

# 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ 報告書

平成6年10月

島根県環境生活部環境政策課

(汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ)

## 目 次

|                                            |          |
|--------------------------------------------|----------|
| 1 はじめに                                     | ・ ・ ・ 1  |
| 2 目的・目標                                    | ・ ・ ・ 4  |
| 3 検討内容                                     |          |
| 3-1 斐伊川における流入負荷の実態把握                       |          |
| 3-1-1 斐伊川汚濁負荷量調査                           | ・ ・ ・ 5  |
| 3-1-2 懸濁物中の形態別無機態リンの調査                     | ・ ・ ・ 14 |
| 3-1-3 湖内に流入した懸濁物からのリンの溶出量調査                | ・ ・ ・ 17 |
| 3-1-4 濁水の負荷発生源の把握                          | ・ ・ ・ 21 |
| 3-2 難分解性有機物の把握                             |          |
| 3-2-1 100 日分解法による難分解性有機物の把握                | ・ ・ ・ 23 |
| 3-2-2 蛍光特性を用いた溶存態有機物の解析                    | ・ ・ ・ 25 |
| 3-3 宍道湖におけるアオコの発生予測及び要因の解明                 | ・ ・ ・ 29 |
| 3-4 植物プランクトン中の脂肪酸含有量とヤマトシジミの生息への影響         | ・ ・ ・ 36 |
| 3-5 農業集落排水処理施設の高度処理化                       | ・ ・ ・ 42 |
| 3-6 宍道湖・中海に係る水質シミュレーションモデルの構築              | ・ ・ ・ 49 |
| 4 まとめ                                      |          |
| 4-1 流入の状況                                  | ・ ・ ・ 69 |
| 4-2 湖内の状況                                  | ・ ・ ・ 70 |
| 4-3 底質                                     | ・ ・ ・ 71 |
| 4-4 水質シミュレーションモデルの構築                       | ・ ・ ・ 72 |
| 5 今後に向けて                                   | ・ ・ ・ 73 |
| 6 参考                                       |          |
| 6-1 宍道湖等における水草等の繁茂                         | ・ ・ ・ 75 |
| 6-2 宍道湖におけるカビ臭産生物の解明                       | ・ ・ ・ 76 |
| 引用文献                                       | ・ ・ ・ 83 |
| 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ検討会開催状況(平成 26 年度以降) | ・ 85     |
| 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ設置要綱                | ・ ・ ・ 87 |
| 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ委員名簿                | ・ ・ ・ 88 |

## 1 はじめに

島根県は、宍道湖・中海が昭和 63 年度に湖沼水質保全特別措置法の指定湖沼となって以降、7 期 35 年にわたり水質改善のため様々な施策を実施してきた。

主なものは、①生活排水対策として、下水道、農業集落排水施設、浄化槽等の生活排水処理施設の整備、②工場・事業場対策として、各種法令に基づく規制基準の遵守徹底及び規制対象外施設に対する指導、③農地・市街地対策として、適正施肥の実施、水田からの濁水流出防止のための水管理、道路の路面、側溝の清掃等を実施するとともに重点地区を流出水対策地区に指定する、などである。

その結果、平成 30 年度における宍道湖の COD、全窒素、全リンの流入負荷量は、昭和 63 年度と比べると推計値でそれぞれ 36%、27%、44%と着実に削減されており、流入負荷量の削減については一定の成果が得られていると考えられるが、ここ近年は削減量は頭打ち状態である（図 1-1 参照）。

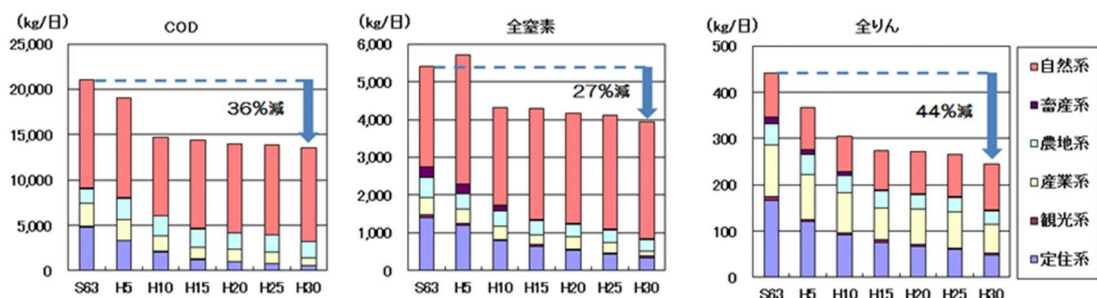
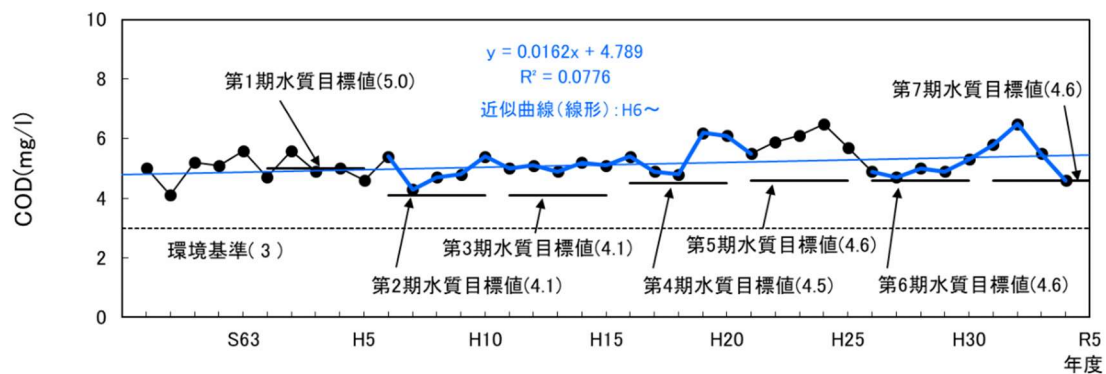


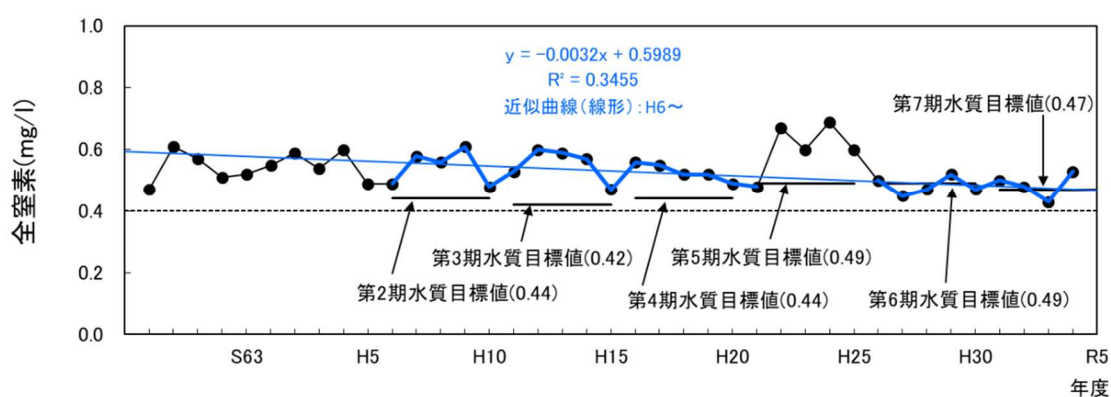
図 1-1 宍道湖に流入する汚濁負荷量の推移（COD、全窒素、全リン）

水質については、第 2 期湖沼水質保全計画に基づく取組を始めた平成 6 年度以降の年平均の推移を、特異年であるアオコ大発生とヤマトシジミ資源量の減少が重なった平成 22～24 年度とその影響を引きずっていると考えられる平成 25 年度のデータを除いて回帰式を求めてみると、流入負荷の削減にともない全窒素及び全リンはやや減少傾向にあるが、逆に COD は増加傾向にある（図 1-2 参照）。

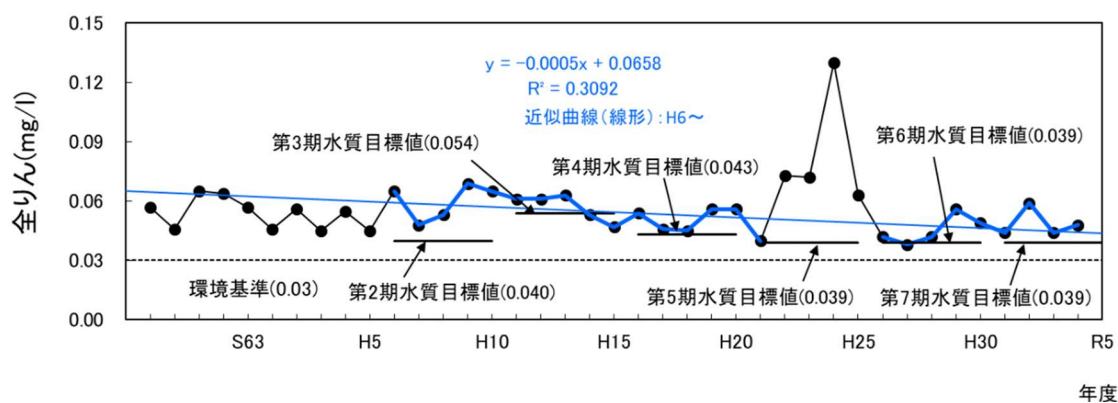
### 1. COD(75%値)



### 2. 全窒素(平均値)



### 3. 全りん



(参考)

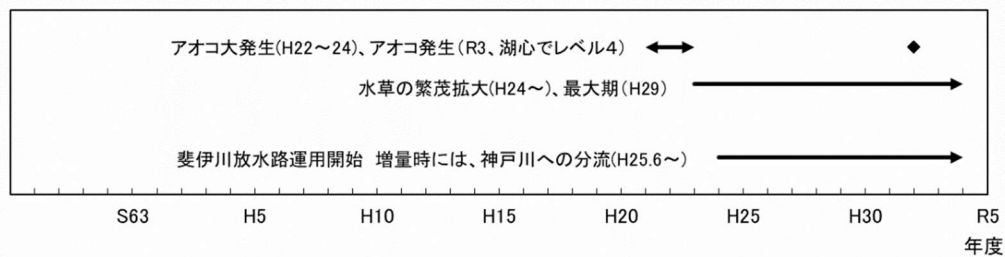


図 1-2 央道湖の水質の経年変化

他の湖沼でも同様な事象がみられ、例えば琵琶湖でも全窒素や全リンは減少しているにもかかわらず COD は増加傾向にある状況である。

汽水湖である宍道湖の水質汚濁メカニズムは複雑で今だ未解明の部分も多く、湖の水質改善を図るためには総合的な調査研究が必要である。このため、汽水湖沼の諸現象に精通した各分野の専門家をメンバーとした「汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ（以下、「ワーキンググループ」）」を平成 22 年に立ち上げ、様々な角度から検討を行った。

ワーキンググループでは、まずは宍道湖について、物質収支（特にリン）を把握するなど、水質改善に向けた効果的な施策に繋げるために必要な調査等を以下の項目として設定し、平成 26 年 8 月に検討結果をまとめ報告した。

- ① 流入負荷の正確な把握（特にリンの流入負荷量の把握の精度向上）
- ② 塩分成層による貧酸素水塊の発生とそれに伴う湖底からの栄養塩類の溶出が水質に与える影響の把握
- ③ 湖内有機物（難分解性有機物、植物プランクトン）の動態把握
- ④ その他（アオコの状況、水質シミュレーションモデルの検討）

前回の報告以降、平成 22～24 年度のアオコの大発生とヤマトシジミ資源量の減少といった憂慮すべき事象の要因を明らかにするため、アオコの発生予測や植物プランクトン中の脂肪酸含有量とシジミの生息への影響などの新たな調査・研究を含め、様々な調査・研究を行った。

また雨水観測からは、2007 年から毎月測定している降雨中の硝酸態窒素の濃度がわずかに低下傾向であることから、降雨による流域外からの越境汚染が低下していることが推察されるなど、一定の知見が得られた。本報告においては、そうした前回の報告以降にワーキンググループでの検討によって、新たに明らかになった知見を加えてまとめたので報告する。

## 2 目的・目標

汚濁メカニズムの解明、そのための調査において重要となる事項の抽出、調査結果の考察、汚濁メカニズムを解明する上で強力なツールとなるシミュレーションモデルを構築するため、ワーキンググループで検討を行った。具体的には、①河川等から湖に流入する有機物をはじめとする汚濁負荷の状況、②栄養塩を利用した植物プランクトンの増殖など内部生産や湖内の状況、③湖内水質に影響を与える底質の状況などの項目を設定し、図2に示すような物質収支をはじめとする汚濁メカニズムの見える化を図ることで、汚濁負荷量が削減しているにもかかわらず水質改善が難しい原因の知見を得、対策につなげていく。

なお、今回報告する斐伊川からの流入負荷及び難分解性 COD の動態については、令和6年度に策定予定の第8期湖沼水質保全計画の水質予測に反映を見込んでいる。

また、現在構築中のシミュレーションモデルについては、第9期湖沼水質保全計画策定の際に、職員自らモデルを活用し施策効果の検証や水質再現を検討することを目指している。

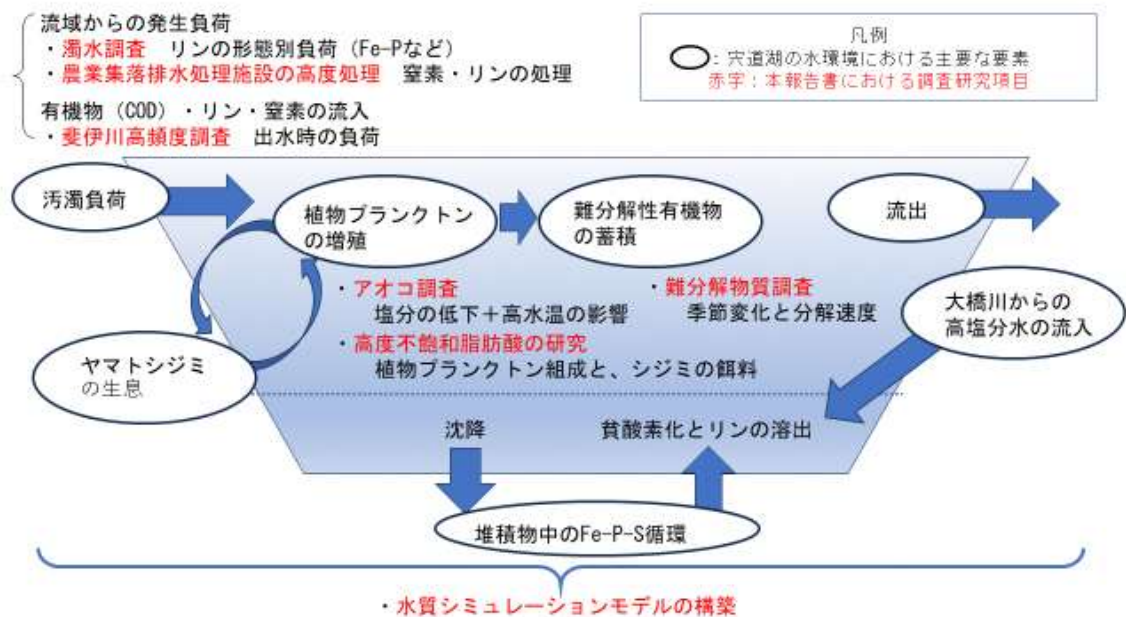


図2 穴道湖の水環境における主要要素とワーキンググループにおける検討事項の関係

### 3 検討内容

#### 3-1 斐伊川における流入負荷量の実態把握

##### 3-1-1 斐伊川汚濁負荷量調査

###### (1) はじめに

水質再現シミュレーションに L・Q 式は不可欠である。L・Q 式は流量と負荷量の分布を基に最小二乗法により累乗式をあてはめて用いるが、高流量時に式と分布の乖離が問題となっている。高流量時には湖に多量の負荷が流入するが、正確に把握できないため水質再現が不十分になる場合がある。宍道湖への流入負荷量を把握することを目的として、神立橋の直下流において1年間にわたる採水を1983年から2011年の28年間に3回行った。それらの結果から明らかになったことや不足していた調査方法・視点等を考慮し2022-2023年度にかけてさらなる負荷量把握調査を行った。それらの負荷量調査から宍道湖への流入負荷量に係る L・Q 式を最適なものにするための検討を行った。

###### (2) 方法

斐伊川河口部より12km上流に位置する神立橋直下流左岸において、1983年から1984年（第1回）、2001年から2002年（第2回）2010年から2011年（第3回）に1年間ほぼ毎日採水を行い、全リン（TP）、全窒素（TN）やその他の項目（溶存態リン（DP）、溶存態窒素（DN）、リン酸、各態窒素等）を分析し、懸濁態栄養塩はトータルと溶存態の差から求めた。ただし第1回調査では溶存態 N、P は測定していない。第4回目となる2022年6月～2023年5月までの1年間は、定期的な採水を週一回の頻度で実施し、リン負荷の多くを占めると考えられる大雨等による高流量時は、流量増加初期から流量減少期まで1時間に1回など、高頻度で採水を合計6回行った。



図1 採水地点

###### (3) 結果

表1に各調査の概要を、図2に第3回目調査までの全リンの比負荷量と比流量の散布

図及び近似曲線（累乗式）を示す。年流量は第4回調査時が最も少なく、調査期間中の最大日平均比流量は  $1.03 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  であった。

表1 各調査における流況

|      |           | TP<br>( $\text{mg/L}$ ) | PP<br>( $\text{mg/L}$ ) | DP<br>( $\text{mg/L}$ ) | TN<br>( $\text{mg/L}$ ) | PN<br>( $\text{mg/L}$ ) | DN<br>( $\text{mg/L}$ ) | 総流量<br>( $\text{億m}^3$ ) | 最大日平均比流量<br>( $\text{m}^3/\text{s}/\text{km}^2$ ) |
|------|-----------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------------------------------------|
| 1983 | 単純平均      | 0.039                   | —                       | —                       | 0.55                    | —                       | —                       | 14.1                     | 0.96                                              |
| —    | 加重平均      | 0.068                   | —                       | —                       | 0.61                    | —                       | —                       |                          |                                                   |
| 1984 | (最小値－最大値) | (0.012 - 0.21)          | —                       | —                       | (0.32 - 1.5)            | —                       | —                       |                          |                                                   |
| 2001 | 単純平均      | 0.033                   | 0.021                   | 0.013                   | 0.54                    | 0.039                   | 0.50                    | 14.3                     | 0.41                                              |
| —    | 加重平均      | 0.044                   | 0.024                   | 0.011                   | 0.64                    | 0.039                   | 0.52                    |                          |                                                   |
| 2002 | (最小値－最大値) | (0.007 - 0.20)          | (0.000 - 0.18)          | (0.006 - 0.042)         | (0.28 - 1.1)            | (0.002 - 0.28)          | (0.21 - 0.96)           |                          |                                                   |
| 2010 | 単純平均      | 0.034                   | 0.018                   | 0.016                   | 0.60                    | 0.029                   | 0.57                    | 16.1                     | 0.68                                              |
| —    | 加重平均      | 0.057                   | 0.040                   | 0.019                   | 0.66                    | 0.046                   | 0.60                    |                          |                                                   |
| 2011 | (最小値－最大値) | (0.016 - 0.28)          | (0.000 - 0.25)          | (0.007 - 0.054)         | (0.24 - 1.3)            | (0.001 - 0.30)          | (0.21 - 1.3)            |                          |                                                   |
| 2022 | 単純平均      | 0.028                   | 0.017                   | 0.011                   | 0.48                    | 0.058                   | 0.42                    | 9.6                      | 1.03                                              |
| —    | 加重平均      | 0.055                   | 0.042                   | 0.013                   | 0.61                    | 0.13                    | 0.49                    |                          |                                                   |
| 2023 | (最小値－最大値) | (0.011 - 0.16)          | (0.004 - 0.14)          | (0.006 - 0.023)         | (0.21 - 1.0)            | (0.005 - 0.36)          | (0.20 - 0.75)           |                          |                                                   |

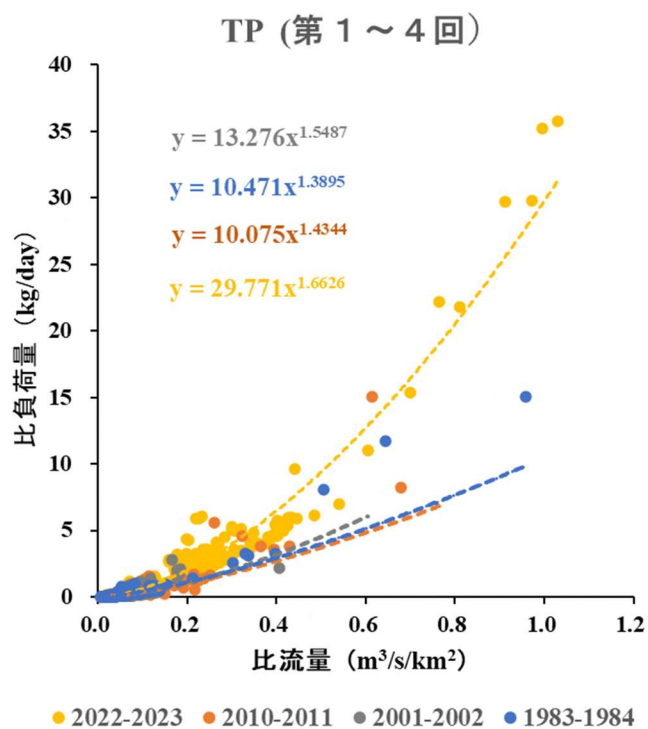


図2 全リンの比流量－比負荷量散布図

図3に第1回目の高流量時高頻度調査の全リン濃度及び負荷量の時間変化を例示する。1出水での負荷の出方が明らかとなった。ほぼ流量に比例して負荷が出るようで、特に特異的な現象は見られなかった。1時間に1回程度採水を行ったため高流量時のデータは数多く取得できたが、過去3回の調査と同様に最大比流量は  $1 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  程度で流量範囲を大きく拡大できるような出水は観測されなかった。

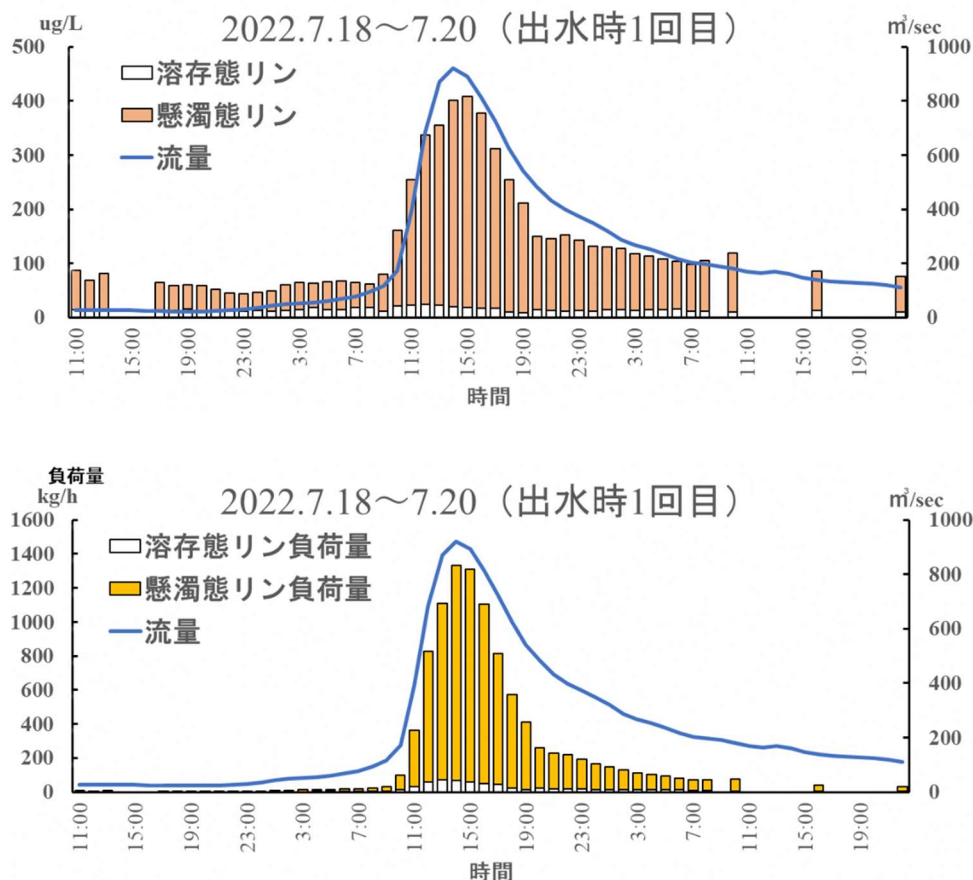


図3 高流量時好悪頻度調査時の流量とリン濃度及び負荷量

#### (4) 考察

##### a. 第1回から第4回調査

斐伊川における最大流量は2006年7月18日に得られた  $2.6 \text{ m}^3/\text{s}/\text{km}^2$  であるため、調査期間中、L-Q 式の最大比流量を大きくするほどの出水は観測されなかった。L-Q 式を累乗式で当てはめると流量が多くなるほど差が大きくなる。第2回と第3回の生活排水の影響が大きいと考えられる低流量時の TN の分布 (図4) から明らかなのは第2回の分布が上に多い、つまり濃度が高いということである。生活排水対策は進んでいるので濃度上昇の原因は生活排水の影響ではないはずである。さらに第3回と第4回の TN の分布 (図5) を比較すると濃度の低下が見られる。そこで原因として考えたのは降水中の窒素濃度変化である。降水中の全窒素 (TN) 沈着量の月変化 (図6) を見ると調査を開始した2007年から2010-2011年にかけては増加しているが、2007年から2022年までの期間全体では減少傾向にある。それを受けた形で、斐伊川神立橋での TN 濃度 (図7) も同様に変化している。年間で見ると特に12月から3月の冬季に高濃度が観測されている (図8)。その原因については Yoshioka et al. (2009) に解説されている。冬季に1降水ごとに採水分析を行い、雨・雪をもたらした気塊がどこを通過して来たのかを後方流跡線解析法を用いて解析を行っている。その結果、TN・

TP 濃度が大きく上昇するのは到来する気塊（図 9）の内の CN 型（冬型気圧配置である西高東低の気圧配置）であることが明らかとなっている（図 10）。これらのことから水質再現シミュレーションを行う場合には高流量時に L-Q 式がフィットすることは大事であるが、平水時の水質はそのときの環境に影響されるので直近における調査も必要と考える。

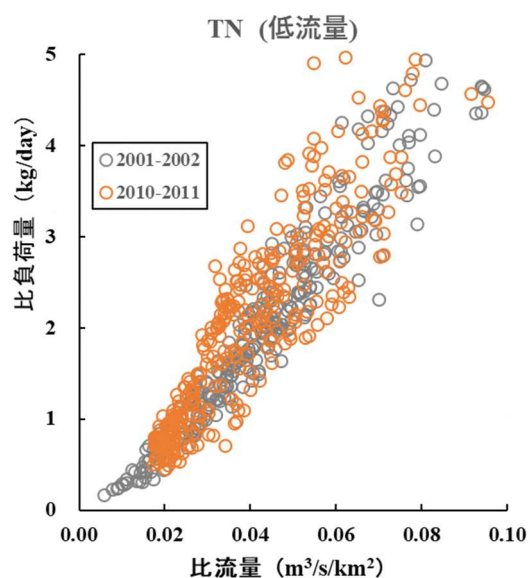


図 4 低流量時の全窒素負荷量散布図  
(第 2 回、第 3 回調査)

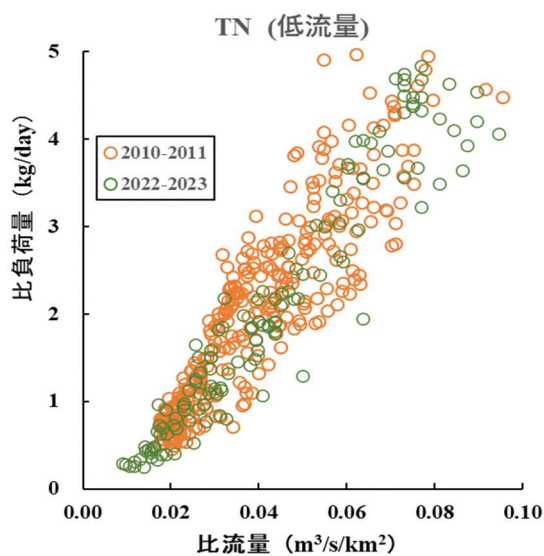


図 5 低流量時の全窒素負荷量散布図  
(第 3 回、第 4 回調査)

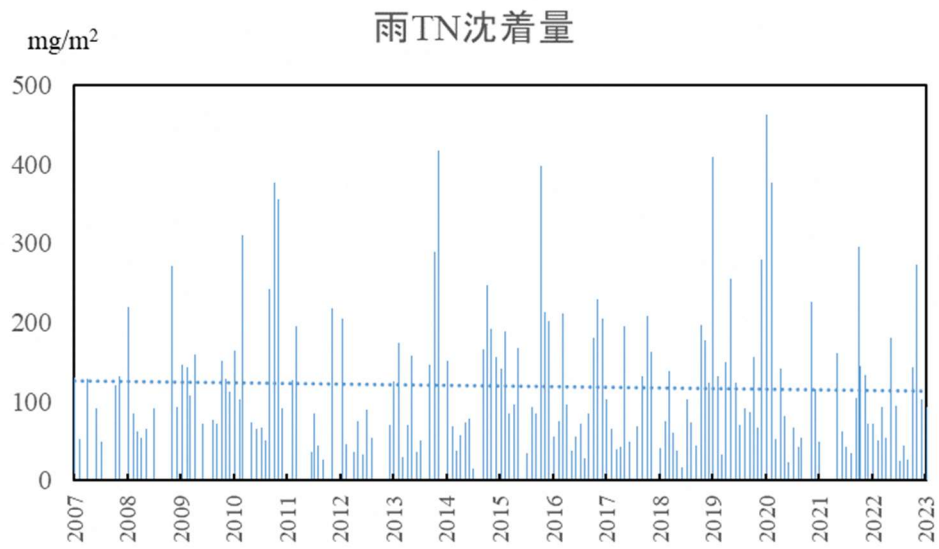


図 6 降水中の全窒素沈着量の変化

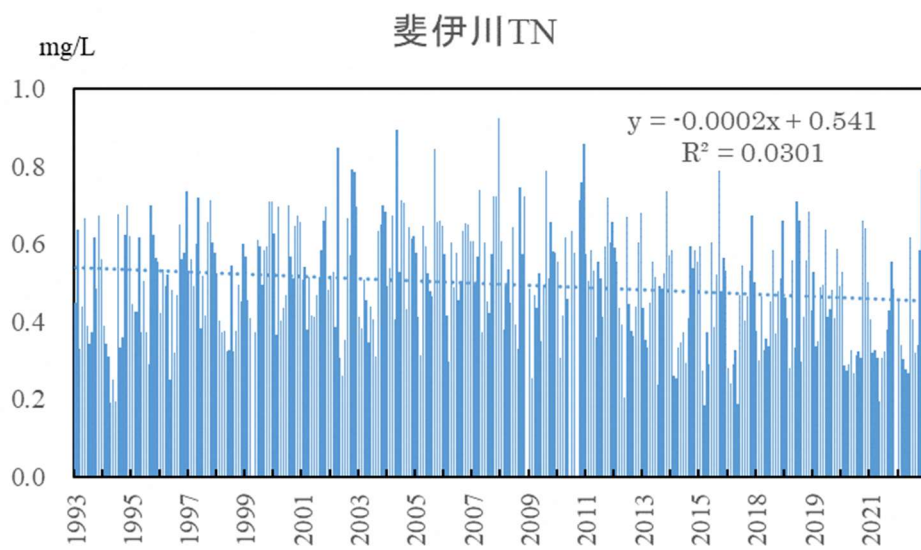


図 7 斐伊川の全窒素濃度の変化

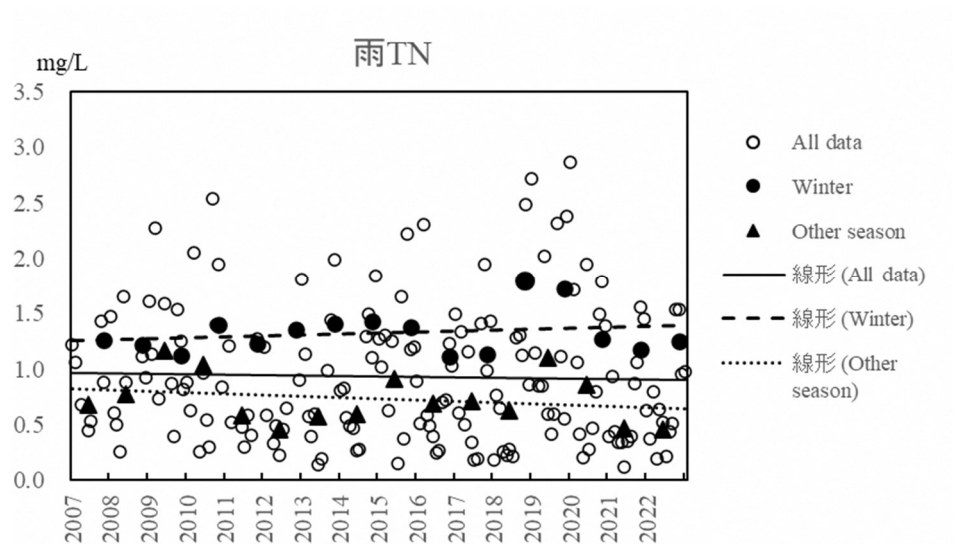


図8 降水中の全窒素濃度

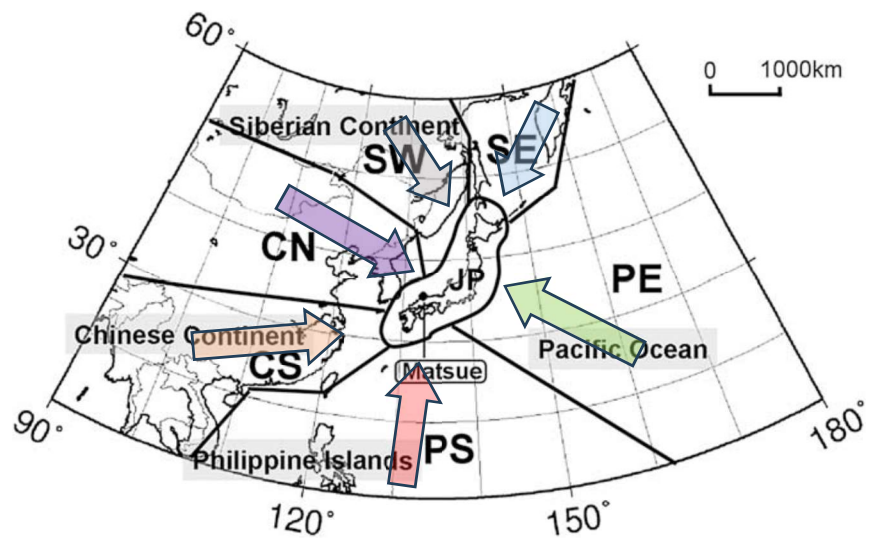


図9 気塊の移動経路

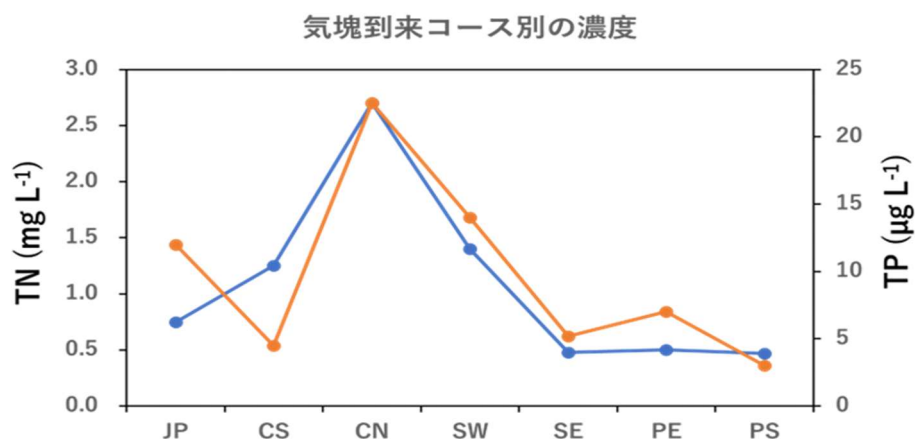


図 10 気塊の到来コース別濃度

b. L-Q 式の検討

第1～3回の調査から、高流量時に全リン濃度が高くなり、流入負荷量をより正確に算定する L-Q 式を作成するためには特に高流量時データが多く必要であることが分かった。また、比流量に対し、比負荷量は二次関数的に増加しているように見える(図2)。L-Q 式が二次式となるためには濃度が流量と1次の関係があることが必要である。第1～3回調査で得られた TP 濃度と比流量の関係(図11)ではあまり直線関係が見られない。第4回の調査結果では若干直線関係が見られているがまだ弱く、比流量があまり高いところまでではない。そのためよりよい L-Q 式を得るため菅井(2016)の洪水時調査データ(国土交通省出雲河川事務所より提供)を利用することにした。これにより比流量と TP 濃度との相関関係は高くなった(図12)。

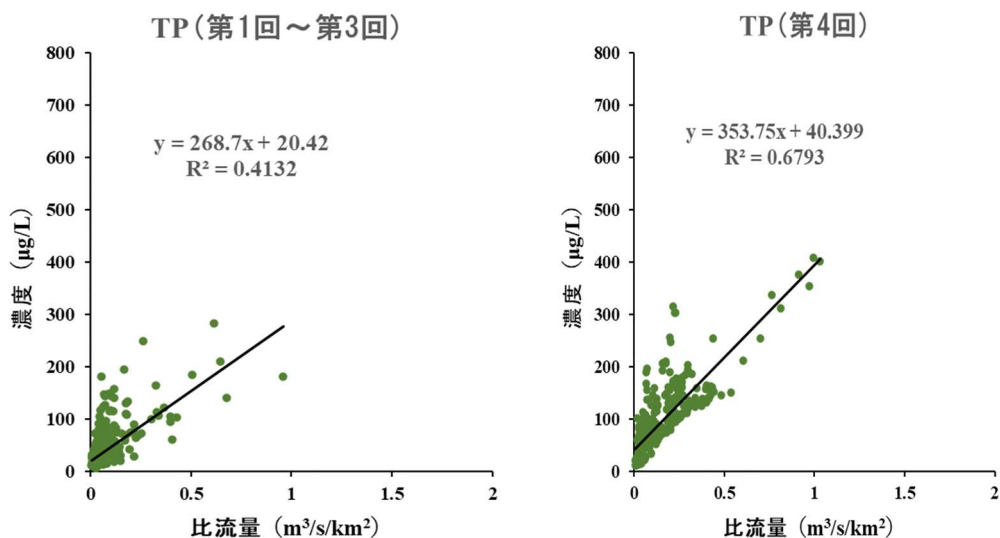


図 11 第1回～第3回、第4回の全リン濃度と流量の関係式

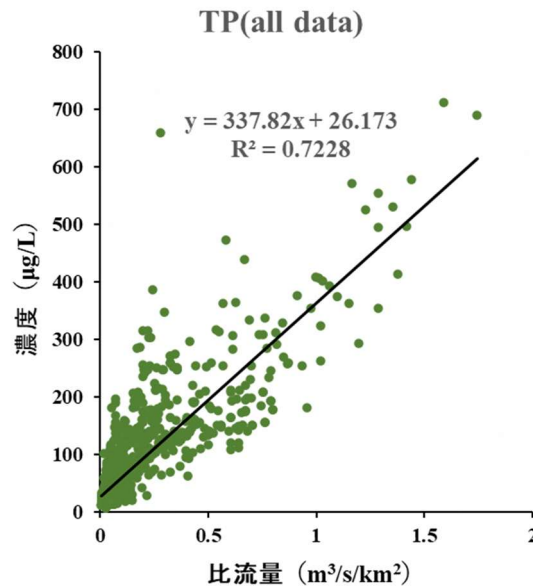


図 12 第 1 回～第 4 回、洪水時調査（菅井）の全リン濃度と流量の関係式

負荷量は濃度と流量の積であるから、濃度が流量と一次の関係にあれば  $L \cdot Q$  式は二次式を適用するのがより適当であると考えられる（宮廻 2016）。これまでの 4 回の斐伊川高頻度調査及び菅井らが行った洪水時調査のデータから得られた分布図と  $L \cdot Q$  式を図 13 及び表 2 に示す。二次式を適用することでかなりの高流量までの分布と良くフィットした  $L \cdot Q$  式が得られた。ただし、 $LQ$  式を二次式とすると低流量時に回帰曲線が分布から外れることがあり、低流量時の再現性が十分でないため、 $L \cdot Q$  式を低流量時は累乗式とし、高流量時は二次式とすることも有効であると考え。今回は洪水のような出水時の負荷をできるだけ正確に再現するために行ったものであるが、実際に水質再現シミュレーションを行う場合には低出水時のデータにも気をつけなければならないと思われる。また、上記のとおり平水時には各調査で濃度に明確な差が見られたことから、水質再現には平水時の直近のデータを使用する必要がある。

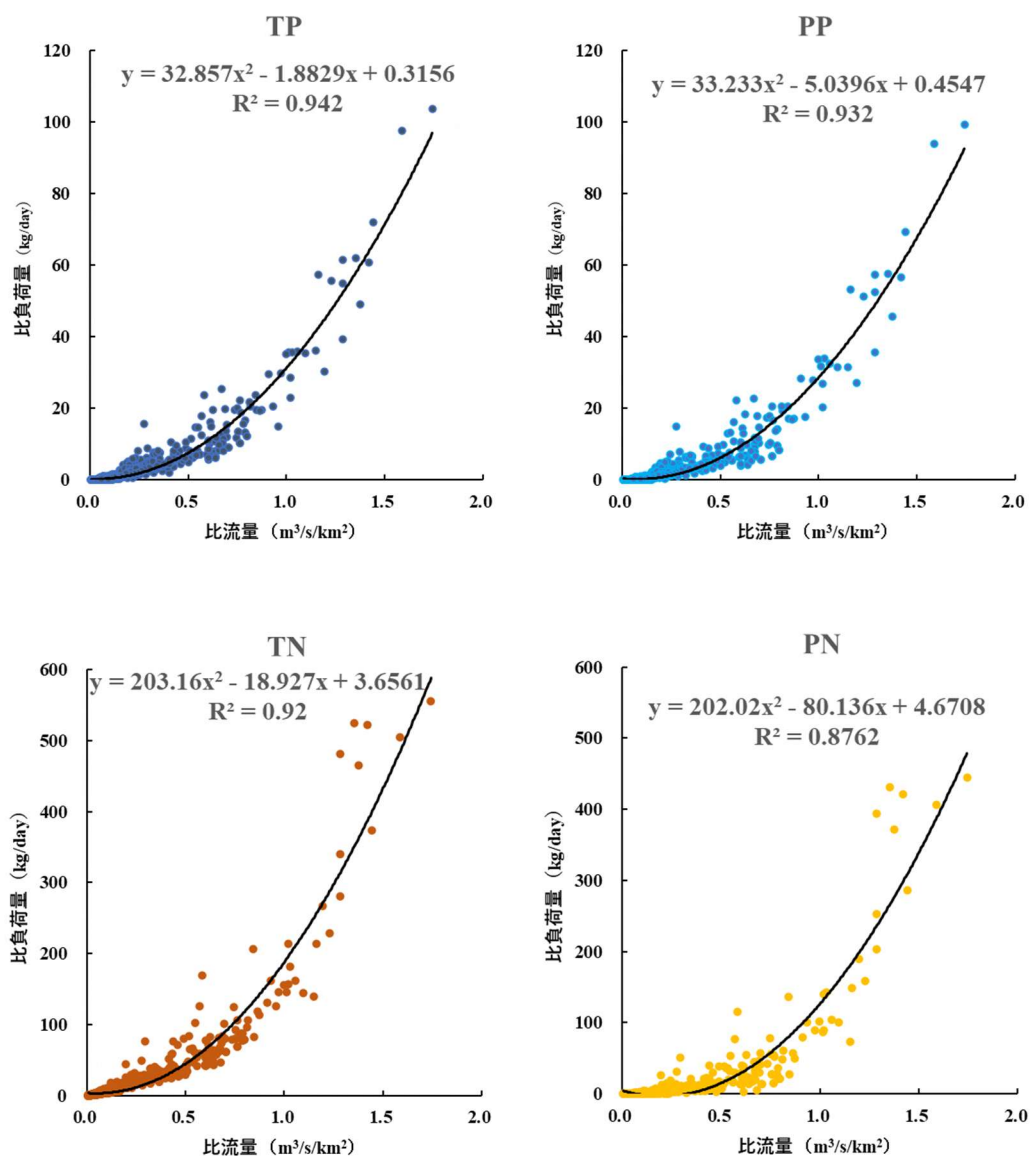


図 13 各項目の比負荷量散布図

表 2 各項目の L-Q 式 (二次式)

| 項目 | L-Q式                         |
|----|------------------------------|
| TP | $L=32.857Q^2-1.8829Q+0.3156$ |
| PP | $L=33.233Q^2-5.0396Q+0.4547$ |
| TN | $L=203.16Q^2-18.927Q+3.6561$ |
| PN | $L=202.02Q^2-80.136Q+4.6708$ |

### 3-1-2 懸濁物中の形態別無機態リンの調査

#### (1) 目的

宍道湖では時折アオコが発生するが、その要因として、湖底堆積物からのリンの溶出負荷に負うところが大きいとされる。そのリンの外部負荷源として、斐伊川から流入する懸濁態リンが考えられる。溶存酸素欠乏時には堆積物からはリン酸及びDOPの形で水中回帰が明らかとなっている（神谷ら 2001）。懸濁態リンは無機態と有機態があり、無機態リンにはFe、Al、Caと結合しているが、Al及びCa結合型リンは安定であり、通常環境では水中に回帰することはないと考えられている。しかし、溶存酸素濃度が低下すると流入して堆積したFe型リン( $\text{FePO}_4$ )は3価から2価( $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ )に還元され、余ったリン酸が放出される。さらに海水由来の硫酸塩が硫化水素に還元されるほど酸化還元電位が低下すると、 $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ と $\text{H}_2\text{S}$ が反応しFeSが生成しリン酸は遊離する。このような反応機構により、宍道湖底層のように海水由来の硫酸塩濃度の高い水域ではリン酸の溶出が加速する。過去の出水時調査の結果より、出水時には斐伊川の懸濁態濃度が高く、特にFe型リンの割合が高いことが分かっている。斐伊川での高流量時の連続調査により、濁水に含まれる懸濁態リンを形態別に測定し、出水時のリンの形態別変動、特にFe型リンの特性や流量との関連性などの実態を把握し、宍道湖湖水に影響を及ぼすFe型リン負荷の重要性を明らかにすることを目的に調査を行った。

#### (2) 方法

2022年7月18日～7月20日、8月16日～8月19日、8月31日～9月2日、9月19日～9月21日、2023年5月29日～5月31日、7月8日～7月11日の合計6回の出水時を対象とした。斐伊川（神立橋）において採水後、定量ろ紙（No.5C）で自然ろ過し、ろ紙に捕捉された懸濁物を50℃で乾燥させ試料とした。なお、採水時間の間隔は調査開始から水位ピークを越えピーク水位の2/3に下がるまでは1時間、水位の最大ピークの1/3に下がるまでは2時間、その後調査終了までは6時間とし、分析には水位ピークを中心に選別したものを使用した。形態別無機態リン含有量は江川ら(2017)の方法により定量し、各無機態リンの濃度は、含有量と懸濁粒子(SS)濃度より算出した。有機態リン(POP)濃度は懸濁態リン(PP)濃度から全無機態リン濃度(PIP)を差し引いて求めた。

#### (3) 結果及び考察

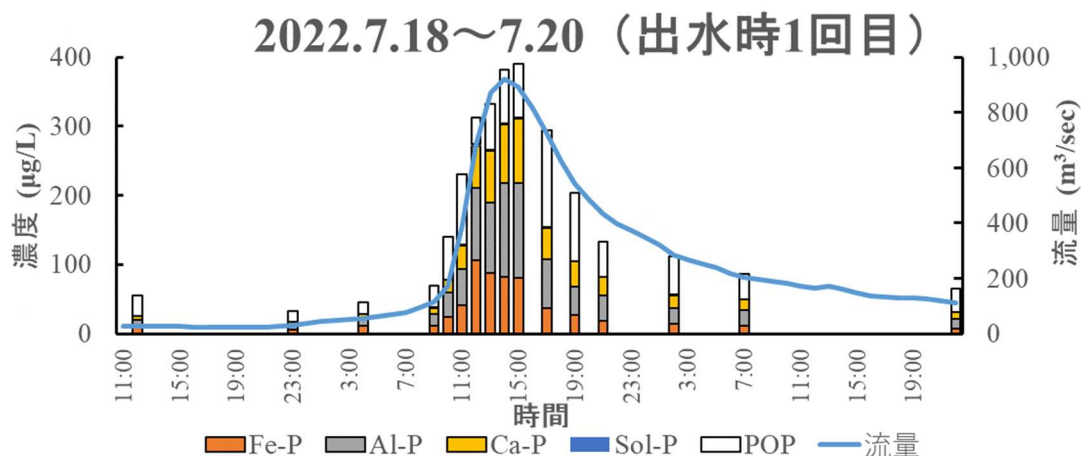
最大流量が比較的大きかった2022年7月18日調査（出水時1回目）及び2023年7月8日調査（出水時6回目について、図14に懸濁粒子中の形態別懸濁態リン濃度及び流量、図15に各無機態リンの濃度割合を示す。

2022年7月18日調査の結果について、流量が増加するにしたがってPIP濃度も徐々に高くなり、ピーク時(7/19 14:00)が最大で、ピークを過ぎ流量の減少とともにPIP濃度も低下する傾向を示した。また、PIP濃度は流量増加期のほうが流量減少期よりも高

い傾向が見られたが、POP 濃度は平水時よりも高い値となったものの、流量増減期において大きな変化は見られなかった。各無機態リンの濃度割合をみると、宍道湖湖底からのリンの溶出に影響を及ぼす Fe 型リンの割合は、調査開始時（雨の降り始め）から流量増加期が高く、流量ピークから流量減少期が比較的低くなる傾向が見られた。

2023 年 7 月 8 日調査では、流量のピークが 3 回観測された。1 回目のピーク時（7/8 11:00）の PIP の増加量が最も大きく、2 回目（7/8 23:00）、3 回目（7/9 18:00）のピークには PIP 濃度の増加量は小さかったため、1 回目のピークで多くの懸濁粒子が河口へ流下したものと推察される。POP 濃度は流量増加期に一時的に増加したが、その後は大きな変化が見られなかった。各無機態リンの濃度割合では、Fe 型リンは 1 回目のピークまでの調査開始時から流量上昇期に最大となった。流量が最も大きい第 3 ピークで Fe 型リンの割合が大きかったのは、再び河床堆積物の巻き上がりが起きたことに起因するものと推察されるが、2022 年 7 月 18 日調査と同様に Fe 型リンの割合は雨の降り始めから流量増加期に高くなり、流量減少期に比較的低くなる傾向を示しており、Fe 型リンの流出特性の一つであると考えられる。

2022 年 8 月 16 日調査（出水時 2 回目）から 2023 年 5 月 29 日調査（出水時 5 回目）についても、流量の増加とともに PIP 濃度および Fe 型リン濃度は増加し、流量ピークとともに PIP 濃度は緩やかに減少、Fe 型リンは流量ピーク時には減少するといった傾向が見られた。これは Fe 型リンを多く含む懸濁粒子が浮遊しやすく、流量増加期に流下しやすいことを示唆しているが、これを検証するためには、今後、平水時ならびに増水時の調査開始から終了までの濁水中の粒度を測定し解析する必要がある。



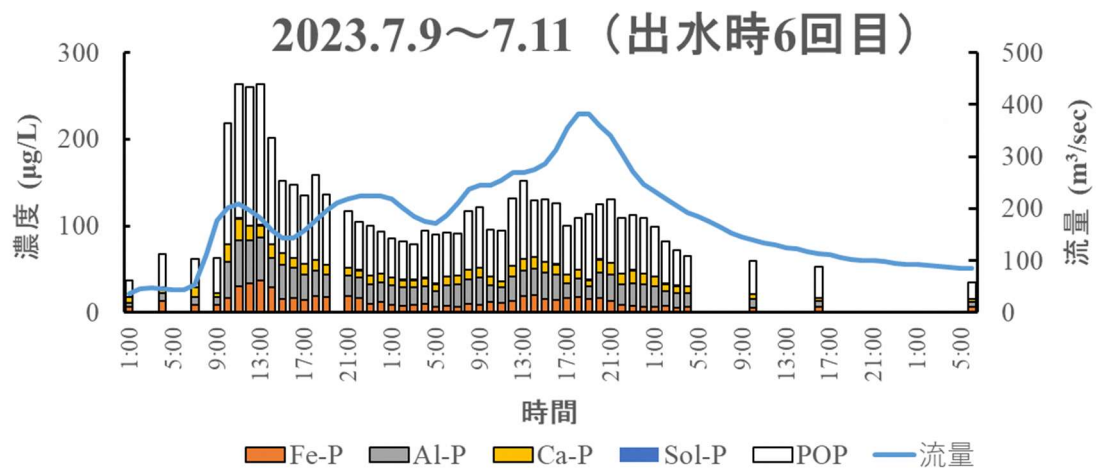


図 14 1 回目及び 6 回目の懸濁粒子中の各無機態リン濃度と流量

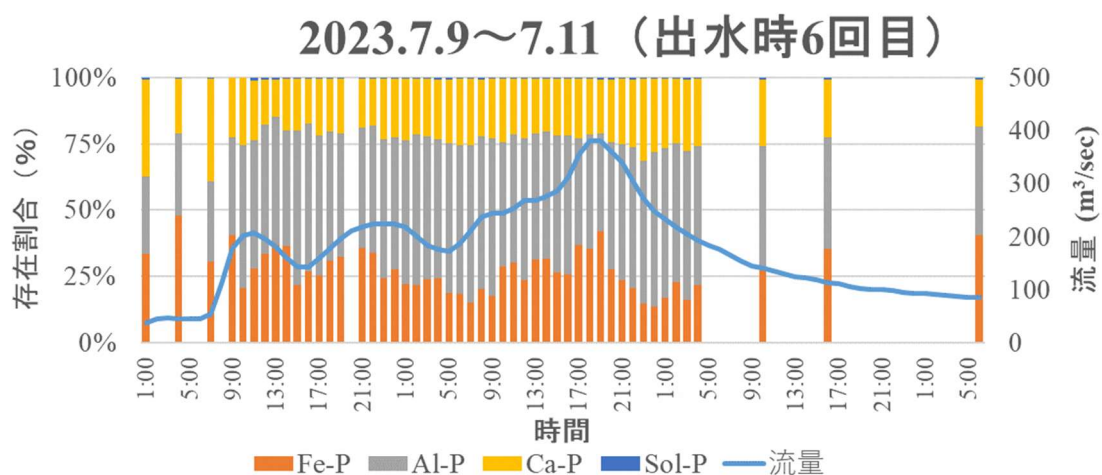
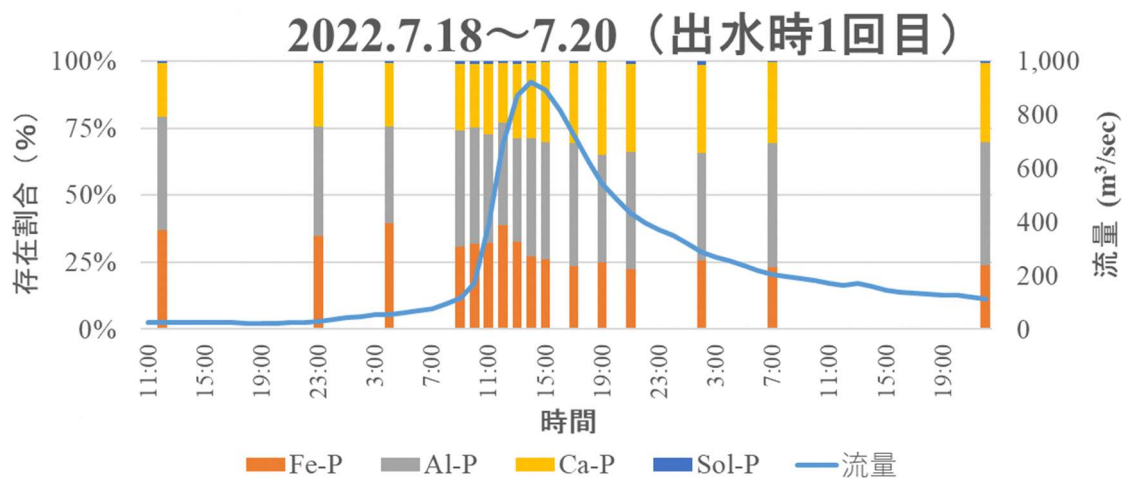


図 15 1 回目及び 6 回目の懸濁粒子中の各無機態リン濃度と流量

### 3-1-3 湖内に流入した懸濁物からのリンの溶出量調査

#### (1) 目的

集水域からは出水時に多くの負荷が流入する。懸濁物質は水域に流入後堆積するが、その中で鉄態リンは3-1-2で説明したように  $\text{H}_2\text{S}$  が発生する環境ではリン酸の回帰が加速する。宍道湖の湖底堆積物では、中海からもたらされる硫酸塩を含んだ塩水が底層に滞留し、場合によっては高濃度の硫化水素が蓄積することがある。その場合にはリン酸の溶出が大きくなると考えられる。そこで宍道湖湖内にセジメントトラップを設置し、出水によって供給された懸濁物を捕集し、室内実験において宍道湖湖底で発生した同程度の濃度の硫化水素とセジメントトラップで捕集した懸濁物を反応させ、湖水への回帰量を見積もることを目的に調査を行った。

#### (2) 方法

##### a. セジメントトラップと設置状況

調査期間は、出水期間を含む 2022 年 9 月 4 日～9 月 26 日、2023 年 5 月 27 日～6 月 1 日、7 月 7 日～7 月 16 日の 3 回とした。セジメントトラップは、塩ビ管 (10cm $\Phi$ ×50 cm) をロープに取り付け、湖底から 2 m の位置に塩ビ管の口が来るように設計した。出水が見込まれる前に斐伊川の河口から 4.5 km 地点 (地点 B) と河口から 8 km 地点 (地点 C: 宍道湖湖心) の 2 か所 (図 16) にセジメントトラップを設置し、出水後に回収した。実験室に持ち帰った後、定量ろ紙 (No. 5 C) でろ過し、ろ紙ごと 110℃の乾燥機に入れて懸濁物を乾燥させ、実験までガラス管に入れて保管した (5 月はガラスろ紙 (GS25) を使用)。



図 16 セジメントトラップ設置位置

##### b. 宍道湖における湖水及び間隙水中溶存硫化物濃度の調査

湖水中の溶存硫化物濃度は、湖底上 50 cm の湖水を採水して密栓したのち、駒形

ろ紙（孔径 0.45  $\mu\text{m}$ ）でろ過し、酢酸亜鉛溶液、6 M 塩酸、発色試薬を順に加え、15 分放置後 2 時間以内に 667 nm における吸光度を測定した。間隙水中の溶存硫化物濃度は、堆積物を採泥し密栓したのち、窒素置換水を加えて液量を増やし、シリンジからシリンジにろ過を行い、そのろ液に含まれる硫化水素濃度を定量した。

### c. 硫化水素と反応して溶出するリン（Fe-P）に関する検討

灘橋において斐伊川の河床堆積物を採取し、風乾後シルトのサイズまでふるいにかけた。この河床堆積物とセジメントトラップで回収した懸濁物質を用いて、硫化水素濃度が 0（=窒素置換水）、1, 10, 50, 100, 150, 600 mgS/L の溶液に曝し Fe-P の溶出をみる実験を行った。なお、硫化水素と反応して溶出するリンを Fe-P とみなした。600 mgS/L の濃度は、懸濁物からすべての Fe-P を抽出するのに必要な濃度である。セジメントトラップと河床堆積物に含まれる Fe-P は、江川ら(2017)の手法を改変した以下の方法で定量した値とした。硫化ナトリウム 9 水和物を窒素置換水に溶かし、硫化水素濃度を調整した標準溶液を、ガラスビーズ（直径 3 mm）をいれたガラスシリンジに一定量とって気相を抜き、シリンジの先端から塩酸を加え、溶液の pH を 7 ～ 8 になるように調整した。次に、別のガラスシリンジに、セジメントトラップで回収した堆積物又は斐伊川の河床堆積物を 0.020 g はかり採り、シリンジのピストンを奥まで挿入した。このガラスシリンジに三方活栓を取り付け、pH を調整した硫化水素溶液を 20 mL 添加してゴム栓で密栓した。これらのガラスシリンジを振とう器に設置し、100 rpm の速度で 48 時間振とうした。48 時間後、ガラスシリンジの先端に 0.45  $\mu\text{m}$  駒形ろ紙を装着してろ過を行い、そのろ液に 6M HCl を 20  $\mu\text{L}$  加えてさらに 24 時間程度放置した。その後、0.45  $\mu\text{m}$  駒形ろ紙を用いて再度ろ過をし、ろ液中に含まれる  $\text{PO}_4^{3-}$  をモリブデンブルー法で定量した。なお、硫化水素濃度が 0 mgS/L の溶液はイオン交換水に窒素ガスを通気して溶存酸素を追い出した水（窒素置換水）を用いた。なお、河床堆積物は、宍道湖の上流 1.8 km の位置にある灘橋において、2022 年 6 月 10 日に採取した。

## （3）結果及び考察

### a. 懸濁物の回収量

回収量の結果を表 3 に示す。1 回目調査の地点 B は、塩ビ管の中で魚が死んでいたので、欠測とした。

表 3 セジメントトラップによる懸濁物質の回収量

|     |     | 設置日            | ～ | 回収日             | 設置期間（日） | 回収量（g） |
|-----|-----|----------------|---|-----------------|---------|--------|
| 1回目 | 地点B | 2022/9/5 10:00 | ～ | 2022/9/26 10:00 | 21      | 欠測     |
|     | 地点C | 2022/9/4 10:00 | ～ | 2022/9/26 10:00 | 22      | 2.8391 |
| 2回目 | 地点B |                |   | 欠測              | -       | -      |
|     | 地点C | 2023/5/27 9:00 | ～ | 2023/6/1 8:00   | 5       | 0.1081 |
| 3回目 | 地点B | 2023/7/7 8:15  | ～ | 2023/7/16 8:00  | 9       | 1.0452 |
|     | 地点C | 2023/7/7 8:00  | ～ | 2023/7/16 7:45  | 9       | 3.3778 |

b. 宍道湖における硫化水素の挙動

2022 年は、硫化水素の調査を 2022 年 5 月、7 月、8 月、9 月（2 回実施）、10 月及び 11 月で合計 7 回行った。その結果、7 月 13 日の調査において、湖心の湖底上 50 cm の湖水から硫化水素が 11  $\mu\text{gS/L}$  検出されたが、その他の調査では定量下限以下（ $< 10 \mu\text{gS/L}$ ）であった。間隙水中の溶存硫化物は、1 回目の調査期間中である 9 月 26 日には堆積物表層 0～1 cm 層において 10  $\text{mgS/L}$  の溶存硫化物を検出した。

2023 年は、硫化水素の調査を 2023 年 7 月、8 月、11 月、12 月の計 4 回実施し、8 月 30 日に約 0.4  $\text{mgS/L}$  検出され、他の 3 回は下限以下であった。また、11 月 7 日に宍道湖西岸で青潮らしき現象が発生し、間隙水中から 100  $\text{mgS/L}$  の極めて高濃度の溶存硫化物が検出された。

c. 堆積物からの鉄型リン（Fe-P）の溶出特性

図 17 に硫化水素濃度別リンの溶出量を示す。斐伊川の河床堆積物（シルト）と 1 回目調査のセジメントトラップで回収した懸濁物質を用いて、硫化水素濃度が 0（= 窒素置換水）、1, 10, 50, 100, 150, 600  $\text{mgS/L}$  の溶液に曝し Fe-P の溶出をみる実験を行った。600  $\text{mgS/L}$  の濃度は、懸濁物からすべての Fe-P を抽出するのに必要な濃度である。その結果、硫化水素濃度の上昇に伴ってリンの濃度が増加し、斐伊川のシルトでは硫化水素濃度が 600  $\text{mgS/L}$  で 150  $\mu\text{gP/g-dry}$ 、セジメントトラップで回収した懸濁物質では硫化水素濃度が 600  $\text{mgS/L}$  で 1,200  $\mu\text{gP/g-dry}$  のリンを検出した。また、硫化水素濃度が 0  $\text{mgS/L}$  の条件において、河床堆積物とセジメントトラップで回収した懸濁物から、それぞれ 20  $\mu\text{gP/g-dry}$  及び 230  $\mu\text{gP/g-dry}$  のリンを検出した。硫化水素濃度が 0  $\text{mgS/L}$  の条件で検出されたリンは、恐らく有機態リンの分解によるものだと考えられ、セジメントトラップで回収した懸濁物は、斐伊川から流入した懸濁物のみならず、湖内で再懸濁したものも捕捉した可能性が考えられる。

2 回目および 3 回目調査で回収した懸濁物については、硫化水素濃度が 0  $\text{mgS/L}$ 、100  $\text{mgS/L}$  及び 600  $\text{mgS/L}$  の溶液に曝し Fe-P を定量した。100  $\text{mgS/L}$  の濃度は、2023 年の一年間を通して間隙水中から検出された溶存硫化物の最高濃度である。その結果、硫化水素濃度が 0  $\text{mgS/L}$  では 12～70  $\mu\text{gP/g}$  のリンが検出され、硫化水素濃度の上昇に伴って Fe-P の濃度が上昇し 600  $\text{mgS/L}$  では 170～780  $\mu\text{gP/g}$  のリンが検出された。

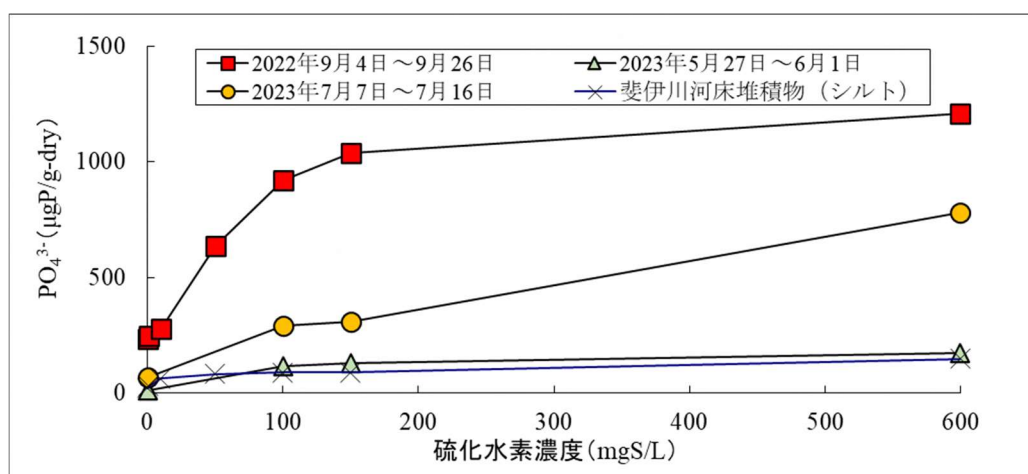


図 17 硫化水素濃度別リンの溶出量

d. 湖水への回帰量の見積もり

セジメントトラップで回収した懸濁物を用いて、水深 5.25 m 以深部の堆積物から湖水に回帰したリンの量を推定した。なお、水深 5.25m 以深部は、清家（2013）による硫化水素の宍道湖平面分布調査から設定した硫化水素濃度が高い範囲であり、その面積は、国土地理院の面積計測ツールを使用して求めた。また、硫化水素濃度は湖心の測定値を使用していることから、回帰量の見積もりは地点 C についてのみ行った（表 4）。なお、算出条件を、1 回目調査では 2022 年 9 月 26 日の観測結果（堆積物表層 0～1 cm 層）を勘案して硫化水素濃度を 10 mgS/L と設定し、2 回目及び 3 回目の結果は 2023 年 11 月 8 日の観測結果から硫化水素濃度を 100 mgS/L と設定した。以下に算出例を示す。

【2022 年 9 月実施分（1 回目）】

- ・セジメントトラップの面積： $5\text{ cm} \times 5\text{ cm} \times 3.14 = 7.85 \times 10^{-9} \text{ km}^2$
- ・セジメントトラップ回収量：2.84g（湖心）
- ・宍道湖の水深 5.25m 以深の面積：11.7 km<sup>2</sup>  
 →水深 5.25m 以深に堆積した堆積物の推定量  

$$7.85 \times 10^{-9} (\text{km}^2) : 2.84 (\text{g}) = 11.7 (\text{km}^2) : a (\text{g})$$

$$a = 4,230,000,000 (\text{g})$$
- ・無酸素条件下で溶出したリン：233 μgP/g-dry（湖心セジメントトラップ堆積物による室内実験より）  
 →4,230,000,000 (g)の堆積物から溶出したリン= $4,230,000,000 (\text{g}) \times 233 (\mu\text{gP/g-dry})$   

$$= 0.986 \text{ tP}$$
- ・硫化水素 10mgS/L 条件下で溶出したリン：279 μgP/g-dry（室内実験より）  
 →4,230,000,000 (g)の堆積物から溶出したリン= $4,230,000,000 (\text{g}) \times 279 (\mu\text{gP/g-dry})$   

$$= 1.18 \text{ tP}$$
- ・硫化水素 10mgS/L によって溶出したリン重量  
 → $1.18 \text{ tP} - 0.986 \text{ tP} = 0.194 \text{ tP}$

表 4 湖水への回帰量の見積もり

|                        | 1回目      | 2回目                                   | 3回目   |
|------------------------|----------|---------------------------------------|-------|
| セジメントトラップ面積            |          | 7.85×10 <sup>-9</sup> km <sup>2</sup> |       |
| 5.25m以深面積              |          | 11.7 km <sup>2</sup>                  |       |
| 回収した堆積物 (g)            | 2.84     | 0.11                                  | 3.38  |
| 無酸素条件下で溶出するリンの推定値 (tP) | 0.986    | 0.002                                 | 0.011 |
| 硫化水素条件下で溶出するリン (tP)    | 1.18     | 0.019                                 | 0.047 |
| 硫化水素によって溶出したリン (tP)    | 0.194    | 0.017                                 | 0.036 |
| 算出条件(硫化水素濃度)           | 10 mgS/L | 100 mgS/L                             |       |

湖内に流入した懸濁物を用いて室内実験を行った結果、湖内に回帰したリンの量は、無酸素条件下ではそれぞれ約 1 t 、0.002 t 、0.01 t のリンが湖水に回帰し、そこに硫化水素が存在するとそれぞれ約 0.19 t 、0.017 t 、0.036 t のリンがさらに回帰することが分かった。

### 3-1-4 濁水の負荷発生源の把握

#### (1) 目的

2010 年 7 月から 2011 年 7 月に行った斐伊川高頻度採水調査により、出水時にリン負荷が上昇することが分かっている（図 18）。斐伊川出水時の負荷発生源の把握のため、斐伊川本流や支川、山林地域や水田地域で調査を行った。

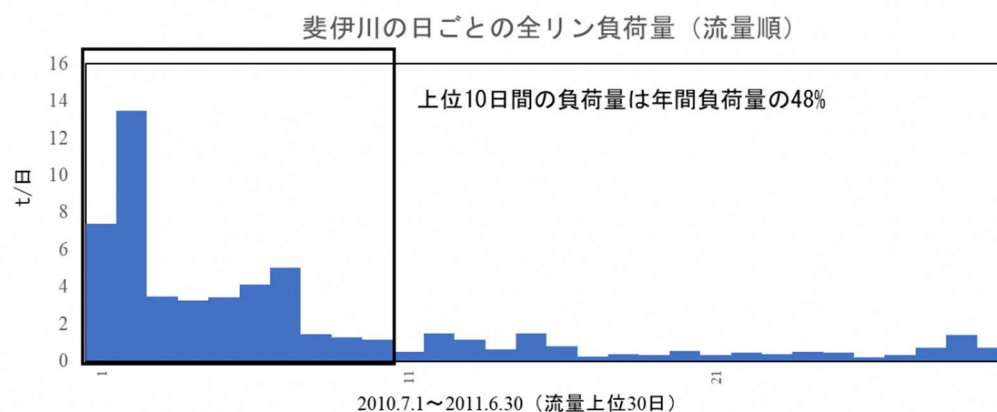


図 18 斐伊川の日ごとの全リン負荷量

#### (2) 方法

水田の代掻きや田植え時期も含めた期間において、赤川流域の山林地域、水田地域で採水を行い、各地域での負荷量－流量散布図を作成した（図 19）。

また、土壌成分の違いによって河床堆積物中のリンや金属などの組成が違ってくるため、蛍光 X 線分析装置を用いて分析を行い、斐伊川流域の河川ごとの土壌調査を試みた。

### (3) 結果及び考察

出水時に斐伊川本流や各支川で調査を行った結果、赤川で全リン濃度が高いことが分かった。しかし、赤川の各地域での全リンの散布図を比較したところ、山林地域は比較的負荷が低かったが、水田地域は赤川下流と同程度か少し高い負荷であった。

各河川の河床堆積物の蛍光 X 線分析を行ったが、河床堆積物の同一試料における蛍光 X 線分析装置の測定値や、同一地点における分析結果のばらつきが大きく、地点ごとの比較ができなかった。

この調査では、比流量の高いデータを取れずサンプル数も少なかった。水田、山林、市街地等各の地域の流量に対する流出特性は違うため、低流量のデータだけでは判断できない。高流量時には相当土壌の流出が大きくなるため、この調査結果では濁水発生の状況をとらえられていないと思われる、リン負荷発生源を把握するには至っていない。

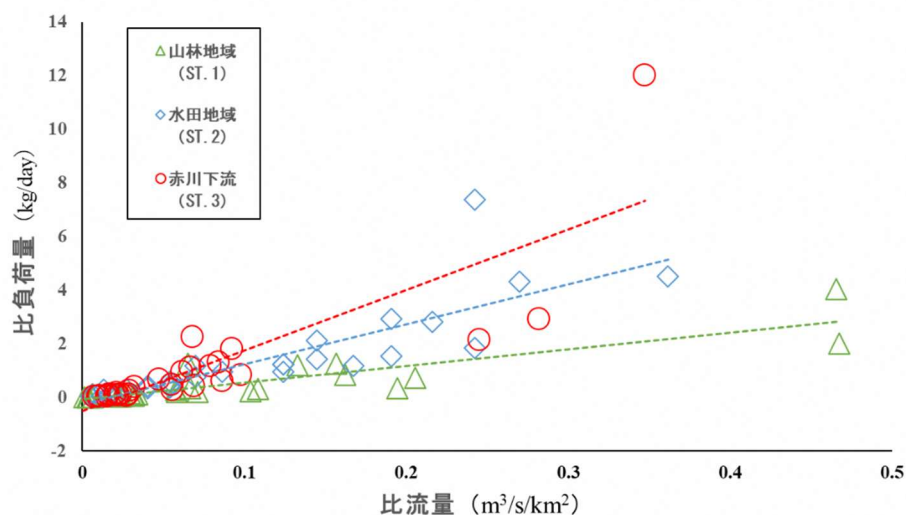
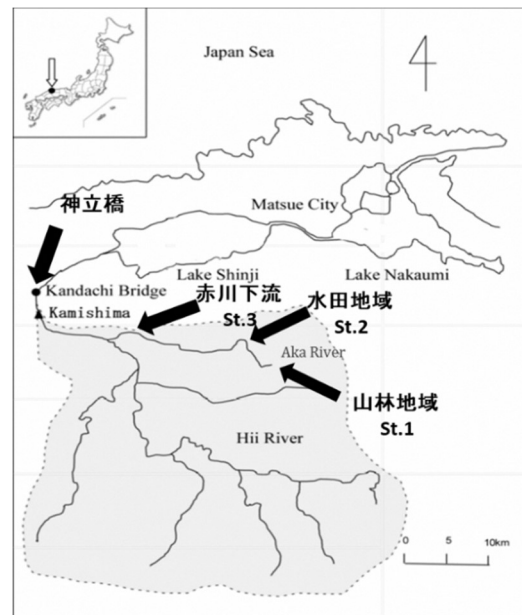


図 19 赤川流域における全リンー負荷量散布図

### 3-2 難分解性有機物の把握

#### 目的

宍道湖では、流域からの汚濁負荷は減少傾向にあるものの、有機汚濁指標である COD の改善には至っておらず、環境基準を満たさない状況が続いている。その原因として、生物学的に分解されにくい難分解性有機物の存在が挙げられており、湖水中で増加している可能性があると考えられている。これらのことから、難分解性有機物の現状をより詳細に把握することを目的として、宍道湖、中海及び流入河川において2つの調査を行った。

#### 3-2-1 100 日分解法による難分解性有機物の把握

##### (1) 目的

難分解性有機物にはフミン酸など多様な物質が含まれ、一般的に成分分析を行うことは困難である。難分解性有機物そのものを直接示す指標はないが、比較的簡易な方法として100日間の生分解試験を実施し、その前後の有機物濃度を測定する生分解試験法(100日分解法)が知られている。宍道湖及び中海の湖心、斐伊川を対象として100日分解法による生分解試験を行い、難分解性有機物の存在量や挙動を把握することを目的とした。

##### (2) 方法

2019年9月から2021年9月までの2年間、宍道湖湖心上層、中海湖心上層及び下層、斐伊川から2カ月に1回採水した原水を250mlのポリカーボネート製容器に100mlずつ加えて密栓し、20℃、暗所で100日間振とうさせ、100日後の原水及びガラス繊維ろ紙(Whatman GF/C)でろ過したものについてCOD及びTOC濃度を測定した。なお、操作ブランクとして超純水についても同様に操作し、汚染の影響がないことを確認した。

##### (3) 結果及び考察

図1に斐伊川、宍道湖上層、中海上層及び下層の100日分解前のCOD及び100日分解後のCOD(以下、難分解性CODとする)、図2にTOC及び難分解性TOCの結果、また斐伊川を除くそれぞれにクロロフィルaの値を示す(斐伊川については2020年3月からの結果を示す)。なお黒及び青の点線は100日分解前の原水及び溶存態の値、実線部分は100日分解後の値で、青が溶存態(100日分解後にろ過したもの)、黒は懸濁態(原水からろ液を差し引いたもの)の値を示す。

難分解性CODの濃度は、宍道湖上層、中海上層、中海下層、斐伊川の順で高く、宍道湖上層で2.1~3.1 mg/L(平均2.6 mg/L)、中海上層で1.7~2.9 mg/L(平均2.1 mg/L)、中海下層で1.4~2.9 mg/L(平均1.9 mg/L)、斐伊川で1.1~1.9 mg/L(平均1.4 mg/L)であった。季節変動はあるものの、CODのうち、宍道湖上層及び中海上層については約5割、中海下層及び斐伊川については約6割が難分解性CODであると考えられる。宍道湖の主な流入水である斐伊川にも難分解性CODが含まれており、その濃度は宍道湖上層のCODに対して約3割程度であった。

難分解性 COD について斐伊川と宍道湖上層を比較すると、宍道湖上層の方が高く、また、中海上層と下層を比較すると上層の方が高いことから、宍道湖及び中海の難分解性 COD は湖内上層で増加していると考えられる。また、原水の値から難分解性 COD の値を差し引いた易分解性 COD の懸濁態濃度の変動が、クロロフィル a 濃度の変動と類似する傾向が見られた。植物プランクトンが易分解性であり、その分解物の一部が難分解性有機物として残存していると考えれば、難分解性 COD が湖内生産により増加している可能性が示唆される。

宍道湖上層及び中海上層では、難分解性 COD は夏から秋にかけて高い傾向が見られたが、中海下層及び斐伊川では明確な季節変動は見られず、おおむね横ばいであった。なおいずれの地点も、懸濁態 COD は 100 日後には大部分が分解され、溶存態が大半を占めていた。

また、TOC の結果については、難分解性 TOC は宍道湖で 1.1~1.8 mg/L(平均 1.5 mg/L)、中海上層で 1.1~1.7 mg/L(平均 1.4 mg/L)、中海下層で 1.0~1.4 mg/L(平均 1.2 mg/L)、斐伊川で 0.5~0.8 mg/L(平均 0.7 mg/L)であり、おおむね COD と類似した傾向を示した（難分解性 COD と TOC の相関係数は、宍道湖上層で 0.79 ( $p < 0.01$ )、中海上層で 0.73 ( $p < 0.01$ )、中海下層で 0.60 ( $p < 0.05$ )）。

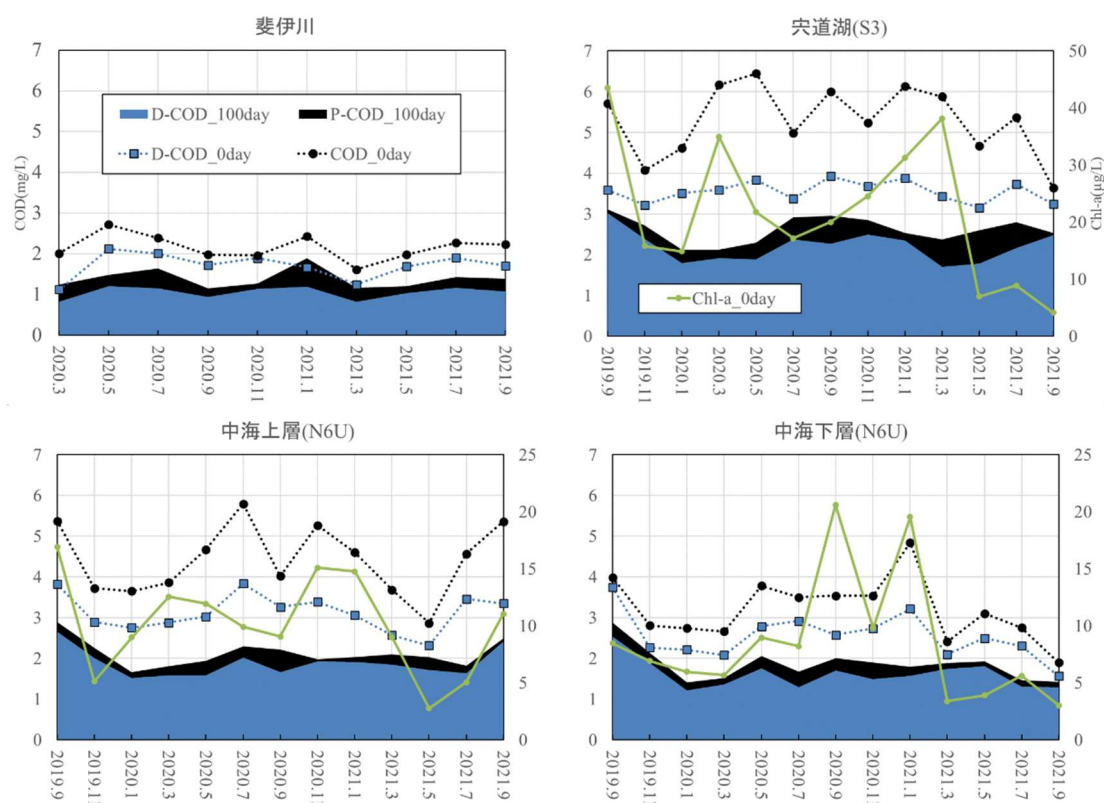


図1 100 日分解前後の COD 及び難分解性 COD 濃度の変化

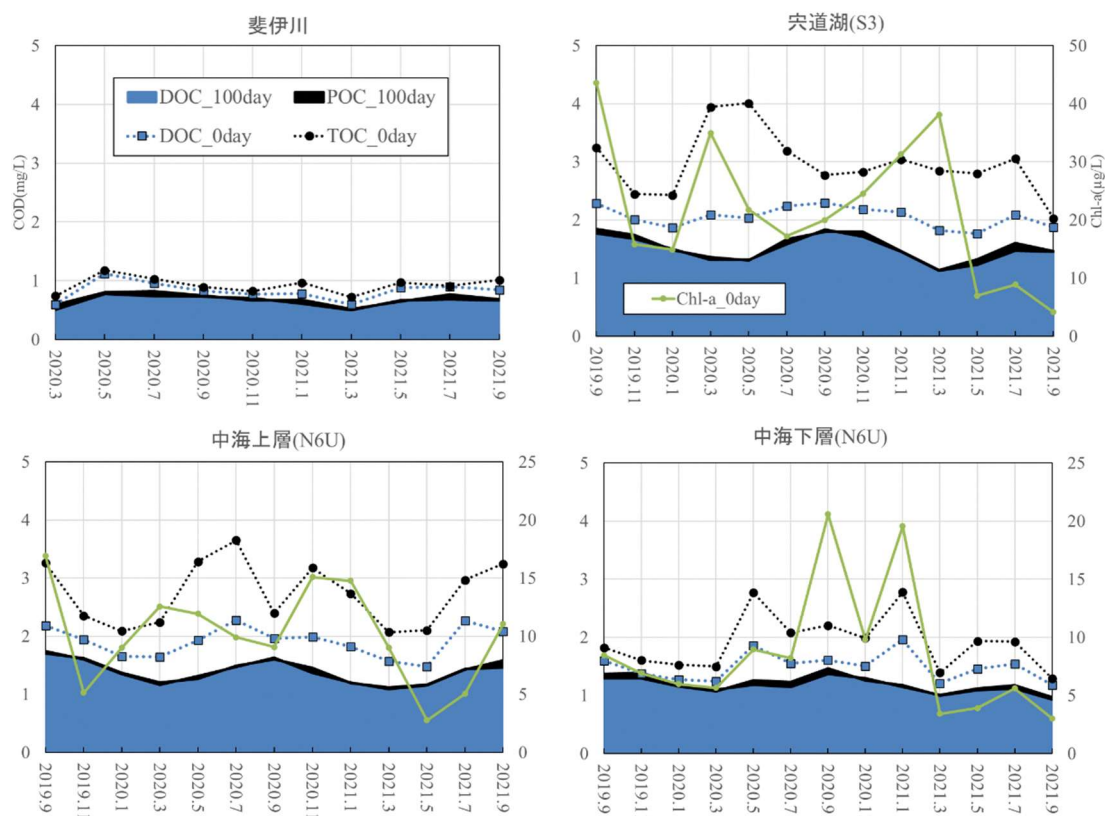


図2 100日分解前後のTOC及び難分解性TOC濃度の変化

### 3-2-2 蛍光特性を用いた溶存態有機物の解析

#### (1) 目的

腐植物質のような難分解性の溶存態有機物 (DOM) は、分解生成物・分解中間体など多種多様な物質の混合物であり、分子レベルでの同定は困難とされている。湖沼における DOM の成分解析には、三次元励起蛍光スペクトル法 (EEM) ー多変量解析 PARAFAC 法が使用されており、穴道湖・中海及び流入河川の DOM 成分についてこれらの解析を行うことで、難分解性有機物の動態と環境因子との関係を推定することを目的とした。

#### (2) 方法

2016 年 4 月から 2020 年 2 月まで、図 3 に示す穴道湖 (大橋川を含む) 8 地点 (上層及び下層) と、対照地点として中海 3 地点 (上層及び下層) 及び斐伊川 (神立橋) の水を毎月 1 回採取し、ガラス繊維ろ紙 (Whatman GF/C) でろ過したものについて、EEM-PARAFAC 解析を行った。併せて COD、TOC 及び塩化物イオンも測定し、得られた成分の蛍光強度との関係を検討した。

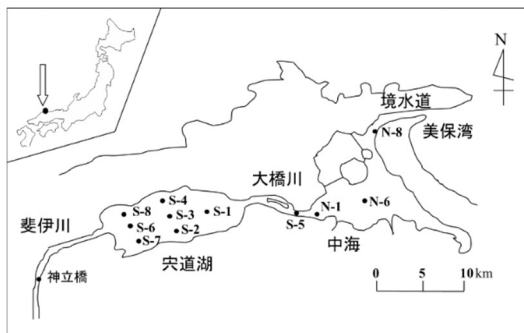


図3 調査地点

### (3) 結果及び考察

図4に EEM 測定結果に対する PARAFAC 解析の成分結果を示す。

宍道湖、大橋川、中海及び斐伊川の EEM-PARAFAC 解析の結果、第1成分にフミン酸様物質、第2成分に微生物由来分解物、第3成分に腐植酸様物質、第4成分にタンパク質様物質の4つの成分が確認された。なお、第1、2及び3成分は難分解性の物質、第4成分は生物によって生成・分解が繰り返される易分解性の物質である。

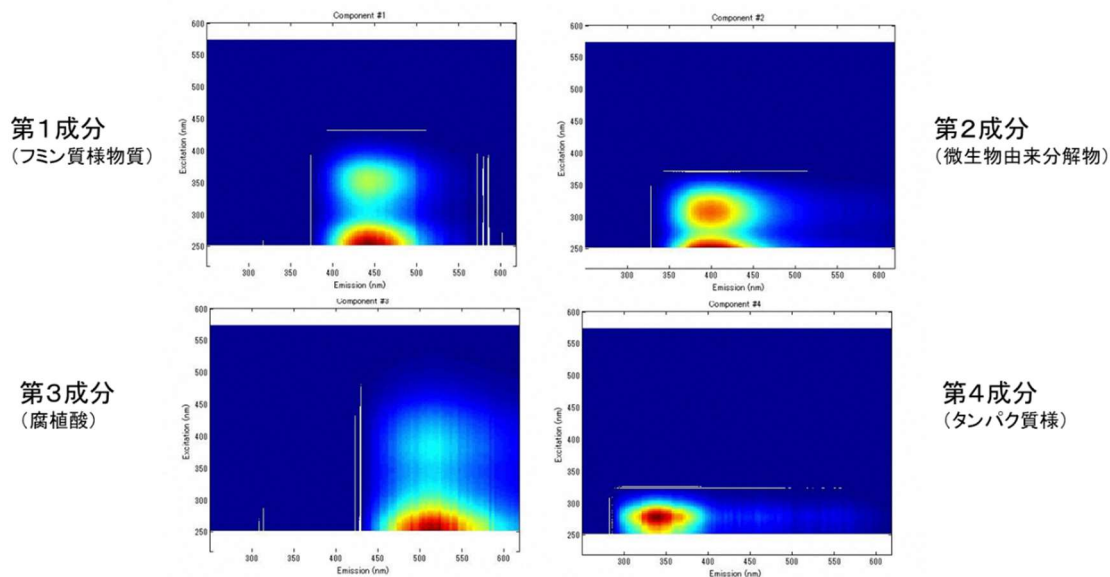


図4 EEM-PARAFAC 解析の成分結果

図5に、第1～3成分の宍道湖、中海及び斐伊川の蛍光強度の経月変動、図6に宍道湖内の地点間変動結果を示す。

蛍光強度は宍道湖で高く、斐伊川及び中海で低い値を示したが、宍道湖内での地点間変動は小さかった。また、季節変動は全地点で夏季から秋季にかけて高い値を示した。これは、腐植様物質が微生物分解物に由来すると言われている（米林 2002）ことから、夏場の水温上昇に伴って微生物活動が活発となり、DOM が増加したためと考えられる。これらのことか

ら、難分解性物質の湖内生産の可能性が示唆された。

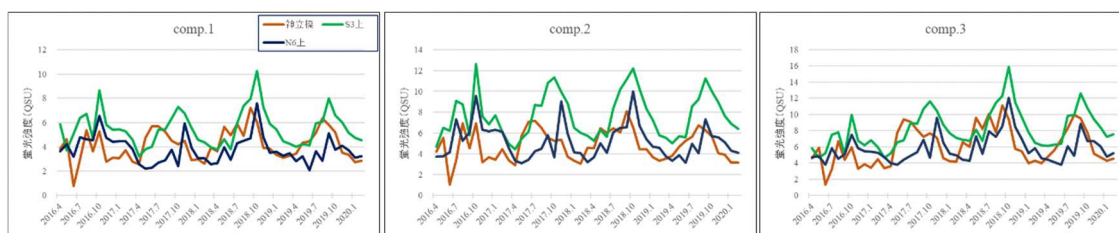


図5 宍道湖・中海・斐伊川の経月変動

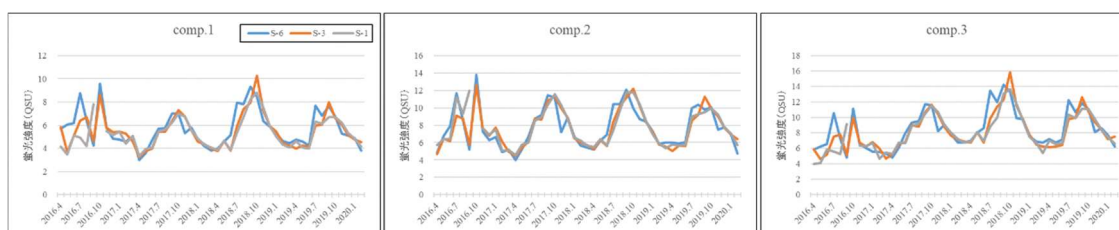


図6 宍道湖内の地点間変動

図7及び図8に、宍道湖湖心上層の第1～3成分の蛍光強度と溶存態COD（D-COD）濃度及び溶存態有機体炭素（DOC）濃度との関係を示す。

難分解性物質は主に溶存態の状態で存在していること、また有機物の指標としてCODやTOCが用いられていることから、蛍光強度とこれらの溶存態濃度との関係を確認した。

第1～3成分の蛍光強度はいずれもD-COD濃度及びDOC濃度と弱い正の相関が見られており、これらの成分が宍道湖の難分解性有機物の動態に影響を与えていることが示唆される。なお、第1～3成分と塩化物イオン（Cl<sup>-</sup>）との明確な関係は見られなかったため、塩水の流入による難分解性有機物の動態への影響は小さいと考えられる（図9参照）。

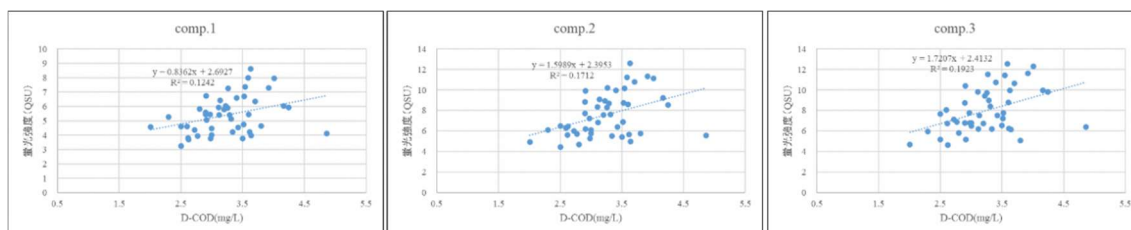


図7 蛍光強度とD-COD濃度の関係（宍道湖湖心上層）

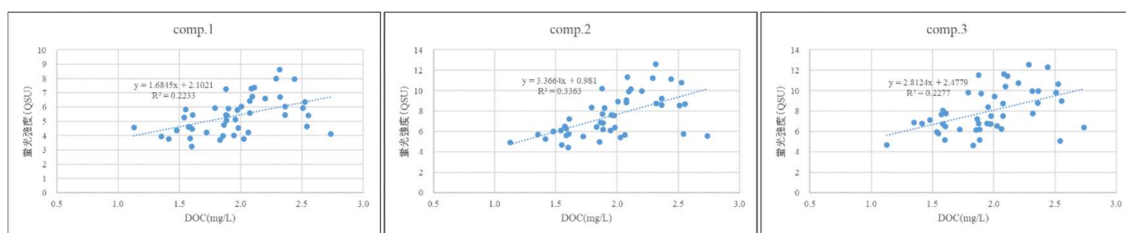


図 8 蛍光強度と DOC 濃度の関係（宍道湖湖心上層）

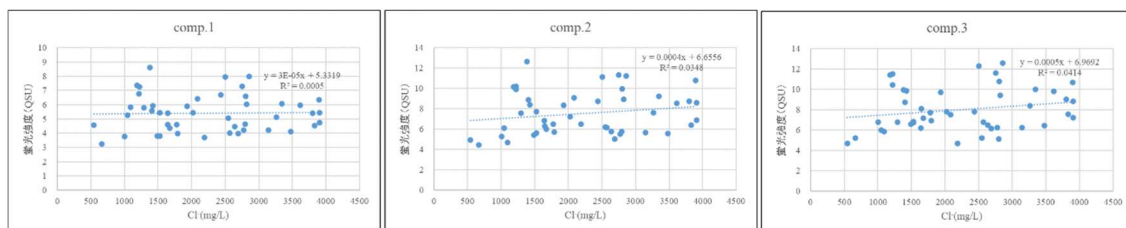


図 9 蛍光強度と Chl の関係（宍道湖湖心上層）

難分解性有機物及び溶存態有機物の 2 つの調査から、宍道湖、中海及び斐伊川には一定量の難分解性物質が存在していることが確認された。難分解性有機物は主に溶存態で存在し、夏場に最も大きくなる傾向が見られている。斐伊川からの流入水にも難分解性有機物は含まれていることはわかったが、平常時では宍道湖の濃度よりも少ないため、難分解性有機物が湖内で生産されている可能性が示された。100 日分解の調査でクロロフィル a と懸濁態易分解性有機物について示し、植物プランクトンとその分解物に由来する難分解性有機物について述べたが、溶存態有機物の調査において、微生物分解物に由来する成分が確認されたことから、微生物による難分解性有機物の内部生産の寄与は大きいと考えられる。

### 3-3 宍道湖におけるアオコの発生予測及び要因の解明

#### (1) 目的

アオコとは、湖沼において藍藻類が異常発生した際に湖面が緑色になる現象をいい、景観の悪化や悪臭、水質等の問題を引き起こす。宍道湖では、2010～2012 年や 2021 年において *Microcystis* 属による長期間のアオコの発生が確認された。しかしながら、アオコが発生する具体的な水質条件は明らかにされていない。また、栄養塩濃度との関係についても詳しく調べられていない。一方で、島根県保健環境科学研究所が行ったこれまでの調査・研究により、汽水湖である宍道湖でのアオコの発生は、水温や塩化物イオンが関係しており、同研究所で開発した判別式（佐藤ら，2015）により、宍道湖でのアオコ発生の判別が可能となった。しかしながら、判別式の開発以降 10 年以上年数が経過していることやアオコ発生と栄養塩濃度との関係についてはわかっていない。

そこで本研究では、過去のアオコの発生状況と電気伝導度、水温、栄養塩濃度、全天日射量、斐伊川流量との関係を解析することにより、どのような条件の時に宍道湖で *Microcystis* 属によるアオコが発生するのかを明らかにすることを目的に改めて解析を行った。

#### (2) 方法

##### 【調査地点及び期間】

島根県東部に位置する宍道湖内の 7 地点（図 1）の上層（深度 0.5 m）及び下層（湖底上 0.5 m または 1.0 m）において、1984 年 4 月から 2023 年 3 月に月 1 回の頻度で同研究所が水質調査を実施した。

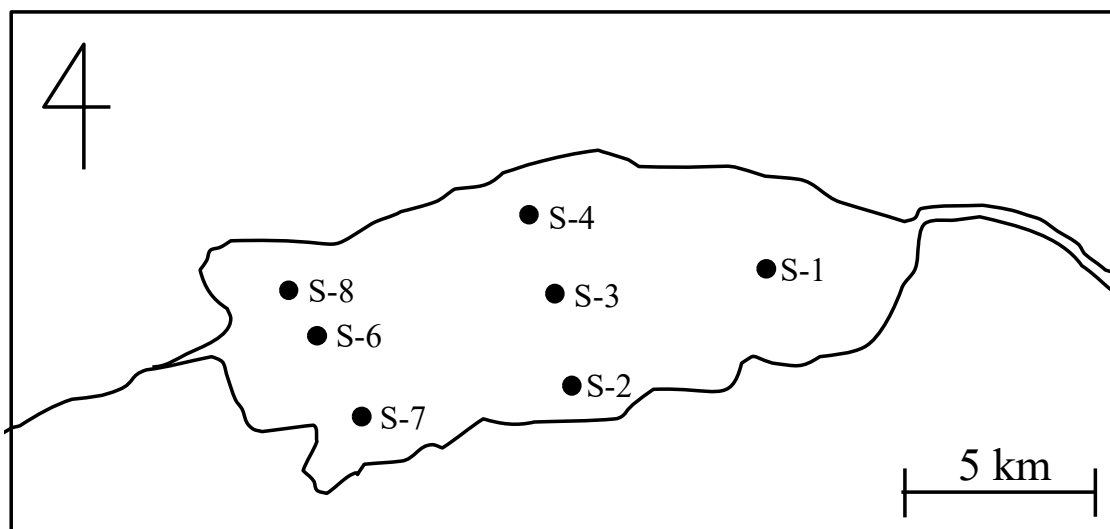


図 1 宍道湖調査地点

### 【統計解析】

アオコの発生要因を明らかにすることを目的に水質調査結果とアオコの観測結果を用いて判別分析を行った。判別分析の対象期間は1984～2022年度とした。栄養塩濃度は一般に全窒素や全リンが代表されるが、植物プランクトンは、溶存無機態窒素や溶存無機態リンの形態で窒素やリンを取り込む。そのため、佐藤ら(2015)は水温(°C)と電気伝導度(mS/cm)の他に溶存態の無機栄養塩として表層のNO<sub>3</sub>-N(μg/L)とPO<sub>4</sub>-P(μg/L)等を用いて、アオコ発生1カ月前の水温と発生月及び2カ月前の塩化物イオン濃度との相関が大きいことを示したが栄養塩類との影響は現れなかった。

佐藤らの判別式

$$\text{判別得点 Z1 (2015)} = -0.000784 (\text{Cl}_0) - 0.000733 (\text{Cl}_2) + 0.338 (\text{WT}_1) - 5.91$$

$$\text{判別得点 Z2 (2015)} = -0.000908 (\text{Cl}_1) - 0.000498 (\text{Cl}_2) + 0.346 (\text{WT}_1) - 6.37$$

一方、淡水湖での *Microcystis* の発生は、NH<sub>4</sub>-N の供給に依存することが知られている(Home, 1975)。そこで、本解析には宍道湖の上層における水温(°C)と電気伝導度(mS/cm)に加えて、溶存態の無機栄養塩としてNH<sub>4</sub>-N(μg/L)とNO<sub>3</sub>-N(μg/L)、PO<sub>4</sub>-P(μg/L)を用いた。また、宍道湖において、アオコが発生する夏季には下層において堆積物から溶出によりNH<sub>4</sub>-NやPO<sub>4</sub>-Pが増加することが報告されている(神谷ら, 2016)。そこで、佐藤ら(2015)で使用した上層に加えて、下層(1984年4月～2011年3月は湖底上0.5m、2011年4月～2022年3月は湖底上1.0m)におけるNH<sub>4</sub>-N(μg/L)とNO<sub>3</sub>-N(μg/L)、PO<sub>4</sub>-P(μg/L)を使用し、7地点の平均値をその月の値として用いた。

全天日射量は気象庁松江観測所の日合計全天日射量を使用した。斐伊川からの流量は、国土交通省出雲河川事務所の灘分観測所のデータを用いて1日あたりの流量を算出した。

アオコの発生については、「アオコ」と判断するためのクロロフィルなどの数値による明確な基準はないため、1984年から1997年は当研究所の過去のアオコの発生状況の記録から、宍道湖広域にアオコが発生した月を「発生月」とした。また、1998年から2022年については、全地点において見た目アオコ指標がレベル4(国立環境研究所, 1998)以上の状態になった時をアオコ発生とした。アオコは数か月継続して発生することがあるが、本研究ではアオコが発生した月のみを「発生月」として解析した。同一年内にアオコの発生が複数回観察された例はなかったため、発生の有無で2群に分けた。また、アオコの発生は8月に集中していたため、アオコが発生した年はその発生月、発生しなかった年は8月を「起点月」とした。起点月以前4ヶ月の各月の上層の水温と電気伝導度、上層及び下層のNH<sub>4</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-Pを独立変数としてアオコ発生の判別分析を行った。判別分析には統計パッケージSPSS(ver.11、IBM社)を用い、変数選択はステップワイズ法、変数選択の指標には、独立変数の平均値がグループ間で異なっているかどうかを表す統計量であるWilksのラムダを用いた。

### (3) 結果及び考察

#### 【アオコの発生状況】

図2に1984～2022年度における宍道湖でのアオコ発生日数（国土交通省出雲河川事務所より提供、局所発生を含む）を示す。2000年まではおおむね毎年アオコの発生が確認され、2001年以降は発生しない年もあった。また、2010～2012年と2021年においては宍道湖全域で長期間の発生が観測された。

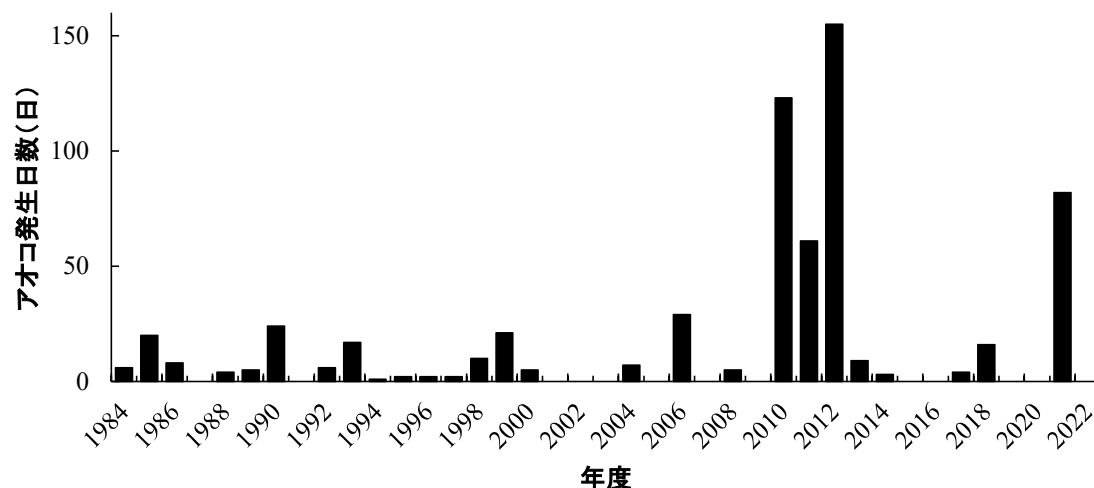


図2 宍道湖におけるアオコ発生日数

#### 【電気伝導度と斐伊川流量の関係】

図3に宍道湖上層の電気伝導度と斐伊川流量の相関関係（ $n=5786$ ）を示す。また、データについては2002年1月1日～2021年12月31日（2006年7月21日から2008年10月2日を除く）における宍道湖湖心観測所上層の電気伝導度（国土交通省出雲河川事務所より提供）と斐伊川流量（灘分）（国土交通省出雲河川事務所より提供）を使用し、宍道湖上層（日平均値）の電気伝導度とその20～120日前から前日までの合計流量との関係について検討した。その結果、上層の電気伝導度と斐伊川流量には正の相関があり、相関係数は60日以降ほとんど変わらなかったが、100日間の合計流量との相関が  $R = 0.83$  と最も高いことが分かった。

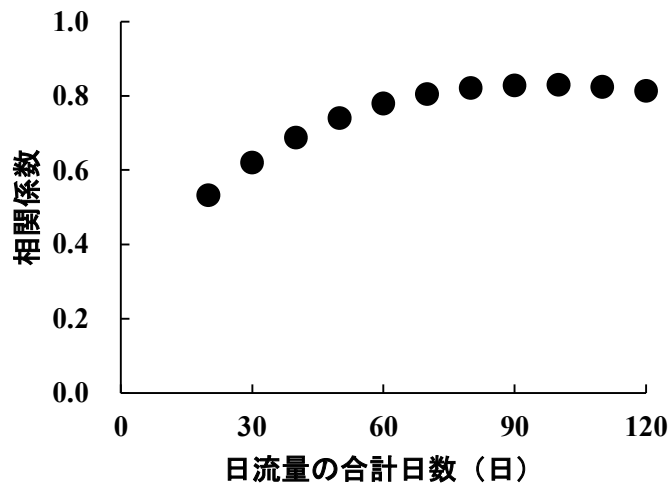


図3 宍道湖上層の電気伝導度と斐伊川流量の関係

#### 【水温と全天日射量の関係】

図4に宍道湖上層の水温と全天日射量の相関関係（ $n = 3504$ ）を示す。また、データについては2010年4月1日～2023年3月31日における宍道湖湖心観測所上層の水温（国土交通省出雲河川事務所提供）と日合計全天日射量（松江観測所）を使用し、宍道湖上層の水温（日平均値）とその5～150日前から前日までの合計全天日射量の関係について検討した。その結果、上層の水温と全天日射量には正の相関があり、特に90日間の合計全天日射量との相関が  $R = 0.96$  と最も高いことが分かった。

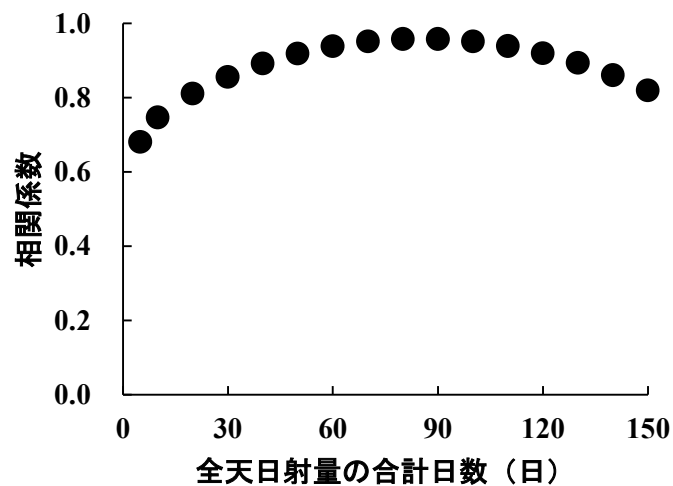


図4 宍道湖上層の水温と全天日射量の関係

### 【アオコ発生月のデータを含めた解析：解析1】

以上の結果より、電気伝導度と斐伊川流量、水温と全天日射量にはそれぞれ高い正の相関があることがわかった。そこで、アオコ発生にどのような因子が関与するのかを斐伊川流量と全天日射量を除いた電気伝導度と水温、栄養塩濃度を用いて判別分析により解析した。

その結果、抽出された変数は、起点月（アオコ発生の際は発生月、アオコ未発生の際は8月）の電気伝導度（EC\_0）と上層の PO<sub>4</sub>-P（PO<sub>4</sub>-P\_0）、起点月の2ヶ月前の電気伝導度（EC\_2）及び起点月の1ヶ月前の水温（WT\_1）であった。標準化された正準判別関数係数は判別への貢献度の大きいものから順に、起点月の1ヶ月前の水温が 0.843、起点月の電気伝導度が-0.807、起点月の上層の PO<sub>4</sub>-P が 0.436、起点月の2ヶ月前の電気伝導度が-0.444 であり、起点月の1ヶ月前の水温及び起点月の電気伝導度と上層の PO<sub>4</sub>-P がアオコの発生の判別に寄与していた（表1）。また、下層の PO<sub>4</sub>-P、上層及び下層の NH<sub>4</sub>-N と NO<sub>3</sub>-N は判別に有意な貢献はなかった（ $p < 0.05$ ）。標準化されていない正準判別関数係数は以下のとおりで、アオコの発生の有無は次の判別式 Z1 が“1”を基準に判別された（判別得点>1 であるとアオコは発生、判別得点<1 は発生しない）。

$$\text{判別得点 Z1 (2023)} = -0.264 (\text{EC}_0) - 0.168 (\text{EC}_2) + 0.424 (\text{WT}_1) + 0.022 (\text{PO}_4\text{-P}_0) - 8.383$$

この結果、起点月の1ヶ月前の水温が高く、起点月及び起点月の2ヶ月前の電気伝導度が低く、さらに起点月の上層の PO<sub>4</sub>-P が高いとアオコの発生傾向は大きいことが示唆された。各年の起点月の電気伝導度と上層の PO<sub>4</sub>-P、1ヶ月前の水温及び2ヶ月前の電気伝導度のデータを判別式に代入した判別結果と観測結果が一致したのは39年中1998年と2006年を除く37回であり、94.9%が正しく判別された。また、観測結果と一致しなかった2回（1998年及び2006年）については、いずれも判別結果ではアオコが発生しない（判別得点はそれぞれ0.218、0.772）と判別されたが現場ではアオコが観測される外れ値であった。

表1 解析1及び解析2における標準化された正準判別関係係数

|                       | 標準化された正準判別関係係数 |        |
|-----------------------|----------------|--------|
|                       | 解析1            | 解析2    |
| WT_1                  | 0.843          | 0.829  |
| EC_0                  | -0.807         | —      |
| EC_1                  | —              | -1.094 |
| EC_2                  | -0.444         | —      |
| PO <sub>4</sub> -P_0  | 0.436          | —      |
| BPO <sub>4</sub> -P_1 | —              | 0.490  |

### 【アオコ発生の前月までのデータを使用した解析：解析 2】

アオコ発生の予測という点では、早期に予測結果を算出することが望ましい。そこで、起点月の結果を除いて再度判別分析を行った。その結果、抽出された変数は、起点月の 1 ヶ月前の電気伝導度 (EC\_1) と水温 (WT\_1)、下層の PO<sub>4</sub>-P (BPO<sub>4</sub>-P\_1) であった。標準化された正準判別関数係数は判別への貢献度の大きいものから順に、起点月の 1 ヶ月前の電気伝導度 (EC\_1) が -1.094、水温 (WT\_1) が 0.829、下層の PO<sub>4</sub>-P が 0.490 であり、起点月の 1 ヶ月前の水温及び電気伝導度、下層の PO<sub>4</sub>-P がアオコの発生の判別に寄与することがわかった (表 1)。標準化されていない正準判別関数係数は以下のとおりであり、アオコの発生の有無は上述の Z1 と同様に次の判別式 Z2 が“1”を基準に判別された。

$$\text{判別得点 } Z2(2023) = -0.389 (\text{EC}_1) + 0.417 (\text{WT}_1) + 0.048 (\text{BPO}_4\text{-P}_1) - 8.791$$

各年の起点月の 1 ヶ月前の水温と電気伝導度及び下層の PO<sub>4</sub>-P のデータを判別式に代入した判別結果と観測結果が一致したのは 39 年中 35 回で 89.7% が正しく判別され、起点月のデータを用いて判別した場合と同程度であった。また、観測結果と一致しなかった 4 回 (1998、2006、2010、2012 年) については、すべて判別結果ではアオコが発生しないと判別された (判別得点はそれぞれ -0.031、-0.185、0.183、-0.495) が現場ではアオコが観測される外れ値であった。

### 【解析 1 と解析 2 の結果比較】

アオコ発生月を含めた解析 1 では、判別式の結果と現場の観測結果が一致しなかったのは 1998 年と 2006 年の 2 回のみであった。また、発生前月までのデータを使用した解析 2 では、判別式の結果と現場の観測結果が一致しなかったのは 1998、2006、2010、2012 年の 4 回であった。1998 年と 2006 年については、解析 1 と解析 2 で共通して外れたが、2010 年と 2012 年については、解析 2 では外れたもののアオコ発生月を含めた解析 1 では正しく判別されたことから、同月のデータを用いることで判別精度が上がるということがわかった。ただし、下層の採水深度は 2010 年度までは底から 0.5m、それ以降は底から 1.0m である。採水深度でリン酸濃度はかなり変わると考えられるので、今回示した判別式にはさらに検討を深める余地がある。しかし、今回リン酸が判別式の因子になり、判別結果の精度が向上したことは大きな成果だと考える。

一方、両者の解析で外れた年について、1998 年はアオコ発生前月の 6 月は日照時間 (松江観測所) が平年値の 60% にとどまり、水温も 23.9℃ と低い結果であった。しかしながら、7 月上旬の日照時間は平年値の 169% に上昇し、水温も 26.9℃ まで上昇した。アオコ発生月を含めた解析 1 について、アオコ発生月の水温は判別式の結果には考慮されないため、外れたものと考えられる。

また、2006 年についてはアオコ発生前月の 7 月は日照時間 (松江観測所) が平年値の 63% にとどまり、水温も 24.4℃ と低い結果であった。さらに、平成 18 年 7 月豪雨の発生により、

7月15～24日の松江の総雨量は495.0 mm、7月1ヶ月の総雨量は562.0 mm（平年値の234%）が記録された。この影響により、宍道湖の電気伝導度は7月の4.2 mS/cm から8月には1.4 mS/cm まで減少した。また、平成18年7月豪雨以降、日射は回復し8月の日照時間は平年値の127%に上昇し、水温も27.3℃まで上昇した。これらのことから、平成18年7月豪雨の発生により宍道湖の電気伝導度が低下し、それ以降日射の回復に伴い、水温が上昇したことでアオコ発生月を含めた解析1についても、外れたものと考えられる。

以上の結果から、佐藤ら（2015）と同様に、月1回のデータを用いてアオコ発生の有無をアオコの発生の前月までに高確率で判別できることが示された。また、Z2の精度は1984～2022年の期間（ $n=39$ ）において、佐藤ら（2015）は84.6%に対し今回の結果においては89.7%とわずかながら向上した。さらに、起点月の結果も加えたZ1では上層の $\text{PO}_4\text{-P}$ が抽出され、起点月の結果を除いたZ2では下層の $\text{PO}_4\text{-P}$ が抽出されたことから、アオコの発生には水温と電気伝導度に加えて湖底由来の $\text{PO}_4\text{-P}$ が関与していると考えられる。

### 3-4 植物プランクトン中の脂肪酸含有量とヤマトシジミの生育への影響

#### (1) 目的

宍道湖において、ヤマトシジミは湖水の濾過作用や漁獲による栄養塩の系外搬出など宍道湖の物質循環に大きく寄与している（中村 2022）ことが知られている。

ヤマトシジミはろ過食者であり、水中の植物プランクトン等を餌としているが、宍道湖では餌となる植物プランクトン種が季節や年により大きく異なる。一般に、生物の成長や繁殖には、必須脂肪酸とも呼ばれる EPA（エイコサペンタエン酸）や DHA（ドコサヘキサエン酸）などの多価不飽和脂肪酸が必要になるが、ヤマトシジミが種類の異なる植物プランクトンを餌として摂取した際に、EPA や DHA などの多価不飽和脂肪酸の獲得や成長にどのような違いがあるのかは明らかになっていない。また、宍道湖で発生する植物プランクトンに含まれる多価不飽和脂肪酸量も明らかになっていない。

そこで、植物プランクトンがヤマトシジミに与える影響を把握するため、①異なる種類の植物プランクトンを餌としたヤマトシジミの給餌試験と、②宍道湖に出現する植物プランクトン（藍藻、珪藻、緑藻）の各種脂肪酸の含有量の測定を行い、ヤマトシジミにとって好適な餌となる植物プランクトンを検討した。

#### (2) 方法

殻長ごと（稚貝 5～10mm、中間 10～15mm、成貝 15～20mm）に仕分けをしたヤマトシジミに、それぞれ *Thalassiosira pseudonana*（珪藻）、*Pseudodictyosphaerium minusculum*（緑藻）、*Cyanobium* sp.（藍藻）を各植物プランクトンに含まれる総脂肪酸量が同量（約 750 $\mu$ g/回）になるように 30 日間、給餌・飼育し、給餌・飼育前後でのヤマトシジミの脂肪酸の量、組成及び肥満度の変化を比較した。なお、給餌に供した植物プランクトンは、島根県保健環境科学研究所で培養している植物プランクトンを用いた。飼育に供したヤマトシジミは平成 28 年 12 月に宍道湖で採取し、飼育前に 10 日間無給餌で馴致飼育し、10 日間馴致飼育後の個体を給餌前とした。飼育は、水温 20℃、曝気下で行い、給餌は 1 日 2 回、朝夕に行った。飼育する個体数は稚貝で 30 個体、中間及び成貝は 20 個体とした。ヤマトシジミの肥満度は、殻の大きさ（殻長、殻高、殻幅）を測定し、5 分間ザル上で水切りした軟体部の湿重量を測定後、105℃で 8 時間乾燥させた軟体部の乾燥重量を測定し、以下の式から求めた。

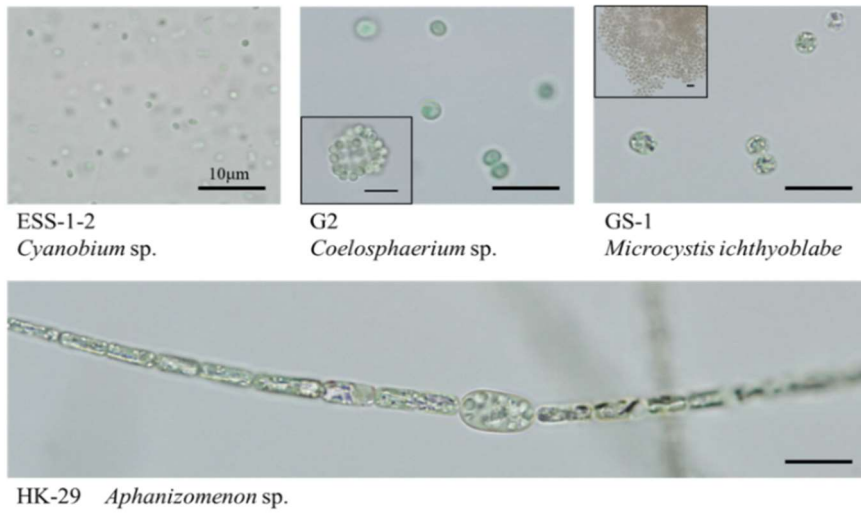
$$\text{肥満度} = \text{軟体部乾燥重量} \div (\text{殻長} \times \text{殻高} \times \text{殻幅})$$

植物プランクトンの脂肪酸含有量の測定は、宍道湖に出現する植物プランクトン（藍藻 4 種、珪藻 3 種、緑藻 2 種の合計 9 種、図 1 参照）を培養し、GC-MS を用いて各種の脂肪酸の量を測定した。

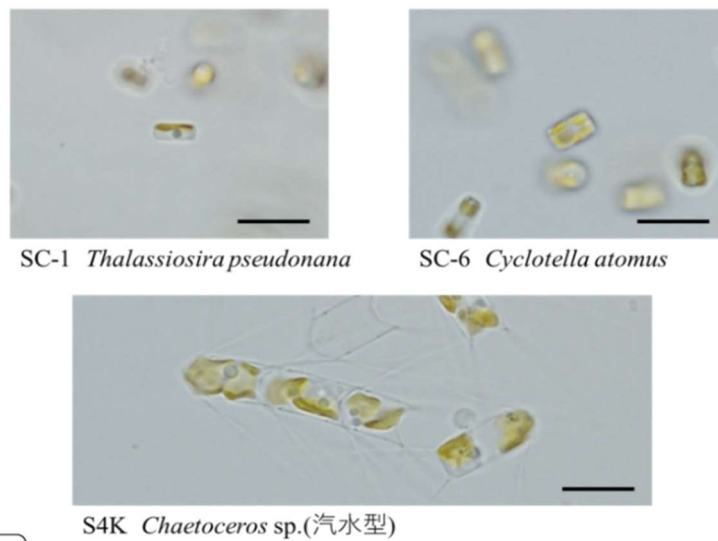
#### (3) 結果及び考察

給餌、飼育前後のヤマトシジミの各脂肪酸含有量を図 2 に、ヤマトシジミの  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量を図 3 に、ヤマトシジミの肥満度を図 4 に、実験に供した植物プランクトンの脂肪酸組成を表 1 にそれぞれ示す。

藍藻



珪藻



緑藻

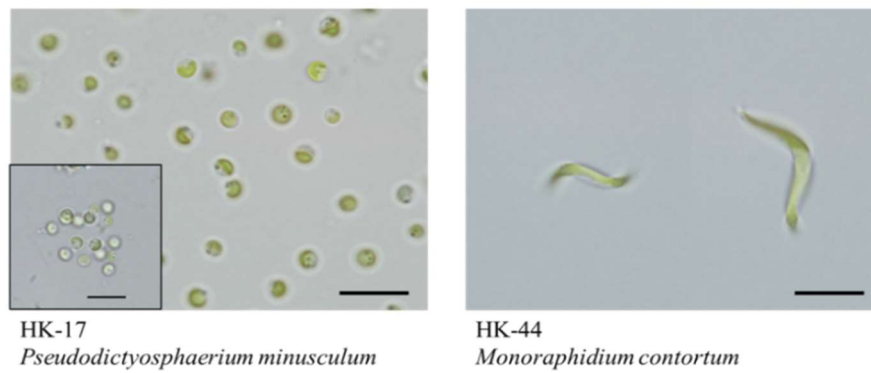


図1 培養した植物プランクトン

ヤマトシジミに *Thalassiosira pseudonana* (珪藻)、*Pseudodictyosphaerium minusculum* (緑藻)、*Cyanobium* sp. (藍藻) を給餌、飼育した結果、ヤマトシジミの殻長のサイズに関係なく、脂肪酸量は *Thalassiosira pseudonana* (珪藻) > *Pseudodictyosphaerium minusculum* (緑藻) > *Cyanobium* sp. (藍藻) の順に増加した。また、*Thalassiosira pseudonana* (珪藻) や *Pseudodictyosphaerium minusculum* (緑藻) を給餌した場合、EPA と DHA の含有量は、殻長のサイズに関係なく増加した。*Cyanobium* sp. (藍藻) を給餌した場合、脂肪酸含有量は、成貝では増加したが、増加した量は *Thalassiosira pseudonana* (珪藻) や *Pseudodictyosphaerium minusculum* (緑藻) を給餌した場合よりも少なく、稚貝及び中間サイズは、減少あるいはほとんど増加しなかった。ヤマトシジミの肥満度は、*Thalassiosira pseudonana* (珪藻) や *Pseudodictyosphaerium minusculum* (緑藻) を給餌した場合、殻長のサイズに関係なく増加し、*Thalassiosira pseudonana* (珪藻) を給餌した方がより多く増加した。*Cyanobium* sp. (藍藻) を給餌した場合、成貝では肥満度が上昇したが、中間サイズでは変わらず、稚貝では低下した。

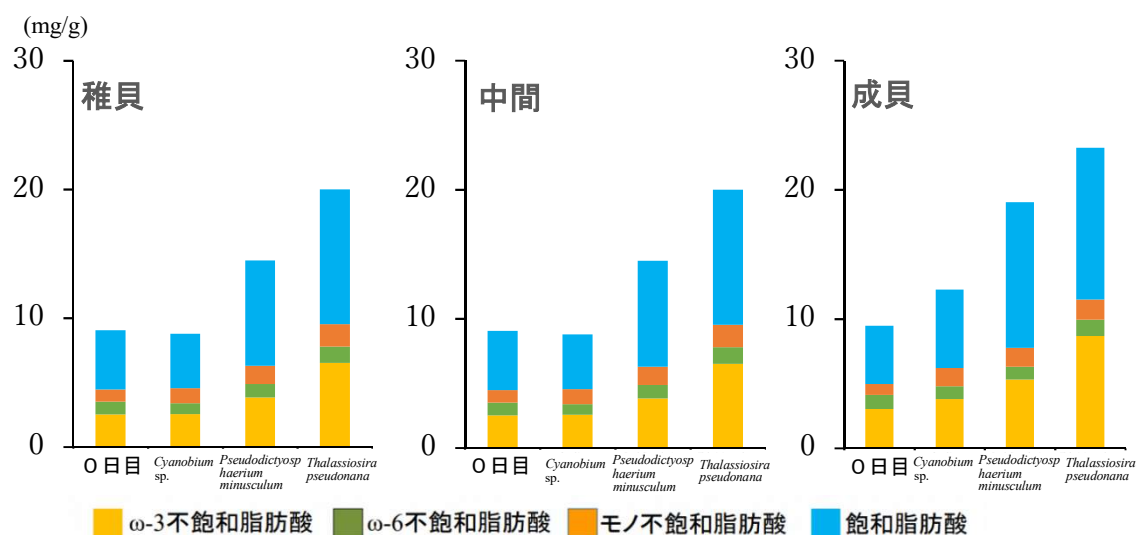


図2 ヤマトシジミ乾燥重量 1g あたりの各脂肪酸含有量

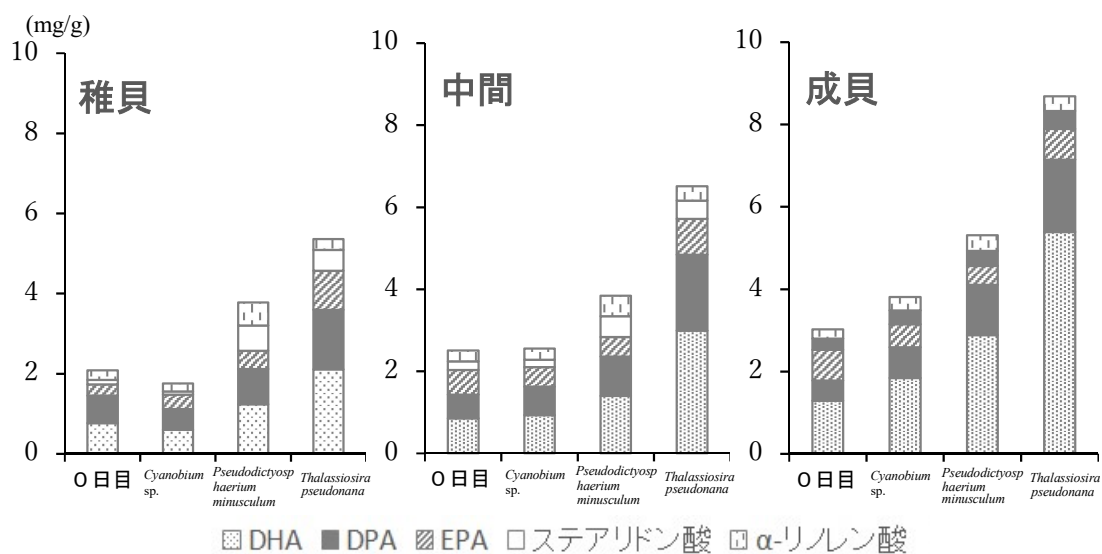


図3 ヤマトシジミ乾燥重量 1g あたりの  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量

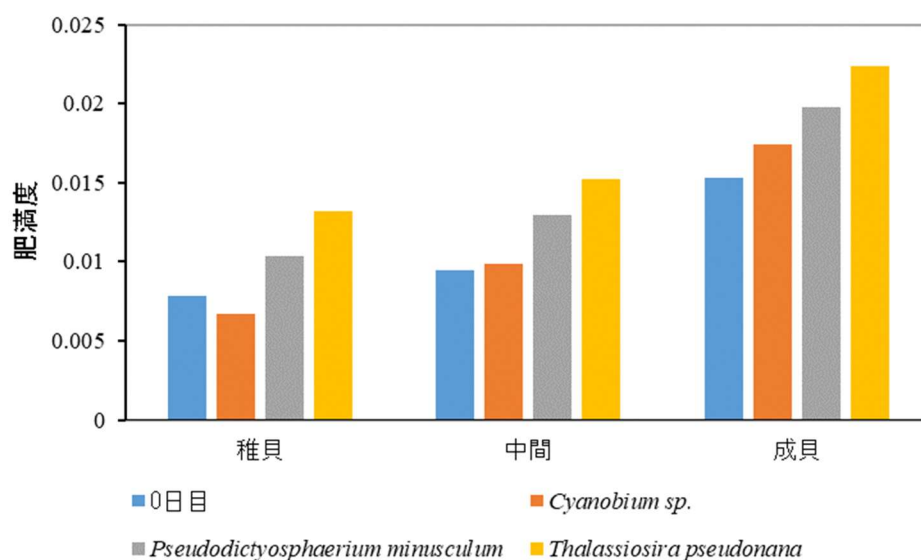


図4 ヤマトシジミの肥満度

表1 実験に供した植物プランクトンの脂肪酸組成 (%)

|                    | <i>Cyanobium sp.</i> | <i>Pseudodictyosphaerium minusculum</i> | <i>Thalassiosira pseudonana</i> |
|--------------------|----------------------|-----------------------------------------|---------------------------------|
| $\omega$ -3 不飽和脂肪酸 | 1.2                  | 33.9                                    | 17.9                            |
| DHA                | (0)                  | (0)                                     | (0)                             |
| DPA                | (0)                  | (0)                                     | (1.0)                           |
| EPA                | (0)                  | (0)                                     | (11.0)                          |
| $\omega$ -6 不飽和脂肪酸 | 0.7                  | 13.7                                    | 1.9                             |
| モノ不飽和脂肪酸           | 34.1                 | 15.9                                    | 31.9                            |
| 飽和脂肪酸              | 63.9                 | 36.5                                    | 48.4                            |

各植物プランクトンの脂肪酸含有量を図5に、各植物プランクトンの $\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量を図6にそれぞれ示す。

植物プランクトン中の脂肪酸含有量は、藍藻の *Microcystis ichthyoblabe* や *Cyanobium* sp. では飽和脂肪酸が占める割合が高い傾向にあったが、同じ藍藻の中でも脂肪酸組成が異なっており、*Cyanobium* sp.には、多価不飽和脂肪酸 ( $\omega$ -6 及び  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸) が含まれていなかった。珪藻と緑藻は、それぞれ似た脂肪酸組成を示したが、緑藻の *Monoraphidium contortum* は特に  $\omega$ -6 不飽和脂肪酸を多く含有していた。

$\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量について、珪藻のみ EPA と DHA を含有しており、特に *Thalassiosira pseudonana* や *Cyclotella atomus* は EPA を多く含んでいた。藍藻の *Coelosphaerium* sp. や *Ahanizomenon* sp.、緑藻の *Pseudodictyosphaerium minusculum* や *Monoraphidium contortum* は、 $\omega$ -3 不飽和脂肪酸を多く含有していたが、そのほとんどが  $\alpha$ -リノレン酸であった。

今回行った給餌試験と植物プランクトンの各種脂肪酸の含有量の測定結果から、ヤマトシジミの餌としては EPA や DHA を多く含む *Thalassiosira pseudonana* などの珪藻が最も有用であると考えられた。また、高度不飽和脂肪酸をほとんど含まない *Cyanobium* sp. (藍藻) のような植物プランクトンが長期間優占すると、栄養状態が悪化し、存在や成長に影響を与えられた。特に幼貝は高度不飽和脂肪酸への変換能力が低いいため、その影響は大きいと思われた。実際、2010 年～2012 年にかけて *Microcystis* spp. によるアオコが連続して発生したが、この3年間にヤマトシジミの資源量は大きく低下した (島根県農林水産部 2018)。アオコ (*Microcystis ichthyoblabe*) は夏季から秋季に連続して発生し、その間、他の植物プランクトンの成長を妨げて単独優占する (島根県農林水産部 2018) ため、ヤマトシジミへの影響は大きいと考えられる。ヤマトシジミの存在や成長には、餌となる植物プランクトンも影響していると言われており、今後も宍道湖の植物プランクトンを注視していく必要がある。

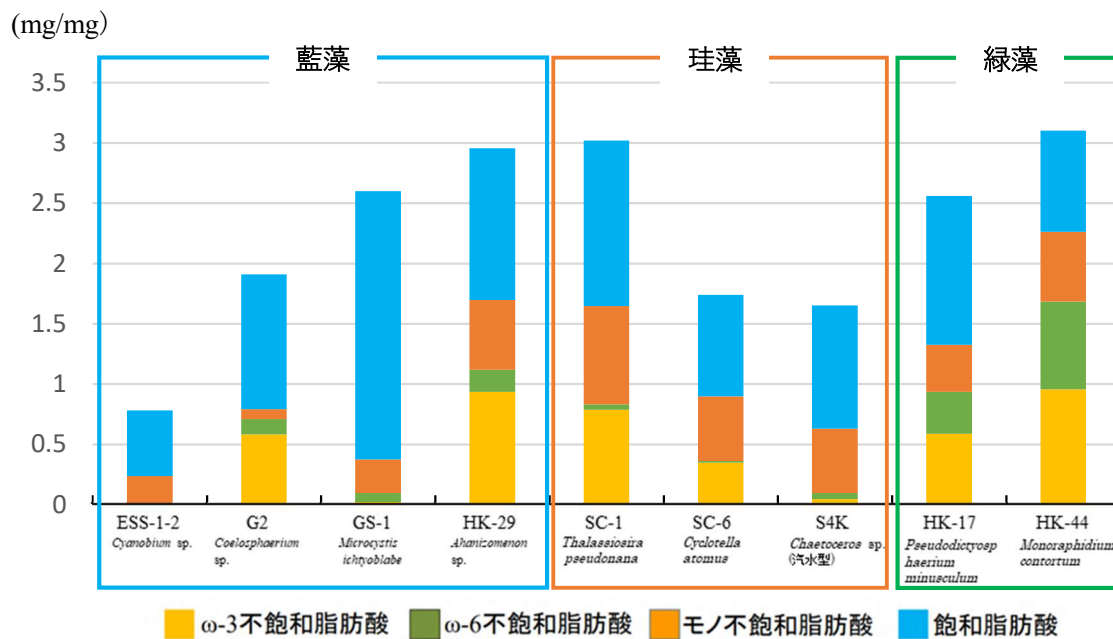


図5 各植物プランクトン中のクロロフィル a 1mg あたりの脂肪酸含有量

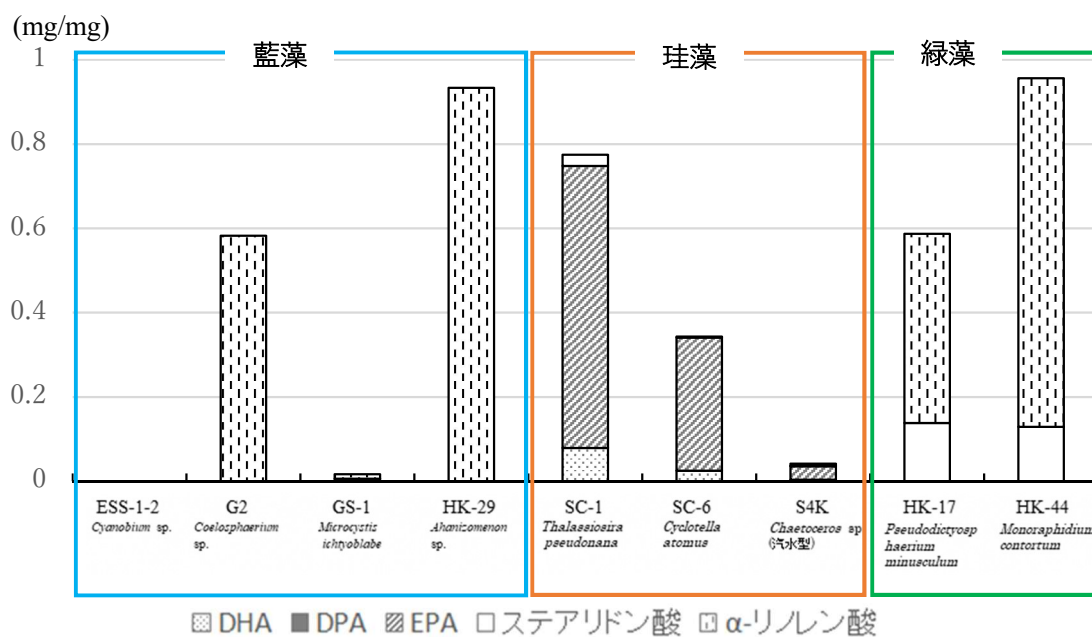


図6 各植物プランクトン中のクロロフィル a 1mg あたりの ω-3 不飽和脂肪酸含有量

### 3-5 農業集落排水処理施設の高度処理化

#### (1) 目的

宍道湖に流入する定住系からの窒素とリンの汚濁負荷量は、生活排水処理施設の普及に伴って大きく減少し、昭和 63 年から H30 年にかけてそれぞれ約 70%程度減少した。しかし、生活排水処理施設の普及率が 90%を超えた平成 20 年以降は、負荷量は減ってはいるものの、その減少量は鈍化していることから、さらなる負荷量の削減には公共下水道への接続や施設の高度処理化などの取り組みが必要である。

農業集落排水処理施設（以下、農集）とは、農業集落におけるし尿、生活雑排水などの汚水等を処理する施設の整備により、農業用排水の水質の汚濁を防止し、農村地域の健全な水循環に資するとともに、農村の基礎的な生活環境の向上を図ることを目的につくられた施設である。宍道湖集水域における農集は、平成 24 年現在で約 60 施設あり、それらの施設は宍道湖西部浄化センターと宍道湖東部浄化センターの中間域や都市部から離れた山間部に点在している（図 1）。これらの農集の一部は、供用開始から 20 年以上が経過するものもあり、比較的市街地に近い農集については、施設を廃止して公共下水道への接続が決定しているものもある。しかし、都市部から離れた中山間地域では、地形や集落の形態により、家庭用小型合併浄化槽や農業集落排水処理施設等を利用する方がコスト的にも安い場合もある。そのため、今後も小型合併浄化槽や農業集落排水処理施設の継続利用が予想される。

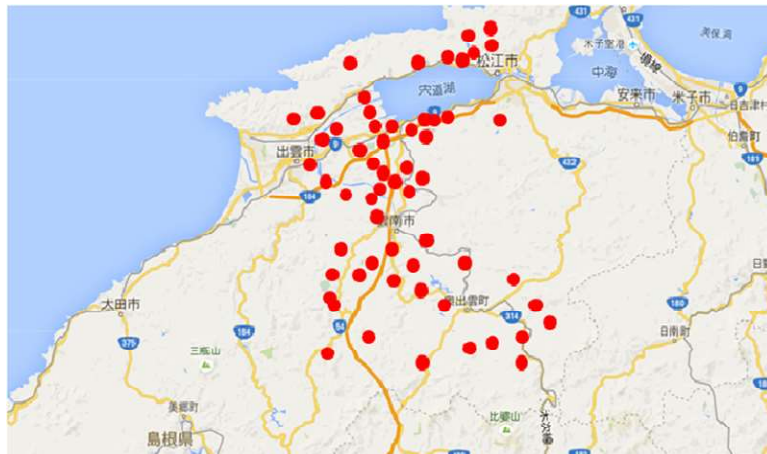


図 1 宍道湖流域における農業集落排水処理施設の分布

（図は google map から引用し、農集のおおよその位置を赤丸で記した）

農集からの排水は、水質汚濁防止法により全国一律に定められた基準（一律基準）と、島根県が地域環境を保全するために独自に定めた基準（上乘せ基準）がある。この基準は、汚水処理人口や1日の排水処理量に基づいてそれぞれ基準値がそれぞれ設けられている（表1）。しかし、排水基準と宍道湖の環境基準には大きな乖離があるため、より一層の処理が求められる。

宍道湖集水域にあるほとんどの農集には、高度処理の設備が備わっている。しかし、その設備は窒素除去に関するものであり、リン除去のための設備はごく一部の農集にしか備わっていない。また、そのリン除去の設備を有す施設では、排水基準の満たしている（＜3 mg/L）という理由から、装置が稼働していない施設もある。島根県は、第6期湖沼水質保全計画において、宍道湖の全窒素（TN）と全リン（TP）の目標値を、それぞれ0.49 mg/L及び0.039 mg/Lと設定したが、TNは水質目標を達成出来たのに対し、TPは達成できなかった。このことから、宍道湖の環境基準と水質目標値の両方を達成するためにも、特にリンの削減に取り組まなければならない。そこで本研究では、宍道湖の流入負荷削減の一環として、農集における窒素・リンの簡易高度処理技術の確立を目的とした。

表1 上乘せ排水基準設定日以後に設置された施設に係る排水水質基準  
及び宍道湖環境基準値

|                                        | BOD  | COD  | SS   | TN   | TP    |
|----------------------------------------|------|------|------|------|-------|
|                                        | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L  |
| 環境省令                                   | 120  | 120  | 150  | 60   | 8     |
| 県上乘せ基準<br>(5,000 m <sup>3</sup> /日未満)  | 20   | 30   | -    | 30   | 3     |
| 県上乘せ基準<br>(50,000 m <sup>3</sup> /日未満) | 10   | 15   | -    | 20   | 2     |
| 県上乘せ基準<br>(50,000 m <sup>3</sup> /日以上) | 10   | 15   | -    | 15   | 1     |
| 宍道湖環境基準値                               | -    | 3    | 5    | 0.4  | 0.03  |
| (第6期湖沼水質保全計画で定めた水質目標値)                 | (-)  | 4.6  | (-)  | 0.49 | 0.039 |

## （2）方法

### 2-1 処理施設

実験は、JARUS-S<sub>96</sub>-H-4 型の農業集落排水処理施設で行った。本処理施設の処理人口は200人未満であり、上乘せ排水基準等の規制対象外の施設である。また、BODを20 mg/L以下に下げることのみを目的とした設計であるため、窒素やリンはほぼ未処理のまま放流されている。なお、1日あたりの平均処理水量は32 m<sup>3</sup>であり、比較的小規模な処理施設である（表2）。

表 2 実証実験を行った施設の概要

|                       | 沈殿分離槽Ⅰ | 沈殿分離槽Ⅱ | 曝気槽Ⅰ   | 曝気槽Ⅱ | 分配マス | 沈殿槽Ⅰ、Ⅱ | 消毒槽  | 放流槽   |
|-----------------------|--------|--------|--------|------|------|--------|------|-------|
| 実用量 (m <sup>3</sup> ) | 45.8   | 21.7   | 24     | 16   | -    | 10.1   | 1.99 | 1.13  |
| 滞留時間※                 | 30時間   |        | 17.7時間 |      | -    | 4.08時間 | 53分  | 30.1分 |

※滞留時間は、日平均汚水量を基に算出した

## 2-2 高硝化活性担体による硝化促進

窒素を除去するためには、微生物の作用でまず“硝化”を起こす必要がある。しかし、本処理施設は滞留時間が比較的短いことに加え、曝気槽内にある接触材に生物膜が付着し難く、水温が高い夏季ですらほとんど硝化が起こっていなかった。そこで、島根県産のゼオライト 1 kg を袋に入れ、曝気槽ⅠとⅡに合計 30 kg 導入し、検討した（図 2）。

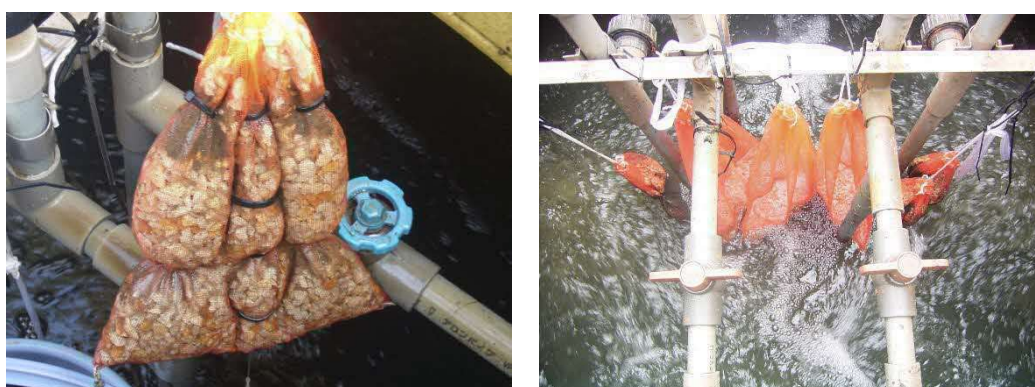


図 2 島根県産ゼオライトを袋に入れた様子（左）、曝気槽に設置した様子（右）

## 2-3 鉄電解法を用いるリンの除去

鉄電解法によるリンの除去技術は、小型合併浄化槽向けにはすでに確立されていて、「高性能小型合併浄化槽」と銘打って実際に市販されている。本研究では、まず小型合併浄化槽で使用されている鉄電解装置をスケールアップし、農業集落排水処理施設に適用できるかどうかを検討した。一般的に、鉄板は曝気槽に導入されるが、本研究では鉄板の腐食を防ぐため沈殿分離槽Ⅱに導入し、検討した（図 3）。さらに、処理方式が接触曝気方式のみならず活性汚泥方式の処理施設にも適用できるよう、装置の小型化を目指した。

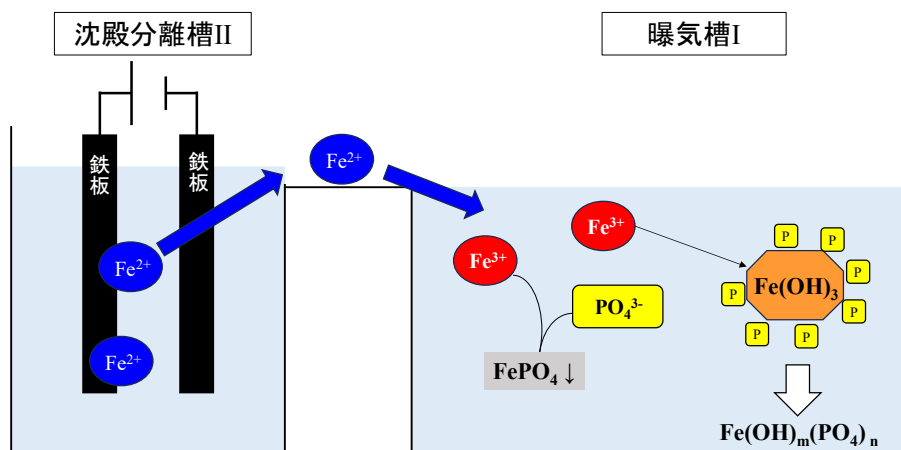
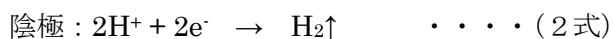
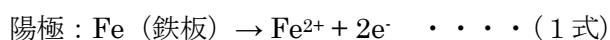


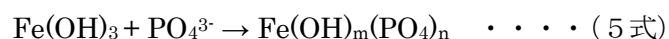
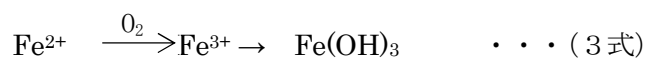
図3 本研究の鉄電解法によるリン除去のメカニズム

#### 2-4 鉄電解装置の概要

鉄電解法は、鉄板2枚を一組とし、片方を陽極、もう片方を陰極として、直流電源装置から電気を供給する。すると、それぞれの電極において



の反応が起こり、陽極から鉄イオン（ $\text{Fe}^{2+}$ ）が溶出する（1式）。その溶出した $\text{Fe}^{2+}$ は、処理水中の溶存酸素と反応し $\text{Fe}^{3+}$ となる（3式）。その $\text{Fe}^{3+}$ の一部は、水中のリン酸イオン（ $\text{PO}_4^{3-}$ ）と直接結合し、リン酸鉄を形成して沈殿する（4式）。また、 $\text{Fe}^{3+}$ の一部は、水酸化鉄（ $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ）となり、処理水中のリン酸イオンは、その水酸化鉄に吸着し、水酸化鉄と共に沈殿する（5式）。このようにして、水中のリン酸態リンが除去される。



鉄板を複数枚（例えば6枚）用いて陽極と陰極を交互に並べた場合、鉄は、陰極に面した陽極（場合によっては両面）から溶出する（図4）。そのため、鉄の溶出量は、鉄板の枚数や電流値を変える事で調整が可能である。

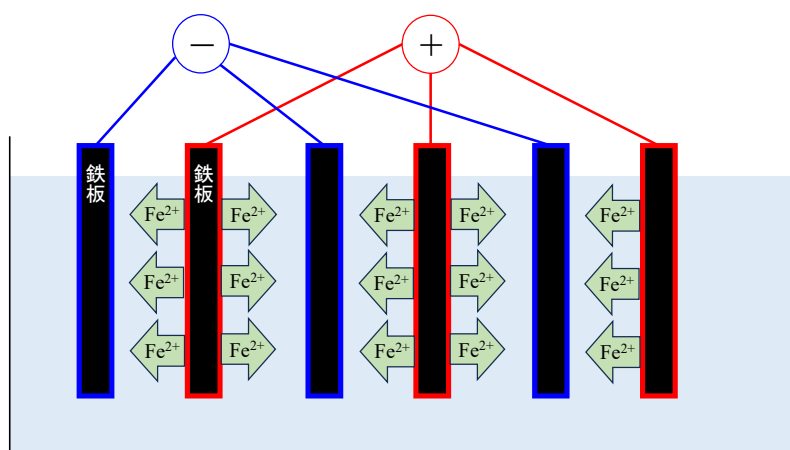


図4 鉄板からの鉄の溶出イメージ

### (3) 結果及び考察

#### 3-1 ゼオライトによる硝化促進

島根県産ゼオライトを曝気槽ⅠとⅡに導入し、接触材に付着する生物膜がはがれない程度に曝気量を増やした。その結果、設置0日目(水温10℃)の溶存無機態窒素濃度は、全槽において約40 mgN/Lであり、ほぼすべてがアンモニア態窒素であった(図5)。設置7日後には、曝気槽ⅠとⅡにおけるアンモニア態窒素濃度が20 mgN/Lまで減少し、その一方で硝酸態窒素濃度が10~13 mgN/Lまで上昇した。このことから、ゼオライトを設置したことで、硝化が進行したことが分かった。今回使用した島根県産のゼオライトには、 $\text{NH}_4^+$ を特異的に吸着する性質がある。ゼオライトを設置したことで硝化が起こったメカニズムは、

- ① ゼオライトを曝気槽中に沈めると、曝気槽中の $\text{NH}_4^+$ がゼオライトに吸着した。
- ② 硝化細菌にとって都合の良い条件( $\text{NH}_4^+$ が安定的に存在、酸素が適量存在)が整ったことで、ゼオライトの表面で硝化細菌が増殖し活性を持った。

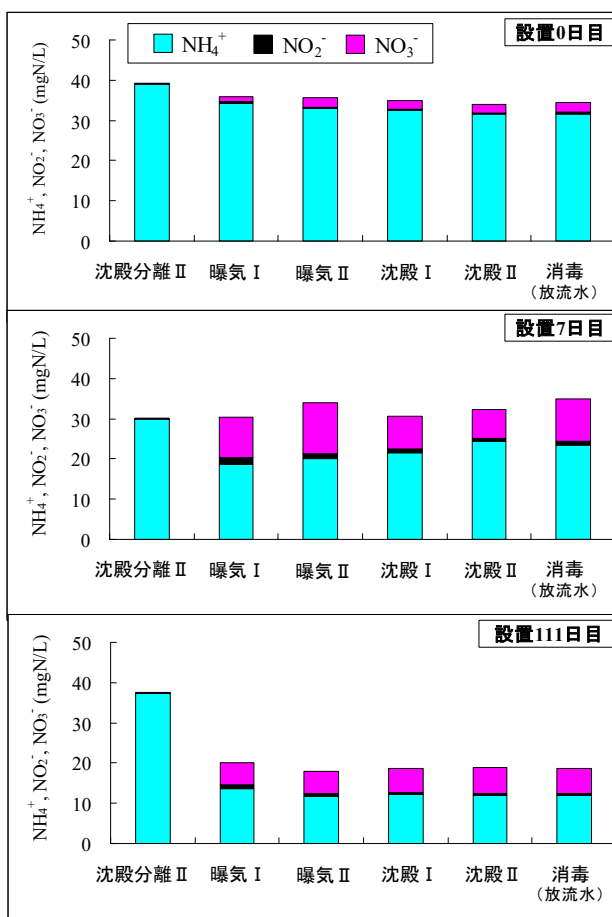


図5 ゼオライト設置後の無機態窒素濃度

- ③ ゼオライトの表面に吸着した  $\text{NH}_4^+$  は硝化細菌によって  $\text{NO}_2^-$  や  $\text{NO}_3^-$  となり、ゼオライトの表面から脱着した。
- ④ その空いたスペースに、処理水中の別の  $\text{NH}_4^+$  が吸着した。
- ⑤ 以下、③と④の繰り返し。

設置 111 日後（水温 20℃）には、曝気槽Ⅰ～消毒槽の溶存無機態窒素濃度が 20 mgN/L まで減少した。このことから、処理槽内で脱窒が起こっていたことが考えられる。また、この時の放流水中の全窒素の濃度は 25 mgN/L であり、1 日 5 万 t 未満の処理施設に適用される県の上乗せ基準を下回るレベルまで下げることになった。なお、ゼオライト設置中の放流水中 BOD は、基準内であった。

### 3-2 鉄電解法によるリンの除去

鉄板（長さ 2400 mm、横 300 mm、厚み 5 mm）2 枚を 1 組として、全 4 組を沈殿分離槽Ⅱの末端付近に導入した（図 6）。また、制御部には電極切り替え機能を備え、鉄板の片減りを防ぐため 1 時間に 1 回の頻度で陽極と陰極を切り替えた。陽極と陰極の間隔は 15 mm とし、電流は 0～45 A で実験を行った。その結果、電流値を上げれば上げるほど鉄が溶出し、放流水（消毒槽）中の全リンの濃度が 1 mgP/L まで低下した（図 7）。このことから、農業集落排水処理施設においても鉄電解法によるリンの除去は可能であることが分かった。

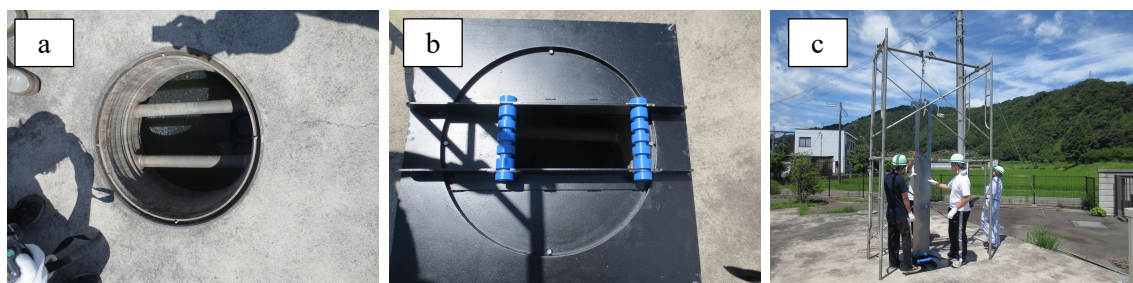


図 6 沈殿分離槽Ⅱに鉄板導入時の様子

(a) 嫌気槽のマンホール部、(b) 鉄板設置用の架台、(c) 鉄板導入時の様子

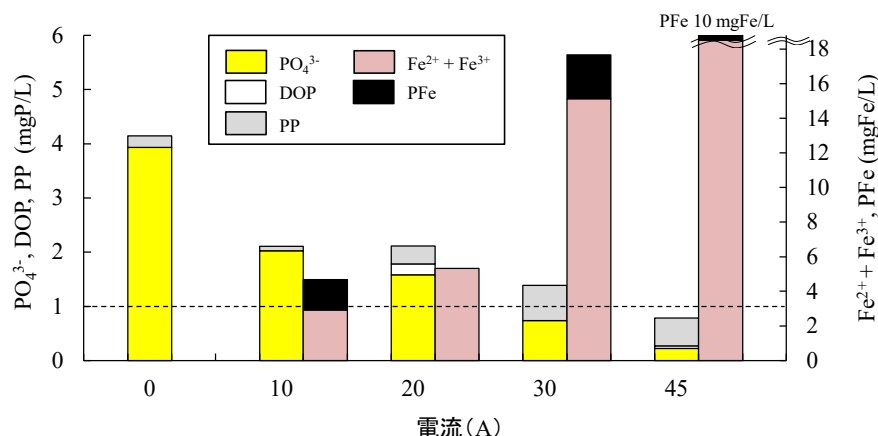


図 7 電流値とリン酸と鉄の濃度の関係  
(リンは放流水中の濃度、鉄は沈殿分離槽IIの濃度)

しかし、上記の装置は、設置に特注の架台が必要となることや、鉄板のサイズがかなり大きい（長さ 2400 mm、横 300 mm、厚み 5 mm）ため、設置やメンテナンスの観点からみると多少不都合である。そこで、鉄板を A4 サイズの紙程度（縦 300mm、横 200mm、厚さ 6 mm 鉄板）まで小型化することで、装置全体の小型化を図った（図 8）。さらには、鉄板を設置する架台を除きすべて市販されているものを組み合わせて装置を製作した。本装置を稼働させた結果、接触曝気方式の処理施設では TP が 3～4 mgP/L から 0.8 mgP/L まで低下した。また、活性汚泥方式の処理施設（連続流入間欠曝気方式（JARUS XIV 型）、汚水処理人口 310 人、1 日当たりの処理水量（実質）60 t）では、放流水中の TP が 2～3 mgP/L から最大で 1.2 mg/L まで低下した。以上の結果から、本装置は活性汚泥方式の農業集落排水処理施設にも適用できることが分かった。



図 8 （左）小型化した装置一式、（右）鉄板交換の様子

宍道湖の水質保全には、窒素とリンの両方の削減が必要である。これらの技術を使うことで、定住系からの窒素とリンのさらなる削減が期待できる。

### 3-6 宍道湖・中海に係る水質シミュレーションモデルの構築

#### (1) 目的

閉鎖性汽水湖沼は、多様な生態系を有する場であると同時に、沿岸域に生息する多くの生物の産卵場や生活史初期の生息域として極めて重要な水域である（浜崎ら 2013）。しかし、高度経済成長に伴い、閉鎖性水域ではアオコや赤潮などが景観を著しく損なうこと、悪臭の発生や汚れが地域住民の健康に影響を及ぼす懸念がでてきたことから、1971年に水質汚濁防止法が制定されるとともに、公共用水域の水質基準が設定され、定期的に水質監視が実施されるようになった（石田・原 1996）。

島根県東部に位置する宍道湖・中海は日本海からの海水が遡上する汽水域である。汽水湖において一般的に大きな問題となっている貧酸素化は、これらの湖沼においても問題となっている。また、宍道湖や中海では全リンや全窒素、CODなどの水質指標が環境基準値を上回っている状態が長らく続いている。そのため、湖沼環境の改善を図るうえで汽水湖の塩水遡上や水質指標について高い精度での推定を行うことが行政の環境施策を練る際の判断材料となるといった点で重要である。宍道湖・中海を含む斐伊川水系で水の流動を考える際には、斐伊川をはじめとした河川水の流入と、日本海からの海水の遡上を考慮しなければならない。そのため、水の複雑な流動を計算することができる手法が望ましいといえる。

県では各施策の進捗による水質の変化を予測するため、Nakata et al. (2000) を参考に、流入負荷の変更やアウトプットの作業について、県で操作が可能な数値シミュレーションモデルの構築を試みたが、大橋川からの塩分再現性に課題があった。このため、田中 (2017) により構築された流動・水質計算モデルを用いることとし、宍道湖及び大橋川を対象とした流動モデルでの解析を行った。本研究では、宍道湖・中海水系の流動状況の再現と共に水質モデルの全体的な精度向上のため、いくつかのパラメーターの調整や、塩分の計算精度の向上を中心に研究を進めた。

#### (2) 方法

沿岸水域における従来の数値モデルは計算コストの関係から、静水圧近似を仮定したモデルが一般的であった。しかしながら、湧昇流や河川水の流入、密度流などは、静水圧近似では再現が困難であることが指摘されている。以上の背景を踏まえて、本研究では非静水圧による沿岸域に適した新しい三次元流動モデルを開発することを目的とした。

また近年、水域生態系においては、従属栄養性細菌が溶存態有機物の分解や窒素やリン等の栄養塩類の循環を支配するなど、水中の物質循環や食物網で重要な役割を担っていることが明らかになっており（Azam 1998）、1980年代以降微生物を介した腐食連鎖の存在が明らかにされてきた。古典的生食連鎖では植物プランクトン→動物プランクトンという大型生物の捕食-被食関係のみが注目され、細菌はデトリタスが無機化する分解者という位置づけであったが、腐食連鎖では細菌が溶存態有機物を高次の捕食者へ繋ぐ鎖環として、食物網において重要な役割を果たす。以上の背景を踏まえて、本研究では腐食連鎖についても考慮した新しい浮遊生態系モデルの構築を目的とした。

本研究で用いている連続式を次式に示す。なお、流体は非圧縮性流体を仮定している。

$$\frac{\partial u_i}{\partial x_i} = 0 \quad (1)$$

ここで、 $u_i$ は $x_i$ 方向の流速[m s<sup>-1</sup>]である。

流体の運動方程式を次式に示す。なお、運動方程式は f 平面近似を仮定している ( $x_3 = z$  方向は鉛直上向きを正とする)。

$$\frac{\partial u_i}{\partial t} = -\frac{\partial u_i u_j}{\partial x_j} - \varepsilon_{ijk} f_j u_k - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} + g_i + \frac{\partial}{\partial x_i} \left\{ \nu_e \left( \frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} \right) \right\} \quad (2)$$

ここで、 $P$ は圧力[Pa]、 $\rho$ は密度[kg m<sup>-3</sup>]、 $\mathbf{g} = (0, 0, -g)$ は重力加速度[m s<sup>-2</sup>]、 $\mathbf{f} = (0, 0, f_0)$ であり、 $f_0$ はコリオリパラメータ[s<sup>-1</sup>]、 $\nu_e$ は実効渦動粘性係数[m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]である。

次に、運動方程式の圧力勾配項から静水圧と動圧を分離することを考える。静水圧 $p_h$ の鉛直方向微分は次式で表わされる。

$$\frac{\partial p_h}{\partial z} = -(\rho_0 + \rho')g \quad (3)$$

ここで、 $\rho_0$ は標準密度[kg m<sup>-3</sup>]、 $\rho'$ は密度偏差[kg m<sup>-3</sup>]であり、次式で表わされる。

$$\rho'(x, y, z, t) = \rho(x, y, z, t) - \rho_0 \quad (4)$$

(5)式から高さ $z$ の位置における静水圧を求めるために、両辺を $z$ から水面 $\eta$ まで積分する。

$$p_h(z) = p_a + \rho_0 g(\eta - z) + \int_z^\eta \rho' g dz \quad (5)$$

ここで、 $p_a$ は水面気圧[Pa]である。

次に、ブシネスク近似（流体の密度変化は十分小さく ( $\rho' \ll \rho_0$ )、圧力は他の変数と独立に変化するとした近似）を考える。圧力 $P$ を静水圧 $p_h$ と動圧 $p_d$ に分離すると、圧力勾配項と重力加速度項は次式のように近似される。

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial x_i} = -g \frac{\partial \eta}{\partial x_i} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial \rho'}{\partial x_i} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p_d}{\partial x_i} \quad (i = 1, 2) \quad (6)$$

ここで、 $p'$ は次式で定義される。

$$p' = p_a + \int_z^\eta \rho' g dz \quad (7)$$

$z$ 方向では、

$$-\frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z} - g = -\left( \frac{1}{\rho_0} - \frac{\rho'}{\rho_0^2} \right) (-\rho_0 g) - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p_d}{\partial z} - g = -\frac{\rho'}{\rho_0} g - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p_d}{\partial z} \quad (8)$$

となる。

以上をまとめると、本研究で用いる運動方程式が導かれる。なお、動圧 $p_d$ は改めて $p$ と表記し、渦動粘性係数 $\nu_e$ は水平方向の渦動粘性係数 $\nu_h$ と、鉛直方向の渦動粘性係数 $\nu_v$ に分けていく。

$$\frac{\partial u}{\partial t} = -\frac{\partial uu}{\partial x} - \frac{\partial vu}{\partial y} - \frac{\partial wu}{\partial z} + f_0 v - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial x} - g \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p'}{\partial x} \quad (9)$$

$$\begin{aligned}
& + \frac{\partial}{\partial x} \left( 2\nu_h \frac{\partial u}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ \nu_h \left( \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \nu_v \left( \frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x} \right) \right\} \\
\frac{\partial v}{\partial t} = & - \frac{\partial uv}{\partial x} - \frac{\partial vv}{\partial y} - \frac{\partial wv}{\partial z} - f_0 u - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial y} - g \frac{\partial \eta}{\partial y} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p'}{\partial y} \\
& + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \nu_h \left( \frac{\partial v}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial y} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left( 2\nu_h \frac{\partial v}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left\{ \nu_v \left( \frac{\partial v}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial y} \right) \right\}
\end{aligned} \tag{10}$$

$$\begin{aligned}
\frac{\partial w}{\partial t} = & - \frac{\partial uw}{\partial x} - \frac{\partial vw}{\partial y} - \frac{\partial ww}{\partial z} - \frac{1}{\rho_0} \frac{\partial p}{\partial z} - \frac{\rho'}{\rho_0} g \\
& + \frac{\partial}{\partial x} \left\{ \nu_h \left( \frac{\partial w}{\partial x} + \frac{\partial u}{\partial z} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial y} \left\{ \nu_h \left( \frac{\partial w}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial z} \right) \right\} + \frac{\partial}{\partial z} \left( 2\nu_v \frac{\partial w}{\partial z} \right)
\end{aligned} \tag{11}$$

スカラー量（水温・塩分など）の輸送方程式を次式に示す。

$$\frac{\partial C}{\partial t} = - \frac{\partial uC}{\partial x} - \frac{\partial vC}{\partial y} - \frac{\partial wC}{\partial z} - \frac{\partial J_x^C}{\partial x} - \frac{\partial J_y^C}{\partial y} - \frac{\partial J_z^C}{\partial z} + q_C \tag{12}$$

ここで、 $C$ は水温・塩分などの水質スカラー量[unit m<sup>-3</sup>],  $J_x^C, J_y^C, J_z^C$ は $C$ の $x, y, z$ 方向のフラックス[unit m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>],  $q_C$ は水質 $C$ の生成項[unit m<sup>-3</sup> s<sup>-1</sup>]である。

水中でのフラックス $J_x^C, J_y^C, J_z^C$ はFickの拡散法則より、次式で表わされる。

$$J_x^C = -D_h^C \frac{\partial C}{\partial x}, \quad J_y^C = -D_h^C \frac{\partial C}{\partial y}, \quad J_z^C = -D_v^C \frac{\partial C}{\partial z} \tag{13}$$

ここで、 $D_h^C$ は水質 $C$ の水平方向実効渦拡散係数[m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>],  $D_v^C$ は鉛直方向の実効渦拡散係数[m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]である。

鉛直方向の乱流モデルには密度成層が発達した場合の乱れの減衰効果を取り入れたモデリングが必要である。本モデルでは、0方程式モデルであるMunk-Anderson型の乱流モデル(Munk and Anderson, 1948)を使用した。

$$\nu_v = \nu_{v0} (1 + \alpha_v Ri)^{\beta_v} \tag{14}$$

$$D_v = \frac{\nu_{v0}}{Sc_v} (1 + \alpha_s Ri^{\gamma_s})^{\beta_s} \tag{15}$$

$$K_v = \frac{\nu_{v0}}{Pr_v} (1 + \alpha_t Ri)^{\beta_t} \tag{16}$$

ここで、 $\nu_{v0}$ は密度が中立状態での鉛直方向の渦動粘性係数[m<sup>2</sup> s<sup>-1</sup>]である。 $Sc_v, Pr_v$ 鉛直方向のシュミット数とプラントル数である。 $\alpha_v, \beta_v, \alpha_s, \beta_s, \alpha_t, \beta_t$ はモデル定数である。 $Ri$ は勾配型リチャードソン数で、次式で定義される。

$$Ri = \frac{-g \frac{\partial \rho}{\partial z}}{\rho \left\{ \left( \frac{\partial u}{\partial z} \right)^2 + \left( \frac{\partial v}{\partial z} \right)^2 \right\}} \tag{17}$$

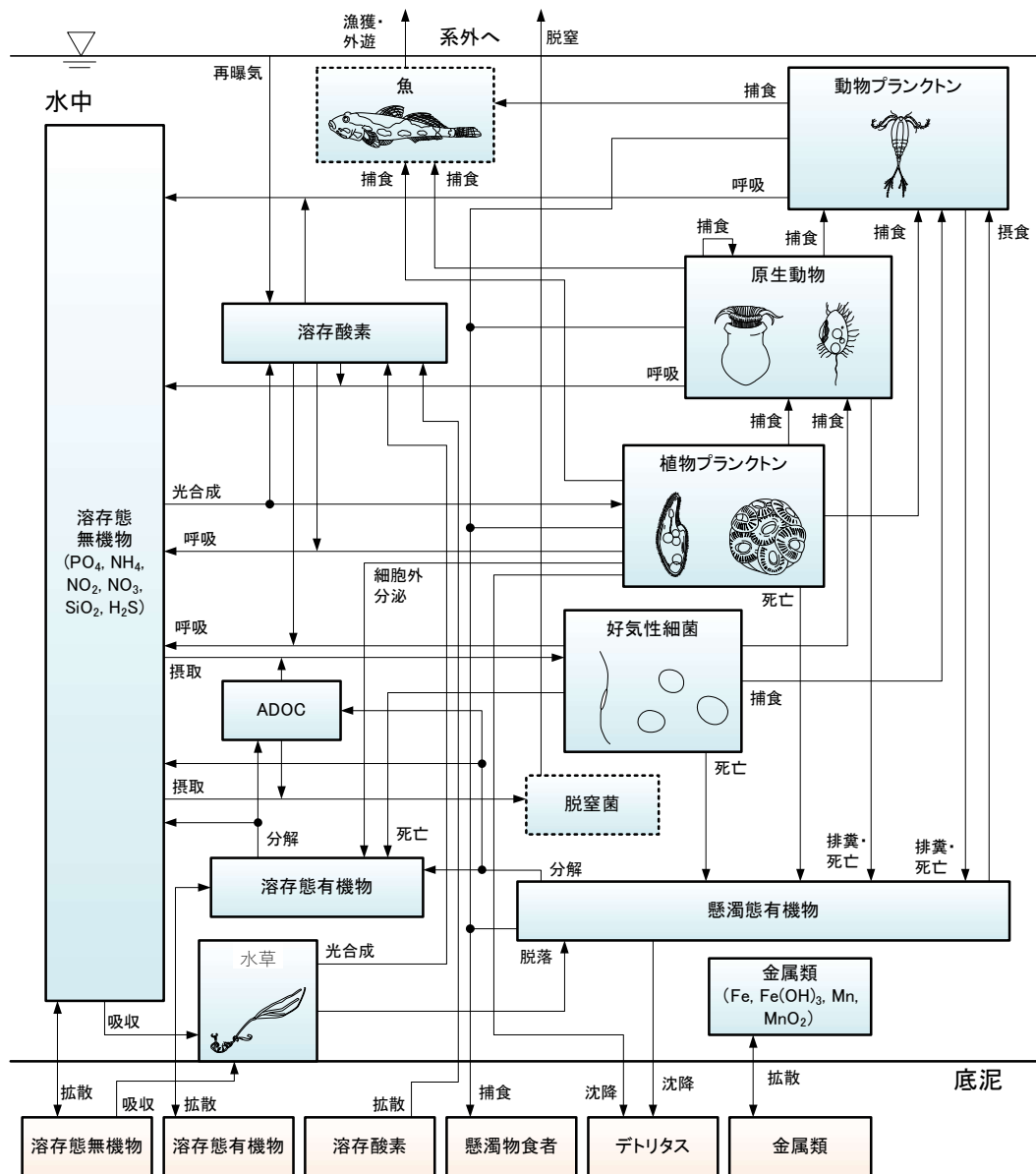


図1 浮遊生態系モデルの構成

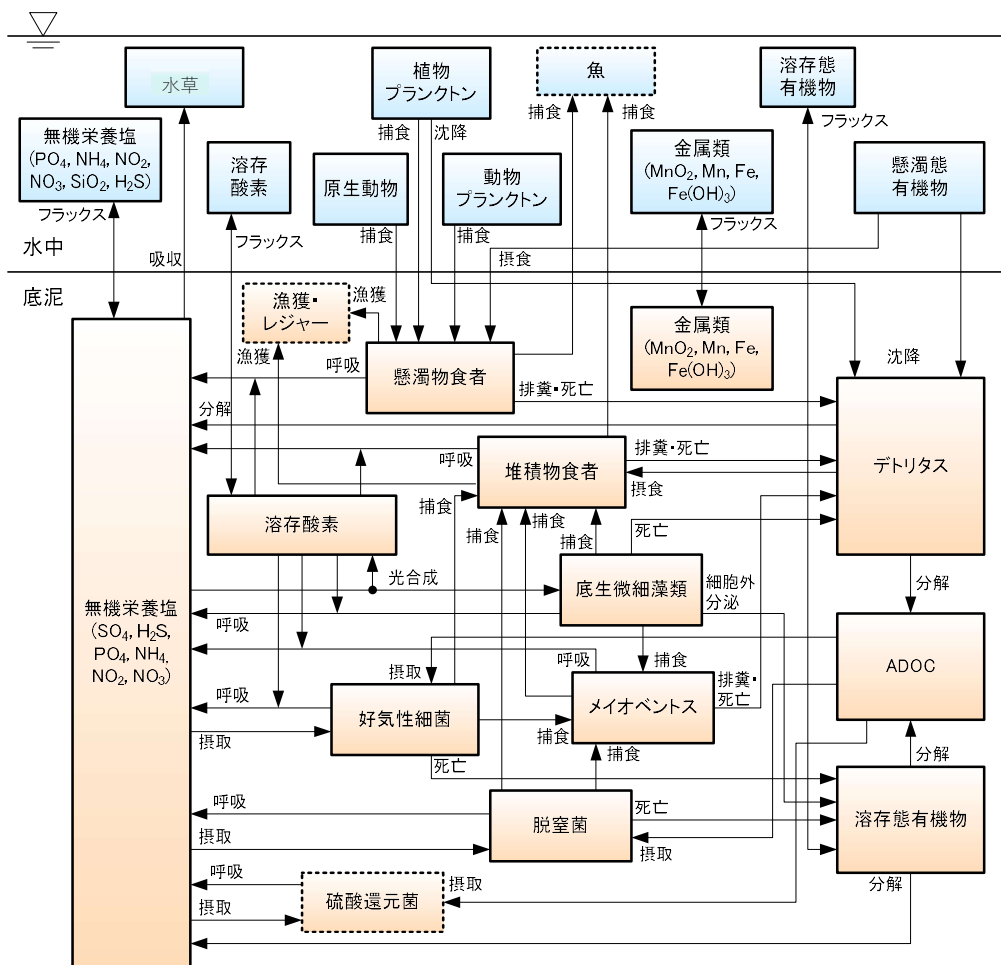


図2 詳細底生生態系モデルの構成

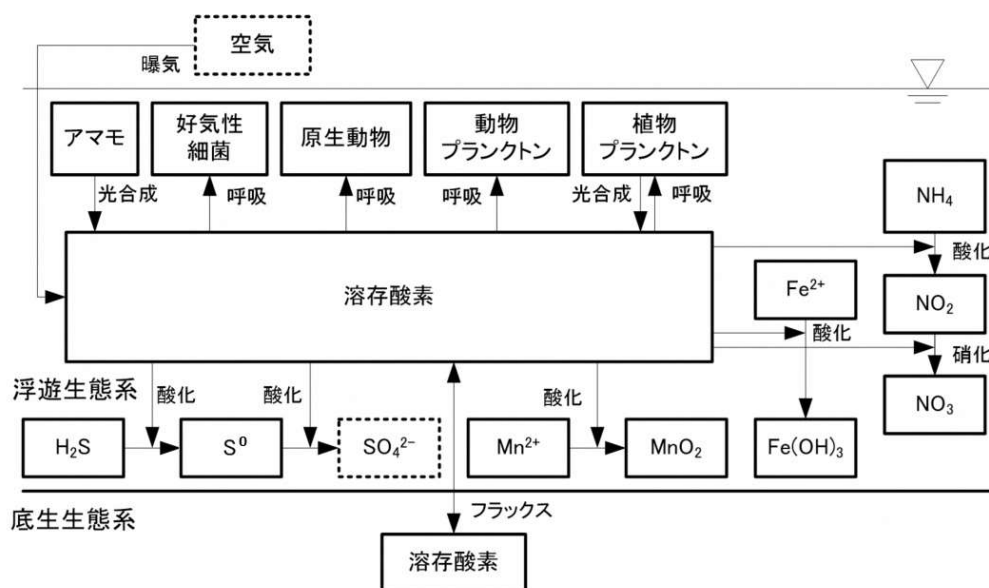


図3 溶存酸素モデルの物質フロー

複合生態系モデル（以下、生態系モデル）は水中の浮遊生態系モデル（浮遊系モデル）と、

底泥中の底生生態系モデル（底生系モデル）を組み合わせて構成されている。底生系モデルは内部の現象を詳細にモデル化した詳細底生系モデルと、底泥の酸素消費等を簡略化し底生系の変数を排除してモデル化した標準底生系モデルを選択できるようにしている。標準底生系モデルでは、主に浮遊有機物の沈降フラックスに依存するモデル化がされており、有機物が堆積物へと沈降する際、その一部が分解されると仮定している。粒子態有機炭素（POC）沈降フラックスは、酸素、硝酸、硫化水素の溶出フラックスの計算に使用される。堆積物に沈降した粒子態有機窒素（PON）と粒子態有機リン（POP）は分解され、最終的にアンモニア態窒素とリン酸態リンの溶出フラックスに変換される。浮遊生態系モデルの構成を図1に、詳細底生系モデルの構成を図2にそれぞれ示す。

以下、本報告において図示している溶存酸素（DO）及びクロロフィル（植物プランクトン）に関する定式化について、記載する。

DOの物質フローの概念図を図3に示す。DOは様々な生物の呼吸に利用されるほか、硝化や金属の酸化、硫化水素の酸化に利用される。また、水草や植物プランクトンの光合成、水面からの曝気により供給される。

溶存酸素の増減モデル： $S_{DO}[\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}]$ は、次式で表わされる。

$$\begin{aligned}
 S_{DO} = & \underbrace{\sum_i^{N_{PHY}} TOD_C^{PHY,i} \cdot B_{PhyPs,i}}_{\text{植物プランクトンの光合成}} - \underbrace{\sum_i^{N_{PHY}} TOD_C^{PHY,i} \cdot B_{PhyRe,i}}_{\text{植物プランクトンの呼吸}} \\
 & - \underbrace{\sum_j^{N_{Zoo}} TOD_C^{Zoo,j} \cdot B_{ZooResp,j}}_{\text{動物プランクトンの呼吸}} - \underbrace{\sum_n^{N_{PZ}} TOD_C^{PZ,n} \cdot B_{PZResp,n}}_{\text{原生動物の呼吸}} \\
 & - \underbrace{\sum_m^{N_{BAC}} TOD_C^{BAC,m} \cdot B_{BacResp,m}}_{\text{好気性細菌の呼吸}} - \underbrace{TOD_N^{NH_4^+2NO_2} \cdot B_{NH_4^+2NO_2}}_{\text{アンモニアの酸化}(NH_4^+ \rightarrow NO_2)} \\
 & - \underbrace{TOD_N^{NO_2^+2NO_3} \cdot B_{NO_2^+2NO_3}}_{\text{亜硝酸の硝化}(NO_2^+ \rightarrow NO_3)} - \underbrace{TOD_{Mn}^{MnOxi} \cdot B_{MnOxi}}_{\text{マンガンの酸化}(Mn \rightarrow MnO_2)} \\
 & - \underbrace{TOD_{Fe}^{FeOxi} \cdot B_{FeOxi}}_{\text{第一鉄の酸化}(Fe \rightarrow Fe(OH)_3)} - \underbrace{TOD_S^{H_2SOxi} \cdot B_{H_2SOxi}}_{\text{硫化水素の酸化}(H_2S \rightarrow S^0)} \\
 & - \underbrace{TOD_S^{SSSOxi} \cdot B_{SSSOxi}}_{\text{硫黄の酸化}(S^0 \rightarrow SO_4^{2-})}
 \end{aligned} \tag{18}$$

ここで、 $TOD_C^{PHY,i}$ ：植物プランクトンの光合成・呼吸に対する酸素と炭素の比 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}]$ 、 $TOD_C^{Zoo,j}$ ：動物プランクトンの呼吸に対する酸素と炭素の比 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}]$ 、 $TOD_C^{PZ,n}$ ：原生動物の呼吸に対する酸素と炭素の比 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}]$ 、 $TOD_C^{BAC,m}$ ：好気性細菌の呼吸に対する酸素と炭素の比 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}]$ 、 $TOD_{Mn}^{MnOxi}$ ：マンガンの酸化に必要な酸素量 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molMn}^{-1}]$ 、 $TOD_{Fe}^{FeOxi}$ ：第一鉄の酸化に必要な酸素量 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molFe}^{-1}]$ 、 $TOD_N^{NH_4^+2NO_2}$ ：アンモニアの酸化に必要な酸素量 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molN}^{-1}]$ 、 $TOD_N^{NO_2^+2NO_3}$ ：亜硝酸の硝化に必要な酸素量 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molN}^{-1}]$ 、 $TOD_S^{H_2SOxi}$ ：硫化水素の酸化に必要な酸素量 $[\text{molO}_2 \cdot \text{molS}^{-1}]$ 、 $TOD_S^{SSSOxi}$ ：

硫黄の酸化に必要な酸素量[ $\text{molO}_2 \cdot \text{molS}^{-1}$ ]である。

水面でのフラックス： $J_{DO}^{pa}$ [ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]は次式で表される。

$$J_{DO}^{pa} = \underbrace{J_{Reaer}}_{\text{水面での再曝気}} \quad (19)$$

ここで、 $J_{Reaer}$ ：水面での再曝気（鉛直上向きを正）[ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]である。

底面でのフラックス： $J_{DO}^{bp}$ [ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]は次式で表される。

$$J_{DO}^{bp} = \underbrace{TOD_C^{Eg} \cdot J_{EgPho}}_{\text{アマモによる光合成}} + \underbrace{J_{DO}^{diss}}_{\text{底面での拡散フラックス}} \quad (20)$$

ここで、 $J_{DO}^{diss}$ ：溶存酸素の底面での拡散フラックス、 $TOD_C^{Eg}$ ：アマモの光合成に対する酸素と炭素の比[ $\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}$ ]、 $J_{EgPho}$ ：アマモによる光合成[ $\text{molO}_2 \cdot \text{molC}^{-1}$ ]、水面での再曝気： $J_{Reaer}$ [ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ ]である。

$$J_{Reaer} = k_L \cdot (DO - DO_{sat}) \quad (21)$$

ここで、 $k_L$ ：再曝気係数[ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ]、 $DO_{sat}$ ：飽和溶存酸素濃度[ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ ]である。

$$k_L = \begin{cases} 1.0 \times 10^{-6} + 34.1 \times 10^{-4} \cdot U_* \cdot S_{CL}^{-0.5} & (U_* \geq 0.3 \text{m/s}) \\ 1.0 \times 10^{-6} + 144 \times 10^{-4} \cdot U_*^{2.2} \cdot S_{CL}^{-0.5} & (U_* < 0.3 \text{m/s}) \end{cases} \quad (22)$$

ここで、 $U_*$ ：水面での風の摩擦速度[ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ]、 $S_{CL}$ ：液相のシュミット数[-]である。

$$U_* = 1.0 \times 10^{-2} \cdot (6.1 + 0.63 U_{10})^{0.5} \cdot U_{10} \quad (23)$$

ここで、 $U_{10}$ ：水面 10m 高さにおける風速[ $\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$ ]である。

$$DO_{sat} = \rho_{O_2} \cdot \exp \left[ A_1 + A_2 \cdot \frac{100}{\theta} + A_3 \cdot \ln \left( \frac{\theta}{100} \right) + A_4 \cdot \frac{\theta}{100} + S \left\{ B_1 + B_2 \cdot \frac{\theta}{100} + B_3 \cdot \left( \frac{\theta}{100} \right)^2 \right\} \right] \quad (24)$$

$$(A_1, A_2, A_3, A_4) = (-173.4292, \quad 249.6339, \quad 143.3483, \quad -21.8492) \quad (25)$$

$$(B_1, B_2, B_3) = (-0.033096, \quad 0.014259, \quad -0.0017000) \quad (26)$$

ここで、 $\theta = T + 273.15$ ：絶対温度[K]、 $\rho_{O_2} = 1.429/32$ ：酸素密度[ $\text{molO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ ]、 $A_1 \sim A_4$ 、 $B_1 \sim B_3$ ：モデル定数（土木学会編，1999，p. 592）である。

動物プランクトンによる呼吸： $B_{ZooResp,j}$ [ $\text{molC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$ ]は次式で表される。

$$B_{ZooResp,j} = \underbrace{f_{temp}(\alpha_{ZooRespR,j}, \beta_{Zoo,j}) \cdot f_{MM}(DO, K_{ZooResp}^{DO}) \cdot u_{ZooSalt,j} \cdot ZOO_j}_{\text{静止呼吸}} + \underbrace{\alpha_{ZooRespA,j} \cdot R_{ZooFeed,j} \cdot ZOO_j}_{\text{活動呼吸}} \quad (27)$$

ここで、 $\alpha_{ZooRespR,j}$ ：0℃における静止呼吸速度[ $\text{s}^{-1}$ ]、 $K_{ZooResp}^{DO}$ ：静止呼吸に対する溶存酸素の半飽和定数[ $\text{molO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ ]、 $\alpha_{ZooRespA,j}$ ：捕食活動に対する活動呼吸の割合[-]である。他の生物による呼吸も、同様の定式化を行っている。

アンモニアの酸化： $B_{NH_4_2NO_2}$ [ $\text{molN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}$ ]は次式で表される。

$$B_{NH_4_2NO_2} = f_{temp}(\alpha_{NH_4_2NO_2}, \beta_{NH_4_2NO_2}) \cdot f_{MM}(DO, K_{DO, NH_4_2NO_2}) \cdot NH_4 \quad (28)$$

ここで、 $\alpha_{NH_4_2NO_2}$  : 0°Cでのアンモニアの酸化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{NH_4_2NO_2}$  : アンモニアの酸化反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{DO,NH_4_2NO_2}$  : アンモニアの酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

亜硝酸の硝化 :  $B_{NO_2_2NO_3}$  [molN・m<sup>-3</sup>・s<sup>-1</sup>]は次式で表される。

$$B_{NO_2_2NO_3} = f_{temp}(\alpha_{NO_2_2NO_3}, \beta_{NO_2_2NO_3}) \cdot f_{MM}(DO, K_{DO,NO_2_2NO_3}) \cdot NO_2 \quad (29)$$

ここで、 $\alpha_{NO_2_2NO_3}$  : 0°Cでの亜硝酸の硝化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{NO_2_2NO_3}$  : 硝化反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{DO,NO_2_2NO_3}$  : 硝化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

硫化水素の酸化 :  $B_{H_2SOxi}$  [molS・m<sup>-3</sup>・s<sup>-1</sup>]は次式で表される。

$$B_{H_2SOxi} = f_{temp}(\alpha_{H_2SOxi}, \beta_{H_2SOxi}) \cdot f_{MM}(DO, K_{H_2SOxi}^{DO}) \cdot H_2S \quad (30)$$

ここで、 $\alpha_{H_2SOx}$  : 硫化水素の 0°Cでの酸化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{H_2SOxi}$  : 硫化水素の反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{H_2SOx}^{DO}$  : 硫化水素の酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

硫黄の酸化 :  $B_{SSSOxi}$  [molS・m<sup>-3</sup>・s<sup>-1</sup>]は次式で表される。

$$B_{SSSOxi} = f_{temp}(\alpha_{SSSOxi}, \beta_{SSSOxi}) \cdot f_{MM}(DO, K_{SSSOxi}^{DO}) \cdot SSS \quad (31)$$

ここで、 $\alpha_{SSSOxi}$  : 硫黄の 0°Cでの酸化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{SSSOxi}$  : 硫黄の反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{SSSOxi}^{DO}$  : 硫黄の酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

マンガン酸化 :  $B_{MnRed}$  [molMn・m<sup>-3</sup>・s<sup>-1</sup>]は次式で表される。

$$B_{MnOxi} = f_{temp}(\alpha_{MnOxi}, \beta_{Mn}) \cdot f_{MM}(DO, K_{MnOxi}^{DO}) \cdot Mn \quad (32)$$

ここで、 $\alpha_{MnOxi}$  : マンガンの酸化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{Mn}$  : マンガンの反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{MnOxi}^{DO}$  : 酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

第一鉄の酸化 :  $B_{FeOxi}$  [molFe・m<sup>-3</sup>・s<sup>-1</sup>]は次式で表される。

$$B_{FeOxi} = f_{temp}(\alpha_{FeOxi}, \beta_{Fe}) \cdot f_{MM}(DO, K_{FeOxi}^{DO}) \cdot Fe \quad (33)$$

ここで、 $\alpha_{FeOxi}$  : 第一鉄の酸化反応速度[s<sup>-1</sup>]、 $\beta_{Fe}$  : 鉄の反応速度の温度係数[°C<sup>-1</sup>]、 $K_{FeOxi}^{DO}$  : 酸化反応に対する溶存酸素の半飽和定数[molO<sub>2</sub>・m<sup>-3</sup>]である。

植物プランクトン (Phytoplankton) の細胞内栄養塩量 (セルクオタ : cell quota) の比率 (C/N 比および C/P 比) は変動することが知られている (Droop, 1974)。そこでモデルでは、植物プランクトンの細胞で、成長の維持に最低限必要な栄養塩量 (サブシステントクオタ : subsistent quota) と、それ以外の蓄積栄養塩量 ( $SQN$ ,  $SQP$ ) を分けて取り扱う (中田, 1993)。植物プランクトン中の窒素・リン量 (セルクオタ) からサブシステントクオタを差し引いた量をそれぞれ  $SQN$  [molN m<sup>-3</sup>]、 $SQP$  [molP m<sup>-3</sup>]とする。なお、ケイ素に関しては珪藻の体内に利用可能な形態では蓄積されないもので、ケイ素の蓄積栄養塩量は考えないものとした。植物プランクトンの物質フローの概念図を図 4 に示す。

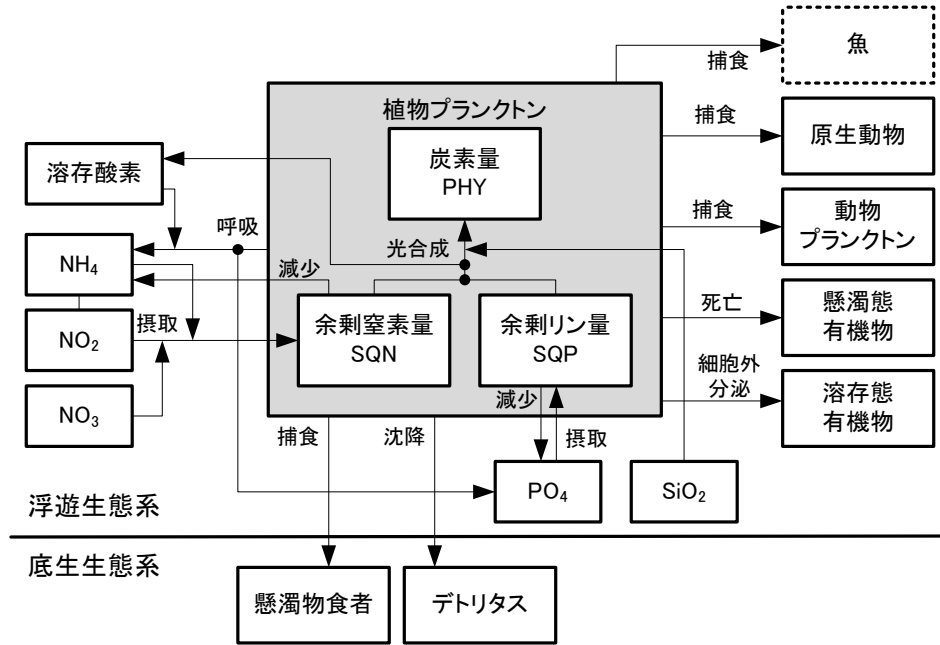


図4 植物プランクトンモデルの物質フロー概念図

増殖モデル： $S_{PHY,i}[\text{molC} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}]$ ,  $S_{SQN,i}[\text{molN} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}]$ ,  $S_{SQP,i}[\text{molP} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{s}^{-1}]$ は次式で表される。

$$S_{PHY,i} = \underbrace{B_{PhyPs,i}^C}_{\text{光合成}} - \underbrace{B_{PhyExt,i}}_{\text{細胞外分泌}} - \underbrace{B_{PhyResp,i}}_{\text{呼吸}} - \underbrace{B_{PhyLo,i}}_{\text{死亡}} - \underbrace{\sum_j^{N_{Zoo}} B_{Phy2Zoo,i,j}}_{\text{動物プランクトンによる被食}} \quad (34)$$

$$- \underbrace{\sum_n^{N_{PZ}} B_{Phy2P,i,n}}_{\text{原生動物による被食}} - \underbrace{B_{Phy2Fish,i}}_{\text{魚による被食}} + \underbrace{B_{PhyMi,i}}_{\text{鉛直移動}}$$

$$S_{SQN,i} = \underbrace{B_{PhyTake,i}^{NH_4}}_{\text{アンモニアの摂取}} + \underbrace{B_{PhyTake,i}^{NO_2}}_{\text{亜硝酸の摂取}} + \underbrace{B_{PhyTake,i}^{NO_3}}_{\text{硝酸の摂取}} - \underbrace{B_{PhyPs,i}^N}_{\text{光合成に伴う SQN の減少}} - \underbrace{B_{SqnLoss,i}}_{\text{植物プランクトンの減少に伴う SQN の減少}} + \underbrace{B_{PhyMi,i} \cdot \frac{SQN_i}{PHY_i}}_{\text{鉛直移動}} \quad (35)$$

$$S_{SQP,i} = \underbrace{B_{PhyTake,i}^{PO_4}}_{\text{リンの摂取}} - \underbrace{B_{PhyPs,i}^P}_{\text{光合成に伴う SQP の減少}} - \underbrace{B_{SqpLoss,i}}_{\text{植物プランクトンの減少に伴う SQP の減少}} + \underbrace{B_{PhyMi,i} \cdot \frac{SQP_i}{PHY_i}}_{\text{鉛直移動}} \quad (36)$$

調査対象地域

宍道湖は日本で7番目に、中海は5番目に大きい湖で、それぞれ 79.1 km<sup>2</sup>、97.7 km<sup>2</sup>の面

積がある（例えば、神谷ら 2015 など）。これらの湖は中国地方に位置し、島根半島はこの水系を北側で日本海から隔てている（図 5）。冬期には 21,000～48,500 羽/年という膨大な数の渡鳥が飛来する最大級の場所である（石飛ら 2011）。また、水産資源も豊富で、ヤマトシジミなど 80 種の汽水魚や貝類の良好な生息環境となっている。ラムサール条約にも登録されている宍道湖はヤマトシジミの最大の漁場であり、日本全体の漁獲量の 40%以上を占めている。宍道湖は隣接する中海に比べ塩分が比較的低く、海水の 1/10 程度である。この塩分の低さから、安定した層状成層環境を持つ中海に比べ、中塩性湖（平均塩分：1～5 psu）となっている。宍道湖の塩分の変化は、時折塩分を含んだ水を供給する大橋川の流体力学的特性によって主に制御されている。宍道湖の淡水の主要な流入源は、2070 km<sup>2</sup>の広い流域面積を持つ斐伊川である。宍道湖と中海は、宍道湖が中海に淡水を供給し、中海が宍道湖に海水を供給するように連結している。宍道湖の水は、斐伊川からの淡水流入によって希釈され、宍道湖と大橋川を介して中海に流入する。一方、日本海からは境水道を介して中海に塩水が断続的に流入し、さらに宍道湖に浸入する。一方、密度流や吹送流は、この水系における水交換の重要なメカニズムと考えられている。

水平方向の計算領域は、図 5 に示すように、宍道湖の西端から境水道が美保湾に合流する東端までとした。計算領域は、東西方向に約 43.40 km、南北方向に約 19.20 km にわたって広がっており、計算領域は東西方向に 217 グリッド、南北方向に 96 グリッドに分割されている。時間ステップは 5 秒から 120 秒の範囲で変化させた。計算領域の東端、すなわち美保湾において、水位と塩分、水温、水質変数の鉛直プロファイルを与えた。

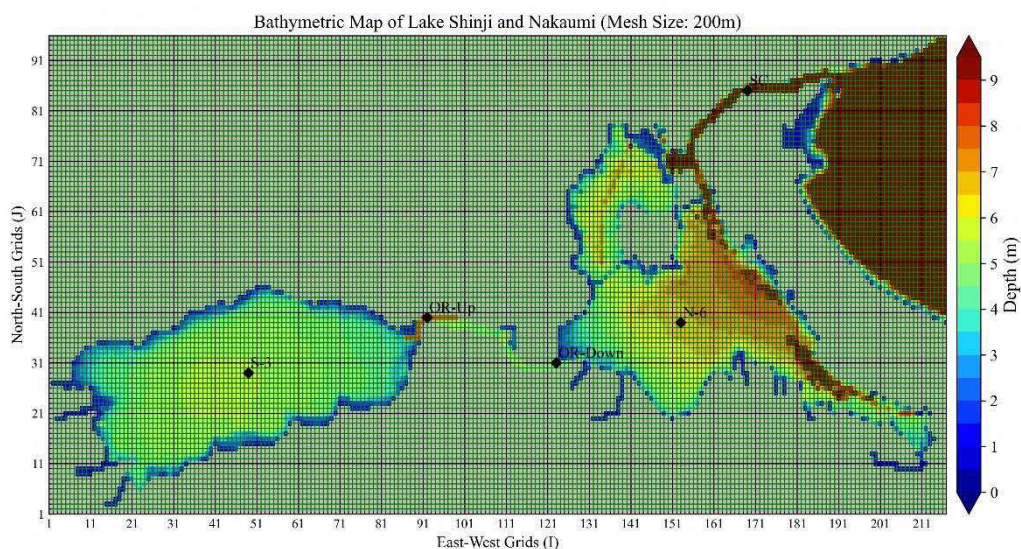


図 5 シミュレーションで使した宍道湖と中海の水深分布図。黒い実線の菱形は観測点の位置を示している。

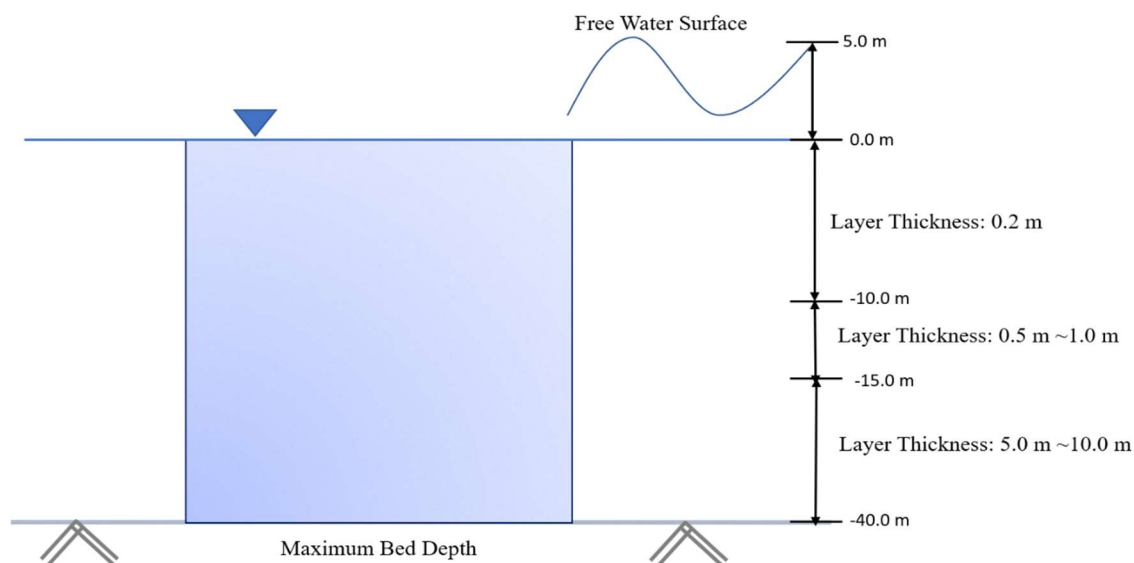


図 6 鉛直方向のメッシュ構成の概念図。中海から宍道湖への塩水侵入を再現するために、鉛直方向には深さ 10 m までは 20 cm 層厚のメッシュ構成とした。

鉛直方向には 67 層のメッシュで分割した。図 6 に示すように、宍道湖の最大水深を考慮し、上部 10 m では塩水楔の薄層を捉えるために 20 cm の層厚を採用し、10 m から 15 m では 50 cm から 100 cm の層厚を採用するなど、水深 40 m をカバーする高解像度メッシュ構成とした。

本計算で用いられた諸量について、表 1 に示す。

表 1 モデルの構成と入力データ

| Model   | EcoPARI                                                                                                                                                                                                                                         |
|---------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| 計算期間    | 2015-01-01 to 2016-12-31                                                                                                                                                                                                                        |
| メッシュ数   | 水平方向: 200 m×200 m (217×96 grid points)<br>鉛直方向: 67 layers (−40.0 m～5.0 m)                                                                                                                                                                       |
| 水平乱流モデル | Sub-grid-scale model (SGS)                                                                                                                                                                                                                      |
| 鉛直乱流モデル | Richardson Model (Default Parameters)<br>$\alpha_v = 5.2$ $\beta_v = -1.0$<br>$\alpha_t = 3.33$ $\beta_t = -1.5$ $\gamma_t = 1.0$<br>$\alpha_s = 3.33$ $\beta_s = -1.5$ $\gamma_s = 1.0$<br>( $\alpha$ 、 $\beta$ 、 $\gamma$ については式(14)～(16)を参照) |
| 入力データ   | 水位：美保関で 1 時間ごとに観測される潮汐<br>開境界条件：美保関で観測された水温、塩分、水質変数<br>河川流出量：斐伊川と舟川で観測された河川流出量<br>気象データ：気温、日射量、風速、風向、降水量                                                                                                                                        |

表 2 モデル入力パラメータ

| モデル入力条件 | パラメータ                      | 提供元   |
|---------|----------------------------|-------|
| 初期条件    | 水温、塩分、標高                   | 任意値   |
| 表面状態    | 気温、短波・長波放射、風速、降水量、表面気圧、蒸気圧 | 気象庁   |
| 開放境界条件  | 水温・塩分・水質                   | 国土交通省 |
| 河川      | 流量、水温、塩分、水質                | 国土交通省 |

計算を開始するために、初期条件、自由水面条件、開放境界条件として多くの入力が必要とする。助走計算の結果が無い場合は、初期条件として、水温 ( $T=4.0^{\circ}\text{C}$ )、塩分 ( $S=3.0$ )、水位 ( $H=0.30\text{ m}$ ) を与えた。また、助走計算の結果がある場合は、前年末の計算結果を初期条件として与えた。淡水流入については、主要な 1 級河川である斐伊川、及び船川について、1 時間ごとの観測流量をモデルに取り込んだ。河川データには、河川流量だけでなく、塩分、水温、水質パラメータも考慮した。水面での境界条件については、気温、長波放射、短波放射、風速、降水量、海面気圧、蒸気圧などの気象パラメータを与えた。また、開境界条件として、美保関（計算領域の東端）において、水温と塩分などの鉛直分布を与えた。表 2 に、主要な入力パラメータを要約した。

### （3）結果及び考察

#### 流動シミュレーション

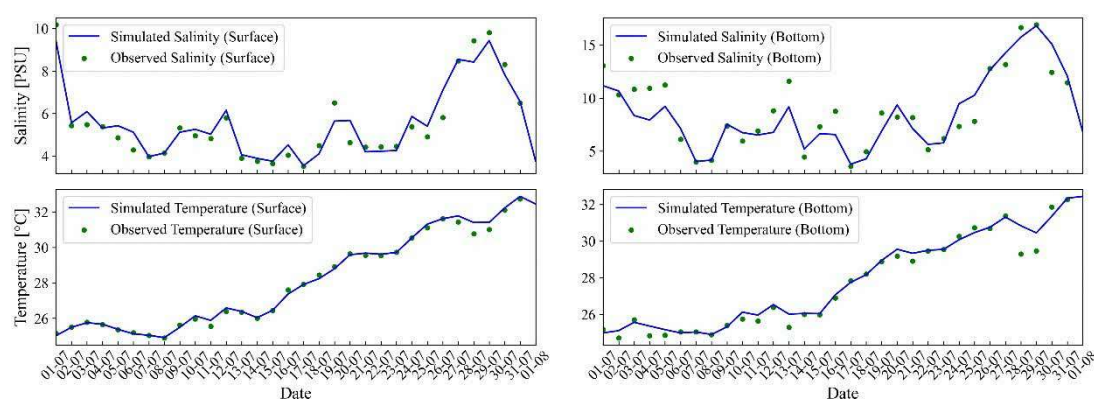
宍道湖と中海は、大橋川のような細い水路で結ばれた汽水連結湖である。したがって、各部の流体力学系の再現性は重要であり、それらは生態系モデルの再現性にも大きな影響を与える。そこで事前検討として、まず斐伊川の異なる流量観測所の流量データを用いていくつかの試行計算を行った。結果として、上島観測所の斐伊川流出量と大橋川の水深修正を組み合わせることで、水温・塩分の良好な再現性が確認され、妥当な結果が表現できた。また、流動状況を再現するために、複数の鉛直乱流モデル(Henderon-Sellers, Nakamura1, Nakamura2, Richardson, Sasaki, Yoon) をテストし、Nakamura1 及び Richardson が他の乱流モデルより優れていることを確認した。本研究では、Richardson モデルを採用した。

宍道湖・中海水系での最も重要な過程は、宍道湖への塩水侵入であると考えられる。この再現性を確保するため、大橋川の地形の修正を行った。その結果、大橋川と宍道湖での接続部において水路状の地形を表現すること、及び矢田地先付近での水深を大きくすることで、大橋川から宍道湖への塩水侵入が促進することがわかった。大橋川上流における水温、塩分、流量の再現性について図 7 に示す。

以上の事前検討を行った後、図 8、図 9 に示すように、宍道湖の中心部、大橋川の上流と下流、中海の中心部における観測結果とシミュレーション結果を比較した。なお、それぞれの表層・底層の観測水深は、宍道湖湖心：TP -0.8m, TP:-5.06m、大橋川上流：TP -0.5m, TP:-

3.0m、大橋川下流：TP -0.5m, TP:-2.5m、中海湖心：TP -0.5m, TP:-5.5m である。いずれの観測所でも、水温と塩分については1時間単位で観測データが得られている。各図では、表層と底層の水温と塩分の比較を示している。本研究の基本的な目標は、計算対象領域全体における流動、水質、低次生態系をバランス良く再現することである。このため、流動シミュレーションでは、詳細に立ち入りすぎることなく、表層、底層ともに水温、塩分の概略の傾向を再現することを優先した。表層の塩分変動は斐伊川流量の変動に追随し、特に2015年9月と2016年の流量が多いイベント時には、顕著な表層の塩分低下が認められた。

結果を概観すると、表層塩分の再現性は高いものの、宍道湖湖心部の底層塩分には若干の不一致が見受けられた。特に、観測からは2016年8月に低水温・高塩分の水塊が継続的に存在していることが見受けられるが、シミュレーションはこれを十分には再現できていない。現時点でこの原因は明確ではないが、低水温・高塩分の水塊が宍道湖に進入してきた後の鉛直拡散が大きすぎる可能性がある。この点については、今後検討する必要がある。さらに、2015年の初期には、大橋川上流と下流で表層塩分と底層塩分の過小評価が見られる月もあったが、これらの月は助走計算の期間に当たり、2016年の冬期にはこのような過小評価はなくなり、季節変動に関するモデル再現性は確認された。また、水温の結果も妥当であり、大きな矛盾は見られず、両年ともモデルの再現誤差は許容範囲内であったと判断した。



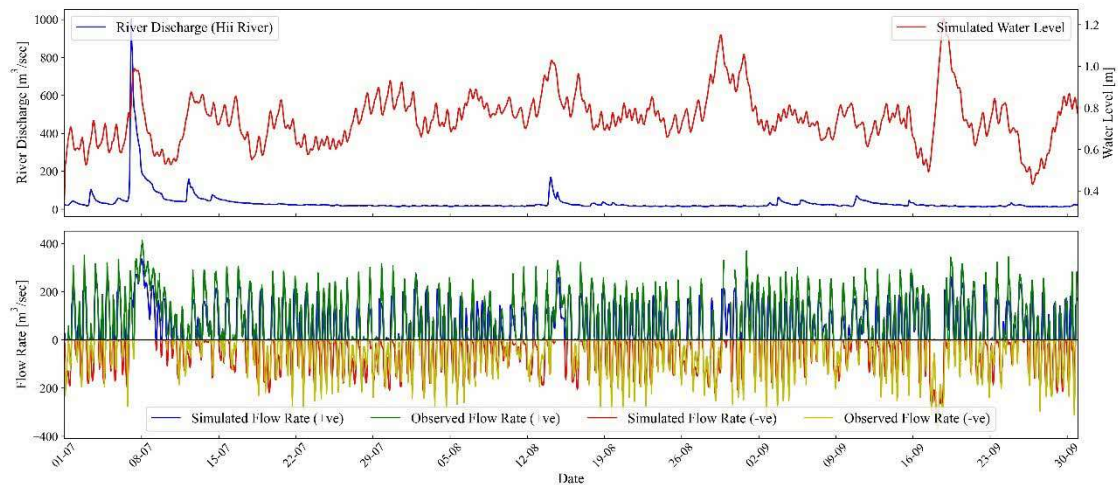


図 7 大橋川における水温、塩分、流量の再現性（流量については、青・赤：計算、緑・黄：観測、矢道湖から中海に向かう流れを正の値としている）

#### 生態系シミュレーション

生態系シミュレーションにおいては、溶存酸素の結果を改善することを第一の目的とし、植物プランクトン種数とそれに対応する適切なパラメータを選択することに重点を置いた。当初 4 種の植物プランクトンを用いて生態系シミュレーションを行ったが、現状では植物プランクトンの再現性については Chl. a 単一のデータとの比較を行っているため、結果として、支配的な植物プランクトン種を決定した後、植物プランクトンの増殖速度や死亡速度などのパラメータを調整し、底層溶存酸素シミュレーションの精度を高めるための試行計算を行った。

その結果、図 10(a)に示すように、矢道湖中央部の表層溶存酸素は 2015 年の夏季の一部で過大評価されたが、一方で底層溶存酸素については良好な再現性が確認された。2016 年に関しては、表層・底層ともに溶存酸素は 2015 年と比較して妥当であった（図 11(a)）。しかし、2016 年 8 月については、底層貧酸素化を十分には再現できていなかった。これは、上述の低水温・高塩分水塊の進入を再現できていなかったためと考えられる。また、大橋川上流の溶存酸素結果は、表層・底層ともに乖離が大きく、全体的に溶存酸素が過大評価されており、この傾向は図 10(b)、図 11(b)に示すように 2015 年と 2016 年の両年連続に見られた。

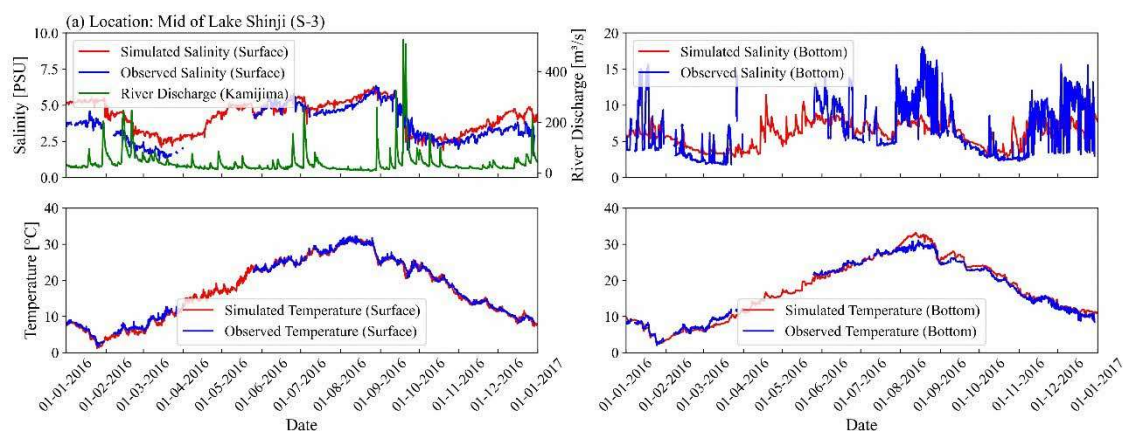
一方、大橋川下流の表層と底層の溶存酸素は、表層で若干過大評価されているものの、その傾向は観測結果とよく一致しており、非常に良好な結果と判断した（図 10(c)、図 11(c)参照）。

最後に、中海の中心部では、多くの観測データが欠測しているが、表層と底層の溶存酸素のシミュレーションの傾向は、概ね一致していると判断された。図 10(d)によると、2015 年の中海湖中央部の底層溶存酸素は春季にわずかに過小評価された。一方、図 11(d)に示すように、2016 年の表層溶存酸素は秋季に過小評価され、底層溶存酸素はわずかに過大評価された。

表層での溶存酸素の変動は植物プランクトンの計算結果に影響を受けると考えられるため、植物プランクトンの計算結果について図 12 及び図 13 に示す（ここでは、Chl. a/C 比を 0.24 gChl. a/molC と仮定している）。計算結果は、採水分析された Chl. a 濃度のオーダーを再現できてはいるが、季節変動の様子をとらえられているとは言えない。これは、当初、宍道湖及び中海湖心部における Chl. a センサーによる連続観測データとの比較を行ってパラメーターチューニングを行っていたためである。また、計算結果の Chl. a は、2016 年 8 月から 9 月上旬にかけて低い値となっている。現時点ではこの原因は不明であるが、計算では 1 種類の植物プランクトンのみの取り扱いとなっている点、その生理活性の設定が夏季の植物プランクトンの消長に合致していない可能性、植物プランクトンの優占種の交代が表現できていない点、捕食圧が適正に表現されていない可能性などが挙げられる。

今後は植物プランクトン種や活性、Chl. a センサーによる連続観測データと採水分析された Chl. a 濃度との不整合、及び中海底層水中での酸素消費や堆積物による酸素消費の再現性に改善の余地があるものと解される。

以上、全体的な結果は過去のシミュレーション結果に比べて改善されたと考えられるが、上記の不一致をなくすために宍道湖及び大橋川上流での植物プランクトンのパラメータの見直し、底質のモデルパラメータの見直しなどの試みが必要と考えられた。



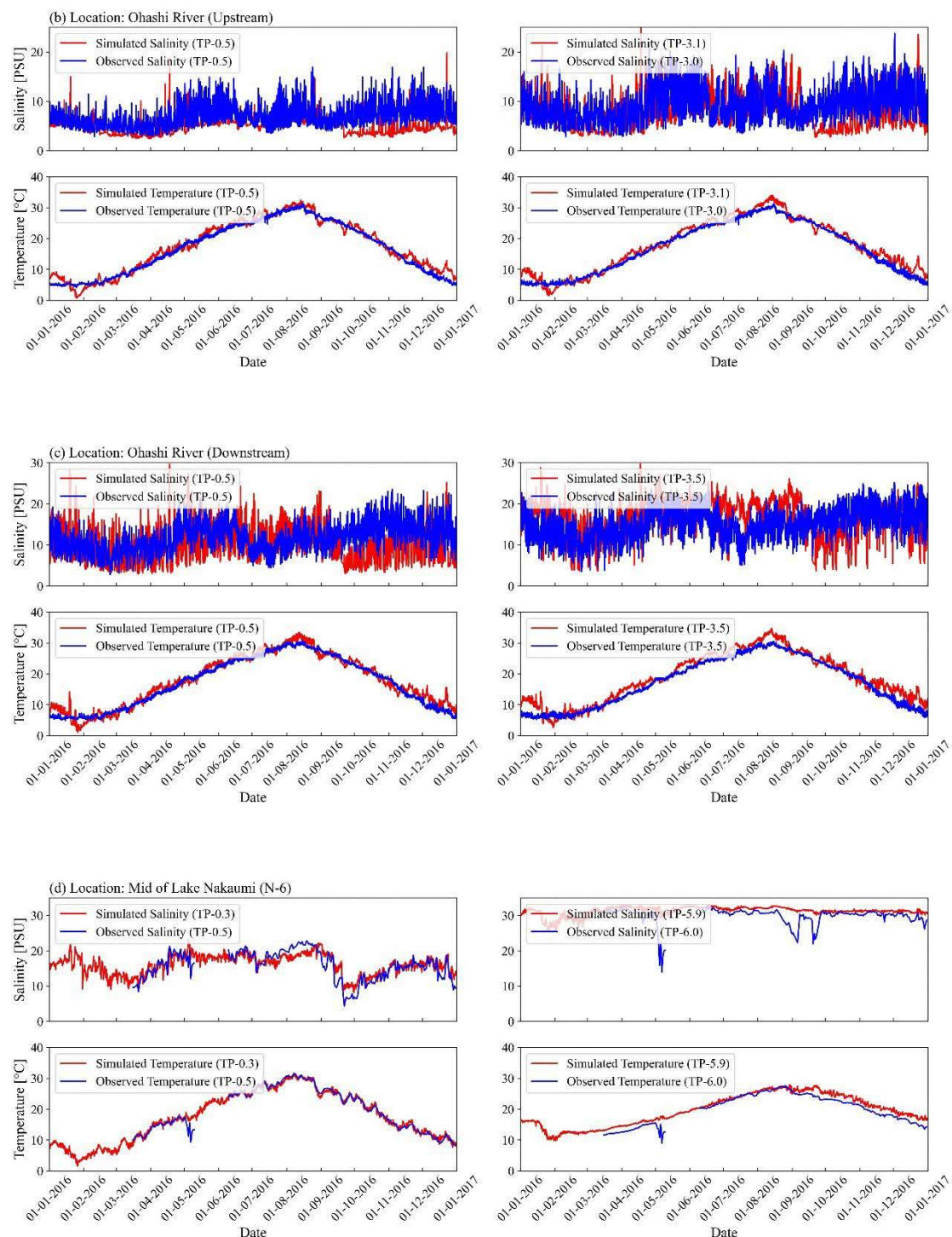


図8 2016年の各地における表層・底層水温と塩分の観測値とシミュレーション値の時系列的な比較

赤線はシミュレーションを、青実線は1時間ごとの観測値を表す。

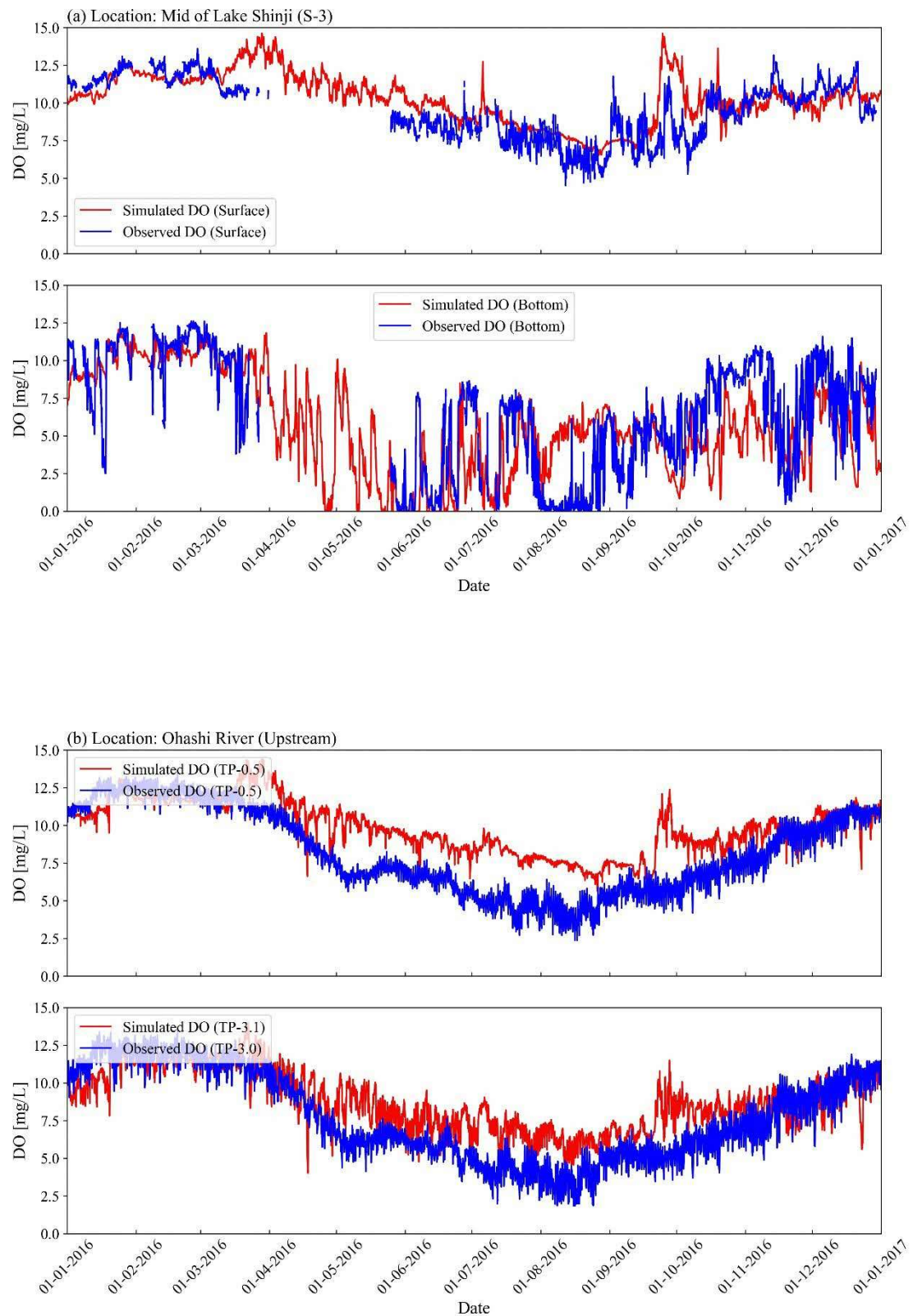


図9 2016年の表層・底層における溶存酸素の観測値とシミュレーション値の時系列比較 (a) 央道湖中央、(b) 大橋川上流、赤線はシミュレーション、青線は1時間毎の観測値を表す。

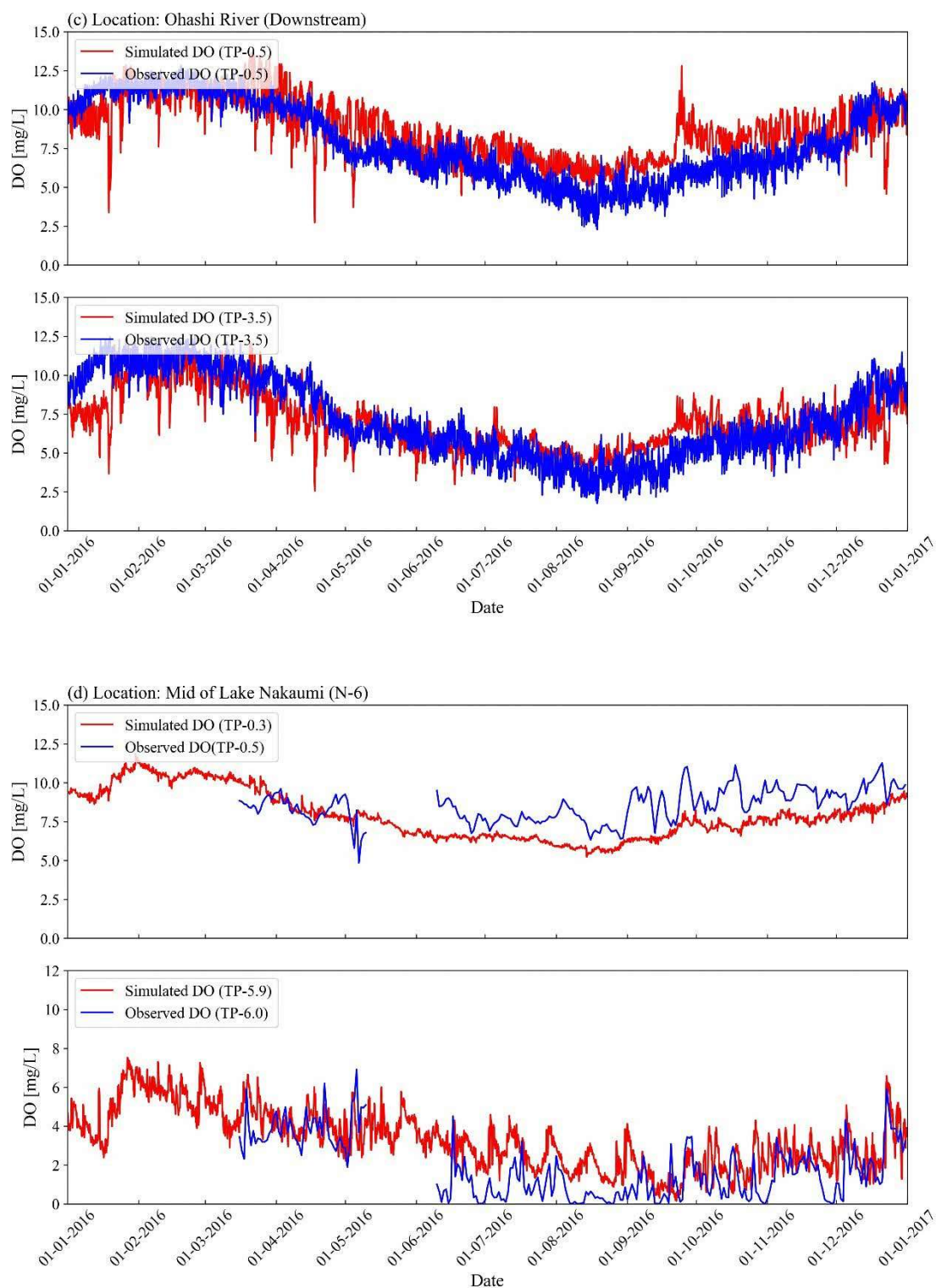


図 10 2016 年の表層・底層における溶存酸素の観測値とシミュレーション値の時系列比  
(c) 大橋川下流、(d) 中海中央、赤線はシミュレーション、青線は 1 時間毎の観測値を表す。

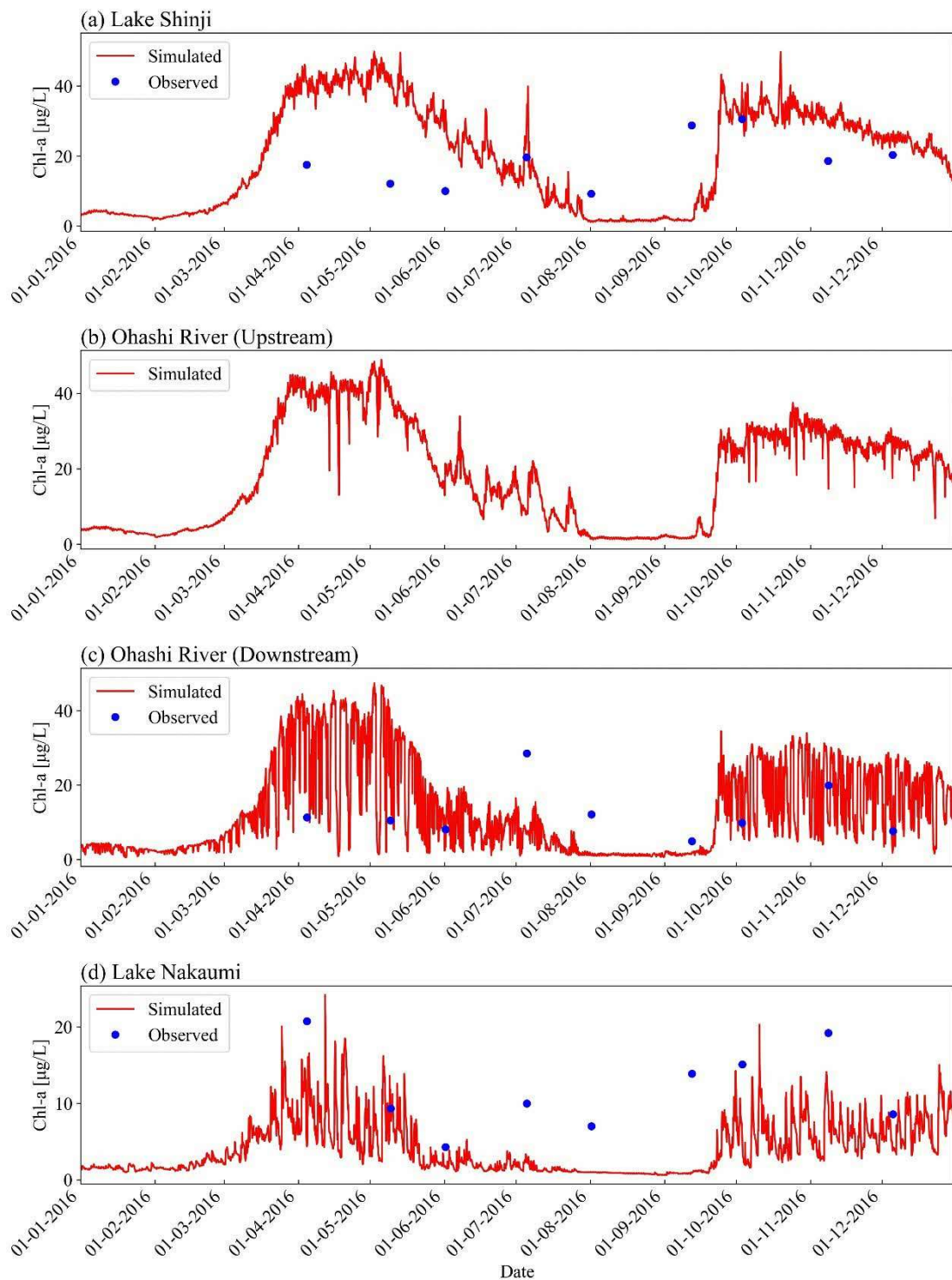


図 11 2016 年の表層における Chl. a の観測値とシミュレーション値の時系列比較  
 (a) 宍道湖中央、(b) 大橋川上流、(c) 大橋川下流、(d) 中海中央、赤線はシミュレーション、青線は 1 時間毎の観測値を表す。

#### (4) まとめ

宍道湖・中海の水環境を再現するために、特に大橋川からの塩水侵入の再現に注目して、3次元非静水圧水環境モデルを使用したシミュレーションを行った。シミュレーション結果は、モデル性能を評価するために、1時間ごとの観測データと比較された。まず、さまざまな鉛直乱流モデルを用いて流体力学モデルを調整し、その後、植物プランクトン種に焦点を当てた生態系シミュレーションを実施した。この研究により、以下の主要な知見が決定された。

- 1) 流動場を再現するために、複数の鉛直乱流モデル(Henderon-Sellers、Nakamura1、Nakamura2、Richardson、Sasaki、Yoon)をテストし、Nakamura1及びRichardsonが他の乱流モデルより優れていることを確認した。
- 2) 宍道湖への塩水侵入の再現性を確保するため、大橋川の地形の修正を行った。特に、大橋川と宍道湖での接続部において水路状の地形を表現することで、大橋川から宍道湖への塩水侵入が促進した。
- 3) 本検討においては、植物プランクトンに関するシミュレーション結果の検証対象としてChl. aのみを採用したため、いくつかの試行計算の後、最終的には1種の植物プランクトンのみでシミュレーションを行った。
- 4) 植物プランクトンの増殖速度や死亡速度などのパラメータを調整し、溶存酸素シミュレーションの精度を高める試みを実施した。

全体的なモデルの結果は妥当なものだったが、モデルの精度、特に溶存酸素の精度をさらに高めるためには、より適切な鉛直拡散係数及び植物プランクトン種の選定を行う必要があるものと考えられる。

湖沼水質保全計画においてはCODが一つの検討項目となるが、CODの削減においては難分解性有機物のシミュレーションでの再現性が重要となる。通常、難分解性有機物の動態を検証する観測データが得られることはまれであるが、宍道湖では難分解性CODに関する室内実験が行われており、これらとシミュレーション結果との比較を行うことは有意義であると考えられる。また、このような検討により、TN、TPの再現性の向上にもつながることが期待される。

## 4 まとめ

### 4-1 流入の状況

前回の（平成 26 年 8 月）報告書では、斐伊川から流入する窒素、リンの負荷量について、過去 3 回の斐伊川高頻度採水調査から、低流量時は窒素、リンとも 1 回目調査と比べ 2 回目及び 3 回目調査の負荷量がやや低下しており、生活系や事業系の負荷の減少の効果と推定される一方、最近（当時）の斐伊川の冬季の窒素濃度の上昇や、斐伊川及び降雨中のリン濃度の上昇傾向も確認されており、負荷量増加の要因と考えられたが、その起源や宍道湖への影響程度は不明であったことを報告した。

#### 【最適 L-Q 式の検討】

二次式を適用することでかなりの高流量までの分布と良くフィットした L-Q 式が得られた。ただし、L-Q 式を二次式とすると低流量時に回帰曲線が分布から外れることがあり、低流量時の再現性が十分でないため、L-Q 式を低流量時は累乗式とし、高流量時は二次式とすることも有効である。

#### 【懸濁物中の形態別無機態リンの調査】

流量が増加するにしたがって全リン濃度、中でも懸濁態リン濃度が高くなり、最初の流量ピークで最大濃度となった後、流量の減少とともに懸濁態リン濃度も低下する傾向がみられた。宍道湖湖底からのリンの溶出に影響を及ぼす Fe 型リンの動態に注目すると、Fe 型リンを多く含む懸濁粒子は調査開始時からの流量増加期にその濃度が上昇する傾向を示した。これは、Fe 型リンを多く含む懸濁粒子が浮遊しやすく、流量増加期に流下しやすいことを示唆していると考えられる。

#### 【濁水の負荷発生源の把握】

出水時に斐伊川本流や各支川で調査を行った結果、赤川で全リン濃度が高いことがわかった。しかし、赤川の各地域での全リンの散布図を比較したところ、山林地域は比較的負荷が低かったが、水田地域は赤川下流と同程度か少し高い負荷であった。今回の調査では、比流量の高いデータを取れずサンプル数も少なかったため、濁水発生の状況をとらえられていないと思われ、リン負荷発生源を把握するには至っていない。

#### 【農業集落排水処理施設の高度処理化】

比較的小規模な農業集落排水処理施設において窒素・リンの簡易高度処理技術の確立を目的とした実証実験を行った。

窒素の除去を目的として島根県産のゼオライトを袋に入れて曝気槽内に吊ると、曝気槽内で硝化だけでなく脱窒も進行し、溶存無機態窒素濃度が 50% 程度減少した。続いて、鉄電解法によるリンの除去について検討したところ、放流水（消毒槽）中の全リンの濃

度が 1 mgP/L まで低下した。このことから、農業集落排水処理施設においても鉄電解法によるリンの除去は有効であることが分かった。

#### 4-2 湖内の状況

前回(平成 26 年 8 月)の報告書では、

①宍道湖流域から流入するリン量の 55%が湖底に沈降し、そのうち 55%が夏季を中心に底質から溶出することになり、通年では流入するリンの 25%が湖底に堆積すると推定されること、

②湖内では、河川から流入する窒素、リン及び湖底から溶出したリンを栄養分に植物プランクトンが繁殖し COD 値上昇の原因の一つとなるとともに、自然では分解されにくい性質の有機物も流入し、かつ湖内でも多く生産されており、それだけで環境基準値(3mg/L)と同程度となるため、湖内の COD 値が減少しにくい状況になっていること、

③アオコの原因となる植物プランクトン(*Microcystis ichthyoblabe*)は、培養実験では、水温が高く、塩分が低いと増殖しやすい傾向を確認する一方、培養実験により得られたアオコ増殖に適した条件と、宍道湖の過去のアオコ発生状況とを比較検証したところ、過去の発生状況は、培養実験結果より狭い条件でしか発生していなかったことを報告した。

#### 【難分解性有機物の把握】

宍道湖、中海及び流入河川において、100 日分解法による生分解試験及び三次元励起蛍光スペクトル法(EEM)―多変量解析 PARAFAC 法による解析を行った。

宍道湖、中海及び斐伊川には一定量の難分解性物質が存在していることが確認された。難分解性有機物は主に溶存態で存在し、夏場に最も大きくなる傾向が見られた。斐伊川からの流入水にも難分解性有機物は含まれているが、平常時では宍道湖の濃度よりも低いいため、難分解性有機物が湖内で生産されている可能性が示された。今回の調査により、微生物による難分解性有機物の内部生産の寄与は大きいと考えられる

#### 【アオコの発生予測及び要因の解明】

過去のアオコの発生状況と電気伝導度、水温、栄養塩濃度、全天日射量、斐伊川流量との関係から、宍道湖で *Microcystis* 属によるアオコが発生する条件を明らかにするために解析を行った。

解析の結果、起点月の 1 か月前の水温が高く、起点月及び起点月の 2 か月前の電気伝導度が低く、さらに起点月の上層の  $\text{PO}_4\text{-P}$  が高いとアオコの発生傾向は大きいことが示唆された。また、起点月の 1 か月前の水温及び電気伝導度、下層の  $\text{PO}_4\text{-P}$  がアオコの発生の判別に寄与することがわかった。アオコの発生には水温と電気伝導度に加えて  $\text{PO}_4\text{-P}$  が関与していると考えられる。

#### 【湖内に流入した懸濁物質からのリンの溶出量調査】

出水により宍道湖に流入した懸濁物からの湖水へのリンの回帰量を見積もったところ、無酸素条件下では最大約 1 t のリンが湖水へ回帰し、10mgS/L の硫化水素が存在する条件ではさらに 0.2tP のリンが回帰することが分かった。

#### 【植物プランクトン中の脂肪酸含有量とシジミの生息への影響】

一般に、生物の成長や繁殖には、必須脂肪酸とも呼ばれる EPA や DHA などの多価不飽和脂肪酸が必要になるが、ヤマトシジミが種類の異なる植物プランクトンを餌として摂取した際に、EPA や DHA などの多価不飽和脂肪酸の獲得や成長への影響、また、宍道湖で発生する植物プランクトンに含まれる多価不飽和脂肪酸量は明らかになっていない。

異なる種類の植物プランクトンを餌としたヤマトシジミの給餌試験と、宍道湖に出現する植物プランクトン（藍藻、珪藻、緑藻）の各種脂肪酸の含有量の測定を行い、ヤマトシジミの好適な餌となる植物プランクトンを検討した。

植物プランクトン中の脂肪酸含有量は、藍藻の *Microcystis ichthyoblabe* や *Cyanobium* sp. では飽和脂肪酸が占める割合が高い傾向にあったが、同じ藍藻の中でも脂肪酸組成が異なっており、*Cyanobium* sp. には、多価不飽和脂肪酸（ $\omega$ -6 及び  $\omega$ -3 不飽和脂肪酸）がほとんど含まれていなかった。珪藻と緑藻は、それぞれ似た脂肪酸組成を示したが、緑藻の *Monoraphidium contortum* は特に  $\omega$ -6 不飽和脂肪酸を多く含有していた。

$\omega$ -3 不飽和脂肪酸含有量については、珪藻のみ EPA と DHA を含有しており、特に *Thalassiosira pseudonana* や *Cyclotella atomus* は EPA を多く含んでいた。藍藻の *Coelosphaerium* sp. や *Ahanizomenon* sp.、緑藻の *Pseudodictyosphaerium minusculum* や *Monoraphidium contortum* は、 $\omega$ -3 不飽和脂肪酸を多く含有していたが、そのほとんどが  $\alpha$ -リノレン酸であった。

今回行った給餌試験と植物プランクトンの各種脂肪酸の含有量の測定結果から、ヤマトシジミの餌としては EPA や DHA を多く含む *Thalassiosira pseudonana* などの珪藻が有用であると考えられた。また、高度不飽和脂肪酸をほとんど含まない *Cyanobium* sp.（藍藻）のような植物プランクトンが長期間優占すると、栄養状態が悪化し、存在や成長に影響を与えられ、特に幼貝は高度不飽和脂肪酸への変換能力が低いいため、その影響は大きいと思われる。

### 4-3 底質

前回(平成 26 年 8 月)の報告書では、平面的な特徴として、窒素は水深 4m 以深の南西部から湖心部にかけて高く、リンは西部が高く東部に向かうほど低い傾向が見られたことを報告した。

#### 4-4 水質シミュレーションモデルの構築

宍道湖・中海を含む斐伊川水系で水の流動を考える際には、斐伊川をはじめとした河川水の流入と、日本海からの海水の遡上を考慮しなければならない。そのため、水系全体での複雑な流動を計算することができる手法が望ましいといえる。本検討では、宍道湖・中海水系を対象とした流動・水質計算モデルを用いて、水質モデルの全体的な精度向上のため、塩分や溶存酸素の変動に関するパラメーター調整を行い、計算精度の向上を目的として研究を進めた。

シミュレーション結果と現地観測結果との比較によりパラメーター調整を行った結果、塩分変動や溶存酸素についての再現性は向上した。ただし、優占するプランクトン種の変遷等については更なる考察の余地があり、引き続きの検討課題である。今後は、本研究成果を元に、宍道湖・中海の目指す方向性を検討するうえで、本検討の成果の活用が求められる。

## 5 今後に向けて

窒素、リンの発生源対策については、下水道等の污水处理施設の整備が順調に進み、生活系や事業系の更なる負荷削減の余地が少なくなった。また自然系の削減は、森林の適正管理や減肥などの農用地対策等を行ってきたが、今後更なる対策を進めるためには、相当の労力と費用が掛かることが容易に想定される。

また湖内では、自然環境中では容易に分解しにくく、湖水の貧酸素につながりにくいと考えられる難分解性 COD が宍道湖内に一定程度生産される可能性が高いことがわかり、これにより COD の環境基準値と比べた評価が妥当なのか検討の必要性が示唆された。

一方、宍道湖に係る湖沼水質保全計画（第5期）で定めた長期ビジョン（望ましい湖沼の将来像）「みんなで守り、育む生命、豊かできれいな宍道湖」にあるように、環境基準の達成を目指すことはもちろんであるが、豊かな生態系をはぐくみ、人々が親しみ・安らげる水環境を実現し、湖を訪れる全ての人が快適であると肌で感じられる環境を目指す必要があり、宍道湖、中海のあるべき姿も考慮した生物生息環境の保全指標とそれに向けた対策を考えていく必要がある。

### 【対策の方向】

豊かな生態系をはぐくむためには、例えば、生態系の底辺である植物プランクトンの生息がアオコ形成種などの特定の種に偏るのではなく、多様であるべきである。今回、アオコ発生予測式の検討においても、湖水中のリン濃度との有意な関係が明らかになった。そのことから湖内に存在する窒素やリンといった栄養塩のバランスを勘案しながら水環境の保全を考えていく必要がある。

湖内の栄養塩の削減の対象としては、①湖に流入する負荷の削減、②湖内（たとえば底泥）から発生する負荷の削減、③湖内の栄養塩の系外への持ち出しなどが考えられる。

このうち流入負荷については、これまで生活排水や事業場排水等の污水处理施設の整備はおおむね進んでいることから、点源からのさらなる削減の余地は少ないと考えられる。今回、降雨出水時の高流量高頻度調査で、初期流量ピーク中の流入河川に懸濁態リンが最大となる傾向がつかめた。今後、こうした知見を踏まえ、例えば、水田の雨水貯留能力（田んぼダム）が出水時の汚濁負荷量削減に及ぼす効果など、情報を収集し、調査検討を進めていくことも必要となるが、効果的な面源対策は非常に難しい面があり、これまで以上の対策が必要となる。

また、全窒素と全リンについて、主な流入河川である斐伊川での濃度と湖内濃度を比較すると、全窒素の場合は両者の濃度がほぼ変わらないが、全リンの濃度は斐伊川に比べ湖内での濃度が高いことが明らかになっており、湖内でのリンの挙動を把握する必要がある。

宍道湖では平成 22～24 年度の「アオコ」の大発生と平成 24 年度以降の「水草」の繁茂が問題となった。今回の研究から、アオコの発生には、水温と塩分濃度に加え、湖底由来のリン酸が関与していることが明らかになった。近年、潮位の上昇にともない宍道湖の水位は上昇傾向にあり、塩分の変化や塩分躍層の生成変化による底層の貧酸素化と底泥からのリン溶

出変化が、アオコの発生にどう影響するのか判別式を用いて将来予測を試みるとともに、引き続き注意深いモニタリングが必要である。

なお、水草は近年急速に繁茂拡大し、水産資源や住民生活に何らかの影響を及ぼすなど、穴道湖の環境に与える影響は無視できない。これまで県においては、環境省水環境適正化モデル事業を活用し、水草除去による水質改善効果を含め、湖沼水質の適正化に資する持続可能な水草の管理手法の確立を目的として事業を実施してきた。今後も、注視が必要な課題として、水草の繁茂状況の把握により、基礎的知見の集積を図っていく必要がある。

終わりに、本ワーキングの目的である汚濁メカニズムの見える化に向けて、気象や潮位など自然的要因の変化もあることから、長期的な視点に立った水環境の評価や予測に向け、引き続きモニタリングを中心としたデータの蓄積、調査・研究、検討を行っていく必要がある。

## 6 参考

宍道湖における調査研究において、汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループで議論しなかった研究テーマについてもここに記載する。

### 6-1 宍道湖等における水草等の繁茂

宍道湖では、平成 24 年以降、湖岸付近の浅い水域において急速に水草等の繁茂エリアが拡大し、特に平成 29 年は早い時期から広範囲に繁茂し、打ち上げられた水草等の腐敗に伴う悪臭が発生するなど、周辺の生活環境にも影響を及ぼした。また、水草等の繁茂により、従来見られなかった浅い水域での貧酸素化やヤマトシジミへの影響も懸念されるようになった。

島根県（環境部局）では、平成 30 年度から令和 5 年度まで、国の受託事業を活用し、水草等の繁茂に伴う水質や底生生物等への影響の調査や、水草等の試験的な刈り取りを行い、その効果について検討を行った。

調査の結果、宍道湖では水草等の繁茂により、底生生物の多様性は増える一方で、夏季には底層水の貧酸素化がおり、ヤマトシジミなどの底生生物は減少した。また、水草帯では、ヤマトシジミの産卵期後も稚貝の増加は見られなかった。

水草帯との境界部では、水草帯よりもヤマトシジミが多く生息しており、貧酸素化することも少なかった。

試験的な刈り取りでは、水草等の繁茂初期（水草等の長さが 1 m までの時期）に 2 回刈り取りを行うことで、水草等の繁茂を効率的に抑制できることが分かり、水草等が繁茂する沖合の境界部分から刈り取りを行うことで、水草帯での流れの回復やヤマトシジミ稚貝の増加が期待できることを確認した。



写真 1 宍道湖で水面まで繁茂した水草等

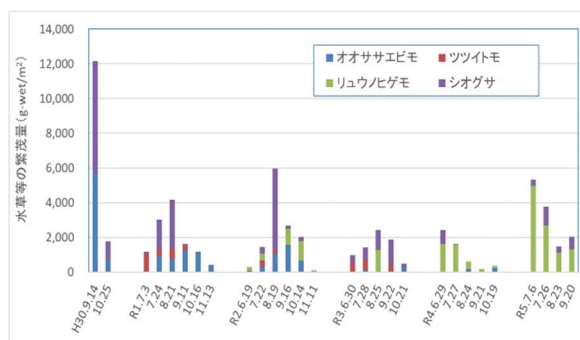


図 1 宍道湖(秋鹿沖)の水草等の繁茂状況

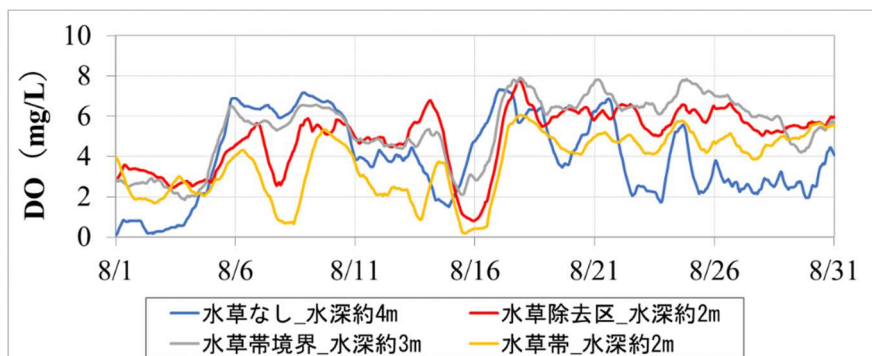


図 2 宍道湖(秋鹿沖)での溶存酸素濃度(24時間移動平均値)の推移(令和5年8月)

## 6-2 宍道湖におけるカビ臭発生生物の解明

### (1) はじめに

宍道湖ではこれまで湖水及び湖周辺のカビ臭が幾度か問題になってきたが、これまでその原因は不明であった。近年では2007年から2009年にかけて断続的にカビ様の異臭が発生したことから、まず原因物質の特定と影響範囲の調査を行い、引き続き島根県保健環境科学研究所と島根大学とが共同でその発生原因の調査等を行った。

### (2) 結果及び考察

#### 2-1 原因物質

カビ臭の発生初期である2007年5月の湖水について、固相抽出-GC/MS法によりカビ臭の主な原因物質であるジェオスミン及び2-MIBの分析を行った。ジェオスミンが人の閾値を超える濃度で検出される一方、類似の臭気の原因物質となる2-MIBは検出されなかったことから、原因物質をジェオスミンとした。その後の継続調査においても臭気発生時にはジェオスミンのみが検出され2-MIBは検出されなかった(島根県保健環境科学研究所, 2008)。

#### 2-2 臭気の影響範囲と原因の絞り込み

2007年春及び秋のカビ臭発生時に宍道湖沿岸のカビ臭の発生状況を5名のテスターによる官能試験により調査した。

湖岸全域でカビ臭が感じられることが判明するとともに、宍道湖への流入河川のほとんどからはカビ臭は感じられず、一部、機器分析によりジェオスミンが検出された地点においてもその河口直下の宍道湖よりも濃度が顕著に低かった。

また、湖内での採水、採泥時の記録から、カビ臭発生時のほとんどの場合は湖内の全域でほぼ一様にカビ臭が感じられた。周りでカビ臭が感じられる場合であってもカビ臭があまり感じられなかったことのあった地点は、斐伊川河口付近及び大橋川入口付近のことが多く、斐伊川から大量の淡水が流入してきた時や中海からの高塩分水が遡上してきた時などで、宍道湖とは異なる水塊の中にいるときであった。

さらに念のため、宍道湖流域でカビ臭のような臭気を発生あるいは排水する工場・事業場がないかを確認したが該当するものは見られなかった。

これらのことから、原因物質は流入由来ではなく湖内で生産されている可能性が高いことが示唆された(島根県保健環境科学研究所, 2008)。

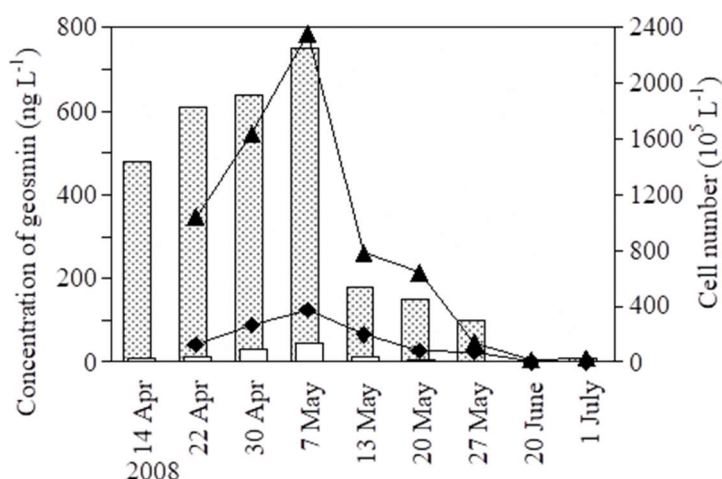


図1 ジェオスミン濃度と植物プランクトン細胞数の変化 (■全濃度、□ろ液濃度、▲: *Coelosphaerium* sp. 細胞数、◆: *Monoraphidium contortum* 細胞数)

### 2-3 原因生物の推定

2007 年春時点で、原因は湖水中の植物プランクトン又は底泥中の放線菌の可能性が高いと判断し集中的に調査を行った。しかし、カビ臭発生時に、既知のカビ臭産生プランクトンが観察されなかったこと、また底泥中の放線菌はカビ臭生産能を持ち実際に単離した放線菌からカビ臭が確認されたものの水中のカビ臭濃度と放線菌の検出状況が一致しなかったことから、産生物の確定には至らなかった（島根県保健環境科学研究所，2008）。

2008 年春のカビ臭発生時の宍道湖湖心表層水のジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 及び *Monoraphidium contortum* の関係を図 1 に示す。ここに示した 2 種の植物プランクトンはジェオスミン濃度の変化とよく一致していた。またこれら以外にも *Synechocystis* sp.、*Cyclotella* spp.、*Pseudodictyosphaerium minusculum* が主な種となったが、ジェオスミンの濃度推移との関連は見られなかった。さらに、この時期にジェオスミンを産生する既知の植物プランクトン種は見られなかった。

さらに同時期の宍道湖湖心表層水について、密度勾配液を用いて比重分離し、比重ごとにジェオスミン濃度の測定と構成する生物種の観察を行った。最も比重の小さい画分は *Coelosphaerium* sp. がほとんどを占めた。図 2 に比重により 6 層に分離したそれぞれの画分

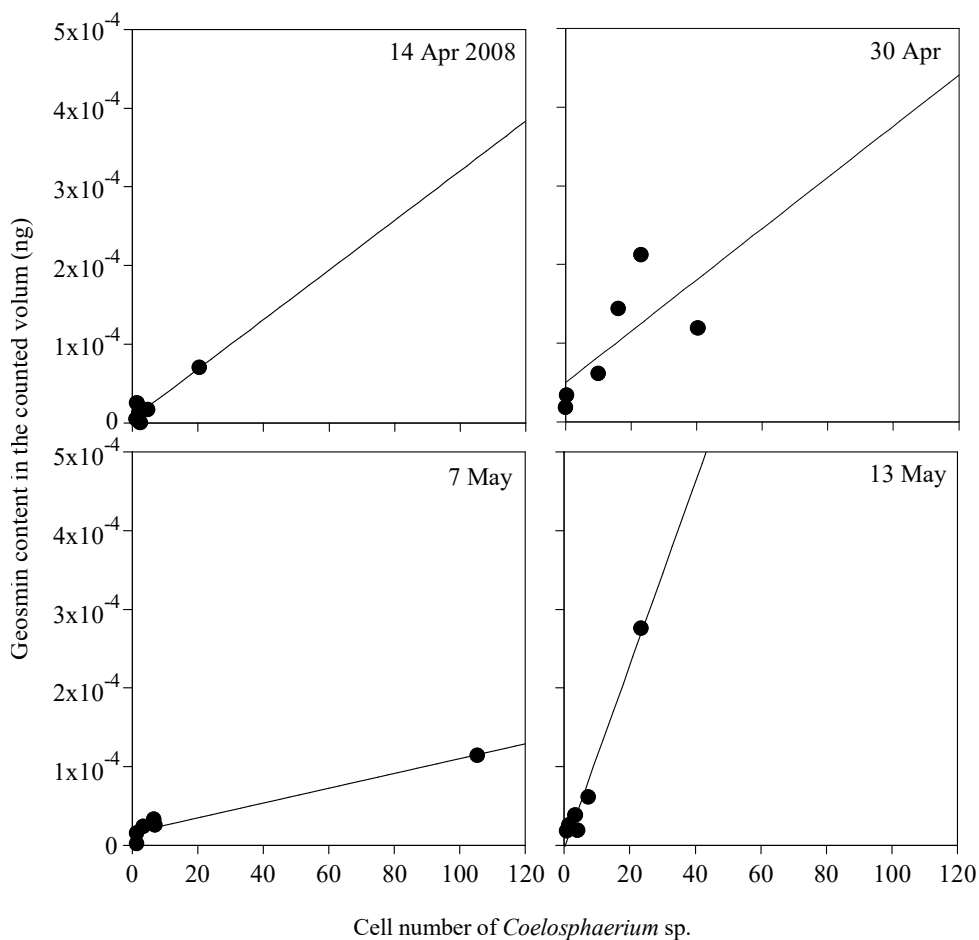


図 2 比重分離後の各画分のジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の関係

ごとのジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の関係を採水日別に示す。

ジェオスミンの濃度と、シアノバクテリアである *Coelosphaerium* sp. 細胞数との間に密接な関係がみられた。*Monoraphidium contortum* また、その他ジェオスミンの濃度やプランクトンの観察結果の推移から総合的に判断して、宍道湖のカビ臭であるジェオスミンの産生物は藍藻 *Coelosphaerium* sp. の可能性が高いことが判明した (Godo et al., 2011)。

## 2-4 原因生物の確定

Persson (1983) はある生物がカビ臭物質を作るか作らないかを判断する基準として、次の3つの事項をあげている。

- ① 生態学的証明：カビ臭とその微生物とが同じ水域に発生すること
- ② 培養によって生成したカビ臭の嗅覚による確認
- ③ 臭気物質の化学分析による同定

これまでの研究では植物プランクトンの無菌純粋培養ができていなかったため、この基準を満たすことができず、カビ臭原因生物を確定できなかった。

再度カビ臭が発生し始めた、2009年10月の宍道湖心の表層水を用いて、*Coelosphaerium* sp. の純粋培養を試み、成功した (図3)。

*Coelosphaerium* sp. の同定にあたっては次のとおりである。



図3 純粋培養した *Coelosphaerium* sp.

宍道湖で確認された本種のコロニーは、浮遊性で、球形から亜球形の形状をし、墨汁を加えた観察でもコロニーの外側には粘質鞘を確認することはできなかった。コロニーの長径は13~23 μm、短径は11~20 μm、厚さは9~23 μmである。時々2個のサブコロニーに分かれている場合がある。1コロニーあたりの細胞数は14~80個であった。コロニーの内部には何も状構造や糸状構造は観察されなかった。細胞はコロニーの表面に配置され、球形から亜球形の形状をし、粘質鞘は確認できなかった。直径は2~3 μmで、ガス胞をもたなかった。観察中に細胞分裂の様子が確認できたが、均等に2分裂をしていた (Godo et al., 2017)。

上記の形質は Nägeli (1849) の *Coelosphaerium* 属の原記載と良く一致し、最近のモノグラフ (Komarek and Hindak, 1988; Komarek & Anagnostidis, 1998) の記載とも良く一致する。*Coelosphaerium* の群体の形態は同じ *Coelosphaeriaceae* 科の *Snowella* 及び *Coelomolon* とよく似ている。しかし *Snowella* 属には群体中央から放射状に伸びる糸状構造を有しているが、宍道湖産標本には認められなかった。また、*Coelomolon* 属は細胞が楕円体であるが、宍道湖産標本の細胞は球形から亜球形であった。これらのことから宍道湖のカビ臭を発生する野外試料中のものは *Coelosphaerium* 属の一種と同定した (Godo et al., 2017)。

Nägeli (1849) は、ヨーロッパのチューリッヒで採取された試料に基づき、*C. kuetzingianum* の特徴を記載している。Nägeli (1849) の原記載では、群体の形状は球形で、細胞の直径は2.2 μmであり宍道湖で確認された群体の形状と良く一致している。しかし、Nägeli (1849) の報

告では、群体の直径と群体の細胞数がそれぞれ 44  $\mu\text{m}$  以上、約 400 個と、宍道湖のものとは大きく異なっている。宍道湖のものの群体の直径と群体の細胞数はそれぞれ 13~23  $\mu\text{m}$ 、14~80 個であった (Godo et al., 2017)。Komarek & Anagnostidis (1998) は、ヨーロッパ産の *C. kuetzingianum* の群体の直径は 100  $\mu\text{m}$  以上と報告している。Tilden (1910) はアメリカ合衆国のこの種の群体の直径は 30~90  $\mu\text{m}$  としている。このように、ヨーロッパや北アメリカの試料では、宍道湖の試料と比べ、群体の直径が大きく、1 群体当たりの細胞数も多い。

これまで、宍道湖において本種は *C. kuetzingianum* と名付けられ報告も多くされてきたが、上述の検討から *Coelosphaerium* 属の一種 (*Coelosphaerium* sp.) と同定した (Godo et al., 2017)。

無菌純粋培養株の 16S rRNA 及び 16S-23S rRNA の ITS 領域の遺伝子解析を行った。上述の形態学的検討結果を支持するものであった (Godo et al., 2017)。

培養株が無菌であることを証明するためには次の 3 つの視点で確認した。

② 無菌確認培地を用いた G2 株の培養により混濁が見られないこと

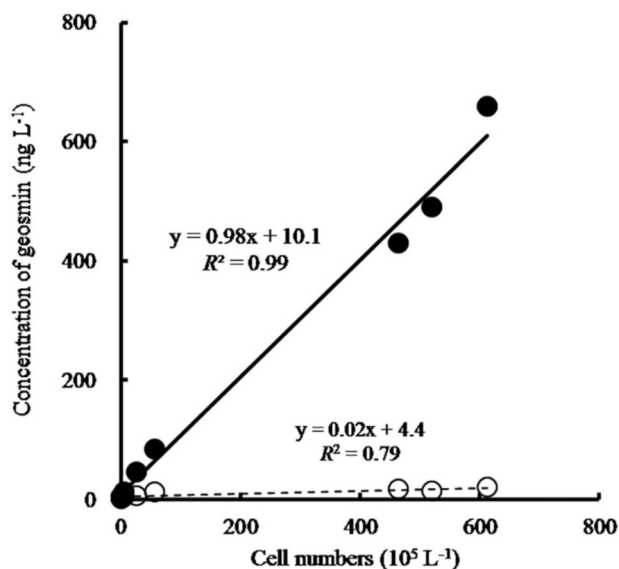
② EB 染色により、*Coelosphaerium* sp. 以外の赤い斑点が見られないこと

③ 16S rRNA PCR-DGGE 法によっていくつかのバンドが見られたが、すべて *Coelosphaerium* sp. に由来するものであったこと

これらのことから本培養株は無菌の *Coelosphaerium* sp. 培養株であると結論づけた (Godo et al., 2017)。

臭気物質の同定については、HS-GC/MS 法により本培養株とジェオスミン標準液の保持時間及びマススペクトルが同一であることを確認した (Godo et al., 2017)。

改めてジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の関係を 2009 年秋季の宍道湖湖心表層水のデータで確認した。経日変化を図 4 に、相関図を図 5 に示す。



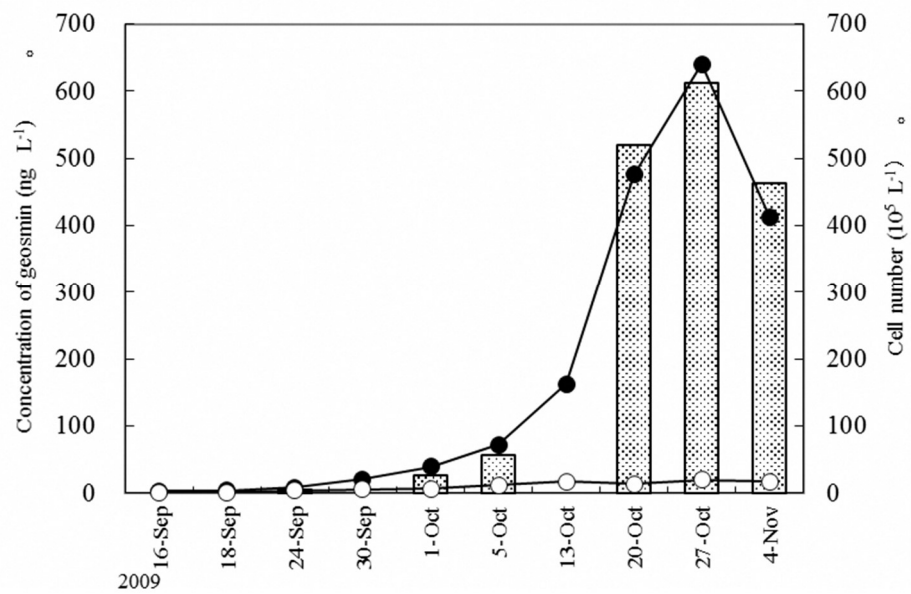


図4 ジェオスミン濃度と植物プランクトン細胞数の変化 (●:全濃度、○:ろ液濃度、  
: *Coelosphaerium* sp. 細胞数)

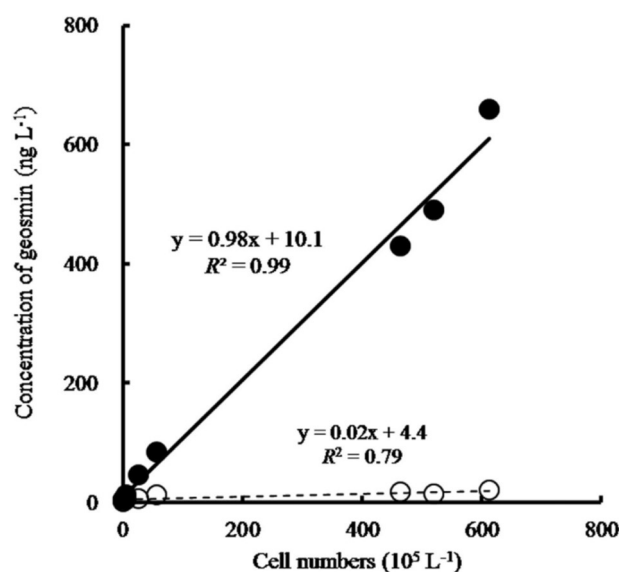


図5 ジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の関係 (●：全濃度、○：ろ液濃度)

ジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の変化が一致していることがよく判り、また濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の相関は原点付近を通り相関係数は  $R^2=0.99$  と極めて高い一次相関性が示された (Godo et al., 2017)。

以上、この無菌純粋培養株からジェオスミン特有のカビ臭が発生しており、HS-GC/MS 法により分析を行ったところジェオスミンの産生が確認されたこと、宍道湖湖水のジェオスミン濃度と *Coelosphaerium* sp. 細胞数の変化が一致していることが示され、宍道湖産 *Coelosphaerium* sp. がジェオスミンを産生することが明らかになった。

*Coelosphaerium* sp. が属するシアノバクテリアのコエロスファエリウム科でカビ臭を産生する種としては初めての発見であった (Godo et al., 2017)。

## 2-5 ジェオスミン産生株と非産生株

2009 年秋から冬のカビ臭の発生以降しばらく *Coelosphaerium* sp. の大量発生はなく、カビ臭も感じられなかったが、その後 *Coelosphaerium* sp. が存在するもののカビ臭が発生しない時期が続いた。当所を中心に 2015 年秋の宍道湖表層水から *Coelosphaerium* sp. の純粋培養株を作成し、島根大学の研究グループを中心に検討がなされた。

この培養株のジェオスミンを測定したところ検出されなかったが、形態学的特徴は前述のジェオスミン生産株と同様であった。16S rRNA 及び 16S-23S rRNA の ITS 領域の遺伝子解析を行ったが、これもジェオスミン生産株と一致し、遺伝学的にも同一のものと判断された。しかし、ジェオスミン生産株に見られたジェオスミン生合成遺伝子が本ジェオスミン非生産株からは検出されなかった (Hayashi et al., 2019)。

宍道湖では、*Coelosphaerium* sp. は極めて良く出現する種である (大谷, 1997) が、カビ臭は数年から十数年ごとにしか発生せず、カビ臭が発生しない期間の方が遙かに多い。*Coelosphaerium* sp. がカビ臭を産生することを見出してからも大きな疑問の一つであったが、

この結果から形態学的にも遺伝学的にも同一であってもジェオスミン生合成遺伝子の有無によりジェオスミン生産株と非生産株に区別されることが明らかとなった。

### (3) まとめ

2007年から2009年にかけて宍道湖で発生したカビ臭は、シアノバクテリア *Coelosphaerium* sp. が生合成したジェオスミンによることが明らかとなった。シアノバクテリアのコエロスファエリウム科でカビ臭を産生する種としては初めての発見であった。

宍道湖産 *Coelosphaerium* sp. にはジェオスミン産生株と非産生株があることが判明した。両者は形態には差異がなく、ジェオスミン生合成遺伝子の有無によるものであることが分かった。この発見により、*Coelosphaerium* sp. が存在するにもかかわらずカビ臭がしない事例が説明できることとなった。

### 引用文献

- Godo T., Ohtani S., Saki Y., Ishitobi Y. (2011) : Detection of geosmin from *Coelosphaerium kuetzingianum* separated by a step density gradient medium from suspended materials in water in Lake Shinji, Japan. *Limnology* **12**: 253–260.
- Godo T., Saki Y., Nojiri Y., Tsujitani M., Sugahara S., Hayashi S., Kamiya H., Ohtani S., Seike Y. (2017) : Geosmin-producing Species of *Coelosphaerium* (Synechococcales, Cyanobacteria) in Lake Shinji, Japan. *Scientific Reports*, DOI: 10.1038/srep41928.
- Hayashi S., Ohtani S., Godo T., Nojiri Y., Saki Y., Esumi T. and Kamiya H. (2019) : Identification of geosmin biosynthetic gene in geosmin-producing colonial cyanobacteria *Coelosphaerium* sp. and isolation of geosmin non-producing *Coelosphaerium* sp. from brackish Lake Shinji in Japan. *Harmful Algae*, 84: 19-26, doi.org/10.1016/j.hal.2019.01.010
- Komárek, J., Anagnostidis, K. (1998) : Cyanoprokaryota. 1. Teil: Chroococcales In *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 19/1 (eds Ettl, H., Gärtner, G., Heynig, H. & Mollenhauer, D.): 548 pp. (Gustav Fischer, Jena-Stuttgart-Lübeck-Ulm).
- Nägeli C. (1849) : Gattungen einzelliger Algen physiologisch und systematisch bearbeitet. 139 pp., 8 pls. (Friedrich Schulthess, Zürich,) (in German)
- 大谷修司 (1997) : 宍道湖・中海水系の植物プランクトンの種類組成と経年変化. 沿岸海洋研究 **35**: 35-47.
- Persson P. E. (1983) : Off-flavours in aquatic ecosystems – an introduction. *Water Sci. Technol.* **15**: 1–11.
- 島根県保健環境科学研究所 (2008) : 平成 20 年度春季の宍道湖のカビ臭について. 平成 19・20 年度調査研究中間報告書, 島根県保健環境科学研究所.

### 参考文献

- 神門利之, 大城等, 野尻由香里, 管原庄吾, 神谷宏, 清家泰 (2015) : 環境水中ジェオスミンの三つの定量法による測定値の差の要因. 分析化学 **64**: 769–773.

## 引用文献

Azam, F. (1998). Microbial control of oceanic carbon flux: The plot thickens. *Science*, 280(5346), 694–696.

Droop, M. R. (1974). The nutrient status of algal cells in continuous culture. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 54(4), 825–855.

江川 美千子, 管原 庄吾, 清家 泰 (2017). 硫化ナトリウム溶液を用いる湖底堆積物中無機態リンの連続分画抽出/吸光光度定量法, *分析化学*, 66, 495-502

浜崎恒二, 石坂丞二, 齊藤宏明, 杉崎宏哉, 鈴木光次, 高橋一生, 千葉早苗 (2013). 総説: 海洋学の10年展望(Ⅲ) \*—日本海洋学会将来構想委員会生物サブグループの議論から—, *海の研究*, 22 (6):253–272.

Horne A. J. (1975). The Ecology of Clear Lake Phytoplankton, Special report the Clear Lake Algae Research Unit, Lakeport, Calif, 1-116

石田基雄, 原保. (1996). 伊勢・三河湾における水質変動と富栄養化について. 愛知県水産試験場研究報告. 3: 29–41.

石飛裕, 平塚純一, 桑原弘道. (2011). (寄稿) 宍道湖・中海水域の水産業振興に向けた調査研究等の課題. 島根県水産技術センター研究報告, 3, 99–110.

神谷宏, 石飛裕, 井上徹教, 中村由行, 山室真澄 (2001). 富栄養化した汽水湖沼における高水温・貧酸素時の堆積物からの溶存有機態リン(DOP)とリン酸の溶出. *陸水学雑誌*, 62, 11-21.

神谷宏, 管原庄吾, 嵯峨友樹, 佐藤紗知子, 野尻由香里, 岸真司, 藤原敦夫, 神門利之. (2015). 浅い汽水湖沼における夏季に堆積物から溶出したリンの湖底への再沈降割合とその機構. *陸水学雑誌*, 76 (2), 139–148.

神谷宏, 管原庄吾, 嵯峨友樹, 野尻由香里, 江角敏明, 神門利之, 大城等 (2016). 汽水湖宍道湖における高頻度調査から観測された堆積物からの窒素・リンの溶出. *陸水学雑誌*, 77, 305-313.

国立環境研究所 (1998). 湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の解明に関する研究, 国立環境研究所特別研究報告, 19-21.

宮廻隆洋 (2016). 斐伊川汚濁負荷量の実態把握に関する研究

Munk, W. H., & Anderson, E. R. (1948). Notes on a theory of the thermocline. *Journal of Marine Research*, 7, 276-295.

中田喜三郎 (1993). 生態系モデル, 定式化と未知のパラメータの推定法, 海洋工学コンファレンス論文集, 8, 88-138.

Nakata, K., Horiguchi, F., & Yamamuro, M. (2000). Model study of Lakes Shinji and Nakaumi—a coupled coastal lagoon system. *Journal of Marine Systems*, 26(2), 145-169.

中村幹雄 (2022). ヤマトシジミの生物学-自伝的研究誌-, 日本シジミ研究所, 第 10 章 物質循環, 209-229

佐藤紗知子, 大城等, 馬庭章, 管原庄吾, 神谷宏, 大谷修司 (2015). 宍道湖におけるアオコ発生の環境要因とその事前判別, 陸水学雑誌, 76, 217-223.

島根県農林水産部 (2018) 宍道湖保全再生協議会研究概要報告書

菅井隆吉, 溝山勇, 管原庄吾, 清家泰 (2016). 周辺部河川から宍道湖への汚濁負荷の流入特性, 陸水学雑誌, 77, 117-136.

清家泰, 管原庄吾 (2013). 宍道湖水・湖水堆積物中溶存硫化物の平面分布及び季節変動, 平成 25 年度宍道湖における硫化水素の状況調査報告書

田中陽二 (2017). 宍道湖・中海連結系での流動生態系モデルの構築, 汽水湖汚濁メカニズム解明調査 WG 報告書

土木学会編. (1999). 土木用語大辞典. 技報堂出版.

Yoshioka, K., Kamiya, H., Kano, Y., Saki, Y., Yamamuro, M. and Ishitobi, Y. (2009). The relationship between seasonal variations of total-nitrogen and total phosphorus in rainfall and air mass advection paths in Matsue, Japan, *Atmospheric Environment*, 43, 3496-3501.

米林 甲陽 (2002). 1.腐植物質研究の成果と問題点 日本土壌肥科学雑誌, 73, 5, 549-554

## 汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ検討会開催状況（平成26年度以降）

### ＜平成26年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：平成27年3月27日（金） 10：00～12：00

場 所：島根県民会館 第1多目的ホール

### ＜平成27年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：平成28年3月23日（水） 10：00～12：00

場 所：島根県職員会館 健康教育室

### ＜平成28年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：平成29年3月23日（木） 10：00～12：00

場 所：島根県庁 講堂

### ＜平成29年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：平成30年3月22日（木） 9：00～12：00

場 所：島根県庁 講堂

### ＜平成30年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：平成31年2月14日（木） 13：30～16：30

場 所：島根県民会館 第1多目的ホール

### ＜令和元年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和2年2月18日（火） 13：30～16：30

場 所：島根県庁 講堂

### ＜令和2年度＞

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和3年2月18日（木） 13：30～16：30

場 所：web会議

〈令和3年度〉

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和4年2月17日（木） 13：30～16：30

場 所：web会議

〈令和4年度〉

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和5年2月9日（木） 13：30～16：30

場 所：島根県職員会館 多目的ホール

〈令和5年度〉

- ・第1回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和5年10月12日（木） 13：30～16：30

場 所：島根県庁 603会議室

- ・第2回汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ

日 時：令和6年3月5日（火） 13：30～16：30

場 所：島根県民会館 310会議室

## 「汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ」設置要綱

### （目的）

第1条 汽水湖（宍道湖）における水質汚濁のメカニズムの解明及び水質汚濁シミュレーションモデルの構築等に向け、協議及び助言を行う「汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ」（以下「WG」という）を設置する。

### （所掌事務）

第2条 WGは、第1条の目的を達成するため、次の各号に掲げる事務を行う。

- （1）汽水湖の現状、課題の整理
- （2）調査事業の提言、助言
- （3）調査結果の評価
- （4）シミュレーションモデル構築へ向けたパラメータ等の整理
- （5）その他

### （組織等）

第3条 WGの委員は、島根県知事が委嘱する。

2 WGの委員、オブザーバーは別表のとおりとする。

3 委員の任期は、1年とする。

### （座長）

第4条 WGには座長を1名置く。座長は委員間の互選によってこれを定める。

2 座長はWGを代表し、WGの円滑な運営と進行を総括する。

3 座長に事故がある時は、WGに属する委員のうちから座長が予め指名した委員がその職務を代行する。

### （WGの招集）

第5条 WGは、座長が招集する。

2 WGは、必要に応じて委員以外の者の出席を求め、意見を聞くことができる。

### （オブザーバー）

第6条 座長は必要に応じてオブザーバーに意見を求めることができる。

### （事務局）

第7条 WGの事務局は、島根県環境生活部環境政策課及び保健環境科学研究所に置く。

2 事務局は、WG運営に係る庶務を処理する。

### （雑則）

第8条 この要綱に定めるもののほか、WGの運営に関し必要な事項は、WGにおいて定める。

### （附則）

この要綱は、平成22年8月19日より適用する。

汽水湖汚濁メカニズム解明調査ワーキンググループ委員名簿

【 専門家委員 】

令和6年3月現在

| 氏名     | 所属                          | 職名    | 専門分野                | 備考                                     |
|--------|-----------------------------|-------|---------------------|----------------------------------------|
| 中村 由行  | 元横浜国立大学大学院<br>都市イノベーション研究院  | 教授    | 環境水理学<br>(海洋環境学)    | 座長期間<br>2017年3月～                       |
| 神谷 宏   | 島根大学<br>エスチュアリー研究センター       | 客員研究員 | 環境科学                | 副座長期間<br>2022年2月～<br>委員期間<br>2021年10月～ |
| 井上 徹教  | 港湾空港技術研究所<br>海洋環境制御システム研究領域 | 領域長   | 水圏環境工学・水工学          | 委員期間<br>2018年1月～                       |
| 大谷 修司  | 島根大学<br>教育学部理科教育専攻          | 教授    | 植物分類学<br>(植物プランクトン) |                                        |
| 中田 喜三郎 | 名城大学大学院<br>総合学術研究科          | 特任教授  | 生態系モデル              |                                        |
| 大井 通博  | 環境省<br>水・大気環境局水環境課          | 課長    | 行政                  | 委員期間<br>2022年11月～                      |

※50 音順

過去に携わっていただいた委員

| 氏 名                      | 所 属                                     | 専門分野            |
|--------------------------|-----------------------------------------|-----------------|
| 石飛 裕<br>2010年8月～2014年8月  | NPO法人<br>自然と人間環境研究機構                    | 湖沼物理学           |
| 清家 泰<br>2010年8月～2021年3月  | 島根大学大学院<br>総合理工学研究科                     | 環境科学            |
| 山室 真澄<br>2014年8月～2017年1月 | 東京大学大学院<br>新領域創成科学研究所<br>環境学研究系 自然環境学専攻 | 生物地球科学<br>(陸水学) |

※50 音順

オブザーバー

|                     |
|---------------------|
| 国土交通省中国地方整備局出雲河川事務所 |
| 松江市                 |
| 出雲市                 |
| 島根県農業技術センター         |
| 島根県水産技術センター         |
| 島根県産業技術センター         |

事務局

|               |
|---------------|
| 島根県環境生活部環境政策課 |
| 島根県保健環境科学研究所  |