東京都下水道局技術調査年報
-2002-

平成 15 年 1 月

東 京 都 下 水 道 局

Copyright©(2002) 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。

技術調査年報の発刊にあたって

東京の下水道は、快適な水環境や生活環境の創造、循環型社会の構築、安全性・信頼性の確保など、多くの取り組まなければならない課題に対し、「下水道構想2001」を基に、「雨水整備クイックプラン」を始め「合流改善クイックプラン」、「再構築クイックプラン」等の事業展開を進め、それぞれ着実な成果を上げてきました。

また、昨年末には、合流改善事業や新たな行政需要である地球温暖化などに対応するため、「技術開発推進計画」(2002年度版)を刊行するなど、下水道事業を先導する技術開発の実現に努めているところです。

しかし、日本経済は混迷の中にあって、ますます先行きの不透明感を増しています。こうした厳しい状況の下でも、当局は「お客さま」、「環境」、「経営」の視点に立って、現在はもとより将来にわたって良好な下水道サービスを提供しつづける使命を負っています。

これを達成するためには、施設の効率的な維持管理や再構築はもとより、安全で快適なまちづくりをはじめ、資源の再利用、地球規模での環境保全など、下水道事業が果たすべき役割の達成に資する技術の研究と開発を着実に進めていかなければなりません。

そのためには、職員一人ひとりが自ら目標を設定し、その達成のため技術や経験を生かしながら、そこに新しい調査、研究の成果を融合させるなどの創意工夫をこらし、職務遂行に努めることが従来にも増して必要となっています。

本技術調査年報は、局内における１年間の技術的成果をまとめたものです。その内容は、計画、設計、施工、維持管理、下水処理、汚泥処理、雨天時対策、環境対策、資源化、再利用など多くの分野に及んでおり、今日の下水道事業に求められている課題に広く関わりを持つものです。それぞれの内容は、下水道の現場における問題発見とその解決を志向しています。この調査年報の中に、職員の皆様の抱えている技術的課題の解決の糸口となる情報が含まれており、技術力の向上や下水道技術の継承に役立つものであると確信しています 。

日々の業務の中で皆様が積極的に活用されることを期待しています。

2003 年（平成 15 年）１月

下水道局長

鈴木 宏

１－１　分布型モデルを用いた下水道雨水流出解析

（河川管理者と連携した神田川流域における浸水予想区域図の作成）

計画調整部 計画課

１．調査目的

東海豪雨の教訓を受けて、都では「東京都都市型水害対策検討会」を平成１３年１月に設置し、整備水準を大きく上回る降雨による浸水被害の軽減方策について検討を行った。この中で、緊急に取り組むべきソフト対策として、洪水ハザードマップの原案となる「神田川流域浸水予想区域図」を河川管理者と連携して作成した。本調査は、神田川流域内にある全ての下水道をモデル化して流出解析シミュレーションを行うことを目的としたものである。

２．調査内容

①解析条件

流域面積　１０，５００ha

降雨条件　７５mm/hr（計画降雨）、１００mm/hr（計画降雨）、**１１４mm/hr（東海豪雨実績）**

解析モデル　InfoWorks（HydroWorks の上位モデル）

○地表面流出モデル：２重線形貯留法

○管内水理モデル：サンヴナン式

解析ノード　８８，９５１箇所の人孔と管渠をモデル化

②解析内容

○下水道管理者と河川管理者が同一の範囲を別々に解析

○解析モデルはそれぞれ異なる

河川管理者（内水：平面２次元不定流解析、外水：１次元不定流計算）

○河川水位の時間変化を吐口に条件として与え、下水道への影響を評価

○通常、下水道の能力を超えた内水は人孔上に仮想タンクを設けて貯留する条件で解析することが基本だが、**洪水が道路を伝わって移動する現象を評価**するため、**道路を開水路に見立てて解析**することとした。

３．調査結果と考察

当初の解析結果を比較したところ、かなりの不整合（浸水エリア、浸水深）があったので、双方の条件を見直した。この見直しにより**一定の整合が図れた**。解析結果は河川・下水道の解析結果のうち、安全をみて浸水深が大きい方のデータを５０ｍメッシュに与えて**１つの浸水予想区域図**を作成した。

大目次

技術調査年報の発刊にあたって

１．計画・設計・施工

２．維持管理

３．下水の処理

４．汚泥の処理

５．雨天時対策

６．環境対策

７．資源化・再利用

８．国際論文

１．建設・設計・施工

１－１　分布型モデルを用いた下水道雨水流出解析

要約　本文

１－２　下水道既設幹線管きょの耐震対策調査

要約　本文

１－３　再生水対応型トイレ機器の開発に関する共同研究

要約　本文

１－４　シールド急曲線施工に関する調査

要約　本文

２．維持管理

２－１　生物学的窒素・りん除去運転支援ソフトの開発
要約　本文

２－２　効率的な汚泥濃度計の開発その２
要約　本文

２－３　芝浦処理場臭素系消毒設備の処理機能調査
要約　本文

２－４　綾瀬川幹線における硫化水素生成の実態
及び抑制に関する調査
要約　本文

２－５　硝化制御システムの省エネルギー効果の
実証調査について
要約　本文

２－６　東陽系曝気槽隔壁設置の効果について
要約　本文

２－７　散気装置の効率化に関する調査
要約　本文

３．下水の処理

３－１　有機酸添加によるりん除去性能向上に関する実証調査
要約　本文

３－２　不織布を用いたろ過による活性汚泥混合液の固液分離技術の実用化研究／ダイナミックろ過技術の実用化に関する共同研究
要約　本文

３－３　担体添加法の深槽反応タンクへの適用調査（その２）
要約　本文

３－４　りん除去の安定化を図った A_2O 法施設の運転手法確立
要約　本文

３－５　基質の形態と窒素、りんの除去に関する調査
要約　本文

３－６　芝浦処理場東系の冬季硝化促進運転結果について
要約　本文

３－７　分子量分画等を用いた高 COD 流入水及び着色処理水の特性について
要約　本文

３－８　返流水の効率的処理によるりん除去手法の確立
要約　本文

４．汚泥の処理

４－１　晶析法を適用した汚泥集約処理返流水からのりん除去

要約　本文

５．雨天時対策

５－１　ポンプ所における越流負荷の効率的除去技術の開発（その２）

要約　本文

５－２　移動床式ろ過装置による雨天時越流負荷の高度除去に関する基礎調査

要約　本文

５－３　伏越部のある遮集幹線の SS の流入特性について

要約　本文

６．環境対策

６－１　葛西処理場風況精査その２

要約　本文

６－２　下水処理場流入水と放流水の
クリプトスポリジウム測定法

要約　本文

６－３　ELISA 法を用いた下水中の
17β エストラジオール分析法の検討

要約　本文

６－４　下水処理場におけるエストロゲン物質の実態調査

要約　本文

６－５　下水道施設における温室効果ガス排出量実態調査

要約　本文

６－６　流動床炉集塵装置における有機金属等の捕捉

要約　本文

７．資源化・再利用

７－１　粒度調整処理した汚泥焼却灰に関する調査

要約　本文

７－２　焼却灰のアスファルト混合物利用に伴う調査

要約　本文

７－３　焼却灰からの有害物質溶出防止に関する調査

要約　本文

７－４　建設泥土改良システムの開発

要約　本文

７－５　下水道汚泥焼却灰を利用した
ボックスカルバートに関する調査

要約　本文

８．国際論文

８－１　Development of Coolant-free Bearing for Large-capacity Pump and its Application to Pumping Stations

要約　本文

１－２　下水道既設幹線管きょの耐震対策の調査その３

施設管理部 管路管理課

１．調査目的

本調査は、既設幹線管きょの構造変化部（処理場・ポンプ所接続部、伏越部等）における地震時の挙動を把握し、耐震対策を検討することを目的とした。

２．調査内容

動的遠心載荷模型実験と三次元ＦＥＭ解析の整合性を確認し、比較的簡易な耐震設計法（平面骨組み解析）を提案することを目的とし調査を行なった。その際、地震時における地盤の非線形性のモデル化（地盤ばね）に着眼した。

３．調査結果と考察

１）動的遠心載荷模型実験と三次元ＦＥＭ解析の整合性を確認できた。

２）地盤のせん断弾性係数低減係数を算出し、耐震設計法（平面骨組み解析）へ導入した。

本調査で算出したせん断弾性係数低減係数は、

Ｇ＝λ・Ｇｍ　　ここでλ：入力地震動レベルによる地盤の剛性低減係数で $\lambda = 1.4209e^{-0.004x}$

ｘは最大加速度(gal)、※従来法は上記式でλ=1.0

これは、構造変化部における安全性を確保するとともに、地盤の非線形性を考慮しない場合より対応部材断面力を低減し耐震対策に関するコスト縮減が図れることを示したものである。

また、構造変化部の耐震計算が比較的簡単に高度な数値解析なしにできることを示した。

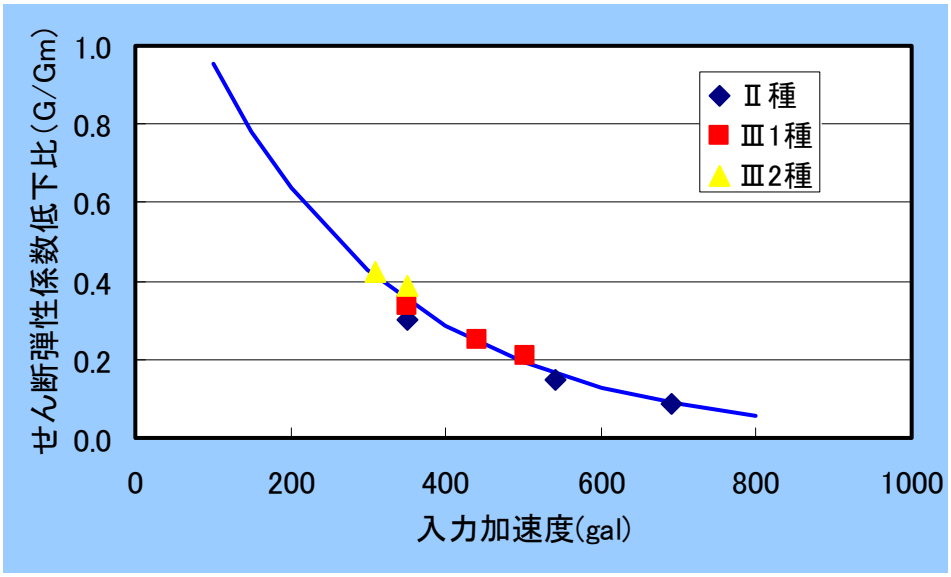


図　―　１　入力加速度とせん断弾性係数低減係数

１－３　再生水対応型トイレ機器の開発に関する共同研究

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

本調査は、再生水と水道水の水質の差異から生じる便器及び周辺機器への支障に対し、再生水利用に適したトイレ機器の開発及びトイレ用水として望ましい水質の基準作りの資料とするため実施した。

２．調査内容

再生水を供給している３処理場の水質を水道水の基準と比較して、トイレ用水として使用した場合に考えられる影響について調べた。

また、有明処理場・落合処理場の再生水を対象に、以下の３点について調査した。

（１）再生水が末端給水装置の耐久性に及ぼす影響（フラッシュバルブについて）

（２）再生水が衛生陶器表面の汚れに及ぼす影響

（３）再生水が尿石発生に及ぼす影響（排水管について）

３．調査結果

調査の結果は以下のとおりである。

再生水の水質から、水道水と比較して、「金属の腐食を促進させる要因」と「スケールを付着させる要因」の両方の可能性を持っていることがわかる。

また、フィールドを用いた調査で、以下の効果が認められた。

（１）フラッシュバルブの部品を「銅合金」から「すず合金めっき」に変えることにより耐食性が向上する。改良部品は通常製品より１割程度高い。

（２）便器表面をナノレベルにまで滑らかにするとともに、電気的な反発を生じる釉薬を施すことにより、汚れが付きにくく、付着した汚れも容易に落とすことができる。改良製品は、通常製品に比べ１割程度高い。防汚効果は半永久的に持続する。

（３）排水管の詰まりの原因である尿石は、水中のバクテリアのはたらきにより、カルシウムイオンが炭酸塩・りん酸塩として析出したものである。

殺菌効果のある銀イオンを発生させる電解装置を洗浄水（再生水）の供給配管に組み込み、夜間数回、通水させることで、尿石付着を抑制し清掃頻度を少なくできる。電解装置１台が６万円程度。

１－４　シールド急曲線施工に関する調査その２

北部建設事務所　設計課

１．調査目的

市街地におけるシールド工事は、埋設物等の影響で立坑設置が困難であり、地上部から地盤改良をして急曲線施工を行うことが多い。しかし、地盤改良に伴う工事費の増大、交通への傷害等が多くの課題を抱えている。一方、シールドマシンは、中折れ装置等の技術的向上をしているにもかかわらず設計に反映されていないのが現状である。そこで、シールド急曲線のより合理的な設計を行うため調査を行った。

２．調査内容

前年度行ったモデル工事の抽出、セグメントの設計及び現場計測計画に引続き、今年度は、現場計測を行うことにより、提案する設計法との比較を行った。

３．調査結果と考察

平成１３年度の結果は以下のとおりである。

（１）計測を行った結果、ジャッキ推力、モーメント等全体的に設計値を下回る結果となった。このため、セグメント及び継手部での変位は極めて小さいものとなった。これについては、設計時のジャッキパターンを曲線外側の片押しとしていたのに対し、実際は、主に下部のジャッキを中心に押す傾向が多く見られたのが要因だと考えられる。

（２）計測結果を基に細部の解析を行った結果、袋付きセグメントの効果はほとんど無いという結果となった。（肌落ち防止等については別途検討必要）

２－１　生物学的窒素りん除去運転支援ソフトの開発

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

東京都においては、平成１１年１０月より窒素・りんの上乗せ規制が適用され、従来より厳格な水質管理が求められている。特に、都内処理場の多くは窒素・りん処理を対象とした高度処理施設ではないため、当面は既存施設を使用しながら窒素・りん除去を行わなければならない。

本調査は、水質試験データを基に国際的に理論の妥当性が認められているＩＷＡ（国際水学会）の活性汚泥シミュレーションモデルを基本に、高度処理施設、既存処理施設の如何を問わず処理場の運転管理、種々の問題等に活用できるパーソナル・コンピュータ上で動作する運転支援ソフトを開発するものである。

２．調査内容

① ＩＷＡの提唱する活性モデルシミュレーションソフト Aquasim を基本に、シミュレーションモデルを作成し、小菅処理場での連続水質測定によるデータを用いた生物反応槽内の解析を行った。また、中川処理場での流入水成分調査を行った。

② 局独自のシミュレーターと Aquasim との整合性の検討と問題点の把握。亜硝酸型硝化、好気槽部分での無酸素ゾーンの組込みによる、数式モデルの変更・検討。

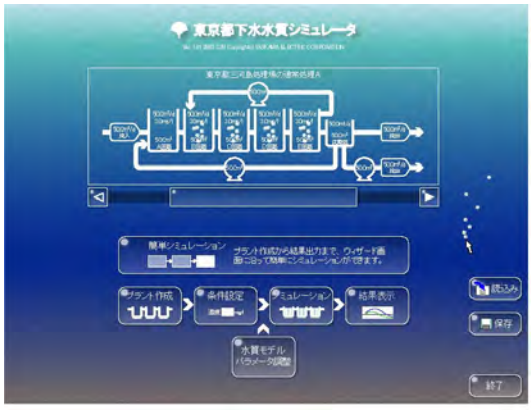
③ ユーザー・インターフェイスの改良と実際の使用における利便性の向上。

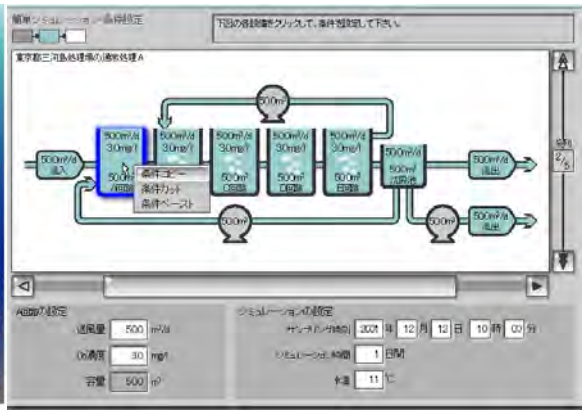
３．調査結果と考察

① 小菅処理場における生物反応槽内の実際の窒素・りんの挙動について局シミュレーターと Aquasim による予測値を比較したところ、ほぼ同等の結果が得られた。ただし、初期入力定数の測定方法等については、簡便な方法を開発してゆく必要がある。

② 好気槽部分での無酸素ゾーンの組込みにより、実際の反応槽での窒素・りんの挙動に予測値は従前より精度が向上した。

③ ユーザー・インターフェイスは暫定版が完成した。デバック後（H14.6）、各処理場にシミュレーターを配布し、使用上の問題点・改善点等の意見を聞き改善を行う。





２－２　効率的な汚泥濃度計の開発に関する共同研究その２

計画調整部 技術開発課

１．研究目的

“レーザ光”を用いて、汚泥の性状に影響を受けず、維持管理が容易で、測定精度が高く、かつ廉価な汚泥濃度計を開発し、新たな測定方式の実用化を行う。

２．研究内容

（１）試作機を製作し、森ケ崎水処理センター余剰汚泥並びに南部スラッジプラント重力濃縮汚泥を対象にフィールド試験を実施し、長期間（約８ヶ月間）の測定精度及び再現の安定性などの検証と維持管理面の評価を行った。

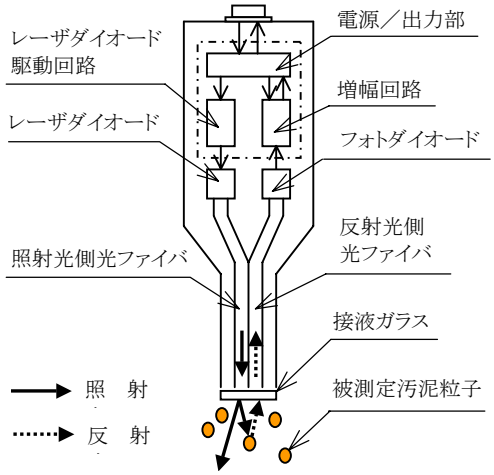
（２）フィールド試験に加えて流域処理場（多摩川上流処理場・清瀬処理場）の汚泥による小型試験装置を用いたバッチ連続試験を行うことにより、測定濃度範囲の評価と汚泥性状の違いに対する評価を含めた総合評価を実施した。

３．研究結果と考察

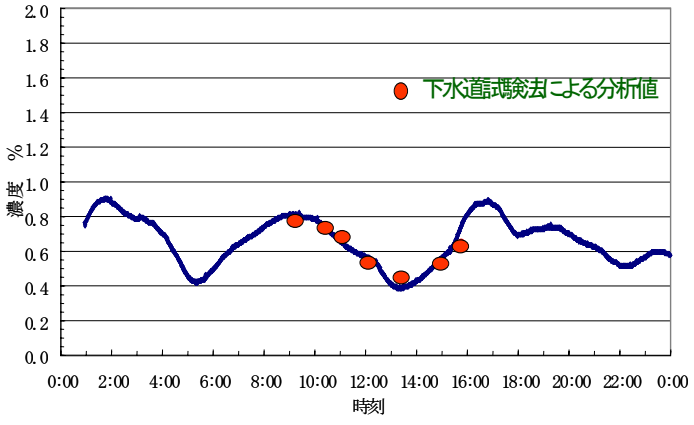
（１）フィールド試験では、測定精度±３～５％（ＦＳ）、再現性±２％（ＦＳ）の誤差範囲で良好な結果が得られた。維持管理面では、センサの摩耗は無く、校正及び接液部の清掃は６ヶ月毎、データ補正演算式（検量線）の見直しは汚泥性状の変化に合わせて季節毎に行うことが最適と判断した。

（２）実用範囲と考えられる０～５％程度の汚泥濃度の測定が可能であった。さらに、汚泥性状の違いに対する評価では、消化（洗浄）汚泥を除く各種汚泥の測定が可能であった。

これらの研究結果より、レーザ光式汚泥濃度計の機器仕様を確立した。



図－１　センサ構成



図－２フィールド試験結果（森セ：余剰汚泥）

２－３　芝浦処理場臭素系消毒設備の処理機能調査

施設管理部 施設管理課

１．調査目的

芝浦処理場では、簡易放流水の大腸菌対策として次亜塩素酸ナトリウムによる消毒を行ってきたが、豪雨等による急激な水量の増加時には接触時間が確保できないため、消毒が困難な状況にあった。そこで、雨天時下水中の大腸菌群を安定かつ確実に除去する目的で、既にポンプ所で効果が実証されている臭素系消毒剤(BCDMH)を用いた消毒設備を簡易放流渠に設置した。本調査は、下水処理場内の簡易放流渠に設置した臭素系消毒設備の有効性を検証し、消毒制御方法を確立するために実施したものである。

２．調査内容

本調査では芝浦処理場内に設置した実設備による消毒を行い、以下の点について評価を行った。

・簡易放流渠における消毒効果の検証
・最適な注入率制御方法の検討
・消毒副生成物と毒性試験による安全性の確認

３．調査結果と考察

本調査の結果、製品注入率で 3～10.5mg/l（塩素換算値で 1.6～5.7mg/l）の臭素系消毒剤を注入することによって、1～2 分程度の接触時間で大腸菌群数を、3000 個/ml 以下に低減できることが明らかになった。

この結果を踏まえ、消毒を適切に実施できる注入率決定方法を検討した結果、放流開始からの経過時間に応じて段階的に注入率を変えることで、消毒が良好に行われることが分かった。消毒剤の過不足を最小限に抑えるために、降雨強度と濁度を利用した大腸菌数推定制御を実施した場合、段階的に注入率を変化させる場合と比較して、若干消毒剤使用量を削減することが可能と推察された。また、消毒後の残留ハロゲン濃度が 0.2mg/l 程度あれば、大腸菌群数を 3000 個/ml 以下にすることが可能であったことから、今後の注入率決定指標としての可能性が示唆される。

処理場の簡易放流水に消毒剤を注入した時の安全性を確認するために、次亜塩素酸ナトリウムおよび BCDMH がそれぞれ消毒効果を発揮する注入率で、消毒副生成物の生成状況と毒性を比較し、生物への影響を包括的に評価した。この結果、全試料で変異原性、臭素酸イオンは検出されず、他の消毒副生成物も塩素系および臭素系で差が見られなかったことから、簡易放流渠で BCDMH を利用することによる安全性は次亜塩素酸ナトリウムと同等であることが分かった。

２－４　綾瀬川幹線における硫化水素生成の実態及び抑制に関する調査

東部第二管理事務所 小菅処理場

１．調査目的

小菅処理場に流入する幹線のうち綾瀬川幹線は、綾瀬川の下流にある本田ポンプ所から下水を上流にある小菅処理場に圧送するための幹線で、幹線内は満管である上に嫌気的になるので、下水中の硫酸イオンが還元されて硫化物イオンが生成している。これが小菅処理場内着水槽において解放されるため、着水槽及び第一沈殿池等で高濃度の硫化水素を発生させるほか、東系水処理施設において必要な空気量を増大させたり活性炭の寿命を短くさせたりするなどの悪影響を及ぼしている。本調査は、硫化水素生成及び発生の実態を把握するとともに､これによる悪影響を除去するための対策を確立することを目的に行った。

２．調査内容

本田ポンプ所及び小菅処理場において、所定の滞留時間の前後における下水を採取して水質を測定し、ＥＰＡ（米国環境保護庁）のマニュアルによる算定式に当てはめた。また、ポンプ所及び処理場内の数ポイントに硫化水素モニターを設置し、長期間にわたって硫化水素濃度の推移を調べた。

対策として、直径が大きく滞留時間が長くなっている現行送水管の代わりに、直径の小さい送泥管を暫定使用する方法、及び本田ポンプ所において塩化第二鉄を添加して生成した硫化物を固定して硫化水素の発生を阻止する方法について検討し、それらの条件における硫化物濃度及び硫化水素発生状況を調べた。

３．調査結果と考察

硫化水素のモニタリングの結果、東系水処理施設では、第一沈殿池出口における濃度が最も高く、次いで本田着水槽における濃度が高かった。本田着水槽では、本田ポンプ所からの送水にちょうど対応して硫化水素のピークが現れた。第一沈殿池出口では、越流水がトラフでたたかれるために機械的刺激を受け、硫化水素が発生したものと考えられる。送泥管を使用したときには滞留時間が短くなったため硫化物の生成量が少なくなり、硫化水素のピークも低くなった。

塩化第二鉄を添加すると硫化物生成量は変わらないが、硫化水素のピークは低くなり、硫化水素を完全に押さえるために必要な添加量は、送水管使用の時 35mg/Ｌ、送泥管使用の時 18mg/Ｌと推定できた。

２－５　硝化制御システムの省エネルギー効果の実証調査

東部第二管理事務所 小菅処理場

１．調査目的

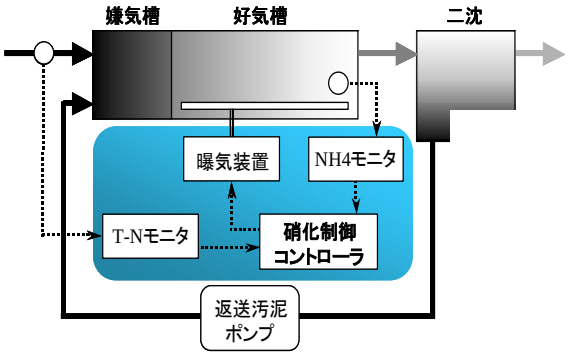
生物学的窒素・りん除去のために硝化促進型嫌気好気法を行う場合、現在、送風量は間接的な因子である風量またはＤＯで制御を行っているが、送風量が過大になりやすく、エネルギー使用量の面や嫌気槽の嫌気度を悪化させてりん除去に悪影響を及ぼす点で問題がある。そこで、アンモニア性窒素濃度を制御因子として曝気風量を制御する硝化制御システムを開発し、実施設において省エネルギー効果について検討した。

２．調査内容

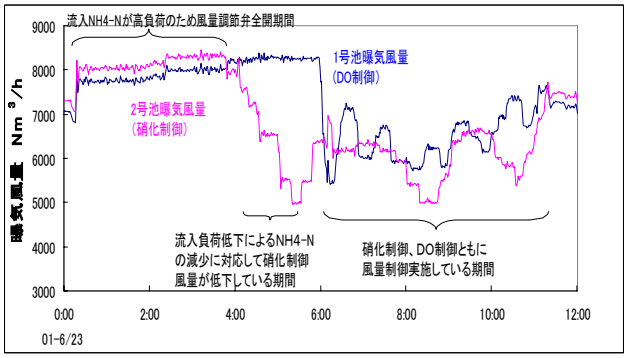
小菅処理場東系水処理施設の水理特性、水質・運転データからプロセスシミュレーターを作成し、硝化制御システムを実施する上で必要な制御パラメーターの最適化を行った。これをもとに実施設の２号槽において、アンモニアモニターで計測したＣ回路におけるアンモニア性窒素濃度によるフィードバック制御、及び全窒素モニターで計測した生物反応槽流入水の全窒素濃度によるフィードフォワード制御を構築した。実験条件として、C 回路におけるアンモニア性窒素濃度を３段階設定し、１号槽を対照として省エネルギー効果を比較した。

３．調査結果と考察

プロセスシミュレーターにより、小菅処理場の窒素・りん除去特性を問題なく再現できることを確認した。実施設における検証では、アンモニア性窒素濃度の設定値を 2.5mg/l としたとき、従来の処理水質を維持しながら、対照系列に比べて約 12%の曝気風量削減効果が得られた。



図－１　硝化制御システム構成



図－２　曝気風量の比較

２－６　東陽系曝気槽隔壁設置の効果について

砂町水処理センター

１．調査目的

平成 11 年度、東陽系曝気槽 8-2 号の混合特性調査を行ったところ、短絡流の存在が認められた。これを解消するために東陽系曝気槽 8-2 号へ隔壁を設置したので、その効果を確認するため混合特性と水質面から調査を行った。

２．調査内容

①混合特性調査

トレーサーとして青色 1 号を使用。青色 1 号 3kg を水で溶かし、その溶液を返送汚泥流入口より投入。A 回路～E 回路出口と返送汚泥の計 6 箇所で 15 分間隔で採水。採水後、ろ紙 5C でろ過したものを試料とし、分光光度計で比色法にてトレーサー濃度を測定した。

②水質調査

東陽系曝気槽 8-1 号（隔壁無し）と 8-2 号（隔壁有り）の各 A 回路～E 回路出口と返送汚泥を採取し分析を行った。

３．調査結果と考察

①混合特性調査

8-1 号槽ではトレーサー流出時間が早く、最終回路の流出ピーク時間は理論滞留時間Ｔに対し 0.57Ｔであった。一方、8-2 号槽の最終回路では 0.76Ｔと、より押し出し流れ型に近づいていることを確認した。

②水質調査

8-1 号 E 回路の NO_2-N は 7.2mg/L と非常に高く、このため、汚泥の活性が低下し Rr が 7.4mgO_2/時・L であった。しかし、8-2 号 E 回路の NO_2-N は極端に増加することはなく、Rr も 15.8mgO_2/時・L と通常値であった。また、リン除去にも違いが見られ、リンの取り込みが A 回路から始まった 8-1 号に対し、8-2 号は A 回路でリンを吐き出し、B 回路からはうまくリンの取り込みが行われ、除去率は 8-1 号より高い結果となった。

①、②の結果より、隔壁を設置したことで短絡流が減少し、完全混合型の曝気槽から押し出し流れ型へ改良されているのが確認された。

２－７　　散気装置の効率化に関する調査

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

酸素溶解効率の高いメンブレンタイプの散気装置が導入されつつある。しかし、メンブレンタイプは実施設での長期使用実績が少なく、基本的性能および導入による動力削減効果などが十分には把握されていない。また多くの機種が流通しており、機種間の差異についても比較検討されていない。

本調査は、６種の装置について小型水槽で基本性能を測定し、メンブレンタイプの特性を明らかにするとともに、既存設備の一部として導入する場合に発生する既存散気設備との併用条件など、周辺設備に制約がある中でどの程度の動力削減が期待できるのかなどを明らかにして、導入にあたっての課題を整理し、実施設調査に反映する目的で実施した。

２．調査内容

1) 高効率型散気装置に関するカタログ調査

小型水槽での測定条件を設定するため、技術情報の収集と整理。

2) 酸素移動効率等の測定及び膜素材の強度試験

酸素移動効率、酸素移動動力効率及び発泡状況等の小型水槽での測定調査と強度試験。

3)モデルケースによる経済性の試算

曝気動力等の削減がどの程度期待できるかを把握するための試算

３．調査結果と考察

1)酸素移動効率及び酸素移動動力効率は、通気量が 3～7Nm^3/m^3･hr のとき、25～35%、4～5 kg-O_2/kWh となつた。したがって、実施設で必要な旋回流速を維持するための通気量との関係で酸素移動効率及び酸素移動動力効率が律速される推測された。また、セラミックタイプ(気孔径 260μの新品)と大きな差はなかった。

2)圧力損失は、通気量に比例して直線的に上昇し、設計通気量で 400～700mmAq(3.9～6.9kPa)となり、セラミックタイプに比べて 2～3 倍高い値を示した。

3)通気停止の状態でも装置内部への水の浸入が認められなかった(水深 2.8m)ことから、逆流による目詰まりは発生しづらいと推定された。

4)発生気泡が 1mm 前後と微細なことが移動効率が高い要因と考えられた。

5)電力使用量を削減するためには、圧力一定制御が可能なインレットベーン制御等の空気量削減が動力削減に直結する方式であることが必要である。

6)100,000m3/日規模の施設を新設した場合、高効率散気装置を採用することにより、従来タイプに比べ、ランニングコスト(動力費)は約 11%、300,000m3/日規模においては約 16%の削減が可能となった。イニシャルコストは両規模とも従来タイプとほぼ同等であった。

３－１ 有機酸添加によるりん除去性能向上に関する実証調査

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

平成 10 年度から 12 年度にかけて、高効率な窒素・りん同時除去法であるステップ流入式嫌気無酸素好気法の調査を行い、HRT12 時間で窒素除去率 80%以上、晴天時の処理水りん濃度 1.0mg/L 以下を達成したが、降雨時に処理水りん濃度が増加する傾向が見られた。本調査は、有機酸（酢酸)添加及び発酵させた第一沈殿池生汚泥投入により、りん除去の安定化を目指したものである。

２．調査内容

芝浦処理場内のパイロットプラントにより、以下の調査を行った。

① プラント嫌気槽への酢酸添加による、りん除去安定化に必要な有機酸量（酢酸量）の把握。
② 一沈生汚泥の発酵条件（温度、発酵時間、生汚泥濃度）と発生する有機酸量の把握
③ 発酵させた一沈生汚泥投入時のりん除去性能の把握

３．調査結果と考察

調査結果は以下の通りである。

① 降雨時でも反応槽流入水の酢酸濃度が 20mg/L 以上あれば、処理水りん濃度は 1.0mg/L 以下となり、降雨時のりん除去安定化には、流入水中の酢酸濃度が 20mg/L 程度必要である。
② 生汚泥濃度 4,600mg/L、水温 25℃、48 時間発酵で 300mg/L 以上の酢酸を得ることができ、加えて、プロピオン酸や BOD の増加も確認した。また、生汚泥濃度や水温が高いほど生成酢酸量は多く（ただし 55℃では減少）、発酵時間が長いほど生成酢酸量は増加した。
③ 水温約 20℃、発酵時間 48 時間で発酵させた一沈生汚泥を発生量の 67%（流入水量比 0.67%）分投入したところ、降雨時の一時を除き処理水 T-P 濃度は 1.0mg/L 以下となり、汚泥を投入しない系列に比べて良好なりん除去性能が得られた。しかし、発酵汚泥投入に伴う酢酸濃度の増加は 1.0～3.0mg/L 程度に過ぎず、プロピオン酸や易分解性有機物の増加や汚泥発生量の増加等の影響もあるものと考えられる。

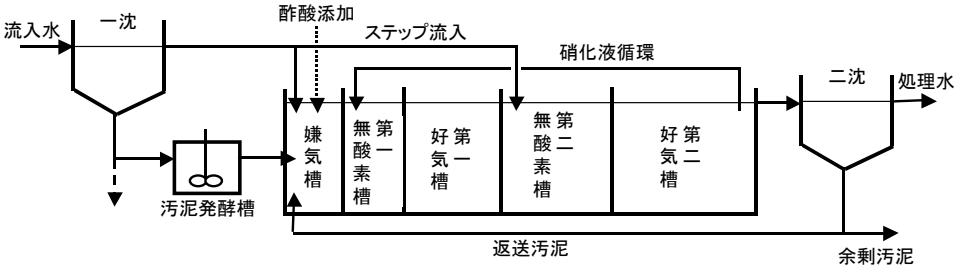


図　調査フロー

３－２　不織布を用いたろ過による活性汚泥混合液の固液分離技術の実用化研究/ダイナミックろ過技術の実用化に関する共同研究

計画調整部　技術開発課

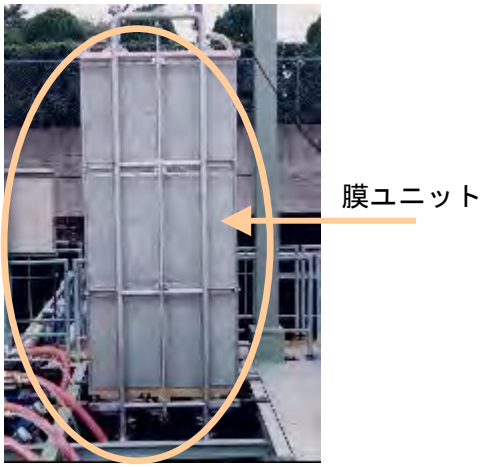
１．調査目的

活性汚泥法の最終沈殿池における固液分離は水と汚泥の僅かな比重差を用いた重力沈殿であるため、流入水量や汚泥性状の変化による影響を受けやすい。また、都心部においては、施設の省スペース化が課題である。これらの問題点を同時に解決できる技術として、効率的な固液分離が行えかつ省スペース化が可能な不織布を用いた固液分離技術の実用化を目指した。

２．調査内容

平成 12 年度まで落合処理場で行った実験成果を基に、実規模装置としての性能確認のために、大型ろ過モジュール及びユニットの設計、製作を行ない、芝浦処理場の技術開発課実験ヤードにある 250 ㎥の実験水槽にて処理実験を行った。

なお、本調査は、1)（財)下水道新技術推進機構及び 2)メーカー3 社との共同研究である。



ユニット設置状況

３．調査結果と考察

①実規模ろ過モジュール、ユニットの構造と機能を確認した。

②上記モジュールにて、短期的に、ろ過流束 3m/日、処理水濁度 10 度以下の運転ができた。

③汚泥性状が、ダイナミック膜形成に大きく影響することが分かった。

④今後、長期間安定した運転を行なうため、以下について検討していく。

a)安定したダイナミックろ過処理を継続できる不織布の構造

b)ろ過性のよい汚泥性状を維持できる運転手法の確立

３－３　担体添加法の深槽反応タンクへの適用調査その２

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

施設拡張の余地のない既存の処理場において、高度処理を可能にする方法として担体添加法がある。しかし、東京都等の大都市で採用例の多い、深槽反応タンクにおいて実証された例はほとんど無い。そこで深槽反応タンクに、担体添加法を導入するための各種の調査を行った。

２．調査内容

平成 13 年度調査内容は以下のとおりに行った。

① 無酸素槽に投入する脱窒担体の性能調査（中川処理場 A20 法系列にて）

② 好気槽に投入する硝化担体の性能調査（中川処理場 A20 法系列にて）

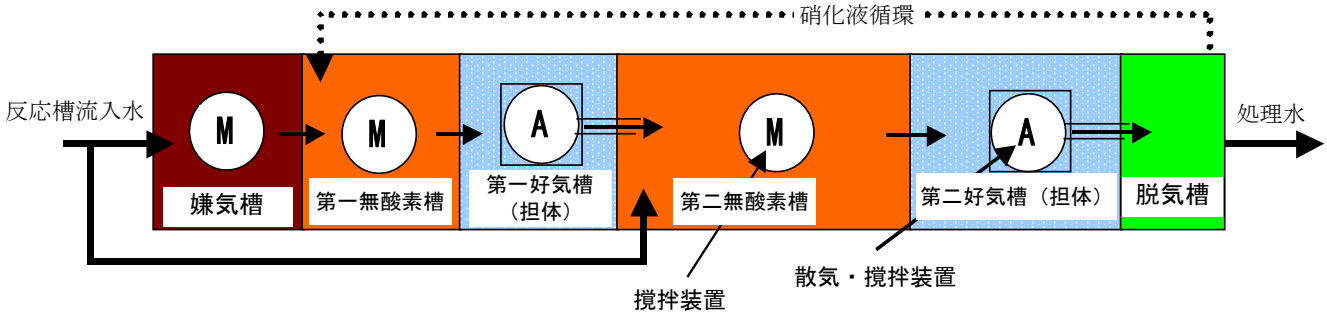
３．調査結果

調査結果は以下のとおりである。

① 脱窒担体については、担体投入の効果はほとんど得られなかった。

② 硝化担体については、ポリエチレングリコール製、径 4mm、比重 1.007 の担体で、低水温期でも 100mgN/L-担体・hr 程度の硝化速度が得られ、好気槽の大幅な削減が可能であることを確認した。

以上の結果及び平成 12 年度調査結果より、深槽反応タンク対応の担体添加型ステップ流入式 A20 法の基本構成を下図のとおり決定した。



深槽反応タンク対応担体添加型ステップ流入式 A20 法基本構成

撹拌装置としては下吐き出し式ドラフトチューブ型エアレータを採用する。担体はポリエチレングリコール製、径 4mm、比重 1,007 を用い、第一・第二好気槽に投入する。また、担体分離のために撹拌装置のチューブ部に円筒スクリーンを取り付けることとする。反応タンクの最終部には散気管等による脱気槽を設けた構成とする。

３－４　りん除去の安定化を図ったＡ$_2$Ｏ法施設の運転手法確立

流域下水道本部　北多摩二号処理場

１．調査目的

北多摩二号処理場（合流式）では、平成 12 年 4 月に流域下水道本部の処理場としては初めての高度処理施設として、嫌気・無酸素・好気法（以下、Ａ$_2$Ｏ法と記す）施設が稼働した。当場ではＡ$_2$Ｏ法施設稼働にあたり、北多摩二号高度処理施設初期運転ＰＴを設置して、施設改善、運転手法などを検討してきた。そこでの大きな課題が、雨天時のりん除去率低下の問題であった。そのため、りん除去の安定化を図ったＡ$_2$Ｏ法施設の運転手法を確立するための検討を行った。

２．調査内容

当場には雨天時のりん除去率低下に対応するため、生汚泥投入設備が設置されている。この施設を有効に活用して、雨天時においても処理水りん濃度を高度処理施設の目標値 0.5mg/l に抑える運転手法を確立するための調査を行った。

３．結果と考察

平成 13 年 10 月から運転手法の改善を行い、次に掲げる操作を行うことで、雨天時においても安定したりん処理を行えるようになった。

① 雨天時に生汚泥の投入間隔を晴天時より短くし、投入する生汚泥を多くする。

② 雨天時に硝化液の循環を止め、無酸素槽を嫌気槽とし、りんの吐き出しを促す。

③ 雨天時にＢ回路（好気部）の水中撹拌機の曝気を止め嫌気部とし、りんの吐き出しを促す。

また、雨天時貯留池の初期雨水を水処理施設に返水した際に、降雨時と似た影響が出ていた。これについては、先に掲げた３項目を次のように変更したところ、安定したりん処理を行えるようになった。

① 生汚泥は雨天時と同様に、投入間隔を短くして投入量を多くし、嫌気槽の嫌気度を保つ。

② 雨天時より窒素濃度が高いため、硝化液を循環させる。循環率は晴天時の半分程度とする。

③ Ｂ回路（好気部）の水中撹拌機の曝気を行い、硝化液循環再開に伴う一時的なＤＯ不足を回避し、りん摂取を安定化させる。

この考えを発展させ、運転方法を「晴天時」、「雨天時」及び「返水時」と、３つのモードに場合分けし、生汚泥投入量、硝化液循環位置及び循環率、空気配分など設定値のガイドラインを定め、Ａ$_2$Ｏ法施設の運転管理を容易なものとした。

３－５　基質の形態と窒素、りんの除去に関する調査

流域下水道本部 北多摩二号処理場

１．調査目的

曝気槽流入水の基質(BOD として定量される有機物質)のうち、SS 性基質が占める割合は約 50%程度である。通常、嫌気条件下での時間は短く、脱窒細菌やりん蓄積細菌の基質の資化に関わる時間は限られる。このため、可溶化に時間がかかると考えられる SS 性基質についても、これらの細菌による資化性を調べることは、今後の水処理運転の参考になると考えられる。

そこで、机上実験により、基質の形態(SS 性、溶解性)と窒素、りん除去の関係について調査を行った。

２．調査内容

調査は 3 回に分けて行い、“SS 性＋溶解性”と“溶解性”の二種類の基質条件による窒素・りん除去について比較調査を行った。

３．調査結果と考察

浅川処理場における調査結果は、以下の通りである。

(1) 流入下水や曝気槽流入水中の SS 性基質(BOD として定量される有機物質)にも、嫌気条件下の短い時間で、脱窒細菌やりん蓄積菌の基質として利用されるものがかなりある。

(2) 溶解性基質であっても、SS 性基質より脱窒細菌やりん蓄積細菌にとって資化性の低い基質がある。

(3) 脱窒、脱りん機能を発現させる効果をもつ基質として、BOD に代わる指標を検討していく必要がある。

今回の調査結果からも、活性汚泥細菌の基質の指標として用いられている BOD は、脱窒細菌やりん蓄積細菌の基質の指標として、必ずしも精度のよいものではないことが確認された。

このことから、従来行われている BOD-SS 負荷との関係から脱窒速度を求める方法についても、予測精度は必ずしもよいとはいえないと思われる。

３－６　芝浦処理場東系の冬季硝化促進運転結果について

中部管理事務所　芝浦処理場

１．調査目的

標準活性汚泥法で設計されている既設処理場では、窒素、りんを除去するには運転管理に創意工夫が必要である。芝浦処理場東系では、硝化促進型制限曝気法を行い窒素、りんの負荷低減に努めているが、これまでは冬季に硝化が進まなくなっていた。そこで、平成１３年度は１年を通じて硝化を進めるよう冬季硝化促進運転を行った。

２．調査内容

硝化促進のため、Ａ－ＳＲＴ制御を基本に運転管理を試みた。水温の低下に伴い硝化促進に必要なＡ－ＳＲＴは長くなるので、ＭＬＳＳ、処理水量等を調整し、安定的な硝化促進を目指した。

３．調査結果と考察

以下のような窒素の削減結果と今後及び他処理場でも生かせる知見が得られた。

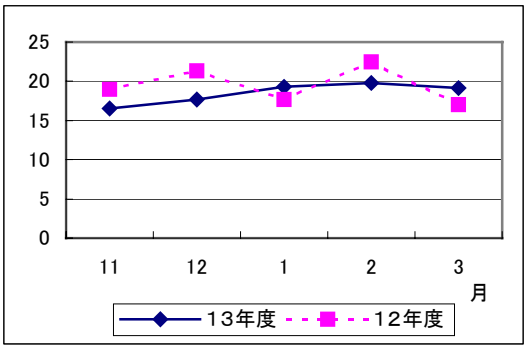
（1）　全窒素の水質管理目標値（２５ｍｇ／ｌ）超過回数は、１２回から７回へ低下した。

（2）　１ヶ月弱の期間を除き、硝化促進運転が行え、全窒素が前年度比で１ｍｇ／ｌ低下した。

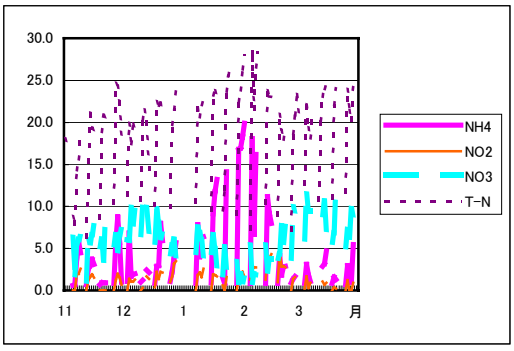
（3）　水温低下により硝化が進まなくなると、復活させるのには時間がかかった。ＡＢ回路の風量増により解決できたが、早めの対処により硝化を維持させることが大切である。

（4）　３月に全窒素が平成１２年度より高かったのは、二沈が１池工事により停止し、返送汚泥量が減少したためである。二沈、曝気槽の工事停止が処理水質に与える影響は大きい。

（5）　好気部を長くとるよう制限曝気部をＡ回路全体からＡ回路半分にしたところ、りん濃度が高くなり失敗した。りん処理は、微妙なバランスの上に成り立っており、施設毎、また季節に合わせ、最適な状況を設定することが肝要である。今回は、制限曝気部をもとにもどし、水量を減少させ対処した。この後は、良好なりん処理ができた。



図－１　全窒素の経時変化（放流水）



図－２　窒素の経時変化

３－７　分子量分画等を用いた高ＣＯＤ流入水及び着色処理水の特性について

西部第二管理事務所 新河岸処理場

１．調査目的

新河岸処理場では、浮間幹線流入水について継続的に調査を行い、処理水質の悪化を引き起こす可能性がある高 COD 流入水を分子量分画という手法を用い、原因物質の特定が出来る事を報告した。今回、その浮間幹線高 COD 流入水の原因物質の特定とともに、新河岸東処理場において問題となった処理水の着色、高 COD 問題について、同様に分子量分画を用いて調査検討を行い、また、特定の事業場排水との関連について調査した。

２．調査内容

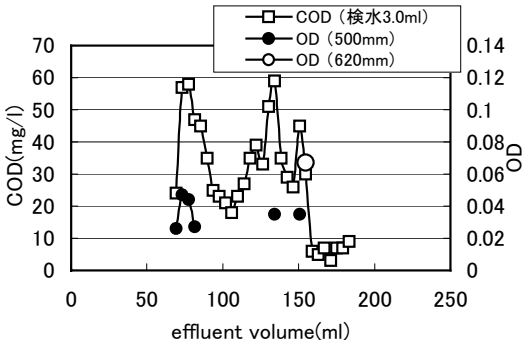
浮間幹線高 COD 流入水については、実際に高 COD 流入水について分子量分画を行い、その原因物質の推定を行った。

新河岸東処理場の着色、高 COD 物質については、新河岸東処理場通日試験処理水（24 時間混合試料）、通日に合わせた事業場排水（24 時間採水）について分子量分画を行い、その結果を比較することで、着色、高 COD 物質と事業場排水の関係を調べた。

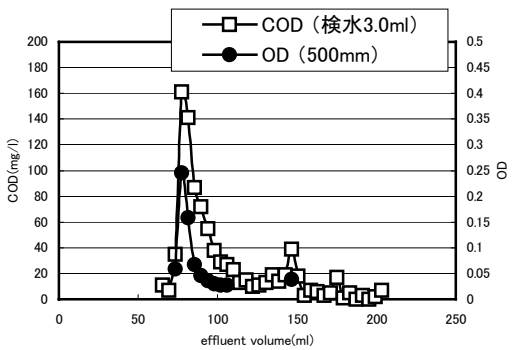
３．調査結果と考察

浮間幹線高 COD 流入水の分子量分画の結果､分子量 64～105 の低分子量の有機物であることが推定された。実際に、LC/MS で確認したところ、分子量 76 のプロピレングリコールであることが分かった。

新河岸東処理場については、処理水、事業場排水とも著しい着色を示すピークは分子量 5000 以上およびその付近にあり、吸光度を測定したところ、通常の着色物質と異なり着色（褐色）を示すにも拘わらず 400～880nm において相応の色に対応した吸収ピークが見られず､単純に左肩上がりの特徴的な吸収パターンを示した。また、新河岸東処理場処理水および事業場排水とも COD の主要成分は分画 18～19 本目（分子量 5000 付近）に集中していることが示された。これらの結果より、着色物質＝高分子物質であり、当該事業所との関係も明らかとなった。この結果は当該事業所を含む協議会の中で提示し、事業場の自主的な廃水処理の改善を進めるよう協力を求める事が出来た。



新河岸東処理水分子量分画パターン



事業場排水東処理水分子量分画パターン

３－８　返流水の効率的処理によるりん除去手法の開発

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

汚泥処理施設の集約化により、汚泥を受け入れている処理場のりん収支の実態を把握し、それを基にりん収支ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝを実施することで、りん対策の必要性の検証と平成16年度から適用されるりんの総量規制、および平成20年度の暫定濃度基準値の撤廃に向けて、効率的な具体策を提案することを目的に調査を実施した。

なお、本調査は、東京都下水道ｻｰﾋﾞｽ㈱と「汚泥処理研究会」を設置して調査方法・内容等を検討しつつ共同して実施した。

２．調査内容

以下の調査を実施した。

①基礎調査

・汚泥中りんの挙動(再溶出現象、溶出限界、溶出速度など)

・りん除去のための最適凝集剤の選定

・遠心濃縮試験機(7m3/h)による効果確認

②実態調査と対策検討

・返流水受入処理場を含めた汚泥処理施設の実態調査と収支図の作成

・基準遵守に必要なりん削減量のシミュレーションと削減対策箇所の検討

・りん削減に係る費用

３．調査結果と考察

調査結果は以下の通りである。

①返流水負荷を受ける処理場の「放流水中りん濃度」が高い原因は、返流水にある。また、「放流水中りん濃度」は、平均値が法令等の基準値に近く、かつ変動幅が大きいことから、基準を超過しやすく、規制強化に向けた対策が必要である。

②返流水は、水質変動や水量の変動幅が大きいことから処理方式は、変動に柔軟に対応できかつ効果も確実な凝集剤処理が適している。また凝集剤は、アルミ系が適している。

③砂セ、森セ、葛西は効果的な対策位置、対応技術についての提案した。小台は、砂町への一部送泥開始(H17～18)、汚泥処理の完全撤退(H24)等、前提条件が流動的であること、現状処理フローが特異であることから、検討範囲を広げた詳細検討が必要であった。

４－１　晶析法を適用した汚泥集約処理返流水からのりん除去

砂町水処理センター

１．調査目的

砂町水処理センターでは、汚泥集約処理施設の一つである東部スラッジプラントからの汚泥処理返流水を受けている。このため、当センターの放流水中の全りん濃度は、環境確保条例に基づくいわゆる暫定基準の 4.5mg/L を超過することはないものの、平成 20 年度より適用される本規制値の３mg/L をたびたび超過している状況にある。

そこで、汚泥処理返流水中のりん負荷が水処理系に与える影響について把握するため、水処理及び汚泥処理におけるりん収支について調査を行った。さらに、晶析法による遠心脱水分離液からのりん除去について検討を行った。

２．調査内容

（１）当センターにおけるりん収支の把握

平成 13 年度の通日試験及び汚泥試験の結果をもとに、現状におけるりん収支を把握し、規制値を遵守するのに必要なりん除去量を試算した。

（２）脱水分離液からのりん除去

単段装置及び二段装置を用い、pH、消石灰添加量等の運転条件を変更することにより、最適晶析プロセスについて検討を行った。

３．調査結果と考察

（１）りん収支

現状のりん収支をもとに、将来の受泥量の増加を見込んで試算した結果、遠心脱水分離液中のりん酸性りんを 80%除去できれば、平成 20 年度より放流水に適用される本規制値３mg/L（全りん）を遵守できることがわかった。

（２）りん除去

単段装置におけるりん酸の除去率は概ね 60%であり、晶析率は 50%程度であった。全般を通じて原水の濃度変動に対応できず、りん酸除去率、晶析率ともに大きく変動した。

二段装置においては、りん酸除去率、晶析率ともに概ね 80%と高い値が得られた。特に、一段目と二段目の pH をそれぞれ 7.5 及び 8.5 に調整し、二段目のカルシウム濃度を高めることにより、高いりん回収性能が得られることがわかった。

（３）今後の予定

平成 14 年度は、今回得られた結果をもとに、晶析法を用いたりん除去システムの完成のために、スケールアップの検討及び連続運転における検証等の実証実験を行っていく。

５－１　ポンプ所における越流負荷の効率的除去技術の開発に関する共同研究

計画調整部　技術開発課

１．調査の目的

欧米で実績のある超高速凝集沈殿法を、合流改善施設として区部ポンプ所に適用する可能性について検討する。

平成１３年度は、大島ポンプ所内に超高速凝集沈殿法のパイロットプラントを設置して、実負荷連続運転、汚濁負荷物の除去性能、自動運転等の維持管理手法の確立を目的に行った。

２．調査内容

平成１３年度の共同研究における主な調査内容は、次のとおりである。

（１）　薬液注入率の選定と処理速度、汚濁負荷除去率の確認

（２）　濁度計を用いた自動運転による薬液注入管理と除去効果

３．調査結果と考察

（１）　薬液注入率の選定と処理速度、汚濁負荷除去率の確認

処理速度１２０ｍ／時で無機凝集剤10mg/Lと高分子凝集剤1.5mg/L～2.0mg/Lを添加した結果、平均でSS93%,BOD81%,COD77%の除去率であった。

（２）濁度計を用いた自動運転による薬液注入管理と除去効果について検討した。

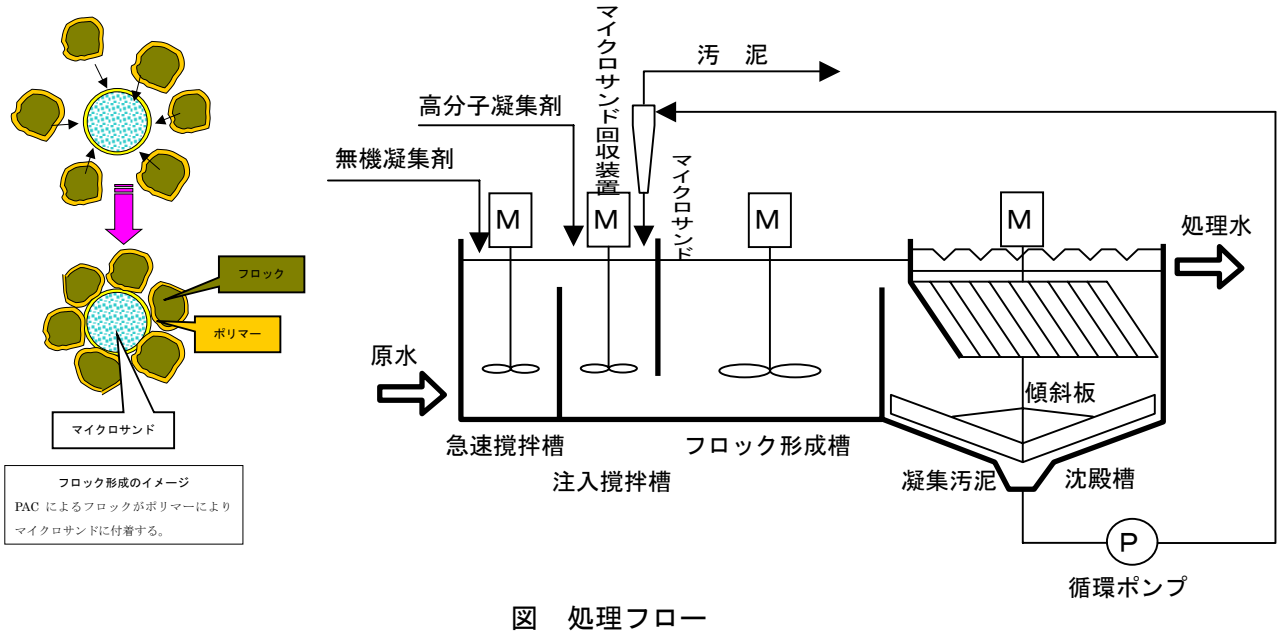


図　処理フロー

５－２　移動床式ろ過装置による雨天時越流負荷の高度除去に関する基礎調査

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

浮上ろ材を使用した移動床式（生物膜）ろ過装置を用いて、合流改善対策として、流入下水中のＳＳ・ＢＯＤ・ＣＯＤを削減し、処理場等における雨天時放流水質の改善を図ること、更に晴天時にも雑用水を製造することを目的とした。

２．調査内容

（１）装置に汚水を流入させ、雨天時用として、ろ過速度を 20m/h～40m/h と変化させたときの処理性能、及び凝集剤添加時の処理性能を調査した。

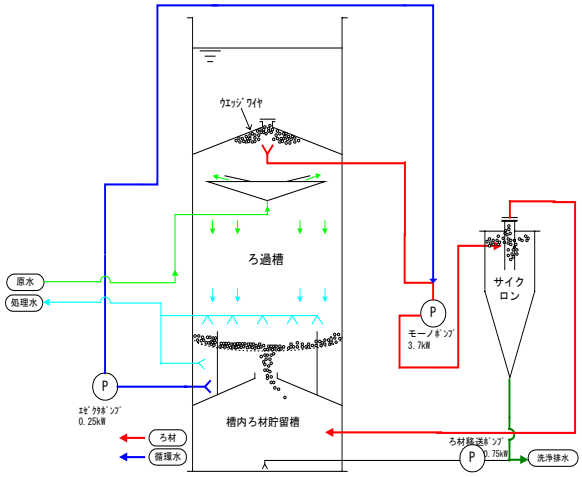
（２）晴天時用として、ろ材に生物膜を生成させ、ろ過速度を 1.0m/h～1.5m/h と変化させたときの処理性能を調査した。

３．調査結果と考察

（１）雨天時用として、ろ材移送や汚泥分離などの装置的課題の改善が必要であることが判明したが、ろ過速度を 20m/h～40m/h と変化させた処理性能では、凝集剤添加時 20m/h～30m/h でＳＳ・ＢＯＤ・ＣＯＤの除去が、目標除去率の 85%に近い結果を得ることが出来た。

（２）晴天時用として、ろ材に生物膜を形成させた処理性能では、生物膜生成が不十分であったが、ろ過速度 1.0m/h では、ＳＳ・ＢＯＤ・ＣＯＤの除去について目標除去率の 85%に近い結果を得ることが出来た。更なる水量増加に対しては十分な生物膜育成で対応可能と考えられる。

（３）大容量化及び実用化に至るには、更なる装置的改善や実証調査が必要である。



図－１　装置フロー

表－１　処理結果（ＳＳ）

雨天時					
ろ過速度 20(m／h)			ろ過速度 30(m／h)		
原水 mg/L	処理水 mg/L	除去率 %	原水 mg/L	処理水 mg/L	除去率 %
140	24	83	140	32	77
200	29	86	140	32	77
180	24	87	180	34	81
晴天時					
ろ過速度 1.0(m／h)			ろ過速度 1.5(m／h)		
原水 mg/L	処理水 mg/L	除去率 %	原水 mg/L	処理水 mg/L	除去率 %
210	14	93	70	17	76
90	16	82	89	33	63
72	14	81	150	34	77

５－３　伏越部のある遮集幹線の SS の流入特性について

砂町水処理センター

１．調査目的

平成 10 年度に東陽･大島幹線が遮集化され、ポンプ所･雨水吐からの雨天時における放流負荷が軽減された。一方、終末処理施設である砂町水処理センターでは、雨天時に大量の SS が流入し、水処理、汚泥処理に大きな影響を与えていることはすでに報告してきた。

平成 13 年度には、第一沈殿池で流入した砂分により汚泥の引き抜きができなくなるという障害が発生した。雨天時流入水の調査結果からこの原因を考察したので報告する。

２．調査内容

雨天時の流入水について、SS の経時変化を測定することで流入不可量を把握した。また、このときの油分、粗繊維分、砂分を測定、さらに砂分についてはその粒径分布をみることでその特性を調べた。

３．調査結果と考察

平成 12 年度までの調査結果と比較して、幹線水位が高く、水量が少ない条件でも高濃度の SS が流入するようになったことがわかった。また通常は砂分の流入は見られないが、降雨の条件によっては特にその後半部分で砂分が流入し、障害の原因になることが推定された。

雨天時に流入する油分は SS 性のもので、第一沈殿池でのスカムの大量発生につながることが予想された。

このような結果から今後も調査を継続し、障害の発生を予防する方策を検討していく。

６－１　葛西処理場風況精査その２

計画調整部　技術開発課

１．調査目的

前回調査に引き続き、葛西処理場において年間を通した風況（風の状態、性質）を調査し、風力発電の実現可能性を探る。

２．調査内容

葛西処理場の南処理施設内に風力観測装置を設置し、高さ20m、30mにおいて風速、風向を測定した。得られる1時間値、10分値を解析し、以下のデータについて考察した。

・風況特性

平均風速

卓越風向（最も時間頻度の高い風速）

乱れ強度（風の乱れの指標）

瞬間最大風速

ワイブルパラメータ（風速分布の指標）

・エネルギー特性

エネルギー密度（風力が持っているエネルギー）

稼働率（風車が稼動する時間割合）

エネルギー取得量

設備利用率（定格能力に対する発電量）

また、これらの知見をもとに、自然エネルギー活用事例案を検討した。

３．調査結果と考察

前年度調査を含め、平成12年11月～平成13年10月までの1年間の平均風速は高さ30mで3.7m/sであった。また、設備利用率は750kW級の風車を想定した場合、5.8%であった。いずれも、良好に風力発電を行う目安として新エネルギー・産業技術総合開発機構が設定した基準値である6.2m/s及び17%には満たなかった。従って、数百kW級以上の大規模な風力発電施設を導入すると、建設費、維持管理費を回収することは困難であると考えられる。

そこで、技術の進歩と低コスト化により急速に普及が進んでいる数十kW級以下の風車と太陽電池を組み合わせた自然エネルギー活用事例案を、葛西処理場での設置を想定して検討した。その結果、照明用等の場合には数kW～数十kWの風力発電設備が適当であると考えられ、コスト回収は同様に難しいが20年間の総経費（建設費及び維持管理費）は1億円程度に抑えられると見積もられた。

６－２　下水流入水と放流水のクリプトスポリジウム測定方法の検討

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

クリプトスポリジウムは寄生性の胞子原虫であり、下水処理放流時の塩素による消毒処理では不活性化しない。そのため、下水放流水を原因とする二次感染を抑制するためには、迅速かつ正確な測定方法を確立し、監視することが求められる。そこで昨年度作成した「クリプトスポリジウム暫定マニュアル」を改良し、より効率的な測定方法を確立した。

２．調査内容

昨年度作成した「クリプトスポリジウム暫定マニュアル」は、浮遊物質の少ない水道水やその原水を測定する都水道局のマニュアルが基本となっているため、浮遊物質の多い下水流入水、放流水を試料とした場合、①クリプトスポリジウムオーシストと同比重の物質が多く分離が困難②浮遊物質が多く作業行程が増加する　③微量に含まれる有機物や重金属、油などの影響で回収率が低下する　等の問題点が生じた。そこでこの問題点に対する検討を行い、測定法の改善を図った。

３．調査結果と考察

今回の検討により暫定マニュアルを改良した点は以下のとおりである。

①放流水の分離精製操作を、密度勾配遠心法から免疫磁気ビーズ法に変更

②流入水の分離精製操作を、密度勾配遠心法から酢酸エチル添加免疫磁気ビーズ法に変更

③濃縮用フィルター孔径を孔径 1.0μｍから 3.0μｍに変更

④剥離操作をガラスビーカーによる超音波回収法からポリスチレン遠心管による超音波回収法に変更

⑤濃縮工程での回収液を 0.1%Tween80/PBS から PET 回収液に変更

以上の改良により回収率 30%以上を確保すると共に、測定操作の時間短縮と迅速化、夾雑物の減少による検鏡時間の短縮と検鏡作業の負荷軽減効果が得られた。また、これらの効果による誤判定の減少により、熟練していない測定者による測定が可能となった。

６－３　ELISA 法を用いた下水中における１７βエストラジオール分析法の検討

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

女性ホルモンの一種である１７βエストラジオール（以下、『E2』）は、女性の体内から尿中に排出されるため、すべての下水処理場の流入水から検出される物質である。

E2 の内分泌かく乱作用は、他のエストロゲン類や内分泌かく乱化学物質と比べて高いことから低濃度でも環境中の魚類に及ぼす影響は大きく、『下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書（案)』（財団法人下水道新技術機構）では優先的に取り組む物質の１つに掲げられている。

現在 E2 の分析方法は、LC/MS/MS 法（液体クロマトグラム質量分析法）と ELISA 法（酵素免疫測定法）が多く用いられている。ELISA 法は高価な装置の必要がなく、短時間に多検体の分析が可能であるため、汎用性が高い手法である。

しかし、ELISA 法はエストロゲン様物質と交差反応を起こすため LC/MS/MS 法と比較して分析値が高くなることが指摘されている。

そこで、ELISA 法でも夾雑物の多い下水試料を精度良く安定的に分析を行うことができる前処理操作の開発を行った。

２．調査内容

本前処理方法と ELISA 法を組み合わせ下水試料の分析を行い、変動係数と標準試料を添加した際の回収率を求めた。また、下水処理場第一沈殿池流入水と第二沈殿池流出水を ELISA 法と LC/MS/MS 法で分析を行い、E2 の濃度と除去率について両分析法の比較を行った。

３．調査結果と考察

１）ELISA 法で、下水試料を分析した際の変動係数は 15%未満であり、本前処理方法を用いることで、夾雑物の多い下水試料においても安定した分析ができる手法であることがわかった。

２）蒸留水と下水試料に標準試料を添加し、ELISA 法で測定した時の回収率はそれぞれ 101%と 102%となり、良好な回収率であった。

３）ELISA 法と LC/MS/MS 法で E2 除去率が変わらなかった。このことから、どちらの手法を用いても下水処理工程内における E2 の挙動を把握できることが分かった。

６－４　下水処理場におけるエストロゲン物質の実態調査

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

内分泌かく乱作用を持つエストロゲン物質である17βエストラジオール（以下、『E2』）の分析法の検討を行った結果、夾雑物の多い下水試料においても精度が高く安定した分析が可能な前処理方法を確立した。（「ELISA法を用いた下水中における１７βエストラジオール分析方法の検討」にて報告）

そこで今回、区部下水処理場流入水と放流水について実態調査を行い、『E2』の濃度の把握と下水処理工程における除去率を求めた。

また、『E2』と同様に内分泌かく乱作用を持つエストロゲン物質で、下水処理場に高濃度で流入する可能性があるエストロン（以下、『E1』）とエストリオール（以下、『E3』）についても分析を行い、処理場の実態把握を行った。

２．調査内容

１）ELISA 法（酵素免疫測定法）を用いて区部１３処理場の流入水と放流水について『E2』の分析を行い、『E2』の除去率を求めた。

２）第一沈殿池流入水と第二沈殿池流出水について、LC/MS/MS（高速液体クロマログラフ質量分析）を用いてエストロゲン類３物質（『E1』、『E2』、『E3』）の分析を行い、『E2』を１としたときの『E1』、『E2』、『E3』の比活性値から理論活性値を求めた。

３．調査結果と考察

１）区部１３処理場の『E2』の分析を行ったところ、『E2』の除去率は処理場により大きな違いがあった。

２）エストロゲン類３物質の分析では、『E3』の除去率はほぼ100%であるが、『E1』の除去率は低く、第二沈殿池流出水の『E2』濃度が第一沈殿池流入水の濃度を上回る処理場があった。

３）エストロゲン物質の理論活性値は、第二沈殿地流出水で『E1』の活性値が『E2』の活性値より高くなる場合があった。

６－５　下水道施設における温室効果ガス排出量実態調査

施設管理部 施設管理課

１．調査目的

下水道施設から排出される温室効果ガスのうち一酸化二窒素（N_2O）については、その排出量など不明な部分も多く残っている。これまでに、生物反応槽や汚泥焼却炉から排出するN_2O量は、時間の経過とともに大きく変動していることが判明しているが、引き続き測定を行うことで排出係数（排出量原単位）を算出すること、排出量の削減方策を検討することを目的とした。

２．調査内容

生物反応槽は６処理場８施設、汚泥焼却炉は２処理場４施設において測定を行った。生物反応槽では全面覆蓋からの脱臭ダクト集合部採取口、汚泥焼却炉では排ガス処理装置後の煙道採取口においてN_2O濃度を連続測定し、処理水量、汚泥投入量あたりの排出係数の算出を行った。

３．調査結果と考察

（１）水処理プロセスにおける排出量実態調査

処理水の窒素態水質により処理状況を５つに区分（硝酸型、亜硝酸型Ⅰ、同Ⅱ、硝化脱窒型、未硝化型）し、区分毎に排出係数を算出したところ、最も大きい亜硝酸型Ⅱの場合で処理水量１m^3あたりのN_2O排出量は 0.610g、最も小さいのは硝化脱窒型の場合で 0.012g であった。

また、排出係数と処理水の亜硝酸性窒素濃度との関係に着目したところ、図１に示す相関がみられ、亜硝酸性窒素濃度が高くなると排出量が増加することが判明した。

（２）汚泥焼却プロセスにおける排出量実態調査

炉毎（多段炉２、流動層炉２）に排出係数を算出し、流動層炉でははは排出係数と炉内温度との関係を整理した。図２に示すとおり、高温で焼却することで排出量が削減されることが判明した。

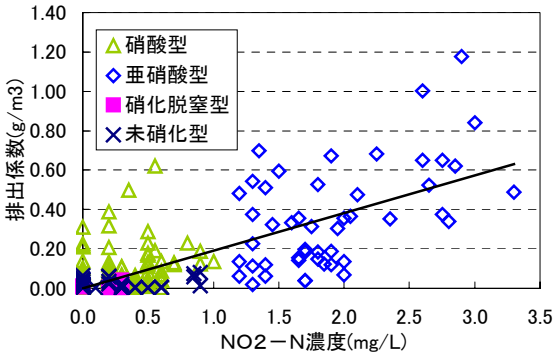


図１　亜硝酸性窒素濃度と排出係数

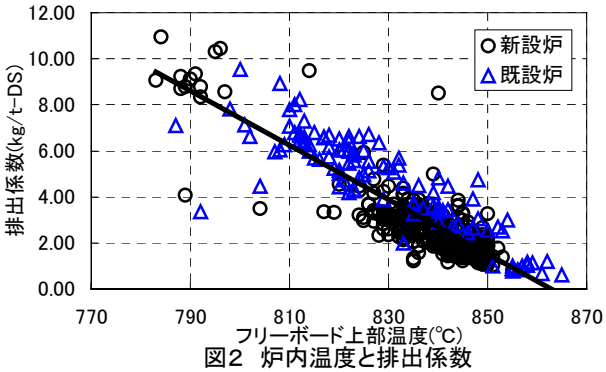


図２　炉内温度と排出係数

６－６　流動床炉集塵装置における有害金属等の捕捉

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

下水汚泥焼却灰に含まれる金属等の有害物質が、焼却灰の埋立または再利用にあたって障害となっている。このため焼却灰中の有害物質含有量を削減することを目的として、流動床炉における集塵装置の温度と、焼却灰中の有害物質濃度の関係を調査した。また、焼却灰中有害物質の溶出防止対策など埋立判定基準を遵守するための方策についても検討した。

２．調査内容

（１）当局が過去４年間に測定したデータ（脱水ケーキ及び焼却灰の有害物質濃度）を解析することにより、脱水ケーキ中の有害物質が焼却灰に移行する割合を有害物質ごとに求めた。

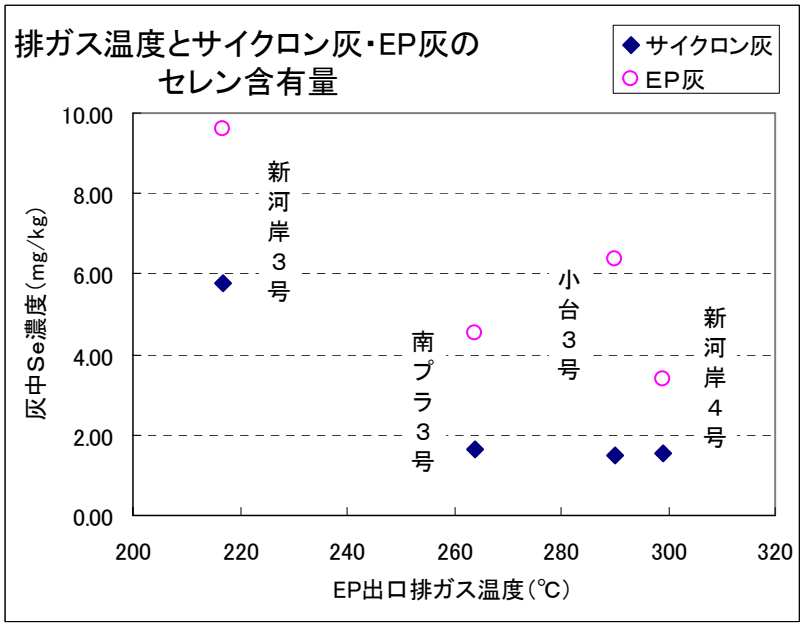
（２）サイクロン・電気集塵機で捕集した焼却灰の有害物質含有量と集塵温度の関係を調べた。

（３）焼却灰の溶出試験における溶出ｐＨと有害物質溶出率との関係を求めた。

３．調査結果と考察

（１）脱水ケーキから焼却灰への金属等移行率は、鉛、ヒ素、クロム、カドミウムは大部分が焼却灰に移行していたのに対して、セレンは処理場によって 25～46％が移行し、水銀はわずか 0.3～3.4％が焼却灰に移行していた。

（２）焼却灰への移行率の低いセレン、水銀は、集塵施設での排ガス温度の影響を受けており、温度が低いほどガス化していたセレン、水銀がより多く灰に凝縮すると考えた。実際に 200℃で集塵しているバグフィルターの焼却灰はセレン、水銀濃度が高い。



（３）溶出試験における溶出ｐＨと有害金属等溶出率の関係では、ヒ素、セレン溶出率がｐＨの影響を受け、ヒ素は pH9 以上、セレンは pH12 以上ではほとんど溶出しないことがわかった。

７－１　粒度調整処理した汚泥焼却灰に関する共同研究

計画調整部 技術開発課

１．調査目的

当局の汚泥焼却灰の全量リサイクル、ゼロエミッションへの取り組みを推進するため、資源化メニューの拡大を目的に実施した。

粒度調整した汚泥焼却灰を配合したセメントミルクの性能を室内試験、屋外試験及びフィールド試験により確認し、セメント及びベントナイトの代替品として汚泥焼却灰を利用するための技術を実証したものである。

２．調査内容

室内試験及び屋外での噴出試験により、セメントミルクの性状、施工性の確認を行い、適正配合を検討した。その後、人工地盤で実際に球根を造成し、強度、溶出状況を観測した。その成果を元に、中川残土プラントの基礎杭工事に使用し、最終的な実証確認を行った。

３．調査結果と考察

汚泥焼却灰の粒子の結合部分を粉砕機により粉砕することで、平均粒径等が大幅に小さくなり、流動性が改善される。更に、ふるい分け等により、使用用途に合わせた粒径を選定することで、より広範囲な利用が可能となる。これを含めた全体の処理を「粒度調整処理」、処理後の焼却灰を「粒度調整灰」と呼んでいる。

粒度調整灰を混和したセメントミルクやコンクリートは、通常配合と同等以上の強度が得られること、ブリージングが減少することが示された。

また、固化したコンクリートからの重金属の溶出は、環境基準値以下であった。

以上から、粒度調整灰は、中堀拡大工法や高圧噴射撹拌杭工法等におけるセメントミルク混合剤のセメントの代替材料としての活用や、ソイルセメント、シールド工法裏込め材等に用いるベントナイトの代替材料としての活用が期待できる。

７－２　焼却灰のアスファルト混合物利用に伴う調査

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

本調査は、下水汚泥焼却灰をアスファルト混合物用石粉（以下、「フィラー」という。）として利用するにあたり実施した基礎調査である。

本調査は、建設局道路管理部及び土木技術研究所の協力と技術指導により、下水汚泥焼却灰がフィラーとして有する品質、安全性や耐久性等について検証したものである。

２．調査内容

下水汚泥焼却灰がフィラーとして「土木材料仕様書」に規定している品質を満たしているかを確認するため、焼却灰及びアスファルト混合物での各種物理性状試験を行った。また、重金属などの有害物質に対しての安全性を溶出試験（下水汚泥建設資材の安全性評価手法）により確認した。さらに、施工性と耐久性を確認するため、都道及び処理場内道路での試験施工及び路面性状調査を実施した。なお、路面性状調査については引続き継続していく。

３．調査結果と考察

調査の結果は、以下のとおりである。

（１）焼却灰の物性試験では、各処理場から排出される焼却灰単体のみにおいては、「土木材料仕様書」に規定する規格値を超えるものがあった。しかし、下水汚泥焼却灰と通常のフィラーを一定の割合で混合使用することにより、規格値を満たすこととなった。

（２）アスファルト混合物の物性試験では、焼却灰（30%）と通常のフィラー（70%）を混合利用することにより、「土木材料仕様書」に規定する規格値を満たす。

（３）溶出試験では、「土壌の汚染に係る環境基準」（平成３年８月 23 日、環境庁告示第 46 号）についての基準を満たしている。

（４）耐久性については、目視観察、縦･横断形状測定及び滑り抵抗試験により確認した。結果は、供用開始後約１～２ケ年が経過したが、焼却灰を使用している区間と通常のフィラーを用いた区間を対比しても、両区間とも顕著な差がなく良好な状態を維持している。なお、施工性についても通常のフィラーを用いたものと遜色ない状態で取扱いができる。

以上の結果から、焼却灰（30%以下）と通常のフィラー（70%以上）を混合使用することにより、下水汚泥焼却灰がアスファルト混合物用石粉として十分に利用できることが確認できた。また、平成 13 年度に「土木材料仕様書」が改訂されたのに伴い、アスファルト混合物用石粉として下水汚泥の焼却灰が新規に追加され、都道などへの利用が可能となった。

７－３　焼却灰からの有害物質溶出防止に関する調査

施設管理部　施設管理課

１．調査目的

処理場から発生する汚泥は、脱水した後ほとんどを焼却している。焼却により発生した焼却灰は、脱水汚泥と特殊セメントを加えて混練し埋立処分しているが、埋立の際には有害物質の溶出濃度が判定基準以下であることが求められる。溶出試験における有害物質の濃度は、混練りケーキの場合、極めて低く基準値を超えることはないが、焼却灰単独では超える可能性がある。今後、汚泥の全量焼却体制が整えば、脱水ケーキの埋立はなくなり焼却灰だけが埋立の対象になる。

本調査は、脱水ケーキを用いずに焼却灰を埋め立てることを想定し、平成１１年度に調査した溶出防止方法のなかで、水と混合した後に静置する加湿エージングという方法に注目し、その有効性を確認することを目的とした。

２．調査内容

（１）焼却灰中の有害物質等の含有量

焼却灰に含まれる有害物質を把握するため、含有量試験を行った。

（２）加湿エージングによる溶出防止試験

前回の調査では、加湿エージングに用いる水を精製水とし、静置条件を容器上部に空間のある密閉容器としていた。そこで、水の種類、静置条件をかえて、有害物質の溶出濃度を測定した。

（３）セメント混練法による溶出防止試験

安定した溶出防止効果を得ることを目的として、混練り時にセメントを加え、密閉容器中で静置して、有害物質の溶出濃度を測定した。

３．結果と考察

（１）焼却灰中の有害物質等の含有量

ひ素、カドミウム及び鉛の含有量は、EP 灰の方がサイクロン灰よりも大きかった。セレン、総水銀については、バグフィルターで捕集した焼却灰が、サイクロン・EP で捕集した焼却灰と比較して高濃度であった。６価クロムは、全ての灰で定量下限未満であった。

（２）加湿エージングによる溶出防止試験

溶出濃度は、水道水、処理水を使用した場合も蒸留水と同様に放置日数にしたがって減少した。しかし、溶出濃度の差は、処理直後と１４日経過後との比較でひ素、セレンともに 0.1mg/L 以下であり、初期濃度が高い場合、基準値の遵守は難しいと判断した。また、乾燥しやすい放置環境が、密閉容器と比較して、溶出防止に影響するかどうかについては明確にできなかった。

（３）セメント混練法による溶出防止試験

混練り時にセメントを加えて試験した結果、図のように、セメント添加率が大きいほど、溶出濃度が大きく低減した。これは、セメント添加による溶出液の pH 上昇の働きによると推測した。セメント混練法ではセメントの添加率により溶出防止効果を増大させることができるため、安定して判定基準を満足できる処理方法になると考えられた。

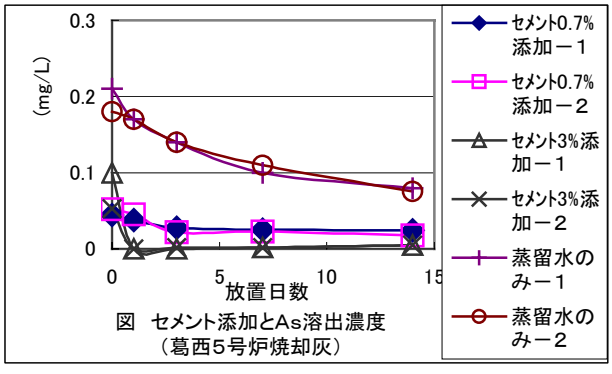


図　セメント添加とAs溶出濃度（葛西5号炉焼却灰）

７－４　シールド工事から発生する泥土の処理システムの開発に関する共同研究

建設部　設計調整課

１．調査目的

現在、泥土圧シールド工事から発生する建設泥土は、産業廃棄物として中間処理工場に搬出し処分している。しかし、最終処分地の確保は年々厳しい状況にあるため、資源としての有効利用と最終処分量の削減を図っていく必要がある。このため、本研究では泥土圧シールド工事の一体の施工システム内において、シールド掘削時の排土過程で、泥状を呈しない状態（第４種処理土以上）まで改良するシステムの開発を行った。

２．調査内容

シールドの泥土処理システムについて、民間企業と共同研究（平成１１年度～１３年度）を行った。研究内容は、以下のとおりである。

①排土システムの開発

シールド後方台車から立坑上のいずれの場所でも設置可能なシステムの開発

②泥土改良装置の開発

シールド掘進泥土を連続的に改良可能な装置の開発

③改良材及び注入装置の開発

所定の改良目標を満足し、安全で経済的な改良材の選定及び注入装置の開発

④泥土処理システム制御装置の開発

泥土の供給量と性状を密度計・水分計等で計測し、システムを制御する装置の開発

⑤第４種処理土に改良する開発

第４種あるいは第３種処理土に改良するための改良材・配合データベースの開発

３．調査結果と考察

前年度までの泥土改良システムの検討結果（改良材の室内配合試験、実験装置による屋外要素実験）をもとに改良材添加量の確認・修正を行い、成果について報告書を作成し、引き続き本掘進区間において、シールド工事現場での実験を行った。

この結果、第４種・第３種処理土の改良材添加量がほぼ確立できた。また、六価クロム溶出試験では、土壌環境基準値内であったため、六価クロム非対応型への切り替えを行っていく。

今回のデータをもとに、設計・施工マニュアルを作成した。

７－５　下水汚泥焼却灰を利用したボックスカルバートに関する共同研究

建設部　設計調整課

１．調査目的

現在､下水汚泥の大部分は焼却処分して減量化され､産業廃棄物として埋め立て処分されている。しかし、埋め立て処分地の確保は年々厳しい状況にあるため、資源としての有効利用と最終処分量の削減を図っていく必要がある。

このような状況の中、下水汚泥を下水道資源と捉え、プレキャストコンクリートへの活用に関する技術について研究開発を進め、平成１１年度に汚泥焼却灰をヒューム管及び人孔への原材料として技術的に可能とし、エココンクリートが開発されている。

本研究では汚泥焼却灰の有効利用を更に進めるため、ボックスカルバートについての適用性を検討するものであり、製品を製造し、協会規格品と同等の特性を有することの確認を行った。

２．調査内容

下水汚泥焼却灰を利用したボックスカルバートについて、民間企業とノウハウ＋フィールド提供型共同研究（平成１３年度）を行った。研究内容は、以下のとおりである。

①作業性の評価

コンクリートのスランプ測定及び製品製造による検証

②構造体としての評価

コンクリートの圧縮強度、外力試験（ひび割れ・破壊）、各部材応力の設計値と測定値との比較により、構造体としての安全性の確認

③安全性の評価

環境庁告示４６号告示に準じた重金属の溶出試験による検証

３．調査結果と考察

ボックスカルバートへの下水道汚泥焼却灰利用の検討結果については、

① 作業性の評価は、製作に用いた配合により、焼却灰を入れたコンクリートは、所定のスランプを得られ、製品製造の際も通常のコンクリートと同等の作業性が得られることが確認できた。

② 構造体としての評価は、圧縮強度、ひび割れ荷重等は、設計基準値を上回り、応力は設計より測定値の方が小さかった。これにより、構造体としての安全性が確認された。

③ 安全性の評価は、コンクリート供試体を用いた試験では、環境基準を全て満たしており、焼却灰入りコンクリートの重金属の溶出に対する安全性が再確認できた。

以上の結果、下水汚泥焼却灰を利用したボックスカルバートは、協会規格製品と同等の性能を有することが検証されたため、下水道管渠としての適用性が確認できた。

8－1 DEVELOPMENT OF COOLANT-FREE BEARING FOR LARGE-CAPACITY PUMP AND ITS APPLICATION TO PUMPING STATIONS

Plant Maintenance Section
Operation, Maintenance and Management Division

Collaborating with three private companies, Bureau of Sewerage in Tokyo Metropolitan Government has developed “Coolant-free Bearing (CFB)” that require no external supply of cooling water. With CFB, pumps are kept intact even if a big earthquake cause public water service stoppage. Being adaptable to “Stand-by operation pump”, which can be operated with its impeller even in the air, CFB can endure under the severest operational condition. This technology greatly enhances the reliability of pump system. Also, the simplification (i.e. making cooling-water feed line useless) will reduce the frequency of pump troubles by about forty percent. CFBs are realized by three ways: 1) using materials resistant against thermal shock and abrasion, 2) with a rotational oil-bath or 3) with an internal coolant circulation system.

Application to existing pumps is easy. We have already installed CFB to three pump stations. After this, giving priorities to pump stations built on soft-ground lowlands, we will continue the installation of CFB.

１－１　分布型モデルを用いた下水道雨水流出解析
（河川管理者と連携した神田川流域における浸水予想区域図の作成）

計画調整部 計画課　古市 哲也
家壽田　昌司

１．はじめに

平成１１年６月２９日、福岡市を襲った時間最大雨量７９．５㎜という豪雨によって地下の飲食店に洪水が浸入し、逃げ遅れた従業員が死亡した。また、同年７月２１日には東京都においても時間最大雨量１３１㎜という豪雨が発生し、新宿区の民家で地下室を点検に行った住民が水死するという事故が発生した。この２つの豪雨は、いずれも地下室への浸水による死亡事故という新たな形態の水害を発生させている。高度の都市化による雨水浸透域の減少は、こうした地下施設や低地部の浸水危険度を相対的に増大させている。

また、平成１２年９月１１日から１２日にかけて名古屋地方を襲った豪雨は東海観測所で観測以来最大となる時間最大１１４㎜、総降雨量５８９㎜を記録し、死者１０名、浸水家屋６万棟以上という大水害を発生させた。

このように、東海豪雨のような計画規模を上回る豪雨や局所集中的に発生するゲリラ的な豪雨の発生状況を考慮すると、従来の浸水対策のみで被害を完全に防御することには限界があるといえる。地下利用の増大、雨水浸透域の減少など、危険度が増大している都市部において、浸水被害を最小化するためのハード・ソフト両面の対策を充実させることが行政に求められている。

２．これからの雨水整備手法

２．１　第一世代の雨水整備

これまで、下水道で行ってきた雨水対策において、雨水量の算定は合理式で行われることが一般的である。東京都でも雨水の流出量は合理式で算出し、管きょやポンプ所の設計を行っている。雨水流出量を算定するための計画降雨強度は、特別の場合を除き同一の降雨強度式を用いるのが通例である。

合理式は、ピーク水量を簡便的に算出する手法であり、ゼロから下水道施設の雨水排除能力を算出するためには適した手法である。しかし、流域の排水特性を厳密に再現した水量の時間変化や圧力流れを伴う解析を行うことには限界がある。

本来、合理式によって同一の整備水準で整備されたはずの地区では、浸水被害が特定の地域に集中することは無いはずである。しかし、実際はがけ下や窪地のような地形特性や部分的にネック箇所がある地点で被害が集中しているのが実状である。

２．２　第二世代の雨水対策

東京都区部において下水道整備は平成６年度の普及概成１００％を達成した。しかしながら、下水道整備後の現在でも、浸水被害がたびたび発生している。都市化の進展による流出量の増大や次期整備水準への引き上げに対応した雨水整備を引き続き行う必要がある。

財政事情が厳しい現状においては、これまでよりも効率的かつ効果的に雨水対策を行う必要がある。既に下水道が整備された地域においては、浸水被害実態や既存の下水道能力を踏まえたきめ細やかな雨水対策を行う必要がある。従来行ってきた合理式による雨水流

出量の算定では、こうしたきめ細やかな雨水の挙動を捉えることが難しい。最近は流出解析を行うための解析モデルの充実に加え、ハードの能力向上がめざましいため、雨水流出モデルを用いた下水道の雨水流出解析が盛んに行われるようになっている。

下水道の流出解析はHydroWorks、MOUSE、XP-SWMMの３モデルが一般的に使用されており、（財）下水道新技術推進機構の「流出解析モデル利活用マニュアル（平成１１年３月）」でも、これらモデルの特徴、活用方法等が紹介されている。

流出解析モデルは下水道管きょ内の水位・水量変動をリアルタイムに解析するものであり、水の挙動をアニメーション表現することが可能であるのも特徴である。これらの解析技術を用いることで、下水道流域内において「任意の降雨発生時」に「どこが」「いつ」「どのような状態」になるのかを把握することが可能になり、排水システムの改善策を効率的かつ効果的に立案することが可能である。第二世代の下水道雨水対策には、こうした雨水流出解析の活用が必要不可欠となりつつある。

２．３　東京都都市型水害対策検討会

東海豪雨の被害実態を、市街化が進展した都市地域における典型的事例として捉え、建設省（現国土交通省）では「都市型水害緊急検討委員会」を設置し、平成１２年１１月に①水災危機管理、被害軽減②水災時の情報提供等③河川・下水道の整備、等についての緊急提言を行った。この緊急提言では、従来のハード対策だけではなく、浸水被害を最小限に抑えるためのソフト対策（リスクコミュニケーションの充実）についても重要視している。

都内には、平成１２年度現在、延べ面積約２２万６千㎡もの地下空間や１２路線（区間延長２５１．７km、２４６駅）もの地下鉄があり、不特定多数の人が利用している。ひとたび、地下空間が浸水した場合には、地上部の浸水とあわせ、甚大な被害となる危険性が高い。

国の緊急提言や東京の土地利用状況を踏まえ、東京都でも「東京都都市型水害対策検討委員会（座長：東京都建設局道路監）」を設置し、浸水被害を軽減する方策や整備目標等のあり方を議論してきた。本検討会におけるソフト対策の目玉として、２３区の中心部を流れる代表的な中小河川「神田川（図１参照）」をモデル流域として、「浸水予想区域図」作成した。下水道局としては、「下水道流出解析モデルによる氾濫解析」を行うことで、浸水予想区域図作成の取り組みに参加した。

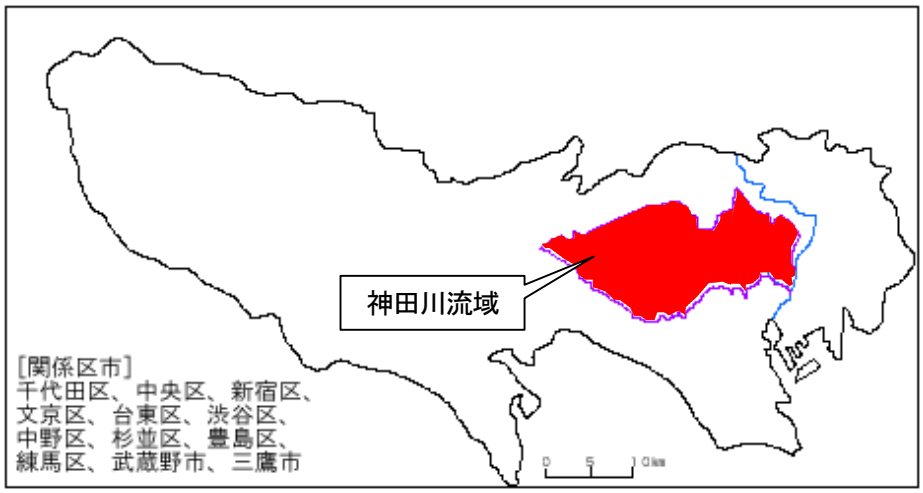


図１　神田川流域位置図

３．神田川流域の浸水予想区域図作成

３．１　都市部の雨水排水特性

神田川流域は下水道普及率１００％を達成し、雨水は基本的に下水道へ収容される。こうした下水道普及地域において豪雨時の氾濫解析を行う場合、下水道施設を考慮した解析は必要不可欠である。とりわけ、河川の流況そのものが下水道管網に大きく左右される神田川のような都市部の中小河川流域においては、下水道流下能力を評価した氾濫解析の重要性が相対的に大きくなるといえる。

また、ひとたび下水道の施設能力を超過する豪雨が発生した場合には、下水道に収容しきれない雨水が内水氾濫を起こすことになる。この内水氾濫を起こした洪水は、道路を伝わって低いところへ移動するという現象が発生する。東海豪雨でも、このような洪水の移動現象が低地部の被害を拡大したと報告されており、氾濫解析を行う上での重要ポイントの１つと言える。

３．２　検討する降雨の規模

検討する降雨の規模は、東京都の次期目標である７５㎜/hr（概ね１０～２０年に１回程度の確率)、将来目標の１００㎜/hr（概ね５０～１００年に１回程度の確率）及び東海豪雨の実績降雨とした。

東京都都市型水害対策検討会のなかで､｢神田川流域全体に東海豪雨のような強い雨が降るのか？」という意見があり、神田川流域にどのように雨が降る条件で解析するかが議論になった｡｢東海豪雨の強い雨の範囲を神田川流域に当てはめるとほぼ全域が収まっており、東海地方と同じ太平洋岸に位置する東京都でも発生する可能性は否定できない」という気象庁の見解が示されたため、流域全体に一様に降らせる条件に決定した。

下水道と河川が連携して作成する浸水予想区域図は、各区が作成するハザードマップの基図となる｡ハザードマップの対象降雨は各区で統一すべきという意見があり､｢浸水被害の危険度を住民に周知するには、可能性のある豪雨である必要があり、東海豪雨がふさわしい」との意見が大勢を占めた。そのため、検討会の中では、東海豪雨による浸水予想区域図に議論を集中して行った。

３．３　下水道管理者としての流出解析

３．３．１　解析対象数量と解析データの入力

東京都下水道局は、神田川流域の約１０，５００haにおいて約９０，０００箇所の管きょと人孔､約３５０箇所の雨水吐口、1か所のポンプ所（後楽ポンプ所）を所管している。今回は、これら全てのデータを入力して流出解析を行った。下水道局の施設情報は全て電子化（ＳＥＭＩＳ：SEwerage Mapping Information System）しており、解析に使用する膨大な管きょ・人孔等の各種データ（座標位置、地盤高、管径、延長、勾配、土被り等）は数値データとして直接 InfoWorks に取り込むことで入力作業を省力化した。

InfoWorks の解析上限は現在２０，０００node（節、交点：人孔のこと）であるため、神田川流域を１３分割してモデル化した。モデルの分割には、処理区界や河川左右岸などを考慮して定めた。

表１　下水道解析の入力諸元

流域面積	約１０，５００ha(神田川流域)
降雨条件	７５mm/hr《中央集中型降雨：I=1500/(t$^{2/3}$+4.5)》 １００mm/hr《中央集中型降雨：I=2000/(t$^{2/3}$+4.5)》 １１４mm/hr《東海豪雨の実績降雨》
解析モデル	InfoWorks(HydroWorks の上位モデル)
対象管きょ網	約９０，０００箇所の人孔 約９０，０００本の管きょ(流域内の全ての管きょを対象) 約９０，０００本の道路 約３５０箇所の雨水吐 １箇所のポンプ場（後楽ポンプ所：最大排水能力１９．３m^3/sec）

３．３．２　下水道の流下能力を超えて溢れる雨水の解析条件

これまで下水道が行ってきた流出解析では、計画規模の降雨で浸水しないような施設を計画するために行うことが通例であった。流出モデルでも、管きょに収容しきれずに溢れ出す雨水は、人孔上に設けた仮想のタンクに一時的に貯めておくという条件（図２参照）で解析する。つまり、浸水箇所を特定することは行っても、内水氾濫を前提とした氾濫流の移動現象を解析することは考慮していないのである。

しかし、実際の都市型水害では、下水道の流下能力を超える雨水は道路を伝わって低いところへ移動する。今回の氾濫解析では、こうした実現象を再現・評価するために、道路を水路に見立てて（図３参照）解析した。そのため、さらに約８９０００箇所（管きょと同数）の水路を解析条件に加えた。

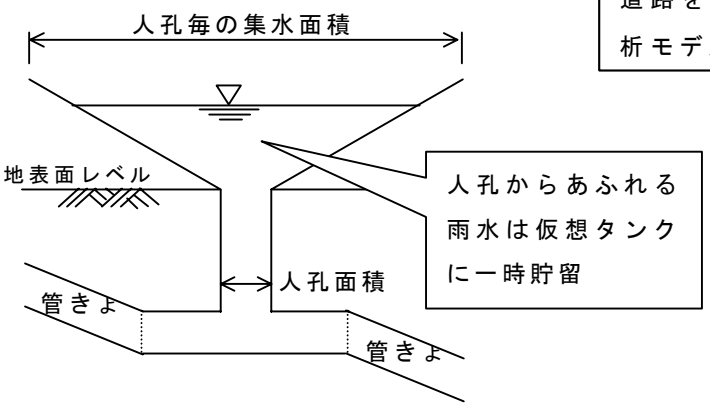


図２　人孔部解析モデル概念図
（通常の場合）

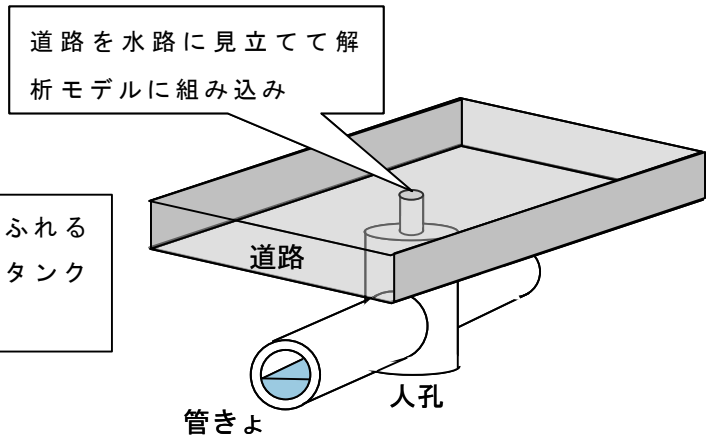


図３　人孔部解析モデル概念図
（今回の工夫）

簡易な平面２次元解析では、下水道の能力を超過した氾濫流を高いところから低いところに移動させる現象をある程度評価することはできるが、移動先での下水道とのやり取り

までを再現することは困難である。

今回用いたこの解析手法は、下水道能力の不足している区間から道路を伝わって流れ出した洪水流が、下水道能力のある地点の下水道に収容されて浸水が解消されるというやり取りまで再現できるところも大きな特徴である。

道路の水路を設定するには道路幅員の諸元が必要になるが、今回の解析では道路幅員と下水道管径に一定の相関（表２参照）があることに着目し、下水道管の管径から道路幅員（開水路幅）を仮定した。道路幅員は、①下水道内径６００㎜未満→道路幅員４ｍ、②下水道内径６００以上３，０００㎜未満→道路幅員９ｍ、③下水道内径３，０００㎜以上→道路幅員１５ｍ、の３タイプに区分した。開水路の高さは、Ｌ型側溝高の１０～２０㎝（当初）とした。

表２　下水道管径と道路幅員相関

道路幅員	5.5m 未満	5.5～13.0m	13.0m 以上
道路幅員別比率	**７０．６％**	**２８．０％**	**１．４％**
内径	600mm 未満	600～3,000mm	3,000mm 以上
下水道内径別比率	**７１．４％**	**２７．２％**	**１．４％**

３．３．３　解析に用いた降雨波形

解析に用いた降雨波形（ハイエトグラフ）は、７５㎜/hr（図４参照）と１００㎜/hr（図５参照）の計画降雨については、降雨強度式を用いた中央集中型の人工波形を２４時間の降雨継続時間で与えた。東海豪雨は、気象庁東海観測所で平成１２年９月１１日から１２日に測定された時間最大雨量１１４㎜、総雨量５８９㎜の実測値（図６参照）を与えた。

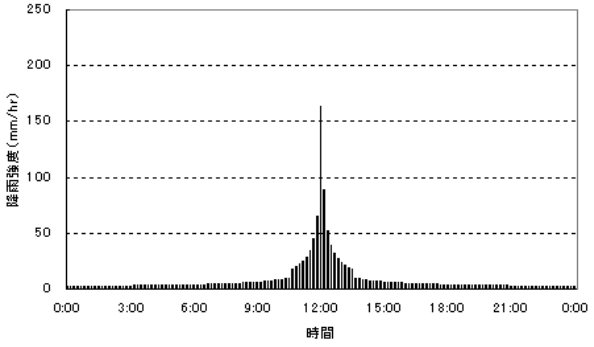


図４　７５㎜/hr ハイエトグラフ

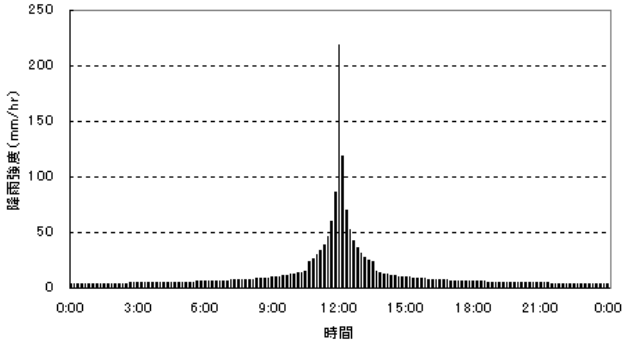


図５　１００㎜/hr ハイエトグラフ

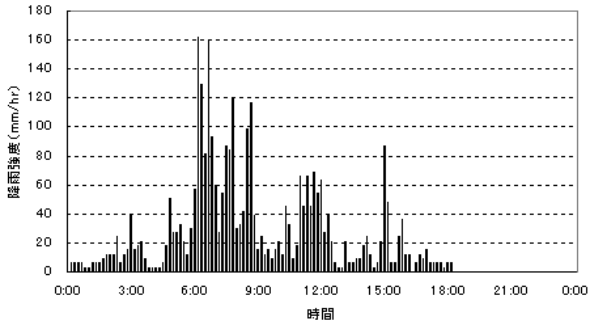


図６　東海観測所実績降雨（H12.9.11～12）

３．３．４　河川外水位の影響評価

自然排水区がほとんどの面積を占める神田川流域では、雨水吐口における河川水位の影響が少なくない。そこで、河川管理者の行った解析結果を吐口の河川外水位条件として入力し、増水時に下水道から放流されにくくなる現象を評価した。河川管理者の外水位算出点は下水道吐口と一致しないため、測点間隔ごとの水位差を距離按分して与えた。

３．３．５　雨水流出係数

解析に用いる雨水の流出係数は、下水道局の設計基準書で定めている処理小分区（８９の小分区）ごとの計画流出係数（６０％～９０％：図７参照）を与えた。

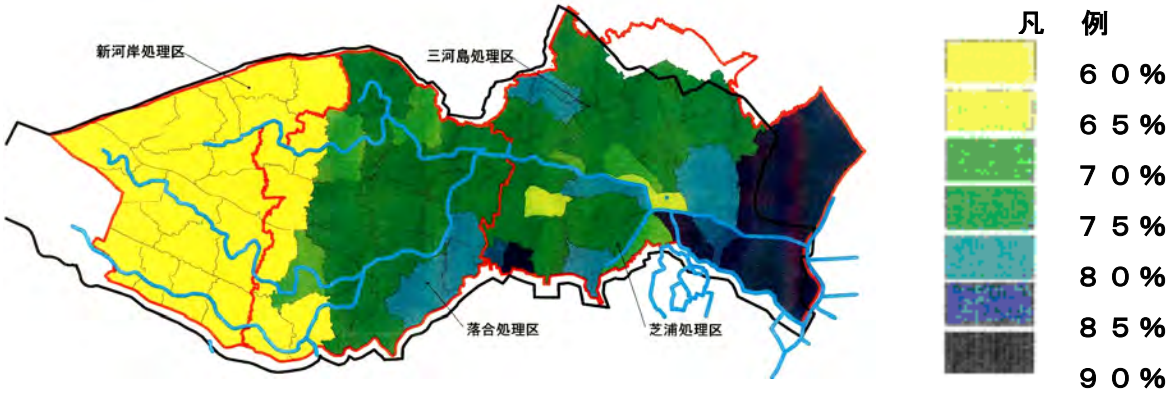


図７　神田川流域の雨水流出係数

この計画流出係数は、現況の土地利用状況に都市計画（用途地域、道路計画等）を加味して定めているものである。なお、InfoWorks では降雨量等を考慮して流出係数に時間変動を与える機能があるが、今回の解析では流出係数を固定する条件とした。

３．３．６　汚水量

神田川流域は全て合流式下水道となっているため、汚水の流入量も考慮している。汚水量は下水道局の設計基準書で定めている時間最大汚水量を与えた。なお、汚水量の時間変動は考慮していない。

３．４　河川管理者（東京都建設局河川部）の解析

３．４．１　内水部分の解析

降雨によって発生する流出量を①地中浸透量、②下水道に収容し河道に流入する量、③下水道に収容されず地表を移動する量、の３つに分類し（図８参照）、その平面的・時間的変動量を解析した。

①地中浸透量

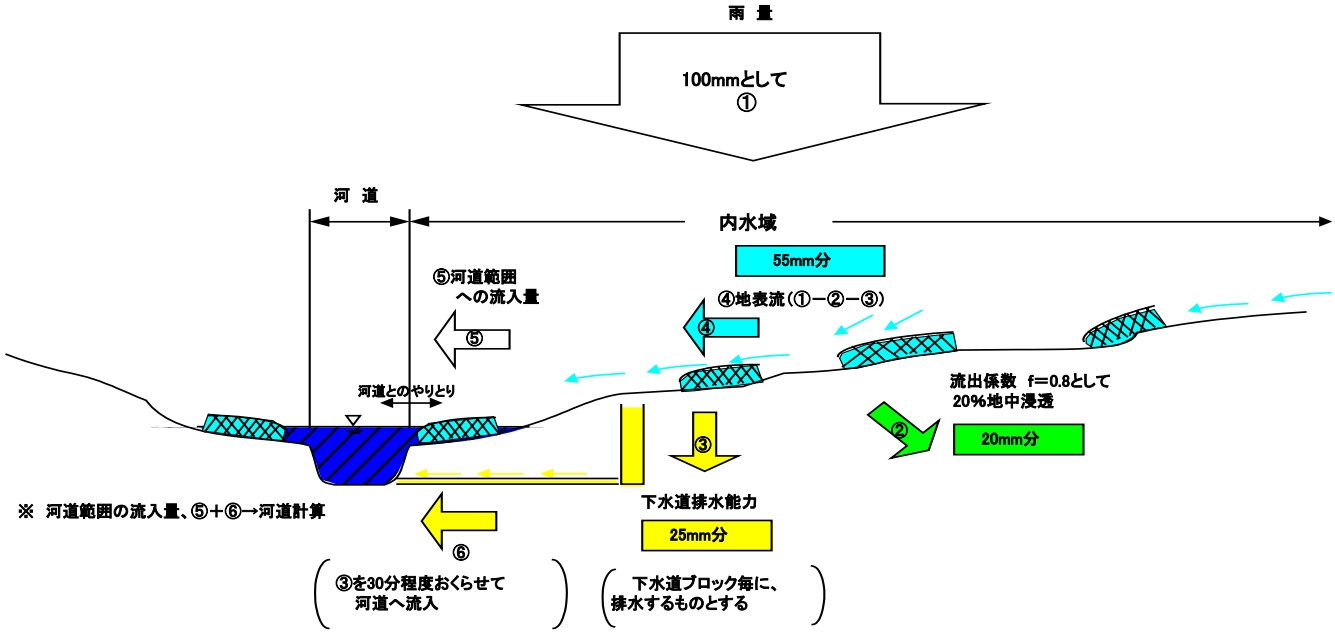
流出係数を８０％としたため、浸透量を一律２０％とした。

②下水道への流入量

下水道の能力を一律５０mm/hr－５０％として２５mm/hr 分を収容した。下水道に収容された雨水は降雨の約３０分後に河道に流出する条件で河道に与えた。

③地表面氾濫量

上記①②を超過する雨量分を地表面氾濫量として計算した。地表面氾濫量の移動現象は、隣接するメッシュ（５０ｍメッシュ）の高低を基に平面２次元の解析を行って求めている。なお、氾濫流となった雨水は二度と下水道へ流入しない条件であるため、窪地のような場所では、氾濫流が行き場を無くして溜まりっぱなしの状態になるのが特徴である。



※ 100mmの降雨で、流出係数f=0.8のときの解析イメージ

図８　河川管理者の解析イメージ

３．４．２　河道部分の解析

河道部分は、内水部分の解析で得られた雨水の挙動に応じて、１次元不定流解析にて水位の時間変動を求めた。現況護岸の流下能力を、河道の解析条件とした。河道の水位解析ピッチは当初５００ｍピッチとしていた。河川の堤防を超えて堤内地に流れ込む河川水は本間の式によって算出し、河道内の洪水と内水氾濫のやり取りを評価した。

３．５　解析結果の不整合を解消するための歩み寄り

下水道管理者と河川管理者がそれぞれ行った解析結果を重ね合わせたところ、かなりの不整合が出ていた。河川管理者と協議したところ、双方の解析条件にいくつかの相違点があることや修正すべき設定条件があったため、双方の解析条件を見直すこととなった。

３．５．１　人孔より溢れた場合の仮想タンクの形状見直し（*下水道*）

InfoWorks 等の下水道流出解析モデルでは、人孔から溢れ出る雨水を仮想タンクに貯める条件で解析を行っている。通常、この擬似タンクは逆円錐を標準設定としているため、浸水深を表現する場合には実際よりも大きめの浸水深として表現してしまうことになる。

当初の解析結果では、同一の降雨条件であるにもかかわらず下水道解析結果の浸水深が大きめに出る傾向が強かった。今回の解析では、水深の評価を実現象に近づけるため、この仮想タンクを地先流域と同面積の円柱型に修正して解析し直した。（図９参照）

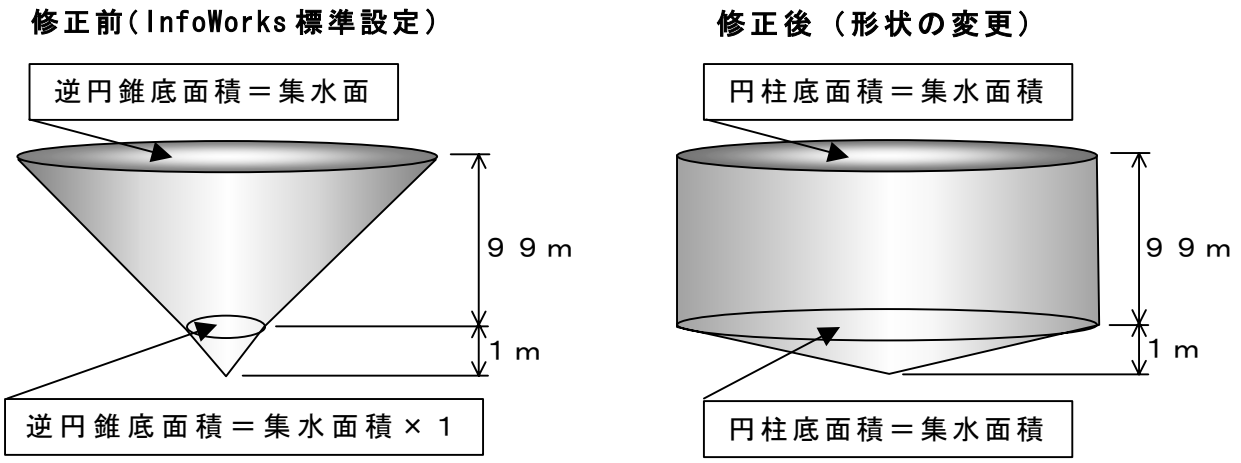


図９　仮想タンク形状の見直しイメージ

３．５．２　道路上に設定した仮想水路の水深見直し（*下水道*）

下水道の流下能力を超える雨水は、水路に見立てた道路に流下させる条件で解析したが、水路の高さ条件をＬ型側溝高の１０～２０㎝としていた。この条件では、浸水深がＬ型側溝高を超えた場合の洪水流の移動を妨げることになり、氾濫流の移動現象を適切に評価しないことになる。そこで、１階建ての家屋が側壁となって流れる程度は見込むことが妥当だと判断して、道路の水路高を３ｍに見直した。（図１０参照）

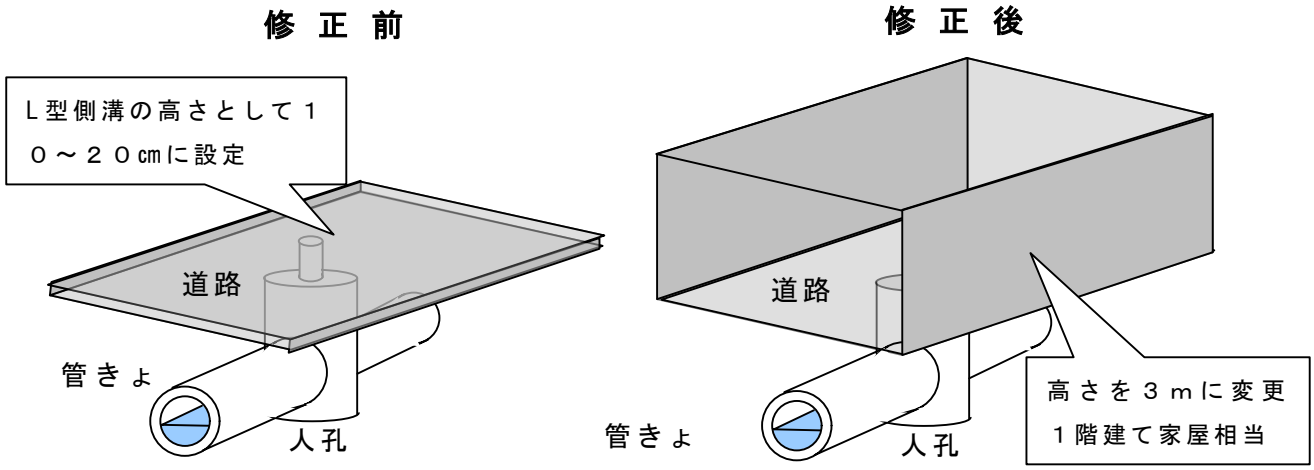
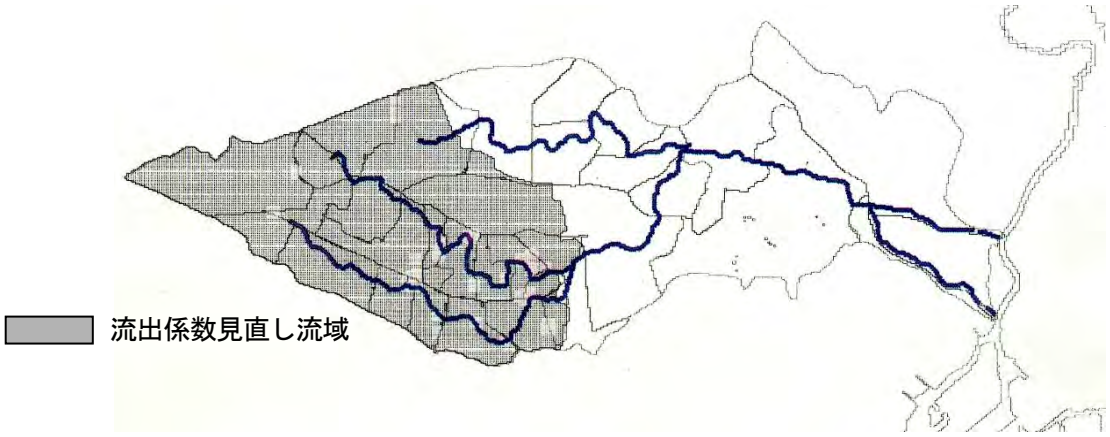


図１０　道路上の仮想水路高さ見直しのイメージ

３．５．３　解析結果の差違が大きい流域の流出係数見直し（*河川*）

河川管理者は、神田川流域を一律８０％の流出係数で解析を行っていた。一方、下水道の解析では土地利用状況を踏まえた流出係数（６０％～９０％）を与えており、神田川西部流域（杉並区、練馬区、三鷹市、武蔵野市）の流出係数に差違が生じていた。そのため、当該流域の河川解析結果は下水道の解析結果に比べて浸水深・浸水範囲とも大きく出ていた。氾濫解析は土地利用実態に近い方が好ましいと言うことで、神田川西部流域における河川管理者の流出係数を下水道流出係数に合わせて６２％（当該流域の面積加重平均）に見直した。（図１１参照）



図－１１　河川管理者の流出係数見直し流域

３．５．４　河川外水位の設定ピッチ見直し（河川）

河川管理者の外水位解析ピッチは当初５００ｍであったが、下水道の雨水吐口の間隔（神田川流域河川総延長４６．５km÷雨水吐口３５０箇所＝平均１３３ｍ間隔）を考慮して１００ｍピッチに見直した。

３．５．５　入力降雨のピッチ見直し（河川）

河川管理者の入力降雨は１時間ピッチであり、下水道の入力降雨は１０分ピッチであった。それぞれの総降雨量は等しいが、１時間ピッチの最大降雨強度 114 ㎜/hr に対し、きめ細やかな１０分ピッチの最大降雨強度は 162 ㎜/hr と大きく異なる。（図１２参照）洪水到達時間の短い神田川流域のような都市河川では、降雨の強弱に水位が敏感に反応することから河川管理者の降雨ピッチを１０分ピッチに見直した。

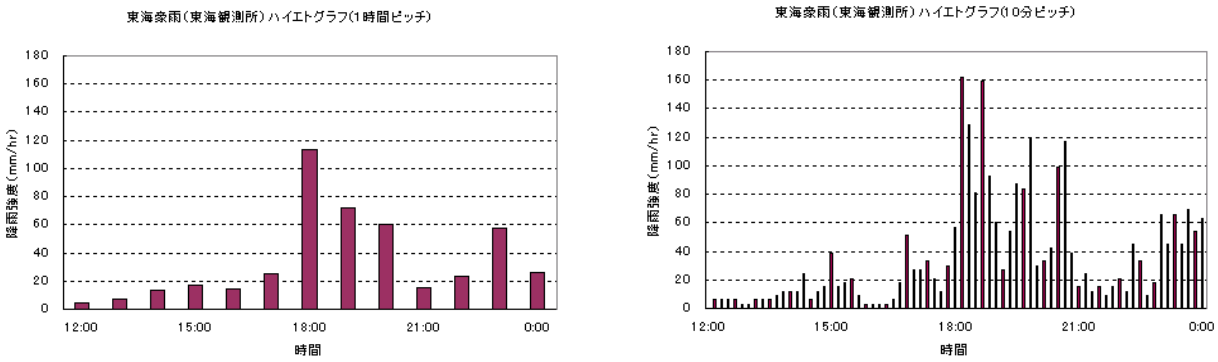


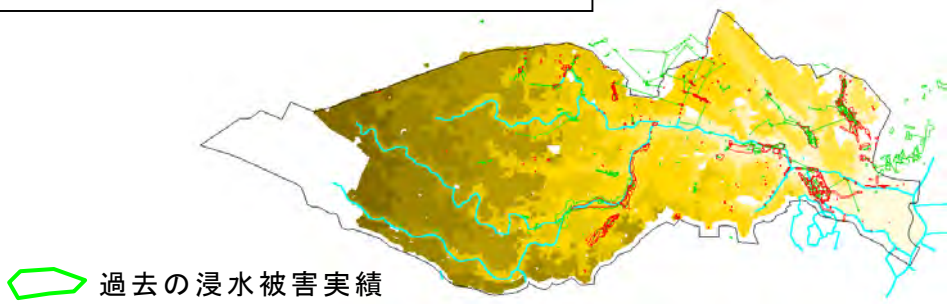
図１２　東海豪雨の実績降雨（１時間ピッチと１０分ピッチ）

３．６　解析条件見直しの結果と浸水予想区域図の完成

前項の解析条件変更によって、下水道解析結果と河川解析結果との整合性が大幅に改善されただけでなく、実績浸水範囲との整合性も改善された。（図１３参照）

また、下水道解析結果と河川解析結果との浸水面積を、床上浸水と床下浸水の境目を浸水深５０㎝とした場合で比較すると、改善前に面積比率で４％の差が生じていた中野区と杉並区が、それぞれ１％、０％の差まで改善された。これによって河川・下水道の解析結果に一定の整合を図ることができたと判断した。こうして出された河川・下水道それぞれの解析結果のうち、安全をみて浸水深が大きい方のデータを５０ｍメッシュ毎に与えて１枚の神田川流域浸水予想区域図が完成した。（図１４参照）

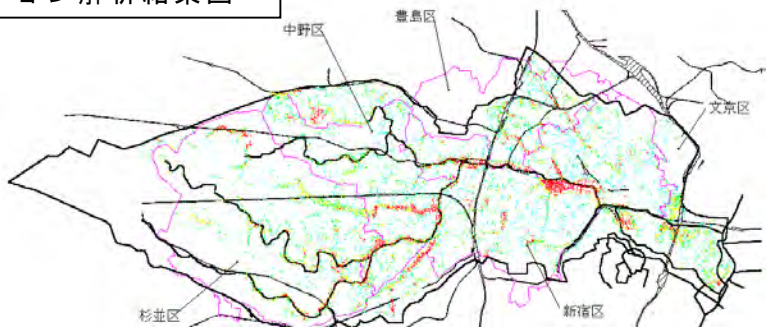
地盤高コンターと過去の浸水被害実績



凡例：地盤高

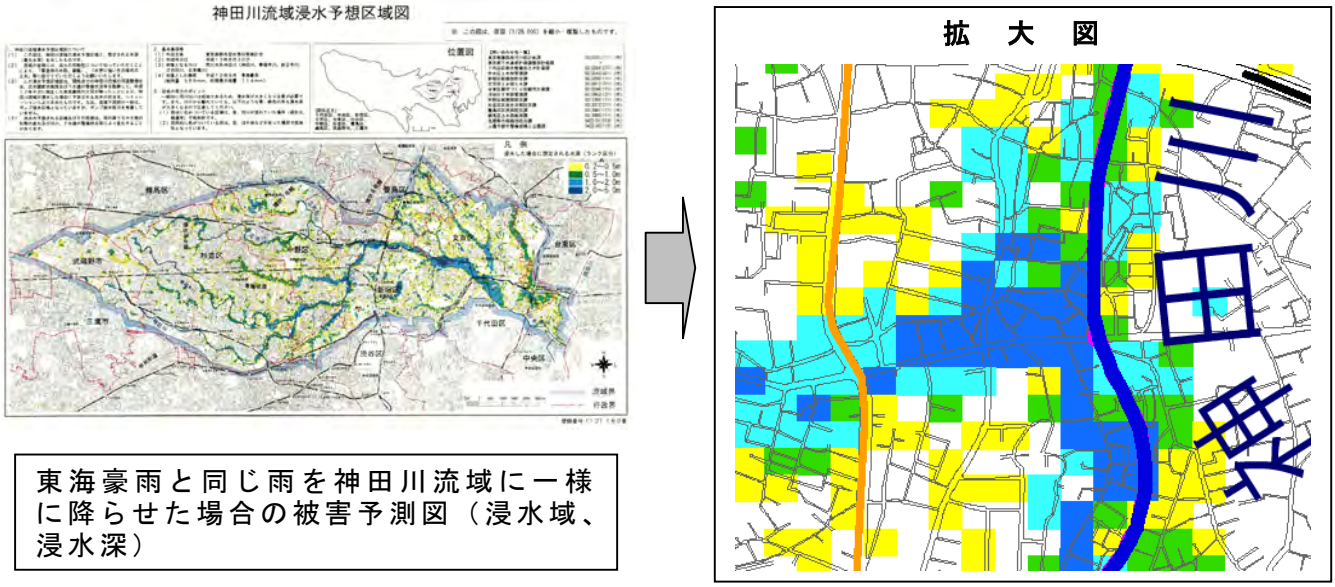
過去の浸水被害実績

シミュレーション解析結果図



凡例：浸水深

図１３　過去の浸水被害実績とシミュレーション解析結果の比較



東海豪雨と同じ雨を神田川流域に一様に降らせた場合の被害予測図（浸水域、浸水深）

図１４　神田川流域の浸水予想区域図

この浸水予想区域図は平成１３年８月３０日にプレス発表され、都（都市計画局、建設局、下水道局）と神田川流域１２区市で公表・閲覧を行っている。１２区市のうち神田川流域が大部分の面積を占める区では、平成１４年の出水期を目途にハザードマップを公表する予定となっている。

４．氾濫解析における今後の課題

４．１　地下施設への流入

今回の解析では、地下鉄や地下街を考慮していない。地下施設の出入口周辺で浸水が発生すれば洪水が浸入するだけでなく､地下施設を介して氾濫流が移動することもあり得る。今後の解析条件へどのように取り込むべきか残された課題である。

４．２　外水氾濫による下水道への影響評価

今回の解析において、河川が下水道に与える影響としては外水位上昇によって内水が排除しにくくなるという現象までは評価した。しかし、外水氾濫流そのものが下水道へ流入する条件までは評価できなかった。こうした現象を評価する場合、河川から面的に溢れだしてくる外水氾濫流をどういった境界条件で人孔毎に流入させるかが課題である。

４．３　河川管理者と下水道管理者の解析上の責任分担（境界条件）

河川管理者の内水氾濫解析は、

①下水道施設を一律５０㎜/hr､流出係数５０％という仮定条件で解析しており､実際の施設能力を的確に反映していない。

②下水道から河川への雨水の到達を約３０分と評価しているが、流域の形状や面積の大小によって実際と大きく異なる箇所がある。

③下水と地表面氾濫流のやり取りを考慮していないので、流れ出す先のない窪地には氾濫流が溜まりっぱなしで、降雨後にも水深が減少していかない。

などの課題がある。

一方、下水道の解析は外水氾濫のやり取りを評価することに課題があるなど、それぞれに「できること」「できないこと」があることも判明した。今回の解析成果では、双方の結果のうち浸水深が大きい方を採用して浸水予想区域図を作成したが、今後は、双方の解析結果を重ね合わせて１つの浸水予想区域図を作成する場合､「内水域は下水道」「河川氾濫域は河川」というように領域別に分割するということも重要であると考える。

５．氾濫解析結果の今後の活用方法

浸水予測シミュレーションによって「どこが、どれだけ危険か？安全か？」ということを定量的に把握することができた。今後は、この成果をハード対策・ソフト対策に活用していく。

５．１　ハード対策への展開

今回の浸水予測シミュレーションに用いた解析モデルを活用すれば、次期整備水準への対応や浸水常襲地区の対策を行う場合でも、流域の特性（既存施設能力や地形条件）を考慮した効率的・効果的な対策を立案する事が可能である。従来のように計画降雨に対して開水路で流れる断面を一律に確保する整備ではなく、高台地区の道路冠水程度は許容したり、くぼ地や河川沿いの危険個所を特定して対策を講じることで、局所的に甚大な被害を発生させないための効率的な投資を行うというような対策も考えられる。

５．２　ソフト対策への活用

５．２．１　ハザードマップ作成への技術支援

神田川流域の関連区では、今回作成した浸水予想区域図に基づいたハザードマップの作成作業が進められている。平成１４年度の出水期までにはハザードマップを地元住民に公表する予定になっている。これらハザードマップによる危険の事前周知によって、水害発

生時の迅速な避難、水防活動が展開されることを期待している。今後は、神田川流域以外にも展開していくこととしており、第２弾として隅田川・新河岸川流域の浸水予想区域図作成を進めている。

５．２．２　ポンプ運転調整ルールのための検討材料

計画規模を大幅に超過する豪雨の発生時に堤防決壊による甚大な被害を防止するために、下水道等の排水ポンプを停止する運転調整ルールを策定するよう国土交通省は通達文書を出している。既に東海豪雨の被害を踏まえて、名古屋市内を流れる庄内川と新川では運転調整ルールが制定されている。

東京都においては、隅田川流域をモデル流域として運転調整ルール制定の取り組みを進めている。運転調整ルールによってポンプを停止すれば内水氾濫被害が発生するため、運転調整ルールは内水氾濫と外水氾濫の被害を最小化するものでなくてはならない。河川の決壊・溢水を防ぐためのポンプ停止によって、どのくらいの被害発生が予測され、その結果どのくらいの外水氾濫被害を防止できるのかを合理的に判断する資料として今回用いた浸水予測シミュレーションの活用を考えている。

６．おわりに

今回の浸水予想区域図作成は、下水道と河川が連携して１つの河川の流域全体でシミュレーションするという全国でも初めての取り組みであった。今回の浸水予想区域図が一定の成果をもって完成させることができたのも、建設局河川部の舛原氏、出戸氏、水木氏の協力、連携があったからこそである。また、㈱東京設計事務所の狩谷氏、出田氏には、私たちの様々な注文や試行錯誤に応えて解析プログラムを見直し、何度もトライアルするなど、ご尽力いただいた。この場を借りて、関係各位に心から感謝申し上げる次第である。

１－２　下水道既設幹線管きょの耐震対策調査

施設管理部　管路管理課　清水　紀嗣

１．調査の概要

本調査は、平成 11 年度から 13 年度にかけて、下水道既設幹線の耐震対策として地震時に最も影響を受けると予想される幹線管きょの構造変化部に着目し、調査・検討を行ったものである。平成 11 年度から 13 年度に実施した調査項目を表 1 に示す。

表 1　平成 11 年度から 13 年度の調査概要

	平成 11 年度	平成 12 年度	平成 13 年度
調査目的	処理場･ポンプ所と幹線管きょ接続部に着目し､その地震時挙動メカニズム把握および耐震性向上方策の検討を目的とする。	処理場･ポンプ所以外の構造変化部として、伏越部､側面接合部をとりあげ､その地震時挙動メカニズム把握および耐震性向上方策の検討を目的とする。	構造変化部の簡易的耐震設計計算法の検討を目的とする。
調査概要	･処理場･ポンプ所と幹線管きょ接続部の構造調査 ･動的遠心模型実験による構造変化部の地震時挙動の調査 ･地震応答解析による構造変化部の検討 ･構造変化部の簡易計算法に関する検討	･伏越部と側面接合部の構造調査 ･動的遠心模型実験による構造変化部の地震時挙動の調査 ･地震応答解析による構造変化部の検討	･簡易的耐震設計計算法に用いる地盤ばね設定法の検討

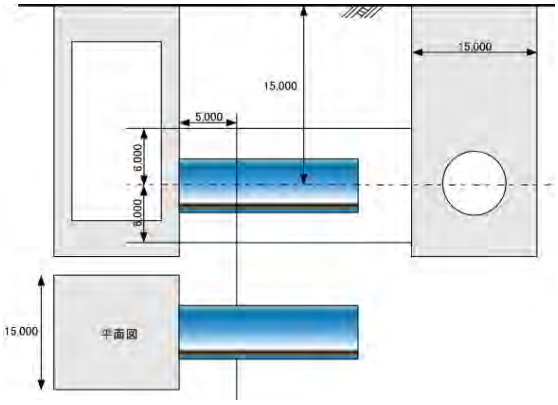
本報では上記検討成果のうち、重要課題として位置づけた構造変化部の耐震設計計算に用いる地盤ばね設定法と構造変化部耐震対策工の基本方針検討について、主に報告するものとする。

２．調査した構造変化部

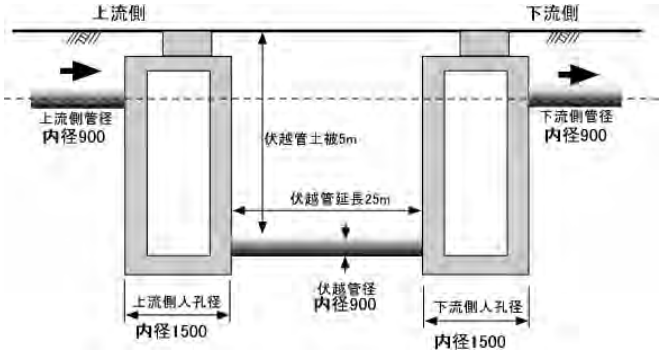
本調査で対象とした構造変化部を表 2 に示す。本調査では、同表の構造変化部より各々の代表的な構造タイプを抽出し、動的遠心載荷模型実験および地震応答解析を行うための構造モデルを設定した。図 1 に決定した構造モデル図を示す。

表 2　調査対象施設および施設数

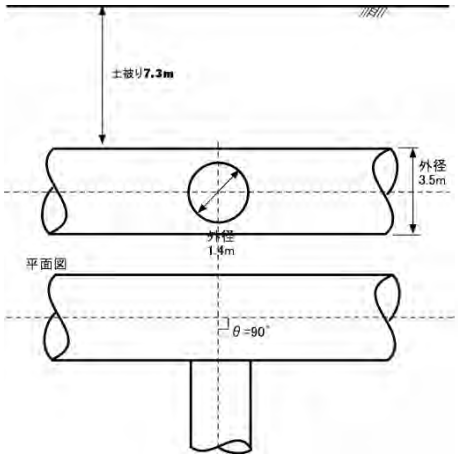
対象構造変化部	調査箇所数	備　　考
処理場	12 処理場（39 幹線）	
ポンプ所	98 ﾎﾟﾝﾌﾟ所（152 幹線）	
伏越部	1168 箇所（322 幹線）	
側面接合部	183 箇所※1	※１：東京都下水道局：既設下水道リング構造物等の枝管直接取付けに関する実験的研究（昭和 57 年度）を参照



a）処理場・ポンプ所接続



b）伏越し部



c）側面接合部

図１　検討用構造モデル

３．構造変化部の耐震設計

３．１　従来耐震設計法の課題

地下構造物の耐震設計計算法は、一般的に応答変位法が用いられている。この理由として、①一般に地下構造物のみかけの重量は周辺地盤と比較して小さいまたは同程度、②構造物周辺が地盤で囲まれているため地盤への逸散減衰が大きく自己振動がすぐに収まる、等より地上構造物のように慣性力によって地下構造物が自由に振動することはなく、地盤の振動に追従した動きをするためと考えられる。よって、地震時増分断面力を計算するにあたって、地震時の地盤の変位を精度よく求めることが最重要課題であることがいえる。

次にその地震時地盤変位を地下構造物に作用させる際に（特にレベル２地震クラスを想定した場合）、地盤の非線形性のモデル化が重要課題となる。一般に地盤のせん断剛性は、地震時に受けるせん断変形に伴うせん断ひずみレベルに応じて低下する。土の動的変形特性試験を考えた場合、砂質土・粘性土の差、拘束圧の差はあるものの、レベル２地震動時（ひずみレベルで 10^{-2} オーダー）のせん断剛性は初期剛性（ひずみレベルで 10^{-6}～10^{-5} オーダー）の 10%程度に低下することが確認されている。地下構造物が地盤の振動に追従することを踏まえ、「地下構造物がうける地震力＝地盤変位×地盤の剛性（地盤ばね）」と計算する場合、地盤の剛性を過大評価することは地下構造物がうける地震力を過大評価していることにつながる。

この課題を受けて、例えば鉄道構造物[1)]では、式(1)に示す通り地盤の剛性を低減している。

$$G_d = \gamma_t \left(a_g \cdot V_{s0d}\right)^2 / g \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots \quad (1)$$

ここで、γ_t:単位体積重量(kN/m^3)，V_{s0d}:設計初期せん断波速度(m/s)で次式による
$V_{s0d}=f_g \cdot V_s$:N 値より Vs を推定する場合、$fg=0.85$

表 3　低減係数 a_g

地震の種類	低減係数 a_g
L1 地震動	0.7
L2 地震動	0.5

a_g:地震時のひずみレベルによる地盤の剛性低減係数（表 3），重力加速度(9.8m/s^2)

鉄道指針[1)]でのレベル 2 地震動による低減係数は、その加速度レベルによらず一律 0.5 としているが、既設構造物の耐震補強を考えるにあたっては、布設地盤条件はもちろんのこと、施設の重要度、要求性能およびその組み合わせ等により、想定する（レベル 2）地震動は多岐に及ぶことが予想され、表 3 の「低減係数一律 0.5」では不十分であることが考えられる。そこで本調査では、検討するレベル 2 地震動に応じて地盤のせん断剛性低減を考慮し、かつできるだけ簡易にそれを設定し設計計算法に反映させる方法を検討した。

３．２　地盤の非線形性に関する調査検討

正開北橋記録波形[2)]を地盤のせん断剛性の低減に関して本調査では、8 ケースの地盤モデル(表 4)について1次元の非線形地震応答解析を実施し、せん断ひずみ発生時のせん断弾性係数(G)と初期せん断剛性(G_m)との比(G/G_m)を検証した。1次元の非線形地震応答解析手法に用いる地盤の復元力特性は、非線形履歴モデル(H.D モデル)とし、履歴曲線の最大せん断ひずみにおける割線係数(G)を求め、G/G_m を算出した(図 2)。なお、本地震応答解析に用いる入力地震動としては、修表 4 の最大加速度に振幅調整したものを用いた(図 3)。

表 4　　解析ケース

検討ケース	固有周期 (s)	最大加速度(gal)	備　考
case1	0.56	350	Ⅱ種地盤（表層地盤 20m）
case2	0.56	540	
case3	0.56	690	
case4	1.0	350	Ⅲ種-1 地盤（表層地盤 30m）
case5	1.0	440	
case6	1.0	503	
case7	1.63	350	Ⅲ種-2 地盤（表層地盤 40m）
case8	1.63	309	

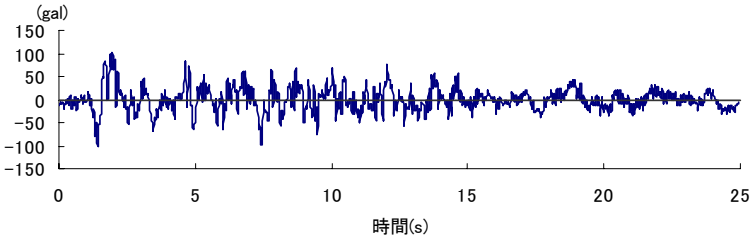


図 3　入力地震波形（修正開北橋記録[2)]）

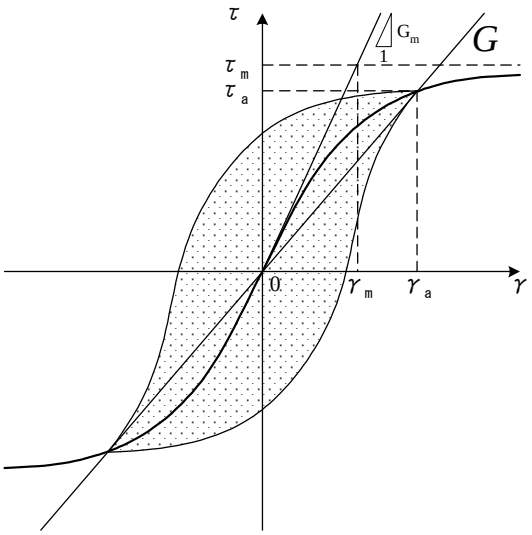


図 2　非線形履歴モデル（H.D.モデル）

図 4 に各深度毎に算出した G/G_m を示す。この結果は、深度が浅くなるに従いせん断ひずみが大きくなり、それに伴い G/G_m も深度方向に小さくなることを表している。

この結果を用いて深度方向の G/G_m の平均値と入力地震動の最大加速度の関係をプロットしたものを図 5 に示す。同図より G/G_m は、地盤種別（地盤の固有周期）によらず、入力地震動レベルと式 (2) に示すある一定の曲線（指数関数）で関係づけることが可能であることが明らかになった。これは、G/G_m が入力地震動レベルと深く関連しており、地震動レベルに応じて決まることを示している。

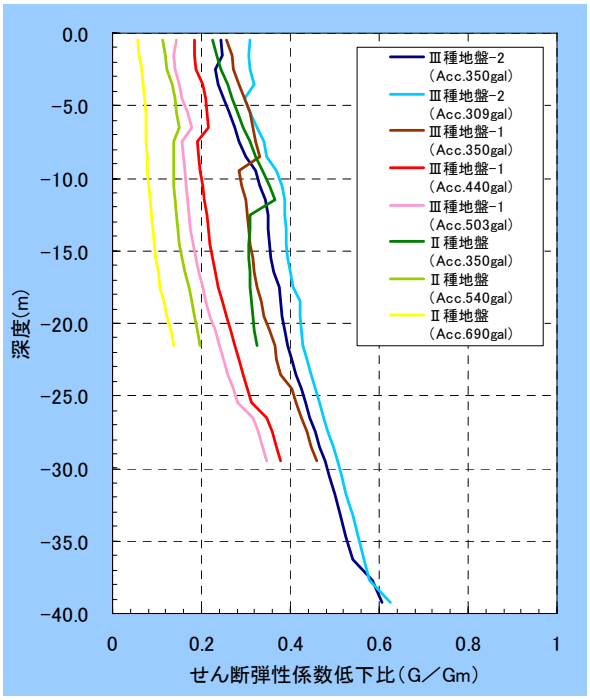


図 4 各深度のせん断弾性係数比

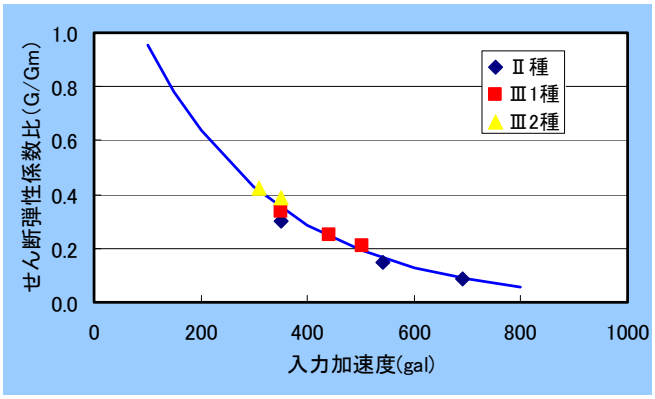


図 5 入力加速度-せん断弾性係数比関係

本調査において、地盤の固有周期によらず一定の曲線で関係づけられた要因の一つとして、今回用いた入力地震動が、周波数特性が均一である模擬地震動であったためと考えられる。特定の周波数が卓越している実地震動記録を用いた場合は、実地震動の周波数特性と地盤種別の固有周期の関係より図 5 の関係がばらつくことが予想される。しかし、周波数成分までを予測した入力地震動の設定は事実上困難であること、周波数特性が均一ということは、実地震動の周波数特性を包含しており安全サイドの検討であることがいえること、等より問題はないものと考える。

$$\lambda = G/G_m = 1.4209e^{-0.004x} \quad \cdot \quad (2)$$

ここで、λ：せん断剛性低減係数，x：入力（最大）加速度(gal)

3．3 地盤ばね設定フロー

3．2で設定したせん断剛性低減係数λを取り込んだ地盤ばね設定法フローを図 6 に示す。さらにこのフローより設定した地盤ばねと前述した鉄道構造物の L2 地震動の地盤ばねを比較した結果を図 7 に示す。同図の地盤ばねは、均一地盤モデルのN値をパラメータとし、3m×3m の矩形断面の側面ばねを計算したものである。

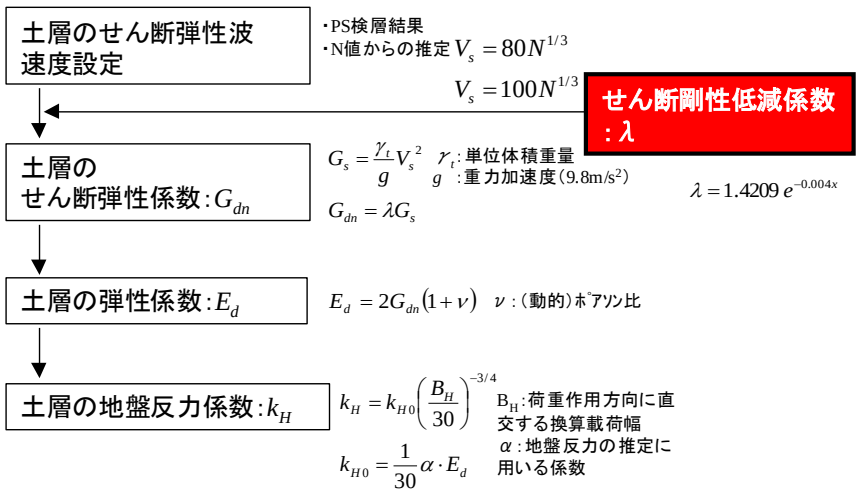


図 6 地盤反力係数算定フロー

同図より、鉄道指針の L2 地震動の地盤ばねは、本調査における入力地震動レベル 600gal 程度に相当することが明らかになった。この結果は、鉄道指針が L2 地震動として最大加速度 749gal 相当の基盤地震動波形と規定していることと概ね整合し、また本報での地盤ばね設定法が妥当であると判断できる。

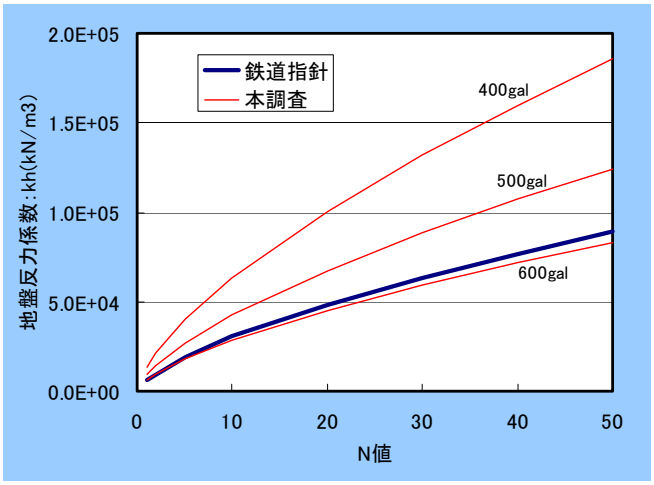


図 7　地盤反力係数の比較

４．構造変化部耐震対策工の基本検討

４．１　耐震対策工基本方針の検討

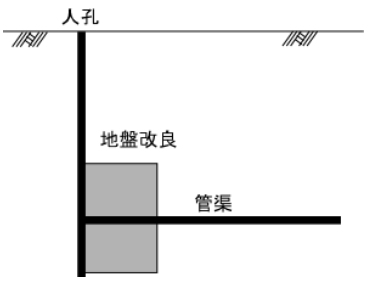
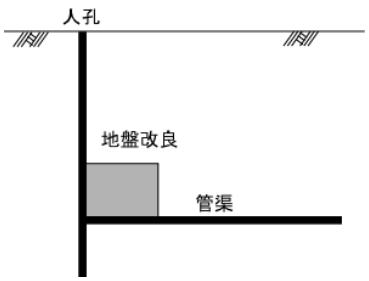
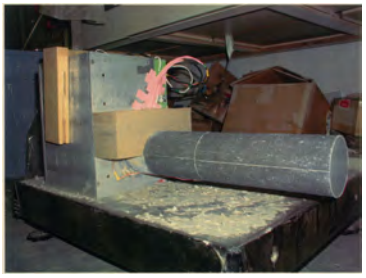
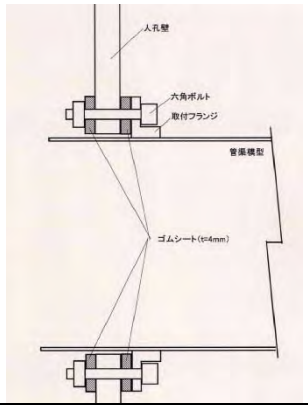
本調査では、前述した地盤の非線形特性を踏まえた地盤ばね設定法による構造変化部の耐震設計計算法の検討を行う一方、構造変化部の耐震対策工の基本方針についても動的遠心載荷模型実験（図８）等によりその挙動メカニズムおよび対策工の効果について検証した。以下にその概要をまとめる。

表 5 に構造変化部対策工の検討ケースを示す。これら検討ケースに対する動的遠心載荷模型実験を行い、その挙動メカニズムおよび対策工効果について検討した。

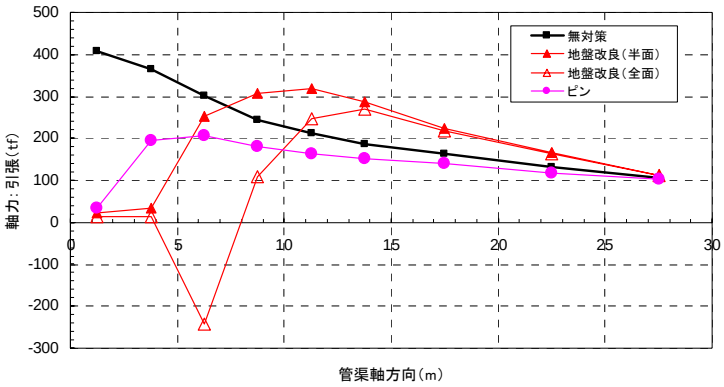
図８　遠心載荷装置

型式	ビーム型遠心載荷装置（スイングアップ式）
回転半径	2,600mm（プラットフォームまで）
最大遠心加速度	250G（静的実験時），100G（動的実験時）
最大搭載質量	1,000kg（遠心加速度 62.5G 以下）
遠心装置容量	約 100(G･ton)
ﾌﾟﾗｯﾄﾌｫｰﾑ寸法	幅 1,000mm×奥行 800mm×高さ 900mm
駆動モーター	AC200V、90kW
スリップリング	計測用：非接触型光スリップリング（4 極） 動力用：接触型スリップリング AC300V,15A（6 極） 制御用：接触型スリップリング AC300V,3.5A（16 極）
ﾛｰﾀﾘｰｼﾞｮｲﾝﾄ	5 極（油圧 2：耐圧 210kgf/cm², 空気圧 2：耐圧 10 kgf/cm², 水圧 1：耐圧 100kgf/cm²）
観測装置	連続映像：マイクロ CCD カメラをプラットフォームに搭載し外部で VTR 記録，静止画像：60m×60m カメラ写真撮影，写真解析
計測装置	入力チャンネル数：30ch（動ひずみアンプ 30ch、チャージアンプ 18ch） サンプリング形式：同時サンプリング サンプリング速度：最大 20kHz（50μsec.）

表５　構造変化部対策工の基本方針

剛構造化１	剛構造化２	柔構造化
		
	施工性を考慮し、管きょ上半面のみ地盤改良を施したケース 	人孔接続部をピン構造でモデル化したケース 

実験結果を図９に、模型土層の物性値を表６に示す。同図によると、接続部をピン構造でモデル化した柔構造化の場合、明らかに接続部の断面力ピークをカットする効果がうかがえるのに対して、地盤改良で接続部を剛構造化した場合、接続部の断面力は小さくなるものの、大きな断面力が剛構造とした地盤改良部と地山との境界（本解析では接続部より5m 位置）にシフトする傾向が得られ（図１０）、根本的な対策工にはなり得ないケースが存在することが確認された。



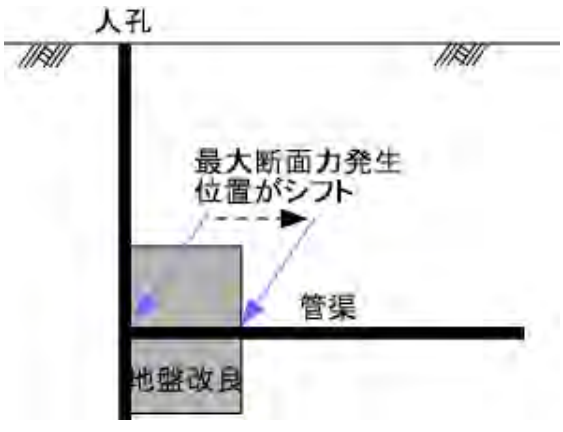
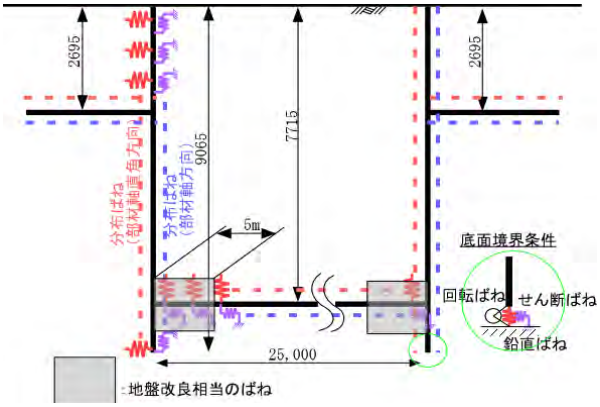


図９　管きょの地震時増分断面力（軸引張力）　図１０　地震時増分断面力最大値の発生

表６　解析ケース

解析ケース	地盤の特性値 T_G(s)	地盤ばね／改良部ばね
case1	0.368	1.8
case2	0.450	2.7
case3	0.585	4.6



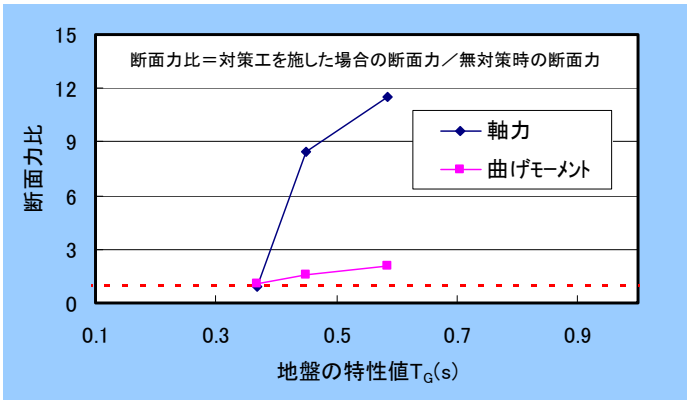


図１１　解析モデル（平面骨組み解析）　図 12　剛構造（地盤改良等）による断面力低減効果

次に、３．３で示した地盤ばね設定法による平面骨組み解析により、剛構造化が適用される地盤条件を検証した。解析モデルおよび解析ケースを図１１，表６に、解析結果として無対策に対する対策工(この場合剛構造化)を実施した場合の断面力比を図１２に示す。この結果から、地盤改良等による剛構造化で断面力低減効果が発揮されるケースは、固有周期の小さい、つまり比較的地盤が良好な場合に限られるものと考えられ、柔構造化に基づく耐震対策工と区別して取り扱う必要があることが得られた。

４．２　耐震対策工検討フロー例

４．１の結果を受けて構造変化部の耐震対策工を実施するための手順案を図１３に示す。本調査では既設の幹線管きょ構造変化部を想定していることより、対策する箇所の制約条件が場所に応じて多種多様であることが想定されるが、例えば同図で示した、a)近接する管路施設へバイパス等により管きょ内をドライ化可能、b)処理場・ポンプ所の構造変化部で管きょ内をドライ化は不可能だが開削用地確保が可能、等の各制約条件に対応した対策工の設定が可能と考える。

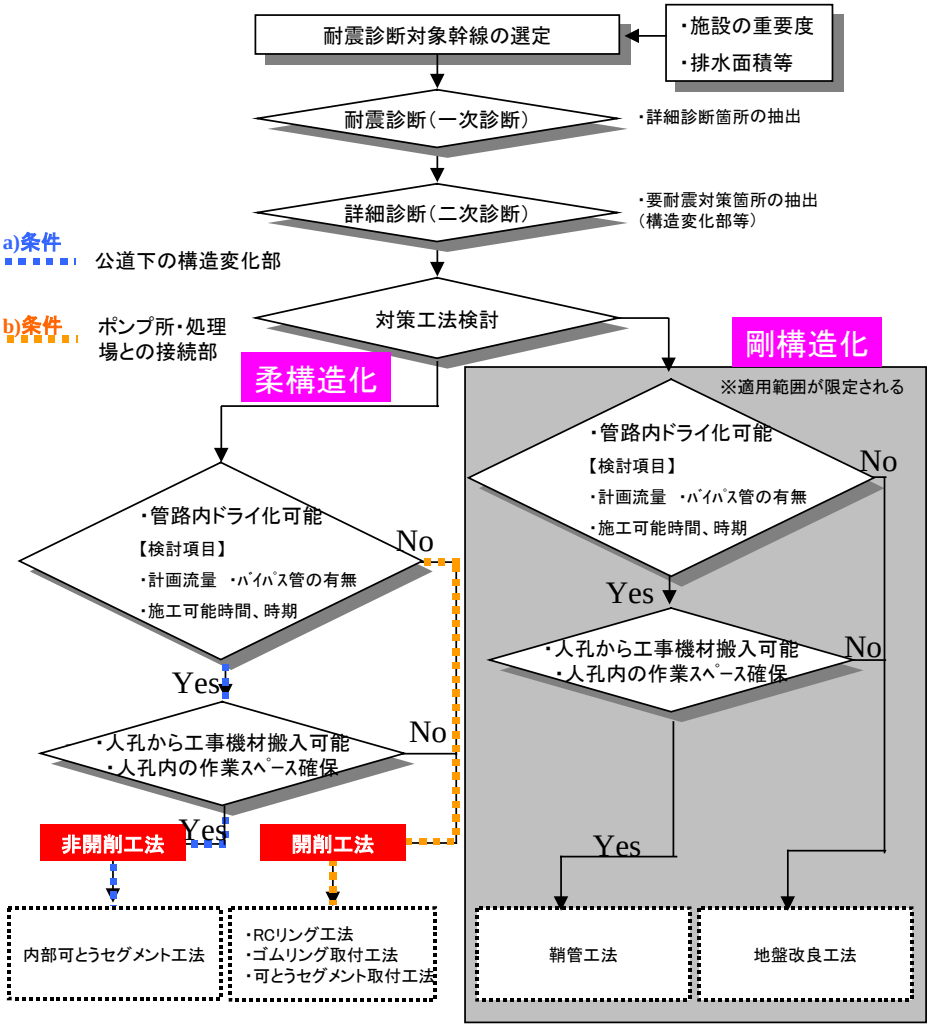


図１３　耐震対策工検討フロー

５．まとめ

本調査は、下水道既設幹線の耐震対策として地震時に最も影響を受けると予想される幹線管きょの構造変化部に着目し、調査・検討を行ったものである。調査方針は、動的遠心載荷模型実験、数値解析等を活用し、構造変化部における地震時挙動を明らかにした。さらに構造物周辺地盤のモデル化、具体的には地盤ばねの設定法がかぎになることを受け、その簡易的設定法および耐震対策工検討フローを検討した。

参考文献

１）運輸省鉄道局監修：鉄道構造物等設計標準・同解説　耐震設計編，鉄道総合技術研究所，平成 11 年 10 月.

２）（社）日本道路協会：道路橋示方書・同解説Ⅴ耐震設計編，平成 2 年 2 月.

１－３　再生水対応型トイレ機器の開発に関する共同研究

施設管理部　施設管理課　葛西　孝司
施設管理部　施設管理課　宮岡　武志

１．研究の目的

再生水をトイレ洗浄水として使用した場合、水道水との水質の違いから金属部分の腐食・便器等への汚れの付着や臭気の発生などの問題が懸念される。トイレ機器の改良によりこれらの支障を未然に防ぐ技術について研究した。

なお、本研究は、東陶機器株式会社とノウハウ＋フィールド提供型共同研究として実施したものである。

２．再生水使用に伴う苦情

平成１３年度に業務部において実施された「再生水アンケート調査結果」[1)]によるとユーザーからの苦情内容は概ね次のとおりであった。

（１）　便器にシミが付く
（２）　排水管が詰まる（尿石の付着）　} 本研究で対応
（３）　フラッシュバルブの故障が多い
（４）　ユスリカの幼虫が混入
（５）　夏季に臭気が強い　} 供給側での対応
（６）　水に色が付いている

本研究では、トイレ機器の改良により対応が可能だと思われる（１）～（３）についてその防止策を調査した。

なお、（４）～（６）については、水処理設備の改善など再生水の供給側での対応が必要であると考えられる。

３．再生水水質の特徴

平成１３年度の再生水水質分析結果および水道水を表１に示す。

表１　再生水と水道水の水質比較

	芝浦処理場	有明処理場	落合処理場	水道水
ランゲリア指数	-0.6～-1.2	-0.6～-1.3	－	-0.8～-2.7
溶解性物質（mg/ℓ）	532～840	530～570	240～310	63～240
カルシウム硬度（mg/ℓ）	72～94	58～85	－	17～83
アルカリ度（mg/ℓ）	50～97	47～79	16～43	12～53
色度	8～27	１～６	2～16	0

注）水道水：平成１２年度「水質年報」（東京都水道局）[2)]より抜粋

各成分の特徴

ランゲリア指数とは、水の腐食性を示す指標であり、次式により計算される。

ランゲリア指数＝ｐＨ－8.313＋log（Ca^{2+}／20）＋log（アルカリ度/50）
－（２$\sqrt{0.000025\times溶解性物質}$）／（１＋$\sqrt{0.000025\times溶解性物質}$）
ランゲリア指数が＝０の場合、化学的に安定している
＞０の場合、スケールが形成されやすい（結晶の析出）
＜０の場合、腐食性が強い

溶解性物質：濃度が高いほど腐食性が強くなる。
カルシウム硬度：濃度が高いほどスケールが発生しやすい。
アルカリ度：数値が高いほどスケールが発生しやすい。
色度：色の程度を表す指標。数値が大きいほど黄色い色が強い。

表１から水道水を含めいずれもランゲリア指数がマイナスであることから、金属を腐食する作用があることがわかる。逆に、再生水は、カルシウム硬度およびアルカリ度が水道水に比べ若干高めであることから、使用状況によってはスケールの発生も考えられる。実際、フラッシュバルブにスケールが付着し、動作不良が生じるとの苦情も一部のユーザーから寄せられている。

また、色度が高いため、利用者に不快感を与えたり、便器へのシミの付着などが懸念される。

４．調査内容

本研究では、次の３つのテーマでフィールドでのテストを実施した。

４．１　フラッシュバルブの改良

通常のフラッシュバルブは、真鍮製（銅と亜鉛の合金）である。金属の亜鉛は水との反応性が比較的高いため、長期間の使用により真鍮中の亜鉛が水に溶けだしもろくなる。使用状況により腐食の程度が異なるが、水道水の使用ではおおよそ３年に１度交換されている。しかし、再生水を使用した施設では１～２年で交換するケースも報告されている。

金属のすずは、亜鉛に比べ腐食に強い。従って、すず合金めっきを黄銅の表面に施すことで腐食に強くなると考えられる。

本調査では、フィールドで使用されているフラッシュバルブ内部の部品をすず合金めっき製および従来製品にそれぞれ交換し、両者の耐久性について約１年間比較した。

４．２　便器の釉薬の改良

通常の便器は、表面をレンズなどで拡大して観察すると凹凸が見られる。この部分に汚れが付着しやすく、除去しにくかった。本調査では、特殊加工により表面をより滑らかにするとともに、汚れの付きにくい釉薬を施すことにより、便器に汚れが付きにくく、付着しても落としやすい製品の開発を目指した。

フィールドには、図１に示すように、便器の右半分を改良型、左半分を従来型の釉薬で処理した便器を設置して汚れの付着状況を観察した。

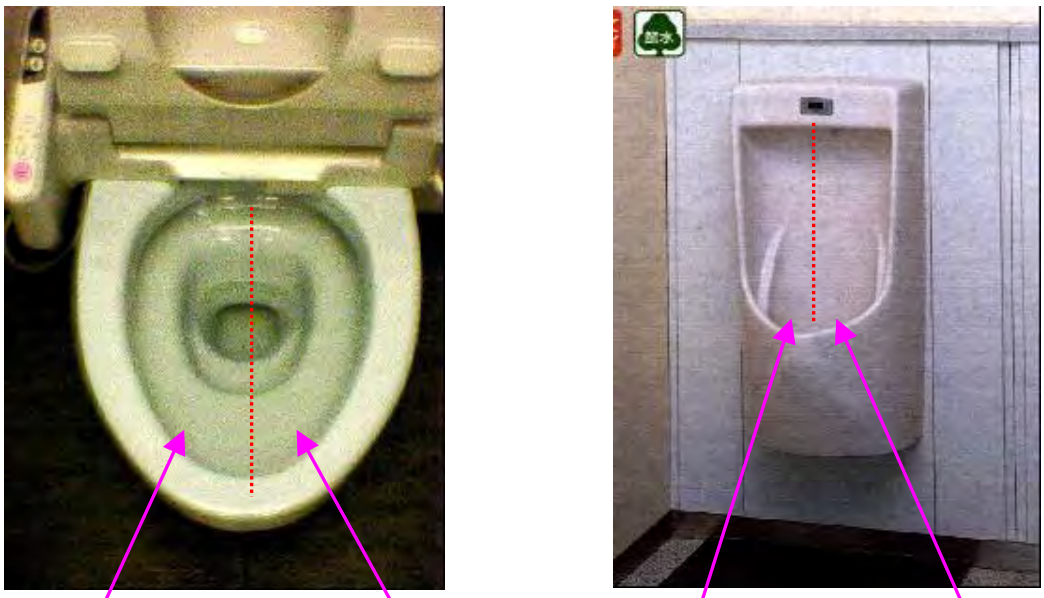


図１　便器への汚れの付着調査

４．３　排水管への尿石の付着防止

尿石とは、尿などに含まれる成分が結晶として排水管等に付着し固まったものである。一度付着した尿石は簡単には除去できないため、専門の業者に清掃を委託するか、排水管そのものを交換してしまう場合が多い。

排水管への尿石付着のメカニズムは次のとおりである。

$$CO(NH_2)_2 \xrightarrow{\text{バクテリアによる分解}} NH_3 \xrightarrow{\text{pHの上昇}} CaCO_3、Ca_3(PO4)_2\downarrow$$

尿素　　アンモニアの発生　　カルシウムの炭酸塩、りん酸塩などが析出

尿に含まれる尿素がバクテリアのはたらきにより分解されアンモニアを発生させる。このアンモニアが排水管内に貯まった水のｐＨを上昇させる。水中のカルシウムはｐＨが高いほど結晶化しやすい性質があるため、カルシウムの炭酸塩やりん酸塩が排水管等に析出する。

ここで、バクテリアの作用を抑えることで右に進む現象が抑えられるため、尿石が付着しにくくなると考えられる。バクテリアの繁殖を抑える方法として、次亜塩素酸ナトリウムなどの薬品を添加する方法が考えられるが、薬液の補充などが不要で維持管理の容易な方法として電解装置を用いた方法について調査した。その原理は、以下のとおりである。

- 銀イオン（Ag^+）には殺菌効果がある。
- 再生水中に銀の電極を浸し通電すると銀がイオンとして再生水中に溶出する。（Ag^+の濃度は通電する電流によって容易にコントロールできる。）
- 排水管中での細菌の繁殖は、水が停滞する夜間に活発になるため、この時間帯に、Ag^+を含む洗浄水を定期的に流すことで細菌の繁殖を抑制する。

調査では、排水管の尿石を高圧洗浄によりできる限り除去してから、Ａｇ$^{+}$を含む洗浄水を流す系統と流さない系統で尿石の付着状況の違いを観察した。また、通常、水だけの洗浄の場合、排水管内での細菌の繁殖を抑制するため洗浄水の使用量が多めに設定されている。Ａｇ$^{+}$による洗浄では、排水管内にＡｇ$^{+}$が保持されていればバクテリアの繁殖が抑制されるため節水が可能と考えられる。このため、Ａｇ$^{+}$で洗浄する系統については対象系統に比べ３０～５０％水量を削減して尿石の付着量を観察した。

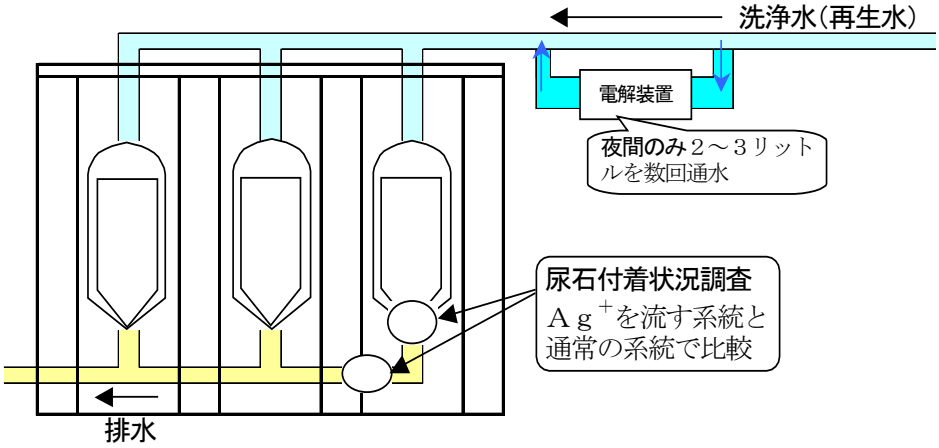


図２　　尿石付着量の比較調査概念図

５．調査期間と調査場所

フィールド調査の場所、調査期間、調査内容は次のとおりである。

表２　　フィールドテスト実施状況

供給処理場名	落合処理場		有明処理場
フィールド	中野坂上ハーモニースクエア	新宿三井ビル	有明フロンティアビルＢタワー
調　査　期　間	平成 12 年 11 月～13 年 11 月	平成 12 年 11 月～13 年 11 月	平成 12 年 12 月～13 年 11 月
フラッシュバルブの改良	１セット（大小）	１セット（大小）	２セット（大小）
便器表面の改良	－	１セット（大小）	１セット（小のみ）
尿石付着の防止	－	１セット（小のみ）	１セット（小のみ）

フィールドの選定に当たっては、一般的なオフィスでトイレ用水に再生水を使用している場所であり、１台の小便器の使用回数が１日１５回以上見込める場所を条件とした。芝浦処理場の再生水供給先にはこの条件に合うフィールドがないため調査を実施しなかった。

６．調査結果

６．１　フラッシュバルブの改良

約１年間のフィールド試験の結果は、表３のとおりである。

表３　　フラッシュバルブ試験結果

フィールド	器具の種類	テスト品の状況	
		改良型フラッシュバルブ（すず合金めっき処理）	従来型フラッシュバルブ（黄銅またはニッケルめっき）
中野坂上ハーモニースクエア	大便器用	変化なし	変化なし
	小便器用	変化なし	変化なし
新宿三井ビル	大便器用	摺動部がわずかに摩耗	変化なし
	小便器用	摺動部がわずかに摩耗	黄銅部品が赤茶色に変色。
有明フロンティアビル（１，２階）	大便器用	変化なし	変化なし
	小便器用	変化なし	ニッケルめっき部が黒色に変色
有明フロンティアビル（８階）	大便器用	変化なし	ニッケルめっき部が黒色に変色
	小便器用	変化なし	黄銅部品が赤茶色に変色。

１年間の使用で従来型フラッシュバルブの８カ所中４カ所で部品表面の腐食が認められた。このうち、有明処理場の再生水では４カ所中３カ所で腐食が認められ、落合処理場の再生水より腐食性が高いと考えられる。このことは、表１の処理場別再生水質で落合処理場に比べ有明処理場の溶解性物質の濃度が高いことからも推察される。すず合金めっきを施した部品では、一部のフィールドで摩耗が見られたが調査期間中ではほとんど腐食が認められなかった。

黄銅製　　すず合金めっき

図３　　腐食状況の比較（新宿Ｍビルでの小便器用）

６．２　便器の釉薬の改良

右半分を汚れが付きにくい釉薬、左半分を従来の釉薬で処理した便器を用いて１年間フィールド試験を実施した。結果は、図４のように改良型の釉薬で処理した面の汚れ落ちが良い傾向が見られた。しかし、その差はわずかであった。なお、写真では汚れが目立つように染色処理をしている。

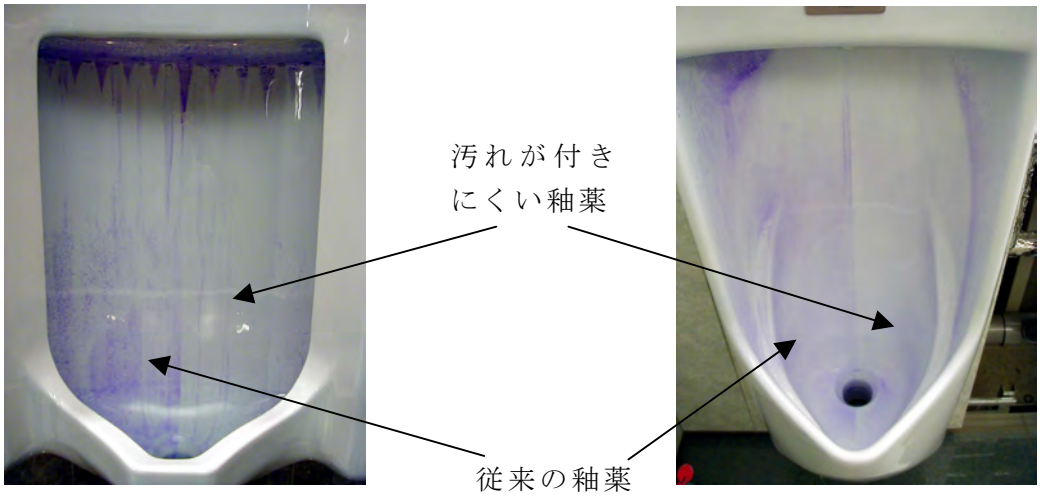


図４　　釉薬の改良による汚れの比較

本調査で、汚れ落ちに明確な差が見られなかったのは、定期的な清掃により便器が常に綺麗に保たれているためと考えられる。このことから、通常のオフィスでは釉薬の改良による効果は小さいものと考えられる。

６．３　排水管への尿石付着の防止

１年間使用したトイレの横引き排水管への尿石の付着状況を図５に示す。なお、調査開始時に尿石が付着しているのは、高圧洗浄によっても除去できなかったものである。

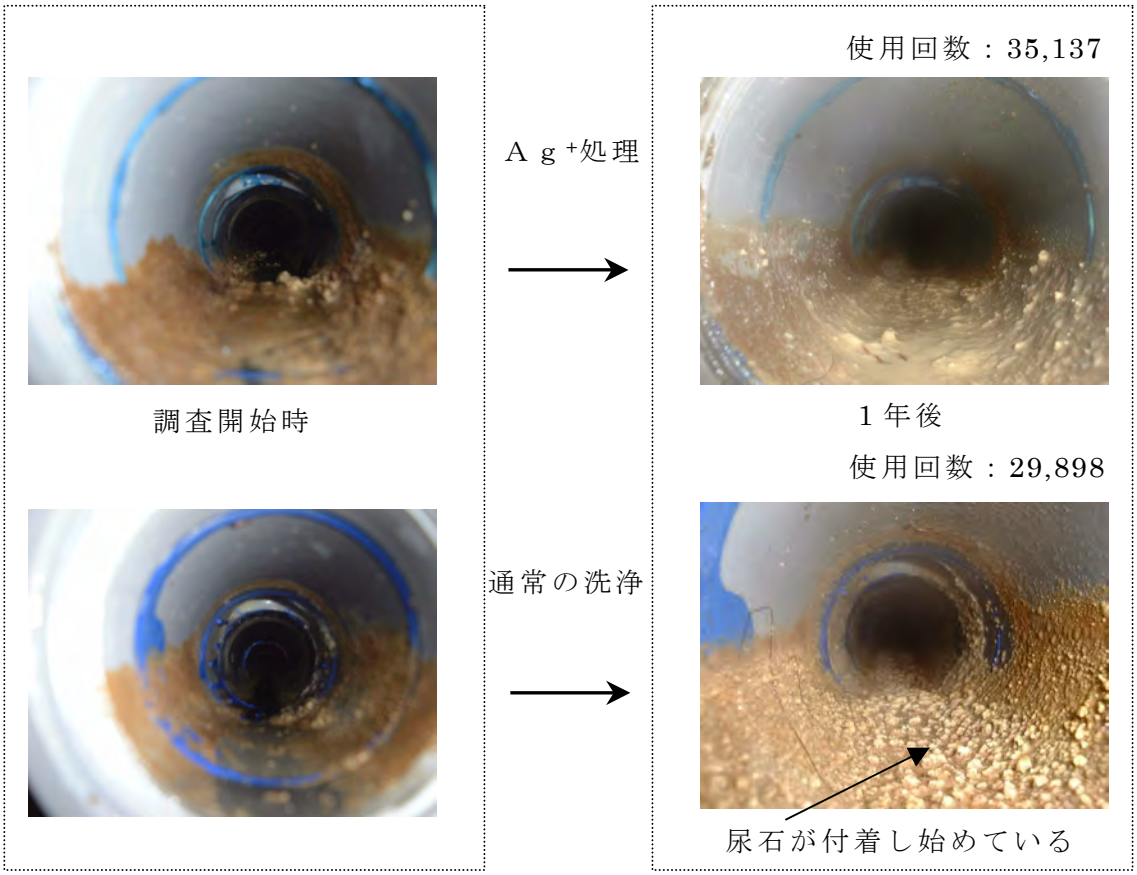


図５　尿石付着状況

図５のように電解水（Ａｇ⁺を含む）を使用した系統では、尿石の付着はわずかであり、尿石付着防止の効果が認められた。

７．実験結果と評価

再生水をトイレの洗浄水として使用しているフィールドにおいて以下の３項目について調査した。

１）フラッシュバルブの腐食防止

２）便器への汚れの付着防止

３）排水管等への尿石付着の防止

フラッシュバルブの腐食防止では、使用状況により異なるが、従来の黄銅製品やニッケル合金めっき製品に比べ、すず合金めっき製品が防食性に優れていた。

便器への汚れ付着防止では、釉薬の改良により汚れの付着が抑制されたが、その差はわずかであった。通常のオフィスでは、定期的な清掃が行き届いているため明確な差が認められなかったものと考えられる。

排水管等への尿石付着の防止では、電解水（Ａｇ⁺を含む洗浄水）を夜間に数回通水することで効果が認められた。また、Ａｇ⁺の殺菌効果により洗浄水の使用量を約５０％削減しても尿石の付着が少なかった。

８．実施設への導入

本研究の結果をもとに､コスト面を考慮した実施設への導入の効果は次のとおりである。

表４　研究成果と実施設への導入の可能性

	コスト	導入による効果
腐食に強いフラッシュバルブ（すず合金めっき製品）	従来製品より５～１０％高い	耐久性が増す コスト面での問題はない
汚れが付きにくい便器（釉薬の改良）	従来の便器より約１割高い	通常のオフィス（清掃が定期的に実施される）では効果が小さい
排水管等への尿石の付着防止（Ag^+を含む水による洗浄）	１便器に１台の電解装置の設置が必要 (58,000 円／台)	洗浄水の使用量が削減でき、コスト面でも有利である。 尿石除去費用が低減できる

ただし、それぞれの機器の効果については、使用条件により異なることが予想される。

注：平成１４年４月から施行されている「再生水利用事業事務処理要領」に基づき、すず合金めっき製フラッシュバルブの使用が指導されている。

参考文献

１　東京都下水道局業務部　「再生水アンケート調査結果」平成１３年度

２　東京都水道局　「水質年報」平成１２年度

１－４　シールド急曲線施工に関する調査

北部建設事務所　設計課　栗 澤　　誠
永井　正伸

１．はじめに

軟弱地盤におけるシールド急曲線施工では、従来、トンネル線形確保のため曲線外側に地盤改良による反力壁が造成されている。しかしながら、一般に急曲線部は埋設物が輻輳する交差点内に多く、地盤改良工事のための工事費増大、路上工事による道路交通への影響、場合によっては工期延伸等の問題が生じている。

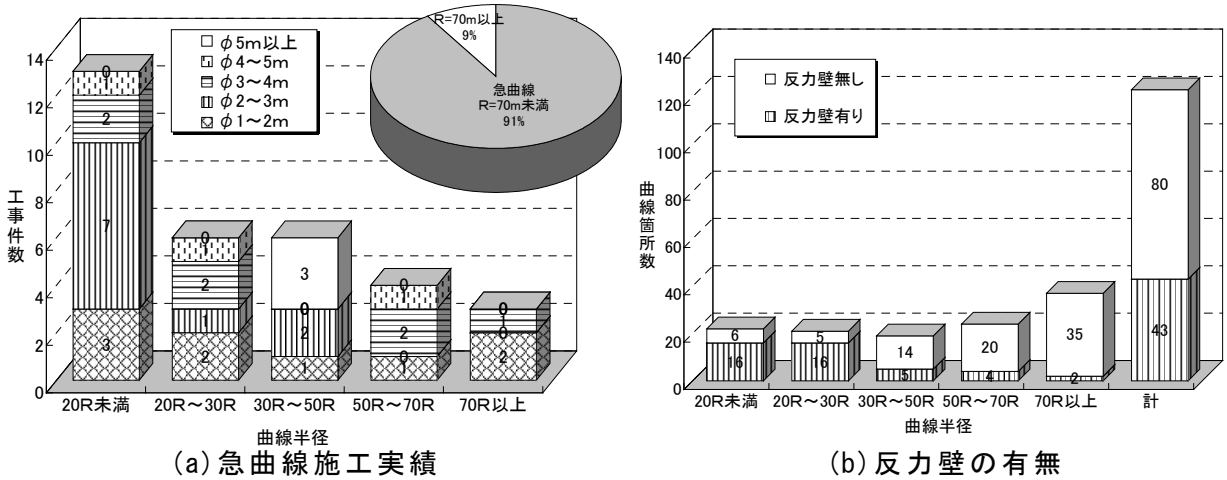
一方、近年、シールド機は中折れ装置を装備し曲線施工能力が格段に向上している。また、シールドトンネルの構造解析技術の進歩により、セグメントリング間の継手挙動を考慮した解析手法が提案されている[1)]。このようなことから、シールド急曲線施工時の実際のトンネル挙動を適切に反映した解析手法を適用することにより、設計の合理化を図ることができると考えられる。

以上のようなことから、平成 12 年度には、シールド急曲線部の設計・施工の実態調査を行い、新しい設計手法を提案するとともに、その手法に基づいてモデル工事に対する予測解析を行った。平成 13 年度には、モデル工事の計測データを分析して提案した設計手法の妥当性を評価した上で、設計手引きを作成した。本稿は、これらの成果について報告するものである。

２．シールド急曲線部の設計・施工の現状

２．１　シールド急曲線施工の実績

東京都下水道局におけるシールド急曲線施工の実績（平成 10～12 年度）は、図１(a)に示すとおりであり、曲線半径Ｒ＝70ｍ未満のシールド急曲線工事が全体の 91%を占めている。曲線半径別にはＲ＝20ｍ未満が最も多く、急曲線工事の中の 45%を占める。また、シールド急曲線工事における反力壁の施工実績（平成 10～12 年度）は、図１(b)に示すように、急曲線部 123 ヶ所中 43 ヶ所（35%）で反力壁が造成されており、曲線半径が小さくなるほど反力壁を造成する割合が多くなる傾向がある。



(a)急曲線施工実績　　(b)反力壁の有無

図１　東京都下水道局におけるシールド急曲線施工の実績（平成 10～12 年度）

２．２　従来の設計方法

シールド急曲線部の従来の設計では、シールド機はその先端部が曲線外側の地盤に反力をとることによって曲がるという考え方に基づき、反力が期待できないような軟弱地盤では、地盤改良により反力壁を造成するように設計されている（図２参照）。

しかしながら、このような設計の考え方は、シールド機の中折れ装置が開発される以前の考え方であり、中折れ装置が実用化されて久しい現在においても、経験的に用いられているのが実状である。

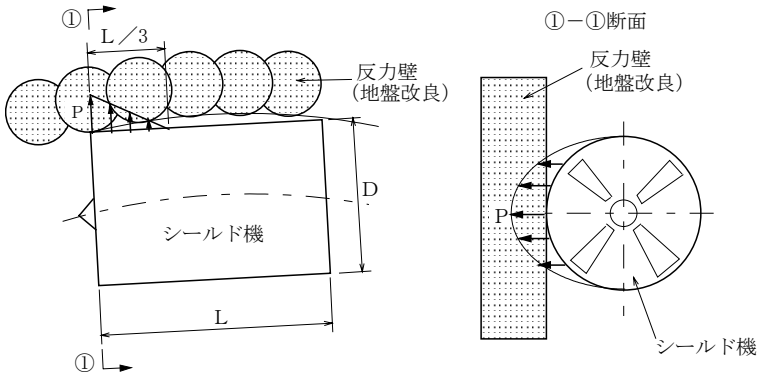


図２　急曲線部（補助工法）の従来の設計方法

３．シールド急曲線部の設計方法の提案

３．１　急曲線施工時の実際の挙動

近年のシールド機は、中折れ装置を装備することにより、曲線線形に追従しやすい構造となっている。そのことにより、従来の設計で考えられていたシールド機先端部での曲線外側からの地盤反力を期待しなくても、シールド機を曲げることが可能であると考えられる。

そこで、反力壁を造成し中折れ式のシールド機を用いて施工された急曲線シールド工事における、シールド機通過前後の地盤変位ならびに土中土圧に関する既往の計測事例[2)]を調査した。その結果、急曲線部周辺の地盤は、シールド機先端（切羽）到達時には曲線外側・内側ともシールド側に変位し、テール脱出時には曲線外側方向に変位していることがわかった。また、土中土圧については、シールド機中央が通過するまでは、曲線内側の土圧の方が曲線外側より若干大きく、シールド機中央が通過した後は、曲線外側の土圧の方が大きいことがわかった。すなわち、シールド機先端部が曲線外側の地盤を押すような傾向は見られず、むしろ、シールド通過後に後方のセグメントが地盤を押す傾向が見られた。

また、同様に既往の計測事例では、急曲線施工時のジャッキ推力により、曲線外側へのトンネルの変位、およびトンネル軸方向の曲げモーメントが生じていることが確認されている[3)]。

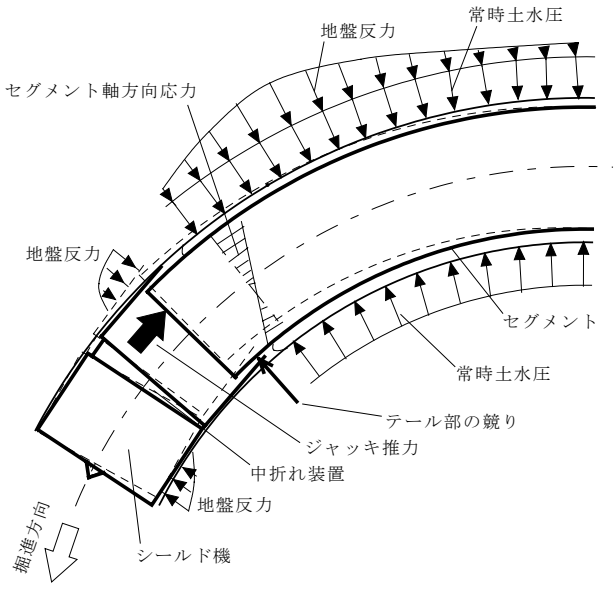


図３　急曲線施工時に予想される挙動

これらのことから、急曲線施工時のシールドトンネルには、図３に示すようなジャッキ推力の偏心荷重によるトンネル全体の曲線外側への変位、およびそれに伴うセグメントへの地盤反力ならびにトンネル軸方向の曲げ変形が生じているものと考えられる。

したがって、シールド急曲線部の設計では、これらの挙動を考慮して設計を行うことが必要である。

３．２　急曲線部の合理的な設計方法

前章に示したシールド急曲線施工時の挙動実態より、中折れ式のシールド機による急曲線施工での反力壁の役割は、従来の設計で考えられていたようなシールド機先端部での曲線外側の反力確保ではなく、シールド機の掘進反力によりトンネル全体が曲線外側へ変位するのを抑制することであるといえる。従来の設計では、軟弱地盤ではほとんどの場合、まず反力壁を造成するような設計としているため、反力壁が結果的に上記の役割を果たしていたといえるが、本来、その役割を考慮して反力壁の必要性を最初に評価するべきである。

この場合、トンネル全体の曲線外側への変位を抑制するための方策として、従来のように反力壁でトンネルを押さえること以外にも、セグメントに働く地盤反力に対抗するためにセグメントの剛性を高めることが考えられる。これにより、セグメントは地盤反力を受容でき､軟弱地盤においても反力壁なしで安定した構造形を保持できるものと考えられる。すなわち、本体構造物であるセグメントに僅かな費用をかけることにより、仮設工事である地盤改良工事を省略して工事費を大きく低減することができる。

以上より、急曲線部の合理的な設計手法として、シールド機を含むトンネル全体の挙動を解析により評価する方法を適用することとした。

解析手法としては、急曲線部シールドトンネルを、地盤ばねで支えられたトンネル軸方向のはりーばねモデルで模擬し、これに急曲線施工時のジャッキ推力を作用させることとした。シールド機についても地盤ばねで支えられるものとして支承ばねを設置した（図４参照)。

そして、解析で得られる地盤応力と原地盤の強度との比較により、反力壁の必要性を判定するとともに、トンネルの変位量および曲げ応力等の照査により急曲線部セグメントの設計を行うこととした。

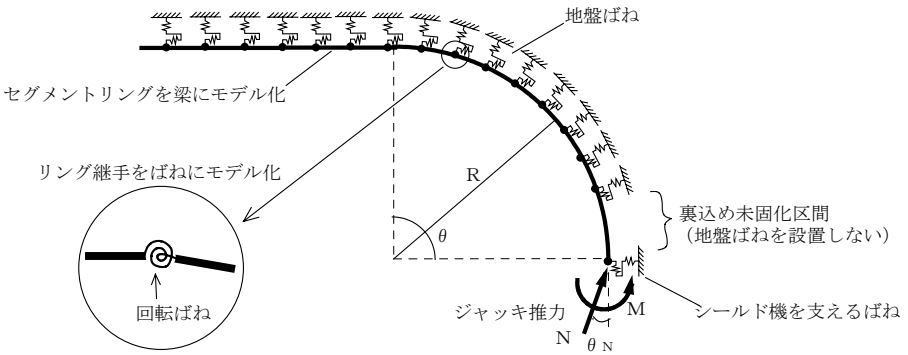


図４　解析モデルの概念図

４．モデル工事を対象とした検証

４．１　モデル工事の概要

急曲線シールドのモデル工事として、次の工事に対して上記の考え方を適用して急曲線部セグメント（鋼製セグメント）の設計を行った。

モデル工事の概要は以下のとおりであり、平面図は図５に示すとおりである。

・工事件名：第二東雲幹線工事　　・工事場所：江東区潮見一丁目付近
・急曲線部曲線半径：Ｒ＝30m　　・シールド機：土圧式シールド機
（中心角約 85°）　　中折れ装置装備
・土被り：23～25m　　・セグメント外径：2950mm
・土質条件：沖積粘性土（Ｎ値 2～3）　　・補助工法：遮へい袋付きセグメント

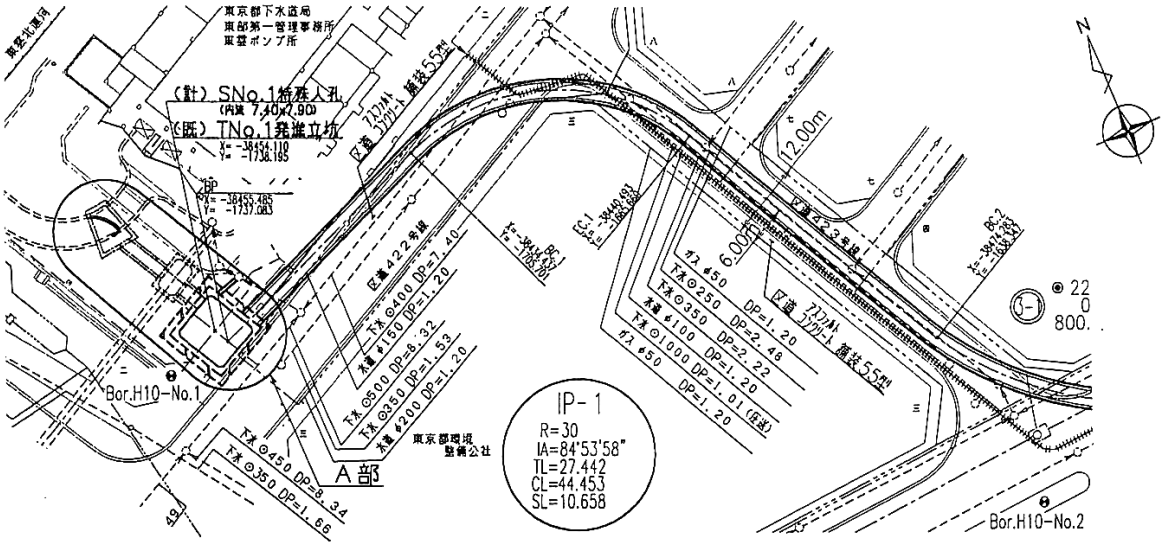


図５　モデル工事の平面図

４．２　急曲線部の予測解析結果

４．２．１　トンネル軸方向の構造解析

前述した解析モデルにより、急曲線施工時のジャッキ推力を作用させた場合のトンネル軸方向の構造解析を行い、地盤反力および断面力等を算定した。解析の結果、最大地盤反力は 54kN/m^{2}と地盤の強度（662kN/m^2）を下回ることから反力壁造成のための地盤改良は必要ないと判断した。しかし、原設計のセグメント（主桁厚 12mm）では、主桁の曲げ応力度が許容応力度を超えたことから、主桁厚を 14mm に変更することにより、最大曲げ応力度 304N/mm^{2}と、許容応力度（350N/mm^2）を満足する結果となった。

４．２．２　テール部の競りに対する安全性評価

シールド機テール部とセグメントに競りが生じた場合を想定し、リング継手断面のせん断力に対する照査を行った。その結果、原設計のリング継ぎボルト（強度区分 4･6）では強度が不足することが判明したことから、強度区分 8･8 のボルトに変更することにより、せん断応力度 248N/mm^{2}と、許容応力度（300N/mm^2）を満足する結果となった。

４．２．３　トンネル横断面の構造解析

トンネル軸方向の構造解析で得られた最大地盤反力を偏荷重として作用させた横断面の構造解析により、トンネルの断面力を計算して応力度照査を行った。その結果、横断面の安全性に問題ないことが確認された。

４．３　設計合理化による効果

前節に示したような設計を行うことにより、モデル工事においては地盤改良による反力壁を造成しなくとも急曲線施工が可能であると判断した。なお、従来の設計法で検討した結果､反力壁は必要であると判定されたことから､提案した設計法を適用したことにより、反力壁造成を目的とした地盤改良工事の省略が可能になったといえる。これに伴い、当該

工事では約 10%（シールド直接工事費）のコストダウンを図ることができた。

４．４　現場計測による検証

４．４．１　計測概要

急曲線部でのトンネルの挙動を確認し、提案した解析モデルの妥当性を検証することを目的として、モデル工事において現場計測を行った。

現場計測では、図６に示す３断面において急曲線施工に伴うトンネルの変位量、セグメントの応力、土圧等について自動計測を行った。また、シールド機のジャッキ推力、ジャッキパターン等の掘進データについても同様に自動計測を行った。

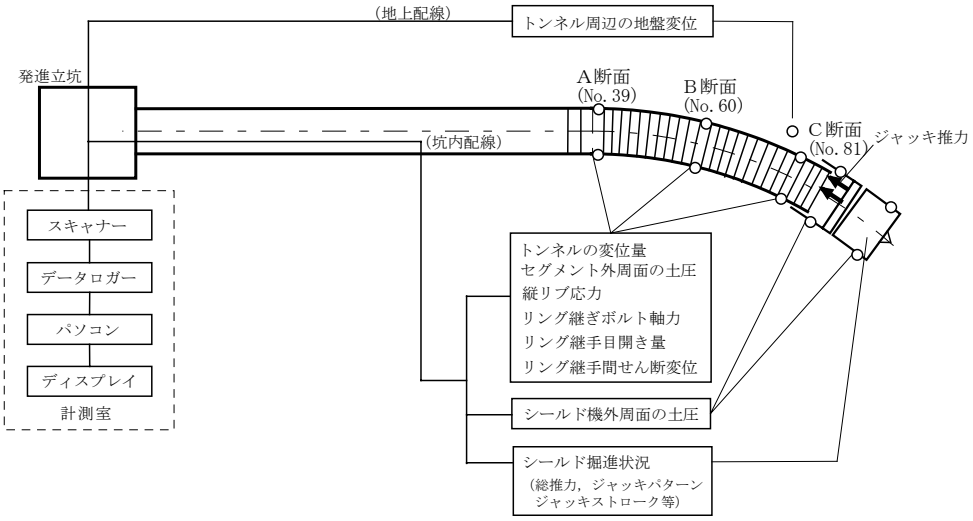


図６　計測位置およびシステム概要図

計測項目および計測機器等の一覧を表１に示す。

表１　計測項目および計測機器

検証項目	計 測 項 目	計 測 機 器	数　　量	計 測 位 置	計測方法
トンネル全体の挙動の検証	トンネルの変位量	レーザー測量機	1点×3リング（計 3点）	曲線外側	自動
	トンネル周辺の地盤変位	多段式傾斜計	4点×1断面（計 6点）	曲線外側	自動
地盤反力の検証	セグメント外周面の土圧	パッド式土圧計	2点×3リング（計 6点）	曲線外側・内側	自動
	シールド機外周面の土圧	土圧計	2点×2断面（計 4点）	前胴部と後胴部の左右	自動
トンネル軸方向の発生応力・変形挙動の検証	縦リブ応力	ひずみゲージ	12点×3リング（計36点）	曲線外側・内側（内縁・外縁）	自動
	リング継ぎボルト軸力	ボルト用ゲージ	3点×3リング（計 9点）	曲線内側	自動
	リング継手目開き量	パイ型変位計	1点×3リング（計 3点）	曲線内側	自動
	リング継手間せん断変位	カンチレバ型変位計	2点×3リング（計 6点）	曲線外側・内側	自動
	温度（ひずみの補正用）	熱電対	1点×3リング（計 3点）	曲線外側	自動
トンネル横断面の発生応力・変形挙動の検証	セグメント外周面の土圧	上記「地盤反力の検証」と兼ねる			
	トンネルの内空変位	パイプスケール	2方向×3リング（計 6方向）	水平・鉛直方向	手動
競りの検証	テールクリアランス	スケール	2点×全リング	曲線外側・内側	手動
	リング継手間せん断変位	上記「トンネル軸方向の発生応力・変形挙動の検証」と兼ねる			

４．４．２　シールド掘進データの分析結果

（1）ジャッキ推力

急曲線施工時のジャッキ推力の設計値は、曲線外側のジャッキのみを使用することを仮定し、装備推力の 50％の4000kNとした。これに対して実績値は部分的に設計値を超えた箇所があるものの、ほとんどの場合、設計値より小さめであった（図７参照）。

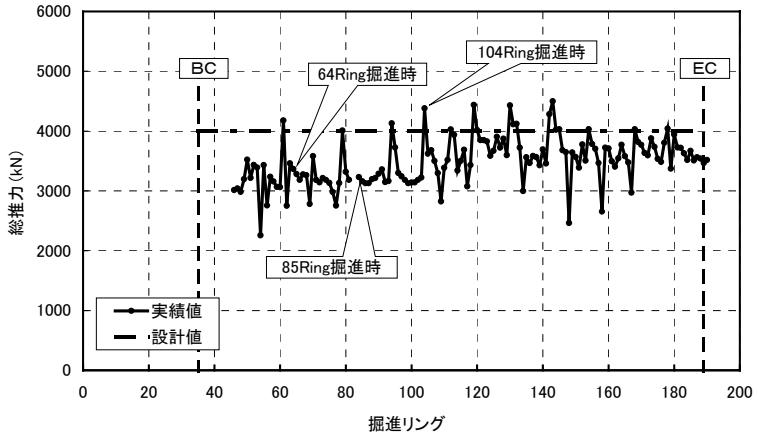


図７　掘進リングとジャッキ推力の関係

（2）ジャッキによる曲げモーメント

ジャッキ合力作用位置の偏心によりセグメントに作用する曲げモーメントは、ジャッキ推力とその合力作用位置の偏心距離より、次式で算出される（図８参照）。

Ｍ＝Ｎ×ｅ

ここに、Ｍ：曲げモーメント

Ｎ：ジャッキ推力（総推力）

ｅ：ジャッキ合力作用位置の偏心距離

施工実績では、曲線区間の初期段階および後半部で左回りの曲げモーメントが作用しているのに対し、その間では右回りの曲げモーメントが作用している。曲げモーメントの実績値は設計値（3560kN･m）の半分以下である（図９参照）。

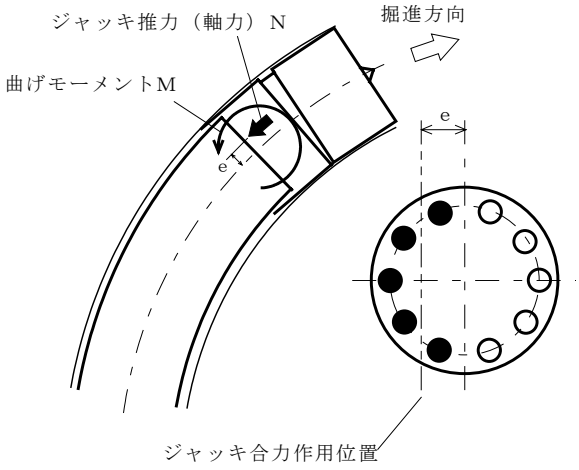


図８　ジャッキによる曲げモーメント

これらのデータより、当該工事における急曲線部でのジャッキパターンは、次の３パターンに大別できる。

① 曲線外側（左側）にジャッキ合力作用位置が偏心した押し方

② 左右のジャッキを均等に使用した押し方

③ 曲線内側（右側）にジャッキ合力作用位置が偏心した押し方

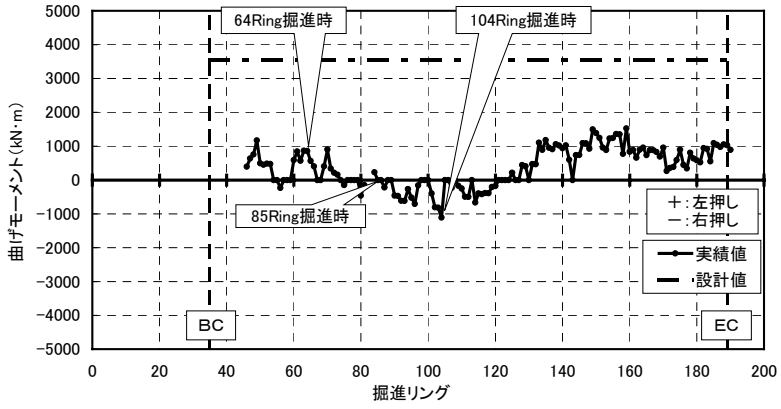


図９　掘進リングと曲げモーメントの関係

４．４．３　トンネル挙動の分析結果

急曲線部でのシールド掘進に伴うトンネル挙動に関するデータの中から、一例として、縦リブ応力（トンネル軸方向）の計測結果の例を図１０に示す。これに示すように、上記のジャッキパターンのうち、①（左押し；64Ring 掘進時）のときには曲線外側の縦リブの圧縮応力が大きく、③（右押し；104Ring 掘進時）のときには曲線内側の縦リブの圧縮応力が大きくなる傾向がある。すなわち、ジャッキパターンに応じて縦リブの圧縮応力が生じていることが確認された。

なお、当該工事では、曲線外側、内側ともに圧縮応力が生じている場合が多く、セグメントリングが全断面圧縮となっているものと考えられる。これは、ジャッキ推力に対してジャッキの偏心による曲げモーメントが小さいことによるものと考えられる。

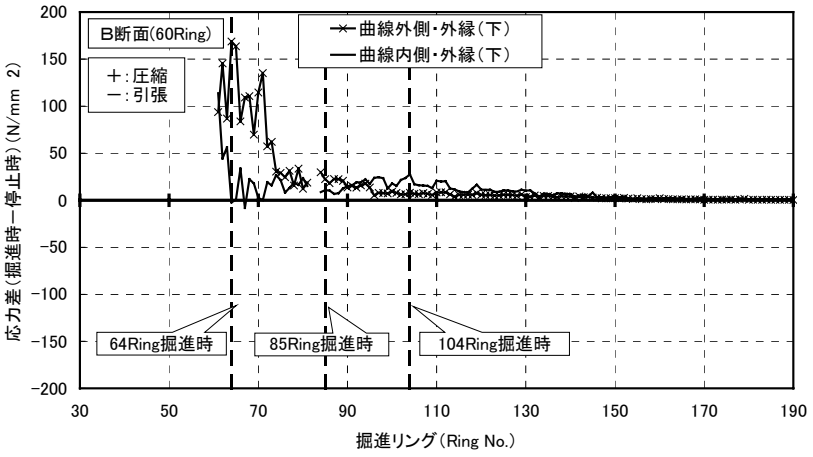


図１０　掘進リングと縦リブ応力の関係

４．５　施工実績を反映したシミュレーション解析

４．５．１　シミュレーション解析の条件

急曲線部の解析モデルの妥当性を評価するため、モデル工事の施工実績を反映したシミュレーション解析を行い、解析結果と計測結果との比較・評価を行った。

シミュレーション解析にあたっては、前述した３つのジャッキパターンに対してそれぞれ代表的な位置を１ケースずつ選定し、それらを解析位置として設定した。

解析位置の設定結果と作用荷重の実績を表２に示す。

表２　解析位置および作用荷重の実績

ジャッキパターン	解析位置	作用荷重の実績値		
		総推力 N（kN）	作用方向 θ_N（度）	曲げモーメント M（kN･m）
①曲線外側	64Ring掘進時	3368	1.078	857
②左右均等	85Ring掘進時	3162	1.484	0
③曲線内側	104Ring掘進時	4380	1.547	-1109

また、解析モデルは、本検討で提案した方法（以降、「提案式」と記す）のほかに、下水道関連の次の示す手引き類で用いられている解析モデルを用い、比較・評価することとした。

・シールドトンネルの耐震設計の手引き（案）[4]（以降、「耐震式」と記す）
・充填式シールド急曲線工法　技術マニュアル[5]（以降、「充填式」と記す）

ただし、基本的な解析モデルならびにトンネル軸方向の剛性評価方法以外は、各手引きとも条件を統一することとした。また、シールド機の支承ばねについては、耐震式では提案式と同様に考慮し、充填式では考慮しない場合（充填式１）と考慮した場合（充填式２）の両方で解析した。

各解析モデルを整理して表３に示す。

表３　解析モデル一覧表

手引き	解析モデル	軸方向剛性	シールド機ばね
提案式	はりーばねモデル	剛性Ａ	考慮する
耐震式	等価剛性はりモデル	剛性Ｂ	考慮する
充填式１	等価剛性はりモデル	剛性Ｃ	考慮しない
充填式２	等価剛性はりモデル	剛性Ｃ	考慮する

４．５．２　シミュレーション解析の結果

シミュレーション解析で得られた各ケースの曲げモーメントと、計測で得られた曲げモーメントの実測値とを比較した。曲げモーメントの実測値は、曲線外側と曲線内側の実測応力から、対象断面が全断面圧縮であることを考慮し、セグメントリングを等価円環断面として次式により算出した。

$$M=(\sigma_{外}-\sigma_{内})\cdot I/Dc$$

ここに、Ｍ　：トンネル全体の曲げモーメントの実測値

$\sigma_{外}$：曲線外側の縦リブ応力

$\sigma_{内}$：曲線内側の縦リブ応力

Ｉ　：セグメントリングの断面二次モーメント

Ｄｃ：セグメントリングの図心径

解析値と実測値の比較結果の一例（104Ring 掘進時）を図１１に示す。これより、提案式と耐震式の解析値が実測値とよく合っていることがわかる。これに対して充填式１ならびに充填式２は、シールド機付近では他のケースとほぼ同等であるものの、シールド機からの距離が大きくなるに連れて曲げモーメントが極端に大きくなり、22～23m付近で最大となる。最大位置に最も近いＡ断面で比較すると、実測値117kN･m に対して充填式２ではその 20 倍近く､充填式１では 30 倍以上となっている。

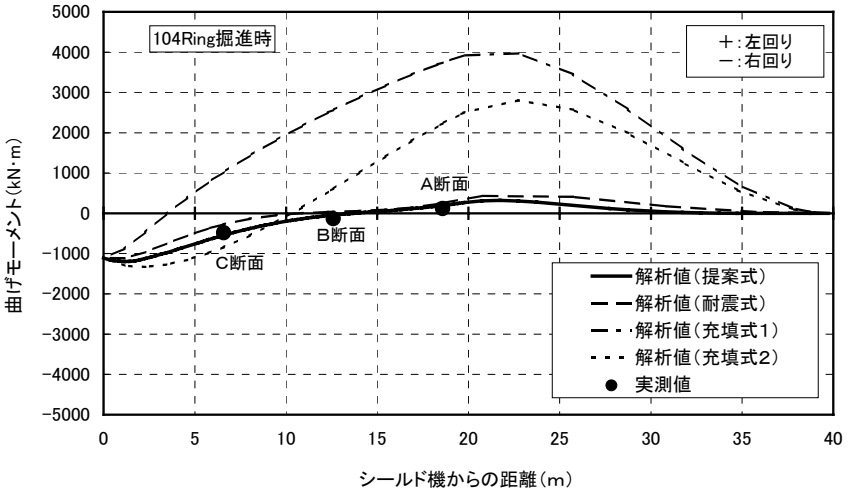


図１１　曲げモーメントの比較

４．５．３　袋付きセグメントを考慮した解析

前節までに示した解析では、袋付きセグメントを考慮していないが、実際の施工では急曲線部で３リングに１リングの割合で袋付きセグメントを使用している。そこで、ここでは、袋付きセグメントへの注入実績に基づき地盤ばねを設置して解析を行った。

裏込め材を注入した袋付きセグメントについては、裏込め材の材令に係わらず反力を期待できるものと考え、地盤ばねを設置した。また、解析モデルは、シールド機の支承ばねがある場合とない場合の違いを確認するため、提案式と充填式１（シールド機の支承ばねのないケース）を用いた。

解析結果より得られた曲げモーメントの分布状況の一例（85Ring 掘進時）を、前節の解析結果（袋付きを考慮しない場合）と比較して図１２に示す。

これに示すように、袋付きセグメントを考慮した場合の曲げモーメントの分布形状は、袋付きセグメントを考慮しない場合の解析結果とほぼ同等である。最大曲げモーメントは充填式１では４～８％の差、提案式では同等である。

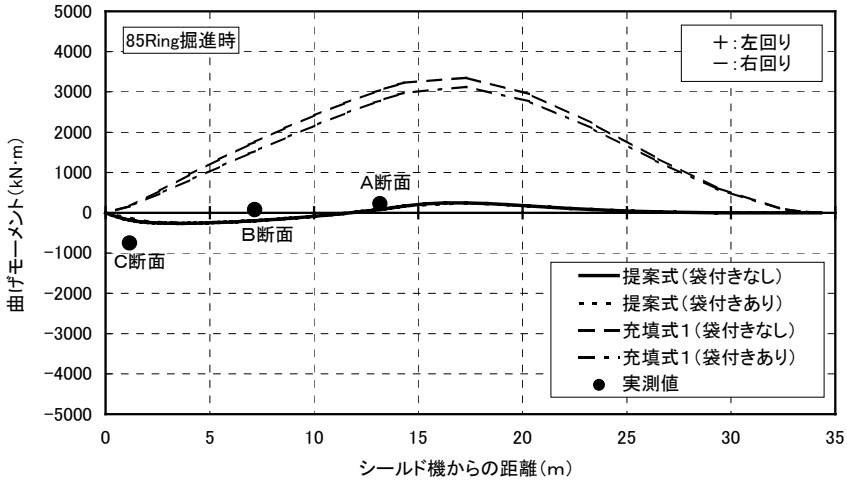


図１２　袋付きセグメントの有無による解析結果の比較

４．６　解析モデルの妥当性評価

シミュレーション解析では、前述したように、提案式、耐震式、充填式１および充填式２の解析モデルを用いて各々の解析結果と実測値を比較した。これらのうち、提案式と耐震式では、はりーばねモデルと等価剛性梁モデルという違いはあるものの、トンネル軸方向の等価曲げ剛性が同じオーダーとなり、計算される曲げモーメントならびに応力はほぼ同等であるとともに、いずれも実測値と比較的よく合うことがわかった。したがって、提案式ならびに耐震式の解析モデルは設計モデルとして妥当であり、両者によるトンネル軸方向剛性評価方法の違いが解析結果に及ぼす影響は小さいと考えられる。

一方、充填式のモデルで計算した場合、今回のような条件では、提案式ならびに耐震式と比べてトンネル軸方向の等価曲げ剛性が１～２オーダー程度大きくなり、セグメントの断面力が実測値よりも大きめに計算されるため注意が必要である。

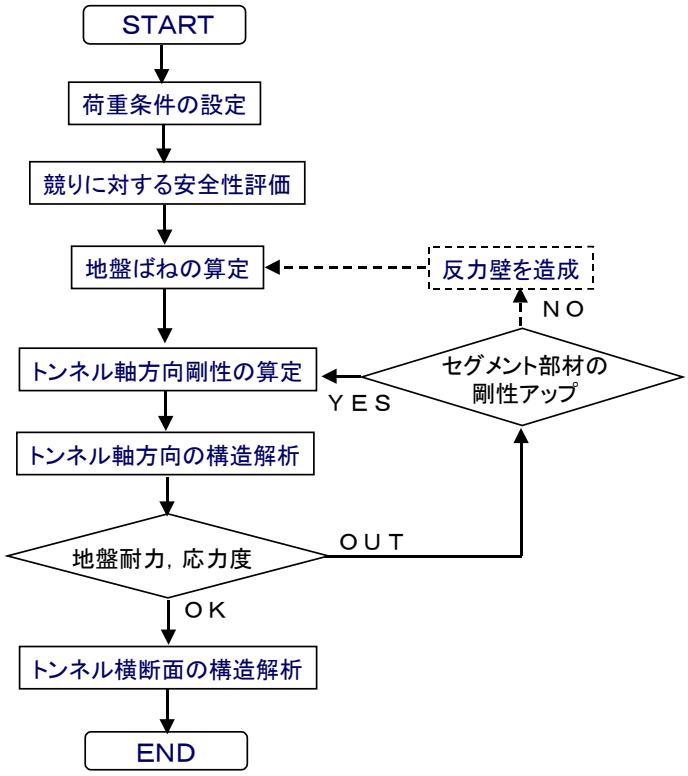
また、袋付きセグメントの設置実績を反映したシミュレーション解析を実施した結果、提案式では、袋付きセグメントを考慮しない場合と比べてほとんど差はないことがわかった。したがって、提案式により今回のような条件で解析した場合、袋付きセグメントの有無は解析結果に大きく影響しない。言い換えれば、解析上は袋付きセグメントによる効果はないということができる。ただし、裏込め材の切羽への回り込み、地山の緩みによる周辺地盤の沈下等、解析では考慮されないような施工面での不具合が予想される場合には、袋付きセグメントは有効であると考えられる。

５．設計手引きの作成

５．１　設計の基本的な考え方

以上の検討結果に基づき、シールド急曲線部の設計手引きを作成した。設計手引きでは、曲線半径70m未満の曲線部に対して、中折れ装置を装備した掘進機を使用して計画線形に沿った方向制御が可能なシールド工事に適用することを前提条件とし、急曲線施工時における防護対策の必要性判定およびセグメントの補強対策等の設計について取りまとめた。

図１３に概略の設計フローを示す。これに示すように、トンネル軸方向の構造解析を軸とし、解析で得られる地盤反力と地盤強度との比較およびセグメントの曲げ応力度の照査等を行い、許容値を超える場合はセグメント部材の剛性アップによりトンネル軸方向の剛性を高めて再度解析する、というように、急曲線施工時の地盤反力とセグメントの構造安定性をトンネル軸方向の剛性アップにより確保することを設計の基本としている。ただし、剛性アップで対応できないような場合には、地盤改良により反力壁を造成することとして解析を行う。



図

図１３　概略の設計フロー

５．２　経済的なセグメント設計の方法

トンネル軸方向の剛性を高めるためには、セグメント本体の剛性を高める方策とリング継手の剛性を高める方策が考えられる。セグメントの合理的な設計のためには、これらの方策のうち、セグメントのコストを大きく上げることなくトンネル軸方向の剛性を効果的に高めることができる方策を選定することが有効である。

そこで、モデル工事の急曲線部セグメントを対象に、セグメントの各部材寸法を変更したときのトンネル軸方向の等価曲げ剛性とコストのアップ率の目安について試算を行った。

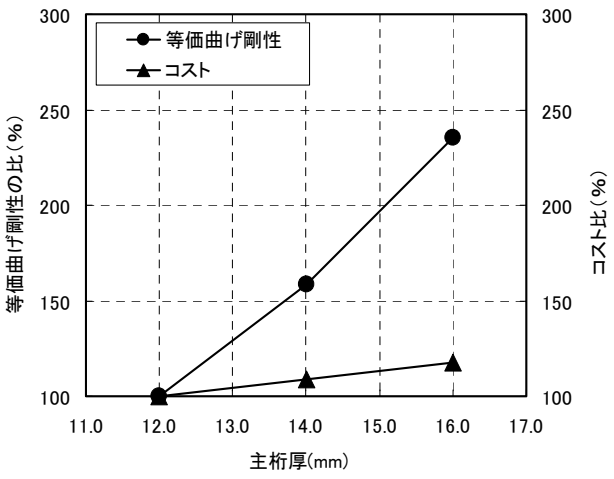


図１４　剛性アップ率とコストアップ率

試算結果の一例を図１４に示す。同図では、モデル工事の原設計におけるセグメント仕

様による等価曲げ剛性ならびにコストを 100%として、部材変更後の等価曲げ剛性ならびにコストをそれに対する比で表した。コストは、１リング当たりのセグメント重量に、キログラム当たり単価を一律で掛けるものとして計算した。

これに示すように、主桁（リング継手板）の厚さを増すことによりコストをあまり上げずに剛性を大きく高めることができる。リング継ぎボルト本数に関してもこれと同様の結果が得られた。それに対して、縦リブならびにスキンプレートの厚さ、ボルト径を増すだけでは、剛性はあまり高くならないことがわかった。

したがって、効果的かつ経済的にトンネル軸方向剛性を高める設計を行うためには、主桁厚ならびにボルト本数に着目すればよい。

６．おわりに

以上に示したように、平成 12 年度から平成 13 年度に亘り、シールド急曲線施工時のトンネル挙動を反映した合理的な設計方法について検討を行い、モデル工事における予測解析、現場計測および施工実績を反映したシミュレーション解析により解析モデルの妥当性を確認した上で、設計手引きを作成した。

本設計法を適用し、トンネル軸方向の剛性を高めた設計を行うことにより、軟弱地盤において従来施工されていた地盤改良による反力壁を省略できるケースが大幅に増えるものと考えられる。また、地盤強度や曲線半径等の条件により、トンネル軸方向の剛性を高めることで対応できない場合には、反力壁の造成を検討する必要があるが、その場合においても、トンネル軸方向の構造解析により得られる地盤反力と改良体の強度との比較により地盤改良範囲を設定することとなるため、従来の設計法を用いた場合に比べて地盤改良範囲（有効厚さ、改良本数等）を削減することができると考えられる。

今後は、今回対象としたモデル工事とは異なる条件（例えば、曲線半径や地盤条件の異なる場合、袋付きセグメントを使用しない場合など）の工事においてデータを蓄積し、解析モデルの適用性を確認する必要があると考えられる。また、今回のモデル工事では、ジャッキ推力やその合力作用位置の偏心による曲げモーメントが設計値と同等または小さめだったことを踏まえ、合理的な設計荷重を検討することが今後の課題として挙げられる。

参考文献

1) 例えば、小泉淳・村上博智・石田智郎・高松伸行：急曲線施工用セグメントの設計法について，土木学会論文集 No.448／Ⅲ-19，pp.111～120，1992.6

2) 濱田光久：大断面泥土圧シールドの急曲線施工　東京都下水道局大田幹線その１工事，トンネルと地下 Vol.18，No.2，pp.101～110，1987.2

3) 富沢璋夫：急曲線推進時におけるシールドトンネルの挙動，トンネルと地下，Vol.19，No.1，pp.31～38，1988.1

4) 東京都下水道局 建設部設計 調整課：シールドトンネルの耐震設計の手引き（案），2001.5

5) (財)下水道新技術推進機構：充填式シールド急曲線工法　技術マニュアル，2000.3

２－１　生物学的窒素・りん除去運転支援ソフトの開発

現・計画調整部 技術開発課　　海老澤雅美
北村清明
現・流域下水道本部 浅川処理場　佐久間真理子
（旧・計画調整部 技術開発課）

１．開発目的

本ソフト開発は平成１３年度及び１４年度の２年間の公募型共同研究である。限られた職員数で最大限の処理効果・効率を上げるべく、下水処理場で実際の運転管理の指標として使える有用なシミュレーションソフト開発に着手したものである。今回は平成１３年度の開発業務と、その成果について報告する。

まず「生物学的窒素・りん除去運転支援ソフト（以下、「運転支援ソフト」という)」の開発に至った背景について述べる。

１．１　開発の背景

東京都においては、平成１１年１０月から窒素・りんの濃度規制（上乗せ規制）が適用され、各処理場は従来より厳しい運転管理・水質管理が求められている。さらに、

(1)区部処理場の多くは高度処理対応の処理施設ではないため､既存の施設を用いて当分の間は窒素・りんの放流水基準を遵守しなければならない。それ故、運転管理技術の善し悪しが、処理水の水質を左右する重要な因子となる。

(2)窒素･りんの処理を目的とした処理は､ＢＯＤ､ＳＳを対象にした運転管理とは異なり、従来の経験を頼りにした運転管理手法では処理全般を完全にカバーできない。客観的なデータ解析に基づく合理的な運転手法の導入が急務となっている。

(3)職員数が年々減少する中､限られた維持管理担当職員で運転管理や処理条件の変更等の判断行わなければならない。そのため処理条件変更等の判断の補助として、処理条件変更により予測される処理水質変動の資料を提示する必要がある。

(4)窒素・りんの除去を目的としたＡＯ法、Ａ２Ｏ法等の処理方法は、ＢＯＤやＳＳ処理を目的とした処理に比較して単位当りの処理コストが高いため、処理水質と省エネの双方を満足させる運転管理が求められている。

(5)近年のパーソナルコンピュータの性能向上にはめざましいものがあり､従来は無理であった複雑なモデルの解析やシミュレーションを行うことが可能となった。

等々、私達を取巻く環境は大きく変りつつあり、処理場においても一層厳格な維持管理が求められている。このような背景の下、シミュレーション・ソフトの開発を開始した。

１．２　運転支援ソフトの開発目標

運転支援ソフト開発において次の点を前提として、有用で使い勝手のよいソフトウェアの開発を目指した。

【想定される運転支援ソフトの使用者】

(1) 処理場において運転管理を携る職員

(2) 高度処理施設の設計、既存施設の改造・改良のための設計を行う技術系職員

【運転支援ソフトの用途（窒素・りん除去）】

○高度処理施設の新設及び既存処理施設の計画、設計段階におけるシミュレート

(1) 高度処理施設、及び既存処理施設における運転条件変更時の処理水質予測。

(2) 高度処理施設、及び既存処理施設における施設の処理能力診断（限界値推測）。

(3) 水質の目標管理に基づく処理施設の運転計画立案。

(4) 処理水質の目標管理と電力削減を目的とした処理シミュレーション。

(5) 非定常時・運転困難時（降雨時、処理施設停止時）における運転対応の計画立案。

(6) 既存施設の改良工事設計段階における、施設の効果判定シミュレーション。

(7) 新処理技術方法開発のためのシミュレーション。

(8) 職員の研修用（運転条件変更と生物反応槽内の窒素・りんの挙動等の関係を視覚的にディスプレイで確認できるため、窒素・りん処理についての理解が深まる）。

等の利用が考えられる。

【具体的開発目標】

(1) 各種条件において予測値の精度が高く、細かく連続的にシミュレーション可能なこと。

- 処理場における日常・通日分析データ、運転データ等の蓄積データを用いて１～２時間間隔で処理水質の変動を再現できること。
- 大量の降雨、運転条件の大幅な変更、事故などを想定した条件を設定したとき、処理水質の変動を予測できること。

(2) 通常、業務に使用しているコンピューター（ノート・パソコン）を用いてシミュレーションが可能であること。

- 最新・最高速のＣＰＵや大容量のＲＡＭを装備したコンピューターでなくともソフトウエアが動作可能であること。
- Excel 等の汎用表計算ソフトとデータをリンクできること。
- 動作にあたって特殊なソフトを必要としないこと。

(3) 下水道局の平均的な技術系職員が使いこなせること。

- 操作画面が日本語の表記であること。
- ＧＵＩ（ｸﾞﾗﾌｨｯｸ･ﾕｰｻﾞｰ･ｲﾝﾀﾌｪｰｽ）の操作性が良いこと。
- シミュレーション・モデルのキャリブレーションに専門業者を必要とせず、職員自身で行えること。

等の具体的な目標、条件を設定して「運転支援ソフト」の開発に着手した。

２．開発の過程

「運転支援ソフト」の開発期間は平成１３年度、１４年度の２年間である。１３年度は以下のスケジュールで検討・開発を行った。

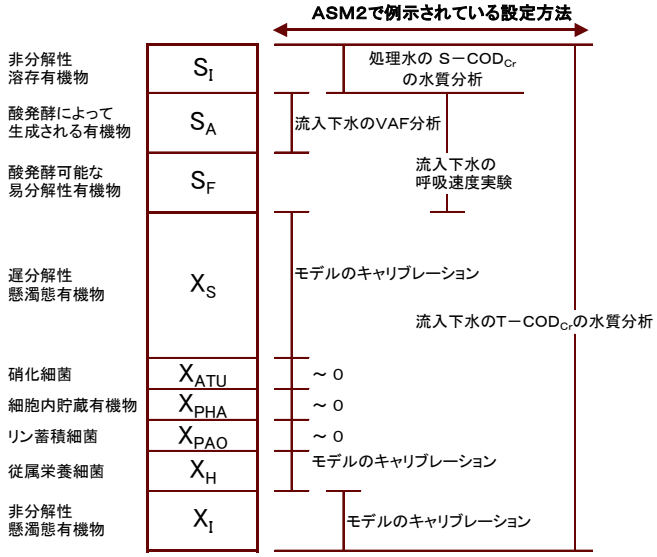
	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	12月	1月	2月	3月
1. 入力データの検討					分画手法の検討							
2. ﾓﾃﾞﾙ･ｷｬﾘﾌﾞﾚｰｼｮﾝ	1回										2回	
3. 日平均ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ			シミュレーションの試行と改良									
4. 日変動ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ			シミュレーションの試行と改良									
5. GUI検討･開発							打合せ		仕様書作成		第一改良	
6. 無酸素ゾーン組込み					Aquasim試行			局－SIM試行				
7. 亜硝酸生成追加					Aquasim試行							

２．１　実施項目

２．１．１　入力データの検討

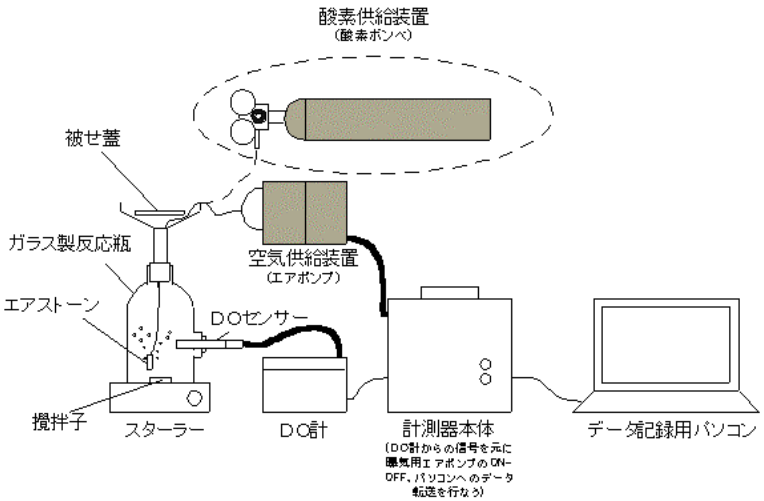
シミュレーションを行うためのデータを入力するには、通常測定している項目とは異なるＩＷＡ（国際水学会）の流入水の分画（成分の分離・確定）を行う必要があるが、実使用時の作業量軽減とシミュレーション精度確保を両立できる流入水質分画手法の確立をめざし、“活性汚泥モデル研究会”が提案したＯＵＲ（Oxygen Uptake Ratio ：呼吸速度）測定法とオランダ応用水研究財団（ＳＴＯＷＡ）が維持管理で実用化している分画法を検証した。

IWA活性汚泥モデル(ASM2)における流入水有機物分画成分



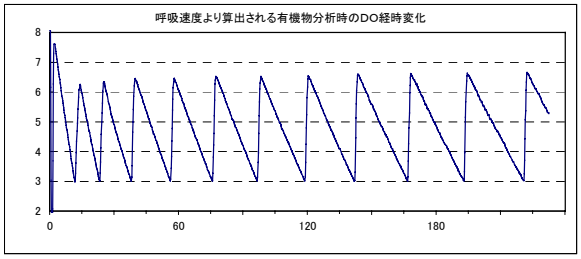
活性汚泥モデルにおける有機物分画成分

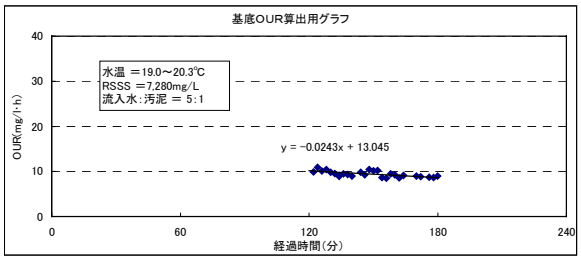
入力に関わるS_I、S_A等の項目は処理場の日常試験で行っている測定方法、項目とは異なる。
通常、処理場で測定しているＣＯＤはCOD_{Mn}でCOD_{Cr}は行っていない。

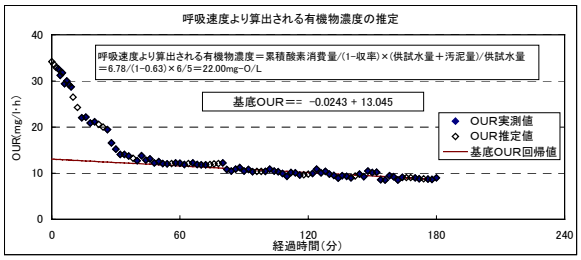


ＯＵＲ（呼吸速度）測定は左図のような構成の装置を用いた。

＜ＯＵＲ測定装置の概要＞







ＯＵＲ測定法では、以下のように活性汚泥が有機物（＝S_A＋ＳＦ）を分解するのに消費した溶存酸素量を基にS_A＋S_Fを算出する。

①生物反応槽流入下水と活性汚泥を混合し容器内の溶存酸素濃度をグラフにする。
（酸素の供給、測定はすべて自動）

②グラフの傾斜から酸素消費速度を求める。
（左 下段グラフ）

③易分解性有機物が消費された時間（大凡 120 分以降）の酸素消費速度のグラフ（左 中段）の傾斜を求める(＝基底ＯＵＲ線＝内生呼吸)。

④基底ＯＵＲ線が求まったら、この基底ＯＵＲ線の延長と酸素消費速度のプロットに挟まれた部分、すなわち有機物を分解するのに要した酸素の量を求め、計算からS_A＋S_Fを算出する。

この方法の問題点は、基底ＯＵＲ線のわずかな傾斜の差で、基底線とその上部の呼吸速度プロットに挟まれた部分の面積に大きな差が生じることである。

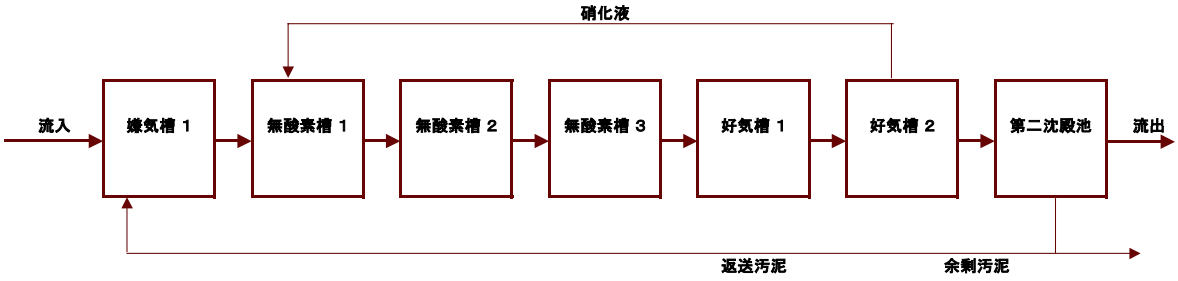
２．１．２　モデル・キャリブレーション

基本となるソフトウェアの基本特性は、国際水学会（略称ＩＷＡ）が提案している活性汚泥モデル No.２d（Activated Sludge Model No.2d、略称ＡＳＭ２ｄ）である。

実作業では世界的に実績のあるシミュレーションソフト Aquasim にＡＳＭ２ｄに基づいたモデルを組込んだもの（以下「Aquasim」）と共同開発を行っている下水水質シミュレータにＡＳＭ２ｄを組込んだもの（以下「下水ＳＩＭ」）とで、それぞれ水質計算モデルデータの処理論理、及び実際の処理場での処理現象に適合しているかを比較検討した。

２．１．３　日平均及び時間変動値を用いたシミュレーション

Aquasim と下水ＳＩＭの整合性を検討するため中川処理場のＡ２Ｏ法生物反応槽をモデルに、流入水質の日平均値を用いてシミュレーションを行った。



中川処理場５－１系処理施設を基にした施設モデル

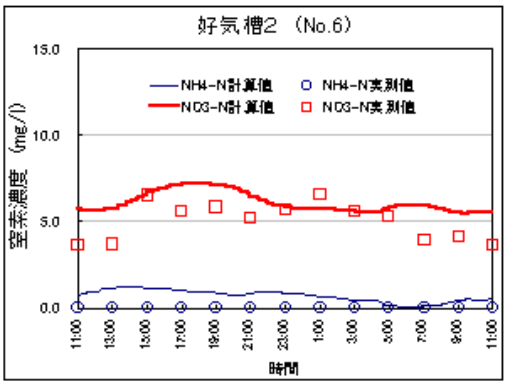
日変動値のシミュレーションにおいて、Aquasim と下水ＳＩＭの窒素（アンモニア、硝酸濃度）、リン酸性りん濃度の計算値は近い値となり、変動の傾向も近いものとなった。

２．１．４　モデル構造の検討（好気槽における無酸素ゾーンの組込み）

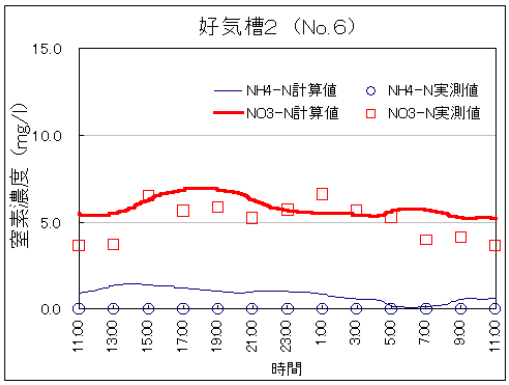
実際の下水処理施設の好気槽では、エアレーション、攪拌等の状況により好気槽内に DO 値が低いゾーン（以下「無酸素ゾーン」）が存在し、一つの反応槽内が均一 DO 濃度になるとは限らない。一方、シミュレーションでは各反応槽を完全混合とし、反応槽の全スペースを DO 濃度一定とみなしてシミュレーションを行っている。この差が窒素、リン除去プロセス並びに処理水質の再現性に影響している可能性がある。そこで中川処理場５－１系処理施設の好気槽　１、２をモデルに「無酸素ゾーン」をそれぞれ好気槽の容積の０％、１０％、２０％、３０％に設定し Aquasim を用いてシミュレーションを行い、処理水質の再現性に及ぼす影響について比較検討した。

(1) 窒素濃度の再現性

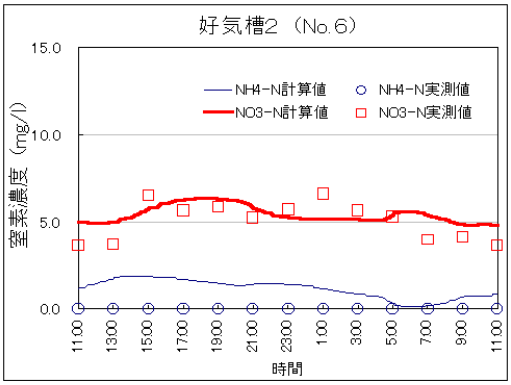
実測値では好気槽２においてアンモニア性窒素がほぼ０mg/l であるが、計算値では無酸素ゾーン０％でもアンモニア性窒素が残存していることから、計算上は硝化が不充分である。無酸素ゾーンの割合が大きくなる程、計算上は硝化が進行しないため好気槽のアンモニア性窒素濃度が高くなる。さらに硝化液循環でアンモニア性窒素も無酸素槽に戻り、処理系全体の窒素収支バランスが崩れたと考えられる。



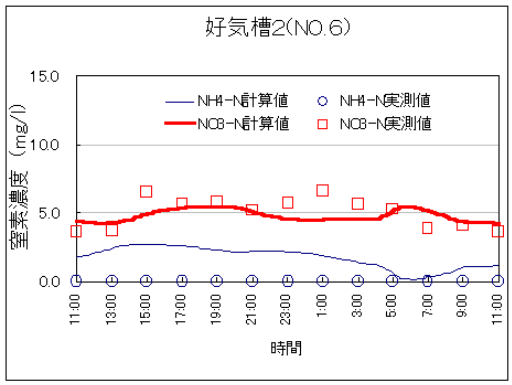
無酸素ゾーン　０％



無酸素ゾーン　１０％



無酸素ゾーン　２０％

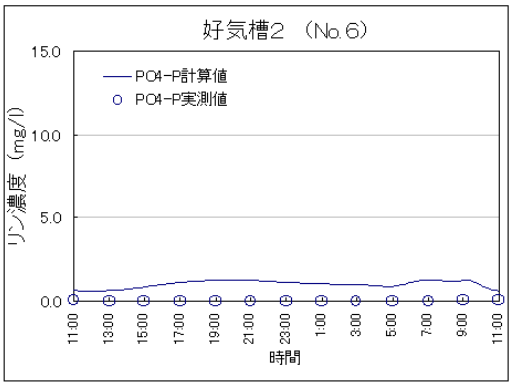


無酸素ゾーン　３０％

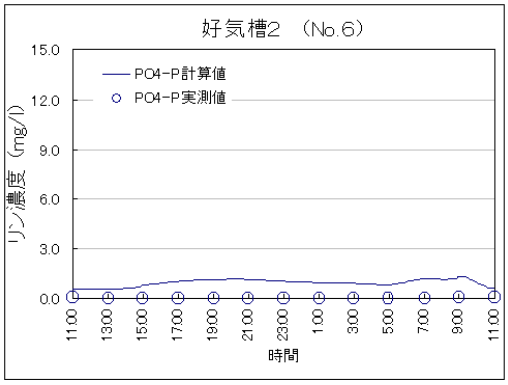
(2)りん（りん酸性りん）濃度の再現性

無酸素ゾーンの設定により、嫌気槽、無酸素槽におけるりん酸性りん濃度は若干変動したものの、好気槽２におけるシミュレーション結果は向上した。

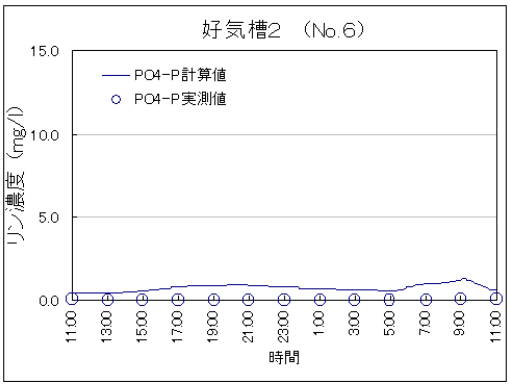
好気槽２における実測値は調査日を通じて、ほぼ０mg/l であった。無酸素ゾーン０％では計算値が 0.6～1.3 mg/l であるのに対し、無酸素ゾーン 30％では 0.2～1.1mg/l と無酸素ゾーンの設定がりん酸性りん濃度の再現性を向上させた。



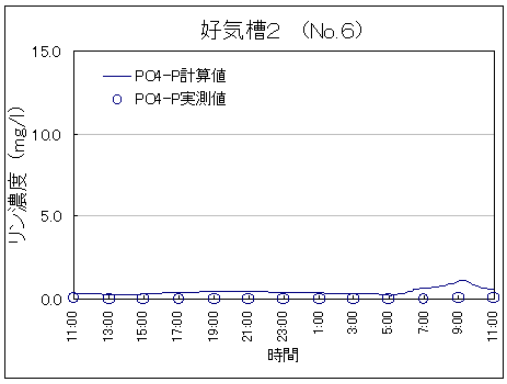
無酸素ゾーン ０％



無酸素ゾーン １０％



無酸素ゾーン ２０％



無酸素ゾーン ３０％

２．２　ＧＵＩ(ｸﾞﾗﾌｨｯｸ･ﾕｰｻﾞｰ･ｲﾝﾀｰﾌｪｲｽ)の検討、プログラムのチャート作成

ＧＵＩは使いやすさと実用性の面から検討した結果、シミュレーションを行う「メインブロック」と、精度向上のための種々の設定を行う「キャリブレーションブロック」の２ブロックに分けた。

(1) メインブロック

メインブロックのフロー図を次ページに示す。メインブロックでは処理施設の構築、水質データ及び運転条件データを入力し、実際のシミュレーションを行う。

起動画面の立ち上がり後、「プラント作成」「ウォーミングアップ」「条件設定」「シミュレーション」「結果出力」が自由に選択できる。また、各処理後は起動画面に戻り、再度、必要な処理を選択できる。

【プラント作成】

シミュレーションを行うために必要な処理施設のフロー図（槽容量、機械設備等）

を標準で用意されている部品を用いて作成するものである。①新規作成、②プラントの変更、両方が可能である。

【ウォーミングアップ】

シミュレーションの準備を行う画面である。その処理場の施設・運転条件、流入水質の特徴を表す生物反応槽内の 20 項目のデータを作成する。これら 20 項目のデータはシミュレーション開始時のスタートデータとなるものである。

この操作は実処理場を例にとれば、新規稼働施設に下水と活性汚泥を流入させ、生物反応槽の内部が安定するまでの期間に相当する。各生物反応槽内の処理環境が安定し、その反応槽の特徴・特性がウォーミングアップ・データとして作成される。

【条件設定】

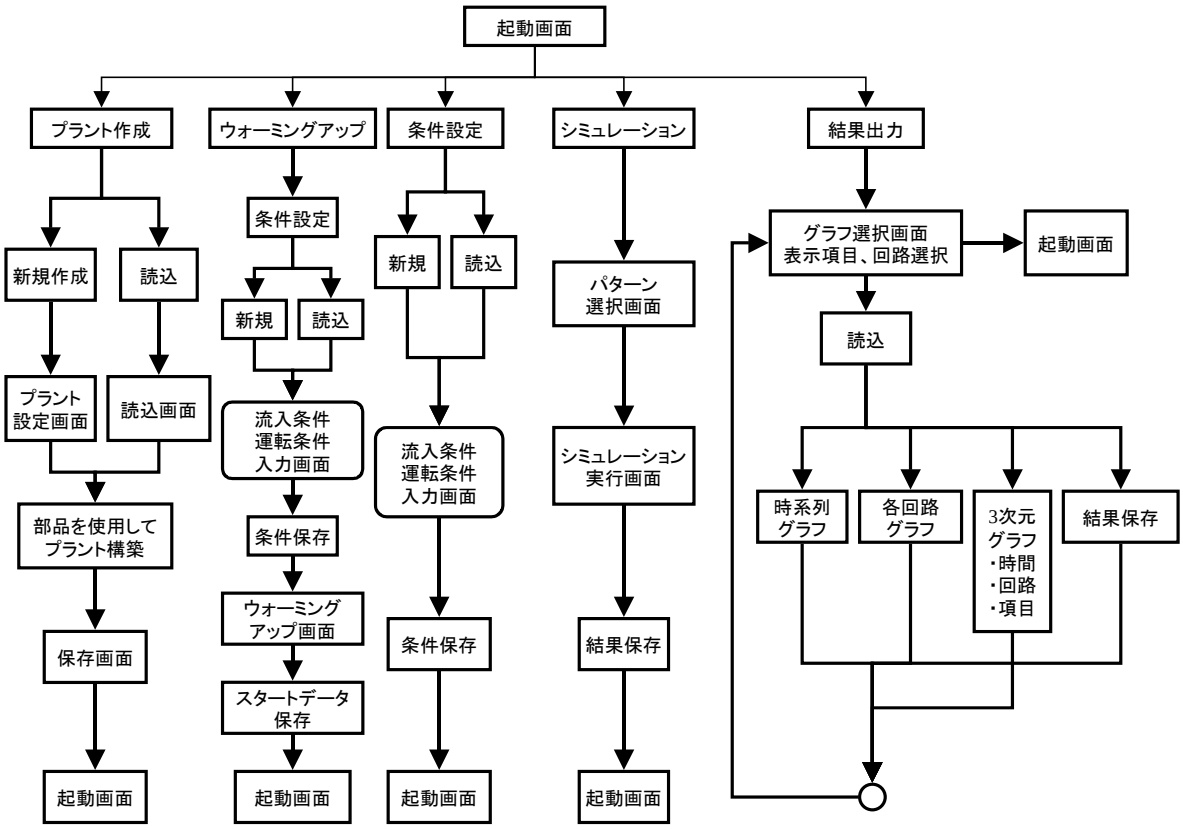
シミュレーションを実行させる条件（ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ間隔、ｼﾐｭﾚｰｼｮﾝ期間等）を設定する。

【シミュレーション】

シミュレーション条件を選択し、その選択したパターン（条件）に従ってシミュレーションを実行させ、画面上には計算結果がリアルタイムでグラフ表示される。

【結果出力】

シミュレーション結果を各種グラフで表示させる設定を行う。時系列グラフ、各回路毎のグラフ、３次元グラフで表示することが可能である。



メインブロックの全体図

(2) キャリブレーションブロック

キャリブレーションブロックのフロー図を次ページに示す。キャリブレーションブロックでは、シミュレーションを行うにあたって必要なＩＷＡモデルで定義されてい

るパラメータの変更、運転条件等の実データを用いたシミュレーション式のフィッティングを行う。精度が高いシミュレーションを行うために必要な部分である。

実際の操作では起動画面の立ち上がり後、検証シミュレーションの「条件設定」、「シミュレーション」、「結果出力」、「流入水分画」、及び「パラメータ設定」が自由に選択できる。また、各処理後は起動画面に戻り、再度、必要な処理を選択できる。

【流入水分画】

下水水質シミュレータの入力データ（S_A、S_F、S_I 等）を設定する。入力する分析データ、分画方法の定義を行う画面である。

【パラメータ設定】

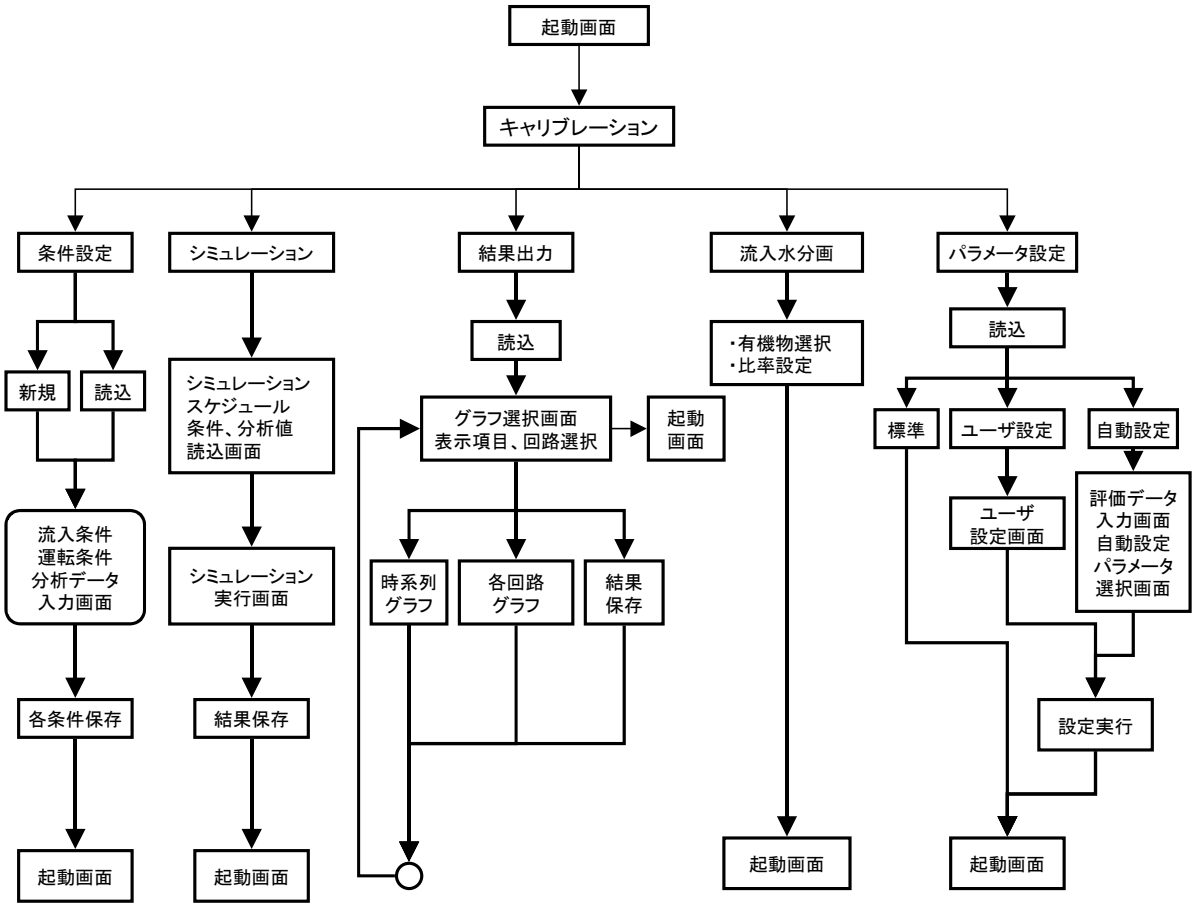
IWA 活性汚泥モデルで定義されているパラメータを、実際の処理施設（構造、流入水質、運転条件）に合わせて変更させる操作である。①標準設定、②自動設定、手動設定の３条件が用意されている。

【条件設定】

（検証）シミュレーションを行うために必要な項目を選択し、Excel シートの型で条件ファイルを作成する。

【(検証）シミュレーション】

上記の条件を基に、シミュレーション結果と分析値とを比較するためのものである。実測値と予測値を時系列グラフ、各回路毎グラフで表示することができる。

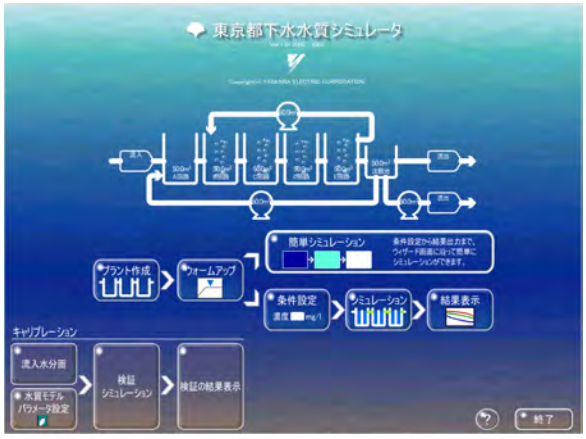


キャリブレーションブロックの全体図

３．運転支援ソフトのＧＵＩ画面について

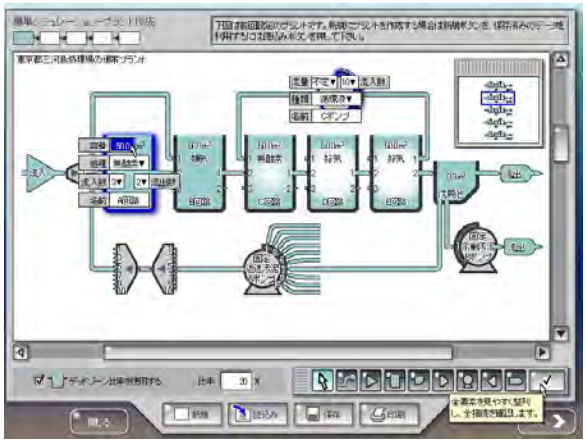
平成１３年度に完成した運転支援ソフト（β版）の概要は以下のようなものである。

代表的な操作について、その画面の一部を紹介する。



＜運転支援ソフトの起動画面＞

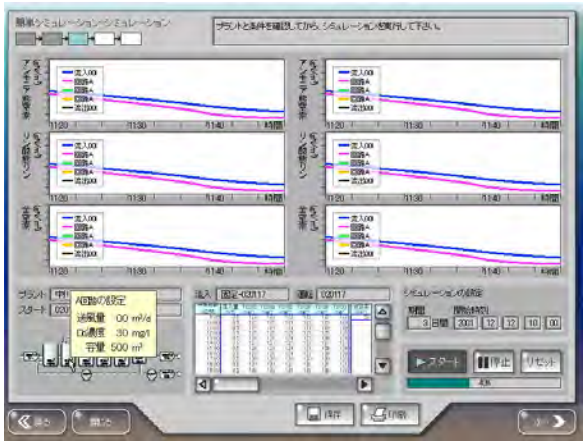
起動画面より、〈流入水分画〉、〈プラント作成～シミュレーション〉、〈水質モデルパラメータ調整〉が選択できる。



＜シミュレーション用処理施設の構築画面＞

シミュレーション用施設の構築は、ソフトウェアに用意されている、「反応槽」、「循環ポンプ」、「沈殿池」等の部品をシートに貼付け各槽、ポンプ等を配管で接合する。

処理施設の概略部分が完成後、槽容量、曝気の有無、ポンプ能力等を設定・入力する。



＜ウォームアップシミュレーションの画面＞

処理施設、流入水質のデータを入力後、ウォームアップを開始する。

設定された条件の下、シミュレーションが行われ、時間と共に各反応槽内は徐々に安定していく。この結果、構築された処理施設の特徴・特性を表すウォームアップ・データが算出される。

シミュレーションは、この後に実行する。

このように「運転支援ソフト」は、操作内容が分りやすい構成となっている。

４．今後の課題

平成１３年度の成果として、作成された「暫定版(β版)運転支援ソフト」はデバック後に都内各処理場に配布する。その後、数ヶ月間試用し処理水質の予測精度、ＧＵＩの操作性の検証を行う予定である。試用の結果明らかになった問題点、及び流入下水の成分分画手法について改良を加え最終版の完成を目指す。

また、「運転支援ソフト」の導入・利用にあたっては、以下のような点を改善・検証する必要がある。

(1) コンピュータのシステム管理上、局で導入しているコンピュータには自由にアプリケーション・ソフトをインストールすることができない。そのため「運転支援ソフト」の導入・利用には、コンピュータの管理権限を設定しないシミュレーション専用コンピュータを各処理場に１台ずつ別途導入する、等の対策が必要である。

(2) 「運転支援ソフト」作成時のＯＳは、Windows NT 4.0 である。一部の Windows 9X 系のＯＳでは、画面設定を変更しないと表示が正常に行われないことがある。
今後、Windows 系のＯＳが Windows XP に移行する中、ＯＳと「運転支援ソフト」の相性等についても検証しておく必要がある。

【参考文献】

・「生物学的窒素りん除去運転支援ソフトの開発　平成１３年度共同研究報告書」

２－２　効率的な汚泥濃度計の開発その２

計画調整部 技術開発課　坂本　達哉，杉山　佳孝

１．はじめに

下水道施設には、下水処理の効率的かつ経済的な運転を目的として、従来より各種水質計器が利用されている。この中で、汚泥濃度計は、水処理から汚泥処理までの各プロセスの管理に必要不可欠な機器として導入されている。汚泥濃度計は測定原理別により、超音波式、マイクロ波式、近赤外光式及び乾燥重量式等の測定方式に分けられる。これらの方式による汚泥濃度計は、精度は高いが高価で保守頻度の高い機種、保守頻度は低いが精度や再現性に乏しい機種、あるいは測定対象となる汚泥の種類によって制約を受ける機種などそれぞれ一長一短がある。このため、水処理や汚泥処理の各プロセスに組み込まれているものの、積極的に制御に使用されているものが少ないのが現状である。

一方、効率的でかつ安定的な汚泥処理を行うため、南部スラッジプラント、東部スラッジプラント等､汚泥処理施設の集約化が進められており､汚泥の長距離輸送が行われるようになってきている。この長距離輸送された汚泥は、時間経過と共に腐敗等による性状変化が生じ、濃度測定を一層困難なものとしている。

そこで、本研究では、従来の測定方式とは異なる、レーザの反射光方式に着目し、下水汚泥濃度測定への適応性について研究開発を行った。

２．概要

２．１　目的

汚泥の性状に影響を受けず、維持管理が容易で、測定精度が高く、かつ廉価な汚泥濃度計を開発することを目的とした。

２．２　研究の目標

本研究の目標は、性状が異なる各種の汚泥に対して、

(1)汚泥濃度：０～５％

(2)測定精度：±３～５％（ＦＳ）

(3)再現性　：±２％（ＦＳ）

が得られることとした。

２．３　研究内容

(1)各種汚泥の性状及び適用に関わる基礎データの収集

(2)センサー部の検討・開発

(3)計測システムの検討・開発

(4)試作品の開発とフィールドテストによる性能評価

(5)各種汚泥への適用調査

注記：(1)、(2)、(3)は平成１２年度実施校項目、(4)、(5)は平成１３年度実施項目

２．４　研究期間

平成１２年５月３１日～平成１４年３月２８日

２．５　試験場所

(1)森ケ崎水処理センター汚泥処理工場

(2)南部スラッジプラント

３．測定原理

基本的な測定原理を図１に示す。レーザ光を被測定物質である汚泥に照射すると、汚泥粒子に当たったレーザ光は反射する。この反射光を受光素子が受光し、光信号から電気信号に変換する。受光量は汚泥粒子の数量と相関を持つため、変換された電気信号の出力値により汚泥濃度の計測が可能となる。

汚泥粒子が少ない場合（濃度が薄い場合）は、レーザ光は透過量が多くなり、反対に反射光は少くなり、受光素子の電気信号は低くなる。また、汚泥粒子が多い場合（汚泥濃度が濃い場合）は、反射光が多くなり透過光は少く、受光素子の電気信号は高くなる。汚泥粒子の数量に比例して電気信号が得られることを応用して濃度値として表示することができる。

発光媒体としてレーザダイオードを採用した。レーザダイオードは小型で光源の強度が非常に強く、光の波長が単色光である。被測定物質に照射した時の反射効率が高く、再現性がよく、寿命が長いという利点がある。

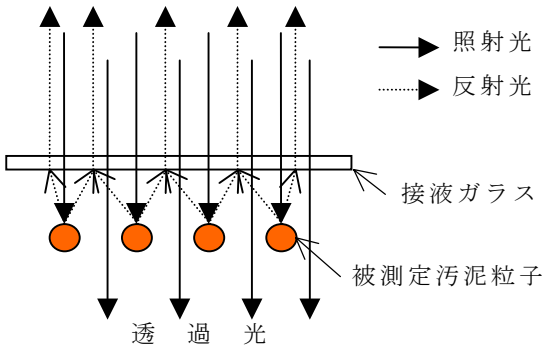


図１　測定原理

４．平成１２年度の成果

平成 12 年度は、既存の測定原理の異なる汚泥濃度計の性能について比較検討を行い、汚泥濃度計に必要な各種要素を抽出した。これを基に、まず、レーザ光式汚泥濃度計の心臓部に相当するレーザ光の受発光部の構造を検討し、図２に示す５タイプを製作した。さらに、受発光部の直径及び焦点距離を変えた 20 数種の試作機を製作した。この試作機の検証のため、イースト菌を擬似汚泥として各種試験を実施した。この結果、ランダムタイプの試作機が最も精度が高いことが判明した。次に、このランダムタイプ試作機を用いて実汚泥による検証確認を行った。試験は、バッチ試験、そして小型試験装置による連続試験により実施した。実汚泥の試験により、レーザ光式汚泥濃度計が汚泥の濃度計測に適用可能なことが判明した。

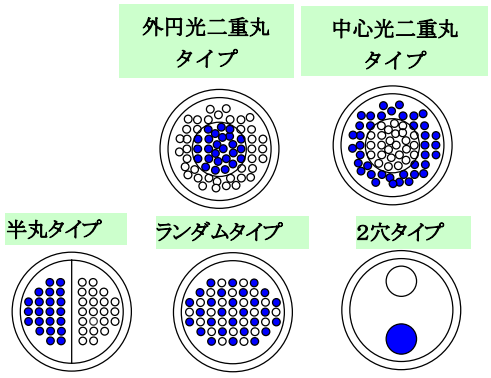


図２　受発光部の形状

５．平成１３年度の研究内容

平成 13 年度は、本濃度計の実用化を目指し、測定対象とする汚泥の適用範囲の拡大、試作機の開発と長期フィールド試験による安定性の確認及び設置環境に対する耐久性の検討を行った。これら試験結果を基に、センサ仕様、機器の精度及び再現性、維持管理性、実用化に向けた設計及び価格設定等の総合評価を行った。

６．試作機の開発と製作

平成１２年度の研究により、センサ部には数千本のファイバーをランダムに束ねた仕様が最も有効であると判断した。

これら結果を基に、フィールド試験用試作機を製作した。試作機の製作に当たっては、ランダムのセンサ部外周に色補正用信号として取り扱う補正機能を配置した。センサ部構造を図３に示す。

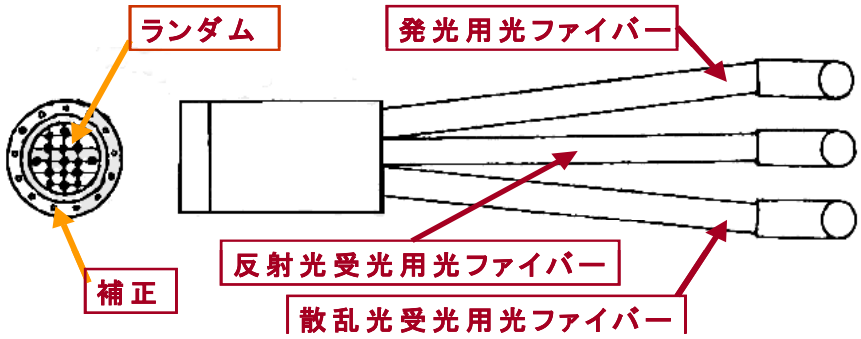


図３　センサ部構造図

６．１　補正機能

汚泥の分析値と計器による測定値に直線性が得られない場合がある。これは、レーザ光の反射光が汚泥の種類による色の違いによって変化することに起因していると考えられる。そこで、ランダムのセンサ部外周に色補正用信号として取り扱う補正機能は、数千本のファイバーをリング上に配置して散乱した光を受光するものであり、ランダム受発光部と演算処理を行うことにより、直線性を得ることができ、測定誤差を少なくする目的を有している。

ファイバーを束ねたものに対して、受発光部をランダムに配列したものは、汚泥の種類によって、濃度と出力値の関係が高濃度時に２次曲線関係になる場合がある。これは汚泥の色に起因していることが考えられる。従って、ランダムの束の外周に色補正を行う目的で、同じく数千本のファイバーをリング上に配置して散乱した光を受光し、これを補正値とする濃度演算機能を付加した機器を試作した。

６．２　補正機能による汚泥濃度と測定値の直線化方法

一般的に汚泥濃度と出力値の測定特性曲線は、高濃度時に近似二乗特性曲線となる場合があるので、直線化する為に、二乗演算処理を行うことにより直線化が可能になる。

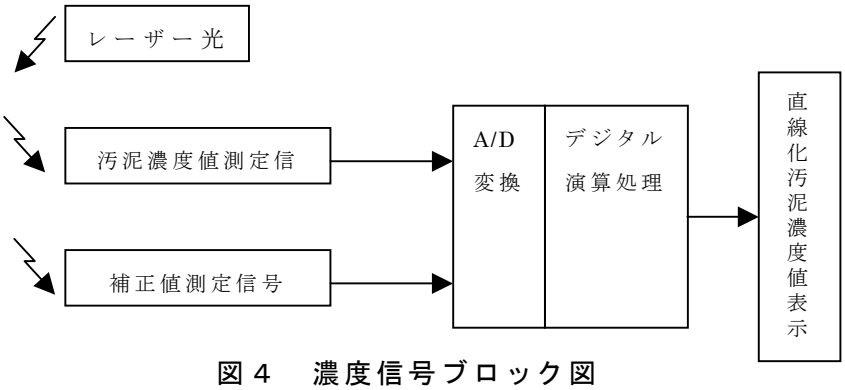


図４　濃度信号ブロック図

余剰汚泥は低濃度であるため直線に近いが、余剰濃縮汚泥、脱水機供給汚泥及び重力濃縮汚泥は近似二乗特性曲線になるので、補正信号値を加えて演算を行うことにより直線化が可能になる。

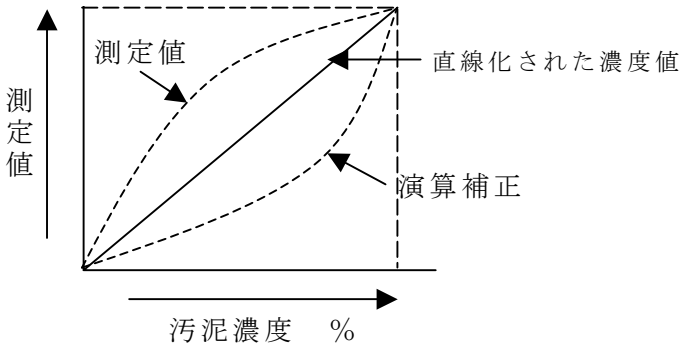


図５　直線化モデル図

演算式としては、濃度値また汚泥濃度信号Ａ、補償値信号Ｂ、係数Ｋとすると、下記の式で相関係数は0.95～0.98位になることが考えられる。

$$Z = (A - B)^{3/2} \times K \qquad K = 0.100 \sim 1.000$$

濃度信号ブロックを図４に、直線化モデルを図５に示す。

６．３　試作機のセンサ構成

補正機能を付加した試作機のセンサ構成を図６に示す。レーザ光が汚泥粒子に照射されると反射光と散乱光に分かれる。反射光は主に光ファイバーの中心部で受光し、散乱光は光ファイバーの周辺で受光する。センサ部写真を図７に、先端部拡大写真を図８に示す。

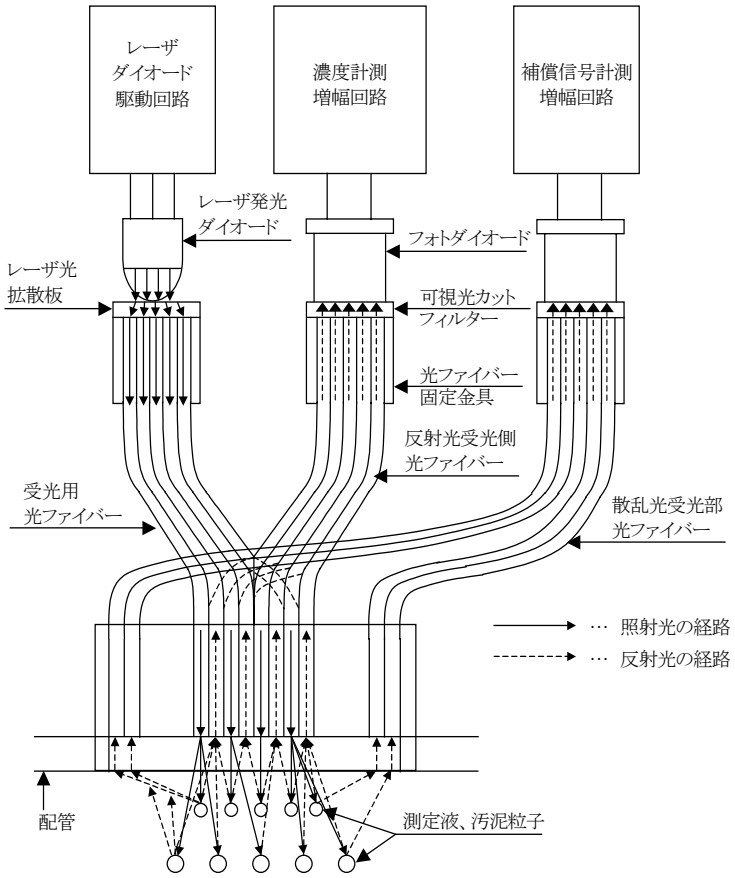


図６　センサ部構成

図７　センサ部

図８　センサ部拡大

７．センサ機能に関する基礎試験

７．１　レーザ光波長の違いに関する基礎試験

７．１．１　目的

波長（780nm、650nm）の異なる２種類のセンサを用いて出力される電圧を測定し、相関及び優位性を調査する。

７．１．２　試験対象汚泥

南部スラッジプラント脱水機供給汚泥

７．１．３　試験方法

試験装置は、ポンプにより汚泥を循環させ、ヘッダー管に取り付けたセンサで

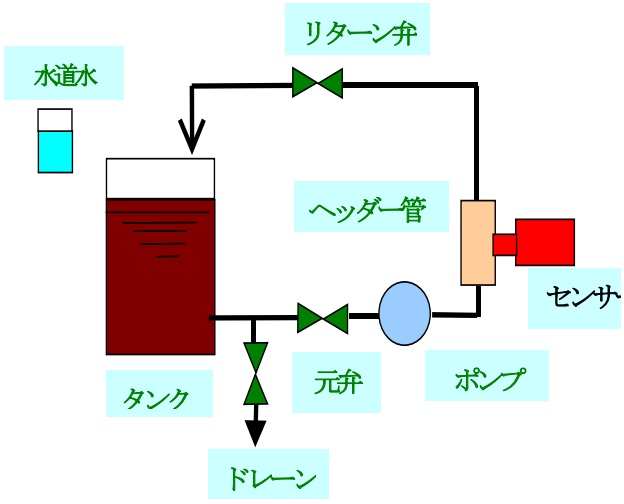


図９　基礎試験及びバッチ連続試験図

濃度を計測するものである。測定フローを図９に示す。

タンクに汚泥を投入して､センサを取り付けたラインにポンプで汚泥を循環させながら、数分後にセンサの出力電圧を記録した。又、出力電圧の測定と同時に汚泥を採取し、濃度を下水試験法に準拠した分析で測定し､試験の１検体とした｡これらの操作が終了した後、タンク内の汚泥を少量引き抜いて同量の水道水を加えた。その汚泥を同様に循環させながら、記録、濃度測定を行った。次にタンク内の汚泥を少量引き抜いて同量の原汚泥を加える操作を行い、汚泥濃度を順次上げる試験を行った。

７．１．４　試験結果

レーザ光波長 780nm の方が汚泥濃度変化に対し、出力差が大きく、相関性も良いことが確認できた。

７．２　管内流速の変化に関する基礎試験

７．２．１　目的

センサ波長 780nm を用い､流速の違いによってセンサ出力電圧に与える影響を調査する。

７．２．２　試験対象汚泥

南部スラッジプラント脱水機供給汚泥

７．２．３　試験方法

試験方法は、６．１．３と同様である。インバータにて汚泥の循環ポンプの回転数を変化させ、流速が 0.5～1.5ｍ／秒と設定した。

７．２．４　試験結果

管内流速を 0.5、1.0、1.5ｍ／秒と変化させた試験を行った結果、濃度計の出力は流速に影響がないことが判った。一般的には実汚泥配管内の流速は 1.0～1.5ｍ／秒の範囲とされており、実汚泥範囲内では汚泥濃度測定に対し影響されないものと考えられる。

７．３　補正機能の有無に関する基礎試験

７．３．１　目的

センサ波長 780nm を用い、補正機能の有無による出力電圧に与える影響を調査する。

７．３．２　試験対象汚泥

南部スラッジプラント重力濃縮汚泥

７．３．３　試験方法

試験方法は、６．１．３と同様である。センサの検出器側にあるスイッチにて補正機能を遮断し、ランダム値のみで、ゼロ・スパン調整を行った。ランダム値の記録終了後、補正機能のスイッチを入れランダム値のみと同様にゼロ・スパン調整を行い、各出力電圧を測定した。

７．３．４　試験結果

汚泥濃度が 0.1～1.0%の低濃度範囲では、補正機能の有効性に顕著な差異は得られなかったが､2.0～4.0%の高濃度範囲では出力電圧差が小さくなり､曲線状になる傾向が見られた。直線性を得ようとした場合、補正機能が必要であると考えられる。

８．各種汚泥を用いたバッチ連続試験

８．１　目的

森ケ崎水処理センター、南部スラッジプラント、清瀬処理場及び多摩川上流処理場の性状の違う各種汚泥を用い、センサ出力の再現性を調査する。

８．２　試験対象汚泥

試験対象汚泥は、表１のとおりである。

８．３　試験方法

試験方法は、６．１．３と同様である。

８．４　試験結果

清瀬処理場脱水機供給汚泥の再現性結果を図 10 に､各種汚泥の循環試験の再現性結果を表１に示す。消化汚泥の含んだ洗浄汚泥以外の汚泥に関しては、性状の違いに関わらず、ランダム出力値に再現性が認められ、ランダムの有効性が確認された。さらに、拡散反射光の集光、即ち補正値についても、再現性が認められた。すなわち、ランダム出力値と補正出力値の演算式による濃度指示値には再現性が得られた結果となった。

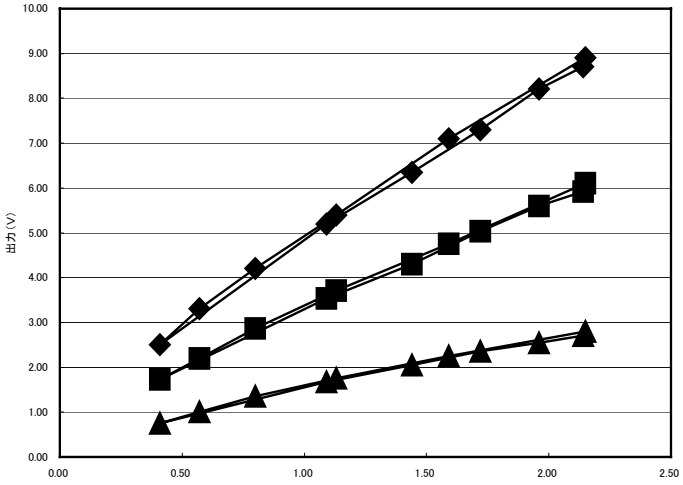


図 10　再現性結果
（清瀬処理場：脱水機供給汚泥）

表１　再現性試験結果

処　理　場　名	汚　泥　種	判定
南部スラッジプラント	脱水機供給汚泥	○
	重力濃縮汚泥	○
	機械濃縮汚泥	○
森ヶ崎水処理センター	余剰汚泥	○
	余剰濃縮汚泥	○
	洗浄汚泥	×
清瀬処理場	脱水機供給汚泥	○
	余剰汚泥	○
多摩川上流処理場	余剰汚泥	○
	脱水機供給汚泥	○
	初沈汚泥	○

ここで試験を行った以外の各種汚泥を対象にした場合であっても、開発したセンサを用いることによって安定した濃度測定が行えるものと考えられる。但し、検量線演算式は測定対象の個別汚泥によって入力しなければならない。また、光学式を測定原理にしているため、粒子径が細かく、色が黒い消化汚泥については、レーザ光の反射率が低く、測定が困難であるといえる。

９．検量線演算式に関わるバッチ連続試験

９．１　目的

前章のバッチ連続試験により、濃度指示値の検量線演算式は、

《濃度指示値＝ランダム出力値－補正出力値》とした。

しかし、濃度指示値と分析値の相関性をより高くするために更なる検量線演算式を求める必要がある。このため、更にバッチ連続試験を実施し、フィールド試験における測定精度の向上を図ることを目的とする。

９．２　試験対象汚泥

フィールド試験実施箇所の森ヶ崎水処理センター余剰汚泥及び南部スラッジプラント重力濃縮汚泥

９．３　試験方法

前項６．１．３と同様とする。

９．４　試験結果

考案した検量線演算式とその変遷を表２に示す。これらの変遷を経て、最終的に得られた検量線演算式は次のとおりである。

ｙ＝Ａｘ＋Ｂ　但しｘ：Ｒ^{2}／（Ｃ＋α）

ｙ：汚泥濃度（％）

Ｒ：ランダム出力値，Ｃ：補正出力値

Ａ：係数、Ｂ：定数、α：固有定数

Ｒ^{3}：積率相関係数

表２　検量線演算式変遷

	検量線演算式	
	森ケ崎：余剰汚泥	南プラ：重力濃縮汚泥
1	ｙ＝Ｒ－Ｃ	ｙ＝Ｒ－Ｃ
2	ｙ＝0.896ｘ－0.0556 ｘ：Ｒ^{2}／Ｃ	ｙ＝0.137ｘ－0.5011 ｘ：Ｒ^{2}／Ｃ
3	ｙ＝0.1009ｘ＋0.1015 ｘ：Ｒ^{3}／Ｃ^{2}	ｙ＝0.064ｘ＋0.603 ｘ：Ｒ^{3}／Ｃ^{2}
4	ｙ＝0.157ｘ－0.3798 ｘ：Ｒ^{3}／Ｃ^{2}	ｙ＝0.0255ｘ－0.358 ｘ：Ｒ^{3}／Ｃ^{2}
5	ｙ＝0.2628ｘ＋0.0336 ｘ：Ｒ^{2}／(Ｃ+0.3)	ｙ＝0.2636ｘ－0.2572 ｘ：Ｒ^{2}／(Ｃ+0.3)

上記検量線演算式において、固有定数αは試作機では「0.3」であった。本研究にて最終的に適用される検量線演算式を図 11、図 12 に示す。測定対象汚泥に最適な検量線演算式を得るには、ランダム出力値と補正出力値を用いた数種類の検量線演算式を比較することが必要である。

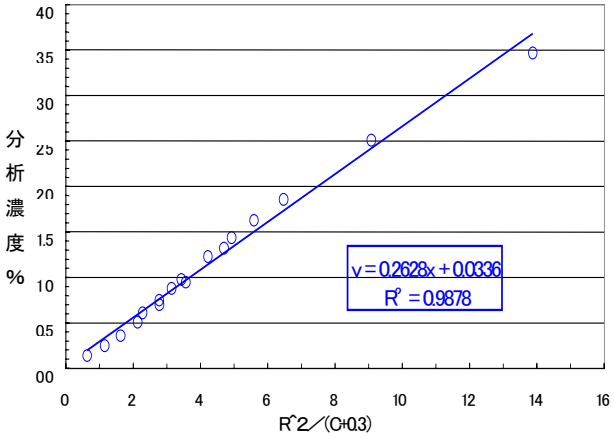


図 11　検量線演算式（森セ：余剰汚泥）

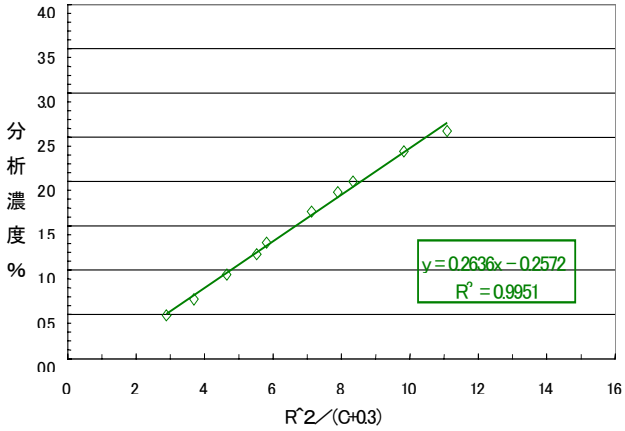


図 12　検量線演算式
（南プラ：重力濃縮汚泥）

10. フィールド試験による性能評価

10. １　目的

レーザ光を応用した汚泥濃度計を開発するに当たり、試作機をフィールドに設置し、実汚泥による再現性と検量線演算式の検証及び耐腐食性・耐久性と維持管理性能（保守性）得ることを目的に長期（平成 13 年７月～平成 14 年３月）連続試験を行う。

前章に記述したバッチ連続試験により演算方法及び検量線の検討を行った。その結果に基づき検量線を見直してフィールド試験を行い、測定精度の評価を行った。

10. ２　測定場所

(1)森ヶ崎水処理センター第二汚泥処理工場内

遠心濃縮機余剰汚泥供給管

(2)南部スラッジプラント重力濃縮棟内

重力濃縮汚泥管

森ヶ崎水処理センター及び南部スラッジプラントの概略フローと濃度計試作機の設置場所を図 13、図 14 に示す。

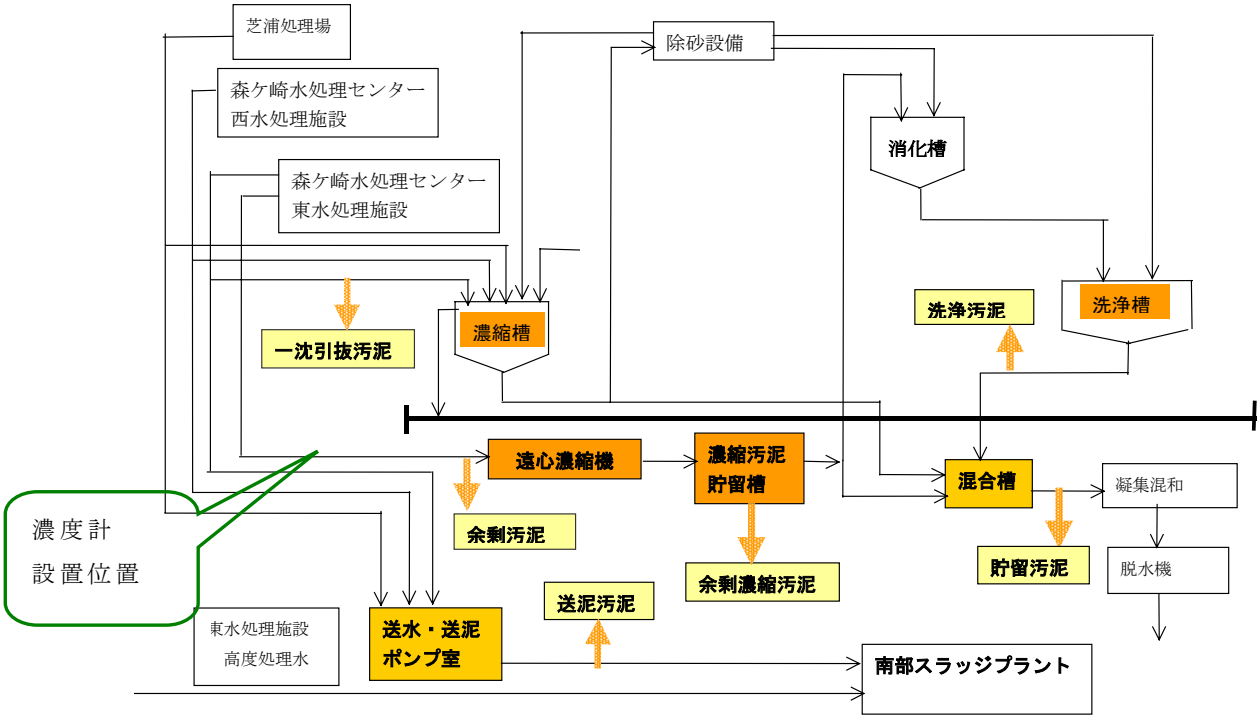


図 13　森ヶ崎水処理センター設置箇所

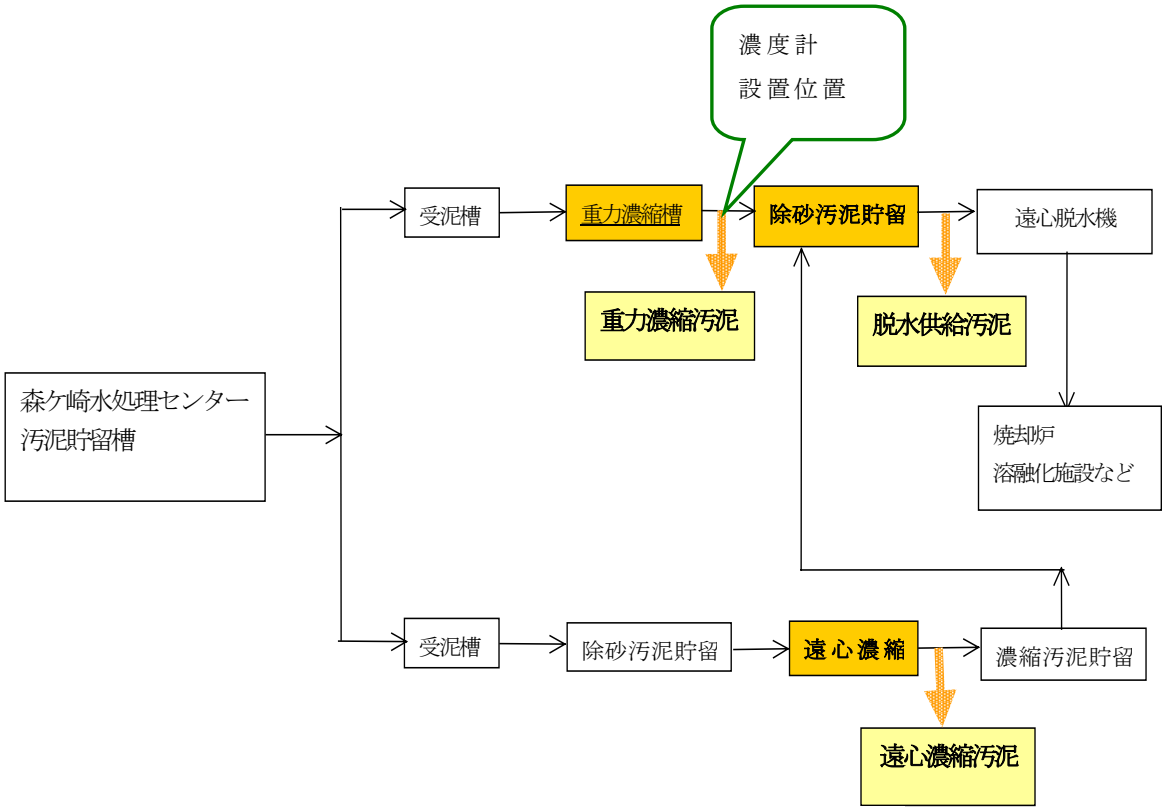


図 14　南部スラッジプラント設置箇所

10．３　測定方法

試験機の汚泥配管への接続概要を図 15 に、試験機構成を図 16 に示す。

変換器のランダム値信号と補正値信号は、パソコン及びデータロガーに送り、パソコンで所定の演算を行い、その演算値をデータロガーに記録した。この演算値を汚泥濃度計の測定値として指示値及びトレンドデータとして使用した。

また、適時、検出部配管から汚泥を採取して汚泥濃度の分析を行い、採取時の演算値と比較して濃度計の測定精度を評価した。

この間、「ランダム出力値」と「補正出力値」を用いた検量線演算式を試験段階毎に考案し、逐次更新を行いその測定安定性を確認した。

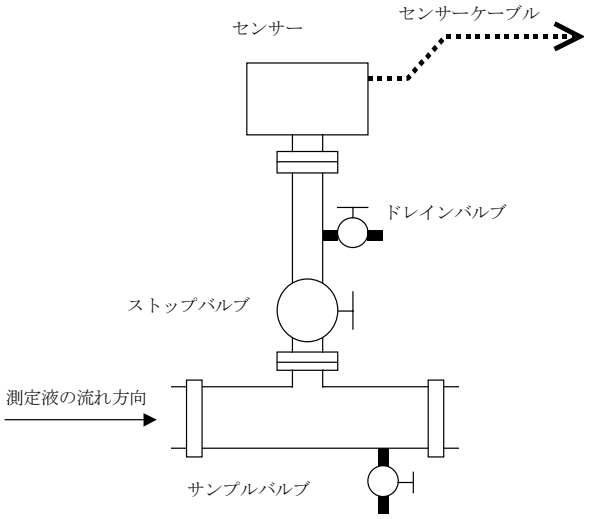


図 15　配管接続部概要

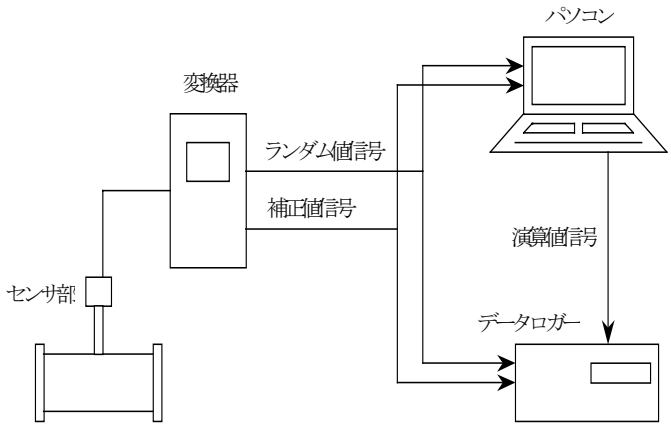


図 16　フィールド試験機構成

フィールド試験状況を図 17、18 に示す。

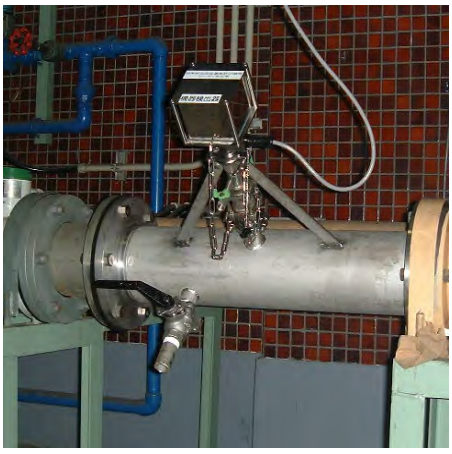


図 17　フィールド試験状況（センサ）

図 18　フィールド試験状況（変換器）

10．４　測定安定性の確認

前述の検量線演算式を用いることによって、森ケ崎水処理センター遠心濃縮機余剰汚泥及び南部スラッジプラント重力濃縮汚泥における測定の安定性を確認することができた。

森ケ崎水処理センター遠心濃縮機余剰汚泥のトレンドデータと分析値を図 19 に示す。南

部スラッジプラント重力濃縮槽汚泥のトレンドデータと分析値を図 20 に示す

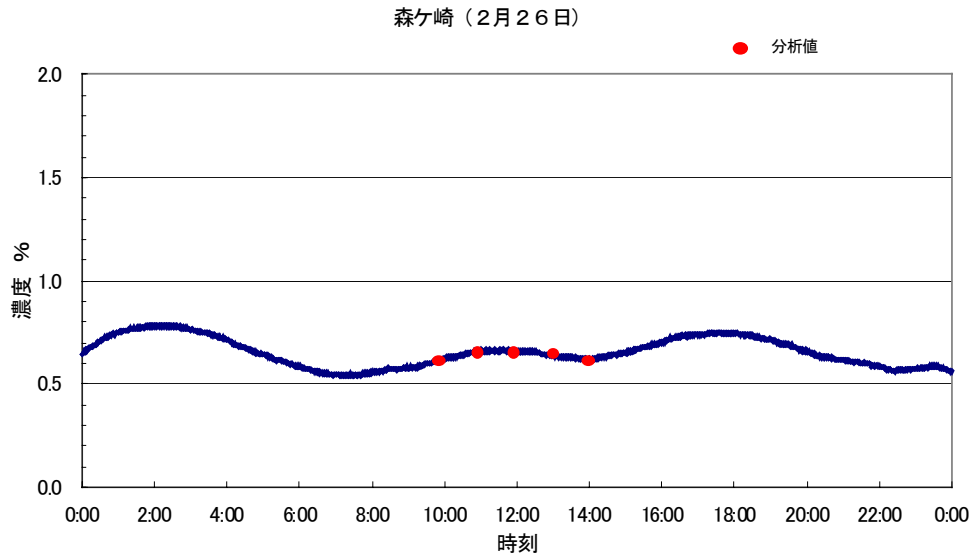


図 19　フィールド試験結果（森セ：余剰汚泥）

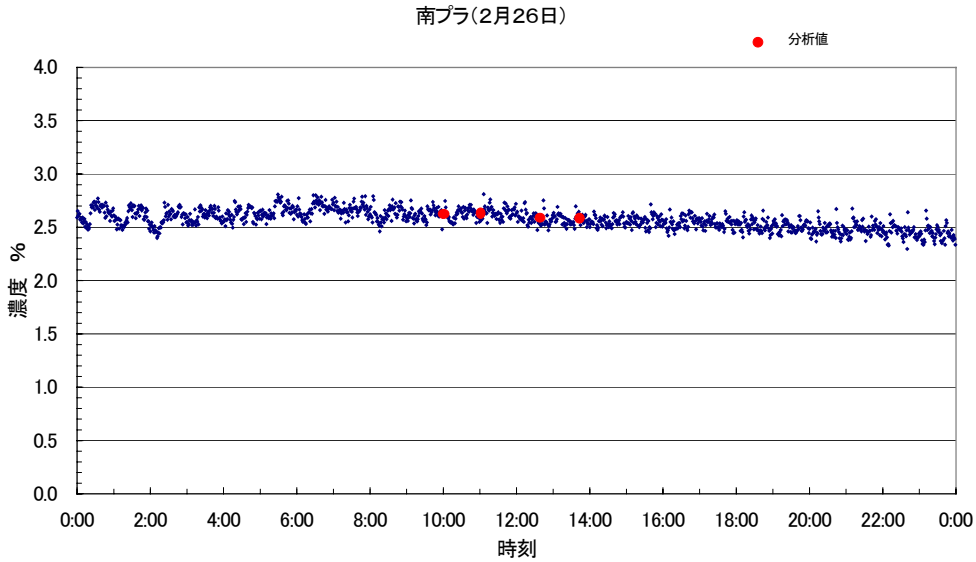


図 20　フィールド試験結果(南プラ:重力濃縮汚泥)

11. まとめ

11. １　開発成果

レーザ光式汚泥濃度計は、開発の目標を満足する結果となった。開発の目標と成果を表３に示す。

表３　目標と成果

開　発　目　標	成　　果
汚泥濃度：０～５％	０～５％まで測定可能である。(但し消化汚泥は除く)
測定精度：±３～５％（ＦＳ）	±３～５％（ＦＳ）以内である
再現性：±２％（ＦＳ）	±２％（ＦＳ）以内である
価格	マイクロ波式の約４割、近赤外光式の約５割の価格となる

11．１．１　汚泥濃度

汚泥濃度５％以上の値を実際に遭遇することはなかったが、南部スラッジプラント機械濃縮汚泥を用いて検量線演算式を作成するなど、濃度５％を想定した対策を行ってきた。これによって､下水処理場において発生する汚泥のほとんどを測定対象にすることができ、濃度範囲は開発目標の５％まで測定が可能であると考えられる。

11．１．２　測定精度

数千本のファイバーを「照射」及び「集光」にランダム状に配列した構造と汚泥性状、特に色の変化に対する補正を行う目的で、ランダム束の外周に数千本のファイバーを配列させた散乱光を受光する機能により、ランダム及び補正からの信号処理について、

（汚泥濃度）＝Ａ〔(ランダム値 R)^2／（補正値 C＋α)〕＋Ｂ

という検量線演算式を得た。これにより濃度変化に対する指示値が、汚泥性状に関係なく低い濃度から高い濃度まで高い相関関係があることが判った。今回の研究ではこの式のαは（＋0.3）が最も適切な値であった。これらの機能と演算手法を用いた結果、従来の濃度計と同等以上である±３～５％（FS）の精度が確保できることが確認された。

11．１．３　再現性

森ケ崎水処理センター余剰汚泥及び南部スラッジプラント重力濃縮汚泥によるフィールド試験により再現性は±２％（ＦＳ）以内であった。他の汚泥であっても同等の再現性が得られるものと思われる。

11．１．４　価格

現在半導体機器を中心に広範囲且つ大量に使用されているレーザ光を測定原理に用いたこと、及び微生物発酵の分野で用いられていた機器の基本技術が汚泥分野に適用できたことによって、汚泥濃度計としての製造コストを低減させることが可能になった。

11．２　保守性

11．２．１　耐摩耗性

本研究にて開発したレーザ光式汚泥濃度計は常時汚泥に接触した状態で２４時間連続測定を行う機器である。従って、汚泥と接触する部分の汚泥による汚染は、測定精度に直接影響を及ぼすため、その清掃などがメンテナンス項目に挙げられる。

本濃度計センサの接液部に「サファイアガラス」を用いてその効果を検証した結果、汚泥粒子による耐摩耗性が良好であることが確認された。

11．２．２　異物の付着

汚泥には摩耗に関与する粒子以外に、油成分などによるガラス面の被覆も考えられる。これについては、管内に汚泥が流下している場合はその影響は少ないものと思われるが、ポンプの停止などで流速がない状態が長時間連続するような場合は汚染物質による被覆について配慮する必要がある。この場合は、従来の接液型濃度計と同様の頻度で、先端部の清掃を行うことによって精度などを維持できるものと思われる。

11．２．３　検量線演算式の見直しと更新

濃度計を設置したときは、その時点での汚泥性状における検量線演算式を入力し、それを用いて測定を行うが、時期が経つに連れ、あるいは降雨などの影響で汚泥性状が変化する場合がある｡このような場合は､初期の検量線では十分に対応できなくなることがある。従って、定期的に検量線の見直しと更新をメンテナンスの一環として行っていく必要がある。この見直しは、季節毎あるいは汚泥性状に変化が見られたとき適宜行うことを基本と考えている。

11．３　制御への適用

開発した濃度計は安定した測定精度が得られるため、下水道施設において、汚泥移送ポンプの運転管理、濃縮槽の引抜濃度管理、脱水機の固形物供給量管理及び薬品注入自動制御などに用いることができると考えられる。

11．４　仕様

実用機の仕様を表４に示す。

表４　実用機仕様

仕様	測定方式	レーザ光反射光方式
	計測範囲	0～5.0%(TS)
	測定周期	0.15 秒
	測定精度	±3～5%(FS)
	再現性	±2%(FS)
	標準構成	配管挿入脱着ユニット
検出器	配管口径	80～500A
	フランジ規格	JIS 10K または水道協会規格
	耐圧力	0～1ＭＰａ
	流体温度	0～50℃（凍結しないこと）
	接液部材質	SUS316、及びガラス
	構造	防滴
変換器	表示器計測出力	濃度測定値出力（小数点以下２桁表示） DC 4～20mA
	電源	AC 100V　±10%　50/60Hz

11．５　今後の課題

今後の課題としては、実用機器導入後、①測定安定性と測定精度について更なる検証、②維持管理手法の更なる確立等、測定安定性及び精度の追跡を行い、プラント制御への適用性を図る予定である

12．おわりに

本共同研究は、平成 12、13 年度の公募型共同研究として実施したものである。

本研究により、汚泥の濃度測定に適用可能な測定精度が高く、再現性に優れ、廉価な汚泥濃度計を開発することができ、実用化可能となった。今後は、処理場及び汚泥処理施設への導入を図っていく。

なお、本共同研究は、東京都下水道局と、東京都下水道サービス株式会社、オルガノ株式会社、巴工業株式会社、株式会社明電舎、株式会社オートマチックシステムリサーチ、芝浦システム株式会社との間の共同研究として実施したものである。

【参考文献】

１）東京都下水道局技術調査年報、Ⅲ－５　効率的な汚泥濃度計の開発、ｐ.195～203、平成 13 年 10 月

２－３　芝浦処理場臭素系消毒設備の処理機能調査

施設管理部　施設管理課　山本　　央
安斎　純雄

１．はじめに

大都市を中心に採用されている合流式下水道は、汚濁負荷の高い下水の一部が未処理で河川等に放流されるため、水環境の悪化を引き起こす一因となっている。こうした雨天時下水の放流先となる河川等の下流域に親水公園や水浴場がある場合には、衛生学的安全性の確保が緊急の課題となっている。

芝浦処理場では、簡易放流水の大腸菌対策としてこれまで次亜塩素酸ナトリウムによる消毒を行ってきたが､豪雨等による水量の急激な増加時には接触時間の確保できないため、消毒が困難な状況にあった。そこで、雨天時下水中の大腸菌群を安定かつ確実に除去することを目的に､平成 12 年度のポンプ所調査においてその効果が実証されている[1)]臭素系消毒剤（BCDMH）の消毒設備を簡易放流渠に設置した。

本調査は、この設備による消毒効果を検証し、注入率の制御方法を確立するために実施したものである。

２．調査内容

２．１　消毒設備について

消毒設備の主な特徴を**表１**に示す。消毒設備の主要機器は薬品貯留槽（ホッパ)、薬品供給機、エジェクターからなっており、消毒時間が短いため NaClO のように大きな接触タンクは不要となっている。また、本設備は消毒剤の充填作業を除く全工程が自動化されており、安全性、操作性に優れた構造となっている。

２．２　消毒の概要

表２に消毒条件に関する諸元を示す。本設備による消毒剤の注入率は､最大で 15mg/l（有効塩素換算値で 8.4mg/l)まで設定可能になっている。また、消毒剤(粉体)の貯留量はホッパの最大貯留量(3600kg)に対し､2800kg を常時確保できるようになっている。これとは別に、長時間にわたる消毒により消毒剤の補給が見込まれる場合には、予備として約 2000kg(200kg のフレコンバック×10 体)の消毒剤を、緊急時に備えて常備している。

表１　消毒設備の主な特徴

機器名称等		特徴
薬品供給機	貯留槽（ホッパ）	薬品貯留量 1,200 kg（×3 機）で槽形状は円筒型。粉体流動機構（攪拌羽根、ｴｱﾊﾟｰｼﾞ機構）の付加により、消毒剤の圧密、ブリッジを防止できる。
	定量供給機	供給能力 0.55～4.5kg／min でテーブルフィーダ形式で定量的な供給が可能。
	エジェクター	本管φ100、吸込管φ65 の口径からなっており、原水通水量 は 0.5 ～ 0.9 m^3／min。テーブルフィーダで切り出された消毒剤と溶解水が混合され、多孔管により 2 点注入される。溶解水には二次処理水を使用している。
集塵機		処理能力 10 m^3／min のバグフィルタ（吸込みファン付）形式により、消毒剤注入時の粉塵飛散を防止し､粉体使用時の安全性を向上させている。
その他		腐食防止のため､消毒剤に接触する機器の材質には PVC を用い、外面補強のために FRP を使用している。また、本設備は消毒剤の補給以外の工程が完全に自動化されており､充填作業は電動チェーンブロックを使用し､人力で行っている。

消毒剤の注入は、簡易放流ゲートの直前に設けられている注入点より、ゲート「開」のタイミングにあわせた信号によって開始される。しかしながら、消毒設備の稼動には周囲弁類の開閉工程による約 30 秒間のタイムラグがあるため、注入の遅延により初期の消毒が不十分になる恐れがある。そこで、放流ゲート「開」指令の直前に運転準備工程の時間を設けることにより、消毒時のタイムラグを解消した。

表２　消毒条件に関する諸元

要項	設計数値	備考
消毒剤	臭素系消毒剤（粉体) 製品名：エバサニー4430	有効成分　96% (有効ハロゲン 56%)
製品注入率	平均 7 mg/l(最大 15 mg/l)	粉体重量として
放流水量	最大 50000m^3/h 程度	－
接触時間	最短で 1 分程度	－
粉体貯留量	最大水量、平均注入率で 8 時間	－

２．３　調査箇所及び調査期間

図１に調査箇所の平面図を示す。

本設備は芝浦処理場の簡易放流渠Ｉ号に設置されている。通常、本系の第一沈殿池を通過した水は曝気槽に流入するが、雨天時には雨天時貯留池を活用し、その余剰分が簡易放流渠Ｉ号へ流入する。流入した水は、消毒後に放流渠の末端直前で東系処理施設の高級処理水(塩素消毒済)と混合され、公共用水域へ放流される。消毒剤注入点から放流端までの距離は約 230m で､滞留時間は最短で概ね 1 分程度である。

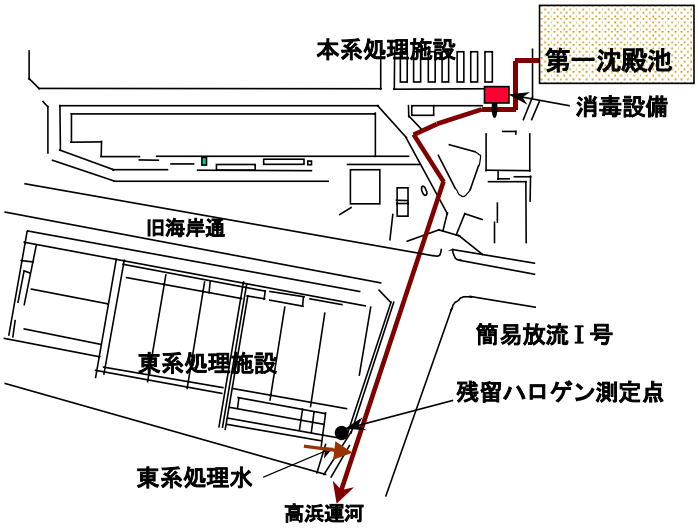


図１　調査箇所の平面図

なお、調査期間は平成 13 年 8 月より平成 14 年 3 月までとし､この期間の簡易放流回数は合計 12 回であった。**表３**に各採水日の降雨状況を示す(8/27 と 10/1 は欠側)。降雨強度 1.8～28mm、総雨量 24～464mm の範囲において消毒設備は稼動した。

表３　採水日の降雨状況

日付	降雨強度 (mm／時)	総雨量 (mm)	放流時間 (h)
8/21	3.9	97	4.6
8/22	28	67	8.5
8/27	－	－	－
9/10	6.1	464	14
9/11	23	210	17
10/1	－	－	－
10/10	15	94	14
10/23	1.8	24	1.6
11/6	2.9	28	2.1
1/21	11	155	4.3
1/27	3.4	136	7.5
3/27	12	133	5.2

２．４　調査項目

本調査では以下の点についての評価を行った。

(1)簡易放流渠における消毒効果について

(2)消毒を管理していく上での最適な注入率の決定方法

表５に水質分析の概要を示した。

消毒効果用のサンプルとして、消毒前は第一沈殿池出口の導水渠、消毒後は簡易放流渠の末端(東系処理施設の混合前)にそれぞれ自動採水器(NKS製、LYSAM－PおよびLYSAM－R) にて、５分間隔でサンプリングを行った。サンプリングの開始は、消毒前

後とも消毒設備の運転開始に連動するように設定し、消毒後のサンプルに関しては自給式のサンプリングポンプを用いて実施した。

表４　主な水質分析項目の概要

分析項目	準拠法	採水箇所
大腸菌群数	デソ培地法	消毒前･後
濁度	下水試験法	消毒前
残留ハロゲン	オルトトリジン法	消毒後

３．結果および考察

３．１　消毒効果の検証

３．１．１　簡易放流渠における消毒結果

図２に消毒結果の代表的な例を示す。

消毒前大腸菌群数は、放流開始後４時間程度は 10^5～10^6個/ml、その後放流終了時の 10 時間後までは 10^4～10^5個/ml で推移した。これに応じて消毒剤の注入率を 2 時間迄は 7.5mg/l、以後 5 時間迄は 5mg/l、その後は 3mg/l（全て製品換算）となるように段階的に減少させることで消毒効果が得られた。また、この時、0.1mg/l 以上の残留ハロゲンが常時検出されていた。

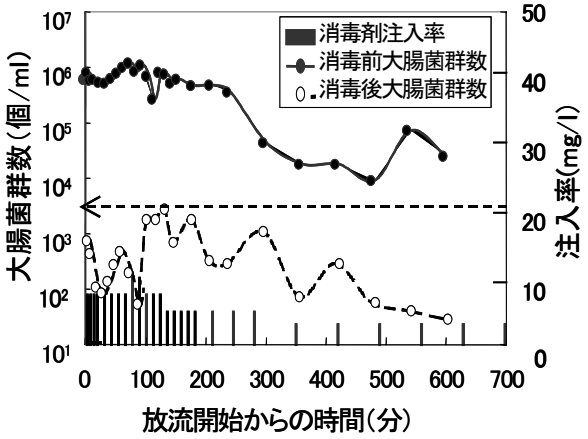


図２　消毒効果の経時変化

図３に全消毒結果を示す。

本調査の結果、製品注入率で 3～10.5mg/l（塩素換算値で 1.6～5.7mg/l）の臭素系消毒剤を注入することによって、1～2 分程度の接触時間で概ね大腸菌群数を、3000 個/ml 以下に低減できることがわかる。

平成 12 年度に実施したポンプ所調査では、消毒前大腸菌群数の大小だけで注入率を決定しても消毒効果が得られたが、本調査では第一沈殿池を経由した下水を消毒していることや、雨水による希釈効果がポンプ所とは異なるなどで傾向に差が見られている。

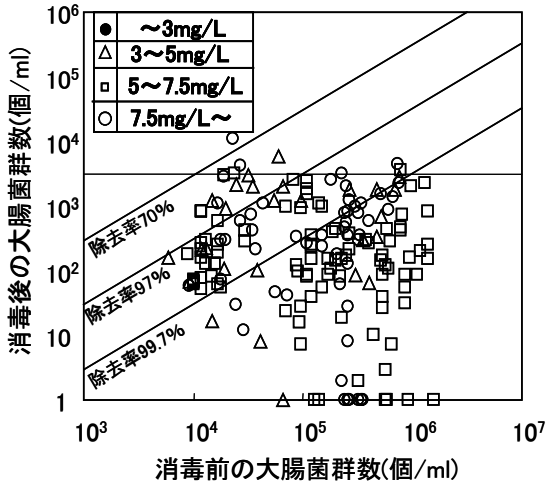


図３　注入率と消毒効果の関係

・滞留時間、水温と消毒効果の関係

簡易放流渠Ｉ号における下水の滞留時間は、最短で１分程度と想定されている。また、簡易放流渠は運河に面しており、潮位の影響が顕著な時には簡易放流渠の中間手前まで運河の水が浸入する。降雨時には河川水量の増加も考えられ、こうした状況が重なった時の消毒が懸念されたため、接触時間と消毒後の大腸菌群数データの精査を行った。しかしながら、これらの間には明確な関係は見られなかった。これはBCDMHの分解速度がNaClO等に比べて、速いことが一つの原因であると推察される。このことから消毒に影響を及ぼす因子として、接触時間の寄与は小さいと考えられる。また、本調査では寒暖期の水温差が最大で約 13℃あったが、冬季における消毒効果が他の時期と比較して特に低い傾向は見られず、水温の寄与も小さいと考えられる。

・濁度と大腸菌群数の関係

消毒効果に影響を及ぼす因子として、濁度が挙げられる。図４に示す通り、濁度が 150 度以上になると注入率の高低に関わらず消毒効果の低下する傾向があった。また、同様に

消毒前の大腸菌群数が低くても濁度が高いと、消毒後の大腸菌群数が十分に低減されない場合も見られている。

３．２　最適な注入率決定方法

３．２．１　一定注入率による制御

この方法は、降雨開始からの経過時間に応じて注入率を減少させていく方法である。初期汚濁は降雨の継続とともに減少し、下水の希釈効果を期待している。

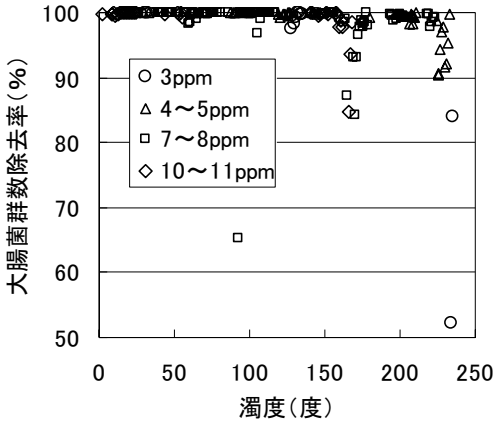


図４　濁度と消毒効果の関係

図５に消毒結果を示した。消毒前の大腸菌群数は、放流開始後が最も高く、時間経過とともに低下する傾向を示した。注入率は放流開始 60 分迄は 10mg/l、60～120 分迄は 7mg/l、120～240 分迄は 5mg/l、240 分以降は 3mg/l で制御を実施した。消毒後の大腸菌群数は、一時的に 3×10^3 個/ml を超過する場合があった。一定注入率制御の時間設定はポンプ所で得られた過去のデータを基にして決定したものであるため、処理場にマッチした注入率変化を求めていく必要がある。また、下水処理場は流域全体が広く、汚濁負荷の高い下水が継続的に流入することも想定されるため、注入率の決定を経験的な要素のみで行うことは困難な面もあると考えられる。

３．２．２　推定大腸菌群数と濁度による制御

消毒効果の結果に基づいて注入率の概算値を求め、濁度を補完的に利用することで注入率を決定する方法である。

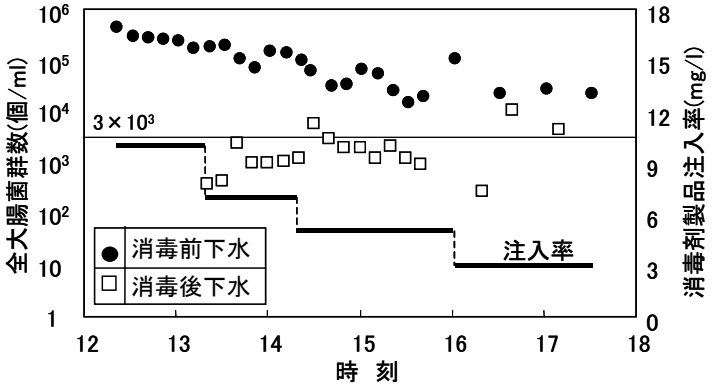


図５　一定注入率による制御結果

・夏秋季(8～11 月)の大腸菌群数

本調査結果では、夏秋季と冬季における流入水中の大腸菌群数に差が見られたため、大腸菌群数の推定は、夏秋季と冬季に分けて検討した。

平成 11～12 年度にポンプ所で行った調査結果では、降雨強度と濁度から消毒前下水の大腸菌群数を推定し、これと濁度の数値から注入率を決定している。しかしながら本調査では、放流開始後 120 分までで消毒前の大腸菌群数が 10^6 個/ml を超えたのは 31 例中 5 例であり、10^5 個/ml を下回ったのは 1 例だけであった。このことから、放流開始後 120 分までの消毒前大腸菌群数は、概ね 10^5～10^6 個/ml の範囲にあると考えた。

放流開始後 120 分以降は、雨水による希釈効果により濁度と大腸菌群数の間に決定係数 $R^2=0.32$ の相関が見られた。濁度と降雨強度を独立変数、大腸菌群数

表５　大腸菌群数の推定について

時間範囲	独立変数	決定係数 (R^2)	n	推定式 大腸菌群数＝a×降雨強度＋b×濁度＋c		
				a	b	c
～120 分	－	－	26	大腸菌群数：10^5～10^6 個/ml		
120 分～	降雨強度、濁度	0.36 7	52	5834	17142	－191056

を従属変数とした回帰分析を行った結果、重回帰分析の決定係数(R^2＝0.367)は、濁度と大腸菌群数の一次回帰分析のR^2より大きく、相関が高くなった。表５に大腸菌群数の推定について示す。

・冬季(1 月)の大腸菌群数

冬季は晴天日が多く、調査回数は 2 回であった。図６に放流開始からの大腸菌群数の経時変化を示す。

放流開始 300 分迄は、大腸菌群数が時間経過とともに減少し、300 分以降は逆に増加する傾向が見られた。また、消毒前の大腸菌群数は、夏秋季とは異なり 10^4～10^5個/ml の範囲に入る場合が多かった。表６に推定大腸菌群数と濁度から求まる注入率を示す。

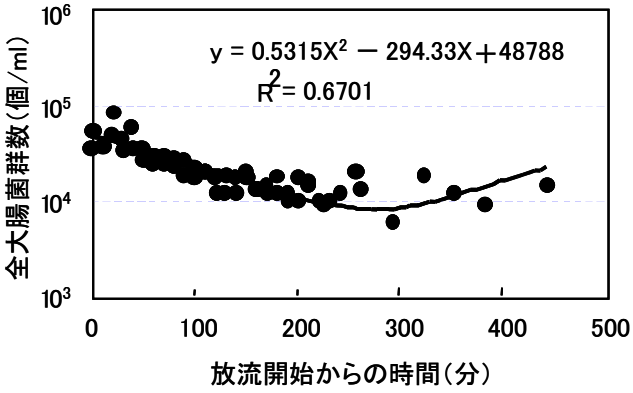


図６　大腸菌群数の経時変化

表６　大腸菌群数と濁度から求まる注入率

3×10³個/ml 以下に消毒可能な大腸菌群数 (個/ml)		～10⁴	10⁴～10⁵	10⁵～10⁶	10⁶～
	濁度(度)				
消毒剤注入率 (製品換算、mg/L)	～25	3～4	3～4	3～5	―
	25～50	4～5	4～5	5～6	7～8
	50～75	5～6	5～6	7～8	7～8
	75～100	7～8	7～11	10～11	―
	100～	7～8	10～11	11～15	11～15

図７に、一定注入率による制御と推定大腸菌群数を利用した制御の比較結果を示す。図５に示す通り、一定注入率による制御を行うと時間帯によっては不具合になる恐れがあったが、推定値を利用するとこれよりも高い注入率が必要となるため、消毒は確実になることが予想される。しかしながら、一定注入率による消毒で良好な消毒効果が見られていた場合に、逆に推定大腸菌群数を用いた制御で注入が不足する事例も見られていることから、各々の制御方法には解決すべき課題があると考えられる。また、一定注入率による制御を行った時の残留ハロゲン濃度は、放流開始直後から全く検出されていなかったことから、残留ハロゲンをある程度残存させることような運転ができれば、注入率の指標として有効であることが示唆される。

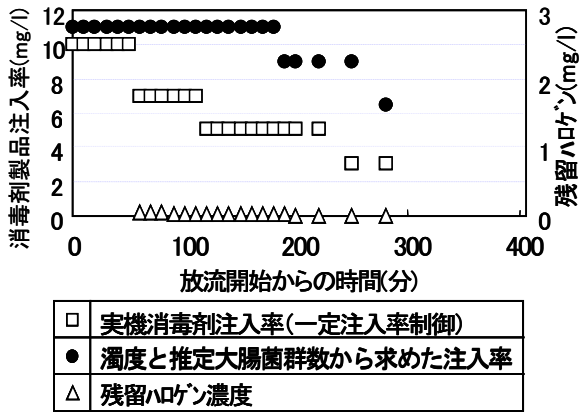


図７　一定注入率制御と大腸菌群数推定制御による注

３．２．３　臭素消費量、残留ハロゲンによる制御

消毒前下水の臭素消費量とその時の残留ハロゲン濃度を基にするか、消毒後の残留ハロゲン濃度を一定にするように注入率を決定する方法である。

雨天時の放流下水に過剰量の消毒剤を添加した時の臭素消費量について検討した。注入した消毒剤は製品注入率で 36.1mg/L(有効塩素換算 20.2mg/L)、所定時間経過後（1 分後および５分後）に残留ハロゲン濃度を DPD 法、ヨウ素滴定法の二法で測定して臭素消費量を求めた。図８に測定結果を示す。

ヨウ素滴定法による臭素消費量の測定結果にはばらつきが見られたが、放流終了時の臭素消費量は、放流開始１時間後に比べて少なくなった。DPD 法では、臭素消費量は時間経過とともに減少する傾向を示した。しかしながら、いずれの場合も一定注入率による制御値に比べて２倍以上の値となり、臭素消費量に基づいた注入率を採用すると過剰注入になる恐れが考えられた。

次に、一定注入率制御と同程度の注入率条件で、消毒剤を添加した後の残留ハロゲンと消毒効果の関係について図９に示す。

注入率が 5mg/l および 7mg/l の条件では、放流開始からの時間が 240 分を超えて初めて残留ハロゲンが 0.05mg/L 以上検出された。また、この時消毒後の大腸菌群数は 3000 個/ml 以下であった。

注入率が 10mg/l では、60 分以降で消毒効果が認められるとともに残留ハロゲンが 0.05mg/l 以上検出された。注入率が 20mg/l の条件では、放流開始直後から消毒効果が良好かつ残留ハロゲンも 0.5mg/l 検出された。これ以外の条件では消毒効果に良好な結果が見られず、残留ハロゲンも検出されていなかった。

図１０に残留ハロゲンと消毒後の大腸菌群数の全調査データを示す。残留ハロゲンが 0.2mg/l 以上存在する状況では、消毒後の大腸菌群数が全て 3×10^3 個/ml 以下であった。

制御方法として、残留ハロゲンが 0.2mg/l 以上存在するためには、臭素消費量や残留ハロゲン計を有効に活用していく管理が必要となる。管理上の問題として、水量や水質の変動も考慮する必要があるが、臭素消費量を求める場合簡易放流渠の最短接触時間である１分程度が妥当となるであろう。流入水量を制御に組み込む必要がある。また、過注入防止のために放流直前だけではなく、簡易放流渠の中間点で残留ハロゲンが測定できれば、さらに適正な注入率の決定に寄与する可能性がある。

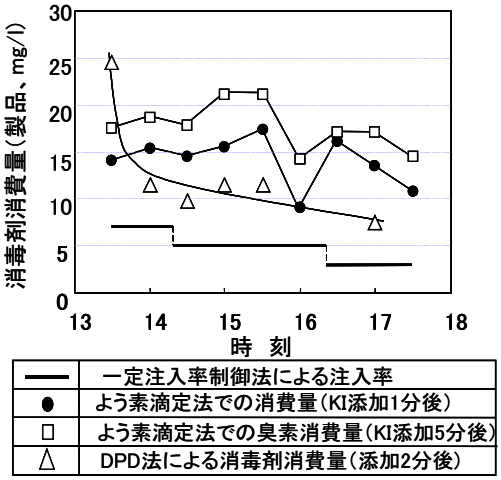


図８　臭素消費量の測定結果

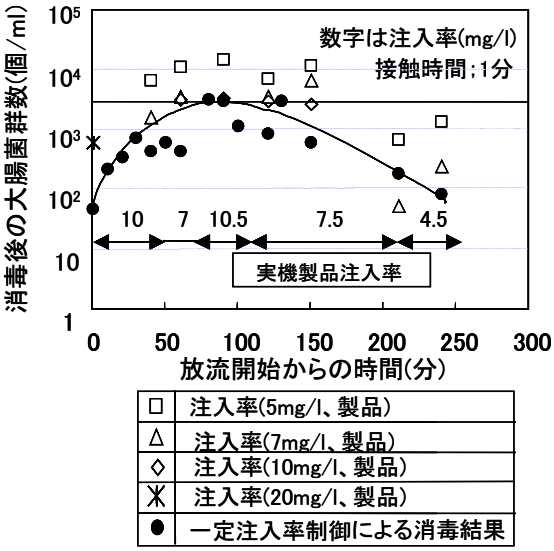


図９　注入率と消毒効果の関係

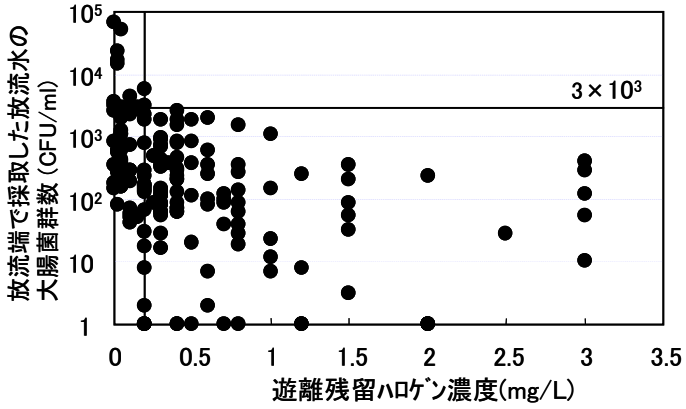


図 10　残留ハロゲン濃度と消毒効果の関係

４．まとめ

本調査によって得られた知見を整理すると以下の通りになる。

(1)　臭素系消毒剤の注入率を 3～10.5mg/l(有効塩素換算値)にすることで、消毒後の大腸菌群数を 3×10^3 個/ml 以下に低減することが可能であった。

(2)　降雨開始からの経過時間に応じて注入率を減少させていく一定注入率制御を実施した場合、消毒は概ね良好であったが、必要な注入率よりも過注入になる傾向が見られた。

(3)　降雨強度から求めた推定大腸菌群数と、補完的な指標として濁度を用いることで注入率を決定した。この方法で注入率を制御した場合、消毒に必要な注入率よりも低くなる場合が多く見られた。

(4)　消毒前下水の臭素消費量に基づいて注入率を決定できるかについて検討を行った。この結果、大過剰の消毒剤を注入し、求まった消費量に合せた注入を行うよりも、残留ハロゲンが 0.1～0.5mg/l になるような注入率にすることで消毒を良好に行えることが明らかになった。

５．今後の課題

本調査結果より、芝浦処理場の簡易放流渠Ｉ号に設置した臭素系消毒設備は、簡易放流水の大腸菌対策として十分な機能を有することが明らかになった。消毒剤注入率を決定する方法としては幾つかの候補が挙げられるが、濁度、降雨強度等の指標で注入率を制御する場合、必要とされる注入率との間に若干の開きが見られる結果となった。一方、残留ハロゲン、臭素消費量を利用して注入率を制御した場合、消毒は確実に行えることが示唆された。

しかしながら、残留ハロゲン等の制御を実際に現場に導入していくには、機器の測定精度、制御時の応答速度、計測機器の性能(汚濁負荷の高い下水に連続的に利用可能か)等の問題が残されており、今後の課題として挙げられる。

【参考文献】

「速効性消毒剤を用いた注入システムの開発」、施設管理部施設管理課水質調査係、平成１２年度

２－４　綾瀬川幹線における硫化水素生成の実態及び抑制に関する調査

東部第二管理事務所　小菅処理場　川村吉晴
（現　業務部　排水指導課）粕谷修司
（現　施設管理部　施設管理課）森田健史

１．はじめに

小菅処理場に流入する主な幹線は、小菅幹線、青戸幹線及び綾瀬川幹線の３つである。このうち、小菅幹線と青戸幹線は流量も多く自然流下しているが、綾瀬川幹線は日量約２万 m^3 で本田ポンプ所から圧送されている。小菅幹線及び青戸幹線から流入する下水は主ポンプで揚水され、西系水処理施設と東系水処理施設にそれぞれ分配されているが、綾瀬川幹線の下水は着水槽を経由して東系水処理施設に流入する（図１参照）。

本田ポンプ所のポンプ圧送能力は最小のものでも約 2,000m^3/時であり、一日のうち 10 時間の運転しか行えないことになる。したがって、晴天時には５時間送水を２回行う間欠運転が不可避であり、送水管内で硫化物が生成するため、小菅処理場において硫化水素が発生し、脱臭設備の活性炭の寿命を短くしたり、東系水処理施設の送風倍率を西系より高くしなければならなくしたりするなどの問題が発生している。

これらを解決するために、東部第二管理事務所に小菅処理場長をリーダーとしたプロジェクトチームを結成し、対策の検討を行うこととなった。検討の結果、綾瀬川幹線における硫化物の生成及び硫化水素の発生の実態を把握するとともに、現在使用されている送水管の代わりに以前使用されていた送泥管を使用する対策並びに硫化水素発生対策として一定の評価がなされている[1)]塩化第二鉄の添加による硫化水素発生抑制効果を確認する調査が必要であることになった。本報告は、この調査の結果をまとめたものである。

なお、事前の文献[2)]調査により、①硫化物（硫化水素のもと）は、下水中の硫酸イオンと有機物（BOD）から生成すること、②硫化物は圧送管の中で生物膜により生成するので、水温が高いほど、圧送時間が長いほど、流速が小さいほど多く生成することが確かめられた。

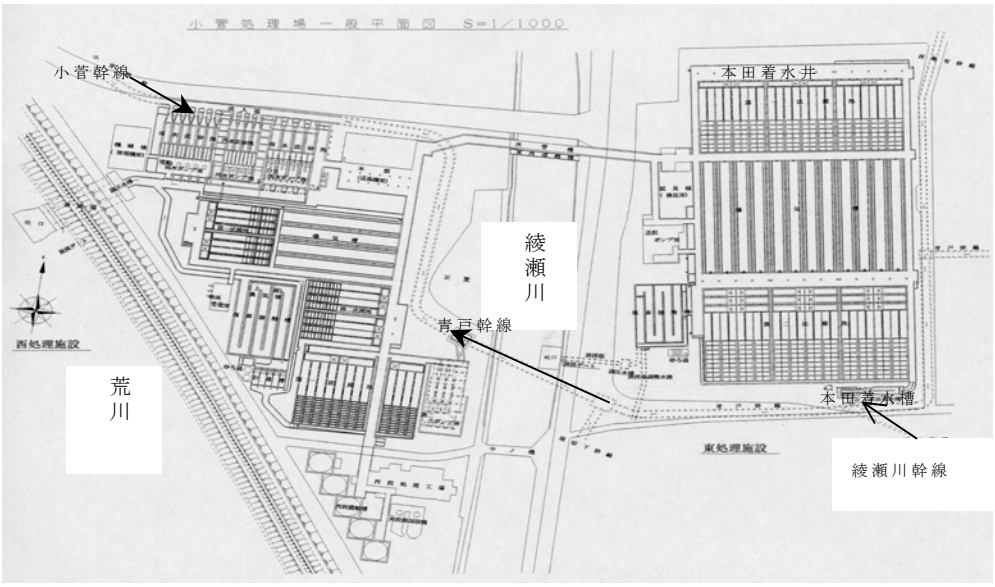


図１　小菅処理場平面図

２．調査方法

本田ポンプ所及び小菅処理場における水質試験による水質の比較並びに硫化水素モニターを用いた硫化水素発生状況の比較を行うことにより、硫化水素発生の実態を把握するとともに各対策の効果を評価した。条件は、現在使用している送水管を用いた場合と、それより管径が小さく滞留時間が短い送泥管を用いた場合のそれぞれについて、塩化第二鉄を添加しない場合及び添加率を 10、15、20mg/L と変化させた場合の４条件ずつ、合計８条件を設定した。

送水管及び送泥管を用いた場合の滞留時間の違いを表１に示す。

表１　送水管及び送泥管の比較

名　　称	圧送管径	圧送距離	管内貯留量	管内滞留時間＊
送　水　管	1,800mm	約 4km	約 10,170m^3	約 5 時間 5 分
送　泥　管	700mm	約 4km	約　1,539m^3	約 46 分

＊　管内滞留時間は圧送量 2,000m^3/時で一定として計算

１）調査期間

平成 14 年 2 月 1 日から 3 月 31 日まで

２）水質調査

本田ポンプ所からの送水は、間歇送水のため、送水時間約５時間、合計水量約１万m^3の送水を１日２日位繰り返している。調査期間中は、１回目の送水を午前９時に開始し、午後２時過ぎまで（５時間以上）2,000m^3/時の送水を継続する運転を実施してもらった。なお、塩化第二鉄は、調査当日の朝送水開始の直前に注入ポンプを始動して添加を開始し、送水中は添加を継続して、送水停止後に添加を停止した。

試料は、午前９時に圧送前の水を本田ポンプ所沈砂池で採水し、送水による変化を調べるため、午後２時に滞留時間経過後の水を小菅処理場で採水した。なお、前回の送水の後に管内で滞留した水を午前９時に小菅処理場で採水した。

測定項目は、pH、ORP、硫化物濃度、硫酸イオン濃度である。

測定方法を表 2 に示す。

表２　水質分析項目及び分析方法

項　　目	分　析　方　法	備　　考
水　　温	下水試験方法（1997 年度版）2-2-2	
p　　H	下水試験方法（1997 年度版）2-2-8	
O　R　P	下水試験方法（1997 年度版）2-3-5	
硫　化　物	下水試験方法(1997 年度版)2-2-36-1	測定は全硫化物
硫酸イオン	下水試験方法(1997 年度版)2-2-32-4	

表２の水温、pH、ORP については現場測定とし、全硫化物、硫酸イオンについては分析試料を作製し保冷運搬にて分析所へ移送し、ただちに分析を行った。試料の作製方法は、全硫化物については酸素瓶を用いてアルカリ固定し、硫酸イオンについては現場で５C ろ過して分析サンプルとした。

３）硫化水素モニター調査

硫化水素モニターを、本田ポンプ所沈砂池、小菅処理場内本田着水槽、本田着水井（主ポンプから送水された下水と綾瀬川幹線の下水が混合する地点)、東系第一沈殿池入口及び出口、生物反応槽の嫌気槽出口、好気槽入口、送泥汚泥調整槽、主ポンプ室汚水沈砂池及び雨水沈砂池の 10 個所にセットし、５分ごとのデータを収集した。なお、データは１週間に１回パソコンに回収し、これを専用のソフトでグラフ化して検討し

た。

表３に硫化水素モニターの諸元を示す。

表３　硫化水素モニターの諸元

名　　称	拡散式硫化水素測定器（ガステック社製）
型　　式	GHS-7AT・GHS-7A
電源と連続使用時間	単３アルカリ乾電池：約 1,440 時間
使　用　環　境	温度-10～40℃、相対湿度 30%～95%
検　知　原　理	硫化水素：定電位電解式（拡散式） 温度：半導体式温度センサ
測定範囲及び 指　示　精　度	測定範囲(ppm)　分解能(ppm)　精度(ppm) 0～50　0.1　±2.5 0～100　1　±5
ロギングデータ数	最大 24320 個（GHS-7AT） 最大 12160 個（GHS-7A）
通　信　速　度	19200bps
電気的性能及び機能（□は調査時の条件設定値）	
通　信　方　式	シリアル通信（RS-232C）
ロギング間隔設定	１分、□5 分□、10 分、15 分、30 分、60 分
ロギング上書き設定	可能／□停止□
サンプリング方法	瞬時値、□平均値□、最大値、最小値 （サンプリング間隔６秒固定）

調査の日程を表４に示す。

表４　調査日程

月　　日	調　　査　　内　　容	添　加　量
２月 18 日	送水管（φ1800mm）①	無添加
２月 19 日	送水管（φ1800mm）②	
２月 20 日	送水管（φ1800mm）③	
２月 22 日	送水管（φ1800mm）①	10mg/L （塩化第二鉄として）
２月 25 日	送水管（φ1800mm）②	
２月 26 日	送水管（φ1800mm）③	
３月　４日	送水管（φ1800mm）①	20mg/L （塩化第二鉄として）
３月　５日	送水管（φ1800mm）②	
３月　６日	送水管（φ1800mm）③	
３月 11 日	送水管（φ1800mm）①	15mg/L （塩化第二鉄として）
３月 12 日	送水管（φ1800mm）②	
３月 13 日	送水管（φ1800mm）③	
３月 19 日	送泥管　（φ700mm）①	無添加・1mg/L・ 5mg/L・10mg/L （塩化第二鉄として）
３月 20 日	送泥管　（φ700mm）②	
３月 25 日	送泥管　（φ700mm）③	

３．調査結果及び考察

３．１　水質分析調査結果

水質分析調査結果を表５に示す。なお表の数値は同条件で３回測定をした平均値である。

表５　水質分析結果

調査条件	項目	ブランク（小菅処理場９時）	送水 本田ポンプ所９時	着水（小菅処理場 14 時）
送水管（φ1800mm）無添加	水温（℃）	15.3	16.7	16.7
	pH	7.52	6.91	7.04
	硫化物	1.91	0.63	2.10(1.47)*
	硫酸イオン	--------	124.6(41.6)**	94.5(31.5)**
送水管（φ1800mm）10mg/L 添加	水温（℃）	15.1	16.1	17.8
	pH	7.29	6.81	7.02
	硫化物	2.08	0.74	2.14(1.40)*
	硫酸イオン	--------	47.5(15.9)**	46.3(15.5)**
送水管（φ1800mm）15mg/L 添加	水温（℃）	16.4	17.4	20.1
	pH	7.04	6.82	6.81
	硫化物	2.41	0.45	2.07(1.62)*
送水管（φ1800mm）20mg/L 添加	水温（℃）	15.4	17.7	18.1
	pH	7.23	6.96	7.10
	硫化物	2.50	0.44	1.99(1.55)*
送泥管（φ700mm）無添加	水温（℃）	17.3	19.7	19.1
	pH	7.03	6.68	6.85
	ORP（mV）	--------	-124	-218
	硫化物	1.69	0.96	1.20(0.24)*
	硫酸イオン	--------	58.3(19.5)**	60.5(20.2)**
送泥管（φ700mm）1mg/L 添加	水温（℃）	19.8	19.9	19.8
	pH	7.19	7.01	7.20
	硫化物	0.59	0.45	0.63(0.18)*
送泥管（φ700mm）5mg/L 添加	水温（℃）	19.9	19.1	19.9
	pH	7.37	7.13	7.37
	ORP（mV）	--------	-87	-197
	硫化物	0.46	0.49	0.48(-0.1)*
送泥管（φ700mm）10mg/L 添加	水温（℃）	19.0	18.9	19.0
	pH	7.37	7.16	7.37
	ORP（mV）	--------	-89	-162
	硫化物	0.38	0.39	0.40(0.1)*

＊　硫化物の単位は mg/L、（　）は圧送増減分

＊＊　硫酸イオンの単位は mg/L、（　）は硫酸態イオウ

３．１．１　水温

調査期間中の水温は３月に向かって上昇しており、本田送水（同時刻採水）では最低 16.1℃、最高で 19.9℃と 3.8℃の差がみられた。圧送先の小菅処理場の着水槽でも、最低が 16.7℃、最高が 19.9℃と 3.2℃の差であった。水温は硫化物の生成を大きく左右する因子であり、一般的に水温が 1℃上昇すると硫化物の生成は 7%上昇する[2)]といわれるが、夏期に比べると 10℃ほど低い水温であるので、夏期には大幅に硫化物濃度が上昇することが懸念される。

３．１．２　pH

塩化第二鉄を添加すると pH の低下が懸念されるが、今回の調査では最大添加量の 20mg/L でも大きな低下は見られなかった。また圧送中に腐敗が進行すると有機酸が増えて pH は低

下すると考えられたが、今回は本田送水が 6.7～7.2 程度に対し小菅着水は 6.8～7.4 と逆に 0.1～0.2 上昇する傾向であった。この傾向は送水管使用時も、送泥管使用時でも同様な傾向であった。pH 上昇の原因は不明である。

なお、今回の採水サンプルの pH 付近（6～8）が溶存硫化物と硫化水素が一番不安定な状態であり、衝撃により硫化水素が発生しやすい。

３．１．３　硫化物

硫化物は大きくわけて、金属硫化物と溶存硫化物に分けられ、硫化水素の発生要因となるものは溶存硫化物である。今回分析したのは全硫化物であり、金属硫化物と溶存硫化物の合計である。送水管使用時の圧送後の増加量は 1.5mg/L 前後と、塩化第二鉄の無添加時と添加時に顕著な違いは見られなかった。しかし送泥管使用時には通常の送水管使用時に比べて圧送時間が約 1/6 に短縮されるため、EPA の式（＜参考＞参照）によると硫化物生成量は約 1/6 に減少する。分析データでも 0.24mg/L で約 1/6 となり、予測したとおり管内滞留時間が大幅に短縮された効果が現われている。

なお、塩化第二鉄を添加した時の硫化物への影響としては、①酸化作用による溶存硫化物の減少（硫酸イオンへの酸化）及び②鉄イオンによる硫化物（硫化水素）の固定化（全硫化物の増加）が考えられる。

３．１．４　酸化還元電位（ORP）

ORP は送泥管使用時のみに測定した。時間の経過とともに嫌気状態が進行するため ORP は低下する傾向を示した。塩化第二鉄添加量が増えると ORP の低下の程度は減少する傾向であった。塩化第二鉄の酸化剤としての働きを示しているものと考えられる。

３．１．５　硫酸イオン

送水管使用時の硫酸イオンは圧送により減少した。とくに塩化第二鉄無添加時はイオウ量で 10mg/L 低下している。しかし送泥管使用時は圧送後の本田着水槽で上昇している。これは圧送時間短縮による硫化物生成抑制効果と、塩化第二鉄による酸化作用により硫酸イオン濃度が上昇したことが複合した結果と考えられる。

３．２　硫化水素連続測定結果

硫化水素連続測定器による硫化水素の発生状況をみると、送水管使用時に、本田着水槽では､本田ポンプ所からの送水があると硫化水素が発生していた｡その一例を図２に示す。

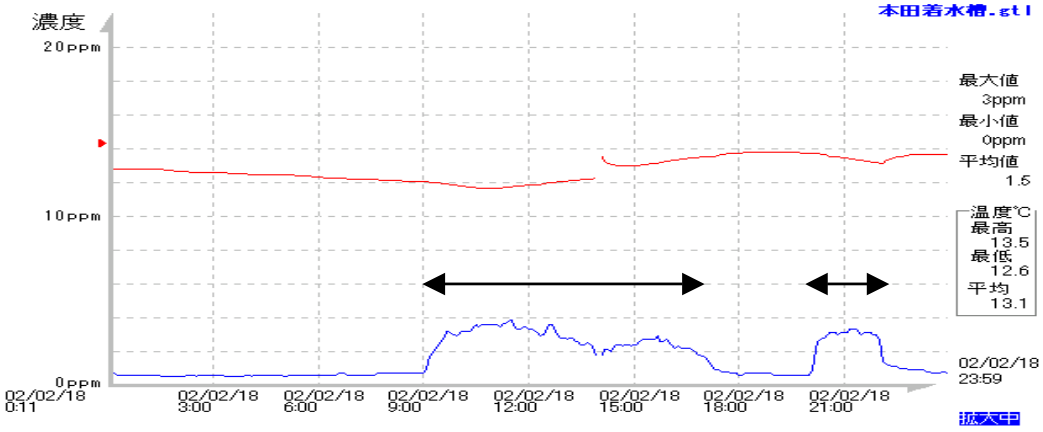


図２　本田着水槽における硫化水素濃度（塩化第二鉄無添加時）

図中、なだらかな変化をしているのは気温、大きく変動しているのが硫化水素濃度である。矢印は送水時間を示す。送水に対応して硫化水素が発生していることがわかる。

塩化第二鉄を添加したときの本田着水槽における硫化水素濃度の変化を図３に示す。

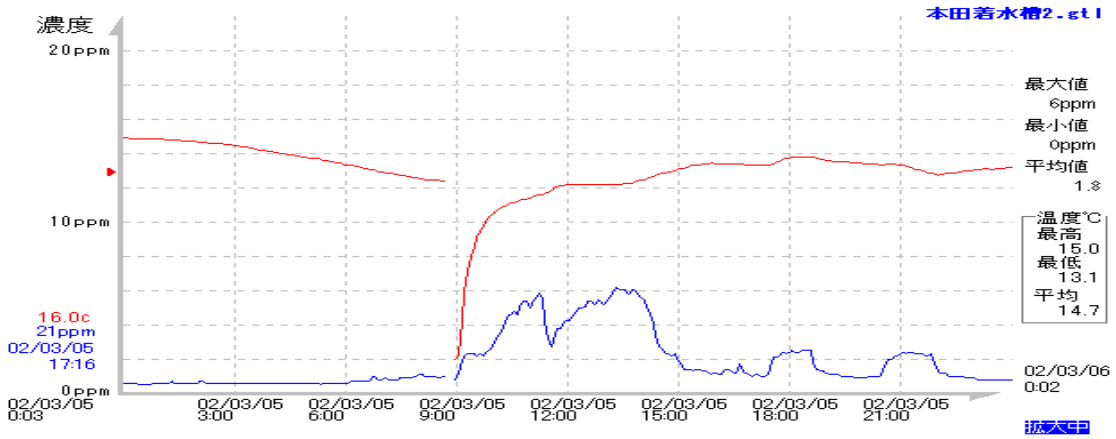


図３　本田着水槽における硫化水素濃度（塩化第二鉄 20mg/L 添加時）

これもなだらかな変化をしているのは気温、大きく変動しているのは硫化水素濃度、矢印は送水時間を示している。やはり送水に対応して硫化水素が発生しているが、送水時間終了の直前から塩化第二鉄による硫化水素抑制効果が現れている。この効果は、５時間の送水時間分だけでなくその後の送水時にも持続していることがわかる。

なお、調査期間中の硫化水素発生状況を図４に示す。

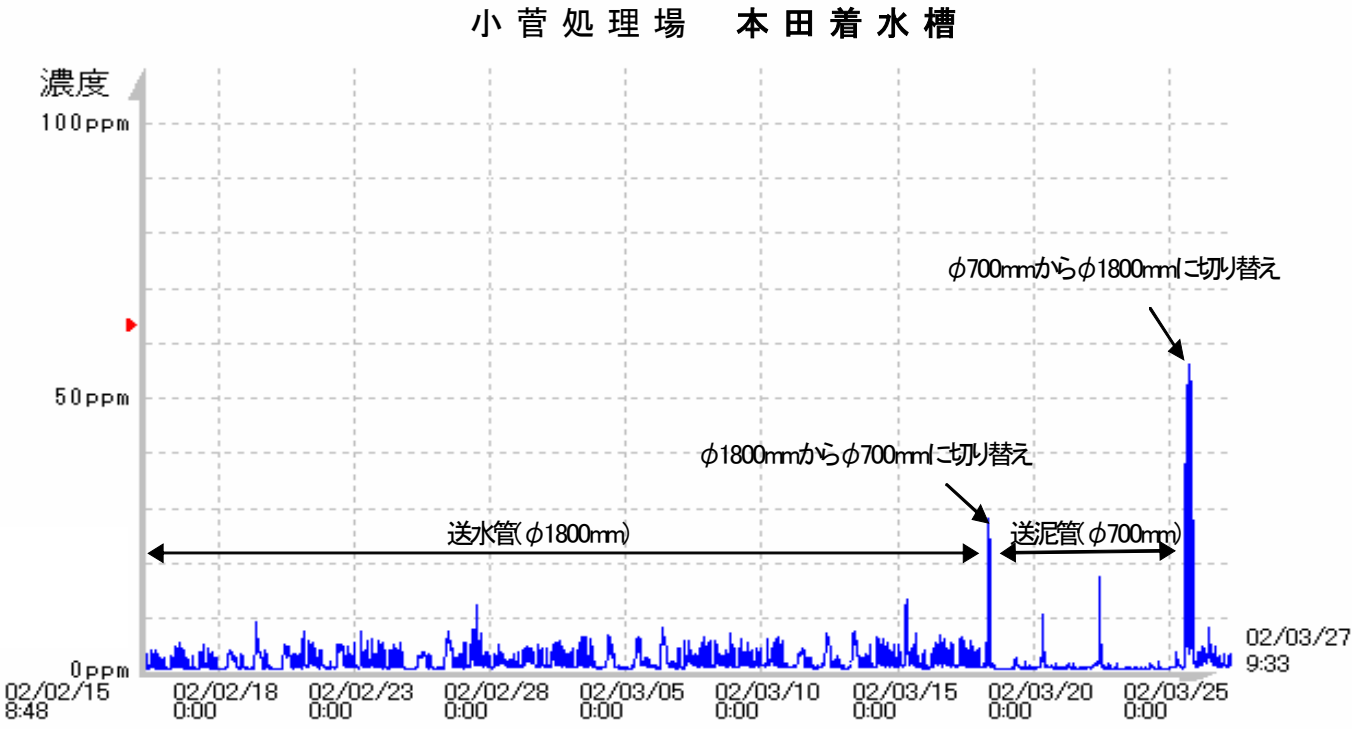


図４　小菅処理場本田着水槽における硫化水素発生状況

３．２．１　送泥管の使用による硫化水素発生抑制効果

東系水処理施設における硫化水素濃度を表６に、その他の場所における硫化水素濃度を表７に示す。

表６　小菅処理場東系水処理施設における硫化水素濃度

測定箇所	送水管(φ1800mm)		送泥管(φ700mm)		備　考
	最大値(ppm)	平均値(ppm)	最大値(ppm)	平均値(ppm)	
本田着水槽	13	1.9	17	0.8	
本田着水井	124	1.3	12	0.8	
第一沈殿池入口	12	0.1	1	0	
第一沈殿池出口	74	17.8	61	18.5	
嫌気槽	2	0.6	2	0.4	
生物反応槽	1	0	0	0	
汚泥貯留槽	73	4.7	54	9.9	

表７　その他の場所における硫化水素濃度

測定箇所	最大値(ppm)	平均値(ppm)	備　考
汚水沈砂池*	6	0	本田ポンプ所
汚水沈砂池*	58	0.4	小菅処理場
雨水沈砂池*	28	0.3	小菅処理場

小菅処理場本田着水槽の硫化水素濃度は、送泥管を使用したことによる圧送時間の短縮（約 1/6）により、最大値こそ若干高いものの、平均値では大幅に低減しており、1.9ppm から 0.8ppm へと 58%の抑制効果があった。これは圧送時間の短縮から予想した抑制効果よりは小さかったが、調査期間中に水温の上昇があったために硫化物の生成量が増えたことが原因と考えられ、水温が同じであれば効果はもっと大きかったと考えられる。

次の処理工程である本田着水井でも同様に効果が見られ、送泥管を用いたときの硫化水素発生抑制率は 38%である。ここへの綾瀬川幹線水の流入は、鋳鉄配管により水中に落ち込む構造であるため、滝落としほどではないものの綾瀬川幹線水流入時に槽内が撹拌され、硫化水素が発生しやすい。なお、東施設は綾瀬川幹線水と西施設からの送水を合わせて処理しているが、これらはこの着水井で混合している。

硫化水素濃度の平均値が最も高かったのは第一沈殿池出口であった。最大硫化水素濃度は、送泥管使用時に若干低減していたものの、送水管使用時、送泥管使用時のどちらもほぼ同じ傾向であった。この原因としては、第一沈殿池においては越流トラフからの流出水が滝落としになっており、その他の測定ポイントに比べて機械的な攪拌が強いために硫化水素の発生が多くなるからと考えられる。

その他の東施設の測定箇所に関しては、もとの濃度が低かったこともあり、送泥管使用による顕著な抑制効果は確認出来なかった。生物反応槽においては、機械的な攪拌が強いと予想したが、第一沈殿地出口で硫化物はあらかた硫化水素として発生したためか、硫化水素濃度は低かった。なお、西施設の汚水沈砂池でもときおり高濃度の硫化水素が測定され、最大値は汚水沈砂池で 58ppm、雨水沈砂池で 28ppm であった。

本田ポンプ所の汚水沈砂池の硫化水素濃度は、低濃度（1ppm 程度）の硫化水素が時々測定される程度であり、汚水の腐敗は少ないことがわかった。これらのことから、硫化水素が発生するのは綾瀬川幹線の中で生成した硫化物によることがはっきりした。

３．２．２　塩化第二鉄添加による硫化水素発生抑制効果

（１）送水管(φ1800mm)使用時の添加調査結果

送水管(φ1800mm)使用時に塩化第二鉄を添加した場合の小菅処理場本田着水槽における硫化水素濃度平均値を表８に示す。

表８　小菅処理場本田着水槽の硫化水素濃度（送水管使用時）

塩化第二鉄添加率	調査日	塩化第二鉄無注入時間帯の硫化水素濃度平均値	塩化第二鉄注入時の硫化水素濃度平均値 （　）は抑制率
無添加（1回目）	2月18日	2.9ppm	--------
無添加（2回目）	2月19日	4.3ppm	--------
無添加（3回目）	2月20日	3.3ppm	--------
10mg/L（1回目）	2月22日	3.8ppm	3.3ppm(13%)
10mg/L（2回目）	2月25日	2.5ppm	2.5ppm(0%)
10mg/L（3回目）	2月26日	4.9ppm	3.0ppm(39%)
15mg/L（1回目）	3月11日	3.1ppm	2.4ppm(23%)
15mg/L（2回目）	3月12日	5.1ppm	2.4ppm(53%)
15mg/L添加（3回目）	3月13日	5.4ppm	2.4ppm(56%)
20mg/L添加（1回目）	3月4日	4.0ppm	1.5ppm(63%)
20mg/L添加（2回目）	3月5日	4.8ppm	2.4ppm(50%)
20mg/L添加（3回目）	3月6日	5.2ppm	2.0ppm(62%)

＊　無注入時は9:00～14:00、注入時は14:00以降のポンプ起動時の平均硫化水素濃度（5時間分）としたが、塩化第二鉄注入部分が翌日9:00以降にかかる時は塩化第二鉄注入部分とした。

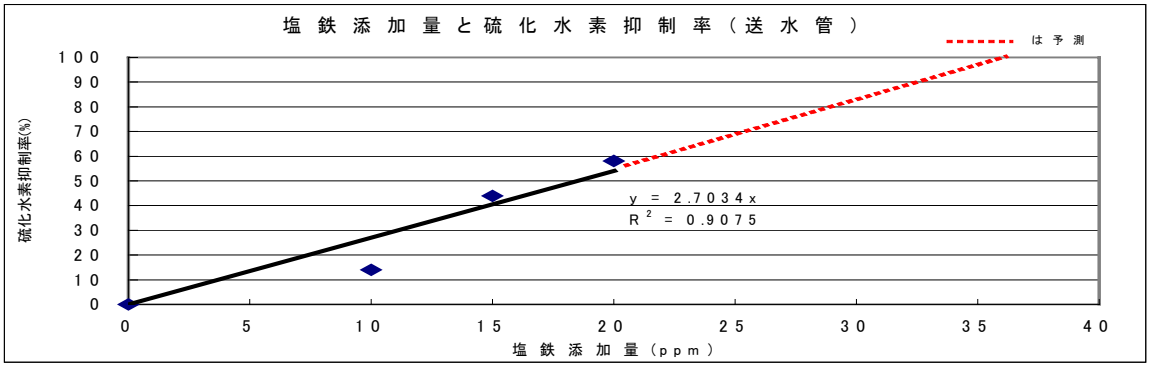


図５　塩化第二鉄添加量と硫化水素抑制効果（送水管）

図５は送水管使用時の塩化第二鉄添加量と硫化水素抑制効果の相関図を示したものであるが、今回の調査では添加量と抑制効果に約 95%の相関があった。この相関式より硫化水素抑制効果を予測した部分が図の破線である。これによると小菅処理場の本田着水槽の硫化水素をほぼ 100%抑制するのに必要な塩化第二鉄添加量は約 35mg/L である。

ただし、塩化第二鉄添加量は温度変化により違いがあると思われるが、今回の調査水温（17～20℃）では上記の添加量で抑制出来ると考えられる。今後は高水温期と低水温期の調査が望まれる。

（２）送泥管(φ700mm)使用時の添加調査結果

同じように、送泥管(φ700mm)使用時に塩化第二鉄を添加した場合の小菅処理場本田着水槽における硫化水素濃度から、塩化第二鉄添加量と硫化水素抑制効果の相関図を求めた(図６)

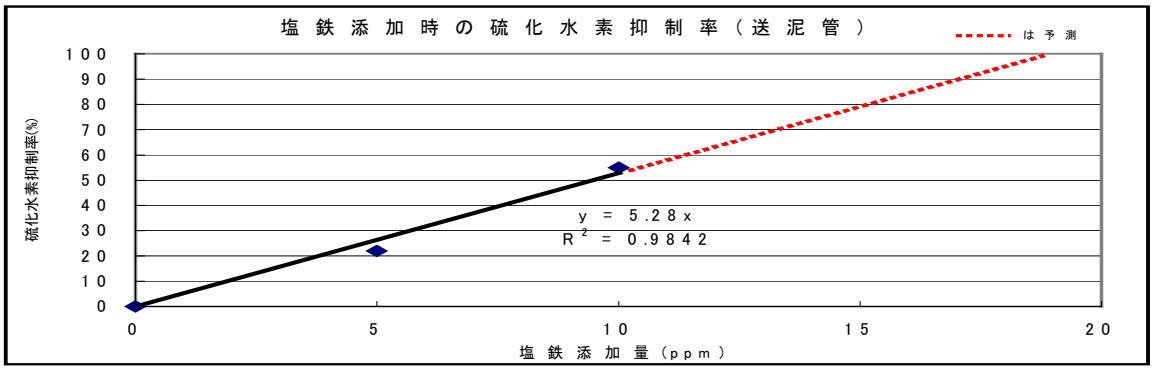


図６　塩化第二鉄添加量と硫化水素抑制効果（送泥管）

送泥管使用時の調査結果から、約 20℃程度の水温期であれば 18mg/L 程度の添加で硫化水素はほぼ 100%抑制できることがわかった。

３．２．３　塩化第二鉄添加コストの計算

現在使用している送水管によって圧送している場合に硫化水素発生をほぼ 100%抑制できる塩化第二鉄添加量 35ppm（塩化第二鉄として）の場合の年間薬品使用量およびコストを算出した。以下に試算を示す。

本田ポンプ所の日平均送水量　　23,000m^3/日

35ppm 注入時の塩化第二鉄必要量

23,000m^3/日 × 35mg/L ÷ 37% ＝ 2,176kg/日(約 1.5m^3)

塩化第二鉄単価を 25 円/kg とすると　2,176kg/日　×　25 円/kg　＝　54,400 円/日

（ローリー単価）　＝　19,856,000 円/年

ただし、水温変化（高水温期および低水温期）によって塩化第二鉄添加量は増減することが予測できるが、今回は年間を通し同一添加量として試算した。今後の添加に際しては水温変化に対応した適正添加率に関する調査が必要である。

７．まとめ

・本田ポンプ所からの送水に対応して小菅処理場東系水処理施設では硫化水素が発生していることが確認された。

・小菅処理場東系水処理施設において硫化水素が最も多く発生しているのは第一沈殿池出口であることがわかった。

・現在使用している送水管の直径が大きいので、もっと細い送泥管を用いると下水の圧送時間は 1/6 に短縮されるため硫化物の増加を抑制でき、硫化物の増加量も 1/6 に減少した。しかし、調査期間中に水温が上昇して硫化物生成量が全体的に増えたことにより、気相部の硫化水素濃度では 1/2 程度の抑制にとどまった

・塩化第二鉄添加量と小菅処理場本田着水槽の気相部硫化水素抑制率の間には相関関係がみられ、予測式から現状の送水管使用時は塩化第二鉄を 35mg/L 添加することにより着水槽での硫化水素をほぼ 100%抑制できることがわかった。送泥管使用時でも同様

の相関がみられ、18mg/L 程度の塩化第二鉄の添加で着水槽の硫化水素はほぼ 100%抑制できることがわかった。

・今回の塩化第二鉄添加率は最大で 20mg/L であったが、塩化第二鉄の添加による pH 低下の影響はなく、水質悪化や施設の腐食等の問題はないと考えられる。

・今回の調査結果は、冬季の低水温期に行ったので、水温の高い時期にそのまま適用することはできないと考えられる。また、塩化第二鉄を添加したのが一日２回行われる送水のうち昼間の分だけであったので、実際に添加する場合に行われる連続添加に比べて効果が低くなってしまうことが予想される。この結果を普遍化するためには、高水温期に継続的に塩化第二鉄を添加した調査を行う必要がある。

今回の調査を行うにあたり、再構築工事の最中にもかかわらず全面的に協力を頂きました本田ポンプ所の皆様をはじめ、プロジェクトメンバーの皆様には多大なご協力を頂きました。ここに記して感謝いたします。

＜参考＞

下水圧送管路内で、下水が嫌気的な状態になると、硫酸イオンが嫌気性細菌である硫酸塩還元細菌によって還元され、硫化物が生成する。生成の式は次のとおりである。

$$SO_4^{2-} + 2C + 2H_2O \rightarrow 2HCO_3^{-} + H_2S$$

ＥＰＡ（米国環境保護庁）マニュアルによる圧送管における硫化水素の発生に関するオリジナルの式は、

$dS/dT = M \times BOD \times 1.07^{(t-20)} \times (4/D + 1.57)$

ここで、

dS/dT：硫化物生成速度（mg/（L・時）

M:係数（上記マニュアルでは、圧送管路については経験的に 0.001 が妥当であると報告）

BOD：ＢＯＤ濃度（mg/Ｌ）

ｔ：下水水温（℃）

Ｄ：管径（ｍ）

変形した式は、

$S = M \times BOD \times 1.07^{(t-20)} \times (4/D + 1.57) \times (L/(3600 \times V)$

ここで、

Ｓ：圧送管路での硫化物生成量（mg/Ｌ）

L：管路長（ｍ）

V：下水平均流速（m/sec）=計画下水量/管路断面積

この変形した式をよく見ると、生成量は、下水の温度が高く、BOD 濃度が高いほど、管路の長さが長いほど、管径が小さいほどまた流速が小さいほど大きくなることが分かる。また、L/V すなわち滞留時間が長いほど生成量が大きいこともわかる。

参考文献

１）「送泥に伴う汚泥性状変化調査報告書」平成５年３月、施設管理部施設管理課
２）「空気注入手法による圧送管路の硫化水素対策」平成 13 年、下水道圧送管路研究会

２－５　硝化制御システムの省エネルギー効果の実証調査について

東部第二管理事務所
小菅処理場　水質管理係　川村吉晴　山本孝幸　天野博史　松本絵里
（現　業務部　排水指導課）粕谷修司
（現　施設管理部　施設管理課）森田健史

１．はじめに

現在、生物反応槽の送風量については、送風量またはＤＯを一定にする制御を行っているが、窒素除去に重点をおいて硝化促進の運転をした場合、送風量が過大になりやすく、エネルギー使用量を多くするほか、嫌気槽の嫌気度を悪化させる等の問題がある。これに対し、今回調査で実施した硝化制御システムは、生物反応槽の NH_4-N 濃度をモニタにより直接測定し、これを一定に保つように送風量を制御するシステムであり、従来よりも効率的な硝化処理の実現が期待できるものである。本報は、中野処理場における嫌気好気法施設の運転実態調査[1)]をきっかけとして開発したアンモニアモニタ及びシミュレータ[2)]を基礎として、硝化制御システムの最適運用手法の検討並びに、小菅処理場東系施設での省エネルギー効果の検証を目的としたものである。

２．プロセスシミュレータの構築

硝化制御を行う上での設定値（NH_4-N 濃度目標値、返送汚泥率設定値）の探索や、送風量削減効果を定量的に予測するため、処理プロセスのトレーサ試験・水質調査の結果をもとに、プロセスシミュレータを構築した。

２．１　生物反応モデル

シミュレータの生物反応モデルは IWA（International Water Association;国際水学会）活性汚泥モデル(Activated Sludge Model)No.2d（ASM-2d）を使用した。ASM-2d は、IWA のタスクグループにより開発された活性汚泥プロセスの数学モデルのうち 1999 年に公開されたもので、有機物除去、窒素除去ならびにりん除去の 3 プロセスを記述している。

２．２　流動モデル

流動モデルは、トレーサ試験より構築した槽列モデルを用いた。トレーサ物質としては塩化リチウムを使用し、生物反応槽１系列に一様に分散した状態で 1.0mg/L となるように投入した。投入は A 回路の入口で行い、D 回路の出口、返送汚泥の 2 箇所で採取し、炎光光度法でリチウム濃度を分析した。反応槽出口でのトレーサ濃度の経時変化と、理論流過

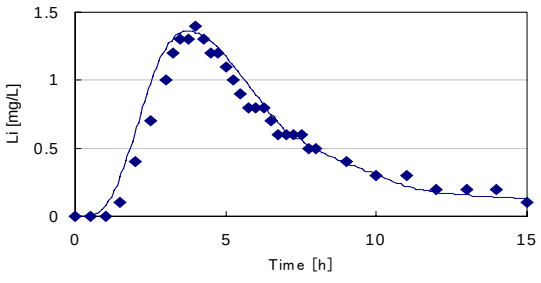


図１ トレーサ試験結果

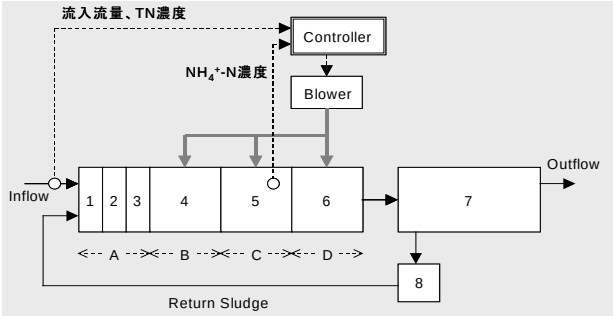


図２　シミュレーションフロー

曲線の比較を図 1 に示す。理論曲線は図 2 のフローを想定して求めた。このように実測値と理論値はよく一致し、この槽列モデルを用いて反応槽内の流動状態を問題なく再現できることが確認された。

2．3　シミュレーション結果

流入水質、水量、運転データ等の入力条件は表 1 の値を入力した。流入水質は、水質調査（平成 13 年 1 月 11 日）の分析結果を参考に与えたものである。

表 1　シミュレーション条件

溶解性 COD_{Mn} 濃度	40mg/L	流入流量	1,050m^3/h
難分解性 COD_{Mn} 濃度	7.5 mg/L	返送汚泥量	430 m^3/h
SS 濃度	40 mg/L	曝気風量	6,700 m^3/h
NH_4-N 濃度	15 mg/L	MLSS 濃度	1,800mg/L
PO_4-P 濃度	1 mg/L		

反応槽内 NH_4-N 濃度、NO_3-N 濃度、PO_4-P 濃度分布の実測値と計算値の比較をそれぞれ図 3、図 4、図 5 に示す。いずれにおいても実測値と計算値はほぼ一致し、本シミュレータにより小菅処理場の窒素・りん処理特性を十分再現できることを確認した。

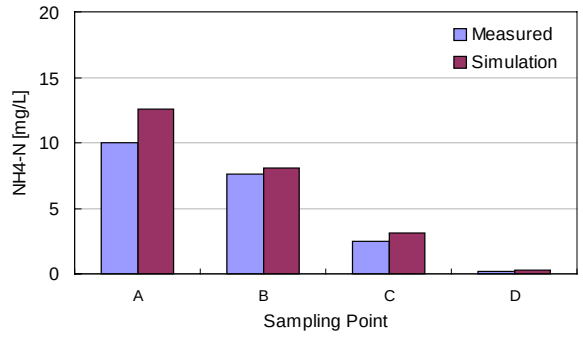


図 3　反応槽内の NH_4-N 濃度分布

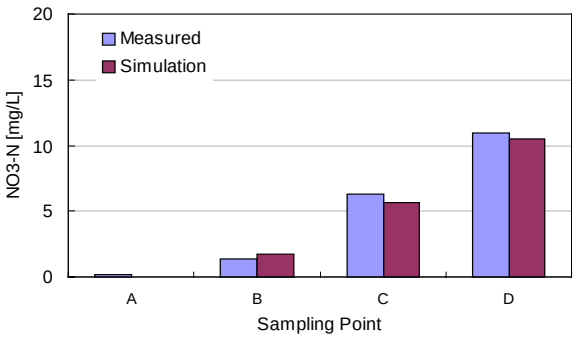


図 4　反応槽内の NO_3-N 濃度分布

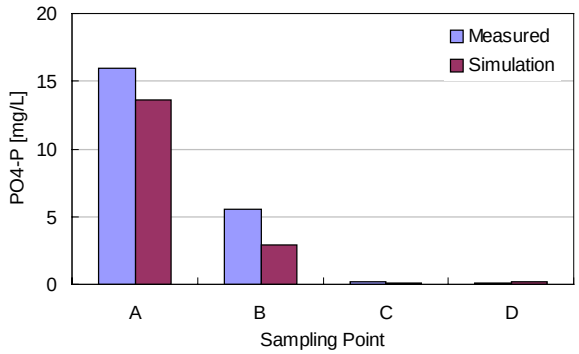


図 5　反応槽内の PO_4-P 濃度分布

$$Q_{air} = Q_{FF} + Q_{FB}$$

$$\begin{cases} Q_{FF} = K_{FF} Q_{in} C_{TN} \\ Q_{FB} = K_P \left(\varepsilon + \dfrac{1}{T_i} \sum \varepsilon \right) \end{cases} \qquad \varepsilon = C_{NH4} - C_{NH4}^{*}$$

Feed forward項　Feed back項　比例項　積分項　偏差

図 6　送風量の計算式

3．シミュレータによる送風量削減効果の予測

硝化制御において、送風量の演算式は図 6 で表される。記号は以下の通りである。

Q_{air}：送風量[m^3/h]，Q_{FF}：Feed forward 項[m^3/h]，Q_{FB}：Feed back 項[m^3/h]

K_{FF}：Feed forward 項係数[m^3/g]，Q_{in}：流入流量[m^3/h]，C_{TN}：反応槽流入 T-N 濃度[g/m^3]
K_P：ゲイン[$(m^3)^2/g\cdot h$]，T_i：積分時間[-]，ε：偏差[g/m^3]
C_{NH4}：C 回路の NH_4-N 濃度[g/m^3]，C_{NH4}*：NH_4-N 濃度目標値[g/m^3]

硝化制御の効果を最大限に発揮するためには、送風量算出式中の係数や NH_4-N 濃度目標値などの各パラメータを最適化する必要がある。先のプロセスシミュレータを用いて制御パラメータ K_{FF} 、K_P、T_i を決定し、風量削減効果の予測を行った。シミュレーションの条件としては、反応槽末端D回路の NH_4-N 濃度が 0.3 mg/L を超えないことを目標にした。従ってC回路末端における硝化制御の NH_4-N 濃度設定値は 2.5 mg-N/L、DO 制御の設定値は 1.0 mg-DO/L とした。

通日試験の流入水量、水質データを与えてシミュレーションした結果、硝化制御の場合、C回路 NH_4-N 濃度は図 7 に示すようにほぼ目標値に維持された。このときD回路の NH_4-N 濃度は、図 8 に示すように 0.2～0.3 mg/L の範囲で推移し、目標の 0.3 mg/L 以下に抑えることができた。一方、DO制御では、C 回路、D 回路ともに NH_4-N 濃度が硝化制御よりも低くなり、過曝気の傾向が見られた。送風量の平均値は、硝化制御で 7,200Nm^3/h、DO制御で 8,100Nm^3/h となり、硝化制御の適用により約 11 %の送風量削減を予測した。

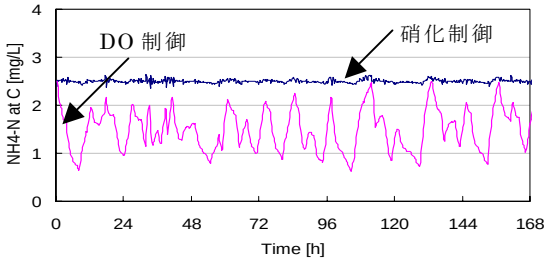


図 7　C 回路 NH_4-N 濃度の経時変化

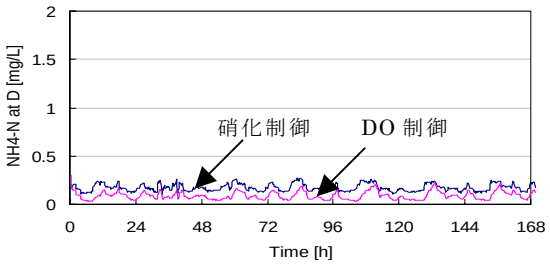


図 8　D 回路 NH_4-N 濃度の経時変化

4．実施設での実証調査

4．1　調査方法

調査は硝化促進の嫌気好気法（AO 法）で運転している小菅処理場東系で行った。生物反応槽の 2 号池に硝化制御システムを構築し、1 号池（C 回路における DO 制御）を対照系として比較を行った。概略フローを図 9 に示す。制御用の NH_4-N モニタを 2 号池C回路末端に、水質評価用の NH_4-N、PO_4-P モニタを 1 及び 2 号池 D 回路末端に設置した。制御用 T-N モニタは既設のものを使用した。水質計器の仕様を表 2 に示す。測定周期は、制御用 NH_4-N モニタが 15 分、水質評価用モニタは 1 号池と 2 号池の 2 流路切り替えで 30 分、T-N モニタが 1 時間である。

表 2　水質計器の仕様

品名	台数	仕様
NH4 モニタ	2	測定方法：比色法（インドフェノール法）　測定範囲：0～5 mg/l 測定時間：制御用（C 回路測定用）15 分 比較用（D 回路測定用）30 分　2 流路切替え 電源：AC100V±10% 50/60Hz　消費電力:約 200VA
PO4 モニタ	1	測定方法：比色法（りんモリブデンブルー法）　測定範囲：0～3 mg/l 測定時間：30 分　2 流路切替え　電源：AC100V±10% 50/60Hz　消費電力:約 200VA
限外 ろ過装置	3	フィルタサイズ：計画分子量　20,000 フィルタ切替方式：常用・予備の手動切替え
サンプリング ポンプ	3	水中ポンプ　電源：AC200V 50Hz　0.75 KW

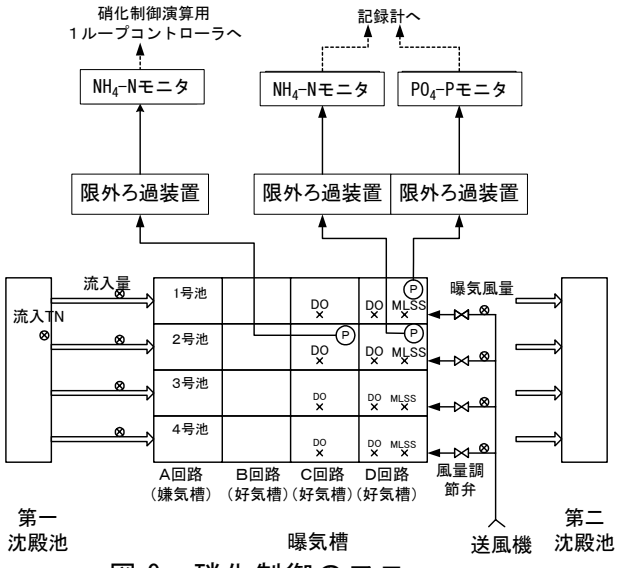


図 9　硝化制御のフロー

調査期間中（H.13 年 5 月～9 月）、１号池 C 回路の DO 設定値は 2.2 mg/L に固定し、2 号池 C 回路 NH_4-N 濃度の設定値をパラメータとして４回の実験を行った。設定値は 2.0、2.5、3.0 mg/L の 3 条件とした。送風量の制御範囲は、上限がブロアの能力から約 8,500 Nm^3/h、下限が散気板の目詰まりや汚泥攪拌上の制約から約 3,500 Nm^3/h であった。

４．２　調査結果

調査結果を表 3 に示す。設定値を 2.0 mg/L とした RUN １では、NH_4-N 濃度を２.０ mg/L にまで抑えきれない期間が多くなり、ＤＯ制御系列を基準とした場合の送風量削減率（送風倍率での評価）は約６%にとどまった。一方、設定値を 2.5 mg/L とした RUN 2 および RUN 4 では NH_4-N 濃度の制御性が向上し、送風量削減率も 12～13 %になった。設定値を 3.0 mg/L に高めた RUN 3 では 12～16 %の送風量削減率が得られたが、D 回路末端 NH_4-N 濃度が 0.5 mg/L を超え、水質的には好ましくない傾向が認められた。

以上より、小菅処理場では設定値として 2.5 mg/L を設定するのが妥当であり、このとき約 12 %の送風量削減効果が実証された。また、D 回路末端 PO_4-P 濃度は硝化制御と DO 制御で同じ挙動を示し、降雨時を除いてほぼゼロであり差異は認められなかった。

表 3　調査結果

Run No (NH_4-N 設定値)	調査期間	系列	流入水量 [m^3/h]	送風量 [Nm^3/h]	送風倍率 [Nm^3/m^3]	C 回路 DO [mg/L]	D 回路 DO [mg/L]	D 回路 NH_4-N [mg/L]	送風量削減率 [%]
Run 1	5/14～	1 号	1,057	7,194	6.81	1.96	3.91	0.17	－
(2.0mg/L)	5/23	2 号	1,087	6,993	6.43	1.14	2.88	0.26	5.5
Run 2	6/20～	1 号	1,090	6,874	6.31	2.02	4.82	0.02	－
(2.5mg/L)	6/26	2 号	1,139	6,354	5.58	0.88	2.83	0.04	11.6
Run 3-①	7/9～	1 号	1,023	7,433	7.27	1.58	3.71	0.38	－
(3.0mg/L)	7/30	2 号	1,075	6,871	6.39	0.85	1.25	0.92	12.0
Run 3-②	8/1～	1 号	996	6,727	6.76	1.91	4.37	0.26	－
(3.0mg/L)	8/29	2 号	1,033	5,895	5.71	0.74	1.09	0.66	15.5
Run 4	8/30～	1 号	1,229	6,414	5.22	2.29	4.51	0.12	－
(2.5mg/L)	9/25	2 号	1,285	5,859	4.56	1.22	2.01	0.34	12.6

４．３　考察

硝化制御とＤＯ制御の動作比較を図 10～12 に示す。図は晴天時の負荷パターン時（流入負荷が高い期間から低負荷になり、また高負荷になる 1 サイクル期間）における RUN 2 のトレンド（６／２３）であり、次のような変化をしている。

① ０：２０～４：００

負荷が高いため送風量最大となっており、実質的に制御は行われていない。

② ４：００～６：００

最大送風量から送風量が低下していく期間である。1 号池 C 回路 DO は、5 時頃までは 1.4 mg/L 付近にあるが、2 号池 C 回路 NH_4-N 濃度は 3 時頃から 3.3 mg/L より徐々に低下し始めている。4 時頃に 2 号池 C 回路 NH_4-N 濃度は目標値 2.5 mg/L 付近まで低下しており、これに応じて 2 号池送風量は、最大送風量約 8,000 Nm^3/h から低下し始めている。一方、1 号池送風量は、１号池 C 回路 DO が 1.4 mg/L 程度から上昇し目標値 2.2 mg/L をオーバーした 6 時頃から送風量を絞

り始めている。この期間の送風量削減率は 23.5 %であり、NH_4-N が DO より早く変化するため、硝化制御による送風量削減効果はかなり大きくなっている。

③　６：００～１１：００

硝化制御・ＤＯ制御がともに送風量制御している期間である。1 号池はＤＯ値、2 号池は NH_4-N 濃度に応じた制御が行われており、１号池Ｃ回路ＤＯは、2.1～2.5 mg/L 程度に、また 2 号値 C 回路 NH_4-N 濃度は、目標値 2.0～3.0 mg/L 程度の範囲にある。この期間の送風量削減率は、9.4 %である。

④１１：００～１２：００

①と同様、負荷が高いため送風量が上限に張り付いている期間である。

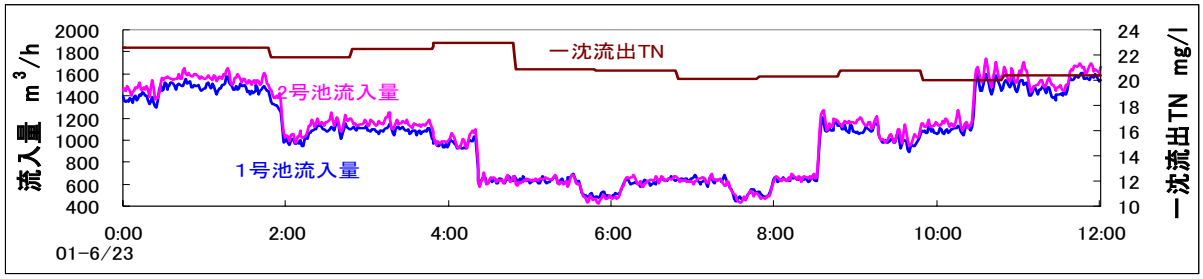


図 10　流入量・一沈流出 TN 経時変化

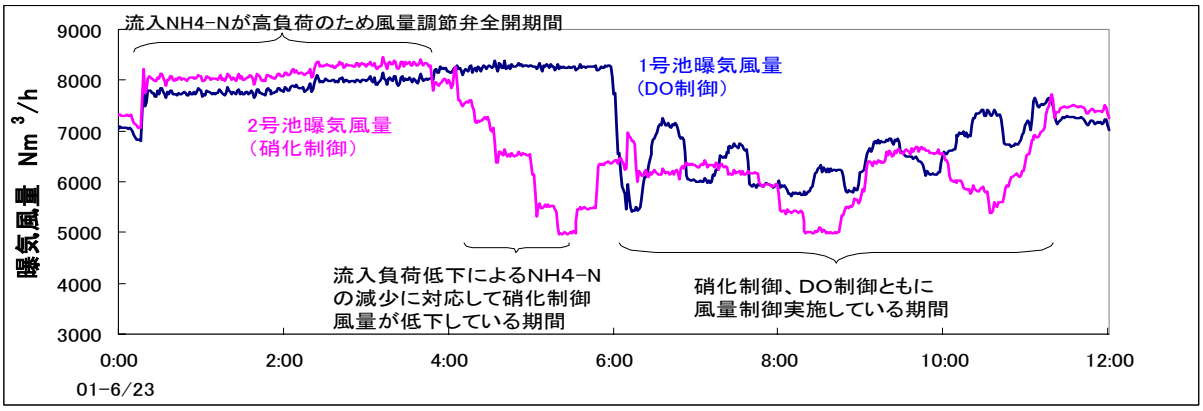


図 11　硝化制御・DO 制御の送風量比較

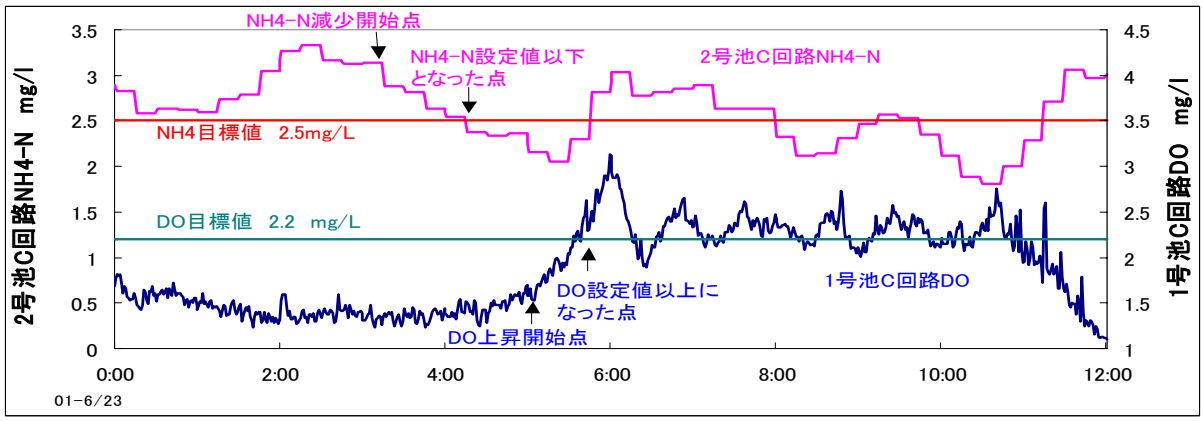


図 12　NH_4-N 濃度・DO 経時変化

以上より、硝化制御は測定した NH_4-N 濃度から硝化状態をすばやく正確に把握できるため、DO 制御より送風量が削減できることが実証された。また硝化制御による送風量削減効果は、送

風量が上限に張り付く期間が短いほど大きくなると考えられ、その傾向はシミュレーションでも確認された。

５．硝化制御システムの実施設への導入提案

５．１　導入にあたって

硝化制御の導入に伴う追加機器は、NH_4-N 測定装置（NH_4-N モニタ、前処理装置、サンプリングポンプ）と運転支援装置である。硝化制御の演算は、東系、西系 CTR にループを追加して行い、また、中央での監視制御操作は送風量制御画面に硝化制御を追加して行う。

送風機風量制御は、従来通り、吐出ヘッダ管の圧力一定制御とし、硝化制御が要求する風量に応じた吸込風量となるようにインレットベーン制御を行う。硝化制御用の NH_4-N モニタの計測点は、制御性及びセンサ測定精度の関係から、目標値が 1～3 程度となる程度が望ましい。従って、計測点としては C 回路出口（D 回路入口）が適当である。NH_4-N モニタの設置台数は、維持管理費の観点から処理系列単位で代表号池に 1 台とする。代表池以外の他の送風量目標値は、代表池の目標値に対して各池特性補正を行い設定する。長期間に渡って適切な硝化制御の運用を行うためには、流入水質の変動に対して制御設定値を自動的に決定する運転支援装置の設置が望ましい。運転支援装置の導入により、目標処理水質内でエネルギーを最小にする NH_4-N 目標値、余剰汚泥引き抜き量、返送汚泥量の設定値がガイダンスされるため、総合的な運転管理が可能となる。

５．２　省エネルギー効果の試算

硝化制御システムを導入した場合の省エネルギー効果と、電力削減効果について試算した。試算の前提条件は以下の通りである。

・硝化制御による風量削減率：12％
・現状の送風機平均電力消費量：23,500kWh/日
・平均電力単価：8.8 円/kWh（昼間料金 8:00～22:00:11 円、夜間料金 22:00～8:00:5.75 円）
・ブロワー制御方式：インレットベーン制御
・電力量削減比率：風量削減比率と同じ比率

従って、
1 年間の電力削減量=23,500kWh/日×365 日/年×0.12=1,029,300kWh/年
1 年間の電力料金節約金額=1,029,300kWh/年×8.8 円/kWh=9,057,840 円/年 900 万円/年
1 年間の炭酸ガス削減量=1,029,300kWh/年×0.196kg-C/kWh=201,743kg-C/年

インレットベーン制御の場合、風量削減比率と電力量削減比率はほぼ同じであるので、年間の電力量は 12％の削減が可能である。これにより年間約 900 万円の費用削減が可能となる。また、「地球温暖化対策の推進に関する法律に基づく地方公共団体の事務及び事業に係る温室効果ガス総発生量算定方法ガイドライン（平成 11 年 7 月）」に基づく CO_2 発生原単位は 0.105kg･C/kWh であるので、炭素換算で年間約 100 トンの炭酸ガスの削減が期待できる。

６．まとめ

硝化制御システムのプロセスシミュレータを構築し、11％の送風量削減率を予測した。実施設における調査では、Ｃ回路 NH_4-N 濃度の設定値を 2.5mg/L としたとき、対照系列に比べて約

12%の送風量削減効果が得られた。以上より、NH_4-N 濃度を直接計測し、送風量を調節する硝化制御システムの効率性が実証された。

実施設ではブロアや散気装置の制約があり、制御が行われていない期間があったが、送風量の可変範囲は上下限値とも広くとった方が制御効果を十分に得ることができ、ＤＯ制御などの従来の曝気方式に対する送風量節減効果も大きくなることが示唆された。

今回は１系列のみでの調査であったが、今後は東系全系列に拡大し、送風量・電力削減効果について検証していく予定である。

参考文献

１）曽根啓一、堀込宏祐、永津雅庸、花田いち子、井上一也、高須弘、松田初弘：中野処理場における嫌気好気運転実証・実態調査」, 平成９年度東京都下水道局技術調査年報 pp231－244、1997

２）高須弘、松田初弘：高度処理プロセスにおける新たな制御法の有効性調査, 平成 10 年度東京都下水道局技術調査年報 pp257－269、1998

２－６　東陽系曝気槽隔壁設置の効果について

砂町水処理センター（現施設管理課）今井　春江
同整備第一係　酒井　潤也､水質管理係　石井　英俊

１．はじめに

2001 年 3 月、砂町水処理センターはＩＳＯ14001 の認証を取得し、良好な環境を保つため、環境負荷の低減などに取り組んでいるところである。

当センターの現有処理能力は 54 万 m^3/日（砂系休止施設を除く）で、そのうち約 7～8 割を東陽系で処理しており､放流水質を確保するには東陽系の運転が重要となる｡しかし、平成 11 年度実施した東陽系曝気槽 8-2 号の混合特性調査結果より､短絡流の存在が認められた。これを解消するために東陽系曝気槽 8-2 号に隔壁の設置工事を行ったので、その効果を確認するため調査を実施した。

２．東陽系曝気槽施設の概要

曝気槽の形状（表 1 参照）は、隔壁のない直線水路の旋回流深層型で、2 槽が並列になっている。1 系列が 8 つの曝気槽で構成され、現在は 2 系列で計 16 の曝気槽が稼働している。返送汚泥は返送率一定制御、空気量の調整は槽ごとに行っており、回路での設定はできない構造である｡1 槽当たりの流入水量は、1,000m^3/時、返送汚泥率 40%、送風量約 4,000～5,000 m^3/時（いずれも平成 13 年度平均値)、状況を見てＤＯ制御での運転も行っているが、ＤＯ計は曝気槽の最終回路出口にのみ設置されている。

表１　東陽系曝気槽の仕様

数　　量	一系（1～4 号）8 槽、二系（5～8 号）8 槽の計 16 槽
形 状 寸 法	幅 11.2m×長さ 76m×有効水深 10m
有 効 容 量	7,780 m^3
散 気 方 式	旋回流方式
散気板水深	4.5m
バッフル板	4.9m（上部開口 2.9m、下部開口 2.2m）

３．東陽系曝気槽短絡流の存在の確認と問題点

３．１　東陽系曝気槽 8-2 号（隔壁設置前）の混合特性調査

短絡流の存在を確認するため、図１に示す 4 箇所と返送汚泥を採水し混合特性調査を下水試験法に従って行った（平成 11 年度実施)。その結果、理論滞留時間Ｔを 1 とした時、最終回路の流出ピークは 0.57Ｔと理論滞留時間の約半分となった。また、曝気槽出口のトレーサー流出波形から槽列モデル*1 における N=2 と 3 の中間に位置づけられ、この結果から 0.75Ｔ以下となる割合を算出すると 43%となり、短絡流の存在が実際に確認された。

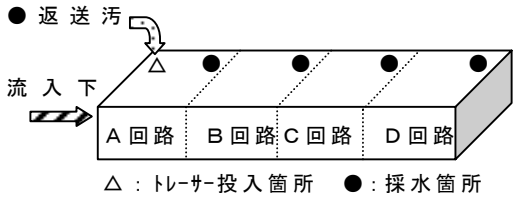


図１　混合特性調査の採水箇

返送汚泥についても 2.7 時間後あたりからトレーサーの流出が確認されており、短絡流の存在を裏付けている。

＊1　槽列モデル：タンク内が等容量 N 個の完全混合槽の直列群でできていると考え、混合の程度を N の値で表す。N→∞となれば押し出し流れ型、N=1 で完全混合となり、次式によって算出する。

N = 理論滞留時間 ／（理論滞留時間 － ピーク時間）

理論滞留時間をＴとした時の流出ピーク時間比が、0.75Ｔ～1.25Ｔを比較的良好な滞留時間を有する範囲、0.75Ｔ以下は短絡流の発生がある範囲とされている。

３．２　東陽系曝気槽施設の問題点

短絡流が発生している曝気槽は、十分な曝気時間を確保できないため通常の有機物除去は安定せず、硝化が不完全であったり第二沈殿池でリンが放出したりするなど、硝化促進運転や制限曝気による嫌気好気運転の制御が難しい状態である。実際に、Ａ回路で硝化が進行しているにも関わらずＤ回路でもアンモニア性窒素が残っており、完全に硝化が終了しないことが多い。このような状況から第二沈殿池で脱窒による汚泥の浮上が起こりやすくなっている。また、水量が多くなると十分な曝気時間の確保がさらに困難となり、水量変動へ対応しにくい施設となっている。

４．隔壁設置の位置とその根拠

４．１　隔壁設置位置

既存の調査結果と過去の実績等から、隔壁設置位置及び開口部位置と面積を決定した。隔壁無しの状態で、比較的良好な滞留時間とされる 0.75Ｔ～1.25Ｔの割合が 29%だったので、これが 50%以上になることを目標とし、図 2 に示す位置に隔壁を設置した。また、開口部は表 2 に示す通りである。

表２　開口部の仕様

隔壁	開口数	開口部	開口比
a b	１箇所	2.0m×2.5m	約４％
c d	２箇所	2.0m×1.5m 及び 2.0m×3.5m	約９％

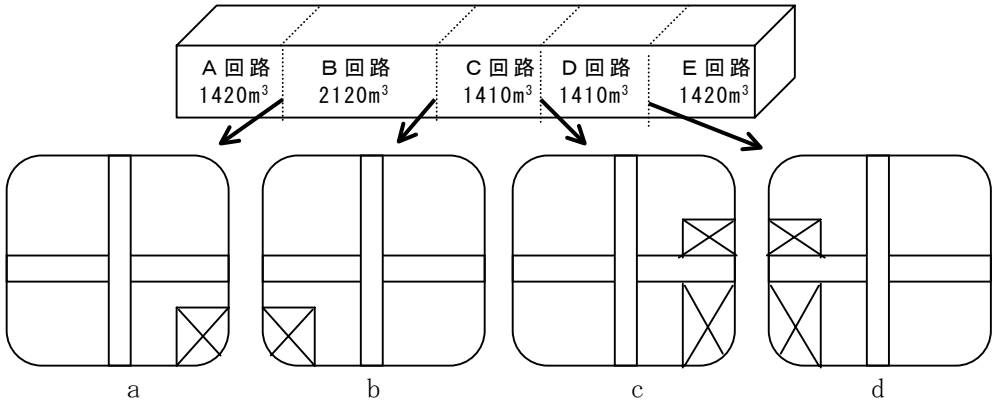


図２　隔壁の設置位置と開口部

４．２ 隔壁設置の根拠

槽列モデルにおいてＮ＝8（8 槽構成）以上であれば 0.75Ｔ～1.25Ｔが 50%以上になることから、設計目標としてＮ＝8 を選択した。東陽系曝気槽は、構造上 11 スパンに分割され

ることから、A_2O法対応の槽割を行うと嫌気：無酸素：好気＝1：4：6となった。しかし、当面は標準法運転となるため、嫌気槽が１スパンだと曝気槽前段のBOD負荷が高くなり過ぎる懸念がある。

そこで今回は、将来８槽構成のA_2O法曝気槽に改良できるよう、嫌気：無酸素：好気＝2：3：6とし、さらに好気槽を３分割してＡ回路：Ｂ回路：Ｃ回路：Ｄ回路：Ｅ回路＝2：3：2：2：2の５槽構成（Ｎ＝5）とした（図3)。

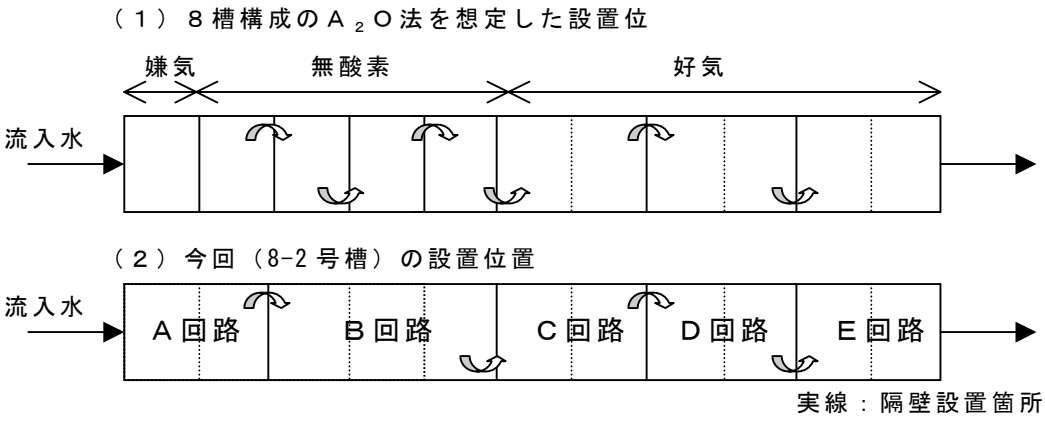


図３　隔壁設置の根拠

５．調査内容

５．１　混合特性調査

５．１．１　調査日時

予備調査　平成14年 3月 5日　 8：00 ～ 22：00

本 調 査　平成14年 3月 8日　 8：00 ～ 22：00

５．１．２　調査方法

トレーサーとして青色１号（食品添加物）を用いた。青色１号3kgを水54Lで溶解し、その溶液を東陽系曝気槽8-2号の返送汚泥流出口より投入。採水箇所は、各回路の出口と返送汚泥の計６箇所で、15分間隔で採水。採水後､ろ紙5Cでろ過したものを試料とし、分光光度計で比色法にてトレーサー濃度を測定した。

また、３月８日の本調査においては、断面方向の撹拌状況につても確認を行った。曝気槽Ｃ回路の散気板側の上、中、その反対側の上、中、下の計５箇所から採水し、それぞれのMLSS濃度を測定した（図4)。

なお､トレーサー投入量及び調査時間等は、既存調査と３月５日に実施した予備調査の結果を基に決定した。

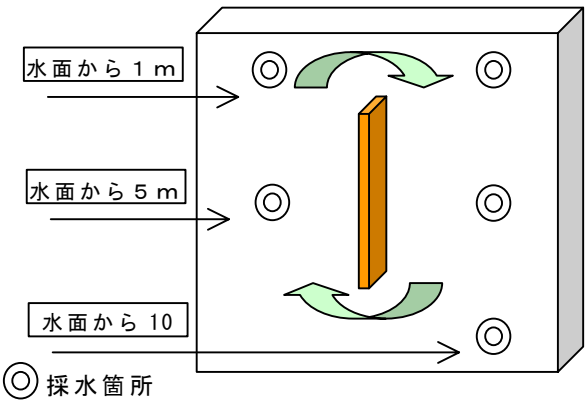


図４　曝気槽Ｃ回路の断面図

５．２　水質調査

５．２．１　調査日時

第１回　平成14年　2月25日　10：00

第２回　平成14年　3月18日　10：00

５．２．２　調査方法と調査項目

東陽系曝気槽 8-1 号（隔壁無し）と 8-2 号（隔壁有り）の各Ａ回路～Ｅ回路出口の混合液と返送汚泥を採取し、下水試験法に従い以下の項目について分析を行った。

① 混合液　SV、MLDO、MLSS、MLVSS、全りん（T-P)、酸素利用速度（Rr)、ATU-Rr

② 上澄液　アンモニア性窒素（NH_4-N)、亜硝酸性窒素（NO_2-N)、硝酸性窒素（NO_3-N)、りん酸性りん（PO_4-P)

６．調査結果と考察

６．１　混合特性調査結果と考察

調査当日は晴天で極端な水量変動はなく、平均流入水量が 790m^3/時、平均返送汚泥量が 340m^3/時だったので、流入水量 1,130m^3/時として理論滞留時間を算出したところ、6.90 時間となった。また、この時の平均送風量 5,400m^3/時、平均 MLSS1,200mg/L、平均トレーサー濃度 0.39mg/L であった。

トレーサー流出時間の理論値、実測値等を表 3 に示す。

表３　トレーサー流出時間

		Ａ回路	Ｂ回路	Ｃ回路	Ｄ回路	Ｅ回路
容　量（m^3）		1,420	2,120	1,410	1,410	1,420
トレーサー流出経過時間（ｔ）	理論値	1.26	3.14	4.39	5.64	6.90
	実測値	0.25	1.25	2.75	3.75	5.25
理論滞留時間に対する比率（t/T）	実測値	0.04T	0.18T	0.40T	0.54T	0.76T

＊Ｔ：理論滞留時間（6.90 時間）

トレーサー濃度の経時変化を図 5 に示した。Ａ回路は、返送汚泥が直接流入していることもあり 15 分後にピークが出ているが、これは構造上しかたないものである。しかし、Ｂ回路からＥ回路に向かって徐々にピーク時間が遅れており、トレーサー濃度も低下しているのがわかる。今回の調査（隔壁有り）では既存調査（隔壁無し）の結果に比べ、各回路のピークが理論滞留時間に近い値となった。

次に、図 6 の流過曲線を基に切抜法により各回路のトレーサー流出率を算出した（表 4)。

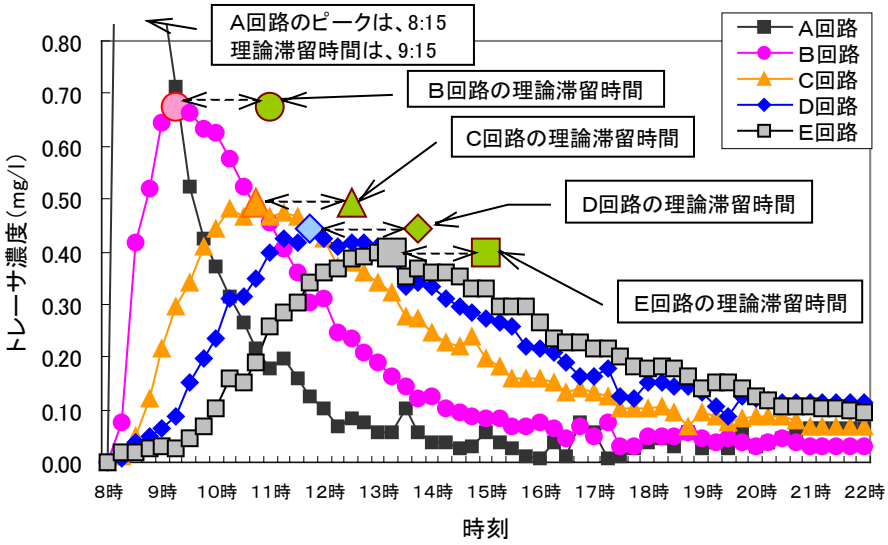


図５　トレーサー濃度の経時変化

また、理論流過曲線と相関係数が最も良い実測値を採用し槽数Nを求めたところ、N＝5 に相当する結果となり、実際の槽数と一致した。

表４　トレーサー流出率

	A回路	B回路	C回路	D回路	E回路
0.00T～0.75T	53%	44%	39%	36%	33%
0.75T～1.25T	19%	27%	34%	39%	43%
1.25T～2.50T	28%	29%	27%	27%	24%

以上の結果から、隔壁を設置したことにより短絡流の割合が低減され、混合特性がより押し出し流れに近づくことができた。当初はN＝8 を想定していたが、この結果を見てもわかるように、現在の 5 槽構成でも水処理機能を改善する効果があるのは明確である。また、曝気槽内の撹拌状況を確認するため C 回路において MLSS の分布を測定したところ、活性汚泥濃度の偏りは見られなかった（図 7）。

このことから、旋回流による各回路内の混合は十分に機能していると判断できる。

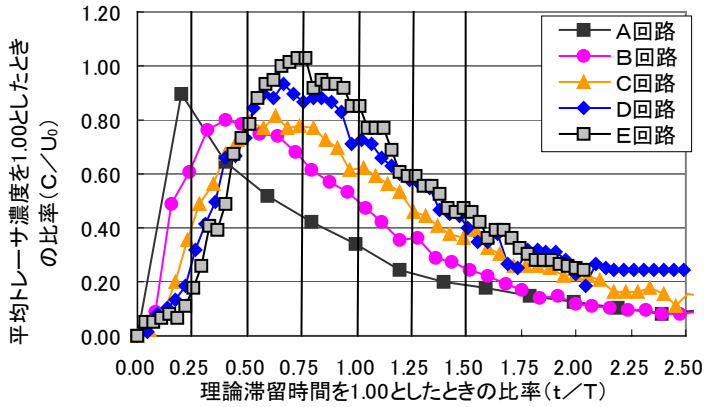


図６　各回路出口の流過

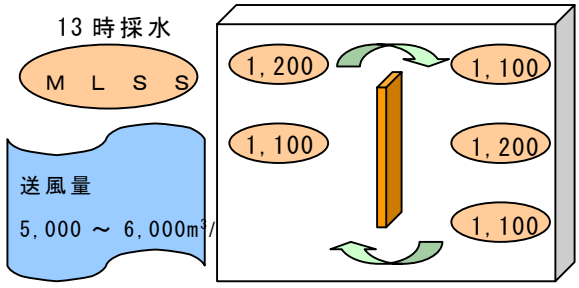


図７　MLSS の分布測定結果

６．２　水質調査結果と考察

調査当日（10 時採水）の運転条件を表 5 に示す。

表５　調査槽の運転条件

		第１回（2/25）		第２回（3/18）	
		8-1 号槽	8-2 号槽	8-1 号槽	8-2 号槽
流入水量（m³/時）		2,100		1,800	
返送汚泥量（m³/時）		370	340	280	280
風量制御（mg/L）		2.0（DO 制御）	2.0（DO 制御）	1.5（DO 制御）	1.5（DO 制御）
送風量（m³/時）		2,800	2,300	2,600	2,500
MLSS（mg/L）	返送汚泥	4,220	4,080	5,440	5,350
	A回路	1,250	1,030	1,330	1,270
	B回路	1,260	1,150	1,370	1,310
	C回路	1,290	1,190	1,310	1,290
	D回路	1,290	1,180	1,320	1,250
	E回路	1,270	1,170	1,300	1,270

二日とも晴天で、極端な水量変動はなかった。風量は DO で制御し、3 月 11 日までは 2.0mg/L、3 月 12 日からは 1.5mg/L で制御を行った。

なお、水量は 2 槽の合計である。

６．２．１　隔壁の有無による窒素の変動

2 月の東陽二系は、亜硝酸性窒素（以下、NO_2-N とする）の高い日が続き、最高は 8-1 号槽最終回路の 8.0mg/L であった。

NO_2-N は毒性があり、増加すると活性汚泥の解体等を引き起こす。図 8 を見ると、8-1 号槽の NO_2-N は C 回路から上昇し、E 回路では 7.2 mg/L と非常に高い値となっている。この時の C～E 回路の MLDO は 2.0 mg/L 以上であるが、これは NO_2-N の増加により汚泥の活性が低下し、MLDO をうまく利用できずにいるからだと考えられる。一方、8-2 号槽は D 回路から NO_2-N が上昇し始め、E 回路では 5.5mg/L であった。これは通常よりも少し高い値だが、この時の状況を考えると抑制できたほうである。

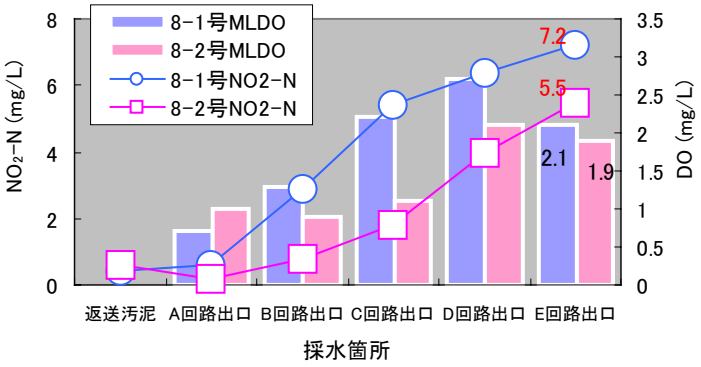


図 8　各回路の NO_2-N と MLDO（2/25）

8-1 号槽と 8-2 号槽の酸素利用速度（以下、Rr とする）を図 9 に示す。NO_2-N の影響により、2 槽の違いが顕著に現れた。8-2 号槽では各回路安定しており、E 回路では Rr 15.8mg/L･時、ATU-Rr（硝化細菌による酸素消費を含まない値）9.3mg/L･時に対し、8-1 号槽は最終回路へ向かうに従って急激に減少し、E 回路での Rr は 7.4mg/L･時、ATU-R r に関しては 4.8 mg/L･時と、汚泥の活性が著しく低下している状況であった。

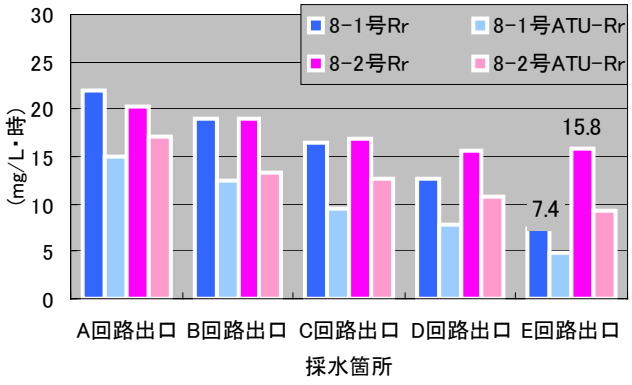


図 9　各回路の酸素利用速度（2/25）

このように、亜硝酸型硝化となってしまった原因として、硝酸菌の増殖に必要な MLDO での滞留時間が確保できないことが考えられる。両槽の MLSS にそれほど差はないものの NO_2-N に差が出るということは、8-1 号槽では必要な滞留時間が確保できていないと言える。

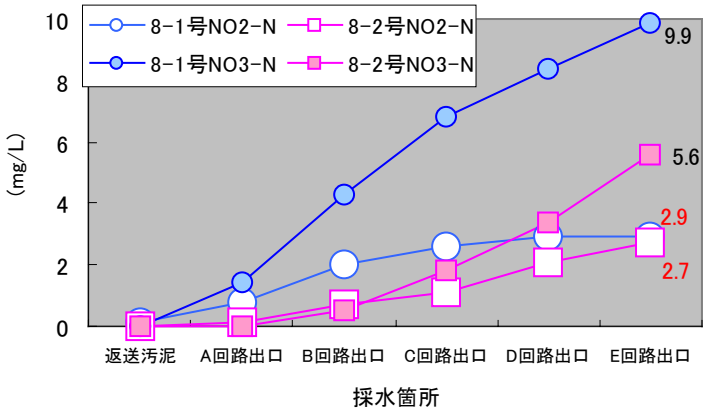


図 10　各回路の NO_2-N と NO_3-N（3/18）

3 月初めから東陽系 8 号槽の汚泥が増加し、第二沈殿池下段から汚泥が流出したため、汚泥量を減らすために汚泥を砂系へ転送した。その後 8 号曝気槽の NO2-N は減少し、汚泥の活性もある程度改善した。

3 月 18 日の NO_2-N と硝酸性窒素（以下、NO_3-N とする）の結果を図 10 に示す。全体

的に NO_2-N はかなり減少しているが、NO_2-N の増え始めが 8-1 号槽では B 回路、8-2 号槽では D 回路と、前回と同じ傾向を辿っている。

また、NO_3-N を見ると、8-1 号槽は最終回路で濃度が高いが、返送汚泥ではなくなっている。汚泥返送中あるいは第二沈殿池で脱窒していることが考えられ、汚泥浮上の原因になりかねない。

いずれの結果も 8-1 号槽と 8-2 号槽では違う挙動を示し、隔壁の設置により出た結果と思われる。

６．２．２　隔壁の有無によるりんの変動

8-1 号槽と 8-2 号槽のりんは、同じ返送汚泥にも関わらずまったく違う挙動を見せた（図 11）。2 月 25 日の 8-1 号槽はA回路からりんの取り込みが始まり、その後の取り込みはあまり進行せず、E 回路では若干上昇してしまっている。一方、8-2 号槽はA回路でりんを吐き出し、B 回路からはうまくりんの取り込みが行われ、除去率は 8-1 号槽より高い結果となった。また、3 月 18 日の調査も同様の結果であった。（表－６）

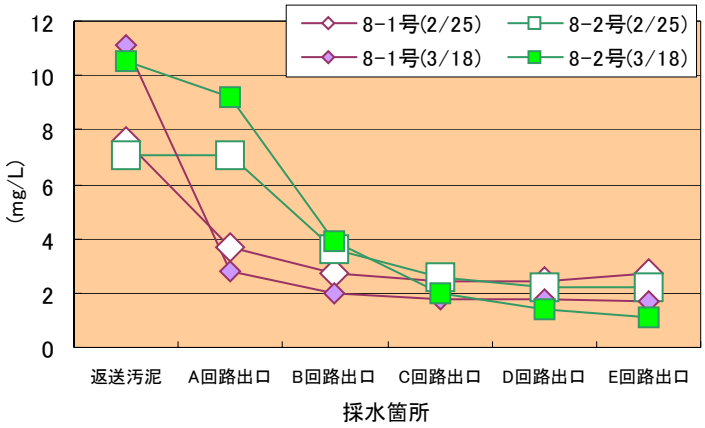


図 11　各回路のりん酸性りん

表６　りん酸性りんの除去率

	8-1 号槽	8-2 号槽
２月２５日	64.5%	69.0%
３月１８日	84.7%	89.5%

以上のことから、8-1 号槽では嫌気状態を確保できずりん除去効率を下げている一方、8-2 号槽はA回路で有機物負荷が高く嫌気状態を形成し、その後りん除去が比較的良好に行われているのがわかる。

6.2.1 の窒素処理の結果も含め、隔壁を設置したことで反応時間が確保でき、短絡流が解消されているのがわかる。

７．今後の課題

今回の調査結果から、隔壁を設置したことで短絡流が減少し、完全混合型の曝気槽から押し出し流れ型へ改良されているのがわかり、隔壁設置の効果が確認された。

当初は、8 槽構成の曝気槽を計画していたが 5 槽構成でも隔壁の効果を発揮し、水処理機能の問題点を十分に改善しているので、今後の隔壁設置の検討も 5 槽構成で進めていくのが妥当である。しかし、窒素りんの処理を安定させるためには、散気設備等の改良が必要である。

これまでの結果を基に、改良点を以下に示す。

① 16 曝気槽中、流量計がついているのは半分なので、全槽に流量計を設置する。

② 回路毎で空気量調整ができるようにする。

③ 全槽に DO 計が設置されておらず、設置されていても最終回路のみなので、全槽の前段と後段に DO 計を設置する。

当面は標準活性汚泥法運転だが、将来A_2O法に対応した処理施設とするならば、この

ほかに水中撹拌機やORP計を設置するなどの設備整備工事が必要である。

また、水質においては、三河島受泥洗浄槽の廃水と東部スラッジプラントからの汚泥処理返水による高りん負荷の問題がある。水処理系で生物的にりん除去を行っても、汚泥の濃縮や脱水の過程においてりんは再放出され水処理系へ戻り、りんは系外に排出されず系内を循環してしまう。このため、むやみにりん除去ができない状況なので、設備改良に加え運転管理にも注意が必要である。

以上より、水処理の向上を図るためにも他曝気槽への隔壁設置を早急に進め、より安定した水処理施設となるために、設備の改良と運転管理、水質管理が必要である。

最後に、東陽系曝気槽8-2号の改良工事及びそれに伴う調査並びに本報告書をまとめるに当りご協力をいただいた、整備第一係と運転管理係の皆様に感謝いたします。

２－７　散気装置の効率化に関する調査

計画調整部技術開発課　本間　誠二

１．調査の背景及び目的

21世紀は、「環境の世紀」になると言われ、「持続発展の可能な社会」の実現を目指した社会構造の転換が求められている。下水道局においても東京都の長期計画と連携した「下水道構想2001」計画を策定し循環社会の実現に向けた取り組みを続けている。

こうした中で、膨大なエネルギーを消費している下水道施設の効率化が強く求められている。効率化の達成には、いくつかの手法が考えられるが、多大なエネルギーを消費している処理場の動力は、効率化を図る上での大きなターゲットといえる。なかでも反応槽の曝気動力は、水処理動力の４０％以上占めているといわれ、また経費的にも大きな部分であることを考えると、エアレーションシステム全体の効率を高めることには、重要な意義がある。また、動力の削減は、温暖化ガス排出量の削減に直結していることから、今日的な、環境側面からも一層の急務となっている。

このため、散気システムの一層の効率化を検討するため、近年、一部の施設に導入されつつあるメンブレン式の高効率散気装置の基礎的特性の把握と導入による経済効果の試算を目的とした調査を実施した。

２．散気システムの効率化への取組みと残されている課題

下水を生物学的に好気処理する過程において、生物の活動に必要な酸素をいかに効率しよく供給するかは、最も基本的な部分である。このため、より効率的な散気方法についての調査・研究が続けられてきた。

当局で始めて散気装置と呼ばれる設備を導入したのは、大正15年に三河島汚水処分場での調査をへて実機として採用された「パドル式散気装置」である。しかし、パドル式は、表面のみの曝気のため、散気効率が低く反応槽を深くできないことから、下水道の普及に伴う流入下水量の増加に対応できなくなり、より効率の高い方式として反応槽の底から汚水を汲み上げて曝気する「シンプレックス式散気装置」が昭和14年に芝浦汚水処分場で採用された。その後、より効率的な散気装置ということから、今日でも使われている焼結型の散気板が開発・採用されてきた。

昭和４０年代後半から５０年代に入ると下水道局は、増大する下水量に対応するため、限られた処理場用地を効率的に活用し、より多くの下水を処理できる反応槽を必要としていた。このため、敷地面積を有効に活用できる深槽曝気槽の技術開発に着手するとともに、改めて曝気空気の溶解特性についての調査を実施していた時期に、いわゆるオイルショックが起き、社会的にも省エネルギー技術の開発が強く求められ、曝気動力の削減が急務となっていった。このような局内的、社会的要因の両者が相まってその後、当局は、溶解効率について厳密な理論解析をほぼ１０年間にわたって実施し、曝気と酸素溶解の理論に取組んできた。この調査の成果として導入されたのが、バッフル板付水深１０ｍの反応槽（深槽）と散気効率の向上を図った焼結型微細気泡散気装置や全断面多段旋回流曝気（全面曝気）方式である。当時、微細気泡装置として当局が採用したのは、気孔径３００μmのものであるが、なかには１５０μmのものも登場し他都市で採用された。しかし、実機に導入さ

れた後の追跡調査は、継続的に実施されたとはいえず、その後の評価は必ずしも定まったとはいえない状況で今日まできている。

深槽反応槽の曝気方式は、片側旋回流方式となるため酸素溶解効率の点では、全面方式に比べ不利であることや微細散気板に対する目詰りへの不安からか、微細な気泡を発生させれば効率化につながることは理論的に判っていながら、平成に入ってから効率化に関する組織的調査は、実施されていない。一部メンブレン方式の先駆けともいえるものが開発されたが広く普及するに至っていない。また、これまでの取組みは、主に散気装置、散気方式の面からの検討で、ブロワー等の周辺設備や制御方法を含めた散気システムとしての効率化検討が課題として残されている。

３．調査概要

３．１　調査場所及び調査期間

1)調査場所：東京都下水道局砂町水処理センター内　技術開発課実験ヤード
　　但し、強度試験は、測定機関の試験室(千葉県袖ヶ浦市)で実施した。

2)調査期間：平成１３年１１月から平成１４年３月まで

３．２　メンブレン式散気装置

メンブレン式散気装置は、弾力性の有る薄い膜表面に直径0.2～1mm程度の細孔、またはスリットをいれ、その細孔を通して気泡を発生させる方式の散気装置である。

図１に示すような構造的特徴を有している。送風停止時に細孔は、膜の弾性及び厚みにより閉じており、膜の下に設けられた支持材に密着するため、水が散気装置内に浸入することは考えずらい。通気状態では、内圧の上昇により膜が膨らむことで始めて細孔が開口し、気泡が発生する。装置形状としては、図２のような平板(プレート)型と円筒型の二種類に大別される。また、膜の材質として複数の弾性膜が実用化されているが、下水道用としては、ポリウレタンまたはＥＰＤＭ(エチレン・プロピレンゴムにブチル等の第３の物質を化合させたもの)が使われている。

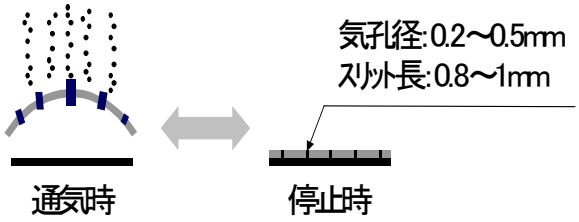


図１　メンブレン式散気装置の発泡機構

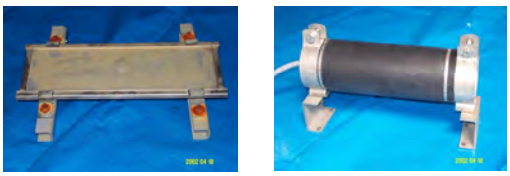


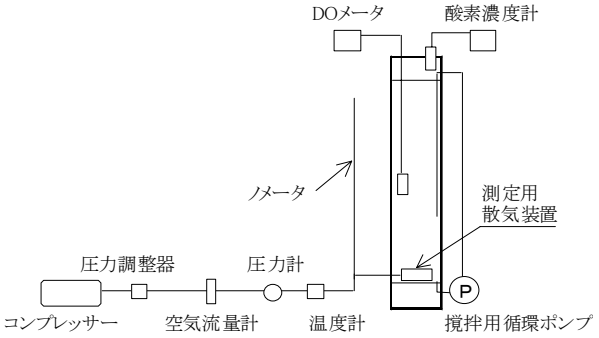
図２　メンブレン式散気装置の例

３．３　調査内容

1) 総括酸素移動容量係数(K_La)と圧力損失の測定

散気装置の性能評価に使われる最も基礎的な指標である「酸素溶解効率Ea(水中に吹込んだ空気に含まれている酸素が水中に溶込む割合(%))を求めるため、KLaを図３の小型実験水槽を用いて、表１に示す平板型３種類、円筒型３種類の計６種類の散気装置を同一測定条件下で測定した。測定通気量は、メーカー推奨の３条件とし同時に圧力損失をマノメータで計測した。また、比較のため気孔径260μmの焼結型散気装置に

ついても同時に測定した。



名　称	概 略 仕 様
小型実験水槽	体透明塩ビ製　外形φ500mm×H3,300mm　有効容積550L
コンプレッサー	TFU15-7　最大175L/min　200V
空気流量計	SMK-2　10～150L/min　20℃　1気圧
温度計	SD16-8-90　白金抵抗体
撹拌用ポンプ	MD-100R-5M　100L/分　100V
DOメータ	YSI MODEL56
酸素濃度計	MPA-510　磁気圧力式　サンプリングユニットES-510
記録計	TOA EPR3011　ペンレコーダ　20mm/min

図３　小型実験水槽

表１　測定対象及び条件

会社名	膜　材　質	発泡部面積	実験通気量(L/min)		
	支持部材質	cm^2	最小値	設計値	最大値
A　社	特殊ポリウレタン	平板　500	13.5	27	40
	PVC				
B　社	特殊ポリウレタン	平板　500	10	30	100
	SUS				
C　社	EPDM	平板　500	38.2	71.7	95.6
	ABS,PVC				
D　社	EPDM	円筒　500	22	42	62
	PVC				
E　社	特殊ポリウレタン	円筒2本　500	20	45	100
	PVC				
F　社	EPDM	円筒　500	12	36	60
	PP				
G　社	セラミック(260μ)	平板　224	10	30	60
	SUS				

＊　　最大値とは、各装置の限界送風量

なお、総括酸素移動容量係数と酸素溶解効率の算出は、「下水試験法」及び「下水道施設設計計画・　設計指針と解説」に準拠し、以下の方法でもとめた。

①$K_La(20)$[水温20℃に換算したK_La]の算出

$$K_La\ (T) = \frac{1}{t_2 - t_1} Ln \frac{C_S(T) - C_{t1}}{C_S(T) - C_{t2}} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots \quad (1)$$

C_{t1}：t_1時間後の溶存酸素濃度（mg/L）

C_{t2}：t_2時間後の溶存酸素濃度（mg/L）

K_La (T)から水温・塩分補正を行い、K_La (20)を算出した。

$$K_La\ (20) = 1/\gamma \times K_La\ (T) \times 1.024^{(20-T)}$$

γ：塩分濃度によるK_Laの補正($\gamma = 8.8\times10^{-6}\times Cz+1$)

Cz：亜硫酸ソーダ濃度（mg/L）

但し、測定DOの採用範囲は2mg/L以上9mg/L未満とした。

②酸素溶解効率Ea(20,5)［水温20℃、散気水深5mにおける酸素溶解効率］の算出

$$Ea(20) = \frac{Cs(20)\cdot K_La\ (20)\cdot V\times 10^{-3}}{Gs(20)\cdot \delta}\times 100\ (\%)\quad \cdots\cdots\ (2)$$

K_La (20)：20℃における総括酸素移動容量係数（1/h）

Cs(20)：20℃における液相の飽和溶存酸素濃度（mg/L）

Gs(20)：20℃，1気圧における通気量（m^3/h）

V　：水槽有効容積（0.55m^3）

δ　：20℃，1気圧における空気中の酸素密度

(0.277kgO_2-kg/m^3-air)

Ea(20)から次式により、散気水深5m時のEa(20,5m)を求めた。

$$Ea(20,5m) = Ea(20)\times (5/H)^{0.72}\quad \cdots\cdots\ (3)$$

また、酸素溶解効率を左右する要因の一つである気泡径をデジタルカメラで撮影し、同時に映しこんだスケールで直接測る方法で測定した。

2)膜素材の強度試験

膜素材の耐久性に関する一つの項目として、ＪＩＳ「加硫ゴム物理試験方法」に基づき、膜の引張強度及び引裂強度を測定した。

3) モデルケースによる経済性の試算

高効率なメンブレン式散気装置の導入効果として、動力等の削減がどの程度期待できるかを把握するため、既設処理場(砂町水処理センター東陽系)をモデルに必要ブロワー動力から経済性を試算した。

４．調査結果および考察

４．１　総括酸素移動容量係数と酸素溶解効率等

ＫＬａ（20)と Ea(20,5m)の算出結果を表２に、また、単位容積当りの通気量とEa(20,5m)の関係を図４に示す。図には、比較のために測定した焼結型(気孔径260μm)と従来の気孔径300μmの値（設計値時に使用する数値Ea=17%）も同載した。

表２　総括酸素移動要領係数と酸素溶解効率

			通気量 L/min	散気装置単位面積当たり通気量 Nm3/m2･h	水槽単位容積当たり通気量 Nm3/m3･h	KLa(1/hr) T℃	KLa(1/hr) 20℃	酸素移動効率(%) 20℃	酸素移動効率(%) H=5m
平板タイプ	A 社	最小値	13.5	15.2	1.38	9.6	12.0	29.3	45.3
		設計値	27.0	30.5	2.78	16.1	19.9	24.1	37.3
		最大値	40.0	45.3	4.12	21.4	25.5	20.8	32.1
	B 社	最小値	10.0	11.3	1.03	7.4	9.1	29.7	45.7
		設計値	30.0	33.6	3.06	15.7	18.8	20.7	31.9
		最大値	100.0	112.5	10.24	38.3	44.1	14.5	22.3
	C 社	最小値	38.2	42.9	3.90	18.3	21.1	18.2	28.8
		設計値	71.7	80.5	7.33	30.1	34.2	15.7	24.8
		最大値	95.6	107.6	9.79	39.6	44.4	15.2	24.1
円筒タイプ	D 社	最小値	22.0	25.0	2.27	12.6	14.9	22.0	35.0
		設計値	42.0	47.5	4.32	20.6	24.3	18.9	30.0
		最大値	62.0	70.2	6.38	25.9	30.6	16.1	25.5
	E 社	最小値	20.0	22.4	2.04	11.8	12.2	20.1	31.5
		設計値	45.0	50.5	4.60	21.9	23.1	16.9	26.4
		最大値	100.0	112.6	10.25	36.3	39.3	12.9	20.1
	F 社	最小値	12.0	13.5	1.23	8.6	10.2	27.9	44.1
		設計値	36.0	40.4	3.68	19.5	22.1	20.2	32.0
		最大値	60.0	67.2	6.12	27.6	31.0	17.0	26.9
セラミック平板タイプ	G 社	最小値	10.0	25.2	1.03	6.2	7.6	24.8	39.7
		設計値	30.0	76.3	3.11	12.0	14.4	15.5	24.8
		最大値	60.0	151.8	6.19	22.9	27.4	14.8	23.7

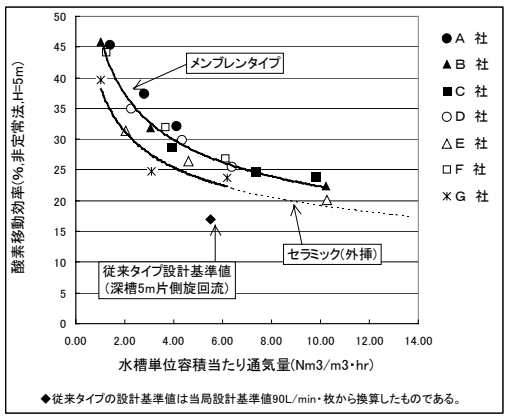


図４　通気量と酸素溶解効率

この結果を見ると、酸素溶解効率は、送風量を小さく設計した装置は高く、大きく設計した装置は小さくなっている。すなわち、メンブレン式の酸素溶解効率と通気量の関係は、負の相関を示しており、これまでの知見と一致している。また、異なる装置間全体では、両者の関係が一つの曲線で表され、全体として一つの散気装置で測定したかのような関係曲線が得られた。したがって、設計通気量を大きく取り、酸素溶解効率が他との比較で低い装置であっても、通気量を設計値以下に落としていけば(弾性膜であることから設計値以下に設定しても目詰りは発生しにくい)酸素溶解特性はこの曲線に沿って上昇するものと考えられた。

このような関係を示す一因としてメンブレン式散気装置に特有な気孔の均一性と発泡機構が考えられる。図５は、メンブレン式と焼結型の発泡を模式的に示したものである。焼結型の気孔は、その構造上、気孔毎の圧力損失に差があるため、通気量の変化により単位面積あたりの発泡箇所数に違いがある。これに対して、メンブレン式の気孔は、メンブレンの全面に一様に配置され、かつ機械的に均一に開けられた細孔であり、通気量が変化しても発泡箇所数は一定で、通気量の変化は気孔一つあたりの通気量の変化となって現れる。メンブレン式の気孔の均一性と発泡機構は、装置が異なっても全て同じであり、気孔あたりの通気量のみが異なってる。このことが酸素溶解効率が一つの曲線となる要因と考えられる。通気量の設計は、気孔の大きさや単位面積当りの気孔数あるいはメンブレンの材質等との関係で決められることから、各装置間の溶解効率の差は、各メーカーが、メンブレンを設計するときの設計に対する考え方の違いといえそうである。また、この図からは、焼結型でも、気孔径を小さくしていけば酸素溶解効率が上昇し、２６０μｍでは、メンブラン式とあまり差がないことが、さらに、メンブレン式の効率は、従来の焼結型３００μｍタイプより、８％程度高いことがわかる。

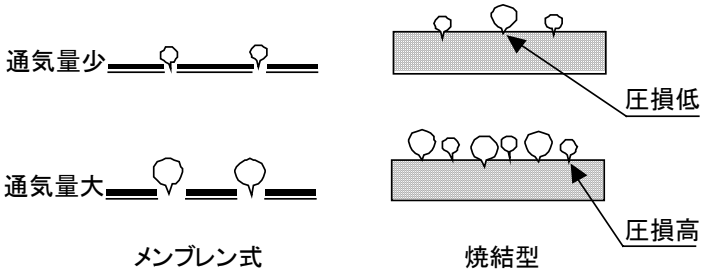


図５　発泡の模式図

一般に気孔径の違いは、発泡する気泡径の違いに現れると理解されていることから、気泡径を測定し、溶解効率との関係を調査した。

図６は、気孔一個当りの通気量と気泡径の関係を示している。通気量の増加に比例して気泡径が直線的に大きくなり、その傾きもほぼ一定していて、装置間の差は小くなっている。図７は、気泡径から計算で求めた気泡一個の体積及び表面積とその時の通気量との関係から求めた単位通気量当たりに発生する全気泡の表面積と溶解効率の関係を示している(面積が大きいほど発生気泡径は小さい)が、溶解効率が表面積にほぼ直線的に比例していることがわかる。これらのことから、メンブレン式散気装置の酸素溶解効率を支配している要因は、発生する気泡径によるところが大きいと思われる。

ただし、図７の発泡面積が小さい領域では、面積の減少に反して溶解効率の低下が小さくなっている。この領域の気泡径は、２mm前後以降であり、気泡径1mm前後の気泡に比較して気泡上昇時の揺動が顕著に大きくなることが観察されることから、揺動による気液接触界面の更新現象が、気泡径が大きいことによる溶解効率の低下を補っていることがうかがわれる。

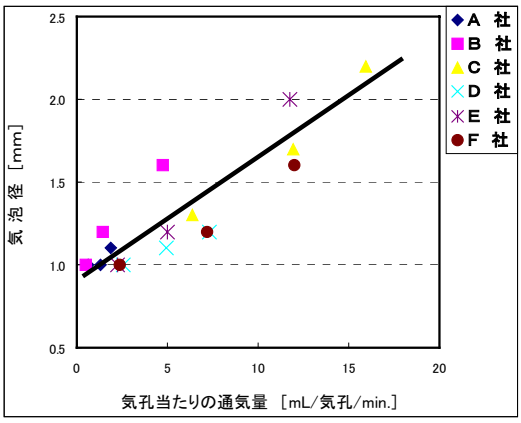


図６　通気量と気泡径

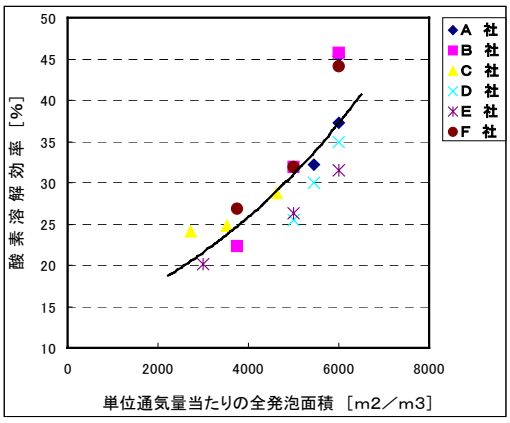


図７　発泡面積と酸素溶解効率

４．２　圧力損失

散気装置自体の圧力損失を図８に示す。メンブレンタイプは、焼結型に比べ平均500mmAq程度高い圧力損失を示している。図９は、気孔当たりの通気量と圧力損失の関係を示したものであるが、機種間に大きな差異が見られる。これは膜の材質及び厚みと、気孔の形状による差であると推測されるが詳細は確認できていない。また、一つの機種の通気量と圧力損失の関係は、完全な直線関係になっている。このことは、図４で示したメンブレン式の発泡特性、すなわち発泡する穴の数が通気量の変化によらず、気孔当たりの通気量が通気量に比例していることを示している。

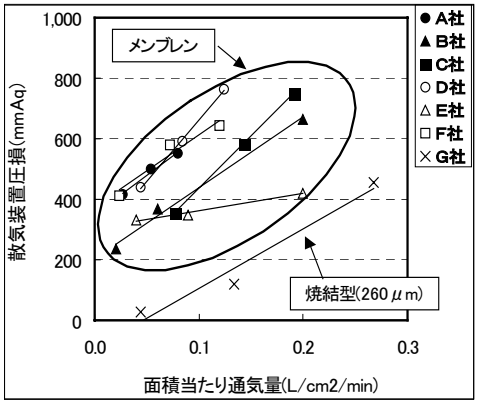


図８　圧力損失の比較

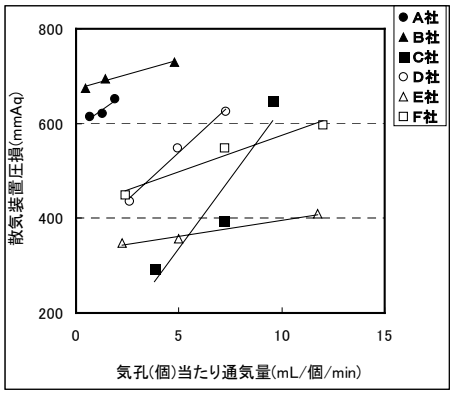


図９　気孔当たりの通気量と圧力損失

４．３　膜素材の強度

各散気装置の膜素材について行った厚さ測定、引張試験及び引裂試験の結果は、表３に示すとおりである。

引張強さは、長手方向でポリウレタン製が約17～23MPa、EPDM製で8MPa前後であり、短手方向ではポリウレタン製が約6～15MPa、EPDM製で約3～5MPaであった。ポリウレタンは材質的に強度が高く、このことからEPDMに比べ薄くできることが製品の膜厚差に反映されていると考えられる。また、どの素材とも短手方向での強さが弱い傾向を示しており、長手方向の1/3以下の値を示しているものもある。この差は、気孔の配列距離及びスリットの配列方向によるものと考えられる。

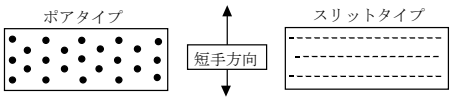
なお、引張強さは、破断するときの最大引張力を膜素材の厚みにより補正して示された

数値であり、これを厚みで補正しない最大引張力で比較すると、図１０のとおり、有姿ではEPDM製(長手方向)の方が強度を持ったものといえる。

表３　物理強度試験結果

試料		引張試験						引裂試験			
		長手方向			短手方向			長手方向		短手方向	
		厚み	引張強さ	引張伸び	厚み	引張強さ	引張伸び	厚み	引裂強さ	厚み	引裂強さ
		mm	MPa	%	mm	MPa	%	mm	N/mm	mm	N/mm
ポリウレタン	B社	0.60	16.6	480	0.60	14.8	440	0.60	100.0	0.60	100.0
	A社	0.63	17.8	640	0.62	13.6	580	0.62	82.6	0.62	81.9
	E社	0.75	22.7	480	0.79	5.7	250	0.76	80.6	0.79	71.0
EPDM	F社	1.85	8.4	510	1.78	4.4	320	1.83	34.1	1.81	32.4
	C社	1.94	8.5	630	1.95	3.4	330	1.91	34.0	1.98	28.0
	D社	2.08	7.8	510	2.06	4.7	360	2.09	33.9	2.20	36.1
測定条件	測定温度	23℃±2℃						同左			
	測定湿度	50±5%RH						同左			
	試験速度	500mm/min						同左			
	標線間隔	20mm						—			
	ﾁｬｯｸ間隔	70mm　　50mm(短手長さの制約のため)						同左			
	試験片形状	JIS-K-6251　ﾀﾞﾝﾍﾞﾙ3号型						JIS-K-6252　切込み無しｱﾝｸﾞﾙ			
	試験片数	n=5(上記結果はこの平均値)						同左			

＊長手方向とは、下図に示すように、円径気孔の膜では気孔同士の間隔が広い方向。スリット気孔の膜では、スリットの切れ込み方向と同一の方向を意味している。



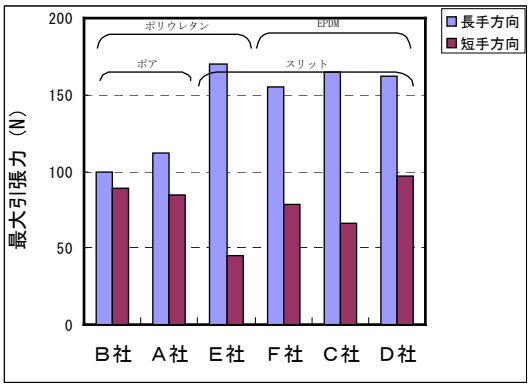


図１０　有姿の引張強度

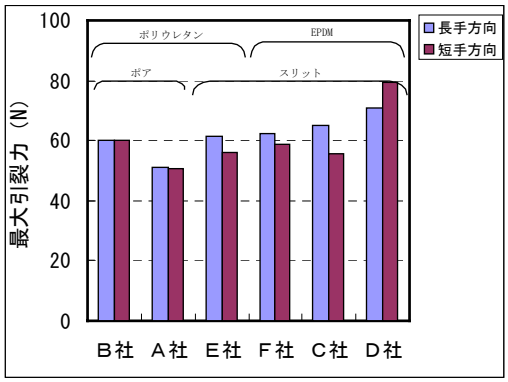
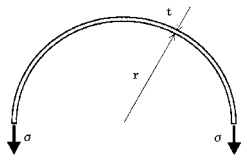


図１１　有姿の引裂き強度

引裂強さは、長手方向と短手方向での差は小さく、ポリウレタン製のもので約70～100N/mm、EPDM製で28～36N/mmである。材質による大きな差が認められるが、引張強さのような長手方向と短手方向との差は、ほとんどみられなかった。これは、引裂試験片の成形が、引き裂かれやすい形状となっているため、気孔の形状と密度による影響が現れなかったものと考えられる。また、引裂強さも引張強さと同様に、膜素材の厚みにより補正して示された数値であり、これを最大引裂力で示すと、図１１のとおりであり、有姿での強さはどの散気装置ともほぼ同程度であった。

メンブレン式散気装置は、通気時にメンブレンが膨らむが、この状態を模式図のように半円形と仮定すると、膜素材に作用する引張応力σは次の理論式により算出される。



膜に作用する応力

p：膜の内外の圧力差(膜の圧力損失相当MPa)

r：膜の曲率半径(m)

t：膜の厚さ(m)

上式により各散気装置の応力σを計算して、前に示した引張試験の結果(短手方向の最小値3MPa)と比較して示すと、表４となる。ただし、膜の内外圧力差は、圧力損失が最大を示した膜に、最大通気量(100L/min)を通した場合(今回調査内で最も応力のかかる安全側の計算条件)を想定している。

表４　メンブレンの引張強さと送風時の最大応力

散気装置		膜の内外圧力差		曲率半径	厚み	通気による最大応力σ(MPa)	張強さM(短手方向)MPa	M／σ	最大送風量(Nm3/m2･hr)	限界送風量(Nm3/m2･hr)
		mmAq	MPa	mm	mm					
ポリウレタン	B社	最大値として(100L/min)		60	0.60	1.08	14.8	14	113	1,543
	A社			72.5	0.62	1.26	13.6	11	45	488
	E社	1100	0.011	45	0.75	0.65	5.7	9	113	991
EPDM	F社			32	1.80	0.19	4.4	23	67	1,541
	C社			25	1.95	0.14	3.4	25	108	2,644
	D社			61	2.10	0.31	4.7	15	70	1,053

この結果より、膜に働く応力は最大でも1.3MPa程度である。どの膜素材も応力に対する引裂強さの比(M/σ)は、9倍以上となっており、十分な強度を有しているものと判断される。

また、限界送風量は、おおむねM/σ比と各装置の最大送風量の積と考えられることから、各装置の送風範囲は十分な余裕を持って設定されていた。

なお、今回仮定した「半円」よりゆるやかな変形の場合は、かかる応力は半円時より低いと想定されることから、通常の散気装置の使用状態では、膜素材が通気により破れることはないと推定される。ただし、実使用状態では、膜の経年劣化による強度低下が想定されるが、実績が少なく、この点に関するデータは得られていない。今後のデータ蓄積が必要な部分である。

４．４　モデルケースによる経済性の試算

メンブレン式散気装置は、微細気泡を発生させることで溶解効率を高めている。しかし、一方では、その微細気泡を得るためにメンブレンに開けた穴が微細なことから、圧力損失は、既存の装置の倍以上となっている。酸素溶解効率の向上と圧力損失の上昇は、送風機動力の削減には、相反する条件になる。したがって、メンブレン散気装置の導入が動力削減につながるのかを明らかにするには、溶解効率、散気装置の圧力損失やブロワーの制御方式も含めた散気システム全体を考慮する必要がある。

ここでは、砂町水処理センター東陽系をモデルに、以下のような条件を設定してその導入効果を試算した。

試算は、図12に示すフロシートにしたがって実施した。送風機の計算等は「下水道施設計画・設計指針と解説」に基づいて試算している。

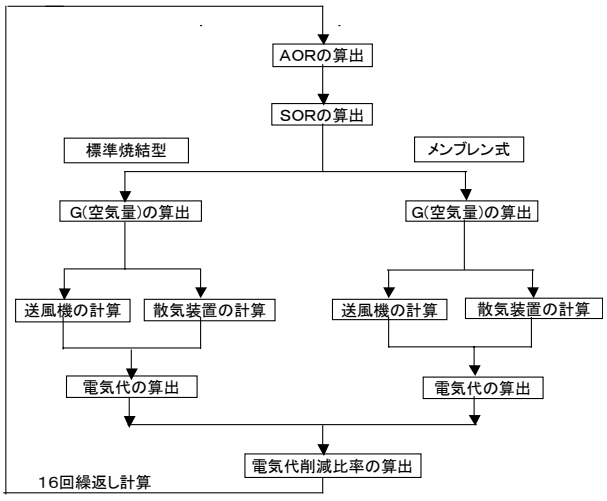


図１２　使用動力試算フローシート

1)試算条件

・水量　387,500 m3/日

・水質

	流入	放流
T-BOD（mg/L）	147	10
T-N　(mg/L)	30	15(T-Nの50%が硝化し、脱窒は考慮しない)

・ＭＬＳＳ　1,500　mg/L

・返送汚泥　4,800　mg/L

・槽内ＤＯ　1.5　mg/L

・酸素溶解効率　散気板　300 μm　１７％

（清水値）　メンブレン式　２５％

・α、β値　α＝0.85　、β＝0.95

・送風機　電動機直結片吸込多段ターボ型インレットベーン付

580m3/分×５台、吐出圧 6000mmAq、電動機 810kw

インレットベーンは、５０％まで制御可能と仮定

また、ブロワーの軸動力と風量は、次式に従うものとする。

ｙ＝0.86Ｘ＋１４　　ｙ：軸動力(%)、Ｘ：風量(%)

・散気水深　メンブレン式は圧力損失が高いため、散気板との差を調節するため、メンブレン式の設置水深は、既存設備より５０ｃｍ上げて設置すると仮定。

試算結果を表５および図１３に示す。

表５　試算結果（砂町東陽系）

改造する系列数	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
改造分の処理水量（m3/日）	0	27,281	54,563	81,844	109,125	136,406	163,688	190,969	218,250	245,531	272,813	300,094	327,375	354,656	381,938	409,219	436,500
既存散気装置の必要空気量（m3/分）	2,039	1,911	1,784	1,657	1,529	1,402	1,274	1,147	1,019	892	765	637	510	382	255	127	0
ﾒﾝﾌﾞﾚﾝ式散気装置の必要空気量（m3/	0	87	173	260	347	433	520	607	693	780	867	953	1,040	1,126	1,213	1,300	1,386
必要空気量（標準＋高効率）（m3/分）	2,039	1,998	1,957	1,916	1,876	1,835	1,794	1,753	1,713	1,672	1,631	1,590	1,550	1,509	1,468	1,427	1,386
送風機運転台数（台）	4	4	4	4	4	4	4	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3
送風機の定格風量に対する風量割合（%）	88	86	84	83	81	79	77	76	98	96	94	91	89	87	84	82	80
送風機１台当たりの動力割合　（%）	90	88	87	85	84	82	81	79	99	97	95	93	91	89	87	85	83
送風機１台当たりの消費動力（ｋW）	573	564	554	544	535	525	515	506	631	618	606	593	580	567	554	541	528
送風機消費動力合計（ｋW）	2,293	2,254	2,216	2,177	2,138	2,100	2,061	2,022	1,894	1,855	1,817	1,778	1,739	1,701	1,662	1,623	1,584
年間使用電力量（kwh）×10３	20,088	19,749	19,410	19,071	18,732	18,393	18,054	17,715	16,591	16,252	15,914	15,575	15,236	14,897	14,558	14,219	13,880

注）改造系列0とは改造を行わない状況を示し、現状16系列を全て既存の散気装置を使用して処理している状況を示す。

送風機の風量制御は全台同一風量として運転するものとした。

試算結果では、東陽系１６槽全てにメンブレン式散気装置を採用することにより送風量が３割程度（32%）削減でき、これにより送風機の運転台数を１台低減することで、年間620万kwhの電力削減が可能となる結果となった。また、インレットベーンによる制御としていることから、一槽目の更新から曝気動力を低減できる(年間34万kwh低減)結果となっているが、１６槽全体の動力が大きいことから一槽での低減効果は、約1.7%と小さい。８槽更新時には、ブロワーが一台(810kw)停止できる試算となっており、この効果が全体の10%程度を占めており最も効果が大きいものとなっている。

ＣＯ２発生量についても使用電力量に比例した削減が可能であり、メンブレン式の場合は既存散気板に比べ30％(3,300t/年)程度の削減が可能である。

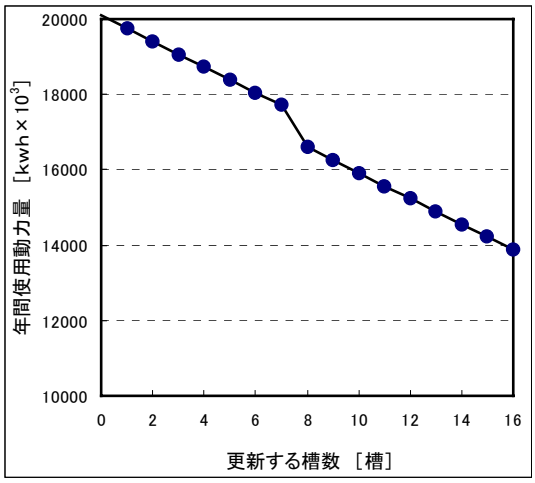


図１３　メンブレン式への更新による動力削減効果

５．まとめ及び今後の課題

５．１　メンブレンタイプ式散気装置の特徴

現在、製品化されているメンブレンタイプの高効率散気装置には、廃水の性状や反応タンク形状、必要酸素量などによって選択できるように、装置単体の形状、膜の材質、気孔の形状及び個数など、種々のタイプがある。今回対象とした６種の散気装置の範囲内でその特徴についてまとめると次のとおりである。

①酸素溶解効率は、いずれの散気装置ともほぼ同一レベルでの変化を示し、通気量が 3～7Nm³/m³･hr のとき、25～35％程度であった。したがって、酸素溶解効率は、実施設で旋回流速を維持するための通気量が律速になると推測された。

②圧力損失は、いずれの散気装置とも通気量の増加にしたがって直線的に上昇し、焼結型に比べて 2～3 倍の高い値を示した。ただし、散気装置自体の圧力損失が高いことによって、装置単体間のレベル差(40mm 程度)があっても、顕著な発泡の不均等さは生じなかった。

③メンブレンタイプの気孔(またはスリット)は通気停止の状態では開口せず、散気装置内部への水の浸入が生じなかったことから、逆流による目詰まりは極めて発生しづらいと推測された。

④メンブレンの物理的強度は､有姿での引張強さ及び引裂強さは十分な強度を有しており、通気により破れることはないと推測された。なお、下水処理施設での使用実績は、最も長いもので数年程度であり、実施設における耐久性に関する評価は困難であった。

⑤酸素溶解効率が高いことから、より多くの酸素を必要とする運転方式(硝化促進)は、メンブレン式散気装置の特長をより顕著に発揮でき、硝化促進運転の処理場は導入効果が得やすいといえる。

５．２　経済効果

砂町東陽系を例とした試算では、１６槽全てにメンブレン式散気装置を採用することで送風量が３割程度(32%)削減でる。これにより送風機の運転台数を１台低減することで、年間 620 万 kwh の電力削減が可能となる結果となった。ＣＯ２発生量についても使用電力量に比例することから、既存散気板に比べ 30％(3,300t/年)程度の削減が可能である。

５．３ 導入にあたっての検討事項

メンブレン式散気装置の特徴から、既存施設に導入する場合の検討事項として下記の項目が挙げられる。

①既存散気装置が耐用年数に達していることが必要である。耐用年数に達していない場合は残存価格等を考慮すれば経済的に不利となることも想定されるため、経済的な詳細検討が必要である。

②既存の散気装置より圧力損失が高いため、既存の送風機の吐出圧を考慮して設置水深等

を検討する必要がある。既存系列との圧力バランスを図る必要があるが、既存施設側に圧力調節用のオリフィス等を設置することも含め十分な事前検討が必要である。

③電力使用量を削減するためには、送風量の低減がブロワー動力の低減につながる散気システムである必要がある。特に、送風機は圧力一定制御を行えるインレットベーン制御等が設置されていることが必須条件であるため、送風機の制御方式を含めて検討する必要がある。

④既存散気装置の更新は系列ごとになるため、更新初期の段階から電力の削減効果を生むためには１系列ごとに空気量を調節できることが必要である。そのため、導入にあたっては風量制御装置（風量調節弁）が系列毎に設置されていることが望ましい。また、反応タンクの系列割と風量制御装置の設置についての検討が必要である。

⑤メンブレン式散気装置の圧力損失は、送風機停止時において汚水の逆流がないとして閉塞余裕は考慮していない。しかしながら、国内実績がほとんどない現況では、散気装置の初期圧損や経年劣化による圧損余裕をどのように取り扱うかが課題として残されている。また、フラッシングによる膜の膨張・収縮による劣化が原因となる圧損の上昇等に対する余裕をどの程度設計値として見込むか今後の課題である。

⑥メンブレン式は、単位面積当たりの設計送風量が比較的小さい。このため必要空気量を確保するには比較的多くの面積を要する傾向にある。開口比（バッフル板と壁間面積に対する流路開口面積比）が 40%以上確保できるかの検討が必要である。

⑦従来型散気装置は表面を養生することによって散気装置上での作業が可能であるが、メンブレン式散気装置は強度が弱いため散気装置上での作業が困難であると思われる。そのため、更新工事には十分な配慮が必要であると思われる。

５．４　今後の課題

近年導入されつつあるメンブレン式散気装置 6 種について基礎調査を行い、その特徴、経済効果及び導入課題について明らかにした。

このタイプは酸素溶解効率が高まっている分、通気量が少なくて済む反面、反応タンク内の撹拌能力に懸念が残る。また、実液での耐久性もこれまでの焼結型より劣ると考えられるが、その長期耐久性については十分に明らかにされていない。

このため今後は、実施設における旋回撹拌能力と長期耐久性について実規模での検討が必要と考えている。

参考文献

1)下水道統計；(社)日本下水道協会 昭和 30,35,40,45,50 年度

2)下水道施設計画・設計指針と解説；(社)日本下水道協会 2001 年版

3)下水試験方法；(社)日本下水道協会 1997 年版 4)

4)区部処理場酸素移動効率調査報告書；東京都下水道局施設管理部 平成 11 年 3 月

5)水処理機械設備設計マニュアル；東京都下水道局建設部 平成 11 年 3 月

6)送風機設備設計マニュアル；東京都下水道局建設部 平成 11 年 4 月

7)超微細気泡散気装置 下水道技術・技術審査証明報告書；
(財)下水道新技術推進機構 平成 11 年 3 月

8)メンブレン式超微細気泡散気装置 建設技術審査証明
(下水道技術)報告書；(財)下水道新技術推進機構 2002 年 3 月

9)東京都下水道局技術調査年報；昭和 50,52,56,58,5960,61 年度

３－１　有機酸添加によるりん除去性能向上に関する実証調査

計画調整部 技術開発課　佐久間 真理子
曽根 啓一
渡部 健一

１．はじめに

技術開発課は平成 10 年度から平成 12 年度にかけて、高効率な窒素・りん同時除去法として「ステップ流入式 A20 法」の開発を行い、HRT12 時間程度で、窒素除去率 80%以上、晴天時における処理水りん濃度 1.0mg/L 以下を達成した。しかし、ステップ流入式 A20 法は A20 法などと同様に、降雨時においてりん除去機能が低下し、処理水りん濃度が 1.0mg/L 以上となる傾向が見られた。

そこで、第一に、りん除去の安定化に必要な流入水中の酢酸濃度について検討した。次に、第一沈殿池生汚泥の発酵により酢酸などの有機酸を発生させ、この発酵汚泥を反応槽に投入して生物学的りん除去機能の向上を図り、降雨時でも安定したりん除去の可能な方法の検討を行った。今回、これらの成果をとりまとめ、ステップ流入式嫌気-無酸素-好気法設計マニュアル（案）に反映させた。

２．調査内容

２．１発酵生汚泥添加によるりん除去法のフロー

本調査で検討した、発酵生汚泥投入をステップ流入式 A20 法に適用したフローを図１に示す。点線に囲まれた部分が本調査の検討部分である。

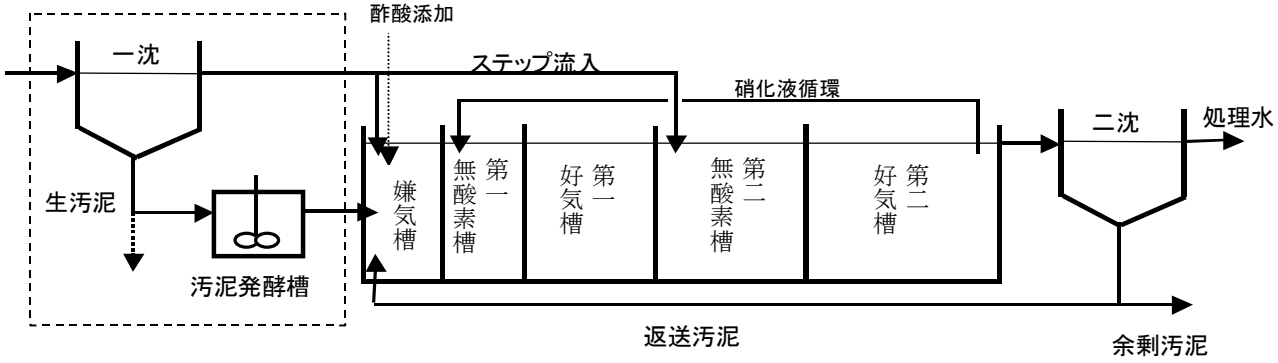


図１　提案プロセス

２．２調査方法

本調査は次のようにして行った。

① 降雨時のりん除去安定化に必要な酢酸濃度の確認（酢酸添加試験）

芝浦処理場内に設置したパイロットプラントを用い、嫌気槽に酢酸を添加して、降雨時でも安定的なりん除去を行うことができる酢酸濃度の確認を行

表１ パイロットプラント槽容量

	ステップ A20 法(1,2 系)	A20 法(3 系)
第一沈殿池	4.8m^3	
汚泥発酵槽	200L(1 系のみ)	—
嫌気槽	1.0m^3	1.0m^3
第一無酸素槽	1.0m^3	4.0m^3
第一好気槽	3.0m^3	7.0m^3
第二無酸素槽	3.5m^3	—
第二好気槽	3.5m^3	—
合計	12.0m^3	12.0m^3

った。パイロットプラントはステップ流入式 A20 法 2 系列、A20 法 1 系列であるが、本調査は、主にステップ流入式 A20 法 2 系列を用いた。その槽容量を表 1 に示す。ステップ流入式 A20 法 2 系列はそれぞれ酢酸添加系列、酢酸無添加系列とした。調査条件を表 2 に示す。なお、1・2 系のステップ比は 0.5:0.5、硝化液循環比は 1・2 系が 0.7、3 系が 1.5、HRT は全系列 12 時間である。また、原水はおもに芝浦処理場東系流入水とした。

② 第一沈殿池生汚泥の発酵条件と有機酸生成量の確認(回分試験)

第一沈殿池生汚泥発酵による有機酸生成量の確認を行うため、ラボスケールでの回分試験を行った。実験装置の概要を図 2 に示す。発酵条件として温度、発酵時間、投入生汚泥濃度を変えて、酢酸生成量を確認した。なお、低水温期に水温調整が困難な場合はインキュベーター内で 1L のフラスコを用いて同様の調査をおこなった。

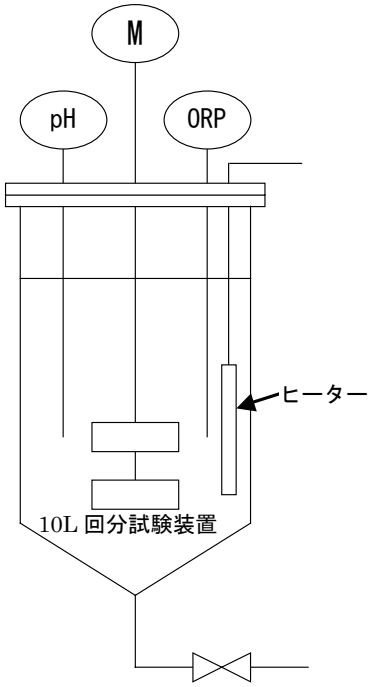


図 2 生汚泥発酵回分試験装置

表 2 酢酸添加試験の運転条件

	RUN1(H13,5,1～H13,6,28)		RUN2(H13,6,29～H13,8,31)	
	酢酸添加系列	酢酸無添加系列	酢酸添加系列	酢酸無添加系列
流入水水温(℃)	20.7～26.4		26.2～30.2	
A-SRT(日)	5.9～11.7	5.9～11.7	5.9～8.8	5.9～8.8
MLSS(mg/L)	1390～2143	1350～1893	1565～2290	1533～2123
酢酸添加量※	20g/m^3	-	10g/m^3	-

※嫌気槽に添加する酢酸量のこと。反応槽流入水当たりの酢酸濃度増加分は RUN1 で 20mg/L、RUN2 で 10mg/L となるが、ステップ流入のため前段流入水の酢酸濃度増加分は RUN1 で 40mg/L、RUN2 で 20mg/L となる。

表 3 発酵汚泥投入試験の運転条件

	RUN3(H13,9,17～H13,10,26)		RUN4(H13,10,27～H13,12,28)		RUN5(H14,1,7～H14,2,28)	
系列	発酵汚泥投入	無投入	発酵汚泥投入	無投入	発酵汚泥投入	無投入
流入水水温(℃)	20.0～27.6		15.5～23.2		14.9～19.4	
A-SRT(日)	6.7～8.8	6.7～10.3	8.6	8.6	8.6	8.6
MLSS(mg/L)	1795～2083	1380～1983	2695～3318	2300～2670	2695～3318	2300～2670
発酵汚泥	24 時間発酵,発生量の 67%投入	—	48 時間発酵,発生量の 67%投入	—	24 時間発酵,発生量の 67%投入	—

③ 発酵汚泥投入による降雨時のりん除去安定化の確認(発酵汚泥投入試験)

芝浦パイロットプラントに発酵汚泥槽を設置し、生汚泥を連続的に投入して有機酸を発生させ、得られた発酵汚泥をステップ流入式 A20 法系列の嫌気槽に投入し、りん除去能力の確認をおこなった。また、発酵汚泥の有機酸濃度を測定し、連続投入と回分試験との比較をおこなった。表 3 に発酵汚泥添加試験における調査条件を示す。また、1・2 系のステ

ップ比、硝化液循環比、HRT は酢酸添加試験と同条件とした。なお、発酵温度はほぼ 20℃程度に設定した。

また、反応槽流入水及び発酵汚泥について易分解性有機物の分析を行った。易分解性有機物は活性汚泥により速やかに分解される有機物であるとし、初期の酸素消費分はすべて易分解性有機物の分解によるものと仮定する。易分解性有機物の測定は、図 3 に示す呼吸速度測定装置に活性汚泥（今回は返送汚泥を用いた）と処理水（希釈用）を入れ、散気により DO を上げてから流入下水を入れて、DO の時間変化から OUR(酸素消費速度）を測定し、図 4 の白抜き部分の面積から易分解性有機物量を求めることとした。

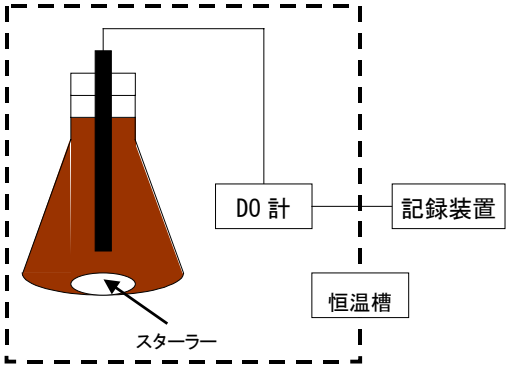


図３ 呼吸速度測定装置概略図

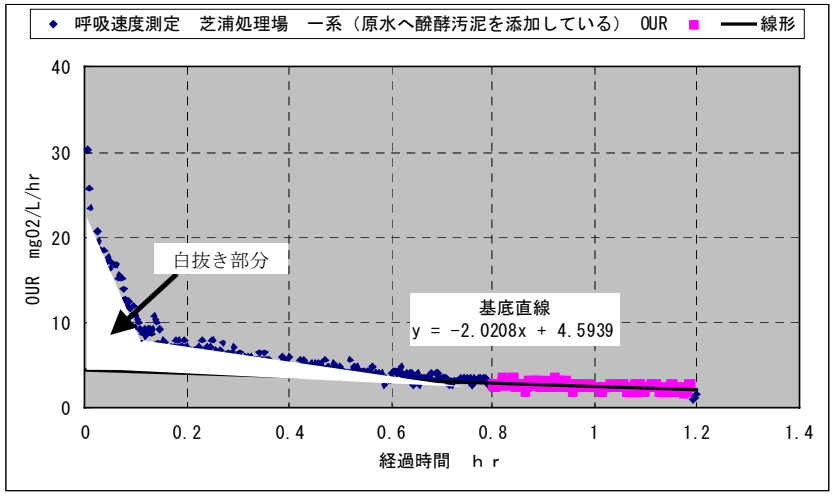


図４ OUR からの易分解性有機物の算出方法

３．調査結果と考察

３．１流入水質

表 4 に、各 RUN における主な流入水質を示す。

表４　各 RUN における平均流入水質

	RUN1	RUN2	RUN3	RUN4	RUN5
期間	H13,5,1～6,28	6,29～8,31	9,17～10,26	10,27～12,28	H14,1,7～2,28
BOD(mg/L)	135(61～239)	144(69～244)	117(44～176)	148(94～196)	143(91～199)
SS(mg/L)	105(54～152)	114(80～176)	94(56～134)	105(80～150)	115(84～150)
T-P(mg/L)	3.4(1.8～4.5)	3.7(1.8～5.2)	3.1(0.9～4.5)	4.4(2.7～7.9)	4.2(3.1～5.0)
PO4-P(mg/L)	1.7(0.5～2.4)	1.9(0.6～3.1)	1.5(0.3～1.9)	2.3(1.4～4.5)	2.2(1.0～2.8)
酢酸(mg/L)	18.1(0～37)	23.0(0～42)	11.2(0～31)	19.1(0～44)	29.1(0～51)

注）カッコ内は範囲

流入水質については、降雨の少ない冬季（RUN5）で、T-P、PO4-P、酢酸濃度について他の季節と比較して高くなる傾向が見られる。また、酢酸濃度は T-P 濃度の 3.5～7 倍程度であったが、特に RUN5 では約 7 倍と他の RUN と比較して高くなった。PO4-P についてはすべての RUN で T-P のほぼ半分であった。また、RUN3 については、酢酸や T-P だけでなく SS や BOD なども他の RUN と比較して低かった。

なお、RUN4 のみ原水として芝浦処理場本系流入水を用いたが、原水に余剰汚泥が混入することがあったため、T-P、PO4-P の平均値及び最大値が高くなっている。

３．２酢酸添加試験

図５に RUN1、２の処理水 T-P 濃度と降雨量の経日変化を示す。図５より、RUN1 では降雨時に頻繁に酢酸無添加系列の処理水 T-P 濃度が 1.0mg/L を超えるのに対し、酢酸添加系列（流入水当たり酢酸 20mg/L 添加系列）は 1.0mg/L を超えることはなかった。また、図５より流入水当たり酢酸 10mg/L を添加した系列の処理水 T-P 濃度も、ほとんど 1.0mg/L を超えることはなかった。

図６に RUN1、２の一沈流出水酢酸濃度の経日変化を示す。本調査では、降雨が時々ある時は 20mg/L 程度、降雨がほとんど無い時は 20～30mg/L 程度であったが、降雨が続いたり大雨があったりした時には、酢酸濃度は 0 mg/L まで低下することが確認された。また、図5、図６より酢酸濃度が低下している時は処理水りん濃度が高くなっている。しかし、酢酸添加系列では無添加系列と比較して比較的濃度増加は見られない。以上の結果より、りん除去の安定化には流入水酢酸濃度が 20mg/L 程度必要であることが確認できた。

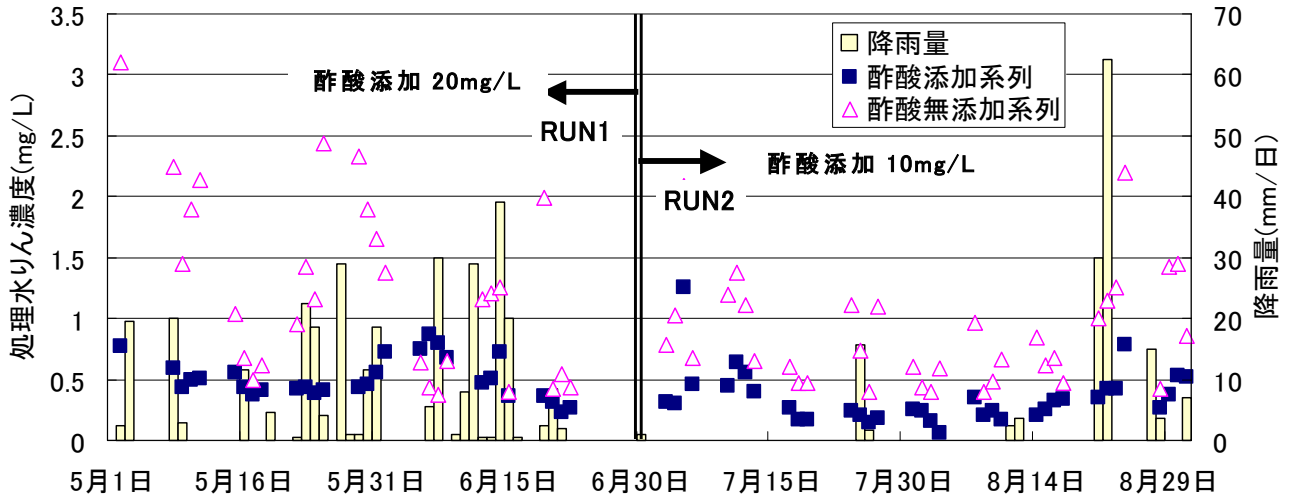


図５　RUN1、２における処理水 T-P 濃度と降雨量

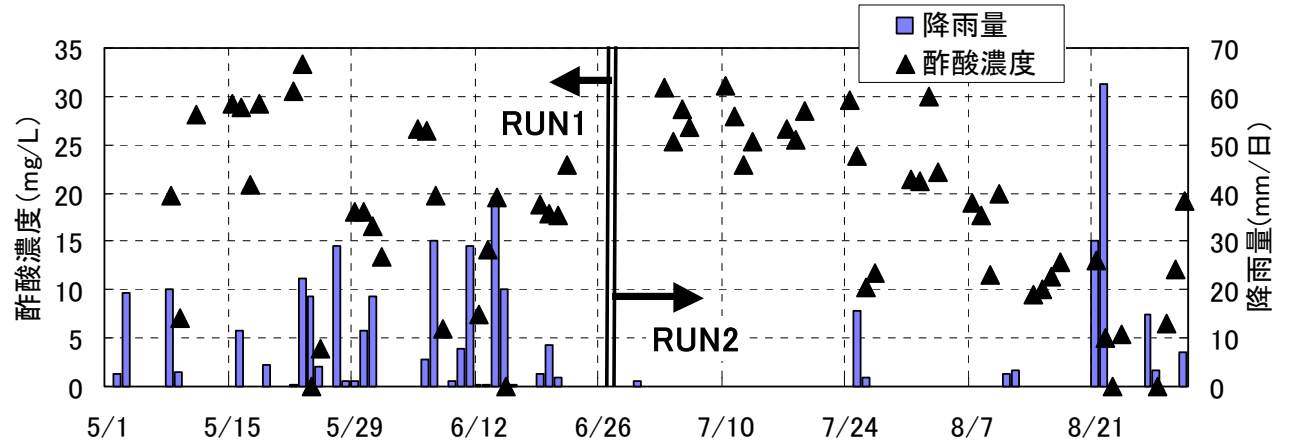


図６　RUN1、２における一沈流出水酢酸濃度と降雨量

３．３生汚泥発酵による有機酸生成試験

図７に各発酵温度における発生酢酸濃度の時間変化を示す。発酵温度 55℃を除き、温度が高く発酵時間が長いほど酢酸発生量が多い。発酵温度 35℃、発酵時間 72 時間では酢酸濃度 567mg/L が得られた。また、図 8、図 9、図 10 に MLSS 濃度の時間変化、BOD 濃度の時間変化、S-BOD 濃度の時間変化を示す。発酵温度 55℃を除いて MLSS は減少し、BOD、S-BOD は増加した。特に発酵温度 35℃、発酵時間 72 時間では BOD 約 2,300mg/L、S-BOD 約 1,000mg/L と非常に高くなった。これは、発酵により生汚泥が分解されて酢酸等の有機酸を含む S-BOD に転換したためと考えられる。また、発酵温度 25℃と 35℃で MLSS 濃度の減少率や BOD の増加率はほとんど変わらないにもかかわらず、酢酸生成量や S-BOD は 35℃の方が明らかに高くなっている。これは、25℃以上では生汚泥の分解性に大きな差はないものの、汚泥分解により生じる有機物が酢酸など低分子の可溶性物質にまで分解される速度は 35℃の方が速いためではないかと考えられる。

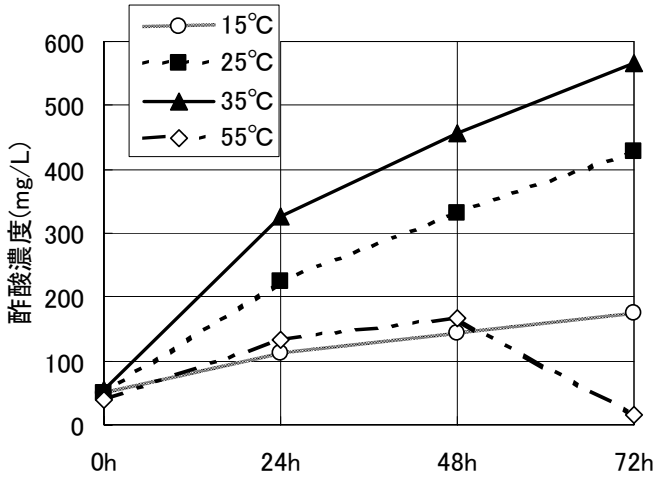


図７　発酵回分試験における酢酸濃度変化

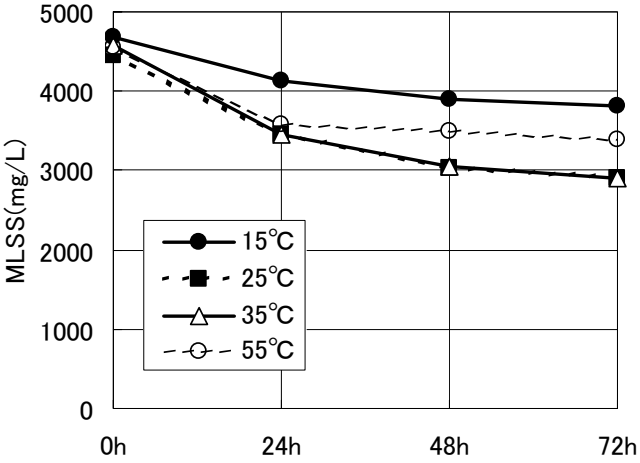


図８　発酵回分試験における MLSS 変化

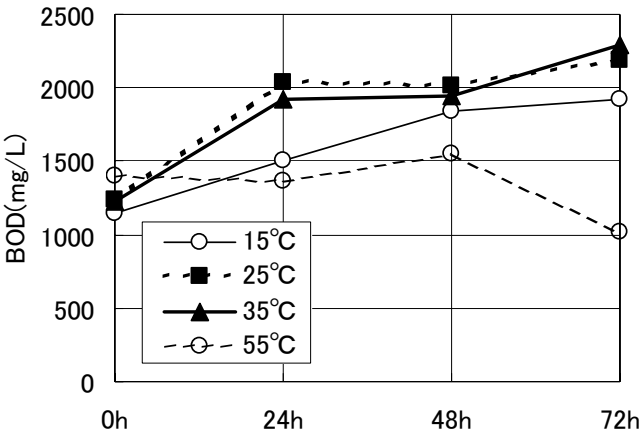


図９　発酵回分試験における BOD 時間変化

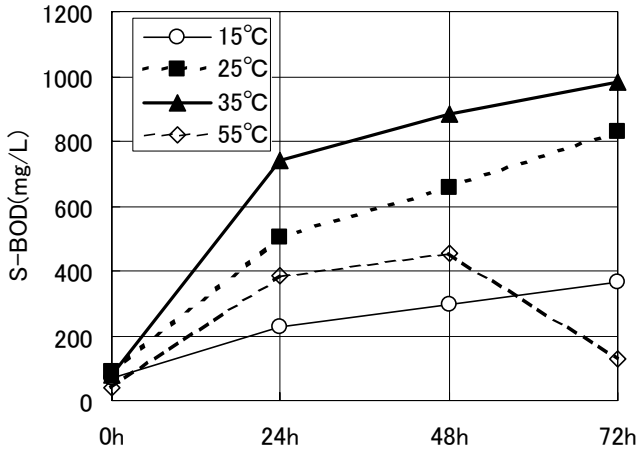


図 10　発酵回分試験における S-BOD 時間変化

次に、実験開始時の生汚泥濃度ごとの発生酢酸濃度時間変化を図 11 に示す。また、図 12 に生汚泥 1g 当たりの酢酸生成量を示す。生汚泥濃度が高いほど酢酸生成量も多いが、生汚泥 1g 当たりの酢酸生成量は生汚泥濃度にほとんど依存せず、逆に生汚泥濃度 5,700mg/L の時は若干低下した。

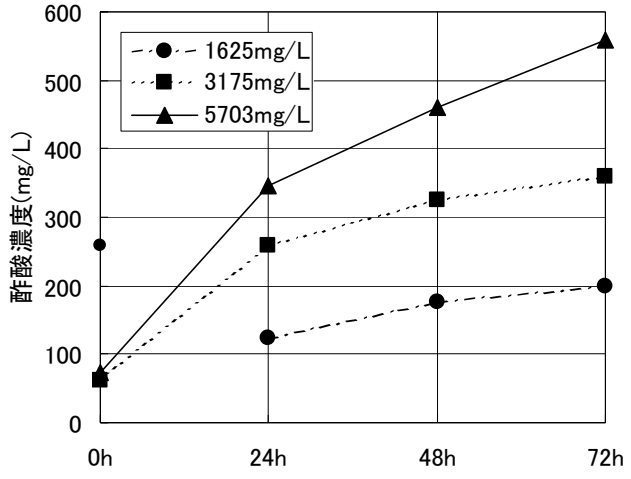


図 11 生汚泥濃度ごとの酢酸濃度時間変化

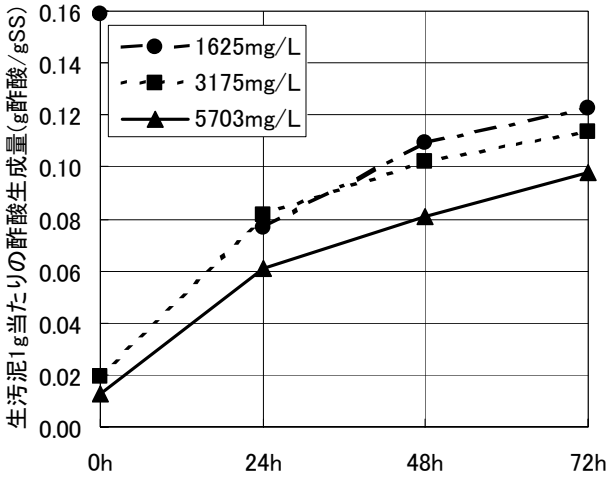


図 12 生汚泥 1g 当たりの酢酸生成量

３．４パイロットプラントへの発酵汚泥投入試験

３．４．１汚泥発酵槽への生汚泥連続投入時の有機酸生成量

図 13 に RUN3～5 における発酵汚泥の酢酸濃度とプロピオン酸濃度を示す。発酵時間を他の RUN の 2 倍である 48 時間とした RUN4 では、酢酸及びプロピオン酸生成量は多くなった。また、回分試験による生汚泥発酵試験の結果と生成酢酸濃度はほとんど変わらないことを確認した。

図 14 に各 RUN で発酵汚泥を投入した時の反応槽流入水の酢酸濃度増加分を示す。発酵汚泥の酢酸濃度は高いものの、発酵汚泥投入量が反応槽流入水量の 0.67%にすぎないため、反応槽流入水中の酢酸濃度増加分は 1.0～2.5mg/L 程度に過ぎず、RUN1、RUN2 の結果得られた、降雨時に安定的なりん除去を行うのに必要な酢酸濃度 20mg/L には及ばないことが分かった。

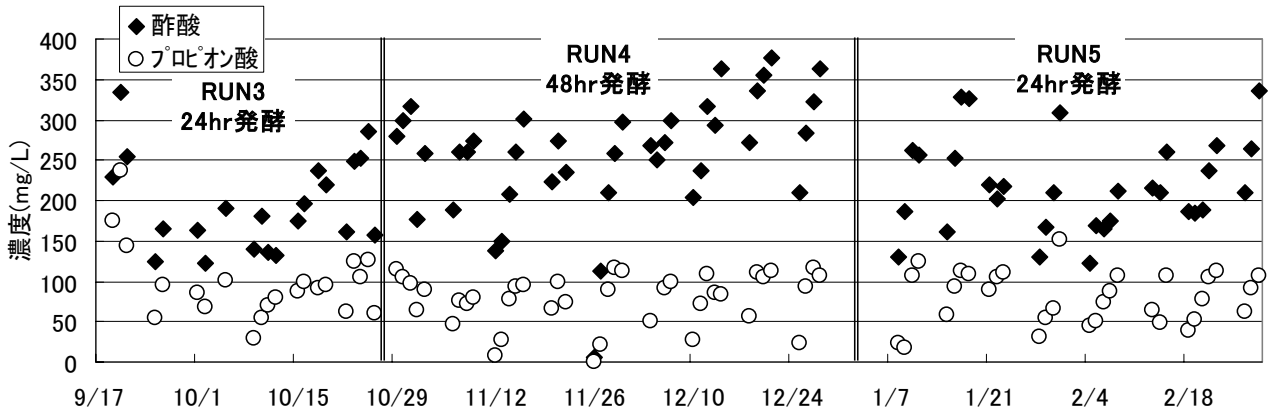


図 13　RUN3～5 における発酵汚泥の有機酸濃度変化

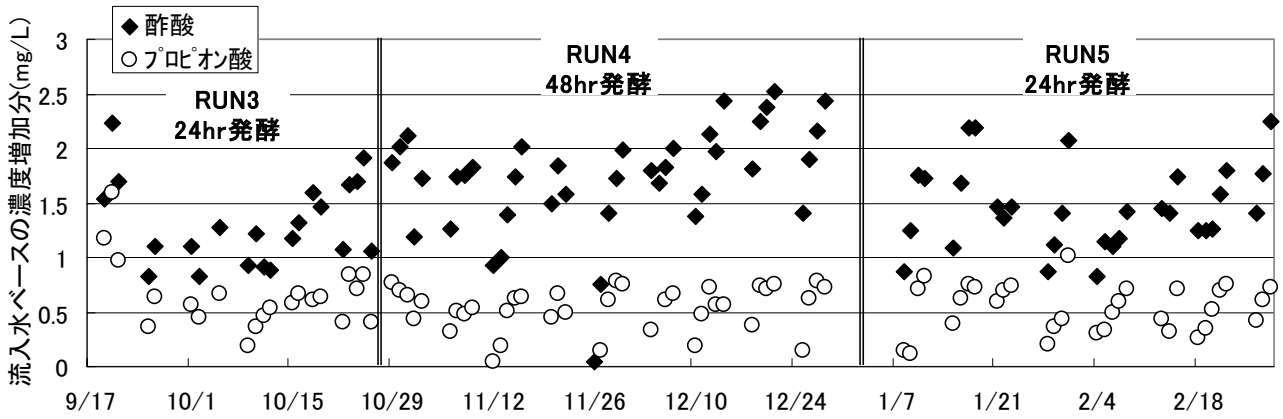


図 14 発酵汚泥投入による反応槽流入水の有機酸濃度増加分

３．４．２発酵汚泥投入によるりん除去効果

図 15 に RUN3～5 の処理水 T-P 濃度と降雨量の経日変化を示す。生汚泥発生量の 67%を発酵時間 24 時間で発酵させてプラント反応槽に投入した RUN3 では、50mm/日以上の降雨のあった時を除いて、発酵汚泥無投入系列と比較して良好なりん除去を行うことができた。また、RUN4、RUN5 についても流入水で極端にりん濃度が高くなった時を除いて、良好なりん除去を行うことができた。

図 16 に各 RUN における嫌気槽での吐き出し PO_4-P 濃度を示す。発酵汚泥投入系列は晴天時で吐き出し PO_4-P 濃度 15～20mg/L、降雨時で 5～15mg/L 程度あり、発酵汚泥無投入系列と比べて 5mg/L 程度高く、嫌気槽での PO_4-P の吐き出しは良好であった。

図 17 に各 RUN の流入水酢酸濃度の経日変化を示す。RUN1、RUN2 と同様に降雨時には酢酸濃度は低下し、50mm/日の降雨時における酢酸濃度は 0mg/L 近くまで低下した。また、秋季から冬季にかけて流入水酢酸濃度が上昇する傾向が認められた。一方、発酵汚泥添加による酢酸増加分は、図 14 の通りに各 RUN とも流入水当たり 1.0～2.5mg/L 程度であり、安定的なりん除去に必要とした酢酸濃度 20mg/L には及ばない。それにもかかわらず、発酵汚泥投入によりりん除去が安定化した原因としては、次のことが考えられる。

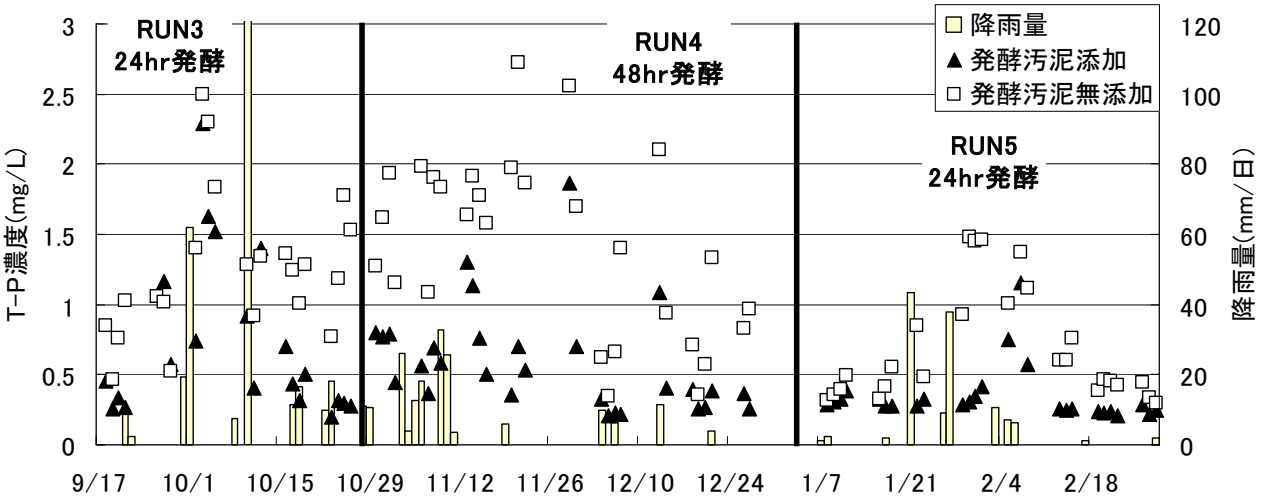


図 15 発酵汚泥投入時の処理水りん濃度と降雨量

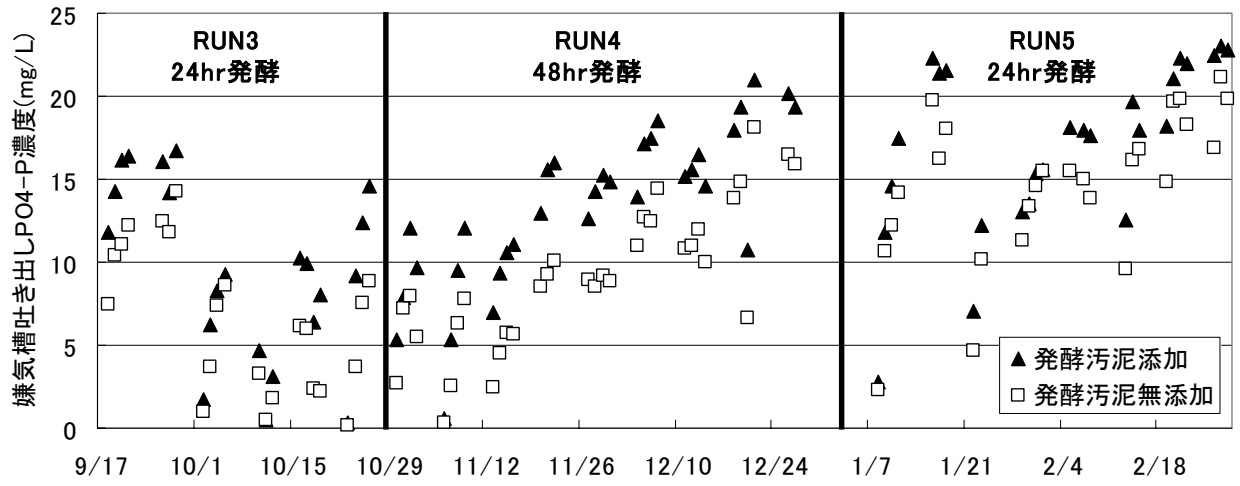


図 16 各 RUN における嫌気槽吐き出し PO4-P 濃度

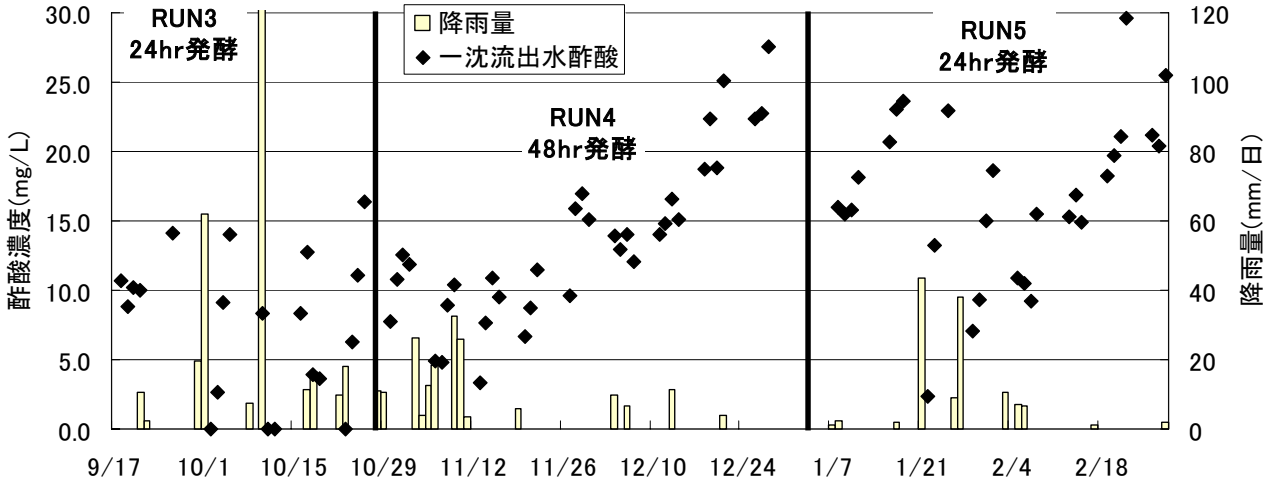


図 17 一沈流出水酢酸濃度変化

① 酢酸以外の低分子有機酸類の影響（プロピオン酸など）

② 有機酸以外の BOD（易分解性有機物）

③ 発酵汚泥投入に伴う余剰汚泥発生量の増加

①については、発酵汚泥のプロピオン酸濃度は 50～100mg/L 程度と酢酸濃度の 1/2～1/3 ほど発生しており（図 13)、りん除去安定化への寄与があるものと考えられる。②については、酢酸・プロピオン酸等の有機酸とは別に、その他の易分解性有機物の存在が考えられる。

表-5 に反応槽流入水と発酵汚泥の易分解性有機物量を示す。発酵汚泥投入により、CODCr 換算で酢酸以外の易分解性有機物が 25mg/L 程度増加しており、酢酸が CODCr 換算で 2.0mg/L しか増加していないことから、酢酸以上に易分解性有機物がりん除去率向上に寄与している可能性がある。③については、余剰汚泥発生量が増加することで系外に排出されるりんの量も増加し、その分処理水のりん濃度が低くなることが考えられる。

３．４．３発酵汚泥投入によるりん除去以外への影響

図 18 に各 RUN における処理水 NH_4-N 濃度の経日変化を示す。今回の調査における A-SRT は、発酵汚泥の投入分を含めて硝化に必要な日数以内に設定している。処理水 NH_4-N は調査期間中で一度も 1.0mg/L を超過することがなく、発酵汚泥を投入しても硝化に必要な A-SRT を確保すれば、硝化に影響を与えないことが確認された。

図 19 に各 RUN における処理水 BOD 濃度の経日変化を示す。発酵汚泥投入系列と無投入系列で処理水 BOD にほとんど差はなく、BOD 除去についても発酵汚泥投入の影響はないことを確認した。

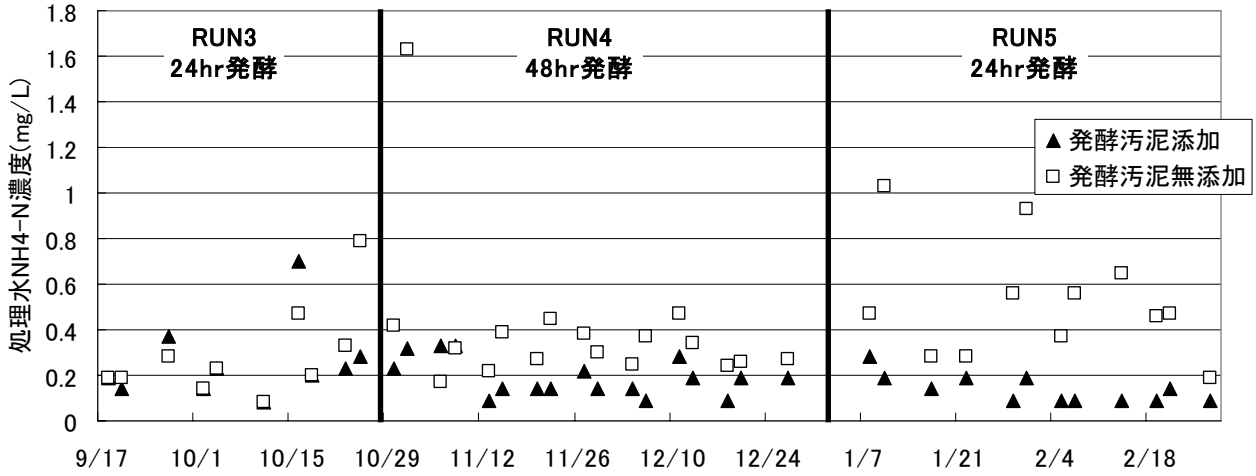


図 18 各 RUN の処理水 NH4-N 濃度変化

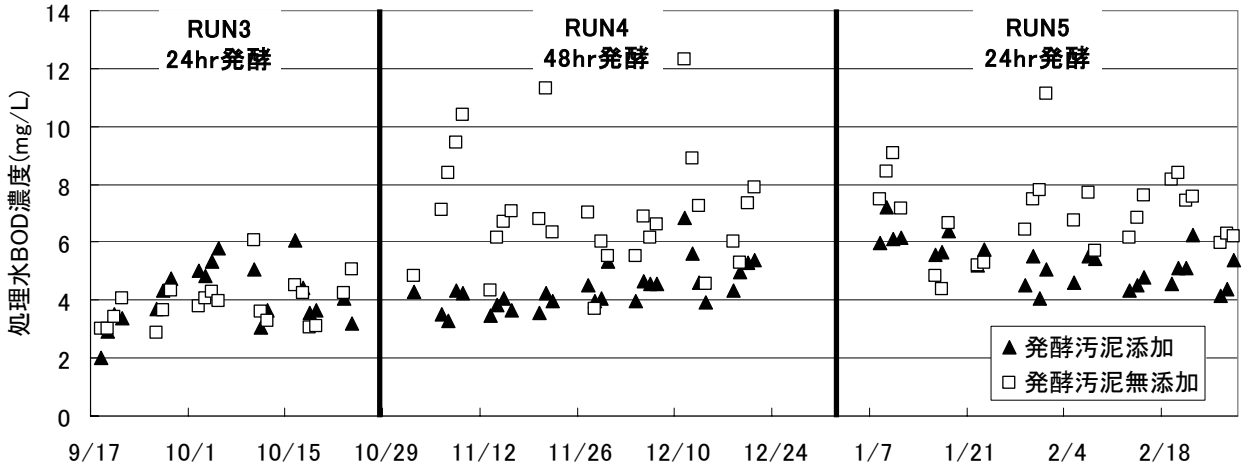


図 19 各 RUN の処理水 BOD 濃度変化

４．発酵汚泥投入とその他のりん除去法との比較

４．１発酵汚泥と生汚泥投入のりん除去性能比較

平成 10 年度から 12 年度にかけて、公募型共同研究「生物学的窒素・りん同時除去の高効率化技術の開発」において、第一沈殿池生汚泥投入によるりん除去の向上調査が行われている。そこで、本調査で行った発酵汚泥投入調査と生汚泥投入調査の比較を行った。

表 6 に生汚泥投入及び発酵汚泥投入時の T-P 除去率及び PO_4-P 除去率を示す。汚泥発生

量の 67%の発酵汚泥投入を行うことで、発酵汚泥無投入系列に比べて T-P 除去率が 20%弱高くなった。ただ冬季の RUN（RUN5）については降雨が少ないこともあり、発酵汚泥無投入系列でも T-P 除去率は高い。一方、生汚泥投入については、生汚泥発生量の 100%を投入した場合、20%程度の T-P 除去率向上が認められた。しかし、生汚泥発生量の 50%、25%を投入した場合は 10～15%程度の T-P 除去率の増加にとどまった。また、PO_4-P 除去率についても発酵汚泥投入を行うことで、発酵汚泥無投入系列に比べて 30%～40%ほど高くなり、生汚泥投入 100%と同程度の除去率向上を示した。

表 7 に嫌気槽における吐き出し PO_4-P 濃度を示す。発酵汚泥投入により吐き出し PO_4-P 濃度が 3～4mg/L 高くなり、生汚泥投入と比べて効果が大きい。また、嫌気槽 MLSS1g 当たりの吐き出し PO4-P 量では、発酵汚泥 67%投入と生汚泥 50%及び 100%投入ではその増加量は同程度であった。

表 8 に発酵汚泥及び生汚泥投入による酢酸の増加量を示す。発酵汚泥の酢酸濃度は生汚泥の約 3 倍の 200～250mg/L 程度であり、酢酸増加量も多い。実際にはプロピオン酸や易分解性有機物濃度も発酵汚泥の方が生汚泥よりも高いので、りん除去率向上の効果は大きいと考えられる。

表６　発酵汚泥及び生汚泥投入によるりん除去率の変化

RUN期間	投入方法	T-P除去率(%)		PO4-P除去率(%)	
		汚泥投入系列	無投入系列	汚泥投入系列	無投入系列
H12.7.10～8.19	生汚泥投入率100%(HRT10hr)	75	55	65	27
H12.8.21～9.29	生汚泥投入率50%(HRT10hr)	70	59	59	40
H12.10.2～11.9	生汚泥投入率25%	67	53	58	37
H13.9.17～10.26	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	74	55	62	20
H13.10.27～12.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間48h	67	49	50	16
H14.1.7～2.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	91	83	96	83

表７　発酵汚泥及び生汚泥投入による嫌気槽吐き出しりん濃度の変化

RUN期間	投入方法	嫌気槽吐き出しPO4-P(mg/L)		汚泥投入による濃度差(mg/L)	MLSS1g当たりの吐き出し量の差
		汚泥投入系列	無投入系列		
H12.7.10～8.19	生汚泥投入率100%(HRT10hr)	9.8(1.5～17.9)	7.2(0.5～12.9)	2.6	0.67
H12.8.21～9.29	生汚泥投入率50%(HRT10hr)	9.7(1.6～15.4)	8.1(1.3～14.7)	1.6	0.68
H12.10.2～11.9	生汚泥投入率25%	8.9(1.0～13.2)	7.6(1.2～12.1)	1.3	0.09
H13.9.17～10.26	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	9.4(0.3～16.3)	6.4(0.2～14.3)	3.0	0.75
H13.10.27～12.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間48h	13.3(0.5～21.0)	9.2(0.3～18.1)	4.1	0.46
H14.1.7～2.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	17.1(2.8～23.0)	14.6(2.3～21.1)	2.5	−0.26

※カッコ内は範囲、一番右列の単位は(mg-P/g-SS)

表８　発酵汚泥及び生汚泥投入における酢酸濃度の違い

RUN期間	投入方法	投入汚泥酢酸濃度(mg/L)	汚泥投入による酢酸増加分(mg/L)
H12.7.10～8.19	生汚泥投入率100%(HRT10hr)	83.3 (19.2～189)	0.83 (0.19～1.89)
H12.8.21～9.29	生汚泥投入率50%(HRT10hr)	60.4 (11.7～106)	0.30 (0.06～0.53)
H12.10.2～11.9	生汚泥投入率25%	71.6 (18.4～280)	0.17 (0.05～0.70)
H13.9.17～10.26	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	203 (79.0～334)	1.36 (0.53～2.24)
H13.10.27～12.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間48h	266 (138～377)	1.78 (0.93～2.53)
H14.1.7～2.28	発酵汚泥投入率67%、発酵時間24h	234 (123～552)	1.57 (0.82～3.70)

※カッコ内は範囲、一番右列は流入水ベースの増加分

４．２他のりん除去法との比較

生物学的りん除去を安定化させる方法として、本調査で行った発酵汚泥投入の他に、直接有機酸（酢酸）を添加する方法がある。また、生物学的なりん除去法以外に凝集剤（PAC）添加が存在する。これらの方法について、りん除去能力やランニングコストの比較を行った。

酢酸添加については、雨天時においても流入水当たり 20mg/L 添加すれば、発酵汚泥投入よりも高いりん除去安定化効果がある。しかし、廃酢酸を用いたとしても薬品費が高く、ランニングコストの面では発酵汚泥投入のほうが有利である。

PAC 添加については、りん除去の安定性は非常に高い。しかし、汚泥発生量の増加に加え、水処理に悪影響を及ぼすなどの問題点がある。また、薬品費がかかることからコスト面も発酵汚泥投入と比較して割高である。しかし、PAC 添加は即効性があることから、急激な処理水りん濃度の増加に対して対応するためのバックアップとして有効である。

５．ステップ流入式嫌気-無酸素-好気法設計マニュアル（案）の概要について

今回の「有機酸添加によるりん除去性能向上に関する実証調査」と、平成 10 年度から 12 年度にかけて公募型共同研究で行った「生物学的窒素・りん同時除去の高効率化技術の開発」で得られた結果を基にして、平成 14 年 3 月に「ステップ流入式嫌気-無酸素-好気法設計マニュアル（案）」（以下本マニュアル）を作成した。その概要について以下に報告する。

５．１窒素除去について

５．１．１硝化について

硝化に関して本マニュアルでは、次式により必要な A-SRT を求めることとしている。

$$\theta_{XA} = \delta \times 20.6 \exp(-0.0627 \times T)$$

θ_{XA}：A-SRT（日）

δ：流入水変動に対する補正係数(-)

T：水温（℃）

この式は、「高度処理施設設計マニュアル（案）」において硝化率 80%以上の下限 A-SRT を求めるものとされている。今回の調査結果から、この式で算出された A-SRT を確保した運転管理を行えば、硝化率は 90%以上、NH_4-N 除去率は 95%以上とすることができる。

５．１．２脱窒について

脱窒に関して本マニュアルでは、以下の式により脱窒速度定数を算出することとしている。

（脱窒速度定数算出式）

$$K_{DN} = C_A \times L_{A\text{-}BOD} + 1.1$$

K_{DN}：脱窒速度定数(mg-N/g-SS・hr)

C_A：脱窒速度温度補正係数(-)

$L_{A\text{-}BOD}$：好気タンク BOD-SS 負荷(kg-BOD/kg-SS・日)

（脱窒速度温度補正係数算出式）

・第一無酸素槽

$$C_{A1} = 0.180 \times \exp(0.131 \times T)$$

C_{A1}：第一無酸素槽の脱窒速度温度補正係数(-)

T：水温(℃)

・第二無酸素槽

$C_{A2} = 0.311 \times \exp(0.123 \times T)$

C_{A2}：第二無酸素槽の脱窒速度温度補正係数(-)

今回の調査より、脱窒速度定数は好気槽の BOD-SS 負荷（A-BOD-SS 負荷）に依存することが確認された。また、第一無酸素槽には嫌気槽で一部 BOD が消費された嫌気槽流出水が流入し、第二無酸素槽は第一沈殿池流出水が直接流入する。そのため、同じ A-BOD-SS 負荷であっても、第一無酸素槽の脱窒速度定数の方が小さくなる。図 20 に、今回の調査で得られた無酸素槽脱窒速度定数と A-BOD-SS 負荷の関係、及び 17℃、22℃、27℃における脱窒速度定数算出式を示す。

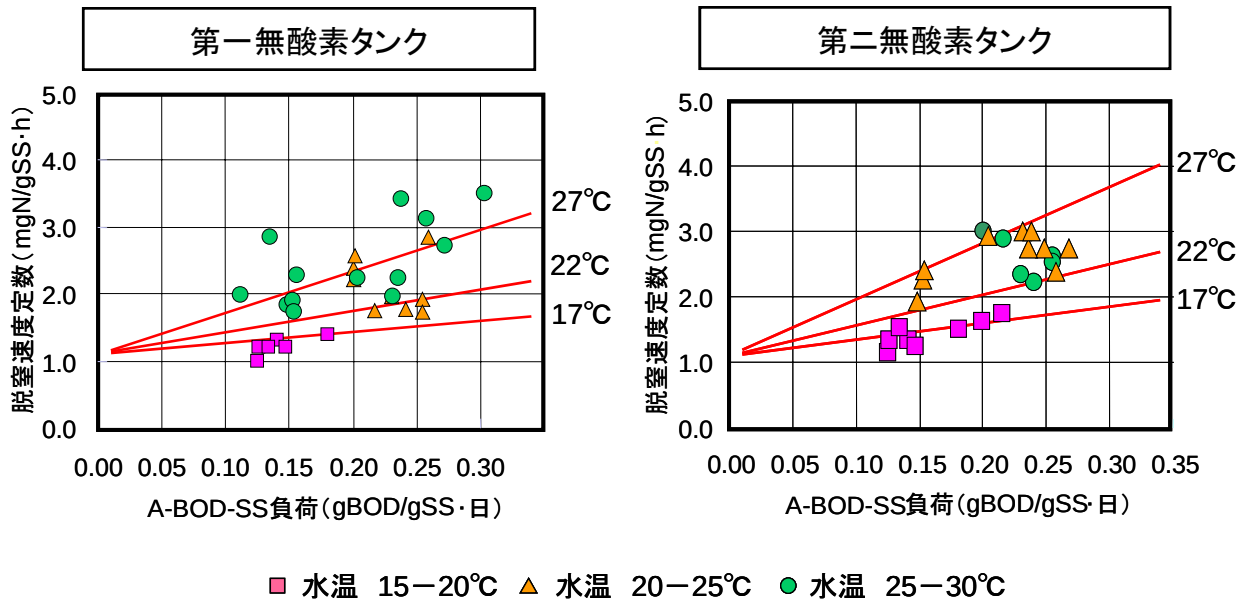


図 20　脱窒速度定数と A-BOD-SS 負荷の関係

５．２りん除去について

本マニュアルにおいてりん除去については、第一沈殿池生汚泥の嫌気槽投入設備を設けることとしている。この生汚泥投入の考え方を以下に示す。

- 基本的に生汚泥投入は、梅雨時、台風時など高水温期でりん除去が不安定となる時期に実施し、低水温期には実施しないこととする。
- 反応槽容量の算出は、低水温期における硝化に必要な A-SRT を決定した後、それを確保することが可能な好気槽容量を、第一沈殿池流出水水質を基にして決定する。生汚泥投入は、水温が上昇し硝化に必要な A-SRT が短縮した場合に、その余裕分だけ行う。
- 必要空気量については、生汚泥投入を行うことを前提として設計を行う。

生汚泥投入だけでは降雨が続いた時などに処理水りん濃度が悪化することがある。そこで本マニュアルでは､バックアップ設備として凝集剤(PAC)添加設備を設置することとしている。

なお、生汚泥の有機酸発酵については、発酵の効率化や発酵汚泥槽の温度管理や撹拌といった設備の問題など、実用化にはいくつかの課題がある。そのため本マニュアルでは、有機酸発酵については参考として載せるにとどめている。

６．まとめと今後の予定

本調査のまとめを以下に示す。

- パイロットプラントを用いての酢酸添加試験により、降雨時等のりん除去安定化には、流入水酢酸濃度として 20mg/L 以上必要であることを確認した。
- 生汚泥発酵試験の結果、発酵温度 35℃、発酵時間 72 時間で、酢酸濃度 567mg/L を得ることができた。
- パイロットプラントを用いての発酵汚泥投入試験により、生汚泥発生量の 67%投入、発酵時間 24 時間で、50mm/日以上の降雨時を除いて、発酵汚泥無投入系列と比べて良好なりん除去を行うことができた。
- 発酵汚泥投入によるりん除去安定化の原因としては､酢酸の影響以外に以下のことが考えられる。
  - ○ プロピオン酸等の酢酸以外の低分子有機酸
  - ○ 易分解性有機物の増加
  - ○ 発酵汚泥投入に伴う余剰汚泥発生量の増加

今回の調査では、発酵汚泥投入の有効性を示したに過ぎず、より効率的な発酵方法や投入方法の確立や､生汚泥投入等のその他のりん除去法との比較を行うことができなかった。今後、これらの課題について検討を行うこととしている。

３－２　不織布を用いたろ過による活性汚泥混合液の固液分離技術の実用化研究/ダイナミックろ過技術の実用化に関する共同研究

計画調整部技術開発課
鈴木　建、藤橋知一
施設管理部管路管理課
秦　健司

１．調査概要

標準活性汚泥法の最終沈殿池（以下「第二沈殿池」という。）における固液分離方法は、汚泥と水のわずかな比重差に頼る重力沈降式であるため、汚泥性状や流入変動の影響を受けやすく、汚泥の越流対策、バルキング、スカム対策など、清澄な処理水を得るための運転管理に多くの労力を要している。

これに対し、重力沈降に頼らない固液分離法として、膜を利用する各種方法が実用化されている。これらは、第二沈殿池が不要で、高MLSS濃度を確保でき安定した固液分離が行なえる。しかし、従来の膜による固液分離技術は、ろ過圧と循環曝気のために多大な動力が必要であり、膜素材も高価であることが、大規模下水処理場における実用化に向けた課題となっている。

この課題を解決するため、従来の膜素材よりも安価で、はるかに粗い目開き（200μm程度）を有する不織布を反応タンク（以下「曝気槽」という。）に浸漬し、その不織布を支持体として膜表面に活性汚泥粒子が集まって形成するろ過層を利用する技術に着目し、平成8年度以来、落合処理場に設置した実験プラントで研究、開発を行なってきた。活性汚泥粒子によるろ過層をダイナミック層という。

その結果、平成12年度までに不織布を用いたダイナミックろ過技術は、ろ過に必要な新たな動力を必要とせず、わずかな水頭差で膜ろ過が可能で、かつ安価な膜素材で連続的に活性汚泥混合液の固液分離ができることを実証した。

平成13年度は、将来、芝浦処理場への導入を前提として、ダイナミックろ過法の設計諸元を確認することを目的に、同処理場内の技術開発課実験ヤードにある容量約250㎥の水槽に膜モジュール4枚を1組とする膜ユニットを11基設置し、実用化に関する調査を行った。

各種膜素材の比較を図1に

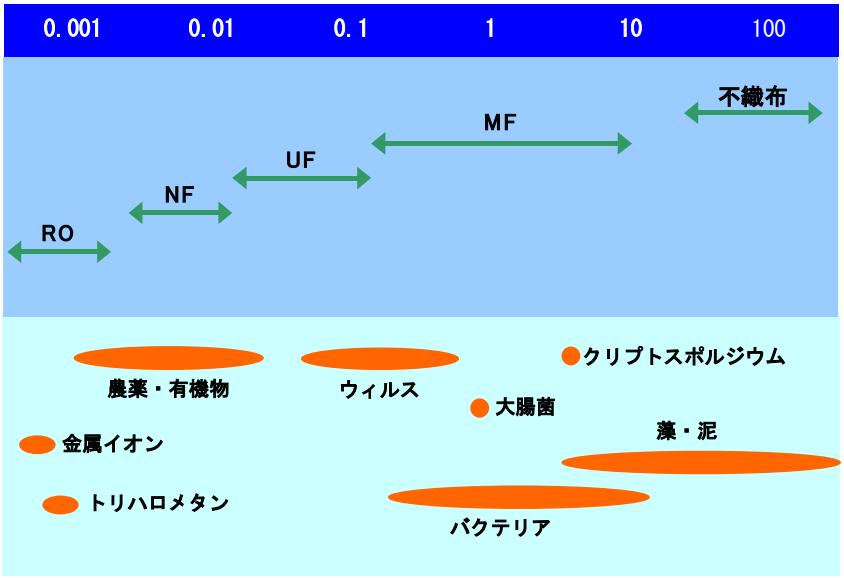


図１　各種膜素材の比較（数字はμm）

示す。ここに、ROは、逆浸透、NFは、ナノろ過、UFは、限外ろ過、MFは、精密ろ過の各膜を示す。

２．調査内容

２．１　研究での確認事項

曝気槽の押出し流れに適用したダイナミックろ過技術の実用化に向けた設計諸元を確立するための確認事項を表１に示す。

表１　設計諸元を確立するための確認事項

技術項目	確認項目
処理性能	①実機を模擬したろ過モジュール、ろ過ユニットの実証確認 ②標準活性汚泥法又は高度処理法での処理性の確認 ③水質及び流量の日変動、季節変動に対する処理の安定性の確認 ④汚泥性状とろ過抵抗、ろ過流束との関係の確認
汚泥性状	①濃度勾配の有無の確認 ②汚泥発生量、固形物収支の把握 ②返送比の確認 ③MLSS濃度に対する排泥水の影響の把握 ④薬品洗浄が処理性能や活性汚泥へ与える影響の有無の確認 ⑤引抜汚泥濃度が汚泥処理施設に及ぼす影響の確認
維持管理	①濃度勾配がある場合のろ過性の把握と膜位置による運転・洗浄条件の検討 ②最適な薬品洗浄条件の確認及び薬注設備の確認 ③ろ過ブロック毎の水質管理 ④自動監視制御システムの検討 ⑤自動弁の耐久性、保守点検要領の検討 ⑥スカム発生状況の確認

２．２　実験装置概要

芝浦処理場西系の最初沈殿池（以下、「第一沈殿池」という。）流出水を原水として、クローズ系の水処理実験装置によりダイナミックろ過法の実験を行なう。実験装置概略フローを図２及び３に、装置仕様を表２に、実験装置写真を図４から７に示す。

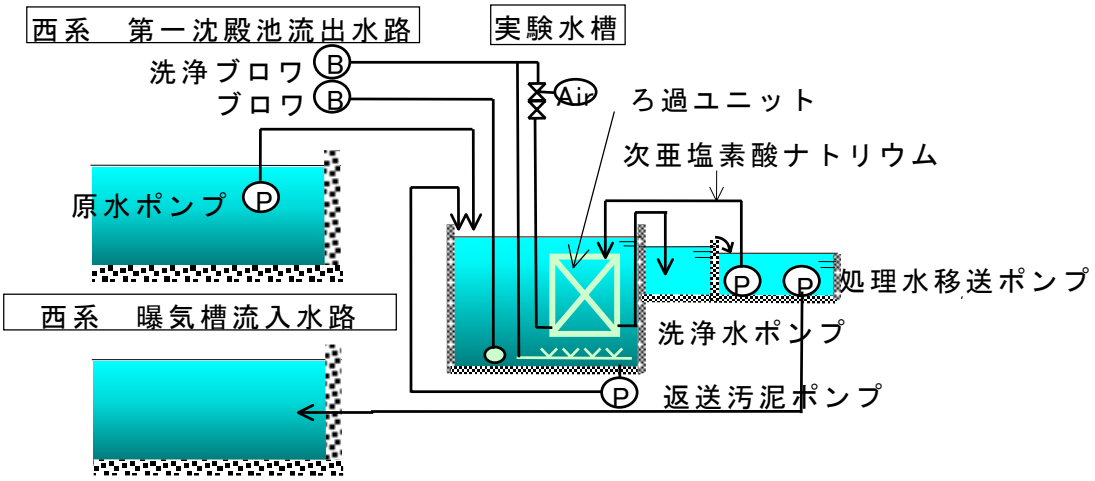


図２　実験装置概略フロー

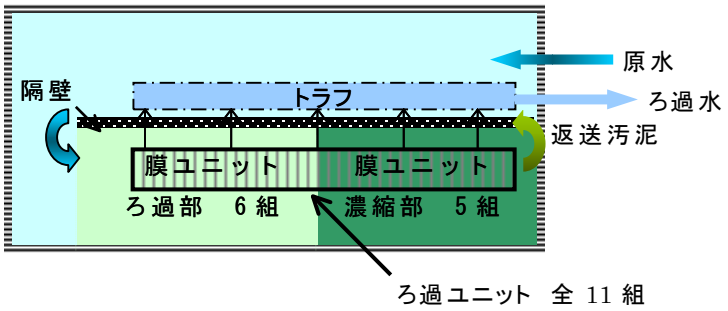


図３　標準法実験水槽概略平面図

表２　装置仕様

項目 ＼ 処理法	標準活性汚泥法	高度処理法
有効水槽容量	219 m^3（^{W}5.0m×^{L}10.0m×^{H}4.38m）	
処理量	657 m^3/日	389 m^3/日
目標ろ過流束	ろ過部：4.0 m/日　、　濃縮部：2.2 m/日	
モジュール寸法	幅1.2m×高2.7m×厚30mm（有効膜面積 5 m^2）	
ユニット構成	４モジュール/ユニット（有効膜面積 20 m^2）	
ユニット数	11ユニット	7ユニット
運転形態	・押出し流による24時間連続運転、自動洗浄	
その他	・原水は西系一沈出口より取水し、ポンプにて実験水槽に送水 ・処理水は西系曝気槽流入水路へポンプにて排水	

※標準活性汚泥法では、ろ過部6ユニット、濃縮部5ユニットとする。
高度処理法では、ろ過部4ユニット、濃縮部3ユニットとする。
ろ過水量は、標準活性汚泥法；20×6×4.0＋20×5×2.2＝700 m^3/日
高度処理法；20×4×4.0＋20×3×2.2＝452 m^3/日

図４　装置外観

図５　原水取水ユニット

図６　ろ過ユニット設置状況

図７　ろ過ユニット

２．３　ろ過モジュール

不織布は、目付量（単位面積当たりの繊維量）15g/m^2 を用い、ネットスペーサーを両面に貼り付けたサンドイッチ型一体型不織布を標準とした。また、高 MLSS 濃度では不織布防護用の１次側（反応タンク側）表面ネットスペーサーのメッシュが大きなものが目詰まりを起こしにくいこと、ダイナミック層を形成し易いこと及び処理水質が向上することなどから、一部試験的に１次側ネットスペーサーのメッシュを落合処理場で最終的に性能を実証した 18 メッシュ（目開き 1mm）から５メッシュ（目開き 5mm）にしたものを採用した。

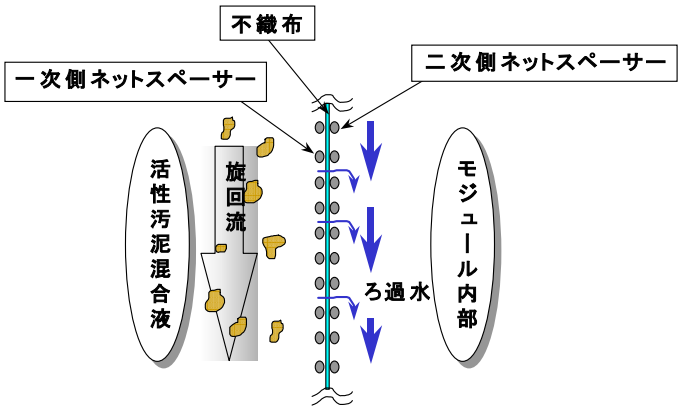


図８　不織布の模式図

不織布の模式図を図8に、各モジュール/ユニット/不織布の仕様を表3に示す。

表３　各モジュール/ユニット/不織布の仕様

項目		ろ過部						濃縮部				
ユニットNo.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
モジュール／ユニット	寸法	幅1.2m×高2.7m×厚30mm（有効膜面積 5 m^2）										
	枚数	4枚（有効膜面積 20 m^2/ユニット）										
	ノズル（φ20）	ろ過/排泥口　　　　　：下部2箇所　、洗浄水注入口：上部1箇所 内部洗浄エアー注入口：下部1箇所　、エアー抜き口：上部1箇所										
	窓枠補強*	無					有	無				有
不織布	タイプ	サンドイッチ型一体型不織布										
	材　質	ポリエステル										
	目付量	15 g/m^2										
	2次側ネットメッシュ	18										
	1次側ネットメッシュ	18				5	18	18			5	
	呼　　称	A				B	A	A			B	
設置箇所		流入側 ――――――――――▶ 末端側										

＊ ネットスペーサーの繊維径は、5メッシュが0.18mm、18メッシュが0.22mmである。

＊ 窓枠補強；不織布固定用のステンレス枠に、ろ過水を通過させる目的で設けた窓状の空間に、不織布面を支持するため格子状又は対角状にいれた部材のこと。補強例を図9に示す。

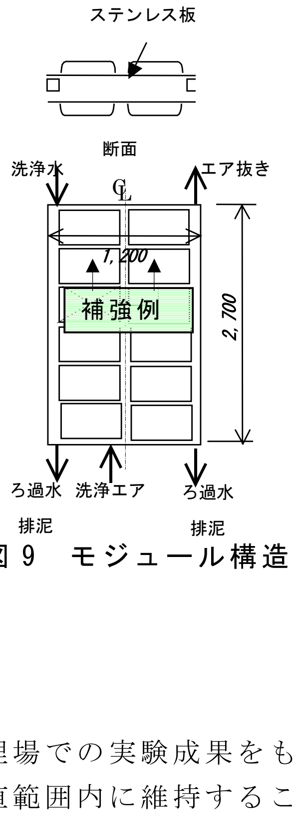


図９　モジュール構造

３．研究結果

平成 13 年 9 月から 10 月に、芝浦処理場技術開発課実験ヤード内の既設実験水槽（W5m×L10m×H5.6m、昭和 56 年設置）を補修し、中央隔壁によりＵ字型の回路を設けた中に、曝気槽内の押出し流れを再現して、ダイナミックろ過法の性能評価に向けたデータ収集を進めることとした。

３．１　運転管理指標

運転管理指標を以下のように設定した。

①SV30 の上澄み濁度≦25

②CST/SS 比≦2.5

③MLSS 濃度≦4,000mg/L

立上げ時に①及び②の指標が設定範囲を超える場合は、落合処理場での実験成果をもとに、カチオン系ポリマーを 10mg/L 添加し、運転管理指標を設定数値範囲内に維持することとした。

CST/SS 比と SV30 上澄み濁度による活性汚泥の性状とダイナミック膜の形成の関係を 4.まとめ、図 17 に示す。

３．２　押し出し流れの確認

３．２．１　実験水槽の中央隔壁部での短絡流発生と改造工事

平成 13 年 11 月 6 日に、芝浦処理場本系第二沈殿池の余剰汚泥を、MLSS を 3,000mg/L 程度に調整しながら実験水槽へ投入したが、ダイナミック膜の形成は不十分で、ろ過流束があがらない。これは、分散した汚泥により不織布に目詰まりを生じているためと推定し、実験水槽内の汚泥性状を測定した。

11 月 15 日に行なった実験水槽内の汚泥性状の測定結果を図 10 に示す。

図 9 に示すように、流入部と流出部の SV が小さく、他の箇所に比べて水槽中央部の SV が大きいこと、MLSS は、1,000～1,500mg/L の範囲で槽内中央部の汚泥濃度が高く押出し流れによる濃度勾配が観測されなかった。

流入部の汚泥が中央隔壁部の隙間からろ過部へ短絡して流れ、混合していることが原因と判断した。

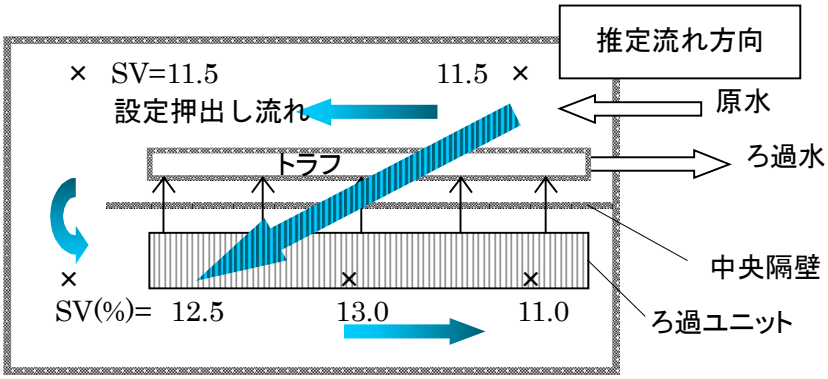


図 10　汚泥性状観測結果

この状態では濃度勾配のある中でのダイナミックろ過法の実証実験が困難で、適切なデータを収集できないため、平成 14 年 2 月 11 日まで、中央隔壁の改造工事を実施した。

３．２．２　トレーサーを用いた押し出し流れの確認

中央隔壁改造後、実験水槽内の押し出し流れをトレーサー試験により確認した。

ポンプにより第二沈殿池処理水を投入し、水槽最終端に設けたスカム排出用テレスコープ弁から排水して水槽内に循環流を発生させた中に、トレーサーとして青色 1 号(ブリリアントブルー)を原水受入部付近から投入し、A、B、C の 3 地点で試料を採水した。

トレーサー測定地点を図 11 に、比色計読み値による流過曲線を図 12 に示す。

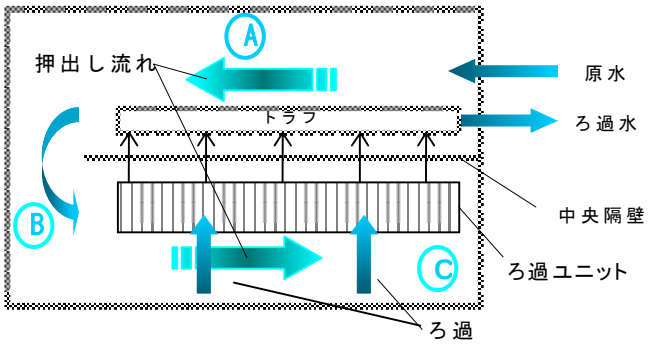


図１１　測定地点

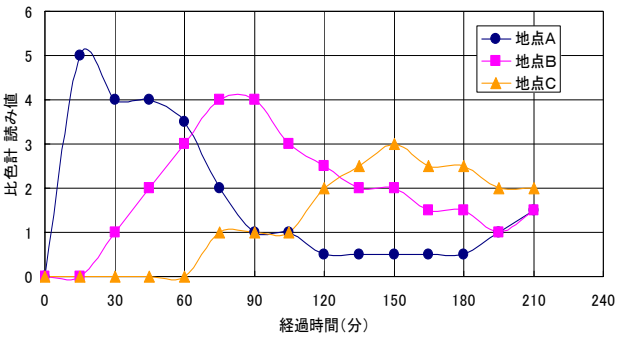


図１２　比色計読み値による流過曲線

調査時の流量から、実験水槽の水理学的滞留時間は、200 分(=TC)であった。理想の押出流れでは、B 点の到達時間が、TB=200 分/2=100 分となる。図 12 から、ピーク発生時間は、B 点で TB’=85 分で C 点は、TC’=150 分である。B 点、C 点の到達時間に対するピーク発生時間観測値の比は、TB’/TB=85/100=0.85≒TC’/TC=150/200=0.75 となり、短絡流の兆候

は認められず、実験水槽内はほぼ押出流れとなっていると判断した。

３．３　モジュール間クロスフロー流速の確認

平成 14 年 1 月 31 日に No.5 ユニットの 2 枚目と 3 枚目のモジュール間に電磁流速計を挿入し、モジュールとモジュール間のクロスフロー流速を測定した。測定は 5 秒に 1 回とし、60 回測定の平均値を測定値とした。

測定結果を図 13 に示す。

通常運転時のクロスフロー流速は 11.2～25.7cm/S であり、ダイナミックろ過に適当な 5～30cm/s の範囲内にあった。

逆洗時の流速は洗浄に必要な 30cm/s 以上あり、逆洗に十分な値が確保されていた。なお、左上の 1 点は平均で 17.8cm であるが、絶対値でみると 7cm～60cm の間にあり洗浄に問題はないと判断した。

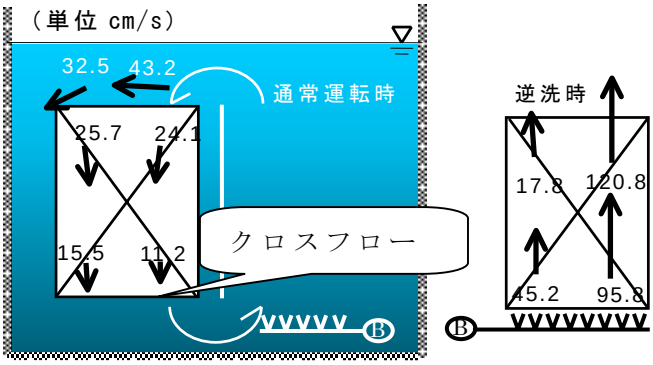


図１３　クロスフロー流速測定結果

３．４　連続運転結果①（2 月 12 日～3 月 22 日）

原水とした西系第一沈殿池流出水の水質を表 4 に、ろ過流束及びろ過水濁度の変化を図 14 に、運転状況を図 15 に示す。

表４　原水性状

COD (mg/L)	T-BOD (mg/L)	S-BOD (mg/L)	SS (mg/L)	NH_4-N (mg/L)
78	170	90	47	10.4

2 月 12 日に芝浦処理場西系の余剰汚泥を種汚泥として投入し、約 1 ヶ月半の間、継続してダイナミックろ過法の運転を行なった。

この間、3 月 10 日前後に一時的に、ろ過流束は、ろ過部 4m/日及び濃縮部 2.2m/日とする設計値に対し、3m/日程度を達成したが、汚泥の目詰まり、目抜けによりろ過水が悪化する状況が多かった。

2 月中は、ろ過水濁度は、目標の 10 度に対して最大 100 度程度の高い濁度を示し、ろ過流束は、早期に低下し、結果としてろ過水量を確保することが困難であった。汚泥性状の管理指標としている CST/SS 比の値も、2.5 を超えることがあった。

2 月 15 日と 16 日に全ユニットを引き上げてノズル洗浄を行い、不織布の状況を観察した。洗浄用水としてタンクに貯留していたろ過水には、目抜けした汚泥が混入していたので、洗浄により却って膜モジュール内部を汚す結果となっていた。

種汚泥投入からの運転経緯によると No.1～No.11 のユニットは、No.1 側ほどろ過流束が早く低下する傾向にあった。高分子凝集剤の過剰添加が原因の一つと想定されたため 3 月 15 日にポリマー注入を停止した。

なお、この期間の実験を通じて、膜の目詰まり～ろ過水量減少～原水量低下～水理学的滞留時間(HRT)増加～低負荷～過曝気～汚泥の分散～膜の目詰まりという悪循環があると推定された。

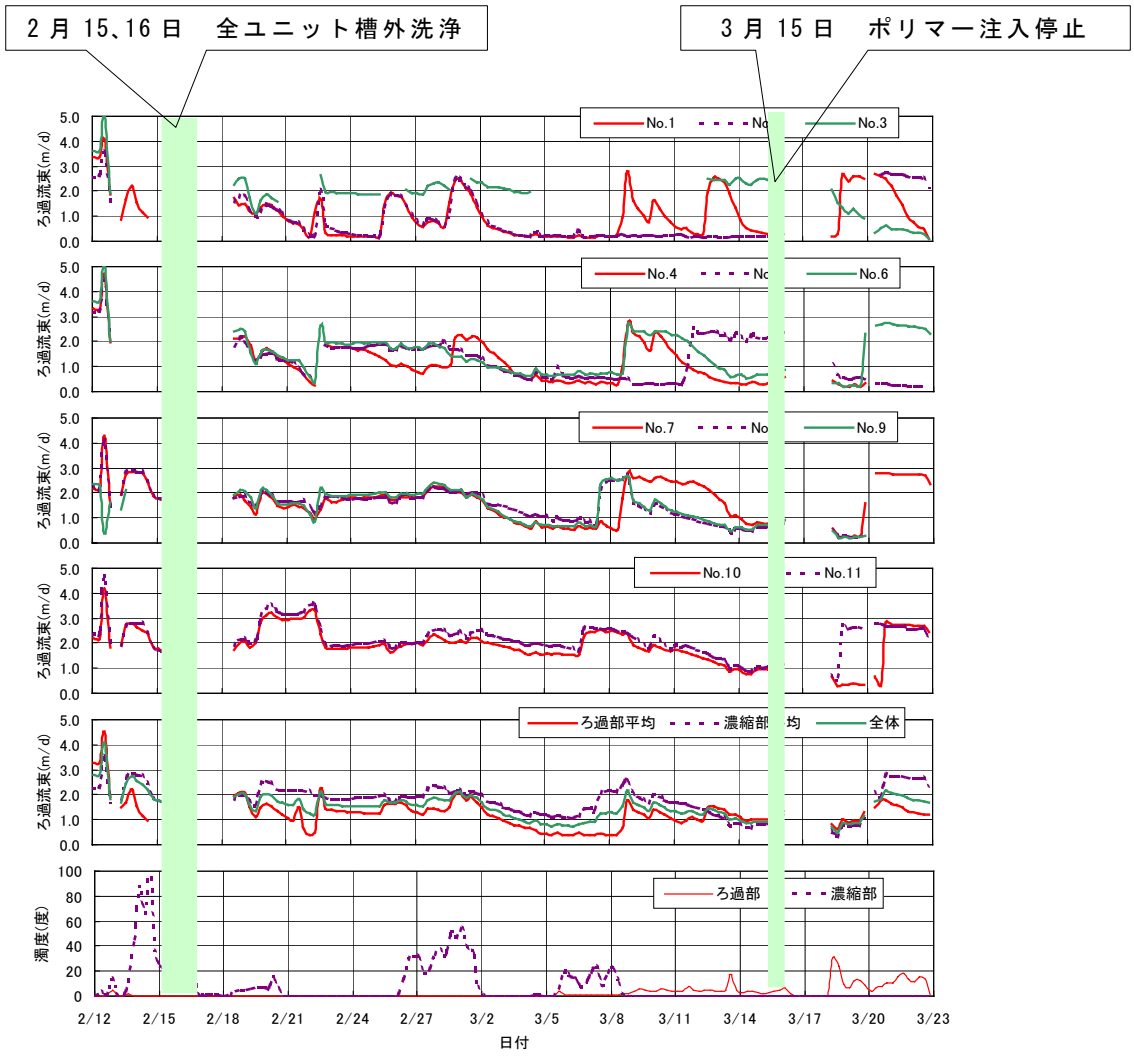


図１４　ろ過流束及びろ過水濁度の変化

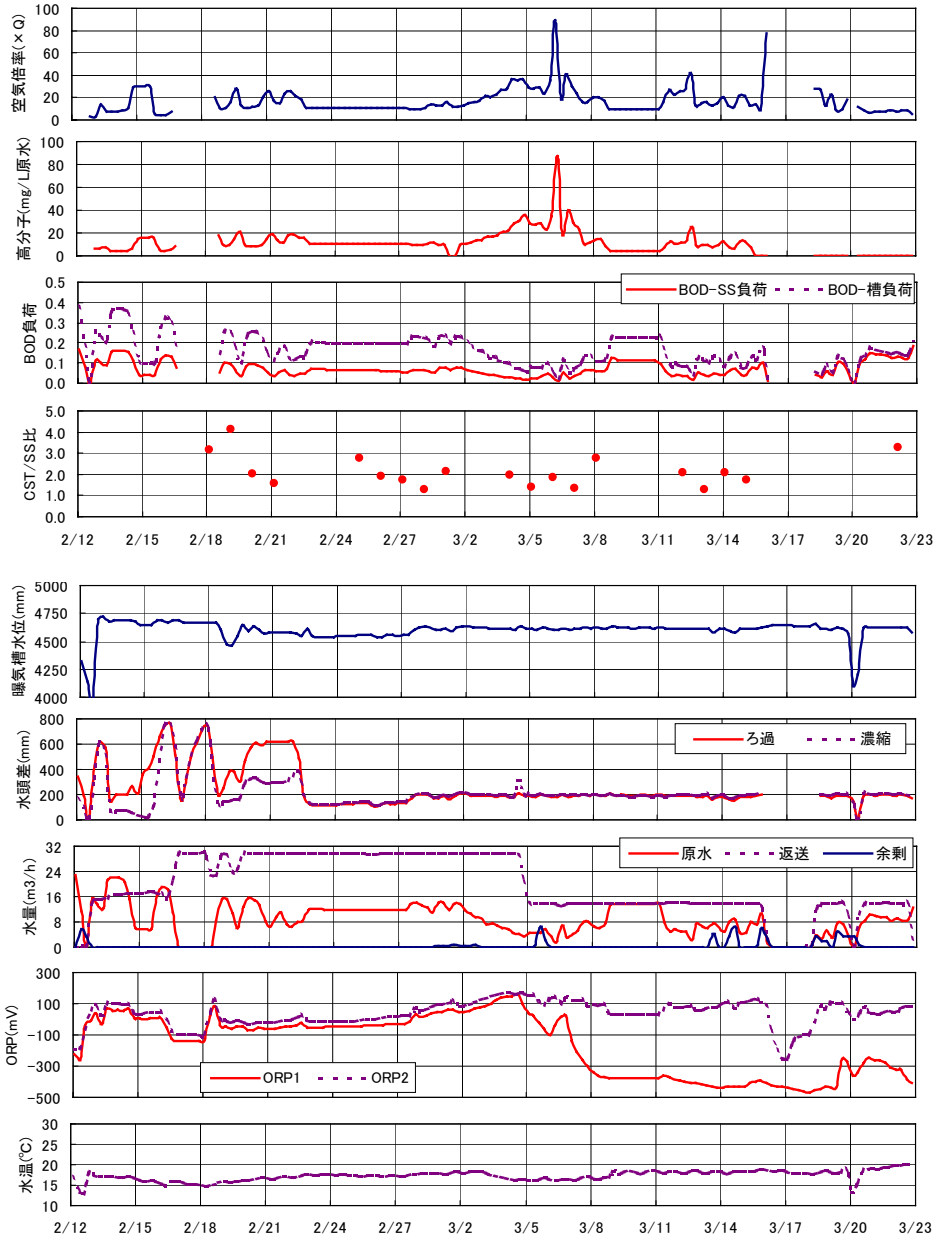


図１５　運転状況

３．５　連続運転結果②（3 月 22 日以降）

3 月 22 日から、ダイナミック膜を早期に形成する目的で、芝浦処理場西系曝気槽 A 回路から、約 15 m^3/h の活性汚泥をポンプ揚水により実験水槽の流入部へ直接投入し、再度汚泥を入れ替えた。このときの実験水槽内の活性汚泥性状及び運転状況を表 5、表 6 に、汚泥性状測定位置を図 16 に示す。

表５　活性汚泥性状(3 月 27 日)

	①	②	③	④ろ過	⑤濃縮	⑥返送
MLSS (mg/L)	984	1050	766	1046	1708	1926
SV (%)	19	18	17	20	27	28
DO (mg/L)	0	2.9	3.2	7.8	7.9	5.1

表６　各ユニット運転状況

	ろ過部						濃縮部				
	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪
ろ過流束(m/d)	1.7	停止	2.2	停止	停止	停止	停止	停止	1.9	1.9	1.0
濁度(度)	3.9	－	3.7	－	－	－	－	－	－	15.1	16.1

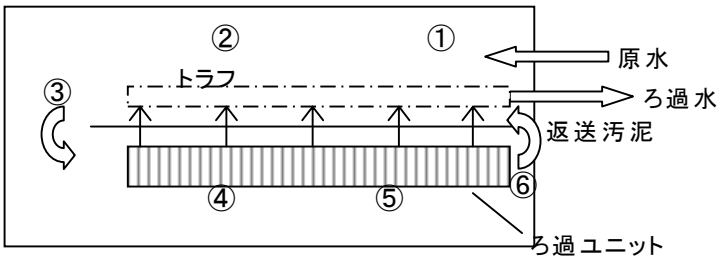


図１６　汚泥性状測定位置

表５では、濃度勾配の形成がみられる。なお、表６で一部ユニットを停止しているのは、曝気槽の汚泥引抜量を制限し、実験水量を 1/2 程度としたためである。

４．まとめ

平成 13 年度は、実験当初に押出し流れやクロスフロー流速の確認をしなかったこと、実験水槽隔壁の隙間や膜モジュールの組立など実験装置の製作に一部不備があり汚泥の短絡流を早期に発見できなかったことなどの反省点があった。このため、冬期の芝浦処理場におけるダイナミックろ過法の性能を確認できていない。

表１で示した確認事項をほとんど達成できていない反面、汚泥性状の異なる条件におけるダイナミックろ過の運転に関して留意すべきデータ類を蓄積したので、平成 14 年度の設計諸元の検討に活用する予定である。

以下に、平成 13 年度の実験から得た課題を示す。

①ダイナミックろ過技術の立ち上げ時のチェック項目として以下を整理する。

・汚泥性状の確認と調整
・曝気槽内の押出し流れの確認
・膜面のクロスフロー流速確認

②ろ過膜が形成されない汚泥性状について十分調査し、事前にチェックできる体制と、その場合の対応手法を維持管理マニュアルとしてまとめる。

実験期間中の汚泥性状ではフロックの形成が弱く、ダイナミック膜が形成しない。この技術においては、ろ過膜が出来ないことが最も致命的である。参考に汚泥性状とダイナミック膜の

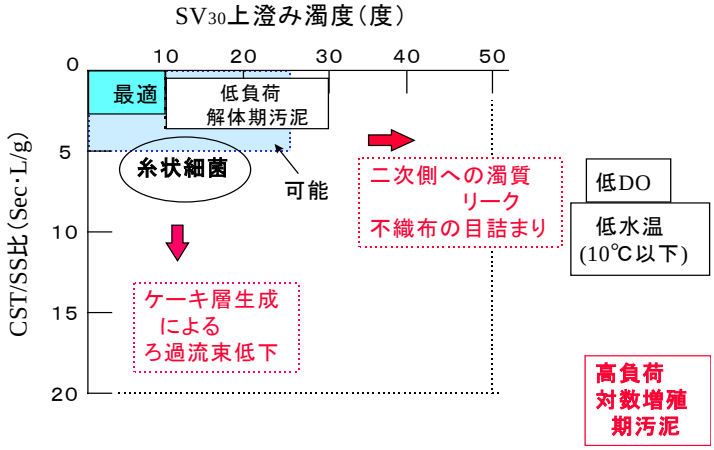


図１７　活性汚泥の性状とダイナミック膜の形成

形成の関係を図 17 に示す。

③汚泥性状が本技術に適さない場合、その対応策として平成 12 年度の実験成果からポリマー等凝集剤の注入がある。汚泥性状別の適切な凝集剤の種別、注入濃度に関する検討が必要である。

平成14年度は、引き続き反応タンク内押出し流れに浸漬したダイナミックろ過法の標準活性汚泥法におけるろ過性能を確認するとともに、A2O法による高度処理法におけるろ過性能を確認する予定である。

参考文献

1. 杉本克美、鈴木　建、並木芳憲、秦　健司：ダイナミックろ過法を用いた生物学的高度処理法の開発に関する研究その２、東京都下水道局技術調査年報-2001-、平成13年10月
2. 鈴木　建、杉本克美、秦　健司：不織布を用いたろ過による活性汚泥混合液の固液分離技術の実用化研究、東京都下水道局技術調査年報　-2001-、平成13年10月
3. 「活性汚泥法の固液分離プロセスの開発」終了報告書、技術開発課、栗田工業㈱、新日本製鐵㈱、日立金属㈱、平成11年3月

３－３　担体添加法の深槽反応タンクへの適用調査（その２）

－各種担体の硝化、脱窒性能の比較調査－

計画調整部技術開発課　曽根啓一
渡部健一

１．はじめに

高度処理の普及促進には施設のコンパクト化が必須である。担体添加法は省用地型の高度処理技術の一つであり、浅槽反応タンクへの適用技術は確立されている。しかし、担体添加法を深槽反応タンクに導入するには様々な技術的課題が存在しており、技術開発課はこれらの諸課題を克服するため、様々な技術的検討を行ってきている。

平成12年度までの主な検討項目

１）担体の選定にあたっては、機械撹拌に対し破壊・磨耗の少ない強度を有し、深槽反応タンク内に堆積することなく均等に分散する担体を選定する必要がある。このためには、一定の強度を有する結合型担体を用い、水の比重１に近い担体を選定することで解決できた。

２）従来の散気板や散気筒を用いた散気装置では、担体が底部に堆積することが避けられず､槽内流動､特に底部流速が確保される新たな散気装置を選定する必要があった。さらに､担体添加法は､コンパクトになった好気槽内でBODの除去と窒素分の酸化を同時に完結する必要があることから、酸素移動効率の大きい散気装置が必要である。ここれに対し、ドラフトチューブ式撹拌散気装置を用いることで解決できた。

３)担体添加法は担体を反応槽内に保持するため分離スクリーンを設置する必要がある。分離スクリーンは水量変動に対応するため、できるだけ通過流速の大きなものが必要である。スクリーンの通過流速は、スクリーン面の平行流速に比例することから、本システムの反応タンク内で一番流速の大きいドラフトチューブ内にウエッジワイヤタイプのスクリーンを設置することで解決できる見通しを得た。

以上のように、装置面からみた担体添加法の深槽反応タンクへの適用課題について検討を行ってきたが、一方で、担体そのものの性能評価を行い、性能諸元を確立して容量計算に反映させる必要がある。

従来から、担体の硝化性能は確認されており、好気槽のコンパクト化が図られている。さらに、脱窒槽（無酸素槽）に脱窒能力を有する担体を投入し、活性汚泥の脱窒速度に加速できれば、脱窒槽、さらには反応タンク全体のコンパクト化が実現する。

本調査は担体添加法において用いる各種担体について、硝化性能と脱窒性能を評価し、高度処理施設のコンパクト化の実現を目的として実施した。

２．調査内容

２．１　調査期間

平成13年5月～平成14年3月

２．２　調査箇所

中川処理場において硝化が十分進行している混合液及び無酸素槽入口の混合液の両方が採取可能な嫌気-無酸素-好気法系列の近くに実験プラントを設置した。

２．３　調査方法

硝化性能の評価にはA_2O系列の好気槽から混合液を分取して、これに塩化アンモニウムを加えて硝化実験に供した。脱窒性能の評価には嫌気槽から混合液を分取して、これに硝酸カリウムを加えて脱窒実験に供した。

硝化実験、脱窒実験に用いた担体は表１に示すポリエチレングリコール製（ＰＥＧ）、ポリビニルアルコール製（ＰＶＡ）、ポリウレタン製（ＰＵ）担体の３種類の結合型担体を用いた。

表１　評価担体の種類と性状

	1	2	3
担体名	ＰＥＧ担体	ＰＶＡ担体	ＰＵ担体
材　質	ポリエチレングリコール	ポリビニルアルコール	ポリウレタン
形　状	球	球	円柱
寸　法	φ４mm	φ４mm	φ４mm×Ｈ５mm
比　重	1.007	1.03	1.01以下

３　硝化性能調査

３．１　実験装置フローシート

実験フローシートを図１に示す。原水は中川処理場A2O法好気タンク出口付近から混合液を採取して原水タンクに貯留した。これに塩化アンモニウム(NH_4Cl)および炭酸水素ナトリウム($NaHCO_3$)を添加して実験原水とした。実験反応タンクは3連槽（容量10L）を用いた。

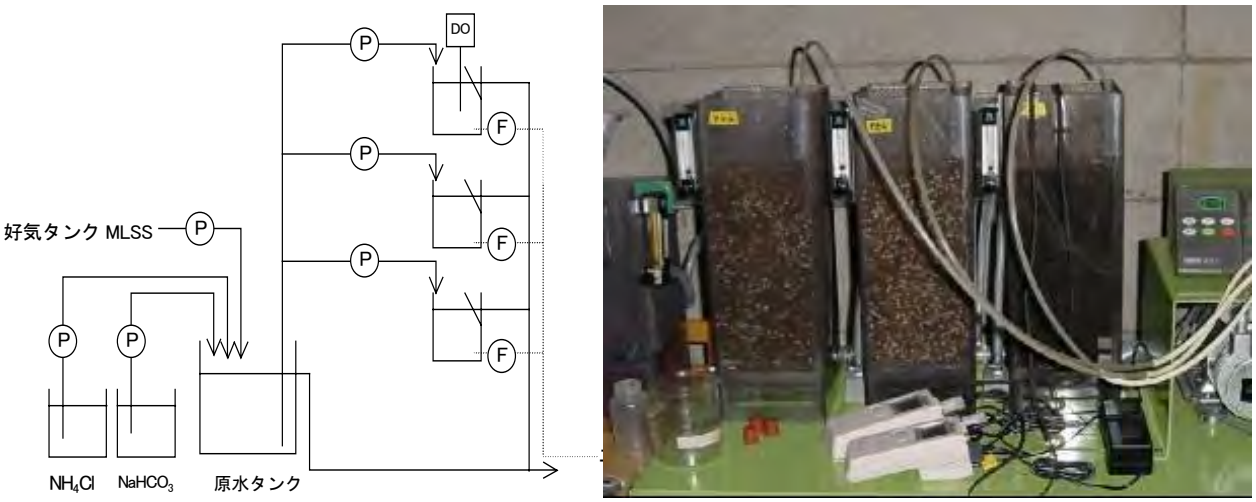


図１　実験フローシート及び実験装置写真

３．２　実験条件

実験条件を表２に示す。各反応タンクに真容積として８％の担体をそれぞれ添加し、滞留時間が３時間となるように実験原水を連続的に流入させた。実験原水はケルダール窒素濃度が約30mg/LになるようにNH_4Clを添加し、さらにアルカリ度調製に必要な$NaHCO_3$を添加した。DOについては曝気空気量を調整し、３mg/Lとなるように設定した。

表２　運転条件

実験水槽有効容量	(L)	10
処理水量	(L/min)	0.056
滞留時間	(ｈ)	3
設定DO	(mg/L)	3
担体添加率	(%)	８(真容積比)
流入Kj-N	(mg/L)	30
流入アルカリ度	(mg/L)	処理水>50

３．２．１　硝化速度の測定

①連続実験

連続実験の硝化速度は担体とMLSSを合わせてNOx-Nの生成速度から求めた。また、好気タンクから採取したMLSSのみの硝化速度を測定し、その値を差し引いて担体の硝化速度を算出した。

②回分実験

回分実験は実験反応タンクを用い、測定時は原水の流入を停止し、NH_4Clおよび$NaHCO_3$を添加した後、経時的に反応タンク内のNH_4-N(参考)、NO_2-N、NO_3-Nを分析測定し、NOx-Nの生成速度から硝化速度を求めた。また、好気タンクから採取したMLSSの回分硝化速度を同様の方法で測定し、その値を差し引いて担体の硝化速度を算出した。

３．３　実験結果

３．３．１　アンモニアの処理

原水および処理水のアンモニア性窒素濃度の経日変化を水温と合わせて図２に示す。

各担体は実験開始から約１ヶ月で硝化能力が上昇し、２ヶ月経過後にHRT３時間で完全硝化（NH_4-N<1mg/L）を達成した。この間の水温は23～29℃（平均26℃）であった。

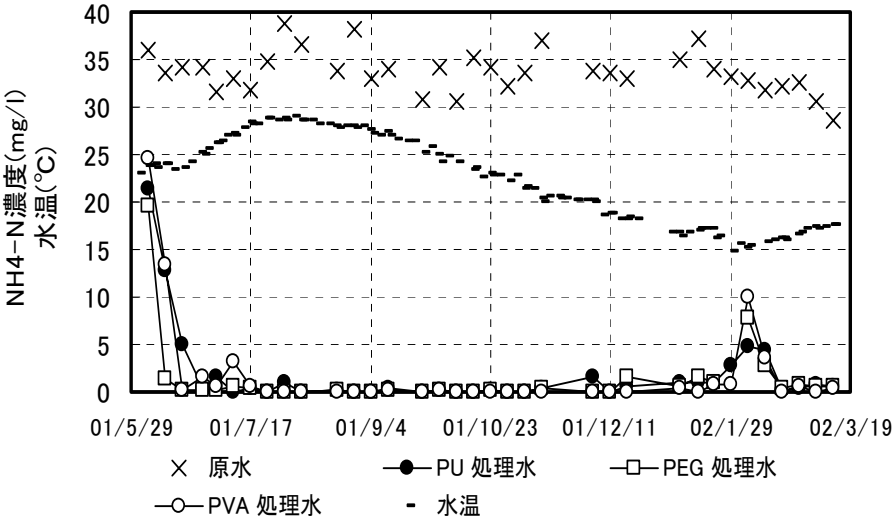


図２　原水および処理水のHH4-N性窒素濃度の経日変化

完全硝化以降、原水のアンモニア性窒素濃度>30mg/L（平均33.6 mg/L)に対し、各担体ともに、水温が16℃に低下した1月上旬までほぼ完全硝化を達成した。1月中旬以降、アンモニア性窒素の残存がみられたが、この時のDO値は、平均値が3mg/Lを下回っており、各系列ともにDO不足によるアンモニア性窒素の残存が示唆された。1/16～2/19におけるDOの1週間ごとの平均値を表３に示す。2/12以降はDOが3mg/Lを上回っており再び完全硝化するようになった。

表３　各期間の平均DO値

期間	平均DO値(mg/L)
1/16～22	3.1
1/22～29	3.5
1/29～2/5	2.8
2/5～12	2.6
2/12～19	3.1

３．３．２　硝化速度の測定

連続実験における硝化速度（MLSS＋担体）を図３に示す。各担体ともに低水温期(15～16℃)に運転DOが3 mg/Lを下回った時期以外はほぼ10mg/L槽/hr以上を示した。ここで、MLSSのみの硝化速度は回分実験から求めた値である。

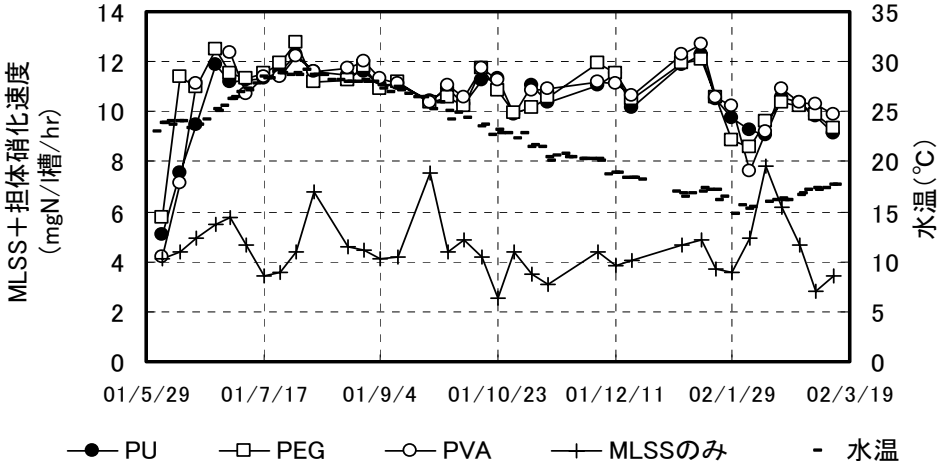


図３　MLSS+担体硝化速度の経日変化（連続実験）

また､図３から MLSS の硝化速度を差し引いて求めた各担体のみの硝化速度の経日変化を図４に、担体寄与率、MLSS 濃度と MLSS 硝化速度の経日変化を図５に示す。

上述したように、MLSS 硝化速度は回分実験で得られた値であり、ここで得られた担体硝化速度は MLSS の硝化を補助していると想定した速度である。このため、MLSS の硝化性能が高い場合は計算上、担体硝化速度および寄与率は相対的に低くなる。したがって、示された担体硝化速度は、最も低く見積もった場合の硝化速度と考えられる。

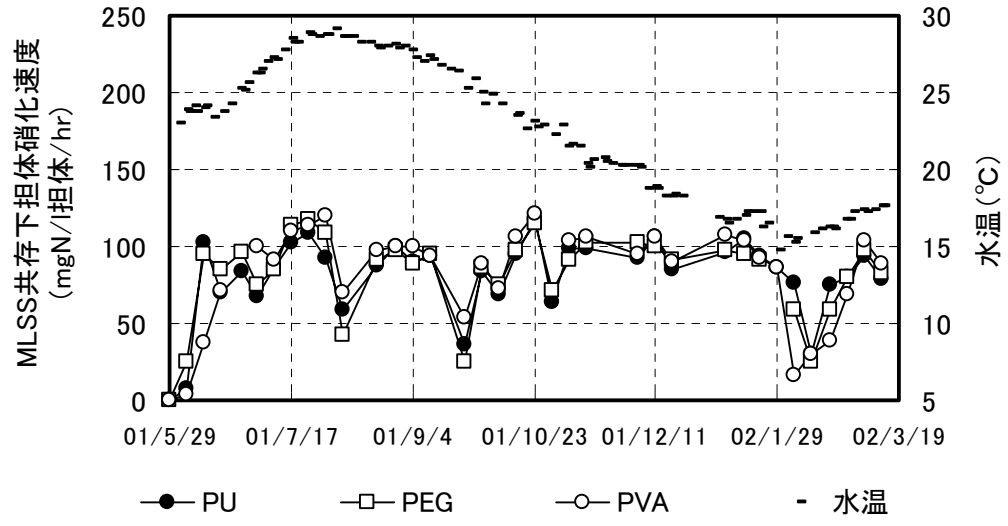


図４　担体硝化速度の経日変化（連続実験）

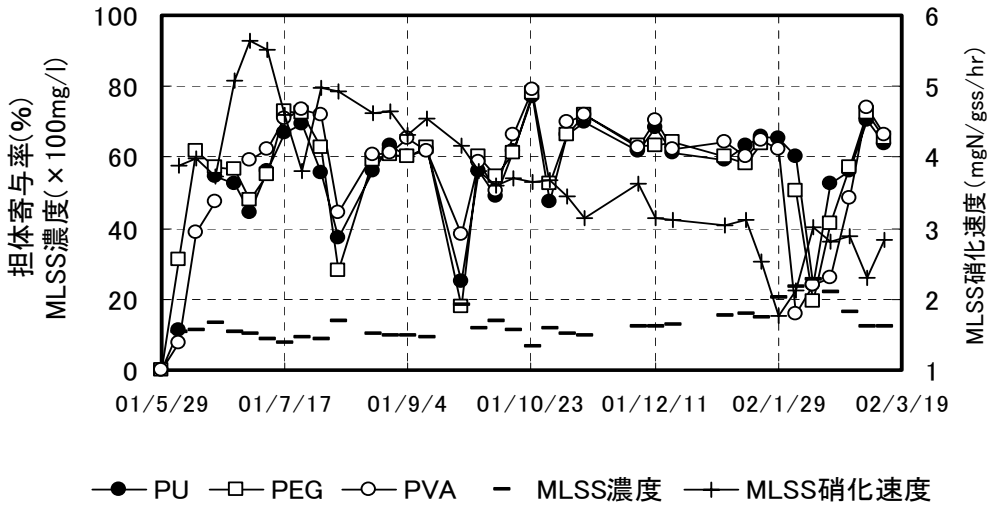


図５　担体寄与率、MLSS濃度とMLSS硝化速度の経日変化

完全硝化を達成した8月以降、1月下旬(16～29℃)にかけて、担体硝化速度はMLSS硝化速度およびMLSS濃度が高い場合は低下するものの概ね100mg/L担体/hr程度であり、このときの担体寄与率は60%以上を示した。1月下旬以降、MLSS濃度の上昇による内生呼吸の増加に見合う通気量が確保できず、各系列ともに運転DOが3mg/L以下に低下し、一時的に担体硝化速度および担体寄与率が低下した。しかし2/19以降、運転DO3mg/Lを確保したことにより担体硝化速度は回復し、担体寄与率も約60%に回復した。

３．３．３　水温の影響

各担体の担体硝化速度と水温の関係を図６に示す。なお、データは担体硝化速度が最も高くなった2001/10/23以降の中～低水温期間（23～15℃）で、担体寄与率が60%以上を示したときの値を用いた。

各担体ともに水温の影響（eの指数）は一般的なMLSSの温度係数(0.098)に比べて小さく、温度の影響を受けにくいと判断された。また各担体の温度依存性の差は小さかった。

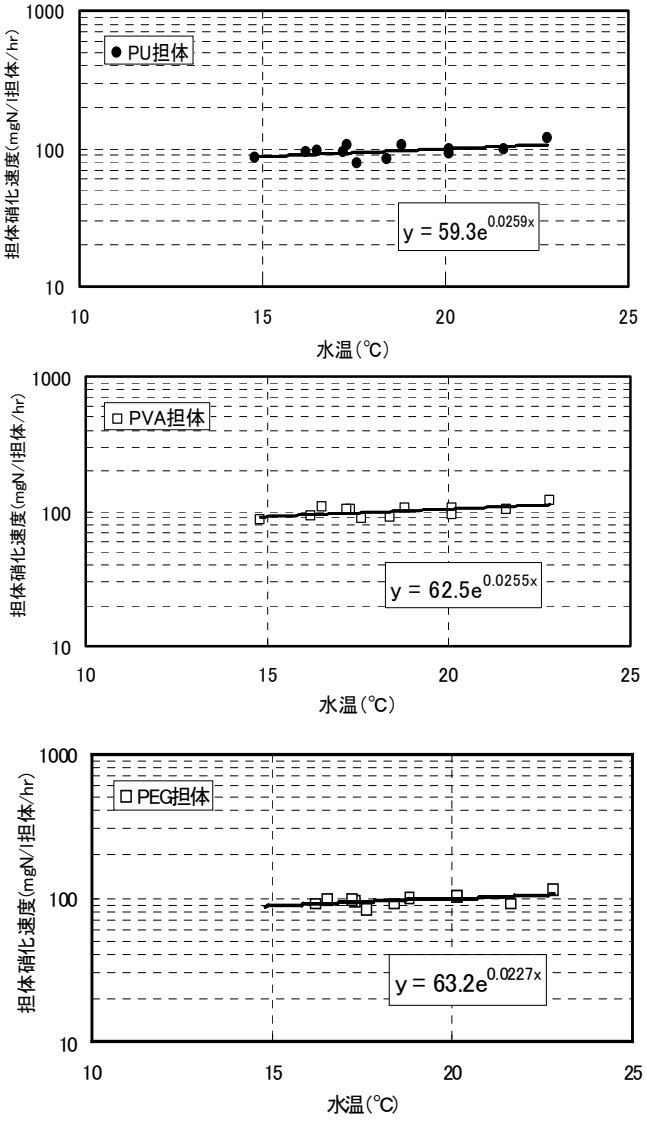


図６　各担体の水温と硝化速度

３．３．４　回分実験結果

回分硝化速度の経日変化を図７に示す。

回分硝化速度の経日変化をみると、PVA担体が高く、PU担体とPEG担体が同程度で推移した。各担体ともに形状が異なることから、以下では担体を細孔のない固体と考えて表面積あたりの硝化速度を算出して比較した。

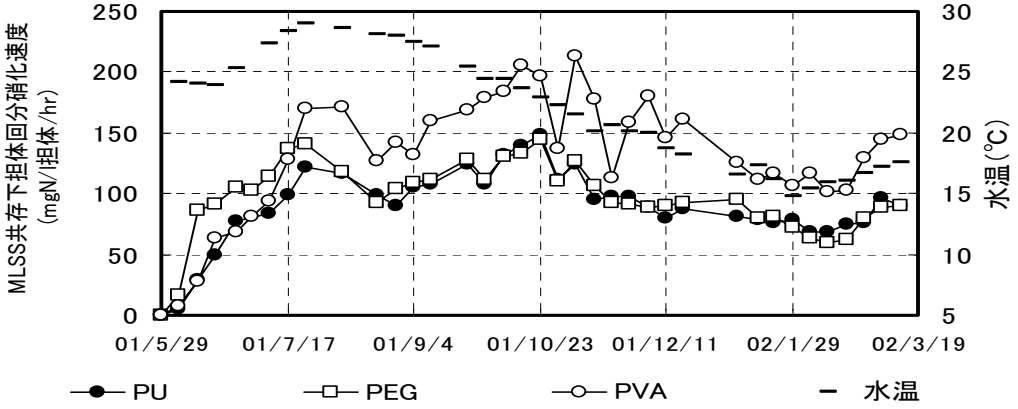


図７　担体硝化速度の経日変化（回分実験）

①表面積の影響

表４に示す各担体の形状測定結果を用い、表面積当たりの担体硝化速度を算出した。その経日変化を図８に示す。PU 担体および PEG 担体の表面積あたりの硝化速度はほぼ同等であった。担体サイズが小さく表面積が大きい PVA 担体は、PU,PEG 担体と比べて硝化速度が高く、高水温期では約 20%、低水温期では約 40%高く推移した。

表４　担体形状の比較

	PU		PEG		PVA	
形状	円柱		球体		球体	
実測寸法 (mm)	直径	4.34	直径	4.24	直径	3.84
	高さ	5.04				
体積(m^3/個)	7.48×10^{-8}		3.99×10^{-8}		2.96×10^{-8}	
表面積(m^2/個)	9.85×10^{-5}		5.64×10^{-5}		4.63×10^{-5}	
担体1m^3あたりの表面(m^2/m^3)	1,317		1,415		1,563	

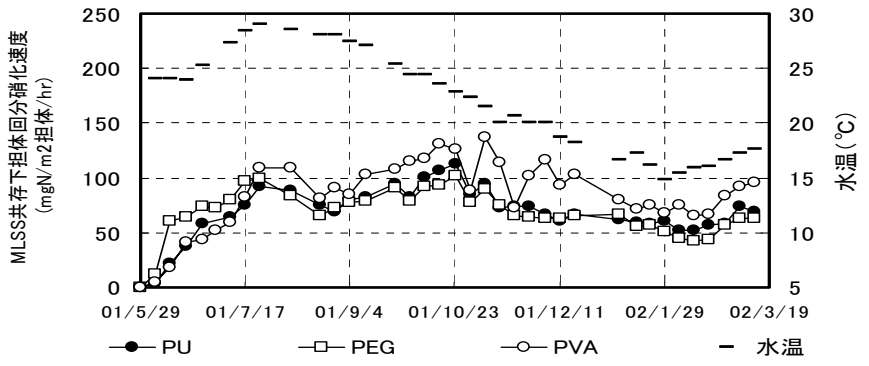


図８　担体硝化速度の経日変化（担体表面積あたり）

②MLSS共存の影響

MLSSを含まない担体単独の回分硝化速度の測定を行い、MLSS共存下との比較を行った。結果を表５に示す。

表５　MLSS共存下および担体単独の硝化速度の比較

	MLSS共存下担体硝化速度 (mg/L担体/hr)		担体単独硝化速度 (mg/L担体/hr)
測定日	2002.2.26	2002.3.5	2002.3.1
PU	76.2 (3.03)	97.1 (3.00)	118.1 (3.04)
PEG	80.2 (2.97)	88.6 (3.03)	112.5 (3.05)
PVA	130.0 (3.08)	144.2 (2.96)	174.4 (2.83)

(　)内は測定時 DO

DO 3mg/Lの条件において、各担体ともに担体単独の回分硝化速度は、MLSS共存下よりも約20%高く、MLSSの硝化性能の影響を受けない担体単独の硝化ポテンシャルを示す速度であると推察された。

３．３．５　汚泥付着担体の物性及び付着汚泥性状

（１）比重

担体比重の経日変化を図９に示す。汚泥付着による担体比重の変化は僅かであり、汚泥付着による流動性の低下は小さいと考えられた。したがって、未使用状態での担体流動性が確保されれば使用後時間を経過しても同様の流動性を示すと考えられた。

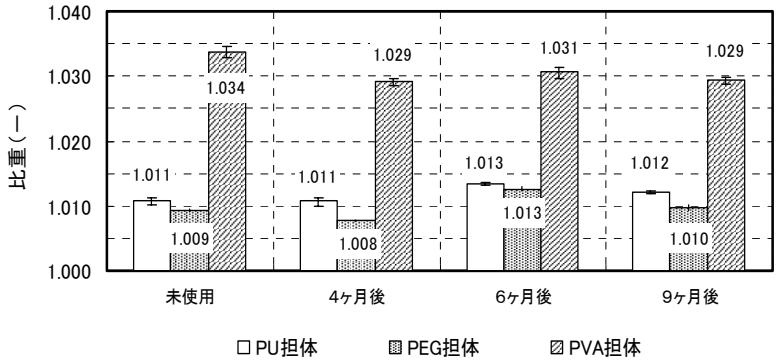


図９　担体比重の経日変化（３回測定の平均値）

（２）担体サイズ

汚泥付着担体および超音波処理により汚泥を剥離させた担体約100個の寸法を測定して未使用担体と比較し、危険率5%で検定を行った。結果を表６に示す。

表６　各担体のサイズの平均値（単位：ｍｍ）

	未使用担体	汚泥付着担体	汚泥剥離担体
PU担体	直径　4.34 高さ　5.04	直径　4.60 a 高さ　5.26 a	直径　4.33 b 高さ　5.06 b
PEG担体	直径　4.24	直径　4.32 a	直径　4.26 b
PVA担体	直径　3.85	直径　3.95 a	直径　4.02 a

a：未使用担体と有意差あり
b：未使用担体と有意差なし

汚泥付着担体は有意に担体サイズが増加した。

汚泥剥離後の担体についてはPVA担体を除き未使用担体と担体サイズに差がみられなかった。このことから担体使用中に担体の生物的な劣化によるサイズの変化はないと判断された。PVA担体に有意差がみられたことについては、担体形状のばらつきが大きかったためであり、劣化によるものではないと推察された。

（３）汚泥付着量

汚泥付着担体100個を超音波処理して汚泥を剥離させ、汚泥付着量を測定した。結果を表７に示す。

表７　各担体の汚泥付着量

	汚泥付着量			有機物の割合
	mg/個	g/L担体	g/m^2担体	%
PU担体	112	14.9	11.3	91
PEG担体	76	19.1	13.5	90
PVA担体	60	18.5	13.0	88

単位体積および単位面積あたりで比較するとPU担体は若干汚泥付着量が少なかったが、他の担体はほぼ同程度であった。また、担体に付着した汚泥の有機物の割合は各担体ともに90%前後で違いはみられなかった。また、担体に付着した汚泥1g当たりの硝化速度は4～8mgN/gSS/hr程度であり、一般的なMLSSの値と比較して約4～7倍の高い値を示していた。これは、担体に付着している汚泥には硝化菌が濃縮されていることを示している。

３．４　硝化担体性能調査のまとめ

１．流入ケルダール窒素30mg/L以上に対して担体添加率８％、水理学的滞留時間(HRT)3時間、溶存酸素濃度(DO)3mg/L条件で連続処理を行った。その結果、全ての担体で年間にわたってほぼ完全硝化（NH_4-N＜1mg/L）を達成した。ただし、運転時のDOが3mg/Lを下回るとアンモニア性窒素が残存することから、DOの確保が重要である。

２．硝化速度については、全ての担体においてほぼ10mg/L槽/hr以上であった。

３．連続実験において担体単独の硝化速度は、MLSS濃度、MLSS硝化速度が高い場合は低下するものの、全ての担体で概ね100mg/L担体/hr程度を示した。

４．担体の硝化速度に及ぼす水温の影響は、一般的なMLSSの温度係数に比べて小さく、温度の影響を受けにくいと判断された。また各担体の温度依存性の差は小さかった。

５．担体比重を測定した結果、汚泥付着による担体比重の増加は僅かであり、汚泥付着による流動性の悪化は小さいと考えられた。

６．汚泥剥離後の担体サイズは未使用担体との差がみられず、担体使用中に担体の生物的な劣化がないと判断された。

７．担体に付着している汚泥単位重量当たりの硝化速度はMLSSの硝化速度と比較して4～7倍の高い値を示していた。これは担体へ付着している汚泥に硝化菌が濃縮されていることを示している。

４　脱窒性能調査

嫌気無酸素好気法の無酸素槽に、脱窒担体の適用が可能になれば、高度処理の一層のコンパクト化が期待できる。ここでは担体硝化性能調査で用いた３種類の担体を用い、脱窒性能の評価を行い、導入の可能性についての検討した。

４．１　実験装置フローシート

実験装置フローシートを図１０に示す。100Lの円形反応槽３連を中川処理場A20法系列の近傍に設置し、実施設嫌気槽の混合液を装置に供給した。

本装置の実験タンクに、硝酸カリウムを添加し、脱窒による硝酸の減少速度を測定した。

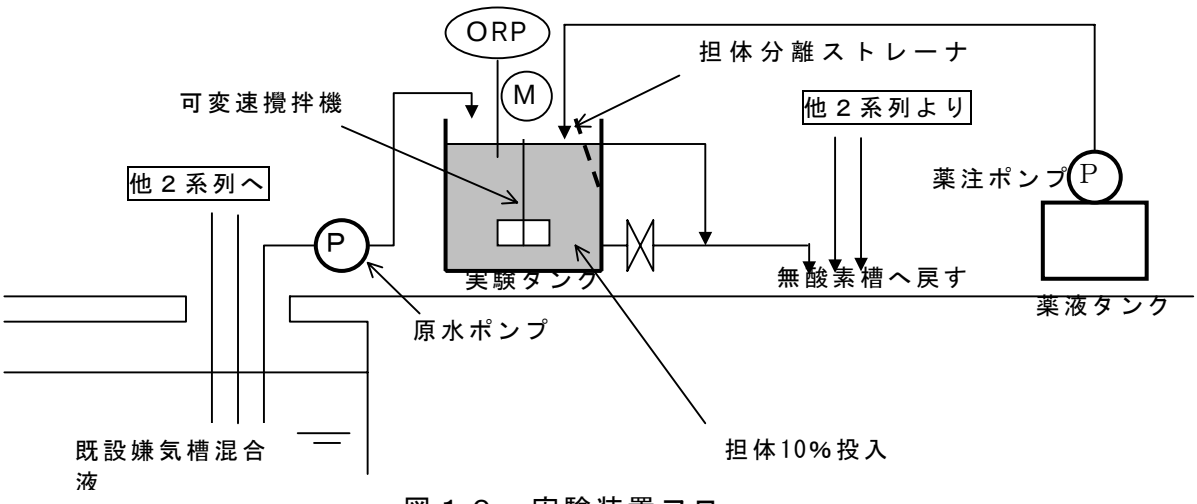


図１０　実験装置フロー

４．２　実験条件

４．２．１　実験装置運転条件

表８　実験装置の運転条件

項　目	運転条件
原水量	0.83L/ min
滞留時間＊	2hr
担体充填率	10%（真容積比）
攪拌回転数	約250r.p.m.
ＮＯx-Ｎ添加濃度	9.0mg/L
ＢＯＤ添加濃度	無添加

＊ 滞留時間は実施設の無酸素槽を想定し、流入水量、返送汚泥量循環水量に対する実滞留時間として２時間に設定した。

４．２．２　実験目標脱窒速度

担体投入によりA2O法無酸素槽のHRTを1/2にすることを目標とした。担体投入により脱窒速度が２倍となればこれが可能となる。そのため、担体投入時の脱窒速度目標値を以下のとおり設定した。なお、冬期の活性汚泥脱窒速度を1.5mgN/gMLSS/hrと想定する。

担体投入時の目標脱窒速度＝1.5mgN/gMLSS/hr×2

＝3.0mgN/gMLSS/hr

ここで、担体投入時の脱窒速度(mgN/gMLSS/hr)を以下のとおり定義する。

$$\text{担体投入時脱窒速度}=\frac{\text{担体投入時の混合液容積あたりの脱窒速度（mgN/L/hr）}\times 10^{3}}{\text{MLSS（mg/L）}}$$

本報告では特に断りがない場合、MLSSと担体が共存する時の脱窒速度は(mgN/gMLSS/hr)

で表示する。

４．２．３　薬品添加濃度

(1) NOx-N 添加濃度

既設嫌気槽より取水した実験原水にはNOx-Nはほとんど含まれないため、以下の計算に基づき硝酸カリウム添加濃度を決定した。

NOx-N添加濃度は、目標脱窒速度3.0 mgN/gSS/hr、実滞留時間２hr、MLSSを1500mg/Lと想定し、

$$\text{NOx-N添加濃度} = 3.0\ \text{mgN/gSS/hr} \times 100\text{L} \times (830\text{mL/min})^{-1} \times 1/60 \times 1500\text{mg/L}$$

$$= 9.0\ \text{mgN /L}$$

(2) 脱窒に必要な BOD 添加

実験装置のNOx-N添加濃度9.0 mgN/Lに対し、原水所要BODは45 mg/L程度となる。一方、中川処理場一沈流出水のBOD実績値は100 mg/L程度あることから、本実験においてBODが脱窒の律速となることはないと考えら、有機物添加は不要と判断した。

４．２．４　実験工程及び実験内容

実験工程を表９に示す。

期間Ⅰは３系列にそれぞれPEG,PVA,PUの担体を投入し、脱窒菌の馴養と脱窒性能を調査した。期間Ⅱは、1系列を対照系として担体を入れない活性汚泥単独運転を行い、PEG,PU担体投入系列と比較することにより担体投入効果を検証した。

表９　実験工程及び内容

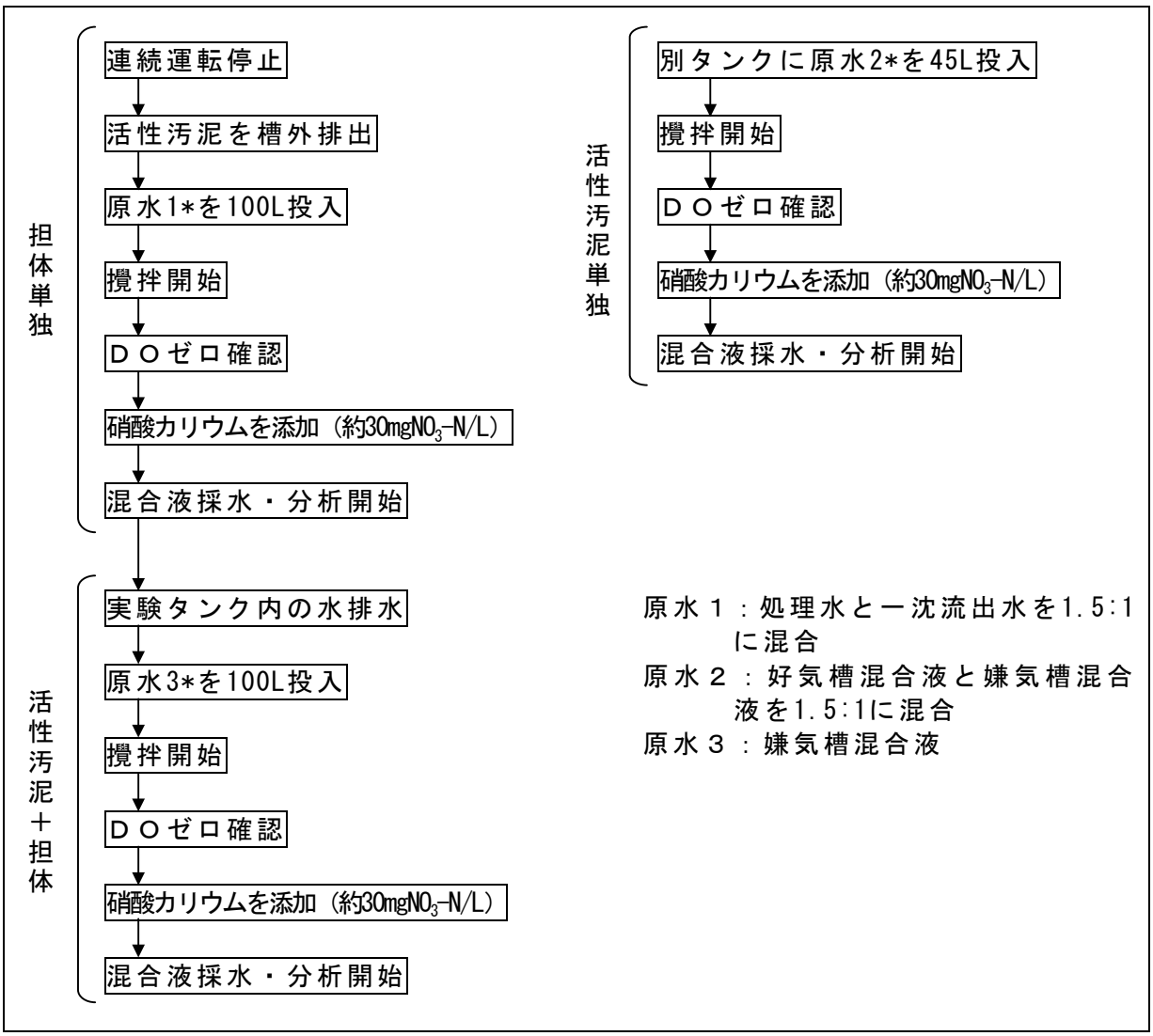
<table>
<tr><th></th><th colspan="2">連続運転による評価</th><th>回分脱窒速度測定</th></tr>
<tr><td>期間Ⅰ
H13.5～
H13.11</td><td rowspan="3">脱窒担体の実用性評価

・脱窒ガス付着による担体浮上
・スカムの発生とそれによる影響</td><td colspan="2">脱窒担体性能評価</td></tr>
<tr><td>３系列とも[活性汚泥＋担体]混合の脱窒速度経時変化を確認</td><td>担体3種について、定期的に脱窒速度を測定
・[活性汚泥＋担体]混合
・[活性汚泥]単独
・[担体]単独</td></tr>
<tr><td>期間Ⅱ
H13.11
～
H14.3</td><td colspan="2">脱窒担体投入効果の検証</td></tr>
<tr><td></td><td>２つの系列を[活性汚泥＋担体]混合､1系列を[活性汚泥]単独とし､双方の脱窒速度を常時比較</td><td>担体2種について、定期的に[担体]単独の脱窒速度測定し、連続運転における[活性汚泥＋担体]混合速度と[活性汚泥]単独速度の差と合致するか確認</td></tr>
</table>

４．２．５　回分脱窒速度測定手順

回分脱窒速度測定は、表１０に示す手順にて行なった。

表１０　脱窒速度測定手順



４．３　結果と考察

４．３．１　脱窒性能と処理水残留NOx-N

（１）連続運転における脱窒状況

連続運転における担体投入時の処理水NOx-Nの経時変化を図１１に、同じく脱窒速度を図１２に示す。

期間Ⅰにおける処理水NOx-Nは、運転開始から8月までは一部データを除き、投入濃度9mg/Lはほぼ完全に脱窒された。しかし、運転開始直後からしばらくの間、脱窒速度は、目標値3.0mgN/gSS/hrを下回った。これは、MLSS濃度が想定値1500 mg/Lより高かったためと推察された。8月～9月にかけてほぼ安定して3.0mgN/gSS/hr以上が得られた。

しかし、9月～10月には、流入NOx-N9.0mg/Lを完全に脱窒できないケースが多くみられ、これにともない、目標脱窒速度3.0mgN/gSS/hrが得られなくなった。

期間Ⅱにおいて11月以降、脱窒速度は3.0mgN/gSS/hrに回復し、処理水に残留するNOx-Nも減少している。期間Ⅱで特筆すべきことは、担体を入れない活性汚泥単独系列を稼動さ

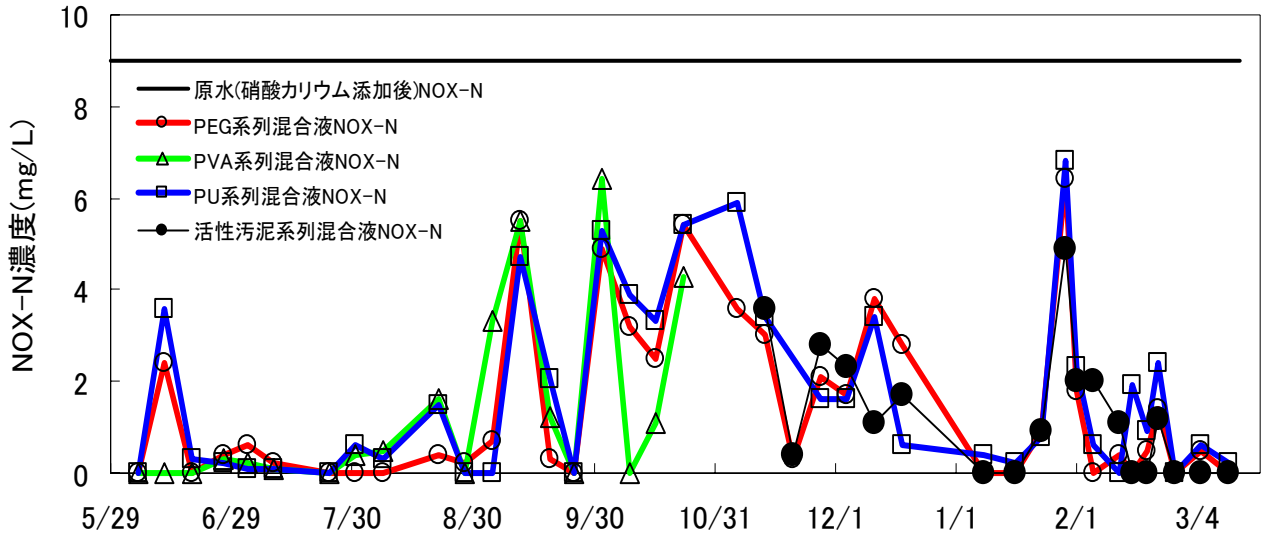


図１１　処理水中のNOx-N濃度経時変化

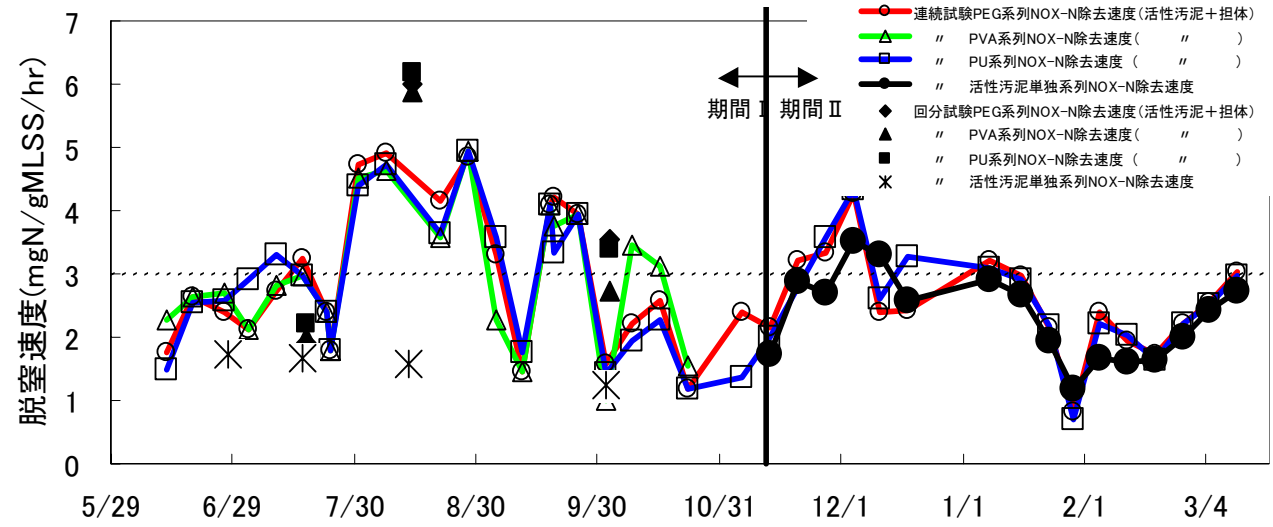


図１２　脱窒速度の経時変化

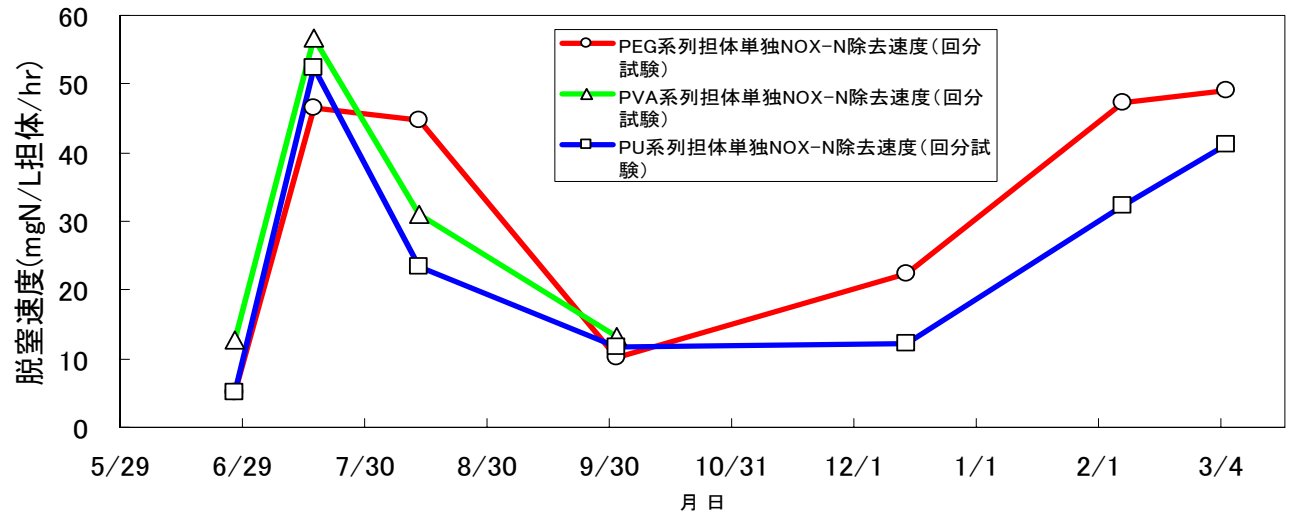


図１３　担体単独の脱窒速度（回分試験）

せたことであり、これと担体投入系列の脱窒速度の比較ができたことである。図１２に示されるとおり、両者の脱窒速度は同レベルで推移している、すなわち、混合液中では担体の脱窒効果は認められなかった。その結果、処理水中の残留NOx-N濃度も活性汚泥単独系列と担体投入系列の比較で同じような傾向を示している。（図１１）

（２）　回分脱窒速度測定結果

連続運転における脱窒性能調査において、担体投入系列と活性汚泥単独系列に差が出なかったことから、担体単独で脱窒性能を有しているかどうか確認するため、回分による脱窒速度を測定した。その経日変化を図１３に示す。担体単独の脱窒速度は３種類の担体とも、馴養開始１ヵ月後から１ヵ月半後の間に増加し、最大56.6mgN/L担体/hrが得られた。しかし、7月以降脱窒速度は10mgN/L担体/hr程度まで低下し、1月以降は再度上昇した。

回分脱窒速度測定結果の一覧を表１１に示す。

ここでは、①[活性汚泥＋担体]混合、②[活性汚泥]単独、③[担体]単独　それぞれの脱窒速度を測定した。表１１で【②[活性汚泥]単独＋③[担体]単独】が【①[活性汚泥＋担体]混合】に合致すれば、それぞれの脱窒寄与分を定量的に説明できる。しかし、結果はまちまちで、合理的に説明できるデータは得られなかった。

回分試験において、担体単独によるある程度の脱窒能力を確認できたが、ばらつきが大きく、担体の脱窒能力を出現させるための様々な条件のあることが示唆された。また、連続運転において担体投入の脱窒促進効果が認められなかったことについて、その原因として、水温や流入基質の変化や、脱窒反応において活性汚泥と担体の間の複雑な相互作用が考えられた。

表１１　回分脱窒速度測定結果一覧表

担体系列	測定日	水温[℃]	系　列	脱窒速度[mg/L 担体/hr]	脱窒速度[mg/gSS/hr]		脱窒速度[mg/gSS/hr][活性汚泥＋担体]混合
PEG	7/17	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.66	計3.75	1.91
	7/17	27.8	[担体]単独	46.4	2.09		
PVA	7/17	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.66	計4.10	2.01
	7/17	27.9	[担体]単独	56.6	2.44		
PU	7/17	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.66	計3.75	2.20
	7/17	28.0	[担体]単独	52.3	2.09		
PEG	8/13	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.59	計5.65	5.99
	8/13	27.8	[担体]単独	44.7	4.06		
PVA	8/13	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.59	計4.18	5.89
	8/13	27.9	[担体]単独	30.9	2.59		
PU	8/13	28.3	[活性汚泥]単独	－	1.59	計3.71	6.18
	8/13	28.0	[担体]単独	23.3	2.12		
PEG	10/2	23.1	[活性汚泥]単独	－	1.25	計2.17	3.54
	10/2	23.3	[担体]単独	10.2	0.92		
PVA	10/2	23.1	[活性汚泥]単独	－	1.25	計2.87	2.74
	10/2	23.3	[担体]単独	13.2	1.62		
PU	10/2	23.1	[活性汚泥]単独	－	1.25	計2.52	3.40
	10/2	23.3	[担体]単独	11.8	1.27		

４．３．２　脱窒速度への影響因子

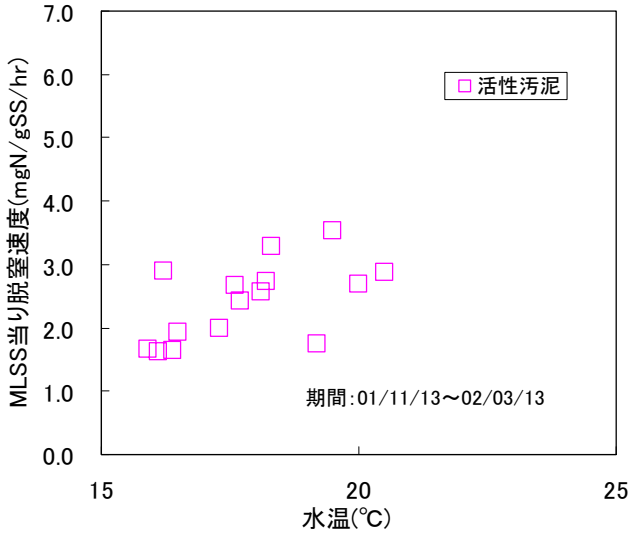
担体単独の脱窒速度の変動や、担体投入による脱窒効果が現れない原因を解明し、担体投入の有効性を最終判断するために、脱窒速度に与える影響因子を検討した。

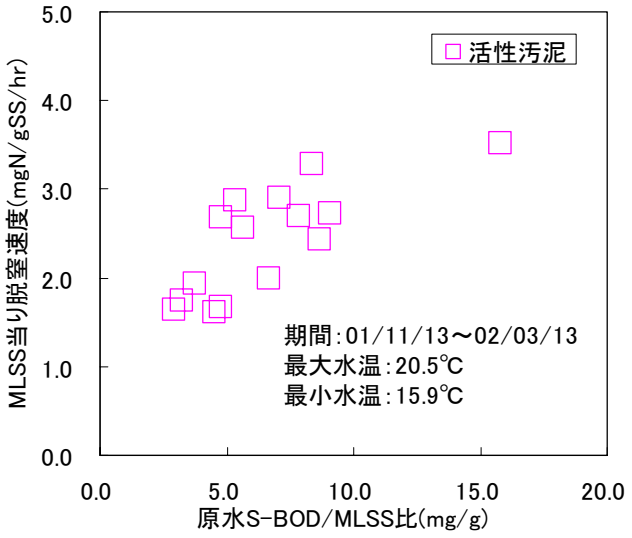
（１）脱窒速度とS-BOD負荷の関係

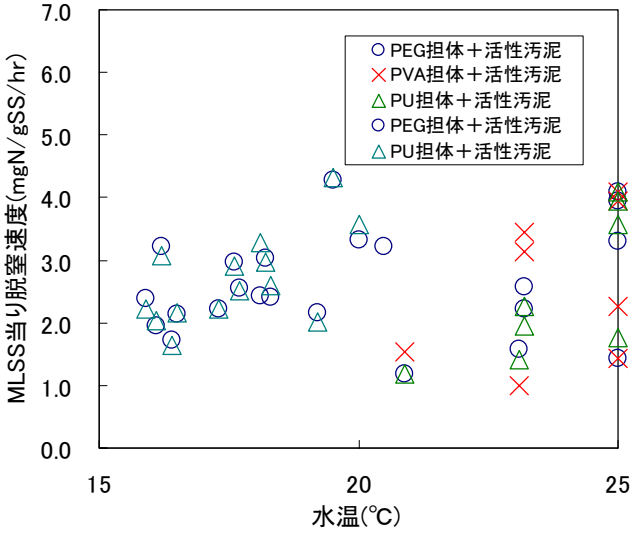
連続運転で得られた脱窒速度について、水温との関係を図１４に、原水S-BOD/MLSS比との関係を図１５に示す。

これらの図より担体を添加した活性汚泥系における脱窒速度は、水温への依存性は活性汚泥単独では若干認められるものの、担体を投入するとほとんど認められなかった。

一方、原水S-BOD/MLSS比との関係において活性汚泥単独、担体投入系列の両方で高い相関が認められ、S-BOD負荷が大きいほど脱窒速度が大きくなった。







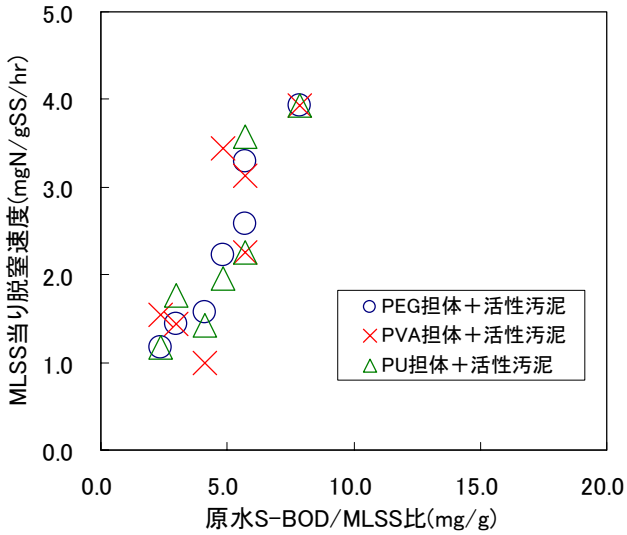


図１４　水温と脱窒速度の関係（連続運転）

図１５　原水S-BOD/MLSSと脱窒速度の関係（連続運転）

（２）原水有機物の違いと脱窒速度

原水性状の脱窒速度への影響の有無を確認するため、ビーカー試験にて、供試原水の有機物を変えて脱窒速度を比較した。その結果を表１２に示す。同一の活性汚泥あるいは同一の担体にて同時に測定しても、有機物の違いにより脱窒速度は大きく異なる結果となった。このことは原水BODの濃度のみならず、その組成も脱窒速度に影響を与える可能性を示唆している。

なお、今回の試験では、特に一沈流出水を用いた原水において脱窒速度がより高くなっているが、今後、その組成による影響効果を解明する必要がある。

表１２　ビーカー試験による原水種の影響有無確認結果

活性汚泥／担体種別	実施日	系列No.	担体投入	供試原水	平均水温(℃)	MLSS(mg/L)	平均脱窒速度	
							MLSS当り(mgN/gSS/hr)	担体当り(mgN/L/hr)
活性汚泥	01年9/14	Ⅰ	なし	好気槽MLSS＋一沈流出水	25.0	1450	4.8	
		Ⅱ		嫌気槽混合液		1600	3.9	
		Ⅲ		好気槽混合液と嫌気槽混合液を1.5: 1に混合		1510	2.6	
	01年9/19	Ⅰ	なし	好気槽MLSS＋一沈流出水	25.2	1420	5.9	
		Ⅱ		好気槽混合液＋酢酸50mg/L			6.0	
		Ⅲ		好気槽混合液＋メタノール50mg/L			3.6	
担体	01年9/14	Ⅰ	PVA担体5%投入	一沈流出水	25.0	0		126.0
		Ⅱ		嫌気槽混合液の上澄水				74.0
		Ⅲ		処理水と一沈流出水を1.5:1に混合				94.0
	01年9/19	Ⅰ	PVA担体5%投入	一沈流出水	25.2	0		146.0
		Ⅱ		処理水＋酢酸50mgBOD/L				98.2
		Ⅲ		処理水＋メタノール50mgBOD/L				84.2

４．４　脱窒担体投入の有効性

４．４．１　原水Ｓ-ＢＯＤと担体投入効果

11月から3月にかけての低水温期(15.9～20.5℃)のS-BOD負荷と脱窒速度の関係を図１６に示す。これをみると、低水温期であっても脱窒速度はS-BOD負荷に依存し、活性汚泥単独系列と、担体投入系列の差は認められず、同じ分布を示している。

したがって、担体投入の脱窒速度の加速効果があるとはいえない。

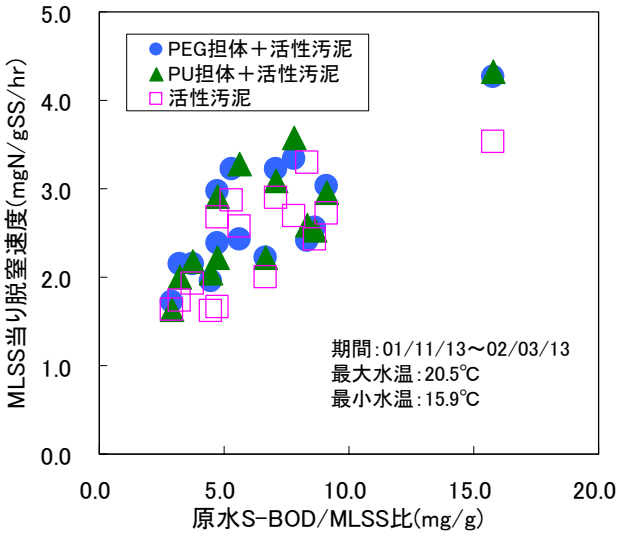


図１６　原水S-BOD/MLSS比と脱窒速度の関係（連続運転）

４．４．２　ＭＬＳＳと担体投入効果

活性汚泥単位重量当りの脱窒速度(mgN/gSS/hr)が一定であるとき、混合液単位容積当りの脱窒速度(mgN/L/hr)は、活性汚泥濃度が低いときほど小さくなる。このため、活性汚泥濃度が低いときに担体投入効果が顕在化する可能性が考えられる。

活性汚泥濃度と担体投入時の脱窒速度増加量の関係を図１７に示す。同図により、MLSS1000mg/L以上の範囲では担体投入による脱窒速度増加量は変化しないことがわかる。

確認のため、ビーカー試験にて、さらに低い範囲のMLSSのもとで、活性汚泥単独系と担体投入系の脱窒速度を比較した。その結果を図１８に示す。MLSS 1000mg/L以下において担体投入の効果が現れるが、実用的なMLSS濃度範囲では、図１７と同様、担体投入の効果は少ないといえる。

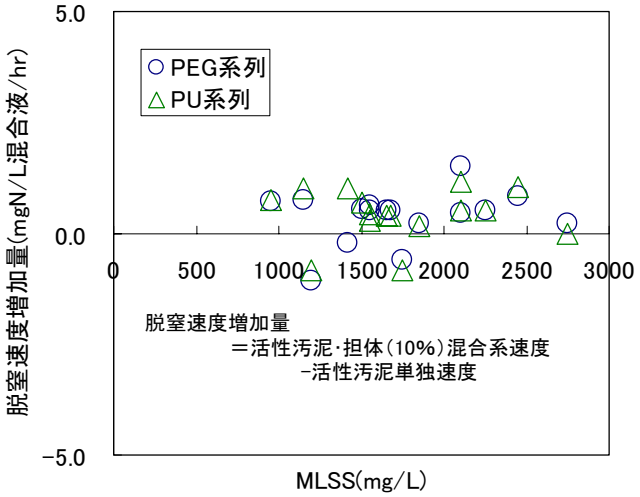


図１７　MLSSと脱窒素速度増加量の関係（連続運転）

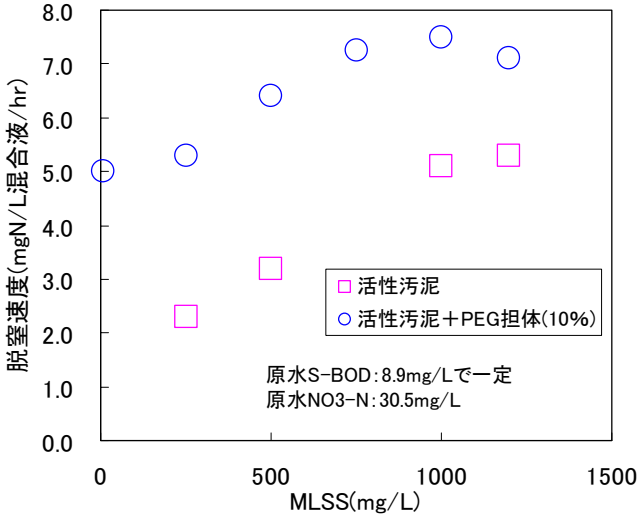


図１８　MLSSと脱窒速度増加量の関係（1Lビーカ試験）

４．４．３　担体投入率と担体投入効果

本調査では、担体投入率を10%で一定とし連続運転を行なった。そのため、担体投入率がさらに高い場合に脱窒速度が増加するかどうかを確認する必要がある。

そこで、ビーカー試験にて、担体投入率を変化させて脱窒速度を測定した。その結果、図１９に示すように、担体投入率が大きくなるほど[担体]単独系列の脱窒速度(mgN/L混合液/hr)は増加し、[活性汚泥＋担体]混合系列においても同様に増加した。

これは、担体投入率を大きくすれば担体投入効果が大きくなることを意味するが、本調査で対象とした担体についていえば、投入率は10%程度が実用的であり、投入率の増加とともに、担体沈積のリスクは増加する。従って、実用的な担体投入率の範囲では、十分な効果を得ることは困難である。

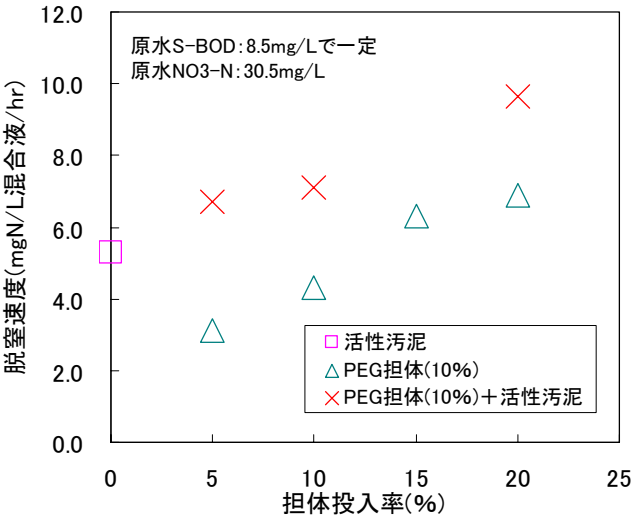


図１９　担体投入率と脱窒速度の関係（1Lビーカ試験）

４．５　担体の実用性

４．５．１　連続運転における担体浮上状況

窒素ガスの付着による担体浮上は、ＰＥＧ担体とＰＶＡ担体にはほとんどみられなかったが、ＰＵ担体の浮上量は運転開始時から増加し、２ヶ月後に約20％となった後、減少に転じた。ＰＵ担体は比較的、窒素ガスが付着しやすいものと考えられた。

４．５．２　連続運転におけるスカム発生状況

期間Ⅰでは、スカム発生量はＰＶＡ担体系列において他系列より大きい傾向にあった。期間Ⅱでは、担体投入の２系列において、活性汚泥単独系列より大きい傾向にあった。担体以外の条件は全て同一であるため、担体の持つ何らかの性状か、あるいは担体存在が及ぼす水理学的影響がスカム発生に寄与している可能性が高いと思われる。

また、スカム発生により、担体がスカムに抱き込まれる事態が頻繁に発生した。

４．６ 脱窒担体性能調査のまとめ

好気槽に添加する硝化担体を無酸素槽にも投入し、その脱窒性能について調査した。
その結果を要約する。

1 連続運転における脱窒担体の馴養状況

脱窒担体単独の脱窒速度は、馴養開始１ヵ月半で増大し、最大56.6mgN/L担体/hrが得られた。

2 連続運転における脱窒担体投入効果

連続運転において、活性汚泥単独系列と担体投入系列のNOx-N除去速度は同レベルで推移し、顕著な差は現れなかった。すなわち、担体投入の効果は得られなかった。

3 連続運転における担体の実用性確認

担体によっては浮上しやすいものがあり、一時的に投入量の２割程度が浮上した。
また、担体がスカムに抱き込まれる現象が生じた。

4 脱窒速度への影響因子の考察

活性汚泥、担体とも脱窒速度は水温の依存性が少なく、流入基質によって影響を受けることが判明した。

5 脱窒担体投入の有効性評価

以下の理由により、通常の合流式下水処理において、硝化担体を脱窒担体として兼用する場合、脱窒担体投入の有効性は低いと判断された。

１）活性汚泥の脱窒速度が低下する原水 S-BOD 低下時には、担体の脱窒速度も低下するため、担体投入しても脱窒速度の上昇は望めない。

２）実用的な MLSS 濃度範囲（1000mg/L 以上）では担体投入の効果は少ない。

３－４　りん除去の安定化を図ったＡ$_2$Ｏ法施設の運転手法確立

流域下水道本部　北多摩二号処理場
佐藤　義文、福定千香子
堀込　宏祐（現：清瀬処理場）
高田　耕藝（現：産業労働局）

１．はじめに

平成 12 年 4 月に、流域下水道本部で初めての嫌気・無酸素・好気法（以下、Ａ$_2$Ｏ法）施設が、合流式の北多摩二号処理場に導入された。Ａ$_2$Ｏ法施設稼働にあたり、高度処理施設初期運転ＰＴを設置して、運転手法の検討とともに、施設改善に取り組んできた。

そこでの大きな課題が、雨天時におけるりんの除去率低下の問題であった。当初は、第一沈殿池の生汚泥投入により解消できると考えていたが、それだけでは対応できないことが明らかとなった。

そこで、生汚泥の投入量の制御を柱に、槽割の変更を含む施設の運転方法を検討した結果、当場における最適運転手法として 3 モード運転手法を確立したので、報告する。

２．施設概要

処理能力は平成１３年度末現在、４系列、77,000m^3/日である。そのうち、第１～３系列までの 61,500m^3/日が標準活性汚泥法の施設であり、第４系列の 15,500m^3/日がＡ$_2$Ｏ法施設である。

北多摩二号処理場の平面図を図１に示す。

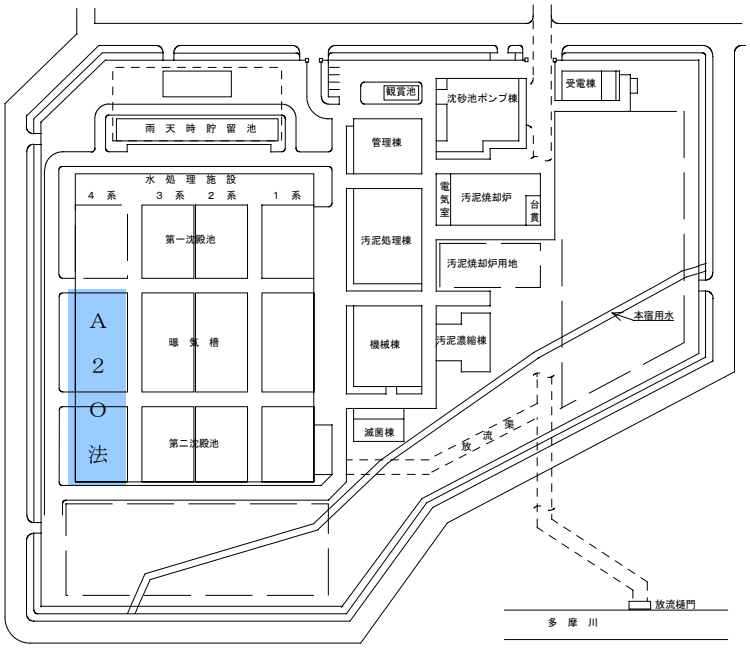


図１　北多摩二号処理場一般平面図

２．１　全体概要

当場には、合流改善施設として雨天時貯留池（2Q1h）があり、降雨時には初期汚濁水を貯留している。貯留した下水は、晴天時に高級処理して放流する。

また、晴天時には、3池ある第一沈殿池のうち1池のみを使用して、A_2O法施設の有機物負荷の確保を図り、残る2池は簡易処理に用いている。従って、標準法施設への負荷も高まるが、幸い流入水量が処理能力の50%程度であるため、処理水質は良好に推移している。

第４系列の主な施設の形状等は以下のとおりである。

（１）第一沈殿池

躯体は完成しているが、機械設備は未設置である。

（２）生物反応槽（Ａ$_2$Ｏ法）

４回路折り返し迂回流式押出し流れ型
有効容積　9,310m^3　有効水深　7.5m
機械攪拌機能力　5.5kW×８台
機械攪拌機能力　3.7kW×２台
散気方式　片側旋回流　散気水深　4.5m
散気板　気孔径300μ、1,099枚、好気部に設置
循環ポンプ：片吸い込みうず巻ポンプ　11kW×3台（各6.0m^3/min×揚程4m）
同配管：φ350mm×約90m（２箇所）
一沈生汚泥投入管：φ250mm×約150m（２箇所）
生汚泥用破砕機：立て型２軸回転式　3.7kW×１台（4.0m^3/min）

（３）第二沈殿池

第二沈殿池は既存施設と同じ施設構造で、３枚の整流壁と３列のクロスコレクタがある。

リンクベルト式（クロスコレクタ付）
有効容量　4,200m^3、水面積　1,500m^2、堰長さ　199.1m
返送汚泥ポンプ：ベルト掛スクリュー型　11kW（ 6.2m^3/min×揚程5m）
余剰汚泥ポンプ：ベルト掛スクリュー型　3.7kW（1.6m^3/min×揚程6m）

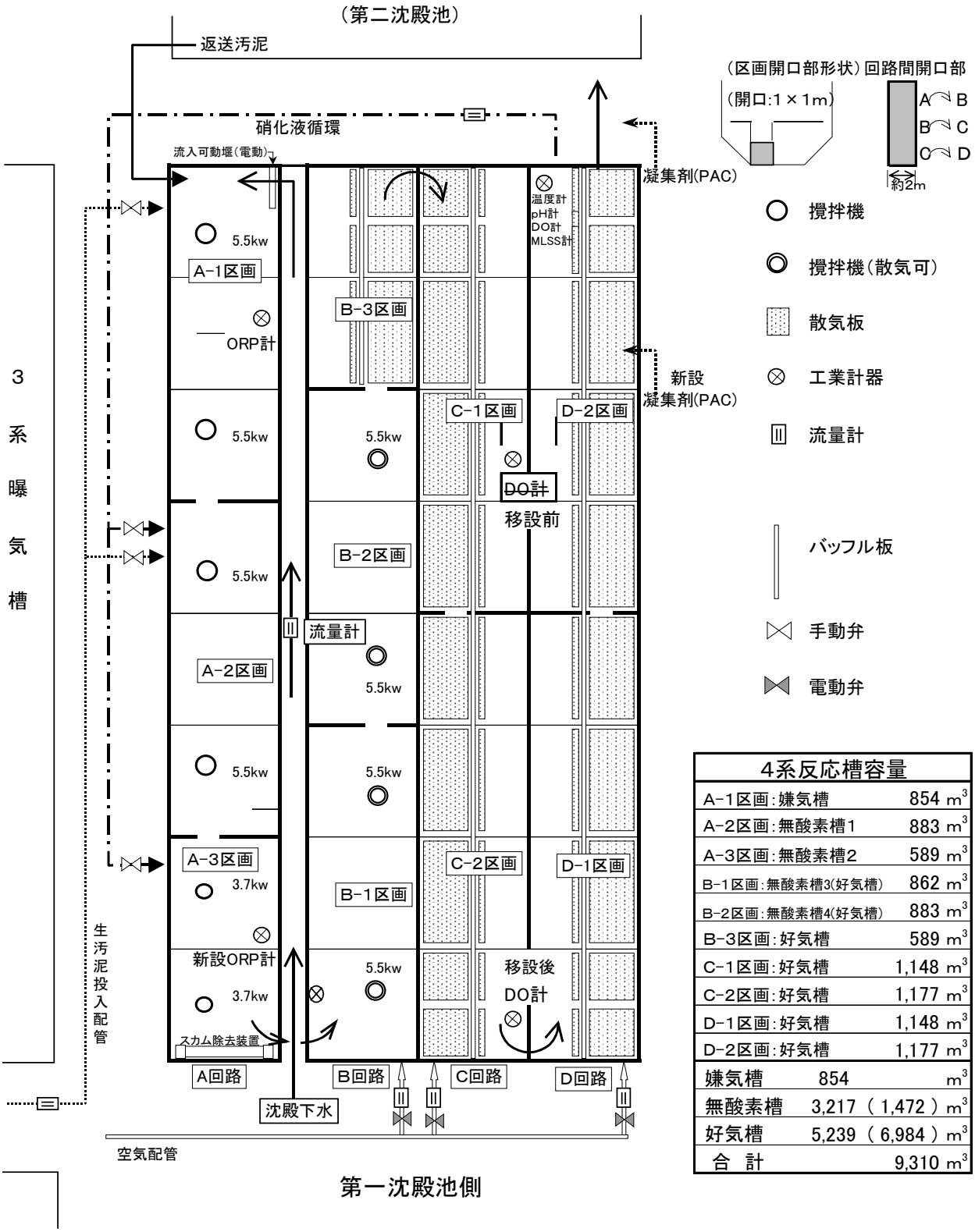
（４）計測器

好気槽：風量計、max 40m^3_N/min
嫌気槽・無酸素：ＯＲＰ計×各１
好気槽中間：ＤＯ計
好気槽出口：ＤＯ計、ＭＬＳＳ計、ｐＨ計、水温計
二沈：ＮＰ計

２．２　生物反応槽の詳細

Ａ$_2$Ｏ法生物反応槽の概要を図２に示す。

第４系列は、標準活性汚泥法の躯体構造にＡ$_2$Ｏ法の機械設備を設置したものである。生物反応槽容量の４４％に水中攪拌機を設置し、硝化液循環ポンプ及び生汚泥投入設備並びに凝集剤（ポリ塩化アルミニウム。以下、ＰＡＣ）注入設備を設置している。



4系反応槽容量		
A−1区画:嫌気槽	854	m^3
A−2区画:無酸素槽1	883	m^3
A−3区画:無酸素槽2	589	m^3
B−1区画:無酸素槽3(好気槽)	862	m^3
B−2区画:無酸素槽4(好気槽)	883	m^3
B−3区画:好気槽	589	m^3
C−1区画:好気槽	1,148	m^3
C−2区画:好気槽	1,177	m^3
D−1区画:好気槽	1,148	m^3
D−2区画:好気槽	1,177	m^3
嫌気槽	854	m^3
無酸素槽	3,217 (1,472)	m^3
好気槽	5,239 (6,984)	m^3
合　計	9,310	m^3

図２　A_2O法生物反応槽概要図

２．２．１　水の流れ

反応槽内の流れは折り返しの迂回流である。

流入側からＡ、Ｂ、Ｃ、Ｄの４回路に分かれ、各回路は更にＡ－１～３、Ｂ－１～３、Ｃ－１～２､Ｄ－１～２と計１０区画に分かれている｡各区画の隔壁は合成木材で造られ、Ａ・Ｂ回路の各区画隔壁開口部は１×１ｍ、Ｃ・Ｄ回路の各区画隔壁開口部は１×２．３ｍである。躯体構造であるＡ・Ｂ間、Ｂ・Ｃ間、Ｃ・Ｄ間の開口部は約２×７．８ｍである。

反応槽流入水はＡ、Ｂ回路の間にある導水路を通って流入する。導水路には流量計があり、この信号により流入可動堰を動かして水量の制御を行う。

２．２．２　攪拌・散気装置

水中攪拌機はＡ－１～３、Ｂ－１～２区画に設置され、Ｂ－１～２区画には空気吹き込みが可能な攪拌機が設置されている｡Ｂ－３区画以降は散気板による曝気攪拌である。

Ａ－１区画は嫌気槽、Ａ－２区画は嫌気・無酸素兼用槽、Ａ－３区画は無酸素槽である。Ｂ－１、２区画は水中攪拌機に空気を吹き込み、好気槽として使用できる。Ｂ－１区画以降を好気槽とした場合には、嫌気・好気の容積配分は嫌気部が２５％、好気部が７５％となる。

風量計はＢ、Ｃ、Ｄ回路にあり、回路別に計測している。なお、Ｂ回路の給気はＢ－１､２区画の水中攪拌機の専用とし､Ｂ－３区画の散気板はＣ回路から給気されている。

Ａ回路末端にはスカムスキマーが、散気板のある回路にはスカムスプレーが設置されている。各区画の隔壁上部には堰板が取り付けられ、適宜スカムを排除できる構造になっている。

２．２．３　硝化液循環等

一沈生汚泥及び硝化液の投入管は各２本あり、一沈生汚泥はＡ－１、２区画に、硝化液はＡ－２､３区画に投入できる｡通常、一沈生汚泥はＡ－１区画に、硝化液はＡ－２区画に投入している。

２．２．４　流入水質

晴天日における生物反応槽流入水の日平均水質（２４時間採水の混合試料）を表１に示す。窒素・りんの処理に関係の深いＢＯＤ比は、ＢＯＤ／Ｔ－Ｎ比が 3.7～5.7 倍、ＢＯＤ／Ｔ－Ｐ比が 33～43 倍と、マニュアル(案)[(1)]で必要とされるＢＯＤ/Ｔ－Ｎ比 3.0 倍以上、ＢＯＤ/Ｔ－Ｐ比 20～25 倍を満足している。

表１　生物反応槽流入水の水質
通日/放流水試験結果(単位 mg/L)

項目	最小	最大	平均
BOD	66	174	104
溶解性BOD	18	91	56
浮遊物質	21	61	43
全りん	2.0	4.0	3.0
りん酸性りん	1.2	2.8	1.9
全窒素	17.5	30.4	24.4
ケルダール窒素	17.4	30.2	24.2
アンモニア性窒素	10.3	20.3	15.3
亜硝酸性窒素	0.0	0.5	0.1
硝酸性窒素	0.1	0.7	0.1
有機性窒素	5.8	11.5	8.9

３．調査内容

A_2O法は高度処理施設として位置づけられており､処理水の全窒素･全りん濃度は標準法に比べ､格段に厳しい、「全窒素１０mg/l、全りん０．５mg/l」の目標値が定められている。晴天時は、安定した処理がおこなえるものの降雨時には、雨水により希釈された下水が流入することにより、処理条件が変動し、特にりんの処理が不安定になる。さらに、降雨後も、雨天時貯留池からの返水により、この状況が数日間も継続していた。

そこで、降雨時にも安定した運転手法を検討するために、以下の項目について調査し、最適運転マニュアルの整備を目標とした。

① 硝化液の最適循環率及び循環位置の検討
② 生汚泥投入方法の検討
③ りんの除去率向上の検討
④ 晴天時・雨天時・返水時モードの検討

４．調査結果

４．１　窒素処理

処理水の全窒素濃度の推移を図３、返送汚泥率と硝化液循環率の推移を図４に示す。

なお、図３のデータは全窒素全りん自動計測器（以下、ＮＰ計）の計測値を使い、週平均値で表示している。

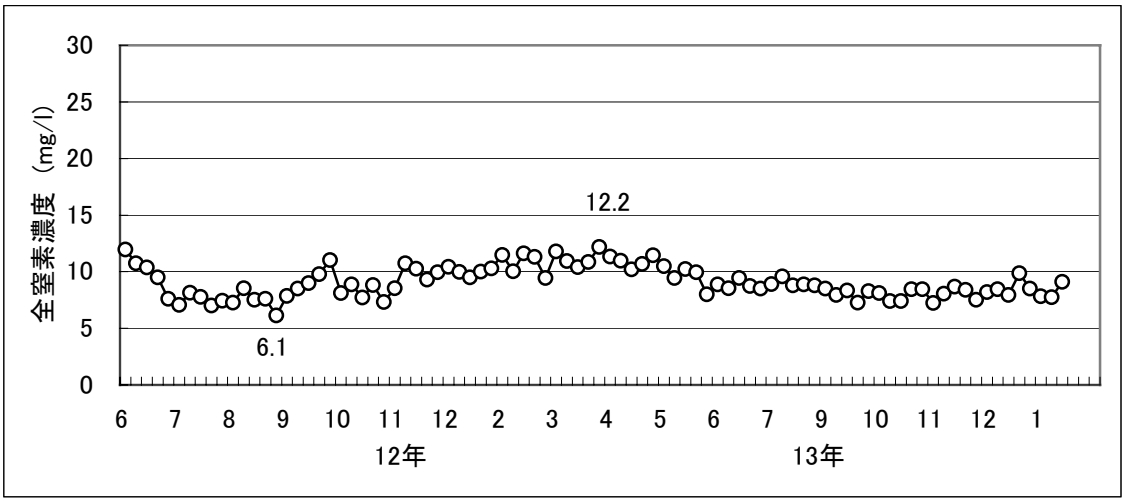


図３　処理水の全窒素濃度の推移（NP 計週平均）

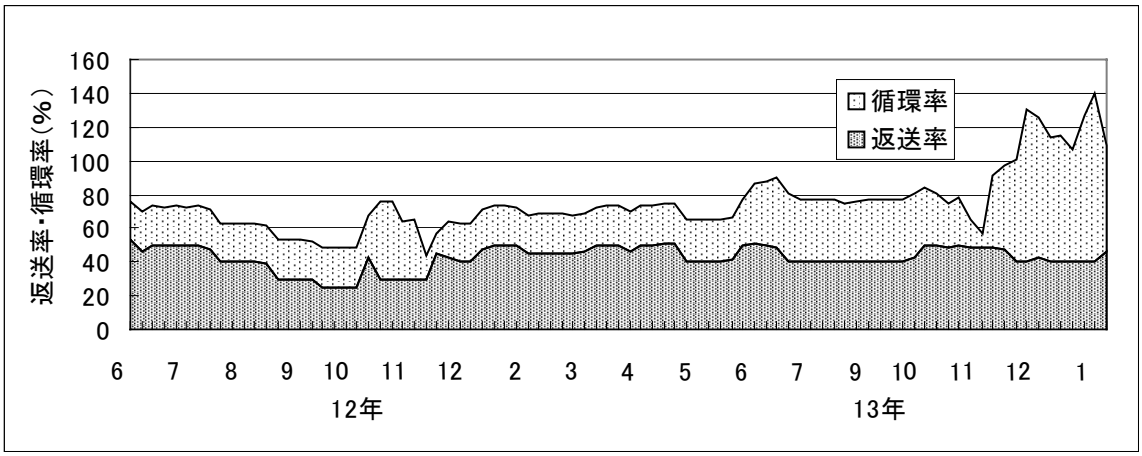


図４　返送汚泥率と硝化液循環率の推移（週平均）

１２年６月～１４年１月の処理水全窒素濃度は６～１２mg/l の範囲にあり、平均９mg/l であった。全窒素濃度は平均的にみると高度処理水の目標値１０mg/l 未満を達成していた。

平成１２年７月～１１月までは１０mg/l 以下で、１２年１２月～１３年２月の１０mg/l

を挟んで、１３年３月から５月の３ヶ月間、目標値１０mg/l を超えていた。最大値は４月に１２mg/l を記録している。

全窒素濃度に高い期間があるのは、硝化液循環率２３％における基礎データの集積を図ったためである。

１２年度は窒素処理に関する調査として６月～９月の期間、反応槽流入水量と返送汚泥率を変更した調査、１０月～１２月中旬までの期間、硝化液循環率を変更した調査を実施した。１２月中旬以降は循環率調査の結果を踏まえ、循環率は２３％のままで冬期の運転対応をとった。冬期の運転は水質悪化の危険があるため、ＤＯ管理と曝気風量および槽内汚泥量等の管理に専念した。

１３年度に入り、５月から１１月まで硝化液循環率を３５％～４０％の設定とし、暫時循環率を上げた。その結果、６月以降１４年１月まで、処理水の全窒素濃度は週平均で１０mg/l 未満となった。１３年１１月１６日以降、硝化液循環流量の不具合を是正したのちは硝化液循環率を５０％、７５％、１００％と、段階的に上げている。

なお、１３年１０月以降の循環率は通常の設定より低い場合がある。これは雨天時にりん処理を優先して硝化液の循環を止めているためである（４．３．１参照)。

硝化液循環率の設定は、反応槽内で硝化・脱窒反応が次の反応式で理論的に進行すると仮定して、検討した。

$$NH_4OH + O_2 \Rightarrow HNO_3 \Rightarrow HNO_3 + (BOD) \Rightarrow N_2\uparrow + (CO_2\uparrow)$$

窒素除去率 E_{TN} は、反応槽流入水中の窒素が反応槽内ですべて硝化され、嫌気槽、無酸素槽へ循環返送された NO_3-N がすべて脱窒されるとした場合、①式で表される。

$$E_{TN} = \frac{R}{1+R} \times 100 \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots\cdots ①$$

ここに、Ｒ：循環比

$$R = \frac{RS + CS}{Q} \quad \cdots\cdots\cdots\cdots\cdots ②$$

ＲＳ：返送汚泥流量（m³/日）
ＣＳ：硝化液循環流量（m³/日）
Ｑ：反応槽流入水量（m³/日）

また、窒素除去率 E_{TN} は③式でも表される。

$$E_{TN} = \frac{Nin - Nout}{Nin} \times 100 \quad \cdots ③$$

（Ｎin：流入水窒素濃度、Nout：処理水窒素濃度）

①式と③式を展開し、処理水の窒素濃度から流入水の推定窒素濃度を求める式が得られる。

Nin＝Nout×（１＋Ｒ）……④

ここで、④式で求めた流入水の推定窒素濃度と水質分析の結果と比較してみる。

④式で求めた反応槽流入水の推定窒素濃度の推移を図５、反応槽流入水の全窒素とアンモニア性窒素濃度を図６に示す。

図５と図６を比較すると、処理水の全窒素濃度から計算した反応槽流入水の推定窒素濃度は全窒素よりもアンモニア性窒素濃度に近いことが分かる。

反応槽流入水の窒素濃度の変化は、夏期から秋期(７～１０月)にかけて低く、冬期から春期（１～５月）にかけて高くなることが分かる。

反応槽流入水の窒素濃度の変動は降雨状況を反映し、降水量の多い季節は反応槽流入水の窒素が低い濃度であるが、少ない季節は高い濃度になる。

次に、前述した④式を展開すると、反応槽流入の推定窒素濃度から循環比(Ｒ)を求める⑤式になる。

Ｒ＝（Nin－Nout）÷（Nout）…⑤

この循環比（Ｒ）から計算した硝化液循環率を用いて、１３年度は反応槽流入水質に追従した硝化液循環率の設定を行っている。

なお、流入水の窒素濃度を常時把握しておくことは、処理水の窒素濃度を高める曝気不足（アンモニアの残留）や過曝気による硝化の行き過ぎ等の有力な判断材料になると考えている。

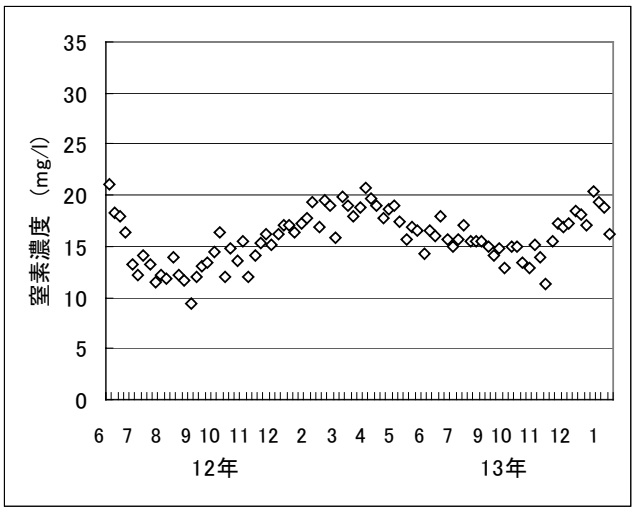


図 ５　反応槽流入水の推定窒素濃度

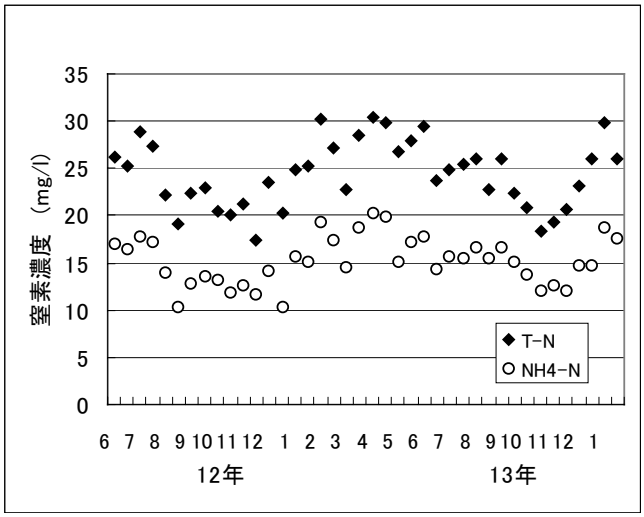


図６　反応槽流入水の全窒素とアンモニア性窒素濃度（通日・放流水試験結果）

４．２ りん処理

高度処理水の全りん濃度の経日変化を図７、降水量の推移を図８に示す。

図７と図８を比較すると、降雨の少なかった６月中旬から８月中旬までは高度処理水の全りん濃度は０．１～０．２mg/l と極めて低く、良好なりん処理が行われていた。

しかし、降雨時は高度処理水の全りん濃度は０．５mg/l を超え、２．０mg/l 程度になっている。これは、降雨による下水の希釈と溶存酸素の持ち込みにより、嫌気槽でのりんの吐き出しが阻害されるため、後段の好気槽でのりんの過剰摂取ができないことが原因で、合流式処理場におけるA_2O法導入の最大の問題と考えられる。

これに対処するため、生汚泥の投入を試行したが、第一沈殿池引き抜き汚泥では汚泥濃度の変動が激しく、投入量の把握が困難であることが明らかとなった。

そこで、汚泥調整槽を活用して、濃度調整した生汚泥を貯留し、設定量が投入できるように施設改造を行い、生汚泥の投入方法を検討した。

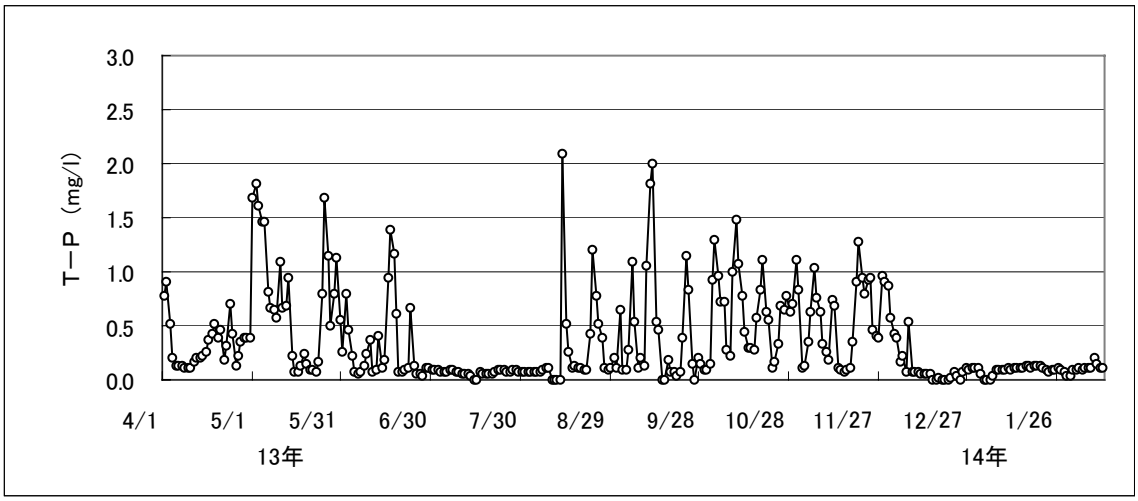


図７　全りん濃度（NP 計）の経日変化

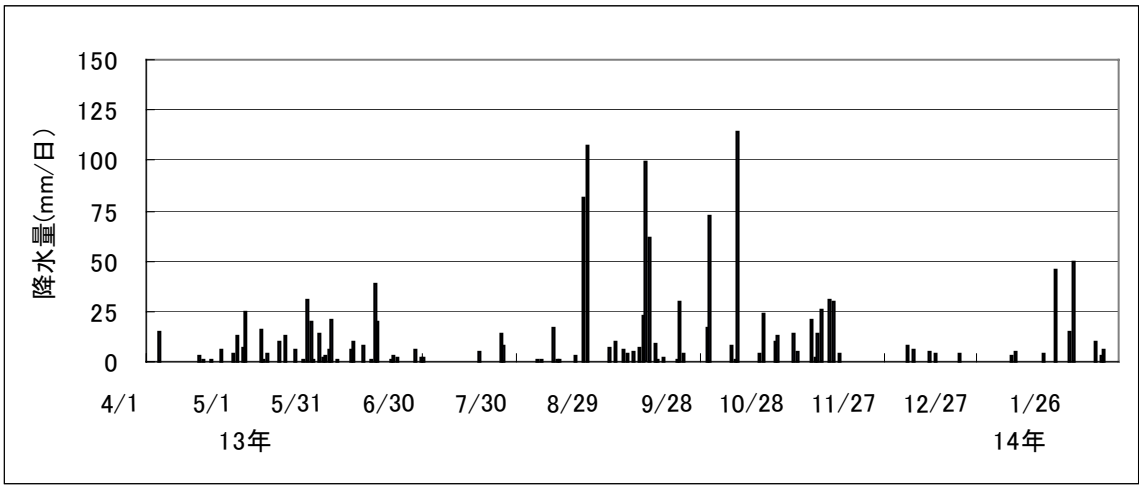


図８　降水量の推移

４．２．１　生汚泥投入方法

投入ポンプの実吐出量は２．５ｍ^3/分で、張り込みに要する時間は１時間以内、反応槽への送泥量は４分間に 10ｍ^{3}である。

汚泥の調整方法は、当初は重力濃縮槽汚泥を処理水で希釈して行ったが、重力濃縮汚泥は濃すぎて調整が難しかった。そこで、一沈生汚泥を濃度選別して張り込み、重力濃縮汚泥を補助的に使用することにした。

また、汚泥投入方法は、１回あたりの設定固形物（ＤＳ）量は変えずに投入間隔を変えて、晴天時には少なく、雨天時に多く投入する方法（バケット投入）とした。貯留槽内の汚泥濃度は反応槽への投入汚泥と一沈生汚泥の両方の濃度を見ながら調整することで、汚泥をＤＳ量として把握し、安定投入が図れるようになった。

生汚泥投入の実績を図９、投入の設定を表２に示す。

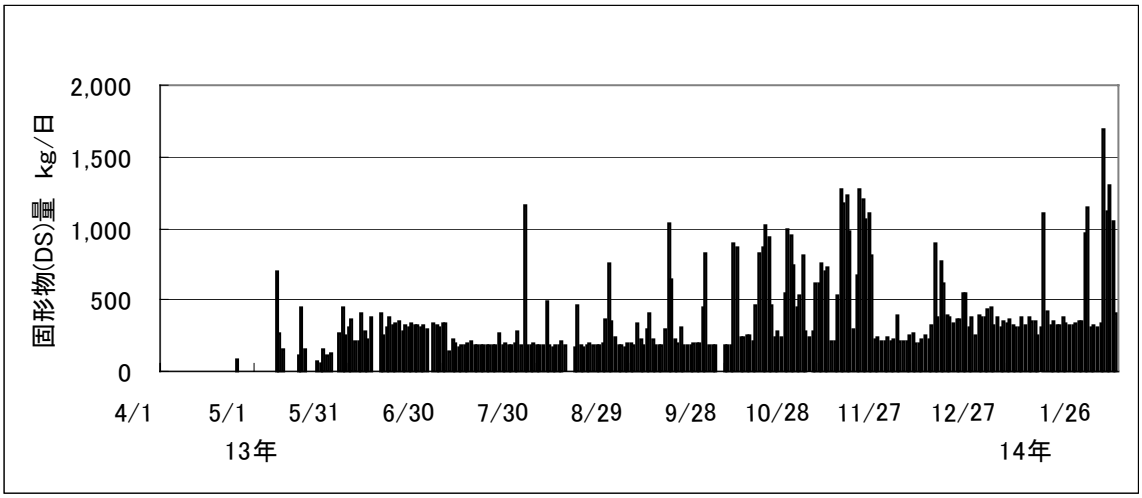


図９　生汚泥投入実績

表２　生汚泥投入の設定

	設　　定	備　　考
5/21～ 5/25	１０m^3/回×８/日	一沈汚泥のみ
5/28～ 6/10	５０kg/回×８/日	一沈汚泥を張り込み、重力濃縮汚泥で濃度調整
6/11～ 7/ 1	４０kg/回×８/日	
7/ 2～ 9/28	晴天時　３０kg/回×６/日 雨天時　１時間毎に連続	一沈汚泥を濃度選択し、重力濃縮汚泥は不足分のみ使用。 7/2　：雨天時モードの導入 12/3：返水時モードの導入
9/28～10/30	晴天時　４０kg/回×６/日 雨天時　１時間毎に連続	
10/30～12/ 3	晴天時　５０kg/回×４/日 雨天時　１時間毎に連続	
12/ 3～ 1/31	晴天時　５０kg/回×６/日 雨天時　１時間毎に連続	

施設改良後の生汚泥のＤＳ投入量は、３０kg/回～５０kg/回と設定量を段階的に増加した。雨天時に２４時間連続投入すると、日量では７２０kg～１，２００kg に相当し、反応槽流入水のＳＳを３８mg/l～６３mg/l 高める計算になる。

このように、大量に生汚泥を投入しても、降雨時に処理水の全りんは反応槽流入水のりん酸性りんに近い２．０mg/l の濃度まで上昇し、生汚泥投入の効果を見出せなかった。

そこで、A_2O法運転方法そのものを検討しながら調査を行った。

また、晴天時にはりんの除去が良好に行われていることから、本来、晴天時の生汚泥投入は不要であるが、次の理由で投入することとした。

（１）汚泥処理工場にある汚泥貯留槽と反応槽投入場所まで約３００ｍの距離があり、配管内での腐敗を防止する。

（２）嫌気槽のＯＲＰ値が－２００mV 以上の期間を降雨の影響が現れているとみなして、生汚泥を多く投入している。また、りんを安定して除去できるのは－３００mV 以下であるが、晴天日にもその中間の－２００～－３００mV となる場合があるので、少量の生汚泥を投入してりん処理の安定化を図る。

４．３　雨天時のＡ$_2$Ｏ法運転

晴天時及び通常の雨天時における運転手法はほぼ整理されたが、生汚泥投入にのみ頼った運転には限界があることが明らかとなってきた。そこで、窒素及びりんの処理を総合的に把握し、対応できる運転方法の変更との組み合わせを検討した。

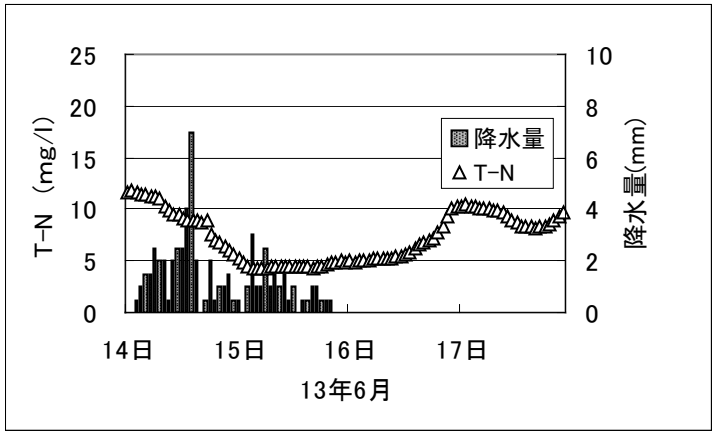


図１０　処理水の全窒素濃度（ＮＰ計）と降水量の経時変化

４．３．１　硝化液循環の停止

雨天時には雨水により流入下水が希釈されて、処理水の窒素濃度が低くなっている。雨天時に流入下水が十分に薄ければ、硝化液循環による窒素処理を行わずに、無酸素槽を嫌気槽として使用することができ、りん処理を優先した運転が可能になる。

そこで、雨天時の全窒素濃度の変化を検討した。一例として、６月１４、１５日のデータを図１０に示す。

この日の降雨は１４日３時から降りはじめ、３９時間降り続いた。全窒素濃度は１５日３時に４．３mg/ｌにまで低下し、１０mg/ｌに戻ったのは１６日２２時であった。

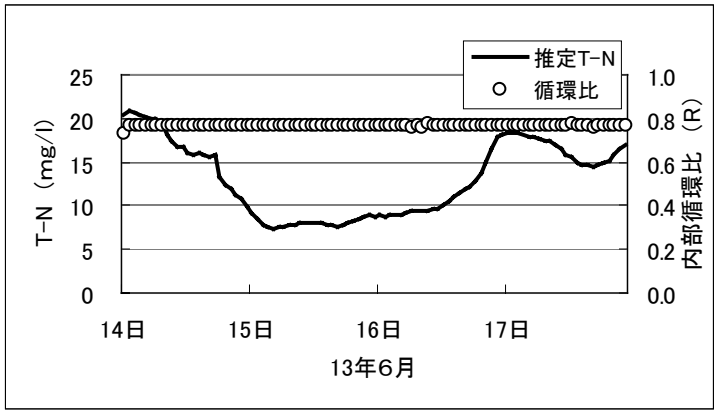


図１１　循環比（R）と推定流入水窒素濃度

反応槽流入水の全窒素濃度を推定した。反応槽流入水の窒素濃度は「３．２．２　硝化液循環率の設定」で説明した④式を使って求めた。

Nin＝Nout×（１＋Ｒ）-----④

返送汚泥率は５０％、硝化液循環率は２５％で運転していたのでＲ＝０．７５である。

④式に入れて計算し、循環比と反応槽流入水の推定窒素濃度との関係を図１１に示した。

１４日２４時から、１６日１２時の間、反応槽流入水そのものが、高度処理水の窒素濃度の目標値未満で、窒素に関しては処理を必要としない濃度になっていたことが分かった。

実際には、返送汚泥は常に投入されているので、返送汚泥率のみを考慮に入れ、計算すると、１４日１６時から１６日２２時までの５０時間、処理水の窒素濃度は１０mg/l 未満になり、硝化液の循環は止めてよいと判断した。

この考え方から、１１月４日の降雨以降、雨天時は硝化液の循環を止めて、無酸素槽を嫌気槽の延長として運転している。

４．３．２　水中攪拌機の曝気停止

図１２に示すように、反応槽に雨水の流入があると、持ち込みの DO を原因として槽内のＤＯ値は高くなり、最低風量に絞り込んでも、制御できなくなる。この高いＤＯの曝気液が返送汚泥として嫌気槽に戻ると、りんの吐き出しが止まり、好気部でのりんの吸収も止

まる。

そこで、図１３の回路別空気配分に示すように、１０月９日から雨天時は嫌気・好気兼用であるＢ回路の水中攪拌機４台の曝気を停止し、DO の上昇を抑制した。

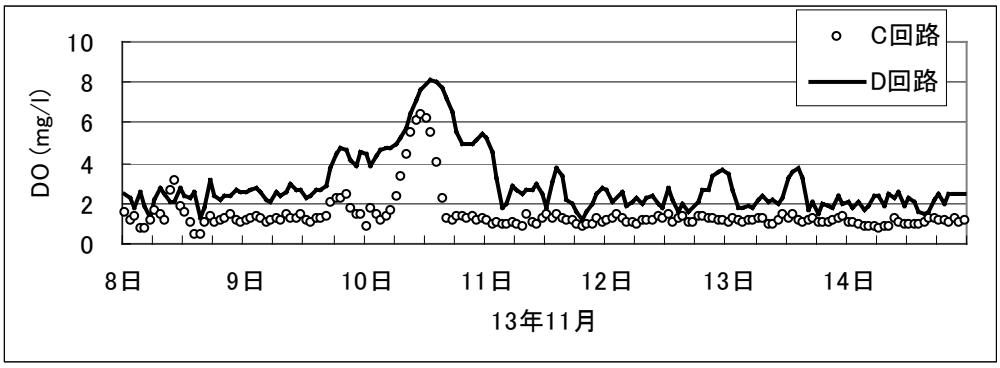


図１２　雨天時における DO の経時変化

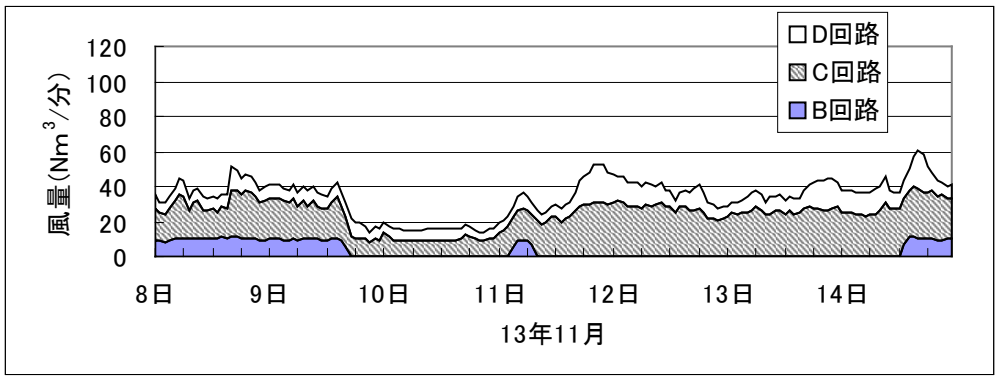


図１３　回路別空気配分

４．３．３　硝化液投入位置の変更

雨天時に硝化液循環および水中攪拌機の曝気を停止する新たな運転方法の効果を確認するため、反応槽の入口からＢ－２区画出口までのりん濃度の変化を追った。その結果を図１４に示す。

りん酸性りん（PO_4－Ｐ）は反応槽を流下するに従い、濃度が高くなっており、雨天時に硝化液の循環とＢ－２区画までの曝気を停止した効果が現れている。

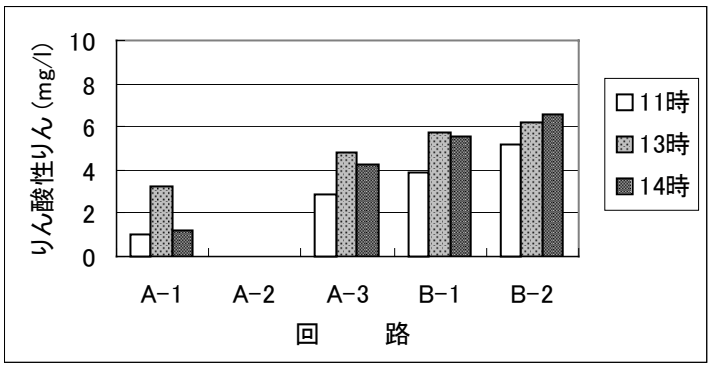


図１４　反応槽内りん酸性りんの変化
(H13.11.13)

一般に、嫌気部のりんの放出量が多いと、好気部での吸収も多くなる。このため、生汚泥投入の効果は嫌気時間を長くとり、過剰にりんを吐き出させることで発揮できると考え、低水温期には硝化液投入場所をＡ－２区画からＡ－３区画に変更して、嫌気時間を長く確保した。

この変更の結果、嫌気時間は、処理水量８００m^3/時、返送汚泥率５０％の場合、晴天時は０．７時間から１．５時間に増加した。さらに降雨時にはＢ－２区画までを嫌気部に

し、３．４時間を確保した。

４．４　雨天時貯留池返水時のＡ$_2$Ｏ法運転

雨天時から晴天時対応に戻る際に、処理水の全窒素と全りん濃度が上昇する現象があった。当場は合流式であるため、初期雨水を貯留する雨天時貯留池があり、貯留雨水は、降雨終了後に水処理系に返水して高級処理される。この返水が雨天時と同様な影響を与えていることと、硝化液循環再開に伴い好気槽に一時的なＤＯ不足が生じることが分かった。

このため､次の３項目を実施し､返水時における安定したりん処理の検討をおこなった。

（１）生汚泥は雨天時と同様に、投入間隔を短くして投入量を多くする。

（２）雨天時より窒素濃度が高いため、硝化液を循環させる。

（３）Ｂ回路（好気部）の水中撹拌機の曝気を行う。

４．４．１　雨天時貯留水の返水方法の改善

雨天時には雨水流入により、嫌気槽のＯＲＰ値は－２００mV 以上に上昇するため、生汚泥を連続で投入し－３００mV 程度にする対応をしている。

しかし､返水時にも図１５のように、嫌気槽ＯＲＰが－２００mV 前後で推移し、生汚泥を投入するどうかの判断に迷う場面があった。雨天時貯留水の処理には図１６に示すように、１１月までは水処理の余裕を見て返水していたため、３日～５日を要していた。雨天時貯留水は、長時間の貯留によるＳＳ分の沈降にともないＢＯＤが低下し、希薄な下水に変わり、雨水と同様、りん処理に悪影響を与えていると推定された。なお、沈降したＳＳ分は返水最終工程（フラッシング）で排出している。

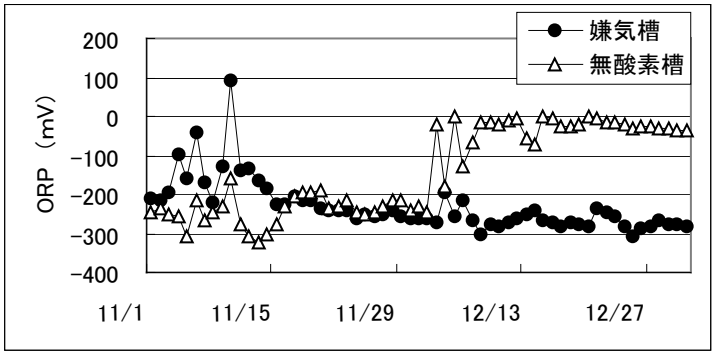


図１５　嫌気槽・無酸素槽のＯＲＰ

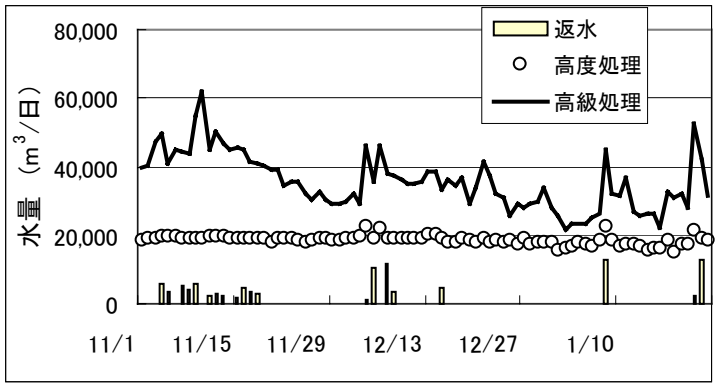


図１６　高度・高級処理水量と雨天時貯留水返水

そこで、雨天時貯留池の返水は、高度処理と高級処理への負担増を考慮し、かつ速やかに完了することの両方を満たす次の条件を設けて、処理することにした。

（１）返水時は高度処理と高級処理の合計水量で、4,000m^3/時を上限にした。

（２）返水量は約1,000～1,200m^3/時にし、返水時間を約半分に短縮した。

（３）反応槽流入水量は雨天時・返水時ともに、1,000m^3/時とし、晴天時の800m^3/時より多くした。

この条件で雨天時貯留池の返水をすると､嫌気槽のＯＲＰが－２００mV以上になるため、生汚泥は雨天時と同様に投入することとした。

４．４．２　硝化液循環の再開に伴うりん濃度の上昇

雨天時対応から晴天時対応に戻し、硝化液循環を再開したことに伴って、図１７に示すように、１２月５日と７日にりん濃度が上昇している。このときのりん濃度上昇が短時間で終了していることから、曝気風量の不足によるＤＯ低下が原因であると推定された。

このＤＯ低下は雨天時対応の間、低風量でＤＯが保持されていて、循環を再開すると槽内流速が速まるため、風量を増やしても追従できないことから生じていると考えられる。

硝化液循環の再開に際しては、水中攪拌機の曝気を再開するとともに、ＤＯの安定を見ながら戻すこととした。

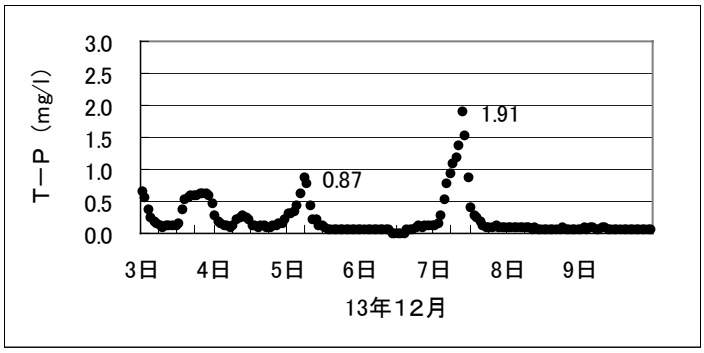


図１７　全りん濃度（NP 計）の経時変化

４．４．３　雨天時貯留池返水時の窒素濃度の上昇

雨天時貯留池の返水に伴い、図１８に示すように、処理水の窒素濃度が目標値の１０mg/l を超過した。

これは、雨天時貯留池の貯留水が雨天時の流入下水ほど薄くなく、返水時には硝化液を循環する必要があることを示している。

そこで、雨天時貯留池返水時に必要な硝化液循環率を次のように求めた。

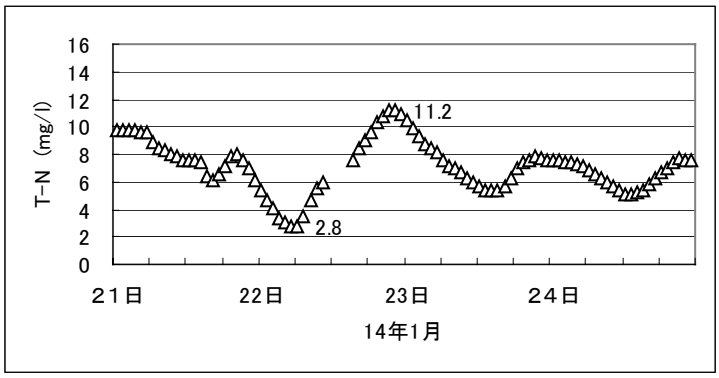


図１８　全窒素濃度（NP 計）の経時変化

前述の理論窒素除去率の計算式から反応槽流入水の窒素濃度を推定する。その推定流入水窒素濃度から必要な循環率を求める。

雨天時貯留池返水のあった日の処理水窒素濃度を１２mg/l とする。内部循環比は硝化液の循環がないので返送汚泥率のみのＲ＝０．４とすると、

推定流入水窒素濃度＝１２×（１＋０．４）＝１６．８mg/l

高度処理水の窒素濃度を目標値の１０mg/l として

必要な内部循環比、Ｒ＝（１６．８－１０）／１０＝０．６８

返送汚泥率が４０％なので、硝化液循環率は０．６８－０．４＝０．２８、すなわち３０％の硝化液循環が必要となる。

流入下水の窒素濃度を事前に知ることは難しいので、雨天時貯留池の返水時には硝化液循環をより低減効果の高い４０％で行うこととした。

４．５　運転手法改善後の雨天時運転（生汚泥投入効果）

１月２６、２７日に６５mm とまとまった降雨があったため、A_2O 法運転を改善した効果を実証した。

運転条件は、「硝化液循環の停止」と「水中攪拌機の曝気停止」、「硝化液の投入位置はＡ－３区画」を取り入れた。また、降雨終了に続いて「雨天時貯留池の返水処理」をおこなった。

この時の降水量と嫌気槽ＯＲＰの推移を図１９に示す。また、投入した生汚泥の積算ＤＳ量と積算汚泥量の経時間変化を図２０に示す。

降雨は１月２６日１９時から１９時間降り続いた。嫌気槽のＯＲＰは－２００mV 以上が９２時間続いている。降雨の後も嫌気槽ＯＲＰが高いのは、残留雨水と雨天時貯留池の返水の影響である。

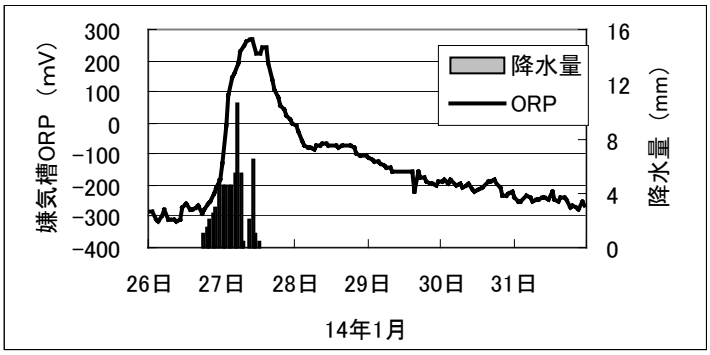


図１９　降水量と嫌気槽ＯＲＰ

生汚泥は設定ＤＳ量５０kg/回で、１時間毎に９８回、投入している。降雨期間の１９時間に対して、雨天時貯留水の処理を合わせた生汚泥の投入時間は投入を開始してから約４日間にわたっている。

投入ＤＳ量の合計は 5,310kg、汚泥流量は 1,330m^{3}である。１回あたりの平均をとるとＤＳ量は５４kg、汚泥流量は１４m^{3}であった。平均汚泥濃度は０．４％の計算になる。

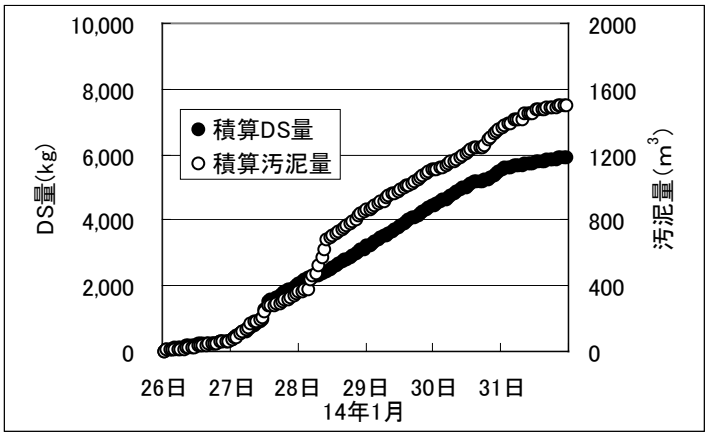


図２０　積算ＤＳ量と積算汚泥量の経時変化

図２０の積算ＤＳ量の経時変化をみるように、生汚泥投入設備を使って４日間にわたる生汚泥投入が安定しておこなえることが分かった。

また、合計 5,310kg の投入ＤＳ量は反応槽ＭＬＳＳを５７０mg/l、１日当たりでは１７０mg/l 高める計算になる。

今回の投入汚泥量で処理水のりん濃度が０．５mg/l 未満にできることが実証できた。この期間を含む前後２週間の処理水の全りん濃度を図２１に示す。

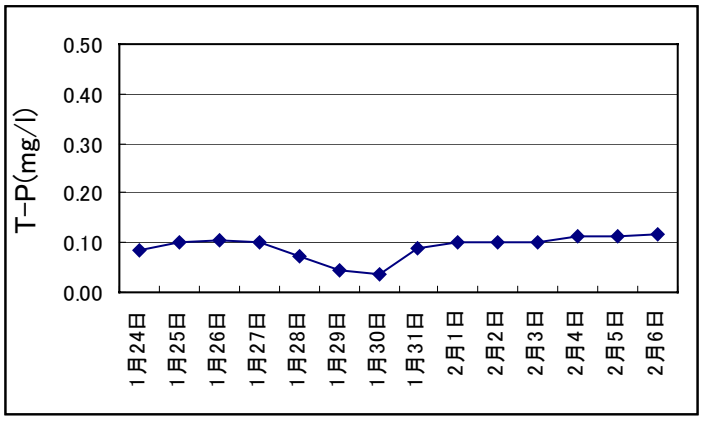


図２１　処理水の全りん濃度（ＮＰ計）

表３　高度処理施設の運転条件一覧表

項　　目		単位	晴天時モード	雨天時モード	返水時モード
第一沈殿池			1池	3池	1池
処理水量	高度処理	m^3/時	800(600)	1,000	1,000
	高級処理		最大2,400	最大3,000	最大3,000
生汚泥	投入位置		A-1区画		
	ORP条件	mV	(-300)以下	-200以上	-200以上
	設定DS量	kg/回	30～50	30～50	30～50
	投入間隔	時間	4	1	1
硝化液	投入位置		A-2orA-3区画		
	循環率	%	75～150	0	40～60
返送汚泥率			40	40～60	40～60
水中攪拌機	B－1		曝気	曝気停止	曝気
	B－2		曝気	曝気停止	曝気
曝気風量	B回路	Nm^3/分	5-10(固定)	0	5-10(固定)
	C回路		DO追従(最低6～最大33)		
	D回路		DO追従(最低6～最大33)		
DO目標値	C回路	mg/l	0.5～1.5		
	D回路		1.5～2.5		
凝集剤(PAC)		ﾘｯﾄﾙ/時	20～30(モル比　2～3倍)		
MLSS		mg/l	1,000～1,800		
備　考	晴天時ﾓｰﾄﾞ:雨水の影響がない通常の運転 雨天時ﾓｰﾄﾞ:雨水流入時で嫌気槽ORPが－200mV以上のときの運転 返水時ﾓｰﾄﾞ:雨天時貯留池返水時の運転				

５．まとめ

平成 13 年 10 月から、A_2O法施設の運転方法を改善しながら調査を行い、次に掲げる結果を得た。

雨天時には、生汚泥で燃料を補充しながら、嫌気ゾーンを長くとることでりんの吐き出しを確保し、好気槽でりんの過剰摂取をさせることを目的に、次に掲げる操作を行うことで、安定したりん処理が可能となった。

（１）雨天時に生汚泥の投入間隔を晴天時より短くし、投入する生汚泥を多くする。

（２）雨天時に硝化液の循環を止め、無酸素槽を嫌気槽とし、りんの吐き出しを促す。

（３）雨天時にＢ回路（好気部）の水中撹拌機の曝気を止め嫌気部とし、りんの吐き出しを促す。

雨天時貯留池返水時には、雨天時と晴天時の中間的な運転方法が有効であることを見出すことが出来た。先に掲げた３項目を次のように変更することにより、安定したりん処理が可能となった。

（１）生汚泥は雨天時と同様に、投入間隔を短くして投入量を多くし、嫌気槽の嫌気度を保つ。

（２）雨天時より窒素濃度が高いため、硝化液を循環させる。循環率は晴天時の半分程度のとする。

（３）Ｂ回路（好気部）の水中撹拌機の曝気を行い、硝化液循環再開に伴う一時的なＤＯ不足を回避し、りん摂取を安定化させる。

これらの知見から、りんを安定的に処理するには、晴天時の運転方法に加え、「雨天時」及び「返水時」という運転方法が必要であることが分かった。そこで、運転方法を「晴天時」、「雨天時」及び「返水時」と、３つのモードに場合分けして、生汚泥投入量、硝化液循環位置及び循環率、空気配分など設定値を表３のように整理した。

この表により、従来難しいとされていた雨天時のりん処理を含め、A_2O法施設の運転管理を容易なものとすることができた。

６．今後の課題

生汚泥の投入量は、安定的にりんの処理を行える量で調査を行ってきた。このため、最低限必要な量の確認が出来ていない。また、この量は季節（水温）によって違ってくることが予想されるが、その検証も残されている。

参考文献

（１）嫌気－無酸素－好気法　運転管理マニュアル（案）
平成８年３月　東京都下水道局　計画部

３－５　基質の形態と窒素、りんの除去に関する調査

流域下水道本部　北多摩二号処理場
浅川水質管理係　星加 昭代　尾又 広喜
(現:教育庁 都立大学) (現:多摩川上流処理場)
勅使川原 秀和　中東 寛和

１．はじめに

反応タンク流入水中の基質、即ちBODとして定量される有機物質のうち、SS（懸濁）性の基質が占める割合は、浅川処理場においては約50%程度である。

このSS性基質は、活性汚泥細菌によって可溶化され、易分解性基質となって利用されるとすると、その資化に要する時間は、溶解性基質にくらべ長くかかると考えられる。

実施設においては通常、嫌気条件下での時間は短く、脱窒細菌やりん蓄積細菌の基質の資化に関わる時間は限られる。そのため脱窒やりん除去に寄与する有機物は、その多くの部分が溶解性と考えられている。

しかし、窒素りんの同時除去を目的とした嫌気-無酸素-好気法の実施設において、生物反応タンクへの生汚泥投入や一沈バイパスなどの方法が、りん除去の不安定性を解決する現実的対応であったり、脱窒効率を上げる非常に有効な方法であることは、多くの処理場（北多摩二号、多摩川上流、中川、有明、技術開発課パイロットプラント等）で実証済みである。生汚泥投入や一沈バイパスは、溶解性基質の増加よりも、ＳＳ性基質の大幅な増加を特徴としており、このことと窒素りん除去効率の向上との関係については、単に引抜き余剰汚泥量の増加だけでは説明のつかないことが多い。

そのため、可溶化に時間を要すると考えられるSS性基質についても、これらの細菌による資化性、即ち基質としての利用効果を知ることは、今後の高度処理対応の水処理運転の参考になると考えられる。

そこで、机上実験により基質（BODとして定量される有機物質）の形態（SS性、溶解性）と窒素・りん除去の関係について調査を行った。

２．調査内容及び方法

調査内容及び方法は以下のとおりである。

調査は3回に分けて行い、“SS性＋溶解性”と“溶解性”の二種類の基質条件による窒素・りん除去について比較調査を行った。

２．１　嫌気条件下における脱窒及びりんの吐き出し（ＲＵＮ１）

SS性基質の影響を把握するため、反応タンク流入水（一沈出口水）のかわりにＮ、Ｐを添加した流入下水（一沈流入水：汚泥返水は含まない）を供試水とした。

流入下水について、ろ過操作をしないもの：Ａ“溶解性＋SS性”、ろ過操作をしたもの：Ｂ“溶解性”を供試水とし、同じ返送汚泥を用いて混合比を7:3に調製して、嫌気条件下における脱窒及びりんの吐き出しの経時変化を調べた。

２．２　嫌気条件下におけるりんの吐き出し（ＲＵＮ２）

嫌気条件下においては通常、りんの吐き出しは脱窒の後に起こる。そのため、返送汚泥に含まれる NO_3-N の量により、りん吐き出しの開始時間が異なってくるため、単位時間当

たりの吐出し量が明確には算出されない。　そこで、ＲＵＮ２ではりん蓄積細菌による基質の資化性をより明確に把握するため、返送汚泥から NO_3-N を除去し、脱窒細菌の影響を排除した状態で、嫌気条件下におけるりんの吐き出しの経時変化を調べた。

２．３　嫌気条件下における脱窒、りんの吐き出し及び好気条件下でのりんの吸収（ＲＵＮ３）

1)、2)の結果をうけて、実際の反応タンクを想定し、基質の利用効果を調べるため、反応タンク流入水にＰを添加したものを供試水とし、調査を行った。

この調査では、嫌気条件及び好気条件下における脱窒、りんの吐き出し及びりんの吸収の経時変化を調べた。　調査条件は、表１のとおりである。

表１　調査条件

		RUN1			RUN2			RUN3		
流入水		流入下水			流入下水			反応タンク流入水		
		P04-P：2mg/l添加			P04-P：無添加			P04-P：2mg/l添加		
返送汚泥		N03-N：10mg/l添加			N03-N：除去			N03-N：無添加		
水温（℃）		25			25			26		
条件		嫌気（2h）			嫌気（2h）			嫌気（2h）＋好気（10h）		
供試水		A SS性＋溶解性	B 溶解性	返送汚泥	A SS性＋溶解性	B 溶解性	返送汚泥	A SS性＋溶解性	B 溶解性	返送汚泥
添加前水質	COD（mg/l）	211	58	－	127	46	－	66	47	－
	BOD（mg/l）	355	87	－	342	105	－	129	71	－
	SS（mg/l）	480	－	3,367	320	－	4,171	55	－	4,018
	P04-P（mg/l）	－	3.0	1.5	－	2.3	0.1	－	2.8	1.4
	N03-N（mg/l）	－	0.1	7.9	－	0.2	2.3	－	0.1	5.4
	NH4-N（mg/l）	－	32.8	2.2	－	23.2	－	－	24.0	1.5
	P/汚泥（%）	－	－	2.0	－	－	2.4	－	－	2.4

※　①嫌気条件：汚泥が沈降しない程度のスターラー撹拌を行った。
　　②好気条件：スターラー撹拌とボールフィルターによる曝気を併用した。

３．調査結果と考察

３．１　嫌気条件下における脱窒及びりんの吐きし（ＲＵＮ１）

調査結果は、表２及び図１のとおりである。

BOD はA：355mg/l（うちSS性ＢＯＤ：268mg/l)、B：87mg/l で、A はB の 4.1 倍であった。また、図１より、脱窒速度定数はA：6.4mgN/gMLSS・時、B：3.6mgN/gMLSS・時となり、A はB の 1.8 倍であった。

一方、りんの吐き出しについては、表-2、よりA、B 共に概ね NO_3-N がほぼ0になった時点から始まっており、りんの吐き出しが開始された時間は異なるが、実験終了の 120 分後には、実験開始時と比べてその吐き出し量は、A：3.6mg/l、B：0.8mg/l となりA はB の 4.5 倍であった。　以上の結果から、SS

性基質は、脱窒及びりんの吐き出しに大きく寄与しているといえる。

また、調査終了後の溶解性 BOD は、A：61mg/l、B：41mg/l であった。

B については、調査開始時の混合液換算での BO D 濃度は、61mg/l であり、混合液中の 4.9mg/l の NO_3-N を脱窒するのに必要とされる BOD 濃度（NO_3-N 濃度の約 3 倍：14.7mg/l）に比べて十分高かった。それにもかかわらず、B は A に比べ脱窒速度が遅くかつりんの吐き出しも小さく、また BOD の 69%が残存していた。この原因としては、B の残存溶解性基質は脱窒細菌やりん蓄積細菌にとって資化性の低い物質で、基質として利用されなかったためと考えられる

表２　脱窒及びりんの吐き出しの経時変化

項目 / 時間(分)		A BOD:355 (248) PO4-P (mg/l)	A BOD:355 (248) NO3-N (mg/l)	B BOD:87 (61) PO4-P (mg/l)	B BOD:87 (61) NO3-N (mg/l)
嫌気	0	4.3	5.0	4.1	4.9
	10	4.6	3.3	4.2	4.1
	20	4.7	2.3	4.3	3.4
	30	4.8	1.5	4.3	2.7
	40	4.8	0.6	4.3	2.2
	50	4.8	0.1	4.3	1.5
	60	5.3	0.0	4.3	1.0
	75	6.1	0.0	4.3	0.4
	90	6.8	0.0	4.3	0.2
	120	7.9	0.0	4.9	0.1
調査後	BOD (mg/l)	61		41	

＊（　）：混合液換算のＢＯＤ濃度

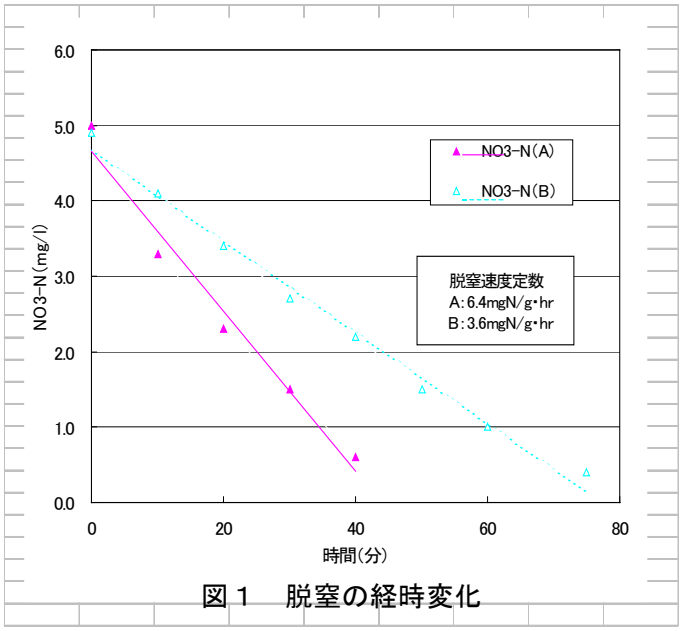


図１　脱窒の経時変化

３．２　嫌気条件下におけるりんの吐き出し（ＲＵＮ２）

調査結果は、表３のとおりである。

A 及び B の BOD は、A:342mg/l（うち SS 性：237mg/l)、B:105mg/l で A は B の 3.3 倍であった。

一方、りんの吐き出しは、A:8.7mg/l、B:4.2mg/l で、A は B の 2.1 倍であった。

また、調査終了後の溶解性 BOD は、A：42mg/l、B：36mg/l であった。

B の BOD も 1)の場合と同様に 49%が残存していた。

2）の結果においても 1)の結果と同様の傾向が認められ、SS 性基質にもりん蓄積細菌の基質として利用されるものがあること、また、溶解性であっても利用されないで残存するもののあることが確認された。

表３　りんの吐き出しの経時変化

項目 / 時間（分）		A BOD:342 (239) PO4-P mg/l	B BOD:105 (74) PO4-P mg/l
嫌気	0	1.7	1.7
	10	3.5	3.3
	20	5.0	4.1
	30	6.3	4.5
	40	7.4	4.7
	50	8.4	5.0
	60	9.1	5.1
	75	9.5	5.4
	90	9.8	5.6
	120	10.4	5.9
調査後	BOD (mg/l)	42	36

＊　（　　）：混合液換算のＢＯＤ濃度

３．３　嫌気条件下における脱窒、りんの吐き出し及び、好気条件下でのりんの吸収（ＲＵＮ３）

調査結果は、表４のとおりである。

表４より、曝気槽流入水のBODは、A：129mg/l（うちSS性：58mg/l）、B：71mg/lで、AはBの1.8倍であった。なお、返送汚泥のNO_3-N濃度が低かった為、A、Bの脱窒速度の差は明瞭ではなかった。

一方、りんの吐き出しについては、A：9.7mg/l、B：7.3mg/lとなり、AはBの1.3倍と１）の場合と同様、AはBを上回っていた。

また、好気条件におけるりんの吸収(吐き出し分を除く)については、A：2.4mg/l、B：1.8mg/lとなりAはBを上回っていた。

一方、りんの吸収については細胞合成分も含まれるので、吸収の差がりん蓄積細菌のみによるものかどうかは不明である。

以上の結果から、反応タンク流入水においても流入下水の場合と同様、SS性基質によるりんの吐き出し効果が認められ、SS性基質にもりん蓄積細菌の基質として短い時間で利用されるもののあることが確認された。

表４　脱窒･りんの吐き出し及び吸収の経時変

項目 / 時間		A BOD:129 (90) PO4-P mg/l	A BOD:129 (90) NO3-N mg/l	B BOD:71 (50) PO4-P mg/l	B BOD:71 (50) NO3-N mg/l
嫌気	0	4.0	1.3	4.0	1.2
	1	11.1	0.2	9.5	0.2
	2	13.7	0.1	11.3	0.1
好気	1	10.6		7.7	
	2	7.2		5.3	
	3	4.7		3.7	
	4	3.4		2.9	
	5	2.5		2.4	
	6	1.9		2.3	
	7	1.7		2.2	
	8	1.6		2.2	
	9	1.6		2.2	
	10	1.6		2.2	
調査後	BOD (mg/l)	1		1	

※（　）：混合液換算のBOD濃度

以上の結果より、流入下水中のSS性基質 中にも、脱窒細菌やりん蓄積細菌の基質として短い時間で利用されるものがかなりあることが確認された。このSS性基質については、嫌気条件下で、容易に分解されるＳＳ性の易分解性有機物質であると思われる。

また、溶解性基質中にもSS性基質より脱窒細菌やりん蓄積細菌にとって資化性の低い物質があることがわかった。即ち、基質であるBODの組成により、脱窒細菌やりん蓄積細菌における資化性が異なることが推測された。

このことについては、平成10年度調査（“生物学的りん除去法における基質の種類とりん除去に関する調査”：平成11年度技術調査年報報告）でも同様の知見が得られている。

従って、これらの細菌による脱窒、脱りん機能を発現させる効果は、ＳＳ性も溶解性も含めて総ＢＯＤ濃度が高ければ高いほど大きい傾向はあるものの、その組成が大きく影響しており、ＢＯＤ濃度のみの単純な比較はできない場合もあることを示している。

４．まとめ

調査の結果、以下の知見を得た。

① 流入下水や曝気槽流入水中のSS性基質（BODとして定量される有機物質）にも、嫌気条件下の短い時間で、脱窒細菌やりん蓄積細菌の基質として利用されるものがかなりある。

② 溶解性基質であっても、SS性基質より脱窒細菌やりん蓄積細菌にとって資化性の低い基質がある。

③ 脱窒、脱りん機能を発現させる効果をもつ基質として、ＢＯＤの組成に注目していく必要がある。

３－６　芝浦処理場東系の冬季硝化促進運転結果について

中部管理事務所　芝浦処理場
安田　勉、井上　毅、横山　弘、坂元　忠明、豊島　喜貴、中村　敬臣

１．はじめに

東京湾では、富栄養化により年間８０日以上赤潮が発生しており、東京湾の水環境の改善のためには窒素、りんの削減が必要になっている[1)]。また、窒素、りんの排出量（都内分）の８０％以上が下水道からであり、下水道の影響は大きい[2)]。局として規制強化に適切に対応するのはもとより、公共用水域の水質保全に積極的に取り組んでいる。新設処理場では嫌気無酸素好気法（Ａ２Ｏ法）を採用し、窒素、りんの削減を図っている。標準活性汚泥法で設計されている既設処理場では、運転管理に創意工夫をし、窒素、りんを除去するよう取り組んでいる[3)]。芝浦処理場東系では、硝化促進型制限曝気法を行い窒素､りんの負荷低減に努めているが､これまでは冬季に硝化が進まなくなっていた。そこで、平成１３年度は１年を通じて硝化を進めるよう冬季硝化促進運転を行い、一定の成果と今後及び他の既設処理場でも生かせる知見が得られたので報告する。

２．調査内容

東系水処理施設の概要を表１に、平面図を図１に、水質状況を表２に示した。

表１　東系水処理施設の概要

第一沈殿池	5620ｍ３×３槽
曝気槽	13100ｍ３×３槽 ＤＯ制御　　ＡＢ回路風量一定　ＣＤ回路　ＤＯ　3ｍｇ/ｌで制御 Ａ回路の送風管を１０％開に絞り、制限曝気 返送汚泥量一定　（2100ｍ3/時、能力最大量で運転） 隔壁はＢＣ間のみ有り、ＡＢ間（制限曝気と曝気間）にはない ＢＯＤ－ＳＳ負荷　0.17～0.32　（ｋｇ/ｋｇ・日）
第二沈殿池	7260ｍ３×３槽 余剰汚泥は第一沈殿池に戻さず、直接送泥

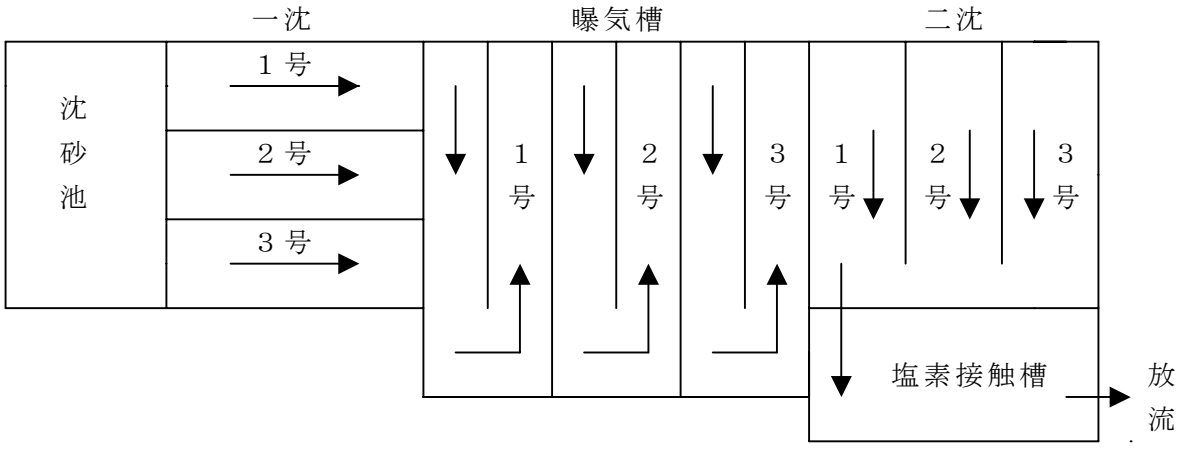


図１　東系水処理施設平面図

表２　水質状況（平成１３年度年平均値）

	流入水	沈殿下水	処理水
ＢＯＤ　（ｍｇ／ｌ）	171	114	2
ＣＯＤ　（ｍｇ／ｌ）	86	60	12
ＳＳ　（ｍｇ／ｌ）	141	40	2
Ｔ－Ｎ　（ｍｇ／ｌ）	38.5	35.9	17.4
ＮＨ4-Ｎ　（ｍｇ／ｌ）	25.3	25.2	6.6
ＮＯ2-Ｎ　（ｍｇ／ｌ）	0.1未満	0.1未満	1.8
ＮＯ3-Ｎ　（ｍｇ／ｌ）	0.1未満	0.1	7.0
Ｔ-Ｐ　（ｍｇ／ｌ）	4.3	3.8	0.3
ＰＯ4-Ｐ　（ｍｇ／ｌ）	2.2	2.2	0.2

東系施設の特徴は、可動堰により流入水量を本系に振り分けられること、再生水の供給原水であるため安定的な水処理が求められていることである。

硝化促進のため、Ａ－ＳＲＴ（好気部滞留時間）制御を基本とした運転管理を試みた。通常細菌よりも増殖速度が遅い硝化細菌を曝気槽内に保持するよう十分なＡ－ＳＲＴを確保する事が硝化促進運転の基本となる。水温の低下に伴い、硝化細菌の増殖速度は遅くなるため硝化促進に必要なＡ－ＳＲＴは長くなる。区部処理場の実績値から求めた硝化可能なＡ－ＳＲＴと水温の関係は、次式で示される[4)]。

Ａ－ＳＲＴ（日）＝１４．２９×ＥＸＰ（－０．０５７Ｔ）

Ｔ：水温（℃）

この式を用いて硝化に必要な各月のＡ－ＳＲＴを水温により算出し、これを満足するよう表３に示したとおりＭＬＳＳ、処理水量等を調整し、安定的な硝化促進を目指した。

調査期間は、平成１３年１１月から平成１４年３月までである。

水質については、毎日行っている日常試験及び通日試験の測定値である。

表３　各月のＡ－ＳＲＴ・目標ＭＬＳＳ・処理水量

	水温（℃）	A-SRT（日）	MLSS（mg/l）	処理水量（m3/日）
11月	21.1	4.2	1300～1400	11万
12月	19.4	4.7	1300～1400	10万
1月	16.2	5.4	1500	9万
2月	17.2	5.3	1500	9万
3月	18.1	5.2	1500	10万

＊　水温はＨ１１、１２年度平均値。

＊　Ａ－ＳＲＴは、Ｈ１０区部実績値よりＡ回路半分を嫌気槽として計算。

３．調査結果

３．１　窒素処理状況

調査期間中の日常試験での窒素類のデータを図２に示す。芝浦処理場の特性として、

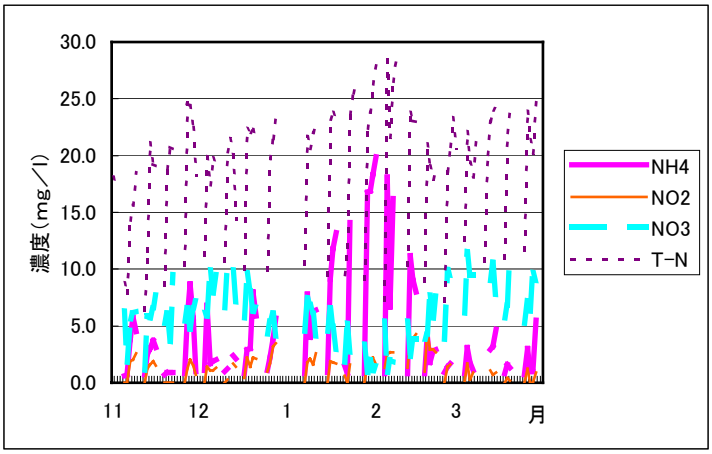


図２　東系冬季硝化促進時の水質データ

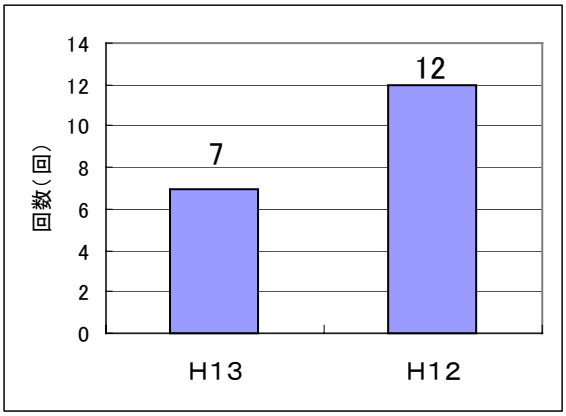
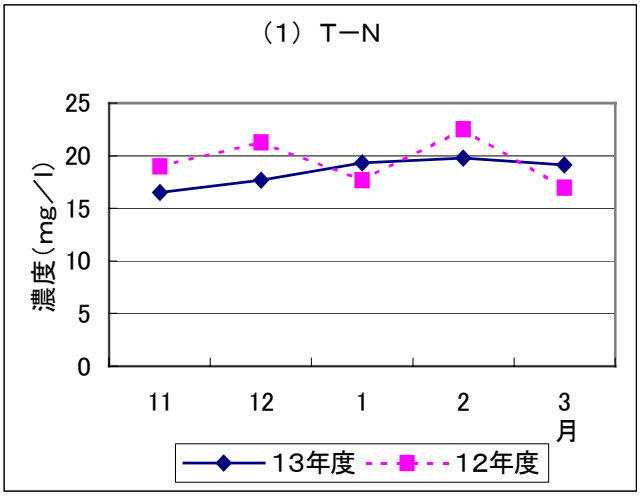
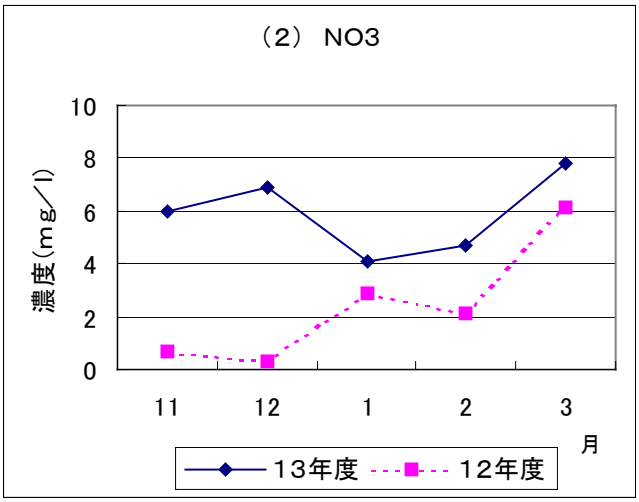


図３　水質管理目標値超過回数





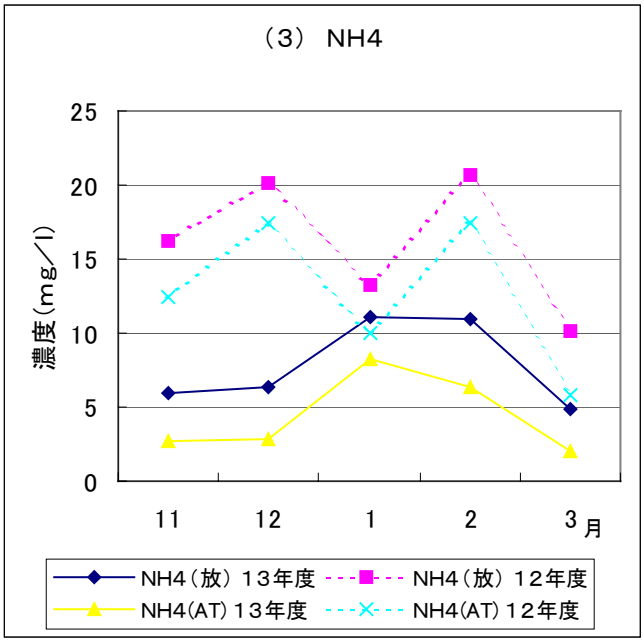


図４　窒素類の月平均値の年度比較結果

土日曜日は、流入水量、水質が大幅に減少するため、月曜日の全窒素は低く硝化も進み、週末へ向け全窒素濃度は高くなり、硝化も進みにくくなる。Ｔ－Ｎは処理水の測定値、ＮＨ４、ＮＯ２、ＮＯ３は曝気槽上澄水の測定値である。硝化促進運転の結果、全窒素の低下がみられる。芝浦処理場では、放流水の全窒素のＩＳＯ水質管理目標値を２５ｍｇ／ｌとして管理しており、これを超過した回数は図３に示したように平成１２年度の１２回から７回へと低下することが出来た。日常試験の月平均値の結果を図４に示す。平成１３年度は､平成１２年度は硝化していなかった１１､１２月にも硝化が進んでいたことが判る。１月後半から２月前半の１ヶ月弱の期間を除き硝化促進運転が行え、全調査期間平均で平成１２年度よりも全窒素を１ｍｇ／ｌ低下させることができた。なお、硝化促進時でもアンモニアが残存しているが、送風量の制限、流入水量の時間変動があり、夏場でも芝浦処理場東系では完全硝化とはなっていないのが現状である。

３．２　運転管理状況

実際の運転管理は、日常試験の水質結果を基に制御を変更していった。ＭＬＳＳは高く設定した方が硝化は進むが、東系処理水は再生水の原水となっているため、水量増加時に二沈から汚泥が流出することのないよう日平均値で１５００～１７００ｍｇ／ｌ程度までしか上げられなかった。ＭＬＳＳは、日々余剰汚泥量を増減し制御した。調査期間中の運転変更状況を表４に示す。１０月後半からアンモニアが高くなる傾向にあったので、11/8に水量を１１万m3／日に減らし､好気槽を長く取るようにＡ回路制限曝気部を５／５（全体）から３／５に短くした。硝化状況は、良好になっていたが、りん濃度が高くなってしまい、失敗だった。11/28 にＡ回路制限曝気部を５／５（全体）にもどし、水量を１０万m3／日へ減らす対応策をとった。１月には水量を９万m3／日へ減らす予定であったが、振り分ける先の本系の水質が良くなかったため、変更がなかなか出来ずにいるうちに硝化が進まなくなってしまった（図１）。1/30 に水量を９万m3／日へ減らし当初予定の運転状況に設定したが、硝化は進まなかった。この時の曝気槽試験結果を図４に示す。Ｂ回路で亜硝酸、硝酸がわずかしか検出されておらず、ここに原因があり、ＡＢ回路の曝気風量増により解決できると考えた。だが、以前ＡＢ回路の風量を多くしていた時期に、スカムが曝気槽で多量に発生し、二沈からも流出する水処理困難状況に陥ったことがあり、ＡＢ回路の風量増には懸念がもたれた。曝気槽でのスカム目視状況観察及び検鏡での生物相観察を行い、スカム発生を早期に発見出来るよう対策をとり、硝化促進を優先した運転をすることとした。

表４　運転変更状況

	期間及び運転状況				
目標水量 （m3／日）	～11/8 12 万	11/8～11/28 11 万	11/28～1/30 10 万	1/30～2/12 9 万	2/12～4/4 8 万
嫌気部 （制限曝気部）	～11/8 Ａ回路全体	11/8～11/28 Ａ回路の３／５	11/28～ Ａ回路全体		
ＡＢ回路風量 （Ｎm3／日）	～2/12 4000	2/12～ 4500			
工事停止	2/26～4/4 二沈１号停止　返送量　1500m3／日　へ変更				

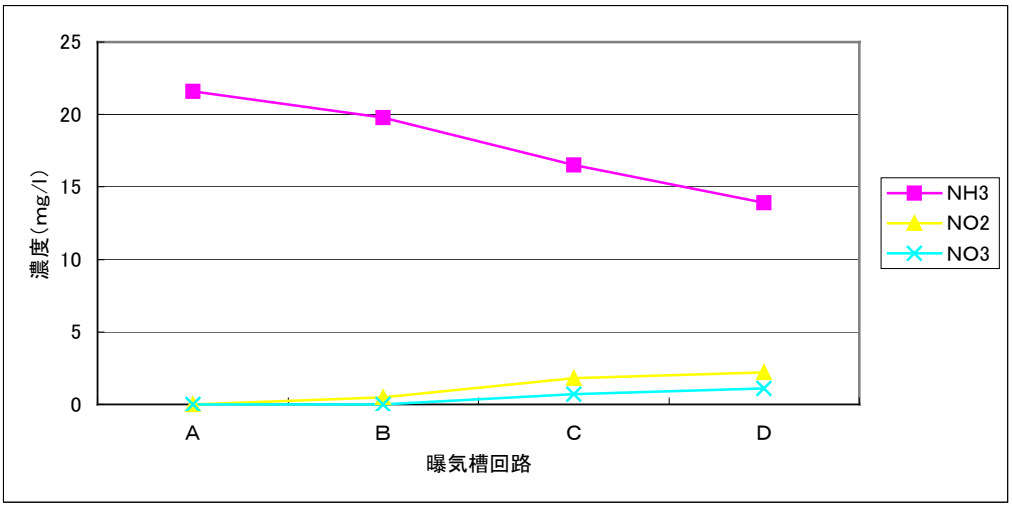


図５　硝化が進まなくなった時の曝気槽試験結果（Ｈ１４．２．７　１３：００）

2/12 に水量を８万m3／日へ減らし、ＡＢ回路の送風量を４５００Ｎｍ３／時へ増やしたところ硝化が進むようになり改善した。硝化状況を回復させるのに１ヶ月弱の期間を要した。

万全の対応を行なったため、今回の運転変更では、スカム発生障害は起こらなかった。冬季硝化促進運転のためには、早め早めに対処し、硝化を維持し続けることが大切であり、今後の課題である。

３．３　工事停止の影響

芝浦処理場のように施設の大きい処理場では、保守点検のために施設が停止することがたびたびある。調査期間中も二沈が１槽、約１ヶ月間停止した。二沈の停止により返送汚泥量が２１００ｍ３／日から１５００ｍ３／日へ減少した。このため、３月の硝化状況はＨ１２年度よりも良好に進んでいたにもかかわらず、放流水の全窒素は、Ｈ１２年度よりも高くなってしまった（図３）。そのため当初は、３月には水量を１０万ｍ３／日に増やす予定であったが、全窒素濃度が高いためできなかった（図１）。一般に二沈、曝気槽の工事は、降雨の少ない冬季に行われる。ＣＯＤや透視度が低下する以上に窒素、りんの処理に悪影響を与える。各工事間の調整を充分に行い、保守点検期間の見直しをする等して、なるべく施設の停止はしない、施設停止の期間を短くすることが水処理運転管理には重要である。

３．４　りんについて

東系のりん処理は、平成１１年度に余剰汚泥を一沈に戻さず、直接送泥するように設備改良をしたことにより、非常に良好な状態が続くようになった。ただ、生物学的りん処理の特徴として、降雨の後などに処理水のりん濃度が上昇することはある。今回の硝化促進運転も、制限曝気法による安定的なりん除去を優先して行った。前述したように好気部を長くとるよう制限曝気部をＡ回路全体からＡ回路３／５に短くしたところ、11/21 には２．３ｍｇ／ｌとりん濃度が高くなり失敗した。今回は、制限曝気部をもとにもどし、水量を減少し対処した。りん処理は、微妙なバランスの上に成り立っており、施設毎、また季節に合わせ、最適な状況を設定することが肝要である。

放流水の日常試験でのりんの月平均値を図５に示す。Ｈ１２年度に比べると、若干高くなってはいるが１ｍｇ／ｌ以下であり全体期間では良好な処理を行えた。窒素とりんを同時に安定的に除去することは、難しい。東京湾の富栄養化の原因は、窒素、りんの両方であり、両者が制限要因となる。窒素は、硝化、脱窒を進められれば安定的に処理できる反面、既設処理場では１5ｍｇ／ｌ程度までしか除去できない[5)]。りんは、降雨等によりやや不安定で時折り高めになることがあるが、東系のように月平均値でみれば、窒素よりも基準値比較（割合）で大きく低下させることができる。東京湾の赤潮対策、水環境の改善という目的の原点に立てば、りん除去に優先して取り組んだ方が効果的である。また、経済的な面から考慮しても､窒素処理は硝化を完全に進めるよう送風量の増大が必要であり、多額の電気料金増となるので、りん除去が有利である。

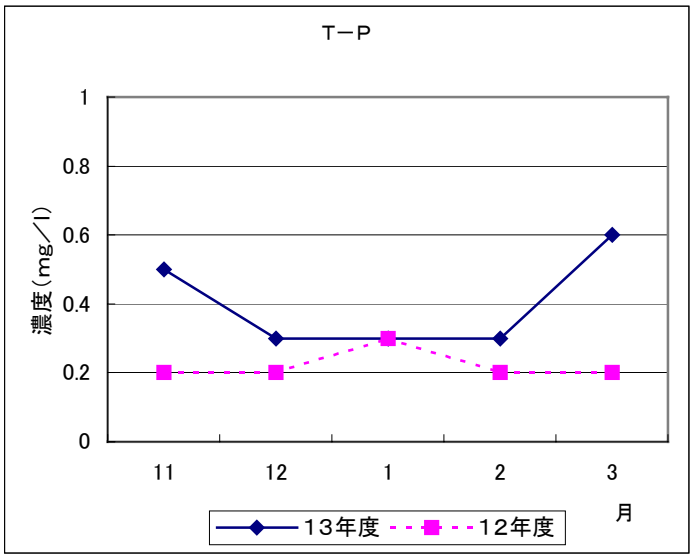


図６　全りん月平均値の年度比較結果

４．まとめと今後の課題

（１）　全窒素の水質管理目標値（２５ｍｇ／ｌ）超過回数は、１２回から７回へ低下した。

（２）　１ヶ月弱の期間を除き、硝化促進運転が行え、全窒素が１ｍｇ／ｌ低下した。

（３）　水温低下により硝化が進まなくなると、復活させるのには時間がかかった。ＡＢ回路の風量増により解決できたが、早めの対処により硝化を維持させることが大切である。

（４）　３月に全窒素が平成１２年度より高かったのは、二沈が１槽工事により停止し、返送汚泥量が減少したためである。二沈、曝気槽の工事停止が処理水質に与える影響は大きい。

（５）　好気部を長くとるよう制限曝気部をＡ回路全体からＡ回路半分にしたところ、処理水りん濃度が高くなり失敗した。りん処理は、微妙なバランスの上に成り立っており、施設毎、また季節に合わせ、最適な状況を設定することが肝要である。今回は、制限曝気部をもとにもどし、水量を減少し対処し解決した。

（６）　東京湾の水環境の改善から考えると、りん除去に優先的に取り組んだ方が効果的である。経済的にもりん除去が有利である。

参考文献

１）　東京都環境保全局　「平成８年度　東京都内湾赤潮調査報告書」　平成１０年３月
２）　東京都環境保全局　「平成８年度　東京都公共用水域の水質測定結果（総括編）」
　　平成１０年３月
３）　東京都下水道局　「平成９年度　技術調査年報」　平成９年１２月　「窒素りん削減に向けた標準活性汚泥法の改良とその運用について」　Ｐ199～206
４）　東京都下水道局　「平成１０年度　窒素・りん削減検討会調査報告書」
　　平成１１年５月　施設管理部
５）　東京都下水道局　「平成１２年度　水質試験年報」　Ｐ３１　施設管理部

３－７　分子量分画等を用いた高ＣＯＤ流入水及び着色処理水の特性について

西部第二管理事務所新河岸処理場水質管理係
國枝晴子　田中英樹　伊藤正宏　田中登　鮫島和夫

１．調査の背景と調査手法

新河岸処理場に流入する浮間幹線は、従来から高い pH の流入など問題があった。このため、西二業務課水質規制係と連携して浮間幹線の広域監視を実施していた所、時折高 COD が流入する事が判明した。高 COD が流入すると、空気量の不足、放流水の COD、りんの上昇が観察され、問題となった。

また、同じ処理区内の新河岸東処理場に流入する、高 COD と着色物質の関係、また特定の事業場排水の関連等を協力して調査するよう求められた。

このため、対応する手法を模索した。全ての物質を一つの分析手法で同定する事は不可能であり、まして処理場で利用できる簡単で安価な手法であればそれなりの限界がある。その点ゲルろ過クロマトグラフィーによる分子量分画は装置や手法も簡易で、比較的短時間でおおまかな分子量を知ることができるため、物質のある程度の特定に役立つと考えられた。

本報告では、主に分子量分画により下水処理に悪影響を及ぼす物質の特性を明らかにし、その後の対策に役立てた事例について報告する。

２．分子量分画

分子量分画に使用するカラムについて、カラムに詰めたゲルの体積をＶｔとすると、

Ｖｔ＝Ｖｏ＋Ｖｉ＋Ｖｇ

となる。

ただし、Ｖｏ：ゲル粒子外部の体積、Ｖｉ：ゲル粒子内部の体積、Ｖｇ：ゲル自体の体積。

ここで、Ｖｅ：ある物質を溶出するに必要な溶媒量は、

Ｖｅ＝Ｖｏ＋Ｋｄ＊Ｖｉ（Ｋｄ：分配係数）

とあらわさられる。ゲルを充填したカラムに試料を添加すると、ゲル粒子内に全く入り込まない溶質（Ｋｄ＝０）の分子量の大きい物質はそのまま流下するが、ゲル粒子内に完全に入り込む溶質（Ｋｄ＝１）の小さい物質はゲル粒子の細かい粒子内に入り込みながら流下する。結果としてカラムからは分子量の大きい物質から順番に溶出していく。

分画にはカラム（φ1.6 cm×L70cm または L100cm）に、担体として SephadexG15 または G２５を使用した。試料の分子量を推定するために、標準物質としてグルコース（C6H1206：分子量 180.16)、マルトース一水和物(C12H22011H2O：分子量 360.31)、ラフィノース五水和物（C18H32O165H2O：分子量 594.51)、さらにマーカーとして blue dextran 2000（青色：分子量およそ 200 万）を用いた。

３．浮間幹線高 COD 流入水の特性

平成 12 年度の日常試験における浮間幹線流入水の COD について図 1 に示す。COD が

200mg/l を越えた回数で比較すると、11 年度は 6 回（最大値 298mg/l）であったのに対して、12 年度は 21 回（最大値 558mg/l）であり、うち 4 回は 500mg/l を越える非常に高い値があった。通日試験については、2 月の通日試験以外に高 COD の流入は確認されなかった。

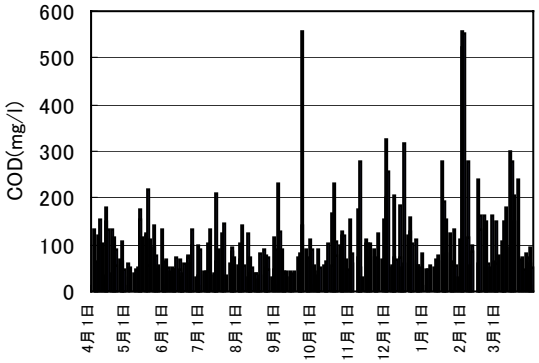


図 1　平成 12 年度浮間系 COD

３．１　高 COD 流入水の水処理への影響

平成 12 年 2 月の通日試験における、浮間系の COD と処理過程での COD の変化を図 2 に、およびりん酸性りんの変化を図 3 に示す。

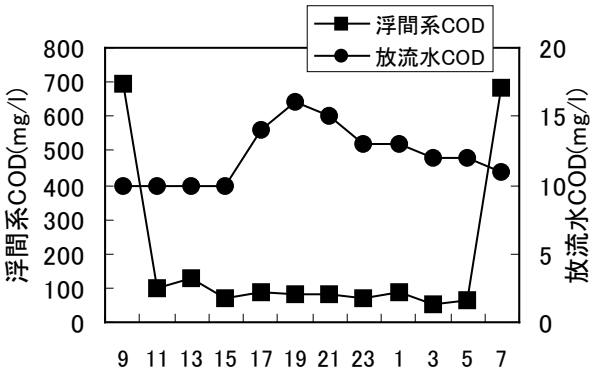


図 2　COD の経時変化

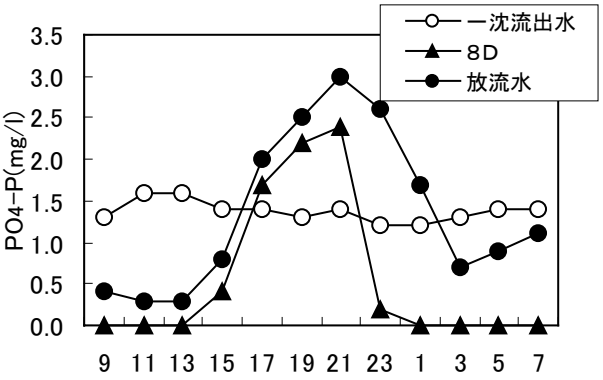


図 3　りん酸性りんの経時変化

9 時に 696mg/l の高 COD が浮間系から流入してきたことにより、放流水は 17 時に 14mg/l と処理水質が悪化した。りん酸性りんについても、COD と同様に上昇している。新河岸処理場では疑似嫌気好気法を行っているため、通常りん酸性りん濃度は A 回路では吐き出しのために上昇し、D 回路では取り込みによって 0.1mg/l 以下まで減少する。しかし通日試験時は、高 COD が到達したと考えられる 15 時以降、D 回路でりんが十分吸収されず 2.0mg/l を超えていた。

りんの処理が悪化した原因は、通常 DO 制御の場合は曝気槽末端の D 回路に設置されている MLDO 計の測定値により送風量の制御を行っているため、D 回路の酸素消費量によって A～C 回路での送風量も決まってしまう。通常の流入水では D 回路に到達するまでに酸素消費量は安定するため、送風量は MLSS の変動等による変化しかしない。しかし、高 COD 流入水が処理施設に流入した場合、まずその酸化のため酸素消費量が急増し、曝気槽全体が DO 不足により嫌気的な状態になる。さらに、高 COD 流入水が D 回路に達すると MLDO が急激に下がるため、DO を確保しようと送風量が増加する。しかしそのときすでに高 COD 流入水が通過してしまった A～C 回路では反対に過曝気状態になってしまい、結果としてりんの吐き出しが行われなくなってしまう。この２つの現象が連続して起こるため、処理水中のりん酸性りん濃度が上昇すると考えられる。

３．２　高 COD 流入水の原因物質の特定

SephadexG15 を充填したカラムを使用。高 COD の原因物質は比較的分子量の小さい有機化合物であると考えられたため、標準物質としてグルコース（C6H1206：180.16）、マルトース一水和物（C12H22011H20：分子量 360.31）、ラフィノース五水和物(C18H320165H20：

分子量 594.51)の 3 種類を用いた。その他にマーカーとして blue dextran 2000（青色）と NaCl(分子量 58.45)を加え、結果を図 4 に示す。得られた溶出量と分画試料の COD の関係から、物質の分子量を推定するための検量線を作成した。分子量を対数目盛で x 軸にとり、溶出量を y 軸にとるとき､2 者の関係は線形で表されることから、分子量と溶出量の関係は次式で表された(図５)。

y=-14.09 ln(x) + 158.71

ここで x は溶出量､y は分子量である。

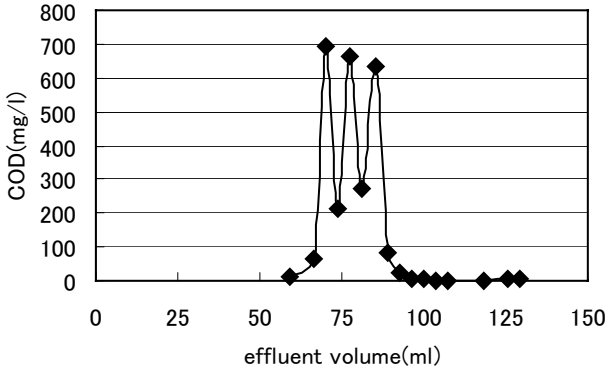


図４　標準物質の分画結果

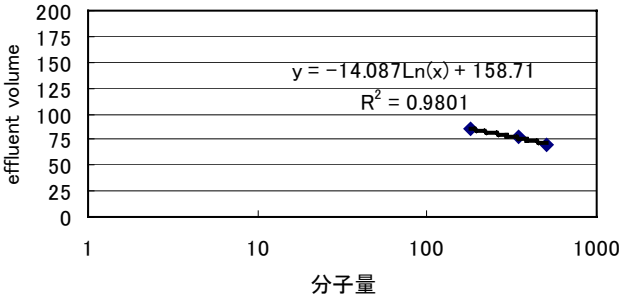


図５　溶出量と分子量の関係

３．３　原因物質の特性

実際の高 COD 流入水について標準物質と同様に分画操作をし、COD の測定を行った。サンプルとして９月と２月のものを使用した。BOD と COD を測定したところ値はほぼ（１：１）であり、有機分は生物分解性の有機物であることが推測された。

各サンプルの分画結果を図６に示す。いずれのサンプルも大きなピークは一つだけであることから、高 COD の原因となっているのは複数の物質ではなく単一のものであると考えられた。また、ピークを示す溶出量がほぼ同じであることから、9 月と 2 月の高 COD の原因物質は同一のものであると予想される。また、標準物質の分画結果と比較してみると分子量はグルコースよりも小さいことがわかる。サンプルの分子量を計算した結果、およそ 64～105 の間の低分子の有機物であると予想された。

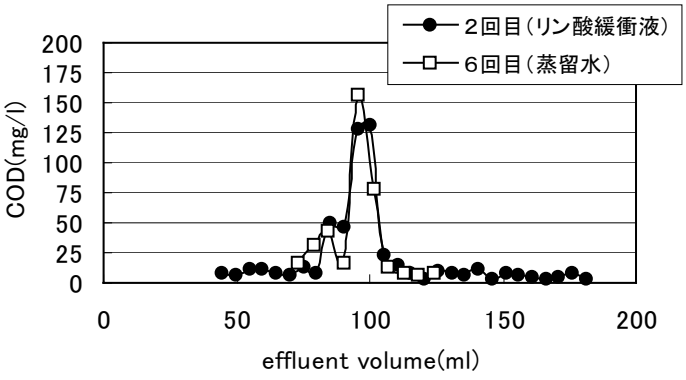


図６　分画結果

分子量から、高 COD の原因物質としてエチレングリコール(C2H6O2：分子量 62)、またはプロピレングリコール(C3H8O2:分子量 76)ではないかと推定し､LC/MS で確認したところ、プロピレングリコールであることが示された。

４．新河岸東処理水の着色物質の特性

４．１　調査内容

新河岸東処理水における着色の原因の一つとして、着色物質を含む工場排水の影響が考えられた。そこで、西部第二水質規制係、業務部広域担当、事業場の協力も得て、両者のサンプルについて分子量分画を行い、その結果を比較することとした。

４．１．１　新河岸東処理場処理水

通日試験処理水混合試料を凍結乾燥したものを再溶解後、0.8μフィルタでろ過したろ液について分画を行った。着色が認められた部分について吸光度を 190～880nm の範囲で測定した。(着色が褐色の場合は定量のため 500nm での測定も行った) そののち COD の測定を行い、分布を調べた。

４．１．２　０事業場排水

新河岸東処理場の通日試験日に合わせて０事業場排水を自動採水器で 24 時間採水を行った。そこで得られたサンプルを混合し、新河岸東処理場処理水と同一の条件で分画、分析を行った。

分画については、SephadexG25 を充填したものを用いた。標準物質標準物質としてグルコース（C6H1206：分子量 180.16)、ラフィノース五水和物（C18H320165H20：分子量 594.51)、マーカーとして blue dextran 2000（青色：分子量およそ 200 万）を用いた。結果を図 7 に示す。

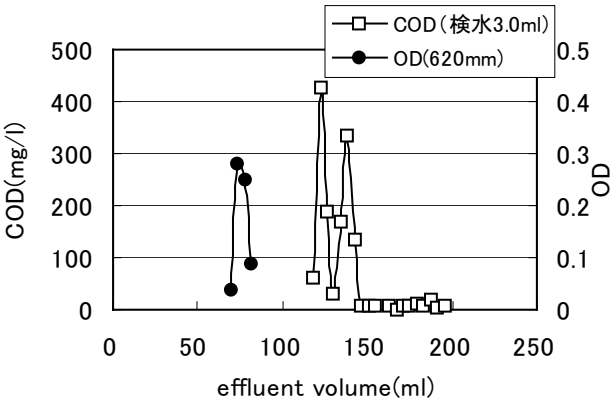


図７　標準分画結果

得られた溶出量と COD の関係から、物質の分子量を推定する検量線を作成した。分子量と溶出量の関係は次式で表された（図 8)。

$$y = -15.796\ln(x) + 220.41$$

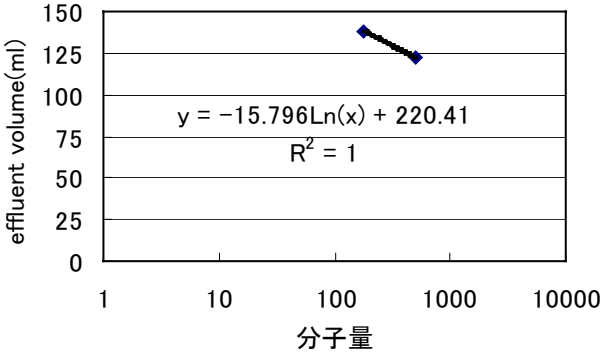


図８　カラムからの溶出量と分子量の関係

４．２　新河岸東処理水の特性

４．２．１　新河岸東処理場処理水

図 9 に分画結果を示す。著しい着色を示すピークは①18、19 本目（73ml）②　33 本目（134ml）③　37 本目（151ml）④38 本目（155ml）の４つで、①～③は褐色、④は青色であった。

検量線から着色ピークの推定分子量を計算すると、①は分子量 5000 以上およびその付近、②はおよそ 200 でグルコースより大きく、③は 80、④は 60 とグルコースより小さいとい

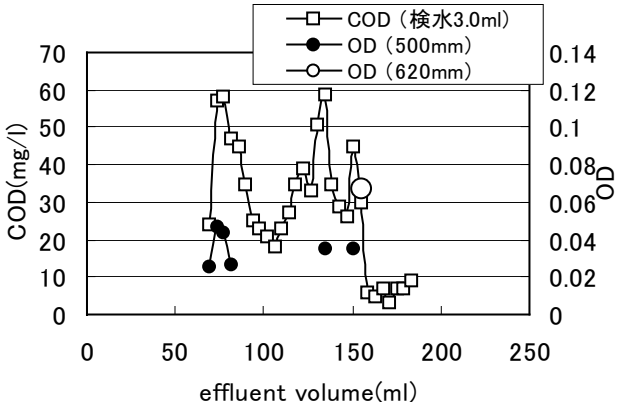


図９　新河岸東処理場分画結果

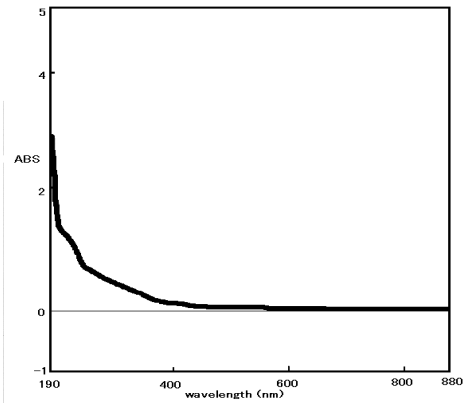


図１０　着色ピークの吸収パターン

う結果であった。また各ピークについてそれぞれ 190～880nm の範囲で吸光度を測定したところ、①～③については、褐色を示すにも拘わらず 400～880nm において相応の色に対応した吸収ピークが見られず、単純に左肩上がりの吸収パターンを示した。①の吸収パターンを図 10 に示す。青色のピーク④については 620nm に弱い吸収を示した。

また、500nm で測定を行い各ピークが色全体に占める割合を（OD×ml）として求めたところ、①67%　②16%　③16%という結果が得られた。なお、COD 全体に占める割合は、①28%　②7%　③5%であった。

４．３　０事業場排水

分画の結果を図 11 に示す。色の主ピークは①19 本目（77ml)、第二のピークは②36 本目（147ml）であった。

検量線から着色ピークの推定分子量を計算すると、①は分子量 5000 以上およびその付近、②はおよそ 80 とグルコースより小さい値であった。各着色ピークが色全体に占める割合を（OD×ml）として求めたところ、①95%　②5%となった。また COD に占める割合は①70%　②4%であり、色と COD ともにその主成分はピーク①であった。なお、ピーク①、②とも新河岸東処理水と同様に褐色を示すにも拘わらず、図 12 に示すように 400～880nm において左肩上がりの吸収を示した。両者の分画結果より、新河岸東処理場処理水および０事業場排水とも色、COD の主要成分は分画 18～19 本目（分子量 5000 付近）に集中していることが示された。

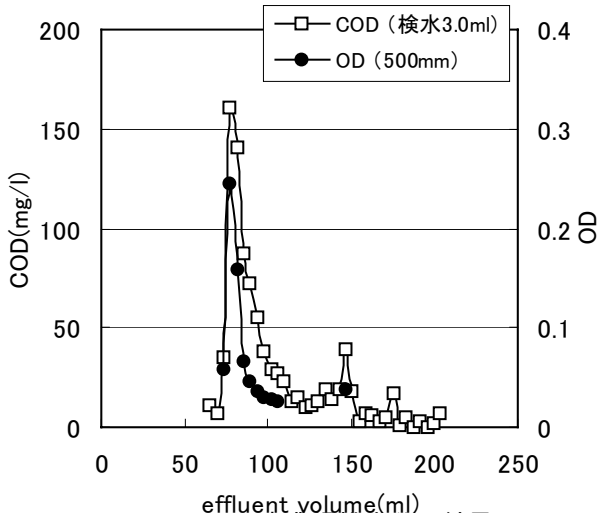


図１１　０事業所排水分画結果

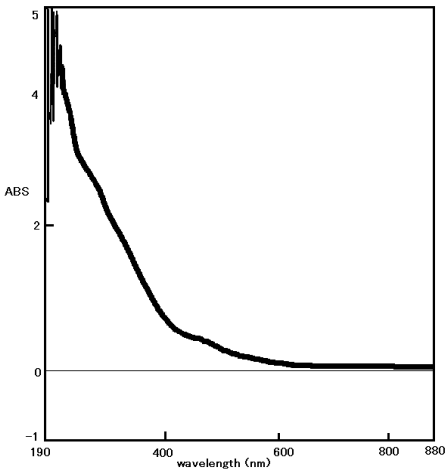


図１２　着色ピークの吸収パターン

４．４　一般的な着色物質の分子量と吸収パターン

合成物及び天然物の中で赤及び橙色を示す物質を文献の中より検索して得られた分子量、吸収ピークについて表 1 に示す。吸収パターンは、図 13 に示すようにそれぞれの色に対応して吸収ピークを示すため、これらの一般的な着色物質が流入した場合、分子量および吸光パターンより物質の判別が可能である。

これに対して、今回分画された着色物質については新河岸東処理水、0 事業場排水ともに、特定のピークを持たないという特徴を有するという点で、類似しているといえる。

表１　赤及び橙色を示す物質の分子量と吸収ピーク

物質	分子量	吸収ピーク (nm)
Amaranth	604	520
Phloxine	830	538
New　Coccine	604	508
Erythrosine	880	526

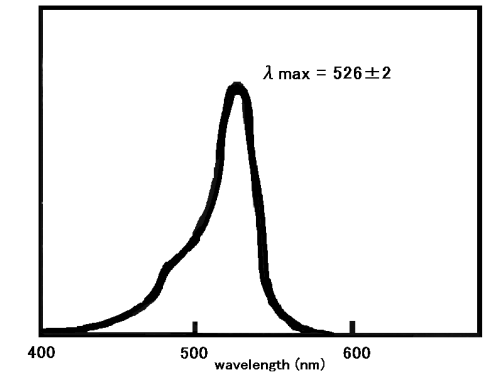


図１３ Erythrosine の吸収パターン

５．調査後の対応

５．１　浮間系流入水

高 COD 流入水の原因物質と推定されたプロピレングリコールは無色の吸湿性の液体で、水および有機溶剤に容易に溶ける物質である。主な用途としては不凍液、低温用潤滑油、殺菌剤があげられる。その用途から使用している事業場を特定し、排出を規制することが可能ではないかと考えられた。そのため、水質管理係では本調査の結果を業務課水質規制係に報告した。その結果を受け、水質規制係は現地調査を行い不凍液廃液の回収状況を確認したうえで、専門業者に処分を依頼するよう要請を行った。

５．２　新河岸東処理水

新河岸東処理場処理水の着色に大きく関与している褐色着色物質は、推定分子量および吸収パターンより、0 事業場排水に由来する可能性が高く、処理場処理水の COD についても大きな影響を及ぼしていると考えられた。この結果は排水指導課と新河岸処理場水質管理係で連携し、平成 13 年 10 月に行われた、0 事業場を含めた着色排水連絡会の中で提示し、事業場の自主的な排水処理の改善を進めるよう協力を求めることが出来た。

参考資料

衛生試験法注解　1990 p.512～525 日本薬学会編

３－８　返流水の効率的処理によるりん除去手法の開発

計画調整部技術開発課　本間　誠二

１．はじめに

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。平成 13 年 4 月に策定された「下水道構想 2001」の中でも改めて、汚泥処理の集約化を進め、維持管理の効率化を目指す方向が示されている。

ところで、集約化を、汚泥を処理する側から見ると、そこには新しい課題も発生している。集約化は、汚泥を送り出す処理場にとっては、汚泥処理に起因していた複数の課題を解消し、返流水を考慮しない、水処理フローのみに専念した運営管理を可能とした反面、汚泥を受入れる処理場には、大量の汚泥を日々確実に処理し、かつ汚泥処理から発生する多量の返流水を受入れることによる処理水質への影響という新たな課題をもたらした。特に、返流水がもたらす高いりん負荷は、現状の水処理システムがりんに対応していないため、放流水のりん濃度を押し上げ、雨天時など水処理条件が悪化すると放流水濃度は、排出基準に迫る値を示すことがある。

水処理系でのりん除去は、汚泥への濃縮であることから汚泥を受けている処理場は、汚泥送付元が汚泥として除去したりんのすべてを受入れることになる。したがって、汚泥の集約処理は、一方では、りんの集約処理であることを意味している。このことは、今後、高度処理施設の導入が進められている中で、汚泥へりんの移行がより一層進むことでますます顕著になってくる。

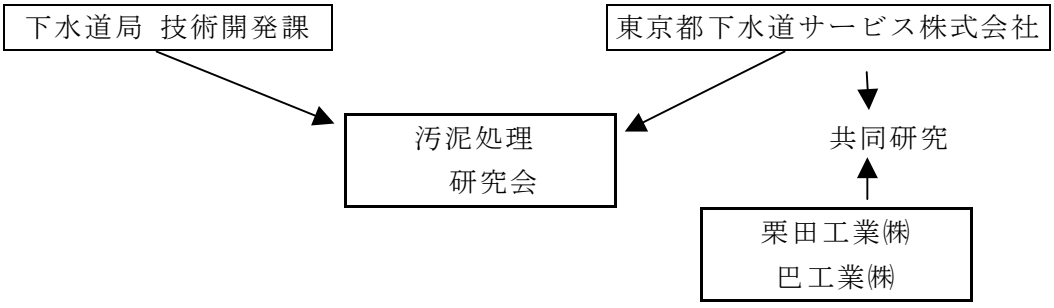
一方、処理場の放流水に対するりん規制は、窒素化合物とともに平成 5 年 10 月に導入され、平成 11 年からは、条例による上乗せ基準が適用されている。さらに、平成 16 年 4 月には、新たに総量規制が導入される。環境基準達成率の低さが示すように東京湾の富栄養化が一向に改善されない現状においては、処理場に対するりん規制は、今後より一層強化されていく傾向にある。

このような背景から、汚泥処理プラントを抱えている処理場には、返流水に対する効率的なりん対策を、法規制との関係から考えることが必要になっている。

本報告は、汚泥処理施設の集約化により、汚泥を受入れている処理場のりん対策の必要性を検証し、合わせてりん収支の実態を把握し、平成 16 年度から適用されるりんの総量規制、および平成 20 年度の暫定濃度基準値の撤廃に向けて、効率的な具体策を提案するために実施した調査結果をまとめたものである。

なお、本調査にあたり、東京都下水道サービス㈱と「汚泥処理研究会」を設置して調査方法・内容等を検討し、下記の調査体制を組んで実施した。

調査体制



２．返流水対策(りん対応)の必要性の検証

２．１　返流水負荷の現状

汚泥処理プラントを抱えている処理場は、通常の流入水負荷に加えて汚泥処理から発生する有機物、固形物、窒素、りん等の返流水負荷も受入れている。

区部処理場を返流水の受入れの有無で区分し、その処理工程ごとのりん濃度を比較したものを図１に示す。

汚泥処理返流水有の処理場の流入下水(返流水の影響を受ける前)は、返流水無しの処理場と比較すると、そのりん濃度はほぼ同等である。しかし、返流水が混合した第一沈殿池入口では、返流水を受け入れている処理場の方が、明らかに高い値を示している。

このりん濃度の差は、反応槽(二次処理)で吸収しきれずに持ち越され、処理水りん濃度が高くなっている事が読み取れる。特に、溶解性りん(PO_4-P)に関しては、流入水に対し処理水の濃度は同じか、むしろ増加しており、返流水が放流水りん濃度を押し上げていることは明らかである。

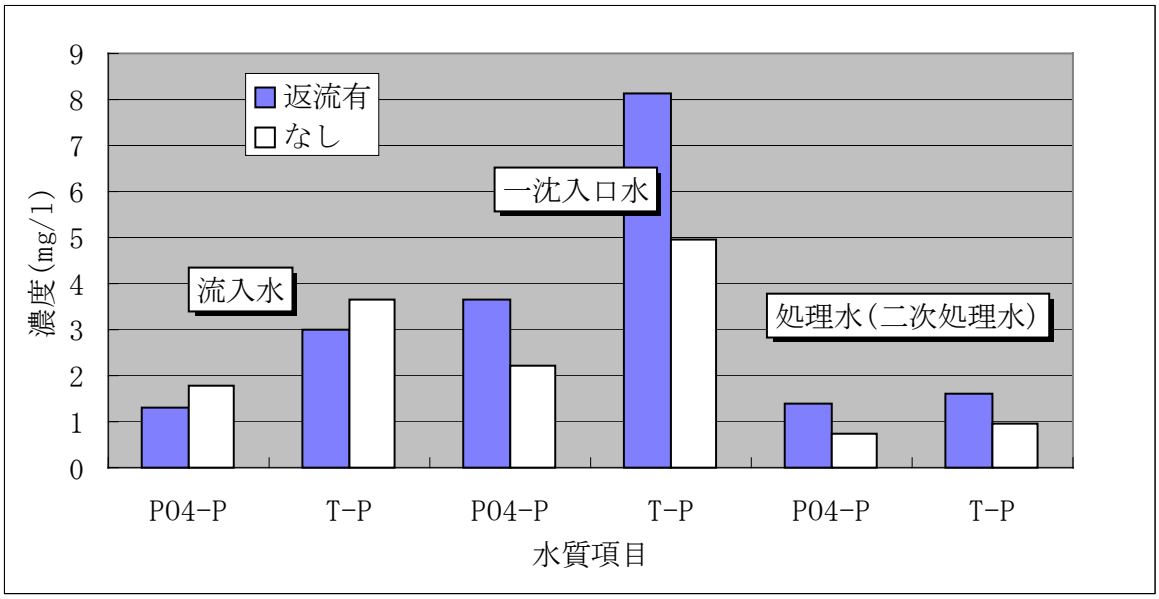


図１　汚泥処理返流水受け入れによる処理水等のりん濃度影響

返流水が処理場の負荷としてどの程度の割合となっているのかを流入負荷との比で示し

たものを図２に示す。

ＣＯＤ、ＳＳなどの有機物、固形分負荷は流入負荷の 0.2 から 0.5 倍程度であるのに対し、りんは、流入負荷と同等以上から 1.8 倍にも達している。特に、安定的処理の困難な溶解性りん(PO_4-P)の負荷が高くなっている。

処理場の水処理施設はＣＯＤ、ＳＳなどの有機物、固形物を処理するための施設として作られているので、これらの負荷物質は、返流水により多少負荷が増大したとしても水処理系全体で吸収できる。

しかし、ほとんどの施設は、りん処理に対応した施設となっておらず、処理し難いりん負荷を流入水の 1.7 倍も返流水として受け入れている現状を考えると、処理水質への影響は避けて通れないといえる。

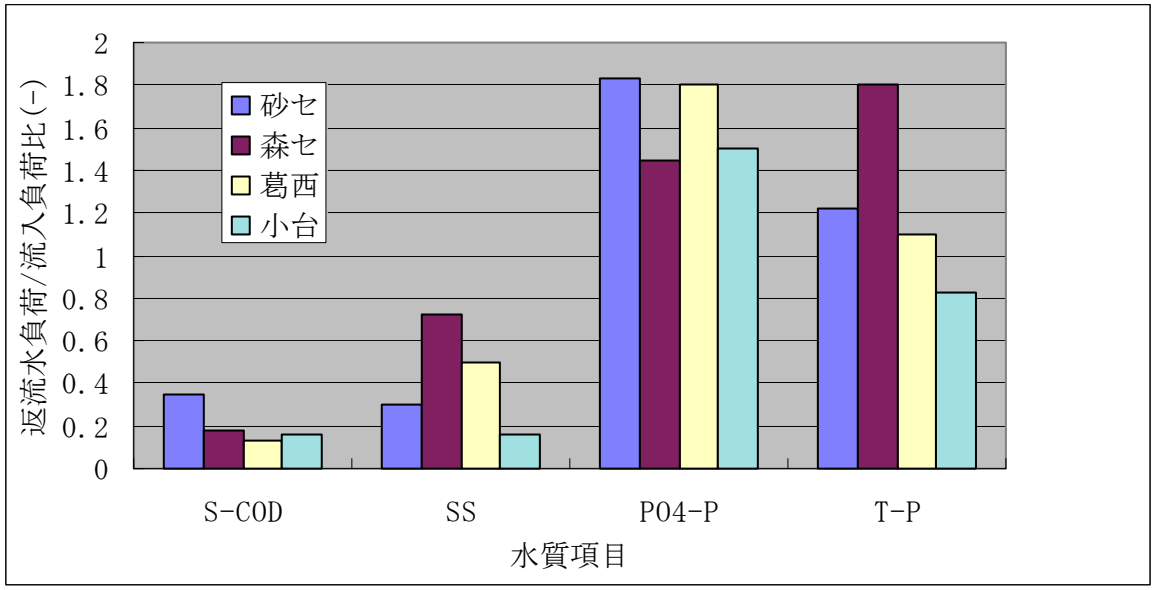


図２　返流水負荷の対流入下水負荷比率

さらに、汚泥集約処理計画は、現在進行中であることから今後より一層の負荷の増大が予測される。将来計画をもとに、代表例として砂町水処理センターの将来像を予測すると図３のようになる。

これは、現状の三河島送泥による返流水りん負荷の増加が、その送泥固形物負荷(図３の添数字)に比例すると仮定して予測したもので、小台処理場(中野、落合、小台の発生汚泥量)からの送泥量の増加により、りん負荷は飛躍的に増大する。

仮に、砂町水処理センターの東陽３系Ａ2Ｏ(12 万 t)の導入等により、生物脱りん体制が一部整備されたとしても、不安が残る。

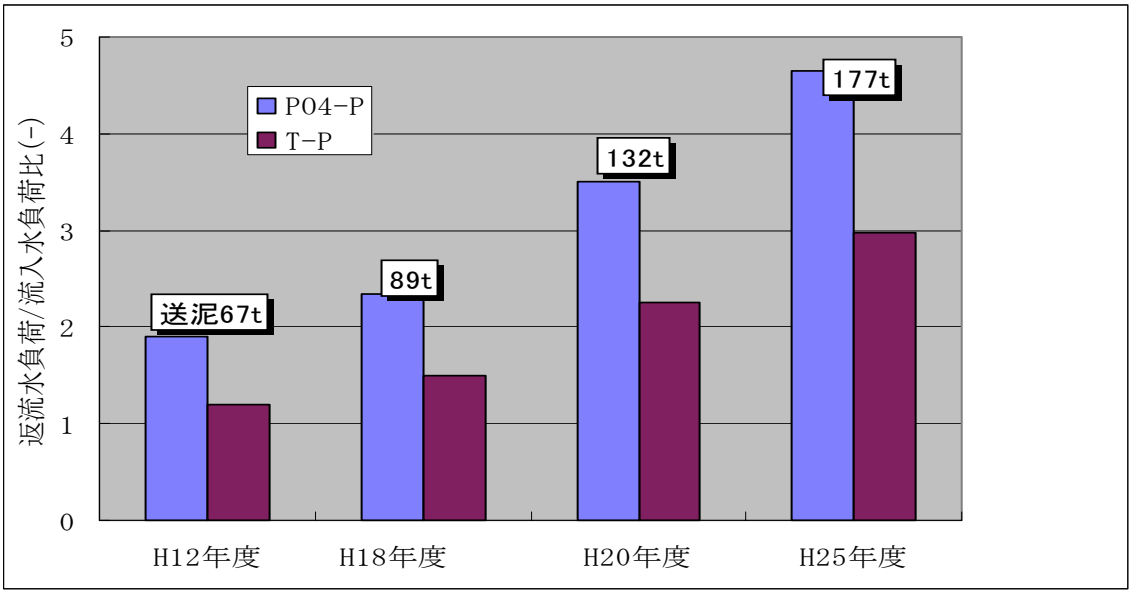


図３　砂町水処理センターへの送泥量増加に伴う返流水りん負荷比率の増加

これほどのりん負荷を受け入れた場合、もし水処理系での対応が不十分であれば、その放流水質が悪化し、不安定になることは避けられない。

図４には、ＣＯＤ、ＴＰの変動係数(平均値に対する標準偏差の比率)を指標として、返流水受入れの有無による放流水質値の変動を比較(高度処理、ＰＡＣ添加している施設は除外)したものである。

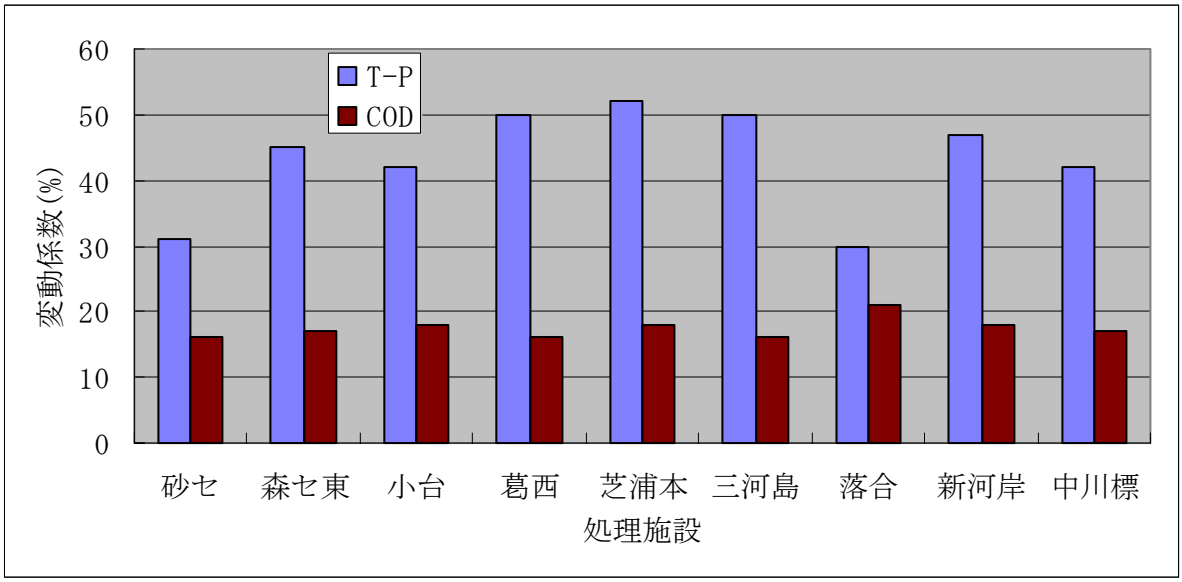


図４　りんと COD の処理水質測定値の変動(処理安定性)

ＣＯＤの変動係数１５％に対して、「りん」の変動係数は、３０～５０％に達している。このことは、標準法によるりん除去が不安定で、除去率が一定の計算に乗らず、処理水のりん濃度をコントロールするような運転管理を行うことが難しいことを示している。

平成１３年度の返流水を受け入れている処理場の放流 T-P 平均値は 1.8mg/l で、現在の規制値 4.5mg/l の 40%に相当する。これはＣＯＤの実態濃度(12.7mg/l)と規制濃度

(35mg/l)の比率 35%と同レベルで、りんの変動係数が大きいことを加味しても、現在の規制値に対する余裕は十分にあり、特別な条件下でなければ規制値を超過することはないと予測される。

しかし、今後適用される規制値 3.5mg/l、3.0mg/l となると、対規制値比率は 50～60%に上昇し、りんの変動係数が大きいことを考慮すると、規制値超過がある程度の頻度で発生してくると考えられる。

２．２　規制値の超過予測

砂町水処理センターの平成 13 年度の放流水データ(ｎ＝248)の平均値と分散から描いた放流 T-P の正規分布を図５に示す。

現状の濃度規制値 4.5mg/L を超過する確率を統計的に計算すると、0.1%、すなわち３年に１回であり、まれにしか超過しない。

次に、平成 16 年 4 月 1 日導入予定の総量規制値では、実質的規制値(総量規制値 1890kg/日を実績放流水量 473000m3/日で除した値)である 4.0mg/L に対して 0.8%すなわち、年３回程度の超過が予測され、現状においても何らかのりん削減対策が必要なことを意味している。

また、平成 20 年 4 月 1 日に暫定濃度基準値が撤廃され、3.0mg/L の濃度規制が適用されると、超過確率は 15.9%となり、年間 60 日程度は、規制値超過となる可能性がある。

この予測は、現状の送泥受け入れ量での返流水負荷に対するものであり、図３に示したように、砂町は、小台処理場からの送泥開始によるりん負荷の増加する年次がせまっている。したがって、砂町における返流水対策は、特に緊急の課題であると言える。

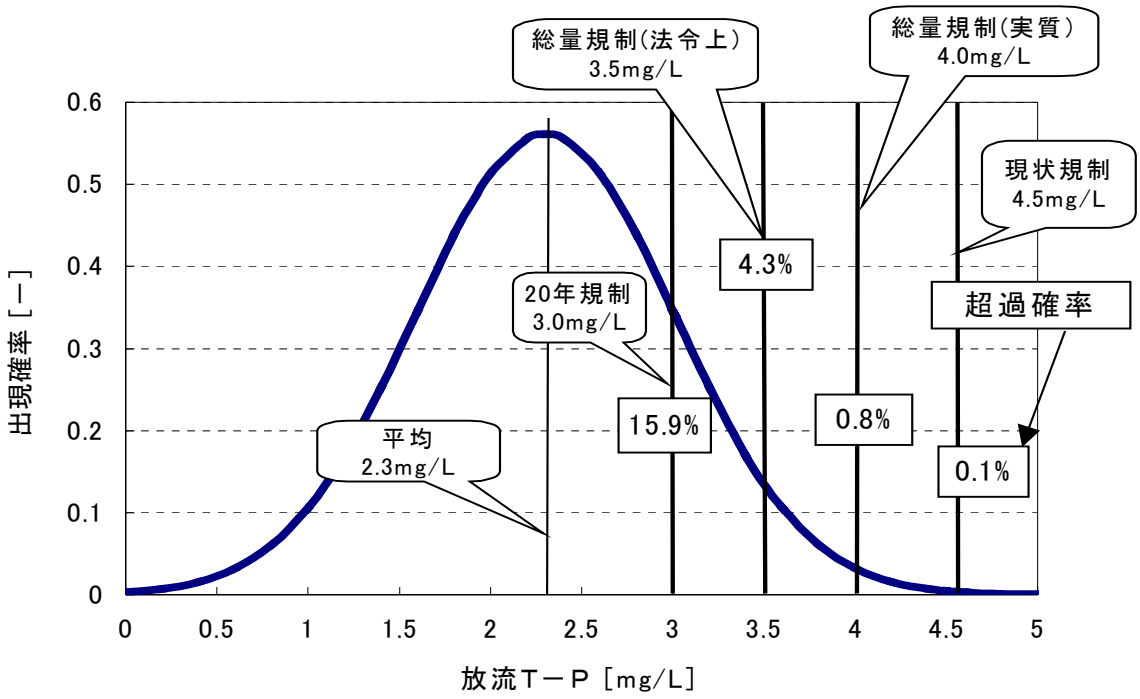


図５　放流水の法令値超過確率(砂町セの H13 年度 T-P 放流水の正規分布による)

ここでは、砂町を例として放流水質の規制値超過頻度を予測したが、森セ、葛西、小台についても程度の差はあるものの、りんの規制値超過について同様なことがいえる。

今後、りんに対する規制値が強化されていくなかで、汚泥処理プラントを抱える処理場に、返流水のりん対策設備を緊急に整備していくことが是非とも必要である。

３．効率的返流水処理法の開発

３．１　調査内容

汚泥処理プラントの返流水を受入れている処理場には、法令上の基準値を遵守するためにりん対策が必要であることを前項で明らかにした。ここでは、量と質が大幅に変動する返流水の特質を踏まえた上で、効率的かつ確実に返流水のりん対策効果を発揮できる処理法の検討を行なった。

調査は、以下の内容について実施した。

①　既存処理場におけるりん収支の現状把握
②　各種のりん除去剤(主に、凝集剤)の特性評価
③　りん除去対策実施時の処理水質および各処理プロセスでのりん削減効果を予測する手法の開発(汚泥処理の各単位プロセスの中でりん除去を効率的に行なえる位置の選定や、放流水質と基準値との兼ね合いで決まる除去すべきりん量を求めるために必要となる)
④　小型遠心濃縮機を用いたりん除去剤のよる汚泥濃縮への影響評価

なお、りん収支の調査処理場は、以下の４処理場系で実施し、小型遠心濃縮機調査は砂町水処理センターで行っている。

①　砂町水処理センター＋東部スラッジプラント
②　森ヶ崎水処理センター東系＋南部スラッジプラント
③　葛西処理場（小菅、中川処理場汚泥受け入れ）
④　小台処理場（落合、中野処理場汚泥受け入れ）

３．２　調査結果

３．２．１　りん収支の現状

1）送泥元処理場と受泥側処理場の収支

平成 12 年度の水質年報から計算した送泥元のりん収支と本調査から得られた受泥側処理場のりん収支を対比、合計して表１に示す。

表１送泥元処理場と受泥側処理場のりん流入・放流の収支

	処理場	流入水量	流入水				放流水				全放流水			
			T-P		PO_4-P		T-P		PO_4-P		T-P		PO_4-P	
		千m^3/日	kg/日	mg/l	kg/日	mg/l	kg/日	mg/l	kg/日	mg/l	kg/日	mg/l	kg/日	mg/l
送泥元	三河島	411.3	1493	3.63	769	1.87	123	0.30	55	0.13	198	0.48	107	0.26
	森ヒ西	450	1422	3.16	630	1.40	511	1.14	486	1.08	582	1.29	536	1.19
	芝浦	677.2	2932	4.33	1571	2.32	478	0.71	332	0.49	625	0.92	435	0.64
	小菅	167.5	595	3.55	317	1.89	104	0.62	78	0.47	134	0.80	99	0.59
	中川	182.4	565	3.10	255	1.40	128	0.70	110	0.60	156	0.86	130	0.71
	落合	366.2	1245	3.40	623	1.70	456	1.25	383	1.05	518	1.42	427	1.16
	中野	29.3	82	2.80	44	1.50	9	0.31	6	0.20	13	0.45	9	0.30
	小計	2283.9	8334	3.65	4209	1.84	1809	0.79	1450	0.63	2226	0.97	1742	0.76
									除去率		73.3	%	58.6	%
									りん総量		6109	kg/日		
受泥側	砂町	441.3	1191	2.70	530	1.20	779	1.86	713	1.70	996	2.26	847	1.92
	森ヒ東	848.0	2629	3.10	1018	1.20	1175	1.40	1007	1.20	1619	1.91	1276	1.50
	葛西	340.7	1013	2.97	443	1.30	467	1.42	427	1.30	601	1.76	523	1.54
	小台	244.3	806	3.30	318	1.30	475	1.98	446	1.86	530	2.17	478	1.96
	小計	1874.3	5639	3.01	2309	1.23	2896	1.59	2593	1.42	3746	2.00	3124	1.67
	受泥りん負荷		6109		合計りん負荷		11748	kg/日		除去率	33.6	%	-35.3	%
	11施設合計	4158.2	13973	3.3605	6518	1.57	4705	1.13	4043	0.9723	5972	1.44	4866	1.17
											57.3	%	25.3	%

＊　全放流水には簡易放流を加算している。

送泥元、７処理場は、合計で 8334kg／日のりんを流入下水として受け入れ、2226kg／日を放流水として排出している。除去率は 73%となっている。７処理場で汚泥に濃縮されたりんは、全て受泥先の４処理場に送られると考えると、その量は流入量と放流量の差である 6108kg／日となる。

受泥４処理場でのりん負荷総量は流入下水分の 5639kg／日に上記 6108kg／日を加えた 11747kg／日となる。仮に流入負荷として換算すれば濃度は、送泥元の平均 3.65mg/l に対して、受泥先では 11747kg／日÷1874 千 m^3／日=6.27mg/l となり、負荷濃度は、送泥元の 1.7 倍に跳ね上がる。

効率的なりん除去の場所や方法を考えるために、１１処理場を一体的に考えてりんの除去率を考える。すなわち、１１処理場すべてに流入したりんと放流したりんから、１１処理場トータルのりん除去率を計算すると、T-P は 57%、PO_4-P は 25%に過ぎず、BOD、COD が、80～90%以上の良好な除去率を保っているのとは対照的であり、大きく見劣りするものとなっている。特に、受泥４処理場の溶解性りんの除去率は、平均でマイナス 35%であり、流入量を上回る量を放流している。

以上のことから、汚泥処理のない処理場でりんの除去率を高める施設を導入し、汚泥へのりん濃縮を進めたとしても、除去したりんを汚泥として受け入れ、りんを集約処理している側では、その分より多くのりんを放流している現状が見えてくる。従って、下水道におけるりん除去設備の導入は、現状の下水システム内でのりんの流れをトータルとして捉え、効果的かつ効率的な対策ポイント、方法をバランス良く配置・導入していくことが必要である。少なくとも、法令基準の遵守に加えて、東京湾に排出されるりん総量負荷の低減を効率的に行うには、高度処理施設の導入と受泥側でりんを固定・除去する設備の導入を両輪とする手段を講じない限り、高度処理施設の導入効果は薄く、東京湾に排出されるりん負荷総量は、実質的にはあまり低減しないことになる。

2）受泥４処理場のりん負荷の現状

受泥４処理場の汚泥処理の各工程から発生する溶解性りんの負荷量比率を図６～９に示す。

① 砂町水処理センター

砂町では、三河島受泥の重力濃縮分離水の負荷が、返流水負荷として最大で、流入下水および一沈に投入される余剰汚泥を含めたトータルりん負荷の 30%を占めていた。

受泥中の溶解性りん濃度は 24mg/l でその変動も比較的小さいく、固液分離システムが後段に控えていることから、りん対策としては凝集剤による固定が最適である。

返流水の区分	PO_4-P kg/日	PO_4-P 構成比(%)	T-P kg/日
三河島重力濃縮	487	30.4	688
脱水分離水	284	17.8	321
余剰遠心濃縮分離水	108	6.8	241
一沈重力濃縮	78	4.9	124
洗煙排水	32	2.0	48
余剰一沈投入分	76	4.8	278
有明汚泥	5	0.3	14
流入下水	530	33.1	1191
全合計	1600	100.0	2905

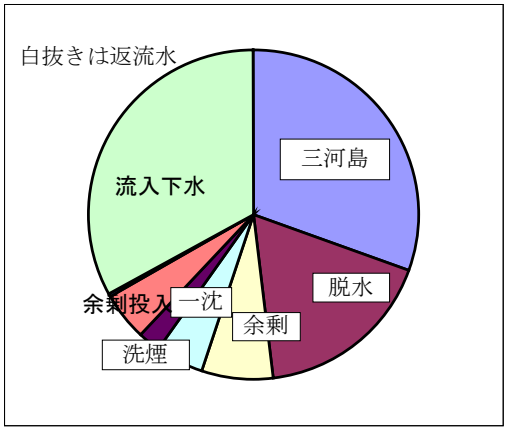


図６　砂町返流水の溶解性りん負荷内訳

② 森ヶ崎水処理センター東系

返流水の溶解性りん負荷は、南部スラッジプラントからの返流水の影響が圧倒的に大きい。ただし、りんの全合計負荷としては、余剰汚泥の一沈投入から生ずる再溶出りんによる影響が南プラ返水よりも大きい。したがって、処理水のりん濃度の低減、安定化を図るには、余剰汚泥の処理方法の見直(遠心濃縮処理する余剰汚泥量比率の増加など)等の対策も重要である。

南プラ返流水中の溶解性りん負荷の 75%は、受泥の重力濃縮、および遠心濃縮からの分離水である。このため、南部スラッジプラントにおける受泥濃縮工程は、りんを固定処理する位置として最適である。また、分析調査とりん収支計算から得られた受泥の PO_4-P 濃度は 21mg/l 程度であり、砂町と同じく凝集処理が適している。

返流水の区分	PO_4-P kg/日	PO_4-P 構成比(%)	T-P kg/日
南プラ返水	819	22.0	2409
一沈重力濃縮	495	13.3	895
消化汚泥洗浄	357	9.6	709
余剰遠心濃縮	37	1.0	240
脱水分離水	8	0.2	78
余剰一沈投入分	985	26.5	2278
流入下水	1018	27.4	2629
全合計	3719	100.0	9238

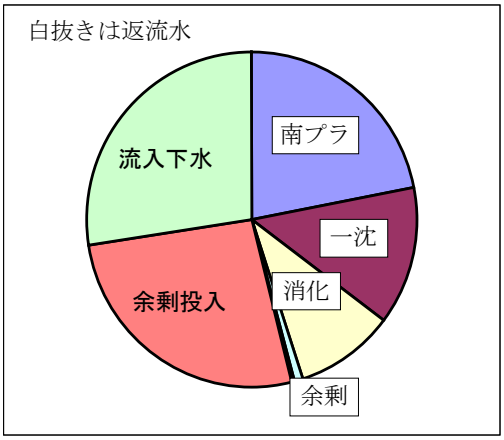


図７　森ヶ崎返流の水溶解性りん負荷内訳

南プラ返流水の特徴は、T-P が 2400kg/日と PO_4-P の４倍も存在することである。この原因は、塩化第二鉄、消石灰添加ケーキを多段焼却炉で焼却する際に発生する排煙廃水中に飛灰として焼却灰が混入するためと判断された。すなわち、飛灰中には、石灰固定されたりんが多量に含有されているため、排煙排水中のりんが南プラ返水の特徴を作っていると考えられる。排煙中の T-P は、焼成されたりん酸カルシウムおよびりん酸鉄と思われ、一般的には溶解し難いものと考えられるが、量が多いことから仮に森セへの返流後のプロセスで溶解しているのであれば、その影響が大きいことから、その可能性の有無について別途確認しておく必要がある。

森ヶ崎単独の返流水の特徴は、脱水分離水の溶解性りん負荷の低さ(全合計の 0.2%)が挙げられる。この要因は脱水が塩化第二鉄と消石灰を用いた真空脱水のため、特に消石灰によって溶解性りんが、りん酸カルシウムとして不溶化し、脱水ケーキ側に固定されることによる。今後、消石灰を用いる脱水を休止し、南プラ送泥に切り替える計画になっているが、この場合、南プラでの汚泥処理の増加に伴う返流水負荷の増大と、りん固定効果のある消石灰の消滅が、二重のりん負荷増加要因となり、森ヶ崎東系の処理水りん濃度の押し上げにつながると考えられることから、十分な検討を必要とする。

3) 葛西処理場

返流水の溶解性りん負荷は、受泥＋一沈混合汚泥の重力濃縮分離水が最も大きく、りん処理の第１候補個所である。なお、混合汚泥中の一沈汚泥は、一沈への余剰汚泥投入がゼロのため、溶解性りん濃度が低く、溶解性りんの負荷の大部分は受泥からくるもので、混合汚泥の PO_4-P 濃度は 13mg/l と砂町、南プラ(森セ東からの送泥)より低い値である。

脱水工程、余剰汚泥遠心濃縮工程も重力分離の半分程度の溶解性りん負荷があり、りん固定の第二候補個所である。

返流水の区分	PO_4-P kg/日	PO_4-P 構成比(%)	T-P kg/日
受泥+一沈重力	383	31.2	504
脱水分離水	189	15.4	227
余剰遠心濃縮	176	14.3	308
洗煙排水	36	2.9	52
余剰一沈投入分	1	0.1	3
流入下水	443	36.1	1013
全合計	1228	100.0	2107

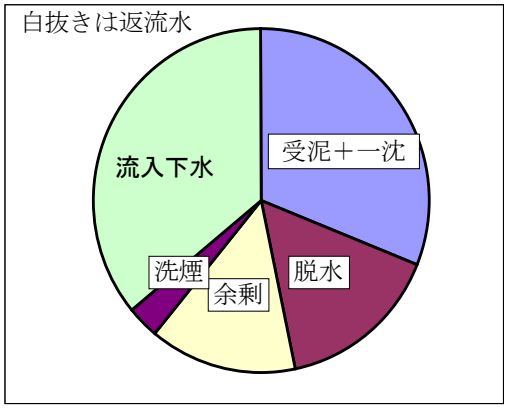


図８　葛西返流水溶解性りん負荷内訳

4) 小台処理場

図９に示す小台処理場返流水の溶解性りん負荷の特徴は、余剰汚泥の一沈投入による負荷部分が全合計の 29%と流入下水負荷に匹敵する大きさで、これに付随して、余剰汚泥が混合した混合生汚泥(一沈汚泥)の重力分離水の溶解性りん負荷が大きくなっていることである。

小台でのりん処理効果の向上を図るには、まず第一に余剰汚泥の全部または一部を加圧

浮上濃縮に回すなどの余剰汚泥の処理方法を検討し、その後に改めてに凝集剤等によるりん対策を検討することが必要である。

現状で、りん固定処理を行うとすれば、溶解性りん濃度が安定していることから、負荷順位は低いが受泥の加圧浮上濃縮工程、あるいは脱水工程が良いと考えるが、全負荷に占める比率が低いことから、放流水質の改善効果も限られたものにならざるえない。

返流水の区分	PO_4-P kg/日	PO_4-P 構成比(%)	T-P kg/日
消化洗浄分離水	157	13.9	226
混合生重力分離	144	12.8	174
受泥加圧浮上分離	107	9.5	142
脱水分離水	33	2.9	36
洗煙排水	40	3.5	95
余剰一沈投入分	329	29.2	962
流入下水	318	28.2	806
全合計	1128	100.0	2441

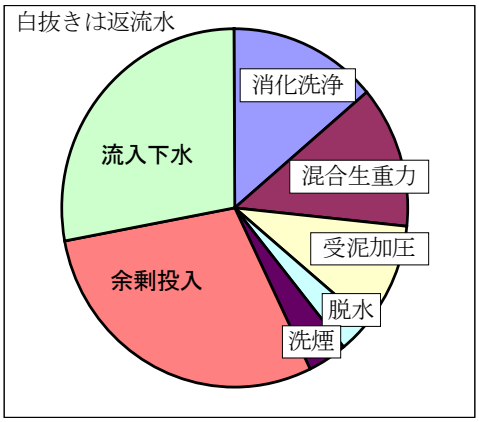


図９　小台返流水溶解性りん負荷内訳(脱水分離水の多くは消化汚泥洗浄へ)

３．２．２　りん除去剤の特性評価

1) 凝集剤のりん固定特性

図 10 にりん除去の代表的凝集剤である塩化第二鉄(FC)、ポリ硫酸第二鉄(PFS)、ポリ塩化アルミニウム(PAC)、塩化アルミニウム(LAC)、消石灰($Ca(OH)_2$)のりん除去試験結果を示す

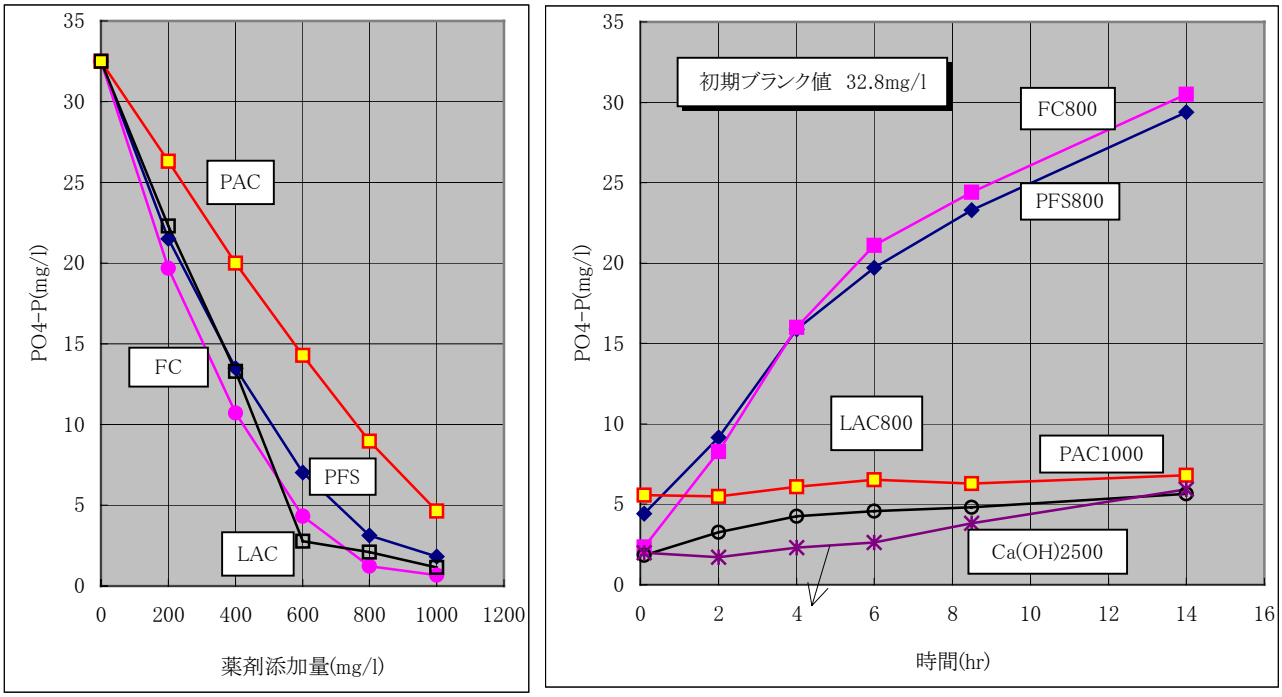


図１０　りん固定効果(左)と固定後のりん再放出挙動

左の図は、凝集剤反応直後の効果で、FC、PFS、LAC がほぼ同じ効果を示している。溶解性りん処理によく用いられている PAC は添加量当りのりん処理能力が前記３種類と比較すると劣っていた。金属１モル当りの溶解性りん低減効果をモル比で評価すると FC,PFS,LAC が 0.7～0.8 でほぼ同等で、PAC では 0.5 であった。

一方、右の図は、凝集剤反応後の受泥を放置したときの溶解性りん(PO_4-P)の経時変化を追ったものである。極めて特徴的で注意すべき結果が得られた。すなわち FC、PFS の鉄塩は、反応直後に不溶性塩として固定したりんを時間経過と供にもう一度溶解性りんとして手放している。データでは、４時間後に処理前の半分まで、半日で処理前と同じレベルまで溶解性りん濃度が再度増加してしまう。汚泥処理では、この程度の時間経過は実際にありえることから、鉄塩をりん固定に使うのであれば、その添加位置は汚泥処理の最終工程である脱水部に限られる。これに対してアルミニウム塩では、一度固定した溶解性りんの再溶出がないことを確認した。

したがって、凝集時のりん除去効率を併せて考えると、汚泥処理の中間工程で用いるりん凝集固定剤は、塩化アルミニウムが最適であると言える。

なお、図で効果を発揮している消石灰は、溶解性りん濃度を 10mg/l 未満とするには pH7 以上のアルカリ条件が必要である。したがって、他の汚泥と混合し、汚泥の pH が中性以下となると固定したりんを放出すること、また凝集効果がほとんどないこと、スケール生成の懸念などの課題があり、推奨できない。

３．２．３　りん固定処理時のりん削減効果の試算(砂町)

本調査で実施したりん収支とそれを基に作成したりん除去対策時の処理水および各プロセスでのりん削減効果予測手法(汚泥処理を含めた処理場の処理フローに基づくりん収支を数値計算することによるシミュレーション手法)を用いて整理した凝集剤添加諸元は、以下の通りである。また、表２および添付図に試算結果の概要を示す。

① A/T 入口の溶解性りんを 100kg 削減するためには、受泥工程でりんを 72kg 固定する必要がある。72kg の固定で済むのは、受泥段階でりんを固定することにより、MLSS 中のりん含有率が減少し、このため余剰汚泥を処理する各プロセスでの溶出量あるいは返流する溶解性りんが減少するためである。

②　一方、反応槽入口で削減された 100kg の溶解性りんは、その後の水処理過程で、30kg が MLSS に吸収され、実際に放流水質に寄与するりん削減量は、70kg になる。

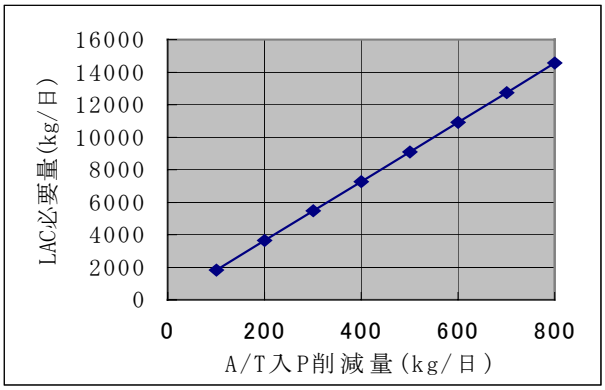
結果として、LAC でのりん固定量(72kg)は、処理水りん削減量(70kg)とほぼ等しくなる。

② 受泥位置で溶解性りん 72kg 固定に必要な LAC 量は、アルミ１モルのりん固定量を安全サイドを見込んで実験値の下側 0.7 モルとすると、市販 LAC 製品中の Al が 4.92%であることから 1820kg となる。

表２　りん除去に必要な塩化アルミニウム量

A/T入P削減	LAC固定P	Al必要量	LAC必要量
kg/日	kg/日	kg/日	kg/日
100	72	90	1820
200	144	179	3639
300	216	269	5459
400	288	358	7279
500	360	448	9099
600	432	538	10918
700	504	627	12738
800	576	717	14558
900	648	806	16378
1000	720	896	18197

1)LAC固定Pは、A/T入りP削減量の72%
2)Al１モルでりん0.7モルが除去できる
3)LAC中のAl含有4.923%



砂町水処理センター(44 万 m³/日処理)に当てはめれば、処理水りん濃度 1.0mg/l の低下（放流りん量 440kg 削減）のために必要な反応槽入口の溶解性りん削減量は約 600kg である。このために必要な受泥位置での固定溶解性りん量はほぼ放流削減量と等しい 440kg/日となり、これに要する LAC 量は 11000kg/日になる。仮に LAC を 16.8 円/kg(実勢価格を想定)とすれば、前記の砂町での薬剤費用は 185 千円/日となる。

図 11 は、A/T 入口のりん負荷を削減したときに余剰汚泥中のりん含有率等が変化する状況を試算した結果を表示している。砂町の余剰汚泥中りん含有率は、現状 3.45%で、一般の処理場(自己の発生汚泥のみを処理している場合)での値とされる 3.0%/SS 程度以下をはるかに越えている。

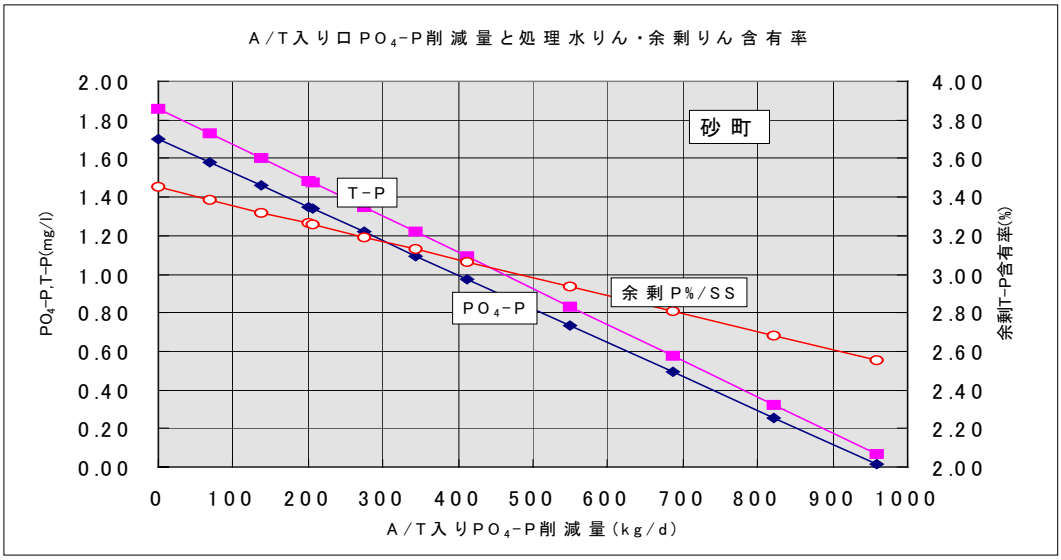


図１１反応槽入口の PO_4-P 削減時のりん処理効果(砂町)

反応槽入口のりん量を削減することは、放流水質の日常的なりん濃度低減に効果があるだけでなく、MLSS 中のりん含有率を低下させると考えられる。りん含有率の低下をりんの吐出・取込みの関係から考えると降雨などの水処理の条件変化に対して、処理水のりん濃度の突発的な増加を軽減し、水質変動を緩和する副次的な効果も期待できる。

調査した他の３処理場の MLSS 中のりん含有率も砂町と同様に、森ヶ崎東 4.40%、葛西 3.60%/SS、小台 3.80%/SS と同様に高い数値を示しており、反応槽入口の溶解性りんの削減することにより砂町と同様な効果が期待できる。

これら、受泥４処理場は、現在でも受泥によるりん負荷の増大による影響で、MLSS に吸収されるりん量が増大し、反応槽では一見処理されてるが、汚泥処理の工程で、吸収が多くなった分のりんが放出され、そのりんが返流水として戻り、さらに多くのりんが MLSS に蓄積される「りんの循環・蓄積」状態が定常化しているといえる。

３．２．４　小型遠心濃縮機を用いたりん除去剤のよる汚泥濃縮への影響評価

砂町水処理センターに小型遠心濃縮機を仮設して、三河島受泥、および砂町の余剰汚泥を対象に、りん凝集剤添加試験を行った。濃縮機の運転条件を表３に示す。

表３　運転条件

項目		混合生汚泥	余剰汚泥
遠心力(G)		1,000～1,500	800～2,000
ダム No.(-)		1P、2P	0-0、1P、2P
差速 (min^{-1})		3.7～16.5	3.0～21.9
汚泥供給量 (m^3/h)		7.0	7.0～11.0
高分子凝集剤(%)		0.03～0.18	－
無機凝集剤 (mg/l)	LAC	300、500	300、500、800
	PFS	300、500、700	300、500、800
	消石灰	－	200、400

凝集剤は、ポリ硫酸第二鉄(PFS)、塩化アルミニウム(LAC)および消石灰を評価し、PFS、LAC は以下に示すとおり良好な結果が得られた。

1) 受泥濃縮汚泥

図 12 は、高分子凝集剤と無機凝集剤(PFS、LAC)を用いた場合の SS 回収率と T-P 除去率の関係である。無機凝集剤は、汚泥中の溶解性りんを固定するので T-P 除去率が上昇するとともに、副次効果として SS 回収率も大きく上昇しており、PFS、LAC を用いることで、高分子凝集剤の添加は、必要なくなることが確認できた。図 13 は、薬品コストを比較したものであるが、高分子では、別途りん対策費用(凝集処理であれば、今回提示している凝集剤費用、PFS300 であれば、9.0 円)が必要となることを考慮すれば、無機剤の添加がコスト的にも有利になる。

PFS と LAC の比較では、PFS がやや LAC を上回る効果を示しているが、鉄塩は、2.2.1 で示したように、後続の処理工程でりんの再溶出現象を起こすため、ここで適用する凝集剤は再溶出の心配のないアルミ塩が適している。

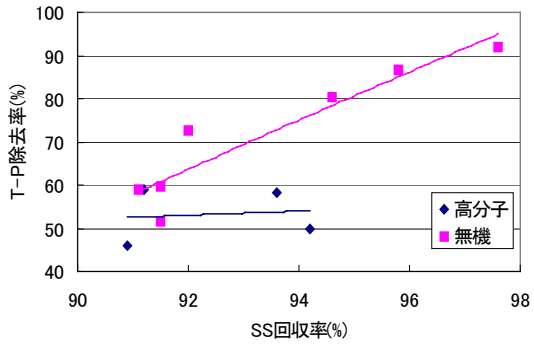


図１２　SS 回収率と全りん除去率の関係

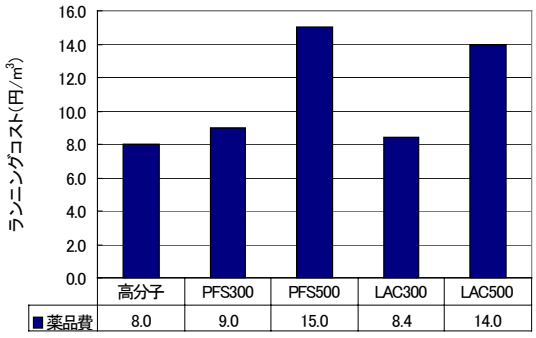


図１３　各薬注条件でのランニングコスト比較

2) 余剰汚泥

現状の余剰汚泥の濃縮は、高分子凝集剤を用いずに高い遠心力(G 値)で遠心濃縮を行っている(余剰汚泥の場合、分離効果を出すための高分子凝集剤必要量が大きく実用的でないため)。今回、余剰汚泥のりん対策として添加する PFS、LAC、消石灰添加のりん除去効果とその凝集効果による遠心力の低減の可能性について調査した。

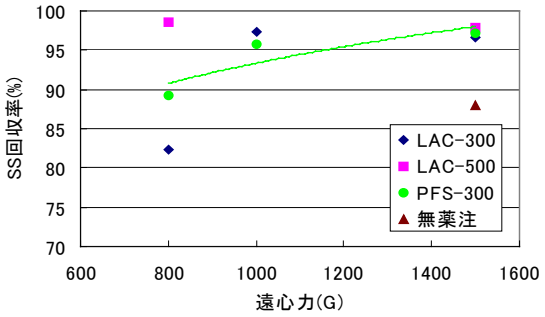


図１４　遠心力と SS 回収率の関係

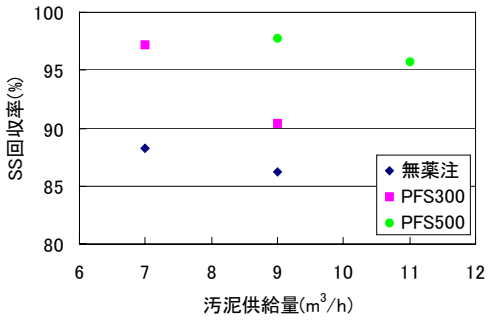


図１５　汚泥供給量と SS 回収率の関係

無薬注、無機剤添加時の遠心力と SS 回収率の関係を図 14 に示す。両薬品共、無機剤の添加により遠心力を 1,000G まで低下させても、現状の無薬注に比べて良好な SS 回収率が維持できている。LAC 薬注率が 500mg/l では、800G まで低下させても SS 回収率は 95%以上となった。反対に、遠心力を現行と同一とすれば、SS 回収率で約５％程度、あるいは処理量で３０％程度増せることが図 15 から読み取れる。

なお、りん固定処理した余剰汚泥中の溶解性りん濃度は、発生直後は 5mg/l 未満と低くいが、遠心濃縮後の時間経過に伴って、濃縮した余剰汚泥が含有しているポリりん酸を溶解性りんとして放出する。これを防ぐには、放出に見合った量の固定剤をあらかじめ添加しておくか、遠心濃縮前に一沈汚泥を一部混合するなどして、りんを強制放出させてから、無機凝集剤添加の遠心濃縮を行うなどの工夫が求必要である。

４．まとめ及び今後の課題

汚泥集約処理施設の返流水を受入れている処理場を対象に、対策の必要性の検証、りん収支の実態と法規制の遵守に必要な対策水準及びに具体的な対策技術の開発についての調査を実施し、以下の結果が得られた。

① 返流水がもたらすりん負荷は、流入負荷の1～1.7倍にも達しており、水処理、汚泥処理系でのりん対策がなされていない現状では、強化される法規制値の遵守、東京湾へのりん排出量の実質的削減のためには、返流水対策が必要である。

② 返流水対策として無機凝集剤の添加が有効であり、なかでも塩化アルミが最適であることを明かにした。

③ りん収支の実態から各処理場の特徴を明らかにし、りん対策を施す効率的位置を示した。また、収支で得られたデータをもとに、りん削減量と放流水りん濃度との関係をシミュレーションする手法を開発し、法規制値との関係から各処理場で必要となる対策水準を明らかにした。

② 無機凝集剤の添加を遠心濃縮に応用することで、SS 回収率、あるいは汚泥処理量の向上を図れる可能性があること明らかにした。

平成１４年度は、今年度と同じ調査体制の下で本調査結果を実施設で確認し、シミュレーション手法の精度向上を図るとともに凝集剤添加によるりん対策法を確立し、汚泥集約処理施設の課題となっている返流水対策の一つの手法として確立していきたい。

最後に、りん収支、シミュレーション手法の開発に必要な水質関連データを整理・提供いただいた区部１２処理場の水質管理係に感謝いたします。

【参考文献】

1 水質試験年報　平成 12、13 年度　東京都下水道局施設管理部
2 高度処理施設設計マニュアル(案)　(社)日本下水道協会
3 東京都下水道施設概要　平成 13 年度　東京都下水道局
4 下水道統計；(社)日本下水道協会 昭和30,35,40,45,50年度
5 下水道施設計画・設計指針と解説；(社)日本下水道協会 2001年版
6 下水試験方法；(社)日本下水道協会 1997年版4)
7 薬品ハンドブック　栗田工業㈱
8 ポリマー凝集剤使用の手引き　東京都下水道サービス㈱

４－１　晶析法を適用した汚泥集約処理返流水からのりん除去

砂町水処理センター　八木義樹　望月あゆ子(現施設管理部施設管理課)
古川美幸　石井英俊

１．はじめに

砂町水処理センターでは、汚泥集約処理施設の一つである東部スラッジプラントからの汚泥処理返流水を受けている。このため、当センターの放流水中の全りん濃度は、環境確保条例に基づくいわゆる暫定基準の 4.5mg/L を超過することはないものの、平成 20 年度より適用される本規制値の３mg/L をたびたび超過している状況にあり、何らかの対策が必要である。

そこで、当センターにおいては、平成 11 年度に汚泥処理返流水中のりんについて調査を行った[1)]。また、平成 12 年度には、通日試験及び汚泥試験の結果から当センターにおけるりん収支の把握を行うとともに、晶析脱りん法を用いたりん除去等について調査を行った[2)]。さらに、平成 13 年６月から平成 15 年３月までの計画で、日立プラント建設（株)、前澤工業（株）及び三菱マテリアル（株）とのノウハウ・フィールド提供型共同研究により、晶析法を適用した遠心脱水分離液からのりん除去について調査を行っている。

今回、平成 13 年度の調査結果から、晶析法を導入することで平成 20 年度から適用される本規制値にも対応できる見通しが得られたので報告する。

２．これまでの調査結果の概要

２．１　平成 11 年度の調査結果

平成 11 年度は、通日試験及び汚泥試験の結果から、各汚泥処理工程における返流水が水処理系に与える影響について調査を行った。その結果、りんに関して以下のことが分かった。

①　砂系では、主に遠心濃縮分離水とベルトフィルター脱水ろ液の影響で、第一沈殿池流入水のりん酸性りん濃度は流入水に比べ平均で 0.1mg/L、最大で 0.5mg/L 高くなっていた。ただし、これらの濃度上昇は制限曝気を行うことで十分対応できる範囲である。

②　東陽系では、反応槽流入水のりん酸性りん濃度は平均で 3.1mg/L と、流入水の 1.4mg/L に比べ 1.7mg/L 高かった。また、最も差が大きかったのは 2.9mg/L で反応槽の流入濃度は 4.4mg/L であった。このように高くなる要因は、濃縮系の返流水と遠心脱水分離液の影響である。

③　三河島処理場からの送泥、汚泥処理でのりんの溶出は避けられないと考えられるので、これを固定・除去する必要がある。除去ポイントとしては、送泥側の余剰汚泥、または汚泥処理側の遠心脱水分離液が考えられる。

２．２　平成 12 年度の調査結果

平成 12 年度は、通日試験及び汚泥試験の結果から当センターにおけるりん収支の把握を行うとともに、晶析脱りん法を用いたりん除去等について調査を行った。その結果、以下のことが判った。

①　汚泥処理返流水中のりん酸性りんは 0.8t/日で、流入水中のりん負荷の 0.63 倍

であった。曝気槽において除去されたりん酸性りんは 0.69t/日であり、それ以上のりんが汚泥処理返流水として水処理系へ返り、負荷を高めていることが分かった。

② 晶析脱りん法を用いたりん除去調査では、pH の前調整が原水（遠心脱水分離液）性状の変動に対し、りん回収槽の晶析条件の安定化に効果のあることが分かった。また、pH の前調整（pH6.8）を行った場合、Ca イオン無添加、りん回収槽滞留時間２時間、処理槽内 pH8.3 の条件で、りん酸性りん除去率 52.5%、晶析率 53.2%が得られた。

なお、平成 13 年度の調査は、上記の調査結果を受けて、「遠心脱水分離液からのりん除去技術の開発」として、民間企業とのノウハウ・フィールド提供型共同研究で行ったものである。

３．当センターにおけるりん濃度の状況

当センターにおける流入水と放流水のりん酸性りん濃度の経年変化について、汚泥脱水方法の変遷とともに表１に示した。また、放流水全りん濃度が 3.0mg/L を超過した日数について、日常試験において全りんの測定を開始した平成 11 年度から、表２に示した。

平成 12 年９月までは一部の汚泥処理に無機凝集剤による脱水（ベルトフィルター脱水機）が行われており、ここでりんは固定し除去されて、水処理系にりん負荷が戻ることはなかった。しかし、汚泥脱水処理は、平成 10 年度から平成 12 年 10 月にかけて、有機凝集剤を使用する脱水（遠心脱水機）に移行した。その結果、返流水の流れ込む第一沈殿池流入水のりん酸性りん濃度も上昇し、水処理への負担が増加、放流水のりん酸性りん濃度が上昇した。これに伴って、放流水全りん濃度が 3.0mg/L を超過した日数は年々増加し、平成 13 年度には測定日数の約 17%を占める 42 日となった。

表１　汚泥脱水方法とりん酸性りん濃度（年間平均値）の変化

	８年度	９年度	10 年度	11 年度	12 年度	13 年度
流入水の PO_4－P（mg/L）	1.8	1.1	1.7	1.4	1.2	1.7
放流水の PO_4－P（mg/L）	1.2	1.5	1.5	1.5	1.6	1.9
ベルトフィルター脱水の割合(%)	24.1	13.7	12.5	12.1	3.7	0
遠心脱水の割合（%）	0	40.6	50.5	51.8	86.7	100

表２　放流水全りん濃度が 3.0mg/L を超過した日数

	11 年度	12 年度	13 年度
超過日数	８	２６	４２
測定日数	２４７	２４８	２４８

４．りん除去量の試算

平成 20 年度に適用される本規制値を遵守するためには遠心脱水分離液からどの程度りん酸性りんを除去すればよいか把握するため、当センターにおけるりん収支を基に試算した。結果を表３に示す。

なお、試算に当たっては、雨天時等において一時的に生物的りん除去が不安定になることから、放流水のりん酸性りん濃度の管理目標値を 1.5mg/L とした。

現状の試算においては、これまでの日常試験及び汚泥試験の結果を参考にし、流入下水のりん酸性りん濃度を 2.0mg/L、余剰汚泥のりん含有量を３％とし脱水処理過程で１％までりんが放出されると仮定した。その結果、晶析脱りんを行わなかった場合は、放流水におけるりん酸性りんは 2.21mg/L となり、管理目標値の 1.5mg/L を超過してしまう。晶析脱りんを行った場合は、遠心脱水分離液中のりん酸性りんを 50%除去できれば､放流水のりん酸性りん濃度は 1.36mg/L となり、管理目標値を満たすことができる。

さらに、今後東部スラッジプラントへの受泥量は増加する予定であるため、受泥量を現在の２倍とし、水処理系でより多くのりんが除去されると考え余剰汚泥のりん含有量を４％と仮定して計算を行った。その結果、遠心脱水分離液中のりん酸性りんを 80%除去できれば､放流水のりん酸性りん濃度は 1.28mg/L となり、管理目標値を十分満たすことが可能であることがわかった。

表３　りん除去を行った場合のりん酸性りん収支の試算

	受泥量 m^3	余剰汚泥のりん含有量 %	遠心脱水分離液 PO_4－P mg/L	晶析後 PO_4－P mg/L	放流水 PO_4－P mg/L
現状	25,000	３→１	120	120	2.21
現状＋50%除去	25,000	３→１	120	60	1.36
受泥増＋80%除去	50,000	４→１	180	36	1.28

５．晶析法による遠心脱水分離液からのりん除去調査

５．１　晶析法の特徴

りんを除去するための方法は、AO 法や凝集剤を注入する方法などがすでに確立されている。しかし、AO 法等の生物的りん除去法では、汚泥処理過程で汚泥からりんが吐き出されて水処理系へ返ってしまうため、汚泥処理返流水に対するりん除去の必要性は残される。また、凝集剤を注入する方法では、脱水ケーキが増加すること及び焼却灰のりん含有量が増加して焼却灰がセメント原材料に適さなくなることなどが懸念される。

一方、晶析法では、下水処理システムからりんを分離し、肥料として再資源化できるという特徴をもっている。ただし、汚泥処理返流水への適用実績がなく、システムとしての確立が大きな課題となっている。

５．２　平成 13 年度の実験内容

平成 13 年度は、図１、図２に示す単段装置と二段装置を用い、遠心脱水分離液を原水としたりん除去が可能であるか、また、pH、消石灰添加量等の運転条件を変更することにより、最適な晶析プロセスを確立するための検討を行った。

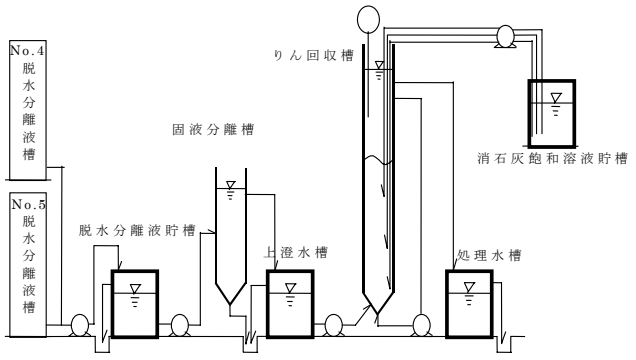


図１　単段装置

５．３　実験装置の運転条件

単段装置の運転条件を表４に、二段装置の運転条件を表５、表６に示した。

なお、表中の「RUN」は、運転条件を固定して行った一期間である。

単段装置では、処理水量、晶析材膨張率及び接触時間を一定とし、pH 調整、薬品注入点数等の条件を変更した。これにより、pH 前調整の効果及び pH 注入点分割の効果を確認した。また、二段装置では、単段装置と同様に処理水量、晶析材膨張率及び接触時間を一定とし pH 調整、薬品注入点数等の条件を変更したことに加え、pH 調整剤として消石灰のほか、NaOH を使用しカルシウム添加のために $CaCl_2$ を用いる変更も行った。これにより、最適晶析 pH の把握、カルシウム添加濃度による影響、消石灰飽和溶液による効果及び接触時間による影響について検討を行った。

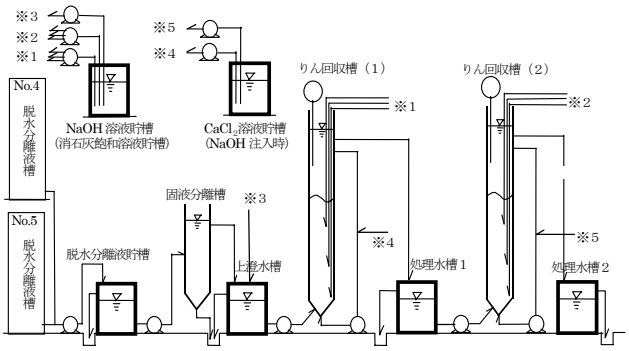


図２　二段装置

表４　単段装置の運転条件

	RUN０	RUN１	RUN２	RUN３	RUN４	RUN５	RUN６	RUN７	RUN８
期間	7/18～7/26	7/27～9/10	9/11～10/2	10/3～10/16	10/17～10/25	10/26～11/5	11/6～11/19	11/20～12/11	12/12～2/7
処理水量（L/h）	10	10	10	10	10	10	10	10	10
晶析材膨張率（%）	120	120	120	120	120	120	120	120	120
接触時間（h）	1	1	1	1	1	1	1	1	1
pH前調整	なし	なし	なし	なし	6.5	6.5	6.5	6.5	6.5
処理槽pH調整	なし	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	7.5	8.0	8.0
薬品注入点数	－	3	1	3	3	1	3	3	3
薬注チューブ口径（mm）	－	3	3	3	3	3	3	3	3
消石灰飽和溶液　溶媒	－	水道水						水道水	二段処理水
静置	－	半日						１時間	半日

表５　二段装置の運転条件（RUN０～RUN６）

	RUN０	RUN１	RUN２	RUN３	RUN４	RUN５	RUN６
期間	7/18～7/29	7/30～8/7	8/8～9/10	9/11～9/25	9/26～10/1	10/2～10/16	10/17～10/24
処理水量（L/h）	50/50	50/50	50/50	50/50	50/50	50/50	50/50
晶析材膨張率（%）	120	120	120	120	120	120	120
接触時間（h）	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1	1/1
pH前調整	なし	なし	1.5%NaOH、pH6.5				
処理槽pH調整（消石灰飽和溶液）	－	－	－	－	－	－	－
処理槽pH調整（0.3%NaOH）	－	7.5/8.0	7.5/8.0	7.5/8.0	7.5/8.0	8.0/8.5	7.5/8.5
$CaCl_2$添加濃度（mgCa/L）	なし	なし	0/50	50/50	100/100	0/50	0/50
pH注入点数	－	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3
薬注チューブ口径（mm）	－	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3
消石灰飽和溶液　溶媒	水道水						
静置	半日						

表６　二段装置の運転条件（RUN７～RUN11）

	RUN７	RUN８	RUN９	RUN10	RUN11
期間	10/26～11/14	11/15～12/13	12/14～1/25	1/29～2/15	2/19～3/22
処理水量（L/ｈ）	50/50	100/100	150/150	150/150	100/100
晶析材膨張率（%）	120	120	120	120	120
接触時間（ｈ）	1/1	0.5/0.5	0.33/0.33	0.33/0.33	0.5/0.5
ｐH前調整	消石灰飽和溶液、ｐH6.5				
処理槽ｐH調整（消石灰飽和溶液）	7.5/8.5	7.5/8.5	7.5/8.5	7.0/8.5	7.5/8.5
処理槽ｐH調整（0.3%NaOH）	―	―	―	―	―
$CaCl_2$添加濃度（mgCa/L）	消石灰飽和溶液による				
薬品注入点数	3/3	3/3	3/3	3/3	3/3
薬注チューブ口径（mm）	3/3	3/3	3(9)/3	9/3(9)	9/9
消石灰飽和溶液　溶媒	水道水				
消石灰飽和溶液　静置	半日				

５．４　結果と考察

５．４．１　単段装置

単段装置における原水及び処理水のりん酸性りん濃度について、RUN ごとの平均値を図３に、同様に除去率及び晶析率を図４に示した。りん酸性りん濃度については、原水の濃度が大きく変動したものの、処理水の濃度は 15mg/L 前後であった。除去率、晶析率については、RUN１～RUN３、RUN７及び RUN８においてそれぞれ 60%以上、50%以上の値が得られた。また、原水りん酸性りん濃度が約 30mg/L であった RUN４～RUN６では、除去率が 60%を下回ったものの、処理水りん酸性りん濃度は他の運転条件と同様に 15mg/L 前後であった。ただし、単段装置では全体的に原水性状の変動に対応できず、除去率及び晶析率は大きく変動した。

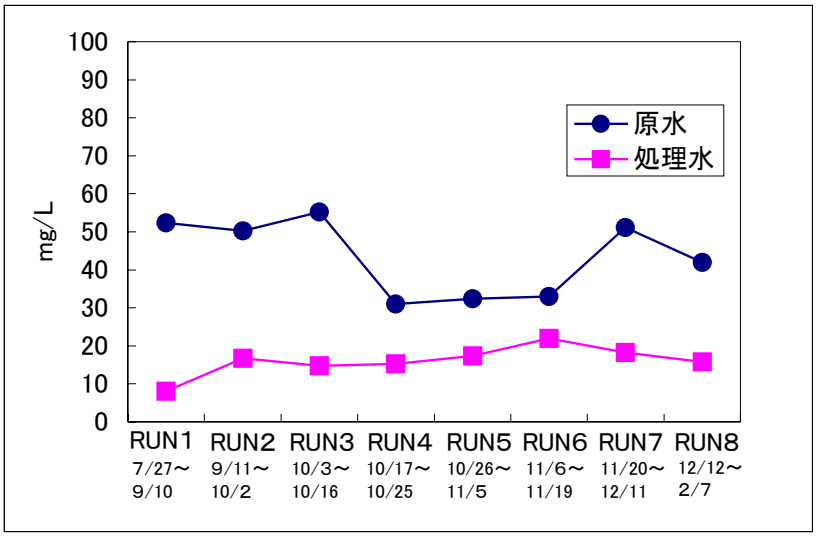


図３　りん酸性りん濃度の変化（単段装置）

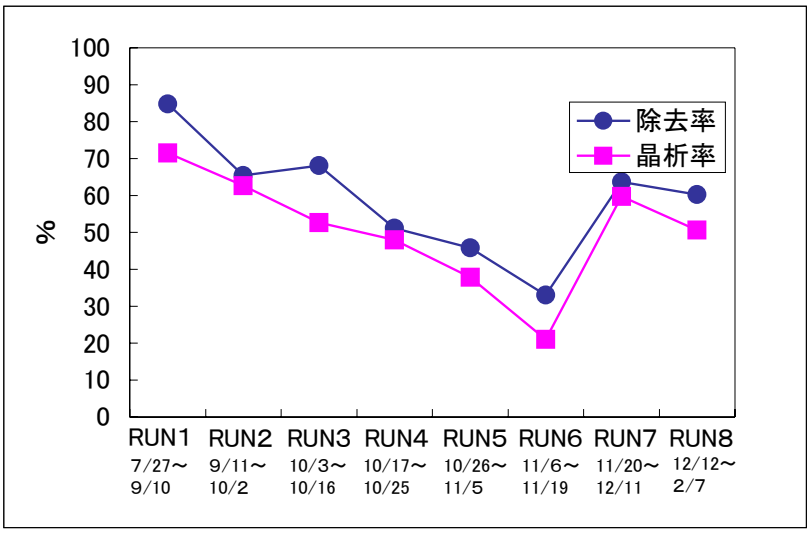


図４　除去率及び晶析率の変化（単段装置）

５．４．２　二段装置

二段装置における原水及び処理水のりん酸性りん濃度について、RUN ごとの平均値を図５に、同様に除去率及び晶析率を図６に示した。処理水のりん酸性りん濃度は、カルシウム添加濃度を高めた RUN4 や二段目回収槽 pH を 8.5 とした RUN５以降では、10mg/L 以下で安定していた。除去率については、これを反映して RUN４以降は 80%前後であった。晶析率については、カルシウム添加濃度を高めた RUN4、消石灰飽和溶液を用いた RUN７～RUN８において 80%以上であった。一方、カルシウムを添加しなかった RUN１では、除去率、晶析率はそれぞれ 56%、57%であり、他のＲＵＮと比較して低い値となった。

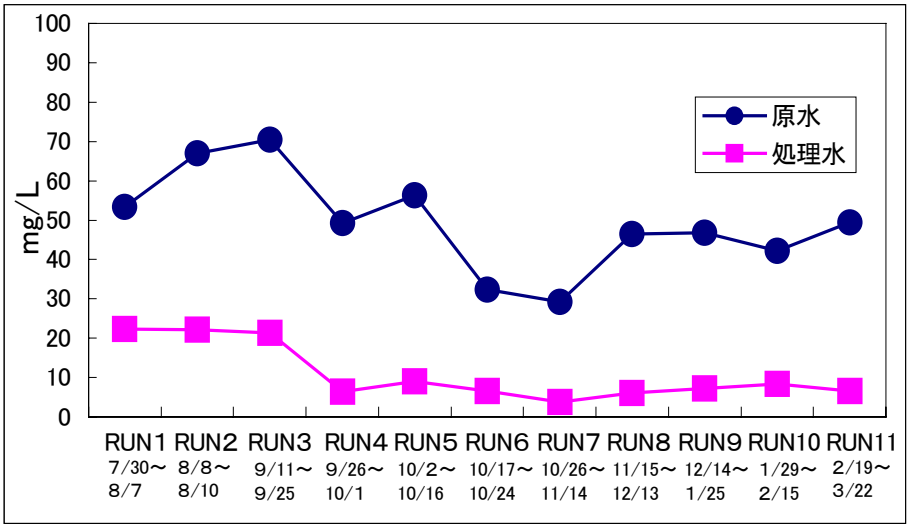


図５　りん酸性りん濃度の変化（二段装置）

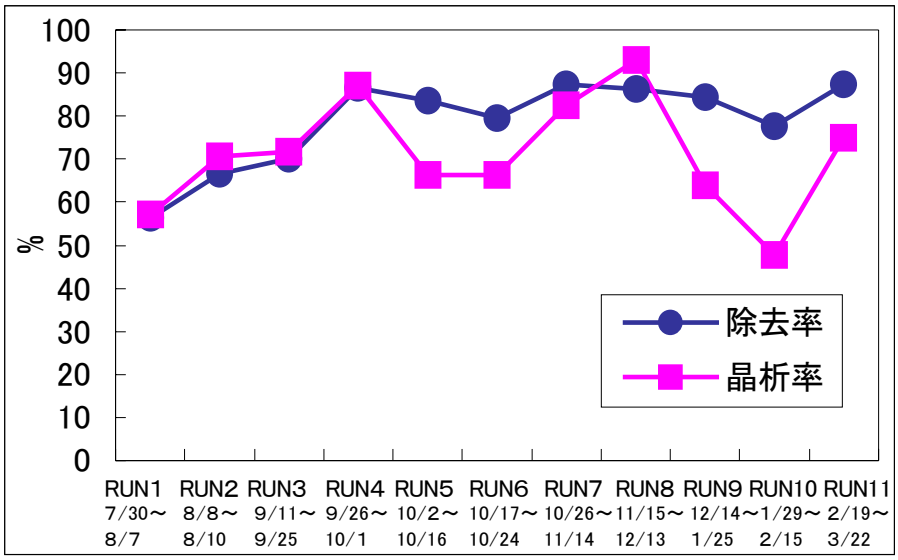


図６　除去率及び晶析率の変化（二段装置）

以上の結果から、二段装置を用いて一段目と二段目の pH をそれぞれ 7.5 及び 8.5 に調整し、二段目のカルシウム濃度を高めたシステムにより、りん収支から試算した目標除去率を得られる見通しがたった。

６．まとめ

平成 13 年度の調査から、以下の結果が得られた。

（１）現状のりん収支をもとに、将来の受泥量の増加を見込んだ試算の結果、遠心脱水分離液中のりん酸性りんを 80%除去できれば、平成 20 年度より放流水に適用される本規制値 3.0mg/L（全りん）を遵守できることがわかった。

（２）単段装置におけるりん酸性りんの除去率は概ね 60%であり、晶析率は 50%程度であった。全般を通じて原水の濃度変動に対応できず、除去率、晶析率ともに大きく変動した。

（３）二段装置においては、除去率、晶析率ともに概ね 80%と高い値が得られた。

（４）二段装置を用いて一段目と二段目の pH をそれぞれ 7.5 及び 8.5 に調整し、二段目のカルシウム濃度を高めたシステムにより、りん収支から試算した目標除去率を得られる見通しがたった。

７．今後の予定

平成 13 年度の調査結果では、小規模な実験装置レベルではあるが、当センターのりん対策として必要な目標除去率を得ることができた。しかし、実用化に向けては、①より大規模な装置を用いた実証実験レベルでの検証、②コストを意識した効率的なシステムの開発、が必要である。

そこで、平成 14 年度は、処理能力 288～576m^3/日の実証実験プラントにより、りん回収槽の構造（流動条件）、消石灰の添加・拡散方法、晶析材の引き抜き方法及びシステムの運転制御方法について検討するとともに、連続運転における安定性について検証する。また、より経済的なシステムを確立するため、引き続きパイロットプラントにより、晶析材

の必要接触時間、晶析材の必要充填高さ、必要循環流速及びより小さい晶析材の適用について調査を行っていく。

参考文献

１）汚泥集約処理における汚泥処理返流水の窒素とりん：東京都下水道局技術調査年報
平成 12 年 10 月
２）脱水分離液からのりん除去調査：東京都下水道局技術調査年報
平成 13 年 10 月
３）脱水分離液からのりん除去技術の開発：共同研究中間報告書
平成 14 年３月

５－１　ポンプ所における越流負荷の効率的除去技術の開発（その２）

計画調整部技術開発課　　山田信夫
杉山佳孝
（現　環境省）　　武藤　真

１．はじめに

合流式下水道は、大雨の日には、雨水の流入により管きょ内の水位が一定以上になると、雨水で希釈された汚水の一部を雨水吐口やポンプ所から川や海域に放流する仕組みになっている。このような汚濁負荷の高い雨天時放流水が、河川や海域における水質汚濁のひとつの原因となっている。

東京都下水道局では、下水道構想 2001 や合流改善クイックプランを策定して、雨天時放流水質の改善対策のほか、雨水浸透による雨水流出量削減対策、白色固形物やゴミ等の流出防止対策等により、水辺空間の美観を守るなど、お客さまの目に見える効果を重視した合流式下水道の改善対策に取り組んでいる。

雨天時放流水質の改善については、遮集量の増強や初期雨水の貯留を進めている。初期雨水の貯留施設では、降雨初期の汚濁負荷の高い下水を一時貯留して、降雨後に処理場に送水して、きれいに処理してから河川等の公共用水域に放流する。しかし、貯留施設の整備には、用地確保や建設に膨大な費用と長い歳月を要し、事業効果の発現も遅いなどで水質改善がなかなか進まない状況となっている。

本調査は、敷地に制約があり新たな貯留施設の設置が困難な区部のポンプ所を対象に、雨天時に公共用水域に流出する汚濁負荷を省面積で高効率な除去が期待できる超高速凝集沈殿法を適用するために、大島ポンプ所に設置した実験プラントにおいて処理性能、運転、維持管理手法等について検討するものである。

２．調査概要

２．１　調査目的

調査目的は以下のとおりである。

（1）処理対象を SS 除去率 80%以上とする。
（2）ポンプ所における適切な運転方法と維持管理手法を確立する。
（3）導入を想定したシミュレーションにより、ポンプ所における本技術の適正規模や合流改善対策における位置付けを検討する。
（4）本技術の計画、設計及び維持管理手法を確立する。

２．２　調査工程

調査期間は、平成 12 年 5 月～平成 15 年 3 月の 3 ヵ年である。

平成 12 年度は、大島ポンプ所の流入水を対象として凝集剤の注入率と汚濁物質の除去効果についての基礎実験及びパイロットプラントの設計を行った。また、流出解析モデルを活用した雨天時発生汚濁負荷量算定シミュレーションに必要な大島ポンプ所流域の降雨特性の把握と処理分区のモデル化を行なった。

平成 13 年度は、大島ポンプ所にパイロットプラントを設置し、適正薬注率、処理速度及び循環率のほか、処理対象水量の瞬時の変化に対応した運転及び薬注自動制御運転について調査を行なった。

３．超高速凝集沈殿法の概要

超高速凝集沈殿法は、フランスで開発され既に世界各地で主に水道施設としての実績がある。合流改善施設としては、パリ市の 200 万 m^3/日級の処理場で実機が稼動している。

超高速凝集沈殿法の処理フローを図１に示す。

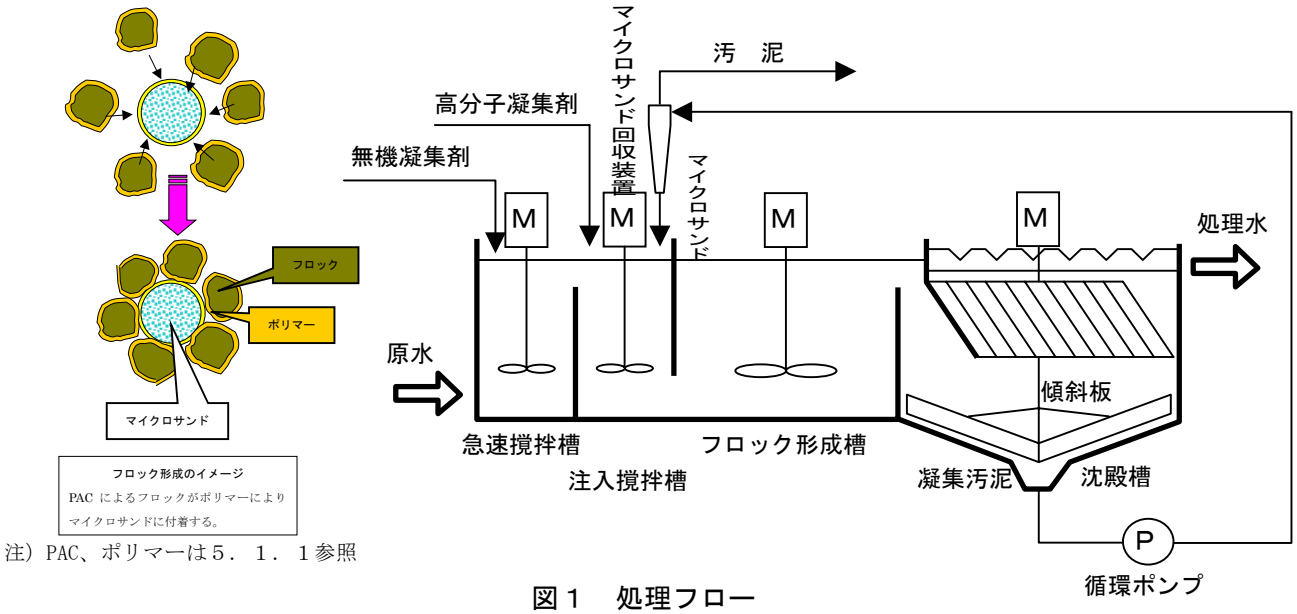
処理原理と処理フローは、以下のとおりである。

①急速攪拌槽で、流入水に無機凝集剤を注入して汚濁物質をフロック化する。

②更に、注入攪拌槽では、高分子凝集剤とマイクロサンド(約φ170μm)を加え、フロック形成槽でマイクロサンドを核とした重いフロックを形成する。

③形成したフロックを、傾斜板付の沈殿槽で処理水と高速沈殿分離する。傾斜板間を上昇した処理水を放流する。傾斜板は、フロックの流出を抑制する。

④沈殿したマイクロサンドを核とするフロックを沈殿槽から引き抜き、マイクロサンド回収装置で汚泥とマイクロサンドを分離する。マイクロサンドは、回収、再利用し、汚泥は、処理施設へ送る。



注）PAC、ポリマーは５．１．１参照

図１　処理フロー

本処理法では、沈殿槽における処理水の上昇速度及びマイクロサンドを核とするフロックの循環率という用語を使う。

上昇速度は、処理水が沈殿槽の傾斜板を通過する量を沈殿槽の傾斜板投影面積で割った値で、単位は、水面積負荷と同じ m^3/m^2/時又は速度と同じ m/時で示される。傾斜板間を通過する量が、本装置の処理水量となる。

循環率は、沈殿槽下部に沈殿した凝集フロックを循環ポンプによる引き抜く量と流入水量の比である。

実績では、標準的な上昇速度は、120 m^3/m^2/時、循環率は、6%である。

４．　大島ポンプ所流域概要

本調査は、敷地に制約があり降雨初期の汚濁負荷の高い雨水貯留施設の設置が困難なポンプ所における雨天時放流水質の改善を目的としている。このため、当該実験に最も適していると判断した大島ポンプ所を選択して調査を実施した。

大島ポンプ所流域概要を図２に、大島ポンプ所に設置したパイロットプラント外観を図３に、装置の諸元を表１に示す。

大島処理分区は、上流の吾嬬処理分区からの遮集汚水及び大島処理分区の合流下水を砂幹線で収集している。雨天時には、晴天時汚水の３倍量(3Q)を大島幹線に遮集して砂町処理場に送っている。一方、吾嬬処理分区の遮集汚水の一部と大島処理分区の雨水を、大島ポンプ所から旧中川に放流している。

実験用原水として、大島ポンプ所の流入きょから雨天時流入水を採取して使用した。降雨量が少なく、

大島幹線への遮集量が 3Q 以下の場合は、SNo.1 特殊人孔から遮集汚水を採取して使用した。

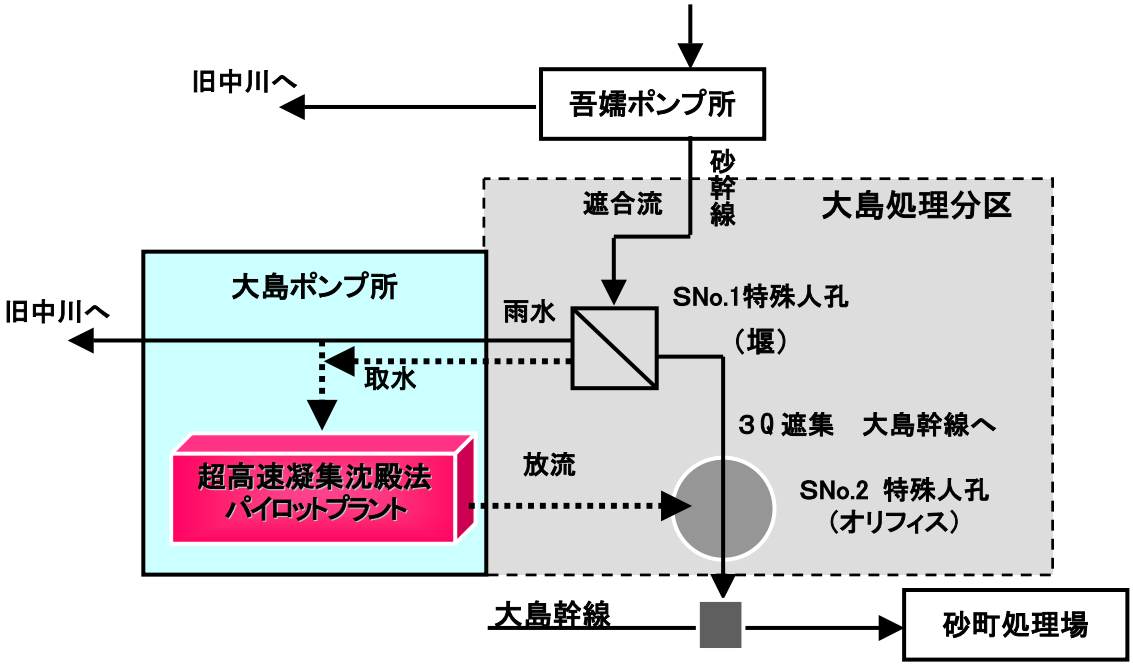


図２　大島ポンプ所流域概要

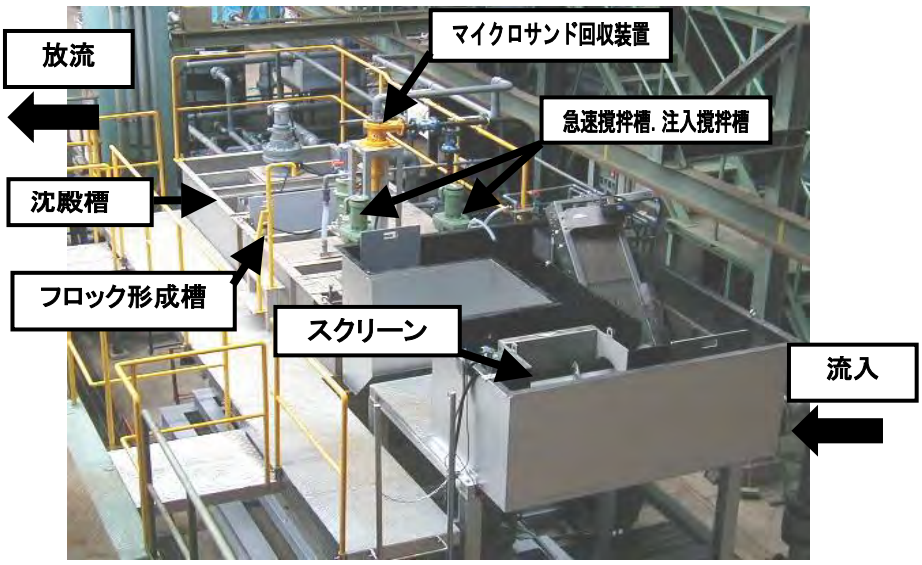


図３　パイロットプラント外観

表１　大島ポンプ所パイロットプラントの諸元

項目	諸元	備考
外形寸法	幅 2.0m×長 6.5m×高 4.0m	概略値
傾斜板面積	1.0m^2	投影面積換算値
処理能直 （水面積負荷）	2,880m^3/日 （120m^3/m^2/時）	標準値

平成 13 年度の実験中に大島ポンプ所に流入した雨水の水質を表２に示す。SS 以外は参考値。

SS 濃度は、最大で 985mg/L から最小で 31mg/L まで幅広く分布していた。SS、BOD 及び COD 濃度は、降雨量が少ない場合は高くなり、降雨量が多い場合は低くなる傾向があった。

表２　大島ポンプ所流入雨水の水質傾向（平成 13 年度 5 月～11 月）

水質項目	最大値	最小値	平均値	検体数
SS (mg/L)	985	31	257	120
BOD (mg/L)	353	7	127	120
COD (mg/L)	237	6	86	99
T-N (mg/L)	46.3	1.8	15.8	110
T-P (mg/L)	9.18	0.3	2.2	110

５．パイロットプラント実験

パイロットプラントによる主な調査項目は、

1)基本的な処理性能の確認

①適正薬液注率の選定と SS 等の処理性能

②沈殿槽上昇速度と処理性能

③循環率と処理性能

2)沈殿槽上昇速度変化運転

3)薬注率自動制御運転

の検討である。

以下に実験の目的と方法について述べる。

５．１　基本的な処理性能の把握

５．１．１　適正薬液注入率の選定と SS 等の処理性能

(1)実験の目的

平成 12 年度の基礎実験結果をもとに、流入雨水汚濁負荷の幅広い濃度分布に対して凝集効果が高い薬液注入率を求めた。

(2)実験方法

凝集剤注入率の目安を得るため、沈殿槽上昇速度 120m^3/m^2/時、循環率 6%（循環水量約 7.2m^3/時）の時に、流入水濃度に応じて無機凝集剤(ポリ塩化アルミニュウム)（以下「PAC」という。）を 5～20mg/L、アニオン系高分子凝集剤（以下「ポリマー」という。）を 0.75～2mg/L の範囲で変化させ、薬品注入率と処理性能の関係について調査した。

５．１．２　沈殿槽上昇速度と処理性能

(1)実験目的

下記理由から、沈殿槽の上昇速度を変化させて、SS 等の処理性能を把握した。

上昇速度と沈殿槽の平面投影面積の積で処理水量が決まる。同一の流入水量で上昇速度を大きく取れば沈殿槽の面積を縮小できるため、上昇速度の上限値は施設規模（設置面積）を決定する要素となる。しかし、沈殿槽の上昇速度が大き過ぎると凝集フロックやマイクロサンドが処理水に流出するなど沈殿効率に影響するため、上限値を把握する必要がある。一方、流入水質が悪い場合、上昇速度を抑えることで処理能力を確保できるので、低い上昇速度による処理性能を把握しておく必要がある。

(2)実験方法

1)沈殿槽上昇速度上限値

上昇速度を標準値の 120m/時から 180m/時まで 4 段階に変化させ、処理水中へのマイクロサンド流出の有無により上限値を調査した。実験条件を表３に示す。

表３　沈殿槽上昇速度上限確認実験条件

沈殿槽上昇速度 (m/時)	PAC 注入率 (mg/L)	ポリマー注入率 (mg/L)	循　環　率 (%)
120	7	1.0	6
160	10	1.5	4.5
170	10	1.5	4.5
180	10	1.5	4

2)沈殿槽上昇速度と SS 処理性能

実験条件を表４に示す。なお、沈殿槽上昇速度が 40～80m/時で薬注率 PAC:ポリマーを 10:2 のみとしたのは、大島ポンプ所の流入量と水質は、流入量が少ない時の水質は、常時 SS 濃度で 200mg/L を超える傾向があるためである。

表４　沈殿槽上昇速度と処理性能の確認実験条件

沈殿槽上昇速度 (m/時)	PAC 注入率 (mg/L)	ポリマー注入率 (mg/L)	循　環　率 (%)
40	10	2.0	18
60	10	2.0	12
80	10	2.0	6
120	7	1.0	6
120	10	2.0	6
160	7	1.0	4.5、6
160	10	2.0	6

５．１．３　循環率と処理性能

(１)実験目的

循環率を大きくとると処理水量や汚泥発生量など、超高速凝集沈殿法の処理性能に影響すると考えられるため、循環率と処理性能の関係について調査した。

(２)実験方法

本実験装置の標準運転条件を表５に示す。

表５　実験装置の標準運転条件

循環率 (%)	沈殿槽上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)
6	120	7.2

1)実験１

標準運転条件のうち沈殿槽上昇速度を固定し、循環率を変化させ SS 処理性能を調査した。実験条件を表６に示す。

表６　実験条件　（実験１）

循環率 (%)	沈殿槽上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)	
			PAC	ポリマー
6	120	7.2	10	2
9		10.8		

2)実験２

標準運転条件のうち循環率を固定し、沈殿槽上昇速度及び薬品注入率を変化させ SS 処理性能を調査した。実験条件を表７に示す。

表７　実験条件　（実験２）

循環率 (%)	沈殿槽上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)	
			PAC	ポリマー
6	80	4.8	10	2
	120	7.2	10	2
	160	9.6	7	1

3)実験３

標準運転条件のうち循環水量を固定し、沈殿槽上昇速度及び薬品注入率を変化させ SS 処理性能を調査した。実験条件を表８に示す。

表８　実験条件　（実験３）

循環率 (%)	沈殿槽上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)	
			PAC	ポリマー
18	40	7.2	10	2
12	60		10	2
6	120		10	2
4.5	160		7	1

５．２　沈殿槽上昇速度変化運転

（１）実験目的

下記理由から、運転中に沈殿槽の上昇速度を変化させ処理性能への影響を調査した。

大島ポンプ所では、降雨時の流入量は、降雨と共に大きく変化する場合がある。また、「降雨量が少ない場合、流入量は少ないが汚濁物質の濃度が高い。」、「降雨量が多い場合、流入量は多いが汚濁物質の濃度が低い。」という傾向がある。このような流入量と汚濁物質の濃度変化に速やかに対応した運転と処理性能について把握する必要がある。

（２）実験方法

流入量は、運転途中に人為的に変化させ、薬品注入率は、濁度計による自動制御を行なった。

５．３ 薬注率自動制御運転

（１）実験の目的

流入水の SS 濃度の変動に応じた薬注率の自動制御と処理性能を調査した。

（２）実験方法

薬注率は、濁度計による流入水濁度により制御し、SS 処理性能を把握した。

薬品添加の濁度制御に使用した濁度と SS 濃度の関係を図４に、薬注率の自動制御設定値と実験条件を表９に示す。標準薬注率は、適正薬注率の目安として設定した値を使用した。図４では、流入水 SS200mg/L に対応する濁度計測定値は、概ね 250NTU である。

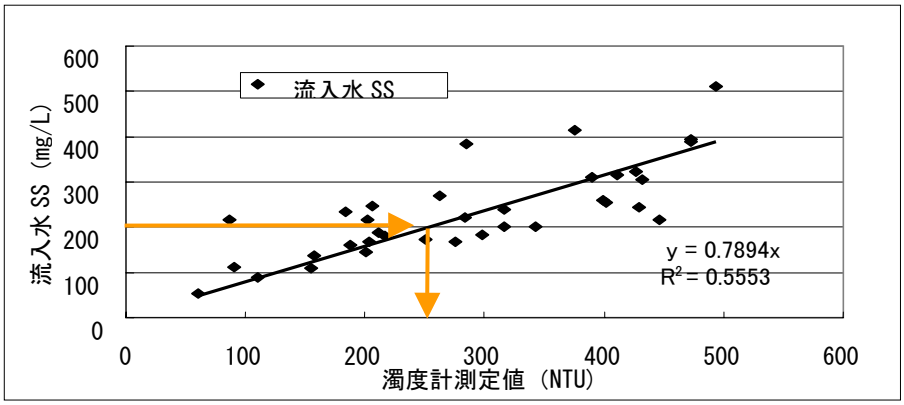


図４　流入水の SS と濁度計測定値の関係

表９　薬注率の自動比例制御設定値と実験条件

薬注率の比例制御設定			備　　考
流入濁度 (NTU)	PAC 注入率 (mg/)	ポリマー注入率 (mg/L)	
0～200 (SS で概ね 0～150mg/L)	10～20（比例注入）	0.75（一定注入）	比例注入は、凝集剤濃度が濁度と正の直線関係になるように注入装置を設定した。
200～900 (SS で概ね 150～500mg/L)	20（一定注入）	0.75～2.0（比例注入）	
900 以上 (SS で概ね 500mg/L 以上)	20（一定注入）	2.0（一定注入）	

６．パイロットプラント実験結果と考察

６．１　基本的な処理性能の把握

６．１．１　適正薬液注入率の選定と SS 等の処理性能

（１）実験結果

1) SS 処理性能

PAC 及びポリマー注入率毎の SS 処理性能を図５及び表１０に示す。

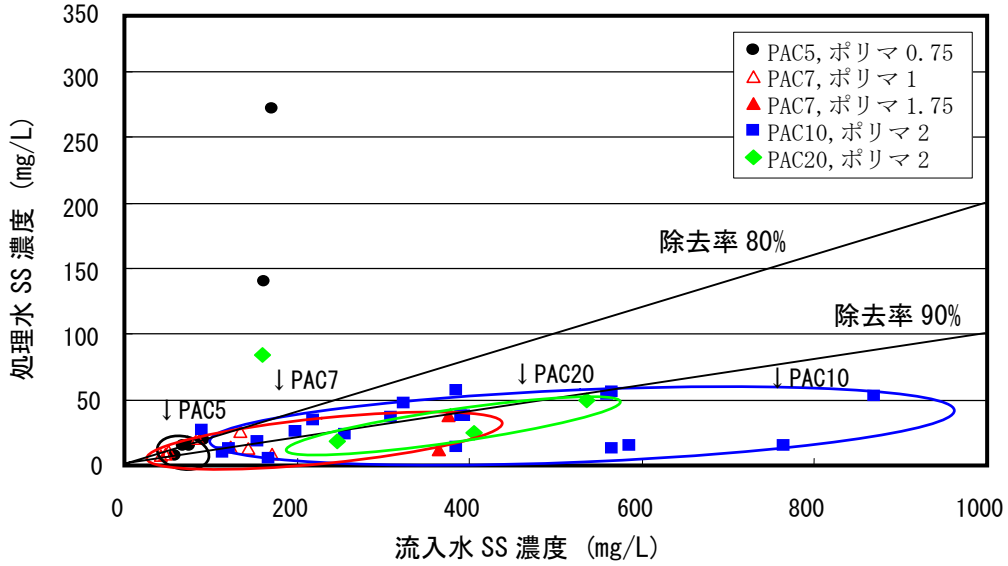


図５　薬品注入率と SS 除去性能

表１０　薬品注入率と SS 除去性能

薬注率 (mg/L) PAC ：ポリマー	流入水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)	平均除去率 (%)
5:0.75	59～93	8～19	78～87	81
7:1.0	43～172	8～26	76～95	84
7:1.75	365～375	12～38	90～97	93
10:1.5	112～204	11～13	89～95	90
10:2.0	90～870	5～57	70～98	90
15:2.0	410	22	95	95
20:2.0	246～535	18～50	91～94	92

①流入水 SS 濃度が 200mg/L 以下の場合

・PAC5～7mg/L 及びポリマー0.75～1.0mg/L 添加の条件では、流入水 SS 濃度概ね 40～170mg/L に対し

て処理水 SS 濃度概ね 20mg/L 程度、除去率 80%程度と目標値を達成した。

・PAC10mg/L 及びポリマー1.5mg/L 添加の条件では、流入水 SS 濃度概ね 110～200mg/L に対して処理水 SS 濃度概ね 10mg/L 程度、SS 除去率 90%程度と目標値を上回った。

②流入水 SS 濃度が 200mg/L を超える場合

・PAC7mg/L 及びポリマー1.75mg/L 添加の条件では、流入水 SS 濃度概ね 370mg/L に対して処理水 SS 濃度概ね 10～40mg/L 程度、SS 除去率 90%程度と目標値を上回った。

・PAC 10mg/L、ポリマー 2.0mg/L 添加の条件では、流入水 SS 濃度 90～870mg/L に対して処理 SS 濃度概ね 5～60mg/L 程度、SS 除去率 90%程度と目標値を上回った。

・PAC20mg/L 及びポリマー2.0mg/L 添加の条件では、流入水 SS 濃度概ね 250～540mg/L 程度に対し処理水 SS 濃度概ね 20～50mg/L 程度、SS 除去率概ね 90%程度と目標値を上回った。

2)BOD、COD、T-N 及び T-P の処理性能

考察で示す適正薬注率の目安と考えられた薬注率で運転した場合の SS、BOD、COD、T-N 及び T-P の除去率を表１１に示す。

表１１　適正薬注率の目安による処理性能

水質項目	薬注率(mg/L) PAC:ポリマー	流入水濃度 (mg/L)	処理水濃度 (mg/L)	除去率 (%)	平均除去率 (%)
SS	7:1	43～172	8～26	76～95	84
	10:2	220～870	13～57	84～98	91
BOD	7:1	14～90	5～53	41～80	63
	10:2	93～239	7～87	58～93	76
COD	7:1	22～72	5～31	56～78	66
	10:2	78～165	13～67	60～88	77
T-N	7:1	3. 7～10.2	2.5～10.8	-41～31	11
	10:2	8.3～30.7	4.0～15.4	27～64	49
T-P	7:1	0.3～1.2	0.1～0.4	67～79	73
	10:2	1.2～2.7	0.1～0.6	59～96	81

流入水 SS 濃度が 200mg/L 以下の場合と 200mg/L を越える場合とを加重平均して求めた各除去率は、BOD、COD が約 70%、T-N が約 30%、T-P が約 80%であった。

(２)考察

流入水 SS 濃度 200mg/L 以下の場合は、PAC 7mg/L 及びポリマー 1mg/L 添加が、流入水 SS 濃度 200mg/L を超える場合は、PAC 10mg/L 及びポリマー 2mg/L 添加がそれぞれ適正薬注率の目安と考えられた。SS 除去率はそれぞれ 80%及び 90%であった。最も効果が高いと考えられた添加率は、流入水 SS 濃度 90～870mg/L と広い範囲で SS 除去率 90%となった PAC10mg/L、ポリマー2mg/L である。

BOD や COD の除去率が高いのは、凝集沈殿により SS 性の固形物がフロック化して除去されると考えられた。PAC 及びポリマーを使用しているため、T-P の除去率が高い反面、生物処理を行なわないため、T-N の除去率は低い。

６．１．２　沈殿槽上昇速度と処理性能

(１)実験結果

1)沈殿槽上昇速度上限値の確認

沈殿槽上昇速度 120～180m/時に変化させた場合の、処理水中のマイクロサンド含有率を表１２に示す。マイクロサンド含有率は、容積比である。処理水中へマイクロサンドが流出しない沈殿槽上昇速度の上限値は 160m/時程度であった。

表１２　沈殿槽上昇速度と処理水のマイクロサンド含有率

	沈殿槽上昇速度（m/時）			
	120	160	170	180
処理水中のマイクロサンド(%)	0	0	0.22	0.30

2)沈殿槽上昇速度と SS 除去性能

沈殿槽上昇速度 40～160m/時に変化させた場合の SS 処理性能を図６及び表１３に示す。

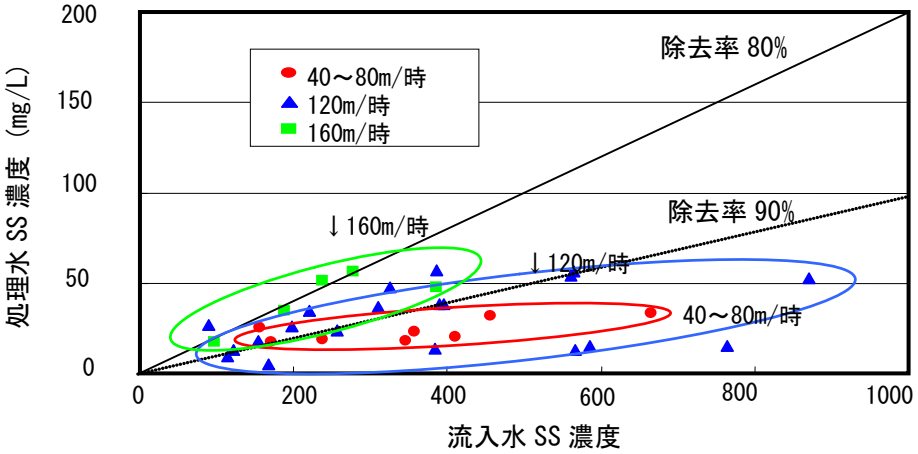


図６　沈殿槽上昇速度 40～160m/時における SS 除去性能

表１３　沈殿槽上昇速度 40～160m/時における SS 除去性能

沈殿槽上昇速度 (m/時)	薬注率(mg/L) PAC:ポリマー	流入水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)	平均除去率 (%)
40	10:2.0	156～666	18～33	84～95	92
60	10:2.0	238～410	19～20	92～95	94
80	10:2.0	172	17	90	90
120	7:1.0	43～172	8～26	77～95	84
	10:2.0	220～870	14～57	84～98	91
160	7:1.0	97～188	17～35	81～83	82
	10:2.0	238～386	48～56	79～88	82

(２)考察

本調査では、SS 除去率として目標値の 80%以上を安定して確保するため、運転標準値として、沈殿上昇速度を 120m/時、薬品注入率は PAC で 7～10mg/L、ポリマーで 1～2mg/L を採用することとした。

また、流入量が少なく原水濃度が高い場合の薬液注入率は、PAC:ポリマーを 10mg/L:2mg/L と一定にし、処理速度を 40～80m/時と変化させる。反面、流入量が多く原水濃度が低い場合の薬液注入率は、PAC:ポリマーを 7mg/L:1mg/L と一定にし、処理速度の上限を 160m/時とする運転が可能である。

６．１．３　循環率と処理性能

(１)実験結果

実験１～３の結果を表１４～表１６に示す。

表１４　実験１結果

循環率 (%)	沈殿槽上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)		原水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)
			PAC	高分子			
6	120	7.2	10	2	115～870	5～57	84～98
9		10.8			395	38	90

表１５　実験２結果

循環率 (%)	沈殿槽 上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)		流入水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)
			PAC	ポリマー			
6	80	4.8	10	3	172	17	90
	120	7.2	10	2	115～870	5～57	84～98
	160	9.6	7	1	188	35	81

表１６　実験３結果

循環率 (%)	沈殿槽 上昇速度 (m/時)	循環水量 (m^3/時)	薬品注入率(mg/L)		原水 SS (mg/L)	処理水 SS (mg/L)	除去率 (%)
			PAC	高分子			
18	40	7.2	10	2	666	33	95
12	60※		10	2	410	20	95
6	120		10	2	115～870	5～57	84～98
4.5	160		7	1	97	17	83

沈殿槽上昇速度 120m/時に固定して循環率を 6%から 9%へ変更させた場合、循環率を 6%に固定して沈殿槽上昇速度を 80m/時から 160m/時変動させた場合及び循環水量を 7.2m3/時に固定して沈殿槽上昇速度を変動させた場合のいずれも除去率が 80%以上となり、SS の除去性に大きな差は見られなかった。

(２)考察

各条件とも除去率に有為な差が見られないことから、循環率 6%を標準値とした。なお、循環率 6%の場合、スラッジ(フロック）：マイクロサンドの割合は、7：3 であった。

６．２　沈殿槽上昇速度変化運転

(１)実験結果

実験結果を図７及び図８に示す。

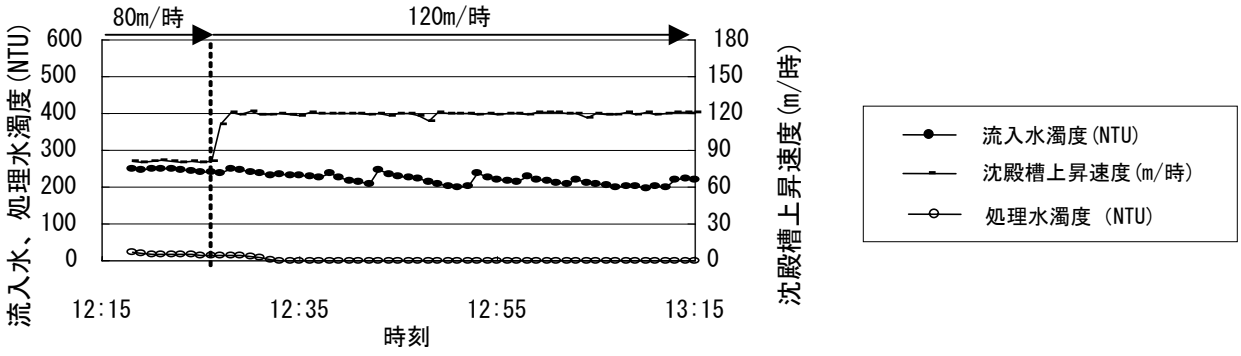


図７　沈殿槽上昇速度変化実験（80m/時→120m/時）

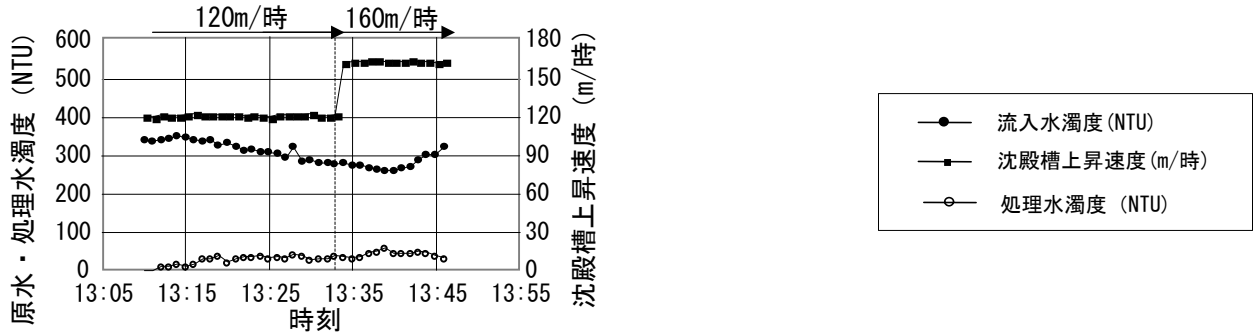


図８　沈殿槽上昇速度変化実験（120m/時→160m/時）

沈殿槽上昇速度を 80→120m//時に変化させた場合、120→60→120m//時に変化させた場合のいずれにおいても流入水濁度に係わらず、処理水濁度は安定して概ね 0 NTU 程度であった。

(2)考察

大島ポンプ所の雨天時流入水の流量と水質の変動傾向に対応するため、上昇速度及び薬注率の自動制御を行なった結果、安定した処理性能を確保でき、流入条件に対応した運転の可能性があると考えられた。なお、薬注率は、薬品費、汚泥発生量を抑制するため、より小さく設定する必要があり、今後の検討課題である。

６．３ 薬注率自動制御運転

(1)実験結果

流入水濁度に対する自動制御による薬注率の設定値と実測値の関係を図９に、原水と処理水の SS 濃度の経時変化を図１０に示す。

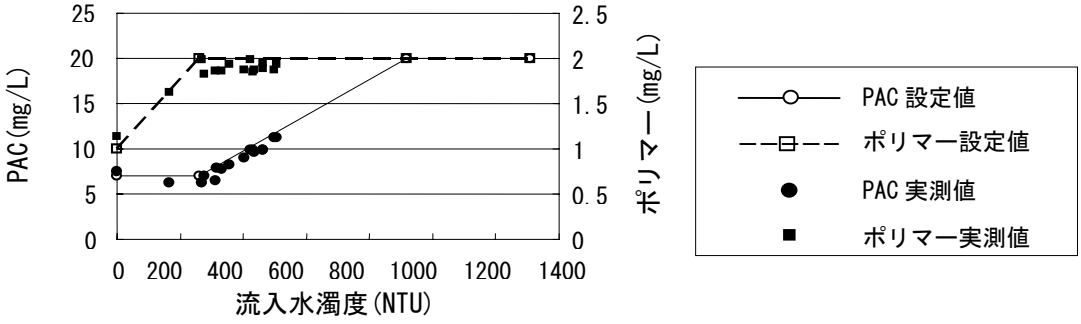


図９　流入水濁度に対する薬注率の設定値と実測値

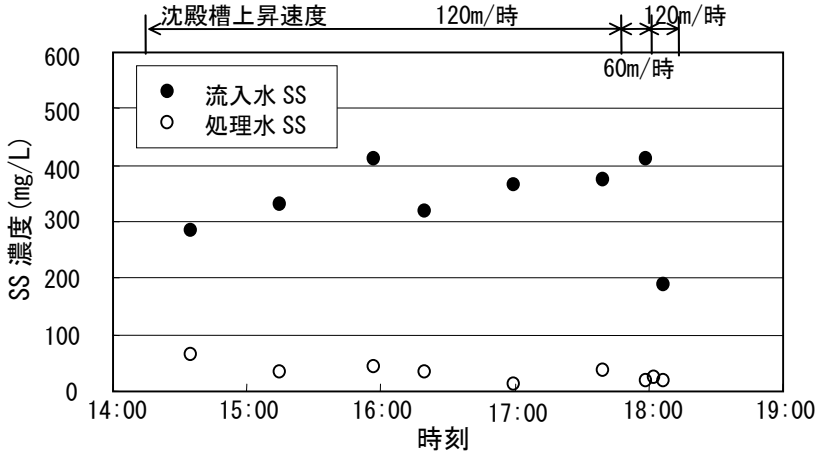


図１０　薬注率の自動制御実験結果

薬注自動制御装置による薬注量の観測値は、ほぼ設定値どおりであり、実験装置の設定は適切であった。また、処理性能は、流入水水 SS 濃度の変動にかかわらず処理水 SS 濃度が 100mg/L 以下と安定していた。

(2)考察

本実験装置は、予め流入水の SS 濃度と濁度計の測定値の相関を求め、流入水の濁度により薬注率を自動制御することで安定した処理ができることが示された。

実機導入に当たっては、予め流入 SS 濃度と濁度計観測値の相関を求めるなど、雨水流入状況を把握し、濁度計計測値による流入水濃度に応じた適切な薬注率による運転を設定することで、薬品費や汚泥発生量を削減できるものと考えられる。

７．まとめ

平成 13 年度にパイロットプラントによる超高速凝集沈殿法の性能評価を行なった結果、目標 SS 除去率 80%を達成するため、流入水量の特性に応じた薬液注入率と処理速度の標準値は、以下の通りであった。

①本装置の標準運転条件は、処理速度 120m/時、循環率 6%とする。

②PAC とポリマーの注入率は、流入水 SS が 200mg/L 以下の場合及び 200mg/L を超える場合のそれぞれに対し、7mg/L:1mg/L 及び 10mg/L:2mg/L とする。

流入条件に応じて検討した運転条件は以下の通りであった。

③流入量が少なく原水濃度が高い場合の薬液注入率は、PAC:ポリマーを 10mg/L:2mg/L と一定にし、流入水量に応じ処理速度を 40～80m/時と変化させる。

④流入量が多く原水濃度が低い場合の薬液注入率は、PAC:ポリマーを 7mg/L:1mg/L と一定にし、処理速度の上限は、160m/時とする。

その他、主な検討事項は以下の通りであった。

⑤流入水量の変動に対応した運転が出来ることを示した。

⑥流入水濁度による薬注率自動制御運転と薬剤費、汚泥発生量の削減の可能性を示した。

今後は、水質改善効果のシミュレーションを行うとともに、ケーススタディから経済性、省面積効果等を検証していく予定である。

参考文献

1)ポンプ所における越流負荷の効率的除去技術の開発、平成 12 年度技術調査年報、東京都下水道局、平成 12 年 12 月

2)新しい合流改善手法の調査研究、(財)下水道新技術推進機構、平成 14 年 2 月

５－２　移動床式ろ過装置による雨天時越流負荷の高度除去に関する基礎調査

計画調整部　技術開発課
坂本　達哉，杉山　佳孝，北村　清明

１．経緯

東京都における合流式下水道の改善については、放流される総汚濁負荷量を分流式下水道と同程度まで削減することを目標とし、具体的な事業では、貯留施設の整備を進めている。しかし、大雨時には、浸水を防止するため、ポンプ所や雨水吐口から雨水で薄められた汚水の一部を放流しているという問題がクローズアップされている。さらに最近は大雨時に下水道から流出したと類推される白色固形物（油の塊）に対する対策、雨天時の放流水質の改善に向けた対策が新たな課題として対応が迫られている。これら課題に対し、早期に着実に対策を推進できるようメニューを多様化する必要がある。

合流改善対策として雨天時の越流負荷を削減させるには、大容量を早く処理できることが要求され、方法としてはろ過処理が有望と考えられる。さらに流量、負荷の変動に対応するには移動床式が適すると考えられる。これから紹介する移動床式ろ過処理技術は本来、晴天時の分流式汚水の小規模処理装置として開発され、雑用水製造などの適用が考えられていた。しかし、基本的な機能は合流式雨天時越流水処理をも適用可能と考えられたため、大容量処理用に一部改良を施すことによって、雨天時汚水の SS、BOD、COD の削減と放流水質の向上に寄与できると考え、これら適用性について基礎性能調査を行うこととした。

２．概要

２．１　調査目的

本調査委託は、移動床式ろ過処理技術が下水中の SS・BOD・COD を削減し、雨天時における放流水質が水質汚濁防止法に基づく東京都公害防止条例規制値内となるよう、本技術の性能調査を行う。併せて、本来の機能である分流式汚水処理についても合流式汚水で小規模処理の適用性について調査を行う。

２．２　調査内容

２．２．１　移動床式ろ過処理基本性能調査（雨天時高速ろ過処理）

雨天時処理を想定した基礎性能調査として、装置に原水（合流式汚水）を通過させ、ろ過速度 20～40m/h と変化させたときの、稼働状況及びろ過処理性能を連続実証運転にて調査した。さらに、原水に薬品（凝集剤）を添加した場合のろ過処理性能を連続実証運転にて調査した。

２．２．２　移動床式生物膜ろ過処理基本性能調査（晴天時生物膜処理）

晴天時に生物膜ろ過処理を行い、小規模処理施設としての基礎性能調査として、装置に原水（合流式汚水）を通過させ、ろ過速度 1.0～1.5m/h と変化させたときの稼働状況、生物膜によるろ過処理性能を連続実証運転にて調査した。

２．２．３　ろ過性能分析項目

移動床式ろ過処理装置及び移動床式生物膜ろ過処理装置にて、ろ過速度を変化させたときの、サンプル水及び水質等分析項目は次のとおりである。

(1)サンプル水：流入原水、処理水、汚泥排水

(2)水質等分析項目：SS、BOD、COD、T-N、T-P、大腸菌群数、濁度、臭気強度、透視度

２．３　調査期間

平成 13 年 11 月 22 日～平成 14 年 3 月 25 日

２．４　調査場所

東京都下水道局砂町水処理センター内技術開発課実験ヤード

３．装置概要

移動床式ろ過処理装置の仕様を表１に、装置構造を図１に、装置全体写真を図２に、ろ材写真を図３に示す。

表１　装置仕様

装　　置	移動床式ろ過	移動床式生物膜ろ過
方　　式	浮上ろ材式自動連続ろ過方式	
原　　水	砂町水処理センター・砂系一沈流入水	
ろ過面積	1.0m^2	
ろ過速度	最大 40m/h	最大 1.5m/h
ろ過方式	下向流	
目標水質	SS:60mg/L、BOD:25mg/L、COD:35mg/L	
目標除去率	SS、BOD、COD:85%	

３．１　構造

構造は、本体ろ過槽、ろ材貯留沈降分離槽、サイクロン等から構成されており、付属機器として、原水ポンプ、ろ材移送ポンプ、バルブ類等を具備する。さらに今回の調査では、しさを取り除き、原水を受水するための原水槽（スクリーン付き）、処理水を貯留するための返送水槽を設けた。ろ過槽本体は高さ約８ｍ、直径１ｍの形状である。ろ過槽内部は、上部にメッシュ状のスクリーンがあり、ろ材はその下約３ｍ程の層で充填され、ろ層を形成している。ろ層は３つのゾーンを構成しており、上部の除塵ゾーンはろ材に原水負荷を付着させろ槽外へ搬送する部分、中部の好気性生物膜ゾーンは晴天時処理の生物膜を形成する部分、下部のろ過ゾーンは処理水が生成される部分である。

３．２　基本原理及び特徴

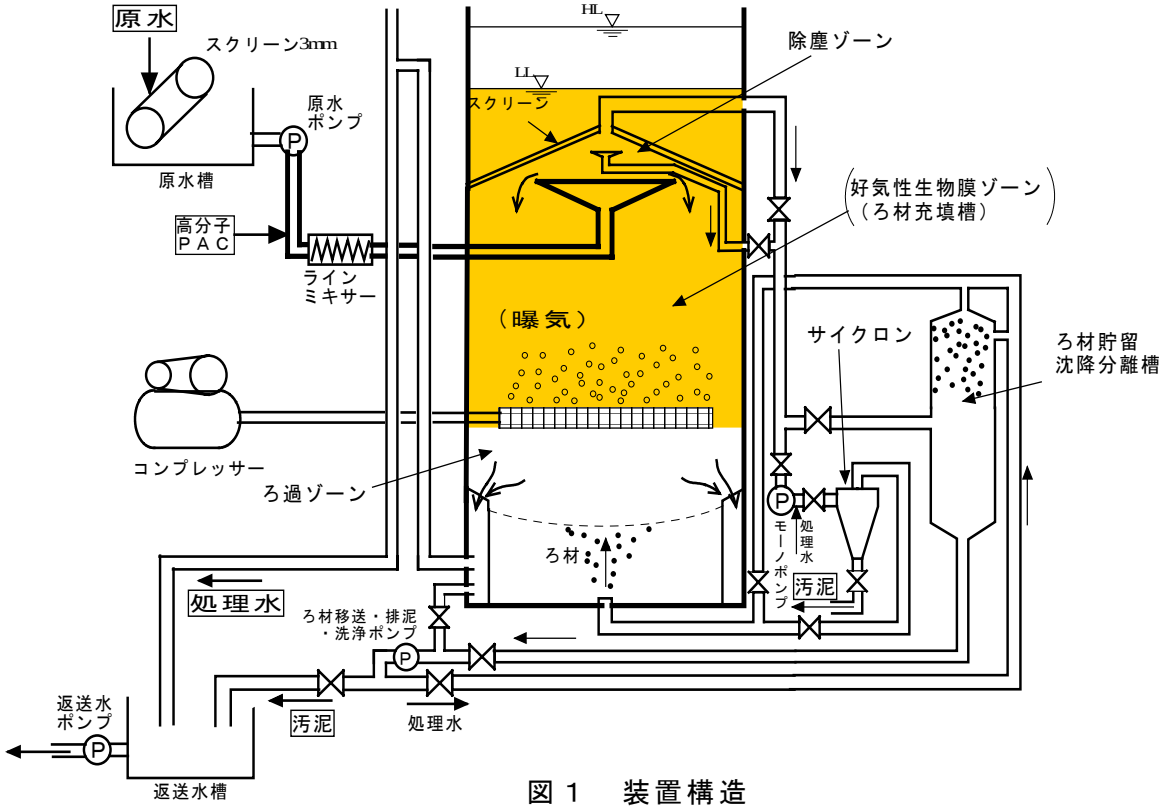


図１　装置構造

図２　装置全体

図３　ろ材

ろ槽内のろ材は、浮上性のある球形樹脂（比重 0.03～0.05、直径 3mm 程度）担体である。原水汚泥はろ材に付着させ、ろ材と共にろ槽外へ搬出する。ろ槽内で原水は下向流となり、ろ層を通過することにより処理水となる。

汚泥が付着したろ材をろ過槽上部より引き抜くことにより汚泥を除去し、ろ材から汚泥を分離したのち、ろ材を再びろ過槽下部に返送する仕組みである。また、生物膜処理時には、このろ材表面に生物膜を養生し、生物処理によりさらに良好な処理水質を目指すものである。最大の特徴は、ろ過を止めることなくろ材と汚泥の分離が可能であり、さらに同一装置を用いて雨天時及び晴天時の処理が可能なことである。また、ろ過槽は縦型で、設置面積が小さい。

３．３　基本フロー

３．３．１　雨天時ろ過フロー

原水は、原水槽から原水ポンプ（雨水用）によりろ過装置内へ導水する。ろ過速度は、原水ポンプの回転数制御により変化させた。図４に雨天時ろ過フローを示す。

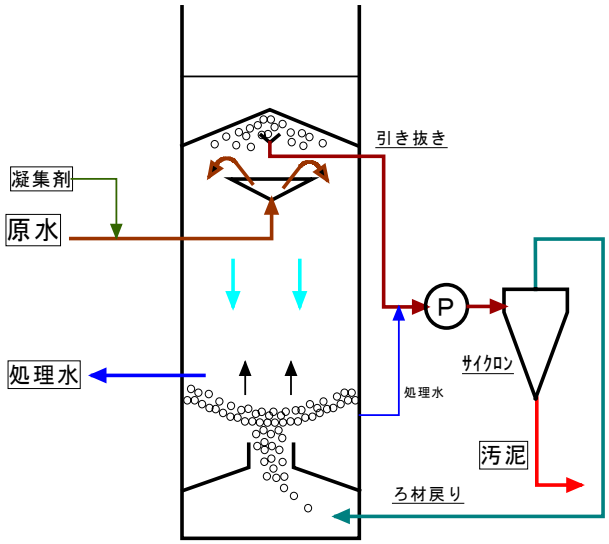


図４　雨天時ろ過フロー

原水はろ層上部に上向きに流入する。汚泥が付着したろ材は、ろ材の浮力を受けている上部スクリーンに集中するため、頂部付近よりポンプにて引き抜かれ、サイクロンに導かれる。ろ材がポンプ内をスムースに通過させるため、処理水の一部をポンプ直前に流入させ、エゼクタ効果によりろ材の移送を図った。サイクロンにてろ材と汚泥が分離され、汚泥はサイクロン下部より引き抜かれ、返送水槽へ送られる。分離洗浄されたろ材はサイクロン上部より、ろ過槽下部へ戻される。ろ過処理水は、ろ過槽下部より流出する。

３．３．２　晴天時生物膜ろ過フロー

原水は、原水槽から原水ポンプ（汚水用）によりろ過装置内へ導水する。ろ過速度は、原水ポンプの回転数制御により変化させた。図５に晴天時ろ過フローを示す。生物膜ろ過時におけるろ材の循環方法は、ろ材を引き抜く工程１とろ材を戻す工程２が交互に運転される、間欠洗浄方式である。

処理水は、ろ過槽中央部より排出される。ろ過槽内の曝気は、コンプレッサよりエアを導入し、ろ過槽内の散気管より送り込まれる。生物膜の養生は２～３週間程度が必要である。

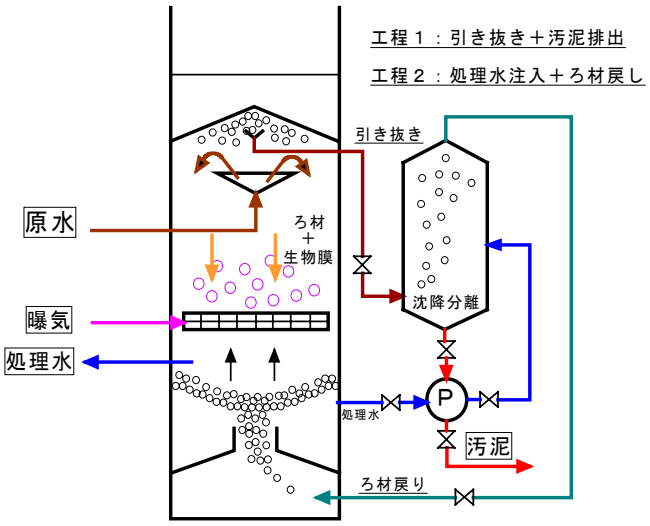


図５　晴天時ろ過フロー

ろ材を引き抜く工程１では、ポンプにより沈降分離槽内に溜まった汚泥を引き抜くと同時に、その負圧でろ過槽からろ過した汚泥とろ材を沈降分離槽へ引き抜く。一定時間後、ろ材を戻す工程２に切り替わると、ろ過槽内の処理水をバルブ切り替えによりポンプにて引き、沈降分離槽に注入し、頂部よりろ過槽へ戻すものである。このときろ材は、沈降分離槽の頂部より押し出され、処理水とともにろ過槽内へ返送される。

４．調査

４．１　移動床式ろ過処理基本性能調査（雨天時高速ろ過処理）

４．１．１　調査方法

雨天時に高速ろ過を想定した調査として、本ろ過装置における原水通水時のろ過速度(20～40m/h)を変化させ、稼働状況及びろ過処理効果を把握するため、処理性能調査を行った。ろ過速度 20～40m/h については、雨天時汚水を対象とするが、本調査では連続実験を行うため晴天時の汚水を使用した。

原水は、砂町水処理センター内の砂系一沈流入水分配計量槽より原水移送ポンプによって導水し実験ヤード内の原水槽に貯留した。

処理性能調査の運転条件は、ろ過速度は 20m/h、30m/h、40m/h とした。また、各速度共、ろ材循環量は $10m^3/h$、汚泥排水量は $1.5m^3/h$ とした。まず、薬品を添加しないろ過処理のみの条件にて処理性能調査を行った。さらに、同様の運転条件にて、薬品（凝集剤）を添加した場合についての処理性能調査を行い比較した。これは薬品を添加しないろ過では高速になるほど負荷が高まり、ろ材の持っている付着力の限界などにより処理効果が薄れ、ろ槽内に汚泥が蓄積することが考えられる。薬品の添加は、汚泥をフロック化することにより、ろ材の捕捉率が高められるため、高速化には必要な条件と考えられる。

薬品は、当該原水を試料としたジャーテストを行い、凝集性、沈降性を考慮し選定した。最適と思われる添加条件を、無機凝集剤（PAC）は 10～15mg Al_2O_3/l（※PAC 添加量の単位は Al_2O_3 換算値[mg Al_2O_3/l]）、カチオン系高分子凝集剤は 1mg/l とした。

薬品の添加位置は、原水ポンプ直後の配管内に、定量ポンプにて供給（無高分子凝集剤は、0.1wt%水溶液にて添加）した。薬品の凝集反応性を高くするため、添加後ろ過槽まで

の配管途中にラインミキサーを設け撹拌した。

４．１．２　結果

雨天時高速ろ過のろ過速度変化による処理水質結果を表２に、薬品を添加した場合の処理水質結果を表３に示す。さらに薬品添加時のろ過速度20m/h～40m/h における SS の除去状況を図６から図８に示す。

表２　ろ過処理結果（薬品添加無）

ろ過速度	経過時間	SS(mg/l)			BOD(mg/l)			COD(mg/l)		
(m/h)	(h)	原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率
20m/h	1.0	260	74	71.5	140	59	57.9	90	51	43.3
	1.5	610	95	84.4	170	72	57.6	110	53	51.8
	2.0	200	92	54.0	120	70	41.7	75	54	28.0
30m/h	1.0	220	180	18.2	140	110	21.4	68	59	13.2
	1.5	220	200	9.1	85	61	28.2	100	98	2.0
	2.0	190	190	0.0	120	66	45.0	85	71	16.5

表３　ろ過処理結果（薬品添加有）

ろ過速度	経過時間	薬注条件	SS(mg/l)			BOD(mg/l)			COD(mg/l)		
(m/h)	(h)		原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率
20m/h	1.0	PAC15mg/l・高分子凝集剤1mg/l	140	24	82.9	180	63	65.0	160	38	76.3
	2.0		200	29	85.5	220	120	45.5	130	60	53.8
	3.0		220	24	89.1	220	53	75.9	150	36	76.0
30m/h	1.0	PAC10mg/l・高分子凝集剤1mg/l	140	32	77.1	160	48	70.0	100	38	62.0
	2.0		140	32	77.1	130	51	60.8	64	68	-6.3
	3.0		180	34	81.1	200	50	75.0	100	64	36.0
40m/h	1.0	PAC15mg/l・高分子凝集剤1mg/l	140	70	50.0	170	100	41.2	110	76	30.9
	2.0		90	96	-6.7	130	87	33.1	68	40	41.2
	3.0		130	42	67.7	130	47	63.8	82	36	56.1

(1)薬品添加無しの条件においては、ろ過速度20m/h ではろ材による除去効果は確認できたが、表１の目標水質、目標除去率共に達成しなかった。しかし、SS については、除去率 84％を得ている結果も得られ、経過時間での状況を見ると、処理開始から 1.5 時間程度までは除去率が良い結果となった。

ろ過速度 30m/h では、20m/h よりも水質が悪化しており、薬品を用いずにろ過することについては、これ以上の速度では対応ではしきれない状況であると考えられる。さらに時間経過と共に、槽内負荷の蓄積によると考えられるろ材の槽外への引き抜き渋滞も発生した。

(2)薬品を添加した条件においては、ろ過速度20m/h で特にSS濃度除去が良好に行われた。BOD、COD に関しても不安定ながら処理は行われており、薬品添加無しの条件よりも除去効果が高かった。

ろ過速度 30m/h においては、SS 除去率は若干低下したが、時間経過を経ても 77％以上の除去処理はできており、安定した処理効果が確認された。また、BOD は上昇した結果となった。

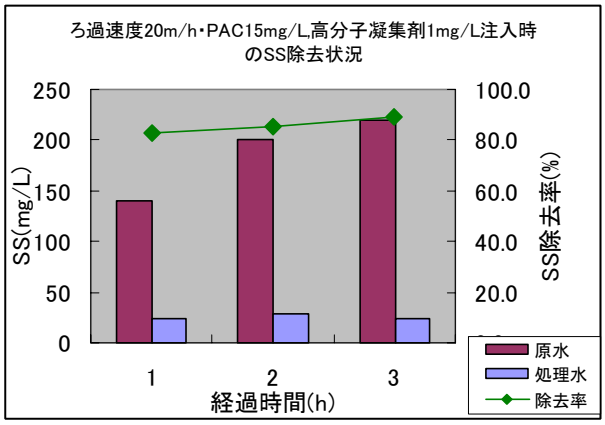


図６　SS 除去状況（ろ過速度 20m/h・薬品添加有）

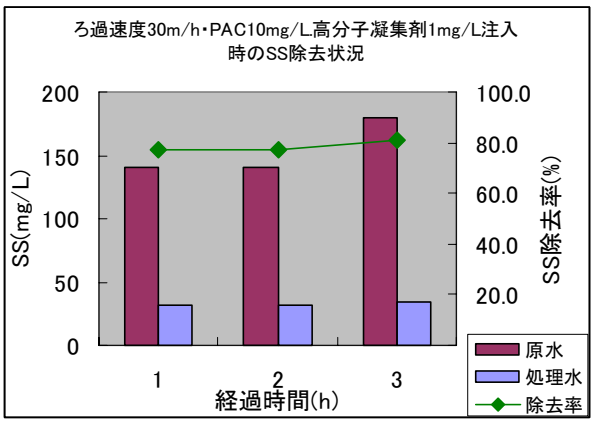


図７　SS 除去状況（ろ過速度 30m/h・薬品添加有）

ろ過速度 40m/h においては、各項目とも除去率が 50%前後であった。全体に目標水質、除去率には及ばず不安定な傾向も見られるが、薬品を添加することによってろ過効果を改善することは可能であることが確認された。

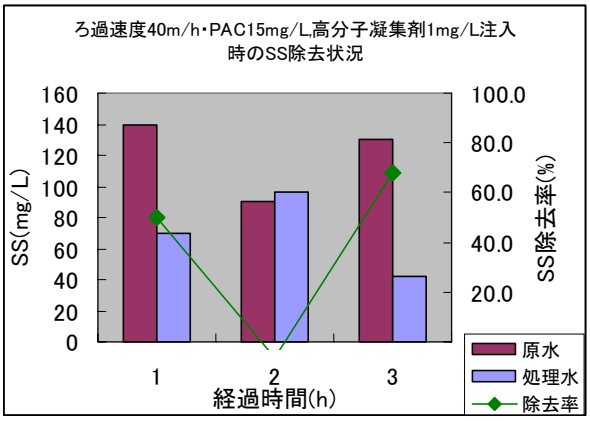


図８　SS 除去状況（ろ過速度 40m/h・薬品添加有）

４．１．３　考察

(1)汚泥分離機能

流入する原水は、変動が大きく、SS 濃度が 600mg/L を越えるような状況も認められた。この原水に対し、ろ過速度 20m/h 時には、処理水の分析値において各項目とも目標には近い値となり、原水ほどの変動が少なく、安定した値と言える。また、時間経過と共に除去率が悪くなっている原因は、サイクロン返送水の汚れにより処理水の再汚染が認められており、サイクロンによる汚泥分離機能が不十分であったことが考えられる。ろ材と汚泥を分離するサイクロンについては、これまで見知が無いため、水と汚泥の分離を行う仕様を参考としたものであった。よって、今後実験を繰り返して適切な仕様としていく必要がある。また、ろ材引き抜きにはインペラでろ材を破損させないためモーノポンプを使用したが、ポンプのロータ通過時にろ材の変形が生じたため、ろ材浮上性能、汚泥の捕捉、移送分離に支障を生じたものと考えられる。

(2)処理性能

薬品を添加しないろ過処理の場合、ろ過速度 20m/h が処理可能速度と考えられる。しかし、長時間の運転には目標値の維持が難しく、ろ材の引き抜き渋滞の発生が起こるため、安定した処理水質を得るには、汚泥を捕捉するろ材の見直し（付着性及び粒径の検討）及びサイクロンの機能改善などシステムの再検討が必要と考えられる。

薬品添加条件での処理状況では、ろ過速度 30m/h までは、凝集剤がフロックを形成することによる適切なろ過処理が行われていると考えられる。しかし、ろ過速度を 40m/h に上げるとフロック形成状況が悪化していることを確認した。これは処理速度の高速化によりフロック形成のための反応時間が確保できないためと推測される。適切なフロック形成による凝集システムの再検討が必要であると考えられる。

BOD、COD については、目標に未達であるが、除去率が 70%以上の値もあり処理効果は認められた。除去率がこれ以上上がらない原因としては、残存する BOD、COD 成分は溶解性の BOD、COD 成分であると考えられることと、ろ過速度が上昇するとフロック形成の未完が発生したことが、除去率を低下していると推測される。

本調査において、サイクロン機能の向上、ろ材移送ポンプの見直し、ろ材引き抜き渋滞の解消などを行うことにより、更なる水質向上が可能と考えられる。

４．２　移動床式生物膜ろ過処理基本性能調査（晴天時緩速生物膜処理）

４．２．１　調査方法

晴天時における生物膜ろ過処理性能を把握するため、本ろ過装置においてろ過速度（1.0～1.5m/h）を変化させ、稼働状況及びろ過処理性能調査を行った。

原水は、砂町水処理センター内の砂系一沈流入水分配計量槽より原水移送ポンプによって導水し実験ヤード内の原水槽に貯留した。原水槽からは、原水ポンプ（汚水用）によりろ過装置内へ導水した。種汚泥は、砂町水処理センター砂系曝気槽より採取し、原水をろ

過速度 1.0m/h で通水しながらエアレーションを行った。本調査における、生物膜養生期間は７日間行い、生物膜養生が出来ているかどうかの判断は、入口と出口の COD 除去状態で判断した。

処理性能調査の運転条件は、ろ過速度は 1.0m/h、1.5m/h とした。また、各速度共、ろ材引き抜きは流入 SS200mg/L 程度を想定し、ろ材引き抜き時間を 1min、ろ材返送時間を 4min、待機時間を 11min とし、引き抜き回数を４回/h とした。また、曝気量はろ過速度は 1.0m/h 時には４m^3/h、1.5m/h 時には 6m^3/h とした。

４．２．２　結果

晴天時生物膜ろ過のろ過速度変化による処理水質結果を表４に示す。さらにろ過速度 1.0m/h と 1.5m/h における SS の除去状況を図９及び図 10 に示す。

表４　生物膜ろ過処理結果

ろ過速度 (m/h)	経過時間 (h)	SS(mg/l)			BOD(mg/l)			COD(mg/l)		
		原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率	原水	処理水	除去率
1m/h	1.0	41	18	56.1	23	10	56.5	34	29	14.7
	2.0	210	14	93.3	97	8	91.8	77	25	67.5
	3.0	90	16	82.2	45	9.7	78.4	52	26	50.0
	4.0	72	14	80.6	46	13	71.7	55	28	49.1
1.5m/h	1.0	70	17	75.7	69	20	71.0	40	34	15.0
	2.0	69	26	62.3	72	71	1.4	64	38	40.6
	3.0	89	33	62.9	98	75	23.5	70	45	35.7
	4.0	150	34	77.3	110	16	85.5	84	46	45.2

(1)ろ過速度 1.0m/h 時については、SS、BOD、COD は、除去率に不安定な部分はあるものの、目標水質を達成している。SS、COD は原水の変動に対し処理水の値は安定している。

(2)ろ過速度が 1.5m/h の場合は、各項目の処理性能は 1.0m/h 時に比べ若干低下したが、SS については、目標水質を達成しており、除去率も安定している。BOD の処理は不安定ではあるが、除去率で達成した値も見受けられる。COD については目標水質に近い値で安定処理が確認された。

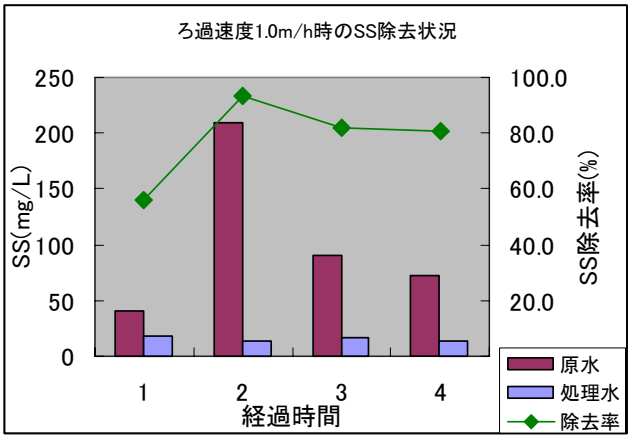


図９　SS 除去状況（ろ過速度 1.0m/h）

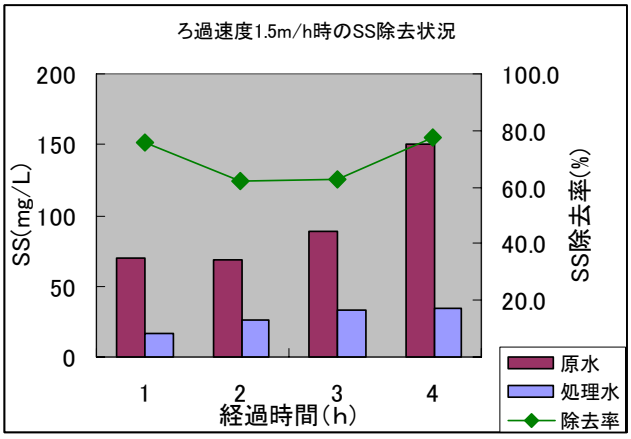


図 10　SS 除去状況（ろ過速度 1.5m/h）

４．２．３　考察

生物膜ろ過処理では、特に溶解性の BOD、COD の処理が重要となるが、ろ過速度を上げたことにより、SS 性も含め溶解性成分の除去の低下がみられたと考えられる。

この生物処理状況の把握については、特に生物膜の養生が重要であり、本調査では７日間の養生期間であったことから十分な養生が行えなかったと考えられる。生物膜の養生は、通常２～３週間程度必要であり、十分な期間の確保が必要である。

５．まとめ

本調査の雨天時高速ろ過は、合流式下水道における雨天時越流水対策として必要と

考えられる項目のうち最も困難なSS、BOD、COD削減を図ることを中心とし行った。晴天時の生物膜ろ過処理は、小規模水処理装置とすることによって、ポンプ所における汚水からの雑用水を製造することが可能になることが念頭にあった。さらにこれらの機能を備えることにより、雨天時高速ろ過と晴天時生物膜ろ過の切替併用も可能になるのではないかと考えていた。

(1)雨天時高速ろ過処理

雨天時高速ろ過処理では、ろ材のポンプ通過時の変形、高負荷時のろ材移動渋滞等があったもののろ過速度40m/hまでの運転を行うことができた。ろ過性能については、ろ過速度を増加させるとSS等の除去率が低下したが、薬品添加により水質の向上が図れた。

本処理技術は、ろ材の循環システムの原型を構築したが、ろ材の確実な循環、処理量の大容量化、安定した良好な処理水を得るためには、以下の課題を解決する必要があることが本調査で明らかになった。第一に、ろ材が循環時に引き抜きポンプ内を通過するため、ろ材の潰れが発生する。これにより浮上能力の低下及び処理速度の低下が発生する。第二に、大容量時のフロック形成不足や汚泥分離機能の不足により、処理水の悪化が発生する。第三に、大容量時には、高速かつ高負荷の流入があるため、ろ材の槽外への引き抜き渋滞が発生する問題がある。

これら課題の解決には、第一に、適正なろ材の選定（材質、大きさ等）及びろ材の変形を及ぼさない移送方法の検討が必要である。第二に、十分なフロック形成と汚泥の分離方法（サイクロン構造等）の検討を行う必要がある。第三に、凝集剤の適正な混合方法の検討が必要である。

本処理技術の雨天時高速ろ過の大容量化・実用化に向けた検討には、汚泥移送や分離など更なる装置的課題等の解決が必要であるが、ろ材を使用した移動床式ろ過装置は雨天時越流負荷削減のための簡易処理に適用可能がある技術であることが確認された。

(2)晴天時緩速生物膜処理

晴天時生物膜処理では、十分な生物膜育成期間をとることにより安定した処理が可能となるが、原水濃度の変化を考慮し、ろ過速度による運転条件の再検討も必要と考えられる。

本処理技術は、雑用水製造のほか小規模の下水処理を行うことへの利用が期待できるものであった。

６．今後の予定

今後は、①前項改善点を解決した上での性能調査の実施、②実用規模を目指した雨天時の更なる高速化（50～60m/h）処理、③雨天時及び晴天時運転切り替え運転の確立、④ポンプ所における雑用水製造技術としての確立、⑤適切な装置規模や維持管理手法の検討などを行う予定である。

５－３　伏越部のある遮集幹線の SS の流入特性について

砂町水処理センター水質管理係　石井　英俊
（現施設管理課）　今井　春江

１．　はじめに

平成 10 年度に東陽･大島幹線が遮集化され､ポンプ所･雨水吐からの雨天時における放流負荷が軽減された。一方、終末処理施設である砂町水処理センターでは、雨天時に大量の SS が流入し、水処理、汚泥処理に大きな影響を与えていることはすでに報告してきた。

平成 13 年度には､第一沈殿池で流入した砂分により汚泥の引き抜きができなくなるという障害が発生した。また、その他の降雨での調査結果をもとに、SS の流入状況の変化、伏越部の堆積状況、今後の必要な対策について検討を行った。その結果について報告する。

２．平成１３年度の降雨の状況と流入 SS 量について

降雨日数は 92 日で、総降雨量は 1223mm、最大量は 10 月 10 日の 177mm であった。降雨回数は､降雨が連続して観測された場合には通算して 1 回とした。平成 13 年度の降雨は合計 55 回あり、総雨量 5mm 以下が 18 回、5～10mm が 13 回、以下～20mm6 回、～40mm7 回、～100mm9 回、100mm 以上 2 回であった。

流入 SS 量は､昨年度と同様に脱水ケーキ SS 量と滞留 SS 量、三河島からの受泥量から算出した。このため第一沈殿池での滞留により、降雨後数日に渡って流入している結果になった場合もあった。以下に計算式を、図－１に年間の降雨と流入 SS 量を示した。

◎流入 SS の算出式　　Sin＝St＋Ws－Sm＋（L2－L1）

Sin；流入 SS 負荷量
St；東部汚泥処理プラント汚泥焼却量（DS 量）
Ws；簡易処理放流水の SS 負荷量（簡易処理水の SS を 100mg/L とした）
Sm；三河島受泥の SS 負荷量
L1；前日の濃縮槽の堆積汚泥量
L2；当日の濃縮槽の堆積汚泥量

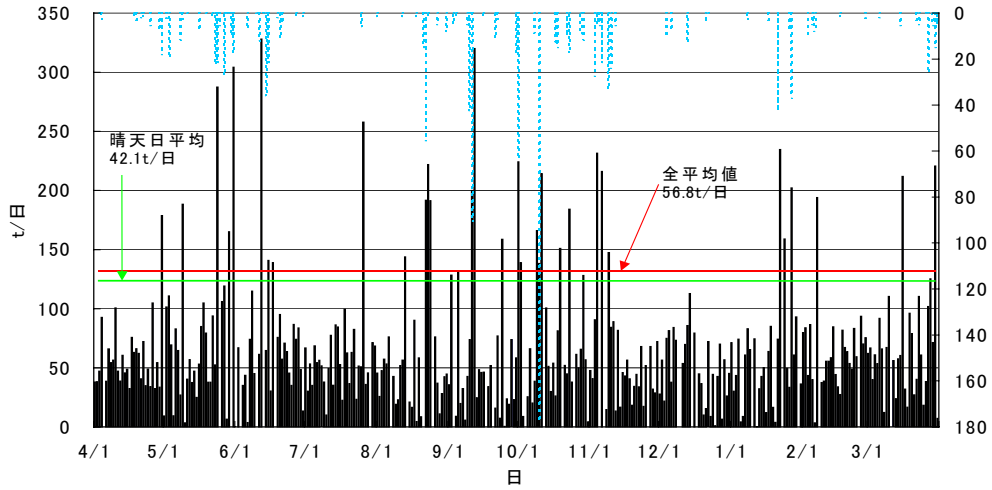


図１　推定流入 SS 量と雨量

３．　調査方法

３．１　平成 13 年度調査の着目点

これまでに雨天時の SS 流入の実態（平成 11 年度)、降雨ごとの流入の特徴（平成 12 年度）について調査を行ってきた。その結果、東陽大島幹線の受水量が 2.5 万ｍ３/時を越えるか、幹線水位が－24.5ｍより低い場合に高濃度 SS の流入があること、その流入は短時間で収まらず場合によっては 10 時間程度継続し、最大流入 SS 量は 500ｔ程になること等がわかった。この高濃度 SS の流入は､その特性から晴天時に遮集幹線（大島幹線 3 ヶ所、東陽幹線 1 ヶ所：文末幹線図参照）にある伏越・逆勾配部分に堆積した SS が、降雨時に一気に流入するためであることを明らかにしてきた。

しかし、遮集化により上流ポンプ所での沈砂量、しさ量が減少しているが、センターでのそれは見合った増加量がない。また第一沈殿池の汚泥をみても､降雨時に汚泥濃度は 3%以上になるが無機分が特に多くなる傾向は見られない。遮集化以前は降雨後の濃縮汚泥、脱水ケーキの無機分の上昇があった。13 年度の汚泥試験では 10 月 10 日の降雨直後に行った場合でも、脱水ケーキの無機分の上昇は平均値に対し 5%ほどで、大きな変動はなかった。

このようなことから､今年度は雨天時の流入 SS 負荷を調査するとともに､砂分の流入についても調査を行った。これにより雨天時の処理施設への砂分の流入を把握することを目指した。

３．２　流入 SS 中の砂分の調査方法

砂分は､孔径 75μ(200 メッシュ)のステンレス製ふるいで流入水の適量(4～20L)をろ過、よく水洗し、この残渣をろ紙(No.6：無灰ろ紙)でろ過する。これを坩堝にとり乾燥、秤量する。(200 メッシュ残渣)　これを 600℃で強熱し、減量分が粗繊維分、残留物を砂分とした。

この残留物を順次孔径 1,000～75μでふるいにかけ、それぞれの残留物、75μふるいを通過したものについても GFP ろ紙（孔径 1μ）でろ過・秤量し、粒径分布を調べた。

４．　調査結果と考察

４．１　流入 SS 量の結果について

４．１．１　推定流入 SS 量

各降雨について、その雨量と推定流入 SS 量を表－１にまとめた。ここで推定流入 SS 量は晴天時の流入 SS 量を差し引いたもので、降雨により増加した SS 量を示している。雨量がセンターでのものであるため、実際の流域での降雨を示すものではないが、12 年度に明らかにしたように 5ｍｍ以下の降雨量の場合は高濃度 SS の流入は少ない。ただしそれまでに降雨がなかった場合（先行晴天日数が長い）はその限りではなく、少ない雨量でも高濃度の SS 流入が有ったと推定されることもあった（表中水色部分)。これは雨天時の水量に対応するため、降雨が予想される場合に幹線水位をあらかじめ低くして運転したことで、高濃度の SS を引き入れる結果になったものと考えている。

流入 SS 量の最大値は 9 月 9～11 日の 468ｔで、これは予想された幹線内伏越部に滞留している SS 量（500ｔ程度）のほとんどが流れ込んだと見られる。これはそれまでに 16 日間本格的な雨がなく伏越部に十分な量の SS が堆積していたこと、この時の降雨量は 133.5ｍｍと多く降雨が長時間継続したことから、幹線内を完全に洗い流したと考えられる。10 月 10 日の降雨はこれを上回る雨量であったが、9 月 30 日、10 月 8 日の降雨である程度堆積

表１　降雨による流入 SS 量

降雨日	雨量	降雨による流入SS量	推定雨水量	降雨日	雨量	降雨による流入SS量	推定雨水量	降雨日	雨量	降雨による流入SS量	推定雨水量
4.3～4	3	55.5	134,290	8.1	1.5	3.4	137,010	12.4	10	72	188,280
4.18～19	4	45	75,670	8.12	1.5	116.3	20,170	12.6	7	37.5	161,870
4.21～22	3.5	28.6	46,160	8.18	1.5	0	62,450	12.13	12.5	114.2	252,420
4.25	5.5	54.5	112,560	8.21～23	58	318.6	1,525,650	12.21～22	4	3.5	108,450
4.29～30	25	128	462,880	8.27	5	0	276,220	1.8	2.5	64.3	91,160
5.2～3	21	128	444,770	8.31	8	2.6	212,680	1.17	3	64.6	84,380
5.8～9	14	131	418,100	9.3～4	5.5	0	212,070	1.21	42	205.8	691,710
5.11	0.5	0	82,880	9.9～9.11	133.5	468	2,261,530	1.26～27	44	221	1,224,220
5.16	7	116.3	197,180	9.16	1	4.2	38,620	2.3	10	45.8	170,040
5.19	0.5	37.2	55,670	9.21～22	14	90.4	300,480	2.5～6	13	111.1	358,550
5.22～25	50	329	1,260,120	9.30～10.1	80	295.1	1,291,080	2.17	1.5	24.8	43,750
5.27～31	54	228.8	1,308,960	10.8	8.5	120.3	166,700	2.28	2	53.4	106,740
6.6	6.5	66.3	115,820	10.10	177	255	2,323,250	3.6	2	73.5	104,470
6.10～11	12.5	150	237,050	10.17～18	27.5	132	584,250	3.15	5.5	188.1	153,550
6.13～15	58	136	1,323,380	10.22～23	26.5	144.7	503,230	3.22～23	8	85	209,010
6.19～21	16.5	130.5	366,840	10.28～29	20.5	109.6	398,430	3.26～27	26	139	621,690
6.27	1	73.4	58,860	11.3～6	59	269.8	1,292,670	3.29～31	25	172.7	763,510
6.30	1.5	0	?	11.9～10	56.5	194.5	1,372,960				
7.25	6	223.9	179,960	11.12	5.5	10.9	192,310				

物がすでに流入していたため、流入 SS 量は少なかったものであろう。

推定雨水量との比較で見ると、これが 100 万ｍ^{3}を超えると 200ｔ以上の SS が流入している。また 10 万ｍ^{3}以下の場合でも、先行晴天日数が長い（10 日以上）と 100ｔ以上の SS が流入していることがわかる。このことは降雨の間隔が開いた場合は、少ない雨量でも雨水の流入に合わせて水位の低い運転をすることで､ある程度の SS を取り込める可能性を示している。

降雨時の値を除いて算出した晴天時の SS 流入量は 42.1t/日､降雨時を含めた SS 流入量は 56.8 t/日であった。このことから、晴天時には平均的には 15ｔ/日程度の SS が伏越部に堆積していることがわかる。

また三河島受泥量も雨天時に増加していることがわかったが､三河島処理場の場合は各降雨ごとに 30～40ｔ程度の増加にとどまっている。受泥量の増加は 1～2 日に収まっている。これまで考えられていた通常の雨での流入負荷の増加量である。

４．１．２　流入 SS 量の測定結果から

表－２に実際に流入 SS 濃度を測定できた時のデータをまとめた。ほとんどの降雨で流入SS濃度の最大値は1,000mg/Lを越えており、先行晴天日数が１週間程度あり、簡易放流を伴うような降雨であればこのような高濃度の SS が流入することが示されている。表－２の数値は測定時間が限られているので表－1 の推定値より小さくなるのが当然である。しかし 1 月 21 日､3 月 27 日で表－2のSS量が大きいのは表－1で簡易処理水のSSを低く見積もっているためと考えられる。

表２　降雨時の流入 SS 量と砂量（推定値）

	測定時間	最大SS (mg/L)	砂/SS (%)	流入SS量 (t)	流入砂量 (t)
8月21日	14～17	1,025	5.31	130.9	6.95
8月27日	17～19	750	1.42	70.5	1.00
10月10日	9～16	1,680	4.64	199.6	9.27
12月4日	9～13	1,140	2.33	144.0	3.35
12月6日	11～14	845	2.07	148.6	3.07
12月13日	16～18	1,100	2.53	102.8	2.60
1月21日	10～19	1,445	4.14	380.7	15.76
3月15日	10～14	1,540	2.21	120.4	2.66
3月27日	11～16	1,350	4.45	261.6	11.65

４．２　高濃度 SS の流入条件

12 年度調査で高濃度 SS の流入条件を幹線水位－24m 以下、あるいは受水量 25,000m^3/時以上であったと報告したが、13 年度後半からさらに緩い条件でも高濃度 SS の流入がみられるようになった。

表－３に14年1月の状況を、雨天時以外のデータと合わせて幹線水位、受水量と流入SS濃度を示す。12月中旬以降目立った降雨がなかったため、伏越部には十分な量のSSが堆積していたものと見られる。このためそれ以上の幹線内への堆積がなかったようで、流入SS濃度は100mg/L以上であった。この表で1月21日以外は降雨の影響のないときのもので、東陽大島系の受水量は15,000m^3/時以下、幹線水位は－24m以上であったが、日によってはSSが高濃度で流入していたことがわかる。

表３　東陽大島系流入水の調査結果（平成14年1月調査）

		SS (mg/L)	砂/SS (%)	東陽大島系 受水量(m3/H)	流入SS量 (t/H)	流入砂量 (t/H)	幹線水位 (m)
1月7日	10:30	280	1.3	9,530	2.67	0.04	−23.8
1月10日	10:00	138	3.1	8,950	1.24	0.04	−23.6
1月16日	10:00	560	2.5	13,590	7.61	0.19	−23.5
	12:00	161	1.5	13,100	2.11	0.03	−23.4
1月17日	21:00	170	1.8	11,820	2.01	0.04	−23.8
1月21日	10:00	1,445	2.4	14,860	21.47	0.52	−24.1
	11:00	480	2.7	49,160	23.60	0.63	−23.6
	12:00						
	13:00	635	2.0	24,900	15.81	0.32	−24.0
	14:00	880	2.4	22,230	19.56	0.46	−23.0
	15:00	940	2.3	35,650	33.51	0.76	−21.8
	16:00	950	2.5	62,190	59.08	1.45	−21.6
	17:00	1,226	3.8	88,460	108.45	4.13	−21.9
	18:00	813	7.0	83,570	67.94	4.76	−22.1
	19:00	440	8.7	71,110	31.29	2.73	−23.1

1月21日は本格的な降雨が予想されていたため、あらかじめ幹線水位を下げて運転していた。10時には降雨の影響はなく、東陽大島系の受水量は15,000m^3/時であったのに1,500mg/L近いSSが流入した。その後も20,000～25,000 m^3/時の受水量で、500mg/L以上のSS濃度が継続した。本格的な雨水の流入が始まる前に100ｔ以上のSSが流入したことになる。このため、第一沈殿池には大量の汚泥が滞留していた。降雨が本格的になると再びSSは1,000mg/Lを超え、さらに200ｔ以上のSSが流入した。

表－３で高濃度のSS流入時の受水量・幹線水位をみると、12年度調査で示した条件に比べると、かなり緩い条件でも高濃度のSS流入が起こることがわかった。表－２に示した降雨時の例等から、幹線水位－23.5m以下で入水量15,000 m^3/時以上であれば幹線内の滞留したSSが流入するようになったことがわかった。

４．３　砂分の流入

４．３．１　砂分の流入調査

表－２には各調査日のSSに対する砂分の割合、それから算出した流入砂量、表－３には各時間のものを示した。調査事例が少ないが、大雨時に砂分の多い傾向がみられる。ただし流入SS量が多い場合に必ずしも砂の割合が高いとはいえない。表－３の1月21日の例で、降雨の前半ではSSに対する砂分の割合は変化しておらず、むしろSSの流入のピークが過ぎてからその割合が上昇している。

このとき流入した砂分の粒径分布を図－２に示す。①は砂分の多くない時間（14時）のもので、75μ以下の細かいものが半分を占めている。これはそれ以前の時間でも同様であった。75μ以上のふるいの残渣であるのに、それ以下の粒径のものがあるというのは、強熱したことで汚泥(有機物)粒子中に含まれていたものが出てきたと考える。②は砂分の多くなった18時のものである。こちらは75μ以下のものが20%となり、大きな粒径のものが増えている。砂の量の増加とともに粒径の大きなものへと「質」の変化がみられた。

このような傾向は他の測定例ではみられなかった。8月21日、10月10日、3月27日も砂分の割合が高いが、1月21日の例のように経時的に変化しているのではなく、平均して高い割合であった。

砂分の流入が多かった調査日の条件を総合すると、50mm以上の強い雨であった場合と、

直前、あるいは数日前の降雨で相当量の SS の流入があった後に 20mm 以上の降雨強度の雨場合となる。

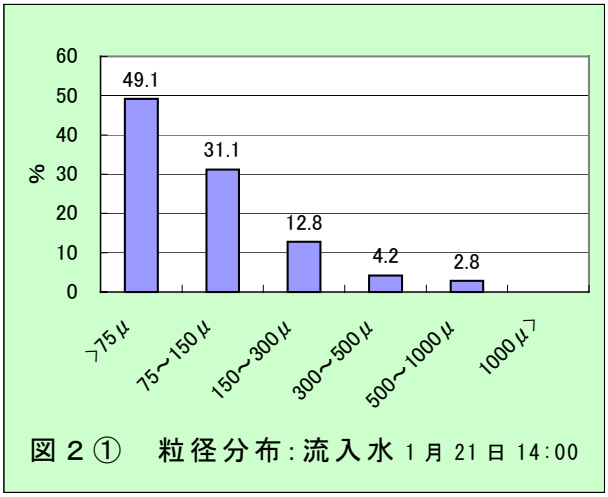


図２①　粒径分布：流入水 1 月 21 日 14:00

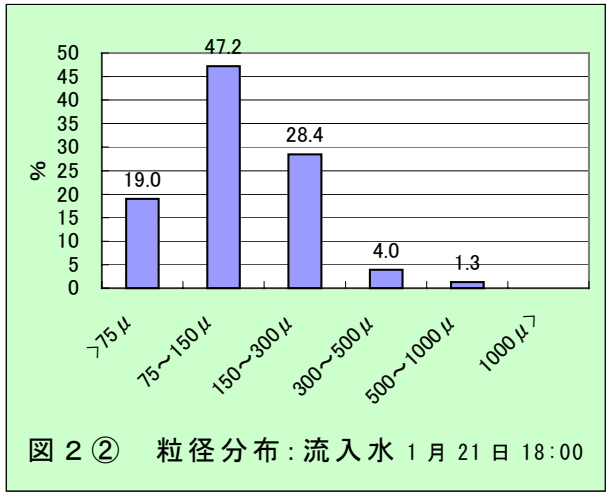


図２②　粒径分布：流入水 1 月 21 日 18:00

４．３．２　砂分流入の影響

表－3 に示したように 1 月 21 日の流入 SS 量は 380ｔ、砂量は 15.8ｔと推定された。当日の水量､SS の変化を図－3 に、流入 SS 量、砂量の変化を図－4 に示した。この流入により、東陽一系第一沈殿池で汚泥の引き抜きができなくなるという障害が発生した。また翌日､雨水貯留池のポンプが砂で閉塞する状態になった。これまでの降雨時にも、第一沈殿池

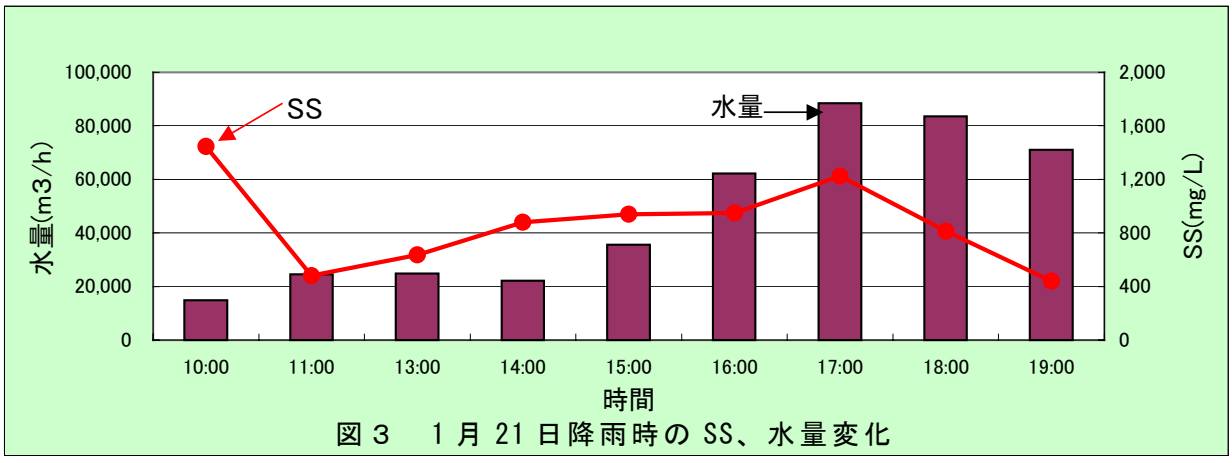


図３　１月 21 日降雨時の SS、水量変化

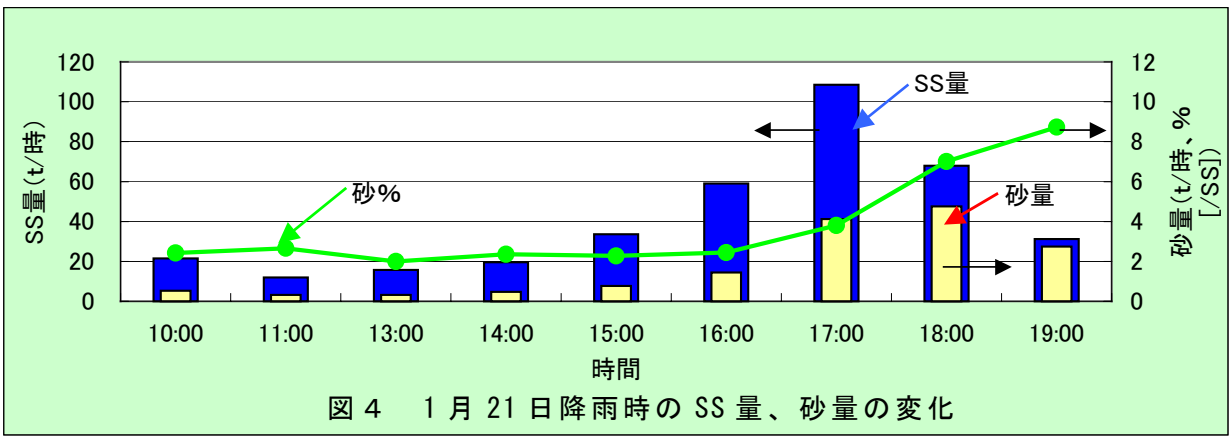


図４　１月 21 日降雨時の SS 量、砂量の変化

の汚泥引き抜き量が低下することは毎回のようにあったが、閉塞にいたることはなかった。

引き抜き量の低下は汚泥濃度の上昇によるもので、降雨時には毎回濃度計上限の 3%を超過していた。過去の実測例では汚泥濃度 5%を超えていたが無機分は 20%で通常の汚泥と変わらないものであった。

当日の東陽一系第一沈殿池汚泥引き抜きのトレンドグラフを模式化して図－5 に示す。降雨前（9 時：左）は引き抜き開始直後の濃度は高いがすぐに低くなり、引き抜き量の低下はみられない。降雨により高濃度の SS が流入してしばらくすると（13 時：中）引き抜き開始時濃度計は振り切れ、引き抜き量も低下している。次第に濃度は下がり引き抜き量は回復するが、池内には抜ききれない汚泥が残留している。降雨が強くなり再び 1,000mg/L を超える SS が流入した 19 時には（右）各池を連続して引抜いているにもかかわらず、濃度計は振り切れたままの状態が続き、引き抜き量は急速に低下した。20 時には全く引抜けなくなった。この回復には手作業による引き抜き操作の繰り返しで、翌日から 2 日を要した。

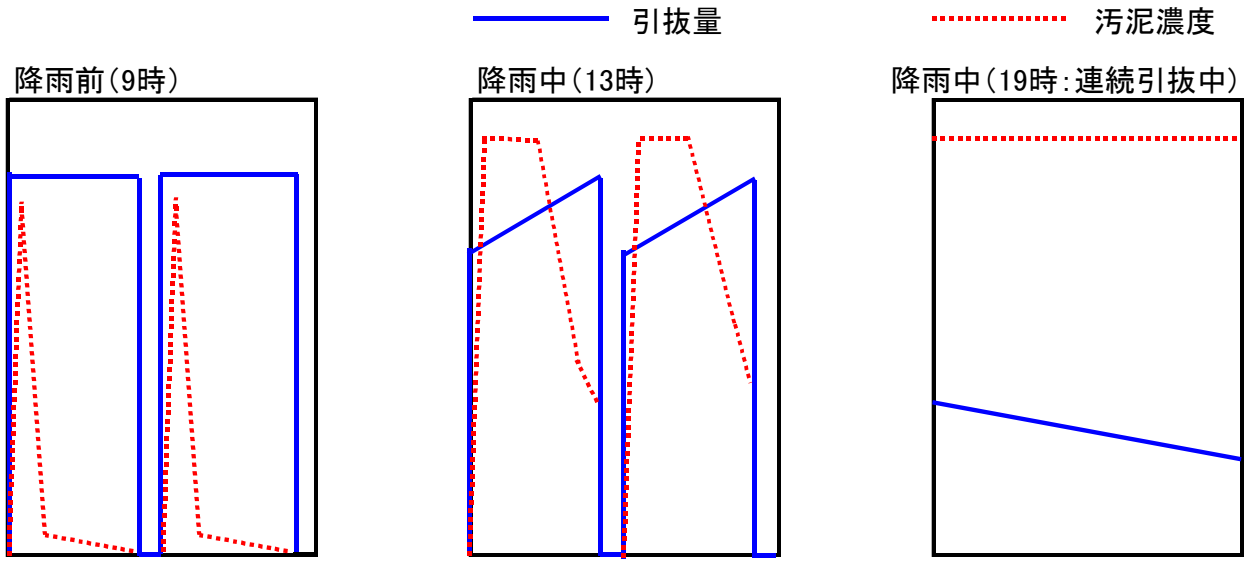


図 5　1 月 21 日の東陽系第一沈殿池の汚泥引き抜き状況図

当日は 19 時で降雨が終わり、21 時以降受水量は平常に戻ったため、これ以上障害は拡大しなかった。しかし、当日までの状況から幹線内にはさらに 70～120ｔ程度の SS が有ったと推定される。降雨がさらに継続した場合には、曝気槽への汚泥の流入等、さらに障害の発生をみたかもしれない。

これまでの砂分の流入でこのような障害が起こらなかったのは、引き抜き量が確保されている状態、高汚泥濃度が継続しない状態で流入していたためで、今回のように汚泥濃度が高くなってからの砂分の流入は大きなダメージになったと考えている。

４．３．３　幹線内の砂の堆積状況の推定

遮集化以来、上流ポンプ所での沈砂量が減少している（平成 6 年：787.6ｔ、平成 12 年 535.2ｔ）のに対し、センターではそれに見合った増加がみられない（80ｔ/年）。豪雨時には第一沈殿池への砂の流入があったが 10t/回程度である。この差分に当たる砂は遮集幹線内の伏越・逆勾配部分に堆積していると推定している。

別添の幹線図でわかるように、大島幹線の３ヶ所の伏越・逆勾配部は満管状態で流れて

いると考えられる。晴天時の流速は極端に遅く、沈殿池の状態であろう。直径 5m、長さ 900m の沈殿池である。ここで砂を含む SS 分が沈殿し上澄が流れる。実際に降雨後の流入 SS は 20～50mg/L が数日ないし 1 週間ほど続く。

沈殿池とは違い底から引抜かれることはないので、沈殿した層の中で砂は下へ、比重の軽い汚泥は上へと成層状態が形成されていると考えられる。従って少量の雨で流出するのは上層の汚泥のみで砂層は乱されない。しかし、1 月 21 日の場合は、前半の雨で上部の汚泥の大部分が流された後に、強い雨により流速が増したため 8%もの砂を含む SS が流入したもであろう。

大雨時には砂層の上部が若干流されるが、その後さらに砂分が積層していると考えられる。そのために管径が次第に狭くなり、4.1.3 で述べたように、SS の流入条件が変化してきたと考える。

今後もこの傾向が続くと高濃度 SS の流入は頻繁になるが、1 回あたりの流入量が減少することも予想される。しかし、砂分の流入も頻発するとなればよい方向に向かうとは考えられない。

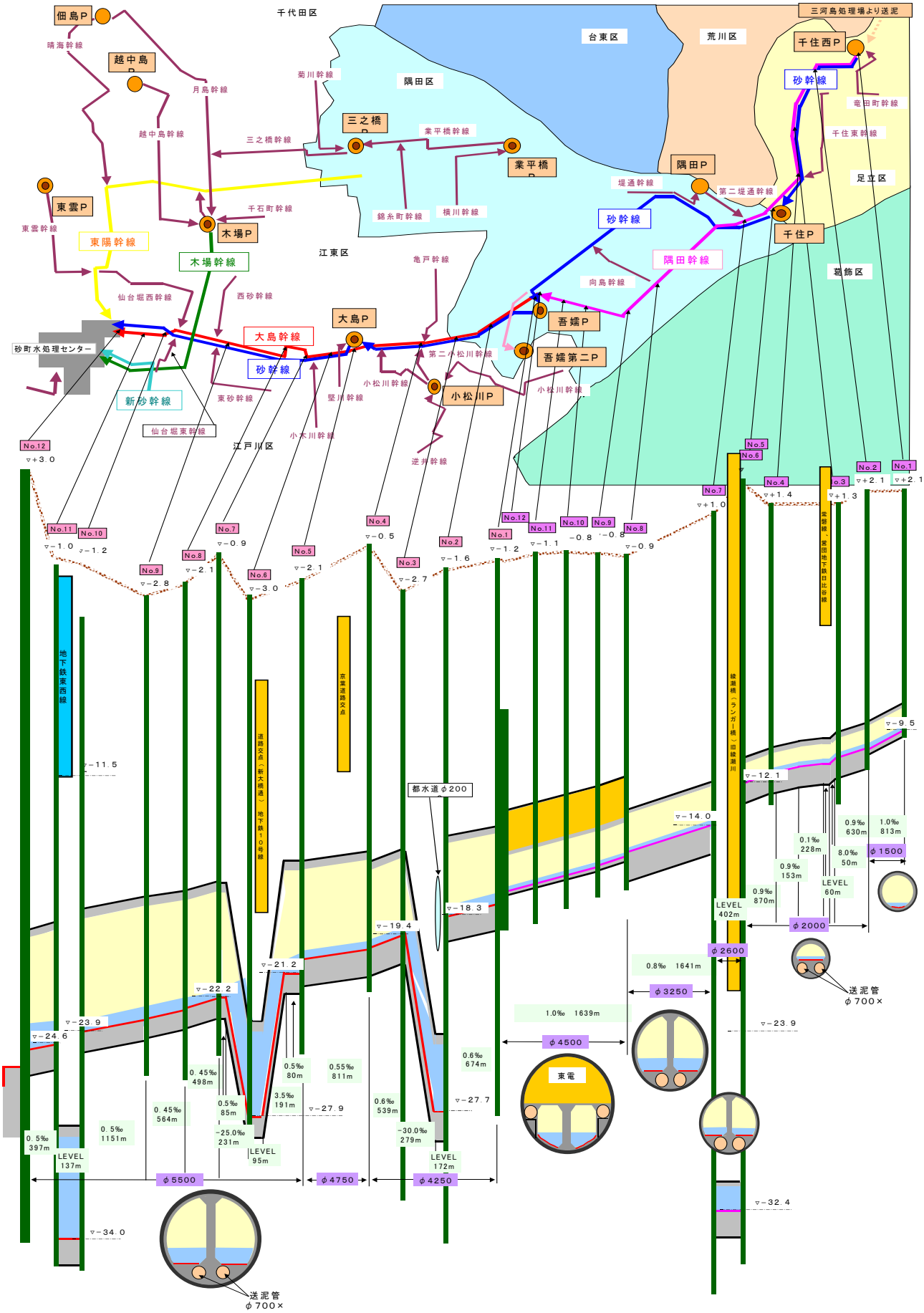
５．　今後の必要な対策について

① まず現状の伏越部の状態について把握する必要がある。SS の堆積状況とその性状、砂の状態等を知り、その上でこれを解消するための技術を検討しなければならない。
② 伏越等は、深いところに敷設される遮集幹線には避けられないものであるが、大島幹線のように SS を堆積させることのないように対策するべきである。
③ 現状でできる対策については最大限これを行う。運転対応では、4.1.1 で推定したように弱い雨でもいくらかの SS を引き入れる可能性がある。汚泥処理でも常に最大量の SS をうけいれられるよう、また流入した SS を水処理系内で循環させないように、速やかに処理できる態勢を整える必要がある。

最後に本報告をまとめるにあたり、データの提供をいただいた運転管理、スラッジプラント管理係、TGS 砂町作業所、三河島処理場水質管理係のご協力に感謝いたします。また、詳細な幹線図を作成し、その掲載を快諾していただいた運転管理係　長谷川氏に感謝いたします。

参考文献

1. 遮集幹線における雨天時流入水調査、東京都下水道局技術調査年報平成 12 年 10 月
2. 降雨履歴と流入 SS について、東京都下水道局技術調査年報平成 13 年 10 月



別添図　大島幹線幹線図　砂町水処理センター運転管理係　長谷川氏作成

６－１　葛西処理場風況精査その２

計画調整部　技術開発課　坂本　達哉
杉山　佳孝
北村　清明

１．はじめに

地球温暖化は世界的に緊急に取り組まなければならない環境問題の一つである。都は「温暖化阻止！東京作戦」を実施するなど、国に先駆けた施策を進めている。下水道局においても、行政の立場としてだけでなく、電力の大口消費者である立場からも、その果たすべき役割、責任は大きい。そこで、これからの事業の取組方針と行動戦略を示した「下水道構想 2001」の中においても、地球温暖化防止対策に取組んでいくことを行動戦略の一つとして掲げている。

地球温暖化防止対策としては、省エネルギー、燃料の転換、防止技術の導入、自然エネルギーの導入等が挙げられる。このうち、自然エネルギーの導入は、エネルギーの消費に伴う二酸化炭素の発生がほとんどないことから、化石燃料によるエネルギーの代替とすることで非常に大きな温暖化防止効果がある。特に風力発電は、近年技術の進展により発電コストが大幅に低下しており、各地で導入が進んでいる。

２．調査目的

風力発電装置は、海岸部に設置されることが多いが、これは海風が安定して吹き、設置場所を確保しやすいためである。下水道局は臨海部に処理場を複数有しており、風車を設置するための場所を確保することも可能である。そこで、下水道局における風力発電導入の可能性を検討するため、臨海部における風況（風の状態、性質）を調査することとした。

なお、本調査は、新エネルギー・産業技術総合開発機構（以下 NEDO）が公募を行っている「風力発電フィールドテスト事業」に応募し、「東京都下水道局における風力発電フィールドテスト事業（風況精査）」として平成 12 年度から平成 13 年度にかけて NEDO と共同研究を行ったものである。実際の調査は（財）日本気象協会に委託して行った。

３．調査内容

風況の調査地点は風車の建設予定地であることが望ましい。そこで、風況の観測地点は、荒川東岸河口部に位置し、海側からの風が遮られずに吹くこと、風車建設のための十分な面積を確保できることから、葛西処理場の南処理施設内を選定した。

調査は、平成 12 年 11 月 1 日から平成 13 年 10 月 31 日までの 1 年間にわたって行った。風速、風向は、図 1 に示したように三杯型風速計と矢羽型風向計を高度 20m 及び 30m に取り付けたポールを設置して 1 秒ごとに計測し、10 分ごと及び 1 時間ごとの平均値をデータロガーに記録した。

図１　風況観測装置

このように得られたデータを解析し、風況特性及び風力エネルギーとして、表１の項目を評価した。

また、葛西処理場に実際に風力発電装置を導入することを想定した自然エネルギー活用事例を提案した。

表１　データ解析項目

解析項目		目的
風況特性	平均風速	風力開発の可否を概略的に評価
	風向出現率	風の卓越方向を把握
	風向別平均風速	風力のエネルギー主風向を把握
	風速分布	風速の出現特性を評価
	風向別風速分布	風力エネルギーの風向別の出現特性を評価
	鉛直方向風速分布	ある高度の風速を推定するため、鉛直分布を把握
	乱れ強度	風速の瞬時特性を把握
	最大瞬間風速	風車の耐風速を評価
風力エネルギー	風車の稼働率	風力の稼働状況を判断
	風力エネルギー取得量	取得できる風力エネルギー量を評価
	風車の設備利用率	風力開発の可否を判断

４．調査結果及び考察

４．１　風況特性

１年間の風況データを解析して、その特性を把握した。また、風力発電の可能性等について概略的に判断した。なお、その判断基準は NEDO が平成９年 12 月に発行した「風況精査マニュアル(概要版)」によることとした。

結果の概要は表２に示し、以下、それぞれについて詳述する。

表２　風況特性概要

調査高度	20m	30m
平均風速(m/s)	3.5	3.7
卓越風向	北	北北東
乱れ強度(風速2.0m/s以上)	0.25	0.25
最大瞬間風速(m/s)	36.2	37.7
ワイブルパラメータ(形状定数)	1.82	1.82

４．１．１　平均風速

平均風速とは文字通り風速の平均値であり、１時間平均値の合計をデータ数で割って求める。

月別平均風速を図２に示す。地方によっては偏西風や台風などの影響により、風速の季節変動が大きいが、この図から分かるように、今回の観測場所においては季節的な特徴は見られなかった。図３に示した時間別平均風速からは、日中から夜にかけては風速が比較的大きく、夜から朝にかけては風速は比較的小さいことが分かる。

年間の平均風速は高度 20m では 3.5m/s、高度 30m では 3.7m/s であ

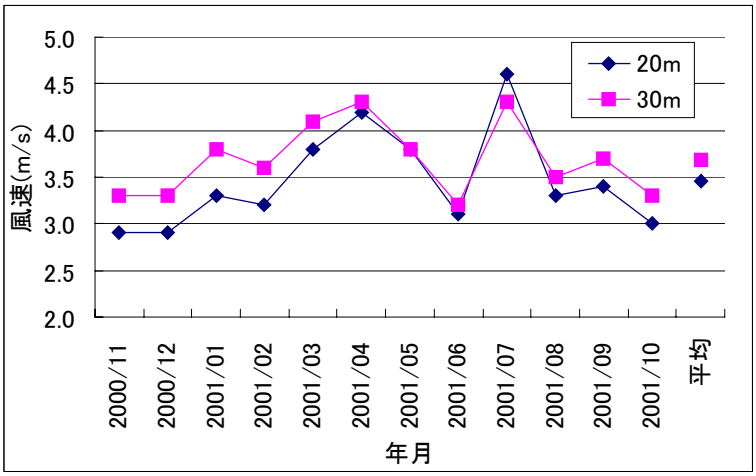


図２　月別平均風速

った。平均風速は風力発電の可能性を判断する最も簡単な指標であり、評価の基準として NEDO は、地上高 10m における年平均風速が 5m/s 以上を風力発電に適した風況であるとしている。本調査では地上高 20m 及び 30m における観測データであるため、この基準を風速の鉛直分布を表す経験式(1)で変換すると、地上高 20m では 5.7m/s 以上、地上高 30m では 6.2m/s 以上となる。年平均風速の観測値は高度 20m、30m ともにこの基準値を下回っていた。

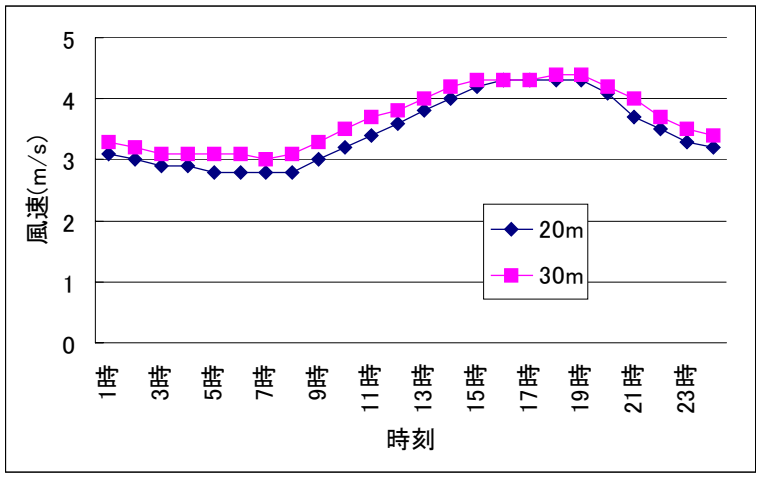


図３　時間別平均風速

$$Ux = \left(\frac{x}{h}\right)^{\left(\frac{1}{n}\right)} Uh \quad \cdots\cdots (1)$$

Ux:高度xにおける風速
Uh:高度hにおける風速
n:べき指数（今回は5）

４．１．２　風向出現率

風向出現率とは、風が吹いてくる方位別の時間的割合である。16 方位別の風向出現率を図 4 に示す。高度 20m、30m いずれも北方向あるいは南方向からの風が吹いている時間帯が長かった。

季節的な傾向としては、冬期は北方向からの風がほとんどであったが、夏期には南方向の出現率が高くなった。時間別風向出現率を見ると、日中から夕方にかけては南方向の出現率が高く、夜間から明け方にかけては北方向の出現率が高かった。

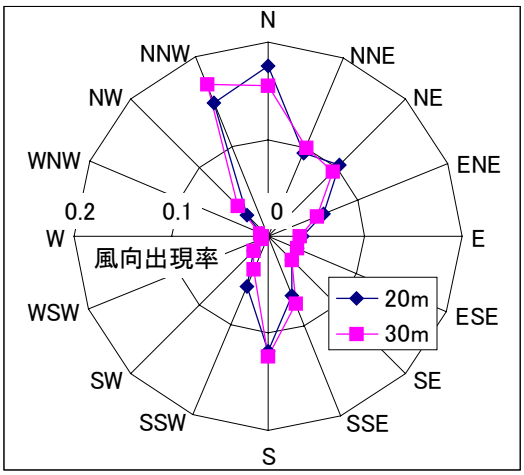


図４　風向出現率

４．１．３　風向別平均風速

16 方位別の平均風速を図 5 に示す。風向出現率の高い方位で平均風速が大きいことがエネルギーを効率的に取得するには望ましい。しかし、風向出現率が高い北や北北西は平均風速が小さく、風向出現率が低い南西で平均風速が大きく、風向出現率の高い方位と平均風速が大きい方位は一致しなかった。

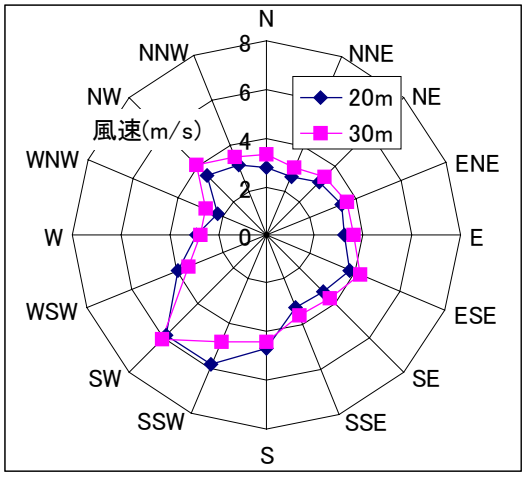


図５　16 方位別平均風速

４．１．４　風速分布

風車設置の場合の取得エネルギー予想やコスト試算を行うには、風速ごとの時間割合である風速分布のデータが必要である。

全期間の 0.1m/s ごとの風速分布を図 6 に示す。形状としては低風速側の傾きが大きく、高風速側はなだらかになっている。これは一般的な風速分布曲線の形状である。ワイブル分布に近似した場合のワイブルパラメータ（形状定数）はどちらの高度においても 1.82 であり、一般的な形状定数の範囲である 0.8～2.2 の中に入っている。

このように、形状定数からも一般的な風速分布曲線の形状であった。

４．１．５　風向別風速分布

北方向３方位、南方向３方位それぞれの 0.5m/s ごとの風速分布について図７に示す。南方向３方位の風速分布は高風速側に広がっており、風向別平均風速と同様の傾向であった。

４．１．６　鉛直方向風速分布

前述のように、風速の鉛直分布は経験式(1)で表される。地表面に近いほど風速は小さくなるが、これは地表面との摩擦があるためであり、その程度がべき指数として表される。本調査の高度 20m 及び 30m の平均風速からべき指数を算出すると 7.2 となる。平坦な海岸付近のべき指数は 7～10 であると言われており、今回のべき指数はその範囲に入っている。

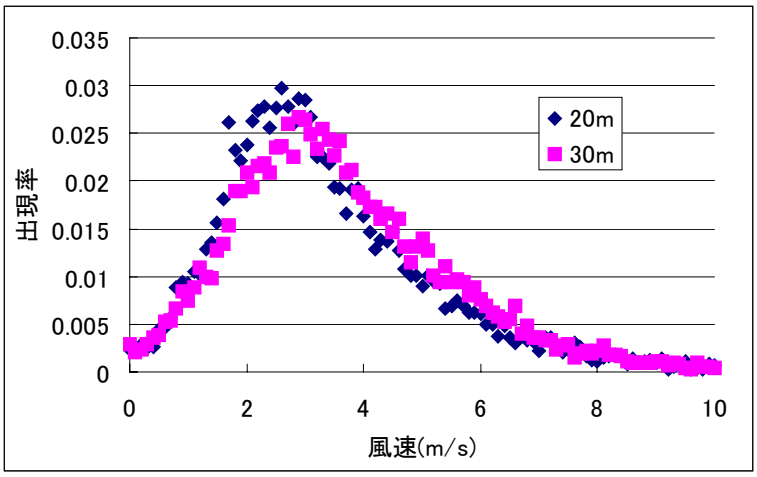


図６　風速分布

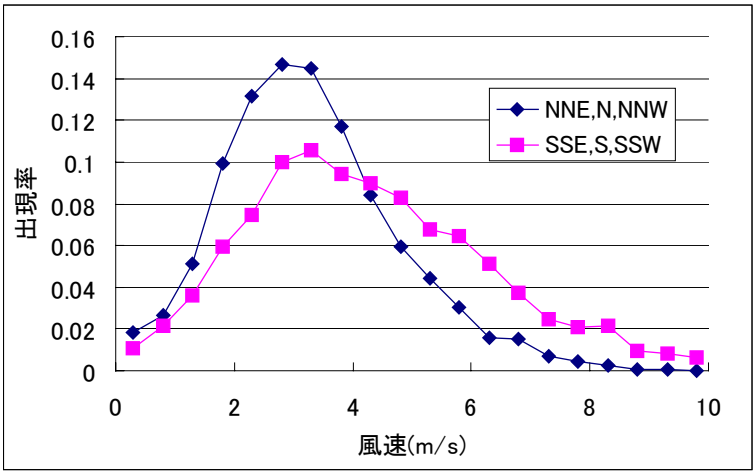


図７　方位別風速分布

４．１．７　乱れ強度

乱れ強度とは風速の変動のことであり、平均風速と風速の標準偏差から求められる。風力発電装置は風速により運転状態を変化させるため、乱れ強度が小さい安定した風が吹くことが望ましい。風速 2.0m/s 以上の場合の乱れ強度を求めたところ、高度 20m 及び 30m において 0.25 であり、風力開発に適していると言われる乱れ強度 0.30 以下を満足している。

４．１．８　最大瞬間風速

風力発電装置は一般的に 60m/s までの風速には耐えられるように設計されている。従って、これ以上の風速となる時間が長いと風車の耐久性に問題がある可能性がある。

本調査においては、1秒間隔でのサンプリングによる最大瞬間風速は高度 20m で 36.2m/s、高度 30m で 37.7m/s であり、風車の耐久性には影響はないと考えられる。

４．１．９　風況特性まとめ

以上の結果より、葛西処理場の風況特性は以下のようにまとめることができる。

・年間の平均風速は 20m で 3.5m/s、高度 30m で 3.7m/s と、風力発電の目安となる基準値は満たさず、年平均風速では風力発電に適した風況ではなかった。
・乱れ強度、最大瞬間風速といった風車の耐久性に関する項目は風力発電を行うのに問題のない結果であった。
・典型的な海陸風と考えられ、日中から夕方にかけては南からの海風、夜から明け方にか

けては北からの陸風が吹いていることが分かった。季節的には夏期は海風、冬期は陸風が吹く傾向が強く、平均風速としては海風がやや大きかった。

４．２　風力エネルギー

経済性等を厳密に判断する場合には、図８に示したように風車の規模を想定し、風況精査の結果と併せてコスト試算を行う必要がある。

ここでは、風車の規模に応じたエネルギー取得量を求め、風車の発電能力に対する割合である設備利用率により葛西処理場における風力発電の可能性を判定した。その基準は風況特性と同様に、「風況精査マニュアル（概要版）」によることとした。

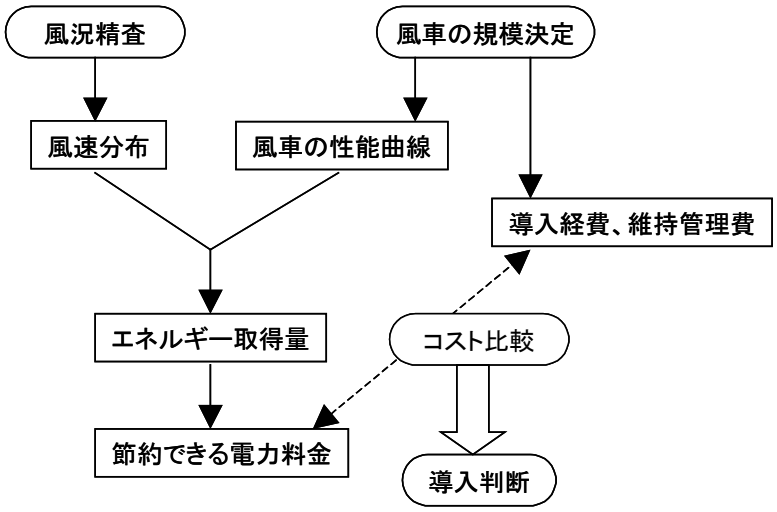


図８　風力発電導入判断スキーム

４．２．１　風車の稼働率

風車の稼働率は、風車が実際に回転して発電を行う時間的割合である。風力発電装置はある風速に達するまでは発電しないように設定されている。この風速をカットイン風速と呼ぶ。また、風速が大きくなり、発電能力以上のエネルギーを風車として受けるようになると、制御が難しくなり回転を続けることは危険である。この場合には設定風速以上になると回転を止める仕組みになっている。この風速をカットアウト風速と呼ぶ。従って、風車の稼働率は、カットイン風速以上、カットアウト風速以下の風速である時間の割合（図 9）である。

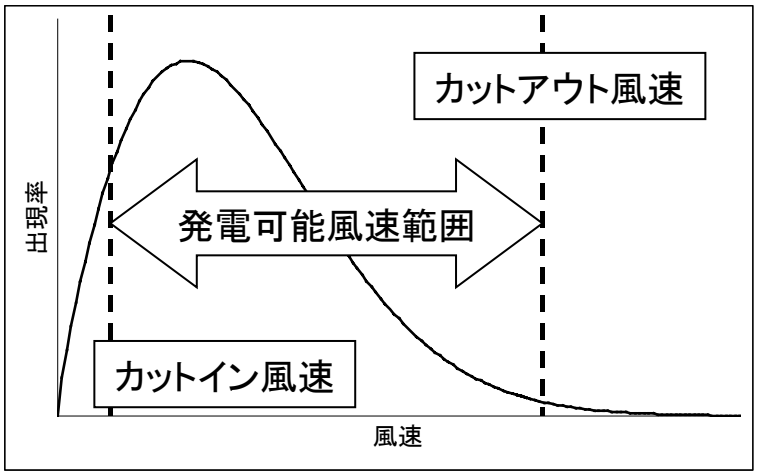


図９　発電可能風速範囲の概念図

表３　風車規模と風力エネルギー

風車規模	150kW級	300kW級	750kW級
カットイン風速(m/s)	4	4	3
カットアウト風速(m/s)	25	25	24
稼働率(%)	36	41	66
年間エネルギー取得量(kWh)	54281	152850	384289
設備利用率(%)	4.1	5.8	5.8

本調査の結果を基にして算出した 150kW 級、300kW 級、750kW 級のそれぞれの風車についての稼働率を表 3 に示す。稼働率の NEDO の基準は 45%以上であり、150kW 級、300kW 級の風車については下回ったが、750kW 級の風車についてはこの基準を満たしている。これは、750kW 級の風車は風を受ける面積が大きいためにカットイン風速を小さくできるためである。

４．２．２　風力エネルギー取得量

風力エネルギー取得量は、風況精査の結果と風車の性能から算出される予測発電量であ

る。風車は風が吹けばいつでも定格能力の発電を行うことができるわけではなく、風速によって発電出力が異なる。それらの関係を示した性能曲線は一般的に図 10 の様な形状をしており、風速が小さいと風車は回転していても発電量は少なくなってしまう。

風力エネルギー取得量は式(2)で求められ、各風速における発電出力は性能曲線から、出現時間は風速分布から導かれる。150kW 級、300kW 級、750kW 級のそれぞれの風車についての予測年間エネルギー取得量を表 2 に示す。

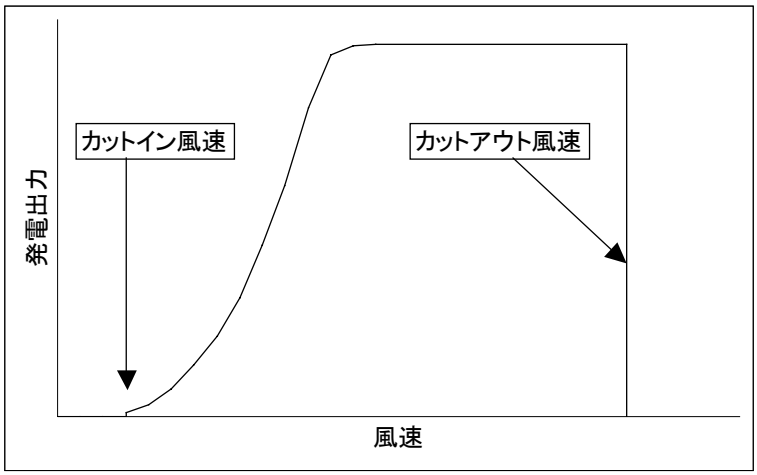


図１０　風車の性能曲線の概念図

$$E=\sum_{i=1}^{k}(EiNi) \quad \cdots\cdots(2)$$

E:全期間エネルギー取得量(kWh)
Ei:風速iにおける発電出力(kW)
Ni:風速iの出現時間

４．２．３　風車の設備利用率

風車の設備利用率は、発電能力のうちどの程度発電できるかを示す値であり、式(3)に示したように全期間定格能力で発電すると仮定した場合に対する実際のエネルギー取得量の割合である。風力発電に限らず、設備利用率は発電システムの一般的な経済的指標として用いられる。NEDO はこの基準を 17%以上としており、これ以上であれば風力開発に有望であるとしている。

$$\text{設備利用率}(\%)=\frac{\text{エネルギー取得量}(\text{kWh})\times 100}{\text{発電能力}(\text{kW})\times\text{発電期間}(\text{h})} \quad \cdots\cdots(3)$$

葛西処理場の風況の場合には、設備利用率は表 2 に示したように 6%以下であり、基準を大きく下回っている。従って、150kW 級から 750kW 級の風車の葛西処理場への導入は経済的に有利であるとは考えにくい。ちなみに、設備利用率が 17%を超えるには、風速分布曲線を平行移動させると仮定すると、高度 30m で 2.1m/s 高風速側へ移動して平均風速が 5.8m/s になる必要がある。

４．２．４　コスト試算例

エネルギー取得量や設備利用率が求まれば、コスト試算を行うことができる。今回得られたデータを用いて大まかにコスト試算を行った例を表 4 に示す。平均風速や設備利用率が NEDO の基準に満たなかったことから推定されたように、実際にコスト試算を行っても、風力発電導入によるコスト的なメリットは見出せないことが分かった。

表４　風力発電導入コスト試算例

項目	根拠	金額	項目	データ
建設費	25万円/kW	15000万円	発電能力(kW)	600
補助金	建設費の1/2	-7500万円	設備利用率(%)	6%
維持管理費	建設費の2%/年	6000万円	発電時間(h)	175200
			電力単価(円/kW)	10
合計		13500万円		6300万円

導入コスト ＝建設費－補助金＋維持管理費
節約電気料金＝発電能力×設備利用率×発電時間×電力単価
(13500万-6300万)/20=360万円/年　　←赤字額
※600kWの風車を1基建設し、20年間使用する。

なお、このような簡易なコスト試算によりコストメリットが得られると判断された場合には、厳密な積算を行ってコスト評価を行うとともに、鳥害、騒音予測、電波障害予測といったアセスメント、電力会社や周辺の住民との協議により、風力発電装置設置の可否を判断する必要がある。

４．２．５　風力エネルギーまとめ

以上、葛西処理場に風力発電装置を設置すると仮定した場合、得られる風力エネルギーを解析することにより以下のような結果が得られた。

・稼働率は 750kW 級の風車を想定した場合には 66%となり、NEDO の基準である 45%を上回っていることが分かった。
・設備利用率については、750kW 級の風車の場合で 5.8%であり、NEDO の基準の 17%を大幅に下回っていた。
・設備利用率 17%以上という基準を満たすには、平均風速としては約 2m/s 足りなかった。
・数百 kW 級の風車の導入はコスト的にはメリットを見出せない。

４．３　葛西処理場における自然エネルギー活用案

これまでは数百 kW 級の風車の導入を前提として、風況精査の結果を解析、評価してきたが、現在は風力発電設備の規模は二極化してきている。大型のものについてはコスト的なメリットの大きい 1000kW 以上が中心となっており、風況が良好な山間部や海岸部で総発電能力が数万 kW にも及ぶウインドファームと呼ばれる大規模風力発電施設も盛んに建設されている。一方、手軽に自然エネルギーを導入したいという需要に応えるべく、数十 kW 以下の規模について新たに開発が進んでいる。

そこで、コスト、用地、手続きといった点で導入が容易な小規模な風力発電と、その補完として太陽光発電を組み合わせた自然エネルギー活用例を、葛西処理場での使用電力を代替することを目的に検討することとし、風況精査の結果をもとに、コスト試算を行った。

代替する電力の使用形態を表 5 に示す。風車としては 10kW、40kW、100kW、1000kW の 4 種類から規模に合わせて選択した。また、大型風車を設置する場合（ケース 8）も想定した。

表５　電力使用形態と自然エネルギー活用案

ケース	代替電力使用形態	年間必要電力量(kWh)	設置規模(kW)		必要経費（ 万円、20年間）
			風力	太陽光	
1	煙突のライト アップ	66000	100×1	20	11600
2	見学者説明室の照明	16000	40×1	5	8000
3	展示室の照明	6700	10×2	5	5200
4	事務室の照明	60000	100×1	10	10400
5	処理場南側外周道路証明	42000	100×1	5	9800
6	ビオト ープのポンプ及び照明	120000	100×2	15	20300
7	電気自動車の充電	14000	40×1	5	8000
8	処理場使用電力の1%	690000	1000×1	−	38500

※必要経費は建設費（電機設備費を含む）と維持管理費である。

この表から分かるように、少ない電力量を代替する場合には 10～100kW 規模の風車の設置で済む。20 年間の総経費で 1 億円以下のケースが多く、コスト的に導入しやすい。また、これらの規模の風車であれば、用地の制約も少なく、ケース 8 をのぞいてアセスメントも必要ない。従って、当局においてもこの規模の風車であれば導入は容易であると考えられ

る。

今回は検討しなかったが、最近は数 kW、あるいは 1kW 以下の風車の普及が大規模な風力発電装置の設置が困難な都市部においても進んでいる。こういった風車は大きさが数 m 以下、重量は本体のみでは数 kg、価格も 30 万円程度と、家庭における導入も可能である。場所をほとんど選ばないため、当局の地球温暖化防止対策の取組み姿勢をお客さまにアピールできる場所に設置することも可能であり、当局の自然エネルギーの導入が進んでいく過程ではこのような風車の導入も十分考えられる。

５．まとめ

葛西処理場で 1 年間にわたって風況精査を行い、風力発電導入の可能性を検討した。その結果、表 6 に示したように NEDO の基準を満たしている項目は少なく、数百 kW 級の規模の風力発電の導入に関してはコスト的なメリットを見出すことはできなかった。

表６　風況精査結果まとめ

		高度、風車規模	結果	NEDO評価基準	評価
風況特性	平均風速	20m	3.5m/s	≧5.7m/s	×
		30m	3.7m/s	≧6.2m/s	×
	乱れ強度	20m(≧2.0m/s)	0.25	≦0.30	○
	最大瞬間風速	20m	36.2m/s	≦60m/s	○
		30m	37.7m/s	―	―
エネルギー特性	稼働率	150kW級	36%	≧45%	×
		300kW級	41%		×
		750kW級	66%		○
	設備利用率	150kW級	4.1%	≧17%	×
		300kW級	5.8%		×
		750kW級	5.8%		×

10～100kW 程度の小規模な風力発電の導入についても併せて検討したところ、総経費を抑えることができ、用地、手続きといった制約も少ないことから、当局においては大規模風力発電より導入の検討に値すると判断した。

今後は地球温暖化防止対策に対する世の中の要請はますます高くなっていくと思われる。そうした状況の中、率先して対策に取り組むべき行政の立場としては、自然エネルギーへの代替を推進していくことでその責務を果たしていくことは避けられないことと考えられる。そのために下水道局としては、実際に自然エネルギーの導入する際には本報告で示した手法や結果を活用することはもちろんであるが、都が制度化を予定している「CO_2 削減証書」や既に国内でも実績のある「グリーン電力証書」のような、自然エネルギーを間接的に利用する方法、PFI など民間活力を活用して自然エネルギーを導入する方法、等の幅広いメニューにより温室効果ガスの排出に貢献していく必要があろう。

参考文献

1)新エネルギー・産業技術開発機構：風況精査マニュアル（概要版）

６－２　下水処理場流入水と放流水のクリプトスポリジウム測定法

施設管理部　施設管理課　佐野　和代
三浦　美浦
石田　宏一

１．はじめに

クリプトスポリジウムは、寄生性の胞子原虫である。宿主の外、環境中ではオーシスト（嚢包体）の形で存在しており、増殖することはない。オーシストが経口的に摂取されると、腸管上皮細胞の微繊毛内で有性生殖と無性生殖を繰り返しながら増殖し、有性生殖で形成されたオーシストが糞便と共に排出される。クリプトスポリジウムに感染すると、腹痛を伴う水溶性下痢が３日～１週間程度持続し、嘔吐や発熱を伴うことも有る。

動物に感染するクリプトスポリジウムには大型種の *Cryptosporidium muris*（オーシストの大きさ 6.6～7.9×5.3～6.5μm）と小型種の *Cryptosporidium parvum*（オーシストの大きさ 4.5～5.4×4.2～5.0μm）とが有る。このうち、ヒトへの感染が確認されているのは *C.parvum* である[1)]。

クリプトスポリジウムオーシストは現状の下水処理における消毒処理（塩素処理）では不活性化せず、処理区域内で集団感染が発生した場合には、高濃度のオーシストが流入下水に混入すると考えられる。クリプトスポリジウムオーシストは標準活性汚泥法で９９％除去できるが[2)]、最小感染量は数十個と低レベルであることから、下水放流水を原因とする二次感染を抑制するためには、迅速かつ確実な測定が求められる。

当局では、平成 12 年度施設管理部施設管理課水質調査係で、東京都水道局の測定マニュアルを参考にし、暫定的な放流水についての測定マニュアル（以下「暫定マニュアル」と称する。）を作成した。

しかし、暫定マニュアルで実際に処理場放流水を用いて測定を行ったところ、いくつかの課題が浮かびあがってきた。

そこで、今回同試験係で放流水について暫定法を改良し、簡便かつ迅速に測定できる方法を検討した。また、流入水測定法についても検討し、測定制度を改善することができたのでここに報告する。

２．器具および試薬

・落射蛍光微分干渉顕微鏡
　OLYMPUS 社製　BX５１　使用蛍光キューブ　U-MNIBA（B 励起）
　U-MWU（U 励起）

・0.1%Tween80 添加 PBS（界面活性剤添加リン酸緩衝液）
　塩化ナトリウム 8g、リン酸二水素カリウム 0.2g、リン酸水素二ナトリウム 2.9g、塩化カリウム 0.2g、Twee80 1g を蒸留水に溶かし、全量を 1000ml にする。ｐH7.4 を確認し、必要が有れば、pH を調整する。

・PET 回収液

ピロリン酸ナトリウム 2g、エチレンジアミン四酢酸ナトリウム 2.8g、Tween80 1g を蒸留水に溶かし、全量 1000ml にする。 pH7.4 を確認し、必要が有れば、pH を調整する。

・間接染色試薬

EnSys 社製　Hydoflor-Combo kit

・直接染色試薬

Waterbone 社製　AquaGloG/C　Direct

・DAPI 染色液

メタノールに DAPI（4',6-diamidno-2-Phenylindole）を溶解したもの

・免疫磁気ビーズ

ベリタス社製　Dynabeads anti-Cryptosporidium Kit

３．暫定マニュアル操作法

クリプトスポリジウム測定は

（１）試料の濃縮　　：試料のろ過

（２）試料の分離・精製　：クリプトスポリジウムオーシストと他の浮遊物質の分離

（３）染色・検鏡　　：クリプトスポリジウムオーシストを免疫染色し顕微鏡にて測定

の３工程に分けることができる。

クリプトスポリジウムは環境中ではオーシストの形態で存在するため、測定はオーシストの検出を行い、現在の測定法では生死判定はできない。

暫定マニュアルの測定法を以下に説明する。（図１参照）

（１）試料の濃縮

孔径１μｍ、φ90mm のポリカーボネイト製メンブレンフィルターで試料のろ過を行う。メンブレンフィルターを 0.1%Tween80 添加 PBS 30ml の入ったビーカーに移し、超音波処理を１分行い、処理した液を 50ml の遠心管に回収する。この操作を２回繰り返す。回収した回収液を遠心分離（1100G、10min）にかけ、5ml 残し上澄みを除去。これを濃縮試料とする。

（２）試料の分離・精製

50ml 遠心管に比重 1.2 のショ糖液を入れ、濃縮試料をゆっくりとショ糖の界面に重層する。その後遠心分離（750G、10min）を行う。界面の上層と下層約 10ml 弱を別の遠心管に回収し、遠心分離（1100G、10min）にかけ 5ml 残し上澄みを除去する。これを分離・精製試料とする。

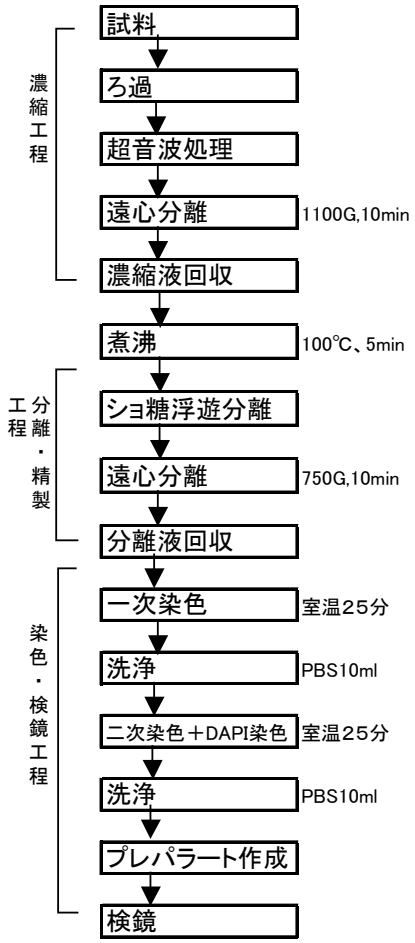


図１　暫定マニュアル操作フロー

（３）染色・検鏡

孔径１μｍ、φ25mm の PTFE 製メンブレンフィルターをろ過器にセットし、分離・精製試料をろ過する。一次染色液を注入し、２５分放置（一次染色）。時間経過後試薬を吸引除去し、PBS2ml で５回吸引洗浄する。二次染色試薬を注入して遮光し、２０分放置（二次染色）後 DAPI 染色試薬 10μｌを添加し５分放置する。時間経過後試薬を吸引除去し、PBS2ml で５回吸引洗浄する。フィルターをスライドグラスにのせ、カバーグラスに水性封入剤を滴下し、フィルターに張り付ける。その後蛍光顕微鏡にて検鏡を行う。

（４）クリプトスポリジウムオーシスト判定基準

蛍光顕微鏡下での、クリプトスポリジウムオーシストの判定基準は以下の通りである。

１）直径 4～6μｍの円形粒子である

２）B 励起波長下で青リンゴ色の発色を示す

３）UV 励起波長下でＤＡＰＩ染色により、核が青く染色されている

以上３点を満たしたものを、クリプトスポリジウムオーシストとする。

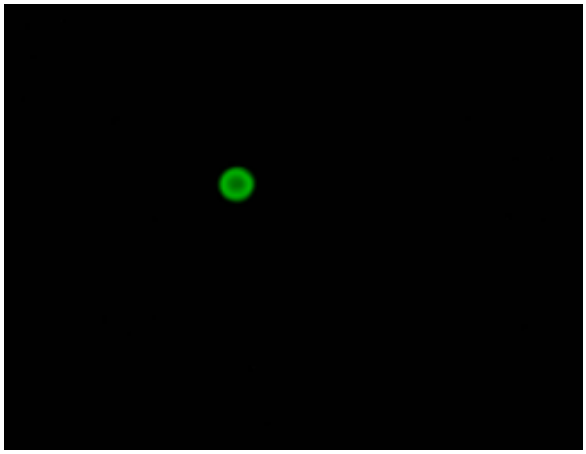


図２　B 励起波長下クリプトスポリジウム

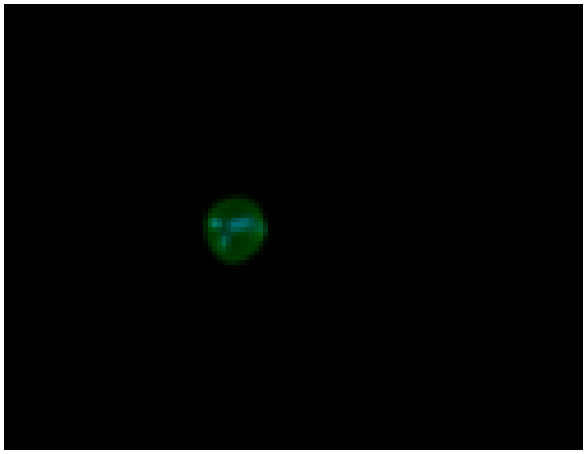


図３　DAPI 染色クリプトスポリジウム

４．暫定マニュアルの課題と検討事項

暫定マニュアルは、浮遊物質が少ない水道水やその原水を測定する水道局のマニュアルが基本となっているため、夾雑物の多い放流水を試料とした場合、表１に示すような課題が上がった。そこで表１右欄に示す事項について検討し、測定法の改善を図った。

検討は、放流水測定法について先に行い、結果に基づき流入水を検討することとした。

なお、その評価は、回収率、操作時間、操作性により行った。回収率については添加試料カウント数、無添加試料カウント数、生菌添加数から以下の式を用いて求めた。

回収率(%)＝（添加試料カウント数－無添加試料カウント数）／添加オーシスト×100

添加オーシストについては 3 回以上カウントした平均値とした。

また、クリプトスポリジウム測定は水質によって大きく影響されるといわれているため検討試料は、年間を通して処理が安定しており、浮遊物等が少ない中野処理場と、比較的浮遊物質等が多い芝浦処理場の放流水 2 種類とした。検討は、まず暫定マニュアルで最も問題となった分離・精製工程について行い、ついで濃縮工程について行った。

表１　暫定マニュアルの課題と検討事項

工程	問題点		検討事項
濃縮工程	夾雑物が多い	濃縮用メンブレンフィルター枚数の増加 操作工程の増加による測定時間の増加 回収率の低下	濃縮用メンブレンフィルターの孔径の変更
	オーシスト吸着の懸念	回収率の低下	使用器具の変更及び方法の変更
	操作工程が多い	回収率の低下 測定時間の増加	
	有機物･金属･油分の影響[3)]	回収率の低下	回収液の変更
分離･精製工程	オーシストと同比重の夾雑物が多い	分離が不十分 回収率の低下 検鏡時間の増加による測定者の負担	分離･精製方法の変更

５．下水放流水測定法（暫定マニュアル）の改善検討結果及び考察

５．１　分離・精製工程の改善

５．１．１　検討事項及び検討方法

分離・精製工程の検討として、暫定マニュアルの比重の違いを利用した「密度勾配遠心法」と抗原抗体反応を用いた「免疫磁気ビーズ法」を比較検討した。

なお、その際の濃縮操作は暫定マニュアルを用いた。また、回収除去できなかった免疫磁気ビーズが、暫定法の間接染色試薬と非特異反応を起こし染色されてしまうため、染色試薬を間接染色より特異性の高い直接染色試薬に変更した。

免疫磁気ビーズは市販のキットを利用し、添付の説明書に準じて行った。以下に操作方法を簡単に説明する。（図４参照）

15ml の試験管にキット付属の緩衝液を 1ml 入れ、そこに濃縮試料を添加する。所定量の免疫磁気ビーズを添加する。回転ミキサーにて１時間反応させる。その後、磁石に試験管を付け、試験管の片面に免疫磁気ビーズを集めビーズ以外の反応液を捨てる。集めた磁気ビーズを付属の緩衝液で回収し、１Ｎの塩酸にてビーズとクリプトスポリジウムオーシストを解離させる。解離後、ビーズを磁石にて回収し残りの１Ｎ塩酸液を中和し、この中和液を分離・精製試料とする。

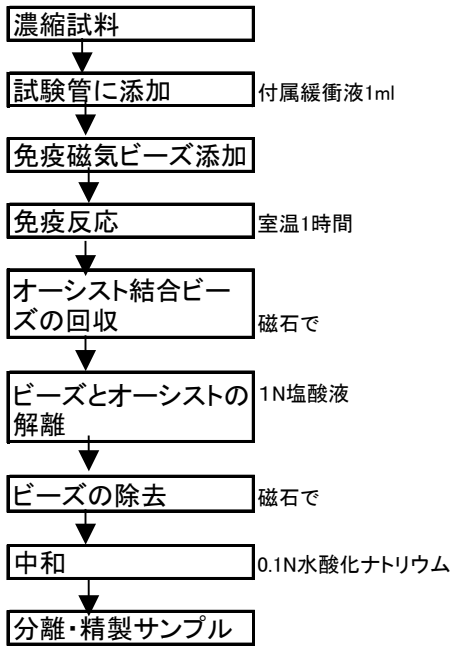


図４免疫磁気ビーズ操作フロー

５．１．２　検討結果

密度勾配遠心法と免疫磁気ビーズ法による分離・精製における回収率ならびに操作時間を表２、３に示す。また両者のプレパラートを図５、６に示す。

表２　分離・精製工程検討結果（回収率）

	密度勾配遠心法	免疫磁気ビーズ法
中野処理場	35.4%	33.7%
芝浦処理場	25.1%,30.7%	35.2%,42.2%

表３　分離・精製工程検討結果（操作時間）

	密度勾配遠心法	免疫磁気ビーズ法
操作時間	1時間04分	1時間52分
検鏡時間	39分	23分
通算測定時間	1時間43分	2時間15分

回収率は、中野処理場放流水ではほぼ同じであったが、芝浦処理場放流水では免疫磁気ビーズ法が良好であった。

操作時間は、免疫磁気ビーズ法が時間を要しているが、これは磁気ビーズとクリプトスポリジウムオーシストの免疫反応に１時間要している部分が大きく影響している為である。また、測定者の負担の大きい検鏡時間は、分離・精製が良好に行われている免疫磁気ビーズ法のほうが短かった。

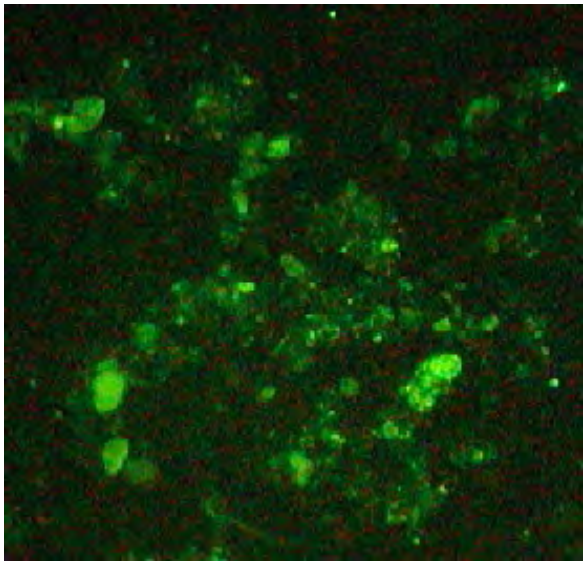


図５　密度勾配遠心法プレパラート
（発色しているのはすべて夾雑物）

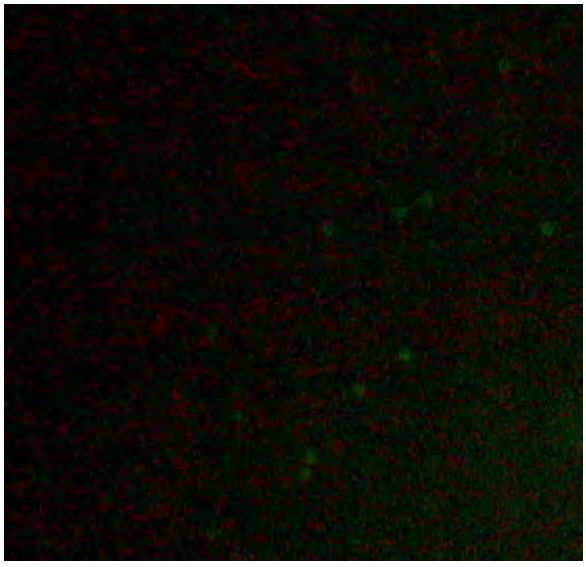


図６　免疫磁気ビーズプレパラート

またプレパラートからも、免疫磁気ビーズ法のプレパラートが夾雑物が無く、分離・精製が良好に行われていることがわかる。

以上の結果から、分離・精製法を密度勾配遠心法から免疫磁気ビーズ法に変更することとした。

５．２　濃縮工程

５．２．１　検討事項及び検討方法

濃縮工程では、以下の三点について検討を行った。

（１）濃縮用メンブレンフィルター孔径の検討

Cryptosporidium parvum の大きさは 4.5～5.4×4.2～5.0μｍであることから、暫定マニュアルで使用している濃縮用メンブレンフィルター孔径を 1.0μｍから 3.0μｍに変更する検討を行い、試料中の夾雑物によるフィルターの目詰まりを軽減し、操作性、回収率の向上を図った。

（２）回収液の検討

下水中に含まれている有機物、微量重金属及び油分などがクリプトスポリジウムの回収に影響するといわれているため、下水に有効といわれている「PET 回収液」と暫定マニュアルの「0.1%Tween80 添加 PBS」との比較検討を行った。

（３）剥離操作及びメンブレンフィルター材質の検討

クリプトスポリジウムオーシストは、ガラス面に吸着しやすいといわれており、暫定マニュアルのフィルターからの剥離操作で使用しているガラスビーカーによるオーシストのロスが懸念された。そこで、容器をポリプロピレン製の遠心管にし、剥離回収方法を、遠心管に、直接回収液を入れ、超音波処理を 5 分間行う方法に変更することを検討した[4]。また、暫定マニュアルで使用しているポリカーボネイトメンブレンフィルターと PTFE 製メンブレンフィルターで材質の違いによる回収率も比較した[5]。

５．２．２　濃縮用メンブレンフィルター孔径の検討結果

濃縮用メンブレンフィルター孔径の違いによる回収率と検鏡時間の結果を表４、５に示す。

表４　メンブレンフィルター孔径検討結果（回収率）

	孔径1.0μm	孔径3.0μm
中野処理場	52.8%	47.2%
芝浦処理場	47.2%	50.7%

表５　メンブレンフィルター孔径検討結果（検鏡時間）

	孔径1.0μm	孔径3.0μm
中野処理場	22分	23分
芝浦処理場	23分	19分

回収率に大きな差は見られなかった。しかし、孔径を 3.0μm にすることで、ろ過時間が 10 分から 30 分程度短縮されると共に、補足される微細な浮遊物質が減少し、検鏡時の測定者の負担が軽減された。

以上の結果から、濃縮用メンブレンフィルター孔径を 1.0μm から 3.0μm に変更することとした。

５．２．３　回収液の検討結果

回収液の検討結果を表６に示す。

表６　回収液検討結果

	Tween80/PBS	PET回収液
中野処理場	47.4%,26.2%	48.2%,31.5%
芝浦処理場	27.2%	30.3%

回収率に大きな差は無かった。操作や検鏡時の負荷などでも大きな差は無かったため、回収液については変更を行わないこととした。

５．２．４　剥離操作及びメンブレンフィルター材質の検討結果

剥離操作及びメンブレンフィルター材質の検討結果を表７、８に示す。

表７　剥離操作及びメンブレンフィルター材質の検討結果（回収率）

	超音波剥離法 ポリカーボネイト製	遠心管回収法 ポリカーボネイト製	遠心管回収法 PTFE製
中野処理場	55.6%,31.7%	59.3%,61.4%	42.9%,40.6%
芝浦処理場	40.4%	35.0%	40.4%

表８　剥離操作及びメンブレンフィルター材質の検討結果（操作時間）

	超音波剥離法 ポリカーボネイト製	遠心管回収法 ポリカーボネイト製	遠心管回収法 PTFE製
操作時間	1時間10分	42分	42分
検鏡時間	21分	28分	26分

剥離方法及びメンブレンフィルター材質による回収率の違いはみられなかった。しかし、操作時間は遠心管回収法が 30 分程度短くなり、操作も遠心管回収法のほうが簡便であった。

また、材質によるオーシストの剥離の違いはみられず、どちらの材質を使用しても良好な回収率が得られることがわかった。しかし、孔径 3.0μmPTFE 製メンブレンフィルターは販売がされていない。前項目の結果より、孔径 3.0μm のポリカーボネイトメンブレンフィルターを使用するのが望ましいと思われる。なお、フィルター材質については今後他の材質（セルロース混合エステル、セルロースアセテートなど）との比較検討も必要と考えられる。

よって、剥離方法については遠心管回収法に変更し、フィルター材質についてはポリカーボネイト製メンブレンフィルターを使用することとした。

５．３　放流水測定法の改良点

今回の検討により暫定法を改良した点は、以下の４点である。

（１）密度勾配遠心法から免疫磁気ビーズ法への変更

分離・精製能の向上により回収率が向上した。

またプレパラート上の夾雑物が減少し、検鏡時間の短縮と測定者の負荷が軽減された。

なおこれに伴い染色方法を非特異反応の少ない直接染色に変更した。

（２）濃縮用フィルター孔径を孔径 1.0μm から孔径 3.0μm に変更

試料のろ過効率が向上した。

またフィルターに捕捉される夾雑物が少なくなることから、プレパラート状態が良好になり検鏡時間の短縮と測定者の負荷が軽減された。

（３）剥離操作を超音波回収法から遠心管回収法に変更

濃縮工程操作の時間短縮と簡便化が図れた。

以上の結果より、回収率３０％以上を確保すると共に操作の簡便化を図ることができた。

６．下水流入水測定法の検討

６．１　下水流入水測定の問題点と検討事項

流入水を前述の放流水に対する測定法を適用した場合、免疫磁気ビーズの周囲に夾雑物が多く付着し、以下のような問題点が新たに発生した。

（１）回収率の低下

（２）夾雑物による検鏡時間の増加
（３）磁気ビーズの回収困難（磁石でビーズが回収できない）（図８参照）
そこで、前章で確立した測定法を基に更に、濃縮工程での回収液の検討及び分離・精製工程での分離法の検討を行い、改善を図った。
なお、測定試料は水質の影響を考慮し、家庭系排水が多い中野処理場と、工場系排水が多い砂町水処理センターの流入下水２種類を用いて検討を行った。
また、評価は、放流水検討と同様の方法で行った。

６．２　下水流入水測定法の検討結果及び考察

６．２．１　濃縮工程での回収液の検討

放流水と同様に回収液「0.1%Tween80 添加 PBS」と「PET 回収液」で比較検討した。
回収液検討結果を表６－１に示す。また回収液の違いによるビーズ回収状況を図８に、プレパラートを図１０、１１に示す。

表９　下水流入水回収液検討結果

	Tween80/PBS	PET回収液
中野処理場	7.7%,53.3%	23.3%,57.1%
砂町水処理センター	6.9%,27.8%	16.6%,39.9%

回収率は水質の違いにもよるが、PET 回収液のほうが良好な結果となった。

また、分離・精製工程でも、磁気ビーズの回収困難という現象も改善された。検鏡では、夾雑物の影響も軽減され、測定者の負担が軽減した。
以上の結果から、濃縮工程回収液を 0.1%Tween80 添加 PBS から PET 回収液に変更した。この変更に合わせ、放流水試料についても回収液を PET 回収液に変更した。

６．２．２　分離・精製工程での分離法の検討

夾雑物を除き効率よくクリプトスポリジウムオーシストと免疫磁気ビーズを結合させることを目的に「密度勾配遠心法と免疫磁気ビーズ法を組み合わせた精製法」（以下「組み合わせ法」と称する。）と流入水に含まれる妨害物質の除去目的に、糞便からのクリプトスポリジウム分離・精製に使用されている「酢酸エチル添加法」[6)]を検討した。
以下に各方法の操作法を簡単に説明する。
（１）組み合わせ法
濃縮工程で得られた濃縮試料を暫定マニュアルの密度勾配遠心法にて分離・精製し、さらにその試料を免疫磁気ビーズ法にて分離・精製した。
（２）酢酸エチル添加法（図７参照）
免疫磁気ビーズ法に添加する場合は、濃縮試料に５ｍｌの酢酸エチルを加え良く混和する。その後遠心分離（1100G,10min）を行い上澄みを除去する。PBS を 10ml 添加し再度遠心分離（1100G,10min）を行い、５ｍｌに濃縮した試料を免疫磁気ビーズ法で分離・精製した。
組み合わせ法に添加する場合は、密度勾配遠心法で

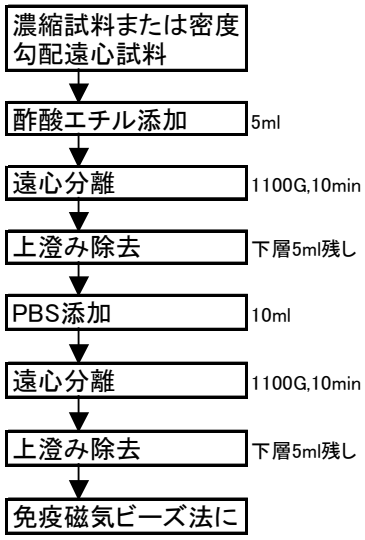


図７　酢酸エチル添加操作フロー

得られた試料に酢酸エチル添加操作を行いその後免疫磁気ビーズ法で分離を行った。

分離・精製法検討結果を表１０，１１に示す。またビーズの回収状況を図８に、その時のプレパラートを図９、１０に示す。

表１０　分離・精製法法検討結果（回収率）

	免疫磁気ビーズ法	免疫磁気ビーズ法＋酢酸エチル添加	組み合わせ法	組み合わせ法＋酢酸エチル添加
中野処理場	20.5%	47.2%	64.1%	53.1%
砂町水処理センター	10.1%	20.5%	20.8%	14.8%

表１１　分離・精製方法検討結果（検鏡時間）

	免疫磁気ビーズ法	免疫磁気ビーズ法＋酢酸エチル添加	組み合わせ法	組み合わせ法＋酢酸エチル添加
中野処理場	39分	33分	45分	32分
砂町水処理センター	35分	26分	23分	17分

免疫磁気ビーズ法と比べ、酢酸エチル添加又は組み合わせ法で測定を行うことにより回収率の上昇傾向が見られた。

操作的には、免疫磁気ビーズ法に酢酸エチルを添加する方法の操作時間が短く、また、ビーズの回収も良好であった。

検鏡時間は、免疫磁気ビーズ法と比べ、酢酸エチル添加又は組み合わせ法で測定を行うことにより、プレパラート状況が良好になり、短くなった。

従って、流入水の分離・精製法は、酢酸エチル添加免疫磁気ビーズ法で行うこととした。

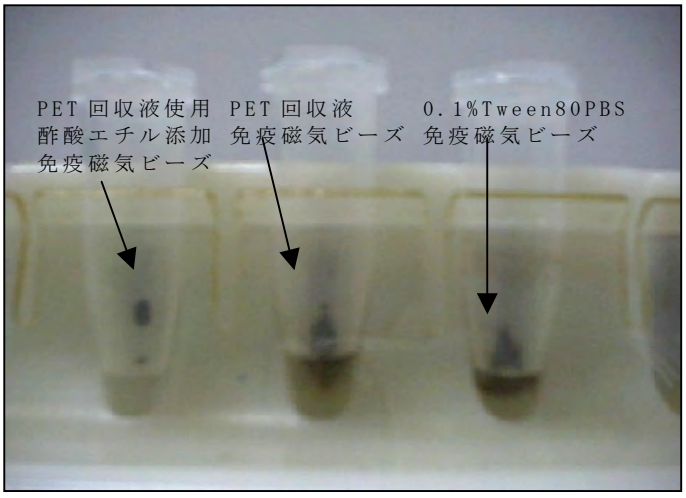


図８　磁気ビーズ回収状況

写真は、回収液の違い及び分離・精製方法の違いでのビーズ回収状況だが、酢酸エチル添加磁気ビーズ法で処理したビーズに比べ、他のビーズは夾雑物の付着により、大きさが倍以上になっている。また、試料は夾雑物及び回収できなかったビーズの影響で濁っている。

0.1%Tween80 添加 PBS で回収したビーズは PET 回収液で回収したビーズに比べ、磁石につきにくく、下に広がってしまっているのがわかる。

図９　酢酸エチル添加免疫磁気ビーズプレパラート（PET 回収液使用）

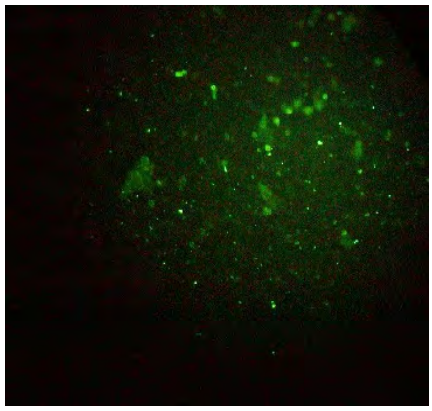


図１０　免疫磁気ビーズプレパラート（PET 回収液使用）

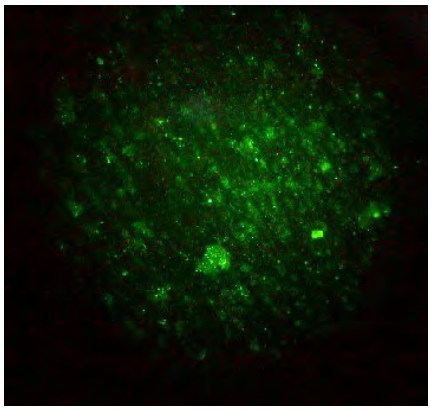


図１１　免疫磁気ビーズプレパラート（Tween80/PBS 使用）

６．３　下水流入水測定法の改良点

今回の検討により下水放流水の測定法に以下の改良を行った。

（１）回収液の PET 回収液への変更

夾雑物の除去効果により、回収率が向上した。

磁気ビーズの回収困難という現象が改善された。

プレパラート上の夾雑物が減少し、検鏡時間の短縮と測定者の負荷が軽減された。

（２）免疫磁気ビーズ法から酢酸エチル添加免疫磁気ビーズ法への変更

磁気ビーズの回収困難という現象が改善された。

プレパラート上の夾雑物が減少し、検鏡時間の短縮と測定者の負荷が軽減された。

以上の変更により、下水流入水についても 20～30%程度の回収率での測定が可能となった。

７．まとめと今後の課題

以上の結果から、下水流入水、放流水の迅速かつ簡便な測定法を確立させることが出来た。（別紙参照）

しかし、下水の水質変動は大きいため、今後とも本方法で十分な回収率が得られることを確認して行く。

また、平成１４年度は定期的な回収率測定と回収率に影響を与える因子の把握について検討を行い、回収率、測定精度の向上を図る予定である。

参考文献

１）水道のクリプトスポリジウム対策［改訂版］　摂南大学工学部教授　金子光美　編集

２）下水処理におけるクリプトスポリジウムオーシストの諸特性　北村友一　尾崎正明　下水道協会誌　1999/10　Vol.36 No.444

３）下水汚泥中のクリプトスポリジウムオーシストの検出方法に関する基礎的検討　北村友一　尾崎正明　下水道協会誌　1998/9　Vol.35 No.431

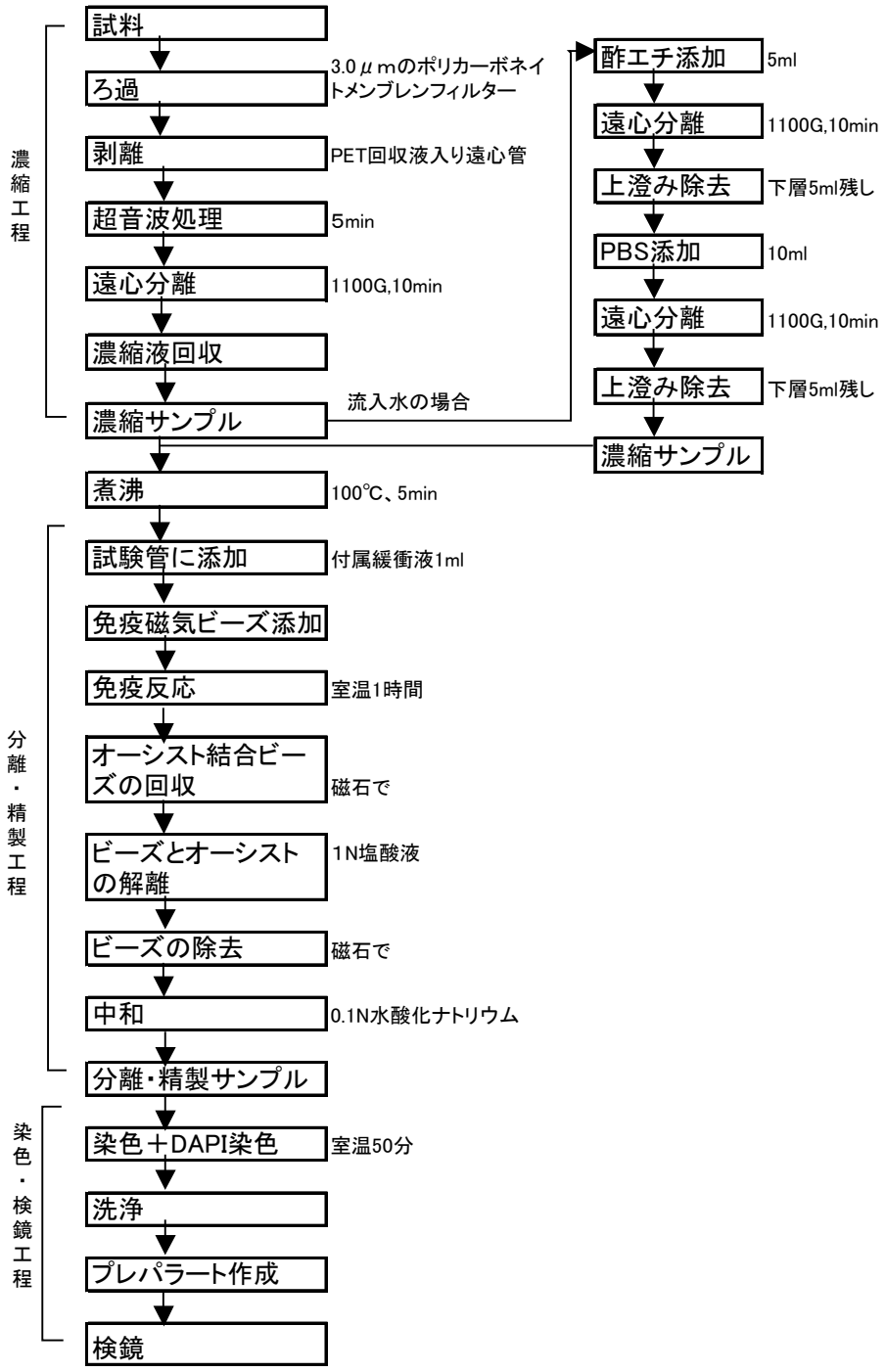
４）クリプトスポリジウム測定測定法（20010907②）国土交通省　国土技術政策総合研究所　下水道研究部　下水処理研究室

５）クリプトスポリジウム試験方法の総合的検討（原水試験方法の検討）

６）クリプトスポリジウム症を中心とした原虫性下痢症の診断マニュアル
国立感染症研究所寄生動物部　編集

別紙

下水試料におけるクリプトスポリジウム測定法



６－３　ELISA 法を用いた下水中の
１７βエストラジオール分析法の検討

施設管理部　施設管理課　河野　里名

１．はじめに

女性ホルモンの一種である１７βエストラジオール（以下、E2）は、女性の体内から尿中に排出されるため、すべての下水処理場の流入水から検出される物質である。

E2 の内分泌攪乱作用は、他のエストロゲン類や環境ホルモン物質と比べて高いことから低濃度でも環境中の魚類に及ぼす影響は大きく、『下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書（案)』[1)]（以下、『調査報告書』）では優先的に取り組む物質の１つに掲げられている。

現在 E2 の分析方法は、液体クロマトグラフ質量分析法（以下、LC/MS/MS 法）と酵素免疫測定法（以下、ELISA 法）が多く用いられている。ELISA 法は高価な装置の必要がなく、短時間に多検体の分析が可能であるため、汎用性が高い手法である。

しかし、E2 と似た構造を持つ物質とも反応する性質（交差反応）を有する ELISA 法の分析値は、LC/MS/MS 法による分析値よりも高くなることが指摘されており、前処理操作で交差反応を起こす夾雑物質を取り除くことが重要である。

今回、『下水道における内分泌攪乱化学物質調査マニュアル』(以下、『マニュアル』[2)])、と郷田らの報告[3)]を参考に、ELISA 法による下水試料中の E2 分析に適した前処理操作の検討を行った。

その結果、従来の前処理方法と比較して LC/MS/MS 法との分析値の差が小さく、除去率の算出において同等の結果を得ることができる簡便な前処理方法を確立することができた。

２．器具及び試薬

器具

定量ポンプ：Waters 製コンセントレーター
ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄﾘｰﾀﾞｰ：和光純薬製スペクトラ３
固相カートリッジ：Waters 製 sep-pakC18
精製用シリカ：Waters 製 sep-pak シリカ
ろ紙：Whatman 製 GF/F
ﾏｲｸﾛﾋﾟﾍﾟｯﾄ：エッペンドルフ社製

試薬

E2 標準品：キット付属品
ELISA キット：武田薬品工業株式会社製
ﾒﾀﾉｰﾙ：関東化学製　ﾌﾀﾙ酸ｴｽﾃﾙ試験用
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ：関東化学製　残留農薬試験用
DMSO（ｼﾞﾒﾁﾙｽﾙﾎｷｼﾄﾞ）：関東化学製　生化学用

図１　コンセントレーター

３．試験操作

３．１　前処理操作

前処理方法は、郷田らの手法をもとに、以下の３点の改良を加え。

①採水後の試料のｐＨ調整をなくし、作業を簡略にした。

②ろ紙からの抽出溶媒を酢酸:メタノール(1:9)緩衝液からメタノールに変更し、溶媒作成の作業を省略した。

③固相抽出後のヘキサン洗浄を省略することで、有機溶媒使用量の削減と操作時間の短縮を可能にした。

前処理操作フローを図２に示す。

試料は、GF/F のろ紙を用いてろ過を行ない、ろ過後のろ紙はメタノール 10ml を加え、超音波抽出を５分行った。抽出液はシリカで SS 分を取り除きろ液に加えた。これを事前にメタノール 30ml、蒸留水 30ml でコンディショニングを行った C18 の固相カートリッジに流速 20ml/分で通水した。通水後の固相はアスピレーターで乾燥し、ジクロロメタン 10ml で溶出させた。溶出液は窒素気流下で濃縮、乾固させ、DMSO50μｌで再溶解し、これを ELISA の試料とした。

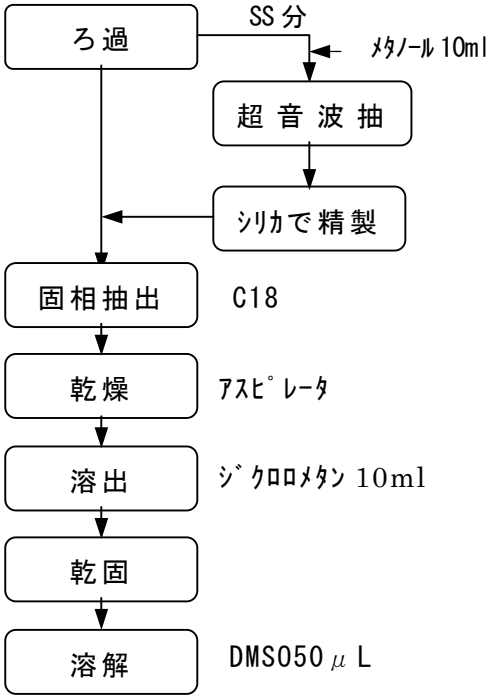


図２　前処理操作

３．２　ELISA 操作

ELISA 操作はキット指定の方法で行い、使用する試薬はキット付属品を用いた。

ELISA 操作フローを図３に示す。

分析を行う試料は、検量線の直線領域に入る濃度まで 10%メタノール溶液で希釈を行った。

希釈後のサンプルと抗原酵素複合体溶液を 1:1 の割合で混合させ、この混合液を抗体固相化マイクロプレートに 100μｌ分取、室温で１時間放置し、抗原抗体反応を行った。

混合液を捨て、洗浄液 300μｌを加え未反応物を除去した。

洗浄操作は３回行った。次に発色試薬を 100μｌを加え、正確に 30 分間室温に放置し、最後に発色停止液 100μｌを発色液上から加え反応を停止し、マイクロプレートリーダーを用いて 450nm（黄色）の吸光度を測定した。

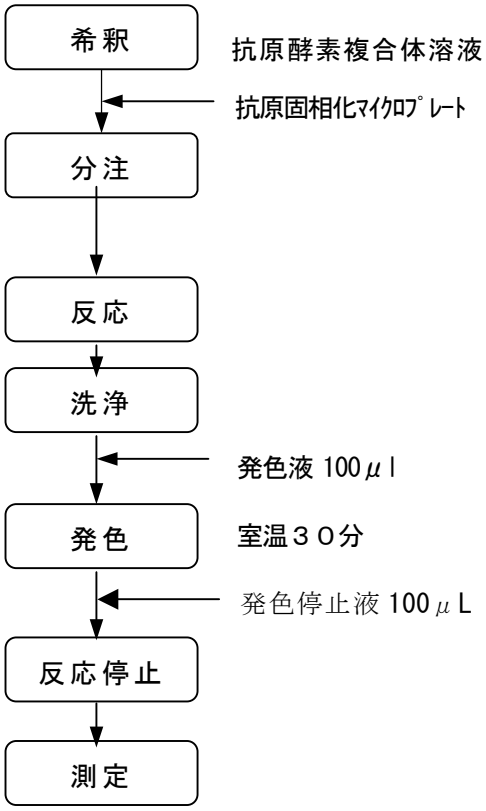


図３　ELISA 操作

４．検討内容

今回は、以下の２点について調査、検討を行った。

① 標準試料及び下水試料における精度検討
② ELISA 法と LC/MS/MS 法の分析値の比較

５．結果と考察

５．１ 精度管理

精度管理は『マニュアル』に従った。

５．１．１ 検量線

ELISA 法を用いた E2 分析では、低濃度で強い発色を示し、高濃度になるほど発色は弱まる。そのため検量線は図４に示すような右下がりの曲線（シグモイド曲線）となる。

このとき縦軸はブランクの吸光度(Bo)を 100% とした時の各吸光度（B）の割合(B/Bo)、横軸は E2 の濃度の対数である。

また、検量線の直線性がない領域では、検量線の信頼性が低くなることから、定量を行うには未知試料の吸光度を直線の範囲内にすることが必要である。

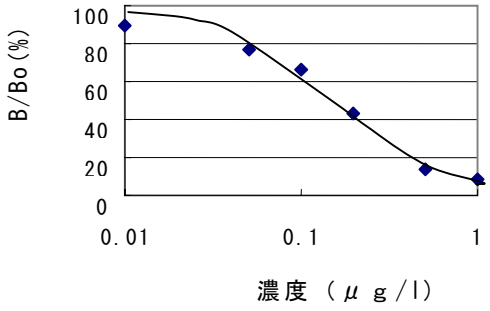


図４ 検量線

５．１．２ 定量下限値

今回用いた武田薬品工業株式会社製の ELISA キットは、B/Bo＝85%における E2 濃度を定量下限値としている。これを検量線に当てはめると、B/Bo＝85%は 0.030μg/l であった。実試料では 100 倍濃縮をして測定をすることから定量下限値は 0.0003μg/l となった。

なお、『マニュアル』における E2 の目標定量下限値は 0.0006μg/l であり、本手法は目標値を充分みたしていた。

また、蒸留水１L について図２の操作を行った結果、定量下限値以下となり、前処理による E2 の混入がないことが確認された。

５．１．３ 添加回収実験

蒸留水と下水試料に標準物質を添加後図２の前処理を行い、本手法の回収率を求めた。蒸留水には検量線の直線領域内で、B/B0 値が 50%付近となる 0.2μg/l の標準試料を添加した。

また、下水試料には、流入水濃度の約３倍となる 0.05μg/l を添加した。（『マニュアル』では下水試料への添加量を試料濃度の２倍～３倍量と規定している。）結果を表１に示す。

表１ E2 の添加回収率（n=3）

	添加前の濃度 (μg/L)	添加濃度 (μg/L)	測定値 (μg/L)	変動係数 (%)	回収率(%)
蒸留水	0.0000	0.2000	0.2028	10.8	101
流入水	0.0165	0.0500	0.0677	6.3	102

『マニュアル』では添加回収率の目標値を 50～120%とし、この時の変動係数を 20%以内としている。今回の分析では蒸留水 101%、流入水が 102%で、ともに良好な回収率であり、変動係数も 20%を下回った。このことより、本前処理法は下水試料に適した手法であると評価された。

５．１．４　DMSO 濃度の検討

ELISA 測定を行う際、抗原抗体マイクロプレートに添加する DMSO 濃度が高いと抗原抗体反応が阻害され、分析値が実際の濃度よりも低下することやばらつくことが懸念された。そこで、下水処理場流入水における DMSO 濃度と分析値の相関について調べた。

本前処理法を用いると、流入水 100ml を試料とした時、試料の最終的な DMSO 濃度は 0.50%または 0.25%となる。そこで、DMSO 濃度 0.50%と 0.25%の分析値の比較を行い、DMSO の影響を調べた。結果を表２に示す。

表２　DMSO 濃度と E2 の分析値　（n=3）

DMSO濃度(%)	0.50		0.25	
	分析値 (μg/l)	変動係数 (%)	分析値 (μg/l)	変動係数 (%)
砂町水処理センター	0.0238	6.2	0.0243	13.3
有明処理場	0.0216	1.9	0.0227	10.9

表２の結果より、DMSO 濃度が 0.50%と 0.25%の分析値に変化は見られなかった。変動係数も 20%以下で安定した分析が行われていることから、DMSO 濃度が 0.5%以下であれば抗原抗体反応に対して実用的な範囲での阻害はないことが確認された

５．２　ELISA 法と LC/MS/MS 法による E2 の分析

同一試料を ELISA 法と LC/MS/MS 法で分析し、分析値の比較を行った。試料は芝浦処理場と有明処理場の第一沈殿池流入水と第二沈殿池流出水をスポットで採水したものを用いた。

５．２．１　前処理

前処理は、図１の前処理操作に従った。ただし、LC/MS/MS 法に用いた試料は乾固後メタノール 200μl とサロゲート（E2-d4 体）で溶解し、さらに水 100μl を加え、ろ過したものを用いた。

５．２．２　分析結果

ELISA 法と LC/MS/MS 法の分析結果と両分析法の濃度比を表３に示す。

表３　ELISA 法と LC/MS/MS 法による E2 分析値の比較　（n=3）

		ELISA 法			LC/MS/MS 法			濃度の比率
		濃度 (μg/l)	変動係数 (%)	除去率 (%)	濃度 (μg/l)	変動係数 (%)	除去率 (%)	(ELISA/LC)
芝浦	一沈流入	0.0250	1.4	42.4	0.0102	6.6	38.2	2.5
	二沈流出	0.0144	8.7		0.0063	6.5		2.3
有明	一沈流入	0.0227	10.9	88.5	0.0061	9.9	88.9	3.7
	二沈流出	0.0026	5.4		0.0007	8.0		3.8

網掛けは定量下限値未満である。

ELISA 法の分析値は、LC/MS/MS 法の分析値よりも 4～5 倍程度高い濃度になると『調査報告書』で報告されている。今回の分析値の比率は表３に示したとおり 2.3～3.8 倍であり、既存の報告よりも濃度比率は小さかった。これは、使用した ELISA キットの違いを考慮する必要があるが、前処理操作で交差反応を起こす夾雑物をより多く除去できたためと考えられる。

また、除去率は ELISA 法、LC/MS/MS 法ともに芝浦が約 40%、有明が約 90%であり、分析法の違いによる除去率の差異は見られなかった。このことから、いずれの分析法で E2 の分析を行っても下水処理工程内における E2 の挙動を把握することが可能であることが確認された。

６．まとめ

ELISA 法を用いた E2 の分析方法について検討を行った結果、以下のことがわかった。

①本前処理方法は夾雑物の多い下水試料でも変動が少なく、精度の高い分析が可能であった。

②本前処理方法は交差反応をおこす夾雑物をより多く除去できる下水試料に適する手法であった。

③ELISA 法と LC/MS/MS 法で E2 除去率が変わらなかったことから、本前処理法と ELISA 法の組み合わせで下水処理工程内における E2 の挙動を把握できた。

参考文献

１）平成 12 年度下水道における内分に攪乱物質に関する調査報告書（案）国土交通省　都市・地域整備局下水道部

２）下水道における内分泌攪乱物質調査マニュアル（2000 年 3 月）財団法人下水道新技術機構

３）女性ホルモン用 ELISA 試料の前処理法検討　武田薬品工業㈱　郷田泰弘ら著　第 38 回下水道研究発表会講演集

６－４　下水処理場におけるエストロゲン物質の実態調査

施設管理部　施設管理課
（現　砂町水処理センター水質管理係）　河野　里名

１．はじめに

17βエストラジオール（以下、E2）の分析法について検討を行った結果、夾雑物の多い下水試料においても精度が高く安定した分析が可能な前処理方法を確立した。（「ELISA法を用いた下水中の１７βエストラジオール分析方法の検討」にて報告）

この前処理方法とELISA法の組み合わせにより区部処理場の流入水と放流水のE2の分析を行い、下水処理工程における除去率を求めたところ、E2の除去率は処理場ごとに大きな差があった。

また、E2を含む天然エストロゲン３物質（エストロン（以下、E1）、E2、エストリオール（以下、E3）の分析を行うとともに、理論活性値を試算した。その結果、下水処理工程を経ることで、E3はほぼ100%除去されていたが、E1の除去率は低く、第二沈殿池流出水のE1の活性値はE2の活性値を上回る処理場が多かった。

あわせて、処理方式別のE2の除去率について比較調査を行ったところ、A2O法と標準法、AO法の除去率に差が見られたので報告する。

２．器具及び試薬

器具

定量ポンプ：Waters 製コンセントレーター
ﾏｲｸﾛﾌﾟﾚｰﾄﾘｰﾀﾞｰ：和光純薬製スペクトラ３
固相カートリッジ：Waters 製 sep-pakC18
精製用シリカ：Waters 製 sep-pak シリカ
ろ紙：Whatman 製 GF/F
ﾏｲｸﾛﾋﾟﾍﾟｯﾄ：エッペンドルフ社製

ELISA キット：武田薬品工業株式会社製

〈構成内容〉　抗体固相化マイクロプレート
混合用マイクロプレート
抗原酵素複合体溶解液
抗原酵素複合体粉末
発色基質溶液及び希釈液
発色停止液
洗浄液

図１　ELISA キット

試薬

ﾒﾀﾉｰﾙ：関東化学製　ﾌﾀﾙ酸ｴｽﾃﾙ試験用
ｼﾞｸﾛﾛﾒﾀﾝ：関東化学製　残留農薬試験用
DMSO（ｼﾞﾒﾁﾙｽﾙﾎｷｼﾄﾞ）：関東化学製　生化学用

３．試験操作

３．１　前処理操作

前処理フローを図２に示す。

試料は、GF/F のろ紙を用いてろ過を行い、ろ過後のろ紙はメタノール 10ml を加え、超音波抽出を５分行った。抽出液はシリカで SS 分を取り除きろ液に加えた。

これを事前にメタノール 30ml、蒸留水 30ml でコンディショニングを行った C18 の固相カートリッジに通水した。

通水後の固相はアスピレーターで乾燥し、ジクロロメタン 10ml で溶出させた。溶出液は窒素気流下で濃縮、乾固させ、DMSO50μｌで再溶解し、これを ELISA の試料とした。

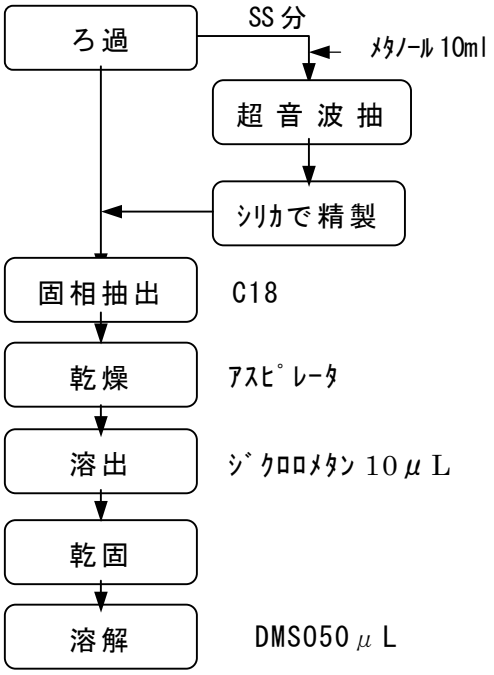


図２　前処理操作

３．２　ELISA 操作

ELISA 操作はキット指定の方法で行い、使用する試薬はキット付属品を用いた。

ELISA の操作フローを図３に示す。

分析を行う試料は、検量線の直線領域に入る濃度まで 10%メタノール溶液で希釈を行った。希釈後のサンプルと抗原酵素複合体溶液を 1:1 の割合で混合させ、この混合液を抗体固相化マイクロプレートに 100μｌ分取、室温で１時間放置し、抗原抗体反応を行った。

混合液を捨て、洗浄液 300μｌを加え未反応物を除去した。洗浄操作は３回行った。

次に発色試薬を 100μｌ加え、正確に 30 分間室温に放置し、最後に発色停止液 100μｌを発色液上から加え反応を停止し、マイクロプレートリーダーを用いて 450nm（黄色）の吸光度を測定した。

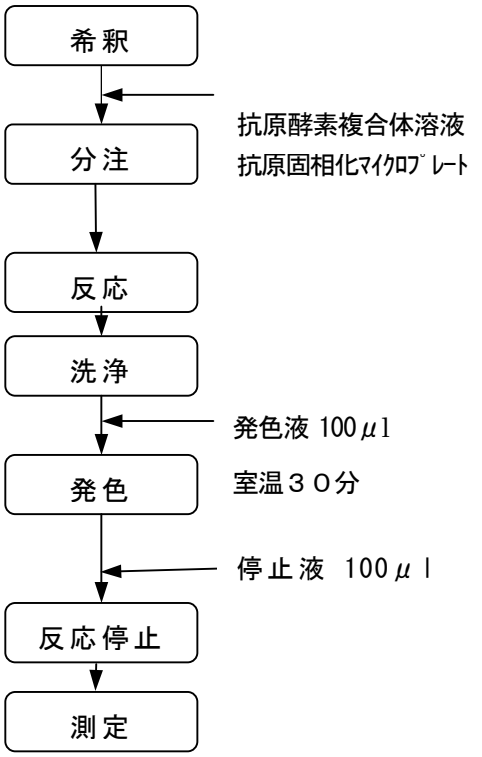


図３　ELISA 操作

４．検討内容

今回は、区部処理場を対象に以下の３点について調査、検討を行った。

① 流入水と放流水の E2 の分析と下水処理工程における除去率の把握

② 第一沈殿池流入水、第二沈殿池流出水のエストロゲン物質の分析と理論活性値の試算

③ 下水処理方式の違いによる E2 除去状況の比較

５．結果と考察

５．１　区部処理場におけるE2濃度

区部13処理場の流入水と放流水について、ELISA法によるE2の分析を行った。分析結果と除去率を表１に示す。なお、試料は平成13年12月の通日試験のコンポジットサンプルである。

表１　区部処理場におけるE2の分析結果　（n=1）

処理場名	流入水		放流水		除去率(%)
	系統名	濃度（μg/l）	系統名	濃度（μg/l）	
砂町		0.0286		0.0293	-2.5
森ヶ崎	大森系	0.0296	東系	0.0157	47.0
芝浦	本系	0.0324	本系	0.0207	36.1
三河島	藍染	0.0298	総合	0.0132	55.7
中川		0.0240		0.0127	47.1
小台		0.0278		0.0187	32.7
有明		0.0276		0.0014	95.0
小菅	西系	0.0228	西系	0.0060	73.7
葛西		0.0172		0.0084	51.4
落合	超低段	0.0352		0.0034	90.5
中野		0.0123		0.0022	82.2
新河岸	浮間	0.0182		0.0177	2.7
新河岸東		0.0168		0.0049	70.8
平均値		0.0248		0.0119	52.5

流入水中のE2の濃度は0.0123～0.0352μg/ｌと処理場ごとの濃度差は小さいが、放流水は0.0014～0.0293μg/ｌと濃度差が大きく、除去率に-2.5～95.0%と大きな差が出た。放流水中の濃度が0.02μg/lを越えたのは、砂町水処理センターと芝浦処理場で、特に砂町水処理センターは放流水中の濃度が流入水中の濃度を上回った。

泥処理工程を持つ５処理場（砂町、森ヶ崎、小台、葛西、新河岸）の除去率はいずれも平均値を下回った。『下水道における内分泌攪乱化学物質に関する調査報告書（案）』[1)]（以下、『調査報告書』）では返水中にE2が高濃度で検出される可能性があると指摘されていることから、汚泥処理を持つ５処理場の除去率が低い理由は、汚泥返水の影響が大きいと考えられる。

また、除去率の高い処理場は生活系排水が多いとされる有明、落合、中野であった。

なお、区部13処理場の平均除去率は52.5%であり、この値は『調査報告書』で報告されている除去率の66%よりも低い結果であった。

５．２　エストロゲン物質の濃度と理論活性値

エストロゲン物質の分析はLC/MS/MS（液体クロマトグラム質量分析計）で行った。分析項目は、E1、E2、E3の３物質とした。各物質の構造を図４に示す。

下水処理場に流入したE2は好気槽中で酸化され、五員環に結合している水酸基（-ＯＨ基）が酸化されカルボニル基（＝Ｏ基）となるでE1となり、その後さらにエストロゲン活性の少ない物質へと分解する。E3は五員環に水酸基を二つ持つため、E2とは異なった代謝

経路を経て分解すると考えられているが、E3の分解後の生成物に関する報告はされていない。

また、人体から排出される際、エストロゲン物質は図４に示した遊離体ではなく、抱合体として排泄される。エストロゲン物質の抱合体化は、人体における代謝機構の一部で、図５に示したように、グルクロン酸残基などがエストロゲン物質のＯＨ基に転移した状態を指す。抱合体化されたエストロゲン物質は大幅に活性を失うことが指摘されている。しかしエストロゲン物質抱合体が下水処理場に流入すると、好気槽中で再びエストロゲン物質と残基に分離する。これを脱抱合と言い、脱抱合が起こると再び高い活性値を有するようになる。

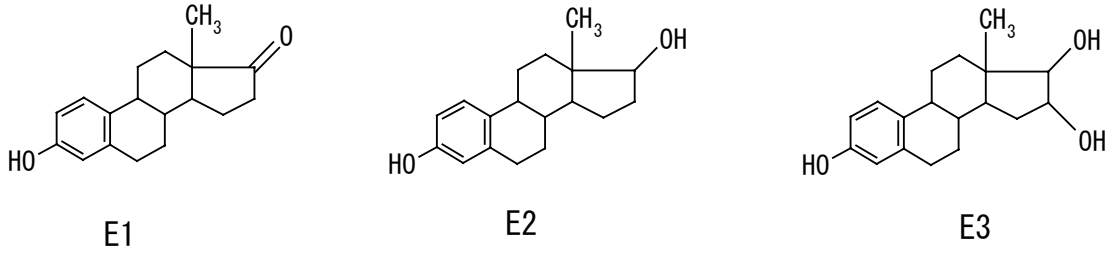


図４　エストロゲン物質の構造

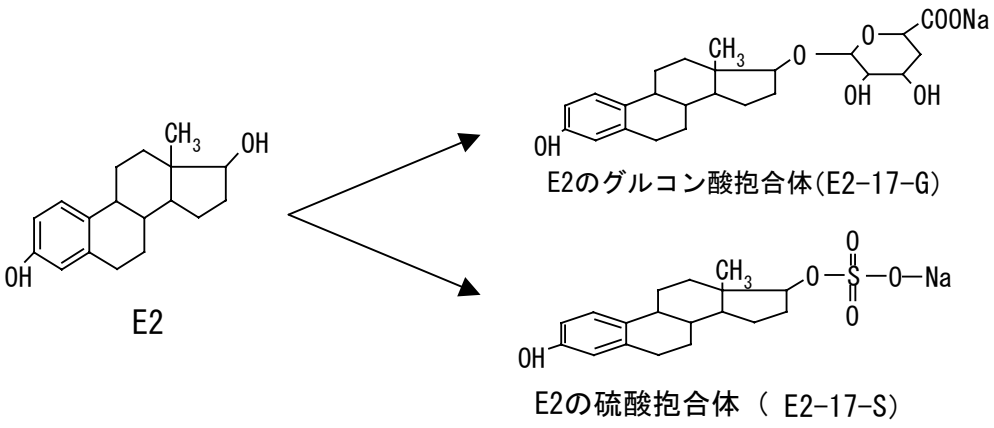


図５　E2抱合体化の一例

５．２．１　LC/MS/MS分析条件

機器類　ポンプ：島津製作所製LC-10ATVP
　　オートサンプラー：島津製作所製SIL-10ADVP
　　オーブン：島津製作所製CTO-10ACVP
　　MS/MS：Sciex製　API-3000
カラム：化学物質評価研究機構製L-ColumnODS（150*2.1mm　5μｍ）
ガードカラム：住化分析センター製SUMIPAXFilter　PG-ODS
注入量：５μｌ
溶離液：メタノール80：アセトン20：水1

測定質量数

	定量イオン	参照イオン
E1	269.3	145.2
E2	271.5	142.8
E3	287.4	171.0

５．２．２　サンプル調整方法

試料は、表２に示す４処理場の第一沈殿池流入水（一沈流入水）と第二沈殿池流出水（二沈流出水）をスポット採水したものを用いた。前処理は図２に従った。ただし、乾固後の試料はメタノール200μｌとサロゲート（E2-d4体)で溶解後、水100μｌを加えてからフィルターでろ過し、LC/MS/MS分析の試料とした。

５．２．３　分析結果

エストロゲン類３物質の濃度と処理工程における除去率を表２に示す。

表２　エストロゲン類３物質の濃度と除去率(n=3)

処理場名／採水箇所		E1		E2		E3		濃度
		濃度	除去率	濃度	除去率	濃度	除去率	合計値
砂町	一沈流入	0.0434	-182	0.0081	-164	0.0916	99.9	0.1431
	二沈流出	0.1225		0.0213		0.0001		0.1439
芝浦	一沈流入	0.0292	-93.5	0.0102	38.2	0.0656	99.8	0.1050
	二沈流出	0.0564		0.0063		0.0002		0.0629
有明	一沈流入	0.0547	84.7	0.0061	88.9	0.1602	99.8	0.2210
	二沈流出	0.0084		0.0007		0.0003		0.0094
中野	一沈流入	0.0239	56.0	0.0101	93.5	0.1073	99.8	0.1413
	二沈流出	0.0105		0.0007		0.0002		0.0114

単位（濃度：μg/l、除去率：%）網掛けは定量下限値未満である。

E3は第一沈殿池流入水では0.1μg/l程度検出されたが、第二沈殿池流出水では定量下限値以下まで減少し、除去率はほぼ100%であった。この結果は、古市らが[2)]報告している、「E3はただちに分解する。」とする意見と一致するものであった。

有明処理場と中野処理場では、３物質ともに第二沈殿池流出水の濃度が第一沈殿池流入水よりも低くなり､E2の除去率は90%と高かったが､E1は85%と56%でE2の除去率よりも低く、前述の分解過程と整合する結果であった。

砂町水処理センターでは大部分のE3は分解しているが、E1とE2は第二沈殿池流出水の濃度が第一沈殿池流入水よりも高くなった。このような処理工程を経ることによって濃度が高くなることの明確な原因は分からないが、スポットで採水しているため時間差があることや抱合体で流入したものが脱抱合している可能性が考えられる。

芝浦処理場では、E2の濃度は第一沈殿池流入水よりも第二沈殿池流出水で低くなっているが、E1濃度が高いことから、E2は分解途中にあり、分解したものはE1に変化した状態と考えられる。

５．２．４　理論活性値の試算

エストロゲン３物質の総合的なエストロゲン作用の大きさが下水処理工程でどのように

変化するかを調べるために、理論活性値を求めた。理論活性値は、表.２に示した各エストロゲン物質の濃度に物質ごとに定められたE2に対する比活性値（係数）を掛けて求めた。

表３にエストロゲン３物質各々の理論活性値と合計値、下水処理工程における活性値の減少率を示す。

なお、比活性値は、斉藤昌義らの報告[3)]で引用されているBrunel大学開発の値E2＝１、E1＝0.3、E3＝0.002を用いた。

表３　エストロゲン類３物質の理論活性値と減少率

		E1	E2	E3	合計	減少率(%)
砂町	一沈流入	0.0130	0.0081	0.0002	0.0213	-172.8
	二沈流出	0.0368	0.0213	0.0000	0.0581	
芝浦	一沈流入	0.0088	0.0102	0.0001	0.0191	-21.5
	二沈流出	0.0169	0.0063	0.0000	0.0232	
有明	一沈流入	0.0164	0.0061	0.0003	0.0228	86.0
	二沈流出	0.0025	0.0007	0.0000	0.0032	
中野	一沈流入	0.0072	0.0101	0.0002	0.0175	77.7
	二沈流出	0.0032	0.0007	0.0000	0.0039	

砂町水処理センターでは、下水処理工程を経る中で、３物質の合計濃度は第一沈殿池流入水と第二沈殿池流出水とで差がなかったものの、比活性値の高いE1とE2の濃度が上昇したため、理論活性値が上昇した。

芝浦処理場では、３物質の合計濃度は二沈流出水で低下したものの、比活性値が低いE3が減少し、比活性値の高いE1が増加したため、理論活性値の合計値が第二沈殿池流出水で上昇した。

中野処理場と有明処理場では、各物質濃度、理論活性値ともに第二沈殿池流出水で低下し、理論活性値の減少率は70%以上であった。

また、砂町水処理センター以外の３処理場では、第二沈殿池流出水のE1の活性値がE2の活性値よりも高くなった。この傾向はE2はおおむね除去されるが、その段階で二沈を流出したためE1増加率が高くなった処理場ほど顕著に見られる。

５．３　下水処理方式の違いによるE2状況比較

中川処理場では、３種類の処理方式（標準法、ＡＯ法、A_2O法）を行っている。そこで、処理方式の違いによる、E2の除去率を比較した。

５．３．１　調査方法

中川処理場の処理フローを図６に示す。図６に示した丸数字の箇所で採水し、処理方式別のE2の挙動を調査した。なお、採水は平成13年10月スポットで行った。

試料は、図２に従い前処理操作を行った。ただし、ばっき液は遠沈後の上澄み液を試料とした。なお、サンプル量は流入水と一沈流出水は100ml、ばっき液は遠沈後の上澄み液を250ml、第二沈殿池流出水は500mlとした。測定は図３の操作に従いELISA法で行った。

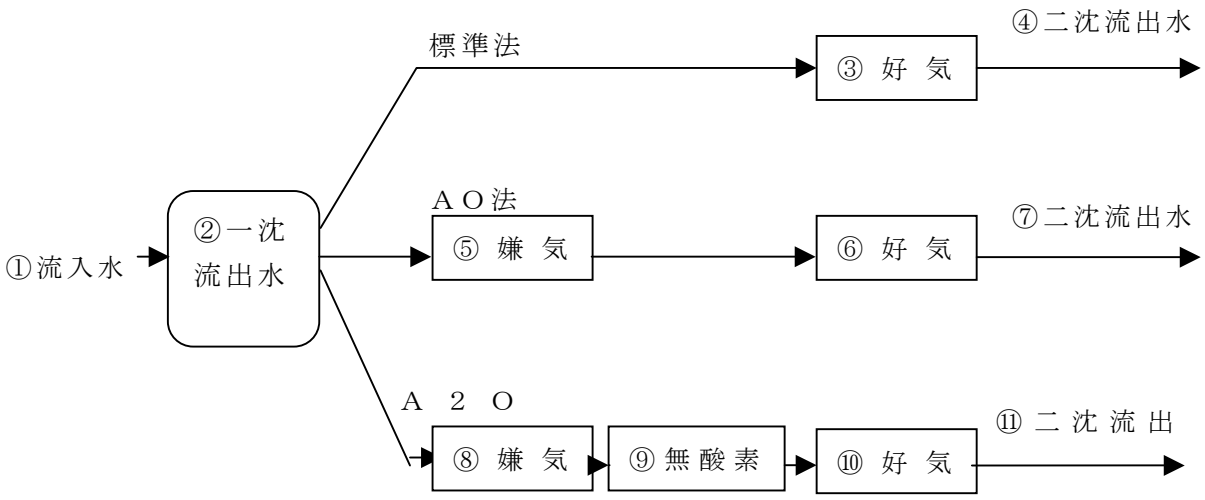


図６　中川処理場処理フロー

５．３．２　結果と考察

分析結果を表４に示す。各工程におけるE2の濃度変化を図７～図９に、各処理方式別除去率を図１０に示す。なお、表４の除去率は第一沈殿池流出水の濃度に対して求めた。

表４　処理方式別のE2の濃度と除去率（n=3）

			濃度（μg/l）	変動係数（%）	除去率（%）
①	流入水		0.0210	7.5	－
②	一沈流出水		0.0232	14.3	－
③	標準	好気槽	0.0154	10.1	33.6
④		二沈流出水	0.0099	7.3	57.3
⑤	ＡＯ法	嫌気槽	0.0268	4.2	-15.5
⑥		好気槽	0.0166	2.3	28.4
⑦		二沈流出	0.0122	2.9	47.4
⑧	Ａ２Ｏ法	嫌気槽	0.0232	6.4	0.0
⑨		無酸素槽	0.0113	13.9	51.3
⑩		好気槽	0.0129	16.0	44.4
⑪		二沈流出水	0.0067	9.9	71.1

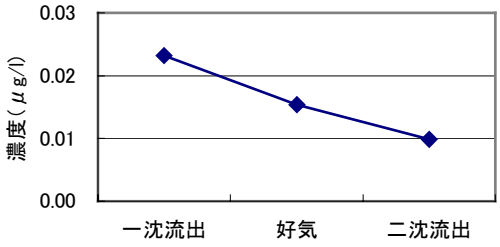


図７　標準法におけるＥ２の挙動

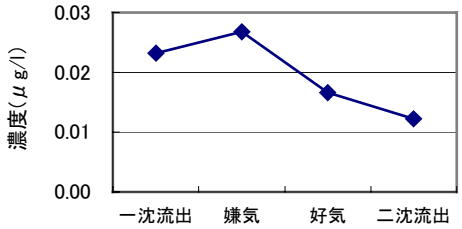


図８　A20 法におけるＥ２の挙動

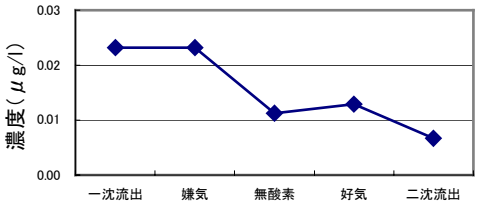


図９　A20 法におけるＥ２の挙動

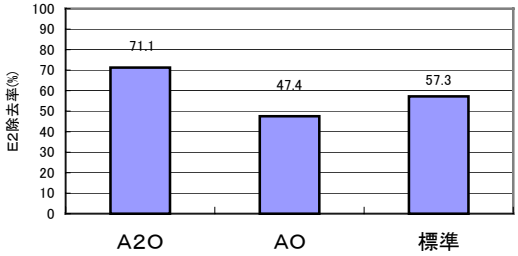


図１０　処理方式別Ｅ２の挙動

反応槽では、図８、図９に示すとおり、嫌気槽でE2は除去されず、無酸素槽または好気槽で減少することがわかった。また、E2の除去率はA2O法が高く、次に標準法、AO法の順であり、A2O法の除去率が71%であったのに対し、AO法は47%の除去率であった。

６．まとめ

下水試料においてエストロゲン３物質の実態調査を行った結果､以下のことが分かった。

①区部13処理場の流入水のE2濃度は､ほぼ同程度であったが､E2の除去率は-2.5～95%と大きく差があった。

②エストロゲン類３物質の分析では、E3の除去率はほぼ100%であるが、E1の除去率は低く下水処理工程を経ることにより濃度が高くなる処理場があった。

③エストロゲン物質の理論活性値の試算をおこなったところ､濃度の減少にもかかわらず、理論活性値が上昇する事例があったほか、第二沈殿池流出水でE1の理論活性値がE2の活性値を上回る場合があった。

④処理方式の違いによるE2の除去について調査を行った結果、A2O法の除去率が一番高く、次いで標準法、AO法の順であった。

参考文献

１）平成12年度下水道における内分に攪乱物質に関する調査報告書（案）
国土交通省　都市・地域整備局下水道部

２）下水処理場におけるエストロゲンの挙動
横浜国立大学大学院　古市琢磨、益永茂樹著　用水と廃水　2002年1月

３）組み替え酵母を用いた下水のエストロゲン様活性の測定
国土交通省土木研究所　斉藤昌義ら著　第38回下水道研究発表会講演集

４）下水道における内分泌攪乱物質調査マニュアル（2000年3月）
財団法人下水道新技術機構

６－５　下水道施設における温室効果ガス排出量実態調査

研究担当者：施設管理部施設管理課　　宮本　彰彦
鈴木　清志

１．調査の背景と調査目的

平成 10 年 10 月に公布された「地球温暖化対策の推進に関する法律」（以下、法）では、地方公共団体の事務及び事業に関し、温室効果ガス排出抑制等のための実行計画の策定、及びその実施状況の公表が義務づけられている。下水道分野においては、「下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き(1)」（以下、「手引き」）が作成され、これに基づき排出量の算定及び計画策定を行うこととされている。

また、平成 14 年 3 月には京都議定書が日本に義務づける温室効果ガス削減目標（2008～2012 年に 1990 年比で 6%削減）を達成するための実行計画として策定された「地球温暖化対策推進大綱」が改定され、新たに一酸化二窒素（以下N_2O）対策として下水道分野での取組みが明示されるなど、下水道における温室効果ガス対策への関心は高くなっている。

法で定める温室効果ガスのうち、下水道に関係するものは二酸化炭素（以下CO_2）、メタン（以下CH_4）、N_2Oである。施設管理課では平成 12 年度から処理場における温室効果ガス排出の実態調査(2)を行っており、これまでに主な発生場所としてN_2Oは生物反応槽、汚泥焼却炉等が、CH_4は第一沈殿池、汚泥濃縮槽等があげられること（図１）や、各施設から排出される温室効果ガス濃度(量)は同一施設においても時間の経過とともに大きく変動していることが判明した。

水処理、汚泥焼却の各プロセスで発生するN_2Oは、表 1 に示すとおり地球温暖化係数（地球温暖化に対する寄与の程度をCO_2との比で表した値）が 310 と大きいため、総排出量への寄与も大きい。しかし、水処理プロセスにおいて排出されるN_2Oは排出係数（排出量原単位：総排出量を算定する際に用いる排出源毎に定められた係数）が法や「手引き」でも確定されておらず、総排出量の算出対象とはされてはいない。平成 11 年度の区

表１　温室効果ガス地球温暖化係数

物質名	地球温暖化係数
二酸化炭素（CO_2）	１
メタン（CH_4）	２１
一酸化二窒素（N_2O）	３１０

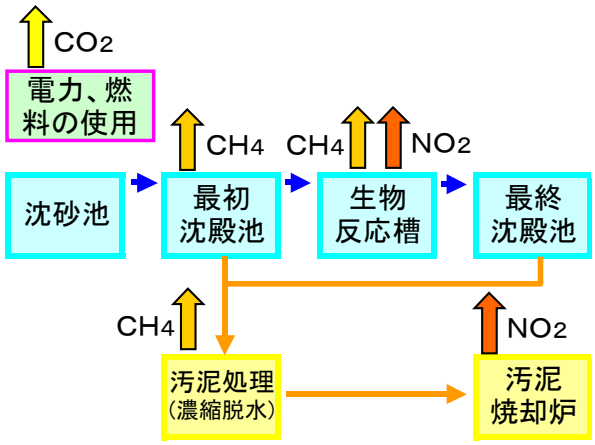


図１　下水道施設から排出する温室効果ガス

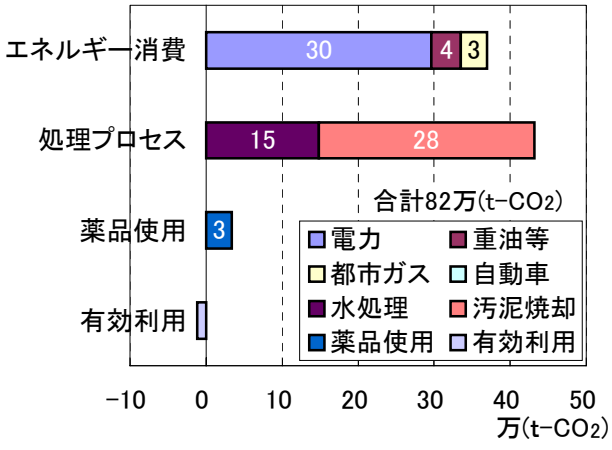


図２　温室効果ガス排出内訳
（平成 11 年度）

注）算出は「手引き」（水処理は参考値）による

部下水道事業における温室効果ガス排出量を「手引き」に基づき算定した結果の内訳を図２に示す。ここでは、水処理プロセスにおけるN_2Oについても算定対象とし、排出係数は「手引き」参考資料記載のデータを使用した。総排出量 82 万(t-CO_2)のうち水処理プロセスにおける排出量は 15 万(t-CO_2)、このうちN_2Oは 10 万(t-CO_2)を占めており無視できるものではない。汚泥焼却プロセスにおける排出量（ほぼ全量がN_2O）は 28 万(t-CO_2)とさらに多く、水処理及び汚泥焼却プロセスにおける排出量の合計は実に全体の 52%を占めていることがわかる。

そこで、各施設における温室効果ガス排出量を把握するための精度の高い排出係数を算出すること、排出濃度（量）の変動の要因を明らかにすること、及び排出量の削減方策を検討することを目的として、引き続き平成 13 年度も排出量の実態調査を実施した。得られた結果については平成 12 年度の結果と併せてまとめ、考察を行った。

なお、時間変動の激しい排出量を測定するにあたり、無数のスポット測定データに相当する連続測定は排出量の把握に高効率かつ高精度であることから、前年度に引き続き連続測定装置を採用した。

２．調査内容

２．１　温室効果ガス（N_2O、CH_4）排出量の測定

13 年度の調査対象事業所及び主な調査内容は表２及び３のとおりである。

水処理プロセスで発生する温室効果ガスについては、12 年度の調査で第一沈殿池、生物反応槽、第二沈殿池においてN_2O、CH_4の排出量の調査を行い、排出の傾向を概ね把握した。生物反応槽におけるN_2Oについては処理状況による排出量の変動が大きいため、「手引き」と同様に処理状況を処理水の窒素態水質データにより硝酸型、亜硝酸型、硝化脱窒型、未硝化型に区分し、区分毎に排出係数の算出を行った。しかし、データ補足による排出係数の精度向上や排出量の時間変動要因の解明など課題が残ったため、調査対象を拡大し、処理状況から選定した中川（標準法、ＡＯ法、A_2O法)、芝浦、中野、葛西、森

表２　水処理プロセス調査対象処理場

処理場名	調査内容	調査対象
中川処理場	N_2O(連続),CH_4	生物反応槽1-5,6号槽(A2O法系列)、1-7,8号槽(AO法系列)、2-5～8号槽(標準法系列)
	N_2O,CH_4	第一沈殿池1-3,4号池
芝浦処理場	N_2O(連続),CH_4(連続)	生物反応槽深層1,4号槽、第一沈殿池
中野処理場	N_2O(連続),CH_4	生物反応槽1,2号槽
葛西処理場	N_2O(連続),CH_4	生物反応槽北系7,8号槽
森ヶ崎水処理センター	N_2O(連続),CH_4	生物反応槽東系5号槽

表３　汚泥焼却炉及び汚泥処理プロセス調査対象処理場

処理場名	調査内容	調査対象
南部スラッジプラント	N_2O(連続)	1号多段焼却炉、5号流動層焼却炉
	N_2O,CH_4	汚泥濃縮槽、汚泥脱水機(遠心)
葛西処理場	N_2O,CH_4	汚泥濃縮槽、汚泥脱水機(BP)
森ヶ崎水処理センター	N_2O,CH_4	汚泥消化槽、消化槽ボイラー排ガス

ヶ崎の５処理場（７系列）において測定を実施した。

一方、汚泥処理プロセスにおいては、12 年度の調査で流動層炉において排出量と炉内温度との関係が示されたが、他の施設においても実態を把握し、データの補強を行うこと、また、焼却炉以外の汚泥処理施設から排出される温室効果ガス量を把握することを目的とし、南部スラッジプラント、葛西、森ヶ崎にて汚泥焼却炉排ガス、濃縮施設、脱水施設、消化施設で実施した。

なお、N_2O、CH_4の濃度測定については、連続測定とスポット測定を行った。ここで、連続測定とは連続測定装置を使用して連続的にガス中濃度の挙動を把握する方法で、スポット測定とはガス試料を採取して試験室にて分析を行う方法をいう。

２．２　測定・分析方法

２．２．１　連続測定

N_2O、CH_4濃度の連続測定は、分析計（非分散型赤外線分析計：堀場製作所 VIA－510 型分析計）及びサンプリングユニット（堀場製作所 ES－510）を組み合わせて行った。測定結果は 22.5 秒毎に自動記録し、その 10 分平均値を 1 プロットデータとした。

２．２．２　スポット測定

スポット測定における分析方法を表 2-3 に示す。このうち、水処理プロセスにおいてはN_2O、CH_4を測定した。各項目とも、１回あたり３回（原則として 10 時、13 時、16 時）採取、分析して平均値を採用した。

表４　測定項目と分析方法

項目	分析方法
CH_4	水素炎ｲｵﾝ化検出器（FID）付ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌ法、JIS　K　0114
N_2O	電子捕獲検出器（ECD）付ｶﾞｽｸﾛﾏﾄｸﾞﾗﾌ法、JIS　K　0114
O_2，CO，CO_2，N_2	オルザットガス分析等
NO_X	JIS　K　0104
SO_X	JIS　K　0103
水分量、流速、温度	JIS　Z　8808

３．実態調査結果及び考察

３．１　水処理プロセスにおける調査結果

水処理プロセスにおける調査実施箇所を図３に示す。

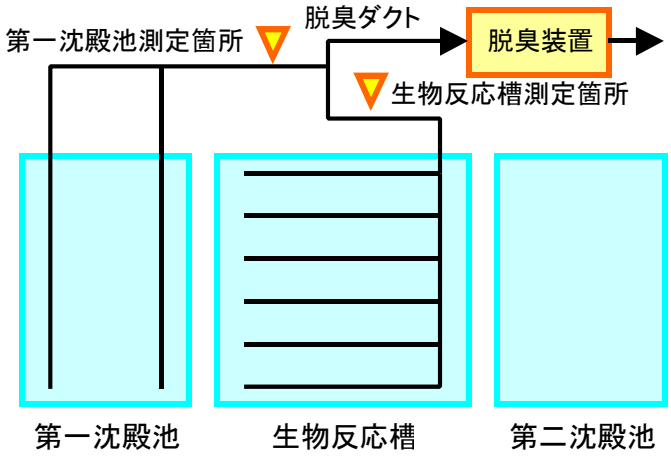


図３　水処理プロセス測定箇所

３．１．１　中川処理場

（１）生物反応槽

①連続測定

A_2O法、ＡＯ法、標準法の各系列において夏季（13 年 8,9 月）及び冬季（14 年２月）の２回、１週間程度の期間でN_2Oの連続測定を実施した。

夏季の結果はA_2O法、ＡＯ法系列では測定期間中 0～4ppm 程度を推移しており、標準法系列では平常時 2～8ppm 程度を推移し 15ppm 程度のピークが数回あった。

冬季の測定結果を図４に示す。夏季の結果と比較すると３系統とも 0～10ppm 程度とやや高い値を推移しており、ピーク時はさらに高くなっている。また、３系列とも濃度が午前

中に低く深夜に高くなる周期的な時間変動が明確にみられ、流入水量または曝気風量と関係があることが示唆される。A_2O法系列で2月12日から13日にかけて濃度が高くなっているが原因は不明である。

測定期間中の水質データはA_2O法系列においてNH_4-Nが2mg/L以下、NO_2-Nが0mg/L、NO_3-Nが4～6mg/Lを、AO法系列においてNH_4-Nが3mg/L以下、NO_2-Nが0.3mg/L以下、NO_3-Nが7～10mg/Lを、標準法においてはNH_4-Nが3mg/L以下、NO_2-Nが1mg/L以下、NO_3-Nが7～11mg/Lを推移しておりいずれの系列とも硝化が進んでいると考えられる。

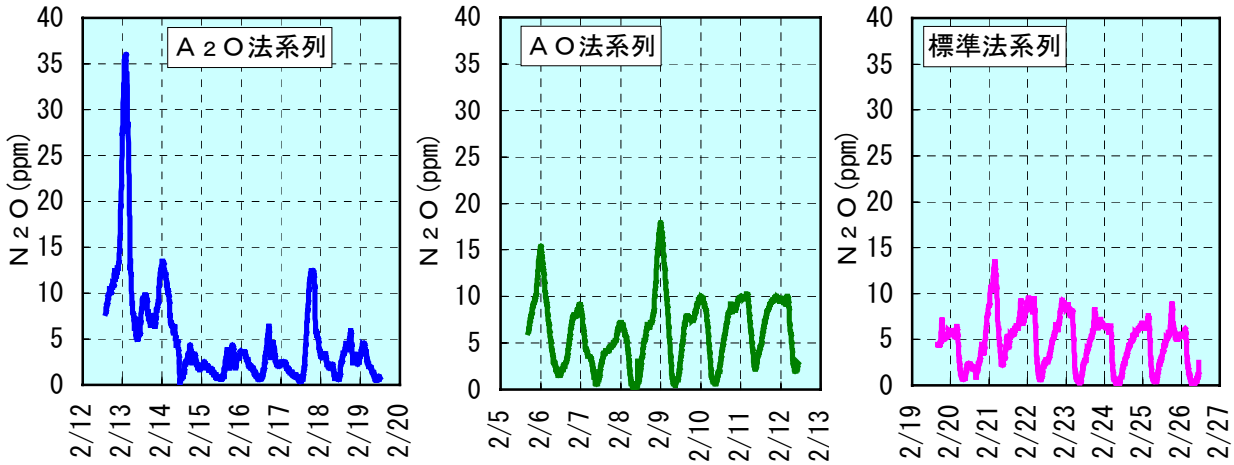


図４　生物反応槽におけるN_2O濃度の時間変化（中川処理場：冬季）

②スポット測定

３系列において13年9月18日にN_2OとCH_4のスポット測定を実施した。N_2Oは３系列とも2ppm以下の濃度であり、同日に連続測定を実施しているAO法、標準法系列において、当日の両結果を比較すると、AO法系列では近似した値であるが、標準法系列では連続測定では3～4ppmを推移しておりやや違いがみられる。

CH_4濃度については、各系列とも30～90ppm程度で変動しており、平均値ではA_2O法系列が最も高く76ppm、AO法系列は59ppm、標準法系列は45ppmであった。

（２）第一沈殿池

13年9月18日及び14年2月7日にN_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

N_2O濃度は9月、2月とも低く、それぞれ平均で0.4ppm、1.7ppmであった。

CH_4濃度は9月が150～290ppmの範囲で平均200ppm、2月は夏期より低く92～150ppmの範囲で、平均で117ppmであった。

３．１．２　芝浦処理場

（１）生物反応槽

①連続測定

13年10月から14年2月まで概ね４ヶ月間にわたりN_2OとCH_4の連続測定を実施した。

図６にN_2O測定結果と水処理の状況（曝気風量、流入水量、処理水の窒素態水質）を示す。他の処理場と比較して、測定期間を通じてN_2O濃度は高く、100ppmを超えるピークもみられる。時間変動には規則性がみられ、各日とも午前中にピークを迎え夜間

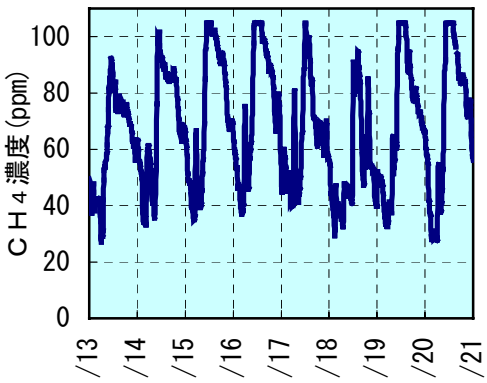


図５　生物反応槽におけるCH_4時間変化

は濃度が低くなっている。流入水量や曝気風量にも規則的な時間変動がみられるがピークは午後から夜にかけてである。また、土・日曜日及び降雨日（10 月 28 日,11 月 3,6,9 日）から数日間は濃度が低くなる傾向がみられる。

測定期間中の処理水の水質は概ね NH_4-N が 0.5～8mg/L、NO_2-N が 0～3mg/L、NO_3-N が 2～10mg/L を推移しており、各窒素態とも月曜日（10 月 29 日、11 月 5,12,19,26 日）に低く週の後半に高くなることが多い。

また、CH_4濃度の時間変動を図５に示す。N_2O濃度と同様に変動が激しく、各日とも日中にピークを迎え深夜早朝は低くなっている。ピーク時は 100ppm を超えることが多い。

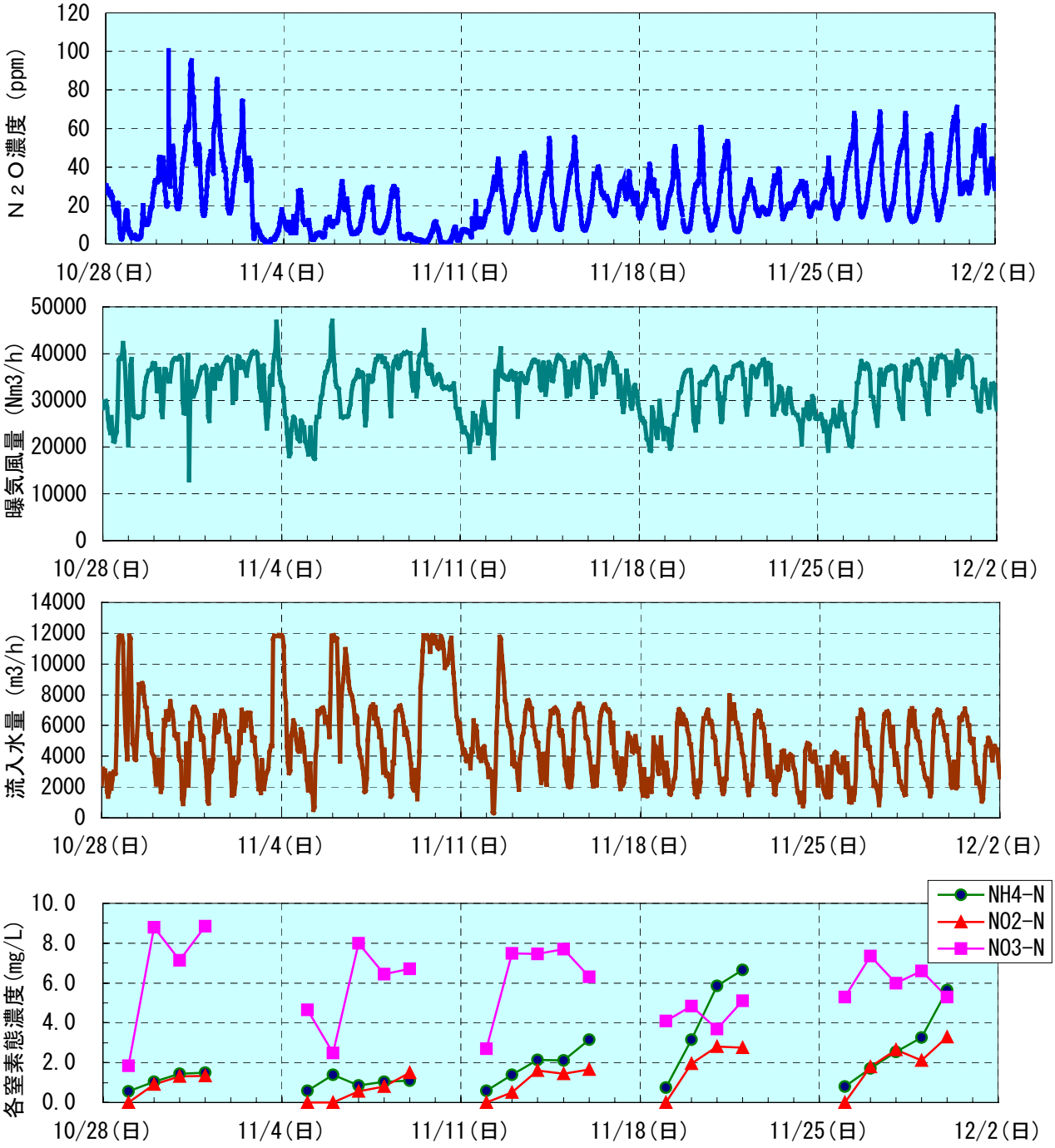


図６　生物反応槽における N_2O 時間変化と水処理状況（芝浦処理場）

②スポット測定

13年10月4日及び14年1月23日にN_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

N_2O濃度は10月が24～41ppmの範囲で平均34ppm、1月が19～27ppmの範囲で平均23ppmであり、CH_4濃度は10月が76～110ppmの範囲で平均93ppm、1月が54～81ppmの範囲で平均68ppmであった。N_2O、CH_4とも、連続測定結果と近似した値であった。

（２）第一沈殿池

①連続測定

13年10月に1週間、N_2OとCH_4の連続測定を実施した。

測定期間を通じて、N_2O濃度は0～1ppmであり排出はほとんどない。一方、CH_4濃度は機器の測定上限100ppmを超えた状態が続いたため、データの採取はできていないが排出量が多いことが確認できた。

②スポット測定

13年10月4日及び14年1月23日にN_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

N_2Oは10月、1月の測定とも濃度は低く、平均で2.7ppm、1.2ppmであった。

CH_4濃度については、10月が700～920ppmの範囲で平均840ppm、1月が120～180ppmの範囲で平均は150ppmであった。前年度や中川処理場の結果も同様であるが、冬季の結果は他の季節と比較して濃度が低くなっている。

３．１．３　中野処理場

①連続測定

13年10月から11月にかけて概ね1ヶ月間、生物反応槽にてN_2Oの測定を実施した。

N_2O濃度の時間変動を図7に示す。ピーク時においても12ppm程度で全体的に濃度は低い。変動は午後から夜にかけて高くなる規則性がある。流入水量や曝気風量についても時間変動しているが、各ピーク時はN_2O濃度のピーク時と重なる場合が多い。

測定期間中の処理水の水質は、NH_4-Nが0.1mg/L以下、NO_3-Nが6～12mg/L程度を推移しているため、硝化は十分に進行している。

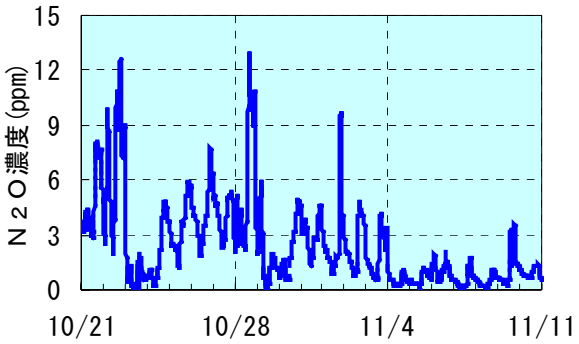


図７　生物反応槽におけるN_2O時間変動（中野処理場）

②スポット測定

13年10月16日に生物反応槽におけるN_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

N_2Oについては同日の連続測定結果と同程度の値で平均2.2ppmであり、CH_4については43～62ppmの範囲で、平均52ppmであった。

３．１．４　葛西処理場

①連続測定

13年11月から14年1月の２ヶ月間、生物反応槽にてN_2Oの連続測定を実施した。

N_2O濃度の変動を図８に示す。11月下旬に1週間程度濃度が高い期間があるが、それ以降の濃度は低く　0～4ppm

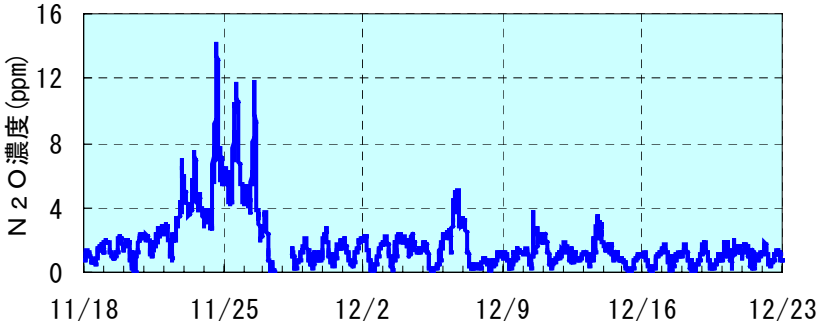


図８　生物反応槽におけるN_2O時間変動（葛西処理場）

程度であった。測定期間を通じて午後から夜にかけて濃度が高くなる規則性のある時間変動がみられる。曝気風量の変動はほとんどなく、一方流入水量は時間変動が激しいが、N_2O濃度のピーク時との関係は明確でない。

測定期間中の処理水の水質はNH_4-Nが18mg/Lを、NO_3-Nが10mg/L程度を推移している。

②スポット測定

13年12月4日に生物反応槽におけるN_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

N_2O濃度は同日の連続測定結果と近似した値で平均1.9ppmであり、CH_4濃度は変動が比較的大きく60～110ppmの範囲で、平均83ppmであった。

３．１．５　森ヶ崎水処理センター

①連続測定

14年2月に概ね1ヶ月間、生物反応槽にてN_2Oの連続測定を実施した。

N_2O濃度は測定期間を通じて低く0～2ppm程度であった。期間中の水質データはNH_4-Nが20mg/L程度と高く、硝化に至っていない。

②スポット測定

14年2月7日に生物反応槽におけるN_2OとCH_4のスポット測定を実施した。

N_2O濃度は連続測定結果と近似した値で平均0.4ppm、CH_4濃度は80～94ppmの範囲で平均87ppmであった。

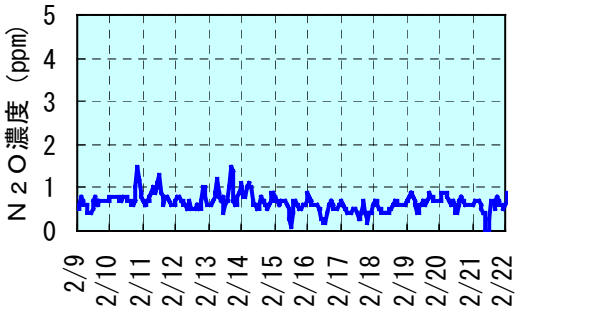


図９　生物反応槽におけるN_2O時間変動（森ヶ崎センター）

３．２　汚泥焼却及び汚泥処理プロセスにおける調査結果

各施設における測定箇所を図１０に示す。

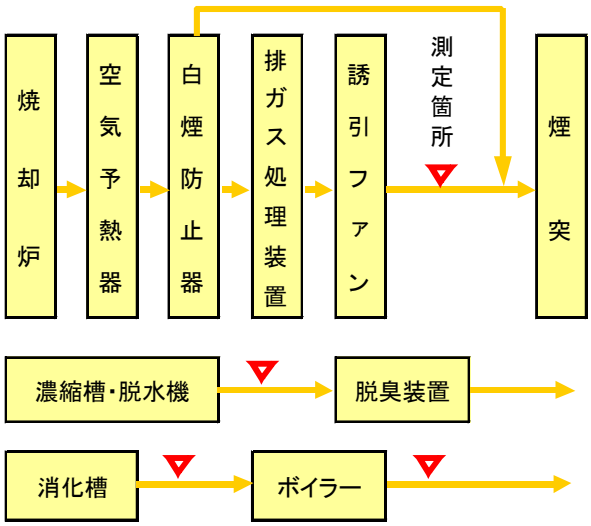


図１０　汚泥焼却及び処理プロセスにおける測定箇所

３．２．１　南部スラッジプラント

（１）汚泥焼却炉

多段炉（１号炉、石灰系汚泥）、流動層炉（５号炉、新規稼働）の２施設について13年9～10月及び14年1月の２回、１週間の期間でN_2Oの連続測定を実施した。

測定結果を図１１に示すが、多段炉は短い周期での時間変動が激しく、50～150ppmで変

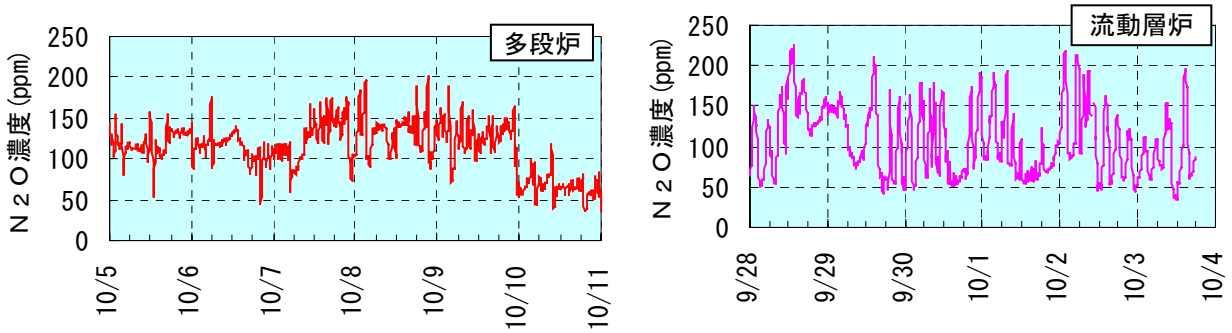


図１１　汚泥焼却炉におけるN_2O時間変動（南部スラッジプラント）

動している。一方、流動層炉は 50～300ppm 程度で変動しており、多段炉より変動幅は大きいが変動周期は長く、１日の間に数回程度のピークがある。汚泥投入量が少なく、フリーボード温度が低くなったときにN_2O濃度が高くなる傾向がある。

（２）汚泥濃縮槽、汚泥脱水機

両施設とも 13 年 10 月 2 日、14 年 1 月 23 日（汚泥脱水機は 2 月 22 日）の２回、N_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

汚泥濃縮槽については、各回のN_2O排出濃度は平均で 0.4ppm、0.7ppm でほとんど排出していない。CH_4は 10 月が 370～390ppm、平均 380ppm、1 月が 110～120ppm、平均 110ppm で１月と比較して気温の高い 10 月は濃度が高い。また、各日の時間変動は少ない。

汚泥脱水機については、各回のN_2O排出濃度は平均で 1.6ppm、1.5ppm で汚泥濃縮槽と同様､ほとんど排出していない。CH_4は 10 月が 76～110ppm､平均 90ppm､1 月が 41～48ppm、平均 45ppm で、汚泥濃縮槽と同様に 10 月は１月と比較して濃度が高い。

３．２．２　葛西処理場

・汚泥濃縮槽、汚泥脱水機

両施設とも 13 年 11 月 1 日、14 年 1 月 10 日に、N_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

汚泥濃縮槽については、各回のN_2O濃度は平均で 0.8ppm、0.7ppm でほとんど排出していない。CH_4は 11 月が 310～340ppm の範囲で平均 330ppm、1 月が 81～220ppm の範囲で、平均 160ppm であり、南部スラッジプラントと同程度の濃度で、冬季の濃度が低い。

汚泥脱水機については、各回のN_2O濃度は平均で 4.5ppm、5.2ppm で若干の排出があった。CH_4は 11 月が 49～57ppm の範囲で平均 56ppm、1 月が 44～48ppm の範囲で平均 46ppm であった。

３．２．３　森ヶ崎水処理センター

・汚泥消化ガス、消化ガスボイラー排ガス

13 年 10 月 17 日、14 年 2 月 26 日に、N_2OとCH_4についてスポット測定を実施した。

汚泥消化ガスについては、各回のN_2O濃度は平均で 0.3ppm、0.4ppm でほとんど排出していない。CH_4は消化ガスの主成分であり、各回の平均濃度は 63%、53%であった。

消化ガスボイラー排ガスについては、N_2O濃度は２回とも 0.2ppm 未満で排出はない。CH_4は 10 月が 1～14ppm の範囲で平均 7.8ppm、2 月は 1.0ppm 未満であり､排出は少ないといえる。

４．排出係数の検討

４．１　生物反応槽の排出係数

生物反応槽におけるN_2O排出係数の算出にあたっては､12 年度と同様に連続測定データを使用した。図１２に示す手順で、N_2O濃度の１時間平均値に、時間あたり曝気風量を乗じたものの１日値を、１日処理水量で除することで各日の排出係数を算出した。

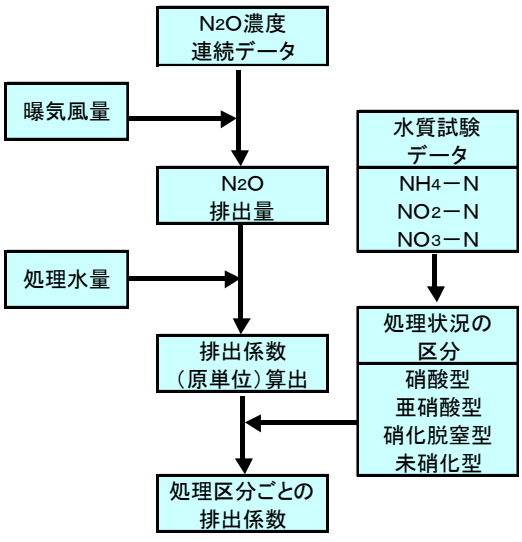


図１２　排出係数算出フロー

表５　「手引き」における処理状況区分

処理状況区分	処理水の窒素態水質(mg/L)		
	NH_4－N	NO_2－N	NO_3－N
硝酸型	≦10	≦1	＞5
亜硝酸型	＞10	＞1	≦5
硝化脱窒型	≦1	≦1	≦5
未硝化型	上記3タイプに該当しないもの		

表６　「手引き」の区分による N_2O 排出係数

（g/m^3）

処理状況区分	データ数	排出係数	標準偏差	「手引き」の排出係数
硝酸型	110	0.068	0.095	0.011
亜硝酸型	4	0.211	0.230	0.33
硝化脱窒型	22	0.129	0.305	0.012
未硝化型	197	0.127	0.201	0.16

表７　「手引き」の区分（降雨日を除く）による N_2O 排出係数（g/日）

処理状況区分	データ数	排出係数	標準偏差
硝酸型	100	0.072	0.100
亜硝酸型	3	0.100	0.072
硝化脱窒型	14	0.014	0.015
未硝化型	160	0.134	0.211

既往の調査では生物反応槽からのN_2O排出量については硝化の程度に関係することを指摘しており、「手引き」においては処理水の窒素態水質により処理（硝化）状況を表５のとおり区分し、区分毎に排出係数の参考値を示している。本調査においても、各日の処理水の窒素態水質データにより「手引き」と同様に処理状況を区分し、区分毎に排出係数を算出し整理した結果を表６に示し、参考として「手引き」説明資料中の排出係数を記載した。

当結果は亜硝酸型で他の型と比較して大きい値をとり「手引き」の排出係数と同様の結果を示している一方で、排出が少ないとされる硝化脱窒型では亜硝酸型に次いで大きな排出係数を示している。さらには、各区分の排出係数は標準偏差が大きくバラツキが大きいため、データを精査したところ以下の要因が影響していることが判明した。

①降雨日のデータ

水量が増え、各窒素態の濃度が薄まるため、見かけ上は硝化が進行したようになるが実際に硝化が進行しているわけではない。

②芝浦処理場の月曜日のデータ

都心部を処理区域とするため、休日の流入水量は通常の７割程度に減少する。そのため一時的に硝化が進行したような状態となり、各窒素態の濃度は低くなるが、N_2Oの排出量は他の日と変わらない。

これらに該当する日のデータを除外して算出した結果を表 4-3 に示すが、この結果においても､未硝化型は排出係数と標準偏差が大きく､さらにデータ数も多く偏っているため、区分範囲を再検討した。

また、既往の文献では生物反応槽におけるN_2Oの発生について、要因の一つとして硝

表８　本調査において提案する新たな処理状況区分

処理状況区分	処理水の窒素態水質(mg/L)		
	NH_4－N	NO_2－N	NO_3－N
硝酸型	下記4タイプに該当しないもの		
亜硝酸型Ⅰ	－	＞1､≦2	－
亜硝酸型Ⅱ	－	＞2	－
硝化脱窒型	≦1	≦1	≦5
未硝化型	＞10	≦1	－

表９　本調査における区分による N20 排出濃度

処理状況区分	データ数	排出係数	標準偏差
硝酸型	177	0.061	0.085
亜硝酸型Ⅰ	34	0.261	0.193
亜硝酸型Ⅱ	14	0.610	0.253
硝化脱窒型	14	0.014	0.015
未硝化型	38	0.023	0.023

化の過程で発生する亜硝酸が還元されることがあげられ、亜硝酸が多く存在する状態つまり NO_2-N 濃度が高い状況でN_2Oは多く発生することが報告されている。そこで、NO_2-N 濃度の高い処理区分である亜硝酸型については細分化を行った。

以上のように新しく提案する処理状況区分を表８に、当区分により求めた排出係数を表９に示す。

各分類により算出した排出係数（表６、７、９）を比較した結果を図１３に示す。

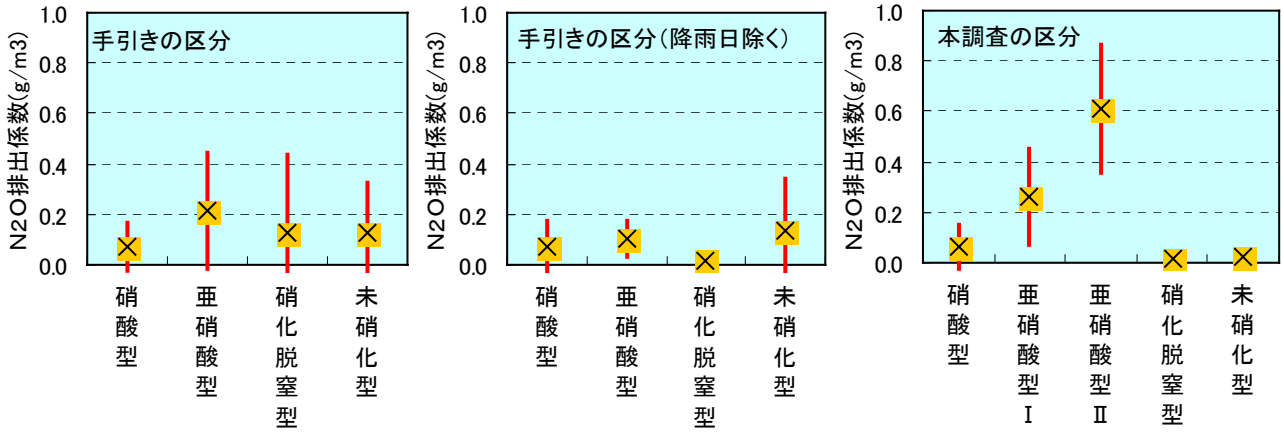


図１３　各排出係数算出結果の比較

本調査の区分による結果（表９）は、区分による排出係数の違い、つまり硝化の状況による排出係数の違いが明確に表れている。さらに、従来の亜硝酸型が細分化されていることで NO_2-N 濃度による影響がより反映されているといえる。未硝化型で排出係数が 0.023(g/m^3)と小さい値であること、言い換えると硝化が進行しない場合はN_2Oの排出が少ないことからもN_2Oの排出が硝化作用に起因することが裏付けられる。また、硝化脱窒型では 0.014(g/m^3)と最も小さい値をとり、この点についても参考値と同様となっている。

同様に連続測定結果から求めたCH_4の排出係数を表１０に示す。CH_4については、処理状況による違いがなかったため、処理状況による区分は行わず一律の排出係数とした。

表１０　生物反応槽における CH_4 排出係数

処理場	排出係数(g/m3)
芝浦処理場	0.217
葛西処理場(H12実施)	0.322
平均	0.270

表１１　第一沈殿地の排出係数

(g/m^3)

処理場		CH4 排出係数	NO2 排出係数
中川処理場	夏季	0.087	0.0005
	冬季	0.056	0.0022
芝浦処理場	夏季	0.277	0.0024
	冬季	0.050	0.0011
葛西処理場 (H12実施)	夏季	0.102	0.0027
	秋季	0.130	0.0046
	冬季	0.038	0.0306
新河岸処理場 (H12実施)	夏季	0.385	0.0016
	秋季	0.428	0.0035
	冬季	0.210	0.0191
平均		0.176	0.0068

４．２　第一沈殿池の排出係数

スポット調査結果から求めた第一沈殿池における排出係数を表１１に示す。

４．３　汚泥焼却炉の排出係数

生物反応槽における排出係数と同様の手法で、連続測定データを使用して排出係数を算出した。N_2O濃度の１時間平均値に、時間あたり排ガス量を乗じ、時間あたり汚泥投入量で除する手順で、１時間毎の排出係数を求めた。

測定を行った４施設の内訳は多段炉（石灰系汚泥）、多段炉（高分子系汚泥）、流動層炉

（既設：高分子系汚泥、平成４年稼働、設計炉内温度 800℃）、流動層炉（新設：高分子系汚泥、平成 13 年稼働、設計炉内温度 830℃）であり、各施設の排出係数を表１２に示す。

表１２　汚泥焼却炉の N_2O 排出係数（kg/t-DS）

測定施設	施設形式	測定日数	平均炉内温度(℃)	排出係数	標準偏差	「手引き」排出係数
南部スラッジプラント１号炉	多段炉（石灰系）	11日	754	3.53	1.38	1.32
新河岸処理場２号炉	多段炉（高分子系）	8日	690	2.51	0.52	3.00
新河岸処理場４号炉	流動層炉（既設）	6日	828	4.76	2.07	5.20
南部スラッジプラント５号炉	流動層炉（新設）	14日	838	2.74	1.65	

※平均炉内温度は多段炉は燃焼段の温度を、流動層炉はフリーボード上部の温度とした

「手引き」の排出係数では石灰系施設は高分子系施設より、また多段炉は流動層炉より排出係数が小さいとされているが、当調査では同様の結果とはならず、多段炉（石灰系汚泥）は多段炉（高分子系汚泥）や流動層炉（新設）より大きな排出係数となった。

また、同じ流動層炉でも既設炉と新設炉で排出係数は大きく異なっている。汚泥焼却炉で発生するN_2O量は焼却温度に大きく依存し、高温で焼却するとその排出量が低減されることが明らかにされているため、当調査でも炉内温度に着目した。各流動層炉の測定期間中の炉内（フリーボード上部）の平均温度を比較すると、排出係数の小さい新設炉は 838℃で、既設炉 828℃に対し 10℃高い温度で焼却している。

４．４　汚泥処理施設（濃縮、消化、脱水）の排出係数

スポット調査結果から求めた各汚泥処理施設における排出係数を表１３に示す。

表１３　汚泥処理施設の排出係数

施設	処理場		CH4 排出係数	NO2 排出係数
汚泥濃縮槽 (g/t-DS)	南プラ	秋季	742	2.15
		冬季	100	1.76
	葛西	秋季	1,326	8.33
		冬季	548	6.59
	平均		679	4.71
汚泥脱水機 (g/t-DS)	南プラ	秋季	19.7	0.965
		冬季	9.6	0.877
	葛西	秋季	68.9	15.20
		冬季	54.1	16.80
	平均		38.1	8.47
消化ガスボイラー(g/m3N)	森ヶ崎	秋季	0.03696	0.00261
		冬季	0.00678	0.00373
	平均		0.0219	0.00317

４．５　排出量の試算

図２においては「手引き」の排出係数を用いて、平成 11 年度における温室効果ガス排出量を算出している。このうち処理プロセスにおける排出量を当調査で得られた排出係数（表９、１０、１１、１２及び１３、但し、汚泥焼却炉のうち流動層炉の排出係数については図１７）を用いて再計算し、結果を図１４に示した。

汚泥処理プロセス（濃縮、消化、脱水）における排出量は、図２においては対象としておらず、また一部の汚泥処理施設からの排気は燃焼用空気として汚泥焼却炉で燃焼しているため全量が排出されているわけではないが、水処理、汚泥焼却のプロセスにおける排出量との比較のために表した。

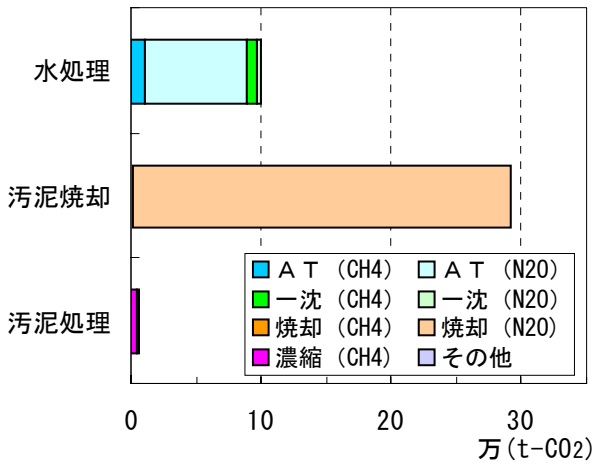


図１４　処理プロセスの排出量試算
（平成 11 年度）

排出量が最も多い汚泥焼却プロセスについては総量で 29 万(t-CO_2)であり、このうちほぼ全量がN_2Oである。水処理プロセスについては、総量で 10 万(t-CO_2)で、生物反応槽におけるN_2Oが 8 万(t-CO_2)を占めている。また、汚泥処理プロセスにおける排出は、他プロセスの排出量と比較すると非常に少なく、全体で 6 千(t-CO_2)、うち汚泥濃縮槽におけるCH_4が 5 千(t-CO_2)であった。

５．変動要因の推察

５．１　生物反応槽における変動要因

５．１．１　亜硝酸性窒素濃度による検討

N_2Oの排出係数と NO_2-N 濃度との関係を図１５に表す。NO_2-N 濃度が高い処理状況区分である亜硝酸型Ⅰ及びⅡにおいて大きな排出係数をとったことからも明らかなように、NO_2-N 濃度が高くなるとN_2O排出量は多くなっている。前述のとおり、N_2Oの排出は硝化過程で生成された亜硝酸が還元されることが要因の一つとされている。硝化が行われていない場合や完全に行われている場合は排出量が少なくなる一方で、硝化が不完全に行われ NO_2-N が発生する状況ではN_2O排出量が多くなる。このようにN_2O排出量の変動は硝化の状況の変化に起因すると推察される。

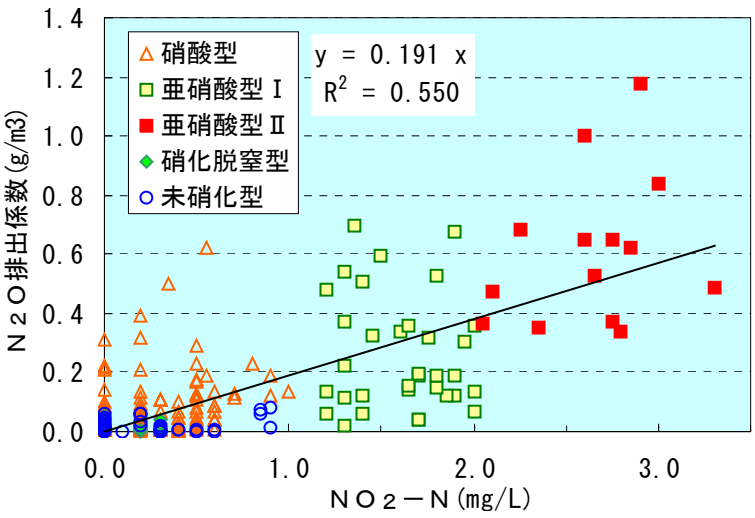


図１５　亜硝酸性窒素濃度と N_2O 排出係数

５．１．２　滞留時間による検討

ここでいう滞留時間とは、生物反応槽から排出された処理水が何時間生物反応槽に滞留していたかを示したもので、返送汚泥量についても考慮しており、流入下水が実質に滞留していた時間を表す。生物反応槽滞留時間と N_2O 発生量の変動要因を表１４に示す。

表１４　生物反応槽滞留時間と N_2O 発生量の変動要因

処理場	通常の状態	滞留時間の変化による状態	
		滞留時間が長くなると	滞留時間が短くなると
芝浦処理場	平均滞留時間及びＳＲＴが短く、硝化が進行しにくい（亜硝酸型Ⅰ）	曝気時間が長くなり、硝化が一部進行し（亜硝酸がさらに発生する）、Ｎ２Ｏ発生量が増える	
中川、葛西、中野処理場	硝化運転（硝酸型、一部については硝化脱窒型）		曝気時間が短くなり、硝化が中途となり（亜硝酸が発生する）、Ｎ２Ｏ発生量が増える

測定結果のうち規則性のある時間変動がみられた期間を抽出し、その期間中の滞留時間を計算し、N_2O排出量との関係を図１６に示す。処理水が生物反応槽を出た時刻を横軸にとり、その処理水の実質滞留時間を縦軸に表している。

抽出した５施設の結果のうち、芝浦処理場については滞留時間とＮ$_2$Ｏ排出量のピークとなる時刻がほぼ一致している。つまり、滞留時間が長い場合にＮ$_2$Ｏ排出量が多くなっている。一方、その他の４施設では滞留時間のピークとＮ$_2$Ｏ排出量の谷となる時刻が一致しており、滞留時間が長い場合にＮ$_2$Ｏ排出量が少なくなっている。この原因としては表１４のように推察できる。

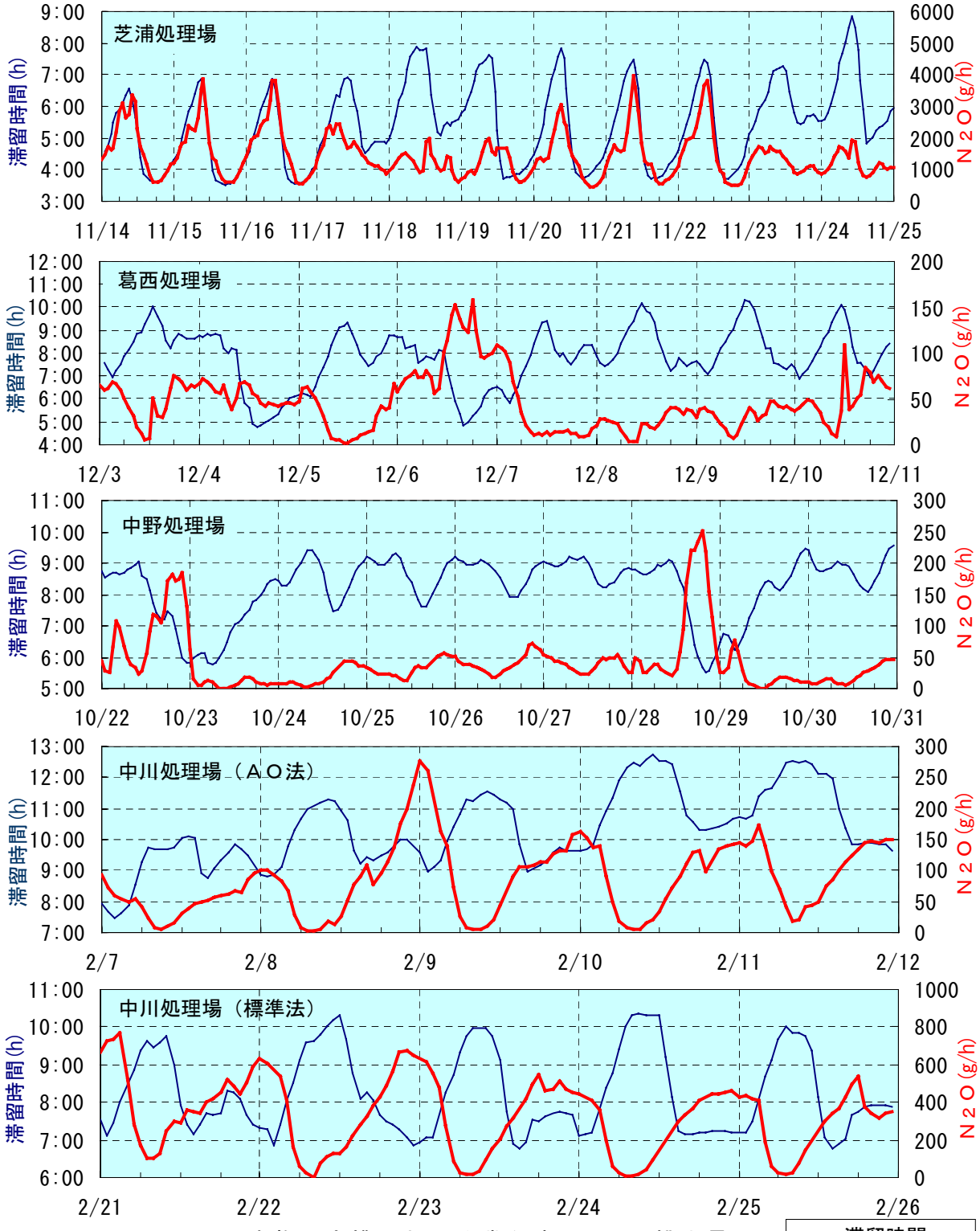


図１６　生物反応槽における滞留時間と N_2O 排出量

５．２　汚泥焼却炉における変動要因

汚泥焼却炉における排出係数算出の際に、流動層炉においては炉内燃焼温度に着目し、炉内温度と排出係数の関係を示唆したが、汚泥焼却炉の炉内温度は汚泥投入量が一定であっても数時間を周期として変動している。流動層炉におけるN_2O排出濃度（量）の変動要因はこの炉内温度の変化に他ならない。

各炉内温度とN_2O排出係数の関係を図１７に示す。

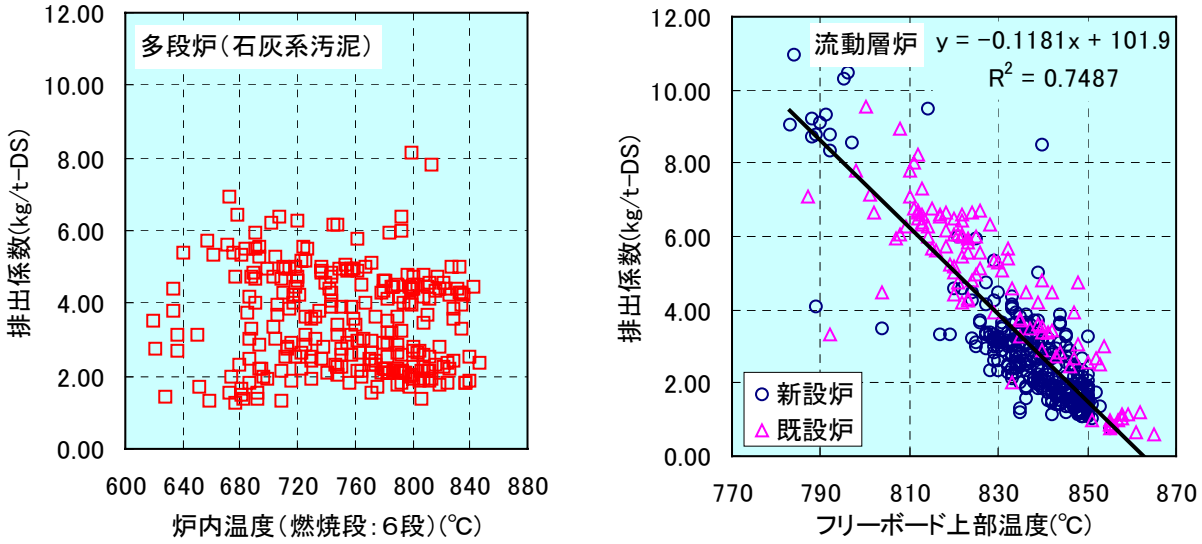


図１７　炉難温度とN_2O排出係数の関係

流動層炉においては炉内温度が上がることでN_2O排出量が少なくなることは明らかで、炉内温度と排出係数に直線的な相関が見られる。仮に炉内温度を 820℃から 840℃に上昇させることで、約 50％のN_2O排出量が削減できることがわかる。

炉内温度の上昇は助燃料の増加も伴うため、CO_2排出量が増加する要素もある。新設の流動層炉（南部スラッジプラント５号炉）を例にとると、平成 13 年度の運転実績から、汚泥 1(t-DS)あたりの助燃料（都市ガス）の使用量は 79(m^3N/t-DS)であり、これに都市ガスの排出係数を乗じると 0.16(t-CO_2/t-DS)となる。一方、図１７に示すN_2Oの排出係数は炉内温度 820℃において 5.06(kg-N_2O/t-DS)であり、CO_2に換算すると 1.57(t-CO_2/t-DS)となるため、温室効果ガス総排出量に対するN_2Oの影響は助燃料によるCO_2の約 10 倍であるため、炉内温度を上げることでN_2O排出量を削減することは、助燃料増によるCO_2増加量を差し引いてもその効果は大きい。

多段炉においては炉内温度と排出係数の関係はみられないため、変動の要因は他にあると考えられるが当調査ではわからなかった。

６．まとめ

平成 12、13 年度における調査結果は以下のとおりである。

（１）連続測定調査について

連続測定装置を用いた温室効果ガスの測定により以下のことが確認できた。

- 同一施設においても、生物反応槽におけるN_2O、CH_4及び汚泥焼却炉におけるN_2Oは水処理及び焼却状況の変化によって排出濃度は時々刻々と変化している。
- 連続測定装置と手分析値は概ね一致しており、連続測定装置においてもスポット測定

と同等の値を得ることができる。

（２）排出係数について

- N_2Oの排出量が多いのは、汚泥焼却炉、水処理プロセスのうち生物反応槽であり、排出係数（単位処理量あたりの排出量）は汚泥焼却炉が 2.51～4.76(kg-N_2O/t-DS)、生物反応槽が 0.014～0.610(g-N_2O/m^3)である。
- CH_4の排出量が多いのは、水処理プロセスにおける生物反応槽及び第一沈殿池、並びに汚泥処理プロセスにおける汚泥濃縮槽であり、排出係数は生物反応槽が 0.270(g-CH_4/m^3)、第一沈殿池が 0.176(g-CH_4/m^3)、汚泥濃縮槽が 679(g-CH_4/t-DS)である。
- 生物反応槽から排出するN_2Oの量は硝化の状況に依存すると推察され、処理の状況を処理水の窒素態水質により５つに区分（硝酸型、亜硝酸型Ⅰ、同Ⅱ、硝化脱窒型、未硝化型）し、区分毎に算出した排出係数は、硝化が進行しかつ窒素が除去されている硝化脱窒型、硝化が進行していない未硝化型で小さく、NO_2-N 濃度の高い区分である亜硝酸型Ⅰ、同Ⅱで大きい。
- 流動層焼却炉におけるN_2O発生量は、炉内温度により大きく異なり、炉内温度が高くなると排出量は少なくなる。
- 汚泥濃縮や脱水などの汚泥処理プロセスからの発生量は、水処理や汚泥焼却プロセスにおける発生量と比較して非常に少ない。

（３）排出量の変動要因及び削減方策について

- 生物反応槽においてN_2O発生量が変動する要因の一つとして、硝化状況の変化、特に処理水の NO_2-N 濃度の変化が推察された。
- 同じく要因として、生物反応槽における滞留時間が挙げられる。硝化が進行している処理場においては時間流入水量が増え、滞留時間が短くなると完全硝化が中途となり亜硝酸が発生しN_2O発生量が増える。一方、硝化が進行していない処理場においては、時間流入水量が減ることで滞留時間が長くなり、中途に硝化が進行するため亜硝酸が発生しN_2O発生量が増えると考えられる。
- 生物反応槽における対策は、硝化脱窒型の処理を行うことで窒素除去を適切に行うことが有効である。しかし、高度処理の導入による使用電力量の増加が見込まれるため、散気方式の改良などによる省エネ型の機器を導入するとより効果が見込まれる。
- 現存施設においては上記の対策は不可能であるため、NO_2-N が発生しやすい不完全な硝化状態を避けた運転を行うことが有効である。
- 汚泥焼却炉におけるN_2O発生量の変動要因は、流動層炉においては炉内温度の変化である。一方、多段炉においては炉内温度と排出量の間に関係はみられず、変動の要因は不明である。
- 流動層焼却炉における対策は、炉内温度の高温化であり、仮に炉内温度を 820℃から840℃に上昇させることができれば排出されるN_2O量は約半分となる。助燃料使用によるCO_2発生量はN_2O排出量の１割程度であるため、温度上昇に必要な助燃料増加によるCO_2発生分を差し引いてもN_2Oの削減効果は大きい。

参考文献

１）「下水道における地球温暖化防止実行計画策定の手引き」社団法人日本下水道協会

２）「下水道施設における温室効果ガス排出量実態調査」東京都下水道局技術調査年報2001

６－６　流動床炉集塵装置における有害金属等の捕捉

施設管理部施設管理課
鈴木清志

１．調査目的

下水汚泥焼却灰には下水中の重金属等の有害物質が濃縮されており、焼却灰の埋立及び再利用時の障害となっている。下水中の有害金属等の大部分は、水処理の過程で沈殿し、また活性汚泥に取り込まれ、脱水ケーキに濃縮される。それを流動床炉で焼却する場合を考えると、有害金属等の大部分は焼却灰とともに集塵装置で回収されるが、一部の金属等は集塵装置を通過した後、洗煙施設で捕捉され、それを通過したものは煙道から大気に排出される（図１参照)。

焼却灰に含まれる金属等の含有量は､集塵装置で捕捉される金属等の量によって決まる。集塵装置で捕捉される金属等の量は、集塵装置の排ガス温度によって影響されることが尾崎、森田ら[1)]、市川ら[2)]、篠塚ら[3)]によって報告されている。そこで、焼却灰の有害金属等を減少させる目的で、①集塵温度と焼却灰中有害金属等濃度の関係を調査した。また、当局が過去４年間に測定したデータを解析することにより、②脱水ケーキから焼却灰への有害金属等移行率、及び③焼却灰溶出試験における溶出ｐH と有害金属等溶出率との関係を求めた。これらの結果から、④焼却灰からの有害金属等の溶出防止対策を検討した。

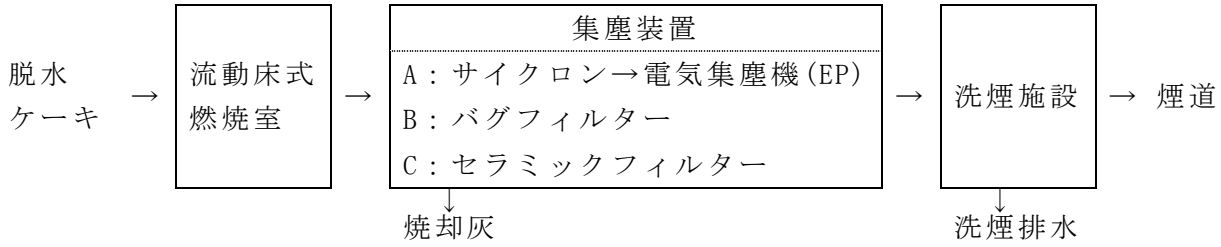


図１　流動床炉の排ガス処理

２．流動床炉における脱水ケーキ量と焼却灰量の比較

脱水ケーキは焼却により減量化する。流動床炉における脱水ケーキ投入量と焼却灰量の関係を表１に示した。これは、平成 10～13 年度に高分子凝集剤を用いて脱水した汚泥（高分子系汚泥という）を対象にして、年間ケーキ投入量（乾物）と年間発生焼却灰量を比較した結果である。脱水ケーキ（乾物重量）を焼却すると平均して 1/5 の灰重量になる。すなわち、脱水ケーキ中の重金属が焼却灰に全量移行すると仮定すると、焼却灰の重金属濃度は 4.5～6.2 倍に濃縮されることになる。

表１　流動床炉の脱水ケーキ投入量と発生焼却灰量（平成 10～13 年度高分子系汚泥）

	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	合計
脱水ケーキ投入量（t-dry/年）	44,441	27,679	31,507	36,343	34,516	174,485
発生焼却灰量（t/年）	9,784	5,730	5,077	7,492	6,617	34,698
ケーキ重量／灰重量	4.5	4.8	6.2	4.9	5.2	5.0

脱水ケーキ投入量(t-dry/年)＝脱水ケーキ投入量（湿泥 t/年）×固形物率（年平均）

３．流動床炉における脱水ケーキと焼却灰の有害金属等含有量比較

流動床炉において脱水ケーキ中の有害金属等が焼却灰に移行する割合を求めるために、脱水ケーキとその焼却灰における有害物質濃度を比較した（図２参照)。

ここで用いたデータは平成 10～13 年度の年２回の測定データ計８個を､各処理場ごとに平均したものである。脱水ケーキは高分子系脱水汚泥のみであり、焼却灰は高分子系脱水汚泥を流動床炉で焼却した焼却灰である。ただし、焼却灰はその処理場で稼働していた流動床炉数基の中から１基の焼却灰を採取したものであり、必ずしも場内流動床炉を代表する焼却灰とは限らないが、８回の平均であるので、処理場の傾向は示していると考えられる。

脱水ケーキ中の有害金属等含有濃度は処理場によって若干異なる。図２の鉛について見ると、脱水ケーキの含有濃度は変動係数（＝標準偏差／平均値）が 18%であり、処理場による違いはあるが、差はそれほど大きくはない。ヒ素は葛西、東プラ（東部スラッジプラント）の脱水ケーキが高い。カドミウムは処理場による差は少ない。セレンは葛西の脱水ケーキが若干高い。一方、クロム、水銀の変動係数は 120%、37%であり処理場による差が大きくなっている。この原因は事業場排水の影響と考えられる。クロムは皮革工場排水が流入する処理場で脱水ケーキ濃度が高い。水銀については原因となる事業場は不明である。

図２の中の表中にある［灰/ケーキ]は、灰含有濃度とケーキ含有濃度の割合である。この値は、脱水ケーキから焼却灰への金属濃縮率になる。鉛を例にとると、焼却灰中の鉛は脱水ケーキ中の 2.9 倍～6.3 倍に濃縮されている。この濃縮倍率は、表１の[ケーキ重量/灰重量]の値 4.5～6.2 と近いことから、脱水ケーキ中の鉛はほぼ全量が焼却灰に移行していると考えられる。

これを確かめるために、有害金属等が脱水ケーキから焼却灰に移行する割合を表２にまとめた。ここで、ケーキ投入量（高分子系汚泥)、焼却灰量は平成 10～13 年度の年平均（表１）を使用し、有害金属等濃度は平成 10～13 年度の平均値（図２）を使用した。

表２で鉛の移行率をみると 64%～120%と幅が広いが､5 カ所の単純平均は 88%であり、鉛はほぼ全量が焼却灰に移行していると推測できる。つまり、集塵装置で灰とともに鉛が捕捉されていることを示している。

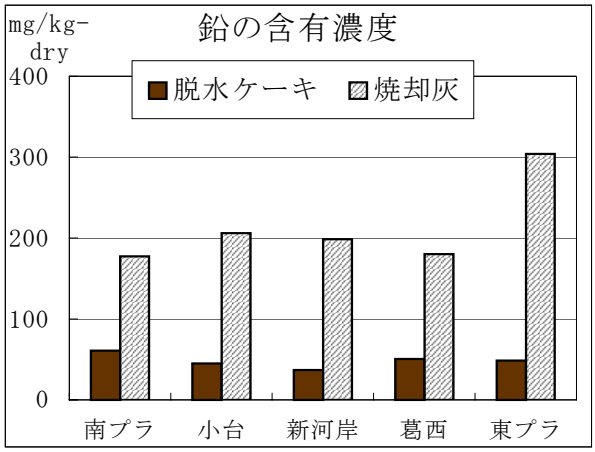
表２のヒ素の移行率を見ると 76%～116%の範囲で平均 93%である。ヒ素も大部分が集塵装置で捕集されていると考えられる。

クロムは移行率 63～114%、平均 88%であり、大部分が捕集されている。

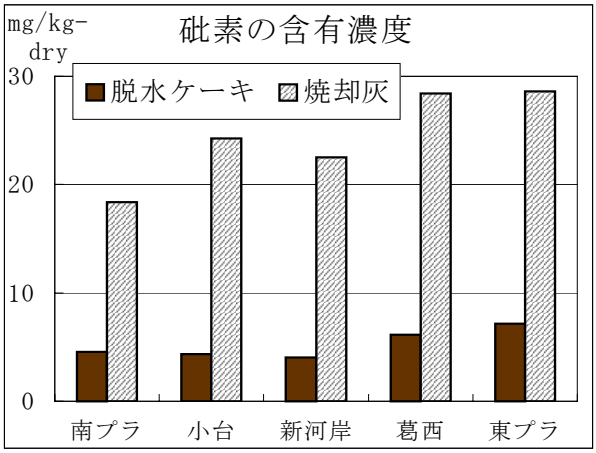
カドミウムは移行率 78%～91%、平均 86%であり、カドミウムも集塵装置でかなり捕集されている。

表２でセレンの灰への移行率は、25%～46%と大きく異なっており、しかも平均 37%と移行率が低い。セレンは集塵装置で捕捉されにくいことがわかる。

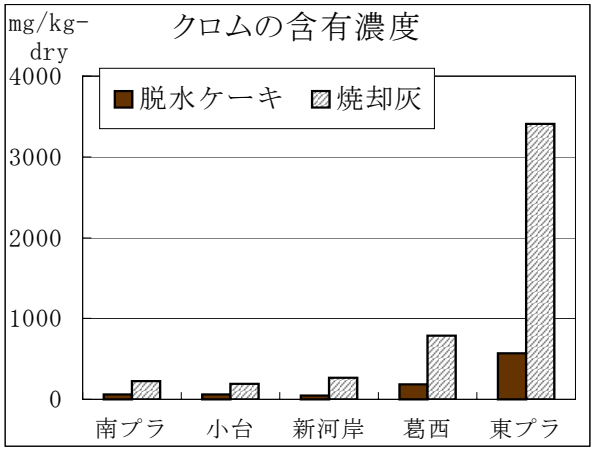
図２で水銀について比較すると、脱水ケーキ中濃度が高いのに対して、焼却灰中濃度は脱水ケーキの 1.6%から 17.8%しか含まれない。表２で灰への水銀移行率を見ると平均 1.6%と低く、水銀は集塵装置ではごく微量しか捕捉されないことがわかる。また、処理場によって 0.3%から 3.4%と差が大きいことから､水銀の捕捉率が焼却炉によって異なると考えられる。



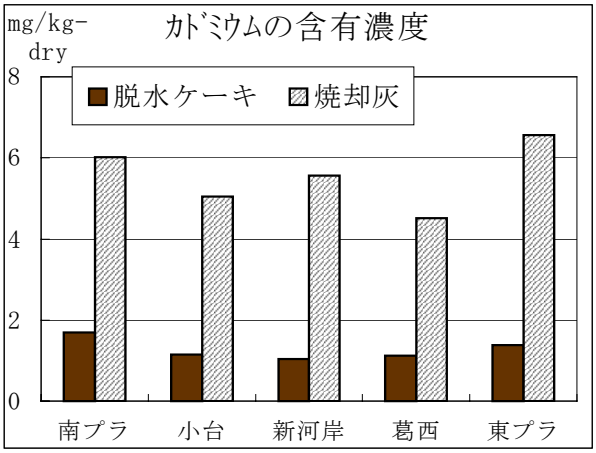
Pb	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	61	45	37	50	49	18%
焼却灰	177	206	199	180	304	24%
灰/ｹｰｷ	2.9	4.6	5.4	3.6	6.3	30%



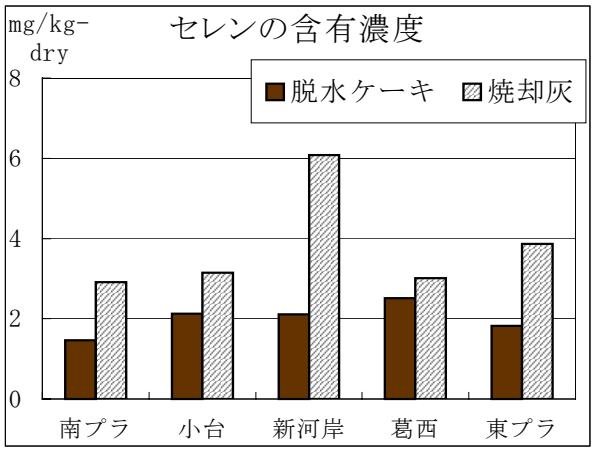
As	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	4.5	4.3	4.0	6.1	7.2	26%
焼却灰	18	24	23	28	29	18%
灰/ｹｰｷ	4.1	5.6	5.6	4.6	4.0	16%



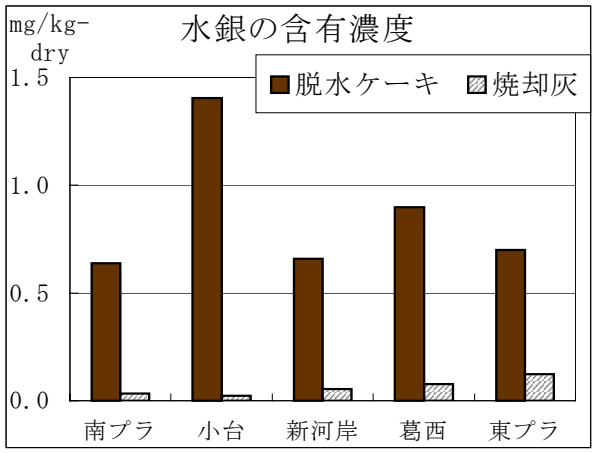
Cr	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	64	62	46	182	571	120%
焼却灰	230	190	267	789	3411	141%
灰/ｹｰｷ	3.6	3.1	5.9	4.3	6.0	29%



Cd	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	1.7	1.1	1.0	1.1	1.4	21%
焼却灰	6.0	5.0	5.6	4.5	6.6	14%
灰/ｹｰｷ	3.5	4.4	5.4	4.0	4.8	16%



Se	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	1.5	2.1	2.1	2.5	1.8	20%
焼却灰	2.9	3.1	6.1	3.0	3.9	35%
灰/ｹｰｷ	2.0	1.5	2.9	1.2	2.1	34%



Hg	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	変動係数
脱水ケーキ	0.64	1.40	0.66	0.90	0.70	37%
焼却灰	0.03	0.02	0.06	0.08	0.12	64%
灰/ｹｰｷ	5.3%	1.6%	8.4%	8.5%	17.8%	72%

（平成10～13年度の8回平均、高分子系汚泥のみ、単位 mg/kg-dry）

図２　流動床炉における脱水ケーキと焼却灰の有害金属等含有濃度

表２　流動床炉における脱水ケーキから焼却灰への有害物質移行率（高分子系汚泥）

	南プラ	小台	新河岸	葛西	東プラ	平均
鉛	64%	94%	87%	74%	120%	88%
ヒ素	89%	116%	90%	95%	76%	93%
クロム	79%	63%	94%	89%	114%	88%
カドミウム	78%	91%	87%	83%	91%	86%
セレン	44%	30%	46%	25%	41%	37%
水銀	1.2%	0.3%	1.4%	1.8%	3.4%	1.6%

移行率＝(焼却灰量×灰中金属等濃度)／(ケーキ投入量×ケーキ中金属等濃度)

表２の有害金属等の灰への移行率から集塵装置における捕捉率を推測すると、表３のようになる。鉛、ヒ素、クロム、カドミウムは大部分が捕捉され、セレンは約４割が捕捉され、水銀はわずか数％しか捕捉されない。

表3 集塵装置での有害金属等の捕捉率

捕捉率	高い　Pb、As、Cr、Cd ＞ Se ＞ Hg　低い

４．流動床炉焼却灰の有害金属等含有量と集塵温度との関係

流動床炉の炉内温度は 800℃以上であるので、表４の気化温度から考えると、カドミウム、ヒ素、セレン、水銀は炉内で気体になっていると推測できる。なお、焼却灰中の有害金属等の大部分は酸化物になっていると考えられるので、酸化物の気化温度も表４に示している。

表４　有害金属等の気化温度

	クロム	鉛	カドミウム	ヒ素	セレン	水銀
気化温度	Cr 2670℃	Pb 1740℃ PbO 1470℃	Cd 765℃ CdO 1560℃	As 613℃ As_2O_3 465℃	Se 685℃ SeO_2 317℃	Hg 357℃

理化学事典第５版（株）岩波書店より抜粋

表３と表４を比較すると、集塵装置での捕捉率が低い水銀、セレンは気化温度が低いことがわかる。気化した有害金属等は排ガス温度が低下したときに凝縮し灰表面に付着する。したがって集塵装置での排ガス温度によって焼却灰の金属等含有量が決まると考え、集塵装置温度と焼却灰有害金属等含有量の関係を調査した。

４．１　調査方法

高分子系汚泥を焼却している流動床炉において、サイクロン灰、電気集塵機（EP）灰を１日１回採取し、５日分を混合してサイクロン灰、EP 灰の試料とした。排ガスの処理方法は図１のとおり、サイクロン→電気集塵機→洗煙である。ただし、新河岸３号炉だけは汚泥乾燥用の廃熱ボイラーが集塵装置の手前に設置されている。集塵温度は、サイクロン入口/出口と EP 入口/出口での測定結果であり、灰を採取した５日間の平均値である。

４．２　調査結果

調査結果を表５及び図３に示す。

表５で集塵装置での排ガス温度を見ると、サイクロン入口と EP 出口では 23～40℃の温度

低下がある。新河岸３号炉は廃熱ボイラーが手前に設置されているため集塵装置入口での排ガス温度が 240℃と低かった。

サイクロンでは粒径の大きい灰が回収され、電気集塵機ではより小さい灰が回収される。従ってサイクロン灰と EP 灰とでは粒子径の小さい EP 灰の方が重量あたりの表面積が大きい。ガス化した有害金属等が固化し灰表面に付着するときは、比表面積の大きい EP 灰に重量あたり、より多くの金属等を付着するはずである。

図３において、サイクロン灰と EP 灰の金属等濃度を比較すると、ヒ素、カドミウム、セレン、水銀については、比表面積の大きい EP 灰の含有濃度が高い。これらの金属等は炉内（800℃以上）の温度で気化していると仮定すると、EP 灰の含有濃度がより高いことと合致する結果である。ただし、新河岸３号炉の水銀濃度だけはサイクロン灰の方が高く、逆転しているが、その原因は不明である。一方、炉内でガス化しないと推測される鉛については、サイクロン灰の方が EP 灰よりも高い炉もある。クロムについては、EP 灰がより高い炉と、サイクロン灰と差がない炉とがあり、これだけのデータでは気化するのかどうかは不明である。

次に、図３のセレンにおいて集塵装置排ガス温度と焼却灰セレン濃度の関係を見ると、EP 出口温度が低いほどセレン濃度が高い。新河岸３号炉、４号炉は同じ日の同じ脱水ケーキを焼却しているが、集塵温度の低い３号炉(217℃)は、集塵温度の高い４号炉(299℃)と比較してセレン濃度が約３倍に上昇している。このことから、二酸化セレンの１気圧における気化温度 317℃近辺で集塵することにより、気化していたセレンが灰に凝縮することはなく、灰のセレン含有量をさらに減らすことができると考える。この方法は集塵装置手前でも気化しないセレンには効果はない。

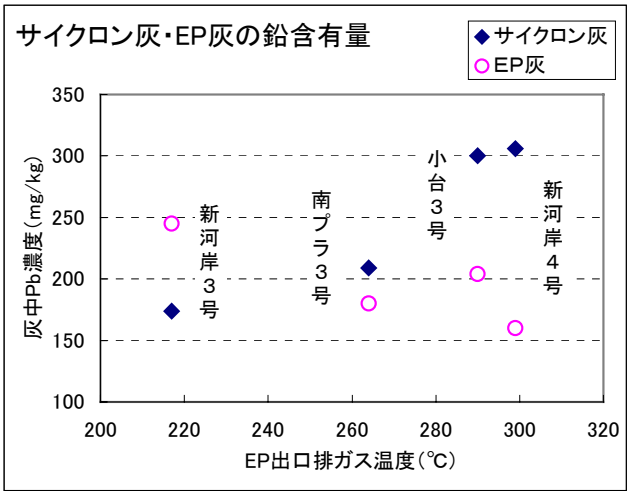
なお、集塵装置で捕捉されなかった排ガス中セレンは、排ガス洗浄の段階で大部分が洗浄排水に移行する事例が尾崎、森田ら[1)]によって報告されている。

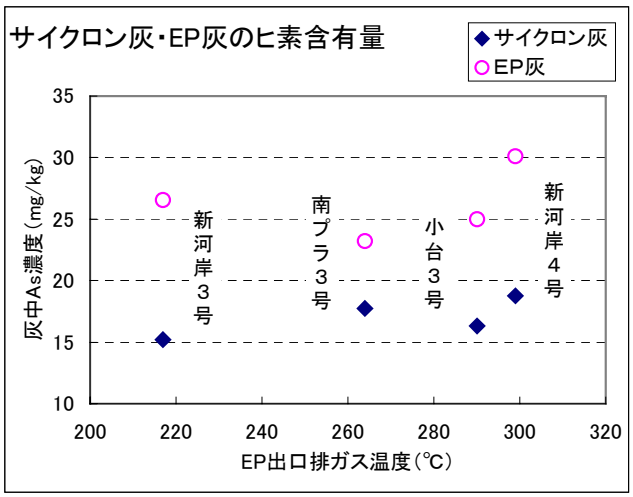
水銀についてもセレンと同様に EP 出口温度が低いほど水銀濃度が高い。同じ脱水ケーキを焼却している新河岸３号炉と４号炉を比較すると、集塵温度の低い３号炉（217℃集塵）は集塵温度の高い４号炉（299℃集塵）に対してサイクロン灰が７倍、EP 灰が３倍の濃度となっている。

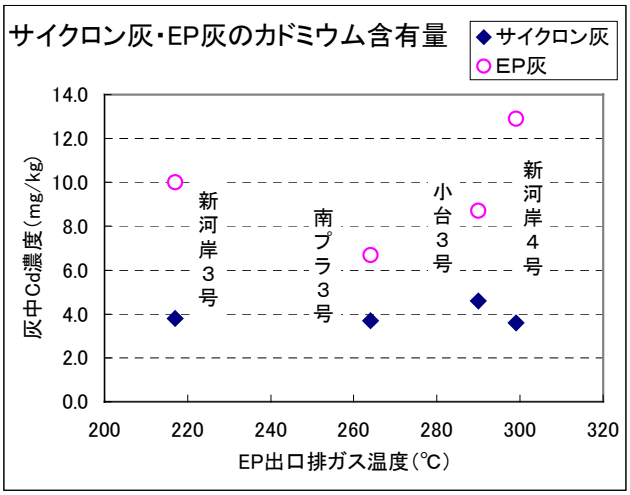
表5 サイクロン灰と電気集塵機灰の有害金属等含有量

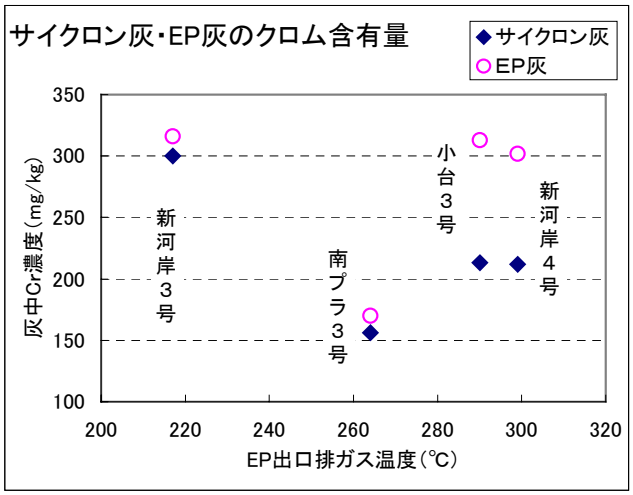
	小台3号		新河岸3号		新河岸4号		南プラ3号		定量下限値
	サイクロン灰	EP灰	サイクロン灰	EP灰	サイクロン灰	EP灰	サイクロン灰	EP灰	mg/kg
鉛	300	204	174	245	306	160	209	180	1
ヒ素	16.3	25.0	15.2	26.5	18.8	30.1	17.7	23.2	0.5
カドミウム	4.6	8.7	3.8	10	3.6	12.9	3.7	6.7	0.5
クロム	213	313	300	316	212	302	156	170	1
セレン	1.5	6.4	5.8	9.6	1.5	3.4	1.6	4.5	0.5
水銀	0.01未満	0.028	0.071	0.045	0.01未満	0.015	0.01未満	0.051	0.01
入口温度	330℃	326℃	240℃	229℃	328℃	321℃	293℃	275℃	
出口温度	326℃	**290℃**	229℃	**217℃**	321℃	**299℃**	275℃	**264℃**	

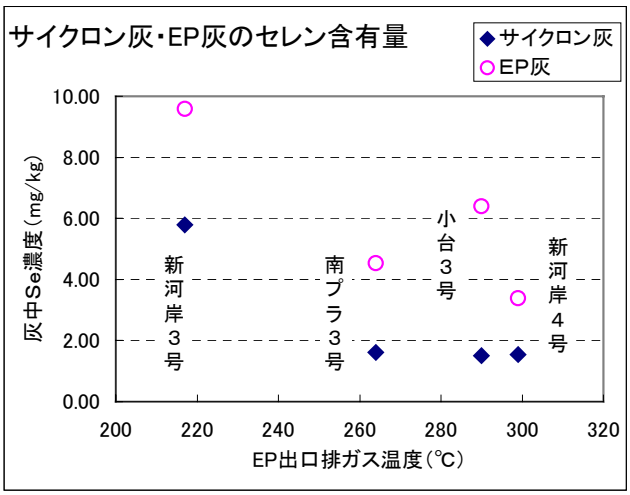
平成13年9月に1日1回灰を採取し、連続5日間の灰を混合した物を分析。集塵温度は5日間の平均温度。











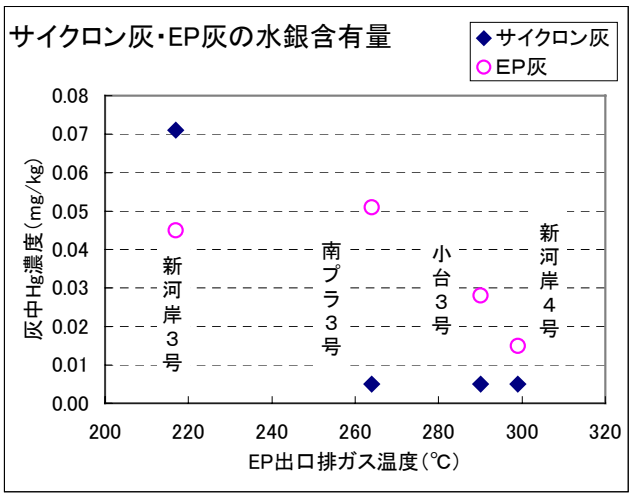


図３　集塵機出口温度とサイクロン灰・電気集塵機灰の有害金属等濃度

また、水銀についても集塵装置で捕捉されなかったものは、排ガス洗浄の段階で大部分が洗浄排水に移行する事例が尾崎、森田ら[1)]によって報告されている。

水銀蒸気圧を表６に示した。357℃以上では水銀蒸気圧は大気圧以上となり全量気化している。温度が下がるにつれて水銀の蒸気圧が低下し水銀が凝縮していく。排ガス温度の低い集塵装置ではこのように水銀の凝縮が起きている。したがって焼却灰の水銀含有量を減少させるには集塵温度を高く保つ必要がある。図３（水銀）、及び過去のデータから推定す

ると、二酸化セレンの気化温度 317℃近辺まで上昇させれば十分と考える。

表６　水銀の蒸気圧

温度	357℃	323℃	291℃	262℃	205℃
蒸気圧 mmHg	760	400	200	100	20

化学便覧（丸善（株）昭和４１年発行）より

５．集塵装置の耐熱温度

流動床炉焼却灰のセレン、水銀濃度は、集塵装置の排ガス温度を 317℃近辺まで上昇することにより大幅に削減できることがわかったが、現状の集塵装置で対応できるか検討した。耐熱温度に関しては、電気集塵機、セラミックフィルターは 317℃程度ならば部品の一部変更で対応できる。ただし、現在のセラミックフィルターは 250℃で設計されているので、317℃まで上昇させると排ガス量が増加（13%）し、同時に排ガス粘度も上昇するので、ろ過抵抗の増加による寿命の低下などの影響が考えられる。

一方、バグフィルターについては区部では平成１３年度現在、４基の焼却炉に装備されているが、ろ布（ガラス繊維+テフロン膜）の耐熱温度は 220℃と低い。耐熱ろ布（無機繊維、耐熱 490℃）も販売されているが、もとの設計温度が 200℃であるので排ガス量増、粘度増によるろ過抵抗の増加から耐熱ろ布への交換は不可能である。したがってバグフィルターについては現状の 200℃で運転していかざるをえない。

電気集塵機、セラミックフィルターについては 317℃近辺まで耐えられるが、その昇温方法としては、白煙防止装置への熱交換量を減少させる方法、及び廃熱ボイラー（汚泥乾燥用、発電用）への熱交換量を減少させる方法が考えられる。

以上､耐熱温度から検討してきたが､実際に集塵温度を上昇するには誘引ファンの能力、廃熱ボイラーの熱量調整等、装置上の限界がある。今後は、昇温による焼却灰のセレン・水銀埋立判定基準遵守と、昇温による経済的負担等を比較検討していく必要がある。

６．有害金属等の灰からの溶出率と溶出防止対策

焼却灰を埋め立てるときの有害物質の判定基準は､焼却灰に 10 倍量の純水を加えて振とうし、水に抽出される有害物質の濃度で決められる。この試験方法を溶出試験という。当局では焼却灰の埋立にあたっては、セメント、水と混練りし有害物質の溶出防止を図っているので埋立焼却灰が判定基準を超過したことはない。しかし、混練りせずに焼却灰単独で溶出試験を行うと、焼却灰の１～２割が判定基準を超過する（表７参照)。

過去４年間の焼却灰単独の溶出試験結果では、鉛、カドミウムについては埋立判定基準の 1/10 以下の濃度であり、今後も超過することはないと考えられる。表７において、セレンは 13 年度になってから基準超過が増えている。この原因は、バグフィルターを装備した焼却炉の稼働数が増加したことによる。13 年度になって水銀が超過しているが、これもバグフィルターで集塵した焼却灰である。

判定基準を超過したセレン、ヒ素、水銀、６価クロムについて、焼却灰含有量と溶出試験測定値の関係を比較した（図４)。また溶出試験において、焼却灰からから水に溶出する割合（溶出率）と溶出液ｐＨ の関係を求めた。溶出率は溶出試験の溶出物質量を灰中の含有量で除して算出した。その結果を図５に示す。

表７　焼却灰単独の溶出試験で判定基準を超過した有害物質　　単位 mg/l

	セレン	ヒ素	水銀	６価クロム
H10 年度 31 検体分析	新河岸　0.31	葛西　0.33、0.36、0.33 東プラ　0.44、0.44		砂町多段 14.5、4.98
H11 年度 46 検体分析	東プラ　0.61	東プラ　0.46		砂町多段 2.06、 3.74、10.19
H12 年度 42 検体分析	新河岸　0.53	葛西　0.38		砂町多段　7.44
H13 年度 37 検体分析	葛西　0.51、1.06 東プラ 0.58、0.53、0.37	葛西　0.39	東プラ 0.0067	
判定基準	0.3	0.3	0.005	1.5

各処理場の焼却灰１検体を年６回分析。多段は多段炉(石灰系汚泥)、それ以外は流動床炉(高分子系汚泥)。

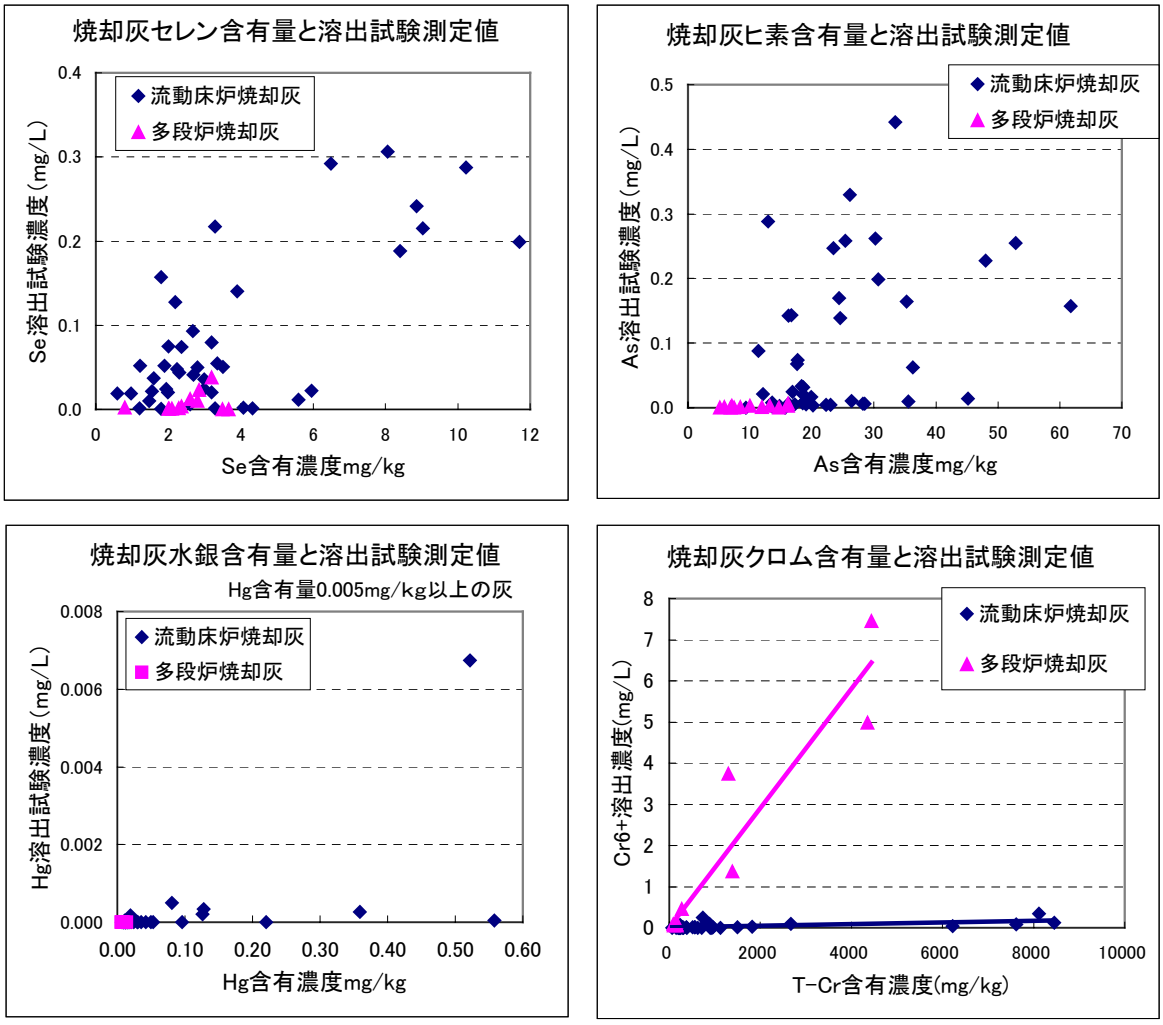
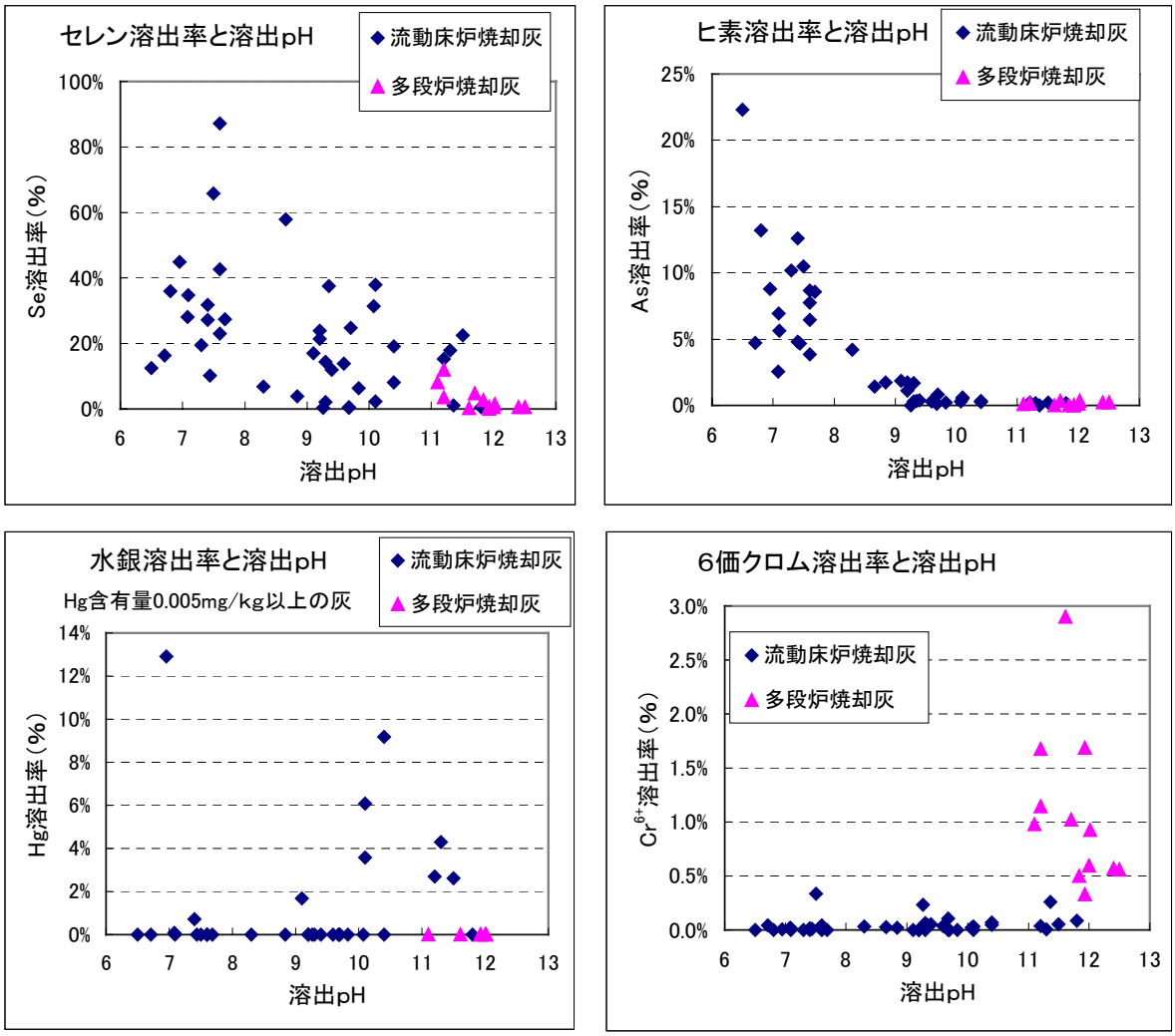


図４　焼却灰の有害物質含有量と溶出試験測定値（H10～13 年度）



溶出試験における溶出率（%）＝溶出した有害物質量／焼却灰中の有害物質量×100

図５　焼却灰中有害物質の水溶液への溶出率（H10～13 年度）

図４，図５では流動床炉と多段炉の焼却灰を色分けして示した。流動床炉では高分子系汚泥を焼却しており、多段炉では石灰系汚泥（塩化第二鉄と石灰で脱水した汚泥）を焼却している。多段炉の焼却灰は流動床炉のように集塵装置で捕集するのではなく、多段炉下部に落下したものを収集する。

６．１　セレンの溶出率と溶出防止対策

図４（セレン）の流動床炉焼却灰は、セレン含有濃度 6mg/kg 以上では溶出試験測定値が 0.2mg/L 以上となり、埋立判定基準 0.3mg/L を超えるおそれがある。多段炉ではセレン含有量、溶出試験濃度は共に低い。

図５のセレン溶出率は他の有害物質よりも高く、セレンは非常に溶出しやすいことがわかる。溶出率は、溶出液ｐＨの影響を受けており ｐＨ７～8 近辺では 10%から 90%が溶出しているが、ｐＨの上昇とともに溶出率は低下している。多段炉は溶出液ｐＨが高いので溶出率が低いことがわかる。

セレンの溶出防止をはかる手段としては、焼却灰含有量を減らすために①焼却灰を 317℃近辺で集塵し、ガス化したセレンが灰に付着する前に集塵する方法が有効である。ただし、バグフィルターのように 200℃で集塵しなければならない場合はこの方法がとれな

いので、②焼却灰に石灰またはセメントを添加して溶出試験時のｐＨ を上昇させることによって、セレン溶出を防止することができる。当局施設管理部の平成 13 年度調査結果[4)]によると、焼却灰をセメント、水と混練りすることにより溶出率を低下させることができると報告されている。バグフィルター焼却灰のセレン濃度は常に高いので、埋立に際してはセメント、水との混練りが不可欠である。

この他にセレンに関する情報としては、石灰系脱水汚泥を焼却した場合は、セレンが気化せずに焼却灰にそのまま残留することが、尾崎、森田ら[1)]、によって報告されている。セレンが気化せずに焼却灰に残留するとしても、図４，図５の溶出試験濃度、溶出率で見る限り石灰系汚泥を焼却している多段炉焼却灰はセレンをほとんど溶出しないので問題になることはない。

６．２　ヒ素の溶出率と溶出防止対策

図４（ヒ素）において多段炉焼却灰は溶出試験でまったくヒ素を溶出しない。これは図５（ヒ素）を見れば、多段炉焼却灰は溶出液ｐＨが高いので溶出率が 0%になっていることがわかる。流動床炉焼却灰では埋立判定基準 0.3mg/L を超える場合がある（図４）。

ヒ素の凝縮温度は 613℃、三酸化二ヒ素は 465℃と高いので流動床炉の集塵温度調整で含有量を低下させることはできない。しかし、ヒ素は溶出時のｐＨ９以上ではほとんど溶出しない（図５）。これを利用して、溶出防止対策としては、①焼却灰に石灰を添加する方法、②焼却灰をセメント、水と混練りする方法が考えられる。現在、当局では混練り方法を採用し焼却灰の埋立を行っている。ヒ素の場合はセレンよりも溶出抑制されるｐＨ が低いので、セレンの溶出防止対策である石灰またはセメント添加によって同時にヒ素も抑制できる。

ヒ素溶出対策として石灰の添加場所を汚泥濃縮又は汚泥脱水工程で行う方法も考えられる。添加した石灰が焼却灰に移行し、溶出ｐＨを上昇させることを期待した方法である。ただし、濃縮汚泥中のリン酸と石灰が結合してリン酸カルシウムとして焼却灰に移行すると、リン酸によって焼却灰溶出ｐＨがそれほど上昇しないことも予測されるので、汚泥に石灰を添加する方法は事前に調査が必要である。

６．３　水銀の溶出率と溶出防止対策

図４，図５を見ると、多段炉焼却灰は水銀含有濃度が低く、溶出率も 0%であることから全く問題がない。

一方、流動床炉焼却灰については、図４の Hg 焼却灰含有濃度が 0.2mg/kg 以上の４検体は全てバグフィルターで捕集した焼却灰である。その中の１検体だけは溶出試験濃度が埋立判定基準 0.005mg/L を超えている。バグフィルター焼却灰は水銀含有濃度が高いことは確かであるが、それが溶出するかどうかはまだ測定回数が少ないのでよくわからない。図５を見ると水銀の溶出率は溶出ｐＨには関係しないようである。流動床炉焼却灰は溶出率最大 13%とかなり溶出することから焼却灰の含有量を抑える必要がある。それには集塵温度をセレン対策と同じ 317℃近辺まで上昇して、水銀の灰への付着を抑制しなければならない。昇温できないバグフィルターの焼却灰に対しては、当面、濃度の低い他の焼却灰と混合し変動の安定化を図る方法が考えられる。

図２のところで説明したように、処理場によって脱水ケーキの水銀濃度が大きく異なることから原因となる事業場を探して指導することも重要である。

６．４　６価クロムの溶出率と溶出防止対策

図４で焼却灰の T-Cr 含有濃度と Cr6+溶出濃度の関係を見ると、両者に相関があること

がわかる。石灰系汚泥を焼却している多段炉焼却灰は溶出しやすく、埋立判定基準 1.5mg/L を超えることがある。一方、流動床炉焼却灰は判定基準よりも低い値である。図５の溶出率を見ても多段炉焼却灰は溶出率が高く、流動床炉焼却灰はｐＨ にかかわらず溶出率が低いことがわかる。なお、Cr6+溶出率は、溶出試験で水に溶出した６価クロム量を、もともと焼却灰に含まれていたクロム量で除したものである。

表７の焼却灰単独溶出試験で６価クロム判定基準を超過しているのは、クロム含有量の多い砂町汚泥を多段炉で焼却した場合だけである。南プラ（南部スラッジプラント）の多段炉も石灰系汚泥を焼却しているが、汚泥のクロム含有量が砂町の 1/10 と低いので判定基準を超えたことはない。なお、実際の砂町焼却灰埋立にあたっては、森ヶ崎脱水ケーキ、セメント、水と混練りしており、埋立判定基準を超過したことはない。また、砂町多段炉は平成１２年度で使用を終了しているので、今後判定基準を超過することはないと思われる。

流動床炉焼却灰では６価クロム溶出率が最大 0.4％以下と低いが、クロム含有量の高い東プラ焼却灰（平均 3411mg/kg）では今後とも監視していかなければならない。東プラ焼却灰の埋め立てにあたっては、クロム濃度の低い他処理場の焼却灰と混合して平均化をはかる方法が有効である。

また、ヒ素、セレン対策でセメントを使用する場合には、セメントに元来含まれている６価クロムによって６価クロム溶出量が増加しないように注意が必要である。

水銀と同様にクロムについても事業場の規制指導が根本的解決策であることは変わりない。

７．まとめ

(1) 流動床炉において脱水ケーキ（高分子系汚泥）とその焼却灰とに含有される有害金属等の量を比較することによって、脱水ケーキから焼却灰への有害金属等移行率を求めた。その結果、鉛、ヒ素、クロム、カドミウムは大部分が焼却灰に移行し、セレンは処理場によって 25～46％が移行し、水銀はわずか 0.3～3.4％が焼却灰に移行していた。

(2) 流動床炉において焼却灰に移行した有害金属等は、集塵装置で焼却灰とともに捕捉されたものである。有害金属等の集塵装置捕捉率は、金属等の気化温度と深く関係することがわかった。捕捉率が高い鉛、ヒ素、クロム、カドミウムは、気化温度が高く集塵装置の中ではガス化していないと推定される。捕捉率が低いセレン、水銀は集塵装置で一部ガス化していると考えた。

(3) 流動床炉集塵装置の排ガス温度が異なる新河岸３号炉（EP 出口 217℃）と新河岸４号炉（EP 出口 299℃）の焼却灰を比較したところ、集塵温度が低い３号炉焼却灰はセレン濃度が約３倍に上昇しており、水銀濃度はサイクロン灰が７倍、EP 灰が３倍に上昇していた。これは気化していたセレン、水銀が温度低下により灰表面に凝縮したと考えた。この結果から、集塵温度を二酸化セレンの気化温度（317℃）近辺まで上昇することによりのセレン、水銀の焼却灰含有量を減少できると推測した。

(4) 流動床炉集塵装置のうち、電気集塵機及びセラミックフィルターについては耐熱温度だけから判断すると二酸化セレン気化温度（317℃）近辺まで上昇することは可能である。一方、バグフィルターは現状の 200℃で運転せざるを得ない。

(5) 流動床炉及び多段炉の焼却灰単独溶出試験において過去４年間に判定基準を超過し

た項目は、流動床炉焼却灰ではセレン、ヒ素、水銀であり、多段炉焼却灰では６価クロムであった。鉛、カドミウムは両焼却灰とも判定基準の 1/10 以下の濃度であった。焼却灰含有有害金属等が溶出試験で溶出する割合は、含有量に対して最大値でセレン 90%（流動床炉焼却灰)、ヒ素 23%（流動床炉焼却灰)、水銀 13%（流動床炉焼却灰)、６価クロム 3%（多段炉焼却灰）であった。

(6) 流動床炉焼却灰からのセレン溶出防止対策としては、①電気集塵機、及びセラミックフィルターは集塵温度を二酸化セレン気化温度（317℃）近辺に上昇する、②バグフィルターの焼却灰はセメント、水と混練りし、溶出防止を図る方法がある。

(7) 流動床炉焼却灰からの水銀溶出防止対策としては、①電気集塵機、及びセラミックフィルターは集塵温度を二酸化セレン気化温度（317℃）近辺に上昇する、②バグフィルターの焼却灰に対しては効果的な方法はなく、濃度の低い他の焼却灰と混合し変動の安定化を図るしかない。

(8) 流動床炉焼却灰からのヒ素溶出防止対策としては、当局区部で実施しているセメント、水との混練りが有効である。

(9) 焼却灰からの６価クロム溶出に関しては、石灰系汚泥を多段炉で焼却した灰は溶出率が高く、高分子系汚泥を流動床炉で焼却した灰は溶出が少ない。クロム含有量の多い砂町、東プラ汚泥は現在、高分子凝集剤で脱水し流動床炉で焼却しているので、溶出試験で判定基準を超過することはないと考えられるが、今後とも監視していかなければならない。砂町、東プラ焼却灰の埋め立てにあたっては、クロム濃度の低い他処理場の焼却灰と混合して平均化をはかる方法が有効である。

【参考文献】

1) 尾崎、森田ら（土木研究所):「下水汚泥処理過程における重金属等有害物質の制御技術に関する研究」平成 10、11，12 年度下水道関係調査研究年次報告集

2) 市川勝巳ら（横須賀市):「汚泥流動焼却におけるセレンの挙動およびその抑制方法について」平成９年度第 34 回下水道研究発表会講演集

3) 篠塚重喜ら（町田市):「下水汚泥の焼却灰に検出されるセレンについて」平成９年度第 34 回下水道研究発表会講演集

4) 宮島潔ら（東京都):「焼却灰からの有害物質溶出防止に関する調査」東京都下水道局技術調査年報－2002－

７－１　粒度調整処理した汚泥焼却灰に関する調査

計画調整部技術開発課　山田　信夫

１．調査の概要

本調査は、汚泥の全量リサイクルによるゼロエミッション達成のため、資源化メニュー拡大の可能性を検討することを目的に、セメント及びベントナイトの代替として粒度調整処理した焼却灰を配合したセメントミルクの性能を、室内試験、屋外試験及びフィールド試験により確認したものである。

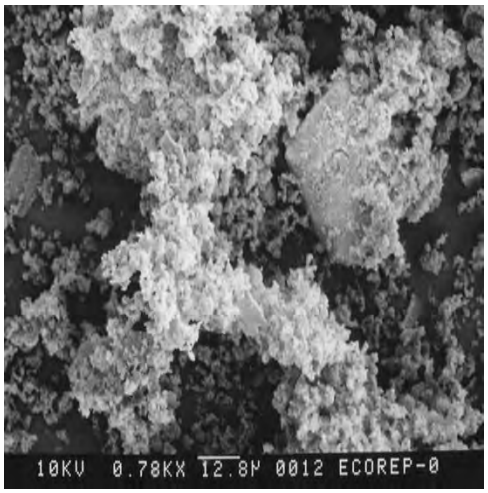
２．これまでの研究成果

２．１　粒度調整処理

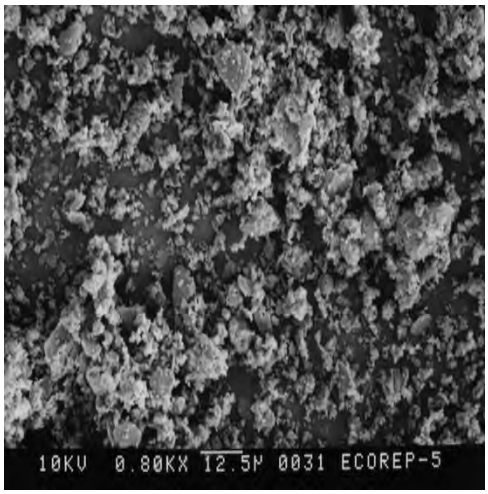
通常、焼却灰の粒径分布は、主に団粒（焼却灰が結合してできた粒子）の大きさや数量の程度により影響を受けると考えられる。この団粒は、焼却灰をコンクリート材料として利用する場合、コンクリートの均一な練り混ぜの妨げとなる。また、焼却灰を焼成製品化する場合、成形性、焼成品の強度、焼成温度、収縮率等に影響する。

このため、焼却灰の団粒を粉砕機で処理して、材料としての特性を改善することを検討してきた。団粒のある焼却灰及び団粒を粉砕処理した焼却灰の電子顕微鏡写真を図１に、粉砕処理による粒度分布の変化例を表２に示す。

処理前の灰は、大部分が鱗片状やガラス破片状であり、大小の粒子が団粒状態となっているが、処理後は、団粒部分が粉砕され粒子の角がとれた丸みを帯びた形状となっている。



粉砕処理前の焼却灰



粉砕処理後の焼却灰

図１　粉砕処理前後の焼却灰の電子顕微鏡写真

表１　粉砕処理による物理特性の変化例

（単位：μm）

		未処理	粉砕処理
粒度分布	１０%径	2.21	1.69
	５０%径	6.50	3.74
	９０%径	92.39	9.62
	最大径	296	26.2
	最小径	1.1	0.9
安息角（°）		49	43～45

粉砕処理により、最大径及び90%径が大幅に小さくなるなど、団粒が解消されて全体的に小さく整った粒度分布となった。また、粉砕処理による焼却灰の形状や粒度分布の変化により、流動性に係る安息角が5°程度小さくなり材料としての流動性が改善されている。

２．２　粘土材料としての位置づけ

焼却灰は、次のような化学的特性を有している。

- 二酸化ケイ素、酸化アルミニウム等が主成分で、水に対して不溶・安定である。
- 可溶性珪酸（シリカ）が多量に含まれており、アルカリ環境下では可溶性のイオン（非晶質シリカ）が溶出する。
- 塩類に対して安定であり、海水中でも不活性である。
- 表面は撥水性がなく、水中への粒子の分散性が良好である。

焼却灰の粉砕処理前後の粒度分布は、市販の粘土材料と比較しても同等以上の粒度分布を有している。粘土材料は、粒子が微細なものほど良好な製品であるとされており、粉砕処理により団粒部分を解消した焼却灰は、既存の粘土材料より微細であるため、優れた粘土材料となり得る。資源化に当たっては、団粒部分の粉砕処理に加え、ふるい分けにより使用用途に合わせた粒度分布に調整することで、より効果的な利用が可能となる。ここでは、焼却灰の粉砕処理とふるい分け処理をあわせて「粒度調整処理」と呼び、粒度調整処理した焼却灰を「粒度調整灰」とする。便宜上、90%粒径が17.8μm以下のものを微粉、82.9μm以下のものを粗粉と区分する。粗粉は、ベントナイトとの混合使用とし、微粉は、基本的に単体使用とする。

２．３　土木材料としての使用用途

粒度調整灰の使用用途として、以下が考えられる。

(1)セメントミルク混合剤

ベントナイトと混合し、ベントナイトとして使用する。

・既成杭周固定液、先端根固め液としての使用

・ソイルミキシング地中連続壁等におけるセメントミルク分離防止材としての使用

が考えられ、セメント使用量、セメントミルク総使用量の削減の他、ブリージングの減少、粘度・強度の増加などの混和材効果が期待できる。

(2)現場打ち杭等の掘削面安定液材料

ベントナイト及び増粘剤と混合し、安定液の加重材や造壁補助材として、比重の確保や耐凝集イオン性の付加が期待できる。

(3)シールド・推進等の裏込め材料

ベントナイトと混合し、工事用粘土として使用する。

(4)コンクリート材料

焼却灰単独で細骨材（砂）の代替として使用する。

粒度調整処理により粒状性が改善されたため、コンクリートの均一な混練りが可能となる一方、セメントと置換え使用することで、セメント量の削減が可能となる。

３．実験概要

３．１　調査対象

本調査は、中堀拡大工法や高圧噴射撹拌杭工法等におけるセメントミルクに粒度調整灰を混入して利用する場合の配合率や施工性、コンクリート強度や地中での出来型形状等について実施した。

３．２　室内試験

通常のセメントミルクと粒度調整灰を単体及びベントナイトと混合使用した場合のセメントミルクの物理特性を比較、検討した。

(1)材料特性（混練り試験）

・粘度試験
・フロー値試験
・ブリージング試験
・比重測定

試験方法の概要を以下に示す。

○フロー値試験

プレパクトフローコーン（P Funnel）容量 1725ml の流下時間を秒により表示。

○24 時間後のブリージング試験

土木学会仕様の PC グラウトブリージング率測定用ポリエチン製袋(寸法＝長:550mm, 径：50mm, 厚：0.05mm）を使用する。本袋に試料を適当量充填し、24 時間後の全長と遊離水部の長さを計測し、遊離水部／全長×100（%）で表示。

○見掛け粘度,降伏値

見掛け粘土は、流動性のよし悪しを判断するための指標となる。降伏値はブリージングの発生度合いや内部分離の有無を判断するための指標となる。

測定は、フアン VG メーターMode135SA（Fann Instrument Company 製）を用いて、600rpm と 300rpm の値を読み取り、見掛け粘度と降伏値を算出する。

見掛け粘度＝600rpm の読み×0.5(Cp)

降伏値＝2×300rpm の読み－600rpm の読み

図２　フロー試験装置

図３　見掛け粘度、降伏値試験装置

(2)強度

一軸圧縮強度試験

３．３　屋外試験１（セメントミルク噴出試験）

高圧噴射口を持つ特殊ヘッドを用いて、焼却灰混合セメントミルクを空中噴出し、以下を確認した。

(1)材料特性（混練り試験）

・粘度試験
・フロー値試験
・ブリージング試験
・比重測定

(2)噴出量・噴出圧力

(3)施工性

３．４　屋外試験２（人工地盤による球根築造）

砂及び礫による人工地盤に焼却灰を配合したセメントミルクによる球根を築造し、以下を確認した。

(1)材料特性（混練り試験）

・粘度試験
・フロー値試験
・ブリージング試験
・比重測定

(2)形状確認　球根を掘り出して、形状・寸法を確認

(3)強度　　養生後、コアを採取し、一軸圧縮強度試験を実施

(4)溶出試験　タンクリーチング試験

３．５　フィールド試験（中川残土プラント基礎杭工事における先端根固工）

中川残土プラントの杭工事において、中堀先端根固め箇所に焼却灰混入のセメントミルクを使用し、以下を確認した。

(1)材料特性（混練り試験）

・粘度試験
・フロー値試験
・ブリージング試験
・比重測定

(2)強度発現の確認　サンプルの一軸圧縮強度試験

(3)溶出試験　　タンクリーチング試験及び平成３年環境庁告示第４６号

(4)総合的な確認　　施工性等、根固め材料としての総合的な適用性の確認

４．試験結果

調査で使用した粒度調整灰の種類及びベントナイトとの混合率による各材料を下記のとおり表記する。

・微粉　〔90％粒径　17.8μｍ〕
・粗粉　〔90％粒径　82.9μｍ〕
・原粉　〔90％粒径　84.9μｍ〕
・粗ベ１（粗粉 50％+ベントナイト 50％）

・粗ベ２（粗粉 80%+ベントナイト 20%）
・微ベ１（微粉 50%+ベントナイト 50%）
・微ベ２（微粉 80%+ベントナイト 20%）

４．１　室内試験

４．１．１　配合種類

標準のセメント量に対し 5～30%の範囲で粒度調整灰を置換えた（以下「置換率」）。また、セメントミルクと現場の土の混合を想定し、砂及び礫を各配合重量に対して 25%混合した。室内試験配合状況を表２及び３に示す。表２の斜線部は作液できないものを示す。

表２　室内試験配合状況(1)

焼却灰の種類	置換率(%)				
	0	5	10	20	30
――――	○	－	－	－	－
微　　粉	－	○	○	○	○
粗　　粉	－	○	○	○	○
原　　粉	－	○	○	○	○
粗ベ 1	－	○	○	○	○
粗ベ 2	－	○	○	○	○
微ベ 1	－	○’	－	－	－
微ベ 2	－	○’	○’	○’	－

表３　室内試験配合状況(2)

材料の種類	置換量(%)		
	0	5	20
―――（砂）	○	－	－
粗粉（砂）	－	○	○
粗ベ 2（砂）	－	○	○
粗ベ 2（礫）	－	－	○

４．１．２　室内試験結果

材料特性試験及び強度試験結果を表に示す。表には、一連の試験過程において追加された配合も含んでいる。また、室内試験結果を表４に、図化したものを図４～８に示す。

室内試験の結果から以下の傾向が見られた。

(1) 焼却灰を添加することにより、ブリージングが減少する傾向が見られた。
(2) ベントナイトについては、更にその傾向が強い。
(3) 焼却灰、ベントナイトの添加により、粘性が増加している。
(4) ベントナイト５０％－焼却灰５０％のものは、ほとんどのものが作液不能だった。
(5) 微粉については、概ね良い特性が確認できた。
(6) 焼却灰の添加により強度が上がる傾向は見られたが、焼却灰３０％配合のものは練り上がらないものが多く、強度的に不安定であった。
(7) 焼却灰２０％以下の配合は、強度も確保できた。

表４　試験結果一覧表

No.	水量 (kg)	固化材 (kg)	焼却灰種類	焼却灰量 (kg)	ベントナイト量 (kg)	砂量 (kg)	礫量 (kg)	FBM 600 rpm	FBM 300 rpm	見掛け粘度	降伏値	フロー値	比重	ブリージング率 (%)	28日圧縮強度 (kgf/cm^2)
1	700	1000	－	－	－	－	－	39.0	21.0	19.5	3.0	9.2	1.672	12.8	382.7
2	700	950	微粉	50	－	－	－	47.5	26.0	23.8	4.5	9.5	1.665	11.5	409.2
3	700	900	微粉	100	－	－	－	57.0	32.5	28.5	8.0	9.9	1.660	8.6	389.8
追	700	850	微粉	150	－	－	－	61.5	36.0	30.8	10.5	10.2	1.655	6.6	340.8
4	700	800	微粉	200	－	－	－	99.5	60.0	49.8	20.5	11.0	1.649	3.7	431.6
5	700	700	微粉	300	－	－	－	184.0	117.0	92.0	50.0	14.2	1.639	3.6	225.5
6	700	950	粗粉	50	－	－	－	46.0	24.0	23.0	2.0	9.5	1.665	13.8	407.1
7	700	900	粗粉	100	－	－	－	60.5	34.5	30.3	8.5	9.7	1.660	11.7	382.7
追	700	850	粗粉	150	－	－	－	74.5	43.0	37.3	11.5	10.3	1.655	8.5	299.0
8	700	800	粗粉	200	－	－	－	104.5	61.0	52.3	17.5	10.6	1.649	9.8	416.3
9	700	700	粗粉	300	－	－	－	178.0	122.0	89.0	33.0	13.4	1.639	9.7	258.2
10	700	950	原粉	50	－	－	－	47.5	25.0	23.8	2.5	9.4	1.665	11.4	365.3
11	700	900	原粉	100	－	－	－	57.0	30.0	28.5	3.0	9.9	1.660	10.1	431.6
追	700	850	原粉	150	－	－	－	72.0	37.5	36.0	3.0	10.2	1.655	9.9	337.8
12	700	800	原粉	200	－	－	－	92.0	49.5	46.0	7.0	10.6	1.649	7.2	344.9
13	700	700	原粉	300	－	－	－	164.0	93.0	82.0	22.0	12.3	1.639	4.8	352.0
14	700	950	粗粉	25	25	－	－	89.0	75.0	44.5	61.0	11.4	1.665	2.0	311.2
18	700	950	粗粉	40	10	－	－	54.0	30.5	27.0	7.0	9.8	1.665	7.5	315.3
19	700	900	粗粉	80	20	－	－	72.0	48.5	36.0	25.0	10.4	1.660	4.6	336.7
20	700	800	粗粉	160	40	－	－	142.0	115.0	71.0	88.0	15.1	1.649	1.3	312.2
26	700	950	微粉	40	10	－	－	58.0	33.5	29.0	9.0	9.8	1.665	5.8	308.2
27	700	900	微粉	80	20	－	－	85.0	58.5	42.5	32.0	10.9	1.660	3.8	344.9
28	700	800	微粉	160	40	－	－	169.0	118.0	84.5	67.0	19.1	1.649	2.5	331.0
S1	525	750	－	－	－	660	－	－	－	－	－	9.7	－	15.5	510.2
S2	525	715	粗粉	36	－	663	－	－	－	－	－	10.1	－	13.6	519.4
S3	525	602	粗粉	151	－	671	－	－	－	－	－	12.7	－	7.0	446.9
S4	525	715	粗粉	29	7	663	－	－	－	－	－	10.4	－	5.5	374.5
S5	525	602	粗粉	121	30	671	－	－	－	－	－	24.5	－	2.0	317.3
R5	525	602	粗粉	121	30	－	671	－	－	－	－	－	－	2.3	183.7

※　追は、噴出試験の際に、追加したものである。

No.22～25は、欠番である。

FBMの単位：$lbs/100ft^2$

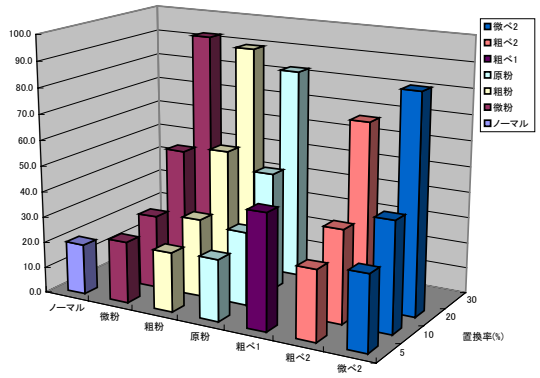


図４見掛け粘度

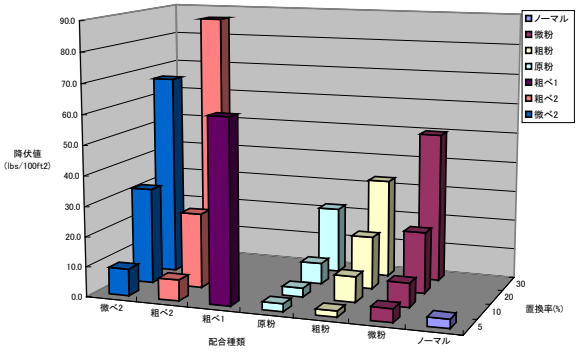
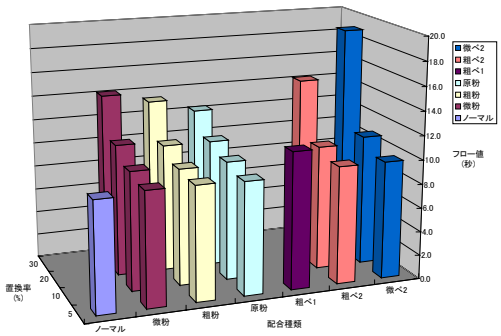


図５　降伏値



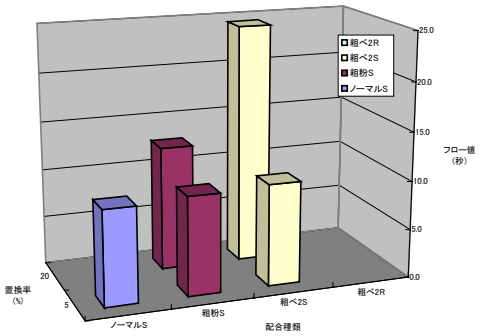
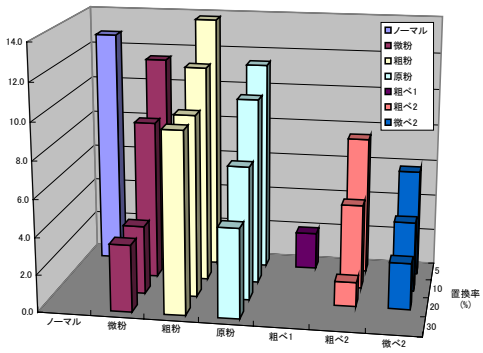


図６　フロー値



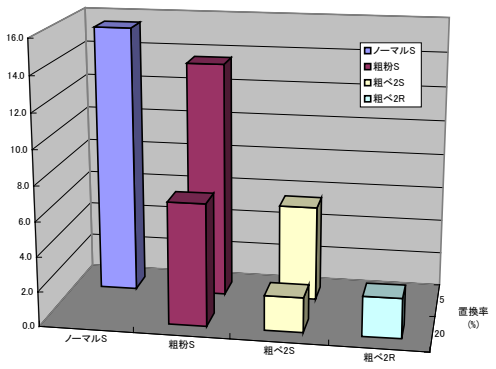


図７　ブリージング率

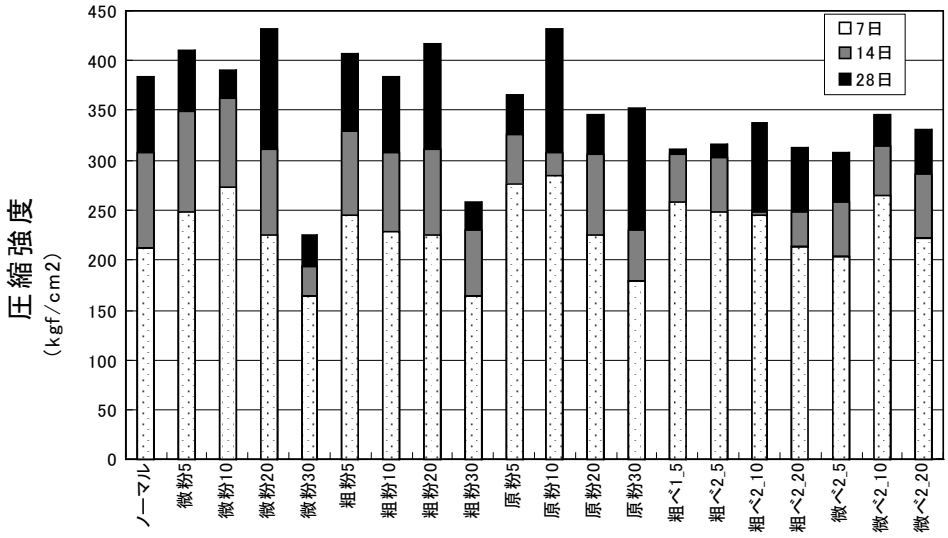


図８　圧縮強度（１）

４．２　屋外試験１（セメントミルク噴出試験）

４．２．１　試験方法

杭打機に先端根固め用の特殊ヘッドを吊下げ、粒度調整灰を混合したセメントミルクを空気中に噴出させ、セメントミルクの噴出圧力及び流量を記録する。吐出圧力は、18Mpa及び20MPaの２段階に変化させ、各２分以上の噴出時間をとった。

表５　使用機械

名　　称	仕　　様	数　量
杭打機	三点式杭打機 D508 クラス	１基
オーガ駆動装置	D-80H(改)	１式
スパイラルオーガ	特殊ヘッド付スパイラルオーガ(φ450 用)	１式
発電機	250KVA	１台
ミルクプラント	ミキサ　500L×2 槽、高圧ポンプ(200kg/cm^2)	１台
バックホウ	0.45m^3	１台
スラッシュタンク		

表６　ヘッドの仕様

ヘッド径 (㎜)	ノズル径 (㎜)
260	φ3.2

表７　測定項目および規準値

測定項目	基準値
吐出圧力	18(Mpa) 以上
セメントミルク流量	90(l/min) 以上

４．２．２　配合種類

粒度調整灰のセメントとの置換え率は、室内試験結果でセメントと同等以上の品質を確認できた20%以下とする。ベントナイトは、作液可能な配合とした。また、微べ1、微べ2の配合を追加した。調査に使用した配合状況を表８に示す。

表８　噴出試験配合状況

焼却灰の種類	置換量(%)				
	0	5	10	20	30
――――	○	－	－	－	－
微　　粉	－	○	○	○	－
粗　　粉	－	○	○	○	－
原　　粉	－	○	○	○	－
粗べ１	－	○	－	－	－
粗べ２	－	○	○	○	－
微べ１	－	○’	－	－	－
微べ２	－	○’	○’	○’	－

４．２．３　液性特性値試験結果

噴出試験配合の液性特性値試験結果を表９に示す。

表９　液性特性値試験結果

No.	水量 (kg)	固化材 (kg)	焼却灰種類	焼却灰量 (kg)	ﾍﾞﾝﾄﾅｲﾄ量 (kg)	FBM 600 rpm	FBM 300 rpm	見掛粘度	降伏値 (lbs/100ft²)	フロー値	実比重	計算比重	ﾌﾞﾘｰｼﾞﾝｸﾞ率 (%)
1	700	1000	－	－	－	56	34	28.0	12.0	9.9	1.660	1.672	13.3
2	700	950	微粉	50	－	55	33	27.5	11.0	9.6	1.670	1.665	7.3
3	700	900	微粉	100	－	65	42	32.5	19.0	9.9	1.645	1.660	5.2
4	700	800	微粉	200	－	125	81	62.5	37.0	11.9	1.695	1.649	1.7
6	700	950	粗粉	50	－	68	39	34.0	10.0	10.0	1.705	1.665	9.7
7	700	900	粗粉	100	－	84	46	42.0	8.0	10.5	1.670	1.660	9.5
8	700	800	粗粉	200	－	187	104	93.5	21.0	13.3	1.675	1.649	7.2
10	700	950	原粉	50	－	46	26	23.0	6.0	9.2	1.665	1.665	10.6
11	700	900	原粉	100	－	57	33	28.5	9.0	9.5	1.660	1.660	9.2
12	700	800	原粉	200	－	137	78	68.5	19.0	11.1	1.685	1.649	7.2
14	700	950	粗ﾍﾞ 1	25	25	155	112	77.5	69.0	∞	1.665	1.665	0.0
18	700	950	粗ﾍﾞ 2	40	10	60	43	30.0	26.0	10.3	1.630	1.665	3.4
19	700	900	粗ﾍﾞ 2	80	20	147	110	73.5	73.0	60.0	1.725	1.660	0.0
20	700	800	粗ﾍﾞ 2	160	40	－	－	－	－	－	－	－	－
21	700	950	微ﾍﾞ 1	25	25	163	132	81.5	101.0	∞	1.760	1.665	0.0
24	700	950	微ﾍﾞ 2	40	10	94	73	47.0	52.0	11.8	1.670	1.665	1.7
25	700	900	微ﾍﾞ 2	80	20	132	103	66.0	74.0	21.6	1.690	1.660	1.1
26	700	800	微ﾍﾞ 2	160	40	－	－	－	－	－	－	－	－

FBM の単位：lbs/100ft²

４．２．４　噴出圧力と流量

各配合状況での噴出圧力と流量の計測結果を図６に示す。噴出圧力に係わらず、規定噴出量の 90～100L/分を安定して維持できた。

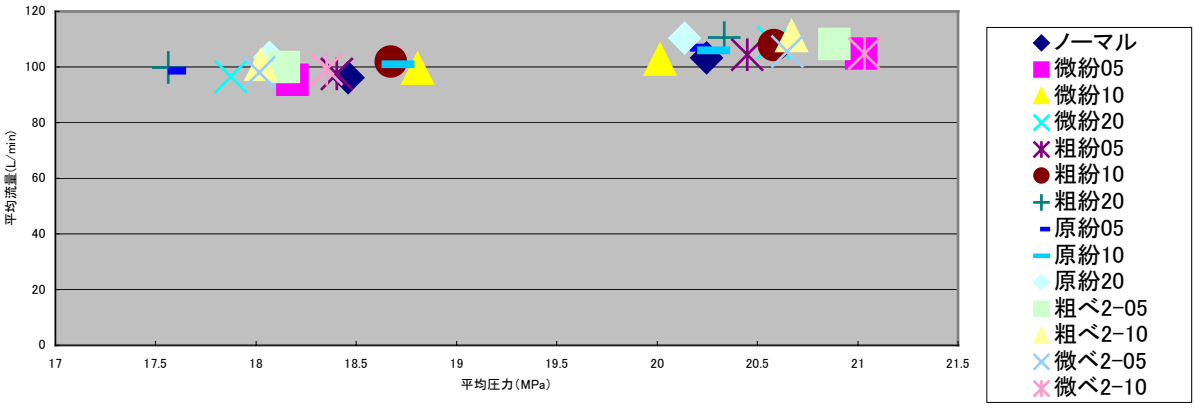


図９　噴出圧力と流量

４．２．５　施工性評価

施工性（作業性）についての評価を表７に示す。原粉及び粒度調整灰を単体で使用しか

つ置換率 5%及び 10%の施工性が優れていると判断された。

表１０　施工性試験結果

焼却灰の種類	置換率(%)				
	0	5	10	20	30
――――	◎	―	―	―	―
微　　粉	―	◎	◎	△	―
粗　　粉	―	◎	○	△	―
原　　粉	―	◎	◎	△	―
粗ベ 1	―	×	―	―	―
粗ベ 2	―	△	△	×	―
微ベ 1	―	×	―	―	―
微ベ 2	―	△	△	×	―

※　×は噴出を行なわなかったものである。

図１０　セメントミルク噴出状況(先端)

図１１　セメントミルク噴出状況

４．２．６　試験結果

18MPa、20MPa の吐出圧では、ほとんど規定の吐出量（90～100ℓ/分）を確保できた。ベントナイトを配合したものは、粘性が増加し、目視でもセメントミルクがよく混合しないため、噴出困難と判断された。一部、噴出を取りやめた例があった。置換え率 10～20%の中間となる 15%の追加試験を行なったが、施工性は 20%と大きな差がなかった。

４．３　屋外試験２（人工地盤による球根造成）

４．３．１　試験方法

掘削幅 1.5m、長さ 3.0m、深さ 3.0m の２箇所の穴に砂及び礫を締固めて造成した人工地盤において、注入液の配合種別（微粉・粗粉）毎に２本づつ計４本のセメントミルクによる中掘先端根固め杭工法の球根を築造し、球根の形状・寸法および圧縮強度について認定工法と比較した。また、溶出試験を行なった。

表１１　使用機械

名　　称	仕　　様	数　量
杭打機	三点式杭打機 D508 クラス	１基
オーガ駆動装置	D-80H(改)	１式
スパイラルオーガ	特殊ヘッド付スパイラルオーガ(φ450 用)	１式
発電機	250KVA	１台
ミルクプラント	ミキサ　500L×2 槽　高圧ポンプ(200kg/cm^2)	１台

表１２　球根築造条件

ヘッド径 (mm)	ノズル径 (mm)	回転数 (rpm)	圧力 (MPa)	引上げ速度 (mm in)
260	φ3.2	6 以下	18 以上	0.12

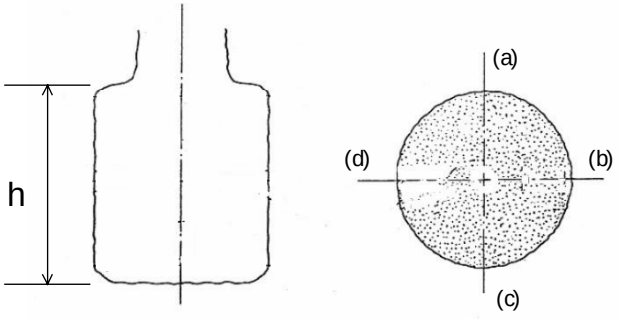


図１２　高さ及び径の測定位置

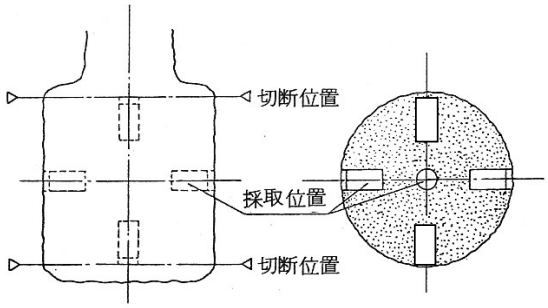


図１３　切断およびコア採取位置

４．３．２　配合

粒度調整灰とセメントの置換率を 10%とした。

４．３．３　試験結果

配合状況および現場における液特性試験結果を表１３に示す。

表１３　配合状況及び液特性試験結果

焼却灰種類	地盤種類	置換量 (%)	フロー値 (秒)	見掛 粘度	降伏値 (lbs/100ft^2)	ﾌﾞﾘｰｼﾞﾝｸﾞ率 (%)	28 日強度 (N/mm^2)
粗粉 10	礫	10	11.9	61.5	31.0	2.3	30.9
粗粉 10	砂	10	10.5	25.5	13.0	5.9	27.8
微粉 10	礫	10	11.3	50.5	37.0	3.5	35.0
微粉 10	砂	10	10.3	39.0	28.0	3.4	31.9

築造された球根の寸法調査結果を表９に示す。寸法調査結果から、基準値と同等以上の大きさの球根が築造されたことが示された。なお、別途噴出試験では、置換率 20%の配合状況では、噴出は可能であったがセメントミルクの粘性が高く、工事で使用することは困難であると判断された。

表１４　寸法調査結果　(mm)

焼却灰種類	地盤種類	基準値 直径：高さ	直径		高さ	
			平均	最低値	平均	最低値
粗粉 10	礫	750：1000	８９０	７６１	１２０５	１１９０
粗粉 10	砂	同上	８５１	８４５	１１９３	１１６５
微粉 10	礫	同上	８７２	７５２	１２１０	１１９５
微粉 10	砂	同上	７７４	７５１	１１０４	１０９１

コンクリート圧縮強度調査結果を表１５にに示す。各球根とも、基準強度を満たしていた。

表１５　コンクリート圧縮強度

焼却灰種類	地盤種類	基準強度 (N/mm^2)	28 日強度 (N/mm^2)
粗粉 10	礫	20	22.2
粗粉 10	砂	20	20.8
微粉 10	礫	20	23.5
微粉 10	砂	20	25.7

溶出試験結果（タンクリーチング）を表 16 に示す。各項目とも定量下限値であった。

表１６　溶出試験結果（タンクリーチング）（mg/L）

資料名 / 対象	粗粉 10 礫層	粗粉 10 砂層	微粉 10 礫層	微粉 10 砂層	計量の方法
カドミウム	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	0.001 未満	JIS K 0102 55.3
鉛	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	JIS K 0102 54.3
六価クロム	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	0.01 未満	JIS K 0102 65.2.1
ひ素	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	JIS K 0102 61.3
全水銀	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	0.0005 未満	昭和 46 環告 59 付表 1
セレン	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	0.005 未満	JIS K 0102 67.3

※計量結果欄の未満表示の数値は定量下限値を示す。

４．４　フィールド試験（中川残土プラント基礎杭工事における先端根固工）

４．４．１　配合

室内試験及び室外試験１と２の結果から、認定配合のセメント量の 10%を焼却灰（微粉）に置換えた配合を現場配合とした。認定配合と現場配合を比較し、表１１に示す。

表１７　認定配合と現場配合（杭径φ400）

	水	セメント	焼却灰(微粉)
認定	676(kg/m^3)	913(kg/m^3)	101(kg/m^3)
現場	320(kg)	432(kg)	48(kg)

４．４．２　施工結果

サンプリングは３回行なった。

粒度調整灰を使用した配合による作業性は、通常の工法と同等であることが示された。圧縮強度は、基準値を満足し、溶出試験結果は、すべて測定限界以下で、土壌環境基準を満足した。

液性値試験の結果を表１８に、溶出試験の結果を表１９に示す。

表１８　液特性値試験

No.	水量 (kg)	固化材 (kg)	焼却灰 種類	焼却灰量 (kg)	600 rpm	300 rpm	見掛 粘度 (cp)	降伏値 ($lbs/100ft^2$)	フロー値 (秒)	pH	実比重	24時間後 ﾌﾞﾘｰｼﾞﾝｸﾞ率 (%)	28日強度 (kgf/cm^2)
1	320	432	微紛	48	77.0	47.5	38.5	18.0	10.2	12.9	1.720	2.1	386.0
2	320	432	微紛	48	52.0	33.0	26.0	14.0	9.7	13.1	1.675	7.1	393.5
3	320	432	微紛	48	59.0	37.0	29.5	15.0	10.2	13.1	1.695	4.6	386.4

表１９　溶出試験結果（環境庁告示第46号）(mg/L)

資料名 / 対象	1	2	3	計量の方法
カドミウム	0.001未満	0.001未満	0.001未満	JIS K 0102 55.3
鉛	0.005未満	0.005未満	0.005未満	JIS K 0102 54.3
六価クロム	0.01未満	0.01未満	0.01未満	JIS K 0102 65.2.1
ひ素	0.005未満	0.005未満	0.005未満	JIS K 0102 61.3
全水銀	0.0005未満	0.0005未満	0.0005未満	昭和46環告59付表1
セレン	0.005未満	0.005未満	0.005未満	JIS K 0102 67.3

５．まとめ

粒度調整灰を使用したセメントミルクが固化したコンクリートの強度は、通常配合のものと同等以上となる傾向があり、ブリージングも減少することが示された。ブリージングの減少は、品質管理の容易さにつながり、セメント使用量の減少にもなる。現場施工による固化したコンクリートからの重金属の溶出は、環境基準値以下であった。

粒度調整灰は、中堀拡大先端根固め工法や高圧噴射撹拌杭工法等に用いる、セメントミルク混合剤のセメント代替材料として活用できると判断された。

７－２　焼却灰のアスファルト混合物利用に伴う調査

施設管理部　施設管理課　小澤孝吉

１．はじめに

下水汚泥の資源利用については、埋立処分量の減量化及び環境保全の観点から事業者として積極的に推進しなければならない。下水汚泥の発生量は、合流式下水道の改善や高度処理施設などの導入により、今後さらに増大することが予想される。

平成 13 年度に発生した脱水汚泥量は、1 日当たり平均で約 3,000ｔ、年間を通じて約 110 万ｔに達している。このうち、約 98%を焼却し、日平均で約 130ｔの灰に減量している。

この焼却灰は、未焼却の脱水汚泥と特殊セメントを混練り・固化した後、東京湾臨海部にある都の埋立処分場に埋立処理している。一方、焼却灰は圧縮焼成ブロック（メトロレンガ)、軽量細粒材（スラジライト)、セメントや軽量骨材の原料などの建設資材としても有効利用を図っている。区部の平成 13 年度における下水汚泥の資源有効利用率は、脱水汚泥量換算で 40.3%である。

今後は、ゼロエミッションによる資源循環型社会の実現を目指すため、下水汚泥の全量資源化に取組む必要がある。このことから、下水汚泥の資源化メニューの多様化を図るため、新たに下水汚泥焼却灰のアスファルト混合物利用を検討したので報告する。

２．調査目的

本調査は、下水処理の過程に伴って発生する下水汚泥焼却灰を有効利用する観点から、アスファルト混合物材料としての利用の可能性を技術面から検討したものである。

アスファルト舗装の材料として用いられるアスファルト混合物は、瀝青材料（アスファルト)、骨材（砕石、砂）及びフィラーを所定の割合で混合し、加熱したものである。

このうち、フィラーには石灰岩やその他の岩石を粉砕した石粉、消石灰、セメント、及びフライアッシュなどの微粉末材料が用いられている。このフィラーには、石灰岩を粉砕した石粉（以下、「舗装用石粉」と呼ぶ。）が最も多く用いられている。フィラーは、アスファルトなどの結合材と一体となって骨材間の間げきを充填し、アスファルト混合物の安定性や耐久性を向上させる役割があり、アスファルト混合物に占める割合は、重量比で概ね４～５％程度である。

下水汚泥焼却灰（以下、「焼却灰」と呼ぶ。）も同様に微粉末状であり、性状や成分などが舗装用石粉と類似していることから、その代替材料として利用することの可能性について検討した。

３．調査概要

（社）日本道路協会発行のアスファルト舗装要綱（以下、「舗装要綱」と呼ぶ。）では、アスファルト舗装に使用する材料を規格値等の明示の有無から図１に示すように分類している。焼却灰は、規格値等が明示されていない材料のうち「副産物」に該当する。

副産物とは、アスファルト舗装用に開発された材料ではなく、他の生産活動に伴って発生した材料であり、規格値等は明示されていない。なお、舗装要綱では副産物については単体での性状が規格値を一部外れていても、舗装材料として良好な性状が得られると判断

されれば、積極的な利用が可能であると述べている。

したがって、焼却灰をアスファルト舗装用材料として利用するためには、安全性、施工性、耐久性及び既存材料と同等以上の品質を有しているか否かを検証する必要がある。

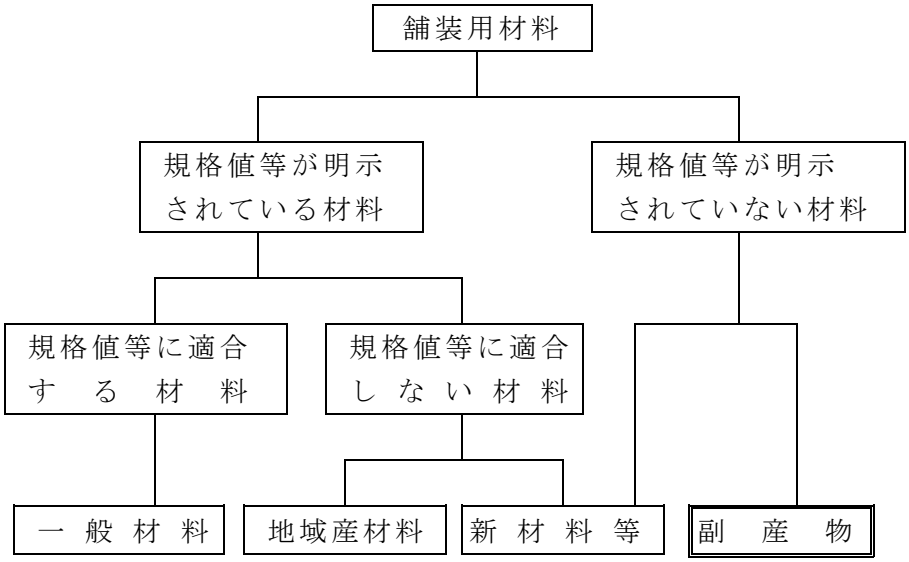


図１　舗装用材料の分類

４．調査内容

焼却灰がアスファルト舗装用材料（アスファルト混合物）としての、利用の可能性について以下の項目で検討する。また、焼却灰をアスファルト混合物に利用するための調査フローを図２に示す。

①安全性及び有害性等の確認

②既存材料と同等以上の品質の確認

③施工性及び耐久性の確認

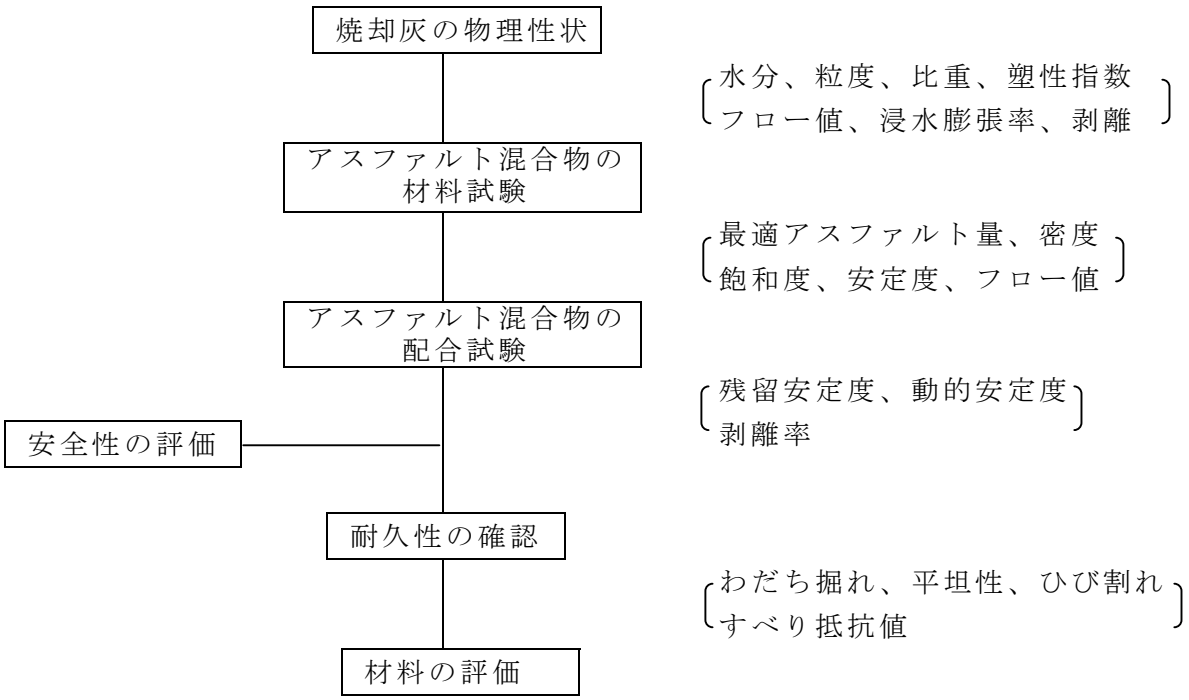


図２　焼却灰をアスファルト混合物に利用するための調査フロー

試験方法は、JIS 規格若しくは（社）日本道路協会発行の「舗装試験法便覧」を準拠した。また、規格値については、舗装要綱及び東京都土木材料仕様書に準じた。

試験に用いた試料は、区部にある汚泥処理施設（小台処理場、葛西処理場、新河岸処理場、南部スラッジプラント）の焼却炉から発生した灰である。試験は、各焼却施設から発生した焼却灰を毎月１回定期的に採取し、１年間における焼却灰の性状変化を調査した。さらに、比較検討するため、通常用いられている舗装用石粉についても同様の試験を実施した。

本調査については、建設局道路管理部保全課の協力並びに同土木技術研究所技術部の指導及び助言を得ながら実施した。

５．調査結果と考察

５．１ 焼却灰の物理性状試験

焼却灰の物理性状試験結果を表１に示す。なお、当該試験の結果は、葛西処理場の焼却炉から発生した焼却灰を用いたものであるが、他の処理場等の焼却灰も同様な結果であった。

（１）水分試験（JIS A 5008）

水分を含んだフィラーは、骨材計量において誤差をもたらすだけでなく、団粒化しやすくなり、均一な混合が行いにくくなる。また、団粒部分が欠陥となり、舗装破損の原因となる。

焼却灰の水分量は変動が小さく、焼却灰単体（100:0）及び焼却灰と舗装用石粉との配合比を変化させても規格値（1.0 以下）を十分満足している。

（２）粒度試験（JIS A 5008）

フィラーはその大部分が 75μｍ網ふるいを通過する微粉末である。粒度は、フィラーの粒子を表す指標として重要であり、アスファルト混合物の安定性や耐久性などと密接な関連性がある。

焼却灰単体（100:0）では、舗装用石粉と比較して若干粗くなっている。また、粒度の変動が大きく、焼却灰単体では規格値を外れるものもあるが、舗装用石粉との混合使用により規格値を満足する　結果となった。

（３）比重試験（JIS A 5008）

比重（密度）は、フィラーとしての性状を左右するものではないが、比重の小さいものは飛散しやすく、アスファルト混合物の製造時等において取扱いが困難になる。

焼却灰は、舗装用石粉と比較して全体的に軽く、変動が大きい。また、焼却灰単体（100:0）では規格値（2.60 以上）を外れるものもあるが、舗装用石粉との混合使用により規格値を満足する。

（４）塑性指数試験(JIS A 1205～6)

塑性指数が大きいフィラーは、水分や油分の吸収が大きく、膨潤することによってアスファルト混合物の強度が低下し、あるいは剥離等を引き起こし、舗装破壊の原因となる。

焼却灰の塑性指数は、全て NP（測定不能）となり、水になじみにくいという結果が得られた。

（５）加熱変質性試験(舗装試験法便覧)

試料を 200℃で加熱した時の変質の程度を評価するもので、加熱変質を起こすと色が

変化することがある。結果は、焼却灰の加熱変質は認められなかった。

（６）フロー試験（舗装試験法便覧）

フィラーのアスファルト吸収性を表す指標として､フロー値がある｡このフロー値は、アスファルト混合物を締固めた状態でのフィラーの吸収アスファルト量との関係があり、フロー値が大きいほど多くのアスファルト量を必要とする。

焼却灰単体（100:0）では、規格値（50%以下）を大きく上回る結果となったが、舗装用石粉との混合使用（30:70）により規格値を満足することができる。なお、焼却灰は舗装用石粉に比べて表面の凹凸が大きく、表面積が多い。このことがフロー値に影響しているものと考えられる。

（７）浸水膨張率試験（舗装試験法便覧）

締固めたフィラーの膨張量を測定することにより､フィラーとしての適性を判断する。浸水膨張率の大きいフィラーは、アスファルトの剥離性に影響を及ぼす。

焼却灰は変動が大きく、規格値（3.0 以下）を満足しない場合もあるので注意を要する。このため、浸水下での膨張による剥離が懸念されるため、アスファルト混合物としての水浸マーシャル安定度試　験により影響を判断することとする。

（８）剥離抵抗性試験（舗装試験法便覧）

水が作用する条件下においては、骨材に対するアスファルトの剥離性にフィラーが与える影響がある。結果は、焼却灰の剥離は認められなかった。

表１　焼却灰の物理性状試験結果(葛西処理場)

試　験　項　目		焼　　却　　灰			舗装用石粉	規　格　値
		(100:0)	(60:40)	(30:70)		
水　分　量（%）		0～0.2	0～0.2	0.1	0.1	1.0 以下
粒　度（ふるいの通過質量）（%）	0.6 ㎜	99.8～100	99.9～100	99.9～100	100.0	100
	0.3 ㎜	98.7～100	99.1～100	99.6～100	100.0	－
	0.15 ㎜	88.1～96.9	91.3～96.5	93.6～96.1	96.1	90～100
	0.075 ㎜	69.6～92.5	75.3～89.3	79.6～87.0	83.8	70～100
密　度（g/cm 3）		2.574～2.658	2.627～2.679	2.673～2.699	2.708	2.60 以上
塑性指数（%）		NP	NP	NP	NP	4 以下
加熱変質		なし	なし	なし	なし	なし
フロー値（%）		94.3～119.6	67.5～82.2	47.4～55.2	27.3	50.0 以下
浸水膨張率（%）		1.2～3.7	2.0～3.3	2.5～3.1	2.6	3.0 以下
剥離試験		合格	合格	合格	合格	合格

注）焼却灰の括弧値は、焼却灰と舗装用石粉の配合比である。

５．２　アスファルト混合物試験

焼却灰がアスファルト混合物に及ぼす影響を調査するために、アスファルト混合物に関しての試験を実施した。最初に、焼却灰を混入した密粒度アスファルト混合物（ストレートアスファルト 40/60）の配合試験を行い、アスファルト混合物での最適アスファルト量を決定した。また、他に密粒度アスファルト混合物（改質アスファルトⅡ型）及び排水性アスファルト混合物（高粘度改質アスファルト）についても、同様な試験を実施した。

さらに、水浸マーシャル安定度試験、ホイールトラッキング試験及び水浸ホイールトラッキング試験により、アスファルト混合物としての各種性状を確認した。

（１）アスファルト混合物の配合試験（舗装試験法便覧）

アスファルト混合物の最適アスファルト量を決定するため、マーシャル安定度試験を実施した。試料については、葛西処理場の焼却炉から発生した焼却灰を用いた。

最適アスファルト量は、マーシャル安定度試験から得られる供試体の密度、空隙率、飽和度、安定度、フロー値の規格値を満足するアスファルト量の範囲を求め、その全ての規格値を満足している時におけるアスファルト量の中央値である。マーシャル安定度とは、アスファルト混合物の材料強さを表す指標である。

最適アスファルト量における各マーシャル特性値を表２に示す。

試験結果は、各アスファルト混合物とも焼却灰の配合割合が増加するのに従い、最適アスファルトが増大する傾向がある。これは、焼却灰の吸収性に起因しているものと考えられる。なお、他のマーシャル特性値も規格値を概ね満足しており、焼却灰の配合割合の変化に伴っての差異は生じてない。また、焼却灰を 30%混合使用したアスファルト混合物は、通常の焼却灰を用いていないアスファルト混合物と同程度のマーシャル特性値を示していた。

表２　最適アスファルト量におけるマーシャル特性値

混合物の種類		最適ｱｽﾌｧﾙﾄ量（%）	密　度（g/cm3）	空隙率（%）	飽和度（%）	安定度（kN）	フロー値（1/100 cm）
通常のｱｽﾌｧﾙﾄ混合物		5.5	2.378	4.1	75.4	15.63	34
密粒度ｱｽﾌｧﾙﾄ混合物（ｽﾄﾚｰﾄｱｽﾌｧﾙﾄ）	(100:0)	6.1	2.346	4.6	75.0	16.62	37
	(60:40)	5.7	2.369	4.2	75.6	15.56	38
	(30:70)	5.5	2.379	4.1	75.4	15.84	37
密粒度ｱｽﾌｧﾄ混合物(改質)	(100:0)	6.1	2.355	4.0	77.7	15.74	34
	(30:70)	5.6	2.371	4.2	75.4	15.95	32
排水性ｱｽﾌｧﾙﾄ混合物（高粘度）	(100:0)	6.0	2.010	18.4	－	6.11	32
	(30:70)	5.1	2.004	19.9	－	5.67	32

注）括弧の数値は、焼却灰と舗装用石粉の配合比である。

（２）水浸マーシャル安定度試験（舗装試験法便覧）

アスファルト混合物の耐水性を評価するためのもので、48 時間養生の試験と 30 分間

養生の試験に対するマーシャル安定度の百分率で表わす残留安定度を求める。残留安定度が低いアスファルト混合物は、アスファルトと骨材が剥離しやすくなり、舗装の破壊を促進させる原因となる。

水浸マーシャル安定度試験の結果（残留安定度）は、表３に示すとおりである。

試験結果は、各アスファルト混合物とも焼却灰の配合割合が増加するのに従い、残留安定度が低下する傾向がある。この原因は焼却灰の吸収性が高いため、アスファルトを多く吸収することにより骨材との付着が弱くなることが考えられる。

なお、事前に実施した焼却灰の浸水膨張率試験の結果では、膨張による剥離等が懸念されていたが、焼却灰を 30%混合使用したアスファルト混合物では規格値を満足している。これは、焼却灰がアスファルトと骨材に対して接着性が良く、焼却灰がアスファルトに十分コーティングされていれば、剥離に対する懸念は少ないと考えられる。

（３）ホイールトラッキング試験（舗装試験法便覧）

夏期の路面温度が高温になった時に発生するわだち掘れに対する抵抗性を評価するもので、耐流動性の指標となる動的安定度（ＤＳ）を求める。動的安定度とは、アスファルト混合物の塑性流動に対する抵抗性を表わす値であり、わだち掘れ１㎜当たりの試験輪の通過回数で表される。

ホイールトラッキング試験の結果（動的安定度）は、表３に示すとおりである。

試験結果は、焼却灰を混入していない通常のアスファルト混合物と比較しても、遜色のない結果が得られていることから、十分に耐流動性を有していると言える。また、焼却灰の配合割合による変化に対しても、各アスファルト混合物とも顕著な差異が認められずに良好な結果を示している。ただし、焼却灰を 100%置き換えた場合には、他の配合のアスファルト混合物と比較して低い結果だった。

（４）水浸ホイールトラッキング試験（舗装試験法便覧）

水浸走行によるアスファルト混合物の水の作用条件下での剥離状況を評価するもので、剥離率を求める。水侵ホイールトラッキング試験の結果（剥離率）は、表３に示すとおりである。

試験結果は、焼却灰の配合割合が増加するのに従い、剥離率が増大する傾向にあり、耐水性が劣る結果となった。なお、焼却灰を 30%混合使用したアスファルト混合物は、通常の焼却灰を用いていないアスファルト混合物と同程度の結果である。

表３　アスファルト混合物の性状試験結果

混合物の種類		残留安定度（%）	動的安定度（回/㎜）	剥離率（%）
通常のｱｽﾌｧﾙﾄ混合物		79.4	1,062	5.0
密粒度ｱｽﾌｧﾙﾄ混合物（ｽﾄﾚｰﾄｱｽﾌｧﾙﾄ）	(100:0)	63.0	758	10.8
	(60:40)	74.1	1,165	7.2
	(30:70)	81.0	1,174	5.5
密粒度ｱｽﾌｧﾙﾄ混合物(改質)	(100:0)	79.8	10,500	9.8
	(30:70)	88.0	11,118	7.7
排水性ｱｽﾌｧﾙﾄ混合物(高粘度)	(100:0)	83.0	8,591	2.7
	(30:70)	90.6	7,875	2.2

注）括弧内の数値は、焼却灰と舗装用石粉の配合比である。

５．３　安全性評価試験

焼却灰の中に含有している重金属等有害物質が実際に溶出するか否かを検証するため、溶出試験を実施した。

溶出試験は、焼却灰単体の月別変化と焼却灰を混合使用したアスファルト混合物（アスファルト混合物中に占める焼却灰の量は、舗装用石粉の重量に対して30％とした。）に関して実施し、安全性を評価した。アスファルト混合物による溶出試験では、通常の混合物と強制劣化した混合物についての２通りを実施した。

試験方法は、焼却灰単体については「平成３年 環境庁告示第 46 号（JIS K 0102 55.3）IPC 発光分光分析(Cd 換算)」を、焼却灰を混合使用したアスファルト混合物については「下水汚泥再生建設資材の安全性評価法（平成９年 日本下水道協会編)」のCO_2飽和法に準拠した。

一例として葛西処理場の焼却炉から発生した焼却灰を用いた時の溶出試験結果を、表４に示す。なお、他の処理場等の焼却炉から発生する焼却灰についても同様な結果であった。

（１）焼却灰の溶出試験

試験結果は、焼却灰単体では一部において、「土壌の汚染に係る環境基準（平成３年 環境庁告示第 46 号)」のうち、ヒ素（Ａｓ）及びセレン（Se）についての基準を満足していないものがある。

（２）焼却灰を混合使用したアスファルト混合物の溶出試験

通常のアスファルト混合物及び強制劣化したアスファルト混合物とも、「土壌の汚染に係る環境基準」についての基準を十分満足している。このことにより、土壌環境基準を上回る重金属等有害物質の溶出は認めらず、安全性が確認された。

強制劣化の状態とは、熱風乾燥機を用いて 135℃で４時間、85℃で２週間養生したものであり、10 年間の自然劣化を想定したものである。

表４　焼却灰及び焼却灰入りｱｽﾌｧﾙﾄ混合物における溶出試験結果の一例

（mg/ﾘｯﾄﾙ）

測定年月及び種別		ｶﾄﾞﾐｳﾑ	鉛	総水銀	ヒ素	六価ｸﾛﾑ	セレン
平成 12 年（焼却灰）	10 月	不検出	不検出	不検出	0.082	0.005	0.180
	11 月	不検出	不検出	不検出	0.330	不検出	0.076
	12 月	不検出	不検出	不検出	0.220	0.010	0.018
平成 13 年（焼却灰）	１月	不検出	不検出	不検出	0.130	不検出	0.024
	２月	不検出	不検出	不検出	0.240	0.021	0.330
	３月	不検出	不検出	不検出	0.220	不検出	0.021
	４月	0.002	0.003	不検出	0.094	不検出	0.003
	５月	0.002	0.051	不検出	0.100	不検出	0.005
	６月	0.003	不検出	不検出	0.072	不検出	0.007
	７月	不検出	0.001	不検出	0.440	0.006	0.007
	８月	不検出	不検出	不検出	0.130	不検出	0.016
	９月	不検出	0.001	不検出	0.620	0.006	0.027
通常のｱｽﾌｧﾙﾄ混合物		不検出	不検出	不検出	0.003	不検出	不検出
強制劣化したｱｽ混合物		不検出	不検出	不検出	0.003	不検出	不検出
土壌環境基準		0.01	0.01	0.0005	0.01	0.05	0.01

５．４　試験舗装

これまでの室内試験の結果、焼却灰を混合使用したアスファルト混合物においては、焼却灰の配合割合を 30%以下に抑えた場合には、東京都土木材料仕様書に規定されている規格値を十分満足した。

さらに、アスファルト混合物においての施工性及び耐久性等を検証するため、実交通に供している都道（特例都道第 450 号線）及び処理場内（葛西処理場、新河岸東処理場）にある構内道路を使用して、試験舗装を実施した。また、平成 13 年度に都道での試験舗装を２箇所追加した。

調査項目は、目視観察、縦・横断形状測定及びすべり抵抗性試験である。調査方法は、焼却灰を利用した区間（焼却灰の混合割合を変化させている。）と焼却灰を全く用いない標準区間を設けて、双方を比較することによりその有意性を検証することとした。

（１）施工性

アスファルト混合物の敷き均しや締固めといった施工性については、全体的に焼却灰の混合使用による大きな影響は認められず、通常のアスファルト混合物を用いた場合と何ら変わりがなく施工ができた。

（２）耐久性

交通に供用した後、各試験舗装箇所とも概ね６ヶ月から 24 ヶ月程の年月が経過しているが、ひび割れ、わだち掘れ、平坦性及びすべり抵抗などの路面性状については、車両走行による路面変化は特に認められず健全な状態であり、現在のところ焼却灰の混入による影響は生じていない。

６．おわりに

都が実施する建設工事で使用する材料については、「土木材料仕様書」で品質や性状などの規格を規定している。この「土木材料仕様書」が平成 13 年度に改訂されたのに伴い、焼却灰がアスファルト混合物の舗装用石粉の代替材料として新たに使用が可能となった。使用方法については、アスファルト混合物中の舗装用石粉の重量比 30％以下で混合するものである。しかし、未だ正式に採用された訳ではなく、当面は参考材料としての取扱いである。

したがって、今後は試験舗装箇所をさらに追加するなどして、数多くのデータを集積し、焼却灰を混合使用したアスファルト混合物が舗装材料として、十分に品質や耐久性などの各性能を有しているか否かを検証することにより、本採用として取扱いされるものである。

以上、焼却灰のアスファルト混合物への有効利用としての取り組みを、建設局道路管理部並びに土木技術研究所の協力を得ながら、技術的な視点より検討してきた。その結果、概ね良好な成果を得ることができ、利用が可能となった。

焼却灰は、アスファルトフィラーとして使用される舗装用石粉と性状が非常に類似していることから、利用にあたっては、特別な設備を設ける必要がなく、計量施設や混合施設の検討のみで供給が十分可能である。また、道路舗装の材料として使用されているアスファルト混合物は、地域的な偏りがなく長期的に安定した需要が見込まれ、市場性が高い製品であると言える。

今後は、事業化に向けた取り組みとして、焼却灰を民間アスファルトプラント会社に供給するための事業実施計画を策定し、関係部署との調整を図り、具体的な事業体制の構築を目指すことになる。

最後に、この事業化により資源化メニューがさらに追加されることとなり、資源循環型社会の実現に向けて一歩近づくことになる。

７－３　焼却灰からの有害物質溶出防止に関する調査

施設管理部　施設管理課　宮島　潔
鈴木　清志

１．調査目的

処理場から発生する汚泥は、脱水後そのほとんどを焼却している（平成 12 年度の焼却率：93%）。焼却により発生した焼却灰は、特殊セメントと未焼却の脱水汚泥とを加えて混練し埋立処分しているが、埋立の際には有害物質の溶出濃度が埋立の判定基準以下であることが求められている。混練り後の埋め立て汚泥の場合、有害物質の溶出濃度は極めて低く現在まで基準値を超えたことはないが、混練り前の焼却灰単独では、ひ素、セレン及び６価クロムの項目で基準値を超えることがある。今後、汚泥の全量焼却体制が整えば、埋立てられる脱水ケーキはなくなり焼却灰だけが埋立の対象になる。したがって、今後とも基準を遵守していくためには、有害物質が焼却灰から溶出しないような対策を確立する必要がある。

このような背景から平成 11 年度調査[1)]では、石灰、硫酸第一鉄などの薬剤添加法、及び水だけを添加後に静置する加湿エージング法[2)]について処理効果を調査した。薬剤添加法は、薬剤添加量に応じて有害物質の溶出量を低減させることはできるものの、未反応の薬剤が残らないように確実に処理することが必要であると考えられた。一方、加湿エージング法は、薬剤を使用しないことから未反応の薬剤による新たな環境問題を生じることはないものの、確実に基準値を守れるような処理性能を得られるかどうかが課題であった。そこで、13 年度調査では、効率的かつ安定した処理を目指して、加湿エージング法の追加調査及び加湿エージング法と薬剤添加法（セメント添加）を組み合わせたセメント混練り法についての調査を行った。

２．調査内容

（１）　焼却灰中の有害物質等の含有量

焼却灰からの有害物質溶出防止を検討するためには、焼却灰中の含有量を把握する必要がある。焼却灰中の有害物質含有量は、集塵装置に影響を受けるものがあるため、集塵装置の異なるサイクロン、電気集塵機、バグフィルター、及びセラミックフィルターで捕集した焼却灰について、含有量試験を行った。焼却灰の採取場所、焼却灰の種類、採取日、分析項目を表１に示す。

表１　焼却灰の採取場所、採取日及び分析項目

採取場所	焼却灰の種類	採　取　日	試料の作製	分析項目
小台３号炉	①サイクロン灰 ②EP灰	11/15，11/19，11/20，12/3，12/6	５日間採取した焼却灰を等量混合	①ひ素 ②セレン ③６価ｸﾛﾑ ④全ｸﾛﾑ ⑤総水銀
葛西４号炉	①サイクロン灰 ②EP灰	11/15-16，11/19-20，11/21		
葛西５号炉	ﾊﾞｸﾞﾌｨﾙﾀｰ焼却灰	11/13-15，11/22-23		

新河岸４号炉	①サイクロン灰 ②EP灰	①11/15-16，11/19-21 ②11/14-16,11/19,11/21		⑥ｶﾄﾞﾐｳﾑ ⑦鉛 ⑧酸化ｶﾙｼｳﾑ ⑨二酸化ｹｲ素 ⑩五酸化りん
東ﾌﾟﾗ１号炉	①サイクロン灰②EP灰	11/14-16，11/19，11/21		
南ﾌﾟﾗ３号炉	①サイクロン灰②EP灰	11/19-23		
南ﾌﾟﾗ５号炉	ｾﾗﾐｯｸﾌｨﾙﾀｰ焼却灰	11/19-23		

（２）　加湿エージング（焼却灰と水を混合した後に静置）による溶出防止試験

11 年度の調査では、加湿エージングに用いる水を精製水とし、静置条件を容器上部に空間のある密閉容器としていた。そこで、13 年度の調査では、水の種類または静置条件を 11 年度とは異なるように設定して、有害物質の溶出濃度を測定した。水の種類、静置条件等の実験条件を表２～３に示した。

試験に用いる焼却灰は、葛西５号炉焼却灰（ひ素、セレンの含有量が多い）、及び東プラ１号炉焼却灰（ひ素、全クロムの含有量が多い）の２種類とした。東プラ１号炉焼却灰は、前項の含有量試験ではサイクロン灰と EP 灰を別々に測定したが、ここでは実際の搬出状況に合わせホッパーから採取した焼却灰により試験した。一定期間静置後の溶出試験は、ひ素、セレン及び６価クロムについて行った。

表２　水の種類と溶出防止についての実験条件

水		焼却灰		容器	静置条件
①　蒸留水 ②水道水 ④砂町放流水	41.7g	①葛西５号焼却灰 ③東ﾌﾟﾗ１号焼却灰	83.3g	250mlポリ瓶	蓋を閉めて 静置

表３　静置条件と溶出防止についての実験条件

	焼　却　灰		蒸留水	容器	静置条件
乾燥しやすい条件（室温乾燥）	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	83.3g	41.7g	150×100×30 角型容器	蓋をしない
１日密閉後、室温乾燥	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	83.3g	41.7g	150×100×30 角型容器	１日後、蓋を取り除く
３日密閉後、室温乾燥	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	83.3g	41.7g	150×100×30 角型容器	３日後、蓋を取り除く
空気に接触しにくい条件	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	40g	20g	100mlポリ瓶	瓶上部まで灰を詰める

（３）　セメント混練り法による溶出防止試験

安定した溶出防止効果を得ることを目的として、混練り時にセメントを加え、密閉容器中で静置し、有害物質の溶出濃度を測定した。混合するセメントの量、静置条件等を表４に示した。焼却灰及び溶出試験の分析項目は、前項の加湿エージング試験と同じとした。

表４　セメント添加と溶出防止についての実験条件

	ｾﾒﾝﾄ	焼　却　灰		蒸留水	容器	静置条件
ｾﾒﾝﾄを灰に対して0.7%添加	0.6g	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	83.3g	41.7g	250mlポリ瓶	蓋を閉めて静置
ｾﾒﾝﾄを灰に対して3%添加	2.5g	①葛西５号 ②東ﾌﾟﾗ１号	83.3g	41.7g	250mlポリ瓶	蓋を閉めて静置

３．結果及び考察

（１）　焼却灰中の有害物質等の含有量

含有量試験の結果の例を図１～６に示した。ひ素、カドミウム及び鉛については、EP 灰の含有量がサイクロン灰のそれよりも大きかった。セレン、総水銀については、バグフィルターで捕集した葛西５号炉の焼却灰が、同じケーキを焼却してサイクロン・EP で捕集した葛西４号炉の焼却灰と比較して３倍以上の濃度であり、また他の焼却炉と比べても高濃度であった。全クロムについては、集塵装置による違いはあまりみられず、処理場により含有量が異なる傾向があった。また、図には示していないが、６価クロムは全ての灰で定量下限(0.5mg/kg)未満であった。

EP 灰の含有量がサイクロン灰よりも大きい理由は、ひ素、ｶﾄﾞﾐｳﾑ、鉛の場合、EP 灰の方がサイクロン灰よりも粒子径が小さく、比表面積が大きいため、焼却炉内で気化した有害物質がより多く付着するのではないかと推測した。また、バグフィルターによる灰の含有量がサイクロン・EP 灰のそれよりも大きい理由は、セレン、総水銀の場合、集塵温度が低いため気化した有害物質が焼却灰により多く付着するのではないかと推測した。

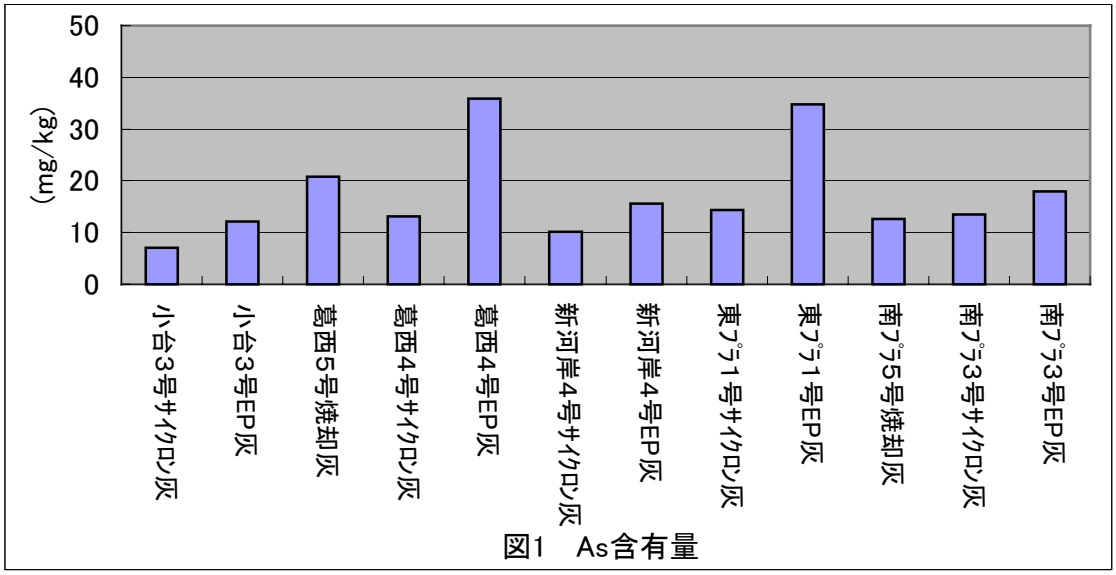


図1　As含有量

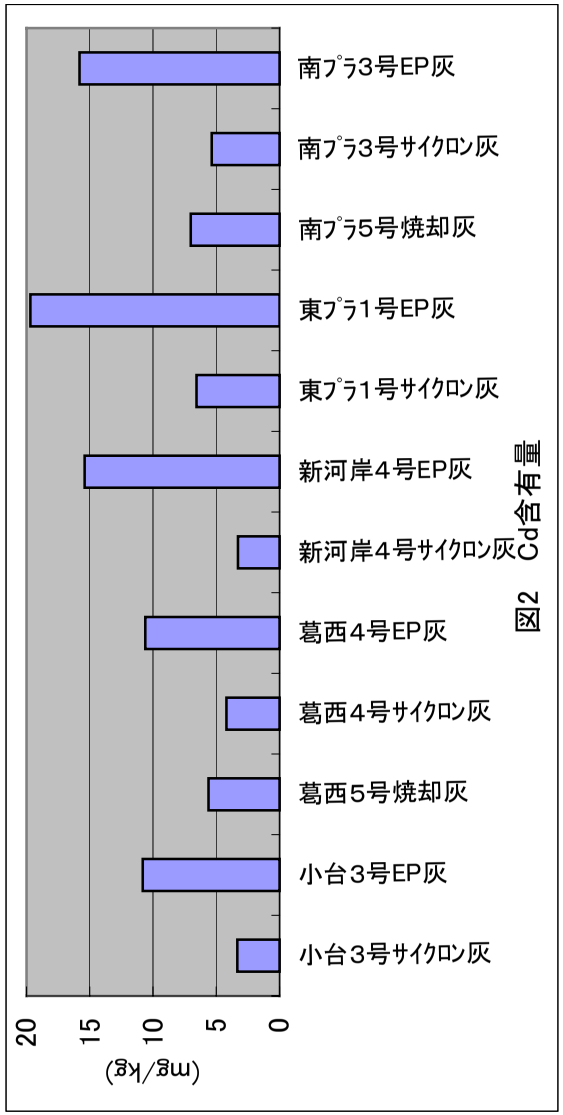


図2 Cd含有量

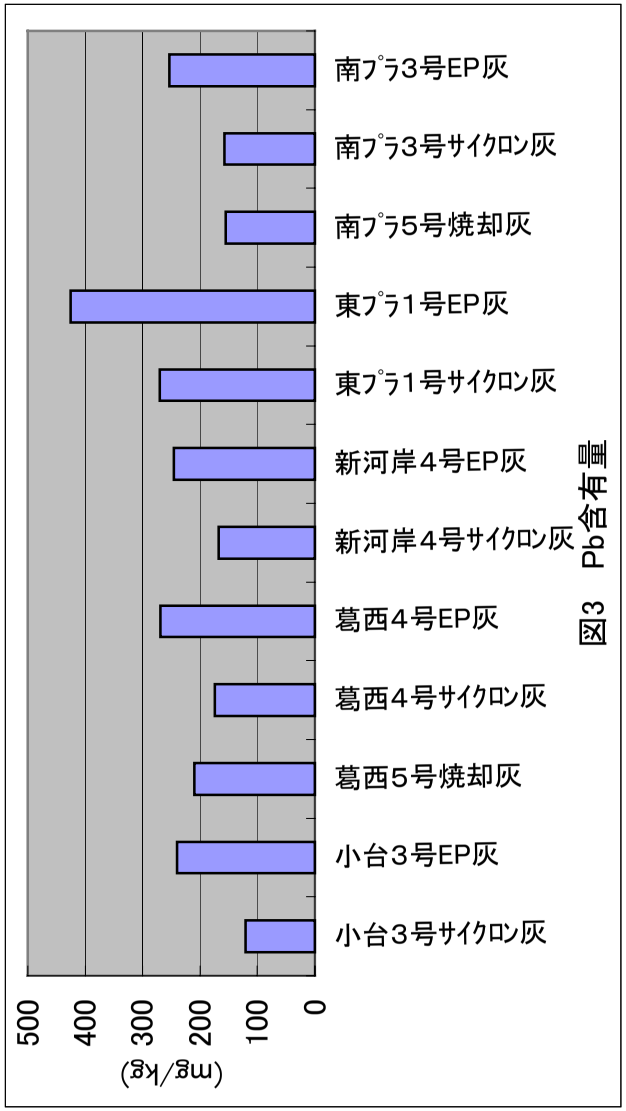


図3 Pb含有量

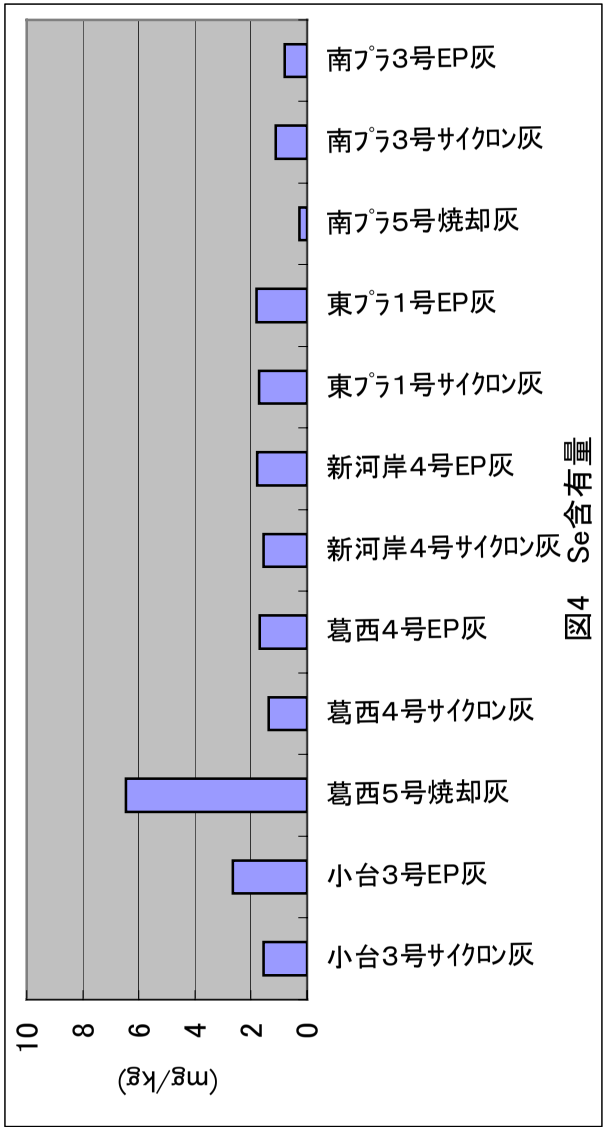


図4 Se含有量

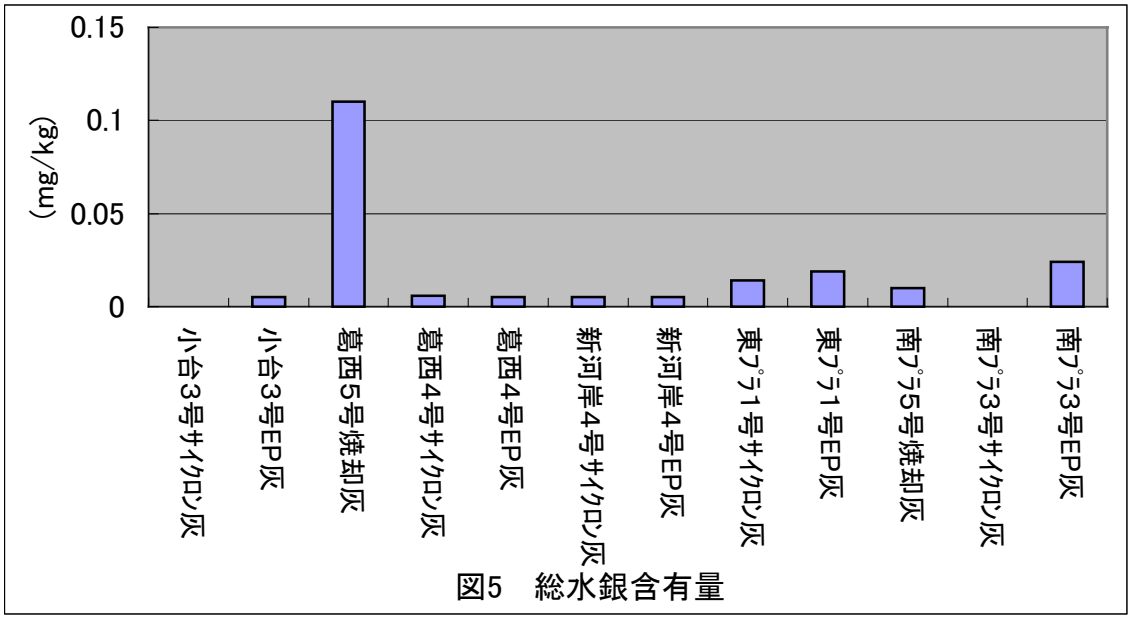


図5　総水銀含有量

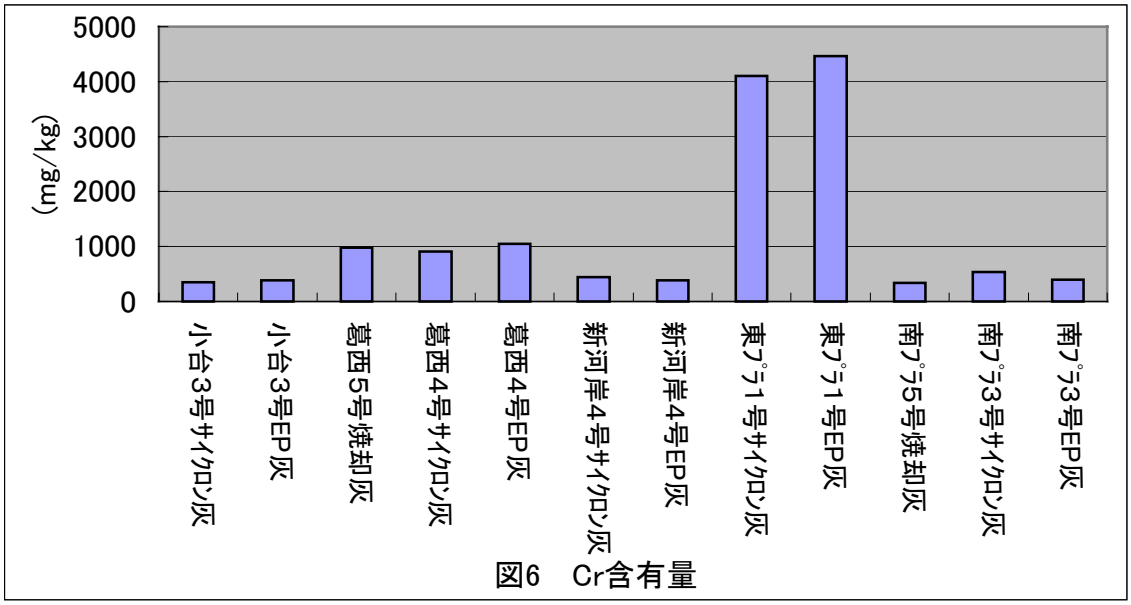


図6　Cr含有量

（２）　加湿エージング（焼却灰と水を混合した後に静置）による溶出防止試験

水の種類をかえて、測定した有害物質の溶出濃度の例を図７～８に示した。ひ素については、水道水、下水処理水を使用しても蒸留水と同程度の効果が得られ、１４日後には処理直後の４０％程度に溶出濃度を抑えることができた。セレンについては、０～３日後の溶出濃度にばらつきがみられたが、１４日後の結果を比べると水の種類による差はほとんどないため水道水､下水処理水を使用しても同程度の効果があるのではないかと推定した。６価クロムについては図に示していないが、定量下限程付近の溶出濃度となったため、加湿エージングによる溶出防止を確認することができず、水の種類との関係はわからなかった。

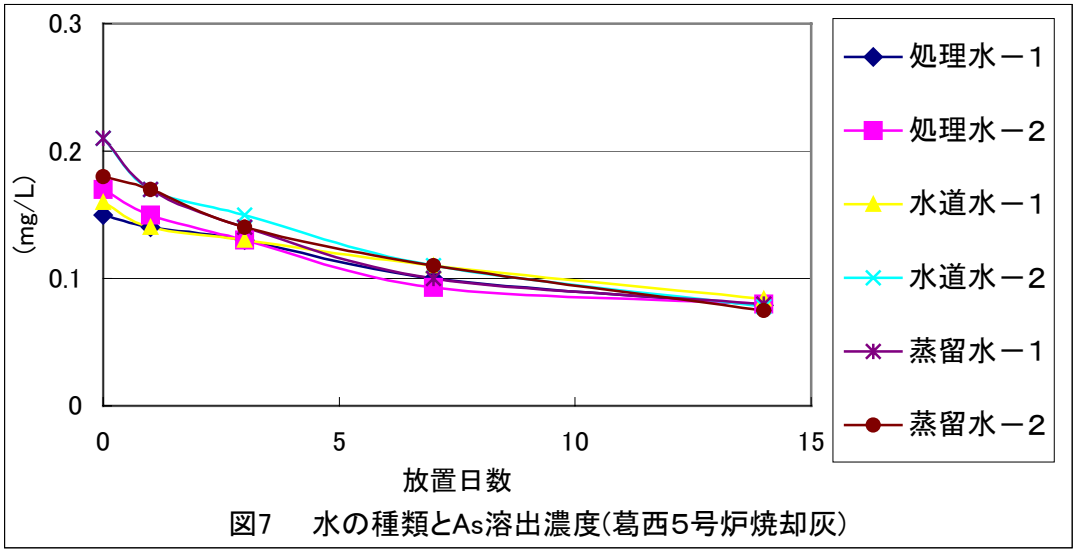


図7　水の種類とAs溶出濃度(葛西5号炉焼却灰)

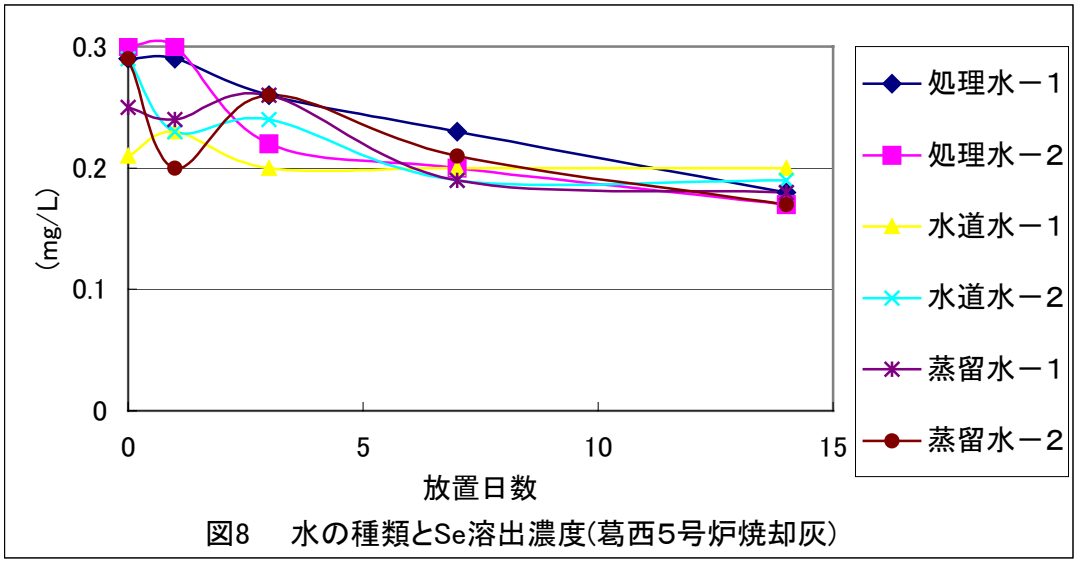


図8　水の種類とSe溶出濃度(葛西5号炉焼却灰)

次に、種々の放置環境で試験した結果の例を図９～10に示す。蓋を開けて放置する場合、経過日数とともに水分が蒸発するため、溶出した有害物質の量が同じであっても溶出濃度は変動してしまう。このことから、溶出濃度は混練り直後の試料に含まれる水分に補正した後、プロットした。

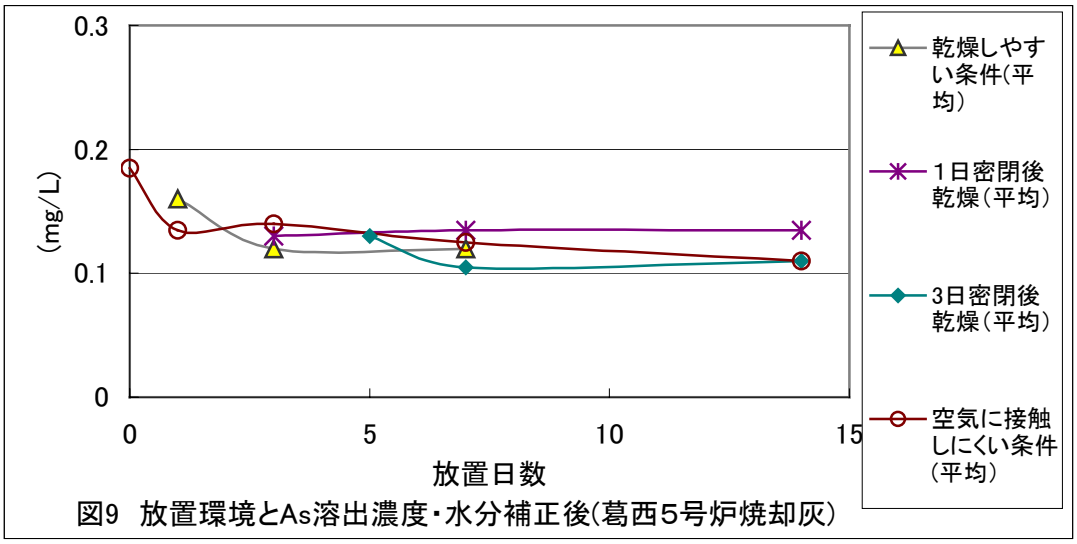


図9　放置環境とAs溶出濃度・水分補正後(葛西5号炉焼却灰)

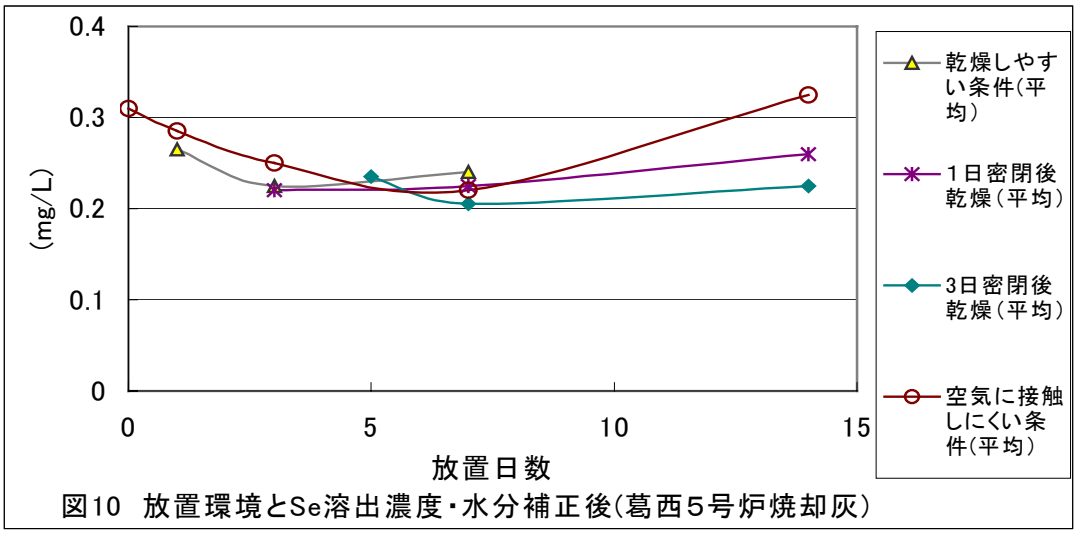


図10　放置環境とSe溶出濃度・水分補正後(葛西5号炉焼却灰)

乾燥しやすい条件では、含水率が 15%程度になる３日後まで、溶出濃度が減少した。１日または３日経過後に蓋を開けて静置を続ける場合も、乾燥しやすい条件と同程度の溶出濃度まで減少した。また、空気に接触しにくい条件では、葛西５号炉焼却灰１４日後のセレンを除き、経過日数に従いおおむね溶出濃度の低下がみられた。しかし、放置環境をかえても溶出濃度の差は 0.05mg/L 未満ときわめて小さいため、放置環境が溶出防止に与える影響はわからなかった。

以上のように加湿エージングでは、下水処理水を使用しても蒸留水と同程度の効果を得られることがわかった。しかし、処理性能の大きいひ素であっても処理直後の４０%程度までの低減にとどまることから、初期濃度が高い場合には判定基準を満足できる溶出防止効果を得ることが難しいと判断した。

（３）　セメント混練り法による溶出防止試験

混練り時にセメントを加えて試験した結果の例を図 11～13 に示す。ひ素、セレンのいずれも、セメント添加率が大きいほど、溶出濃度が大きく低減した。ひ素については、図 14 に示すとおりセメント添加に伴い溶出液の pH が上昇しており、これが一因と考えられた。セレンについては、処理直後にはセメント添加の効果は小さいが、１日経過後には大幅な

溶出濃度の低減がみられた。セレンも、ひ素と同様にpHによる影響があると思われるが、反応するための時間が必要となるのかもしれない。

一方、６価クロムについては、セメントを３％添加した試料において溶出濃度が経過日数とともにわずかに増加する傾向が見られた。蒸留水のみの添加では６価クロムは溶出せず、灰の含有量試験でも定量下限未満であったことから、セメントに含まれるものが溶出したのではないかと推測した。ただし、この溶出濃度は基準値1.5mg/Lの1/10未満であるため、セメントの添加率を３％以上に増加する場合でも６価クロムの判定基準は十分満足できると考えられる。

以上のように、セメント混練り法では、セメントの添加率を増加すれば溶出防止効果を増大させることができ、安定して判定基準を満足できる処理方法であると考えられた。

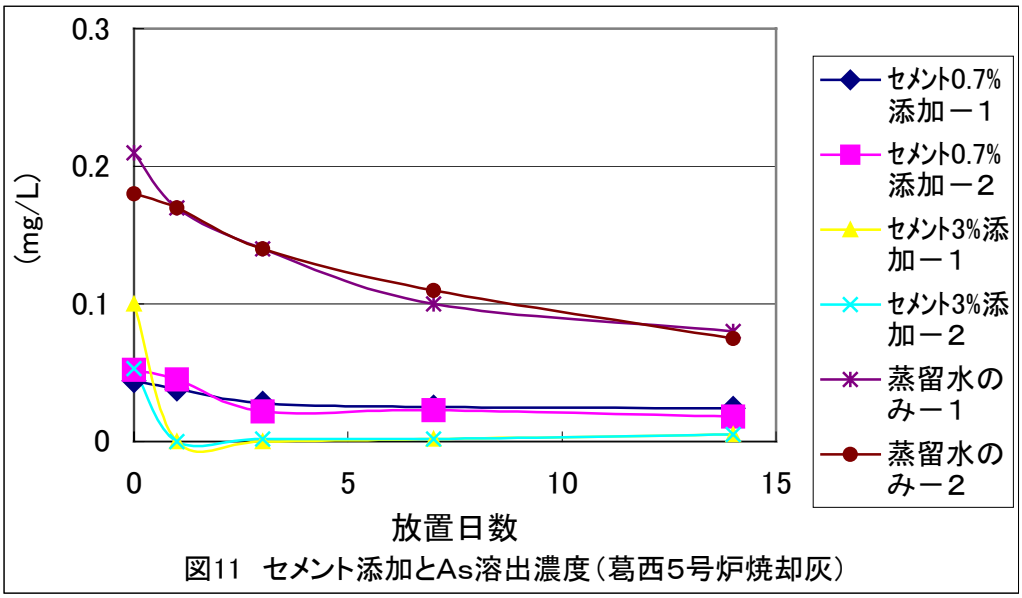


図11　セメント添加とAs溶出濃度（葛西5号炉焼却灰）

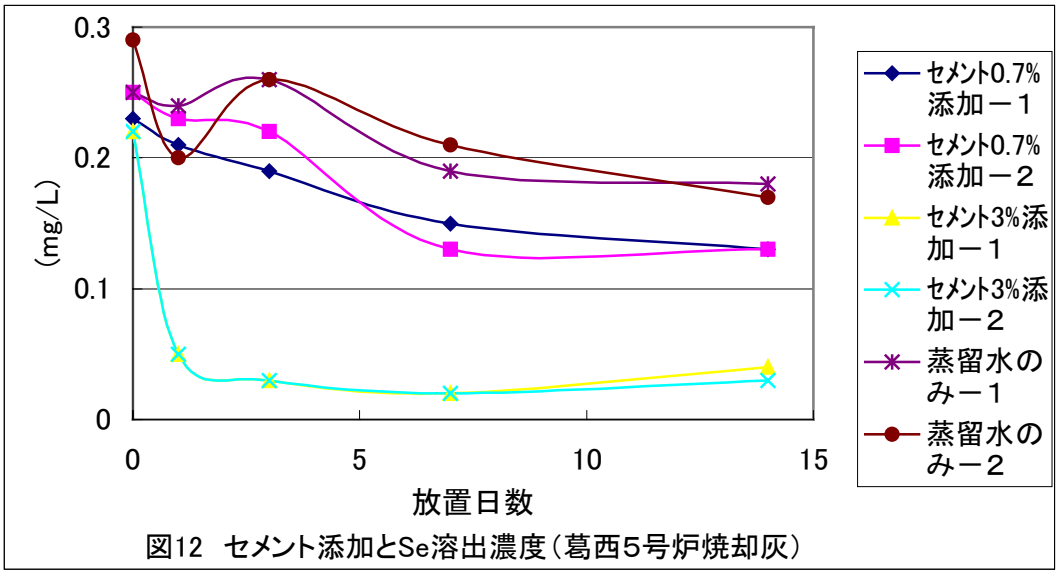


図12　セメント添加とSe溶出濃度（葛西5号炉焼却灰）

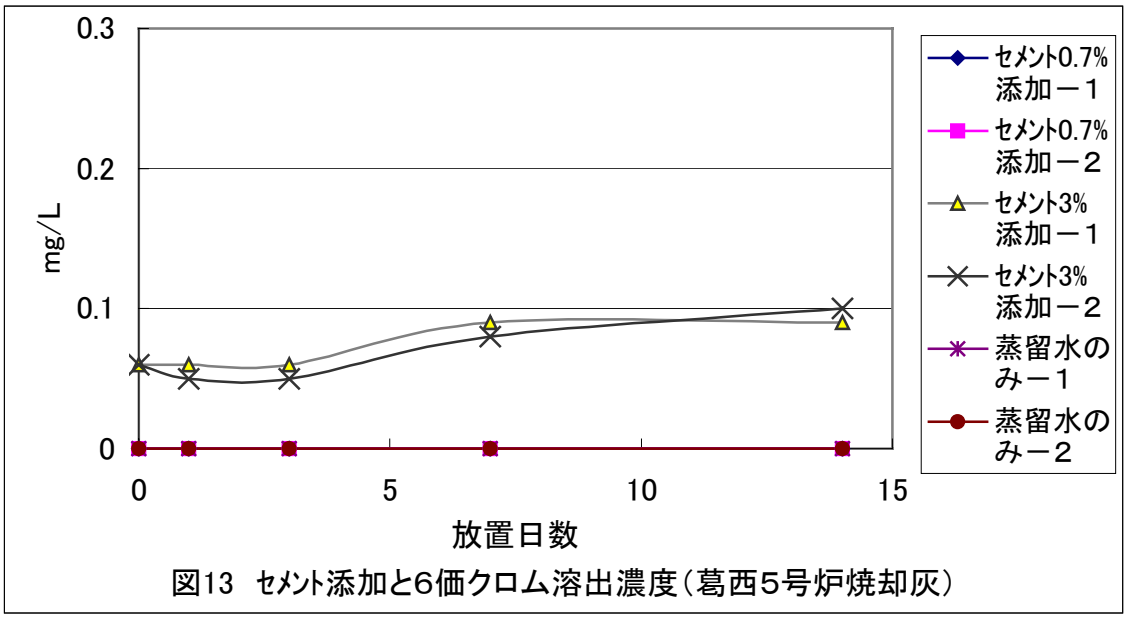


図13　セメント添加と6価クロム溶出濃度（葛西5号炉焼却灰）

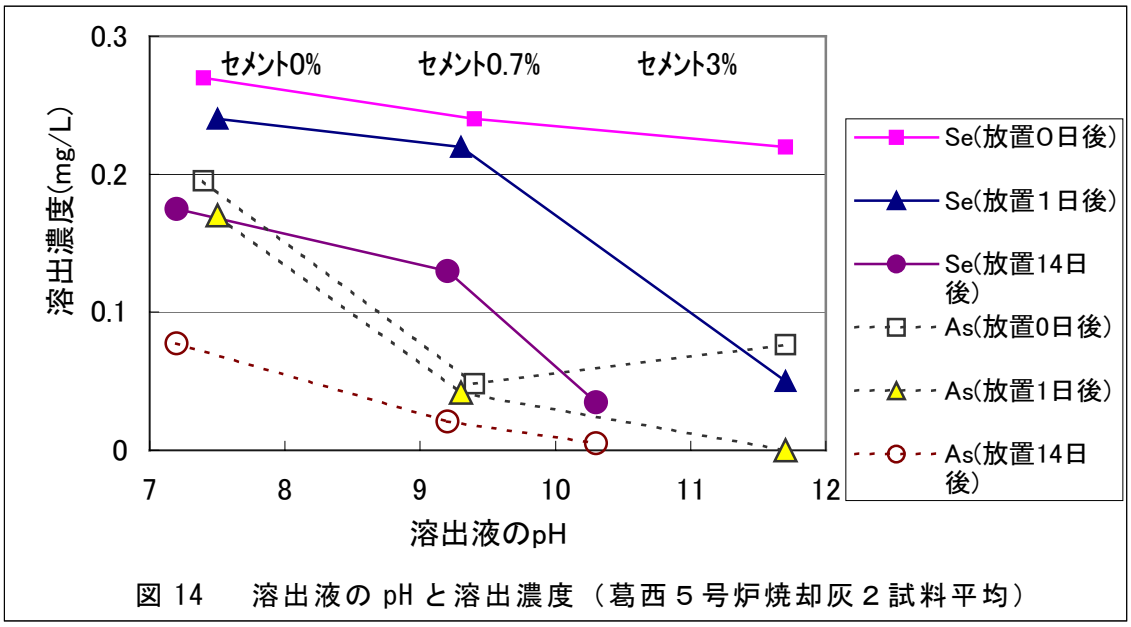


図 14　溶出液の pH と溶出濃度（葛西５号炉焼却灰２試料平均）

４．まとめ

焼却灰に含まれる有害物質の溶出防止方法を検討するため、焼却灰の含有量試験を行った後、水と混練り後に静置する加湿エージング法、及びセメントと水で混練り後に静置するセメント混練法の２つの方法について試験した結果、以下のことがわかった。

（１）焼却灰に含まれる有害物質には、集塵装置の影響を受けるものがあった。バグフィルターで
捕集した灰は、セレン、総水銀の含有量が同じ処理場のサイクロン・EP による灰よりも数倍大きかった。

（２）加湿エージングにより有害物質の溶出は抑制され、水道水、処理水でも蒸留水と同程度の効果があった。

（３）セメント混練法は、セメントの添加率が大きいほど、溶出防止効果が大きかった。

参考文献

1） 住田裕、石田友紀、関根康生：焼却灰からの重金属の溶出防止対策の調査、東京都下水道局技術調査年報-2000-.

2) 篠崎かおり、恩田啓一、白子定治、曽山照明：エージングによる焼却灰の改質について、平成９年度　東京都清掃研究所研究報告、第２７号、97-100.

７－４　建設泥土改良システムの開発

下水道局建設部設計調整課管路事業調査係　酒瀬川　芳孝
現　下水道局建設部設計調整課調整係　入出　　巧

１．はじめに

泥土圧シールドでは、チャンバーに加泥材を添加し、混合攪拌して掘削土の塑性流動化を図っている。このため、掘削土は泥状を呈することから産業廃棄物処理法に規定される産業廃棄物のなかの建設汚泥※として処理されている。

（※国土交通省の指針等では、「建設汚泥」といっているが、都においては「建設泥土」という。）

近年、最終処分場の残余容量が逼迫しており、また、環境負荷の軽減等からも建設リサイクルの推進が求められている。東京都が平成 11 年 12 月に策定した「東京都建設リサイクルガイドライン」では、リサイクルの基本ルールが示され、建設泥土を含む建設廃棄物を直接最終処分場へ搬出することを禁止している。

このような背景から、当局では建設泥土の発生抑制を目的として、民間４社との共同研究により泥土圧シールドを対象とした「建設泥土改良システムの開発」を行った。本システムは泥土圧シールドの排土過程において、泥土を建設発生土として取り扱うことが可能な品質（第４種改良土以上）に改良するものである。

さらに、安価に改良することにより、埋戻しや盛土に使用可能な土質材料として、工事間利用を図るものである。

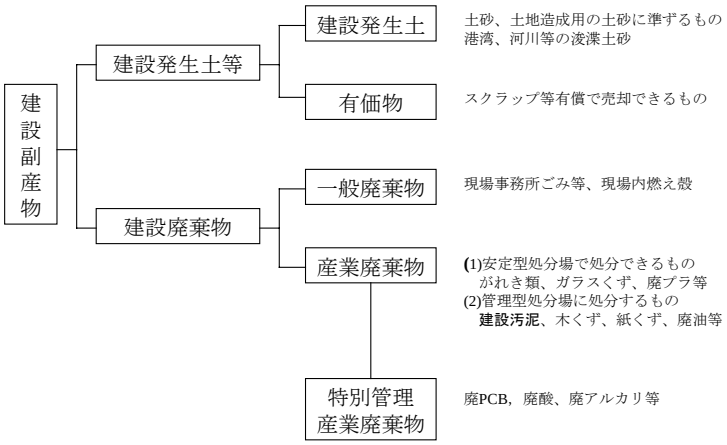


図１　建設副産物の体系

２．開発の背景と開発内容

２．１　開発の背景

２．１．１　建設泥土の発生状況

当局が発注した平成 12 年度の工事について、次の３項目の実態をまとめる。

(1)建設副産物の種類別発生割合
(2)建設泥土の工法別発生割合
(3)シールド工法の発生土処理状況

建設副産物の発生割合を図２に示す。総発生量約 64 万トンのうち建設泥土が 78%の多くを占めており、建設泥土の減量化やリサイクルが急務の課題といえる。

次に、この建設泥土の工法別発生割合を図３に示す。シールド工法が 58%と高い

割合になっており、地下連続壁工法やその他の約３倍である。

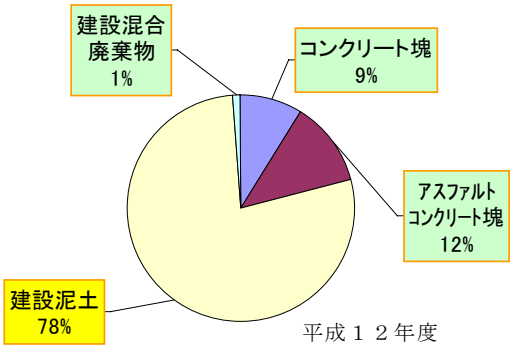


図２　建設副産物の種類別発生割合

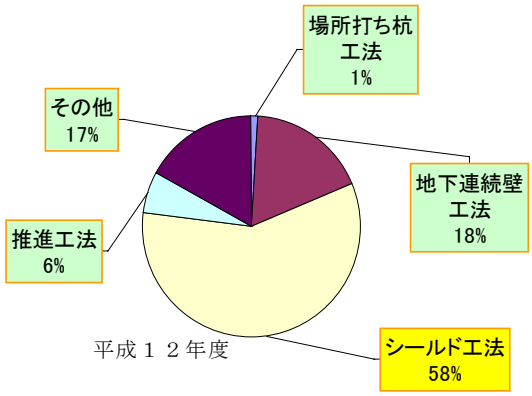


図３　建設泥土の工法別発生割合

表１　シールド工法の発生土処理状況

工　種	発生土の処理状況
手掘式	基本的には建設発生土
機械式	基本的には建設発生土
泥水式	一次処理土は建設発生土、二次処理土は建設泥土として処分場へ処理
土圧式	建設泥土として処分場へ処理

表１はシールド工法における工種別の掘削土の処理状況を示したもので、土圧式シールド工法の場合、発生土の大半は建設泥土として処分されている。なお、土圧式シールド工法の発生土は、泥水式シールド工法の発生土に比べ含水比が比較的低くいわゆる泥土状であるため、フィルタープレス等による機械式脱水(減量化)が困難である。このため、建設発生土として取り扱う品質にするには固化材による安定処理等が必要になる。

２．１．２　泥土処分費

表２　泥土処分費（泥土圧シールド工法）

年　度	処分量（m³）	処分費（円）
10	243,106	1,508,342,740
11	142,861	923,909,343
12	164,548	1,045,145,060
13	176,000(予定)	1,091,900,000

表２に過去４年間における泥土圧シールド工法の泥土処分量と泥土処分費を示す。処分量をみると平成 10 年度は例外的に多いが、ここ３年は 15 万m³前後でやや増大の傾向にある。年間の泥土処分費は約 10 億円と膨大な額になっている。

以上のような建設泥土の発生状況および多額な処分費を考慮して、泥土圧シールド工法から発生する泥土を対象とした改良システムの開発に取組むこととした。

２．２　開発内容

２．２．１　開発期間、体制

１）期間　着手：平成 11 年９月２日　　完了：平成 13 年８月 31 日

２）体制　東京都下水道局、戸田建設(株)、鹿島建設(株)、大成建設(株)、西松建設(株)

２．２．２　開発課題と工程

１）開発課題

建設泥土を建設発生土として取り扱う品質に改良し、また建設泥土処分費より安価に改良することを開発目的として、下記の項目を主たる開発課題とした。

（１）バッチ式ではなく、連続的に改良が可能な装置の開発

（２）掘削泥土の供給量と性状に合わせて、改良材の添加量を最適制御するシステムの開発
（３）安全かつ経済的に所定の改良目標を満たす改良材の開発
（４）第４種あるいは第３種改良土(表３参照)にするための、改良材配合データベースの開発

表３　改良土の適用・用途標準

区分＼基準値	コーン指数 (kN/m^2)	適用・用途標準			
		埋戻し	路床盛土	一般堤防	土地造成
第１種改良土	－	◎	◎	○	◎
第２種改良土	800 以上	◎	◎	◎	◎
第３種改良土	400 以上	○	○	◎	◎
第４種改良土	200 以上	×	×	○	○

備考　◎：そのままで利用可能なもの
×：利用が不適なもの
○：施工上の工夫をすれば利用可能なもの

２）開発工程

主な項目の実施工程を表４に示す。室内配合試験では、粘性土、砂質土、砂の３種類を実験対象土として泥土を作製し、高分子系、セメント系、石膏系および石灰系の各種改良材による改良土の材令とコーン指数の関係を把握した。この結果から所定の強度になる時の改良コストを比較して、土質別に最適改良材を選定すると共に、室内レベルの配合データベースを作成した。屋外要素実験では、後述する改良装置の基本性能を確認するために、実機による泥土の改良試験を砂町水処理センター内の用地を借用して行った。実証実験は千代田区一番町、三番町付近再構築工事において、実証区間 350m で実施し、現場レベルの配合データベースの作成、改良システムの検証および改良土の強度確認等を行った。

表４　実施工程

項目	平成11年度			平成12年度				平成13年度	
	9	12	3	6	9	12	3	6	9
現状把握・課題整理	■								
装置仕様の方針	■	■							
室内配合試験	■	■	■						
屋外要素実験		■	■						
改良装置・システム				■	■				
実証実験									
実験計画				■	■				
室内事前試験						■	■		
現場予備試験							■	■	
本実験・報告書								■	■

３．泥土改良システム

3.1　泥土改良システムの構成

泥土改良システムは、泥土圧シールドにおいてチャンバーから排出される泥土を排土過程で利用可能な掘削土に改良するものである。

本システムは、図４に示すように次の装置および計器で構成される。

（１）　改良装置；改良材の添加、掘削土と改良材の混合攪拌（一軸パドルミキサー使用）

（２）　電磁流量計；排土管内流量測定

（３）　中性子水分計；泥土の含水比と土質の判定

図４　泥土改良システム標準図

ポンプ圧送される泥土のコンシステンシーは土質が変化してもほぼ一定になる。本システムでは、中性子水分計により泥土の含水比を測定することにより土質を判定し、さらに電磁流量計により排土量を測定することにより、掘削状況に応じた泥土の改良が可能である。

泥土改良システムは地上型改良システムを標準として、図５に示す改良装置の設置位置により次の４種類に分けられる。

（１）地上型改良システム

（２）坑口型改良システム

（３）立坑型改良システム

（４）坑内型改良システム

なお、泥土改良システムの設置位置は､次の事項を検討して決定する。

（１）　排土量に応じた改良能力を有する改良装置の選定

（２）　セグメント内径とシールド線形を考慮した設置場所確保

（３）掘削土の搬出方法

（４）立坑の大きさおよび作業基地の広さ

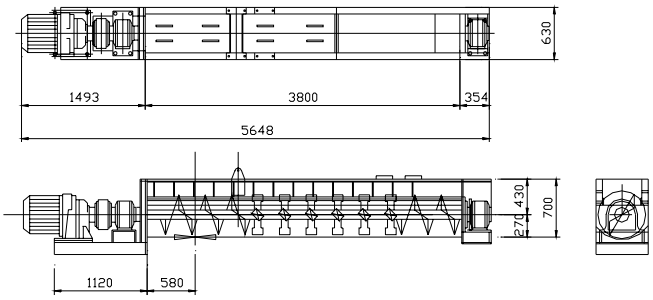


図５　改良装置外形図（30m³/h 仕様）

地上型改良システムの全景を図６に、また改良装置の一部を図７に示す。

図６　改良システム

図７　改良装置　（パドル部分）

改良装置は泥土と改良材の攪拌効率が高く、改良土の閉塞が起こりにくいように設計した「可とう性ゴムケーシング＋一軸パドルミキサー」を採用しており、泥土の排土量に応じて処理能力 30m^3/hr、50m^3/hr および 80m^3/hr の 3 種類を用意した。

泥土改良システムの他の設備としては、改良材のストック設備(サイロ)、改良土の搬出設備(ベルトコンベアー)、改良土のストック設備(土砂ホッパーあるいは土砂ピット)および改良装置の運転を制御する制御システムがある。

３．２　改良土のストック設備と必要容量

改良土のストック設備は、改良直後でまだ所定の強度に達していない改良土の仮置き場所としての役割と、強度が発現する迄の養生場所としての役割を持つ。改良土に要求される強度（コーン指数）に達する迄の養生時間を管理する必要があることから、改良後の経過時間に応じて、ストック設備に仕切りを設けて区分するなどの処置を施すことになる。

改良土ストック設備は、土砂ホッパー型と土砂ピット型の 2 種類があげられる。両者の選定は、現場基地の面積や立地といった施工条件、および改良土の搬出における汚泥の判定時期に関する規制条件から決定する。

標準的な施工条件（搬出は昼間のみ）における土砂ホッパー(あるいは、土砂ピット）の使用例を図 8 に示す。数量は 3 基あるいは 3 槽仕切りとしている。

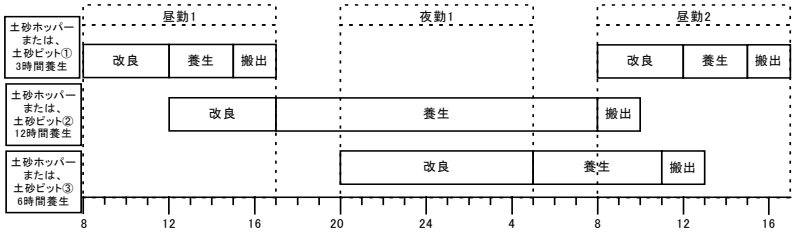


図 8　改良土ストック設備の設置計画例
（昼間のみの搬出）

改良土ストック設備の容量は、加泥材添加率、土量変化率、改良材添加率およびストック設備効率を考慮し、余裕を持った計画をたてる必要がある。

このことから、1 日あたりの排土量を地山掘削土量の 2 倍として昼間のみ搬出するときの改良土ストック設備の必要容量を表 5 に示す。

なお、3 基あるいは 3 槽のストック設備に貯留される改良土は、養生時間が、3 時間、12 時間および 6 時間であるが、養生後にダンプトラックに積載するときは同じレベルで所定の強度を満たすように、改良材の添加量をそれぞれの養生時間に応じて調整するものとした。

表５　改良土ストック設備必要量の算出例

シールド機 外径	仕上がり 内径	日進量	1　日 あたりの 掘削土量 V	1　日 あたりの 改良土量 V'＝V×2	改良土ストック設備 必要容量(m^3)		
(mm)	(mm)	(m)	(m^3)	(m^3)	①養生 3時間	②養生 12時間	③養生 6時間
2,130	1,350	6.8	24.2	48.4	12.1	12.1	24.2
2,262	1,500	6.8	27.3	54.6	13.7	13.7	27.3
2,462	1,650	7.1	33.8	67.6	16.9	16.9	33.8
2,662	1,800	7.3	40.6	81.2	20.3	20.3	40.6
2,862	2,000	7.5	48.2	96.4	24.1	24.1	48.2
3,062	2,200	7.6	55.9	111.8	28.0	28.0	55.9
3,272	2,400	7.7	64.7	129.4	32.4	32.4	64.7
3,472	2,600	7.8	73.8	147.6	36.9	36.9	73.8
3,680	2,800	7.8	82.9	165.8	41.5	41.5	82.9
3,930	3,000	7.8	94.6	189.2	47.3	47.3	94.6
4,180	3,250	7.7	105.6	211.2	52.8	52.8	105.6
4,430	3,500	7.5	115.5	231.0	57.8	57.8	115.5
4,680	3,750	7.2	123.8	247.6	61.9	61.9	123.8
4,930	4,000	6.9	131.6	263.2	65.8	65.8	131.6
5,240	4,250	6.6	142.3	284.6	71.2	71.2	142.3
5,540	4,500	6.3	151.8	303.6	75.9	75.9	151.8
5,840	4,750	6.2	166.0	332.0	83.0	83.0	166.0
6,140	5,000	6.1	180.5	361.0	90.3	90.3	180.5

３．３　制御システム

３．３．１　制御システムの構成

泥土の性状に合わせて、改良材の添加量を最適制御するシステムを構築した。泥土改良システムは改良装置の設置場所により、地上型、坑口型、立坑型、坑内型泥土処理システムに分かれるが、制御システムは各々のシステムに対し計測器の取付け場所を工夫することで対応する。また、基本配合となるデータベースを搭載し、泥土の流量や水分量の変動に対し改良材の添加量を自動補正できるようになっている。制御システムの基本構成を図９に示す。

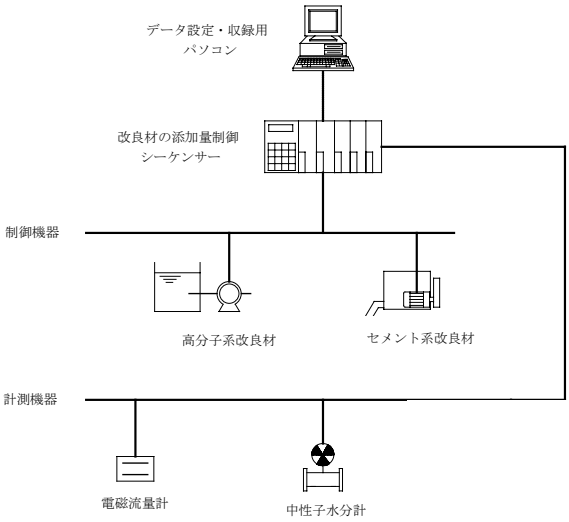


図９　制御システムの構成

流量、水分量の計測を行うフィールド機器類、データ取り込み、演算、出力制御を行うシーケンサ類、データアクセス等を行うデータベースを搭載したパソコン等で構成している。

３．３．２　改良材配合データベース

泥土改良システムでは、配合試験の結果に基づいた配合データベースを使用する。これは、シーケンサを介して入力される計測データから泥土の性状を捉えるとともに、配合データベースに基づき、目標改良強度に対応した改良材添加量を決定し、リアルタイムに制御するためのものである。事前の配合試験から配合データベースに取入れるデータは、土質変化に対応する配合、泥土の水分量変化に対応する配合、そして改良目標時間に応じた配合があげられる。

シールド掘削状況に応じた改良材添加量の決定は、配合データベースから作成した改良材添加量制御特性グラフに基づいて行われる。改良材添加量の決定に当たっては、事前の配合試験により土質、水分量、排土流量に対する改良材の最適添加量を図 10 のような形式で求めておく。同じ排土流量でも水分量が異なると添加量にどの程度の影響が現れるかを確認しておく。これらのデータを収集し、改良材添加量制御特性グラフが得られる。図 11 に例を示す。

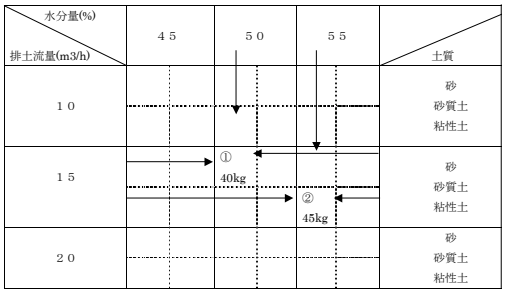


図 10　改良材添加量の決定方法（例）

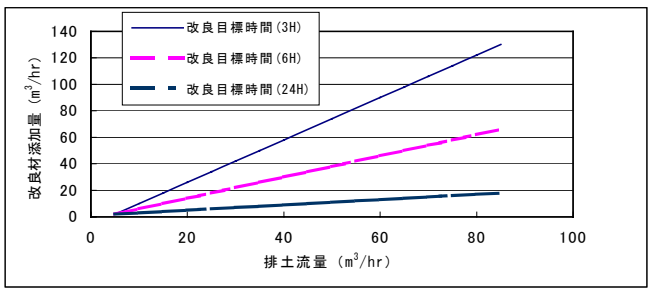


図　11　改良材添加量制御特性グラフ

４．改良材

４．１　改良材の必要性能

本システムは泥土圧シールドの排土過程において、掘削土を建設発生土として取り扱うことが可能な品質まで改良することを目的としている。したがって、使用する改良材としては、以下のような性能を満たす必要がある。

（１）短い時間で、第４種改良土（コーン指数 qc≧200kN/m²）以上の強度を有する。

（２）改良土が土質材料として、施工性に優れている。

（３）改良土の安定性が優れている。

（４）改良土からの六価クロム等の溶出量が土壌環境基準以下である。

４．２　改良材の新規開発

一般に、改良材は一般軟弱土の安定処理用と、ヘドロや汚泥など高含水土壌の安定処理用に大別される。前者には石灰系およびセメント系があり、後者には石灰系、セメント系に加えて、短時間で土質性状を改善することを目的とした高分子系がある。

本システムで使用する改良材としては、高含水土壌安定処理用の特殊品に相当することが求められるが、従来のセメント系改良材では経済性に優れかつ泥土に対して短時間で強度発現するものが市販されていないため、新たに開発した。また、開発したセメント系改良材の改良効果を高めるために、高分子系の改良材および短時間で水和凝結する石膏系の改良材も同時に開発した。

今回、開発した改良材の特徴と改良効果を表６に、また強度と材令の関係について従来の地盤改良材およびセメントと対

表６　新規開発の改良材の特徴と改良効果

改良材	特徴	改良効果	
		施工性（ﾊﾝﾄﾞﾘﾝｸﾞ）	短期強度
セメント系	軟弱地盤で即効性を発揮するセメント系改良材をベースに無水石膏，高炉スラグなどのアルカリ刺激剤を混合し，さらに早強性を高めたものである． ・粘性土の改良に有効である． ・アルカリ～強アルカリ性を示す． ・六価クロム抑制型もある．	○ イオン交換反応による団粒化（粘性土の場合）	○ エトリンガイト生成
石膏系	活性度の高い半水石膏をベースに無水石膏，二水石膏，ポゾラン物質を混合してブレーン値を大きくした特殊混合物である． ・砂～砂質土の改良に有効である． ・中性を示す．	○ 含水比低下	◎ 二水石膏水和物生成，結晶化
高分子系［アニオン系］	ポリアクリルアミド（高分子系凝集剤の主成分）とアクリル酸ソーダの共重合物をエマルジョン化したものである．粘土のコロイド分と土の水分を凝集させてフロックを形成する． ・中性を示す．	◎ フロック形成による団粒化	－ 固結，強度発現はないが，土の塑性向上によってコーン指数は増加する．
高分子系［カチオン系］	アニオン系にイオン交換性を持たせてカチオンとし，エマルジョン化したものである．アニオン系の高分子加泥材を使用した泥土の場合，アニオン系の高分子系改良材と同様の凝集効果が得られる． ・中性を示す．	◎ フロック形成による団粒化	－ 固結，強度発現はないが，土の塑性向上によってコーン指数は増加する．

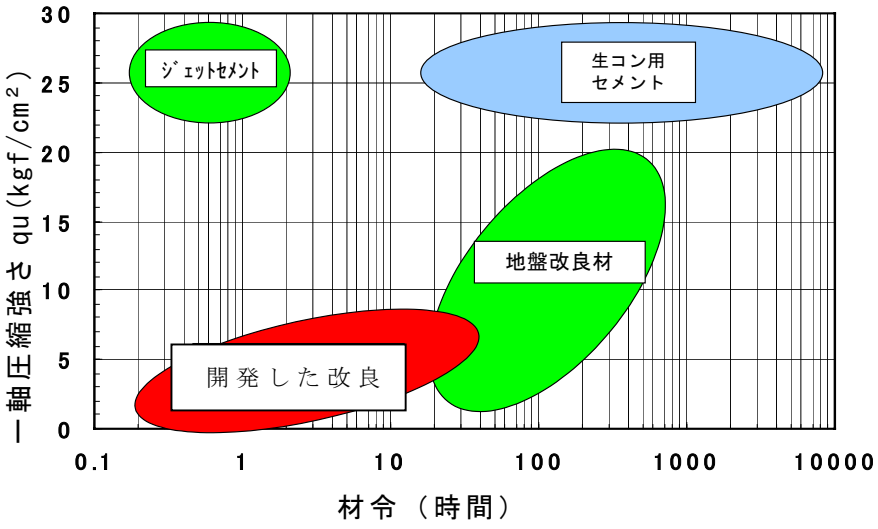


図 12　改良土の材令と一軸圧縮強さの関係模式図

比した模式図を図 12 に示す。

４．３　室内配合試験例

新規に開発した改良材の改良効果を調査するために、室内配合試験を行った。試験は従来の石灰系改良材についても行った。例として粘性土の配合試験結果を表 7 に示す。養生 3 時間で第 4 種改良土(コーン指数 qc≧200kN/m²)を満たす必要添加量、制御の容易さ、経済性および施工性について評価したものである。

この結果、粘性土に対しては「高分子系＋セメント系」、砂質土に対しては「高分子系＋セメント系＋石膏系」の改良材が有利である結果が得られた。ただし、実証実験機による配合試験では、砂質土に対しても「高分子系＋セメント系」の改良効果が認められた。これは、実証実験機の撹拌性能が室内配合試験で使用したホバートミキサーに比べ高いためと考えられる。

表 7　室内配合試験結果(粘性土)

改良材の種類	必要添加量(3時間後, qc≧200kN/m²)				制御の容易さ	経済性		施工性	総合評価
	高分子系 (L/m³)	石灰系 (kg/m³)	セメント系 (kg/m³)	半水石膏 (kg/m³)	評価	改良材単価 (円/m³)	評価	評価	
高分子系＋石灰系	1	120	－	－	○	3,370	△	◎	○
	2	100	－	－	○	3,800	△	◎	○
	3	60	－	－	◎	3,810	△	◎	○
高分子系＋セメント系	1	－	50	－	◎	1,800	○	◎	◎
	2	－	40	－	◎	2,460	○	◎	◎
高分子系＋石灰系＋石膏系	2	－	40	40	◎	3,740	△	◎	○
高分子系＋セメント系＋石膏系	2	－	25	25	◎	2,975	△	◎	○

凡例：◎非常に優れる。　○：優れる。　△：検討を要する。

５．　実証実験

５．１　実験概要

実証実験は路線延長 2,056m のうちの約 350m について実施した。地盤状況を表 8 および図 13 に示す。工事概要は次のとおりである。

工事名：千代田区一番町、三番町付近再構築その 2 工事・その 3 工事

シールド外径：φ3,080 ㎜（泥土圧式シールド）

実証実験期間：平成 13 年 3 月 26 日～平成 13 年 6 月 30 日

５．２　実験内容

泥土の排出過程における連続的な改良により、所定の養生時間で第 4 種改良土以上の強度を有し、かつダンプトラックで運搬中に再泥化しない改良土であること、また、排出される泥土の性状変化（流量、含水比）に対して、上記改良品質を確保すること等を検証する目的で行った。実証実験は、初期掘進時に行った予備試験と、本掘進で行った実証実験に大別される。予備試験では、改良材として「高分子系＋セメント系六価クロム対応型（LC＋CE)」、「高分子系＋セメント系＋石膏系（LC＋CE・GY)」の 2 種類を用い、含水率 3 水準の泥土に対して目標コーン指数を満たす必要添加量を調査し、添加量を制御するための配合データベースを作成した。

表 8　対象土質の基本物性

基本物性			
N値	35～50以上	最大粒径	4.75㎜
透水係数	2×10-3㎝/sec	平均粒径	0.25㎜
単位体積質量	1.8～1.9t/・	均等係数	17
自然含水比	25.7～37.6%	細粒分含有率	15%

実証実験では、予備試験結果と土壌環境基準試験に基づいた改良材の再選定を行い、「高分子系＋セメント系（LC＋C）」の改良材によるデータベースの作成、改良強度の確認、ダンプ運搬による再泥化試験等により、実用化への実証を行った。

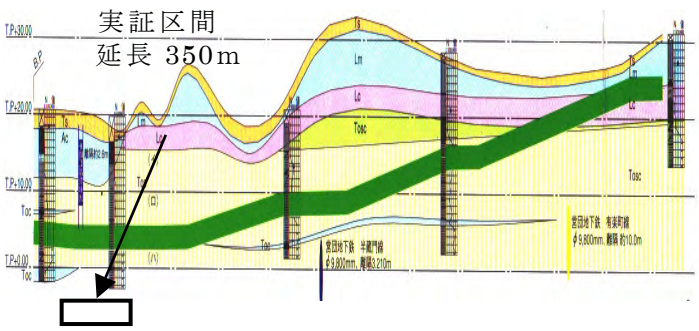


図 13　地盤概要図

５．３　実験装置

実験装置は地上型改良システムとし、処理能力 30m^3 /hr の改良装置を使用した。改良土のストック設備はピット方式とした。なお、改良土の養生時間は 3 時間、6 時間および 12 時間の 3 種類とし、これに対応するストック設備容量として 100m^3 級のピットを 3 個設置した。

５．４　実験結果

１）データベース作成試験結果

実証実験で求めた改良材「高分子系＋セメント系（LC＋C）」のデータベースを表９に、また、改良土の六価クロム溶出試験結果を表１０に示す。第４種改良土を満たすセメント系改良材の必要添加量は、泥土の含水率が 35％以内の時、45kg/m^3 以下である。これは予備試験で使用した他の改良材の必要添加量よりも少なく、また、材料単価が最も安価であるので最も経済的な材料と判断した。

表９　LC＋C のデータベース作成の試験結果

含　水　率	LC（2L）＋ C　４種 養生時間別の改良材添加量（kg／m3）		
	３時間	６時間	１２時間
高含水率（35%）	45	40	35
中含水率（30%）	35	35	30
基準含水率（25%）	30	30	30
0.1%あたりの変化量	0.15	0.1	0.05

表１０　六価クロム溶出試験

日付	配合	含水率（%）	LC添加量（L/m3）	C添加量（kg/m3）	基準値（mg/L）	測定結果（mg/L）	判定
6月14日	LC+C	25.0	2	30	0.05	0.02未満	合格
				50		0.02未満	合格
				60		0.02未満	合格
6月15日		30.0		40		0.02未満	合格
				60		0.02未満	合格
				70		0.02未満	合格
6月16日		35.0		35		0.02未満	合格
				45		0.02未満	合格
				50		0.02未満	合格

＊測定結果の 0.02 未満は JIS K0102.65.2.1 ジフェニカルバジド吸光光度法で測定を行い測定可能な定量下限値である。

表１０のようにセメント系改良材で改良した改良土の六価クロム溶出量は、いずれも基準値以内であることが分かる。以上により、今回の実証実験で使用した「高分子系＋セメント系（LC＋C）」の改良材は経済的、かつ安全であることを検証した。

２）改良土の特性

図 14 に各養生時間後に測定したコーン指数を示す。各時間でコーン指数はばらついているものの、第 4 種改良土の必要強度を満たしている。コーン指数のばらつきは、同一ピット内にある改良土の養生時間のばらつきや地山の変化による影響である。次に、養生時間 3 時間で第 4 種に改良された改良土をダンプトラックに積み、所定時間走行した後の改良土のコーン指数を図 15 に示す。この結果、コーン指数は時間の経過によりむしろ増大しており、改良された泥土が振動等で再泥化することはなく安定した材料であることを確認した。

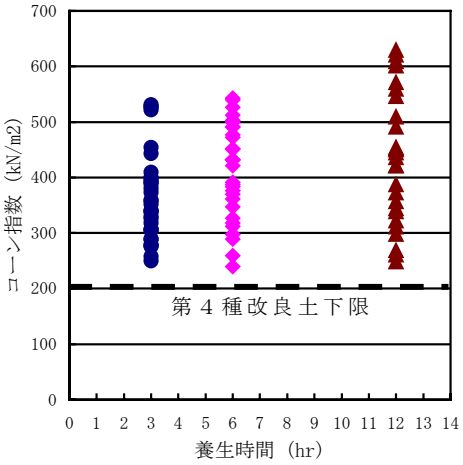


図 14　各養生時間のコーン指数

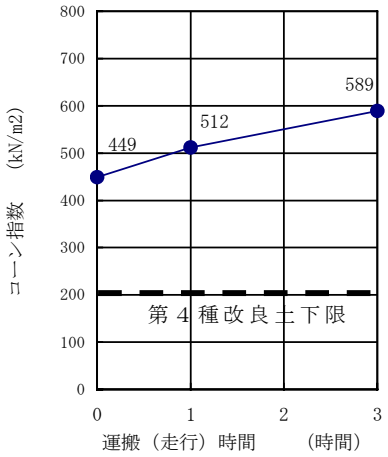


図 15　再泥化試験結果

６．従来工法との経済性比較

泥土を産廃処分する従来工法と、本システムによる改良土を再利用する場合の経済性比較を表１１に示す。後者については、受入れ先および仮置きの有無を考慮して３ケースの試算を行った。工事間利の２ケースでは、仮置きの有無に関係なく従来工法よりも安価であり、特に、仮置きしないで直接受入れ先に搬出する場合は、従来工法に比べて約 34％の大幅なコスト低減が図れる試算結果である。

表１１　従来工法との経済性比較（円/m³）

工法 / 処分先	従来工法（泥土搬出）		システム採用（泥土を改良して搬出）				
	処分費	運搬費	機械損料	材料費	運搬費	受入費	積込費等
中間処理工場（民間）	6,200	2,600	－	－	－	－	－
	8,800		－				
新海面埋立地	－	－	1,400	2,500	1,940	3,800	－
	－		9,640				
工事間利用（直接受入）	－	－	1,400	2,500	1,940	－	－
	－		5,840				
工事間利用（仮置き）	－	－	1,400	2,500	3,880	－	500
	－		8,280				

※運搬費：従来工法；12 年度の平均距離(23km)、システム採用；従来工法
従来工法はコンテナ車、システム採用はダンプトラック運搬
積込費：積込・ストックヤード費として下記を計上
(1)トラクターショベル運転費　　250円/m³
(2)保安要員（11,600円/人・日×3人）÷150m³/日＝

７．今後の課題と展望

本システムによる改良土は、所期の品質を確保し、安定性や安全性でも問題がないことを確認した。実証実験では連続改良に耐えられる改良装置、制御システムであることを検証した。さらに、改良コストの試算によれば、第４種改良土以上に改良して工事間利用する場合、建設泥土として産廃処分する従来工法に比べてコスト低減が図れるものと考えられる。今後、各種土質に対応可能な配合データベースを蓄積すると共に、第３種改良土の実証工事を行うのが課題である。今後、課題の改善に努め、建設リサイクルの推進に寄与したい。

参考文献

1)(財)先端建設技術センター；建設汚泥リサイクル指針,1999.
2)東京都；建設泥土リサイクル指針,平成 13 年 3 月.
3)シールド工事から発生する泥土の処理システムの開発に係わる共同研究報告書,平成 13 年 8 月

７－５　下水道汚泥焼却灰を利用した
ボックスカルバートに関する調査

建設部設計調整課管路事業調査係　酒瀬川　芳孝
現　南部建設事務所設計課設計第一係　越沼　　進
（前　建設部設計調整課管路事業調査）

１．はじめに

我が国の平成１２年度末における下水道処理人口普及率は６２％を超え、特に大都市においてはほぼ１００％に達している。しかし、下水処理によって発生する下水汚泥は下水道普及率の向上に伴い増加する一方、下水汚泥の処分地の確保は年々困難となってきている。

東京都区部では既に平成６年度末には普及率１００％を概成しており、年間１００万ｔを超える大量の脱水汚泥が発生し、大部分は焼却処分して減量化を図り、約５万ｔの汚泥焼却灰が発生している。さらに、発生した汚泥焼却灰の約４割はメトロレンガ、軽量骨材原料、セメント原料等に再利用し汚泥の資源化を進めているが、残りの約６割については東京港中央防波堤外側埋立地に埋立処分している状況である。

しかし、埋立処分地の確保には限りがあること、循環型社会の形成が強く求められていることから、東京都では、環境負荷の少ないゼロエミッション型社会の実現を目指し、汚泥全量資源化にむけたコンクリート製品の用途拡大や下水道事業での利用促進などに取り組んでいる。その一環として、ヒューム管メーカー等の民間企業３者が、東京都の行政ニーズに応えるかたちで、下水汚泥焼却灰を利用したヒューム管等の製造技術を確立し、平成１２年度から当局事業において本格的に採用している。

本研究は、当局工事に使用するコンクリート製品全てに、下水汚泥焼却灰を利用する技術を確立する目的で実施し、これまでのヒューム管等への汚泥焼却灰の利用技術を応用したノウハウ＋フィールド提供型の共同研究により、大型の下水道管渠施設であるプレキャストボックスカルバートへの適用性について検証するものである。

２．研究のフロー

下水汚泥焼却灰（以下焼却灰）を利用したボックスカルバートの研究フローを図１に示す。

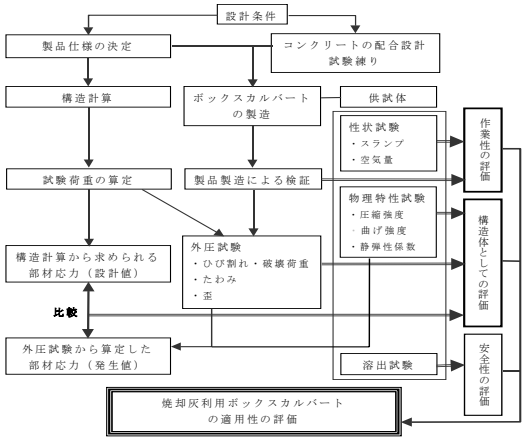


図１　焼却灰利用ボックスカルバートの研究フロー

３．試験場所および期間

試験場所：日本ヒューム株式会社熊谷工場試験室技術研究所

試 験 日：製造試験　　平成１３年 12 月　３日(月)～ ７日(金)

　　外圧試験　　平成１３年 12 月 20 日(木)～27 日(木)

４．製品仕様の決定

今回対象とした製品仕様は、以下の項目により、選定した。

1）製品形状

①　RC プレキャストボックスカルバート

フィールドとなる工事で、使用される製品の中で最大の規格を選定した。

②　PC プレキャストボックスカルバート

通常使用されることが多いと考えられる 2.0×2.0ｍで、土被り 1.5ｍを想定した標準の製品規格を採用した。配筋については、標準に準じた。

２）強度

工事で使用される製品の基準強度とした。

３）焼却灰利用率

過去の研究成果より､振動成形品であることから､セメント使用量の１０％とした。

表１　ボックスカルバートの仕様および数量

No.	幅×高さ×長さ (mm)	種類	設計基準強度 (N/mm^2)	焼却灰利用率	本数
1	2900×2800×1.50m	RC	50	10%	3
2	2000×2000×2.00m	PC	50	10%	3

５．評価項目及び試験等の内容

１）作業性の評価

製造時のワーカビリチーの確認

①　フレッシュコンクリートの性状（供試体）

・スランプ　　・空気量

②　製品製造による検証

２）構造体としての評価

①　物理特性（供試体）

・一軸圧縮強度　　・曲げ強度　　・弾性係数

②　外圧試験（製品）

RC、PC ともに、部材の断面性能からひびわれ、破壊が生じる荷重値を算出して実施した。

・ひび割れ荷重　　・破壊荷重　　・たわみ　　・歪

③　部材の発生応力の比較

外圧試験荷重作用時の各部材の応力について、フレーム解析により求められる設計値と、外圧試験時の歪データとコンクリートの弾性係数から算定した発生値を比較し、構造体としての安全性を確認した。

３）安全性の評価（供試体）

現在、当局が採用しているヒューム管及び人孔等の汚泥焼却灰を利用したコンクリート二次製品については、下水道局が安全性を確認した汚泥焼却灰を提供することにより、重金属等の溶出の安全性を保証しており、コンクリート製品としては溶出試験を行わないこととしている。本製品も同様の扱いとなる製品であるが、平成 3 年 8 月環境庁告示第 46 号（環境基準）に準じた溶出試験を実施した。

６．試験方法

６．１　製造試験

６．１．１　ボックスカルバート仕様および数量

試験を行うボックスカルバートの仕様および数量を表 4.1 に示す。詳細は資料編 資料－2 焼却灰利用ボックスカルバートの図面に示す。

６．１．２　コンクリート配合

焼却灰利用率をセメント量に対し 10%、設計基準強度を 50N/mm^2 としたコンクリートの配合を表２に示す。また、表の下段に、焼却灰を利用しないコンクリート（以下普通コンクリート）の配合を示す。

表２ ボックスカルバートの配合

焼却灰	Gmax (mm)	ｽﾗﾝﾌﾟ (cm)	空気量 (%)	W/C (%)	S/a (%)	単位量 (kg/m^3)					
						W	C	焼却灰	S	G	混和剤
有	20	12±2.5	2±1.5	38.5	48.5	173	450	45	797	920	4.2
無	20	12±2.5	2±1.5	38.5	48.5	173	450		842	920	2.5

ただし、W:水、C:セメント、S:砕砂、G:砕石を示す。

６．１．３　養生方法

試験体の養生は、常圧蒸気養生（前置 2 時間－昇温 20℃/ｈ－最高温度 65℃・3 時間保持－自然降温）を行った後、気中養生とした。

６．２　コンクリート強度試験

① コンクリート圧縮試験:製造に用いたコンクリートにて供試体を作成し、JIS A 1108（コンクリートの圧縮強度試験方法）に準じて行った。

② コンクリート曲げ試験:製造に用いたコンクリートにて供試体を作成し、JIS A 1106（コンクリートの曲げ強度試験方法）に準じて行った。

③ 弾性係数試験：圧縮試験用供試体において、JSCE－G 502－1999（コンクリートの静弾性係数測定試験方法）に準じて行った。

６．３　外圧荷重載荷試験

６．３．１使用機器

外圧試験機：最大荷重試験能力 1500KN
レーザー式デジタルたわみ計
デジタル式データロガー
歪計測用ワイヤーストレインゲージ

６．３．２　計測項目

外圧荷重載荷試験（以下外圧試験）時には表３に示す項目の計測を行った。

表３　計測項目

計測項目	使用機器	計測点数	備考
たわみ	レーザー変位計	2	載荷方向
コンクリート歪	歪ゲージ	12	
鉄筋歪	歪ゲージ	12	

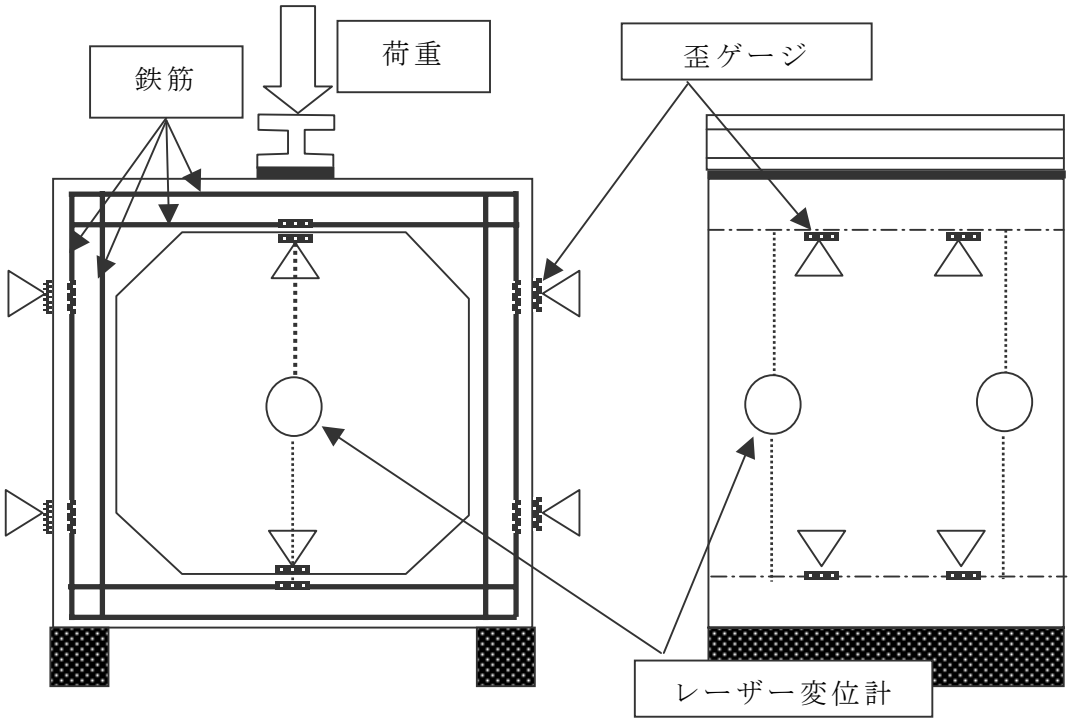
６．３．３　試験荷重算定値

ボックスカルバートの試験荷重算定値を表４に示す。

表４　試験荷重算定値

No.	幅×高さ×長さ	種類	焼却灰利用率	ひび割れ荷重 KN/本	破壊荷重 KN/本
1	2900×2800×1.50M	RC	10%	130	289
2	2000×2000×2.00M	PC	10%	155	369

設計計算書において算出された発生応力から求めたひび割れ試験荷重は、102KN/本（68KN/m）である。



＊ 鉄筋の歪は、応力が発生する鉄筋にて計測した。

７．試験結果

７．１　コンクリート

７．１．１　フレッシュコンクリートの性状

ボックスカルバートの製造に使用したフレッシュコンクリートの性状を表５に示す。

表５　フレッシュコンクリートの性状

No.	幅×高さ×長さ	種類	ｽﾗﾝﾌﾟ (cm)	空気量 (%)
1	2900×2800×1.50M	RC	13.5	1.2
2	2000×2000×2.00M	PC	11.0	1.0
普通コンクリート（試験練り時）			10.5	1.0

フレッシュコンクリートのスランプおよび空気量は、RC、PC 共に許容範囲内であった。また、製造時も、焼却灰未利用コンクリートとほぼ同等の作業性を有することが確認できた。

７．１．２　硬化コンクリートの性状

① 圧縮強度

ボックスカルバートの製造に使用したコンクリートの圧縮強度を表６に示す。なお、普通コンクリートは試験練り時のものである。

表６　コンクリート圧縮強度

種類	材齢	焼却灰利用コンクリート				普通コンクリート			
		荷重　(KN)		圧縮強度 (N/mm^2)		荷重　(KN)		圧縮強度 (N/mm^2)	
RC	脱型時	321.8	323.1	41.0	41.1	310.1	305.2	39.5	38.9
		320.0		40.7		300.2		38.2	
		327.4		41.7		305.2		38.9	
	7 日	423.4	430.3	53.9	54.8	398.4	397.3	50.7	50.6
		432.6		55.1		405.2		51.6	
		434.8		55.4		388.4		49.5	
	14 日	452.0	461.7	57.6	58.8	442.7	448.6	56.4	57.1
		461.0		58.7		446.9		56.9	
		472.0		60.1		456.0		58.1	
PC	脱型時	327.6	325.1	41.7	41.4				
		321.4		40.9					
		326.2		41.5					
	7 日	423.2	424.3	53.9	54.0				
		415.8		52.9					
		433.8		55.2					
	14 日	470.5	465.2	59.9	59.2				
		463.5		59.0					
		461.5		58.8					

材齢 14 日における RC 用コンクリートの圧縮強度は 58.8 N/mm^2、PC 用コンクリートの圧縮強度は 59.2 N/mm^2 であり、設計基準強度を十分に満足するものであった。

② 曲げ強度

ボックスカルバートの製造に使用したコンクリートの曲げ強度を表７に示す。試験材齢は 14 日とした。

表７　コンクリート曲げ強度

種類	荷重 (KN)		曲げ強度 (N/mm^2)	
RC	19.55	19.68	5.89	5.90
	19.52		5.81	
	19.98		5.99	
PC	19.49	19.35	5.87	5.80
	19.31		5.75	
	19.24		5.77	

③ 静弾性係数

圧縮強度および曲げ強度試験から求めた静弾性係数値を表８に示す。

表８　静弾性係数

種類	圧縮弾性係数 (KN/mm^2)		曲げ弾性係数 (KN/mm^2)	
RC	34.10	34.20	33.09	30.59
	33.07		31.93	
	35.43		26.74	
PC	33.81	34.32	25.79	27.10
	34.98		27.06	
	34.10		28.35	

静弾性係数は、外圧試験時に発生する部材の歪から応力を算定するときに用いられる。数値が大きければ部材に発生する応力も大きくなることから、安全性を考慮して、応力の算定には圧縮弾性係数を用いた。

７．２　外圧試験

７．２．１　外圧試験荷重

外圧試験によって得られたひび割れ荷重と破壊荷重を表９に示す。

表９　外圧試験荷重

種類	試験体 No.	ひび割れ荷重		破壊荷重	
		KN/本	KN/m	KN/本	KN/m
RC	設計荷重	130	87	289	193
	1	153	102	814	543
	2	151	101	600 以上	400 以上
	3	162	108	600 以上	400 以上
PC	設計荷重	155	78	369	185
	1	195	98	596	298
	2	196	98	616	308
	3	197	99	599	300

RC ボックスカルバートにおけるひび割れ荷重は、設計荷重の 1.16～1.25 倍、破壊荷重は 2.81 倍。PC ボックスカルバートでは、ひび割れ荷重は 1.26 倍、破壊荷重は 1.61～1.66 倍であった。この外圧試験結果から、焼却灰利用ボックスカルバートの強度的な安全性が確認された。

７．２．２　外圧試験により部材に発生する歪み

① コンクリートに発生する歪み

図２～図４に、RC ボックスカルバート（2900×2800×1500）の外圧試験時のコンクリート歪を、図５～図７に、PC ボックスカルバート（2000×2 000×2000）の外圧試験時のコンクリート歪を示す。

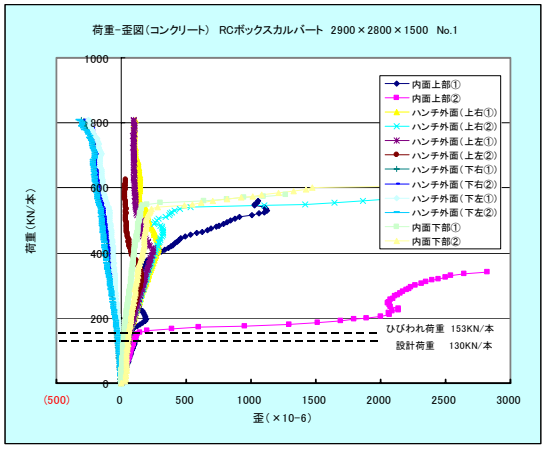


図２　荷重－コンクリート歪図 RC－1

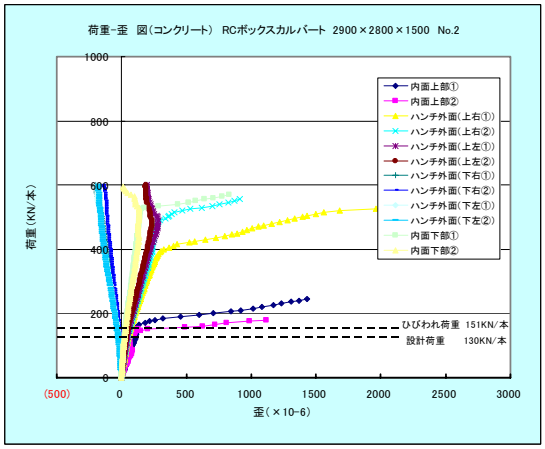


図３　荷重－コンクリート歪図 RC－2

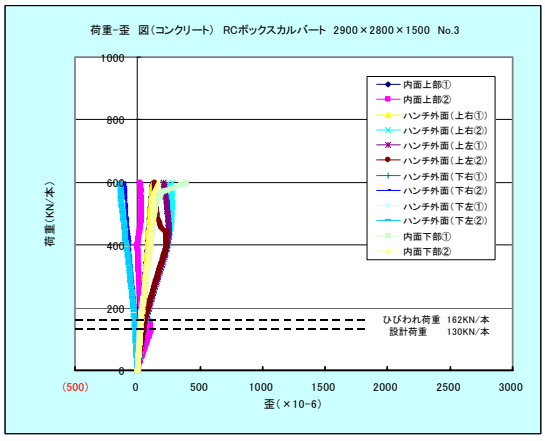


図４　荷重－コンクリート歪図 RC－3

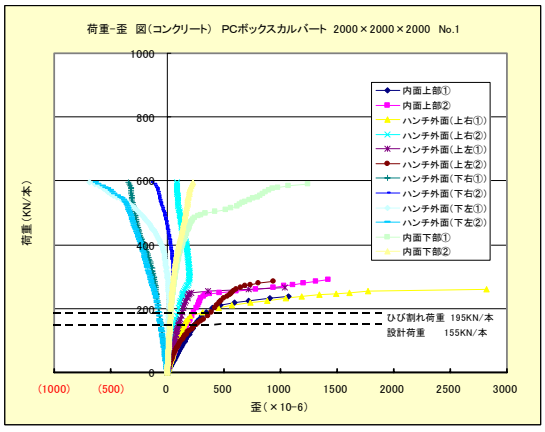


図５　荷重－コンクリート歪図 PC－1

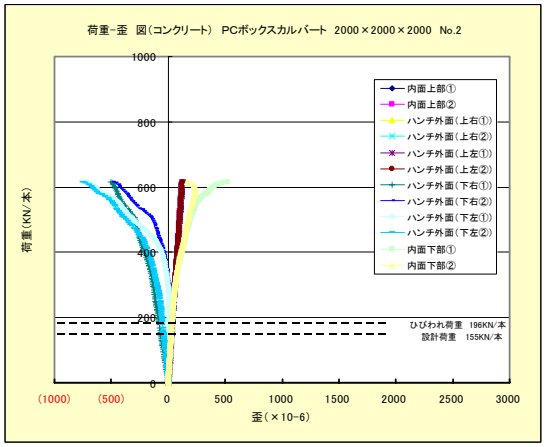


図６　荷重－コンクリート歪図 PC－2

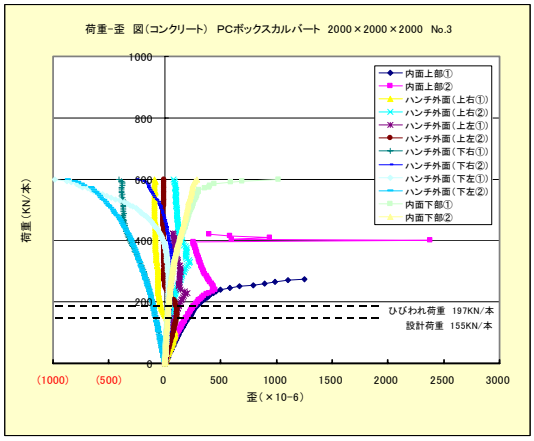


図７　荷重－コンクリート歪図 PC－3

② 鉄筋に発生する歪み

図８～図１０に、RC ボックスカルバート（2900×2800×1500）の外圧試験時の鉄筋歪を、図１１～図１３に、PC ボックスカルバート（2000×2 000×2000）の外圧試験時の鉄筋歪を示す。

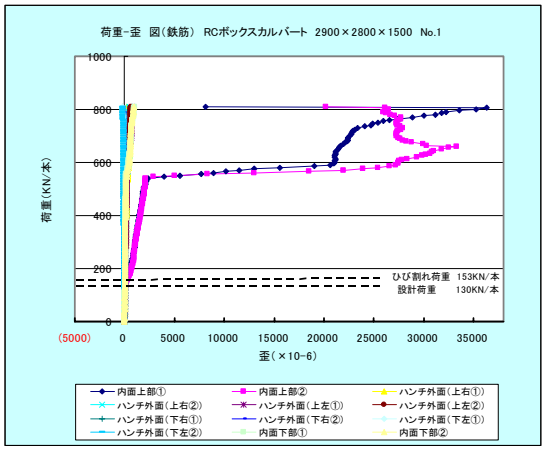


図８　荷重－鉄筋歪図 RC－1

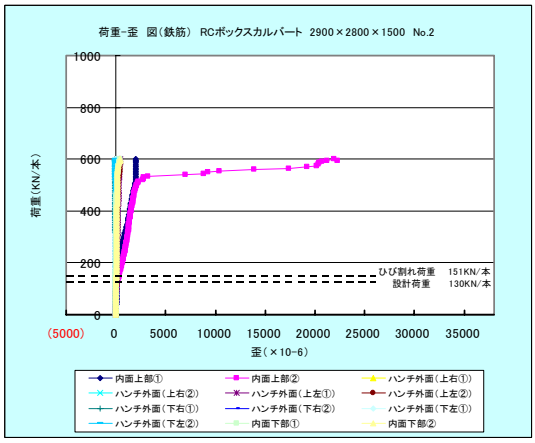


図９　荷重－鉄筋歪図 RC－2

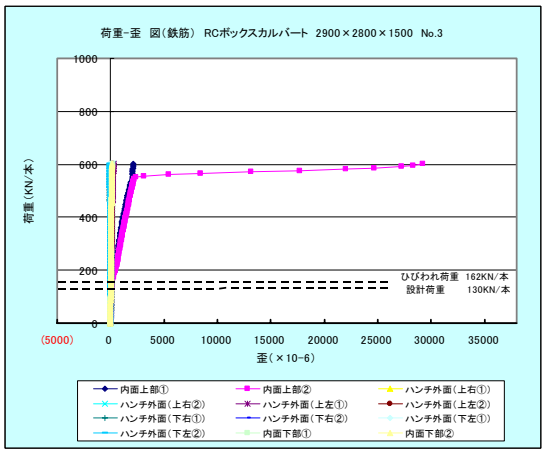


図１０　荷重－鉄筋歪図 RC－3

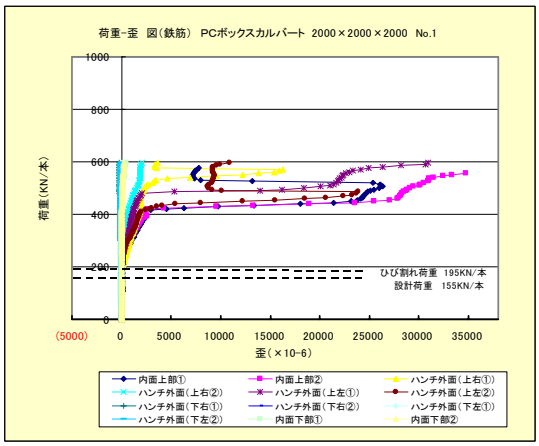


図１１　荷重－鉄筋歪図 PC－1

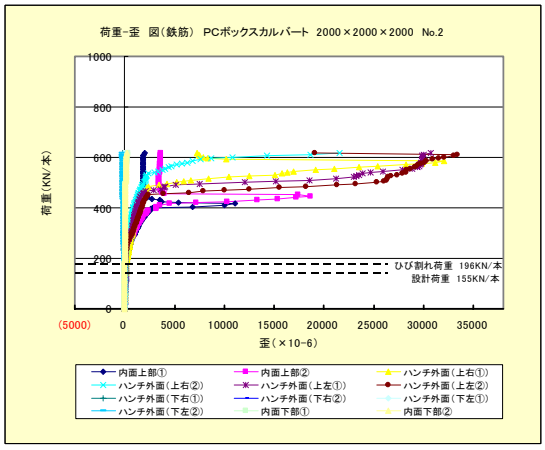


図１２　荷重－鉄筋歪図 PC－2

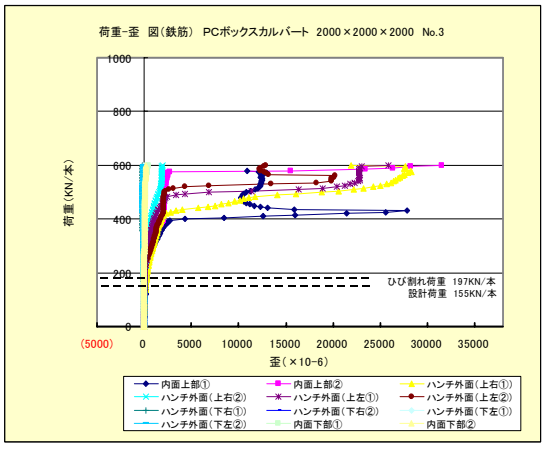


図１３　荷重－鉄筋歪図 PC－3

７．２．３　外圧試験により部材に発生するたわみ

図１４～図１６に、RC ボックスカルバート（2900×2800×1500）の外圧試験時のたわみ

を、図１７～図１９に、PC ボックスカルバート（2000×2 000×2000）の外圧試験時のたわみを示す。なお、図中の設計荷重作用時の計算たわみ量とは、外圧試験時のボックスカルバートのたわみをフレーム計算によって求めた理論値である。

RC ボックスカルバート、PC ボックスカルバート共に、設計荷重範囲内においては、試験における計測たわみ量と計算たわみ量が同一勾配であった。

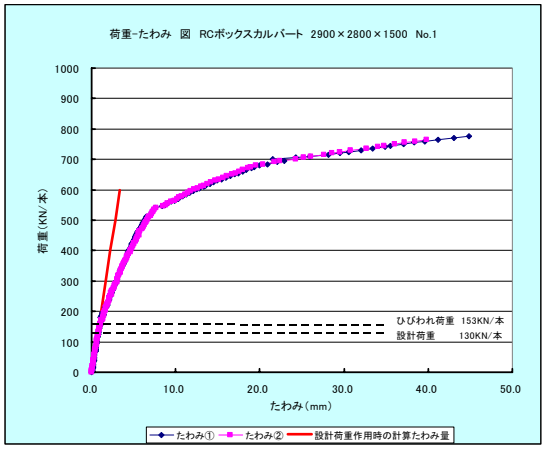


図１４　荷重－たわみ図　RC－1

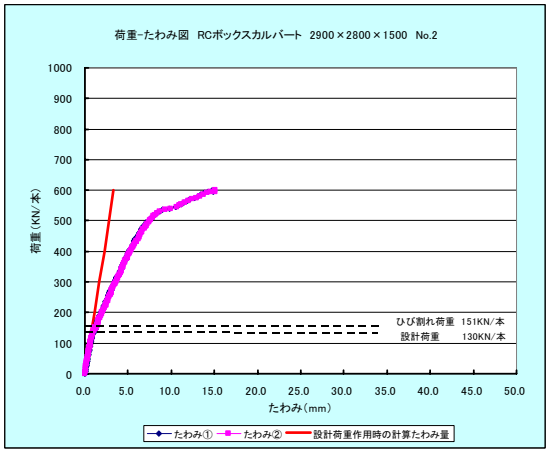


図１５　荷重－たわみ図　RC－2

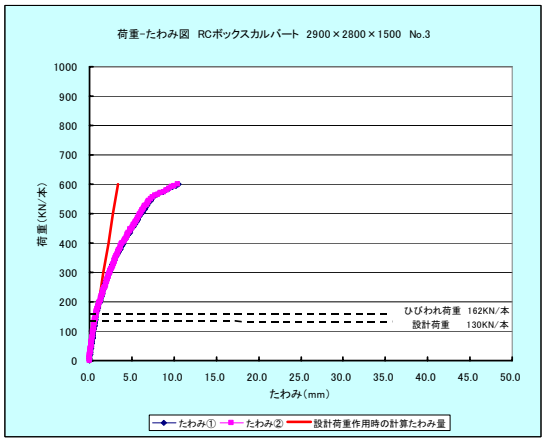


図１６　荷重－たわみ図　RC－3

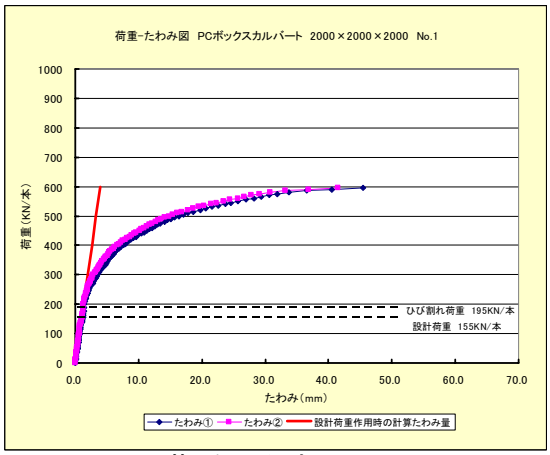


図１７　荷重－たわみ図　PC－1

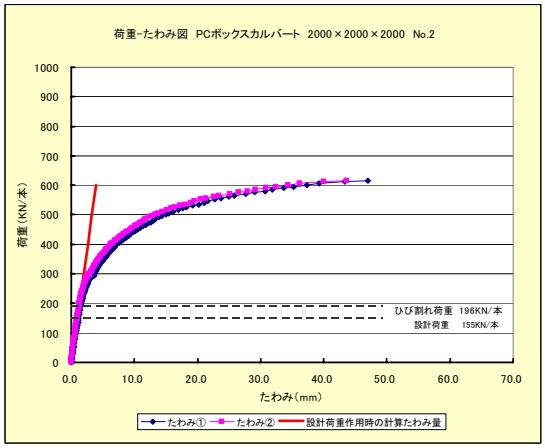


図１８　荷重－たわみ図　PC－2

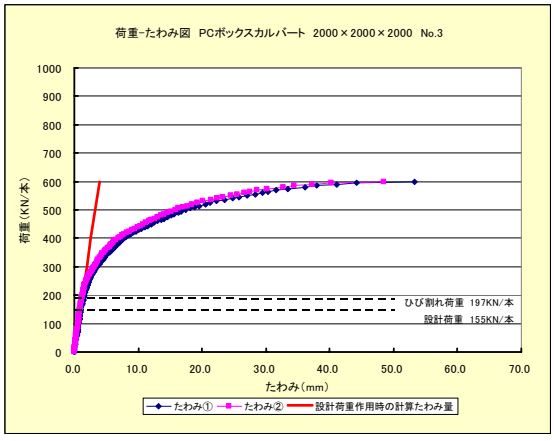


図１９　荷重－たわみ図　PC－3

８．データ解析

８．１　部材に発生する応力

外圧試験によって部材に発生した歪とコンクリートの静弾性係数からボックスカルバートの各部材に発生した応力（以下発生応力）を求め、フレーム解析による試験荷重作用時に部材に発生する応力の算定値（以下設計応力）との比較により、ボックスカルバートの安全性の評価を行った。

計算に用いた数値と計算結果を表１０に示す。ただし、表に示す特性値は以下により求めたものである。また、各ボックスカルバートの部材番号を図２０に示す。

1)　部材の断面係数：Z（mm^3）

$Z = b \cdot t^2 / 6$　　ここに b：部材幅　（1000mm）

t：部材厚　（mm）

2)　設計曲げモーメント：M（KN･m）

試験荷重作用時に部材に発生する曲げモーメントをフレーム解析により求めた数値。

3)　設計応力：σ_1（N/mm^2）

$\sigma_1 = M / Z$

4)　外圧試験時に発生する部材の歪：μ（$\times 10^{-6}$）

外圧試験時にワイヤーストレインゲージによって得られた実測値

5)　供試体より求めた静弾性係数：E（N/mm^2）

圧縮強度から得られた静弾性係数を採用

6)　発生応力：σ_2（N/mm^2）

部材に発生した歪みから求められる応力で、以下による。

$\sigma_2 = E \times \mu$

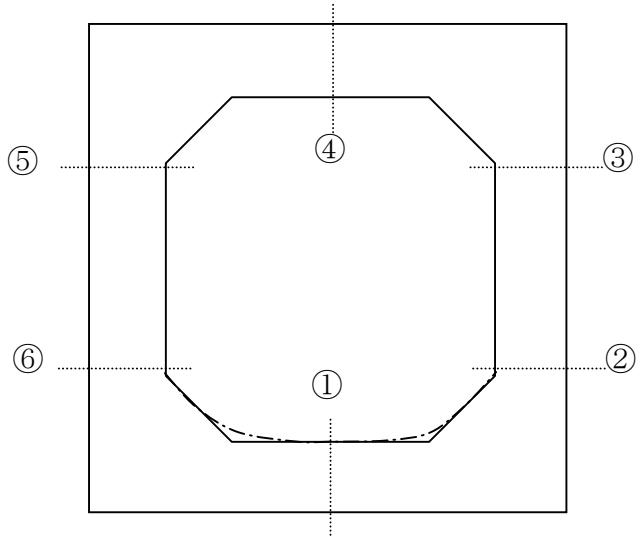


図２０　部材番号

表１０　部材に発生する応力の一覧表

試験体 No.	部材 No.	部材厚 t (mm)	部材の断面係数 Z (mm^3)	曲げモーメント M(KN･m)	設計応力 σ_1 (N/mm^2)	外圧試験時の歪 μ ($\times 10^{-6}$)	静弾性係数E (N/mm^2)	発生応力 σ_2 (N/mm^2)
RC No.1	①	260	11266.7	-6.036	0.536	34.5		1.180
	②	240	9600.0	-0.301	-0.031	-24.0		-0.821
	③	240	9600.0	23.518	2.450	52.5		1.796
	④	260	11266.7	-52.980	4.702	102.5		3.506
	⑤	240	9600.0	23.518	2.450	50.5		1.727
	⑥	240	9600.0	-0.301	-0.031	-18.5		-0.633
RC No.2	①	260	11266.7	-6.036	0.536	24.0	342017	0.821
	②	240	9600.0	-0.301	-0.031	-21.0		-0.718
	③	240	9600.0	23.518	2.450	53.0		1.813
	④	260	11266.7	-52.980	4.702	101.0		3.454
	⑤	240	9600.0	23.518	2.450	43.0		1.471
	⑥	240	9600.0	-0.301	-0.031	-26.5		-0.906
RC No.3	①	260	11266.7	-6.036	0.536	22.0		0.752
	②	240	9600.0	-0.301	-0.031	-18.5		-0.633
	③	240	9600.0	23.518	2.450	51.0		1.744
	④	260	11266.7	-52.980	4.702	121.5		4.156
	⑤	240	9600.0	23.518	2.450	49.0		1.676
	⑥	240	9600.0	-0.301	-0.031	-20.0		-0.684
PC No.1	①	150	3750.0	-7.157	1.909	27.0		0.926
	②	150	3750.0	-3.175	-0.847	-19.5		-0.669
	③	150	3750.0	28.237	7.530	116.0		3.979
	④	150	3750.0	-52.421	13.979	217.0		7.443
	⑤	150	3750.0	28.237	7.530	189.0		6.482
	⑥	150	3750.0	-3.175	-0.847	-27.5		-0.943
PC No.2	①	150	3750.0	-7.157	1.909	29.0		0.995
	②	150	3750.0	-3.175	-0.847	-31.0		-1.063
	③	150	3750.0	28.237	7.530	118.0	342986	4.047
	④	150	3750.0	-52.421	13.979	220.5		7.563
	⑤	150	3750.0	28.237	7.530	109.5		3.756
	⑥	150	3750.0	-3.175	-0.847	-17.0		-0.583
PC No.3	①	150	3750.0	-7.157	1.909	30.5		1.046
	②	150	3750.0	-3.175	-0.847	-27.0		-0.926
	③	150	3750.0	28.237	7.530	30.0		1.029
	④	150	3750.0	-52.421	13.979	220.0		7.546
	⑤	150	3750.0	28.237	7.530	106.5		3.653
	⑥	150	3750.0	-3.175	-0.847	-31.5		-1.080

８．１．１　RC ボックスカルバートの応力図

図２１～図２３は､表１０に示した RC ボックスカルバートの発生応力と設計応力の比較を、応力図として示したものである。設計応力に対して発生応力が小さければ、部材の安全性が高いものといえる。

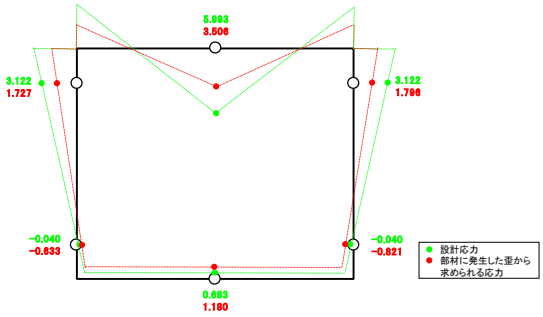


図２１　応力比較図　RC－1

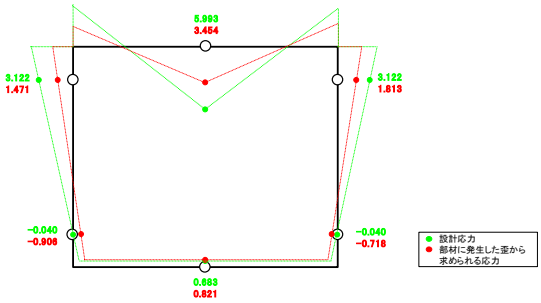


図２２　応力比較図　RC－2

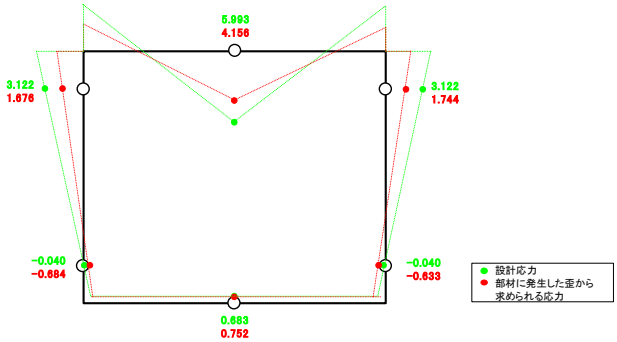


図２３　応力比較図　RC－3

応力図からわかるように、部材に発生した応力は設計応力を下回っている。このことから、焼却灰を利用した RC ボックスカルバートの部材は安全性が高いものといえる。

８．１．２　PC ボックスカルバートの応力図

図２４～図２６は､表１０に示した PC ボックスカルバートの発生応力と設計応力の比較を、応力図として示したものである。

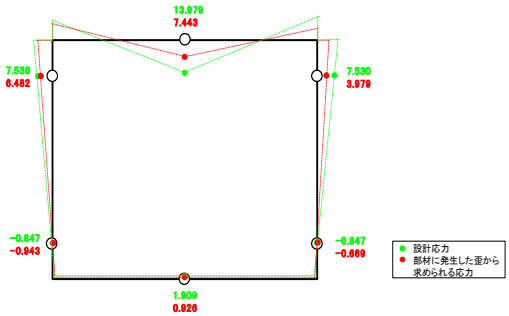


図２４　応力比較図　PC－1

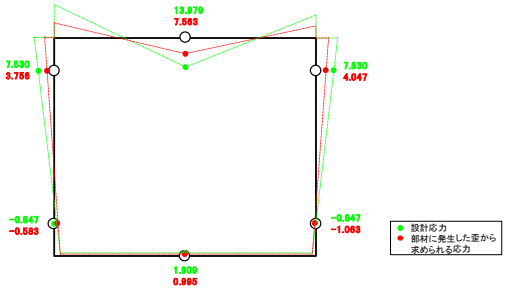


図２５　応力比較図　PC－2

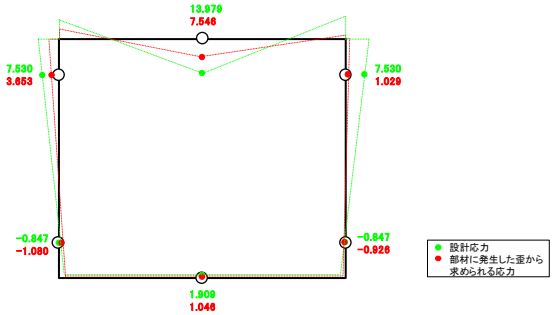


図２６　応力比較図　PC－3

PC ボックスカルバートにおいても RC ボックスカルバートと同様に、部材に発生した応力は設計応力を下回っている。このことから、焼却灰を利用した PC ボックスカルバートの部材は安全性が高いものといえる。

８．２　部材に発生するたわみ

外圧試験によって部材に発生するたわみ量は、図１４～図１９に示したように、設計荷重範囲内においては計算たわみ量と同一勾配であり、設計構造物と実構造物の間に部材特性の差異はないことが確認できた。

９．コンクリートの溶出試験

汚泥焼却灰を利用した管渠等に係る重金属等の溶出の安全性については、東京都下水道局が汚泥焼却灰の溶出試験を実施し安全性を確認することとしており、その安全性が確認された汚泥焼却灰を利用したコンクリート製品については、溶出試験を行わないこととしている。

参考までにコンクリート製品としての安全性を再確認するため、重金属の溶出試験を実施した。試験体は、コンクリートの圧縮試験の供試体を用い、試験方法は平成 3 年 8 月環境庁告示第 46 号（環境基準）に準じた。

計量結果を表１１に示す。

表１１　焼却灰利用コンクリートの溶出試験結果

計量の対象	計量結果	環境基準値	産廃基準値
カドミウム又はその化合物（Cd）	<0.001	0.01　以下	0.3　以下
鉛又はその化合物（Pb）	<0.001	0.01　以下	0.3　以下
六価クロム又はその化合物（Cr^{6+}）	<0.005	0.05　以下	1.5　以下
砒素又はその化合物（As）	0.002	0.01　以下	0.3　以下
水銀又はその化合物（T-Hg）	<0.0001	0.0005 以下	0.005 以下
セレン又はその化合物（Se）	<0.001	0.01　以下	0.3　以下

溶出試験の結果は、計量の対象 6 項目の環境基準値を全て満足し、基準値を大きく下回る結果であったことから、焼却灰利用コンクリートの重金属の溶出に対する安全性が再確認された。

１０．まとめ

本研究の結果、以下のことがわかった。

１）作業性の評価

① コンクリートの配合は、これまでの研究成果を基に、セメント量の 10%とし、焼却灰添加によるワーカビリチーの低下を減水剤の増加によって補った。

② フレッシュコンクリートの性状は､スランプおよび空気量共に設計値を満足しており、必要なワーカビリチーを確保できた。

③ 製造時も､通常のコンクリートと同等のワーカビリチーを有することが確認できた。

２）構造体としての評価

① コンクリートの圧縮強度は、設計基準強度を十分に満足するものであった。

② ＲＣボックスカルバートにおけるひび割れ荷重は、設計荷重の 1.16～1.25、破壊荷重は 2.81 倍、ＰＣボックスカルバートでは、ひび割れ荷重は 1.26 倍、破壊荷重は 1.61～1.66 倍であった。この結果から、焼却灰利用ボックスカルバートの強度的な安全性が確認された。

③ 外圧試験時の各部材の応力について､設計値と発生値を比較照査した結果､全般的に発生値が設計値を下回っており、構造体としての安全性が確認された。

３）安全性の評価

参考までに実施したコンクリートの溶出試験は、環境基準値を満たしており、焼却灰利用コンクリートの重金属の溶出に対する安全性が再確認できた。

以上、本研究結果より、下水汚泥焼却灰を利用したボックスカルバートは、従来の製品と同等の性能を有することが検証されたため、下水道管渠としての適用性が確認された。

参考文献

1)エココンクリート製品協会カタログ

2)焼却灰を用いた下水道管渠材料等の実用化に関する共同研究 報告書　平成 10 年 12 月

3)新オープンシールド工法用カルバート 共通仕様書　平成 13 年 6 月 1 日

4)鉄筋コンクリート製プレキャストボックスカルバート道路埋設指針　平成 3 年 7 月

5)PC ボックスカルバート道路埋設指針（改訂版）　平成 3 年 7 月

6)コンクリート標準示方書 設計編　平成 8 年制定

7)コンクリート標準示方書 施工編　平成 8 年制定

8)実用構造力学、小池 晋 著

9)土壌の汚染に係る環境基準、平成 3 年環境庁告示第 46 号

10)産業廃棄物に含まれる金属等の検出方法、昭和 48 年環境庁告示 13 号

DEVELOPMENT OF COOLANT-FREE BEARING FOR LARGE-CAPACITY PUMP AND ITS APPLICATION TO PUMPING STATIONS

TATSUNOBU SUGITA
Plant Maintenance Section
Operation, Maintenance and Management Division, the Bureau of Sewerage
in Tokyo Metropolitan Government, Japan

WEFTEC2001
OCTOBER 13-17,2001,ATLANTA, GEORGIA
Title of Session: Collection Systems Symposium: Operation and Maintenance-May the Flow Be with You
Title of Paper: Development of Coolant-free Bearing for Large Capacity Pump and its Application to Pumping Stations
Authors: Tatsunobu Sugita
Keywords: Pump, Bearing, Earthquake
Date of Session: Monday, October 15, 2001 Session No.: Session8, Room268-Poster

Risks surrounding the Metropolis

(1) Earthquakes

Fig.1 shows areas that suffered serious damage by earthquakes in the last decades. Big earthquakes can occur anywhere in the world.

Japan is an earthquake-prone country. Seven years ago, a devastating earthquake hit Kobe, a large city of west Japan. Fig.2 and Fig.3 show the debris of the aftermath. In this disaster, some pump stations suffered damage. One of them lost whole functions because its cooling water tank was broken.

Tokyo, the Metropolis, cannot be an exception. In Fig.4, the vertical lines show past big earthquake occurrences in Tokyo or Edo. Edo is the old name of the Metropolis. Statistically, big earthquake visits Tokyo every seventy years. The last great one, which caused Kanto great disaster, came seventy-eight years ago. That means a big one may fall on Tokyo at any moment.

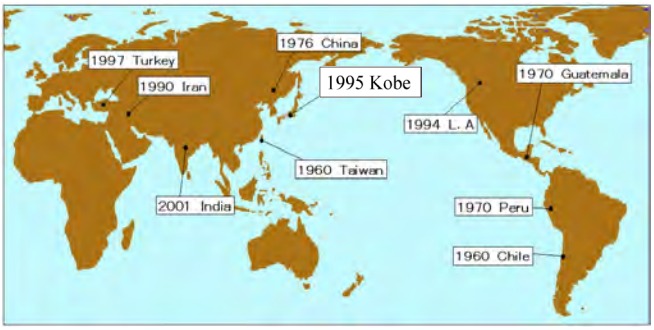


Fig.1 We are NEVER ESCAPABLE from Earthquakes

Fig.2 Kobe-Jan. 6th, 1995

Fig.3 Kobe-A Devastated Water Facility

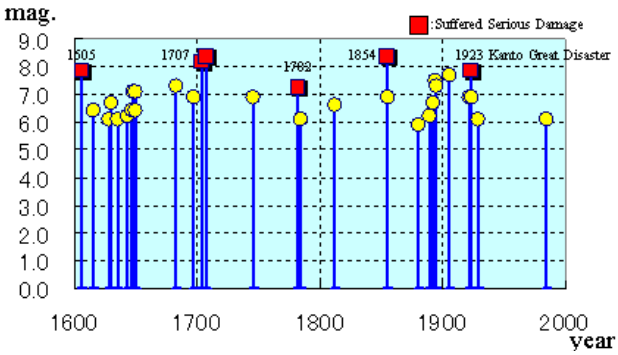


Fig.4 Tokyo (or Edo)'s Past Earthquakes
(Over mag.6.0 in Richter scale)

(2) Floods

Fig.5 shows Tokyo's low-ground areas. Large parts of Tokyo urban districts are lowlands. In these areas, geometrically, natural drainage of rainfall runoff is impossible. Recently, we are often assaulted by abrupt thunderstorms, especially in summer. The cause is said to be "Heat Island" phenomenon. Massive consumption of energy warms the air of urban areas and produces upwind in some locality. During a heavy rainfall, runoff water gathers into lowlands violently and the risk of flood inundation becomes extremely high. Fig.6 shows an example of flood disaster happened in Tokyo several years ago.

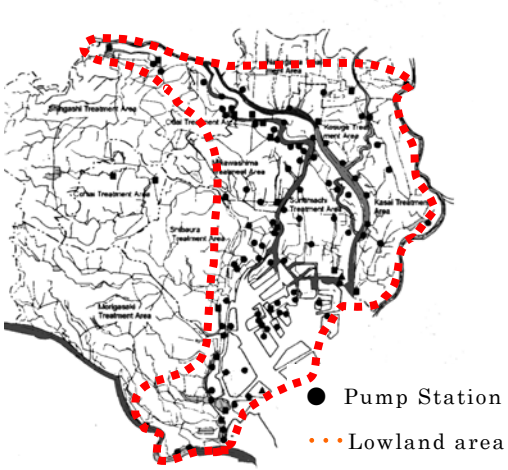


Fig.5 Tokyo's lowland areas and Pump Stations

Fig.6 Tokyo-Inundation by Flood Disaster

Table.1 Summary of Tokyo Sewerage Bureau Facilities

Facilities	Qty	Capacity (m^3/day)
Water Treatment Plants (Also serving as Pump Stations)	15	30,950
Drainage Pumps	74	
Pump Stations	79	97,479
Drainage Pumps	304	

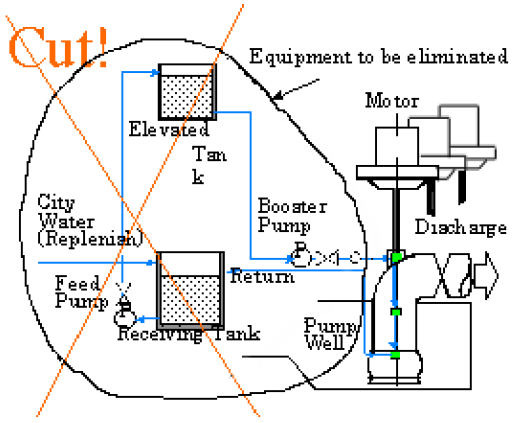


Fig.7 Lessening of Conventional Equipment

Preventive measures by Sewerage Bureau of Tokyo Metropolitan Government

(1) Stand-by Operation Pump

Our pump stations have two important duties. One is to relay wastewater to treatment plants and the other is to discharge rainfall water promptly. Most of them are located in low-ground areas along rivers or water channels. (See Fig.5) These facilities are never permitted to fail. As a countermeasure, we have actively introduced 'Stand-by Operation Pump'. The pump can be operated with its impeller in the air. By starting them beforehand, we can prepare for a sudden inflow of runoff water.

(2) Development of Coolant-free Bearing (CFB)

In order to protect eight million Tokyo citizens from flood disasters, we must establish a highly reliable pumping system that can endure against even the dual crisis of a heavy rainfall and a big earthquake. However, conventional large-capacity pumps need cooling water for their bearings and, for that purpose, city water is supplied through complicated equipment of tanks, feed pumps and pipes. If an earthquake or a fault cripples the water feed line, pumps cannot work. This is a grave weakness of the present system. In Kobe, it took several months until public water delivery was restored completely.

Therefore, we started to design new bearings that require no external supply of cooling water for Stand-by Operation Pump. Due to repetitive operation between air lock and drainage, the pump's bearing is exposed to severe thermal impact. We focused on designing bearings endurable to the condition.

Developed Bearings

Collaborating with three private companies, we have developed three types of Coolant-free Bearings. Features and study descriptions of each bearing are shown below.

(1) A-method: Ceramics Bearing

Features

(Structure)

1) Originally developed ceramic bearings and special alloy bearing sleeves have improved wear resistance and thermal shock resistance to achieve dry operation.
2) Cushioning structure using heat resistant fluorine rubber has enhanced shock resistance plus heat resistance.
3) The simple structure precludes easy tangling of foreign matter.

(Performance)

The bearing can conduct non-lubricant operation in any operational situation (open air operation, air lock operation, drainage operation) of the stand-by operation pump. It can even withstand rapid temperature changes when changing from stand-by operation to drainage operation

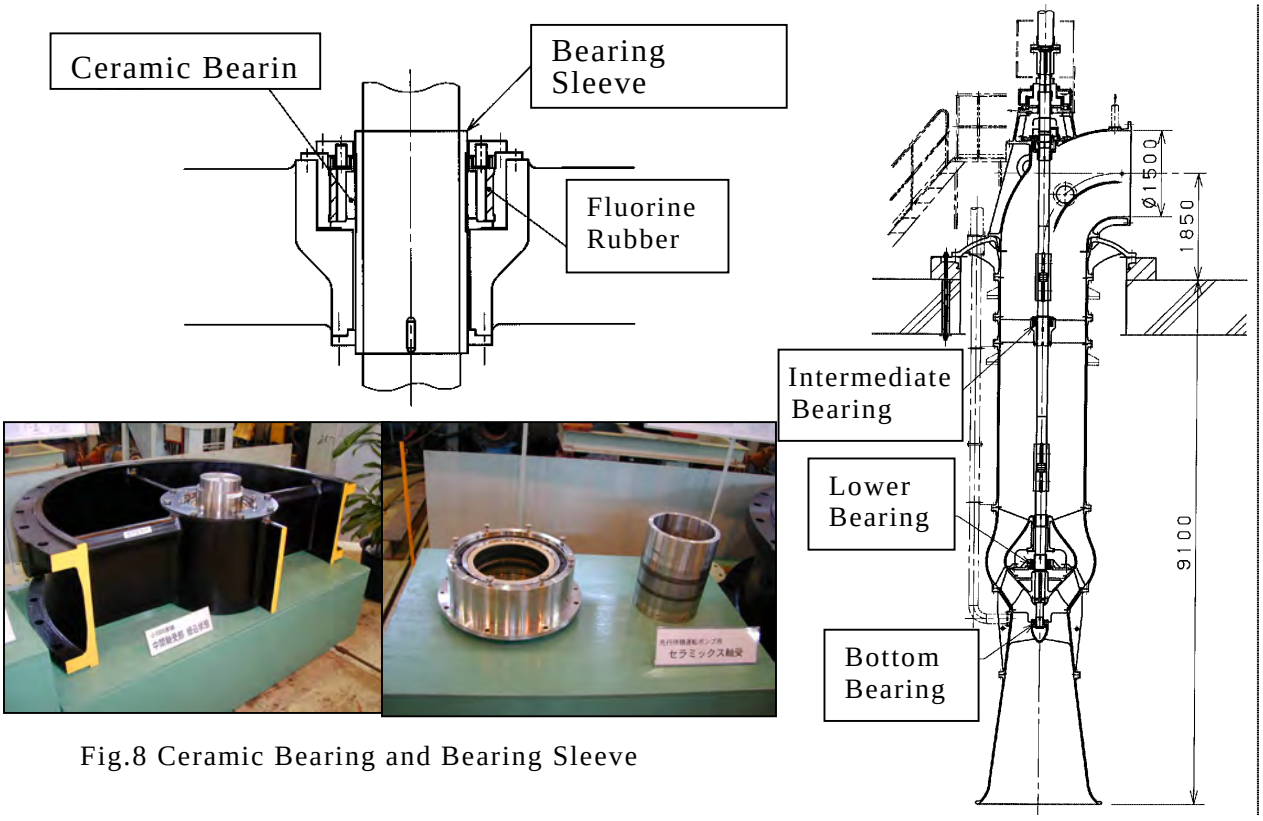


Fig.8 Ceramic Bearing and Bearing Sleeve

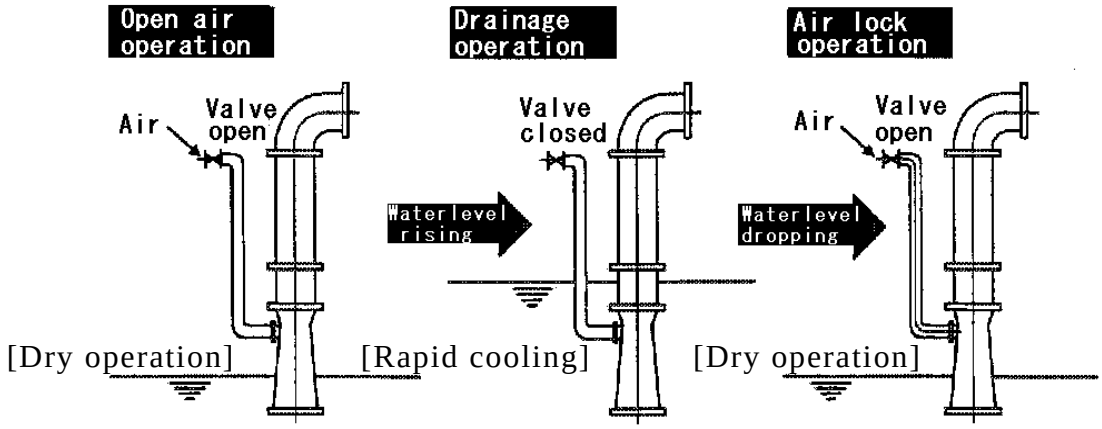
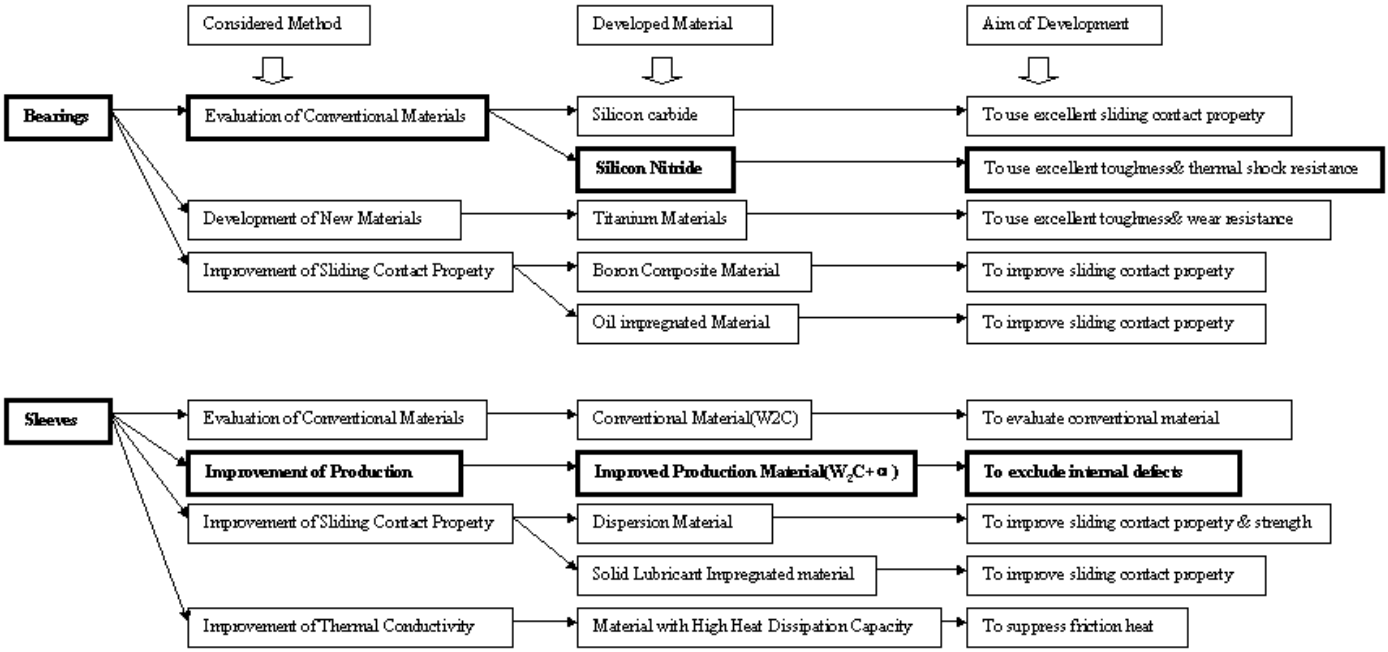


Fig.9 Stand-by Operation Pump-Severe Operational Conditions

Summary of development

(Material) Combined performances of bearing and sleeve were evaluated.

Table.2 Evaluation of Various Materials for Bearing and Sleeve



	Developed Bearing Material	Developed Sleeve Material	Wear Test in Slurry	Dry Sliding Contact Test	Operation Test in Actual Pump	Evaluation
1	Silicon Carbide SiC	Conventional Material W_2C	○	○	○	○
2	Silicon Nitride Si_3N_4	Conventional Material W_2C	○	△	×	×
3	**Silicon Nitride Si_3N_4**	**Improved Production Material $W_2C+\alpha$**	**○**	**○**	**○**	**◎ (Adopted)**
4	Silicon Nitride Si_3N_4	20% Carbide	△	△	×	×
5	Silicon Nitride Si_3N_4	BN＋Carbides＋WC	○	○	×	×
6	Titanium Boride TiB_2	Improved Production Material $W_2C+\alpha$	○	△	△	△
7	Silicon Carbide SiC	Improved Production Material $W_2C+\alpha$	○	○	×	×
8	SiC(Oil Impregnated)	Improved Production Material $W_2C+\alpha$	○	○	○	○

(Outline of field test)

(1) Testing machine

ϕ 1500 vertical mixed flow stand-by operation pump	
Total head	19.5 m
Capacity	280 m^3/min.
Speed	365 min^{-1}
Prime mover output	1240 kW

(2) Operation Result

Number of starting times	51 times
Total operation time	About 41 hours
Open air operation time	About 12 hours
Air lock operation time	About 15 hours
Drainage operation time	About 14 hours

(3) Evaluation

1) Temperature rise of bearings was suppressed at a low level and one hour of stand-by operation is possible.
2) Cleared severe operation conditions not seen at local installation site.
3) No abnormal condition was found upon disassembling and checking.

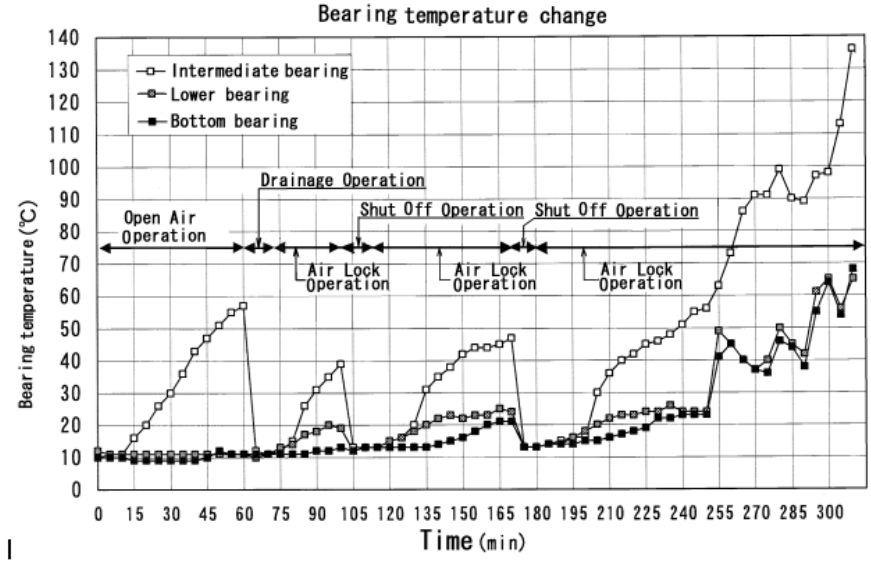


Fig.10 Field test

(2) B-method: Rotating oil-bath type bearing

Features

(Structure)

1) Rotating oil-bath type bearing is an improved type of conventional lubricant-free ceramics bearing. Oil-bath prevents unlubricated condition.
2) Special non-volatile lubricating oil is stored in the rotating oil bath. The oil is heavier than water in specific gravity and doesn't evaporate even during a long-term halt of the pump.
3) Oil is kept sufficiently in the rotating bath during operation,.

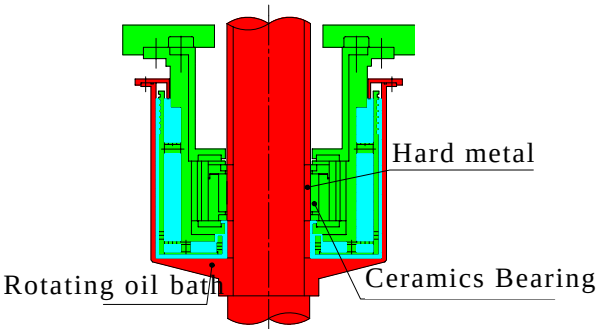
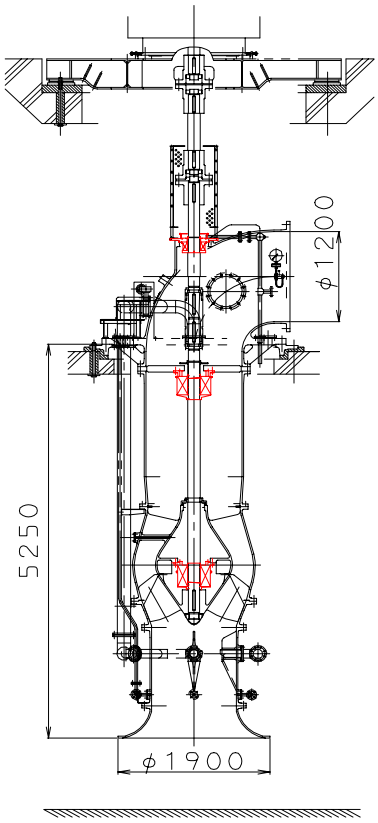


Fig.11 Rotating oil bath type
Ceramics bearing



Pump specification	
Bore size	1200mm
Discharge	210m^3/min
Head	5.2m
Rotational speed	250min^{-1}
Motor	250kW Induction motor

(Performance)

Applicable pump bore	3,000 mm
Peripheral speed	4.8 m/s
Dry operation time	60 minutes
Bearing temperature	Max. 100℃
Oil temperature	Max. 70℃
Span of life	Min. 10 years

Inspection/maintenance items

Item	Description	Remarks
Maintenance items	Unchanged from conventional pumps	—
Inspection items	Replenishment of special lubricating oil	Once per year
Maintenance interval	10 years	The field test revealed that the bearing and the sleeve have more than ten years lifetime when annual operation time is under 1,000 hours. But, considering the problem of corrosion etc., it is reasonable that maintenance interval is regarded to be the same as that of conventional one.
Durability	Approx. 10,000 hours	Durability is the same as that of conventional ceramics bearing.

Description of Study

(Elemental Test)

①Preservation of special lubricating oil

Confirmed that sufficient quantity of oil for lubrication is preserved in the bath.

②Temperature rise of special lubricating oil

The rise was 33.5℃ after 60 minutes' operation.

It was sufficiently lower than the allowable limit of 70℃.

③ Sliding characteristic, load-withstanding capacity

Confirmed that the friction coefficient of the lubricating oil is almost equivalent to that of tap water. However, applicable bearing surface pressure is higher to the oil than to tap water.

④Durability

The bearing was burdened with a two hundred hrs' endurance test in an atmosphere containing foreign particles. After the test, no corrosion was found on the bearing or the sleeve, revealing their excellent corrosion resistance. The test result also showed that the bearing has a life of ten years or longer when annual operation time is under 1000 hours.

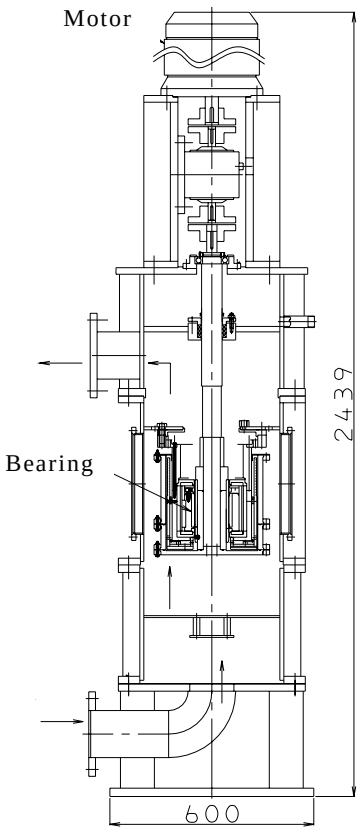


Fig.12 Machine for Elemental Test

(Field Test)

The bearing that had been subjected to the elemental test was mounted on an actual pump.

①Run time

Dry operation time: 21 minutes

Two-phase (Air & liquid) flow operation time: 21 hours and 52 minutes

Normal operation time: 15 minutes

Air-lock operation time*: 1 hour and 8 minutes

*Note; Air is clogged at the inlet side of the impeller while the operation of the pump is carried on.

②Result

Bearing temperature: Max. approximately 39℃ (lower than the allowable limit of 100℃)

Oil temperature: Max. approximately 34℃ (lower than the allowable limit of 70℃)

Temperature of the sliding part of mechanical seal: Max. approximately 41℃

(lower than the allowable limit of 100℃)

No foreign matter was stuck on the outer surface of the bearing, nor other abnormality was found.

No corrosion was recognized on the bearing and on the bearing sleeve after the test.

Surface roughness slightly increased by 0.75 μ m after the test.

③Practicality of lubricant-water free shaft seal

In order to complete lubricant-water free operation of a pump, the lubricant-water free structure is needed not only for the bearing but also for the shaft seal. Therefore, the shaft seal was also subjected to the field test. The test revealed its practicality.

(3) C-method: Internal Circulation System

Features

(Structure)

1) Two mechanical seals set on its upper and bottom parts seal the shaft enclosing tube up. An automatic pressure-regulating device constitutes a closed loop through the main shaft for internal lubricant circulation. A circulation pump in the closed circuit circulates the lubrication liquid forcibly. Heat is transferred to the discharged water through the shaft enclosing tube. Water can be used as the lubrication liquid
2) A bellows in the automatic pressure-regulating device absorbs the pressure difference between the lubrication liquid and the discharged water in order to prevent the latter from migrating into the former.

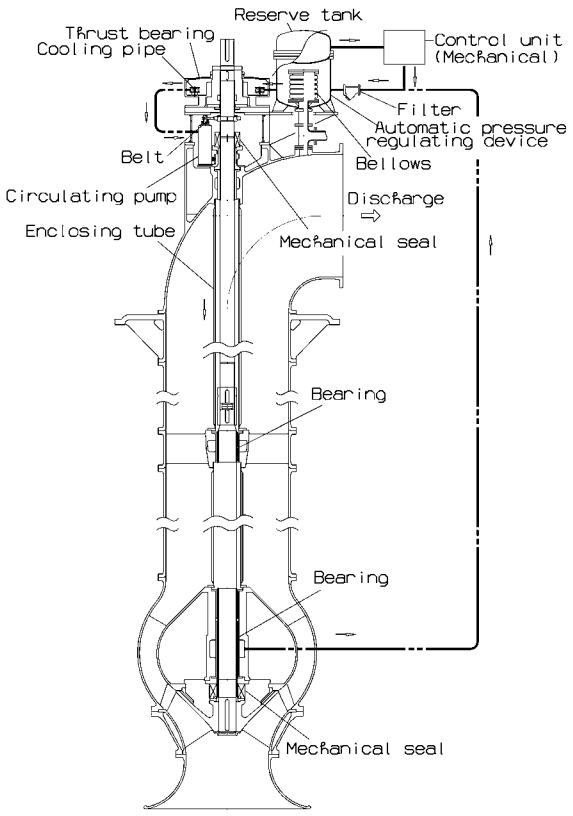


Fig.13 Internal Circulation System

(Characteristics)

1) Application to the existent pump of large size and high discharge pressure is easy.
2) Longevity of the bearing is equivalent to that of the conventional submerge rubber bearing, which is constantly fed with water from external equipment.
3) Easy maintenance is resulted from the simplicity of the

circulation system. Only checking of the reserve tank water level is necessary.

4) The lubrication liquid never falls insufficient, even if evaporation or leakage occurs. The lubrication liquid is secured sufficiently in amount.
5) Because of the closed circuit structure, the debris such as grit never damages the bearing. Even if sand is mingled, the filter will remove it.
6) Germs or duckweed never generate in the lubrication liquid because the heat of the bearing has a pasteurization effect.

Descriptions of Study

(Process)

① Verification test for the elemental technology on the φ300mm model pump
② Performance shop test on the φ1800mm stand-by operation pump
③ Field test on the φ1800mm stand-by operation pump

1) Result of the verification test for the elemental technology on the φ300mm model pump

Temperature rise and performance	Lubrication liquid (＊This antifreeze solution was evaluated in consideration of the usage in the cold climate.)	
Test method and Pump operation	Water	Propylene glycol aqueous solution＊
Dry startup running test (Running in the air)	Temperature rise rate 5.5 ℃/hr	Temperature rise rate 5.5 ℃/hr
Stand-by operation mode running test. (Running in the air lock situation)	Temperature rise rate 12.0℃/hr	Temperature rise rate 10.7℃/hr

Mechanical element	Test results
Automatic pressure regulating device	The lubrication liquid pressure follows pump delivery pressure automatically.
Circulating impeller	The rated flow rate for submerged bearing is secured.
Amount of feed water	0.131litter/hr (0.14%/hr of the whole reserved water)
Pump vibration	Acceptable enough for unrestricted long-term operation
Bearing	No abnormality (abrasion loss: less than 1μm)
Mechanical seal	No remarkable breakage except for usual sliding scar in the end face of seal ring surface

Test result on the ϕ 1800mm stand-by operation pump

(Specification)

Stand-by operation pump

Pump type and Discharge diameter	Vertical mixed flow ϕ 1800mm
Flow rate	420m^3/min
Total head	20m
Total efficiency	86%
Pump length under foundation plate	10.5m
Synchronous speed	300min^{-1}
Shaft power	1850kW

Circulation pump

Pump type	ϕ 32mm 3-stage turbine pump
Flow rate	0.1m^3/min
Head	16.5m
Synchronous speed	1,500min^{-1}
Shaft power	0.75kW
Shaft power Ratio	0.04 %

Result of the shop test on the ϕ 1800mm stand-by operation pump

Items	Test results
Heat balance and temperature rise	Temperature increment was stable in a span of maximum 4 degrees during the 3hours' dry startup running. Therefore, continuous operation in the air was confirmed.
Automatic pressure regulating device	The pressure of the lubrication system changed automatically to the pump delivery pressure.
Amount of feed water	The amount of lubrication water was under 1litter after the 6hours-running test in the stand-by operation mode.
Lubrication liquid circulation pump	The necessary lubrication flow rate of submerged bearing and thrust bearing was secured.
Pump vibration	No specially large vibration didn't occur in the air-water stirring running (air-water mixture and air lock).

Result of the field test on the ϕ 1800mm stand-by operation pump

Items	Test results
Heat balance at the actual field	Heat generated on the submerged bearing, the thrust bearing and the mechanical seal, was transferred through the shaft enclosing tube to the discharge water. No additional air-cooler was needed.
Automatic pressure regulating device	The pressure of the lubrication system changed automatically to the pump delivery pressure by the pressure-regulating device.
Amount of feed water	The amount of lubrication liquid feed water was 39.2 litter (total value) after the stand-by operation running of 23 hours and 12 minutes. The rate of the amount of feed water against the whole volume of reserved water was 0.11(% /hr.).
Lubrication liquid circulating pump	No abnormal vibration and noise occurred, nor any problem in the lubrication circulation pump mechanism.
Pump vibration	No specially large vibration didn't occur in the air-water stirring running (air-water mixture and air lock) at the pump field.
Lubrication liquid water quality	No generation of germs and duckweed in the lubrication water. The quality of the liquid was kept being good.

Conclusions

With CFB, even if public water delivery were stopped, pump system will be intact. And another impressive merit will be gained from this development. By making conventional cooling equipment useless, we can expect forty-percent reduction of pump troubles.

This research stimulated other pump manufactures. They have started their own design. Some of them are nearing to completion. That means administrative need can be a strong tractive force for technical improvement.

Application to existing pumps is easy. Already we installed CFB to three pump stations. After this, giving priorities to pump stations built on soft-ground lowlands, we will continue the installation of CFB.