

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

大規模災害および気候変動に伴う利水障害
に対応した環境調和型水道システムの構築
に関する研究

平成28年度 総括・分担研究報告書

研究代表者 秋葉 道宏

(国立保健医療科学院)

平成29(2017)年 3月

目 次

研究班の構成	-----	1
I. 総括研究報告書		
大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型 水道システムの構築に関する研究に関する研究	-----	5
秋葉 道宏		
II. 分担研究報告書		
1. 相模ダム流域の水文モデル作成と気候変動影響評価	-----	21
秋葉 道宏, 下ヶ橋 雅樹, 靱山 将		
2. 高分解能質量分析計を用いた臭気原因物質の探索	-----	47
秋葉 道宏, 高梨 啓和, 下ヶ橋 雅樹, 小倉 明生, 北村 壽朗		
3. ろ過漏出障害原因微生物の同定技術の開発と存在実態調査	-----	55
秋葉 道宏, 藤本 尚志, 藤瀬 大輝		
4. ろ過漏出障害を回避するための浄水処理プロセスの開発	-----	63
秋葉 道宏, 西村 修		
5. カビ臭発生予測手法の構築	-----	75
秋葉 道宏, 清水 和哉		
6. 平成28年熊本地震の応急給水支援活動に関するアンケート調査	-----	91
秋葉 道宏, 下ヶ橋 雅樹, 島崎 大, 小坂 浩司		
別添1 アンケート依頼文	-----	101
別添2 熊本地震における応急給水に関する調査票	-----	105
7. GISを用いた平成28年台風10号による断水被害分布解析	-----	119
秋葉 道宏, 三浦 尚之, 下ヶ橋 雅樹, 西村 修		
8. 水道生物分野における藻類の分類・命名法に関する検討	-----	127
秋葉道宏, 北村壽朗, 藤瀬大輝, 小倉明生, 清水武俊, 三浦尚之		
別添 水道生物分野における藍藻類の分類対応	-----	131
9. 御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応	-----	141
秋葉 道宏, 今本 博臣		
10. 秋季循環形成後の芹川ダムにおける2-メチルイソボルネオールの 低減についての評価	-----	153
秋葉 道宏, 高橋 威一郎		
11. 次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の 給配水系での挙動	-----	163
秋葉 道宏, 藤本 尚志, 藤瀬 大輝		
III. 研究成果の刊行に関する一覧表	-----	167

研究班の構成

研究代表者

国立保健医療科学院統括研究官 秋 葉 道 宏

研究分担者

東北大学大学院工学研究科教授 西 村 修
東京農業大学応用生物科学部醸造科学科教授 藤 本 尚 志
鹿児島大学大学院理工学研究科准教授 高 梨 啓 和
国立保健医療科学院生活環境研究部上席主任研究官 下ヶ橋 雅 樹
筑波大学生命環境系准教授 清 水 和 哉

研究協力者

公益社団法人日本水道協会工務部次長 北 澤 弘 美
神奈川県企業庁水道水質センター副所長兼企画調査課長 北 村 壽 朗
京都市上下水道局水質管理センター水質第1課担当課長補佐 小 倉 明 生
東京都水道局水質センター検査課課長代理（生物検査担当） 江 原 和 宏
川崎市上下水道局水管理センター水道水質課技術職員 藤 瀬 大 輝
神戸市水道局事業部水質試験所担当係長 清 水 武 俊
大分市水道局管理部浄水課水質管理室主査 高 橋 威 一 郎
仙台市水道局浄水部水質管理課主任 齋 藤 美 佳
千葉県水道局技術部浄水課水質管理班副主査 田 中 宏 憲
横浜市水道局水質課水質管理係技術職員 平 健 司
独立行政法人水資源機構ダム事業本部ダム事業部担当課長 足 立 晃 一
独立行政法人水資源機構総合技術センター参事役 今 本 博 臣
国立保健医療科学院生活環境研究部上席主任研究官 島 崎 大
国立保健医療科学院生活環境研究部主任研究官 小 坂 浩 司
国立保健医療科学院生活環境研究部主任研究官 三 浦 尚 之
国立保健医療科学院研究生 粂 山 将

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

大規模災害および気候変動に伴う利水障害
に対応した環境調和型水道システムの構築
に関する研究

平成28年度 総括研究報告書

研究代表者 秋葉 道宏

(国立保健医療科学院)

平成29(2017)年 3月

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）
総括研究報告書

大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した
環境調和型水道システムの構築に関する研究

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官

研究要旨

本研究では、大規模災害や気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水供給システムの提案を目的とし、流域の水管理対策、気候変動に伴う生物障害対策、及び水供給システムの環境調和と持続可能性の評価に関する研究を実施した。

横浜市水道局他が水道水源とする相模ダム流域の河川流出モデルとして、複雑さの異なる3つのモデル(回帰式, タンクモデル, 準分布型水文モデル (Soil and Water Assessment Tool; SWAT)) を作成し、洪水、渇水の流出量の予測性を比較したところ、洪水、渇水双方を再現するには SWAT が適していることがわかった。この相模ダム流域を十分に再現する SWAT パラメータセットを用いて、代表的濃度経路 (RCP) 2.6, 4.5, 8.5 での Model for Interdisciplinary Research on Climate の version 5 (MIROC5)による将来 (2081~2100 年) 気候計算結果を入力としたシミュレーションを行い、過去の気象条件下での流出と比較したところ、2, 4月の渇水の増加, 6, 7月の洪水の増加が示唆された。

臭気物質の一般的な構造に鑑み、生ぐさ臭臭気原因物質をアミン類, アルコール類, チオール類およびカルボニル化合物と仮定し、このうちのカルボニル化合物について検討した。その結果、水道原水の TON および原因生物である *Uroglena americana* の中群体換算数と相関関係が認められ、別水系から採取した *Uroglena americana* の培養液からも検出された物質が発見され、その分子式を $C_{13}H_{20}O_3$ と推定した。

長沢浄水場の原水、沈澱処理水、ろ過水について、次世代シーケンサーを用いて 16S rRNA 遺伝子アンプリコンを解析し、約3年間にわたり微生物相について評価を行った結果、本手法がろ過漏出障害原因微生物を詳細に評価する上で有用であることが明らかとなった。また、原水は Betaproteobacteria 綱および Actinobacteria 綱が主要となった。沈澱処理水は主に Betaproteobacteria 綱の占める割合が高かった。ろ過水は多くの月で Gammaproteobacteria 綱が主要となった。

カオリン懸濁液およびピコ植物プランクトン懸濁液を用いた凝集実験を行ったところ、濁度やゼータ電位、粒径変化の結果から、通常ポリ塩化アルミニウム (PAC) の多量注入はゼータ電位のマイナス値を大きくし、凝集フロックの再分散を引き起こすため濁度上昇が発生する原因である可能性が示唆された。一方、高塩基度 PAC の使用は、多量注入した際でも高い濁度除去効果があり、特徴の一つである残留アルミニウム濃度の低減効果も確認できた。濁度除去効果の高い高塩基度 PAC であるが、生物除去に関しては濁度除去と同等の効果が得られない可能性が示唆された。

カビ臭物質合成酵素遺伝子群が、放線菌および藍藻類のそれぞれにおいて保存されていることを明らかにした。カビ臭物質産生微生物個体群数の増加とカビ臭物質濃度の間には、正の相関関係があることが室内実験からも確認されたことから、分子生物学的手法を用いてカビ臭物質産生微生物の個体群数を定量することは、カビ臭発生予測手法の構築に活用できることがわかった。一方、TN/TP カビ臭物質産生への影響の知見から、TN/TP が高い際に 2-MIB 産生量が高くなることがわかった。また、クロロフィル合成が活発ではない定常期から死滅期に、1細胞あたりのジェオスミン産生量および 2-MIB 産生量が高くなった。

平成 28 年熊本地震の応援給水活動について、実際に活動を行った水道事業者の方々へのアンケートにより、資機材の有用性や活動上の課題等が抽出された。地震発生直後には照明器具、仮設給水栓セット、携帯型残留塩素計の有用性が高かった。また半数以上が交通や滞在における問題を感じていた。地震発生から 1 週間経過後には残留塩素計のニーズが高かった。高齢者に関する問題としては、水の運搬や、高齢者への配慮における問題が生じていた。また、全般の問題としては、資機材不足の他、情報伝達が不十分であったことや、指揮系統が不安定であったことが問題として抽出された。

平成 28 年台風 10 号により発生した断水について、文献調査に基づき市町村ごとに最大断水戸数、断水期間、及び断水原因を整理した。さらに、GIS を用いて 8 月 29～31 日の 3 日間降水量、最大断水戸数・断水期間、台風進路、水道給水区域の情報を統合して断水被害の分布を解析した結果、降水量と最大断水戸数の相関性が可視化された。また、簡易水道の給水区域では、断水期間が長くなる傾向が見られた。

水道生物分野での藻類の学名の取り扱いについて提案を行なうことを目的として、文献調査に基づき藍藻類の分類について整理した。主に光学顕微鏡を使用する水道生物分野では、透過型電子顕微鏡や遺伝子解析による情報を必要とする Komárek の体系に基づく正確な分類・同定は現実的には困難である。したがって、光学顕微鏡を用いた迅速な分類・同定及び計数を基本とする水道生物分野では、今後も光学顕微鏡による分類体系に基づいた従来の種名を踏襲することが妥当と考えられた。

平成 26 年の御嶽山噴火が牧尾ダムの水質に与えた影響として、噴火直後の流入濁度は、出水時だけでなく平水時においても千度以上となり、その傾向は約 2 ヶ月間継続した。一方、放流濁度は、試験放流を実施した 12 月、水位低下期の 3 月、及び出水を貯留する 4 月を除くと、例年とほぼ同様の値まで低下していた。噴火後 2 年が経過した現在においても、出水後の pH は、流入水では pH4.5、貯水池内では pH4.0、放流水では pH3.5 まで低下する場合がある。健康項目について、カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素については、流入地点で濁度が極端に高い場合は、環境基準値を上回ることがあるが、そのような場合でも溶解成分で比較すると、ほぼ環境基準値以下になっていた。一方、貯水池地点と放流地点では、貯水池内でほとんどの火山噴出物（濁質）が沈降するというダムによる副次的効果の影響で、環境基準値以下になっていた。

秋季循環形成後の芹川ダムでは、微生物による 2-MIB 分解が発現し、濃度低減に寄与することが示唆された。またこの生物分解は、化学合成された市販 2-MIB よりも、自然界に存在する生物産生型 2-MIB に対して、速度が大きいことが示唆された。2-MIB 濃度低減能が認められた検液と認められなかった検液とを対象とした、次世代シーケンサーによる微生物群集構造解析に基づく比較により、2-MIB 濃度低減能が認められた各種検液では Actinobacteria 門 Ilumatobacter 属の構成割合が共通して大きいという結果が得られたことから、本属が 2-MIB 分解に寄与する可能性が示唆された。

次世代シーケンサーを用いたろ過漏出障害原因微生物の同定技術を給水栓水に適用し、ろ過漏出原因微生物の給配水系での挙動を 1 年間にわたり調査したところ、門レベルの解析で浄水場ろ過水と給水栓水の細菌相構成比は似ていたが、綱レベルの解析から、給水栓水でアルファプロテオバクテリア綱の存在比率が高くなる傾向が見られた。さらに詳細な解析から、ろ過水より給水栓水で高い比率を示す細菌の存在を確認した。この結果は、給配水系統で再増殖やバイオフィルムを形成する細菌の可能性を示唆している。

研究分担者

西村 修	東北大学東北大学大学院 工学研究科 教授
藤本尚志	東京農業大学応用生物科学部 醸造科学科 教授
高梨啓和	鹿児島大学大学院 理工学研究科 准教授
下ヶ橋雅樹	国立保健医療科学院 生活環境研究部 上席主任研究官
清水和哉	筑波大学 生命環境系准教授

A. 研究目的

持続可能な水道システム構築において、危機管理への対応、安全な水の供給、ならびに水道サービスの持続性が必要とされており、大規模地震等の広域災害、気候変動による大雨降水量に伴う原水高濁度化や無降水日の増加による渇水、また水温上昇に伴う生物障害への対策は、今後の持続可能な水道システム構築の要諦である。一方で、水道システムにおいても気候変動の緩和がより一層求められる状況から、本研究では「大規模災害や気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水道システム」の提案を目指し、流域システムの水管理対策に関する研究や気候変動に伴う生物障害対策に関する研究等を実施した。

B. 研究方法

1) 相模ダム流域の水文モデル作成と気候変動影響評価

まず、モデル選択の妥当性を評価するため、日ごとの流出水量を計算しうる、回帰式、タンクモデル、準分布型水文モデル (Soil and Water Assessment Tool (SWAT)) を相模ダム流域に対して作成し、豪雨と渇水に対する予測性を比較した。回帰式は最も単純なモデルであり、降水と河川流量の関係を示す。タンクモデルは次に複雑なものであり、ここでは蒸発散を考慮した3段タンクモデルを作成した。SWAT は昨年度も報告しているとおりであるが、流域初期化やパラメータ補正・検証の期間の変更や、感度

解析に基づくパラメータの再補正を行った。気象データは農業環境技術研究所の1kmメッシュデータを用いた。各モデルの妥当性評価にあたっては、相模ダム流入量の観測値（神奈川県）とモデルにより計算される流出水量から算出されるNSE及びPBIASを指標とした。

これらのモデルのうちで、SWATについては、新たに提案した、補正対象パラメータを選択したのちにPBIASに感度の高いパラメータをまず補正し、引き続いて残りのパラメータを補正する方法により、洪水のみならず低流量も含めた長期間の再現性の良好なパラメータセットを得た。さらに得られたパラメータセットを用いて、将来気候の影響予測を行った。ここでは、過去（1981～2000年）の流量実測値と、将来（2081～2100年）の予測値の比較をもって、将来の気候変動の影響として評価した。過去の気象データについては、農業環境技術研究所ならびに気象庁から得た。将来気候については、Model for Interdisciplinary Research on Climateのversion 5 (MIROC5)により、2100年の放射強制力が2.6、4.5及び8.5 W/m²となる代表的濃度経路 (RCP) (RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5)での計算結果を使用した。なお、MIROC5の計算結果は過去の気象データを用いたバイアス補正によりSWATの計算に使用しうるレベルまで解像度を向上させた。なお、将来予測においては土地利用の変化は想定しなかった。

2) 高分解能質量分析計を用いた臭気原因物質の探索

京都市上下水道局蹴上浄水場取水池で採水した検体を水道原水試料水として用いた。また、神奈川県宮ヶ瀬ダム放流水から採取したウログレナを培養し、その培養液を培養試料液として用いた。また、ウログレナを植種していない培地をコントロールサンプルとして用いた。

水道原水試料水中に存在する溶存酸素を亜硫酸ナトリウムにより除去した後、ウロ

グレナの細胞内に蓄積されている原因物質を細胞外に放出させるために、密閉した容器内で 30 分間 60°C に加熱した。培養試料液は、亜硫酸ナトリウムを添加して攪拌した後、密閉した容器内 30 分間 60°C に加熱した。室温になるまで放冷した後、ポリプロピレン製ハウジングのホウケイ酸ガラス製マイクロファイバーフィルターを用いて加圧ろ過を行った。

ろ過された試料水は、疎水性相互作用により試料水中の原因物質を固相吸着カートリッジに吸着させた後に脱離した。また、コントロールサンプルに加え、純水を用いて一連の操作を実施したブランクサンプルを調製した。

その後 2,4-dinitrophenylhydrazine を用いた誘導体化処理を行い、得られた原因物質を高分解能 LC/MS にて測定した。得られたデータは、LC/MS データ統合解析ソフトを用いて、カラム保持時間の揺らぎを補正した後、サンプルの測定に先だって測定されたブランクサンプルの測定結果との差異解析が行われた。その後、OPLS 回帰分析を行い、VIP 値が 1 未満の独立変数（検出された物質に相当）を試料水の TON やウログレナ中群体換算値と相関関係が認められない物質として除害した。次に相関分析を行い、Pearson の相関係数が 0.4 以下であった物質を排除した。最後に、重回帰分析を行った。

3) ろ過漏出障害原因微生物の同定技術の開発と存在実態調査

川崎市上下水道局長沢浄水場の着水井から採水した原水、凝集沈澱処理後の沈澱処理水、および急速砂ろ過池の出口より採水したろ過水を試料として用いた。2014 年の原水および沈澱処理水は孔径 3 μm 、2014 年のろ過水と、2015 年、2016 年の全処理工程水は孔径 5 μm のメンブレンフィルターを用いてろ過し、ナノプランクトンを除去した。ろ液を孔径 0.2 μm のポリカーボネート製メンブレンフィルターを用いてろ過し集

菌した。集菌したフィルターを裁断し、50ml チューブに回収した。回収したフィルターから CTAB 法に従って、ゲノム DNA を抽出した。乾燥して TE buffer に溶解させた後、アガロースゲル電気泳動によりゲノム DNA を確認した。

16S rRNA 遺伝子の V4 超可変領域を増幅するように設計されたプライマー 515F と 806R を用いて PCR を行った。各試料につき 3 つのリアクションで増幅を行い、PCR 終了後、1.5ml チューブに混合したものをライブラリーとした。精製した PCR 産物の配列を次世代シーケンサーを用いて決定し、QIIME を用いて塩基配列を解析し、97% 以上の相同性を基準に OTU 分けを行った。

4) ろ過漏出障害を回避するための浄水処理プロセスの開発

カオリンを用いた懸濁液で凝集実験を行った。ジャーテストの攪拌条件は、急速攪拌 (100 rpm) 1 分経過後に凝集剤を注入し、さらに 5 分間の急速攪拌 (100 rpm)、15 分間の緩速攪拌 (30 rpm)、静置は 30 分間とし、原水濁度を 20 程度になるよう調整した。凝集剤には、通常 PAC および高塩基度 PAC を用い、凝集剤注入量を 0, 10, 20, 40, 60, 80 (mg/L) とした。凝集沈殿後の上澄水における pH、アルカリ度、濁度、ゼータ電位、残留アルミニウム濃度をそれぞれ測定し凝集効果の比較を行った。

ピコ植物プランクトン懸濁液を用いた凝集実験では、(独) 国立環境研究所 NIES-1348 の *Synechococcus* sp. を対象とした。CB 培地にて温度条件 20 \pm 1 °C、光条件 18 $\mu\text{mol photons/m}^2/\text{sec}$ 、12-h light/12-h dark で培養を行った。培養した *Synechococcus* sp. を一晩曝気した水道水で濁度が 2 程度になるよう希釈し、これを原水として使用した。ジャーテスト攪拌条件および凝集剤添加量はカオリン懸濁液同様の条件とし、それぞれの pH、アルカリ度、濁度、ゼータ電位、アルミニウム濃度、粒

径分布、ピコプランクトン数を測定した。

また、ろ過処理実験において、上記と同様の実験条件で凝集沈殿処理を行った上澄水を砂ろ過によって処理し、その処理水の濁度、粒径、ピコ植物プランクトン数を測定した。ろ過後の処理水に砂が混ざらないよう、濁度が0になるまで蒸留水を流し続けた砂ろ過筒を用いてろ過処理実験を行った。

5) カビ臭発生予測手法の構築

カビ臭物質産生微生物群の定量とカビ臭物質産生活性の定量手法の開発のために、平成27年度に上水源や水域から単離した放線菌様細菌(106株)を用いて、単離菌の遺伝子解析を実施した。全DNAを用いて16S rRNA遺伝子をPCRクローニングし、アガロースゲル電気泳動法によりPCR産物を精製した後、塩基配列解読に供した。得られた塩基配列を用いてblastn解析を行い、16S rRNA遺伝子配列に基づいた単離菌の同定およびgeoA遺伝子ホモログの塩基配列を同定した。また、ジェオスミン合成酵素遺伝子(geoA遺伝子ホモログ)を保存している細菌をblastn検索により調査した。geoA遺伝子ホモログおよび2-MIB合成に関与する重要な遺伝子であるメチルトランスフェラーゼ遺伝子およびシクラーゼ遺伝子を国際塩基配列データベースから取得し、単離菌から得た塩基配列の相同性解析を行った。

ジェオスミン産生藍藻類として *Dolichospermum smithii* NIES-824 (*Anabaena smithii* NIES-824)、また2-MIB産生藍藻類として *Pseudanabaena galeata* NIES-512、およびCT培地の窒素分量を2倍量に変化させた改変CT培地(TN/TP=13.1)を用いて、TN/TPが細胞増殖およびカビ臭物質産生量へ与える影響を解析した。細胞増殖量を示すクロロフィルa(Chl.a)と死細胞量を示すフォエ色素をホットメタノール法を用いて抽出し、分

析した。カビ臭物質は、固相抽出-GC/MS法により分析した。植菌後4日経過する毎にサンプル(n=5)を採取し、分析を行った。

6) 平成28年熊本地震の応急給水支援活動に関するアンケート調査

平成28年9月、同地震の応援派遣を実施した水道事業者のうち91事業体に、電子メールによりアンケート調査を依頼した。アンケート票は応急給水に関する調査票と緊急時の水質検査に関する調査票からなるが、今回の報告は前者についてのものである。応援派遣時の期間、活動全般において問題と感じた点、資機材の有用性等からなるものであり、また応急給水に派遣されたときの状況について、水道事業者の応援給水に関する包括的の意見ではなく、個別の事例に対する職員個人の考えについての回答を依頼した。アンケート票の発送は平成28年9月16日～29日に行った。

7) GISを用いた平成28年台風10号による断水被害分布解析

内閣府が発表した「平成28年台風10号による被害状況等について(平成28年8月30日10時00分現在から平成28年11月16日14時00分現在の全24報)」をウェブページからダウンロードし、市町村別の最大断水戸数、断水期間、及び断水原因に関する情報を整理した。また、気象庁が提供している8月29～31日の3日間降水量及び台風進路、国土交通省が提供している国土数値情報・上水道関連施設データの給水区域を収集した。被害が甚大、断水の発生戸数・期間が最大だった岩手県下閉伊郡岩泉町については、岩泉町が発表した「台風災害に関する最新情報(平成28年9月2日午後5時現在から平成29年1月31日に現在の全55報)」をウェブページからダウンロードし、町内に複数存在する簡易水道について、断水の発生と復旧過程を調査した。

収集したデータセットをArcGIS 9.3(ESRIジャパン)を用いて統合し、8月29

～31日の3日間降水量と最大断水戸数の関係、水道施設の種類（規模）と断水期間の関係を解析した。

8) 水道生物分野における藻類の分類・命名法に関する検討

平成29年1月23日に検討委員会を開催し、水道生物分野における藻類の分類・命名法について方向性を議論した。また、文献調査に基づき藍藻類の分類について整理し、水道生物分野での学名の取り扱いについての提案をとりまとめた。

9) 御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応

牧尾ダムでは、これまで年間に12回の頻度で水質調査を実施していたが、御嶽山噴火以降に大量の噴出物が流入・堆積している状況が確認されたため、噴火の翌日より調査地点、調査頻度、調査項目を引き上げることとした。

噴火の影響が最も懸念される濁度とpHについては、流入地点（表層）、ダムサイトから上流200mの貯水池地点（表層）、放流地点（表層）の3地点を選定し、調査頻度を2014年9月28日～10月31日が2回/日、11月1日～12月19日が1回/日、12月20日以降は1回/週で実施した。

また、精度の高い水質予測を実施するため、貯水池内の濁度とpHの鉛直分布を、ダムサイトから上流200m、1,500m、3,000mの3地点（水深1～5mピッチで湖底まで連続測定）で、1回/週～1回/2週の頻度で実施した。更に、2014年10月から11月にかけて、流入地点（表層）とダムサイトから上流200mの貯水池地点（湖底+1m）で濁質の粒度分布を4回測定した。

噴火に伴う火山噴出物が人の健康に与える影響を把握するための項目は、カドミウム、鉛、六価クロム、ヒ素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素の8項目とし、流入地点（表層）、ダムサイトから上流200mの貯水池地点（表層）、放流地点（表層）で1回/月の頻度で測定した。

10) 秋季循環形成後の芹川ダムにおける2-メチルイソボルネオール（2-MIB）の低減についての評価

秋季循環前後の芹川ダム湖水による2-MIB濃度推移評価においては、試料採取は平成27年11月5日及び同年11月25日に行い、芹川ダム堰堤付近の水深0.5m及び湖底直上1m(B+1m:約13m)にて採取した、計4種のダム湖水を試料とした。各試料につき「① 無処理水」「② 孔径5 μ mのポリカーボネートフィルター(TNTP04700, Merck Millipore社)にて吸引ろ過後のろ液」「③ ①の高圧蒸気滅菌水」「④ ②の高圧蒸気滅菌水」の各調製をし、各液にて市販2-MIB標準液を希釈し、それぞれ200ng/Lとした。以上計16種の検液を約2週間20 $^{\circ}$ C恒温保存し、継時的に2-MIB濃度を測定した。

市販2-MIB及び生物産生型2-MIBの濃度推移評価においては、生物産生型2-MIBは、大分市でCT培地にて培養中の*Pseudanabaena galeata*培養株試験管を15分超音波処理したのち、予め50%エタノールにて通液洗浄しておいた孔径0.20 μ mのシリンジフィルターにて培養液を5mLろ過することにより調製した。平成27年11月25日に採取した水深0.5mの試料にて、市販2-MIB及び生物産生型2-MIBを希釈し、それぞれ200ng/Lとした。また超純水にて生物産生型2-MIBを希釈し200ng/Lとした後に2つに分け、一方には生物の不活化を目的として次亜塩素酸ナトリウムを添加し残留塩素濃度1mg/Lに調製し、これらの2種を対照系とした。以上計4種の検液を20日間20 $^{\circ}$ C恒温保存し、継時的に2-MIB濃度を測定した。

11) 次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動

採水地点は同一配水系統の定点で、従属栄養細菌が検出されている、浄水場から遠く、比較的夏場の残留塩素が低い、水質自動測定装置が設置されている、という条件に合った川崎市上下水道局京町ポンプ所水

質自動測定装置脇給水栓を選定した。試料の採取は、給水栓を開放し5分間放流後、100 L採水した。採取期間は2015年7月から毎月採水した。比較試料として、給水栓水採水と同日の浄水場工程水（原水、沈殿処理水、ろ過水）を採水した。

試料は、孔径0.2 μmのポリカーボネート製メンブレンフィルターによりろ過、集菌し、CTAB法を用いてゲノムDNAの抽出を行った。抽出試料は、真正細菌の16S rRNA遺伝子を増幅させるプライマー515F、806Rを用いてTailed PCRを行い、増幅産物を精製後、Illumina社のMiSeqによるアンプリコンシーケンシングを行い、QIIMEを用いた解析を行った。

C. 研究結果およびD. 考察

1) 相模ダム流域の水文モデル作成と気候変動影響評価

3種のモデル比較の結果、相模ダム流域において豪雨に伴う洪水とともに少雨に伴う渇水（低流量）も予測するためには、SWATを利用することが妥当であることがわかった。また、今回用いた、PBIASに高感度なパラメータをまず補正する方法は、NSEのみを参照する補正と比較して、より再現性の高いハイドログラフを与えた。

このパラメータセットを用いたSWATにて、RCP2.6, 4.5, 8.5でのMIROC5による将来（2081～2100年）気候計算結果を入力としたシミュレーションを行ったところ、このパラメータセットを用いたSWATにて、RCP2.6, 4.5, 8.5でのMIROC5による将来（2081～2100年）気候計算結果を入力としたシミュレーションを行ったところ、RCP2.6および4.5では過去（1981～2000年）の気象からは推算されないレベルの、流域からのピーク流出が推算された。またRCP4.5では過去の気象からは推算されない長期的な低流量が推算された。特に2, 4月の渇水リスク増加、6, 7月の洪水リスク増加が示唆された。

2) 高分解能質量分析計を用いた臭気原因物質の探索

サンプルから検出されたイオンを重回帰分析が可能な数まで絞り込み、多変量解析を用いて、得られた分析結果を解析したところ、由来の異なる試料水から共通して検出され、試料水のTONおよびUroglena americanaの中群体換算数と高い相関関係を示す物質を発見した。同物質は、DNPH（2,4-dinitrophenylhydrazine）で誘導体化されていると考えられるため、カルボニル化合物と考えられた。また、その誘導体化される前の分子式を推定したところC₁₃H₂₀O₃が得られた。

3) ろ過漏出障害原因微生物の同定技術の開発と存在実態調査

約3年間の結果に基づいて評価したところ、原水ではBetaproteobacteria綱、Actinobacteria綱の占める割合が高いことが明らかとなった。沈殿処理水ではBetaproteobacteria綱の割合が高く、Actinobacteria綱、Gammaproteobacteria綱、Cytophagia綱の割合が高まる時期もあった。ろ過水の生物相は原水、沈殿処理水とは大きく異なり、3年間を通してGammaproteobacteria綱の占める割合が高く、夏から秋にかけてAlphaproteobacteria綱、冬から春にかけてCytophagia綱の割合が高まる傾向がみられた。ろ過水から検出される主要な微生物はCytophagia綱Pseudarcicella属、Gammaproteobacteria綱Crenothrix属、Enhydrobacter属、Acinetobacter属、Actinobacteria綱Ca. Planktophila limnetica、Alphaproteobacteria綱Methylobacterium属、Sphingomonas属、Azorhizobium属、Cyanobacteria綱Synechococcus属等であった。

以上の結果から、ろ過漏出障害原因微生物の評価法として次世代シーケンサーを用いた16S rRNA遺伝子アンプリコン解析の有用性が示された。沈殿処理水とろ過水の微生物相が大きく異なる傾向が確認され、ろ過水中の主要な微生物の種類が時期によって変化することが明らかとなった。

4) ろ過漏出障害を回避するための浄水処

理プロセスの開発

通常 PAC において多量注入時に濁度上昇が発生した。一方で、高塩基度 PAC において 60, 80 mg/L の多量注入時に濁度がほぼ 0 になり、安定した濁度除去効果が得られることがわかった。しかし、凝集能をピコ植物プランクトンの残存数で評価した場合、PAC と高塩基性 PAC の間に差は無く、凝集・沈殿によって除去されない植物ピコプランクトンが存在することがわかった。そこで上澄水に残存する粒子の粒径を調べた結果、40 mg/L 注入時には両 PAC ともに 100 μm 付近にピークが現れたが、80 mg/L では両 PAC ともに 10 μm 前後に粒径のピークが現れ、凝集フロックの再分散が示唆された。また、上澄水の簡易的な砂ろ過処理により、ろ過後の濁度は 0.0 度となった。ただし、ピコ植物プランクトンの細胞数は両 PAC とも 2000 cells/mL 前後検出され、粒径約 4 μm にピークが現れた。このような凝集・沈殿および砂ろ過によっても除去されないフロックの生成メカニズムについて、さらなる検討が必要である。

5) カビ臭発生予測手法の構築

geoA 遺伝子ホモログは、放線菌 Streptomyces 属と他の属では相同性が低く、藍藻類では同じ属内では相同性が高いものの他の属間では相同性が低かった。この結果から、藍藻類では geoA 遺伝子ホモログを用いて属を区別できることがわかった。2-MIB のメチルトランスフェラーゼ遺伝子とシクラーゼ遺伝子は、それぞれ異なる属間でも高い相同性を示した。一方、放線菌と藍藻類間の各遺伝子の相同性は低く、放線菌と藍藻類を分けた分子生物学的解析が可能となることが推測された。TN/TP がカビ臭物質産生へ与える影響解析の結果、TN/TP が高い方が 2-MIB 産生量が高くなることがわかった。また、クロロフィルの生合成が活発ではない定常期から死滅期に、カビ臭物質の生合成経路へ切り替わることが推測された。1 細胞あたりのカビ臭合成

活性は低いと推測されるものの、細胞量が多い際に高いカビ臭物質濃度が検出されたため、カビ臭物質産生微生物の個体群数を定量することで、カビ臭の発生を推測できることがわかった。

6) 平成 28 年熊本地震の応急給水支援活動に関するアンケート調査

アンケート回収率は 64% (58 事業体, 216 名) であった。解析にあたっては、応援活動開始日が本震後 3 日以内、4 日~7 日、8 日以上 の 3 つに区分した。持参資機材において、非常に役に立った/持参すればよかったものとしては、本震後 3 日以内では、給水車・トラック・広報車以外の車両、照明器具、仮設給水栓セット、携帯型残留塩素計、8 日以上では、携帯型残留塩素計の回答割合が高かった。また応急給水支援上の問題点については、本震後 3 日以内では、「非常にあった」「あった」が交通、滞在、余震の順であり、半数以上が交通や滞在における問題を感じていた。高齢者に関する問題としては、水の運搬や、高齢者への配慮における問題が生じていた。また、全般の問題としては、資機材不足の他、情報伝達が不十分であったことや、指揮系統が不安定であったことが問題として抽出された。

7) GIS を用いた平成 28 年台風 10 号による断水被害分布解析

8 月 29~31 日の 3 日間降水量、市町村別の最大断水戸数・断水期間、台風進路、水道給水エリアの情報を GIS を用いて統合し、断水被害の分布を解析した結果、降水量と最大断水戸数の相関性が可視化された。また、取水施設や管路が土砂災害により損壊した簡易水道の給水区域では、断水期間が長くなる傾向が見られた。

8) 水道生物分野における藻類の分類・命名法に関する検討

光学顕微鏡を用いた迅速な分類・同定及び計数を基本とする水道生物分野では、透過型電子顕微鏡や遺伝子解析による情報が必要とする Komárek の体系に基づく正確な分類・同定は現実的には困難である。したがって、今後も光学顕微鏡による分類体系

に基づいた従来の種名を踏襲することが妥当と考えられた。

9) 御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応

噴火直後の流入濁度は、出水時だけでなく平水時においても千度以上となっていた。このような傾向は約2ヶ月間継続した。一方、放流濁度は、試験放流を実施した12月、水位低下期の3月、及び出水を貯留する4月を除くと、例年とほぼ同様の値まで低下していたことから、水質保全対策の効果があったものと考えられる。pHについては、噴火後2年が経過した現在においても、出水後のpHは、流入水ではpH4.5、貯水池内ではpH4.0、放流水ではpH3.5まで低下する場合がある。健康項目について、噴火に伴う火山噴出物が人の健康に与える影響を把握するために選定したカドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素については、流入地点で濁度が極端に高い場合は、環境基準値を上回ることがあるが、そのような場合でも溶解成分で比較すると、ほぼ環境基準値以下になっていた。一方、貯水池地点と放流地点では、貯水池内でほとんどの火山噴出物（濁質）が沈降するというダムによる副次的効果の影響で、環境基準値以下になっていた。

10) 秋季循環形成後の芹川ダムにおける2-メチルイソボルネオール（2-MIB）の低減についての評価

芹川ダムにおいて、秋季循環前のダム湖水では、2-MIB低減機構は発現していないと推察された。一方、秋季循環後のダム湖水では2-MIB濃度低減機構が湖内全層的に発現し、この機構には、高圧蒸気滅菌で失活する5 μ m以下の因子が関与することが明らかとなった。先行研究を参考にし、この2-MIB濃度低減には微生物による生物分解が関与し、芹川ダムの秋季循環によって微生物が底層部から巻き上げられ、湖内に拡散することにより、全層的に2-MIB分解能を有するようになることが推察された。また、2-MIB濃度低減能が認められたダム湖水にて、市販2-MIB及び生物産生型2-MIBを希釈した、2種の検液での2-MIB濃度推移評

価を行った。その結果、生物産生型2-MIBを用いた調製検液は市販2-MIBを用いた調製検液よりも大きい濃度低減速度が認められた。両者の2-MIB構造の違いが、生物分解の進行に影響していると推察された。さらに微生物群集構造解析により、2-MIB濃度低減能が認められた各種検液ではActinobacteria門Ilumatobacter属の構成割合が大きいという共通の結果が得られたことから、本属が2-MIB分解に寄与する可能性が示唆された。

11) ろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動

門レベルの解析で浄水場ろ過水と給水栓水の細菌相構成比は似ていたが、綱レベルの解析から、給水栓水でアルファプロテオバクテリア綱の存在比率が高くなる傾向が見られた。さらに詳細な解析から、ろ過水より給水栓水で高い比率を示すプロテオバクテリア門細菌の存在を確認した。この結果により、給配水系統における再増殖やバイオフィーム形成の可能性が示唆された。

E. 結論

1) 相模ダム流域の水文モデル作成と気候変動影響評価

複雑さの異なる3モデル（回帰式、タンクモデル、SWAT）を作成し、豪雨と渇水の流出水量の予測性を比較した。豪雨に関しては、最も単純な回帰式では、回帰の範囲を考慮することによりある程度の予測ができることがわかった。またタンクモデル及びSWATでは良好な予測性が確認された。一方、渇水に関してはSWATの再現性の高さが際立った。

相模ダム流域の流出を再現するSWATのパラメータ補正方法の改定や降雪についてより詳細な検討等を行い、良好なパラメータセットを得、このパラメータセットを用いてRCP2.6, 4.5, 8.5でのMIROC5による将来（2081～2100年）気候計算結果を入力としたシミュレーションを行った。その結果特に2, 4月の渇水リスク増加, 6, 7月の洪水リスク増加が示唆された。

2) 高分解能質量分析計を用いた臭気原因

物質の探索

水道水生ぐさ臭臭気原因物質の探索を実施した。臭気物質の一般的な構造に鑑み、生ぐさ臭臭気原因物質をアミン類、アルコール類、チオール類およびカルボニル化合物と仮定し、本年度はカルボニル化合物について検討した。その結果、水道原水の TON および原因生物である *Uroglena americana* の中群体換算数と相関関係が認められ、別水系から採取した *Uroglena americana* の培養液からも検出された物質が発見され、その分子式を $C_{13}H_{20}O_3$ と推定した。

3) ろ過漏出障害原因微生物の同定技術の開発と存在実態調査

長沢浄水場の原水、第 4 沈澱処理水、北ろ過水について、16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングを用いて、約 3 年間にわたり微生物相について評価を行った結果、本手法がろ過漏出障害原因微生物を詳細に評価する上で有用であることが明らかとなった。また、原水は *Betaproteobacteria* 綱および *Actinobacteria* 綱が主要となった。沈澱処理水は主に *Betaproteobacteria* 綱の占める割合が高かった。ろ過水は多くの月で *Gammaproteobacteria* 綱が主要となった。

4) ろ過漏出障害を回避するための浄水処理プロセスの開発

通常 PAC において多量注入時に濁度上昇が発生した。一方で、高塩基度 PAC において 60, 80 mg/L の多量注入時に濁度がほぼ 0 になり、安定した濁度除去効果が得られることがわかった。しかし、凝集能をピコ植物プランクトンの残存数で評価した場合、PAC と高塩基性 PAC の間に差は無く、凝集・沈殿によって除去されない植物ピコプランクトンが存在することがわかった。そこで上澄水に残存する粒子の粒径を調べた結果、40 mg/L 注入時には両 PAC とともに 100 μm 付近にピークが現れたが、80 mg/L では両 PAC とともに 10 μm 前後に粒径のピークが現れ、凝集フロックの再分散が示唆された。また、上澄水の簡易的な砂ろ過処理により、ろ過後の濁度は 0.0 度となった。ただし、ピコ植物プランクトンの細胞数は両 PAC とともに 2000 cells/mL 前後検出され、粒径

約 4 μm にピークが現れた。このような凝集・沈殿および砂ろ過によっても除去されないフロックの生成メカニズムについて、さらなる検討が必要である。

5) カビ臭発生予測手法の構築

カビ臭物質合成酵素遺伝子群が、放線菌および藍藻類のそれぞれに保存されていることを明らかにした。カビ臭物質産生微生物個体群数の増加とカビ臭物質濃度の間には正の相関関係があることを室内実験からも確認し、分子生物学的手法を用いてカビ臭物質産生微生物の個体群数を定量することは、カビ臭発生予測手法の構築に活用できることがわかった。一方、TN/TP カビ臭物質産生への影響の知見から、TN/TP が高い際に 2-MIB 産生量が高くなることがわかった。また、クロロフィル合成が活発ではない定常期から死滅期に、1 細胞あたりのジェオスミン産生量および 2-MIB 産生量が高くなった。

6) 平成 28 年熊本地震の応急給水支援活動に関するアンケート調査

平成 28 年熊本地震の応援給水活動のアンケートにより、資機材の有用性や活動上の課題等が抽出された。地震発生直後には照明器具、仮設給水栓セット、携帯型残留塩素計の有用性が高かった。また半数以上が交通や滞在における問題を感じていた。地震発生から 1 週間経過後には残留塩素計のニーズが高かった。高齢者に関する問題としては、水の運搬や、高齢者への配慮における問題が生じていた。また、全般の問題としては、資機材不足の他、情報伝達が不十分であったことや、指揮系統が不安定であったことが問題として抽出された。

7) GIS を用いた平成 28 年台風 10 号による断水被害分布解析

平成 28 年台風 10 号により発生した断水について、文献調査に基づき市町村ごとに最大断水戸数、断水期間、及び断水原因を整理した。さらに、GIS を用いて 8 月 29～31 日の 3 日間降水量、最大断水戸数・断水期間、台風進路、水道給水区域の情報を統合して断水被害の分布を解析した結果、降水量と最大断水戸数の相関性が可視化され

た。また、取水施設や管路が土砂災害により損壊した簡易水道の給水区域では、断水期間が長くなる傾向が見られた。

8) 水道生物分野における藻類の分類・命名法に関する検討

文献調査に基づき藍藻類の分類について整理した。

9) 御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応

御嶽山噴火が牧尾ダムの水質に与えた影響を確認し、濁度の視点からは水質保全対策の効果があったものと考えられた。pHについては噴火後2年が経過した現在においても、出水後のpHは、流入水ではpH4.5、貯水池内ではpH4.0、放流水ではpH3.5まで低下する場合があった。また、カドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素については、流入地点で濁度が極端に高い場合は、環境基準値を上回ることがあるが、そのような場合でも溶解成分で比較すると、ほぼ環境基準値以下になっていた。一方、貯水池地点と放流地点では、環境基準値以下になっていた。

10) 秋季循環形成後の芹川ダムにおける2-メチルイソボルネオール(LM)の低減についての評価

秋季循環形成後の芹川ダムでは、微生物による2-MIB分解が発現し、濃度低減に寄与することが示唆された。またこの生物分解は、化学合成された市販2-MIBよりも、自然界に存在する生物産生型2-MIBに対して、速度が大きいことが示唆された。次世代シーケンサーによる微生物群集構造解析に基づく比較により、2-MIB濃度低減能が認められた各種検液ではActinobacteria門Ilumatobacter属の構成割合が共通して大きいという結果が得られたことから、本属が2-MIB分解に寄与する可能性が示唆された。

11) 次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動

本研究より、ろ過漏出障害原因微生物の給配水系における挙動について知見が得られると共に、微生物の再増殖の可能性を示唆する結果も得られた。

F. 健康危険情報 なし

G. 研究発表

1. 論文発表

- 1) 秋葉道宏, 下ヶ橋雅樹, 靱山将. 水供給システムにおける気候変動の影響—生物障害の発生に及ぼす水温上昇の影響について—, 用水と廃水 **59**(1), 45-50, 2017.
- 2) 渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏. 培養法および16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価, 用水と廃水 **59**(3), 197-203, 2017.
- 3) 野村宗弘, 安齋英悟, 秋葉道宏, 西村修. ピコ植物プランクトンのろ過処理に及ぼす凝集の効果, 日本水処理生物学会誌 **52**(3), 65-71, 2016.
- 4) 北村壽朗. 相模川水系における障害生物-障害生物の遷移と本川における藻類の繁殖事例-, 用水と廃水 **58**(7), 509-516, 2016.

2. 学会発表

- 1) 靱山将, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏. 気候変動影響評価のための河川流出モデルの予測性比較. 平成28年度全国会議(水道研究発表会); 2016年11月, 京都市. 同講演集, 218-219, 2016.
- 2) 靱山将, 永見健輔, 桑原直樹, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏. 水道水源流域の水文モデルの作成と気候変動の影響評価. 第51回日本水環境学会年会; 2017年3月, 熊本市. 同講演集, 414, 2017.
- 3) 新福優太, 高梨啓和, 中島常憲, 大木章, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏. 高分解能MSと多変量解析による水道原水生ぐさ臭原因物質の探索, 第51回日本水環境学会年会; 2017年3月, 熊本市. 同講演集, 627, 2017.
- 4) 渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏. 培養法と16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケ

- ンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価. 平成 28 年度全国会議 (水道研究発表会); 2016 年 11 月, 京都市. 同講演集, 758-759, 2016.
- 5) 渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 松倉智子, 秋葉道宏. 浄水場処理工程水における微生物相の長期的評価. 第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月, 熊本市. 同講演集, 204, 2017.
- 6) 多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 西村修, 秋葉道宏. ピコ植物プランクトンの凝集処理プロセスの最適化, 日本水処理生物学会誌別巻 (36), 16, 2016.
- 7) 多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 秋葉道宏, 西村修. ピコ植物プランクトンによる凝集阻害メカニズムと凝集処理プロセスの改善, 第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月, 熊本市. 同講演集, 431, 2017.
- 8) 穂山紗耶, 月野慎也, 木村奈々, 中島敦, 岸田直裕, 内海真生, 秋葉道宏, 清水和哉. カビ臭物質産生における引き金因子の解明. 第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月, 熊本市. 同講演集, 603, 2017.
- 9) 下ヶ橋雅樹, 島昌伸, 嶽仁志, 小坂浩司, 島崎大, 秋葉道宏. 平成 28 年熊本地震の応援給水活動に関するアンケート調査. 平第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月, 熊本市. 同講演集, 111, 2017.
- 10) 小野島広大, 今本博臣. 御嶽山噴火に伴う対応及び水質に関する影響. 平成 28 年度国土交通省国土技術研究会, 2016 年 11 月, 東京都千代田区, 自由課題, 安全安心 1, 2016.
- 11) 高橋威一郎, 高瀬勝教, 廣川諒, 河野博幸, 馬見塚守, 岐津英明. 秋季循環形成後の芹川ダムにおける 2-メチルイソボルネオール (2-MIB) の低減についての評価. 平成 28 年度全国会議 (水道研究発表会); 2016 年 11 月, 京都市, 同講演集, 788-789, 2016.
- 12) 藤瀬大輝, 渡邊英梨香, 藤本尚志, 秋葉道宏. 次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動. 平成 28 年度全国会議 (水道研究発表会). 2016 年 11 月; 京都市. 760-761, 2016.
- H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定を含む)
1. 特許取得
なし
 2. 実用新案登録
なし
 3. その他
なし

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

大規模災害および気候変動に伴う利水障害
に対応した環境調和型水道システムの構築
に関する研究

平成28年度 分担研究報告書

平成29（2017）年 3月

分担研究報告書 1

相模ダム流域の水文モデル作成と
気候変動影響評価

研究代表者	秋葉 道宏
研究分担者	下ヶ橋 雅樹
研究協力者	靱山 将

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)
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：相模ダム流域の水文モデル作成と気候変動影響評価

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 下ヶ橋 雅樹 国立保健医療科学院 上席主任研究官
研究協力者 萩山 将 国立保健医療科学院 研究生

研究要旨

気候変動に伴う異常降水や異常気温が水衛生環境に与える影響が懸念されている中、将来にわたり水道事業を継続するには、気候変動影響を定量的に把握し、その適応策を策定する必要がある。本報告では、横浜市水道局他が水道水源とする相模ダム流域から河川流出モデルとして、複雑さの異なる 3 つのモデル（回帰式、タンクモデル、準分布型水文モデル（Soil and Water Assessment Tool; SWAT））を作成し、特に洪水や渇水に対する予測性を比較した。その結果、豪雨と渇水の双方を予測するうえでは、SWAT の再現性が高く、その使用が妥当であることがわかった。この SWAT に関して、流域内の水挙動メカニズムをより詳細に表現すること目的として、パラメータ補正方法の改定や、降雪についてのより詳細な検討を加えた。その結果、同流域から相模ダムへの流入を再現できる良好なパラメータセットを得た。このパラメータセットを用いた SWAT にて、RCP2.6, 4.5, 8.5 での MIROC5 による将来（2081～2100 年）気候計算結果を入力としたシミュレーションを行ったところ、RCP2.6 および 4.5 では過去（1981～2000 年）の気象のもとでは推算されないレベルの、流域からのピーク流出が推算された。また RCP4.5 では過去の気象のもとでは推算されない長期的な低流量が推算された。特に 2, 4 月の渇水, 6, 7 月の洪水の増加が示唆された。

A. 研究目的

気候変動に伴う異常降水や異常気温が水衛生環境に与える影響が懸念されている。将来にわたり水道事業を継続するには、気候変動影響を定量的に把握し、その適応策を策定する必要がある。本研究費補助金における昨年度の報告書[1]では、横浜市他の水源である相模川流域中の相模ダム流域（図 1）の河川流出を、準分布型水文モデルである Soil and Water Assessment Tool (SWAT) [2] を利用して再現したところ、良好な再現性を得た旨報告した。本年度はさらにこの SWAT 利用の妥当性の評価を行うとともに、そのメカニズムをよ

り詳細に表現すること目的として、SWAT パラメータ補正方法の改定や、降雪についてのより詳細な検討を加えた。また、将来の気候変動に適応した水資源管理を検討するうえで、様々な気候変動シナリオのもとでのリスクを予測することは重要である。ここでは今回新たに得られたパラメータセットを用いた SWAT により、2081～2100 年に予測される流域気候変動の結果として生じる洪水や渇水を推算し、そのリスクについて検討を行うことを目的とした。

B. 研究方法

(1) モデル選択の妥当性評価

流出解析に使用する水文モデルには、いわゆる集中型モデルや、分布型モデル等様々なものが提案されている。使用者側からはできるだけ簡便なモデルが望ましいが、結果的に予測性が低下してしまうことは避けるべきである。ここでは、1日ごとの流出水量を計算しうる以下の3モデルを相模ダム流域に対して作成し、豪雨と渇水に対する予測性を比較した。なお、モデル作成にあたっては、2004年から2006年を、観測値を元にモデルパラメータを補正する期間、2007年から2009年をその補正されたパラメータを有するモデルの予測妥当性の検証期間とした。

(a) 回帰式

最も単純なモデルとして、降水と河川流量の関係を示す回帰式を作成した。補正期間の豪雨日において、2日間雨量と流出水量の回帰式を指数型の関数と仮定し、最小二乗法を用いてパラメータを求めた。また渇水日において30日間雨量と流出水量の回帰式を一次関数と仮定し、同様に最小二乗法でパラメータを求めた。

(b) タンクモデル

次に複雑なものとして、蒸発散を考慮した3段タンクモデルを作成した。その作成ならびにパラメータ補正などの詳細は既報(田中ほか[3])に準じる。ただし本研究では流域内の水田や畑地の割合が低いため、流域内の地下水利用は考慮しなかった。また、2003年7月から12月を流域初期化期間とした。またNSE(後述)を最適化するパラメータセットを求めた。

(c) SWAT

本研究でもっとも複雑なものとして、準分布型のSWATを対象とした。ここでのパラメータ補正は昨年度の報告書[1]に準じるが、ここでは流域初期化期間は2001年から2003年、補正・検証期間は上述のごとくとし、補正対象パラメータも感度解析に基づいて改めて選択した。

また、前日と当日の合計雨量(2日間雨量)が42.5mm(検証期間の上位5%値)を越える日を豪雨日、29日前から当日までの合計雨量(30日間雨量)が65mm(検証期間の下位25%値)を下回る日を渇水日と定義した。

日々の降水量については、農業環境技術研究所の1kmメッシュデータ[4]を基に、流域平均を算出した。各モデルの妥当性評価にあたっては、

Moriyasira[5]を参考に、相模ダム流入量の観測値(神奈川県)とモデルにより計算される流出水量から算出されるNSE及びPBIAS(後述)を指標とした。

(2) SWATパラメータの再補正

SWATでのモデリングは、基本的には昨年度の報告書に準じるが、要点について改めて記載する。
流域データ

流域内の高度分布は国土地理院の50mメッシュ標高より計算した。この分布を用いて相模ダム流域内の小流域と河道をSWATにて計算した(図4)。土地利用については、国土数値情報ダウンロードサービスより入手した2006年の土地利用図ものを使用し、図5及び表1に示したようにSWATの土地利用と対応させた。図より、流域の77%が森林でおおわれていることがわかる。なお、SWATでの水田の取扱いについては、既報(例えば[6])と異なるが、その面積割合が小さい(約2%)ことも鑑みて、小保内ら[7]と同様に”water”として分類した。また、富士山山頂に近い荒地(wasteland)は、ArcSWATとは別のSWATインターフェースであるMWSWAT[2]のデータベースに含まれる裸地(Bare)とした。一方、富士山の麓に位置する荒地はSlender Wheatgrassとした。また、その他用地(other land)はResidential-Med/Low Densityとした。流域内土壌の約80%は褐色森林度によって占められている(国土交通省)。このため、流域全体を1つの土壌種と仮定し、土壌関連の水理学的パラメータセット1つで示すこととした。

流域では、道志第1発電所が流域外から水を取り入れているが、その流量は神奈川県から入手した。

気象データ

SWATの計算では、流域内の日々の降水、最大・最低気温、日射量、風速、及び相対湿度が必要である。降水、最大・最低気温、日射量については3次メッシュ(約1kmの空間解像度)のデータは農業環境技術研究所から入手した[4]。相対湿度はAMeDAS(気象庁)の河口湖、風速はAMeDASの小河内、八王子、大槻、古関、河口湖、及び山中のデータを使用した。

パラメータ補正と検証

モデル予測性は日々の流域からの平均流出流

量[m³/s]予測性により評価した。評価に用いた流出流量(=相模ダム流入量)は神奈川県から入手した。評価にあたっては、Moriyasuら[5]に従い、Nash-Sutcliffe efficiency coefficient (NSE) (Eq. (1))ならびに percent bias (PBIAS) (Eq. (2))を指標として用いた。

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - N_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_{i,ave})^2} \quad (1)$$

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - N_i) \times 100}{\sum_{i=1}^n (O_i)} \quad (2)$$

ここで、nは観測数、O_iは観測された流出量(=相模ダム流入量)[m³/s]、N_iは計算された流出量[m³/s]、O_{i,ave}は観測値の平均[m³/s]である。

補正対象とするパラメータは感度解析により決定した。ここでNSEは洪水時の予測性により左右されることが明らかである。今回の検討では洪水のみならず、低流量も含めた長期間の予測性を高める必要性があったため、図6に示した、補正対象パラメータを選択したのちにPBIASに感度の高いパラメータをまず補正し、引き続いて残りのパラメータを補正する方法を提案し使用した。なお、計算に影響を与えないSWATのパラメータについては補正対象外とした。パラメータ補正には、SWAT-CUP [8] ver. 5.1.5.4を使用し、SUFI-2を用いて、1回の補正あたり2000回計算により実施した。この補正・検証において、2001~2003年のデータは流域内の初期化、2004~2006年は補正、2007~2009年は検証に用いた。

(3) 将来気候変動の影響評価

(2)で得られたパラメータセットを用いて、SWATによる将来気候の影響予測を行った。ここでは、過去(1981~2000年)の流量実測値と、将来(2081~2100年)の予測値の比較をもって、将来の気候変動の影響として評価した。過去の気象データについては、農業環境技術研究所[4]ならびに気象庁から得た。将来気候については、Model for Interdisciplinary Research on Climateのversion 5 (MIROC5)[9]により、2100年の放射強制力が2.6、4.5及び8.5 W/m²となる代表的濃度経路(RCP) [10] (RCP2.6, RCP4.5, RCP8.5)での計算結果を

the Coupled Model Intercomparison Project Phase 5 (CMIP5)[11]より入手して使用した。なお、CMIP5に収録されているMIROC5の計算結果は3次メッシュではない。このため、相模ダム流域付近の点(北緯35.72°;東経139.2°)のデータをまず入手し、図4に示した各点のデータを累積度数関数によるバイアス補正[12, 13]により得た。このバイアス補正においては、1981~2000年の実測気象値(農環研, 気象庁)とMIROC5による過去の計算値を参照として用いた。すなわち、図4に示した点でのそれぞれの実測値とMIROC5による北緯35.72°;東経139.2°の計算値の差を示す累積密度関数を作成した。この累積密度関数を用いて、将来予測値から各点の予測値を得た。なお、将来予測においては土地利用の変化は想定しなかった。

なお、上記(1)~(3)における解析では、ArcSWAT ver.2009.93.7b [2], ArcGIS (Ver. 9.3; ESRI ジャパン), Microsoft Office Excel 及びそのVBA (Ver 2010 及び Ver. 2013; Microsoft, WA, USA), エクセル統計 2010 (社会情報サービス)を使用した。

C. 研究結果及びD. 考察

(1) モデル選択の妥当性評価

回帰式については、豪雨に関しては決定係数R² = 0.73 (n = 57)となったが、渇水については十分な回帰式が得られなかった (R² = 0.034, n = 284)。タンクモデル及びSWATについては、検証期間において、NSEがそれぞれ0.82及び0.79と良好であったが、PBIASはSWATの0.3に対してタンクモデルでは21となり、タンクモデルでの過小評価傾向がみられた。

豪雨日の流出水量について、観測値と計算値の比較を図2に示す。回帰式モデルでは、図中に矢印で示した流出水量の多い2点で観測値と計算値が大きく異なる結果となった。この2点におけるそれぞれの2日間降水量は回帰に使用しなかった範囲、すなわち外挿部分であり、その結果予測性が著しく低下したものと推測された。この2日を除いたデータに対する回帰式モデルのNSEは0.46、PBIASは5.0であった。一方、タンクモデルとSWATに関しては、この強い雨に対しても一定の予測性があることがわかる。また両指標から、若干タンクモデルの再現性が良い結果となった。

渇水日の流出水量について、観測値と計算値の

比較を図 3 に示す。タンクモデルでは渇水になるほど過小評価となった。一方、SWAT は渇水時の流出水量の再現性が高く、渇水予測にも使用しうるものとなった。なおタンクモデルに関しては、良好な予測性が得られている流域もある（田中ほか[3]）ことから、流域条件の違いで、その適用性が左右されるものと考えられる。

以上より、相模ダム流域において豪雨に伴う洪水とともに少雨に伴う渇水（低流量）も予測するためには、SWAT を利用することが妥当であることがわかった。

（2）SWAT パラメータの再補正

SWAT のパラメータについては、ArcSWAT の初期値や文献報告値等、様々な情報があり、それらの値を用いて暫定的に計算を行うことが可能である。しかしながら、適切な範囲でパラメータ補正を行うことで予測性を向上させることも重要である。ここでは、図 6 に示した方法による予測性の向上を、暫定的なパラメータを用いた計算結果と比較することで確認した。なお、ここでは図 6 の感度解析に基づいて決定された 14 の高感度パラメータと、これまでの経験から好感度と分類した 7 つのパラメータ、及び流達時間に関する 1 パラメータを補正対象とした（表 2）。これらについて、補正前のパラメータ（=ArcSWAT に含まれる初期値、表中の tentative value(s)）の計算では、NSE は -4.7、PBIAS は -6.2 となり、補正の必要性がうかがえた。これらのパラメータは、既報（[8, 14]）においても補正されている。SWAT-CUP にて SUFI-2 を実施したところ、これら 22 のうち 11 のパラメータが NSE の場合と比較して、PBIAS に対して高感度となったため、これら 11 のパラメータを PBIAS 影響パラメータ（PBIAS-influencing parameters, 表 2）とした。これらの PBIAS 影響パラメータには、土壌に関するパラメータ（例えば SOL_K）や雪に関するパラメータ（例えば SFTMP）、及び地下水に関するパラメータ（例えば GWQMN）が含まれた。これらのパラメータのうちのいくつかは NSE に対しても感度が高く、それらは次の段階で再補正した。結果として、NSE のみを参照する補正と比較して、今回の方法ではより再現性の高いハイδροグラフが得られた。Arnold ら[8]は基底流出（base flow）と（降水に直結する）流出（runoff）を分離し、逐次的に補正する方法を提案している。今回ここで提案した補

正方法は、基底流出と流出を分離しない簡便な 1 方法として有効である。

最終的に補正されたパラメータセット（表 2）を用いた、2004 年から 2009 年の日々の流出流量計算結果を示すハイδροグラフを図 7 に示す。補正、検証それぞれの期間の NSE 及び PBIAS も併せて示している。補正期間では NSE は 0.837、PBIAS は 2.73 となり、検証期間では NSE は 0.751、PBIAS は -2.67 となった。検証期間において NSE では若干の低下がみられたが、予測性を大きく劣化させるほどのものではないと判断した。この日々計算結果をもとに算出される月平均流量の予測結果を図 8 に示す。Moriassi らの示したモデル予測性の評価と照らし合わせ、ここで得られた NSE と PBIAS は”very good”の範囲にあり補正期間：NSE = 0.958, PBIAS = 2.79, 検証期間：NSE = 0.909, PBIAS = -2.63, ここで得られたパラメータセットが良好な予測性を与えるものであることがわかった。

予測の不確定性を確認するため、予測値と実測値の関係を図 9 に示した。ここで、対象とした期間の日々を、降水量に基づいて 3 種類に分類した。一つは豪雨日（“heavy precipitation day”）であり、その日とその前日の 48 時間雨量が 100 mm を超えるものをこの分類とした。もう一つは乾燥日（“dry day”）であり、48 時間雨量が 1 mm 未満のものとした。その他を通常日（“normal day”）とした。計算結果の±50%と±100%を図中に破線、あるいは点線で示しているが、この範囲の内外により、予測の不確定性を評価した。予測±50%の幅で見た場合、すべての日の 96.2%、乾燥日の 96.8%、豪雨日の 63.2% がその範囲内にあった。一方豪雨日については、観測された 19 のうち 4 日が予測の 1.5 倍を超えた。ここで、もし予測の信頼区間を -50%~+100%とすると、豪雨日についてはその予測の 73.7%がこの範囲に入ることになる。通常日と乾燥日の分布は概ね重なっているとともに、乾燥日のいくつかの流量は豪雨日のそれを上回っている。これらの日の予測値は良好なものであり、結果的に流域での水の滞留が十分に再現できたものと判断した。

（3）将来気候変動の影響評価

前述のように、ここでは RCP2.6, 4.5, 及び 8.5

のもとで予測される相模ダム流域からの 2081 年～2100 年の流出流量を、今回補正されたパラメータセットを用いて SWAT で計算し、過去 (1981～2000 年) のそれと比較して、リスクの変化について考察する。ここで、過去の流出流量は実測された流出量 (=相模ダム流入量) ではなく、過去の気象から計算された流出量であり、気象から算出されるポテンシャルベースの考察であることに注意されたい。日々単位のハイドログラフを図 10 に示す。日平均流出量が $1,000 \text{ m}^3/\text{s}$ を超える洪水が 1982 年 8 月、同年 9 月、および 1983 年 8 月の 3 回見られている。これらすべてのケースでは、台風による豪雨が相模川の上中流域で生じていた。1982 年の 2 件では、相模ダム河口の平塚市にて河川浸水や雨水下水道の逆流が発生した。さらに、河口湖の水位上昇による洪水が 1982 年 9 月と 1983 年 8 月に生じている[15]。さらにこのような相模ダムへの高流入は濁水長期化[16]といった問題を引き起こす可能性がある。実際のところ、 $1,000 \text{ m}^3/\text{s}$ は一日あたり 86 百万 m^3 となり、相模ダムの有効容積の 1.8 倍に相当する。

1981～2000 年にかけて観測された流域内平均雨量の最大値は 299 mm/day であった。一方、2081～2100 年において予測される 300 mm を超える雨量は RCP2.6, 4.5 および 8.5 でそれぞれ 2 回、2 回、および 1 回である。それらのうちの 2 回の豪雨に相当する降水は過去 (1981～2000 年) には見られなかった $2,500 \text{ m}^3/\text{s}$ の流出量が RCP2.6 で予測されている。この極めて高い流入量は連続的な豪雨 (その前日が 260 mm 、当日が 365 mm) のもとで計算されたものである。RCP4.5 のもとでは、 305 mm の降水時に $1,600 \text{ m}^3/\text{s}$ の流出量が計算された。ここでは、前々日と前日にそれぞれ 28 mm および 60 mm の降水が予測されている。一方で、短い計算刻みがこのような極めて高い流出量を算出した可能性もある。たとえば、3 日間の平均流出としてすると、RCP2.6 のそれは $1,397 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP4.5 のそれは $1,063 \text{ m}^3/\text{s}$ となり、この数値は過去 (1981～2000 年) に計算された値のおよそ 1～1.3 倍となる。月ごとの比較については後述する。

渇水リスクについては、このシミュレーションで計算された低流量を用いて考察する。1996 年 2 月 26 日から 4 月 24 日、および 7 月 5 日から 23 日にかけて、横浜市水道局他では、相模ダム等の水位低下による取水制限が行われた。この期間の

平均流出水量計算値は $10 \text{ m}^3/\text{s}$ を下回っていた。この値を下回る日は、過去において 57 日、RCP2.6 にて 24 日、RCP4.5 にて 289 日、RCP8.5 にて 22 日計算されている。特に RCP4.5 では、2099 年 12 月から 2100 年 4 月までのおよそ 5 ヶ月間、平均流入量が $8\sim 12 \text{ m}^3/\text{s}$ という低流量が計算されており、深刻な渇水の可能性を示唆している。

さらに各月ごとの流量の分布を統計的に解析した。図 11 には、過去および将来における各月の日流量平均値の最大値、75% 値、中央値、25% 値、および最低値を箱ひげ図として示した。ここで、過去と比較した将来の値の有意差を Brunner-Munzel 検定にて確認した。その結果、9 月から 4 月 (RCP2.6 での 3 月を除く) においては、将来、流量が有意に低下するものと予測された。特に RCP4.5 における 4 月の減少が目立った (中央値が $25.0 \text{ m}^3/\text{s}$ から $18.9 \text{ m}^3/\text{s}$ へと 24% 減少)。前述のように、1996 年 2～4 月には取水制限が起こっている。したがって、2～4 月の流域からの低流出量は、水不足の大きなリスク要因と考えられる。一方、6、7 月および 11 月の流出量は増加するものと予測されており、特に 6、7 月の増加が目立つ。6 月における中央値は、過去において $30.8 \text{ m}^3/\text{s}$ であったものが、RCP2.6 では $60.7 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP4.5 では $53.0 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP8.5 では $44.5 \text{ m}^3/\text{s}$ となった (44～97% の増加)。また 75% 値は、過去に $38.7 \text{ m}^3/\text{s}$ であったものが、RCP2.6 では $124.6 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP4.5 では $96.5 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP8.5 では $86.2 \text{ m}^3/\text{s}$ となった (122～222% の増加)。7 月における中央値は、過去において $33.2 \text{ m}^3/\text{s}$ であったものが、RCP2.6 では $49.8 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP4.5 では $43.9 \text{ m}^3/\text{s}$ 、RCP8.5 では $43.7 \text{ m}^3/\text{s}$ となった (32～50% の増加)。これらの結果より、6、7 月の洪水に伴う濁水や施設損壊のリスクが高くなるものと推測され、その適応策の必要性を示唆した。

前述のように、今回のシミュレーションでの、計算ステップが短いことによって生じる過大評価を避けるため、月平均としての比較もあわせて行った。その結果を図 12 に示す。前述の渇水月についても同図に示している。1996 年 2 月の月平均流出量は $10.8 \text{ m}^3/\text{s}$ と計算され、1981～2000 年において 2 番目に低い値となった。この値は図 12 中、破線で示している。また 1996 年 3 月の値は $11.5 \text{ m}^3/\text{s}$ であり、3 番目に低い値となった。これらと同じレベルの低流出量は、1984 年と 1988 年

に2回計算されている。しかしながら、それらの低流量は双方ともに単月で収束した。一方、1996年2月から3月のように2ヶ月以上連続で12.0 m³/sを下回ったものがRCP4.5において、2094年、2096年、2098年、2099年、および2100年に推算されている（最大で5ヶ月の連続）。このことから、RCP4.5下で予測される相模ダム流入の低下はもっとも深刻であることが示唆される。Mouri[17]は、日本でのRCP4.5における土砂生成(wash load)予測が他のシナリオでのそれに比べて低いことを示している。土砂生成量の低下は河川流量の低下に伴うものであり、今回のRCP4.5での降水量低下と同じ傾向を示すものである。一方で実際には横浜市他の水源として、宮ヶ瀬ダムが建設され、2001年から運用されているため、渇水に対する適応性は高まっているものと考えられる。しかしながら、渇水ポテンシャルが増加することには注意を要するものといえる。

一方、今回はMIROC5のみを用いたシミュレーション結果を示しており、将来予測モデルの不確定性についてはまだ検討の余地は残されている。今後はMRI等のほかのモデル計算結果を用いたシミュレーションを行い、その不確定性についても考察を行う必要がある。したがって、ここで示したシミュレーション結果は将来予測の一結果として位置づけるべきである。しかしながら、水文モデルと気候変動予測を用いた、将来の洪水、渇水リスク評価の例を示すことができた。

E. 結論

相模ダム流域の河川流出モデルとして、複雑さの異なる3モデル(回帰式、タンクモデル、SWAT)を作成し、豪雨と渇水の流出水量の予測性を比較した。豪雨に関しては、最も単純な回帰式では、回帰の範囲を考慮することによりある程度の予測ができることがわかった。またタンクモデル及びSWATでは良好な予測性が確認された。一方、渇水に関してはSWATの再現性の高さが際立った。

相模ダム流域の流出を再現するSWATのパラメータ補正方法の改定や降雪についてより詳細な検討等を行い、良好なパラメータセットを得た。

このパラメータセットを用いたSWATにて、RCP2.6, 4.5, 8.5でのMIROC5による将来(2081~2100年)気候計算結果を入力としたシミュレー

ションを行ったところ、RCP2.6および4.5では過去の気象からは推算されないレベルの、流域からのピーク流出が推算された。またRCP4.5では過去の気象からは推算されない長期的な低流量が推算された。特に2,4月の渇水リスク増加,6,7月の洪水リスク増加が示唆された。今後、複数の将来気候予測モデルによるシミュレーションを行ってその不確定性を確認する必要がある、今回の結果は一例に過ぎないが、水文モデルを用いた将来の洪水、渇水リスクの評価方法が例示できた。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

秋葉道宏, 下ヶ橋雅樹, 靱山将 (2017). 水供給システムにおける気候変動の影響—生物障害の発生に及ぼす水温上昇の影響について—. 用水と廃水 59(1), 45-50.

2) 学会発表

靱山将, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏 (2016). 気候変動影響評価のための河川流出モデルの予測性比較. 平成28年度全国会議(水道研究発表会); 2016年11月10日, 京都. 同講演集, p. 218-219.

靱山将, 永見健輔, 桑原直樹, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏 (2017). 水道水源流域の水文モデルの作成と気候変動の影響評価. 第51回日本水環境学会年会; 2017年3月17日, 熊本. 同講演集, p. 414.

H. 知的財産権の出願・登録状況(予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

- I. 参考文献
- [1] 秋葉道宏, 下ヶ橋雅樹, 靱山将 (2017) 流域システムの水管理対策に関する研究, in 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) 大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水道システムの構築に関する研究 (研究代表者: 秋葉道宏. 〈課題番号: H27-健危-一般-003〉) 平成 27 年度 総括・分担研究報告書. p. 17-31.
- [2] USDA and Texas A&M University. SWAT | Soil & Water Assessment Tool. <http://swat.tamu.edu/> (2014 年 4 月 23 日確認).
- [3] 田中太一, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏 (2015) タンクモデル及び LQ 式を用いた気候変動による水道原水流量及び濁度への影響評価. 平成 27 年度全国会議 (水道研究発表会); 2015 年 10 月 22 日, さいたま. 同講演集: p. 154-155.
- [4] 清野裕 (1993) アメダスデータのメッシュ化について. 農業気象 48(4): pp. 379-383.
- [5] Moriasi, D.N., et al. (2007) Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. Transactions of the ASABE. 50(3): p. 885-900.
- [6] Xie, X. and Cui Y. (2015) Improving hydrological simulations with SWAT for paddy watersheds: Model development and data assimilation. in MARCO Satellite International Workshop 2015 Adoption and adaptation of SWAT for Asian crop production systems and water resource issues (International SWAT-Asia Conference IV) Oct. 20, 2015, Tsukuba, Japan. Program & Abstract: p. 19.
- [7] 小保内啓太, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏 (2015) 水文水質モデルを用いた釜房ダム流域における豪雨による高濁度化の浄水処理システム影響評価. 水道協会雑誌 84(5): p. 2-13.
- [8] Arnold, J.G., et al. (2012) SWAT: Model Use, Calibration and Validation. American Society of Agricultural and Biological Engineers 55(4): p. 1491-1508.
- [9] Watanabe, M., et al. (2010) Improved Climate Simulation by MIROC5: Mean States, Variability, and Climate Sensitivity. Journal of Climate 23(23): p. 6312-6335.
- [10] Thomson, A.M., et al. (2011) RCP4.5: a pathway for stabilization of radiative forcing by 2100. Climatic Change. 109: p. 77-94.
- [11] Department of Energy, Lawrence Livermore National Laboratory (2016) Coupled Model Intercomparison Project 5 (CMIP5), <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/cmip5/> (Access January, 2017)
- [12] 飯泉仁他 (2010) 統計的ダウンスケーリングによる気候変化シナリオ作成入門. 農業気象 66(2): p. 131-143.
- [13] 松田恵他 (2013) 地域スケールの気候変動予測と観光快適性指標を用いた影響評価. 三菱総合研究所所報(56): p. 30-45.
- [14] 清水裕太, 小野寺真一, 齋藤光代 (2013) 郊外農業流域におけるリン流出量推定への SWAT モデルの適用可能性. 水文・水資源学会誌 26(3): p. 153-173.
- [15] 国土交通省 (2007) 相模川水系の流域及び河川の概要 (案) .
- [16] 堀田哲夫他 (2003) 下層密度流によるダム貯水池の濁水長期化現象とその対策. 水文・水資源学会誌 16(3): p. 236-245.
- [17] Mouri, G. (2015) Assessment of spatiotemporal variations in the fluvial wash-load component in the 21st century with regard to GCM climate change scenarios. Science of the Total Environment 533: p. 238-246.
- J. 謝辞
- 相模ダム流入量ならびに道志第 1 発電所の流入水量は神奈川県企業局利水電気部利水課にご提供いただきました。記して謝意を表します。



図 1 相模ダム流域位置図

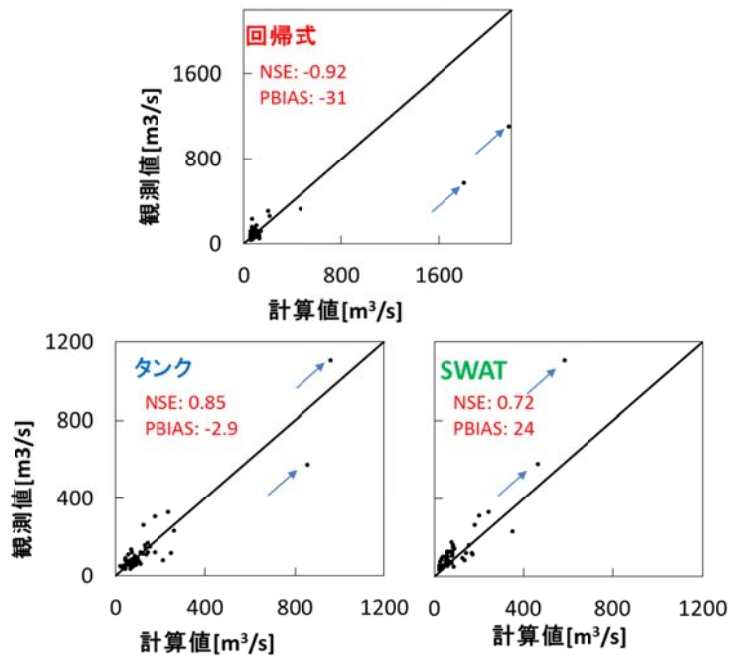


図 2 豪雨日における流出水量観測値と3つのモデルによる計算値

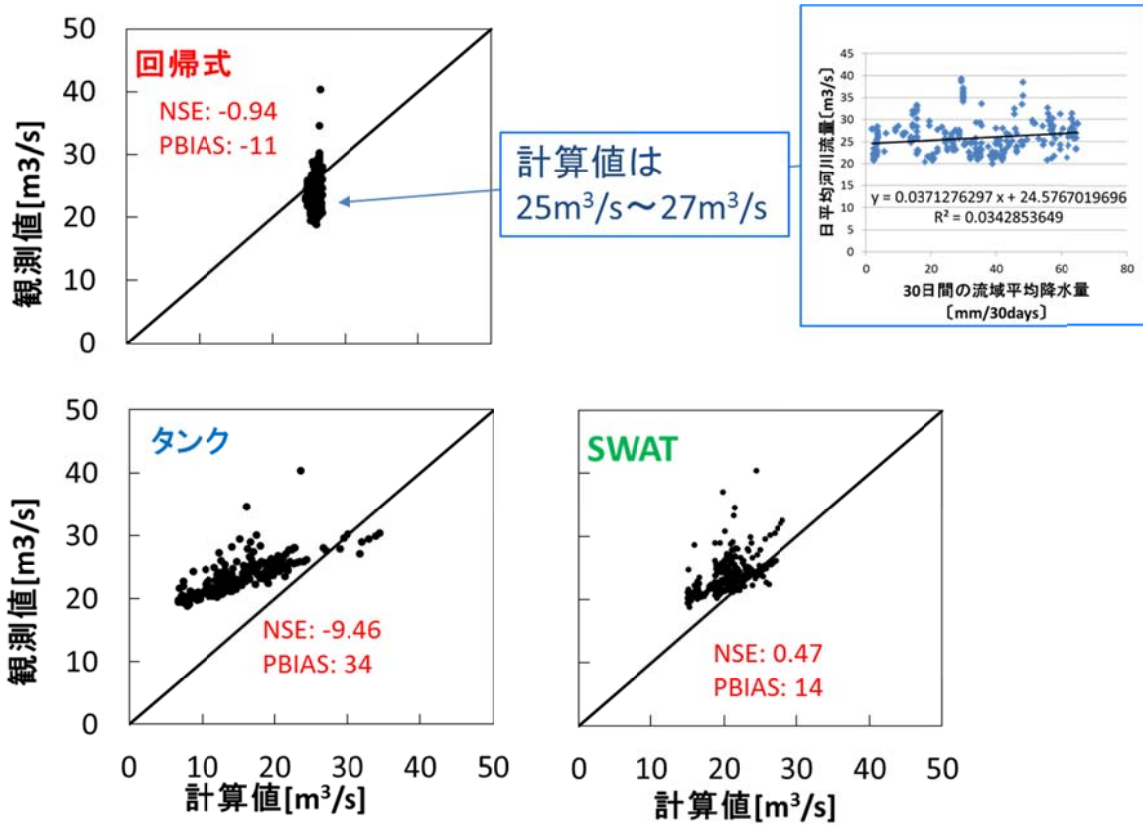


図 3 渇水日における流出水量観測値とモデルによる計算値

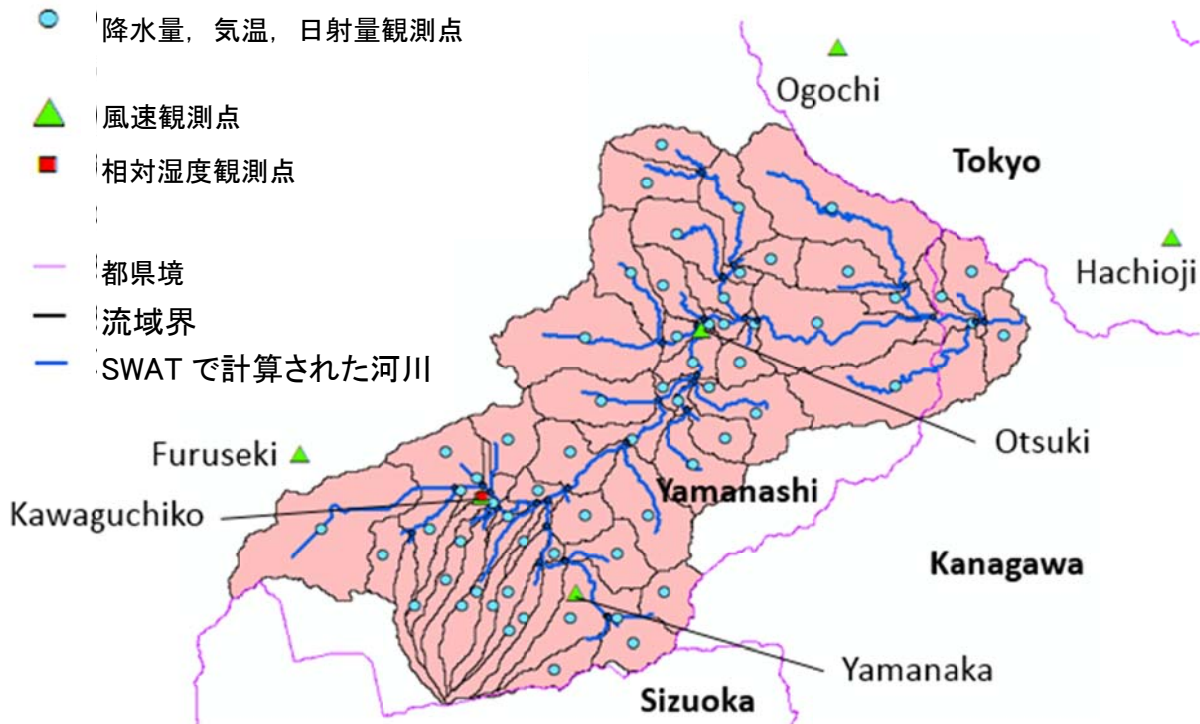


図 4 相模ダム流域の小流域及び気象観測点

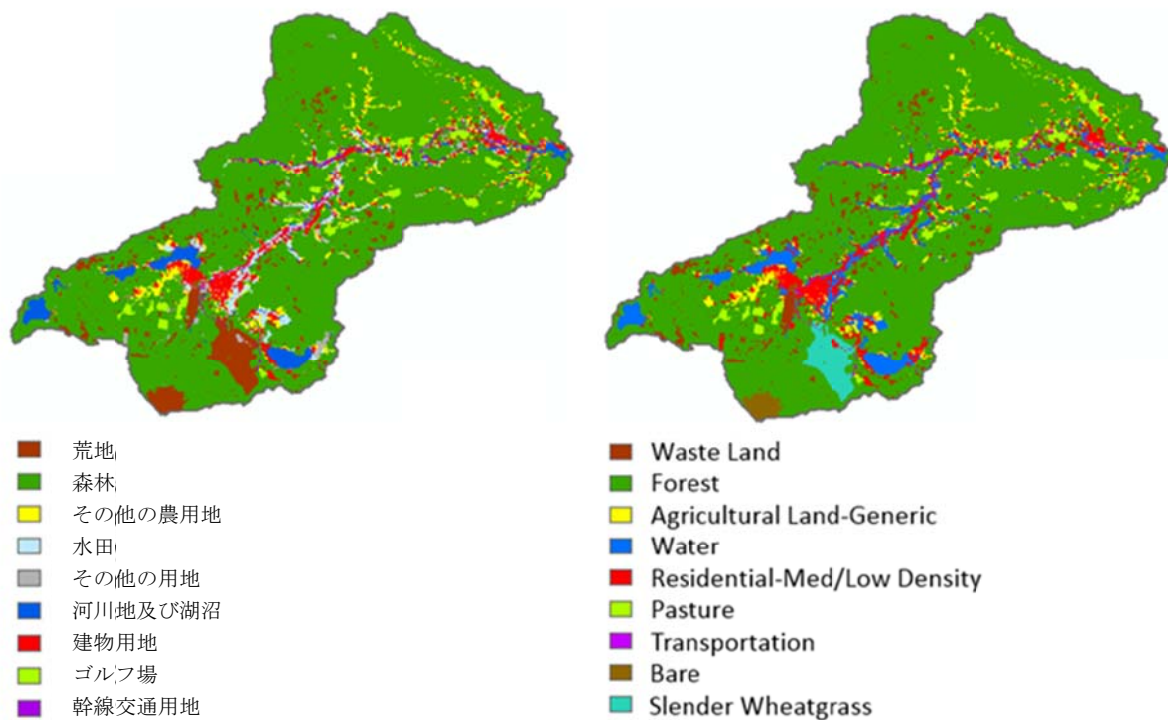
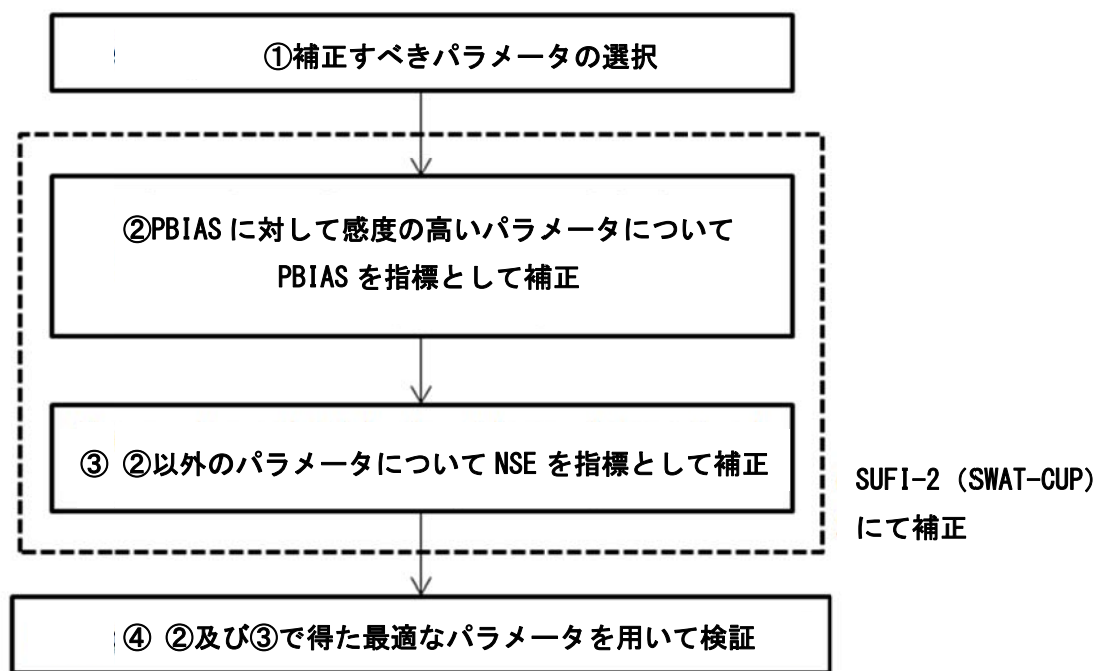


図 5 相模ダム流域の土地利用分布。左：国土交通省から得た土地利用データ，右：SWAT にて仮定した分布



※SWAT-CUP に装備されているそれぞれのパラメータ値の範囲で補正

図 6 パラメータ補正及び検証の手順

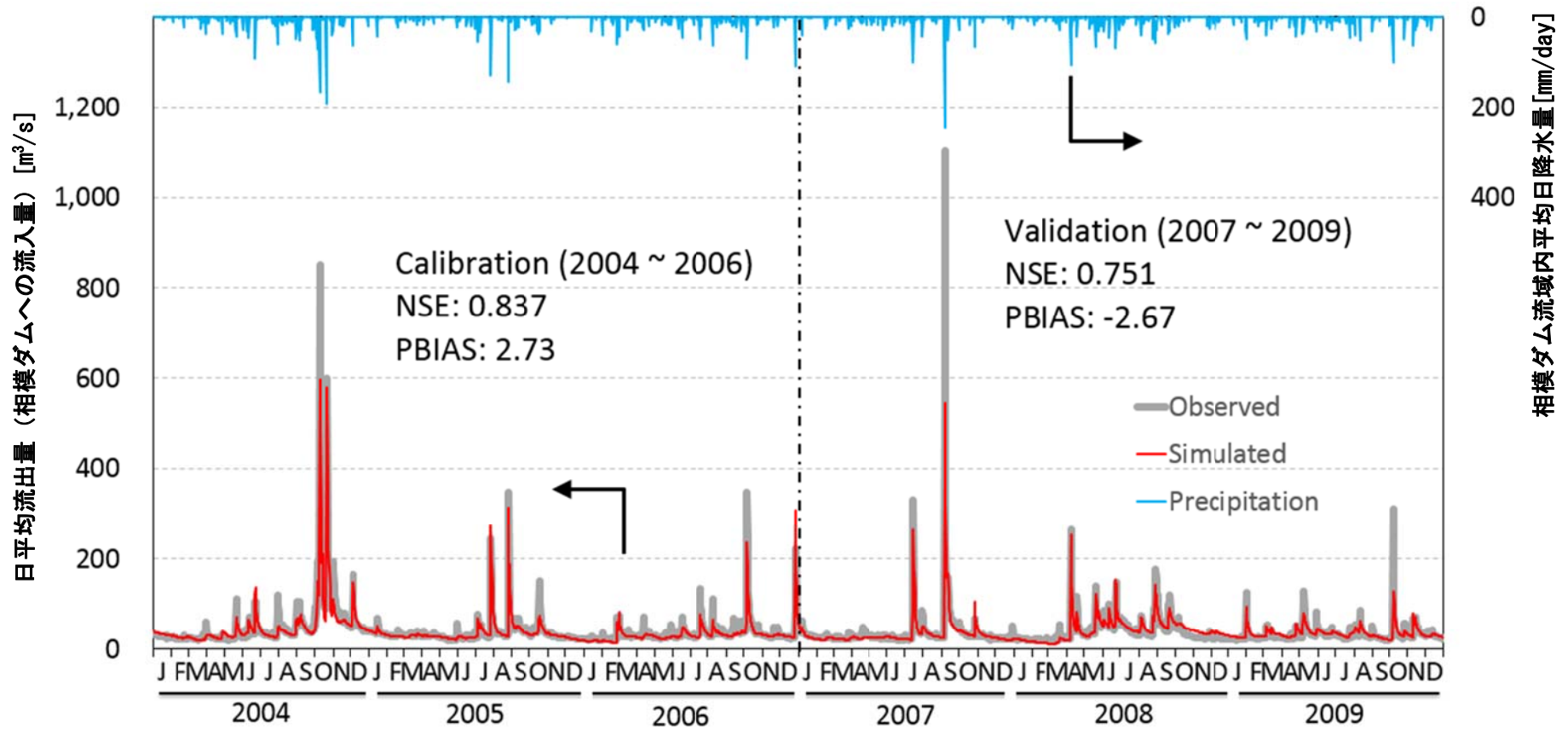


図 7 補正, 及び検証期間の日々単位のハイドログラフ

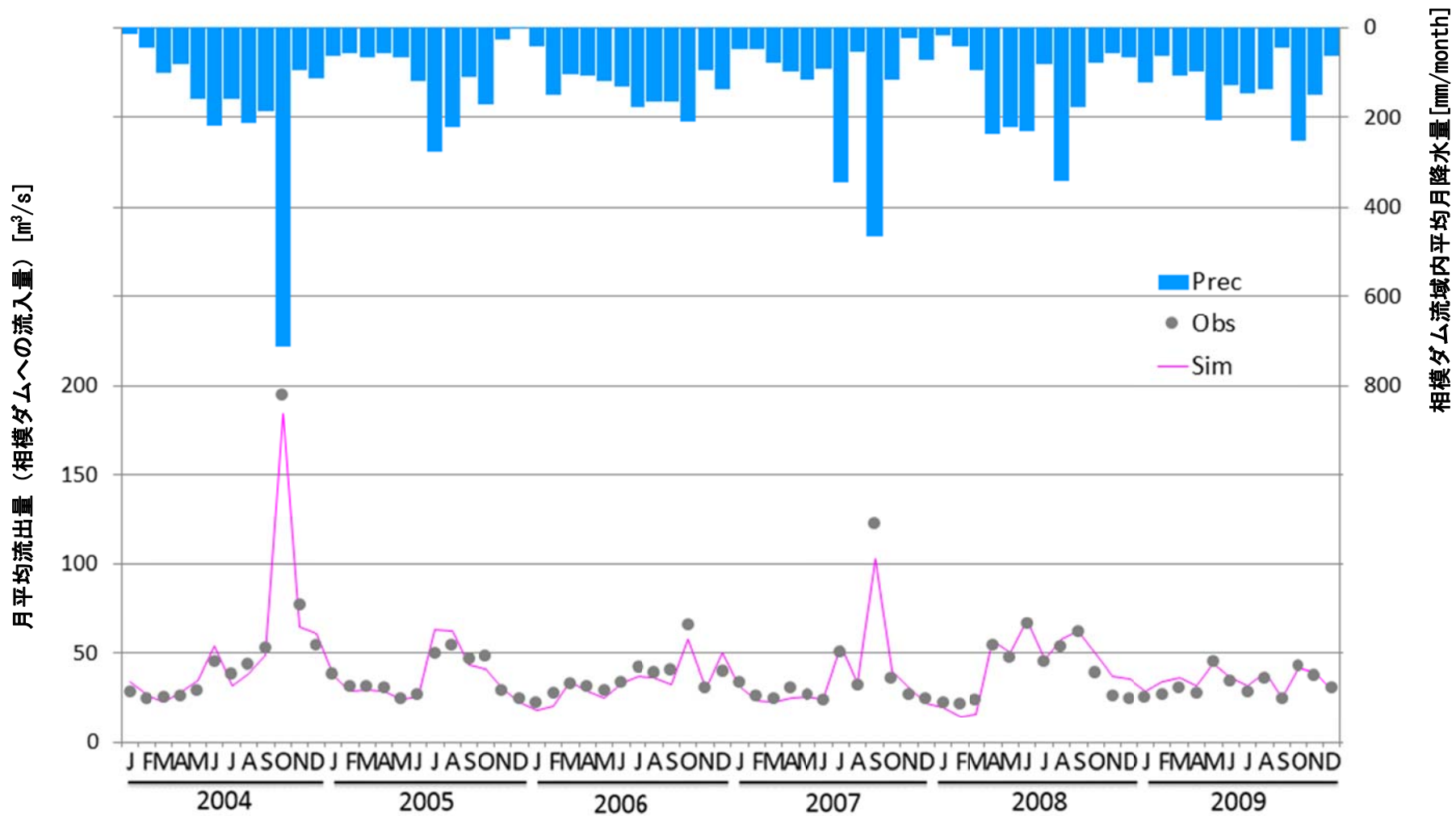


図 8 補正, 検証期間の月単位のハイドログラフ

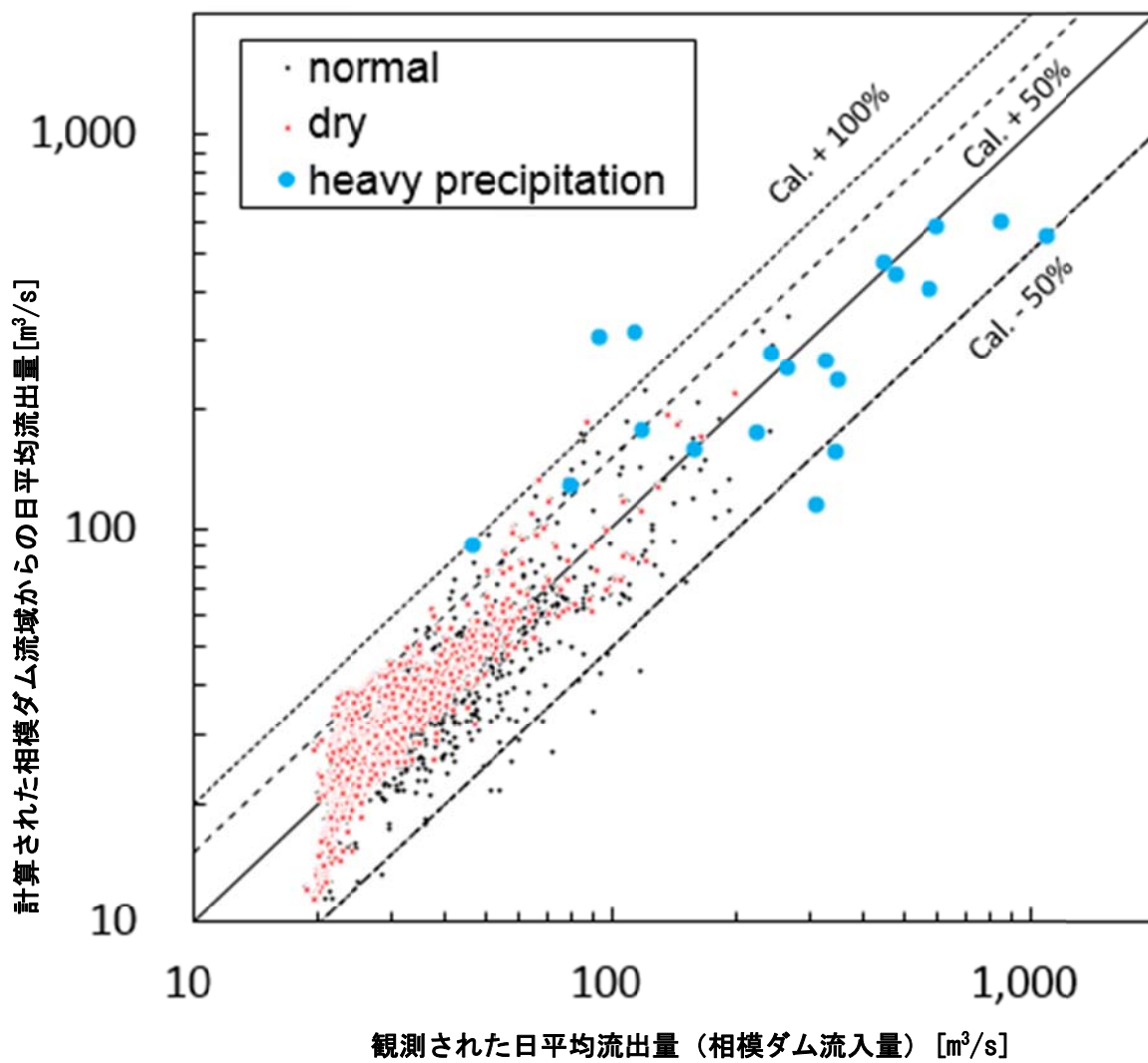
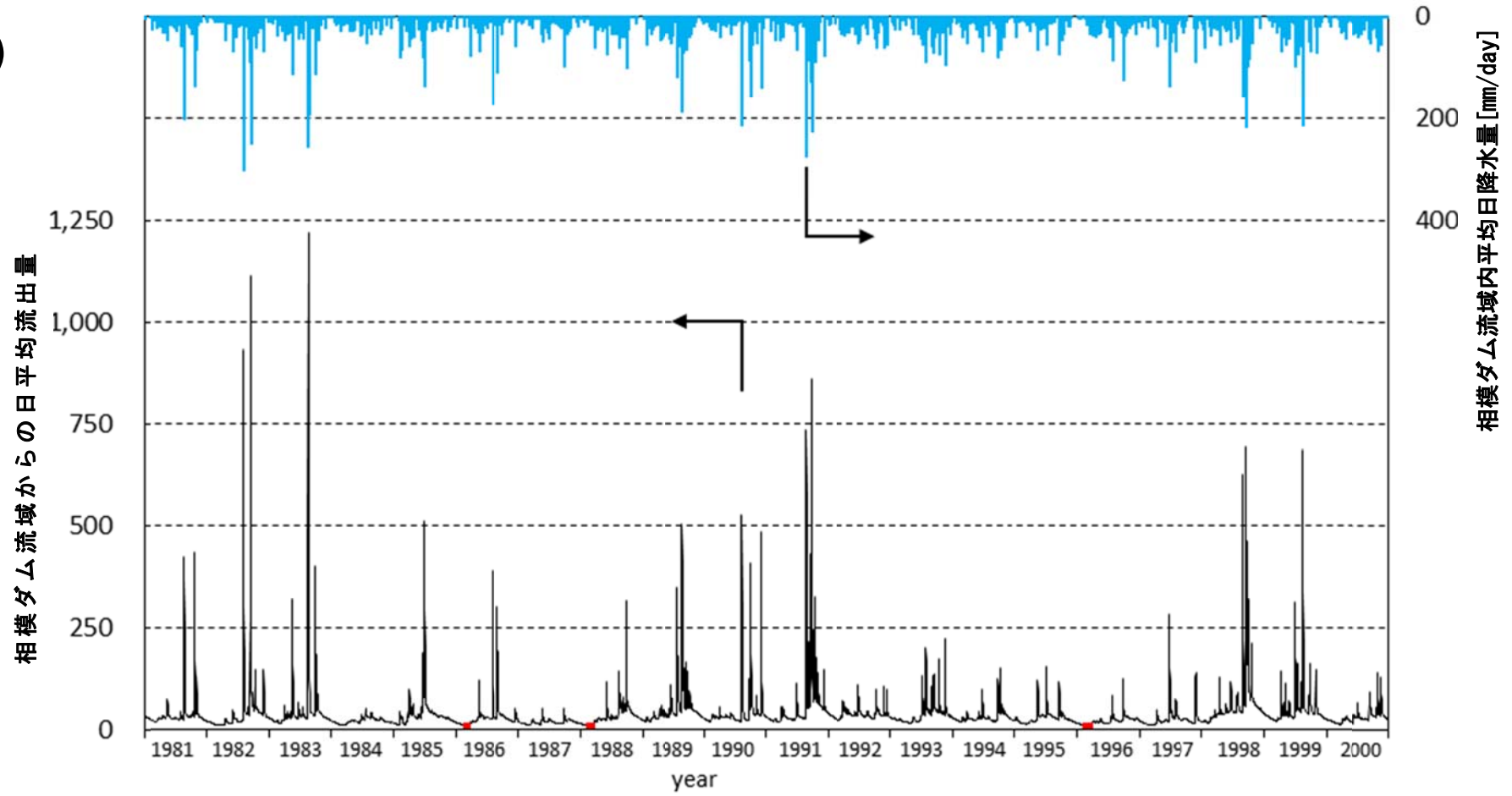
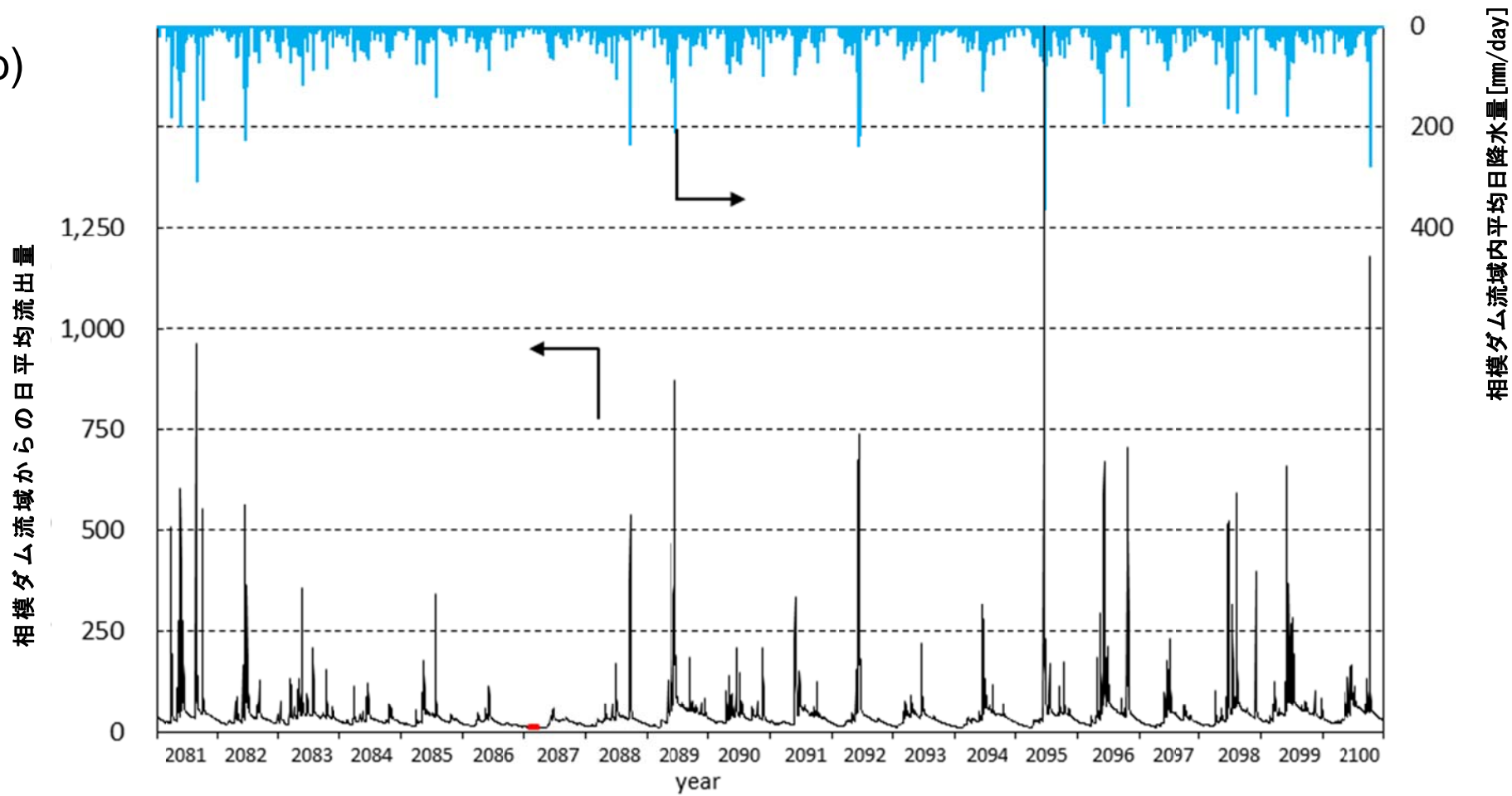


図 9 相模ダム流域からの流出量計算値と実測値 (相模ダム流入量) の比較

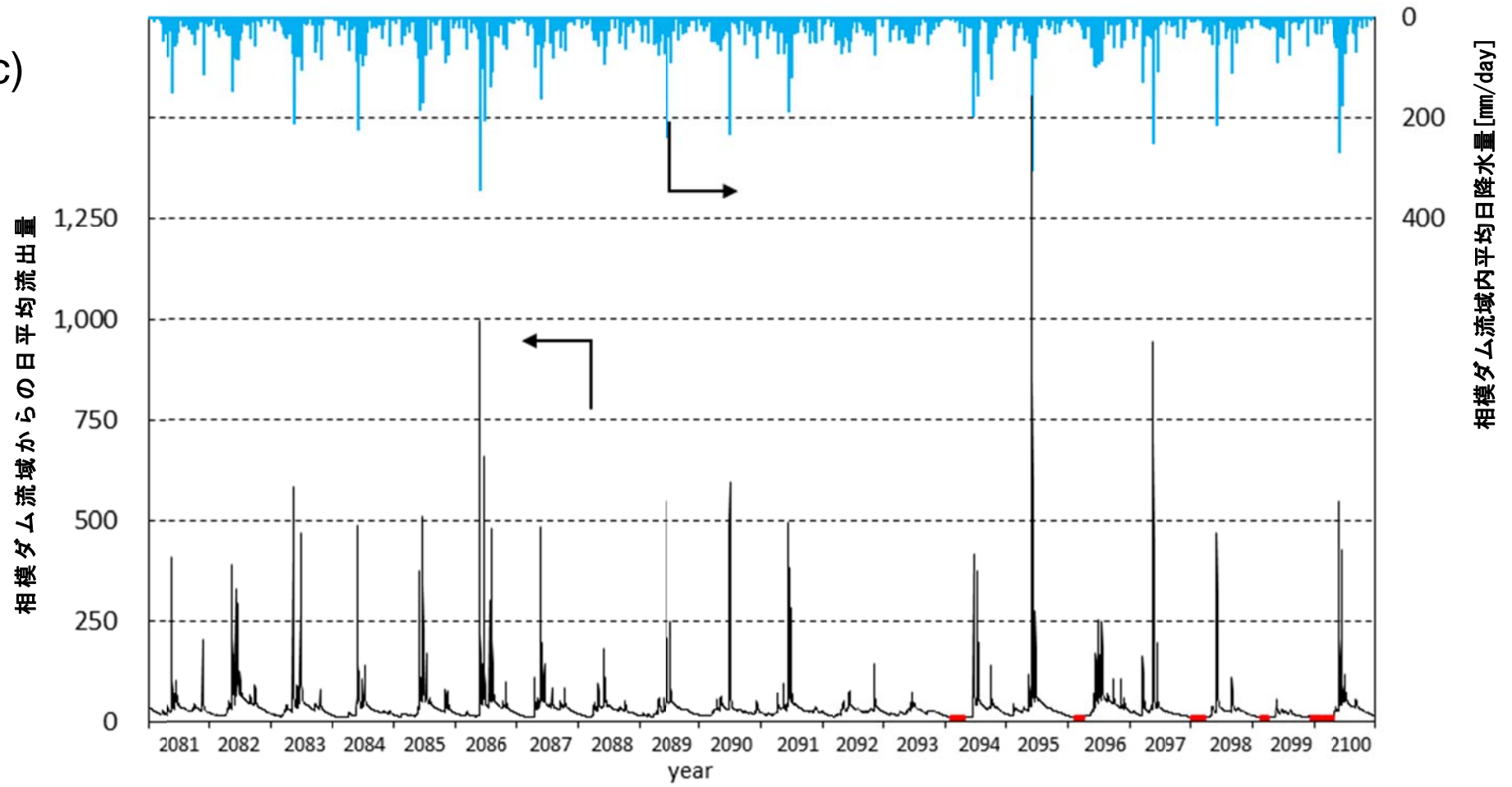
(a)



(b)



(c)



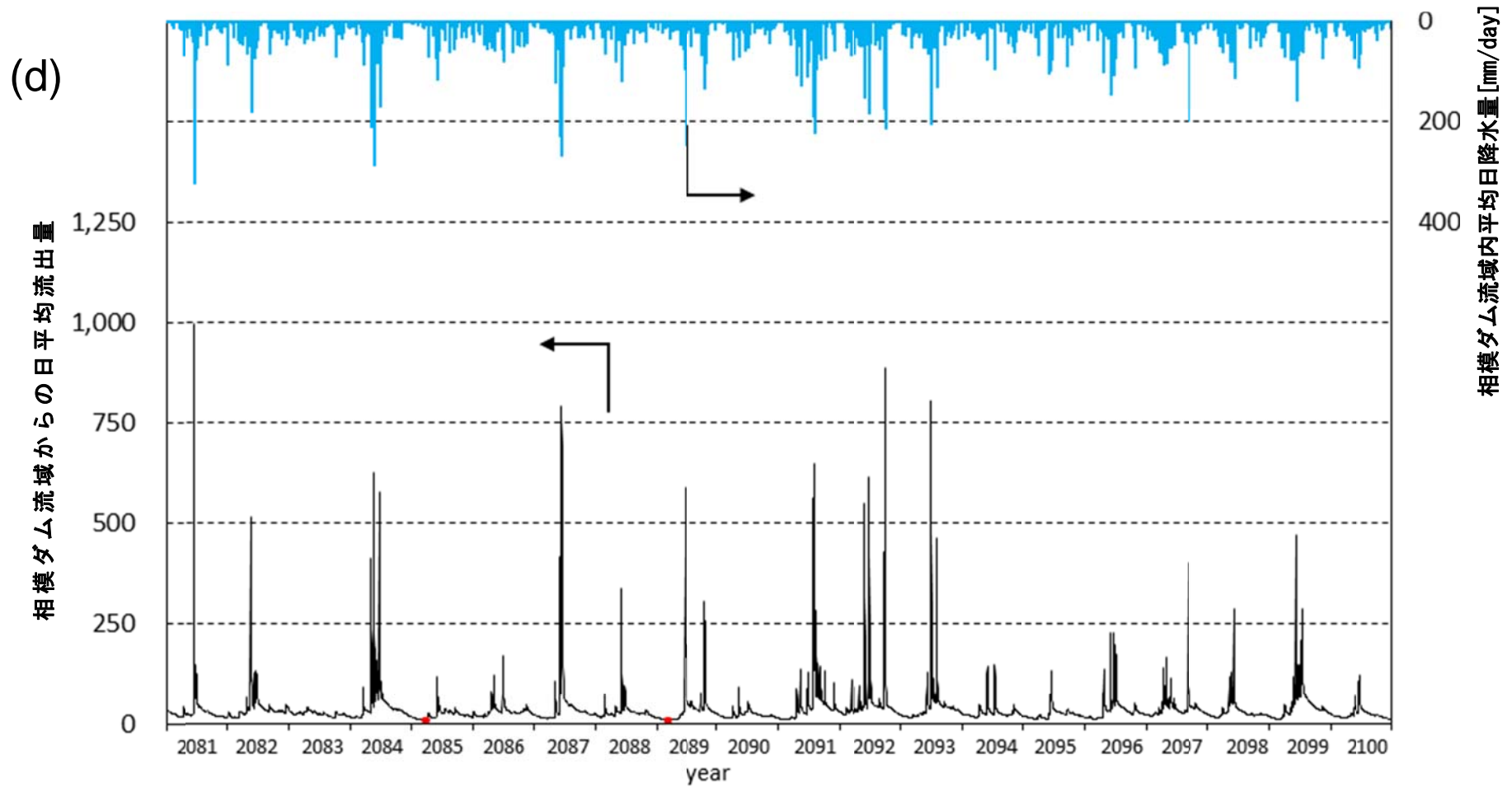


図 10 過去及び将来の予測ハイドログラフの比較。(a) : 過去 (1981~2000年), (b) RCP2.6 下での将来 (2081~2100年), (c) RCP4.5 下での将来 (2081~2100年), (d) RCP8.5 下での将来 (2081~2100年)。10 m³/s を下回る日は図中赤プロットで示している。

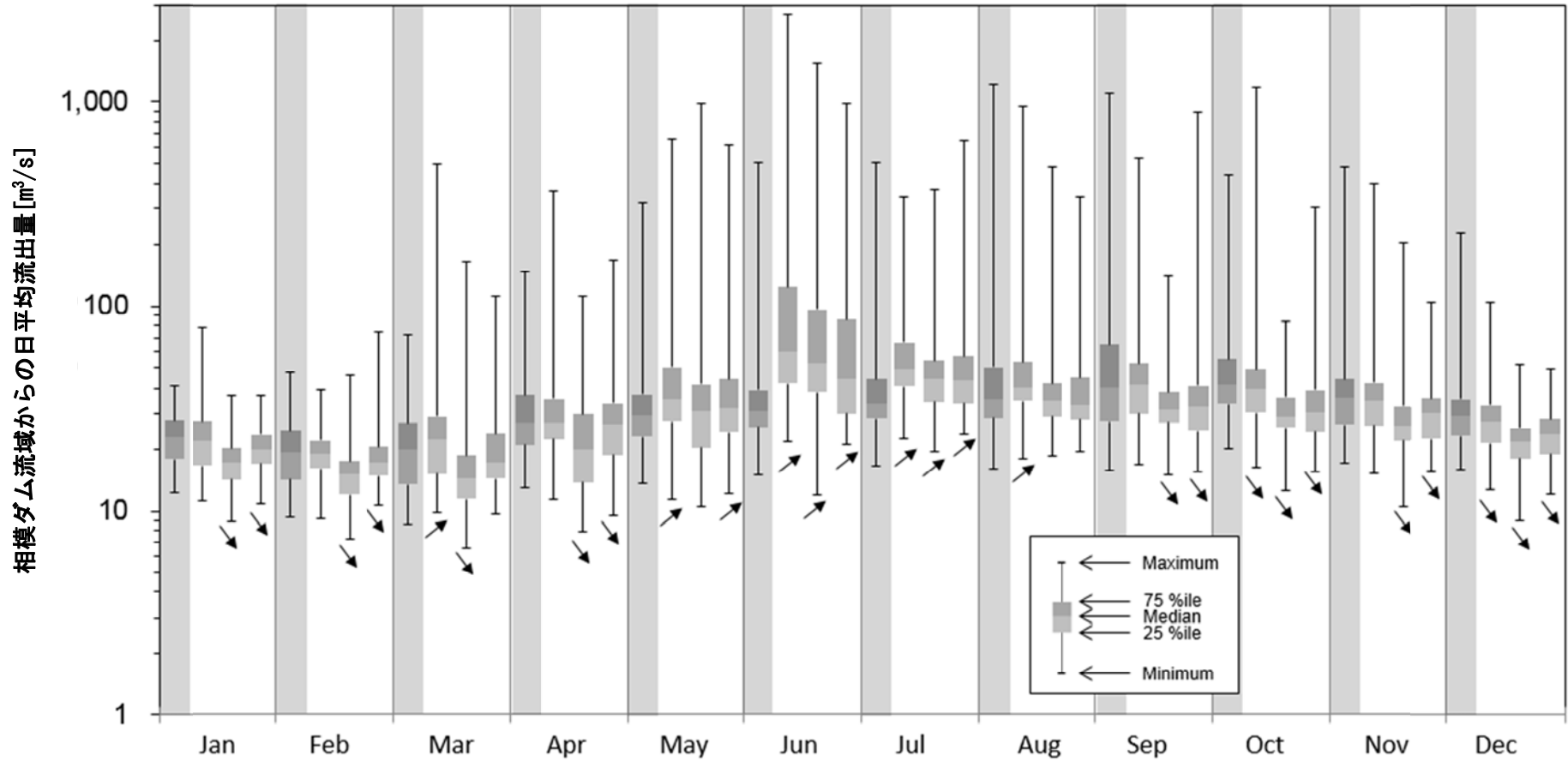


図 11 過去（1981～2000 年）および将来（2081～2100 年）の各月の日平均流量の分布。各月のカラムにて、左から順に、過去（グレーでハッチング）、RCP2.6、RCP4.5、RCP8.5 の結果を示す。図中、右上がりの矢印および右下がりの矢印は、それぞれ過去と比較して統計学的に有意な増加あるいは減少（ $p < 0.001$ 、Brunner–Munzel 検定）を示す。

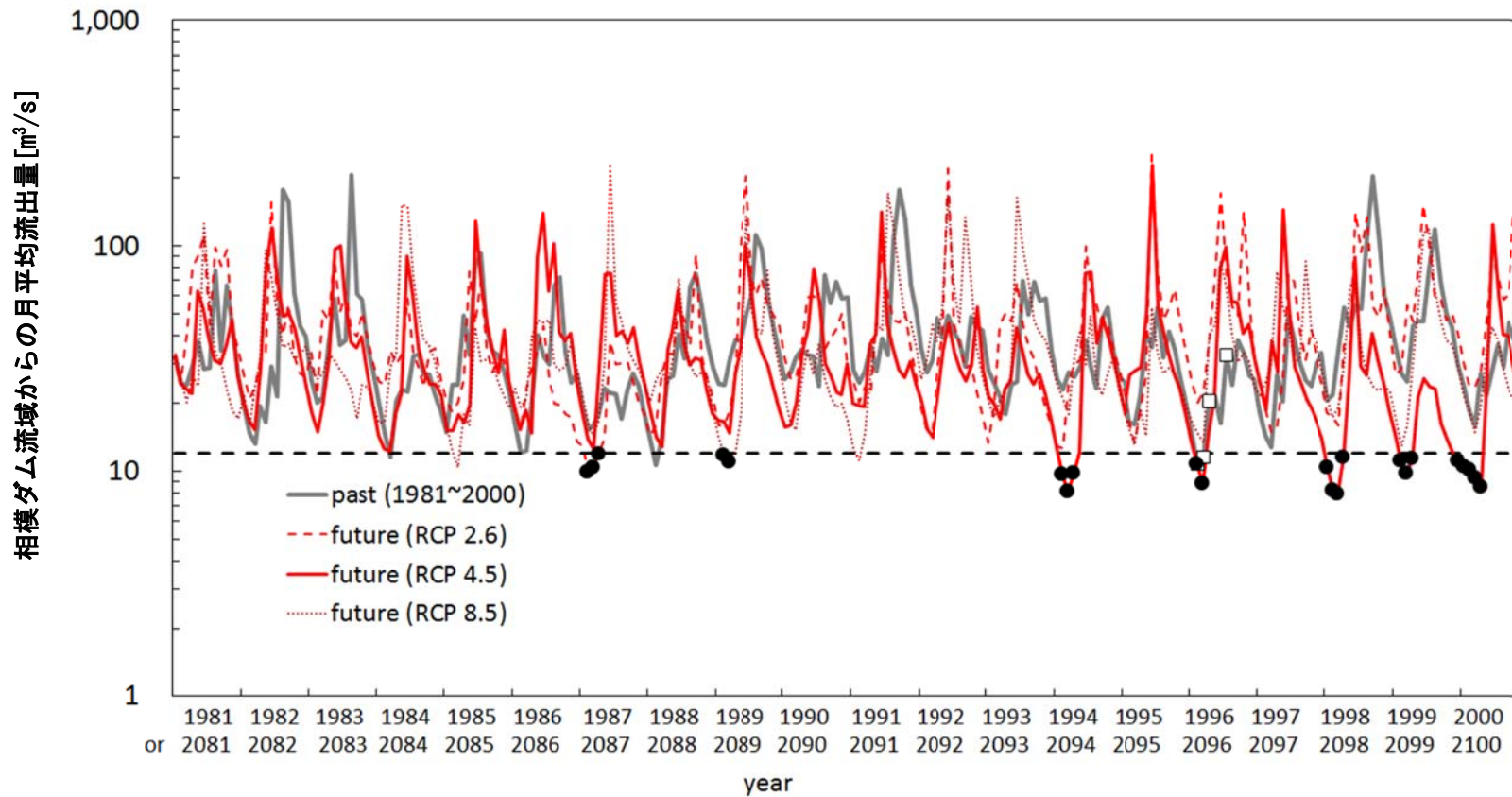


図 12 過去（1981～2000年）および将来（2081～2100年）の、相模ダム流域からの月平均流出量計算結果
 （横浜市水道局他で取水制限が行われた時期を◻で示している。また、その取水制限時の状況から算出された、月平均流量が $12 \text{ m}^3/\text{s}$ （図中破線）を下回る月が連続したものを●にて示した）

表 1 土地利用図の分類（国土交通省）と SWAT での土地利用の対応

土地利用図の分類（国土交通省）	SWAT で登録されている土地利用
水田	Water
その他の農用地	Agricultural Land-Generic
森林	Forest-Mixed
荒地	Wetlands / Bare / Slender Wheatgrass
建物用地	Residential-Med/Low Density
幹線交通用地	Transportation
その他の用地	Residential-Med/Low Density
河川地及び湖沼	Water
ゴルフ場	Pasture

表 2 補正後のパラメータ値

	Parameter	Description	Minimum	Maximum	Tentative Value(s)	Value after calibration	Calibration Method*	PBIAS -influencing parameter **
1	ALPHA_B F	Base flow alpha factor	0	1	0.048	0.7073	V	
2	BLAI	Maximum potential leaf area index	- 0.2	+ 0.2	0 – 6 †	0.0199	R	○
3	CANMX	Maximum canopy storage [mm]	0	100	0	7.000	V	○
4	CH_K2	Effective hydraulic conductivity in main channel alluvium [mm]	250	500	0	399.625	V	
5	CH_N2	Manning’s “n” value for the main channel.	0	0.1	0.014	0.02993	V	
6	CN2	Initial SCS runoff curve number for moisture condition II	- 0.2	+ 0.2	59 – 98 †	0.0707	R	
7	ESCO	Plant uptake compensation factor	0	1	0.95	0.0578	V	○
8	GW_ DEREY	The delay time, cannot be measured directly	0	500	31	42.38	V	
9	GWQMN	Threshed depth of water in the shallow aquifer required for return flow to occur (mm)	0	5,000	0	2,736	V	○
10	RCHRG_ DP	Deep aquifer percolation fraction	0	1	0.05	0.4663	V	○

11	LAT_ TTIME	Lateral flow travel time [days]	0	180	0	97.07	V	
12	SOL_ AWC	Available water capacity of the soil layer	0	1	0.074	0.8353	V	○
13	SOL_K	Saturated hydraulic conductivity [mm/h]	0	2,000	220	1,391	V	○
14	SOL_Z	Depth from soil surface to bottom of layer [mm]	- 0.2	+ 1.0	1,000	0.3859	R	○
15	SARLUG	Surface runoff lag coefficient	0.05	24	4	16.75	V	
16	SFTMP	Snow fall temperature [°C]	0	5	1	0.3713	V	○
17	SMTMP	Snow melt base temperature [°C]	0	5	0.4	3.516	V	○
18	SMFMX	Melt factor for snow on June 21 [mm/(°C ·day)]	0	20	4.5	13.875	V	○
19	SMFMN	Melt factor for snow on December 21 [mm/(°C ·day)]	0	20	4.5	13.245	V	
20	TIMP	Snow pack temperature lag factor	0	1	1	0.9328	V	
21	SNOCOV MX	Minimum snow water content that corresponds to 100% snow cover [mm]	0	500	1	183.625	V	
22	SNO50 COV	Fraction of snow volume represented by SNOCOV MX that corresponds to 50% snow cover	0	0.75	0.5	0.638	V	

Values differ depending on land use for the part marked with †

*V: The existing parameter value is to be replaced by a given value.

R: An existing parameter value is multiplied by $(1 + \text{a given value})$.

**Parameters more sensitive for PBIAS than NSE.

高分解能質量分析計を用いた
臭気原因物質の探索

研究代表者	秋葉道宏
研究分担者	高梨啓和
研究分担者	下ヶ橋雅樹
研究協力者	小倉明生
研究協力者	北村壽朗

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)
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：高分解能質量分析計を用いた臭気原因物質の探索

研究代表者	秋葉道宏	国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者	高梨啓和	鹿児島大学学術研究院理工学域工学系 准教授
研究分担者	下ヶ橋雅樹	国立保健医療科学院生活環境研究部 上席主任研究官
研究協力者	小倉明生	京都市上下水道局水質管理センター 担当課長補佐
研究協力者	北村壽朗	神奈川県企業庁水道水質センター 副所長

研究要旨

水道水の異臭味障害の中で2番目の発生頻度となっている生ぐさ臭については、その臭気原因物質が十分に明らかとなっているとは言い難い。このため、浄水場では、機器分析ではなく官能試験によって水質管理が行われている。そこで本研究では、水道水生ぐさ臭の臭気原因物質を同定することにより、現在の官能試験による水質管理に代えて、機器分析による水質管理に道を開くことを目的とした。

臭気原因物質は、予想される物理化学的性質から GC/MS による分析が適していると考えられるが、未知物質の構造推定には、解析対象物質 (分析種) の分子が保存されやすいソフトなイオン化である electrospray ionization、および、構造推定に有効な linear ion trap を備えた高分解能 LC/MS が適しているため、誘導体化して LC/MS を用いて検討した。水源が異なる2か所の浄水場関連施設から、生ぐさ臭の原因生物である黄色鞭毛藻綱 *Uroglena americana* が共存している試料水の提供を受け、高分解能 LC/MS を用いて分析した。多変量解析を用いて、得られた分析結果を解析したところ、由来の異なる試料水から共通して検出され、試料水の TON および *Uroglena americana* の中群体換算数と高い相関関係を示す物質を発見した。同物質は、DNPH (2,4-dinitrophenylhydrazine) で誘導体化されていると考えられるため、カルボニル化合物と考えられる。

A. 研究目的

水道水の異臭味障害の中で2番目の発生頻度となっている生ぐさ臭¹⁾については、原因物質として 1-heptanal、(2E,4E)-heptadienal、(2E,4Z)-heptadienal、(2E,4Z)-decadienal、(2E,4E,7Z)-decatrienal²⁾が指摘されている。しかし、浄水場では、これらの物質からは生ぐさ臭とは異なる臭気を感じるという意見があり、他に原因物質が存在する可能性がある。このように、十分な知見が集積されていないことなどから、生ぐさ臭については、水道法において、物質の濃度ではなく臭気強度で項目化されている。生ぐさ臭の臭気原因物質 (以下、原因物質) が明らかになれば、詳細な実態調査、物性値に基づいた効率的な浄水処理技術の開発などに繋がる可能性があり、有益である。

以上のように、原因物質の同定は意義深い、環境中の微量有機物の同定には困難を伴う。未知有機物の同定は、一般的に、フーリエ変換赤外分光光度計 (FTIR) による官能基推定、核磁気共鳴装置 (NMR) による構造解析、質量分析 (MS) による分子量測定などにより行われる。しかし、FTIR や NMR での測定を行うためには、夾雑物を除去したサンプルが数百 μg 程度必要になる。揮発性物質と考えられる原因物質を、精製した上で数百 μg 程度得ることは困難と予想される。

そこで本研究では、近年の質量分析の進歩を活用し、高分解能の LC/MS を用いて原因物質の構造を推定することとした。推定された構造の物質を合成できれば、原因物質の同定が可能である。

原因物質は、予想される物理化学的性質から、GC/MS による分析が適していると考えられる。し

かし、未知物質の構造推定には分子量関連イオンの検出確率が高いソフトなイオン化である electrospray ionization (ESI)を備え、構造推定に有効な linear ion trap を備えた高分解能 LC/MS が適している。このため、LC/MS で被検物質(分析種)を測定するに必要な誘導体化処理方法を昨年度検討し、これを確立した。本年度は、確立した方法を用いて、生ぐさ臭の原因生物である黄色鞭毛藻綱 *Uroglena americana* (ウログレナ) が発生した際に採取した水道原水を対象に分析を行った。また、これらとは水源が異なる浄水場関連施設から、生ぐさ臭の原因生物であるウログレナを培養した培養液の提供を受け、同様の分析を行った。

B. 研究方法

1. 試料水

京都市上下水道局蹴上浄水場取水池で、2016年4月13日から6月6日までに採水した6検体を水道原水試料水として用いた。採水は、ガロン瓶の口いっぱいまで行い、速やかに試験に供した。また、神奈川県宮ヶ瀬ダム放流水から2015年5月14日に採取したウログレナを表1に示すUr-1培地を用いて継代培養し、表2に示す条件で培養した培養液を培養試料液として用いた。培養は2つの容器を用いて同時並行で行われた。培養の結果、ウログレナの細胞数は11,000個/mL、44,000個/mLとなった。実験には、両者を等量混合した液を用いた。また、ウログレナを植種していない培地をコントロールサンプルとして用いた。

2. 試料水の濃縮

水道原水試料水中に存在する溶存酸素を除去するために、試料水3.7Lに対して1.75M亜硫酸ナトリウム水溶液を1mL添加し、ゆっくりと攪拌した。その後、ウログレナの細胞内に蓄積されている原因物質を細胞外に放出させるために、密閉した容器内で30分間60°Cに加熱した。培養試料液は、約1.75Mになるよう亜硫酸ナトリウムを添加して攪拌した後、密閉した容器内30分間60°Cに加熱した。室温になるまで放冷した後、ポリプロピレン製ハウジングのハウケイ酸ガラス製マイクロファイバーフィルター(Millex-AP50、Merck Millipore、ドイツ)を用いて加圧ろ過を行った。

表1 Ur-1 培地の組成

MgSO ₄ ·7H ₂ O	10 mg
CaCl ₂ ·2H ₂ O	10 mg
KCl	1 mg
NH ₄ NO ₃	5 mg
β-グリセロリン酸ナトリウム·5H ₂ O	4 mg
Fe-EDTA	0.5 mg
ビタミンB ₁	10 μg
ビタミンB ₁₂	0.1 μg
ビオチン	0.1 μg
PIV金属混液	1 mL
精製水	999 mL
pH	7.5

表2 *Uroglena americana* の培養条件

項目	条件
温度 [°C]	15
光強度 [μmol/(m ² s)]	39
明暗条件	12時間明/12時間暗
培養期間	2016/7/1~2016/7/29

ろ過された試料水は、直列に連結された2種類の固相吸着カートリッジ (Sep-Pak PS-2 および AC-2、日本ウォーターズ、東京) にインラインで通水され (20 mL/min)、疎水性相互作用により試料水中の原因物質を吸着した。なお、固相吸着カートリッジは、使用前に、アセトニトリル、ジクロロメタン、超純水を用いて洗浄・コンディショニングを実施した。原因物質を吸着した後、4 mLのアセトニトリル、4 mLのジクロロメタンを用いて原因物質を脱離した。脱離は、バックフラッシュで行い、流速を0.5 mL/minとした。脱離の途中で、3 minのsoak timeを設けた。

また、コントロールサンプルに加え、純水を用いて一連の操作を実施したブランクサンプルを調製した。

3. 2,4-dinitrophenylhydrazine を用いた誘導体化処理

ジクロロメタンまたはアセトニトリルに2,4-dinitrophenylhydrazine (以下、DNPH) および硫酸またはリン酸を混合し、20分または90分間反応させた。硫酸を用いた場合には、純水を加えて液-液抽出を行い、硫酸を除去した。ジクロロメタンを用いた場合には、溶媒を減圧除去し、アセトニトリルに溶媒転換した。

4. 高分解能 LC/MS を用いた生ぐさ臭臭気原因物質の探索

回収され誘導体化された原因物質は、アセトニトリル耐性を有する孔径 0.22 μm メンブレンフィルターでろ過した後高分解能 LC/MS (UltiMate HPG-3400SD-LTQ Orbitrap XL, Thermo Fisher Scientific, USA) にて測定された。LC の固定相には、phenyl 基を有する逆相カラム (XBridge BEH Phenyl XP Column, 2.5 μm , 2.1 x 100 mm, 日本 Waters) を用いた。イオン源として ESI を用いて、ネガティブイオン化モードで測定した。Precursor ion analysis のレンジは、190~500 Da とした。設定質量分解能は、30,000 または 100,000 FWHM とした。LC の移動相 A は、1 mM 酢酸と 1 mM 酢酸アンモニウムを含む水、移動相 B は 1 mM 酢酸、1 mM 酢酸アンモニウム水溶液を 5 v/v% 含むアセトニトリルとした。Binary program は、B%=5 (0-3 min)、100 (25.0 min) 100 (25.0-30.0 min) 5 (30.5 min)、5 (30.5-35.0 min) とした。流速は、0.6 mL/min とした。

5. 多変量解析による臭気原因物質の探索

高分解能 LC/MS を用いた測定で得られたデータは、LC/MS データ統合解析ソフト (Progenesis QI v2.2, Nonlinear Dynamics, UK) を用いて、カラム保持時間の揺らぎを補正した後、サンプルの測定に先だって測定されたブランクサンプルの測定結果との差異解析が行われた。

その後、OPLS 回帰分析 (PLS_Toolbox v8.0.2,

Eigenvector Research, USA) を行い、VIP 値が 1 未満の独立変数 (検出された物質に相当) を試料水の TON やウログレナ中群体換算値と相関関係が認められない物質として除害した。その際、Mean Center または Autoscale でデータを前処理し、回帰モデルのバリデーションは Cross-validation を Leave One Out とした。次に、SPSS Medical Model 23 (IBM, USA) を用いて相関分析を行い、Pearson の相関係数が 0.4 以下であった物質を排除した。最後に、SPSS Medical Model 23 を用いて重回帰分析を行った。その際、独立変数 x には検出された各物質 (イオン) の peak volume、従属変数 y には試料水の TON およびウログレナ中群体換算値を使用した。重回帰分析は stepwise selection method を用いた。

C. 結果及び考察

1. 多変量解析による原因物質のピーク探索

得られた誘導体化サンプルを LC/MS で分析した結果の例を図 1 に示す。目視においても、小数のサンプルユニークなピークを確認できるが、すべてを確認することは不可能であった。そこで、解析ソフトを用いて、カラム保持時間の誤差を補正し、差異解析を行ったところ、測定したすべてのサンプルから検出されたイオンの合計数は 1,617 個であった。この 1,617 個のイオンの中で、1) 実サンプルとブランクサンプルのピークボリュ

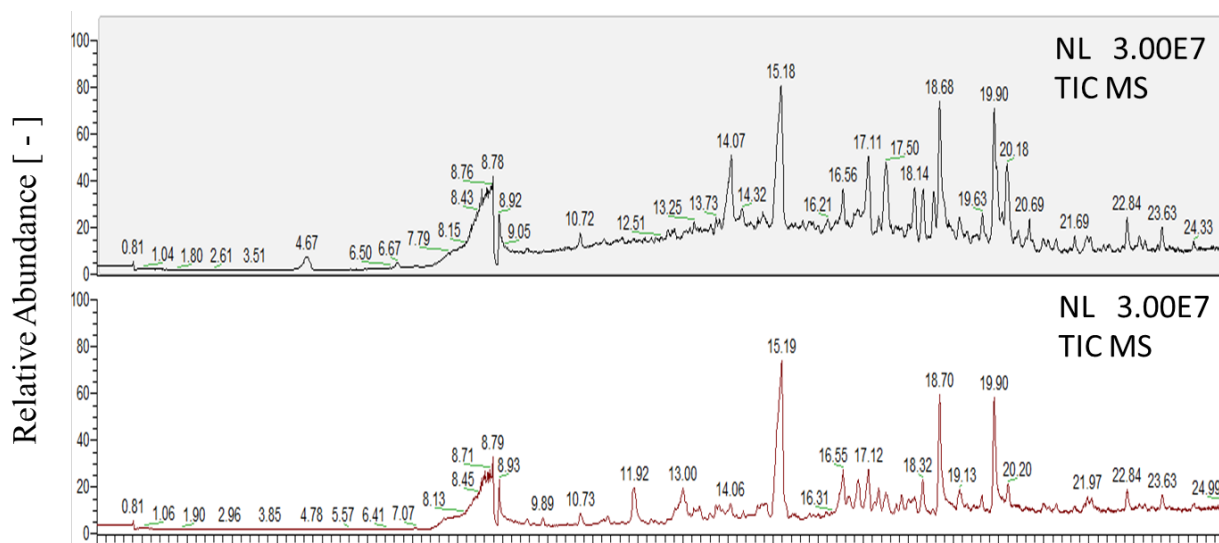


図1 LC/MS による測定結果の例 (上段: 水道原水サンプルのTIC、下段: ブランクサンプルのTIC)

ームの比が 10 倍以上、2) ANOVA の p -value が 0.05 未満、3) ピークボリュームが最大となったサンプルが実サンプルでありブランクサンプル・コントロールサンプルではない、4) ピークボリュームが最小となったサンプルがブランクサンプルまたはコントロールサンプルであり、実サンプルではない、の 4 つの条件をすべて満たしたイオンを選定し、それ以外を排除した。その結果、解析対象のイオンを 1,617 個から 422 個に絞り込むことができた。

排除されなかったイオンの数が重回帰分析可能な数を大きく上回ったため、OPLS 回帰分析および相関分析を用いてさらなる絞り込みを行った。OPLS 回帰分析により得られた VIP (Variable Importance in Projection) Score が 1 未満となったイオンはサンプルの生ぐさ臭への寄与が有意でないため、排除した。従属変数としてサンプルの TON を用いた場合で 25 個、ウログレナ中群体系数を用いた場合で 28 個まで絞り込むことができた。次に、相関分析を実施し、相関係数 R が 0.4 以上のイオンに絞り込んだ。従属変数としてサンプルの TON を用いた場合で 9 個、ウログレナ中群体系数を用いた場合で 11 個まで絞り込むことができた。

重回帰分析可能な数までイオンの数を絞り込むことができたと判断し、重回帰分析を行った。まず、従属変数として TON 値を用いて解析したところ、9 個の候補イオンのうち 3 個がモデルに投入され、回帰モデルが構築された。

構築されたモデルの調整済み決定係数 R^2 は 0.998、有意確率は 0.000 であり、抑制も認められなかった。しかし、VIF 値の最大値が 67.150 となり共線性が疑われたため、良好な回帰モデルを構築することができなかった。共線性が疑われた原因として、異なる付加体イオンの生成や in-source CID (MS 内部で非意図的に起こる衝突誘起解離) に伴うプロダクトイオンの生成を排除できなかったことが考えられる。

次に、従属変数としてウログレナ中群体系数を用いて、同様の条件で重回帰分析を行った。その結果、11 個の候補のうち 3 個がモデルに投入され、回帰モデルが構築された。モデルの調整済み決定係数 R^2 は 1.000、有意確率は 0.000 であり、抑制も認められなかった。さらに、VIF の最大値は 7.322 となり、共線性も認められずに良好なモデルを構築することができた。

従属変数を 2 種類用いて重回帰分析を行った結果で、共通して検出したイオンは m/z 403.1623、

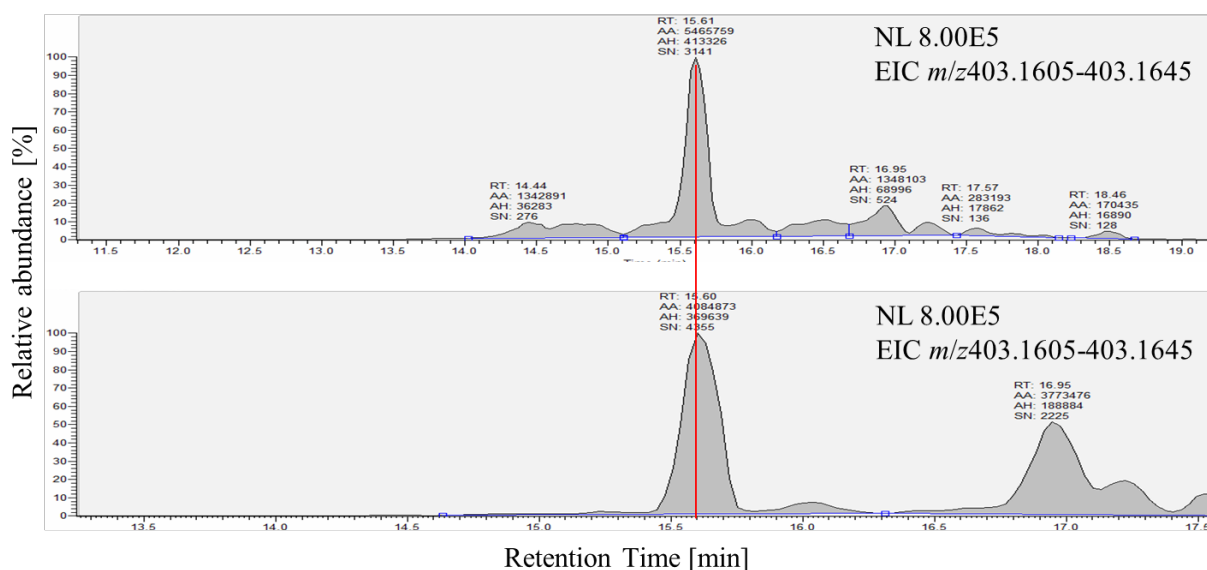


図2 発見されたイオンの抽出イオンクロマトグラム(上段:水道原水サンプル、下段:ウログレナ培養液)

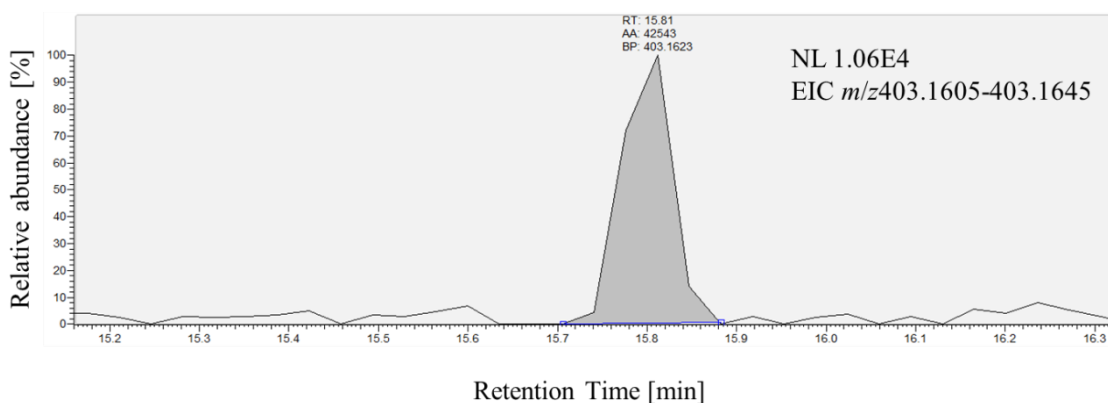


図3 発見されたイオンのAPCIによる確認

RT15.64 min であった。そこで、培養液からもこのイオンが検出されるか否かを確認した結果、図2に当該イオンの抽出イオンクロマトグラム(EIC)を示すように、同一のカラム保持時間で同一イオンが検出された。

次に、当該イオンが分子量関連イオンであることを確認するために、ポジティブイオン化モードで同一イオンが検出されるか否かを確認した。その結果、同一イオンは検出されなかった。この原因を考察するために、インタクトな DNPH を測定した結果、DNPH を検出することができなかった。このことから、本研究で用いた器機では、ポジティブイオン化モードでの DNPH 誘導体の検出が困難なことが理由と考えられる。ポジティブイオン化モードで検出できなかったため、イオン化方法を ESI から APCI に変更してネガティブイオン化モードで測定した。その結果、図3に示すように、同一のイオンを確認することができた。

2. 分子式の推定

多変量解析により発見されたイオンのマススペクトルを図4に示す。精密質量と天然同位体ピークの強度比から分子式を予測することを試みた。このイオンのマススペクトルを図4に示す。分子量関連イオンと考えられる $m/z403.1623$ のイオンの精密質量、 ^{13}C および ^{15}N の同位体イオンより、同イオンの分子式は $\text{C}_{19}\text{H}_{23}\text{O}_6\text{N}_4$ と推定された。窒素原子を4個含むことから、この物質は DNPH 誘導体であることが支持され、誘導体化

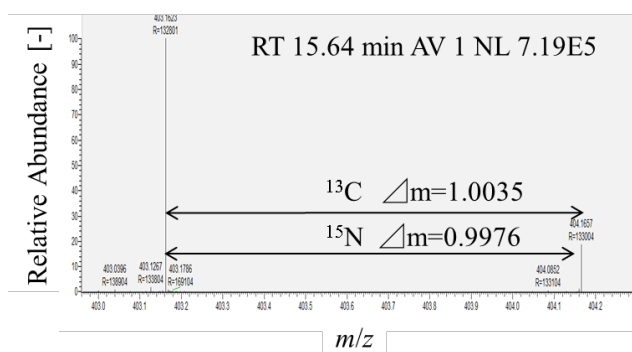


図4 発見されたイオンのマススペクトル

される前の分子式を推定したところ $\text{C}_{13}\text{H}_{20}\text{O}_3$ が得られた。

E. 結論

水道水生ぐさ臭臭気原因物質の探索を実施した。臭気物質の一般的な構造に鑑み、生ぐさ臭臭気原因物質をアミン類、アルコール類、チオール類およびカルボニル化合物と仮定し、本年度はカルボニル化合物について検討した。その結果、水道原水の TON および原因生物である *Uroglena americana* の中群体換算数と相関関係が認められ、別水系から採取した *Uroglena americana* の培養液からも検出された物質が発見され、その分子式を $\text{C}_{13}\text{H}_{20}\text{O}_3$ と推定した。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

新福優太、高梨啓和、中島常憲、大木 章、下ヶ橋雅樹、秋葉道宏、高分解能 MS と多変量解析による水道原水生ぐさ臭原因物質の探索、第 51 回日本水環境学会年会講演プログラム・広告集、L-048

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 謝辞

本研究を実施するにあたり、京都市上下水道局水質管理センター水質第 1 課の職員より、試料水採取などで協力を受けた。また、神奈川県企業庁水道水質センターの職員より、*Uroglena americana* 培養液の提供およびその前処理への協力を受けた。ここに記して謝意を表す。

J. 参考文献

- 1) 秋葉道宏、岸田直裕、下ヶ橋雅樹 (2014) 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)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 平成 25 年度総括・分担研究報告書.
- 2) Watson S.B., Satchwill T., Dixon E., McCauley E. (2001) Under-ice blooms and source-water odour in a nutrient-poor reservoir: biological, ecological and applied perspectives, *Freshwater Biology*, **46**, 1553-1567.

ろ過漏出障害原因微生物の
同定技術の開発と存在実態調査

研究代表者	秋葉	道宏
研究分担者	藤本	尚志
研究協力者	藤瀬	大輝

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)
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：ろ過漏出障害原因微生物の同定技術の開発と存在実態調査

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 藤本 尚志 東京農業大学応用生物科学部醸造科学科 教授
研究協力者 藤瀬 大輝 川崎市上下水道局水管理センター水道水質課 担当係長

研究要旨

近年、浄水場においてピコ植物プランクトンに起因したろ過水濁度の上昇（ろ過漏出障害）が報告されている。これまでクローニング法といった分子生物学的手法により、ろ過漏出障害原因微生物について検討を行い、真核ピコ植物プランクトンでは緑藻綱の *Mychonastes* 属、ピコシアノバクテリアでは複数の系統の *Synechococcus* 属がろ過漏出障害の原因となることが明らかとなった。さらに、従属栄養性の微生物も濁度への影響が大きいことが明らかになってきた。そこで次世代シーケンサーにより川崎市上下水道局長沢浄水場処理工程水の真正細菌の生物相を評価し、本解析手法の有用性およびろ過漏出障害の原因生物について検討を行った。

約 3 年間の結果に基づいて評価したところ、原水では Betaproteobacteria 綱、Actinobacteria 綱の占める割合が高いことが明らかとなった。沈澱処理水では Betaproteobacteria 綱の割合が高く、Actinobacteria 綱、Gammaproteobacteria 綱、Cytophagia 綱の割合が高まる時期もあった。ろ過水の生物相は原水、沈澱処理水とは大きく異なり、3 年間を通して Gammaproteobacteria 綱の占める割合が高く、夏から秋にかけて Alphaproteobacteria 綱、冬から春にかけて Cytophagia 綱の割合が高まる傾向がみられた。ろ過水から検出される主要な微生物は Cytophagia 綱 *Pseudarcicella* 属、Gammaproteobacteria 綱 *Crenothrix* 属、*Enhydrobacter* 属、*Acinetobacter* 属、Actinobacteria 綱 *Ca. Planktophilia limnetica*、Alphaproteobacteria 綱 *Methylobacterium* 属、*Sphingomonas* 属、*Azorhizobium* 属、Cyanobacteria 綱 *Synechococcus* 属等であった。

ろ過漏出障害原因微生物の評価法として本手法の有用性が示された。沈澱処理水とろ過水の微生物相が大きく異なる傾向がみられ、ろ過水中の主要な微生物の種類が時期によって変化することが明らかとなった。

A. 研究目的

近年、浄水場においてピコ植物プランクトンに起因したろ過水濁度の上昇（ろ過漏出障害）が報告されている¹⁾。ピコ植物プランクトンが水源の湖沼において増殖すると、取水後、浄水場ろ過水に漏出することがある。ピコ植物プランクトンとは真核ピコ植物プランクトンと、ピコシアノバクテリアに分かれ、落射蛍光顕微鏡観察における蛍光の色調によって 3 タイプ（CH-type, PE-type, PC-type）に識別されている。顕微鏡観察における形態的特徴に乏しく、形態から障害の原因生物を特定することは困難である。これまで、ろ過漏出障害原因微生物を明らかにすることを目的として、湖沼や浄水場を対象に、クローニング法といった分子生物学的手法を用いてピコ植物プランクトンの生物相評価を行ってきた。草木ダムを水源とする桐生市水道局元宿浄水場ではろ過水から緑藻綱の *Mychonastes* 属と黄金色藻綱の *Spumella* 属に近縁なクローンが検出され、ろ過漏出障害の原因となる可能性が示唆された²⁾。

川崎市上下水道局長沢浄水場において、原水、

沈澱処理水、ろ過水について、16S rRNA 遺伝子のクローニング法による生物相解析を行ったところ、ピコシアノバクテリアは 7 OTUs (Operational Taxonomic Unit) に分かれた³⁾。2013 年 6 月から 9 月の原水、沈澱処理水からは PC-type のピコシアノバクテリアである *Synechococcus* sp. 0BB26S03 に近縁なクローンが多く検出された。ろ過水では PE-type である *Synechococcus* sp. MH305 に近縁なクローンの割合が多かった。これらの結果から *Synechococcus* 属の種類によって砂ろ過による除去特性が異なる可能性が示唆された。同浄水場の各処理工程水について、真正細菌の 16S rRNA 遺伝子を対象に次世代シーケンサーを用いて微生物相の評価を行ったところ、従属栄養細菌の割合が大きく、従属栄養細菌の濁度に対する影響が大きいことが示唆された³⁾。このように次世代シーケンサーを適用して、真正細菌全体について各処理工程水を調査した報告はこれまで行われていない。そこで本研究では、16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングを用いて、川崎市上下水道局長沢浄水場の各処理工程水について微生物

相の評価を行った。

B. 研究方法

B-1 供試試料

川崎市上下水道局長沢浄水場の着水井から採水した原水と、凝集沈澱処理後の沈澱処理水、急速砂ろ過池の出口より採水したろ過水を用いた。ろ過池は、30cmのアンスラサイト層と50cmの砂層で構成されている。以下の採水日におけるろ過水の濁度は0.00~0.03度であり、水質に問題はなかった。沈澱処理水およびろ過水は次亜塩素酸ナトリウムを含んでいることから、塩素による細胞への影響を抑えるため、採水時にチオ硫酸ナトリウムで中和を行った。試料の採水は2013年6月21日、7月17日、8月21日、9月18日、10月16日、11月20日、2014年1月22日、2月19日、4月14日、5月21日、6月18日、7月23日、8月20日、9月17日、10月22日、11月19日、12月17日、2015年1月22日、2月18日、3月18日、4月28日、5月27日、6月24日、7月29日、8月26日、9月30日、10月28日、11月25日、12月22日、2016年1月27日、2月24日、3月10日、3月23日、4月27日に行った。原水の組成は、相模湖100%であった。

B-2 生物相解析

2014年の原水、沈澱処理水は孔径3 μ m、2014年のろ過水と、2015年、2016年の全処理工程水は孔径5 μ mメンブレンフィルターを用いて吸引濾過を行い、ナノプランクトンを除去した。そのろ液を孔径0.2 μ mのポリカーボネート製メンブレンフィルターを用いて吸引濾過し集菌を行った。集菌したフィルターを裁断し、50ml容ファルコンチューブに回収した。回収したフィルターからCTAB法に従って、ゲノムDNAの抽出を行った。精製後TE bufferに溶解させ、アガロースゲル電気泳動によりゲノムDNAの確認を行った。Caporasoら⁴⁾に従い、16S rRNA遺伝子のV4超可変領域を増幅するように設計されたプライマー515Fと806Rを用いてPCRを行った。反応液20 μ lは、AmpliTaq Gold-LD (Applied Biosystems Inc.) 0.1 μ l、dNTPs (Applied Biosystems Inc.) 1.6 μ l、10X Buffer 2 μ l、MgCl₂ 1.2 μ l、プライマー(10 μ M) 各2 μ l、nuclease-free water 9.1 μ l、DNA 2ngから構成された。反応は、600 μ l容チューブおよびサーマルサイクラー(PTC-200、MJ Research Inc.)を用いて95.0 $^{\circ}$ C \cdot 9分、[95.0 $^{\circ}$ C \cdot 45秒、50.0 $^{\circ}$ C \cdot 45秒、72.0 $^{\circ}$ C \cdot 1分] \times 30サイクル、72.0 $^{\circ}$ C \cdot 5分の条件で行った。各試料につき3つのリアクションで増幅を行い、PCR終了後、1.5ml容チューブに混合したものをライブラリーとした。

PCR産物をAgencourt AMPure XP (Beckman Coulter Inc., Brea, CA, USA)を用いて精製した。精製したPCR産物は、株式会社ファスマックに依

頼して、2 \times 250-bp paired-end protocolを用いてMiSeq Sequencer (Illumina, Inc., San Diego, CA, USA)により配列決定を行った。得られた塩基配列はQIIMEにより解析し、97%以上の相同性を基準にOTU分けを行った。

C. 研究結果およびD. 考察

C-1 浄水場処理工程水の生物相評価(綱レベル)

各試料より得られた配列は、6万~41万リードであった。原水では、Betaproteobacteria綱が総リード数の20~80%、Actinobacteria綱が20~60%を占め主要となった(図1)。

第4沈澱処理水では主にBetaproteobacteria綱が多く、最大95%を占め、原水の微生物相に似ていた。Betaproteobacteria綱が総リード数の50%を超えた月が、原水では6試料あったのに対し、第4沈澱処理水では12試料であった。また採水時期によってはActinobacteria綱が20~40%、Gammaproteobacteria綱が20~30%、Cytophagia綱が20%程度を占めた。前塩素処理を行った系と行わなかった系では、綱レベルの微生物相に大きな違いはみられず、主要な綱はBetaproteobacteria綱であった。

北ろ過水においては多くの月でGammaproteobacteria綱が20~70%を占め主要となった。Actinobacteria綱とBetaproteobacteria綱の占める割合の大きい原水と第4沈澱処理水の微生物相とは大きく異なった。特に第4沈澱処理水と北ろ過水間で微生物相が大きく変化することが示された。また、夏から秋にかけてAlphaproteobacteria綱の占める割合が20~90%になり、冬から春にかけてCytophagia綱が20~50%に高まり主要となる傾向がみられた。

C-2 浄水場処理工程水の生物相評価(属レベル)

総リード数の5%以上を占めた属を、各処理工程水における主要な微生物として評価した。原水の主要な微生物は18属であった。Betaproteobacteria綱のLimnhabitans属は7~26%、Actinobacteria綱のCandidatus Planktophila limneticaは5~53%を占め、Limnhabitans属は全試料において、Ca. Planktophila limneticaは3試料を除いて主要であった。Flavobacteriia綱のFlavobacterium属は5~18%を占め、半数の試料において主要となった。また、Cytophagia綱のPseudarcicella属は10月~3月、Gammaproteobacteria綱のCrenothrix属は11月~1月に主要となる傾向がみられた。

第4沈澱処理水の主要な微生物は21属であった。微生物相に占めるLimnhabitans属の割合が最も多く、調査期間の多くの月で主要となった。また原水よりも高い割合で検出された月が多かった。次いでCa. Planktophila limneticaとSaprospirae綱のSediminibacterium属の主要となる回数が多かった。総リード数に占めた割合はCa.

Planktophila limnetica が 6~40% と高かったのに対し、*Sediminibacterium* 属は 10% 程度であった。また、*Gammaproteobacteria* 綱が主要となる月には *Crenothrix* 属と、*Pseudomonas* 属もしくは *Enhydrobacter* 属、*Actinobacteria* 綱の割合が高まる月には *Ca. Planktophila limnetica*、*Cytophagia* 綱の割合が高まる際には *Pseudarcicella* 属の割合が高まった。

北ろ過水の主要な微生物は 25 属であった。*Pseudarcicella* 属、*Crenothrix* 属、*Enhydrobacter* 属、*Ca. Planktophila limnetica* の主要となる回数が多かった。*Pseudarcicella* 属と *Crenothrix* 属が主要な微生物として検出される時期は秋から春であり、原水における傾向と同様であった。*Enhydrobacter* 属は春から秋に主要となり、夏季には *Alphaproteobacteria* 綱の *Methylobacterium* 属が主要となった。また、藍藻綱の *Synechococcus* 属は 6 試料において主要となり、季節性はみられず 5~18% を占めた。*Synechococcus* 属は凝集効果が低いことが報告されており⁵⁾、長沢浄水場においても同様に凝集沈澱による除去効果が低く、ろ過水に漏出したと考えられる。

原水、第 4 沈澱処理水、北ろ過水において主要となった回数が 5 回以上の微生物について評価した (表 1)。*Curvibacter* 属、*Limnohabitans* 属、*Ca. Planktophila limnetica*、*Flavobacterium* 属は、おもに原水、第 4 沈澱処理水において主要となった微生物である。処理工程が進むにつれて、第 4 沈澱処理水、北ろ過水において主要となる回数は減少したことから、これらの微生物は、塩素処理や凝集沈澱処理、砂ろ過処理によって除去されやすい可能性が示唆された。特に *Curvibacter* 属は、北ろ過水において主要となった月はなかったことから、砂ろ過により除去されているものと考えられた。*Sediminibacterium* 属は、原水、北ろ過水においても主要となったが、第 4 沈澱処理水において主要となった回数が特に多く、第 4 沈澱処理水における特徴的な微生物であった。

Pseudarcicella 属、*Crenothrix* 属は、原水、第 4 沈澱処理水においても主要となったが、主要となった回数および、総リード数に占める割合が北ろ過水の方が高く、砂ろ過による除去効率が低いことが示唆された。

Methylobacterium 属、*Sphingomonas* 属、*Azorhizobium* 属、*Enhydrobacter* 属、*Acinetobacter* 属、*Synechococcus* 属は、特に北ろ過水において主要となった回数が多かった。特に *Acinetobacter* 属は 5~46%、*Azorhizobium* 属は 6~28% を占め、北ろ過水においてのみ主要となったことから、砂ろ過による除去効果が低いこと、砂ろ過層で増殖している可能性が示唆された。

E. 結論

長沢浄水場の原水、第 4 沈澱処理水、北ろ過水について、16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングを用いて、約 3 年間にわたり微生物相について評価を行った結果、本手法がろ過漏出障害原因微生物を詳細に評価する上で有用であることが明らかとなり、以下の知見が得られた。

1) 原水は *Betaproteobacteria* 綱および *Actinobacteria* 綱が主要となった。*Betaproteobacteria* 綱の *Limnohabitans* 属および *Actinobacteria* 綱の *Ca. Planktophila limnetica* は、多くの月で主要な微生物であった。

2) 第 4 沈澱処理水は主に *Betaproteobacteria* 綱の占める割合が高かった。採水時期によっては *Actinobacteria* 綱、*Gammaproteobacteria* 綱、*Cytophagia* 綱の割合が高まった。属レベルでは *Limnohabitans* 属が多くの月で主要となった。次いで *Ca. Planktophila limnetica* と *Saprospirae* 綱の *Sediminibacterium* 属が主要となった。

3) 北ろ過水は多くの月で *Gammaproteobacteria* 綱が主要となった。また、夏から秋にかけて *Alphaproteobacteria* 綱が主要であった。冬から春にかけて *Cytophagia* 綱が高まり主要となった。秋から春にかけて *Gammaproteobacteria* 綱の *Pseudarcicella* 属と *Crenothrix* 属、春から秋にかけて *Gammaproteobacteria* 綱の *Enhydrobacter* 属、夏季には *Alphaproteobacteria* 綱の *Methylobacterium* 属が主要となった。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

論文発表

渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏. 培養法および 16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価, 用水と廃水, 2017, 59(3), 197-203.

学会発表

渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏. 培養法と 16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価. 平成 28 年度全国会議 (水道研究発表会); 2016 年 11 月, 京都市. 同講演集 pp. 758-759.

渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 松倉智子, 秋葉道宏. 浄水場処理工程水における微生物相の長期的評価. 第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月, 熊本市. 同講演集 pp. 204.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

該当なし

I. 参考文献

- 1) 矢澤秀行. ピコプランクトンによる浄水処理障害とその対策, 用水と廃水, 2002, 44(9), pp. 15-21.
- 2) 藤本尚志, 村田昌隆, 大西章博, 鈴木昌治, 矢島修, 岸田直裕, 秋葉道宏. 分子生物学的手法による浄水場における濁度障害原因生物の解明、水道協会雑誌, 2013, 82(5), pp.2-10.
- 3) 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 岸田直裕, 秋葉道宏. クローニング法および次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因生物の評価. 平成 26 年度全国会議(水道研究発表会) ;

2014 年 10 月 ; 名古屋. 同講演集 pp. 540-541.

- 4) Caporaso, J G., Lauber, C. L, Walters, W. A, Berg-Lyons, D., Huntley, J., Fierer, N., Owens, S. M, Betley, J., Fraser, L., Bauer, M., Gormley, N., Gilbert, J. A, Smith, G. and Knight, R., 2012. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. *The ISME Journal*, 6, 1621-1624.
- 5) Aktas, S. T., Takeda, F., Maruo, C., Chiba, N., Nishimura, O., 2012. A comparison of zeta potentials and coagulation behaviors of cyanobacteria and algae. *Desalination and Water Treatment*, 48, 294-301.

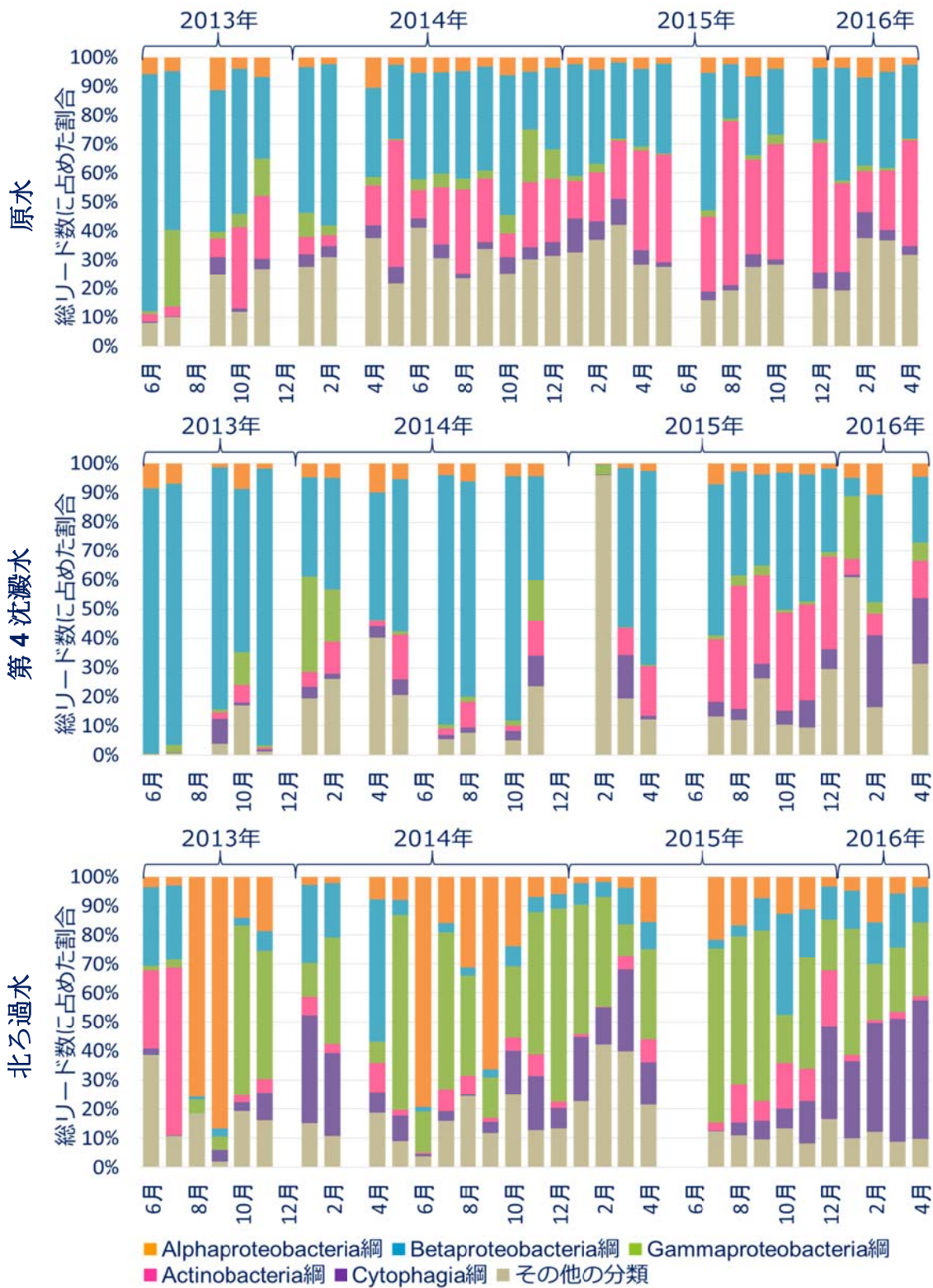


図1 16S rRNA 遺伝子アンプリコンシーケンシングによる長沢浄水場
処理工程水の微生物相（綱レベル）

表 1 長沢浄水場の各処理工程水に含まれる主要な微生物

分類	属	原水	第4沈澱処理水	北ろ過水
Alphaproteobacteria	<i>Methylobacterium</i>	0 (0-4%)	1 (0-6%)	7 (5-63%)
	<i>Sphingomonas</i>	0 (0-1%)	1 (0-6%)	5 (5-67%)
	<i>Azorhizobium</i>	0 (0-1%)	0 (0-0.1%)	5 (6-28%)
Betaproteobacteria	<i>Limnhabitans</i>	30 (7-26%)	21 (7-58%)	8 (5-22%)
	<i>Curvibacter</i>	5 (5-8%)	5 (6-11%)	0 (0-4%)
	<i>Rhodiferax</i>	4 (6-40%)	5 (6-12%)	2 (5%)
Gammaproteobacteria	<i>Crenothrix</i>	4 (7-17%)	4 (13-19%)	16 (5-62%)
	<i>Enhydrobacter</i>	0 (0-1%)	1 (0-6%)	12 (9-38%)
	<i>Acinetobacter</i>	0 (0-1%)	0 (0-1%)	5 (5-46%)
Actinobacteria	<i>Ca. Planctophila limnetica</i>	27 (5-53%)	14 (6-40%)	11 (6-55%)
Cytophagia	<i>Pseudarcicella</i>	8 (5-12%)	7 (7-25%)	19 (6-47%)
Saprospirae	<i>Sedimentibacterium</i>	6 (6-11%)	11 (5-11%)	1 (0-6%)
Flavobacteria	<i>Flavobacterium</i>	17 (5-18%)	5 (6-16%)	3 (7-9%)
Cyanobacteria	<i>Synechococcus</i>	0 (0-1%)	1 (36%)	6 (5-18%)

数値は総リード数の5%以上を占めた回数を，%は総リード数に占めた割合の範囲を示した。

ろ過漏出障害を回避するための
浄水処理プロセスの開発

研究代表者 秋葉 道宏
研究分担者 西村 修

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）
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水道システムの構築に関する研究」

分担研究報告書

研究課題：ろ過漏出障害を回避するための浄水処理プロセスの開発

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 西村 修 東北大学大学院工学研究科 教授

研究要旨

近年、浄水場では微生物による浄水トラブルが頻繁に発生している。特に、ろ過システムからのピコ植物プランクトンの漏出は、処理水の濁度を増加させる重要な問題の1つである。この問題を改善するために凝集剤の投入量を増加させる操作等が行なわれるが、基本的にピコ植物プランクトンの漏出のメカニズムは解っておらず、ピコ植物プランクトンの最適な凝集方法は確立されていない。そこで本研究では、一般的な凝集剤であるポリ塩化アルミニウム（PAC）と近年開発された高塩基性 PAC を用いて凝集、ろ過の実験を行い比較検討した。

その結果、通常 PAC において多量注入時に濁度上昇が発生した。一方で、高塩基度 PAC において 60, 80 mg/L の多量注入時に濁度がほぼ 0 になり、安定した濁度除去効果が得られることがわかった。しかし、凝集能をピコ植物プランクトンの残存数で評価した場合、PAC と高塩基性 PAC の間に差は無く、凝集・沈殿によって除去されない植物ピコプランクトンが存在することがわかった。そこで上澄水に残存する粒子の粒径を調べた結果、40 mg/L 注入時には両 PAC ともに 100 μm 付近にピークが現れたが、80 mg/L では両 PAC ともに 10 μm 前後に粒径のピークが現れ、凝集フロックの再分散が示唆された。また、上澄水の簡易的な砂ろ過処理により、ろ過後の濁度は 0.0 度となった。ただし、ピコ植物プランクトンの細胞数は両 PAC とも 2000 cells/mL 前後検出され、粒径約 4 μm にピークが現れた。このような凝集・沈殿および砂ろ過によっても除去されないフロックの生成メカニズムについて、さらなる検討が必要である。

A. 研究目的

わが国の水道普及率は 97%を超え¹⁾、公衆衛生の向上と生活環境の改善に寄与するとともに、産業経済活動を支え、国民生活に欠くことのできないライフラインとなっている²⁾。水道の使命である安全で快適な水道水を安定して供給するために、全国の浄水場での適切な処理は必要不可欠である。

近年、全国の浄水場や水道事業体において生物障害の発生が問題となっている。秋葉らによるアンケート調査の結果では、2010 年 10 月から 2012 年 9 月までの 2 年間に生物障

害が発生したのは、79 の水道事業体のうち 49 の事業体 (62%)、239 の浄水場のうち 102 の浄水場 (43%) であり、多くの水道事業体が生物障害に悩まされていることが明らかになった。地域差はあるものの日本全国すべての地域で障害が報告されており、さらに低水温地域での障害も発生している³⁾。

中でも異臭味障害に次いで多いろ過漏出障害は、10 年前の調査と比較して増加傾向にある⁴⁾。ろ過漏出障害は、0.2~2 μm と非常に微小なサイズのピコ植物プランクトンによって発生するといわれており³⁾、浄水場で

は発生時の対処に苦慮している。ろ過漏出障害を引き起こすピコ植物プランクトンの細胞数が高まった際、浄水場では凝集剤の注入量を増加させる方法や二段凝集法によって対応しているが⁵⁾⁶⁾、最適な処理条件に関する知見が乏しいことや、根本的なろ過漏出発生メカニズムが明確ではないことが課題として挙げられている。また、凝集剤の適正量を超えた多量注入は、凝集効果を悪化させるといった研究報告⁷⁾もあるため、ピコ植物プランクトンによる凝集阻害の改善のための検討が必要であると考えられる。

そこで本研究では、ろ過漏出障害を引き起こすとされるピコ植物プランクトンの凝集阻害のメカニズムの解明と凝集処理プロセスの改善を研究目的とし、近年残留アルミニウム濃度を低減できる凝集剤として開発された高塩基度ポリ塩化アルミニウム(高塩基度 PAC)⁸⁾を用いた凝集実験を行った。高塩基度 PAC の効果や課題に関する知見は数少なく、本研究で使用するピコ植物プランクトンへの効果や高塩基度 PAC を多量注入した際の影響に関する報告は限られている。以上を踏まえて、本研究の目的を達成すべく、一般に用いられているポリ塩化アルミニウム(通常 PAC) および高塩基度 PAC の注入量をそれぞれ変化させ、特に凝集剤を多量に注入した際の凝集効果の比較やピコ植物プランクトンへの影響を検証した。原水には、カオリン懸濁液およびピコ植物プランクトン懸濁液を用いた。さらに、凝集処理プロセスの改善として、実際に高凝集剤注入時にろ過漏出が発生するのかを確認するため、簡易的な砂ろ過筒を作成しろ過実験を行った。

B. 研究方法

1) カオリン懸濁液を用いた凝集実験

基本的な凝集メカニズムの知見を得るため、カオリンを用いた懸濁液で凝集実験を行った。ジャーテストの攪拌条件は、衛生工学実験指導書⁹⁾を参考に、急速攪拌(100 rpm) 1分経過後に凝集剤を注入し、さらに5分間の急速攪拌(100 rpm)、15分間の緩速攪拌

(30 rpm)、静置は30分間とし、原水濁度を20度程度になるよう調整した。凝集剤には、通常 PAC および高塩基度 PAC を用い、凝集剤注入量を0, 10, 20, 40, 60, 80 (mg/L) とした。凝集沈殿後の上澄水における pH, アルカリ度, 濁度, ゼータ電位, 残留アルミニウム濃度をそれぞれ測定し凝集効果の比較を行った。

2) ピコ植物プランクトン懸濁液を用いた凝集実験

本研究で対象にしたピコ植物プランクトンは、(独)国立環境研究所 NIES-1348 の *Synechococcus* sp. である。CB 培地にて温度条件 20 ± 1 °C, 光条件 $18 \mu \text{mol photons/m}^2/\text{sec}$, 12-h light/12-h dark で培養を行った。培養した *Synechococcus* sp. を一晩曝気した水道水で濁度が2度程度になるよう希釈し、これを原水として使用した。ジャーテスト攪拌条件および凝集剤添加量はカオリン懸濁液同様の条件とし、それぞれの pH, アルカリ度, 濁度, ゼータ電位, アルミニウム濃度, 粒径分布, ピコプランクトン数を測定した。

また、ろ過処理実験において、上記と同様の実験条件で凝集沈殿処理を行った上澄水を砂ろ過によって処理し、その処理水の濁度, 粒径, ピコ植物プランクトン数を測定した。ろ過後の処理水に砂が混ざらないよう、濁度が0になるまで蒸留水を流し続けた砂ろ過筒を用いてろ過処理実験を行った。

C. 研究結果および D. 考察

1) カオリン懸濁液を用いた凝集実験における濁度の変化

カオリン懸濁液における濁度変化の結果を図1に示した。通常 PAC において、添加量を10~40 mg/L と増加させるにつれて濁度は減少したが、60, 80 mg/L 注入の際に濁度上昇が発生した。最小の濁度は40 mg/L 注入時の1.3度であり、60 mg/L 注入時は2.8度、80 mg/L 注入時に3.1度となった。

一方で、高塩基度 PAC において、少量の10 mg/L 注入時に通常 PAC より濁度が高い結

果となった。しかし、それ以降の注入量においては、通常 PAC と比較して全て濁度が小さく、高塩基度 PAC の高い濁度除去効果が確認された。また、通常 PAC では 60, 80 mg/L 注入時に濁度上昇が発生したが、高塩基度 PAC において、最小濁度は 60 mg/L で 0.6 度、そして 80 mg/L 注入時に 1.3 度とわずかな濁度上昇が発生した。

以上の結果より、凝集剤の最適注入量を超えた多量注入は、凝集効果を悪化させ濁度上昇を発生させる原因であると示唆された。特に濁度上昇は通常 PAC において顕著であり、高塩基度 PAC では高凝集剤注入時にも安定して濁度の除去が行われた。

2) カオリン懸濁液を用いた凝集実験におけるゼータ電位の変化

一般に、ゼータ電位の絶対値が大きければ凝集しにくく、絶対値が 0 に近づくほど凝集しやすいといわれている⁷⁾。図-2 において、凝集剤の注入量を増加させるにつれ全体的にゼータ電位の絶対値は 0 に近づいている。しかしながら、通常 PAC 60, 80 mg/L、高塩基度 PAC 40, 60, 80 mg/L 注入時において、測定時に明らかな微小フロックの増加を肉眼で確認し、この微小フロックのゼータ電位を測定したところマイナスの電位が大きいことがわかった。

以上の結果より、適正量を超えた凝集剤注入はフロックの再分散を引き起こし、濁度上昇の原因になることが示唆された。しかし、濁度の結果に比例した結果ではなかったため、さらに確実なゼータ電位の測定方法が必要であることが課題として挙げられる。

3) カオリン懸濁液を用いた凝集実験における残留アルミニウムの変化

凝集剤注入量を増加させるほど残留アルミニウム濃度は増加し、通常 PAC 40, 80 mg/L 注入時でアルミニウム濃度が 0.40, 0.82 mg/L、高塩基度 PAC でそれぞれ 0.44, 0.84 mg/L と同程度のアルミニウム残存量であった。一方で、それぞれのサンプルをメンブレンによりろ過した後の残留アルミニウム濃度も測定した (図-3)。ろ過を経た残留アルミニウム

濃度の結果として、通常 PAC より高塩基度 PAC のアルミニウム濃度の残存量が少ない結果が得られた。この結果から、高塩基度 PAC の残留アルミニウム濃度の低減効果は、ろ過後の溶存態アルミニウムに顕著に得られることが示唆された。

4) カオリン懸濁液を用いた凝集実験におけるアルカリ度の変化

凝集剤注入量の増加とともに、30 mg/L に調整した原水のアルカリ度は消費され、通常 PAC 80 mg/L でアルカリ度 24.8 mg/L、高塩基度 PAC 80 mg/L で 29.0 mg/L と、高塩基度 PAC のアルカリ度の消費が小さい結果となった。言い換えると、高塩基度 PAC の使用は、通常 PAC の使用より酸消費量が少なく済む特徴を有している。

5) ピコ植物プランクトンを用いた凝集実験における濁度の変化

ピコ植物プランクトン懸濁液における凝集剤を変化させた際の濁度変化の結果を図 4, 5 に示した。通常 PAC において、カオリン懸濁液同様、多量注入時において濁度上昇が発生した。原水濁度に差があるため、通常 PAC における多量注入量にもばらつきが生じたが、3 回の実験全てにおいて濁度上昇が生じた。実験 1 回目では 60 mg/L、実験 2 回目では 40 mg/L、実験 3 回目においては 60 mg/L でそれぞれ濁度が上昇した。

一方で、20 度に設定したカオリン懸濁液を用いた凝集実験での高塩基度 PAC において、わずかに濁度上昇が発生したが、ピコ植物プランクトン懸濁液による凝集実験においては、3 回の実験ともに 60, 80 mg/L 注入時に濁度がほぼ 0 になった。1 回目の実験では 60, 80 mg/L で濁度 0、2 回目の実験では 60 mg/L で 0.131 度、80 mg/L で 0.002 度、3 回目の実験では 60 mg/L で 0.047 度、80 mg/L で濁度 0 という結果が得られた。

以上の結果より、通常 PAC を多量に注入することは濁度上昇の原因となり、浄水場での対応策である凝集剤注入量の増加は凝集不良を引き起こす可能性のあることが示唆された。さらに、通常 PAC で発生した濁度

上昇は高塩基度 PAC において発生せず、高塩基度 PAC を高注入した際も安定して濁度除去効果が得られることがわかった。

6) ピコ植物プランクトンを用いた凝集実験におけるゼータ電位の変化

ピコ植物プランクトン懸濁液におけるゼータ電位の変化を図 6 に示した。結果として、通常 PAC および高塩基度 PAC とともに 40 mg/L 以降においてゼータ電位のマイナス値が大きくなり、80 mg/L 注入時に再びマイナス値がわずかに小さくなった。しかし、高凝集剤注入時で濁度上昇が発生した通常 PAC のゼータ電位の数値より、濁度が 0 になった高塩基度 PAC のゼータ電位のマイナス値が大きい結果となった。この結果としては、濁度 0 になった高塩基度 PAC で測定したゼータ電位は、これ以上凝集はしないが濁度としては検出されない粒子であり、通常 PAC で観測された粒子は凝集されず濁度として残留したフロックであると推察される。ゼータ電位の結果から、凝集剤の多量注入はゼータ電位のマイナス値を大きくし凝集阻害や凝集フロックの再分散を発生させて濁度上昇の原因となる機構が把握できた。

また、カオリン懸濁液によるゼータ電位の測定時には、高凝集剤注入時において微小フロックが肉眼で観測されたが、本実験での測定ではピコ植物プランクトンの粒径が非常に微小であるためか同様の現象はみられなかった。

7) ピコ植物プランクトンを用いた凝集実験におけるピコ植物プランクトン数の変化

凝集実験におけるピコ植物プランクトン数の結果を図 7 に示した。通常 PAC および高塩基度 PAC の注入量を増加させるほど、ピコ植物プランクトンの細胞数は減少した。しかし、凝集剤の高注入時に濁度がほぼ 0 になった高塩基度 PAC での細胞数が、通常 PAC における細胞数とほぼ同等数で残留する結果となった。

この結果から、濁度除去に非常に効果的である高塩基度 PAC による生物（ピコ植物プランクトン）除去は、濁度除去と同等の効果

が得られない可能性が示唆された。

8) ピコ植物プランクトンを用いた凝集実験における残留アルミニウム濃度変化

図 8 より、凝集剤最大注入時(80 mg/L)、通常 PAC でアルミニウム濃度 1.54 mg/L、高塩基度 PAC で 1.02 mg/L と、高塩基度 PAC を用いたアルミニウム残存量が通常 PAC のものより少ない結果が得られた。カオリン懸濁液での凝集実験では、ろ過後のみ高塩基度 PAC の残留アルミニウム濃度の低減効果が得られたが、ピコ植物プランクトン懸濁液では凝集沈殿後において確認された。

9) ピコ植物プランクトンを用いた凝集実験における粒径の変化

ピコ植物プランクトン懸濁液における粒径変化の結果を図 9 に示した。通常 PAC において濁度除去効果の高かった 40 mg/L 注入時の粒径および多量注入である 80 mg/L 注入時の粒径比較を行った。40 mg/L 注入時には両 PAC とともに 100 μ m 付近にピークが現れているが、多量注入である 80 mg/L では両 PAC とともに 10 μ m 前後に粒径のピークが現れたことから、凝集フロックが再分散したことが示唆される。しかし、80 mg/L 注入時に高塩基度 PAC および通常 PAC で似たようなサイズの粒径が検出されたにも関わらず、濁度変化が異なる原因は不明であり今後の課題である。

10) ピコ植物プランクトンを用いた凝集沈殿・砂ろ過の効果

上記の凝集実験同様に、*Synechococcus* sp. によって濁度 2 度程度に作成した原水のろ過処理後の濁度は、変わらず 2 度程度であった。しかし、凝集剤を多量注入した通常 PAC 80 mg/L、高塩基度 PAC 80 mg/L におけるろ過後の濁度は 0.0 度となった。濁度としては検出されなかったが、ピコ植物プランクトンの細胞数における結果としては、通常 PAC 80 mg/L で 1,634 cells/mL、高塩基度 PAC 80 mg/L で 2,184 cells/mL が確認された。また、ろ過後のピコ植物プランクトン懸濁液における粒径変化の結果を図 10 に示した。通常 PAC・高塩基度 PAC とともに、80 mg/L 注入時

に 3.889 μm に粒径のピークが現れた。今回の実験では、凝集剤多量注入時におけるろ過漏出および濁度上昇の再現ができず、粒径約 4 μm 付近の粒径では濁度として検出されるサイズではないことが結果として得られた。ろ過漏出障害および濁度障害における発生メカニズムについては、さらに研究が必要である。

E. 結論

カオリン懸濁液およびピコ植物プランクトン懸濁液を用いた凝集実験を行った結果、以下の知見が得られた。

濁度やゼータ電位、粒径変化の結果から、通常 PAC の多量注入はゼータ電位のマイナス値を大きくし、凝集フロックの再分散を引き起こすため濁度上昇が発生する原因である可能性が示唆された。

一方、高塩基度 PAC の使用は、多量注入した際でも高い濁度除去効果があり、特徴の一つである残留アルミニウム濃度の低減効果も確認できた。

濁度除去効果の高い高塩基度 PAC であるが、生物除去に関しては濁度除去と同等の効果が得られない可能性が示唆された。

凝集沈殿後の砂ろ過による処理は、多量注入でフロックが再分散し、濁度上昇が発生した処理水に効果的であるが、さらにろ過では除去できない粒径約 4 μm のピコ植物プランクトンの微小なフロックの生成メカニズムを明らかにする必要があることがわかった。

G. 研究発表

1) 論文発表

野村宗弘, 安斎英悟, 秋葉道宏, 西村修, ピコ植物プランクトンのろ過処理に及ぼす凝集の効果, 日本水処理生物学会誌, 52(3), pp. 65-71, 2016

2) 学会発表

多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 西村修, 秋葉道宏, ピコ植物プランクトンの凝集処理プロセスの最適化, 日本水処理

生物学会誌別巻, (36), p.16, 2016

多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 秋葉道宏, 西村修, ピコ植物プランクトンによる凝集阻害メカニズムと凝集処理プロセスの改善, 第 51 回日本水環境学会年会, 2016

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 参考文献

- 1) 厚生労働省「水道普及率の推移」 [<http://www.mhlw.go.jp/file/06-Seisakujouhou-10900000-Kenkoukyoku/0000164506.pdf>] (2017 年 5 月 23 日閲覧)
- 2) 厚生労働省健康局, 新水道ビジョン, 2015
- 3) 秋葉道宏, 厚生科学研究費補助金健康安全・危機管理対策総合研究事業「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」, 平成 24~26 年度総合研究報告書, 2015
- 4) 秋葉道宏, 厚生科学研究費補助金健康安全・危機管理対策総合研究事業「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」, 平成 26 年度総括・分担研究報告書, 2015
- 5) 秋葉道宏, 厚生科学研究費補助金健康安全・危機管理対策総合研究事業「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」, 平成 25 年度総括・分担研究報告書, 2014
- 6) 藤本尚志, 村田昌隆, 大西章博, 鈴木昌治, 矢島修, 岸田直裕, 秋葉道宏, 分子

生物学的手法による浄水場における濁度障害原因生物の解明, 水道協会雑誌, 82(5), pp. 2-10, 2013

- 7) 丹保憲仁, 穂積準丹保, フロック形成におよぼす凝集条件について, 衛生工学, 36, pp37-47, 1968
- 8) 多木化学株式会社, PAC700A について, 2016
- 9) 社団法人土木学会, 衛生工学実験指導書(プロセス編), 1981

J. 謝辞

高塩基度 PAC に関する情報をご提供いただきました多木化学株式会社に心より感謝いたします。

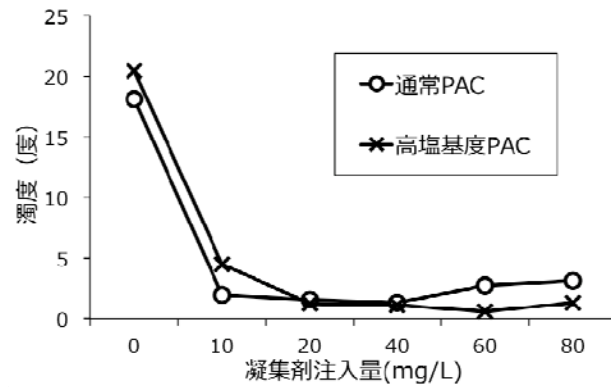


図-1 カオリン懸濁液における濁度変化

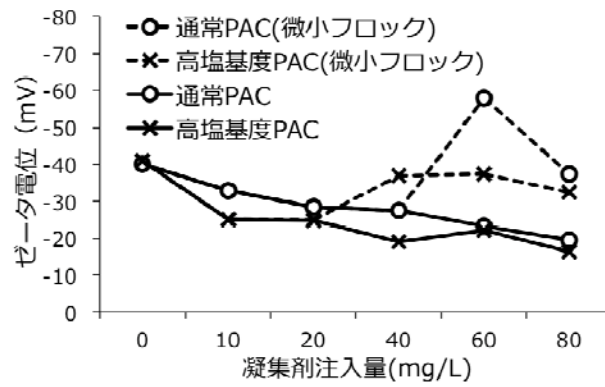


図-2 カオリン懸濁液におけるゼータ電位の変化

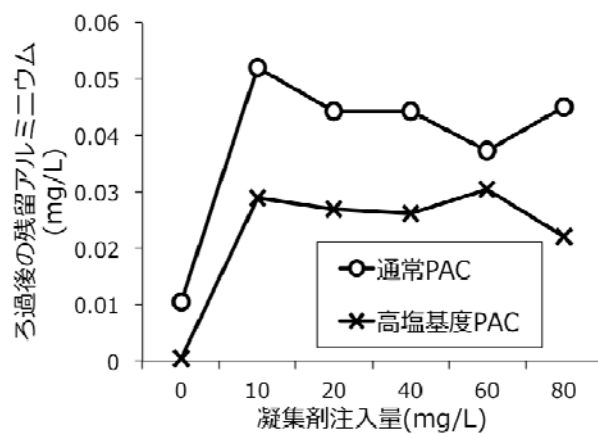


図-3 カオリン懸濁液におけるろ過後の残留アルミニウム濃度の変化

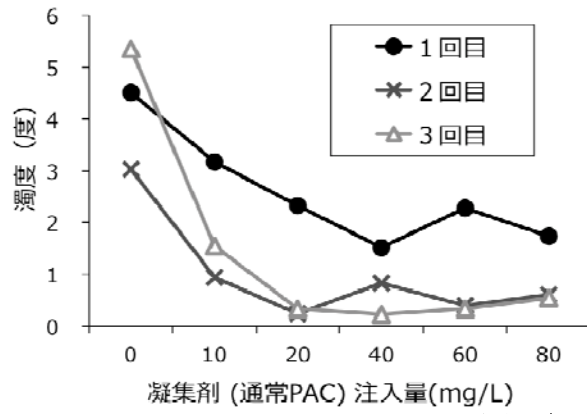


図-4 ピコ植物プランクトン懸濁液における濁度変化(通常 PAC)

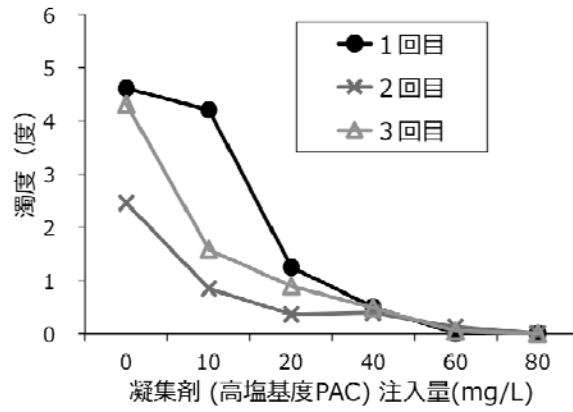


図-5 ピコ植物プランクトン懸濁液における濁度変化(高塩基度 PAC)

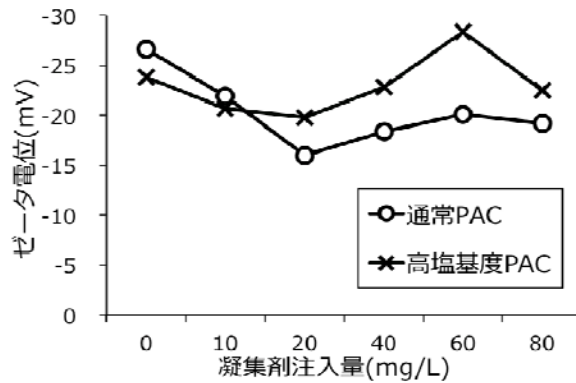


図-6 ピコ植物プランクトン懸濁液におけるゼータ電位の変化

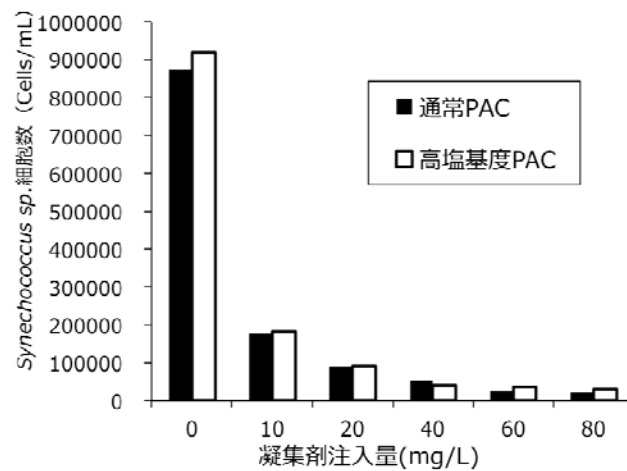


図-7 ピコ植物プランクトン懸濁液における *Synechococcus sp.*細胞数の変化

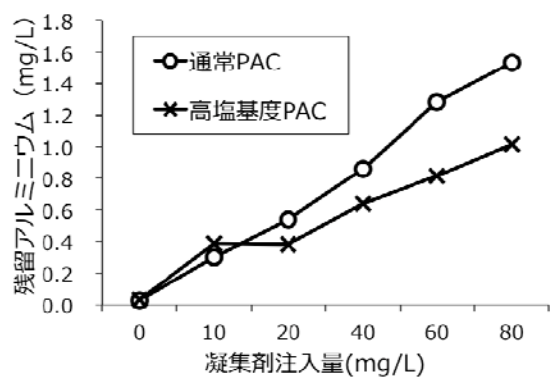


図-8 ピコ植物プランクトン懸濁液におけるアルミニウム濃度変化

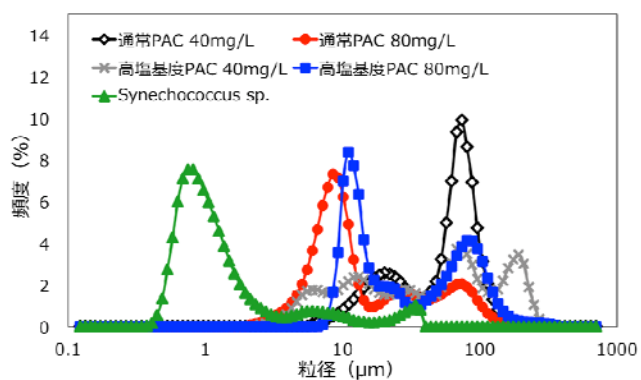


図-9 ピコ植物プランクトン懸濁液における粒径変化

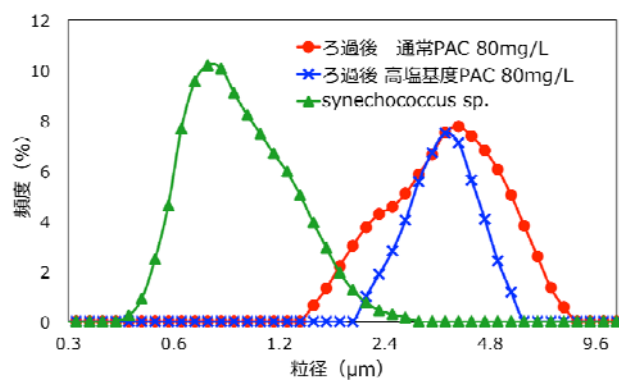


図-10 ピコ植物プランクトン懸濁液におけるろ過処理後の粒径変化

カビ臭発生予測手法の構築

研究代表者 秋葉 道宏
研究分担者 清水 和哉

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）
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：カビ臭発生予測手法の構築

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 清水 和哉 筑波大学生命環境系 准教授

研究要旨

水源におけるカビ臭発生予測手法の構築を目的とした。カビ臭物質産生微生物の個体群数定量によってカビ臭発生予測手法を構築できると考えており、ジェオスミン合成酵素遺伝子や 2-メチルイソボルネオール (2-MIB) 合成に関与する遺伝子をそれぞれ、単離菌やカルチャーコレクション由来の藍藻類から新たに塩基配列解読したものを加えた放線菌由来および藍藻類由来の塩基配列を用いて相同性解析をした。ジェオスミンの *geoA* 遺伝子ホモログは、放線菌 *Streptomyces* 属と他の属では相同性が低く、藍藻類では、同じ「属」では相同性が高いものの他の属とでは、相同性が低い結果となった。この結果から、藍藻類では *geoA* 遺伝子ホモログを用いて各「属」を区別できる分子生物学的手法を構築できることがわかった。2-MIB のメチルトランスフェラーゼ遺伝子とシクラーゼ遺伝子は、それぞれ異なる「属」とも高い相同性を示した。一方、放線菌と藍藻類間の各遺伝子の相同性は低く、放線菌と藍藻類を分けた分子生物学的解析が可能となることが推測された。TN/TP が与えるカビ臭物質産生への影響解析から、TN/TP が高い方が 2-MIB 産生量が高くなることがわかった。また、クロロフィルの生合成が活発ではない定常期から死滅期に、カビ臭物質の生合成経路へ切り替わることが推測された。1 細胞あたりのカビ臭合成活性は低いと推測されるものの細胞量が多い際に、高いカビ臭物質濃度が検出されるため、カビ臭物質産生微生物の個体群数の定量は、カビ臭発生予測手法に寄与できるといえる。

以上の成果から、カビ臭発生と消失を、顕微鏡観察では区別し難い、カビ臭物質産生微生物の個体群数を分子生物学的手法で定量することで推測できることがわかった。

A. 研究目的

我が国の主な上水水源は、表流水であるため気候変動に影響を受けやすいといえる。環境因子の変動や気温上昇に伴う水温の上昇は、水源環境微生物群集の代謝に影響を与える、とくにカビ臭物質は、水道水質を悪化させる生物由来の水汚染物質である。その産生原因生物は、二次代謝が発達している放線菌と藍藻類であり、環境因子の変動に影響を受けやすいと考えられる。カビ臭物質が、生物由来の物質であることから、化学物質による水汚染とは異なり、発生および消失の予測や発生抑制制御が困難であった。近年のカビ臭

物質産生微生物の分子生物学的知見により、培養や顕微鏡による手法に加えて、カビ臭物質産生放線菌¹⁾や藍藻類²⁾の定量手法（早期検出技術に応用可能）が構築できると考えられる状況となってきた。しかしながら、分子生物学的解析で標的としているカビ臭物質合成酵素遺伝子の保存性に関する知見が少なく、分子生物学的手法の適用の課題となっている。一方、カビ臭発生対策手法の構築には、どのような環境因子が引き金となってカビ臭物質産生にいたるのかを解明することが必要となる。これは、カビ臭発生予測にも重要な知見となるため、カビ臭物質産生に与

える環境因子の解析が報告されてきた³⁻⁷⁾。今後、水源池におけるカビ臭発生予測手法及びカビ臭発生抑制手法の確立は、持続的な水質管理に極めて重要であると広く認識されていることから、室内実験による環境因子の知見およびカビ臭発生現場における環境因子の知見を総合させ、それら手法を構築することが急務となっている。

そこで本研究は、カビ臭物質産生微生物の個体群数定量と窒素濃度やリン濃度といった水質が及ぼすカビ臭物質産生量へ与える影響の知見を融合したカビ臭発生予測手法の構築を目的とした。

B. 研究方法

1) カビ臭物質産生合成酵素遺伝子の相同性

カビ臭物質産生微生物群の定量とカビ臭物質産生活性の定量手法の開発のために、平成 27 年度に上水源や水域から単離した放線菌様細菌 (106 株) を用いて、単離菌の遺伝子解析を実施した。

全 DNA を用いて、16S rRNA 遺伝子 (27F (5'-AGAGTTTGATCCTGGCTCAG-3') -1492r (5'-GGYTACCTTGTTACGACTT-3') プライマーセット、16S rRNA 遺伝子解析用のユニバーサルプライマーセットである) および *geoA* 遺伝子ホモログを 249F (5' -CTTCTTCGACGACCACTTCC- 3') と 1860R (5'-CGTACTCGATCTCCTTCTGG - 3')のプライマーセットを用いて、PCR クローニングし、

(KOD-Plus-Neo (東洋紡ライフサイエンス))、アガロースゲル電気泳動法を用いた PCR 産物の精製後 (NucleoSpin® Gel and PCR Clean-up (MACHEREY-NAGEL))、塩基配列解読に供した。得られた塩基配列を用いて blastn 解析を行い、16S rRNA 遺伝子配列に基づいた単離菌の同定および *geoA* 遺伝子ホモログの塩基配列を同定した。また、*geoA* 遺伝子ホモログを保存している細菌を blastn 検索により調査した。

国際塩基配列データベース (DDBJ (NIG)、GenBank (NCBI)、EMBL (EMBL/EBI)) を用いてジェオスミン合成酵素遺伝子 (*geoA*

遺伝子ホモログ) および 2-メチルイソボルネオール (2-MIB) 合成に関与する重要な遺伝子である⁸⁾、メチルトランスフェラーゼ遺伝子およびシクラーゼ遺伝子⁸⁾を国際塩基配列データベースから探索し、塩基配列を得て、単離菌から得た塩基配列を加えて相同性解析を行った。

2) TN/TP が及ぼす藍藻類のカビ臭物質産生へ影響

供試藍藻類は、国立環境研究所微生物系統保存施設より、ジェオスミン産生藍藻類として、*Dolichospermum smithii* NIES-824 (*Anabaena smithii* NIES-824)、また 2-MIB 産生藍藻類として、*Pseudanabaena galeata* NIES-512 を得た。両藍藻類とも標準培地が CT 培地であり、CT 培地の TN/TP が、8.1 であった。また、CT 培地の窒素成分量を 2 倍量と変化させた改変 CT 培地の TN/TP は、13.1 であった。これらの培地を用いて、TN/TP が与える細胞増殖およびカビ臭物質産生量への影響を解析した。培養温度は、28°C、光強度は、60.3 $\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{s}$ 、明暗周期を 12 h として培養した。細胞増殖量を示すクロロフィル a (Chl.a) と死細胞量を示すフォエ色素は、ホットメタノール法を用いて抽出し、分析した。カビ臭物質は、固相抽出-GC/MS 法により分析した。植菌後 4 日経過する毎にサンプル (n=5) を採取し、分析を行った。

C. 研究結果および D. 考察

1) カビ臭物質産生合成酵素遺伝子の相同性

単離菌の同定のための 16S rRNA 遺伝子塩基配列解読結果より、59 株がカビ臭物質産生報告例の多い *Streptomyces* 属であった。また *Streptomyces* 属以外に 13 株において *Bacillus* 属、*Acinetobacter* 属、*Ralstonia* 属、*Pseudomonas* 属、*Stenotrophomonas* 属と同定された。*Streptomyces* 属と同定された 59 株のうち、39 株から *geoA* 遺伝子ホモログを確認した。*geoA* 遺伝子ホモログが確認されなかった 20 株は、本研究で供したプライマーセットが 20 株の保持する *geoA* 遺伝子ホモログ

の塩基配列との相同性が低いために確認されなかったことも考えられた。このため、この20株が、*geoA* 遺伝子ホモログを保持していないとは決定されない。次年度に引き続き解析を継続する。また、*Streptomyces* 属以外の細菌であった13株中7株から *geoA* 遺伝子ホモログを確認した。国際塩基配列データベースの遺伝子データにおいても、放線菌ではない細菌も *geoA* 遺伝子ホモログを保持している情報を得た。昨年度の研究成果より、*geoA* 遺伝子ホモログを保持している主な放線菌は、*Streptomyces* 属であるが、*Kitasatospora* 属、*Frankia* 属、*Kribbella* 属等も保存しており、放線菌に広く *geoA* 遺伝子が保存されていることがわかっている。*geoA* 遺伝子ホモログについて、単離菌から得た塩基配列と国際塩基配列データベースから得た塩基配列との相同性解析（図1）、放線菌のみでの相同性解析（図2）、放線菌ではない細菌と放線菌との相同性解析（図3）を我が国で単離された代表的な放線菌のひとつである、*Streptomyces avermitilis* を基に行った。その結果、放線菌において異なる「属」に属する場合、相同性が低い傾向にあることがわかった（図1と図2）。一方、他の細菌との相同性は、*Streptomyces* 属が保持する *geoA* 遺伝子ホモログと相同性があることがわかった。先行研究で、放線菌の *geoA* 遺伝子ホモログを定量する定量 PCR 用プライマーの開発事例が報告されている¹⁾が、本研究成果より、そのプライマーセットでは、ギャップが存在する領域を増幅させてしまうため、定量 PCR 用プライマーとして適さないことがわかった。そこで現在、*Streptomyces* 属を主として多くの放線菌の *geoA* ホモログを定量するための定量 PCR 用プライマーを開発している。

翻って、2-MIB 産生に関与する遺伝子である放線菌のメチルトランスフェラーゼ遺伝子とシクラーゼ遺伝子の塩基配列情報を国際塩基配列データベースから得て、相同性解析を実施すると、両遺伝子ともに、*Streptomyces* 属のなかで高い相同性を示した。

この結果から、*geoA* 遺伝子ホモログと同様に 2-MIB 産生放線菌を定量する定量 PCR 用プライマーを開発することが可能であることが示された。

一方、藍藻類において、平成28年度では、塩基配列が解読されていなかった *Dolichospermum smithii* NIES-824 (*Anabaena smithii* NIES-824) の *geoA* 遺伝子ホモログの塩基配列を解読し、相同性解析に供した。その結果、*Dolichospermum* 属内では、高い相同性を示したが、他の属とは、相同性が低かった。したがって、平成27年度研究成果と同様に、日本由来のジェオスミン産生藍藻類においても、異なる「属」間においては、*geoA* 遺伝子ホモログの遺伝子塩基配列の相同性を利用することにより「属」毎に分けられることがわかった。

翻って、2-MIB 産生に関与する遺伝子であるメチルトランスフェラーゼ遺伝子は、国際塩基配列データベースでは、7データのみであるものの、異なる「属」間においても高い相同性を有していることがわかった（図4）。同様に 2-MIB 産生に関与するシクラーゼ遺伝子においても高い相同性を有していることがわかった（図5）。加えて、放線菌のメチルトランスフェラーゼ遺伝子とシクラーゼ遺伝子、それぞれとの相同性は極めて低いことがわかった。従って、2-MIB 産生に関して、藍藻類と放線菌を明瞭に区別して、定量できることがわかった。

以上から、カビ臭発生予測法の構築に重要なカビ臭物質産生微生物の個体群数のモニタリングは、カビ臭物質合成遺伝子を標的として定量 PCR 法を用いて、実施できる。

2) 藍藻類のカビ臭物質産生への T-N/T-P の影響

TN/TP の増加に伴い *D. smithii* NIES-824 の細胞量の増加がみられた（図6）。一方、細胞量あたりのジェオスミン産生量は、細胞量が少ない TN/TP 8.1 の条件の方が高く、死滅期におけるジェオスミン産生量は急激に増加することがわかった（図7）。ジェオス

ミンの前駆物質は、ファルネシルニリン酸であり、クロロフィルは、ファルネシルニリン酸から複数の段階を経て生合成される。つまり、死滅期になるとファルネシルニリン酸から、クロロフィルを生合成する経路から、ジェオスミンを生合成する経路に切り替わるために、カビ臭物質ジェオスミン量が多量になったと考えられる。現在、ジェオスミン産生活性の指標となりうる *geoA* 遺伝子ホモログの発現量を解析しているところである。

一方、ジェオスミン濃度は、細胞量が多い際に高かった (図 6、図 7) ことから、ジェオスミン産生藍藻類の個体群数の定量は、ジェオスミン発生予測手法に寄与できる。

翻って、*P. galeata* においては、TN/TP が 8.1 の方が最大増殖量となった (図 8(a))。また、細胞量あたりの 2-MIB は、TN/TP13.1 の条件で、死滅期 (24 h) において最大となった (図 9(a))。TN/TP8.1 の条件では、定常期から死滅期 (16 h – 24 h) まで、統計的な有意な差はなく、TN/TP の条件によって、2-MIB 産生の挙動に変化があることがわかった。実験開始 28 h においては、Chl.a が検出限界以下となり、フェオ色素が検出された (図 8(b))。フェオ色素あたりの 2-MIB 量も TN/TP13.1 の条件が、TN/TP8.1 よりも高い値であった。以上から、2-MIB 産生量は、TN/TP に影響を受けることが推測された。TN/TP13.1 の条件での実験開始 24 h 後において、細胞量あたりの 2-MIB が最大値を示した。ジェオスミン産生の解析結果と同様に、2-MIB の前駆物質であるゲラジルニリン酸は、複数の段階を経て、クロロフィルへと生合成されることから、定常期から死滅期では、2-MIB 生合成が優先されたと考えられた。現在、2-MIB 産生に関与するメチルトランスフェラーゼ遺伝子とシクラーゼ遺伝子の発現量解析を行っている。一方、細胞量が多い際に、検出された 2-MIB 濃度も高いことから、2-MIB 産生微生物の個体群数の定量は、2-MIB 発生予測手法の構築に寄与できる。

先行研究では、*Anabaena ucrainica* CHAB2155 の最小増殖速度を示す条件の時

に、最大 geosmin 産生を示したことが報告されている³⁾。また、*Lyngbya kuetzingii* を用いて先行研究においても同様に最小増殖速度において、最大 geosmin 産生を示したことが報告されている⁵⁾。したがって、先行研究と本研究結果から、最小増殖速度を示す、つまりクロロフィル合成が活発に起きない際にカビ臭物質産生活性を亢進させ、1 細胞あたりのカビ臭物質産生量が上昇すると考えられた。

E. 結論

カビ臭物質合成酵素遺伝子群が、放線菌および藍藻類のそれぞれに保存されていることを明らかにした。カビ臭物質産生微生物個体群数の増加とカビ臭物質濃度の間には正の相関関係があることを室内実験からも確認し、分子生物学的手法を用いてカビ臭物質産生微生物の個体群数を定量することは、カビ臭発生予測手法の構築に活用できることがわかった。一方、TN/TP カビ臭物質産生への影響の知見から、TN/TP が高い際に 2-MIB 産生量が高くなることがわかった。また、クロロフィル合成が活発ではない定常期から死滅期に、1 細胞あたりのジェオスミン産生量および 2-MIB 産生量が高くなった。

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

(1) 穂山紗耶, 月野慎也, 木村奈々, 中島敦, 岸田直裕, 内海真生, 秋葉道宏, 清水和哉. カビ臭物質産生における引き金因子の解明. 第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月; 熊本. 要旨集 pp.603.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録
該当なし

3) その他
該当なし

I. 参考文献

- 1) Auffret M., Pilote A., Proulx É., Proulx D., Vandenberg G., and Villemur R. (2011) Establishment of a real-time PCR method for quantification of geosmin-producing *Streptomyces* spp. in recirculating aquaculture systems. *Water Research* **45**(20), pp.6753-6762.
- 2) Su M., Gaget V., Giglio S., Burch M., An W., and Yang M. (2013) Establishment of quantitative PCR methods for the quantification of geosmin-producing potential and *Anabaena* sp. in freshwater systems. *Water Research* **47**(10), pp. 3444-3454.
- 3) Wang Z. and Li R. (2015) Effect of light and temperature on the odor production of 2-methylisoborneol-producing *Pseudanabaena* sp. and geosmin-producing *Anabaena ucrainica* (cyanobacteria). *Biochemical Systematics and Ecology* **58**, pp. 219-226.
- 4) Wang Z. Xu Y., Shao J., Wang J. and Li R. (2011) Gene associated with 2-methylisoborneol biosynthesis in

cyanobacteria: isolation, characterization, and expression in response of light. *PLoS One* **6**(4), pp. e18665.

- 5) Zhang T., Li L., Song L. and Chen W. (2009) Effect of temperature and light on the growth and geosmin production of *Lyngbya kuetzingii* (Cyanopytha). *Journal of Applied Phycology* **21**(3), pp. 279-285.
- 6) Schrader KK. and Blevins WT. (2001) Effect of carbon source, phosphorus concentration, and several micronutrients on biomass and geosmin production by *Streptomyces halstedii*. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology* **26**(4), pp. 241-247.
- 7) Schrader KK. and Blevins WT. (1999) Effects of selected environmental conditions on biomass and geosmin production by *Streptomyces halstedii*. *The Journal of Microbiology* **37**(3), pp. 159-167.
- 8) Komatu M., Tsuda M., Omura S., Oikawa H., and Ikeda H. (2008) Identification and functional analysis of genes controlling biosynthesis of 2-methylisoborneol. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(21), pp. 7422-7427.

J. 謝辞

神奈川県企業庁北村壽朗氏、川崎市上下水道局藤瀬大輝氏に感謝いたします。

Streptomyces sp. kid10_k1_3 (91%/620 bp)
Streptomyces sp. kid10_k1_4 (86%/1083 bp)
Streptomyces sp. oc_lb1 (81%/1238 bp)
Streptomyces sp. sd_2_8 (82%/1448 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_2 (91%/564 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_3 (82%/843 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_3old (85%/1090 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_6 (82%/561 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_8 (83%/1010 bp)
Streptomyces sp. sd10_2_7 (85%/1004 bp)
Streptomyces sp. sd10_2_8 (83%/1005 bp)
Streptomyces sp. sd50_1_1 (84%/1005 bp)
Streptomyces sp. sd50_2_2 (83%/1011 bp)
Streptomyces sp. sntd_k1_3 (84%/976 bp)
Streptomyces sp. std_k2_1 (87%/604 bp)
Streptomyces sp. std_k2_5 (81%/595 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_2 (82%/1144 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_3 (79%/694 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_4 (87%/1006 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_6 (84%/1066 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_7 (80%/1064 bp)
Streptomyces sp. std50_3_7 (83%/997 bp)
Streptomyces sp. std100_1_1 (82%/1186 bp)
Streptomyces sp. std100_1_2 (77%/620 bp)
Streptomyces sp. std100_1_5 (81%/840 bp)
Streptomyces sp. std100_1_7geoA (83%/1464 bp)
Streptomyces sp. std100_2_2 (75%/1003 bp)
Streptomyces sp. std100_k1_2 (84%/1008 bp)
Streptomyces sp. ttd10_k1_4 (84%/1011 bp)
Streptomyces sp. ttd10_k1_5 (84%/1004 bp)
Acinetobacter sp. hm3_5 (75%/1473 bp)
Pseudomonas sp. kd1 (87%/979 bp)
Ralstonia sp. kd4 (90%/691 bp)
Acinetobacter sp. o2_2 (86%/1126 bp)
Acinetobacter sp. o2_3 (90%/692 bp)
Bacillus sp. std_k1_5 (79%/969 bp)
Bacillus sp. std10_k1_5 (81%/914 bp)
Saccharothrix sp.
Saccharopolyspora erythraea
Nocargia vulneris
Nonomuraea sp.
Kineospora aurantiaca
Kitasatospora setae
Actinosporangium sp.
Flankia sp.
Streptomyces coelicolor A3 (2)
Streptomyces albus
Streptomyces griseus

Streptomyces avermitilis

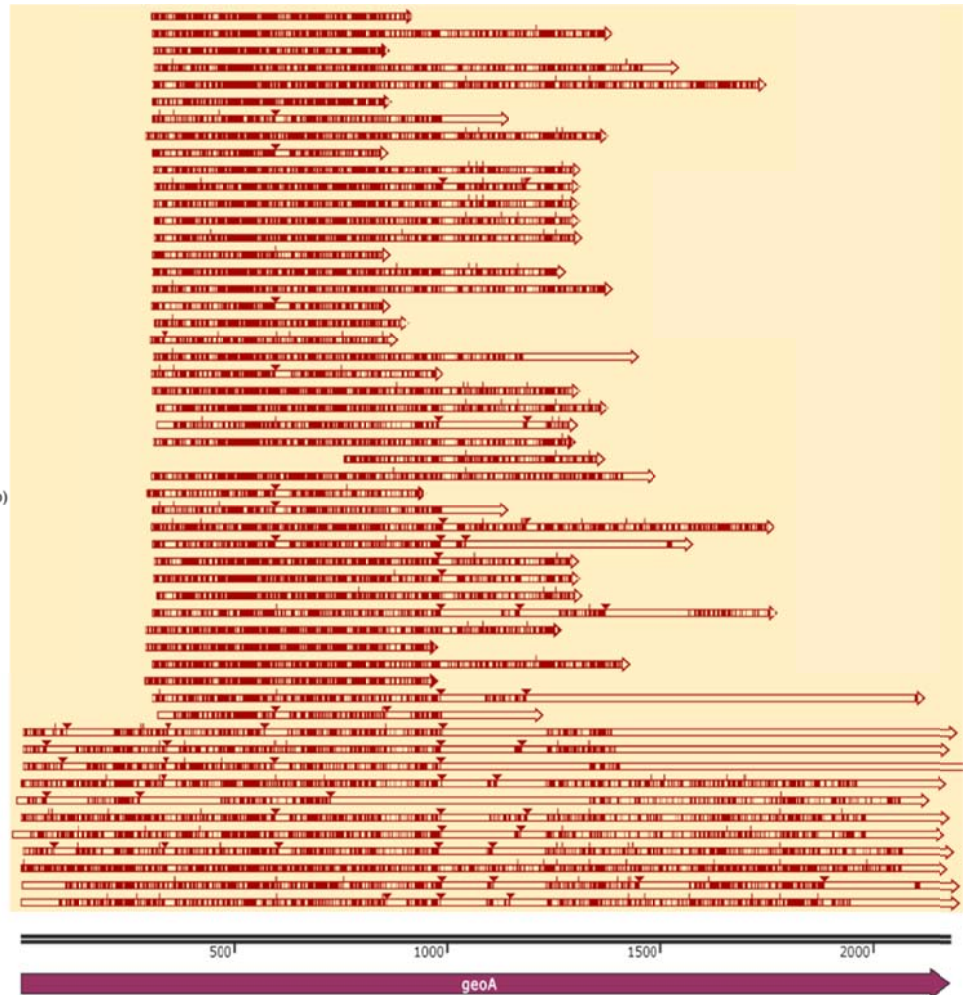
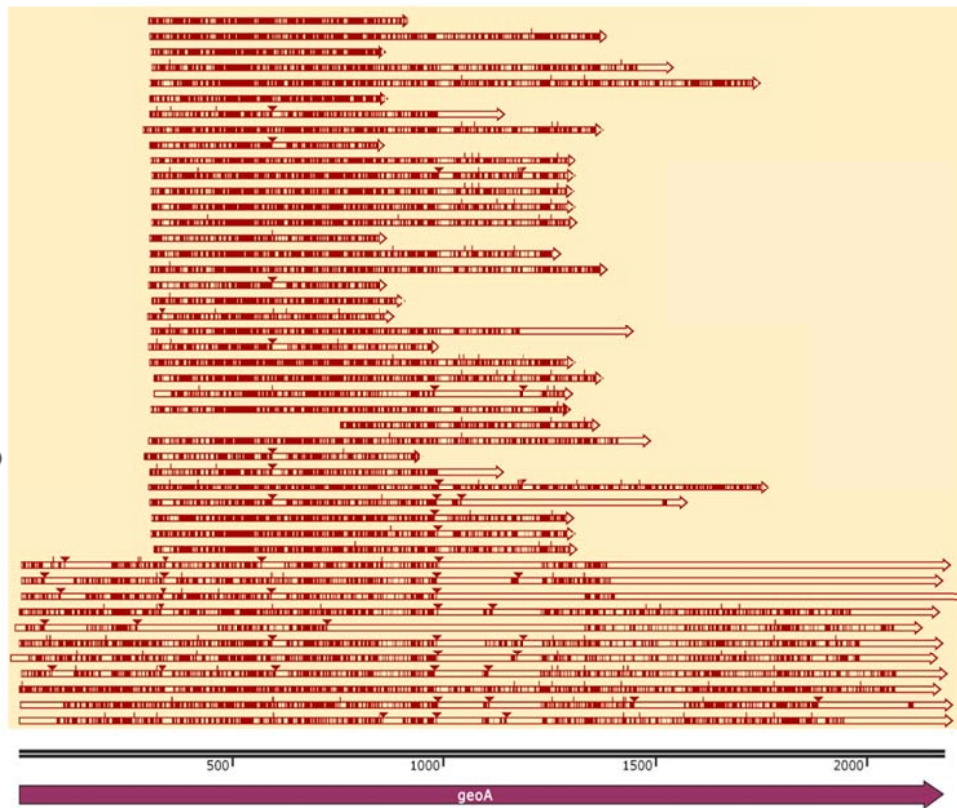


図1 細菌が保持する *geoA* 遺伝子ホモログの相同性解析
 「sp.」の後に続き表記は、単離源と株名を示す。

Streptomyces sp. ktd10_k1_3 (91%/620 bp)
Streptomyces sp. ktd10_k1_4 (86%/1083 bp)
Streptomyces sp. oc_lb1 (81%/1238 bp)
Streptomyces sp. sd_2_8 (82%/1448 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_2 (91%/564 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_3 (82%/843 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_3oid (85%/1090 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_6 (82%/561 bp)
Streptomyces sp. sd10_1_8 (83%/1010 bp)
Streptomyces sp. sd10_2_7 (85%/1004 bp)
Streptomyces sp. sd10_2_8 (83%/1005 bp)
Streptomyces sp. sd50_1_1 (84%/1005 bp)
Streptomyces sp. sd50_2_2 (83%/1011 bp)
Streptomyces sp. sntd_k1_3 (84%/976 bp)
Streptomyces sp. std_k2_1 (87%/604 bp)
Streptomyces sp. std_k2_5 (81%/595 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_2 (82%/1144 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_3 (79%/694 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_4 (87%/1006 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_6 (84%/1066 bp)
Streptomyces sp. std10_k1_7 (80%/1064 bp)
Streptomyces sp. std50_3_7 (83%/997 bp)
Streptomyces sp. std100_1_1 (82%/1186 bp)
Streptomyces sp. std100_1_2 (77%/620 bp)
Streptomyces sp. std100_1_5 (81%/840 bp)
Streptomyces sp. std100_1_7geoA (83%/1464 bp)
Streptomyces sp. std100_2_2 (75%/1003 bp)
Streptomyces sp. std100_k1_2 (84%/1008 bp)
Streptomyces sp. ttd10_k1_4 (84%/1011 bp)
Streptomyces sp. ttd10_k1_5 (84%/1004 bp)
Saccharothrix sp.
Saccharopolyspora erythraea
Nocargia vulneris
Nonomuraea sp.
Kineospira aurantiaca
Kitasatospora setae
Actinosporangium sp.
Flankia sp.
Streptomyces coelicolor A3 (2)
Streptomyces albus
Streptomyces griseus



Streptomyces avermitilis

図2 放線菌が保持する *geoA* 遺伝子ホモログの相同性解析
 「sp.」の後に続き表記は、単離源と株名を示す。

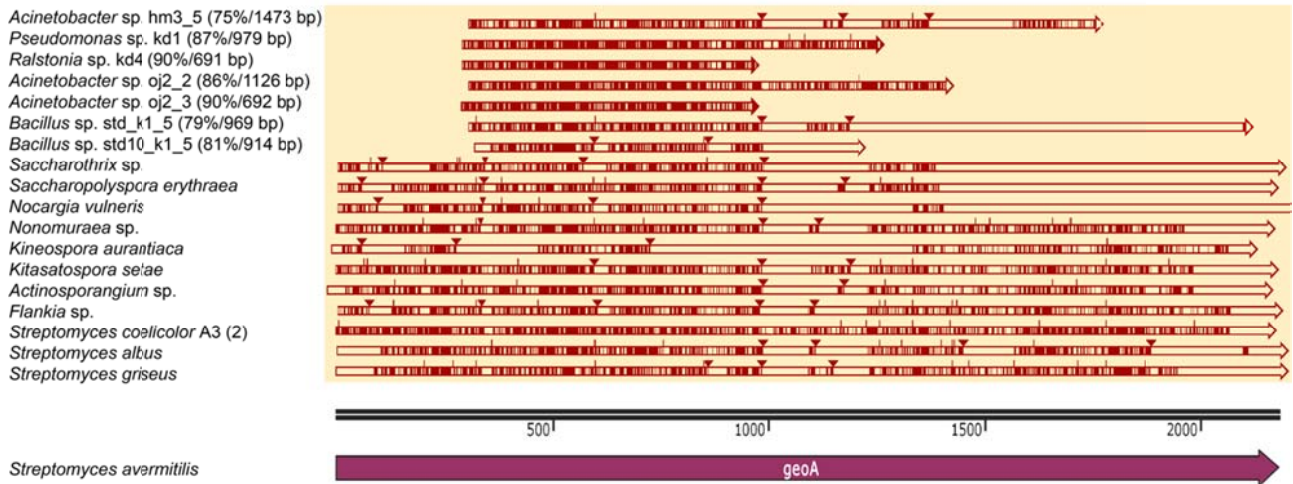


図3 細菌の *geoA* 遺伝子ホモログと放線菌の *geoA* 遺伝子ホモログとの相同性解析「sp.」の後に続き表記は、単離源と株名を示す。



図4 メチルトランスフェラーゼ遺伝子の相同性解析

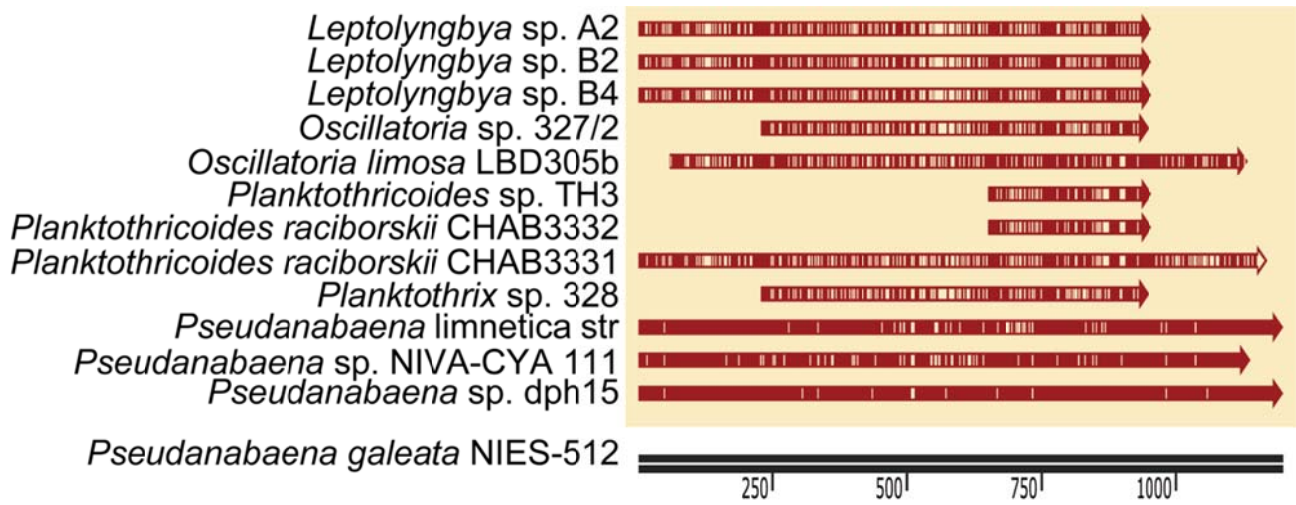


図5 シクラーゼ遺伝子の相同性解析

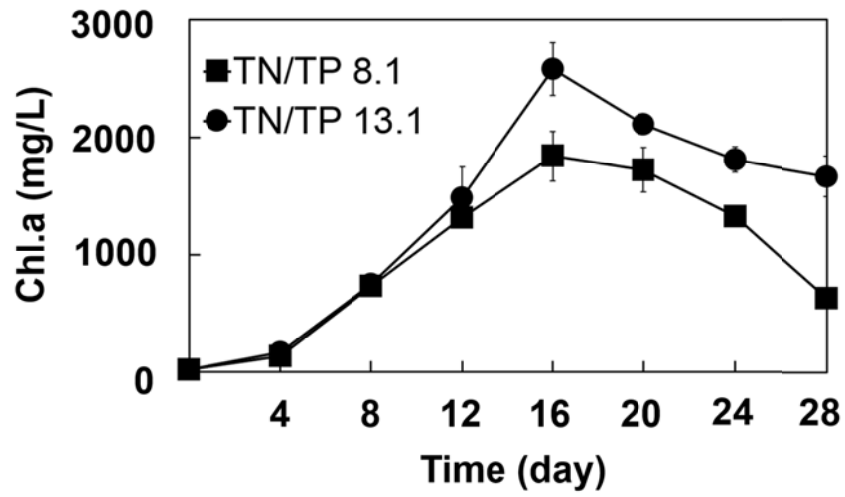


図 6 *D. smithii* の細胞量の経日変化
死細胞を示すフェオ色素は、全て検出限界以下となった。

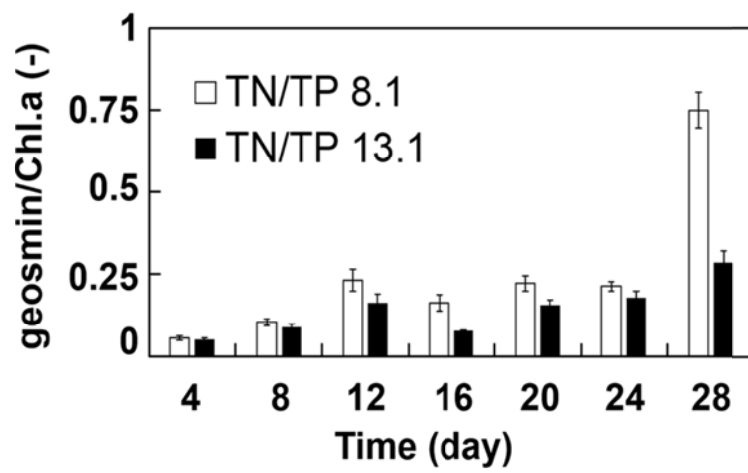
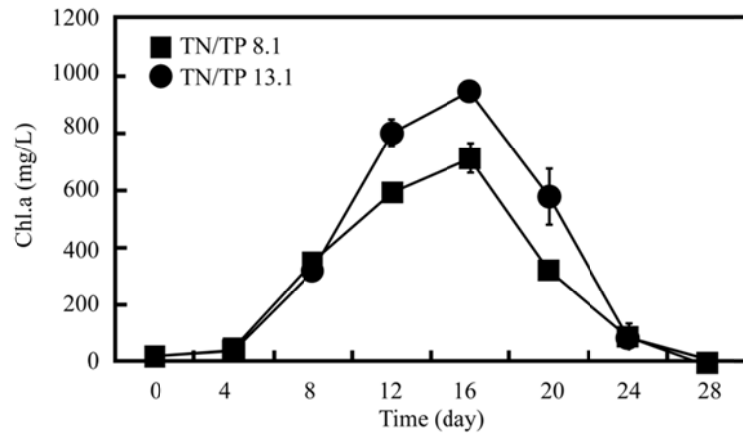
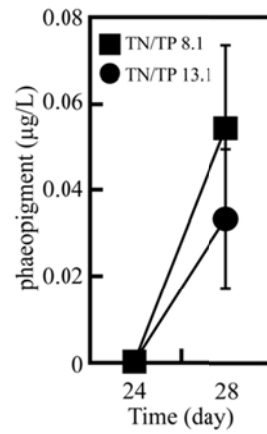


図7 *D. smithii* の細胞量あたりのジェオスミン量の経日変化

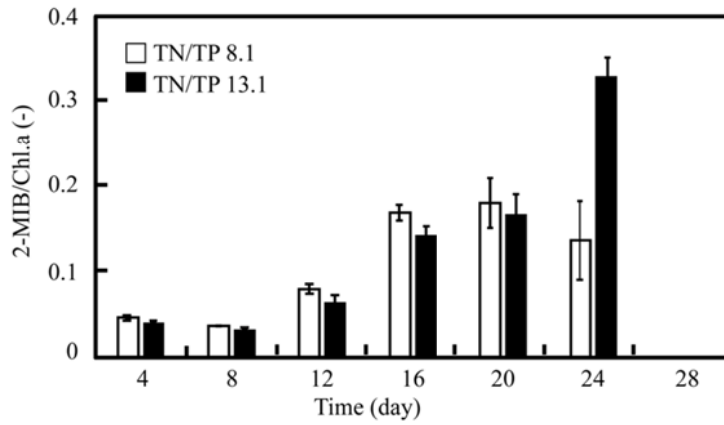


(a)

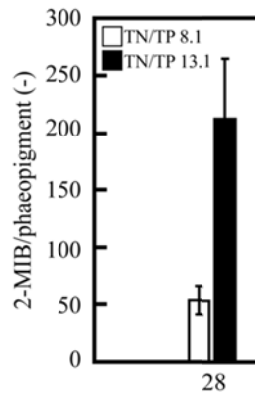


(b)

図 8 *P. galeata* の細胞量の経日変化
 (a) 細胞増殖量を示す Chl.a 量、(b) 死細胞量を示すフェオ色素



(a)



(b)

図9 *P. galeata* の細胞量あたりの2-MIB量の経日変化

(a) Chl.a量あたりの2-MIB量、実験開始28日後のChl.a量は検出限界以下であった、(b) フェオ色素量あたりの2-MIB量、実験開始24日までは、フェオ色素は検出限界以下であった。

平成28年熊本地震の応急給水支援活動に関する
アンケート調査

研究代表者	秋葉 道宏
研究分担者	下ヶ橋 雅樹
研究協力者	島崎 大
研究協力者	小坂 浩司

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)
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：平成 28 年熊本地震の応急給水支援活動に関するアンケート調査

研究代表者	秋葉 道宏	国立保健医療科学院	統括研究官
研究分担者	下ヶ橋 雅樹	国立保健医療科学院	上席主任研究官
研究協力者	島崎 大	国立保健医療科学院	上席主任研究官
研究協力者	小坂 浩司	国立保健医療科学院	主任研究官

研究要旨

平成 28 年 4 月に発生した熊本地震の応急給水支援上の課題を抽出するため、応急給水支援を行った 91 水道事業者の職員を対象として、アンケート調査を実施した。調査票の設問は、持参資機材、病院・福祉施設・避難所等の重要施設の応急給水に関する項目や、活動における問題点等とした。回収率は 64% (58 事業者, 216 名) であった。解析にあたっては、応援活動開始日が本震後 3 日以内, 4 日~7 日, 8 日以上に 3 つに区分した。持参資機材において、非常に役に立った/持参すればよかったものとしては、本震後 3 日以内では、給水車・トラック・広報車以外の車両, 照明器具, 仮設給水栓セット, 携帯型残留塩素計, 8 日以上では、携帯型残留塩素計の回答割合が高かった。また応急給水支援上の問題点については、本震後 3 日以内では、「非常にあった」「あった」が交通, 滞在, 余震の順であり、半数以上が交通や滞在における問題を感じていた。高齢者に関する問題としては、水の運搬や、高齢者への配慮における問題が生じていた。また、全般の問題としては、資機材不足の他、情報伝達が不十分であったことや、指揮系統が不安定であったことが問題として抽出された。

A. 研究目的

大規模災害による断水時の応援給水活動は被災者の生活を守るうえで必須であり、同活動の実態を把握しつつ、その課題を抽出することは今後のよりよい災害対策を講ずるための重要な情報となる。今回の検討では、平成 28 年に発生した熊本県及び大分県での地震 (以下、平成 28 年熊本地震) を対象として、その応援給水活動について調査を行った。

熊本地震の概要は次のとおりである。平成 28 年 4 月 14 日 21 時 26 分、熊本県熊本地方(北緯 32 度 44.5 分, 東経 130 度 48.5 分)を震源とする、

震源の深さ 11km, マグニチュード 6.5 の地震が発生し、熊本県益城町で震度 7 を観測した。その後、4 月 16 日 1 時 25 分、同じく熊本県熊本地方 (北緯 32 度 45.2 分, 東経 130 度 45.7 分) を震源とする、震源の深さ 12km, マグニチュード 7.3 の地震 (本震) が再び発生し、熊本県益城町, 西原村で震度 7 を観測した。人的な被害としては、平成 28 年 12 月 14 日現在, 死亡 161 人 (すべて熊本県), 重傷 1,087 人 (福岡, 佐賀, 熊本, 大分, 宮崎県), 軽傷 1,065 人 (同左) が報告されている (内閣府資料)。

また、水道施設の被害として、最大で 7 県 (熊本県, 大分県, 宮崎県, 鹿児島県, 福岡県, 長崎

県、佐賀県) 34 市町村において 445,857 戸の断水が確認されている。応急給水の派遣台数は、4 月 28 日に最大となり、84 事業体により 96 台が出動した[1]。

管路被害については、大規模な斜面崩壊により管路が流出し、土砂流出や斜面崩壊により道路が大きな被害を受けたことから、復旧時の管布設ルートを選定に苦慮した。また、基幹管路に被害が発生したことから、断水被害が拡大し、給水管の断水被害も多数みられた[1]。

施設被害については、地震直後から水源である地下水に濁りが発生し、ろ過設備を有していなかったため、対応に苦慮した。井戸の枯渇や揚水量の減少、配水池への送水管が流出したケースもあり、代替水源の確保に苦慮した[1]。

このような大規模な地震時の給水活動については、これまで、東日本大震災に関連するものとして瀬川ら[2]により報告がある。本研究では、平成 28 年熊本地震において応援給水活動を行った水道事業体職員に対してアンケート調査を行い、応援給水活動時の実態把握と課題抽出を行った。

B. 研究方法

平成 28 年 9 月、同地震の応援派遣を実施した水道事業体[1]のうち 91 事業体に、電子メールによりアンケート調査を依頼した。アンケート票は応急給水に関する調査票と緊急時の水質検査に関する調査票からなるが、今回の報告は前者についてのものである。その設問は日本水道協会の地震等緊急時対応の手引き[3] (以下、「手引き」) 等を参考として Microsoft Excel の電子ファイルで用意した。アンケート項目は表 1 のとおりである。応援派遣時の期間、活動全般において問題と感じた点、資機材の有用性等からなるものであり、また応急給水に派遣されたときの状況について、水道事業体の応援給水に関する包括的の意見ではなく、個別の事例に対する職員個人の考えについての回答を依頼した。アンケート票の発送は平成 28 年 9 月 16 日～29 日に行った。発送先は厚生労働省資料をもとに、91 事業体とした。なお、回答者に送付したアンケート依頼状と、応急給水に関するアンケート票を別添 1 及び 2 として添付した。本調査研究は、国立保健医療科学院研究倫理審査委員会の承認を受けている

(NIPH-IBRA#12126)。

C. 研究結果及び D. 考察

応援・受援状況とアンケート回収状況を図 1 に示す。回答は 58 事業体から 216 件寄せられた。このうち、1 事業体はのべ 19 名の意見を 1 件に集約したものとのことであったが、集計上は基本的に 1 件 (1 名分) としてカウントした。派遣時の状況としては、混乱期=99 件、復旧期=107 件、復興期=3 件、不明=7 件との回答であった。

本震発生からの時間経過の違いを考察するため応援開始時期をもとに以下の 3 つのグループに分けた。

グループ A (61 件)

4/18 までに開始したもの (本震から概ね 3 日以内)

グループ B (60 件)

4/19～22 に開始したもの (同 1 週間以内)

グループ C (86 件)

4/23 以降に開始したもの (同 1 週間を超える)

なお、期間が不明なものや複数の期間が含まれたものは除外した。

応援開始時期ごとの資機材の有用性についての回答を図 2 に示す。同図にはグループ A に有用性が高かった資機材のうち、携帯電話や GPS (スマートフォンを含む) を除いたものを示している。図より、特にグループ A では、給水車・トラック・広報車以外の車両、照明器具、仮設給水栓セット、携帯型残留塩素計などが「持参すればよかった」とされた。一方、携帯型残留塩素計はグループ C での有用性も高く、地震発生後 1 週間を経過してもそのニーズが高いことがわかった。

応援開始時期ごとの問題の発生状況についての回答を図 3 に示す。図より、グループ A においては半数以上が交通や滞在における問題を提示しており、地震発生後数日間の応援給水活動における交通や宿泊施設確保の困難性がうかがえた。

高齢者に関する問題の発生状況とその例に関する回答を図 4 に示す。また、具体的な問題の例としては、「水が重く、運搬困難。給水の要員で運搬補助」、「給水バッグ・容器の持ち運び・保存状況 (高齢者・障害者等の災害弱者は容器を大量

に持ってこれず、少量ずつの持ち運びとなったことや、一人ぐらしの老人が大量に飲料水を持って帰った場合の水質悪化)、 「小学校を給水拠点とした際、万人に平等にと校庭に車両を誘導していたら、年配者の方は目の前に止めるなどして渋滞となってしまった。一応校庭に駐車して頂き、水は職員にて運搬対応した。」、 「1家族3リットルの制限があった際、隣接する高齢者のために持っていくといった理由で多く持たせると、他の被災者から本当かどうかと反発があった。また、家族に高齢者や子供がいるため、多めに給水してほしいといった方へ対応した際も他の被災者から不公平だと理解が得られなかった。」 などがあつた。

また、応急給水全般に見られた問題を表 2 に示す。各々について、手引きでの記載事項も踏まえて、対策を考察する。

情報(事業体)については、連携や引継ぎについての指摘があつた。手引きでは現地での応援活動については「応援水道事業体は、被災水道事業体の負担軽減を図るため、応援活動の引継ぎを円滑かつ迅速に行うなどできる限り自己完結型の応援活動を展開する。」、応急給水班の活動については、「応急給水班は派遣職員や応援水道事業体の交替があつても作業の引継ぎが円滑になされ、被災事業体の負担となることのないように、担当区域、担当作業等の役割分担を明確にしておく。また、作業を遂行するための判断等の基準も明確にする。」、他都市との後期連携については「各水道事業体は、都府県支部等における相互応援に関する協定等に基づき、大規模な地震等緊急時における応急活動が的確に実施できるよう、各都市相互間で行う応急活動の広域訓練を実施する。」とされている。これらをふまえて、被災事業体や他の応援水道事業体に頼りすぎない。やれることは自分たちでやるという意識を持つことや、平常時において、水道事業体間で相互訓練を定期的に行うことが重要であり効果的であると思われる。

情報(被災者)に関しては、問合せへの対応に苦慮した様子がかうかがえた。手引きでは「地震等緊急時における混乱を防止するため、特に応急給水については、平常時からあらゆる機会をとらえ、広報紙や各種パンフレット等により給水拠点の位置や、給水された水質を保存する方法、災害時の広報の方法等について住民に周知する。また、水の備蓄、容器の準備など、平常時から住民が自

ら行える災害対策を呼びかけていくことにより、災害発生時の広報が有効に機能する。」とされている。対策としては、給水を受ける側(被災者)に対する、応急給水の実態についての広報活動のさらなる徹底が必要である(小学生の施設見学の際、応急給水活動の様子を紹介する等)ことや、過去の応急給水活動の経験から得られた教訓を事例集等の形で手引きに反映させる(ペットボトルの形状では給水車から給水し難い等)、等が考えられる。

資機材に関しては、給水袋や照明器具などの不足が指摘された。手引きでは「発災初期の運搬給水は、被害状況によって多数の給水車、資機材等が必要となることから、都府県支部における給水車、資機材等の保有リスト等を調査、確認する必要がある。」「災害の規模によっては、被災水道事業体、応援水道事業体の保有数では対応が困難となり、自衛隊、警察、国土交通省、電力会社、民間企業体の協力が必要となる場合が考えられるため、あらかじめ関係機関への応援要請について検討しておく必要がある。」とされている。対策としては、保有リストを要請時に活用することを促進することが考えられる。また質問 18・19 から抽出された課題・改善点に、容器の不足についての問題点が挙げられていることから、給水容器等の必要数を把握するためシミュレーションをしておくことも有用であろう。

指揮系統に関しては、指揮系統の安定化や連絡調整の充足を求める声があつた。手引きでは「応急給水状況や避難者の要望等の情報収集に努め、幹事応援水道事業体を經由して水道給水対策本部に情報を伝達する。」「人員、応急給水用資材の状況を把握し、幹事応援水道事業体を經由して水道給水対策本部に意見具申を行う。」「作業従事者の健康状態に十分留意するとともに、作業に支障が生じると判断される場合には、欠員を補充する。」とされている。混乱期においてもできる限りきめ細かな対応が求められる。また、「目標達成時期を設定することは、応援水道事業体の派遣計画の尺度となるとともに、住民の不安や焦りの軽減、苦情の減少が期待できる。」とされている。対策としては、住民だけでなく、派遣職員の不安や焦り、苦情の減少につながることも、共通の目標を設定することで、意識を共有することができるとと思われる。

E. 結論

平成 28 年熊本地震の応援給水活動のアンケートにより、資機材の有用性や活動上の課題等が抽出された。地震発生直後には照明器具、仮設給水栓セット、携帯型残留塩素計の有用性が高かった。また半数以上が交通や滞在における問題を感じていた。地震発生から 1 週間経過後には残留塩素計のニーズが高かった。高齢者に関する問題としては、水の運搬や、高齢者への配慮における問題が生じていた。また、全般の問題としては、資機材不足の他、情報伝達が不十分であったことや、指揮系統が不安定であったことが問題として抽出された。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

下ヶ橋雅樹, 島昌伸, 嶽仁志, 小坂浩司, 島崎大, 秋葉道宏 (2017). 平成 28 年熊本地震の応援給水活動に関するアンケート調査. 平第 51 回日本水環境学会年会; 2017 年 3 月 15 日, 熊本. 同講演集, 111.

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 参考文献

- [1] 厚生労働省 医薬・生活衛生局生活衛生・食品安全部水道課: 第 2 回水道事業の維持・向上に関する専門委員会資料.2016.
- [2] 瀬川他. 東日本大震災での応急給水の実態と課題. 第 63 回全国水道研究発表会, 平成 24 年 5 月 16 日, 松江. 同講演集, 618-619, 2012.
- [3] 日本水道協会. 地震等緊急時対応の手引き. 2013.

J. 謝辞

本特別研究のアンケート調査にご協力を賜りました各水道事業体のご担当者に御礼申し上げます。また本研究は平成 28 年度国立保健医療科学院水道工学研修の特別研究として実施しました。研修生の和歌山市水道局島昌伸氏, 横浜市水道局嶽仁志氏には, データ整理や結果の解釈等を担当していただきました。

表 1 アンケート内容

質問分類	具体的な項目
<p>応急給水全般について 【質問1～19】</p>	<p>地域・期間・状態 応援要請 体制・役割 応急給水計画 自衛隊 事業体間トラブル 余震 荒天 高齢者 過疎地 山間部 液状化 交通 滞在 その他問題 課題・改善点</p>
<p>応急給水資機材について 【質問20～21】</p>	<p>持参した・しなかった資機材 今後欲しい資機材・機能</p>
<p>給水拠点について 【質問22～24・30】</p>	<p>給水基地 応急給水拠点 個別給水 今後の応急給水拠点</p>
<p>医療・福祉施設への給水について 【質問25～27】</p>	<p>医療機関 高齢者施設 その他福祉施設</p>
<p>避難所への給水について 【質問28】</p>	<p>避難所</p>
<p>仮設配管について 【質問29】</p>	<p>仮設配管</p>
<p>利用制限・利用用途について 【質問31～33】</p>	<p>残留塩素 利用制限 利用用途</p>
<p>その他 【質問34～36】</p>	<p>過去の災害の応急給水経験 研究機関が取り組むべきこと その他コメント</p>

表 2 応急給水全般の問題点

課題項目	具体例
情報 (事業者)	事業者間の引継が上手くいってなく、情報が錯綜していた。
	他の応援事業者との連携をとるのに情報が不足していた。
情報 (被災者)	住民からの問い合わせの対応が難しかった。
	飲料に使うてよいかの問合せが、多かった。
資機材	給水袋が不足した。
	夜間作業時では照明が必要と感じた。
指揮系統	被災事業者の指揮系統が不安定であり、混乱することがあった。
	応急給水を要請した事業者との連絡調整が不足していた。

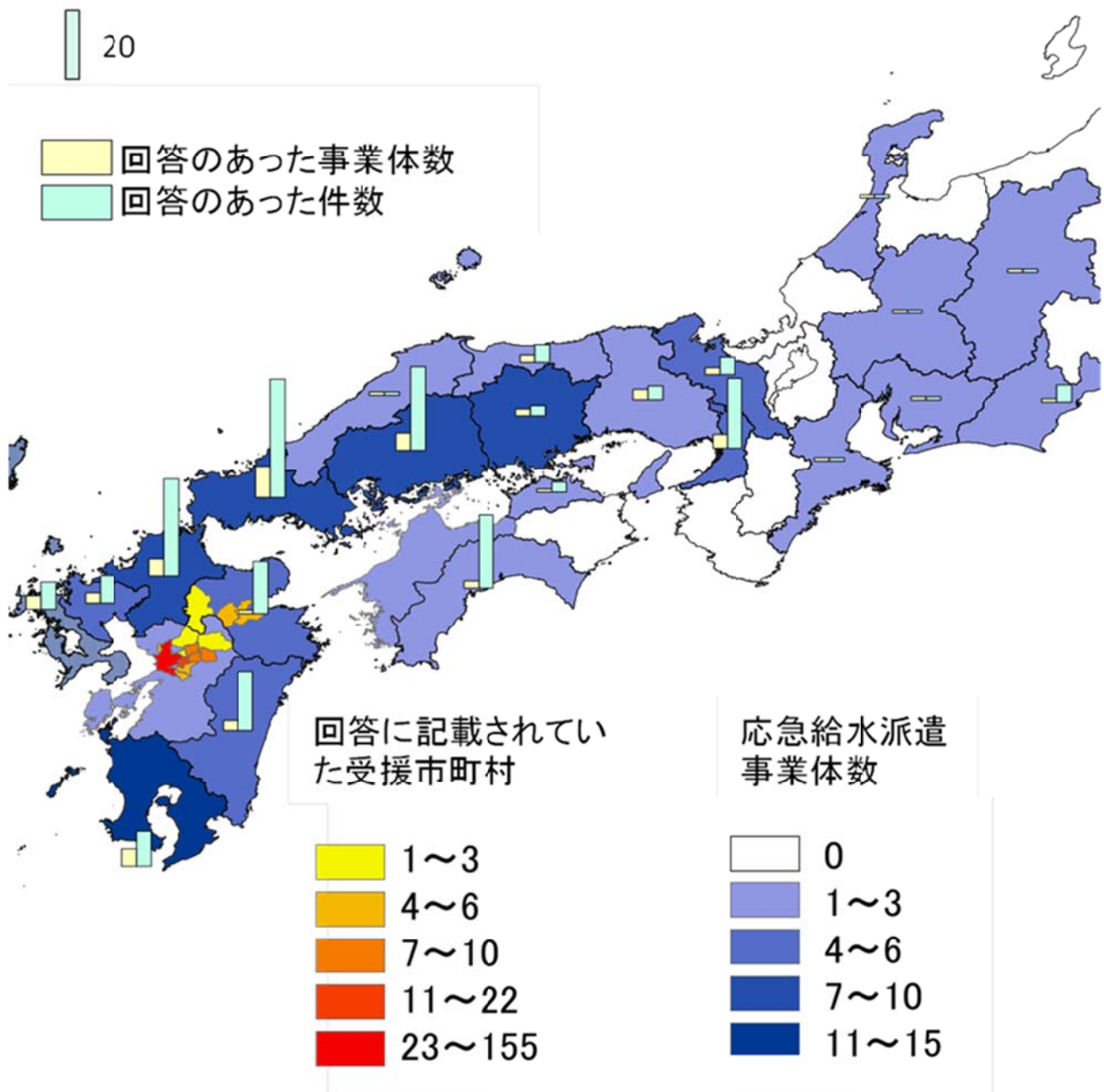


図 1 応援・受援状況とアンケート回収状況

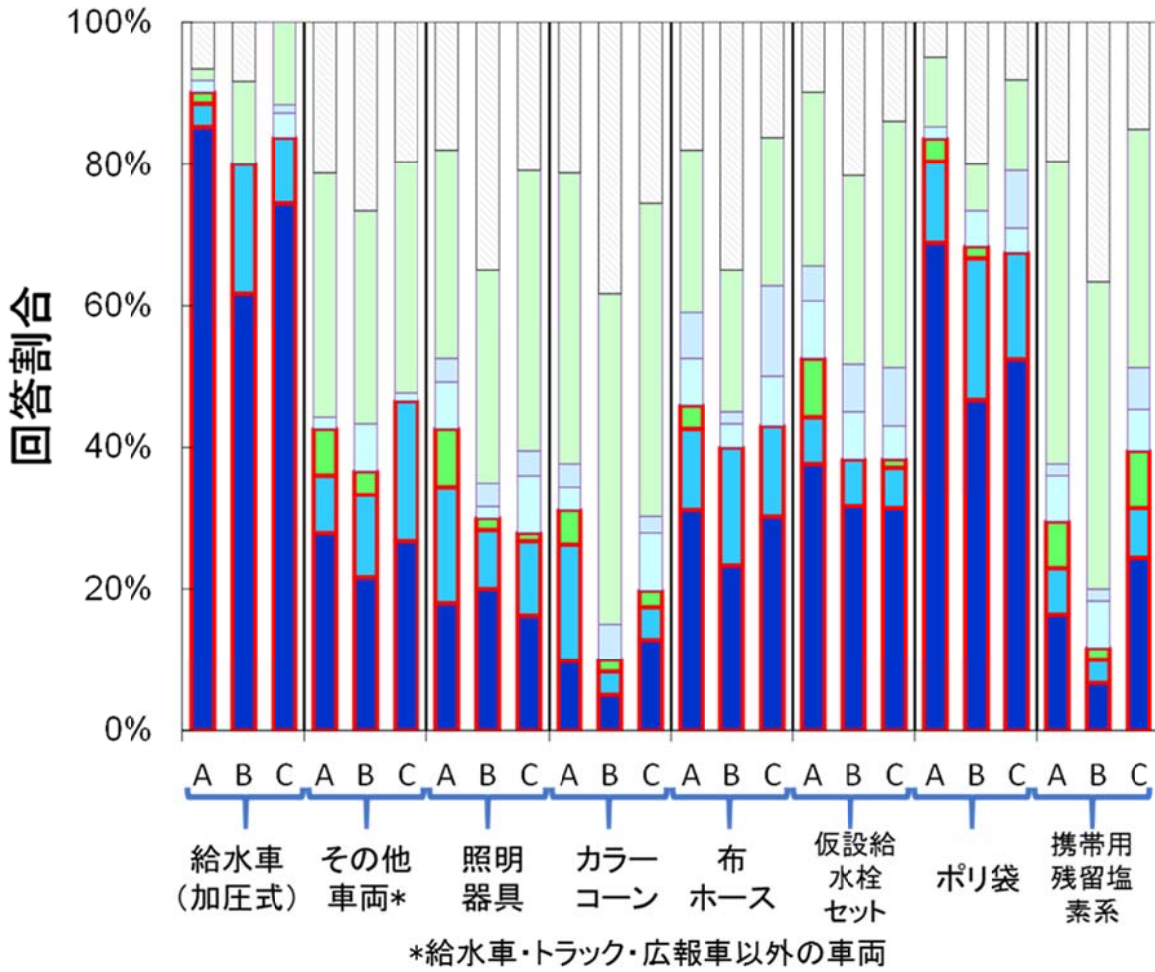


図 2 応援開始時期ごとの資機材の有用性

(グループ A: 4/18 までに開始したもの (本震から概ね 3 日以内); グループ B: 4/19~22 に開始したもの (同 1 週間以内); グループ C: 4/23 以降に開始したもの (同 1 週間を超える))

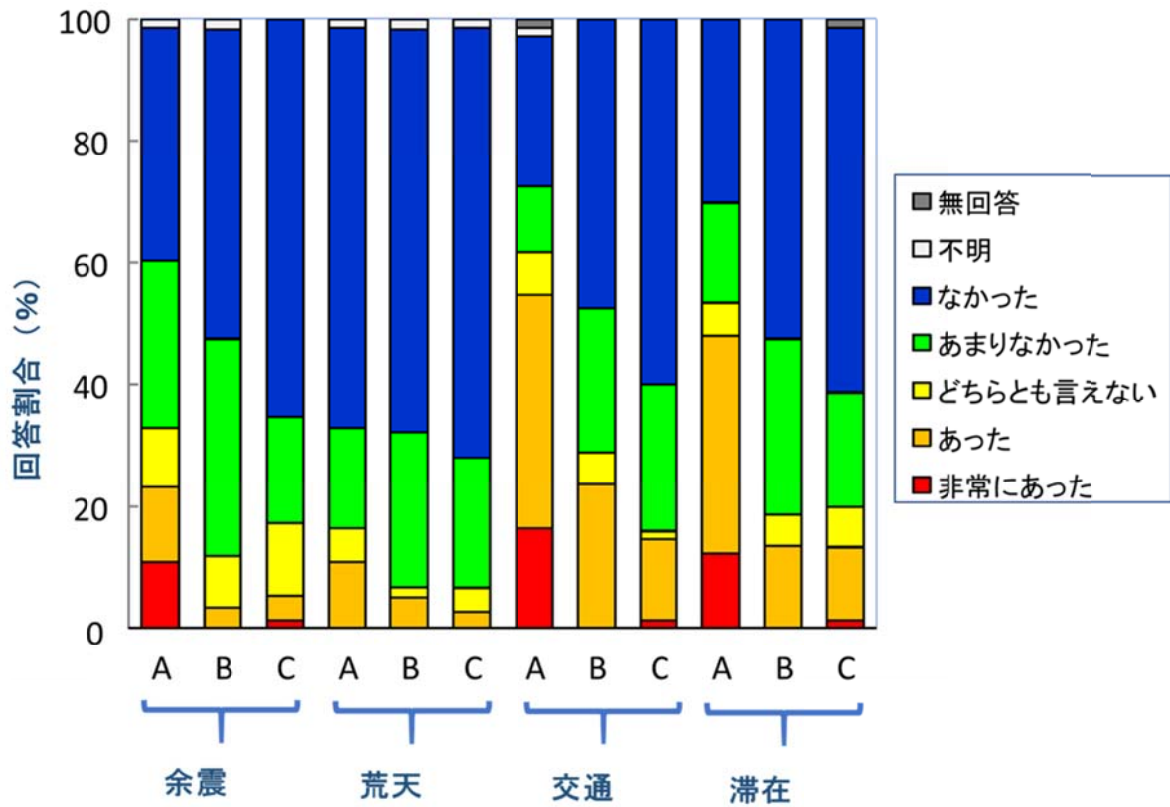


図 3 応援開始時期ごとの問題の発生状況

(グループ A: 4/18 までに開始したもの (本震から概ね 3 日以内); グループ B: 4/19~22 に開始したもの (同 1 週間以内); グループ C: 4/23 以降に開始したもの (同 1 週間を超える))

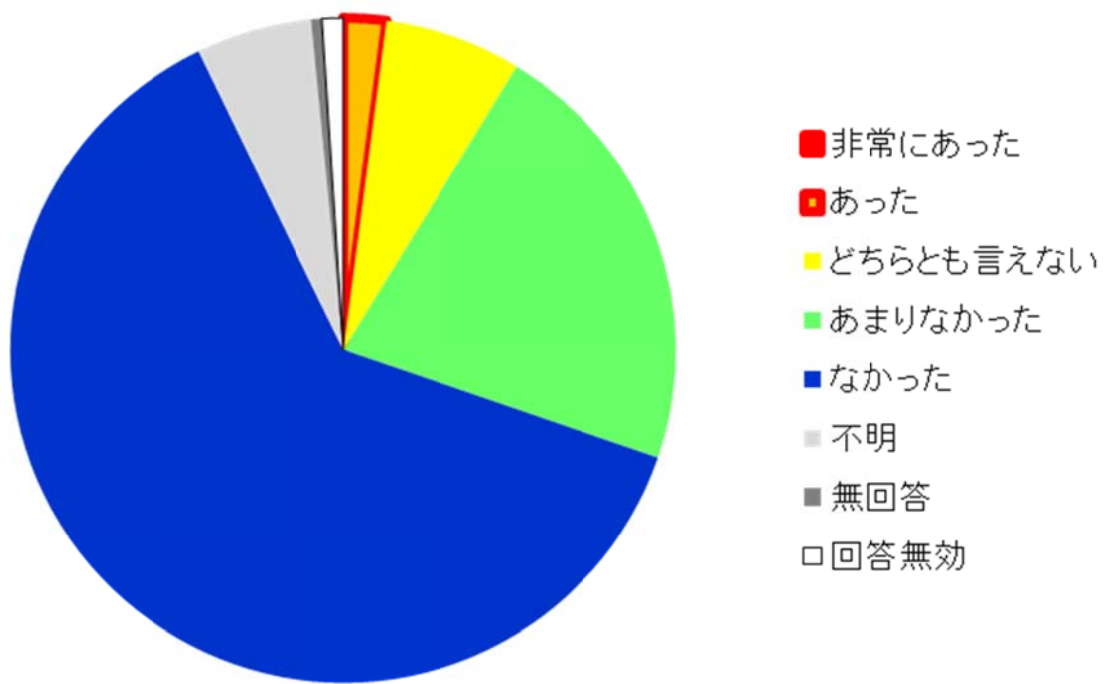


図 4 高齢者に関する問題の発生状況とその例

平成 28 年 9 月 20 日

熊本地震の応援給水活動に関与された
水道事業体等職員各位

国立保健医療科学院
統括研究官 秋葉道宏

熊本地震における応急給水及び緊急時水質検査の実態調査について（依頼）

拝啓

時下ますますご清栄のこととお慶び申し上げます。また、平素より水道に関する調査・研究活動にご協力を賜り感謝申し上げます。

大規模災害による断水時の応援給水活動は被災者の生活を守るうえで必須であり、同活動の実態を把握しつつ、その課題を抽出することは今後のよりよい災害対策を講ずるための重要な情報となります。本年熊本県で発生した地震においても多数の応援給水活動が実施されました。本院ではこの応援給水活動の実態ならびに課題等の抽出を目的として、実際に応援給水活動に参加された職員の方々を対象としてアンケート調査を実施することといたしました。

本調査の結果の解析は、平成 28 年度水道工学研修における特別研究としても実施する予定であり、研究ならびにその成果報告を通じて全国から集まる研修生にも情報の共有を図る予定です。さらには学会や論文等での公表も目指した解析を進める予定です。なお、外部への公表においては、ご回答いただいた方の個人名を公開することはありません。

つきましては、ご多用中のこととは存じますが、ご協力の程何卒よろしくお願い申し上げます。アンケートへのご回答に関する詳細につきましては、別紙に記載しております。

敬具

記

1. 調査内容

- (1) 熊本地震における応急給水に関する調査
- (2) 熊本地震における緊急時の水質検査に関する調査

2. 公表の範囲

科学院水道工学研修特別研究報告、学会発表、論文発表等

以上

(別紙)

熊本地震における応急給水及び緊急時水質検査の実態調査について

1. 調査対象

水道事業体等

2. 調査内容

添付した Excel ファイル中の 2 シート（「熊本地震における応急給水に関する調査」、「熊本地震における緊急時の水質検査に関する調査」。以下「調査票原本」と呼びます。）に、直接回答をお願いいたします。また、ご所属先にて同活動を実施された方がいらっしゃいましたら、あわせてご協力を仰ぎたく存じますので、可能な範囲でご回答のお願いをご伝達いただけますと幸いです。なお、本研究における科学院職員の研究体制は以下のとおりです。

主任研究者： 秋葉道宏 統括研究官

分担研究者： 島崎大上席主任研究官，下ヶ橋雅樹 上席主任研究官，
小坂浩司 主任研究官（いずれも生活環境研究部水管理研究領域）

3. 回答における注意事項

(1) 質問には、ラジオボタン（単一回答）、チェックボックス（複数回答）、プルダウン形式、ならびに文章でご回答いただく場合があります。

(2) 文章でご回答いただく場合、Excel の行の幅は、必要に応じて大きくしていただければと存じます。Excel の行の増減につきましては、集計の都合上、避けていただくと幸いです。また L 列以降は回答選択肢等の情報を記載しており、非表示としていますので、編集等を行わないよう、あわせてお願いいたします。

(3) 調査票原本は、Excel 97-2003 ブック形式 (.xls) で作成しています。他のバージョンで開くと、ご回答には問題ありませんが、書式が若干ずれる場合がございます。

(4) 最終的な集計や公表におきましては、ご回答いただいた水道事業体等が直接特定できないように配慮させていただきます。

(5) 水道工学研修生等、上記の主任研究者・分担研究者以外がデータ解析をする際には調査票原本はそのまま使用せず、回答者名、住所（職場）、電話番号（職場）、E-mail（職場）を消去した情報のみ使用いたします。

(6) 調査票原本は科学院のサーバ、ならびにパスワード管理された PC や記憶メディアにのみ保管します。

4. 回答時期

9 月末日までに電子メールによりご返答いただきたく、お願いいたします。また、調査票のご返信によって本研究にご同意頂いたものと判断させていただきます。

5. その他

ご回答に当たり、ご不明な点がございましたら以下までご連絡ください。

(ご送付・お問合せ先)

国立保健医療科学院生活環境研究部

水管理研究領域

上席主任研究官 下ヶ橋雅樹

〒351-0197 埼玉県和光市南 2-3-6

Tel : 048-458-6297 Fax : 048-458-6275

E-mail : sage@niph.go.jp

別添2

熊本地震における応急給水に関する調査

本アンケートは、「(公社)日本水道協会(2013)地震等緊急時対応の手引き(平成25年3月改訂)」を参考にしました。

1	回答日	
2	事業体名	
3	回答者名	
4	住所(職場)	
5	電話番号(職場)	
6	E-mail(職場)	

以下の各質問について、黄色の欄に回答をお願いいたします。事業体の応急給水に関する包括的な意見ではなく、個別の事例についての回答をお願いいたします(複数の地域に応急給水に参加されたり、同一地域でも異なる時期に参加された場合には、別の回答でお願いいたします)。個々人としての回答で結構ですので、よろしくお願いいたします。

【応急給水全般について】(質問1~19)

質問1 応急給水に参加した地域、期間はいつでしたか。被災地の状態はどれに該当しますか。

応急給水に参加した地域(都道府県、市町村、事業体)

応急給水に参加した期間(〇月〇日~〇月〇日の形式でお答えください。)

被災地の状態

- 混乱期 復旧期 復興期

質問2 応急給水は、どの要請(協定)に応じて実施しましたか。

- 日本水道協会 21大都市災害時相互応援に関する協定
 九州九都市災害時相互応援に関する協定
 都市間協定(姉妹都市等) 要請や協定はなかったが事業体として判断 その他

上記で「その他」を選択した場合、具体的にお書きください。

質問3 応急給水は、どのような体制の下、どのような役割で実施しましたか。

- 被災事業体の指示により実施
 幹事事業体として被災事業体に代わり(補佐する形で)応急給水計画を立て、(他の事業体に指示も行いながら)応急給水を実施
 幹事事業体の計画にしたがって実施 計画を立てる立場であった その他

上記で「その他」を選択した場合、具体的にお書きください。

以下の質問4～7は、質問3で、「幹事事業体として～実施」あるいは「計画を立てる立場であった」を選択した場合に回答をお願いします。

質問4 被災事業体は、応急給水計画を作成していましたか。

- していた していなかった 不明

質問5 質問4で、「していた」と回答した場合、応急給水は、被災事業体の応急給水に基づいて実施しましたか。

- 実施した 概ね実施した どちらとも言えない あまりしなかった しなかった

上記で「どちらとも言えない」、「あまりしなかった」、「しなかった」を選択した場合、その理由について具体的にお書きください。

質問6 応急給水を効率的に実施するために、被災事業体の応急給水計画以外に何か参考にしましたか（複数回答可）。

- 被災事業体の近隣事業体の応急給水計画 応援事業体の応急給水計画
 日水協等の応急給水に係わるマニュアル等 過去の災害の経験
 特になし その他

上記で「その他」をチェックした場合、具体的にお書きください。

上記で「過去の災害の経験」をチェックした場合、その災害名をお答えください。「その他の災害」の場合には()内にその時期と名称あるいは概要について、具体的にお書きください。

- 阪神・淡路大震災 新潟・中越地震 東日本大震災
 平成17年9月台風14号 平成23年新潟・福島豪雨 平成26年8月豪雨
 平成27年9月関東東北豪雨 平成28年1月九州・西日本寒波 その他の災害

上記で「その他」をチェックした場合、具体的にお書きください。

上記の災害経験にて、何が参考となりましたか。具体的にお書きください。

質問7 臨時の応急給水計画を考える上で、大変だった点は何でしょうか。また、工夫した点やコメントはありますか？

大変だった点について、該当する項目に「○」をつけてください(複数回答可)。

- 土地勘や地理 配車割 引継 連絡体制 要望の変化 その他

上記で「その他」を選択した場合、具体的にお書きください。

臨時の応急給水計画を考える上で工夫した点があれば、具体的にお書きください。

臨時の応急給水計画を考える上でのコメントがあれば、具体的にお書きください。

質問8 参加地域に自衛隊による応急給水はありましたか。その場合、情報交換をしたり、作業内容を区別したり等、連携はありましたか。

あった(連携もあった) あった(連携はなかった) なかった 不明

上記で1を選択した場合、具体的な連携内容はどのようなものでしたでしょうか？(複数回答可)。

自衛隊に給水した 自衛隊と共同で作業した 自衛隊と分担して作業した
 情報交換を行った その他

上記で「その他」にチェックした場合、具体的にお書きください。

質問9 応急給水に当たり、事業体間で何らかのトラブル等(他の事業体が応急給水が既に来ていたため、対象地域を変更した等)はありましたか。

1:あった 2:なかった 3:不明

あった なかった 不明

上記で1を選択した場合、連携内容はどのようなものでしたでしょうか？該当する項目に「○」をつけてください(複数回答可)。

給水地区の重複 給水地区の漏れ 引継 その他

上記で「その他」をチェックした場合、具体的にお書きください。

質問10 応急給水の実施に当たり、余震に関連した問題はありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1)内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2)どのような問題か、具体的にお書きください。

質問11 応急給水の実施に当たり、荒天に関連した問題はありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問12 応急給水の実施に当たり、高齢者が多い地域であったことによる問題はありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問13 応急給水の実施に当たり、過疎地であったことによる問題はありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問14 応急給水の実施に当たり、山間部であったことによる問題はありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問15 応急給水の実施に当たり、液状化に関連した問題がありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問16 応急給水の実施に当たり、資機材輸送に時間がかかった(対象地域内だけでなく地元からの輸送も含む)、燃料不足等、交通上の問題がありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

その内容は経験したことがなかった 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
 内容も規模も経験したことがあった 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問17 応急給水の実施に当たり、食料、宿泊場所等、応援事業体職員の現地での滞在に関する問題がありましたか。

非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

(「どちらとも言えない」、「あまりなかった」、「なかった」は、質問に当てはまる地域でなかった場合、当てはまる地域であったが問題がなかった場合の両方を含む)

上記で「非常にあった」、「あった」を選択した場合

1) 内容や規模はこれまでの応急給水で経験したことがあるものでしたか。

<input type="radio"/> その内容は経験したことがなかった	<input type="radio"/> 内容は経験したことがあるが規模は経験したことがなかった
<input type="radio"/> 内容も規模も経験したことがあった	<input type="radio"/> 不明

2) どのような問題か、具体的にお書きください。

質問18 その他、応急給水を行う上で、どのような問題点がありましたか。

質問19 今回の地震を踏まえ、応急給水を行う上での課題や改善点はありますか。

【応急給水資機材について】(質問20～21)

質問20 持参した応急給水資機材はどれですか、それらは役に立ちましたか。また、持参すればよかった資機材はありますか。(Noはプルダウン表示されます。)

- 1: 持参し、非常に役に立った 2: 持参し、役に立った
 3: 持参したが、役に立ったかについてはどちらとも言えない
 4: 持参したが、(あまり)役に立たなかった 5: 持参しなかったが、持参すればよかった
 6: 持参しなかった
 (5、6は、所有している場合と所有していない場合の両方を含む)

回答	No	大分類	中分類	回答	No	大分類	中分類
	1	車両	給水車(加圧式)		15	給水機材	その他
	2	車両	給水車(加圧式以外)		16	給水容器	簡易給水槽
	3	車両	トラック		17	給水容器	仮設水槽
	4	車両	広報車		18	給水容器	給水タンク
	5	車両	その他		19	給水容器	ポリタンク等
	6	保安設備	照明機器		20	給水容器	ポリ袋
	7	保安設備	カラーコーン		21	給水容器	連続式ウォーターバック製造器
	8	保安設備	コーンパー		22	給水容器	その他
	9	保安設備	その他		23	その他	携帯用残留塩素計
	10	給水機材	エンジンポンプ		24	その他	拡声器
	11	給水機材	水中ポンプ		25	その他	携帯電話
	12	給水機材	布ホース		26	その他	GPS(スマホ等含む)
	13	給水機材	燃料タンク		27	その他	その他資機材
	14	給水機材	仮設給水栓セット				

上記で中分類「その他」あるいは「その他資器材」に6以外を選択した場合、具体的にお書きください。

質問21 今後、どのような応急給水資機材があれば、または既存の応急給水資機材にどのような機能が追加されれば、より役立つと考えますか。

質問20のNoを記入し（Noはプルダウン表示されます。Noを選択すると大分類、中分類は自動的に記入されます）、内容欄に具体的にお書きください。

No.	大分類	中分類	内容
	#N/A	#N/A	
	#N/A	#N/A	
	#N/A	#N/A	
	#N/A	#N/A	

【給水拠点について】(質問22～24)

質問22 給水基地は、どこでしたか。

- 被災事業体の浄水場 被災事業体の近隣事業体の浄水場
 被災役所・事業所近くの消火栓 近隣事業体の消火栓 その他

上記で「その他」を選択した場合、具体的にお書きください。

質問23 応急給水拠点は、どこに設置しましたか。

- 浄水場 給水所 配水池 学校 公園 公民館、集会所 避難所 病院・医療機関
 高齢者向け施設 店舗（スーパー、コンビニ等） 駅、バス停 寺社 その他

上記で「その他」を選択した場合、具体的にお書きください。

質問24 個別の家庭への、宅配給水は実施しましたか。

- 実施し、その重要性は大きかった 実施したが、重要性は必ずしも高くはなかった
 要望はあったが、実施しなかった 要望はなく、実施しなかった

【医療・福祉施設への給水について】(質問25～27)

質問25 医療施設への応急給水を実施しましたか。

- 実施し、その重要性は大きかった 実施したが、重要性は必ずしも高くはなかった
 要望はあったが、実施しなかった 要望はなく、実施しなかった

実施された場合、以下に医療施設名を具体的にお書きください。また、医療施設の分類ならびに福祉避難所であるか否かについてお分かりでしたら、プルダウンを利用してお答えください。

施設名	分類	福祉避難所か否か

医療施設への応急給水時、廃水に関する問題がありましたか。

- 非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

上記で「非常にあった」、「あった」の場合、どのような問題であったか、具体的にお書きください。

--

「要望があったが、実施しなかった」場合、その要望元と、実施しなかった理由を具体的にお書きください。

--

医療施設への応急給水で困難であった点があればお書きください。

--

医療施設への応急給水で工夫した点があればお書きください。

--

医療施設への応急給水でコメントがあればお書きください。

--

質問26 高齢者向け施設への応急給水を実施しましたか。

- 実施し、その重要性は大きかった 実施したが、重要性は必ずしも高くはなかった
 要望はあったが、実施しなかった 要望はなく、実施しなかった

実施された場合、以下に高齢者向け施設名を具体的にお書きください。また、高齢者向け施設の分類ならびに福祉避難所であるか否かについてお分かりでしたら、プルダウンを利用してお答えください。

施設名	分類	福祉避難所か否か

高齢者向け施設への応急給水時、廃水に関する問題がありましたか。

- 非常にあった あった どちらとも言えない あまりなかった なかった 不明

上記で「非常にあった」、「あった」の場合、どのような問題であったか、具体的にお書きください。

--

「要望があったが、実施しなかった」場合、その要望元と、実施しなかった理由を具体的にお書きください。

--

高齢者向け施設への応急給水で困難であった点があればお書きください。

高齢者向け施設への応急給水で工夫した点があればお書きください。

高齢者向け施設への応急給水でコメントがあればお書きください。

質問27 その他の社会福祉施設(障害者施設等)への応急給水を実施しましたか。

- 実施し、その重要性は大きかった
- 実施したが、重要性は必ずしも高くはなかった
- 要望はあったが、実施しなかった
- 要望はなく、実施しなかった

実施された場合、以下に施設名を具体的にお書きください。また、施設の分類がお分かりになりましたら具体的にお書きください。さらに福祉避難所であるか否かについてお分かりでしたら、プルダウンを利用してお答えください。

施設名	分類	福祉避難所か否か

その他の社会福祉施設への応急給水時、廃水に関する問題がありましたか。

- 非常にあった
- あった
- どちらとも言えない
- あまりなかった
- なかった
- 不明

上記で「非常にあった」、「あった」の場合、どのような問題であったか、具体的にお書きください。

「要望があったが、実施しなかった」場合、その要望先と、実施しなかった理由を具体的にお書きください。

その他の社会福祉施設への応急給水で困難であった点があればお書きください。

その他の社会福祉施設への応急給水で工夫した点があればお書きください。

その他の社会福祉施設への応急給水でコメントがあればお書きください。

質問28 避難所に対して応急給水を実施しましたか。(質問25～27にて福祉避難所としてご回答いただいたものは除いてください。)実施された場合、以下に避難所名を具体的にお書きください。また、施設の分類がお分かりになりましたら具体的にお書きください。

避難所名	分類

質問29 仮設配管をつかった給水を実施・支援しましたか。

- 実施し、その重要性は大きかった 実施したが、重要性は必ずしも高くはなかった
 要望はあったが、実施しなかった 要望はなく、実施しなかった

実施された場合、問題点等ありましたらお書きください。

【給水拠点について(その他)】(質問30～31)

質問30 今回は利用していないが、このような地点に応急給水拠点があつたり、このような手段で応急給水ができると思われませんか。

【利用制限、利用用途について】

質問31 残留塩素の検査を実施しましたか(給水基地から輸送・移動した後の水について)。

- 毎日、実施した しばしば実施した
 頻度は低いが実施した 実施しなかった

「実施しなかった」をチェックした場合、その理由を具体的にお書きください。

質問32 給水するにあたり、利用制限の区別をしましたか。

- 区別せず(飲用可) 区別せず(飲用以外) 区別した(一部(一時)、飲用以外)
 区別した(大部分(多くの時期)が、飲用以外) その他(煮沸後飲用可とした場合、その他に含めてください)

「その他」をチェックした場合、具体的にお書きください。

質問33 給水した水は、給水時の状況等から、どのような用途で利用されていたかと推測されますか。

1: 飲用と生活用で同程度に利用、2: 主に飲用用として利用、3: 主に生活用として利用、4: 不明

- 飲用と生活用で同程度に利用 主に飲用用として利用 主に生活用として利用 不明

【その他】(質問32～33)

質問34 過去の災害で応急給水に参加した経験はありますか。もしあれば以下の選択肢(複数選択可)からお選びいただき、参加した地域、期間をお書きください。もし選択肢にない場合には「その他災害」にチェックをし右側セルにその時期と名称あるいは概要をお書きください。

災害	地域	期間
<input type="checkbox"/> 阪神・淡路大震災		
<input type="checkbox"/> 新潟・中越地震		
<input type="checkbox"/> 東日本大震災		
<input type="checkbox"/> 平成17年9月台風17号		
<input type="checkbox"/> 平成23年新潟・福島豪雨		
<input type="checkbox"/> 平成26年8月豪雨		
<input type="checkbox"/> 平成27年9月関東東北豪雨		
<input type="checkbox"/> 平成28年1月九州・西日本寒波		
<input type="checkbox"/> その他の災害		
<input type="checkbox"/> その他の災害		
<input type="checkbox"/> その他の災害		

質問35 平常時、緊急時における応急給水関連で、国立保健医療科学院等の研究機関が取り組むべきこととして、どのようなことがあると考えますか(複数選択、3つまで)。

- | | |
|---|---|
| <input type="checkbox"/> 応急給水のあり方や仕組みについての調査研究 | <input type="checkbox"/> 国としての応急給水計画についてのマニュアルの作成(改定) |
| <input type="checkbox"/> 事業者での応急給水計画の作成(改定)への協力 | <input type="checkbox"/> 緊急時の暫定的な指標値や水質検査の考え方に関する検討 |
| <input type="checkbox"/> 緊急時の水質検査方法の開発 | <input type="checkbox"/> 各事業者の応急給水能力の実態調査 |
| <input type="checkbox"/> 避難所の給水装置の被害状況調査やあり方の検討 | <input type="checkbox"/> 事業者を例にした被災シミュレーション |
| <input type="checkbox"/> 事業者による応急給水の訓練に参加 | <input type="checkbox"/> 事業者による応急給水に実際に参加 |
| <input type="checkbox"/> 応急給水は実務的なことなので、平常時に研究機関の役割は特にない | |
| <input type="checkbox"/> 応急給水は実務的なことなので、緊急時に研究機関の役割は特に <input type="checkbox"/> その他 | |

「その他」の場合、具体的にお書きください。

質問36 その他、応急給水に参加して、何かコメント等がありますか。

お忙しいところ、調査へのご協力ありがとうございました。

GIS を用いた平成 28 年台風 10 号による 断水被害分布解析

研究代表者	秋葉道宏
研究協力者	三浦尚之
研究分担者	下ヶ橋雅樹
研究分担者	西村 修

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）
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：GISを用いた平成28年台風10号による断水被害分布解析

研究代表者 秋葉道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究協力者 三浦尚之 国立保健医療科学院生活環境研究部 主任研究官
研究分担者 下ヶ橋雅樹 国立保健医療科学院生活環境研究部 上席主任研究官
研究分担者 西村 修 東北大学大学院工学研究科 教授

研究要旨

気候変動に伴い発生することが懸念される種々な利水障害への適応策を検討するためには、近年頻発している集中豪雨や真夏日・猛暑日の連続、大寒波の発生等の極端な気象状況において、実際に水供給システムに発生した被害の因果関係を明らかにする必要がある。本分担研究では、平成28年8月30日に上陸した台風10号の影響により発生した断水について、文献調査に基づき市町村ごとに最大断水戸数、断水期間、及び断水原因を整理した。さらに、8月29～31日の3日間降水量、市町村別の最大断水戸数・断水期間、台風進路、水道給水エリアの情報をGISを用いて統合し、断水被害の分布を解析した結果、降水量と最大断水戸数の相関性が可視化された。また、取水施設や管路が土砂災害により損壊した簡易水道の給水区域では、断水期間が長くなる傾向が見られた。

A. 研究目的

平成28年8月30日に台風10号が観測史上初めての進路で岩手県大船渡市付近に上陸し、岩手県宮古市や北海道上士幌町では記録的な大雨となった。その結果、洪水や氾濫した川に流されること等により、22名の死亡者が発生した。水供給システムにおける被害としては、取水施設や管路等の損壊や水源の濁りによる断水という深刻な利水障害が起きた¹⁾。台風10号と気候変動との関連は必ずしも明確ではないが、厚生労働省の水道行政の推進のためには、今後気候変動に伴い発生することが懸念される種々な利水障害への適応策に資する知見を充実させる必要がある。具体的には、集中豪雨や真夏日・猛暑日の頻発、大寒波の発生等の極端な気象状況において、実際に水供給システムに発生した被害の因果関係を明らかにし、利水障害を克服できるソフト面及びハード面での対策を整備することが急務である。

以上の背景のもと、本分担研究では、北東北・北海道地方で発生した台風10号による断水について、まず文献調査により市町村ごとの最大断水戸数や断水期間、及び施設損壊や濁度上昇等の断

水原因を整理すること、そしてそれらの情報をGISを用いて解析することにより断水被害の分布と要因を明らかにすることを目的とした。

B. 研究方法

1. 収集したデータセット

内閣府が発表した「平成28年台風10号による被害状況等について（平成28年8月30日10時00分現在から平成28年11月16日14時00分現在の全24報）」¹⁾をウェブページからダウンロードし、市町村別の最大断水戸数、断水期間、及び断水原因に関する情報を整理した。また、気象庁が提供している8月29～31日の3日間降水量及び台風進路²⁾、国土交通省が提供している国土数値情報・上水道関連施設データの給水区域³⁾を収集した。被害が甚大、断水の発生戸数・期間が最大だった岩手県下閉伊郡岩泉町については、岩泉町が発表した「台風災害に関する最新情報（平成28年9月2日午後5時現在から平成29年1月31日に現在の全55報）」⁴⁾をウェブページからダウンロードし、町内に複数存在する簡易水道について、断水の発生と復旧過程を調査した。

2. GISを用いた断水発生の原因関係解析

収集したデータセットを ArcGIS 9.3 (ESRI ジャパン) を用いて統合し、8月29～31日の3日間降水量と最大断水戸数の関係、水道施設の種類(規模)と断水期間の関係を解析した。

C. 結果及び考察

1. 断水の最大発生戸数、期間、及び原因

平成28年台風10号による断水は、宮城県、岩手県、青森県、北海道に位置する23の市町村で発生した(表1)。最大断水戸数が最も多かったのは、岩手県下閉伊郡岩泉町であり(3,513戸)、10月8日に町内全ての応急復旧が完了するまで39日間を要した。その間、岩泉町へは、盛岡市、一関市、滝沢市、岩手中部水道企業団、大船渡市、矢巾町、及び自衛隊の給水車が出動し、応急給水が行われた¹⁾。断水発生の原因は、停電と土砂災害である。

アメダスの観測点「岩泉」における観測値は、1時間降水量が70.5 mm、24時間降水量が203.5 mm、期間降水量が251.0 mmを記録した¹⁾。その結果、岩泉町内では116件の土石流等、4件のがけ崩れが発生した⁵⁾。岩泉町の山間部は岩盤が硬いために、保水力の低い表土層が短時間に集中した降水を含みきれず、広範囲で土石流やがけ崩れが発生したと考えられている⁵⁾。また、台風10号のおよそ1週間前に上陸した台風11号及び9号に伴い発生した大雨により、山地の保水能力が既に低下していたことも指摘されている⁶⁾。

岩泉町には11の簡易水道が整備されているが、その水源は小本川の表流水または伏流水が8つ、湧水が2つ、地下水が1つである⁷⁾。小本川の支流清水川の湧水を水源とする岩泉簡易水道(給水人口3,188人)では、ろ過池閉塞及び管路破損により断水が発生した¹⁾。岩泉簡易水道の給水区域に含まれる乙茂地区では、2mを超える浸水被害が発生し⁶⁾、高齢者福祉施設において亡くなられた9名を含む11名の命が奪われた¹⁾。乙茂地区では、岩泉町内で最も遅い10月8日に試験通水が終了し、断水の応急復旧が完了した⁴⁾。

岩泉町は、山地を蛇行しながら小本川が流れており、本川や支流に沿って国道455号、国道340号が整備され、限られた平地に公共施設や住宅が集中している⁶⁾。国道455号の落合から乙茂地区

に掛けての区間(のべ2.2 km)では土砂流出や冠水が発生し、迂回路がないために集落の孤立も発生した¹⁾。著者らが収集した文献に直接の記述はないが、岩泉町の一部の簡易水道で断水期間が長引いた原因は、水道施設の損壊に加えて、道路が寸断されたことにより車両が通行できなかったことが考えられた。今後、現地における担当者への聞き取り調査等により、断水発生原因と復旧過程をより詳細に明らかにする必要がある。

岩泉町の次に最大断水戸数が多かったのは、北海道上川郡清水町であり(2,962戸)、取水施設及び管路が破損したことにより、15日間断水した(表1)。隣接する新得町でも取水施設及び管路の破損に加えて、水源の濁りにより2,700戸が断水し、復旧に14日間を要した。新得町では、台風11号及び9号に伴い発生した水源の濁りにより、1戸で8月20日から23日の間断水が発生している⁸⁾。また、岩手県久慈市、宮古市でも水源の濁り及び管路の破損によりそれぞれ11日間、10日間断水した。

2. GISを用いた断水発生の原因関係解析

台風10号による断水が発生した北東北・北海道地方を対象に、台風10号の進路、3日間降水量、断水戸数、及び水道施設・給水区域の関係をGISを用いて示した(図1)。岩手県では、台風中心進路の東側に位置する宮古市、岩泉町、久慈市で最大断水戸数が500戸以上発生した。これらの3市町に位置する5つのアメダス観測点(岩泉、山形、川井、下戸鎖、刈屋)では、3日間降水量が150 mmを超えていた。青森県の大和山及び酸ヶ湯でもそれぞれ186 mm及び249 mmの3日間降水量が観測されたが、上水道または簡易水道が整備されていない地点だった。

北海道では、十勝地方に位置する清水町、新得町、大樹町、及び帯広市で500戸以上の断水が発生していた(図1)。付近のアメダス観測点における3日間降水量は、ぬかびら源泉郷の332 mm、上札内の278 mm、新得の234 mm、三股の227 mm、糠内の169 mm、留真の153 mm等、150 mmを超える地点が6地点分布しており、岩手県と同様の傾向が見られた。

断水期間が長かった日高町日高地区千栄(30日間)は、沙流川を水源とする簡易水道の給水区域だった。2箇所ある取水施設のうち、千栄にある

1 箇所の取水施設が損壊し、配水管が添架されている千呂露橋が崩落した。災害発生後およそ2週間で仮橋が設置され、その後に配水管が仮設された。沙流川下流のもう1箇所の取水施設から送水し、9月29日に断水の応急復旧が完了した。

E. 結論

平成28年台風10号により発生した断水について、文献調査に基づき市町村ごとに最大断水戸数、断水期間、及び断水原因を整理した。さらに、GISを用いて8月29～31日の3日間降水量、最大断水戸数・断水期間、台風進路、水道給水区域の情報を統合して断水被害の分布を解析した結果、降水量と最大断水戸数の相関性が可視化された。また、取水施設や管路が土砂災害により損壊した簡易水道の給水区域では、断水期間が長くなる傾向が見られた。

近年、梅雨前線に伴う集中豪雨の頻発や真夏日の記録更新等、極端な気象状況が顕在化している。例えば東京の年平均気温は過去100年間でおよそ3℃上昇しており、今後も上述したような極端現象が起きやすくなることが指摘されていることから、それに伴う利水障害適応策を早急に整備することが肝要である。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

該当なし

H. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 参考文献

- 1) 内閣府. 平成28年台風10号による被害状況等について (8月30日10:00現在から11月16日14時00分現在まで全24報), 2016. (<http://www.bousai.go.jp/updates/h28typhoon10/>)
- 2) 気象庁. 各種データ・資料, 2016. (<http://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php>)
- 3) 国土交通省. 国土数値情報・上水道関連施設データ, 2012. (<http://nlftp.mlit.go.jp/ksj/gml/datalist/KsjTmplt-P21.html>, データ時点:平成22年度)
- 4) 岩泉町. 台風災害に関する最新情報 (平成28年9月2日午後5時現在から平成29年1月31日に現在の全55報), 2017. (<https://www.town.iwaizumi.lg.jp/docs/2016090200020/>)
- 5) 岩手県. 平成28年台風10号土砂災害の被害状況等について (<http://www.pref.iwate.jp/kasen/about/sabou/050721.html>, 更新日平成28年11月17日)
- 6) 小笠原敏記. 岩手県における2016年台風10号による水害の報告 (速報), 土木学会誌 Vol.101, No.12, 2016.
- 7) 岩泉町. 岩泉町統計書 第9号 平成25年度版, 9. 電気・水道 (https://www.town.iwaizumi.lg.jp/docs/2016022500716/file_contents/h25-09-denki-suidou.pdf, 更新日平成28年3月2日)
- 8) 内閣府. 平成28年台風第11号及び第9号による被害状況等について (11月16日14:00現在), 2016. (<http://www.bousai.go.jp/updates/h28typhoon11/>)

表 1. 市町村別の最大断水戸数，断水期間，及び断水理由^{a)}

市町村	最大断水戸数	断水期間 [日]	断水原因
宮城県	気仙沼市	110	0 ^{b)} 停電
岩手県	岩泉町	3513	39 停電，土砂災害
	久慈市	557	11 水源の濁り，停電，管路破損
	軽米町	32	11 管路破損
	宮古市	1755	10 水源の濁り，管路破損
	野田村	41	10 取水施設破損
	普代村	432	3 管路破損
	葛巻町	270	2 管路破損
	大槌町	94	2 管路破損
	遠野市	27	2 管路破損
	青森県	むつ市	18
北海道	日高町	100 人	30 管路破損
	清水町	2962	15 取水施設及び管路破損
	新得町	2700	14 水源の濁り，取水施設及び管路破損
	占冠村	150	14 停電，管路破損
	大樹町	2300	8 取水施設及び管路破損
	南富良野町	190	5 停電，管路破損
	帯広市	600	2 水源の濁り，管路破損
	羅臼町	420	1 管路破損
	函館市	440	1 停電
	洞爺湖町	2	1 停電
	森町	236	1 停電
	広尾町	0	1 取水施設破損

a) 内閣府「平成 28 年台風 10 号による被害状況等について（8 月 30 日 10:00 現在から 11 月 16 日 14 時 00 分現在まで全 24 報）」から抜粋して整理した。

b) 停電の解消により断水が発生した 8 月 30 日中に復旧した。

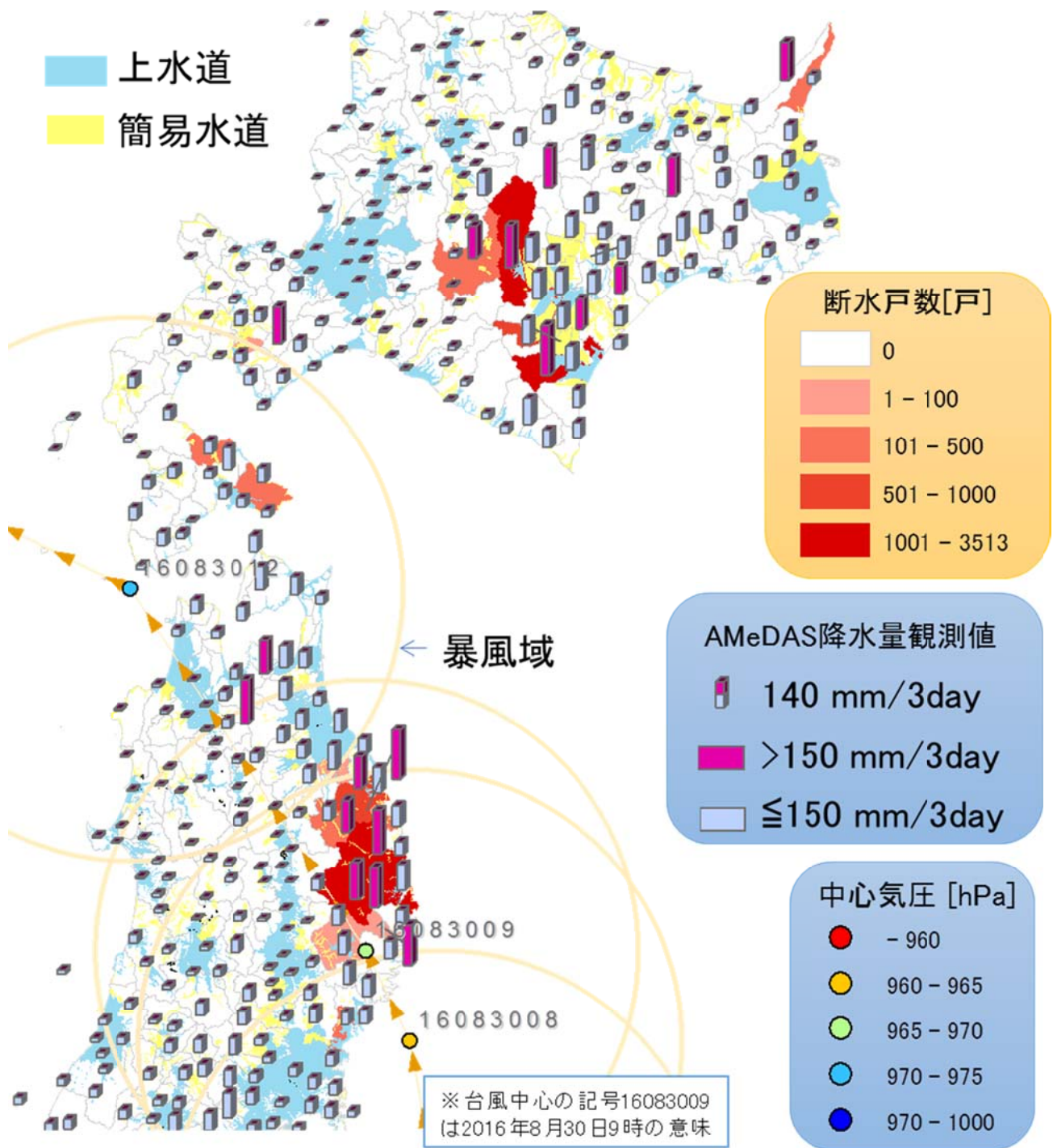


図1. GISで統合した台風10号の進路, 3日間降水量, 断水戸数, 及び水道施設・給水区域の関係

水道生物分野における藻類の
分類・命名法に関する検討

研究代表者	秋葉道宏
研究協力者	北村壽朗
研究協力者	藤瀬大輝
研究協力者	小倉明生
研究協力者	清水武俊
研究協力者	三浦尚之

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）
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：水道生物分野における藻類の分類・命名法に関する検討

研究代表者	秋葉道宏	国立保健医療科学院 統括研究官
研究協力者	北村壽朗	神奈川県企業庁水道水質センター 副所長
研究協力者	藤瀬大輝	川崎市上下水道局水管理センター水道水質課 担当係長
研究協力者	小倉明生	京都市上下水道局水質管理センター 担当課長補佐
研究協力者	清水武俊	神戸市水道局事業部水質試験所 担当係長
研究協力者	三浦尚之	国立保健医療科学院生活環境研究部 主任研究官

研究要旨

水道生物分野で使用されている藻類の学名は、生物試験の特殊性を考慮し最近の分類学における藻類学名の変更を採用していないため、日本藻類学会をはじめ文部科学省や国土交通省、及び環境省の学名と異なるものが存在する。本分担研究では、文献調査に基づき藍藻類の分類について整理し、水道生物分野での学名の取り扱いについて提案を行なうことを目的とした。

光学顕微鏡を用いた迅速な分類・同定及び計数を基本とする水道生物分野では、透過型電子顕微鏡や遺伝子解析による情報を必要とする Komárek の体系に基づく正確な分類・同定は現実的には困難である。したがって、今後も光学顕微鏡による分類体系に基づいた従来の種名を踏襲することが妥当と考えられた。

A. はじめに

現在、水道生物分野で使用されている藻類の学名は、日本藻類学会をはじめ文部科学省（国立科学博物館）や国土交通省（河川環境データベース）、環境省（国立環境研究所）の学名と異なるものがあり、特に藍藻類で顕著である。この原因は、水道生物分野で行なう生物試験の特殊性を考慮して、最近の分類学における藻類学名の変更を採用していないことにある。近年、水道生物分野でも、最新の学名を採用すべき等意見が出され、水道生物分野として学名をどう取り扱うかについて議論が行なわれきた。ここでは、文献調査に基づき藍藻類の分類について整理し、水道生物分野での学名の取り扱いについて提案を行なうことを目的とした。

B. 国際命名規約における藍藻類の分類

藍藻類は細胞内に核構造を持たないことから、一般には細菌の「シアノバクテリア」として1980年に発効した国際細菌命名規約（2011年以降国際原生動物命名規約に変更）に則り分類すべきと考

えられている。しかし、渡邊（2007）は、1980年以前に藍藻類として取り扱われてきた種や属に関する膨大な学名承認が国際細菌命名規約には馴染まないことから適用は不適切と結論付けている¹⁾。このため藍藻類の分類は、国際植物命名規約が2011年に変更された国際藻類・菌類・植物命名規約（International Code of Botanical Nomenclature: ICN）に則って行なわれている²⁾。ただし、より詳細な分類学的な学名の検討は国内外の藻類関係の学会で随時行なわれており、これまでに多くの研究者が藍藻類の分類の体系化を行なってきた³⁾。

C. 水道生物分野における藍藻類の分類

藍藻類は、水道分野ではかび臭を産生する異臭味障害生物として知られており、1951年の千苜貯水池（神戸市）の事例をはじめとして糸状体藍藻類による多くのかび臭産生事例が報告されている^{4), 5)}。日本における藍藻類の分類は、光学顕微鏡で肉眼的に観察できる形態に基づいた Geitler の「Cyanophyceae」（1932）の分類体系が使用され

てきた⁶⁾。このため、水道生物分野で使用されてきた水道生物図鑑、「水道藻類分類解説」⁷⁾、「日本の水道生物」⁸⁾等では、「Cyanophyceae」から水道に必要な種を抽出して掲載していた(別添)。

1983年に開催された第9回国際藍藻研究会(LAC)シンポジウムにおいて、最近の知見を取り入れてこの分野をより発展させることが提案され、Komárek and Anagnostidisは1985~1990年にかけて“Modern Approach to the Classification System Cyanophytes”を発表し、従来のGeitlerに変わる新しい分類体系を提案した。この分類体系は、透過型電子顕微鏡や遺伝子解析による形態や情報に基づいており、当時の国立科学博物館の渡邊眞之はKomárekを受けて藍藻類の分類を整理し、「日本のアオコ」及び「日本アオコ大図鑑」を発刊している^{1), 9)}。渡邊の検索表は、基本的には形態による観察で種を同定できるように記載されていた。

その後、最新のKomárekの分類体系は、2005年に発刊された「Cyanoprokaryota」で整理された^{10), 11)}。日本でも、国立科学博物館の辻・新山が「日本のアオコ大図鑑」に記載されていた藍藻類の属名及び種名をKomárekの分類体系に合わせて変更したウェブページを公開し、日本の各省庁及び多くの藻類分類を必要とする研究者がこの分類体系に従っている。

一方、主に光学顕微鏡を使用する水道生物分野では、透過型電子顕微鏡や遺伝子解析による情報を必要とするKomárekの体系に基づく正確な分類・同定は現実的には困難である。ただし、Geitlerの分類体系で使用していた学名がKomárekの体系で変更され、その変更が1対1対応であるものについてはシノニムを記載すれば名称を変更しても問題がないとの意見もあるが、生物の分類が「分類体系」というひとつの「体系」に基づいて行なわれることを考慮すると、生物種ごとに異なる分類体系を適応することは好ましくない。実際に、「日本の水道生物-改訂版-」では、改訂時にKomárekの分類体系に基づいて新しい種を追加したところ、一部の生物担当者から分類体系の混在は好ましくないという意見もあった¹²⁾。

D. 水道生物分野における特殊性

水道においては、水源から浄水処理工程を経て給水栓に至るまでの一元管理を行なう上で、生物

障害を防ぐためにリアルタイムで障害生物を監視して、速やかに種を同定し挙動を把握した上で対応を行なう必要がある。このため、電顕や遺伝子解析等を使用して学術的に種名を調べるような時間のかかる方法は、水源生物の経年変化の調査等、特別な試験以外では行なわれない。例えば、近年、これまで生物障害が発生していなかった水道水源域においても新たに障害が発生するようになり、原因究明のため光学顕微鏡による形態観察に加え、遺伝子解析を用いることにより障害原因生物の同定を行なう事例も見られる¹³⁾。

水道生物分野で使用される「生物名」は、対象である生物がどのような「浄水処理障害」を引き起こすかという「障害性」と結びついており、障害性を持たない生物は重要性が低い。例えば、古くからかび臭物質を産生する種として知られている*Anabaena macrospora*は、異臭味障害を引き起こす障害生物として水源で監視されてきた。このため、浄水場経験のある職員は、土木職、電機職等職種の違う職員でも「アナベナ・マクロスポラの増殖の際にはかび臭対策で粉末活性炭を注入する」と認識している。この場合の「アナベナ・マクロスポラ」はもはや共通の水道用語であり、水質職員が「学術的に種名が*Dolichospermum macrosprum*に変更された」と周知しても浸透は困難であろう。更に、学名の変更は、過去に蓄積したデータとの照合を難しくすることも考えられる。

E. 国のウェブページの利用

現在、藻類分類を行なう際に、国の機関のウェブページが参考として利用されている。国立科学博物館のウェブページ「ダム湖のプランクトン簡易同定チェックリスト」は、多くの研究者が利用する代表的なチェックリストであるが、「このチェックリストはダム湖の日常的な維持管理を目的としたものであり、研究目的・生物多様性のモニタリングや上下水道の目的のためには不十分です」との注意書きがあり、水道生物分野での利用は対象外であることが明記されている¹⁴⁾。また、国土交通省のウェブページ「河川水辺の国勢調査のための生物リスト」では、かび臭物質を産生する*Anabaena macrospora*、及びかび臭は産生しないが凝集沈殿処理障害やろ過漏出障害に関わる*A. affinis*を「水質障害種。*Dolichospermum-*

Sphaerospermopsis 属に一括する」としている¹⁵⁾。このことは、障害性が異なる *Anabaena* 属の種を、ひとつの複合属として取り扱うものであり、前述の理由からこのリストによる藻類の記載は水道生物分野では利用できない。

F. おわりに

以上から、現在でも光学顕微鏡を用いた迅速な分類・同定及び計数を基本とする水道生物分野では、今後も光学顕微鏡による分類体系に基づき、従来の種名を踏襲することが妥当と考えられる。

今後の取り組みとしては、現在水道分野で使用している生物学名が、最新の分類学でどのように変更されたかの情報を整理し、国際命名規約や遺伝子解析による藻類分類の進捗状況についても調査して、文献ないし書籍で解説するのが重要と考えられる。また、この情報を参考として、水道生物分野で使用されている学名が最新の分類学ではどう扱われているかを把握し、文献作成時には新名称を参考として記載することが望ましいと考えられる。

G. 健康危険情報

該当なし

H. 研究発表

1) 論文発表

北村壽朗;相模川水系における障害生物-障害生物の遷移と本川における藻類の繁殖事例-, 用水と廃水, vol.58, No7, pp.509-516, 2016

2) 学会発表

該当なし

I. 知的財産権の出願・登録状況 (予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

J. 参考文献

- 1) 渡邊眞之;日本のアオコ大図鑑, 誠文堂新光社, 159pp, 2007.
- 2) 日本植物分類学会国際命名規約邦訳委員会;国際藻類・菌類・植物命名規約(メルボルン規約), 北隆館, 2012.
- 3) 藤瀬大輝, 田中和明, 岸田直尚, 秋葉道宏;かび臭発生 *Anabaena* 属の分類について, 用水と廃水, Vol. 54, No.8, 2012.
- 4) 矢野洋, 中原正展;らん藻類 *Phormidium tenue* より 2-Methylisoborneol の検出されたことについて, 日本水道協会関西地方支部第 20 回研究発表会概要集, pp.24-25, 1976.
- 5) 日本水道協会;上水試験方法 2011 年版, IV. 生物編, p11, 2011.
- 6) Geitler, L.; Cyanophyceae. In: Rabenhorst's Kryptogamenflora 14, 1-1196. Akad. Verlagsges, Leipzig, 1932.
- 7) 川北四郎;水道藻類分類解説, 日本水道協会, 164p, 1993.
- 8) 日本水道協会;日本の水道生物-写真と解説, 271p, 1993.
- 9) 渡邊眞之;日本のアオコ, 国立科学博物館, 52pp, 1999.
- 10) Komárek, J. and K. Anagnostidis: Cyanoprocaryota 1. Teil Chroococcales. In: Ettl, H., G. Gärtner and H. Heynig and D. Mollenhauer. eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/1, 548pp. Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lubeck-Ulm. 1999
- 11) Komárek, J. and K. Anagnostidis: Cyanoprocaryota 2. Teil Oscillatoriales In: Büdel, B., L. Krienitz, G. Gärtner and M. Schagerl eds. Süßwasserflora von Mitteleuropa 19/2, 759pp. Elsevier/Spektrum, Heidelberg. 2005
- 12) 日本水道協会;日本の水道生物-写真と解説-改訂版, 291 p, 2008.
- 13) 角田徳子, 中東寛和, 金見拓, 及川智;多摩川上流に発生したかび臭発生藍藻の遺伝子解析結果, 水環境学会誌 37(1), 9-13, 2014.
- 14) 辻彰洋, 新山優子;ダム湖の植物プランクトン簡易同定チェックリスト, 2014.5.7 Ver. 02.01 (<http://www.kahaku.go.jp/research/db/botany/dam/about.html>)
- 15) 国土交通省水管理・国土保全局;川辺水辺

の国政調査のための生物リスト 2017 年度
生物リストからの変更履歴（動植物プランク
トン），2016.9.28 ([http://mizukoku.nilim.go.jp/
ksnkankyo/mizukokuweb/system/seibutsuListfile.
htm](http://mizukoku.nilim.go.jp/ksnkankyo/mizukokuweb/system/seibutsuListfile.htm))

別添 水道分野における藍藻類の分類対応表

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler:藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎 (1993)	日本水道協会 (1993)	日本水道協会 (1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら (2005)	日本水道協会 (2011)	国立科学博物館: 渡邊眞之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
1	<i>A. constricta</i>										
2	<i>A. thrmalis</i>	<i>A. thrmalis</i>									
3	<i>A. aphanizomenoides</i>	<i>A. aphanizomenoides</i>						<i>A. aphanizomenoides</i>	<i>Dolichospermum aphanizomenoides</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Sphaerospermopsis aphanizomenoides</i>
4	<i>A. elliptica</i>										
5	<i>A. variabilis</i>	<i>A. variabilis</i>									
6	<i>A. sphaerica</i>	<i>A. sphaerica</i>									
7	<i>A. Viguieri</i>							<i>A. viguieri</i>	<i>Dolichospermum vigieri</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum viguieri</i> <i>Anabaena viguieri</i> var. <i>danica</i> ⇒ <i>Dolichospermum danicum</i>
8	<i>A. Bergii</i>										
9	<i>A. Scheremetievi</i>	<i>A. Scheremetievi</i>								水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	
10	<i>A. planctonica</i>	<i>A. planctonica</i>	<i>A. planctonica</i>		<i>A. planctonica</i>			<i>A. planctonica</i>	<i>Dolichospermum planctonicum</i>	<i>Dolichospermum planctonicum</i> ⇒水質障害種 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum planctonicum</i>
11	<i>A. spiroides</i>	<i>A. spiroides</i> <i>A. spiroides v. crassa</i>	<i>A. spiroides</i>	<i>A. spiroides v. spiroides</i> <i>A. spiroides v. crassa</i>	<i>A. spiroides v. crassa</i>	<i>A. spiroides v. crassa</i>	<i>A. spiroides v. crassa</i> ⇒ <i>A. crassa</i> とされている場合がある	<i>A. crassa</i>	<i>Dolichospermum spiroides</i>	<i>A. spiroides</i> & <i>A. crassa</i> ⇒ <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum crassum</i> <i>Dolichospermum spiroides</i>
12	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i> <i>A. macrospora v. crassa</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>A. macrospora</i>	<i>Dolichospermum macrosporum</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	
13	<i>A. cylindrica</i>										<i>A. cylindrica</i>
14	<i>A. baltica</i>										
15	<i>A. Utermohii</i>										
16	<i>A. orthogona</i>										
17	<i>A. subcylindrica</i>	<i>A. subcylindrica</i>									
18	<i>A. oscillarioides</i>	<i>A. oscillarioides</i>									
19	<i>A. torulosa</i>	<i>A. torulosa</i>									
20	<i>A. lapponica</i>	<i>A. lapponica</i>									
21	<i>A. Bornetiana</i>										
22	<i>A. echinospora</i>										
23	<i>A. minutissima</i>										
24	<i>A. Jonssoni</i>										
25	<i>A. flos-aquae</i>	<i>A. flos-aquae</i>				<i>A. flos-aquae</i>		<i>A. flos-aquae</i>	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum flos-aquae</i>
26	<i>A. circinalis</i>	<i>A. circinalis</i>	<i>A. circinalis</i>					<i>A. circinalis</i>	<i>Dolichospermum circinale</i>		<i>Dolichospermum circinale</i>
27	<i>A. Bolochonzewii</i>										
28	<i>A. Levanderi</i>							<i>A. levanderi</i>	<i>A. levanderi</i>		
29	<i>A. Felisii</i>										
30	<i>A. verrucosa</i>	<i>A. verrucosa</i>								水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	
31	<i>A. catenula</i>										
32	<i>A. Halbfassi</i>										
33	<i>A. delicatula</i>										
34	<i>A. Hieronymusii</i>										
35	<i>A. augstumalis</i>	<i>A. augstumalis</i> <i>A. augstumalis v. marchica</i>									
36	<i>A. inaequalis</i>	<i>A. inaequalis</i>									
37	<i>A. aequalis</i>	<i>A. aequalis</i>									
38	<i>A. Poulseniana</i>										
39	<i>A. Azollae</i> (アカウキクサ寄生種)	<i>A. azollae</i>									
40	<i>A. Cycadeae</i> (ソテツ寄生種)	<i>A. cycadearum</i>									
41		<i>A. affinis</i>		<i>A. affinis</i>	<i>A. affinis</i>	<i>A. affinis</i>		<i>A. affinis</i>	<i>Dolichospermum affine</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum affine</i>
42		<i>A. iyengari</i> <i>A. iyengari v. tenuis</i>									
43				<i>A. viguieri</i>	<i>A. viguieri</i>						
44								<i>A. mucosa</i>	<i>Dolichospermum mucosum</i>	<i>Dolichospermum mucosum</i> ⇒水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum mucosum</i>
45					<i>A. ucrainica</i>		<i>A. spiroides v. ucrainica</i> が <i>A. ucrainica</i> とされている場合がある	<i>A. ucrainica</i>	<i>Dolichospermum ucrainicum</i>		<i>Dolichospermum ucrainicum</i>
46					<i>A. smithii</i>			<i>A. smithii</i>	<i>Dolichospermum smithii</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum smithii</i>
47								<i>A. reniformis</i>	<i>Sphaerospermopsis reniformis</i>		<i>Sphaerospermopsis reniformis</i>
48								<i>A. eucompacta</i>			
49								<i>A. oumiana</i>	<i>Sphaerospermopsis oumiana</i>		<i>Sphaerospermopsis oumiana</i>
50								<i>A. kisseleviana</i>	<i>Dolichospermum kisseleviana</i>		<i>Sphaerospermopsis kisseleviana</i>
51								<i>A. akankoensis</i>	<i>Dolichospermum akankoense</i>		<i>Dolichospermum akankoense</i>
52								<i>A. lemmermannii</i>	<i>Dolichospermum lemmermannii</i>	水質障害種。 <i>Dolichospermum</i> - <i>Sphaerospermopsis</i> 属に一括する	<i>Dolichospermum lemmermannii</i>
53								<i>A. mendotae</i>	<i>Dolichospermum mendotae</i>		
54								<i>A. solitaria</i>			
55								<i>A. tsugaruensis</i>			
56								<i>A. heterospora</i>			
57								<i>A. minispora</i>	<i>Dolichospermum minisporum</i>		<i>Dolichospermum minisporum</i>
58								<i>A. citorispora</i>			

Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
Geitler:藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴圃新社:廣瀬弘幸(1977)	日水協:川北四郎(1993)	日本水道協会(1993)	日本水道協会(1997)	琵琶湖環境科学研究センター:一瀬ら(2005)	日本水道協会(2011)	国立科学博物館:渡邊真之(2007)	辻・新山	国土交通省:国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
59							A. eliptica			
60							A. pseudocompacta	Dolichospermum pseudocompactum		Dolichospermum pseudocompactum
61							A. curva			
62							A. tenericaulis			
63								Dolichospermum citrisporum		
64								Dolichospermum curvum		
65								A. tsugaruensis		
66										A. variabilis
67										A. compacta ⇒Dolichospermum compactum

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler:藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎 (1993)	日本水道協会 (1993)	日本水道協会 (1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら (2005)	日本水道協会 (2011)	国立科学博物館: 渡邊眞之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
1	<i>M. Reinboldii</i> (海水)										
2	<i>M. litoralis</i> (海水)										
3	<i>M. pallida</i> (海水)										
4	<i>M. robusta</i>										
5	<i>M. viridis</i>		<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. viridis</i>	<i>M. aeruginosa</i>
6	<i>M. marginata</i>	<i>M. marginata</i>									
7	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i> <i>M. aeruginosa</i> f. <i>aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>	<i>M. aeruginosa</i>
8	<i>M. flos-aquae</i>	<i>M. flos-aquae</i>	<i>M. aeruginosa</i> f. <i>flos-aquae</i>						<i>M. flos-aquae</i>	<i>M. flos-aquae</i>	<i>M. aeruginosa</i>
9	<i>M. pseudofilamentosa</i>										
10	<i>M. scripta</i>										
11	<i>M. protocystis</i>										
12	<i>M. ichthyoblabe</i>					<i>M. ichthyoblabe</i>		<i>M. ichthyoblabe</i>	<i>M. ichthyoblabe</i>	<i>M. ichthyoblabe</i>	<i>M. aeruginosa</i>
13	<i>M. firma</i>							<i>M. firma</i>			
14	<i>M. fusco-lutea</i>										
15	<i>M. pallida</i> (淡水)										
16	<i>M. densa</i>										
17	<i>M. merismopedioides</i>										
18	<i>M. stagnalis</i>										
19	<i>M. holsatica</i>	<i>M. holsatica</i>									
20	<i>M. pulvetea</i>	<i>M. pulvetea</i>									
21	<i>M. parasitica</i>	<i>M. parasitica</i>									
22	<i>M. orissica</i>										
23	<i>M. minutissima</i>										
24	<i>M. elabens</i> ver. <i>Minor</i>										
25	<i>M. elabens</i>										
26		<i>M. pulvetea</i> v. <i>incerta</i>	<i>M. incerta</i>	<i>M. incerta</i>	<i>M. incerta</i>						
27			<i>M. novacekii</i>			<i>M. novacekii</i>		<i>M. novacekii</i>	<i>M. novacekii</i>	<i>M. novacekii</i>	<i>M. aeruginosa</i>
28			<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. wasenbergii</i>	<i>M. aeruginosa</i>
29		<i>M. thermalis</i>									
30		<i>M. protea</i>									
31									<i>M. smithii</i>		
32									<i>M. firma</i>		
33									<i>M. elabens</i> v. <i>monor</i>		
34										<i>M. incerta</i> ⇒ <i>Aphnocapsa</i> 属に一括する	
35										<i>M. plvetea</i> ⇒ <i>Aphnocapsa</i> 属に一括する	

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler: 藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎(1993)	日本水道協会(1993)	日本水道協会(1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら(2005)	日本水道協会(2011)	国立科学博物館: 渡邊眞之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
1	<i>P. angustissimum</i>	<i>P. angustissimum</i>									
2	<i>P. glaciale</i>										
3	<i>P. frigidum</i>										
4	<i>P. mucicola</i>			<i>P. mucicola</i>	<i>P. mucicola</i>					⇒ <i>Pseudoanabaena mucicola</i>	
5	<i>P. africanum</i>										
6	<i>P. foveolarum</i>	<i>P. foveolarum</i>								水質障害種。その他ユレモ目糸状藍藻に一括する	
7	<i>P. fragile</i>	<i>P. fragile</i>									
8	<i>P. Henningsii</i>										
9	<i>P. persicinum</i> (海)										
10	<i>P. Ectocarpi</i> (海)										
11	<i>P. molle</i>	<i>P. molle</i>									
12	<i>P. Jenkeliatum</i>										
13	<i>P. Pristleyi</i>										
14	<i>P. hormoides</i>										
15	<i>P. dimorphum</i>										
16	<i>P. Jadinianum</i>										
17	<i>P. monile</i>										
18	<i>P. alaskense</i>										
19	<i>P. tinctorium</i>	<i>P. tinctorium</i>									
20	<i>P. truncicola</i>										
21	<i>P. Spongelliae</i> (海)										
22	<i>P. Rotheanum</i>										
23	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i>	<i>P. tenue</i> ⇒ <i>Leotolyngbya tenuis</i> とされている場合がある				<i>Pseudanabaena foetida</i>
24	<i>P. rubroterricola</i>										
25	<i>P. Crossbyanum</i>										
26	<i>P. laminosum</i>	<i>P. laminosum</i>									
27	<i>P. Treleasei</i>										
28	<i>P. bigranulatum</i>										
29	<i>P. antarcticum</i>										
30	<i>P. tenuissimum</i>										
31	<i>P. lignicola</i>										
32	<i>P. truncatum</i>										
33	<i>P. subtruncatum</i>										
34	<i>P. Bohneri</i>										
35	<i>P. cebennense</i>	<i>P. cebennense</i>									
36	<i>P. pseudovalderianum</i>										
37	<i>P. subcapitatum</i>										
38	<i>P. purpurascens</i>	<i>P. purpurascens</i> <i>P. purpurascens</i> v. <i>elegans</i>									
39	<i>P. luridum</i>	<i>P. luridum</i>									
40	<i>P. ramosum</i>										
41	<i>P. gelatinosum</i>										
42	<i>P. orientale</i>	<i>P. orientale</i>									
43	<i>P. Hendersonii</i>										
44	<i>P. valderianum</i>	<i>P. valderianum</i> <i>P. valderianum</i> v. <i>tenuis</i>									
45	<i>P. subuliforme</i>	<i>P. subuliforme</i>									
46	<i>P. seytonemicola</i>										
47	<i>P. mucosum</i>										
48	<i>P. Retzii</i>	<i>P. retzii</i>								その他ユレモ目糸状藍藻に一括する	
49	<i>P. calcicola</i>										
50	<i>P. olivaseens</i>										
51	<i>P. pachydermaticum</i>	<i>P. pachydermaticum</i>									
52	<i>P. cincinnatum</i>										
53	<i>P. durum</i>										
54	<i>P. ambiguum</i>	<i>P. ambiguum</i>		<i>P. ambiguum</i>	<i>P. ambiguum</i>					その他ユレモ目糸状藍藻に一括する	
55	<i>P. pulvinatum</i>										
56	<i>P. Usterii</i>										
57	<i>P. subincrustedum</i>										
58	<i>P. penicillatum</i> (海)										
59	<i>P. Hieronymusii</i>										
60	<i>P. incrustedum</i>	<i>P. incrustedum</i>									
61	<i>P. umbilicatum</i>										
62	<i>P. toficola</i>										
63	<i>P. yellowstonense</i>										
64	<i>P. Corium</i> <i>P. Corium</i> ver. <i>Capitatum</i>	<i>P. Corium</i> <i>P. Corium</i> ver. <i>Capitatum</i>									
65	<i>P. foticola</i>										
66	<i>P. inundatum</i>	<i>P. inundatum</i>									
67	<i>P. papyraceum</i>	<i>P. papyraceum</i>									
68	<i>P. viscosum</i>	<i>P. viscosum</i>									
69	<i>P. lividum</i>										
70	<i>P. viride</i>										
71	<i>P. Crouani</i>										
72	<i>P. ceylanicum</i>										
73	<i>P. Paulsenianum</i>										
74	<i>P. Hansgirgi</i>										
75	<i>P. subfuscum</i>	<i>P. subfuscum</i>									
76	<i>P. submembranaceum</i>										
77	<i>P. subsalsum</i>										
78	<i>P. Setchellianum</i>	<i>P. Setchellianum</i>									
79	<i>P. laysanense</i>										
80	<i>P. favosum</i>	<i>P. favosum</i>	<i>P. favosum</i>	<i>P. favosum</i>	<i>P. favosum</i>					水質障害種。その他ユレモ目糸状藍藻に一括する	
81	<i>P. calidum</i>	<i>P. calidum</i>									
82	<i>P. lucidum</i>	<i>P. lucidum</i>									
83	<i>P. uncinatum</i>	<i>P. uncinatum</i>	<i>P. uncinatum</i>								
84	<i>P. autumnale</i>	<i>P. autumnale</i>	<i>P. autumnale</i>	<i>P. autumnale</i>	<i>P. autumnale</i>					水質障害(2-MIB産生)種。その他ユレモ目糸状体に一括する	
85	<i>P. Chungii</i>										
86		<i>P. beppuensis</i>									
87		<i>P. acminatissimum</i>									
88		<i>P. lapideum</i> v. <i>amorphum</i>									

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler:藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎(1993)	日本水道協会(1993)	日本水道協会(1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら(2005)	日本水道協会(2011)	国立科学博物館: 渡邊真之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
89		<i>P. subterraneum</i> <i>P. subterraneum</i> v. <i>crassum</i>									
90		<i>P. treleasei</i>									
91		<i>P. rubroterricola</i>									
92										<i>P. inunadatum</i> ⇒その他ユレモ目糸状藍藻に一括する	
93										<i>P. tergestinum</i> ⇒水質障害(2-MIB産生)種。 <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する	

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler: 藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎(1993)	日本水道協会(1993)	日本水道協会(1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら(2005)	日本水道協会(2011)	国立科学博物館: 渡邊真之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
1	<i>O. Bonnemaisionii</i>										
2	<i>O. margaritifera</i>										
3	<i>O. nigro-viridis</i>	<i>O. nigro-viridis</i>									
4	<i>O. Annae</i>										
5	<i>O. sancta</i>	<i>O. sancta</i>									
6	<i>O. ornata</i>										
7	<i>O. limosa</i>	<i>O. limosa</i>	<i>O. limosa</i>							その他のユレモ目糸状藍藻に一括する	
8	<i>O. obtusa</i>										
9	<i>O. breviarticulata</i>										
10	<i>O. obscura</i>										
11	<i>O. subbrevis</i>	<i>O. subbrevis</i>									
12	<i>O. fracta</i>										
13	<i>O. Corakiana</i>										
14	<i>O. princeps</i>	<i>O. princeps</i> <i>O. princeps v. princeps</i> <i>O. princeps v. minor</i> <i>O. princeps v. tenella</i>								その他のユレモ目糸状藍藻に一括する	
15	<i>O. curviceps</i>	<i>O. curviceps v. curviceps</i> <i>O. curviceps v. Minor</i>									
16	<i>O. maraensis</i>										
17	<i>O. anguina</i>	<i>O. anguina v. anguina</i> <i>O. anguina v. tenella</i>									
18	<i>O. proboscidea</i>	<i>O. proboscidea</i>									
19	<i>O. jenensis</i>										
20	<i>O. laetevirens</i> (海)										<i>O. laetevirens</i>
21	<i>O. subuliformis</i> (海)	<i>O. subuliformis</i>									
22	<i>O. trichoides</i>										
23	<i>O. subtilissima</i>										
24	<i>O. minima</i>										
25	<i>O. lauterbornii</i>										
26	<i>O. putrida</i>										
27	<i>O. chlorina</i>	<i>O. chlorina</i>	<i>O. chlorina</i>								
28	<i>O. coeruleascens</i>										
29	<i>O. Grunowiana</i>										
30	<i>O. beggiatoiformis</i>										
31	<i>O. Martini</i>										
32	<i>O. Willei</i>										
33	<i>O. terebriformis</i>	<i>O. terebriformis</i>									
34	<i>O. Boryana</i>	<i>O. boryana</i>									
35	<i>O. Meslini</i>										
36	<i>O. laustris</i>							<i>Torichodesmium lacustre</i>			
37	<i>O. Corallinae</i> (海)										
38	<i>O. chalybea</i>	<i>O. chalybea v. depauperata</i>									
39	<i>O. Borneti</i>	<i>O. borneti</i>									
40	<i>O. decolorata</i>										
41	<i>O. Koeltitzi</i>										
42	<i>O. Mougeotii</i>	<i>O. mougeotii</i>						<i>Planktothrix isothrix</i>			<i>O. Mougeotii</i>
43	<i>O. tenuis</i>	<i>O. tenuis</i> <i>O. tenuis v. asiatica</i> <i>O. tenuis v. tergestina</i>	<i>O. tenuis</i>	<i>O. tenuis</i>	<i>O. tenuis</i>	<i>O. tenuis</i>	<i>O. tenuis</i>			水質障害種。 <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する	<i>O. tenuis</i>
44	<i>O. nigra</i>	<i>O. nigra</i>									
45	<i>O. irrigua</i>	<i>O. irrigua</i>									
46	<i>O. simplicissima</i>	<i>O. simplicissima</i>									
47	<i>O. Beccariana</i>										
48	<i>O. carboniciphila</i>										
49	<i>O. planctonica</i>	<i>O. planctonica</i>									
50	<i>O. jasorvensis</i>										
51	<i>O. Tambi</i>	<i>O. tambi</i>									
52	<i>O. articulata</i>										
53	<i>O. granulata</i>										
54	<i>O. neglecta</i>	<i>O. neglecta</i>									<i>O. neglecta</i>
55	<i>O. limnetica</i>	<i>O. limnetica</i>	<i>O. limnetica</i>	<i>O. limnetica</i>	<i>O. limnetica</i>					⇒水質障害種。 <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する	<i>O. limnetica</i>
56	<i>O. amphigranulata</i>										
57	<i>O. Redekei</i>										
58	<i>O. Hamelii</i>	<i>O. hamelii</i>									
59	<i>O. rosea</i>										<i>O. rosea</i>
60	<i>O. geminata</i>	<i>O. geminata</i> <i>O. geminata v. sulphurea</i>	<i>O. geminata</i>							水質障害種。 <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する	
61	<i>O. angustissima</i>	<i>O. angustissima</i>									
62	<i>O. angusta</i>	<i>O. angusta</i>									
63	<i>O. profunda</i>	<i>O. profunda</i>									

	Cyanophyceae	日本淡水藻図鑑	水道藻類分類解説	日本の水道生物	日本の水道生物(改訂版)	日本の淡水プランクトン	上水試験方法2011年版	日本のアオコ	国立科学博物館HP	河川水辺の国勢調査のための生物リスト	国立環境研究所微生物系統保存施設
	Geitler: 藍藻類の光学顕微鏡による分類の古典書(1932)	内田老鶴園新社: 廣瀬弘幸(1977)	日水協: 川北四郎(1993)	日本水道協会(1993)	日本水道協会(1997)	琵琶湖環境科学研究センター: 一瀬ら(2005)	日本水道協会(2011)	国立科学博物館: 渡邊眞之(2007)	辻・新山	国土交通省: 国立科学博物館「ダム湖のプランクトン」	環境省
64	<i>O. pseudogeminata</i>									その他のアセドアナベナ科に一括する	
65	<i>O. quadripunctulata</i>										
66	<i>O. amphibia</i>	<i>O. amphibia</i>								水質障害(ジェオスミン産生)種, <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する	<i>O. amphibia</i>
67	<i>O. guttulata</i>	<i>O. guttulata</i>								その他のアセドアナベナ科に一括する	
68	<i>O. homogenea</i>										
69	<i>O. Geitleri</i>										
70	<i>O. Thiebautii</i> (海)										
71	<i>O. erythraea</i> (海)										
72	<i>O. Hildebrandtii</i>										
73	<i>O. producta</i>										
74	<i>O. amoena</i>	<i>O. amoena</i>	<i>O. amoena</i>	<i>O. amoena</i>	<i>O. amoena</i>						
75	<i>O. Okeni</i>	<i>O. okeni</i>									
76	<i>O. Ulrichii</i>										
77	<i>O. Schultzii</i>										
78	<i>O. formosa</i>	<i>O. formosa</i>								その他のコレモ目糸状藍藻に一括する	
79	<i>O. Cortiana</i>	<i>O. Cortiana</i>		<i>O. cortiana</i>	<i>O. cortiana</i>						
80	<i>O. chalybea</i>	<i>O. chalybea</i>									
81	<i>O. Tanganyikae</i>										
82	<i>O. numidica</i>										
83	<i>O. splendida</i>	<i>O. splendida</i> v. <i>splendida</i> <i>O. splendida</i> v. <i>truncata</i>	<i>O. splendida</i>	<i>O. splendida</i>	<i>O. splendida</i>		<i>O. splendida</i>			<i>O. splendida</i> 水質障害種, <i>Pseudoanabaena limnetica</i> 群に一括する <i>O. splendida</i> v. <i>truncata</i> ⇒ その他のアセドアナベナ科に一括する	
84	<i>O. rubescens</i>										
85	<i>O. prolifica</i>										
86	<i>O. Agardhii</i>	<i>O. agardhii</i>		<i>O. agardhii</i>	<i>O. agardhii</i>			<i>Planktothrix agardhii</i>	<i>Planktothrix agardhii</i>	水質障害種, <i>Planktothrix-Planktothricoides</i> 属に一括する	<i>Planktothrix agardhii</i>
87	<i>O. Raciborskii</i>							<i>Planktothricoides raciborskii</i>	<i>Planktothricoides raciborskii</i>		<i>Planktothricoides raciborskii</i>
88	<i>O. deflexa</i>										
89	<i>O. longarticulata</i>										
90	<i>O. Lemmermannii</i>	<i>O. lemmermannii</i>									
91	<i>O. Kuetzingiana</i>										
92	<i>O. acutissima</i>	<i>O. acutissima</i>									
93	<i>O. Earlei</i>										
94	<i>O. calcuttensis</i>										
95	<i>O. tortuosa</i>	<i>O. tortuosa</i>									
96	<i>O. Lloydiana</i>										
97	<i>O. brevis</i>	<i>O. brevis</i>									
98	<i>O. janthiphora</i>										
99	<i>O. animalis</i> (f. <i>tenuior</i>)	<i>O. animalis</i>	<i>O. animalis</i> (f. <i>tenuior</i>)								<i>O. animalis</i>
100	<i>O. acuta</i>										
101	<i>O. acuminata</i>	<i>O. acuminata</i> <i>O. acuminata</i> f. <i>lange-attenuata</i>									
102	<i>O. salina</i>										
103	<i>O. subproboscidea</i>										
104	<i>O. rupicola</i>										
105	<i>O. Priestlevi</i>										
106	<i>O. Schroederi</i>										
107	<i>O. paucigranata</i>										
108		<i>O. sbspiroides</i>									
109		<i>O. ornata</i>									
110		<i>O. jovis</i>									
111		<i>O. ibusukiensis</i>									
112		<i>O. grunowiana</i>									<i>O. ambigua</i>
113		<i>O. yuhensis</i>									
114		<i>O. kawamurae</i>			<i>O. kawamurae</i>	<i>O. kawamurae</i>		<i>O. kawamurae</i>	<i>O. kawamurae</i>	<i>O. kawamurae</i>	
115		<i>O. jatorvensis</i>									
116		<i>O. uncinata</i>									
117		<i>O. subtilissima</i>									
118		<i>O. sakashitae</i>									
119		<i>O. quasiperforata</i>									
120		<i>O. iwanoifiana</i>						<i>Trichodesmium iwanoifianum</i>			
121		<i>O. beggiatoiformis</i>									
122		<i>O. peronides</i>									
123		<i>O. homogenea</i>									
124		<i>O. proteus</i>									
125		<i>O. spirulinoides</i>									

御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応

研究代表者 秋葉 道宏
研究協力者 今本 博臣

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)

「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型

水道システムの構築に関する研究」

分担研究報告書

研究課題：御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官

研究協力者 今本 博臣 水資源機構 総合技術センター マネージャー

研究要旨

御嶽山では、2014年9月27日に1979年以来35年ぶりとなる噴火が発生した。噴火による火山噴出物の分布や噴出量は、1979年に発生した噴火とほぼ同様であったことから、御嶽山を流域とする牧尾ダムの水質は、前回同様、長期にわたり噴火の影響を受けることが予測された。このため水資源機構では、中部地方整備局とともに、関係自治体や利水ユーザーと連携して効率的な水質調査を実施するだけでなく、精度の高い放流水質の予測を行いつつ適切な水質保全対策を実施した。その結果、現在までは大きな利水障害が発生することなく、下流への利水供給が継続できている。

A. 研究目的

木曽川水系牧尾ダムは、御嶽山噴火口域を含む流域 304km²、総貯水容量 75,000,000m³ の貯水池であり、中京圏の水がめとして上水道、工業用水、かんがい用水を供給するとともに関西電力（株）が 35,000kw の発電を実施している。

牧尾ダムの流域内には人家がほとんどないため、貯水池内では富栄養化問題は発生していないが¹⁾、1979年の御嶽山噴火の際には、高濁度水や酸性水の流入が生じたという経緯がある²⁾³⁾⁴⁾⁵⁾。

御嶽山では、2014年9月27日に1979年以来35年ぶりとなる噴火が発生し、大量の火山噴出物を含んだ高濁度水や酸性水が牧尾ダムに流入した⁶⁾⁷⁾⁸⁾。この対策を検討するため、木曽川の水質管理に関係する機関である国土交通省、経済産業省、農林水産省、長野県、愛知県、岐阜県、三重県、名古屋市、関西電力、水資源機構では、「御嶽山噴火に伴う木曽川上流域水質保全対策検討会」（以下「検討会」という）を立ち上げた。検討会では、効率的かつ効果的な水質調査を実施するため、17箇所の水質調査地点を設定し監視を強化

した⁹⁾。これらの調査データは、単に相互利用するだけでなく随時インターネット上で公開した。

また、牧尾ダムの管理者である水資源機構では、ダム放流水の影響で下流ユーザーが取水障害を引き起こさないように、精度の高い放流水質の予測を行いつつ適切な水質保全対策を実施した⁹⁾。

本研究は、大規模災害における貯水池の水質対応という視点から牧尾ダムの事例を紹介する。

B. 研究方法

1) 牧尾ダムの水運用

2012年から2015年における牧尾ダム貯水池の水運用実績を図-1に示す。牧尾ダムの貯水位は、12月1日から翌年3月31日までは発電利用により貯留水を全量使用するため、3月末にはEL.832mの最低水位付近まで低下する。その後、4月1日から雪解け水を貯留して貯水位を回復させ、5月以降の灌漑期に備えるという運用になっている。また下流への利水供給は、ダム貯水池底層に位置するEL.826mに設置された発電放流設備を用いて行い、発電放流設備が使用出来な

い場合は、EL.827m に設置された利水放流設備を使用するため、いずれの設備を使用しても、最低水位 EL.832m 以下からの底層放流となることに特徴がある。

2) 水質調査

牧尾ダムでは、これまで年間に 12 回の頻度で水質調査を実施していたが、図-2、図-3 に示すように噴火以降に大量の噴出物が流入・堆積している状況が確認されたため、噴火の翌日より調査地点、調査頻度、調査項目を引き上げることとした。

噴火の影響が最も懸念される濁度と pH については、図-4 に示すように調査地点が流入地点（表層）、ダムサイトから上流 200m の貯水池地点（表層）、放流地点（表層）の 3 地点を選定し、調査頻度を 2014 年 9 月 28 日～10 月 31 日が 2 回/日、11 月 1 日～12 月 19 日が 1 回/日、12 月 20 日以降は 1 回/週で実施した。

また、精度の高い水質予測を実施するため、貯水池内の濁度と pH の鉛直分布を、ダムサイトから上流 200m、1,500m、3,000m の 3 地点（水深 1～5m ピッチで湖底まで連続測定）で、1 回/週～1 回/2 週の頻度で実施した。更に、2014 年 10 月から 11 月にかけて、流入地点（表層）とダムサイトから上流 200m の貯水池地点（湖底+1m）で濁質の粒度分布を 4 回測定した。

噴火に伴う火山噴出物が人の健康に与える影響を把握するための項目は、既存文献を参考に¹⁰⁾ カドミウム、鉛、六価クロム、ヒ素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素の 8 項目とし、流入地点（表層）、ダムサイトから上流 200m の貯水池地点（表層）、放流地点（表層）で 1 回/月の頻度で測定した。

3) 水質保全対策

牧尾ダムでは大量の火山噴出物を含んだ高濁度水や酸性水が流入したため、実行可能な水質保全対策を速やかに実行することとした。

3-1) 余水吐きゲートを用いた放流操作

牧尾ダムは、発電放流設備（EL.827m）と利水放流設備（EL.826m）の 2 つの放流設備を有するが、いずれの設備を使用しても底層放流となるため、放流量が大きくなると底層に滞留している高濁度水（図-5）が大量に流下することが懸念された。このため噴火直後から試験放流直前（2014 年 12 月 14 日）までは、ダム天端に位置する余水吐きゲート（EL.870m）による放流を実施した。

また、12 月 24 日以降においても貯水位が余水吐きゲートより高い場合は、利水放流設備や発電放流設備だけでなく、余水吐きゲートを併用した混合放流を実施することで、できる限り放流濁度が低下するようにした。

3-2) ダム放流による下流への影響軽減対策

ダムサイト底層に滞留している高濁度水の流量を軽減するため、2014 年 11 月から 12 月初旬にかけて利水放流設備の上流側約 30m の位置に沈下式の汚濁防止フェンスを設置した（図-5、図-6）。また、発電放流設備については角落とし用のレールがあるため、2015 年 1 月から 3 月にかけて関西電力（株）が EL.827m～829m の標高に角落しゲートを設置した。

3-3) 貯砂ダムに堆積した火山噴出物撤去

2014 年 10 月に火山噴出物の堆積状況を調査したところ、貯水池上流端に位置する貯砂ダムとダムサイト底層に約 67 万 m³ 堆積していることがわかった（図-5、図-7）。特に、貯水池上流端の堆積物は出水で洗掘する頻度が高いため、2014 年 10 月から 2015 年 3 月にかけて貯砂ダムに堆積した火山噴出物 15,000m³ を撤去するとともに、適正な処理を実施した（図-8）。

4) 水質予測

御嶽山噴火に伴う放流水質への影響は、利水放流設備を使用する試験放流時、及び、貯水位が最低水位になる 3 月末が最も大きいと想定されることから、これらの時期の水質予測を実施した。予測に当たっては、水質保全対策を考慮した条件で

実施した。

4-1) 試験放流時の水質予測

噴火直後は余水吐きゲートで放流していたが、2015年1月以降は発電放流により貯水位が余水吐きゲート敷高を下回るため、利水放流設備による底層放流となる。このような放流は、底層に滞留している高濁度水が大量に流下することが懸念されるため、2014年12月15～18日にかけて試験放流を実施した。

試験放流に先立ち、鉛直1次元水質予測モデルによる放流濁度の予測を実施した。放流濁度の予測は、貯水池の濁度鉛直分布状況を踏まえて、図-9に示すように高濁度層と低濁度層が2層に分離している状況を初期値とし、流動層厚を考慮して計算した。

4-2) 水位低下時の水質予測

図-1に示す水運用ルールに従って3月末に貯水位を最低水位まで低下させると、4月には出水の大部分を貯留してしまうため、5月以降の利水供給が増大する期間に火山噴出物を多く含んだ濁水を長期間放流することが懸念される。そのため、濁水長期化の影響が最小限になる水運用を把握するための検討を実施した。

牧尾ダム貯水池では、図-10に示すように、高濁度水が流入しているにもかかわらず、貯水池内濁度は数十度に収まっているというような現象が確認された(図-11)。そのため、貯水池に流入した濁水が、貯水池内で密度流としてダムサイトまで到達した割合を把握する目的で、鉛直2次元水質予測モデルによる現況再現計算を実施した。

水質調査結果を元に実測L-Q式(図-12)を作成し、噴火後の2014年10月から2015年9月までの1年間の期間を対象に現況再現計算を実施した結果、図-13に示すように貯水池内の濁度鉛直分布が数千度になってしまい、図-11に示す実測値と大きく乖離した。そのため、L-Q式を可変させたところ、実測値の1/10に修正すると図-14に示すように出水時の貯水池の濁り状況、及び、水

位低下時の濁度上昇とその後の低減状況が精度良く再現された。

以上の結果を踏まえて、3月の貯水位低下期、及び、出水を貯留する4月に濁水長期化が発生しない水位を検討するための水質予測は、修正L-Q式を用いることとした。

C. D. 研究結果及び考察

1) 水質調査結果

1-1) 濁度と濁質粒度分布

河川水の濁度は、出水時に高くなり流量が減少すると低下する。しかし、図-10に示すように、噴火直後の牧尾ダム流入地点では、流量が $5\text{m}^3/\text{s}$ でも濁度が1,800度(採水分析による測定)まで上昇するなど、噴火後約2ヶ月間は流量の大小にかかわらず数百から千度以上の間で変動した。しかし、12月以降になると、出水時には濁度が数百度まで上昇するものの、平時時には数度～数十度まで低下した。

貯水池の濁度は、通常、数百から千度以上の濁水が長時間流入すると、濁水が貯水池で拡散するため、長期間にわたって高濁度化する。しかし、噴火後のダムサイト地点の濁度鉛直分布は、図-11に示すように500度以上の値(2014年10月16日の採水分析では最大380,000度)を示すのは底層のEL.825m～829mのみであり、それよりも高位標高部は低い値となっていた。また、出水時に貯水池内に流入する高濁度の濁水は、様々な粒度で構成されているため、通常、上流端付近には粗い粒子が、下流のダムサイト付近には細かい粒子が堆積する。しかし、図-15に示すように、火山噴出物を多く含んだ流入地点の濁水は、90%以上がシルト・粘土(粒子径 $74\mu\text{m}$ 以下)の細かい粒子で構成されていたため、ダムサイト底層に滞留している高濁度水の濁質粒度分布と同じような形状になっていた(図-16)。また、毎年実施している貯水池内の堆砂測量結果から、火山噴出物は、上流端の貯砂ダムとダムサイト底層に大部分が堆積していることがわかった(図-5)。

以上のことから、火山噴出物を多く含んだ流入

水は、密度流として貯水池底層を滑るようにダムサイトまで移動したものと考えられる。

放流濁度は、噴火直後から 2014 年 12 月 14 日までは、水質保全対策の一環として EL.870m の余水吐きゲートから放流した効果で、試験放流を実施した 12 月、水位低下期の 3 月、及び出水を貯留する 4 月を除くと、平均濁度は 3 度であり例年とほぼ同様の値となっている（図-10）。

木曾川本川に位置する兼山地点（牧尾ダムから 120km 下流の水道取水地点）の濁度は、噴火直後の 2014 年 9 月末から約 2 週間にわたって、流量の大小にかかわらず、数百度まで上昇しているが、それ以外は例年とほぼ同様の値となっている。

1-2) pH

流入地点の pH は、噴火前の 2014 年 4 月から 9 月までは pH7.0 程度で安定していたが¹⁾、噴火直後の 10 月から 12 月までは、図-17 に示すように、流入量の大小にかかわらず pH4~6.5 の間で推移した。12 月以降になると、平水時には pH6~7 まで上昇したが、出水時には依然として pH4.5 まで低下する場合がある。貯水池平均（全層の重み付き平均）の pH は、噴火後約 2 か月間にわたって pH4.5 付近で推移していたが、12 月以降は pH5~6 まで上昇した。しかし、出水時には依然として pH4 付近まで低下する場合がある。放流の pH は、噴火後約 2 か月間にわたって pH5 付近で推移していたが、12 月以降は pH5.5~6.5 まで上昇した。しかし、出水時には依然として pH3.5 まで低下する場合がある。

一方、木曾川本川に位置する兼山地点では、噴火直後から出水時も含めて pH7 付近で推移しており、大きな変化が見られなかった。

1-3) 人の健康の保護に関する項目

流入地点において、噴火直後の 10 月 2 日時点で環境基準値を上回った項目は、図-18 に示すように、鉛、ヒ素、総水銀であった。そのうち鉛と総水銀については濁度が千度以上、ヒ素については濁度が 50 度以上では環境基準値を上回ったが、

濁度が 25 度以下になると環境基準値を上回ることが無かった。また、環境基準値を上回った 3 項目においても、溶解成分で比較すると環境基準値を下回っていたため（10 月 9 日測定のヒ素を除く：濁度 1760 度）、これらの重金属類は火山噴出物に吸着している成分がほとんどであったものと考えられる。また、カドミウム、セレン、六価クロム、フッ素、ホウ素については、いずれも環境基準値を上回ることが無かった。

一方、貯水池地点と放流地点では、8 項目ともに環境基準値を上回ることが無かった。これは、貯水池内で火山噴出物の大部分が沈降したことによる影響であると考えられる。

2) 水質予測結果

2-1) 試験放流時の水質予測

予測結果は、図-19 に示すように汚濁防止フェンスなしのケースでは、1,200 度の放流濁度が長時間継続するものの、汚濁防止フェンスを設置すると放流濁度は 1~2 時間程度で低減するという結果が得られたことから、「検討会」での了承を得て試験放流を実施した。

試験放流は、下流河川への影響を確認しながら、 $4\text{m}^3/\text{s}$ から $15\text{m}^3/\text{s}$ まで徐々に増加させた。また、放流初期は、高濁度になることが予測されたため、余水吐きゲートを併用した混合放流を実施した。

結果は、図-19 に示すように、放流初期はダム放流地点で最大 900 度まで上昇したが、時間とともに急速に低下傾向を示し予測結果とほぼ同様となった。

2-2) 水位低下時の水質予測

水位が最も低下する 3 月上旬は、EL.846m、EL.855m、EL.863m の 3 ケースを設定し、放流濁度を比較した。その結果、図-20 に示すように、出水時には貯水位が低いほど放流濁度のピーク値は高くなるがその後の低減は早くなり、貯水位が高いほど放流濁度のピーク値は低くなるがその後の低減は遅くなると予測された。しかし、放流された濁水が下流河川に及ぼす影響は、いずれのケ

ースにおいても大きな差が無いことから「検討会」での了承を得て、水位低下の制限は設けないこととした。

また、L-Q 式を実測値の 1/10 に修正すると現況再現の精度が向上したことから、貯水池に流入した高濁度水の 9 割は密度流として底層を滑るようにダムサイトまで到達し、残りの 1 割が貯水池内で拡散したものと考えられる。

3) 今後の課題

噴火後 2 年経過した現状では、貯水池内濁度は、出水後にはやや高くなるものの平水時は低下するため、今後、大きな影響を及ぼす可能性は小さいものと考えられる。

一方、pH については、周辺生態系への影響は確認されていないものの、出水後の流入水では pH4.5 まで、貯水池内では pH4 まで、放流水では pH3.5 まで低下する場合がある。特に流入水の低 pH の状態は、図-21 に示すように 1979 年噴火時においても長期間継続している。しかも、この状況が解消されたのは、1984 年に発生した長野地震により、流入水を低 pH にする原因となっていた火山噴出物の大部分が埋没した後であることから推測すると、牧尾ダムは、今後も長期にわたって低 pH が継続することが予測される。

従って、今後も長期的な視点でモニタリングを実施する必要がある。

E. 結論

水資源機構では、御嶽山噴火直後より関係自治体や利水ユーザーと連携して効率的な水質調査を実施するとともに、適切な水質保全対策の実施や、きめ細かなダム運用を行ったため、大きな利水障害が発生することなく、下流への利水供給が継続できている。以下に、御嶽山噴火が牧尾ダムの水質に与えた影響を示す。

1) 濁度

噴火直後の流入濁度は、出水時だけでなく平水時においても千度以上となっていた。このような

傾向は約 2 ヶ月間継続した。一方、放流濁度は、試験放流を実施した 12 月、水位低下期の 3 月、及び出水を貯留する 4 月を除くと、例年とほぼ同様の値まで低下していたことから、水質保全対策の効果があったものと考えられる。

2) pH

噴火後 2 年が経過した現在においても、出水後の pH は、流入水では pH4.5、貯水池内では pH4.0、放流水では pH3.5 まで低下する場合がある。

3) 健康項目

噴火に伴う火山噴出物が人の健康に与える影響を把握するために選定したカドミウム、鉛、六価クロム、砒素、総水銀、セレン、ホウ素、フッ素については、流入地点で濁度が極端に高い場合は、環境基準値を上回ることがあるが、そのような場合でも溶解成分で比較すると、ほぼ環境基準値以下になっていた。一方、貯水池地点と放流地点では、貯水池内でほとんどの火山噴出物（濁質）が沈降するというダムによる副次的効果の影響で、環境基準値以下になっていた。

G. 研究発表

1) 論文発表

今本博臣・安藤昌文・壺岐宏・小野島広大（2017）御嶽山噴火に伴う牧尾ダム貯水池の水質対応，ダム工学，27（2）

2) 学会発表

小野島広大・今本博臣（2016）御嶽山噴火に伴う対応及び水質に関する影響，平成28年度国土交通省国土技術研究会，自由課題，安全安心 1

H. 知的財産権の出願・登録状況（予定を含む。）

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

I. 参考文献

- 1) 水資源機構：水質年報 2015.
- 2) 科学技術庁：1979 年御嶽山噴火による災害.
- 3) 科学技術庁国立防災科学技術センター：1979 年御嶽山噴火による災害現地調査報告，1980.
- 4) 島田安太郎：御嶽山（地質と噴火の記録）1982.
- 5) 気象庁：御岳山の 1979 年噴火による降灰分布と山麓の川水の pH，気象研究所技術報告，第 12 号，1984.
- 6) 東京大学地震研究所：気象庁 130 回火山予知連絡会 2015.
- 7) 防災科学研究所：気象庁 130 回火山予知連絡会 2015.
- 8) 産業技術総合研究所：気象庁 130 回火山予知連絡会 2015.
- 9) 国土交通省：御嶽山噴火に伴う木曾川上流域水質保全対策検討会資料 第 1 回，2014.
- 10) 小杉有希，栃本博，高橋保雄，富士栄聡子，小西 浩之，小輪瀬勉，矢口久美子：2000 年三宅島噴火後の水道水中有害無機成分等の実態調査，東京健安研年報 **57**，325-332，2006.

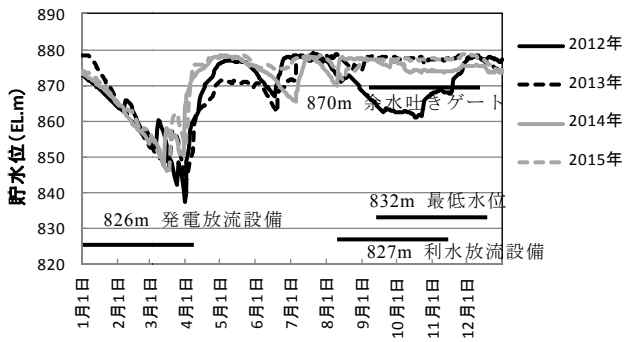


図-1 牧尾ダム貯水池の水運用実績

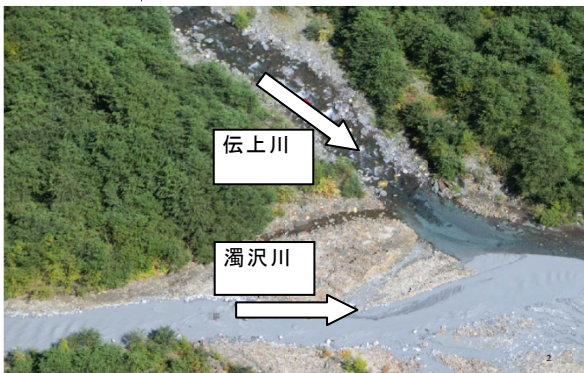


図-2 貯水池内に流入する高濁度水 (流入地点：2014年9月29日)



図-3 貯水池流入端に堆積した火山噴出物の状況 (貯砂ダム地点：2014年9月29日)

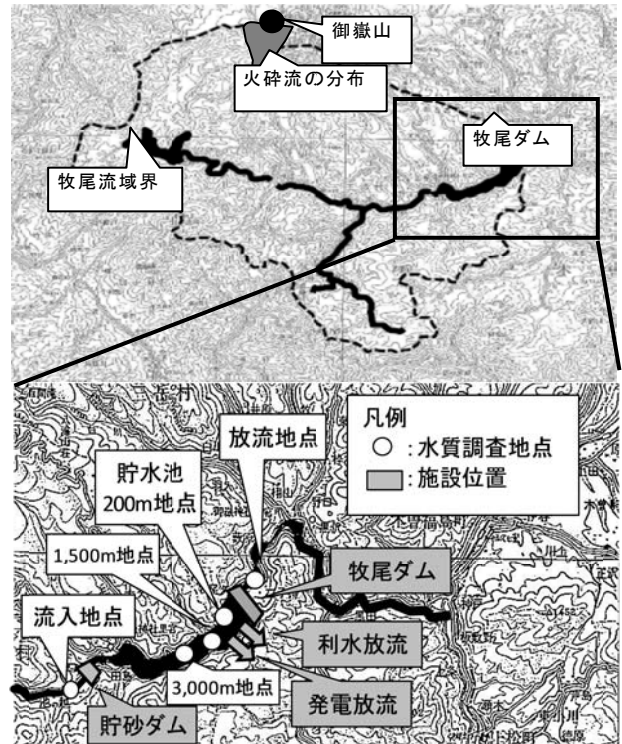


図-4 牧尾ダム流域の水質調査地点と施設位置

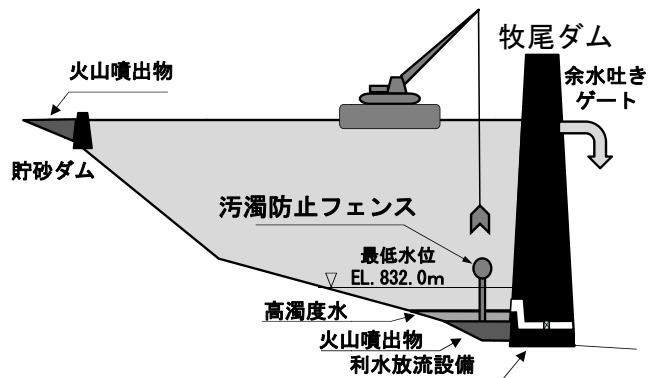


図-5 沈下式汚濁防止フェンス概念図



図-6 沈下式汚濁防止フェンス (幅 140m, 高さ 10m)



図-7 貯砂ダムに堆積した火山噴出物



図-8 貯砂ダムに堆積した火山噴出物の撤去状況
(2015年2月4日)

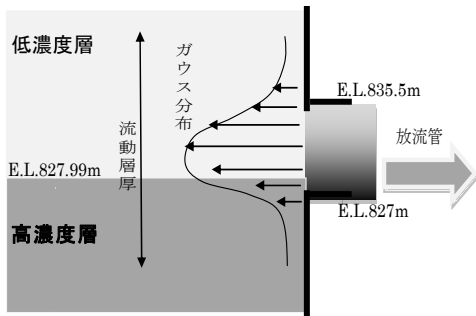


図-9 モデルの概念図

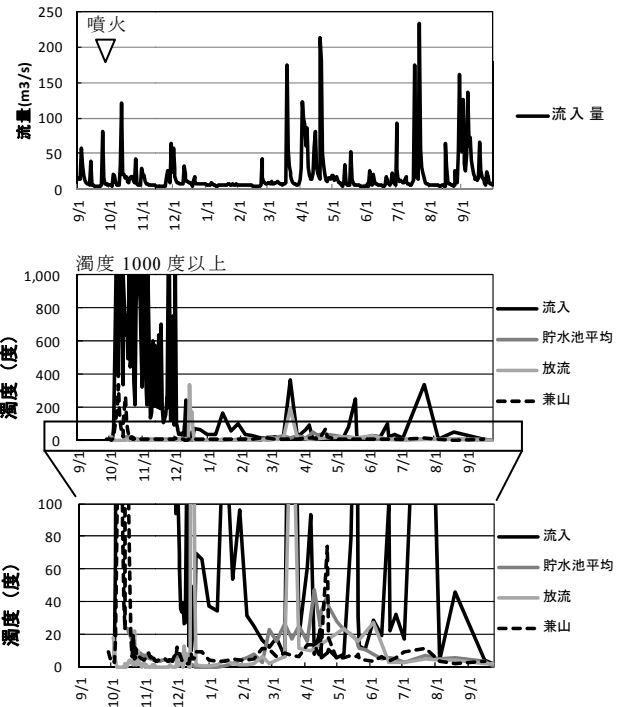


図-10 流入量と濁度の変化
(2014年9月～2015年9月)
(測定限界値が1000度のポータブル測定器で測定)

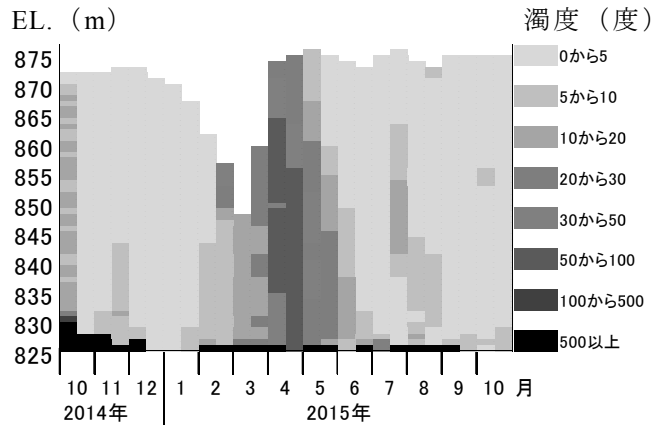


図-11 ダムサイト 200m 地点の濁度鉛直分布の変化

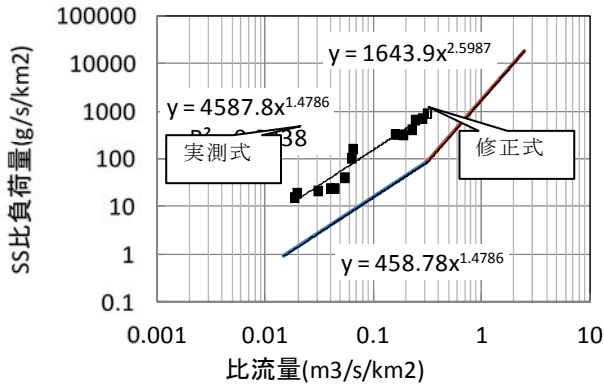


図-12 実測 L-Q 式と修正 L-Q 式

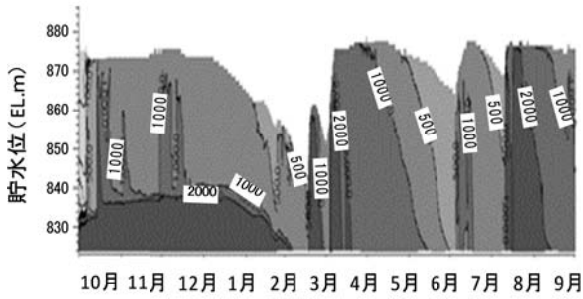


図-13 実測L-Q式を使用した鉛直濁度の予測結果 (2014年10月～2015年9月)

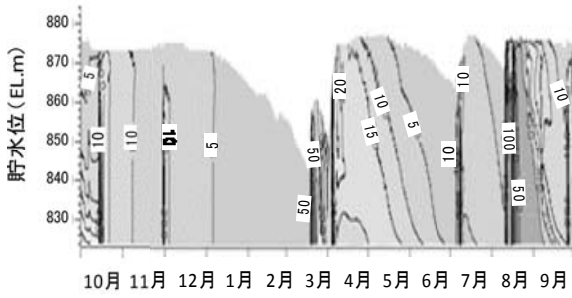


図-14 修正L-Q式を使用した鉛直濁度の予測結果 (2014年10月～2015年9月)

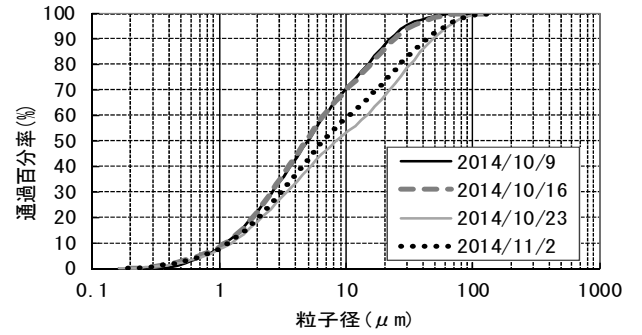


図-15 流入地点の濁質粒度分布

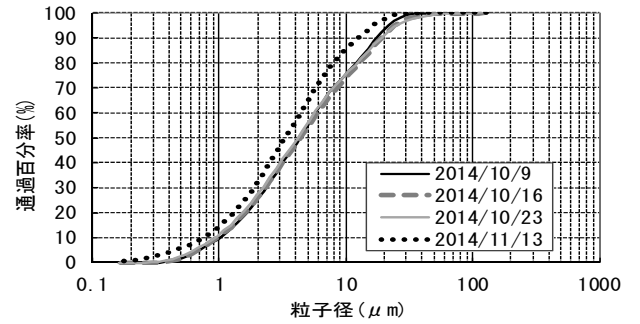


図-16 貯水池底層に滞留している濁質粒度分布

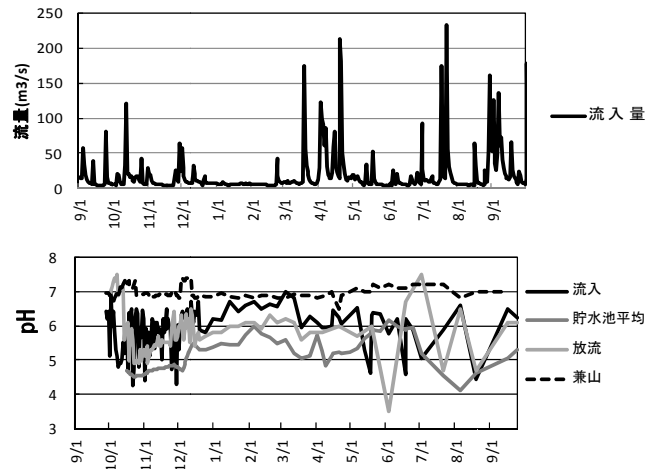


図-17 pHの変化 (2014年9月～2015年9月)

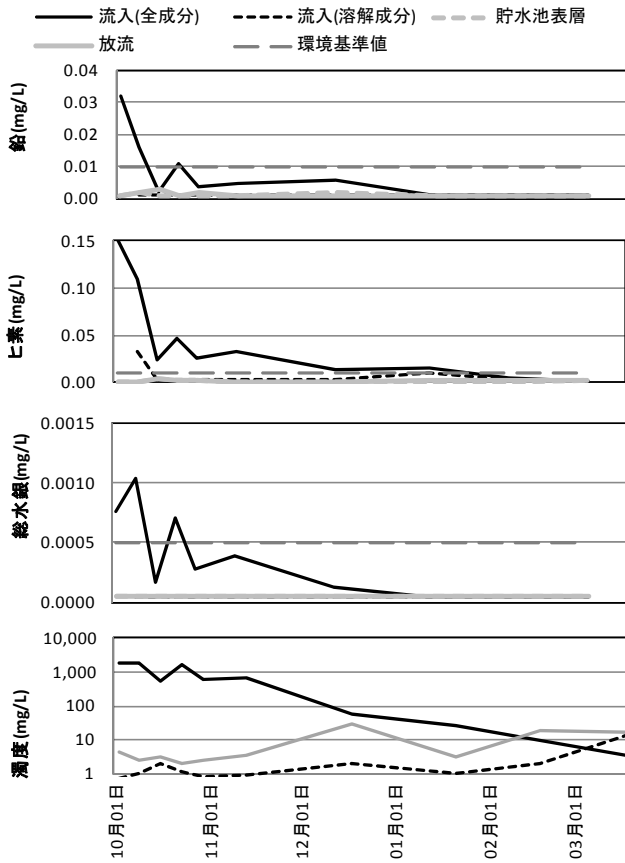


図-18 代表的な健康項目と濁度との関係
(2014年10月～2015年3月)

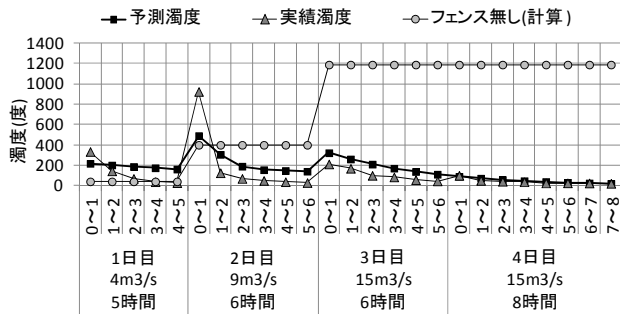


図-19 試験放流時の放流地点濁度(予測・実績)

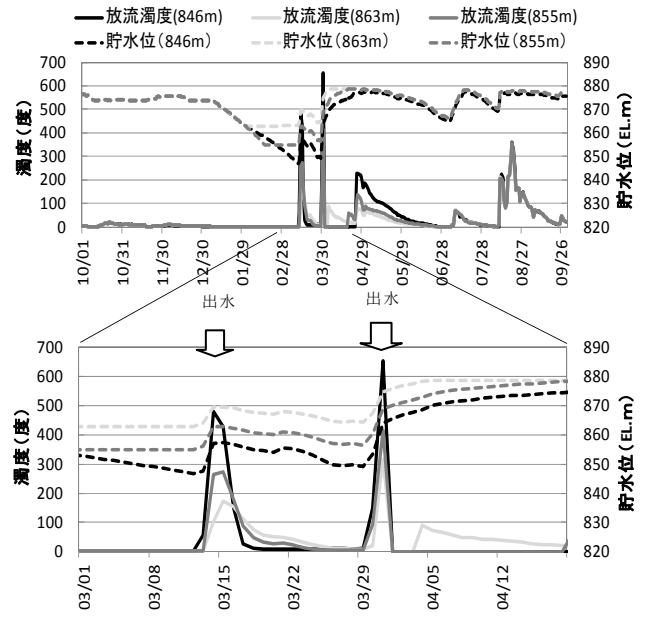


図-20 放流濁度の予測結果
(2014年10月～2015年9月)

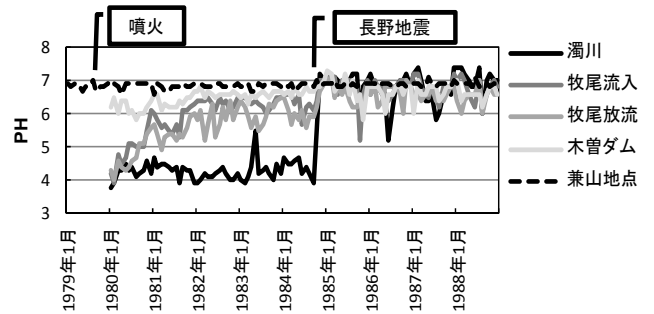


図-21 1979年噴火時におけるpHの経年変化

秋季循環形成後の芹川ダムにおける
2-メチルイソボルネオールの
低減についての評価

研究代表者 秋葉 道宏
研究協力者 高橋 威一郎

研究課題：秋季循環形成後の芹川ダムにおける 2-メチルイソボルネオール（2-MIB）の低減についての評価

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官

研究協力者 高橋 威一郎 大分市水道局管理部浄水課水質管理室 主査

研究要旨

大分市の水道水源上流域に位置する芹川ダムでは、平成 26 年秋季に *Pseudanabaena* 属が突発的に増殖し、2-メチルイソボルネオール(2-MIB)が高濃度化した。しかし、ダム湖での秋季循環形成後の同年 11 月中旬以降、急激な濃度低減が認められた。平成 27 年秋季の同ダムでは、2-MIB は高濃度化しなかったが、秋季循環後のダム湖水に 2-MIB を添加したところ濃度低減が認められた。2 ヶ年に亘り確認されたダム湖水の 2-MIB 濃度低減能を評価した結果、秋季循環の影響でダム底層部から全層へと拡散された微生物による 2-MIB 分解が関与する可能性が示唆された。また、秋季循環前後のダム湖水を対象として次世代シーケンサーによる微生物群集構造解析を行ったところ、2-MIB 濃度低減能が認められた秋季循環後の検液では、低減能が認められなかった秋季循環前の検液に比べ、Actinobacteria 門 *Ilumatobacter* 属の構成割合が大きかったことから、本属が 2-MIB 分解に寄与する可能性が示唆された。

A.研究目的

平成 26 年 10 月、大分県の芹川ダムにおいて、*Pseudanabaena limnetica* 及び *Pseudanabaena galeata* が急激に増殖し、ダム湖水の 2-MIB が高濃度となる事象が発生した。芹川ダムでの 2-MIB 濃度は、翌 11 月中旬には最高で約 1,000ng/L に到達し、この影響により、本ダムの下流に位置する当市浄水場水系の給水栓において深刻なかび臭障害が発生した¹⁾。一方、同年 11 月中旬以降、芹川ダムでの 2-MIB 濃度は急激に低減し、またその時期はダム湖での秋季循環の開始と重なっていた。この 2-MIB 濃度低減期間に、台風等による出水や堰堤洪水吐ゲートからの放流等に伴う、大規模な貯水量増減はなかったことから、秋季循環が 2-MIB 濃度低減に関与すると推察された。

水道水源となるダムや湖沼、河川等で、かび臭

物質を産生する浮遊型または付着型の藍藻が増殖したことに起因して水道水にかび臭が着臭し、大規模な異臭味障害となる事例が全国各地で発生し、報告されている²⁾。しかしその一方、ダムや湖沼等で高濃度化したかび臭物質が低減化した要因に関する既往知見は少ない。そこで本研究では、芹川ダムでの秋季循環と 2-MIB 濃度低減の関連について検証することを目的として、秋季循環前後の芹川ダム湖水を対象とした評価を行った。

B.研究方法

(1) 秋季循環前後の芹川ダム湖水による 2-MIB 濃度推移評価

試料採取は平成 27 年 11 月 5 日及び同年 11 月 25 日に行い、芹川ダム堰堤付近の水深 0.5m 及び湖底直上 1m(B+1m:約 13m)にて採取した、計 4 種のダ

ム湖水を試料とした。各試料につき「① 無処理水」「② 孔径 5 μ m のポリカーボネートフィルター (TNTPO4700, Merck Millipore 社)にて吸引ろ過後のろ液」「③ ①の高圧蒸気滅菌水」「④ ②の高圧蒸気滅菌水」の各調製をし、各液にて市販 2-MIB 標準液(和光純薬工業社)を希釈し、それぞれ 200ng/L とした(表 1)。以上計 16 種の検液を約 2 週間 20 $^{\circ}$ C 恒温保存し、継時的に 2-MIB 濃度を測定した。

表 1 秋季循環前後別評価検液調製一覧

検液 番号	試料		2-MIB 調製濃度
	採水日	水深 調製方法	
1		無処理	200ng/L
2		ろ過	200ng/L
3	H27.11.5	0.5m 無処理+滅菌	200ng/L
4		ろ過+滅菌	200ng/L
5	秋季循環 開始前	無処理	200ng/L
6		ろ過	200ng/L
7	B+1m	無処理+滅菌	200ng/L
8		ろ過+滅菌	200ng/L
9		無処理	200ng/L
10		ろ過	200ng/L
11	H27.11.25	0.5m 無処理+滅菌	200ng/L
12		ろ過+滅菌	200ng/L
13	秋季循環 開始後	無処理	200ng/L
14		ろ過	200ng/L
15	B+1m	無処理+滅菌	200ng/L
16		ろ過+滅菌	200ng/L

(2) 市販 2-MIB 及び生物産生型 2-MIB の濃度推移評価

生物産生型 2-MIB は、当市で CT 培地にて培養中の *Pseudanabaena galeata* (2016, Serikawa Dam Reservoir, Accession No. LC085885) 培養株試験管を 15 分超音波処理したのち、予め 50% エタノールにて通液洗浄しておいた孔径 0.20 μ m のシリンジフィルター(DISMIC 25CS020AN, ADVANTEC 社)にて培養液を 5mL ろ過することにより調製した。平成 27 年 11 月 25 日に採取した水深 0.5m の試料にて、市販 2-MIB 及び生物産生型 2-MIB を希釈し、それぞれ 200ng/L とした。また超純水にて生物産生型 2-MIB を希釈し 200ng/L とした後に 2 つに分

け、一方には生物の不活化を目的として次亜塩素酸ナトリウムを添加し残留塩素濃度 1mg/L に調製し、これらの 2 種を対照系とした(表 2)。以上計 4 種の検液を 20 日間 20 $^{\circ}$ C 恒温保存し、継時的に 2-MIB 濃度を測定した。

表 2 2-MIB 種類別評価検液調製一覧

検液 番号	試料	2-MIB		NaClO
		種別	調製濃度	調製濃度
1	H27.11.25	市販	200ng/L	—
2	水深0.5m	生物産生型	200ng/L	—
3	超純水	生物産生型	200ng/L	—
4	(対照)	生物産生型	200ng/L	1mg/L

(3) 微生物群集構造解析による 2-MIB 分解生物の評価

微生物群集構造解析は、次世代シーケンサーによる 16S rRNA 遺伝子アンプリコン解析により行った。試料は、平成 26 年及び平成 27 年の 2 カ年に亘り、芹川ダム堰堤付近水深 0.5m より採取したダム湖水と(表 3)、B. (1)で示した 2-MIB 濃度推移評価に用いた、評価後の検液の一部とした(表 4)。

表 3 ダム湖水供試検液調製一覧

検液 番号	試料			
	採水日	秋季循環	水深	調製方法
1	H26.11.4	開始前	0.5m	無調整
2	H26.11.23	開始後	0.5m	無調整
3	H27.11.5	開始前	0.5m	無調整
4	H27.11.25	開始後	0.5m	無調整

表 4 2-MIB 濃度推移評価後の供試検液一覧

検液 番号	試料			
	採水日	秋季循環	水深	調製方法
1	H27.11.5	開始前	0.5m	ろ過
2			B+1m	ろ過
3	H27.11.25	開始後	0.5m	ろ過
4			B+1m	ろ過

DNA 抽出は、ISOIL for Beads Beating(ニッポンジーン社)を用いて行い、Nishijima ら³⁾及び Takahashi ら⁴⁾の方法に基づき 16S rRNA 領域にお

いて PCR を行い、約 430 塩基対の DNA 断片を得た。PCR 増幅でのプライマーは、341F⁵⁾(Forward primer)及び 806R⁶⁾(Reverse primer)を採用した。PCR 反応では、98°Cで 2 分間の初期変性に続いて、98°Cで 10 秒間の変性、65°Cで 15 秒間のアニーリング、68°Cで 30 秒間の伸長を 1 サイクルとし、1 サイクル毎にアニーリング温度を 1°C下げるタッチダウンを 10 サイクル行い、次に変性及び伸長の条件は同一のままアニーリング温度を 55°C一定として 25 サイクルを行った。Polymerase は MightyAmp DNA Polymerase Ver.2(タカラバイオ社)、buffer 及び dNTP Mixture は MightyAmp DNA Polymerase Ver.2 に付属のものを使用した。PCR 産物を MultiScreen PCRu96 filter plate(Merck Millipore 社)を用いて精製し、MiSeq(Illumina 社)により次世代シーケンス解析を行い、Ribosomal Database Project(RDP)によるデータベース検索により解析を行った。

C.研究結果および D.考察

(1) 秋季循環前後の芹川ダム湖水による 2-MIB 濃度推移評価

平成 27 年 11 月 5 日の芹川ダムは、水深 0.5m と B+1m とで水温差が 1.0°Cであり、秋季循環前と推察された。またいずれの試料も採取時の 2-MIB 濃度は 2ng/L 以下であった。両試料に 4 種の調製をした後、各調製液にて 2-MIB を希釈した、計 8 種の検液での 2-MIB 濃度推移評価の結果、いずれも有意の低減は認められなかった(図 1)。このことから、秋季循環前のダム湖水では、2-MIB 低減機構は発現していないと推察された。

平成 27 年 11 月 25 日の芹川ダムは、水深 0.5m と B+1m の水温差が 0.4°Cであり、秋季循環後と推察された。またいずれの試料も採取時の 2-MIB 濃度は 1ng/L 以下であった。両試料に 4 種の調製をした後、各調製液にて 2-MIB を希釈した、計 8 種の検液での 2-MIB 濃度推移評価の結果、水深及びろ過の有無にかかわらず、未滅菌の検液において、12 日間で 50%程度の 2-MIB 濃度低減が認められ

た(図 2)。このことから、秋季循環後のダム湖水では 2-MIB 濃度低減機構が湖内全層的に発現し、この機構には、高圧蒸気滅菌で失活する 5 μ m 以下の因子が関与することが明らかとなった。

先行研究では、かび臭物質を分解する微生物についての報告⁷⁾もあることから、この 2-MIB 濃度低減には微生物による生物分解が関与し、芹川ダムの秋季循環によって微生物が底層部から巻き上げられ、湖内に拡散することにより、全層的に 2-MIB 分解能を有するようになると推察された。

(2) 市販 2-MIB 及び生物産生型 2-MIB の濃度推移評価

本研究における C.(1)により 2-MIB 濃度低減能が認められた平成 27 年 11 月 25 日のダム湖水にて、市販 2-MIB 及び生物産生型 2-MIB を希釈した、2 種の検液での 2-MIB 濃度推移評価を行った。その結果、生物産生型 2-MIB を用いた調製検液は市販 2-MIB を用いた調製検液よりも大きい濃度低減速度が認められた。一方、対照系の 2 種の検液での 2-MIB 濃度推移評価の結果でも、当初調製濃度から約 25%の低減が認められた。次亜塩素酸ナトリウムの有無による 2-MIB 濃度低減速度の差は認められないことから、この低減に対する、生物による 2-MIB 分解の関与は低いと推察された。我々は先行研究の中で、超純水に市販 2-MIB を添加した場合は有意の濃度低減がなかったことを認めている⁸⁾。これらのことから、対照系では、生物産生型 2-MIB の自己分解等による濃度低減が生じたものと推察された。この対照系の 2-MIB 濃度低減結果を考慮しても、本実験系での生物産生型 2-MIB の濃度低減速度は市販 2-MIB よりも大きく、両者の 2-MIB 構造の違いが、生物分解の進行に影響していると推察された。

(3) 微生物群集構造解析による 2-MIB 分解生物の評価

先行研究⁸⁾及び本研究における C.(1)において、平成 26 年及び平成 27 年の秋季循環後の芹川ダム湖水には 2-MIB 濃度低減能が認められたことから、

2-MIB 分解に寄与する微生物群は、秋季循環後に増加すると推察された。したがって、秋季循環前後のダム湖水中の微生物群集構造解析を行い、秋季循環後に構成割合が増加した微生物群に着目することとした。

まず、平成 26 年及び平成 27 年の秋季循環前後の芹川ダム湖水における微生物群を比較することにより、2-MIB 分解に寄与する微生物を検証した。門レベルの解析の結果、秋季循環後の増加は、平成 26 年は 1 つの門で認められ、平成 27 年は 3 つの門で認められた。2 ヶ年に亘り共通して増加した微生物門は、唯一 Actinobacteria 門のみであった(図 4)。秋季循環後のダム湖水中におけるこの門の微生物が、2-MIB 分解に寄与する可能性を想定し、属のレベルまで解析を行った。解析の結果、平成 26 年及び平成 27 年の秋季循環後では、2 ヶ年共、*Ilumatobacter* 属が多くを占めていた(図 5)。

次に、2-MIB 濃度推移評価後の検液のうち、秋季循環前の試料をろ過して調製した検液 2 種と、秋季循環後の試料をろ過して調製した検液 2 種における微生物群を比較することにより、2-MIB 分解に寄与する微生物群を検証した。門レベルの解析の結果、全ての検液において、Proteobacteria 門が多くを占めていた。この門について綱のレベルの解析をしたところ、2-MIB 濃度低減が認められた秋季循環後の 2 種の検液で、共通して特徴的に増加した微生物群は本綱中には見出されず、本評価での 2-MIB 分解には関与していないものと推察された。一方、門レベル解析におけるその他の特徴的な推移としては、Actinobacteria 門の構成割合の増加が認められた(図 6)。濃度低減が認められた検液中におけるこの門の微生物が、2-MIB 分解に寄与する可能性を想定し、属のレベルまで解析を行った。解析の結果、2-MIB 濃度低減検液 2 種では、いずれも *Ilumatobacter* 属が多くを占めていた(図 7)。

以上の微生物群集構造解析により、2-MIB 濃度低減能が認められた各種検液では Actinobacteria 門

Ilumatobacter 属の構成割合が大きいという共通の結果が得られたことから、本属が 2-MIB 分解に寄与する可能性が示唆された。

E. 結論

2-MIB 濃度推移評価により、秋季循環形成後の芹川ダムでは、微生物による 2-MIB 分解が発現し、濃度低減に寄与することが示唆された。またこの生物分解は、化学合成された市販 2-MIB よりも、自然界に存在する生物産生型 2-MIB に対して、速度が大きいことが示唆された。2-MIB 濃度低減能が認められた検液と認められなかった検液とを対象とした、次世代シーケンサーによる微生物群集構造解析に基づく比較により、2-MIB 濃度低減能が認められた各種検液では Actinobacteria 門 *Ilumatobacter* 属の構成割合が共通して大きいという結果が得られたことから、本属が 2-MIB 分解に寄与する可能性が示唆された。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1. 論文発表

該当なし

2. 学会発表

- (1) 高橋威一郎, 高瀬勝教, 廣川諒, 河野博幸, 馬見塚守, 岐津英明. 秋季循環形成後の芹川ダムにおける 2-メチルイソボルネオール の低減についての評価. 平成 28 年度全国会議(水道研究発表会); 2016 年 11 月, 京都市, 同講演集 pp. 788-789.

H. 知的財産権の出願・登録状況

1. 特許取得

該当なし

2. 実用新案登録

該当なし

3. その他

該当なし

I. 参考文献

- 1) 竹下佳代子, 高橋威一郎, 高瀬勝教, 日名子栄人, 馬見塚守, 岐津英明. (2015). 平成 26 年度に大分川水系において発生した臭気障害の対応. 第 66 回全国水道研究発表会講演集, 日本水道協会, 148-149, 東京.
- 2) 厚生労働省, 水質汚染事故等の発生状況: URL. <http://www.mhlw.go.jp/stf/seisakunitsuite/bunya/topics/bukyoku/kenkou/suido/kikikanri/03.html> (2017)
- 3) Nishijima, M., Lindsay, D. J., Hata, J., Nakamura, A., Kasai, H., Ise, Y., Fisher, C. R., Fujiwara, Y., Kawato, M. and Maruyama, T. (2010). Association of thioautotrophic bacteria with deep-sea sponges. *Marine biotechnology*, 12(3), 253–260.
- 4) Takahashi, S., Tomita, J., Nishioka, K., Hisada, T., and Nishijima, M. (2014). Development of a

prokaryotic universal primer for simultaneous analysis of bacteria and archaea using next-generation sequencing. *PloS one*, 9(8), e105592.

5) Muyzer, G., De Waal, E. C., and Uitterlinden, A. G. (1993). Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA. *Applied and environmental microbiology*, 59(3), 695-700.

6) Caporaso, J. G., Lauber, C. L., Walters, W. A., Berg-Lyons, D., Lozupone, C. A., Turnbaugh, P. J., Fierer, N. and Knight, R. (2011). Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(Supplement 1), 4516-4522.

7) Ho, L., Hoefel, D., Bock, F., Saint, C. P., and Newcombe, G. (2007). Biodegradation rates of 2-methylisoborneol (MIB) and geosmin through sand filters and in bioreactors. *Chemosphere*, 66(11), 2210-2218.

8) 高橋威一郎, 高瀬勝教, 竹下佳代子, 河野博幸, 馬見塚守, 岐津英明. (2016). 芹川ダムにおけるかび臭物質産生藍藻及び 2-メチルイソボルネオールの推移についての評価. *水環境学会誌*, 39(2), 51-62.

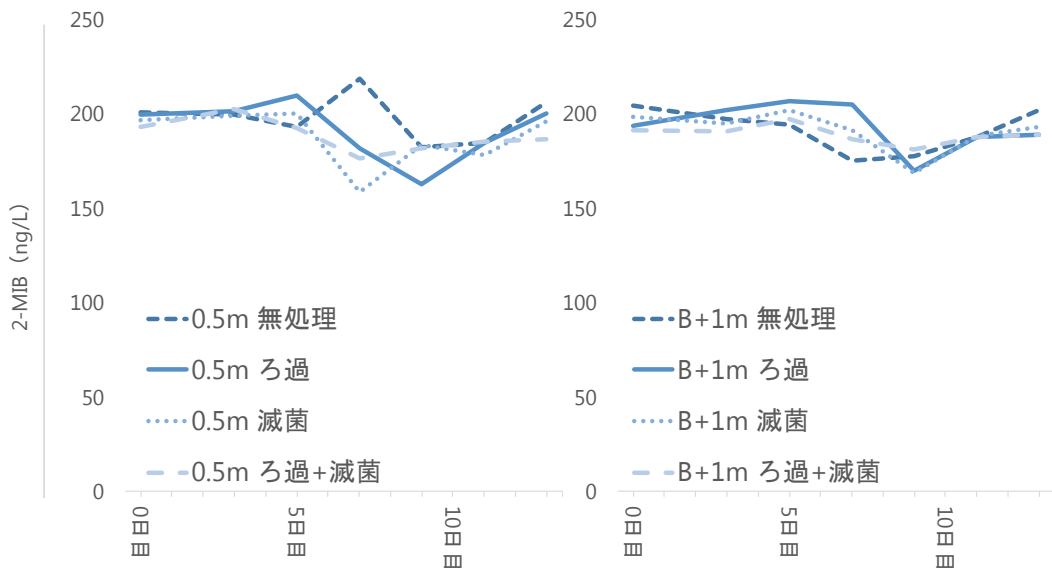


図1 秋季循環前検液での2-MIB濃度の推移

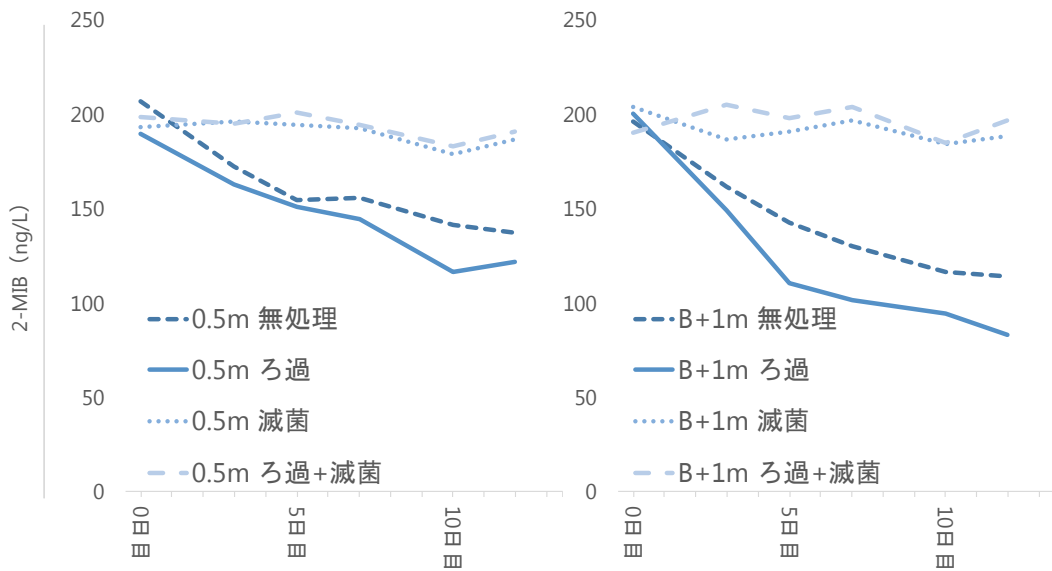


図2 秋季循環後検液での2-MIB濃度の推移

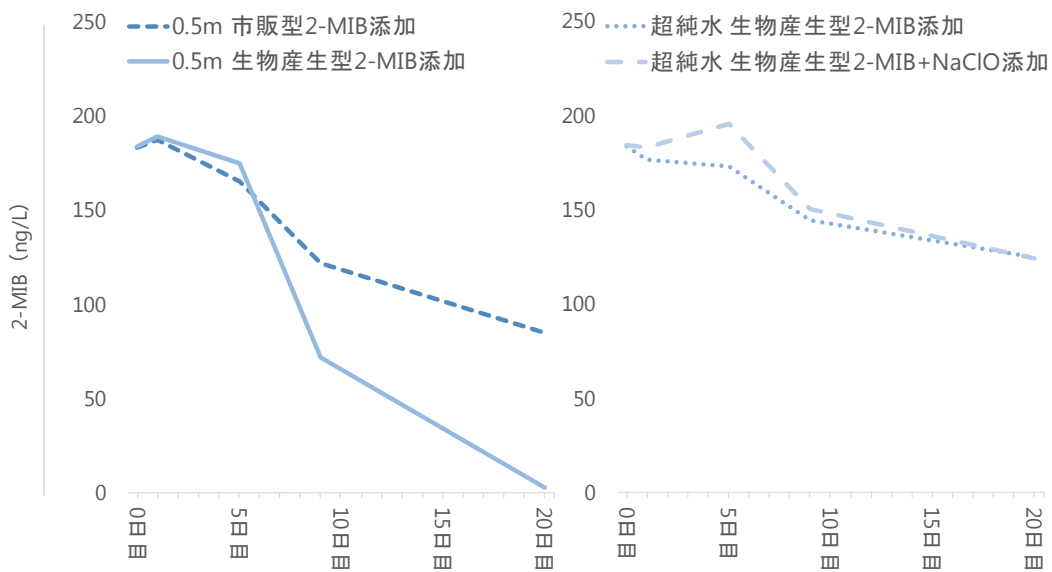


図3 循環後検液での2-MIB濃度の推移

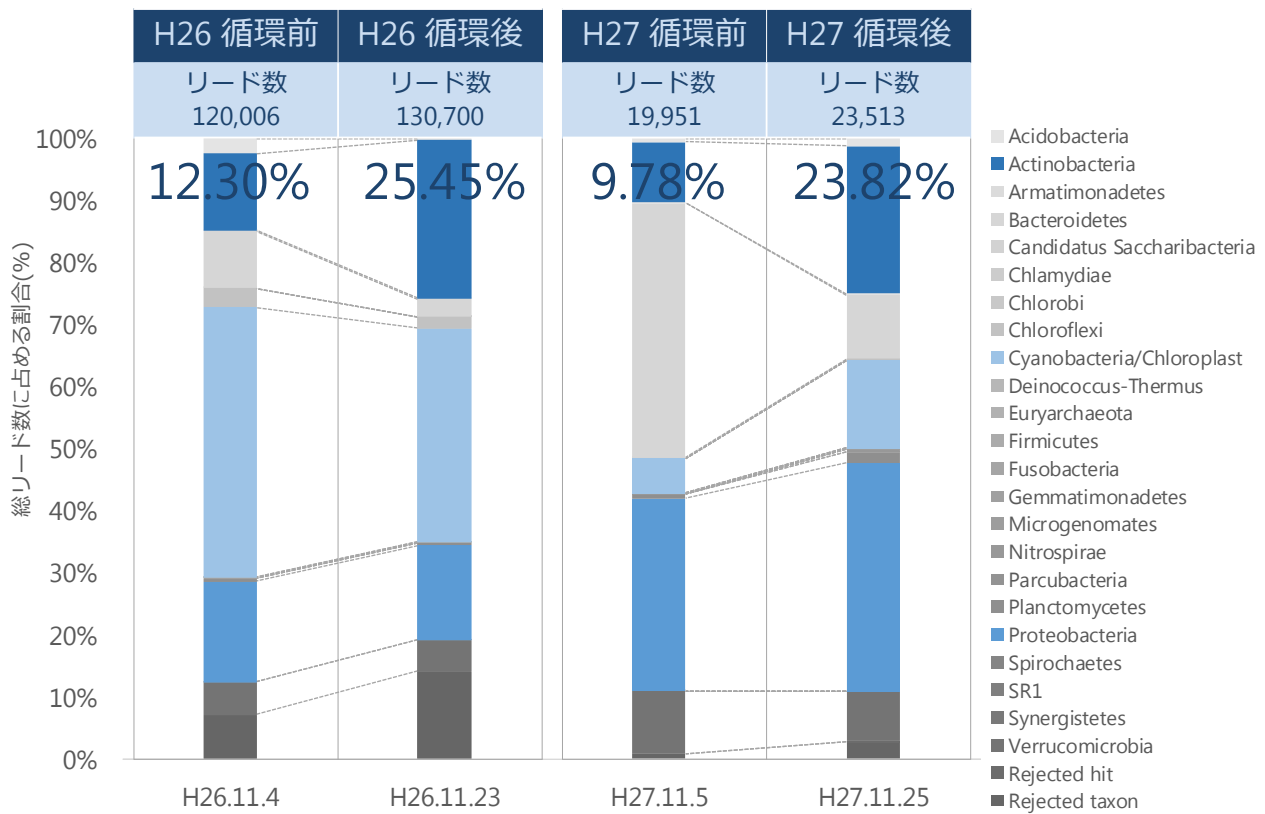


図4 秋季循環前後のダム湖水を対象とした微生物群集構造解析結果比較

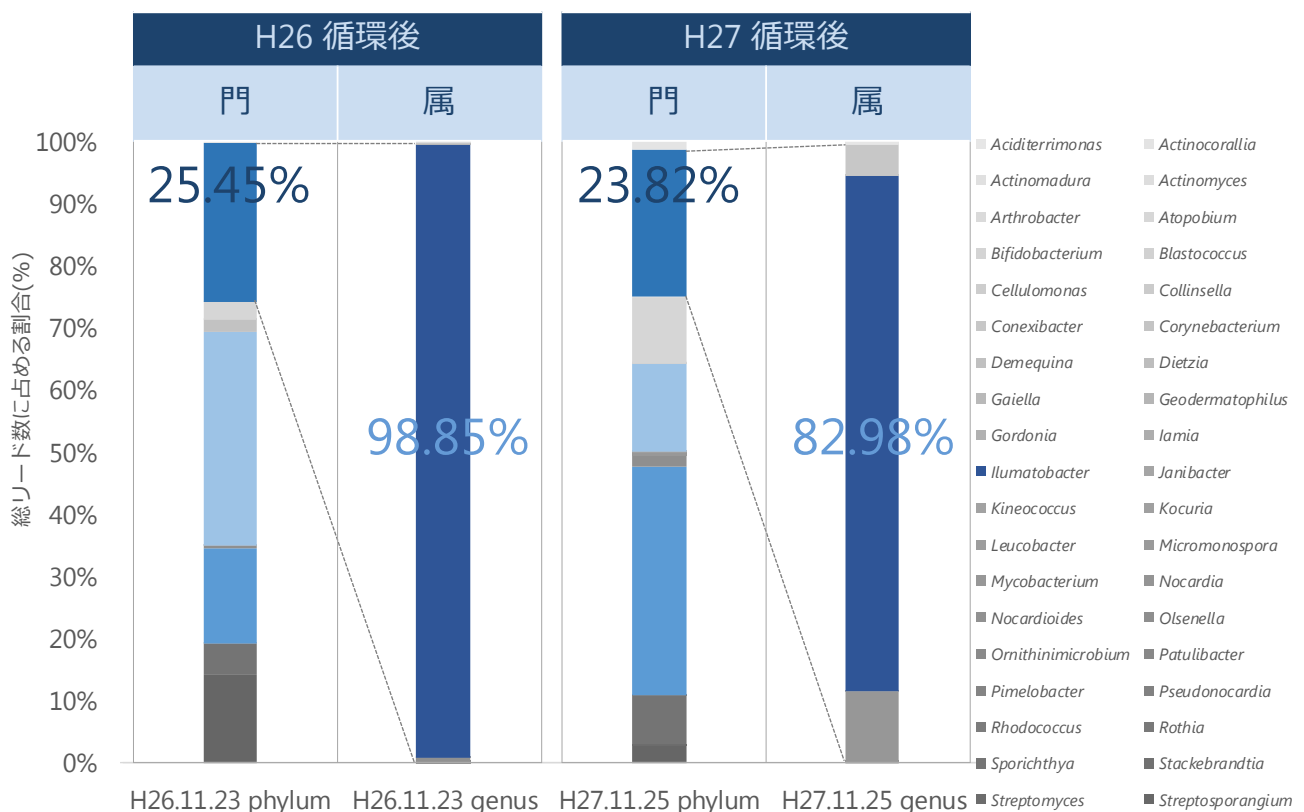


図5 秋季循環後のダム湖水中における Actinobacteria 門の属レベル解析

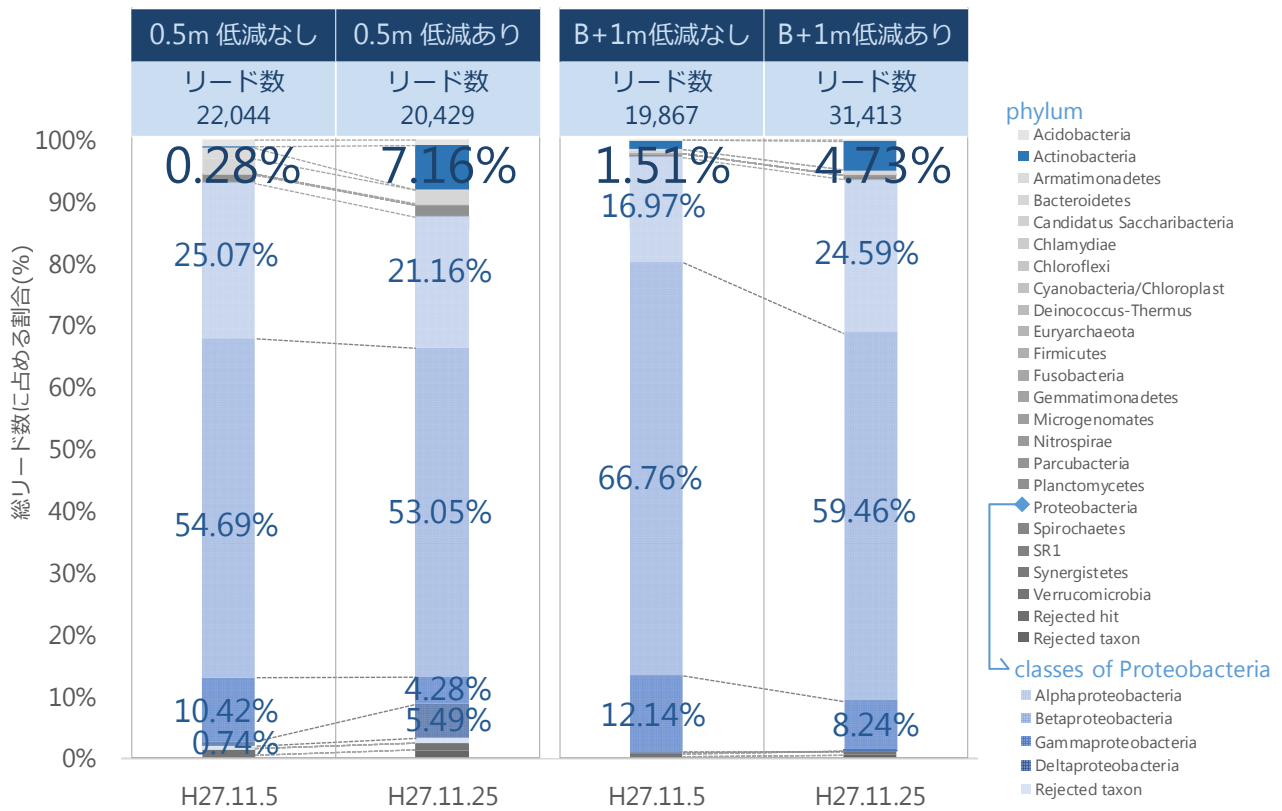


図6 2-MIB 濃度推移評価後の検液を対象とした微生物群集構造解析結果比較

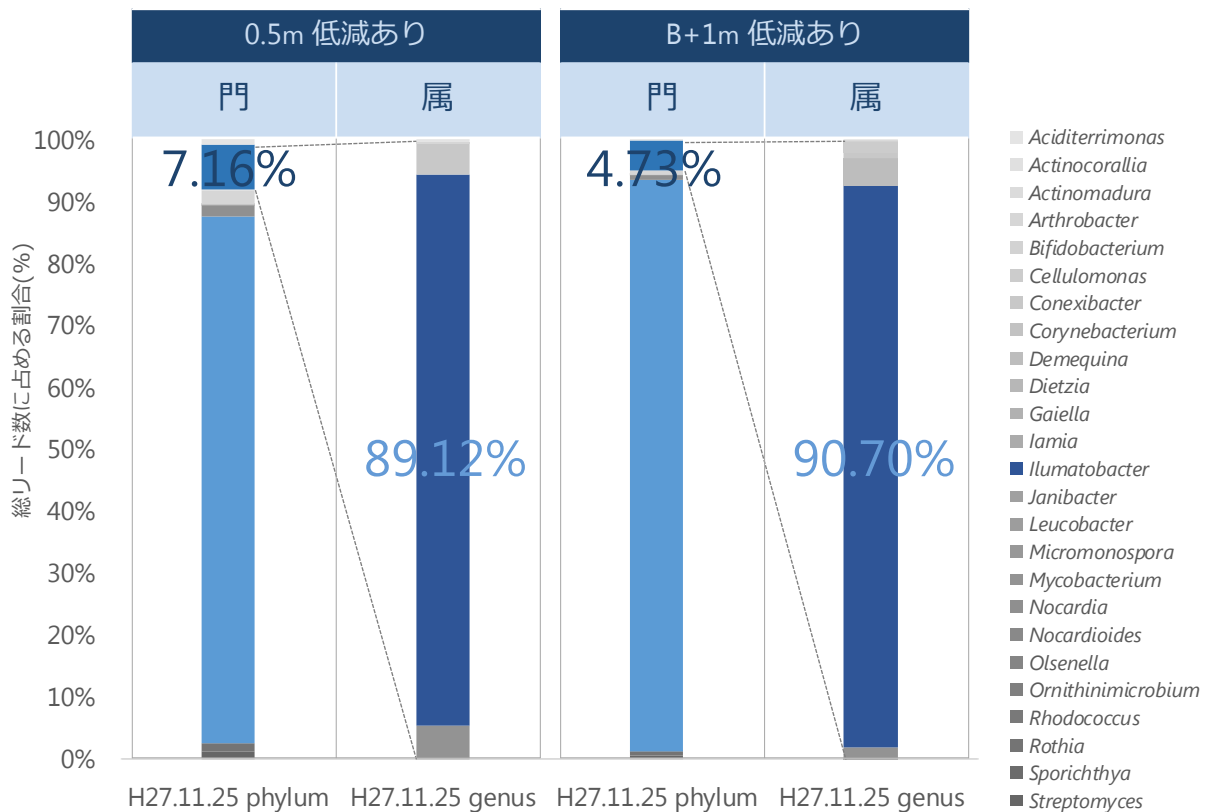


図7 2-MIB 濃度推移評価で濃度低減が認められた検液中における Actinobacteria 門の属レベル解析

次世代シーケンサーによる
ろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動

研究代表者 秋葉 道宏
研究分担者 藤本 尚志
研究協力者 藤瀬 大輝

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）
「大規模災害および気候変動に伴う利水障害に対応した環境調和型
水道システムの構築に関する研究」
分担研究報告書

研究課題：次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動

研究代表者 秋葉 道宏 国立保健医療科学院 統括研究官
研究分担者 藤本 尚志 東京農業大学応用生物科学部醸造科学科 教授
研究協力者 藤瀬 大輝 川崎市上下水道局水管理センター水道水質課 担当係長

研究要旨

これまで、浄水処理施設の生物障害であるろ過漏出障害原因微生物について水源から浄水処理工程水にかけての挙動について調査し多くの知見が得られた。しかし、浄水場から送水された給配水系統での挙動についての知見は、海外での事例についての文献はいくつか見られるが、国内での事例報告は乏しい。そこで、次世代シーケンサーを用いたろ過漏出障害原因微生物の同定技術を給水栓水に適用し、ろ過漏出原因微生物の給配水系での挙動を1年間にわたり調査し、以下の知見が得られた。

門レベルの解析で浄水場ろ過水と給水栓水の細菌相構成比は似ていたが、綱レベルの解析から、給水栓水でアルファプロテオバクテリア綱の存在比率が高くなる傾向が見られた。

さらに詳細な解析から、ろ過水より給水栓水で高い比率を示す細菌の存在を確認した。この結果は、給配水系統で再増殖やバイオフィルムを形成する細菌の可能性を示唆している。

A. 研究目的

浄水施設における生物障害を類別すると、凝集沈殿障害、ろ過閉塞障害、漏出障害、異臭味障害、その他の生物障害が挙げられる。その中で、凝集沈殿障害および漏出障害の原因の一つにピコプランクトンが関与していると考えられていた。

先の研究で、浄水場処理工程水の次世代シーケンサーの解析結果から総リード数に占めるピコプランクトンの割合は10%程度で、80-100%を従属栄養細菌が占めており、従属栄養細菌の濁度へ影響が大きいことが示唆された。また、これまで一般細菌や従属栄養細菌と一括りに評価してきた細菌類について、その細菌相は、水道システムの中で時期や浄水処理工程で大きく変遷していることがわかった。¹⁾

しかしながら、浄水場から送水された給配水系統でのこれらの挙動についての知見はほとんどなく、海外での事例についての文献はいくつか見られるが、国内での事例報告は乏しい。

本研究は、次世代シーケンサーを用いたろ過漏出原因微生物の同定技術を給水栓水に適用し、ろ過漏出原因微生物の給配水系での挙動を1年間にわたり実態調査を行い、給配水系統の細菌相の評価し、国内での事例報告とすることを目的とした。

B. 研究方法

1) 採水地点および試料の採取

採水地点は同一配水系統の定点で、従属栄養細菌が検出されている、浄水場から遠く、比較的夏場の残留塩素が低い、水質自動測定装置が設置されている、という条件に合った川崎市上下水道局京町ポンプ所水質自動測定装置脇給水栓を選定した。

試料の採取は、給水栓を開放し5分間放流後、100 L採水した。採取期間は2015年7月から毎月採水した。

比較試料として、給水栓水採水と同日の浄水場工程水（原水、沈殿処理水、ろ過水）を

採水した。

2) 次世代シーケンサーによる群集構造解析

試料は、孔径 0.2 μm のポリカーボネート製メンブレンフィルターによりろ過、集菌し、CTAB 法を用いてゲノム DNA の抽出を行った。抽出試料は、真正細菌の 16S rRNA 遺伝子を増幅させるプライマー 515F, 806R を用いて Tailed PCR を行い、増幅産物を精製後、Illumina 社の MiSeq によるアンプリコンシーケンシングを行い、QIIME を用いた解析を行った。

C. 研究結果および D. 考察

1) 市内給水栓の従属栄養細菌

図 1 に、採水地点と同一配水系統で 2015～2016 年の従属栄養細菌の結果を示す。9 月と 7 月にそれぞれ 6、20 CFU/mL の従属栄養細菌が検出されたが、それ以外の月は 5 CFU/mL 以下で、水質管理目標設定項目の目標値(2000 CFU/mL) と比較すると非常に低い値であった。

2) 次世代シーケンサーによる細菌相の解析

図 2 に、遺伝子の増幅に成功した試料のうち 7 月、8 月の浄水場工程水と給水栓水の、門レベルの細菌相の比較を示した。給水栓水の細菌相は、ろ過水の比率と似ていた。DNA は細胞が死滅しても比較的長く残存するため、塩素処理後の死細菌が多く検出されているものと考えられる。

しかしながら、プロテオバクテリア門の綱レベルの細菌相を比較すると(図 3)、7 月、8 月ともに、ガンマプロテオバクテリア綱の比率が減少し、アルファプロテオバクテリア綱の比率が増えていた。スイスの給水栓水の次世代シーケンサー解析では、浄水場から送水後 50 時間後にベータプロテオバクテリア綱の割合が増加した²⁾と報告されているが、今回の結果と異なっており、今後の検討課題である。

また、さらに詳細な解析からプロテオバクテリア門で特徴的な挙動を示す細菌を確認した(表 1)。これらの細菌は、明らかにろ過水より給水栓水での比率が高く、給配水管での再増殖やバイオフィルムを形成する細

菌の可能性を示唆している。

E. 結論

本研究より、ろ過漏出障害原因微生物の給配水系における挙動について知見が得られると共に、微生物の再増殖の可能性を示唆する結果も得られた。今後、更なる検討を進め、給配水系統の水質管理の微生物指標の一つとして活用していきたいと考えている。

F. 健康危険情報

該当なし

G. 研究発表

1) 論文発表

該当なし

2) 学会発表

(1) 藤瀬大輝, 渡邊英梨香, 藤本尚志, 秋葉道宏. 次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動. 平成 28 年度全国会議(水道研究発表会). 2016 年 11 月; 京都.

H. 知的財産権の出願・登録状況(予定も含む。)

1) 特許取得

該当なし

2) 実用新案登録

該当なし

3) その他

該当なし

I. 参考文献

1) 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 岸田直裕, 秋葉道宏. クローニング法および次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因生物の評価. 平成 28 年度全国会議(水道研究発表会) 講演集 p. 618 (2014)

2) Karin Lautenschlager et.al. A microbiology-based multi-parametric approach towards assessing biological stability in drinking water distribution networks. Water Research, 47, pp. 3015-3025 (2013)

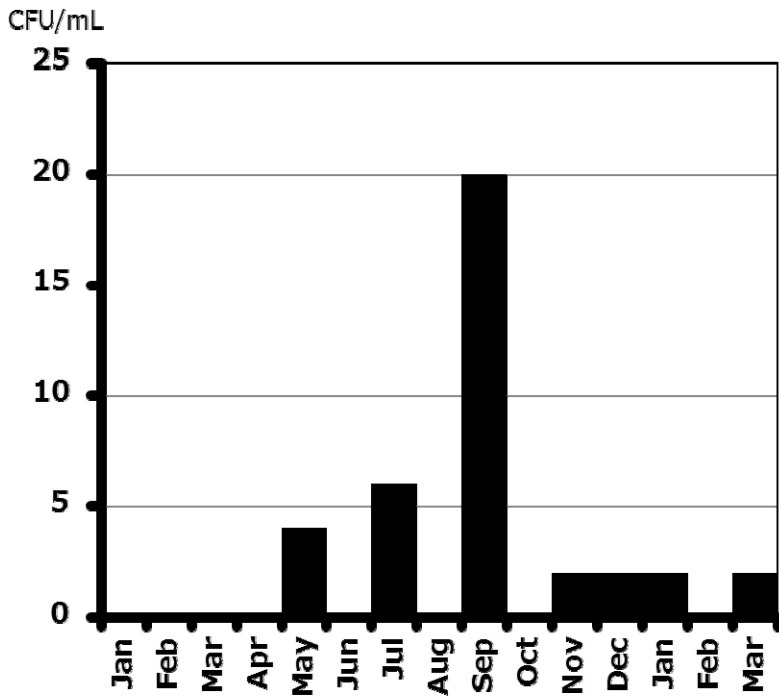


図1 2015～2016年の従属栄養細菌の推移

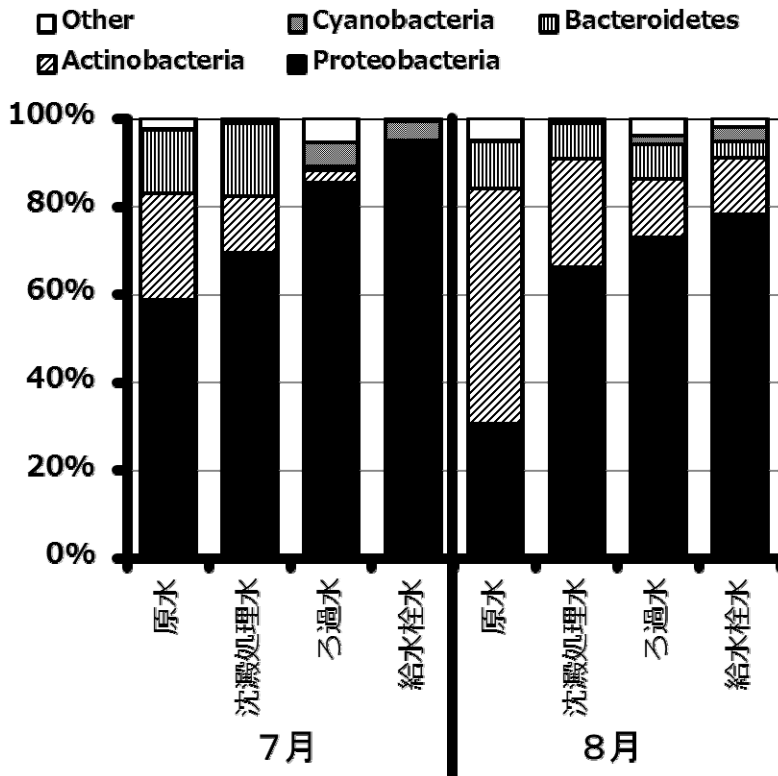


図2 2015年7月、8月の門レベル細菌相の比較
数値は総リード数に占める割合 (%)

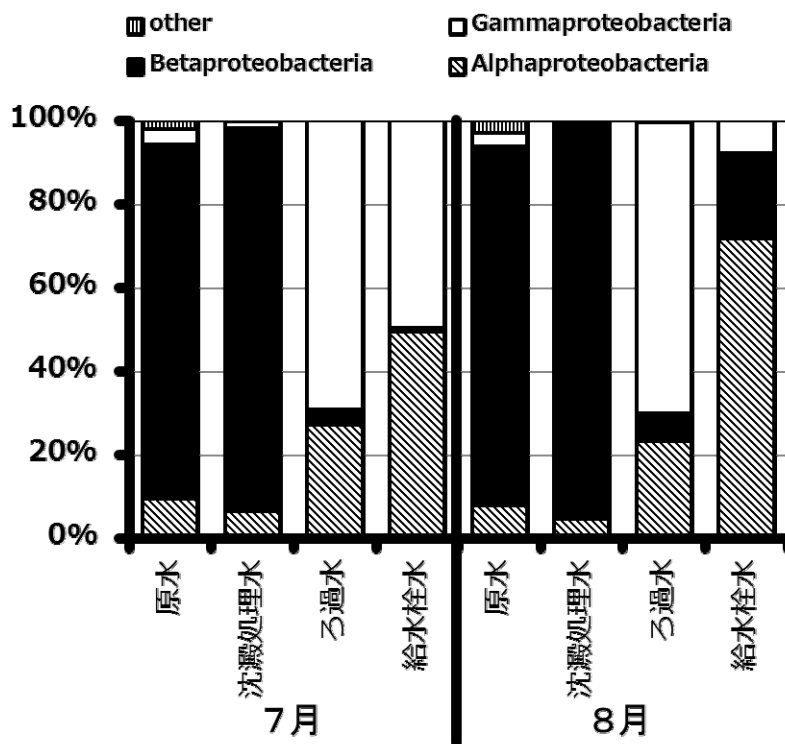


図3 2015年7月、8月のプロテオバクテリア門の網レベル細菌相の比較
数値は総リード数に占める割合 (%)

表1 プロテオバクテリア門で特徴的な挙動を示す細菌

Proteobacteria				7月		8月	
				ろ過水	給水栓水	ろ過水	給水栓水
Class	Order	Family	Genus				
Alphaproteobacteria	Rhizobiales			0.8%	44.2%	2.6%	66.6%
Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Moraxellaceae	Enhydrobacter	14.4%	46.0%	29.0%	1.9%
Betaproteobacteria	Burkholderiales	Comamonadaceae	Limnohabitans	1.3%	0.6%	2.5%	13.4%
Alphaproteobacteria	Rhizobiales	Methylobacteriaceae		0.1%	2.1%	0.0%	0.9%
Gammaproteobacteria	Pseudomonadales	Pseudomonadaceae	Pseudomonas	0.1%	0.0%	0.3%	2.3%

III 研究成果の刊行に関する一覧表

雑誌

発表者氏名	論文タイトル名	発表誌名	巻号	ページ	出版年
秋葉道宏, 下ヶ橋雅樹, 靱山将	水供給システムにおける気候変動の影響ー生物障害の発生に及ぼす水温上昇の影響についてー	用水と廃水	59(1)	45-50	2017
渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏	培養法および16S rRNA遺伝子アンプリコンシーケンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価	用水と廃水	59(3)	197-203	2017
野村宗弘, 安齋英悟, 秋葉道宏, 西村修	ピコ植物プランクトンのろ過処理に及ぼす凝集の効果	日本水処理生物学会誌	52(3)	65-71	2016
北村壽朗	模川水系における障害生物-障害生物の遷移と本川における藻類の繁殖事例-	用水と廃水	58(7)	509-516	2016

学会発表

著者氏名	発表タイトル名	学会名／冊子名	ページ	開催年月	開催地
靱山将, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏	気候変動影響評価のための河川流出モデルの予測性比較	平成28年度全国会議(水道研究発表会)／同講演集	218-219	2016年11月	京都市
靱山将, 永見健輔, 桑原直樹, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏	水道水源流域の水文モデルの作成と気候変動の影響評価	第51回日本水環境学会年会／同講演集	414	2017年3月	熊本市
新福優太, 高梨啓和, 中島常憲, 大木章, 下ヶ橋雅樹, 秋葉道宏	高分解能MSと多変量解析による水道原水生物ぐさ臭原因物質の探索	第51回日本水環境学会年会／同講演集	627	2017年3月	熊本市
渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 秋葉道宏	培養法と16S rRNA遺伝子アンプリコンシーケンシングによる浄水場ろ過水の細菌相の評価	平成28年度全国会議(水道研究発表会)／同講演集	758-759	2016年11月	京都市

渡邊英梨香, 藤本尚志, 大西章博, 鈴木昌治, 藤瀬大輝, 松倉智子, 秋葉道宏	浄水場処理工程水における微生物相の長期的評価	第51回日本水環境学会年会／同講演集	204	2017年3月	熊本市
多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 西村修, 秋葉道宏	ピコ植物プランクトンの凝集処理プロセスの最適化	日本水処理生物学会誌別巻(36) (日本水処理生物学会第53回(千葉大会))	16	2016年11月	千葉市
多田早奈恵, 田中伸幸, 千葉信男, 秋葉道宏, 西村修	ピコ植物プランクトンによる凝集阻害メカニズムと凝集処理プロセスの改善	第51回日本水環境学会年会／同講演集	431	2017年3月	熊本市
穂山紗耶, 月野慎也, 木村奈々, 中島敦, 岸田直裕, 内海真生, 秋葉道宏, 清水和哉	カビ臭物質産生における引き金因子の解明	第51回日本水環境学会年会／同講演集	603	2017年3月	熊本市
下ヶ橋雅樹, 島昌伸, 嶽仁志, 小坂浩司, 島崎大, 秋葉道宏	平成28年熊本地震の応援給水活動に関するアンケート調査	第51回日本水環境学会年会／同講演集	111	2017年3月	熊本市
小野島広大, 今本博臣	御嶽山噴火に伴う対応及び水質に関する影響	平成28年度国土交通省国土技術研究会	(自由課題, 安全安心1)	2016年11月	東京都千代田区
高橋威一郎, 高瀬勝教, 廣川諒, 河野博幸, 馬見塚守, 岐津英明	秋季循環形成後の芹川ダムにおける2-メチルイソボルネオール(LMNA)の低減についての評価	平成28年度全国会議(水道研究発表会)／同講演集	788-789	2016年11月	京都市
藤瀬大輝, 渡邊英梨香, 藤本尚志, 秋葉道宏	次世代シーケンサーによるろ過漏出障害原因微生物の給配水系での挙動	平成28年度全国会議(水道研究発表会)／同講演集	760-761	2016年11月	京都市