

## 13 地域の水利用と水生生態系の保全のための 水質管理技術の開発に関する研究

研究期間：平成 28 年度～33 年度

プログラムリーダー：水環境研究グループ長 森 吉尚

研究担当グループ：水環境研究グループ（水質）、材料資源研究グループ、寒地水圏研究グループ（水環境保全）、水工研究グループ（水理）

### 1. 研究の必要性

様々な水質改善対策が実施されてきた現在も、社会活動に重大な影響を及ぼす新たな感染症の発生や、日用品由来の化学物質の生態影響、汽水湖等の貧酸素化、貯水池におけるアオコ・カビ臭による利水障害等の水に由来する問題が生じている。そのため、新たな規制の動向にも対応しつつ河川・湖沼等の水質管理を行うとともに、下水処理による新規規制項目への対策やモニタリング・評価技術の確立が必要である。したがって、本研究開発プログラムでは、水環境中の化学物質や病原微生物等の影響の評価手法の構築やその軽減のための処理技術を開発する。また、停滞性水域等における水利用や生態系を保全するためのモニタリング技術、予測手法を構築する。さらに、上記の開発技術やモニタリング・評価手法を活用しつつ流域全体の利水や水生生態系に対する影響を軽減し、環境の質を向上するための管理方策の提案を目指す。

### 2. 目標とする研究開発成果

本研究開発プログラムでは、水環境の質を向上し、地域の水利用や生活環境、水生生態系を保全していくことを目指し、個々の湖沼・ダム管理や下水道管理の技術的支援、国が実施する関連行政施策の立案や技術基準の策定に反映を目標に、以下の達成目標を設定した。

- (1) 流域の水環境を的確・迅速に把握するための影響評価、モニタリング手法の開発
- (2) 水質リスク軽減のための処理技術の開発
- (3) 停滞性水域の底層環境・流入負荷変動に着目した水質管理技術の開発

### 3. 研究の成果・取組

「2. 目標とする研究開発成果」に示した達成目標に関して、平成 28 年度に実施した研究の成果・取組について要約すると以下のとおりである。

#### (1) 流域の水環境を的確・迅速に把握するための影響評価、モニタリング手法の開発

近年、医薬品類や化粧品などの微量化学物質が、使用後に、下水道を通して河川水中に流出することへの影響が懸念されている。そのため、河川水環境において微量化学物質の効率的な削減対策やリスクの管理を検討する必要がある。本研究では、都市部の河川流域を対象に、モニタリングや文献調査による河川水中化学物質に対する下水道の寄与率を推定することにより、下水道における対象化学物質の管理可能性を把握する。また、河川水中の挙動を考慮したヒト健康および生態影響評価手法を構築し、下水道での化学物質の排出削減シナリオに沿った影響評価を実施する。本年度は、都市河川に流入する負荷量や下水処理場の放流水が流入する地点での負荷量に対する下水処理場の寄与を把握することを検討した。その結果、寄与率の高い下水処理場を把握することができた。今後、対象の医薬品類による下水処理場の放流水が流入する地点での生態リスクを考慮して、下水処理場での医薬品類の削減対策やリスク管理を検討していく予定である。

また、様々なリスク要因に対応した包括的な観点に基づく評価手法の構築と、放流先水利用や異常時・災害時に対応した水処理・消毒技術の開発を目的として、消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案、公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案に関わる調査・研究、大腸菌の測定法の評価、Phage の実態調査や越流水の対策技術として雨天時活性汚泥法による NV の削減効果を評価した。

また、湖沼・ダム貯水池の水質改善に向け、効率的な藻類のモニタリング手法の構築が急務となっているため、並列型高速塩基配列決定装置（次世代シーケンサー）を用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づく菌叢モニタリングに取り組んだ。また、微量元素が藻類異常増殖への寄与を確認するため、マンガン添加・無添加の 4 種のダム湖水に対し藍藻類 *M. aeruginosa* を用いて藻類生長試験を実施し、マンガン負荷による藻類生長の促進の有無について評価した。菌叢モニタリングでは、ダム湖水の菌叢は、地理的要因より水温等の影響を受け変化することが示唆された。また、夏季に異臭等の水質問題が生じているダムでは、多様性が比較的高い菌叢になっていた。藻類生長試験では、一部のダム湖水を用いた場合、マンガン添加により *M. aeruginosa* の生長が促進されることが明らかになった。

さらに、気候変動による気温、降水量の変化がダム貯水池の水質、濁質に与える影響についての将来的な予測に取り組んだ。計画初年度である今年度は、東北地方にある御所ダムを対象に、水質変動予測モデルを構築し、現在気候および将来気候 6 ケースの全 7 ケースについて、20 年間の水質予測シミュレーションを行った。主な結果として、放射強制力の変化が大きいシナリオほど、底層の貧酸素化が進行する傾向が確認されたが、降雨パターンによっては、貯水池内部の温度成層を破壊するため、底層の貧酸素化が抑制される傾向も確認された。

## (2) 水質リスク軽減のための処理技術の開発

都市河川で検出される微量化学物質の中には、下水道を經由して到達したものが存在すると考えられる。河川水中に存在する微量化学物質を効率的に削減するためには、下水処理水中に存在する微量化学物質の除去技術開発が必要である。本年度は、下水処理水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸 (LAS) やノニルフェノール (NP) の微生物担体処理による削減について検討した。また、異常時・災害時に下水処理場で微量物質負荷を削減するための緊急対策手法について検討を行った。・DO が低い条件下において、LAS 除去率は 42~80%、NP 除去率は 81~88% となり、これらの化学物質が除去できる可能性が示された。また、異常時・災害時に下水処理場が機能停止となった場合を想定し、下水処理水の放流先への影響を考慮し、下流にある上水取水口までの処理場を整理したところ、10km 以内に 164 ヶ所あることがわかった。簡易沈殿処理における微量化学物質の処理特性の実験的データ取得を目的とした実験装置を作製した。今後は、実下水を用いた簡易沈殿処理実験を行う予定である。

## (3) 停滞性水域の底層環境・流入負荷変動に着目した水質管理技術の開発

塩淡水境界をもつ汽水湖において、結氷下の水質観測を実施した。結氷期間中に連続観測、鉛直分布観測、水質分析を行った。結氷中は塩分躍層が破壊され、水温と塩分は連続的な勾配を持つ分布となる。一方で、溶存酸素(DO)は躍層分布を維持し、躍層位置に高濃度の濁度層が観測された。水質分析の結果から栄養塩の分布は DO 躍層位置に依存して大きく変化しており、結氷下においては DO 躍層を通過する化学種の拡散が非常に小さいことが明らかとなった。このことから結氷下の汽水湖では貧酸素塩水層に栄養を蓄え、淡水層にほとんど影響を与えないことが推察される。湖内の栄養塩循環においては解氷期の DO 躍層の攪乱が重要であると示唆された。

塩淡水二層汽水湖の網走湖において、塩水層の貧酸素改善を目的に気液溶解装置(WEP)による酸素供給時の水質変化について実水域で実験的な検討を行った。現地で貧酸素水塊を採取し、循環水槽で WEP による酸素供給を行った結果、純酸素を吸気した場合に溶存酸素を約 40mg/L まで溶解可能であった。現地の貧酸素水塊には毒性物質である硫化水素が 130 mg/L の高濃度で蓄積しており、酸素供給によって水中の硫化水素を固体硫黄へ酸化させる反応が優先して、硫化水素を無害化可能であることが、明らかとなった。また、硫化水素を完全に酸化させた水を底泥と接触させることで、水中のオルトリン酸が減少することを確認した。一方で数日間の酸素供給ではアンモニウム態窒素に影響しないことが分かった。

# THE DEVELOPMENT OF WATER QUALITY MANAGEMENT AND CONTROL TECHNIQUES FOR REGIONAL WATER USE AND AQUATIC ECOSYSTEM CONSERVATION

**Research Period** : FY2016-2021

**Program Leader** : Director of Water Environment Research Group  
Yoshinao MORI

**Research Group** : Water Environment Research Group (Water Quality Team)  
Material and Resource Research Group  
Cold-Region Hydraulic and Aquatic Environment Engineering Research Group  
(Water Environment Engineering Team)  
Hydraulic Engineering Research Group (River and Dam Hydraulic Engineering  
Research Team)

**Abstract** : Although various improvement measures for water quality have been implemented, serious issues are still found in water environments, such as infectious diseases that influence social activities, ecological effect of chemical substances derived from products for daily use, and occurrence of algal bloom and musty odor in reservoirs. Therefore, new strategies for evaluation, monitoring and management are required to respond to these issues. In addition, it is important to apply these techniques to the basins in an integrated manner to improve environmental quality. In this R&D program, in order to respond to these challenges, we will promote researches towards achieving the following 3 goals:

- (1) Development of assessment and monitoring methods to understand the water environments of basins with accuracy and speed.
- (2) Development of adequate water treatment technology for the mitigation of water quality risks.
- (3) Development of water quality management focused on the bottom layer environment and the inflow change in stagnant water areas.

We aim to reflect these developments to the planning of the administrative measures and technical standards by the national government towards the improvement of water environmental quality, conservation of regional water use in basins, living environment and the aquatic ecosystem.

**Keywords:** Water environment, water quality management, water quality control techniques, aquatic ecosystem conservation, mitigation of water quality risk

## 13.1 流域の水環境を的確・迅速に把握するための影響評価、モニタリング手法の開発

### 13.1.1 公共用水域における健康・生態リスクが懸念される化学物質の制御手法に関する研究（影響が懸念される物質のモニタリングと定量的リスク評価手法の構築）

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：南山瑞彦、北村友一、對馬育夫、  
真野浩行、武田文彦、金子陽輔、  
小森行也

#### 【要旨】

下水処理場は、都市河川で検出される医薬品類の発生源の1つであり、河川水環境における医薬品類の効率的な削減対策やリスクの管理を行う上で、河川における医薬品類の量に対する下水処理場の寄与を明らかにすることは重要である。本年度では、多摩川中流域を対象に、河川に流入する負荷量および下水処理場の放流水が流入する地点における負荷量に対する下水処理場の寄与率を、野外調査に基づいて算出した減衰速度係数と調査地点での負荷量に基づいて算出することを試みた。

キーワード：医薬品類、下水処理場、減衰速度係数、都市河川、負荷量

#### 1. はじめに

近年、生活で使用され、下水道を通して河川水中に流出する医薬品類や化粧品などの微量化学物質による河川水環境への影響が懸念されている。我が国の河川において、環境リスク初期評価により、一部の化学物質のリスクが示唆されている<sup>1,2)</sup>。そのため、河川水環境において微量化学物質の効率的な削減対策やリスクの管理を検討する必要がある。このような背景のもと、本研究課題は、水生生物およびヒト健康への影響が懸念される化学物質のモニタリングと定量的リスク評価手法の構築を目的とする。本研究では、都市部の河川流域を対象に、モニタリングや文献調査による河川水中化学物質に対する下水道の寄与率を推定することにより、下水道における対象化学物質の管理可能性を把握する。また、河川水中の挙動を考慮したヒト健康および生態影響評価手法を構築し、下水道での化学物質の排出削減シナリオに沿った影響評価を実施する。

本年度は、都市河川に流入する負荷量や下水処理場の放流水が流入する地点での負荷量に対する下水処理場の寄与を把握することを検討した。多摩川中流域における下水処理場を対象に、水生生物への影響が懸念される医薬品類について、この流域に流入する医薬品類の負荷量および下水処理場が流入する

地点での医薬品類の負荷量に対する下水処理場の寄与率を算出することを試みた。

#### 2. 調査方法

##### 2.1 調査対象の医薬品類

本研究チームではこれまで、医薬品類等生理活性物質を対象として、水環境中における実態把握、生態リスクの検討などを進めてきた。本研究では、過年度の研究成果を基に、多摩川において水生生物に対する生態リスクの懸念が指摘されている医薬品類5物質<sup>1)</sup>を調査対象に選定した（表1）。

##### 2.2 対象地域

本研究では、多摩川中流域を対象とした。多摩川は、山梨県、東京都、神奈川県を流れる多摩川水系の本川である（流域面積：1240 km<sup>2</sup>、流域人口：約

表1 調査対象の医薬品類

物質名	主な効用
Azithromycin	マクロライド系抗生物質
Clarithromycin	マクロライド系抗生物質
Ketoprofen	消炎・鎮痛・解熱剤
Levofloxacin	フルオロキノロン系合成菌剤
Triclosan	殺菌剤

400 万人<sup>3)</sup>。代表的な都市河川であり、高度成長期の急激な流域の都市化の影響を受けて水質が悪化した。下水道整備や河川浄化施設の設置などに伴い改善が進み、近年では中流域（多摩川原橋）の水質は、BOD 2mg/L程度で推移している（2001 年以降の環境基準はB類型、BOD 3mg/L）。一方で、人口増加および下水道普及率の上昇に伴い、中流域においては渇水期に河川流量の 5 割以上を下水処理水が占めることもある。

### 2. 3 寄与率の算出方法

本研究チームでこれまでに算出した医薬品類の減衰速度係数に基づき、多摩川中流域に設定した調査区間に流入する医薬品類の負荷量および下水処理場の放流水が流入する地点での医薬品類の負荷量に対する下水処理場の寄与率を算出することを試みた。

本研究における調査地点を図 1 に示す。本研究チームでは、これまでに多摩川中流域の約 11km の調査区間を設定し、2012 年の 1/31、2/16、8/22、2013 年の 1/30、9/30、12/17、2014 年の 12/16 の合計 7 回、10 地点（St.1～St.6、A処理場～D処理場）における河川水と下水処理放流水中の医薬品類の実態調査を実施するとともに、多摩川本川の 2 地点と支川の 4 地点において、「河川砂防技術基準（案）」に準じた流量観測を行ってきた。ただし、根川のSt.4 では、

2012 年の 1/31、2/16、8/22、2013 年の 1/30 において流量観測を行わなかったため、東京都より入手した調査日と同じ月の流量データを採用した。また、東京都下水道局から調査日の下水処理場の放流量データを入手した。さらに、得られたデータを基に、対象医薬品類が流下過程において、一次反応式に従って減少するという仮定の下で、花本ら<sup>4)</sup>の方法を参考に、以下の式から減衰速度係数 $k$ を算出した。

#### 調査区間の最下流地点での負荷量

$$= \sum \text{調査地点}i\text{の負荷量} \times e^{(-k \times \text{調査地点}i\text{から最下流地点 St.5 までの流下時間})} \quad (1)$$

式(1)中の調査地点  $i$  の負荷量は調査地点ごとに医薬品類の濃度と調査日における一日当たりの流量の積から算出された。また、調査地点  $i$  から最下流地点 St.6 までの流下時間は Google map を用いて計測した流下距離を流量観測時に得られた平均流速で除して求めた。算出結果を図 2 に示す。Ketoprofen は他の医薬品に比べて、高い減衰速度係数を示した。本研究では、下水処理場の寄与率を算出するために、各調査地点の負荷量と減衰速度係数の値を使用した。

河川水中の医薬品類の負荷量に対する下水処理場から放流された処理水の寄与率として、調査区間に

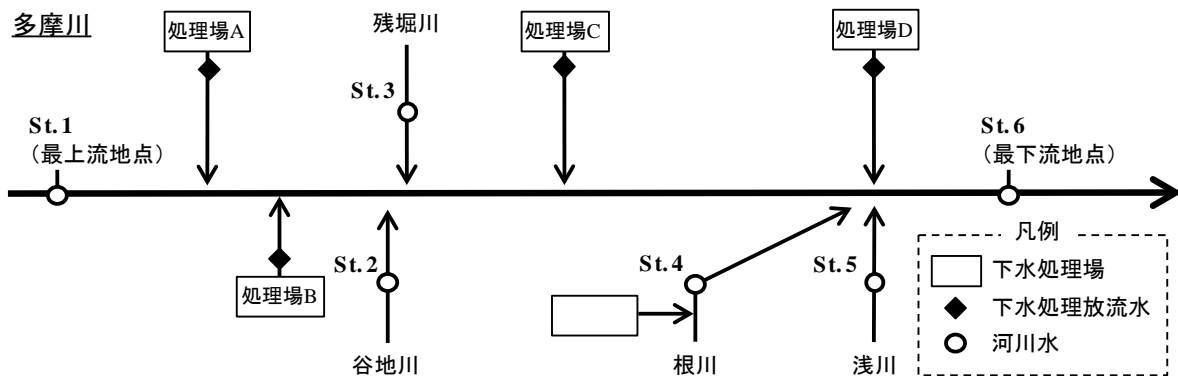


図 1 多摩川の調査地点図

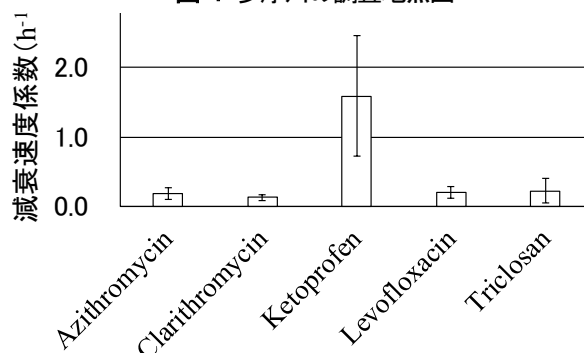


図 2 多摩川の調査区間において算出した減衰速度係数

流入する負荷量 (St. 1~St.5 と A 処理場~D 処理場における負荷量の和) に対する各下水処理場の負荷量の割合を算出した。また、下水処理放流水が流入する地点における医薬品類の負荷量に対する下水処理場の寄与率として、最下流地点 St. 6 を対象に、各下水処理場の寄与率を以下の式から算出した。

下水処理放流水<sub>i</sub>の寄与率(%)

$$= \frac{\text{負荷量}_i \times e^{-\text{減衰速度係数} \times \text{下水処理場 } i \text{ から St.6 までの流下時間}}}{\text{最下流地点 St.6 での負荷量}} \times 100 \quad (2)$$

寄与率が高い処理場ほど、最下流地点 St. 6 での負荷量に対する寄与の割合が高いことを示す。本研究では、処理場 A~処理場 D および下水処理場直下の

根川 (多摩川の支川) の St. 4 における寄与率を算出した。

### 3. 結果と考察

対象とした医薬品類 5 物質について、調査区間に流入する各下水処理水の寄与率を図 3 に示す。処理場 A、処理場 B、St.4 の上流に位置する下水処理場は、処理場 C、処理場 D と比べ、対象医薬品類の流入負荷量に対する高い寄与率を示した。医薬品類 5 物質の調査区間における合計流入負荷量に対する処理場 A、処理場 B、St. 4 の寄与率の平均値の範囲は、それぞれ、22.9~33.1%、16.4~25.4%、24.4~38.1%であった。

調査区間の最下流地点 St.6 での医薬品類の負荷量に対する下水処理場の寄与率についてみると、Ketoprofen 以外の医薬品類 4 物質では、上流にある

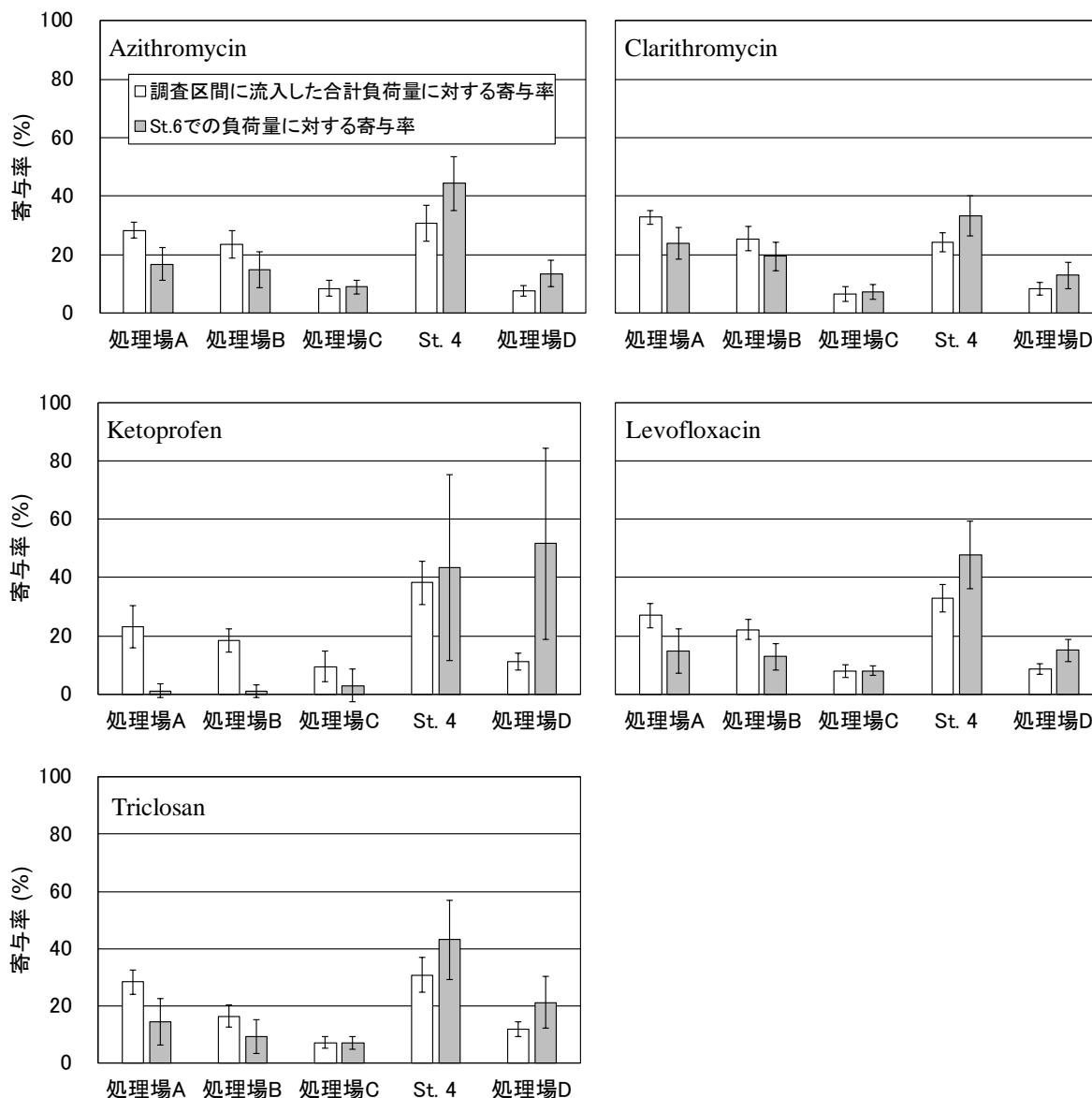


図 3 医薬品 5 物質の調査区間合計負荷量と St. 4 での負荷量に対する下水処理場の寄与率

処理場 A と処理場 B において、合計流入負荷量に対する寄与率と比較して低い値を示した。これは、St.6 までの流下距離が長い上流の下水処理場から河川に流入した医薬品類が、流下過程で減衰するため、これらの下水処理場の寄与が相対的に低くなったためであると考えられる。一方で、下流側に位置する St.4 と処理場 D においては、St.6 での負荷量に対する下水処理場の寄与率は、合計流入負荷量に対する寄与率と比較して高い値を示した。また、Ketoprofen について、St.6 での負荷量に対する下水処理場の寄与率は、合計流入負荷量に対する寄与率に比べて、上流の処理場 A、処理場 B、処理場 C で著しく低い値を示し、St.4 と処理場 D での寄与率がほとんどを占めた。さらに、処理場 D において、St.6 での Ketoprofen の負荷量に対する寄与率は、他の医薬品類 4 物質に比べて、高い値を示した。この違いは、Ketoprofen の流下過程での減衰速度が他の医薬品類に比べて高いために、最下流地点までの流下距離の短い下流の下水処理場の寄与率が高くなったためである。以上の結果のように、多摩川中流域において、流入負荷量および多摩川本川での負荷量に対する下水処理場の寄与率を示すことができた。

調査地点 St.6 での医薬品類の負荷量に対する寄与率が高い下水処理場は、St.6 での医薬品類の生態リスクへの寄与率が高いと考えられる。過年度の調査研究で実施した生態リスク初期評価により、調査地点 St.6 において、本研究で対象とした医薬品類のうち Azithromycin、Clarithromycin、Triclosan の生態リスクが懸念されている<sup>1,5)</sup>。Azithromycin、Levofloxacin、Triclosan については、生態リスクに対して St.4 の寄与率が高く、Clarithromycin については、生態リスクに対して処理場 A、処理場 B、処理場 C の寄与率が高いと考えられる。そのため、上記の医薬品類について、これらの下水処理場で負荷量の削減対策を実施し、例えば、St.4 での負荷量の寄与率を下げることで、調査地点 St.6 での生態リスクを効果的に下げることができると期待される。今後、下水処理場での医薬品類の削減対策やリスク管理を検討していくために、生態リスク初期評価で使用されているハザード比などを指標として、下水処理場の放流水が流入する調査地点での負荷量に対して高い寄与率を示す下水処理場から排出される負荷量が低下した時に、下水処理場の放流水が流入する調査地点で生態リスクがどの程度低減するのかが検討する必要がある。

#### 4. まとめ

本研究では、多摩川中流域において、河川中の医薬品類の物質質量に対する下水処理場の寄与を把握することを目的とした。野外調査に基づいて算出した減衰速度係数と調査地点での負荷量から、調査区間に流入する負荷量および調査区間の最下流地点での負荷量に対する下水処理場への寄与率を推計した。その結果、寄与率の高い下水処理場を把握することができた。今後、対象の医薬品類による下水処理場の放流水が流入する地点での生態リスクを考慮して、下水処理場での医薬品類の削減対策やリスク管理を検討していく予定である。

#### 参考文献

- 1) Mano, H. and Okamoto S. (2016)、 Preliminary ecological risk assessment of 10 PPCPs and their contributions to the toxicity of concentrated surface water on an algal species in the middle basin of Tama River. *J. Water Environ. Technol.*, **14**(6)、 423-436
- 2) 真野浩行、村山康樹、鈴木稔、中田典秀、南山瑞彦：PRTR 情報等を活用した下水処理水中に含まれる化学物質の環境リスク初期評価、下水道協会誌、50、85-93、2013 年 10 月
- 3) 国土交通省：一級水系における流域等の面積、総人口、一般資産額等について、[http://www.mlit.go.jp/river/toukei\\_chousa/kasen/ryuiki.pdf](http://www.mlit.go.jp/river/toukei_chousa/kasen/ryuiki.pdf) (2017 年 3 月確認)
- 4) 花本征也：確率論的モデルと現地調査とに基づく河川流下過程における医薬品類の光分解に関する研究、博士論文、2013 年 3 月
- 5) 池田茂、小森行也、北村友一、真野浩行：水環境中における未規制化学物質の挙動と生態影響の解明、平成 24 年度研究成果報告書、<https://www.pwri.go.jp/jpn/results/report/report-project/2012/pdf/zyu-08.pdf> (2017 年 3 月確認)

## 13.1.2 公共用水域における消毒耐性病原微生物の管理技術に関する研究（消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案、公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案）

担当チーム：材料資源研究グループ（資源循環担当）  
研究担当者：植松龍二、諏訪守、安井宣仁

### 【要旨】

社会活動に重大な影響を及ぼす新たな感染症の発生に伴い、法改正による監視強化や水循環基本計画に基づく新たな衛生微生物指標等に着目した環境基準等の目標に関わる調査研究、合流式下水道について必要に応じた対策の実施、さらには感染症拡大を防止するなど地域に貢献できる下水道システムの構築が望まれている。こうした中で、消毒耐性を有する病原微生物への対応が課題となるが、塩素消毒の強化は放流先生態系への影響が懸念される一方、内水面漁業の振興に関する法律が成立し、残留塩素の水生生物への影響から放流水の規制のあり方が検討されるなど、地域における水利用のための病原微生物に関連した水質管理の重要性が増々高まっている。多様化する新興・再興感染症のリスク要因となる病原微生物に対応した管理技術を構築するためには、体系化された除去、消毒感受性の評価や消毒強化にともなう影響評価が必要である。

本研究は、平成 28～33 年度にかけ、①消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案、②公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案、③高度処理法などによる病原微生物の不活化・除去の向上評価、④リスク要因に応じた管理技術の提案、の各項目を達成目標に掲げ実施するものである。具体には、様々なリスク要因に対応した包括的な観点に基づく評価手法の構築と、放流先水利用や異常時・災害時に対応した水処理・消毒技術の開発を目的とするものである。28 年度は、上記①の達成目標に関わる調査・研究として、ふん便汚染の基本的な指標である大腸菌について、下水試料に適した測定法の提案を行うため、複数の特定酵素基質培地を利用した検出定量等に関し比較評価を行った。また、消毒耐性病原微生物に対応した代替指標の提案に関しては、比較的測定が容易かつ下水中に存在、消毒耐性を有すると考えられる大腸菌ファージ（Phage）を対象に、活性汚泥処理水の連続モニタリングを実施することで、代替指標としての利用可能性について検証した。上記②に関わる調査・研究では、実態調査に基づき合流式下水道越流水対策技術の 1 つである雨天時活性汚泥法のノロウイルス（NV）削減効果を明らかにした。

その結果、複数の特定酵素基質培地を利用した大腸菌の定量評価では、一部の培地では検出濃度比が低くかつ、検出コロニーの疑陽性の割合が若干高かったことから、これらの培地においては下水試料への適用には更なる検証が必要であると考えられた。F 特異性 RNA Phage G1～G4（Phage G1～G4）を対象とした連続モニタリングの結果では、Phage G2 は検出率、検出濃度がともに高く、また、Phage G3 は検出率と NV 濃度との類似性などの観点から代替指標としての展開の可能性があるものと考えられた。雨天時活性汚泥法による NV 負荷の削減効果は、反応タンク内の MLSS 濃度に依存している可能性が示唆された。

キーワード：病原微生物、大腸菌ファージ、ノロウイルス、合流式下水道越流水

### 1. はじめに

グローバル化にともなう多様な感染症を含め水系感染症拡大防止に貢献できる下水道システムの構築は、社会的優先度の極めて高い課題として、評価、対策技術を早急に確立する必要がある。従来、大腸菌、一部のウイルスを指標として衛生学的評価を行ってきたが、多種多様な病原微生物の出現により、検出・対策技術の評価が困難となることが予想される。分子生物学的手法の発展により、社会活動に重大な影響を及ぼす病原微生物の知見が集積されつつあり、新興感染症の病原微生物として一部のウイルスや、再興感染症として多剤耐性菌などが大きな社会問題<sup>1) 2)</sup> となっているが、対策手法構築のために

必要な除去・消毒感受性の体系化された研究・調査は進んでいない。公共用水域の水質管理のためには、多様化する重大な感染症要因である消毒耐性を有する病原微生物への効率的な対応を図る必要があり、包括的な観点に基づく評価手法を構築した上で、対策手法を提案することが必要である。

本研究では、上記を踏まえ、様々なリスク要因に対応した包括的な観点に基づく評価手法の構築と、放流先水利用や異常時・災害時に対応した水処理・消毒技術の開発を目的とするものである。

28 年度は、達成目標である消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案、公共用水域へ及ぼす越流



水の影響評価と対策技術の提案に関わる調査・研究として、下水試料に適した大腸菌の測定法の評価をはじめ、Phageの実態調査および越流水の対策技術として雨天時活性汚泥法によるNVの削減効果を把握した。

## 2. 研究目的および方法

### 2.1 消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案

#### 2.1.1 衛生学的な基本指標である大腸菌の測定法の評価

特定酵素基質培地を利用することで大腸菌の検出定量が容易となった。ふん便汚染指標として大腸菌指標が優れていることもあり、環境基準項目の1つである大腸菌群が大腸菌への変更について検討中であることから、下水処理場における放流水質の技術上の基準項目である大腸菌群に関しても検討が必要である。大腸菌数の見直しにあたっては、定量評価を行うための測定法を考慮しなければならないが、複数の特定酵素基質培地が市販され培地組成が製造元により若干異なることなど、下水試料への適用にあたっては比較検討を行う必要があると考えられる。

本項では、下水試料に適した大腸菌の測定法を考慮するため基礎的なデータの取得を目的に、複数の特定酵素基質培地を利用した定量評価などに関し比較を行った。

#### 1) 特定酵素基質培地

評価対象とした特定酵素基質培地は、国内、海外メーカーから市販されている5種類(培地A~E)とした。定量法は培地A、C、D、Eは培地中に寒天が含まれていることから混濁法、培地Bでは測定試料と試薬混合による発色状況の陽性数を基にMPN表から求める最確数法である。評価対象試料は活性汚泥法の二次処理水、二次処理水を0.22 $\mu$ mのメンブランフィルターでろ過した滅菌ろ過水に大腸菌を添加したものと、処理水中の野生の大腸菌、処理水に添加した大腸菌株について各々定量評価を行った。添加した大腸菌はATCC25922株であり、トリプトソイブイオン培地にて増殖させた後、4,000rpm・10分間の遠心分離によって菌体を沈殿させ、上澄液を除去し滅菌ミリQ水で洗浄を行い再度遠心分離の後、菌体を回収し滅菌ろ過水に添加した。各培地による大腸菌の定量は、同一試料について同時測定、同一人物による操作とした。

#### 2) 希釈水の影響

菌数の定量操作においては、シャーレ中などに形成されるコロニー数が多くなるとコロニーの大きさが全体的に小さくなるため、雑菌との区別が困難となる可能性が

あり、適切な判定を行う上で適量のコロニーを形成させるために測定試料を希釈する場合がある。希釈水としては生理食塩水(生食)、りん酸塩希釈水(りん酸)、ペプトン水(ペプトン)、一部滅菌ミリQ水(ミリQ)などが利用されており、ここでは、各種希釈水の違いが大腸菌の定量値に及ぼす影響を評価した。対象試料は、上記の滅菌ろ過水に大腸菌を添加したものと流入下水とした。

#### 3) 検出コロニーの同定

各培地に形成される典型的なコロニー(培地Bは液体培地の発色)は、基本的に大腸菌と推定されるが、疑陽性を示すことも考えられる。また、培地の違いによりコロニーなどの発色状況が異なるが、選定の判断に迷うこともある。このため、各培地によって形成された典型的なコロニーなどを対象に簡易同定を行った。試料は二次処理水とし同定における釣菌操作では、他の雑菌等の汚染を防ぐためメンブランフィルター法によりフィルター上に形成されるコロニー数を極力少なくすることで釣菌を容易とした。液体培地では、陽性反応を示した液体試料(10と1セル分)をペプトン培地上に塗布、培養しコロニーを形成させ釣菌を行った。簡易同定には、IDテストEB-20(日水製薬社製)を利用した。

#### 2.1.2 代替指標としてのF特異性RNA Phageの評価

多様な病原微生物が検出される中で、各々の微生物に特化した検出対応は費用や労力の面から困難であるため、消毒耐性、存在実態、定量性(PCR法、培養法)観点から、代表的な指標を選定し評価することができれば、病原微生物の効率的な管理に資することができると考えられる。上記の観点を踏まえた代替指標の1つとしては、ファージの存在が挙げられる。腸管系ウイルスの代替指標としての有用性について下水中での存在実態、消毒耐性の評価例<sup>3)</sup>、細菌、腸管系ウイルスとの塩素消毒に対する耐性比較などに関する報告<sup>4) 5) 6) 7)</sup>があり、また、ウイルス不活化手法の評価<sup>8)</sup>や下水再利用プロセスにおけるモデルウイルスとしての利用例<sup>9)</sup>がある。

本項では、測定が簡易かつ下水中に存在、また、消毒耐性を有すると考えられるPhageを対象に、活性汚泥処理水の連続モニタリングを実施することで、優占種やNVとの関連性を把握した。

優占種を把握するにあたり、測定したPhageは*E.coli* K12 F<sup>+</sup>(A/λ)を宿主菌としたF特異性RNA Phage G1~G4(Phage G1~G4)としたが、これらはヒトおよび動物のふん便由来するものである<sup>8)</sup>。また、腸管系ウイルスに関しては感染性胃腸炎の原因ウイルスの1つであるNVを対象にGI、GII、GIVを併せて測定した。モニ

タリングは6～1月の8ヵ月間にわたり32試料を対象に実施した。Phage、NVの測定は、処理水中のウイルスをポリエチレングリコール（PEG）沈殿法で濃縮し、カラム負荷量<sup>10)</sup>を0.05mg-SSとしてQIACUBEを用いて遺伝子を抽出した。抽出した遺伝子を逆転写反応量を0.2μgとしReal-time PCRを全量50μLに対して5μLとして、Taqmanプローブと鋳型DNAを用いた検量線による絶対定量により検出を行った。

## 2.2 公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案

下水道の普及に早くから取り組んできた一部の自治体においては、下水と雨水の排除を同一の管渠とした合流式下水道を採用している。合流式下水道では降雨時において、雨水量が増加し下水処理場において処理対応が困難になる場合には、未処理下水が公共用水域へ放流されることから、衛生学的な安全性を担保するため合流式下水道越流水の対策技術の構築が必要となる。本研究においては、越流水対策技術の1つである雨天時活性汚泥法によるNVの負荷削減効果を明らかにすることを目的に、F市の下水処理場（嫌気好気法を導入：処理フローの概略は図-1）において実態調査を行った。晴天時の受け入れ可能な流入水量である1Qに対し、降雨時には最大の受け入れ流入水量を3Qとし、2Q分の流入下水を反応タンクの後段にバイパス流入させ処理を行うことができる。本調査では、降雨時の雨天時活性汚泥法の運転直後から終了時まで、流入下水、初沈流出水、二次処理水を採水しNV濃度を測定することで、その削減効果を明らかにした。

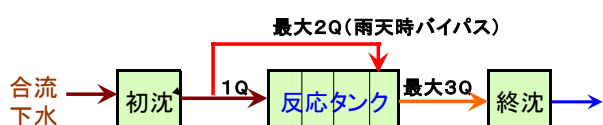


図-1 雨天時活性汚泥法の概略図

NVの測定は、安定した定量値を得るため試料の濃縮はPEG沈殿法としたが、その後の前処理法は上記の2.1.2の方法とは若干異なる。PEG沈殿法により回収した沈渣をRNase-free水（遺伝子分解酵素を除去した水）に再浮遊させてウイルス濃縮液とし、濃縮液中のウイルスは、リアルタイムRT-PCR法により定量を行った。ウイルス遺伝子の抽出は、ウイルス濃縮液からQIAamp Viral RNA Mini Kit（QIAGEN社）の抽出カラムを用いたグアニジン法とした。抽出したRNAに微量に含まれているDNAを除去するためDNaseI処理し、RNeasy MinElute Clean up Kit（QIAGEN社）でウイルスRNAを精製した。

上記で抽出したウイルスRNA試料0.5μgをランダムプライマー、Omniscript RT Kit（QIAGEN社）を用い全量20μLの系で逆転写反応を行いcDNAを作製し2μLをリアルタイムPCRに供した。NVの検出に用いたプライマー、プローブおよび反応条件は、「ノロウイルスの検出法について」<sup>11)</sup>に準じた。リアルタイムPCR反応のための試薬はQuantiTect Probe PCR Kit（QIAGEN社）を用い、リアルタイムPCR装置はLightCycler（ロシュ・ダイアグノスティックス社）を使用した。逆転写反応に使用する抽出RNA量はSpectrophotometer（NanoDrop社製）により定量した。なお、ウイルス遺伝子抽出カラムへのウイルス濃縮液の通水量は、検出濃度にバラツキが生じないように抽出カラム1本あたり0.05mg-SSとなるように統一した<sup>10)</sup>。他の水質分析項目は濁度、SSとした。

## 3. 研究結果および考察

### 3.1 消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案

#### 3.1.1 衛生学的な基本指標である大腸菌の測定法の評価 1) 特定酵素基質培地

滅菌ろ過水に大腸菌を添加した試料に対する各培地の定量評価結果を図-2に示す。培地Aの定量値を基準とした検出濃度比として整理した。6～10ケースの測定を行いケースごとにn=2～9とした定量値の平均値から算出し、この時の大腸菌の定量範囲は10～300CFU/mL程度であった。培地Cを除けば概ね各培地で定量される値に大きな違いは生じていなかった。また、培地Bを除く各培地は寒天培地による混濁法であり、培地Bの最確数法とは測定法が異なるが、培地A、D、Eと比較して検出濃度比に大きな差はなかった。図中に示した変動係数（CV）は、一部の培地を除き数%～30%以内であり、比較的安定しているものと考えられた。滅菌ろ過処理水に大腸菌を添加した条件において、各種の特定酵素基質培地による定量評価を行ったが、一部の培地で相対的に定量値が低くなっており、培地の違いにより定量値に違いが生じる可能性があった。図-3は直接に二次処理水中の大腸菌を定量した結果について示した。上記と同様に、培地Aの定量値を基準とした検出濃度比とした。3ケースの測定を行いケースごとにn=3～9とした定量値の平均値であり、各ケースの大腸菌の定量範囲は50～100CFU/mL程度であった。大腸菌株利用による測定評価の結果と同様に、培地Cの検出濃度比はやや低い状況にあったが、最確数法による培地Bでは、検出濃度比が若干高めであった。全体的には最大の変動係数は概ね30%以内であった。

が、最小値は10%程度と大腸菌株を利用した定量結果と比較して若干上昇していた。

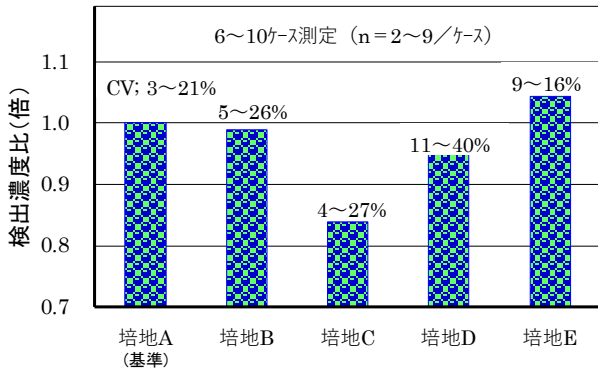


図-2 大腸菌利用による各培地の検出濃度比

検出定量値が若干高めであれば衛生学的指標として安全側に考慮できる可能性はあるが、野生株の大腸菌と大腸菌株の定量にて、培地 C では他の培地と比較して定量値がやや低かったため、下水試料への適用については更なる検証が必要である。

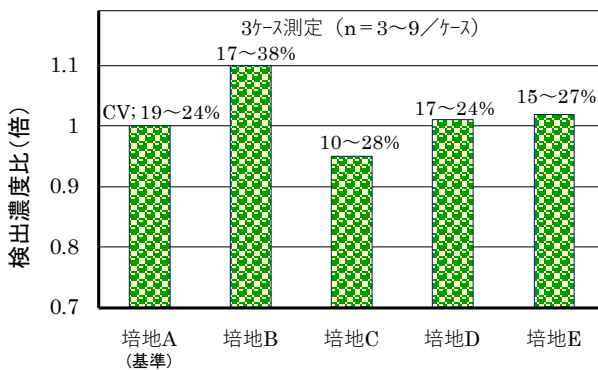


図-3 二次処理水の大腸菌の検出濃度比

## 2) 希釈水の影響

滅菌ろ過水に大腸菌を添加した試料の定量結果を図-4 に示す。培地 A の生食の検出濃度を基準として検出濃度比を整理した。各ケースの大腸菌の定量範囲は20~90CFU/mL程度であった。培地 A、E に関しては、りん酸、ペプトン、ミリ Q を希釈水とすることで生食と比較して検出濃度比がやや高くなる傾向が見られ、最大の検出濃度比は同程度であった。培地 C、D では希釈水の違いによる検出濃度比に大差はなかったが、培地 A、E に比較して検出濃度比がやや低い状況にあった。

一方、流入下水を対象とした希釈水の影響評価結果を図-5 に示す。各ケースの大腸菌の定量範囲は約10~130 CFU/mL程度であった。培地 C を除く他の培地ではりん酸、ミリ Q の検出濃度比が低くなっており、希釈水が検

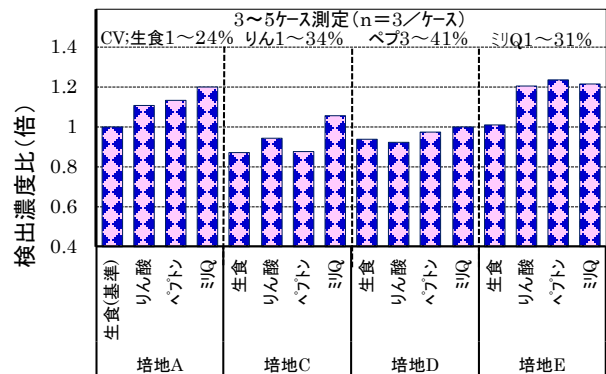


図-4 希釈水の違いによる大腸菌の検出濃度比

出濃度に及ぼす影響は大きいものと考えられたが、生食やペプトンを利用することで検出濃度比は、培地 A~E ともに同程度となった。CV が30%を超えるケースが見られたが、この時の検出濃度は概ね20 CFU/mL以下であり、低濃度域の定量値にバラツキが見られた。希釈水の影響評価では対象試料や培地が異なることで、大腸菌の検出濃度比に乖離が生じたため、対象試料などの範囲を上げたデータの蓄積が必要であるが、流入下水試料に対してりん酸、ミリ Q を希釈水として利用することで顕著な影響が見られたことから、これらの希釈水の利用は現状では課題があるものと考えられた。

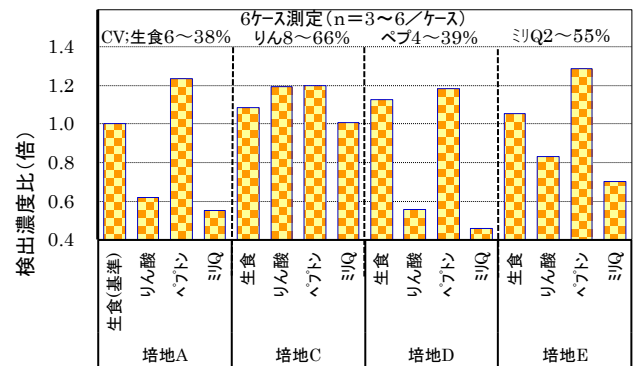


図-5 流入下水を対象とした希釈水の違いによる大腸菌の検出濃度比

## 3) 検出コロニーの同定

各培地による検出コロニーなどの同定結果を表-1 に示す。各培地から得られた20~40のコロニーを対象とし、釣菌にあたっては他の大腸菌群等のコロニーと重なりが無い独立したコロニーを選定した。培地 A、E における典型コロニーの大腸菌 (*E. coli*) の陽性率は90%であり、10%のコロニーが疑陽性を示し、培地 C、D では、大腸菌の陽性率はやや低く80%程度、疑陽性の割合が約20%であった。培地 B では大腸菌の平均陽性率は23% (10セルと1セル評価で大差無) と低い状況であり、陽性試料1セルの液中約1.8mLに大腸菌を含めたそれ以外の細菌が存

在していた可能性が推定され、陽性率へ影響を及ぼしたことが想定される。各培地で疑陽性を示したコロニーの大部分は腸内細菌科に分類されている種であり、大腸菌を含めた腸内細菌の陽性率としては 83~100%を示していた。大腸菌群用培地を含め特定酵素基質培地を利用しても、腸内細菌の一部が擬陽性を示すとされているが1)、培地が異なることで擬陽性の割合に違いが生じる可能性があった。特に培地 B では他の培地と比較して大腸菌と腸内細菌の陽性率の割合に開きがあったため、評価手法を再検討し今後データを蓄積する必要があると考えられた。

表-1 各培地における検出コロニーなどの同定結果

	同定数	同定結果	<i>E.coli</i> 陽性率(%)	腸内細菌陽性率(%)
培地A	20	<i>E.coli</i> (18), <i>Y.frederiksenii</i> (1), その他(1)	90	95
培地B	20(10セル) 20(1セル)	<i>E.coli</i> (6,3), <i>K.pneumoniae</i> (4,0), <i>K.oxytoca</i> (2,0), <i>E.cloacae</i> (4,14), その他(4,3)	23	83
培地C	30	<i>E.coli</i> (24), <i>C.amalonaticus</i> (2), <i>S.liquefaciens</i> (1), <i>S.odorifera</i> (1), その他(2)	80	93
培地D	30	<i>E.coli</i> (25), <i>Y.frederiksenii</i> (1), <i>C.freundii</i> (3), その他(1)	83	97
培地E	20	<i>E.coli</i> (18), <i>C.freundii</i> (1), <i>K.ozzaenae</i> (1)	90	100

( ) 内は同定株数

### 3.1.2 代替指標としての F 特異性 RNA Phage の評価

活性汚泥処理水の連続モニタリングによる Phage と NV の調査結果を図-6 に示す。NV GI、GII は冬季と比較して夏季では 3 オーダー程度の検出濃度の減少傾向が見られたことから、下水処理区域を含めた流域での感染性胃腸炎の流行状況を反映しているものと推定された。モニタリング期間中の NV GI、GII の検出率は 84~100%であったが、NV GIV については、初冬にかけ一部の試料のみの検出となり、多くが検出限界値以下であったため検出率としては 9%と低い状況であった。また、Phage G1 は 6~9 月の間における検出率は 40%であったが、10 月以降の検出率は 100%となり、秋季から冬季にかけて検出率の上昇傾向が見られた。Phage G2 では NV と同様に検出率が高い状況であったが、他の指標と比較して検出濃度が常に高い状況で推移しており、NV の検出濃度と 2~3 オーダー程度の違いが見られた。Phage G3 は NV と同様に検出率 (94%) が高いことに加え、検出濃度とその推移が NV GI、GII と類似していたが、Phage G4 については、モニタリング期間中の全ての試料で検出限界値以下であったため、検出率は極めて低い状況であった。これらの結果から、Phage G2 は検出率、検出濃度がともに高く、また、Phage G3 は検出率と NV 濃度との類似性などの観点から代替指標としての展開の可能性があると考えられた。なお、Phage G2 は GA Phage 等、

Phage G3 には Q8 Phage 等が含まれており、ともにヒトふん便由来であることから<sup>8)</sup>、これらの純粋株の適用も考慮する必要がある。

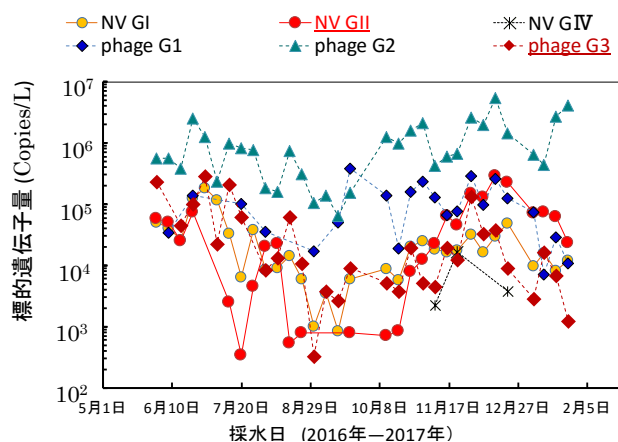


図-6 下水処理水の NV および Phage 濃度の推移

### 3.2 公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案

降雨時に越流水対策として雨天時活性汚泥法 (嫌気好気法) を導入している F 市下水処理場における NV 負荷の削減効果の調査結果を図-7 に示す。2 回の調査時の降雨状況は、時間最大降雨量が 5.5mm、7.5mm、累積降雨量は 13.5mm、46.5mm であった。本調査時の雨天時バイパス流入量は最大で 1Q 分であり、晴天時の最大流量に比較して 2Q 分であった。雨天時活性汚泥処理時における NV 負荷の削減効果は、流入負荷量を 1 とし流入負荷量に対する処理水の負荷量比を求めたところ 0.037~0.059 であった。雨天時活性汚泥処理を実施しなかったとすると、晴天時の受け入れ可能な流入水量である 1Q 分を超過した NV の負荷が公共用水域へ直接放流されることとなることから、雨天時活性汚泥処理により放流先河川水への負荷を大幅に低減しているものと考えられた。また、雨天時活性汚泥処理時における反応タンク内の MLSS と NV の流出負荷の関係について、過去に得られた調査データを加え整理した結果を図-8 に示す。今回の調査結果を含め、雨天時活性汚泥処理開始当初の反応タンク内 (バイパス流入槽の前段) の MLSS は約 1,500~1,700mg/L で推移していたが、NV の流出負荷は MLSS に依存している傾向が見られ、MLSS を若干高めることで NV 負荷の削減効果が高まる可能性が明らかとなった。併せて図中に雨天時活性汚泥処理時間を記したが、3.7~13.8 時間の間で NV 流出負荷との関連性は認められないため、処理時間の長短よりも反応タンク内の MLSS が NV の除去性に影響を及ぼすものと考えられた。MLSS

を若干高めることで雨天時活性汚泥処理水の SS の変動が懸念されたため、MLSS と処理水の平均 SS を整理し図-9 に示す。MLSS を高めても処理水の SS は上昇傾向を示していないため、SS の観点から処理水質へ及ぼす影響は小さいものと考えられた。

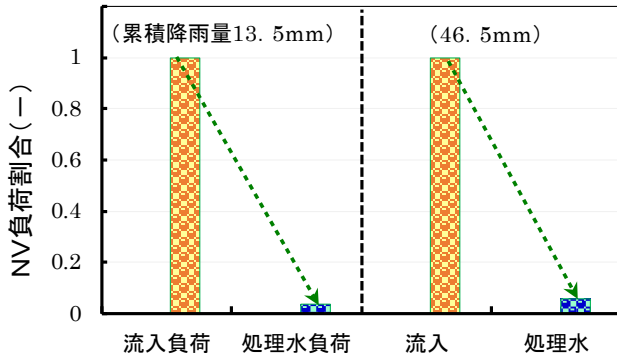


図-7 雨天時活性汚泥処理法のNV負荷の削減効果

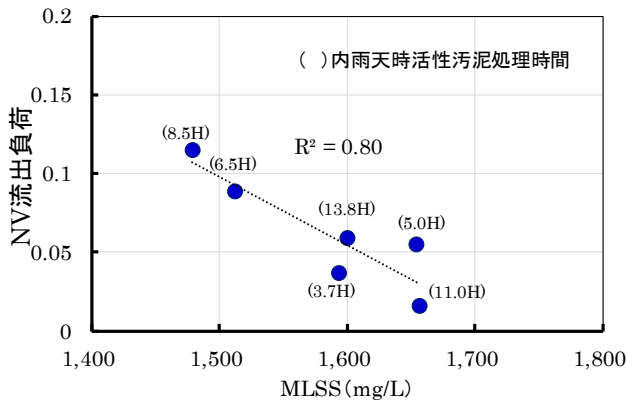


図-8 反応タンク内MLSSとNV流出負荷との関係

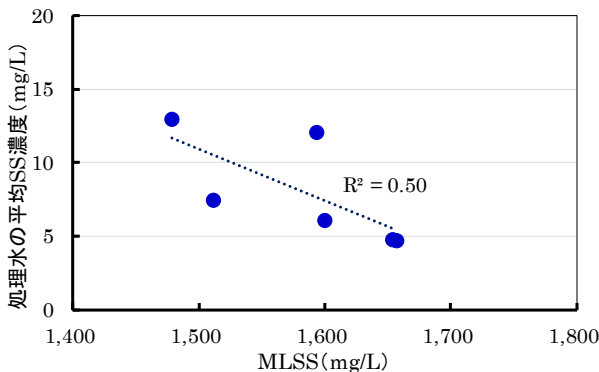


図-9 反応タンクのMLSSと処理水のSSとの関係

他の水質項目との関連として、現地にて簡易かつ迅速な測定が可能である濁度指標と NV 濃度の関係を整理し、図-10、11 に示す。NV 濃度と濁度との間に高い相関関係が見られたことから、濁度を指標とすることで NV 濃度の推移把握が簡易に行える可能性が示唆された。

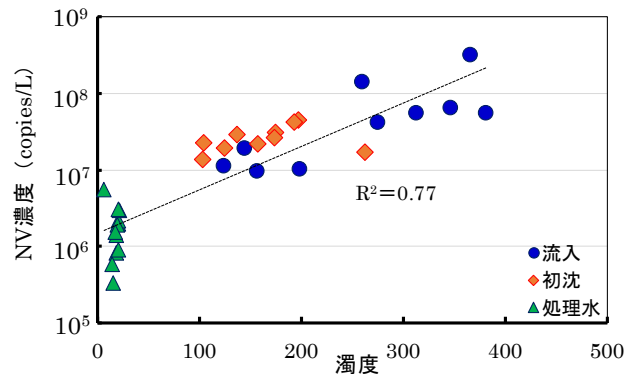


図-10 濁度とNV濃度の関係(調査 I)

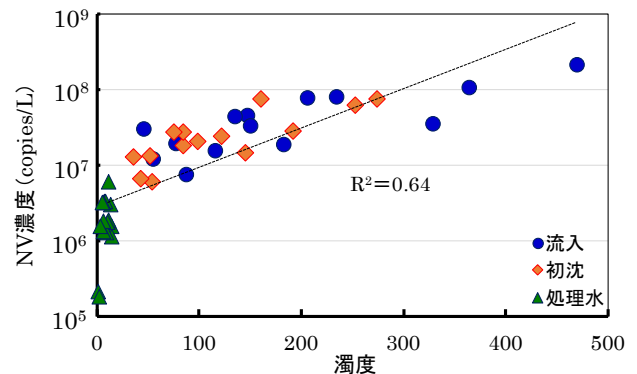


図-11 濁度とNV濃度の関係(調査 II)

#### 4. まとめ

本研究は、様々なリスク要因に対応した包括的な観点に基づく評価手法の構築と、放流先水利用や異常時・災害時に対応した水処理・消毒技術の開発を目的とするものである。28年度は、消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案、公共用水域へ及ぼす越流水の影響評価と対策技術の提案に関わる調査・研究として、大腸菌の測定法の評価をはじめ、Phage の実態調査や越流水の対策技術として雨天時活性汚泥法による NV の削減効果を評価した。以下に得られた結果を示す。

#### 「消毒耐性を有する病原微生物に対応した代替指標の提案」

- 1) 複数の特定酵素基質培地を利用した大腸菌の測定法では、一部の培地で検出濃度比が低くかつ、検出コロニーの疑陽性の割合が若干高かったことから、これらの培地においては下水試料への適用には更なる検証が必要であると考えられた。
- 2) 希釈水の評価結果では、対象試料や培地が異なることで検出濃度比に乖離が生じたため、対象試料の範囲を拡げたデータの蓄積が必要であると考えられた。
- 3) 希釈後の定量値が概ね 20CFU/mL 以下となることで CV が 30%を超えるケースが見られたため、安定した定

量値が得られるよう希釈操作を考慮する必要がある。

- 4) F 特異性 RNA Phage G1~G4 の連続モニタリング結果から、Phage G2 は検出率、検出濃度がともに高く、また、Phage G3 は検出率と NV 濃度との類似性などの観点から代替指標としての展開の可能性があるものと考えられた。
- 5) 雨天時活性汚泥法によるノロウイルス負荷の削減効果は、反応タンク内の MLSS 濃度に依存している可能性が示唆された。
- 6) NV 濃度と濁度との間に高い相関関係が見られたことから、濁度を指標とすることで NV 濃度の推移把握が簡易に行えるものと考えられた。

### 謝辞

本研究・調査を実施するにあたり、調査対象とした F 市の下水道管理者には特段のご配慮・ご協力を頂いた。ここに記して謝意を表します。

### 参考文献

- 1) G7 伊勢志摩首脳宣言、平成 28 年 5 月 27 日。
- 2) ANTIBIOTIC RESISTANCE THREATS in the United States,2013: <http://www.cdc.gov/drugresistance/threat-report-2013/>
- 3) 下水処理水の滅菌及び消毒に関する研究報告書 (1990)、土木研究所資料第 2859 号。
- 4) Sobsey M.D. (1989), Inactivation of Health-Related Microorganisms in Water by Disinfection Processes, Wat.

Sci. Tech., 21(3),179-195.

- 5) M.C. Snead, V.P. Olivieri, K. Kawata, and C.W. Kruse (1980), The Effectiveness of Chlorine Residuals in Inactivation of Bacteria and Viruses Introduced by Post-Treatment Contamination, Wat. Sci. Tech., 14,179-195.
- 6) J.A.Tree, M.R.Adams, and D.N.Less (1997) Virus Inactivation During Disinfection of Wastewater by Chlorination and UV Irradiation and the Efficacy of F+ Bacteriophage as a Viral Indicator, Wat. Sci. Tech., 35(11-12),227-232.
- 7) S.R.Rippey and W.D.Watkins (1992) Comparative Rates of Disinfection of Microbial Indicator Organisms in Chlorinated Sewage Effluents, Wat. Sci. Tech., 26 (9-11), 2185-2189.
- 8) ウイルス不活化手法の大腸菌ファージによる評価(1993)、土木学会衛生工学委員会編、環境微生物工学研究法。
- 9) 「21 世紀型都市水循環系の構築のための水再生技術の開発と評価」に関する研究調査報告書 (2016)、土木研究所資料第 4313 号。
- 10) 諏訪守、岡本誠一郎、尾崎正明、陶山明子(2009)、下水処理のノロウイルス除去効果とその検出濃度に及ぼす濃縮法の影響、下水道協会誌論文集、46(561)、91-101.
- 11) 厚生労働省医薬食品局食品安全部監視安全課 (2007)、ノロウイルスの検出法について。

### 13.1.3 底層環境に着目した停滞性水域における水環境管理技術に関する研究（簡易的な藻類定性定量方法の開発及び藻類増殖に関与する水質項目の影響評価）

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：南山瑞彦、對馬育夫、武田文彦、金子陽輔

#### 【要旨】

本研究では、湖沼・ダム貯水池の水質改善に向け、並列型高速塩基配列決定装置（次世代シーケンサー）を用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づく菌叢モニタリングに取り組んだ。また、マンガン添加・無添加の 4 種のダム湖水に対し藍藻類 *M. aeruginosa* を用いて藻類生長試験を実施し、マンガン負荷による藻類生長の促進の有無について評価した。菌叢モニタリングでは、ダム湖水の菌叢は、地理的要因より水温等の影響を受け変化することが示唆された。また、夏季に異臭等の水質問題が生じているダムでは、多様性が比較的高い菌叢になっていた。藻類生長試験では、一部のダム湖水を用いた場合、マンガン添加により *M. aeruginosa* の生長が促進されることが明らかになった。

キーワード：湖沼・ダム貯水池、水質改善、藻類モニタリング、藻類生長試験

#### 1. はじめに

環境負荷増大による湖沼やダム貯水池の水質の悪化が長らく問題となっている。生物多様性国家戦略に基づいて、河川・湖沼などにおける水質の改善について「豊かな生態系の確保」の視点から調査が実施されているが、湖沼における環境基準達成率は約 50%と低い水準で推移している。現在まで、流域における流入負荷の削減の取り組みや湖沼底泥の浚渫等様々な取り組みが行われているが、依然としてアオコ・カビ臭発生等の問題は解決されていない。本研究では、プログラム達成目標の一つである「流域の水環境を的確・迅速に把握するための影響評価、モニタリング手法の開発」達成のため、湖沼・ダム貯水池などの停滞性水域を主な対象とし、底層の生態系保全や底泥からの溶出物質による水質汚濁の抑制を中心に対策手法の構築を目指す。研究の構成として、ラン藻や植物プランクトンの簡易的なモニタリング手法の開発とアオコ発生抑制手法の開発から成っている。

#### 2. 簡易的な藻類定性定量方法の開発

##### 2.1 研究背景

気候変動に伴い、藻類の異常増殖の発生頻度の増加が懸念されている。湖沼水質を把握する上で、藻類等の植物プランクトンを定性・定量することは非

常に重要である。藻類の中にはカビ臭物質や毒性物質を生産するものもあり、水の安全性確保の観点からも湖沼・ダム貯水池における藻類のモニタリングは非常に重要である。従来、藻類モニタリングは、光学顕微鏡を使用した検鏡による同定が行われているが、同定には熟練した技術が必要で、対応できる技術者も限られており、形態により判断しているため、形態が非常に似通った植物プランクトンは判断が困難である場合がある。さらに、厳しい財政状況や省力化の観点からも、効率的なモニタリング手法の構築が急務となっている。したがって、本研究は DNA 塩基配列に基づく藻類モニタリング解析手法の確立を目指し、ダム貯水池水質の維持管理に有効な手法の開発に取り組んでいる。プログラム研究初年度にあたる今年度は、ダム貯水池からサンプリングした水試料を用い、次世代シーケンサーを用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づき微生物分類を行い、分析方法の確認を行った。

##### 2.2 ダム貯水池におけるカビ臭、アオコの現状

現在、国内のダム貯水池では地域に寄らず半数以上のダム貯水池でカビ臭等による異臭味障害やアオコ等による景観障害が起こっている。また、曝気装置等の水質保全施設を有しているダム貯水池においても、これらの障害が引き続き生じている箇所が少

なからず存在する。

ダム貯水池において、カビ臭を引き起こす原因は、主に、①ラン藻の湖水中での増殖、②ラン藻の底泥での増殖、③放線菌の底泥での増殖/死滅があると考えられる。①では、Anabaena属、Aphanizomenon属が主にGeosminを産生し、Oscillatoria属やPhormidium属が主に2-MIBを産生する。②では、Oscillatoria属やPhormidium属が主に2-MIBを産生する。大型の付着性ラン藻であるPhormidium Tergestinum等は2-MIBを産生するとしてよく知られている。③では、放線菌の代謝により2-MIBやGeosminを産生する。どちらも放出する種もあれば、どちらかしか放出しない種もあり、環境因子により、産生する成分や量が異なるという報告がある<sup>1)</sup>。また、嫌気条件下では死滅し、菌体内のカビ臭物質を放出する。これら以外にも、カビそのものが増殖し、カビ臭原因物質を産生していることも考えられる。

アオコに関しては、アオコを構成する種はラン藻と植物プランクトンに大別される。ラン藻ではMicrocystis属、Anabaena属、Aphanizomenon属、Oscillatoria属、Planktothrix属等が原因で、植物プランクトンでは、珪藻であるSynedra属、Asterionella属、Cyclotella属、Melosira属、緑藻であるClosterium属、Pediastrum属、Scenedesmus属、Botryococcus属、ユーグレナ藻であるTrachelomonas属、Euglena属、渦鞭毛藻であるPeridinium属、Gymnodinium属、黄緑色藻であるUroglena属が原因で引き起こされる。

### 2. 3 実験方法

本研究では、北海道にある4箇所のダム貯水池(Aダム、Bダム、Cダム、Dダムと表記)を対象に、次世代シーケンサー(Miseq, Illumina)を用いた16S rRNA 遺伝子配列に基づく微生物分類を行った(写真1)。湖水を採取した日を表1に示す。採水はダムサイト、湖心、上流で行い、表層、中層、底層の3箇所から採取した。本報告では、それぞれ採取したサンプルを混合した代表サンプルの例を示す。



写真1 次世代シーケンサー (左: 装置本体、右: 検出基盤)

表1 湖水採水日 (- はサンプルなし)

	Aダム	Bダム	Cダム	Dダム
4月	2016/4/27	-	-	2016/4/25
5月	2016/5/17	2016/5/24	2016/5/26	2016/5/23
6月	2016/6/8	2016/6/30	2016/6/22	2016/6/8
7月	2016/7/12	2016/7/19	2016/7/22	2016/7/13
8月	2016/8/3	2016/8/16	2016/8/29	-
9月	2016/9/20	2016/9/20	2016/9/15	2016/9/14 2016/9/28
10月	2016/10/12	2016/10/24	2016/10/18	2016/10/12
11月	2016/11/21	2016/11/8	2016/11/15	2016/11/1
12月	2016/12/1	-	-	-
1月	2017/1/18	2017/1/25	2017/1/24	2017/1/17
2月	-	-	-	2017/2/2

ダム湖水 2L を遠心分離で 50 mL にまで濃縮し、懸濁したものから Extrap Soil DNA Kit Plus ver.2(日住金環境)を用いて DNA を抽出した。抽出した DNA を鋳型として真正細菌の 16S rRNA 遺伝子領域を標的としたプライマー(S-D-Bact-0341-b-S-17 および S-D-Bact-0785-a-A-21)にオーバーハングアダプター配列を付加したのを用い、PCR 増幅を行った。PCR 反応条件は初期変性を 95°C で 3 分行った後、95°C で 30 秒、55°C で 30 秒、72°C で 30 秒のサイクルを 25 サイクル行った。PCR 増幅産物は AMPure XP kit(Beckman Coulter Genomics)を用いて精製した。DNA シーケンシングには Miseq reagent Kit v3(600 サイクル, Illumina)を用い、塩基配列を決定した。解析で得た各リードの塩基配列のキメラチェックは USEARCH を用い、Operational Taxonomic Unit (OTU)-picking およびクラスター解析は QIIME を用い、97%以上の相同性を持つ配列を OTU とした。各 OTU の同定には Greengenes データベース ver. 13\_8 をリファレンスとした。

### 2. 4 結果と考察

標的とする 16S rRNA 遺伝子 V3-V4 領域について、各サンプルにつき 10 万~30 万リードの塩基配列を明らかにした。α 多様性解析の結果、各ダムサンプルから検出された OTU は、各ダムの年間平均を比較した場合、Dダムにおいて若干(約 10%)高かったのみで、ダム間における差はほとんどなかった(図1上)。サンプリング採取月で α 多様性を比較した場合、水温が高くなる 8 月、9 月で高くなり、冬季から春季にかけて種類が減少していき、夏季の 20%程度まで種の選択が起こることが示された(図1中)。サンプル別で α 多様性を比較した場合、高い α 多様



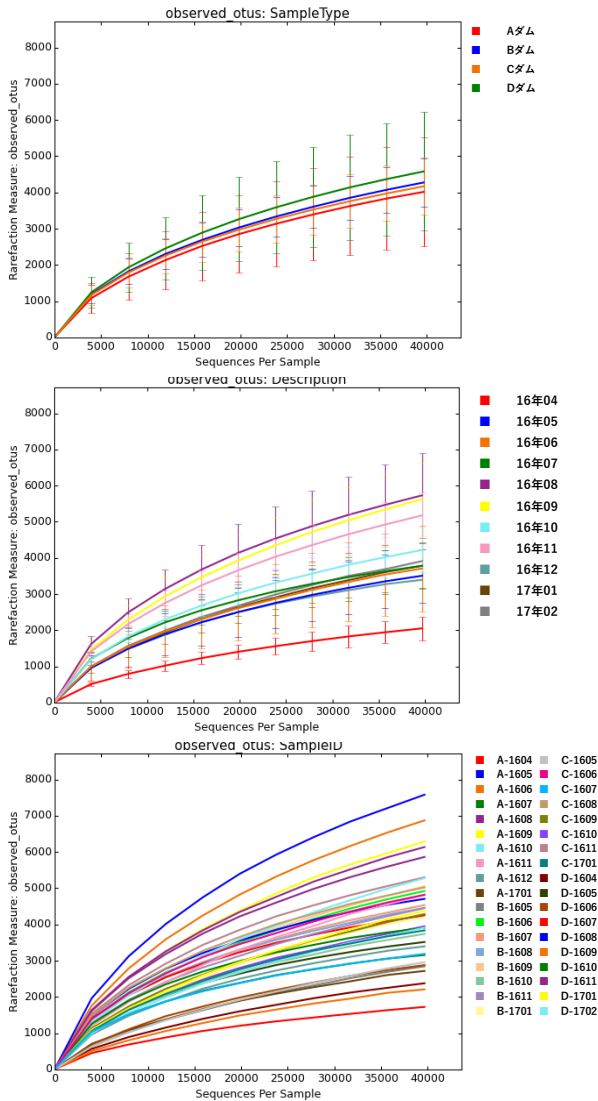


図1 α多様性解析の結果(各ダム比較(上図)、各月比較(中図)、各サンプル比較(下図))

性を示した順に、Dダム8月、Dダム9月、Aダム9月、Dダム11月、低いα多様性を示した順に、Aダム4月、Aダム6月、Dダム4月、Aダム1月であった(図1下)。Dダムでは夏季のカビ臭が発生しており、細菌の多様性もその一因になっているかもしれない。また、AダムおよびCダムは、これまでに水質問題が生じたことがなく、Bダムは過去に大規模なカビ臭が発生したが現在では富栄養化が進行しつつも顕著な水質問題は生じていない。

β多様性解析の結果について、門レベルの分類結果を図2に、属レベルの分類結果を図3に示す。その結果、門レベルの分類ではAダムの4月、6月、Cダムの5月、Dダムの4月、6月で、Actinobacteriaが30%以上優占化していた。これら Actinobacteria

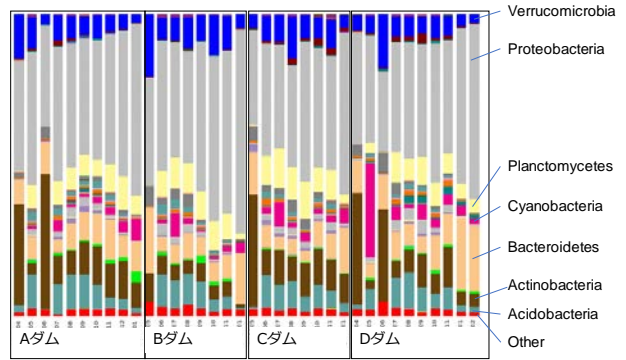


図2 β多様性解析の結果(門レベル)

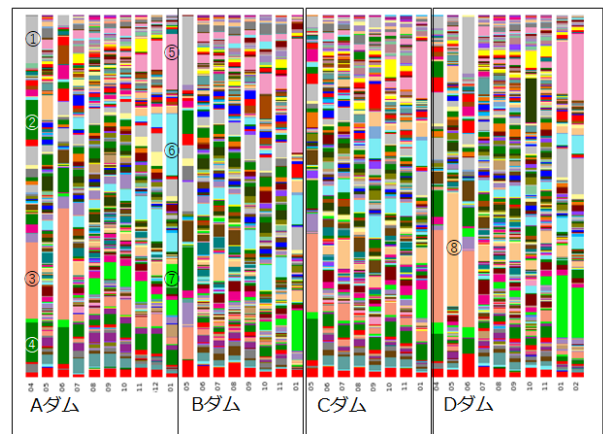


図3 β多様性解析の結果(属レベル)

門に含まれていた細菌は Actinomycetales 目 ACK-M1 属(図中の③)や C111 属(図中の④)が主であったが、機能は未知で、これらの細菌がカビ臭を産生するかは不明である。また、Dダムの5月のサンプルにおいて、Cyanobacteria が30%検出された。Cyanobacteria 門に含まれていた細菌は Chloroplast 網 Stramenopiles 科(図中の⑧)、Cryptophyta 科(図中の⑦)、Synechococcophycidae 網 Synechococcus 属、Oscillatoriothycidae 網 Phormidium 属が主に検出された。これらのラン藻がカビ臭を産生していることも考えられる。従来の藻類モニタリングでは、カビ臭が産生される状況で、検鏡結果としてラン藻が確認されなければ、便宜的に放線菌によるカビ臭と結論付けられることが一般的だったが、今回のDダムでは放線菌である Actinobacteria もラン藻も検出される場合があり、むしろ、その場合が多い。その他、菌叢解析の結果から、Verrucomicrobia 門に含まれる Cerasicoccaceae 属(図中の①)はAダムの4月、Bダムの5月、Dダムの6月に比較的多く検出される傾向があった(それぞれ13%、19%、16%)が、全

く検出されない月もあり、検出割合の変動が大きいことが示唆された。Betaproteobacteria 綱に含まれる Polaromonas 属 (図中の②) もまた A ダムの 4 月、B ダムの 5 月、D ダムの 4 月から比較的多く検出され (11%、7%、4%)、これらのダムの菌叢は互いに類似しているものと推察される。一方、鉄酸化細菌として知られる Gammaproteobacteria 綱に含まれる Crenothrix 属 (図中の⑤) はどのダムにおいても水温が低下する冬季にかけて検出割合が増加しており、4 月から 11 月までの検出割合の平均値は 1.2% だったのに対して、12 月および 2 月の平均値は 16.2% だった。紅色非硫黄細菌である Betaproteobacteria 綱に含まれる Rhodoferrax 属 (図中の⑤) も水温が低下する冬季にかけて検出割合が増加しており、4 月から 11 月までの検出割合の平均値は 0.9% だったのに対して、12 月および 2 月の平均値は 6.4% だった。また、C ダムの 9 月は 5.4% と例外的に高い割合で検出されたことから C ダムにおける菌叢が他のダムと若干異なっていたことが推察される。

各サンプルの種レベルの主座標分析の結果を図 4 に示す。各サンプルの菌叢の類似度は各プロット間の距離で示される。この結果、各ダムの菌叢は、時間経過に伴い、同様の傾向を示しつつ推移する傾向が観察された。つまり、ダム湖水の菌叢は、地理的要因より水温等の影響を受け、変化していくことが示唆された。また、どのダムも時期的な差はあるものの春季から夏季にかけて菌叢が大きく変化していることが明らかになった。

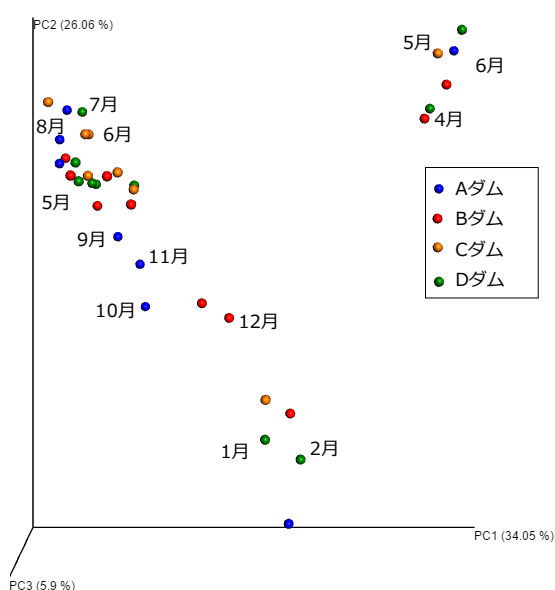


図 4 各サンプルにおける菌叢類似度の主座標分析結果 (種レベル)

## 2. 4 結論と今後の予定

本研究では、ダム貯水池からサンプリングした水試料を用い、次世代シーケンサーを用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づき菌叢解析を行った。その結果、採取したダム湖水では、菌叢は、地理的要因より水温等の影響を受け、変化していくことが示唆された。また、夏季に異臭等の水質問題が生じているダムでは、検出される細菌の種類が多いことが示唆された。今後は、定量方法に関して、DNA 濃度とクロロフィル等の光合成色素との相関による各細菌量の推定を試みる。また、植物プランクトンに関して、PCR 増幅等の実験方法の検討から始め、既知の調整サンプルを用いた検鏡結果との比較を試みる予定である。また、簡易的なモニタリング手法が確立されれば、これまで明らかにされてこなかった各細菌の微生物ループの中での機能・役割について解明についても寄与できるだろう。

## 3. 藻類増殖に関する水質項目の影響評価

### 3. 1 研究背景

これまで、湖沼等において、窒素及びリンの挙動・濃度管理が富栄養化対策として実施されてきている。一方、Cudowski ら<sup>2)</sup>は実湖沼での水質調査から DRMn (dissolved reactive manganese) のような溶存態のマンガンが湖沼における trophic status の決定に寄与する一因子であることを提案している。また、藍藻類 *Synechocystis* の生長について、鉄源として Fe-EDTA を与えた藻類培養培地においてマンガン欠乏の状況下ではほとんど生長しないが、マンガン共存下ではよく生長するとの知見がある<sup>3)</sup>。土木研究所においても、Fe制限とした藻類培養培地で培養した藍藻類 *Microcystis aeruginosa* の生長はマンガン無添加に比べてマンガン共存下の方が良いという結果が得られている。これらの結果は、マンガンは藻類の鉄摂取を促進させ藻類生長を増大させる作用があることを示唆している。しかしながら、既往研究の培養試験で用いられたのは藻類培養培地であり、実湖沼水においても同様の結果が得られるか否かを検証した研究はない。そこで本研究では、北海道の 4 ダム湖水に対しマンガン添加・無添加での藻類培養試験を行い、マンガン負荷による藻類生長の促進の有無について評価した。

### 3. 2 実験方法

#### 3. 2. 1 ダム湖水

ダム湖水として、2. 3 で用いたA~Dダム（2016年9月採水）を試験に供した。それぞれ採水場所は水面から 0.5 mとした。水質項目としてT-N、T-P、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>x</sub>-N(NO<sub>2</sub>-NとNO<sub>3</sub>-Nの総和)、PO<sub>4</sub>-P、T-Fe、D-Fe、T-Mn、D-Mn、DOCを測定した。これらの湖沼水は藻類培養試験に供するまで 4℃暗所で保管した。

### 3. 2. 2 藻類生長試験

供試藻類として藍藻類 *Microcystis aeruginosa* を用いた。*M. aeruginosa* の継代培養には富栄養培地であるCB培地を使用した。

オートクレーブで加熱滅菌（121℃、15分）した50 mL三角フラスコに対し、0.22 μmポアサイズのメンブレンフィルターでろ過滅菌した上記4種のダム湖沼水を30mL分注した。それぞれのダム湖水に対し、マンガン添加・無添加系を用意し、マンガン添加系には溶存態マンガン濃度が30 μg/L上昇するようにMnCl<sub>2</sub>・4H<sub>2</sub>Oを添加した。この濃度はCB培地におけるマンガン濃度を参考に決定した。

マンガン添加・無添加の各ダム湖水に対し、初期細胞濃度が1.0×10<sup>4</sup> cells/mLとなるよう*M. aeruginosa* を接種した。培養条件は光強度40 μmol/m<sup>2</sup>/s明暗12時間周期、25±1℃、90 rpm回転振とうとし、人工気象機内で単藻培養した。各培養系はいずれも4連とした。培養開始から3日あるいは4日おきに細胞濃度を測定した。これらの条件はAlgal Growth Potential (AGP) 試験<sup>4)</sup>を参考にした。各培養系において、AGP試験<sup>4)</sup>に基づき1日あたりの平均細胞濃度増加率が5%未満となった場合に培養を終了した。マンガン添加・無添加における最大細胞濃度について、有意差の有無をt検定（有意水準α=0.05）により評価した。

## 3. 3 結果と考察

### 3. 3. 1 ダム湖沼水の水質

各水質項目を表2に示す。全般的に、Aダム、DダムはBダムやCダムに比べて各水質項目の濃度が高い傾向にあることが分かった。

### 3. 3. 2 マンガン添加がダム湖沼水での藻類生長に及ぼす影響

図5に各ダム湖水におけるマンガン添加・無添加時の*M. aeruginosa* の生長曲線を示す。Cダムの水では、マンガン添加系の方が培養開始時から生長速度

が大きく、最大細胞濃度も有意に増大した。Aダムの水では培養開始から7日目まではマンガン添加系の方が細胞濃度が高く、マンガン添加により初期の生長速度が増加した。一方、最大細胞濃度はマンガン無添加系の方が有意に大きかった。Bダム、Dダムの水ではマンガン添加の有無に関係なくほぼ同じ生長曲線を描いたが、最大細胞濃度はBダムではわずかながらマンガン無添加の方が有意に高く、Dダムではマンガン添加・無添加系で同等となった。

結果として、AダムとCダムの水ではマンガン添加による*M. aeruginosa*の生長が促進され、BダムとDダムでは促進しないことが確認された。表2に示した各水質項目をみると、例えばAダムの水はD-Fe、D-Mnいずれも他のダム湖水より高い傾向にもあるにもかかわらずMn添加による生長促進が確認され、一方でそれらの濃度が最も低いBダムではMn添加による生長促進がないなど、一貫性のある傾向が見られなかった。本研究では既往の研究<sup>3)</sup>を参考に鉄とマンガンの関係に着目して評価を行ったが、マンガン存在下において摂取能力が向上する微量元素は鉄以外にもあると推定され、その微量元素の解明とダム湖水中の濃度測定が重要であると考えられた。また、Aダムの水ではマンガン添加系の方が最大細胞濃度が低下し、見かけ上はマンガン添加により生長が阻害された。既往の知見や土木研究所の先行研究ではこれまでにそのような事例はなく、原因は不明である。今後も知見を収集し、そのメカニズムについて検討する予定である。

これまでマンガンは水質管理、富栄養化対策として重要視されてこなかったが、本研究成果によりアオコ形成メカニズム解明、富栄養化抑制においてマンガンのような微量元素の挙動の把握・制御も重要な一因子となりうることが示唆された。

### 3. 4 結論と今後の予定

本研究ではマンガン添加・無添加の4種のダム湖水に対し藍藻類 *M. aeruginosa* を用いて藻類生長試験を実施した。その結果、一部のダム湖沼水ではマンガン添加により *M. aeruginosa* の生長が促進されることが明らかになった。

今後は同ダム湖での繰り返し試験や他ダム湖水を用いて同様の実験を行い情報を蓄積し、実環境における藻類生長やアオコ形成に及ぼすマンガンの影響についてより詳細に評価する予定である。

表2 各サンプルにおける菌叢類似度の主座標分析結果 (種レベル)

	T-N (mg/L)	T-P (mg/L)	NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	NO <sub>2</sub> -N + NO <sub>3</sub> -N (mg/L)	PO <sub>4</sub> -P (mg/L)	T-Fe (μg/L)	D-Fe (μg/L)	T-Mn (μg/L)	D-Mn (μg/L)	DOC (mg/L)
A ダム	0.355	0.140	0.014	0.155	0.018	2663	43.7	141	35.2	1.10
B ダム	0.266	0.025	0.010	0.173	0.007	96.1	14.0	12.9	ND	0.24
C ダム	0.232	0.017	0.012	0.168	ND	61.8	15.5	24.0	0.32	0.85
D ダム	1.225	0.149	0.009	0.867	0.018	3274	61.9	135	4.86	1.02

ND: Not Detected

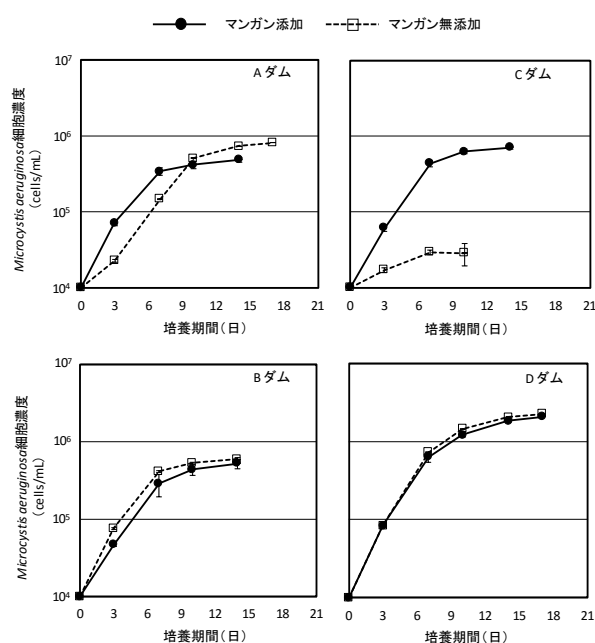


図5 ダム湖沼水を用いた藍藻 *Microcystis aeruginosa* の生長に及ぼすマンガン添加の影響

#### 4. まとめ

本研究では、湖沼・ダム貯水池の水質改善に向け、次世代シーケンサーを用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づく菌叢モニタリング、および、マンガン添加・無添加の 4 種のダム湖沼水に対し藍藻類 *M. aeruginosa* を用いて藻類生長試験を実施し、マンガン負荷による藻類生長評価を行い、以下の結果を得た。

- ・ダム貯水池からサンプリングした水試料を用い、次世代シーケンサーを用いた 16S rRNA 遺伝子配列に基づき菌叢解析を行った結果、採取したダム湖水では、菌叢は、地理的要因より水温等の影響を受け、変化していくことが示唆された。
- ・また、夏季に異臭等の水質問題が生じているダムでは、検出される細菌の種類が多いことが示唆された。
- ・マンガン添加・無添加の 4 種のダム湖水に対し藍藻類 *M. aeruginosa* を用いて藻類生長試験を実施した。その結果、一部のダム湖沼水ではマンガン添加により *M. aeruginosa* の生長が促進されることが明らかになった。

#### 参考文献

- 1) 矢挽哲也、中津川誠：カビ臭による水質障害について- 既往知見のレビュー-、北海道開発土木研究所月報、615号、33-43、2004年8月
- 2) Cudowski A. : Dissolved reactive manganese as a new index determining the trophic status of limnic waters. *Ecol. Indic.* Vol. 48, pp.721-727, 2015
- 3) Sharon S., Salomon E., Kranzler C., Lis H., Lehmann R., Georg J., Zer H., Hess W. R. & Keren N. : The hierarchy of transition metal homeostasis: Iron controls manganese accumulation in a unicellular cyanobacterium. *Biochim. Biophys. Acta.* Vol.1837, pp.1990-1997, 2014
- 4) 日本下水道協会：下水試験方法上巻、pp.554-562、1997

### 13.1.4 気候変動による停滞性水域の熱・物質循環と水質環境への影響評価と適応策に関する研究（気候変動にともなう流域からダム貯水池・湖沼に流入する土砂量・栄養塩負荷量の変化の把握、ダム貯水池・湖沼の水質予測手法の構築と水質への影響評価）

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：南山瑞彦、平山孝浩、對馬育夫、金子陽輔

担当チーム：水工研究グループ（水理）

研究担当者：石神孝之、櫻井寿之、中西哲

#### 【要旨】

本研究では、気候変動による気温、降水量の変化がダム貯水池の水質、濁質に与える影響についての将来的な予測に取り組んだ。計画初年度である今年度は、東北地方にある御所ダムを対象に、水質変動予測モデルを構築し、現在気候および将来気候6ケースの全7ケースについて、20年間の水質予測シミュレーションを行った。主な結果として、放射強制力の変化が大きいシナリオほど、底層の貧酸素化が進行する傾向が確認されたが、降雨パターンによっては、貯水池内部の温度成層を破壊するため、底層の貧酸素化が抑制される傾向も確認された。今後は、本研究で構築した水質変動予測モデルの精度向上に資する検討を行うとともに、気候変動に対応する適応策の評価に関する検討等を行う予定である。

キーワード：地球温暖化、湖沼、貯水池、水質変動予測モデル、水質保全

#### 1. はじめに

地球温暖化が水環境に与える影響は徐々に顕在化しており、現在における全ての温室効果ガス排出とその他の強制力因子は、今後数十年にわたる気候変動の速度及び程度に影響を及ぼすと報告されている<sup>1)</sup>。そのため、温暖化影響の緩和策とともに適応策の検討が重要であり、精度の高い影響予測に基づく適応策の評価と、その実施に向けた取組が必要となっている。平成27年11月、「気候変動の影響への適応計画<sup>2)</sup>」が閣議決定され、これに伴い、国土交通省が「国土交通省気候変動適応計画<sup>3)</sup>」を公表し、実施予定の適応策について整理した。気候変動による地球温暖化が生じる場合、気温上昇に伴う表層水温の上昇、湖沼の温度分布の変化、生物反応や物理化学反応速度の変化、降雨量や降雨パターンの変化に伴う湖沼流入負荷量や水量の変化が予想されるが、気候変動に伴う湖沼の水質変化を定量的に示した研究は少ない。

これまで土木研究所では、本課題の先行研究にあたる『地球環境の変化が河川湖沼水質に及ぼす影響に関する調査(H21～H25)』の中で、地球温暖化に伴う水温の上昇が湖沼におけるNO<sub>3</sub>の上昇、藻類種の変化(珪藻→藍藻)を引き起こす可能性を、1Boxモデルを作成

することにより導き出した。しかしながら、将来の降雨パターンを検討するには、より詳細な検討ができる水質モデルを利用する必要がある。本研究では、水環境における地球温暖化の影響予測の精度向上を目指し、流域における適応策とその効果、優先度を評価することを目的とし、地球温暖化が湖沼や貯水池等の水環境に与える影響とその適応策について検討する。

今年度は、東北地方に位置する御所ダムを検討対象とし、気候変動による気温、降水量の変化がダム貯水池の水質、濁質に与える影響について検討した。

#### 2. 検討ダムの選定および各種パラメータの設定

##### 2.1 検討ダムの選定


気候変動の影響が大きいと考えられる東北地方の国土交通省管理の18ダム貯水池から、ダムの諸元・地形条件・流域状況・水質障害の発生状況を基に、「現在水質障害が生じていないダム」、「10年以上前に竣工されたダム」に着目し、1次選定を実施し、浅瀬石川ダム、御所ダム、四十四田ダム、湯田ダム、七ヶ宿ダム、玉川ダム、月山ダム、白川ダム、摺上川ダムの9ダムを選定した。次いで、ダムフォローアップ資料等に記載されている貯水池や下流河川の水質を確認し、「気

候変動の影響で将来水質問題（冷温水放流、底層貧酸素化、濁水長期化、富栄養化等）が顕在化する可能性のあるダム」の観点から2次選定を行い、さらに、データの存在状況等を確認し、検討対象ダムとして御所ダムを選定した。

## 2.2 御所ダム緒元

御所ダムは、岩手県盛岡市に位置する国土交通省管理ダムである。流域形状は南北に長く東西に比較的狭く、流域面積は635 km<sup>2</sup>である。御所ダムの諸元を表1に、容量配分図を図1に示す。

表1 ダム諸元

項目	内容	
ダム	位置	岩手県盛岡市
	形式	コンクリート・ロックフィル複合ダム
	目的	洪水調節、灌漑、発電、上水道
	堤高	52.5 m
	堤長	327.0 m
	堤体積	フィル：980.0 千 m <sup>3</sup> コンクリート：220.0 千 m <sup>3</sup>
	計画高水量	2,450 m <sup>3</sup> /s
	計画調節量	1,250 m <sup>3</sup> /s
	放流設備	洪水吐：ラジアルゲート（オリフィス）3門 洪水吐：ラジアルゲート（クレスト）4門 利水放流：ホロ-ジェットバルブ 1門 表層取水：鋼製2段式ローラーゲート
貯水池	流域面積	635 km <sup>2</sup>
	湛水面積	6.4 km <sup>2</sup>
	総貯水量	65,000 千 m <sup>3</sup>
	有効貯水量	45,000 千 m <sup>3</sup>
	地形	

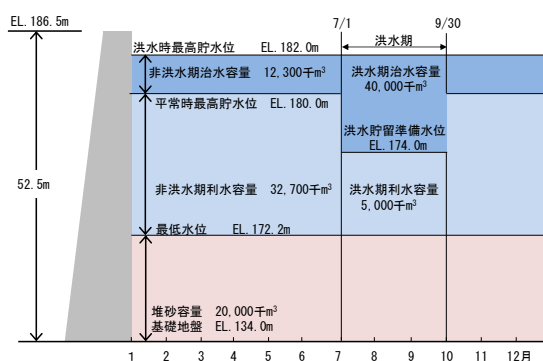


図1 容量配分図

## 2.3 将来予測シナリオからの気象データの作成

### 2.3.1 将来予測シナリオ選定

気候変動による御所ダムの水質変化予測を実施するため、環境省が公表している気象予測データを集約・整理し、計算条件としての設定を行った。環境省が2014年6月6日に日本国内における気候変動による影響のための気候変動予測に供することを目的に公表したRCPシナリオに基づく地域気候モデル(MRI-NHRCM20: 水平格子20km)の出力結果を用いた。RCPシナリオは、政策的な温室効果ガスの緩和策を前提として、将来の温室効果ガスを安定化レベルとそこに至るまでの経路のうち代表的なものを選択し作成されたシナリオである。RCPシナリオには、放射強制力の変化が大きい順に、RCP8.5、RCP6.0、RCP4.5、RCP2.6の4つのシナリオが存在する。本研究では、現在気候を基にしたケースをHPA\_m02（現在気候）、RCP2.6、RCP4.5、RCP6.0、RCP8.5のうち海面水温をSST1、積雲対流スキームのうちYSを使用したケースをRCP2.6\_C1、RCP4.5\_C1、RCP6.0\_C1、RCP8.5\_C1とした。また、これらに加え、RCP8.5のシナリオのうち積雲対流スキームYSを使用し、海面水温をSST2、SST3を使用したケースをRCP8.5\_C2、RCP8.5\_C3とし、差分法を用いたバイアス補正を行い、各予測シナリオの変化を確認した。

### 2.3.2 気温データの作成

各予測シナリオの月別平均気温の比較を図2に、予測シナリオ毎の平均気温と月平均気温の最大値・最小値の比較を図3に示す。月別の平均気温では、最も気温の低い1月において現行気候からの変化幅が大きく、現在気候では-2.8℃であるのに対し、中位の排出シナリオのRCP4.5\_C1で-0.9℃(+1.9℃)、高位の排出シナリオのRCP6.0\_C1で-0.5℃(+2.3℃)、さらに高位の参照シナリオRCP8.5\_C3においては2.9℃(+5.7℃)

となっていた。平均気温においては、RCP2.6\_C1～RCP6.0\_C1では1-2°Cの上昇であるが、RCP8.5\_C1～C3で4-5°Cと上昇量が大きかった。

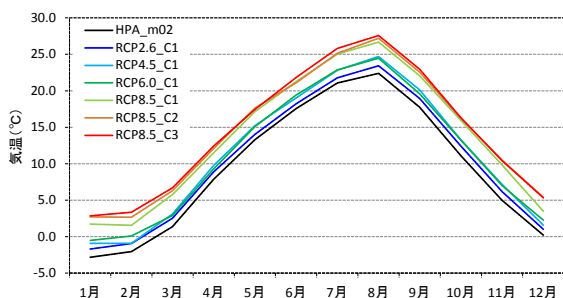


図2 予測シナリオ毎の月別平均気温の比較

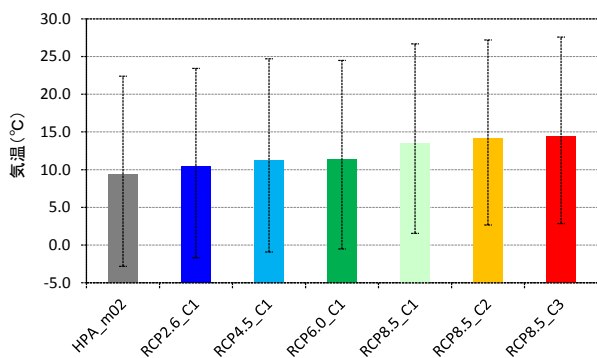


図3 予測シナリオ毎の平均気温と月平均気温

### 2.3.3 雨量データの作成

各予測シナリオの月別平均雨量の比較を図4に、年総雨量の平均値・最大値・最小値の比較を図5に示す。月別雨量では、高位のシナリオほど、1月-3月の雨量が多くなる傾向が見られた。また6月-10月においてはシナリオ毎の変化幅が大きく、特にRCP6.0シナリオで7月の降水量が多かった。年間総雨量では、各シナリオとも大きな差はなかった。ただし、RCP8.5\_C2では、年間総雨量の最大値が約3,000mmと比較的多い年があった。

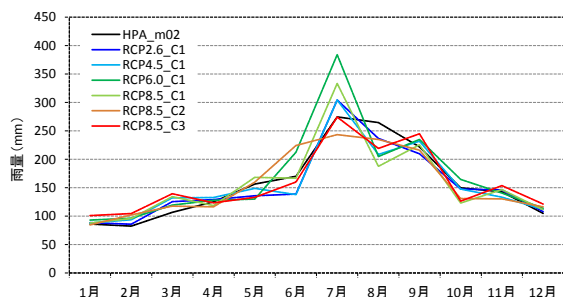


図4 予測シナリオ毎の月別雨量の比較

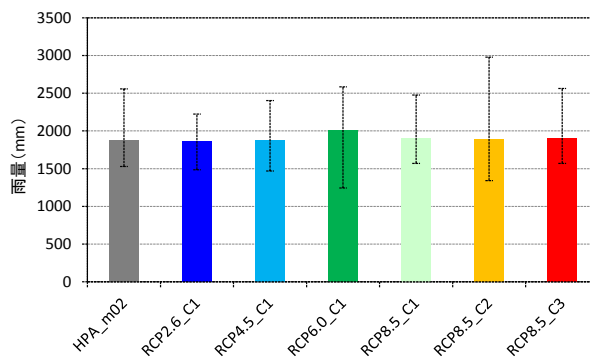


図5 予測シナリオ毎の年総雨量の平均値

## 2.4 モデルの作成

### 2.4.1 流出モデル

降雨からダム貯水池に流入する流量を算出するための分布型流出モデルとして、本研究ではWEP (Water and Energy transfer Process) モデルを用いた。WEPモデルとは土木研究所が開発したメッシュベースモデルであり、流域スケールで水・エネルギー量の分析を行うことができる<sup>4)</sup>。一方、春季の融雪による流入量の増加を考慮するにあたっては別途、御所ダム流域における既存の積雪の観測所のデータを用いて分布傾向を分析し、融雪量を計算した(図6)。なお、降雨による積雪の融解については二次的な因子と見なし、本研究では省略した。今後、予測精度を向上する場合、検討する必要があると考えられる。

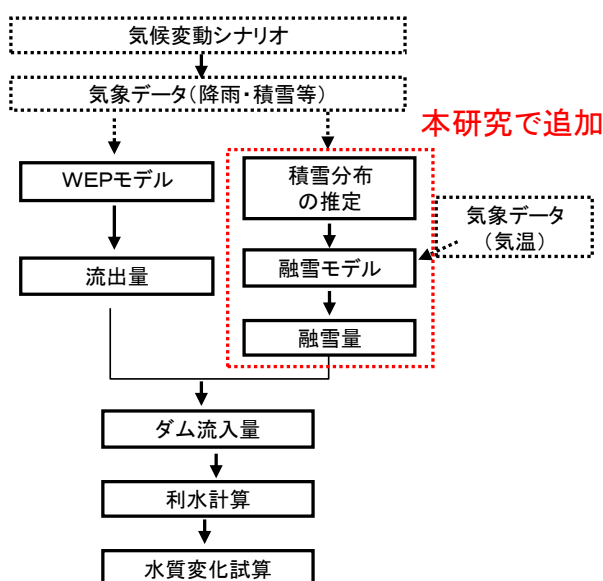


図6 融雪を考慮したダム流入量予測の流れ

## 2. 4. 2 利水モデル

利水モデル作成にあたり、下流の利水基準点や取水地点、治水基準点における確保水量を確認した。また、御所ダムのダム操作規則における貯水池利用状況と貯留された流水の放流および発電放流に関連する条文や過去の運用時の特徴を考慮した。構築した利水モデルは実測値を良好に再現可能だったことを確認した。

## 2. 4. 3 水質予測モデル

水質予測モデルは、流れの場と富栄養化現象の両方を精度良く予測するために広く用いられる鉛直2次元モデルを使用した。生態系モデル（概念図を図7に示す）は、有機態物質は懸濁態、溶存態に分割し、無機態窒素はアンモニア態窒素、亜硝酸態窒素、硝酸態窒素の3態で計算した。また、動物プランクトンを含むモデルとした。予測項目としては、貯水池内の流速、貯水池および放流水の水温、SS、植物プランクトン、動物プランクトン、POC（懸濁態有機炭素）、POP（懸濁態有機リン）、PON（懸濁態有機窒素）、DOC（溶存態有機炭素）、DOP（溶存態リン）、DON（溶存態窒素）、PO<sub>4</sub>-P（リン酸塩）、NH<sub>4</sub>-N（アンモニア態窒素）、NO<sub>2</sub>-N（亜硝酸態窒素）、NO<sub>3</sub>-N（硝酸態窒素）、DO、COD

であり、予測可能な現象としては、ダム貯水池の断続的な流動、水温による成層流、濁水の流動、各水質項目の変化、放流水質が挙げられる。

## 3. 気候変動による土砂量、栄養塩負荷量の推定

### 3. 1 USLE 式を用いた推定

貯水池に流入する栄養塩負荷量や土砂量の算出に関して、既往の検討では、L-Q 式（流入負荷と流量の関係式）が広く用いられているが、L-Q 式は個別の河川ごとに現地観測のデータが必要なため、L-Q 式がない場合も多い。したがって、本研究では、L-Q 式に頼らず、より簡易に気候変動の影響を反映した栄養塩負荷量と土砂量の流入量を設定する方法を検討するため、USLE 式を用いた検討を行った。USLE 式は農地を対象とした土壌流出の経験式として用いられるが<sup>5)</sup>、式中に降雨強度に関する係数 R が含まれており、ダム流域における気候変動に伴う降雨特性の変化による負荷量への影響を予測できると考えられる。

$$A = R \cdot K \cdot LS \cdot P \cdot C \quad (1)$$

ここで、A：単位面積当たりの流出土砂量 (tf/ha)、R：降雨係数 (tf・m<sup>2</sup>/ha/h)、K：土壤係数 (h・m<sup>2</sup>)、LS：地形係数、C：作物係数、P：保全係数

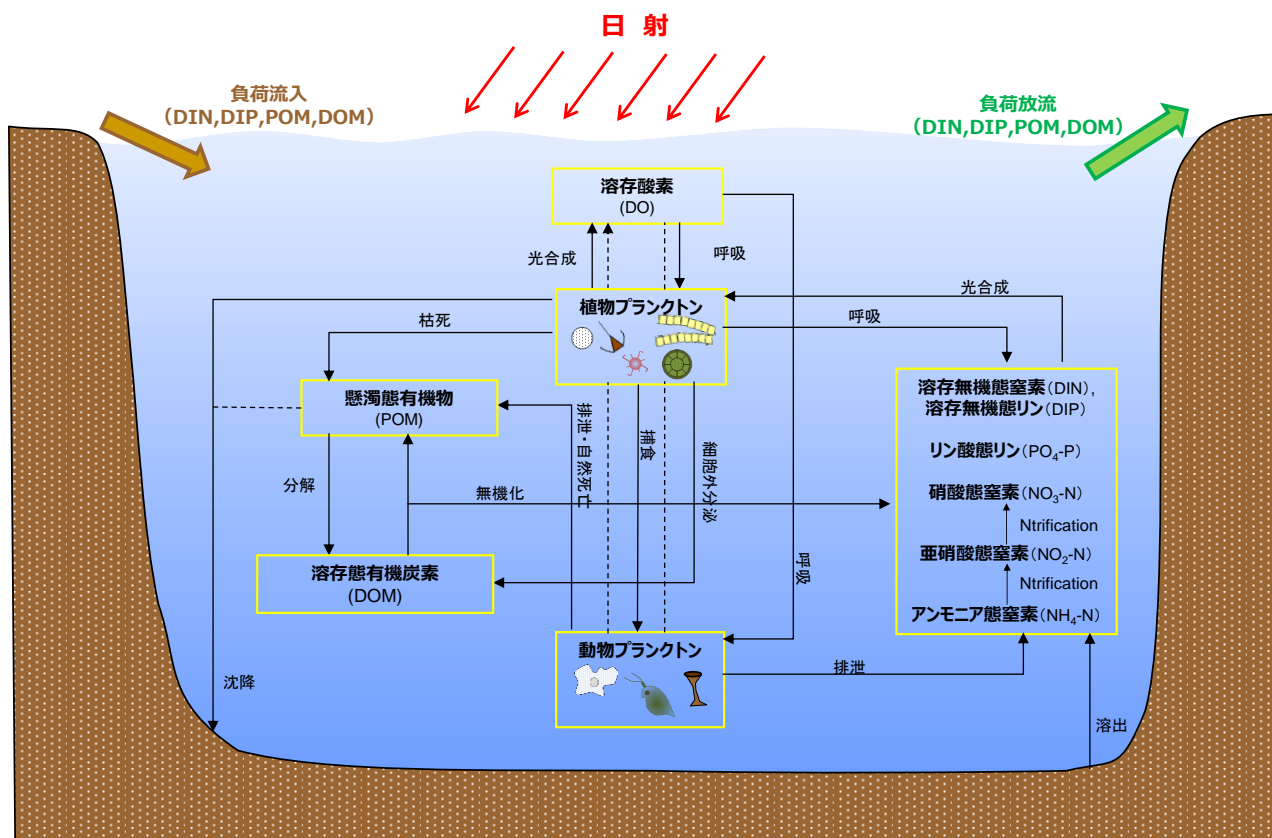


図7 生態系モデルの概念図



USLE 式によって気候変動による将来の年間流入土砂量を推定し、最終的に水質予測に使用可能な時系列データへの変換を行った。

### 3. 2 推定結果

上記の USLE 式を用いて、対象期間における年間流出土砂量の推定を行った。その結果、推定値は年間 30-80 (千 ton/年) となった。これは、御所ダムの年堆砂量の 1-2 割程度にしか相当しないが、過年度に実施された堆砂ボーリング調査に基づく粒径比率では、堆砂量の約 2 割が粘土分で占められており、年間負荷量のオーダーとしては概ね推定できていると考えられる。また、御所ダムの L-Q 式と年間負荷量の比較を行った結果を図 8 に示す。この結果から、両者の相関性は高いものの、USLE 式による負荷量は L-Q 式の 2-6 倍大きかった。L-Q 式に関しては大きな出水時の観測結果が反映されていないため、全体的に過小評価されている可能性がある。したがって、USLE 式による推定値の妥当性について、年間負荷量での推定精度を検証するためには、L-Q 式の推定精度を高めるか、ボーリング調査結果と堆砂の経年変化を基にして年間の粒径別堆砂量を算出するなどの手法によって検証することが必要であると考えられる。

以上から、USLE 式による推定について量的な精度には多少の課題は残るものの、L-Q 式が存在しない場合でも USLE 式に基づく手法によって年間負荷量の経年変化を推定できる可能性があることがわかった。

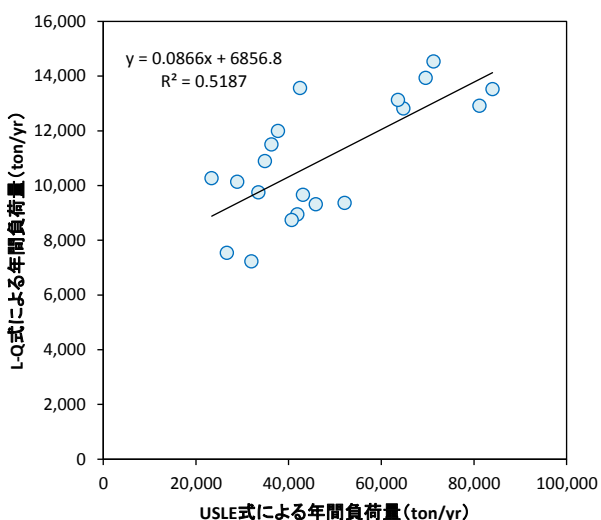


図 8 USLE 式と LQ 式による年間負荷量の比較

USLE 式は土砂量の推定式であるため、栄養塩負荷量を直接的に計算することはできない。そこで、本研究では、定期水質調査結果から SS と PON、POP の相関式 (図 9 および図 10) を作成し、USLE 式で算出した SS を説明変数として与え、栄養塩負荷量とした。

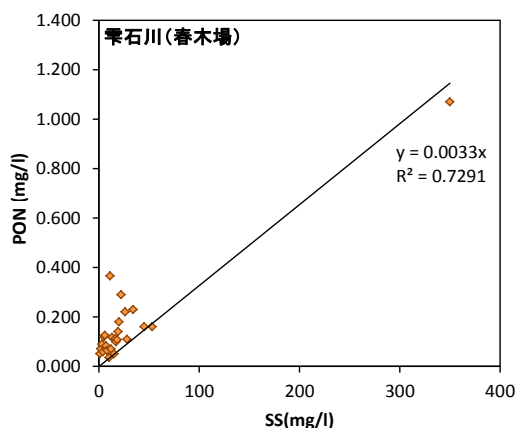


図 9 御所ダムの SS と懸濁態窒素 (PON) の相関式

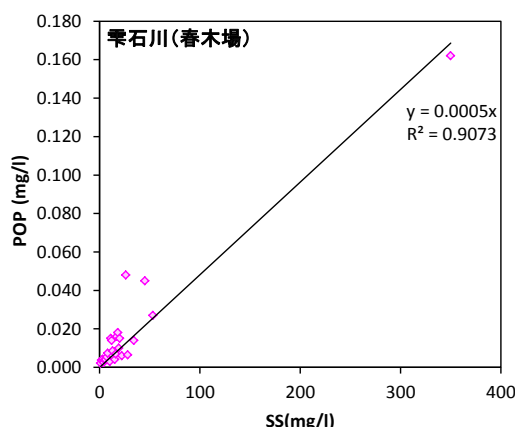


図 10 御所ダムの SS と懸濁態リン (POP) の相関式

## 4. 計算条件の設定

### 4. 1 ダム流入水量

各予測シナリオを用いた月別のダム流入量の比較を図 11 に、各予測シナリオの年間総流入量の平均値・最大値・最小値の比較を図 12 に示す。月別流入量では、融雪期の流入量が高位のシナリオほど小さくなっていた。これは気候変動によって積雪量が小さくなったことで、融雪期の流入量が小さくなったことが理由と考えられる。また、年間総流入量も、同様の傾向があった。興味深いことに、7 月の流入量が最も多かったのは、影響度の最も大きい RCP8.5 シナリオではなく、RCP6.0 シナリオであった。その理由として、RCP6.0 では 7 月の月間雨量が多いことが考えられる (図 4)。

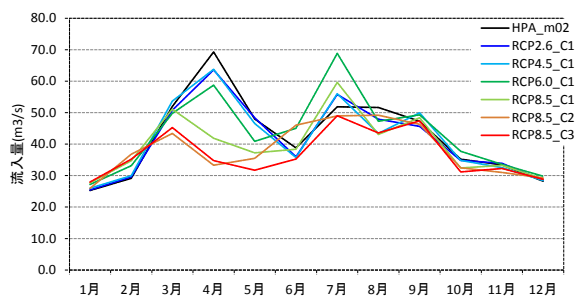


図 11 予測シナリオ毎の月別流入量の比較

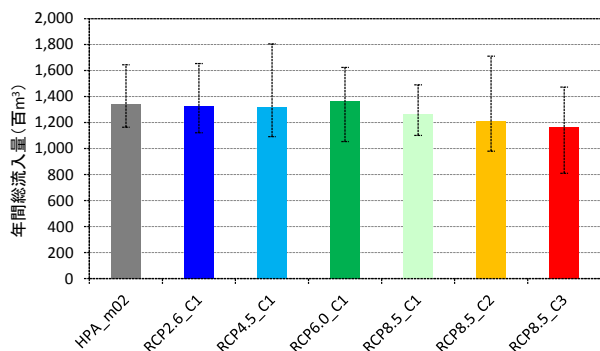


図 12 予測シナリオ毎の年間総流入量の平均値

## 4.2 利水計算

各予測シナリオの月平均貯水位の比較を図 13 に示す。3月-5月にかけての月平均貯水位は、高位のシナリオほど貯水位が低くなっていることがわかる。これは、融雪前に低下させた貯水位が、融雪量が減少したため、十分に回復できなかったためと考えられる。また、8月-12月の平均貯水位は概ね同程度であり、どの予測シナリオにおいても現行の貯水位運用を行うだけの流入量があると考えられた。

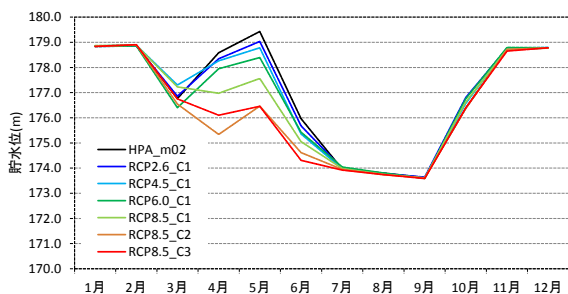


図 13 気候変動シナリオ毎の月平均貯水位の比較

## 4.3 流入水質データ

各気候変動シナリオから算出した気象データとダム流入量より、流入水温、流入 DO、L-Q 式および USLE 式により、各予測シナリオにおける流入 SS、TN、TP の時系列データを作成した。流入水温は、気温との相関で算出されていることから、月別や年平均の変動の傾向は気温と同様であった。平均流入水温は、RCP2.6\_C1~RCP6.0\_C1 では 0.5-1°C 程度の上昇であり、RCP8.5\_C1~C3 では 2-3°C 上昇していた。月別流入 SS は、高位のシナリオにおいて融雪期で流入量が少なくなることから、高位のシナリオほど流入 SS は低下していた (図 14)。流入 DO は、高位シナリオほど低下していた。気温が上昇すると流入 DO 濃度が低下するためであると考えられる。平均流入 DO は、RCP2.6\_C1~RCP6.0\_C1 では 0.1-0.3 mg/L 程度の低下であり、RCP8.5\_C1~C3 では 0.5-0.6 mg/L 低下していた。流入 TP、TN は、SS と同様に高位のシナリオにおいて融雪期で流入量が少なくなることから、融雪期でシナリオ毎のバラつきが大きく、高位のシナリオほど少なくなる傾向が見られた。

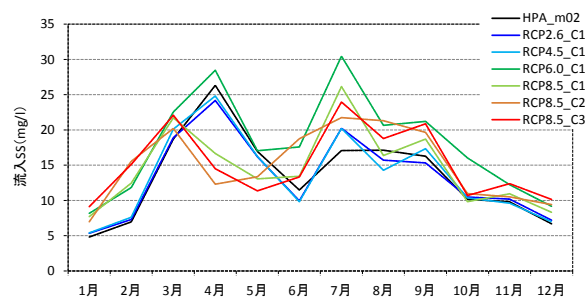


図 14 予測シナリオ毎の月別流入 SS (USLE 式) の比較

## 5. 水質変化予測

### 5.1 水温

各シナリオにおける年平均水温と月平均水温の最大値・最小値の比較を図 15 に示す。貯水池水温の上昇は、気温・流入水温の上昇の傾向と同様の変動を示していた。表層の年平均水温は現在気候と比較し、RCP2.6 シナリオで 0.8°C、RCP4.5 と RCP6.0 で 1.3°C、RCP8.5\_C1~C3 で 2.9-3.5°C の上昇が見られた。

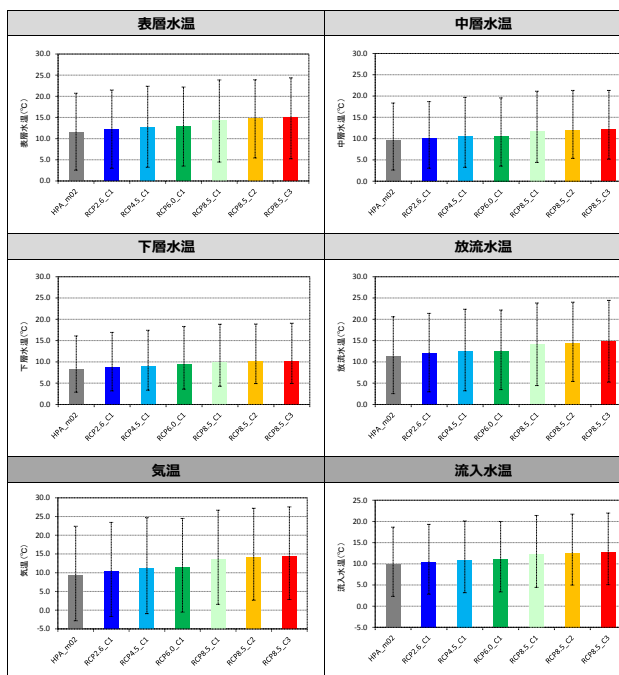


図 15 各シナリオにおける平均水温と月平均水温の最大値・最小値の比較

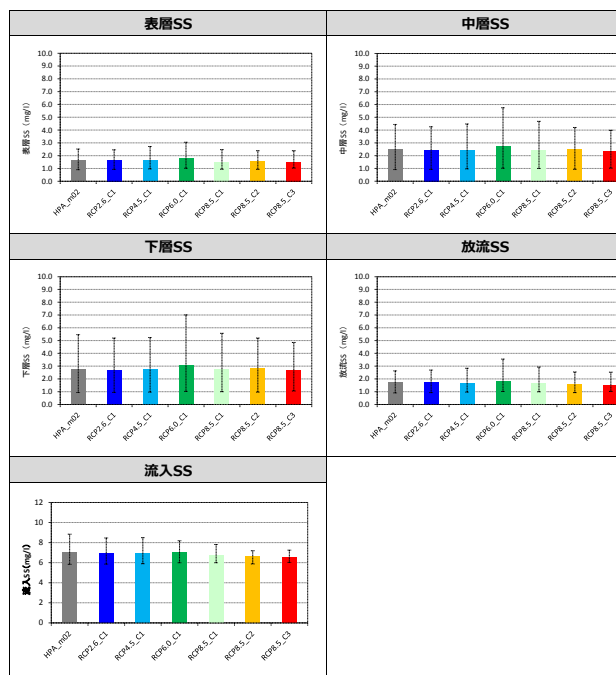


図 16 各シナリオにおける平均 SS 濃度と月平均 SS 濃度の最大値・最小値の比較

## 5. 2 SS

各シナリオにおける年平均 SS と月平均 SS の最大値・最小値の比較を図 16 に示す。貯水池の平均 SS 濃度は、出水頻度の高い RCP6.0 シナリオで相対的に高い値を示したが、どのシナリオも概ね同程度の変動幅となっていた。SS 濃度は表層よりも中層・下層が高く、下層で変動幅が大きかった。御所ダムでは表層放流を行っており、放流 SS は表層 SS の変動と類似していた。

## 5. 2 DO

各シナリオにおける年平均 DO と月平均 DO の最大値・最小値の比較を図 17 に、年最小 DO 濃度の平均値・最大値・最小値の比較を図 18 に示す。貯水池の平均 DO 濃度では、表層・中層・下層ともに高位の排出シナリオほど DO が低下した。しかし、出水頻度の高い RCP6.0 シナリオでは、下層 DO において RCP2.6 シナリオと同程度の値となっていた。下層 DO の最小値 (図 19) では、RCP4.5 と RCP8.5 で下層 DO が 0.0 mg/L となる年があるのに対して、RCP6.0 では最低で

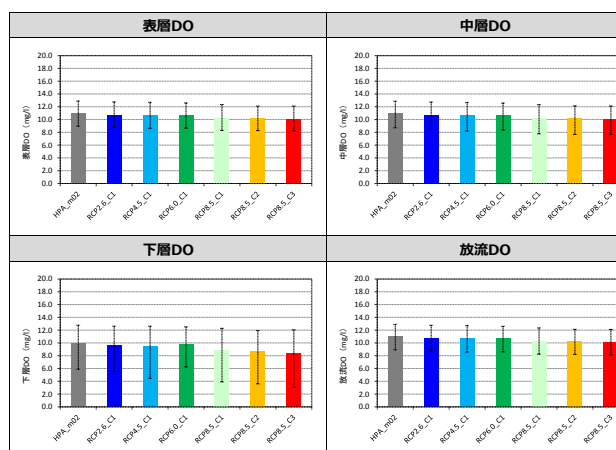


図 17 各シナリオにおける平均 DO 濃度と月平均 DO 濃度の最大値・最小値の比較

も 0.9 mg/L となっていた。RCP6.0 シナリオでは、気温上昇よりも出水頻度の増加によって貧酸素化が生じにくくなっていると考えられる。

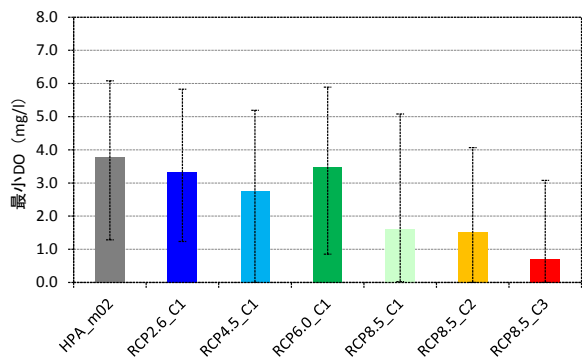


図 18 年最小 DO 濃度の平均値・最大値・最小値の比較

### 5.3 クロロフィル a

各シナリオにおける平均クロロフィル a 濃度と月平均クロロフィル a の最大値・最小値の比較では、各シナリオとも概ね同程度の値を示していた。

## 6. 気候変動が水質変化現象に与える影響

### 6.1 温水放流

気温上昇に伴う温水放流の発生状況を把握するため、シナリオ毎の温水放流日数を計算した。温水放流日数の定義として、現在気候の流入水温をベースに 20 年間の日々の流入水温の最大値と最小値を変動範囲として設定し、最大値を上回る日数をカウントした。シナリオ毎の年間温水放流日数の平均値・最大値・最小値の比較を図 19 に示す。年間の温水放流日数は、気温上昇が大きいシナリオほど、日数が多くなる傾向がみられ、RCP2.6~6.0 で現在気候の 2 倍程度に増加すると予想された。

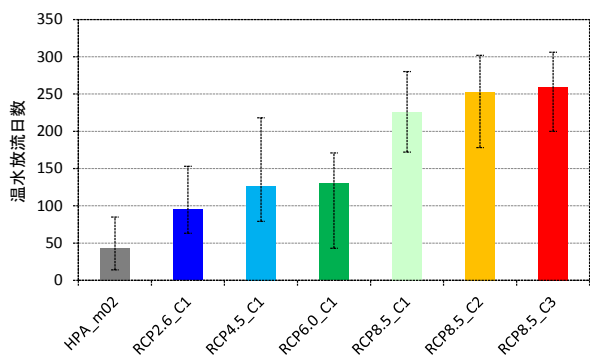


図 19 各シナリオにおける年間温水放流日数の平均値・最大値・最小値の比較

### 6.2 貧酸素化

貧酸素化の傾向を把握するために、各シナリオにおいて、下層 DO 濃度が 2.0 mg/L 以下の日数をカウントした (図 20)。下層 DO 濃度が 2.0 mg/L 以下の発生日数の平均値・最大値・最小値の比較を図 21 に示す。下層 DO 濃度が 2.0 mg/L 以下になる日数の最大値は、RCP2.6、RCP6.0 では 12 日であるのに対し、RCP4.5 では 50 日と比較的大きかった。RCP4.5 では出水頻度が高い RCP6.0 よりも成層が破壊される頻度が少なく、鉛直混合が生じにくく、貧酸素化が生じやすいためと考えられた。また、貧酸素化が生じやすいのは、8月、9月であり、それ以外の月では、ほとんど貧酸素化は生じないという結果であった。

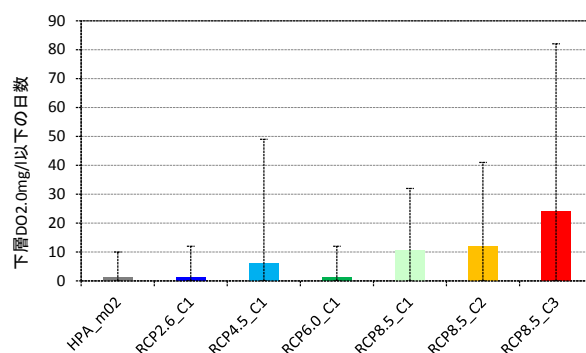


図 20 下層 DO 濃度 2.0mg/L 以下の年間発生日数の平均値・最大値・最小値の比較

### 6.3 濁水長期化

濁水長期化の傾向を把握するため、各シナリオの放流 SS 濃度が 10 mg/L 以上の日数をカウントした。放流 SS 濃度 10 mg/L 以上の年間日数の平均値・最大値・最小値の比較を図 21 に示す。年間の平均発生日数を見ると、RCP6.0 では現在気候の 2 倍程度発生日数が増加しているが、他のシナリオは現在気候の変動幅と概ねにおいて同程度であった。

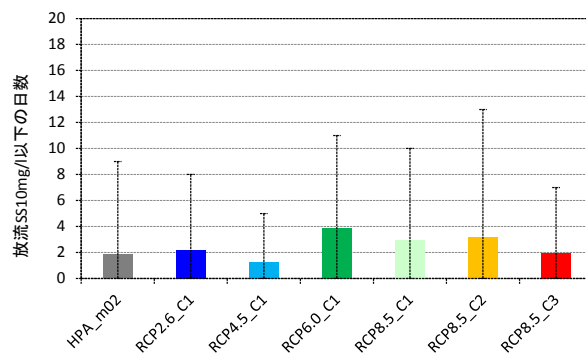


図 21 放流 SS 濃度 10 mg/L 以上の年間発生日数の平均値・最大値・最小値の比較

## 6. 4 USLE 式と LQ 式の比較

L-Q 式および USLE 式を使用した場合の各シナリオの水質予測計算結果を図 22 に示す。USLE 式を使用したことで、L-Q 式よりも流入 SS 負荷量が増加したことから (4-5 倍程度)、貯水池内の SS 濃度が 3-4 倍程度増加した。また、SS の境界条件を変化させたことによる貯水池水温、DO の変化は小さかった。このことから、御所ダム貯水池特性として流入量や流入水温の方が流入 SS より貯水池の混合形態に影響を及ぼしている可能性が考えられた。SS、TN、TP の境界条件を変化させたことによるクロロフィル a の変化はほとんど見られなかった。これは、懸濁態の影響は溶存態と比較し感度が小さいことや、懸濁態は一度沈降して溶出することで湖内水質に影響すると考えられるが、本モデルでは底泥の増加に伴う栄養塩類の溶出速度の増加といったメカニズムまではモデル化されていないことが影響していると考えられる。

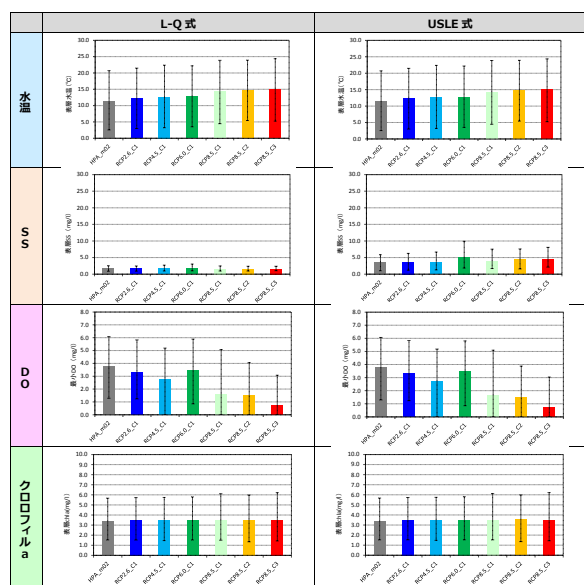


図 22 L-Q 式を使用した場合と USLE 式を使用した場合の各水質項目の計算結果の比較

## 7. まとめ

本研究では、気候変動が御所ダムの水質に与える影響について水質変動予測モデルを構築し検討を行った。本研究での検討結果を以下にまとめる。

- ・流出モデルとして、WEP モデルに融雪を考慮したモ

デルを構築した。利水モデルは直接取水や下流河道での取水を考慮し構築し、貯水位運用データを作成した。

- ・御所ダムにおける現在気候及び将来気候 6 ケース、全 7 ケースの 20 年間の将来予測計算を実施した。御所ダムでは検討対象ダム選定時に貧酸素化に伴う底層嫌気化が進行すると推定しており、予測計算結果からも高次のシナリオになるにつれて貧酸素化が進行する傾向が確認された。また流況の比較的良い RCP6.0\_C1 シナリオでは現在気候と同程度の変化であった。
- ・水質試算の結果、既往の L-Q 式を使用した計算と USLE 式を使用した計算では、SS については流入土砂濃度の変化によって湖内の SS 濃度に大きな変化が生じたが、クロロフィル a や DO といった水質項目にはほとんど変化が見られなかった。これは、懸濁態の影響は溶存態と比較し感度が小さいことや、懸濁態は一度沈降して溶出することで湖内水質に影響すると考えられるが、本モデルでは底泥の増加に伴う栄養塩類の溶出速度の増加といったメカニズムまではモデル化されていないことが影響していると考えられた。

今後は、本研究で構築した水質変動予測モデルの精度向上に資する検討を行うとともに、気候変動に対応する適応策の評価に関する検討等を行う予定である。

## 参考文献

- 1) 文部科学省, 経済産業省, 気象庁, 環境省: IPCC 第 5 次評価報告書統合報告書政策決定者向け要約 (翻訳), 2015.
- 2) 環境省: 気候変動の影響への適応計画, 2015.  
<http://www.env.go.jp/press/files/jp/28593.pdf>
- 3) 国土交通省: 国土交通省気候変動適応計画, 2015.  
<http://www.mlit.go.jp/common/001111532.pdf>
- 4) Jia, Y., Ni, G., Kawahara, Y. and Suetsugi, T.: Development of WEP model and its application to an urban watershed. *Hydrological Processes* 15, 2175-2194. 2001.
- 5) 鶴木啓二, 多田大嗣, 細川博明: USLE による畑地流域からの土砂流出解析, 第 53 回北海道開発技術研究発表会, 2010.

## 13.2 水質リスク軽減のための処理技術の開発

### 13.2.1 公共用水域における健康・生態リスクが懸念される化学物質の制御手法に関する研究

担当チーム：水環境研究グループ（水質）

研究担当者：南山瑞彦、北村友一、對馬育夫、  
真野浩行、武田文彦、金子陽輔、  
小森行也

#### 【要旨】

都市河川で検出される微量化学物質の中には、下水道を経由して到達したものが存在すると考えられる。河川水中に存在する微量化学物質を効率的に削減するためには、下水処理水中に存在する微量化学物質の除去技術開発が必要である。本年度は、下水処理水中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸 (LAS) やノニルフェノール (NP) の微生物担体処理による削減について検討した。また、異常時・災害時に下水処理場で微量物質負荷を削減するための緊急対策手法について検討を行った。

キーワード：LAS、ノニルフェノール、微生物担体処理、微生物叢解析、簡易沈殿

#### 1. はじめに

環境中で検出される多様な化学物質による汚染の実態や環境影響に対する関心、懸念が高まっており、安全で快適な水環境の実現・保全に向けた取り組みが求められている。生活排水、工場排水等を受け入れている下水道は、生態リスクが懸念される化学物質の流入が報告されているが、下水道における化学物質の環境負荷削減の寄与を明らかにするため除去特性把握が必要である。また、水質事故又は地震、水害等の異常時・災害時に下水処理場や放流先水域が受ける影響の把握と緊急対策に関する知見は未だ十分とは言えない状況にあることから課題の整理と緊急対策手法の検討が必要である。

具体的な事例として下水道には直鎖アルキルベンゼンスルホン酸 (LAS) やノニルフェノール (NP) といった生態リスクが懸念される化学物質の流入が報告されており、水処理方法によっては、これらの化学物質が水生生物へ影響を与えることが懸念される濃度レベルとなり得る二次処理水が存在すると報告されている<sup>1)</sup>。平成 28 年度は、これらの化学物質の更なる低減を目的として、実下水を処理する活性汚泥処理実験装置の二次処理水にこれらの物質を添加し、微生物担体処理での処理性について検討した。また、微生物担体処理における化学物質の低減に寄与する因子を解明する参考とするため、微生物担体に付着している微生物叢を解析し、反応槽の滞留時間の影響や反応槽内における分布を整理した結果を

報告する。

また、異常時・災害時の下水処理場での緊急対策手法の検討では、異常時・災害時に下水処理場に有害物質が流入した場合、放流先に影響の恐れがある処理場のリストアップの考え方を示すとともに、異常時・災害時の緊急放流をイメージし、簡易沈殿処理による水質変化を調査するための下水処理実験装置を作製した。

#### 2. 活性汚泥処理プロセスと微生物担体を用いた高度処理プロセスにおける微量化学物質の除去特性

##### 2.1 調査方法

##### 2.1.1 微生物担体処理実験

実下水を処理している活性汚泥処理実験装置の終沈出口でLAS含有洗剤とNPの混合液を添加し、微生物担体処理槽の原水として用いた(図-1)。担体にはスポンジ状担体を使用した。既往調査において、曝気を行った担体処理によりLASの除去が確認できていることから<sup>2)</sup>、省力化の検討のため、曝気を行う処理槽(A)と曝気を行わない処理槽(B)～(F)を設定し、LAS、NPの除去特性を調査した。それぞれの槽の実験条件を表-1に示す。処理槽(B)では装置に担体を敷き詰め、固定層とした。処理槽(C)～(E)では担体量の違いによる処理性を比較することとした。担体は一つずつ糸に吊るし、処理槽から流出しないようにした。なお、処理槽(F)には

担体を入れず、処理槽 (C) ~ (E) の対照実験とし

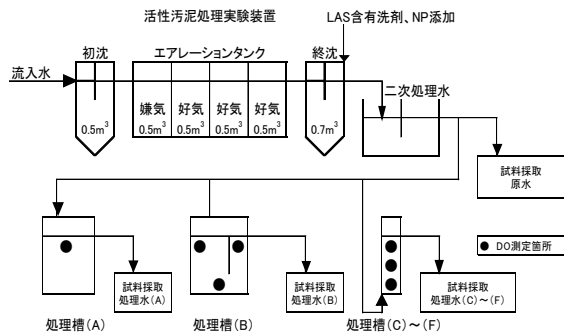


図-1 実験装置の概要と試料採取箇所

た。

試料採取は平成 28 年 6 月から 12 月にかけて行った。LAS、NP の分析については、「水質汚濁に係る環境基準」(平成 26 年 11 月 17 日環境省告示第 126 号) 付表 11 (NP の分析方法) 及び 12 (LAS の分析方法) に示す方法により行った。

### 2.1.2 微生物叢の解析

処理槽内の細菌について、16S rRNA 遺伝子配列に基づき細菌群集構造解析を行った。曝気を行わない処理槽の菌叢に着目し、担体投入量の多い処理槽 (B) および (E) の流入部、中間、流出部から 2

週間に一度スポンジ状担体を採取した。採取した担体は液体窒素により凍結させ、粉碎した後、Extrap Soil DNA Kit Plus ver.2 (日鉄住金環境) を用いて DNA 抽出を行った。抽出した DNA を鋳型として真正細菌の 16S rRNA 遺伝子 V3-V4 領域を標的としたプライマーにオーバーハングアダプター配列を付加したプライマーを用い、PCR 増幅を行った。PCR 増幅産物は AMPure XP kit (Beckman Coulter Genomics) を用いて精製した。DNA シーケンシングには Miseq reagent Kit v3 (600 サイクル、Illumina) を用いて解析した。解析で得た各リードの塩基配列のキメラチェックは USEARCH を用い、Operational Taxonomic Unit (OTU)-picking およびクラスター解析は QIIME を用い、97%以上の相同性を持つ配列を同一 OTU とした。各 OTU の同定には Greengenes データベース ver. 13\_9 をリファレンスとした。また、処理槽 (E) 内の微生物分布を把握するため、糸で吊るした担体を取り出し、63 個の担体を全て (流れ方向に対し #1-#63 とナンバリング) 解析した。

## 2.2 実験結果と考察

### 2.2.1 微生物担体処理実験

表-1 実験条件と DO 測定結果

		調査日	6/17	7/7	10/25	10/27	11/1	11/16	11/30	12/9
処理槽 (A) 試験装置: 8L 担体添加率: 40%	担体を処理槽に投入し、曝気循環	滞留時間(分)	60						測定なし	
		曝気の有無	有							
		DO (mg/L)	飽和状態							
処理槽 (B) 試験装置: 6L 担体添加率: 100%	担体を処理槽に敷き詰め、水の流れにより担体が浮かないよう、上部をプラスチックで固定	滞留時間	30			60				
		曝気の有無	無							
		DO (mg/L)	流入部	2.3	1.9	4.2	2.2	2.4	2.3	
			中心	0	0	0.6	0	0	0	
流出部	0		0	0	0	0	0			
処理槽 (C) 試験装置: 9.4L 担体添加率: 2.8%	担体を糸につるして流出防止	滞留時間	測定なし				30	30	60	
		曝気の有無	測定なし				無	無	無	
		DO (mg/L)	流入部	測定なし				3.1	測定なし	
			流出部	測定なし				3.6	4.6	2.1
処理槽 (D) 試験装置: 9.4L 担体添加率: 5.5%	担体を糸につるして流出防止	滞留時間	測定なし				30	30	60	
		曝気の有無	測定なし				無	無	無	
		DO (mg/L)	流入部	測定なし				3.7	測定なし	
			流出部	測定なし				3.4	3.1	2.7
処理槽 (E) 試験装置: 9.4L 担体添加率: 11%	担体を糸につるして流出防止	滞留時間	測定なし				30	30	60	
		曝気の有無	測定なし				無	無	無	
		DO (mg/L)	流入部	測定なし				3.8	測定なし	
			中心	測定なし				3	2.5	1.3
流出部	測定なし				2.9	2.4	1.1			
処理槽 (F) 試験装置: 9.4L 担体添加率: 0%	処理槽 (C) ~ (E) と同じ装置であるが、担体を投入せず	滞留時間	測定なし						60	
		曝気の有無	測定なし						無	
		DO (mg/L)	測定なし						4.5	

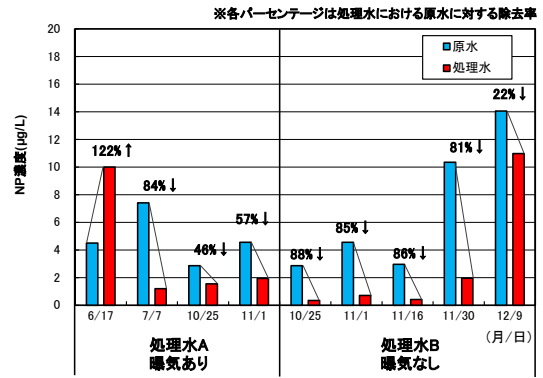
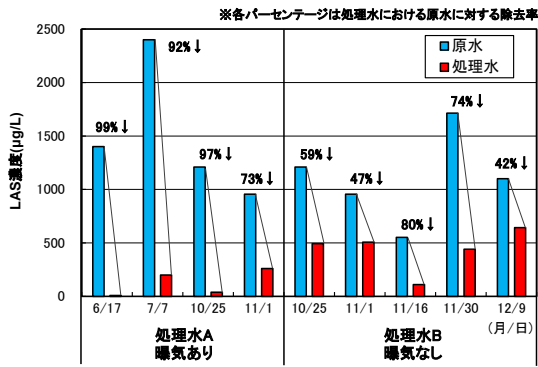


図-2 原水と処理水 (A)、(B) の LAS、NP 分析結果

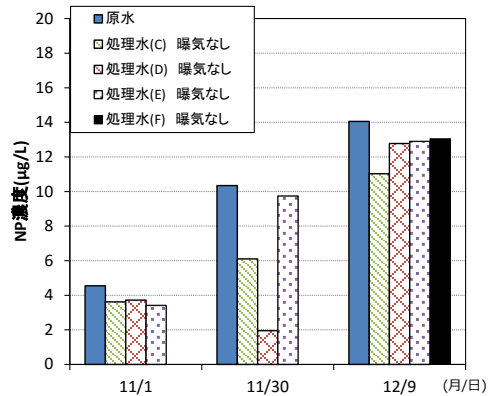
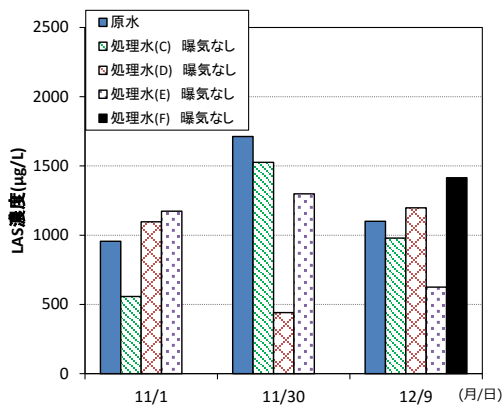


図-3 原水と処理水 (C) ~ (F) の LAS、NP 分析結果

原水 (LAS、NP 添加後) と処理水 (A)、(B) の LAS、NP 濃度を図-2 に示す。処理水 (A) について、LAS 除去率は 73~99%、NP 除去率は 46~84% であった (LAS と NP の混合槽内で、NP の溶解が充分ではなかった 6 月 17 日のデータを除く)。一方で、処理水 (B) の LAS 除去率は 42~80%、NP 除去率は 81~88% (原水の SS が 120mg/L と高い値であった 12 月 9 日のデータを除く) であった。処理槽 (B) の DO は装置の流入部分で 2.2~4.2mg/L で、装置の中心部と流出部分は DO が残っておらず、DO の低い条件においても担体処理によって LAS と NP が低減できる可能性が示された。また、原水と処理水 (C) ~ (F) の LAS、NP 濃度を図-3 に示す。なお、槽に担体を投入していない処理水 (F) (対照実験として行った) の LAS、NP 濃度と原水の濃度には差があり、流入水の濃度変動が要因と考えられた。この変動が処理水 (C) ~ (E) の濃度に影響している可能性も踏まえた上で、処理槽 (C) と、(C) より担体の量が多い (D)、(E) の LAS、NP 濃度について、今回の実験結果では一定の傾向は見られず、担体量を増やすことで LAS、NP が更に低減できるとは言えなかった。今後は、引き続き処理条件

の最適化に向けた更なる調査が必要である。

### 2.2.2 微生物叢の解析

塩基配列解析の結果、各サンプルから取得した約 1~3 万リードの塩基配列から、約 1,000 個の OTU が得られ、近縁な細菌種が同定できた。図-4~図-7 に検出された上位 16 Class の検出割合と各サンプル間における類似度の主座標分析結果を示す。処理槽 (B) および処理槽 (E) において、サンプリングした位置やサンプリング時期に関わらず、菌叢を構

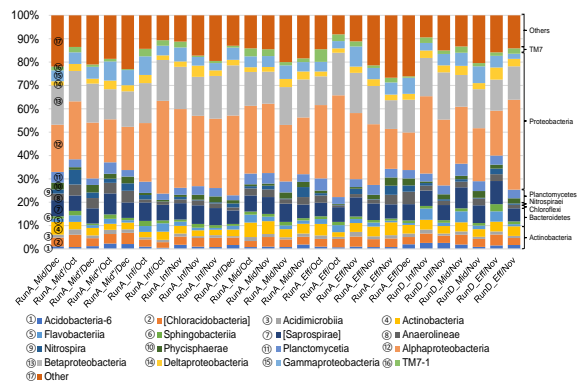


図-4 経日サンプルの細菌群集構造解析結果



成する主な門は Proteobacteria、Bacterodes、Actinobacteria 等で変わらず、特に、Alphaproteobacteria や Betaproteobacteria がそれぞれ平均 27%、16%と高頻度で検出された。また、図-5 に示す主座標分析の結果から、滞留時間が 30 分の場合と 60 分の場合で、菌叢構成が大きく 2 分されていることがわかる。滞留時間の変更が、細菌群集構造に影響したと思われる、LAS、NP の低減に起因する担体の菌叢が滞留時間により異なる可能性がある。一方、処理槽内部の生物担体の流れ方向に 1 つずつ採取した結果 (図-6 および図-7) では、最も流入側に近い位置にあった生物担体において、Alphaproteobacteria が 40%以上検出され、それ

降は DO が流れ方向に伴い徐々に減少するものの、#32 を除き、出口付近までほぼ一定の割合を保ち構成していた。また、出口付近にあった生物担体 (#62 および #63) は、他の大部分の生物担体とは異なる群集構造となっていた。

### 3. 異常時・災害時の下水処理場での緊急対策手法の検討

#### 3.1 異常時・災害時に放流先に影響を及ぼす可能性のある下水処理場のリストアップ

下水道は、生活排水、工場排水を受け入れ下水処理場で下水に含まれる汚濁物質を処理した後、その処理水を河川・湖沼・海域等へ放流している施設であり、水環境への汚濁負荷削減にとって重要な施設である。しかしながら、水質事故又は地震、水害等の異常時・災害時には、下水処理場が機能停止に陥ることも予想され、放流先水域に影響を及ぼす可能性がある。

下水道地震・津波対策技術検討委員会報告書<sup>3)</sup>によれば、平成 23 年 3 月の東日本大震災では、120 ヶ所の下水処理場が被災し、内 48 処理場は稼働停止となった。また、ポンプ場では 112 ヶ所、管路 135 ヶ所が被害を受けた。震災直後にはマンホールからの溢水がみられたが、これらは概ね数週間で復旧されていた。しかしながら、下水処理場が被災した場合は、復旧まで数ヶ月を要し、簡易沈殿処理のみを行い河川へ放流する事例も見られた。放流先への影響把握のため pH、DO、BOD、SS 等の水質モニタリングが行われた。

事故・災害時に下水道が被災した場合、放流先への影響は計り知れなく、緊急対策が必要となる。特に放流先に甚大な影響を及ぼす可能性のある下水処理場をリストアップしておく必要がある。

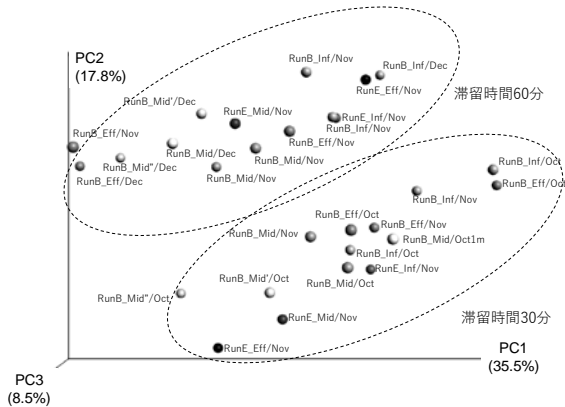


図-5 経日サンプルの主座標分析結果

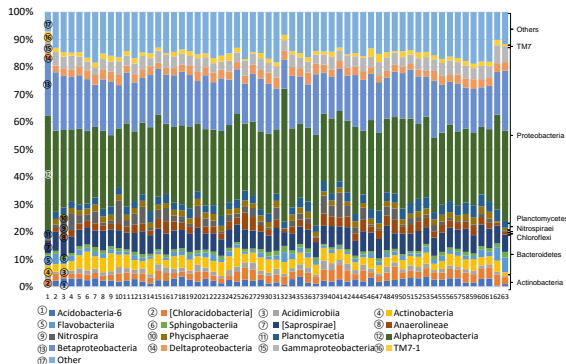


図-6 部位別サンプルの細菌群集構造解析結果

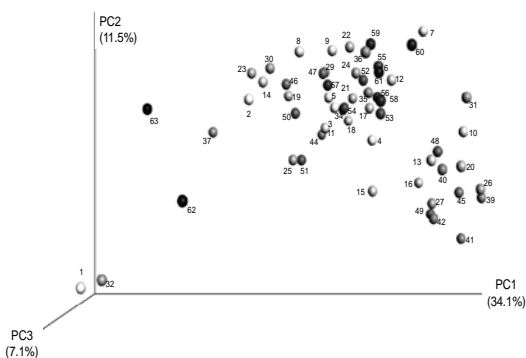


図-7 部位別サンプルの主座標分析結果

下水処理場の放流先への影響として上水道の取水が考えられる。そこで、下水道統計<sup>4)</sup>より下水処理場の放流口の下流に上水道の取水口がある処理場を整理した。その結果を表-2に示す。下水処理場総数2,182の内435の処理場について下流に上水道の取水口がある。下水処理場放流口から10km以内に上水取水口がある下水処理場が164ヶ所、20km以内とすると270ヶ所あった。また、50km以内に拡大すると372ヶ所となり下水放流口と上水取水口の位置関係が把握されている下水処理場の約86%となる。放流先河川での希釈・拡散等の流況にもよるが、下水処理場放流口から近いところにある上水取水口では事故・災害時に放流水が及ぼす影響の度合いを推定しておく必要がある。

### 3.2 下水の簡易沈殿処理実験装置の作製

水質事故又は地震、水害等の異常時・災害時には、下水処理場が被災し処理機能停止に陥ることが考えられる。東日本大震災においても処理機能停止となった処理場が多く見られ、中には機能停止が長期化した処理場もみられた。応急復旧として簡易沈殿処理が行われた。これまで、簡易沈殿処理によるBOD、COD等の有機物、大腸菌群数については調査データが見られるが、有害物質の簡易沈殿処理における処理特性については不明である。本研究では、実験的にデータ取得することを目的とした実験装置を作製した。作製にあたり、実処理場の最初沈殿池、エアレーションタンク、最終沈殿池の水面積負荷、沈殿時間、エアレーション時間等の諸元は、下水道維持管理指針<sup>5)</sup>を参考(表-3)に設定した。作製した下水処理実験装置の諸元を表-4に示す。今後は、実験装置全体を沈殿池とした場合の簡易沈殿処理における微量化学物質の処理特性に関するデータ取得を行う予定である。

## 4. まとめ

### 4.1 活性汚泥処理プロセスと微生物担体を用いた高度処理プロセスにおける微量化学物質の除去特性

下水の二次処理水にLASとNPを添加し、微生物担体処理での除去と処理条件の関係を検討し、以

下の結果を得た。

- ・DOが低い条件下において、LAS除去率は42～80%、NP除去率は81～88%となり、これらの化学物質が除去できる可能性が示された。

- ・今回の実験結果からは、担体量を増加させることで、LAS、NPが更に低減できるとは言えず、

表-2 下水処理場の放流口の下流に上水取水口のある処理場数

処理場施設直近の上水道取水口位置(下流)	処理場数
10km 以内	164
10.1 ~ 20km	106
20.1 ~ 30km	48
30.1 ~ 40km	29
40.1 ~ 50km	25
50.1 ~ 60km	20
60.1 ~ 70km	10
70.1 ~ 80km	9
80.1 ~ 90km	6
90.1 ~ 100km	8
100.1 ~ 110km	5
110.1 ~ 120km	3
120.1 ~ 130km	1
130.1 ~ 140km	0
140.1 ~ 150km	0
150.1 ~ 160km	0
160.1 ~ 170km	1
170km 以上	0
情報なし	1,747
合計	2,182

処理条件の最適化に向けた更なる調査が必要である。

- ・微生物叢解析の結果、滞留時間により微生物叢は大きく変化するものであることがわかった。

### 4.2 異常時・災害時の下水処理場での緊急対策手法の検討

- ・異常時・災害時に下水処理場が機能停止となった場合を想定し、下水処理水の放流先への影響を考慮し、下流にある上水取水口までの処理場を整理したところ、10km以内に164ヶ所あることがわかった。

- ・簡易沈殿処理における微量化学物質の処理特性の実験的データ取得を目的とした実験装置を作製した。今後は、実下水を用いた簡易沈殿処理実験を行う予定である。

## 参考文献

- 1) 小森他, 実下水処理場における直鎖アルキルベンゼンスルホン酸 (LAS) の除去特性, 第 51 回下水道研究発表会講演集, pp307-309, 2014
- 2) 中村他, 生物担体を用いた下水処理水の微量化学物質高度処理実験, 第 53 回下水道研究発表会講演集, pp497-499, 2016
- 3) 下水道地震・津波対策技術検討委員会、下水道地震・津波対策技術検討委員会報告書、平成 24 年 3 月
- 4) 日本下水道協会、下水道統計(平成 25 年度版) CD-ROM 付 (第 70 号)、平成 27 年 11 月
- 5) 日本下水道協会、下水道維持管理指針 2003 年版、pp.20-48、平成 15 年 8 月

表-3 実下水処理場の諸元

	最初沈殿池	曝気槽	最終沈殿池
水面積負荷 ( $m^3/m^2 \cdot d$ )	35~70 (合流)	—	20~30
	25~50 (分流)	—	
沈殿時間 (h)	3.0 (合流)	—	—
	0.5 以上 (合流・雨天)	—	
	1.5 (分流)	—	
エアレーション時間 (h)	—	6~8	—

表-4 下水処理実験装置の諸元

	最初沈殿池	曝気槽	最終沈殿池
水面積負荷 ( $m^3/m^2 \cdot d$ )	33	—	22
滞留時間 (h)	1.4	7.0	2.1
W (m)	0.15	0.15	0.15
L (m)	0.10	0.50	0.15
H (m)	1.96	1.95	1.94

## 13.3 停滞性水域の底層環境・流入負荷変動に着目した水質管理技術の開発

### 13.3.1 底層環境に着目した停滞性水域における水環境管理技術に関する研究（結氷する汽水湖の生物生息環境への支配要因の機構解明、結氷する汽水湖の貧酸素化予測手法の高度化）

担当チーム：寒地水圏研究グループ（水環境保全）  
研究担当者：新目竜一、谷瀬敦、杉原幸樹

#### 【要旨】

塩淡水境界をもつ汽水湖において、結氷下の水質観測を実施した。結氷期間中に連続観測、鉛直分布観測、水質分析を行った。結氷中は塩分躍層が破壊され、水温と塩分は連続的な勾配を持つ分布となる。一方で、溶存酸素(DO)は躍層分布を維持し、躍層位置に高濃度の濁度層が観測された。水質分析の結果から栄養塩の分布はDO躍層位置に依存して大きく変化しており、結氷下においてはDO躍層を通過する化学種の拡散が非常に小さいことが明らかとなった。このことから結氷下の汽水湖では貧酸素塩水層に栄養を蓄え、淡水層にほとんど影響を与えないことが推察される。湖内の栄養塩循環においては解氷期のDO躍層の攪乱が重要であると示唆された。

塩淡水二層汽水湖の網走湖において、塩水層の貧酸素改善を目的に気液溶解装置(WEP)による酸素供給時の水質変化について実水域で実験的な検討を行った。現地で貧酸素水塊を採取し、循環水槽でWEPによる酸素供給を行った結果、純酸素を吸気した場合に溶存酸素を約40mg/Lまで溶解可能であった。現地の貧酸素水塊には毒性物質である硫化水素が130mg/Lの高濃度で蓄積しており、酸素供給によって水中の硫化水素を固体硫黄へ酸化させる反応が優先して、硫化水素を無害化可能であることが、明らかとなった。また、硫化水素を完全に酸化させた水を底泥と接触させることで、水中のオルトリン酸が減少することを確認した。一方で数日間の酸素供給ではアンモニウム態窒素に影響しないことが分かった。

#### 1. はじめに

汽水湖は塩水と淡水が共存する特殊な環境のため、生物生息環境として重要な水域である。特に内水面漁業においてはサケ、マス、ヤマトシジミなど2014年の約3万tの漁獲量の内、汽水湖の漁獲量割合は約70%を占めている<sup>1)</sup>。このなかで、二枚貝であるヤマトシジミ(以下、シジミと略す)漁獲量は1970年の5.6万トンピークに減少を続け、2012年では0.7万トンにまで減少している<sup>1)</sup>。シジミ漁獲量のうち約60%は北海道と青森県で漁獲されており、その漁場はいずれも結氷する汽水湖である。シジミの生息や再生産のためには、塩分濃度、水温、溶存酸素、底質粒度組成が重要であることが知られている<sup>2)</sup>。しかし、既往研究においては主に夏期の挙動について検討されている。例えば、池永ら<sup>3)5)</sup>は北海道の網走湖での塩淡水境界について多くの成果を示し、汽水湖の水質挙動について重要な知見を報告している。佐々木<sup>6)</sup>、梅田<sup>7) 8)</sup>、望月<sup>9)</sup>らは青森県の十三湖での現地観測と数値計算について報告し、塩分濃度や溶存酸素の時空間分布の再現を行い、シ

ジミ産卵環境を検討している。また、西田<sup>10)</sup>、鈴木<sup>11)</sup>、鶴田<sup>12)</sup>らは青森県の小川原湖における現地観測や水質分布およびシジミ生息数の数値計算について報告し、水質形成要因の分析とシジミの生息分布について検討を行っている。これらの結果はいずれも夏期に発達する貧酸素水塊および塩分の挙動に注目し、シジミの生息環境を評価している。一方、結氷下の水質挙動については観測例も少なく、不明な点が多いため、複数年での水質予測を行う上で課題が残されている。

結氷下の水質挙動については、冬季に目立った水質障害が起らないこと、結氷により観測自体が困難となることなどから、断続的な鉛直機器観測もしくは採水分析による水質調査が行われているのみで観測例<sup>13)18)</sup>が非常に少ない。これらの結果からは底層に貧酸素水塊が形成され、栄養塩の溶出が進行することを示している。一方で、結氷期には鉛直方向の水温勾配が夏期と逆になるなど、水温躍層に起因する夏期の水質形成メカニズムとは異なることを示唆している。杉原<sup>19)</sup>は富栄養化した淡水湖において結氷下の連続水質挙動を明らかにしたが、密度躍

層を有する水域での結氷下の連続水質挙動については、報告例が非常に少ない。

塩淡境界を持つ汽水湖の結氷下の水質挙動は、通年での水質変化を考慮するうえで極めて重要である。さらに、シジミ資源保全において越冬環境を把握しなければ連続的な複数年の生息環境を評価することは困難となる。そこで、本研究は塩淡境界を持つ網走湖において結氷下の水質挙動を明らかにすることを目的とした。結氷から解氷に至る期間で水質調査を実施し、水質挙動を検討した。

加えて、ダム、湖沼、海域など停滞性水域における底層貧酸素化は漁業や水質の面で多くの問題が起こっている。これら底層溶存酸素は生物生息環境の保全・再生を目的として新たに環境基準に加えられ<sup>20)</sup>、対応策がさらに要求されることが想定される。

これまで底層貧酸素改善を目的に多くの研究がなされ、現地観測<sup>21), 22)</sup>や貧酸素化プロセス<sup>23), 24)</sup>、モデル化による数値計算<sup>25), 26)</sup>などが行われている。また酸素供給等による直接的な改善に関する研究も数多く行われている。小松ら<sup>27)</sup>は淡水池の隔離水界において、表層水を底層に供給した場合に溶存酸素(DO)がわずかに回復し、栄養塩濃度の低下が起こることを報告している。道奥ら<sup>28), 29)</sup>は、ダム貯水池でマイクロバブルによる曝気によって、DO回復と栄養塩低下、鉛直混合の促進が起こることを報告している。今井ら<sup>30), 31)</sup>は高濃度酸素水製造装置によってダム貯水池で酸素供給試験を実施し、酸素供給と栄養塩濃度の低下を報告している。また、海域における曝気による貧酸素改善の試みが報告されているが、明瞭な改善効果は確認できていない。これらは、淡水のみ、または塩水のみといった均一的な塩分状況下での研究を主とし、酸素を供給することで栄養塩や金属などの溶出が抑制されると結論されている。一方で、淡水と塩水が共存する汽水湖においては研究・報告例が非常に少なく、酸素供給による効果については十分な知見が得られていない。特に塩水と淡水の境界を有する汽水湖においては、曝気式の酸素供給では鉛直混合が促進され、淡水層の塩水化や富栄養化の促進となることが予想され、均一な塩分状況の水域とは異なる対応が求められる。網走湖での、底層貧酸素の改善を目指し、水中型気液溶解装置(WEP：特許第3849986号、松江土建(株)・土木研究所)を用いて、酸素供給時に起こる化学的変化について現地で実験を行った結果をまとめる。

## 2. 現地観測

### 2.1 対象水域

対象水域の網走湖(図-1参照)は北海道北東部に位置し、面積32.3km<sup>2</sup>、最大水深16.1m、平均水深6.1m、貯水量約2億3千万m<sup>3</sup>の海跡湖である。主な流入河川は網走川と女

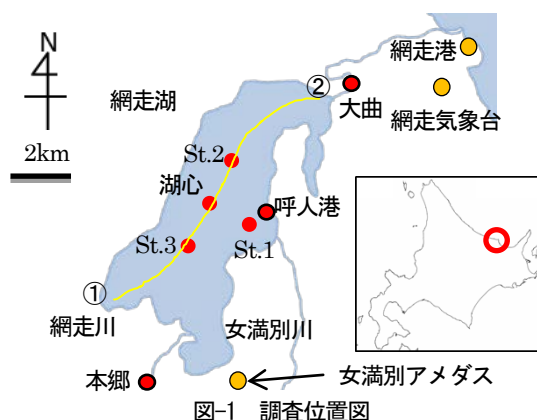


図-1 調査位置図

満別川であり、網走川が流入河川水量の約97%を占めている。平均水位はEL.0.39m(国土交通省、水文水質データベースより1971~2013年の網走湖観測所平均)であり、1971年から大きな変化はない。また、下流部では網走川を通じてオホーツク海に接続し、海水が遡上して湖内では塩水と淡水の二層構造を形成している。塩水層では貧酸素化が進行し、アオコや青潮が毎年のように見られるなど、水質汚濁が顕著であった。塩水遡上制御を目的に大曲地点(図-1参照)に可動式の塩水調整ゲートが建設されている。また、網走湖では内水面漁業が重要な産業となっており、ワカサギ、シラウオ、シジミなど国内でも有数の漁獲量である。加えて、網走湖は例年12月~3月まで湖面が全面結氷する。なお、2016年8月17日~23日に台風7、9、11号が連続して通過し、既往最大水位(EL.2.4 m)を更新する洪水が発生した。

### 2.2 現地調査(結氷期)

St.1(図-1参照)において、連続機器観測、鉛直機器観測、採水水質調査を行った。結氷期の網走湖では、広範囲で氷下引網漁が行われる。そのため、地元漁業協同組合と協議して、操業範囲から十分離れた漁業区外の水深を確保できる地点を選定した。

#### a)連続機器観測

St.1(機器設置時全水深7.4m)において鉛直方向3層に観測機器を係留してデータを取得した。図-2に係留の模式図を示す。EL-1.5m、EL-3.0m、EL-5.5mに塩分水温計(JFEアドバンテック Compact-CT、以下CTと略す)、光学式溶存酸素計(JFEアドバンテック RINKO-W、以下ADOと略す)、クロロフィル濁度計(JFEアドバンテック Infinity-CLW、以下ACLWと略す)を係留し、EL-2.5mに圧力式水位計(Onset Computer Corporation HOB0-U20)を設置した。観測期間は2014年12月13日~2015年6月4日において1時間間隔でデータを取得した。なお、目視による結氷状況確認では、2014年12月20日~2015年3月13日まで全面結氷していた。

## b) 鉛直機器観測

St.1において2014年12月13日～2015年6月29日の間に水上穿孔もしくは船上作業によって、約2週間毎に多項目水質計(JFEアレック Compact-CTD)および投げ込み式溶存酸素計(YSIナノテック 556MPS)を用いて、水温、塩分、濁度、DO、クロロフィルa(Chl-a)の鉛直分布を鉛直方向0.1m間隔で計測した。なお、12月および4月の薄氷時期は安全確保のため、月1回の観測とした。

## c) 採水水質調査

鉛直機器観測実施日と同一日に図-2に示す連続機器観測の機器設置標高毎に採水し、室内分析を行った。本報文では対象とする分析項目は化学的酸素要求量(COD)、全窒素(T-N)、アンモニウム態窒素(NH<sub>4</sub>)、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>)、全リン(T-P)、オルトリン酸態リン(PO<sub>4</sub>)、全有機炭素(TOC)、溶存態有機炭素(DOC)とした。いずれの項目も河川水質試験方法(案)(国土交通省、2009)に準拠した分析を行った。

## d) その他

北海道開発局網走開発建設部より、観測期間に対応する網走川の水位、流量、塩分データ(大曲観測所、本郷観測所(図-1参照))を提供いただいた。なお、流量データは暫定値である。また、気象庁webサイトより網走港潮位データ、網走地方気象台および女満別アメダス地点(図-1参照)の気温、降雨量の毎正時データを入手した。

## 3. 観測結果

### 3.1 連続機器観測

図-3に連続機器観測結果を示す。全ての項目でEL-5.5と他2層で挙動が大きく異なっていた。水温は観測開始から4月17日まではEL-5.5の水温が高く、結氷下において逆転水温層を形成している。4月17日以降、特に5月5日以降のEL-5.5において、EL-3.0とEL-1.5の水温まで上下動する挙動が見られた。EL-3.0とEL-1.5の水温を見ると、1月13日まではほぼ同水温で推移した後、EL-1.5の水温が低下して、逆転水温勾配を形成した。3月8日にEL-1.5の水温がEL-3.0の水温より上昇している。4月17日以降はEL-1.5とEL-3.0の水温はほぼ同水温となっていた。

塩分をみると、EL-5.5では観測開始から塩分が上昇し、一定値となった後、4月3日以降は0～15PSUの間の値で上下動していた。EL-3.0は4/3日まで緩やかに上昇し、その後1PSU以下となっている。EL-1.5は1月13日以降はゼロとなった後、4月5日から上昇して4月17日以降はEL-3.0と同程度の値で推移している。

濁度をみると、EL-5.5では12月27日～1月26日、4月3日にピークがみられる。観測期間中は緩やかな上昇傾向を示していた。EL-3.0では4月17日、4月30日に濁度の上昇が観測された。EL-1.5では3月8日、3月23日、4月3日、4

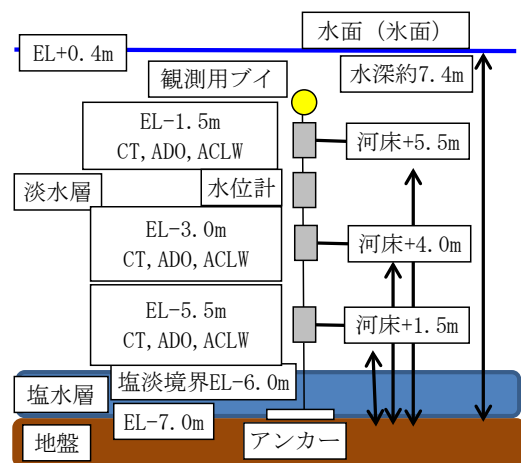


図-2 観測模式図

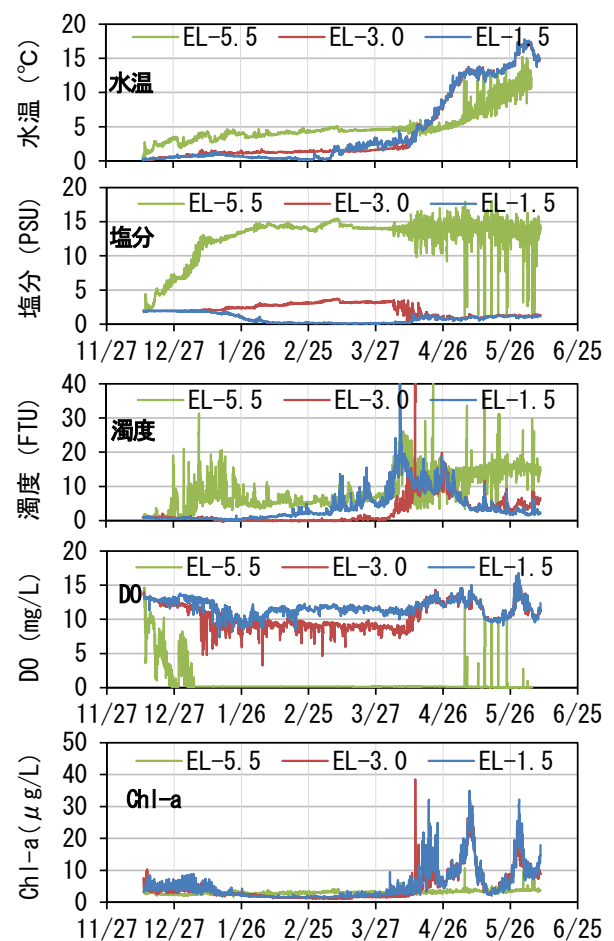


図-3 連続機器観測結果

月30日に濁度の上昇が観測された。

DOをみると、EL-5.5では観測開始後から減少し、1月3日に無酸素となった。5月5日以降にEL-3.0とEL-1.5の値と無酸素の間を上下動する挙動が観測された。EL-3.0では観測開始から低下傾向を示し、4月3日に8mg/Lから上昇に転じた後、10mg/L以上で推移している。EL-1.5では1月13日にやや低下したが、4月3日まではほぼ一定値で推移した。その後はEL-3.0と同程度で推移している。

Chl-aをみると、EL-5.5では観測開始から、ほぼ一定値で推移している。解氷後はやや増加傾向もみられるが大きな変化は見られない。EL-3.0とEL-1.5はほぼ同様の挙動を示している。結氷前はEL-5.5より高い値で推移したが、結氷後にはEL-5.5よりも低い値となった。解氷後は4月20日、5月10日、6月1日にピークがみられ、濁度のピーク後2週間前後で水温の上昇にあわせてピークがみられた。

次に潮位、水位、流量、塩分、気温、降雨量データを図-4に示す。なお、流量データの負値は逆流(海から湖への流入)を示す。St.1水位をみると12月18日～1月15日に0.2mほど増加した。このとき、大曲地点のデータから海水が逆流していることがわかる。1月15日～3月13日までほぼ横ばいで推移し、3月13日から上昇し始めていた。4月5日にピーク値0.95mとなった後に平水位である0.4mとなった。潮位データをみると、12月～2月にかけて湖水位よりも潮位が高くなる頻度が多くなっており、湖内に海水の逆流が起こりやすい状況であった。

河川流量をみると大曲では12月～1月に逆流量が増加し、塩分も高頻度で検出されている。4月3日以降は大曲、本郷ともに同程度の流量で順流量が増加していた。

気象データをみると、今回の観測期間においては降雪となるため、降雨はほとんどなかった。網走気温は3月10日以降は0℃以上の気温で推移し、女満別気温も4月3日以降は0℃以上となっている。

これらの結果から、結氷初期の12月20日前後に海水が流入してEL-5.5は塩水となっている。3月10日前後に解氷し、融雪出水によって淡水が流入する。そのため融雪ピークの4月5日以降において、EL-5.5は塩水と淡水が交互に入れ替わる状況となっていた。

### 3. 2 鉛直機器観測

図-5に2014年12月13日、2015年2月9日の鉛直機器観測結果を示す。各観測日の氷厚は2cm、74cmであった。12月13日にはChl-a以外の項目で標高-6mに明瞭な躍層がみられる。淡水域となる標高0～-6mにおいては、各々の項目が鉛直方向に均一に分布していた。標高-6m以下の貧酸素塩水は水温が8℃ほどあり、躍層位置の標高-6m付近に濁度のピークが観測された。Chl-aは淡水域では標高-3m付近に極値をもつ山型に分布し、塩淡水境界面で不連続となり、標高-6m以深では下層ほど濃度が高くなる分布であった。2月9日には水温と塩分は連続的な勾配を有する分布となっている。このとき、12月13日と比べて下層の水温はほぼ変化しないが、塩分値は増加していた。一方で、濁度とDOは標高-5m付近にピークと躍層を形成していた。このとき、標高0～-5mのDOは12月13日の結氷初期と比較すると12mg/Lから8mg/Lへと減少していた。Chl-aは12月13日と同様に淡水層と塩水層で挙動が異なってい

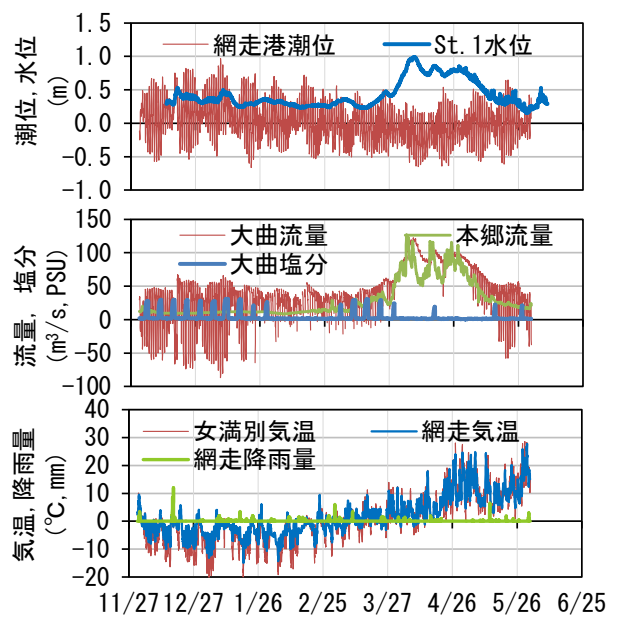


図-4 潮位、水位、流量、気象データ

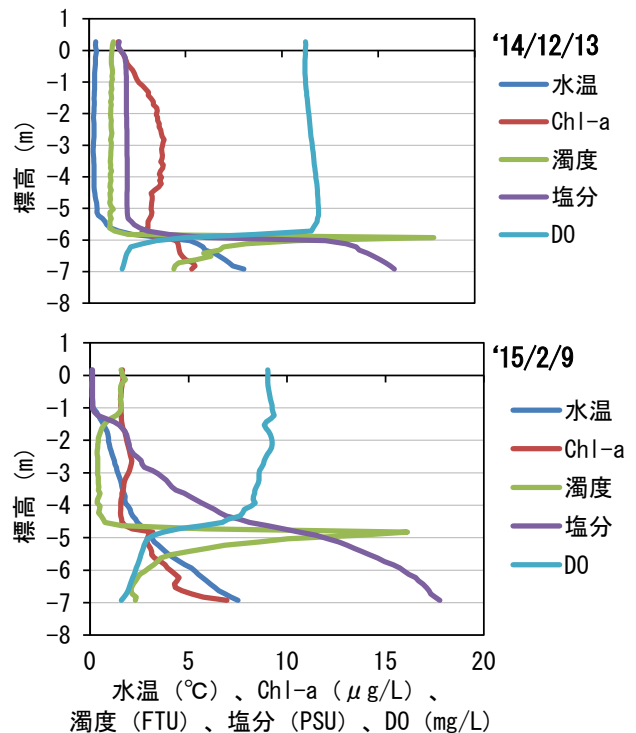


図-5 鉛直機器観測データ1

たが、分布形状は12月とほぼ同じであった。

図-6に3月4日、4月22日、5月11日、6月8日の鉛直機器観測結果を示す。このとき3月4日は氷厚90cmであったが、4月22日以降は氷厚0cmであった。3月の鉛直分布は図-5と同様に水温、塩分は連続勾配を有し、DO、濁度は不連続、Chl-aは淡水層で均一となり、塩水層で下層ほど濃度が高い分布となった。また、他の結氷下の観測結果からも、塩分値が11PSUの標高に濁度のピークとDOの躍層が確認された。

解氷後の4月22日には標高-4.5m付近に塩分とDOの躍層、濁度のピークが観測された。このとき塩水層のDOはゼロとなっている。水温は標高0～-4.5mでは水深とともに温度が低くなり、標高-4.5m以下では水深とともに温度が高くなっていった。また、濁度は水面近傍と標高-4.5m付近に極大値を持つ分布となり、Chl-aは水面付近で極大値を持つ分布となっていた。このとき下層の塩分値は結氷中よりも低下していた。5月11日には下層の塩分値が増加し、結氷中と同程度となっていた。水温は淡水層が高くなるが、それ以外の項目は淡水層、塩水層ともに結氷初期の12月と同様の分布となった。さらに淡水層水温の上昇する6月8日では淡水層全体にChl-aの増加が見られるが、他の項目はほぼ変化がなかった。また塩水層のDOはゼロを維持している。

ここで結氷から解氷にかけての標高-7mの数値をみると解氷時に塩分とDOに若干の差が見られるが、それ以外の項目はほぼ同程度の値となっている。またDO躍層付近の濁度のピーク値もほぼ同じであった。これらの挙動から、結氷下では塩分が拡散するが、濁りと酸素は拡散しないこと、融雪出水によって淡水と濁りが供給され、一次的に塩水層の塩分は低下するが他の項目にほぼ影響しないことが明らかとなった。

### 3. 3 水質分析結果

図-7にCOD、TOC、DOCの分析結果を時系列で示す。なお、CODは過マンガン酸カリウムを酸化剤とした分析結果であり、EL-5.5の結果は右軸を目盛りとする。CODの結果から、EL-1.5、EL-3.0では結氷下(1月～3月)において4mg/Lほどの一定値で推移し、解氷後の4月以降に増加して5mg/L前後で推移する。一方で、EL-5.5では12月調査時は5mg/Lであり、結氷中かつ無酸素状態の1月13日には19mg/Lまで増加し、その後は緩やかに増加傾向を示した。解氷後の3月16日には13mg/Lに減少したが、融雪出水後の4月22日には34mg/Lまで増加した。その後は20mg/Lほどで推移した。これまでの観測結果から、EL-5.5はDO躍層付近に位置し、貧酸素層に入ったときにEL-1.5やEL-3.0の水質挙動との相違がみられる。

次に、TOCはEL-1.5、EL-3.0では3～4mg/Lで推移している。EL-5.5では1月13日に6mg/Lと高い値となるが、結氷下では4mg/Lで推移し、4月以降は4mg/L～6mg/Lへ増加する傾向を示した。DOCはTOCに追従する傾向を示していた。観測期間中の各層のTOCに占める溶存有機炭素(DOC/TOC)は75～100%で平均86%となり、ほぼ同一構成比であった。また、TOCやDOCはEL-5.5が貧酸素層となっても、深度別に大差がない結果であった。

図-8にT-PとPO4の分析結果を示す。なお、EL-5.5については右軸を目盛りとする。T-Pは12月13日には全層で0.06mg/Lであり、EL-1.5とEL-3.0は0.04～0.06mg/Lの間で

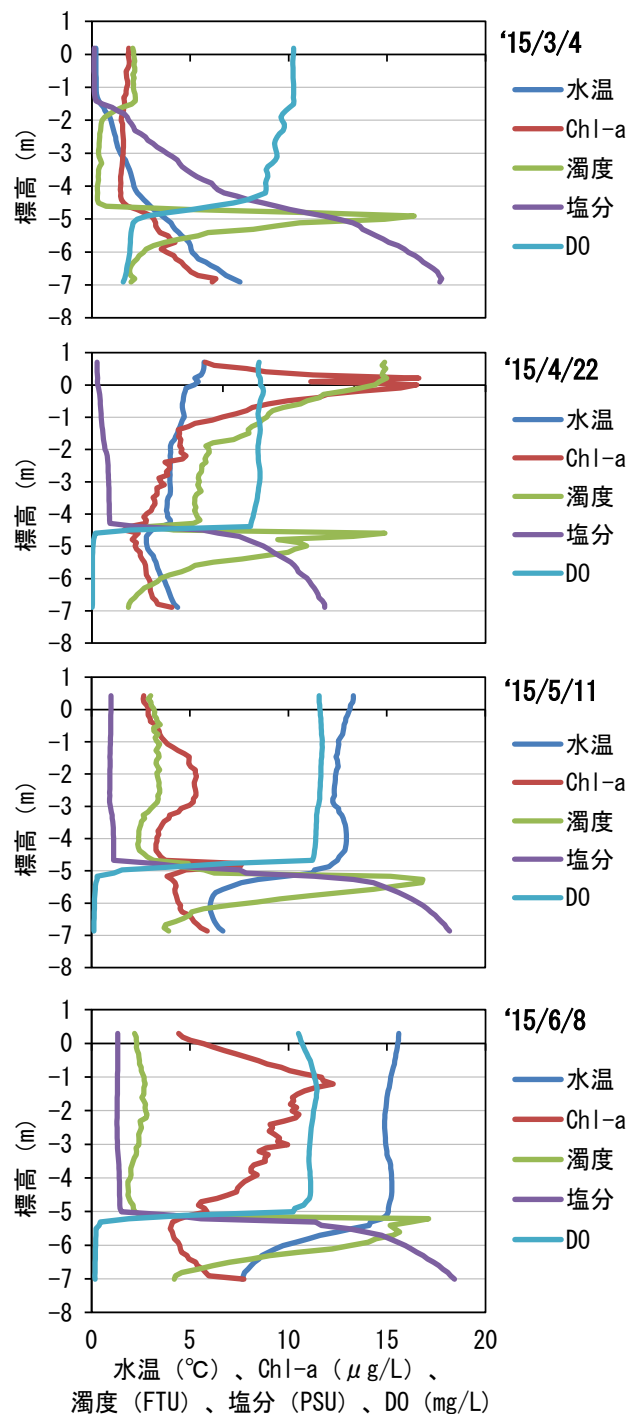


図-6 鉛直機器観測データ 2

変動している。一方で、EL-5.5では貧酸素層となった1月13日以降はEL-1.5、EL-3.0と比べて濃度が10倍以上高くなり、解氷した後も継続的に増加する傾向であった。次に、EL-1.5、EL-3.0のPO4をみると、結氷期間中(1月13日～3月13日の観測結果)では濃度の増加を続けていた。解氷後の4月22日には急激に濃度が低下し、6月以降はゼロで推移していた。一方、EL-5.5では解氷を含めて観測期間中は増加傾向を示している。

図-9にT-N、NO3、NH4の分析結果を示す。亜硝酸態窒素は濃度が非常に小さいために割愛し、NH4について



EL-5.5の結果は右軸を目盛りとする。EL-5.5のT-Nは解氷前後となる3月13日に大きく減少するが、観測期間全体としては時間とともに増加する傾向がみられる。EL-3.0では結氷下から解氷後の4月22日まで増加し、以降は減少に転じていた。EL-1.5では結氷初期となる1月13日及び解氷初期となる3月13日に3mg/Lとやや高い値が観測されたが、その他の期間はEL-3.0と同様の傾向を示した。EL-5.5のNO3は1月13日以降ではほぼ検出されない。EL-1.5と

EL-3.0ではT-Nと同様の挙動を示すが、T-Nに対する比(NO3/T-N)は、結氷中(1月13日～3月4日の観測データ)で異なっていた。EL-1.5では平均0.60(0.35～0.75の変動幅)であり、EL-3.0では平均0.25(0.12～0.36の変動幅)となり、標高が低いほど硝酸態の割合が減少していた。次に、EL-5.5のNH4はT-Nと同様の挙動を示し、継続的に増加する傾向が見られる。EL-3.0の結氷中(1月13日～3月4日の観測データ)は単一増加傾向を示す。しかし、3月13日以降は急激に濃度が減少した。3月13日および4月22日はNO3が増加したことから、解氷によって生物活性が上がり、NH4が速やかに酸化されると推察される。EL-1.5では2月9日に最大値となり、以降は減少を続けていた。EL-3.0に比べて、解氷よりも早い段階で硝酸へと形態変換されていることが推察されるが、詳細は不明である。また、結氷中の全窒素中の無機態窒素比((NH4+NO3)/T-N)は、EL-1.5とEL-3.0ともに平均0.65(変動幅0.5～0.7)であり、解氷以降は0.1まで減少していた。このことからEL-1.5とEL-3.0では無機態窒素が均一に分布し、解氷後はChl-aが上昇する(図-3参照)ことから、生物代謝によって有機態へと変換されている結果であった。

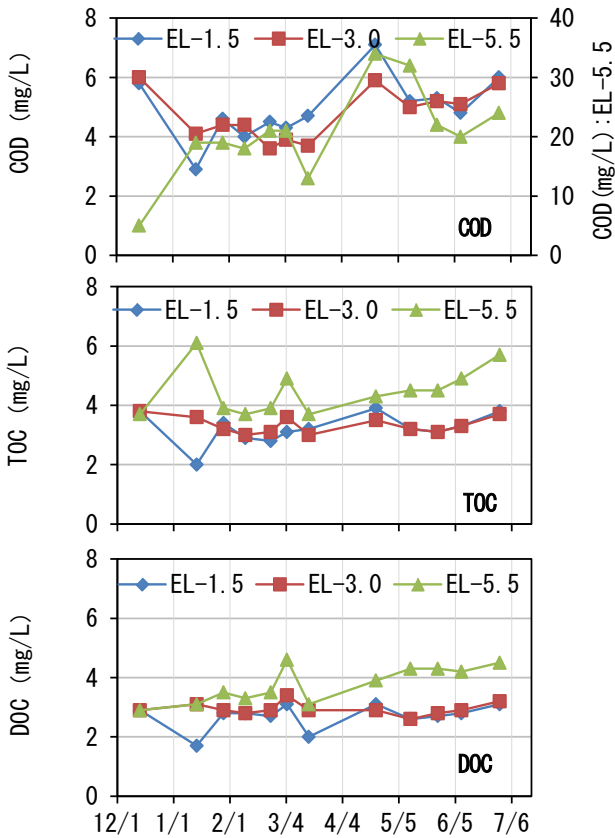


図-7 水質分析結果(COD, TOC, DOC)

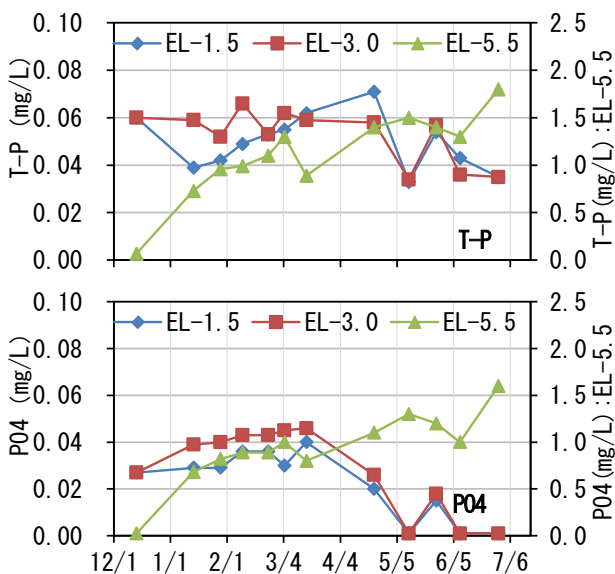


図-8 水質分析結果(T-P, P04)

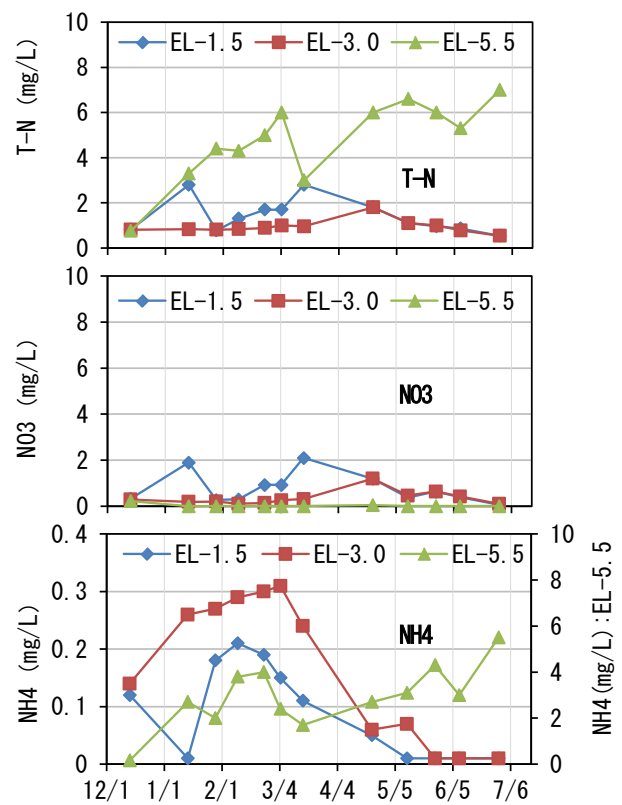


図-9 水質分析結果(T-N, NO3, NH4)

#### 4. 水質挙動の考察

本研究で得られた観測結果から、網走湖における結氷から解氷にかけての水質挙動を考察する。現地調査時の

目視から結氷期間は2014年12月20日～2015年3月13日である。観測された挙動を模式的に図-10に示す。観測開始時の塩淡水境界はEL-6.0mであったが、結氷直後に海水が逆流して塩淡水境界標高はEL-5.0m以上となった。結氷期間中は淡水流入が少ないため、結氷下ではEL-5.0mでも塩分濃度が10PSU以上とやや高い値を維持していた。また、結氷下では水温と塩分濃度は躍層が破壊され、連続的な鉛直勾配を有する分布となった。しかし、DOは躍層を維持し、塩分値11PSUとなる標高に高濁度水塊が存在していた。ここで、結氷下においては鉛直方向の流速が小さいため、温度、塩分、酸素分子の拡散係数を参考文献<sup>32)</sup>および理科年表より比較する。温度 $1.4 \times 10^{-3} \text{cm}^2/\text{s}$ 、塩分 $1.5 \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ 、酸素分子 $2.1 \times 10^{-5} \text{cm}^2/\text{s}$ であり、塩分と酸素は同程度の拡散分布を示すことが示唆される。しかし、観測結果ではDOは躍層を維持していた。さらに、濁度のピーク標高とDO躍層標高はよく一致しており、DOの鉛直分布は濁度に依存していると推察される。結氷下では河川流入量が減少し、濁質供給の影響がほぼない。また、水面を氷が覆うことで風速など水面での応力影響も排除される。そのため、高濁度水塊は湖内内部での生成、無氷期の流入濁質の残存、逆流海水による供給などが考えられる。3月8日前後に川岸が解氷し、淡水層に大気中から酸素が供給される。4月17日前後は完全解氷となり、融雪流入によって塩淡水境界は低下する。しかし、高濁度水塊は結氷下においても常に存在し、融雪流入によって流出する等の挙動は見られなかった。これら高濁度水塊形成の詳細は不明であり、今後の課題である。

次にDOの鉛直分布から、底層の無酸素域と上層の有酸素域に区別して呼称する。底層の栄養塩濃度の変化速度は図-8、9のEL-5.5の結果よりPO4で $3.9 \times 10^3 \text{mg/L/day}$ 、NH4で $1.1 \times 10^2 \text{mg/L/day}$ となる。湖水容量 $2.3 \times 10^8 \text{m}^3$ 、底面積 $3.2 \times 10^7 \text{m}^2$ とし、溶出速度を概算すると、PO4で $27.7 \text{mg/m}^2/\text{day}$ 、NH4で $74.1 \text{mg/m}^2/\text{day}$ となる。結氷する淡水停滞性水域である茨戸川の結氷下の溶出速度<sup>19)</sup>はPO4

で $1.2 \text{mg/m}^2/\text{day}$ 、NH4で $38.4 \text{mg/m}^2/\text{day}$ であり、網走湖の栄養塩溶出速度が高くなっていた。

次に、結氷下の上層の栄養塩濃度変化速度は図-8、9のEL-3.0の結果からPO4で $1.0 \times 10^4 \text{mg/L/day}$ 、NH4で $1.9 \times 10^3 \text{mg/L/day}$ となる。底層の濃度変化速度と比較すると、結氷下の外力影響が少ない場合には、底層から上層への栄養塩の供給が少ないことがわかる。このことは、水面付近への栄養塩供給には、DO躍層の攪乱が必要であることを示唆している。また、図-7の結果より底層のCODは上層に比べ10倍ほど高いが、結氷期のTOCやDOCは底層も上層も大差ない。通常CODの分析上、アンモニアや鉄、硫化物など還元性の物質によって数値が上昇する。そこで図-7、9の2月23日のEL-5.5の結果から、CODより酸素、TOCより炭素、NH4より窒素の物質量を概算するとO : C : N = 1.3 : 0.3 : 0.3(mol)となる。窒素の酸化に酸素3原子が必要と仮定すると、CODの約70%がNH4に由来すると推察される。一方で硫化水素の影響も考えられ、詳細な水質分析を実施することで、より定量的に水質構成因子を把握できると期待される。

既往報告<sup>3)~5)</sup>より、夏期の網走湖では塩分、DOはEL-6.0に躍層を形成している。参考として2011年10月24日に超音波流速計(ADCP)を用いた縦断観測結果を図-11に示す。図中の各点における鉛直濁度分布とADCPによる反射強度をコンター図としてまとめる。なお、コンター図の茶色部は地盤を表している。反射強度の変化は水塊の密度変化していることを示し、EL-6.0m(水深6.0m)付近に塩淡水境界があることがわかる。縦断的にも一様に境界面がみられ、湖内に塩水がたまっていることがわかる。このときの濁度分布をみると、塩淡水境界面に濁度のピークがみられる。本観測結果からも通年で塩淡水またはDO境界面に高濁度水塊が存在している。また、本観測結果と併せ、通年での塩水躍層の標高変動は以下の機構が推察される。結氷後に海水の逆流が卓越して、躍層位置は上昇すると同時に塩分は水面に向かい拡散する。池永ら<sup>5)</sup>は、出水に

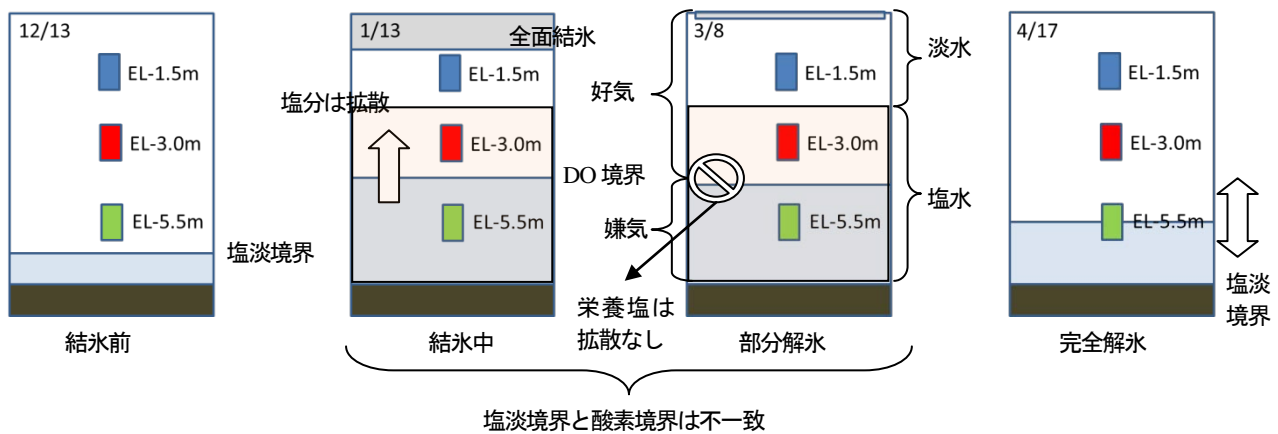
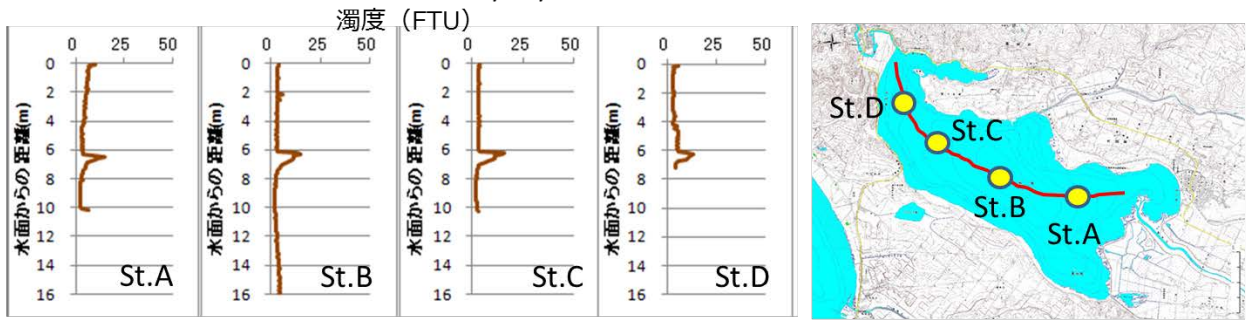
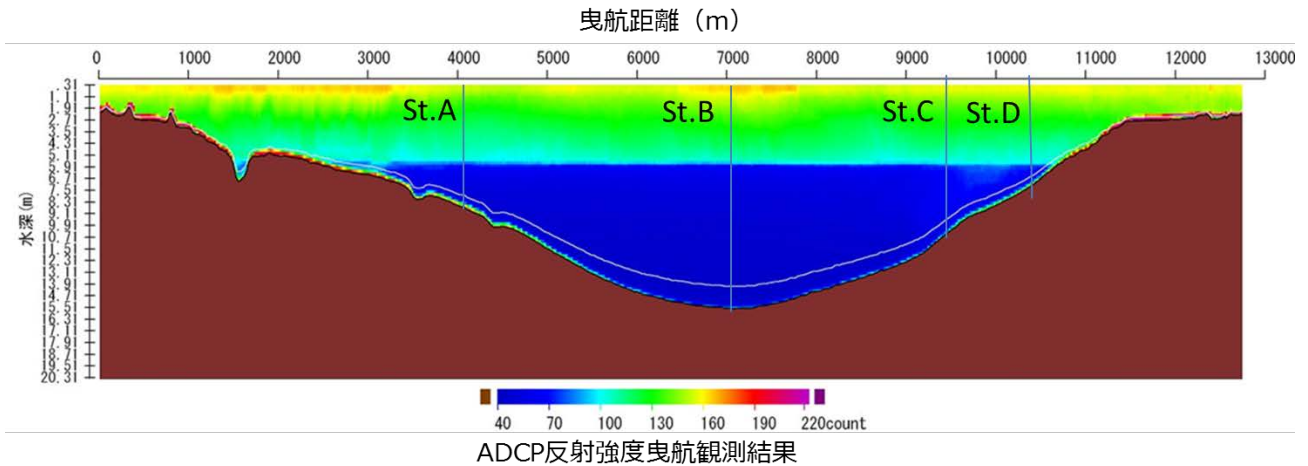


図-10 結氷下水質挙動の模式図

2011/10/24観測(平水時)



濁度計観測結果



ADCP反射強度曳航観測結果

図-11 ADCPによる曳航観測結果

よって塩分が連行されること、内部セイシュによって塩分が吸い上げ流出することを報告しており、これにより躍層位置が低下する。このため結氷期に上昇、無氷期に下降を繰り返し、長期的に躍層位置が安定すると考えられる。また、池永ら<sup>5)</sup>は内部セイシュによって岸際で塩水が弱混合から強混合になるため、青潮が発生することを報告している。本研究結果から結氷下では、栄養塩は無酸素域に蓄積され、有酸素域に供給されづらい傾向であること、融雪出水によって塩分の連続勾配は破壊され、塩分躍層が形成されるが、塩水は継続して存在すること、解氷後には融雪出水の流入に加え、淡水層内のみで鉛直混合が起こっていることがわかった。これらから、通年での湖内の栄養塩循環は結氷下の無酸素域で栄養塩を蓄積し、解氷後に内部セイシュによって水面付近に供給されると考えられる。以上より、網走湖においては結氷下の水温と塩分の鉛直分布は躍層が破壊されて連続的分布となる。一方で、DOは躍層を維持していた。濁度はDO躍層と同一標高に高濁度層を有し、上層では酸素がほぼ消費されず高DOを維持していた。また、解氷によって淡水層内では鉛直混合が起こるが、塩水層は結氷期間を含めて鉛直混合しないことが観測された。解氷後には水温、塩分、濁度、DOの鉛直分布は同一標高に躍層を有する分布となった。結氷下における栄養塩の鉛直分布から、DO躍層の下層か

ら上層への栄養塩の移動は少ないことが明らかとなり、汽水湖における栄養塩の鉛直循環はセイシュなど強制的な混合が必要であることが推察される。

結氷下では水温や塩分躍層とDO躍層は必ずしも一致せず、DO躍層と高濁度層が水質挙動に影響することが示唆される。

## 5. 洪水による水質への影響

網走湖において、2016年8月17日～23日に台風7、9、11号が連続して通過し、既往最大水位(EL.2.4 m)を更新する洪水が発生した。2016年9月5日～9月12日に洪水の影響を確認するため湖内全域の任意18地点で鉛直投下式の水質計(Hydrolab社、DS5)を用いて、湖内の水質分布観測を実施した。このとき網走湖の水位はEL.0.9～1.5 mであり、観測項目は水深、水温、DO、電気伝導度、濁度、塩分、酸化還元電位(ORP)である。

図-12にSt.2とSt.3(図-1参照)の水温、塩分、DOを抜粋して鉛直水質分布を示す。図より水深8m(EL-7 m)に明瞭な境界を有し、上層に淡水、下層に塩水となる水塊が平面的に均一に分布していた。水温は水深8～10 mで連続的な勾配を持つが、DOや塩分は水深8 mで躍層を形成し、塩水層では無酸素状態となっていた。さらに、

図-13 に①-②断面(図-1 参照)の DO と塩分の鉛直分布を示す。図より明らかなように、EL-7mに明瞭な躍層が平面的に存在し、無酸素塩水が底層に存在していることがわかる。ここで、観測実施時は既往最大の洪水流入が起こった後であるにも係わらず、無酸素塩水が残留しており、このことは網走湖の底層塩水は現状流況では、流出や交換等が起こりづらいことを示唆している。

また、網走湖では塩淡水境界位置が EL-4~6m(平水位で水深 4~6 m)ほどで恒常的に塩淡水二層構造が存在しており、上層は淡水、下層は無酸素塩水となっている。

このため、下層の酸素改善を行うときに上昇流を伴う手法では淡水層が塩水化する問題がある。また、貧酸素塩水中は高濃度の硫化水素が含まれ、青潮等の原因となっていることから、底層水の鉛直拡散は好ましくない。そのため網走湖では、貧酸素改善においては塩水層のみの改善が要求される。矢島・増木<sup>33)</sup>はWEPによる高濃度酸素水塊は水平方向に進行することを示しており、汽水湖において塩水層のみの酸素改善には有利であると考えられる。

## 6. 現地実験

### 6.1 実験方法

呼人(ヨビト)漁港近傍で WEP を用いた酸素供給実験を実施した。図-14 に現地実験の実験位置、採水位置および AB 断面図を示す。作業船で呼人漁港沖合水深 10 m(岸壁から約 200 m 西)の A 地点で水深 9 m より、水中ポンプで試験水を 90 L 採取し、安全確保のため漁港内で各種実験を船上で行う工程を繰り返して試験水を確保した。

写真-1 に実験装置の全景を示す。吐出量 30 L/min の小型 WEP を作成し、90 L の試験水を開放水槽内で循環させ、酸素ガス(99.5%)を 1 気圧条件で溶解させた。水槽内の DO、濁度、ORP の変化を水質計で 1 秒間隔、約 3 時間モニタリングした。加えて、一定時間毎にシリンジで試験水を分取し、大気に接触しないように室内に輸送して化学分析を行った。なお、原水として水深 9 m(EL-8 m)の塩水、水深 5 m(EL-4 m)の淡水を分取して水質分析を行い、ブランクとした。

また、化学分析において、日本工業規格(JIS)に準じた水質分析では硫化物イオンを定量できるが、硫化水素に限定できないため、菅原<sup>34)</sup>の手法を用いて、酢酸亜鉛固定法により硫化水素を定量した。なお、JIS 準拠により分析した水質項目は全有機炭素(TOC)、全リン(TP)、オルトリン酸態リン(PO<sub>4</sub>)、全窒素(TN)、アンモニウム態窒素(NH<sub>4</sub>)、亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>)、硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>)であり、底質分析項目は TOC、TP、TN、硫化物である。

さらに、WEP により 3 分間酸素を溶解した試験水の酸素消費速度を計測し、加えて A 地点でエクマンバージ採

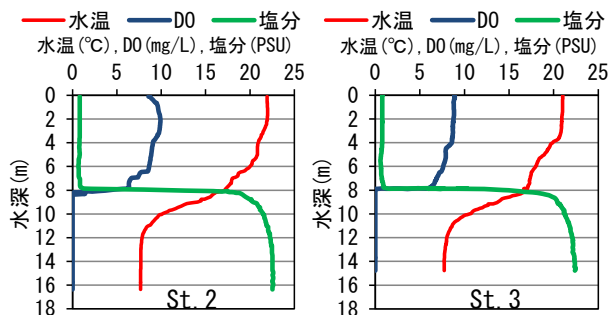


図-12 洪水後鉛直機器観測結果

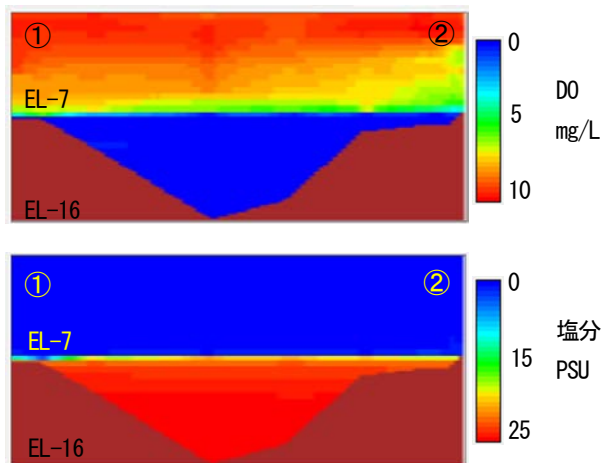


図-13 洪水後水質分布 (上: DO、下: 塩分)

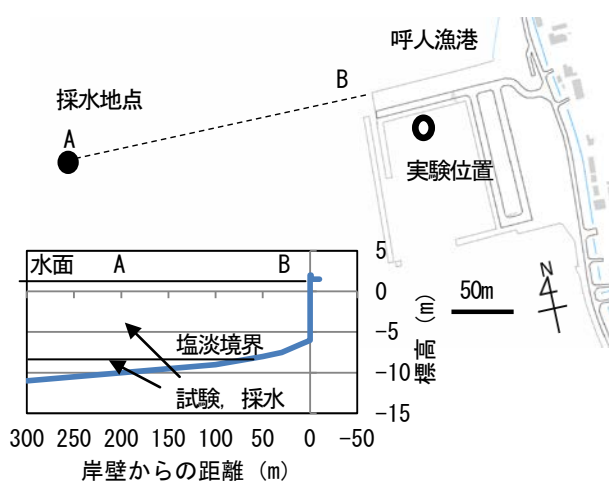


図-14 実験位置図

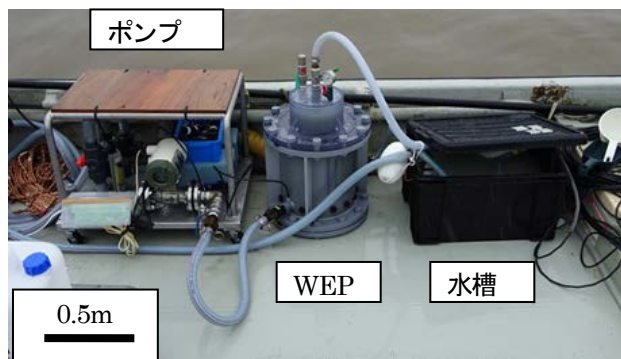


写真-1 実験装置全景

泥機を用いて EL-10 m の底泥を採取し、WEP により 3 時間酸素を溶解させた試験水と底泥とを接触させた場合の酸素消費速度を計測した。このとき B 地点で EL-6 m の底泥も採取して分析を行った。

## 6.2 実験結果

WEP による試験水への酸素供給結果を図-15 に示す。酸素供給から 10 分ほどで DO は 40 mg/L まで上昇し、50 分ほどで一旦濃度が低下した後、以降は 41 mg/L でほぼ一定値となった。実験時の試験水水温は 17°C であり、大気条件下の DO 飽和濃度は 9.3 mg/L であることから、酸素分圧がほぼ 100% で吸気した場合には最大で 46.5 mg/L ほどになることを考慮すると、WEP は 50 分ほどで試験水を飽和可能であることが確認された。

次に濁度をみると 50 分まで単調上昇し、その後一定値となった。目視による変化(写真-2 参照)として、初期の試験水は黒色半透明であったが、酸素供給直後から変色しはじめ、120 分後には完全に白濁して、微粒子状物質が確認された。対応するように ORP も 5~50 分までは -290 mV でほぼ一定値を示していたが、50 分以降は上昇傾向を示し、140 分後には -10 mV となった。この間は DO が過剰に存在しても ORP は負値を示していた。これらの挙動は、複数回試行しても同様であった。また酸素濃度を変化させた場合でも変化点(図-15 中の場合は 50 分)に至るまでの時間に差が生じるものの挙動は同様であり、WEP による酸素供給時の初期変化の再現性が確認された。

表-1 に原水(淡水と塩水)、酸素供給 120 分後の試験水の水質分析結果をまとめる。表中 ND は未検出を意味する。まず、現状の網走湖の淡水と塩水の水質を比較すると、TOC は同一であるが、リンや窒素の濃度は大きく異なり、特に PO<sub>4</sub> と NH<sub>4</sub> は顕著であった。このことから有機物は塩淡水によらず、均一に分布しているが、栄養塩は塩水層に高濃度に蓄積されていることがわかる。このときの DO は淡水層では 9 mg/L 程、塩水層ではゼロであった(図-12 参照)。次に酸素を供給した場合、PO<sub>4</sub> と NH<sub>4</sub> が若干濃度低下を示したが、他の項目に変化は見られなかった。特に NO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub> は酸素を供給しても検出されなかった。次に現地で採取した底泥を直径 8 cm のアクリル管に入れ底泥を乱さないように、図-15 の実験後の試験水を注水して 3 日間 5°C 暗条件で静置した後の試験水の分析結果をみると TOC が低下、TP、PO<sub>4</sub> は顕著に低下、TN、NH<sub>4</sub> は上昇する結果となった。この場合も NO<sub>2</sub>、NO<sub>3</sub> は検出されなかった。なお、3 日後の試験水の DO は 1 mg/L 以下となっており、白濁物質はほぼ消失していた。この結果から、試験水のみの場合には酸素を供給しても有機物やリン、窒素に大きな変化は見られず、他の物質が反応していることが確認された。一方で酸素を飽和させ

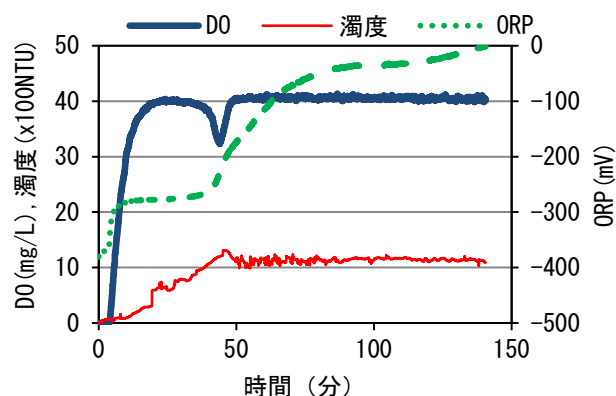


図-15 水槽中の循環酸素供給結果



写真-2 実験時の試験水の様子

(左：実験開始時、右：酸素供給 120 分後)

表-1 水質分析結果

(mg/L)	原水 (淡水)	原水 (塩水)	酸素供給 後(塩水)	底泥接触 3日(塩水)
TOC	9.7	10	10	8.8
TP	0.12	4.3	4.3	1.3
PO <sub>4</sub>	0.086	4	3.8	1.1
TN	1.3	22	22	25
NH <sub>4</sub>	0.1	21	20	23
NO <sub>2</sub>	0.06	ND	ND	ND
NO <sub>3</sub>	0.91	ND	ND	ND

た試験水を底泥と接触させた場合には水中のリンが急激に低下する挙動が確認され、底泥表面の酸化によって PO<sub>4</sub> が吸着された<sup>35), 36)</sup>と推察される。

次に酸素供給時の硫化水素の経時変化を図-16 に示す。初期試験水中には 130 mg/L の硫化水素を含有しており、酸素供給開始から直線的に減少し、50 分でゼロとなった。図-15 から酸素供給後 0~50 分の間は供給した酸素は硫化水素の酸化に使われ、硫化水素消失後に次段階の反応が起こっていることが推察される。

ここで、酸素供給によって白濁して濁度が上昇することから、酸素供給後の試験水を 0.45 μm のメンブランフィルターで濾過し、濾別された固体について蛍光 X 線分析(XRF)および X 線回折分析(XRD)を行った。XRF は日本電子製 JSX-3400RII を使用し、含有元素の定性分析を実施した。測定条件は、測定径約 10 mm、測定ライブタイムを 120 秒とし、真空条件で 2 次フィルターを使用せずに測定を行った。測定試料は、ポリエチレン製の試料容器に 6 μm 厚のポリプロピレン膜を張り、その膜上に

試料片を置き測定した。XRD は PANalytical 製 Empyrean(半導体検出器 PIXcel3D 搭載)を用い、X 線回折線プロファイルの測定を実施した。測定条件は、走査ステップ 0.026°、1 ステップ走査時間を 176 秒、回転試料台を 60 rpm とし、測定範囲 3°-65°(2θ)で実施した。測定試料はメノウ乳鉢で粒径 10 μm 程度まで粉碎した後、ガラス製試料ホルダーに充填し、測定に供した。

XRF の結果から、白色固体は硫黄 84%、ケイ素 8%、リン 3%、鉄 1%、その他 4%で構成されていることが確認された。XRD の結果から、白色固体はほぼ立方晶単純格子の硫黄で、立方晶面心格子の塩化ナトリウム、斜方晶系の硫黄が含まれることが確認された。よって酸素供給時に生成する白色固体は、ほぼ立方晶単純格子の硫黄であり、不純物として塩や土砂を含有していることを確認した。

生成した固体硫黄の挙動を写真-3 に示す。酸素供給条件を変えた3本の試料を 10 日間静置した前後の比較である。写真中の左瓶は試験原水、中瓶は原水に 3 分酸素供給して初期 DO を 40 mg/L にした酸素一時供給のもの、右瓶は原水に 3 時間以上酸素供給して酸素飽和にしたもので、各試料は気泡が入らないよう充填して冷暗所で静置した。原水は 10 日後も変化は観察されなかった。一時供給は供給直後に固定硫黄が生成し、白濁していたが、10 日後には固体硫黄が消失して外観は原水とほぼ変わらず、やや黒色が退色していた。酸素飽和したものは充填直後に固体硫黄が分散して白濁していたが、10 日後には固体が沈降し、上澄みは無色透明となっていた。このことから、生成した固体硫黄は貧酸素状態で硫化水素として再溶解すること、酸素飽和を維持することで硫黄の沈降除去が可能であることが推察される。

次に表-2 に底質分析結果をまとめる。EL-10 m は常に無酸素塩水に接触している状態で黒色ヘドロ状の底泥、EL-6 m は淡水に接触している状態で茶色泥状の底泥である。全ての項目で EL-10 m の底泥が高い値を示し、無酸素条件下において有機物の分解が進行していないことが推察される。なお、3 時間酸素供給した試験水と 3 日間接触させた後の底泥も分析を行ったが、表面からの厚さによる分取をしなかったため、EL-10 m の値とほぼ同値であった。ここで、表-1 の原水(塩水)の TP を 1 とすると TOC : TP : TN : 硫化水素の比をとると 2.3 : 1 : 5.1 : 30.2 である、同様に表-2 の EL-10 m の TOC : TP : TN : 硫化物の比は 30.7 : 1 : 4.4 : 2.2 である。両者を比較すると、リンと窒素は同様の割合であり、水-底泥間で物質構成比が維持されている。一方で TOC と硫黄成分は、TOC は底質側、硫黄成分は水側に存在比が偏っており、有機炭素は固体として底泥に保持され、硫黄成分は硫化水素として水中に溶存してことが示唆される。WEP の現地実装を考慮すると、固体硫黄の底泥沈降や有機炭素の酸化分

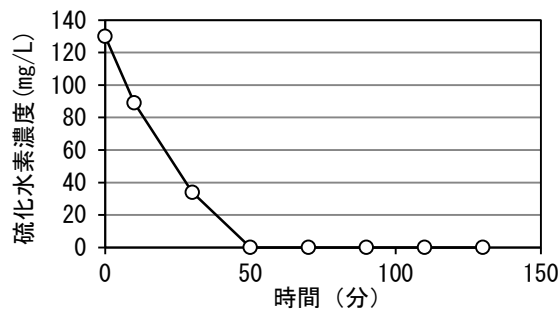


図-16 酸素供給時の硫化水素濃度変化



写真-3 固体硫黄の経時挙動

(左：実験開始時，右：静置 10 日後)

\* 左瓶：原水，中瓶：酸素一時供給，右瓶：酸素飽和

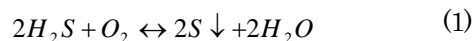
表-2 底質分析結果

	TOC (mg/g)	TP (mg/g)	TN (mg/g)	硫化物 (mg/g)
EL-10m	40	1.3	5.7	2.8
EL-6m	1	0.33	0.26	ND

解などが想定され、これらがどのように変化し、生物相に影響するかを明らかにすることが今後の課題となる。

### 6. 3 酸素供給時の変化

以上の実験から、無酸素塩水層に酸素供給を行ったときの、数分から数日の極めて初期に起こる反応は硫化水素が酸化し、固体硫黄の析出が優先することが明らかとなった。このとき硫化水素は 1 時間弱で完全に酸化され、有機物や栄養塩に明瞭な変化が見られないことがわかった。特に硝化の影響は確認されず、NH<sub>4</sub> の酸化は化学的過程ではないことが示唆される。また、析出した硫黄は貧酸素化にともない溶解する挙動が見られ、無酸素塩水中に酸素供給したときの反応は中間体を無視し、最終的には(1)式のように推察される。



(1)式から硫化水素の無害化には反応を右辺に偏らせることが有利であり、酸素の供給および沈殿硫黄の除去が有効と考えられる。

### 6. 4 酸素消費速度

次に、無酸素塩水のみの場合および底泥と接触した場合について、酸素消費速度を算出した。

図-17 に無酸素塩水に 3 分酸素供給した水のみ DO

変化および無酸素塩水に3時間以上酸素供給を行い酸素濃度が一定となった試験水を直径8cmのアクリル管を用いて底泥と接触させた場合のDO変化を示す。

水のみ場合は、初期DOを40mg/Lとしても約1時間でDOがゼロとなった。この酸素消費は硫化水素の酸化によるものと思われる、(1)式からも酸素濃度に依存した可逆反応であるため、酸素消費速度は1200秒までの傾きを採用し、 $21.2 \times 10^{-3}$  mg/L/sとなる。複数回試験を行い、試験水のみ酸素消費速度は $1.8 \pm 0.05$  g/L/dayであった。

次に底泥接触させた場合の酸素消費速度は4800秒までの傾きから $8 \times 10^{-4}$  mg/L/sとなる。ここで接触面積は48cm<sup>2</sup>、導入水量は1Lであり、底泥の酸素消費速度は $13.8 \pm 0.52$  g/m<sup>2</sup>/dayであった。牧ら<sup>37)</sup>は東京湾での酸素消費速度は0.2~2.4 g/m<sup>2</sup>/dayと報告しており、網走湖底泥は桁違いに大きな値である。

この酸素消費速度より、供給した酸素量と釣り合う面積を概算した。1辺が任意長さの正方形、厚さ1mの直方体中の日当たりの酸素消費量を算出し、図-18に示す。

WEPの加給酸素量は吐出量：60L/min、DO：40mg/Lとして、3.4kg/dayであり、釣り合う正方形長は水のみで2m、底泥で15mである。この結果は現状の底層環境に酸素供給しても水塊のみで1日あたり2m四方、底泥のみでも15m四方の面積で消費されてしまうことを示唆している。WEPを実装した場合にも、DO変化を検出できる範囲が吐出点から1日あたり2m程度づつ拡大していくと想定され、DO改善の発現範囲が非常に小さいことが推察される。しかし継続して酸素供給を行うことで、水や底泥が酸化される、拡大速度は増加することも期待される。

試験的に図-3中A地点のEL-7.5~8mにWEPを投下係留して約2時間の連続運転試験を行った。酸素供給前後のDO鉛直分布を図-19に示す。酸素供給後にEL-7.8mほどにDOの上昇が確認され、標高選択的に酸素供給が可能であることが示唆される。一方で、供給酸素濃度は40mg/Lにもかかわらず、観測されたのは1mg/L以下であった。さらにEL-7mの躍層に変化は見られなかった。しかし、WEPにより酸素供給が可能であることが確認され、今後はより長期的な試験・検討を実施する。

## 7. まとめ

網走湖では漁業活動が盛んであり、硫化水素やアンモニアなど有害物質の暴露によって度々、重大な被害が生じていた。本研究によって、恒常的に無酸素塩水が滞留し、水質汚濁の要因となっていることが明らかとなった。網走湖は塩淡水界を有する水理的特徴から貧酸素改善には手法を選定する必要がある。鉛直混合を伴わない酸素供給手法としてWEPを用いることで、選択的な酸素改善

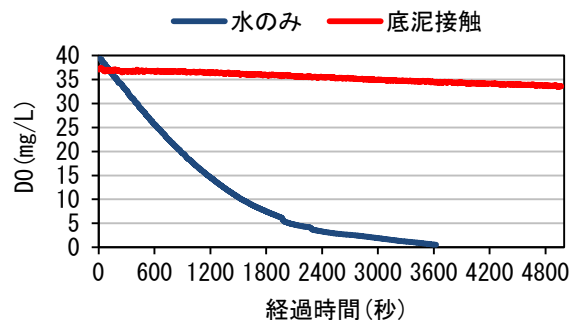


図-17 酸素消費試験結果

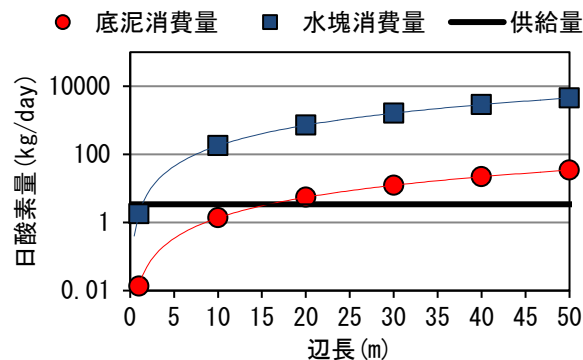


図-18 消費、供給酸素量の試算

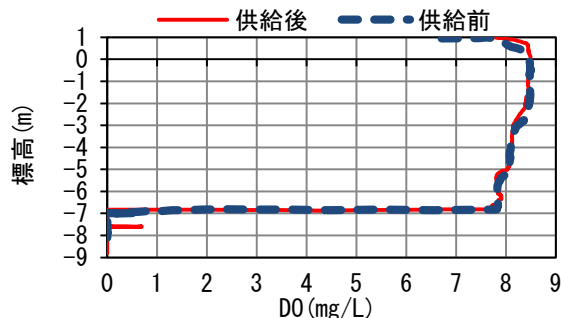


図-19 実水域での運転試験結果

が可能であり、硫化水素の無害化の可能性があることが示唆された。

網走湖の無酸素塩水にWEPにより、酸素供給を行った結果、水塊中の硫化水素が酸化され、固体硫黄として析出することがわかった。酸素供給初期には硫化水素が優先して反応し、リンや窒素、有機炭素に変化は見られなかった。

溶存酸素を飽和している限り、析出した硫黄は沈降除去可能であることがわかった。一方で、析出後に貧酸素化した場合は再度、硫化水素として溶解することが確認された。

溶存酸素を飽和させた水塊を底泥に接触させると、水塊中のオルトリン酸態リン濃度が低下するが、アンモニウム態窒素に大きな変化は見られなかった。実水域での酸素供給時の変化を考えると、水塊中の硫化水素の酸化、底泥表面の酸化、リン酸の吸着により水質が改善されると期待される。

## 参考文献

- 1) 農林水産省：内水面漁業生産統計調査，  
[http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui\\_gyosei/index.html](http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui_gyosei/index.html)
- 2) 中村幹雄：宍道湖におけるヤマトシジミ *Corbicula japonica* PRIMEと環境との相互関係に関する生理生態学研究，島根県水産試験場研究報告 第9号，1998.
- 3) 池永均，向山公人，大島伸介，吉本健太郎，山田正：網走湖における青潮発生に関する現地観測と数値解析の比較，土木学会論文集，No. 775/II-69，pp. 11-27，2004.
- 4) 池永均，向山公人，大島伸介，山田正：塩淡二成層を形成する汽水湖沼の長期的な界面変動予測手法の開発，土木学会論文集，No. 628/II-48，pp. 77-96，1999.
- 5) 池永均，山田正，向山公人，大島伸介，内島邦秀：網走湖の塩水化の機構と塩淡二成層の長期変動特性に関する研究，土木学会論文集，No. 600/II-44，pp. 85-104，1998.
- 6) 佐々木幹雄，田村保憲，藤田豊：十三湖遡上塩水の挙動特性，水工学論文，第41巻，pp. 501-507，1997.
- 7) 梅田信，田中仁，小西絵里子，佐々木幹雄：十三湖における塩分と溶存酸素の変動に関する観測と解析，海岸工学論文集，第55巻，pp. 1051-1055，2008.
- 8) 梅田信，松根駿太郎，田中仁，佐々木幹雄：十三湖におけるヤマトシジミ浮遊幼生数への汽水環境の影響解析，土木学会論文集 B2 (海岸工学)，Vol. 70，No. 2，I\_1236-I\_1240，2014.
- 9) 望月貴文，天野邦彦，岩見洋一：十三湖における流動及び土砂動態解析とヤマトシジミの生息場評価に関する検討，土木学会論文集 B1 (水工学)，Vol. 69，No. 4，I\_1519-I\_1524，2013.
- 10) 西田修三，鈴木誠二，中辻啓二：外部攪乱に対する小川原湖の水質応答特性，水工学論文，第50巻，pp. 1333-1338，2006.
- 11) 鈴木誠二，西田修三，金城周平，小野雅史，中辻啓二：小川原湖におけるヤマトシジミの資源量変動と物質循環，海岸工学論文集，第52巻，pp. 1041-1045，2005.
- 12) 鶴田泰士，石川忠晴，西田修三，成田舞，藤原広和：小川原湖におけるヤマトシジミの繁殖環境について，土木学会論文集，No. 705/II-59，pp. 175-187，2002.
- 13) 知北和久，福山龍次，坂本博明，中路晃平：閉鎖性汽水湖における死水の挙動特性；釧路市・春採湖での結氷観測から，北海道大学地球物理学研究報告，Vol. 60，pp. 13-28，1997.
- 14) 中村優子，青井孝夫，黒木宗尚：網走湖の植物プランクトンの季節的消長，北海道大学大学院環境科学研究科紀要，No. 3 (1)，pp. 35-46，1980.
- 15) 大高明史，神山智行，長尾文孝，工藤貴史，小笠原嵩輝，井上栄壮：津軽十二湖湖沼群・越口の池湖群における湖水循環と底生動物の深度分布，陸水学会誌，No. 71，pp. 113-128，2010.
- 16) Cooke, G. D. and Kennedy, R. L. : Eutrophication of northeastern Ohio lakes, *The Ohio Journal of Science*, Vol. 150, No. 70 (3), 1970.
- 17) Priscu, J. C., Downes, M. T. and McKay, C. P. : Extreme supersaturation of nitrous oxide in a poorly ventilated Antarctic lake, *Limnol. Oceanogr.*, No. 41 (7), pp. 1544-1551, 1996.
- 18) Veillette, J., Martineau, M.-J., Antoniadis, D., Sarrazin, D. and Vincent, W. F.: Effects of loss of perennial lake ice on mixing and phytoplankton dynamics: insights from High Arctic Canada, *Annals of Glaciology*, No. 51 (56), pp. 56-70, 2010.
- 19) 杉原幸樹，中津川誠：富栄養化した停滞性水域の結氷下の水質挙動と気候変動による影響，土木学会論文集 B1 (水工学)，Vol. 69，No. 1，pp. 44-59，2013.
- 20) 環境省：水質汚濁に係る環境基準の追加等に係る告示改正について，報道発表資料，2016. 3. 30.
- 21) 高崎みつる，佐藤敦久，須藤隆一，岡田光正：湖の溶存酸素収支に関する研究，土木学会論文報告集，No. 340，pp. 97-105，1983.
- 22) 三村信男，吉野哲平，信岡尚道，横木裕宗，荒井将人：澗沼における DO の挙動とその支配要因，海岸工学論文集，Vol. 51，pp. 941-945，2004.
- 23) 福島武彦，松重一夫，Weisburd, R. S. J, 秦三和子：DO, pH 連続測定結果をもとにした実験池の物質循環，生物代謝特性の評価，水環境学会誌，Vol. 18, No10, pp. 755-765, 1995.
- 24) 細見正明，長尾正之，橋本英資，朱小華，吉田みゆき，高杉由夫：広島湾における海底酸素消費量の連続測定，土木学会論文集，No. 663/II-53，pp. 109-117，2000.
- 25) 井上徹教，中村由行，足立義彦：環境条件のステップ的な変化に伴う堆積物の酸素消費・リン溶出の応答，水工学論文集，Vol. 43，pp. 1013-1018，1999.
- 26) Antonopoulos, V. Z., Gianniou, S. K. : Simulation of water temperature and dissolved oxygen distribution in Lake Vegoritis, Greece, *Ecological Modelling*, Vol. 160, No. 1, pp. 39-53, 2003.
- 27) 小松利光，岡田知也，中村由行，中島信一，長谷部崇，藤田和夫，井芹寧：閉鎖性水域底層への表層水供給による水質改善効果，海岸工学論文集，Vol. 46，pp. 1111-1115，1999.
- 28) 道奥康治，神田徹，大成博文，西川孝晴，松尾克美，木戸崇博：マイクロバブル・エアレータによる貯水池の水質浄化実験，水工学論文集，Vol. 44，pp. 1119-1124，2000.
- 29) 道奥康治，小林憂三，青木千夏，原義晴，松尾克美：成層安定度を考慮した深層曝気の必要送気量の推算，水工学論文集，Vol. 52，pp. 1279-1284，2008.
- 30) 今井剛，浮田正夫，関根雅彦，樋口隆哉：閉鎖性水域における底層部への高濃度酸素水導入による水質改善効果に関する研究，環境工学研究論文集，Vol. 41，pp. 635-643，2004.
- 31) 今井剛，村上奉行，樋口隆哉，関根雅彦：閉鎖性水域における水質環境が高濃度酸素水の底層部への拡散およびその水質改善に及ぼす影響，環境工学研究論文集，Vol. 45，pp. 121-129，2008.
- 32) 野口尚史，新野宏：海洋と室内実験に見る二重拡散対流，数理解析研究所講義録，Vol. 1115，pp. 153-164，1999.
- 33) 矢島啓，増木新吾：ダム湖における WEP システムから吐き出される高濃度酸素水の流動メカニズム，水工学論文集，Vol. 53，pp. 1339-1344，2009.
- 34) 菅原庄吾，鮎川和泰，千賀有希子，奥村稔，清家 泰：砂泥堆積物中溶存硫化物の分析法の開発及びその現場への適用，科学研究費補助金研究成果報告書 (研究番号：19201016)，pp. 40-48，2010.
- 35) 古米弘明，大垣真一郎：湖沼底泥のリン脱吸着反応の



- 放射性同位体元素による解析, 土木学会論文集, 第 351 号/II -2, pp. 203-212, 1984.
- 36) 原田加奈子, 岩崎健次, 古里栄一, 浅枝隆: 貯水池底層部における鉄とリンの挙動について, 水環境学会誌, Vol. 29, No. 6, pp. 327-332, 2006.
- 37) 牧秀明, 中村泰男, 東博紀: 貧酸素水塊の形成機構と生物への影響評価に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, SR-93-2010, 2010.
- 38) 20)野口尚史, 新野宏: 海洋と室内実験に見る二重拡散対流, 数理解析研究所講究録, Vol. 1115, pp. 153-164, 1999.