮すると、低濃度臭気では接触時間が 0.15 秒以上あれば脱臭が可能と考えられる。

表 1 接触時間と硫化水素除去率の関係

接触時間 (sec)	硫化水素濃度 (ppm)		処理後臭気指数 (臭気濃度) ^(注)	硫化水素 除去率 (%)
	処理前	処理後		
0.3	500	0.35	29 (850)	99.93
0.15		13	45 (32,000)	97.4
0.072		52	51 (130,000)	89.6
0.3	50	0.035	19 (85)	99.93
0.15		1.2	35 (2,900)	97.6
0.072		3.9	40 (9,500)	92.0
0.3	5	—	—	—
0.15		0.09	23 (220)	98.2
0.072		0.32	29 (780)	93.6

(注) 硫化水素濃度閾値 0.00041ppm からの推定値

4. 2 ハイブリッド脱臭材の破過特性(高濃度臭気による加速試験)

ハイブリッド脱臭材、ヤシガラ活性炭及び添着活性炭に接触時間 0.3 秒で連続的に高濃度硫化水素(500ppm)を流し、各脱臭材の破過特性を調査した(図 2)。

脱臭材が破過するまでの時間は、ハイブリッド脱臭材が 12 時間、添着活性炭が 0.45 時間、ヤシガラ活性炭は更に短かった。ハイブリッド脱臭材が破過するまでの時間は、添着活性炭の約 27 倍であった。

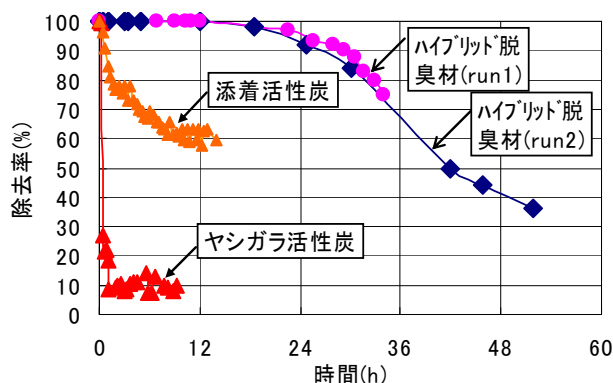


図 2 各脱臭材の破過特性(硫化水素 500ppm、接触時間 0.3 秒)

4. 3 ハイブリッド脱臭材の平衡吸着量

ハイブリッド脱臭材について、硫化水素など各臭気成分の平衡吸着量を求め(図 3)、平衡吸着量からヤシガラ活性炭と比較したハイブリッド脱臭材の吸着能力を求めた(表 2)。

平衡吸着量は、密閉された容器に脱臭材と臭気成分を閉じ込め臭気成分が一定濃度になるまで放置した後の、脱臭材へ吸着した臭気成分の量を脱臭材量に対する比率で表示した量である。

図 3 で、硫化水素及びメチルメルカプタンの回帰曲線は、硫化メチルなどと異なっている。これは、物理吸着(硫化メチル、二硫化メチル及びアンモニア)と化学吸着(硫化水素及

びメチルメルカプタン)の違いのためである。

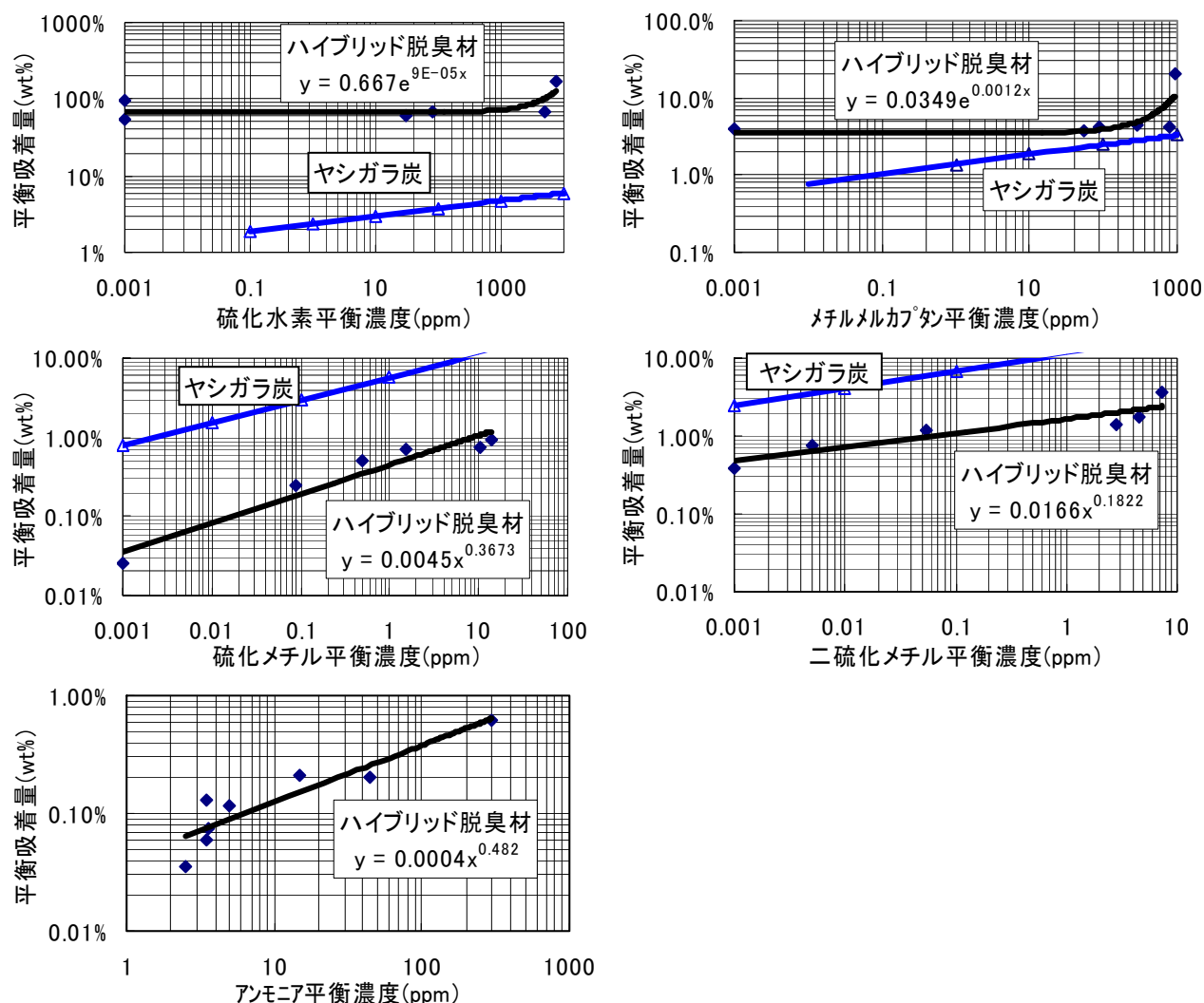


図 3 ハイブリッド脱臭材の平衡吸着量

表 2 ハイブリッド脱臭材の吸着能力

		硫化水素		メチルメル カプタン	硫化 メチル	二硫化 メチル
		10ppm	1ppm	1ppm	0.1ppm	0.1ppm
平衡吸着量 (wt%)	ハイブリッド脱臭材	66.7	66.7	3.5	0.2	1.1
	ヤシガラ活性炭	3.0	2.5	1.4	3.0	6.7
ヤシガラ活性 炭との比較	単位重量あたり	22 倍	27 倍	2.5 倍	0.07 倍	0.16 倍
	単位容量あたり	11 倍	13 倍	1.2 倍	0.03 倍	0.08 倍

ハイブリッド脱臭材は、ヤシガラ活性炭と比較して、硫化水素(1ppm)に対し 27 倍、メチルメルカプタン(1ppm)に対し 2.5 倍の除去性能(単位重量あたり)があることが確認された。

一方、硫化メチル(0.1ppm)は 0.07 倍、二硫化メチル(0.1ppm)は 0.16 倍であり、ヤシガラ活性炭よりも除去能力は低かった。

下水道施設から発生する臭気の主成分は硫化水素であり、メチルメルカプタンも比較的

多く含まれるため、ハイブリッド脱臭材は、下水道施設への適用可能性が高い。

ハイブリッド脱臭材は硫化メチル及び二硫化メチルに対する除去性能が低い。沈砂池のような低濃度臭気の場合は、硫化メチル及び二硫化メチルの濃度は非常に低いため問題ない。しかし、汚泥処理施設等の高濃度臭気は、硫化メチル及び二硫化メチルの影響が無視できないため、ハイブリッド脱臭材を用いるのは困難である。

4. 4 高湿度条件下における吸着能力

本脱臭設備は、湿度の高い場所での利用も想定しているため、高湿度条件下での脱臭性能を調べた。

湿度無調整時と湿度 100%時の硫化水素平衡吸着量の回帰曲線がほぼ同じことから、脱臭性能が湿度の影響を受けないことを確認した(図 4)。

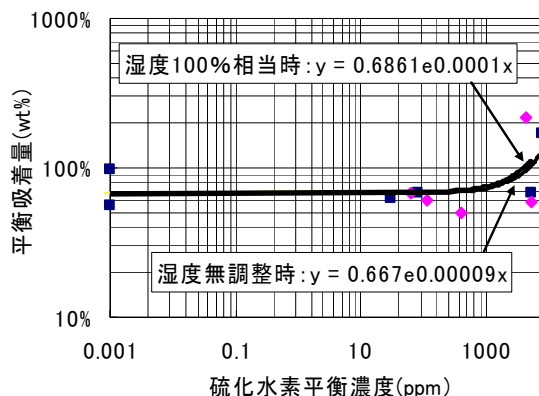


図 4 高湿度条件下におけるハイブリッド脱臭材の平衡吸着量

5. 調査結果(2)ー無動力脱臭試験(木場ポンプ所放流渠)

木場ポンプ所では、雨水ポンプで下水を汲み上げた後、調圧槽・雨水貯留池を通過し、更に約 1km の放流渠を通り大横川に放流される。放流前は約 1km の放流渠に臭気を含んだ空気が溜まっている。雨水ポンプ稼動時に、この臭気が放流渠のエア抜き管から押し出されるため、苦情の原因となっていた。

本脱臭試験では、放流渠にある 3 本のエア抜き管のうちの 1 本の吐出部に実験装置を設置した(図 5)。脱臭材の厚さは 240mm(通気方向)である。

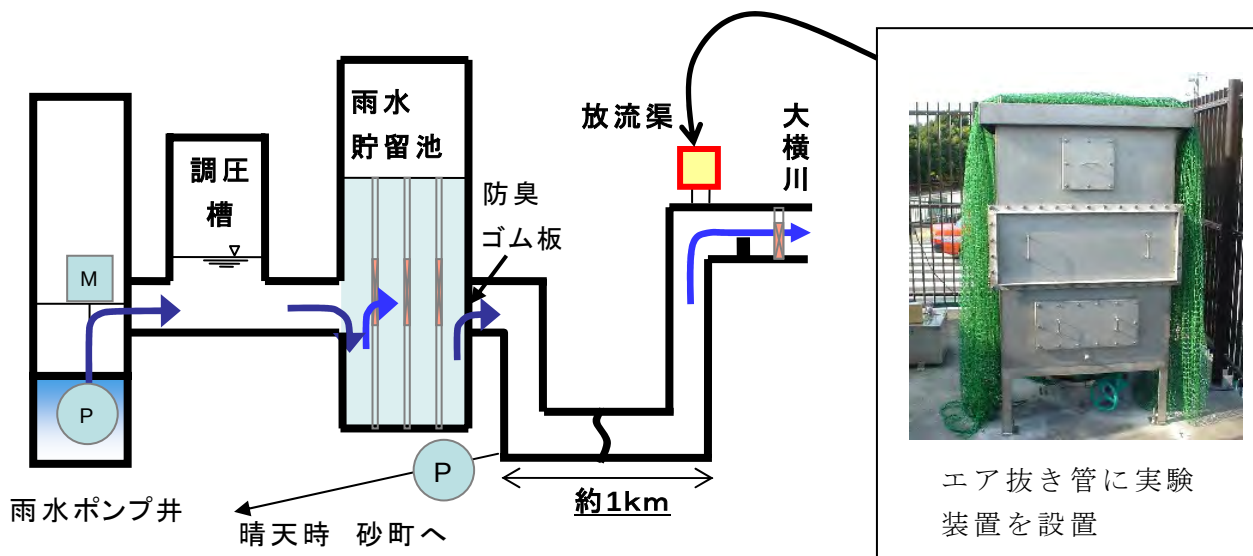


図 5 無動力脱臭脱臭実験装置(木場ポンプ所放流渠)

5. 1 調査期間中の硫化水素濃度

調査期間中、硫化水素センサーで処理前後の硫化水素濃度を連続測定した(図 6)。雨水ポンプ稼動時に硫化水素が発生していたが、脱臭処理後は硫化水素が除去されていた。

5. 2 雨天時の臭気等調査

平成 16 年 5 月 21 日に、台風 2 号の接近に伴い雨水ポンプ稼動し、雨水放流が行われた。この時に発生した臭気を採取し、臭気成分(硫化水素、メチルメルカプタン等)をガスクロマトグラフ法で分析するとともに、臭気指数を測定した(図 7)。

ポンプ稼動 25 分後に、硫化水素(0.423ppm)、メチルメルカプタン(0.019ppm)及び硫化メチル(0.003ppm)が検出されたが、脱臭処理後は全て定量下限値未満となった。二硫化メチル及びアンモニアは定量下限値未満であった。

また、ポンプ稼動 25 分後には臭気指数が 24 に上昇したが、脱臭処理後は 11 まで低下した。

5. 3 風速及び騒音の測定

平成 16 年 6 月以降、実験装置に風速計及び騒音計を設置し、風速及び騒音を測定した。測定結果の代表例を図 8 に示す。

平成 16 年 8 月 31 日の最大風速は 7.6m/s であった。雨水ポンプ稼動後約 30 分間、エア抜き管から臭気が放出され、放流渠が満管となった後は臭気の放出が止まった。

しかし、平成 16 年 9 月 4 日の最大風速は 0.7m/s であり、エア抜き管からあまり臭気が放出されなかった。このときは、断続的に雨水放流が行われ、放流渠内に雨水が残っていた。

これらの結果から、臭気対策が必要となるのは、雨水ポンプ稼動後、放流渠が雨水で満管となるまでの間であることが確認された。

雨水ポンプ稼動後、放流渠に滞留していた臭気は、図 8 のような風速でエア抜き管から放出されたが、ハイブリッド脱臭剤により脱臭されたことを確認した。

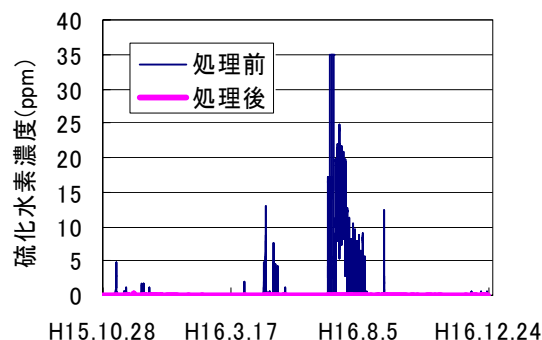


図 6 処理前後の硫化水素濃度
(木場ポンプ所放流渠)

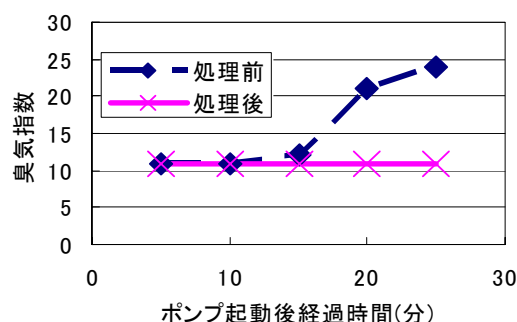
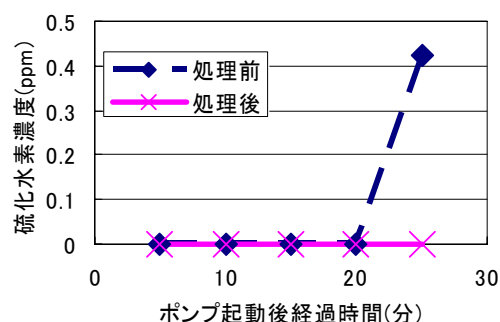
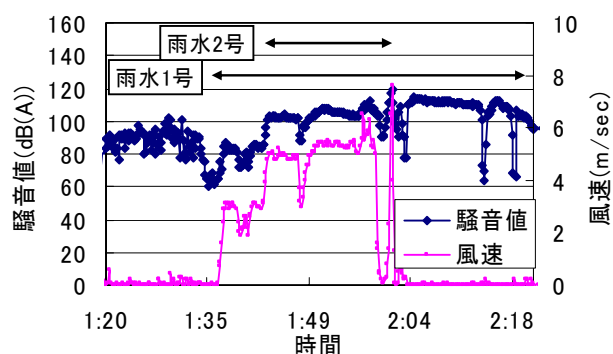
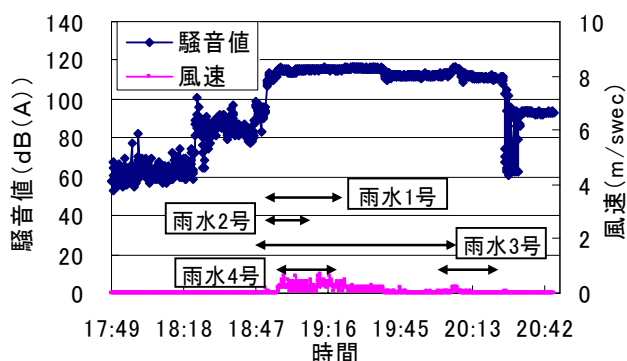


図 7 脱臭前後の硫化水素濃度及び臭気指数(木場ポンプ所放流渠)



(a) 平成 16 年 8 月 31 日



(b) 平成 16 年 9 月 4 日

図 8 風速及び騒音(木場ポンプ所放流渠)

一方、風速とは異なり、騒音は雨水ポンプ稼動中継続して発生していた。

6. 調査結果(3)－低動力脱臭試験(業平橋ポンプ所沈砂池室)

業平ポンプ所沈砂池室内に、試験装置を設置した(図 9)。試験装置に 3 本のカラムを設置し、ハイブリッド脱臭材(接触時間 0.15 秒、0.3 秒)及びハニカム活性炭(接触時間 0.3 秒)を充填し、ファンを用いて沈砂室内臭気を流した。



図 9 実験装置(業平橋ポンプ所)

6. 1 調査期間中の硫化水素濃度

調査期間中、硫化水素センサーで処理前後の硫化水素濃度を連続測定した(図 10)。

ハイブリッド脱臭材(接触時間 0.3 秒)は、ほぼ硫化水素を除去できた。一方、ハイブリッド脱臭材(接触時間 0.15 秒)は 410 日目以降、ハニカム活性炭(接触時間 0.3 秒)は 295 日目以降に、1ppm 程度の硫化水素が残存するようになった。

ハイブリッド脱臭材(接触時間 0.15 秒)への負荷はハニカム活性炭(接触時間 0.3 秒)の 2 倍であるので、ハイブリッド脱臭材はハニカム活性炭よりも硫化水素除去性能が維持される期間が大幅に長いことがわかった。

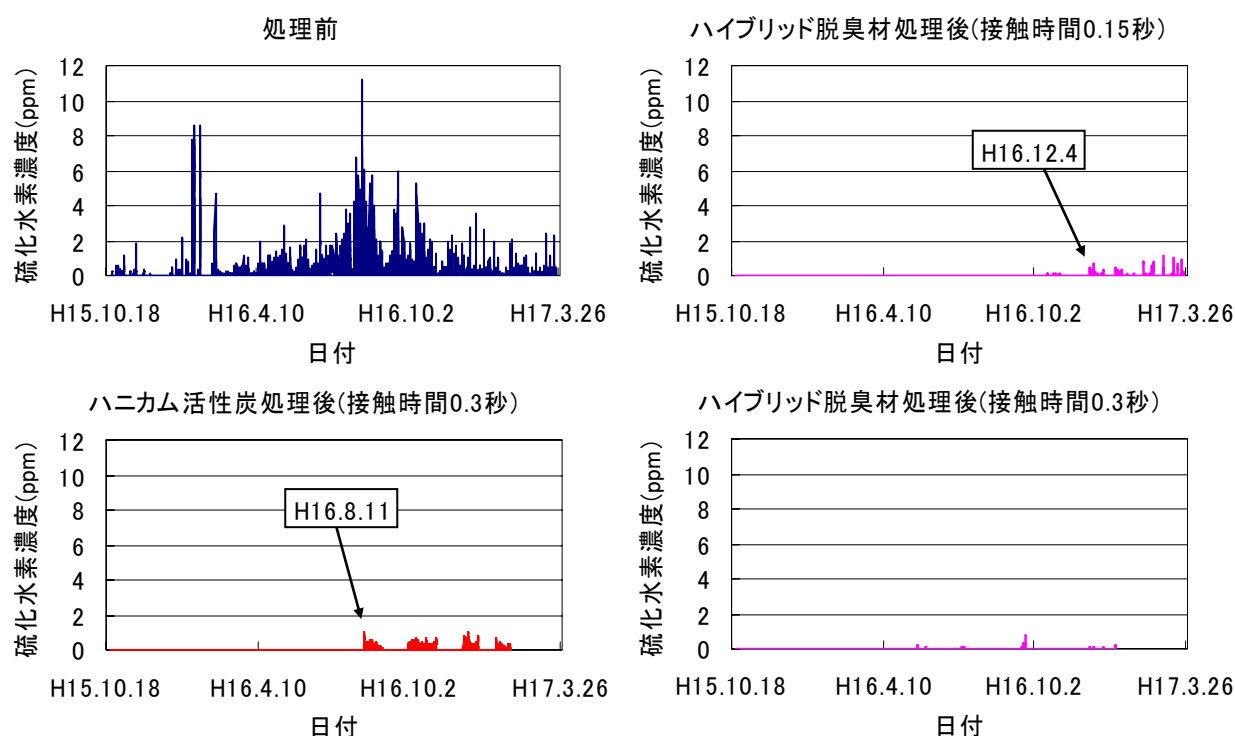


図 10 脱臭前後の硫化水素濃度(業平橋ポンプ所)

6. 2 ガスクロマトグラフ法による臭気成分分析及び官能試験結果

調査期間中、ガスクロマトグラフ法による臭気成分分析及び官能試験を実施した。

脱臭後、硫化水素及びメチルメルカプタンは概ね除去されていたが、硫化メチル及び二硫化メチルは除去されていないときがあった(図 11)。

ハイブリッド脱臭処理後の臭気指数は、ハニカム活性炭処理後よりも低かった。平成 16 年 11 月 2 日以降、ハニカム活性炭はほとんど臭気を除去できなくなっていた(図 12)。

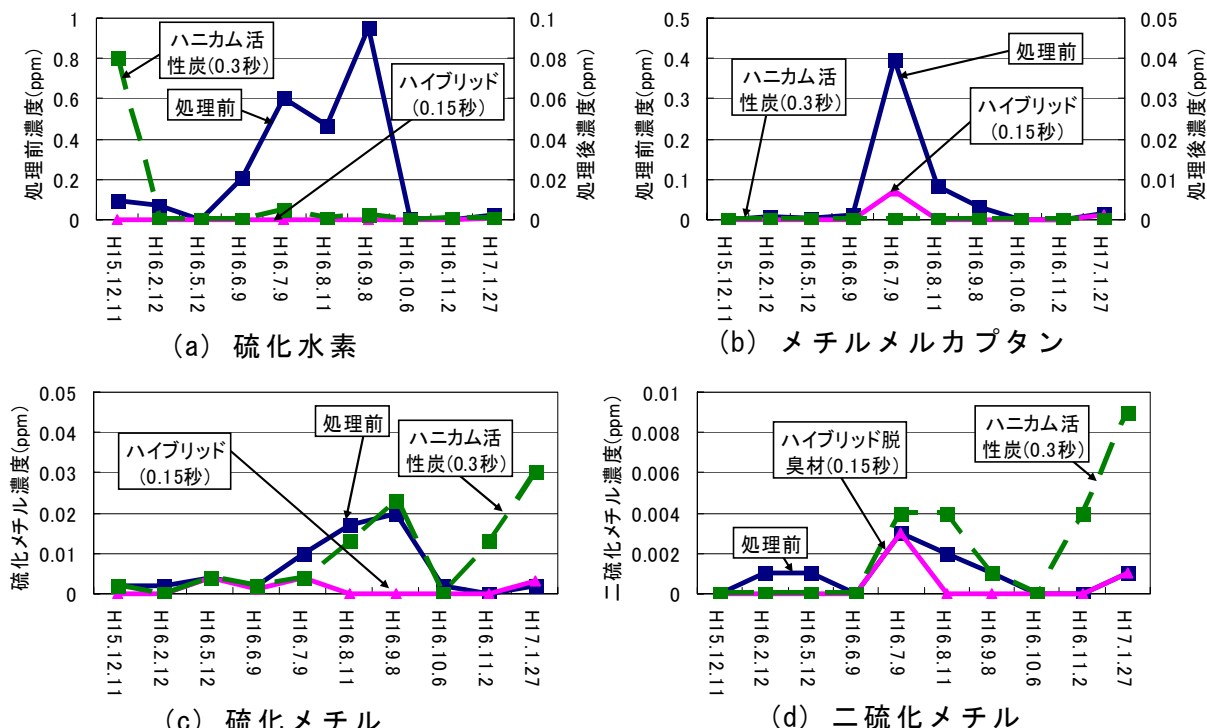


図 11 ガスクロマトグラフ法による臭気成分分析結果(業平橋ポンプ所)

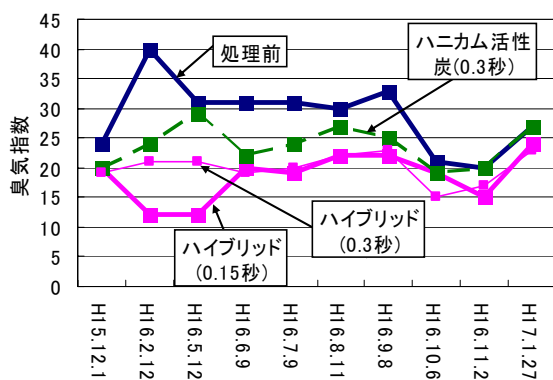


図 12 脱臭前後の臭気指数
(業平橋ポンプ所)

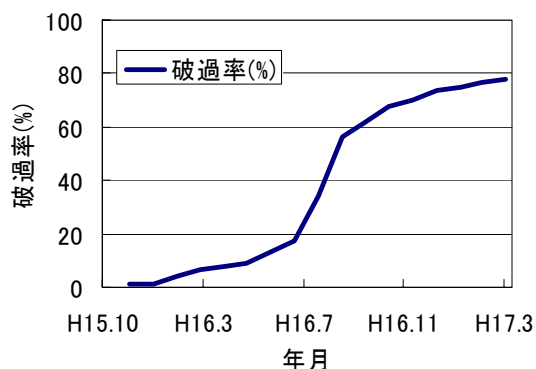


図 13 ハイブリッド脱臭材の破過率
(接触時間 0.15 秒、業平橋ポンプ所)

6. 3 硫化水素負荷とハイブリッド脱臭材の破過状況

硫化水素センサーにより測定した処理前の硫化水素濃度から、試験期間中の硫化水素負荷量を求め、ハイブリッド脱臭材(接触時間 0.15 秒)の破過率を算出した(図 13)。実験終了時のハイブリッド脱臭材の破過率は 77.7%であった。

また、実験終了後、ハイブリッド脱臭材の上部及び下部を削り取り、平衡吸着量を求めた。上部と下部の平衡吸着量の平均値を実験終了時の平衡吸着量とみなし、新品の平衡吸着量との比較から破過率を求めた(表 3)。

実験終了後のハイブリッド脱臭材は、硫化水素及びメチルメルカプタンの吸着能力は残

っていたが、硫化メチル及び二硫化メチルの吸着能力はほとんど失われていた。

硫化水素について、期間中の硫化水素負荷量から求めた破過率(77.7%)と平衡吸着量から求めた破過率(66.9%)は、算出の精度を考慮すると誤差の範囲内と考えられる。したがって、硫化水素によるハイブリッド脱臭材の破過率は、硫化水素の負荷量から推定できることがわかった。

その他の臭気成分については、実験期間中の負荷量が把握できないため、負荷量と破過率の関係はわからない。

表 3 実験後のハイブリッド脱臭材(接触時間 0.15 秒)の平衡吸着量と破過率

	平衡吸着量(wt%)(注)					破過率(%)
	新品	実験終了後			破過率 (%)	(硫化水素濃 度から算出)
		上段	下段	平均		
硫化水素	66.7	38.1	6.1	22.1	66.9	77.7
メチルメルカプタン	3.5	3.6	1.7	2.7	77.1	—
硫化メチル	0.45	0.001	0.003	0.002	99.6	—
二硫化メチル	1.7	0.04	0.02	0.03	98.2	—

(注) 平衡吸着量は濃度が 1ppm のときの値である。濃度が 10ppm のときの平衡吸着量から破過率を求めた場合も、破過率はほとんど同じである。

6. 4 低動力脱臭の適用可能性

施設全体から臭気が発生するような場所において、低動力で脱臭設備の稼動が可能であるか検討した。脱臭設備の設置方法としては、(1)排気ダクトへの設置、(2)ガラリ内設置の 2 つの方法が考えられる。

(1)の場合は、通気断面積を十分に確保できないため、通気速度が速くなり圧力損失が非常に大きくなる(空塔速度 3.8m/s で 2.9kPa)。非常に大きな脱臭ファンが必要になりコストがかかりすぎるため、排気ダクトへの設置は可能であるが現実的ではない。

(2)の場合は、通気断面積を確保することが可能なため、圧力損失は 0.30kPa 程度に収まる。換気ファンの圧力損失は 0.1~1kPa 程度なので、脱臭ファンの追加は必要だが、設置が可能である。

7. ハイブリッド脱臭材の再生方法の検討

使用済みのハイブリッド脱臭材を再生は、次の工程で行えばよい。

- (1) 熱処理臭 : 臭気成分の分解・脱着
- (2) 水洗 : 脱臭材に残留した臭気成分の除去
- (3) 乾燥 : 水分の除去
- (4) 再担持 : 脱臭成分(触媒等)の再担持

その他、再生工程で発生する排気(二酸化硫黄など)及び排水(マンガンなど)の処理が必要になる。

現時点では、設備投資資金が回収できるだけの再生需要が見込めず、ハイブリッド脱臭材の再生施設が存在しないため、ハイブリッド脱臭材の再生は困難である。

8. フィージビリティスタディ

8. 1 硫化水素を除去する場合の脱臭材コスト

ハイブリッド脱臭材、ハニカム活性炭及びヤシガラ活性炭について、硫化水素を除去する場合の脱臭材の量やコストを比較した(表 4)。

ハイブリッド脱臭材は、硫化水素除去に必要な脱臭材の量が最も少ないが、脱臭材の単価が高いため、硫化水素の脱臭コストはヤシガラ活性炭よりも割高となるが、ハニカム活性炭よりは割安と

なる。ただし、臭気成分は硫化水素だけではないことや、脱臭に必要な接触時間等もコストに影響を与えることから、表 4 の結果がそのまま脱臭コストに反映されるわけではない。

表 4 硫化水素除去のための脱臭材コストの比較

種類		ハイブリッド脱臭材	ハニカム活性炭	ヤシガラ活性炭
平衡吸着率(%) ^(注)		66.7	13.0	2.39
密度(kg/m ³)		242	300	490
必要量	体積(m ³ /kg-H ₂ S)	0.006	0.026	0.086
	重量(kg/kg-H ₂ S)	1.50	7.70	41.9
脱臭材コストの比		1.0	3.8	0.88

(注) 平衡吸着率は、硫化水素濃度 1ppm の値である。

8. 2 施設規模

施設規模は脱臭材量と補機設備により決まる。脱臭材量は、(1)必要接触時間から算出した脱臭材量、(2) 平衡吸着量から算出した脱臭材量のうち大きい方の値を採用する。

一般的には、雨水ポンプ所のように稼働率が低い施設の場合は(1)の値の影響が、汚水沈砂池のように常時稼働している施設の場合は(2)の値の影響が大きい。

脱臭設備の小型化が求められる場合はハイブリッド脱臭が有利であるが、小型化が必要ない場合は、建設コストや脱臭材コスト等から最適な脱臭方法を選定する必要がある。

間欠運転施設の場合は、脱臭材コストよりも建設コストの影響が大きくなるため、ハイブリッド脱臭材が有利となる。

補機設備に関しては、ハイブリッド脱臭材及びハニカム活性炭は、圧力損失が小さく、誘引ファンが不要又は小規模で済むため、ヤシガラ活性炭と比べて小規模となる。

表 5 雨水ポンプ所放流渠へ脱臭設備を設置した場合の脱臭処理コスト

脱臭材種類		ハイブリッド脱臭材	ハニカム活性炭	ヤシガラ活性炭
脱臭材				
	接触時間(秒)	0.15 以上	0.181 以上	1.2 以上
	体積(m ³)	4.02	4.41	72
	重量(kg)	973	1,360	29,520
脱臭設備				
	設置寸法(m) (縦×横×高さ)	6.2×3.2 ×2.2	5.7×6.27 ×1.8	6.9×13.7 ×3.0
	設置平面積(m ²)	19.84	38.99	94.53
	重量(ton)	4.3	7.6	39.6
	処理コスト(千円)			設置不可能
	工事費	112,000	156,000	—
	維持管理費(1年)	29,000	30,200	—
	年間コスト ^{注)}	37,700	42,300	—

注) 維持管理費+減価償却費(償却期間 15 年、利子率 2%)

8. 3 雨水ポンプ所放流渠を想定した場合のフィージビリティスタディ

雨水ポンプ所放流渠にハイブリッド脱臭設備を設置する場合(臭気条件は脱臭設備設計マニュアル¹⁾の沈砂池、最大処理風量 1,290m³/min、稼働時間 40 分/回、年間 50 回稼働)を想定して、フィージビリティスタディを行った(表 5)。

放流渠上部に脱臭設備を設置する場合、設置場所の大きさが制約となり、ヤシガラ活性炭の使用は困難である。

設備の設置面積、工事費及び維持管理費を総合的に比較すると、雨水ポンプ所放流渠に設置する脱臭設備はハイブリッド脱臭設備が最適である。

9. ハイブリッド脱臭材の適用対象施設

ハイブリッド脱臭設備は、次のような場所への設置が適している。

- (1) 硫化水素が多く含まれる臭気の発生場所【硫化水素除去性能が高い】
- (2) 構造上の制限のため、大型脱臭設備の設置が困難な場所【設備の小型化が可能】
- (3) 無動力で脱臭設備を稼働する必要がある場所【低い圧力損失】
- (4) 湿度が高く活性炭の性能低下が心配される場所【高湿度でも性能低下しない】

例えば、間欠的に臭気が発生する雨水ポンプ所放流渠や雨水ポンプ所沈砂池などが適用対象となる。汚泥処理施設等の高濃度臭気は、硫化メチル及び二硫化メチルの濃度が高いため、本脱臭材は向いていない。

図 14 にハイブリッド脱臭設備の適用対象のイメージを示す。

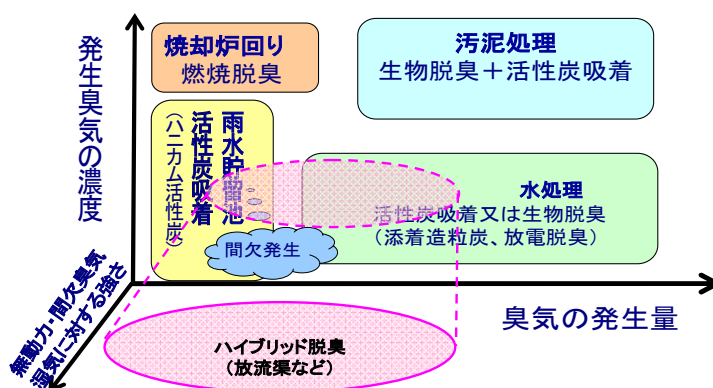


図 14 ハイブリッド脱臭設備の適用対象

10. まとめ

ハイブリッド脱臭材を用いた脱臭技術を開発した。本脱臭材は、脱臭に必要な接触時間が短く圧力損失が小さいため、本脱臭材を用いることで設備の小型化や無動力又は低動力での稼働が可能である。

本脱臭材は、硫化水素に対する処理能力が特に高く、ヤシガラ活性炭の約 27 倍(重量比)の処理能力を持つ。一方、硫化メチル及び二硫化メチルに対する処理能力は低い。

本脱臭技術の適用対象は、硫化水素を主成分とする臭気発生場所、大型設備の設置が困難な場所、動力の確保が難しい場所、湿度が高く結露の恐れのある場所などである。具体的には、雨水ポンプ所放流渠や雨水ポンプ所沈砂池などが適用対象となる。

11. 共同研究の相手方

本研究は、ノウハウ＋フィールド提供型共同研究として、東京都下水道サービス及び栗田工業株式会社と共同で行った。

参考文献

- 1) 東京都下水道局建設部：脱臭設備設計マニュアル(平成 13 年 12 月)

2-(3)-3 放電式脱臭技術の高濃度臭気への適用研究

計画調整部技術開発課 緒方孝次※ 宮本彰彦 北村清明※※

長塚栄児 菊地 厚

(※現 施設管理部 ※※現 小菅水再生センター)

1 調査目的

汚泥処理系施設で発生する臭気は高濃度で、かつ濃度変動が大きく、脱臭方式として生物脱臭法と活性炭吸着法を併用して用いることが主流となっている。しかし、生物脱臭法は脱臭効果が温度の影響を受けやすいことや設備の規模が大きいことなど、改善を要する点もあり、より効率的な脱臭法が求められている。

放電脱臭法は、臭気成分を含む空気が高圧の放電による電子の照射を受けることで、活性分子、ラジカル、オゾン等の酸化剤により臭気成分を分解処理する原理の脱臭方式で、既に水処理系の低濃度臭気に対しては実施設として稼動している。

そこで、汚泥処理系の高濃度臭気に対し、放電式脱臭技術の適用を検討し、従来方式と比較して軽量、コンパクトで安定した処理機能を発揮できる脱臭設備の開発を行うことを目的とした。

なお、当研究は「ノウハウ+フィールド提供型共同研究」の制度により、株式会社タクマと共同で実施したものである。

2 放電脱臭について

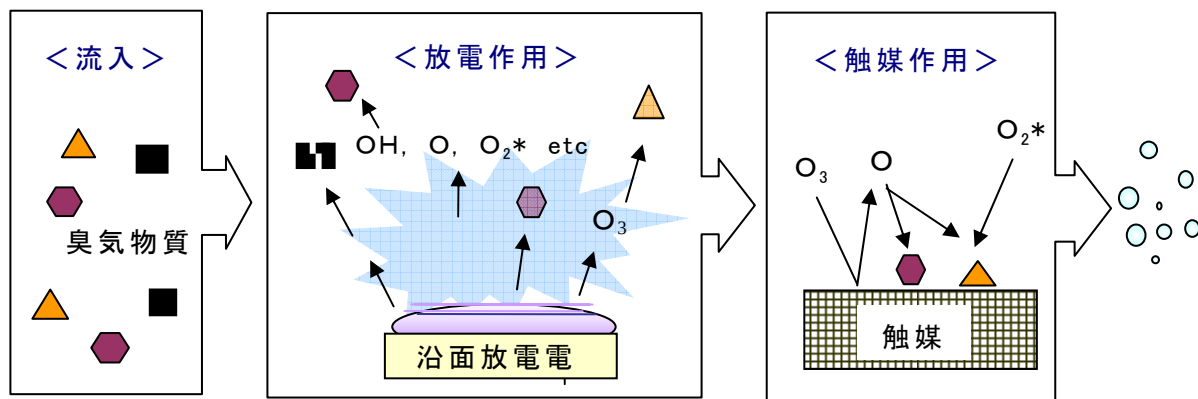
2.1 脱臭原理

温度が上昇すると、物質は固体から液体に、液体から気体に状態が変化する。さらに気体の温度が上昇すると気体の分子は電離し、常温では反応し得ない反応を起こす活性状態（プラズマ状態）になる。

放電脱臭法は、臭気ガス中で放電することによりプラズマ状態を発生させ、プラズマから生成する活性分子、ラジカル、オゾン等の酸化剤により臭気成分を分解する方法である。

さらに、触媒部を通過することにより、酸化反応が促進され、臭気成分は二酸化炭素や水等、あるいは臭気を感じにくい酸化物に分解される。

図－１に放電脱臭装置の臭気処理のイメージを示す。



図－１ 放電脱臭のイメージ

2. 2 放電脱臭装置の特長

以下に放電脱臭装置の特長を示す。

(1) 安定した処理能力

臭気ガスの濃度変化に応じて放電出力を自動で変化させる放電帰還制御を行うことができ、安定した高い除去性能を発揮する。とくに、下水臭気の主成分である硫黄系臭気物質に高い処理効果が得られる。

(2) 維持管理費が安価

触媒充填量も小さく、非常に少ない放電消費電力で高い脱臭効果を発揮する。

(3) 軽量・コンパクトな装置

設置面積が小さく、また荷重も他の脱臭装置に比べて軽量なため、設置スペースの選択範囲が広がる。

3 調査概要

3. 1 調査項目

(1) 基礎試験

- ① 放電部の構造に関する基礎調査
- ② 放電部の運転条件に関する基礎調査
- ③ 触媒部の基礎調査

(2) 実証試験

- ④ 臭気ガスの連続処理性能
- ⑤ 水洗浄による触媒再生
- ⑥ 電極洗浄システムの改良
- ⑦ 電極の寿命調査

3. 2 調査期間

平成 15 年 10 月 20 日から平成 17 年 3 月 25 日まで

3. 3 実施場所

基礎試験：株式会社タクマ 実験センター内

実証試験：砂町水再生センター

4 基礎実験

4. 1 放電部の構造に関する基礎調査

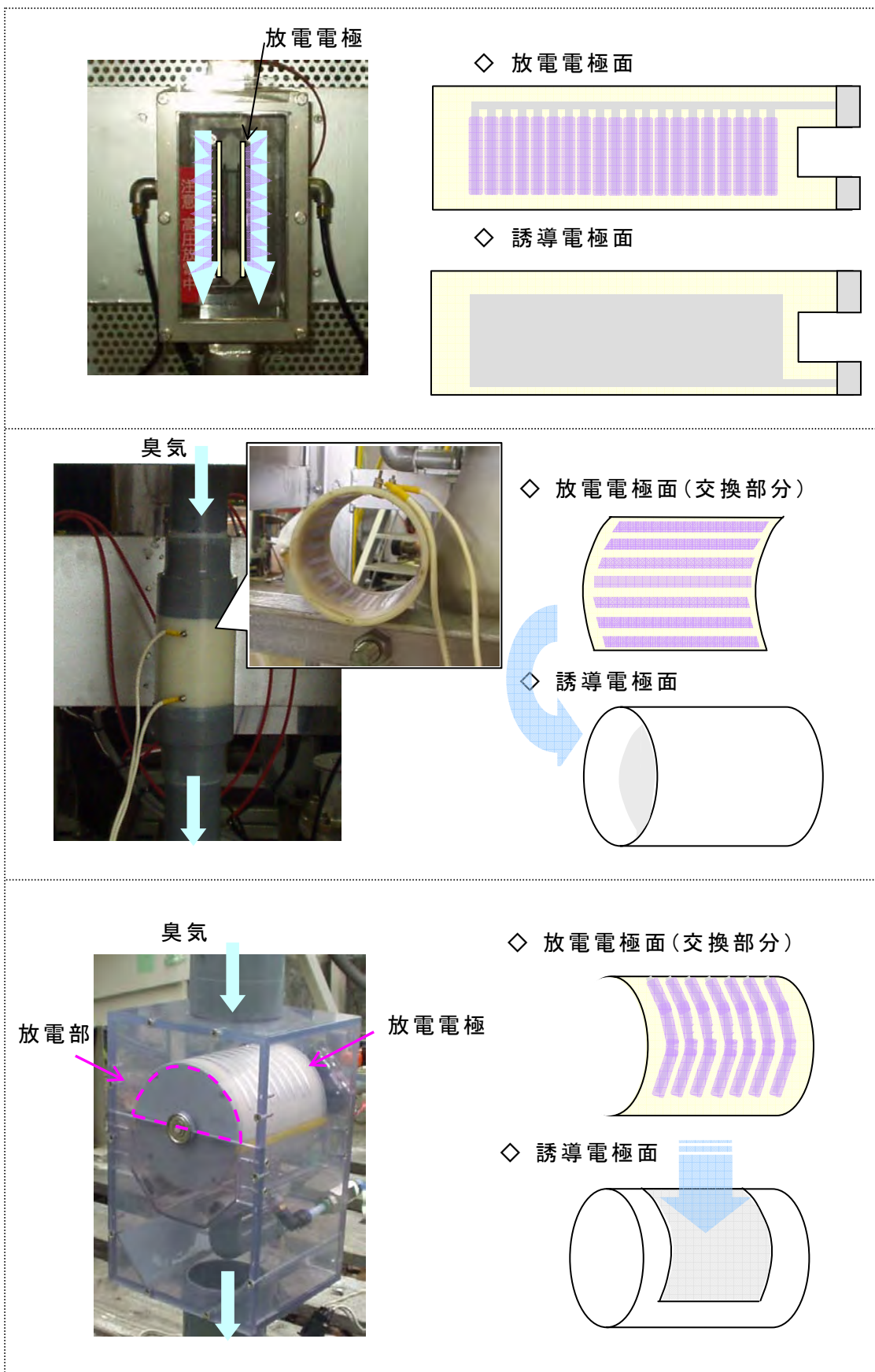
4. 1. 1 調査内容

放電部での脱臭効果を向上させるため、放電部の構造について検討した。新たに、二種類の円筒型の放電部を試作し、従来の板状型と比較試験を行い、処理性能を評価した。

実験は、硫化水素をボンベから一定量供給することによって行った。硫化水素濃度の測定には、ガス検知管を用い、測定は放電部入口及び出口にて同時に行った。

4. 1. 2 放電部の構造

接触効率、及びエネルギーの利用効率を高めることを目的に円筒型①（内円型）、円筒型②（外円型）の放電部を試作した。図－2 は各放電部の概略構造である。



図－2 各放電部概略図（上；板状型、中；円筒型①、下；円筒型②）

4. 1. 3 実験条件

実験条件を表－１に示す。各放電部の放電エネルギー(消費電力)、放電電極の放電面積(≒静電容量)等の運転条件を同条件にして行った。なお、板状型と二つの円筒型の各電極は材質が異なるが、処理性能に影響する周波数が同程度になるように板厚を調整した。

表－１ 実験条件

処理対象ガス	硫化水素
処理ガス濃度(ppm)	1.5～35
処理風量(m ³ /h)	40
静電容量(PF)	150

4. 1. 4 結果

各放電部による硫化水素低減率の結果を図－３に示す。板状型、円筒型①の放電部では硫化水素低減率が40～65%程度であったが、円筒型②(外円型)の放電部は60～85%と高い結果であった。

以上のように、放電部を外円部に設けた円筒型②(以下、円筒型と記す)が、最も効果的な臭気除去を期待できるため、以降の実験については円筒型にて調査を行うこととした。

なお、今回試作した円筒型放電部は、電極の洗浄、及び耐久性の向上を目的として以下の点で改良を加えている。

◇ 放電電極の回転構造を採用

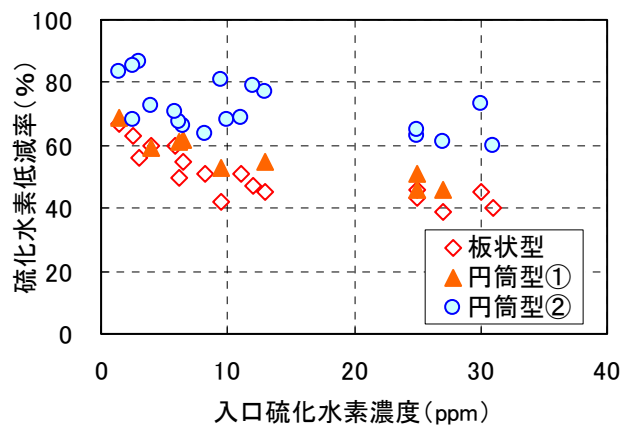
高濃度臭気に対しては、臭気成分の分解により発生する塩類等の汚れが電極表面に付着し、洗浄頻度が多くなり放電が停止する時間が長くなる。そこで、ガス上流側の半円を放電部としガス下流側の半円を洗浄部とする回転方式により連続放電が可能な構造とした。

◇ 放電電極の材質としてアルミニウムを選択

高濃度の硫黄系化合物が含まれる汚泥系臭気に対し、耐久性の高いアルミニウムを使用。

◇ 放電電極基板の材質としてシート型を使用

電極が寿命に到達した際、電極基板を含めすべて交換、廃棄していたが、樹脂製のシート型電極とした(シートのみを交換する)。



図－３ 基礎実験結果

4. 2 放電部の運転条件に関する基礎調査

4. 2. 1 調査内容

放電部の運転条件(①放電エネルギー(=消費電力)、②放電電極静電容量、③線速度、④滞留時間)による脱臭効果への影響を調査し、適正な運転条件を検討した。脱臭効果は硫化水素ガスの低減率にて評価した。

4. 2. 2 調査結果

- (1) 放電エネルギーを増加させるほど硫化水素の低減率は増加したが、ある一定値以上(1.0kW/1000m³/h・処理風量)では脱臭効果は変わらなくなった。これは、放電に使用されるエネルギーに限度があるためと考えられ、それ以上エネルギーを注入しても熱等の放電以外に消費されるものと考えられる。
- (2) 放電電極の静電容量が大きくなるほど、硫化水素の低減率が大きくなる傾向が認められたが、4pF/m³/hを超えた条件ではほとんど低減率は変わらなくなった。

(3) 放電部の線速度について検討した結果、1m/sにて脱臭効果が最大となった。また、滞留時間による影響は見られなかった。

4. 3 触媒部の基礎調査

4. 3. 1 調査内容

放電式脱臭法は放電と触媒の両者が脱臭に大きく関与しており、両方が良好に作用することで高い脱臭効果が得られる。すなわち、放電のエネルギー量が増加すれば、その分触媒部での臭気成分と活性分子との反応が活性化するため、触媒の必要量が増加する。そこで、今回試作した放電電極における触媒部の触媒充填量（接触時間）が脱臭効果に与える影響について調査した。表－2に実験条件を示す。

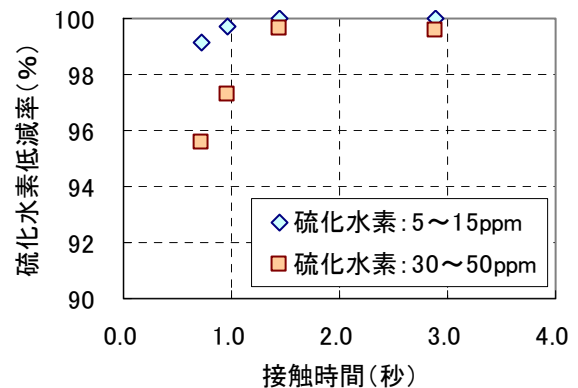
表－2 実験条件

◇ 放電部	
放電形式	円筒型(外円型)
放電出力	1.0(kW/1000m ³ /h-処理風量)
放電電極静電容量	4(pF/m ³ /h)
線速度	1(m/s)
◇ 処理ガス	
ガス量	40(m ³ /h)
温度・湿度	20℃、65%
◇ 触媒	カーボン系

4. 3. 2 実験結果

接触時間と硫化水素低減率の関係を図－4に示す。接触時間が長いほど硫化水素の低減率が高くなる傾向が見られたが、約 1.5 秒（空間速度；2500h⁻¹）以上では低減率は約 99%とほとんど変わらなかった。

そこで、試作した放電部に対する触媒充填量として、高濃度臭気に対しては接触時間 1.5 秒（空間速度 2500h⁻¹）程度が適正であると考えられた。



図－4 触媒接触時間と硫化水素低減率

5 実証試験

5. 1 高濃度臭気ガスの処理性能調査

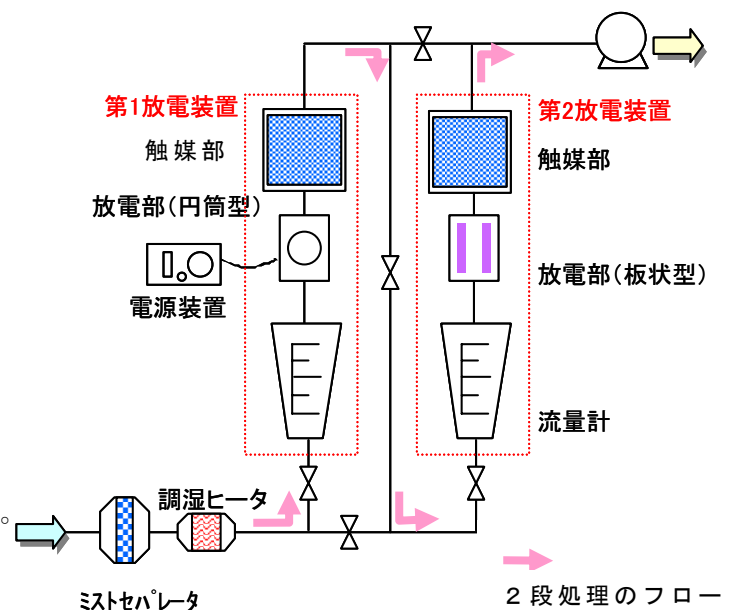
5. 1. 1 調査内容

汚泥系施設から発生する高濃度臭気に対する、放電脱臭装置の適用性について検討した。

砂町水再生センター内に実験装置を設置し、各種実験により処理状況、及びシステムについて評価した。

5. 1. 2 実験装置フロー

図－5に実験装置の概略フローを示す。三河島水再生センターからの受泥槽で発生する臭気を処理対象とした。ミストセパレータでミスト分離した後、ヒータで調湿される。ヒータから出た臭気ガス



図－5 実験装置フロー

は第 1 放電装置（今回開発した円筒型放電部）に導入され、脱臭処理が行われる。さらに、第 1 放電装置において処理が不十分である場合には、後段の第 2 放電装置（従来の板状型放電部）においても脱臭を行う、2 段処理が可能である。

実験装置の仕様を表－3 に示す。

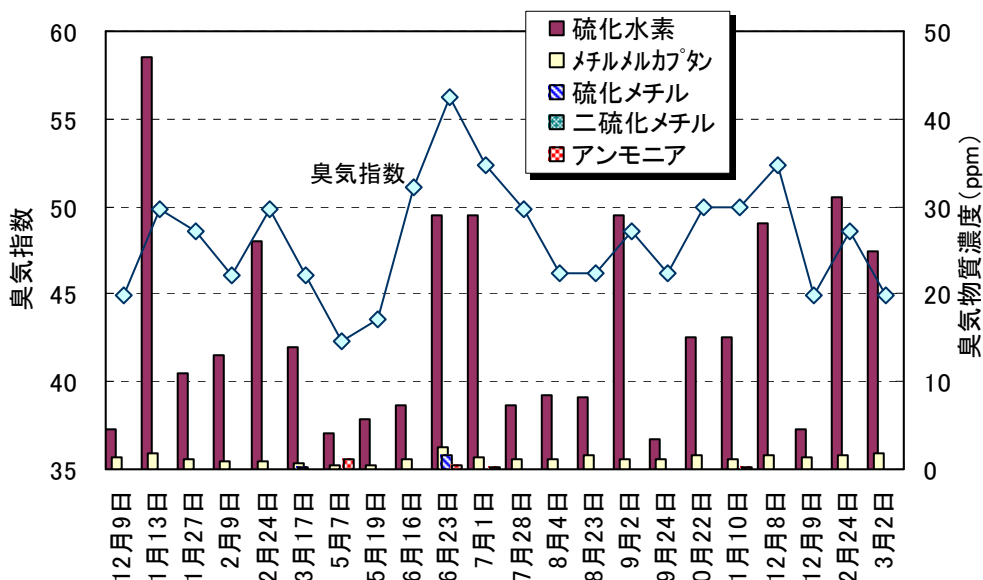
表－3 実験装置の仕様

	第 1 放電装置	第 2 放電装置
型式	高濃度用	低濃度用
放電部構造	円筒型(今回開発)	板状型(従来型)
放電電圧	8kVp-p(peak to peak,最大電圧差)	
消費電力	60W(Max)	15W(Max)
周波数	15kHz	
触媒量	5.8 kg(12L)	2.9 kg(6L)
最大処理ガス量	30m ³ /h	

5. 1. 4 原臭気の変動

原臭気の臭気濃度、及び臭気物質濃度の測定結果を図－6 に示す。臭気指数は 42～56 まで変動しており、変動幅が非常に大きいことが認められた。

また、臭気物質濃度では、硫化水素がとくに高く、3.4～47ppm で推移した。また、メチルメルカプタン、硫化メチル、二硫化メチル、アンモニアは検出されたが、トリメチルアミンは検出限界以下であった。臭気物質濃度を閾値から評価すると、硫化水素、及びメチルメルカプタンの寄与が大きいといえる。



図－6 原臭気の推移

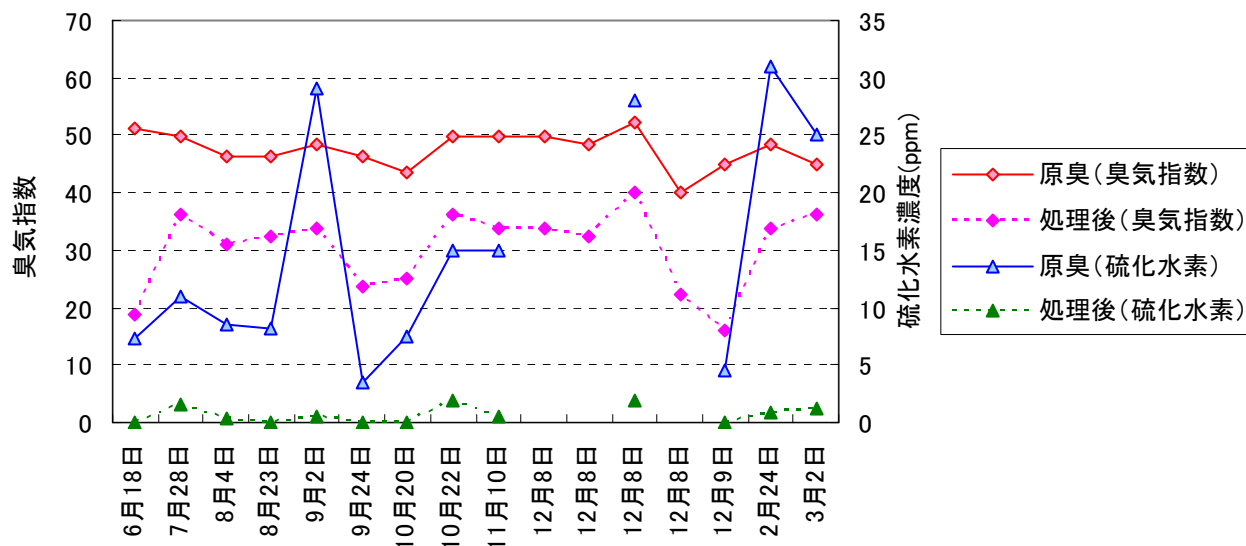
5. 1. 5 高濃度臭気ガスの処理性能調査（1 段処理システム）

まずは、第 1 放電装置単独で高濃度臭気ガスの処理を行った。

実際の臭気では様々な物質が含まれており、放電状態が臭気条件により大きく影響を受けることが予想される。そこで、基礎試験同様に放電部の運転条件が脱臭効果に与える影響について検討を行った。

基礎実験と同様に、放電エネルギーと硫化水素低減率の関係を確認したところ、処理風量 1000m³/h 当りの放電出力を 1.5kW 以上とした場合、硫化水素の低減率が変わらなくなることが確認できたため、以降の実験は放電出力を同条件として実施した。また、放電電極静電容量、線速度、及び滞留時間と硫化水素低減率の関係は、基礎実験と同じ結果であった。

臭気の処理結果を図－7に示す。原臭の硫化水素濃度が低い（概ね 7ppm 以下）場合には、処理後の臭気指数を 25 以下とすることができた。しかし、硫化水素濃度がそれ以上の条件では、処理後において硫化水素が 0.1ppm 以上残存し、結果として臭気指数が 25 を大きく上回っている。



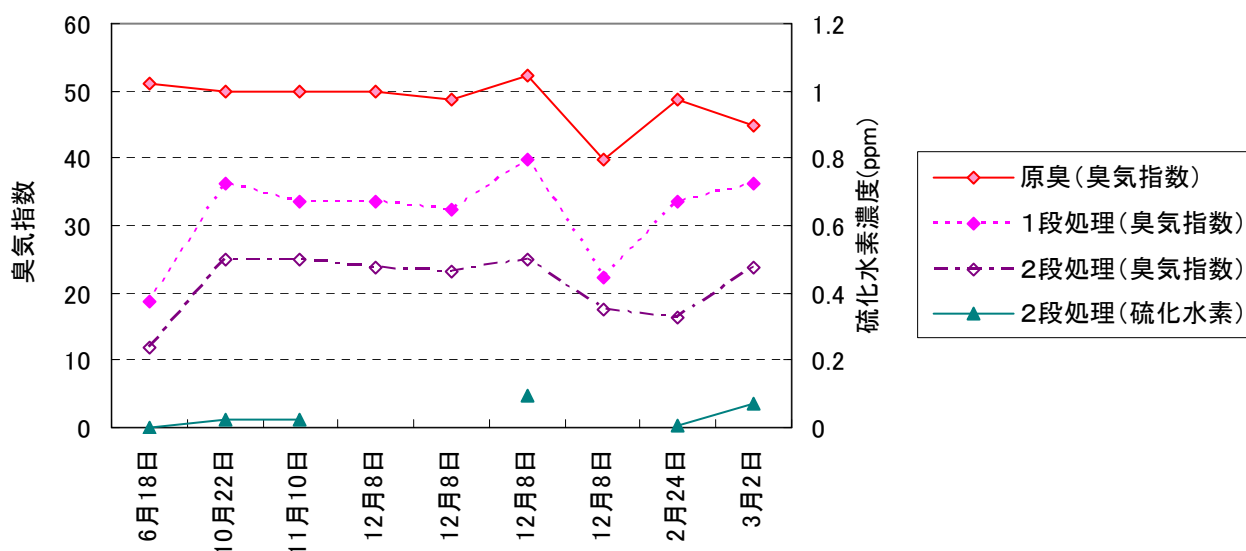
図－7 臭気の処理結果(1段処理)

5. 1. 6 高濃度臭気ガスの処理性能調査（2段処理システム）

第1放電装置単独による処理では、高濃度臭気に対し十分な脱臭効果が得られなかったため、第2放電装置を組み合わせた2段処理システムで処理を行った結果を図－8に示す。

原臭気の臭気指数 40～52 に対し、2段処理後の臭気指数は 12～25 であった。処理後の硫化水素濃度は 0.1ppm 以下で、原臭気に対する低減率は 99% 以上であった。

以上の結果から、高濃度臭気に対し2段処理システムを採用することで、適切な脱臭処理が行われるものと考えられた。



図－8 臭気の処理結果(2段処理)

5. 2 水洗浄による触媒再生

5. 2. 1 調査内容

放電式脱臭装置は、被処理ガス中において放電を行うことで臭気物質を酸化分解することを原理とするものであるが、放電により発生するラジカルなどと臭気物質との反応の促進、及び微量発生するオゾンの分解除去を目的として、放電部の後に触媒が設置される。放電式脱臭法は放電と触媒の両者が脱臭に大きく関与するため、両方が良好に作用することで高い脱臭効果が得られる一方、高濃度臭気においては臭気の分解過程にて発生する中間生成物の被毒により触媒効果が低下するが、その際の対処法については未確立であった。

下水汚泥臭気の代表的な成分である硫化水素は、硫酸根として触媒に存在するものと考えられ、触媒を水洗浄することにより触媒再生が可能であるものと推測される。そこで、水洗浄による触媒再生の効果を実際の下水臭気で実験的に確認した。

第1放電装置の触媒部上部より、触媒 1kg 当り 3L の水をノズルより散水することにより触媒の水洗浄を行い、乾燥後（3 時間）に洗浄前後の臭気除去効果を比較した。洗浄水量はビーカ試験により得られた結果より決定した。なお、洗浄は4ヶ月に1回の頻度で実施した。

5. 2. 2 調査結果

結果を表-4に示す。洗浄前では硫化水素濃度の低減率は86.7%であったが、洗浄後は、96.0%まで上昇していることがわかる。

つまり、触媒の効果が低下した場合、水洗浄を行うことにより、触媒効果の回復が期待できる。

なお、洗浄処理水の水質分析を行ったところ、硫黄化合物としてはほとんどが硫酸イオンとして存在していることを確認している。

表-4 無負荷運転前後の臭気処理状況

	原臭気	処理後	低減率(%)
触媒洗浄前(11/10)			
臭気指数	50	40	—
硫化水素	15	2.0	86.7
触媒洗浄後(11/10)			
臭気指数	50	34	—
硫化水素	15	0.6	96.0
触媒洗浄後(12/9)			
臭気指数	45	16	—
硫化水素	4.6	<0.002	99.9

※放電出力:1.25kWh/m³、触媒量:SV2500h⁻¹

5. 3 電極洗浄システムの改良

5. 3. 1 調査内容

放電式脱臭装置では、効率のよい放電を維持するために放電電極を一定時間ごとに水洗浄して放電電極に析出した塩類を除去しているが、原臭気によっては塩類以外の汚れも付着する可能性がある。また、原臭気が高濃度になるほど汚れも悪化することから、洗浄回数も多くなることが予想される。そこで、従来の水洗浄の有効性、及び洗浄回数について検討を行った。

実験は洗浄回数を変化させ、放電モニタ値により放電の状態を観察した。放電モニタ値とは放電時に発生するホワイトノイズを検知して放電の状態を数値に表したものであり、放電の強弱と相関性があるため、放電の状態を把握することができる。

5. 3. 2 調査結果

洗浄回数を変化させて実験を行った結果、臭気条件によっても異なるが、1回/hの洗浄により安定的な放電状態が確保できた。しかし、長期的（1ヶ月間）に観察した結果、放

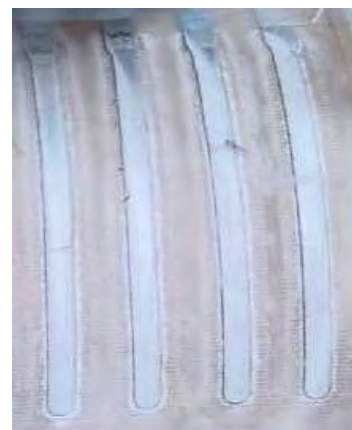
電モニタ値が徐々に低下し、洗浄によっても十分に回復しなかった。そこで、放電電極の表面を観察したところ、電極金属部に白濁した

状態が認められた（図－9 参照）。電極表面に付着した汚れを削りとり、SEM 分析（電子顕微鏡）を行った結果、白濁した汚れの主成分がシリカ（Si）であることが判明した。

下水には微量な有機物質が各種含まれており、その一つとしてリンスや化粧品等に添加されるシリコン由来のシロキサンが挙げられる。特に、消化ガス中にはシロキサンが気体状で存在し、消化ガス発電時にこれらシロキサンが燃焼され、燃焼室内部に二酸化ケイ素が析出し、問題となっている。

今回実験を行った砂町水再生センターでは三河島水再生センターから 6～8 時間の滞留時間をかけて汚泥が送泥されている。その際、温度、酸素濃度等の状況によっては消化反応が起こることも考えられる。

そこで、原臭気、及び放電部出口ガス中のシロキサン濃度を測定した結果、原臭気にシロキサンが含まれており、放電部にてシロキサンが除去されていることが認められた（表－5 参照）。このことから、電極表面に付着した白濁物は、臭気中に含まれるシロキサンによるものであることが示唆される。



図－9 電極拡大写真

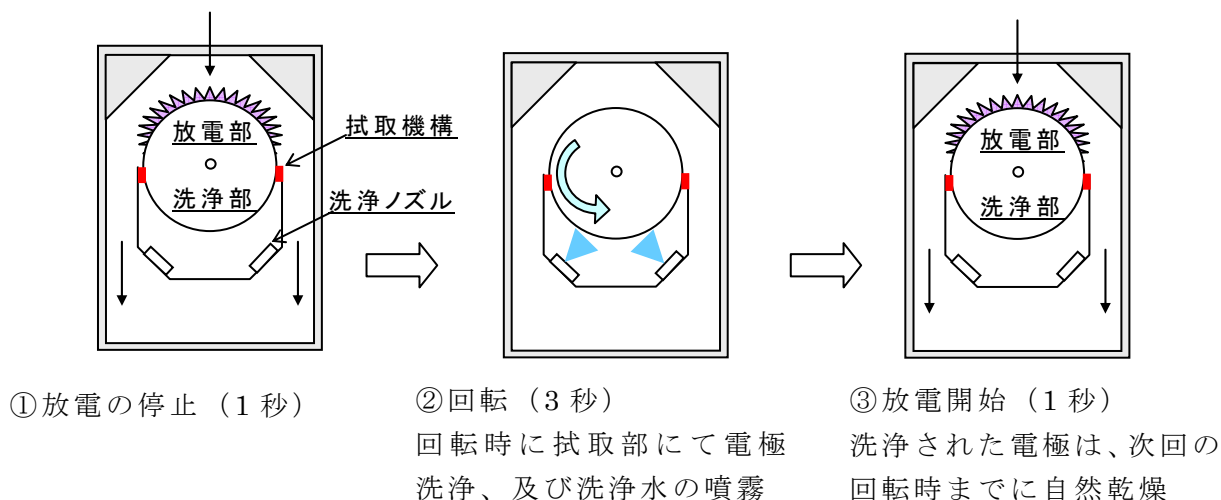
表－5 シロキサン分析結果

	単位	原臭気	放電部出口
ヘキサメチルシクロトリシロキサン(D3)	ppm	<0.001	<0.001
オクタメチルシクロテトラシロキサン(D4)		0.017	0.005
デカメチルシクロペンタシロキサン(D5)		0.1	0.02
ドデカメチルシクロヘキサシロキサン(D6)		0.003	<0.001

5. 3. 3 電極洗浄システムの改良

電極表面に付着した白濁物は粉末状で、比較的に取れやすい状態であると観察された。そこで、電極回転時に拭取機構を持たせ、従来の水洗浄と併せて実施する電極洗浄システムの改良を行った。

電極の洗浄システムの概念図を図－10に示す。洗浄タイマーにより洗浄工程に移ると放電が停止し電極が回転する。放電電極表面に付着した塩類、及び白濁物は、放電電極が



図－10 電極洗浄機構概念図

回転するときに、拭取部にて清掃される。次に洗浄部に設けられたノズルより水噴霧にて洗浄され、さらに次の洗浄工程の回転時に拭取部にて再度清掃される。

放電電極の洗浄に伴う放電の停止時間はわずか数秒であり、脱臭機能には影響ないと考えられる。

システム改良後、数ヶ月間放電モニタ値により放電状態を確認した結果、放電状態が良好に維持できていることが確認された。洗浄回数は1時間あたり1回の頻度にて行った。

5. 4 電極の寿命調査

5. 4. 1 調査概要

放電状況、及び電極状態を定期的を目視により観察し、放電電極の劣化状況を調査した。また、電極製作時、実験終了後に電極の厚さを測定し、電極シートの劣化を評価した。

従来の板状型電極においては、電極金属部の損耗、又は電極基板の損耗による貫通により寿命に到達しているため、今回開発した円筒型電極においても同様に寿命と考えられる。従来の電極では、高濃度臭気に対しては特に金属部の腐食、劣化が著しく、稼働時間約2000時間で寿命に達していた。

電極寿命は、電極金属部、及び電極基板（シート）の劣化状況を定期的に観察した。また、電極シートの劣化については初期時、及び実験終了後に膜圧計（超音波厚さ計）によりシート厚さを計測し、劣化状況について評価した。なお、シートの膜圧は電極金属部の先端、中間、根元部において測定した。膜圧測定場所を図-11に示す。

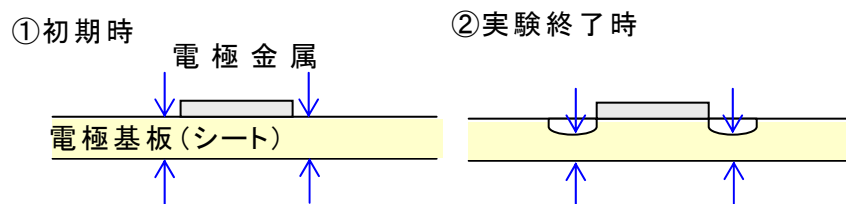


図-11 電極膜圧測定場所

5. 4. 2 調査結果

今回開発した電極は、2面の半円状放電面から構成されているため、従来の電極の2倍程度の寿命（約4000時間）と予想される。図-12に放電稼働4000時間後の放電電極の拡大写真を示す。大きな腐食や劣化はなく、従来型で腐食、劣化が激しかった電極金属部においても、今回開発した電極では寿命に到達するような状況は確認されなかった。これは、金属部材質を耐久性のあるアルミニウムに変更していることが影響していると考えられた。

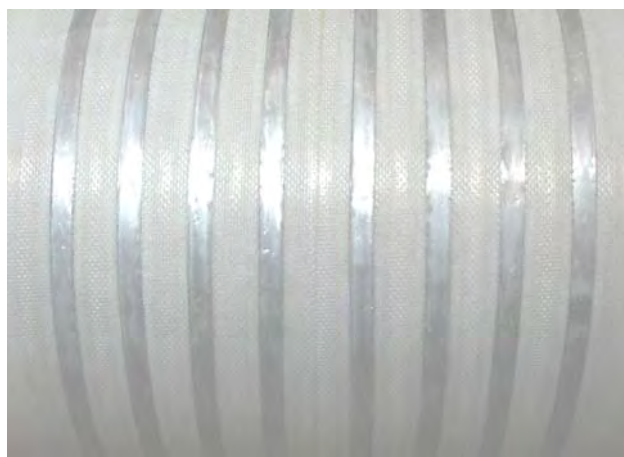


図-12 シート電極写真(放電稼働4000h)

また、膜圧計による電極シート厚さを測定した結果、初期の電極シート厚さの72~85%まで減少しており、特に、電極金属の先端部

における膜圧が薄い傾向がみられた。これは、電極金属部の先端部において金属とシート基板が若干剥離しており、アーク放電が発生し部分的に負荷が高くなったことによるものと推察される。

放電に必要な耐圧を保つために必要な電極シートの厚さは、初期値の約 60% 以上であり、この結果から判断すると、電極シートの寿命は 4000 時間（半年相当）以上確保できるものと考えられる。したがって、今回開発した電極は従来の電極と同等以上の耐久性があると判断される。

6 高濃度臭気に対する処理システムの実用性及び経済性

6. 1 下水高濃度臭気に対する放電脱臭技術の実用性

以上の結果から、汚泥系施設から発生する臭気指数 50 程度の高濃度臭気に対する、放電式脱臭法の処理性能は以下のように考えられる。

- ・放電処理システム（1 段処理システム）では、臭気指数 45 程度、硫化水素濃度 7ppm 以下の臭気までであれば脱臭処理が可能であり、臭気指数 25 以下とすることができる。
- ・臭気指数 45 を超える高濃度臭気に対しては、上記の放電処理装置後に低濃度向けの放電装置を直列にした 2 段処理システムにより対応可能であり、処理後の臭気指数は 25 程度である。

表－6 は東京都における臭気の規制基準の概要である。区域及び煙突等の臭気の排出条件によって規制値は異なっており、住居が密集し臭気の風量が大きくなるほど臭気の規制値が厳しくなっている。

今回の実験結果より、高濃度臭気に対して臭気指数 25 以下とすることができているため、放電脱臭法は規制基準が臭気指数 25 以上の場合に実用できる技術といえる。また、規制基準が 25 未満の場合でも、排出口の高さや処理風量の条件次第では、十分に適用が考えられる。

表－6 東京都における臭気規制基準

規制場所 の区分 区域の区分	煙突等気体排出口			
	排出口の実高さが 15m 未満（臭気指数）			排出口の高さが 15m 以上 （臭気排出強度）
	排出口の口径 が 0.6m 未満	排出口の口径 が 0.6m 以上 0.9m 未満	排出口の口径 が 0.9m 以上	
第一種区域	31	25	22	$q=275 \times H^2$
第二種区域	33	27	24	$q=436 \times H^2$
第三種区域	35	30	27	$q=549 \times H^2$

備考 q は、排出ガスの臭気排出強度（臭気濃度×排出ガス量）を示す。

H は、排出口の実高さを示す。

6. 2 経済性の検討

高濃度臭気において生物脱臭装置（充填式生物脱臭装置＋活性炭吸着塔）との比較を行い、放電脱臭法の経済性について検討を行った。

設計条件は、以下のとおりとした。

（1）設計条件

① 臭気指数

◇ 対象臭気 ： 汚泥濃縮タンク、汚泥脱水設備等から発生する高濃度臭気

◇ 原臭濃度

臭気指数	硫化水素	メチルメルカプタン	硫化メチル	二硫化メチル	アンモニア
50	30(ppm)	3.0(ppm)	0.4(ppm)	0.4(ppm)	2(ppm)

◇ 処理後の臭気指数（目標値）： 24 以下

② 処理風量： 30 m³/min

③ 運転時間： 8,760h/年

（２）装置仕様

《放電脱臭装置》

① 形 式： 2 段処理システム

② 圧力損失： 300 mmAq 以下

③ 高圧電源

	第 1 放電装置	第 2 放電装置
放電電圧 (kVp-p)	8.0	8.0
最大消費電力 (kW)	2.5	0.3
周波数 (kHz)	15	15

④ 触 媒

	第 1 放電装置	第 2 放電装置
触媒充填量 (m ³)	0.72	0.36
触媒洗浄工程	有	無

⑤ 水の使用量： 220L/日（電極の洗浄水として、上水を使用）

⑥ メンテナンス：電極交換 2 回/年、触媒交換 1 回/年

《生物脱臭装置》

① 形 式： 充填塔式生物脱臭装置＋活性炭吸着塔

② 圧力損失： 300 mmAq 以下

③ 散 水： 二次処理水を 50L/min（6 分に 1 回程度実施）

④ 活性炭量： 742kg（1.86m³）以上

⑤ メンテナンス：活性炭交換 1 回/年

放電脱臭装置と生物脱臭装置について、試算した結果を表－7 に示す。

維持管理コストは生物脱臭装置が安価であるが、設置コストは放電脱臭装置が安価となっている。20 年間の総コストを比較しても、放電脱臭装置は生物脱臭装置と比べて安価となっている。

また、放電脱臭装置は生物脱臭装置と比較して、設置スペースは約 1/2、重量については約 1/4 程度となっており、コンパクトで軽量の装置であるといえる。従来、設置が困難であったスペースにも適用が考えられる。

表－7 経済性の比較

	放電脱臭装置 (2 段処理システム)	生物脱臭装置 (生物脱臭+活性炭)
設置スペース、重量	56m ³ 、5.5t	90m ³ 、21.9t
設置コスト	68,100(千円)	119,100(千円)
維持管理コスト	5,450(千円/年)	4,650(千円/年)
総コスト(20 年)	177,000(千円)	212,000(千円)

7 まとめ

本調査では、汚泥系施設から発生する高濃度臭気に対し、放電式脱臭法の適用性を調査し、生物脱臭法と比較して軽量かつコンパクトで安価な脱臭装置の開発を行うことを目的とし、放電部の開発、及び放電処理システムの検討を行った。

その結果、以下の事項が判明した。

(1) 高濃度臭気に対する新たな放電部の開発

従来の電極より脱臭効果が高い放電電極（円筒型）を開発した。

(2) 放電式脱臭法による臭気ガスの処理性能

新たに開発した放電電極による1段処理システムでは硫化水素濃度が10ppm以上で、脱臭装置出口に硫化水素が残存し、処理後の臭気指数は30を上回る結果となった。しかし、上記脱臭後に従来型の放電脱臭を直列にした2段処理システムでは、原臭気の臭気指数40～52に対し、処理後の臭気指数は概ね25を維持しており、良好な脱臭が行われていた。

(3) 水洗浄による触媒再生

触媒の効果が低下した場合、触媒の水洗浄を行うことにより、触媒の効果が回復することが確認された。

(4) 電極洗浄システム

下水汚泥系臭気中にシロキサンが含まれる可能性があり、従来の水洗浄による電極洗浄法では良好な放電状態を維持することが難しかった。そこで、従来の電極の水洗浄と併せて、電極回転時に拭取を行う新たな洗浄方法を採用したことにより、良好な放電状態を維持することができた。

(5) 電極寿命

今回開発した円筒型電極は放電稼動4000時間を経過しても大きな劣化や腐食はなく、従来の電極と同等（半年）以上の耐久性があることが確認された。

(6) 実用性

高濃度臭気に対する放電脱臭法は、規制基準が臭気指数25以上の場合に適用できる技術といえる。また、規制基準が25未満の場合でも、排出口の高さや処理風量の条件次第では、十分に適用が考えられる。

(7) 経済性

維持管理コストは生物脱臭装置が安価であるが、設置コストは放電脱臭装置が安価となり、20年間の総コストについても放電脱臭装置が安価となっている。

放電脱臭装置は生物脱臭装置と比較して、設置スペースは約1/2、重量は約1/4となっており、コンパクトで軽量の脱臭装置であるといえる。

3. 地球環境保全への貢献

(1) 処理水再利用技術

1 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と

活性汚泥微生物群の解明等に関する研究

(2) 汚泥資源化技術

1 汚泥処理工程への凝集剤添加による

放流水りん濃度の低減

2 汚泥からの有機酸回収と

活用技術の開発に関する共同研究

3 汚泥焼却炉における焼却灰の高品質化調査

3-(1)-1 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と

活性汚泥微生物群の解明等に関する研究(委託研究)

計画調整部 技術開発課 高橋 淳司

調査目的

本研究は、雨天時に合流式下水道施設から排出される汚水および水再生センターからの放流水に含まれる微生物等が公共用水域へ及ぼす影響を把握するため、公共用水域及び実験室レベルでの基礎的な調査研究を東京大学大学院へ委託したものである。

微生物等の把握手法を検討するとともに、その手法を活用し、下水処理場および水環境中のウイルスの挙動について調査を行った。また、活性汚泥微生物の群集構造解析を行い、微生物群集と下水の処理特性との関係を検討した。

① 委託研究機関 東京大学大学院工学系研究科

② 研究題目

雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と活性汚泥微生物群の解明等に関する研究

③これまでの受託研究題目(13年度以降)

平成13年度

高度処理における栄養塩除去と温室効果ガス排出量削減に関する基礎研究

平成14年度

高度処理における栄養塩除去機構解明と下水処理が与える環境負荷の解析に関する研究

平成15年度

高度処理における効率的な栄養塩除去の機構解明と下水処理施設の評価方法に関する研究

平成16年度

雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響と活性汚泥微生物群の解明等に関する研究

調査内容と結果

1 雨天時放流水の公共用水域へ及ぼす影響

1) 紫外線によって不活性化された微生物の海水中における挙動に関する研究

① はじめに

水処理における消毒方法のひとつとして、紫外線照射による消毒が実用化されている。紫外線消毒は、薬品添加を要しない、副生成物を生じないなどの長所を有する。特にアメリカやヨーロッパにおいて浄水場及び下水処理場での稼働例がある。こうした施設での稼働に加え、養殖漁業設備、水泳・水浴施設や噴水等の修景用水への適用例も増加してきている。

② 調査方法

本調査では、人工海水中の大腸菌を低圧ランプおよび中圧ランプ紫外線により不活性化後、光照射することにより紫外線消毒後の光回復について調べた。

③ 調査結果

本実験と同等の光照射条件および同じ純菌株についてりん酸緩衝液中同様の実験を行うと、不活化に低圧紫外線ランプを用いた系において顕著な光回復が観察された。一方、中圧紫外線ランプで不活化した後は、光回復が観察されなかった。しかしながら人工海水中では、不活化に用いる紫外線ランプの種類によらず、光回復が観察されなかった。海水中では、蛍光灯による光回復よりも蛍光灯放射光による不活化作用のほうが顕著であることが推測される。その際、人工海水中の溶存物質のうち、光増感作用を持つ物質が励起され、活性種を生成したことが想定される。

2) 人糞便由来の腸管系ウイルスの水環境中における挙動

① はじめに

飲料水、親水用水および下水処理水などにおける腸管系ウイルスの発生動向について関心が高まってきている。これらのウイルスは、糞便・経口感染経路を有しており下痢や嘔吐をはじめとするさまざまな症状を引き起こす原因となる。ウイルスの多くは、糞便として排出されるため、公衆衛生の向上の観点から、下水処理場におけるウイルス除去能が期待されている。

② 調査方法

これまでに、河川及び沿岸海域底泥からヒト腸管系ウイルスを回収する方法を検討した。また、これらの手法を活用し、下水処理場及び水環境中のウイルスの挙動について調査を行った。

③ 調査結果

ノロウイルス、エンテロウイルスおよび指標微生物の定量を行った結果、下水処理においては、二次処理においても塩素消毒においてもウイルスは大腸菌群などの細菌指標に比べて除去されにくいという結果が得られた。また、下水処理水の影響

を受けている水域では、水中ウイルス濃度は高く指標微生物濃度は低いが、底泥にはウイルスが少ないという結果が得られた。一方、雨天時越流水の影響を受けている水域では、底泥にも多くウイルスが存在していた。ウイルスの挙動に関する基礎的知見が得られた。

2 活性汚泥微生物群の解明

1) 浸漬型膜分離活性汚泥法の膜表面付着細菌群集の解析

① 解析方法

分子生物学的手法を用いて浸漬型膜分離活性汚泥法の膜表面に付着する細菌群集の特徴を明らかにしたものである。

② 解析結果

同一反応槽から同時にサンプリングした膜サンプルと浮遊系汚泥サンプルの DGGE バンドパターンの比較から、膜表面付着微生物は浮遊系汚泥とまったく異なる群集構造を持っていることがわかった。クローニング結果で γ Proteobacteria に属するクローンが全体の 50%以上であり、その中でも特に Xanthomonas 類に属する細菌類が優先種として膜表面に特異的にしかも長期間にわたって存在することがわかった。膜から単離したほとんどの細菌の疎水性は浮遊系からの単離菌のそれよりも高かった。また、膜からの単離菌は、EPS を大量に生成する細菌類でもあった。

2) 汚泥減量型活性汚泥法における金属塩の挙動

① はじめに

汚泥減量型活性汚泥法は、余剰汚泥をオゾン・高熱細菌などによって可溶化し曝気槽に戻すことにより、余剰汚泥発生量を大幅に削減することができる手法だが、無機金属塩の汚泥内蓄積による障害が懸念される。

② 解析方法

芝浦実験施設において本法のパイロットプラントを運転し、その金属塩の挙動を物質収支および汚泥内金属蓄積形態の測定により解析した。汚泥減量型活性汚泥法を用いたリアクターおよび汚泥減量を行わず余剰汚泥を引き抜くリアクターは、ともに都市下水を流入させ実効容量 10L の生物反応槽を用いて嫌気好気式回分処理を行った。

③ 解析結果

その結果、標準法に比べて、汚泥削減型活性汚泥法により多く蓄積される傾向がある金属 (Cu、Zn、Al、Fe)、同様の傾向があるものの流入量に比べて蓄積量が少ない金属 (Mn、Ca)、ほとんど蓄積されない金属 (Na) があることがわかった。また、汚泥内金属蓄積形態は標準法と汚泥削減型で差が見られなかった。

3) 回分式嫌気好気汚泥におけるポリリン酸蓄積細菌の検出

① はじめに

これまでの研究で、都市下水を処理する生物学的りん除去プロセス（EBPR）には *Rhodocyclus* 近縁種だけでなく、その他の細菌（*Proteobacteria* γ 群）もりん除去を担っていることが示唆される結果を得た。

② 検出方法

そこでパイロットプラント内の回分式嫌気好気汚泥から抽出したゲノム遺伝子の rDNA に対し、クローニング全長塩基配列解読を行い、その中の *Proteobacteria* γ 群を特異的に検出する FISH プローブを作成した。

③ 結果

この FISH プローブによる微生物検出と DAPI によるポリリン酸染色を併用することで *Proteobacteria* γ 群に属するポリリン酸蓄積細菌(PAO)の検出を試み、その検出に成功した。

④ 考察

この結果については、世界的に見ても過去に報告例のない新規の PAO の検出ということになる。特に実験室系ではなく、実下水を用いた系での発見という点で重要性の高い成果といえる。

3-(2)-1 汚泥処理工程への凝集剤添加による放流水りん濃度の低減

施設管理部施設管理課（現 水道局） 中東 寛和
施設管理部施設管理課 岡崎 敏之
計画調整部技術開発課 山下 博史

1. はじめに

東京都では、水再生センター（以下、「センター」という。）からの放流水のりん濃度について、水質汚濁防止法（昭和 45 年法律第 138 号）第 3 条第 3 項の規定により、都民の健康と安全を確保する環境に関する条例（平成 12 年東京都条例第 215 号）によって上乗せ基準が定められている。標準活性汚泥法を採用しているセンターでは、その基準値が 3mg/L である。また、2 以上のセンターからの汚泥を受け入れ、それを処理する汚泥処理施設からの返流水を含めて処理するセンターについては、現在、暫定基準の適用がなされていて、その基準値は 4.5mg/L である。この暫定基準値は、平成 19 年度末に失効し、平成 20 年度から他のセンターと同じ排水基準値 3mg/L が適用されることになる。

表 1 水再生センターからの放流水にかかる上乗せ基準値

対象となるセンター		窒素	りん	適 用
既 設		30mg/L	3mg/L	
	暫定（H20.3.31 まで）	50mg/L	4.5mg/L	2 センター以上の汚泥処理からの返流水を処理する場合
新 設		20mg/L	1mg/L	・ H11.4.1 以後の設置、着工 ・ 施設全てに高度処理施設が整備された場合

当局は、汚泥処理の集約化を進め、汚泥処理の効率化を図っているが、一方で大量の汚泥処理返流水をもたらし、その返流水を受け入れているセンターのりん対策が緊急の課題となっている。

そこで、安定的で効率的なりん対策として、汚泥処理工程に無機凝集剤を添加し、りんを固定化して除去することにより、返流水によるりん負荷を低減させて、放流水の基準値を順守することを検討している。汚泥処理工程への無機凝集剤の投入によるりん対策の効果については、平成 13・14 年度に「返流水の効率的処理によるりん除去手法の開発」¹⁾ 調査（以下、「平成 14 年度調査」という。）で、砂町水再生センターにおいて、りん削減効果の実証調査を実施しており、無機凝集剤として L A C（液体塩化アルミニウム）の有効性を確認している。

一方、南部スラッジプラントからの返流水を処理している森ヶ崎水再生センターでは、常用発電事業のため汚泥の消化処理の継続や真空式ベルトフィルター（B F）脱水機の廃止など、りん濃度を上昇させる過程があり、平成 20 年度からのりん基準値強化に向け、無機凝集剤の有効性について別途検討する必要が生じた。

本報告は、森ヶ崎水再生センターにおけるりん基準値強化に向けた取り組み状況を中間報告するものである。

2. 森ヶ崎水再生センターのりん処理の現状

平成 16 年度から東京湾の富栄養化対策として、センターの放流水について窒素・りんの総量規制が導入されている。その測定のために、窒素りん計によって放流水の水質を自動測定している。この計器で測定した時間毎の測定値によると、森ヶ崎水再生センターのりん濃度の分布は、図 1 のグラフのとおりである。

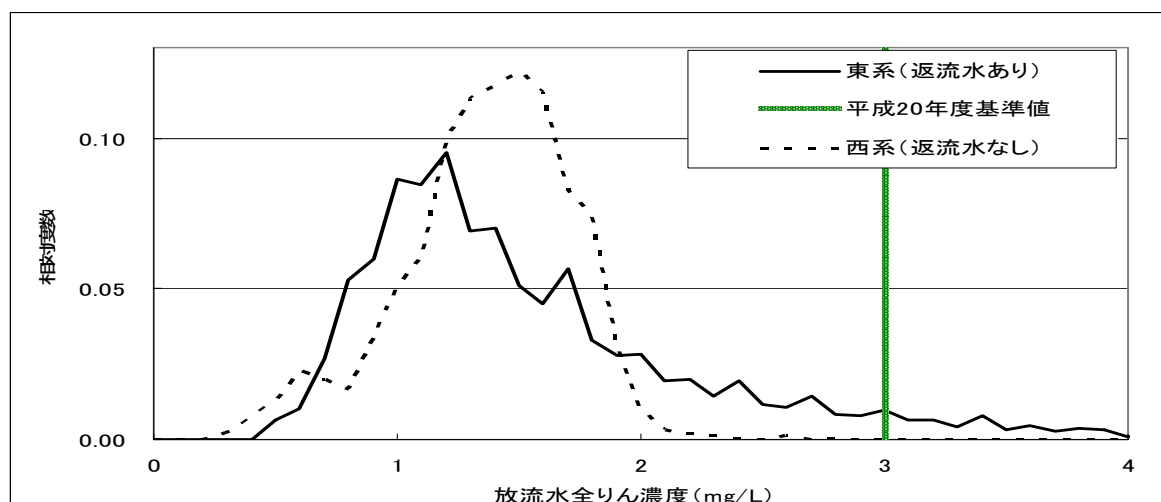


図 1 平成 16 年度上半期の放流水全りん濃度の度数分布

南部スラッジプラントからの汚泥処理返流水の影響を受けない西系では、平成 20 年度からの基準値である 3mg/L を超過する時間帯はみられなかった。しかし、返流水を受けている東系については、6% 程度の頻度で 3mg/L を超過している。このため、東系については水処理系への P A C 注入といった緊急避難的な対応とは別に、汚泥返流水を対象とした定常的なりん対策が必要となっている。

3. 必要なりん削減量の算定

平成 20 年度のりん基準値対応に必要な森ヶ崎水再生センターでのりん削減量の試算を行った。

3. 1 放流水の濃度からのりん削減量の試算

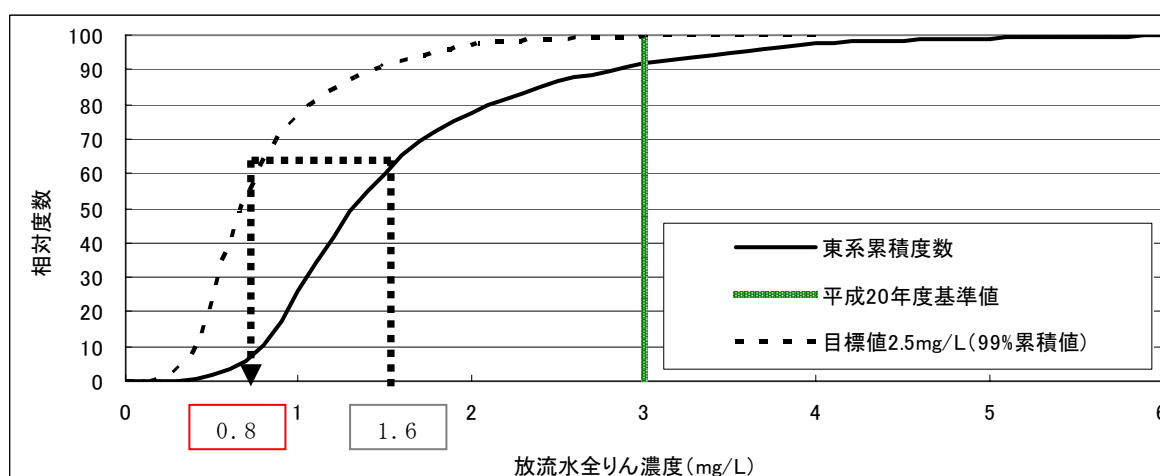


図 2 放流水りん濃度の累積度数分布（現状と目標）

現在の森ヶ崎水再生センターの東系放流水の平均りん濃度（平成 15 年度年平均値）は、1.6mg/L であった。ここで、平成 20 年度のりん基準値 3mg/L を満たすために、将来の放流水のりん濃度が、99%累積値で 2.5mg/L を満足することを目標として試算した。

濃度分布が正規分布と仮定して、平均値を 0.8mg/L としたときにこの目標を満たすことができる。よって、平均水質を 1.6mg/L から 0.8mg/L まで低減させる必要が生じることになる。この水質の差と水量 76 万 m³/日（平成 15 年度年平均値）の積より、必要なりん削減量は約 590kg/日となる。

$$\{1.60(\text{mg/L}) - 0.82(\text{mg/L})\} \times 760,000(\text{m}^3/\text{日}) \div 1,000 \div 590(\text{kg/日})$$

3. 2 その他の要因によるりん削減量の試算

森ヶ崎水再生センターでは、今後、りん負荷量を増大させる要因がある。現在、センター内での汚泥処理工程において、真空式 B F 脱水機で使用している凝集剤（塩化第二鉄・消石灰）により、りんの固定がなされている。しかし、この真空式 B F 脱水機は平成 18 年度に廃止され、遠心脱水機が導入される予定である。そのため、この過程でりんの固定がされなくなり、この影響で返流水中の増大するりん負荷量は、平成 16 年度の汚泥試験結果より 110kg/日と試算される

以上の 2 点を加味した必要なりん削減量は、表 2 のとおり試算される。

表 2 平成 20 年度からの基準に対応するのに必要なりん削減量

放流水濃度からのりん削減量	590 kg/日
その他の要因によるりん削減量	110 kg/日
合 計	700 kg/日

4. りん固定剤の注入点についての検討

森ヶ崎水再生センターの水処理施設には、下水のほかに、汚泥集約処理施設である南部スラッジプラントからの返流水と自センター内の汚泥処理施設からの返流水が流入している。これら系統別のりん酸性りんの負荷量を表 3 に示す。南部スラッジプラントからの返流水による負荷が、全体の流入負荷量の 4 割を占めている。

表 3 森ヶ崎水再生センターへ流入するりん酸性りんの負荷量

	りん酸性りんの負荷量	割合
流入下水（大森幹線）	690 kg/日	21%
流入下水（大田幹線）	1,050 kg/日	33%
センター内汚泥処理施設からの返流水	270 kg/日	8%
南部スラッジプラントからの返流水	1,210 kg/日	38%
合 計	3,220 kg/日	100%

そこで、森ヶ崎水再生センターと南部スラッジプラント間のりんの実態調査を実施した。南部スラッジプラントのフロー図を図 3 に示す。また、調査結果を表 4、図 4 に示す。

南部スラッジプラント フローシート(全体)

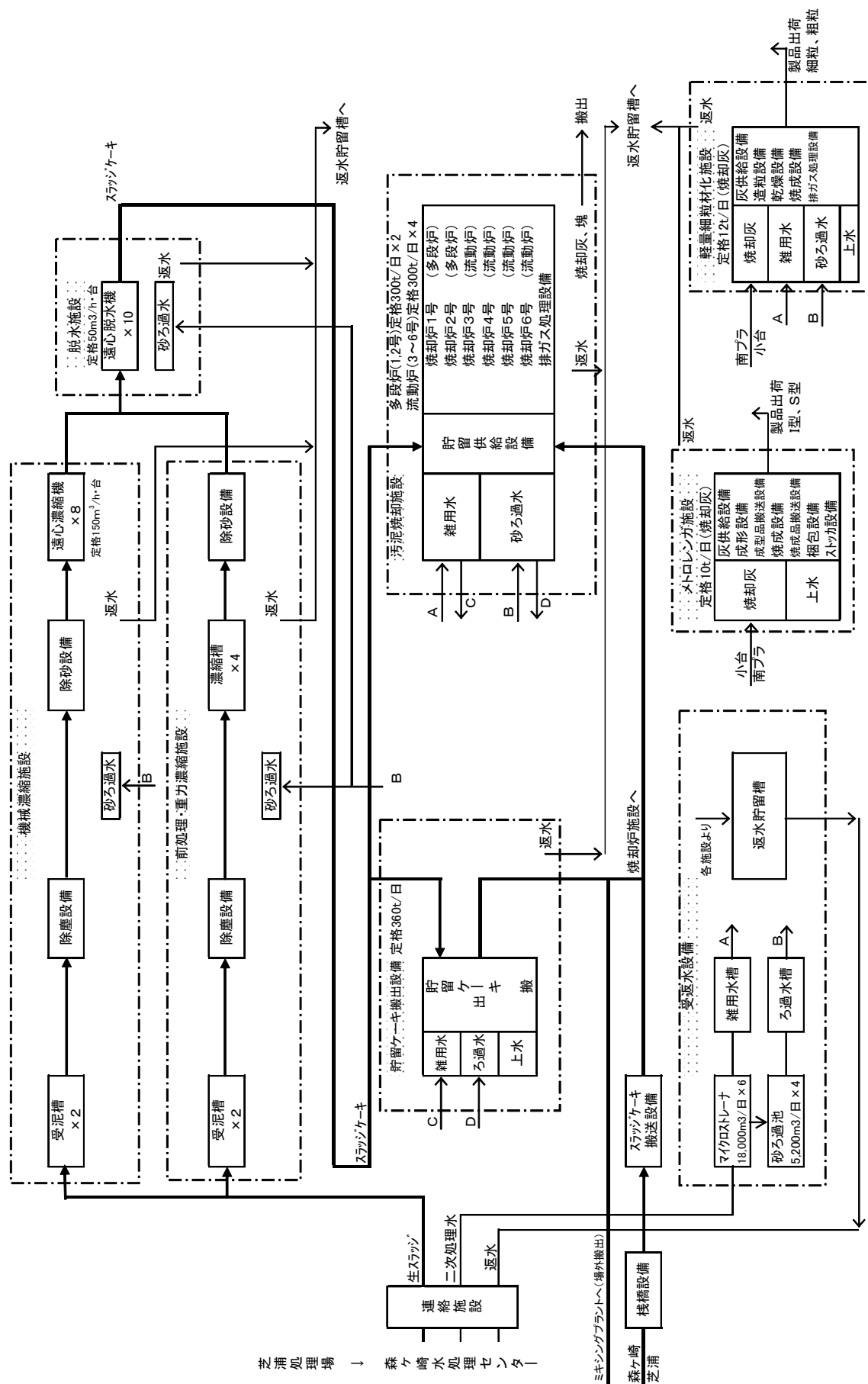


図 3 南部スラッジプラントのフローシート

表 4 南部スラッジプラント返流水のりん酸性りん負荷量の内訳

	りん酸性りん 濃度	りん酸性りん 負荷量	割合
遠心濃縮分離液	29.6 mg/L	620 kg/日	77%
重力濃縮溢水	2.4 mg/L	30 kg/日	4%
遠心脱水ろ液	24.1 mg/L	110 kg/日	13%
スクラバー返水	0.8 mg/L	30 kg/日	4%
その他	0.0 mg/L	20 kg/日	2%
合 計		810 kg/日	100%

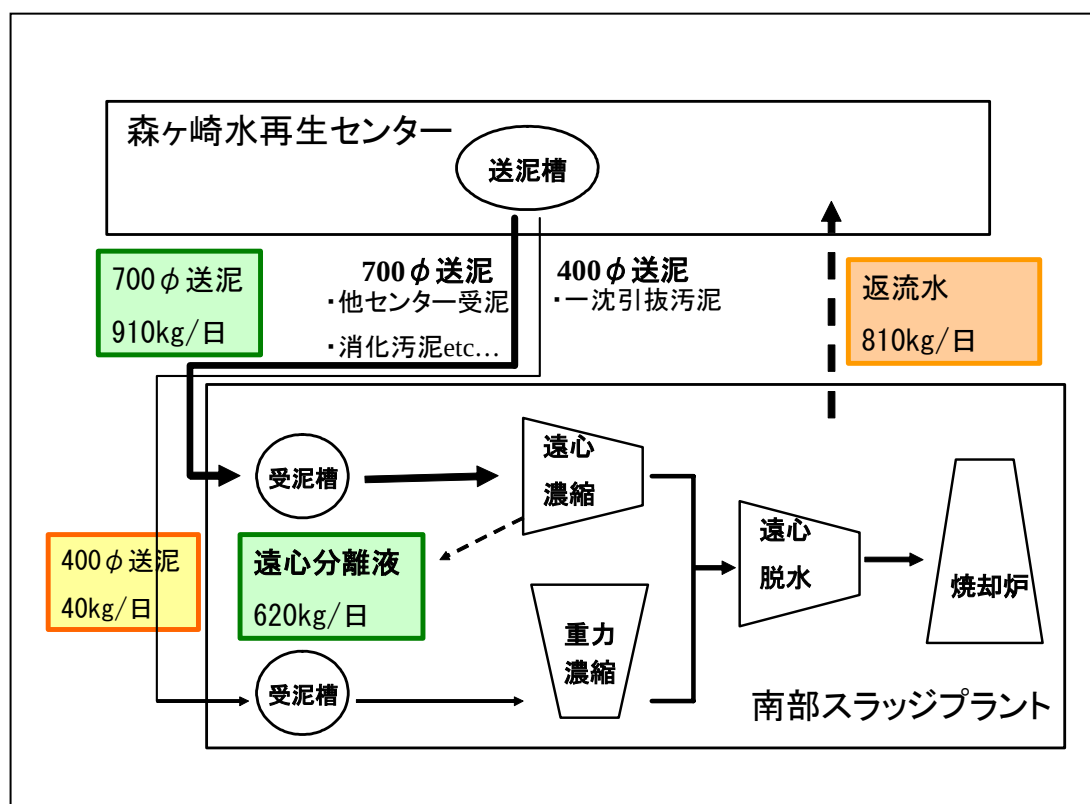


図 4 森ヶ崎水再生センターと南部スラッジプラント間のりん酸性りんの収支図

森ヶ崎水再生センターから南部スラッジプラントへの送泥は、現在、700φと400φとの二つの送泥管で行われている。400φ系は主としてセンター東系の第一沈殿池引抜汚泥を、700φ系は芝浦水再生センターからの受泥、及びセンター内の汚泥処理施設で処理した消化汚泥等を送泥している。

700φ系の汚泥は、南部スラッジプラント内の遠心濃縮機で濃縮され、遠心脱水機で脱水する。一方、400φ系の汚泥は、重力濃縮槽で濃縮され、先程の遠心濃縮された汚泥と合わせて、遠心脱水機で脱水している。

りん酸性りんの負荷量は、700φ系汚泥が910kg/日、400φ系汚泥が40kg/日となっており、700φ系が圧倒的に多く、96%を占めている。また、南部スラッジプラントからの返流水のりん酸性りん負荷量の内訳をみると、その8割程度が700φ系汚泥由来の遠心濃縮機

からの分離液が占めている。

このため、700φ系汚泥に無機凝集剤を添加し、りん酸性りんを固定して汚泥へ移行させることによって、返流水中のりん酸性りん負荷量を低減できると考えられる。そこで現在、森ヶ崎水再生センター側の送泥槽、又は、南部スラッジプラント側の受泥槽で無機凝集剤の注入を検討している。

5. 無機凝集剤の選定について

無機凝集剤の選定については、平成14年度調査において、効率的で確実な返流水対策手法の開発に関する基礎的調査として、汚泥を対象としたりん固定剤としては、アルミ系の固定剤であるLACが適しているとの報告がなされている。そこで、今回の調査においても無機凝集剤としてLACを対象とすることとした。

LACの物性等を表5に、凝集剤としての特性等を表6に示す。

表5 LACの物性等

物 性	化学名	塩化アルミニウム
	化学式	$AlCl_3$
	含有量	Al_2O_3 換算で10%
	外観	黄色透明
	比重	1.25以上
	pH	原液は1以下（使用時は10倍希釈するので2以上となる）
	溶解性	水には任意の比率で希釈できる。
	安定性	保管による効果の低減はない。
危険・有害性分類		危険物、有害物質には該当しない。
危険性情報	反応性	乾固し、 $AlCl_3$ が析出すると、分解して塩化水素が発生する。
取扱い上の注意	取扱い	漏洩防止、接触・吸入注意
	保管	鉄、ステンレスに対する腐食性があるため、耐酸材質で必要強度を有する。

表6 LACの凝集剤としての特性等

鉄系の凝集剤は、嫌気状態になると鉄が還元され、凝集したりんが再放出してしまう。
一方、アルミニウム系凝集剤は、再放出が少ない。
同じアルミニウム系凝集剤であるPACと比べて、価格が安価（ほぼ半値）である。
PACに比べて、処理効果が高い。
（りん1モルを処理する際に添加するアルミニウムのモル数 PAC2モル LAC1.3モル）
水酸化物を生成しにくいいため、凝集性が低い。
pHが低く腐食性があるため、耐酸材質での設備が必要である。

6. 無機凝集剤（LAC）の注入量について

LACの注入量を試算するにあたって必要となるアルミニウムとリンとの反応比については、平成14年度調査で、砂町水再生センターの実施設において確認がなされている。これによるとりん1モルを処理するのに必要なアルミニウムの量が約1.3モルと報告されている。

しかし、森ヶ崎水再生センターにおいては、LACの注入点と考えている700φ系汚泥には、砂町水再生センターとは違い、アルカリ度の高い消化汚泥を含むため、凝集剤のりん固定効果の低下が懸念された。このため、別途700φ系汚泥を用いて机上実験を行い、LACのりん固定効果の調査を行って、必要な添加量を試算することとした。

6.1 LAC添加率の調査

【調査目的】

700φ系汚泥、400φ系汚泥、消化汚泥に対して、それぞれ、りん1モルを処理するのに必要なアルミニウムの量を求め、そのりん固定効果を比較する。

【調査方法】

- ・700φ系汚泥、400φ系汚泥、消化汚泥を、それぞれ、1リットルずつ数個分取する。
- ・数段階の薬注率でLACを添加する。
- ・攪拌時間は15分とした。
- ・ろ紙5Aでろ過し、ろ液のりん酸性りん濃度を測定する。
- ・別途、添加前のりん酸性りん濃度を測定して、その除去量とLACの添加量より、りとアルミニウムとの比率を求める。

【調査結果】

それぞれの汚泥についての調査結果を図5～7に、反応比をまとめたものを表8に示す。

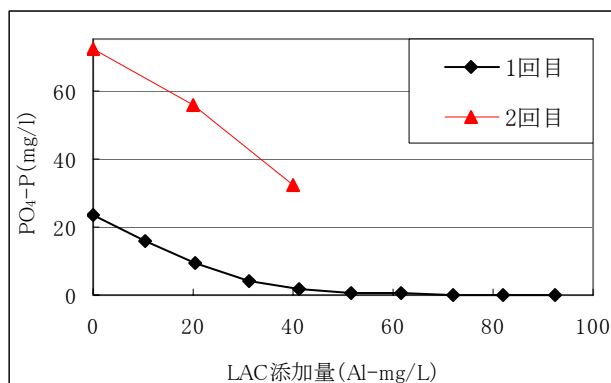


図5 700φ汚泥への添加

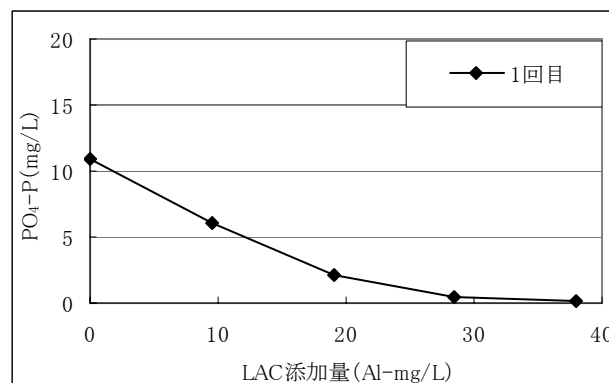


図6 400φ系汚泥への添加

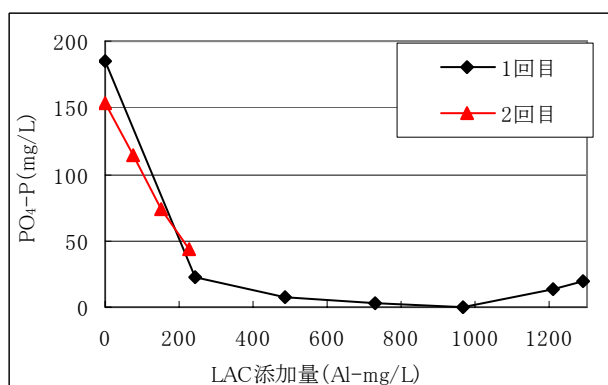


図7 消化汚泥への添加

表 8 りん 1 モルを処理するのに必要なアルミニウム量

汚泥	りとアルミニウムとの反応比
700 φ 系汚泥	1.4～1.7
400 φ 系汚泥	2.5
消化汚泥	1.7～2.2

図のグラフの傾きから、りとアルミニウムとの反応比が分かる。

$$\begin{aligned} \text{反応比} &= (\text{添加したアルミニウムのモル数}) \div (\text{除去したりのモル数}) \\ &= \{ (\text{添加したアルミニウムの量 (mg/L)}) / 27 \} \div \{ (\text{除去したりの量 (mg/L)}) / 31 \} \end{aligned}$$

りん酸性りん濃度の低い 400 φ 系汚泥への添加は、りの固定効果が低い。また、L A C が水酸化物を生成しにくいとはいえ、アルカリ度の高い消化汚泥への添加は、りん固定効果が低下している。700 φ 系汚泥は、その時の消化汚泥の混入率の違いによると思われるりん酸性りん濃度の変動が見受けられる。

以上のことから、700 φ 系汚泥に変動を考慮して L A C をモル比 1.7 で添加するのが、効率的である。なお、今回は机上実験ではあるが、平成 14 年度調査によると机上実験と施設との反応比はほぼ同じであったとある。

6.2 L A C の必要添加量について

前の調査結果より、700 φ 系汚泥に L A C をモル比 1.7 で添加するとして、平成 20 年度の基準に対応するのに必要なりん削減量 700kg/日 を除去するのに必要な L A C の量を試算した。なお、L A C 中のアルミニウム含有率は 5% (w/w) とした。

$$\begin{aligned} &\bullet \text{ りん 700kg を削減するため必要なアルミニウムの量} \\ &= (\text{除去するりのモル数}) \times (\text{反応比}) \times (\text{アルミニウムの原子量}) \\ &= 700 (\text{P-kg/日}) / 31 \times 1.7 \times 27 \\ &= 1,036 (\text{Al-kg/日}) \\ &\bullet \text{ L A C の必要添加量} \\ &= (\text{必要なアルミニウムの量}) \div (\text{アルミニウム含有量}) \\ &= 1,036 (\text{P-kg/日}) \div (5 (\%) / 100) \\ &\div 20,700 (\text{LAC-kg/日}) \\ &\div 16.6 (\text{m}^3/\text{日}) \quad \text{比重 1.25 として} \end{aligned}$$

7. L A C 添加の経費試算

前述の L A C 添加対策を実施した場合の経費について、表 9 と表 10 に示す。なお、イニシャルコストについては、平成 14 年度調査での砂町水再生センターと同規模の設備として計上した。

表 9 ランニングコスト

L A C 添加量	L A C 単価	ランニングコスト	
20,700 kg/日	¥15 /kg	¥310,500 /日	¥113,300,000 /年

表 1 0 設備内容と設備費等 (平成 14 年度調査より)

	L A C 関連			希 積 水 関連				共 通	
	貯留タンク	注入 ポンプ	流量計	注入弁	給水 ポンプ	貯留タンク	取水 ポンプ	レベル計	配管
設備 内容	25m ³ 4 台	4.1L/min ×0.75kW 6 台	電磁式 4 台	電動 4 台	0.2m ³ /min ×3.7kW 2 台	30m ³ 1 槽	0.3m ³ /min ×3.7kW 2 台	2 式	SGP ライニング
イニシャルコスト			¥156,000,000		減価償却			¥9,449,000	

*減価償却は、 $\text{イニシャルコスト} \times i(1+i)^n / [(1+i)^n - 1]$ で試算した。ただし、 $i=0.019$ 、 $n=20$ とし、イニシャルコストに工事費を含む

減価償却を加味した年間経費は、122,800 千円/年となる。また、除去されるりんの量 700kg/日から、りん 1kg の除去に必要な経費は、480 円/P-kg 程度であると試算された。

8. その他

700φ汚泥に L A C を添加したときの上澄水の様子を図 8 に示す。また、700φ汚泥に L A C を添加し、小型脱水機で脱水を行ったときのろ液の水質を表 1 1 に示す（高分子凝集剤等の併用はなし）。

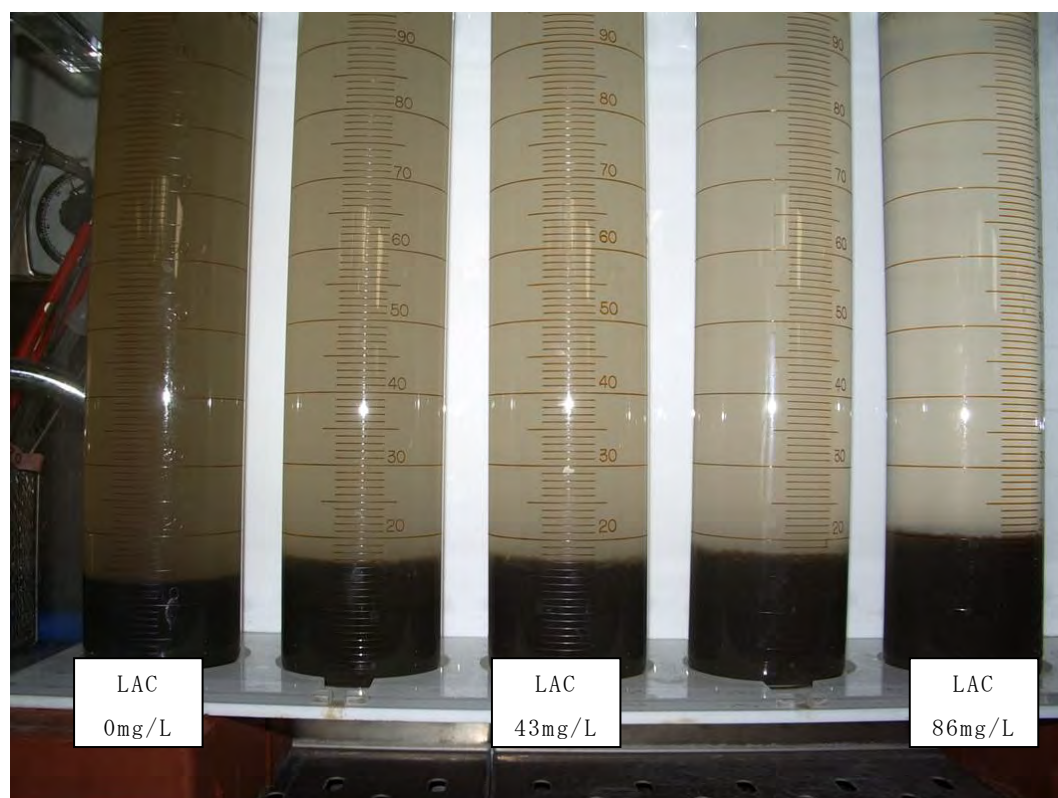


図 8 L A C 添加時の汚泥の上澄水の様子

表 1 1 L A C 添加時における脱水ろ液の水質

L A C 添加率 (mg/L)	C O D (mg/L)	S S (mg/L)
0	1,472	3,600
55	398	920

L A C を添加することにより、上澄水および脱水ろ液は清澄しており、りん除去以外にも副次的な効果として、汚泥の凝集性の向上等、返流水全体の水質改善に期待が持てることが伺えた。

9. まとめ

森ヶ崎水再生センターにおける L A C による返流水のりん対策を検討した結果、次の知見を得ることができた。

- 平成 20 年度からの法規制値強化に向けた対応のために、必要となるりんの削減量を試算した結果、センター内の真空式 B F 脱水機の廃止も考慮して、1 日 700kg の削減が必要である。
- L A C の注入点としては、りん酸性りん濃度が高く、また、りんの固定効果も高い、700φ 系汚泥が適している。
- L A C の注入量は、1 日当たり 20.7t、容量にして 16.6m³となる。

10. 今後の方向

今回の結果を参考にして、更に調査を続けて L A C 注入施設の整備に反映させていき、また、施設が整備されたときには、その効果を追跡調査していく予定である。

最後に、本調査に関して御協力いただいた森ヶ崎水再生センター及び南部スラッジプラントの皆様に感謝いたします。

参考文献

- 1) 技術調査年報 -2003- 東京都下水道局
「返流水の効率的処理によるりん除去手法の開発（その 2）」

3-(2)-2 汚泥からの有機酸回収と活用技術に関する共同研究

計画調整部 技術開発課 海老澤 雅美
(現・新河岸水再生センター 水質管理係)

1 調査目的

現在、下水道局では、窒素・りん除去を目的とした高度処理法である嫌気無酸素好気法(以下「A₂O法」という。)の導入を進めている。しかし、合流式下水道では降雨等の影響でりん除去が悪化することが知られている。

そこで、本調査はA₂O法でのりん除去安定を目的に、次のような調査・検討を行った。

- (1) 第一沈殿池の生汚泥を原料に、有機酸発酵により有機酸(以下「VFA」という。)濃度600mg/L以上の発酵汚泥(発酵液：発酵汚泥を濃縮槽で分離した上澄み)を安定的に生産する技術の開発。
- (2) 生産した発酵汚泥(発酵液)を(ステップ流入)A₂O法施設に添加し、降雨時等においても処理水全りん濃度を1mg/L以下に管理する手法の検討。
- (3) 施設建設費(初期費用)+ランニングコストを合わせた総費用を、PAC添加に比較して20%以上安価となる経済的な発酵システムの検討。

なお、本研究開発は下水道局と住友重機械工業株式会社との公募型共同研究である。

研究期間：平成16年2月～平成18年3月

実験場所：計画調整部技術開発課 芝浦実験場

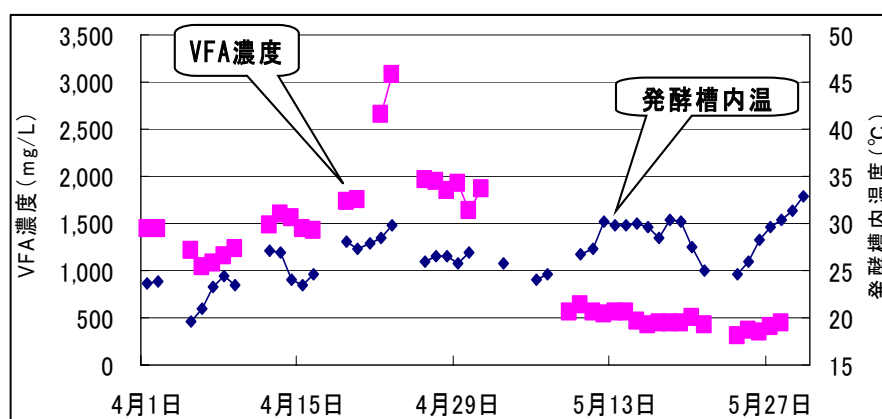
2 調査内容

平成16年度に行った調査・研究の内容を次に示す。

2-1 高水温期(春～秋季)における有機酸発酵の制御

平成15年度の調査・研究において、低水温期(冬季)では発酵槽有無加温の場合、発酵温度20℃程度では発酵槽のpHを6.5程度に制御することでメタン発酵を抑制し、VFA濃度600mg/L以上の発酵汚泥(発酵液)を得ることができた。

平成16年4月中旬以降、気温の上昇に伴い発酵槽内温度が30℃以上に上昇し、4月下旬には発酵液VFA濃度が2,000mg/L以上にまで上昇した。しかし、発酵槽をpH6.5に管理してもメタン発酵が発生し、5月中旬にはVFA濃度が500mg/L以下にまで急低下した。特に生成したVFAのうち酢酸はほとんどがメタン化した。4月から5月の発酵汚泥のVFA濃度と発酵槽内温度の変化を図1に示す。



1 発酵汚泥のVFA濃度と発酵槽内温度の変化

そこで、発酵温度 30℃ 以上においても安定して VFA を生産し、メタン発酵を抑制する有機酸発酵条件の調査・検討を行った。検討した条件は、HRT、SRT、発酵 pH、ORP である。

また、季節変動や降雨等により生汚泥濃度が低下した場合のために、生汚泥の加圧浮上濃縮を設置した。

実験に用いた連続式発酵装置(発酵槽容量：960L)のフローを図 2 に示す。また、比較試験に用いた連続式小型発酵装置(発酵槽容量：10L)を図 3 に示す。

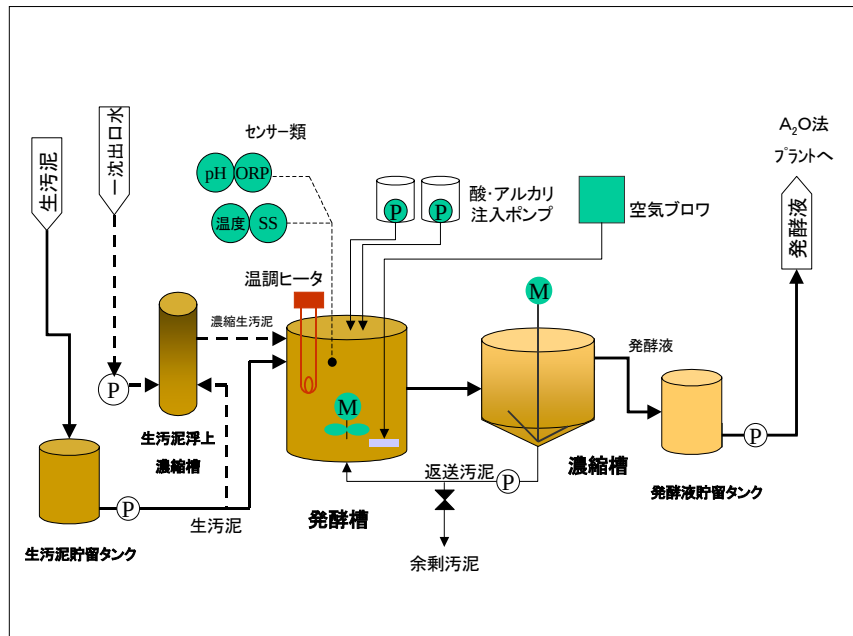


図 2 連続式発酵装置のフロー

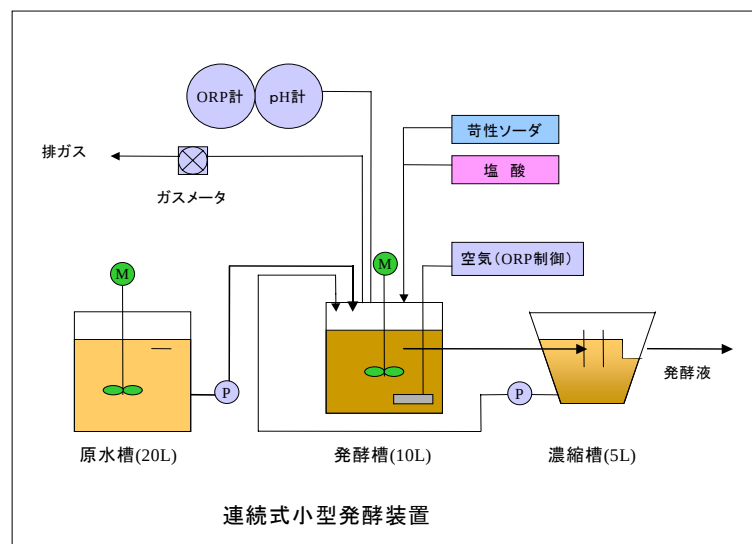


図 3 連続式小型発酵装置

2-2 発酵汚泥(発酵液)の貯留試験

有機酸発酵施設の一次停止等を想定し、有機酸発酵によって得られた発酵汚泥、発酵液

をどの程度の期間保存できるかを検証するため、貯留温度 30℃、pH4.6 の条件で有機酸濃度の変化を調べた。

貯留試験に用いた試料は発酵汚泥、発酵液である。実験は貯留温度、pH を揃え、試料を変えた 3 条件で行った。VFA の測定はイオンクロマトグラフを用い、酢酸、プロピオン酸、酪酸、吉草酸の測定を行った。貯留試験の条件を表 1 に示す。

表 1 貯留試験の条件

条件	試料	酢酸添加	貯留温度	備考
1 系	発酵液	なし	30℃ (pH≒4.6)	
2 系		500mg/L 添加		遊離酢酸によるメタン抑制効果検証用
3 系	発酵汚泥	なし		

2-3 生污泥の組成

有機酸発酵の原料となる有機物の割合と組成を把握するため、平成 16 年 4 月と 9 月の 2 回測定を行った。試料は技術開発課芝浦実験場のステップ A₂O 法実験プラントの第 1 沈殿槽沈殿物（生污泥）を 2 時間毎に採取し、等量混合したものである。測定項目は、無機分、炭水化物、タンパク質、脂質、粗繊維分である。

2-4 発酵槽で発生する悪臭ガスの処理方法

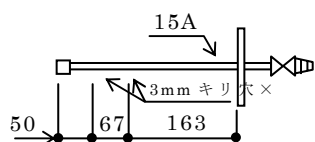
発酵槽、濃縮槽等で発生する悪臭ガスの成分を測定し悪臭ガスの処理方法、およびメタンガスの処理法について検討を行った。

悪臭ガスの成分と濃度を基に処理法を検討し、実験装置を用いて処理実験を行った。

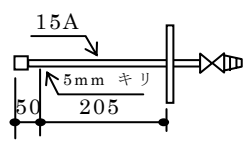
実験に用いた活性污泥脱臭筒の概略図と散気装置の酸素移動効率を図 4 と表 2 に示す。

表 2 散気装置の酸素移動効率

散気孔	水深 (m)	通気風量 (L/min)	酸素移動 効率 (%)
Φ 3mm × 2 穴	2.7	2~4	2.5~2.6
	0.9		0.6
Φ 5mm × 1 穴	2.7		2.4~2.5
	0.9		0.53~0.57



(散気管と散気孔)



散気装置取付箇所

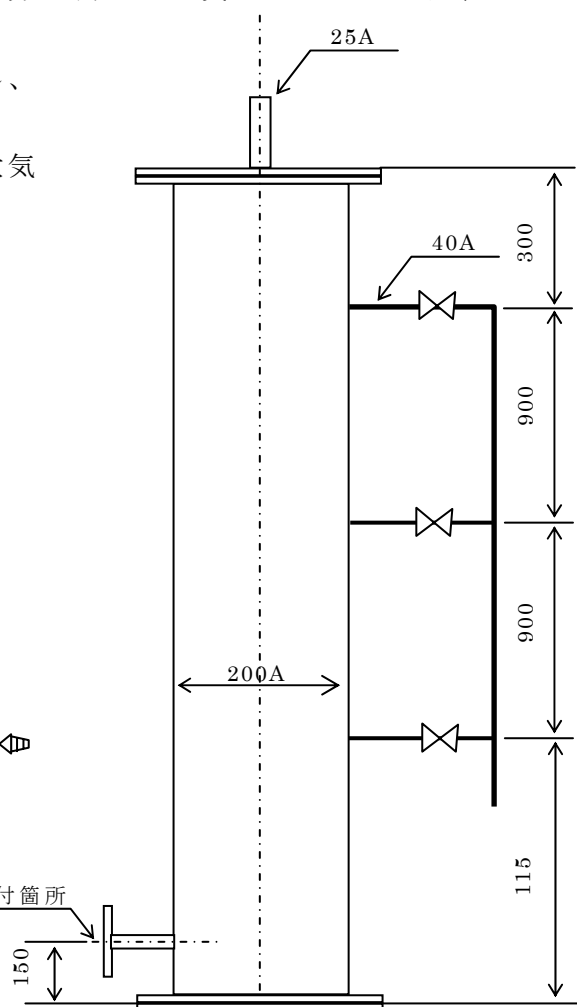


図 4 活性污泥脱臭筒

2-5 発酵液添加による A₂O 法でのりん除去安定

連続式発酵装置を用いて生産した発酵液を芝浦実験場内のステップ流入 A₂O 法施設に添加し、りん除去安定に必要な発酵液の添加率の検討と発酵液添加によるりん除去安定効果を検証した。

検証に用いた発酵施設とステップ流入 A₂O 法施設の概要を図 5 に示す。

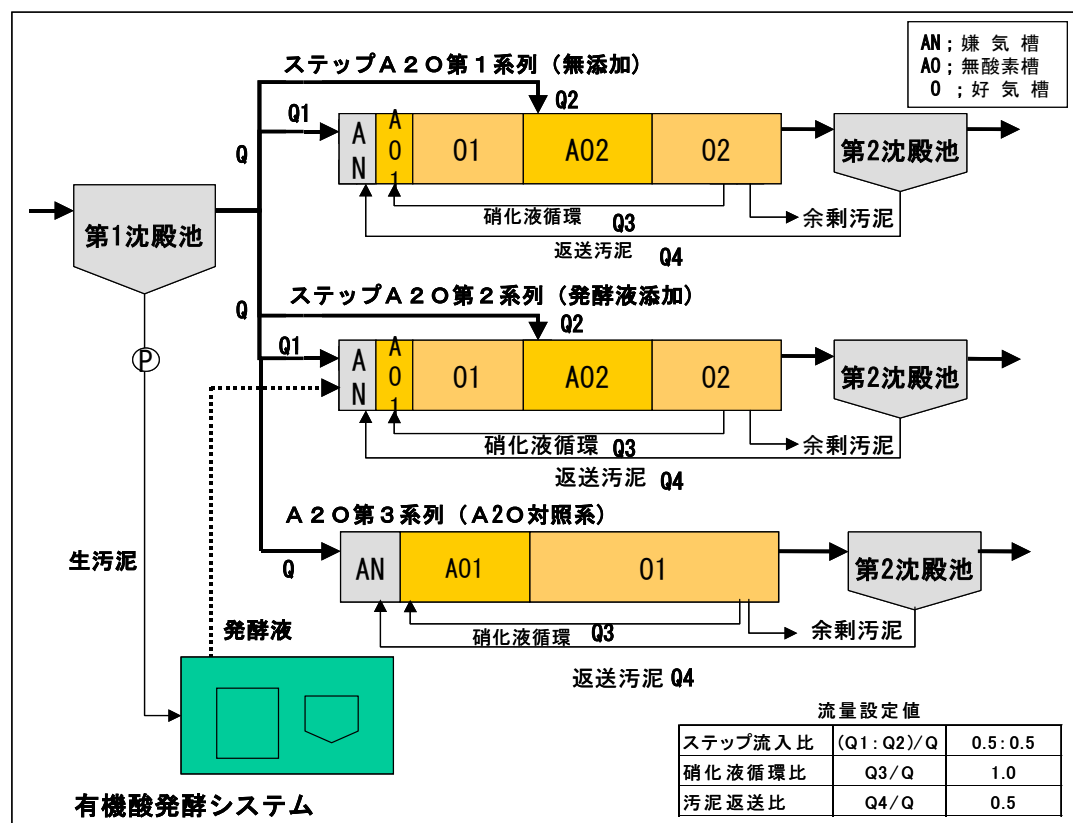


図 5 発酵施設とステップ流入 A₂O 法施設の概要

2-6 経済的な有機酸発酵システムの検討

平成 16 度の実験結果を基に、調査目的で設定した条件を満たす発酵施設、脱臭設備、運転管理方法の検討とそれぞれの施設の費用、メリット、デメリットの比較を行った。

3 結果及び考察

調査・研究の結果を次に示す。

3-1 高水温期（春～秋）における有機酸発酵の制御

高水温期を想定した発酵温度 30℃ の条件で、メタン発酵が進行している発酵汚泥を連続小型発酵装置を用いて HRT、SRT、発酵 pH、ORP の条件を変えて VFA の生成とメタン発酵の抑制について実験を行った。その結果を表 3 に示す。

実験期間中の生汚泥 VFA 濃度は、30～210mg/L、生汚泥濃度およそ 670～7500mg/L（平均：約 4000mg/L）であった。

表 3 発酵条件と有機酸生成、メタン発酵の抑制(30℃)

条件	方式	HRT (SRT) (日)	ORP 条件	発酵 pH	VFA 生成 (酸発酵)	メタン発酵 抑制効果
1	汚泥濃縮槽 + 汚泥循環	(7.5)	制御せず	5.5	○～◎	×
2		(8.6)	60 秒/日曝気		○～◎	△
3		(8.0)	300 秒/日曝気		○～◎	
4	〃	2 (8)	制御せず	5.5	○～◎	×
5	発酵槽のみ	1 (1)			×	△
6	汚泥濃縮槽 + 汚泥循環	1 (1)	制御せず	5.5	○	×
7		2 (14)		5.5	○～◎	×
8		2 (14～28)		4.75	○	◎
9		2		5.0	○～◎	△
10		2		4.75	○	◎
11		2		4.5	× (発酵停止)	◎
12		2 (25℃)		5.0	○	○

注) 条件 12 は発酵温度 25℃の条件で試験を行ったものである。

これらの結果から明らかになったことは、

- (1) 発酵槽－濃縮槽での汚泥濃縮・循環を行わず、HRT、SRT を短縮した条件 5 では増殖の遅いメタン菌は発酵槽の系内に留まることができずメタンガスの発生が抑えられた。しかし、有機酸発酵においても HRT が短縮されるため発酵汚泥の VFA の増加は少なく、目標の VFA 濃度 600mg/L 以上の発酵汚泥は得られなかった。
- (2) 発酵槽内の ORP 制御はメタン発酵抑制に効果があると考えられる。ORP が-250～-300mV の間を境にメタンガス発生量が変化した。pH5.0 以上、ORP-300mV の条件下ではメタン発酵が生じるが、pH4.5、ORP-250mV ではメタン発酵が完全に停止した。

ただし、ORP の制御のみではメタン発酵を完全に抑制することは難しい。

- (3) 発酵槽－濃縮槽(汚泥循環)での VFA 生成において、発酵槽の管理 pH によって次のようなメタン発酵抑制の結果が得られた。

- ①pH5.5(30℃)：VFA は生成するが、メタン発酵によって酢酸が消費される。
- ②pH5.0(30℃)：VFA は生成するが、メタン発酵によって酢酸が消費される。
- ③pH4.75(30℃)：VFA は生成するが、メタン発酵はほぼ抑制された。
- ④pH4.5(30℃)：VFA 生成、メタン発酵共に完全に停止した。

これらのことから、有機酸生成(VFA 濃度 600mg/L 以上)とメタン発酵抑制の両方を満足させるためには、発酵 pH の管理が最適と考えられる。発酵温度と管理すべき pH の範囲を表 4 に示す。

表 4 発酵温度と管理 pH

発酵温度	15～20℃	20～30℃	30℃～
管理 pH	6.5～5.5	5.5～5.0	5.0～4.5

注) 発酵温度 15～20℃の管理 pH 範囲は、平成 15 年度の調査結果を基に設定した。

なお、発酵温度 30℃、pH4.75 における VFA 生成は、酢酸とプロピオン酸がほぼ等しい割合で生成された。酪酸、吉草酸の割合はわずかで全 VFA のうち 5%以下であった。

試験期間中、供給生汚泥濃度が平均 4000mg/L とやや低く、酸発酵によっても VFA 濃度が 900mg/L 程度にまでしか上昇しなかった。VFA の生成量(濃度)は供給汚泥濃度に大きく影響されるため、生汚泥濃度が低い期間に発酵液 VFA 濃度を 600mg/L 以上に保つには加圧浮上装置を用いて生汚泥を濃縮後、発酵槽へ供給することが必要である。

実験に用いた連続発酵装置に付属の浮上装置は生汚泥の固形物濃度を約 2 倍に濃縮でき、生汚泥濃度が低下した場合には VFA 生成に有効である。

3-2 発酵汚泥(発酵液)の貯留試験

有機酸発酵の pH 管理条件を基に 30℃における発酵汚泥、発酵液の貯留試験結果(VFA 濃度変化)を図 6 に示す。また、試験条件 1～3 系の酢酸、プロピオン酸濃度の推移を図 7～9 に示す。

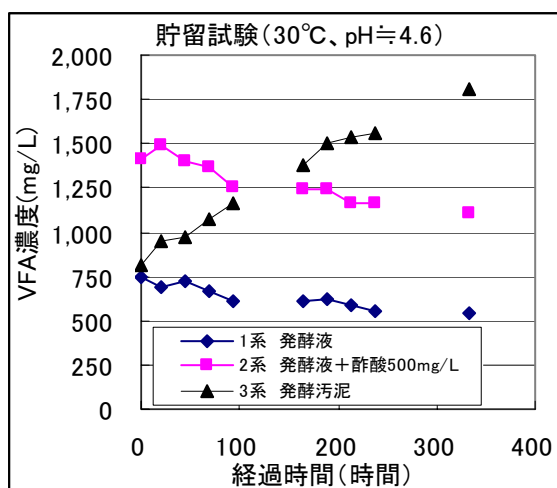


図 6 発酵汚泥、発酵液の貯留試験結果

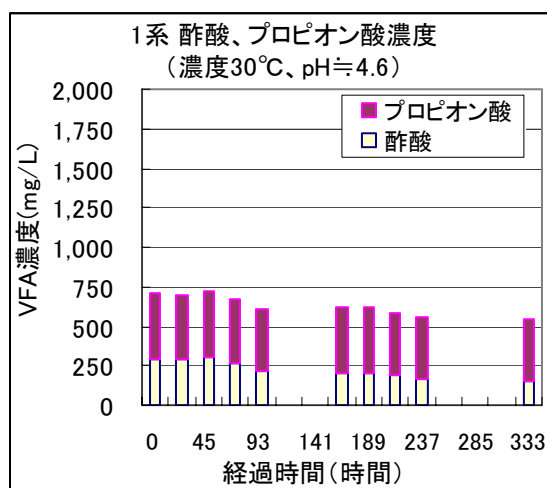


図 7 1 系の酢酸、プロピオン酸濃度推移

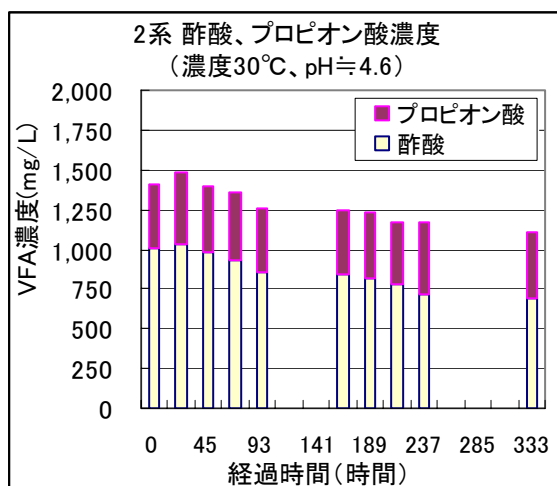


図 8 2 系の酢酸、プロピオン酸濃度推移

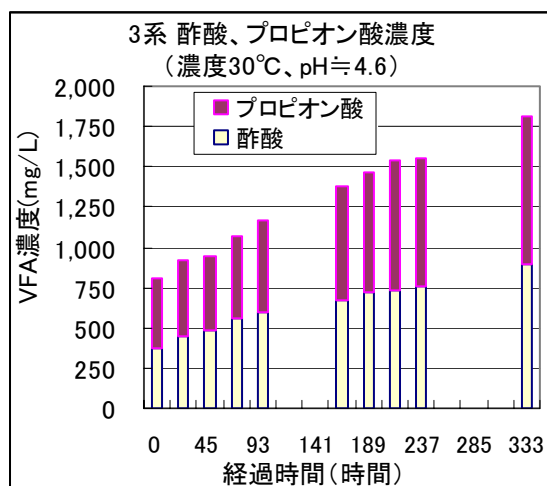


図 9 3 系の酢酸、プロピオン酸濃度推移

30℃、pH4.6 の条件でも発酵汚泥では VFA が増加した。酢酸、プロピオン酸いずれもほぼ等しく増加し、333 時間(約 14 日間)でおおよそ 500mg/L 増加した。

一方、発酵液では試験開始 21～45 時間(1～2 日目)以降はメタン発酵等により VFA 濃度は減少を始めた。VFA 濃度減少は主に酢酸の減少によるもので、333 時間で 140～310mg/L も低下した。プロピオン酸は、ほとんど減少しなかった。

また、平成 15 年度調査の遊離有機酸によるメタン発酵抑制効果(20℃、pH6)も、30℃、pH≒4.6 では発酵液に酢酸を 500mg/L 添加してもメタン発酵はを抑制できなかった。

この結果から、高水温期(30℃)の貯留は発酵汚泥を pH≒4.6 に調製することが有利であることが明らかになった。この条件では 2 週間程度の貯留も可能と考えられる。

3-3 生汚泥の組成

生汚泥組成を表 5 に示す。

表 5 生汚泥の組成

採 取 日		平成 16 年 4 月 21～22 日	平成 16 年 9 月 8～ 9 日
濃 度 (mg/L)		7700	6800
有 機 分	タンパク質 (%)	13.7	11.0
	脂 質 (%)	6.9	8.6
	炭 水 化 物 (%)	39.1	37.2
	粗 繊 維 (%)	28.7	26.9
無 機 分 (%)		11.6	16.3

汚泥濃度は 4 月が高く、無機物の割合は 9 月が高い結果となった。

有機酸発酵に利用される有機物(タンパク質、脂質、炭水化物)の割合は、60～57%で、VFA 生成には適した汚泥と考えられる。

3-4 発酵槽で発生する悪臭ガスの処理方法

(1) 発生ガス中のメタン濃度

メタン発酵が進行し発酵汚泥中の酢酸がほとんどメタンガスに変換されていた期間、発生ガス中のメタン濃度は 33.1%に達した。このときの発生ガス量は、単位発酵槽容積あたり 0.3L/L/日(連続式小型発酵装置での実験結果)であった。表 6 にメタン発酵時のガス組成(発酵槽上部)を示す。

表 6 メタン発酵時のガス組成(発酵槽上部)

成 分	酸 素	窒 素	二酸化炭素	メタン	水 素	硫化水素
濃 度	3.3%	30.0%	33.6%	33.1%	Tr	1420ppm

注) 水素濃度欄の“Tr”は痕跡程度(トレース)の意味である。

メタンの空气中発火限界濃度は 5.00～15.00%(化学便覧)である。発酵で発生するメタンガスによる爆発を防ぐため、発酵槽上部のガスは安全をみて外気で 20 倍量程度に希釈しながら脱臭処理することが必要である。

(2) 悪臭成分濃度と処理方法

脱臭を行うにあたり、メタンによる爆発防止のため悪臭ガスを外気で希釈することが必要であった。外気希釈により悪臭成分濃度が低下すること、安価に安定した処理を行うという条件から、活性汚泥脱臭筒を用いて脱臭処理を行った。その結果を表 7 に示す。

表 7 活性汚泥混合液による脱臭処理

散気孔	散気水深 (m)	風量 (L/分)	水温 (℃)	臭気物質	濃 度		除去率 (%)
					処理前 (ppm)	処理後 (ppm)	
Φ 3mm × 2	2.7 0.9	2 4	20	アンモニア	0.04 ~0.14	0.36 ~0.10	—
				メチルメルカプタン	0.17 ~0.83	0.014 ~<0.001	99.8 ~91.8
				硫化水素	10 ~63	0.11 ~0.014	99.9 ~98.4
				硫化メチル	0.038 ~0.18	0.008 ~<0.001	99.3 ~89.5
				二硫化メチル	0.008 ~<0.0008	<0.004	—
Φ 5mm × 1	2.7 0.9	2 4	18~ 20	アンモニア	0.08 ~0.07	0.12 ~0.09	—
				メチルメルカプタン	0.18 ~0.088	0.02 ~<0.001	99.3 ~97.1
				硫化水素	30 ~23	0.72 ~0.013	99.9 ~97.6
				硫化メチル	0.089 ~0.019	0.011 ~0.003	95.7 ~84.2
				二硫化メチル	<0.004	<0.004	—

臭気物質のうち、アンモニアは処理後の濃度が処理前の濃度を上回った。これは、実験に用いた活性汚泥混合液中のアンモニアが通気によって気相へ移行したものと考えられる。

この実験結果から、希釈した悪臭ガスは活性汚泥によって脱臭処理が可能と考えられる。

3-5 発酵液添加による A₂O 法でのりん除去安定

連続発酵装置で生産した発酵液をステップ流入 A₂O 法施設の第二系列の嫌気槽に一定間隔毎に添加して、発酵液無添加の第 1 系列と処理水の PO₄-P(りん酸性りん)濃度を比較した。発酵液の添加量は、第 2 系列流入水量の 0.5% で、VFA としては約 5mg/L である。

図 10 に発酵液添加と処理水 PO₄-P 濃度を示す。

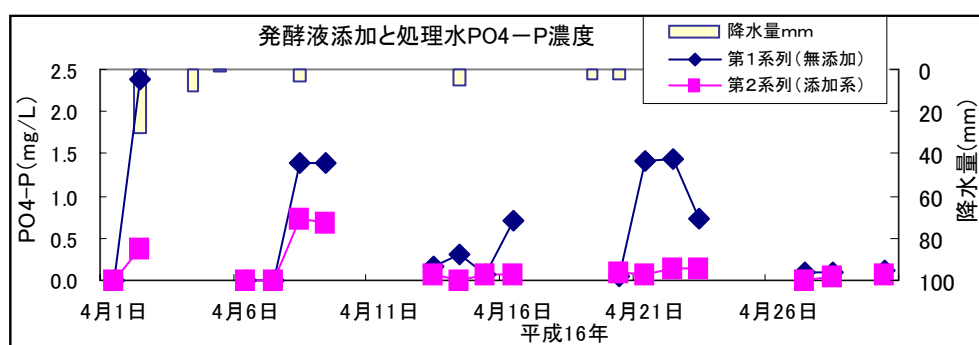


図 10 発酵液添加と処理水 PO₄-P 濃度

PO₄-P 濃度の比較は、処理水中の SS に影響を受けないためりん除去の状態を比較するた

めに用いた。

発酵液添加を行っていた第2系列では降雨等によっても $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の上昇は無添加の第1系列よりも少なく、発酵液添加はりん除去の安定に効果があった。

実験結果から、

- (1) 流入水の全りん 1mg/L を除去するためには、VFA を約 5mg 含む発酵液の添加が必要であった。
- (2) 発酵液中の VFA のうち、プロピオン酸の比率が高くなることにより、りん除去が悪化することはないと考えられる。ステップ流入式 A_2O 法の第二系列の活性汚泥を用いて行った酢酸とプロピオン酸添加によるりんの吐出し実験の結果を表8、図11に示す。

表8 VFA 添加によるりん放出実験結果

	酢酸 (mg/L)	プロピ オン酸 (mg/L)	$\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (mg/L)			
			0 分	30 分	60 分	90 分
1	25.0	—	0.0	6.0	6.4	6.3
2	—	25.0	0.0	5.6	10.0	10.2
3	17.5	7.5	0.0	6.4	6.4	6.3
4	7.5	17.5	0.0	6.3	7.0	7.0

注) 第二系列の活性汚泥を遠心分離後、酢酸、プロピオン酸を所定の濃度になるように添加した蒸留水に混合し、りん放出実験を行った。MLSS 濃度は約 2900mg/L

同じ有機酸濃度では $\text{PO}_4\text{-P}$ の吐出しは、酢酸 < プロピオン酸となった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ の吐出しはプロピオン酸の方が遅いが1時間程度で終了する。

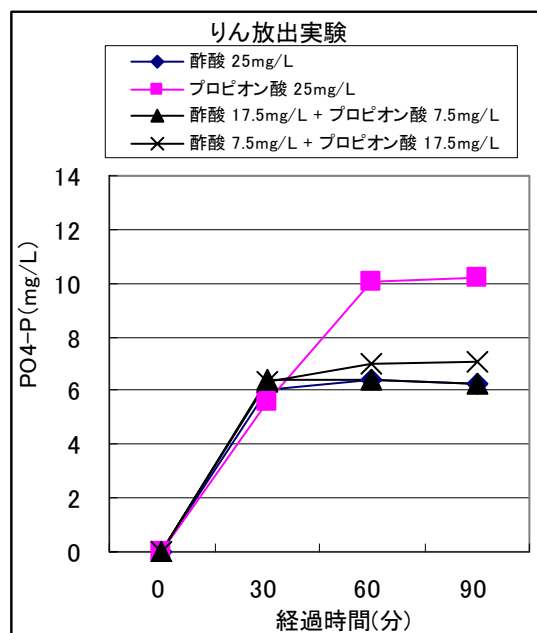


図11 酢酸とプロピオン酸によるりんの吐出し

- (3) 晴天時の処理においても、発酵液無添加のステップ流入 A_2O 法処理水 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度が 2mg/L を超えるような流入水を処理するには、発酵液添加だけではりん除去の安定化は難しい。高濃度のりんを含む流入水(例:汚泥工場返流水等)の場合には、原因となる高濃度のりんを事前に除去しておく必要がある。

3-6 経済的な有機酸発酵システムの検討

共同研究開始時に設定した目標のうち、有機酸発酵により生汚泥から VFA 濃度 600mg/L 以上の発酵汚泥(発酵液)を安定的に生産する技術は、発酵温度に応じた pH 管理を行うことが最も適切であった。

また、生産した発酵汚泥(発酵液)をステップ流入 A_2O 法施設の嫌気槽に流入水比 0.5%の割合で添加することで、降雨時等においても処理水全りん濃度を 1mg/L 以下に管理できる目途がついた。

そこで、これらの管理条件を満たし、施設建設費(初期費用)+ランニングコストを合わせた総費用が安価になる、経済的な発酵システムの検討を行った。

有機酸製造プラントの設置費用、ランニングコストの合計は、生汚泥の加圧浮上濃縮+連続発酵施設(無加温)の組み合わせが最も安価であった。水再生センターの PAC 添加実

績などを基に試算すると、設備設置費用が高くコスト的には不利である。しかし、汚泥処理費と曝気動力費を考慮した試算では、浮間水再生センター（合流式）より高く、有明水再生センター（分流式）よりは低い結果となった。（最大処理量 10 万 m³/日の施設の場合）

図 1 2 に発酵システムの概要、図 1 3 に脱臭システムの基本フローを示す。

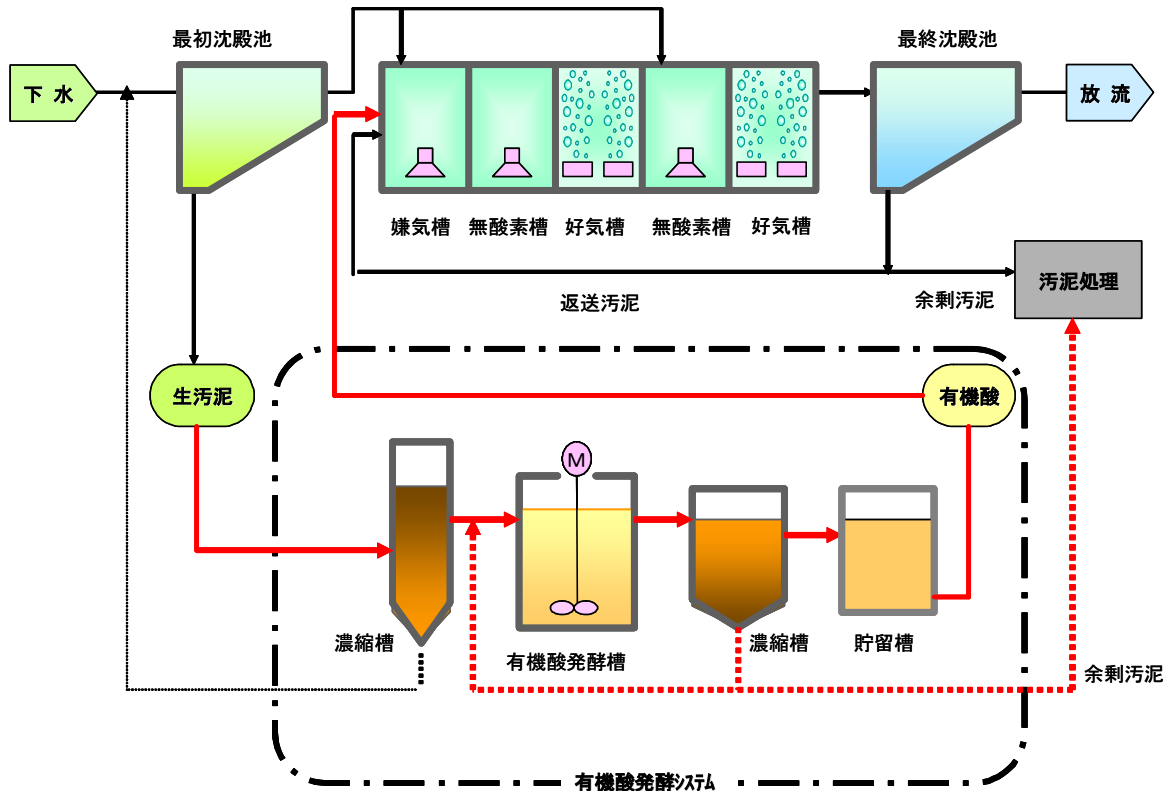


図 1 2 発酵システムの概要

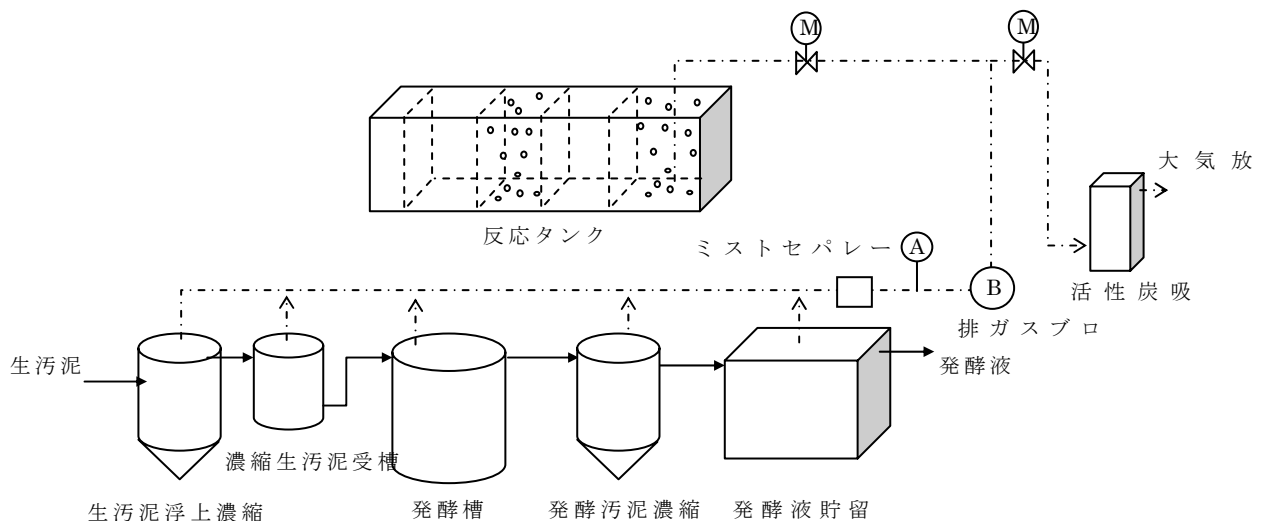


図 1 3 脱臭システムの基本フロー

3-7 考察

- (1) 高水温期における有機酸発酵(発酵温度 30℃)のメタン発酵抑制は、発酵 pH 制御が最も効果があった。発酵温度に応じた発酵 pH の管理を行えば、安定的に VFA を生産しな

がらメタン発酵を抑制することができる。

図 1 4 に発酵温度と管理 pH の関係を示す。

- (2) りん除去安定のためには、 A_2O 施設へ発酵液を常時、流入水量比 0.5% 添加している必要がある。

りんを 1mg/L 除去するためには、約 5mg の VFA を含む量の発酵液を嫌気槽へ添加する必要がある。

- (3) 発酵槽当から発生する悪臭ガスはメタンガスによる爆発防止のため、外気で希釈し生物脱臭(活性汚泥処理)を行うことが、確実かつ安価である。

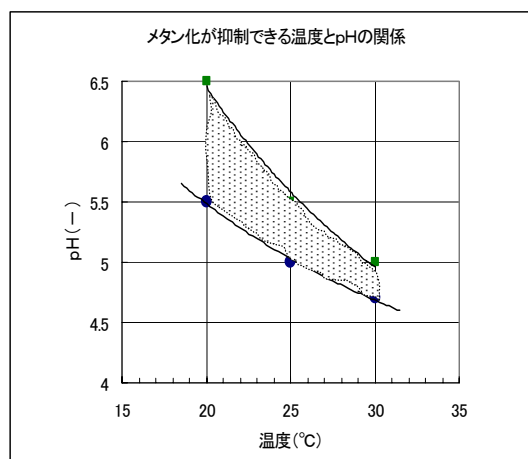


図 1 4 発酵温度と管理 pH の関係

4 まとめ

有機酸発酵による VFA 生成とメタン発酵抑制については、技術的にほぼ確立することができた。有機酸は、りん処理の安定化の重要な因子と考えられるようになっている。今回確立した技術は、処理場におけるりん対策に役立つことが期待できるものである。

3-(2)-3 汚泥焼却炉における焼却灰の高品質化調査

計画調整部技術開発課 緒方孝次* 宮本彰彦 北村清明**

長塚栄児 菊地 厚

(*現 施設管理部 **現 小菅水再生センター)

1 調査目的

汚泥焼却炉の整備により、平成 15 年度から東京都区部の下水道事業では発生する汚泥の全量を焼却処分し、年間約 5 万 t の汚泥焼却灰（以下「焼却灰」という）が発生している。このうち、セメント原料、粒度調整灰、軽量細粒材などの建設資材として利用されているのは約半分で、残りの半分はセメントと混練し、埋め立て処分している。

汚泥焼却灰（以下「焼却灰」という）には微量ながら重金属類が含まれており、特に砒素（As）、セレン（Se）が土壤環境基準（平成 3 年環境省告示第 46 号）を超えて溶出する場合がある。近年、汚泥焼却炉の集じん方式として集じん温度の低いバグフィルタ等が採用される場合が多く、この傾向は強くなってきている。

焼却灰の有効利用にあたっては重金属類の溶出に関する法的な基準等はないが、資源化製品が土壌と接する用途として利用する場合を考慮すると、加工前の焼却灰が土壤環境基準を満たすことが望ましい。また、平成 15 年 2 月には土壤汚染対策法が施行され、土壌の汚染原因者に修復責任が問われることとなるなど、有効利用における安全性の確保は重要性を増している。

これまでに当課では、焼却灰から重金属類を溶出抑制する手法として、薬品添加により重金属類を難溶解性物質へ転換する手法、及び水熱反応を利用し結晶中に封じ込める手法を開発してきた。これらの技術は、焼却灰回収後に別途の処理工程が必要であるのに対し、今回開発した高温集じん技術は、重金属類の溶出量が極めて低い焼却灰を汚泥焼却炉から直接回収でき、無処理のまま資源化用途に用いることができるため、焼却灰の有効利用範囲が拡大されるものである。

2 高温集じん技術について

当技術における集じんフローを従来施設と比較し、
図－1 に示す。

表－1 砒素、セレンの気化温度

	砒素	セレン
気化温度	As: 613℃ AsO ₂ : 465℃	Se: 685℃ SeO ₂ : 317℃

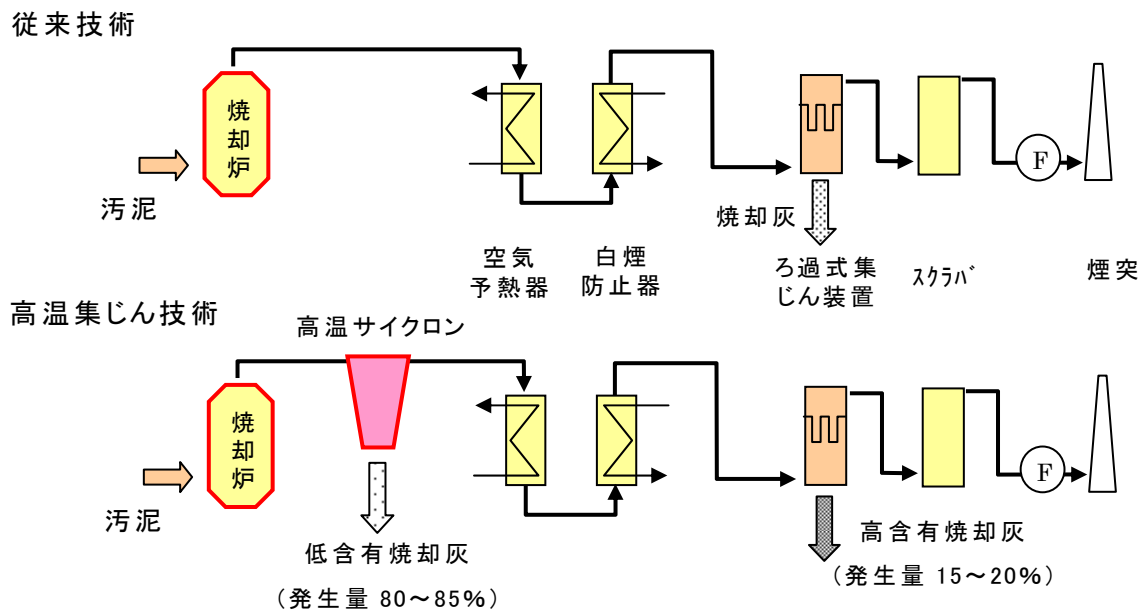
表－1 に砒素、セレン、及びその酸化物の気化温度

を示すが、排ガス温度が高温状態（800～850℃程度）である焼却炉出口においては、砒素やセレンは気体の状態で存在し、焼却灰には付着していないことが推察される。

そこで、この位置に高温サイクロンを設置し、排ガス中の大部分（発生量の 80～85%）の焼却灰を、砒素やセレンの付着が少ない状態で捕集する。

また、高温サイクロンを通過した一部（発生量の 15～20%）の焼却灰は、排ガス中に揮散していた重金属類を降温過程で再付着させた後に、低温状態（従来の集じん温度である 200～350℃程度）でろ過式集じん装置等により捕集する。

以上のように、高温集じん技術の採用により、高温サイクロンで捕集する重金属類の低含有（低溶出）焼却灰と、ろ過式集じん装置等で捕集する高含有焼却灰を分離して回収できることとなる。



図－１ 高温集じんシステムのフロー

3 調査概要

3. 1 調査期間

平成 16 年 12 月 2 日から平成 17 年 3 月 25 日まで

3. 2 調査内容

高温集じんシステムを備えた実験用焼却炉において、高温サイクロンにおける集じん温度を変化させた運転を行い、回収した高温サイクロン灰、及び後段のバグフィルタ灰の性状を分析した。実験は新河岸水再生センターで採取した脱水汚泥を使用して、焼却炉メーカー工場内で行った。

また、新河岸水再生センターの焼却炉施設においては、焼却炉出口直後の煙道から円筒ろ紙を用いて焼却灰を採取し、既存の集じん装置（サイクロン＋電気集じん機）で捕集した焼却灰との性状を比較した。

表－２に調査対象施設の概要を示す。

表－２ 調査対象焼却炉の概要

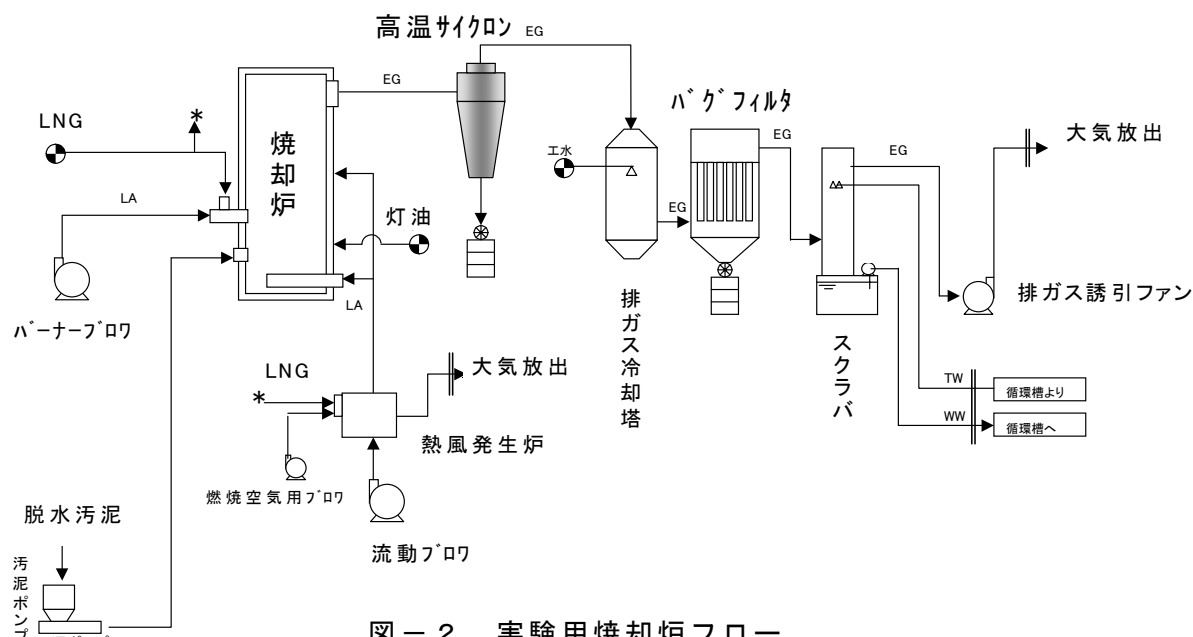
		実験用焼却炉	新河岸焼却炉
方式		気泡流動方式	同左
最大処理能力		2.4(t-WET/日)	250(t-WET/日)
形状	砂層部	□400mm	Φ6400mm
	フリーボード部	□600mm	Φ8200mm
	高さ	約7m	約12m

4 実験用焼却炉における調査

新河岸水再生センターで採取した脱水汚泥を、焼却炉メーカー工場内の実験用焼却炉で焼却し、回収した焼却灰を分析することで、高温集じん技術による重金属類溶出抑制効果を検証した。

4. 1 実験用焼却炉の概要

図－２に高温集じんシステムを構築した実験用焼却炉の概略フローを示す。本設備において、流動ブロワより送られた燃焼空気は、外部熱交換型の熱風発生炉により加熱して焼却炉へ供給される。この熱風発生炉は、実プラントにおける流動空気予熱用の熱交換器を模擬したものであり、燃焼用空気を約 500℃まで加熱できる。



図－２ 実験用焼却炉フロー

高温サイクロンより排出された燃焼排ガスは、排ガス冷却塔、バグフィルタ、スクラバにより精密集じん及び洗煙された後、系外に排出される。

4. 2 実験状況

炉内燃焼温度を制御することで、焼却炉出口における集じん温度を3条件に変化させ、実験を行った。各運転条件を表－3に、実験に使用した脱水汚泥の性状を表－4に示す。

各焼却灰の時間あたりの捕集量を表－5に示す。高温サイクロン及びバグフィルタで捕集される焼却灰の重量比は、概ね9:1となっている。

また、各焼却灰の平均粒径を表－6に、このうち条件3における粒度分布を図－3に示

表－3 実験条件

	実験 実施日	汚泥 採取日	汚泥 供給量	焼却炉出口 (高温サイクロン) 目標温度	焼却炉出口 (高温サイクロン) 実温度	バグフィルタ 実温度
条件1	H17.2.17	H17.2.9	80kg/h	785℃	783℃	182℃
条件2	H17.2.17			820℃	830℃	195℃
条件3	H17.2.18			840℃	848℃	153℃

表－4 脱水汚泥の性状

試験項目	試験内容	単位	
性状試験	含水率	%	78.6
	強熱減量	%	85.8
	発熱量	kJ/kg	20,000
灰分 組成試験	As	mg/kg	8.2
	Se	mg/kg	0.55
	Cd	mg/kg	5.4
	Pb	mg/kg	300
	Cr6+	mg/kg	<1
	T-Hg	mg/kg	<0.01
	F	mg/kg	100
	B	mg/kg	90

表－5 灰捕集量とその比率

	高温サイクロン	バグフィルタ	捕集比率
条件1	2.46kg/h	0.28kg/h	90:10
条件2	2.41kg/h	0.16kg/h	94:6
条件3	2.45kg/h	0.34kg/h	88:12

表－6 各焼却灰の平均粒径

	累積50%径 ふるい下(μm)	
	高温サイクロン灰	バグフィルタ灰
条件1	31.5	6.26
条件2	40.7	5.38
条件3	38.9	5.94

す。サイクロンは微細な焼却灰を捕集しないため、高温サイクロン灰の粒径はバグフィルタ灰より大きくなっていることがわかる。

4. 3 実験結果

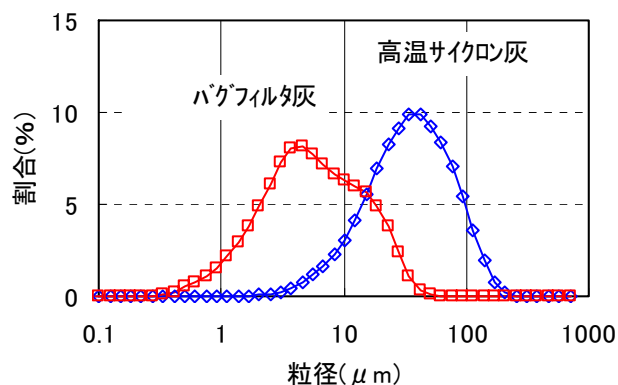
各運転条件において回収した高温サイクロン灰、及びバグフィルタ灰における重金属類の含有率（組成）、及び溶出量の分析結果を、実験に使用した汚泥採取日の翌日における新河岸水再生センター焼却灰と比較し、表－7

に示す。溶出試験の結果において、高温サイクロン灰はホウ素を除く各項目について土壤環境基準を満足している。ホウ素についても、最も集じん温度が高い条件3においては、土壤環境基準を満足することができた。

このうち、砒素、セレンの含有率、及び溶出量を、新河岸水再生センター焼却灰と比較し、図－3，4に示す。各条件とも、砒素、セレンの含有率は、新河岸水再生センター焼却灰と比較して、高温サイクロン灰で低減されている一方、バグフィルタ灰では増加しており、高温集じん技術による効果が明らかとなっている。

また、溶出量について、新河岸水再生センター焼却灰と比較すると、高温サイクロン灰は含有率の低減割合以上に大きく低減されているとともに、バグフィルタ灰においても低くなっている。このことについては、集じん温度以外の原因も考えられるため、調査を継続していく予定である。

同様に、フッ素、ホウ素の含有率、及び溶出量について図－5，6に示す。フッ素、ホウ素についても、高温サイクロン灰は、バグフィルタ灰、及び新河岸水再生センター灰と比較して、含有率、溶出量が低くなっていることがわかる。



図－3 各焼却灰の粒度分布

表－7 各焼却灰の性状

試験内容	項目	単位	条件1		条件2		条件3		新河岸焼却灰	環境基準
			高温サイクロン灰	バグフィルタ灰	高温サイクロン灰	バグフィルタ灰	高温サイクロン灰	バグフィルタ灰		
化学組成試験	As	mg/Kg	9.8	25	8.4	29	8.5	34	17	－
	Se	mg/Kg	<0.5	4.4	<0.5	3.4	<0.5	4.3	1.3	－
	Cd	mg/Kg	5.3	14	6.6	16	6.7	15	－	－
	Pb	mg/Kg	50	－	50	－	61	－	－	－
	Cr6+	mg/Kg	<1	<1	<1	<1	<1	<1	－	－
	T-Hg	mg/Kg	0.028	0.16	0.029	0.16	0.024	0.61	－	－
	F	mg/Kg	38	1200	31	860	26	660	210	－
	B	mg/Kg	40	36	37	51	29	74	73	－
溶出試験	As	mg/L	0.008	0.006	0.006	0.004	0.005	0.032	0.087	0.01
	Se	mg/L	0.010	0.054	0.009	0.053	0.010	0.035	0.36	0.01
	Cd	mg/L	0.002	0.24	0.002	0.17	<0.001	0.11	－	0.01
	Pb	mg/L	<0.005	－	<0.005	－	<0.005	－	－	0.01
	Cr6+	mg/L	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	－	0.05
	T-Hg	mg/L	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	<0.0002	－	0.0005
	F	mg/L	0.46	6.5	0.45	6.6	0.37	1.1	1.4	0.8
	B	mg/L	1.4	1.8	1.1	2.0	0.87	2.6	1.9	1.0

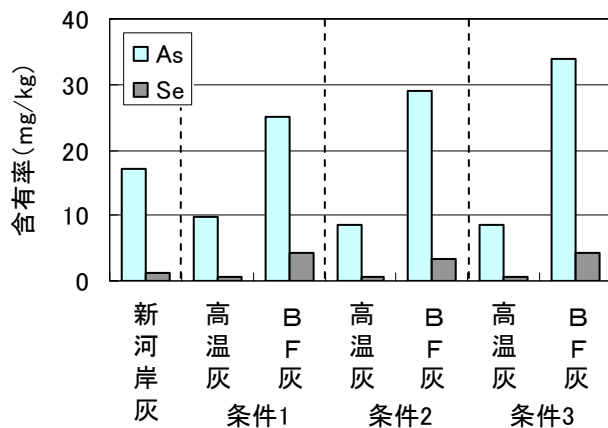


図-3 砒素・セレンの含有率

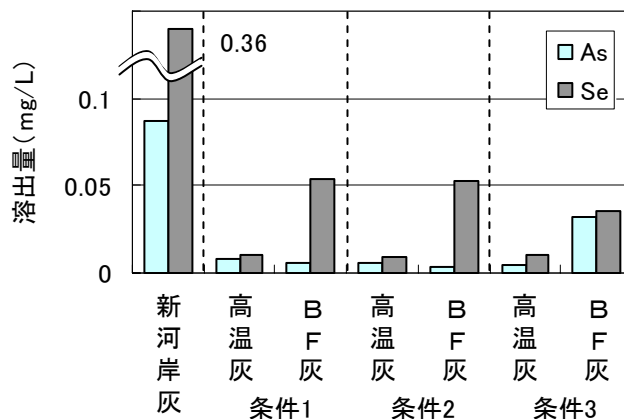


図-4 砒素・セレンの溶出量

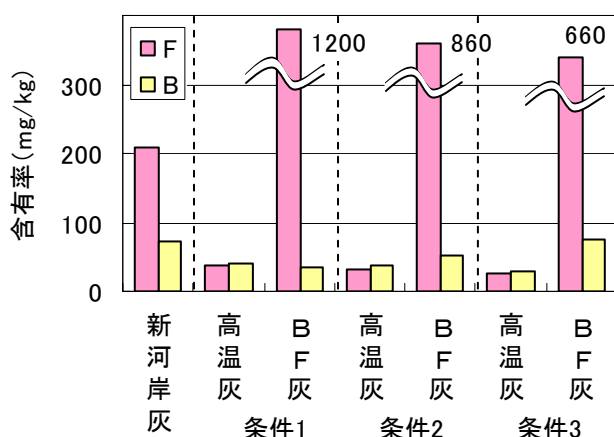


図-5 フッ素・ホウ素の含有率

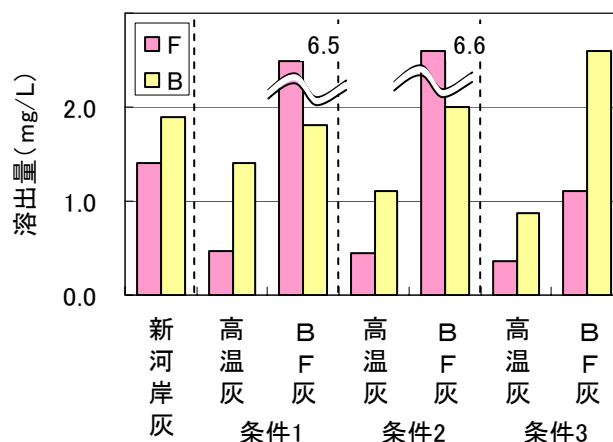


図-6 フッ素・ホウ素の溶出量

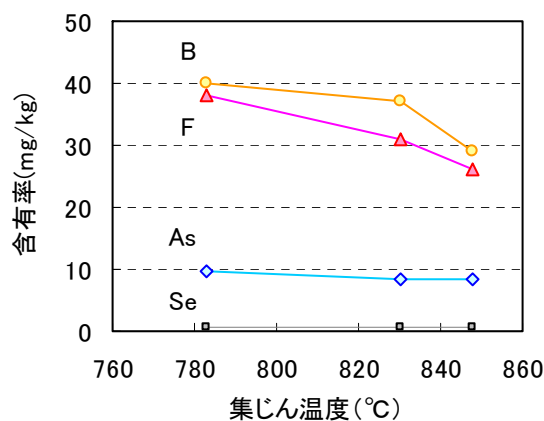


図-7 集じん温度と含有率の関係

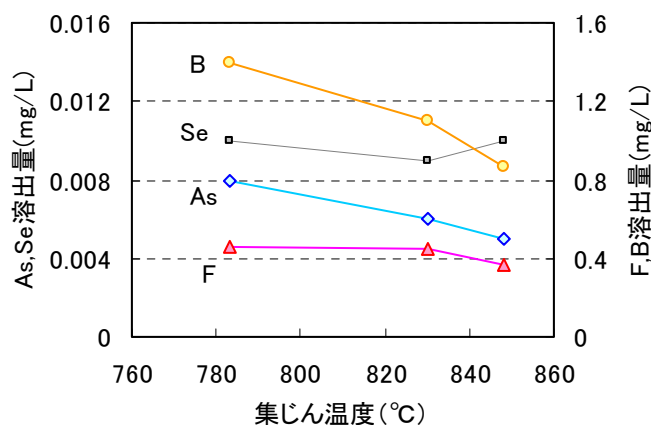


図-8 集じん温度と溶出量の関係

また、高温サイクロン灰における集じん温度と砒素、セレン、ホウ素、フッ素の含有率、及び溶出量との関係を図-7, 8に示す。砒素、フッ素、ホウ素については集じん温度の上昇とともに、含有率、溶出量が低くなる傾向がみられる。炉内燃焼温度の高温化は、温室効果ガスである一酸化二窒素の排出抑制として有効であるが、当技術においても集じん温度の高温化が可能となるため、重金属類の溶出抑制効果が高まることが示唆される。

一方、セレンは集じん温度 780℃以上においては、すでに高温集じんの効果により含有

率、溶出量が十分に低減されているものと考えられ、集じん温度と含有率、溶出量との関係はみられない。

なお、バグフィルタ灰についても、従来の溶出抑制手法（セメント添加）により、廃掃法に基づく埋立て基準を満足しており、埋立て処分時の安全性を確認している。

5 既存汚泥焼却炉における調査

既存の焼却設備から排出される焼却灰の性状を把握するため、新河岸水再生センター4号炉を対象として、脱水汚泥、焼却灰の各種分析を行った。当施設は、調査時点では高温集じんシステムを採用していないため、これに相当するものとして、焼却炉出口において円筒ろ紙を用いて焼却灰を採取し、既存の集じん装置（サイクロン+電気集じん機）で捕集した灰（通常灰）と性状を比較した。

5.1 実験状況

実験実施日の焼却炉の運転状況を表-8に、脱水汚泥の性状を表-9に示す。

また、採取した各焼却灰の粒度分布を図-9に示す。

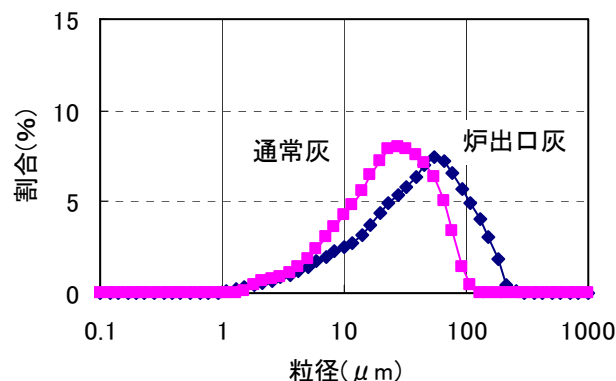


図-9 各焼却灰の粒度分布

5.2 実験結果

焼却炉出口にて円筒ろ紙を用いて採取した灰と、通常灰の性状を比較し表-11に示す。砒素、セレンの含有量、溶出量は通常の焼却灰と比較して十分に低減されており、実施設においても高温集じん技術の有効性が示された。

しかし、当結果は砒素の溶出量が土壤環境基準を超過している。この要因として、焼却灰の粒径と溶出量との関係が考えられる。

実験用焼却炉における結果にも示しているが、高温サイクロンは微細な焼却灰を捕集しないため、

表-8 実験実施日の運転状況

脱水汚泥、通常灰採取日	H16.12.15
焼却炉出口灰採取日	H16.12.13～16
炉内温度(砂層部)	約690℃
炉内温度(FB部)	約815℃
炉出口温度	約790℃
サイクロン入口温度	約345℃
電気集じん機出口温度	約310℃

表-9 脱水汚泥の性状

試験項目	試験内容	単位	
性状試験	含水率	%	79.6
	強熱減量	%	85.5
	発熱量	kJ/kg	20,100
含有量試験 環告19号法※	As	mg/kg	<1
	Se	mg/kg	<1
	Cd	mg/kg	0.7
	Pb	mg/kg	18
	Cr6+	mg/kg	<10
	T-Hg	mg/kg	<0.05
	F	mg/kg	67
	B	mg/kg	13

※土壤汚染対策法に基づく試験方法

表-10 各焼却灰の平均粒径

		焼却炉 出口灰	通常灰
累積50%径	ふるい下um	37.2	22.0

表-11 実施設における調査結果

試験項目		単位	焼却炉 出口灰	通常灰
含有量試験 環告19号法	As	mg/kg	14	16
	Se	mg/kg	<0.5	0.6
	Cd	mg/kg	3.0	3.3
	Pb	mg/kg	54	66
	Cr6+	mg/kg	<10	<10
	T-Hg	mg/kg	<0.05	<0.05
溶出試験 環告46号法	As	mg/L	0.064	0.14
	Se	mg/L	0.002	0.11
	Cd	mg/L	<0.001	<0.001
	Pb	mg/L	<0.005	<0.005
	Cr6+	mg/L	<0.04	<0.04
	T-Hg	mg/L	<0.0005	<0.0005

高温サイクロン灰の粒径は低温バグフィルタ灰より大きくなる。微細灰は比表面積が大きく、重金属類が付着しやすくなるため、高温サイクロン灰が低温バグフィルタ灰に対して重金属類溶出量が低減される要因の一つとして粒径分布の影響が考えられる。

一方、円筒ろ紙による捕集は粒径によらないため、微細灰を含むことが砒素の溶出量を増加させた要因と推察できる。

6 まとめ

東京都区部においては、脱水汚泥の全量を焼却処分し、年間約 5 万 t の焼却灰が発生している。焼却灰の有効利用を図るため、セメント原料や、粒度調整灰（スーパーアッシュ）、軽量細粒材（スラジライト）などの建設資材として利用してきているが、まだ、発生量の約半分を埋立て処分している。

今回の調査結果から、高温集じん技術の有効性が確認でき、そのままの状態ですぐに土壌環境基準を満足する焼却灰が回収できることが判明した。当技術は、従来用途としての利用が促進されるだけでなく、埋め戻し土や埋立地覆土への混入など新たな用途としての利用も期待できるため、焼却灰の資源化率の向上に寄与できるものである。

なお、今回の調査を行った新河岸水再生センター 4 号焼却炉については、集じん装置の改良を行っており、当技術を採用する実施設が平成 17 年 10 月に稼動する予定である。

4. 事業の効率化

(1) 建設技術

1 勝島ポンプ所発進立坑における

山留壁の挙動及び設計計算手法に関する検討

2 硫黄固化体の耐腐食性能調査

(2) 維持管理技術

1 下水道水質監視システムの開発に関する共同研究

2 光ファイバセンサと電力線搬送通信を用いた

予防診断システムの開発に関する共同研究

3 トライボロジーを活用した設備診断

4 省エネルギー型ハニカム濃縮機に関する

共同研究(中間報告)

4-(1)-1 勝島ポンプ所発進立坑における 山留壁の挙動及び設計計算手法に関する検討

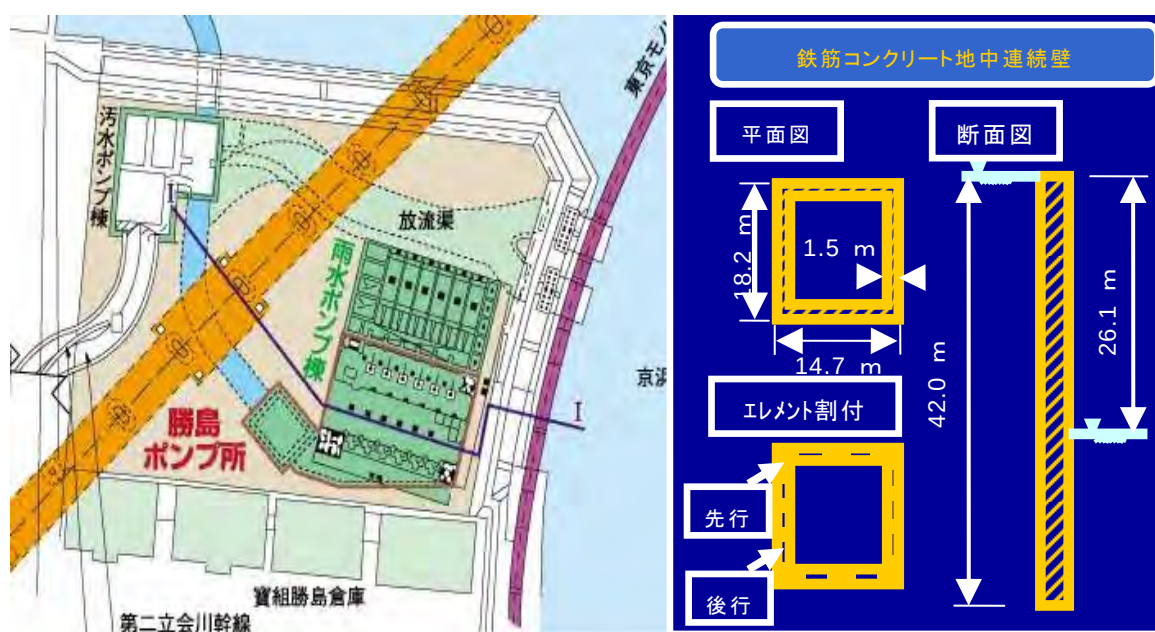
計画調整部 技術開発課

平川 正道、成島 道清

1. はじめに

東京都内における下水道施設立坑は大深度化し、また、立坑に近接して重要構造物が輻輳している状態にある。特に、鉄筋コンクリート山留壁で構成する深い矩形立坑を安全かつ経済的に構築するためには、立坑掘削時における作用荷重の変化、山留壁の発生断面力及び変形挙動についての予測及び設計計算手法を明らかにする必要がある。

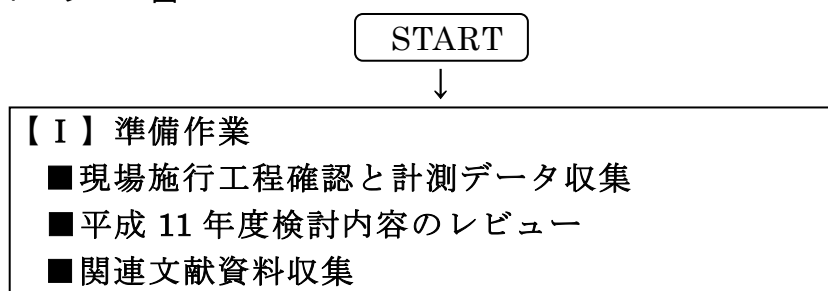
本調査は、平成 11 年度に提案された『深い矩形立坑山留壁の三次元的拘束効果を考慮した計算手法による解析結果』とそれに基づく設計検証を行った『勝島ポンプ所発進立坑の計測結果』を比較して、提案設計計算手法の妥当性の検討を行うとともに、深い矩形立坑の山留壁の設計計算手法の今後の展開について検討することを目的とした。

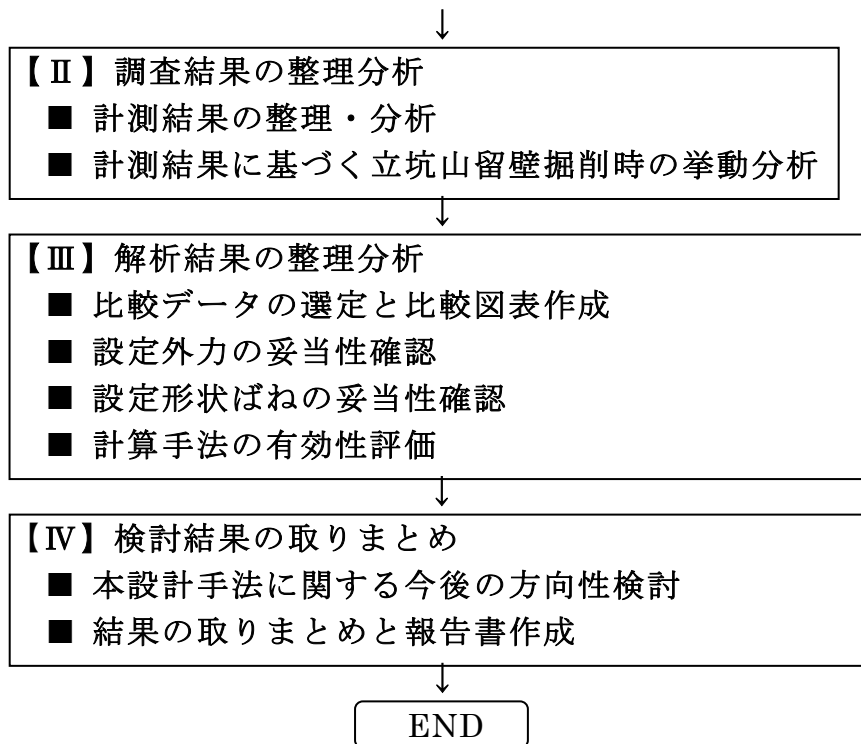


図ー1 勝島ポンプ所連絡管シールドトンネル発進立坑位置図および山留壁模式図

2. 調査内容

2. 1 フロー図





【Ⅰ】準備作業

■現場施行工程確認と計測データ収集

勝島ポンプ所発進立坑の計測は、施工時山留壁の安定性確認及び首都高1号線高架橋基礎等の近接構造物の安全性監視のため、現場施工管理の一環として行われた。各施工ステージの詳細な施工工程及び設計条件との相違を確認する。

■平成11年度検討内容のレビュー

準備作業として、平成11年度検討業務における解析モデル、入力定数、計算ステップなどの解析条件を確認するため、平成11年度検討業務の成果をレビューし、必要な比較データを抽出する。

■関連文献資料収集

本検討業務の成果として、深い矩形立坑の山留壁の設計計算手法に関する技術資料を作成するため、深い矩形立坑の設計計算手法に関連する既存の技術資料を収集し、設計計算手法の現状を把握する。

【Ⅱ】調査結果の整理分析

■計測結果の整理・分析

現場計測は、立坑山留壁の変位量、山留壁内外に作用する土圧と水圧、支保工の作用反力及び山留壁の発生断面力などの項目について行った。計測結果の整理・分析は、各計測項目の時系列変化、代表施工ステージにおける各種計測値の山留壁深さ方向の分布及び、平面方向の分布について行う。

■計測結果に基づく立坑山留壁掘削時の挙動分析

計測結果に基づく立坑山留壁掘削時の挙動分析は、各施工ステージにおける山留壁の鉛直・水平方向の変形モード、いわゆる矩形立坑の形状効果（3次元変形拘束効果）について確認する。

【Ⅲ】解析結果の整理分析

■比較データの選定と比較図表作成

解析結果と計測結果の比較データと比較項目は、解析条件に合わせて選定し、比較項目に応じた比較図表を作成する。

具体的には、

- ①解析の設定荷重と実測土圧・水圧との比較
 - ②立坑山留壁の変位分布と変形モードとの比較
 - ③立坑山留の発生断面力（曲げモーメント）の比較
- を行う。

■設定外力の妥当性確認

上記の比較により、解析における設定荷重の妥当性を確認する。

■設定形状ばねの妥当性確認

提案された解析モデルでは、立坑山留壁の変形に関する 3 次元の変形拘束効果を形状ばねによりモデル化し、立坑の拘束効果を考慮している。上記、Ⅲの各項目の比較により、解析モデルにおける設定形状ばねの妥当性を確認する。

■計算手法の有効性評価

上記比較検証結果の総合評価として、提案された 3 次元の変形拘束効果を考慮した立坑山留壁の設計計算手法の有効性を確認する。

【Ⅳ】検討結果の取りまとめ

■本設計手法に関する今後の方向性検討

上記【Ⅰ】～【Ⅲ】の検討結果をもとに、提案された 3 次元の変形拘束効果を考慮した立坑山留壁の設計計算手法に対して、モデル化、設定外力、設定形状ばねの妥当性及び課題など、今後の方向性に係る項目について取りまとめる。

■結果の取りまとめと報告書作成

本検討業務の成果品として、上記各項目の検討結果を取りまとめ、深い矩形立坑の山留壁の設計計算手法を確立するための、基礎資料とする。

なお、計測結果整理の項目と数量は、以下のとおりである（計測断面の位置は後述計測断面配置図を参照されたい）。

■計測結果の時系列整理

- ・山留壁の水平変位：2 断面（断面①、②）
- ・山留壁に作用する土圧・水圧：1 断面（断面②）
- ・支保工反力：2 方向（断面①、②の方向）
- ・山留壁の発生断面力（曲げモーメント）：5 断面（断面①、②、A、B、C）

■深さ方向分布図の整理：17 施工ステップ（表-1）

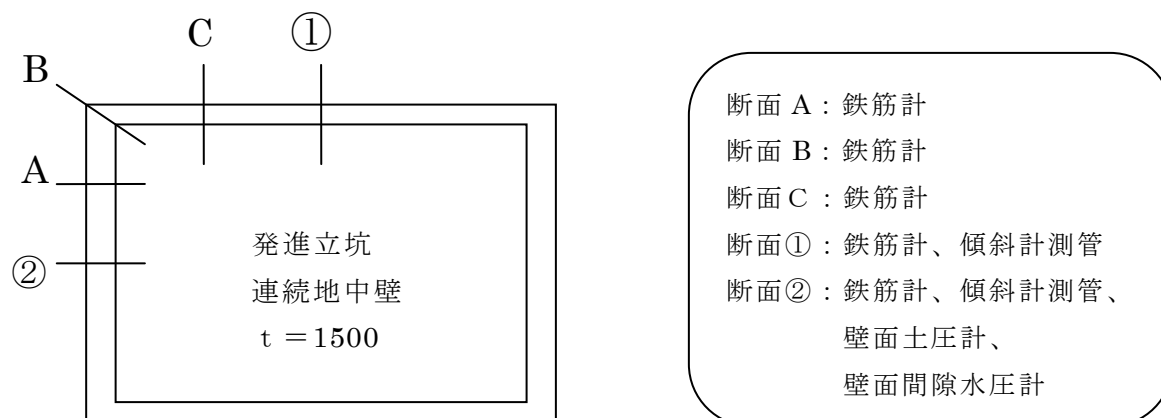
- ・山留壁の水平変位（断面①、②）
- ・山留壁に作用する土圧・水圧（断面②）
- ・支保工反力：（長辺方向）
- ・山留壁の発生断面力（曲げモーメント）：（断面①、②、A、B、C）

■ 水平方向分布図の整理：各施工ステップに対する整理

- ・ 山留壁発生断面力（山留壁鉛直方向曲げモーメント）

：（長辺方向、短辺方向）

2. 2 計測位置



図－2 計測断面位置及び設置計測機

STEP-0	1次掘削開始	GL-0.0m
	1段支保工	GL-0.7m
STEP-1	1次掘削終了	GL-2.0m
STEP-2	2次掘削開始	
	2段支保工	GL-3.7m
STEP-3	2次掘削終了	GL-5.0m
STEP-4	3次掘削開始	
	3段支保工	GL-6.7m
STEP-5	3次掘削終了	GL-8.0m
STEP-6	4次掘削開始	
	4段支保工	GL-9.0m
STEP-7	4次掘削終了	GL-11.0m
STEP-8	5次掘削開始	
	5段支保工	GL-12.3m
STEP-9	5次掘削終了	GL-14.0m
STEP-10	6次掘削開始	
	6段支保工	GL-15.8m
STEP-11	6次掘削終了	GL-17.0m
STEP-12	7次掘削開始	
	7段支保工	GL-18.8m
STEP-13	7次掘削終了	GL-20.0m
STEP-14	8次掘削開始	
	8段支保工	GL-21.8m
STEP-15	8次掘削終了	GL-23.0m
STEP-16	9次掘削開始	
STEP-17	9次掘削終了	GL-26.1m

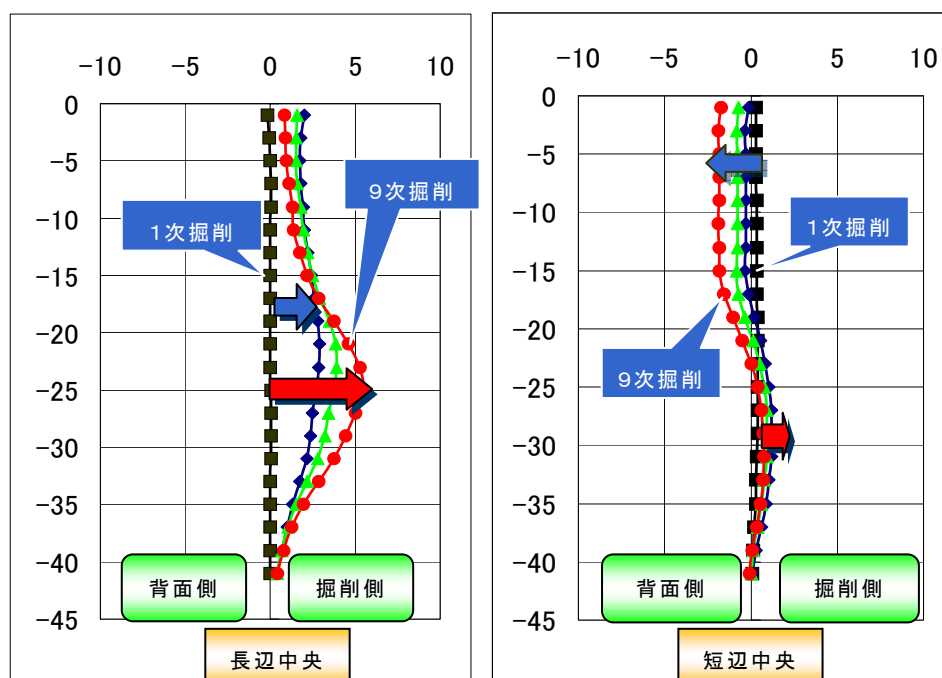
表-1 施工ステップ

3. 調査結果

3. 1 鉛直方向水平変位

山留壁の水平変位の深さ方向分布は、長辺中央部（断面①）と、短辺中央部(断面②)に

ついて図－3に示す。長辺方向は掘削側へ変位するのに対して、短辺方向は掘削深度により、変位方向に変化が見られた。掘削深度 GL－20.0mより深い領域では、掘削側へ変位するものの、それより浅い領域では、背面側へ変位する傾向を示した。



図－3 鉛直方向水平変位計測結果（長辺中央・短辺中央）

3. 2 水圧

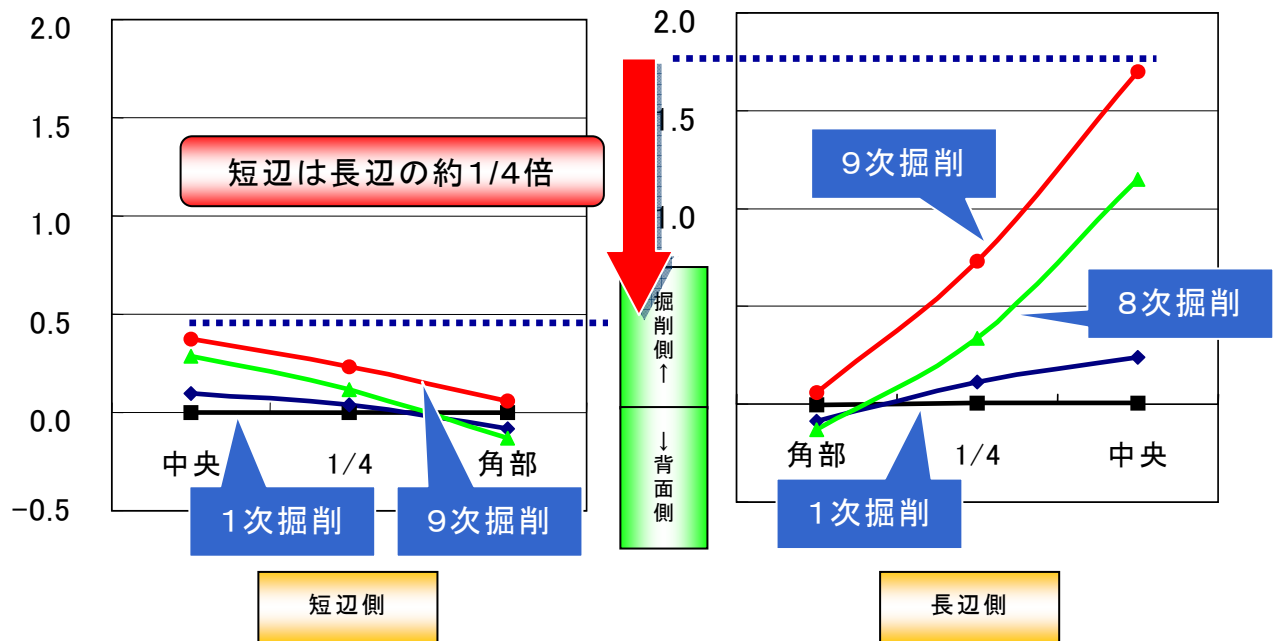
山留壁に作用する背面側の水圧は、概ね静水圧分布と一致しており、掘削に伴う変動は小さい。掘削側の水圧は、掘削に伴う水位下降により減少していることが確認された。

3. 3 鉄筋応力

山留壁の長辺中央(断面①)、長辺 1/4(断面C)、短辺中央(断面②)の発生鉄筋応力は、土留めの鉛直方向の曲げが卓越するため、背面側と掘削側がほぼ対称となっているのに対して、短辺 1/4(断面 A)と角部(断面 B)の発生鉄筋応力は、背面と掘削側の対称性がない。これは、短辺側および角部の発生鉄筋応力が比較的に小さいことによるものと考えられる。

3. 4 発生曲げモーメント

山留壁の発生曲げモーメントの深さ方向分布は、長辺中央(断面①)、短辺中央(断面②)、短辺 1/4(断面 A)、角部(断面 B)、長辺 1/4(断面 C)の5測線について、図－4に示す。発生曲げモーメントは、長辺中央(断面①)と長辺 1/4(断面C)で大きな値を示し、何れも、8次掘削終了後が大きくなっている。また、短辺方向および角部の発生曲げモーメントは小さい値を示した。

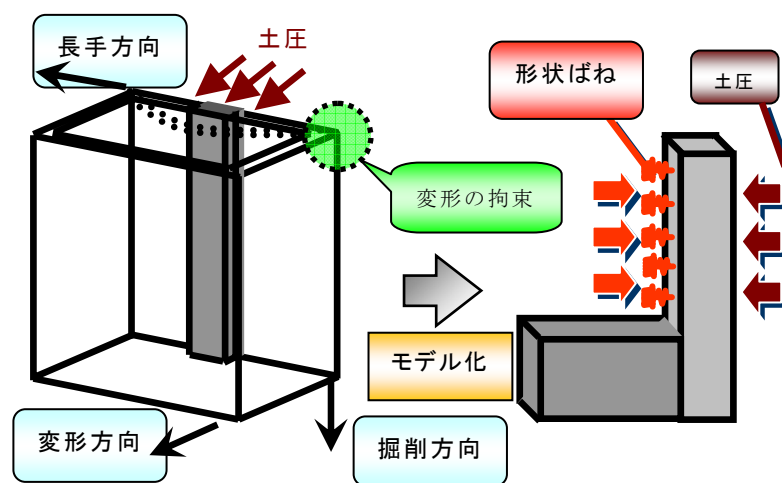


図－4 鉛直方向発生曲げモーメント計測結果

4. 解析手法

4. 1 形状ばねの設定

矩形形状を持つ立坑の3次元的拘束効果を概念的に表したものを図－5に示す。剛性の高い地中連続壁を用いて構築された矩形立坑では、角部の構造的な剛性ならびにそれぞれの側壁が他の辺に対して、切梁の作用が働くことに由来する立坑変形の拘束効果を発揮していることが考えられる。これらの効果は、立坑の持つ鉛直方向の剛性の他に、水平方向の剛性も同時に発揮されることによるものと考えられる。このような立坑の持つ形状による変形拘束効果を立坑の構造解析に取り入れるのが、形状ばねの概念である。具体的には、周囲地盤の作用土圧による立坑の変形に対して抵抗するように、立坑の深さ方向に均一の分布ばねを導入することである。

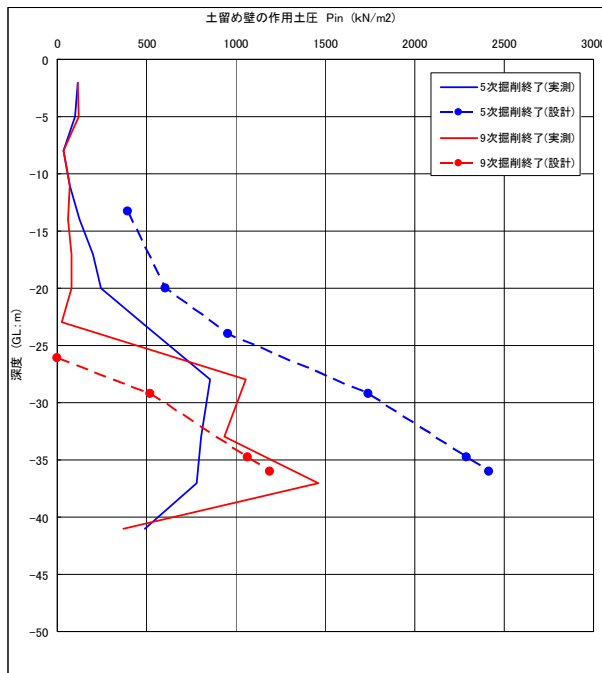


図－5 3次元的変形拘束効果のモデル化

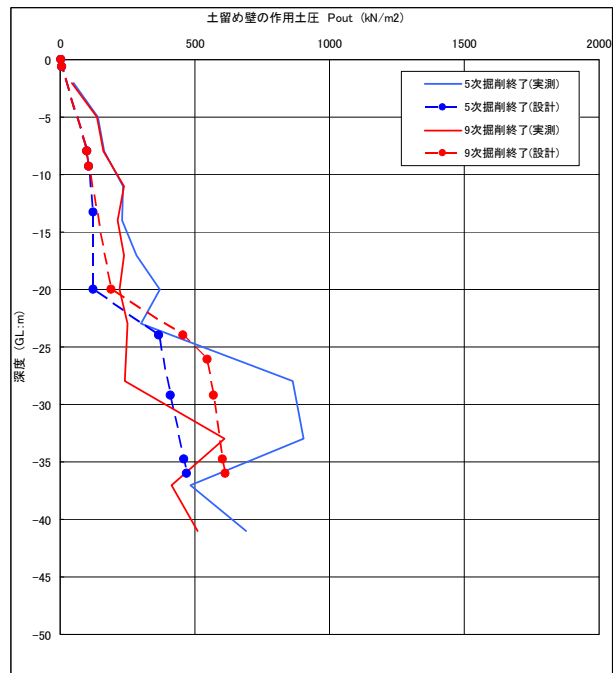
5. 解析結果と計測結果の比較

5. 1 設定土圧と実測土圧の比較

設定土圧と実測土圧の比較を図－6、図－7に示す。5次掘削終了時点においては、設定土圧と実測土圧に大きな差が見られるが、9次掘削終了時点においては、設定土圧と実測土圧が概ね一致していることが確認された。9次掘削終了時点において、山留壁の変形量及び発生断面力が最も大きくなり、山留壁の構造設計はこの時点での条件によることから、設定土圧は山留壁の構造設計に対して妥当なものと言える。



図－6 断面①：短辺中央、掘削側



図－7 断面①：短辺中央、背面側

5. 2 山留変位の比較

山留壁鉛直方向水平変位分布の計測結果と解析結果を図－8、図－9に示す。

- ①山留壁の変位分布モードは、計測結果と解析結果が概ね一致している。
- ②山留壁の水平変位は、計測結果に比べて解析結果の方が大きい値となっている。最大変位量は、計測結果が解析結果の半分程度となっている。
- ③形状ばね考慮の有無による山留壁水平変位の相違は、GL－15.0m より浅い範囲内で顕著であり、それより深い範囲では両者の差異は殆ど認められない。また、形状ばね定数に対する継手効果及び偏土圧効果の低減率を考慮しても、解析結果ではそれぞれの差異が殆ど認められない。

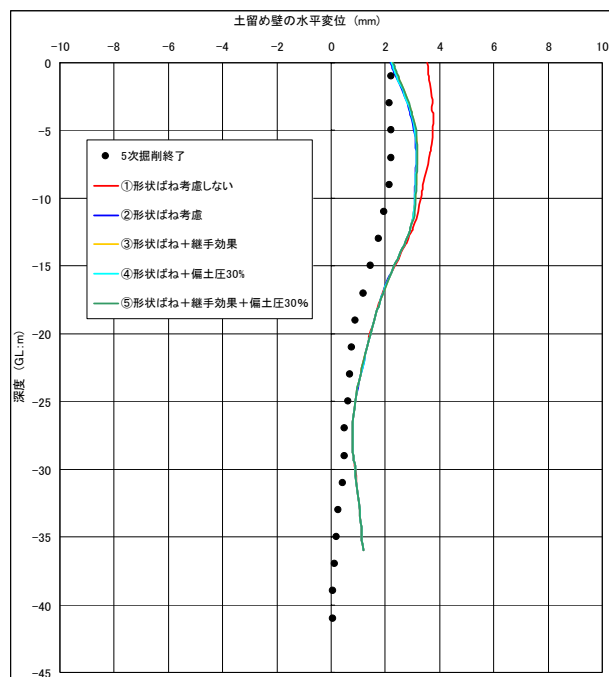
5. 3 山留発生曲げモーメントの比較

山留壁発生曲げモーメントの計測結果を解析結果を図－10、図－11に示す。

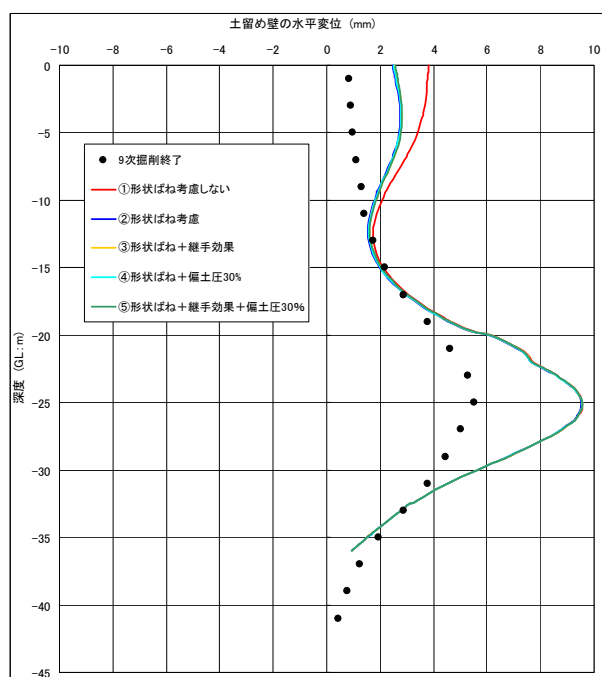
- ①山留発生曲げモーメントの分布は、ばらつきがあるが、計測結果と解析結果が概ね一致した傾向を示す。
- ②山留発生曲げモーメントの大きさは、計測結果と解析結果が同程度である。最大曲げモーメントは、発生位置が若干ずれているが、大きさはほぼ同じである。
- ③形状ばね考慮の有無による山留壁発生曲げモーメントの相違は、水平分布とはほぼ同

じく、GL-15.0m より深い範囲では両者の差が殆ど認められない。形状ばね定数に対する継手効果及び偏土圧効果の低減率を考慮しても、解析結果では、それぞれの差異が殆ど認められない。

■ 水平変位分布

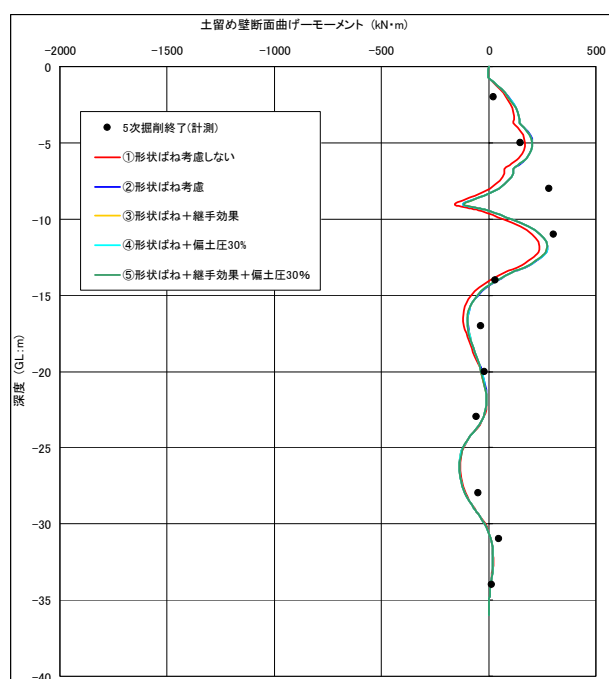


図－8 断面①長辺中央
施工 STEP- 9 （5 次掘削終了）

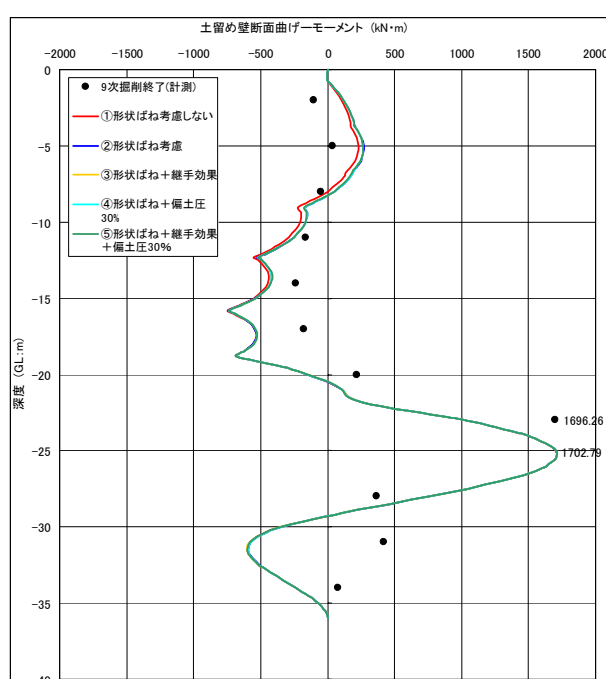


図－9 長辺中央
施工 STEP- 1 7 （9 次掘削終了）

■ 曲げモーメント分布



図－10 断面①長辺中央
施工 STEP- 9 （5 次掘削終了）



図－11 長辺中央
施工 STEP- 1 7 （9 次掘削終了）

5. 4 設定外力の妥当性

前述したとおり、5次掘削終了時点においては、設定土圧と実測土圧に大きな差が見られるが、9次掘削終了時点においては、設定土圧と実測土圧が概ね一致している。解析結果から、全施工過程において、9次掘削終了時点における山留壁の変形量及び発生断面力が最も大きくなり、山留壁の構造設計はこの時点の解析結果が適用されることから、設定土圧は山留壁の構造設計に対して妥当なものと言える。

5. 5 形状ばねの妥当性

山留壁の水平変位及び発生曲げモーメントの計測結果と解析結果の比較から、水平変位には計測結果と解析結果に相違が生じているのに対して、発生曲げモーメントには、両者の差が殆ど認められない不整合な状況が確認された。これは、今回取り上げた形状ばねのみならず、弾塑性モデルによる山留壁の構造解析手法そのものにもなんらかの問題点があることを示唆するものである。形状ばねの考慮により、山留壁の発生曲げモーメントに対する影響は明確な傾向を示さないが、水平変位に対しては、よい計測結果が得られており、妥当なものと言える。山留壁の変形のみ注目すると、形状ばねを考慮した解析がより実現象に合致すると考えられる。上記の不整合な状況もあるため、形状ばねの妥当性について、今回の検討結果のみでは、明確な結論が得られないが、矩形立坑掘削時の挙動を考慮すると、適切な形状ばねを設定することによって、より実現象に近づく結果が得られると思われる。

5. 6 設計計算手法の有効性評価

以上の分析により、今回取り上げた勝島ポンプ所連絡管シールドトンネル発進立坑の事例では、構造検討面言えば、形状ばね考慮の有無が山留壁の発生最大曲げモーメントに殆ど影響しないため、それほどメリットは見出せない。その原因の1つとして、山留壁に作用する背面側の地盤ばねに比べて、掘削面に与える形状ばねがかなり小さく、約 1/10 程度になっていることが考えられる。一方、山留壁の変形に関しては、形状ばねを考慮することによって、より計測結果に近づく結果が得られており、形状ばねを考慮して設計計算手法は有効なものと言える。また、長辺中央位置を基準とした形状ばね定数に比べて、短辺中央位置を基準としたものの方が約3倍程度大きく、特に近接施工など、山留壁の変形予測が重要な場合は、形状ばねを考慮した設計計算手法がより実現象に合致する結果が得られると考えられる。

6. 検討結果のまとめと今後の課題

6. 1 現場の計測結果に基づく矩形立坑山留壁掘削時の挙動について

- ① 掘削時山留壁鉛直方向の変形モードとして、掘削過程における山留壁の水平変位は、長辺方向の掘削側へ変位するのに対して、短辺方向の変位量は小さく、掘削工程が進む（6次掘削終了あたりから）につれて、GL-20.0m より浅い領域では、背面側へ変形する傾向を示す。これは、辺の長さの比較的短い四角形の形状を持つ立坑が周辺の土圧作用により、連続フレームとして挙動することによるものと考えられる。つまり、山留壁の壁厚による鉛直方向の曲げ剛性のみならず、形状による平面フレームとしての剛性（軸剛性を含む）も周囲地盤の土圧に対する抵抗に寄与するものである。したがって、今回のような立坑の山留壁の掘削時の変形挙動は立坑の形状に支配される3次元的なものであり、このような形状効果を設計に反映する必要があると考えられる。
- ② 掘削時山留平面方向の変形モードとして、発生鉛直方向曲げモーメントは短辺に比べて、長辺の方がかなり大きくなっており、長辺と短辺の発生断面力に大きな相違が生じているこ

と、また、中央断面に比べて角部の発生曲げモーメントが極端に小さくなることが確認されており、今回のような形状を持つ立坑は、平面形状による立坑の発生断面力の影響、いわゆる形状的效果があると言える。これらの挙動は、長辺と短辺方向の地盤状況及び近接構造物の配置状況によることも考えられるが、角部の発生断面力が極端に小さくなっていることから、立坑の持つ平面的な形状による変形の拘束効果ならびに断面力の低減効果が大きいと考えられる。

- ③ 上記①と②から、今回の検討対象である辺の長さが比較的小さく、十分な断面剛性を持つ立坑は、鉛直方向の曲げ剛性のみならず、平面的な形状による変形の拘束効果(3次元の変形拘束効果)も十分期待できることが分かった。これらを反映した立坑の構造検討はより合理的になることが考えられる。

6. 2 提案設計計算手法の妥当性について

- ① 設定外力として、立坑山留壁の発生曲げモーメントが最も大きくなった最終掘削過程において、設定土圧が概ね計測土圧と一致しているため、設計計算手法の外力設定は妥当なものであると判断される。
- ② 形状ばねの妥当性について、今回の解析結果から、山留壁の変形予測において、形状ばねを考慮することによって、より計測結果に合致する結果が得られており、形状ばねの考慮は妥当なものと言える。一方、山留壁の発生曲げモーメントに対して、形状ばねの考慮の有無が解析結果に顕著な差異を示さなく、また、計測結果ともある程度の隔たりが生じているため、解析モデル(形状ばねの与え方)を含めて、形状ばね定数に対する感度分析が必要と思われる。
- ③ 提案設計計算手法の妥当性について、検討結果から、今回対象事例では、構造断面で言えば、形状ばね考慮の有無が山留壁の発生最大曲げモーメントに殆ど影響しないため、それほどのメリットは見出せない。一方、山留壁の変形に関しては、形状ばねを考慮することによって、より計測結果に近づく結果が得られており、形状ばねを考慮した設計計算手法は有効なものと言える。また、長辺中央位置を基準とした形状ばね定数に比べて、短辺中央位置を基準としたもののほうが約3倍程度大きくなり、特に近接施工など、山留壁の変形予測が重要な場合は、形状ばねを考慮した設計計算手法がより実現象に合致する結果が得られると考えられる。

7. 提案設計計算手法に対する今後の課題

今回の検討結果を踏まえて、提案設計計算手法の今後の課題として、以下のことが挙げられる。

- ① 今回の検討では、提案設計計算手法による立坑山留壁の構造検討に対して、形状ばねによる発生断面力の低減効果が低いことが確認された。山留壁の構造諸元及び周囲の地盤状況が変わった場合、解析結果にどのような影響を及ぼすかについて見極めることが重要である。
- ② 今回の検討結果から、山留壁の継手効果及び偏土圧による影響が明確に確認できなかったため、これらの要因による影響が議論できないが、荷重条件ならびに周囲の地盤条件が変わった場合、上記要因による影響がどう変わるかを明らかにする必要がある。
- ③ 立坑の3次元的な変形拘束効果は、種々の要因が複雑に絡み合っており、一事例

のみでは、当該現場の特殊な状況による影響も考えられるので、一般性を見出すには、検討事例を重ねて、総合的に検証することが望まれる。

4-(1)-2 硫黄固化体の耐腐食性能調査

計画調整部 技術開発課

平川正道、藤原 新

1. 調査目的

セメントコンクリートを用いた構造物は、硫化水素が発生する環境下で、微生物の働きにより生成される硫酸によってコンクリートの腐食が進行し、施設の機能及び耐久性の低下が課題となっている。

硫黄固化体は、熔融硫黄と骨材を練混ぜ、自然冷却により固化させた新しい耐腐食性材料であるので、実際の下水道腐食環境下において耐腐食性能を確認するため、平成 15 年 10 月から主なフィールドを西部第二管理事務所 新河岸水再生センターで暴露試験、施工技術等について「ノウハウ+フィールド提供型共同研究」として調査研究を実施している。

調査研究のフレームは、次の通りである。

- ・調査予定期間 : 平成 15 年 9 月から平成 17 年 11 月
- ・主なフィールド : 西部第二管理事務所 新河岸水再生センター
- ・共同研究者 : (株) 大林組
新日本石油 (株)
計画調整部技術開発課
西部第二管理事務所新河岸水再生センター整備第一係

2 調査内容

(1) 暴露試験

1) 供試体の種類

供試体の種類は 5 種類とする。

表-1 供試体の種類

供 試 体	配 合 等
硫黄固化体 A	改質硫黄 22.0+3 号珪砂 36.1+7 号珪砂 32.0+石炭灰 9.9
硫黄固化体 B	同上 (接合部付着試験用)
硫黄固化体 C	改質硫黄 22.0+3 号珪砂 36.0+7 号珪砂 32.0+スーパーアッシュ (5%) 5.0+石炭灰 5.0
硫黄固化体 D	改質硫黄 20.9+川砂利 30.6+川砂 22.3+石炭灰 26.2 (骨材 25mm)
コンクリート (骨材 20mm)	コンクリート 100% (比較用)

注) 改質硫黄 : 熔融硫黄にオレフィンを加え、性状を安定させた物質

注) 硫黄 : 第 4 種危険物の指定、改質硫黄 : 危険物の指定なし

2) 供試体の引上げ頻度

供試体の引上げは、4 回 (6 ヶ月、12 ヶ月、18 ヶ月、24 ヶ月) とする。

今回の調査は、1 回目 (6 ヶ月) と 2 回目 (12 ヶ月) である。

3) 供試体の物性調査項目

表-1 供試体の物性調査項目

供 試 体 (1 種類につき 3 本)	外 観 (目視)	中性化深さ (cm)	質量変化 (%)	圧縮強度変化 (N/mm ²)
------------------------	-------------	---------------	-------------	--------------------------------

ただし、「硫黄固化体 B」については、「引張強度変化 (N/mm²)」とする。

(2) 施工技術

1) 現場吹付け施工

現場に吹付けプラント（4 t 車・2 台）を持ち込み、
新河岸水再生センター雨水貯留池の既設壁を使用して実施した。

調査項目：現場吹付け施工技術と最適配合の調査

2) 薄型パネル使用に向けた目地溶着技術の開発

4. 調査結果

(1) 暴露試験

6 ヶ月及び 12 ヶ月経過後の調査結果

6 ヶ月後（サンプル回収 平成 16 年 6 月 24 日）

供 試 体	外観 (目視)	中性化深さ (cm)	質量変化 (%)	圧縮強度変化 (N/mm ²)
硫黄固化体 A	変化なし	0	0.074	77.4→70.1
硫黄固化体 B	変化なし	0	引張強度 7.19→5.83 (N/mm ²)	
硫黄固化体 C スーパーアッシュ混入 (5%)	変化なし	0	0.084	72.0→64.2
硫黄固化体 D 粗骨材川砂利 (25 mm)	変化なし	0	0.156	69.4→75.0
コンクリート (骨材 20mm)	角の剥離	0.3	-0.180	55.9→60.7

12 ヶ月後（サンプル回収 平成 16 年 12 月 22 日）

供 試 体	外観 (目視)	中性化深さ (cm)	質量変化 (%)	圧縮強度変化 (N/mm ²)
硫黄固化体 A	変化なし	0	0.116	77.4→65.2
硫黄固化体 B	変化なし	0	引張強度 7.19→5.24 (N/mm ²)	
スーパーアッシュ混入 (5%)	変化なし	0	0.050	72.0→71.5
粗骨材川砂利 (25 mm)	変化なし	0	0.223	69.4→63.8
コンクリート (骨材 20mm)	原形留めず	1.5	-17.447	測定不可

12 ヶ月回収詳細データ

供 試 体	供試体番号	寸 法 (cm)	圧縮強度 (N/mm ²)	平均圧縮強度 (N/mm ²)
硫黄固化体 A	031022-10	φ 5×10	70.3	65.2 (70.4)
	031022-11		54.8	
	031022-12		70.5	
	031113-4	φ 10×20	85.5	—
スーパーアッシュ混入 (5%)	031203-10	φ 5×10	73.8	71.5
	031203-11		69.2	
	031203-12		71.5	
	031203-4	φ 10×20	69.9	—
粗骨材川砂利 (25 mm)	031118-4	φ 10×20	63.8	—

※「硫黄固化体 A」の平均値は、供試体 3 点のうち 1 点が異常値「54.8」を示したため、平均値が小さくなった。供試体寸法が小さい場合、まれに特異な値を示す場合がある。供試体番号「031022-11」のデータを異常値として取り除いた場合、硫黄固化体 A の平均値は、70.4 (N/mm²) となる。

供試体の状況

(1) 12ヶ月回収直後

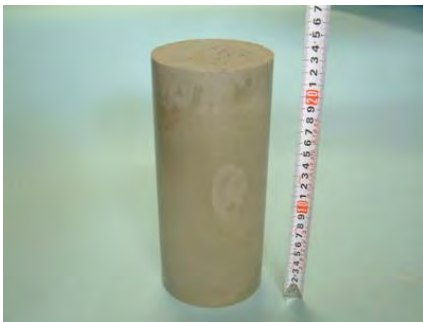


硫黄固化体

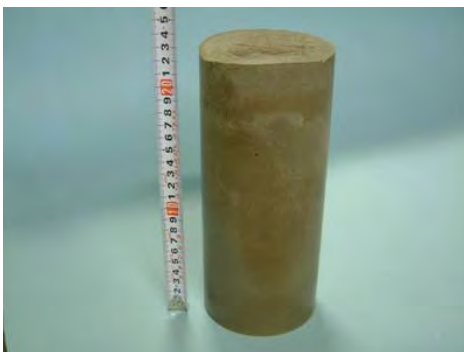


コンクリート

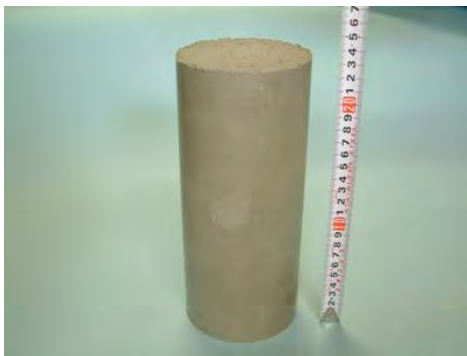
(2) 洗浄後の外観



(a) 珪砂系硫黄固化体



(b) 珪砂-S A系硫黄固化体



(c) 川砂利系硫黄固化体



(d) コンクリート

(2) 施工技術

1) 現場吹付け施工技術

実施場所：新河岸水再生センター雨水貯留池工事の一部使用

実施日：平成16年12月1日

吹付け材料配合：改質硫黄40%、石炭灰20%、7号珪砂40%

吹付け方向：垂直壁

吹付け面積：約30m²

吹付け工程概要

①足場設置

②既設コンクリート表面切削・洗浄・乾燥（前日）

通常の防食被覆塗装における前処理とほぼ同様である。

今回は、既設コンクリート構造物を使用するため、表面切削を行った。

その後、自然乾燥又は必要に応じて加熱圧縮空気を吹付けて乾燥する。

③溶融硫黄固化体の吹付け

硫黄固化体溶融＋加熱圧縮空気を吹付けノズルの先端で合わせて壁面へ吹付ける。

④冷却後仕上がり状態確認

自然冷却後（60分程度）、目視で行う。

写真－1 施工状況



①足場組立



表面切削後 表面切削前

②表面切削・洗浄・乾燥



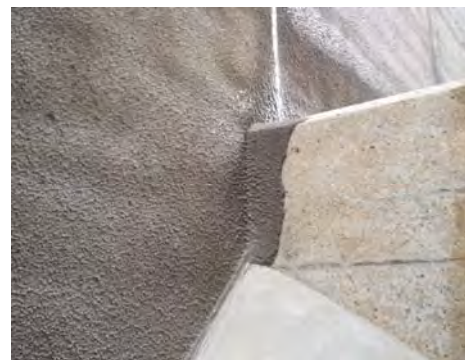
吹付けプラント（架台上）



吹付けプラント（架台下）



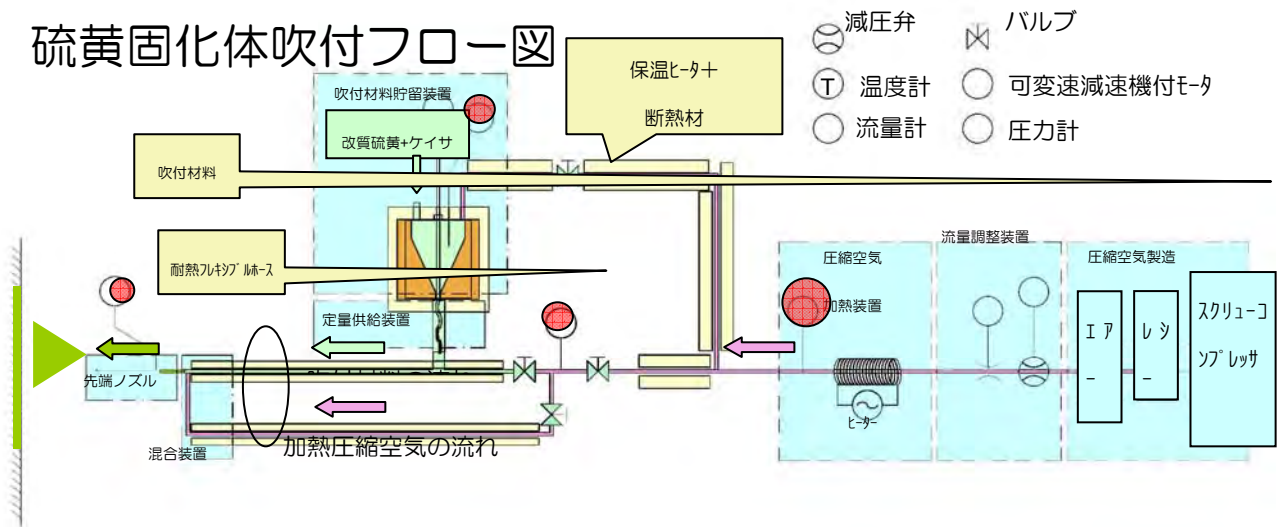
③吹付け施工



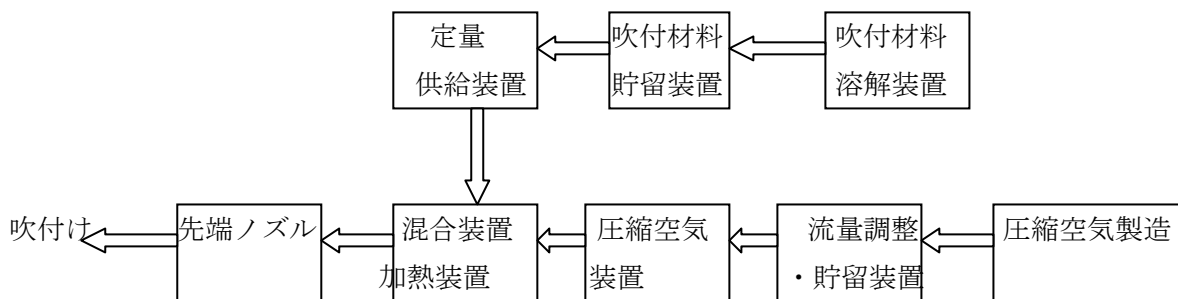
施工後 施工前

④吹付け完了

硫黄固化体吹付フロー図



吹付け装置フロー説明



新河岸水再生センター 合流改善施設の硫黄固化体吹付け計画概要

1. 施工場所
新河岸水再生センター 合流改善施設南側壁 2 面（別図参照）
2. 施工規模
約 32 m²
3. 工程
延べ 10 日間
準備工→足場組立→吹付け面の下地処理→吹付け装置搬入設置→吹付け施工
→吹付け装置搬出→足場解体・撤去
4. 施工希望時期
平成 16 年 11 月下旬から 12 月初旬
5. 吹付け用硫黄固化体の仕様書（案）
別紙のとおり
6. 吹付け方法
既存栈橋上に吹付け装置を設置し、吹付けホースを 10 m 程度にし、ノズルで躯体に吹付ける。
7. 現行工事件名

新河岸処理場合流改善施設工事

8. 上記工事請負者 (株) ハザマ

吹付け用硫黄固化体の仕様書 (案)

本仕様書は、「硫黄固化体の耐腐食性能調査に関するノウハウ+フィールド提供型共同研究」に基づき、硫酸腐食に起因するコンクリート構造物の劣化に対応するため、コンクリート構造物表面に硫黄固化体を吹付ける場合の材料、施工及び調査研究の仕様を定める。

1. 材料仕様

1) 吹付け用硫黄固化体の配合

- ① 改質硫黄と石炭灰を重量比 2 : 1 又は 3 : 2 で混練りしたMS (ミルクサルファー) と珪砂 (7号珪砂) を配合したものとする。
- ② MS (ミルクサルファー) と珪砂 (7号珪砂) の配合比は、60 : 40 又は 55 : 45 とする。

2) 吹付け用硫黄固化体の強度

東京都下水道局における断面修復材の要求性能を満たすものとする。

- ① 付着強度は、 1.5N/mm^2 以上とする。
- ② 圧縮強度は、 $\sigma_{28}=40\text{N/mm}^2$ とする。

<参考>吹付け用硫黄固化体の強度試験結果

配 合	圧縮強度	曲げ強度	付着強度
	N/mm^2	N/mm^2	N/mm^2
MS : 珪砂 = 60 : 40	68	15	2.49
MS : 珪砂 = 55 : 45	68	17	2.69

表面研磨・吹付け距離 600mm・MS 先行吹付けとする。

吹付け用硫黄固化体の付着強度は、建研式引張試験による。

3) 吹付け用硫黄固化体の耐酸性の程度

・硫化水素濃度が年平均 50ppm を超える下水環境下 (腐食環境分類で I 類相当) の暴露試験において 6 ヶ月後の重量減少率が 1 % 以内であることが確認されたもの。

<参考>

・新河岸水処理センターの汚泥濃縮槽返水ます (硫化水素濃度が年平均 100ppm) の暴露試験で、MS と珪砂配合の硫黄固化体の円柱供試体 ($\phi 5\text{cm} \times 10\text{cm}$) の重量減少率は、0.2% である。

2. 施工仕様

1) 吹付け規模

- ・吹付け面積は、吹付け装置 1 台当たり、 30m^2 / 日程度とする。
- ・吹付け厚は、10mm を標準とする。

2) 吹付け方法

- ・現場に硫黄固化体吹付け装置を設置してノズルで吹き付ける。

3) 吹付けるコンクリート面の下地処理

- ① 硫黄固化体を吹き付けるための躯体の状態を確認する。
- ② コンクリート面を一度切削し脆弱な箇所を除去する。

③ 高圧水で洗浄する。

④ 熱風乾燥し、表面が水にぬれていないことを確認する。

4) 吹付け条件

- ・吹付け距離は、40cm～60cm程度とする。
- ・吹付け時の外気温度が15℃以下の場合、吹付け面を加温する。

5) 施工時の留意点

① 硫化水素ガス

- ・硫黄固化体は、120℃以上の熔融状態では硫化水素ガスが発生するので、吹付け作業においては第2種酸素欠乏作業主任者を選任し、作業すること。
(ただし、硫化水素ガスは、加熱圧縮空気が供給されるノズル先端では希釈されるため、硫化水素ガス検知器で感知できるレベルではない。)

② 硫黄固化体の温度制御

- ・硫黄固化体吹付け装置は安全確保と品質管理のため、自動温度制御とする。
- ・硫黄固化体は110℃以下になると固化し、160℃を超えると変質するので、安全側に温度下限を120℃温度上限を150℃として自動制御とする。

③吹付けコンクリート面

- ・コンクリート表層に水分が多く含まれていたり、表面が水でぬれていると硫黄固化体の付着力が低下するので施工前に十分乾燥させること。

④施工後の養生

- ・硫黄固化体は吹付け後30分程度で固化するので、モルタル吹付けのような養生期間は必要としない。ただし、吹付け直後の60分間は、吹付け面に直接手を触れないよう注意すること。また、真夏日等には直射日光を避けるものとする。

3. 施工時および施工後の調査研究

①施工時

- ・硫黄固化体吹付け装置の1日当たり施工能力の調査、確認。
- ・表面処理、吹付けの歩掛調査
- ・吹付けデータ収集（吹付け圧、空気量、ポンプ回転数、温度など）

②施工後（2年間程度）

- ・付着強度の耐久性確認
- ・硫黄固化体の耐酸性の把握
- ・吹付け面の外観調査（ひび割れ、剥離など）

4. 特記事項

本試験施工者は、施工後10年間を目途として試験施工した範囲で材料不良及び施工不良による不具合が認められた場合、当局の指示により補修するものとする。

2) 薄型パネル使用に向けた目地溶着技術の開発

硫黄固化体パネルは、硫黄固化体そのものを構造体として使用する厚型パネル（厚：100mm）と防食被覆層として使用する薄型パネルが考えられる。

厚型パネルについては、既に平成15年度に新河岸水再生センターの3号濃縮槽返水ま

すを試験施工し、実負荷による暴露試験中である。

また、薄型パネルは、コンクリート構造物の埋設内型枠として使用することを目標にしている。コンクリート構造物と腐食促進物質を完全に遮断するためパネル材目地、セパレータ孔、配管部周囲などへ熔融硫黄固化体を填充する。この際、母材側を再熔融し、一構造とするため、母材側熔融装置及び熔融硫黄填充装置を開発した。



母材目地部熔融装置



熔融硫黄填充装置

4. 考察

(1) 暴露試験

暴露試験の結果、現段階では硫黄固化体の耐腐食性能が十分あることを示している。

配合別に比較すれば、硫黄固化体A（改質硫黄 22.0+3号珪砂 36.1+7号珪砂 32.0+石炭灰 9.9%）と硫黄固化体C（改質硫黄 22.0+3号珪砂 36.0+7号珪砂 32.0+スーパーアッシュ 5.0+石炭灰 5.0）及び硫黄固化体D（改質硫黄 20.9+川砂利 30.6+川砂 22.3+石炭灰 26.2）は、それぞれ遜色ない状態を保持している。

改質硫黄と骨材の練混ぜ工程上からは、骨材に珪砂を使用した方が品質管理上、最適である。しかしながら、下水道サイドからは、汚泥焼却灰の有効利用メニューの一つとして、是非とも残しておきたいので、今後の研究成果に結論を待ちたい。

なお、供試体によっては圧縮強度が10%程度落ちたので、平均化する前の供試体の圧縮強度を確認したところ、3本の $\phi 5 \times 10 \text{ cm}$ のうち1本の圧縮強度が異常値を示したため、平均値が10%程度低下したものである。

この異常値を排除すれば、「 $77.4 \rightarrow 70.4 \text{ (N/mm}^2\text{)}$ 」となる。なお、引き続き、1年6ヶ月および2年後について今後の変化を観察していく。

(2) 施工技術

当日は、実験施工の見学会を合わせて実施したところ見学者約80名が参加した。

局内施設の硫化水素による腐食被害が想定された。

吹付け技術は、固化体のパネルでは施工が困難な場所への適合が図れるため、施工技術と品質管理方法の確立を必要である。

施工技術については、吹付けノズル改良及び施工環境対策に工夫が必要である。

5 平成17年度の予定

(1) 暴露試験 1年6ヶ月及び2年経過後の供試体引き上げ、外観及び強度等の調査測定。

(2) 施工性調査 薄板パネルの施工性及びシールドセグメントへの適用、現場吹付け装置の改良。

4-(2)-1 下水道水質監視システムの開発に関する共同研究

業務部 排水指導課 関根康生
安達紀子
古澤和樹

1. はじめに

東京都下水道局では、約1万箇所の特定事業場を監視対象としており、そのうち約6千事業場を重点監視している。この業務は、主に水質規制係職員の立入検査により行われている。本研究は、複数の監視対象事業場の排水が流入する人孔およびポンプ所における水質情報を、リアルタイムで監視・把握できるシステムを開発することを目的とする。下水道水質監視システムのシステムイメージを図1に示す。

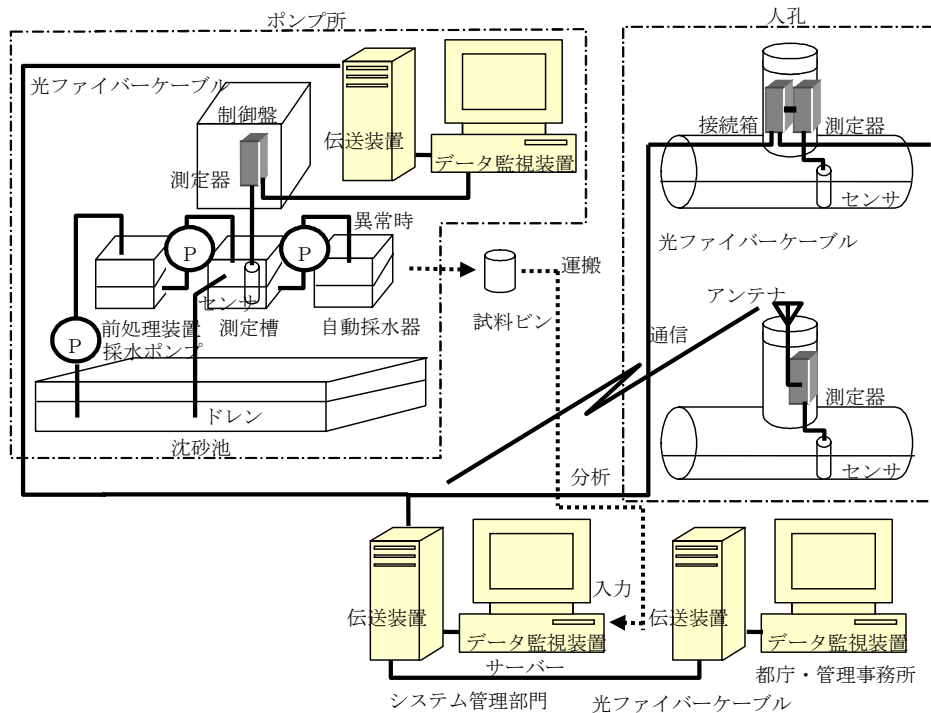


図1 水質監視システム構成

2. 共同研究内容

本研究は平成16年度に実施した東京都下水道サービス(株)と東亜ディーケーケー(株)とのノウハウ+フィールド提供型共同研究である。

共同研究内容は、以下のとおりである。

- ① 研究対象とする下水道水質の測定項目選定
下水道の水質監視に必要な測定項目を選定する。
- ② センサ及び測定器の開発
下水道水質の各測定項目に対して測定が可能なセンサ及び測定器を開発する。
- ③ センサ及び測定器のポンプ所・人孔内における実証試験

開発したセンサの有効性を確認するため、ポンプ所及び人孔内に設置して生下水の測定試験を行う。

④ データ収集方式の研究

センサ及び測定器からの水質情報を収集する方法について開発・検討する。

⑤ 下水道水質監視システム全体構成の研究

センサ及び測定器、データ収集装置等、下水道の水質監視に必要な機器の全体システム構成について開発・検討する。

2. 1 研究対象とする下水道水質の測定項目選定

下水道の水質監視に必要な測定項目を研究対象として選定するに当たり、次のような機能を基本として検討した。

- ① 水質規制の効果を反映する項目であること。
- ② 水質監視に資する項目であること。
- ③ リアルタイム分析が可能な項目であること。
- ④ 長期間ノーメンテナンスで測定可能な項目であること。（最低目標＝1ヶ月）
- ⑤ 水質の変動に対して応答が速いこと。

測定項目の検討結果を表1に示す。規制項目や監視の効果を勘案し、研究対象とする測定項目をpH、溶存酸素、電気伝導率、濁度、温度、塩分、硫化水素、シアン、VOCとした。

項目	規制項目	監視の効果	採否
pH	○	シアン廃液（アルカリ性）、酸洗浄廃液（酸性）、モルタル不法投棄（アルカリ性）、等の排水検知。	○
溶存酸素	—	腐敗したビルピット排水の検知。硫化水素発生予知。	○
電気伝導率	—	重金属含有排水の検知。	○
濁度	—	厨房施設からの余剰汚泥不法投棄等の検出。	○
温度	○	洗濯業、染色業、ボイラー排水、温泉排水の監視。	○
塩分	—	海水の逆流等、不明水混入の解析。	○
硫化水素	—	コンクリート腐食対策等。	○
シアン	○	シアン廃液不法投棄の検出。	○
VOC	○	揮発性有機物不法投棄等の検出。	○

表 1 測定項目検討結果

2. 2 センサ及び測定器の開発

これまで、河川用の水質連続測定装置は存在したが、下水を対象としたものはないことから、ポンプ所及び人孔に直接設置して、連続測定することを前提に開発を行った。開発の目標を下記に示す。

(1) センサ

1) 安定性の検討

ポンプ所内及び人孔内で長期間安定した測定が可能なセンサを開発する。

2) 小型化

流下阻害を起こさないこと、取り扱いを容易にする必要があることから、小型化を目指す。

3) 耐環境性

人孔内環境に耐えられる部材等を選定する。また、防水型とする。

4) 設置条件

人孔内設置を考慮して下水道の水流の抵抗をできるだけ受けたくないような形状を検討する。また、商用電源が無くても稼動できるものを検討する。

5) メンテナンス性

メンテナンス周期の長期化を検討する。少なくとも1ヶ月間ノーメンテナンスを目指す。さらに、省電力型であり、バッテリーの交換頻度が少ないものとする。

(2) 測定器

1) 小型化の検討

人孔内設置を考慮し、人孔内作業に支障ない大きさとする。

2) 省電力化

バッテリー交換周期を長くするため、省電力化を進める。

3) 耐環境性

センサと同様とする。

4) 測定データ蓄積方法の研究

光ファイバーあるいは無線等により、データの取り出しが困難な現場におけるデータ蓄積方法を研究する。

5) メンテナンス性

センサと同様とする。

実際のセンサ及び測定器の開発は、2段階に分けて実施することとした。まず、表1のうち6項目（pH～塩分）は、一般用多項目測定装置（東亜 DKK 社製：WQC-24型）搭載の項目である。これは、基本的開発が終了しているので、下水道の環境条件等に応じた改造を進めることとした。一方、表1のうち3項目（硫化水素～VOC）は、新たに開発する必要がある項目である。そのため、上段6項目の実証試験中に、センサ開発を並行的に進めることとした。各項目の、開発内容を表2および表3に示す。（測定項目の評価は、後述の「2.3 センサ及び測定器のポンプ所・人孔内における実証試験」の章に示す。）

表2 第一段階の開発内容

項目	pH	溶存酸素	電気伝導率	濁度	温度	塩分
目標	メンテナンス 間隔1ヶ月	同左	同左	同左	同左	同左
測定原理	ガラス電極	ガルバニ方式	4電極方式	90度散乱	サーミスタ	電気伝導率 の換算
予想される 問題点	汚れ、材質劣 化、機械的衝撃	同左	同左	同左	同左	同左

表 3 第二段階の開発内容

項目	硫化水素	シアン	VOC
目標	メンテナンス 間隔 1 ヶ月	同左	同左
測定原理	電気化学式 (気相を測定)	電気化学式	燃焼管、CO2 方式 (気相を測定)
予想される 問題点	汚れ、材質劣 化、機械的衝撃	同左	同左

2. 3 センサ及び測定器のポンプ所・人孔内における実証試験

2. 3. 1 試験場所の選定

実証試験場所の選定については、設置条件の違いからポンプ所と人孔の 2 種類に大きく分けられる。一般的な条件の相違は、表 4 のとおりである。

ポンプ所は、工事の作業量を考慮し沈砂池内作業が不要な所を候補とした。そこで、ろ格機洗浄用に沈砂池汚水を加圧水槽にくみ上げている銭瓶町ポンプ所を選定し、加圧水槽からサンプリングするシステムとした。

人孔は、昼間作業が可能でセンサの設置条件がよい場所とした。また、測定データ電送試験として光ファイバーを使用することを考慮し、接続箱のある人孔を含めることとして表 5 に示す 2 箇所を選定した。

表 4 ポンプ所・人孔設置条件の相違点

ポンプ所	人孔
屋内設置が可能であり、設備の外形寸法制約が少ない。	人孔内の設置となり、設備の外形寸法制約が多い。
電源確保が容易 (AC100V または 200V)	電源確保が困難 (原則バッテリー使用)
メンテナンスが比較的容易	メンテナンスが比較的困難 (道路使用許可・交通整理)

表 5 人孔内実証試験場所

名称	人孔番号	住所	人孔蓋	光ファイバー
人孔 1	1729-3A-036	江戸川区松島二丁目 (江戸川高校裏)	G L V	接続箱あり
人孔 2	1830-1A-044	江戸川区中央二丁目 (大杉公園付近)	G L V	接続箱なし

※G.L.V：飛散防止蓋

2. 3. 2 ポンプ所実証試験における使用機器及び設備フロー

銭瓶町ポンプ所実証試験使用機器は表6、設備フロー図は図2のとおりである。センサは人孔と共通のもの（測定項目は表2で示したもの）を使用し、追加項目（第二段階：表3）となるセンサは東亜D K K社製を用い、設備設置上の制約が少ないポンプ所で試験を実施することとした。また、ポンプ所については試験途中（6月30日）から、センサの性能を維持することを目的とし、可搬式空気圧縮機を利用したエア洗浄機構を取りつけた。

表6 銭瓶町ポンプ所実証試験使用機器

名称	数量	仕様	備考
サンプリングポンプ	1台	水中ポンプ 0.2kw	
センサ及び測定器	1台	多項目水質計 WQC-24（東亜D K K）	
変換器	1台	RS-232C - LAN変換器 TCS-7147（東亜D K K）	
HUB	1台	5ポート・スイッチングハブ ETX-SH5（I・O DATA）	
メディアコンバータ	1台	WDM対応SCコネクタシングルモード接続距離20km HME-10/100W/SC20（ホブス）	

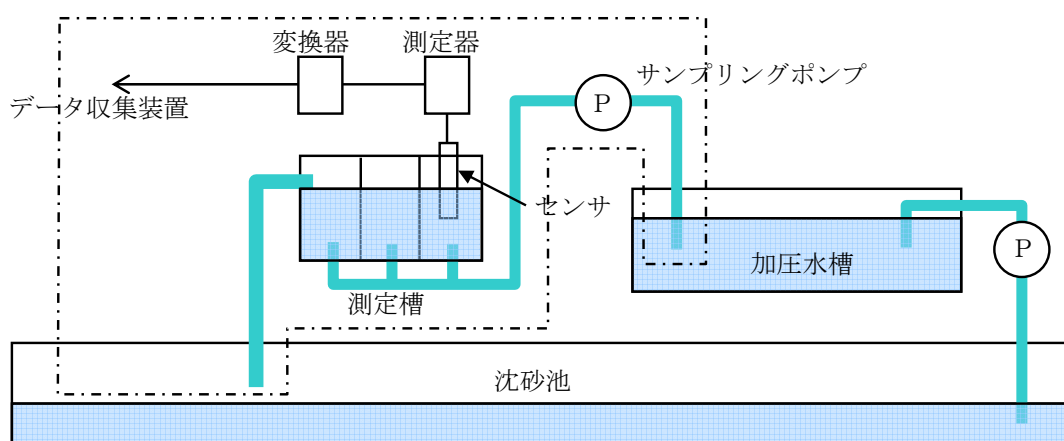


図2 銭瓶町ポンプ所実証試験設備フロー図

2. 3. 3 人孔内実証試験における使用機器及び設備フロー

人孔内実証試験使用機器を表7、システム構成図を図3に示す。電源は密閉型バッテリーを採用し、データ送信は人孔1については光ファイバーとし、人孔2についてはP H Sによる電子メール通信とした。測定器は樹脂製防水ケースに格納し、人孔のステップに取り付けた（以下、この格納箱を変換器箱と記す）。バッテリーは人孔1では防水型のバッテリーケースに収納して側壁にアンカーボルトで取り付け付けた。人孔2では変換器箱に内蔵した。省電力化の工夫として、データ採取時刻近辺以外は通信に関わる機器の

電源をオフにする設定とした。人孔 1 では、光ファイバー伝送にかかわる消費電力が大きいので、データ採取周期を人孔 2 の 10 分より長くして 15 分とした。センサは、ステージのある人孔 1 ではステージからインバート底部に沈める方法とし、ステージがない人孔 2 では側壁から円筒型ガイドを吊り下げて、そこに縦に取り付ける方法とした。

なお、人孔・ポンプ所とも、測定データについては、汚れなどの影響による測定値変動を調査するため、WQC24 型標準機による測定結果と比較した。

表 7 人孔内実証試験使用機器

	名称	数量	仕様	備考
人孔 1	センサ及び測定器	1 台	多項目水質計 WQC-24 (東亜 DKK)	
	センサホルダー	1 台	新規設計 (東亜 DKK) SUS304 製ステージ取付式。	
	変換器	1 台	RS232C-LAN 変換器 TCS-7152 (東亜 DKK)	
	変換器箱	1 台	ABS 樹脂製 (東亜 DKK)	
	バッテリー	2 個	12V43AH 544-65 (HEXA)	
	電源箱	2 個	壁掛け式、銅製塗装付き	
	メディアコンバータ	1 台	WDM、20km NL200CA-20 (サイバネック)	
	HUB	1 台	5ポート・スイッチングハブ ETX-SH5 (I・O DATA)	東部第二管理事務所
人孔 2	センサ及び測定器	1 台	多項目水質計 WQC-24 (東亜 DKK)	
	センサホルダー	1 台	新規設計 (東亜 DKK) PVC 製縦型ガイドパイプ	
	変換器	1 台	RS232C-LAN 変換器 TCS-7152 (東亜 DKK)	
	通信装置 (送信側)	1 台	モバイルアーク (NTT ドコモ)	
	変換器箱	1 台	ABS 樹脂 (東亜 DKK)	
	バッテリー	1 個	6V、48AH PE6V48H (ゼンライトアイ)	
	アンテナ	1 基	ルーフトップアンテナ モバイルアーク用 (NTT ドコモ)	
	通信装置 (受信側)	2 台	PinFree (NTT ドコモ)	東部第二管理事務所 都庁第二庁舎 7 階

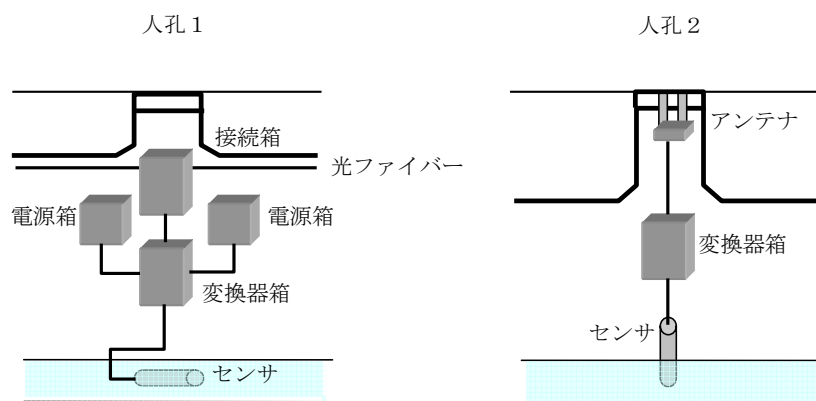


図 3 人孔内実証試験システム構成図

2. 3. 4 ポンプ所実証試験結果

ポンプ所実証試験は、平成 16 年 4 月 15 日から 10 月 28 日の撤去までの約 6 ヶ月間実施した。その間サンプリングポンプ吸引口目詰まり、センサシールゴム変質など軽微な不具合が生じたが、ゴム材質を変更することによって改善し、概ね連続測定を続けることができた。

今回エア洗浄機構を導入したが、水質項目によっては洗浄効果が十分でなかったため、水道水を使用する高圧洗浄器による効果を確認する実験を行った。図 4 は高圧洗浄前のセンサの状態、図 5 は 10 秒間程度の高圧洗浄後のセンサの状態である。高圧洗浄器による洗浄効果が大きいことがわかった。



図 4 洗浄前の状態



図 5 高圧洗浄後

各水質項目については、次のとおりであった。

- ① pH：比較電極シールゴムの不具合の影響で指示値が低下することがあったが、測定結果は安定的に推移した（図 6）。
- ② 溶存酸素：試験開始時は 0.2～0.3mg/L であったが、漸減しゼロになった。エア洗浄機構を導入してからは洗浄時のパルス波形が検出されたが、ベースラインはほとんどゼロであった（図 7）。降雨の流入による増水時には、一般的に溶存酸素量が増加するが、指示値が上昇する時としない時があった。センサの汚れ状況に左右されていると考えられるので、より強力な洗浄機構が必要と判断する。
- ③ 電気伝導率：ベースラインは 0.2～0.4s/m で推移しているが、日経過とともに若干低下した。自動洗浄の導入後から、パルス波形が大きくなりベースラインは 0.2s/m 前後で安定した（図 8）。
- ④ 濁度：エア洗浄機構導入後も、ベースラインが漸減、保守点検時の人為的洗浄による回復を繰り返していた。より強力な自動洗浄機構が必要と考えられる。
- ⑤ 温度：季節変動に応じた変動を捉えていた。台風による水温低下も確認できた（図 9）。
- ⑥ 塩分：電気伝導率を換算式により換算したもので、変動パターンは電気伝導率と同様である。
- ⑦ シアン、VOC、硫化水素：シアンは指示値が大きくドリフトして安定しなかった（安定していれば通常ゼロで、シアンの異常流入があると検知されるはず）。VOC は、スケールオーバー状態となって、指示値が確認できなかった。硫化水素は、通常数 ppm～30 ppm で深夜から早朝にかけて 50～100 ppm に上昇す

るという変動パターンを捉えることができた。また、大雨時はゼロ付近の低濃度を指示した。

①～⑥の項目については、標準機との比較を行った結果、pH、電気伝導率（塩分）温度は誤差±5%FS以内であった。

以上から、pH、電気伝導率（塩分）、温度、硫化水素は、安定して測定することができると判断される。溶存酸素と濁度は、今回導入したエア洗浄では不十分で、十分な洗浄機能があれば測定可能と考えられた。

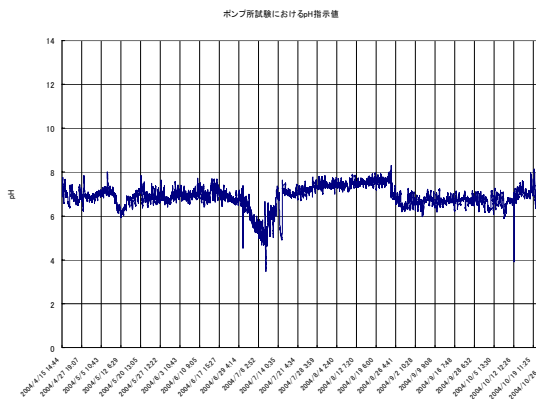


図6 銭瓶町ポンプ所水質データ（pH）

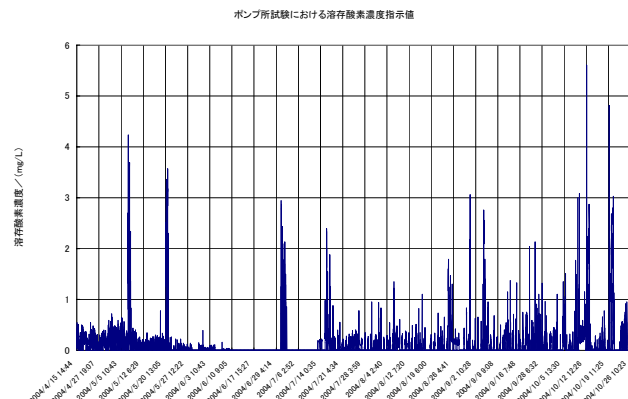


図7 銭瓶町ポンプ所水質データ（溶存酸素）

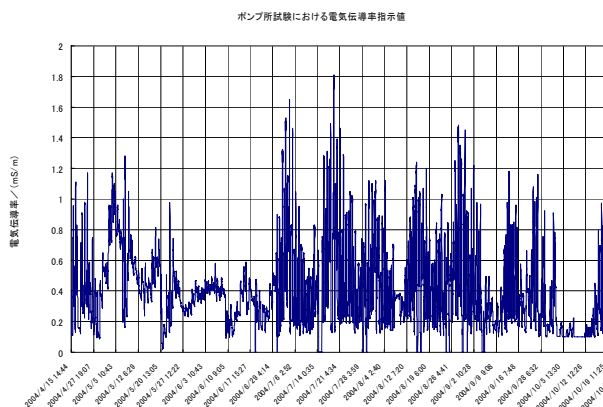


図8 銭瓶町ポンプ所水質データ（電気伝導率）

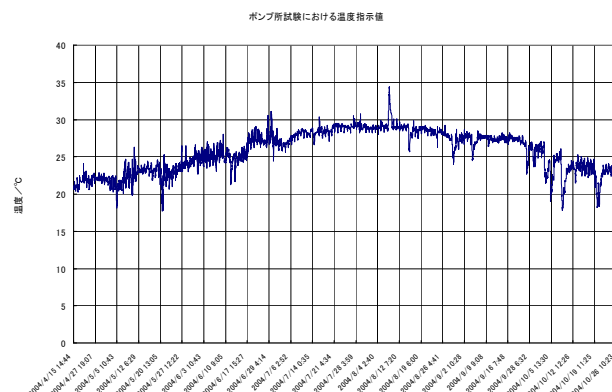


図9 銭瓶町ポンプ所水質データ（温度）

2. 3. 5 人孔内実証試験結果

人孔内実証試験は、平成16年9月17日から約1.5ヶ月間実施した。その間、表8に示す不具合が生じ、対策を講じた。

人孔の場合は洗浄機構がないため、下水の流速による洗浄効果を期待したが、人孔1は通常、流速が小さいため洗浄効果は小さいと予想された。しかし、実施期間は度々降雨があり、雨水による洗浄効果が大きかった。バッテリーは、表7に示した仕様で、人孔1、2それぞれ20.5日間、25日間交換せずに運転できる計算であったが、人孔1では10日ほどで電圧低下による通信不良となった。人孔2では1ヶ月程度は十分にもつことがわかった。今回設置した人孔は2箇所ともGLVであったが、標準蓋に比較して人孔内作業に多少時間がかかるが、アンテナを設置する場合にその開口部の広さが有効であることも確認された。

各水質項目については、次のとおりであった。

- ① pH：人孔 1・2 とも pH 6～8 で推移し、降雨と連動した低下も見られた。図 10 は人孔 2 の測定経過であるが、9 月 27 日の pH 9 を超過する異常水も捉えていた。
 - ② 溶存酸素：測定開始から漸減し、定期点検の洗浄や降雨により回復し、また漸減していくことが繰り返された。（図 11）
 - ③ 電気伝導率：人孔 1 はベースラインが低く平坦で、時々スパイクが見られた。人孔 2 はベースラインが人孔 1 に比べて高く、変動が大きかった。10 月 6 日以降のゼロは、点検時の取り付け不良によるもので、取り付け方法を改良したが今回の試験期間には間に合わなかった（図 12）。両人孔とも測定値は安定していた。
 - ④ 濁度：人孔 1・2 ともにベースラインの変動が見られた。濁質の変動を捉えていたように見えるが、標準機との比較で差が生じていることから、センサの汚れ状況を捉えている可能性がある（図 13）。
 - ⑤ 温度：風呂水の影響と思われる日変動や、降雨による温度低下を捉えていた。
 - ⑥ 塩分：電気伝導率を換算したもので、変動パターンは電気伝導率と同様である。
- 各項目について、標準機との比較を行った結果、濁度は大きく差を生じることがあった。濁質がセンサに付着している可能性を示唆している。溶存酸素も他の項目と比較して差が大きかった。

以上から、pH、電気伝導率（塩分）、温度については、ポンプ所実証試験と同様に安定して測定できると判断される。溶存酸素、濁度は、効果的な洗浄機構の導入が必要である。

表 8 人孔実証試験における不具合点

日付	現象	原因	対策	再発防止策
9/17	電気伝導率がゼロを示す。（人孔 2）	レンジ設定不一致	レンジ再設定	レンジ設定の確認
10/3	E メールデータが途切れる。（人孔 2）	アンテナが倒れて、金属部分と短絡したため。	両面テープによる床への固定	取付金具の製作
10/3	人孔 1 のデータが更新されなくなった。	バッテリー切れ	バッテリー交換	電源部、変換部新規設計、バッテリー仕様の変更
10/6	人孔 2 の変換器箱で内部に少量の液が認められた。	変換器箱シール性能不十分	細かい異物の除去	新規設計（防水性能の向上）
10/6	定期点検後、人孔 2 の電気伝導率がゼロとなった。	センサ位置が水面上になったため。		新規設計（ガイド部分）
10/9	台風 22 号の通過時、信号が途絶えて復旧しなかった。（人孔 1、2 とも）	変換器箱内への汚水の浸水		新規設計（防水性能の向上）

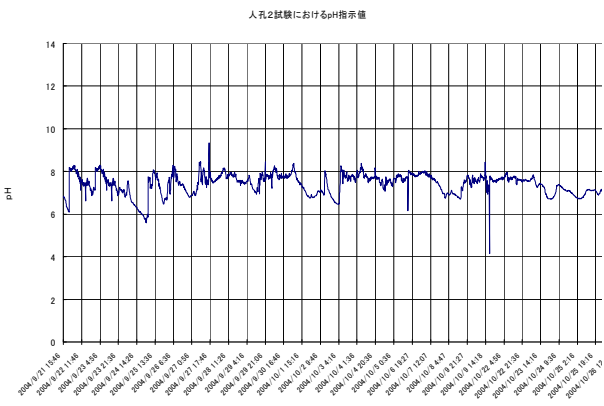


図 10 人孔 2 水質データ（pH）

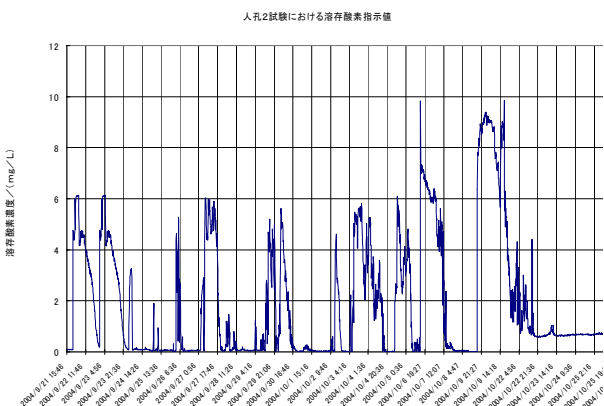


図 11 人孔 2 水質データ（溶存酸素）

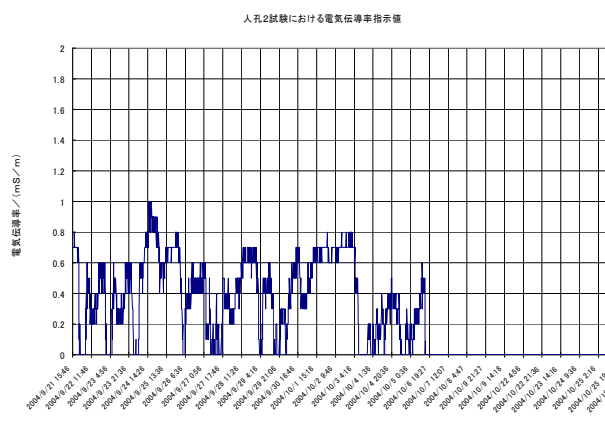


図 1 2 人孔 2 水質データ（電気伝導率）

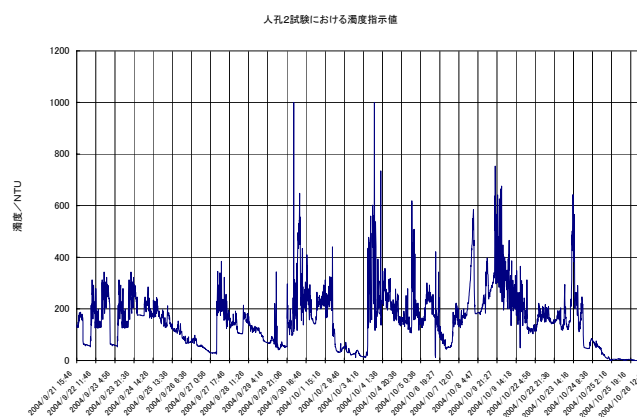


図 1 3 人孔 2 水質データ（濁度）

2. 4 データ収集方式の研究

今回の実証試験では、銭瓶町ポンプ所及び人孔 1 は、光ファイバーケーブルを利用してデータの伝送を行った。図 1 4 は、その概略図である。人孔 2 は、光ファイバーが敷設されていないので、PHS による電子メールで伝送を行った。図 1 5 は、その概略図である。実証試験時に変換器内の浸水により欠測することがあったが、防水対策を講じて対応することができ、データは問題なく収集できた。

光ファイバー方式は、無線通信と比較して秘匿性・データ送信の信頼性に優れている反面、消費電力が大きくバッテリーの消耗が激しい。従って人孔用のセンサには、省電力化や商用電源の確保ができない限り適用が難しいと考えられるので、現状は無線通信方式を利用することが適当である。また、ポンプ所における水質監視は、光ファイバーケーブルを利用することが適当と考えられる。

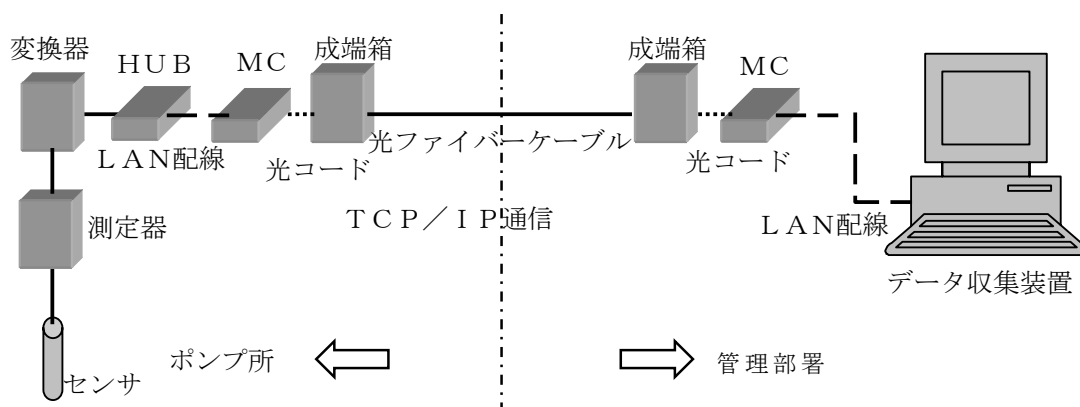


図 1 4 光ファイバーケーブルによる信号伝送

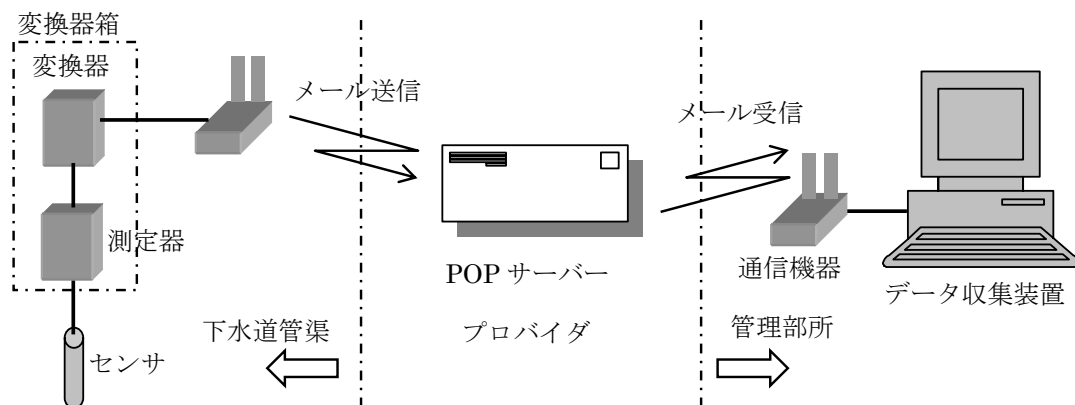


図 1 5 無線通信機器による信号伝送

2. 5 下水道水質監視システム全体構成の研究

光ファイバーケーブル、無線通信の2方式を使用した下水道水質監視システムについて、将来的なビジョンを図16に示した。データを一元管理するために、マスタステーション（MS）を設け、データサーバ内に集積する。MSにおいて水質の常時監視を行い、水質異常に対しては適切に対応する体制を構築する。また、各管理事務所はFA系情報ネットワークを活用してデータを取得し、事業場規制に活用する。

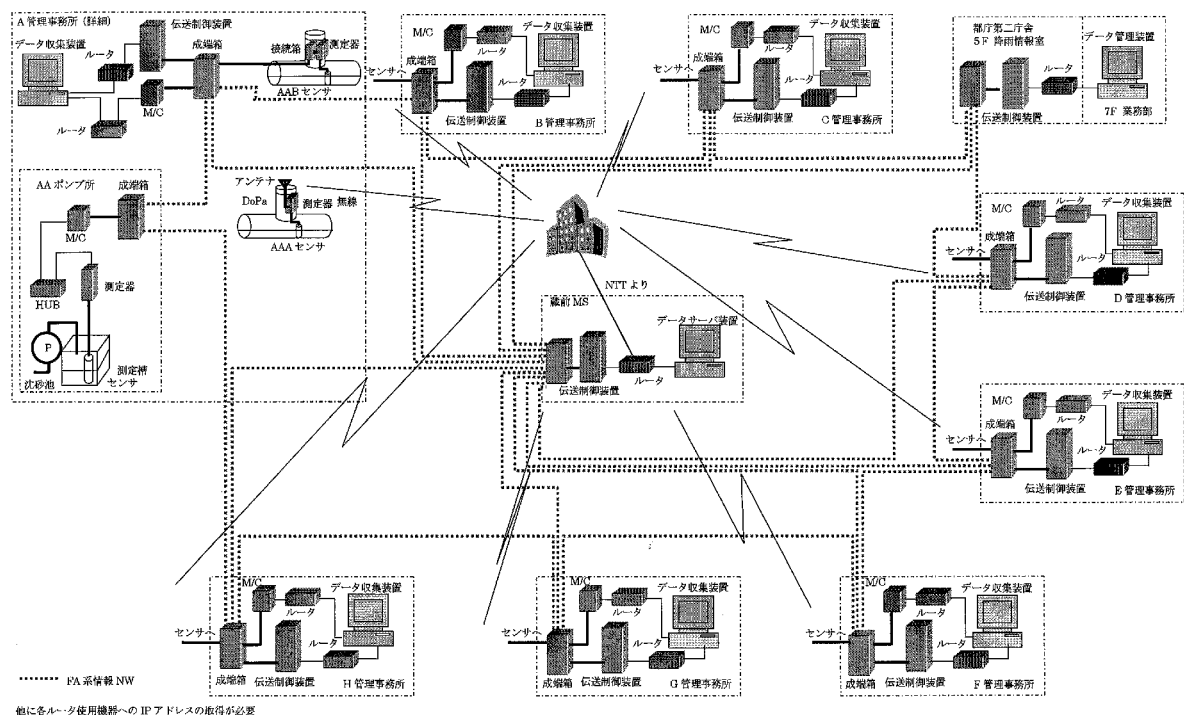


図 1 6 下水道水質監視システム システム構成図

3. まとめ

今回の共同研究については、以下の結果が得られた。

- ①監視項目としてpH、溶存酸素、電気伝導率、濁度、温度、塩分、硫化水素、シアン、VOCの9項目を選定した。実証試験の結果、pH、電気伝導率（塩分）、温度、硫化水素は良好な結果が得られ、下水の測定にも適用可能と判断された。また、溶存酸素、濁度は、設置箇所の状況にもよるが、今回ポンプ所実証試験で使用した洗浄機構（エア洗浄）以上の強力な洗浄能力があれば測定可能と考えられる。シアン、VOCは、実用にむけたセンサの開発が必要である。
- ②光ファイバーケーブルにより伝送する場合は、バッテリーの寿命を考慮して更なる省電力化の工夫が必要である。無線通信により伝送する場合は、バッテリー交換を概ね1ヶ月に1回実施すればよいことを確認した。
- ③データ伝送方式は、安定した電源が確保できれば光ファイバーと無線通信の2種類とも安定稼働できることを確認した。現状では、消費電力の制約から人孔に設置する場合は無線通信方式を利用し、ポンプ所に設置する場合は光ファイバーケーブルを利用することが適当と考えられる。

今後の課題として、以下の点があげられる。

- a. 溶存酸素、濁度を安定的に測定するためのセンサ、防汚対策、洗浄機構の開発。シアン、VOCセンサの開発。
- b. 人孔における設置方式の工夫（G.L.V以外でのアンテナの設置方法、再構築事業と連携して人孔の構造を水質測定を予定したものに変更等）。
- c. 人孔における機器類の更なる省電力化。
- d. 簡易型水質監視モニター（移設可能型投込式、最低1ヶ月ノーメンテナンス、データ集積ロガータイプ）の開発。

4. おわりに

平成17年度に下水道法が改正され、水質事故等の対応が規定された。下水道システムにおける流入下水の常時監視は、危機管理の上からも重要であるので、今後、必要な項目を安定して測定できるセンサや、生物毒性そのものを検知するバイオセンサー等の開発が望まれる。

4-(2)-2 光ファイバセンサと電力線搬送通信を用いた

予防診断システム開発研究

流域下水道本部技術部清瀬水再生センター

梁瀬 勇

三輪 康夫

1. 研究目的

現状、プラント設備の維持管理は、保全員の巡回点検と経験による状態診断に頼っているが、下水処理プラントには数多くの機器があるため、その維持管理には多くの労力がかかっている。保全員(特にベテラン保全員)の減少が進んでいく中で、下水処理プラントの信頼性向上および維持管理の効率化・コスト縮減を図っていくためには、予防保全の実施が不可欠であり、特に、従来の時間基準予防保全(TBM: Time Based Maintenance)から状態基準予防保全(以下 CBM: Condition Based Maintenance)への転換が必要である。

本共同研究では、下記 2 点について、導入を容易(コスト、施工、維持管理など)にする技術を開発・評価し、低コストで効率的な CBM の実現を目指す。

- 保全員の設備診断ノウハウ定量化のための保全センサ技術
- 巡回点検の負担軽減のための保全情報ネットワーク構築技術

2. 研究内容

2. 1 適用技術

本開発の目標は、機器の状態を自動的に診断するシステムの構築・評価であり、これを実現するための構成技術として下記技術を開発・評価した。

(1)光ファイバセンサ

下水処理プラントに特有の環境(腐食性ガスの発生など)や電氣的ノイズの影響を受けず、メンテナンスがほとんど不要な光ファイバを応用した振動センサモジュールを開発・評価する。

(2)電力線搬送通信(以下 PLC: Power Line Communication)

プラントの隅々まで行き渡っている既存の電力ケーブルを活用することで、新たなケーブルを布設することなく振動データを収集するシステムを目指す。

(3)ワイヤレスセンサ

センサと無線局をワンユニット化し、センサで測定したデータを無線伝送することで、配線工事が不要でかつ取付後のセンサ移設が容易なワイヤレスセンサモジュールを開発・評価する。

(4)予防診断技術

(1)～(3)の技術を用いて計測・収集した振動データを長期的に蓄積し、そのデータを分析することにより機器の状態を自動的に診断するシステムの構築を目指す。

2. 2 調査方法

ノウハウ+フィールド提供型共同研究により、下記手順で調査を行った。

(1)基本調査・検討

故障履歴分析等による診断対象設備の選定、既存電力ケーブル網等のプラント設備の実態調査などを行い、特に下水処理プラントへ適用するための検討を行なう。

(2)実験システム製作

基本調査・検討に基づく光ファイバセンサ、ワイヤレスセンサ、PLC装置の仕様整理とフィールド実験用システムの設計、製作及び動作の検証を行なう。

(3)フィールド実験

(1)(2)の結果をもとに、実施設でのシステム評価を実施し、基本的には連続的なデータ収集と収集したデータの分析を行なう。

(4)総合評価

実機導入に向けた検討及び予防保全技術としての総合評価を行なう。

2. 3 システム構成

下水処理プラントにおける機械設備の診断に必要な振動データを、各機器に設置した光ファイバセンサにて計測し、計測した振動データをセンサである光ファイバ自体を通信路として、各現場に設置された手元操作盤などまで伝送する。あるいはセンサと無線局を一体化したワイヤレスセンサの子局（センサノードと呼称）を各機器に設置し、振動・温度を計測して、振動データを各現場に設置された盤まで無線で伝送する。そして、これらの現場盤から電気室までのデータ伝送は、PLC技術を用いて既存の電灯線を情報ネットワーク化することで実現し、電気室において監視制御ネットワークに取り込む。これによって、機械設備の状態診断に必要な振動データをオンラインで常時監視する。

図1に本共同研究における予防診断システムの構成を示す。

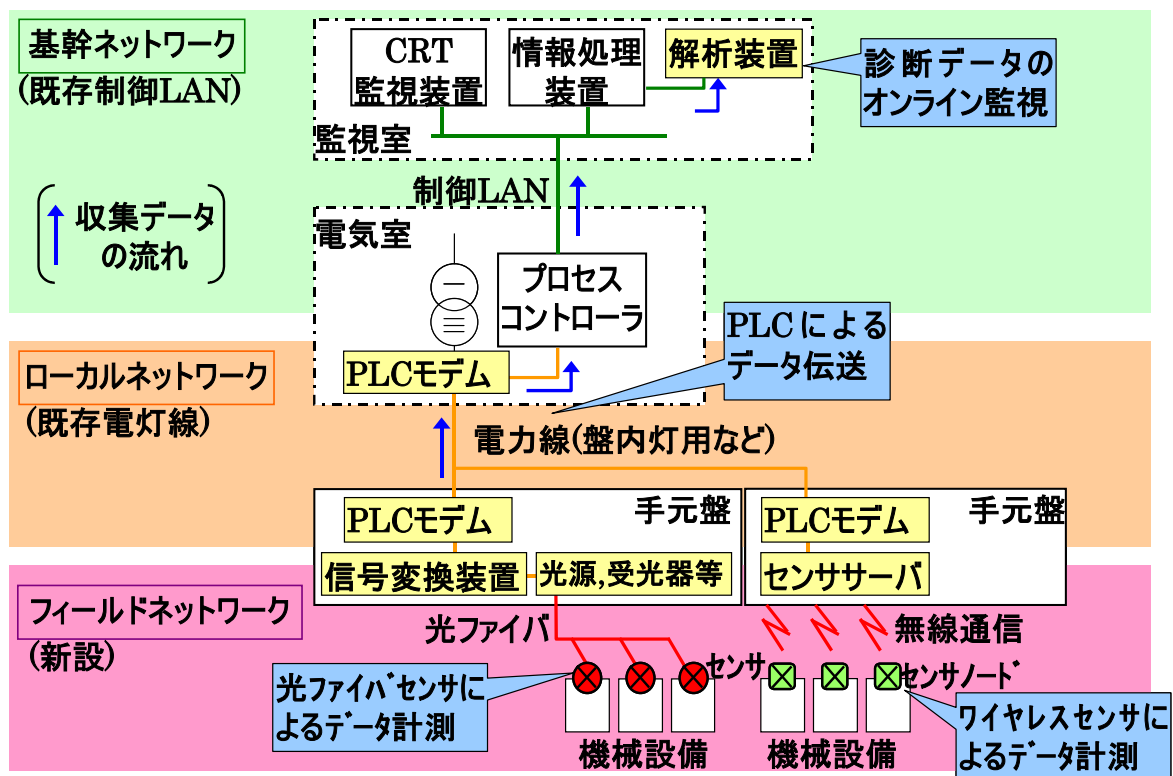


図1 調査対象とした予防診断システムの構成図

3. 結果及び考察

3. 1 故障履歴の分析

本システムで診断可能な故障種別や故障全体に対する割合の確認と、実フィールド実験対象機器の決定のため、清瀬水再生センターの機械的故障の故障原因(種別)を分析した。

・対象：清瀬水再生センター「機器故障等記録報告書」

・期間：1997～2002

(1)故障原因（種別）の割合

【結果】

- ・振動で診断できる故障と、できない故障に分け、詳細故障毎の割合を図2のように分析した。
- ・軸受不良と部品破損のうち振動診断可能な故障とを合わせると、振動で診断できる故障は全体の約49%となる。

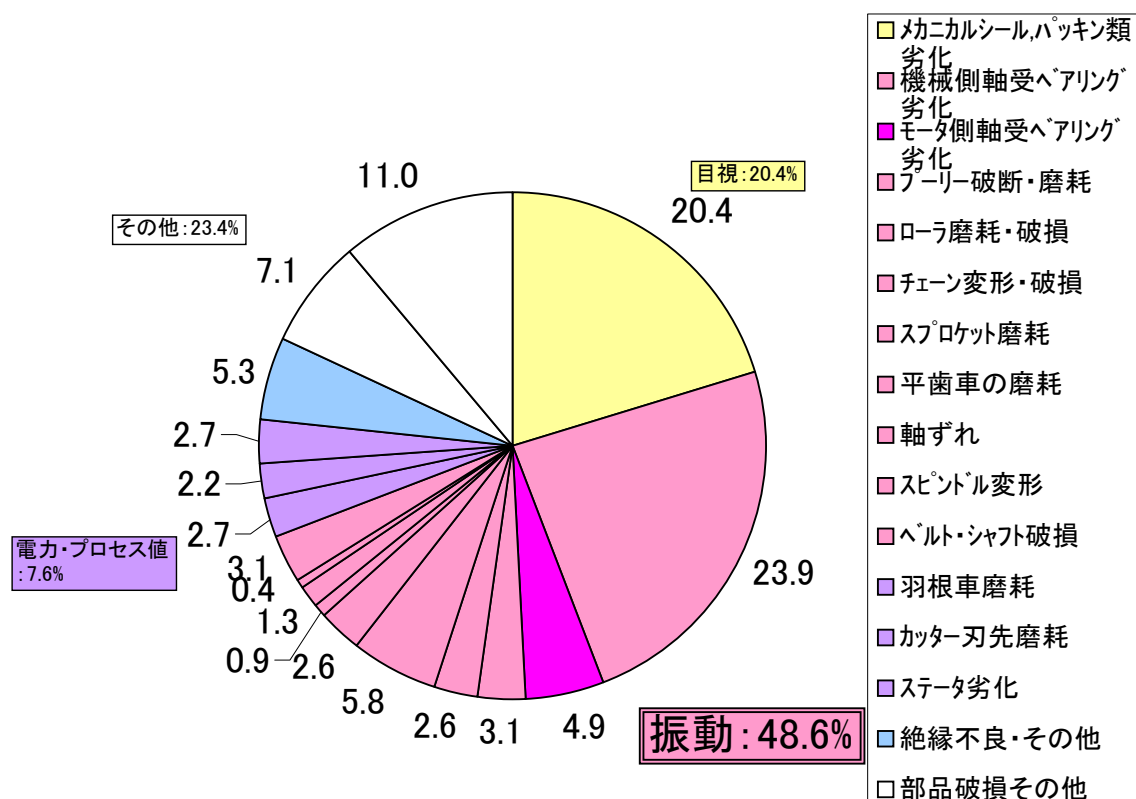


図2 故障詳細の割合

【結論】

- 故障全体に対する本システムでの診断範囲は約半数にのぼり、振動計測は予防診断に非常に有効である。
- 今回対象とした清瀬水再生センターの施設構成や維持管理状況は、下水処理場として特殊形態ではなく、本分析結果は他の下水処理場へも適用可能である。

(2)故障機器の割合

【結果】

- ・故障原因(種別)ごとに、故障機器を分類すると、図3に示すようにポンプとコンベヤ等、回転体機器の故障が多い。

※その他の機器＝パイプスキマ、コンプレッサ、ろ格機、弁、砂抜出機、電気集塵機、阻水扉、拡散機、ストレーナ

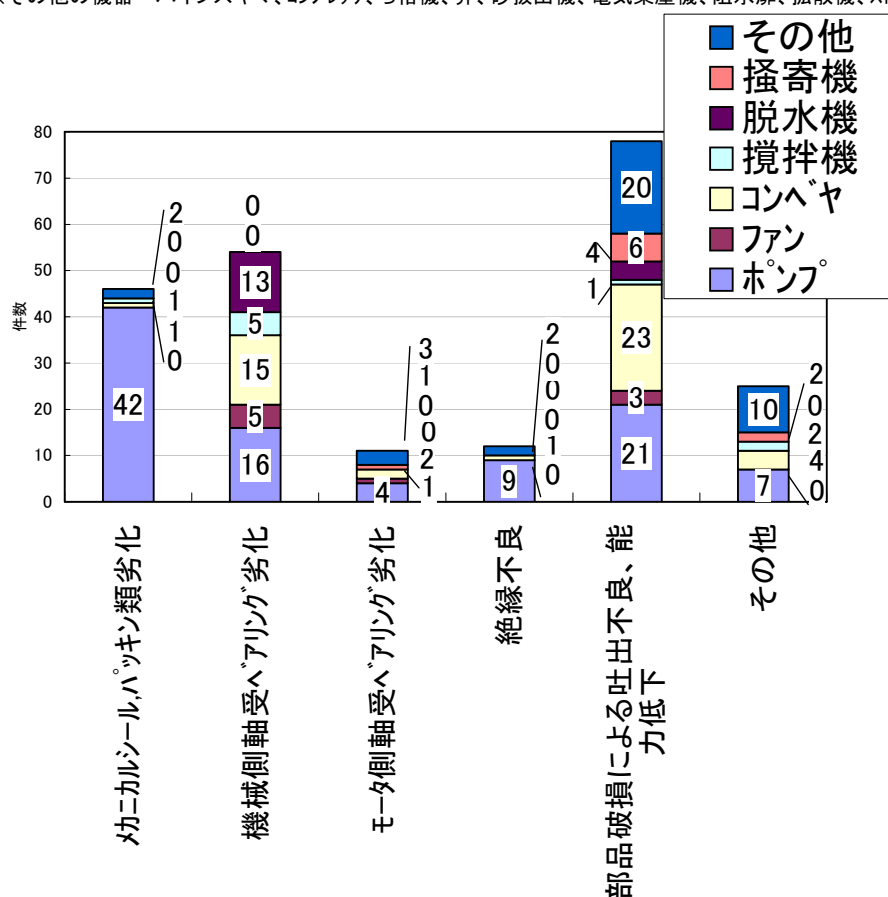


図3 故障種別毎の故障発生機器

- ・故障頻度の高い、ポンプ、コンベヤ、脱水機の内容を精査すると表1のとおりである。
- ・ポンプ：故障件数は最も多いが、メカニカルシール、パッキン劣化の割合が多く、振動診断できる割合は小さい。
- ・コンベヤ：80%以上が機械軸受劣化と部品破損で、これらは振動診断可能と考えられる。また、故障全体に対する割合も大きい。
- ・脱水機（ベルトプレス型）：88%機械軸受劣化と部品破損で振動診断可能と考えられるが、件数はコンベヤより少ない。

表1 ポンプ、コンベヤ、脱水機の故障詳細内訳

機器	故障件数	振動診断可能と思われる故障		
		件数※1	機器内での割合※2	全体に対する割合※3
ポンプ	99 件	23 件	23.2%	10.2%
コンベヤ	45 件	38 件	84.4%	16.8%
脱水機	17 件	15 件	88.2%	6.6%
全機器	226 件	76 件	—	—

※1) 故障全件数から、「シール不良」「絶縁不良」「地絡等その他」と「振動診断が難しいと思われる部品破損」を除いた件数。

※2) ※1の件数／当該機器の故障件数合計。

※3) ※1の件数／すべての機器の故障件数合計。

【結論】

- コンベヤや脱水機など低速回転でかつ汚泥を扱う機器が、振動診断に有効である。

3. 2 実験システム製作

3. 2. 1 光ファイバセンサ

フィールド実験のための光ファイバセンサモジュールの設計を行った。

図4に片持ち梁方式の光ファイバセンサモジュールの構造を示す。

光ファイバセンサの原理は、光ファイバが受ける振動（歪み）をFBG(Fiber Bragg Grating)センサの反射波長の変化から検知する。センサ部の構造については、振動を光ファイバの歪みとしてFBGセンサ部へ伝える構造が必要なため、片持ち梁方式を採用した。この構造により被測定物の振動が板状のセンサに伝えられ、振動によって生じた板の歪みを観測することによって、振動を検知することができる。

光ファイバセンサは、一般の電機部品に比べて本質的に耐環境性は高いが、振動センサは汚泥を扱うような環境で使用される場合を想定し、片持ち梁をケースに収納し、シールを施す防水構造とした。また、センサモジュール底面の磁石により、被計測対象物に特別な加工をしなくとも取り付けられる構造とした。

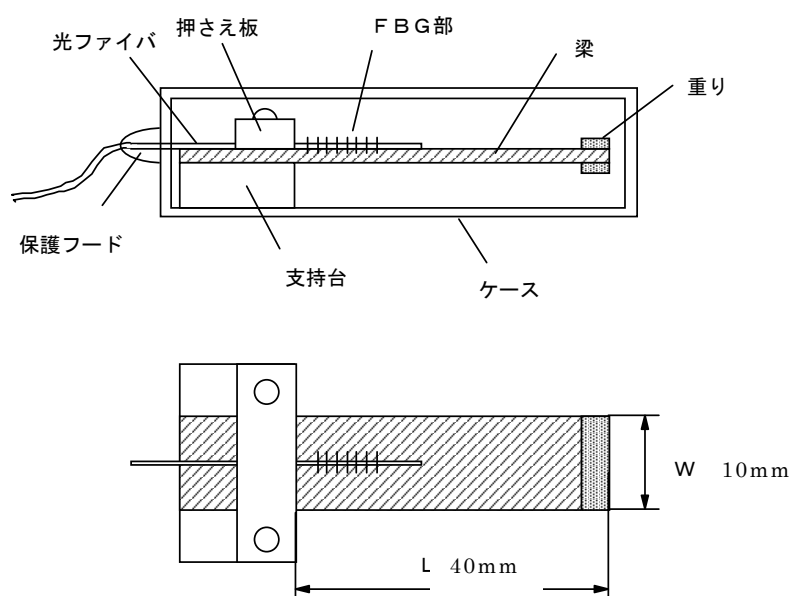


図4 光ファイバセンサモジュールの構造

3. 2. 2 ワイヤレスセンサ

フィールド実験のためのワイヤレスセンサモジュール設計を行った。

図5にセンサカードのブロック図を、図6にセンササーバの外形を示す。

ワイヤレスセンサ技術は、センサと無線局をワンユニット化し、センサで測定した振動データを無線で送信するものである。無線を利用することにより、配線工事が不要となる。計測・通信時間以外は、消費電力を少なく抑える電力管理方式を適用した。また、乾電池で半年から1年間程度の長時間駆動を実現することにより、システムのメンテナンス性を向上させるようにした。

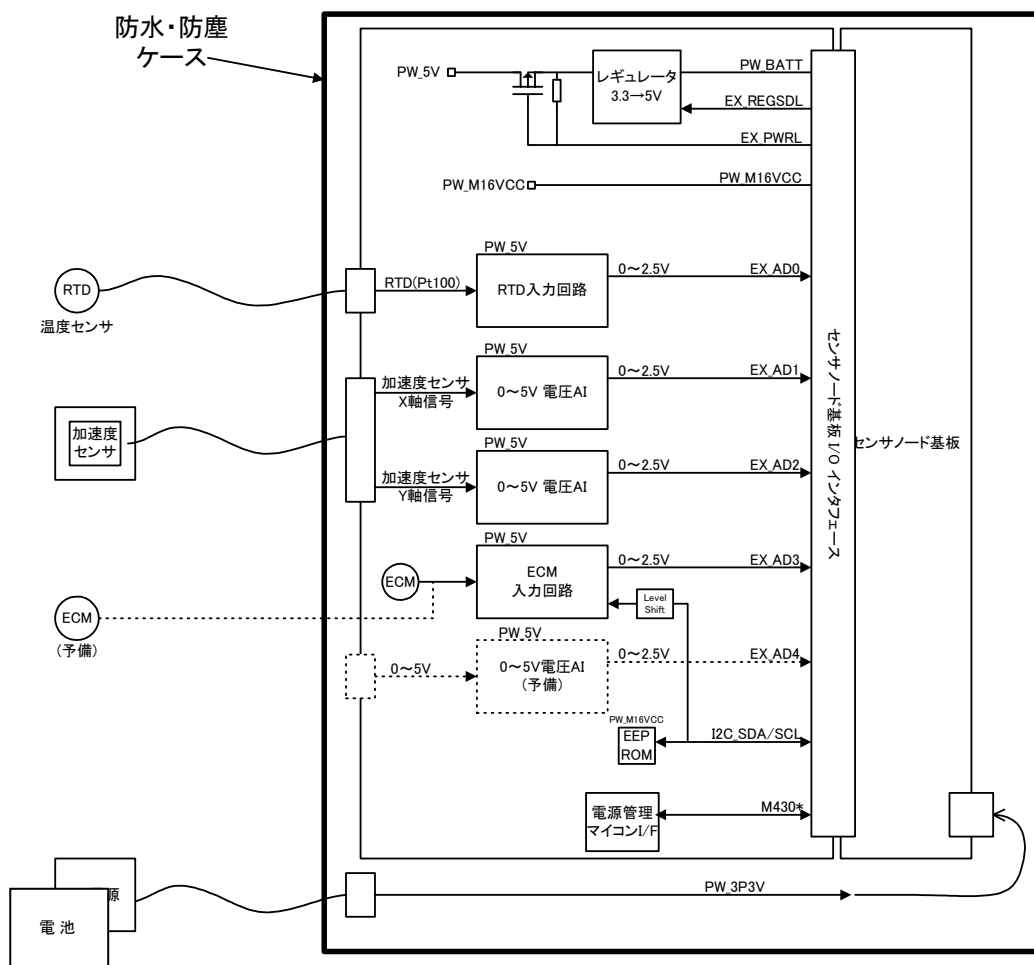


図 5 センサカードブロック図

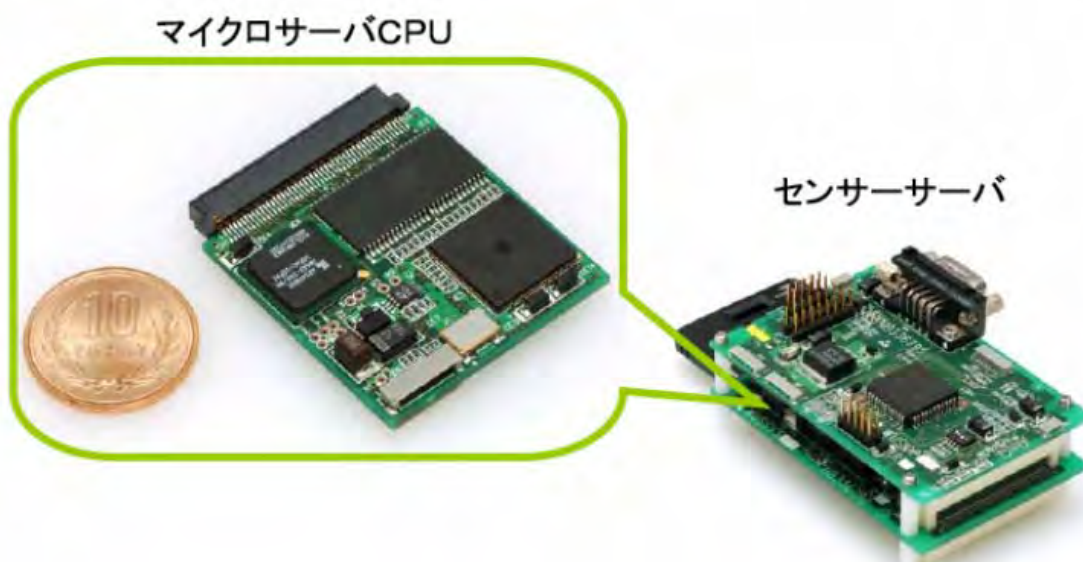
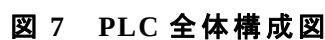


図 6 センササーバ

フィールド実験のための PLC 端末モジュール設計を行った。
図 7 に PLC の全体構成図を示す。

モジュールの大きさは全て 260mm(W)×160mm(D)×115mm(H)とした。



3. 3 フィールド実験

試作した実験システムを実フィールドに設置してデータの収集を行い、機器性能の確認および異常診断手法の検討を行った。

- ・実験対象機器はケーキ移送コンベヤとした。
- ・センサモジュールは磁石で取り付け、PLC モデムは手元操作盤の照明電源系統に挿入する形で接続した。
- ・光ファイバセンサ計測値との比較用として、振動を計測する最も一般的なセンサである半導体加速度センサも取り付けた。

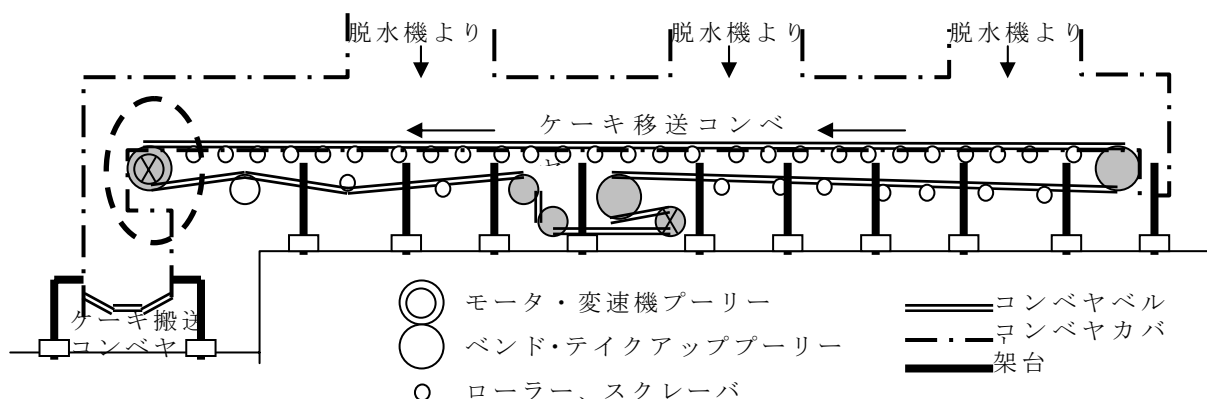


図 8 実フィールド実験計測システム概要（光ファイバセンサの場合）

（光ファイバセンサ、ワイヤレスセンサ取り付け●の部分）

加速度センサ取り付け⊗の部分）

3. 3. 1 光ファイバセンサによる正常時振動計測実験

光ファイバセンサと PLC システムを実フィールドに設置し、実際の下水処理プラントの機械設備において振動データを継続的に収集できるかどうかの検証評価を行うため、データを収集・分析した。

(1)データ収集方法

- ・データ収集は、1 時間に 1 回 10 秒間とし、サンプリング周波数については、光ファイバセンサで 1kHz、加速度センサで 6.4 k Hz として収集した。

(2)データ収集結果

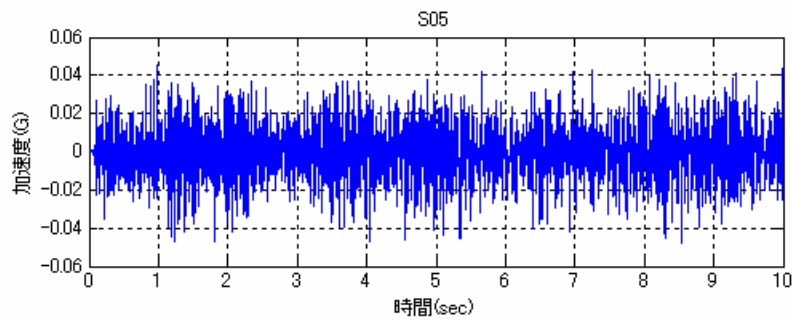
【結果】

- ・光ファイバセンサの出力の振幅は、図 9 に示すように半導体加速度センサとほぼ同レベルの出力である。
- ・10 秒間データのパワースペクトルについては、図 10 に示すように同じ周波数にピーク値が現れている。

【結論】

- 光ファイバセンサは、半導体加速度センサと同等に予防診断のための振動データ計測が可能である。

光ファイバセンサ



半導体加速度センサ

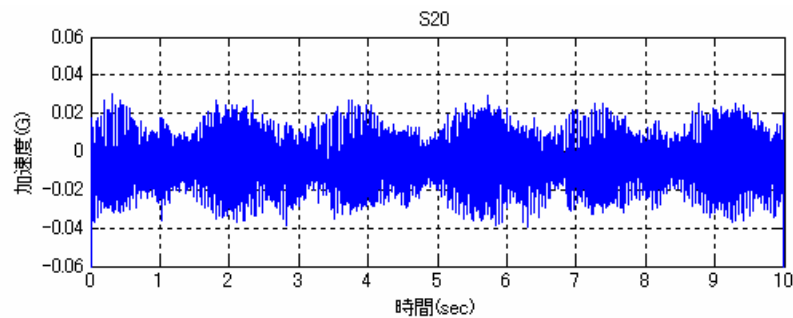


図 9 振動原波形データ

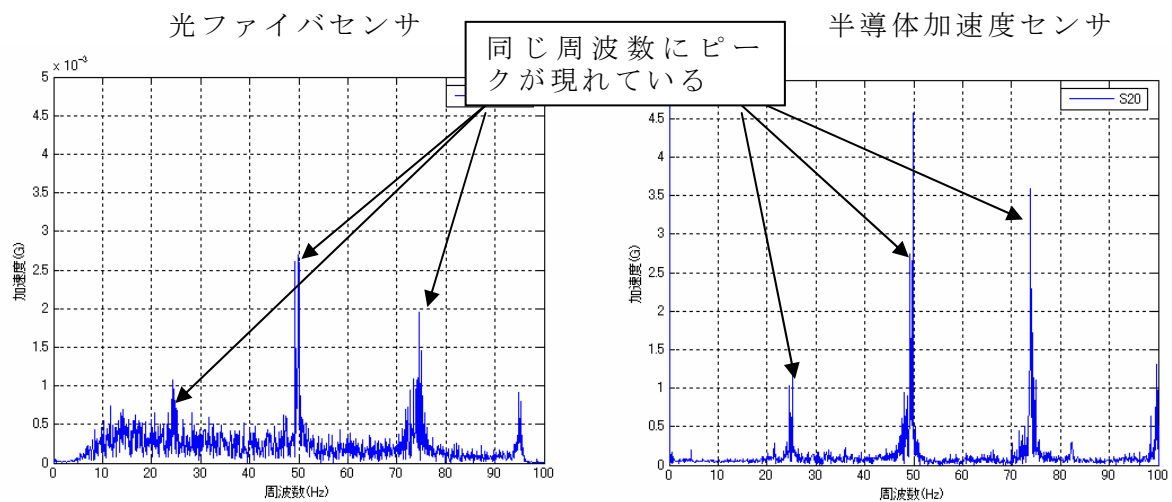


図 10 パワースペクトルデータ (FFT 解析)

3. 3. 2 ワイヤレスセンサによる通信実験

ワイヤレスセンサの実験システムを実フィールドに設置し、フィールド実験を行った。

(1) 継続的データ収集実験

実際の下水処理プラントにおいて、振動データを継続的に収集できるかの検証評価を行った。

1) データ収集方法

- ・ 6 時間に 1 回、実験操作用 PC から PLC モデム経由で、センササーバから無線 (2.4G Hz) で各センサノードに順次計測指示が出され、半導体加速度センサにより機器の

振動データを収集する。

2)データ収集結果

- ・約 1 ヶ月間データ測定実験を行った結果、漏れなくデータが収集できており、ワイヤレスセンサでの継続的なデータ収集が可能であった。(データ取得率 100%、リトライ発生率 0.35%)
- ・適切な箇所にセンサノード(中継ノード)を配置することで、安定した通信を実現。

(2)様々な現場での電波環境測定

センサノード、中継ノードの設置について各現場の特長を整理するため、様々な現場で電波環境を測定した。

1)データ収集方法

- ・汚泥処理棟 B2F、汚泥処理棟 1F(脱水機周辺)、水処理棟 B2F 管廊、焼却棟 FL+8900(3号焼却炉付近)の 4 ヶ所で電波環境測定を行った。

2)データ収集結果

- ・VVVF 装置周辺でも、ノイズは通信に影響が無いレベルである。
- ・下水処理プラントにおいては電波強度の劣化が激しいため、通信可能距離は 10~20m 程度である。
- ・周囲に金属構造物がある場合は、電波伝播を阻害する可能性が高い。そのような場合、ノードの位置を見通しの利く場所にずらすか、または中間の見通しの利くポイントに中継ノードを置く。
- ・天井が高い場所や周囲に壁がない場所では、見通しの利かない場所でも安定した通信が可能である。

3. 3. 3 光ファイバセンサによる異常時振動計測実験

異常機器診断手法の検討およびシステム機器仕様の確定をするため、フィールド実験において実験対象機器を意図的に異常状態にして運転を行い、異常機器の振動データを収集・分析した。

(1)実験方法

異常状態は、下記 3 種類とし、それぞれ 1 日間ずつ実施した。

- ①モータ部ベアリングの固定ボルトを緩める。
- ②コンベヤのテンションを緩める。
- ③固着した不良ローラを取り付ける。

(2)実験結果

実験により得られたデータについて、下記 3 手法により正常/異常判定可否の検証を行った。

- ①振動の基本統計量による判定
- ②周波数スペクトルの差による判定
- ③多次元ベクトルの距離による判定

1)振動の基本統計量による判定

【方法】

- ・加速度データの基本統計量（振幅の統計値）を算出する。

- ・正常データの基本統計量のばらつきを求め、異常データがこのばらつきから明確に分離できるかで異常判定の可否を検証する。

【結果】

- ・半導体加速度センサのデータでは、図 12(a)に示すように一部の異常のみ異常と正常が分離可能である。
- ・光ファイバセンサのデータでは、図 12(b)に示すように殆どの場合で異常データが正常データのばらつき範囲内に収まっており、正常と異常との分離が困難である。

【解説】

- ・光ファイバセンサのノイズ成分が大きいことから、微小振動の変化が明確に読み取れないことが一因であると考えられる。

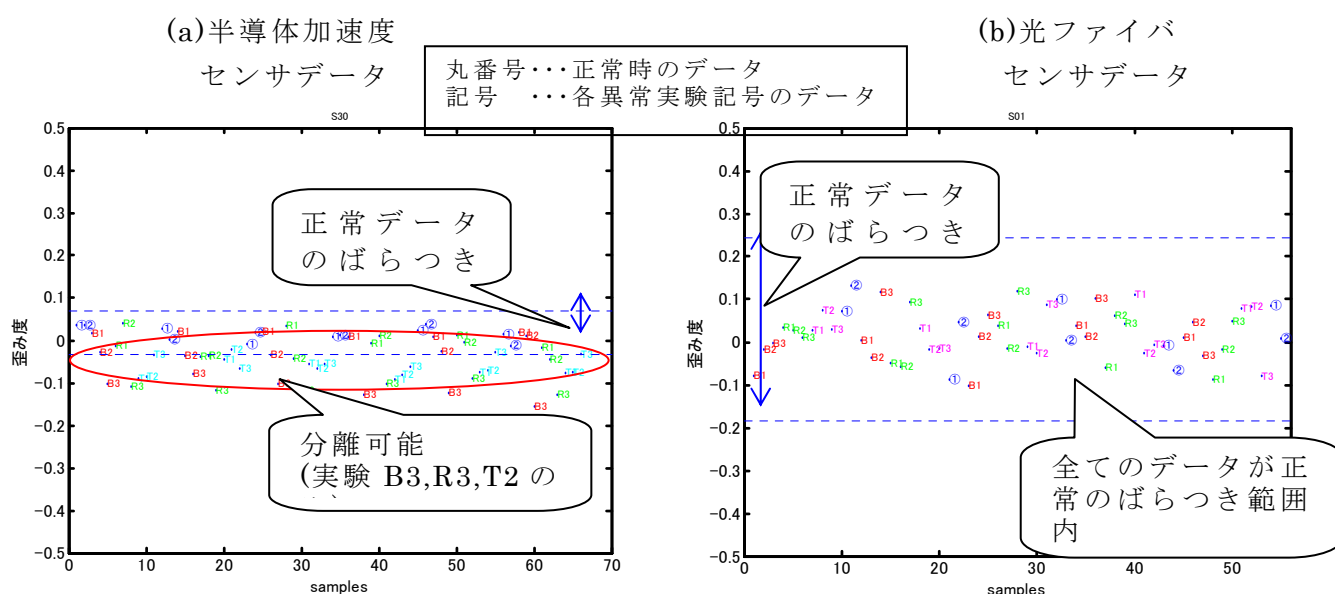


図 12 半導体加速度センサ／光ファイバセンサの歪み度

2) 周波数スペクトルの差による判定

【方法】

- ・取得データから周波数スペクトルを算出する。
- ・異常データの周波数スペクトルと正常データの平均スペクトルを比較し、周波数ごとの差を積算する。
- ・正常データのばらつきを求め、異常データがこのばらつきから明確に分離できるかで異常判定の可否を検証する。

【結果】

- ・半導体加速度センサ、光ファイバセンサのデータのいずれでも、図 13 に示すように異常データが正常データのばらつき範囲内に収まっており、正常と異常との分離が困難である。

【解説】

- ・負荷変動があれば、正常データでも周波数スペクトルのピーク位置がずれることがあるためである。

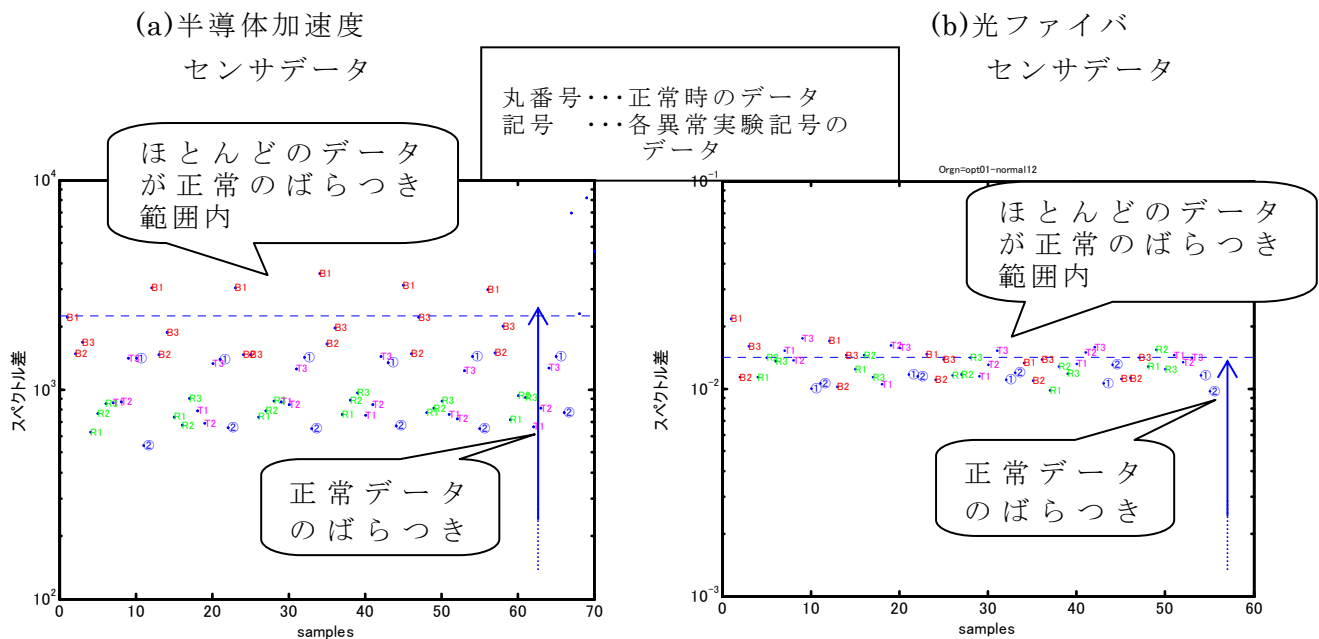


図 13 正常データの平均スペクトルとの差

3) 多次元ベクトルの距離による判定

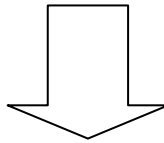
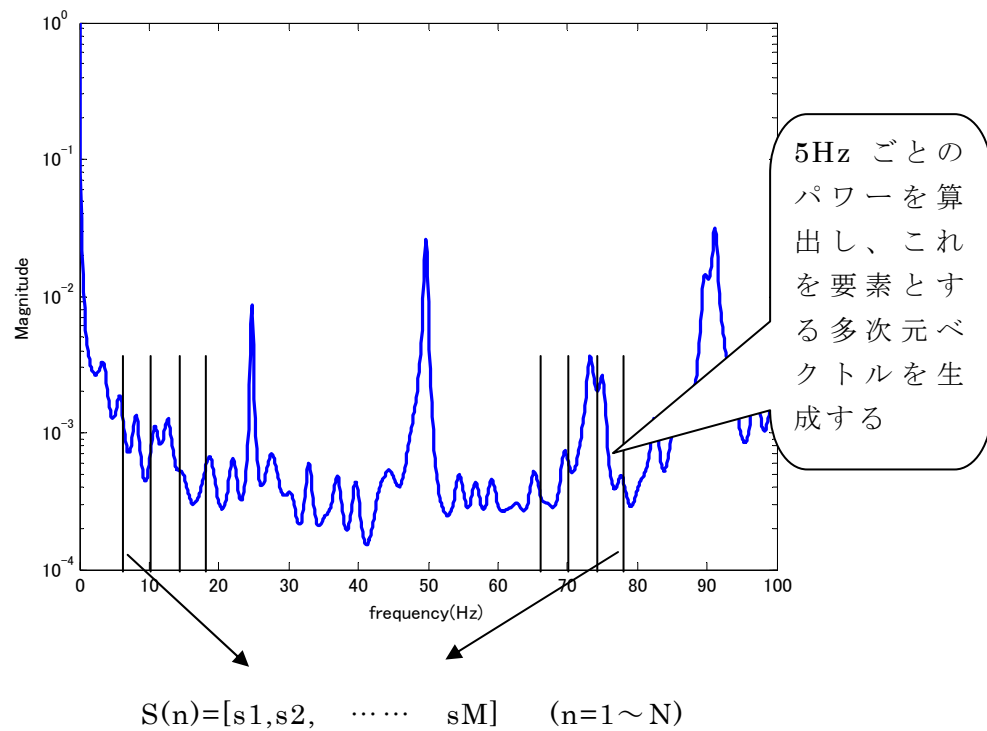
【方法】

- ・ 図 14 の多次元ベクトルの概念図に示すように、周波数スペクトルの 5Hz 毎のパワーを算出し、これを要素とする多次元ベクトルを生成する。
- ・ 算出したベクトルを多次元空間にプロットする。
- ・ 複数の正常データで“正常空間”を作成する。
- ・ 正常空間から十分離れたデータは異常データと判定する。
- ・ 正常空間からの逸脱は、正常空間原点からの距離で判定する。

【結果】

- ・ 全異常データは、図 15 に示すように正常空間の原点から十分離れており、正常と異常との分離が可能である。
- ・ 過去に経験した異常データとの近さを評価することで、図 16 に示すように、どういう異常状態かの判定も可能である。

a) ベクトル生成



b) 多次元ベクトルの分布イメージ

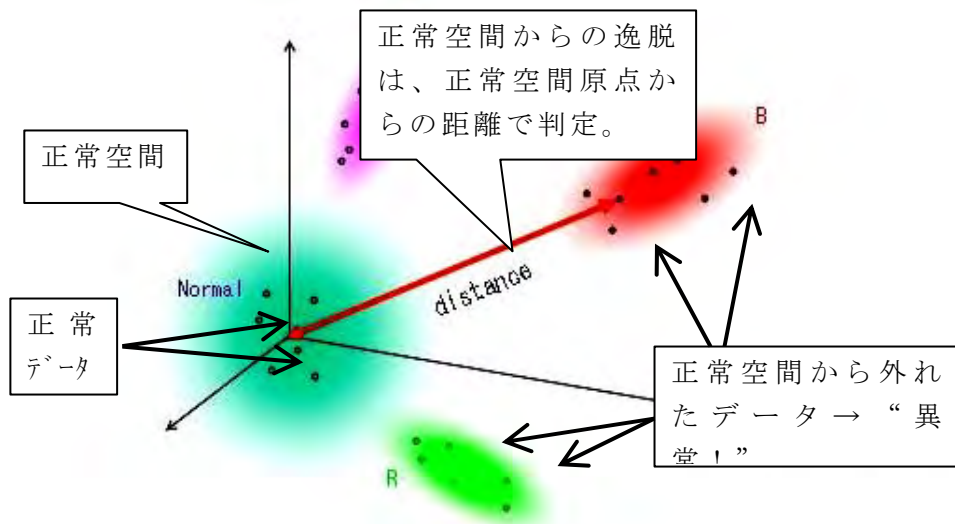


図 14 多次元ベクトルの概念図

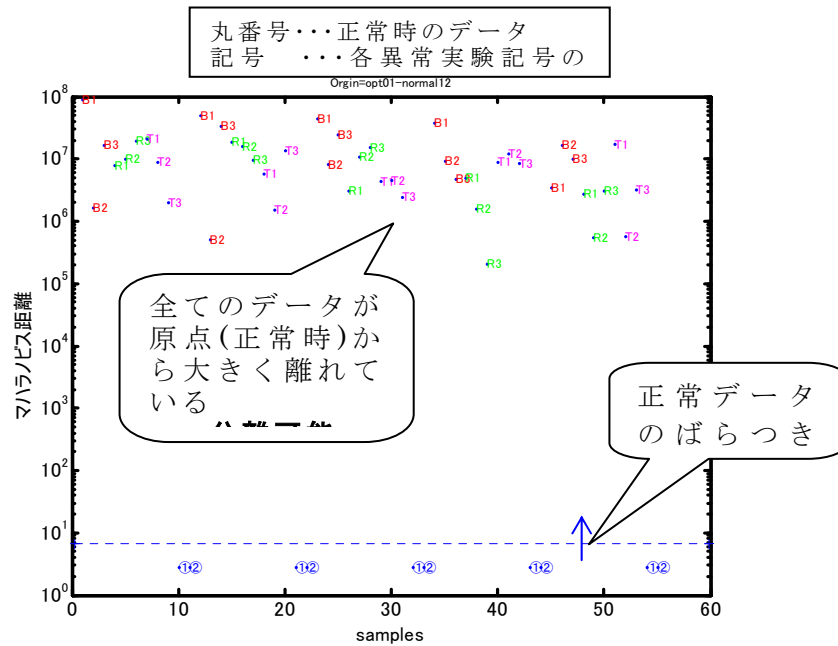


図 15 多次元空間での原点からの距離(光ファイバセンサの場合)

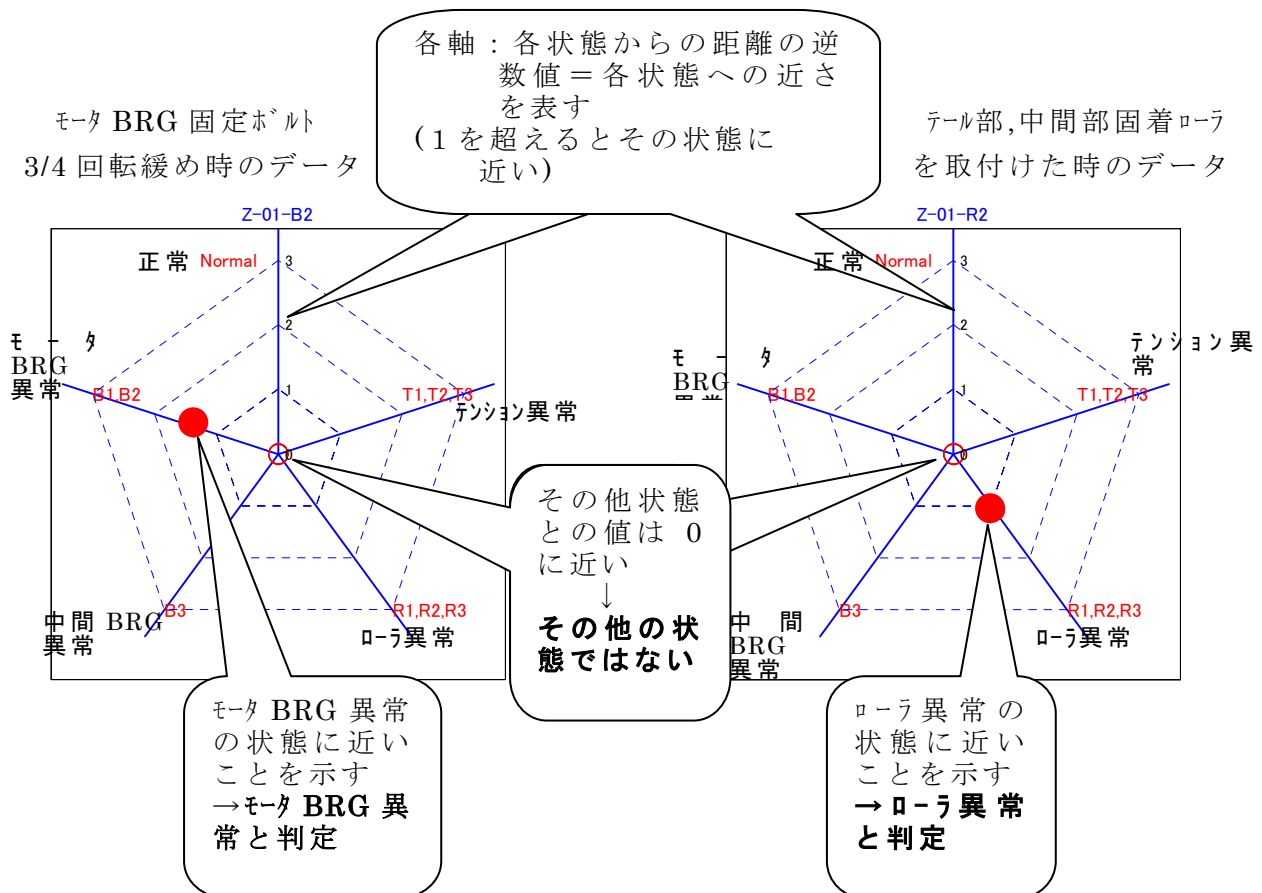


図 16 多次元空間での原点からの距離の逆数による判定例

4. まとめ

本共同研究での検討結果をまとめると次のようになる。

(1) 本システムで診断可能な故障種別・割合

水処理、汚泥処理、汚泥焼却まで一式を備えた清瀬水再生センターの「機器故障等記録報告書」を分析し、本システムで診断可能な故障種別や故障全体に対する割合を調査したところ、機械故障全体に対して約半数の故障について診断可能であり、予防診断に非常に有効と考えられた。また、コンベヤや脱水機など低速回転で、かつ汚泥を扱う機器の診断可能割合が大きい。

(2) システム装置設計のための予備調査と試作

実フィールドでの実験検証のために、光ファイバセンサ、ワイヤレスセンサ、PLCの各要素装置に関する実験装置試作と予備調査を行った。実機器の振動簡易計測結果から、センサの共振周波数を100Hz程度として、センサ部と格納モジュールの設計・試作を行った。また、PLCによる実電源線でのデータ伝送可否計測を実施し、雑電源システムで問題なく伝送可能であることを確認した。ワイヤレスセンサについては、センサ部と格納モジュールの設計・試作を行った。

(3) 光ファイバセンサによる実計測評価

実験対象機器をケーキ移送コンベヤとし、実負荷運転中の振動データを連続収集し、データの分析を行った。光ファイバセンサについては、加速度センサと同様の計測(振幅、周波数特性)が可能であることを、PLCについては、問題なくデータ通信が行われていることを確認できた。

(4) 異常時振動計測による予防診断手法検討

ケーキ移送コンベヤに関して、無負荷及び実負荷状態の条件下で意図的に異常状態を構築し、振動データの収集、分析を行った。光ファイバセンサでの計測の場合、従来の振動診断手法(基本統計量及び周波数スペクトル)では正常と異常との区別判定が難しいことが判明した。これは光ファイバセンサシステム自体のノイズ成分が大きいことから、微小振動の変化が明確に読み取れないことが一因であると考えられる。

これを克服する手法として、周波数スペクトルを多次元ベクトル化する手法を検討したところ、正常と異常との区別及び過去に経験した異常であれば異常種別の判定まで可能であることがわかり、本手法の有効性が示唆された。

(5) ワイヤレスセンサによる通信実験

ワイヤレスセンサで継続的にデータ収集が可能であることを確認できた。また、様々な現場の電波環境計測を実施し、無線通信の良否傾向の把握や中継ノード機器等の設置についての考え方を「3. 3. 2 (2)」のとおりまとめた。

以上、振動データによる予防診断システムを開発し、コンベヤを対象に実験を行い、システムの有効性を検証した。他の機器類についてもデータを収集・蓄積することで、将来、実用化が可能な技術である。

4-(2)-3 トライボロジーを活用した設備診断技術

施設管理部 施設保全課 古川 修司

1. はじめに

一般的に設備の保全について、故障した場合の影響を考えず保全コストのみを重視すると、点検・分解整備を全く行わず設備が故障（機能停止）してから復旧工事を行う事後保全（BM＝Breakdown Maintenance）が有効な手段である。BMは、機器を寿命まで使用するため保全コストは最も経済的である。しかし、故障した場合の影響を考慮すると代替設備の設置が必要となる。代替設備の設置には、イニシャルコストがかかることから、保全コストが経済的であってもトータルコストが経済的とは限らない。そこで、代替設備を設置せず設備の機能が停止する前にその設備の劣化に比例する基準（運転時間、使用期間など）で分解整備周期を決め、周期まで使用したら無条件で分解整備を行う時間基準保全（TBM＝Time Based Maintenance）が実施されている。

しかし、設備の劣化が必ずしも時間だけに比例するわけではないので、分解整備の際に「まだ十分寿命があるのに交換してしまう。」ことや逆に、「定められた時間まで寿命が持たず壊れてしまう。」ということが発生する。

現実的には、定期保全により故障の発生を未然に防ぐことを目的に TBM が実施されるため、分解整備の時期は、寿命に余裕がある状態で決定されていることが多い。結果的に、分解整備を行うたびにまだ十分寿命がある設備に高い補修費をかけることになる。

当局においても、「汚水の処理による生活環境の改善」、「雨水の排除による浸水の防除」、「公共用水域の水質保全」など都市の安全の確保優先の考え方から、ポンプ設備、送風機設備など時間基準を主体とする TBM を実施している。

これからの施設管理は、維持管理の時代を向かえて保全コストを低減しつつ、施設を安全で効率的に運営する必要がある。そこで、設備の劣化状態を各測定データと、その解析によって定常又は定期的に把握し、劣化を示す値があらかじめ定めた劣化基準値に達したら分解整備を行う状態基準保全（CBM＝Condition Based Maintenance）の導入を図ることが求められる。そこで、設備の劣化状態を非分解で診断する技術の一つであるトライボロジーを活用した設備診断技術について、2002（平成 14）～2004（平成 16）年度に実施した調査委託をもとに下水道設備への適用可能性及び信頼性を評価し、トライボロジーを活用した設備診断技術を下水道設備へ導入することを検討した。

2. トライボロジーとは

トライボロジーとは、「相對運動をしながら互いに干渉しあう 2 面、並びに関連した諸問題と実地応用に関する科学と技術である」と 1969 年 OECD（ヨーロッパ経済協力機構）の研究部会において定義された。機械の信頼性、耐久性、経済性に大きく影響する潤滑の問題を機械工学、物理学、化学、材料学などあらゆる関連分野の重要な課題として取り組む技術である。日本においては、摩擦、摩耗、潤滑などすべてを包含した学問分野として使われている。

3. 潤滑診断技術

トライボロジーを活用した設備診断技術としては、潤滑油中に含まれる成分を分析し、機器の摩耗状態を診断する潤滑診断法がある。この技術を当局の主要設備に用いることで、補修までの期間の把握及び故障の前兆をより早く検知することが可能になる。

代表的な設備の劣化状態と対策について、図1に示す。多くの設備が時間の経過とともに摩耗、劣化は進行する。摩耗の進行には大きく分けて3つの摩耗状態がある。はじめに、設備を運転開始するときに発生する初期摩耗である。これを「なじみ」といい、多くの場合は、急激に摩耗、劣化が進行した後、設備の劣化は緩やかになり、次の摩耗状態である正常な摩耗状態となる。しかし、図1の点線で示すように、施工不良などが原因で設備の初期故障が発生するのもこの時期である。そこで、この段階で潤滑診断を実施することで設備の初期故障の前兆を検知し、対策を図ることで設備を安全に使用することができる。

次の摩耗状態である正常な摩耗状態は、設備の運転状況や設置状況によりバラツキがあるため、設備の摩耗、劣化状態を把握する必要がある。摩耗、劣化状態を把握する診断方法としては、振動法、温度法等がある。最後の摩耗状態は、設備の劣化状態の進行により発生する異常摩耗である。振動法、温度法等は異常摩耗がある程度、進行している状態において検知されることが多い。それらに比べて潤滑診断法は、比較的早い段階で潤滑異常の有無・異常部位・原因等を予知診断することができるのが特徴であり、この段階で対策を図ることで設備の延命を図ることができる。

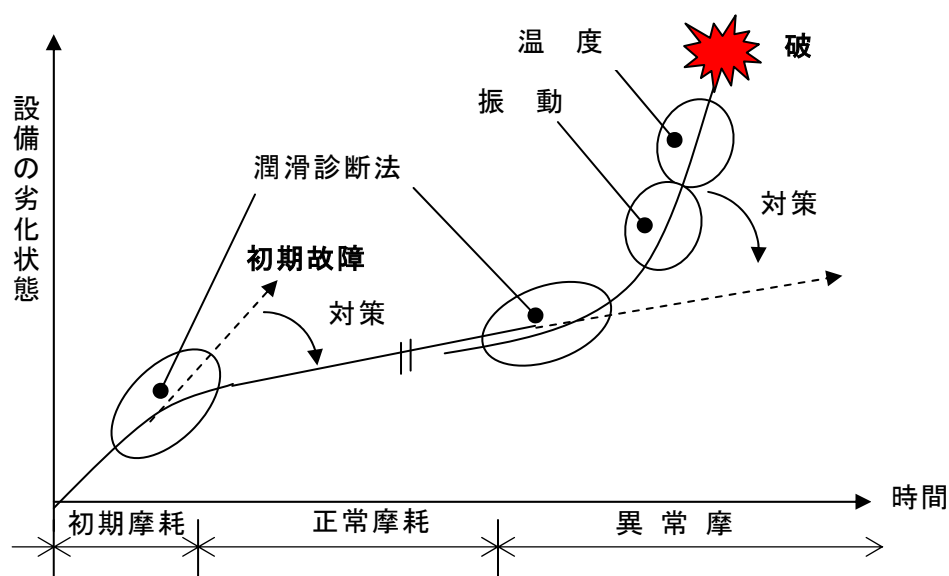


図1 設備の劣化状態と対策

4. 潤滑診断項目

摩擦・摩耗を伴う部分をもつ設備においては、劣化する実体は潤滑油と摩耗面である。潤滑油とともに潤滑油中の摩耗粒子を分析することにより、潤滑油の劣化、摩耗面の状態を解析することが可能になる。また、潤滑油中の摩耗分析により摩耗粒子の材質を調べ、摩耗粒子がどの部位から発生したのかを判断することで、設備の劣化状態を総合的に診断することが可能となる。設備の劣化状態を診断するために以下の項目について診断した。

(1) 設備の摩耗状態

設備の摩耗状態は、潤滑油中に分散している摩耗粒子の金属元素分析（SOAP＝Spectrometric Oil Analysis Program）、摩耗粒子量を測定するフェログラフィー結果及び光学顕微鏡写真などから摩耗粒子の発生箇所、異常の兆候などを総合的に判断する。

ア SOAP は、潤滑油中に分散している金属元素の量を知るためのもので、潤滑油中の金属元素を高周波プラズマにより光源として発光させ、各々の元素から発生する波長ごとに分け、その光の強度により濃度を求める。発光線は分光され、分光された光は光電子増倍管により電気信号に変換し増幅積分されて表示される。金属元素の測定は Fe、Cu 等の 16～17 種類を ppm 単位で検出する。摩耗粒子の金属元素の構成や濃度からその金属材料を知ること及び摩耗粒子の発生箇所を推定でき、異常の兆候を早期に知る有力な手がかりになる。

イ フェログラフィーは、1972 年に米国海軍とマサチューセッツ工科大学を中心に開発実用化された「摩耗粒子分析システム」である。原理は図 2 に示すように、強力な磁石によって潤滑油中の摩耗粒子をガラス板に分離・配列させるものである。

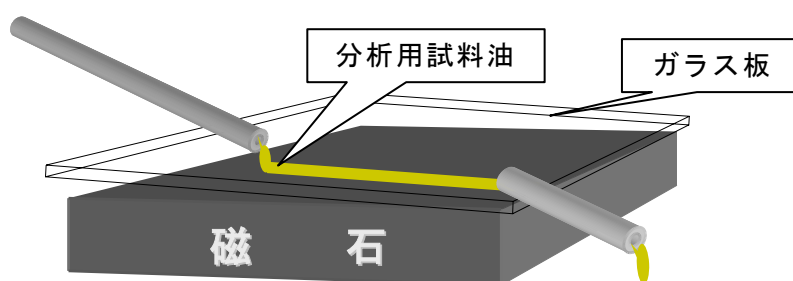


図 2 フェログラフィー原理図

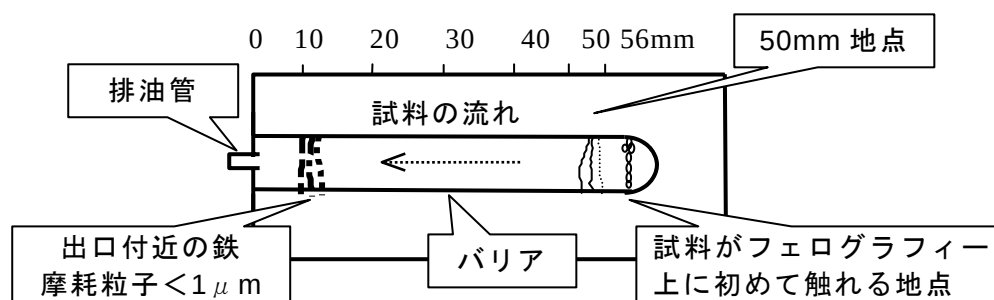


図 3 ガラス板

図 3 に示すように、潤滑油中の摩耗粒子は、強力な磁石によってガラス板上に捕捉され、「大きさ」、「形状」、「材質」などから潤滑箇所の摩耗状態を判断するもので、これらの粒径を分析することで、「正常な摩耗状態」なのか、あるいは「異常な摩耗状態」なのかを判断する。

ウ 光学顕微鏡写真は、 $0.8\mu\text{m}$ のフィルターでろ過された「油中夾雑物」を光学顕微鏡で直接観察する。

設備の摩耗状態は、以上の SOAP、フェログラフィー、光学顕微鏡写真から総合的に診断する。

(2) 潤滑油の汚染状態

潤滑油の汚染状態は、潤滑油に含まれる汚染物により摩耗、損傷、作動不良等の発生を未然に防止するために計数汚染度(NAS等級)、重量汚染度などにより総合的に診断する。

ア 計数汚染度（NAS等級）は、NAS＝National Aerospace Standard（米国航空宇宙局標準）を使用した測定方法で、試料油が細管を通るときに光を照射し、この部分を粒子が通ったときに受光部にできた影の面積を計算し、表1の計数汚染度基準から粒径サイズにより5段階に分け、粒子数からNAS等級が決定する。そのNAS等級により、管理基準値に基づき潤滑油の汚染状態を判定する。

表1 計数汚染度基準値

粒径サイズ (μm)	NAS 等級							
	5	6	7	8	9	10	11	12
5-15	8,000	16,000	32,000	64,000	128,000	256,000	512,000	1,024,000
15-25	1,425	2,850	5,700	11,400	22,800	45,600	91,200	182,400
25-50	253	506	1,012	2,025	4,050	8,100	16,200	32,400
50-100	45	90	180	360	720	1,440	2,880	5,760
100 以上	8	16	32	64	128	256	512	1,024

イ 重量汚染度は、 $0.8\mu\text{m}$ の孔径を持ったフィルターで100mLの試料油をろ過し、フィルターに捕捉された汚染物の重量を求める。100mL中の重量汚染度を表2の重量汚染度基準により分類し、等級により摩耗粉、異物の混入量を求めることができる。求められた等級から管理基準値により潤滑油の汚染状態を判断する。

表2 重量汚染度基準

等級	100	101	102	103	104	105	106	107	108
重量(mg)	0.02	0.05	0.1	0.3	0.5	0.7	1	2	4

(3) 潤滑油の劣化状態

潤滑油の劣化状態は、潤滑油の酸化状態の進行を管理するためのもので、動粘度（グリスはちょう度、滴点）、水分、全酸価、IR（赤外線吸収スペクトル）などにより総合的に診断する。

ア 動粘度は、恒温槽内に浸した粘度計の測時標線の通過時間を測定し、粘度標準液で校正した粘度を算出した値を計算して粘度の値を求める。あらかじめ新油値のデータを求めておき、新油値との変化率を管理基準値と比較して判定する。

イ 水分は、サンプル油を溶剤に溶かし、その後、水と定量的に反応するカールフィッシャー試薬で滴定する。滴定終点は、遊離よう素により、滴定中の分離電流が急激に変化したときとし、この点を電氣的に検出する。分析から算出された結果より、管理基準と比較して判定する。

ウ 全酸価は、試料 1g 中に含まれる酸性成分を中和するのに要する水酸化カリウムの mg 数により、潤滑油の劣化状態を判定する。

エ IR は、油の酸化に伴って発生するカルボン酸の兆候から現在の劣化の程度を判定するものである。分子は、それぞれ固有の振動をしている。そのような分子に波長を連続的に変化させて赤外線照射をしていくと、分子の固有振動と同じ波長数の赤外線が吸収され、分子の構造に応じたスペクトルが得られる。このスペクトルから分子の構造を解析することを IR 法という。これにより、酸化防止剤の残存量、カルボン酸の量を調べることができる。油の酸化に伴って発生するカルボン酸は、 $1,710\text{cm}^{-1}$ に固有の吸収帯を示すため、新油との比較で劣化の程度を知ることができる。

以上の分析項目をもとに 1 年以上の使用が可能な検体を「良好」、異常の兆候が見られる検体を「注意」、早急な補修が必要な検体を「異常」の 3 段階に診断した。

5. 2002（平成 14）～2004（平成 16）年度調査内容

(1) 設備診断（分解整備等の要否判断及び余寿命診断）

潤滑分析によって得た分析報告書と知見により、以下の設備診断を実施した。

ア 設備（構成部品等）の摩耗、損傷等の有無及びその状態

イ 設備の補修（分解整備等）が早急に必要であるかの要否

ウ 上記イで「早急な補修が必要でない」と判断した場合の余寿命

(2) 下水道設備への適用可能性及び信頼性

分析結果に基づいた診断の考察又は所見を検証するため、設備診断後に設備の補修工事で分解した軸受等の摩耗状態、異常等の詳細について、光学顕微鏡を使用した軸受等の調査結果と設備診断結果との整合・比較を行って、本設備診断の下水道設備への適用可能性及び信頼性を評価した。

(3) 対象設備

表 3 に、2002（平成 14）～2004（平成 16）年度調査での対象設備を示す。

表 3 対象設備

調査業者	2002（平成 14）年度（A 社）	2003（平成 15）年度（B 社）	2004（平成 16）年度（A 社）
対象設備	水処理設備（12 台）	水処理設備（12 台）	水処理設備（24 台）
	汚水ポンプ 5 台	汚水ポンプ 1 台	送風機 24 台
	送風機 6 台	電動機（汚水ポンプ用）3 台	汚泥処理設備（10 台）
	返送汚泥ポンプ 1 台	送風機 6 台	流動ブロワ 5 台
	汚泥処理設備（16 台）	非常用ガスタービン 1 台	誘引ブロワ 5 台
	遠心濃縮機 7 台	雨水ポンプ用ディーゼル 1 台	
	遠心脱水機 4 台	汚泥処理設備（12 台）	
	流動ブロワ 1 台	遠心濃縮機 2 台	
	誘引ブロワ 2 台	電動機（遠心濃縮機用）1 台	
	汚泥ポンプ 2 台	遠心脱水機 2 台	
		流動ブロワ 2 台	
		誘引ブロワ 3 台	
		汚泥貯留槽攪拌機 2 台	
検体数	36 (3)	30 (4)	44

検体数の（ ）は、潤滑剤がグリスの検体を示す。

6. 2002（平成 14）～2004（平成 16）調査結果

6.1 設備診断

(1) 2002（平成 14）年度調査結果

2002（平成 14）年度調査における潤滑診断結果は、全 36 検体に対して「注意」と診断

されたのは、設備の摩耗状態が 4 検体、潤滑油の汚染状態が 2 検体であった。潤滑診断結果「注意」の検体を表 4 に示す。

表 4 潤滑診断結果「注意」の検体

機場	設備名	設備の 摩耗状態	潤滑油の 汚染状態	備考
中川 C	汚水ポンプ 2 号上部	注意	—	ギャップ再調整
	汚水ポンプ 3 号上部	注意	—	
砂町 C	流動ブロワ 1 号電動機側	注意	—	ナット増し締め
	東陽大島系汚水ポンプ	—	注意	ドレン底部汚染物
森ヶ崎 C	返送汚泥ポンプ 13 号	注意	注意	更油又はろ過

図 4、図 5 は、③砂町水再生センターの流動ブロワ 1 号の電動機側軸受の組立図と光学顕微鏡写真である。フェログラフィーの結果から推定される摩耗の発生箇所 A に示す「軸受の外輪」と「軸受胴体（上側）」や、推定される摩耗の発生箇所 B に示す「軸受内輪」と「転がり軸受用座金」とのすべり接触により発生したと思われる摩耗粒子が確認された。（図 5 潤滑油の摩耗粒子中④シビアスライディングにて表示）軸受軌道面から発生したものではないため、軸受は継続使用可能な状態であると考えられる。この摩耗粒子が軸受摺動面に噛み込むことにより、軸受の摩耗が発生することが懸念されるため、摩耗の発生を抑制対策として軸受と軸受胴体とのはめあいの確認、軸受用ナットの増し締め等の対策が推奨された。

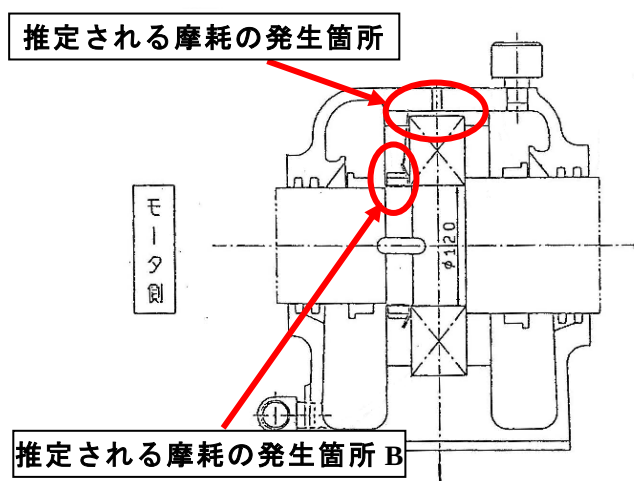


図 4 流動ブロワ 1 号組立図

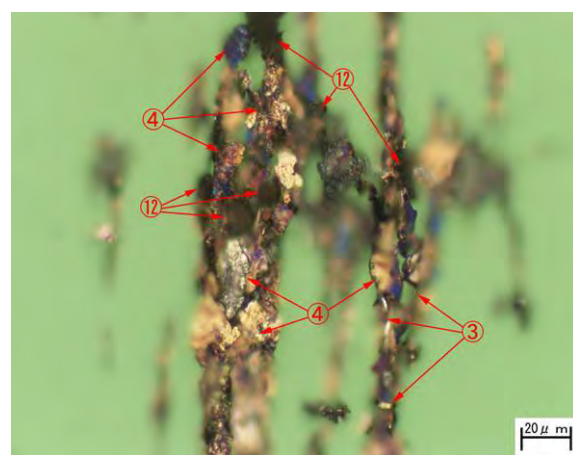


図 5 軸受潤滑油中の摩耗粒子

(2) 2003（平成 15）年度調査結果

2003（平成 15）年度調査における潤滑診断結果は、全 30 検体に対して「異常」と診断されたのは、設備の摩耗状態が 3 検体、潤滑油の汚染状態が 5 検体である。また、「注意」と診断されたのは、設備の摩耗状態が 1 検体、潤滑油の汚染状態が 3 検体であった。潤滑診断結果「異常」、「注意」の検体を表 5 に示す。

表5 潤滑診断結果「注意」の検体

機場	設備名	設備の 摩耗状態	潤滑油の 汚染状態	備考
砂町 C	誘引ブロワ 2 号電動機側	異常	異常	
	誘引ブロワ 2 号反電動機側	—	異常	
	流動ブロワ 2 号反電動機側	—	異常	
葛西 C	汚水ポンプ 1 号	—	異常	
	汚水ポンプ 3 号電動機上部	—	注意	
南部 SP	除砂汚泥貯留槽 1 号	異常	注意	
	誘引ブロワ 3 号電動機側	異常	—	
	誘引ブロワ 3 号反電動機側	注意	注意	
	遠心濃縮機 A-3 号	—	異常	

図6は、③南部スラッジプラントの除砂汚泥貯留槽攪拌機1号の軸受（グリス）の光学顕微鏡写真である。南部スラッジプラントの除砂汚泥貯留槽攪拌機1号の軸受（グリス）は、潤滑油中の金属（Fe）が 300ppm と管理基準値の上限であり、また、摩耗粒子の観察の結果（図6 潤滑油の摩耗粒子参照）から疲労により発生する異常摩耗粒子のスポールが認められ、ピッチング摩耗が発生している可能性が高く、「異常」と診断された。なお、ピッチング摩耗とは、転がり軸受の軌道面や転動体の表面に小さな穴があくことをいう。

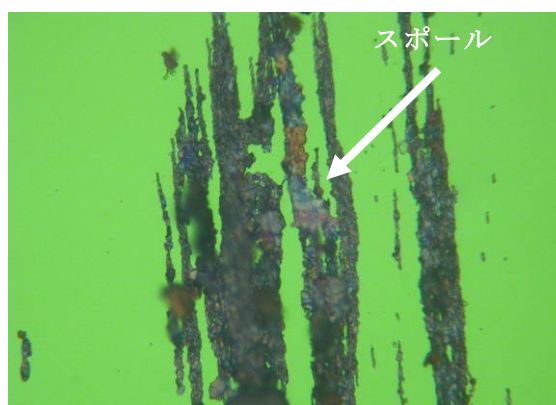


図6 除砂汚泥貯留槽攪拌機1号潤滑油の摩耗粒子

(3) 2004（平成 16）年度調査結果

2004（平成 16）年度における潤滑診断結果は、全 44 検体に対して、「注意」と診断されたのは、設備の摩耗状態が 8 検体、潤滑油の汚染状態が 7 検体であった。潤滑診断の結果、「注意」の検体を表 6 に示す。

表 6 潤滑診断結果「注意」の検体

機場	設備名	設備の 摩耗状態	潤滑油の 汚染状態	備考
みやぎ C	流動ブロワ 3 号電動機側	注意	注意	更油又はろ過
	誘引ブロワ 2 号電動機側	注意	注意	更油又はろ過
	誘引ブロワ 2 号反電動機側	注意	注意	更油又はろ過
砂町 C	流動ブロワ 2 号電動機側	注意	注意	更油又はろ過
	流動ブロワ 2 号反電動機側	注意	注意	更油又はろ過
	誘引ブロワ 2 号電動機側	注意	注意	更油又はろ過
落合 C	送風機 2 号	注意	注意	更油又はろ過
南部 SP	流動ブロワ 3 号電動機側	注意	注意	更油又はろ過

南部 SP 流動ブロワ 3 号の電動機側軸受は、図 7 の摩耗推定箇所 A に示す「軸受の外輪」と「軸受胴体（上側）」、又は摩耗推定箇所 B に示す「軸受内輪」と「転がり軸受用座金」とのすべり接触により発生したと思われる摩耗粒子（図 8 摩耗粒子中④シビアスライディング）が確認された。軸受軌道面から発生したものではないため、軸受は継続使用可能な状態であると考えられる。この摩耗粒子が軸受摺動面に噛み込むことにより、軸受の摩耗が発生することが懸念されるため、摩耗の抑制対策として軸受と軸受胴体とのはめあいの確認、軸受用ナットの増し締め等の対策が受託業者より推奨された。なお、図 8 の摩耗粒子中には、⑧ラミネー、⑪赤さび、⑰フリクションポリマー、⑲砂も確認されたが量的に少量であり、影響はないと判断された。

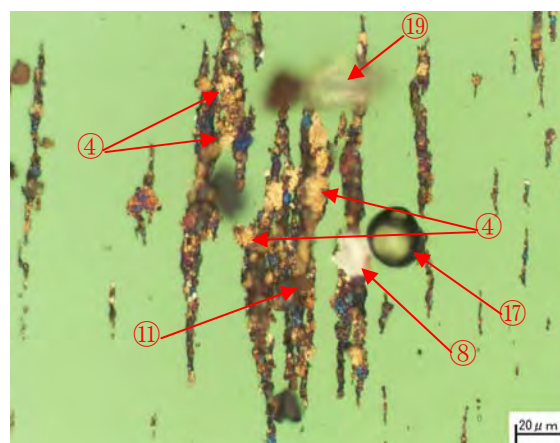
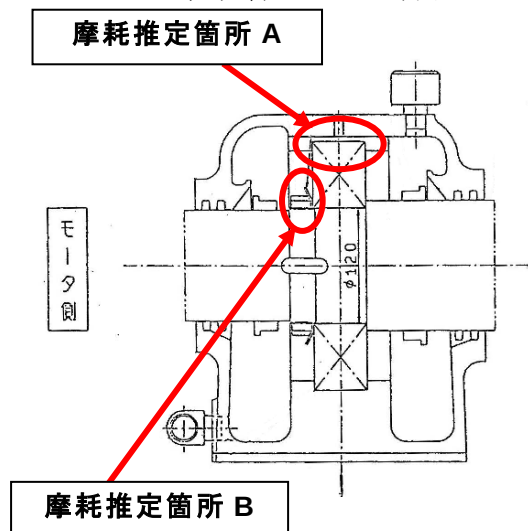


図 7 流動ブロワ 3 号組立図

図 8 流動ブロワ 3 号軸受潤滑油の摩耗粒子

6.2 下水道設備への適用可能性及び信頼性

表 7 に、2002（平成 14）～2004（平成 16）年度調査での整合・比較調査結果を示す。

表 7 整合・比較調査結果

年度	検体数	潤滑診断結果			軸受の表面観察結果	
		良好	注意	異常	継続使用可能	早期補修が必要
2002	6	4	2	0	6	0
2003	9	8	0	0	8	1
2004	8	5	3	0	8	0
合計	23	17	5	1	22	1

整合・比較調査は、2002（平成 14）～2004（平成 16）年度調査において、全 23 検体のうち「異常」1 検体、「注意」5 検体を含むすべてが診断結果と一致した。なお、2002（平成 14）、2004（平成 16）年度の「注意」の 5 検体は、潤滑診断結果は「注意」であったが、軸受軌道面から発生した摩耗粒子ではないが、その摩耗粒子が軸受軌道面に噛み込むことを懸念して「注意」と診断されたものであり、軸受は継続使用可能な状態であったことから光学顕微鏡調査結果の「良好」と一致したものである。よって、「異常」、「注意」、「良好」の検体について、整合・比較を実施することにより潤滑診断の信頼性を確認した。

(1) 整合・比較調査結果例

整合・比較調査結果のうち、潤滑診断結果では、「異常」と診断された南部スラッジプラント汚泥貯留槽攪拌機 1 号を例に挙げて紹介する。

図 1 1～1 6 は、南部スラッジプラント汚泥貯留槽攪拌機 1 号の軸受の光学顕微鏡写真である。図 1 1 は南部 SP 除砂汚泥貯留槽攪拌機 1 号の外輪軌道面であり、図 1 2、図 1 3 は、外輪軌道面の拡大である。外輪軌道面には、繰り返し荷重を受けて起こるピッチング現象が認められた。ピッチング（表面に小さな穴があくこと）の周りには、当たりが強いいため黒く見える圧痕も多く、傷、摩耗も激しく、早急に交換を行う必要がある状態であった。また、図 1 4 は、ころ転動面であり、図 1 5、図 1 6 は、ころ転動面の拡大である。ころ転動面についても、外輪軌道面と同様に、繰り返し荷重を受けて起こるピッチング現象、ピッチングの周りにも圧痕、傷、摩耗も認められ、早急に交換を行う必要がある状態であり、潤滑診断結果と一致したと判断できる。

このことから、潤滑診断は、「異常」、「良好」の両面から設備の摩耗状態を非分解で評価できる技術として適用可能であるといえる。

図 1 1 外輪軌道面

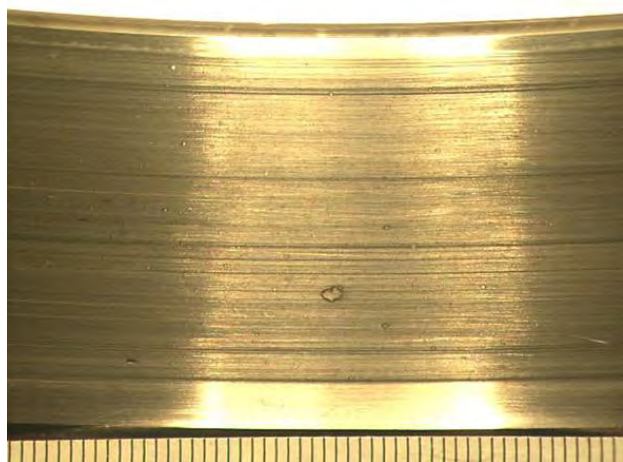


図 1 2 軌道面



図 1 3 軌道面（拡大）

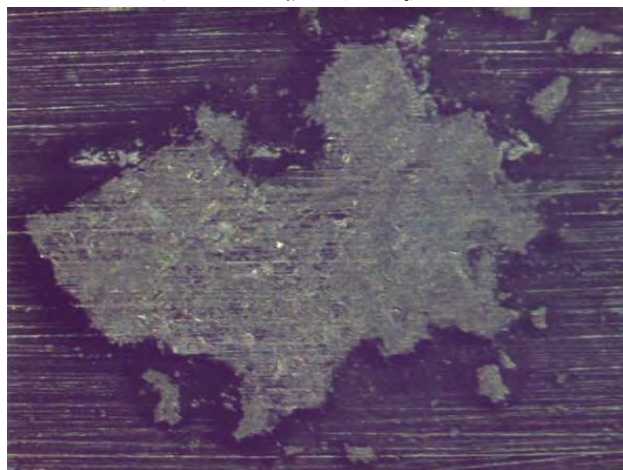


図 1 4 ころ転動面



図 1 5 転動面

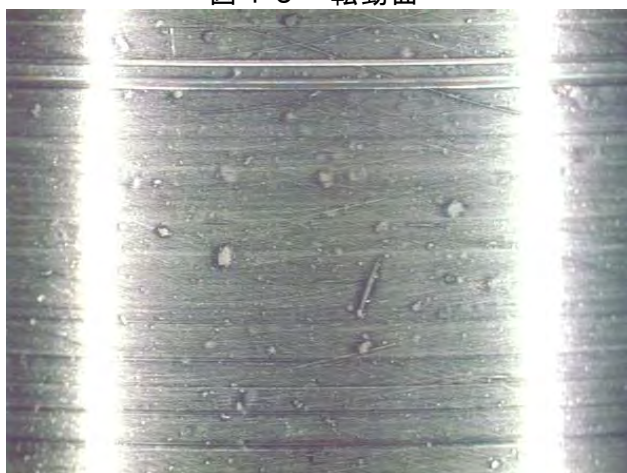


図 1 6 転動面（拡大）



7. 考察

潤滑にかかわる構成部品の設備診断は整合・比較結果からも適用可能であると判断できた。しかし、すべての下水道設備について導入するためには、以下の課題について引続き検討が必要である。

(1) 潤滑剤がグリスの設備

汚水ポンプや遠心濃縮機用電動機のように潤滑剤がグリスの設備は、新しいグリスを補給しながら採油するため、グリスの補給量や補給時期により、グリスの金属濃度が変わる恐れがあり診断の信頼性が低くなる。

(2) 消耗部品の多い設備

遠心濃縮機、遠心脱水機、ガスタービン、ディーゼルエンジンのように消耗部品の多い設備については、潤滑にかかわる部位についての診断は可能であるが、潤滑にかかわらない部位の信頼性を確保することを検討する必要がある。

(3) 小型の回転機器

汚泥ポンプのような小型の回転機器は、分解補修費が比較的安価なため分析費とのコストメリットを検討する必要がある。

以上の(1)～(3)を考慮すると、主要部品が潤滑に係る部位であり、潤滑剤に潤滑油を使用している設備として、送風機、焼却炉用流動ブロワ、誘引ブロワについては潤滑診断が導入可能であると考ええる。

8. 補修周期の延伸化の検討

平成 15 年度補修を予定していた新河岸水再生センター送風機 6 号について検討した。

(1) 現状

新河岸水再生センターでは、生物反応タンクに空気を供給するための送風機が 6 台が設置されている。そのうち 1～3 号の 3 台が集中給油方式、4～6 号の 3 台が個別給油方式である。

送風機 4～6 号は、1973（昭和 48）年度に設置され、1995（平成 7）年度（設置後 20 年）に補修工事を実施している。その後、2000（平成 12）年度に 5 号、2002（平成 14）年度に 4 号を補修し、2003（平成 15）年度に 6 号の補修を予定していた。6 号については、新河岸水再生センター保全管理系の日常点検においても異常の兆候は確認されていない。

(2) 調査結果からの考察

本調査における新河岸水再生センターの送風機の分析結果は、2002（平成 14）、2003（平成 15）年度に継続して潤滑診断を実施した送風機 4、5 号及び 2003（平成 15）年度の送風機 6 号である。診断結果は、すべての検体において「良好」と診断された。2002（平成 14）年度に補修工事を実施した新河岸水再生センター送風機 4 号については、潤滑診断結果及び軸受の光学顕微鏡調査とも「良好」であった。

(3) 潤滑診断結果

送風機 6 号の補修工事の延伸にあたり、2002（平成 14）年度に補修工事を行った 4 号、2002（平成 14）、2003（平成 15）年度に継続調査を行った 5 号、2003（平成 15）年度に調査した 6 号の結果を検討することとした。

機器の摩耗状態を診断する金属元素（SOAP）は、4～6 号とも軸受部に係る金属元素が

0ppm であった。また、摩耗粒子量を測定するフェログラフイーについても摩耗粒子量の管理基準値 35%/mL に対して 2002(平成 14)年度に補修工事を行った 4 号が 0.68%/mL、6 号については、0.32%/mL と補修後の機器と同様に問題のない数値であった。また、光学顕微鏡写真からは異常な摩耗粒子のスポール粒子が確認されたが、微量で 1 年間の継続運転には問題がないと判断し、補修工事を延伸することとした。

2004(平成 16)年度についても引続き調査を実施しており、中間調査報告から本年度の補修工事も延伸することとしている。

9. おわりに

もともと「保全」という言葉そのものに予防の意味が含まれており、壊れてから直すという意味は薄い。予防するということは、その現象（不具合）を発生させないということである。その手段として、これまでは時間を基準とした保全が行われてきた。TBM は、壊れる前に直すため、故障の発生を少なくするメリットがある。一方で余寿命を残した機器に対して高い補修費をかけるデメリットもある。本調査は、下水道設備の保全コストの低減と維持管理業務の効率化を図るために現状の TBM から状態を見ながら補修の時期と補修内容を決定する CBM に保全方式を変更する手段として、トライボロジーを活用した設備診断技術の下水道設備への導入を検討した。

現段階では、すべての機器について適用が可能であるという結果は得られなかった。しかし、適用可能な機器について知見を蓄積することにより、今後適用が可能となる機器の拡大も期待できると思われる。

当局において、トライボロジーを活用した設備診断を実施し、潤滑油を適正に管理することにより機器の補修時期の延伸だけでなく機器の寿命についても延伸を図ることが期待できる。さらには、機器の分解整備について最適な実施時期を把握することにより計画保全に役立つものと思われる。

4-(2)-4 省エネルギー型ハニカム濃縮機に関する

共同研究（中間報告）

施設管理部 施設保全課 古川 修司

1. はじめに

当局では、大量に発生する汚泥を効率的に処理するため、汚泥処理の集約化を進めている。しかし、汚泥集約処理場では長距離送泥の影響により汚泥性状が変化し、濃縮性が低下するため、広範囲な汚泥性状に対応した安定的な濃縮性能に加え、地球温暖化防止及びコスト縮減の観点から省エネルギー型の汚泥処理設備が望まれている。

本研究では、凝集剤により調質された汚泥を濃縮する新型汚泥濃縮機として、省エネルギー型の回転円盤式汚泥濃縮機（以下ハニカム濃縮機）について、その有用性を実証する。

2. ハニカムスクリーンを用いた濃縮技術

汚泥濃縮は汚泥の固液分離であり、汚泥の濃縮が不十分なときは、後段の汚泥処理の効率低下を招くばかりでなく、懸濁物を多量に含んだ分離液が水処理施設に戻り、処理水の水質悪化の原因となることがある。従来の濃縮技術である重力濃縮、遠心濃縮、浮上濃縮は、汚泥と分離液の重さの違い（比重差）を利用している。

スクリーンを用いた濃縮技術は、高分子凝集剤を用いている。高分子凝集剤は有機系の化合物であり、疎水性のポリマー鎖の末端に親水基が結合したものである。高分子凝集剤が持つ架橋吸着作用により微細な粒子の結合が可能であり、汚泥は数 mm～数十 mm の大きさとなる。分離液には懸濁物が少なく、固形物の回収率が高くなるとともに、濃縮汚泥との分離が容易である。

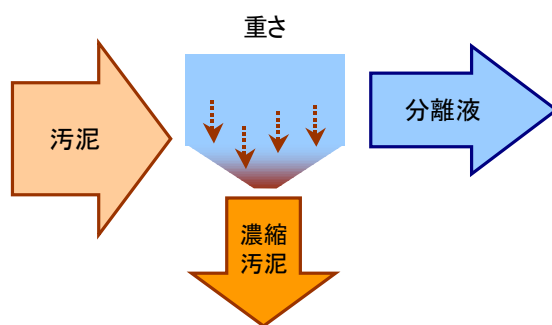


図1 従来の濃縮技術

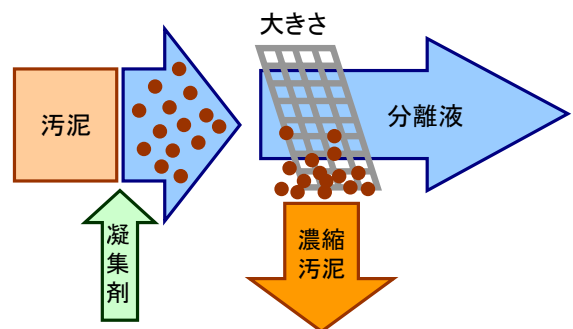


図2 従来の技術との比較

3. 技術内容

(1) ハニカムスクリーンの構造

ハニカムスクリーン（図 5）は、金属（ステンレス他）の平板と波板を交互に積層させ、ろう付け法によりハニカム構造体とし、これを 20mm 程度の厚みの円板体に形成したものである。

ハニカムスクリーンの特徴として、繊維状物の巻き付きによる閉塞が生じにくく（図 6）、付着した汚泥フロックの剥離性が良く連続処理に適している。金属平板により構成されているのでスクリーンの厚みが大きくとれ、要求される強度、耐摩耗性に対応できる。平板と波板の厚みが $50\mu\text{m}$ で、内接円の直径（目幅）が 1.0mm のハニカムスクリーンの開孔率が 91%であり、金網の開孔率 40%より開孔率が高い。また、ハニカムスクリーンは圧力損失が小さく、目幅 1.0mm のスクリーンでは、水道水 1.0m/s の流速で 1.5kPa 程度の圧力損失である。

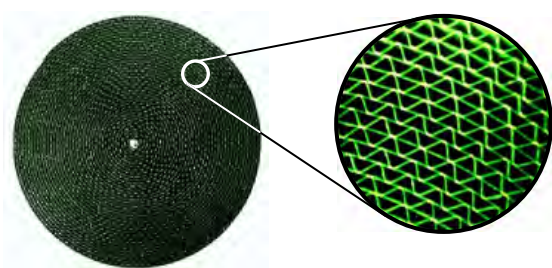
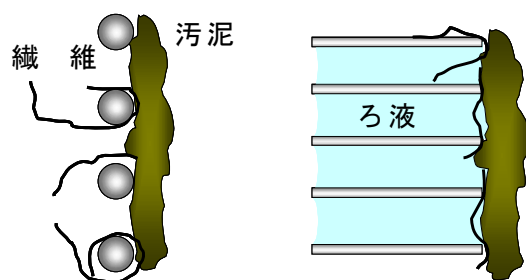


図 5 ハニカムスクリーン



従来のスクリーン ハニカムスクリーン

図 6 スクリーンの断面図

(2) ハニカム濃縮機の原理

ハニカムスクリーンによる汚泥濃縮の原理を、図 7 に示す。汚泥に高分子凝集剤を添加し、フロックを形成します。フロック化した汚泥は、スクリーンによりろ液と濃縮汚泥に分離されます。スクリーンは中心を軸として低速回転しており、空気洗浄によりスクリーンに付着汚泥を容易に剥離することが可能である。

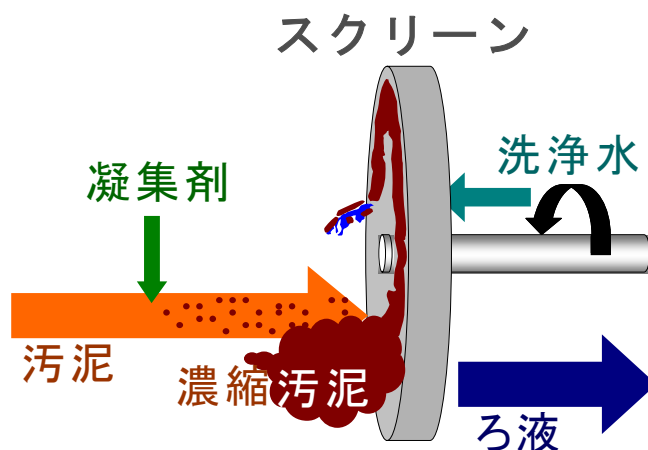


図 7 汚泥濃縮の原理

4. ハニカム濃縮機の構造

ハニカム濃縮機の構造を図 8、操作区分を図 9 に示す。

汚泥は凝集剤の注入により調質され、ブロックを形成し、ハニカム濃縮機に投入される。2 枚で 1 ユニットとなっているスクリーンは円盤状で連続回転しており、ろ過、濃縮、排出、洗浄の操作を 1 サイクルとしている。また、スクリーンは半分以下が汚泥液に浸漬しており、水頭差がろ過の推進力として作用する。汚泥はスクリーンの回転に連動してろ過されながらスクリーンの隙間を通過し、濃縮された汚泥は堰を越流しホッパに落下する。一方、スクリーンを通過したろ液はろ液ドレンより排出される。スクリーンは上流側で逆洗浄され、ろ過面が更新される。

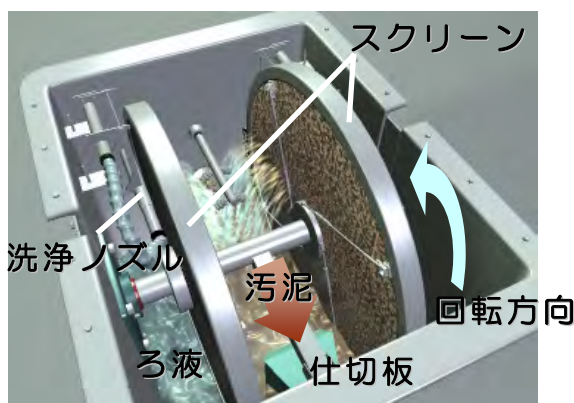


図 8 ハニカム濃縮機の構造

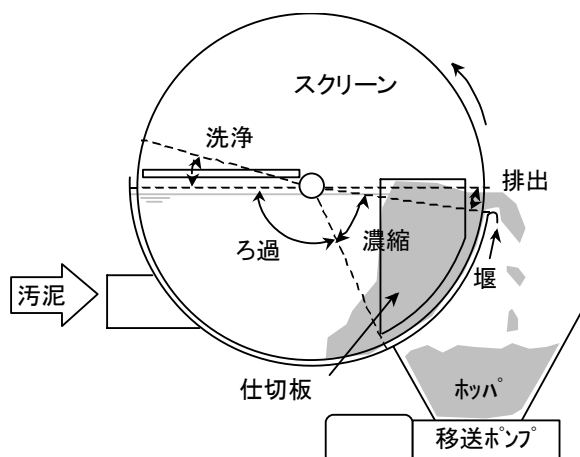


図 9 ハニカム濃縮機の操作区分

5. ハニカム濃縮機の適用例

ハニカム濃縮機は、駆動動力が小さく消費電力が少ないので、濃縮工程の省エネルギー化が図れる。また、構造が単純でコンパクト化が図れることから、既設濃縮機の更新では優位となる。ハニカム濃縮機の代表的な適用例を、以下に示す。

(1) 混合汚泥の濃縮

生汚泥、余剰汚泥はそれぞれ沈殿池から引き抜いた低濃度のままで汚泥処理設備に送る。また、他の処理場からの送泥を受け入れて混合し、濃縮する場合もある。薬品注入による凝集処理後ハニカム濃縮機で濃縮し、即、脱水する。(図 3)

(2) 余剰汚泥の濃縮

生汚泥は重力濃縮、余剰汚泥はハニカム濃縮による分離濃縮方式で、余剰汚泥は薬品注入による凝集処理後、ハニカム濃縮機で濃縮する。(図 4)

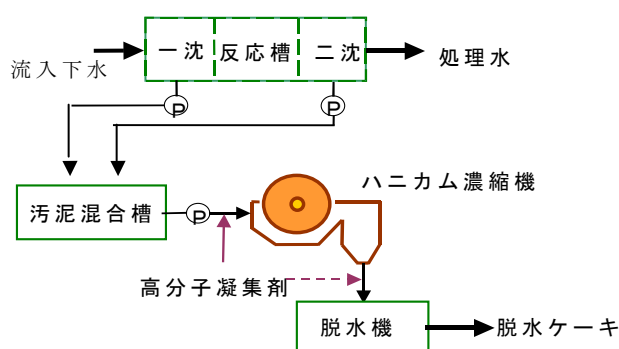


図 3 混合汚泥の濃縮

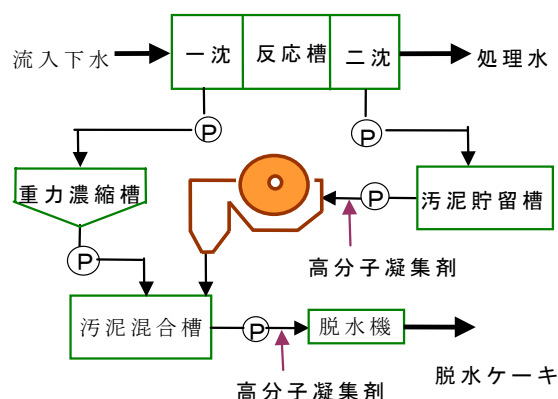


図 4 余剰汚泥の濃縮

6. ハニカム濃縮機の特長

ハニカム濃縮機の特徴として、以下の項目がある。

- (1) 所要動力が少ない。
スクリーンの回転動力が小さいことから低動力である。
- (2) 汚泥の剥離が容易で、ろ過性能が高い。
ろ液がスクリーン内部に含水されることから、背面からの洗浄で容易に汚泥ブロックを剥離でき、スクリーンの閉塞を防止できる。洗浄によりスクリーンの1回転ごとにろ過面が更新されるので、ろ過性能が高い。
- (3) 大容量に対応できる。
スクリーンの枚数を増やすことにより、容易にスケールアップできる。
- (4) 構造がシンプルである。
構造がシンプルで構成部品も少ないため、運転・維持管理が容易である。
- (5) 濃縮汚泥濃度を任意に調整できる。
スクリーン回転数等の操作因子で濃縮汚泥濃度を任意に調節できる。
- (6) 騒音・振動が少ない。
スクリーン回転数の操作域は 20rpm までで低速のため、振動・騒音が少なくなる。そのため防振装置や防音カバーが不要で、回転体の寿命が長くなる。
- (7) 密閉構造のため、臭気対策が容易である。
密閉構造のため本体からの臭気漏れが少なく、作業環境が良好になり、臭気対策も容易である。

7. 実証試験

7.1 試験内容

- (1) 実規模実証試験に向けた予備試験
小規模のハニカム濃縮機（φ700mm スクリーン）を使用し、安定した自動運転ができるよう、設備の運転操作要因を把握する。
- (2) 濃縮システムの実規模実証試験
実用規模のハニカム濃縮機（φ1000mm スクリーン）を使用した試験を行い、表1の目標値に対して、四季変動を満たしたデータを採取し、実用性を実証する。さらに、実規模実証データを検討し、機能の向上を図る。

表 1 目標値

凝集剤注入量	0.2～0.5%
濃縮汚泥濃度	4.0%
固形物回収率	95%以上
分離液 SS 濃度	500mg/L 以下

7.2 試験フロー

試験フローを図 10、主要機器の仕様を表 2 に示す。試料汚泥を汚泥貯留タンクに貯留後、凝集混和槽に供給し、高分子凝集剤と混和してフロックを形成させた後、ハニカム濃縮機に供給して濃縮を行った。

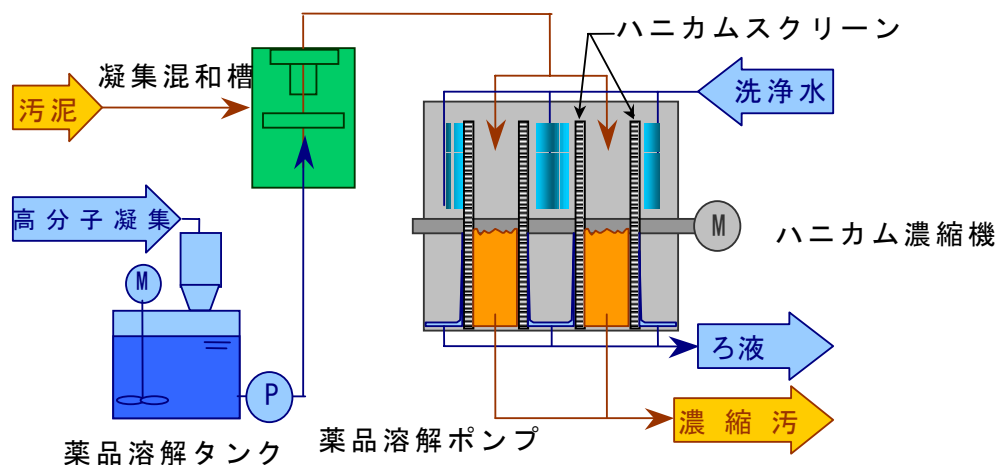


図 10 設備フロー

表 2 試験設備仕様

名称	仕様
ハニカム濃縮機	設置スペース： W 1,390×L 1,750×H 1,640 駆動装置： 200V×三相×0.4kW スクリーン直径： φ 1,000mm×厚み 20mm×4 枚
凝集混和槽	設置スペース： φ 900×H 2,000、容量 1.2m ³
汚泥移送ポンプ	形 式：カッタ付き立形槽外汚物ポンプ 仕 様：0.6m ³ /min×7m、80A 電動機：200V×三相×3.7kW
薬品溶解タンク攪拌機	形 式：可搬型ギヤ減速式攪拌機 回転数：295rpm 電動機：200V×50Hz×三相×1.5kW
薬品溶解タンク	設置スペース： φ 1,500×H1,680、容量 3.0m ³
薬品注入ポンプ	形 式：一軸ネジ式ポンプ 仕 様：12L/min×20m、20A 電動機：200V×50Hz×三相×0.4kW

7.3 機能改善

これまでに実施したハニカム濃縮機の機能改善の概要について以下にまとめる。

(1) スクリーン強度改善（リブの設置）

実負荷試運転時に、ハニカムスクリーンの強度不足により、ロウ付け部分の破断が発生したため、ハニカムスクリーンのフレームに対して T 字型に 6 ヶ所リブを入れ、フレームの剛性向上によりスクリーンの撓みを押さえた。

(2) スクリーン洗浄方法変更

実証実験設備を運転した結果、スクリーンの空気洗浄に必要な風量が、 $\phi 1,000\text{mm}$ スクリーン 1 枚あたり $1.35\text{m}^3/\text{min}$ と、当初予定値 $0.35\text{m}^3/\text{min}$ （面積あたり $0.5\text{m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{min})$ ）の 4 倍と大幅に大きくなった。この結果、20 枚 ($150\text{m}^3/\text{h}$) 型において所用動力が 1 台あたり 6.2kW （当初計画値） $\rightarrow 18.5\text{kW}$ ，脱臭風量が $8\text{m}^3/\text{min} \rightarrow 30\text{m}^3/\text{min}$ となる事がわかった。

この所用動力および脱臭風量の増加は、ハニカム濃縮機の低動力・低コストという利点を損なってしまうため、洗浄媒体を空気から水に変更した。

洗浄方式を空気から水に変更した結果、所用動力は 20 枚型で 1 台あたり 3.7kW ，脱臭風量は $2\text{m}^3/\text{min}$ と減少し、同時に接触部品（空気洗浄ノズル）の廃止によるメンテナンスフリー化も実現できると考える。

(2) 低ろ過圧運転への対応

ハニカム濃縮機の断面図を図 2 に示す。汚泥面の水頭はスクリーンの軸より低い位置にあり、ろ液面は汚泥面より 50mm 程度低い水位である。この水頭差が、凝集剤により調質された汚泥のブロックとろ液を分離するろ過推進力となっている。

スクリーン直径 $\phi 700\text{mm}$ の予備試験機からスクリーン直径 $\phi 1,000\text{mm}$ の実証実験機にスケールアップした結果、濃縮時のろ過圧（濃縮側とろ液側の水頭差）が大きくなりすぎ、濃縮性能がやや低下している事が考えられた。そこで水頭差を 50mm 程度し、ろ液がスクリーンを通過する際のろ過抵抗を低減している。また、スクリーンに付着したブロックに大きな水圧がかからないことから、ブロックが破壊されにくくなる。

水頭差（ろ過圧）を変更した実験の結果、ろ液側の液位ゼロの状態（水位差 400mm 程度）から、水位差を 50mm 程度まで小さくした方が濃縮汚泥濃度が高くなる傾向があった。このことから、現在ハニカム濃縮機には簡易水位調整器を設置して水位差を小さくした状態で実験を行っている。

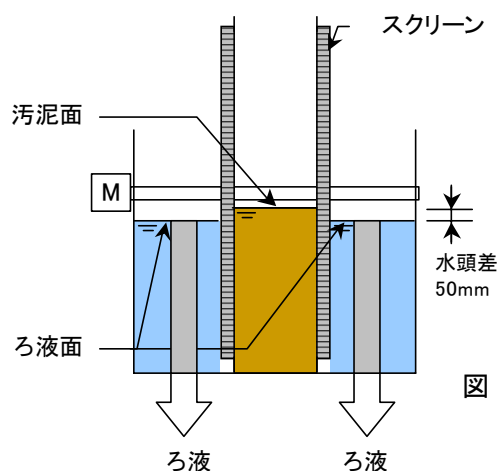


図 11 ハニカム濃縮機の断面図

7.4 運転操作因子の把握

(1) スクリーン回転数

汚泥の濃縮が良好な時には分離液流量が多くなる関係を利用して、スクリーンの最適回転数が求めるために、ハニカムスクリーンの回転数と分離液流量の関係を調査した。結果を図 12 に示す。

なお、分離液量が処理量よりも多くなっているが、これはスクリーン洗浄水による水量の増加が約 $4.6 \text{ m}^3/\text{h}$ 存在するためである。

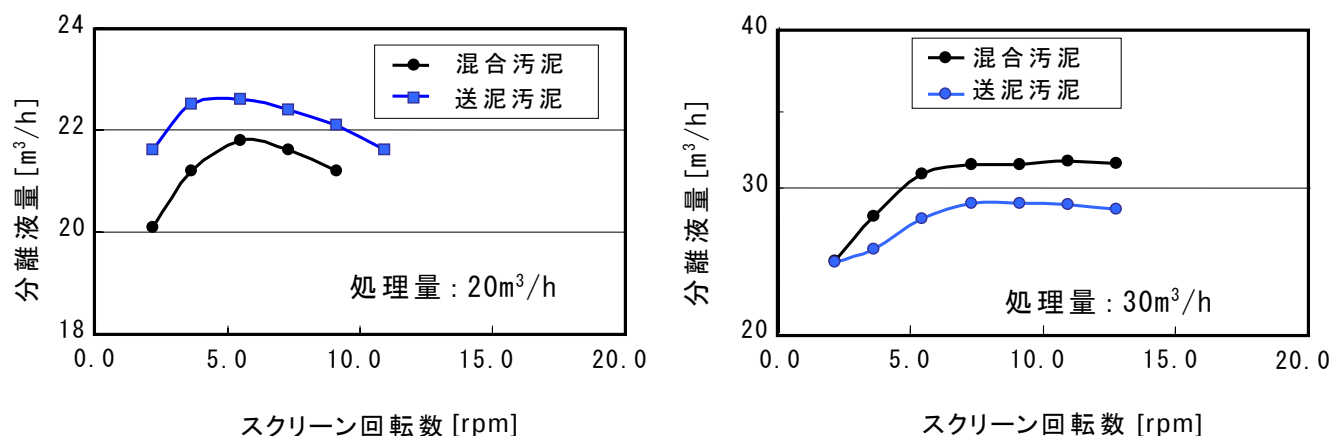


図 12 クリーン回転数と分離液流量

図 12 のとおり、スクリーンと分離液流量には明確にピークの存在が見られ、それぞれ下記の様な結果となった。

ア 処理量 $30 \text{ m}^3/\text{h}$ では、スクリーン回転数 $7 \sim 9 \text{ rpm}$ 付近に分離液流量が最大となり、それ以上回転を上げてても分離液流量が増えない。

イ 処理量 $20 \text{ m}^3/\text{h}$ では、 $5 \sim 6 \text{ rpm}$ 付近に分離液流量が最大となるピークがある。

処理量 $30 \text{ m}^3/\text{h}$ では、 $7 \sim 9 \text{ rpm}$ （電動機回転数 $20 \sim 25 \text{ Hz}$ 程度）以上に回転数を上げてても分離液流量は減少しないが、回転数を上げると分離液 SS の増加を生じる可能性が高いので、 9 rpm 以上に回転数を上げる必要はないものと考えられる。

また、低流量運転時は分離液流量にピークがあり、最適回転数の存在が認められる。したがって、低流量運転時にはあまり回転数を上げずに運転する方が良いものと考えられる。

(2) 凝集混和槽 攪拌機回転数の影響

凝集混和槽の回転数による濃縮性の影響を検証した。

図 13 に凝集混和槽攪拌機回転数と濃縮汚泥濃度，濃縮倍率の関係を示す。

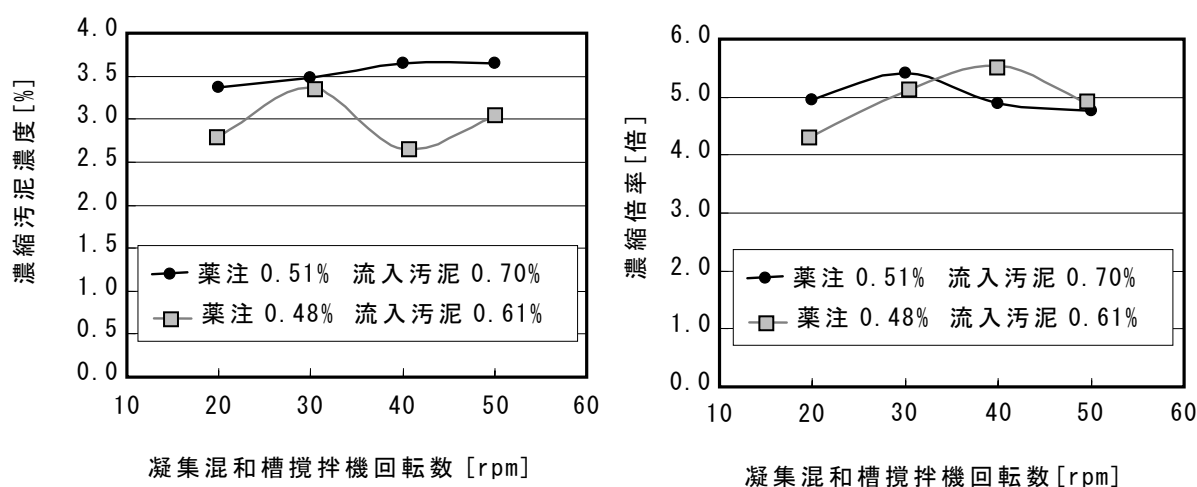


図 13 凝集混和槽攪拌機回転数と濃縮汚泥濃度，濃縮倍率の変化

濃縮汚泥濃度の他に汚泥の濃縮倍率（濃縮汚泥濃度÷流入汚泥濃度）を使用しているのは、流入汚泥濃度に変動があり凝集混和槽傾向を見難いためである。

濃縮汚泥濃度は流入汚泥濃度の影響を受けるためにピークがわかりにくい、濃縮倍率から考えると凝集混和槽の攪拌機 最適回転数は 30～40rpm であると考えられる。なお、この時の分離液 SS 濃度は図 14 のとおりである。

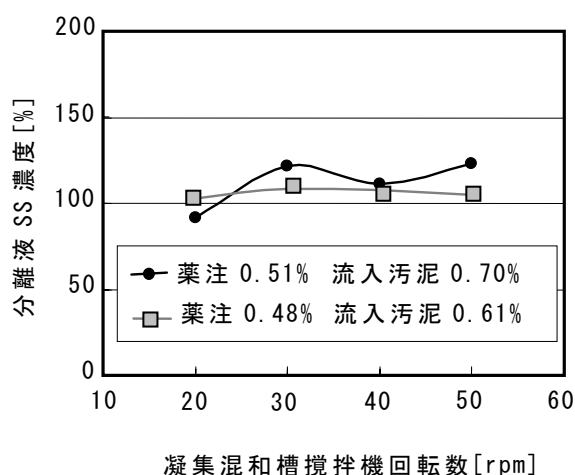


図 14 凝集混和槽 攪拌機回転数と分離液 SS 濃度

凝集混和槽の攪拌機回転数が 20～50rpm の間では、フロックの破壊による分離液 SS 濃度の増加といった現象は見られず、常時 200mg/L 以下で安定していた。

これらのことから、凝集混和槽の攪拌機回転数に関しては以下の通りと考えられる。

ア 凝集混和槽の攪拌機回転数は、30～40rpm が最適である。

イ 凝集混和槽の攪拌機回転数が 20～50rpm にある場合、特に分離液 SS 濃度に悪影響はなく、低い返流負荷での運転が可能である。

7.5 汚泥濃縮試験結果

運転操作因子（スクリーン回転数、凝集混和槽攪拌機回転数）による濃縮性への影響を把握した後、凝集剤注入率の変化による濃縮汚泥濃度、固形物回収率及び分離液 SS 濃度への影響について検証した。

(1) 凝集剤注入率と濃縮汚泥濃度の関係

処理量 30 m³/h で定常運転を行っている時の凝集剤注入率と濃縮汚泥濃度の関係を図 15 に示す。なお、図 15 の左側は予備試験の φ 700mm 型機における運転結果である。

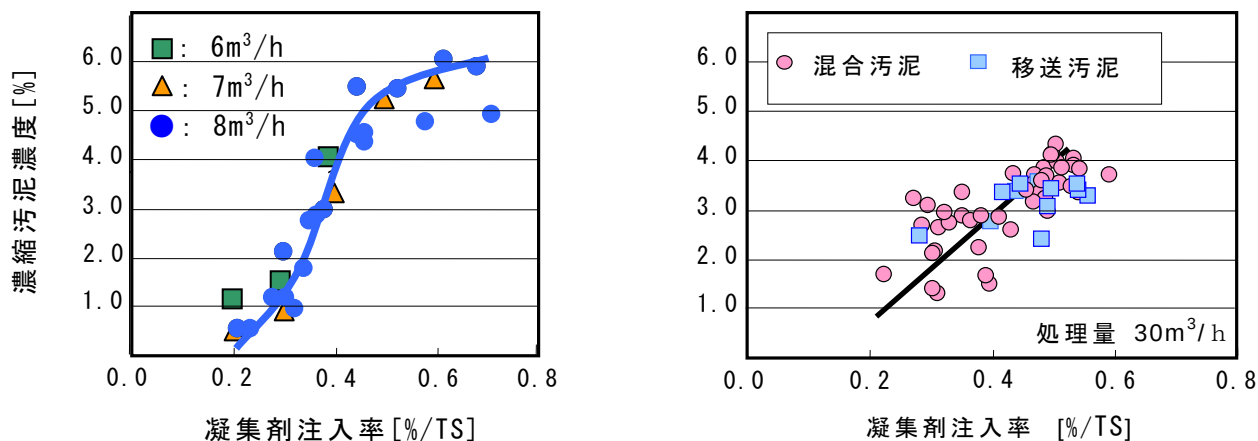


図 15 凝集剤注入率と濃縮汚泥濃度の関係（左：予備実験，右：実証実験）

図 1 の実験結果より、以下のことがわかる。

ア 濃縮汚泥濃度を 3.5～4.0%とする場合、φ 700mm 予備実験機では凝集剤注入率 0.4%程度であったが、φ 1,000 実証実験機では 0.5%程度の凝集剤注入率が必要である。

イ スクリーン面積から考えると、φ 700mm 予備実験機の 8m³/h と φ 1,000mm 実証実験機の 30m³/h がほぼ同程度の能力になるはずであるが、実際には φ 1,000mm 実証実験機の結果は φ 700 予備実験機の 9m³/h における結果に近い。

したがって、安定した運転のためには若干処理量を下げて運転した方が良い可能性がある。

(2) 凝集剤注入率と固形物回収率および分離液 SS 濃度

図 16 に、凝集剤注入率と固形物回収率の関係を示す。

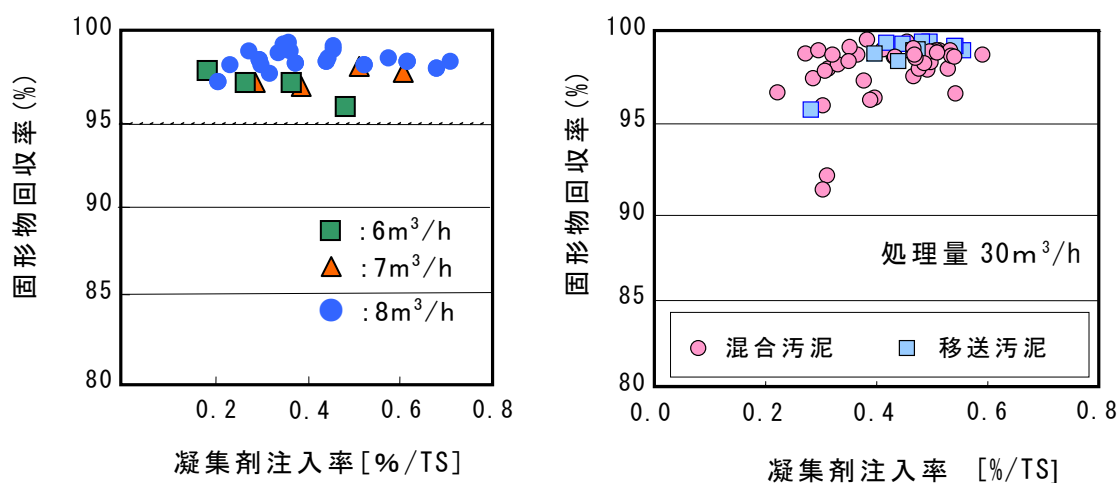


図 16 凝集剤注入率と固形物回収率の関係（左：予備実験、右：実規模実験）

また、図 16 のデータに対応した凝集剤注入率と分離液 SS 濃度の関係を示す。

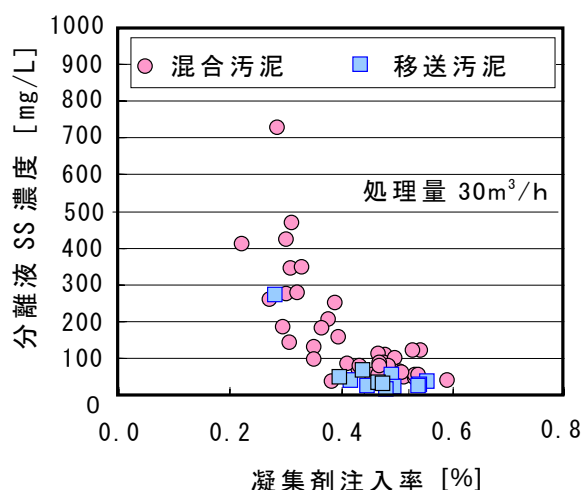


図 17 凝集剤凝集剤注入率と分離液 SS 濃度の関係

図 16, 図 17 の結果より、以下のことがわかる。

ア φ700 予備実験機も φ1,000 実証実験機も、いずれも目標とする濃縮汚泥濃度を得るための凝集剤注入率（予備実験機では 0.4%, 実証実験機では 0.5%程度）では固形物回収率 95%以上が得られた。

イ 分離液 SS は、実証実験機では凝集剤注入率 0.4%以上であれば分離液 SS 濃度が 200mg/L 以下と良好な状態となるが、逆に凝集剤注入率 0.4%を下回ると急激に SS 濃度が増加する傾向がある。

このことから、濃縮を行うのに必要な凝集剤注入率を維持していれば、分離液 SS 濃度は常時 200mg/L 以下を維持することができる。新河岸水再生センターの重力濃縮槽における通常分離液 SS は 1,000~2,000mg/L であるので、ハニカム濃縮機の使用により大幅な返流負荷の低減が可能になる。

8. まとめ

ハニカム濃縮機の実証実験について、2004 年（平 16 年）3 月～2005 年（平 17 年）3 月の運転の結果以下のことがわかった。

(1) 濃縮汚泥側と分離液側の水位差（ろ過圧力）の影響

φ 1,000 型では、分離液側水位を 0 として濃縮汚泥と分離液の水位差を 400 mm 程度にすると濃縮汚泥濃度の低下が生じることがわかった。このため、今後の試験において、分離液配管のバルブ調整により分離液側の水位を増加させ、処理量 30 m³/hr に対して水位差を 50～150mm 程度と小さくし、ろ過圧力が過大にならないこととする。

(2) スクリーンの回転数の影響

スクリーン回転数と分離液流量との関係でピークを持つことが確認された。処理量と最適回転数の関係は、下記の通りと考えられた。

ア 処理量 30 m³/h では 7～9rpm（電動機周波数 20～25Hz 程度）

イ 処理量 20～25 m³/h では 5～6rpm（電動機周波数 15～20Hz 程度）

(3) 濃縮汚泥濃度

凝集剤注入率是对固形物あたり 0.5%で濃縮汚泥濃度は目標値（4.0%）に対して 3.5～4.0%との結果であった。

(4) 固形物回収率

濃縮に必要な凝集剤注入率を維持していれば、固形物回収率は 95%以上が得られ、目標値（固形物回収率 95%）を満足する。

(5) 分離液 SS 濃度

分離液 SS 濃度は、濃縮に必要な凝集剤注入率を維持していれば、200mg/L となり目標値（500mg/L 以下）を満足し、水処理設備への返流負荷低減が可能である。

9. 今後の検討項目

(1) 汚泥性状の四季変動に対応した濃縮性能

今後については、現段階で得られた濃縮汚泥濃度などのデータは、定常的なものではないため、汚泥性状の季節変動に対して、安定した濃縮性能が得られるかについての検証を行う。

(2) 連続運転

現在は、一日の実験時間として 9 時～5 時の範囲で行っており、その都度洗浄工程をかけていましたが、現状の遠心濃縮機では長期間連続運転を行っていることもあり、本実験機においても洗浄工程をかけずに 24 時間以上連続運転を行い、メンテナンス性及び耐久性を検証を行う。

(3) スクリーン洗浄

本濃縮機では常に洗浄をかけてスクリーン面の更新を行っているが、長時間連続運転により、汚泥性状によっては、徐々に目詰まりが蓄積する恐れがある。連続運転の結果によっては適正な洗浄圧及びノズルの位置等を再検証する必要がある。

5 . 国際論文

- 1 Development of New Technologies to Suppress Leachate of Heavy Metals from Sewage Sludge Incineration Ash

5-1 Development of New Technologies to Suppress Leachate of Heavy Metals from Sewage Sludge Incineration Ash

Eiji Nagatsuka

**Technical Development Section, Planning and Coordination Division Bureau of Sewerage
Tokyo Metropolitan Government**

Technology 2005 2nd Joint Specialty Conference for Sustainable Management of
Water Quality Systems for the 21st Century

Held in Partnership with Water Environment Federation (WEF); European Water Association (EWA); Japan Sewage Works Association (JSWA); and the California Water Environment Association (CWEA)

August 28–31, 2005 Palace Hotel San Francisco, California, USA

Session No.2 : Metals Removal Technologies

ABSTRACT

Sewage sludge incineration ash (“incineration ash”) contains trace amounts of heavy metals, and leachate of arsenic (As) and selenium (Se) that often exceeds the level specified in the Environmental Quality Standards for Soil Contamination of Japan (hereinafter called the “Japanese Standard”) is one reason for the flagging rate of incineration ash recycling.

To help expand recycling of incineration ash, the Bureau of Sewerage of the Tokyo Metropolitan Government promoted development of technologies to suppress leachate of heavy metals from incineration ash and methods to reduce heavy metal contents in incineration ash, so as to alleviate the effects of heavy metals generated in the course of application of incineration ash.

1. Adding iron(II) sulfate and sodium thiosulfate to the ash, then heating it to chemically transform it into a form that hinders the leachate of heavy metals (Reagent Addition Method)
2. Adding slaked lime to the incineration ash to create a hydrothermal reaction that causes crystals to form on the surface of the ash that will physically seal the heavy metals. (Hydrothermal Treating Method)
3. Utilizing the fact that heavy metal compounds remain in a gaseous state at the temperature inside the incinerator, to collect the incineration ash with low heavy metal content from the area near the incinerator outlet where the temperature is high. (High-temperature Dust Collection Method)

Each of these methods is introduced below because they have been used successfully to produce incineration ash that meets the requirements of the Japanese Standard by leachate of arsenic and selenium.

INTRODUCTION

In Japan, land for waste disposal is not easy to acquire. Also in Tokyo, the remaining space available for disposal sites is rapidly decreasing. To extend the remaining useable life of disposal sites now in use, the Bureau of Sewerage of the Tokyo Metropolitan Government is making a strong effort to incinerate all sewage sludge for volume reduction as well as to achieve recycling of incineration ash.

Up to now, the Bureau has promoted recycling of incineration ash such as manufacturing of bricks or lightweight fine-grained materials. This, however, requires considerable amounts of energy and costs, making it infeasible as a business.

On the other hand, when sewage sludge incineration ash is to be used for soil as a new recycling application, it is expected that the ash must meet the Japanese Standard in terms of leachate of heavy metals. Japan has already the established standard values for heavy metals, such as cadmium, hexavalent chrome, mercury, selenium, lead, and arsenic. Of these, arsenic and selenium in incineration ash often exceed the limits, making recycling difficult.

In order to suppress leachate of these heavy metals, three types of technologies as described below are under development.

1. Reagent Addition Method

This method consists of adding reagents to incineration ash to induce a chemical reaction to transform it chemically to make leachate of heavy metals difficult. The reagents used are sodium thiosulfate and iron(II) sulfate, each acting as a reducing agent and a solution-resistant agent. In this method, the oxysalt of arsenic is made insoluble through adsorption of iron hydroxide generated in this condition, and the oxysalt of selenium is first reduced into selenite, then similarly made insoluble through adsorption of iron hydroxide.

Ash treated according to this method, if exposed in the environment, is expected to retain the leachate suppression effect over a long period because readily leachable substances such as calcium ion, etc. are not involved in the leachate suppression principle and the insoluble form is colloidal.

2. Hydrothermal Treating Method

This method consists of containing heavy metals physically by causing crystals to form over the surface of the incineration ash by adding slaked lime to induce a hydrothermal reaction in high-pressure steam.

Ash treated by this method, if exposed in the environment, is expected to retain the leachate suppression effect over a long period because heavy metal salts are contained in the calcium silicate (tobermorite) crystals that are stable against acid rain, etc.

3. High-Temperature Dust Collection Method

This method consists of collecting incineration ash with low heavy metal content in the high-temperature area at the incinerator outlet by utilizing the fact that heavy metal compounds are in the gaseous phase at the temperature inside the incinerator.

This method separates incineration ash with different heavy metal content by performing dust collection at the high-temperature portion at the incinerator outlet and conventional dust collection at the low-temperature portion.

Unlike the reagent addition method in which the heavy metals are transformed into difficult-to-solve substances or the hydrothermal method to seal off the heavy metals with crystals, which require a separate treatment process after recovery of incineration ash, this method enables recovery of incineration ash with low heavy metal content directly from the incinerator.

KEYWORDS

Sewage sludge ash, heavy metals, the environmental standard, resourcizing

METHODOLOGY AND RESULTS

1. Reagent Addition Method

(1) Process used to suppress arsenic and selenium leachate

Suppression of arsenic and selenium leachate from incineration ash was done by adding and mixing iron(II) sulfate and sodium thiosulfate solutions, which was followed by heating (Figure 1). Addition rate of iron(II) sulfate to ash was 1.5-3.0% as $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, and that of sodium thiosulfate was 0.5-1.0% as $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$. The heating temperature was 150-200°C. The leachate test in Japan (in which the mixture of ash and deionized water at a solution/solid rate of 10 was stirred for six hours, and filtrated and separated to produce the filtrate) proved successful in suppressing leachate of incineration ash, which originally leaches arsenic and selenium at maximum 1 mg/L, to 0.01 mg/L or less as specified in the Japanese Standard.

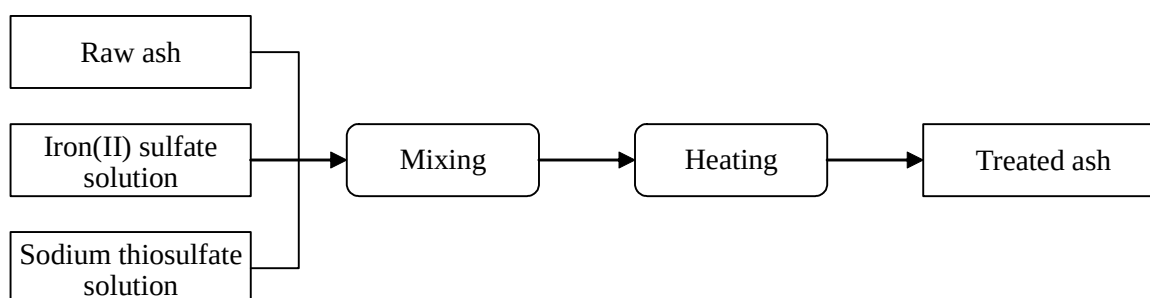


Figure 1 - Process for Arsenic and Selenium Leachate Suppression

(2) Arsenic and selenium leachate suppression mechanism

1) Arsenic

Arsenic in sewage sludge incineration ash leaches as oxyanion of arsenite (As(III)), and arsenate (As(V)). As(III) and As(V) are adsorbed by iron oxyhydroxide which is produced from iron(II) sulfate, and become insoluble.

2) Selenium

Selenium in sewage sludge incineration ash leaches as oxyanion of selenite (Se(IV)) and selenate (Se(VI)). Though Se(IV) is adsorbed and made insoluble by iron oxyhydroxide which is produced from iron(II) sulfate, Se(VI) would not be adsorbed without further treatment. Se(VI) is reduced to Se(IV) by hydrogen sulfide gas which is produced by heating of sodium thiosulfate and water, and it is adsorbed and made insoluble by iron oxyhydroxide.

(3) Outline of demonstration plant

The appearance of a demonstration plant constructed at the K Water Reclamation Center in Tokyo is shown in Figure 2, and an outline of the flow is shown in Figure 3. The main equipment is a double cylindrical kiln about 400mm in diameter and 1600mm in length. Raw ash is put into an inner rotary cylinder, and is indirectly heated by a hot blast supplied between the inner and outer cylinders. In the kiln, ash with added reagents is mixed uniformly, and Se(VI) in ash is reduced by hydrogen sulfide gas produced from heating of water and sodium thiosulfate. The supply of raw ash to the kiln is done in a constant amount by an ash feeder, and the reagents are added during transport from the feeder to the kiln. Treated ash is discharged from the opposite side of the raw ash supplier of the kiln. Soot, gas and water are removed by exhaust gas treatment equipment from the exhaust gas extracted from the kiln before it is released into the atmosphere. This plant has a maximum capacity of 50 kg/h.



Figure 2 - Appearance of Pilot Plant

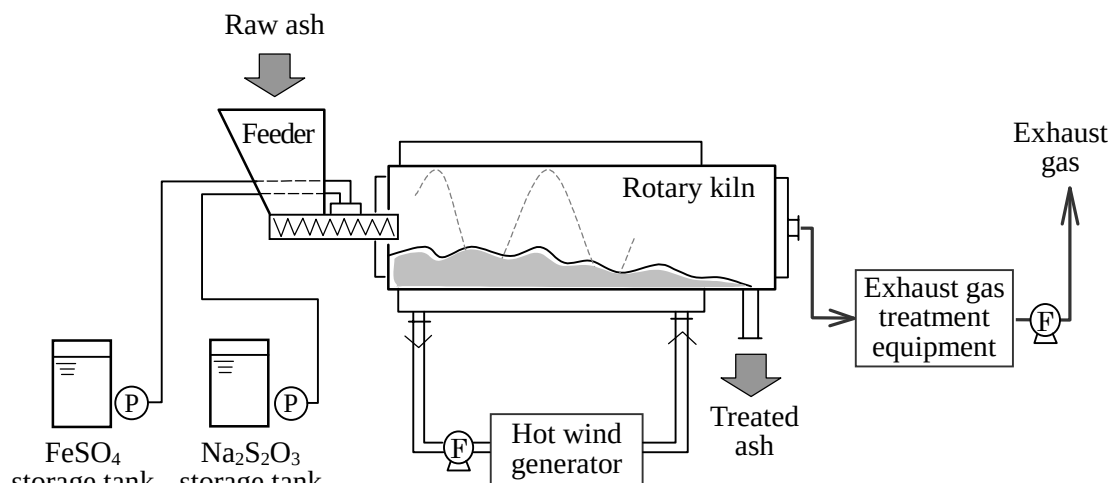


Figure 3 - Schematic Diagram of Treatment of As and Se Leachate at Pilot Plant

(4) Results of demonstration experiments

1) Effect of heating temperature

The results of the leachate test on arsenic and selenium of treated ashes that were heated at different temperature are shown in Table 1. As regards addition of reagents, iron(II) sulfate was added at 3.0%, and sodium thiosulfate was added at 1.5%. At 150-250°C heating temperature, the leachate rate of arsenic and selenium was reduced to 0.01 mg/L or less of the Japanese Standard, proving satisfactory treatment. The optimum temperature was fixed at 200°C. Lower temperatures require longer treatment periods, while higher temperatures lead to higher utilities costs.

Table 1 - Influence of Heating Temperature on As and Se Leachates from Treated Ash

	Heating temperature	As leachate (mg/L)	Se leachate (mg/L)
Raw ash	—	0.49	0.84
Treated ash	150°C	<0.01	0.01
	200°C	<0.01	0.01
	250°C	<0.01	<0.01

2) Effect of addition rate of reagents

The results of the leachate test on arsenic and selenium of treated ashes as a function of addition rate of iron(II) sulfate and sodium thiosulfate are shown in Table 2. The heating temperature was 200°C. The addition rate of iron(II) sulfate was 3.0% and sodium thiosulfate was 1.0%. When each addition rate was reduced by half, the leachate rate of arsenic and selenium was below 0.01 mg/L. When the iron(II) sulfate addition rate was lowered to 1.0% and the sodium thiosulfate addition rate was 0.5%, the arsenic leachate rate exceeded 0.01 mg/L of the Japanese Standard. In the meantime, the leachate rate of arsenic and selenium was below 0.01mg/L when the addition rate of iron(II) sulfate was 2.0% and that of sodium thiosulfate was 0.2%. The adsorption and insolubility of arsenic were estimated to be insufficient if the addition rate of iron(II) sulfate was lowered inadequately. Judging from the effect of arsenic and selenium leachate suppression and economical efficiency, the acceptable addition rates of iron(II) sulfate and sodium thiosulfate should be 1.5-2.0% and approximately 0.5%, respectively.

Table 2 - Influence of Reagent Addition Rate on As and Se Leachates from Treated Ash

	Reagent addition rate		As leachate (mg/L)	Se leachate (mg/L)
	FeSO ₄	Na ₂ S ₂ O ₃		
Raw ash	—	—	0.38	0.49
Treated ash	3.0%	1.0%	<0.01	<0.01
	1.5%	0.5%	<0.01	<0.01
	1.0%	0.5%	0.02	<0.01
	2.0%	0.2%	<0.01	<0.01

3) Arsenic and selenium leachates under acidic conditions

Though the standard leachate test of Japan is carried out with neutral deionized water, the leachate rates of arsenic and selenium may increase under acid conditions, such as acid rain. Arsenic and selenium form calcium compounds of poor solubility particularly under a high pH condition due to the existence of lime, and their leachate rates decrease. Accordingly, to assume acid rain, a modified TVA leachate test based on the TVA method of Switzerland using saturated carbonated water as a solvent was carried out. The parameters of this test are shown in Table 3.

The results of each of the leachate tests on arsenic and selenium of treated ash, under conditions of an iron(II) sulfate addition rate of 2.0%, a sodium thiosulfate addition rate of 0.2% and a heating temperature of 200°C, are shown in Table 4. The leachate rates of arsenic and selenium were 0.01mg/L or less of the Japanese Standard in either test, and it was proven that treated ash was effective even in an acidic condition.

Table 3 - Parameters of Leachate Test

	Japanese standard method	Modified TVA method
Leachant	Deionized water	Saturated carbonated water
Initial leachant pH	5.8 – 6.3	4
L/S ratio	10	10
pH (during test)	Not under control	Not under control
Test duration	6 hours	24 hours
Stirring condition	Horizontal shaking	Jar test

Table 4: As and Se Leachats Resulting from Different Leachate Tests

	Leachate test	pH (-)	As leachate (mg/L)	Se leachate (mg/L)
Raw ash	Japanese Standard	7.7	0.38	0.49
	Modified TVA	6.0	1.09	0.79
Treated ash	Japanese Standard	6.6	<0.01	<0.01
	Modified TVA	6.0	<0.01	<0.01

4) Leachate of other heavy metals

From sewage sludge incineration ash, only arsenic and selenium leachates exceed the Japanese Standard. Leachate of other heavy metals does not usually exceed the standards. In the case of treated ash, leachate of cadmium, mercury, lead and hexavalent chromium also satisfied the standard.

5) Long-term test of ash recycling materials

A long-term test for effective recycling of treated ash proved satisfactory. A mixture of treated ash and construction waste soil was used as soil for planting. The results indicated no problem for growth of plants or from leachate of heavy metals.

(5) Conclusion

A technology that suppresses leachate of arsenic and selenium from sewage sludge incineration ash was developed. This treatment involves the addition of small amounts of common reagents and heating at moderately high temperatures of 150-200°C, so that the operation cost is low. Leachate of heavy metals such as arsenic and selenium from treated ash is suppressed below the limits set in the Japanese Standard, and the effect continues even under the acidic conditions. Therefore, safety is ensured for leachate of heavy metals even if treated ash is applied in the environment.

2. HYDROTHERMAL TREATING METHOD

(1) Principle of hydrothermal treatment

The hydrothermal reaction develops on the principle illustrated in Fig. 1.

The hydrothermal reaction uses water, high in temperature and pressure, below the critical points (375°C and 22 MPa), featuring high reactivity owing to a large ion product compared to water at normal temperature and pressure. Calcium silicate (tobermorite) is formed by reacting the silica content in incineration ash with calcium in slaked lime under a hydrothermal condition. The tobermorite grows into physically stable and strong crystals, enclosing these heavy metals in the crystal structure. As a result, leachate of arsenic and selenium, can be reduced below the limits in the Japanese Standard.

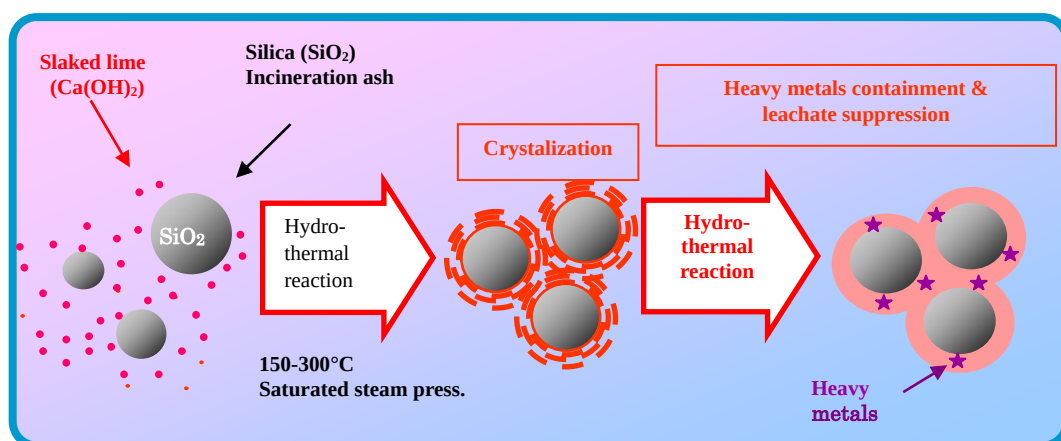


Fig. 1 Principle of Hydrothermal Treatment

(2) Methodology

The test procedures and apparatus are shown in Fig. 2. Incineration ash, slaked lime, an additive (silica source), and water were mixed uniformly and pelletized. Pelletized samples are placed in the pressurizing autoclave. The autoclave is filled with water in the bottom beforehand and adjusted to hydrothermal conditions (temperature and pressure) through heating from the outside. The water addition rate as well as mixing and pelletizing time period was established in such a manner as to produce pellets of 5 mm or less in view of expected applications.

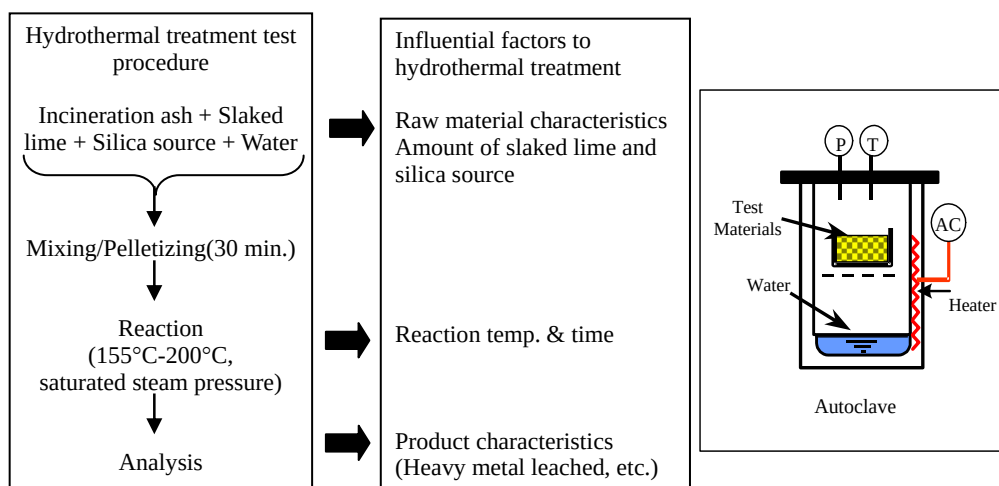


Fig. 2 Test Procedure

(3) Basic property of incineration ash

Fig 3 shows the values of arsenic and selenium leached from the incineration ash used in this experiment obtained in the leachate test method based on the Ministry of Environment Notice No.46, 1991. The highest leachate rate of arsenic and selenium was respectively 0.425 mg/L in Plant B ash (5), and 0.41 mg/L in Plant A ash (3). The leachate rates of other heavy metals, including cadmium, lead, hexavalent chromium and total mercury were below the limits set in the Japanese Standard in all six ash samples.

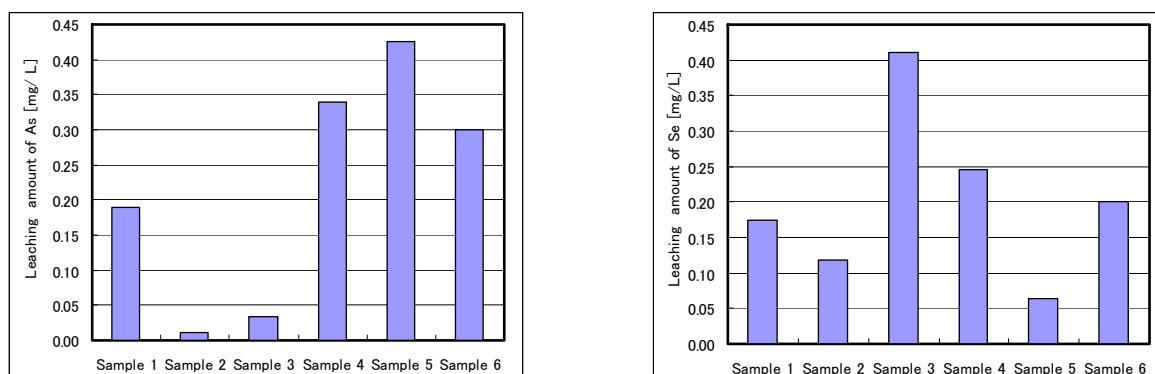


Fig. 3 Arsenic and Selenium Leached from Ash Samples
(Samples 1 to 3 are from Plant A, and 4 to 6 are from Plant B.)

(4) Hydrothermal treatment technology

The study was made on major conditions for tobermorite formation in the hydrothermal treatment; temperature, reaction time length and the addition rate of calcium and silica. Optimum hydrothermal reaction conditions were determined based on the results of tests of six ash samples from different sampling locations and seasons.

Optimum hydrothermal condition: Temp.: 165°C, reaction time: 20 hrs

Addition rates: Calcium (slaked lime) 10%, Silica (fine silica sand) 10%

The arsenic and selenium leachates from six samples under the optimum hydrothermal conditions are shown in Table 1. The leachate rates of all samples were below the Japanese Standard. As shown in Fig. 3, the hydrothermal treatment under optimum condition was effective in suppressing leachate of arsenic and selenium from those ash samples with different leachate rates.

The reliability of treatment under optimum conditions was checked by repeatability tests, confirming that the heavy metal leachate suppression effect was steadily obtained as shown in Table 1.

The results of an availability test on construction waste recycle residue (additive B) and water purifying sludge

Table 1 Test Results under Optimum Hydrothermal Conditions

Sample No.	Metal leachate (mg/L)		Repeatability Test No.
	As	Se	
Sample 1 of A	0.010	0.008	-
Sample 2 of A	< 0.002	0.005	-
Sample 3 of A	0.005	0.002	-
Sample 4 of B	0.002	0.010	Test 1
↓	0.002	0.009	Test 2
↓	0.002	0.004	Test 3
↓	0.002	0.003	Test 4
↓	0.001	0.002	Test 5
Sample 5 of B	< 0.002	0.003	Test 1
↓	< 0.002	0.002	Test 2
↓	< 0.002	0.003	Test 3
Sample 6 of B	0.003	0.003	-
Quality standards	0.01	0.01	

(additive C) are shown in Table 2. Temperature, reaction time and calcium injection were as per the optimum condition. Even with separate addition of additives B or C at 30%, the heavy metal leachate from the hydrothermally treated product cleared the Japanese Standard. This means that treatment of these wastes together with incineration ash would not only reduce incineration ash, but also landfill materials, contributing to alleviation of the environmental load.

Table 2 Test Results in Additive Injection

Additive		Metal leachate (mg/L)	
Injection rate		As	Se
B	30%	0.001	0.001
C	30%	0.003	0.007

(5) Recycling Applications Study

Pelletized or brick-shaped incineration ash used in the hydrothermal treatment method is relatively stronger and more porous than the incineration ash in fine powders, and becomes low-density solidified material. Prospective uses that can exploit such features were studied. The study included sampling of basic data required for such applications as planting soil as well as a plant growing test.

Table 3 shows the results of the planting feasibility test. The product alone is alkaline, with a relatively low permeability coefficient and a high percentage of solids. Compared to standard soil, the soils mixed with the product contained 10 times the available phosphorus and convertible potassium.

Effective water content varied from product soil to mixed ones, but the variance was small. The product soil, therefore, can be converted to a resource such as planting soil.

Table 3 Characteristics of Planting Soils

Mixing ratio			Hydrothermal product	4	2	1	0
			Standard planting soil	0	2	3	4
Measuring Items	Effective water content		L/m ³	85.1	61.3	75.4	81.2
	Permeability coefficient		cm/sec	9.68 x 10 ⁻⁴	2.10 x 10 ⁻²	2.02 x 10 ⁻²	4.50 x 10 ⁻²
	3-phase distribution	Solid	%	40.6	29.0	25.0	21.0
		Water	%	16.1	21.8	25.5	26.7
		Air	%	43.3	49.2	49.5	52.3
	Base exchange capacity		mEq/100 g	23.7	14.4	17.6	28.3
	Available nitrogen		Mg/100 g	2.3	1.0	1.4	0.6
	Available phosphoric acid		Mg/100 g	1200	1450	1270	15.4
	Convertible potassium		Mg/100 g	566	240	186	16.9
	Organic carbon content		%	0.2	0.3	0.4	0.8
pH		-	8.3	7.6	7.5	7.1	

The mixed soils were tested for growing a leafy vegetable (komatsuna). It grew better at the mixing rates of standard to product soils of 2 to 2 or 1 to 3. The growth was not so good in the product soil alone when compared to the mixed soils, but it was nearly the same as that of the standard soil alone.

(7) Conclusion

Six ash samples taken from plants at different locations and in different seasons were tested to determine the optimum hydrothermal treatment condition effective for stable suppression of heavy metal leachate. The tests indicated that the optimum conditions were 165°C and 20 hours for reaction, and a 10% calcium source and a 10% silica source for addition.

Repeatability tests conducted to check the reliability of the optimum hydrothermal condition

confirmed that the heavy metal leachate constantly fell within the limits set in the Japanese Standard.

A test of growing leafy vegetables revealed that a soil mixture consisting of the hydrothermally treated soil and standard planting soil ensured better growth than standard soil alone.

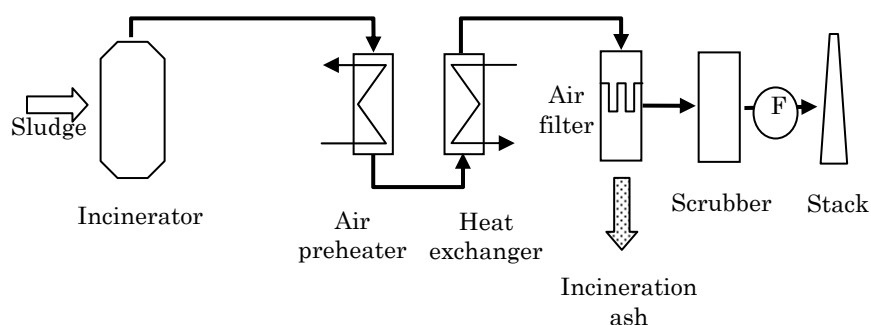
3. HIGH-TEMPERATURE DUST COLLECTION METHOD

(1) High-temperature Dust Collection Technology

Comparison of the flow between this technology and conventional system is shown in Fig. 1.

Table 1 shows the evaporation temperatures of arsenic and selenium. It is assumed that these substances exist in a gaseous state at the incinerator outlet and do not adhere to incineration ash when the exhaust gas temperature is high (about 800 to 850°C). According to the new technology, a high-temperature cyclone is installed here to collect most (80-85%) of the incineration ash of exhaust gas, which is in a state with less adhesion of arsenic and selenium.

Conventional flow



High-temperature dust collection flow

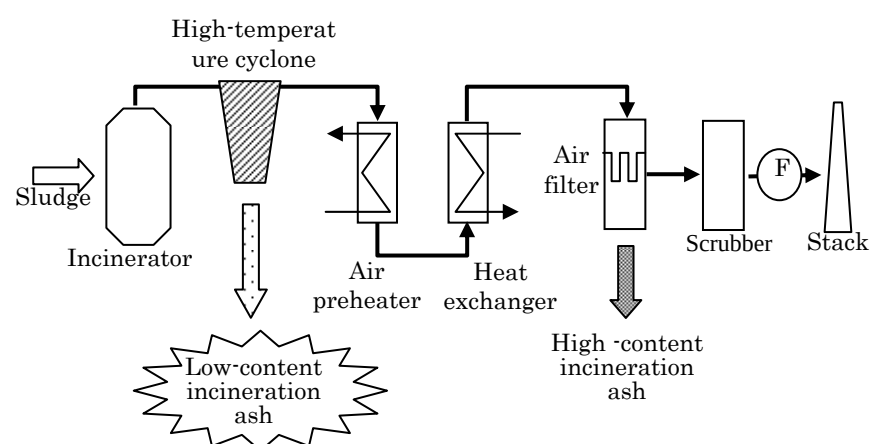


Fig. 1: High-Temperature Dust Collection System Flow

Part of the incineration ash (20 to 15%) that has passed through the high-temperature cyclone is first allowed to have heavy metals volatilized in exhaust gas, then collected by an air filter at a moderate temperature (about 200 to 350°C, the temperature level of conventional methods).

Table 1: Arsenic and Selenium Evaporation Temperatures

	Arsenic	Selenium
Evaporation temperature	As:613°C AsO ₂ :465°C	Se:685°C SeO ₂ :317°C

The use of high-temperature dust collection technology enables separate recovery of incineration ash with low heavy-metal content (low percentage of leachate) from the high-temperature cyclone and the incineration ash from the air filter with higher heavy metal content.

(2) Outline of the Study

The experimental incinerator incorporating the high-temperature dust collector system was operated at varying dust collection temperatures (incinerator internal temperatures) in the high-temperature cyclone, and the ash recovered from the high-temperature cyclone and the ash from the low-temperature bag filter were analyzed.

In the incinerator experimental facility of S Water Reclamation Center, incineration ash was sampled with a thimble filter from the stack immediately after the incinerator outlet. It was compared with incineration ash collected by the existing dust collector (cyclone + electric dust collector). Table 2 provides an outline of the facility under the study.

Table 2: Outline of Incinerator under Study

		Experimental incinerator	Actual incinerator
Type		fluidized-bed (Bubbling)	Same as left
Maximum treatment capacity		2.4 (t-WET/day)	250(t-WET/day)
Configuration	Sand bed	□ 400mm	Φ 6400mm
	Free board	□ 600mm	Φ 8200mm
	Height	About 7m	About 12m

(3) Study Results

1) Study with the experimental incinerator

The arsenic and selenium content (composition) and the leachate rate under conditions at the varying dust collection temperatures (Condition 1: 780°C, Condition 2: 830°C, Condition 3: 845°C) were compared with the ash from the S Water Reclamation Center (“S ash” in the figure) on the date of sampling of the sludge used in the experiment. They are shown in Figs. 2 and 3. Under both conditions, the arsenic and selenium content in the ash from the high-temperature cyclone was substantially lower than that of the ash from the low-temperature bag filter and that from the S Water Reclamation Center. The effectiveness of the high-temperature dust collection technology was demonstrated.

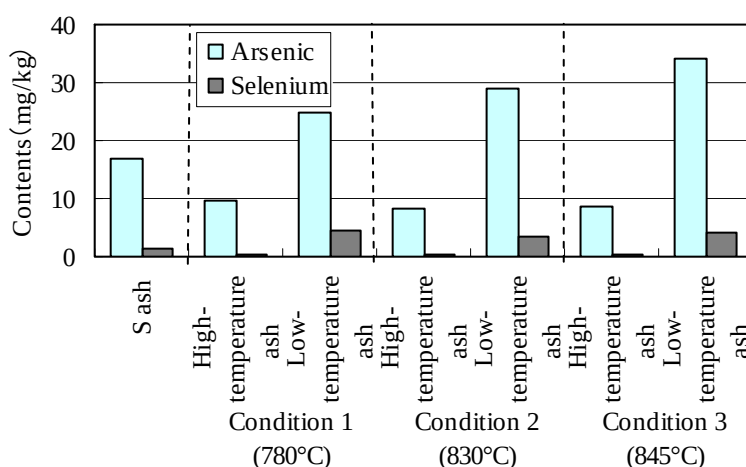


Fig. 2: Arsenic and Selenium Content

Table 3 shows the leachate test results for the ash from the high-temperature cyclone at a dust collection temperature of 845°C. Arsenic, selenium, and other elements proved to be in compliance with the requirements of the Japanese Standard.

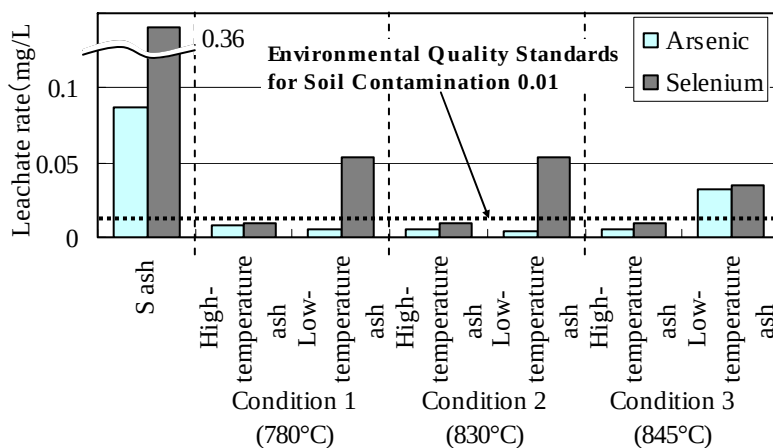


Fig. 3: Arsenic and Selenium Leachate Rate

Table 3: High-Temperature Cyclone Ash Leachate Test Result

Test item	Unit	Leachate test Method based on Ministry of Environment Notice No.46, 1991	Environmental Quality Standards for Soil contamination
		Condition 3 (845 °C)	
As	mg/L	0.005	0.01
Se	mg/L	0.010	0.01
Cd	mg/L	<0.001	0.01
CN	mg/L	<0.01	Not detected
Pb	mg/L	<0.005	0.01
Cr ⁶⁺	mg/L	<0.01	0.05
T-Hg	mg/L	<0.0002	0.0005
F	mg/L	0.37	0.8
B	mg/L	0.87	1
pH	-	11	-

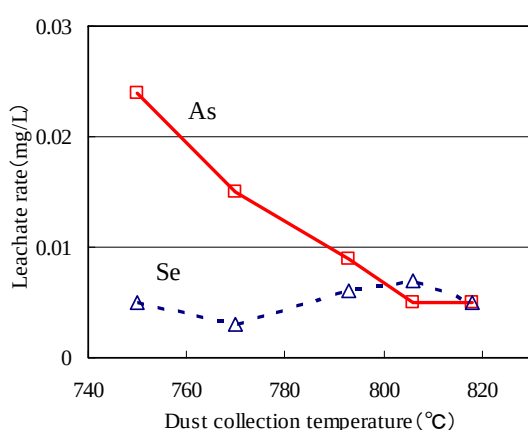
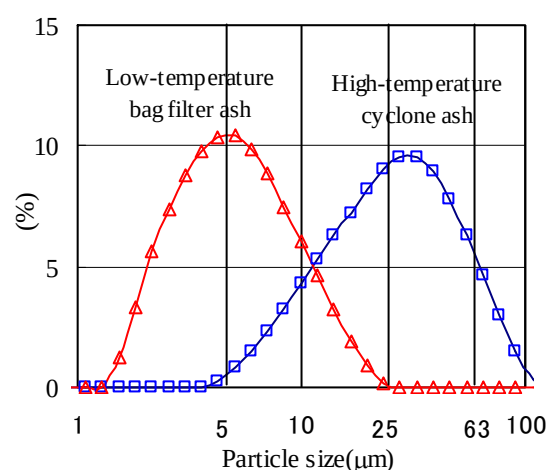
**Fig. 4: Dust Collection Temperature and Leachate rate**

Fig. 4 shows the relationship between the dust-collection temperature and the arsenic and selenium leachate rates for high-temperature cyclone ash. The arsenic leachate rate decreased with a rise in the dust collection temperature. Higher incinerator internal temperature is known to be effective in the suppression of dinitrogen monoxide exhaust as a greenhouse gas, and is also suggested to be more effective in the suppression of arsenic leachate when using the high-temperature dust collection technology. The selenium leachate is thought to have been sufficiently reduced because of the high-temperature dust collection effect already occurring at the dust collection temperature of 750°C or more. Therefore, no relationship was observed between the dust collection temperature and the selenium leachate rate.

Fig. 5 shows particle size distribution for high-temperature cyclone ash and low-temperature bag filter ash. The high-temperature cyclone does not collect fine incineration ash, which means its particle size is larger than that of the low-temperature bag filter ash. Since fine ash has a large specific surface area and allows ready adhesion of heavy metals, one of reasons the heavy metal leachate rate of high-temperature cyclone ash is lower than that for the low-temperature bag filter is thought to be the effect of particle size distribution.

Accordingly, both ashes were classified according to particle size, and the arsenic leachate rate was analyzed for each ash. The result is shown in Fig. 6.

**Fig. 5: Incineration Ash Particle**

For both ashes, the leachate rate was higher when the particle size was smaller. However, an evident difference could be observed when the leachate rate for the same particle size class was compared for the high-temperature cyclone and low-temperature bag filter ashes. It was therefore

confirmed that the effect of high-temperature dust collection on reduction of the arsenic leachate rate is more substantial than the effect of particle size.

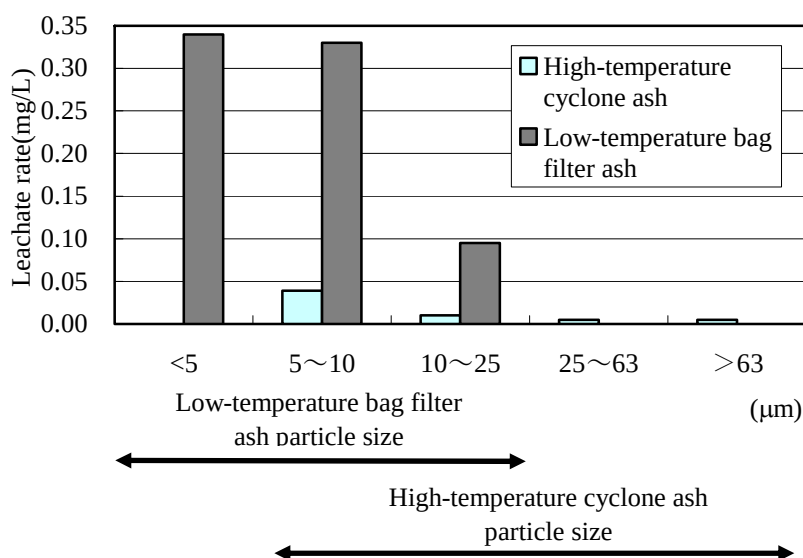


Fig. 6: Arsenic Leachate Rate by Particle Size

Fig. 7 illustrates the similar result obtained for selenium. However, no evident relationship is seen between particle size and leachate rate. It is thought that high-temperature cyclone ash demonstrated a reduced leachate rate in all particle size classes.

Note that low-temperature bag filter ash treated according to the conventional leachate control method (cement addition) meets the land-filling standard based on the Waste Disposal and Public Cleansing Law of Japan. In other words, this ash is confirmed to be safely applicable for land disposal.

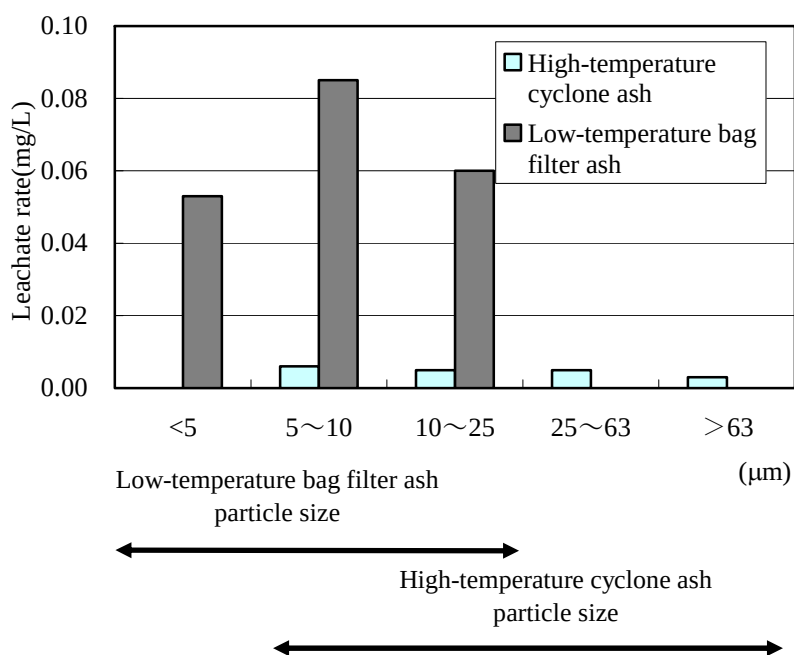


Fig. 7: Selenium Leachate Rate by Particle Size

2) Study with actual facilities

Ash sampled with a thimble filter at the incinerator outlet and that collected with the existing dust collector in the S Water Reclamation Center were compared, as shown in Table 4. When compared with ordinary incineration ash, the former ash demonstrated substantial reductions of arsenic and selenium content and leachate rates. In other words, the high-temperature dust collection technology proved to be effective also in the actual facility.

However, this result indicated that the arsenic leachate exceeded the limits set in the Japanese Standard. This is due to the relationship between particle size and leachate rate described above. It may be considered that, while the high-temperature cyclone cannot collect fine incineration ash with small particle size, collection with the thimble filter is not dependent on the particle size. In other words, inclusion of extremely fine ash may be the factor causing the increase in the arsenic leachate.

Table 4: Study Result with the Actual Incinerator

Test item		Unit	Incinerator outlet ash	Ordinary ash
Content test Method based on Japanese Ministry of Environment Notice No.19, 2003 *	As	mg/kg	14	16
	Se	mg/kg	<0.5	0.6
Leachate test Method based on Japanese Ministry of Environment Notice No.46, 1991	As	mg/L	0.064	0.14
	Se	mg/L	0.002	0.11

* Determination method according to the Soil Contamination Countermeasures Law of Japan

(4) Conclusion

These results of the study confirmed the effectiveness of high-temperature dust collection technology and proved that this technology can recover incineration ash meeting the Japanese Standard without any further treatment. This technology not only promotes utilization in various applications, but also is expected to be used for new purposes, for mixing ash into refilling soil or landfill coverage soil, etc. It is therefore expected to contribute to an improved rate of resource recycling of incineration ash.

CONCLUSION

Three types of heavy metal leachate suppression technologies have been introduced in terms of their mechanism and study results. All of these technologies are intended to meet the Japanese Standard by alleviating the effects of heavy metals that is a factor hindering recycling of incineration ash. Prerequisites for recycling of incineration ash after leachate suppression treatment according to these methods are low costs and expected continuous demand. Since all of these methods involve treatment with a low energy requirement, they have the potential for cost reduction.

Each method has following features:

1. Reagent Addition Method

This treatment involves the addition of small amounts of common reagents and heating at moderately high temperatures of 200° C.

2. Hydrothermal Treating Method

This method produces spheres about 1 mm in diameter. Recycling in which this shape is used is possible.

3. High-Temperature Dust Collection Method

This method can produce incineration ash with low heavy metal content directly.

Industrial applications of these methods that combine the best of their respective features should enable utilization of incineration ash in a wide range of fields.

平成17年9月29日発行

技術調査年報
2005

平成17年度
規格表第5類
登録第91号

編集・発行 東京都下水道局 計画調整部 技術開発課
所在地 東京都新宿区西新宿二丁目8番1号
電話 (5320) 6606 (内) 51-781
印刷 東京都大田福祉工場



この印刷物は石油系溶剤を含まないインキを使用しています。