

EICA

Journal of EICA

環境システム計測制御学会

The Society of Environmental Instrumentation, Control and Automation

●第37回環境システム計測制御(EICA)研究発表会

基調講演：岡山市の下水道に関する取組と今後について

特別講演：大規模災害に備えた地方自治体や地域ブロックの災害廃棄物処理計画と課題

研究発表：査読論文

一般論文

●連載 自治体環境職種エキスパートの目
—— 特別編：自治体を支えるプロフェッショナル

●エッセイ 人生のピンチ三題

2025
Vol.30 No. 2/3

The logo for EICA, featuring the letters 'EICA' in a bold, green, sans-serif font. A blue and green swoosh or arc curves around the top and right sides of the letters, creating a dynamic, circular effect.

METAWATER メタウォーター株式会社

川を守りたい。

透き通った川は、魚が生き生きと泳いでいるのがよく見える。
水面に映る木々の緑もきれいだね。

メタウォーターは
私たちが使った水をきれいに
処理して戻すことで川と自然を
守り続けます。

続ける。続けるために。

水・環境インフラのトータルソリューションカンパニー
<https://www.metawater.co.jp/>





いのちの水を守る

私たちは、東京都水道局とともに
東京の水道事業を最前線で支え、
安全でおいしい水を皆さまにお届けし、
国内外の水道事業運営に貢献します。

東京水道グループ



東京都水道局が出資する会社です



東京水道株式会社



新卒採用情報
(マイナビ2026)



キャリア活用
中途採用情報



次の時代に、新しい風を吹き込んでいきます。



時代はいま、新しい息吹を求めて、大きく動きはじめています。

今日を生きる人々がいつも元気でいられるように、

明日を生きる人々がいつもいきいきとしていられるように。

日立グループは、人に、社会に、次の時代に新しい風を吹き込み、

豊かな暮らしとよりよい社会の実現をめざします。

HITACHI

日立の樹オンライン www.hitachinoki.net

株式会社 日立製作所 〒100-8280 東京都千代田区丸の内一丁目6番6号 電話(03)3258-1111(大代)



未来のために、水と対話しよう。

日々、水の声に耳を澄ましているのは、あなただけではありません。

今この瞬間にも世界中に、環境汚染や水不足といった、

水に関わる課題と向き合う仲間がいます。

HORIBAもそのひとり。

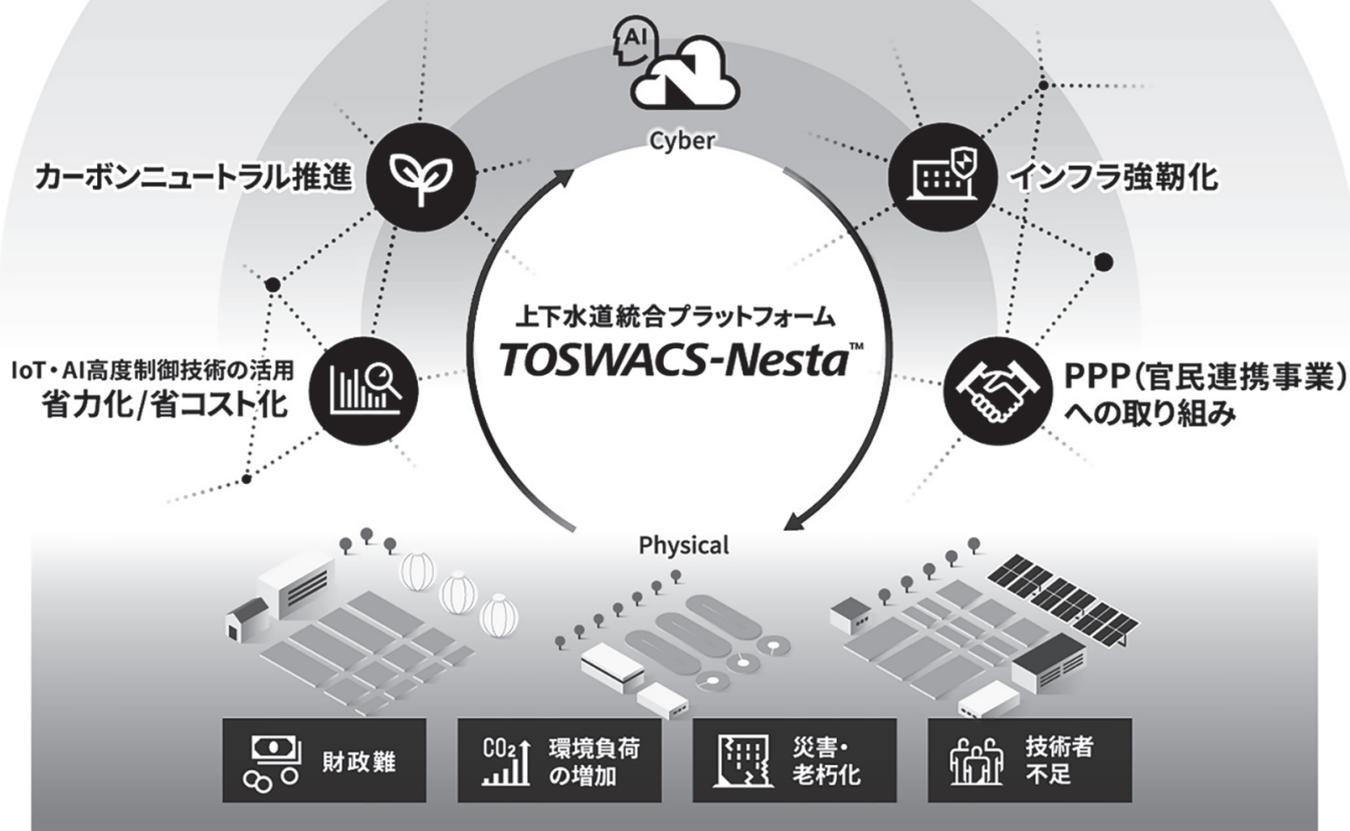
世界中のあらゆる水質を守り、水・液体計測を通じてすべての人々に豊かさを届けます。



<http://www.horiba-adt.jp>

TOSHIBA

ともに創る、水の未来 上下水道インフラの持続的発展



東芝グループは、お客様とともに水の未来を見据え、
様々な社会課題の解決に貢献します。

これまで培ってきた水処理・監視制御やIoT・AIの技術と
確かな信頼を礎にお客様とともに新たな価値を創出し、
上下水道インフラの持続的な発展を実現してまいります。

お客様から学び、お客様とともに歩み続けること、
それが、これからも変わらない「東芝グループ」の想いです。

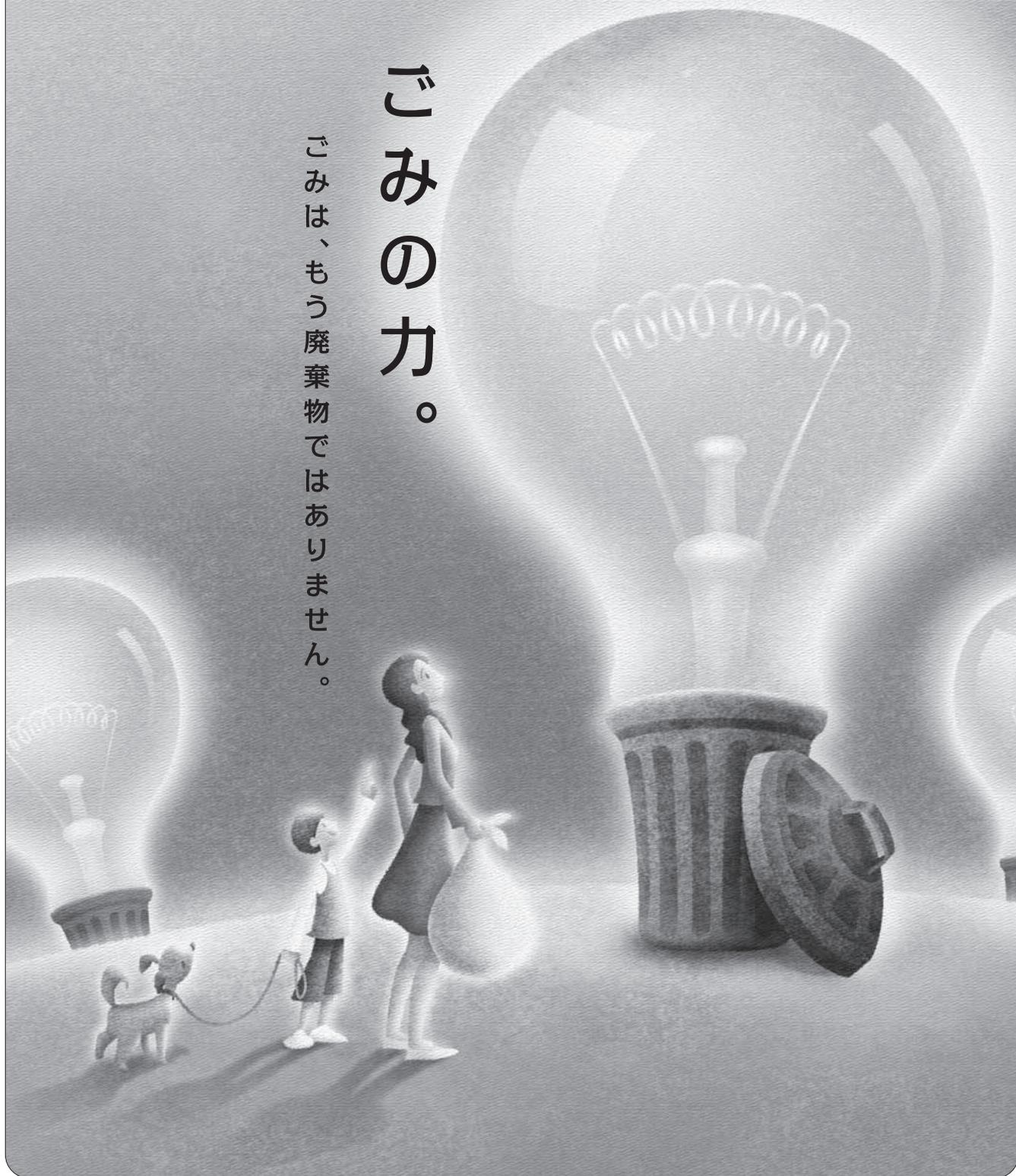
株式会社 東芝 社会システム事業部

〒212-8585 神奈川県川崎市幸区堀川町72番地34 TEL:044-576-6629
URL: <https://www.global.toshiba/jp/products-solutions/social/water-environmental.html>

TAKUMA

ごみの力。

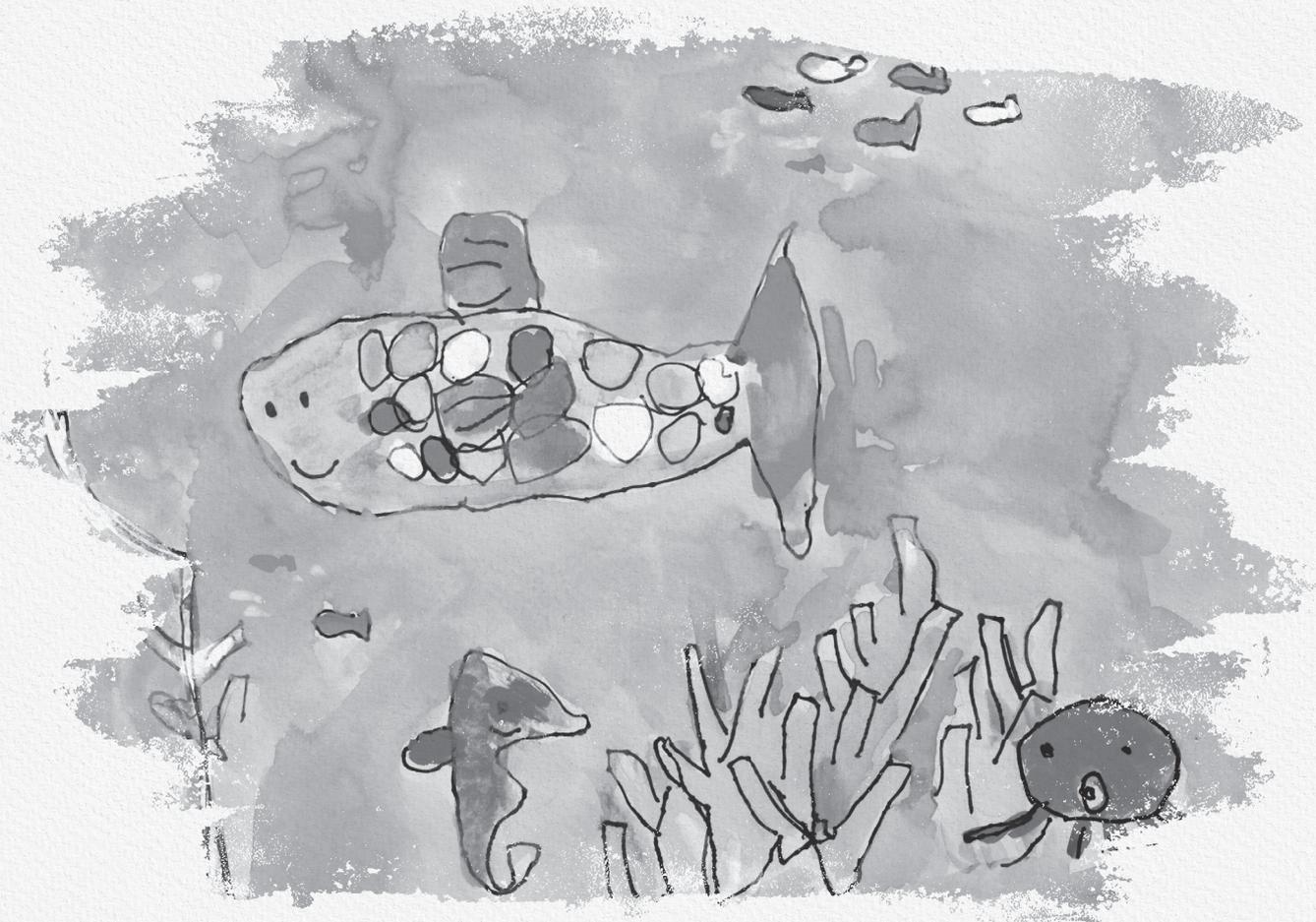
ごみは、もう廃棄物ではありません。



株式会社 タクマ

本 社／兵庫県尼崎市金楽寺町2丁目2番33号 電話(06)6483-2609
東京支社／東京都港区芝浦3丁目9番1号 電話(03)5730-9200
支 店／北海道、東北、中部、九州 事務所／大阪 工場／播磨

www.takuma.co.jp



ずっと、ずっと、水が彩る未来へ。

「水」の総合力で、
持続可能な社会へ。
私たち水ingは、
水インフラの分野で
長年培ってきた経験と
技術を活かし、
SDGsの
目標達成をめざして
潤いのある未来を
描いていきます。

水ing
Swing Corporation

SUSTAINABLE DEVELOPMENT GOALS | 6 11 12 13

水ingは持続可能な開発目標（SDGs）を支援しています

水ing AM 水ing エンジニアリング

水ing 株式会社 〒105-0021 東京都港区東新橋 1-9-2 汐留住友ビル 27 階 tel.03-4346-0600 <https://www.swing-w.com>

サステナブルな 水の未来をひらく

MEIDEN
Quality connecting the next



Water Circulation City

株式会社 明電舎

明電舎 水インフラ



KOBELCO

カーボンニュートラルに 技術で挑む

地球温暖化、異常気象、水質や大気の汚染、

水資源の不足、生物多様性の喪失……。

地球を取り巻く環境問題がさまざまな形で顕在化しています。

そこにある課題をどう解決するのか。未来の子どもたちに何が残せるのか。

私たちは確かな答えを求めて日々挑戦し続け、高度な技術を実現してきました。

社会と地球が調和する明日のために。

健やかな環境と暮らしが続く未来のために。

神鋼環境ソリューションはものづくり力と環境技術で

持続可能な社会を創造します。

株式会社 神鋼環境ソリューション



Agency **Water**

すべては公益のために

「日本の水はすごい」を支えている企業

株式会社 ウォーターエージェンシー

〒162-0813 東京都新宿区東五軒町3-25 TEL(03)3267-4001

<http://www.water-agency.com/>

会 告

■第38回環境システム計測制御学会（EICA）研究発表会論文募集についてのお知らせ

本会では来秋、第38回環境システム計測制御学会（EICA）研究発表会を開催いたします。

以下の要領で、査読付論文および一般発表を募集します。

研究発表会および論文等募集要領の詳細については、本年12月頃に本学会ホームページに掲載させていただきます。

日 程：2026年秋（10月または11月）を予定。

第1日目 講演会／パネルディスカッション／交流会

第2日目 研究発表（分科会）

会 場：調整中。本年12月頃に本学会ホームページに掲載させていただき、学会誌第30巻4号会告にて通知します。

【募集課題】

環境システム（浄水、下廃水、汚泥、廃棄物、大気、土壌等）の各分野及びエネルギー分野等、下記募集課題に関わる研究報告、技術報告、調査報告等とします。

☆ 新しいセンサの開発やインテリジェント化、データ処理技術あるいは計装システム等の提案

☆ 各分野の監視・制御システムの運転実績の報告。特に信頼性の向上、処理の高度化、及び運転費の低減を目指した現場への適応事例・応用技術

☆ データベース、シミュレーション等を利用した運転・施設管理・保全計画等への計算機システムの高度利用

☆ リモート監視、リモート制御等の通信、ネットワーク技術の利用

☆ 自然エネルギー利用や未利用エネルギー等、新エネルギー・創エネルギーに関わる技術や研究成果

☆ 資源化、ゼロエミッション、LCA、環境報告、環境会計、ISO14000等の環境情報処理

【対象分野】 (A) 浄水処理 (B) 下廃水処理 (C) 汚泥処理 (D) 廃棄物処理

(E) 環境（大気/水/土壌）モニタリング (F) エネルギー (G) その他

【対象項目】

① 装置・システム {モデリング、シミュレーション、設計支援}

② 計測・制御 {計測、制御、最適化、異常診断、運転支援}

③ 管理・計画 {運転管理、維持管理、運用管理、リスク管理}

④ 情報管理

{計算機システム、信号処理、データ処理、データベース、ネットワーク、遠隔監視}

⑤ エネルギー {発電制御、省エネルギー、コージェネレーション、系統連系等の実施例}

⑥ その他 {資源化、ゼロエミッション、広領域、情報公開等}

【募集内容】

I 査読付論文：日本語または英語での口頭発表 (募集予定：15編)	申込み期限：2026年4月17日（金） 提出期限：2026年5月22日（金）
発表はPCを使用したプレゼンテーション（発表時間は1編15分程度を予定、質疑応答時間は別に設定）とします。 論文は、日本語、英語のいずれかとし、原則として図表や写真を含めて本誌の刷り8頁以内とします。 投稿論文は査読要領に従って審査され、その採否は編集委員会が決定し通知します。 投稿原稿が本学会に到着した日を受付年月日とし、審査を経て、編集委員会が掲載可と認めた日を受付の年月日として本誌に明記します。	
II 一般発表：日本語または英語での口頭発表 (募集予定：40編)	申込み期限：2026年4月24日（金） 提出期限：2026年6月26日（金）
発表はPCを使用したプレゼンテーション（発表時間は1編15分程度を予定、質疑応答時間は別に設定）とします。 原稿は、日本語、英語のいずれかとし、原則として図表や写真を含めて本誌の刷り4頁以内とします。 募集課題に関わる、研究報告、技術報告、調査報告などとし、新規内容のみならず海外での既報内容やショートノートも可。 査読は行いませんが、発表内容としての適否を判定し、否の場合には申込者に通知します。	

ご発表いただいた論文は、本学会誌第31巻2/3合併号（2026年10月15日発行予定）に掲載するとともに本会ホームページおよびJ-STAGEに全文を掲載します。

【申込方法】 EICAホームページの「第38回研究発表会 発表参加申込書フォーム」に、必要事項を入力いただき送信してください（2026年3月頃掲載予定）。

※ なお、論文発表をお申し込みいただいた方は、論文掲載料（編集作成費・J-Stage掲載料含む）査読付論文 15,000円/編、一般発表 10,000円/編を別途申し受けいたします。

【応募資格】 発表者は、本会員または、賛助会員の構成員に限ります。

上記以外の方は、発表申し込みと同時に会員の登録をお願いします。

論文連名者には、非会員を含めることができます。

【その他】

1. 一般発表については新規、既報、検討中を含め、まともは問いませんが、商業的に過ぎる場合はお断りすることがあります。

2. 申し込み受付後の講演題目、発表者名の変更は、原則として受付け致しかねます。

3. 当日のご発表には別途参加登録を行っていただき、参加費を頂戴いたします。

【問合せ先】

環境システム計測制御学会 事務局

〒573-1116 大阪府枚方市船橋本町1-775 株式会社 Atalacia 内

TEL：072-807-3890 FAX：072-807-3898

URL：http://eica.jp E-mail：info@eica.jp

第37回環境システム計測制御学会 (EICA) 研究発表会

プログラム

2025年11月12日(水)

- 10:30～ 受付開始
- 11:00～ 開会挨拶 EICA 会長 高岡 昌輝 (京都大学大学院工学研究科)
- 11:05～11:25 来賓ご挨拶 岡山大学 副学長 阿部 匡伸 氏
岡山市下水道河川局 局長 内海 誠一郎 氏
- 11:25～12:15 基調講演「岡山市の下水道に関する取組と今後について」
岡山市下水道河川局次長(兼)下水道経営部長 末益 大嗣 氏
- 12:15～13:05 昼休み
- 13:05～13:55 特別講演「大規模災害に備えた地方自治体や地域ブロックの災害廃棄物処理計画と課題」
岡山大学大学院環境生命自然科学研究科 教授 藤原 健史 氏
- 13:55～14:00 休憩
- 14:00～14:55 一般論文 概要発表
座 長：佐藤 圭輔 (立命館大学)
副座長：豊岡 和宏 (株明電舎)
- 14:55～16:00 一般論文 ポスター発表
- 16:00～17:50 査読論文 口頭発表
座 長：西村 文武 (京都大学)
副座長：池和田 純一 (株東芝)
川口 佳彦 (株堀場アドバンスドテクノ)
- 17:50～18:05 表彰式
- 18:05～18:10 閉会挨拶 EICA 副会長 岡本 誠一郎 (クリアウォーター OSAKA 株)
- 19:00～ 意見交換会 (懇親会)

【会場へのアクセス】

岡山大学

〒700-8530

岡山県岡山市北区津島中1丁目1番1号

<https://www.okayama-u.ac.jp/tp/profile/50kinenkan02.html>

▶岡山駅運動公園口(西口)

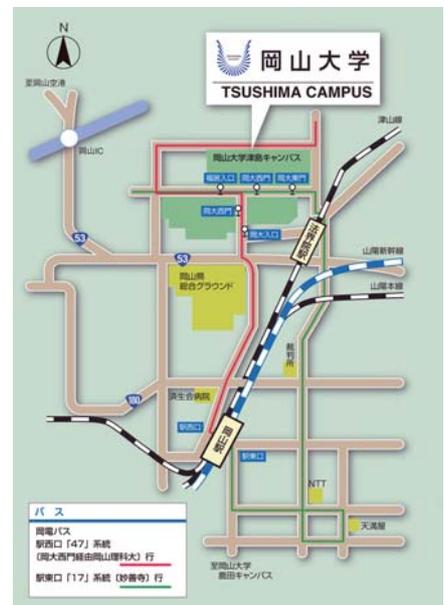
バスターミナル22番乗り場から【47】系統

「岡山理科大学」行きに乗車「岡大西門」で下車

見学会スケジュール

2025年11月13日(木)

- 8:30 JR 岡山駅前(西口) 集合
- 9:00～ 岡山市三野浄水場・同市水道記念館
- 10:45～ 独歩館
- 11:30～ 昼食
- 13:00～ 岡山市西部リサイクルプラザ
- 15:00～ 倉敷市真備浄化センター
- 16:40～ 倉敷美観地区立寄
(見学・散策希望者は、駐車場で下車し解散)
- 17:45 JR 岡山駅 解散





Vol. 30 No. 2/3
2025年 10月

The Society of
Environmental Instrumentation,
Control and Automation
Journal of EICA

環境システム計測制御学会誌 目次

●会 告

第38回環境システム計測制御学会 (EICA) 研究発表会論文募集についてのお知らせ

第37回環境システム計測制御学会 (EICA) 研究発表会

●基調講演

岡山市の下水道に関する取組と今後について

.....岡山市下水道河川局 次長 末益 大嗣 1
(兼) 下水道経営部長

●特別講演

大規模災害に備えた地方自治体や地域ブロックの災害廃棄物処理計画と課題

.....岡山大学大学院環境生命自然科学研究科 藤原 健史 2

●研究発表

査読論文/口頭発表

1. 画像撮影によるアルミニウムフロックの沈降速度の解析
.....(株)東芝 (早見) ○福田 美意, 早見 徳介, 茶円 豊 3
野田 周平, 金谷 道昭, 横山 雄
東芝インフラテクノサービス(株) 毛受 卓
2. 膜処理水を用いた遮光下における沈水植物の成長特性について
.....(株)明電舎 ○打林真梨絵 15
東北大学大学院 李 玉友, 西村 修
NPO 法人 バイオエコ技術研究所 稲森 隆平, 稲森 悠平
3. 直投型ディスポーザー導入地域における生ごみリサイクルと GHG 排出量の評価
.....(株)エックス都市研究所 ○靄巻 峰夫 21
東京農業大学 吉田 綾子
(株)日水コン 天野 猛
国土交通省 水管理・国土保全局 吉田 敏章
日本大学 南山 瑞彦, 森田 弘昭
4. 励起-蛍光マトリックスを用いた海洋微生物炭素循環のモニタリング
.....(株)日立製作所 (藤本) ○アスカリ舞子, 隅倉みさき 32

編集：学会誌「EICA」編集委員会

学会誌の論文全文を下記URLで閲覧することができます。(会員無料/非会員1論文1,000円)

URL: <http://eica.jp>

5. 温室効果ガス排出量およびライフサイクルコストを評価軸とする下水汚泥の有効利用の外部貢献も含めた効果定量化手法の検討	国土交通省 国土技術政策総合研究所	○青葉 隆仁, 松橋 学 重村 浩之, 山下 洋正	44
6. 霞ヶ浦を対象とした機械学習によるクロロフィル a 濃度の時系列的推定モデルの開発	土木研究所, (株)明電舎	○小林 伸幸 土木研究所 岡安 祐司	58

一般論文/概要発表・ポスター発表

1. スペクトルイメージングと AI による藻類の検出および判別技術	(株)東芝	○橋本 勇太, 野田 周平, 早見 徳介 小林 伸次, 金谷 道昭, 横山 雄	66
2. DNA オリガミを応用した PFAS の簡易検査に関する検討	メタウォーター(株) Cranebio(株)	○安積 良晃, 山口 太秀 齋藤 敬太, 中島 俊雄	70
3. 微生物固定化担体を利用した脱炭素型水処理プロセスに関する実証研究	月島 JFE アクアソリューション(株)	○馬場 圭 川崎市 端谷 研治, 栗原 知之, 山田 健太	73
4. 養液栽培排水処理と価値創造を目的とした微小藻類 <i>Haematococcus lacustris</i> 優占培養のためのフォトバイオリクター制御システム	岡山大学	○永禮 英明, 枘田 隆広, 石川 千遥	77
5. ダイヤモンド電極を用いた亜硝酸態窒素濃度の連続測定	(株)堀場アドバンスドテクノ	○亀子 雄大, 丸山 貴大, 宮村 和宏	80
6. 画像センサーの活用による最終沈殿池の汚泥堆積状況の可視化と水処理運転への応用	東京都下水道サービス(株)	○児玉 弓枝, 梶原 大聖	85
7. 単槽型硝化脱窒プロセスの ICT・AI 制御による高度処理技術における複数池一括制御の長期実証	メタウォーター(株) 日本下水道事業団 町田市下水道部	○中 大輔, 堀野 太郎 高田 祥暉, 糸川 浩紀 松井 稔, 井上 史郎	90
8. AI を活用した下水処理場運転操作の先進的支援技術に関する実証研究	(株)明電舎 (株)NJS	○中田 昌幸, 鮫島 正一 高倉 正佳, 酒井 孝輔 増屋 征訓, 川崎 達, 中橋 達也 広島市下水道局 信川 貴紀 船橋市建設局下水道部 長谷川翔一	94
9. AI モデルと疑似流出解析を組み合わせた下水管渠内水位の予測手法	(株)東芝	○大西 祐太, 山中 理, 和田 卓久 大石 将之, 名取 義之	99
10. 富士市西部浄化センターにおけるソフト対策によるエネルギー効率の最適化	(株)ウォーターエージェンシー	○池畑 将樹, 湛 記先 池田 一成, 永田 史 富士市上下水道部 佐野 和史, 岡 良恭	106
11. 下水汚泥の間接加熱乾燥における水分蒸発速度簡易予測法の検討	京都大学大学院	○Junyeong Yoo, 大下 和徹, 高岡 昌輝	110

12. 下水汚泥由来バイオ炭の農地施用における J-クレジット認証について	大山乳業農業協同組合 三光(株) 三輪 昌輝, 片山 学, 吉川 正明 (一社)C2X 小林 万理, 唐澤 匠	○今吉 正登	115
13. 焼却熱の産業利用に向けた焼却施設の統合優先度の定量化	立命館大学大学院	○神田橋幸也, 中川 岳 立命館大学 橋本 征二	120
14. 富士山噴火時の降灰荷重による木造家屋倒壊に関わる災害廃棄物量の推計	立命館大学大学院	○荒井 駿佑 立命館大学 橋本 征二	124
15. 蛍光染色法を用いたマイクロプラスチックの定量分析に与える試料条件の影響	立命館大学大学院	○山内 悠生 立命館大学 佐藤 圭輔	127
16. 西の湖底質における物質動態の分析と湖沼水質へ与える影響	立命館大学大学院	○石東 洸志 立命館大学 佐藤 圭輔	131
17. ブルーカーボンに貢献する栄養塩類供給管理技術	(株)日立製作所	○圓佛伊智朗, 三宮 豊, 陰山 晃治 隅倉みさき, 西田 佳記	135
●連載 自治体環境職種エキスパートの目 —— 特別編：自治体を支えるプロフェッショナル	日本下水道事業団技術開発室	熊越 瑛	138
●エッセイ 人生のピンチ三題	EICA 名誉会員	小浜 一好	140
●編集後記			巻末



Vol. 30 No. 2/3
2025 October

The Society of Environmental Instrumentation, Control and Automation

Journal of EICA

CONTENTS

Announcement : The 38th Conference

The 37th EICA Conference

Keynote Lecture

Initiatives Regarding Sewerage of Okayama City and Future Plans Hirotsugu SUEMASU 1

Special Speech

Disaster Waste Treatment Plans and Issues of Local Governments and the Regional Block
in Preparation for Large-scale Disasters
..... Takeshi FUJIWARA 2

Oral Presentation Session

1. Image-Based Analysis of the Settling Velocity of Aluminum Floccs
..... ◯Mii FUKUDA (HAYAMI), Tokusuke HAYAMI, Yutaka CHAEN, Syuhei NODA
Takashi MENJU, Michiaki KANADANI and Suguru YOKOYAMA 3
2. Analytical Evaluation of the Growth Characteristics of Submerged Plants
Under Shading Using Membrane Treated Water
..... ◯Marie UCHIBAYASHI, Yu-You LI, Osamu NISHIMURA 15
Ryuhei INAMORI and Yuhei INAMORI
3. Evaluation of Food Waste Recycling and GHG Emissions by Introducing Food Waste Disposer
without Dedicated Tank
..... ◯Mineo TSURUMAKI, Ayako YOSHIDA, Takeshi AMANO, Toshiaki YOSHIDA 21
Mizuhiko MINAMIYAMA and Hiroaki MORITA
4. EEM-based Monitoring of Marine Microbial Carbon Cycling
..... ◯Maiko ASKARI (FUJIMOTO) and Misaki SUMIKURA 32
5. Study on Quantifying Methods of the Effects of Sewage Sludge Utilization Including
External Contribution Based on Greenhouse Gas
Emissions and Life Cycle Costs
..... ◯Ryuto AOBA, Manabu MATSUHASHI, Hiroyuki SHIGEMURA 44
and Hiromasa YAMASHITA
6. Development of a Machine Learning-Based Temporal Estimation Model
for Chlorophyll-a Concentration in Lake Kasumigaura
..... ◯Nobuyuki KOBAYASHI and Yuji OKAYASU 58

Editing : "Journal of EICA" editing committee

A member of the society can read full papers in the journal at the following:

URL : <http://eica.jp>

General Presentation

1. Detection and Classification of Algae Using Spectral Imaging and AI
..... ○Yuta HASHIMOTO, Shuhei NODA, Tokusuke HAYAMI, Shinji KOBAYASHI 66
Michiaki KANADANI and Suguru YOKOYAMA
2. Study on Rapid PFAS Testing Applied DNA Origami
..... ○Yoshiaki ASAKA, Dabide YAMAGUCHI 70
Keita SAITO and Toshio NAKAJIMA
3. Demonstration Study on Decarbonized Water Treatment Process
Using Microorganism Immobilized Carrier
..... ○Kei BABA, Kenji HASHITANI, Tomohiro KURIHARA 73
and Kenta YAMADA
4. Computer-based Control of Photobioreactor for Dominant Culture of Microalgae
Haematococcus lacustris for Hydroponic Wastewater
Treatment and Value Creation ○Hideaki NAGARE, Takahiro MASUDA and Chiharu ISHIKAWA 77
5. Continuous Measurement of Nitrite Nitrogen Concentration
Using a Boron-Doped Diamond Electrode
..... ○Yudai KAMEKO, Takahiro MARUYAMA and Kazuhiro MIYAMURA 80
6. Visualization of Sludge Accumulation in Final Sedimentation Tanks Using Image
Sensors and Its Application to Water Treatment Operations
..... ○Yumie KODAMA and Taisei KAJIWARA 85
7. Long-Term Demonstration of Multiple-Train Control
in ICT/AI-Aided Single-Tank BNR Process
..... ○Daisuke NAKA, Taro HORINO, Yoshiki TAKATA, Hiroki ITOKAWA 90
Minoru MATSUI and Shiro INOUE
8. Demonstration Study of Advanced AI-Based Operational Support Technologies
for Wastewater Treatment Plants
..... ○Masayuki NAKATA, Shoichi SAMESHIMA, Masayoshi TAKAKURA, Kosuke SAKAI 94
Yukinori MASUYA, Toru KAWASAKI, Tatsuya NAKAHASHI
Takanori NOBUKAWA and Shoichi HASEGAWA
9. Water Level Prediction in Sewer Pipes by Combining an AI Model
and Pseudo-runoff Analysis
..... ○Yuta ONISHI, Osamu YAMANAKA, Takahisa WADA 99
Masayuki OISHI and Yoshiyuki NATORI
10. Optimization of Energy Efficiency Through Soft Measures
at the Fujishi-seibu Wastewater Treatment Plant
..... ○Masaki IKEHATA, Jixian ZHAN, Kazunari IKEDA, Tsukasa NAGATA 106
Kazufumi SANO and Yoshiyasu OKA
11. Simple Method to Predict Drying Rate of Sewage Sludge under Indirect Heating
..... ○Junyeong YOO, Kazuyuki OSHITA 110
and Masaki TAKAOKA
12. Regarding the J-Credit Certification for the Application of Biochar Derived
from Sewage Sludge in Agriculture
..... ○Masato IMA YOSHI, Masaki MIWA, Manabu KATAYAMA, Masaaki KIKKAWA 115
Mari KOBAYASHI and Takumi KARASAWA
13. Quantification of Integration Priority for Incineration Facilities Aiming
at Industrial Utilization of Incineration Heat
..... ○Yukiya KANDABASHI, Gaku NAKAGAWA and Seiji HASHIMOTO 120

14. Estimation of the Amount of Disaster Waste Due to Collapse of Wooden Houses Caused by Ashfall Load during the Eruption of Mt. Fuji	○Shunsuke ARAI and Seiji HASHIMOTO	124
15. Effect of Sample Conditions on Quantitative Analysis of Microplastics Using Fluorescent Staining	○Yuki YAMAUCHI and Keisuke SATO	127
16. Analysis of Material Dynamics in the Sediments of Lake Nishinoko and Its Impact on Lake Water Quality	○Koshi ISHIZUKA and Keisuke SATO	131
17. Nutrients Supply Management Technologies for Blue Carbon	○Ichiro EMBUTSU, Yutaka SANGU, Kouji KAGEYAMA Misaki SUMIKURA and Yoshinori NISHIDA	135

Serial Lecture : Remark of Technical Expert Belonging to Environment Public Utility..... Akira KUMAGOE 138
— Special Part: The Professional Supporting Local Governments

Essay : Three Crises I Faced in My Life..... Kazuyoshi KOHAMA 140

Editor's Note

基調講演

岡山市の下水道に関する
取組と今後について末 益 大 嗣
Hirotsugu SUEMASU

岡山市下水道河川局 次長（兼）下水道経営部長

プロフィール

2025年 岡山市下水道河川局入局
2025年 岡山市下水道河川局次長
（兼）下水道経営部長

1. はじめに

本市は、一級河川旭川と吉井川が瀬戸内海に注ぐ岡山平野に位置しており、多様性にあふれた自然環境を有する都市であり、また、瀬戸内特有の温暖な気候に恵まれ、「晴れの国」とも呼ばれています。

そのような中、本市における下水道整備は、戦後復興に合わせ進め、昭和38年より旭西浄化センターの処理を開始いたしました。令和6年度末現在では、管路延長約2,760 km、処理場8箇所およびポンプ場33箇所の施設を有し、汚水処理人口普及率は86.4%（うち下水道処理人口普及率は69.2%）となっています。本市の汚水処理整備は全国的にみればまだ低い水準となっているため、今後も早急に整備をしていく必要があります。一方で、人口減少・高齢化の問題や激甚化する自然災害、老朽化問題の顕在化、エネルギーへの関心の高まりなど下水道事業を取り巻く社会環境は変化してきており、取り組むべき課題が多岐にわたっているのが現状です。

2. 現在の取組について

平成21年の指令指定都市移行や平成22年の地方公営企業法の財務適用等を契機に、平成24年に「下水道事業経営計画」を策定して事業運営を行っています。現在は、未普及対策を集中的に取り組むほか、甚大な

被害を受けた平成30年7月豪雨を教訓にハード・ソフト両面からの総合的な浸水対策を重点的に進めています。一方で、閉鎖性水域の水質保全として高度処理に取り組むとともに、岡東浄化センターでは栄養塩管理運営を行うなど時代に合わせた取組も行っています。

また、局内に「岡山市下水道経営会議」の設置により、計画の検証に加え、職場内研修等により、時代の変化に柔軟に対応できる職員の育成を積極的に行っています。

3. 今後について

能登半島地震や埼玉県八潮市における道路陥没事故を踏まえ、下水道の管理の困難さや不具合のあった際の市民生活への影響の大きさを改めて認識する一方で、新型コロナウイルス以降の生活様式の変化、世界的に進展する物価の高騰など新たな課題も出てきています。

現在、「下水道事業経営計画」の改定に向けて議論していますが、持続的な事業運営にあっては、これまでの取組を継続しつつ、AIやドローンといった新技術を積極的に活用するなど新たな取り組みにチャレンジしていく必要があります。そのためにも、時代に対応できる「官」の人材を育成するとともに、「産」や「学」との交流および連携を図りながら、本市の下水道事業の持続的な発展に取り組んでまいります。

特別講演

大規模災害に備えた地方自治体 や地域ブロックの災害廃棄物処 理計画と課題

藤原 健史
Takeshi FUJIWARA

岡山大学大学院環境生命自然科学研究科



プロフィール

1989年 京都大学大学院工学研究科衛生工学専攻博士後期課程修了
国立公衆衛生院流動研究員
1990年 京都大学工学部化学工学科助手
1992年 大阪大学基礎工学部情報工学科助手
1993年 大阪大学基礎工学部情報工学科助教授
1994年 奈良先端科学技術大学院大学情報科学研究科助教授
1996年 京都大学大学院工学研究科環境工学専攻助教授（後に都市環境工学専攻准教授）
2002年 京都大学大学院地球環境学学術地球益学廊助教授（～2004年）
2002年 岡山大学大学院環境学研究科教授
（廃棄物マネジメント研究センター教授）
現在 岡山大学学術研究院環境生命自然科学研究科教授
（低炭素・廃棄物循環研究センター教授）

2011年3月の東日本大震災で発生した膨大な量の災害廃棄物を処理するために、環境省は処理のマスタープランを作成した。その後、自治体に対して災害廃棄物の処理基本計画を事前に策定するように通達し、令和6年の集計では、現在、全国1800の市町村のうち83.2%で整備済となっている。

災害廃棄物処理対策には、①仮置場の設置、②既存施設（焼却施設）の早期復旧及び受入れ、③仮設処理施設の整備、④最終処分場の整備、⑤広域連携、⑥復旧・復興事業の再生資源の活用など、⑦膨大な災害廃棄物の円滑な処理に向けた処理体制の確保、などが盛り込まれている。被災した家屋数から災害廃棄物量を正確に推計し、その排出規模に応じた①からの種々の対策が必要となる。被災者は生活を立て直そうとして、災害廃棄物を家外に排出する行動をとる。このごみを「片付けごみ」と言い、道路脇や空地に無秩序に置かれると災害復旧の妨げになるため、自治体は片付けごみの排出ルールとその収集予定を迅速に市民に伝えなければいけない。仮置場の候補地とともに片付けごみの置場も災害前に定めておくべきである。2018年7月の倉敷市真備町で発生した大洪水では、片付けごみの不法な投棄が問題になった。筆者らは被災者に対するアンケート調査を通して片付けごみの排出過程パターンを明らかにし、被災域での排出過程をシミュレーションしたり、ごみ収集場所の適正についてGISを用いて評価した。

さて2018年1月1日に起こった能登半島地震では、1月3日には石川県が一次仮置場を探し始めたが、余震、倒壊家屋による道路遮断、幹線道路被害によるアクセス困難、真冬などの条件が重なって災害廃棄物の仮置場への移動や処理先への搬出が遅れることとなった。災害廃棄物処理基本計画が整備されていても、災

害廃棄物量、アクセス状況、援助側の状況などの被害条件や、対応人員数・知識・スキルなどの人的条件、施設、設備、機材、道具などの物的条件が揃わないと、対策がスムーズに進まない。むしろ、計画の基本手順をもとに、被害状況に応じて独自に適応させてゆくことが求められる。南海トラフ巨大地震が発生すると被害が広範囲に及び、焼却処理に6～8年、埋立処分に8～20年かかると言われている。太平洋に面した地域で相当な数の被害が発生すると、もはや自治体の単独による復旧は難しく広域での援助協力が不可欠である。これらのことから、四国・中国地域の災害廃棄物対策ブロック協議会では、自治体間の連携協力体制の構築を目標としている。その中で、災害時の人的支援については、①被害発生が見込まれる市町への県からの応援職員派遣、②環境事務所から市町への先発隊派遣・協力要請の必要性判断、③支援可能リストをベースに応援要請リストの作成、④広域連携体制の確立、のステップで市町の取りこぼしが無い迅速な協力体制の確立を目指している。事前対策として、①支援・受援に係る体制整備、②人材育成の実施（応援・受援の図上訓練）を行う。そして各種関係機関（例えば、収集事業者団体）、ボランティア団体との連携、利用可能な処理施設、鉄道輸送・船舶輸送手段や情報共有を深めることなどがある。

以上のように大規模災害に備えた、①自治体は多様な組織間との連携協力体制の構築、②情報の伝達手段の確保と速やかな情報共有、③職員は豊富な知識と経験の維持および柔軟な対応力の育成などの必要性が認識され、各自治体の災害廃棄物処理計画に取り込まれているところである。今後は災害レベルを変化させて対策のシミュレーションを重ね、問題点を抽出し、その改善点を計画に加えてゆくべきと考えられる。

〈論文〉

画像撮影によるアルミニウムフロックの沈降速度の解析

福田(早見)美意^{1)†}, 早見 徳介¹⁾, 茶 円 豊¹⁾, 野 田 周 平²⁾
毛 受 卓³⁾, 金 谷 道 昭⁴⁾, 横 山 雄⁴⁾¹⁾ (株)東芝 総合研究所 インフラシステム R & D センター
(〒183-8511 東京都府中市東芝町1 E-mail: mii.fukuda@toshiba.co.jp)²⁾ (株)東芝 総合研究所 インフラシステム R & D センター
(〒212-8581 神奈川県川崎市幸区小向東芝町1 E-mail: shuhei.noda@toshiba.co.jp)³⁾ 東芝インフラテクノサービス(株) 社会システムサービス事業部
(〒163-0023 東京都新宿区西新宿6-24-1 E-mail: takashi.menju@toshiba.co.jp)⁴⁾ (株)東芝 社会システム事業部
(〒212-8585 神奈川県川崎市幸区堀川町72-34 E-mail: suguru.yokokoyama@toshiba.co.jp)

概 要

本研究では、球形剛体粒子を前提とした従来の沈降速度式が実測と一致しない原因を、ALT比(凝集剤中のアルミニウム濃度と懸濁物質濃度の比)に伴うフロックの形状変化にあると捉えた。そこで、ALT比を5段階に変化させた条件のもとフロックの沈降挙動を画像解析により評価し、粒径・沈降速度・円形度を測定し、ALT比による変化を考慮した新たな沈降速度式を構築した。模擬水を用いた限定的な条件下ではあるが、本式は $R_e < 10$ で従来式より高精度を示し、フロックの形状の影響を反映した沈降速度の予測が可能となった。

キーワード：上水処理, 沈降速度, フロック密度関数, 画像解析, ALT比

原稿受付 2025.6.9 原稿受理 2025.9.3

EICA: 30(2・3)3-14

1. 背 景

1.1 はじめに

上水施設の運転管理には、水源及び機場の特性が大きく影響することが知られている¹⁾。従来の運転管理業務は、熟練職員の経験に大きく依存しており、技術継承が困難であるという問題を抱えている。加えて近年では、気候変動問題の影響により藻類の異常増殖や高濁度の発生といった原水水質の変動が頻発しており、上水施設の広域化に伴う水源の変更や複数水源の混合運用も進んでいる¹⁾ことから、従来の運転管理方法が適用できない事例が増加している。これらの背景を踏まえ、かつては経験豊富な技術者が担っていた運転管理業務を、経験の浅い技術者でも対応可能とするための運転支援技術及び自動制御技術の導入が求められている。

そこで筆者らは、水処理プロセスの原理及び実験結果に基づく水質予測モデル(ホワイトボックスモデル)と、水質、水量、過去の運転実績などの多様なデータを用いたAIによるブラックボックスモデルを組み合わせ、沈澱水濁度やろ過水濁度の予測値に基づいて薬品注入率を最適化する上水道施設の自動化・最適化アプリケーションの開発を進めている。本報では、上水施設における凝集剤注入率に対する沈澱水濁度を

予測するホワイトボックスモデルを構築するうえで重要となるフロックの沈降速度式について、筆者らが考案した新たな式を報告する。

1.2 凝集沈澱とフロックの沈降速度

国内の上水施設では、凝集沈澱-急速ろ過方式が広く適用されている²⁾。この方式では、原水に凝集剤を添加し、急速攪拌及び緩速攪拌と呼ばれる多段階の攪拌によってフロックを形成し、沈澱池において重力により沈降分離する。さらに、砂ろ過池において微細なフロックを吸着除去し、塩素消毒を経て各需要者へ配水される。形成されるフロックの性状は、原水水質や凝集条件(凝集剤注入率・攪拌強度など)に依存し、それに伴い沈澱池における沈降速度も変化する。沈澱池内におけるフロックの沈降速度は、フロックの除去率及び運転管理における沈澱水の濁度や汚泥発生量に間接的な影響を及ぼす重要な指標である。

1.3 沈降速度式

一般的な粒子の沈降速度は、運動方程式において下向きに作用する重力と、上向きに作用する浮力と抗力の力の均衡関係から計算される。この時の速度は「終末沈降速度」として定義され、球形粒子においては式[1.1]により表される³⁾。抗力に関しては、粒子に対

するレイノルズ数 R_e に依存する抗力係数 C_D が重要な役割を果たしており、式[1.2]のように表現される。なお、 R_e の値に応じて C_D の算出式は異なり³⁾、層流域における R_e の上限は、実験的知見に基づく経験則として実用上は $R_e < 2$ までを層流域として取り扱う例も少なくないものの、理論的には $R_e < 1$ とされることから⁴⁾、本研究においては $R_e < 1$ を層流域の範囲とする。 R_e は、慣性力と粘性力の比として定義され、流れ場における層流や乱流といった流動状態の乱れの指標となるものであり、球形粒子の場合には式[1.3]により算出される。

$$v = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{d_p(\rho_s - \rho_f)g}{C_D \rho_f}} \quad \dots \text{式 [1.1]}$$

v : (終末) 沈降速度 (m/s), d_p : 粒子径 (m), g : 重力加速度 (=9.8 m/s²)
 ρ_s : 粒子密度 (kg/m³), ρ_f : 水の密度 (kg/m³)

$$\left. \begin{array}{l} \text{層流域} \quad C_D = \frac{24}{R_e} \quad (R_e < 2) \\ \text{遷移域} \quad C_D = \frac{10}{(R_e)^{0.5}} \quad (2 < R_e < 500) \\ \text{乱流域} \quad C_D = 0.44 \quad (R_e > 500) \end{array} \right\} \dots \text{式 [1.2]}$$

$$R_e = \frac{v d_p \rho_f}{\mu} \quad \dots \text{式 [1.3]}$$

μ : 水の粘性係数 (=1.005 × 10⁻³ kg/(m · s))

R_e の算出式に沈降速度が含まれているため、式[1.1]～[1.3]を用いて粒子及び水の物性値から直接沈降速度を算出することは困難である。なお、式[1.1]は、形状及び大きさ、密度が一定である剛体粒子を対象に導出されたものであり、形状が複雑で内部に疎密構造を有するフロックに対して適用するには工夫が求められる。

丹保ら^{5,6)}は、カオリナイト及びポリ塩化アルミニウム凝集剤 (PAC) 等のアルミニウム系凝集剤によって形成したフロックの沈降速度を、カメラ撮影画像を利用して計測し、式[1.1]を基に C_D を $24/R_e$ と仮定した沈降速度式を構築した (式[1.4])。さらに、ALT 比 (凝集剤に含まれるアルミニウム濃度と懸濁物質濃度の比率、式[1.5]) の異なる条件下で形成したフロックについて、その粒径及び沈降速度を解析した結果、フロックの有効密度 (フロック密度と周囲の液体密度の差) がフロック径のべき乗に従って減少する関係、すなわちフロック密度関数を導出した (式[1.6])。加えて、このフロック密度関数を構成する定数項 a, n は、ALT 比等の凝集条件に応じて変化することを示した。このように、式 [1.1], 式[1.2] にお

いて、層流域 ($R_e < 1$) の抗力係数として $C_D = 24/R_e$ を仮定した沈降速度式[1.4] は広く用いられている^{5,7)}。式[1.4] は、対象とするフロックの沈降速度が未知である場合にも適用でき、簡便で実用性が高い一方で、球形の剛体粒子を前提としたモデルに基づいているため、凝集条件の変更に伴うフロック構造の変化には対応できていない。さらにフロック密度関数は、沈降速度とフロック径などの大きさ、抗力係数の均衡から求められるものであり、フロックの普遍的な物性値ではなく、水中の沈降挙動において有効に作用するフロックの重量特性を示す相対的な値と考えられる。従って、抗力係数を異なる値で表した場合、同一のフロック、同一の沈降速度であってもフロック密度関数で求められたフロック密度は変化する。

$$v = \frac{g}{18} \frac{(\rho_s - \rho_f) d_p^2}{\mu} \quad \dots \text{式 [1.4]}$$

$$ALT \text{ ratio} = \frac{C_{PAC} R_{Al}}{C_K} \quad \dots \text{式 [1.5]}$$

$$\rho_e = \rho_s - \rho_f = \frac{a}{(d_p)^n} \quad \dots \text{式 [1.6]}$$

$\rho_e (= \rho_s - \rho_f)$: フロック有効密度 (kg/m³)

C_{PAC} : PAC 注入率 (mg/L)

C_K : 懸濁物質濃度 (mg/L)

R_{Al} : 凝集剤に含まれるアルミニウム濃度 (%)

a, n : 凝集条件によって定まる定数

さらに丹保ら⁸⁾はフロックの形状因子を C_D に反映することを試みて、形成されたフロックの円形度が約 0.8 であることから抗力係数を $45/R_e$ と仮定した沈降速度式を提案しているが、式[1.4] との比較は行われていない。

これらのように、形成されるフロックの形状、内部構造及び密度が ALT 比に応じて変化することは明らかであるものの、 C_D を表現する式に ALT 比の影響が考慮されていない点に未解決の問題が残されている。上述したように、フロックの沈降速度式において、 C_D と R_e との関係には複数の理論が提案されており、その関係は十分に解明されておらず不明確な要素が多い。そこで本研究では、ALT 比を段階的に変化させた条件下で形成したフロックの大きさ及び形状と沈降速度の関係を解析し、形状変化を考慮した抗力係数を導入することで新たな沈降速度式の構築を行うことを目的とする。

2. 方 法

2.1 フロックの形成

実験試料は、カオリナイト (関東化学, Cas 1332-58-7, 比重 2.6) を水道水に分散させた懸濁液 (100

mg/L) に PAC (多木化学, PAC250A, アルミニウム濃度 10.0%) を添加し, 凝集処理を行ったフロックとした。ALT 比は, 式[1.5]に基づき 0.025, 0.05, 0.10, 0.15, 0.20 の 5 段階に設定した。希硫酸及び水酸化ナトリウム水溶液を用い, PAC 注入後に pH7.0 となるよう予め懸濁液の pH を調整した。

フロックの形成には, ジャーテスター (宮本製作所製) を用い, 急速攪拌を 150 rpm で 1 分間, 続いて緩速攪拌を 50 rpm で 5 分間実施した。攪拌後, 1 時間静置した上澄みの清澄性を観察した結果, ALT 比 0.025 は細片が残存するため凝集剤が不十分, 0.05 及び 0.10 は目視確認できる残存フロックはほとんどなく凝集剤は適正量, 0.15 ではフロックの膨潤が認められたためやや過剰, 0.20 は過剰の傾向が確認された。形成したフロックは, ビーカーよりサイフォン式で採取した。

2.2 実験・測定装置

実験・測定装置の構成を Fig. 1 に示す。フロックは空気中ではその形状を維持することが困難であるため, 粒径や形状を正確に評価するには, 水中の状態を観測可能な画像撮影手法が有効である。そこで実験に用いた水槽は, 寸法 17 cm×40 cm×35 cm の透明アクリル製で, 外部からフロックの沈降挙動を観測可能な構造とした。計測装置である撮影機材は, CCD カメラ (東芝テリー社製, BG202C) とレンズ (TAMRON 社製, STV-16-3MP2) を高さ調整可能なジャッキ上に設置し, 水槽を挟んだ反対側にはフラット光源 (シーシーエス社製, TH2) を配置した。水槽の上部から照明を当てた場合には, フロックの下部に陰影を生じ輪郭がぼやけるため, 対象物の輪郭を明瞭に捉える目的で対象物の背後から照明を当てる構成とした。

試料としたカオリナイトの粒径分布の中心粒径は約 9 μm であり, 凝集して成長するフロックを観察することから, 観察対象の粒径範囲を 8~2,000 μm に設定してレンズを選定した。被写界深度とは, 焦点が合う奥行き方向の範囲を指すが, この範囲が過度に大きい場合, 奥行き方向に並んで位置するフロックの重なりを判別できず, 大きさ計測に誤差を生じる可能性がある

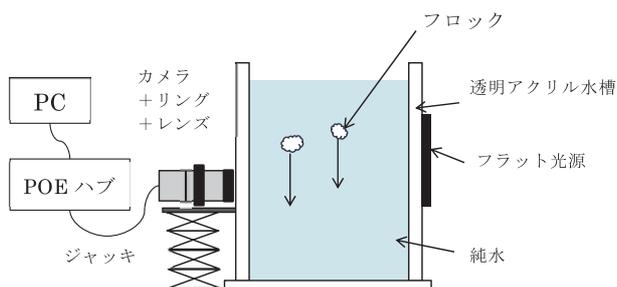


Fig. 1 Experimental and measurement apparatus configuration

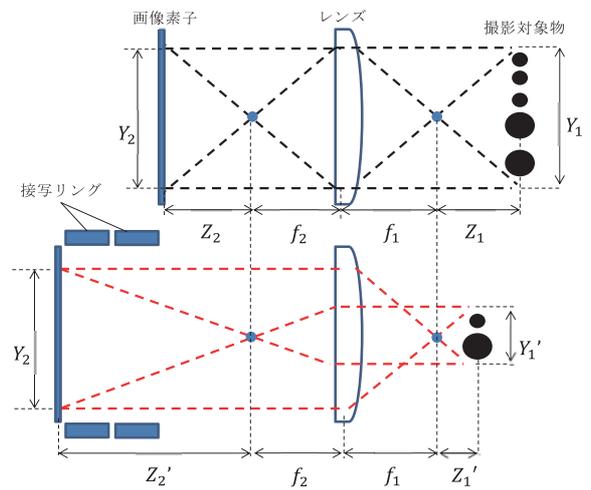


Fig. 2 Effect of the close-up ring applied to the lens

る。そこで本研究では, Fig. 2 及び式[2.1] に示すニュートンの原理⁹⁾に基づき, レンズと CCD カメラの間に接写リングを挿入することで, 被写界深度を 3 mm に調整した。レンズの焦点距離である f_1, f_2 は固有値であり, レンズ焦点から撮影対象物までの距離 Z_1 レンズ焦点から画像素子までの距離 Z_2 は, 相似則により表される。接写リングを挟んだ距離を Z_2' とすると, 焦点から撮影対象物までの距離は Z_1' のようになり, 同時に撮影対象物は拡大される ($Y_1 < Y_1'$)。なお, 被写界深度の実測には, 被写界深度計 (Edmund optics) を用いた。撮影画像のスケールは 0.01038 mm/px であった。

$$Z_1 Z_2 = f_1 f_2 \quad \dots \text{式}[2.1]$$

Z_1 : レンズ焦点から撮影対象物までの距離 (m)

Z_2 : レンズ焦点から画像素子までの距離 (m)

f_1 : 撮影対象物側のレンズの焦点距離 (m)

f_2 : 画像素子側のレンズの焦点距離 (m)

2.3 画像解析方法

(1) 画像解析ソフト

撮影画像を解析し, 水中のフロック径, 円形度及び沈降速度の 3 項目を測定した。本研究では, 既存の画像解析アルゴリズムを活用し, 算出された統計量を csv 形式で出力可能な GUI ベースの解析ソフトウェアを独自に開発した。フロック径は円相当径として式[2.2]¹⁰⁾, 円形度は式[2.3]により算出した¹¹⁾。沈降速度については, 撮影された各粒子に固有の ID を付与し, 連続する画像間における同一粒子の Y 座標の変化量から算出した。撮影は 5~8 fps の範囲で実施し, 得られた画像群のうち, 同一粒子が 5 フレーム以上連続して認識されたデータを有効な沈降速度データとして抽出した。抽出したフロック径および沈降速度のデータセットは, 半数を沈降速度式の構築 (フロック密度関数及び抗力係数の導出) に, 残りを沈降速度式の検証に用いた。

$$d = 2\sqrt{\frac{A}{\pi}} \quad \dots \text{式}[2.2]$$

$$\gamma_c = 4\pi \frac{A}{L^2} \quad \dots \text{式}[2.3]$$

d : フロク径 (m), A : 投影面積 (m^2), γ_c : 円形度 (-), L : 粒子の周囲長 (m)

(2) 標準試料による測定装置の評価

構築した測定装置において計測される粒径分布の妥当性を評価するため、粒径分布が既知である標準試料を用いた検証を実施した。標準試料には粒径分布計測装置でも用いられている石松子を使用した。石松子は、粒子密度が 1.05 kg/m^3 、中心粒径が $30 \sim 40 \mu\text{m}$ の範囲に分布するシダ植物ヒカゲノカヅラの孢子である¹²⁾。

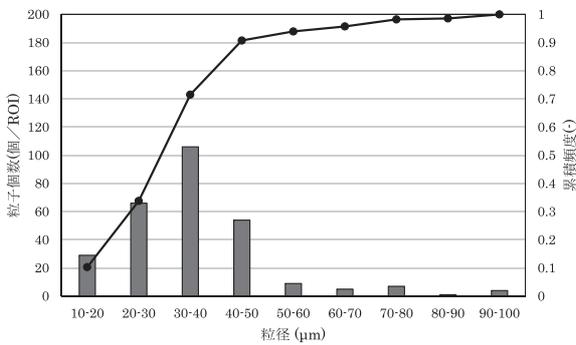


Fig. 3 Results of the measurement of lycopodium by the experimental apparatus

Fig. 3 に、本研究で構築した実験装置を用いて測定した石松子の粒径分布測定結果を示す。測定結果において、 $10 \mu\text{m}$ 以下の粒子は、装置の測定下限値を下回るため除外した。その上で得られた粒径分布は、中心粒径が概ね $30 \sim 40 \mu\text{m}$ に収まっており、文献値と一致する結果が得られた。このことから、本測定装置による計測で得られる粒径分布が概ね妥当であると判断した。

3. 結果

3.1 撮影画像と画像解析結果

(1) 沈降時のフロク撮影画像

Photo. 1 (a) ~ (e) において、ALT 比 $0.025 \sim 0.20$ の5段階に設定した条件下で形成したフロクの撮影画像の一例を示す。比較のため、円相当径 0.2 cm 程度のフロクを抽出した。これらの画像は背景照明により撮影されており、フロクは光を透過しにくい影として映し出されている。ALT 比 0.025 の条件 (**Photo. 1 (a)**) では、球形に近い形状を有し、かつ光を透過しない高密度な構造のフロクが多数観察された。一方、ALT 比の増加に伴い (**Photo. 1 (b) ~ (e)**)、フロクは次第に疎な構造へと変化する様子が見られ、不溶性水酸化アルミニウムゲルの構成割合が増加する様子が、撮影画像の濃淡から確認された。これらの観察結果は、

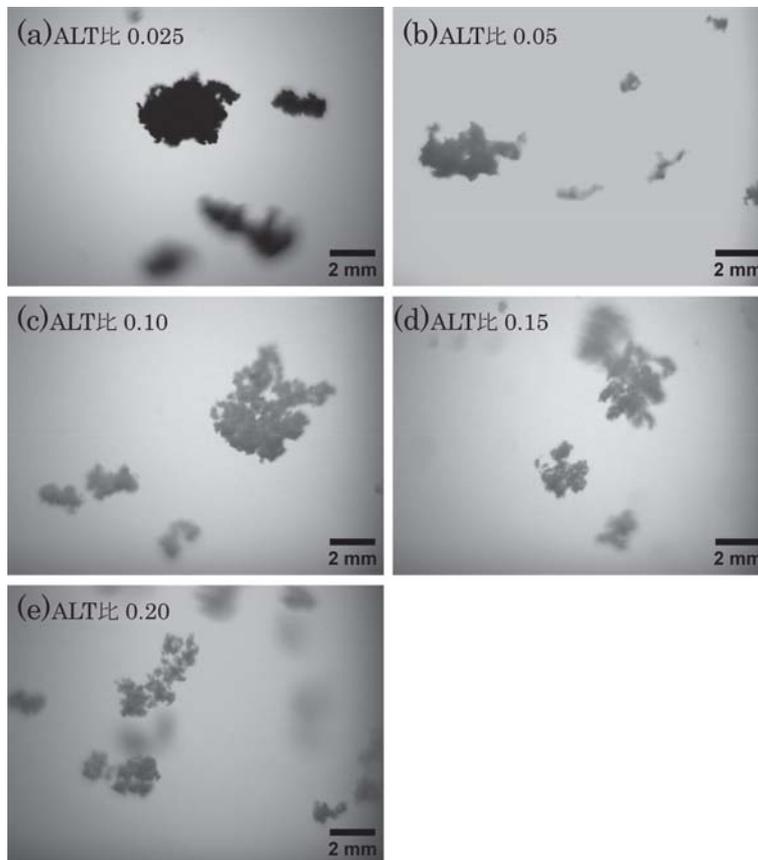


Photo. 1 Photographs of flocs during settlement, (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

ALT 比の増加によりフロクの構造が変化し、密度が低下する傾向を定性的に示している。

(2) 粒径分布と ALT 比

Fig. 4 (a) ~ (e) において、各条件下におけるフロクの粒径分布を比較した。縦軸は、フロクの総数に対する各粒径区分の相対頻度とその累積頻度とした。各グラフには、平均値及び中央値を併記した。ALT 比 0.025 の条件 (Fig. 4 (a)) では、0.04 cm 以下の小型フロクが全体の 50% を占め、平均径は 5 条件の中で最小の 0.078 cm を示した。一方 ALT 比 0.05 ~ 0.20 の条件 (Fig. 4 (b) ~ (e)) では、Fig. 4 (a) に対して大型のフロクの割合が増加し、平均径は概ね 0.10 cm と大きな値を示した。特に ALT 比 0.10 の条件 (Fig. 4 (c)) においては、平均値及び中央値が最も大きくなった。さらに Fig. 4 (b) ~ (e) において、ALT 比の増加に伴い粒径分布は両端の値が減少し、0.06 cm 付近にピークを持つ分布形状へと収束する傾向が確認された。ジャーテスターにおけるフロク形成過程において、微細なフロクは大型のフロクへの取り込みにより減少し、極端に大型のフロクは攪拌強度の影響を受けて破碎・微細化することで、粒径分布は収束する傾向を示したと考えられ¹³⁾、ALT 比が増加するにつれて水中に残存する不溶性水酸化アルミニウムの働きによりその傾向は顕著に表れたと推察された。

(3) 沈降速度分布と ALT 比

Fig. 5 (a) ~ (e) において、各条件下におけるフロクの沈降速度分布を比較した。縦軸は、フロクの総数に対する各速度区分の相対頻度と、その累積頻度とした。各グラフには、平均値、中央値及び標準偏差を併記した。ALT 比 0.025 の条件 (Fig. 5 (a)) では、前項(2)で示したように粒径分布は他条件と比較して小さいものの、5 条件中で最大となる沈降速度 2.3 cm/s が観測された。また、粒径分布と沈降速度分布の分布形状が類似している点特徴的であった。ALT 比が最も低い、すなわち PAC 注入率が最少の条件では、フロク構造内及び水中に残存する不溶性水酸化アルミニウムゲルの量が少ないため高密度かつ小型のフロクが形成されやすく、これらのフロクは、主としてカオリナイト粒子の質量に依存して沈降することから、沈降速度が大きくなる傾向があると推察された。ALT 比 0.025 (Fig. 5 (a)) では沈降速度に大きなばらつきが見られる一方で、ALT 比が増加する Fig. 5 (b) ~ (e) の条件では、沈降速度が 0.5 cm/s 付近に収束する傾向が確認された。この傾向は、前述の粒径分布の収束と整合するものと考えられる。なお、沈降速度の平均値及び中央値は ALT 比 0.05 の条件 (Fig. 5 (b)) が最大であるが、粒径分布の平均値及び中央値は ALT 比 0.10 の条件 (Fig. 4 (c)) が

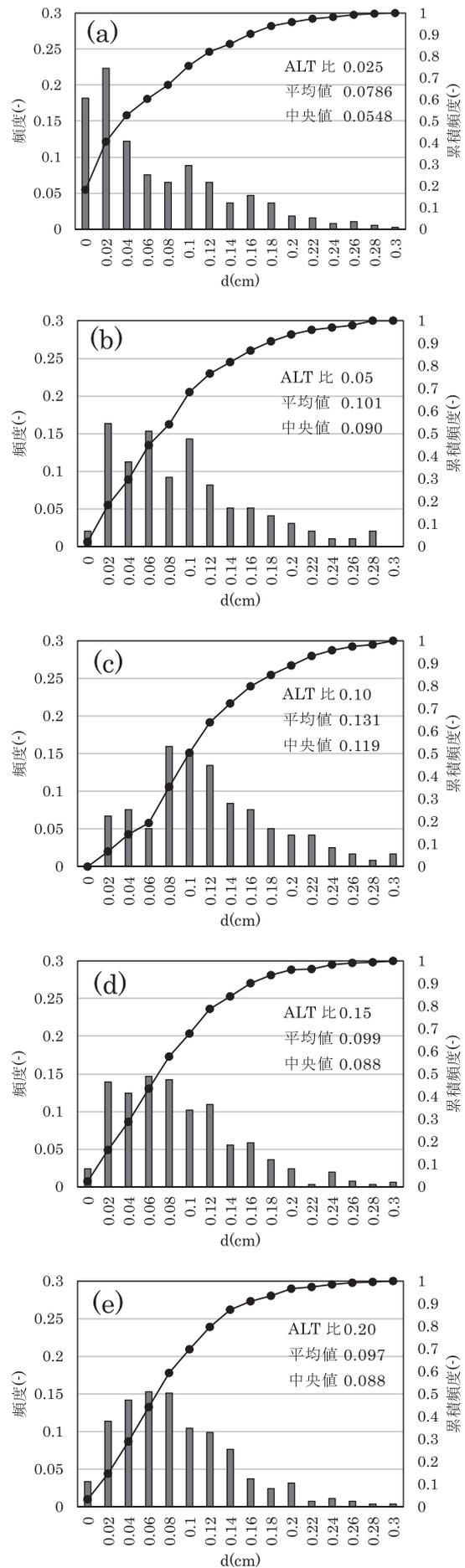


Fig. 4 Image analysis results (particle size distribution of flocs), (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

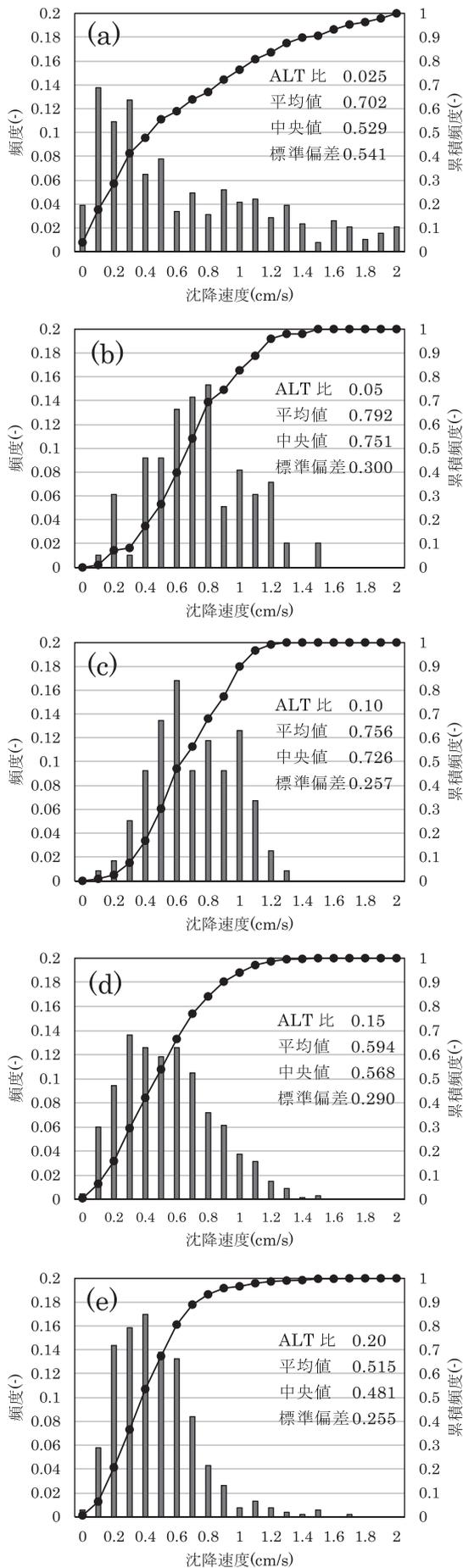


Fig. 5 Image analysis results (sedimentation velocity distribution of flocs), (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

最大となった。この不一致は、フロクは ALT 比に応じて構造変化するため、粒径の大きさが必ずしも沈降速度の大きさに直結しないことを示している。

(4) 円形度分布と ALT 比

Fig. 6 (a) ~ (e) において、各条件下におけるフロクの円形度分布を比較した。各グラフには、平均値及び中央値を併記した。ALT 比 0.025 の条件 (**Fig. 6 (a)**) では、5 条件の中でもっとも高い円形度が観測され、平均値、中央値ともに 0.8 付近を示した。このことから、ALT 比 0.025 の条件で形成されたフロクは、比較的円形 (球形) に近い形状を有していたと考えられる。また、得られた円形度の値は、丹保ら⁴⁾による既往研究の報告値と概ね一致している。一方、ALT 比 0.05~0.20 の条件 (**Fig. 6 (b) ~ (e)**) では、平均値が概ね 0.6、中央値が 0.7 付近に位置しており、ALT 比 0.025 の条件と比較して、やや円形から乖離した扁平な形状のフロクが多く観察された。ALT 比 0.025 とその他の条件の違いから、ALT 比はフロクの円形度分布に影響を及ぼすことが実験的に確認された。また、本研究における円形度の評価は、画像解析に基づく二次元的手法であるが、円形度の高い粒子は形状が円に近く、自由落下中に姿勢 (空間的な向き) が変化しても円形度の値に大きな変化が見られないという特徴を有する。このような性質に基づき、複数の粒子画像を統計的に解析することで、円形度の高い粒子は三次元的にも球形に近い形状を有している可能性が高いと推察される。

3.2 フロク密度関数の導出

ALT 比を 0.025~0.20 までの 5 段階に設定して形成したフロクについて、層流域における球形剛体粒子の沈降に関する式 [1.4] を基に、有効密度に着目して整理した式 [3.1] を適用し、フロクの構造及び形状の違いが沈降挙動に与える影響を解析した。具体的には、沈降速度とフロク径の関係 (すなわち v/d^2 と d の関係) を評価し、その結果を **Fig. 7 (a) ~ (e)** に示す。すべての ALT 比において、両者の関係は負の対数関係として整理され、良好な相関が得られたことから、フロク密度関数を ALT 比の関数として整理することを試みた。**Fig. 7 (a) ~ (e)** において得られたフロク密度係数 k 及びフラクタル次元 F と ALT 比との関係を **Fig. 8 (a)** 及び **(b)** に整理した (式 [3.2])。 **Fig. 8 (b)** においては、累乗関数による近似を適用するため、縦軸を負の値に変換してプロットしている。 F は、構造の複雑さを定量的に示す指標であり¹⁴⁾、数値が大きいほど構造は密であることを表す (最大 3)。

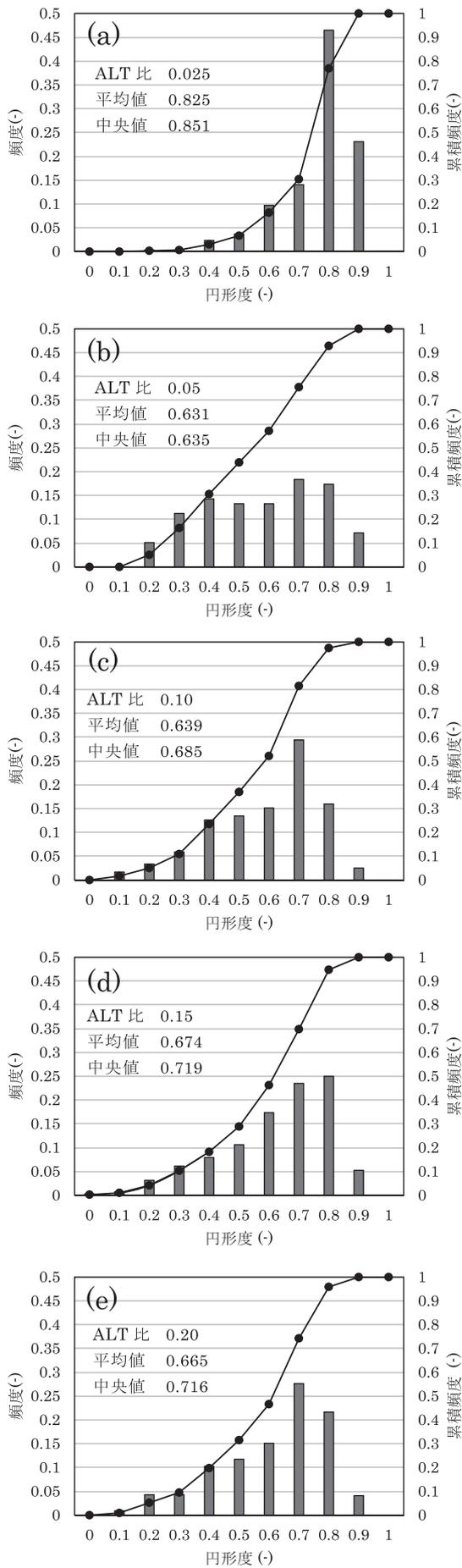


Fig. 6 Image analysis results (circularity distribution of flocs), (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

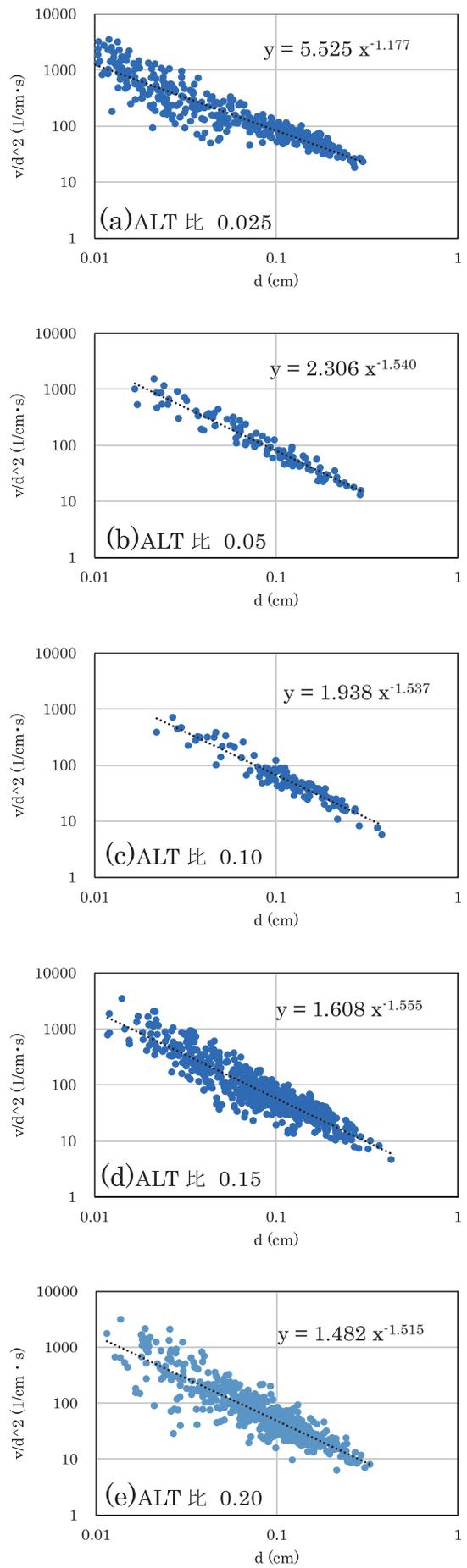


Fig. 7 Floc density functions derived from sedimentation rate measurements, (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

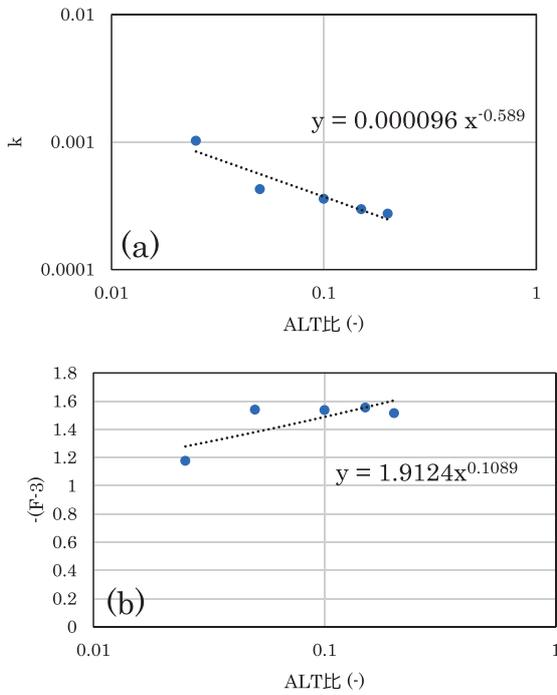


Fig. 8 ALT ratio versus (a) coefficient k and (b) fractal dimension F based on experimental result

$$(\rho_s - \rho_f) = \frac{18\mu}{g} \frac{v}{d_p^2} = kd_p^{F-3} \rightarrow \frac{v}{d_p^2} = \frac{g}{18\mu} kd_p^{F-3} \quad \dots \text{式}[3.1]$$

$$\left. \begin{aligned} k &= 9.6 \times 10^{-5} (ALT)^{-0.5899} \\ (F-3) &= -1.912 (ALT)^{0.1089} \end{aligned} \right\} \quad \dots \text{式}[3.2]$$

k : フロク密度係数(-), F : フラクタル次元(-)

k と F は、ALT 比に対して負の相関関係を示し、ALT 比の増加、あるいはフロク径の成長に伴い有効密度が低下する傾向が確認された。この結果は、一般的なフロク構造の成長に伴う密度低下傾向と一致している。フロクの有効密度は、実験結果に基づき、式[3.1] 及び式[3.2] により ALT 比の関数として定量的に表わされる。

3.3 抗力係数の導出

(1) 抗力係数と ALT 比の関係

式[1.1] 式[1.3] 及び式[3.2] を用いて、沈降速度の測定結果及びフロク密度関数から導出された C_D と R_e の関係を Fig. 9(a)~(e) に示す。各図中の破線は近似式による回帰曲線を、実線は層流域における理論式 $C_D = 24/R_e$ を表している (式[1.2])。また、得られた近似式より算出した C_D と R_e の関係を Fig. 9(f) に整理した。Fig. 9(a) に示す ALT 比 0.025 の条件下では、 C_D は理論式に近い傾向を示している。一方で、Fig. 9(b)~(e) に示すように ALT 比が増加するにつれて、 C_D は理論式から乖離する傾向が認められる。特に、 $R_e < 1$ においてその乖離は顕著であり、全

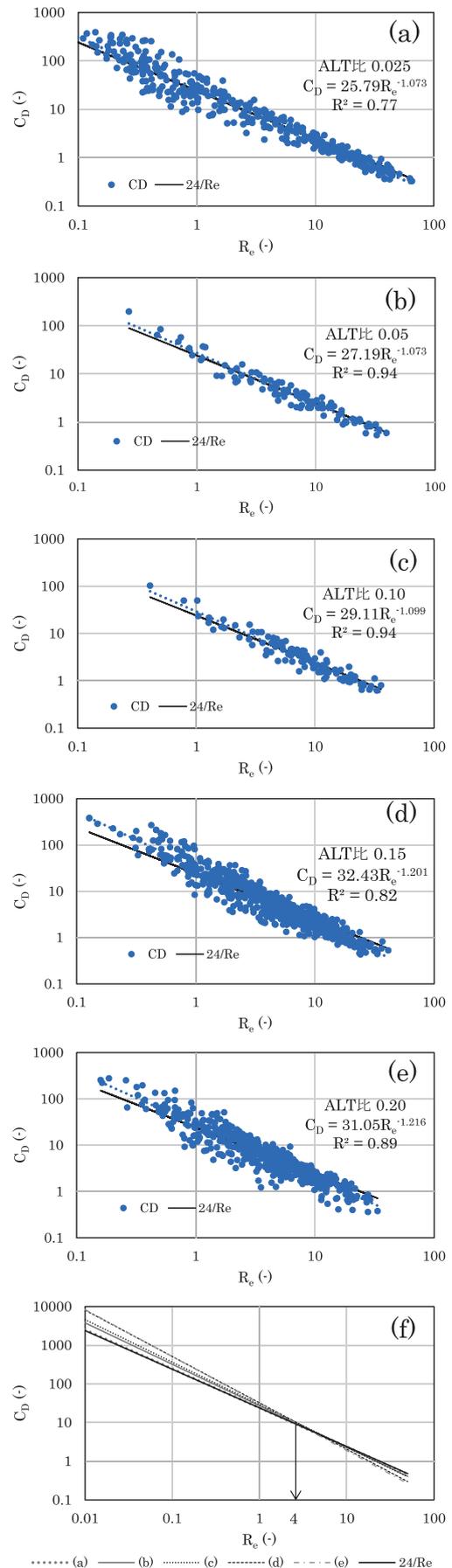


Fig. 9 Relations between drag coefficient and Reynolds number derived from sedimentation velocity measurements and floc density function, (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20. Drag coefficient: approximated equation vs, theory, (f)

での条件において近似曲線は理論式よりも上方に位置している。このことは、従来の理論式が、 C_D を過少に算出していることを示唆しており、結果として沈降速度を過大に予測する可能性がある。これは、水処理プロセスの設計及び運用において、濁度予測値を小さく見積もることに繋がり、凝集条件の不適合による処理水質の悪化を引き起こす可能性がある点で留意が必要である。さらに、ALT比が大きいFig. 9(d)及び(e)においては、 $R_e > 10$ においても理論式との乖離が観察された。しかしながら、これらの条件においては、近似曲線は理論式よりも下方に位置しており、 C_D は過大に評価される傾向にある。このため、実用上は運用リスクとはなりにくいと考えられる。

(2) 抗力係数 C_D の定式化

前述の通り、 C_D は R_e の関数で記述されることから、本研究の測定結果に基づき、係数 D, E を導入して C_D を R_e で表す経験式を構築した。Fig. 10に、前項において得られた C_D と R_e 及びALT比との関係を、係数 D, E を用いて整理した結果を示す。Fig. 10には、比較のため C_D の理論式に基づく D 及び E を併記した。本研究で求められた係数 D, E は、ALT比との相関関係にあることが確認され、式[3.3]に整理される。

$$\left. \begin{aligned} C_D &= D \cdot R_e^E = D \cdot \left(\frac{d_p v}{\nu} \right)^E \\ D &= 37.73(ALT)^{0.1052} \\ E &= -1.32(ALT)^{0.0642} \end{aligned} \right\} \dots \text{式}[3.3]$$

D, E : 抗力係数を表す係数 (-)

式[1.1], フロックの有効密度をALT比で表した式[3.2]及び抗力係数をALT比で表した式[3.3]を用い、沈降速度は式[3.4]で整理される。式[3.4]は、フロック径 d とALT比をパラメータとして、沈降速度が算出される。

$$\begin{aligned} v &= \left(\frac{4}{3} g \frac{1}{D} \frac{\rho_s - \rho_f}{\rho_f} \nu^E d_p^{1-E} \right)^{1/(2+E)} \\ &= \left\{ \frac{4}{3} g \frac{1}{D} \frac{k}{\rho_f} \nu^E d_p^{(F-E-2)} \right\}^{1/(2+E)} \end{aligned} \dots \text{式}[3.4]$$

4. 導出した沈降速度式の評価

4.1 精度評価方法

導出した沈降速度式(式[3.4])の妥当性を評価するため、フロック径 d 及びALT比を入力として算出した沈降速度と、実測値との比較検証を行った。

比較対象として、既存の丹保による沈降速度式(式[1.4], 以下、「式A」と、本研究で導出した沈降速度式(式[3.4], 以下、「式B」)を用い、両者の精度評価を実施した。式Aには、式[1.4]において、フロック密度関数(式[3.1]及び式[3.2])を適用した。一方、式Bには、式[3.4]において、抗力係数(式[3.3]), 別途算出したフロック密度関数(式[4.1])を適用した。式[4.1]は、前章における抗力係数導出時のデータセットを用いて、フロック密度関数の k, F を求め直したものである。なお、前章において C_D は R_e に応じて変化することが確認されたため、次の4つの R_e 領域に分類して評価を行った: ① $R_e < 1$, ② $1 < R_e < 4$, ③ $4 < R_e < 10$, ④ $10 < R_e$ (遷移域)。各領域における精度は、式[4.2]により定義される二乗平均平方根誤差(RMSE)を算出して評価した。なお、 $R_e = 4$ を閾値とした理由は、Fig. 9に示すように、式[3.3]による C_D と理論式(24/ R_e)の交差点に相当するためである。

$$\left. \begin{aligned} k' &= 3.0 \times 10^{-5} (ALT)^{-0.814} \\ (F' - 3) &= -2.47 (ALT)^{0.162} \end{aligned} \right\} \dots \text{式}[4.1]$$

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (v_i - \hat{v}_i)^2} \dots \text{式}[4.2]$$

v_i : 沈降速度計算値(m/s), \hat{v}_i : 沈降速度実測値(m/s)

4.2 精度評価結果

Fig. 11(a)~(e)に、ALT比を5段階に変化させ

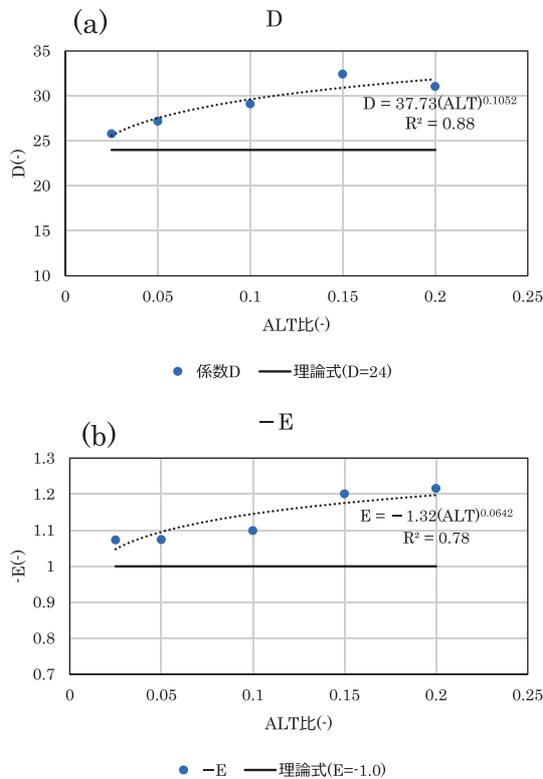


Fig. 10 Coefficient of drag vs. ALT ratio (a) coefficient D , (b) coefficient $-E$

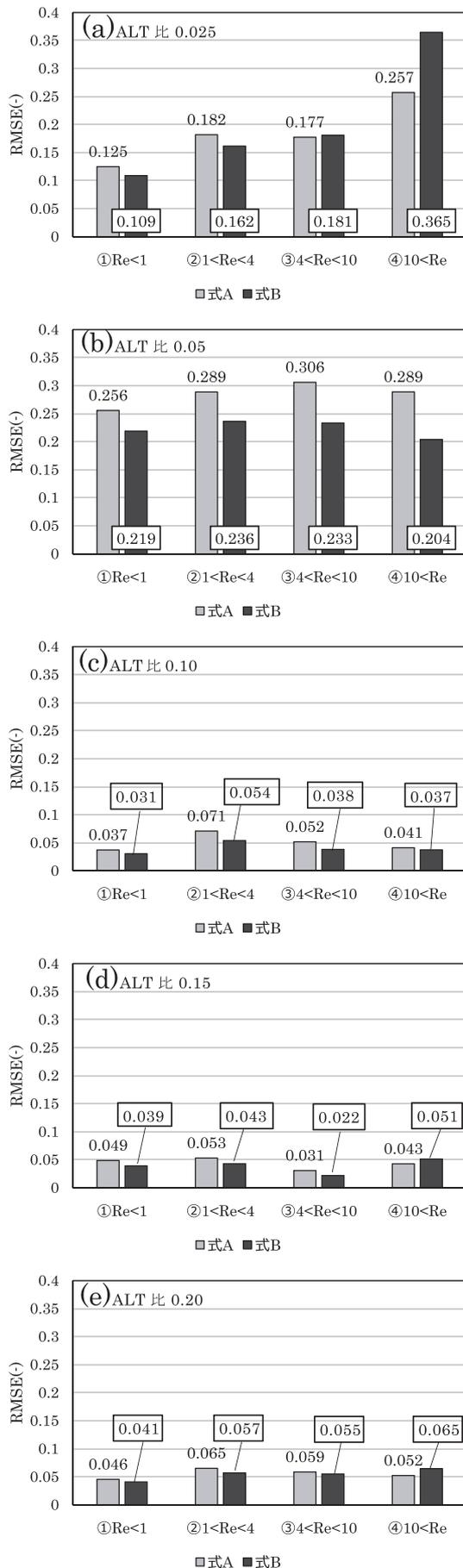


Fig. 11 Graph comparing the Root Mean Square Error (RMSE) between measured and calculated sedimentation velocity for each Reynolds number range. (a) ALT ratio 0.025, (b) 0.05, (c) 0.10, (d) 0.15 and (e) 0.20

たデータセットに対して R_e 領域に基づく分類を行い、式 A 及び式 B を用いて算出した沈降速度と実測値の間の RMSE を比較した結果を示す。5 つの条件全てにおいて、 R_e が小さく粘性が支配的な領域①及び②における RMSE は、式 A よりも式 B の方が一貫して小さい値を示した。領域③においても、条件(a)を除き、式 B の RMSE が式 A よりも小さく、精度が高いことが確認された。特に ALT 比の小さい条件(a)及び(b)では RMSE の差が大きく、なかでも (b)において顕著であった。この差異はフロックの形状に起因すると考えられる。条件(a)では平均円形度が 0.8 と高く、円(球)形に近い形状を示したのに対し、条件(b)では約 0.6 程度と低く、円(球)からの乖離が大きかった。一般に、粒子形状が球形から乖離するほど C_D は増加する傾向にある⁸⁾。本研究では、 C_D に ALT 比による粒子形状の影響を考慮した結果、理論式 ($24/R_e$) よりも大きな値が得られ、より実際に即した沈降速度式が導出された。対象とした流れ場は層流域であり、粘性力が支配的であることから、粒子形状の違いを考慮した C_D の影響が顕著に表れやすい領域であったと推察される。領域④では ALT 比が適切な範囲にある条件(b)及び(c)を除き、式 B の RMSE が大きい結果となった。特に条件(a)では、式 B において理論式よりも小さな C_D が算出され、それにより沈降速度が過大に見積もられたことが主要因と考えられる。また、 R_e が高くなると慣性力が支配的となり、 C_D の影響が大きくなると予想されたが、実際には ALT 比による差異も影響していた。これは、 R_e がフロック径と沈降速度に依存するため、同じ R_e でも条件(a)のように小径・高速沈降の場合と、条件(d)及び(e)のように大径・低速沈降の場合とで、沈降挙動を決定づける因子が異なったためと考えられる。以上の結果から本研究において、 C_D に ALT 比の変化の影響を組みこみ、フロック構造の変化を考慮した式 B は、領域①、②及び③に相当する $R_e < 10$ の領域で有効であると考えられる。

5. 結 論

カオリナイトと PAC によって形成したフロックの沈降挙動を解析し、抗力係数 C_D と ALT 比の関係に着目した新たな沈降速度式の構築を目的として実施した。結果、以下の結論が得られた。

- (1) ALT 比の増加に伴い、フロックの粒径分布及び沈降速度分布は収束傾向を示し、フロック形状は球形から乖離して円形度が低下した。同時にフロックの有効密度は低下し、フラクタル次元 F 及びフロック密度係数 k との相関関係が確認され、両者は ALT 比の関数として記述された。さらに、

抗力係数 C_D とレイノルズ数 R_e の間にも負の相関関係が認められ、その係数 D 及び E も ALT 比の関数として整理された。

- (2) 上記の関係性から、 C_D と ALT 比の変化について粒子形状の影響を考慮した沈降速度式を導出した。従来の沈降速度式と比較した結果、ALT 比が最少の条件を除き $R_e < 10$ の範囲において、 $RMSE$ が小さく、適合性が確認された。

6. 今後の課題と展望

本研究は、カオリナイト及び PAC を用いた限定的条件で形成されたフロックについて解析を行ったため、濁質成分や濃度、凝集剤の種類が異なる場合の挙動については未解明であり、継続的なデータ取得が求められる。また、得られた沈降速度式の精度向上に関しては、実際の沈澱池設計及び運転管理への具体的な寄与度は不明であり、設計安全率を踏まえた本研究の意義の明確化が今後の課題である。

フロックの有効密度と抗力係数は相互に均衡する関係にあり、いずれか一方の定量化により他方の推定が可能である。沈降速度の計測を前提としないフロック密度または抗力係数の定量化手法の確立が今後の研究課題として重要である。

本論文に掲載の商品の名称は、それぞれ各社が商標として使用している場合があります。

参考文献

- 1) (公社)水道技術開発センター：浄水処理障害事例と水質障害事例、変化に対応した浄水技術の構築に関する研究 (A-Batons) 最終成果報告書, 日本水道協会, 2-1-2-22 (2018)
- 2) (公財)日本水道協会 水道資料室：日本の水道の現状 <http://www.jwwa.or.jp/shiryu/water/water.html> (閲覧日 2025. 5. 23)
- 3) 粉体工学会編：粉体工学便覧 一 第2版一, 日刊工業新聞社, pp. 59-61 (1986)
- 4) 佐野理：低レイノルズ数流れの中の粒子に働く力, エアロゾル研究, Vol. 11, No. 4, pp. 290-294 (1996)
- 5) 丹保憲仁, 渡辺義公：アルミニウムフロックの密度に関する研究, 水道協会雑誌, No. 397, pp. 2-10 (1967)
- 6) 丹保憲仁, 渡辺義公, 清水慧：アルミニウム・フロックの密度に関する研究 (II), 水道協会雑誌, No. 410, pp. 14-17 (1968)
- 7) 松井佳彦, 丹保憲仁：凝集制御のためのフロック径のオンライン計測 (II) — 係数の評価と実験的検討 —, 水道協会雑誌, Vol. 59, No. 3, pp. 2-12 (1990)
- 8) N. Tambo and Y. Watanabe: Physical characteristics of flocs — I. The floc density function and aluminum floc, Water Research, Vol. 13, pp. 409-410 (1979)
- 9) 中島洋：Excel でできる光学設計第3版レーザー光学系の実用計算, アドコム・メディア株式会社, p. 9 (2011)
- 10) 日本工業規格：規格群 (粒子径解析—画像解析法) 第2部動的画像解析法 JIS Z 8827-1, p. 12 (2018)
- 11) 日本工業規格：粉体の粒子特性評価—用語 JIS Z 8890, p. 8 (2025)
- 12) (一社)日本粉体工業技術協会：APPIE 標準粉体・AC グラスト説明書, pp. 1-8 (2014) <https://appie.or.jp/wp-content/uploads/2014/11/3APPIEdu-st-20170308.pdf> (閲覧日 2025. 5. 16)
- 13) M. F. Hayami, T. Menju, T. Ide, T. Uchida and Y. Adachi: Growth of Floc Structure and Subsequence Compaction into Smaller Granules through Breakup and Rearrangement of Aluminum Floes in a Constant Laminar Shear Flow, Gels, Vol. 10(1), No. 49 (2024)
- 14) 高安秀樹：フラクタル, 朝倉書店, 200, pp. 42-46, 72-74 (1986)

Image-Based Analysis of the Settling Velocity of Aluminum Floccs

Mii Fukuda (Hayami)^{1)†}, Tokusuke Hayami¹⁾, Yutaka Chaen¹⁾, Syuhei Noda¹⁾

Takashi Menju²⁾, Michiaki Kanadani³⁾ and Suguru Yokoyama³⁾

¹⁾ Corporate Research & Development Center, Toshiba Corporation

²⁾ Toshiba Infrastructure Technology Service Corporation

³⁾ Social System Div., Toshiba Corporation

† Correspondence should be addressed to Mii Fukuda (Hayami):

Corporate Research & Development Center, Toshiba Corporation

E-mail: mii.fukuda@toshiba.co.jp

Abstract

This study addresses the discrepancy between conventional settling velocity equations, which assume spherical rigid particles, and the actual settling behavior of floccs in water treatment. It hypothesizes that variations in the ALT ratio (aluminum concentration in coagulant to suspended solids) affect flocc morphology and settling velocity. Aluminum-kaolinite floccs were analyzed under five ALT conditions (0.025–0.20), measuring diameter, velocity, and circularity via image analysis. Results showed systematic changes in flocc structure and behavior with increasing ALT ratio. A new settling velocity equation was developed by incorporating ALT-dependent drag coefficient and effective density, showing improved accuracy over conventional models, especially in $R_e < 10$ where shape effects are significant. While its applicability to real source water floccs and practical design remains uncertain, the findings highlight the importance of flocc morphology in sedimentation modeling and suggest potential for enhancing predictive accuracy in water treatment processes.

Key words: water purification treatment, settling velocity, flocc density function, image analysis, ALT ratio (Aluminum concentration in the coagulant to suspended solids)

〈ノート〉

膜処理水を用いた遮光下における沈水植物の成長特性について

打林 真梨絵^{1)†}, 李 玉友²⁾, 西村 修²⁾稲森 隆平³⁾, 稲森 悠平³⁾¹⁾ ㈱明電舎 水インフラ技術本部

(〒141-6029 東京都品川区大崎2-1-1 ThinkPark Tower E-mail: uchibayashi-m@mb.meidensha.co.jp)

²⁾ 東北大学大学院 工学研究科

(〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6-06)

³⁾ NPO 法人バイオエコ技術研究所

(〒300-0048 茨城県土浦市田中2-10-26 サンコーポ浜口203)

概要

沈水植物は主に貧栄養水域に生息しており、これらの働きを活用した水圏環境の浄化法は緩衝帯技法として知られている。近年、水上太陽光発電が注目されており、水面を太陽光パネルで覆った際の光制御遮光下の沈水植物の成長特性の解析評価が求められている。本研究では高度な水処理を行うために、セラミック平膜により下水処理場好気槽からの直接ろ過を行い、そのろ過水による遮光下での沈水植物の成長特性および水生生物との共存効果を評価した。その結果、低照度下でのセンニンモの伸長とモノアラガイの共存効果について確認できた。

キーワード：膜処理, セラミック平膜, 沈水植物, 緩衝帯技法, 水生動物

原稿受付 2025.6.10 原稿受理 2025.9.29

EICA: 30(2・3) 15-20

1. はじめに

沈水植物は主に貧栄養水域の湖沼や池沼に生息しており、これらの働きを活用した水圏環境の浄化法は緩衝帯技法として知られている。水圏環境生態系をさらに健全化するために、土壌や水生生物を活用した緩衝帯技法が求められている。水質改善や、魚類や水生生物などの生息場所を提供することによる生物多様性の向上、土壌保全と言った多面的な環境保全効果を期待できる有効な手段である。

また、近年地球温暖化に対抗する手段として再生可能エネルギーの活用が求められている。この一例として湖沼、貯水池などの水面に太陽光パネルを設置する水上太陽光発電があるが、土地の節約や、冷却効果による発電効率の向上が期待されている¹⁾。一方、太陽光パネル下において光が遮断されることにより水中の光合成が阻害され、沈水植物の減少を招く可能性や、生物多様性に対して負のインパクトを与える可能性が指摘されている。

下水処理方法は様々な方法があり、最も一般的な手法である「標準活性汚泥法」は広く世界中で採用されている。また、標準活性汚泥法を発展させた「オキシデーションディッチ法 (OD法)」は長時間にわたって水と酸素を接触させることにより、有機物の分解を高率化する方法である。さらに、活性汚泥法と膜処理

を組み合わせた「膜分離活性汚泥法 (MBR)」が注目されている。MBRは固液分離を膜処理により行うため、固形分の流出の懸念がなくなり、より効率的に水を浄化することができる。さらに処理水に大腸菌がほとんど検出されないことや、固形分由来の汚濁物質も除去することができるため、より高度な処理水を得ることができる。セラミック平膜を用いたMBRについての研究開発を行っており²⁾、この研究結果よりセラミック平膜によるろ過水は優れた処理水であることが分かっている。

この処理水は優れた水質であることからそのまま放流してもせせらぎ用水等としての使用に問題はないが、この膜処理水を自然生態系に導入する際の仕上げ処理として残存汚濁物や栄養塩のバッファとして、また、生物多様性の受け皿として膜処理水で沈水植物を栽培し浄化能を強化することは有意義である。

本研究では、上記の点を踏まえセラミック平膜による下水処理場好気槽からの膜処理水を用い、既往研究³⁾により耐寒性、耐陰性が確認されたNPO法人バイオエコ技術研究所で約10年継代栽培されてきた常緑種である沈水植物のセンニンモを使用し、沈水植物と水圏環境の指標水生生物巻貝のモノアラガイ(日本環境省貝類レッドリストでは、2000年改訂版から「準絶滅危惧 (NT)」, 14府県で絶滅危惧種⁴⁾)に着目して膜処理水を用いた低照度および水温による成長特

性の評価を行った。

2. 実験方法

2.1 実験設備

(1) 仕様

実験設備のフロー図を Fig. 1 に示す。

沈水植物栽培槽にはプラスチック製の 60 L 容量の容器を使用した。底部に 15 L の黒土を充填，その上に 5 L の中目の川砂を積層，栽培槽内の水量が 40 L でオーバーフローするように調整し，ここに沈水植物を定植した。栽培槽上部は 90% 以上覆蓋することにより遮光した。

栽培水に関しては，飯能市浄化センター内の好気タンクにセラミック（アルミナ）製の孔径 $0.1 \mu\text{m}$ の精密ろ過膜を直接浸漬し，ポンプにより HRT24 時間となるよう連続吸引ろ過を行い，このろ過水を用いた。

(2) 沈水植物

沈水植物には一年を通じて葉を保ち，光合成などの生理活動を継続する常緑種と，春から秋にかけて繁茂し冬季に葉や茎が枯死する夏緑種が存在する。常緑種は年間を通じて浄化能力を発揮し，夏緑種は植物が成長する光合成活発期である春から秋にかけて，葉や茎の増殖に伴い浄化能を発揮する。本実験においては緩衝対技法として常緑種の沈水植物であるセンニンモを使用した。

センニンモは全国の湖沼，ため池，河川，水路などに生育する在来種の沈水植物であるが，近年，外来種の繁殖や水質汚濁により自然環境下では急激に減少している。準絶滅危惧種（NT）に指定している自治体もあり，保護や回復が重要視されている種である。

(3) 指標生物

中程度の耐汚染性を持つとされる指標生物であるモノアラガイを使用した⁵⁾。モノアラガイは草食性の捕食者であり，ミドロなどの細胞壁の柔らかいものを好んで捕食する傾向がある。既往研究³⁾では発芽成長時

の糸状藻類を捕食するため，糸状藻類の増殖抑制が可能であることが示唆されている。

2.2 実験方法

(1) 長期観察

センニンモは 2024 年 10 月に定植後，水道水にて栽培し，底質に定着した後，2024 年 12 月から膜処理水による栽培実験を開始した。モノアラガイに関してはセンニンモを定植した 2024 年 10 月から投入している。

2024 年 12 月は実験装置のトラブルが発生し連続運転が行えなかったため，2025 年 1 月 6 日より連続運転を開始した。本稿では 2025 年 5 月 26 日までの冬季から春季にかけての約 5 ヶ月間の結果を示す。

長期観察において，気温，膜処理水水温，栽培槽内水温，照度，水面照度を測定した。いずれも週 1 回，正午に測定を行った。地面照度に関しては実験設備覆蓋上において垂直方向で測定，水面照度は覆蓋下の栽培槽中央部において垂直方向で測定した。そのほか，気温，栽培槽内水温に関しては記録装置を用いて 24 時間，10 分毎の連続測定を行った。

また，センニンモおよびモノアラガイの定植前後の状況を定期的に観察比較した。

沈水植物の光合成については光合成光量子束密度（PPFD）が求められるが，太陽光（直射日光）の場合，照度から PPFD への換算は比較的安定しており，以下のような換算式が使われる⁶⁾。

$$\text{PPFD} [\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}] \approx \text{照度} [\text{lx}] / 54$$

本研究では，太陽光下での実験を行ったため，照度により成長特性の評価を行った。

(2) 水質分析

週 1 回，膜処理水および，膜処理水による沈水植物栽培後の栽培槽オーバーフロー水（以下，栽培後水）に関して pH，BOD，COD_{Cr}，SS，全窒素（TN），全リン（TP），全有機炭素（TOC），無機炭素（IC），および窒素イオン（ NH_4^+-N ， NO_2^--N ， NO_3^--N ），リン酸イオン（ $\text{PO}_4^{3--}\text{P}$ ）の分析を行い，実験前後の水質の比較を行った。

3. 実験結果

3.1 長期観察

(1) 気温，水温および照度の変化

2025 年 1 月 6 日から 2025 年 5 月 26 日までの気温，膜処理水温，沈水植物栽培槽内水温の月毎の結果を Table 1 に示す。気温は気象庁の過去の気象データ（埼玉県所沢地点）⁷⁾ を参照した。水温は実験設備に設置した温度計の連続測定データである。（ ）内は週 1 回の正午実測値の平均値である。

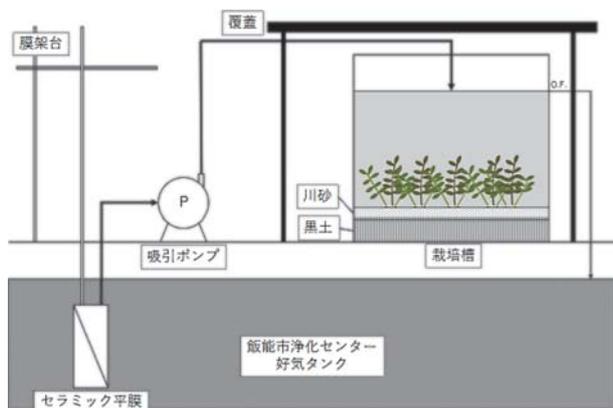


Fig. 1 Flow chart of experimental equipment

Table 1 Monthly air temperature and water temperature

	気温 [°C]	水温 [°C]	
		膜処理水	栽培槽内
2025年1月	最高：11.0 最低：-0.5 平均：4.6 (18.2)	(17.7)	最高：20.6 最低：3.3 平均：9.8 (7.3)
2025年2月	最高：10.8 最低：-1.1 平均：4.3 (13.1)	(15.5)	最高：19.4 最低：2.0 平均：5.5 (5.2)
2025年3月	最高：15.2 最低：4.1 平均：9.2 (16.0)	(14.1)	最高：20.0 最低：3.0 平均：7.7 (10.6)
2025年4月	最高：20.2 最低：9.1 平均：14.3 (18.0)	(21.0)	最高：21.4 最低：6.0 平均：5.5 (16.6)
2025年5月	最高：22.8 最低：13.7 平均：17.9 (25.3)	(28.8)	最高：22.8 最低：6.7 平均：16.8 (20.4)

* ()内は週1回正午に測定した値の月平均値



Photo. 1 Condition of the tank at the start of cultivation

Table 2 Illuminance, shade ratio, and average sunshine duration

		照度 [lx]		平均 遮光率 [%]	平均 日照時間 [h/d]
		覆蓋上	水面		
2025年1月	最高	74,900	584	90% 以上	7.4
	最低	60,100	510		
2025年2月	最高	107,100	850	90% 以上	8.3
	最低	74,100	530		
2025年3月	最高	106,700	830	90% 以上	5.3
	最低	13,430	358		
2025年4月	最高	100,400	832	90% 以上	6.1
	最低	30,400	345		
2025年5月	最高	107,200	830	90% 以上	5.0
	最低	53,400	450		



Photo. 2 The condition of the tank after five months

沈水植物栽培槽内の水温は最低 2.0°C (2月), 最高 22.8°C (5月) となった。この他, 定期観察では 2025年1月9日, 3月4日に栽培槽の上部が結氷しているのが確認された。

Table 2 に照度および遮光率と月毎の日照時間のデータを示す。日照時間は気象庁の過去の気象データ(埼玉県所沢地点)⁷⁾ を参照した。

覆蓋上の最高照度は5月晴天時の 107,200 lx, 最低照度は3月雨天時の 13,430 lx であった。この時の沈水植物栽培槽水面の照度はそれぞれ 830 lx, 358 lx であった。全測定日において遮光率は 90% 以上であった。

(2) 水草育成状況

Photo. 1 に膜処理水による栽培開始時(2025年1月9日)の栽培槽の全体の様子, **Photo. 2** に栽培5ヶ月経過後(2025年5月26日)の栽培槽の全体の様子, **Photo. 3** に定植前(2024年9月5日)のセンニンモ, **Photo. 4** に栽培5ヶ月経過後(2025年5月26日)のセンニンモの同一個体の写真を示す。

定植前のセンニンモの葉は全体的に緑色様であった。栽培5ヶ月経過後のセンニンモは一部葉が茶色く変色したが, 全体的に緑色様をしていた。栽培前は根茎を



Photo. 3 The condition of *Potamogeton maackianus* A. Benn. before planting



Photo. 4 The condition of *Potamogeton maackianus* A. Benn. after five months



Photo. 5 *Radix auricularia japonica* egg mass

含む全長の最長部は 43.5 cm、節数は 15 節であったのに対し、栽培 5 ヶ月後は最長部が 51.0 cm、節数が 19 節であり、水中茎、根茎は伸長していた。

モノアラガイは低水温時、活動が低下していたが、水温が上昇した 4 月以降は動きが活発になり、糸状藻を摂取する様子や、センニンモに産卵している様子も確認された (Photo. 5)。

3.2 水質分析結果

Table 3 に全期間中の水質分析結果の平均値を示す。

栽培水として用いた膜処理水は pH, BOD, SS について河川の水質汚濁に係る環境基準 A 類型の要件を満たす高度な処理水であった。

栽培前後の水質を比較すると、pH, BOD, TP, IC に変化は見られなかった。一方、COD_{Cr}, TOC 濃度は減少したが、TN 濃度は上昇した。

Table 4 にイオン分析結果を示す。

栽培前後でアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素、リン酸イオン態リンの濃度はほぼ変化がなかった。

Table 3 Water quality analysis

		pH	BOD [mg/L]	COD _{Cr} [mg/L]	SS [mg/L]	TN [mg/L]	TP [mg/L]	TOC [mg/L]	IC [mg/L]
膜処理水	最高	7.95	2.5	56	N. D.	19	1.3	7.65	42.1
	最低	6.51	1.0	11		4.0	0.1	4.58	14.4
	平均	6.99	1.6	23		13	0.3	6.08	31.3
栽培後水	最高	7.32	4.0	16	N. D.	21	0.7	7.17	42.1
	最低	6.41	1.0	5.0		7.9	0.1	3.31	15.0
	平均	7.01	1.7	11		15	0.4	4.78	31.2

Table 4 Nitrogen ion and phosphate ion analysis results

		NH ₄ ⁺ -N [mg/L]	NO ₂ ⁻ -N [mg/L]	NO ₃ ⁻ -N [mg/L]	PO ₄ ³⁻ -P [mg/L]
膜処理水	最高	19.3	1.1	5.3	2.7
	最低	1.04	0.02	0.02	N. D.
	平均	11.4	0.4	1.6	0.6
栽培後水	最高	20.9	1.3	4.3	2.18
	最低	1.9	0.02	0.3	0.04
	平均	12.7	0.4	2.0	0.5

4. 考 察

(1) 長期観察からの評価

2025 年 1 月から 5 月までの 5 ヶ月間、栽培水として膜処理水を用い、沈水植物であるセンニンモを遮光下で栽培した。水温は最低で 2.0°C となり、水面が結氷した日もあった。また、覆蓋による遮光率は 90% 以上となり、全測定日において水面の照度は 850 lx を超えなかった。

実験期間後、センニンモは先端が一部茶色く変色したが、全長が伸び、地下茎も伸長していた。

以上より、常緑種であるセンニンモの本研究の極低照度・低水温条件下で 5 ヶ月間生存し、緩やかな伸長が見られたことから、本種の高い環境耐性が示唆される。

指標生物として投入したモノアラガイは、水温の低い 1 月～3 月にかけては活動が鈍ったが、4 月になり水温が上昇し始めてからは動きが活発になり、産卵も見られた。観察中にへい死した個体はいなかった。これより、センニンモの育成が可能である状況下では、モノアラガイが共存可能であることが示唆された。

(2) 水質分析結果からの評価

水質分析により、沈水植物の栽培後は COD_{Cr} が減少していたことがわかった。沈水植物が COD を下げるメカニズムとしては、光合成による酸素供給、有機物の吸収・除去、および底質の安定化等がある。本実験は、低照度下での栽培であり光合成による影響は少ないため、沈水植物の根や根茎が底質に張り巡らされることで底泥を押さえつけ、水流等による再懸濁を抑制する底質の安定化効果による低下が考えられる。また、沈水植物の根圏には微生物が多く生息し、これらの微生物は難分解性有機物を含む有機物の分解に寄与していることが示唆されており⁸⁾、これにより COD が減少したことが考えられる。

さらに、本実験においては実験期間を通じて平均遮光率が 90% を超え、低照度下であったがセンニンモの伸長がみられたことから、光合成は低照度下でも行われていたと考えられ、これによる有機物の吸収も行われていたと考えられる。センニンモの成長限界光量は報告されており^{1,9)}、照度としては数百 lx となるが、この点からも今回の実験での遮光率と成長の関係は裏付けられたといえる。なお、BOD 20 mg/L, T-N 10 mg/L, T-P 5 mg/L 程度の放流水を沈水植物生態系 (マツモ・エビモ・イトモなど) で 7 日間の水理的滞留時間で浄化することで、処理水質 BOD 1 mg/L, T-N 1 mg/L, T-P 1 mg/L 以下にまで低減できることが明らかにされている¹⁾。

また、栽培前後で全窒素濃度が上昇した。イオン分析により、中でもアンモニア態窒素がわずかに増加し

ていることが分かったが、これは、モノアラガイによる生物活動由来であることが考えられる。

Table 3 に示したとおり、栽培前の膜処理水の T-N 濃度平均は 13 mg/L であるのに対し、栽培後水の T-N 濃度は平均 15 mg/L となり 2 mg/L の増加となったが、**Table 4** に示すとおり、無機態窒素 ($\text{NH}_4^+\text{-N}$, $\text{NO}_2^-\text{-N}$, $\text{NO}_3^-\text{-N}$) の平均値の合計は膜処理水が 13.4 mg/L、栽培後水が 15.1 mg/L と 1.7 mg/L の増加となった。この差として、モノアラガイの排泄物や死骸等が微生物により分解されたことにより、有機態窒素が増加したことが示唆される。なお、物質収支的に全窒素濃度が上昇するのは、通常的环境下ではあり得ないことと考えられるが、藍藻類のアナバネなどの窒素固定糸状藻類などが増殖して窒素が固定され¹⁰⁾、この固定された窒素が捕食者のモノアラガイなどに摂食され溶出されたのではないかと考えられる。底泥からの溶出は沈水植物生態系が好気的な条件になっているために窒素の溶出考えられないために、この点は今後の課題として取り組みたいと考えている。

栽培前後の pH および無機炭素 (IC) より、 $\text{pH} = \text{pKa} + \log [\text{HCO}_3^-] / [\text{CO}_2(\text{aq})]$ から水中の遊離炭素濃度の試算を行ったが、栽培前後で変化は見られなかった。本実験は低照度下で行われたため、光合成が盛んに行われなかったことが原因ではないかと考えられる。

4. ま と め

本実験は1月から5月の、最も水温が低下し、さらに照度 (PPFD) が低くなる冬季から春季にかけてのデータとなり、低照度・低水温化下でのセンニンモの伸長およびモノアラガイの共存効果について確認することができた。今後も実験を継続し、夏期の水温の上昇によるセンニンモやモノアラガイへの影響を確認することとしている。

長期観察中に栽培栽培槽の壁面に苔の発生や、水温の上昇に伴って糸状藻がセンニンモに絡みつことがあった。しかし、今後のセンニンモの成長に伴いアレロパシーの効果が発揮される可能性がある。また、モ

ノアラガイが積極的に捕食している様子が見られるため、景観の悪化につながる糸状藻の発生の抑制が期待される。

また、本実験は光制限の遮光下で行われたため、センニンモの炭素固定能の評価は更なる解析の上に行う必要があると考えられた。今後、直射日光下および光制御の各種条件下での比較解析実験を行い、淡水沈水植物の炭素固定能の評価を実施する予定である。

参 考 文 献

- 1) 稲森悠平, 稲森隆平, 類家翔: 水上太陽光発電の導入と沈水植物共生による効果的環境再生保全方策, 用水と廃水, 第66巻, 第10号, pp. 711-728 (2024)
- 2) 打林真梨絵, 豊岡和宏, 新井喜明, 佐野勇, 山下喬子, 橋下敏一: セラミック平膜を用いた浸漬型 MBR システムの省エネ化と合流式下水道への対応に関する研究, 下水道協会誌, 第55巻, 第665号, pp. 66-75 (2018)
- 3) 稲森隆平, 稲森悠平, 打林真梨絵, 類家翔, 村上和仁, 西村修: 生態工学活用を踏まえた沈水植物の四季変化における成長特性の解析評価, 第56回日本水環境学会年会講演集, p. 373 (2022)
- 4) 環境省: 生物情報 収集・提供システム いきものログ <https://ikilog.biodic.go.jp/> (閲覧日 2025.9.1)
- 5) 環境省: 水生生物による水質評価法マニュアル — 日本版平均スコア法 — (2017)
- 6) R. W. Thimijan and R. D. Heins: Photometric, radiometric, and quantum light units of measure: a review of procedures for interconversion HortScience Vol. 18, No. 6, pp. 818-822 (1983)
- 7) 気象庁: 過去の気象データ <https://www.data.jma.go.jp/stats/etrn/index> (閲覧日 2025.9.1)
- 8) Gagnon V., Chazarenc F., Comeau Y. and Brisson J.: Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands, Water Sci. Technol., Vol. 56, No. 3, pp. 249-254 (2007)
- 9) Tavechio, W. L. G. and Thomaz, S. M.: Effects of light on the growth and photosynthesis of *Egeria najas* planchon, Brazilian Archives of Biology and Technology, Vol. 46, No. 2, pp. 203-209 (2003)
- 10) Akiyoshi Higo, Atsuko Isu, Yuki Fukaya and Toru Hisabori: Efficient gene induction and endogenous gene repression systems for the filamentous cyanobacterium *Anabaena* sp. PCC 7120, Plant and Cell Physiology, Vol. 57, No. 2, pp. 387-396 (2016)

Analytical Evaluation of the Growth Characteristics of Submerged Plants Under Shading Using Membrane Treated Water

Marie Uchibayashi^{1) †}, Yu-You Li²⁾, Osamu Nishimura²⁾, Ryuhei Inamori³⁾ and Yuhei Inamori³⁾

¹⁾ MEIDENSHA CORPORATION

²⁾ Graduate School of Engineering, Tohoku University

³⁾ NPO on Bio-ECO Technology Research Center

† Correspondence should be addressed to Marie Uchibayashi:

MEIDENSHA CORPORATION

E-mail: uchibayashi-m@mb.meidensha.co.jp

Abstract

Submerged plants mainly inhabit oligotrophic waters, and a method for purifying the aquatic environment that utilizes their functions is known as the buffer zone technique. In recent years, floating solar power generation has attracted attention, and there is a need to analyze and evaluate the growth characteristics of submerged plants under light-controlled shading when the water surface is covered with solar panels. In this study, to achieve advanced water treatment, we performed direct filtration from the aeration tank on the active sludge process of a sewage treatment plant using a ceramic flat membrane, and evaluated the growth characteristics of submerged plants under shading by the filtered water and the coexistence effects with aquatic organisms. As a result, we were able to confirm the growth of Submerged plant, *Potamogeton maackianus* A. Benn. Under low light intensity and the coexistence effects of Snail, *Lymnaea Radix auricularia japonica*.

Key words: membrane filtration, ceramic flat sheet, submerged plant, the buffer zone technique, aquatic organisms

〈論文〉

直投型ディスポーザー導入地域における
生ごみリサイクルと GHG 排出量の評価鶴巻峰夫^{1)†}、吉田綾子²⁾、天野猛³⁾
吉田敏章⁴⁾、南山瑞彦⁵⁾、森田弘昭⁵⁾¹⁾ ㈱エックス都市研究所 エンジニアリング部門 戦略的バイオマスチーム
(〒171-0033 東京都豊島区高田 2-17-22 E-mail: mineo.tsurumaki@exri.co.jp)²⁾ 東京農業大学 応用生物科学部 農芸化学科
(〒156-8502 東京都世田谷区桜丘 1-1-1 E-mail: a3yosida@nodai.ac.jp)³⁾ ㈱日水コン 下水道事業部 事業マネジメント部 東部マネジメント課
(〒163-1122 東京都新宿区西新宿 6-22-1 新宿スクエアタワー E-mail: amano_t@nissuicon.co.jp)⁴⁾ 国土交通省 水管理・国土保全局 上下水道企画課
(〒100-8918 東京都千代田区霞が関 2-1-3 E-mail: yoshida-t92e5@mlit.go.jp)⁵⁾ 日本大学 生産工学部 土木工学科
(〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1 E-mail: morita.hiroaki@nihon-u.ac.jp)

概要

生ごみを下水道に直接投入する直投型ディスポーザー（以下、「DP」）の適用は、ごみ処理ではごみ量削減等メリットがある一方で、下水道では水質負荷増大等負担の増加が懸念される。本研究では、生ごみ処理の最適化評価の一環として DP 導入地域を対象に温室効果ガス（以下、「GHG」）排出量を指標とした影響評価を実施し、DP の導入に関しては GHG 削減に効果があるものの、メタン発酵等他の生ごみリサイクル方法との比較では、地域での関連施設の条件により効果発現に差があることが確認された。

キーワード：ディスポーザー、下水処理、ごみ処理、生ごみリサイクル、温室効果ガス
原稿受付 2025.6.15 原稿受理 2025.8.8

EICA: 30(2・3) 21-31

1. はじめに

人口減少下にある我が国では、公共サービスの量と質の維持が問題となりつつある。下水道やごみ処理といった静脈系インフラにおいても同様の状況であり、この状況の打開のためには現行の枠組みを超えた取組みが重要になると考えられる。

直投型ディスポーザー（以下、「DP」）の導入は、高含水率、易分解性の厨芥類を下水道に導くことで可燃ごみ量の削減、家庭（台所）やごみ集積所及びごみ収集での衛生状況の改善とともに、ごみ焼却施設の運転の安定化も期待できる。一方で、下水道に流入する DP 排水により下水処理への負荷が増大する。このため、DP 導入の地域への影響を評価するためには、ごみ処理事業と下水道事業を環境、経済面から横断的に評価する必要がある。なお、本報では、調理残渣、食べ残し等 DP 処理対象となる有機性廃棄物を「生ごみ」と呼称する（検討対象とした北海道興部町の分別収集の呼称に従う）。

DP 導入について、国土交通省は 2000 年～2003 年に科学的なデータ取得のため北海道歌登町（現、枝幸

町歌登地区）で社会実験を実施し、2005 年に「ディスポーザー導入時の影響判定の考え方」¹⁾（以下、「社会実験報告」）を公表している。社会実験から 20 年以上が経過した現在、DP を取り巻く社会情勢は変化し、DP は人口減少・少子高齢化に下水道が貢献する手立てとなり得るとし、DP 導入に対する機運がたかまりつつある²⁾。DP 導入による影響評価については、処理槽付き DP（ディスポーザ排水処理システム）を対象にした検討が多く、豊貞ら³⁾、間宮ら⁴⁾は温室効果ガス（以下、「GHG」）排出量を指標とした環境評価を実施している。また、生ごみはリサイクルの対象として着目されており、矢野らは都市ごみを対象に複数の生ごみリサイクルシステムについて GHG 削減効果の比較評価を実施している⁵⁾。本研究の対象地域で行われている畜産ふん尿のメタン発酵・消化液利用では（一社）日本資源協会がバイオマス利用に関する LCA マニュアルで GHG 削減の計算を例示している⁶⁾。筆者らは DP 導入の影響を総合的に把握するため、DP 排水に関する基礎研究^{7,8)}の他、DP 導入地域の実態把握のため DP 普及率が 2 割以上と全国的にみて普及が進んでいる北海道枝幸町歌登地区、沼田町、興部町等を

Table 1 Overviews of the facilities under study

施設区分	項目	施設概要	
下水道	興部処理区	事業区分	公共下水道
		処理区域面積	185.0 (ha)
		処理区域内人口	2,060 (人)
		計画処理量	980 (m ³ /日)
		水処理方式	オキシデーションディッチ法
	沙留処理区	汚泥処理	濃縮+脱水
		汚泥処分	メタン発酵施設搬入
		事業区分	特定環境保全公共下水道
		処理区域面積	81.7 (ha)
		処理区域内人口	810 (人)
バイオガスプラント	計画処理量	440 (m ³ /日)	
	水処理方式	オキシデーションディッチ法	
	汚泥処理	濃縮	
	汚泥処分	興部処理場へ搬出	
	施設名称	北興バイオガスプラント	
	処理対象物	乳牛ふん尿, 下水汚泥, 生ごみ, 食品加工残渣	
焼却施設	処理能力	37.89 (t/日)	
	発酵方式	中温湿式 (42℃)	
	ガス発電出力	138 (kW)	
	消化液利用	液肥, 脱水後敷料材料	
	運営	西紋別地区環境衛生施設組合 (供用: 紋別市等4市町村)	
	施設名称	西紋別広域ごみ処理センター	
焼却施設	処理能力	26 (t/日) (13 t/日 × 2 炉)	
	焼却方式	準連続式縦型ストーカ炉	
	焼却物	準連続式縦型ストーカ炉	
	廃熱利用	温水回収 (場内利用)	

出典: 興部町・西紋別環境衛生施設組合提供資料 (数値は 2021 年度末)

Table 2 Operational records of major indicators in related facilities

施設・プロセス	項目	数値 (令和3年度実績)	
下水処理施設	興部処理場	処理量 (m ³ /年)	386,936
	沙留処理場	脱水汚泥量 (t-W/年)	257
		処理量 (m ³ /年)	95,188
バイオガスプラント	受入量 (t/年)	乳牛ふん尿, スラリー	16,978
		下水汚泥	257
		生ごみ (粉碎施設搬出)	171
		食品工場廃棄物	6
		計	17,412
	電力量 (粉碎施設を含む) (kWh/年)	235,986	
	資源回収	バイオガス量 (Nm ³ /年)	459,851
		売電量 (kWh/年)	1,134,192
		液肥量 (m ³ /年)	17,057
		敷料 (t/年)	105
ごみ焼却施設	焼却ごみ量 (t/年)	興部町分	508
		他市町村分	5,924
	計	6,432	
ごみ収集・運搬	分別収集量 (t/年)	生ごみ収集	154
		可燃ごみ収集	508
	計	662	

2.2 DP の影響検討方法 (比較検討ケース)

DP の影響は、Table 3 に示す検討ケースの比較検討により評価した。Case-3 は、現状の再現計算で他のケースの予測計算に必要となる物質フロー上での原

Table 3 Comparative study case

ケース名称	比較の着目点	生ごみ減量機器の普及率		生ごみ分別収集
		3種類全体	DP	
Case-1	全く生ごみ減量対策を行わない場合	普及なし	普及なし	なし
Case-2	生ごみ減量機器普及なし。生ごみ分別収集+メタン発酵	普及なし	普及なし	あり
Case-3	生ごみ減量機器の普及は現状。生ごみ分別収集+メタン発酵	現状 (町人口の約 25%)	現状 (下水道人口の約 20%)	あり
Case-4	生ごみ減量機器普及率 50%。生ごみ分別収集+メタン発酵	町人口の 50%	下水道人口の 50%	あり

単位や反応係数等の設定を行った。Case-1 は生ごみ減量対策を全く行わない場合の比較ベースの設定、Case-2 は生ごみ分別収集+メタン発酵の効果の検証、Case-2~4 は DP 等生ごみ減量機器の普及による GHG 排出量削減効果の検証を意図した。

2.3 検討領域と GHG 排出要因

検討領域と GHG 排出要因は Table 4 のとおりとした。以下に設定の内容を述べる。

(1) 家庭、事業所 (生ごみ減量機器の利用)

家庭からのごみ収集への生ごみ排出は原則として生ごみ収集利用であるが、可燃ごみ収集にも混入しているため、生ごみ収集と可燃ごみ収集への排出量を把握する。

生ごみ減量機器については、電力、上水の消費を考慮するとともに堆肥化容器での有機物分解過程で発生する GHG 排出量を考慮した。堆肥化容器、生ごみ乾燥機での残渣は堆肥代替として活用されているが、品質及びそのばらつきを考慮すると施肥効果を製品肥料の代替とするのは難しいと考えたため、検討対象としていない。

Table 4 Material flow, GHG emission calculation list

プロセス・施設区分	対象の活動	対象物
家庭・事業所	DP 利用	電力, 上水消費
	堆肥化容器	堆肥化過程の反応
	生ごみ乾燥機器	電力消費
下水処理施設	下水処理施設稼働	電力, 薬品, 燃料, 上水消費
	水処理での反応	下水処理
	汚泥搬送	燃料消費
BGP	粉碎処理施設稼働	電力, 上水消費
	施設稼働	電力, 燃料, 上水消費
	発電設備稼働	電力, 燃料消費
	発電回収	売電量 (削減要素)
	堆肥化代替	生ごみ, 下水汚泥 (削減要素)
ごみ焼却施設	施設稼働	電力, 薬品, 上水消費
	焼却残渣の埋立処分	浸出水処理, 埋立て
ごみ収集・輸送	焼却物の反応	廃プラ類, 合成繊維, 一般廃棄物
	車両でのごみ収集・輸送	燃料消費

(2) 下水処理施設

下水道では、下水処理施設を対象とする。DP 排水によって変化する下水処理量、汚泥量によって影響を受ける処理過程での電力、薬品等と、水処理過程での反応と濃縮・脱水汚泥の搬送に要する燃料消費を対象としている。

(3) BGP

BGP は同町の主要産業である乳牛のふん尿が主体で処理量の 98% 近くを占めている。ここでは、全体 GHG 排出量、削減量を計算した後、生ごみ、下水汚泥分を処理量の比等を用いて配分した。

メタン発酵で得られたバイオガスは発電に利用され、余剰電力は売却している。消化液は、ほぼ全量が液肥として牧草地に還元されている。ごくわずかに脱水して敷料としている部分もあるが、本検討では全量を液肥の利用として検討を行う。地域・施設の特徴として液肥利用は乳牛ふん尿を搬入した畜産農家の牧草地へ土壌還元されている。この点から、メタン発酵過程は実質的に動力を使わない堆肥化である家畜ふん尿管理における堆積発酵の代替と考えられる。生ごみ、下水汚泥分も同等程度の代替と考えて堆肥化の反応過程での CH_4 、 N_2O の削減を考慮した。

(4) ごみ焼却施設

対象とするごみ焼却施設での焼却量変化に伴う電力、薬品、上水等の消費量と残灰量の変化を考慮した。当該施設では、熱回収は極めて少ないので考慮していない。施設全体での GHG 排出量を計算した後、処理量の比等で当町分を配分した。

(5) ごみ収集・輸送

同町では町内を 4 地区に分けて 3 地区については可燃ごみ・生ごみの収集を 2 回/週、郊外の広域区域を 1 回/週の頻度で行っている。収集日は 2 地区に分けて火、木曜日で、収集ごみは可燃ごみは紋別市に立地する焼却施設、生ごみは同町郊外にある最終処分場敷地内にある破袋・選別を行う粉碎施設に輸送され、選別後に BGP に搬送されている。ここでは、収集・輸送に関わる車両の燃料消費を対象とした。

2.4 DP 等生ごみ減量機器に関する検討方法

(1) DP 等生ごみ減量機器の普及人口

現状 (Case-3) での普及人口は、2024 年に実施した住民アンケート¹⁰⁾ (郵送方式、回収率 30.3%) での回答割合等から設定できる普及世帯割合と平均世帯人員から普及人口を設定し、他の検討ケースについては、各ケースの検討意図を反映できる条件として設定を行った。結果を **Table 5** に示す。

(2) 生ごみ減量機器による生ごみ排出量の変化

生ごみ減量機器による生ごみ削減量及びごみ収集排出量については、現状での生ごみ収集量 (Case-3)

Table 5 Population using food waste reduction equipment in each study case (単位：人)

		Case-1, 2	Case-3	Case-4
生ごみ減量機器導入	DP	0	600	1,443
	堆肥化容器	0	305	370
	生ごみ乾燥機	0	25	30
生ごみ減量機器未導入		3,687	2,757	1,844
計		3,687	3,687	3,687

Table 6 Material flow factors of food waste reduction equipment (単位：%)

		DP	堆肥化容器	生ごみ乾燥機
減量機器投入率		77.0	65.3	62.8
減量機器未投入率		23.0	34.7	37.2
投入ごみの残渣率	投入分	0.0	42.7	21.1
	全体	0.0	27.8	13.2
残渣活用率		0.0	91.3	56.7
残渣率		0.0	2.4	5.7
ごみ収集排出率	計	23.0	37.1	42.9
	可燃ごみ	4.8	7.8	9.0
	生ごみ	18.1	29.4	33.9
生ごみ減少率		77.0	62.9	57.1

と整合するよう必要な収支上の係数として **Table 6** にまとめた数値を以下の方法で設定した。

① 生ごみの生ごみ減量機器への投入率

生ごみ減量機器の投入率は、2024 年のアンケート¹⁰⁾では生ごみ乾燥機利用者の回答数が極めて少ないため、DP と堆肥化容器での回答率が近似していることを確認して 2019 年に行った住民アンケート⁹⁾での生ごみ収集へのごみ出し頻度の設問に対する回答を利用した。機器利用時には、利用当日分全量の生ごみを投入すると仮定して投入率を設定した。具体的には、生ごみ収集へのごみ出し頻度と生ごみの利用率について、生ごみ収集排出 1~2 回/週の場合 0% (利用なしとする)、生ごみ収集排出 1~2 回/月の場合 85% (概ね生ごみ分別収集へ毎月のごみ量の 15% が排出される。平均 1.5 回/月としてごみ量を日数分換算して概数で設定)、生ごみ収集排出 年数回、利用なしの場合 100% と設定した。

② 生ごみ減量機器の残渣率

堆肥化容器は、堆肥化過程で分解できる生ごみ固形分中の易分解性の有機分が概ね 80~90% と考えられること¹³⁾と家庭用コンポストの事例報告 (46%)¹⁴⁾ を参考として、VS 分解率を管理された堆肥化施設での分解可能量の約半分の 40% と設定した。また、含水率は、管理なしで可能なレベルを想定して 70% と設定した。

生ごみ乾燥機の減量は水分のみであるが、メーカーの製品情報¹⁵⁾での減量率で想定すると含水率 0% となるため、ある程度は水分は残るものとして含水率 5% とした。

③残渣の活用率

残渣は活用されなければごみとして排出される。住民アンケート⁹⁾では、活用状況についての設問で以下の選択肢があり、括弧内に示した選択肢に対する利用率の仮定を行い、残渣の活用率を設定した。

菜園利用（100%）、可燃ごみで排出（0%）、冬のみ可燃ごみで排出（67%・年間の2/3）

④生ごみの可燃ごみ収集、生ごみ分別収集への配分比率

住民アンケート⁹⁾における生ごみ分別収集のごみ出し頻度の設問に対する生ごみ減量機器未利用者の回答を生ごみ減量機器利用率の計算方法と同様の方法で計算して、生ごみ収集79%、可燃ごみ収集21%と設定し、生ごみ減量機器利用者にも適用した。

(3) 生ごみ減量機器利用区分別の生ごみ排出先配分

上記(2)の条件で設定された生ごみ減量機器利用区分別の生ごみ排出先配分比率は Fig. 3 のとおりである。

(4) 事業所からの生ごみ排出量

町内では2箇所の事業所でDPが利用されており、次のように排出量を算定した。

学校給食センターは、町より提供された排出量と配膳数（人・食）より配膳数当たりの原単位を設定した。町営病院については既往の調査事例¹⁶⁾をもとに病床数当たりの発生量の原単位を設定した。

他に食品加工工場からBGPへ加工残渣の搬入があり、BGPの搬入実績により把握した。この量は、BGPでの処理量として扱うが比較ケースでの相違はない。

2.5 関連するプロセス、施設での物質フローの検討・GHG排出量の検討

(1) 検討に用いる基礎情報

物質フローの解析での現状再現（Case-3）に利用

する基礎情報は2021年度データとし、各施設の基本データは統計資料と同町、西紋別組合から提供されたTable 7にまとめる資料から抽出・整理した。

GHG排出量計算は、あらかじめ用意した原単位と対応する活動量を乗じて算定した。原単位は基本として国立環境研究所の「3EID（2015年）」¹⁷⁾と産業連関表付帯情報の「部門別・品目別生産額表」¹⁸⁾により作成した。電力と燃料燃焼、処理物の反応による排出量は環境省の「温室効果ガス算定・報告・公表制度」の排出係数一覧の数値¹⁹⁾を利用した。一部の不足する項目の原単位は研究文献²⁰⁻²³⁾で補完した。

(2) 検討ケースごとの物質フロー・GHG排出に関わる活動量の算定方法

①家庭・事業所（排出量は既述のとおり）

家庭、事業所からのGHG排出量の前項で記述した生ごみ減量機器の利用回数と以下の方法で設定した利用1回当たりの原単位を用いて計算した。

生ごみ減量機器の電力量はメーカーの製品情報^{15,24)}での消費電力（kW）と、社会実験報告¹⁾で掲載されている1回当たり使用時間から計算した。DPの上水使用量は社会実験報告¹⁾での1回当たり使用時間と時間当たり上水量を使用して計算した。事業所については、DP投入量から家庭系の人員換算を行い算出した。

②下水処理施設

流入水量の変化量は、DP利用時の上水量とDP排水量となる。流入負荷量は社会実験報告¹⁾で掲載されているDP投入生ごみの水質転換率によって計算した。

下水汚泥量は現状（Case-3）についてTable 7に記載した下水道関連資料の実績値を再現できるよう反応槽での汚泥転換率、濃縮・脱水過程の固形物回収率を設定して、予測ケースにも適用した。薬品の消費量は処理水量に比例するとして予測した。上水は実績量から主要な利用が清掃等処理以外と判断して変化なし

Table 7 List of collected data sources

施設区分	参照資料	発行者・提供者
下水道	下水道統計 令和3年度版	(公社)日本下水道協会
	興部下水終末処理場管理年報	興部町
	沙留下水終末処理場管理年報	興部町
ごみ処理共通	一般廃棄物処理実態調査 令和3年度	環境省
バイオガスプラント (生ごみ粉碎施設を含む)	令和3年度 生産物売払い・プラント使用料・売電状況一覧	興部町
	令和3年度 プラントレポート 年報	興部町
	興部町提供資料（電力、水道）	興部町
ごみ焼却施設	令和3年度 ごみ受入状況及び埋立処分調書	西紋別環境衛生施設組合
	西紋別地区（4市町村）家庭系ごみ質調査報告書 平成22年3月（市町村別搬入ごみ質）	西紋別環境衛生施設組合
	西紋別環境衛生施設組合提供資料（焼却施設：電力、薬品等消費量）	西紋別環境衛生施設組合
その他	収集車両関連（収集車両積載能力、収集車両別走行距離・燃料消費量） 事業所生ごみ量（学校給食センターでの排出量、配膳人数、配膳日数）	興部町

とした。

電力・燃料による GHG 排出量は、Table 7 に示す下水道稼働実績から現状値を計算し、予測では文献²⁰⁾での OD 法での予測式を現状値 (Case-3) で補正して利用した。水処理での反応は、下水処理量が活動量となる。

③BGP

施設は乳牛のふん尿を主要な対象とした施設のため、施設全体の GHG 排出量・削減量を計算した後、投入量の 2% 程度である生ごみ及び下水汚泥の寄与分を配分した。このとき、電力消費に伴う排出量は現状値 (Case-3) を処理量当たりで按分し、他のケースは現状をベースに差分を加算・減算した。

BGP への投入物の性状・メタン発酵特性は、生ごみ、下水汚泥については参考文献²³⁾での概ねの中央値を設定し、乳牛ふん尿、スラリーは入手した施設稼働実績でのバイオガス量、メタン濃度に合致するよう文献値から補正を行った。予測ケースでは、現状で設定できた性状やメタン発酵特性値と予測した搬入生ごみ量を用いて計算した。

発電量は現状での実績値から発電効率 (40.5%) を設定して、予測ケースにも当てはめた。電力消費量は、後述するごみ焼却施設での検討結果と既往文献²⁵⁾を参考として、処理量の 0.6 乗での比例関係を適用した。BGP での削減は、バイオガスによる発電量と液肥としている。生ごみ、下水汚泥の液肥については、記述のとおり堆肥化過程での反応分を考慮するが、BGP 投入汚泥量、生ごみ量が活動量となる。

④ごみ焼却施設

可燃ごみ量は、収集量と生ごみ粉碎施設からの残渣となる。生ごみ排出量と収集生ごみ中発酵不適残渣量の変化を考慮して計算した。生ごみ以外の組成物は、Table 7 に示した西紋別組合が行った調査結果より、当町が生ごみ収集を開始した後の構成比データを使用した。収集生ごみ中残渣については、自治体での調査事例報告²⁶⁾での 2 事例を参考にして生ごみ収集量の残渣 10% とし、そのうち搬出先によって量に変化する生ごみ専用袋等のプラ量は、事例を参考として 5.5% と想定した。

電力量は統計資料²⁷⁾での日処理量換算 50 t/日未満 (年稼働 330 日/年と仮定)、ストーカ炉でのプラント稼働電力量と処理量の解析から電力消費量を処理量の 0.58 乗での相関として予測した。薬品、上水等は、処理量に比例するものとして計算した。

興部町分の配分は施設全体の GHG 排出量・削減量を計算した後、興部町の寄与分は搬入生ごみ量をベースに配分して集計した。このとき、電力消費に伴う排出量については現状 (Case-3) での計算値との差分とした。

⑤ごみ収集・輸送

収集・運搬については、収集車両容量、年間走行距離、燃料消費量のデータの提供を受けた。収集日当たりの収集地区別収集量は、丁町字別人口により全町の収集量を按分した。その結果をもとに収集区域・曜日、収集区分 (可燃、生ごみ) ごとの収集量を計算した。この結果と収集実績での月最大変動係数を余裕率とした車両積載容量から収集日での収集車両台数及び施設への往復回数を計算して、年間走行距離、燃料消費量を予測した。

3. 結果と考察

3.1 DP 等生ごみ減量機器による家庭系の生ごみ・可燃ごみ減量効果

現状の生ごみ収集量と Fig. 3 での配分比率、生ごみ収集と可燃ごみ収集への排出比率の設定値から現状 (Case-3) における同町全体の生ごみ量は 213 t/年と算定され、その排出方法の配分比率は Fig. 4 のとおりとなった。同町全体で生ごみ減量機器により現状で約 18% の削減効果があると推定された。

また、削減量のうち、DP による削減が約 70% を占めており、普及率の構成比 (65%) 以上になっている。また、削減量を利用者一人当たりで換算した値として、DP 122 g/人日、堆肥化容器 99 g/人日、生ごみ乾燥機 90 g/人日と算定され、DP の生ごみ減量効果が高いことが明らかになった。この結果は、DP の機器としての利用率が高いことが大きな要因になっている。

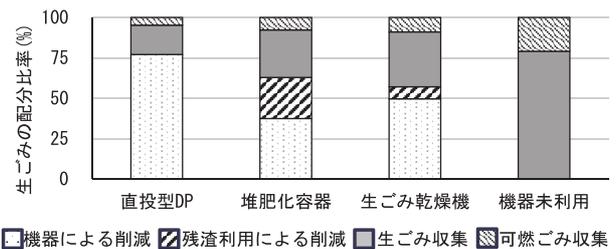


Fig. 3 Food waste distribution rate by food waste reduction equipment usage category

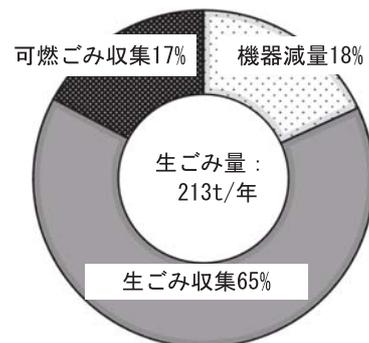


Fig. 4 Ratio of food waste volume by disposal method

3.2 物質フロー

関係施設での処理量等のケース別の変化を Fig. 5 に示す。個別施設の傾向は以下のとおりである。

(1) 下水処理施設

下水処理施設での BOD 負荷量の増加は現状 (Case-3) で Case-1 に対して 2% (以下、比較はすべて Case-1 に対しての量)、Case-4 で 4% 程度で大きな増加はない。水量はグラフ化していないが、Case-3, 4 でそれぞれ 0.4%, 0.8% と、ほとんど増加はなく、下水処理施設への負荷増加による施設稼働への影響はほとんどないと考えられる。また、同町へのヒアリングでも下水処理施設の運転に影響はないとの回答を得ている。

(2) BGP

生ごみ量はケース設定によって変動があるが、下水汚泥は流入負荷量に変化がほとんどないため変動は少

ない。ただし、生ごみ量に変化があったとしても BGP の全体処理量が約 17.2 千 t/年であり、生ごみと下水汚泥の寄与は最も大きい Case-2 でも 1.3% 程度であるので、施設稼働への影響は小さい。

バイオガス量の生ごみ・下水汚泥分は、下水汚泥分はケースによる変化は少ないため、生ごみ分は処理量の変化に応じて増減する。発電量も同様の傾向である。

(3) ごみ焼却施設

ごみ焼却施設に搬入される可燃ごみ量は Case-2 で生ごみ収集を行うことによって Case-1 に対して約 24% の顕著な減少になっている。DP 等生ごみ減量機器の普及に伴う減少は Case-3 で約 26%、Case-4 で約 27% の生ごみ収集と合わせた削減効果になっている。減少率の差から DP 導入の効果として生ごみ収集+メタン発酵ほどの効果はないと考えられる。

なお、広域処理を行っているので、ごみ焼却量の興部町分は現状 (Case-3) で約 8% であり、興部町分の変化は施設稼働にはほとんど影響はないものと考えられる。

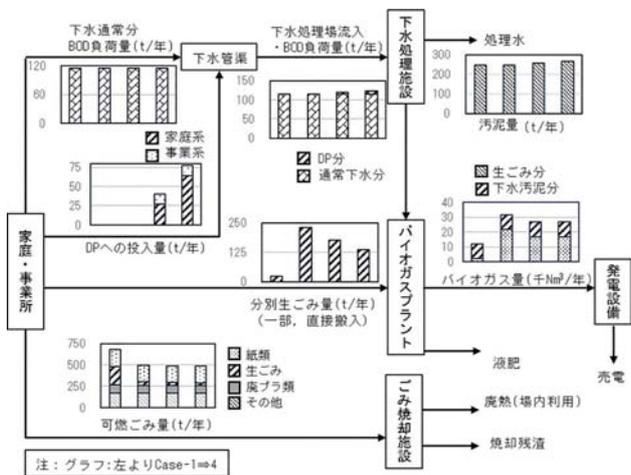
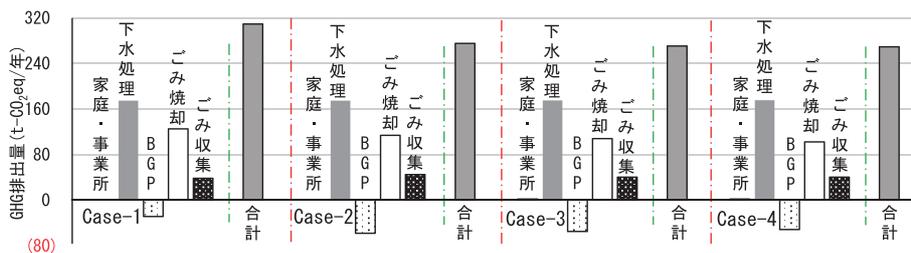


Fig. 5 Material flow prediction results

3.3 GHG 排出量・削減量

(1) 全体的傾向

関係施設での GHG 排出量、削減量のケース別変化を Fig. 6 に示す。また、Case-1 を基準とした差分での表示を Fig. 7 に示す。なお、ごみ焼却施設におけるプラ類、合成繊維類の焼却に伴う反応での GHG 排出量は非常に大きいですが、変動要素は生ごみ分別収集専用袋や水切りネット等でプラ全体の中では非常に少量と予測された。このため、生ごみ処理方法で変化のない量である約 290 t-CO₂/年については表示から



注：ごみ焼却で変動しない廃プラ類分約 290 t-CO₂eq は、集計から控除している

Fig. 6 Prediction results of GHG emission

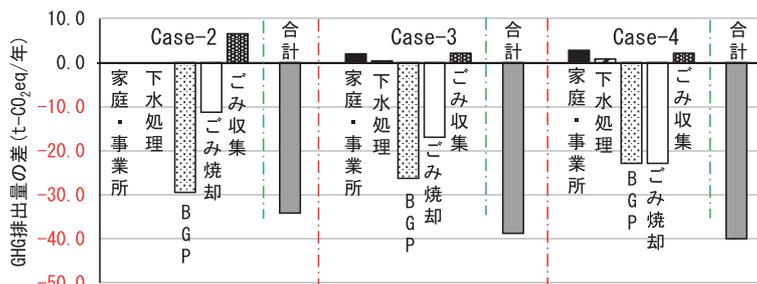


Fig. 7 Prediction results of GHG emission difference

除外して、ケースごとの差がグラフにおいて視覚的に明確になるように配慮した。

町内全体量としては、BGP の貢献によって、Case-1 から Case-2 で大きな削減となっている。DP 等生ごみ処理機器の普及については Case-2 から DP 等が普及する Case-3, 4 に向けて合計値が減少している。変動要素ではないプラ類等の 290 t-CO_{2eq}/年を除いた量で、Case-1~4 でそれぞれ 301, 275, 271, 269 t-CO_{2eq}/年となっている。この結果は、ごみ焼却施設での削減が、BGP での回収量、下水処理施設の増加量を上回った結果であり、DP 導入の効果が検証されたと言える。

メタン発酵との比較では、Case-1 と Case-2 での減少が大きいが、Case-2~4 での差は大きくないことを考慮すると、DP 導入効果はメタン発酵ほど大きくはないと評価できる。

(2) 個別施設等の傾向

① 下水処理施設

Case-1 での約 175 t-CO_{2eq}/年に対して、変化量は Case-3 で 0.2 t-CO_{2eq}/年、Case-4 で 0.8 t-CO_{2eq}/年となった。

同町の 2 施設で採用されている水処理方式は OD 法であるが、この方式は負荷変動に対しても制御を行わず安定的に処理できることが特徴であり、負荷量変化に対して電力消費量等動力の変化が少なくなる方式と言え、電力・燃料消費に伴う GHG 排出量の変化予測式²⁰⁾は変化の少ない水量との関係式となっている。水量、水質負荷量の増加が多くないことと、前述の要因により GHG 排出量は DP が普及した場合の変化は少ない結果になった。

② BGP

BGP は GHG 排出量削減に働いており、その効果は発電とともに下水汚泥、生ごみの液肥として利用している要因が大きい。下水汚泥、生ごみを堆肥として利用する場合の堆肥化過程で発生する CH₄, N₂O が削減要素としているが、Case-3 では発電 34 t-CO_{2eq}/年、堆肥化代替 36 t-CO_{2eq}/年となり、発電をやや上回る大きな削減要因になっている。

施設動力に伴う変化量は、処理量の全体量の変化があるため小さいが、回収できるバイオガス量、発電量は処理量と比例関係であるので、生ごみ収集量の減少に応じた減少となり、他の要素に比較して同町での全体量変化に対する寄与が大きくなっている。バイオガス量の減少が、DP 普及に伴う GHG 排出量の削減効果を下げている状況である。

③ ごみ焼却施設

ごみ焼却施設では、可燃ごみの減量に伴い GHG 排出量が減少している。

DP 等生ごみ減量機器の普及で GHG 排出量が削減

される方向にあるが、対象施設における興部町分の寄与は 8% 以下と小さいため Case-1 から 4 で同町の可燃ごみ量が約 32% 減少しているが、当該施設での処理量減少量は約 3.3%、電力消費量が約 1.9% という結果となっている。GHG 排出量は、Case-1 で 125 t-CO_{2eq}/年に対して Case-4 で 102 t-CO_{2eq}/年となっている。

④ ごみ収集・運搬

ごみ収集・運搬は、生ごみ収集のない Case-1 での削減量は 9 t-CO_{2eq}/年で BGP での削減を相殺する方向であるがケースごとの相対評価に影響を与えるまでになっていない。なお、Case-1, 2 では可燃ごみの現状に対する増加で、現状 1 回/週の収集回数の区域は他地区と同様 2 回/週とする必要が生じて 3 t-CO_{2eq}/年程度の増加があった。

(3) 地域条件について

地域における関連インフラ施設の状況によって結果が大きな影響を受ける要素について、解析過程で抽出できた内容を整理する。

① 下水処理施設

検討対象とした処理施設の処理方式は OD 法であるが、この方式は一般的に小規模な施設に適用されるため、ある程度の規模が必要とされる汚泥のメタン発酵（嫌気性消化）はほとんど行われていない。例外として、近隣に大規模処理施設で嫌気性消化設備がある場合や本検討のように他の廃棄物を主要な対象物とした施設がある場合が考えられる。当町の特徴としては、後述する BGP により、汚泥の効率的再資源化が可能になっている点が挙げられる。

② BGP

対象地域の特徴としてメタン発酵施設である BGP が非常に効率のよい施設であることが挙げられる。対象施設では処理量当たりの電力消費量が前処理に当たる生ごみ粉碎施設を含めて約 14 kWh/t である一方で、生ごみと下水汚泥による発電量は約 147 kWh/t と差が大きい。これは、消化液のほぼ全量を液肥として利用していることや脱臭がないこと、発電機の発電効率が 40% 程度と高率であること、前処理が破袋だけの簡易な処理であること等に起因している。やや古いデータであるが、環境省の資料²⁸⁾では、北海道内の生ごみを対象とした施設において処理量当たりの消費電力量 250 kWh/t 程度となる事例が紹介されている。また、矢野ら都市域の厨芥処理の検討事例⁵⁾では、紙ごみも混合されているが可溶化過程を含めて 121 kWh/t の数値が採用されている。(一社)日本有機資源協会のバイオマス活用 LCA マニュアル⁶⁾では畜産ふん尿の計算例が記載されたおり、処理量と電力消費量から 48 kWh/t と計算されている。

消化液対応の面では、全量を液肥として活用できる

ことは都市域では想定できない。

以上の条件を勘案すると、生ごみのメタン発酵+発電が常に対象施設ほどのGHG削減効果が得られるとは言えず、本報の結果は同町における地域条件によると言える。

また、液肥利用が一般の作物の田畑ではなく処理対象物である家畜ふん尿を搬入した畜産農家の牧草地である点でも地域の特殊性がある。

③ごみ焼却施設

対象とした焼却施設の特異な状況として以下の事項が挙げられる。

当該施設の処理能力は26t/日と極めて小規模な施設であり、消費電力量はCase-3(現状)で224kWh/tと大きな値となっている。この点から、ごみ量の削減が大型の施設よりGHG削減に寄与することも想定される。

一方で、小規模なため廃熱による発電が行われていない。生ごみは含水率が多いため熱回収がほとんど期待できないが、発電がある場合には削減によって発電効率の向上が期待できる。

4. ま と め

本研究の成果として、以下の項目が挙げられる。

(1) 生ごみ減量機器の比較評価

検討対象とした3種類の生ごみ減量機器のうち、利用者当たりのごみ量削減効果が最も大きかったのはDPとなった。これは機器本来の減量効果もあるが利用率の高さが大きな要因となっている。

(2) DP導入によるGHG排出量への影響

DPは基本ベースとして地域のGHG排出量を削減する効果を有すると判断できた。ただし、効果の発現は地域の関係施設の特徴に大きく影響される。当町の場合、必要動力が非常に小さいメタン発酵施設で消化液も全量液肥として活用されていることや、ごみ焼却施設が広域処理で当町の寄与分が小さいことなどが特徴として挙げられる。

(3) 下水処理への影響

下水処理施設の増加負荷量は今回の検討のDP普及率50%程度では下水処理に対して大きな影響を与える負荷増加とはならない。

(4) 生ごみのメタン発酵と生ごみ減量機器の効果の比較

同町のように畜産ふん尿主体で付随的に生ごみ投入するケースではメタン発酵が効果をあげている結果となったが、生ごみ中心のメタン発酵施設の場合では、必ずしも同じ結果にならない。

(5) DP導入のに向けた今後の課題

今後は、同町における追跡調査のほか、他の条件が相違する地域の解析も加えて、地域の生ごみ処理との関係によるDP導入の効果の違いについてさらなる検

証が必要である。その際に、資源化物の代替性に関して検討領域を地域条件に合わせて設定する必要があることも、本検討で考察できた。本検討では一つの設定のもとでの数値を提供したが、複数のケースの比較による影響の提示など課題として挙げられる。

また、DP導入に当たっては、下水道事業者、可燃ごみ処理事業者にとってのメリット・デメリットを広範囲にわたって提示したうえで合意を得る必要がある。そのためには、本報で報告したGHG排出量だけではなく、経済性や利用者の利便性や懸念される下水道での負荷増大や管渠への影響の導入自治体での状況などを併せたより総合的な情報を提供する必要がある。

謝 辞

本研究の実施に当たり興部町役場、西紋別環境衛生施設組合より多くの資料の提供を受けました。ここに記して感謝の意を表します。なお、本研究はJSPS科研費JP25K07977の助成を受けたものです。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省 都市・地域整備局 下水道部, 国土技術政策総合研究所 下水道研究部, ディスポーザー導入による影響評価に関する研究報告 — ディスポーザー導入時の影響判定の考え方 —, 国総研資料, No.222 (2005)
- 2) 森田弘昭, 吉田綾子, 高橋岩仁, 吉田敏章, 鶴巻峰夫: 有機系廃棄物の水系処理による最適化 — DP導入にあたっての技術的課題 —, 第61回下水道研究発表会講演要旨集, pp.427-429 (2024)
- 3) 豊貞佳奈子, 清水康利, 大塚雅之: 集合住宅用ディスポーザシステムの環境影響評価 その2 ディスポーザ導入によるCO₂発生量変化, 建築学会環境論文集, No.585, pp.47-53 (2004)
- 4) 間宮尚, 鎌田元康, 井上隆, 木原勇信, 小林謙介, 長谷川善明: 廃棄物マネージメントを支援する建築・都市システムの構築 第4報 — 生ごみのディスポーザ処理の廃棄物・下水処理を含めた視点による環境評価, 空気調和・衛生工学会論文集, No.91, pp.31-40 (2003)
- 5) 矢野順也, 平井康宏, 酒井伸一, 出口晋吾, 中村一夫, 堀寛明: 都市ごみ中の厨芥類および紙類の利用システムによる温室効果ガスの削減効果, 廃棄物資源循環学会論文集, Vol.22, No.1, pp.38-51 (2011)
- 6) (一社)日本有機資源協会, バイオマス活用に関するLCA解析の手引き (2023)
- 7) 鈴木藍, 吉田綾子, 濱田知幸, 鶴巻峰夫, 森田弘昭: ディスポーザー排水流入時の管渠内浄化に関する研究, 環境システム計測制御学会誌, 第27巻, 第2/3号, pp.135-142 (2022)
- 8) 鶴巻峰夫, 中島大雅, 吉田綾子, 森田弘昭: 有機系廃棄物の水系処理による最適化 — 下水・可燃ごみの連携処理の可能性 —, 第56回下水道研究発表会講演要旨集, pp.485-487 (2019)
- 9) 森田弘昭, 鈴木藍, 吉田綾子, 鶴巻峰夫: 有機系廃棄物の水系処理による最適化 — 厨芥の自家処理としてのDPの評価 — 第58回下水道研究発表会講演要旨集, pp.209-211 (2021)
- 10) 吉田綾子, 天野猛, 鶴巻峰夫, 吉田敏章, 南山瑞彦, 森田弘昭: 有機系廃棄物の水系処理による最適化 — 生ごみ処理機

- としてのディスポーザーの評価一, 第 62 回下水道研究発表会講演要旨集, pp. 482-484 (2025)
- 11) 吉田敏章, 鶴巻峰夫, 吉田綾子, 森田弘昭: 北海道興部町におけるディスポーザー導入による温室効果ガス排出量の変化, 第 61 回下水道研究発表会講演要旨集, pp. 436-438 (2024)
 - 12) 森田弘昭, 南山瑞彦, 天野猛, 吉田綾子, 鶴巻峰夫, 吉田敏章: 有機系廃棄物の水系処理による最適化 — 資源循環へのディスポーザーの役割一, 第 62 回下水道研究発表会講演要旨集, pp. 485-487 (2025)
 - 13) 柚山義人, 生村隆司, 小原章彦, 小林久, 中村真人: バイオマス再資源化技術の性能・コスト評価, 農業工学研究所技報, No. 204, pp. 61-103 (2006)
 - 14) 龍田典子, 下田代満, 上野大介, 染谷孝: 生ごみ資源化法としての段ボールコンポストの評価, 廃棄物資源循環学会論文誌, Vol. 31, pp. 179-188 (2020)
 - 15) パナソニック: 取扱説明書, 生ごみ処理機 (屋内外設置タイプ)
https://panasonic.jp/manualdl/p-db/MS/MS_N48.pdf
(閲覧日 2024. 1. 24)
 - 16) 西谷隆司, 池田由起, 山本攻, 立道誠, 新居広隆: 病院・学校等の公共施設における食品廃棄物の排出実態と資源化の検討, 生活衛生, Vol. 49, No. 1, pp. 35-43 (2005)
 - 17) (国研) 国立環境研究所: 産業連関表による環境負荷原単位データベース (3EID)
<https://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/datafile/embodied/2015/390.html> (閲覧日 2023. 9. 10)
 - 18) 総務省: 平成 27 年 (2015 年) 産業連関表・部門別品目別国内生産額表
<https://www.cger.nies.go.jp/publications/report/d031/jpn/d>
<atafile/embodied/2015/390.html> (閲覧日 2023. 9. 10)
 - 19) 環境省: 温室効果ガス排出量 算定・報告・公表制度・算定方法
<https://ghg-santeikohyo.env.go.jp/files/calc/> (閲覧日 2024. 1. 10)
 - 20) 環境省, 国土交通省: 下水道における地球温暖化対策マニュアル, 平成 28 年 3 月, p. 45 (2018)
 - 21) 環境省: し尿・浄化槽汚泥からのリン回収・利活用の手引き, 平成 25 年 3 月, p. 38 (2013)
 - 22) (財) クリーン・ジャパン・センター: ごみ焼却灰リサイクルの温室効果ガス排出削減・ライフサイクル管理に関する調査研究, 平成 22 年 3 月, p. 18 (2010)
<https://www.cjc.or.jp/file/CJC-1006.pdf> (閲覧日 2024. 1. 10)
 - 23) 国土交通省: 下水汚泥広域利用活用検討マニュアル, 2019 年 3 月, p. 72 (2019)
 - 24) ISE ジャパン: 家庭用ディスポーザーカタログ
<https://www.insinkerator.jp/files/pdf/AC105-B.pdf> (閲覧日 2024. 1. 24)
 - 25) 長田そら, 李玉友, 北條俊昌: 中小規模下水処理場へのメタン発酵システム導入によるエネルギー回収効果, 第 30 回廃棄物資源循環学会研究発表会講演集, pp. 273-274 (2019)
 - 26) 逗子市: 生ごみ分別モデル事業 調査結果報告書 平成 25 年 3 月 (2013)
https://www.city.zushi.kanagawa.jp/_res/projects/default_project/_page_/001/002/132/1-20191209110437.pdf
(閲覧日 2025. 5. 31)
 - 27) (財) 廃棄物研究財団: ごみ焼却施設台帳, 全連続燃焼方式編, 平成 21 年度版 (2011)
 - 28) 環境省: メタンガス化施設整備マニュアル (改訂版) 平成 29 年 3 月, pp. 参 1-参 6 (2017)

Evaluation of Food Waste Recycling and GHG Emissions by Introducing Food Waste Disposer without Dedicated Tank

Mineo Tsurumaki^{1)†}, Ayako Yoshida²⁾, Takeshi Amano³⁾,
Toshiaki Yoshida⁴⁾, Mizuhiko Minamiyama⁵⁾ and Hiroaki Morita⁵⁾

¹⁾ Engineering Department, EX Research Institute Ltd.

²⁾ Agricultural Department, Faculty of Applied Biosciences, Tokyo University of Agriculture

³⁾ Sewerage Engineering Division, Consulting Headquarters, Nihon Suido Consultants Co., Ltd.

⁴⁾ Water Supply and Sewerage Planning Division, Water and Disaster Management Bureau,
Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism

⁵⁾ Civil Engineering Department, College of Industrial Technology, Nihon University

† Correspondence should be addressed to Mineo Tsurumaki:

Engineering Department, EX Research Institute Ltd.

E-mail: mineo.tsurumaki@exri.co.jp

Abstract

The introduction of food waste disposers without dedicated treatment (hereinafter referred to as “DP”), is expected to contribute to the waste treatment sector by reducing the amount of waste and so on. On the other hand, there are concerns about the burden on sewerage systems such as increased water quality loads at sewage treatment plants. As part of an evaluation of the optimization of food waste, the study conducted an impact assessment using greenhouse gas (GHG) emissions as an indicator in areas where DP has been introduced. It was found that although the introduction of DP is effective in reducing GHG emissions, there were differences in the effectiveness of this method depending on the conditions of the relevant facilities in the area when compared with other food waste recycling methods such as methane fermentation.

Key words: food waste disposer, sewage treatment, solid waste treatment, food waste recycling, GHG

〈論文〉

EEM-based Monitoring of Marine Microbial Carbon CyclingMaiko Askari (Fujimoto)^{1) †} and Misaki Sumikura²⁾¹⁾ Hitachi Ltd.(1-1, Omika-cho, 7-chome, Hitachi-shi, Ibaraki-ken, 319-1292 Japan
E-mail: maiko.fujimoto.zy@hitachi.com)²⁾ Hitachi Ltd.(1-1, Omika-cho, 7-chome, Hitachi-shi, Ibaraki-ken, 319-1292 Japan
E-mail: misaki.sumikura.mf@hitachi.com)† Correspondence should be addressed to Maiko Askari (Fujimoto):
(E-mail: maiko.fujimoto.zy@hitachi.com)**Abstract**

The Sewage Blue Carbon Initiative aims to conserve marine resources and contribute to decarbonization through the operation and management of sewage treatment plants to deliver nutrients to seaweed beds. By promoting seaweed bed growth through nutrient delivery to nutrient-poor areas, the carbon sequestration amount from blue carbon ecosystems can be increased. Integration of simple and informative analytical methods can help monitor production of refractory dissolved organic carbon (RDOC) and labile dissolved organic carbon (LDOC) within dissolved organic carbon (DOC) in seawater, providing evidence for a major mechanism of carbon sequestration in coastal seaweed beds. However, measurement and characterization of DOC is challenging and often requires major equipment and complicated data-workup, creating barriers for application to field measurements. Excitation-emission matrix (EEM) has been used to measure DOC in environmental water samples and is capable of assessing changes in LDOC and RDOC concentrations. In this study, we attempted to monitor changes from marine microbe-assisted degradation of DOC, a process of DOC cycling that occurs naturally in seawater, by EEM. Since changes in fluorescent LDOC/RDOC observed by EEM showed poor correlation with changes in bulk DOC, additional monitoring methods should be used in conjunction with EEM.

Key words : blue carbon, Excitation-Emission Matrix, marine monitoring, dissolved organic carbon

原稿受付 2025. 6. 13 原稿受理 2025. 10. 7

EICA: 30(2・3) 32-43

1. Introduction**1.1 Background**

In October 2021, Japan announced its Nationally Determined Contribution (NDC) goals and aims to reduce greenhouse gas emissions by 60 percent in fiscal year (FY) 2035 and by 73 percent in FY 2040, relative to FY 2013 levels towards the achievement of net zero by 2050¹⁾. In addition to these reduction targets, use of carbon-negative carbon capture, utilization and storage (CCUS) methods²⁾ in parallel are crucial for meeting Japan's carbon-reduction targets. With the ocean serving a major role in atmospheric CO₂ flux as carbon sink, oceanic carbon sequestration has been looked into as one of the methods to meet carbon sequestration targets while requiring low amounts of land-use³⁾. One method of oceanic carbon sequestration is called Blue Carbon (BC), which involves use of mangrove forests, tidal marshes, and

seaweed beds. BC has a potential to store ~8,970–32,650 Tg C globally in their soils and biomass while providing major co-benefits including enhancement of fisheries and coastal protection^{3,4)}.

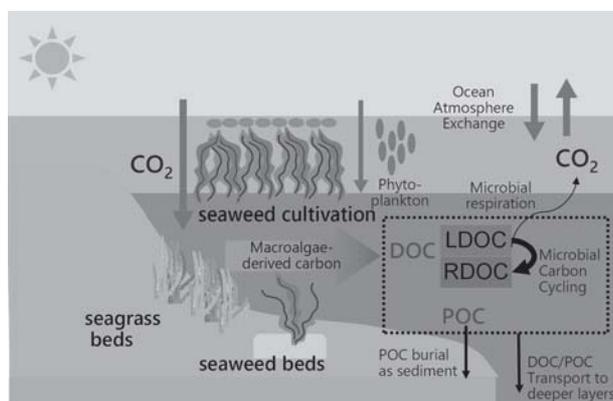
Recently, the concept of increasing BC value using nutrients derived from sewage effluent, supporting growth of BC systems and net carbon sequestered, has been discussed as part of an industry-government-academia collaborative project in Japan called the Sewage Blue Carbon Initiative. Part of this collaborative project involves setting guidelines for growth and monitoring of BC cultivation systems and credits.

Currently in Japan, a major BC carbon credit issued by Japan Blue Economy (JBE) is called JBE Credits. The JBE Crediting system has relatively simple guidelines for calculation of carbon absorption based on the area of the seaweed bed and absorption coefficient determined from the kelp or seagrass species⁵⁾. The absorption coefficient is obtained from approxi-

mate absorption potential derived from the major sequestration mechanisms including deposition, deep sea transport, production of refractory substances, and conversion of more labile dissolved organic carbon (LDOC) into refractory dissolved organic carbon (RDOC). While JBE guidelines can effectively capture growth of BC stocks and help promote conservation efforts, additional data can be collected for the purpose of maintaining and improving credit value, especially considering strong correlation of growth with nutrients and cultivation conditions⁶. By monitoring the evidence of decarbonization, the value of credits can be evaluated, making BC a more sustainable business, and as a result, environmental efforts can progress to meet reduction targets.

1.2 Monitoring for evidence of decarbonization

The carbon cycle in marine ecosystems involves dissolved organic carbon (DOC) cycling by primary producers (including macroalgae and phytoplankton), marine microbes, and physical transport to deeper layers (Fig. 1)⁷. Microbial carbon cycling of DOC is indicated by the box outlined with a dotted line (Fig. 1, center-right). Additionally, DOC derived from production by macroalgae is an important source of LDOC for marine microorganisms (Fig. 1, central arrow). In BC systems, the export of carbon into RDOC is proposed to be a major mechanism of carbon sequestration with approximately 40% of produced macroalgae-derived carbon converted to DOC and particulate organic carbon (POC)⁸. Due to the inherent persistence of DOC compared to that of POC and an additional export of approximately 1/3 of DOC into deeper layers, conversion of DOC is considered to be a major mechanism for BC carbon sequestration⁸.



DOC and POC cycling by marine microbes (excluding phytoplankton) is shown within box outlined by dotted lines.

Fig. 1 Carbon cycling in Blue Carbon/macroalgae marine ecosystems⁷.

Due to the major role of DOC production and cycling in BC systems both by BC stocks and by marine-microbes, we tried to monitor changes in DOC as evidence for decarbonization by BC ecosystems. By measuring changes in DOC and periodic EEM measurements of seawater digestion studies, the aim of this work was to evaluate if bulk changes in DOC were observable by EEM. Specifically, we aimed to monitor microbial DOC cycling to observe changes in RDOC from microbial carbon cycling and degradation by abiotic processes in seawater.

1.3 Microbial Digestion of DOC

Degradation of DOC by marine microbes is a process that occurs naturally in carbon cycling in the ocean⁹⁻¹¹ and is heavily dependent on diversity of marine microbe community, external environmental factors such as light^{12,13}, and transport of DOC to deeper layers in the ocean¹⁰.

Mechanisms for DOC removal and eventual persistence of marine DOC are attributed to degradation by microbial communities and abiotic factors from environmental conditions¹². Marine microbes digest DOC in seawater, while DOC is converted in parallel by abiotic processes at various sea depths including photochemical conversion and degradation of DOC in surface waters and pyrolysis of DOC by hydrothermal vent system in deep layers¹². These parallel biotic and abiotic mechanisms are unified by physical transport and mixing (ie. transport of surface DOC geographically and to various sea depths), making DOC conversion in seawater a complex and interrelated process. As a result of DOC conversion, the DOC pool becomes persistent, which is hypothesized to be due to conversion into intrinsically persistent molecular composition and eventual concentrations below the threshold capable of further microbial digestions¹².

While many isolated microbial digestion studies have been performed in the literature, recent work has found the fate of digestion and abiotic degradation of DOC depends on the initial composition^{13,14}, which can vary seasonally and geographically. In order to limit the operating mechanisms of DOC conversion, we similarly set up a lab-scale experiment isolated from external input of DOC and with limited abiotic influence by performing experiments in the dark to decrease effects from photodegradation.

1.4 Methods for DOC Analysis

Marine monitoring requires sensitivity of the instrument at the low concentrations of DOC in seawater and ability to distinguish general groups of labile and refractory DOC. Practically, there is also a need for methods lacking major pre-treatment steps for ease of field measurements. While techniques including mass-spectrometry and nuclear magnetic resonance are highly informative about molecular characteristics of DOC¹⁵, there is a requirement for major equipment or chromatographic techniques including pre-treatment of samples, making it challenging for field measurements or measurement in remote locations. One method capable of distinguishing RDOC from LDOC involves digestion by ocean microbes, which typically requires long-term monitoring up to the course of a year¹². While microbial digestion precisely distinguishes between RDOC and LDOC due to the difference in bioavailability of the DOC, the methods are often not standardized, such as pre-concentration of DOC and growth media used, which can widely vary rates of turnover. Additionally, the time involved in this process is a huge drawback for the development of routine monitoring methods with typically a greater than 100-day monitoring period to reach a plateau concentration of DOC¹². A fluorescent technique called Excitation Emission Matrix (EEM) is commonly used in analysis of environmental water samples due to high sensitivity and ability to obtain fingerprint-like information of DOC without any pre-treatment of sample^{16,17}. EEM spectra contain an intensity map plotted versus the excitation wavelength and emission wavelength, providing informative maps of DOC in seawater with defined regions for peaks such as amino acid/protein and humic substances found in aqueous samples^{18,19}.

2. Materials and Methods

2.1 Experimental Methods

Preparation of seawater samples

Seawater was collected and transported from Kujihama, Hitachi-Shi, Japan in September 2024 with samples of Kajime seaweed (*Ecklonia cava*) and prepared for digestion studies within 4 hours of collection. Seawater samples were collected from surface water at less than 1 m depth. The initial seawater pH was 7.61 and conductivity was 41.6 mS/cm. All collected samples were transported to the lab and

seaweed was removed. After that, samples were used as is or filtered using a 0.2 μm cellulose acetate syringe filter. Seawater sample aliquots for EEM measurements were filtered by a 0.45 μm cellulose acetate syringe filter in advance. When not in use, all filtered samples and stock solutions were stored in a 5°C refrigerator or freezer in the dark. Frozen samples prepared for DOC measurements were defrosted and carefully visually checked for formation of precipitates in advance.

Microbial Digestion of DOC

To confirm EEM can be used for measurement of changes in marine DOC, we performed marine microbial digestion studies and monitoring over the course of 120 days. Samples without microbes were used as a control to observe changes in bulk DOC and EEM peaks solely because of abiotic changes in DOC. We obtained bulk DOC measurements and EEM was measured over the course of the study.

Microbial ocean digestion studies

Following transport to lab and removal of seaweed, 200 mL each of unfiltered seawater sample was added to 3 individual 250 mL Erlenmeyer flasks and sealed off with parafilm with small holes at the top to allow oxygen to the headspace. These 3 flasks represent the ocean microbe containing samples. 3 equivalent volume seawater samples were prepared as controls with an additional pre-filtration step through a 0.2 μm cellulose acetate syringe filter to remove any microbes prior to digestion studies. Erlenmeyer flasks were placed in a Panasonic PIC-101S shaking incubator at room temperature (20–27°C) on shaking setting 2 out of 10 (approximately 16 rpm). The window of the shaking incubator was covered to prevent entry of any external light and reduce effects of photodegradation. Aliquots of 5 mL were taken at days 0, 30, 45, 90, and 120, and stored in the dark in a 5°C refrigerator when not in use. Data reported is an average of 3 independently prepared samples and errors reported are standard deviations of these measurements.

Measurement of EEM

EEM spectra were measured using a JASCO FP-8350 Spectrofluorometer with 2–3 mL of sample pipetted into a 1 cm quartz cuvette. The instrument lamp was warmed up for a minimum of 1 hour prior to the measurement of samples. Samples were scanned with excitation wavelength range of 250–550 nm and emission wavelength range of 260–600 nm. The measurement sensitivity was set to “High” with band

width of 5 nm and scan rate of 2,000 nm/min.

Dissolved Organic Carbon Measurement

DOC was measured for seawater samples from the ocean digestion studies by TOC analyzer by method JIS K 0102 22.1 (2019). The measurement company reported use of Reference 1, which indicates pH was adjusted and sample was degassed to remove dissolved inorganic carbon prior to TOC measurement. This pre-treatment is performed for samples with high inorganic carbon content compared to dissolved organic carbon content. All samples were pre-filtered using a 0.45 μm cellulose acetate syringe filter to remove particulates. Samples were measured following a 2–4 times dilution. DOC values at the end of the 120-day period were taken from 3 individual samples and reported as an average value with standard deviation. Measured DOC values were adjusted to account for water loss due to evaporation to obtain reported values.

Definitions of Organic Carbon

The composition of DOC and respective definitions are summarized in **Fig. 2** and **Table 1**. Briefly, TOC contains particulate and dissolved components, POC

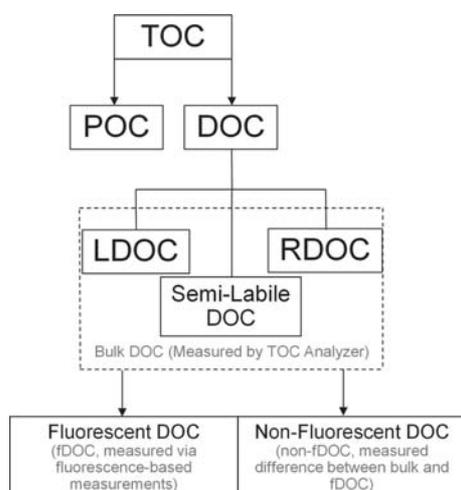


Fig. 2 Categories of carbon contained within TOC and measurement methods.

and DOC. In this work, measurements of TOC were equal to those of DOC as all samples were filtered prior to measurement. DOC is further categorized by how labile the DOC is with the shortest lifetime group of LDOC, intermediate lifetime group of semi-LDOC, and longest lifetime group of RDOC⁹⁾. In this report, semi-LDOC and LDOC were referred in total as LDOC. Contained within these subcategories of DOC, there are also fDOC, which is observable by EEM, and non-fluorescent dissolved organic carbon (non-fDOC), which is not observable by EEM.

2.2 Data Analysis

Post Analysis of Data

All EEM data were processed using open-source software, TreatEEM²⁰⁾ with the exception of **Fig. 4**, which was plotted using 3D Spectalyze Version 1.6 (Dynacom) to generate grayscale plots for EEM. TreatEEM features Raman and Raleigh (RR) scatter correction, inner filter correction, and peak intensity/area extraction with pre-set parameters for Peak B (tyrosine-like), T (tryptophan-like), A+C (humic-like), M (marine-humic like), and Humification Index (HIX-Ohno). The data was imported as a CSV file, corrected for primary RR scatter, interpolated under scatter peaks, and then corrected for inner filter effects with the imported absorbance data. Data was analyzed using the pre-set peaks and indices part of the fluorescent indices (FLUO indices tab) with RR correction. Instrument drift was confirmed by measurement of a 10-ppm solution of Quinine Sulfate in 0.1 M H₂SO₄ and comparing intensities of post-corrected data at 250 Ex/450 Em, 270 Ex/370 Em, and 340 Ex/440 Em.

Evaluation of EEM Data by Fluorescent Indices and Peak Areas

Post-corrected EEM spectra were analyzed by peak area and selected fluorescent indices^{21,22)} shown

Table 1 Summary of abbreviations and definitions of carbon categories within TOC

Category (Abbreviation)	Definition
Total Organic Carbon (TOC)	All organic carbon contained in a sample
Particulate Organic Carbon (POC)	All particulate carbon contained in a sample
Dissolved Organic Carbon (DOC)	All dissolved carbon contained in a sample, obtained after filtering TOC to remove POC from the sample.
Labile Dissolved Organic Carbon (LDOC)	Most labile category of DOC, lifetime of hours to days
Semi-labile Dissolved Organic Carbon (semi-LDOC)	Semi-labile category of DOC, lifetime of weeks to months
Refractory Dissolved Organic Carbon (RDOC)	Refractory category of DOC, lifetime of years to thousands of years.
Fluorescent Dissolved Organic Carbon (fDOC)	Fluorescent component of DOC (e. g. fLDOC is the fluorescent component of LDOC)
Non-fluorescent Dissolved Organic Carbon (non-fDOC)	Non-fluorescent component of DOC (e. g. non-fLDOC is the non-fluorescent component of LDOC)

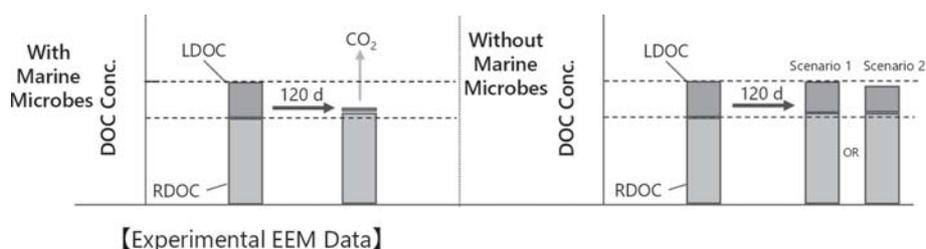


Fig. 3 Hypothesized trends for changes in relative concentration of DOC (non-quantitative) in seawater samples with and without marine microbes.

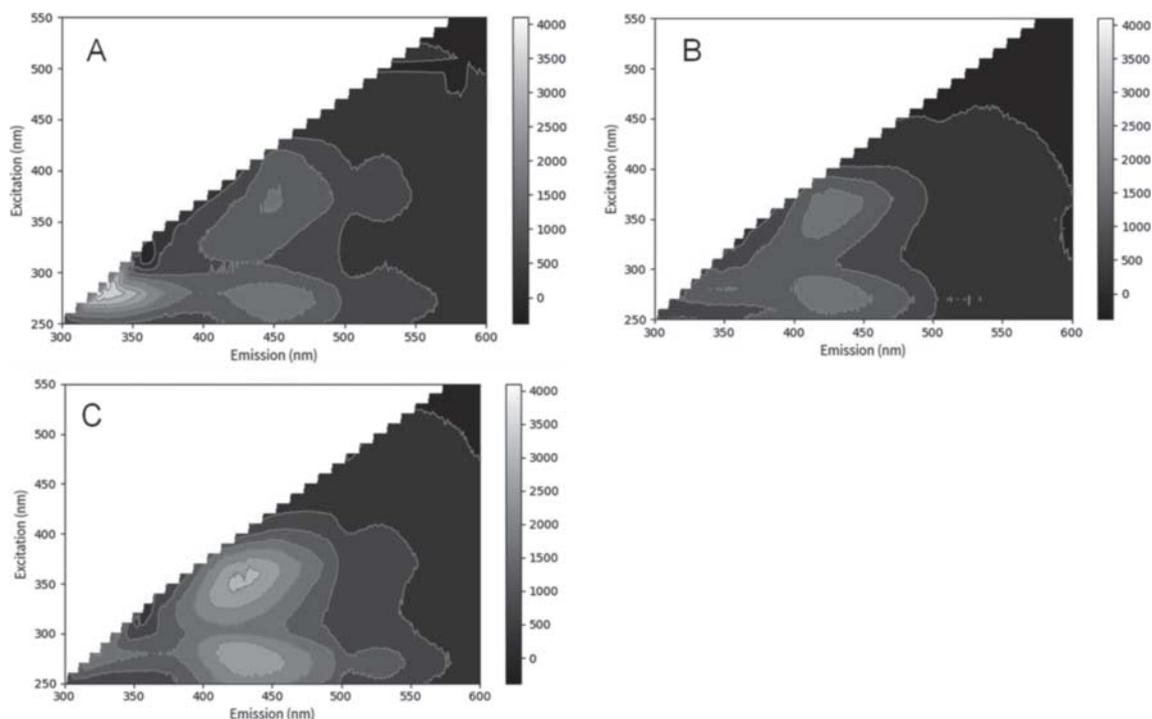


Fig. 4 Representative EEM spectra of A) seawater ($0.45\ \mu\text{m}$ filtered, without microbes) at day 0, B) microbe-digested seawater ($0.45\ \mu\text{m}$ filtered) at Day 120, and C) control seawater ($0.45\ \mu\text{m}$ pre-filtered, without microbes) at day 120.

Table 2 Summary of Peaks and Fluorescent Indices used to Evaluate DOC^{21,22)}

Entry	Peak Name	Wavelength (nm)	Interpretation
1	Tyrosine-like (B)	Ex=280, Em=320-350	Tyrosine-like fluorescence
2	Tryptophan-like (T)	Ex=280, Em=300-320	Tryptophan-like fluorescence, fresh-like/labile fDOC
3	Marine Humic-like (M)	Ex=320, Em=380-420	Fluorescence from marine-derived humic substance
4	Older Organics/ Humic-like (C)	Ex=350, Em=420-480	Humic-like and older organic compound-like fluorescence
5	Humic-like(A)	Ex=260, Em=380-480	Humic-like fluorescence
6	Humification Index (HIX - Ohno)	The ratio of peak area of Ex=255, Em=435-480 to Ex=255, Em=300-345 nm	Indication of humic substance content or extent of humification.
7	Peak ratio (A/T)	The ratio of Peak A to Peak T	Indication of the amount of humic-like/refractory fDOC compared to fresh-like/labile fDOC using humic-like Peak A

in **Table 2**. For Fluorescence Index, we used the default software parameters of emission wavelengths of 450 and 500 nm instead of 470 and 520 nm due to default ranges set in TreatEEM. Using the EEM method described, standard solutions of amino-acid and DOC substances in artificial seawater were measured including tyrosine, tryptophan, and humic acid at nanomolar concentration (20-100 nM, corre-

sponding to intensities measured in seawater). Although peak intensity generally correlated to concentration, some non-linearity was observed at lower concentrations, especially of Tyrosine solutions. Due to this, in this work EEM was used comparatively for analysis of trends rather than for quantitative analysis of fluorescent compounds.

3. Results and Discussion

3.1 Microbial Digestion Studies: DOC Results

The results of the DOC values at the experiment start date and after 120 days are summarized in **Table 3**. The DOC results showed an average of a 29% decrease in carbon content (1.07 mg/L of 3.74 mg/L initial DOC, **Table 3**) in the microbial digested sample with decrease of up to 4% (0.14 mg/L of 3.74 mg/L initial DOC, **Table 3**) for the control sample without microbes. We can attribute the larger decrease in DOC value to the effect of microbial digestion, while slight decrease in DOC value of the control samples was likely from abiotic oxidative breakdown. The 29% decrease in DOC in microbe-containing samples was hypothesized to be due to digestion and mineralization of LDOC, which is generally digested within several days to months⁹. This percentage is slightly elevated compared to other digestion studies of surface seawater with 5–20% portion of mineralized LDOC for undiluted seawater^{12,23,24} and closer to the values of 5–45% in studies with pre-concentrated DOC^{12,25,26}. In this study, samples were collected with seaweed and transported to the lab prior to experimental set-up. This may have introduced some seaweed-derived LDOC released into the seawater to start with higher initial DOC concentration (3.74 mg/L) compared to the general range of 0.5–1.5 mg/L (41–125 μmol/L) DOC in seawater^{9,12,23,24}.

In addition to the operating mechanisms discussed above, the following mechanisms may also affect measurement variability. Formation of some precipitates were observed after 1–2 weeks in the microbe-containing samples. Once formed, precipitates continued to be monitored visually and the precipitate amount seemed not to increase any further over the course of the study. While it is unclear whether the observed precipitates were formed from aggregation of smaller particulates or dissolved species, the latter would contribute to the observed decrease in bulk DOC.

Table 3 Summary of DOC values following microbial digestion

Sample Name	Day	DOC (mg/L)
09/17/2024 Filtered Seawater	0	3.74
Experimental (With Microbes)	120	2.67±0.11
Control (Without Microbes)	120	3.60±0.67

(error values were obtained from standard deviations of 3 independent measurements)

3.2 Microbial Digestion Studies: Seawater DOC Monitoring by EEM

We hypothesized that the trends observed by EEM would follow the bulk DOC trends for effective DOC monitoring by EEM. A summary of the hypothesized trends of LDOC/RDOC (non-quantitative values) is shown in **Fig. 3**. After 120 days, marine microbes were assumed to almost completely mineralize LDOC with a small increase in RDOC. Since the absence of microbes could make it more likely to convert LDOC into RDOC rather than mineralize LDOC, control samples were predicted to have a slight increase in RDOC after 120 days with 2 possible scenarios. Scenario 1 has a decrease in LDOC concentration equal to increase in that of RDOC from humification, resulting in no net change in DOC concentration. Scenario 2 has a decrease in LDOC from abiotic mineralization of LDOC and some increase in RDOC from the amount of humified LDOC, resulting in a decrease in total DOC concentration. This lower extent of DOC breakdown compared to microbe-containing samples is attributed to the ability of microbes to break down low concentration and molecularly diverse DOC⁹ that would otherwise be slow, especially in the absence of photochemical DOC conversion. In microbe digestion studies using moderate concentration (132–208 μM) of glucose and glutamate (LDOC), 66–78% was mineralized within 2 days, and approximately 93% of LDOC was mineralized in 120 days with conversion of up to 7% to RDOC (calculated from decay constant)²⁷ with significant decrease in decay constant from 7–365 days. Due to much lower practical glucose concentrations in seawater, we hypothesized the decrease in LDOC was not so significant but still possible. Similar to the glucose digestion study²⁷, we expected that LDOC reaches a constant concentration in both microbe-containing and absent samples. In both samples, the constant concentration is hypothesized to reaching an asymptotic limit in concentration of LDOC unable to be further digested or decomposed.

Representative EEM spectra of filtered seawater samples of ocean microbe-containing and control sample after 120 days are shown in **Fig. 4**. Overall, peak areas in the amino-acid and protein peak region (region containing Tyrosine-like (B) and Tryptophan-like (T) fluorescent peaks, Em=300–350, Ex=280) decreased especially in the microbe-digested samples after 120 days (**Fig. 4B**), while in control samples, the

humic peak region (region containing Humic-like peaks A, C, M, $E_m=380-480$, $E_x=260-350$) increased after 120 days (**Fig. 4C**). We hypothesize this is due to mineralization of fDOC in microbe-digested samples, while in the control the fluorescent LDOC (amino acid/protein-like Peak B and T) are abiotically converted to fluorescent RDOC (humic-like Peak A, C, and M).

Peak areas for Peak B (Tyrosine-like), Peak T (Tryptophan-like), Peak M (Marine Humic-like), Peak A (Humic-like), and Peak C (Older organics/Humic-like) obtained from EEM data measured on day 0, 30, 45, 90, and 120 are shown in **Fig. 5-9**.

The data for the Tyrosine-like fluorescence Peak B (**Fig. 5**) and Tryptophan-like Peak T (**Fig. 6**), showed a downward trend which flattened after approximately 30 days for Peak B and 90 days for Peak T, until the end of the study. We can attribute these results to potentially higher bioavailability by marine microbes

of tyrosine-like fDOC compared to tryptophan-like fDOC. However, no significant difference was observed between the samples with and without microbes, which disagrees with the DOC data (**Table 3**) where significantly higher amounts of mineralization

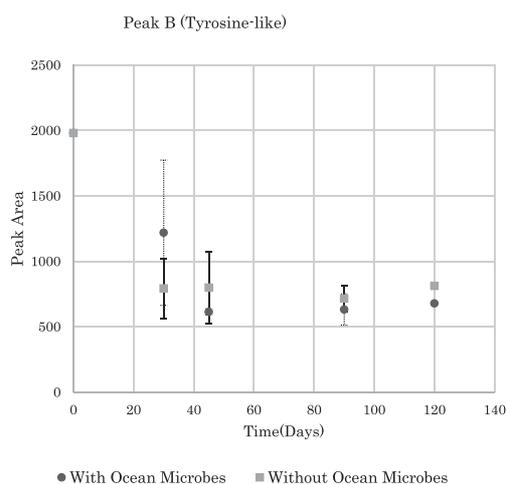


Fig. 5 Peak B (Tyrosine-like) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0-120 days).

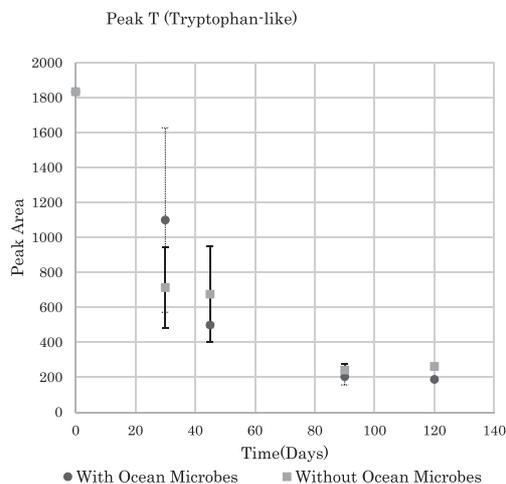


Fig. 6 Peak T (Tryptophan-like) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0-120 days).

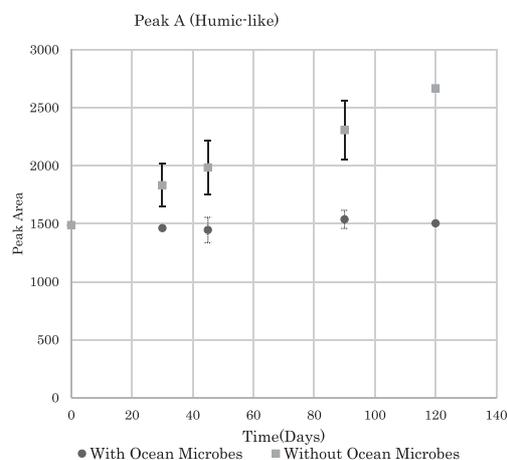


Fig. 7 Peak A (Humic-like) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0-120 days).

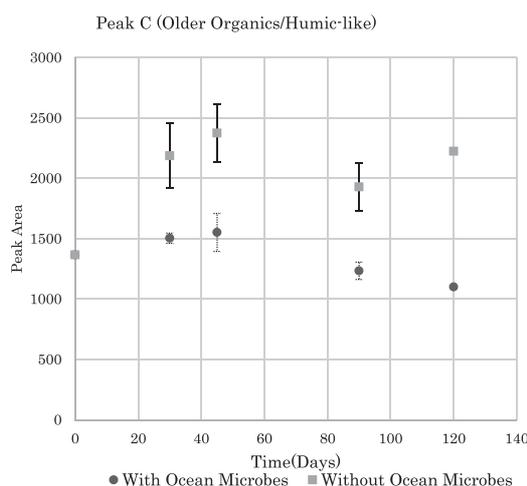


Fig. 8 Peak C (Older organics/Humic-like) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0-120 days).

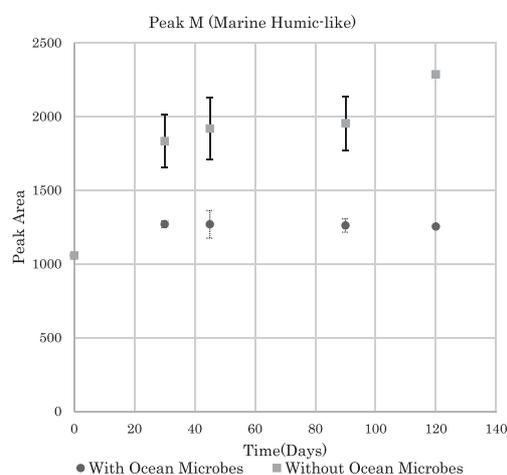


Fig. 9 Peak M (Marine Humic-like) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0-120 days).

of LDOC were observed from decrease in DOC concentration following 120 days in the microbe-containing sample.

In microbe-digested samples, humic peak A (Fig. 7, with ocean microbes) showed a very gradual, minor decrease in peak area from day 0 to day 45, followed by an increase resulting in no net change in peak area from day 0 to day 120. Humic peak C (Fig. 8, with ocean microbes) showed a minor increase until day 45 and from decrease of less than 30% between day 45 to day 120. Humic peak M (Fig. 9, with ocean microbes) showed a slight increase from day 0 to day 30, followed by almost no change in peak area between day 30 to 120. From trends of all humic peaks with ocean microbes, it is considered that significant amounts of fRDOC were not produced in the 120 days. Considering the results from microbe-containing sample LDOC peaks (Fig. 5, 6), the fLDOC was likely mineralized with little to no production of fRDOC. On the other hand, control humic peak A (Fig. 7, without ocean microbes) showed a consistent increase that was nearly linear ($R^2=0.991$). Humic peak C (Fig. 8, without ocean microbes) increased again from day 0 to 45, decreased to day 90, and then increased slowly compared to rates from day 0 to day 45. Humic peak M (Fig. 9, without ocean microbes) increased from day 0 to day 45, remained constant from day 45 to day 90, and then increased again until day 120. Overall, in the control, fLDOC peaks decreased and fRDOC peaks increased likely due to humification of fLDOC over the course of 120 days. It is considered that decomposition and humification of the DOC occurred by aerobic oxidation since this control experiment was isolated by external light, in contrast to photodegradation and photo-enhanced degradation reported in the literature¹²⁾ as major abiotic conversion processes of marine DOC. With a non-negligible proportion of non-fLDOC that cannot be directly measured, this may account for discrepancy between bulk DOC and fDOC results. In work characterizing coastal DOC by size-exclusion chromatography, UV, and fluorescence, researchers found two main fractions with the first comprised of mainly carbohydrate-based non-fLDOC (20–25% of total DOC) and the second fraction composed of humic-like fRDOC (75–80% of total DOC)²⁸⁾. Additionally, we cannot discount the possibility of crossover of fluorescent and non-fluorescent components of DOC (i.e. non-fRDOC is converted to fLDOC for example by breakdown of a protein causing unraveling

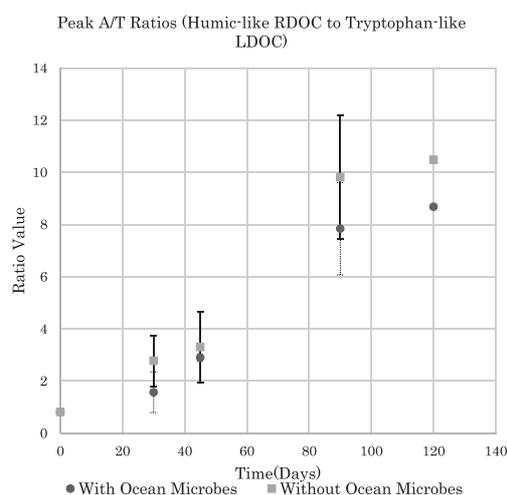


Fig. 10 Ratios of Peak A (Humic-like: RDOC) to Peak T (Tryptophan-like: LDOC) areas by EEM for seawater with and without ocean microbes (0–120 days).

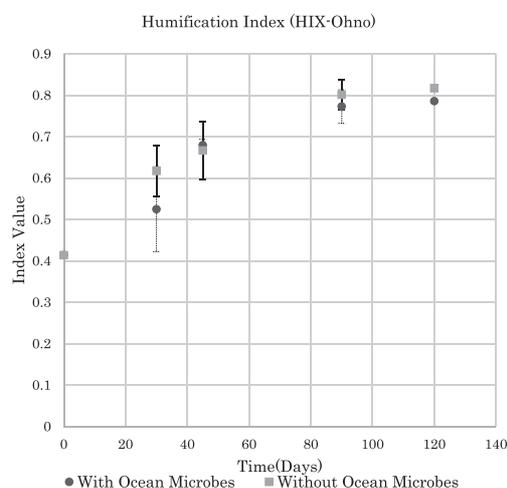


Fig. 11 Humification index (HIX-Ohno) obtained by EEM for seawater with and without ocean microbes (0–120 days).

or depolymerization which then exposes a fluorescent Tyrosine functional group). Crossover can account for changes in fDOC composition, requiring further molecular characterization of DOC to monitor.

To assess the ratio of RDOC/LDOC in the samples, ratios of Peak A/T and Humification Index (Ohno) were obtained (Fig. 10, 11). Peak A/T is a direct comparison of Peak areas of Humic-like Peak A (humic-like/refractory DOC) to Tryptophan-like Peak T (fresh-like/labile DOC), while the Humification Index (Ohno) compares broader excitation and emission wavelength ranges and these are often used to evaluate DOC composition^{21,22)}.

As shown in Fig. 10, ratios of Peak A/T indicated the relative amounts of humic-like RDOC compared to Tryptophan-like LDOC increased. The peak A/T ratio in both the microbe digested and control sample increased, indicating humification of fDOC in both

samples over the course of the study. The control had a consistently higher peak A/T ratio and increased between 45–90 days, since the larger increase in peak A (Humic-like) in the control compared to the microbe-containing samples as shown in **Fig. 7**, and the Tryptophan-like peak T of samples with and without ocean microbes decreased as shown in **Fig. 6**. This is contrary to expected humification and peak A/T ratios inferred from bulk DOC results, where in microbe-containing we observe higher amounts of mineralization of LDOC and therefore expect a larger proportion of RDOC to remain after 120 days, resulting in a higher peak A/T ratio compared to control experiments. This discrepancy is hypothesized to be due to larger amount of mineralization of microbe-containing non-fDOC compared to fDOC, resulting in a decrease in bulk DOC concentration, but less mineralization observed by fDOC and a smaller ratio of peak A/T compared to control. Humification Index (HIX-Ohno) showed a similarly increasing trend reaching a constant value after day 90 in the conditions of the samples with and without ocean microbes (**Fig. 11**), indicating humification may have been slowing due to less available LDOC (**Fig. 4** at $Ex=255$ nm, $Em=300-345$ nm, **Fig. 5, 6**) with a higher index value in the control due to more humification. While HIX-Ohno excitation and emission wavelength ranges of the denominator ($Ex=255$, $Em=300-345$ nm) is not specific to an LDOC peak (Peak B or T) monitored in this study like peak A/T ratios, HIX-Ohno indices have known correlations to C/N and H/C ratios in natural water samples^{21,22}, but can suffer larger discrepancies due to inner-filter effects from high absorbance in this peak region. Similar to peak A/T ratios, these results also disagreed which what was expected from the bulk DOC results of higher HIX-Ohno values in microbe-containing compared to control.

A summary of the observed changes in bulk DOC and fDOC as well as inferred changes in composition of non-fDOC is shown in **Fig. 12**. For simplicity, this summary assumes no major crossover between fDOC and non-fDOC and neglects effects from DOC flux due to decomposition of POC.

For the bulk DOC, we found mineralization of LDOC was a significant process in microbial-digestion and minor process in abiotic system (control) seen from the differences in DOC following 120 days shown in **Table 3**. Some DOC can potentially be converted to

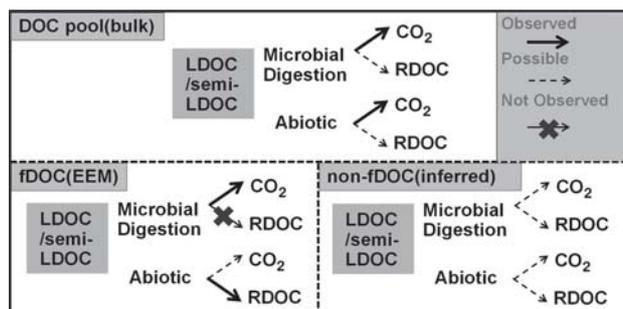


Fig. 12 Summary of the observed and inferred changes in DOC, fDOC, and non-fDOC.

RDOC instead of mineralized in both the presence and absence of microbes, but this is difficult to observe in the bulk in this study as it would result in no net change in measured DOC value. In the microbe-containing samples, the fLDOC peak areas (Peak B and T) decreased with no major change in fRDOC peak areas (Peak A, C, and M), indicating that fLDOC may have been mineralized and converted slightly to fRDOC. The control followed similar trends to microbe-containing, where fLDOC peak areas decreased to a constant value similar to microbe-containing fLDOC peak areas. The fRDOC peaks areas (humic peaks A, C, and M) increased, indicating that fLDOC was likely humified, which was similarly observed in microbe-containing samples. Another possibility is the conversion of fLDOC to non-fRDOC, which can offset quantification of overall RDOC conversion. The conversion fLDOC to non-fDOC is also considered as another possibility, but it is difficult to find it out without further molecular characterization and identification. It is also considered to be difficult to reveal the fate of non-fDOC without further characterization of bulk DOC. Based on the current measurement results, non-fDOC is predicted to exist; however, experimental data for inferring its biodegradation is insufficient, making it a topic for future consideration. For abiotic samples, mineralization was likely minor with a minimal decrease in bulk DOC (**Table 3**). Therefore, EEM monitoring of fDOC composition for carbon cycling was possible but was not fully reflective of changes in bulk DOC and the two scenarios proposed (**Fig. 3**) cannot be judged for this reason as there is no data for relative amounts of non-fLDOC and non-fRDOC. While not included in **Fig. 12**, there is the possibility of exchange between fluorescent and non-fluorescent components (i. e. decomposition of non-fLDOC into fRDOC). Additionally, in field studies of DOC, exposure to sunlight and transport of

DOC to deeper layers makes it challenging to separate abiotic and biotic processes in the ocean. Further data analysis with extensive sampling and database development may help deconvolute sources of DOC (i.e. Macroalgae-derived) and provide more information about sample composition.

EEM can be useful to monitor humification from both biotic and abiotic sources, especially for field-measurements where pre-treatment steps are not feasible. However, challenges remain with measuring LDOC, especially for seawater with low DOC concentration requiring additional pre-treatment such as concentration or separation of raw seawater. Specifically, measurement of seawater with low DOC concentration can approach the detection limit of Tyrosine-like and Tryptophan-like fDOC especially towards the end of the monitoring period.

4. Conclusion

In this work, we performed microbial digestion studies using collected seawater samples over the course of 120 days and changes in fDOC composition were monitored by EEM measurements. The results were summarized as follows:

In microbe-containing seawater, an average of 29% of total DOC was mineralized, hypothesized to be due to digestion of LDOC by marine microbes, while control samples showed minimal mineralization of less than 4%.

- By EEM, fLDOC concentration decreased for both microbe-containing and control samples, on the other hand, the fRDOC concentration in control samples increased and was almost steady in microbe containing samples.
- Discrepancies in fDOC data and bulk DOC trends of microbe-containing and control indicated there may be differences in transformation of non-fDOC.
- We found that changes in fDOC can be monitored by EEM, which were inconsistent with the changes in bulk DOC.

Future work involves further investigation into the fate of the DOC and monitoring POC in addition to DOC since POC would play a major role in BC ecosystem carbon sequestration²⁰. Following testing on this simpler system isolated from external inputs of DOC, we aim to expand this method to more complex seaweed BC systems for evaluation of carbon sequestration. This includes extending this method to moni-

toring lab-scale systems of BC to identify additional monitoring targets. In field studies, we would like to confirm if fDOC monitoring is effective for the complex and open system of BC ecosystems with interrelated biotic/abiotic processes under seasonal and temporal variations. In addition to incorporation of some additional molecular characterization techniques, other considerations include using measurement methods capable of continuous monitoring such as use of fiber optics and spectroscopic sensors, database development, and transport modeling. Simple DOC monitoring methods can enable routine measurements for evidence of carbon sequestration and may guide cultivation studies for higher-value BC stocks and more effective implementation of BC for carbon sequestration.

Reference

- 1) Japan's Emission Reduction Target (In Japanese), Ministry of Foreign Affairs of Japan:
https://www.mofa.go.jp/mofaj/ic/ch/page1w_000121.html
(accessed 2025-5-20)
- 2) Nagireddi, S., Agarwal, J. R. and Vedapuri, D.: Carbon Dioxide Capture, Utilization, and Sequestration: Current Status, Challenges, and Future Prospects for Global Decarbonization, *ACS Engineering Au*, Vol. 4, No. 1, pp. 22-28 (2024)
- 3) Aricò, S., Arrieta, J. M., Bakker, D. C. E., Boyd, P. W., Cotrim da Cunha, L., Chai, F., Dai, M., Gruber, N., Isensee, K., Ishii, M., Jiao, N., Lauvset, S. K., McKinley, G. A., Monteiro, P., Robinson, C., Sabine, C., Sanders, R., Schoo, K. L., Schuster, U., Shutler, J. D., Thomas, H., Wanninkhof, R., Watson, A. J., Bopp, L., Boss, E., Bracco, A., Cai, W., Fay, A., Feely, R. A., Gregor, L., Hauck, J., Heinze, C., Henson, S., Hwang, J., Post, J., Suntharalingam, P., Telszewski, M., Tilbrook, B., Valsala, V. and Rojas Aldana, A.: Integrated Ocean Carbon Research: A Summary of Ocean Carbon Research, and Vision of Coordinated Ocean Carbon Research and Observations for the Next Decade, UNESCO, IOC Technical Series 158, pp. 46 (2021)
- 4) Macreadie, P. I., Costa, M. D. P., Atwood, T. B., Friess, D. A., Kelleway, J. J., Kennedy, H., Lovelock, C. E., Serrano, O. and Duarte, C. M.: Blue carbon as a natural climate solution, *Nat Rev Earth Environ*, Vol. 2, pp. 826-839 (2021)
- 5) National Research and Development Agency, Fisheries Research and Education Organization; Guidebook for Calculating the Amount of CO₂ Sequestration in Seaweed Beds, (In Japanese) Fisheries Research and Education Agency, pp. 13 (2023)
- 6) Sato, Y., Nishihara, G. N., Tanaka, A., Belleza, D. F. C., Kawate, A., Inoue, Y., Hinode, K., Matsuda, Y., Tanimae, S., Tozaki, K., Terada, R. and Endo, H.: Variability in the Net Ecosystem Productivity (NEP) of Seaweed Farms, *Frontiers in Marine Science*, Vol. 9, pp. 12 (2022)
- 7) Li, H., Zhang, Z., Xiong, T., Tang, K., He, C., Shi, Q., Jiao, N. and Zhang, Y.: Carbon Sequestration in the Form of Recalcitrant Dissolved Organic Carbon in a Seaweed (Kelp) Farming

- Environment, *Environmental Science & Technology* 2022, Vol. 56, Issue 12, pp. 9112–9122 (2022)
- 8) Watanabe, K., Yoshida, G., Hori, M., Umezawa, Y., Moki, H. and Kuwae, T.: Macroalgal metabolism and lateral carbon flows can create significant carbon sinks, *Biogeosciences*, Vol. 17, Issue 9, pp. 2425–2440 (2020)
 - 9) Dittmar, T., Lennartz, S. T., Buck-Wiese, H., Hansell, D. A., Santinelli, C., Vanni, C., Blasius, B. and Hehemann, J. H.: Enigmatic persistence of dissolved organic matter in the ocean, *Nature Reviews Earth & Environment*, Vol. 2, pp. 570–583 (2021)
 - 10) Amon, R. M. W.: Ocean dissolved organics matter, *Nature Geoscience*, Vol. 9, pp. 864–865 (2016)
 - 11) Cai, R., Jiao, N.: Recalcitrant dissolved organic matter and its major production and removal processes in the ocean, *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, Vol. 191, pp. 103922 (2023)
 - 12) Shen, Y. and Benner, R.: Mixing it up in the ocean carbon cycle and the removal of refractory dissolved organic carbon, *Scientific Reports*, Vol. 8, pp. 9 (2018)
 - 13) Li, S. A., Wang, Q., Ma, H., Cao, X., Song, Y., Cui, F. and Tanentzap, A. J.: Photochemical processes transform dissolved organic matter differently depending on its initial composition, *Science of The Total Environment*, Vol. 923, pp. 171465 (2024)
 - 14) Mentges, A., Feenders, C., Deutsch, C., Blasius, B. and Dittmar, T.: Long-term stability of marine dissolved organic carbon emerges from a neutral network of compounds and microbes, *Scientific Reports*, Vol. 9, pp. 1–13 (2019)
 - 15) Nebbioso, A. and Piccolo, A.: Molecular characterization of dissolved organic matter (DOM) : A critical review, In *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, Vol. 405, pp. 109–124 (2013)
 - 16) Stedmon, C. A. and Bro, R.: Characterizing dissolved organic matter fluorescence with parallel factor analysis: A tutorial, *Limnology and Oceanography: Methods*, Vol. 6, pp. 572–579 (2008)
 - 17) Yamashita, Y., Jaffé, R., Maie, N. and Tanoue, E.: Assessing the dynamics of dissolved organic matter (DOM) in coastal environments by excitation emission matrix fluorescence and parallel factor analysis (EEM-PARAFAC), *Limnology and Oceanography*, Vol. 53, pp. 1900–1908 (2008)
 - 18) Xiao, K., Shen, Y., Liang, S., Tan, J., Wang, X., Liang, P. and Huang, X.: Characteristic Regions of the Fluorescence Excitation–Emission Matrix (EEM) to Identify Hydrophobic/Hydrophilic Contents of Organic Matter in Membrane Bio-reactors, *Environmental Science and Technology*, Vol. 52, Issue 19, pp. 11251–11258 (2018)
 - 19) Chen, W., Westerhoff, P., Leenheer, J. A. and Booksh, K.: Fluorescence Excitation–Emission Matrix Regional Integration to Quantify Spectra for Dissolved Organic Matter, *Environmental Science and Technology*, Vol. 37, pp. 5701–5710 (2003)
 - 20) Omanović, D., Marcinek, S. and Santinelli, C.: TreatEEM — A Software Tool for the Interpretation of Fluorescence Excitation–Emission Matrices (EEMs) of Dissolved Organic Matter in Natural Waters, *Water (Switzerland)*, Vol. 15, Issue 12, pp. 2214–2229 (2023)
 - 21) Gabor, R. S., Baker, A., McKnight, D. M. and Miller, M. P.: Fluorescence Indices and Their Interpretation, *Aquatic Organic Matter Fluorescence*, Cambridge University Press, pp. 303–338 (2014)
 - 22) Hansen, A. M., Kraus, T. E. C., Pellerin, B. A., Fleck, J. A., Downing, B. D. and Bergamaschi, B. A.: Optical properties of dissolved organic matter (DOM) : Effects of biological and photolytic degradation, *Limnology and Oceanography*, Vol. 61, pp. 1015–1032 (2016)
 - 23) Ogura, N.: Rate and extent of decomposition of dissolved organic matter in surface seawater, *Marine Biology*, Vol. 13, pp. 89–93 (1972)
 - 24) LaBrie, R., Lapierre, J. F. and Maranger, R.: Contrasting Patterns of Labile and Semilabile Dissolved Organic Carbon From Continental Waters to the Open Ocean, *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, Vol. 125, pp. 13 (2020)
 - 25) Barber, R. T.: Dissolved organic carbon from deep waters resists microbial oxidation, *Nature*, Vol. 220, pp. 274–275 (1968)
 - 26) Davis, J. and Benner, R.: Quantitative estimates of labile and semi-labile dissolved organic carbon in the western Arctic Ocean: A molecular approach, *Limnology and Oceanography*, Vol. 52, pp. 2434–2444 (2007)
 - 27) Ogawa, H., Amagai, Y., Koike, I., Kaiser, K. and Benner, R.: Production of refractory dissolved organic matter by bacteria, *Science*, Vol. 292, pp. 917–920 (2001)
 - 28) Shimotori, K., Satou, T., Imai, A., Kawasaki, N., Komatsu, K., Kohzu, A., Tomioka, N., Shinohara, R. and Miura, S.: Quantification and characterization of coastal dissolved organic matter by high-performance size exclusion chromatography with ultraviolet absorption, fluorescence, and total organic carbon analyses, *Limnol. Oceanogr. Methods*, Vol. 14, pp. 637–648 (2016)

励起-蛍光マトリックスを用いた海洋微生物炭素循環のモニタリング

アスカリ（藤本）舞子^{1)†}, 隅 倉 みさき²⁾

¹⁾ 日立製作所

(〒319-1292 茨城県日立市大みか町七丁目1番1号 E-mail: maiko.fujimoto.zy@hitachi.com)

²⁾ 日立製作所

(〒319-1292 茨城県日立市大みか町七丁目1番1号 E-mail: misaki.sumikura.mf@hitachi.com)

概 要

下水処理水の栄養塩類を沿岸の藻場に供給して海草・海藻の生長を促進することで、水産資源の保全や脱炭素などを期待する下水道ブルーカーボン構想が検討されている。これにより、ブルーカーボン生態系における炭素貯留量を増加させることができる。

沿岸の藻場における炭素貯留メカニズムを探るためには、海草や海藻が産生する溶存性有機物（DOC）濃度をモニタリングする必要がある。海水中の易分解性有機物（LDOC）や難分解性有機物（RDOC）濃度を簡易的にモニタリングしてその挙動を把握することが出来れば、沿岸の藻場における炭素貯留の主要なメカニズムを解明するためのエビデンスとなる可能性がある。しかし、DOC濃度の測定と同定には高額な設備や複雑なデータ処理を要するため、現場でそれらを実施することの障壁は大きい。励起蛍光マトリックス（EEM）は簡易的に環境水中のLDOCとRDOC濃度の変化を評価することができる。本研究では、EEMによる海水中のDOC循環プロセスの一つである海洋微生物によるDOC分解のモニタリングを試みた。その結果、EEMの変動を確認できたが、DOC濃度の変動との相関は低いことが示されたため、海水中のDOC濃度の変化を評価するためには別のモニタリング方法も併せて導入する必要があることが分かった。

キーワード：ブルーカーボン、励起-蛍光マトリックス、海洋モニタリング、溶存性有機物

〈論文〉

温室効果ガス排出量およびライフサイクルコストを評価軸とする
下水汚泥の有効利用の外部貢献も含めた効果定量化手法の検討青葉 隆 仁^{1)†}, 松橋 学¹⁾, 重村 浩之¹⁾, 山下 洋正¹⁾¹⁾ 国土交通省国土技術政策総合研究所 上下水道研究部
(〒 305-0804 茨城県つくば市旭 1 番地 E-mail: aoba-r92ta@milit.go.jp)

概要

2050年カーボンニュートラルの実現に向けて下水道分野では、下水道が都市の有機物等の資源を集積する場であることが着目されている。特に下水汚泥の有効利用により、下水道資源の有効利用前から利用していた資源を代替することができ、下水道事業の外部を含めて温室効果ガス（GHG）排出量削減およびライフサイクルコスト（LCC）の低減に貢献できる可能性がある。本稿では、既存の下水道資源の有効利用事例に基づいて GHG 排出量および LCC の下水道事業の外部貢献も含めた効果を定量化し、双方の観点から踏まえた下水道事業の外部貢献の定量的な評価を行った。

キーワード：下水汚泥、外部貢献、有効利用、温室効果ガス排出量、ライフサイクルコスト

原稿受付 2025.6.2 原稿受理 2025.8.27

EICA: 30(2・3) 44-57

1. 研究背景と目的

2020年10月「2050年カーボンニュートラル」が宣言されたことを受け、国土交通省では2022年3月脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書¹⁾において、下水道分野の温室効果ガス排出量を2013年度比で2030年度に208万t-CO₂削減する目標を踏まえた総合的な施策等を掲げており、実現に向けた対応が急務である。

下水道は都市の有機物、窒素、微量元素等の資源が集積する場²⁾で、特に下水汚泥はバイオマスとしての特性を活かしてエネルギー利用³⁾、肥料利用⁴⁾で高い資源利用ポテンシャルを発揮し、下水道事業での温室効果ガス（以下 GHG と示す）排出量の削減に大きく貢献することが期待されている。またエネルギー、肥料の原料である一般炭やリン酸アンモニウムは海外からの輸入に頼っており、下水道資源に代替することでコストの低減効果が得られる。GHG 排出量及び LCC 低減を目的として下水汚泥のエネルギー利用や肥料利用を想定した革新的技術実証実験^{5,6)}が実施され、従前の下水汚泥有効利用技術との比較による評価で GHG 排出量削減および LCC の低減効果が確認されているが、それらを評価軸として両立させ他の下水汚泥有効利用技術との比較がなされた事例は少ない。

「脱炭素社会貢献への取り組みロードマップ」¹⁾では、今後さらに強化して取り組むべき施策の1つとして、社会全体の GHG 排出量削減に資する貢献の追求と評価を具体的な取組事項として示した。下水道事業の外部貢献は、化石燃料、化学肥料等これまでに利用

していた資源（以下、従来製品と示す）を下水道資源に置き換えることで、海外からの輸入も含め従来製品側の産業分野（エネルギー分野、農業分野等）で脱炭素に貢献することを表現している。LCC も同様、海外からの輸入も含めた購入、運搬費等が不要となり、従来製品側の産業分野のコスト低減に貢献することができるが、下水道事業の範囲内での検討が進められ、外部貢献も含めた効果については明らかにされていない。

そこで、本研究では、既存の下水道資源の有効利用事例に基づいて GHG 排出量および LCC の下水道事業の外部貢献も含めた効果を定量化し、両方の観点を踏まえて総合的に評価する手法について検討することを目的として、従来製品、下水道資源の製造、使用、輸送に伴う GHG 排出量および LCC をそれぞれ比較して得られた削減効果を下水道事業の外部貢献も含めた効果として試算した。これにより、GHG 排出量および LCC の双方の評価軸で、下水道事業の外部貢献について定量的な評価を試みた。

2. 試算方法

2.1 従来製品に代替する下水道資源の決定

全国の下水处理場から下水道資源化設備を導入している複数箇所を抽出し、試算対象を決定した。このとき、処理場の規模による運転効率への影響を考慮し、処理水量を大規模（日最大処理水量 50,000 m³/day 以上）および中小規模（日最大処理水量 50,000 m³/day 未満）に分類した。次に、汚泥処理フローのうち、処

Table 1 Calculation condition 1 : Sludge resources and conventional products, typical sludge treatment flows, and sludge treatment facilities

ケース	従来製品	下水道資源	規模	下水道初期フロー	下水道資源 有効利用フロー	試算対象設備
①	都市ガス	消化ガス利用	大	—	—	消化槽, ガスタンク
②			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒消化⇒脱水⇒脱水汚泥処分	
③	電 気	消化ガス発電	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒消化⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	消化槽, ガスタンク 消化ガス発電設備
④			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒消化⇒脱水⇒脱水汚泥処分	
⑤	セメント クリンカ	建設資材利用	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰利用	なし
⑥			中小	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰利用	
⑦	リン酸	リン資源利用 (MAP)	大	濃縮⇒消化⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒消化⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	リン回収設備
⑧			中小	—	—	
⑨	一般炭	固形燃料利用 (乾燥汚泥)	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒乾燥⇒乾燥汚泥利用	汚泥乾燥設備
⑩			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒脱水⇒乾燥⇒乾燥汚泥利用	
⑪		固形燃料利用 (炭化汚泥)	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒炭化⇒炭化汚泥利用	汚泥炭化設備
⑫			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒脱水⇒炭化⇒炭化汚泥利用	
⑬	化学肥料	肥料利用 (コンポスト化)	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥利用	汚泥コンポスト化設備
⑭			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥利用	
⑮		肥料利用 (乾燥汚泥)	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒乾燥⇒乾燥汚泥利用	汚泥乾燥設備
⑯			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒脱水⇒乾燥⇒乾燥汚泥利用	
⑰		肥料利用 (炭化汚泥)	大	濃縮⇒脱水⇒焼却⇒焼却灰処分	濃縮⇒脱水⇒炭化⇒炭化汚泥利用	汚泥炭化設備
⑱			中小	濃縮⇒脱水⇒脱水汚泥処分	濃縮⇒脱水⇒炭化⇒炭化汚泥利用	

理場規模に応じて一般的とされる「下水道初期フロー」から、資源化の要素を追加した「下水道資源有効利用フロー」を設定し、下水道資源有効利用フローにおいて想定される下水道資源の有効利用方法として、**Table 1** の 18 ケースを決定した。下水道資源の有効利用による GHG 排出量および LCC の試算では、初期フローから資源有効利用フローに変更して有効利用がなされる場合を想定した。大規模処理場における消化ガス利用、中小規模処理場におけるリン資源利用は、本研究で調査対象とした施設で事例がなく対象外とした。リン資源利用は、MAP による回収を想定した。ここで、下水汚泥の脱水設備等は下水汚泥の減容化を目的として導入された設備であり、下水道資源の有効利用を目的として導入されたと想定しがたい。そのため、試算の対象とする設備を **Table 1** のとおり限定した。

Table 1 に示した下水道資源の有効利用フローのうち、②③④の大規模および中小規模処理場での消化ガス利用、消化ガス発電では、消化設備の導入に伴い発生する脱水汚泥量が減少するため、その減量効果（電力消費の削減率）を考慮した。なお、消化設備の導入により脱水機への投入汚泥量や焼却炉投入前の脱水汚泥量が減り、脱水設備および焼却設備のスケールダウンによる効果が想定されるが、本研究では考慮しない。消化ガスは処理場内で利用をしている場合が多いが、本研究では調査対象とした下水処理場の実態に即した整理をしたため、場外利用をしている場合にのみ下水道事業の外部貢献を含めた効果として評価した。

⑦の大規模処理場でのリン資源利用では、消化汚泥の脱水ろ液からリン資源を MAP により回収するケースであるため、リン回収設備を新規で導入し、リン回収による汚泥発生量は変化しないことを前提とした。

なお、回収 MAP は肥料流通を目的とした乾燥等の後処理が必要となる場合があるが、後述の LCC 試算に引用した費用関数中では考慮されていないことから、本試算では反映していないことに留意する必要がある。

⑨⑩⑬⑮⑰の大規模処理場での固形燃料利用、肥料利用では、堆肥化、乾燥、炭化による肥料化、および乾燥、炭化等の燃料化により、焼却灰の埋立処分が不要となることから、焼却灰の埋立処分が取りやめになることにより削減される GHG 排出量および LCC を考慮した。なお、大規模処理場では初期フローとして焼却処理を想定しており、実態は焼却設備を更新して堆肥化設備、乾燥設備、炭化設備を導入するものである。そのため、更新による焼却設備の運転を取りやめることによる GHG 排出量や LCC への影響が無視できないが、本研究では、下水道資源の有効利用に着目したため、設備更新の影響は考慮しないものとした。⑩⑫⑭⑯⑱の中小規模処理場での固形燃料利用、肥料利用では、堆肥化、乾燥、炭化による肥料化、および乾燥、炭化等の燃料化により、埋立処分がなされていた脱水汚泥を堆肥化、燃料化して有効利用を行うことから、脱水汚泥の埋立処分が取りやめになることにより削減される効果を考慮した。

上記で設定した処理フローに基づき得られる下水道資源について、発生量を 100% 有効利用するものとし、GHG 排出量および LCC を試算した。実際の下水処理場では複数の下水道資源の有効利用を組み合わせるが、本研究では考慮せず、単一の有効利用を想定した。

2.2 従来製品の設定

処理場規模、資源化形態を考慮した各下水道資源の有効利用に対し、代替されうる製品として、海外から

Table 2 Places of conventional products and transportation distances

従来製品	原料生産地		輸送距離[km]	
都市ガス	オーストラリア	ノースウェストシェルフ	6,300~7,900	平均 7,000
電気	サウジアラビア	ラストスラ基地	12,000~13,800	平均 13,000
セメントクリンカ	国内	—	30	
リン酸	中国	廈門	1,600~3,700	平均 2,500
一般炭	オーストラリア	ニューカッスル	7,800~8,600	平均 8,000
化学肥料	中国	廈門	1,600~3,700	平均 2,500

の輸入も含め、下水道資源の有効利用前に利用していたものを従来製品として設定し、**Table 1**に示した。また、**Table 2**に、設定した従来製品の原料生産地（電気は原油を想定）および国内主要港湾までの輸送距離を示した。

消化ガス利用における従来製品は都市ガスとした。このとき、単位量あたりに消化ガスが保有する熱量と都市ガスが保有する熱量が異なるため、 1 m^3 あたりの保有熱量が同等となるよう、補正を行った。消化ガス発電における従来製品は電力会社からの供給電力とし、電気使用におけるGHG排出係数を適用した。建設資材利用における従来製品はセメントクリンカとした。リン資源利用における従来製品はリン酸とし、MAPにより得られる回収リンのリン酸濃度に応じて補正を行った。固形燃料利用における従来製品は一般炭とし、単位量あたりに汚泥が保有する熱量と一般炭が保有する熱量が異なるため、 1 t あたりの保有熱量が同等となるよう、補正を行った。炭化による固形燃料化では、炭化温度によって発熱量が異なるが、本研究では実態に即した複数の異なる事例の平均値を採用し、熱量補正のためJIS BSF15で示された値を使用したことから、高温炭化を導入している場合は過大評価であることに留意する必要がある。肥料利用における従来製品は化学肥料とし、佐賀市の公表事例を参考に設定した汚泥肥料の含有成分量（ $\text{T-N}:3.1\%$ 、 $\text{P}_2\text{O}_5:3.63\%$ ）⁷⁾と同等になるよう、補正を行った。そのため、副資材や製造方法に応じて肥料成分に差異があることに留意する必要がある。

ライフサイクルアセスメント（以下、LCA）の算出方法では、環境負荷となる物質量を積み上げ計算する事例が多いが、製品と外部環境（下水道施設）を分ける境界の設定のため、データベースを精緻化する必要がある⁸⁾。そのため、本研究では、製品側にのみ着目して従来製品を下水道資源に置き換えることを想定した。

2.3 GHG排出量の試算方法

(1) 下水道資源の有効利用前に利用していた従来製品のGHG排出量

従来製品のうち、都市ガス $1,000\text{ Nm}^3$ 、電気 1 MWh 、セメントクリンカ、リン酸、一般炭、化学肥料 1 t の利

用に必要な製造、使用、輸送に伴うGHG排出量をそれぞれ試算し、積算して従来製品の利用に伴う全体のGHG排出量とした。製造および使用に伴うGHG排出量は、既存の文献値等のGHG排出係数を従来製品単位量あたりのGHG排出量とした。リン資源利用および肥料利用については、リン安、尿素の製造時のGHG排出係数に肥料利用形態（汚泥肥料、MAP法）に準じた窒素・リンの含有成分割合^{7,9)}で補正を行った。なお汚泥肥料は保証成分が示されていないため、実証値である。

輸送に伴うGHG排出量は、試算を行った18ケースで実際に下水道資源の有効利用を行っている下水処理場1箇所を指定し、立地場所までの輸送により発生するGHG排出量を試算した。海外の主要生産地¹⁰⁻¹⁵⁾からコンテナ船により国内各地方の主要港を経由して下水処理場の所在県庁所在地まで 4 t 貨物車で輸送することを想定し、マップ上で測定した輸送距離にコンテナ船および貨物車での輸送時のGHG排出係数を乗じた。国内を原料生産地と定めた場合、総務省にて公開されている全国市町村を円形と仮定し、その平均面積¹⁶⁾ 200 km^2 の直径に相当する 30 km （以下、国内輸送距離と示す）を輸送距離とした。試算に用いた係数等を**Table 3**¹⁷⁻²³⁾に示す。立地場所は**Table 4**に記載のとおり設定した。

(2) 従来製品に代替する下水道資源の有効利用に伴うGHG排出量

従来製品単位利用量に代替する下水道資源の有効利用量として、消化ガス $1,000\text{ Nm}^3$ 、消化ガス発電 1 MWh 、建設資材・リン資源・固形燃料・肥料利用を目的とした下水汚泥（乾燥汚泥、炭化汚泥、焼却灰、コンポスト）を生産するために必要な製造、使用、輸送に伴うGHG排出量をそれぞれ試算し、積算して下水道資源単位量の利用に伴う全体のGHG排出量とした。製造に伴うGHG排出量は、資源生産設備の運転に要するものとして、電気使用、燃料使用、薬品使用（消化ガス等の自家利用を含む）を考慮した。資源化形態、処理規模が異なる全国の下水処理場から47箇所を抽出してアンケート調査を実施し、資源生産設備の運転に必要な電気、燃料、薬品使用量に関する回答を得た。アンケート結果を資源化形態、処理場規模ごとに集約し、複数の有効利用を行っている場合は有効

Table 3 Calculation condition 2: GHG emission factors for manufacturing, transporting, and using on the conventional products

内訳	従来製品	数 値	単 位	備 考	文献
製造	都市ガス	0.00013	t-CO ₂ /m ³	生産に係る坑井戸における通気弁	17)
		0.00000014	t-CO ₂ /m ³	生産に係る海上坑井における施設からの排出	17)
		0.00000024	t-CO ₂ /m ³	生産に係る海上坑井における施設からの排出	17)
		0.00000038	t-CO ₂ /m ³	生産に伴う処理からの排出	17)
		0.00000076	t-CO ₂ /m ³	生産に伴う処理からの排出	17)
	電 気	—	—	使用に伴う GHG 排出係数に内包	—
	セメントクリンカ	0.515	t-CO ₂ /t	—	17)
	リン酸・化学肥料	4.22	MJ/kg-P ₂ O ₅	リン安採掘	18)
		1.103	MJ/kg-P ₂ O ₅	リン安輸送	18)
		19.669	MJ/kg-P ₂ O ₅	リン安製造	18)
		48.166	MJ/kg-TN	尿素製造	18)
		0.070694087	t-CO ₂ /GJ	補正係数 (A 重油排出係数 / A 重油保有熱量)	17)
	一般炭	0.000037	t-CO ₂ /t	炭坑内採掘	17)
		0.00004	t-CO ₂ /t	炭坑内採掘	17)
		0.0015	t-CH ₄ /t	炭坑内採掘後工程	17)
0.0017		t-CH ₄ /t	炭坑内採掘後工程	17)	
使用	都市ガス	0.00196	t-CO ₂ /Nm ³	—	17)
	電 気	0.000429	t-CO ₂ /kWh	—	19)
	セメントクリンカ	0	—	—	—
	リン酸・化学肥料	0	—	—	—
	一般炭	2.33	t-CO ₂ /t	—	17)
輸送	コンテナ船 アジア	26	g-CO ₂ /t・km	—	20)
	コンテナ船 北 米	15.7	g-CO ₂ /t・km	—	20)
	貨物車	14 25	mg-CH ₄ /km mg-N ₂ O/km	ガソリン GHG 排出係数 / 貨物車燃費	21), 22), 23)
温室効果ガス排出係数		1	CO ₂	—	
		28	CH ₄	—	17)
		265	N ₂ O	—	

Table 4 Calculation condition 3: GHG emission factors for electricity, fuel, and chemicals on the sludge treatment

有効利用	規模	立地場所	対象処理場数	電気由来 [t-CO ₂ /t]	燃料由来 [t-CO ₂ /t]	薬品由来 [t-CO ₂ /t]
消化ガス利用	大	—	—	—	—	—
	中小	鳥取県 A 処理場	5	0.00064	0	—
消化ガス発電	大	栃木県 B 処理場	3	0.00002	0	—
	中小	福井県 C 処理場	1	0.00055	0	—
建設資材利用	大	香川県 D 処理場	資源化設備を考慮しない			
	中小	岐阜県 E 処理場				
リン資源利用 (MAP)	大	島根県 F 処理場	2	0.72	—	—
	中小	—	—	—	—	—
固形燃料利用 (乾燥汚泥)	大	福岡県 H 処理場	3	0.11	0.54	—
	中小	北海道 I 処理場	7	2.87	0.92	0.19
固形燃料利用 (炭化汚泥)	大	福岡県 J 処理場	7	0.44	0.26	0.05
	中小	滋賀県 K 処理場	5	1.12	2.05	0.1
肥料利用 (コンポスト化)	大	佐賀県 L 処理場	2	0.21	0.06	—
	中小	山形県 M 処理場	3	2.13	0.05	0.03
肥料利用 (乾燥汚泥)	大	福岡県 N 処理場	3	0.11	0.54	—
	中小	北海道 O 処理場	7	2.87	0.92	0.19
肥料利用 (炭化汚泥)	大	福岡県 P 処理場	7	0.44	0.26	0.05
	中小	宮城県 Q 処理場	5	1.12	2.05	0.1

利用方法ごとに対象とする処理場数を整理した後、**Table 1** の①～⑱に沿って該当する処理場を集約し、各データの平均値に電気、燃料、薬品の各 GHG 排出係数を乗じて試算し、**Table 4** に示した。薬品使用量は、アンケートにより十分な回答数が得られず、使用

量を 0 と設定した場合がある等により、過小に計上されていると推察される。合わせて、資源生産設備の運転に要する非エネルギー由来の GHG 排出係数を文献値等から加算した。

資源生産設備の建設および解体撤去にかかる GHG

Table 5 Calculation condition 4 : GHG emission factors for manufacturing, transporting, and using on the sludge treatment

内 訳	項 目	数 値	単 位	備 考	文 献
製造	電気	0.000429	t-CO ₂ /kWh	—	17)
	A 重油	2.75	t-CO ₂ /kL	—	17)
	天然ガス	0.00196	t-CO ₂ /m ³	—	17)
	高分子凝集剤	6.5	t-CO ₂ /t	—	24)
	水酸化ナトリウム	1.2	t-CO ₂ /t	50%	24)
製造 非エネルギー由来	固形燃料化	0	kg-N ₂ O/t-wet	乾燥 (乾燥造粒)	25)
		0.0184	kg-N ₂ O/t-wet	乾燥 (油温乾燥)	25)
		0.0095	kg-N ₂ O/t-wet	乾燥 (混合焼却)	26)
		0.0312	kg-N ₂ O/t-wet	炭化	25)
	焼却	0.0097	kg-CH ₄ /t-wet	汚泥焼却	24)
		0.645	kg-N ₂ O/t-wet	高分子凝集剤・流動床炉 (高温)	24)
	堆肥化	0.96	kg-CH ₄ /t-wet	—	26)
		0.27	kg-N ₂ O/t-wet	—	26)
	埋立	0.133	t-CH ₄ /t-dry	—	24)
	輸送	貨物車	14	mg-CH ₄ /km	—
25			mg-N ₂ O/km	—	21), 22), 23)
熱量補正	消化ガス利用	1.977273	—	都市ガス熱量/消化ガス熱量	17), 27)
	固形燃料利用	1.74	—	一般炭熱量/固形燃料熱量	27), 28)
温室効果ガス排出係数		1	CO ₂	—	
		28	CH ₄	—	17)
		265	N ₂ O	—	

排出量は考慮しないものとし、使用に伴う GHG 排出量は、カーボンフリー資源のため 0 とした。輸送に伴う GHG 排出量は、従来製品と同じ立地場所とし、国内輸送距離 (30 km) に 4 t 貨物車での輸送にかかる GHG 排出係数を乗じて試算した。なお、消化ガス利用および消化ガス発電に係る消化ガスの輸送は処理場内利用もしくは配管を経由することを想定し、GHG 排出量は計上しなかった。

また、下水道資源の有効利用に伴い汚泥処分を取りやめるため、処分時および委託処分を想定した輸送にかかる GHG 排出量の削減分を考慮し、正味の GHG 排出量を試算した。試算に用いた係数等を **Table 5**^{17,21-28)} に示す。消化に伴う汚泥減量分については、脱水汚泥処分時の埋立におけるメタン発生由来および輸送由来の GHG 排出量削減分として試算した。

(3) 従来製品と下水道資源の利用に伴う GHG 排出量削減効果

(1) および (2) で得られた結果から、単位利用量あたりの GHG 排出量削減効果を Δ GHG として式 (1) のとおり算出した。

$$\Delta\text{GHG} = [P_N + U_N + T_N] - [P_R + U_R + T_R - P_D] \quad \text{式 (1)}$$

ただし、 P_N : 従来製品単位量の製造に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

U_N : 従来製品単位量の使用に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

T_N : 従来製品単位量の輸送に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

P_R : 下水道資源単位量の製造に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

U_R : 下水道資源単位量の使用に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

T_R : 下水道資源単位量の輸送に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

P_D : 汚泥処分に伴う

GHG 排出量 [t-CO₂/(t, MWh, 1,000 Nm³)]

単位量については、消化ガス利用の場合は 1,000 Nm³、消化ガス発電の場合は MWh、その他の場合は t とする。

ここで Δ GHG は従来製品の利用から下水道資源の有効利用に置き換えた場合の下水道事業の外部貢献も含めた GHG 削減量に相当する指標であり、 Δ GHG がプラスの場合は下水道資源の有効利用が優位、マイナスの場合は従来製品の利用が優位となる。

2.4 LCC の試算手法

(1) 下水道資源の有効利用前に利用していた従来製品の利用に伴う LCC

海外からの輸入も含め下水道資源の有効利用前に利用していた従来製品のうち、年あたり都市ガス 1,000 Nm³、電気 1 MWh、セメントクリンカ、リン酸、一般炭、化学肥料 1 t に必要な製造、使用、輸送に伴うコストを試算し、積算して全体の LCC とした。製造、使用のコストは購入価格とし、**Table 6**²⁹⁻³⁴⁾ に示した。化学肥料の購入価格は、本試算で用いた汚泥肥料の含有成分量 (T-N: 3.1%, P₂O₅: 3.63%)⁷⁾ と同等の成分となるよう単肥を組み合わせることにより、購入価格

Table 6 Calculation condition 5: Unit cost of the conventional products for LCC estimation

従来製品	購入価格	数 値	単 位	文 献	輸 送
都市ガス	大手ガス会社都市ガス料金	211.54	円/m ³	29)	考慮しない
電 気	大手電力会社電気料金	35.8~36.4	円/kWh	30), 31)	考慮しない
セメントクリンカ	セメントクリンカ販売単価	5.47	円/kg	32)	考慮する
リン酸	リン酸市場販売単価	273	円/kg	32)	考慮する
一般炭	豪州産石炭輸入単価	43,310	円/t	33)	考慮する
化学肥料	国内全国平均市場価格	26.96	円/kg	34)	考慮しない

を設定した。なお、従来製品の製造に至るまでの上流側のコストは、購入価格に内包されていることを前提とした。輸送コストは、都市ガスと電気は使用場所まで直接供給、化学肥料は使用場所近くでの店頭購入を想定し計上しなかった。セメントクリンカ、リン酸、一般炭は、販売箇所（国内各地方の主要港湾）から使用場所までの距離、もしくは国内輸送距離（30 km）だけ4t貨物車で都度輸送することを想定し、国土交通省が告示で定める地方運輸局ごとの距離制運賃表³⁵⁾（以下、距離制運賃表と示す）に基づいて、年間の輸送コストを計上した。使用場所は、Table 4に示す立地場所を想定した。

(2) 従来製品に代替する下水道資源の有効利用に伴う LCC
 2.3 (2) で実施したアンケート調査から資源化形態、処理場規模ごとに集約して整理した Table 1 の①~⑱に該当する1処理場を指定し、従来製品単位利用量の代替として1年間に消化ガス、消化ガス発電、リン資源、建設資材・固形燃料・肥料利用を目的とした下水汚泥（乾燥汚泥、炭化汚泥、焼却灰、コンポスト）生産のために必要な製造、使用、輸送に伴うコストを試算した。製造に伴う LCC として資源化設備の建設費および維持管理費（人件費を除く）を、既存の文献の費用関数および指定した下水処理場での処理水量、脱水汚泥量等の入力条件を用いて試算した。建設費は、償却期間を考慮した年価に換算し、考慮しないものは

既存文献の耐用年数で按分した年価とし、建設費および維持管理費は、2023年度における試算結果として費用関数の策定年の建設工事デフレクター³⁶⁾を考慮した。資源生産設備の解体および撤去にかかる費用は含めず、立地場所は対象とする下水道資源の有効利用に準じて Table 4 に示す通りとし、国内輸送距離（30 km）だけ4t貨物車で輸送することを想定して距離制運賃表に基づいて計上した。消化ガス利用および消化ガス発電にかかる消化ガスの輸送は、処理場内利用もしくは配管を経由することを想定し、LCC は計上しなかった。

また、下水道資源の有効利用に伴い汚泥処分を取りやめるため、処分時および委託処分を想定した輸送にかかる LCC の削減分を考慮し、正味の LCC を試算した。試算に用いた費用関数等を Table 7^{9,25,37,38)} に示す。実際には施設の処理能力や実稼働率に応じて資源利用量および LCC が異なるため、計画規模での運転を想定した場合の生産ポテンシャルとしての試算結果であること、LCA の実施例で特定の場所での立地条件や事業の実施状況にあわせる必要性も示されており³⁹⁾、個別要因の影響があることに留意する必要がある。

(3) 従来製品と下水道資源の利用に伴う LCC 低減効果

(1) および (2) で得られた結果により、LCC の効果を式 (2) のとおり試算を行った。

Table 7 Calculation condition 6: Unit cost of the Sludge resources for LCC estimation

下水道資源	資源化設備	費用関数	数 値	単 位	文 献
消化ガス利用	消 化 槽 (建設費)	$Y = 0.607Qd \cdot 0.539 + 5.835Qd \cdot 0.385$	Qd : 計画投入汚泥量	m ³ /year	37)
	ガスタンク (建設費)	$Y = 10.4Qv \cdot 0.437$	Qv : 貯留容量	m ³ /year	38)
消化ガス発電	消 化 槽 (維持管理費)	$Y = 0.171Qd \cdot 0.390$	Qd : 計画投入汚泥量	m ³ /year	37)
	ガスタンク (維持管理費)	$Y = 0.283Qv \cdot 0.302$	Qv : 貯留容量	m ³ /year	38)
消化ガス発電	消化ガス発電設備 (建設費)	$Y = 4.8485E \cdot 0.7556 + 0.0407E \cdot 1.288$	E : 総発電施設規模	kWh	25)
	消化ガス発電設備 (維持管理費)	$Y = 0.0296E + 5.9964$	E : 総発電施設規模	kWh	25)
リン資源利用	リン回収設備 (建設費・MAP)	$Y = 1.9888V + 107.98$	V : 日最大平均水処理量	千 m ³ /d	9)
	リン回収設備 (維持管理費)	$Y = 0.1334Va + 0.6595$	Va : 日平均水処理量	千 m ³ /d	9)
固形燃料利用 肥料利用	汚泥乾燥設備 (建設費)	$Y = 228.55Xd \cdot 0.4974 + 64.741Xd \cdot 0.391$	Xd : 年間処理脱水汚泥量	wet-t/day	25)
	汚泥乾燥設備 (維持管理費)	$Y = 1.8113Xd + 91.479$	Xd : 年間処理脱水汚泥量	wet-t/day	25)
	汚泥炭化設備 (建設費)	$Y = 206.94Xd \cdot 0.6123 + 64.741Xd \cdot 0.391$	Xd : 年間処理脱水汚泥量	wet-t/day	25)
	汚泥炭化設備 (維持管理費)	$Y = 1.8778Xd + 105.9$	Xd : 年間処理脱水汚泥量	wet-t/day	25)
肥料利用	コンポスト化設備 (建設費)	$Y = 13.943Xd \cdot 0.650$	Xd : 施設規模	wet-t/day	37)
	コンポスト化設備 (維持管理費)	$Y = 1.925Xd \cdot 0.932$	Xd : 施設規模	wet-t/day	37)
処 分	脱水汚泥 処分		16,000	円/t-wet	25)
	焼 却 灰 処分		8,000	円/t-dry	25)

$$\Delta LCC = [C_N + C_{TN}] - [C_C + C_M + C_{TR} - C_D] \quad \text{式 (2)}$$

ただし、 C_N : 従来製品の購入価格
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 C_{TN} : 従来製品単位の輸送に伴うコスト
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 C_C : 下水道資源化設備の建設費年価
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 C_M : 下水道資源化設備の維持管理費
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 C_{TR} : 下水道資源単位の輸送に伴うコスト
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 C_D : 汚泥処分に伴うコスト
 [千円/年・(t, MWh, 1,000 Nm³)]
 単位量については、消化ガス利用の場合は 1,000 Nm³,
 消化ガス発電の場合は MWh, その他の場合は t とする。

ここで ΔLCC は従来製品の利用から下水道資源の有効利用に置き換えた場合の下水道事業の外部貢献も含めた LCC 削減額に相当する指標である。プラスの場合は下水道資源の有効利用が優位、マイナスの場合は従来製品の利用が優位となる。

2.5 下水道事業の外部貢献も含めた GHG 排出量と LCC の評価手法

2.3 および 2.4 において試算した GHG 排出量および LCC に基づき、従来製品の利用から下水道資源の有効利用に置き換えた場合の、 ΔGHG および ΔLCC を評価軸として、下水道事業の外部貢献も含めた定量的な削減効果を提示した。なお、試算の範囲には海外からの輸入も含めた。

2.6 下水道事業の外部貢献も含めた GHG 排出量および LCC の全国での削減効果

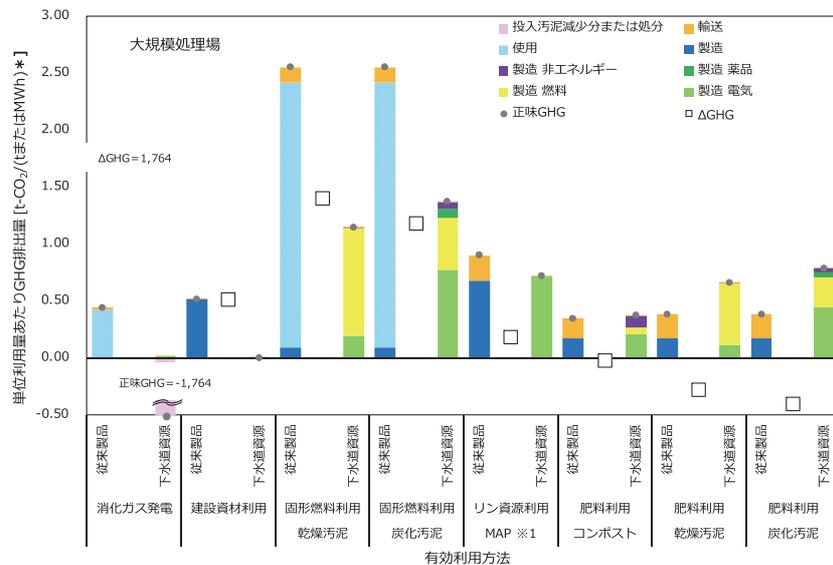
2.3 および 2.4 における ΔGHG , ΔLCC の試算結果に基づき、下水汚泥の固形燃料利用を想定した場合において、下水道事業の外部貢献も含めた GHG 排出量および LCC の全国での削減効果を試算した。

3. 結果と考察

3.1 GHG 排出量の試算結果

Fig. 1, 2 に、従来製品の単位利用量あたりの GHG 排出量、および下水道資源の単位利用量あたりの GHG 排出量を処理場規模別に示した。また、汚泥処分に伴う GHG 排出量を差し引いた正味の GHG 排出量および式 (1) で試算した ΔGHG を示した。**Fig. 1** は大規模処理場、**Fig. 2** は中小規模処理場での結果を示す。GHG 排出量の内訳を見やすくするため、消化ガス利用、消化ガス発電の単位はそれぞれ 1,000 Nm³ あたり、MWh あたりに設定した。

ここで、**Fig. 1** および **Fig. 2** にプロットを行った、大規模および中小規模処理場における下水道資源の有効利用時の ΔGHG に着目すると、中小規模処理場における消化ガス利用は 6,171 [t-CO₂/1,000 Nm³] の ΔGHG となり下水道資源が、消化ガス発電は大規模処理場で 1,764 [t-CO₂/MWh]、中小規模処理場で 1,680 [t-CO₂/MWh] の ΔGHG となり下水道資源が優位となった。消化ガス利用は、従来製品の都市ガスの使用にかかる GHG 排出量削減分に加えて、消化設備の導入により脱水汚泥量が減り、脱水汚泥の埋立処分時のメタン発生由来および輸送由来の GHG 排出量削減分が効果として得られた。消化ガス発電は、従来製



* 消化ガス発電は MWh, それ以外は t

※1 リン回収後の乾燥処理は含まない

Fig. 1 Comparison of GHG emissions from using the sludge resources (Large Treatment Plants)

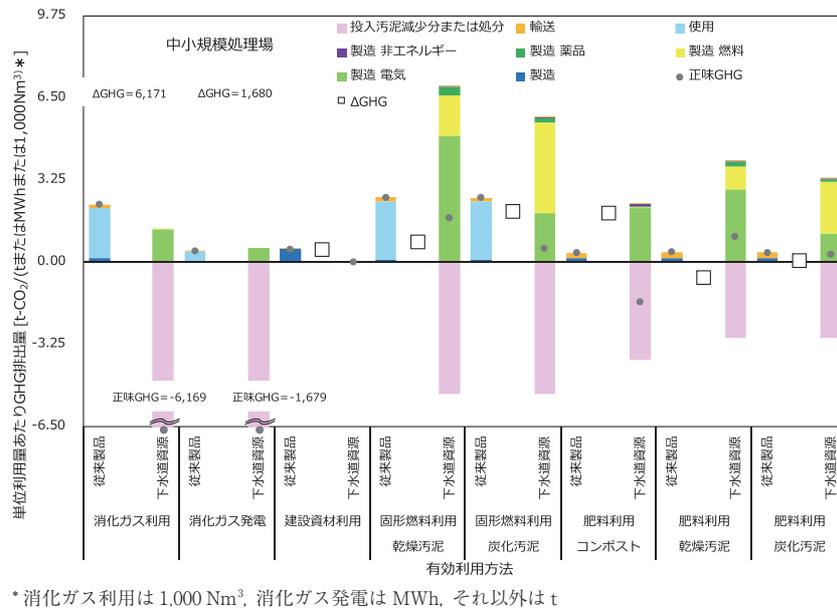


Fig. 2 Comparison of GHG emissions from using the sludge resources (Small or Medium Treatment Plants)

品の電力の使用にかかる GHG 排出量削減分に加えて、大規模処理場では焼却設備への投入汚泥量が消化により減少することから、焼却設備の運転に係るエネルギー由来および非エネルギー由来の GHG 排出量削減分、中小規模処理場では消化ガス利用と同様に消化設備の導入による脱水汚泥の埋立処分の減量による GHG 排出量削減分が効果となった。建設資材利用は、処理場規模を問わず、0.52 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり下水道資源が優位となった。建設資材利用の有無にかかわらず焼却は実施されることから、焼却設備の GHG 排出量を考慮しなかったため、セメントクリンカの製造にかかる GHG 排出量を下水道資源に代替することの効果を得られた。

固形燃料利用は、大規模処理場では 1.2~1.4 [t-CO₂/t]、中小規模処理場では 0.82~2.0 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり、下水道資源が優位となり、一般炭の使用にかかる GHG 排出量を削減可能となった効果、中小規模処理場では脱水汚泥の埋立処分を取りやめたことによる削減効果を得られた。小林ら⁴⁰⁾は小規模下水処理場を想定して石炭燃料と炭化・乾燥汚泥の固形燃料化における CO₂ 排出量の評価を行ったところ、処分時の効果を考慮せず、石炭の利用と比較すると、正味の排出量で単位濃縮汚泥あたり 0.49 kg、11.7 kg 削減されたと報告している。乾燥設備、炭化設備の電力・燃料由来 GHG 排出量が大いため、集約処理等を検討すると GHG 排出量の削減に貢献すると考えられる。

リン資源利用は MAP 回収を想定して 0.18 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり下水道資源が優位となった。リン回収設備の導入における電気由来の GHG 排出量とリン酸の製造にかかる GHG 排出量がほぼ同等で鶴巻ら⁴¹⁾と概ね同様の結果となり、海外からの輸送過程に

かかる GHG 排出量分だけ削減された。一方で、回収 MAP は肥料流通を目的として、引き取り手の条件として乾燥等の後処理が必要となる場合がある。本試算で事例として抽出した下水処理場では熱源を利用した乾燥工程を経ずホッパー内で自然乾燥を行っていたこと、後述の LCC 試算に引用した費用関数中に乾燥工程を考慮していなかったことから、乾燥工程は試算の対象外とした。なお、回収 MAP の乾燥手法として、水切り、天日等の自然乾燥、場内で生成された消化ガス、焼却廃熱を用いる乾燥等が挙げられ、乾燥設備の運転による電力由来の GHG 排出量が MAP 回収による GHG 排出量に影響を与える可能性があるが、本検討では十分な情報が得られておらず反映していないため、GHG 排出量が過小評価されている可能性がある点に留意する必要がある。

肥料利用では、資源化形態によらず大規模処理場は -0.02~-0.41 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり従来製品が、中小規模処理場では炭化汚泥の肥料利用ではほぼ同等、コンポスト化は 1.94 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり下水道資源が、乾燥汚泥の利用では、-0.6 [t-CO₂/t] の ΔGHG となり従来製品の利用が優位となった。汚泥肥料の含有成分として T-N が 3.1%、P₂O₅ が 3.63% の事例における化学肥料の製造にかかる GHG 排出量は 0.17 [t-CO₂/t] であり、資源化設備の運転にかかる GHG 排出量の 20% 程度相当にすぎないため、従来製品が優位となった。従来製品の化学肥料は、コンポスト肥料として含有成分量を公表している佐賀市の事例におけるリン・窒素濃度を参考として、同等の成分の肥料としての製造にかかる GHG 排出量を試算した。一方で、菌体りん酸肥料等のように、肥料法に基づくリン・窒素の保証成分量が求められる場合、汚泥肥料や土壌改良材等としての利用を想定して保証成

分量が求められない場合等、状況に応じて従来製品として設定すべき肥料の性状および算出される GHG 排出量は異なる。本試算ではリン・窒素の含有成分量として実績値を用いたことから、下水汚泥の肥料利用による GHG 排出量削減が過大に試算される可能性がある。なお乾燥汚泥、炭化汚泥を使用する場合、設備運転にかかる GHG 排出量が大きくなり、GHG 排出量の評価では不利になったと推察される。また、2.1 で記述したとおり、本研究では設備更新の影響を考慮しないこととしているが、仮に焼却設備の老朽化等による更新を考慮した場合、一例として炭化汚泥の肥料利用を挙げると、焼却設備を炭化設備に更新することで $\Delta\text{GHG}=2.6$ [t-CO₂/t] と試算され、更なる GHG 削減効果が得られる結果となった。一方で、更新前設備の解体撤去、更新時の将来の汚泥発生量を考慮したスケールダウンおよび集約処理⁴²⁾を考慮できていない点に留意する必要がある。

3.2 LCC の試算結果

Fig. 3, 4 に、従来製品の単位利用量あたりの LCC、および下水道資源の単位利用量あたりの LCC を処理場規模別に示した。また、汚泥処分に伴うコストの削減効果も考慮した差し引いた正味の LCC および式 (2) で試算した ΔLCC の試算結果を示した。Fig. 3 は大規模処理場、Fig. 4 は中小規模処理場での結果を示す。

ここで、Fig. 3 および Fig. 4 にプロットを行った、大規模および中小規模処理場における下水道資源の有効利用時の ΔLCC に着目すると、消化ガス利用および消化ガス発電は、-105 千円~-444 千円の ΔLCC となり処理場規模を問わず、従来製品が優位となった。消化による投入汚泥の減量効果（脱水設備、焼却設備のスケールダウンによる効果）を考慮していない点に留意する必要があるが、消化設備を新設するため、建設費年価が下水道資源製造費の 90% 弱を占めたことによるものと考えられる。また FIT が適用される市

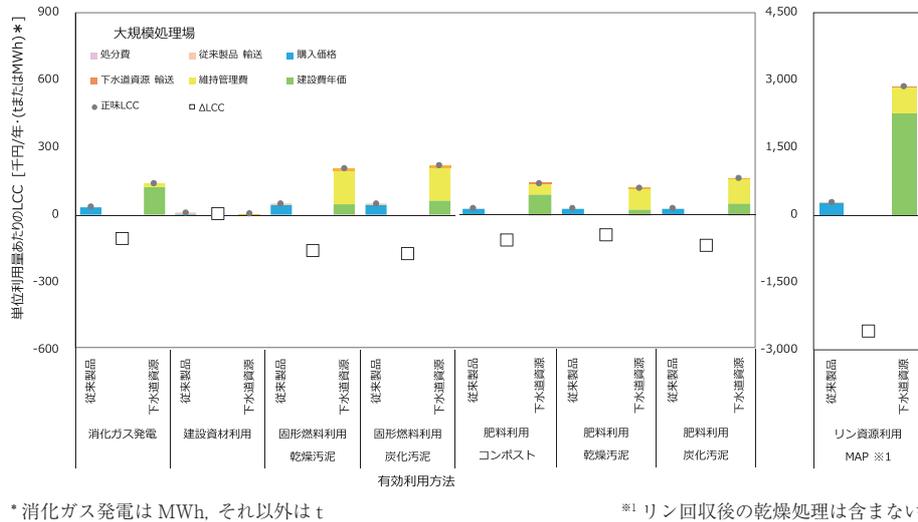


Fig. 3 Comparison of LCC from using the sludge resources (Large Treatment Plants)

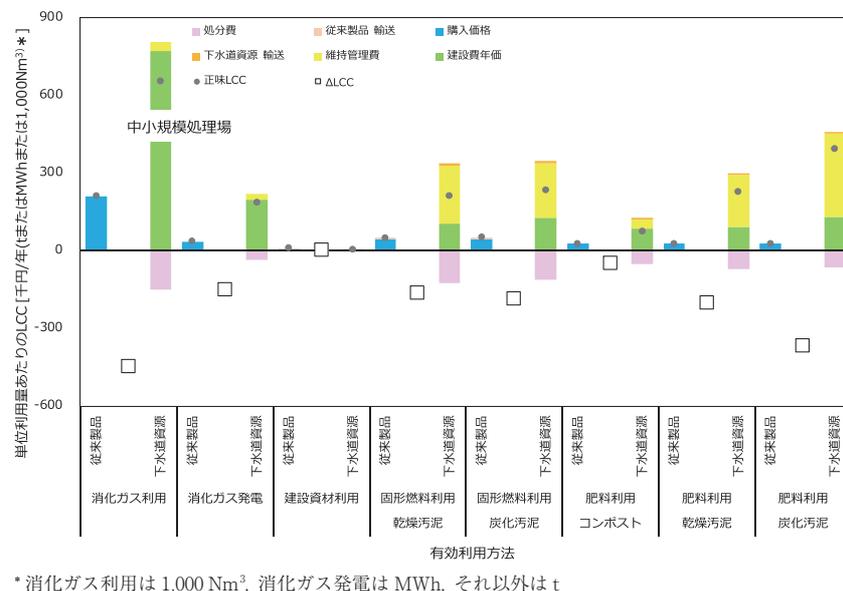


Fig. 4 Comparison of LCC from using the sludge resources (Small or Medium Treatment Plants)

場メカニズムではFITの適用有無により消化ガス利用および消化ガス発電の優位性が異なる⁴³⁾。本試算ではFITを考慮していないが、FITを適用すれば、LCCの削減において効果的であったと想定される。建設資材利用は、5.47千円の Δ LCCとなり処理場規模を問わず下水道資源が優位となった。本試算では、焼却灰の処分費用を8,000円/tと仮定し、処分が不要になることによる費用軽減分と、建設資材利用への焼却灰の受け入れ費用とがほぼ相殺されると想定してどちらも計上しなかった。下水処理場ごとに実際の焼却灰の処分費および建設資材利用への受け入れ費用は様々であるが、本試算には反映されていないことに留意する必要がある。

固形燃料利用は、-156~-185千円の Δ LCCとなり、処理場規模を問わず、従来製品が優位となった。木室ら⁴⁴⁾は種々の下水汚泥エネルギー化システムにおいて乾燥、炭化による燃料生成システムのコスト評価を行い、燃料生成システムの建設費が安価であることを述べており、本試算における乾燥汚泥、炭化汚泥の固形燃料利用では建設費が維持管理費を下回っていたことから同様の結果が得られた。本検討では従来製品として石炭を使用する方がコストを抑えられる結果となったが、石炭の輸入価格は社会情勢の影響を受ける場合が多く、情勢に応じて下水道資源が優位となる可能性があることに留意する必要がある。また、燃料化施設は既に革新的技術が開発され導入が進んでおり、新技術を活用することで下水道事業の外部貢献も含めて効果が得られるようになること、燃料化施設は既存の焼却施設等の更新に伴い導入する事例が多いが本検討では設備更新の影響を考慮していないことから、これらの影響を考慮することで下水道資源が優位となる可能性がある。

リン資源利用は、リン回収設備の建設費が下水道資源全体のLCCの半分以上を占めるため、MAP回収では-2,580千円の Δ LCCとなり従来製品が優位となった。三島⁴⁵⁾は、リン回収の社会実装への問題点として回収設備への初期投資が大きくなることを挙げており、本試算でも同様の結果が得られた。

肥料利用は、大規模処理場では-91~-136千円の Δ LCCとなり従来製品が優位となった。中小規模処理場では、-47~-366千円の Δ LCCとなり従来製品が優位となった。下水処理場でコンポスト化設備、乾燥設備、炭化設備を建設、運転する想定で試算を行ったためコストが大きくなると計算されたが、実際の中小規模処理場では、大規模な設備投資を避けて集約処理や外部への委託処分事例が多い⁶⁾ことから、より実態に即した試算条件に見直す余地があると考えられる。本検討では従来製品として化学肥料を使用する方がコストを抑えられる結果となったが、化学肥料の市場価

格は社会情勢の影響を受ける場合が多く、情勢に応じて下水道資源が優位となる可能性があることに留意する必要がある。また、燃料化施設と同様、肥料化施設は既に革新的技術が開発され導入が進んでおり、新技術を活用することで下水道事業の外部貢献も含めて効果が得られるようになること、既存の焼却施設等の更新に伴い導入する事例が多いが本検討では設備更新の影響を考慮していないことから、これらの影響を考慮することで下水道資源が優位となる可能性がある。一方で小林⁴⁶⁾は、コンポスト化設備は国内や世界的に広く利用され、その稼働費の安さに言及しており、本試算でも乾燥汚泥、炭化汚泥の肥料利用と比較してコンポストの維持管理費が小さい結果となった。

3.3 下水道事業の外部貢献も含めたGHG排出量とLCCの評価結果

Table 8, 9に、3.1および3.2での試算結果を整理

Table 8 Estimation of GHG emission reductions in utilization of sewage sludge beyond the boundaries of the sewage industry

有効利用方法（大規模処理場）		Δ GHG	単位
消化ガス発電	—	1,764	t-CO ₂ /MWh
建設資材利用	—	0.517	t-CO ₂ /t
固形燃料利用	乾燥汚泥	1.4	t-CO ₂ /t
固形燃料利用	炭化汚泥	1.18	t-CO ₂ /t
リン資源利用	MAP	0.183	t-CO ₂ /t
肥料利用	コンポスト	-0.024	t-CO ₂ /t
肥料利用	乾燥汚泥	-0.277	t-CO ₂ /t
肥料利用	炭化汚泥	-0.405	t-CO ₂ /t

有効利用方法（中小規模処理場）		Δ GHG	単位
消化ガス利用	—	6,171	t-CO ₂ /1,000 Nm ³
消化ガス発電	—	1,680	t-CO ₂ /MWh
建設資材利用	—	0.517	t-CO ₂ /t
固形燃料利用	乾燥汚泥	0.819	t-CO ₂ /t
固形燃料利用	炭化汚泥	2	t-CO ₂ /t
肥料利用	コンポスト	1.94	t-CO ₂ /t
肥料利用	乾燥汚泥	-0.603	t-CO ₂ /t
肥料利用	炭化汚泥	0.0712	t-CO ₂ /t

Table 9 Estimation of LCC reductions in utilization of sewage sludge beyond the boundaries of the sewage industry

有効利用方法（大規模処理場）		Δ LCC	単位
消化ガス発電	—	-105	千円/年・MWh
建設資材利用	—	5.47	千円/年・t
固形燃料利用	乾燥汚泥	-156	千円/年・t
固形燃料利用	炭化汚泥	-169	千円/年・t
リン資源利用	MAP	-2,580	千円/年・t
肥料利用	コンポスト	-112	千円/年・t
肥料利用	乾燥汚泥	-91	千円/年・t
肥料利用	炭化汚泥	-136	千円/年・t

有効利用方法（中小規模処理場）		Δ LCC	単位
消化ガス利用	—	-444	千円/年・1,000 Nm ³
消化ガス発電	—	-149	千円/年・MWh
建設資材利用	—	5.47	千円/年・t
固形燃料利用	乾燥汚泥	-162	千円/年・t
固形燃料利用	炭化汚泥	-185	千円/年・t
肥料利用	コンポスト	-47	千円/年・t
肥料利用	乾燥汚泥	-200	千円/年・t
肥料利用	炭化汚泥	-366	千円/年・t

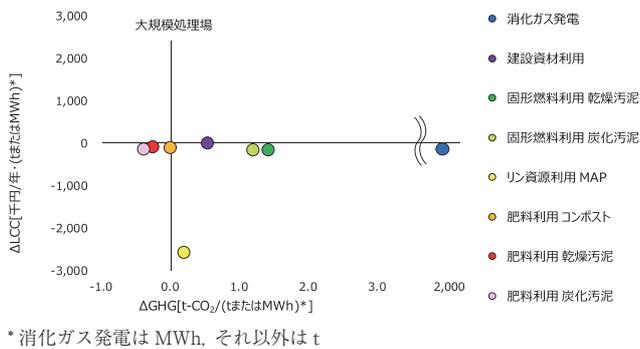


Fig. 5 Estimation of GHG emission and LCC reductions in utilization of sewage sludge beyond the boundaries of the sewage industry (Large Treatment Plants)

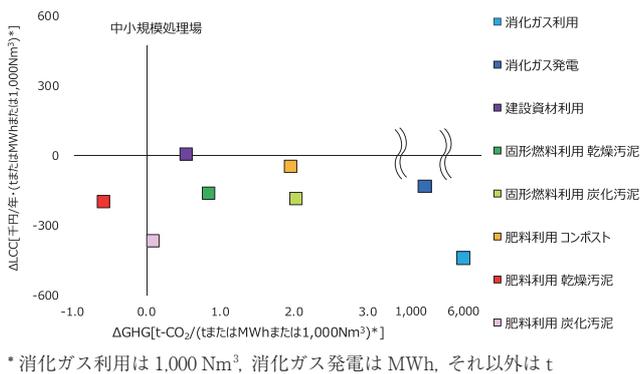


Fig. 6 Estimation of GHG emission and LCC reductions in utilization of sewage sludge beyond the boundaries of the sewage industry (Small or Medium Treatment Plants)

し、**Fig. 5, 6** に下水道事業の外部貢献も含めた GHG 排出量と LCC の評価結果をプロットし、処理場規模別に示した。

大規模処理場では、建設資材利用が第 1 象限、資源化形態によらず肥料利用が第 3 象限、リン資源利用 (MAP)、消化ガス発電、固形燃料利用が第 4 象限に位置付けられた。中小規模処理場では、建設資材利用が第 1 象限、消化ガス利用、消化ガス発電、固形燃料利用、肥料利用 (コンポスト、炭化汚泥) は第 4 象限、肥料利用 (乾燥汚泥) は第 3 象限に位置付けられる結果となった。なおこれらの結果は、従来製品の利用に対する下水道資源の有効利用の効果を示したものであり、下水道フローの比較 (例えば固形燃料利用と汚泥焼却) を示したものではないことに留意されたい。

第 1 象限に位置づけられている事例は、下水道事業の外部貢献も含めた効果が確認され、今後も導入が促進される技術として評価可能であった。本研究では該当するプロットはないが、第 2 象限に位置づけられている事例の特徴としては、LCC では下水道事業の外部貢献も含めた効果があり、今後コスト効果を維持したまま、GHG 排出量を抑制する技術開発が必要であることが挙げられる。

第 4 象限に位置づけられているものは、GHG 排出量では下水道事業の外部貢献も含めた効果が確認され、今後 LCC を低減するため、汚泥資源の販売による便

益の計上、既存の補助・支援・優遇制度の活用が必要と考えられる。消化ガス発電では自家利用による外部貢献の過小評価があったが、さらに再エネの固定価格買取制度 (FIT) によるコスト回収分を考慮しなかったことから、LCC を補填することが可能である。リン資源利用 (MAP)、肥料利用では、農林水産省が実施しているみどりの食料システム法に基づく認定制度に基づいたみどり投資促進税制⁴⁷⁾が導入されており、化学肥料の代替となる資材製造施設・設備の導入時償却額により LCC を補填することが可能である。

第 3 象限に位置づけられているものは、GHG 排出量および LCC の評価軸では、下水道事業の外部貢献も含めた効果が得られないものとなった。これは、肥料利用 (乾燥汚泥) において乾燥プロセスのエネルギーやコストが大きいと試算されたことによると考えられるが、一方で中小規模処理場における乾燥汚泥の肥料利用は既に革新的技術が開発され導入が進んでいることから⁴⁸⁾、このような新技術を活用することで下水道事業の外部貢献も含めて効果が得られるようになる可能性がある。

下水道事業の外部貢献効果を得るための手段として、カーボンオフセットのための各種制度のうち、GHG 排出削減量をクレジットとして認証する J-クレジット制度⁴⁹⁾により、 ΔGHG をクレジットで認証することができる。ブルーカーボンを定量化した J-ブルークレジット制度の中では、2021 年度の取引額として税抜き 72,816 円 [t-CO₂] を設定しており⁵⁰⁾、本研究で試算を行った GHG 排出量および LCC の異なる評価軸において、下水道資源の有効利用事例に応じ、対象範囲や汚泥処分形態を適切に検討した上で妥当な取引額を設定することが可能になると推察される。

GHG 排出量、LCC 以外の評価軸を検討することも想定される。リン回収技術は従前水処理過程での返流水負荷低減を目的としていたこと、食料安全保障の強化等の観点から、令和 12 年までに肥料の使用量 (リンベース) に占める国内資源の割合を 40% (2021 年: 25%) まで拡大する政府目標が食料安全保障強化政策大綱にて示されている⁵¹⁾こと、GHG 排出量、経済性評価以外にも、地域農業への貢献、サーキュラーエコノミーの構築等を総合的に判断する必要がある⁵²⁾ことから、現時点での市場採算性は厳しくとも、GHG 排出量以外の環境負荷、資源枯渇の対応のための国内資源確保という観点で、新たな評価軸でリン資源利用の効果を評価することが可能となる。また、処分先の安定確保、用地制限等の定性的評価も想定されており、引き続き検討が必要である。

本論文で検討した手法により、下水道事業の外部貢献も含めた効果について、GHG 排出量および LCC の評価軸に基づき、一定の定量化が図られた。また、下

水道資源の有効利用前に利用していた製品を従来製品として下水道資源の有効利用と比較することにより、下水処理場が選択し得る有効利用事例の外部貢献も含めた効果について、俯瞰的かつ概略的に把握することも合わせて可能となった。一方で、引用した費用関数には、適用範囲等の制約があること、また本試算では施設更新の影響を考慮していない等の課題が残っており、より実態に即した試算結果を提示するためには、継続して情報収集を実施する必要がある。

3.4 下水道事業の外部貢献も含めた GHG 排出量および LCC の全国での削減効果

国土交通省の調査(2023年度)により国内で機械乾燥汚泥の固形燃料利用を実施している下水処理場は大規模処理場が7箇所、中小規模処理場は13箇所にとどまっていた。肥料利用事例が多く、季節・需要の変動に応じて固形燃料利用、肥料利用を並行して実施する場合を除外していることに留意する必要があるが、固形燃料利用を行っている下水処理場において一般炭との代替を行うことによる下水道事業の外部貢献も含めた全国での GHG 排出量および LCC の削減効果はそれぞれ **Table 10** のとおり 5.6 万 t-CO₂、-68 億円であった。GHG 排出量削減効果は得られたが、LCC の削減効果は得られない結果となった。燃料化施設の LCC 削減に効果的な新技術の導入、本試算では考慮されていない焼却施設から燃料化施設への設備更新による建設費等の低減を考慮する等により、LCC の削減効果が得られると推察される。また、下水道資源の有効利用を行わずに陸上埋立、海面埋立を行っている処理場は大規模処理場で61箇所、中小規模処理場で338箇所あり、発生汚泥量合計が354,000 [t-DS]であることから、下水道資源の有効利用を行っていない下水処理場でも外部貢献も含めた効果を検討することが可能である。

Table 10 Estimation of GHG emission and LCC reductions in utilization of sewage sludge beyond the boundaries of the sewage industry in Japan (Utilization of Sewage Sludge as Solid Fuel)

	大規模	中小規模	合計
発生汚泥量 [t-DS/year]	35,183	8,273	43,456
処理場数	7	13	20
GHG 排出量削減効果 [t-CO ₂ /year]	49,731	6,722	56,453
LCC 低減効果 [百万円/year]	-5,486	-1,337	-6,822

4. 結論

4.1 効果定量化手法まとめ

本研究では、既存の下水道資源の有効利用事例に基

づいて GHG 排出量および LCC の下水道事業の外部貢献も含めた効果を定量化し、両方の観点を踏まえて総合的に評価する手法について検討するため、双方の評価軸での下水道事業の外部貢献について定量的な評価を試みた。以下、本研究で得られた知見をまとめた。

- ・ GHG 排出量の効果の試算では、大規模処理場では、肥料利用(コンポスト化、乾燥汚泥、炭化汚泥)は従来製品が優位となり、その他は下水道資源が優位となった。中小規模処理場では、肥料利用(乾燥汚泥)のみ従来製品が優位となったが、その他は下水道資源の有効利用が優位となった。
- ・ LCC の効果の試算では、大規模処理場、中小規模処理場ともに、建設資材利用のみ下水道資源優位となり、その他は従来製品が優位となった。
- ・ GHG 排出量および LCC の双方の評価軸で下水道事業の外部貢献について定量的な評価を行った。試算結果により効果が小さいものは、今後の効果向上の方策として開発済みの革新的技術の導入、便益計上や既存の補助・支援・優遇制度の活用、J-クレジット制度による GHG 排出量のクレジット、資源確保の構築等他の評価軸の検討が考えられた。
- ・ 下水道事業の外部貢献も含めた全国での効果として、乾燥汚泥の固形燃料利用を想定した場合、5.6 万 t-CO₂ の GHG 排出量削減効果、-68 億円の LCC 削減効果が得られた。GHG 排出量削減効果は得られたが、LCC の削減効果は得られない結果であり、燃料化施設の LCC 削減に効果的な新技術の導入、本試算では考慮されていない焼却施設から燃料化施設への設備更新による建設費等の低減を考慮する等により、LCC の削減効果が得られると推察される。

4.2 今後の展望

現在、企業活動における気候変動関連の情報開示の一環として、国際サステナビリティ基準審議会(ISSB)と整合を図り、日本版サプライチェーン全体の排出量開示基準案が公表され⁵³⁾、任意報告の Scope3 (他者排出)が開示対象となる潮流で、下水道資源の有効利用による外部貢献がサプライチェーン上に位置づけられる可能性がある。GHG を多量に排出する者が自ら排出する GHG 排出量を算定、報告して集計・公表する算定・報告・公表制度⁵⁴⁾の中で、外部貢献の取組を GHG プロトコルの分類に応じて試算、報告できるような検討を進める必要がある。また、GHG 排出量、LCC 以外の環境負荷、資源枯渇への対応等、下水道資源の有効利用の導入においては、多様な評価軸による総合的な判断が可能となるような検討を進める必要がある。

謝 辞

試算のための貴重な関連データの収集にご協力を賜りました下水処理場の関係者の皆さまに謝意を表します。また本研究の一部は、下水道技術開発会議エネルギー分科会の検討の一環として実施したものです。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部, 公益社団法人日本下水道協会: 脱炭素社会への貢献のあり方検討小委員会報告書～脱炭素社会を牽引するグリーンイノベーション下水道～, pp. 13-14 (2022)
- 2) 国土技術政策総合研究所: 令和5年度下水道技術開発会議エネルギー分科会(第3回)資料, p. 2 (2024)
- 3) 国土交通省: 脱炭素化/資源・エネルギー利用
https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewera/ge_tk_000124.html (閲覧日 2025. 5. 17)
- 4) 国土交通省: 下水汚泥資源の肥料利用
https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewera/mizukokudo_sewera_ge_tk_000555.html (閲覧日 2025. 5. 17)
- 5) 武内晴彦: 縦型密閉発酵槽による下水汚泥の肥料化技術, 月刊下水道, Vol. 47, No. 13, pp. 41-44 (2024)
- 6) 矢本貴俊, 太田太一, 山下洋正: 下水汚泥の脱水乾燥による肥料化・燃料化技術の実用化～中小規模処理場への普及に向けて～, 土木技術資料, Vol. 60, No. 6, pp. 12-15 (2018)
- 7) 佐賀市上下水道局: 肥料の有料販売について
<https://www.water.saga.saga.jp/main/104.html> (閲覧日 2024. 12. 28)
- 8) 疋田浩一: LCA 手法の比較と今後の課題, 研究紀要, Vol. 22, pp. 213-220 (2021)
- 9) 国土交通省都市・地域整備局下水道部: 下水道におけるリン資源化の手引き, pp. 31, 104-105 (2010)
- 10) 経済産業省資源エネルギー庁: 日本のエネルギー, p. 3 (2020)
- 11) 独立行政法人エネルギー・金属鉱物資源機構: 豪州東海岸における LNG 輸出増と豪国内ガス安定制度 (ADGSM) の導入, p. 6 (2017)
- 12) 一般財団法人中東協力センター: サウジアラビア王国の産業基盤, p. 18 (2016)
- 13) 独立行政法人エネルギー・金属鉱物資源機構: 石油・天然ガス資源情報
<https://oilgas-info.jogmec.go.jp/termlist/1000769/1000803.html> (閲覧日 2025. 3. 13)
- 14) 石橋洋信: 官民の協力により整備が進む豪州の石炭積出港, 日本港湾協会港湾政策研究所 [港湾], pp. 40-41 (2010)
- 15) 独立行政法人エネルギー・金属鉱物資源機構: 鉱物資源マテリアルフロー 33. リン (P)
https://mric.jogmec.go.jp/wp-content/uploads/2019/03/material_flow2018_P.pdf (閲覧日 2025. 3. 13)
- 16) 総務省 HP: 市町村の現況について, p. 3
https://www.soumu.go.jp/main_content/000219751.pdf (閲覧日 2025. 3. 13)
- 17) 環境省: 温室効果ガス排出量算定・報告マニュアル 算定・報告・公表制度における算定方法・排出係数一覧 (2023)
- 18) 小林久, 佐合隆一: 窒素およびリン肥料の製造・流通段階のライフサイクルにわたるエネルギー消費量と CO₂ 排出量の試算, 農作業研究, Vol. 36, No. 3, pp. 141-151 (2001)
- 19) 環境省: 電気事業者別排出係数一覧 (2023)
- 20) 国土交通政策研究所: 物流から生じる CO₂ 排出量のディスク
- ロージャーに関する手引き (2012)
- 21) 経済産業省・国土交通省: 貨物自動車のエネルギー消費性能の向上に関するエネルギー消費機器等製造事業者等の判断の基準等 (2015)
- 22) 環境省: 特定排出者の事業活動に伴う温室効果ガスの排出量の算定に関する省令 (2023)
- 23) 国立環境研究所: 日本国温室効果ガスインベントリ報告書, pp. 4-6 (2022)
- 24) 環境省, 国土交通省: 下水道における地球温暖化対策マニュアル, p. 35, 38 (2016)
- 25) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部: 下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン —平成 29 年度版—, pp. 56-57, 60-61, 83, 142, 168 (2017)
- 26) 環境省: 廃棄物分野における排出量の算定方法について (廃棄物分科会), p. 8
<https://www.env.go.jp/content/900445000.pdf> (閲覧日 2025. 5. 19)
- 27) 資源エネルギー庁: エネルギー源別標準発熱量・炭素排出係数一覧
- 28) JIS 7312 BSF-15
- 29) 鳥取ガス HP:
https://www.enetopia.jp/?page_id=81 (閲覧日 2024. 12. 28)
- 30) 東京電力 HP スタンダード L:
<https://www.tepco.co.jp/ep/private/plan/standard/kanto/index-j.html> (閲覧日 2024. 12. 28)
- 31) 北陸電力 HP:
https://www.rikuden.co.jp/campaign/otoku_light/ (閲覧日 2024. 12. 28)
- 32) 経済産業省: 経済産業省生産動態統計確報 (2024)
- 33) 宮元保久: 石炭年鑑 —2023 年度版—, (株)テックスレポート, pp. 42-43 (2023)
- 34) 農林水産省農産局技術普及課: 肥料をめぐる情勢 (2023)
https://www.maff.go.jp/j/seisan/sien/sizai/s_hiryo/attach/pdf/HirouMegujiR5-5.pdf (閲覧日 2024. 12. 28)
- 35) 公益社団法人全日本トラック協会: 一般貨物自動車運送事業に係る標準的な運賃 (令和 6 年 3 月告示)
https://jta.or.jp/wp-content/themes/jta_theme/pdf/hyoujun_unchin202403/kyori.pdf (閲覧日 2025. 5. 11)
- 36) 国土交通省総合政策局: 建設工事費デフレーター
https://www.mlit.go.jp/sogoseisaku/jouhouka/sosei_jouhouka_tk4_000112.html (閲覧日 2024. 12. 28)
- 37) 国土交通省都市・地域整備局下水道部, 社団法人日本下水道協会: バイオソリッド利活用推進マニュアル, pp. 81-82 (2004)
- 38) 財団法人下水道新技術推進機構: 下水処理場へのバイオマス (生ごみ等) 受け入れマニュアル, pp. 53-54 (2010)
- 39) A. Ding, R. Zhang, HH. Ngo, X. He, J. Ma, J. Nan and G. Li: Life cycle assessment of sewage sludge treatment and disposal based on nutrient and energy recovery: A review., Science of the Total Environment, Vol. 769, 144451 (2021)
- 40) 小林信介, 板谷義紀, 須網暁: 下水汚泥乾燥プロセスにおけるエネルギー回収量と CO₂ 削減量のケーススタディ, 廃棄物資源循環学会論文誌, Vol. 33, pp. 242-253 (2022)
- 41) 鶴巻峰夫, 吉田綾子, 星山英一: リン資源循環を実現するシステム構築のための基礎的条件に関する検討, 環境システム研究論文集, Vol. 36, pp. 217-225 (2008)
- 42) 中尾彰文, 山本祐吾, 吉田登: 処理規模の変化に応じた下水汚泥処理施設更新の将来計画 —和歌山市におけるケーススタディ, 土木学会論文集 G (環境), Vol. 70, No. 6, II_381-II_392 (2014)
- 43) 分部茉由子, 中久保豊彦: 消化ガスの利用方式に着目した下

- 水汚泥固形燃料化システムの比較評価, 第30回廃棄物資源循環学会研究発表会, p.167 (2019)
- 44) 木室洋介, 古林敬顕, 中田俊彦: 下水汚泥エネルギー利用システムのインベントリ分析による性能評価, 日本エネルギー学会誌, Vol. 90, No. 3, pp. 247-257 (2011)
- 45) 三島慎一郎: 日本における未利用資源からのリンの再生利用, 農研機構研究報告, No. 4, pp. 1-9 (2020)
- 46) 小林達治: 汚泥のコンポスト化の必要性, 環境技術, Vol. 12, No. 9, pp. 596-596 (1983)
- 47) 農林水産省: みどりの食料システム法について
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/kankyo/seisaku/midori/houritsu.html#zeisei> (閲覧日 2025. 5. 11)
- 48) 国土技術政策総合研究所: 脱水乾燥システムによる下水汚泥の肥料化, 燃料化技術導入ガイドライン(案), 国土技術政策総合研究所資料, No. 1058 (2019)
- 49) J-クレジット制度事務局: J-クレジット制度について
<https://japancredit.go.jp/about/outline/> (閲覧日 2025. 5. 14)
- 50) 国立研究開発法人海上・港湾・航空技術研究所港湾空港技術研究所: ブルーカーボン・クレジット制度(Jブルークレジット)の状況
<https://www.mlit.go.jp/kowan/content/001589204.pdf> (閲覧日 2025. 5. 19)
- 51) 農林水産省食料安定供給・農林水産業基盤強化本部: 食料安全保障強化政策大綱(2022)
<https://www.maff.go.jp/j/kanbo/attach/pdf/anteikyokyukiban-4.pdf> (閲覧日 2025. 5. 29)
- 52) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部: 下水汚泥資源の肥料利用に関する検討手順書(案), p. II-26 (2024)
- 53) サステナビリティ基準委員会(SSBJ): サステナビリティ開示基準の適用(2025)
https://www.ssb-j.jp/wp-content/uploads/sites/6/jponly_20250305_01.pdf (閲覧日 2025. 5. 25)
- 54) 環境省: 温室効果ガス排出量算定・報告・公表制度
<https://policies.env.go.jp/earth/ghg-santeikohyo/about.html> (閲覧日 2025. 5. 19)

Study on Quantifying Methods of the Effects of Sewage Sludge Utilization Including External Contribution Based on Greenhouse Gas Emissions and Life Cycle Costs

Ryuto Aoba^{1)†}, Manabu Matsushashi¹⁾, Hiroyuki Shigemura¹⁾ and Hiromasa Yamashita¹⁾

¹⁾ National Institute for Land and Infrastructure Management

† Correspondence should be addressed to Ryuto Aoba:

National Institute for Land and Infrastructure Management

E-mail: aoba-r92ta@mlit.go.jp

Abstract

The sewage treatment process consumes large amounts of energy and produces significant carbon emissions. On the other hand, all Japanese sewerage industry has been to achieve carbon neutrality in 2050. Effective utilization of sewage sludge is essential for achieving the carbon neutrality in sewerage industry. In addition, the utilization of sewage sludge can contribute to the reduction of greenhouse gas emissions (GHGs) and life cycle costs (LCC), including beyond the boundaries of the sludge treatment facility, called external contribution, in case of replacing as conventionally used resources. However, few studies have focused on sludge treatment for GHGs and LCC for external contribution in sludge treatment facility. In this research, the reduction of GHGs emissions and LCC effects of using sewage sludge as a substitute for resources that rely on imports from overseas were evaluated based on the case of the effective utilization of sewage sludge.

Key words: sewage sludge, external contribution, utilization, greenhouse gas emissions, life cycle costs

〈ノート〉

霞ヶ浦を対象とした機械学習によるクロロフィル a 濃度の時系列的推定モデルの開発

小林 伸 幸^{1,2)†}, 岡 安 祐 司³⁾¹⁾ 国立研究開発法人 土木研究所 流域水環境研究グループ (水質) 交流研究員
(〒 305-8516 茨城県つくば市南原 1 番地 6 E-mail: kobayashi-n574cn@pwri.go.jp)²⁾ ㈱明電舎 水インフラ技術本部
(〒 141-6029 東京都品川区大崎 2-1-1 ThinkPark Tower E-mail: kobayashi-no@mb.meidensha.co.jp)³⁾ 国立研究開発法人 土木研究所 流域水環境研究グループ (水質) 上席研究員
(〒 305-8516 茨城県つくば市南原 1 番地 6 E-mail: okayasu-y573cm@pwri.go.jp)

概 要

衛星リモートセンシングは湖沼における表層 Chl-a 濃度の広域把握に有効であり、光学衛星画像から Chl-a 濃度を推定する手法が開発されている。しかし、観測頻度や曇天等の制約から短期的な環境変化の把握に限界がある。

本研究では、霞ヶ浦を対象に、光学衛星のバンド情報に加え、現地観測データの特徴量として用いた機械学習モデルを構築することで、より詳細な水質の時系列変動の推定を試みた。モデル構築の結果、決定木ベースのモデルは従来手法と比較して優れた推定精度を示し、機械学習による Chl-a 濃度の時系列推定の有効性が示された。

キーワード：クロロフィル a, 湖沼, リモートセンシング, 現地観測データ, 機械学習
原稿受付 2025.5.30 原稿受理 2025.8.22

EICA: 30(2・3) 58-65

1. 研究背景・目的

日本国内の湖沼において、1960年代以降に人口増加や都市化による栄養塩排出量の増加等により、富栄養化が多くの水域で進行していった¹⁾。富栄養化による植物プランクトン濃度の上昇はアオコの発生や透明度の低下といった水環境の悪化を引き起こし、ダムや湖沼等においては水域の管理者がアオコのモニタリングや対策を実施している²⁾。アオコ等の対策手法の検討や対策効果の把握のために植物プランクトン濃度を詳細にモニタリングすることが重要だが、従来の採水を中心とする調査では頻度や地点数に限界があり、広域かつ高頻度なモニタリングの実現は困難であった。

近年、衛星リモートセンシングは Chl-a の光学特性を捉えることで広域の水質モニタリングを可能にしたが³⁻⁵⁾、衛星観測は、月に数回程度に限られ、また雲により観測できない問題も大きく、特にプランクトンが急増する夏期の連続的モニタリングには問題があった。

そこで本研究では、茨城県の霞ヶ浦を対象として、衛星画像による光学的特徴量に加え、現地の水質測定値、および気象観測データを機械学習モデルに統合的に取り込むことで、Chl-a 濃度を時系列的に推定する手法の構築を試みた。また、SHAP (SHapley Additive exPlanations) 値を用いて各特徴量の寄与を評価し、Chl-a 濃度の推定において重要な因子を明らかにすることを試みた。

2. 対象地域とデータセット

2.1 対象地域と観測地点

対象は茨城県の霞ヶ浦及び北浦である。霞ヶ浦は自然的富栄養化が進行しやすい特徴 (①平均水深が浅い, ②濁度が高い, ③水理学的滞留時間が長い (202日)) を有し、生活排水や畜産業、農業由来の非点源汚染に含まれる栄養塩の流入等の人為的な富栄養化も進行しており、水質の悪化が生じやすい湖沼である^{6,7)}。

本研究の観測地点を Fig. 1 に示す。これらの 5 地点は、いずれも行政機関により設定された環境基



Fig. 1 Observation Sites (Modified from Geospatial Information Authority of Japan Map)

準点に該当しており、水域ごとの水質を代表する地点である。

2.2 データセットの概要

本研究では、霞ヶ浦を対象に、Sentinel-2 衛星画像データ^{8,9)}、水質観測データ、ならびに気象データを

Table 1 Input dataset for machine learning models

データ種別	特徴量名	解 説	データ構造					
			MAX	MIN	Median	Mean	Std	VIF
Sentinel-2 衛星画像データ (直近観測値)	B1 (443)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 1 (443 nm) における表面反射率データ	0.071	0.005	0.015	0.017	0.008	114.25
	B2 (490)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 2 (490 nm) における表面反射率データ	0.074	0.008	0.019	0.020	0.009	343.06
	B3 (560)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 3 (560 nm) における表面反射率データ	0.104	0.009	0.027	0.029	0.011	606.13
	B4 (665)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 4 (665 nm) における表面反射率データ	0.076	0.005	0.020	0.021	0.010	614.38
	B5 (705)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 5 (705 nm) における表面反射率データ	0.111	0.007	0.025	0.028	0.012	858.51
	B6 (740)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 6 (740 nm) における表面反射率データ	0.066	0.004	0.013	0.014	0.007	1719.80
	B7 (783)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 7 (783 nm) における表面反射率データ	0.076	0.003	0.013	0.015	0.008	1740.79
	B8 (842)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 8 (842 nm) における表面反射率データ	0.063	0.004	0.013	0.014	0.007	574.02
	B9 (865)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 9 (865 nm) における表面反射率データ	0.057	0.003	0.010	0.012	0.007	872.37
	B10 (945)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 10 (945 nm) における表面反射率データ	0.067	-0.014	0.003	0.006	0.009	11.93
	B11 (1610)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 11 (1610 nm) における表面反射率データ	0.049	0.000	0.010	0.014	0.013	651.26
	B12 (2190)	予測日を基準に、それ以前の直近の衛星観測で得られた、バンド 12 (2190 nm) における表面反射率データ	0.163	-0.005	0.024	0.037	0.033	503.08
	3BAND	Chl-a の吸収が強い赤色波長 (665 nm) と、吸収が弱い近赤外波長 (705 nm) の反射率の差に、 3BAND = (1/Rrs(665) - 1/Rrs(705)) * Rrs(740)	0.50	-0.01	0.14	0.17	0.09	91.20
	G(560)/B(443)	Green (緑)/Blue (青) バンドの比率	3.68	0.89	1.73	1.84	0.44	3.34
	G(560)/R(665)	Green (緑)/Red (赤) バンドの比率	1.82	0.71	1.44	1.42	0.19	280.42
R(665)/NIR(705)	Red (赤)/NIR (近赤外) バンドの比率	1.02	0.49	0.76	0.76	0.10	953.20	
NDVI	正規化植生指数 NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) 植生の健康状態を測る指標で健康な植物は NIR を強く反射し、Red を強く吸収する特性を利用 $NDVI = \frac{NIR - Red}{NIR + Red}$	0.46	-0.13	0.21	0.20	0.10	20.04	
NDWI	水域識別指標 NDWI (Normalized Difference Water Index) 水域を識別する指標で水域は Green を比較的反射し、NIR を強く吸収する特性を利用 $NDWI = \frac{Green - NIR}{Green + NIR}$	0.90	-0.50	0.04	0.12	0.34	5.18	
気象データ (直近観測値)	Ave Temperature_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の平均温度	31.60	1.50	10.00	12.14	7.92	867.54
	Ave Temperature_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の平均温度	30.80	1.07	9.73	12.23	8.01	981.52
	Ave Temperature_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の平均温度	29.93	2.06	10.23	12.11	7.85	1631.25
	Ave Temperature_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の平均温度	29.04	2.54	10.31	12.03	7.73	1859.10
	Ave Temperature_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の平均温度	28.23	3.04	10.37	12.03	7.47	712.70
	Max Temperature_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の最大温度	37.40	6.30	16.00	17.66	7.73	880.09
	Max Temperature_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の最大温度	37.40	7.60	18.60	19.96	7.86	606.13
	Max Temperature_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の最大温度	38.00	12.50	20.40	21.54	7.02	1171.15
	Max Temperature_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の最大温度	38.00	12.50	21.70	22.41	7.08	1405.57
	Max Temperature_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の最大温度	38.00	12.90	23.10	23.78	7.12	709.04
	Precipitation_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の合計降水量	42.00	0.00	0.00	1.47	5.44	2.29
	Total Precipitation_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の合計降水量	95.50	0.00	0.00	5.42	11.92	3.85
	Total Precipitation_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の合計降水量	140.50	0.00	4.50	14.04	21.09	9.91
	Total Precipitation_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の合計降水量	152.00	0.00	20.50	33.46	33.20	27.18
	Total Precipitation_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の合計降水量	389.50	2.00	73.00	83.31	68.66	39.41
	Direct Solar Radiation_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の合計直接日射量	32.70	0.00	18.73	16.59	11.19	18.30
	Direct Solar Radiation_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の合計直接日射量	93.54	0.42	51.93	50.58	21.96	40.35
	Direct Solar Radiation_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の合計直接日射量	209.62	1.54	118.64	115.27	36.80	129.76
	Direct Solar Radiation_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の合計直接日射量	332.78	49.52	229.85	224.87	60.89	291.73
	Direct Solar Radiation_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の合計直接日射量	675.72	103.18	459.33	449.50	108.04	173.18
	Ave_wind_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の平均風速	3.10	0.90	1.80	1.87	0.58	132.40
	Ave_wind_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の平均風速	3.47	1.00	1.87	1.88	0.43	289.35
	Ave_wind_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の平均風速	3.40	1.20	1.89	1.92	0.34	861.13
	Ave_wind_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の平均風速	3.24	1.36	1.96	1.96	0.29	1444.26
	Ave_wind_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の平均風速	2.75	1.55	1.94	1.98	0.25	1077.53
	Max_wind_1 Day Before	予測日の前日 (過去 1 日間) の最大風速	8.00	2.20	3.90	4.06	1.20	102.97
	Max_wind_3 Days	予測日を基準として、過去 3 日間の最大風速	9.20	2.50	5.20	5.20	1.35	168.88
Max_wind_7 Days	予測日を基準として、過去 7 日間の最大風速	10.30	3.40	5.80	5.97	1.37	346.87	
Max_wind_14 Days	予測日を基準として、過去 14 日間の最大風速	10.50	4.50	6.70	6.87	1.36	321.45	
Max_wind_30 Days	予測日を基準として、過去 30 日間の最大風速	13.00	4.70	7.60	7.78	1.50	153.19	
水質データ (直近測定値)	Previous Measurement CHL	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 Chl-a 濃度	130.00	19.70	48.70	53.88	23.13	23.76
	Previous Measurement SS	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 SS	49.00	2.60	15.70	16.44	6.38	23.12
	Previous Measurement pH	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 pH	9.66	7.58	8.28	8.34	0.38	2378.60
	Previous Measurement DO	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 DO	17.10	6.11	11.40	11.24	2.07	260.43
	Previous Measurement TN	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 TN	2.50	0.45	0.99	1.05	0.37	21.20
	Previous Measurement TP	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測 TP	0.99	0.05	0.08	0.09	0.05	7.32
	Previous Measurement Water Temperature	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測水温	31.80	2.80	10.75	14.07	7.94	163.81
	Previous water transparency	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測透明度	7.80	1.39	6.15	5.15	1.99	13.72
Previous water depth	予測日を基準として、それより以前に実測された、最も新しい実測水深	1.57	0.25	0.66	0.66	0.15	53.21	
時間データ	Seasonality_sin	年間の季節性 (sin) クロロフィル a 濃度予測日を 1 年の通し日 (1~365) に変換、さらに周期性を考慮するために sin に変換 $Seasonality_sin = \sin(2\pi \times \frac{d}{365})$ d: 1 年における通し日数 (1月1日: 1, 12月31日: 365)	1.00	-1.00	-	-	-	56.05
	Seasonality_cos	年間の季節性 (cos) クロロフィル a 濃度予測日を 1 年の通し日 (1~365) に変換、さらに周期性を考慮するために cos に変換 $Seasonality_cos = \cos(2\pi \times \frac{d}{365})$ d: 1 年における通し日数 (1月1日: 1, 12月31日: 365)	1.00	-1.00	-	-	-	89.17

統合したデータセットを構築した。使用した各データの詳細は **Table 1** に示す。

衛星データとして、2017年1月から2022年12月まで Sentinel-2 (Level-2A プロダクト) 画像から、被雲率 30% 以下のスクリーニングと目視確認を行い、雲の影響がない 120 枚 (採用率 27.4%) を選定した。なお、大気補正^{10,11)}は ESA 提供の標準プロダクトを利用し、本研究独自の補正は行わなかった。

水質データには、茨城県公共用水域の水質等測定結果および茨城県企業局の霞ヶ浦水源調査結果が公開する月次観測データから、Chl-a 濃度、水温、懸濁物質 (SS)、全窒素 (TN)、全リン (TP)、溶存酸素 (DO)、pH、水深、透明度を特徴量に利用した。

気象データには、気象庁の土浦観測所およびつくば地域気象観測所のデータを用いた。1時間間隔の観測値を基に、過去1日から30日にわたる複数期間で統

計量を算出した。特徴量には、温度、降雨量、日射量、風速を使用している。

モデル構築は、全観測地点のデータを統合し、単一の汎用モデルとして構築した。これは個別地点では不足しがちな高濃度データを含む、幅広い濃度範囲をモデル学習させるためである。

3. 研究手法

3.1 評価対象モデルとアルゴリズム

本研究では、Chl-a 濃度を推定するため、線形および非線形の機械学習アルゴリズムを計6種類選定し、それらを用いて構築したモデルの性能を比較した。使用したアルゴリズムは線形回帰¹²⁾、リッジ回帰^{13,14)}、ラッソ回帰^{15,16)}を、非線形手法としては、ランダムフォレスト^{17,18)}、XGBoost^{19,20)}、LightGBM^{21,22)}である。

Table 2 Summary of Hyperparameter Settings for Random Forest, XGBoost, and LightGBM

意味・役割・ランダムサーチ結果	Random Forest	XGBoost	LightGBM
作成する決定木の数 (=ブースティング/バギング回数)	n_estimators [100, 300, 500, 1000]	n_estimators [100, 300, 500, 1000]	n_estimators [100, 300, 500, 1000]
ランダムサーチ結果	1000	1000	1000
各木の最大の深さ	max_depth [3, 5, 7, 9, None] ※ None は制限なし	max_depth [3, 5, 7, 9]	max_depth [3, 5, 7, 9, -1] ※ -1 は制限なし
ランダムサーチ結果	None	7	9
内部ノードを分割するのに必要な最小サンプル数	min_samples_split [3, 5, 7]	min_child_weight [1, 5, 10, 30]	min_child_samples [10, 20, 40]
ランダムサーチ結果	3	1	40
葉ノードに必要な最小サンプル数	min_samples_leaf [1, 2, 3, 4]	min_child_weight [1, 5, 10, 30]	min_child_samples [10, 20, 40]
ランダムサーチ結果	1	1	40
各決定木で使う特徴量の最大数 (ランダム性)	max_features ["sqrt", log2, 1.0]	colsample_bytree [0.6, 0.75, 0.8]	feature_fraction [0.6, 0.75, 0.9]
ランダムサーチ結果	log2	0.6	0.9
各木を学習する際のデータサブサンプリング比率	×	subsample [0.6, 0.75, 0.8]	bagging_fraction [0.6, 0.75, 0.9]
ランダムサーチ結果	—	0.6	0.75
各木がどれだけ予測に寄与するか (学習ステップ幅)	×	learning_rate [0.03, 0.05, 0.07, 0.10]	learning_rate [0.03, 0.05, 0.07, 0.10]
ランダムサーチ結果	—	0.05	0.07
L1 正則化	×	reg_alpha [0, 0.5, 1, 5]	lambda_l1 [0, 0.5, 1, 5]
ランダムサーチ結果	—	1	0
L2 正則化	×	reg_lambda [0, 0.5, 1, 5]	lambda_l2 [0, 0.5, 1, 5]
ランダムサーチ結果	—	0.5	5
1本の木あたりの列 (特徴量) 使用率	×	colsample_bytree [0.6, 0.75, 0.8]	feature_fraction [0.6, 0.75, 0.8]
ランダムサーチ結果	—	0.6	0.8
1本の木が持てる最大の葉の数	×	×	num_leaves [31, 63, 127]
ランダムサーチ結果	—	—	127
全体からランダムに選ぶ特徴量の割合	×	colsample_bytree [0.6, 0.75, 0.8]	feature_fraction [0.6, 0.75, 0.8]
ランダムサーチ結果	—	0.6	0.8
全体からランダムに選ぶサンプルの割合	×	subsample [0.6, 0.75, 0.8]	bagging_fraction [0.6, 0.75, 0.9]
ランダムサーチ結果	—	0.6	0.7

VIF (分散拡大要因) 分析の結果, **Table 1** に示す通り, VIF が 10 を超過する特徴量が多く存在し, 多重共線性が見られたため, 正則化項を持つリッジ回帰およびラッソ回帰も評価対象とした。

機械学習モデルの比較対象として, 既往の研究²³⁾で提案された 3 波長データによる Chl-a 濃度推定モデルも構築した。本研究では Sentinel-2 衛星画像を用いて, Chl-a の吸収が強い赤色波長 (665 nm) と, 吸収が弱い近赤外波長 (705 nm) の反射率の差に, 赤外線波長 (740 nm) の反射率を乗じた指標から推定を行った。推定精度の評価にあたっては, Sentinel-2 観測日と同日の実測データが少数 (N=14) であったため, 実測日の前後 3 日以内のデータも使用した。

3.2 モデル学習とハイパーパラメータの最適化

モデルのデータ学習においては訓練データに対して 5 分割交差検証 (5-Fold Cross Validation) を実施した。全データ 1064 件を 80% : 20% に分割し, 訓練データを 851 件, テストデータを 213 件作成した。ハイパーパラメータの最適化には, ランダムサーチ²⁴⁾を 30 通り試行した。

リッジ回帰およびラッソ回帰については, それぞれ正則化係数 α を対象としたパラメータ探索を行い, 探索範囲をリッジ回帰では 0.01~100, ラッソ回帰では 0.0001~1 とした場合, それぞれ $\alpha=0.07$, $\alpha=0.0078$ が最も良好な性能を示した。

非線形モデルは, それぞれの主要なハイパーパラメータを探索対象とした。最終パラメータを **Table 2** に示す。パラメータの括弧内は探索範囲で, それぞれの最適パラメータを表記している。これらの最適パラメータは, 交差検証によって得られた平均二乗誤差 (MSE) が最小となる組み合わせとして選定した。また, すべてのモデル探索において乱数シードを固定し, 再現性を担保している。実装には Python の scikit-learn, XGBoost, LightGBM ライブラリを用いた。

3.3 モデルの寄与度解析と精度評価

モデルの予測に対する各特徴量の貢献度を定量的に評価するため, SHAP を用いた寄与度解析を実施した。SHAP は, 単純な相関関係では捉えきれない非線形な影響や特徴量間の相互作用を考慮し, 個々の特徴量の寄与度の評価が可能となる。

最終的なモデルの予測精度はテストデータに対する R^2 , MAE, RMSE を用いて比較した。

4. 結果と考察

4.1 各モデルの推定精度比較

Table 3 に示す通り, モデルの推定精度は手法に

Table 3 Performance evaluation of each machine learning model

機械学習モデル	テストデータ		
	R^2	MAE	RMSE
線形回帰	0.616	11.685	15.797
リッジ回帰	0.616	11.668	15.792
ラッソ回帰	0.618	11.668	15.756
ランダムフォレスト	0.940	2.886	6.256
XGBoost	0.947	1.952	5.880
LightGBM	0.940	2.245	6.229
従来の光学 (3BAND) モデル	0.560	12.90	16.56

よって明確な差が見られた。決定木ベースの非線形モデルが $R^2 > 0.94$ と極めて高い精度を示したのに対し, 線形モデル $R^2 \approx 0.62$ および既存の光学衛星モデル $R^2 = 0.56$ の精度は限定的であった。その中でも XGBoost が, $R^2 = 0.947$, RMSE = 5.880 を達成し, 本研究で最良の性能を示した。

この精度差の要因は, Chl-a 濃度と環境因子間の複雑な非線形関係を捉える能力に起因する。植物プランクトンの増殖は, 水温に対する最適応答, 栄養塩による律速と飽和, 風がもたらす物理的な促進・抑制効果など, 単純な線形プロセスでは説明できない。決定木をベースとする手法は, こうした特徴量間の複雑な相互作用をデータから学習できるため高い予測精度に繋がり, 一方, 線形性を仮定する他のモデルでは精度が低かったと考えられる。

既存の光学モデルの精度が特に低かった要因としては, 霞ヶ浦の高い濁度が挙げられる。底泥の巻き上がり等による懸濁物質は, Chl-a の光学特性で特に赤波長 (665 nm) 付近の吸収を妨げる後方散乱を引き起こし, Chl-a 濃度を過小評価しやすくなる。なお, このモデルでは実測日の前後 0~3 日のデータを使用した, 日数のずれによる精度は $R^2 \approx 0.55$ ~0.60 程度で大幅な低下は見られなかった。

Fig. 2 に Chl-a 濃度の推定値と実測値との関係を示す。1 対 1 で引いた線を中心にプロットされており, 相関があることが確認できる。また **Fig. 3** に決定木の数に対する検証用 MSE の推移を示す。ブースティングを用いる XGBoost と LightGBM では, 学習が進むにつれ, MSE が低下し収束した。バギングを用いるランダムフォレストにおいても, アンサンブルを構成する決定木の数を増やすことで同様に MSE が低下した。過学習とは, 訓練データにはよく適合するものの, 検証データに対する精度が低下する現象を指すが, 本研究の結果からは, 過学習の兆候は認められなかった。

4.2 各特徴量の寄与度

XGBoost モデルに対する SHAP 解析結果で, 特に寄与度の高かった特徴量を **Fig. 4** に示す。重要度順

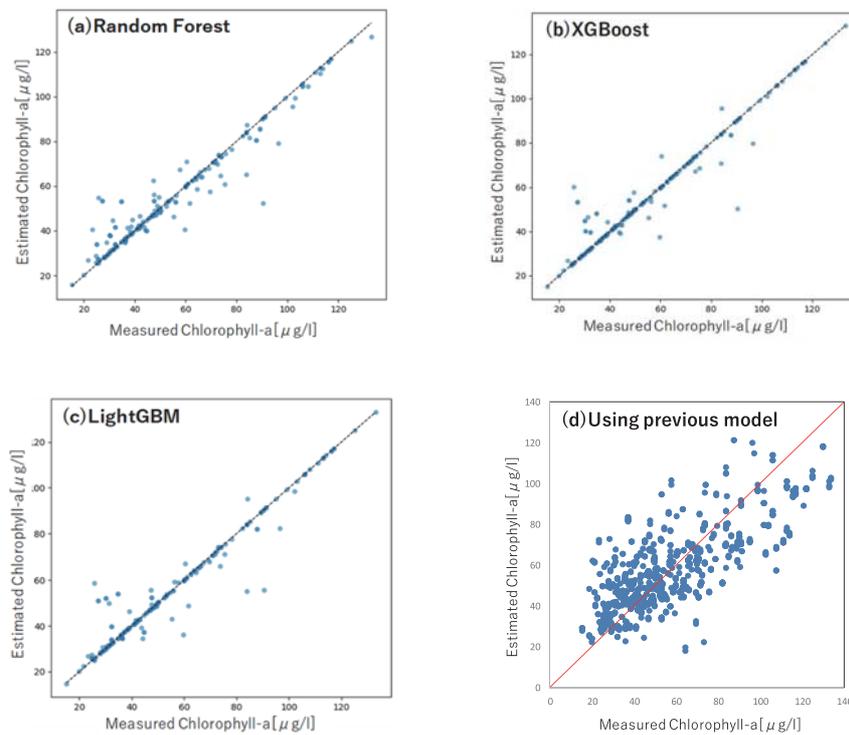


Fig. 2 Relationship between measured and estimated chlorophyll-a concentrations for each machine learning model

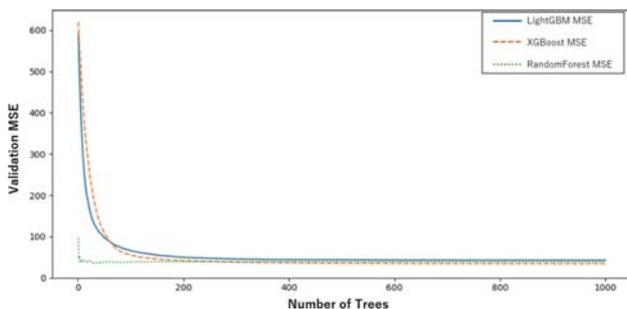


Fig. 3 Transition of validation MSE with the number of boosting iterations in each machine learning model

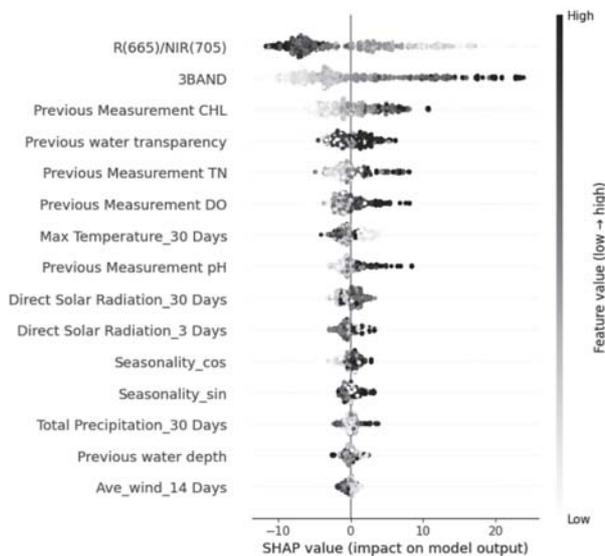


Fig. 4 SHAP values indicating feature importance in the chlorophyll-a concentration prediction model

に示し、個々の予測への影響を横軸の SHAP 値で、また特徴量の値の大小を白黒で可視化したものである。なお、本解析は予測に対して各特徴量がどの程度、寄与しているかを示すものであり、特徴量と Chl-a 濃度との直接的な因果関係を証明するものではない。これらの関係性が実際にどのような物理的・生態学的意味を持つのかについては、本解析からは明確に判断できず、今後の詳細な検討が必要である。

光学データである 3BAND や R (665)/NIR (705)、水質データである Previous Measurement CHL が予測に最も強く寄与し、その挙動は既知の光学特性や時間的継続性と一致した。また Previous water transparency は、透明度が高いほど Chl-a 濃度を高く予測する、直感とは逆の関係を示した。これは、濁度の高い霞ヶ浦 (SS 年平均 16.4 mg/L) において、SS が光を遮り、プランクトンの増殖を抑制したと考えられ、本水域の環境特性をモデルが学習した可能性が示唆される。

一方で、霞ヶ浦では TP が制限栄養塩ではないか²⁵⁾、との報告もあるが寄与度は相対的に低かった。TP が SS や DO と中程度の相関 ($R=0.59, -0.54$) を持つため、①他の特徴量との間に情報の重複によって TP 単独での貢献度が小さくなったこと、②短期変動への影響が他の特徴量より顕著でなかったこと、などが推察される。

気象データでは、短期よりも中長期 (14~30 日) の指標が重視された。特に、長期的な高温や短期的な強日射は増殖抑制、長期的な日射は増殖促進として捉

えられており、モデルが非線形な応答を学習していることが示唆された。また、季節性を示す時間データも、春季ブルームの学習に有効であった。

モデル全体への貢献度を定量化するため、全特徴量の SHAP 値の絶対値における平均を合計し、それを 100% とした場合の各カテゴリの割合を算出した。その結果、水質データで 40% (特徴量数: 9)、気象データで 33% (特徴量数: 30)、光学データで 19% (特徴量数: 18)、時間データで 8% (特徴量数: 2) となった。本モデルが従来の光学データのみ依存せず、直近の水質データと気象条件を統合することで高い予測

精度を達成していることを示している。特に気象データの高い寄与は、日単位の連続推定を実現する上で不可欠な補完的役割を果たしている。

4.3 Chl-a 濃度時系列推定

学習済みの XGBoost モデルを用い、日単位の Chl-a 濃度時系列推定を行った結果を Fig. 5 に示す。推定値は月 1 回の頻度で得られる実測値の間を良好に補完している。本モデルは、日々取得可能な気象データ等を統合するため、衛星の通過周期や被雲率に左右されず、日単位の連続推定が可能である。このデータ

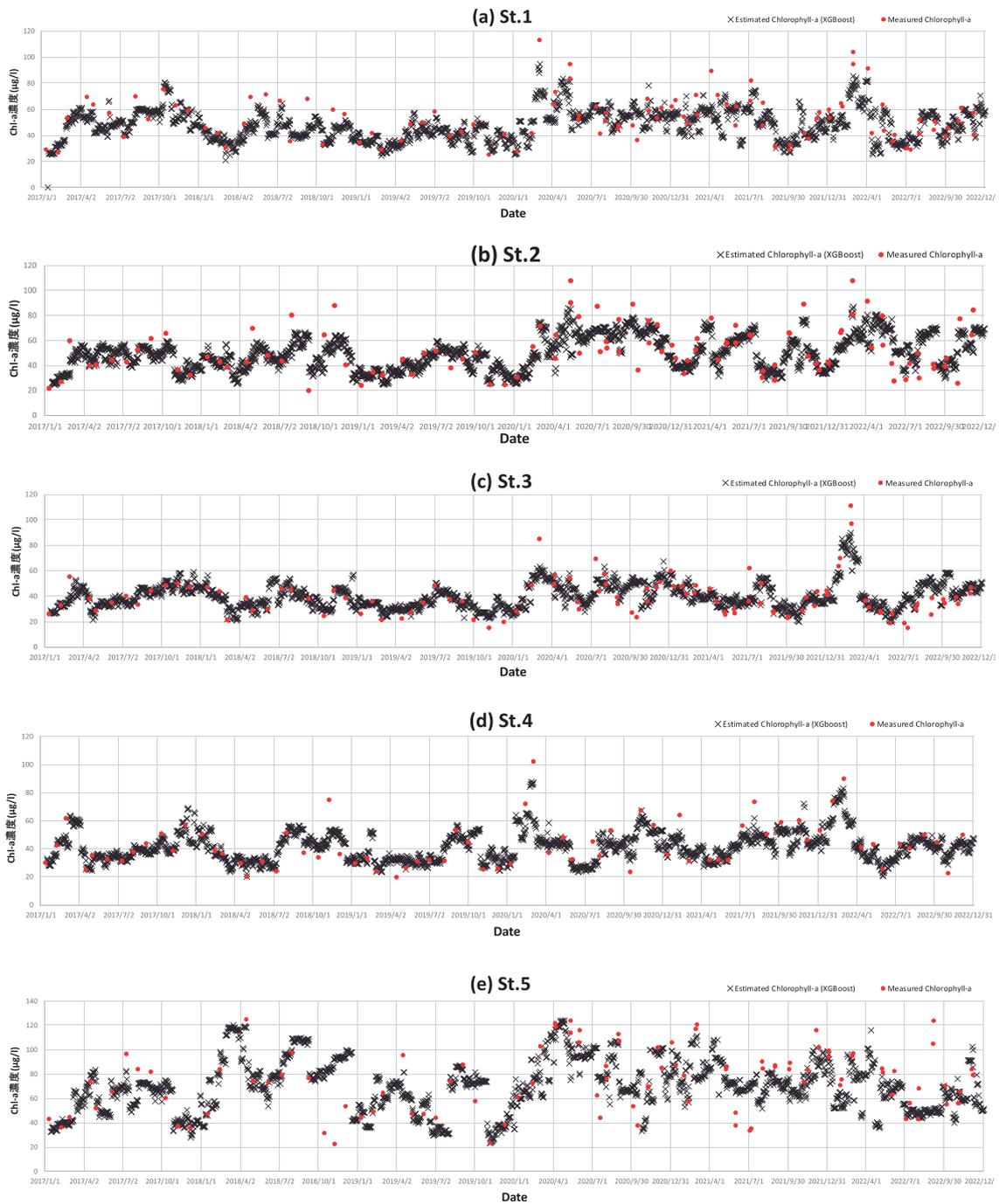


Fig. 5 Comparison of XGBoost-estimated and measured chlorophyll-a concentrations over time at five monitoring stations : (a) St. 1 (Tamatsukuri offshore), (b) St. 2 (Kakeuma offshore), (c) St. 3 (Center of the lake), (d) St. 4 (Aso offshore), and (e) St. 5 (Kamaya offshore)

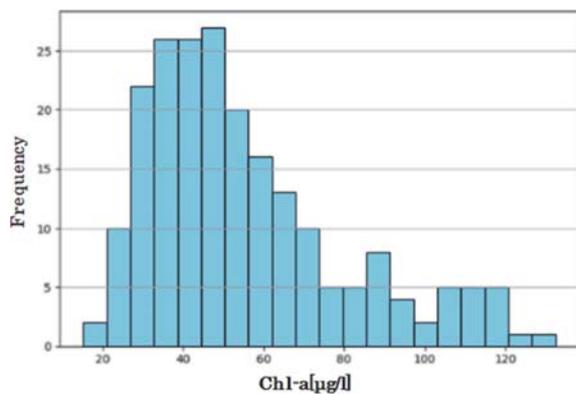


Fig. 6 Histogram of chlorophyll-a concentrations in test dataset

欠損への補完は、従来手法に対する大きな利点である。

一方で、高濃度時の精度低下が確認された。これは Fig. 6 に示す通り、学習データの濃度分布が不均衡であり、高濃度域 ($>70 \mu\text{g/L}$) のサンプルが著しく少ないことに起因すると考えられる^{26,27)}。今後、性能を安定化させるには、濃度分布を考慮したデータセットの再構築や水域ごとに水環境が異なることも考慮し、霞ヶ浦と北浦を分類してモデル化する必要があると考えられる。

5. 結 論

本研究では、霞ヶ浦を対象に衛星画像、水質、気象データを統合し、Chl-a 濃度を時系列推定する機械学習モデルを構築した。決定木ベースの非線形手法は、従来の光学モデルを大幅に上回る高い精度 ($XGBoost$ で $R^2=0.947$, $MAE=1.952$) を達成した。また本モデルは、日々更新される気象データ等を活用することで、衛星画像が利用できない曇天時でも日単位の連続推定を可能にした点にある。SHAP 解析からは、従来の光学データに加え、直近の水質データや中長期の気象条件が予測に強く寄与していることが明らかになった。

今後の課題として、学習データの濃度分布の偏りに起因する高濃度域での精度低下や、異なる水環境を持つ水域を統合している点が挙げられる。将来的には、これらの課題を解決しモデルの頑健性を高めることで、月 1 回の現地観測を補完する日単位の変動把握ツールとしての活用が期待される。さらに、リアルタイム水質管理やアオコ発生の早期警戒システムへの応用、将来的には現地観測データが乏しい水域への展開も視野に入りたい。

参 考 文 献

- 1) 吉田陽一, 堀家健司: 日本における湖沼の富栄養度と水産生物, 日本水産学会誌, Vol. 63, No. 3, pp. 422-428 (2001)
- 2) 農林水産省農村振興局農村環境課: 農業用貯水施設における

アオコ対応参考図書 (2012)

- 3) 作野祐司: 沿岸環境評価のためのリモートセンシングデータ利用における現状と課題, 第 47 回水工学に関する夏期研修会講義集 (2011)
- 4) 沖一雄, 安岡善文: 高濃度水域における近赤外波長帯を含む二波長によるクロロフィル a 推定モデルの作成, 日本リモートセンシング学会誌, Vol. 16, No. 4, pp. 1-9 (1996)
- 5) A. Gitelson: The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water: relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration, Int. Journal of Remote Sensing., Vol. 13, No. 17, pp. 3367-3373 (1992)
- 6) 関智弥, 福島武彦, 今井章雄, 松重一夫: 霞ヶ浦の濁度上昇と底泥巻き上げ現象, 土木学会論文集 G, Vol. 62, No. 1, pp. 122-134 (2006)
- 7) 国土交通省湖沼研究会: 湖沼技術資料集 6.4 霞ヶ浦の推理・水質特性
https://www.mlit.go.jp/river/shishin_guideline/kankyokan/kyou/kosyo/tec/pdf/6.4.pdf (閲覧日 2025. 7. 14)
- 8) European Space Agency: Sentinel-2 User Handbook, ESA Standard Document, pp. 1-64 (2015)
- 9) European Space Agency: Sentinel-2 MSI — Technical Guide, European Space Agency
<https://sentinels.copernicus.eu/web/sentinel/technical-guides/sentinel-2-msi> (accessed 2025-3-28)
- 10) 比嘉紘士, 鯉淵幸生, 小林拓, 作野裕司, 虎谷充浩, 磯部雅彦: 東京湾における光環境特性とクロロフィル a 分布に関する解析, 土木学会論文集 B2 (海岸工学), Vol. 68, No. 2, pp. I_1486-I_1490 (2012)
- 11) 松下文経, ラルー ムハマド ジャエラニ, 楊偉, 尾山洋一, 福島武彦: MERIS データによる霞ヶ浦のクロロフィル a 濃度の長期モニタリング, 日本リモートセンシング学会誌, Vol. 35, No. 3, pp. 129-139 (2015)
- 12) L. Han and K. J. Jordan: Estimating and mapping chlorophyll-a concentration in Pensacola Bay, Florida using Landsat ETM+ data, Int. Journal of Remote Sensing., Vol. 26, No. 23, pp. 5245-5254 (2005)
- 13) E. R. G. Martinez, R. J. L. Argamosa, R. B. Torres and A. C. Blanco: Modelling the Chlorophyll-a Concentration of Laguna Lake Using Himawari-8 Satellite Imagery and Machine Learning Algorithms for Near Real Time Monitoring, Remote Sensing and spatial information, Vol. XLVI-4/W3-2021, pp. 211-217 (2021)
- 14) A. E. Hoerl and R. W. Kennard: Ridge Regression: Biased Estimation for Nonorthogonal Problems, Technometrics, Vol. 12, No. 1, pp. 55-67 (1970)
- 15) A. C. Cardall, R. C. Hales, K. B. Tanner, G. P. Williams and K. N. Markert: LASSO (L1) Regularization for Development of Sparse Remote-Sensing Models with Applications in Optically Complex Waters Using GEE Tools, Remote Sensing., Vol. 15, No. 6, 1670 (2023)
- 16) R. Tibshirani: Regression Shrinkage and Selection via the Lasso, Journal of Royal Statistical Society, Series B, Vol. 58, No. 1, pp. 267-288 (1996)
- 17) X. Shi, L. Gu, T. Jiang, X. Zheng, W. Dong and Z. Tao: Retrieval of Chlorophyll-a Concentrations Using Sentinel-2 MSI Imagery in Lake Chagan Based on Assessments with Machine Learning Models, Remote Sensing., Vol. 14, No. 19, 4924 (2022)
- 18) L. Breiman: Random Forests, Machine Learning, Vol. 45, pp. 5-32 (2001)
- 19) H. Zhou, X. Fu and H. Li: Inversion of Chlorophyll-a Concentration in Wuliangsu Lake Based on OGolden-DBO-XGBoost,

- Applied Science, Vol. 14, No. 11, 4798 (2024)
- 20) T. Chen, and C. Guestrin: XGBoost: A Scalable Tree Boosting System, Proceedings of the 22nd ACM SIGKDD International Conference on Knowledge Discovery and Data Mining, pp. 785–794 (2016)
- 21) H. Su, X. Lu, Z. Chen, H. Zhang, W. Lu, and W. Wu: Estimating Coastal Chlorophyll-A Concentration from Time-Series OLCI Data Based on Machine Learning, Remote Sensing, Vol. 13, No. 4, 576 (2021)
- 22) G. Ke, Q. Meng, T. Finley, T. Wang, W. Chen, W. Ma, Q. Ye and T. -Y. Liu: LightGBM: A Highly Efficient Gradient Boosting Decision Tree, Advances in Neural Information Processing Systems, Vol. 30, pp. 3146–3154 (2017)
- 23) W. Yang, B. Matsushita, J. Chen and T. Fukushima: Estimating constituent concentrations in case II waters from MERIS satellite data by semi-analytical model optimizing and look-up tables, Remote Sensing of Environment, Vol.115, No. 5, pp. 1247–1259 (2011)
- 24) J. Bergstra and Y. Bengio: Random Search for Hyper-Parameter Optimization, Journal of Machine Learning Research, Vol. 13, pp. 281–305 (2012)
- 25) 森田弘昭: 霞ヶ浦における河川流入負荷特性, 土木技術資料, Vol. 45–10, pp. 24–29 (2003)
- 26) B. Krawczyk: Learning from Imbalanced Data: Open Challenges and Future Directions, Progress in Artificial Intelligence, Vol. 5, pp. 221–232 (2016)
- 27) P. Branco, L. Torgo and R. P. Ribeiro: A Survey of Predictive Modeling on Imbalanced Domains, ACM Computing Surveys, Vol. 49, No. 2, Article 31, pp. 1–50 (2016)

Development of a Machine Learning-Based Temporal Estimation Model for Chlorophyll-a Concentration in Lake Kasumigaura

Nobuyuki Kobayashi^{1,2)}† and Yuji Okayasu³⁾

¹⁾ Collaborating Researcher, Water Quality Research Team, Water Environment Research Group, Public Works Research Institute

²⁾ Water Infrastructure Engineering Headquarters, Meidensha Corporation

³⁾ Team Leader, Water Quality Research Team, Water Environment Research Group, Public Works Research Institute

† Correspondence should be addressed to Nobuyuki Kobayashi:

Collaborating Researcher, Water Quality Research Team, Water Environment Research Group, Public Works Research Institute

E-mail: kobayashi-n574cn@pwri.go.jp

Abstract

Satellite remote sensing enables the measurement of the horizontal distribution of surface chlorophyll-a (Chl-a) concentrations in lakes. Numerous algorithms have been developed in previous studies to estimate Chl-a concentrations from optical imagery. However, short-term environmental fluctuations remain difficult to monitor due to limitations such as low revisit frequency and high cloud cover.

In this study, we developed machine learning models that incorporate both satellite optical data and in-situ observation data as input features to more accurately estimate the temporal dynamics of Chl-a concentrations in Lake Kasumigaura. The results demonstrate that decision tree-based approaches provided improved estimation accuracy compared to the method of previous studies. These findings highlight the effectiveness of machine learning techniques for time-series prediction of Chl-a concentrations.

Key words: Chlorophyll-a, lake, remote sensing, in-situ dataset, machine learning

〈研究発表〉

スペクトルイメージングと AI による藻類の検出および判別技術

橋本 勇太¹⁾, 野田 周平¹⁾, 早見 徳介¹⁾
小林 伸次¹⁾, 金谷 道昭²⁾, 横山 雄²⁾

¹⁾(株)東芝 総合研究所 インフラシステム R&D センター
(〒183-8511 東京都府中市東芝町1 E-mail: yuta1.hashimoto@toshiba.co.jp)

²⁾(株)東芝 社会システム事業部
(〒212-8585 神奈川県川崎市幸区堀川町72-34)

概要

原水中に含まれる臭気や凝集障害などの生物障害を引き起こす藻類を、スペクトルイメージングと AI により、藻類の色素と形状に基づいて検出および判別する技術について報告する。藻類に含まれる色素の吸収スペクトルに対応する9色の光源により、流路中に流した原水に含まれる藻類のスペクトル画像を取得可能とする顕微鏡を開発した。撮像した藻類のスペクトル画像データを用いて AI による藍藻類と珪藻類の判別を実施したところ、光学顕微鏡による目視計測の結果と近い傾向を示すことを確認した。

キーワード：藻類, 顕微鏡, AI, スペクトル, 水処理
原稿受付 2025.6.26

EICA: 30(2・3) 66-69

1. はじめに

水道原水中に含まれる藻類は、水道水の異臭味や着色、浄水場での浄水処理における凝集沈殿不良、ろ過閉塞など様々な障害を引き起こす原因の一つである¹⁾。厚生労働省による調査では調査対象の水道事業体のうち約62%、対象の浄水場のうち約43%で主に藻類を原因とする障害が発生しており、対策のための薬剤や電力の使用による浄水処理コストが増加していることが報告されている。多くの浄水場では藻類による障害発生の未然防止やその処理対策を目的として、原水の顕微鏡観察などの生物試験を実施しているが、藻類の判別と計数には藻類に関する専門的な知識や経験を必要とすることや、時間を要することから負担が大きい²⁾。

そこで原水中に含まれる藻類をスペクトルイメージングと AI により自動で判別および計数することにより、顕微鏡観察などの生物試験による藻類計測の負担を軽減する技術を提案する。本稿では原水中に含まれる藻類のスペクトル画像を取得する顕微鏡の開発、取得したスペクトル画像を用いた AI による藻類判別、開発した顕微鏡と AI による浄水場の原水での約1年間にわたる藻類の同定結果についてそれぞれ報告する。

2. 方法

2.1 藻類のスペクトルイメージング

藻類には色素としてクロロフィル a が共通に含まれており、さらに青色を示す色素フィコシアニンを含む藍藻類や、黄褐色を示す色素フコキサンチンを含む珪藻類など、含まれる色素によって分類されている¹⁾。異臭味を引き起こす藻類は藍藻類が多く、ろ過閉塞を引き起こす藻類は珪藻類が多いなど、藻類に含まれる色素は起こり得る障害を予測する指標として有用である。そこで原水中の藻類をスペクトル画像で取得して藻類に含まれる色素が検出可能であることを実証する。原水中に含まれる藻類のスペクトル画像を取得するために開発した顕微鏡の光学系を **Fig. 1** に示す。LED 光源の波長はクロロフィル a やフィコシアニン、フコキサンチンなど藻類に含まれる色素の吸収スペクトルを考慮して中心波長 425 nm, 450 nm, 470 nm, 505 nm, 525 nm, 630 nm, 665 nm, 690 nm, 740 nm の9色を選定した³⁾。波長が異なる9色の LED 光源より同軸上に照射された光は集光レンズによって流路内の同じ場所を透過する。透過した光は、対物レンズ(倍率×10, 開口数 NA=0.45)と結像レンズとカメラからなる無限遠光学系によって透過光画像として取得される。スペクトル画像は9色の LED 光源の各色について、点灯とカメラの露光のタイミングを同期することにより撮影した。LED 光源の1色ごとに透過光画像を撮影して、カメラの9フレームでスペクトル画像を取得す

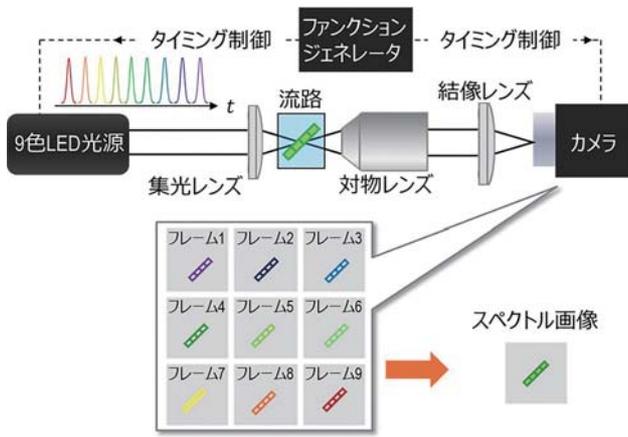


Fig. 1 Schematic of the spectral imaging microscope and the method of spectral image construction.

る。藻類を含む原水をポンプで流路に通水して静止させてから画像取得を繰り返すことにより、9色のスペクトル画像を水の流れや慣性による画素ブレや各色間での被写体ブレ、スペクトル画像間で同じ藻類が映る視野のダブルカウントを防ぎつつ自動で撮影する。

2.2 AIによる藻類判別

開発した顕微鏡で取得した9色のスペクトル画像を用いて藻類の分類のうち藍藻類・珪藻類・緑藻類を識別する分類識別モデルと、それらに属する生物名を識別する生物名識別モデルの2つの識別モデルを組み合わせることで藻類の検出と判別を行う。分類識別モデルでは9色のスペクトル画像から画素ごとに9色の光に対する透過率の情報を基に藍藻類・珪藻類・緑藻類に識別して画素の集合領域として映る藻類の分類を識別している。生物名識別モデルは9色の光に対する透過率の情報に加えて、藻類の形状の情報も含めて映る藻類の生物名を識別している。分類識別モデルを用いることでスペクトル画像に含まれる藻類の形状の情報によらず、9色の光に対する透過率の情報を基に藻類の分類の識別が実施される⁴⁾。これにより形状が特殊な個体や学習されていない生物名の藻類に関しても藍藻類・珪藻類・緑藻類などの分類が可能となる。

藻類検出および判別の原理検証として、提供されたX市Y浄水場の原水、水源で採取した水、および国立環境研究所微生物系統保存施設より分譲された様々な藻類の培養株 (NIES-244, 385, 512, 665, 931, 1340, 1642, 1891, 1905, 2119, 2363, 3861, 3948, 3951, 4418) を開発した顕微鏡で撮影して、藻類のスペクトル画像の学習用データを収集する。検出性能の評価はX市Y浄水場の原水で取得する学習用データに用いていない評価用データで実施する。藻類の生物名ごとに再現率 (正しく検出した数 ÷ 正解数) と適合率 (正しく検出した数 ÷ 検出数) をそれぞれ算出する。

2.3 浄水場の原水による藻類のトレンド取得

次にX市Y浄水場にて約1週間間隔で採取された原水を用いて開発した顕微鏡による藻類のトレンド取得を実施する。採水地から顕微鏡がある実験室への送付のため採取されてから1日経過した2Lの原水を開発した顕微鏡により計測する。水道水の異臭味や浄水処理での障害の要因となる藍藻類 *Anabaena* と珪藻類 *Aulacoseira* の2つの藻類の生物名について、開発した顕微鏡による計測と浄水場での光学顕微鏡による計測の2つの結果を比較する。

3. 結果と考察

3.1 藻類のスペクトルイメージング

提供されたX市Y浄水場の原水を開発した顕微鏡で取得した藍藻類 *Anabaena* と珪藻類 *Aulacoseira* の6色目である波長630nmの光に対する透過光画像と、それぞれの四角領域の9色の波長の光に対する吸収スペクトルをFig. 2に示す。吸収スペクトルはあらかじめ水道水を流して取得した参照画像を用いて算出した。得られたそれぞれの吸収スペクトルより、波長430nm付近では藍藻類 *Anabaena* と珪藻類 *Aulacoseira* で共に吸収ピークが確認された。これは藻類が持つ色素クロロフィルaによる吸収であることが推察される。また波長630nmから660nm付近では藍藻類 *Anabaena* は吸収ピークが確認されたが、珪藻類 *Aulacoseira* は吸収ピークが確認されなかった。これは藍藻類が持つ特有の色素であるフィコシアニンによる吸収の有無を反映していることが推察される。以上のことから9色のスペクトル画像から得られた色情報を用いて波長430nm付近での吸収の有無より藻類かどうか、波長660nm付近での吸収の有無より藍藻類かどうかの判別が可能であることが示唆された。

開発した顕微鏡で取得した様々な藻類の9色のスペクトル画像をRGBに変換したもの、および光学顕微鏡により取得した藻類のRGB画像をFig. 3に示す。LED光源の点灯時間を2ms以下、カメラの露光時間を20ms以下とした同期撮影により、*Uroglena* や

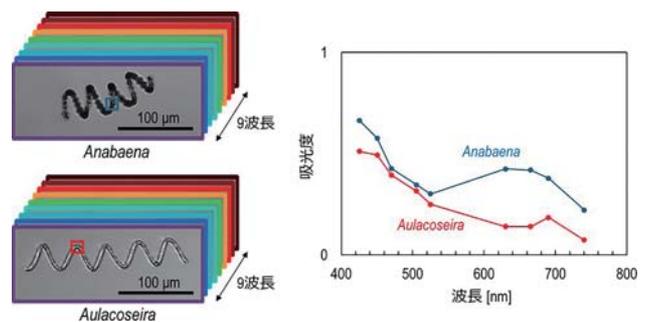
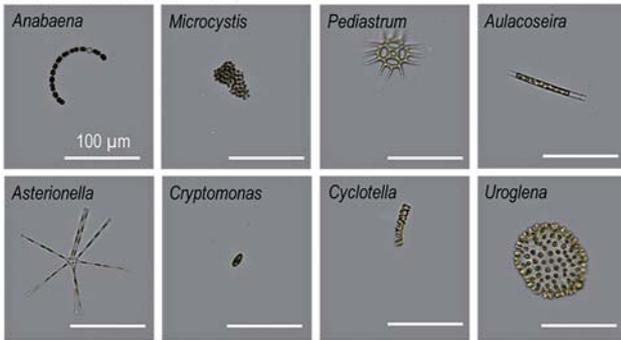


Fig. 2 Acquired spectral images of algae at an illumination wavelength of 630 nm and the average absorption spectrum of square regions.

開発した顕微鏡(RGB化)



光学顕微鏡

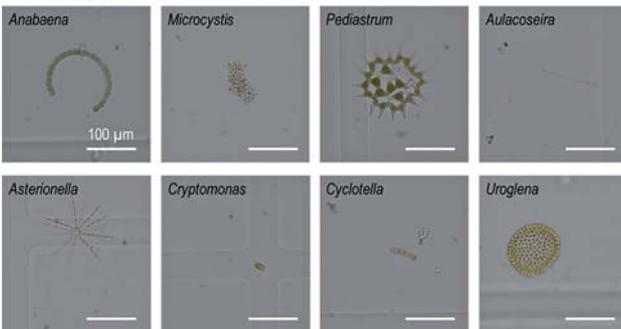


Fig. 3 Various types of algae acquired by a spectral imaging microscope and a conventional optical microscope.

Cryptomonas などの動き回る生物名においても画素や色間での被写体ブレを引き起こすことなく十分な画像感度で撮像可能であることを確認した。

3.2 AI による藻類判別

提供された X 市 Y 浄水場の原水、水源で採取した水、および国立環境研究所微生物系統保存施設より分譲された様々な藻類の培養株を画像取得したデータを用いて AI による藻類の生物名の判別を実施した評価結果を Table 1 に示す。評価は X 市 Y 浄水場の原水、水源で採取した水、および藻類の培養株を撮影したスペクトル画像 16849 枚の内、Y 浄水場の原水で撮像した画像の学習に用いていない 8194 枚を評価データ

Table 1 Classification results of algae in a raw water by AI.

分類	生物名	対象数	再現率	適合率
藍藻類	<i>Anabaena</i>	3336	94%	99%
	<i>Phormidium</i>	71	83%	88%
	<i>Microcystis</i>	131	89%	93%
	<i>Aphanocapsa</i>	59	59%	90%
珪藻類	<i>Aulacoseira</i>	254	91%	90%
	<i>Synedra</i>	46	87%	80%
	<i>Fragilaria</i>	172	86%	97%
	<i>Asterionella</i>	46	76%	92%
	<i>Cyclotella</i>	182	81%	86%
	<i>Nitzschia</i>	59	78%	71%
その他	<i>Mougeotia</i>	79	77%	95%
	<i>Uroglena</i>	56	82%	92%
	<i>Dinobryon</i>	21	76%	94%
	<i>Cryptomonas</i>	152	82%	79%

として用いた。確認された様々な生物名の藻類について高い再現率および適合率が得られることを確認した。これは開発した顕微鏡により取得したスペクトル画像から藻類が持つクロロフィル a や藍藻類が持つフィコシアニンなどの色素の情報と藻類の様々な特徴的な形状の情報が判別に寄与していることが示唆される。今回の評価結果では生物名によっては発生頻度や濃度が低かったために評価対象が少なく、検出精度が低くなる傾向が確認された。これらの藻類に関してはデータの拡充と再評価が必要である。

3.3 浄水場の原水による藻類のトレンド取得

2023 年 9 月～2025 年 3 月に Y 浄水場にて約 1 週間間隔で定期的に採取された原水を用いて開発した顕微鏡により藻類濃度のトレンド取得を実施した結果を Fig. 4 に示す。縦軸は浄水場での光学顕微鏡による計測の測定単位である藻類当たりの長さ $100 \mu\text{m}/\text{mL}$ を基準として、開発した顕微鏡による画像データから求めた測定単位 cells/mL を換算した。水道水の異臭味を引き起こす藍藻類 *Anabaena* は 7 月頃に発生して、8 月にピークを迎えて、11 月にかけて減少するまでのトレンドが浄水場での光学顕微鏡による目視計測と開発した顕微鏡により得られた結果で近い値で推移していることを確認した。珪藻類 *Aulacoseira* についても同様にトレンドは 2 つの計測による結果で近い値で推移していることを確認した。

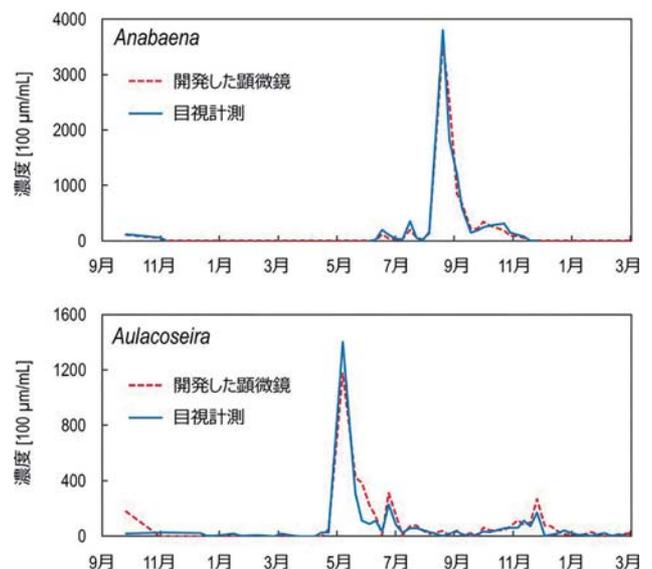


Fig. 4 Trend of algae measured by a spectral imaging microscope and visual measurements using an optical microscope.

4. 結 論

開発した顕微鏡を用いて原水に含まれる様々な生物名の藻類を検出および判別可能であることを確認した。また浄水場の原水を用いた約 1 年間にわたる定期計測

より、開発した顕微鏡と光学顕微鏡による藍藻類 *Anabaena* と珪藻類 *Aulacoseira* の計測結果は近い値で推移していることから、開発した顕微鏡によって藻類のトレンドを追従可能であることが示された。開発した顕微鏡による藻類計測では、原水の採水から画像取得および AI による判別までを自動で行うため、藻類の判別に専門的な知識や経験を必要とせず、原水の顕微鏡観察などの生物試験による作業の負担軽減が期待できる。

謝 辞

本研究を進めるにあたり原水および水質情報、さらには生物・水質に関する多大な知見をご提供くださった X 市に深く感謝いたします。

参 考 文 献

- 1) 日本水道協会：上水試験方法，2011年版（2011）
- 2) 秋葉道宏：水道システムにおける生物障害の実態把握とその低減対策に関する研究，厚生労働科学研究費補助金 健康安全・危機管理対策総合研究事業（2013）
- 3) 橋本勇太，野田周平，早見徳介，阿部法光，金谷道昭，横山雄：スペクトルイメージングによる藻類の判別，第71回応用物理学会春季学術講演会（2024）
- 4) 野田周平，橋本勇太，早見徳介，阿部法光，金谷道昭，横山雄：スペクトル画像と AI 技術を用いた藍藻・珪藻・緑藻検出および判別，令和6年度全国会議（水道研究発表会）講演集，pp.792-793（2024）

〈研究発表〉

DNA オリガミを応用した PFAS の簡易検査に関する検討

安積良晃¹⁾, 山口太秀²⁾, 齋藤敬太³⁾, 中島俊雄⁴⁾

¹⁾メタウォーター(株)
(〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25 JR 神田万世橋ビル E-mail: asaka-yoshiaki@metawater.co.jp)

²⁾メタウォーター(株)
(〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25 JR 神田万世橋ビル E-mail: yamaguchi-dabide@metawater.co.jp)

³⁾Cranebio(株)
(〒110-0005 東京都台東区上野3-2-2 アイオス秋葉原 E-mail: keita.saito@crane-bio.com)

⁴⁾Cranebio(株)
(〒565-0842 大阪府吹田市千里山東3-10-1 関西大学千里山キャンパス イノベーション創生センター
E-mail: toshio.nakajima@crane-bio.com)

概要

我が国では PFOS 及び PFOA を水道水質基準として規制する検討が進んでおり、今後は給水栓や浄水場での検査が数多く必要になるものと想定される。しかしながら、一般的な検査方法である LC-MS/MS による測定は高額な費用と多くの手間を要するため、水道事業者には大きな負担が掛かると考えられる。こうしたことから、DNA オリガミを応用した技術により、PFAS の検査を簡便かつ迅速に行うことができる方法を検討した。

キーワード：PFAS, DNA オリガミ, 水質基準, 水道事業者, アプタマー

原稿受付 2025.7.24

EICA: 30(2・3) 70-72

1. はじめに

PFAS に関連した規制が世界的に進むなか、我が国の水道では、現在、水質管理目標設定項目となっている PFOS 及び PFOA を水質基準項目に定めることとなった¹⁾。こうしたことから、水道事業者は、これらの物質について給水末端における検査のほか水源や浄水処理の前後など、数多くの検査が必要になるものと想定される。しかしながら、PFAS 試験方法として定められている LC-MS あるいは LC-MS/MS は、高額な費用と多くの手間を要するため、水道事業者には大きな負担が掛かると考えられる。

これらを背景として、DNA ナノテクノロジーの分野で応用が期待されている DNA オリガミの技術を用い、PFOS 及び PFOA の検査を簡便かつ迅速に行うことができる方法を検討することとした。この検討は、Cranebio 株式会社（以下「Cranebio 社」という。）との共同研究（以下「本研究」という。）によって実施しており、本稿では、その研究成果を報告する。

2. DNA オリガミを応用したナノ構造体の概要

DNA オリガミとは、2006 年に P. Rothemund に よって報告された DNA ナノテクノロジーの一種であ

る。7000 bp を超える DNA を 20~40 bp 程度の短い DNA で折りたたんで特定のナノ構造体を構築する技術であり、様々な形状の構造体を作り出すことが可能である。また、特定のタンパク質や小分子、特定の配列の核酸（ターゲット）に結合する部位を搭載し、結合を認識したことによって構造が変化する機能を持たせることができる²⁾。

Cranebio 社では、この技術を応用したナノ構造体を用い、細菌やウイルスを簡便に検査することができる仕組みを開発した。Fig. 1 にナノ構造体の概念を示す。この構造体は、DNA オリガミで成形された二枚の板、板どうしを固定する留め具、ターゲットに結合するアプタマー（特定のターゲットに結合する一本鎖の合成 DNA 又は RNA）、発光基質に作用する酵素（分割配置された状態では不活性）で構成されている。試料水にナノ構造体溶液を添加し、試料水中のターゲットがアプタマーに結合すると、留め具が外れて板が回転する。その動作により、分割配置されていた酵

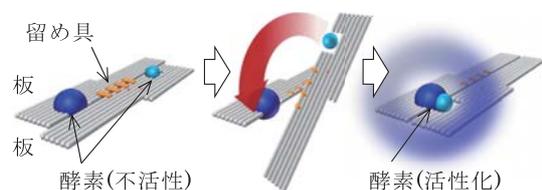


Fig. 1 Concept of DNA nanostructures

素が近接して活性化し、試料水に添加した発光基質に作用して発光させる機能を持たせてある。そして、発光をスマートフォンのカメラで撮影し、ターゲットの検出を視覚的に確認できるソフトウェアを開発した。こうしたことによって、特別な測定機器を必要とせず、簡単な操作により短時間でターゲットの定性試験を行うことができる³⁾。本研究では、この仕組みを用いてPFOS及びPFOAの検出に取り組むこととした。

3. 研究方法

3.1 ナノ構造体の構築

本研究では、まずPFOAの検出に取り組んだ。先行研究においてPFOAとの結合が報告されているアプタマーを参考にして、PFOAと結合する塩基配列のアプタマーを設計した。次に、アプタマーをナノ構造体の留め具に装着する構造的な設計を行った。**Fig. 2**は、アプタマーを搭載したナノ構造体を水平方向から見た模式図である。二枚の板にそれぞれ固定された留め具の片方へアプタマーを装着した構造となっており、PFOAがアプタマーに結合すると、留め具どうしの結合が解かれる様子を示している。そして、留め具どうしの結合が解かれると、**Fig. 1**で示したように板が回転して所定の位置で固定され、酵素が活性化する機能を構築した。PFOAの検出には、酵素が活性化した状態で発光基質を添加して発光させ、その発光強度を測定する方法を採用した。

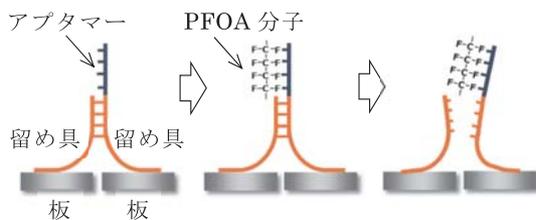


Fig. 2 DNA nanostructures with aptamer for binding to PFOA

3.2 発光強度のPFOA濃度依存性評価

構築したナノ構造体を用い、PFOAがアプタマーと結合したときの発光強度とPFOA濃度の関係を調べた。PFOA標準試薬を滅菌水に添加して試料水とし、PFOA濃度を10 nMから10 μ Mに調整した。試料水10 μ Lにナノ構造体の濃度50 nMに調整した溶液25 μ Lを添加したのち、発光基質を含む溶液25 μ Lを添加し、30分後の発光強度をプレートリーダーを用いて測定した。

また、発光基質の添加から発光検出までの時間を明らかにするため、PFOA濃度10 μ Mの条件で、発光基質の添加から一定時間ごとの発光強度を測定した。

4. 結果と考察

PFOA濃度と発光強度の関係を**Fig. 3**に示す。発光はPFOA存在下で検出され、PFOA濃度と発光強度との間に相関がみられた。これは、ナノ構造体によるPFOSの検出応答が得られたことに加え、発光強度からPFOAの濃度が把握できることを示唆している。

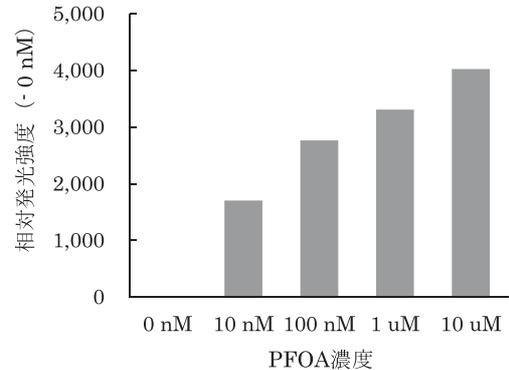


Fig. 3 Relation between PFOA concentration and light emission intensity (30 minutes after reaction)

次に、発光強度の時系列変化を**Fig. 4**に示す。発光基質を添加してから数分後に一定の発光強度が得られた。これは、PFOAがアプタマーに結合すると、数分後には検出に適した発光強度に到達することを示しており、本研究で構築した機能によってPFASの迅速な検出が可能になることを示唆している。なお、発光強度は一定時間後にピークとなり、その後は減衰する傾向が見られた。これは、発光基質が酵素の作用を受けて一定のレベルまで反応が進行し、その後は基質の分解によって発光強度の低下が進んだものと考えられる。

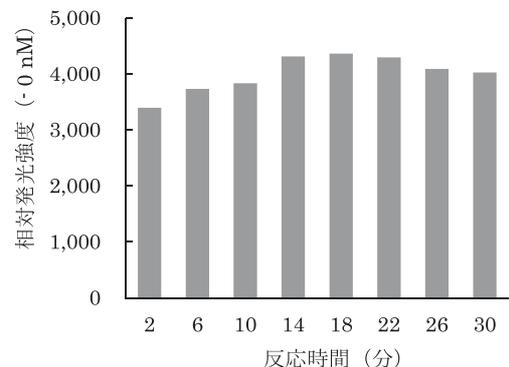


Fig. 4 Reaction time dependence in light emission intensity (PFOA 10 μ M)

5. 結論と今後の課題

本研究では、DNAオリガミの技術を応用したPFOS及びPFOAの簡易的な検査方法を検討した。ナノ構

造体の留め具に PFOA と結合するアプタマーを装着して、PFOA の検出を試みた結果、PFOA の濃度依存的な発光応答を得ることができた。この成果は、DNA オリガミを基盤とした技術が、今後の改良によって ng/L レベルの PFAS 検出に応用できる可能性を示すものであり、水道事業における PFAS の簡便かつ迅速な検査方法の実用化に向けて重要な知見となった。本研究における今後の課題は、次のとおりである。

- ・ 検出の感度向上と定量的検出の検討
- ・ 検出の安定性及び再現性の向上
- ・ PFOS 検出のほか、PFHxS への拡張
- ・ 実原水を用いた検出の評価

これらの課題を解決し、今後も DNA オリガミを応

用したナノ構造体の改良を進め、簡便な PFAS 検査方法としての実用化を目指して研究を継続する予定である。

参考文献

- 1) 環境省：水質基準に関する省令の一部改正及び水道法施行規則の一部改正等について（施行通知）（2025）
- 2) 齋藤敬太：DNA origami を用いた人工酵素の開発とその検査応用，*パテント 2025*, Vol. 78, No. 2, p. 47（2025）
- 3) 高橋望，安積良晃，山口太秀，林秀洋，齋藤敬太：DNA オリガミ法による環境水に含まれる大腸菌 DNA の発光検出，第 58 回日本水環境学会年会講演要旨集，p. 563（2024）

〈研究発表〉

微生物固定化担体を利用した脱炭素型水処理プロセスに関する実証研究

馬場 圭¹⁾, 端谷 研治²⁾, 栗原 知之²⁾, 山田 健太²⁾

¹⁾月島 JFE アクアソリューション(株)
(〒 212-0013 神奈川県川崎市幸区堀川町 580 ソリッドスクエア西館 9F E-mail: kei_baba@tjas.co.jp)

²⁾川崎市
(〒 210-8577 神奈川県川崎市川崎区宮本町 1 番地)

概要

当社微生物固定化担体を利用した高度処理プロセスでは、循環式硝化脱窒法の所要 ASRT より短い時間でも、浮遊汚泥の硝化能力が保持されることが確認されている。この短い ASRT でも浮遊汚泥の硝化能力が保持される特徴は、プロセスのエネルギー削減に大きく寄与する。本特徴が嫌気無酸素好気法でも発揮されることを確認するために、川崎市入江崎水処理センターで実証実験を行った。本報では、短い ASRT における処理状況、標準法および嫌気無酸素好気法との電力・温室効果ガス排出量比較結果について報告する。

キーワード：微生物固定化担体, ASRT, エネルギー削減, 温室効果ガス排出量
原稿受付 2023.7.6

EICA: 30(2・3) 73-76

1. はじめに

下水道分野では、2050 年のカーボンニュートラルに向け、エネルギー消費の削減が求められており、「地球温暖化対策計画」において、①省エネの促進、②汚泥焼却の高温化による一酸化二窒素の削減、③下水汚泥のエネルギー化（創エネ）、④再エネ利用の拡大が対策として示されている。一方、下水道分野で大きな割合を占める水処理プロセスにおける消費電力や温室効果ガス排出量に関しては、カーボンニュートラルに向けた大きな課題と考えられる。

本報告では、微生物固定化担体（以下、担体と記す）を利用した脱炭素型水処理プロセスに関して、実証試験結果を基に、消費電力や温室効果ガス排出量の削減効果について報告する。

2. 実証技術の概要、特徴

2.1 実証技術の概要

実証した本プロセスの概略フローを Fig. 1 に、担体（バイオチューブ）の写真を Photo. 1 に示す。処理方式は、担体利用嫌気・無酸素・好気法で、無酸素タンク後段は微好気タンクとして運用している。微好気タンクは、表層 DO を 1 mg/L 程度で運転することで、同一槽内で硝化と脱窒を同時に行い、硝化液の循環量低減を可能としている。好気タンクには、硝化促進のため担体が投入されている。好気タンクは、DO 制御により散気空気量を調整できる設備となっている。

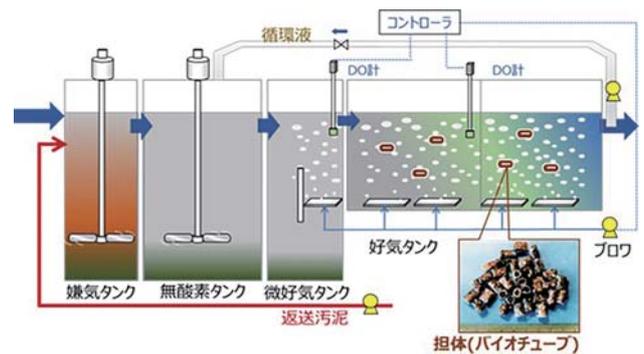


Fig. 1 Demonstration facility overview

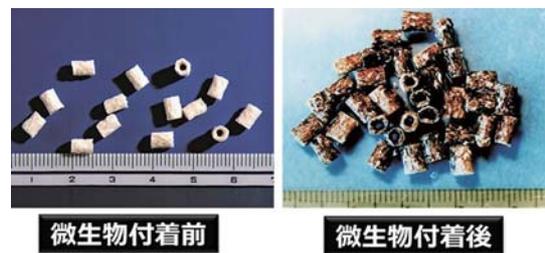


Photo. 1 Bio-Tube

2.2 担体法における低 MLSS, 低 DO 運転による散気空気量（ブロー動力）の削減

担体法施設において浮遊汚泥の硝化速度を測定した結果を Fig. 2 に、硝化菌保持に必要な好気タンク内固形物滞留時間（ASRT）の算出式を式 1¹⁾ に示す。Fig. 2 の 15℃ 付近の低水温期の ASRT は 4.2 日であり、式 1 で計算される硝化菌保持に必要な ASRT10.7

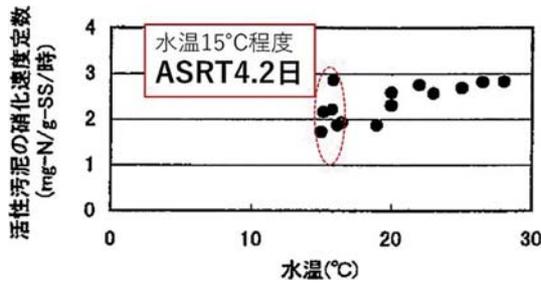


Fig. 2 Nitrification rate of suspended sludge in carrier process

日 ($\delta=1.35$) に対し半分以下であったが、浮遊汚泥は十分な硝化能力を有していた。浮遊汚泥が短い ASRT で硝化能力を有したのは、担体表面で増殖した高濃度の硝化菌が、随時剥離し浮遊汚泥に供給されたためと考えられる。

$$\theta_{XA} = \delta 20.65 \exp(-0.0639T) \quad \text{式 1}$$

θ_{XA} : 硝化菌保持に必要な ASRT (日)

δ : 流入 T-N の負荷変動に対する補正係数 (1.2~1.5)

この短い ASRT で浮遊汚泥が硝化能力を有する特徴により、本プロセスは低 MLSS で運転することが可能となる。そのため、活性汚泥の内生呼吸量を低減でき、必要酸素量が少なくなる。更に、浮遊汚泥で硝化処理が可能となるため、低 DO での運転が可能となり、飽和 DO との差が大きくなるため酸素供給量が少なくて済む。この必要酸素量が少なくなることと、酸素供給量が少なくなることの相乗効果により、散気空気量が少なくて済む、ブロワ動力の削減が可能となる。

3. 実証研究

3.1 実証フィールド、設備

実証試験は、川崎市入江崎水処理センター西系水処理施設で実施した。施設の概要を Table 1 に、計画水質を Table 2 に示す。同施設の概略フローは Fig. 1 に示したとおりである。西系水処理施設は、1 系列 2 池×4 系列の合計 8 池である。実証試験はこの中の 2

Table 1 Facility Overview

系列・池数	4 系列・8 池 (2 池/系列)
設計水量	129,000 m ³ /日 (16,125 m ³ /日)

Table 2 Planned Water Quality

設計水質	反応タンク流入 (計画)	処理水質 (計画)
BOD (mg/L)	124	9
S-BOD (mg/L)	62	—
COD (mg/L)	—	10
SS (mg/L)	54	5
T-N (mg/L)	32	10
T-P (mg/L)	3.8	0.5

池を実証池と対照池として実施した。実証期間中、Fig. 1 のフローに示した好気タンクの DO 計を用い、好気タンクの DO 制御により散気空気量を調整した。

3.2 実証研究結果

(1) ASRT と硝化状況

実証期間の水温と処理状況を Fig. 3 に示す。DO は実証池 1 mg/L、対照池 2 mg/L を目標に、MLSS は実証池 1000 mg/L、対照池 1750 mg/L を目標に運転した。

処理水の NH₄-N について見ると、12 月末から 2 月末までの期間に実証池で残存が見られた。対照池および実証池の他の期間は完全硝化されていた。NH₄-N の残存が見られた期間の実証池の ASRT は 2.4 日程度で、完全硝化した対照池の ASRT は 3.6 日程度であった。実証池において 12 月末から増加した処理水 NH₄-N は、1 月末を境に減少しているが、この期間水温と ASRT に大きな変化は見られなかった。よって、この期間の水温は、硝化菌がウォッシュアウトする境界の ASRT だったと推定される。本施設において、冬季は ASRT 3.6 日程度とし、それ以外の期間は 2.4 日程度とすることで、硝化処理は良好に行われると考えられる。実証池で NH₄-N の残存が見られた期間の式 1 から算出した所要 ASRT が 7~8 日程度であったのに対し、実証の ASRT が 2.4~3.6 日で良好な硝化処理が可能であったのは、前述の担体の効果と考えられる。

(2) 電力量および温室効果ガス削減効果の試算

実証池と対照池の運転が安定していた期間について、電力量および CO₂ 排出量の削減効果を検討した。試算条件を Table 3 に示す。実証池または対照池の条件を、西系全体の 8 池に適用したとして試算を行った。Table 4 に試算結果を示す。同表には標準活性汚泥法と循環式硝化脱窒法の電力量³⁾を併記した。なお、実証試験では実証池の攪拌機を間欠運転したが、本比較では連続運転とし、対象地と同等な条件で試算した。

同表に見られるように、水量当りの電力量は、対照池 0.133~0.163 kWh/m³ に対し、実証池 0.116~0.154 kWh/m³ であり、低 MLSS、低 DO 運転することで 5~15% の電力削減効果が見られた。また、標準活性汚泥法 0.2 kWh/m³、循環式硝化脱窒法 0.3 kWh/m³ と比較して、実証池の電力量は大幅に小さかった。CO₂ 排出量は、循環式硝化脱窒法を 100% とした場合、標準活性汚泥法は 96% となる。実証池は 50~60% となり、標準活性汚泥法および循環式硝化脱窒法に対して半分程度の CO₂ 排出量であり、脱炭素に大きく寄与できるプロセスであると考えられる。

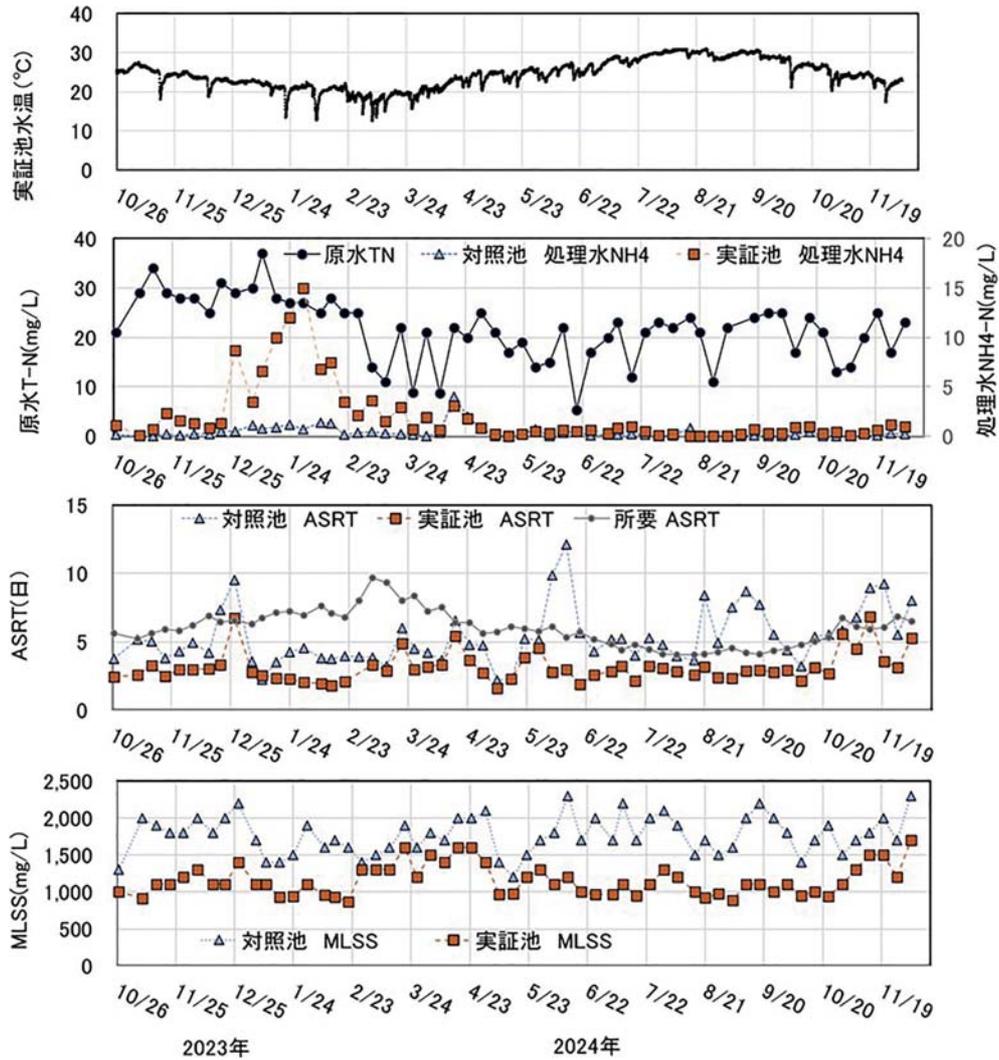


Fig. 3 Processing Status

Table 3 Calculation conditions (Applied to all ponds in the west series)

西系全池 (8池) 適用時			条件① 7/5~8/26		条件② 8/27~9/13		条件③ 9/17~10/31		条件④ 11/1~12/4		
			対照池	実証池	対照池	実証池	対照池	実証池	対照池	実証池	
水量	流入水量	m ³ /日	101,948	100,998	116,060	115,365	100,488	99,160	98,012	105,534	
	返送比	—	0.27	0.26	0.26	0.26	0.28	0.26	0.29	0.27	
	硝化液循環比	—	1.21	1.21	1.32	0.91	0.87	0.89	0.66	0.85	
反応 タンク	水温	℃	29.2	29.0	29.1	28.9	27.2	27.0	23.0	22.8	
	MLSS	mg/L	1,850	1,068	1,700	990	1,786	1,027	1,900	1,440	
	掘付 DO 計	mg/L	1.8	1.0	2.0	1.3	1.7	1.0	2.1	1.1	
水質	反応タンク 流入	BOD	mg/L	63.3	63.3	41.0	41.0	51.7	51.7	57.8	57.8
		T-N	mg/L	20.8	20.8	16.5	16.5	21.3	21.3	19.8	19.8
	処理水	BOD	mg/L	2.1	2.8	1.7	0.7	1.7	2.7	3.0	2.6
		T-N	mg/L	4.9	6.2	4.2	5.4	7.1	7.8	6.3	7.0
空気量	西系合計	m ³ /日	519,939	480,090	480,695	418,708	484,317	426,208	397,811	363,101	

電力：排出係数 0.408 kgCO₂/kWh (東電 2023 年度)
 N₂O：排出量²⁾ (kgN₂O/m³) 標準法 0.000142, 高度処理 0.000117, 排出係数 265
 メタン：排出量²⁾ (kgCH₄/m³) 標準法, 高度処理 0.00088, 排出係数 28

Table 4 Calculation results (Applied to all ponds in the west series)

西系全池 (8池) 適用時		条件①~④		標準活性汚泥法 ³⁾	循環式硝化脱窒法 ³⁾	
		対照池	実証池			
電力量	合計 (MWh/年)	4,744~5,988	4,459~5,042	—	—	
	割合	ブロワ	76%~82%	77%~80%	—	—
		攪拌機	10%~13%	11%~14%	—	—
		循環ポンプ	4%~11%	5%~7%	—	—
		返送汚泥ポンプ	2%~3%	2%~3%	—	—
水量当りの電力量 (kWh/m ³)	0.133~0.163	0.12~0.15	0.200	0.300		
	比率	100%	85%~95%	—	—	
水量当りのCO ₂ 排出量 (kgCO ₂ /m ³)	電力	0.054~0.066	0.047~0.063	0.082	0.122	
	N ₂ O ²⁾	0.003~0.003	0.003~0.003	0.038	0.003	
	メタン ²⁾	0.025~0.025	0.025~0.025	0.025	0.025	
	合計	0.082~0.094	0.075~0.091	0.144	0.150	
	比率	55%~63%	50%~60%	96%	100%	

また、CO₂排出量は標準活性汚泥法および循環式硝化脱窒法に対して半分程度であった。

4. ま と め

担体法が短い ASRT で浮遊汚泥が十分な硝化能力を有する特徴を生かし、低 MLSS, 低 DO 運転を行う本プロセスの実規模実証試験を行った。実証試験の結果、所要 ASRT が 7 日程度であった期間、本プロセスは ASRT 2.4~3.6 日の間で良好な硝化処理が可能であった。低 MLSS, 低 DO 運転を行うことで、対照池と比較して電力量は 5~15% の削減効果が確認された。

参 考 文 献

- 1) 日本下水道協会：水道施設計画・設計指針と解説，2019 年度版 (2019)
- 2) 環境省，国土交通省：下水道における地球温暖化対策マニュアル，平成 28 年 3 月 (2016)
- 3) 日本下水道新技術機構：活性汚泥法等の省エネルギー化技術に関する技術資料，2014 年 3 月 (2014)

〈研究発表〉

養液栽培排水処理と価値創造を目的とした微小藻類 *Haematococcus lacustris* 優占培養のためのフォトバイオリアクター制御システム

永 禮 英 明¹⁾, 柘 田 隆 広²⁾, 石 川 千 遥²⁾

¹⁾ 岡山大学 学術研究院 環境生命自然科学学域
(〒700-8530 岡山市北区津島中3-1-1 岡山大学環境理工棟 E-mail: nagare-h@okayama-u.ac.jp)

²⁾ 岡山大学 大学院環境生命科学研究科
(〒700-8530 岡山市北区津島中3-1-1)

概 要

植物工場などで用いられている養液栽培は栄養塩を含む溶液により作物を栽培する方法である。溶液には高濃度の栄養塩が含まれ、溶液交換時にはこの栄養塩が環境中に排出される。排水の処理は農家の負担となるため、環境負荷を低減する一方、農家にとって経済的メリットが生じる方法として、微小藻類を用いた処理法を検討している。本発表ではこの処理のためのオゾン処理、画像認識等を含む制御システムについて報告する。

キーワード：微小藻類, 価値創造, 制御, バイオリアクター, 画像認識
原稿受付 2025.7.25

EICA: 30(2・3) 77-79

1. は じ め に

養液栽培とは、土を使わず、植物の栄養となる成分を含む水（培養液）で植物を栽培する方法である¹⁾。養液栽培は施設内で行われるため、季節・気象の影響を受けない、計画的で安定した収穫が期待できる、水・肥料使用量を削減できるという利点があり、都市内部での食料生産も可能となるため、栽培面積が拡大している²⁾。

世界人口の増加に伴い農業生産量、水・肥料使用量、農地面積の増加が必要とされている。全世界での水使用量の約7割が農業を目的としたものであるが³⁾、水資源量には限りがあり、気候変動の影響がある中でいかに安定的に水資源を確保するかが食料増産上の課題となっている。また、作物栽培に適した農地の確保、土壌の劣化なども課題となっている。さらに、従来型農業（土耕栽培）では、降雨に伴う農地からの肥料流出が水域の富栄養化の一因となっており、環境負荷の増大も懸念されている。養液栽培は、これらの課題を回避しつつ食料増産を実現する手段としても期待されている⁴⁾。

養液栽培には、培養液を循環利用する方法と、循環しない方法（かけ流し）とがある。後者の場合、常に高濃度の栄養塩を含む排水が発生する。前者の場合でも、培養液中成分が変化した場合等に培養液の交換が行われ、その際に排水が発生する。施設によってばらつきはあるもの、培養液中の栄養塩濃度は下水の10倍程度となる場合もあり極めて高い⁵⁾。そのため、排

水量が少量であっても環境に与える負荷は大きく、適切な処理が必要である。

本研究では、養液栽培排水の処理技術として、微小藻類を用いた栄養塩除去、ならびに高付加価値物質生産のための技術を開発している。下水道と異なり、農業での排水処理は農家の自己負担で実施されるため、持続可能な処理を実現するためには農家の経済的負担を軽減する必要がある。そのため、本研究では処理と同時に高付加価値物質の生産を目指している。なお、本研究では、微小藻類としてハマトコッカス (*Haematococcus lacustris*) を用い、これに高付加価値物質として天然色素であるアスタキサンチンを生産させようとしている。

ハマトコッカスは緑藻の一種である。良好な環境条件では鞭毛を使い水中を遊泳しながら増殖する。この細胞は遊泳型と呼ばれている。環境条件がやや悪化すると細胞は鞭毛を消失し球形の緑色細胞「パルメロイド」へと変化する。さらに条件が悪化すると、アスタキサンチンが細胞内に蓄積され細胞が赤色に変化する。この状態を「シスト」という。

アスタキサンチンの純度と生産量を高めるためには、ハマトコッカスが優占した状態で培養を実現する必要がある。そのため、培養時に他の微生物が混入することを防止する、あるいは混入が生じた場合に優占状態を回復できる必要がある。以下、本研究で検討した優占状態の回復技術とそれを実現するための培養システムについて紹介する。

2. 微細藻類実験

2.1 オゾン耐性確認実験

アスタキサンチンには抗酸化性があり、ヘマトコッカスは増殖に不適切なストレス条件下において細胞内で発生する活性酸素種 (ROSs) を解毒するためにアスタキサンチンを生産すると言われている^{6,7)}。そこで、ヘマトコッカスが酸化ストレスに耐性があるのではないかと考え、オゾンによる優占培養の可能性を検討することとした。

実験の結果、遊泳型はオゾンに暴露されることにより急激に活性が失われること、パルメロイドは遊泳型に比べ活性度の低下が小さいものの活性汚泥と同程度であり、オゾンによる不活化が無視できないこと、シストにおいては活性度が変化せず強いオゾン耐性を有することが明らかとなった。

この結果より、他の微生物の混入が生じた場合には、ヘマトコッカスをシストの形態に変化させたのちにリアクターにオゾンを添加することでヘマトコッカス以外の微生物を不活化し、そののちに再びヘマトコッカスを遊泳型に戻し増殖を再開させることで優占培養を実現できるのではないかと考えられた。

2.2 細胞形態制御実験

先の検討におけるオゾンを用いた優占培養を実現するためには、細胞をこちらの意図する形態に変化させる方法が必要である。しかし、ヘマトコッカスがどのような条件で細胞形態を変化させるのか、その詳細な条件は明らかではなかった。そこで、我々は光を用いた細胞形態制御の可能性を検討した。その結果、赤、緑、青のLED光を異なる強度 (光量子束密度) で照射することで、細胞の形態を変化させることが明らかとなった。

2.3 細胞形態認識技術

光条件によって細胞形態を制御しうることが明らかになったものの、遊泳型あるいはパルメロイドの状態ではオゾンを添加した場合には細胞に大きなダメージを与えてしまうことになる。そのため、細胞がシストになっていることを確認し、その上でオゾンを添加するようすべきである。そこで、細胞形態の認識技術について検討した。

画像認識には、畳み込みニューラルネットワーク (CNN) ベースで構成された深層学習アルゴリズム YOLO (You Only Look Once) Ver. 3^{8,9)} を使用した。合計で遊泳型 709 個、パルメロイド 658 個、シスト 479 個の細胞を含む 355 枚の画像を学習させた。学習用とは別に 115 枚の写真を用意し認識精度の評価を行った。遊泳型、パルメロイド、シストの各形態の細

胞を 9 割超の高い正解率で認識することができた¹⁰⁾。

3. ヘマトコッカス培養システム

3.1 システム構成

以上の検討結果をもとに、ヘマトコッカスを優占培養するためのシステムを構築した。概要を Fig. 1 に示す。システムは培養のためのバイオリクターの他、光を照射する光源 (Adafruit NeoPixels LED Strip)、細胞画像を撮影するための顕微鏡 (Olympus CK40)、画像認識用 PC、顕微鏡画像を PC に取り込むためのカメラ (Allied Vision 1800 U240C)、オゾン発生器 (オーニット SFG-1210M)、そして機器を制御するためのマイクロコントローラー (Arduino Yún) 等で構成されている。

光源に用いた LED はテープ状に LED チップが配置されたもので、プログラムにより色・強度を任意に変更できる。これにより細胞形態の制御を行う。顕微鏡は通常の倒立顕微鏡を用いた。ここに工業用カメラを接続し、フローセルに流れ込んだ細胞を撮影する。フローセルへの送液のためのポンプの起動/停止、画像の撮影等は PC 上 Python スクリプトによって機器を直接、あるいはマイクロコントローラーを介して間接的に制御を行った。マイクロコントローラーは光源の制御等、周期的で一定の動作を行う一方、PC からの信号を受信した場合にのみ制御を行うようプログラムを作成した。

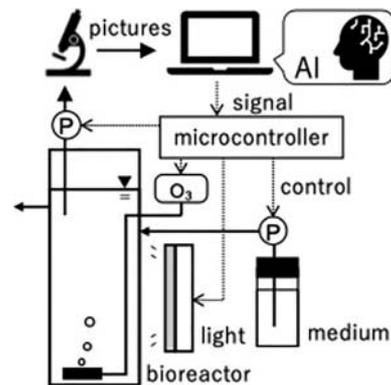


Fig. 1 Culture system of *H. lacustris*

3.2 培養実験

上記のシステムを用い培養実験を実施した。リアクターに非滅菌の人工培地、シスト細胞を入れ、所定の時間オゾンを添加したのち、培養に適した光条件として増殖状態を観察した。当初、培養液はシスト細胞が有する色素に由来する赤色を呈していたが、次第に緑色に変化、色が次第に濃くなる様子が確認された。顕微鏡観察の結果からも、細胞がシストから遊泳型に変化し増殖していることが確認された。

4. ま と め

養液栽培からの排水を処理しつつ高付加価値物質であるアスタキサンチンを生産するシステムを構築した。PC, マイクロコントローラーによって機器を制御することで、リアクター内の環境を変化させることで特定の微生物（ヘマトコッカス）を優占培養させることを意図している。基本的な動作確認まで終了し、今後は長期間培養の実現を目指す。

謝 辞

本研究は、内閣府地方大学・地域産業創生交付金「IoP (Internet of Plants) が導く、「Society 5.0 型農業」への進化」の助成を受けて実施した。本研究は、同志社大学・赤尾聡史教授、鳥取大学・高部祐剛准教授との共同研究で得たアイデアをもとに実施した。

参 考 文 献

- 1) J. B. Jones: Hydroponics: Its history and use in plant nutrition studies, *Journal of Plant Nutrition*, Vol. 5, No. 8, pp. 1003-1030 (2008)
- 2) 農林水産省：ガラス室, ハウスの設置状況
https://www.maff.go.jp/j/seisan/ryutu/engei/sisetsu/setti_matome.html (閲覧日 2025. 07. 25)
- 3) U. N. Water: Summary Progress Update 2021 - SDG 6 - water and sanitation for all (2021)
<https://www.unwater.org/publications/summary-progress-update-2021-sdg-6-water-and-sanitation-all> (accessed 2025-7-25)
- 4) P. Sambo, C. Nicoletto, A. Giro, Y. Pii, F. Valentinuzzi, T. Mimmo, P. Lugli, G. Orzes, F. Mazzetto, S. Astolfi, R. Terzano and S. Cesco: Hydroponic Solutions for Soilless Production Systems: Issues and Opportunities in a Smart Agriculture Perspective, *Front Plant Sci*, Vol. 10, p. 923 (2019)
- 5) H. Nagare, Y. Nomura, K. Nakanishi, S. Akao and T. Fujiwara: Characterization of Effluent Water Quality from Hydroponic Cultivation System, *Journal of Water and Environment Technology*, Vol. 19, No. 2, pp. 64-73 (2021)
- 6) R. Vidhyavathi, L. Venkatachalam, R. Sarada and G. A. Ravishankar: Regulation of carotenoid biosynthetic genes expression and carotenoid accumulation in the green alga *Haematococcus pluvialis* under nutrient stress conditions, *Journal of Experimental Botany*, Vol. 59, No. 6, pp. 1409-1418 (2008)
- 7) I. Higuera-Ciapara, L. Felix-Valenzuela and F. M. Goycoolea: Astaxanthin: a review of its chemistry and applications, *Crit Rev Food Sci Nutr*, Vol. 46, No. 2, pp. 185-196 (2006)
- 8) J. Redmon, S. Divvala, R. Girshick and A. Farhadi: You Only Look Once: Unified, Real-Time Object Detection, *Proceedings of the IEEE conference on computer vision and pattern recognition*, pp. 779-788 (2016)
- 9) J. Redmon and A. Farhadi: Yolov3: An Incremental Improvement, *arXiv preprint arXiv: 180402767* (2018)
- 10) 永禮英明, 栞田隆広, 石川千遥: 画像認識による微細藻類 *Haematococcus lacustris* の細胞形態識別, *土木学会論文集*, Vol. 79, No. 25, pp. 23-25047 (2023)

〈研究発表〉

ダイヤモンド電極を用いた亜硝酸態窒素濃度の連続測定

亀子雄大¹⁾, 丸山貴大¹⁾, 宮村和宏¹⁾

¹⁾(株)堀場アドバンスドテクノ 開発本部 先端技術開発部 Core Sensing チーム
(〒601-8551 京都市南区吉祥院宮の東町2 E-mail: yudai.kameko@horiba.com)

概要

亜硝酸は、養殖環境や下水処理プロセスにおけるアンモニアの硝酸への硝化過程における中間生成物であり、特に陸上養殖においては、高濃度で存在すると魚類に対する毒性が顕著となるため、継続的なモニタリングが不可欠である。本研究では、ボロンドープダイヤモンド (BDD) 電極を用いた電気化学法にて、簡便かつ連続測定可能な亜硝酸態窒素濃度の測定法を新たに開発した。本発表では、BDD 電極を用いた亜硝酸態窒素の測定原理、性能評価、ならびに陸上養殖施設における実測事例について報告する。

キーワード：ダイヤモンド電極, 亜硝酸態窒素, ボルタンメトリー, アンペロメトリー, 連続測定

原稿受付 2025.6.26

EICA: 30(2・3) 80-84

1. はじめに

亜硝酸態窒素 (NO_2^-) は、下水処理をはじめとするさまざまな水処理プロセスにおいて重要な中間生成物である。

下水処理における従来の窒素除去プロセスでは、アンモニア酸化細菌によってアンモニア態窒素 (NH_4^+) が亜硝酸に酸化され、さらに亜硝酸酸化細菌によって硝酸態窒素 (NO_3^-) に変換される二段階の硝化を経て、硝酸は脱窒菌により窒素ガス (N_2) として除去される¹⁾。この過程において、水質 (溶存酸素, pH, 温度など) や細菌種のバランスの乱れにより、亜硝酸態窒素が一時的に蓄積することがある。亜硝酸態窒素の蓄積は処理水質の劣化を招くだけでなく、消毒副生成物の形成や生態毒性のリスクとも関連し、厳格なモニタリングが求められる²⁾。

さらに、従来プロセスに比べて省エネルギーかつ持続可能な処理技術として注目されているアナモックス (嫌気性アンモニア酸化) では、アンモニアと亜硝酸を基質として直接窒素ガスを生成する³⁾。このプロセスでは、亜硝酸態窒素濃度が過不足なく制御されることが反応の安定性を左右する。

一方、近年では陸上養殖や陸上養殖と水耕栽培を融合したアクアポニックスといった閉鎖循環型の水系システムにおいても、亜硝酸の制御が重要な課題となっている。これらのシステムでは、給餌や排泄によって生じるアンモニアが生物ろ過を通じて亜硝酸・硝酸へと変換されるが、濾過バランスが崩れると亜硝酸が蓄積し、飼育生物に対して強い毒性を及ぼす⁴⁾。特に魚類に対しては、亜硝酸はヘモグロビンと結合してメト

ヘモグロビンを形成し、酸素運搬能力を阻害するため、死亡事故のリスクを高める⁵⁾。このような背景から、陸上養殖やアクアポニックスにおいても、リアルタイムでの亜硝酸モニタリング技術の需要が急速に高まっている。しかし、比色法を用いた手動測定が今日の主流であるため、測定のタイムラグ、人手不足、誤差などの課題が存在する。

本研究ではこれらの課題を解決するため、BDD 電極を用いた電気化学法にて、簡便かつ連続測定可能な亜硝酸態窒素濃度の測定法を新たに開発し、リアルタイムでの連続測定が可能な小型デバイスの試作と性能評価を実施した。

2. 測定方法

2.1 測定原理

本研究においては、電気化学的測定法として三電極式セルを用いたポーラログラフ法を採用した。作動電極 (Working Electrode, W.E.) には高い酸化還元耐性と広い電位窓を有する BDD を使用し、対極 (Counter Electrode, C.E.) には白金を、比較電極 (Reference Electrode, R.E.) には銀/塩化銀をそれぞれ用いた。これにより、再現性の高い電位制御と安定な電流測定が可能となった。

測定対象とした亜硝酸態窒素 (NO_2^-) は、測定過程において酸化反応を受け、硝酸態窒素 (NO_3^-) へと変換される。この反応は以下の通り表される。



この反応においては、 NO_2^- の酸化に伴って電子が

放出されることから、得られる電流値は溶液中の NO_2^- 濃度に比例する。この原理に基づき、BDD 電極上での酸化電流を指標として NO_2^- の定量分析を行った。

2.2 電解洗浄

本装置では計測前に毎回、電極に対して高い電圧を印加することにより、電解洗浄を施している。従来の白金電極でも同様の電解洗浄を行うことがあるが、頻繁に行うことで白金電極へのダメージがあり、極端な場合は白金電極が溶解する恐れがある。そのため白金電極に対しては通常、ビーズ研磨によって電極の表面の洗浄を行っている。ビーズ研磨とはセラミックの粒子を水流によって電極表面に当てることにより、電極表面を常に研磨し、きれいな状態を保つ方法である。だがビーズ研磨にはデメリットとして研磨の性能がサンプルの流量に依存するという点と、ビーズを入れておくためのスペースの確保が必要になるという点、ビーズの補給等のメンテナンスが必要になるという点があげられる。今回採用した BDD 電極は従来の白金電極や金電極と比べ科学的に安定しており物理的な耐久性が高いことがあげられる。また同様に電解洗浄に対しても非常に高い耐久性があるため、毎測定ごとに電解洗浄を行うことが可能である。これにより、ビーズ研磨を無くし、電解洗浄のみで電極表面の汚れを除去することが可能となった⁶⁾。その結果、ビーズ研磨のデメリットを解消し省スペース化による小型の測定用セルを実現した。

2.3 水素終端化処理

BDD 電極は表面に水素が吸着した水素終端化であることで、電子移動速度が速くなり、センサー感度や応答に有利であることが知られている⁷⁾。主な水素終端化方法には、高温水素雰囲気下で加熱する熱処理、水素プラズマ中にさらすプラズマ処理、負の電位を一定時間印加する電気化学処理があるが、その簡便さ、電極表面状態を測定の都度定常状態に保たせられることから、測定ごとに電気化学処理を行うことで水素終端化処理を行っている。

2.4 測定シーケンス

前述の電解洗浄、水素終端化処理、測定、さらには内蔵ポンプによるサンプリングやデータ出力までを一連のシーケンスとして制御することにより自動的に約 12 秒間隔で連続して行っている。これにより、常に電極表面の付着物を電氣的に除去した上で電極感度を安定させた状態での高頻度の連続モニタリングを実現した。

3. 試作機設計

3.1 装置概要

前章で紹介した測定を実現するために本研究にて試作した装置の概要を Fig. 1⁸⁾ に示す。装置全体は幅 125 mm, 奥行 125 mm, 高さ 100 mm のコンパクトサイズであり、センサー、ポンプ、制御回路、表示・操作インターフェースを内蔵している。測定部は流路一体型の樹脂ブロック内に構成されており、ポンプにはチュービング式を採用し、定量的な流体移送が可能である。前述のように測定は約 12 秒間隔で実行され、リアルタイムでモニタリング結果が表示・保存される。



Fig. 1 Photo of prototype device

3.2 センサー構造

BDD 電極センサーの断面模式図を Fig. 2 に示す。センサーは $36 \times 26 \times 10$ mm の PVC 製ブロックであり、内部に $\phi 2$ mm の流路を形成した。作用電極 (W.E.) として 5×10 mm の BDD 板、対極 (C.E.) として 10×10 mm の白金板、比較電極 (R.E.) として塩化銀処理を施した $\phi 3$ mm 銀棒を配置した。作用電極と対極間の接液面積は最適化されており、測定精度の向上と流量依存性の抑制が図られている。

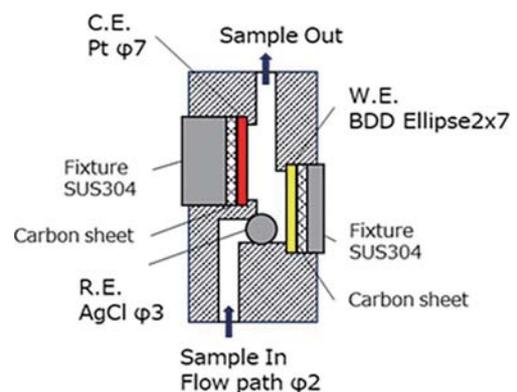


Fig. 2 Sensor schematic diagram

4. 評価方法

4.1 リニアスイープボルタンメトリー (LSV)

BDD 電極における亜硝酸態窒素の電気化学特性を把握するため、亜硝酸ナトリウム水溶液 10, 20, 40 mg-N/L の 3 種を塩化カリウムにて導電率を約 0.2 mS/cm に各々調整したサンプルに対して、前章で述べた BDD センサーを用いて、0.0 から 2.0 V へ 100 mV/sec として掃引させ、そのときの亜硝酸態窒素の酸化電流ピークを確認した。

4.2 基本性能評価

亜硝酸ナトリウム水溶液 (0.00, 0.50, 1.00 mg-N/L) に塩化物カリウムを添加することで導電率を約 0.2 mS/cm にしたサンプルおよび人工海水を溶媒とした条件でそれぞれを約 5 分間ずつ連続測定した。そのときのそれぞれの条件における 0.00, 1.00 mg-N/L の電流値から一次検量線を作成し、濃度を算出した上で直線性、応答性を確認した。

4.3 妨害イオンの影響評価

純水を溶媒に塩化アンモニウム 10 mg-N/L と硝酸ナトリウム 100 mg-N/L を調製し、塩化カリウムにて導電率を約 0.2 mS/cm に各々調整した。同様に導電率のみ調整した溶液 (ゼロ水) と亜硝酸ナトリウム 1.0 mg-N/L 溶液を準備し、ゼロ水→亜硝酸ナトリウム→塩化アンモニウムの順とゼロ水→亜硝酸ナトリウム→硝酸ナトリウムの順で各約 6 分測定した。そのときのゼロ水、亜硝酸ナトリウム測定時の電流値から一次検量線を作成することで濃度を算出し、塩化アンモニウム、硝酸ナトリウムに対する影響を評価した。

4.4 陸上養殖場での実証試験

陸上養殖施設において、ニジマス水槽およびバナメイエビ水槽を対象として本装置を実装し、約 2 週間の連続稼働を実施した。また、簡易比色法 (ナフチルエチレンジアミン法) においても一日に一回測定することでそれぞれの指示値の経時変化を確認、比較した。

5. 評価結果

5.1 リニアスイープボルタンメトリー (LSV)

濃度ごとの亜硝酸ナトリウム水溶液の LSV 結果を Fig. 3 に示す。その結果 1.2 V 付近に亜硝酸イオンの酸化電流ピークが検出され、濃度が高くなるに従い電流値が大きくなる傾向を確認した。BDD 電極は白金電極や金電極に比べ広い電位窓を有し、高電位領域における測定でもバックグラウンド電流が低く、そのため、安定した信号を得ることができた。

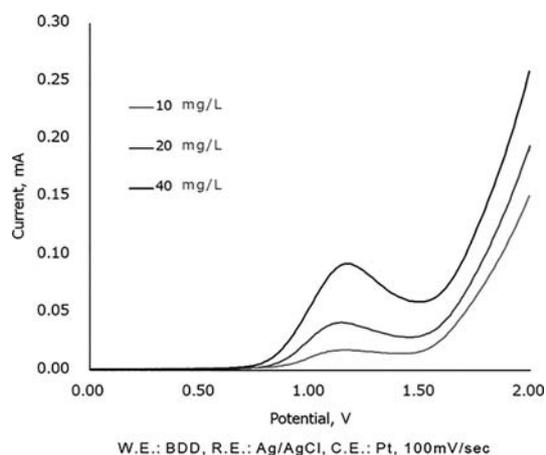


Fig. 3 LSV of NO_2^-

5.2 基本性能評価

亜硝酸ナトリウム水溶液 (0.00, 0.50, 1.00 mg-N/L) に塩化カリウムを添加することで導電率を約 0.2 mS/cm にしたサンプルおよび人工海水を溶媒とした条件でそれぞれを約 5 分間ずつ連続測定したときの各濃度における指示値を Fig. 4 に示す。

その結果、両条件において濃度と指示値の関係は ± 0.05 mg-N/L 以内での良好な直線性を確認できた。また、そのときの応答性に関しては 1 分以内に 90% 応答することを確認した。

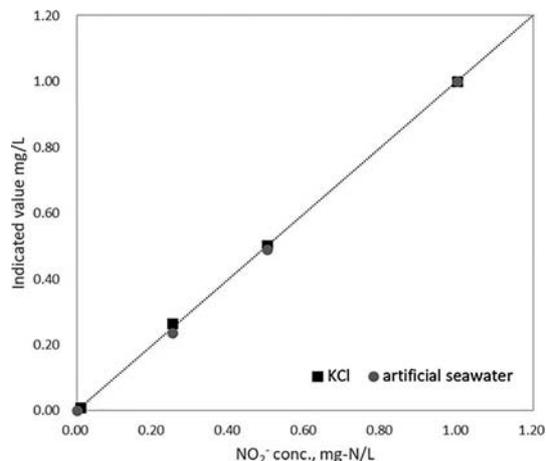


Fig. 4 NO_2^- Linearity (KCl and artificial seawater used as solvents)

5.3 妨害イオンの影響評価

ゼロ水→亜硝酸ナトリウム→塩化アンモニウムの順とゼロ水→亜硝酸ナトリウム→硝酸ナトリウムの順で各約 6 分測定したときのゼロ水、亜硝酸ナトリウム測定時の電流値から算出した濃度値に対して、塩化アンモニウム水溶液および硝酸ナトリウム水溶液の指示値を Fig. 5 に示す。

その結果、アンモニア態窒素 (NH_4^+ , 10 mg-N/L) および硝酸態窒素 (NO_3^- , 100 mg-N/L) の存在下で

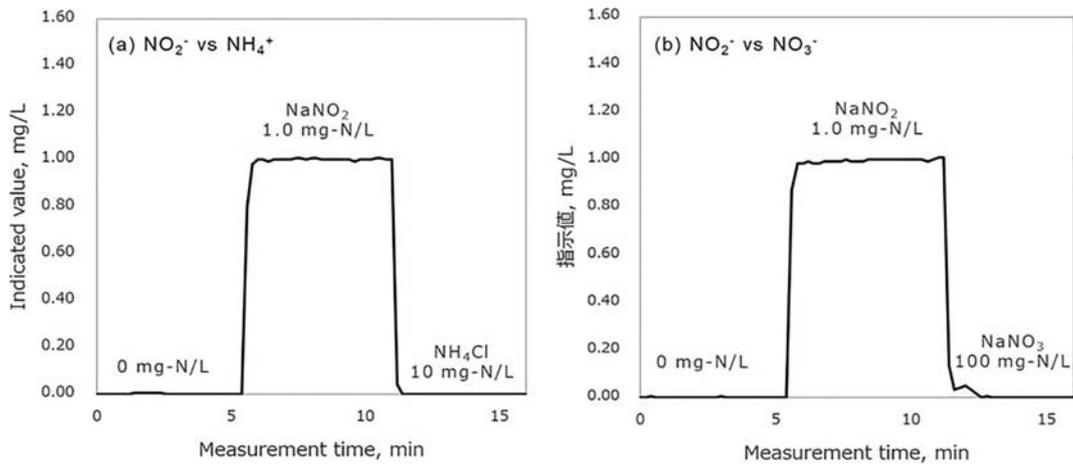


Fig. 5 Interference of (a) NH_4^+ 10 mg-N/L (b) NO_3^- 100 mg-N/L

も、センサー出力に有意な干渉は認められなかった。すなわち、BDD 電極による亜硝酸イオンの酸化反応は選択的に進行し、上記の無機窒素化合物との識別が可能であることが示された。

5.4 陸上養殖場での実証試験

ニジマスおよびバナメイエビを対象とした陸上養殖施設における本装置の測定結果および簡易比色法の測定結果をそれぞれ Fig. 6, Fig. 7 に示す。一部気泡混入によるものであったが、それ以外では約 ± 0.1 mg-N/L の範囲で良好な一致が見られた。

6. おわりに

本研究では、亜硝酸態窒素 (NO_2^-) のリアルタイムかつ連続測定を目的として、ポロンドープダイヤモンド (BDD) 電極を用いた電気化学センサーの開発と小型デバイスの試作・性能評価を行った。BDD 電極の優れた化学的安定性および電気的特性を活かし、電解洗浄と水素終端化処理を測定シーケンスに組み込むことで、センサー表面の常時クリーン化と安定した感度の維持を実現した。また、従来の白金電極では困難であった高頻度の電解洗浄を可能にし、省スペースかつメンテナンス性に優れた構造を構築した。

実験室レベルでの評価においては、リニアスイープボルタンメトリーにより 1.2 V 付近に明確な酸化電流

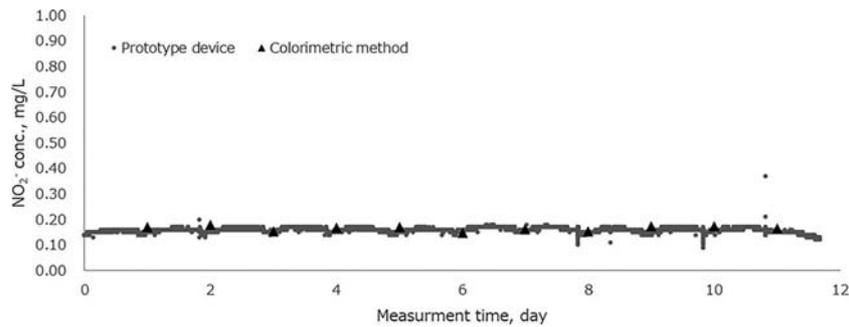


Fig. 6 Prototype and colorimetric method in field tests (Trout)

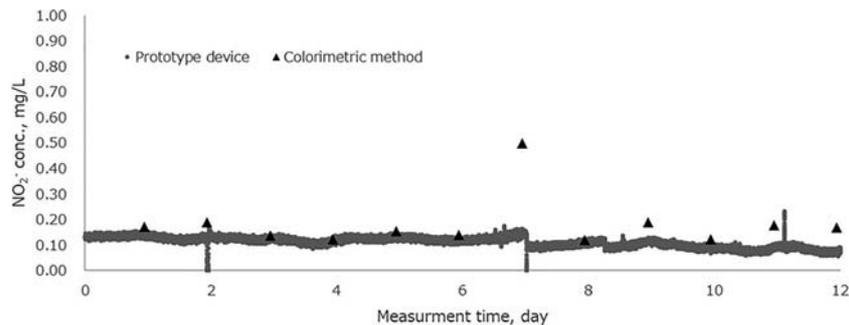


Fig. 7 Prototype and colorimetric method in field tests (Shrimp)

ピークを検出し、ポーラログラフ法によって濃度応答性や直線性において良好な結果を得た。さらに、アンモニア態窒素および硝酸態窒素といった共存イオンの影響が限定的であることから、高い選択性が確認された。実環境である陸上養殖場における実証試験では、簡易比色法との比較において良好な一致を示し、現場利用に向けた有効性が示された。

今後の展望としては、さらに広範な水質条件や実フィールドでの長期安定性の評価を進めるとともに、測定感度の向上および低濃度域での検出精度の強化が求められる。さらに、本センサーの応用範囲を拡張する観点から、下水処理施設におけるリアルタイムモニタリングへの適用可能性についても、実フィールドにおける連続運転試験を通じた検証を行い、従来の定期採水・分析手法に代わるモニタリング技術としての社会実装が期待される。

また、測定データの無線通信による遠隔管理や、他の水質パラメータとの統合監視システムとの連携も視野に入れた開発が期待される。本研究成果は、下水処理のみならず、アクアポニックスや閉鎖循環型水産システムなど多様な応用先において、次世代の水質モニタリング技術としての展開が可能であり、持続可能な

水環境管理に資する基盤技術として大きな意義を有すると考えられる。

参考文献

- 1) Metcalf & Eddy, Inc., Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery, 5th ed., McGraw-Hill, 2014
- 2) Tchobanoglous, G., Burton, F. L., & Stensel, H. D., Wastewater Engineering: Treatment and Reuse, 4th ed., McGraw-Hill, 2003
- 3) Strous, M. et al.: Missing lithotroph identified as new planctomycete, Nature, 1999, 400, 446-449
- 4) van Rijn, J.: Waste treatment in recirculating aquaculture systems, Aquacultural Engineering, 2013, 53, 49-56
- 5) Lewis, W. M. Jr.: Toxicity of nitrite to fish: a review, Transactions of the American Fisheries Society, 1978, 107(2), 239-247
- 6) M. Murata, T. A. Ivandini, M. Shibata, S. Nomura, A. Fujishima and Y. Einaga, J. Electroanal. Chem., 612, 29 (2008)
- 7) Y. Einaga: Boron-doped diamond electrodes: Applications in electroanalytical chemistry, Chemical Record, 2019, 19 (6), 751-764
- 8) 宮村和宏, 亀子雄大: ダイヤモンド電極を用いた残留塩素濃度モニター, 第39回センサ・マイクロマシンと応用システムシンポジウム論文集, 16A2-A-1, pp. 1-3 (2022)

〈研究発表〉

画像センサーの活用による最終沈殿池の汚泥堆積状況の可視化と 水処理運転への応用

児玉弓枝¹⁾, 梶原大聖²⁾

¹⁾ 東京都下水道サービス(株) 施設部水質課
(〒100-0004 東京都千代田区大手町2-6-3 銭瓶町ビル6階 E-mail: yumie-kodama@tgs-sw.co.jp)

²⁾ 東京都下水道サービス(株) 施設部水質課
(〒100-0004 東京都千代田区大手町2-6-3 銭瓶町ビル6階 E-mail: taisai-kajiwara5@tgs-sw.co.jp)

概要

最終沈殿池では、処理水質に悪影響を与える汚泥浮上が発生することがある。汚泥浮上は、池の構造等による沈降不良が原因の一つに考えられるものの、水面からの目視確認だけでは把握が難しくその原因究明が求められている。今回、簡易かつ広範囲に測定可能な画像化技術を活用したところ、汚泥浮上の様子や汚泥の堆積状況を短時間で把握できることが分かった。そして、これらの可視化した情報を基に、運転条件を調整することで、汚泥浮上や堆積状況の改善につなげる知見が得られたので報告する。

キーワード：最終沈殿池、画像センサー、汚泥浮上、汚泥堆積

原稿受付 2025.6.26

EICA: 30(2・3) 85-89

1. はじめに

都内 α 下水処理場の最終沈殿池（以下「終沈」という。）では、処理水質への悪影響を与える汚泥浮上が発生することがある。終沈での汚泥浮上は、水深の浅い構造に伴う沈降不良が原因の一つに考えられるものの、水面の目視確認だけでは把握できず、不明点も未だ多く原因究明が求められている。

従来から、終沈の汚泥堆積状況を把握する方法には、MLSS計や汚泥界面計が用いられてきた。しかし、これらは一回にピンポイントでの測定しかできないため、終沈全体を把握するには多くの作業時間と労力を費やすことが課題であった。

そこで、処理水質の更なる安定化を目的に、簡易かつ広範囲の測定が可能な画像化技術（以下「画像センサー」という。）を活用した終沈の汚泥堆積状況の可視化及び水処理運転への応用を検討した。本稿では、その取組内容について報告する。

2. 使用機器及び測定方法

画像センサーは、下部から超音波を発信し、反射した音波強度を受信することで沈殿池内の状態監視が可能なポータブル型の測定機器である。画像センサー及び測定方法を Fig. 1 に示す。画像センサーは最大10 mの深さまで計測が可能で、汚泥かき寄せ機のフライトやチェーンなど駆動機器に接触する恐れが

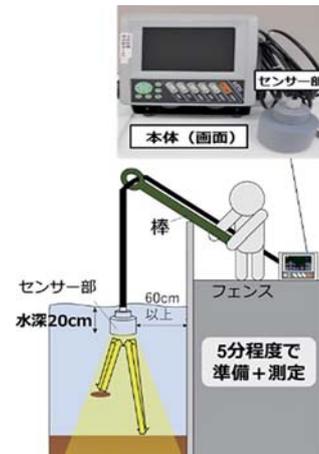


Fig. 1 画像センサー及び測定方法

なく、1地点当たり5分程度で測定できる性能を有する。本調査の測定では、センサーを水面下20 cm付近に沈め、超音波が円錐状に拡散しても反射の影響を及ぼさないよう、壁面と60 cm以上離れた状態で行った。

画像センサーの測定例を Fig. 2 に示す。

本体の画面は、縦軸が水深、横軸が経過時間を示す。画像の色相は反射強度が強い場合（堆積汚泥や躯体等）は赤色で表示され、反射強度が弱くなるに従い、黄色、緑色、水色、青色の順に変化し、上澄水のように透明度が高い場合などには反射強度がほとんどないため黒色を示す。

なお、センサー直下から数十 cm は測定できない不

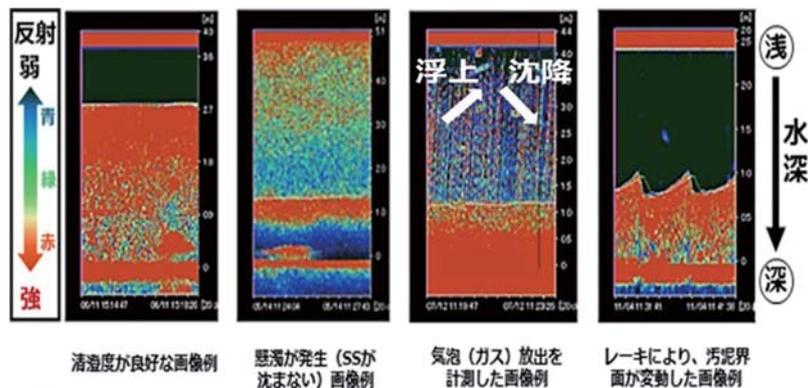


Fig. 2 画像センサーの測定例 (メーカー出典を基に作成)

感帯の範囲となるため、赤色に表示される。測定画像は、画面左から右方向に時系列順に表示され、気泡や汚泥などが浮上する場合は右斜め上方向へ、汚泥などが沈降する場合は右斜め下方向へ軌跡が描かれるため、測定画像から汚泥堆積状況や汚泥浮上の有無を把握することが可能である。

3. 調査内容

今回調査した内容は以下のとおりである。

3.1 終沈全体 (1池) の汚泥堆積状況の可視化

【2023年10月～11月】

画像センサーは、水深約3mの場合で計測範囲が直径0.65m程度であり、終沈全体の把握には多地点での測定を行う必要がある。このため、A系終沈の1池(長さ36.5m, 幅3.85m, 深さ3m)において、画像センサーを長さ方向に24点(1m間隔)測定し、終沈全体(1池)の汚泥堆積状況の可視化が可能か調査を行った。

3.2 終沈下流部 (全池) の汚泥堆積状況の把握

【2023年12月】

終沈は全24池、各池4水路で構成され、かき寄せ方法は、A系ではフライト板(高さ18cm)で汚泥をかき寄せるチェーンフライト方式が12池、B系ではくさび形スクレーパ(高さ5cm)が流れ方向に対して、前後に動きながら汚泥をかき寄せるレシプロ方式が12池設置されている(Fig. 3)。今回、汚泥かき寄せ方式の違いや池ごとの汚泥堆積量の偏りの有無を把握するため、終沈(全池)で画像センサーによる測定を行った。

なお、測定は、各池の下流部(上流から4/5付近)で行った。

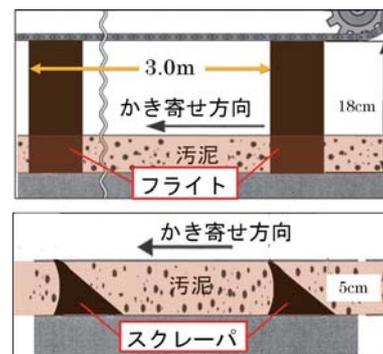


Fig. 3 フライト方式(上図)及びレシプロ方式(下図)のかき寄せ方法

3.3 水質分析による汚泥浮上の原因把握

【2023年7月】

調査は、画像センサーを用いて上澄水の懸濁が多い池を把握したのち、汚泥浮上の原因把握を目的に、終沈(上流・中流・下流)の水質分析を行った。試料採取は、画像センサーによる各地点の沈殿状況を把握した直後、鉛直方向に水面、中間(水深1.5m)、底面(上流を除く。)の3か所で採水(北原式採水器使用)し、アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素を分析した。分析は、アンモニア性窒素が電量滴定法(AT-2000型)で、亜硝酸性窒素、硝酸性窒素はジアゾ化反応を用いた吸光光度法(RQフレックス)により実施した。

3.4 水処理運転への応用検討(流入扉開度調整による挙動確認)【2023年12月～2024年1月】

A系12-4号池は、他の池に比べて汚泥堆積量が多く、汚泥浮上が短期間に頻発することがあり、流入水量の偏りを要因の一つとして考えた。このため、運転変更時(流入扉開度の調整など)に、画像センサーを活用して池内の汚泥の挙動を把握することで、水処理運転へ応用できないか検討を行った。

4. 結果及び考察

4.1 終沈全体（1池）の汚泥堆積状況の可視化

A系終沈断面イメージ図及び汚泥堆積状況を Fig. 4 に示す。

測定画像より、上流から中流にかけて汚泥が徐々に沈降する様子を、中流から下流では汚泥が堆積し、上澄水も清澄な状態が確認できた。一方、最下流付近では若干の汚泥浮上が観測できたことから、終沈全体（1池）の汚泥堆積や汚泥浮上などの可視化が可能と考えられる。

なお、Fig. 4 に示すとおり、数 m ごとでは大きな変化は見られないため、数か所（上流、中流、下流）程度の測定で終沈全体（1池）の状況把握が可能と

考えた。

4.2 終沈下流部（全池）の汚泥堆積状況の把握

終沈下流部（全池）の汚泥体積状況測定結果を Fig. 5 に示す。

A系は、水深 2.3~2.8 m に上・下段のフライト板（図中、白枠内）が、B系では、スクレーパによる汚泥界面の凸凹が確認された。汚泥堆積量や汚泥浮上は、池ごとに異なっており、汚泥かき寄せ方式による差異も顕著に見られた。A系では、1~9号池の水深 1.5 m 以深は黒色を示し、底面（水深 3 m）の汚泥堆積量がほとんどなく、水面付近は汚泥浮上によりやや懸濁がみられるものの、フライト板により汚泥を適正にかき寄せられていると考えられる。しかし、A

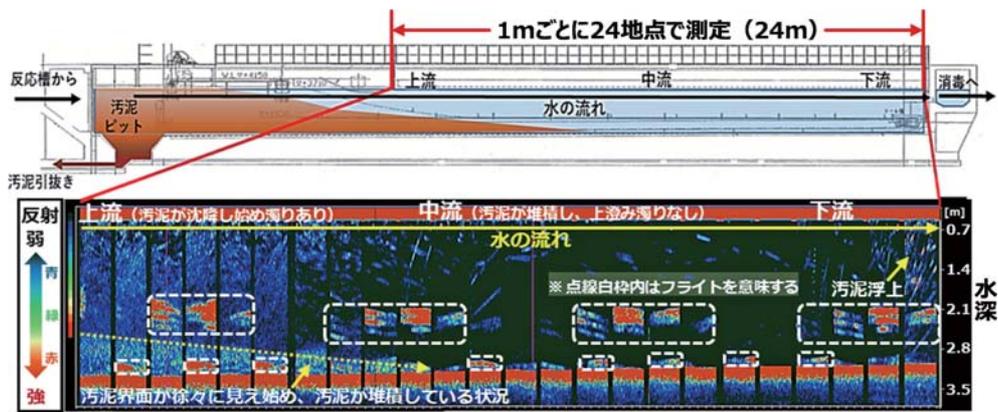


Fig. 4 A系終沈断面イメージ図（上図）及び汚泥堆積状況（下図）

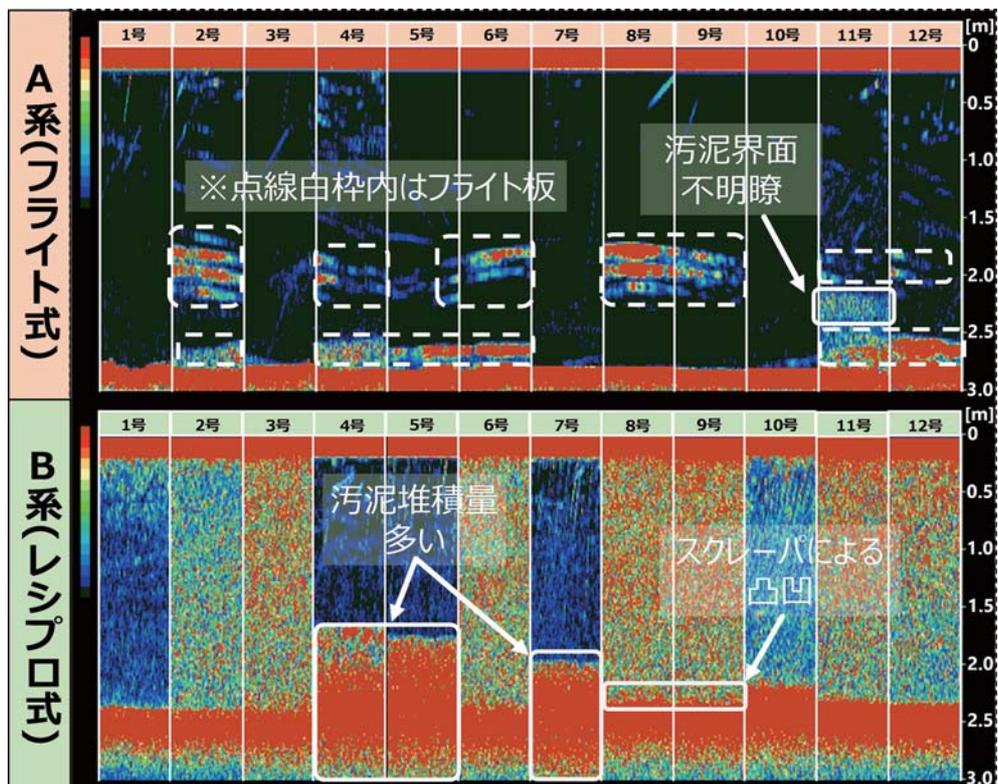


Fig. 5 終沈下流部（全池）の汚泥堆積状況

系 11 号池は水深 2.5 m 付近において汚泥界面が不鮮明であり、汚泥界面付近が懸濁している状況が推定された。

一方、B 系では、4, 5, 7 号池で汚泥堆積量が多く池ごとに偏りがみられ、A 系に比べ汚泥量が多い傾向を示した。また、上澄水は多くの池で青～赤色を示し、汚泥が全面に浮上している池も確認された。

このように、画像センサーは終沈（全池）の汚泥堆積状況や上澄水の濁り具合及び処理方式による処理状況の違いを把握することが可能と考えられる。

4.3 水質分析による汚泥浮上の原因把握

B 系において、上澄水の懸濁が多い池を対象に水質分析を行った。汚泥堆積状況及び採水地点断面図を Fig. 6 に、水質分析結果を Table 1 に示す。

画像センサーによる測定では、Fig. 6（左図）白色枠で示したとおり、上流側の水面～水深 1.5 m 付近及び下流側の水面～水深 2.5 m において懸濁しており、下流側の水面は、浮上した汚泥が薄層状に滞留（浮遊）していた。

水質分析の結果、水面及び水深 1.5 m の硝酸性窒素は、下流側に向かうほど減少する傾向を示した。また、底部では、硝酸性窒素、亜硝酸性窒素がほとんど不検出となった。

以上のことから、B 系では、底部に堆積した汚泥が無酸素若しくは嫌気状態となり、処理水の亜硝酸性窒素及び硝酸性窒素が脱窒し、窒素ガスとともに汚泥が浮上したものと推定される。

しかし、今回は採取箇所、採水時間など限定した条件の水質から推定していることから、今後は様々な条件を検討し、同様の調査を重ねることで、汚泥浮上の原因がより明確になると考えられる。

Table 1 水質分析結果

	上流		中流			下流		
	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧
	水面	水深 1.5 m	水面	水深 1.5 m	底部	水面	水深 1.5 m	底部
アンモニア性窒素 (mg/L)	2.5	2.7	2.9	2.7	3.8	2.6	2.8	3.9
亜硝酸性窒素 (mg/L)	2.8	2.8	2.9	2.9	0.0	2.7	2.6	0.5
硝酸性窒素 (mg/L)	2.9	3.8	2.9	3.2	0.0	2.5	2.7	0.0

4.4 水処理運転への応用検討（流入扉開度調整による挙動確認）

A 系の一池である 12-4 号池では、汚泥浮上が短期間に多く発生したことから、画像センサーを用いて汚泥堆積状況を調査した。

その結果、本調査対象池（流入扉開度 15%）では、処理が良好な池よりも汚泥堆積量が多く、流入水量が多いことによる汚泥量の増加に加え、水面積負荷の増大に伴う沈降性悪化により汚泥浮上が発生した可能性が考えられたため、流入扉の開度調整による汚泥堆積状況の変動を確認した（Fig. 7）。

本調査対象池について、複数ある流入扉の一部の開度を 15% から 0% に変更し流入水量が減少するように調整した結果、沈降不良が見られた汚泥が徐々に沈殿し、35～40 分後には堆積汚泥量が増加、50 分後に汚泥界面が明確化、1 時間後に上澄水の透明度の改善が見られた。翌日には一旦汚泥堆積量は減少したが、その後、汚泥浮上が再び発生した。理由としては、滞留時間が長くなり脱窒が進むことで窒素ガスとともに汚泥が浮上した可能性が考えられた。そこで、同じ流入扉の開度を 0% から 5% まで上げたところ、汚泥堆積量と汚泥浮上量ともに改善傾向が確認できた。

一方、流入扉の開度調整直後や開度を大きくした際に、越流堰壁面付近のみ、数十センチ程度の汚泥塊の浮上が度々確認された。底部の測定画像には変化がな

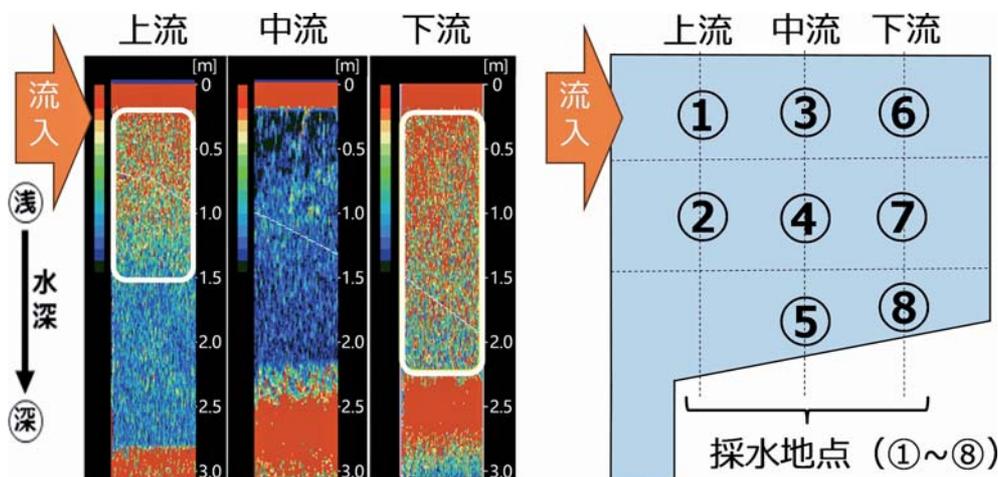


Fig. 6 汚泥堆積状況（左図）及び採水地点断面図（右図）

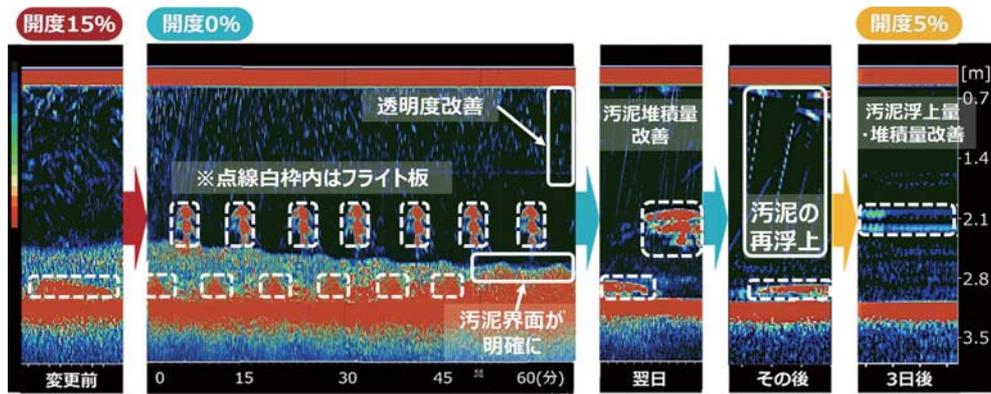


Fig. 7 流入扉の開度調整による汚泥堆積状況の変動

かったことから、流速の急激な変化により越流堰の下部や壁面に付着していた汚泥が剥れるなど、別の原因で汚泥浮上が発生したのではないかと推測される。

以上のことから、画像センサーは、水処理の運転変更時（流入扉開度調整）など、汚泥の処理状況及び良好な上澄水を得るための条件把握に応用することができると考えられる。

5. ま と め

本調査より、以下の知見が得られた。

- ・画像センサーは、一池全体の汚泥の堆積や上澄水の懸濁状況を捉えることができる。
- ・画像センサーは、3ヶ所程度（上流、中流、下流）の測定で、従来法に比べて短時間かつ少ない作業労

力で終沈全体の状況把握が可能である。

- ・汚泥かき寄せ方式によって、汚泥堆積量や上澄水の懸濁状況に違いがある。
- ・流入扉開度調整により、汚泥堆積量や上澄水の懸濁状況に大きな違いが表れる。
- ・水質分析及び画像測定による測定結果から、汚泥浮上の一因として、沈殿池底部での脱窒現象が考えられる。
- ・画像センサーは、汚泥の沈降分離及び良好な上澄水を得るための運転条件の把握に利用できると考えられる。

今後は、長期連続測定による経時変化や運転変更時（レシプロの速度調整など）の処理状況の把握に画像センサーを活用し、汚泥浮上の原因究明及び処理水質の更なる安定化に役立てたい。

〈研究発表〉

単槽型硝化脱窒プロセスの ICT・AI 制御による高度処理技術における 複数池一括制御の長期実証

中 大 輔¹⁾, 堀 野 太 郎²⁾, 高 田 祥 暉³⁾, 糸 川 浩 紀³⁾
松 井 穰⁴⁾, 井 上 史 郎⁴⁾

¹⁾メタウォーター(株) R&D センター 先端技術開発部 制御技術開発グループ
(〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25 JR 神田万世橋ビル E-mail: naka-daisuke@metawater.co.jp)

²⁾メタウォーター(株) R&D センター 水再生技術開発部
(〒101-0041 東京都千代田区神田須田町1-25 JR 神田万世橋ビル)

³⁾日本下水道事業団 技術開発室
(〒113-0034 東京都文京区湯島2-31-27 湯島台ビル)

⁴⁾町田市 下水道部 水再生センター
(〒194-0045 東京都町田市南成瀬8-1-1 成瀬クリーンセンター)

概 要

筆者らは、単槽型硝化脱窒プロセスの ICT・AI 制御による高度処理技術について、水質センサー (NO_x-N 計, NH₄-N 計) の設置数および維持管理費用の縮減を目的として、複数池一括制御の風量制御性能等の検証を実施している。

令和6年度に、実証施設の全4池のうち1池を代表池、他3池を展開池とした複数池一括制御を約9カ月にわたり実施した。結果、長期にわたり制御性能は安定しており、単槽型硝化脱窒プロセスで目標とする処理水質を達成することを確認した。

キーワード：下水処理, 風量制御, 水質センサー, 複数池一括制御
原稿受付 2025.7.25

EICA: 30(2・3) 90-93

1. はじめに

筆者らは、国土交通省の B-DASH 事業にて単槽型硝化脱窒プロセスの ICT・AI 制御による高度処理技術 (以下、本技術) の実証研究を令和元年度から令和2年度にかけて実施し、(a) 従来の高度処理法 (A2O 法) に比べて短い水理学的滞留時間 (HRT) にて同等の処理水質を得られる点、(b) 本技術が搭載する統合演算制御システムが反応タンク中間の NO_x-N 濃度と反応タンク末端の NH₄-N 濃度を制御目標値の近傍に維持する風量制御性能を有する点等を確認した¹⁾。

本技術における水質センサー (NO_x-N 計, NH₄-N 計) の設置や維持管理に要する費用の縮減を目的として、令和3年度以降に複数池一括制御の風量制御性能等の検証を実施している²⁾。複数池一括制御とは、複数の反応タンクを持つ施設において、代表とする池に設置した水質センサーの情報を用いて、水質センサーを設置していない他の池の運転を同時に制御する手法を指す。本稿では、令和6年度に実施した複数池一括制御について、長期にわたる制御性能と処理水質を実証した結果を報告する。

2. 実証方法

本技術 (Fig. 1) では、反応タンクにおいて嫌気-前半好気-無酸素-後半好気の4つのゾーンを設け、前半好気ゾーン末端に NO_x-N 計、後半好気ゾーン末端付近に NH₄-N 計をそれぞれ設置する¹⁾。そのうえで、統合演算制御システムを用いて前半風量 (前半好気ゾーンへの送風量) および後半風量 (後半好気ゾーンへの送風量) をそれぞれ制御し、各センサー設置箇所の NO_x-N 濃度と NH₄-N 濃度を目標値に維持することで、良好な窒素除去を可能とする¹⁾。

本技術では導入対象の各池に水質センサーの設置が必要であり、これらの設置および維持管理にかかる費用が課題であった。そこで、1池を代表池 (水質センサーを設置して統合演算制御システムで風量制御する池)、他を展開池 (水質センサーを設置せず、代表池の風量設定値を補正して使用する池) とする複数池一括制御を検討した²⁾。代表池~展開池間で同等の NO_x-N 濃度, NH₄-N 濃度, そして処理水質を安定的に得ることができれば、水質センサーにかかる費用が削減できる。

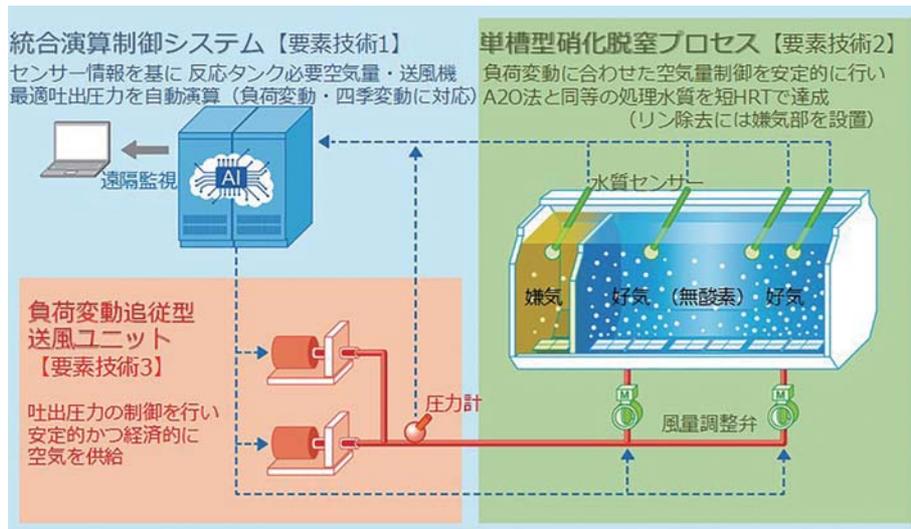


Fig. 1 Outline of the ICT/AI-aided single-tank BNR process

2.1 実証設備の概要および複数池一括制御の実施方法

本技術の導入フィールドである町田市成瀬クリーンセンターの1系反応タンク4池(1-1~1-4系)にて、連続運転中に実証実験を実施した。実証設備の概要をTable 1に示す。1系反応タンク4池へ流入する最初沈殿池の越流水は各池へ均等に流入し、各池から流出した活性汚泥混合液は最終沈殿池から返送される際に同一水路内で混合されたのち、反応タンク4池に均等に分配される。これにより池間のMLSSは概ね同一濃度に維持されている。

Table 1 Outline of the demonstration plant

設備	概要
反応タンク	幅7.1m×長67.5m×有効水深6.0m (有効容積2,875 m ³)×4池
水質センサー	NO _x -N計(UV式, 反応タンク各池の中間付近) 及びNH ₄ -N計(隔膜式, 反応タンク各池の末端付近)
風量調節弁	電油操作式バタフライ弁×8台 (反応タンク各池前半・後半)
最終沈殿池	幅8.0m×長49.4m×有効水深3.5m×4池

代表池の風量設定値を補正して展開池の風量設定値を演算する方法として、これまでに乗数補正(池間の酸素移動効率の差異等に対応)と水量補正(池間の流入流量の差異に対応)を検討した²⁾。本実証では池間の流入流量が概ね同等であるため、乗数補正のみを行った。乗数補正は、代表池の制御結果を展開池に適用する際に、代表池の要求風量に対して乗数を乗じることで、展開池の風量設定値を調整するものである。以下の式を用いて、各展開池の前半乗数と合計乗数を予め設定したうえで風量設定値を演算した(演算周期:20秒)。

$$AF_{1_set} = AF_{1_req} \times M_1$$

$$AF_{2_set} = (AF_{1_req} + AF_{2_req}) \times M_{total} - AF_{1_set}$$

ここで、 AF_{1_set} は前半風量設定値、 AF_{2_set} は後半風量設定値、 AF_{1_req} は代表池の前半要求風量、 AF_{2_req} は代表池の後半要求風量、 M_1 は前半乗数、 M_{total} は合計乗数である。

2.2 複数池一括制御の運転条件

令和6年5月~令和7年2月のうち、設備メンテナンス期間等を除く220日の期間、代表池を1-4系、展開池を1-1~1-3系とした複数池一括制御による運転を実施した。乗数の設定値は、全4池に対して統合演算制御システムを用いた風量制御を実施した令和4年4月~令和6年3月のうち、全池で同等の水質計測値が得られた期間の各池の風量実績の比率に基づき設定した(Table 2)。ただし1-3系のみ、令和6年11月5日に乗数を変更した(変更に至る経緯は後述)。

Table 2 Parameters for operational condition of the multiple-train control in the demonstration

	1-1系	1-2系	1-3系 (11/5変更前)	1-3系 (11/5変更後)
前半乗数	0.96	0.82	0.97	1.04
合計乗数	0.96	0.87	1.00	1.06

2.3 制御性能および処理水質の評価方法

複数池一括制御では、代表池~展開池間で同等の水質センサー計測値および処理水質を安定的に得ることを目標としている。ただし、本施設では池毎の処理水質を測定していないため、処理水質の評価は1系4池全体の処理水質を単槽型硝化脱窒プロセスの目標とする処理水質と比較して行った。

制御性能を検証する指標として、代表池~展開池間での各水質センサー計測値(NO_x-N濃度、NH₄-N濃度)の日平均値の差を用いた。濃度差については目標値を定めないが、差が無いことを理想としている。

処理水質の評価のため、令和6年5月～令和7年2月にかけて9月、11月を除き月1～3回の頻度で計13回の採水調査を行った。1系最終沈殿池出口における処理水質は、1系反応タンク4池全体の平均的な処理水質を示すものとなる。1系の最初沈殿池出口と最終沈殿池出口にて2時間ごとに24時間のコンポジット採水を行い、BOD、全窒素(T-N)、全リン(T-P)を測定した(下水試験方法に準拠)。

3. 実証結果

3.1 制御性能の評価

実証期間における代表池(1-4系)に対する各展開池(1-1～1-3系)の水質センサー計測値の差(日平均値)について、推移をFig.2に、期間平均値(単純平均)とレンジ(最大値-最小値)をTable3に示す。期間平均値、レンジのいずれも、0に近いことが高い制御性能を意味する。

代表池～展開池間の濃度差は、 ± 2 mg/Lの範囲内で緩やかに増減した。展開池1-3系について、開始当初から代表池に対してNO_x-N濃度が低く、NH₄-N濃度が高い状況であり、数か月以上に渡り継続したことから、その原因は乗数の設定値にあると判断し、11月5日に乗数を変更した。その結果、制御性能(NO_x-N濃度差およびNH₄-N濃度差)が改善した。具体的には、1-3系のNO_x-N濃度の期間平均値は変更前の-1.1 mg/Lから-0.5 mg/Lに、NH₄-N濃度差の期間平均値は1.0 mg/Lから0.7 mg/Lに改善が見られた(Table3)。このことから、複数池一括制御において適切な乗数を設定することが肝要と言える。

今回の実証期間において、各展開池と代表池との濃度差の変動幅をレンジで評価したところ、いずれの展開池においてもレンジは1～2 mg/L程度であった(Table3)。これは、乗数を固定して長期運転する中で、日々の濃度差の変動がこの範囲に収まっており、突発的な大きな変動がなく、安定した制御が継続していることを示している。このレンジは、単槽型硝化脱

Table 3 Evaluation result of differences in NO_x-N and NH₄-N concentrations between reference train and extended trains

		1-1系 (全期間)	1-2系 (全期間)	1-3系 (11/5以前)	1-3系 (11/5以降)
代表池1-4系との NO _x -N濃度差 (mg/L)	期間 平均値	-0.6	-0.3	-1.1	-0.5
	レンジ	1.5	1.3	1.2	1.2
代表池1-4系との NH ₄ -N濃度差 (mg/L)	期間 平均値	0.4	0.4	1.0	0.7
	レンジ	2.2	1.5	1.7	1.0

窒プロセスの目標処理水質を安定して達成できる範囲内であり、実運用上問題のない変動レベルである。総じて、長期にわたる制御性能の安定性を確認できたと考える。

3.2 処理水質の評価

令和6年5月9日～令和7年2月28日の反応タンク4池の流入流量は平均32,596 m³/d(24,403～73,908 m³/d)、反応タンクのHRTは平均8.5 h(3.7～11.3 h)であった。全13回の採水調査の結果、最終沈殿池出口の処理水質はBODが平均6 mg/L(3～12 mg/L)、T-Nが平均11.2 mg/L(8.6～13.4 mg/L)、T-Pが平均1.09 mg/L(0.63～1.42 mg/L)であり、いずれの調査日においても目標水質(BOD: 15 mg/L以下、T-N: 20 mg/L以下、T-P: 3 mg/L以下)を満足した。また、窒素除去率の平均値は68%(晴天日のみの場合72%)であり既報¹⁾と同程度であった。このことから、今回の実証期間の代表池～展開池間のNO_x-N濃度差およびNH₄-N濃度差は、単槽型硝化脱窒プロセスの処理水質に顕著な影響を与えなかったと言える。

4. 結 論

単槽型硝化脱窒プロセスのICT・AI制御による高度処理技術の実証設備において、全4池のうち1池を代表池、他3池を展開池とした複数池一括制御を約9カ月にわたり実施し、制御性能と処理水質を評価した。

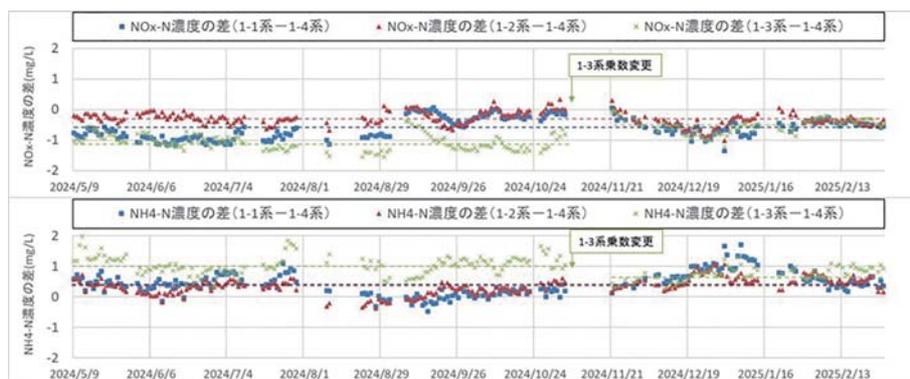


Fig. 2 Time course of differences in NO_x-N and NH₄-N concentrations between reference train and extended trains

その結果、代表池～展開池間で流入流量、MLSS濃度が概ね同等な条件において、長期にわたり制御性能は安定しており（代表池～展開池間のNO_x-N濃度差およびNH₄-N濃度差のレンジは1～2 mg/L程度）、単槽型硝化脱窒プロセスで目標とする処理水質を達成することを確認した。

謝 辞

本稿の内容は、国土技術政策総合研究所から借り受けた実証設備を使用して、メタウォーター・日本下水道事業団・町田市共同研究体が実施したものである点

を明記すると共に、同研究所および共著者以外の関係者各位に感謝の意を表す。

参 考 文 献

- 1) 国土技術政策総合研究所：B-DASHプロジェクト No.38 単槽型硝化脱窒プロセスのICT・AI制御による高度処理技術導入ガイドライン（案）、国総研資料第1190号（2022）
- 2) 中大輔，高橋宏幸，糸川浩紀，松井穰：単槽型硝化脱窒プロセスのICT・AI制御による高度処理技術における複数池一括制御の検討，環境システム計測制御学会誌，Vol.27, No.2/3, pp.30-34（2022）

〈研究発表〉

AIを活用した下水処理場運転操作の先進的支援技術に関する実証研究

中田 昌幸¹⁾, 鮫島 正一¹⁾, 高倉 正佳¹⁾, 酒井 孝輔¹⁾
増屋 征訓²⁾, 川崎 達²⁾, 中橋 達也²⁾
信川 貴紀³⁾, 長谷川 翔一⁴⁾

¹⁾ ㈱明電舎 水インフラ技術本部 技術部 企画開発部 企画開発第一課
(〒141-6028 東京都品川区大崎2-1-1 ThinkPark Tower E-mail: Nakata-m@mb.meidensha.co.jp)

²⁾ ㈱NJS
(〒105-0023 東京都港区芝浦1-1-1 E-mail: yukinori_masuya@njs.co.jp)

³⁾ 広島市下水道局
(〒730-8586 広島市中区国泰寺町1-6-34)

⁴⁾ 船橋市建設局下水道部 下水道施設課
(〒273-0014 千葉県船橋市高瀬町56)

概要

少子高齢化や団塊世代退職による技術者不足は下水道分野の運転管理技術継承や人材育成に大きな課題となっている。運用技術持続のため、熟練者のノウハウを継承し同等の運転管理を実現する支援技術が不可欠である。著者らは国土交通省のB-DASHプロジェクト実規模実証として「AIを活用した下水処理場運転操作の先進的支援技術に関する実証研究」を令和3年度から令和5年度に国土技術政策総合研究所から受託し、実処理場でAI運転ガイダンス機能の実証を行った。本稿では、AIによる熟練者運転ノウハウの知見化と実処理場への適用結果を報告する。

キーワード：人工知能、技術継承、運転ガイダンス、下水処理、実証研究

原稿受付 2025.8.20

EICA: 30(2・3) 94-98

1. はじめに

下水道分野において、少子高齢化や団塊世代職員の退職に伴う技術者不足の影響で運転管理に関する技術継承や人材育成が大きな課題となっている。下水処理設備の運転管理技術を持続させるには、熟練技術者のノウハウを継承し、これまでと同等の運転管理が可能な支援技術が望まれている¹⁻³⁾。著者らは、国土交通省のB-DASHプロジェクト実規模実証として「AIを活用した下水処理場運転操作の先進的支援技術に関する実証研究」を令和3年度から令和5年度に国土技術政策総合研究所から研究委託を受け、実処理場においてAIを用いた運転ガイダンス機能の実規模実証を実施した。本稿では本実規模実証における熟練技術者の下水処理場運転ノウハウのAI化及び実処理場における運用結果を報告する。

2. 実験方法

2.1 AI推論装置の構成

下水処理場の運転管理では、水質分析結果や各種センサーから得られる多種多様なデータに基づき、熟練技術者が経験と知識を用いて総合的な判断を下してい

る。このような熟練技術者の思考プロセスをAIで再現するため、本研究では判断プロセスを機能的に4つのAIモジュールに分割して実装した。具体的には「画像処理AI」「対応判断AI」「水質予測AI」「運転操作AI」であり、その全体構成をFig.1に示す。各モジュールの機能は以下の通りである。

- ・画像処理AI：沈殿池の画像情報を解析し、処理状況の良否や異常の兆候を検出する。
- ・対応判断AI：水質データ等から現状を分析し、推定される原因と有効な対策の関連性を可視化・提示する。
- ・運転操作AI：対応判断AIが提示した対策に基づき、具体的な操作量を数値として算出・提案する。
- ・水質予測AI：現在の操作及びAIが提案した操作を行った場合の将来の処理水質を時系列で予測する。

本技術の特徴は、過去の運転データ（水質、流量等）と、その時に熟練技術者が判断した操作履歴をAIによって関連付け、判断根拠の可視化と判断ロジックを再現する点にある。これにより、AIによるガイダンスとしての運転支援を行うとともに、熟練者の暗黙知の技術継承にも貢献する。実証研究は、広島

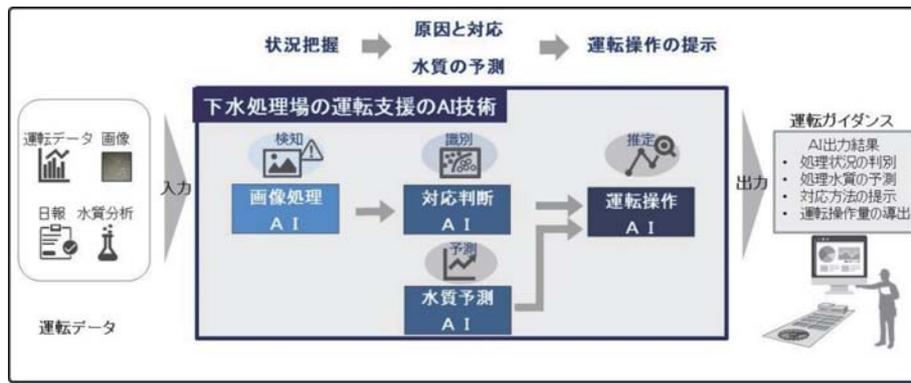


Fig. 1 Configuration of the AI inference system

市西部水資源再生センター及び船橋市高瀬下水処理場で実施した。プラントに実装した AI システムがセンサー計測値、水質分析結果、画像データ等をリアルタイムで解析し、継続的な運転ガイダンスを生成した。本稿では、広島市西部水資源再生センターでの実証のうち、特に運転判断の中核を担う対応判断 AI に焦点を当て、その構築手法と評価結果を詳述する。

2.2 実規模実証機場

広島市西部水資源再生センターの概要を Table 1 に示す。処理系列は 6 系列に分かれており、1 系は 4 池中 2 池が返流水処理、残り 2 池が標準活性汚泥法で処理している。2 系から 5 系は擬似嫌気標準活性汚泥法、6 系は循環式硝化脱窒法を採用している。1 系から 3 系を東系、4 系から 6 系を西系としており、それぞれ別系統である。下水排除方式は分流式であるが、降雨の影響により流入水量が増大する。実証の評価期間は 2023 年 5 月 8 日から 10 月 31 日とした。実証期間の流入流量変動を Table 2 に示す。

Table 1 Overview of Hiroshima Seibu Water Resources Regeneration Center

下水排除方式	分流式
処理系列	6 系列 (東系, 西系)
処理方式 (汚水)	標準活性汚泥法
処理方式 (汚泥)	濃縮・消化・脱水
処理能力	334,670 m ³ /日 (全体計画)

Table 2 Fluctuations in inflow volume during the demonstration period

系列	流入水量 (m ³ /h)		
	最大値	最小値	平均値
東系	14,000	0	3,610
西系	22,400	0	6,560

2.3 実証方法

熟練技術者の運転に関するヒアリングから、変更頻度や熟練技術者のノウハウの要否等を考慮し、AI 推論の対象である操作項目を選定した。実証では 12 種

の操作項目 (2 系 DO 設定, 3 系 DO 設定, 2 系返送汚泥量設定, 3 系返送汚泥量設定, 東系次亜注入率設定, 返流水系の分配槽 PAC 注入量設定, 返流水系の再曝気槽 PAC 注入量設定, 4 系送風量設定, 5 系送風量設定, 4 系返送汚泥量設定, 5 系返送汚泥量設定, 西系次亜注入率設定) を評価対象とした。評価期間において、1 日 2 回 (9 時, 16 時), 各対応判断 AI により導出した判断結果について熟練技術者にヒアリングを行い、AI の導出した判断の妥当性について評価し、適用可とされたものを運転操作として採用した。なお、本実証における目標水質は、通常処理と同様に「広島湾流域別下水道整備総合計画」の標準法機場の目標値 (T-N, T-P, BOD, SS, 大腸菌群数) を遵守することとした。評価期間における AI が導出した結果の評価指標である一致率は、AI 導出結果に対し評価期間中の熟練技術者が運転への適用を許容した割合とし、目標値を 80% 以上に設定した。

2.4 推論モデルの構築方法

本研究の対応判断 AI には、ベイジアンネットワーク (Bayesian Network, 以下 BN) を用いた推論モデルを実装している。BN は、確率変数間の条件付き依存関係を有向非循環グラフ (Directed Acyclic Graph, DAG) として表現する統計的モデルであり、専門家が有する因果知識や経験に基づく判断ロジックを構造化し、不確実な状況下における意思決定を支援する枠組みとして優れている。また、BN は中間層における計算状態を検証できるという特性を有しており、熟練技術者による判断根拠の可視化による技術継承への貢献と親和性が高い技術であると判断し採用した。BN による運転判断の根拠となる水質悪化原因の推論は、ベイズの定理に基づき、「事前確率」と「尤度」から、最も可能性の高い結論である「事後確率」を導き出すプロセスである。この定理は、以下の式-1 で表される。

$$B \text{ が起きた時に } A \text{ の起こる確率} = \frac{(A \text{ が起きた時に } B \text{ の起こる確率} \times A \text{ の起こる確率})}{B \text{ の起こる確率}} \quad (\text{式-1})$$

式-1 は統計学の用語を用いると式-2 と次のように表現できる。

$$B \text{ が起きた時に } A \text{ の起こる事後確率} = \frac{(\text{尤度} \times A \text{ 事前確率})}{B \text{ の事前確率}} \quad (\text{式-2})$$

この推論で用いられる主要な確率は以下の通りである。

- ・事前確率 (Prior Probability) : 初期状態の確からしさを示す。新たな観測データを得る前の段階で、原因 A が発生する確率のこと。
- ・尤度 (Likelihood) : 証拠の強さを示す。例えば、「原因 A (反応タンクの DO が低下している)」という条件の下で、「観測事象 B (処理水全窒素が増加している)」が観測される条件付き確率である。
- ・事後確率 (Posterior Probability) : 最終的な結論の確率を示す。事前確率と尤度をベイズの定理で組み合わせた結果、算出される、観測後のより確からしい結論の確率である。

対応判断 AI では、「処理水全窒素が増加している」という観測結果 (証拠の強さ=尤度) を得たことで、「反応タンクの DO が低下している」という状態が原因である可能性の当初の確率 (事前確率) を更新し、より確からしい確率 (事後確率) を導き出す。この事後確率が、運転員が水質悪化の根本原因を特定するための、客観的な判断材料となる。この BN モデルの構築は、上記の定理に基づき、専門家の知見とデータからの学習結果を組み合わせるハイブリッドアプローチで行った。まず、熟練技術者へのヒアリングで得られた知見を基に、モデルの骨格となる BN の基本構造 (ノードとエッジ) を設計した。この段階で、運転判

断に影響を与える要因とその因果関係を定義し、特に、対象機場特有の課題である返流水処理系や汚泥処理系を介したりんや窒素の循環プロセスも、重要な考慮事項としてモデルの構造に組み込んだ。次に、この構造の各ノード間の関係性を定量化するため、上記の事前確率や尤度を格納した条件付き確率表 (Conditional Probability Table, CPT) を整備した。CPT の各確率は、まず収集した過去の運転データに基づく統計的学習によって算出した。その上で、データだけでは捉えきれない稀な事象への対応や、運転員の感覚的な判断については、現場の運転知見を持つ専門家がその数値を補完・修正するという形で最終的な調整を行った。

3. 結果と考察

3.1 構築した対応判断 AI の推論モデル

上記プロセスを経て構築された対応判断 AI の推論モデルは、観測事象層・判断根拠層・対応判断層の3層からなる階層的なベイジアンネットワーク (BN) として実装された。その構造を Fig. 2 に示す。この構造は、熟練技術者が複数の水質計器や運転状況を参照し、状況全体を俯瞰して判断するプロセスを模倣したものである。

- ・第1層：観測事象層 (入力層)

プラント内のセンサーや運転情報などから得られるデータを取り扱う層である。たとえば、「放流水全りん濃度」「反応槽 MLSS」「放流水全窒素濃度」「pH」「降雨量」「前回変更時刻」などがこの層の入力に相当し、BN の推論の出発点となる。これらの観測事象は、上位層の推論における尤度を計算するための基本的な証拠となる。

- ・第2層：判断根拠層 (中間層)

複数の観測データを統合し、処理状況や異常兆候 (例:「TP 上昇懸念」「BOD 上昇懸念」など) を推定する層である。熟練技術者が「このままだと処理水質が悪化しそうだ」といった総合的な判断を行う段階に相当する。具体的には、各「判断根拠」が持つ固有の事前確率と、第1層の観測事象

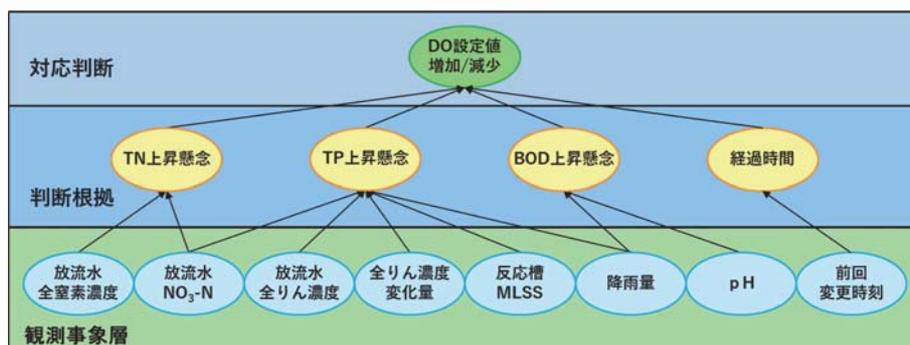


Fig. 2 Example of correspondence judgment for DO setting

から計算される尤度をベイズの定理で統合し、それぞれの「判断根拠」の確からしさ、すなわち事後確率を算出する。

・第3層：対応判断層（出力層）

中間層で抽出された複数の判断根拠を統合し、最終的に必要とされる運転操作を決定する層である。たとえば「DO 設定値 増加/減少」などの制御判断がここで出力される。この層は、第2層で算出された各判断根拠の事後確率を新たな証拠として入力し、最終的な運転操作が妥当である事後確率を導き出す。

この3層構造によって、各層で事前確率と尤度から事後確率を順次導出することで、単純なルールベースでは捉えきれない複雑な事象間の関係性を、確率的かつ階層的に解釈できる推論が可能となる。また、本 BN モデルは推論プロセスを段階的に追跡し可視化できるため、本システムが単にガイダンスの結論だけを提示するモデルではなく、判断の根拠を提示できる「説明可能な AI (XAI)」として機能することを意味する。これにより、熟練技術者がどのような状況で、何を根拠に操作判断を下しているのかを具体的に学ぶことができ、技術継承の手段としての貢献も期待できる。

3.2 対応判断 AI の評価

本対応判断 AI の性能を、一致率を用いて評価した。評価結果を推論項目ごとに **Table 3** に示す。実証期間の初期段階においては、2系及び3系の DO 設定が判断一致率の目標値である 80% に到達しないという課題が確認されたため、当該推論ロジックの改善を実施した。推論精度を向上させるため、過去の運転データのみならず、熟練者が暗黙的に考慮している生物学的・物理的な観点を取り入れるべく、主に以下の4つの要素を判断根拠としてモデルに追加した。① 過剰な送風条件下におけるリン蓄積細菌の活性度推定ロジック、② 現状の送風量が過剰か不足かを判断する

機能、③ 送風量の時間的な増減トレンドの分析、④ 「下水道施設計画・設計指針と解説」に準拠した理論上の必要空気量の導入。モデル改善後、再度評価を行った結果、全ての推論項目で判断一致率が目標の 80% を上回り、全体平均でも 97% という極めて高い整合性を達成した。この精度向上の要因を分析すると、単なる過去データのパターン学習だけでなく、特に④で追加した「設計指針に基づく理論上の必要空気量」という工学的な裏付けを判断根拠に加えたことが、AI の推論をより熟練技術者の思考に近づけ、性能向上に大きく貢献したものと考えられる。本研究の結果は、AI の運転支援技術開発において、過去の運転データに基づく統計的な学習と、熟練者が参照するような工学的・理論的な水質モデルを融合させたアプローチが有効であることを示唆するものである。この手法により、AI の推論を熟練技術者の思考プロセスに近づけることで、現場の状況に即した信頼性の高い判断が可能となる。

4. ま と め

本研究では、AI により下水処理場の運転管理における熟練技術者のノウハウを活用し、処理の安定化に寄与し、技術継承に貢献する手法を検証した。その結果、構築したベイジアンネットワークモデルにより、実機での評価において熟練技術者が AI の判断を許容した割合を示す一致率が、平均 97% という高い数値を示した。特に、過去の運転データのみならず、「下水道施設計画・設計指針と解説」に準拠した工学的知見をモデルに組み込むことで推論精度が大幅に向上したことは、本研究における重要な知見である。

熟練技術者の判断を取り入れた本技術の活用により、熟練技術者の判断を反映した AI の運転ガイダンスが、安定した運転の維持に貢献すると期待される。また、本 AI は判断プロセスを可視化できるため、熟練技術者の判断プロセスを学ぶための教育ツールとしても機能し、技術継承及び人材育成への貢献が期待できる。今後の展望としては、本モデルを他の処理場に展開して汎用性を検証するとともに、対応可能な操作項目を拡充することで、より高度な運転支援システムの実現を目指していく。

謝 辞

本研究は、国土交通省の B-DASH プロジェクトとして国土技術政策総合研究所から受託した「AI を活用した下水処理場運転操作の先進的支援技術に関する実証研究」の中で実施したものです。関係各位に深く感謝いたします。

Table 3 Agreement rate for each item

項 目	一致率
2系 DO	89% (235/263)
3系 DO	90% (236/263)
2系返送汚泥量	98% (259/263)
3系返送汚泥量	98% (259/263)
東系次亜注入率	97% (256/263)
分配槽 PAC 注入量	99% (261/263)
再曝気槽 PAC 注入量	100% (263/263)
4系送風量	99% (261/263)
5系送風量	99% (260/263)
4系返送汚泥量	98% (257/263)
5系返送汚泥量	98% (257/263)
西系次亜注入率	97% (255/263)
合 計	97% (3059/3156)

参考文献

- 1) 木村雄喜, 鮫島正一: AIを活用した下水処理運転支援技術, 水環境学会誌, Vol. 45, No. 10, pp. 352-355 (2022)
- 2) 鮫島正一, 高倉正佳, 徐鄭: 水循環健全化のための AI を活用した下水処理運転支援技術による環境再生保全, 用水と排水, Vol. 66, No. 4, pp. 282-289 (2024)
- 3) 石井淑大, 松橋学, 重村浩之, 鮫島正一, 高倉正佳, 中田昌幸, 酒井孝輔, 増屋征訓, 信川貴紀, 長谷川翔一: 下水処理場における対応判断および運転操作を支援する AI 技術の需要把握と導入実証, 土木学会論文集, Vol. 80, No. 25, 24-25035 (2024)

〈研究発表〉

AIモデルと疑似流出解析を組み合わせた下水管渠内水位の予測手法

大西 祐太¹⁾, 山中 理¹⁾, 和田 卓久¹⁾

大石 将之²⁾, 名取 義之²⁾

¹⁾ 株式会社 総合研究所

(〒183-8511 東京都府中市東芝町1番地 E-mail: yuuta.onishi@toshiba.co.jp)

²⁾ 株式会社 社会システム事業部

(〒212-8585 神奈川県川崎市幸区堀川町72番地34 E-mail: masayuki2.ooishi@toshiba.co.jp)

概要

都市型の浸水被害対策の重要なアイテムの一つである浸水危険箇所を予測する技術の実現に向け、任意の下水管渠内の水位を予測する手法を開発した。開発した予測手法では、水位計が設置された箇所の水位をAI手法により予測し、水位計が設置されていない箇所の水位を疑似流出解析により予測するものであり、リアルタイムでの面的な下水管渠の水位予測が可能となる。実データを用いた評価により、30分先までの水位予測に対して、NS係数0.5以上の高精度な予測が実現できることを確認した。

キーワード：リアルタイム浸水予測、下水管渠内水位予測、深層学習、流出解析

原稿受付 2025.8.4

EICA: 30(2・3) 99-105

1. はじめに

近年、局地的豪雨の増加に伴い、都市型水害が頻発している。都市型の浸水被害への対策として、ピーク流出量を基準にした従来のハード対策に加えて、浸水危険箇所の把握や雨水ポンプの効率的な運用などのソフト対策を併用した総合的な対策が推奨されている¹⁾。このソフト対策の重要なアイテムの一つとして、浸水危険箇所をリアルタイムで予測する技術がある。この技術を活用する事により、浸水被害への回避行動の促進や、雨水ポンプ場や雨水貯留施設のゲート等のリアルタイム制御に活用できる見込みがある。

浸水危険箇所をリアルタイムで予測する技術の実現に向けては、対象となる雨水排水区にツリー状に埋設されている全ての下水管渠内の水位を、リアルタイムで予測することが重要である。水位予測を行うためには、AIを活用した予測モデルを用いるアプローチが一般的であるが、取得可能な実データは水位計が設置されている箇所などに限られるため、対象区域内の全ての下水管渠における水位を高精度に予測するモデルの構築には困難が伴うという問題がある。一方、対象区域内の全ての下水管渠の水位データを得る手法としては、流出解析によって水位を推定するアプローチが一般的である。しかし、この方法は膨大な計算リソースを要するため、リアルタイムでの演算が困難であるという問題がある。

そこで我々は、これらの問題を解決すべく、これらのアプローチのメリットを組み合わせ、リアルタイ

ムで任意の下水管渠内の水位予測を高精度に行う手法を開発した。開発した手法では、まず、気象レーダーの将来予測を含む降雨量データと、下水管渠内に設置された水位計データを入力とするディープラーニングを用いたAI手法で、水位計が設置されている箇所の将来の水位変化を予測する。続いて、この水位予測値を境界条件として、独自に開発した疑似流出解析を適用し、任意の箇所の下水管渠内の水位を求める。これにより、リアルタイムで、任意の下水管渠内の水位を予測する事が可能となる。本稿では、開発した予測手法の内容を示し、実際の排水区の下水管渠網に適用し、予測精度の観点でその有効性の一次評価を行った結果について報告する。2章に水位予測手法の構成、3章に実データを用いた評価、4章にまとめを示す。

2. 水位予測技術の構成

2.1 評価対象エリアと水位計設置箇所

Fig. 1に開発した手法の評価対象エリアと水位計の設置箇所を示す。

対象エリア（四角枠内）は、ある自治体排水区の一部のエリアであり、面積約113 ha、主要な下水管渠の総管路長は約2.7 kmである。**Fig. 1**に示すように、A~Eの5点に水位計が設置されている。なお評価期間において、A~Cの3点の水位計については十分な実データの利用が可能であったが、DとEの2点の水位計は故障の期間があり、評価に活用する十分なデータの確保ができなかった。そのため、本稿の水位

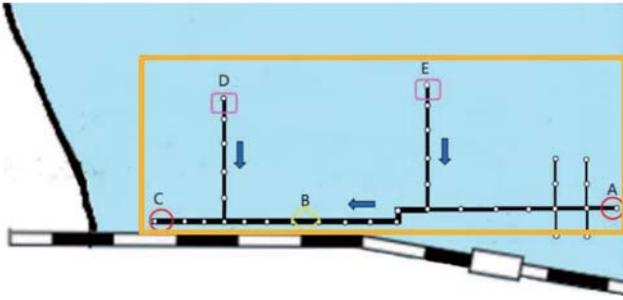


Fig. 1 Evaluation target area and water level gauge

予測に向けては、D と E の計測水位データを別途定義する必要がある。

2.2 AI を用いた水位予測手法

本節では、水位計設置箇所の水位を予測する AI 手法について説明する。予測モデルの構築には、ディープラーニング（深層学習）である畳み込みニューラルネットワーク（Convolutional neural network²⁾ 以下、CNN）を用いる。CNN は、主に画像処理などの面的な情報を持つデータに対して適用することが多い手法であり、この CNN をディープラーニングで学習させたものが DL-CNN である。本稿では、DL-CNN を採用する事により、降雨データの面的な情報を取り込んだ処理が可能となり、隣接する領域の降雨強度が類似しているといった特徴を考慮したモデル化を行っている。また、高精度な予測を実現するため、気象庁が提供する降水予測サービスである高解像度ナウキャストを入力データとして用いている。DL-CNN による水位予測モデルは Fig. 2 に示す構成をもつものであり、Python3.12 上に構築した。以降でモデルの構成について説明する。

DL-CNN による水位予測モデルの入力情報は、予測情報を含む降雨データ、水位計が設置されている箇所の水位データ、ポンプ所の吐出量データである。降雨データは、現時点の降水強度に加えて、30 分先までは 250 m 四方（メッシュ）、35 分から 60 分先まで

は 1 km 四方（メッシュ）単位の降水量の予測情報を含むものである。ここでは、 10×12 の 250 m メッシュの領域（35～60 分先はこの領域にほぼ対応する 3×3 の 1 km メッシュの領域）を対象としている。この領域の $250 \text{ m} \times 250 \text{ m}$ メッシュには、現在時刻の 25 分前～30 分先までの 5 分単位 12 点の降水及び降水予測データ、および、35 分先～60 分先の 5 分単位 6 点の降水予測データが含まれている（Fig. 2 参照）。一方、水位に関する入力データは、Fig. 1 の対象排水区内の A～C 点および、対象排水区に影響のあるポンプ所など計 7 か所の 29 分前～現在までの過去 30 分の 1 分単位データに相当する。ポンプ吐出量に関する入力データは、対象排水区に影響のある 3 か所のポンプ所における 29 分前～現在までの過去 30 分の 1 分単位データに相当する。出力データは、Fig. 1 に示した A～C の 3 か所の 5 分先～60 分先までの 12 点の水位の値に相当する。AI 水位予測モデルは、上記の入力情報に対して、畳み込み演算と呼ばれるフィルタ処理でデータを削減した後に、ニューラルネットワークの活性化関数として用いられる ReLu と呼ばれる関数処理と平均プーリングと呼ばれるデータ圧縮処理を多層に組み合わせて、最終的に上記の水位予測情報を出力する。この際に、各層の結合の強さを決める重み係数を学習することで水位予測モデルを構築している²⁾。

2.3 疑似流出解析を用いた水位推定手法

疑似流出解析は、解析対象領域の境界管渠内の水位情報（境界条件）と降雨強度情報の時系列データを入力として与えることで、領域内の全ての下水管渠内の水位を推定する仕組みである。この仕組みは、水位を計測していない未計測地点の水位情報をモデルによって空間的に補間するものと捉えることができる。以降で疑似流出解析の入力情報について説明する。下水管渠の物理諸元に関する入力情報は、自治体などの下水道事業者・管理者が保有している下水道流量計算表から抽出する。表形式の流量計算表のデータを一部加工

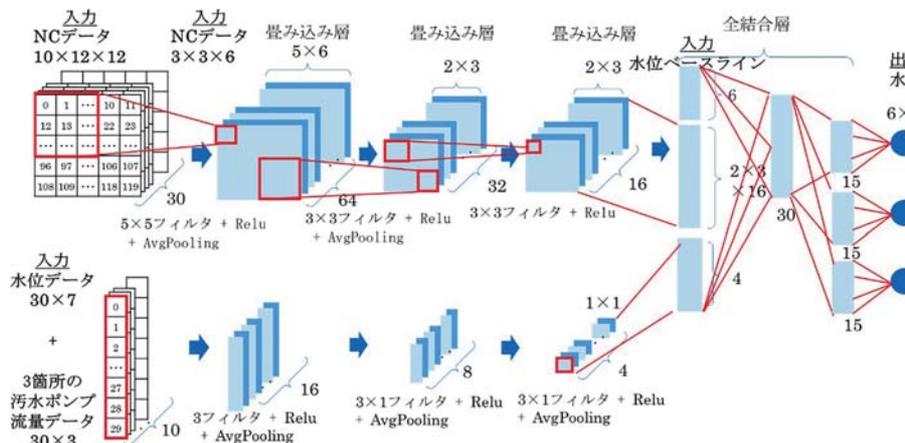


Fig. 2 Configuration of water level prediction DL-CNN model

Table 1 Input data for pseudo runoff analysis

①流入線番号	②線番号	③面積 [ha]	④流出係数 [%]	⑤流入時間 [min]	⑥管長 [m]	⑦管径 [mm]	⑧管渠勾配 [%]	⑨粗度係数 [m]	⑩管渠段差 [m]	⑪人孔径 [mm]	⑫人孔土被り [m]
0	1	6.08	68	7	46	1100	1.5	0.013	0	2400	10
0	2	0.11	68	7	44	1000	1.6	0.013	0	2400	10
1	3	5.51	68	7	45	3100	1	0.013	0	2400	10
2	3	5.51	68	7	110	3100	1	0.013	0	2400	10
⋮											

したもの (Table 1) を、疑似流出解析モデルに与えれば、自動的に条件設定や、モデル構築ができる仕組みとなっている。

疑似流出解析モデル作成時には、Table 1 の第1列目と第2列目の管渠の接続情報から対象流域の下水管渠網に相当するグラフを自動的に構築し、3~12列目までの10個の物理諸元を用いて各管渠をモデル化する。3~5列目の面積、流出係数、流入時間は、各管渠が分担する小排水区から流入する降雨量の算出に用いられる。6~10列目の管長、管径、管渠勾配、粗度係数、管渠段差は、各管渠の流量計算に用いられる。11列目と12列目の人孔 (マンホール) に関する情報は下水管渠が満管になったのちに地表面に流出するまでの現象を模擬するために利用される。以下に、具体的な演算の仕組みを示す。流量計算表上の各項目は、① 流入線番号 (接続元の下水管番号)、② 線番号 (接続先の下水管番号)、③ 接続先の下水管に紐付く領域 (小排水区) の面積 [ha]、④ 各小排水区の流出係数 [%]、⑤ 各小排水区の流入時間 [min]、⑥ 各小排水区に紐付く下水管の延長 (管長) [m]、⑦ 各小排水区に紐付く下水管の管径 [mm]、⑧ 各小排水区に紐付く下水管の勾配 [% (千分率)]、⑨ 各小排水区に紐付く下水管の粗度係数、⑩ 各管渠の接続点における管底差 [m]、⑪ 各管渠に紐づいているマンホールの管径 [m]、⑫ マンホールの管渠から地表面までの高さ (土被り) [m]、である。ここで小排水区とは、地中に埋まっている下水管が占める領域を地表面上に表した領域のことを指し、下水管ごとに対応する小排水区の領域が確保されている。それぞれの小排水区に流れた雨水は対応する下水管へ流れることを想定し、下水管ごとに降雨による流量分を算出することが可能となる。なお、全領域の下水管に紐付く小排水区的面積を合計すると、評価対象エリア全域の面積に対応する。

疑似流出解析モデルでは、これらの項目をリスト化した CSV ファイルを直接インプットとして読み込み、各下水管の物理諸元などを自動で抽出する仕組みとなっている。流量計算表の①流入線番号および②線番号からは、下水管の接続情報を読み取る。例えば、Table 1 の3行目を見ると、1番の下水管から、3番の下水管に接続されていることを読み取ることができる。1行目では①流入線番号が0、②線番号が1となっているが、これは1の下水管よりも流入側には下

水管が接続されていない (始点である) ことを意味している。また、複数の下水管が合流するケースは、①は異なる番号であるが②が共通するよう記載することで表現されている。下水管の接続関係の特徴として、複数の下水管が合流するようなケースは存在するが、逆に一本の下水管が途中で分岐するようなケースは存在しない。そのため、一か所 (たとえばポンプ所など) に集約される構造として、流量計算表上は①の流入線番号は必ず1種類の番号のみ (0の場合を除く) で示される。疑似流出解析モデルでは、読み込んだ下水管を一つのノードとしてとらえ、ノード間の接続状況を、幅優先のグラフ探索アルゴリズムによって読み取り、各ノードに対して流入側および流出側のノードの情報を保存しながらノード番号の再設定を行う。

Table 1 の1~2列目の情報から各小排水区の接続情報を読み取った後、小排水区毎に疑似流出解析モデルの式を当てはめていく。疑似流出解析モデルの式は、(1) 水理学モデルの近似化、(2) 背水現象の表現、(3) 浸水現象の表現、を考慮した式となっている。また、モデル式で推定した水位が、実データと乖離する場合の対策として、(4) データ同化手法の適用による水位推定精度の向上化を行っている。以降で各ポイントについて説明する。

(1) 水理学モデルの近似化

一般的な流出解析では、下水管内の流れを表現する1次元流れの水理学モデルである「流体の運動方程式」と「物質収支式 (=水量収支式=連続の式)」の2つのモデルを組み合わせた1次元不定流^{3,4)}の偏微分方程式を用いている。疑似流出解析モデルでは、リアルタイム処理を可能にするため、流出解析モデルに使われている水理学モデルをそのまま用いず、一部モデル式の簡略化を行っている。基本式は、連続の式をベースとして、それに降雨が流入する式と、流体の運動方程式を組み合わせることで、流出・浸水解析モデルを構築する。まず、雨水流入分の流量成分 QA_* を、流入時間を考慮した次式の合理式で与える。

$$QA_*(t - T_{in*}) = f_* \times A_* \times RA_*(t) \tag{1}$$

ここで、式中に現れる変数に付加されている*は、管渠毎に定義することを意味し、各管渠を表す線番号に相当する任意の文字列を表す。 $RA_*(t)$ は、各小排水区に対する降雨入力 (降雨強度) であり、高解像度ナ

ウキャストなどの降水データの対応するデータを入力する。 A_* は各小排水区の面積であり、**Table 1**の③で、 f_* は各小排水区の平均流出係数であり**Table 1**の④で定義されているものである。また、 Tin_* は各排水区の平均流入時間に相当し、**Table 1**の⑤で定義している値である。これは、流量を計算する際に流入時間分の遅れが反映されるような仕組みである。

続いて連続の式について説明する。連続の式は、(1)式の $QA_*(t+Tin_*)$ を用いて

$$\frac{dS_*}{dt} = QA_*(t+Tin_*) + \sum_{j=1}^{NP} Q_{j*}(t) - Q_*(t) \quad (2)$$

と表される。(2)式の左辺の S_* は下水管の貯留量、右辺の第1項は、下水管に紐付く小排水区(面積 A_*)の流入量分に相当する。第2項の $\sum_{j=1}^{NP} Q_{j*}$ は、対象としている管渠に接続している流入側の NP 本の管渠からの流入量の総和である。例えば、上流側の2本の下水管が下流側の1本の下水管に集約されるように接続されているケースで下流側の流量成分を求める際は、上流側の2本分の下水管からの流入量成分を足し合わせている。第3項 $Q_*(t)$ は、小排水区 A_* のノードから流出する流出量に相当しており、 Manning式(等流仮定の下での Manning式)を用いた次式で与えられる。

$$Q_*(t) = Ad_* \times \frac{1}{n_*} \times R_*^{\frac{2}{3}} \times I_*^{\frac{1}{2}} \quad (3)$$

$$Ad_* = \frac{D_*^2}{8} \times (\theta_* - \sin \theta_*) \quad (4)$$

$$R_* = \frac{D_*}{4} \times \left(1 - \frac{\sin \theta_*}{\theta_*}\right) \quad (5)$$

$$\theta_* = 2 \times \cos^{-1} \left(1 - 2 \times \frac{Hs_*}{D_*}\right) \quad (6)$$

ここで、 Ad_* は下水管を流れる流量の断面積(流積)、 D_* は下水管直径であり**Table 1**の⑦に相当し、 n_* は下水管内の水の流れにくさを表すパラメータである粗度係数であり**Table 1**の⑨に相当し、 R_* は下水管を流れる水の平均的な水深である径深、 Hs_* は下水管の水位、 I_* は管渠勾配であり**Table 1**の⑧に相当する。なお、径深 R_* を求める(5)式は、円管の下水管を想定し水位 Hs_* に基づいて計算している。水位 Hs_* は、(2)式を積分することにより求まる貯留量 S_* と、流積の式(4)の間の関係式

$$S_* = Ad_* \times L_* \quad (7)$$

から(6)式の Hs_* を数値的に解くことによって求まる。ここで、 L_* は、**Table 1**の⑥に相当する管長である。ただし、 Hs_* を数値的に求める演算は若干複雑であるため、あらかじめ Hs_* および D_* との S_* (あるいは Ad_*)の対応関係を近似的に求めておき、 S_* から Hs_* を換算

するテーブルを持つことで実装している。また、 S_* を求めるためには、積分演算が必要であり、モデル上では計算刻みごとに差分法などを用いて実現している。

(2) 背水現象の表現

(3) 式の Manning式による流量の演算法について、等流を仮定した Manning式で用いる管渠勾配 I_* を直接用いると、管渠の勾配方向にしか水は流れないことになる。これは、水位変化の伝搬は上流側から下流側にしか伝わらない事を前提とした表現となる。一方で、下流にポンプ場などがある水の流れがせき止められる様な場合は、下流側の水位変化が上流側の水位に影響を与える背水(バックウォーター)現象が生じ、極端な場合は水が流れる方向も反転して逆流が起こる場合も考えられる。等流を仮定した Manning式では、このような背水現象を表現することはできないので、管渠勾配を直接用いるだけではなく、流れを特徴づける水位の要素^{3,4)}を組み込むことを考えた。水位の影響によって流量が変化するように(3)式の管渠勾配 I_* の部分の式に、管渠の上端水位 h_{1*} 、下端水位 h_{2*} 、管長 L_* で表現する水面勾配を組み込んだ(8)式を導入することとした。

$$I_* = I_{S_*} + \frac{h_{1*} - h_{2*}}{L_*} \quad (8)$$

なお、この式は、一定の管径をもつ管渠を想定した式となっているため、管径が異なる管渠が接続されている箇所においては、管底差を加えた差を考慮する必要がある。そのため、管渠の管底差分 ΔH_* も考慮し、流量を表す修正された Manning式は次式となる。

$$Q_*(t) = Ad_* \times \frac{1}{n_*} \times R_*^{\frac{2}{3}} \times \left(I_* + \frac{h_{1*} - h_{2*} + \Delta H_*}{L_*} \right)^{\frac{1}{2}} \quad (9)$$

ΔH_* は管渠の接続点の管底差(段差)であり、**Table 1**の⑩に相当している。また、 h_{1*} は対象管渠内の水位、 h_{2*} は対象管渠に隣接する管渠内の水位に対応するよう定義した。管底差を考慮して水面勾配を定義することで、シミュレーションによる解析精度が著しく向上することを確認している。

(3) 浸水現象の表現

一般的に下水管は地中に埋まっており、下水管の水位が上昇し満管になったとしても、水が地表面に到達(浸水)するまでに余裕がある。一方で、(9)式による水位予測モデルにおいては、下水管の水位が満管を超えると予測が不可能となる。これは、モデルで採用している流量推定式が、開渠における水の流れを推定する事を前提としているためである。実際には、満管時においては、下水管が暗渠となるため別の流量推定式を導入する必要がある。この問題を解決するために、

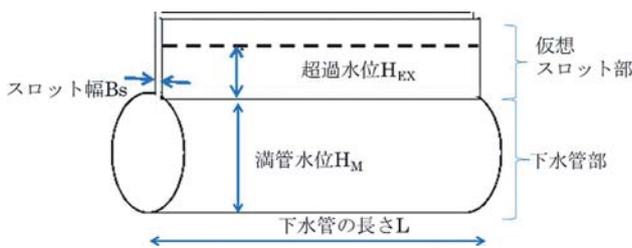


Fig. 3 Conceptual Illustration of a Sewer System Based on the Pre-issmann Slot Principle

本稿では、満管時においても非満管時と同様に、下水管を開渠に見立てて流量推定が行えるよう、プライスマンスロット⁵⁾の考え方を参考にした仮想スロットを流量推定式に組み込む。仮想スロットは、Fig. 3に示すように、下水管の直上に構築し、浸水時の水位や流積に変形を加えるものである。

浸水時の水位 H_{S*} は、Fig. 3の満管を超えた分の貯留量 S_{OVER*} 、仮想スロット幅 B_{S*} 、下水管の長さ L_* を用いて、満管を超えた部分の貯留量が仮想スロットに溜まると考え、

$$H_{S*}(\text{浸水時}) = H_{M*}(\text{満管時の水位}) + \frac{S_{OVER*}}{B_{S*} \times L_*} \quad (10)$$

と表す。この考え方のメリットは、非常に扱いやすい式であり、さらに仮想スロットの幅を調整することで、実際の水位に合わせることが可能な点にある。仮想スロット幅は、流出解析ソフト（InfoWorks ICM）による流出解析結果と整合するように調整した。また、満管を超えた分の貯留量 S_{OVER*} が、Table 1の①と②から計算されるマンホール部の容量 $S_{manhole}$ を超えた場合に地表面流出が生じるものと定義することで管渠内水位の推定だけでなく、地表面への浸水可否の推定を行うことができる。以上により下水管が満管を超えた状況においても開渠とした流量推定の(9)式による演算が可能となり、下水管の浸水現象である管径よりも高い水位の予測が可能となる。

(4) データ同化手法の適用による水位推定精度の向上化

疑似流出解析を用いることで、評価対象エリア内すべての下水管渠内の水位推定が可能となる。一方で、Table 1のパラメータの値の一部が未知、あるいは不正確、または水位や降雨の計測値のズレの発生、などにより疑似流出解析により推定した水位結果が実水位と乖離する可能性がある。これは、AIと疑似流出解析を組み合わせた予測に悪影響を及ぼす要因となりうる。そこで、疑似流出解析による水位の推定精度の向上が必要なケースにおいては、実データと適合するようにパラメータを調整するデータ同化手法⁶⁾を適用することとした。本論文では、評価期間において、境界点DとEの水位計のデータが故障により十分に確保できず、AIによる予測ができない制約がある。そこ

で、境界点DとEの水位 h_D と h_E は、A点の水位 h_A に比例するという仮定を設け、下記の式で定義することとした。

$$h_D = k \times h_A \quad (11)$$

$$h_E = k \times h_A \quad (12)$$

比例係数 k を調整パラメータとし、評価点である点Bの推定水位と実水位の誤差が最小化するようにデータ同化を適用する。

3. 実データを用いた評価

3.1 評価方法

Fig. 1の解析対象領域における、AIによる水位予測（以下「AI予測」）と疑似流出解析を統合した水位予測手法（以下「疑似流出解析予測」）の評価を行う。評価に用いたデータは、2022～2023年度の2年間の中で、評価点であるFig. 1の地点Bにおいて、ピーク水位が2m以上（管径4.2m）上昇することが認められた降雨日の中から抽出した16降雨日を評価対象とした。入力降雨情報としては、Fig. 1の対象エリアを含む範囲の高解像度ナウキャストによる観測降雨強度と5～60分先の5分単位の予測降雨強度を用いた。

Fig. 1の各地点の水位予測は以下の様に実施した。
① A, C点水位は、予測降雨強度などを入力とするAI予測により、5～60分先の5分単位の水位を予測結果とした。
② D, E点水位は、A点の予測水位に、データ同化手法により調整した比例係数をかけ合わせたものを5～60分先水位予測結果とした。
③ B点水位は、A, C, D, E点の予測水位を境界条件として疑似流出解析により推定した5～60分先水位を、予測結果とした。

水位予測精度の定量評価は、流出解析分野で利用されるNash-Sutcliffe (NS) 係数と呼ばれる指標を用いて評価した。NS係数は次式⁷⁾で定義され、回帰分析においては決定係数（重相関係数の2乗）と一致することが知られている。

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \{h_o(i) - h_p(i)\}^2}{\sum_{i=1}^N \{h_o(i) - h_{av}\}^2} \quad (13)$$

ここで、 $h_o(i)$: i 時の実水位[m], $h_p(i)$: i 時の予測水位[m], h_{av} :実水位の平均値[m]である。NS係数は、水位の平均値と水位実測値の2乗誤差（分散）と、水位予測値と水位実測値の2乗誤差（予測誤差）の比率で定義される指標であり、水位の平均値で常に水位予測を行うという最も単純な予測方法に対して、予測モデルによる予測水位がどの程度改善しているかを表す指標である。値が1以下になる様に正規化されており、

1 の場合に完全な予測（予測値＝実績値），0 の場合に最も単純な平均値による予測と同じ精度，を意味する。通常平均平方 2 乗誤差（RMSE）などと比較すると，値が正規化されていることに加え，流出解析などで重要になるピーク誤差が大きい場合に精度が劣化しやすくピーク値の精度が重要である場合に利用しやすいという特徴を持つ。なお，NS 係数が 0 以下の場合には単純に平均値で予測し続ける精度以下であることを意味する。

3.2 評価結果

16 降雨日のうち，顕著な水位上昇が見られた，2023 年 5 月 7 日の水位上昇結果を Fig. 4 に，2023 年 6 月 2 日の水位予測結果を Fig. 5 に示す。各図は，上中下の 3 段（3 行）に分かれており，1 段目（上段）の 4 つのグラフは，高解像度ナウキャストによる降雨強度（mm/h）の予測と実測値を示している。2 段目

（中段）の 4 つのグラフは，AI による A 地点の水位（m）の予測水位と実測水位を示している。3 段目（下段）の 4 つのグラフは，疑似流出解析による評価点 B 地点の水位（m）の予測水位と実測水位を示している。また，4 つに分かれているそれぞれのグラフは，1 列目～4 列目の順に，5 分先予測，10 分先予測，30 分先予測，60 分先予測の結果をそれぞれ示している。また，図中の黒色のグラフが予測値であり，灰色は実測値である。Fig. 4 より，1 段目の降雨強度，2 段目の A 地点の水位，および，3 段目の B 地点の水位，全ての予測において，予測先の時間が短い程，高精度な予測ができており，予測先の時間が長い程，予測精度は劣化する事が確認できる。評価点の B 地点の予測水位は，境界点の A 地点の予測水位の精度と相関を持っており，B 地点の予測水位の精度の良否は，A 地点の予測水位の良否と連動している。同様に AI 予測を行っている境界点の A 地点の予測水位と高解像

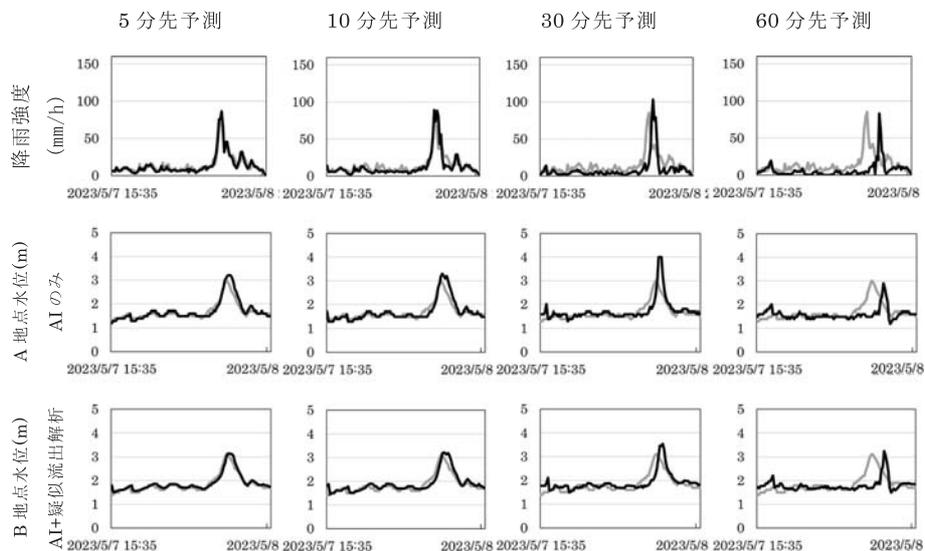


Fig. 4 Prediction results for sewer water levels and rainfall on May 7, 2023

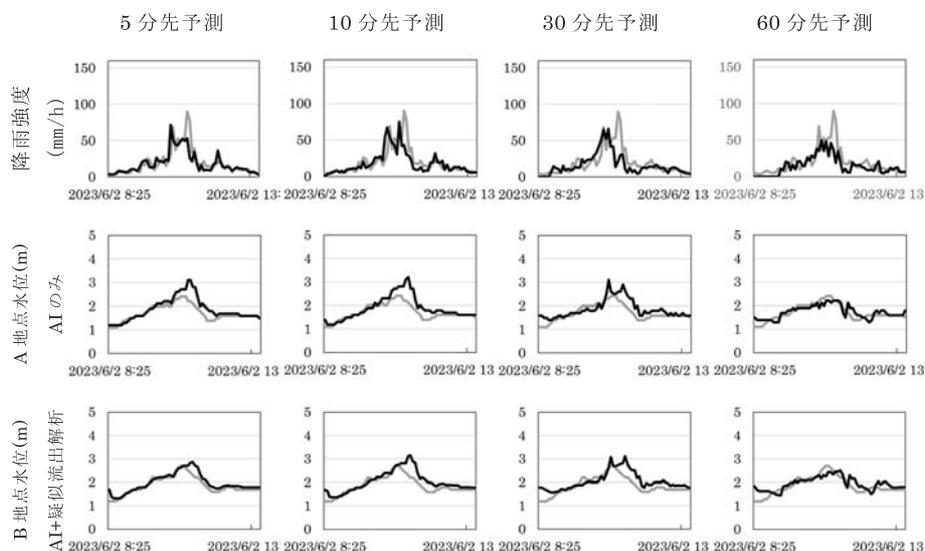


Fig. 5 Prediction results for sewer water levels and rainfall on June 2, 2023

度ナウキャストによる予測降雨の精度も相関を持っており、A地点の予測水位の良否は、予測降雨強度の良否に連動する。Fig. 5では、予測先の時間の長さに依存せず、良好な予測精度が得られる傾向が見られた。高解像度ナウキャストによる観測降雨強度の予測精度についても、Fig. 5と同様の傾向が確認されたことにより、劣化しないことにより得られたものと考えられる。以上により、評価点であるB地点の水位の予測精度を支配する主な要因は高解像度ナウキャストによる降雨強度の予測精度であると判断できる。すなわち、降雨強度の予測精度を向上させることができれば、提案した簡易流出解析予測は有効に働く可能性が高いことが分かる。続いて、16日分の降雨水位予測精度を定量評価した結果をFig. 6に示す。

Fig. 6より、どちらの予測においても、予測精度は予測時間が長くなるほど低下する傾向があり、予測精度の良否の基準をNS=0.5として評価すると、AI予測では25分まで、疑似流出解析予測では30分まで良好な予測ができていたことが確認できる。一方で、50~55分先以上のNS値は負の値となるため、NS係数の観点からは、ほぼ無意味な予測結果となった。提案したAIと疑似流出解析を組み合わせた予測は、AI予測と同程度以上の精度で水位予測を行うことができると同時に、30分先までの水位予測に対して有用である見込みが得られた。

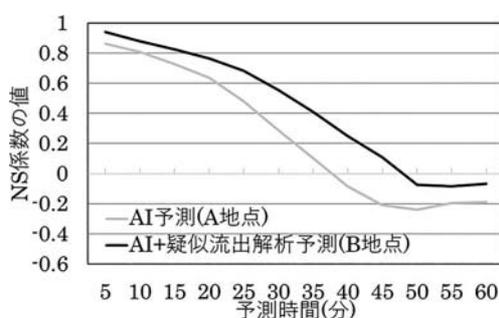


Fig. 6 Prediction accuracy evaluation using the NS coefficient

4. ま と め

開発した水位予測手法は、先ず予め設定した解析対象領域の境界の下水管渠内の水位をAI手法のDL-CNNモデルを用いて予測する。次に、この予測結果を境界水位として設定して、別途高解像度ナウキャスト

トによる降雨予測情報を入力して、疑似流出解析により、対象領域内の任意の管渠内における水位を予測する。この手法を用いて、予め設定した解析対象領域内の評価点において予測精度を定性的・定量的に評価した結果、予測精度は予測時間が長くなるほど低下する傾向があるが、30分程度先まで良好な予測ができる可能性がある事が分かった。また、AIと疑似流出解析を組み合わせた水位予測は、AIによる直接的な水位予測と同程度以上の予測精度が得られ、手法の有効性が確認できた。さらに、開発した予測手法による水位の予測精度を支配する主な要因は降雨強度の予測精度である事も分かった。よって、より長期間の降雨強度の予測精度を向上させることができれば、より長期の水位予測に対応できる可能性を秘めており、今後は降雨強度の予測精度向上に向けた検討も合わせて行っていく。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省：ストックを活用した都市浸水対策機能向上のための新たな基本的考え方(2014)
<https://shinsui-portal.mlit.go.jp/amege/wp-content/uploads/2024/09/001035474.pdf> (閲覧日 2025. 6. 3)
- 2) A. Krizhevsky, I. Sutskever and G. EHinton: "ImageNet Classification with Deep Convolutional Neural Networks", In Proc., NIPS (2012)
- 3) 市川他：新現場のための水理学 — 等流・不等流計算の基礎 —, 開発土木研究所 河川研究室
<https://river.ceri.go.jp/contents/uploads/docs/suirigaku.pdf> (閲覧日 2025. 6. 3)
- 4) 中津川, 清水：現場のための水理学 (1) — 単断面における不等流計算 —
https://kankyuu.ceri.go.jp/genba/pdfs/Hydraulics_1_Ver2006.pdf (閲覧日 2025. 6. 3)
- 5) 堀江展弘：プライスマンスロットモデルの流れの基礎式とその適用性を向上させる流出計算手法 第57回下水道研究発表会(2020)
- 6) Evensen, G. The Ensemble Kalman Filter: Theoretical formulation and practical implementation, Ocean Dynamics, pp. 343-367 (2003)
<https://dosuex.hatenablog.com/entry/2021/05/18/230053> (accessed 2025-6-3)
- 7) 国土交通省：第5回 気候変動による水資源への影響検討会 今年度の検討状況について
<https://www.mlit.go.jp/common/001027844.pdf> (閲覧日 2025. 6. 3)

〈研究発表〉

富士市西部浄化センターにおけるソフト対策によるエネルギー効率の最適化

池 畑 将 樹¹⁾, 湛 記 先¹⁾, 池 田 一 成²⁾, 永 田 吏²⁾
佐 野 和 史³⁾, 岡 良 恭³⁾

¹⁾(株)ウォーターエージェンシー 研究開発部

(〒 162-0813 東京都新宿区東五軒町 3-25 E-mail: wa03-00018@water-agency.com)

²⁾(株)ウォーターエージェンシー 静岡オペレーションセンター

(〒 416-0945 静岡県富士市宮島 1260 富士市西部浄化センター内 E-mail: wa04-16001@water-agency.com)

³⁾富士市上下水道部 下水道施設維持課

(〒 416-0906 静岡県富士市本市場 444-1 E-mail: sano_kazufumi@ss.city.fuji.shizuoka.jp
oka_yoshiyasu@sq.city.fuji.shizuoka.jp)

概 要

富士市西部浄化センターにおいて、ソフト対策による消費エネルギーの最適化を目指した。当処理場は送風システムの異なる2つの系列(3系, 4系)を有するが、3系ではOR制御を用いた反応タンク送風量制御と送風機の圧力制御を実施し、省エネに特化した運転を目指した。一方、4系については大型の送風機と小型の送風機を切り替えて運用してきたが、流入分配比率を調整し、4系への流入負荷を下げることで効率の良い小型送風機のみでの運転とした。この結果、年間を通じて良好な水質を維持しながら送風機電力量原単位で3系21.5%、4系24.9%の省エネ効果が得られた。

キーワード：省エネ, 最適化, 自動制御, 送風機, 運転管理

原稿受付 2025.6.19

EICA: 30(2・3) 106-109

1. はじめに

下水道事業における省エネ化の推進は、温室効果ガスの排出削減、運営コストの削減、さらには持続可能な社会インフラの構築といった観点から、極めて重要な課題である。これまで下水処理場では、送風機、攪拌機、溶解効率の高い散気装置など、省エネ型のエネルギー効率の高い機器への更新を中心としたハード対策が進められてきた。しかし、これらの大型機器への更新には多大な費用がかかり、また導入には時間を要するという課題がある。

一方で、既存設備を活用したソフト対策には、運転の最適化や運用方法の見直し、さらに現場での工夫など、迅速に実行可能な手法が含まれることから、多くの処理場で即時的な導入が可能であるというメリットがある。近年、自動制御技術や人工知能(AI)の実用化が進む中であっても、多くの下水処理場では従来の運転方法が慣例として継続され、効率化に向けた取り組みが十分に進められていない現状がある。本報では、実処理場において省エネを目指した運転の最適化検討を行い、年間を通じて消費電力量を削減した実績について報告する。

2. 施設概要

富士市は静岡県東部に位置し、製紙業を主要産業とする人口約25万人を擁する都市である。市内には昭和55年に供用開始した西部浄化センターと、平成2年に供用開始した東部浄化センター(処理能力55,800 m³/日)の2つの下水処理施設が稼働している。当市では、B-DASHプロジェクト¹⁾をはじめとした多くの官民連携事業を通じ、省エネ・創エネを推進しており、脱炭素化や持続可能な下水道に向けた取り組みを実施している。また、水処理施設の稼働系列削減やVPP(仮想発電所)・DR(デマンドレスポンス)事業^{2,3)}への参画を通じて、電力量削減や電力料金低減に取り組んできた。本研究の対象である西部浄化センター(**Table 1**)は、3系と4系の2系列で構成されており、それぞれの送風システムは独立している。3系送風機(通常2台運転)はインバーター制御が可能である一方、4系送風機(通常1台運転)は風量調整ができないことから、反応タンクへの送風量調整は放風に

Table 1 Outline of Fujishi-Seibu WWTP

名 称	富士市西部浄化センター
排除方式	分流式
処理方式	標準活性汚泥法
放 流 先	一級河川 富士早川
現有施設処理能力	50,750 m ³ /日

Table 2 Specifications of the Blowers

項目	3系送風機	4系送風機
方式	ルーツブロワ	多段片吸形ターボブロワ
送風能力	6.3~21.0 m ³ /min	75 m ³ /min 120 m ³ /min
電動機容量	45 kW×3台	160 kW×3台 190 kW×3台

よって行われている。

3. 実施内容

3.1 従来の運転方法

本施設の流入水量には、生活パターンに応じた変動が見られる。日間の時間最大流量は、時間最小流量のおよそ2倍である。この負荷変動に対応するため、各系列への送風量も高負荷時間帯、中負荷時間帯、低負荷時間帯など1日を3~4パターンに分けて時間ごとにオペレーターが手動で風量を調整しながら運用していた。また、西部浄化センターでは硝化抑制運転を採用しており、設定風量については、水質管理者が反応タンク内のORPやアルカリ度、生物相などを指標として判断してきた。

3.2 3系への自動制御 (OR制御) 導入

2023年度、3系を対象としたOR制御システム (Fig. 1) を導入した。このシステムでは、既存の流量計などからの計装信号に加え、アンモニア計などの新設センサーからのデータを用いて送風制御を行う。制御対象は3系 (3-1系, 3-2系) の送風量と送風機の吐出圧力であり、既存システムの「風量一定制御」および「圧力一定制御」に設定値 (SV) を受け渡す形で実装した。

OR制御は、処理場設計時に活用される必要酸素量 (AOR) の計算手法⁴⁾ を基に構築されている。この計算では、反応タンク流入部の流量、濁度、アンモニア濃度といった値から、BOD負荷量および窒素 (ケルダール) 負荷量を推定し、それぞれの処理に必要な酸素量 (D_B:BOD分解用, D_N:硝化用) を算出する。さらに、硝化に必要な酸素量 (D_N) を考慮するか否かを切り替えることで、硝化促進運転と硝化抑制運転の両方に対応可能となっている。

また、MLSSと水温から内生呼吸に必要な酸素量 (D_E) を計算し、これらを合計して必要な空気量に換算、FF (フィードフォワード) 制御を通じて送風量を制御する。一方、反応タンク流出部ではセンサー (アンモニア性窒素, 硝酸性窒素, DO) の測定値に目標値を設定し、FB (フィードバック) 補正を用いて目標水質に近づける仕組みも備えている。

さらに送風圧力の制御については、従来 65.0 kPa

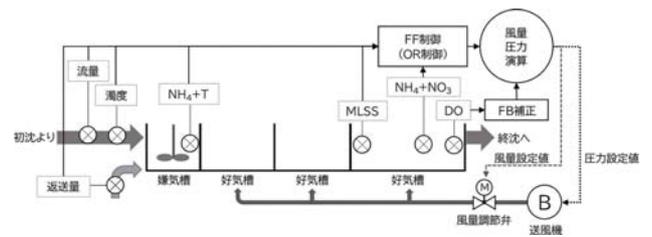


Fig. 1 System Configuration of OR Control

で一定制御を実施することが多かったが、OR制御導入後は送風量に応じた可変制御に変更した。設定圧力は調査結果に基づき、送風に必要な最低圧力 (Fig. 2) を基準としており、常に片側の風量調節弁が全開に近づくように自動調整される仕組みとなっている。

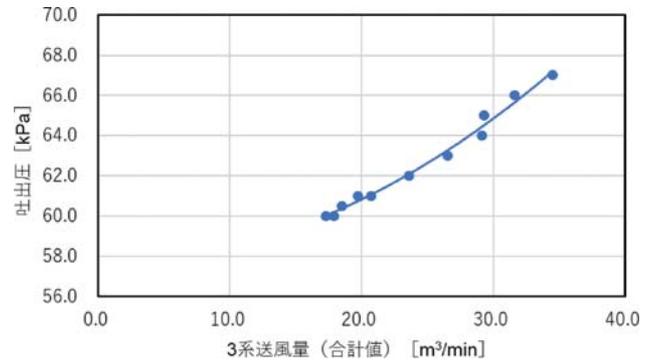


Fig. 2 Relationship Between Airflow and Minimum Pressure

3.3 省エネ優先運転

システム導入により、各系列の反応タンク末端部でのアンモニア性窒素および硝酸性窒素濃度をリアルタイムで把握できるようになった。従来の間接指標とは異なり、硝化反応を直接指標として管理できるようになったことは、4系を含めた運転管理にも大きく役立っている。従来の硝化抑制運転では、反応タンク出口で硝酸性窒素がわずかに出現する状態が確認されていた。自動制御導入時も同様に、硝酸性窒素がわずかに残留する状態での運転を目標としていたが、2023年10月以降は、省エネルギーを優先するため、硝酸性窒素をほとんど残留させない運転 (以下、省エネ優先運転) へと方向転換し、FB補正対象を硝酸性窒素から溶存酸素 (DO) へと変更した。なお、FB補正の調整強度については弱く設定し、制御の主体はOR制御 (FF制御) であった。

3.4 4系での省エネ運転

4系では負荷変動に応じて、時間帯ごとに小型送風機 (160 kW) と大型送風機 (190 kW) を切り替えて運転していた。放風をおこなう4系で省エネを実現するには、大型送風機の稼働時間を抑える必要があった。このため、2023年6月以降、系列間の流入分配比を

調整し、4系への流入負荷を軽減した。その結果、2024年度は正月や点検期間を除き、小型送風機のみでの安定運転が可能となった。Table 3に各系列への流入量及び分配比の年度平均値を示す。なお、各系列への流入水量は流量計で直接測定できないため、分配槽のゲート調整時に(1)式を用いて算出した。

$$F_{in} = F_{rn} \times \frac{C_{rn} - MLSS}{MLSS - SS_{in}} \quad (1)$$

F_{in} : 流入水量 (m³/日)

F_{rn} : 返送汚泥流量 (m³/日)

C_{rn} : 返送汚泥濃度 (mg/L)

SS_{in} : 反応タンク流入SS (mg/L)

Table 3 Annual Inflow to Reaction Tanks and Distribution Ratio

年度	3系		4系	
	AT 流入量	分配比	AT 流入量	分配比
2019	17,354	45.0%	21,211	55.0%
2020	17,921	45.0%	21,904	55.0%
2021	17,832	44.1%	22,623	55.9%
2022	18,372	45.1%	22,342	54.9%
2023	19,808	49.2%	20,474	50.8%
2024	22,095	53.0%	19,594	47.0%

※ AT 流入量の単位は m³/日

4. 結果と考察

4.1 送風機電力量の削減

Fig. 3には、送風機の電力量原単位と雨量の推移を示す。電力量原単位は降雨の影響を受けるため、短期的な評価は難しいものの、3系では省エネ優先運転の開始後、4系では流入分配調整の実施後、それぞれの原単位の基準値が明確に低下したことが確認された。また、系列ごとの差も大きく、3系では4系の約半分程度の電力量原単位で運用され、エネルギー効率が優れていることが分かる。これは送風機の仕様や散気方式(3系:メンブレン, 4系:エアレーター+散気板)の違いが主な要因と考えられる。

将来的にハード対策を進める際は、特にエネルギー効率の低い4系を優先的に改善する必要がある。

一方、現状の運転における省エネを考える場合、全ての流入下水を3系で処理することは能力的に困難である。このため、4系の小型送風機による処理可能な最大汚水量を4系で受け入れ、残りを3系で処理する運用がエネルギー効率の観点で最適と考えられる。

Table 4には、送风量や送風機電力量など主要項目について2019~2022年度の平均値と、2024年度の平均値を比較した結果を示す。送風機の電力量原単位は、3系で0.0758 → 0.0595 kWh/m³ (-21.5%)、4系で0.1837 → 0.1380 kWh/m³ (-24.9%)、処理場全体では0.1353 → 0.0964 kWh/m³ (-28.8%)と、いずれも

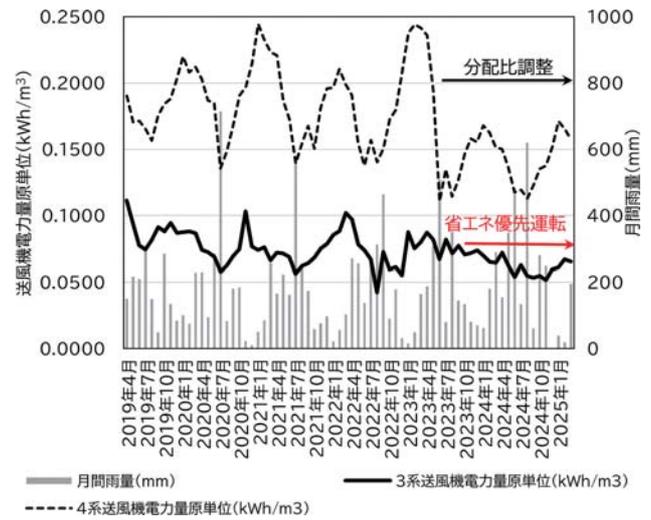


Fig. 3 Time-course Blower Power Consumption

Table 4 Comparison of Airflow and Power Consumption

期間	3系				
	AT 流入量 (m ³ /日)	AT 送风量 (m ³ /日)	送風倍率 (倍)	送風機電力量 (kWh/日)	電力量原単位 (kWh/m ³)
2019~2022年度平均値	17,870	41,383	2.32	1,354	0.0758
2024年度平均値	22,095	38,096	1.72	1,314	0.0595
変化率	23.6%	-7.9%	-25.5%	-3.0%	-21.5%
期間	4系				
	AT 流入量 (m ³ /日)	AT 送风量 (m ³ /日)	送風倍率 (倍)	送風機電力量 (kWh/日)	電力量原単位 (kWh/m ³)
2019~2022年度平均値	22,020	82,782	3.76	4,045	0.1837
2024年度平均値	19,594	62,601	3.19	2,705	0.1380
変化率	-11.0%	-24.4%	-15.0%	-33.1%	-24.9%
期間	合計				
	AT 流入量 (m ³ /日)	AT 送风量 (m ³ /日)	送風倍率 (倍)	送風機電力量 (kWh/日)	電力量原単位 (kWh/m ³)
2019~2022年度平均値	39,890	124,165	3.11	5,399	0.1353
2024年度平均値	41,689	100,696	2.42	4,018	0.0964
変化率	4.5%	-18.9%	-24.4%	-25.6%	-28.8%

大幅に低下した。

4.2 3系自動制御の結果

2025年6月現在、3系では水質管理者やオペレーターが運転変更をおこなうことは無く、降雨時も含めて常時OR制御による自動制御が実施されている。2024年度は年間を通じて設定は一切変更しなかった(自動調整パラメータを除く)。実用的な自動化が広まれば、処理場運転の省力化や管理コストの低減が図られ、持続可能な処理場運営に繋がる。このことは少子高齢化社会のなかで、技術の円滑な継承の観点からも非常に重要であると考えられる。

また、省エネ優先運転の結果、反応タンク出口DOや硝酸性窒素濃度(システム導入前はデータなし)はかなり低くなった。Fig. 4にセンサーの月間平均値を示す。

各系列の処理水質は、最終沈殿池出口で実施された

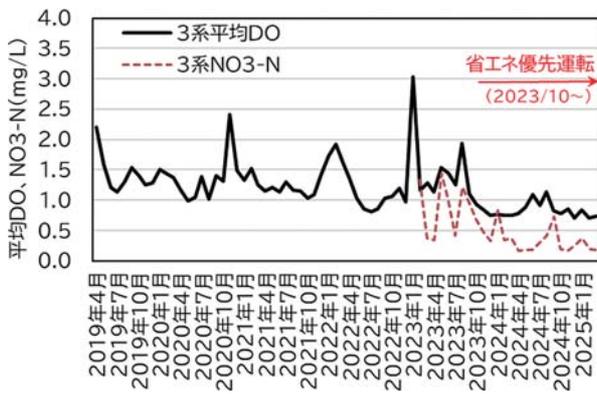


Fig. 4 Monthly Average Trends of DO and NO₃-N

日常分析の結果を基に評価を行った。特に流入分配比を増加させた3系については、処理水質への悪影響が懸念されたものの、Table 5に示すように水質はむしろ改善傾向を示し、処理場全体としても良好な水準を維持していることが確認された。ただし、省エネ優先運転により送風を抑制した3系に関しては、活性汚泥のフロック性状が従来よりも軽くなる現象が観察された。このため、最終沈殿池における汚泥界面が従来よりも高くなる傾向にあった。この点については、システム導入時に3・4系最終沈殿池の全池(7池)に汚泥界面計を設置しており、センサーで汚泥界面を常時監視する体制を整えることでリスクの軽減が図られている。

Table 5 Water Quality of the Final Sedimentation Tank in System No. 3

期 間	BOD	COD	SS	透視度
2019~2022年度平均値	5.4	8.6	2.9	98.7
2024年度平均値	2.7	8.3	2.4	99.9

5. お わ り に

本研究では、下水処理施設における省エネ運転を目的に、運転最適化の検討を実施し、自動制御技術の導入と流入分配調整を組み合わせた対策を適用した。その結果、以下の知見が得られた。

1. 送風機のインバーター制御が可能な3系では、

- OR制御を用いた省エネ優先運転を実施し、送風機電力量原単位で21.5%の省エネ効果が得られた。
- 2. 4系では流入分配調整により流入負荷を小さくしたことで小型送風機の常用が可能となり、送風機電力量原単位で24.9%の削減効果が得られた。
- 3. 処理場全体の送風機電力量で25.6%、送風機電力量原単位では28.8%の電力削減効果が得られた。
- 4. 3系の自動制御では、降雨時を含め水質管理者による運転調整を行うことなく年間を通じた自動運転を継続することができた。運転操作の省力化と技術の円滑な継承に繋がると期待できる。
- 5. 流入分配比を増加させた3系においても処理水質は改善傾向がみられた。

これらの結果から、自動制御の活用や運用方法の見直しといった「ソフト対策」は、下水処理施設の省エネ化において極めて重要な可能性を有していることが明らかになった。全国の下水処理施設においても、潜在的な省エネおよび運転最適化の余地は十分に存在すると考えられる。本研究の結果が今後の処理場運転の一助になれば幸いである。

なお、今後は西部浄化センターにおける自動制御対象の拡大を検討するとともに、東部浄化センターにおいてもエネルギー最適化の取り組みを一層推進していく予定である。

参 考 文 献

- 1) 佐野和史：高濃度消化・省エネ型バイオガス精製による効率的エネルギー利活用技術に関する実証事業(富士市)，下水道協会誌，vol. 58, No. 703, pp. 27-29 (2021)
- 2) 佐野和史：脱炭素化に向けた富士市の取組み(VPP・DR)，下水道協会誌，vol. 61, No. 745, pp. 52-55 (2024)
- 3) 梅原浩道，福井利明：電力料金の高騰下における富士市東部浄化センターの使用電力量削減対策，月間下水道，令和6年1月号，vol. 47, No. 1, pp. 72-77 (2024)
- 4) 公益社団法人日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 後編—2019年版一，pp. 293-295 (2019)

〈研究発表〉

下水汚泥の間接加熱乾燥における水分蒸発速度簡易予測法の検討

Junyeong Yoo¹⁾, 大下和徹¹⁾, 高岡昌輝¹⁾

¹⁾京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻

(〒615-8540 京都市西京区京都大学桂 C-1-3-463 E-mail: oshitakazuyuki.6e@kyoto-u.ac.jp)

概要

下水汚泥の間接加熱乾燥における水分蒸発速度を卓上型ニーダーで簡易評価するラボスケール手法を検討した。種々の脱水汚泥をラボスケールで乾燥し、その蒸発速度をプラントスケールの小型間接加熱型乾燥機の値と比較した。その結果、ラボスケールでの乾燥は小型機の乾燥特性を模擬でき、細胞外高分子物質 (EPS) 濃度が高い汚泥では双方の蒸発速度に 1.38 倍の比例関係が成立したが、低 EPS 汚泥ではその差はわずかであった。蒸発速度は総 EPS 濃度と強い負の相関 ($R^2=0.952$) を示し、可溶性 EPS による付着層形成と結合性 EPS による難蒸発性の結合水保持に起因すると考えられた。しかし、この関係は必ずしも線形関係ではなく、汚泥性状に応じた補正が必要であった。

キーワード：脱水汚泥, 卓上型ニーダー, ラボスケール評価, 細胞外高分子物質 (EPS), 付着

原稿受付 2025.8.26

EICA: 30(2・3) 110-114

1. はじめに

下水汚泥は、日本国内で最も多く発生する産業廃棄物の一つであり、発生量は 2023 年に 232 万 t-DS 発生している¹⁾。下水汚泥の処理過程では、高含水 (約 80 wt.%) の脱水汚泥が大量に発生され、その減容化や資源化のためには、乾燥も 1 つの重要な工程となる。しかし、汚泥の乾燥には、水分の蒸発に必要な大きなエネルギーが必要であり、また、汚泥の性状によって乾燥特性が大きく異なるという課題もある²⁾。

特に、低温の熱媒体を利用する間接加熱乾燥は、乾燥効率が高く安全な運転が可能である一方、乾燥が進行し含水率が 40-60 wt.% に達すると、汚泥がペースト状となり伝熱面に強く付着することがある。この付着層の形成により、水分蒸発速度の低下や、運転障害となる場合がある。このような汚泥の付着挙動は、含水率だけでなく、有機物含有率 (可燃分) にも依存し、有機物含有率が高いほど乾燥中の付着が顕著となり、また、付着性を示す含水率範囲がより広くなると報告されている²⁾。特に汚泥の付着性は、汚泥中の細胞外高分子物質 (Extracellular Polymeric Substance; EPS) に大きく影響される。乾燥の進行に伴い、主として可溶性 EPS (Soluble EPS; S-EPS) が伝熱面側へ移動・濃縮し付着層の接着成分となる。一方、弱結合性 EPS (Loosely-bound EPS; LB-EPS) および強結合性 EPS (Tightly-bound EPS; TB-EPS) は未付着汚泥側に残留するため、両者の寄与を区別する必要がある³⁾。

こうした汚泥の乾燥特性の多様性から、各処理場に最適な乾燥機設計や運転条件を決定するには実験的な

検討が不可欠である。しかし、プラントスケールで試験を行うことは規模やコストの点で容易でない。そこで本研究では、実プラントの乾燥特性を模擬できるラボスケールの簡易試験手法を検討することを目的とした。具体的には、卓上型ニーダー (PNV-5H 型, 入江商会) を用いた間接加熱乾燥試験によって脱水汚泥の水分蒸発速度をラボスケールで測定し、プラントスケールの小規模蒸気間接加熱型乾燥機での乾燥特性と比較した。また、EPS の乾燥特性への影響に着目し、汚泥試料から EPS を抽出・分析し、EPS 濃度と水分蒸発速度との相関について検討した。

2. 方法

2.1 試料

日本全国の 4 か所の下水処理場 (A~D) の未消化脱水汚泥を対象とした。試料の含水率は 76.62-80.73 wt.%, 可燃分は 87.7-91.6 %-TS の範囲にある。詳細は、Table 1 に示す。試料の含水率と可燃分は、下水

Table 1 Characteristics and sampling information of dewatered sludge samples

下水処理場	含水率 [wt.%]	可燃分 [%-TS]	下水排除方式	凝集剤	脱水機	サンプリング年月
A	76.6	88.4	分流	高分子	遠心分離	2025.02.
B	80.1	87.7	合流一部分流	高分子	遠心分離	2025.01.
C1	78.8	89.4	分流一部分流	高分子	スクリーンプレス	2025.01.
C2	79.9	89.4	分流一部分流	高分子	スクリーンプレス	2025.04.
D	80.8	91.6	分流	高分子	ベルトプレス	2024.02.

試験方法⁴⁾に従い測定した。

2.2 ラボスケール間接加熱乾燥試験

汚泥の乾燥特性をラボスケールで評価するため、卓上型ニーダーを用いた間接加熱乾燥試験を行った。本装置は、内容積約5Lの小型捏和槽と攪拌用パドルから構成され、伝熱面積0.0714 m²の槽ジャケット内に通したシリコンオイルを加熱することで間接伝熱による加熱乾燥を行う。本試験では、加熱温度を130℃、周速を30.2 m/minとし、約2 kgの脱水汚泥を試料とした。装置はドラフト内に設置し、蓋をせず、槽内は大気圧で、蒸発ガスは大気中へと放出した。乾燥とともに、汚泥はペースト状から顆粒状へと変化した。乾燥運転は試料が約30 wt.%に至るまで継続し、その間の水分蒸発速度を測定した。蒸発速度は、乾燥前後に試料を一部測り取り、下水試験方法⁴⁾に従い含水率を測定し、算出した。

Fig. 1に卓上型ニーダーを用いた汚泥の乾燥中の状態変化を示す。含水率が高い初期段階では汚泥は付着性を示さないが、含水率が約60%前後になるとペースト状に付着性が増し、槽壁に付着する傾向が観察された。さらに乾燥が進み含水率が30%以下になると、汚泥はほぐれて顆粒状あるいは粉末状となり、再び付着性は低下した。こうしたペースト状の付着現象は特に含水率30-60%の中間範囲で顕著であり、汚泥間で付着の程度に差が見られた。

2.3 プラントスケール小型蒸気間接加熱型乾燥機での乾燥試験

プラントスケールの小規模蒸気間接加熱型乾燥機(小型機)を用いた乾燥試験を実施し、ラボスケール試験との比較を行った。当該乾燥機は、内部に設けた攪拌羽根によって周速を30.2 m/minで汚泥を攪拌しながら、160℃(0.5 MPa)の飽和蒸気による壁面の加熱により間接乾燥する構造である。機内温度は約130℃と維持された。処理容量は50 kg/h(含水率74 wt.%基準)、伝熱面積3.2 m²である。乾燥機への供給

前と排出後の汚泥について含水率を下水試験方法⁴⁾に従って測定し、装置内の平均滞留時間から水分蒸発速度を算出し、ラボスケール試験結果と比較した。

2.4 EPS抽出および測定

本研究では、脱水汚泥中のEPS抽出に、脱水汚泥へ適用例のある遠心分離法⁵⁾を採用した。まず、各下水処理場の脱水汚泥試料4 gをイオン交換水40 mLで希釈し、マグネチックスターラー(HS-30d, アズワン)を用いて500 rpm・10分間攪拌した。続いて、冷却遠心機3700(久保田商事)を用い14000 g・4℃で20分間遠心分離し、上澄みをS-EPSとした。得られた沈殿に0.5%w/wのNaCl水溶液40 mLを加え、500 rpm・70℃で10分間攪拌した後、15000 g・4℃で20分間遠心分離し、上澄みをLB-EPSとした。さらに沈殿に同様のNaCl水溶液40 mLを加え、60℃の恒温水槽で30分間静置し、4000 gで15分間遠心分離し、上澄みをTB-EPSとした。各段階で得られたEPS抽出液は、孔径0.45 μmのPTFEメンブレンフィルター(Merck)で吸引ろ過し、残留固形物を除去した。

最後に、抽出した各EPS溶液中の有機物濃度を、全有機炭素測定計(TOC-V_{CSH}, 島津製作所)により測定した。

3. 結果と考察

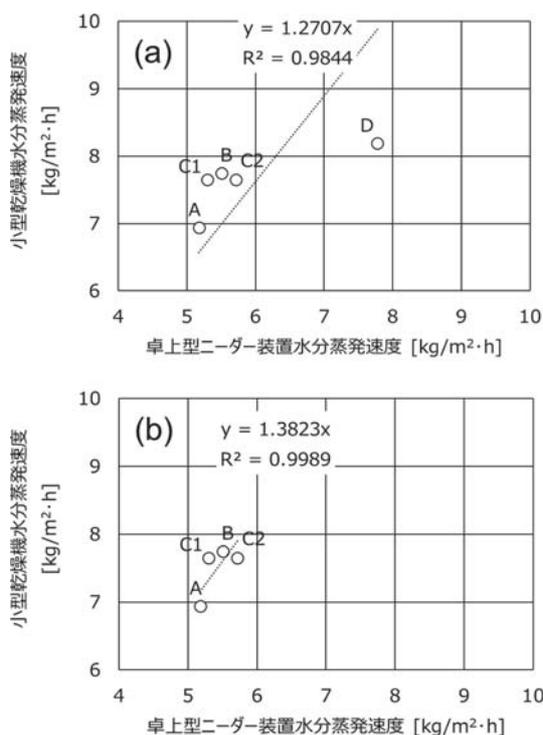
3.1 ラボスケールとプラントスケール試験による蒸発速度の比較

Fig. 2aにA~D処理場の脱水汚泥を用いたラボスケールと小型機による水分蒸発速度の比較を示す。なお、C処理場の脱水汚泥については2025年1月および同年4月の2回サンプリングを実施した。両スケールの関係を、原点通過の切片なし最小二乗回帰で評価した結果、回帰直線の傾き1.27、非中心化決定係数(uncentered R²)0.984であった。これは、小型機の水分蒸発速度はラボスケールの約1.27倍であり、両



(left: lumpy state, center: paste state, right: granular state)

Fig. 1 Morphological changes of dewatered sludge during drying in a bench-scale kneader



(a): sludge samples from WWTPs A-D, (b): sludge samples from WWTPs A-C (WWTP: wastewater treatment plant)

Fig. 2 Comparison of moisture evaporation rates between laboratory-scale and small pilot-scale tests

スケールの間におおむね比例関係が成立することを示す。この差の一因として、ラボスケールのニーダーにおける断熱性不足による熱損失が考えられる。

一方、両スケールで最も水分蒸発速度が高かった D 処理場の汚泥では、他の処理場と異なり、スケール間の差がほとんどなかった。これは、後述の通り EPS 濃度が相対的に低く付着層が形成されにくいことに加え、未付着汚泥に保持される結合水が少ないことに起因すると考えられる。先行研究では、EPS 濃度が汚泥の付着性および結合水量と関連することを報告している^{3,6)}。付着層が形成されると伝熱抵抗が増大する。一方、未付着汚泥に保持された結合水は難蒸発性で、乾燥後期の水分蒸発を抑制する。

これらの試料特性の影響を分離して評価するため、A~C 処理場の脱水汚泥のみについて両スケールを比較した結果 (Fig. 2b), 回帰直線の傾き 1.38, 非中心化決定係数 0.999 であり、高精度な比例関係が成立することが示された。すなわち、小型機の水分蒸発速度はラボスケールの 1.38 倍と簡便に推定できることが分かった。一方で、D 処理場のような低 EPS 汚泥では、倍率が 1 に近づく傾向があり、付着層形成や結合水の寄与が小さいため、ニーダーの断熱性不足による影響が小さくなったからと推察できる。以上より、ニーダーによる水分蒸発速度の簡易予測の際には、EPS 量など、汚泥性状を併せて測定し、必要に応じて補正を行うことが望ましい。

3.2 汚泥中 EPS と水分蒸発速度との関係

A~D 処理場の脱水汚泥試料の総 EPS 濃度を Fig. 3 に示す。A~C 処理場の脱水汚泥試料は、S-EPS の濃度が総 EPS 量の 7 割以上を占めており、既往報告と整合している³⁾一方、D 処理場の脱水汚泥試料では S-EPS 濃度が総 EPS 量の 5 割と他の試料に比べ低かった。続いて、総 EPS 濃度とラボスケール試験による水分蒸発速度との関係 (Fig. 4a) は負の相関を示し ($R^2=0.952$), 先行研究の結果とも合致している⁶⁾。また、EPS 濃度が特に低かった D 処理場の汚泥を除外した場合 (Fig. 4b) においても、傾向は維持 ($R^2=0.853$) された。総 EPS は、付着層形成に寄与する S-EPS と、難蒸発性の結合水を保持する結合性 EPS (LB-EPS および TB-EPS) を含んでおり、全体を俯瞰する指標として、蒸発速度と逆相関を示していると考えられる。S-EPS 単体では、全試料 (A~D 処理場) で非常に高い相関が得られ (Fig. 4c, $R^2=0.968$), S-EPS が伝熱面側へ移動し付着層を形成³⁾したからと考えられる。ただ、D 処理場の汚泥を除外すると、相関は低下 (Fig. 4d, $R^2=0.523$) し、S-EPS だけでは、蒸発速度のばらつきを十分に説明できず、結合性画分に保持された水分など他の因子の影響が相対的に大きくなるためと考えられる。結合性 EPS については、全試料を対象とした場合は、相関が中程度にとどまった (Fig. 4e, $R^2=0.457$) ことに対し、D 処理場の試料を除外すると、相関が高く (Fig. 4f, $R^2=0.815$) になった。結合性 EPS は結合水の主要な保持マトリックスであり^{5,7)}、乾燥が進み付着が弱まる含水率域では、結合性 EPS に保持された水分が蒸発速度の律速となると報告されている^{8,9)}。これは、S-EPS は乾燥にともなって増減するが、結合性 EPS は汚泥の乾燥過程を通して変化せず、含水率が十分低下 (<30 wt.%) しても残存することを示唆した著者らの先行研究³⁾や、結合性 EPS を変性・可溶化して S-EPS へ転換すると結合水の 85~88% が除去された報告¹⁰⁾とも整合する。これらの付着、および水分蒸発阻害のメカニズムの模式図を Fig. 5 に示す。

一方で、D 処理場の試料は、総 EPS 濃度が相対的

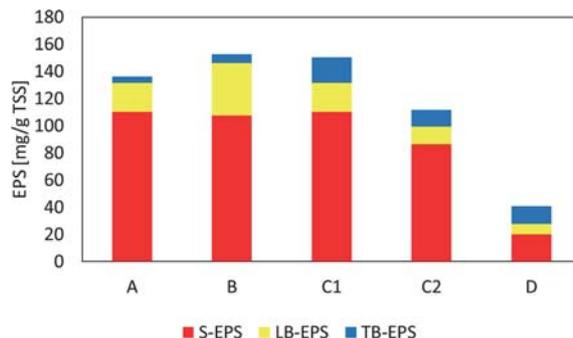
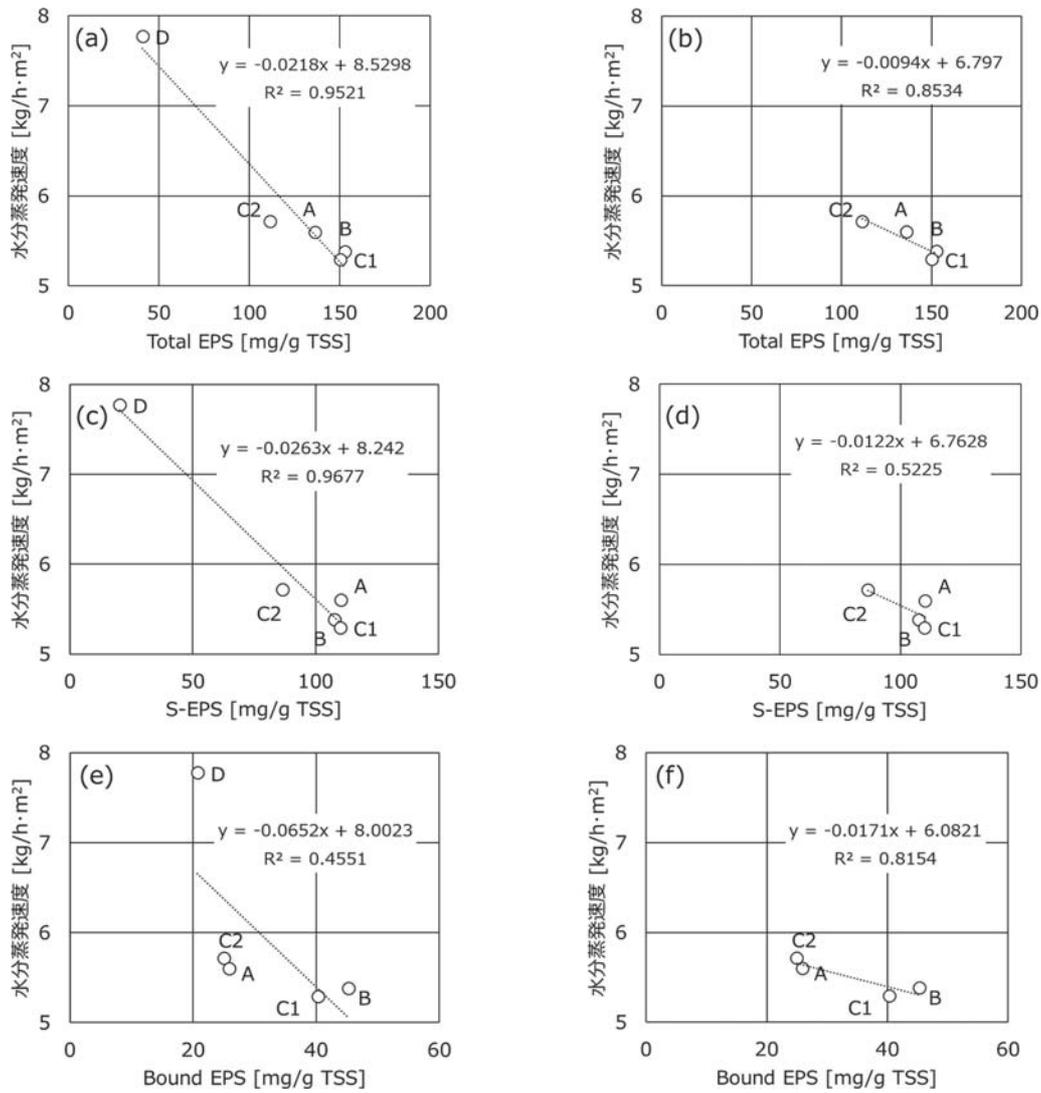


Fig. 3 EPS concentrations in dewatered sludge samples from WWTPs A-D



(a, c, e: sludge samples from WWTPs A-D; b, d, f: sludge samples from WWTPs A-C)

Fig. 4 Correlations between EPS concentrations and moisture evaporation rates: (a, b) total EPS, (c, d) S-EPS, (e, f) bound EPS

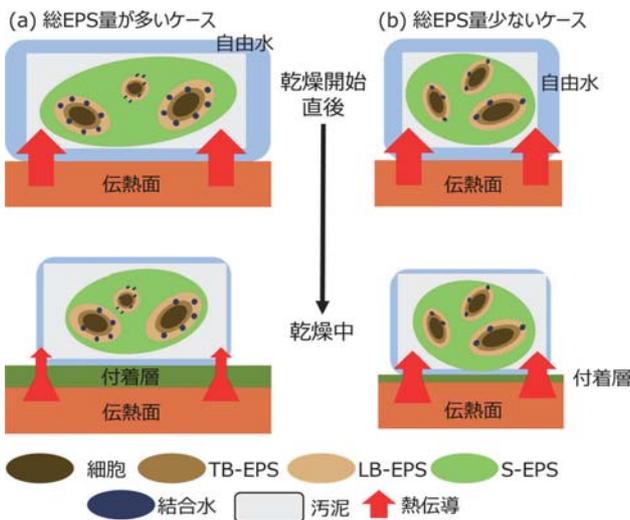


Fig. 5 Mechanism of adhesion layer formation and inhibition of moisture evaporation

に低く、付着と結合水による影響が小さいため、線形回帰モデルに対して、期待値より早い蒸発速度を示している。

しかし、汚泥の水分蒸発速度が必ずしも EPS 濃度に単調比例するとは限らない¹¹⁾。EPS 濃度の水分蒸発速度への影響には一定の閾値があり、含水率域の違いに応じて影響機構(付着→結合水)が変化する可能性がある。したがって、予測や制御の際には、

EPS 濃度水準別の解析や、補正係数の適用、非線形回帰などの手法により、妥当性を検証する必要がある。

4. ま と め

本研究では、卓上型ニーダーを用いたラボスケール乾燥試験によって脱水汚泥の間接加熱乾燥特性を簡易評価し、その妥当性をプラントスケールの小型間接加熱乾燥機による実測値との比較により検証した。全国4か所の下水処理場の脱水汚泥を対象とした結果、ラ

ボスケールと小型機で得られた水分蒸発速度の間には高い相関（非中心化 $R^2=0.984$ ）が確認され、小型機の蒸発速度はラボ値の約 1.27~1.38 倍であることが明らかとなった。この差はラボ装置の断熱性不足による熱損失に起因すると考えられるが、細胞外高分子物質（EPS）濃度の低い D 処理場の試料では両スケール値の差がほとんどなかったことから、汚泥性状によって乾燥挙動が変動することが示された。

さらに、EPS 濃度と水分蒸発速度の関係については、総 EPS 濃度と蒸発速度の間には強い負の相関（ $R^2=0.952$ ）が認められた。特に可溶性 EPS（S-EPS）は全試料を対象とした場合に蒸発速度との相関が最も高く（ $R^2=0.968$ ）、乾燥中に伝熱面へ移動して付着層を形成し、熱伝達を阻害する要因の一つであると推察される。しかし、D 処理場の汚泥を除外すると相関が低下（ $R^2=0.523$ ）し、S-EPS のみでは蒸発速度のばらつきを十分に説明できないことが分かった。一方、結合性 EPS（LB-EPS および TB-EPS）は全試料を対象とした場合には相関が低かった（ $R^2=0.457$ ）ものの、D 処理場試料を除外すると相関が高く（ $R^2=0.815$ ）なり、特に乾燥後期において結合水保持を通じて蒸発速度の律速となる可能性が示された。

以上より、本研究で検討したラボスケールの簡易乾燥試験法は、EPS 濃度などの汚泥性状を併せて測定することで、プラントスケールの乾燥挙動を高精度に予測できる有用な手法であると考えられる。今後は、より多くの試料を用いた検証を進めるとともに、断熱性を改善したラボ装置の導入や非線形回帰モデルの適用などにより、実機との定量的な一致度をさらに高め、多様な汚泥性状に対する汎用性を強化する必要がある。これにより、本手法は各処理場における乾燥特性の事前評価や、適切な乾燥機設計・運転条件の選定などに広く活用できると期待される。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、脱水汚泥の提供および採取にご協力いただいた各自治体のご担当者様、下水処理場の方々に感謝いたします。また、小型実プラントでの乾燥実験には、(株)タクマの芹澤様、水野様、中西様、聖居様にご協力いただきました。ここに記し感謝申し上げます。

参 考 文 献

- 1) 国土交通省ウェブサイト：資源・エネルギー循環の形成
http://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewage/crd_sewage_tk_000124.html（閲覧日 2025.7.12）
- 2) Takaoka, M., Yoo, J., Mizuno, T., Sonoda, K., Ueda, A., Hoshio, F., and Miyamoto, T.: Historical trends, roles, and future challenges of sewage sludge thermal treatment in Japan. *Journal of Material Cycles and Waste Management* (2025)
DOI: <https://doi.org/10.1007/s10163-025-02331-3>
- 3) Yoo, J., Oshita, K., Kusakabe, T., and Takaoka, M.: Adhesion behavior of dewatered sewage sludge during indirect thermal drying. *Journal of Environmental Management*, Vol. 381, 125203 (2025)
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.125203>
- 4) 日本下水道協会：下水試験方法（上巻），pp. 715-716, 742-746（2012）
- 5) Ben Hamed, H., Mainardis, M., Moretti, A., Toye, D. and Léonard, A.: Extracellular polymeric substances (EPS) in sewage sludge management: A call for methodological standardization. *Journal of Environmental Management* 376, 124407 (2025)
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124407>
- 6) Y.-H. Kiang: Biosludge Drying: System Design Schemes for the Sticky Phase, *Chemical Engineering*（オンライン）（2018）
<https://www.chemengonline.com/biosludge-drying-system-design-schemes-sticky-phase/>（accessed 2025-7-23）
- 7) Lv, H., Xiong, Q., Liu, D. and Wu, X.: Coupling electro-dewatering and low-temperature air-drying for efficient dewatering of sludge. *Scientific Reports* 11, 19167 (2021)
DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-98477-9>
- 8) Lin, F. and Li, B.: Changes of network structure and water distribution in sludge with the stratified extraction of extracellular polymeric substances. *Environmental Science and Pollution Research* 29(32), 48648-48660 (2022)
DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19075-4>
- 9) Ma, D., Cheng, S., Zhang, Y., Ullah, F., Ji, G., and Li, A.: Relation between hydrophilic/hydrophobic characteristics of sludge extracellular polymeric substances and sludge moisture-holding capacity in hot-pressing drying. *Science of the Total Environment* 916: 170233 (2024)
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170233>
- 10) Guo, X., Wang, Y., and Wang, D.: Permanganate/bisulfite (PM/BS) conditioning-horizontal electro-dewatering (HED) of activated sludge: Effect of reactive Mn (III) species. *Water Research* 124, 584-594 (2017)
DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.027>
- 11) Zhou J., Zheng G., Zhang X., and Zhou L.: Influences of Extracellular Polymeric Substances on the Dewaterability of Sewage Sludge during Bioleaching. *PLoS ONE* 9(7): e102688. (2014)
DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0102688>

〈研究発表〉

下水汚泥由来バイオ炭の農地施用における J-クレジット認証について

今吉正登¹⁾, 三輪昌輝²⁾, 片山学³⁾
 吉川正明⁴⁾, 小林万理⁵⁾, 唐澤匠⁶⁾

¹⁾大山乳業農業協同組合
 (〒689-2351 鳥取県東伯郡琴浦町大字保 37-1 E-mail: imayoshi@dainyu.or.jp)

²⁾三光(株)
 (〒684-0034 鳥取県境港市昭和町 5 番地 17 E-mail: m-miwa@sankokk-net.co.jp)

³⁾三光(株)
 (〒684-0034 鳥取県境港市昭和町 5 番地 17 E-mail: m-katayama@sankokk-net.co.jp)

⁴⁾三光(株)
 (〒684-0034 鳥取県境港市昭和町 5 番地 17 E-mail: m-kikkawa@sankokk-net.co.jp)

⁵⁾(一社)C2X
 (〒101-0032 東京都千代田区岩本町 1-9-8 第三 FK ビル 6 階 スマートシティ企画(株)内)

⁶⁾(一社)C2X
 (〒101-0032 東京都千代田区岩本町 1-9-8 第三 FK ビル 6 階 スマートシティ企画(株)内)

概要

地域の下水汚泥を原料としたバイオ炭を家畜糞尿と混ぜ、堆肥化したものを採草地に散布することにより土壌改良などの効果が期待できる。更にバイオ炭の炭素を土壌に貯留することでカーボンネガティブを実現する「バイオ炭の農地施用」の方法論として第 63 回 J-クレジット認証員会に申請し認証された。本報では、下水汚泥由来バイオ炭とその堆肥化利用について、および J-クレジット認証への取り組みについて報告する。

キーワード：下水汚泥、炭化処理、バイオ炭、堆肥化、カーボンネガティブ、J-クレジット

原稿受付 2025.8.4

EICA: 30(2・3) 115-119

1. 背景と目的

地球温暖化の進行は、気温上昇や極端な気象事象の激増をもたらし、農林水産業の生産基盤と食料安全保障に深刻なリスクを及ぼしている。農林水産省では温室効果ガス排出削減（緩和）と温暖化影響への適応の両面から総合的に対策を進めており、酪農業の対策として、主に反すう発酵過程で排出されるメタン（CH₄）や家畜排せつ物の管理不良による一酸化二窒素（N₂O）の排出削減が求められる中、地球規模の干ばつなど異常気象によるトウモロコシなど飼料作物不足と円安による輸入飼料価格の高騰、および家畜排せつ物の堆肥化に必要な副資材の価格高騰に直面している。

大山乳業農業協同組合（大山乳業）では、鳥取県で持続可能な酪農を実現するための酪農ビジョンの一環として、地域との共生を目指しており環境配慮型技術（有機肥料を使った自

給飼料生産の増加、土中炭素貯留、環境負荷低減取組の見える化) の導入を推進し、温室効果ガス排出削減に取り組んでおり、調達難や価格高騰している“おが粉”代替として下水汚泥由来の安価なバイオ炭を活用し、かつ農地施用における CO₂ 削減と J-クレジット認証を得るプロジェクトに一般社団法人 C2X（C2X）と三光(株)（三光）と共同で取り組んだ（Fig. 1）。J-クレジット制度における下水汚泥を原料としたバイオ炭は初めての登録であり、登録されれば下水処理の過

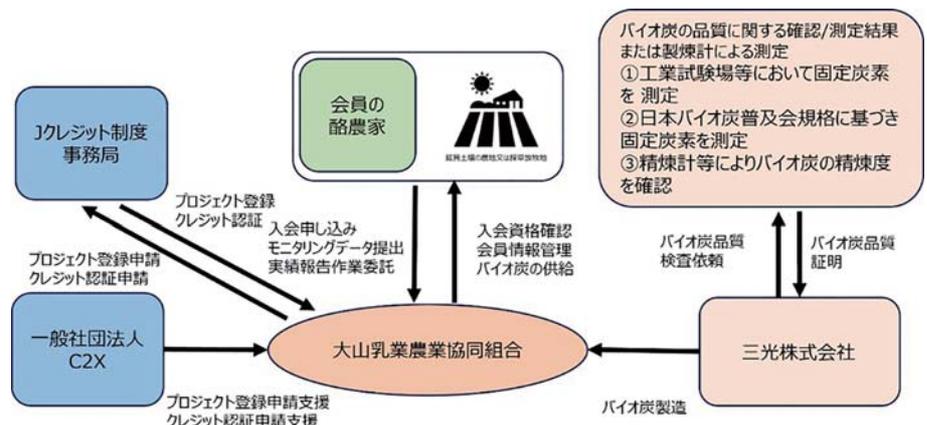


Fig. 1 Conceptual diagram of the entire project

程でできるバイオ炭の有効性が認められることになる。また、酪農業においても、糞尿を堆肥化処理することは重要な作業でもあり、堆肥にバイオ炭を混合させることで肥料化が進み牧草を飼料として牛に給与する循環型酪農に追加してCO₂削減となる。

2. 取り組み概要

2.1 プロジェクト概要

本取り組みでは、三光のウェストバイオマス工場において地域で回収される下水汚泥を原料としたバイオ炭を製造し、大山乳業の組合員である酪農家の牛舎に運搬し、そこで家畜糞尿に混ぜ、堆肥化したものを採草地に散布する。バイオ炭という形で炭素が土壌に貯留されることにより、大気中のCO₂としての放出が避けられ、結果として温暖化防止に結び付く。

大気中のCO₂の放出を避ける分の炭素量を温室効果ガスの削減量とみなすこの取り組みはJ-クレジット制度における「AG-004 バイオ炭の施用」という

方法論として手法が確立している。

これまで堆肥の水分調整材として活用していた“おが粉”をバイオ炭に代替するだけのため、通常の堆肥施用と同じ工程で土壌に施用できるだけでなく、バイオ炭の土壌への炭素貯留、多孔質構造が微生物の住処となり豊かな土壌の形成、堆肥の発酵時の臭気軽減、弱アルカリ～アルカリ性の性質を持つことから酸性土壌の中和、など複数の効果が期待できる。

2.2 バイオ炭の製造と性状

本バイオ炭とは、「燃焼しない水準に管理された酸素濃度の下、350℃超の温度でバイオマスを加熱して作られる固形物」と定義を満足する¹⁾。

三光ウェストバイオマス工場の乾燥炭化設備のフローを Fig. 2 に、運転データを Fig. 3 に示す。また、バイオ炭性状を Table 1 に示す。

2.3 堆肥化の状況

三光から提供されたバイオ炭を牛糞堆肥に混ぜ、サ

処理フロー図

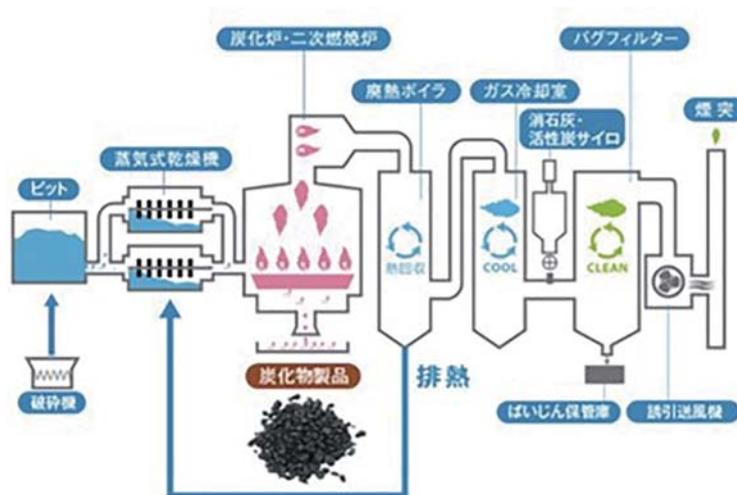


Fig. 2 Drying and carbonization equipment flow chart

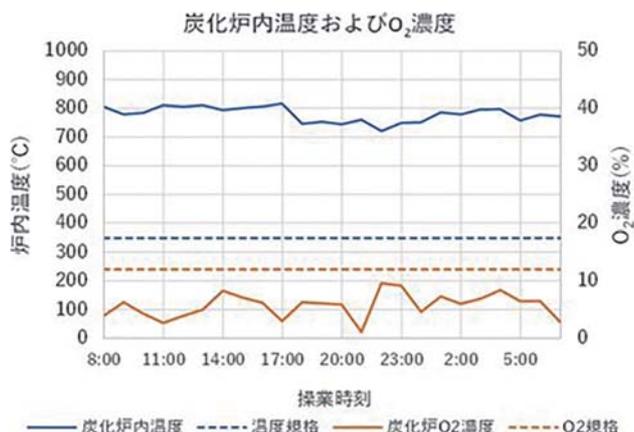


Fig. 3 Carbonization furnace operation data

Table 1 Examples of biochar properties

下水汚泥等由来のバイオ炭の性状例

項目	分析値	試験方法
水分	2.1 wt%	JIS M 8820
灰文	61.3 wt%	JIS M 8812
揮発分	13.8 wt%	JIS M 8812
固定炭素	22.8 wt%	JIS M 8812
硫黄	0.77 wt%	JIS M 8819
窒素	2.78 wt%	JIS M 8819
炭素	31.1 wt%	JIS M 8819
リン	7.20 wt%	JIS M 8814

ンプルを作成した。サンプルは、堆肥約2tに対してバイオ炭25% (500 kg) 12.5% (250 kg) を混入し作成した。

堆肥化試験は、鳥取県の畜産試験場にて水分調整後に堆肥試験を40日間実施した。

堆肥化を促進するためには深部温度が60℃になることが目安とされており、表面から60cmの深部温度を測定した。また60℃以上の状態を24時間保持したら3回以上切り返しを実施した (Fig. 4)。

バイオ炭を混入させた堆肥からは悪臭が軽減し、Fig. 5に示すとおり2週間後には廃汁が抑えられることが確認できた。早期に深部温度が60℃に達することが完熟堆肥として重要となるが、Fig. 6に示すとおり、試験開始から試験区Bは2週間程度で60℃に達しており、対象区に比べ試験区では2週間程度早く



Fig. 4 Turnaround situation



Fig. 5 Status of wastewater discharged from compost

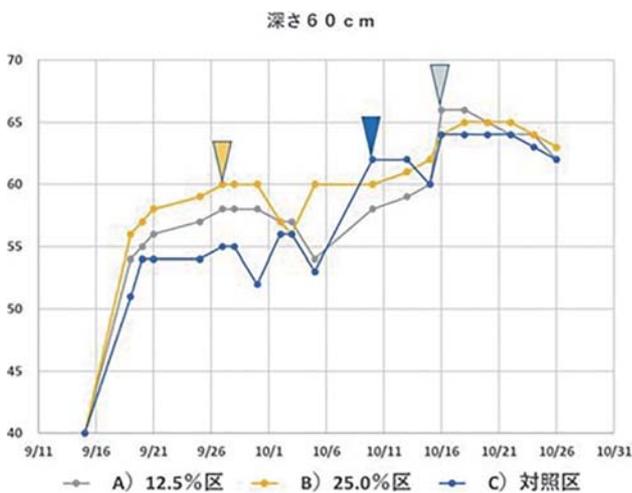


Fig. 6 Deep temperature during compost testing

60℃に達している。

3. バイオ炭の農地施用による環境負荷軽減とJ-クレジット認証について

3.1 バイオ炭によるネガティブエミッション

バイオ炭はネガティブエミッション技術の一つでもある。バイオマス中の炭素はそのまま放置すれば微生物の分解でCO₂として大気中に戻るが、炭化処理を行い、土中に埋めれば、炭素は酸素と結合することなく長期間 (半減期は120年~1万年とされている) 炭素のまま地中にとどまる (Fig. 7)。

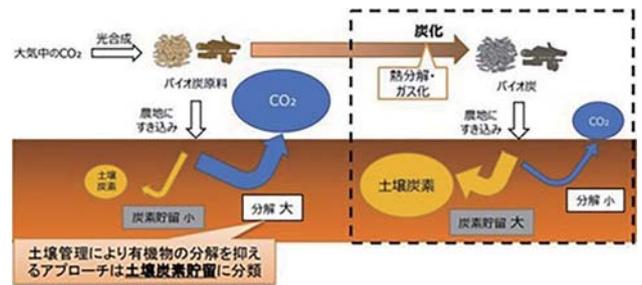


Fig. 7 Image of negative emissions²⁾

3.2 J-クレジット制度の方法論「AG-004 バイオ炭の農地施用」

J-クレジット制度とは、温室効果ガス (CO₂ など) の排出削減量や吸収量を、国 (経済産業省・環境省・農林水産省) が「クレジット」として認証し、市場で取引できる制度である。認証を受けた「クレジット」は売買可能であり、企業は購入した分だけ自社の温室効果ガス排出量を実質的に削減したものとみなすことができる。農業分野の方法論の一つである「AG-004 バイオ炭の農地施用」としてバイオ炭のJ-クレジット認証の方法論が策定されている。

3.3 炭素貯蔵量の算定

バイオ炭の採草地への施用による炭素貯留量について以下により算定した。

【炭素貯留量】=

①プロジェクト実施後のCO₂貯留量 - ②プロジェクト実施によるCO₂排出量

①プロジェクト実施後のCO₂貯留量

= 土壌に投入されたバイオ炭量 (t) × 炭素含有量 × 100年後の炭素残存率 × 44/12 = 200 t (バイオ炭) × 0.35 (炭素含有率, Fig. 8) × 0.65 (100年後炭素残存率, Fig. 8) × 44/12 = 約 166.8 (t-CO₂)/年

②プロジェクト実施によるCO₂排出EM_{PJ}

= EM_{PJM} + EM_{PJS} = 0 + 7.0 + 6.8 = 13.8 t-CO₂/年

EM_{PJ}: プロジェクト排出量, EM_{PJM}: プロジェクト主要排出量 (該当なしのため 0), EM_{PJS}: プロジェク

■バイオ炭の種類ごとに参照する「炭素含有率」と「100年後の炭素残存率」

分類	種類/原料※1	炭素含有率	100年後の炭素残存率
インベントリ報告書 算定対象のバイオ炭	白炭	0.77	0.89
	黒炭		
	オガ炭		0.80
	粉炭		
	竹炭	0.778	0.65
自家製造品等 その他のバイオ炭※2	家畜ふん尿由来	0.38 (熱分解) / 0.09 (ガス化)	0.65
	木材由来	0.77 (熱分解) / 0.52 (ガス化)	
	草本由来	0.65 (熱分解) / 0.28 (ガス化)	
	もみ殻・稲わら由来	0.49 (熱分解) / 0.13 (ガス化)	
	木の実由来	0.74 (熱分解) / 0.40 (ガス化)	
	製紙汚泥・下水汚泥由来	0.35 (熱分解) / 0.07 (ガス化)	

Fig. 8 “Carbon content” and “carbon remaining rate after 100 years” for each type of biochar³⁾

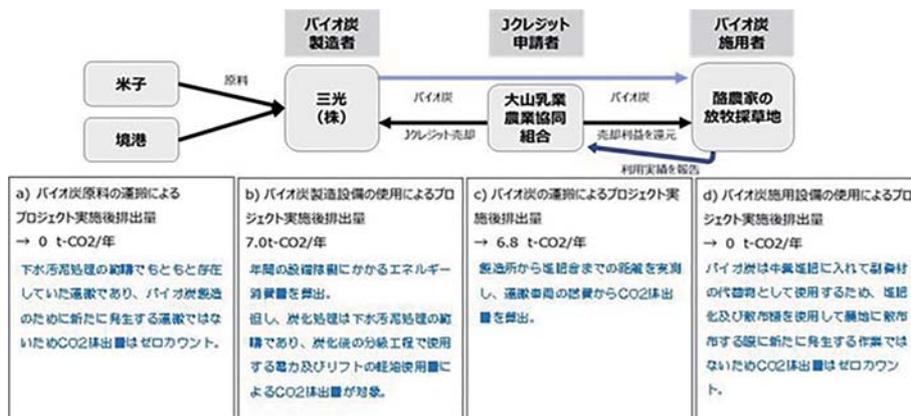


Fig. 9 Project indirect emissions

トの不随的な排出量 (Fig. 9)

従って、本プロジェクトにおける年間 200 t のバイオ炭施用による炭素貯留量は下記の通り。

【炭素貯留量】=

$$\text{① } 166.8 \text{ tCO}_2/\text{年} - \text{② } 13.8 \text{ tCO}_2/\text{年} = 153.2 \text{ tCO}_2/\text{年}$$

3.4 J-クレジット創出の流れと体制

J-クレジット創出の手順は大きく 2 つあり、まずはプロジェクトの登録申請を行い、その次に活動を認証し、クレジット創出となる。

本プロジェクトでは大山乳業が代表となり、C2X、三光と共に実施者として 2024 年 12 月にプロジェクト登録申請を行い、2025 年 1 月に第 63 回の認証委員会において認められた。(プロジェクト名「鳥取県でサステナブルな酪農を実現するためバイオ炭を利用した CO₂削減プロジェクト」)

プロジェクトの会員となる酪農家の情報やバイオ炭の供給は大山乳業が管理する。

クレジットにより得た収益一部は運営における維持・管理に活用し、残りは会員への排出権活動対価として還元する。

4. 今後の展開

今後はバイオ炭を採草地へ施用した酪農家のモニタリングを行い、J-クレジット制度のモニタリング申請を行いつつ、家畜糞尿の臭気の低減や収穫量への影響など、自給飼料を作る酪農家にとってのおが粉の代替物としての使い勝手の良さを検証していく。この取り組みを通じて、年間 100 t 以上の CO₂ 削減と共に環境負荷軽減、土壌改良や飼料自給率の向上、さらには酪農経営の安定化が期待されている。

今後の課題として下水汚泥を原料とした肥料は、肥料法により農林水産消費安全技術センター (FAMIC) への登録又は届出をしないと、堆肥の譲渡や販売ができない。

しかしながら、広域から収集される下水原料の特定ができないことから肥料登録が難しい。今回利用してもらった酪農家はすべて自給飼料を生産する採草放牧地への散布をしてもらうため、譲渡や販売がないため肥料法には抵触しない。しかし、この取り組みを広く水平展開していくうえで下水汚泥を原料としたバイオ炭を混合した堆肥の肥料登録ができないことは大きな課題である。

参考文献

- 1) 2019年改良IPC Cガイドライン
- 2) 経済産業省：ネガティブエミッション技術について（風化促進/バイオ炭/ブルーカーボン），p.6（2023）
- 3) 農林水産省：バイオ炭の農地施用をめぐる事情（2025）

〈研究発表〉

焼却熱の産業利用に向けた焼却施設の統合優先度の定量化

神田橋 幸也¹⁾, 中川 岳²⁾, 橋本 征二³⁾¹⁾立命館大学大学院 理工学研究科 環境都市専攻
(〒525-8527 滋賀県草津市野路東1丁目1-1 E-mail: ce0057hv@ed.ritsumei.ac.jp)²⁾立命館大学大学院 理工学研究科 環境都市専攻
(〒525-8527 滋賀県草津市野路東1丁目1-1 E-mail: ce0044re@ed.ritsumei.ac.jp)³⁾立命館大学 理工学部 環境都市工学科
(〒525-8527 滋賀県草津市野路東1丁目1-1 E-mail: shashimo@fc.ritsumei.ac.jp)

概要

近年、人口減少に伴う廃棄物量の減少、廃棄物焼却施設の老朽化、自治体の厳しい財政状況、気候変動対策の推進等を背景として、廃棄物処理の更なる広域化・集約化が求められている。本研究では、焼却施設統合における統合優先度の定量化指標を検討した。具体的には、焼却施設の施設年齢、自治体の財政状況、大規模焼却施設までの距離等を考慮した統合優先度を提案し、岡山県内の焼却施設の段階的な統合を想定して優先度指標を算出し、各因子の影響や指標の適切さについて考察した。

キーワード：施設年齢、財政状況、稼働率、発熱量、人口減少

原稿受付 2025.9.2

EICA: 30(2・3) 120-123

1. はじめに

近年、人口減少に伴う廃棄物量の減少、廃棄物焼却施設(以下、焼却施設)の老朽化、自治体の厳しい財政状況、気候変動対策の推進等を背景として、廃棄物処理の更なる広域化・集約化を推進し、効率的かつ合理的な施設整備を行っていくことが求められている¹⁾。こうした広域化・集約化の1つとして、近年、コンビナートや工業団地の近隣に大規模焼却施設を建設し、発生する焼却熱を産業施設で利用する構想が議論されている²⁾。こうした構想については、既往研究³⁾により、そのコスト及び環境負荷の低減効果が示されている。しかし、大規模焼却施設への統合に当たり、広範囲に及ぶ焼却施設の統合手順を定量的に検討するための指標は十分に開発されていない。本研究では、広範囲に及ぶ焼却施設統合における統合優先度の定量化指標を検討した。

2. 統合優先度の考え方とケーススタディ

2.1 統合優先度の考え方

田崎ら⁴⁾が施設統合の優先順位を定める際に用いた「親和度」を援用し、統合時から統合後までの効率性も考慮して、焼却施設の施設年齢、焼却施設を維持管理する自治体の財政状況、大規模焼却施設までの距離、焼却施設の稼働率、焼却施設におけるごみの発熱量、

焼却施設を維持管理する自治体の人口減少率、を考慮して統合順を決定する焼却施設統合の優先度 A_{it} を次式のとおり作成した。

$$A_{it} = (L_{it} + B_i + d_i + R_{it} + H_{it} + P_{it})$$

ここで、 t :年、 i :焼却施設番号、 L_{it} :焼却施設 i を維持管理する自治体の財政力指数の逆数、 d_i :焼却施設 i と大規模焼却施設までの距離の逆数、 R_{it} : t 年における焼却施設 i の稼働率の逆数、 H_{it} : t 年における焼却施設 i のごみの発熱量、 P_{it} : t 年における焼却施設 i を維持管理する自治体の2022年からの人口減少率、であり、各値は標準化し影響力を同程度とした。

2.2 ケーススタディ

対象期間を2025-2050年、対象地域の一例として水島コンビナート(以下水島)周辺を取り上げ、Table 1に示す岡山県内の全焼却施設を水島近隣に新設した大規模焼却施設に統合することを想定した。また、統合の対象となる施設は、2022年時点で稼働している焼却施設⁵⁾とし、建て替えが決定している施設については、新施設を統合対象とした。大規模焼却施設における各炉の建設は、2035年、2040年、2045年、2050年の四段階に分けて行い、2050年時点で目標の施設規模を満たすように建設することとした。

また、2050年までの焼却量のシナリオとしてTable 2に示す2シナリオを作成し、2050年までの岡

山県全体の焼却量から大規模焼却施設の最終的な施設規模を推計した。大規模焼却施設の処理能力を統合対象となった施設の焼却量が超過しないように統合の対象を決定した。

Table 1 Incineration facilities

施設番号	施設名	略称
1	岡山市東部クリーンセンター	岡山東
2	岡山市当新田環境センター	岡山当新田
3	玉野市東清掃センター	玉野
4	久米南クリーンセンター	久米南
5	倉敷市水島清掃工場	倉敷市水島
6	倉敷西部清掃施設組合清掃工場	倉敷西
7	倉敷西部クリーンセンター	倉敷清掃
8	吉備路クリーンセンター	吉備路
9	岡山県西部環境整備施設組合里庄清掃工場	里庄
10	井原クリーンセンター	井原
11	新見市クリーンセンター	新見
12	クリーンセンターまにわごみ処理施設	まにわ
13	真庭北部クリーンセンター	真庭北
14	岡山県中部環境施設組合コスモスクリーンセンターごみ処理施設	コスモス
15	高梁地域事務組合クリーンセンター	高梁地域
16	美作クリーンセンター	美作
17	津山圏域クリーンセンター	津山
18	クリーンセンター備前	備前
19	クリーンセンターかもめ一般廃棄物焼却処理施設	かもめ
20	赤磐市赤坂環境センター	赤磐
21	和気町クリーンセンター	和気

Table 2 Scenario details

シナリオ番号	シナリオ名	設定内容
A	現状維持 (BAU) シナリオ	人口減少のみを考慮した廃棄物量推移
B	ごみ減少シナリオ	人口減少及び各自治体が掲げる廃棄物削減目標の達成を前提とした廃棄物量推移

3. 結果及び考察

3.1 廃棄物焼却量及び大規模施設の施設規模

岡山県における 2050 年までの廃棄物焼却量の推計結果を Fig. 1 に示す。2050 年の推計量は、2020 年の 55 万 ton/year に比べ、シナリオ A (BAU) で約 20% 減少の 45 万 ton/year, シナリオ B (ごみ減少) で約 50% 減少の 26 万 (ton/year) となった。いずれのシナリオにおいても、岡山市及び倉敷市の割合が大きく、この 2 都市の廃棄物の発生抑制や再資源化の推進等の対策によって岡山県全体の将来の廃棄物焼却量が変化すると考えられる。この結果から、各シナリオにおける大規模施設の施設規模をシナリオ A (BAU) で 1,800 (ton/day), シナリオ B (ごみ減少) で 1,100 (ton/day) とし、これらを 4 段階に分けて統合するため、焼却炉 1 基の処理量は、シナリオ A で 500 (ton/day), シナリオ B で 400 (ton/day) とし、施設の統合手順を決定した。

3.2 焼却施設の統合優先度

施設の統合優先度の算出結果を Fig. 2 から Fig. 4 に示す。Fig. 2 より、2035 年の統合第一段階においては、シナリオ A (BAU) では上位 7 施設、シナリオ B (ごみ減少) では上位 8 施設が統合されることとなった。各焼却施設について見ると、施設年齢のほかにも、財政力、施設稼働率、人口減少率が優先度指標の主要な要素となっている。倉敷市水島については、水島に大規模焼却施設を建設することから施設間距離が、また、ごみの発熱量が大きく、これらが大きな要素となった。高梁地域と倉敷西については、施設年齢が等しい一方で、各施設を維持管理する自治体の財政力と人口減少率の影響を受け、統合優先度に大きな違いがみられる結果となった。また、シナリオによる施

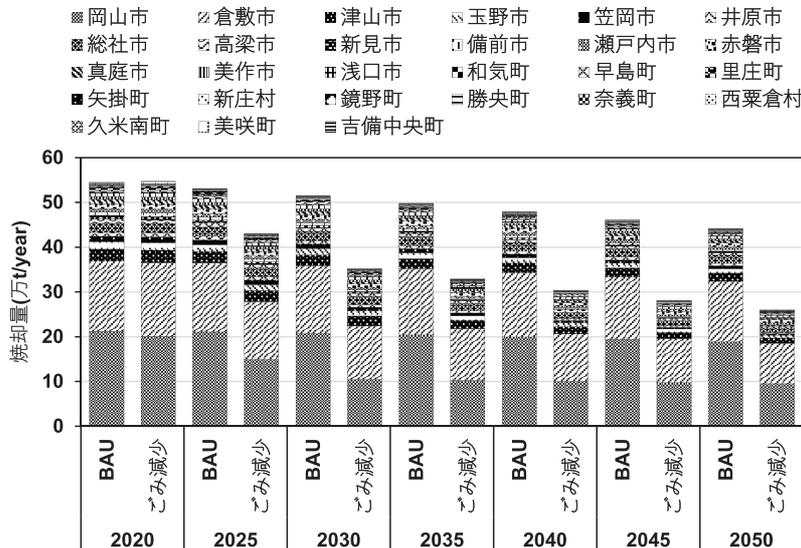


Fig. 1 Estimated amount of waste incineration by 2050 in each scenario

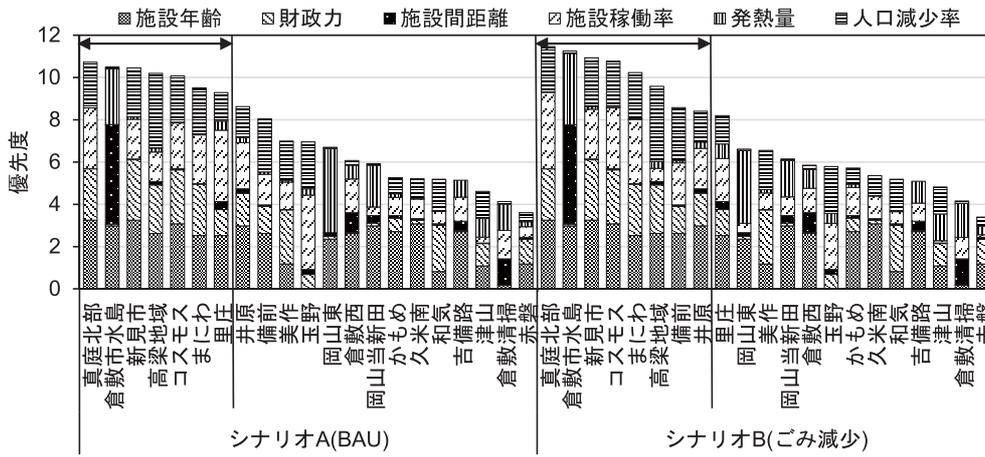


Fig. 2 Consolidation Priority Index in 2035 (Consolidation phase 1)

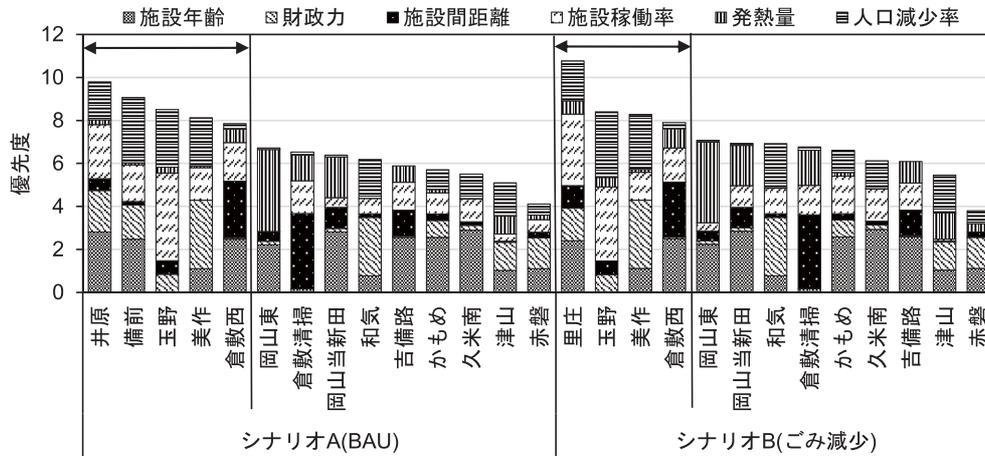


Fig. 3 Consolidation Priority Index in 2040 (Consolidation phase 2)

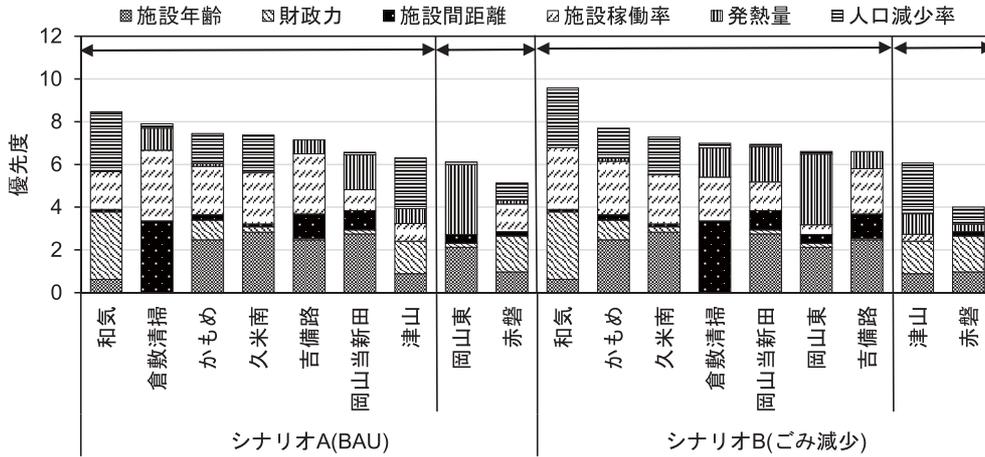


Fig. 4 Consolidation Priority Index in 2045 (Consolidation phase 3)

設の統合優先度に大きな違いは見られなかった。

Fig. 3 より、統合第二段階においては、シナリオ A (BAU) では上位 5 施設、シナリオ B (ごみ減少) では上位 4 施設が統合されることとなった。各焼却施設について見ると、玉野については、施設年齢の影響は微小であるが、施設稼働率や人口減少率といった施設の維持に係る効率性の面が大きな要素となり、統合対象となった。なお、玉野の施設年齢は、この時点で稼

働開始から 13 年が経過した状態である。つまり、標準的な更新時期である 30 年の半分にも満たない時点で更新対象となり、現実的とは言えない。本研究で提案した施設統合の優先度は、全ての要素を同列に取り扱っているが、施設年齢については別扱いすることも考えられる。また、シナリオ A (BAU) において、倉敷西は、統合第一段階時点 (Fig. 2) よりも優先順位が高くなった。これは、統合第一段階において、施

設間距離が最も近い倉敷市水島が統合され、統合第二段階における施設間距離の分布が変わり、倉敷西の施設間距離の影響が大きくなったためである。

Fig. 4 より、2045年及び2050年の統合第三、四段階においては、両シナリオともそれぞれ7施設、2施設が統合される結果となった。

全体を通して、統合が優先される施設の因子としては、施設年齢、財政力、施設稼働率、人口減少率が大きく影響を与えている場合が多く、統合の進捗に伴って、施設年齢の影響が小さい施設であっても優先度が高く、統合対象となるケースが生じた。また、シナリオ間では、施設稼働率と発熱量の影響が大きく、各焼却施設が処理を担当する地域の廃棄物発生量が大幅に減少する場合、施設の稼働率及び発熱量が減少し、統合優先度が高くなると考えられる。本研究では各因子を同等に扱っているが、因子の優先順位づけ等を検討することも考えられる。

4. ま と め

本研究では、焼却施設の施設年齢、焼却施設を維持管理する自治体の財政状況、大規模焼却施設までの距離、焼却施設の稼働率、焼却施設におけるごみの発熱量、焼却施設を維持管理する自治体の人口減少率を要素とする統合優先度の考え方を示すとともに、ケーススタディとして、大規模焼却施設で発生する焼却熱を水島コンビナートで利用することを想定し、岡山県内の焼却施設の統合優先度の定量化を行った。本研究の優先度指標は、施設年齢に加え、施設の状態や維持管理する自治体の状態、統合実施時の合理性等、現状と将来を加味したものとして提示した。しかしながら、施設年齢の観点からは現実的でない優先度も算出され、

今後こうした点を改善していく必要がある。なお、施設年齢が同程度の場合には、自治体の財政状況や距離的な統合のしやすさ及び熱利用の面からの効率性を考慮した施設の統合優先度を定量的に示すことができると考えられる。また、本研究では、各要素の値を標準化し、影響力を同程度としたが、重視する項目に重み付けをすることも可能である。今後、因子の優先度や階層構造について検討し、より実装可能性の高い指標を開発するとともに、統合の合理性を評価することが課題である。

謝 辞

本研究の一部は、環境省・独環境再生保全機構の環境研究総合推進費(JPMEERF20223C02)による成果である。

参 考 文 献

- 1) 環境省：中長期における持続可能な適正処理の確保に向けたごみ処理の広域化及びごみ処理施設の集約化について、環境摘発第24032923号(2024)
- 2) LCCN推進研究会：
<https://lccn.or.jp> (閲覧日 2025.07.20)
- 3) 中川岳，大西悟，藤井実，橋本征二：産業施設における大規模焼却熱利用に関するシナリオ分析，第35回廃棄物資源循環学会研究発表会 講演原稿，D4-4-O(2024)
- 4) 田崎智宏，西村想，稲葉陸太，河井紘輔，山口直久：一般廃棄物焼却施設の集約効果の全国推計 — 集約アルゴリズムの開発と適用一，土木学会論文集，Vol. 77, No. 6, II_193-II_198(2021)
- 5) 環境省：令和4年度一般廃棄物処理実態調査結果
https://www.env.go.jp/recycle/waste_tech/ippan/ (閲覧日 2025.07.20)

〈研究発表〉

富士山噴火時の降灰荷重による木造家屋倒壊に関わる
災害廃棄物量の推計荒井 駿 佑¹⁾, 橋本 征 二²⁾¹⁾立命館大学大学院 理工学研究科 環境都市専攻
(〒 525-8527 滋賀県草津市野路東1丁目1-1 E-mail: ce0052ev@ed.ritsumei.ac.jp)²⁾立命館大学 理工学部 環境都市工学科
(〒 525-8527 滋賀県草津市野路東1丁目1-1 E-mail: shashimoto@fc.ritsumei.ac.jp)

概 要

富士山の噴火では、降灰による建築物の倒壊や農林水産業への被害等による災害廃棄物が発生することが想定される。本研究では、降灰に伴う様々な被害の中でも、降灰荷重による木造家屋倒壊を対象として、その災害廃棄物量の推計を町丁・字等の単位で行った。具体的には、GIS上で降灰の分布と木造家屋の分布を重ね合わせ、降灰厚にもとづく倒壊確率により災害廃棄物量を推計した。その結果、降灰のある都市部において多くの災害廃棄物が発生すること、毎日の除灰によって災害廃棄物量を大きく削減できる可能性があること等を示した。

キーワード：火山災害、降灰厚、除灰、GIS

原稿受付 2025. 8. 28

EICA: 30(2・3) 124-126

1. はじめに

我が国は、地震や火山活動が活発な環太平洋変動帯に位置しており、毎年のように多くの自然災害による被害を受けている。2011年の東北地方太平洋沖地震や2016年の熊本地震でも多くの被害を受け、近年では、南海トラフ巨大地震の発生について議論がなされている。また、桜島や新燃岳は断続的に噴火しており、山麓への降灰がみられるが、富士山の噴火についても、降灰によって鉄道や車、建物に対し大きな被害をもたらすことが想定されている¹⁾。これら自然災害は大規模になるにつれて、直接的な被害も大きくなり、災害廃棄物を多く発生させる。災害廃棄物は、放置されることで悪臭や害虫の発生、感染症の蔓延につながることから、その迅速かつ適切な管理、処理が必要となる。富士山の噴火では、約5億m³の降灰が試算されているが¹⁾、これも処分を要する災害廃棄物であり、この量は東北地方太平洋沖地震時に発生した災害廃棄物量の約10倍にあたる。これに加え、降灰による建築物の倒壊や農林水産業への被害等による災害廃棄物の発生が想定される。本研究では、富士山噴火時の降灰に

伴う様々な被害¹⁾の中でも、降灰荷重による木造家屋倒壊を対象として、その災害廃棄物量の推計を町丁・字等の単位で行った。

2. 方 法

2.1 対象とする降灰のシナリオ

降灰の地域、量については、内閣府のワーキンググループで想定された **Table 1** に示す3つのケース¹⁾を使用した。例として、CASE 1の降灰分布を **Fig. 1** に示す。また、降灰ケースのそれぞれについて、毎日除灰を行う場合と除灰を行わない場合（最大降灰日数である15日間の降灰がある場合）の2通り、降雨がある場合とない場合（2.2にて後述）の2通りを想定し、計12シナリオについて検討した。

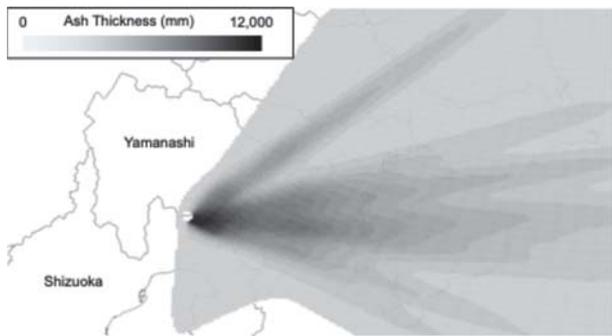
2.2 木造家屋の倒壊に関わる災害廃棄物量の推計

本研究で対象とする木造家屋は、木造の一戸建て住宅と共同住宅とし、倒壊する木造家屋は、すべて全壊するものとした。

内閣府のワーキンググループが推計している1 km

Table 1 Ashfall distribution scenario

	Case 1	Case 2	Case 3
Scale	Houei Eruption		
Continuous time	15 days		
Wind direction	Prevailing wind from west	Prevailing wind from southern west	Changeable south wind
Distribution area (main)	Chiba, Kanagawa	Kanagawa, Tokyo	Yamanashi, Shizuoka, Kanagawa
Features	Similar to Houei eruption	Huge damage to people and assets	Large change in wind direction



※ Created from reference 1)

Fig. 1 Distribution of ashfall (Case 1)

メッシュの最終堆積厚¹⁾を除灰なしの場合に用いた。除灰ありの場合は、最終堆積厚に宝永噴火時の一日ごとの推定噴出率²⁾を乗じることで、一日ごとの堆積厚を仮定した。これと小地域(町丁・字等)における住宅の建て方別世帯数³⁾をGIS上で重ね合わせ、降灰のある地域における木造一戸建て倒壊数、それにより発生する災害廃棄物量を、下式を用いて推計した。

$$DW_k = \sum_i (N_{kid} \times H_k \times W_k \times R_{kid} \times WR_k)$$

ここで、 DW_k は都県 k の災害廃棄物量、 N_{kid} は都県 k の降灰厚 d の地域 i に住む世帯数(一戸建て・共同住宅別)、 H_k は都県 k の住宅戸数と世帯数の比(一戸建て・共同住宅別)⁴⁾、 W_k は都県 k の住宅戸数に占める木造住宅戸数の比率(一戸建て・共同住宅別)⁴⁾、 R_{kid} は都県 k の地域 i における降灰厚 d での倒壊確率(降雨の有無で異なる)⁵⁾、 WR_k は都県 k における木造住宅の災害廃棄物発生原単位(一戸建て・共同住宅別)である。

3. 結果・考察

降雨あり、除灰なし条件下のそれぞれのシナリオにおける災害廃棄物量の推計結果を Fig. 2 に示す。Case 1 において、最大の災害廃棄物量が推計され、神奈川県において、約 4.5 Mt の突出した発生量が推計された。これは、富士山がある静岡県の約 3 倍であ

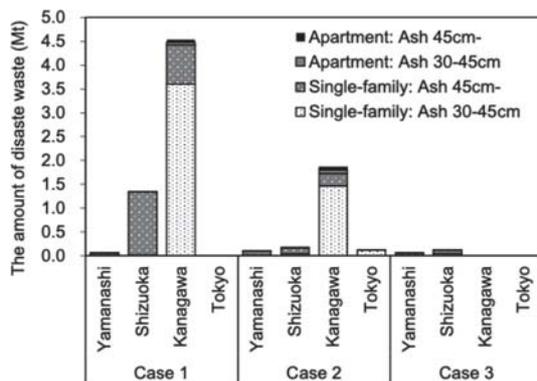
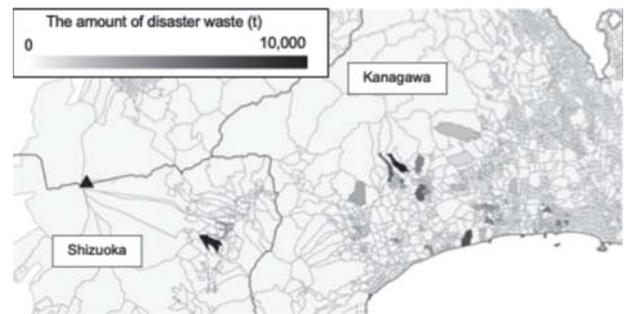


Fig. 2 Estimated amount of disaster waste due to the collapse of wooden houses with rain and without ash removal



(▲: Predicted crater)

Fig. 3 Estimated amount of disaster waste in case 1 with rain and without ash removal in every district

り、神奈川県と静岡県でこのような差が発生した理由としては、降灰範囲の差があると考えられる。Fig. 1 に示すとおり、静岡県は東部のみの降灰であるのに対して、神奈川県は全域に渡る降灰が予測されている。

Case 1 における小地域ごとの災害廃棄物量の推計結果を Fig. 3 に示す。Case 2 と比較して、神奈川県全域に木造家屋倒壊可能性のある降灰がみられたことから、Case 1 にて最大の災害廃棄物量が推計されたと考えられる。Case 1, Case 2 とともに、災害廃棄物発生量は神奈川県で最大となったが、これも神奈川県全域に降灰が予測されているためである。Case によって都県別に違いが大きい主な要因は、降灰分布や降灰想定地域の都市の規模があると考えられる。

また、除灰の有無や降雨の有無も、推計結果に大きな差を生む要因となった。毎日除灰を行う場合、除灰を行わない場合と比較して、4 都県合計の災害廃棄物量は、最低でも降雨なし Case 3 で約 1/8、最高では降雨あり Case 1 で約 1/45 に削減可能と推計された。東京都、神奈川県については、毎日除灰を行うことで、降雨の有無に関わらず災害廃棄物量が 0 となった。また、降雨がない場合、降雨がある場合と比較して、最低でも除灰あり Case 2 で約 2/3、最高では除灰なし Case 2 で約 1/6 の災害廃棄物量となった。特に、富士山麓 2 県については、除灰や降雨の有無が災害廃棄物発生量に大きな影響を与えた。例えば、毎日除灰を行うことで、降雨なし Case 1 において、山梨県の災害廃棄物量は約 1/265 となった。

富士山ハザードマップ検討委員会⁵⁾の推計では、静岡県における倒壊戸数は 280~700 戸となっている。この算出条件と似たシナリオが、降雨なしかつ毎日除灰ありの Case 1 であるが、本研究では、倒壊戸数が約 1,200 戸と推計された。この違いの理由としては、①富士山ハザードマップ検討委員会⁵⁾と本研究で使用した降灰分布¹⁾が異なること(本研究の方が新しい推計)、②木造家屋数が異なること(富士山ハザードマップ検討委員会⁵⁾では当時の静岡県の統計資料より木造家屋数を全体の約 7 割としているが、本研究では

住宅土地統計調査⁴⁾より約7割5分としている)が挙げられる。

4. おわりに

本研究では、富士山噴火時の降灰荷重による木造家屋倒壊を対象とした災害廃棄物量の推計を行った。その結果、降灰のある都市部において多くの災害廃棄物が発生すると推計された。また、毎日の除灰によって災害廃棄物量を大きく削減できる可能性を示した。例えば、木造家屋の倒壊が発生する4都県の中では、降雨なし Case 1 の山梨県において約1/265の災害廃棄物量となった。4都県の合計では、毎日除灰を行うことにより、最低でも約1/8、最高で約1/45の災害廃棄物量となる。なお、降灰中の除灰活動は、火山灰が目や気管支に入ることによってぜんそくや失明の危険性があるため、対策をして行う必要がある。特に、富士山麓2県では多くの降灰が予想されているため、除灰の困難さは東京都、神奈川県に比較して高いが、除灰は木造家屋の倒壊防止に大きく貢献すると考えられる。東京都、神奈川県については、除灰によって災害廃棄物量をゼロにできるため、除灰の困難さを踏まえても、除灰を行うことが重要な対策になると考えられる。今後の課題として、本研究では木造家屋の倒壊のみを対象としているが、その他の被災物についても潜在的な

災害廃棄物の発生を検討する必要がある。

謝辞

内閣府中央防災会議防災対策実行会議大規模噴火時の広域降灰対策検討ワーキンググループ様に富士山噴火の降灰分布データを提供いただいた。ここに記して深謝する。

参考文献

- 1) 大規模噴火時の広域降灰対策検討ワーキンググループ：大規模噴火時の広域降灰対策について ― 首都圏における降灰の影響と対策 ― ～富士山噴火をモデルケースに～ (報告) (2020)
- 2) 宮地直道, 小山真人：富士火山1707年噴火(宝永噴火)についての最近の研究成果, 富士火山, 山梨県環境科学研究所, pp. 339-348 (2007)
- 3) 総務省：e-Stat 令和2年国勢調査小地域(町丁・字等)住宅の建て方別世帯数
https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&toukei=0200521&tstat=000001136464&cycle=0&tclass1=000001136472&cycle_facet=tclass1%3Acycle&metadata=1&data=1 (閲覧日 2024. 11. 15)
- 4) 総務省：e-Stat 令和5年住宅・土地統計調査
<https://www.e-stat.go.jp/stat-search/files?page=1&toukei=0200522&tstat=000001207800> (閲覧日 2024. 11. 20)
- 5) 富士山ハザードマップ検討委員会：富士山ハザードマップ検討委員会報告書 (2004)

〈研究発表〉

蛍光染色法を用いたマイクロプラスチックの定量分析に与える試料条件の影響

山内 悠生¹⁾, 佐藤 圭輔²⁾

¹⁾立命館大学大学院 理工学研究科
(〒525-8577 滋賀県草津市野路東1-1-1 E-mail: ce0068ip@ed.ritsumei.ac.jp)

²⁾立命館大学 理工学部 准教授
(〒525-8577 滋賀県草津市野路東1-1-1 E-mail: k-sato@fc.ritsumei.ac.jp)

概要

本研究では、流域環境中のマイクロプラスチック (MPs) 流出過程を想定し、材質や粒径の異なる標準的な MPs 粒子を用いて、蛍光画像解析による MPs 含有量の推定を試みた。その結果、画像解析に基づく蛍光面積と MPs 含有量の間に関係性が認められ、本手法で MPs 含有量の推定が可能であることを確認した。試料条件として、MPs の材質による蛍光特性の違いや MPs 粒子の重なりによる影響を補正する必要性も明らかとした。今後は環境試料への応用性を分析し、MPs の環境動態を把握する定量手法として一般化を目指したい。

キーワード：マイクロプラスチック, 蛍光画像解析, 定量分析, 粒子径

原稿受付 2025.8.27

EICA: 30(2・3) 127-130

1. はじめに

水環境におけるマイクロプラスチック (MPs) 汚染は、生態系および人体への潜在的リスクから世界中で研究が進められている¹⁾。MPs は、5 mm 以下の微小なプラスチック粒子であり、その高い疎水性から、水中に溶存する残留性有機汚染物質 (POPs) などの有害化学物質を吸着する性質を持つ²⁾。これを摂取した生物の体内で有害物質が移行し、食物連鎖を通じて生物濃縮を引き起こす可能性も指摘されている³⁾。また、プラスチックに含まれる添加剤が毒性を示すリスクも懸念される⁴⁾。これらのリスクを評価し対策を講じる上では、我々の生活環境中に存在する MPs の存在量や移動・分解過程などの動態を把握することが不可欠である。

現在、環境水中の MPs 測定結果として個数濃度での表記が一般的^{5,6)}であるが、対象となる MPs の材質、形状、密度は多様かつ不均一であるため、個数濃度から質量濃度へ一般的換算は困難である。また、浮遊懸濁物質量 (SS) や全有機炭素量 (TOC) などの一般的な水質指標と MPs 個数濃度との間に一般的な関連性を見出すことも難しく、従って MPs 個数濃度では既存の水質監視システムを活用した MPs の量的収支や環境動態の推定には適さない。こういった MPs による環境リスクの評価に向けては、対象試料中に含有する MPs の総量 (MPs 含有量) を直接定量する簡便な手法の構築や環境調査への応用が必須である。

MPs を迅速かつ簡便に分析する手法としては、蛍

光染色法と画像解析を併用した方法が試行されている⁷⁾。この手法は、蛍光色素がプラスチックの表面に選択的に吸着する原理を利用、MPs を視覚的に観察することができる⁸⁾。しかし、本手法を MPs 含有量の分析に適用するには、プラスチックの材質、粒径、形状、表面の劣化度など、試料の物理化学的特性が定量精度に与える影響を考慮する必要がある。現状では、これらの影響を分析した研究は少なく、MPs 含有量の分析を目的とした場合の本手法の定量精度は十分に確認されていない。

そこで本研究では、蛍光染色法を活用して MPs 含有量を定量することを目的とし、対象とする試料条件が定量精度へ与える影響を分析した。具体的には、材質や粒径条件を一定とする MPs 標準試料を複数用意し、蛍光染色⁹⁾後の撮影画像を解析することで、MPs 含有量と蛍光面積との関係性を評価した。さらに、その関係が MPs の試料特性とどのように関連しているのかを分析し、その原因を考察するとともに定量値を補正する必要性についても言及する。

2. 方法

定量実験に利用する MPs 標準試料としてビーズ状 (2 mmφ) の MPs を 4 種 (ポリプロピレン (PP), ポリエチレン (PE), 塩化ビニル (PVC), ポリスチレン (PS)) 用意し、粉碎機 (WC-3L) を利用して細かく粉碎した。多段篩で 4 つの粒径 (① < 106 μm, ② 106-425 μm, ③ 425-850 μm, ④ > 850 μm) に分画し、

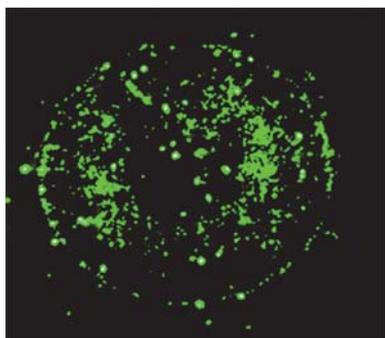


Fig. 1 Fluorescent image (Nile red staining, after spatial coupling)

画分ごとに 1 mg, 5 mg, 20 mg を量り取り, それらの MPs 含有量 (MPs 投入量) を定量分析の対象条件とした。本稿では粒径②と③を対象とした結果を報告する。

MPs を蛍光染色するため, 0.01 mg/mL に調製されたナイルレッド染色液 (NR, 和光純薬) を各試料に約 4 mL 滴下し, 染色液が揮発するまで低温乾燥機 (50 °C) で保管した。その後, 純水約 100 mL を加え, 張り付いた試料を剥がし (剥がしきれない場合は超音波振とう器を利用), メンブレンフィルター (PC/MB 10 $\mu\text{m}\phi$, Cytiva) でろ過を行った。ろ過後, フィルターを載せたプレパラートの作成を行い, 蛍光顕微鏡 (BX53, OLYMPUS 製) で励起光 (470-495 nm) を照射して観察した。試料範囲を網羅できるようにプレパラートを移動させながら, デジタルカメラ (NO. E-PL3, OLYMPUS 製) でカラー撮影を行い, 得られた画像を合成 (空間結合, FUJI ソフト) した (Fig. 1)。その画像を ArcGIS (ESRI) に取り込み, 分類数を 10 とした教師なし画像分類 (最尤法) を行った。その後, MPs と判断される分類区分を目視で選択し, その結果から MPs 蛍光面積を求めた。なお, 分類数の設定と分類区分の MPs 判定は MPs 蛍光面積の算定結果に重要な影響を与えることから, 事前に十分な試行錯誤や既知形状の試料判定精度などを確認して条件設定している。

上記にて定量された MPs 蛍光面積と調製した MPs 含有量との関係を回帰分析によって分析した。MPs 含有量に基づいて推定される MPs 蛍光面積は, 対象試料が球形であることを仮定した数式による算定もを行い, 上述の回帰分析による結果と比較した。

3. 結果および考察

3.1 MPs 含有量と MPs 蛍光面積の関係

投入された MPs 含有量と蛍光染色法で算定された 4 種 (PP, PE, PVC, PS) の MPs 蛍光面積との関係を Fig. 2 と Fig. 3 に示した。Fig. 2 は粒径画分② (106-425 μm) の, Fig. 3 には粒径画分③ (425-850 μm)

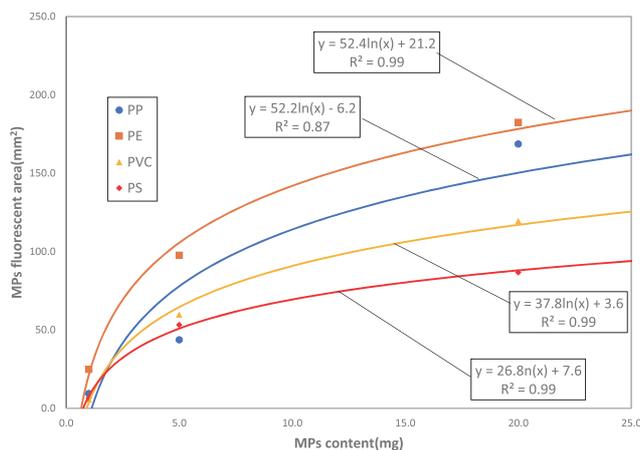


Fig. 2 Relationship between MPs content and MPs fluorescent area in particle sizes of 106-425 μm

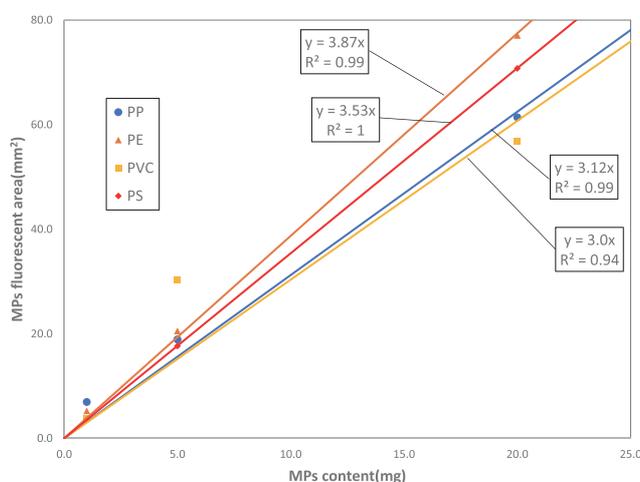


Fig. 3 Relationship between MPs content and MPs fluorescent area in particle sizes of 425-850 μm

の結果をそれぞれ示している。

Fig. 2 の結果から, いずれの MPs についても含有量の増加に伴って蛍光面積の増加率が低下する傾向が見られた。これは, 比較的小さい粒径画分②を対象とした場合には, 単位含有量あたりの粒子数がそもそも多く, MPs 含有量を増加させると粒子同士が重なり合って下層の蛍光を遮蔽してしまっていることや, 顕微鏡の焦点深度が浅くなることで一部の粒子を正確に捉えきれないなど, 定量上の課題があることを示している。このような影響は, PP の除き MPs の材質種に依らないことも確認された。

一方, Fig. 3 に示された粒径画分③ (425-850 μm) の結果においては, 投入した MPs 含有量に対して蛍光面積が直線的に増加する, 明瞭な比例関係が確認された。この傾向は, PVC を除き MPs の材質種に依らないことも確認され, 粒子径が比較的大きく, 粒子同士の干渉が少ないと見られる量的条件下では, 本手法による定量性が十分であることを示している。

Fig. 2 と Fig. 3 のいずれにおいても, 上述の通り一部の MPs 材質においてはそれ以外の材質とは異なる

関連性を示したが、この理由として①調製したMPs標準物質の形状の均一性、②今回選択した励起波長分布と蛍光発光特性、③カメラの撮影分解能、④画像分類とその後のMPs判定、および⑤試料の偶発的な重なりなども考えられる。本手法による分析の経験上、特に①、②および④の影響が大きいと考えられるが、その一部について次節にて考察する。

3.2 MPs含有量の推定に与える試料条件の影響

3.1で示されたように、特に試料同士が重なりやすい条件(小粒径かつ含有量の多い条件)では、その度合いを適切に評価し、必要に応じてその影響を軽減する措置や計算補正する必要がある。そこで、MPs含有量1mgの条件下において、幾何計算上で推定されるMPs粒子投影面積(占有面積)と蛍光分析法で定量されたMPs蛍光面積とが同じ水準を示すか比較した(Table 1)。粒子投影面積を基準としたMPs蛍光面積の倍率を参照することで結果を考察する。分析の結果、全ての条件下でMPs蛍光面積が計算上で推定される粒子投影面積を上回っていることが明らかとなった。さらに、その乖離の度合いを示す倍率はMPsの材質と粒径に強く依存し、結果として1.49~5.43の倍率で変化した。このような倍率の違いは、たとえMPs粒子の重なりが小さいと考えられる条件下であっても、MPs蛍光面積からMPs含有量を推定する際に大きな誤差が伴う可能性があることを示している。

この乖離が生じる原因として前節で明示した①と②および④を考察する。①については、使用した標準物質の形状の不均一性であり、破碎法で作製された粒子は実際には球形ではないため、フィルター上での観測サイズ(最大安定面の面積)である蛍光面積は大きくなりやすい。次に②(③の影響も一部受ける)については、材質と蛍光試薬との親和性が影響して発生する発光特性が、カメラ撮影画像上の滲みとなって現れる現象で、MPsの材質によってその強さが異なるものの、最終的には④の画像分類の誤判定につながる。画像上で確認されたその滲みの度合いについて、PPと

PEで大きく、PSで比較的小さかったという傾向は、Table 1に結果として明示された剥離の倍率とも整合している。

4. ま と め

画像解析から得られるMPs蛍光面積とMPs含有量との間には、粒子径が一定(425-850 μm)となる条件下においては、MPs材質ごとに明瞭な線形関係が認められ、本手法でMPs含有量の推定が可能であることを確認した。しかし、MPs含有量が一定量以上あるいはMPs粒径が小さい条件下(106-425 μm)では、MPs粒子の重なり等による影響を受けて、MPs含有量の推定値が過小評価される可能性が示された。また、計算上で推定されるMPs投影面積よりも、画像解析で得られるMPs蛍光面積の方が大きい値となったが、その倍率はMPsの材質による違いが大きく、過大評価の原因ともなりうる事が確認された。

これらのことから、対象とするMPs材質、MPs含有量および対象試料の粒径分布を考慮することで、試料の重なりや画像分類における誤判定を防ぎ、最終的な定量精度を高めることが出来ると考えられる。具体的には、(1)対象試料の粒度分析と(2)MPs概算含有量および対象材質推定のため蛍光画像解析を事前に行うことで、試料の前処理条件(希釈・濃縮倍率など)を設定し、適切な計測レンジ内で定量操作を行うといった手順が推奨される。本手法を実際の環境試料に応用する場合には、夾雑物質の影響を排除する必要があるため、その前処理を含む一連の定量操作として一般化を目指していきたい。

参 考 文 献

- 1) 高田秀重: 海洋プラスチックとその対策, 今, 世の中が注目している環境問題, 学術の動向, 24巻, 10号, pp. 44-48 (2019)
- 2) Y. Mato, T. Isobe, H. Takada, H. Kanehiro, C. Ohtake and T. Kaminuma: Plastic Resin Pellets as a Transport Medium for Toxic Chemicals in the Marine Environment. Environmental Science & Technology, Vol. 35, Issue 2 (2000)
- 3) 高橋龍一, 木村悠二: マイクロプラスチックへの汚染物質吸着性の評価, 日本大学生産工学部第56回学術講演会公演概要, pp. 768-769 (2023)
- 4) Hermabessiere, L. Dehaut, A. Paul-Pont, I. Lcroix, C. Jezequal, R. Soudant and P. Duflos: Occurrence and effects of plastic additives on marine environments and organisms: A review, Chemosphere. Vol. 182, pp. 781-793 (2017)
- 5) 工藤功貴, 片岡智哉, 二瓶泰雄, 日向博文, 島崎穂波, 馬場大樹: 日本国内における河川水中のマイクロプラスチック汚染の実態とその調査手法の基礎的検討, 土木学会論文集, Vol. 73, No. 4, I_1225-I_1230 (2017)

Table 1 Results of MPs fluorescent area and projected area in each plastic particle size

Types of plastic	Particle size (μm)	MPs content (mg)	Fluorescent area (mm^2)	Projected area (mm^2)	Fluorescent area / Projected area (-)
PP	106~425	1	9.50	4.58	2.08
PE			24.87	8.68	2.87
PVC			5.82	2.60	2.24
PS			6.58	3.54	1.86
PP	425~850	1	7.00	1.29	5.44
PE			5.30	2.38	2.23
PVC			3.84	1.67	2.29
PS			3.54	2.38	1.49

- 6) 恵良要一, 中田晴彦: 都市淡水域における底泥中マイクロプラスチックの濃度分布と起源推定: 江津湖 (熊本市) と大濠公園池 (福岡市) を例に, 水環境学会誌, Vol. 43, No. 3, pp. 107-112 (2020)
- 7) 吉里尚子: マイクロプラスチックの測定, 廃棄物資源循環学会誌, Vol. 33, No. 5, pp. 357-363 (2022)
- 8) 中嶋亮太, 山下麗: 海洋プラスチックの採取・前処理・定量方法, 海の研究, 29 (5), pp. 129-151 (2020)
- 9) 田中周平, 山下洋正, 北村友一, 鈴木裕識: 下水中に含まれるマイクロプラスチックの検出と挙動に関する共同研究報告書 — 下水中の繊維状マイクロプラスチックの分析マニュアル, 京都大学, 共同研究報告書第 558 号 (2022)

〈研究発表〉

西の湖底質における物質動態の分析と湖沼水質へ与える影響

石 東 洸 志¹⁾, 佐 藤 圭 輔²⁾

¹⁾立命館大学大学院 理工学研究科 修士1回生
(〒525-8577 滋賀県草津市野路東1-1-1 E-mail: ce0052fp@ed.ritsumei.ac.jp)

²⁾立命館大学 理工学部 准教授
(〒525-8577 滋賀県草津市野路東1-1-1 E-mail: k-sato@fc.ritsumei.ac.jp)

概 要

本研究では琵琶湖最大の内湖である西の湖で近年問題となっている富栄養化について、底質からの影響の特定を試みた。底質から底層水への溶出現象の推定及び底質中含有物質や流入河川のSSから底質の形成要因について分析を行った。その結果、気温上昇に伴い底質中ORPの低下と底層水における栄養塩濃度の上昇が確認され、底質からの溶出が西の湖表層水における藻類の増加に寄与している可能性が示唆された。また、西の湖底質と流入河川中SSの含有物質濃度比(CN比)を比較した結果、河川起源の流入懸濁物質が底質堆積物の主因となっていることが確認された。

キーワード：湖沼底質, 内部負荷, 琵琶湖内湖, 流入河川, 季節変動
原稿受付 2025. 8. 25

EICA: 30(2・3) 131-134

1. は じ め に

滋賀県近江八幡市に位置する西の湖(湖沼面積約2.8 m²)は琵琶湖に隣接する内湖の中で最大規模の淡水湖であり、平均水深約1.5 m、最大水深2 mの浅い湖沼である¹⁾。湖沼内のヨシ群落はラムサール条約にて保全地域に指定されており、近年における水質汚濁への対策が急務となっている。特に、近年における富栄養化問題は深刻化しており、湖水のTN, TP上昇に伴う琵琶湖への流出負荷や、アオコの発生が問題視されている²⁾。それらの原因として湖沼底質から溶出・供給される栄養塩類の内部負荷が考えられ³⁾、特に夏季の水温上昇によってその効果は強くなる傾向も考えられる。また、西の湖流域における流入河川は集水域の60~80%が水田であり、代掻き排水や降雨流出などの影響も受けている。一般的に水田土壌には栄養塩類が多く含有している⁴⁾ため、流出時の濁水によって湖沼水質は大きく変動し、底質への堆積を通じてより長期的な影響を及ぼしていることも懸念される。

以上の背景より、本研究では西の湖における底質中の栄養塩類の分析とその起源の推定を目的とし、特に季節的な変化に着目して研究を行った。具体的には湖沼と流出入河川を対象とした現地調査を実施し、採取された底質中の固相、液相のそれぞれに含まれるTOC, TNおよびTPを定量するとともに、それら濃度や濃度比を比較することによって、底質に関わる物質動態の特徴や外部負荷の影響を考察した。また、底質中の栄養塩類濃度と湖沼水のそれらを比較することによって、底質が湖沼水質に与える影響(内部負荷)

も考察した。

2. 方 法

2.1 西の湖流域の調査方法

西の湖流域における調査地点は、過年度の既往調査⁵⁾を参考にして設定した(Fig. 1)。流入河川については小中排水路、安土川、山本川および蛇砂川の4河川の各下流に流出河川については西の湖の西側に位置し、琵琶湖への唯一の接続河川でもある長命寺川に、それぞれ調査地点を設定した。湖沼内の調査地点は湖沼東側の湾奥部(L1地点)、湖沼北側のヨシ群落部(L2地点)、湖沼中央(L3地点)、湖沼西側の流出部(L4地点)の4地点とした。

調査は気温(水温)が大きく異なる2025年2月13日、5月14日、および7月14日に実施した。船上調査では、多項目水質計(AAQ177-RINKO, JFEアド

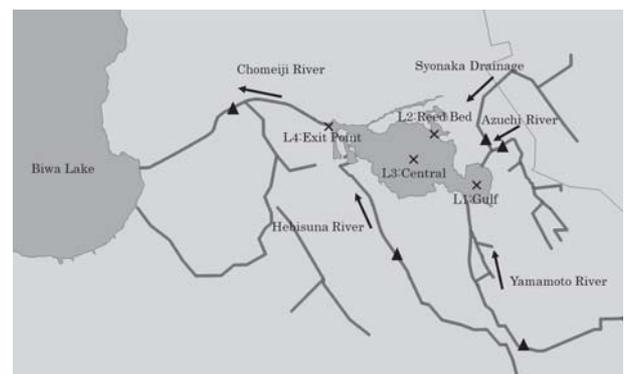


Fig. 1 Distribution of sampling points in Nishinoko lake and the corresponding rivers

バンテック) を使用して湖沼水質 (水温, pH, DO, ORP, EC, 濁度) を鉛直 10 cm 深ごとに測定した。採水は表層水と底層水のそれぞれについて電動ポンプを利用して実施され, 約 2 L ずつが採取された。採泥はエクマンバージ採泥器を使用して約 2 kg を採取し, 現地にて ORP が測定された。一方, 河川調査では, Fig. 1 に示した▲印の 5 地点にてバケツによる約 2 L の採水と多項目水質計による水質の現地測定が行われた。

2.2 実験・分析方法

採取した水試料のうち 0.5-1.0 L 程度に対してガラス繊維ろ紙 ($\phi 1 \mu\text{m}$) を用いたろ過を行い, 試料を①ろ水と②ろ過残渣 (SS 試料) および③原水に分離した。本操作で SS の濃度を定量するとともに, ②ろ過残渣については CN コーダー (住化 NC-22F) にて TN と TOC が測定された。特に 7 月 14 日はアオコの発生が確認されたため, 凍結乾燥によって回収された乾燥試料 (SS 試料) についても同様に TN と TOC が測定された。ろ水と原水についてはそれぞれ公定法にて TP と TN が測定された。

一方, 底質試料については, 実験室に持ち帰り後直ちに遠心分離 (3000 vrpm \times 20 分) を行い, 底質中の液相部を抽出した。その後, ガラス繊維ろ紙 ($\phi 1 \mu\text{m}$) でろ過を行った液相試料を底質間隙水とし, 公定法にて DTP と DTN が測定された。また, 残りの底質は凍結乾燥を行うことで乾燥底質試料とし, 含有する TOC, TN および TP が測定された。

3. 結果及び考察

3.1 西の湖底質が湖沼水質に与える影響の分析

(1) 湖水表層水と底層水の栄養塩類濃度の比較

湖水表層水と底層水の DTN と DTP を Fig. 2 に示した。いずれの地点においても 2 月から 7 月にかけて DTP が数倍から 10 倍程度上昇しており, 夏季に向けて富栄養化が進みやすい状況であることが確認された。この濃度上昇は底質からの溶出が原因であると考えられ, 次項で底質特性の変化を合わせて分析する。一方, 表層水と底層水の比較, あるいは地点間の比較では, 7 月を除いて DTP に顕著な濃度差は確認されなかつ

た。最大 2 m の浅い湖沼であることと, 春季の水利用に伴う水滞留性の変化にて, 鉛直混合の度合いが変化しているものと考えられる。DTN についても表層水と底層水の, あるいは地点間の濃度差は非常に小さかったものの, 2 月から 7 月への季節変化については 1/3 程度の濃度まで明確に低下している傾向が確認された。7 月には表層水においてアオコの発生が確認されており, 過年度の研究成果⁶⁾も踏まえると, 水中微生物による同化代謝によって湖水中の DTN が低下したが, DTP については底質からの供給能の高さと藍藻種の選好性によって大きく変化していないものと考えられる。

(2) 湖沼底質の固相および液相 (間隙水) の栄養塩類濃度

湖沼底質の固相 (すなわち乾燥底質) と液相 (すなわち間隙水) に含まれる栄養塩類の測定結果を Fig. 3 に示した。Fig. 3 より, 間隙水の DTP は 7 月に向けて 3 倍以上増加しており, 底質から底層水への供給能も上昇していることが推察された。2 月から 7 月にかけて底質温度上昇 (4.7 $^{\circ}\text{C}$ \rightarrow 29.3 $^{\circ}\text{C}$) と ORP 低下 (-93 mV \rightarrow -240 mV) も合わせて確認されており,

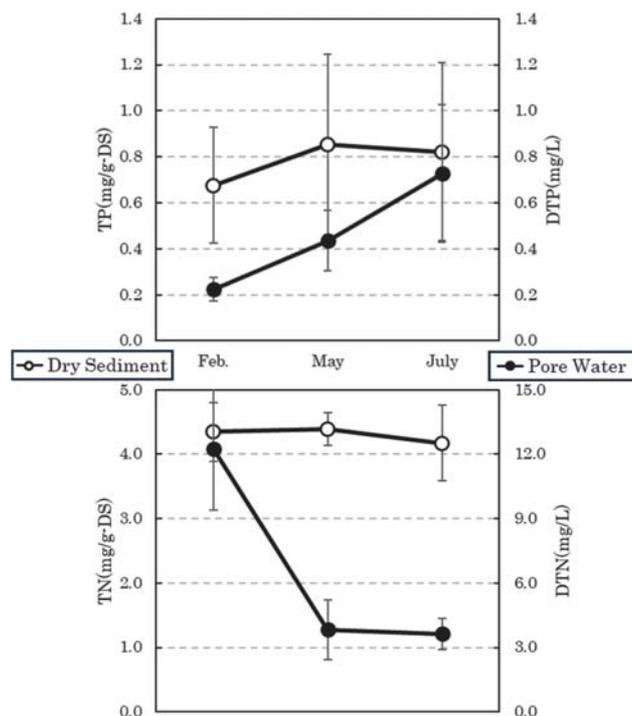


Fig. 3 Spatiotemporal change of nutrients concentrations in pore water and dry sediment

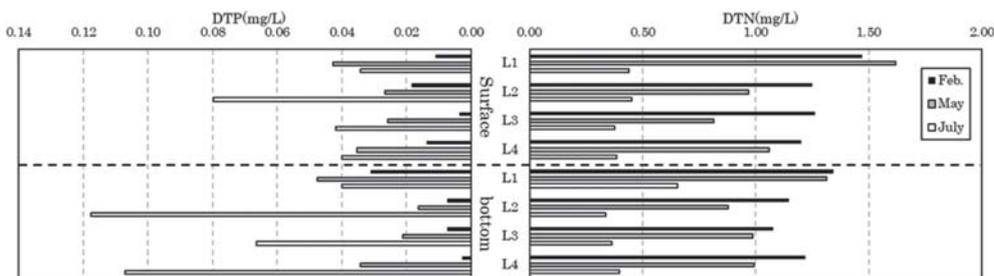


Fig. 2 Spatiotemporal distribution of DTP and DTN in the lake water

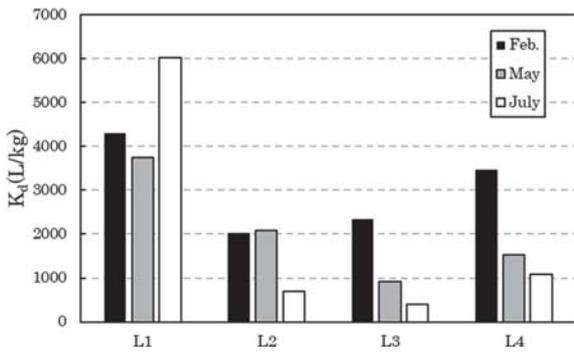


Fig. 4 Spatiotemporal comparison of partition coefficients in the lake sediment

底質からの溶出能が上昇したことを裏付けている。間隙水のDTNはDTPとは逆に7月に向けて1/4程度に大きく低下した。泥温上昇とORP低下に伴う脱窒菌の活性化による影響を受けて減少した可能性が考えられる。一方で、乾燥底質中のTPとTNの季節的変化にはいずれも有意な差は確認されなかった。

次に乾燥底質と間隙水のTP固液濃度比(K_d , 単位はL/kg)をFig. 4に示した。この結果より数倍程度の違いは確認されたが、いずれもおおよそ 10^4 オーダーの値を示した。河川水におけるTPの K_d は一般に 10^5 オーダーを示すため、今回の結果はそれより低い値であるが、底質中の K_d としては既報値に近い水準⁷⁾である。湾奥部(L1地点)で K_d が比較的高い値が維持されているのは、底質の堆積量あるいは交換速度が相対的に大きいことによる影響である。一方でその他の地点については、底質含有物質の嫌気分解の影響がそれぞれ優先していることを示唆している。

3.2 流入河川が湖沼底質に与える影響の分析

(1) 湖沼底質の栄養塩類濃度の地点差

湖沼底質に含まれるTOC, TNおよびTPの測定結果(全期間平均値)をFig. 5に示した。各物質の濃度は一桁ずつ変えており、例えばL4地点の結果ではTOC, TNおよびTPの濃度比がおおよそ100:10:1になっていることを示している。この結果より、湾奥

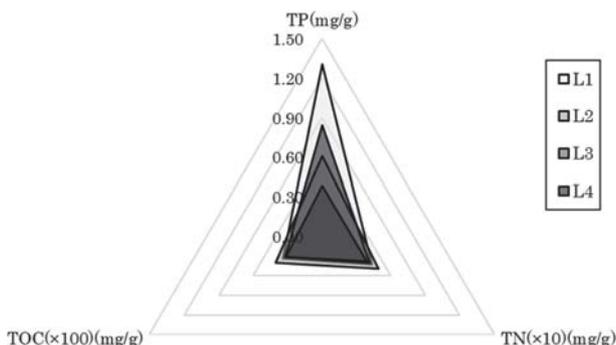


Fig. 5 Spatial distribution of nutrient concentrations in the lake sediment

部(L1地点)におけるTPがその他の地点に比べて特に高い値(>1.0 mg/g)を示しており、流入河川のSS中に含まれるTP(5~10 mg/g程度)やその起源となる水田土壌のTP(0.7~1.0 mg/g程度⁸⁾)に近い水準を示した。湾奥部は農業排水が主である小中排水路(集水域の8割が水田)や安土川からの直接的影響を受けていると考えられ、底質の含有物質濃度としてもその影響が明確に示される結果となった。一方、Fig. 5に示した平均値としてはTOCとTNとに明確な地点差が確認されなかったが、いずれの地点においてもCN比が10以下となっていることから、水田土壌(CN比で10程度)からの流出影響を一定受けているものと考えられる。次項で河川水のSS中の濃度比との関係など詳細を比較する。

(2) 湖沼底質と湖水および河川水SSの栄養塩類濃度の比較

乾燥された湖沼底質、湖水SSおよび河川水SSを対象に測定されたTOCとTNの結果をFig. 6に示した。底質のCN比は7~8.5程度で地点や時期によって大きく変化しない結果となった。SSのTOCとTNの濃度は底質のそれらと同水準か最大で10倍程度高い値を示したが、湖表層水を除いて有意差が確認されなかった。森林土壌のCN比は16以上との報告もあり、西の湖周辺の水田土壌のCN比(10程度)よりも明らかに高い値を示すことから、特に春から夏にかけての時期には水田土壌を起源とする河川を通じた栄養塩類の汚濁負荷が影響しているものと考えられた。底質へのもう一つの汚濁源となっている内部生産由来の影響について、令和7年7月に採取されたアオコのCN比は約6.9(植物プランクトンの一般的な報告値は6~7程度⁹⁾)であったことから、河川を通じた外部負荷に加えて内部負荷が底質のCN比に影響している可能性も示唆された。特に7月の湖表層水と流出河川SSではCN比がかなり低い値となっており、SSの多くを植物プランクトンが占めていると考えられる。以上の結果より、西の湖における底質は水田土壌を起源とする流入河川のSS(外部負荷)による影響、およ

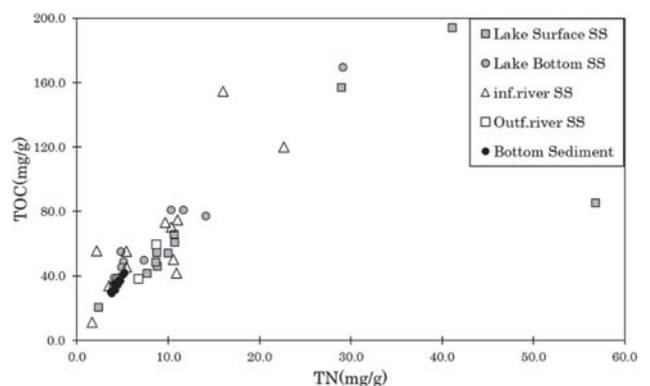


Fig. 6 CN ratio of the lake sediment and suspended solid in river and lake water

び毎年のように発生するアオコを起源とした内部負荷による影響両者か影響を受けているもと結論付けられた。

4. お わ り に

西の湖における富栄養化とそれに伴うアオコの発生は底質からの栄養塩類供給（とくに DTP）であることが本調査より確認されるとともに、栄養塩類を蓄積している底質そのものの起源としては湖内で循環している内部負荷に加えて、集水域からの汚濁負荷に影響を受けていることが示された。また、底質の濃度水準は集水域特性だけでなく、水や底質の交換性からも影響を受けていることが推察された。西の湖の水質改善に向けては、底質からの影響を抑制すると同時に、流入河川の水質改善を図る必要がある。前者については湖底水草の刈り取りや浚渫¹⁰⁾、マイクロバブルの投入、湖底耕耘による取り組みが進みつつあり、後者については流入濁水の緩和や湿地植生を活用した浄化施設の運用が行われている。実施中の取り組みもあるため実際に水質改善に寄与するかどうかは不透明（現状ではあまり効果が見られない）であるものの、これまで取り組んでこなかった滞留時間の低下を図る流水改善などの可能性も今後検討していきたい。

参 考 文 献

- 1) 滋賀県ホームページ：環境自然＞琵琶湖＞西の湖
- 2) 滋賀県：令和6年度版環境白書，p. 32（2024）
- 3) 中藺孝裕，久岡夏樹，鈴木穰：流域の汚濁負荷対策の違いが湖沼底質に与える影響，土木学会資料 52-5，pp. 14-17（2010）
- 4) 天野文子，風間聡：メコン川洪水氾濫の水田における栄養塩収支，土木学会東北支部技術研究発表会（2011）
- 5) 榎田健生，佐藤圭輔，川上奈津子：滋賀県西の湖流域を対象にした水質モニタリングによる汚濁負荷構成の特徴と季節変動の分析，環境システム計測制御学会誌，Vol. 28，No. 2/3（2023）
- 6) 榎田健生，佐藤圭輔，川上奈津子：滋賀県西の湖における水質の変動要因の分析とアオコ発生への影響，環境システム計測制御学会誌，Vol. 29，No. 2/3，pp. 139-142（2024）
- 7) 宮原亮介，佐藤圭輔，柘植幹哉，榎田健生：湖沼底質中のリン存在形態と底層水に与える影響の分析，令和6年度土木学会全国大会第79回年次学術講演会講演概要集（2024）
- 8) 笹井貴央，佐藤圭輔，森田章仁：野田川流域における河川水中汚濁物質と起源土壌の関連性，日本水環境学会年会講演集，57巻，p. 334（2023）
- 9) ALFRED C. REDFIELD: THE BIOLOGICAL CONTROL OF CHEMICAL FACTORS IN THE ENVIRONMENT, American Scientist, Vol. 46, No. 3, pp. 205-221（1958）
- 10) 西田哲哉，辻井健太：西の湖における浄化事業の定量評価と今後の浄化対策の方向性について，平成24年滋賀県土目技術研究発表会（2012）

〈研究発表〉

ブルーカーボンに貢献する栄養塩類供給管理技術

圓 佛 伊智朗¹⁾, 三 宮 豊¹⁾, 陰 山 晃 治¹⁾
 隅 倉 みさき¹⁾, 西 田 佳 記¹⁾

¹⁾ ㈱日立製作所 研究開発グループ

(〒319-1292 茨城県日立市大みか町7-1-1 E-mail: ichiro.embutsu.bb@hitachi.com)

概 要

下水道分野においても省エネや創エネなどの脱炭素化施策が進められているが、2050年カーボンニュートラル達成の道筋が描けていない状況である。著者らは、自然ベースのネガティブエミッション技術であるブルーカーボンに着目し、下水道資源（栄養塩類）を活用した海洋生態系維持拡大による脱炭素化施策を検討している。本発表では、この施策を実現する対象海域での栄養塩類管理技術の開発状況を報告する。

キーワード：ブルーカーボン, 栄養塩類供給管理, 能動的管理運転, 脱炭素化

原稿受付 2025.8.6

EICA: 30(2・3) 135-137

1. はじめに

下水道はこれまでに貢献してきた公共用水域の水質保全だけでなく、その役割の多様性が志向されるようになってきている。新たな役割として、下水道の放流先である海域に対して、持続可能な水産活動が育める豊かな海への貢献も期待されるようになってきた。

窒素やリンなどの栄養塩類は水産生物の生息・生育にとって欠かせないものであり、生態系や水産資源への配慮などを踏まえて、きれいなだけでなく豊かな水環境を求める新たなニーズが高まっている。令和3年6月に公布された瀬戸内海環境保全特別措置法の一部を改正する法律¹⁾（改正瀬戸内特措法）では、特定の海域への栄養塩類供給を可能とするとともに、生物多様性の保全に貢献する藻場は、CO₂吸収・貯留（ブルーカーボン）の役割も期待する内容となっている。

こうした動向を受けて、著者らは下水道施設を活用したブルーカーボンへの貢献アプローチを検討している。

2. 下水道からのブルーカーボンへの貢献アプローチ

2.1 下水道ブルーカーボン構想

海域で適切な栄養塩類濃度を維持することは、対象海域での藻場を維持拡大することにもつながり、これによってブルーカーボンとしてのCO₂吸収・貯留を促進することが期待できる。

このような能動的運転管理を広く推進していくための具体的な検討を目的に、Fig. 1に示すような「下水道ブルーカーボン構想」²⁻⁴⁾を産官学プロジェクトにて提唱している。

この構想は、下水処理水質制御によって栄養塩類の適切な供給管理を実現し、沿岸海域でのブルーカーボンの主体となる藻場（海草、海藻など）の維持拡大を通してカーボンシンクを促進しようとするものである。

主たる手段として、(1)ブルーカーボン管理・制御技術と(2)ブルーカーボン計測技術などの開発を進めている。前者は炭素・栄養塩類の動態評価・監視データでCO₂吸収・貯留を促進・認証するための技術であり、後者は栄養塩類の供給に伴う海域の水質の

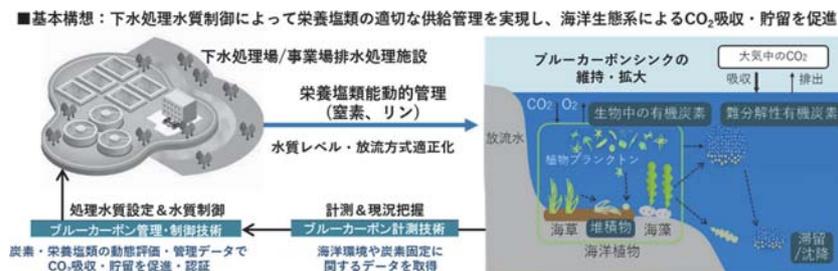


Fig. 1 Outline of Sewage Blue Carbon Scheme

変化や赤潮などの副作用等などの水環境監視、およびブルーカーボンによる炭素固定量などを計測し、(1)に反映するデータを取得するための技術である。

こうした技術群を確立することで、下水処理での省エネ制御による電力消費由来のCO₂削減だけでなく、従来技術ではゼロにできなかった残余排出CO₂を大気中から吸収・貯留できることになり、カーボンニュートラル達成に貢献することが期待できる。

また、こうした取り組みで得られたブルーカーボンクレジットは、カーボンオフセットや取引市場での売買にも活用することができるため、能動的な管理運営で居合管理業務負荷が増加する下水道部局への有効なインセンティブを確保できると考える。

2.2 下水道ブルーカーボンに向けたソリューション提案

上述した構想を実現するための具体的なソリューションとして、著者らはFig. 2に示すような技術やシステムを開発中である。

上記システム運用によるデジタル化で、ブルーカーボン施策のPDCA (Plan-Do-Check-Action; 計画-実行-評価-改善) やブルーカーボンクレジット認証に求められるMRV (Measurement, Reporting, Verification; 測定・報告・検証) を効率化する狙いである。これにより、赤潮などの副作用を回避しつつ、下水道による脱炭素・コベネフィット (豊かな海、生物多様性、海洋など) 貢献を拡大するものである。

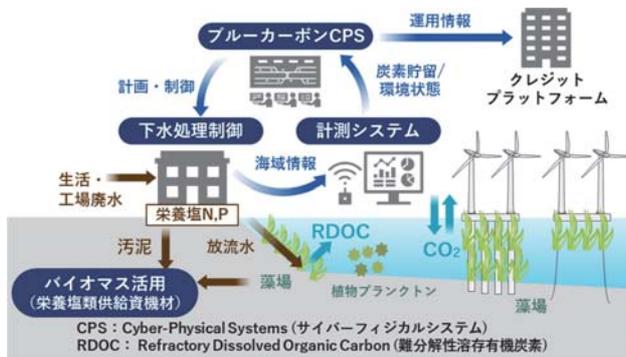


Fig. 2 Solutions for Sewage Blue Carbon

3. ソリューションを実現する技術

3.1 下水処理制御システム

代表的な下水処理方式である活性汚泥プロセスのモデリング・シミュレーションにより、流入水質など計測データに基づいて、目標とする処理水質 (有機物、窒素、リン) に追従・維持する運転制御を実現するものである。

Fig. 3に示すように、本システムにおける硝化制御方式は、国土交通省 B-DASH プロジェクトで茨城県

と共同実証した技術⁵⁾がベースとなっている。処理フロー内に配置したアンモニアセンサー計測値と処理特性モデルに基づいて、水質目標値に対して過不足のないプロフ風量を設定することで、目標値への追従性と省エネを実現する。

この方式のこうした特性を活かして、3.2で後述するブルーカーボンCPSでの事前評価に基づく栄養塩類供給量 (すなわち放流水の水質目標値) に沿った能動的な管理運営への適用が期待できる。

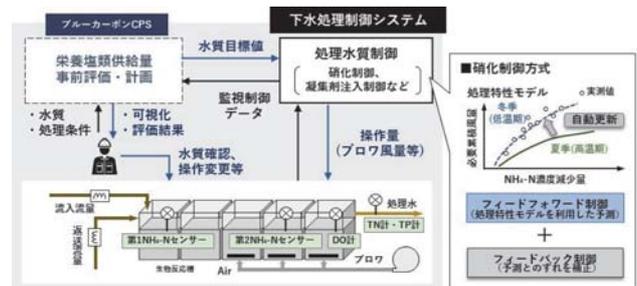


Fig. 3 Sewage Treatment Control System

3.2 ブルーカーボンCPS

陸域から沿岸域までの栄養塩類動態やブルーカーボン生態系を評価するモデル群とシミュレータから構成されるデジタルツインにより、Fig. 4に例示するようなブルーカーボン施策の事前評価、計画策定、経過監視を支援するシステムを開発中である。

下水処理場での季節別運転 (能動的な栄養塩類管理運営) での目標水質設定は、放流先沿岸域で必要となる栄養塩類やその効果・副作用の事前評価に基づく必要がある。

これに対して、生態系モデルを含む海洋シミュレーション⁶⁾によって、栄養塩類の影響範囲や藻場育成効果などを定量評価し、可視化する。

3.3 栄養塩類供給資機材

下水処理水の放流以外の栄養塩類供給手段として、栄養塩類を溶出可能な資機材を設置することで、必要な箇所 (藻場、水産養殖場など) へのピンポイントな供給を可能とする。

海洋ブロックメーカーの製造ノウハウ⁷⁾を受けて、下水汚泥から回収したMAP (Magnesium Ammonium Phosphate; リン酸マグネシウムアンモニウム) を添加したブロックを試作している。このブロックは、長期間にわたって栄養塩類を溶出させることで、ブルーカーボン生態系 (微細藻類、植物プランクトンなど) の生育を促進させることが期待できる。現在、山形県小波渡漁港での浸漬試験を実施中である (Fig. 5)。下水回収リンを「海の肥料」としても活用することで資源循環を実現するとともに、脱炭素にも貢献する狙いである。

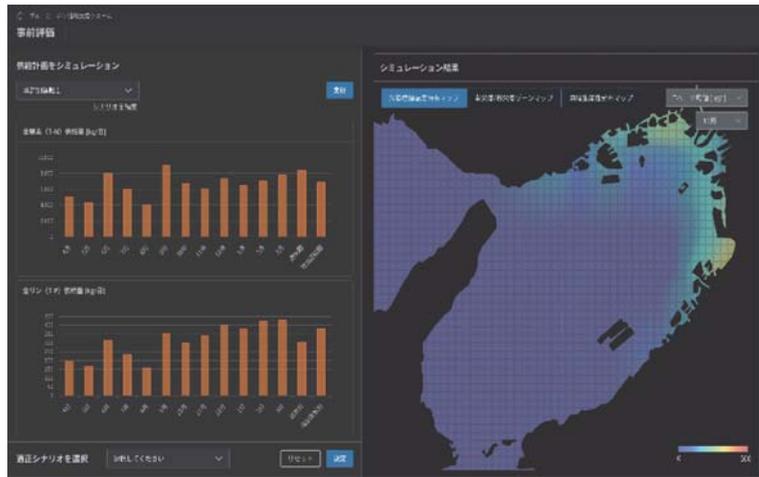


Fig. 4 Cyber Physical System (CPS) for Blue Carbon : under development



Fig. 5 Nutrients Supplying Material

4. お わ り に

下水道分野での脱炭素施策は、省エネ、創エネ、再エネ、および N₂O 対策を柱に推進されている、しかしながら、これらの対策だけでは残余排出 CO₂ をゼロにすることは実際上困難であり、カーボンニュートラル実現への道筋は描けていないのが現状である。

本研究で取り組んでいるブルーカーボンは、残余排出を削減する NETs (Negative Emission Technologies: ネガティブエミッション技術) の有力な選択肢のひとつであり、社会実装に向けた技術開発と実用化を今後も推進する計画である。

謝 辞

本研究は、ジャパブルーエコノミー技術研究組合 (JBE) 傘下のジャパブルーエコノミー推進研究会 (BERG) の「ブルーカーボン促進のための栄養塩供給管理プロジェクト」の一環として推進中である。

参 考 文 献

- 1) 環境省：瀬戸内海環境保全特別措置法の一部を改正する法律について (2021)
- 2) 田中宏明, 桑江朝比呂, 山野井一郎, 三宮豊, 圓佛伊智朗, 田村一郎：下水道からの栄養塩供給管理によるブルーカーボン促進に関する検討, 第 60 回下水道研究発表会講演集, Vol. 60 (2023)
- 3) I. Yamanoi, Y. Sangu, I. Embutsu, H. Tanaka, T. Kuwae, I. Tamura, M. Takahashi, T. Nakazato and H. Nakazono: Proposal of Sewerage Blue Carbon Scheme - Development of Nutrient Supply Management Technologies to Coexist with Coastal Ecosystems, IWA World Water Congress & Exhibition (2024)
- 4) I. Embutsu, Y. Sangu, K. Kageyama, M. Sumikura, Y. Nishida, I. Yamanoi, H. Tanaka and T. Kuwae: Carbon Negative Emission Approach with ICA Technology - Proposal of Sewerage Blue Carbon Scheme and Solutions, The 14th IWA International Conference on Instrumentation, control and Automation (2025)
- 5) 西田佳記, 山野井一郎, 中村信幸, 片倉洋一, 辻井優樹, 道中敦子：ICT を活用した効率的な硝化運転制御システムの実証, 下水道協会誌, Vo. 58, No. 702 (2021)
- 6) 相馬明郎, 三宮豊：数理生態系モデルによるブルーカーボン生態系への栄養塩類影響評価, 第 61 回下水道研究発表会講演集 (2024)
- 7) 鶴江智彦, 西村博一, 大熊康平, 伊藤敏朗：着定基質の素材と形状を工夫した藻場造成技術に関する実験的検討と CO₂ 吸収ポテンシャルの推算, 土木学会第 47 回海洋開発シンポジウム講演集 (2022)

連載

EICA

自治体環境職種エキスパートの目

—— 特別編：自治体を支えるプロフェッショナル ——

日本下水道事業団
技術開発室熊越 瑛
Akira Kumagoe

職歴

2015年 日本下水道事業団 入社
西日本設計センター
土木設計課

2017年 滋賀県琵琶湖環境部
下水道課施設管理・
建設係(研修員)

2019年 技術戦略部 資源エネル
ギー技術課へ帰任

2022年~ 技術開発室

1. 自己紹介

私は2015年に日本下水道事業団(JS)に入社し、これまで10年間下水道事業に従事してきました。入社当初は、西日本設計センター土木設計課に配属され、下水道施設の増設工事の発注や改築・更新工事の設計等を担当しました。その後、研修員として滋賀県琵琶湖環境部に派遣され、帰任後は技術戦略部資源エネルギー技術課に異動となり、所属部署の再編を経て、技術開発室に所属しています。現在、私は下水汚泥の有効利用を担当しており、嫌気性消化、肥料化等の調査や共同研究等を実施しています。

2. 日本下水道事業団(JS)について

JSは、日本下水道事業団法に基づき、地方公共団体の出資により設立された地方共同法人です。昭和40年代後半の急速な下水道整備の進展に伴う技術者不足に対応するため、1972年(昭和47年)に設立された下水道事業センターを前身とし、1975年(昭和50年)に日本下水道事業団として発足しました。地方公共団体の代行・支援機関として、下水道施設の計画・設計・建設・維持管理に至るまで、下水道事業の総合的な支援を行っています。また、新技術の開発・導入、各種研修、国際水ビジネス支援・国際貢献等、下水道界全体の発展にも取り組んでいます。

3. JSにおける技術開発の取り組み

私が所属する技術開発室では、技術開発業務のマスタープランである「JS技術開発・活用基本計画2022(以下、「本計画」と称する)」に基づき、新たな下水道技術の開発・評価や活用等を進めています。本計画では、下水道イノベーターとして下水道事業の変革を積極的に牽引するという使命を果たすべく、「Ⅰ. 脱炭素化実現に向けた技術の開発・活用の推進」、「Ⅱ. 政策やニーズを踏まえた技術の開発・活用の推進」の2つの基本方針を掲げ、研究開発を進めています。ま

た、技術の開発・活用のフェーズに応じて、JSが自ら行う「基礎・固有調査研究」、民間企業等と共同で行う「共同研究」、ならびに国や地方共同団体等からの受託を受けて行う「受託調査研究」の3つのスキームで業務を展開しています。

また、JSでは、下水道技術の発展と普及を担うため、技術開発実験センター(栃木県真岡市)を設置しています。同実験センターは、隣接する真岡市水処理センターから実験用に下水を受け入れ、民間企業との共同研究を実施できる環境を提供すると共に、JSが独自に備えた実験装置も活用し、開発テーマに沿った基礎的な検討も行っています。

前述の通り、私は下水汚泥の有効利用を担当しており、下水道のカーボンニュートラルの実現や下水汚泥の肥料利用の普及拡大に向けた研究開発に取り組んでいます。各自治体の実態調査等に加え、当実験センターに設置したコンポスト実験装置を用いた下水汚泥肥料の製造試験や、嫌気性消化実験装置を用いた基礎



(隣接する真岡市水処理センターを含む)

Fig. 1 技術開発実験センターの全景写真



(5L/槽×2槽/台×3台)

Fig. 2 嫌気性消化実験装置



(処理能力：日最大50kg/日×2台)

Fig. 3 コンポスト化実験装置

検討等を通じて、基礎的知見の蓄積に日々努めています。また、民間企業との共同研究では、下水処理場にパイロットスケールや実規模の設備を設置して実験を進め、地方公共団体に活用いただける新技術の開発を推進しています。特に、JSの専門知識とその公的な役割を活かし、地方公共団体の抱える課題やニーズとの乖離を解消し、技術の有効性や安全性を明確化することで、安心して導入いただける新技術を提供しています。この点は極めて重要であり、大きなやりがいを感じて日々の業務に取り組んでいます。

4. 真岡市維持管理業務および実処理場を用いた研究開発への展開

2024(令和6)年度より、JSは真岡市水処理センターおよび二宮水処理センターの維持管理業務を新たに受託しました。当実験センターに加え、これら両施設を研究開発に活用し、技術の実用化促進とさらなる高度化を目指しています。受託期間は令和6年6月から令和9年3月までで、維持管理コスト縮減のため、

JS職員が運転状況の確認から対応策の立案・実施までを包括的に行っています。また、本計画に基づき、真岡市の両処理場をフィールドとした「下水処理維持管理トータルコスト縮減に寄与する技術の開発」に関する共同研究を公募しています。

5. 今後の展望

下水道事業においては、持続的な経営の確立と社会インフラとしての機能維持・向上が喫緊の課題であり、その生産性の向上・高度化が強く求められています。また、これらの課題解決には、技術開発と普及展開が期待されています。

JSでは、地方公共団体の補完者として最適なソリューションを提供することで、今後も下水道界の発展に貢献していく所存です。私個人としても、技術の開発と実用化に邁進し、地方公共団体とともに下水道の未来を創造する一翼を担っていきたいと考えています。

人生のピンチ三題

Three Crises I Faced in My Life

小 浜 一 好
Kazuyoshi Kohama

EICA 名誉会員

月島 JFE アクアソリューション(株)

1. がん宣告

昨年末、食道がんの宣告を受けた。宣告というと深刻だが、健康診断(胃カメラ)でがんが見つかったもので、いわゆるステージ0または1にあたる初期であった。それでも、がんはがんで手術が必要であった。今年1月に1週間入院して内視鏡による切除手術を受け、無事、退院した。予後は定期的な検診が必要なこと以外、お構いなしということである。結果オーライということなのだが、一応、がんサバイバーとなった。

家族など周りは驚いたようであるが、本人は全く自覚症状がなかったせいもあって、落ち着いていた。ただ、父親が肺がんにより50後半で亡くなっており、こちらにもとうとう来たか、という感じではあった。

がん罹患した人の心には様々な段階があるという。

まず、①なぜ自分が?というショックと不信、②このまま死んでしまうのでは?という恐怖と不安、③なぜこんな目に遭うのか?という怒りと無力感、④自分はどんな状況でも最善を尽くすべきだ、という受容と内面的な変化、⑤残りの時間で自分は何をすべきなのか、という死への向き合い、といったプロセスで推移していくのだという。

普通の生活の中で人々はあまり生と死を真剣に考えたりしない。生きるバイアスがかかっているため、病を得るなどの状況にならない限り、日頃、意識の外にある。考えたくないことでもあり、無意識に遠ざけているのかもしれない。これは、災害などと同じで、日常では意識しないが、災害が起きてしまったから、日常生活がいかに幸せであったのかと感ずることと同様であろう。

それでも地震や洪水など災害を想定した準備が必要なのと同じように、生と死も一年に一度くらいは意識して考えるのは、必要なことかもしれない。生きる意味や覚悟というと大げさだが、たまには生きている有難さを感じるのはいいことだと思う。NHK放送文化研究所「日本人の意識」調査(2021年)によると「自分がどのように死にたいか」の問いに対して、できればぼっくり(急死)がいい、が45%、病気などで家族と別れを告げてから、が35%、その他、分からな

い、が20%、だそうだ。病気についても、希望する死因として老衰、心筋梗塞、がんが入るそうだが、私自身はがん推しである。「ピンピンコロリ」よりも「終活してさよなら」のほうがいい。でもこればかりは選べないので願うばかりである。今回、がんの素質(?)が見つかったのでその可能性はあるものと思っている。

若い方々には実感がない話かと思うが、両親やそのうち自分自身に降りかかる問題なので死ぬことを考えるのは生きることを考えることと思っ、たまには考えるのも如何か。

2. 卒業遅延

羽田空港には両親が迎えに来ていた。横浜国大工学部電気工学科卒業の1977年3月末、4月からの横浜市役所への就職を控えて、学生生活最後のアメリカ放浪の旅から帰ったところであった。丸一カ月、当時のことだから全く計画もなく連絡もせず、新生活の直前に帰国したのであった。帰りの便だけは知らせてあった。意外な両親の出迎えに何かあったとは思ったが、まさかそれが大学を卒業できず、就職もできなくなるとは思ってもみなかった。

渡米する直前、卒論を仕上げ、最後のいくつかの科目の試験を受けて卒業は問題ないと思っていたのだが、一つ問題があった。それがその中の「一般力学」が必修科目であったことだ。それでも、多分大丈夫だろうという、大丈夫バイアスがかかったまま、試験の結果を確認することもなく、飛び出してしまった。結果は、担当の宇佐美教授が単位を認めてくれなかった(これは勿論、宇佐美先生の問題ではなく当方の過信であるのだが)。両親は大学からの通知を受けて私に連絡しようとしたが、広いアメリカのどこを彷徨っているのかわからない、ということで伝えようもなかった。大学はその対応のために教授会を3回開いた、とあとで聞いた(指導教授であった亡き池田先生には誠に申し訳ありませんでした)。

両親からはすぐ大学へ行きなさいと言われ、池田先生のところへ。それから、ほかの関連の先生のところ

へ謝りに行き、宇佐美先生にもこれは謝るしかなかった。アメリカからのお土産はすべて謝罪の気持ちとして消えてしまった。両親は勿論、あきれてはいたが強く叱責することはなかった。それがむしろ、申し訳なさを助長していた。今は亡き二人の仏前に手を合わせるばかりである。横浜市にも卒業できない旨を伝え、就職も当然ながらキャンセルとなるはずであった。

ところが事態は思わぬ方向に進んだ。何と、大学は私一人だけを対象に4月中に追試の機会を与えてくれるとのこと、そして、横浜市は5月からの就職まで猶予してくれるとのことであった。ちょうどその時期、大学のキャンパスを移転する最中で、研究室の壊れやすい実験器具を日々、自家用車で運ぶ罪滅ぼしをしていた。ということで、その後も曲折があったが、結局、卒業は4月30日付、横浜市には5月1日付採用と異例の取り扱いとなった。このことは恥ずかしくてできるだけ内緒にしていた。なお、「一般力学」の追試の結果については大目に見てもらえたらしい、これはあとで宇佐美先生から直接、聞いた(当時の自分を叱ってやりたい)。

横浜市ではすでに新採用職員の研修は終了しており、何もわからないまま、直ぐに配属先の緑下水処理場(当時)に連れていかれた。新しい職場からは多分胡散臭くみられると思ったが、意外にも自然に迎えてくれた。そのことが、それ以降、定年退職まで勤められた端緒であったと今では思っている。先生方はじめ市役所、両親には多大な迷惑をかけたが、大昔のこととして、人生の巡りあわせを面白可笑しく思える今日この頃である。何があっても、最後はQue Sera, Sera! なるようになるのさ、である。

3. 初めてのPFI

最後に結局は手柄話と受け止められるような明るいピンチをひとつ紹介する。

私自身、横浜市では下水道事業を中心とした業務に長年携わっていたが、自分自身の大きなテーマの一つ

が官民連携であった。そのきっかけが横浜市で初のPFI事業である。

1999年にいわゆるPFI法が施行されて、公共事業にその適用が始まった。2002年、技術開発担当の課長となり、新し物好きな上司から下水焼却灰の有効利用を目的とした改良土事業をPFI事業とすることを命じられた。こちらも新し物好きではあるが、市の中でも、また全国の下水道分野でもそれまで例がなく、PFIの中身も手続きも皆目見当がつかず、体制も技術開発の課長1、係長1、職員1名では不可能かとも思った。当時、改良土プラントは北部汚泥資源化センターに既設として運用されていたが、老朽化しており、需要も下水道事業だけに限られていたことから年々先細りの事業であった。事業を拡大継続させるためにはスキームを一から改めることが不可欠であったが、PFI適用に向けた課題は数多くあった。主なものでは

- (1) PFIのスキーム構築(独立採算型の適用)
- (2) 関心企業のサウンディング
- (3) 水道事業等への改良土販路拡大
- (4) 道路管理者との調整
- (5) 廃掃法の適用について環境保全部局との調整
- (6) 国との調整(特にスキーム、民間資金導入、国庫補助の取り扱い等)
- (7) 外部審査委員会の立ち上げ

など、当初はどれもこれも重たい課題であり、当初はPFIとは何か理解が進まず、八方塞がりではあった。

結果的にはその課題を一つ一つ整理して全国の下水道事業では初のPFI事業が2004年にスタートした。まさにピンチをチャンスに変える、を実感した事例である。完成式典の光景は今でも覚えているが、当時の改良土事業は枠組みを変えつつ、現在もPFI事業として継続されており、焼却灰の有効利用として大変効果がある事業となっている。

やはり、皆さんには自慢話としか聞こえないと思うが、今の年齢になって思うことは「ピンチは人生の思い出づくり」ということである。

編集委員会

委員長

西村 文武 京都大学大学院 工学研究科 附属流域圏総合環境質研究センター 教授

副委員長

尾崎 正明 (株)G&U 技術研究センター 所長

川口 佳彦 (株)堀場アドバンスドテクノ 開発本部 ウォーターソリューションズ開発部 部長

編集委員

芦澤 謙司 横浜市下水道河川局 栄水再生センター 課長

蛭江 美孝 (財)国立環境研究所 資源循環領域 廃棄物処理処分技術研究室 上級主幹研究員

遠藤 潔 川崎市上下水道局 水管理センター [施設第2] 課長補佐

大下 和徹 京都大学大学院 工学研究科 都市環境工学専攻 准教授

金谷 新志郎 月島 JFE アクアソリューション(株) 技術本部技術企画センター技術企画室 室長

佐藤 圭輔 立命館大学 理工学部 環境都市工学科 准教授

佐野 泰久 (株)タクマ エンジニアリング統轄本部 設計センター 電気計装部 部長

隋 鵬哲 watering エンジニアリング(株) 企画開発本部 基盤技術研究センター

鈴木 祐麻 鹿島建設(株) 技術研究所 地球環境・バイオグループ

原田 英典 京都大学大学院 アジア・アフリカ地域研究研究科 准教授

二見 啓太 東京都下水道局 施設管理部 施設保全課 保安管理担当課長

村田 直樹 メタウォーター(株) R&D センター 水道技術開発部 担当部長

安永 望 三菱電機(株) 神戸製作所 サステナブルソリューションプロジェクトグループ 主任

山下 洋正 国土技術政策総合研究所 上下水道研究部

山野 井一郎 (株)日立製作所 インフラ制御システム事業部 グループリーダ主任技師

吉田 綾子 東京農業大学 農芸化学科 土壌肥料学研究室 客員研究員

渡邊 圭 (株)神鋼環境ソリューション 技術開発センター 基盤技術室

アドバイザー

井手 慎司 滋賀県立大学 理事長・学長

EICA 名誉会員

圓佛 伊智朗 (株)日立製作所 日立研究所 環境・エネルギーイノベーションセンター

シニア研究員

田中 宏明 信州大学 工学部 特任教授

EICA 名誉会員 京都大学名誉教授

橋本 征二 立命館大学 理工学部 環境都市工学科 教授

樋口 能士 立命館大学 理工学部 環境都市工学科 教授

(株)松井三郎環境設計事務所

EICA 名誉会員 京都大学名誉教授

協賛広告会社一覧 (50音順)

(株)神鋼環境ソリューション

水ing(株)

(株)タクマ

東京水道(株)

東芝インフラシステムズ(株)

(株)日立製作所

(株)堀場アドバンスドテクノ

(株)明電舎

メタウォーター(株)

研究発表会協賛広告会社一覧 (50音順)

(株)ウォーターエージェンシー

(株)京都サイエンス

セントラル科学(株)

本紙のご講読ならびに入会のご案内

- ・ご入会/ご講読は当学会までお申込み下さい。
- ・ご入会(年会費 5,000 円)頂くと本会発行の学会誌をご講読頂けます。
- ・本会ホームページ (<http://eica.jp>) からお申込み下さい。

環境システム計測制御学会誌

第30巻 第2/3号

Journal of EICA Vol. 30 No. 2/3

価格：8,000 円 (送料込)

発行日：2025 年 10 月 31 日

編集/出版：学会誌「EICA」編集委員会

発行所：環境システム計測制御学会

学会事務局

〒573-1116 大阪府枚方市船橋本町 1-775

株式会社 Atalacia 内

TEL: 072-807-3890 FAX: 072-807-3898

E-mail: info@eica.jp URL: http://eica.jp

編集事務局

〒601-8316 京都市南区吉祥院池ノ内町 10

明文舎印刷株式会社内

TEL: 075-681-2741 FAX: 075-681-2742

E-mail: edit@eica.jp

印刷：明文舎印刷株式会社

〒601-8316 京都市南区吉祥院池ノ内町 10

TEL: 075-681-2741 FAX: 075-681-2742

E-mail: meibun@nike.eonet.ne.jp

編集後記

秋冷の候、会員の皆様におかれましては益々ご清祥のこととお慶び申し上げます。

本号では、第37回研究発表会の基調講演、特別講演に加え、査読論文・一般論文合わせて23件の多岐にわたる研究成果を掲載しております。論文を概観しますと、画像解析やスペクトルイメージング、励起-蛍光マトリックスといった光学的手法が、フロックの挙動解析から微生物のモニタリングまで、より精密な計測に貢献している様子が伺えます。

また、昨今の技術トレンドを強く反映し、AIや機械学習を活用した研究が数多く報告されていることも大きな特徴です。クロロフィルa濃度の推定、藻類の判別、下水処理場の運転支援や管渠内水位予測など、これまで熟練者の知見に頼っていた領域においてAI技術の導入が進み、本分野の新たな潮流となりつつあることを実感いたします。ご多用中、ご講演概要、貴重な研究成果、連載ならびにエッセイを執筆いただきました皆様、また査読にご協力いただいた方々に心より感謝申し上げます。

本誌が会員の皆様の研究活動の一助となることを願っております。
(西村)