

## 2. 要因解析と保全対策の検討の事例

要因解析の方法として、現地の観測結果を用いた解析と数値モデルを用いた解析方法について紹介する。

数値モデルを用いた解析では、成り立ちや利用状況等を考慮した条件の異なる 6 つの指定湖沼(釜房ダム貯水池、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖、中海、宍道湖)を対象にモデル構築を行い、それぞれの湖沼で底層溶存酸素量や沿岸透明度が低下する要因を検討した。また、さまざまな保全対策を行った場合の底層溶存酸素量や沿岸透明度の改善の状況を検討した事例を紹介する。

### 2.1 底層溶存酸素量

#### 2.1.1 観測結果を用いた要因解析事例

現地の観測結果を用いた底層溶存酸素量低下の要因解析事例について紹介する。

##### 1) 釜房ダム貯水池

観測結果を用いた単相関解析によると、底層溶存酸素量(底層 DO)と底層水温及び上下層の水温差との間に関係性がみられることから、水温成層によって底層の貧酸素化が生じていることが示唆された(図 2-1)。

ダムサイトにおける自動観測による連続データを用いて、底層溶存酸素量の状態を確認した。自動観測の底層溶存酸素量データにおいて貧酸素がみられた年として 2009 年と 2010 年、貧酸素がみられなかった年として 2011 年について、図 2-2 に示す。

2009 年では 7 月中旬に、2010 年では 7 月中旬～9 月中旬に貧酸素状態となっていた。2010 年の貧酸素状態は、公共用水域測定結果からも確認できる。

溶存酸素量と同時に計測された水温の連続データを見ると、貧酸素状態が確認された期間では、上層と下層の水温差が生じていた。この傾向は、公共用水域測定結果の水温差も同様であった。また、連続データにおいて、下層の水温が階段状に変化した時期は、放流のタイミングと一致している。

2011 年は他の 2 ヶ年と比べて、夏期の水温成層が弱かったことが、貧酸素状態にならなかった要因の 1 つとして挙げられる。3 ヶ年の夏期～初秋における水温成層の違いは、気温の違いとダム放流のタイミングによるものと考えられる。

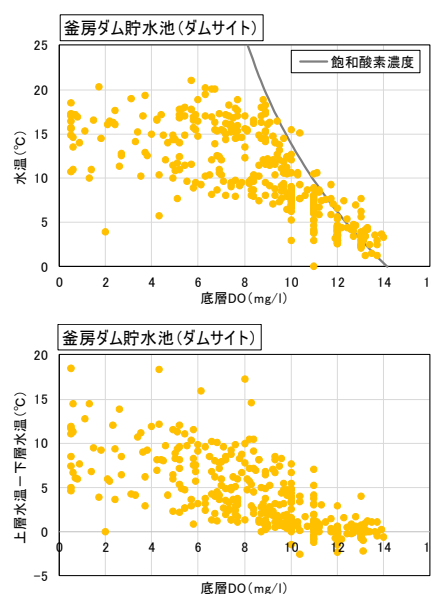


図 2-1 底層溶存酸素量と底層水温(上)及び上下層の水温差(下)の関係  
(釜房ダム貯水池 ダムサイト)

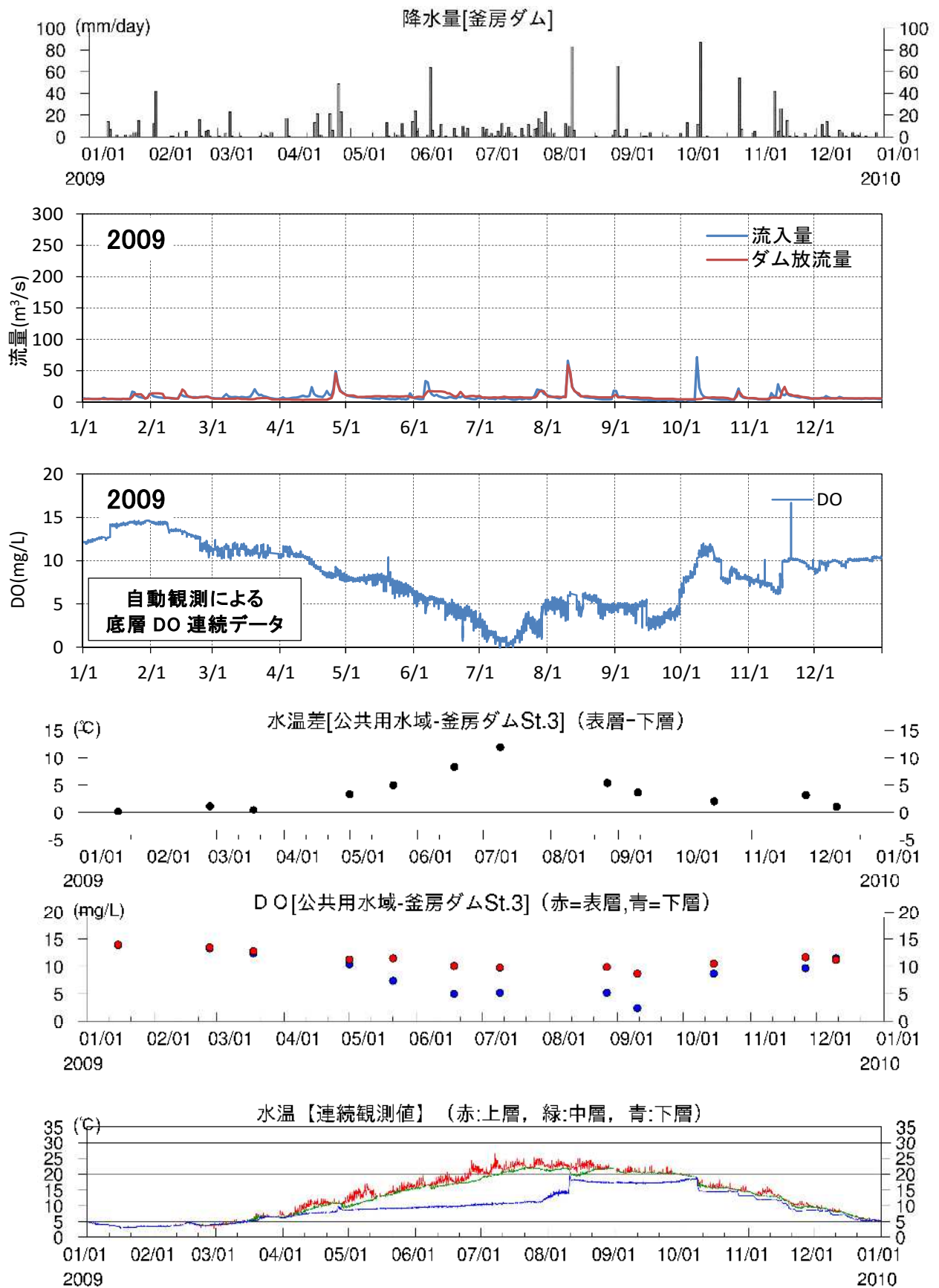


図 2-2(1) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(釜房ダム貯水池、2009年)

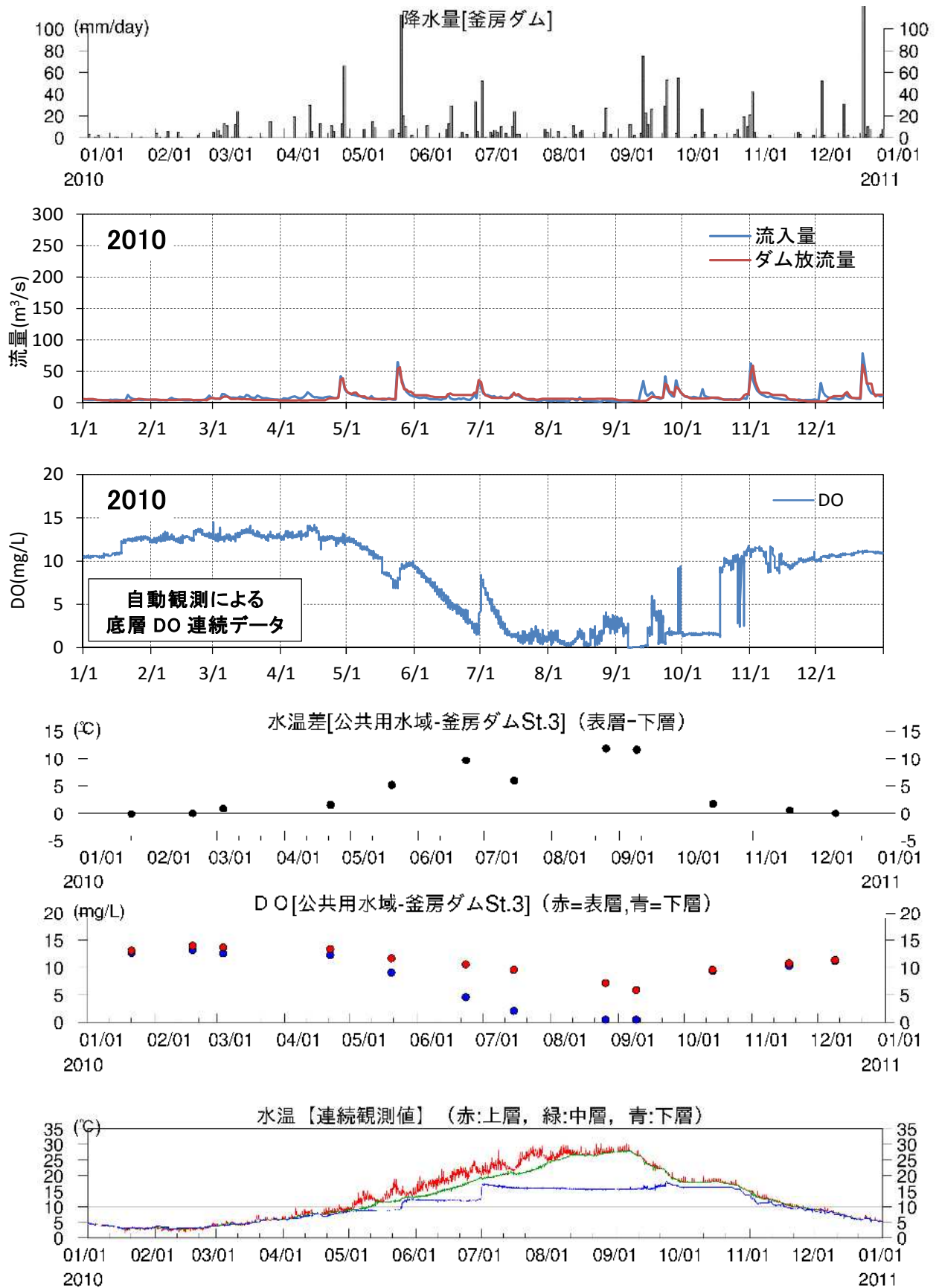


図 2-2(2) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(釜房ダム貯水池、2010年)

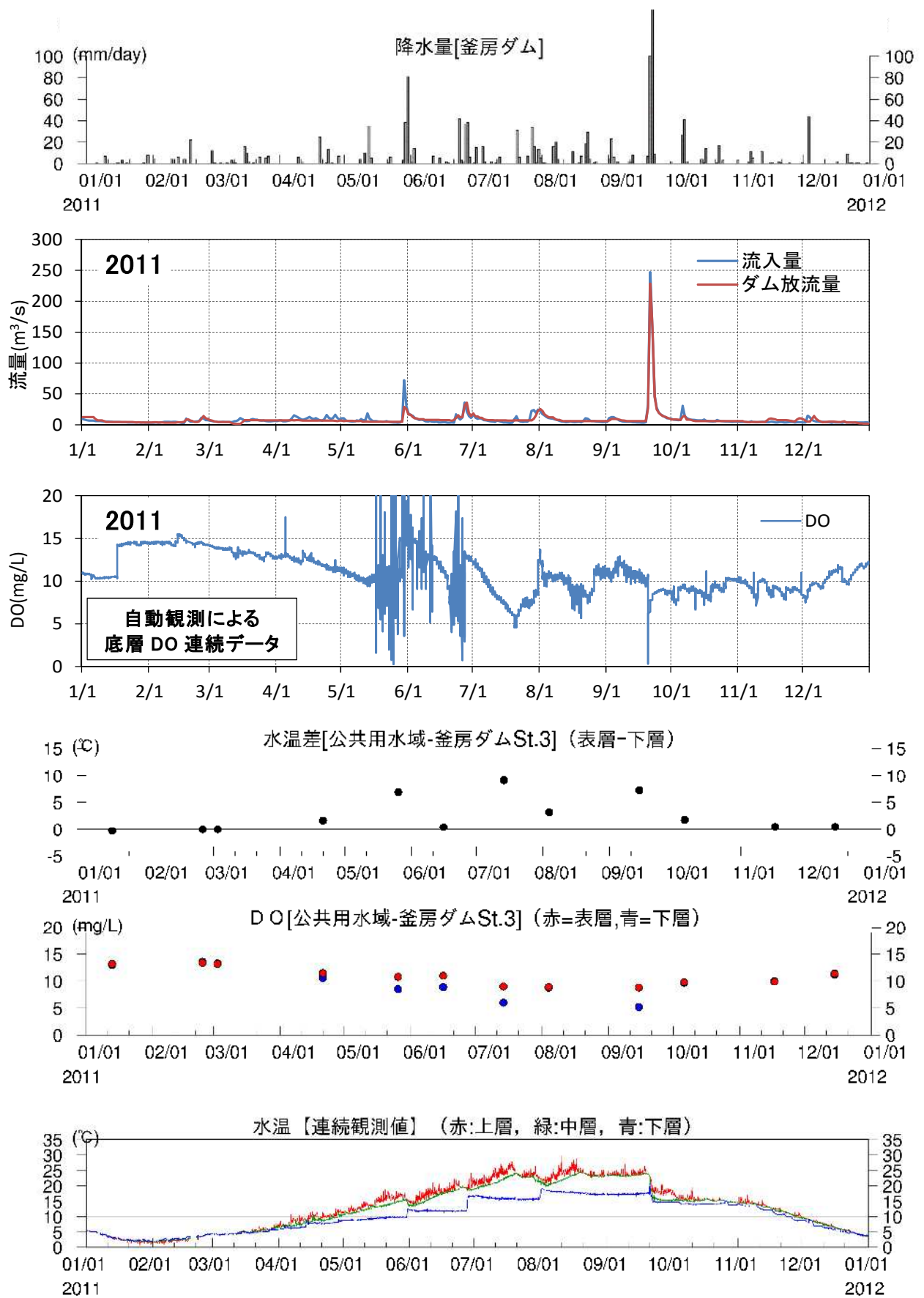


図 2-2(3) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(釜房ダム貯水池、2011年)

## 2) 霞ヶ浦

観測結果を用いた単相関解析によると、底層溶存酸素量と底層水温の間に関係性がみられたが、上下層の水温差との関係性は明瞭ではなかった(図 2-3)。

「国立環境研究所 霞ヶ浦データベース」のデータより、西浦湖心の St.9 について、1977～2012 年の底層溶存酸素量及びその他の水質データの時系列を図 2-4 に示した。

霞ヶ浦では上下層の水温差は年間を通じて1～3℃程度と小さいが、その中でも差が大きいときに底層溶存酸素量が低くなる傾向がみられた。

また、底層溶存酸素量の変動は底層水温と逆位相にあり、底層水温と気温の変動の位相は一致していることから、夏期は、水温成層の発達の際に、湖水の水温上昇に伴って有機物の分解が活発となり酸素が消費されやすくなることや、水温が高いと飽和酸素濃度が低くなることも要因の1つとして挙げられる。

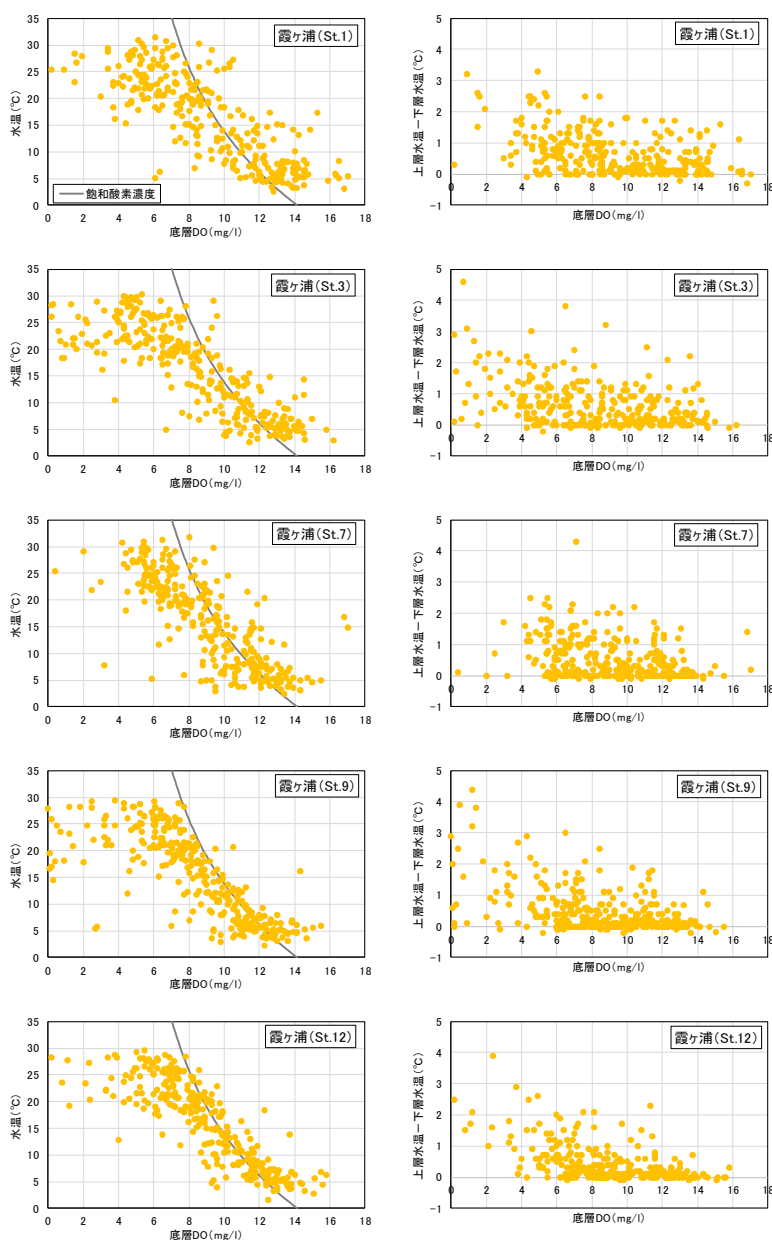


図 2-3 底層溶存酸素量と底層水温(左)及び上下層の水温差(右)の関係  
(霞ヶ浦 St.1、3、7、9、12)

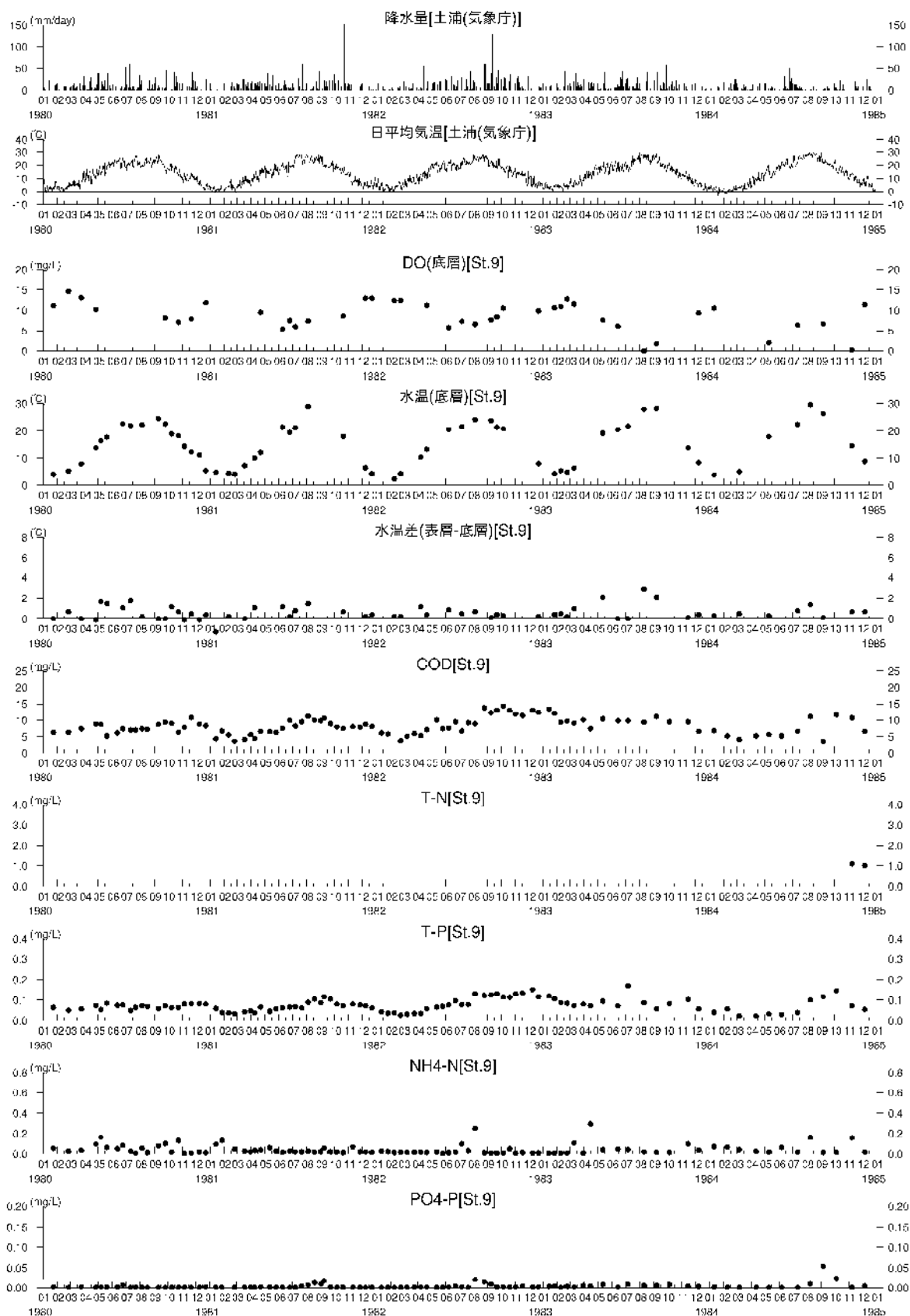


図 2-4(1) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、1980~1984年)

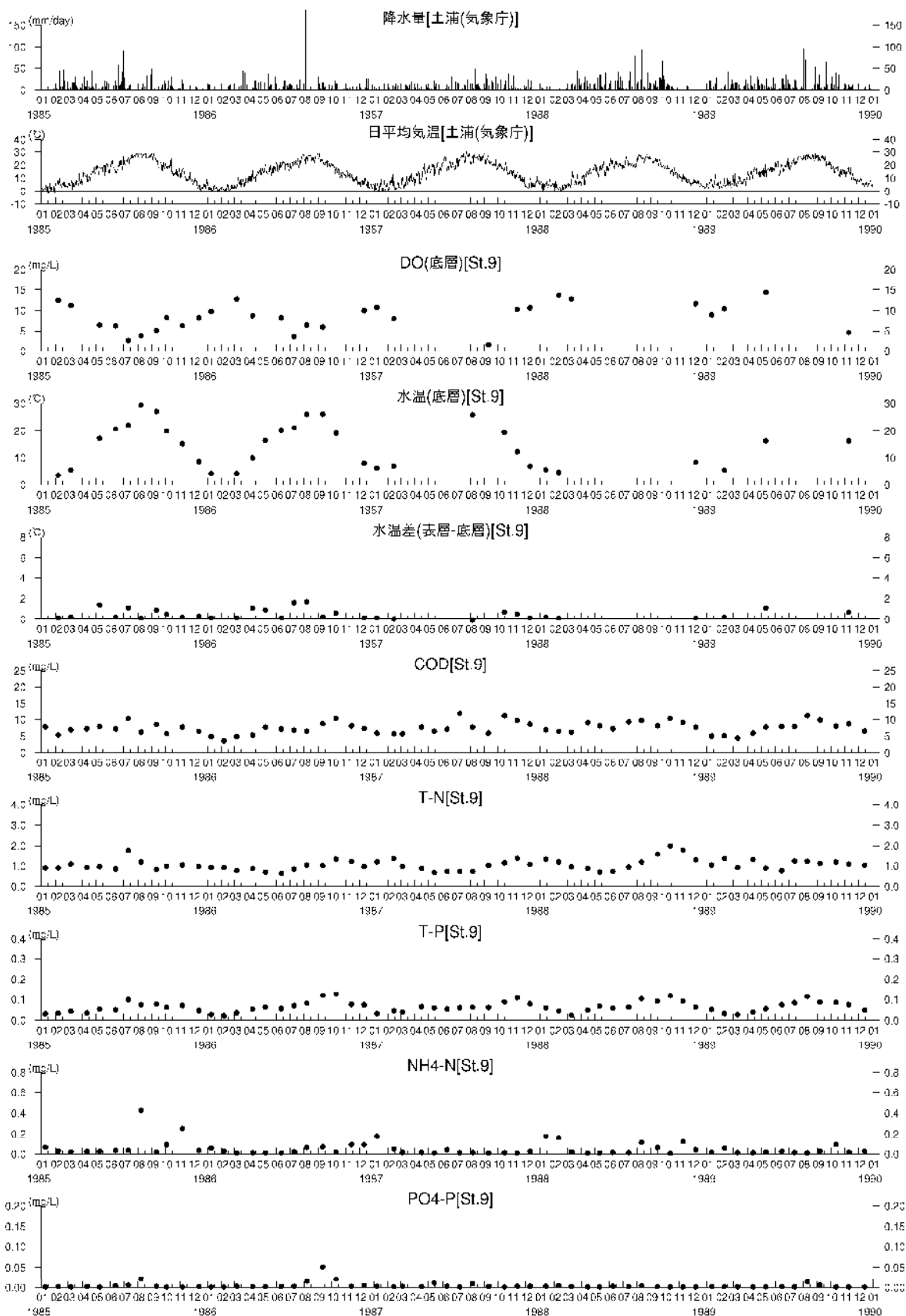


図 2-4(2) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、1985~1989年)

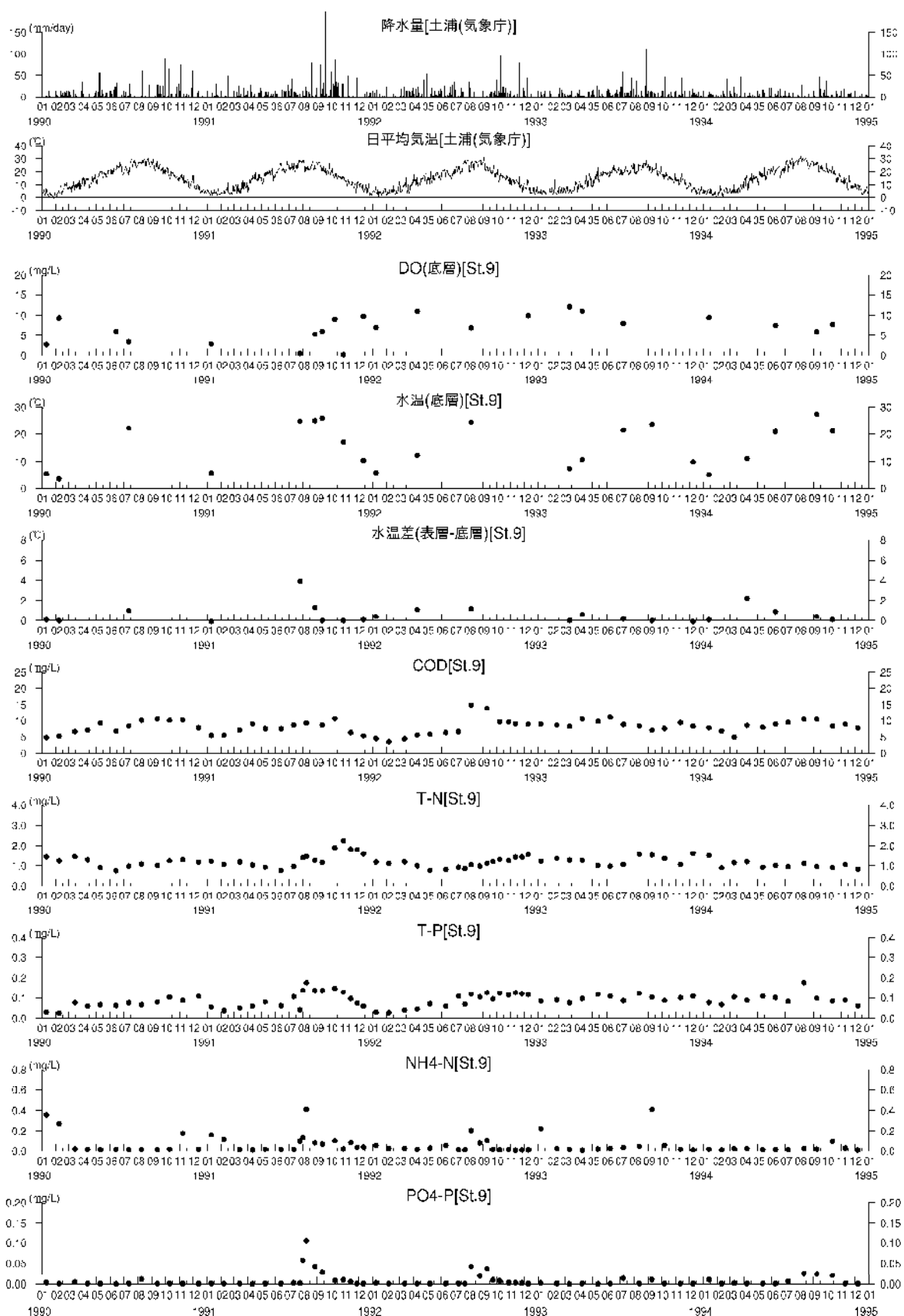


図 2-4(3) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、1990~1994年)



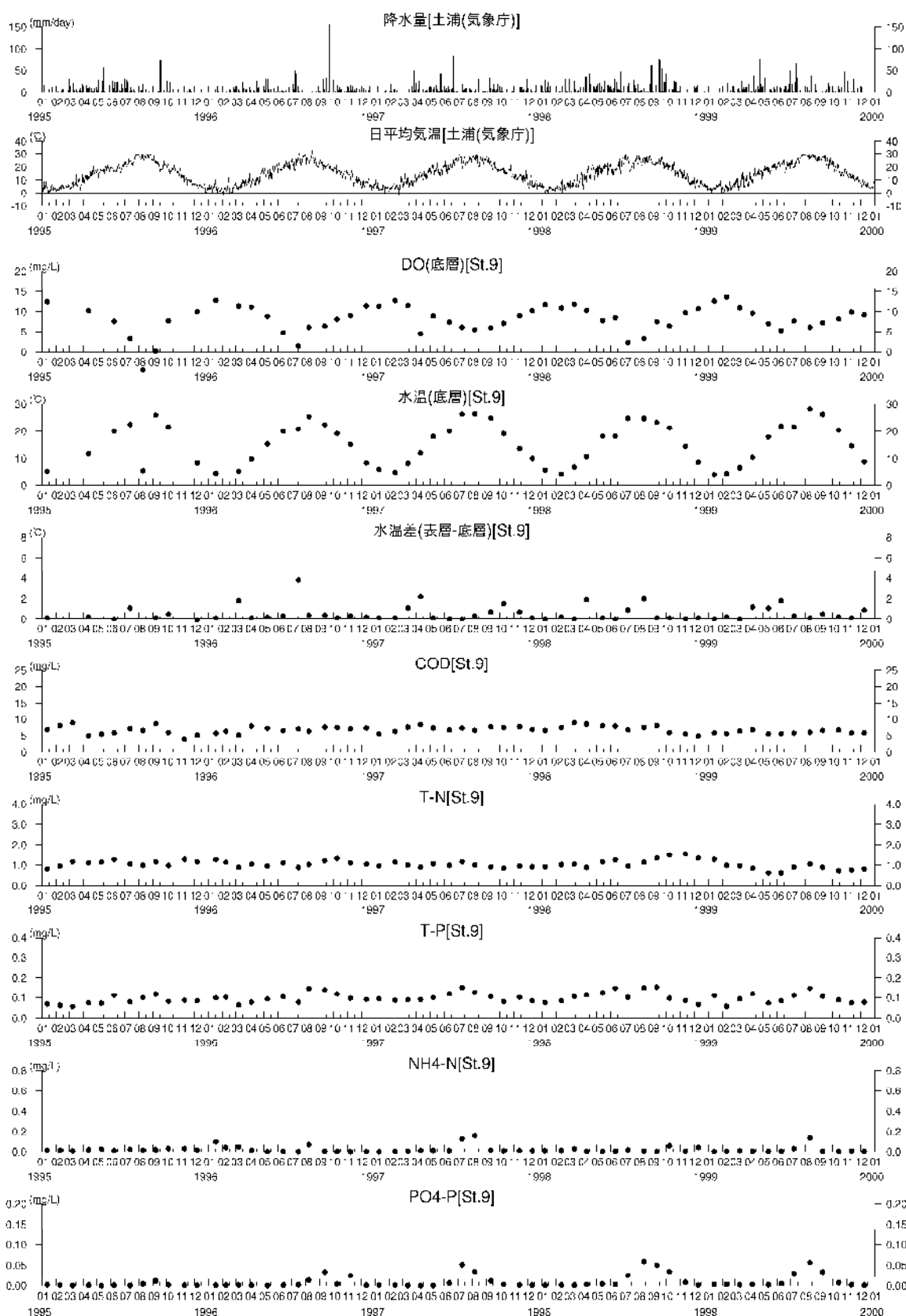


図 2-4(4) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、1995~1999年)

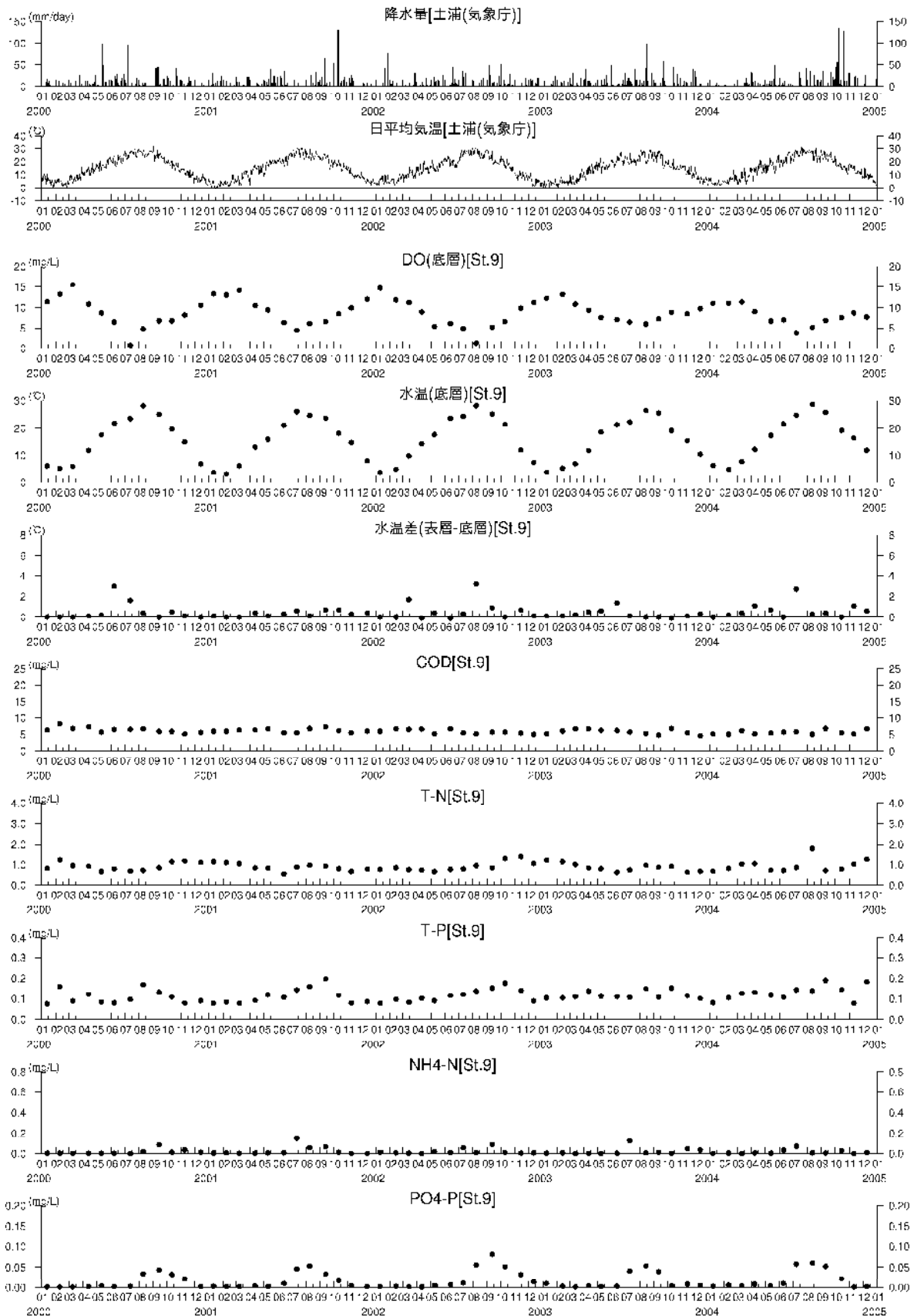


図 2-4(5) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、2000~2004年)

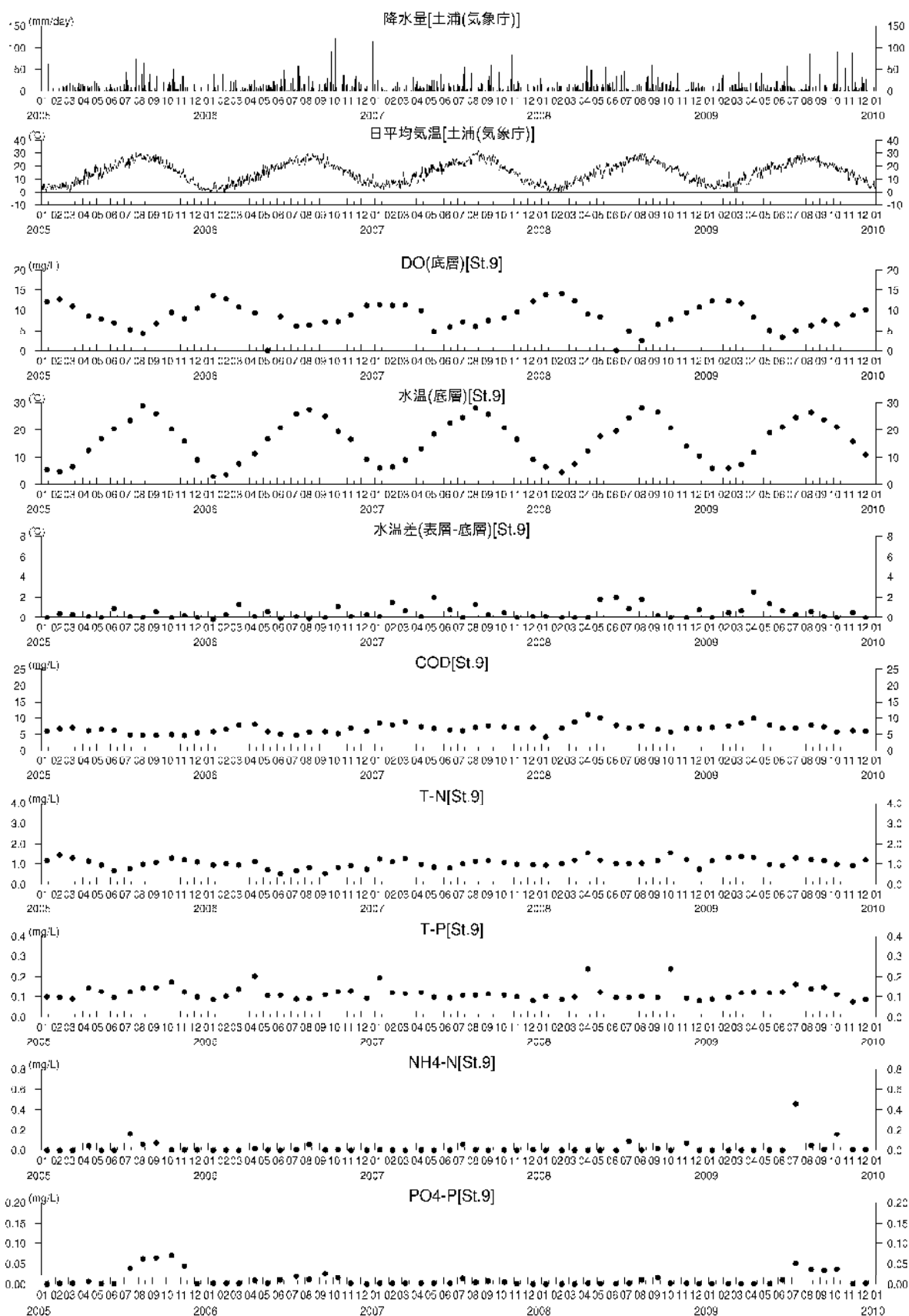


図 2-4(6) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、2005~2009年)

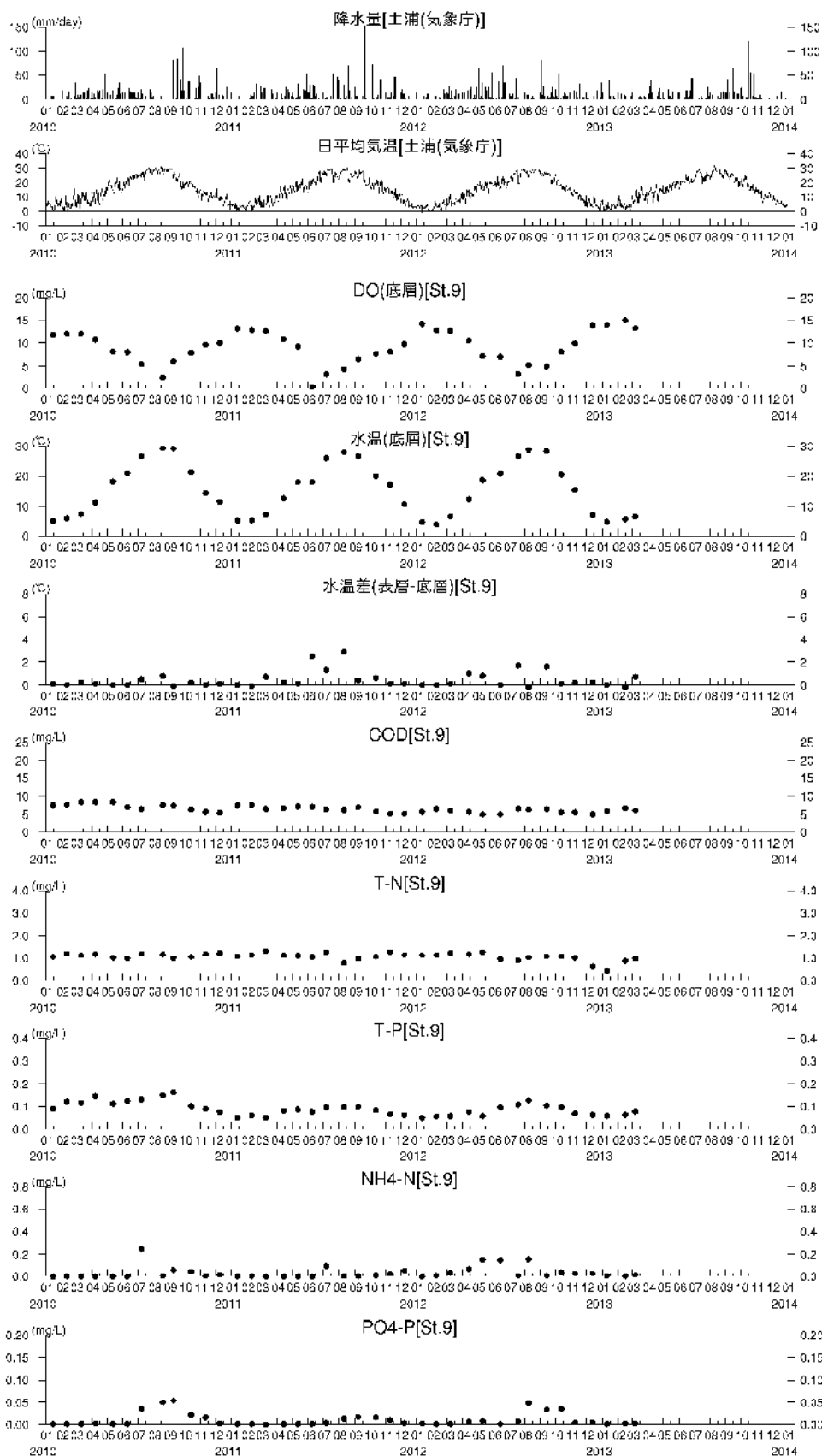


図 2-4(7) 底層溶存酸素量とその他の測定結果(霞ヶ浦 St.9(西浦湖心)、2010~2012年)

### 3) 諏訪湖

観測結果を用いた単相関解析によると、底層溶存酸素量と底層水温の間に関係性がみられた(図 2-5)。上下層の水温差との関係性は明瞭ではなかったものの、水温成層によって貧酸素が生じやすくなる傾向がみられた。

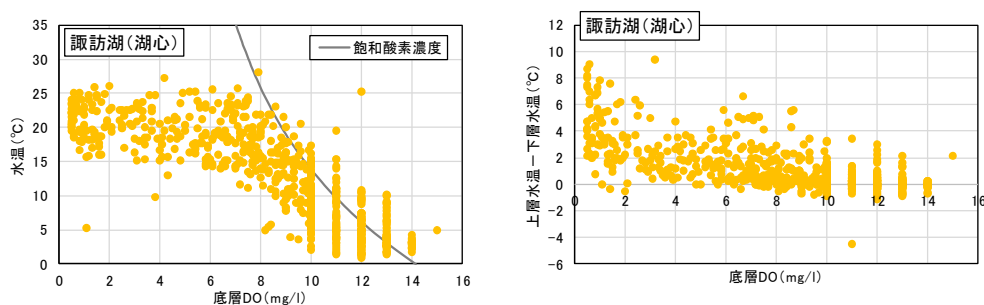


図 2-5 底層溶存酸素量と底層水温(左)及び上下層の水温差(右)の関係(諏訪湖 湖心)

出典) 平成 26 年度湖沼水質保全対策調査検討業務 報告書

### 4) 琵琶湖

観測結果を用いた単相関解析によると、北湖湖心では秋季～冬季に底層溶存酸素量が低い値を示す傾向がみられた(図 2-6 の丸で囲ったデータ)。南湖湖心では水温の上昇とともに底層溶存酸素が低下する傾向がみられた。

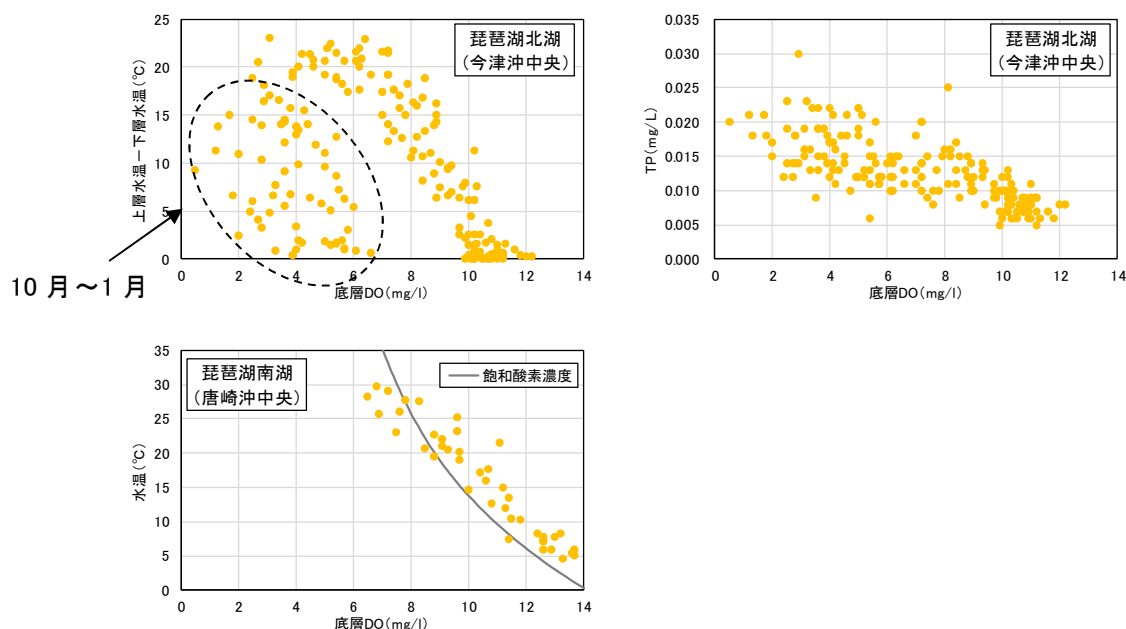


図 2-6 底層溶存酸素量と水温及び水質の関係(琵琶湖)

上左図: 上下層水温差との関係(今津沖中央)、上右図: 底層 TP との関係(今津沖中央)、

下図: 底層水温との関係(唐崎沖中央)

出典) 平成 26 年度湖沼水質保全対策調査検討業務 報告書

## 5) 中海・宍道湖

中海では、観測結果を用いた単相関解析によると、塩化物イオン(Cl)濃度の上下層の差が大きい場合に貧酸素が生じやすくなる傾向がみられた(図 2-7)。

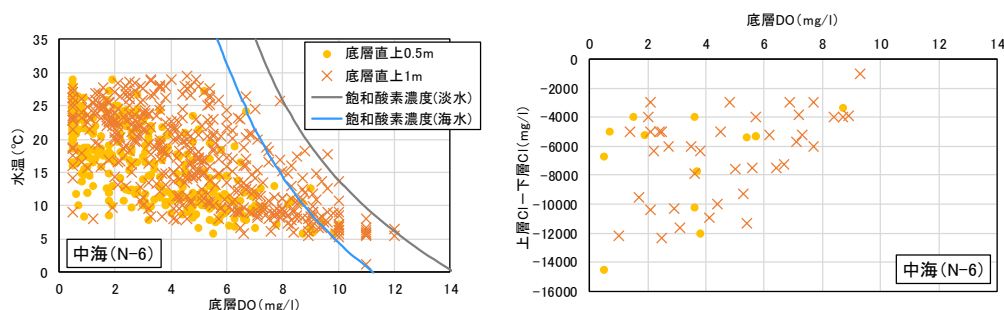


図 2-7 底層溶存酸素量と底層水温(左)及び上下層の Cl 濃度差(右)の関係  
(中海 N-6)

出典) 平成 26 年度湖沼水質保全対策調査検討業務 報告書

宍道湖では、観測結果を用いた単相関解析によると、Cl 濃度の上下層の差が大きい場合に貧酸素が生じやすくなる傾向がみられた(図 2-8)。

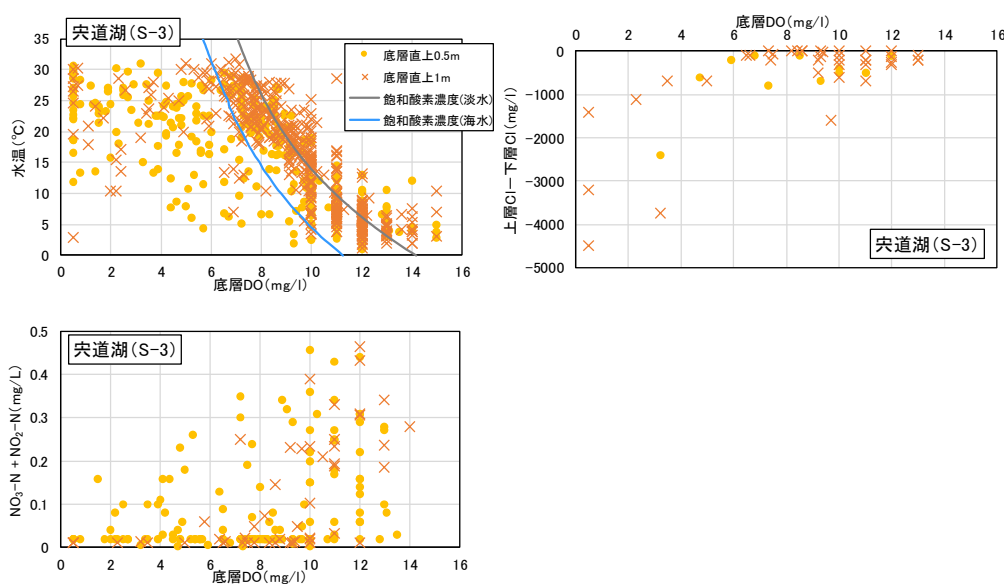


図 2-8 底層溶存酸素量と水温及び水質の関係(宍道湖 S-3)

上左図:底層水温との関係、上右図:上下層の Cl 濃度差との関係、  
下図:NO<sub>3</sub>-N + NO<sub>2</sub>-N との関係

出典) 平成 26 年度湖沼水質保全対策調査検討業務 報告書

## 2.1.2 既存文献による要因解析事例

### 1) 釜房ダム貯水池

岡本(2015)<sup>1)</sup>は、ダム貯水池の水質問題について図 2-9 のように整理している。

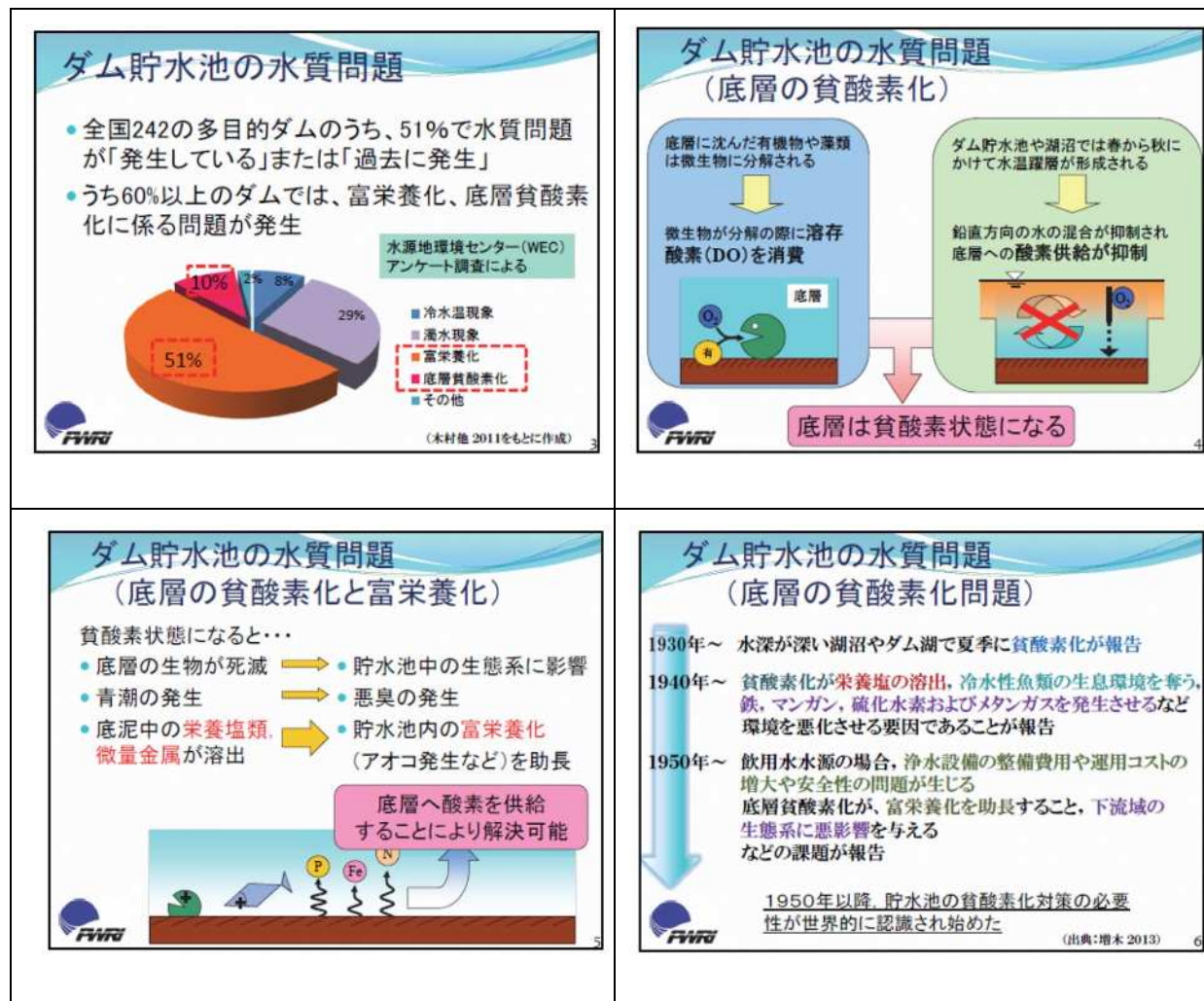


図 2-9 ダム貯水池の水質問題(岡本(2015))

また、白谷ら(2011)<sup>2)</sup>によると、ダム湖の貧酸素水塊の形成は、水生生物の生息環境の劣化のみならず、農業用ダムでは貧酸素水の取水の原因となり作物の生育に支障を来す場合があるため、ダム湖の溶存酸素の状態を把握することはダム湖の水質管理上重要となるとしている。近年、反応速度の速い燐光を利用した溶存酸素濃度の計測器が普及し、ダム湖の溶存酸素濃度を詳細に現地で観測することが可能となったことから、農業用ダムを対象に、燐光法による溶存酸素濃度観測と蛍光法による植物プランクトンの計測を行った結果からダム湖に形成される貧酸素水塊の特徴を明らかにするとともに、数理モデルによって貧酸素水塊の形成要因を明らかにした結果を報告している。

白谷ら(2011)による釜房ダム貯水池の底層溶存酸素量低下の要因解析事例は、表 2-1 に示すとおり。

表 2-1(1) 釜房ダム貯水池における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

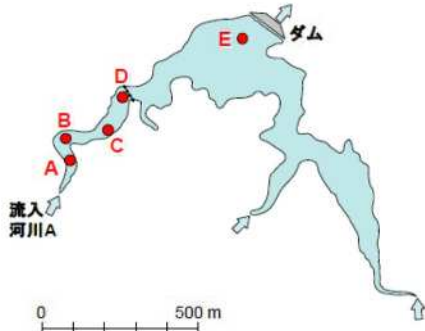
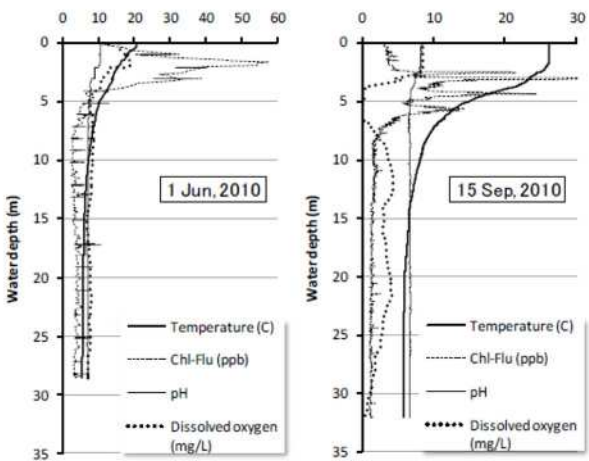
白谷ら(2011)の研究事例の概要													
調査地点	<ul style="list-style-type: none"> <li>水質調査地点は図 a、ダム湖の諸元は表 b に示すとおり。</li> <li>流入河川の窒素濃度が高く、夏季にはダム湖で Microcystis が増殖し、しばしばアオコが形成されている。</li> </ul> <div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: center;">  <table border="1" style="margin-left: auto;"> <caption>表 b ダム湖の諸元</caption> <tr><td>流域面積</td><td>18.9 km<sup>2</sup></td></tr> <tr><td>総貯水量</td><td>5,600×10<sup>3</sup> m<sup>3</sup></td></tr> <tr><td>有効貯水量</td><td>5,120×10<sup>3</sup> m<sup>3</sup></td></tr> <tr><td>利用水深</td><td>30 m</td></tr> <tr><td>満水面積</td><td>0.329 km<sup>2</sup></td></tr> <tr><td>最大取水量</td><td>農業用水 1.29 m<sup>3</sup>/s 上 水 0.01 m<sup>3</sup>/s</td></tr> </table> </div> <p style="text-align: center;">図 a ダム湖と水質調査地点</p>	流域面積	18.9 km <sup>2</sup>	総貯水量	5,600×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	有効貯水量	5,120×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>	利用水深	30 m	満水面積	0.329 km <sup>2</sup>	最大取水量	農業用水 1.29 m <sup>3</sup> /s 上 水 0.01 m <sup>3</sup> /s
流域面積	18.9 km <sup>2</sup>												
総貯水量	5,600×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>												
有効貯水量	5,120×10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>												
利用水深	30 m												
満水面積	0.329 km <sup>2</sup>												
最大取水量	農業用水 1.29 m <sup>3</sup> /s 上 水 0.01 m <sup>3</sup> /s												
調査方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>2010年6月1日と9月15日に、多項目水質計による溶存酸素量(DO)等の現地観測及び採水によるTOCその他栄養塩濃度の分析が行われた。</li> <li>9種類の励起波長に対する蛍光強度によって植物プランクトン量を種類(藍藻、緑藻、ケイ藻、クリプト藻)毎に区別して把握するためのデータが取得された。</li> </ul>												
水質解析モデル	<ul style="list-style-type: none"> <li>105層のレイヤモデル(層厚は0.4~0.5m)で、複数の植物プランクトン濃度及びDOの変動を考慮した低次生態系モデルが使用された。</li> <li>2008年7月7日からの1年間を対象に、3年分を計算(<math>\Delta t = 0.25</math> hr)したうちの3年目の結果を計算結果とした。</li> </ul>												
調査結果 (貧酸素水塊の形成)	<ul style="list-style-type: none"> <li>ダム湖 E 地点の鉛直水質分布は図 c に示すとおり。</li> <li>6月1日は水温成層が弱く、蛍光クロロフィル(Chl-Flu.)、DO及びpHがともに高く、その分布傾向はほぼ一致している。このことから、水深2.5mより表層で植物プランクトンが盛んに増殖している状態であることが推察される。</li> <li>9月15日は強い水温躍層が形成され、6月に比べてChl-Flu.、DO及びpHが低い。表層は酸素が過飽和であるが、躍層内の上部(水深3~4.5m)でDOが低下し、同時にChl-Flu.が高くなっている。これは、躍層より上層で増殖した植物プランクトンが沈降し、躍層内の上部に蓄積したことを示唆している。躍層内の下部(4~7m)には強い貧酸素水塊が形成されている。水深7m以深のDOは上昇し、更に22mから再び低下し、湖底近傍は貧酸素になっている。このような水質分布の傾向は全ての調査地点でみられた。</li> </ul> <div style="display: flex; justify-content: center; align-items: center;">  </div> <p style="text-align: center;">図 c 水質の鉛直分布</p>												



表 2-1(2) 釜房ダム貯水池における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

白谷ら(2011)の研究事例の概要	
水質解析モデルの計算結果 (貧酸素水塊の形成機構)	<ul style="list-style-type: none"> <li>水質解析モデルによる2019年7月6日の計算結果は図dに示すとおり。モデルでは、酸素の供給過程(水面からの溶解、植物プランクトンの増殖、流入河川からの移流)及び消費過程(有機物の分解)が考慮されている。</li> <li>水深10~15mに緩い水温成層がみられた。計算で求めたChl-aとDOの鉛直分布は、表層から3mの層で植物プランクトンが増殖し、DOを高めていることを示している。植物プランクトンの生産層より深くなるとDOは急速に低下するものの水深8mまでは5mg/L以上であるが、水温躍層内では更に急低下し2mg/L以下の貧酸素水塊を形成している。また、水温躍層より深部では再びDOが上昇し35m以深で貧酸素になっている。このように、湖底及び躍層とその近傍で貧酸素水塊が形成される現象は2010年9月15日の調査結果と一致する。</li> <li>モデルによる通年の計算から、夏季のDOの鉛直分布の形成機構は、以下の(1)~(5)に示す諸過程から構成されると考えられる。               <ol style="list-style-type: none"> <li>秋期~初冬にダム湖表層の冷却によって湖内混合が生じ、ダム湖下層へ急速に酸素が供給</li> <li>冬期~夏期に湖面からの酸素供給と湖底近傍での酸素消費が進行</li> <li>夏期の成層期にダム湖表層で大規模な植物プランクトンの増殖が発生</li> <li>死滅・沈降したデトリタス等の有機物が水温躍層近傍に蓄積し酸素を消費</li> <li>躍層とその近傍に貧酸素水塊が形成</li> </ol> </li> <li>なお、夏期の成層期には河川水は躍層より深く進入するため、躍層近傍への河川からの酸素供給はない。</li> </ul>
おわりに	<ul style="list-style-type: none"> <li>農業用ダムでは、植物プランクトンがダム湖表層に増殖し取水に支障を来す場合には取水深を下げる。その場合には、水温の他DOの計測を行い、注意を払うことが重要であることがわかった。</li> <li>取水によって水温躍層の形成にも影響を与えるため、良好水質の取水を行うための操作方法について引き続き検討を進める。</li> </ul>

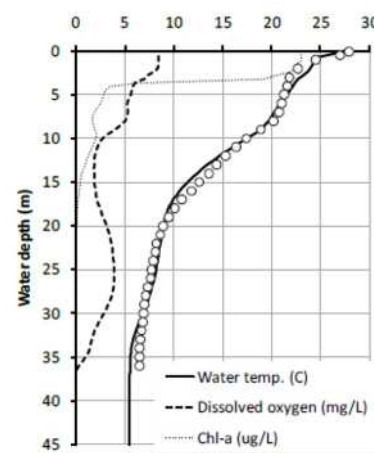


図 d モデルによる水質分布の計算結果(2009年7月6日)

### 【参考文献】

- 岡本誠一郎(2015)WEP システム 貯水池等における水質改善技術. 土木新技術セミナー~戦略的な河川環境管理に向けて.
- 白谷栄作・濱田康治・人見忠良(2011)ダム湖に発生する貧酸素水塊の形成要因. 平成23年度農業農村工学会大会講演会講演要旨集.

## 2) 霞ヶ浦

小松ら(2007)<sup>3)</sup>は、「霞ヶ浦モニタリング調査」による西浦 12 地点及び北浦 5 地点での調査結果を用いて、湖底上 50cm の溶存酸素量について整理している。小松ら(2007)の研究事例の概要は、表 2-2(1)、(2)に示すとおり。

なお、小松ら(2007)では、DO 濃度が 3mg/L 以下を貧酸素と定義している。

表 2-2(1) 霞ヶ浦における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

小松ら(2007)の研究事例の概要	
調査方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>2005 年 6 月～2008 年 3 月に概ね月 1 回実施された「霞ヶ浦モニタリング調査」の結果を利用した。調査地点は西浦 12 地点(M1～M12)及び北浦 5 地点(M13～M17)の計 17 地点(図 e)。</li> <li>また、図 e の西浦 1 地点(WQC-N1)及び北浦 4 地点(WQC-K1～K4)では、2005～2007 年の夏季を中心に、水面下 50cm と湖底上 50cm の水温及び DO の連続観測を実施している。</li> <li>2006～2007 年の夏季には、北浦 1 地点(WQC-K3)では併せて、50cm 間隔の水温の鉛直分布の連続調査が行われた。</li> </ul>
調査結果 (月 1 回の調査)	<ul style="list-style-type: none"> <li>水温が 22℃前後を超える高水温であると貧酸素が観測される傾向にあるが、30℃付近の高い水温では観測されなかった(図 f)。</li> <li>水深の深い地点ほど DO 濃度が低下することが示され、貧酸素が観測されたのは水深 5m 以上の地点であった(図 g)。</li> </ul>

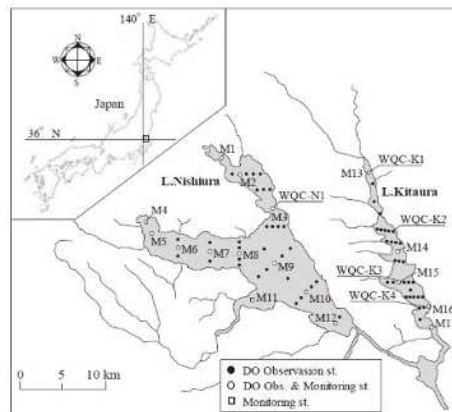


図 e 調査地点

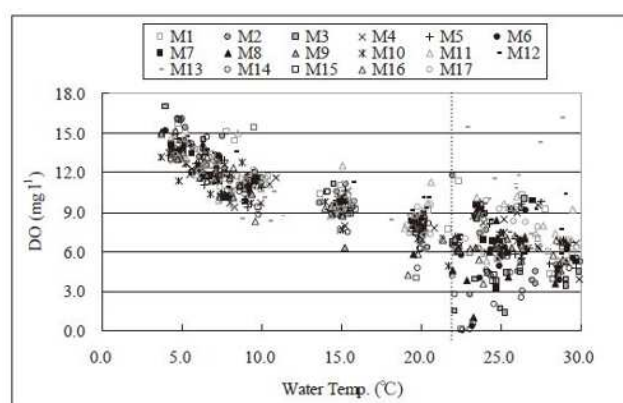


図 f 湖底上 50cm における水温と DO 濃度の関係

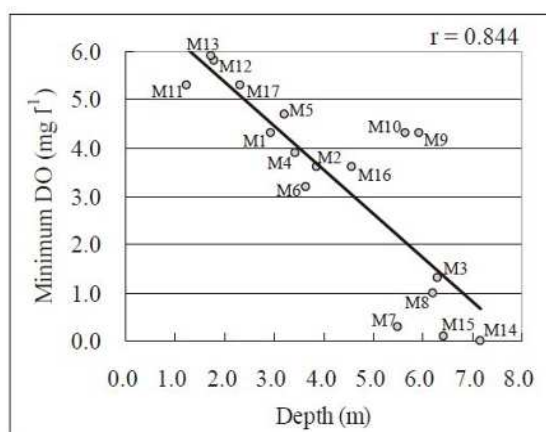


図 g 水深と湖底上 50cm における最小 DO 濃度との関係

表 2-2(2) 霞ヶ浦における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

小松ら(2007)の研究事例の概要	
調査結果 (連続観測)	<ul style="list-style-type: none"> <li>2007年8月12~18日の気象条件と北浦(WQC-K3)における連続観測結果は、図hに示すとおり。</li> <li>15~16日には、強い日射により湖内上層に蓄熱される一方で風が微弱で期間には鉛直方向の移流・拡散が抑制されていたと考えられ、湖底上50cmのDO濃度は貧酸素になるまで低下した。また、風速が8m/sに達した13日及び17日の午後には湖底上50cmのDO濃度は急激に上昇し貧酸素は解消された。成層が消失し鉛直的な水温分布がほぼ一様となった14日や18日には貧酸素にはならなかった。これらの結果から、気象条件により影響される湖内の成層状況が貧酸素水塊の消長と密接に関係していることが示唆された。</li> <li>図hの、夜間のデータに対して引いた点線(1)~(3)は、傾きが<math>-3.1 \sim -3.4 \text{ mg/L/day}</math>であり、この結果は、十分な酸素供給が起こらない条件下では1~2日で容易に貧酸素になることを示しており、また、水面下50cmと湖底上50cmとの間で直線の傾きに差がみられないことから、貧酸素を起こすだけの酸素消費が湖水中において行われている可能性が考えられる。</li> </ul>
図 h 北浦(WQC-K3)における連続観測結果と気象条件	

また、小松ら(2010)<sup>4)</sup>は、西浦3地点及び北浦2地点の計5地点で、水温の鉛直分布と表層及び底層の溶存酸素量の連続観測を実施するとともに、同地点で採取した湖水及び底泥を用いた酸素消費速度の室内実験を実施している。小松ら(2010)の研究事例の概要は、表2-2(3)、(4)に示すとおり。

表 2-2(3) 霞ヶ浦における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

小松ら(2010)の研究事例の概要	
調査方法	<ul style="list-style-type: none"> <li>図 i の西浦 3 地点(N1~N3)及び北浦 2 地点(K1~K2)の計 5 地点で、2008 年 6 月~9 月に、水温の鉛直分布と水面下 50cm 及び湖底上 50cm における DO 濃度の連続観測を実施した。</li> <li>同時期に 5 地点で湖水及び底泥を採取し、酸素消費速度の室内実験を実施した。併せて、採取した湖水の水質分析を行った。</li> </ul>
調査結果	<ul style="list-style-type: none"> <li>2008 年 8 月 7 日~13 日の連続観測結果は、図 j に示すとおり。</li> <li>水温鉛直分布と DO 濃度の変動は非常に良く対応している。いずれの地点も 8 月 7 日に形成された成層が 8 月 9 日午前中まで持続し、その間に底層が貧酸素化した。8 月 9 日に成層が解消された後は、底層の DO 濃度は午前中に低下するが、午後には回復するため貧酸素には至らなかった。8 月 8 日午後、N1、K1、K2 の底層の水温と DO 濃度にみられた一時的な上昇と下降は吹き寄せによる影響と考えられる。</li> </ul>

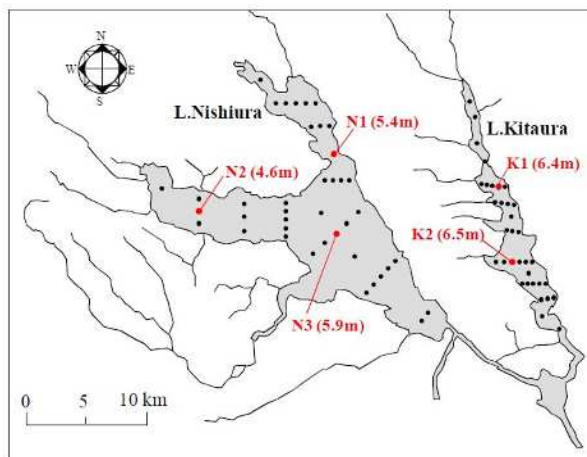


図 i 調査地点

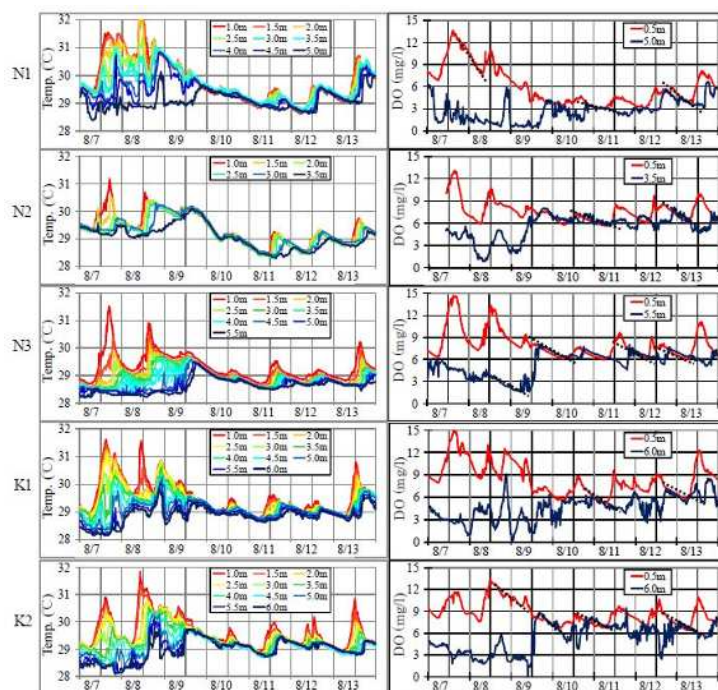
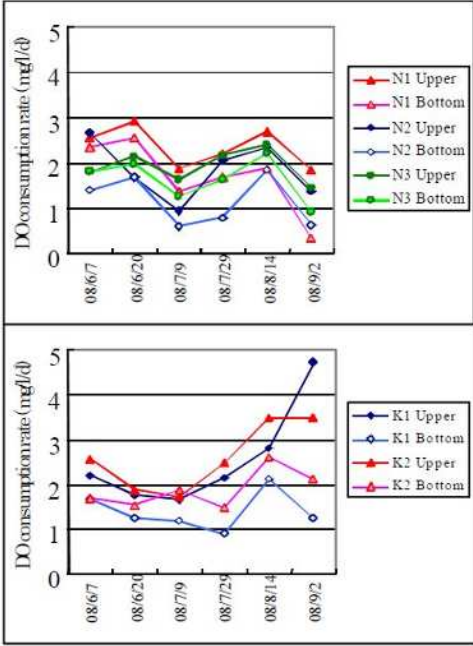


図 j 水温鉛直分布と DO 濃度の時系列変動

表 2-2(4) 霞ヶ浦における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

小松ら(2010)の研究事例の概要																																																																									
室内実験結果	<ul style="list-style-type: none"> <li>室内実験で得られた湖水の酸素消費速度は図 k、水質分析結果は表 1 に示すとおり。</li> <li>酸素消費速度は西浦、北浦ともに、底層よりも上層で大きい傾向があった。底層の関与が無い場合でも、湖水の酸素消費により貧酸素水塊を形成することが可能であることが明らかとなった。</li> <li>湖水の酸素消費速度と水質の関係をみると、上層で高い値となる COD や Chl-a と変動傾向が似ていることから、湖水中の高い酸素消費速度は、湖水中に浮遊している COD や藻類などの有機物による分解・呼吸の結果と考えられる。</li> </ul>																																																																								
	<div style="display: flex; justify-content: space-around;"> <div style="text-align: center;">  <p>図 k 湖水の酸素消費速度 (上:西浦 下:北浦)</p> </div> <div style="text-align: center;"> <p>表 1 水質分析結果</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th></th> <th></th> <th>SS (mg/l)</th> <th>COD (mg/l)</th> <th>Chla (<math>\mu</math>g/l)</th> <th>TN (mg/l)</th> <th>TP (mg/l)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td rowspan="2">N1</td> <td>Upper</td> <td>21.7</td> <td>11.7</td> <td>51</td> <td>1.16</td> <td>0.13</td> </tr> <tr> <td>Bottom</td> <td>37.8</td> <td>11.5</td> <td>35</td> <td>1.50</td> <td>0.35</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">N2</td> <td>Upper</td> <td>19.9</td> <td>10.6</td> <td>51</td> <td>1.00</td> <td>0.09</td> </tr> <tr> <td>Bottom</td> <td>29.6</td> <td>9.4</td> <td>33</td> <td>1.09</td> <td>0.11</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">N3</td> <td>Upper</td> <td>18.1</td> <td>11.8</td> <td>38</td> <td>0.93</td> <td>0.09</td> </tr> <tr> <td>Bottom</td> <td>24.7</td> <td>11.5</td> <td>43</td> <td>0.99</td> <td>0.10</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">K1</td> <td>Upper</td> <td>18.5</td> <td>13.4</td> <td>63</td> <td>1.04</td> <td>0.18</td> </tr> <tr> <td>Bottom</td> <td>20.5</td> <td>11.3</td> <td>50</td> <td>1.20</td> <td>0.20</td> </tr> <tr> <td rowspan="2">K2</td> <td>Upper</td> <td>18.9</td> <td>13.6</td> <td>46</td> <td>0.97</td> <td>0.16</td> </tr> <tr> <td>Bottom</td> <td>26.5</td> <td>12.8</td> <td>57</td> <td>1.10</td> <td>0.19</td> </tr> </tbody> </table> </div> </div>			SS (mg/l)	COD (mg/l)	Chla ( $\mu$ g/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)	N1	Upper	21.7	11.7	51	1.16	0.13	Bottom	37.8	11.5	35	1.50	0.35	N2	Upper	19.9	10.6	51	1.00	0.09	Bottom	29.6	9.4	33	1.09	0.11	N3	Upper	18.1	11.8	38	0.93	0.09	Bottom	24.7	11.5	43	0.99	0.10	K1	Upper	18.5	13.4	63	1.04	0.18	Bottom	20.5	11.3	50	1.20	0.20	K2	Upper	18.9	13.6	46	0.97	0.16	Bottom	26.5	12.8	57	1.10	0.19
		SS (mg/l)	COD (mg/l)	Chla ( $\mu$ g/l)	TN (mg/l)	TP (mg/l)																																																																			
N1	Upper	21.7	11.7	51	1.16	0.13																																																																			
	Bottom	37.8	11.5	35	1.50	0.35																																																																			
N2	Upper	19.9	10.6	51	1.00	0.09																																																																			
	Bottom	29.6	9.4	33	1.09	0.11																																																																			
N3	Upper	18.1	11.8	38	0.93	0.09																																																																			
	Bottom	24.7	11.5	43	0.99	0.10																																																																			
K1	Upper	18.5	13.4	63	1.04	0.18																																																																			
	Bottom	20.5	11.3	50	1.20	0.20																																																																			
K2	Upper	18.9	13.6	46	0.97	0.16																																																																			
	Bottom	26.5	12.8	57	1.10	0.19																																																																			
おわりに	<ul style="list-style-type: none"> <li>本研究の結果を考慮すると、霞ヶ浦で貧酸素水塊の問題に対策を講ずる場合、浚渫や覆砂等が底泥の酸素消費を抑制する目的で実施されるのであれば、湖水の酸素消費速度も大きいため十分な改善が図られない可能性がある。</li> <li>また、攪拌混合や酸素供給等の対策は、広く浅い水域において貧酸素水塊の発生源が限定されないため効果的な配置は難しい。当面、長期的な富栄養化対策を実施する以外に有効な対策はないと考えられる。</li> </ul>																																																																								

## 【参考文献】

- 3) 小松伸行・北村立実・石井裕一・北澤大輔(2007) 霞ヶ浦における貧酸素水塊の現地観測. 茨城県霞ヶ浦環境科学センター年報, 第 3 号, pp83-92.
- 4) 小松伸行・石井裕一・渡邊圭司・本間隆満・北澤大輔(2010) 霞ヶ浦における貧酸素水塊の観測と解析. 水工学論文集, 第 54 号, pp1399-1404.

### 3) 諏訪湖

既往文献における諏訪湖の底層溶存酸素量低下の要因研究事例は、表 2-3 に示すとおりである。

表 2-3 諏訪湖における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

文献 No.	著者 (発行年)	概要
5	木村ら (2015)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 諏訪湖における貧酸素状態の発生・解消に関する時空間特性を詳細に把握するために、湖内 4 地点の湖底近傍において溶存酸素の連続観測を行った。それらの観測データと長野県が行った湖心の連続観測データをあわせて考察を行い、特に貧酸素状態の発生・解消に関わる要因に着目して、場所ごとの貧酸素に関する特徴について検討を行った。</li> <li>・ 貧酸素状況の解消には、強風と降雨が関連しているが、解消後の気温の変動傾向や流入河川水温と湖水温の大小により、貧酸素水塊の形成傾向が異なっていた。</li> <li>・ 3~6m/s 程度の風が数時間吹いた後に、内部セイシュによると思われる貧酸素状態の発生・解消がみられた。</li> <li>・ 7~9m/s 程度の強風が 4 時間程度吹き続けると、上下層が混合され、湖全域で底層の貧酸素状態が解消される傾向がみられた。</li> <li>・ 晴天弱風時の夜間（深夜から早朝）には、強い水面冷却にともなう日成層の消滅にともなうと思われる一時的な貧酸素状態の解消がみられることがあった。また、その解消は湖北西部でみられることが多かった。</li> <li>・ 上述の機構によって、底層の溶存酸素量分布には、空間的なばらつきがみられた。</li> </ul>

#### 【参考文献】

- 5) 木村昌嗣・豊田政史・宮原裕一(2015)現地観測に基づく諏訪湖における貧酸素水塊の空間特性の分析. 土木学会論文集 B1(水工学), Vol.71, No.4, 1769-1774.

#### 4) 琵琶湖

滋賀県のホームページでは、北湖の溶存酸素量について以下のように記載されている。

北湖では、例年春季から初冬にかけて水温躍層が形成され、上層と下層の対流がなくなるため、底層 DO が低下し、晩秋に最も低くなります。その後、冬の水温低下と季節風の影響により、徐々に全層循環が起こり、表層から底層で水温や DO などの水質が一樣となります。北湖今津沖の第一湖盆(水深約 90m)では、例年 2 月上旬から中旬にかけて、全層循環が確認されています。

平成 30 年度冬季の琵琶湖北湖一部水域における全層循環の未確認について

例年冬にみられている琵琶湖北湖の全層循環は、現時点(平成 31 年 4 月 9 日)で水深 80m 前後までは確認しているものの、既に琵琶湖表層の水温が徐々に上昇して水温躍層が形成され始めており、平成 30 年度冬季には第一湖盆において確認できませんでした。

<https://www.pref.shiga.lg.jp/file/attachment/5106435.pdf>

既往文献における琵琶湖の底層溶存酸素量低下の要因研究事例は、表 2-4 に示すとおり。

表 2-4(1) 琵琶湖における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

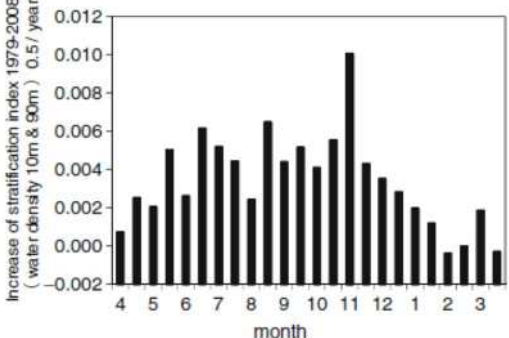
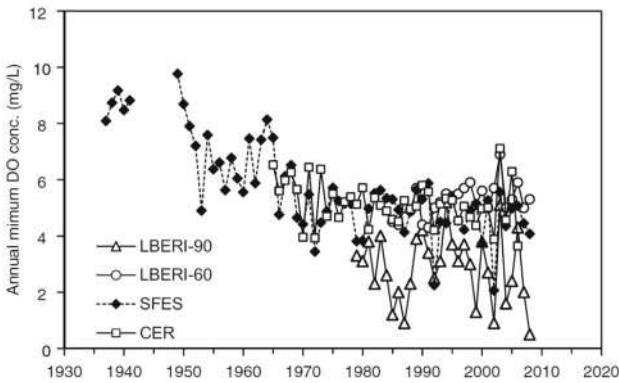
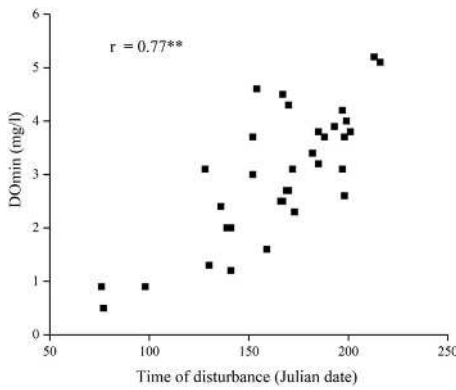
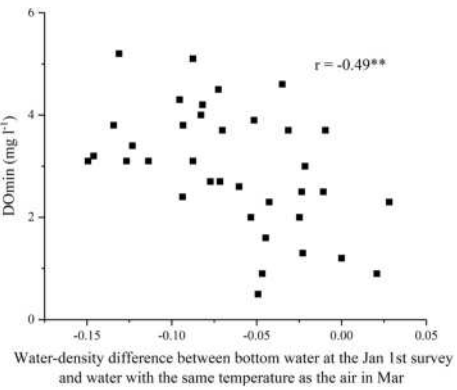
文献 No.	著者 (発行年)	概要
6	Ishikawa and Kumagai (2012)	<ul style="list-style-type: none"> <li>・ 琵琶湖の水温は気温とよく相関しており、温暖化の傾向がみられる。生物多様性との関連が複数の研究で示唆されている。</li> <li>・ 春季・秋季の水温成層が強くなる傾向にあり（図 m）、成層期間は長期化している可能性が高い。</li> <li>・ 底層 DO 低下の程度は年によって異なるが、北湖の水深が深い地点（およそ水深 78m 以深の範囲）において、顕著に低下している年がみられる（図 n）。</li> <li>・ 低下要因は、「DO 供給に関する要因」と「DO 消費に関する要因」に大きく分けられる。前者は全層循環の停止や循環期間の短期化、後者は生物学的プロセス(呼吸による DO 消費等)の変化等が考えられる。</li> </ul> <div style="text-align: center;">  <p>Figure m is a bar chart titled 'Increase of stratification index 1979-2008 (water density 10m &amp; 90m) 0.5/year'. The x-axis is labeled 'month' and ranges from 4 to 3. The y-axis ranges from -0.002 to 0.012. The bars show a seasonal trend, peaking in November (month 11) with a value of approximately 0.010.</p> </div> <p style="text-align: center;">図 m 成層強度(表層水と底層水の密度差)の増加</p> <div style="text-align: center;">  <p>Figure n is a line graph titled 'Annual minimum DO conc. (mg/L)'. The x-axis shows years from 1930 to 2020. The y-axis shows DO concentration from 0 to 12 mg/L. Four data series are plotted: LBERI-90 (triangles), LBERI-60 (circles), SFES (diamonds), and CER (squares). All series show a general downward trend, with a significant drop around 1950. LBERI-90 shows the lowest values, while SFES shows the highest values in the early 1940s.</p> </div> <p style="text-align: center;">図 n 北湖 4 地点における底層 DO 年最低値の経年変化</p>



表 2-4(2) 琵琶湖における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

文献 No.	著者 (発行年)	概要																																			
7	岡本 (2016)	<ul style="list-style-type: none"> <li>琵琶湖における底層 DO 及び沿岸透明度の状況を整理し、環境指標化における評価の課題とそれに対する方策について整理している。</li> <li>北湖深水層の底層 DO の年最低値を決める主な要因は、春季の気温（冬～春の全層循環が終わる時期）、台風等の強風イベント（内部静振）、秋季の気温（水温躍層の強さ）といった気象条件と、植物プランクトンの発生状況等であると考えられる。</li> <li>例えば、2002 年は春先の気温・水温が例年より高く、成層形成が早まり、底層 DO の最低値を押し下げた一因になったとみられる。2007～2008 年は秋の気温が高く台風による強風の影響も受けなかったことから、深層部における混合が弱く、底層 DO 低下の一因になったとみられる。2012 年は 8～9 月に底層 DO の急激な低下が確認されており、表層で増殖した大型緑藻の一部が湖底に沈降し、分解時に酸素消費を一時的に増加させたことが示唆されている。</li> </ul>																																			
8	焦ほか (2018)	<ul style="list-style-type: none"> <li>琵琶湖北湖の底泥酸素消費量 (SOD) を調査した結果、年間平均値は <math>0.24\sim 0.31\text{g-O}_2/\text{m}^2/\text{day}</math> (2014～2016 年度) であった (図 o)。</li> <li>湖底付近の粒子による酸素消費量を調査した結果、沈降粒子は <math>0.027\text{g-O}_2/\text{m}^2/\text{day}</math>、浮遊粒子は <math>0.066\text{g-O}_2/\text{m}^2/\text{day}</math> であった。したがって、湖底付近では底泥による酸素消費が最も大きいとみられる。</li> <li>モデル解析により、秋季の底層 DO は、①昨冬の全層循環による酸素回復、②成層開始日の早遅、③台風等の強風による酸素供給、の影響を強く受けることがわかった。</li> </ul> <div style="text-align: center;"> <p>Figure o consists of two bar charts. The left chart shows SOD for the central part of the lake (今津沖中央) and the right chart shows SOD for the deepest part of the lake (北湖中央最深部, 92m depth). Both charts compare SOD values for 2014 (blue), 2015 (red), and 2016 (green) across four seasons: Spring, Summer, Autumn, and Winter. The y-axis represents SOD in <math>\text{gO}_2/\text{m}^2/\text{day}</math>, ranging from 0.00 to 0.40. Error bars are included for each data point.</p> <table border="1"> <caption>Approximate SOD values from Figure o</caption> <thead> <tr> <th rowspan="2">Season</th> <th colspan="3">今津沖中央 (Left Chart)</th> <th colspan="2">北湖中央最深部 (Right Chart)</th> </tr> <tr> <th>2014</th> <th>2015</th> <th>2016</th> <th>2015</th> <th>2016</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>春季</td> <td>0.25</td> <td>0.28</td> <td>0.29</td> <td>0.22</td> <td>0.31</td> </tr> <tr> <td>夏季</td> <td>0.22</td> <td>0.23</td> <td>0.31</td> <td>0.24</td> <td>0.31</td> </tr> <tr> <td>秋季</td> <td>0.24</td> <td>0.24</td> <td>0.33</td> <td>0.23</td> <td>0.34</td> </tr> <tr> <td>冬季</td> <td>0.25</td> <td>0.31</td> <td>0.31</td> <td>0.26</td> <td>0.28</td> </tr> </tbody> </table> </div> <p style="text-align: center;">図 o SOD の季節変化 (左図:今津沖中央、右図:北湖中央最深部(水深 92m))</p>	Season	今津沖中央 (Left Chart)			北湖中央最深部 (Right Chart)		2014	2015	2016	2015	2016	春季	0.25	0.28	0.29	0.22	0.31	夏季	0.22	0.23	0.31	0.24	0.31	秋季	0.24	0.24	0.33	0.23	0.34	冬季	0.25	0.31	0.31	0.26	0.28
Season	今津沖中央 (Left Chart)			北湖中央最深部 (Right Chart)																																	
	2014	2015	2016	2015	2016																																
春季	0.25	0.28	0.29	0.22	0.31																																
夏季	0.22	0.23	0.31	0.24	0.31																																
秋季	0.24	0.24	0.33	0.23	0.34																																
冬季	0.25	0.31	0.31	0.26	0.28																																

表 2-4(3) 琵琶湖における底層溶存酸素量低下の要因解析事例

文献 No.	著者 (発行年)	概要
9	Fukushima et al. (2019)	<ul style="list-style-type: none"> <li>最深部周辺の底層 DO の年最低値 (DOmin) は、成層形成前の最後の攪乱時期 (最後の冷水侵入のタイミング: 3~8 月) が遅いほど増加する傾向にあり、このパラメータを用いた線形モデルで DOmin をよく予測できた (<math>r^2 = 0.60</math>、図 p)。</li> <li>1 月 (完全混合後) の底層水の密度が低いほど、または 3 月 (成層形成前) の気温から求めた水の密度が高いほど、成層形成前の最後の攪乱時期が遅くなり、DOmin は増加する傾向にあった (図 q)。したがって、3 月の気温の低下や 3 月以降の流入水の密度の増加 (= 流域の降雪量の増加) は、成層形成時期を遅らせ、DOmin を増加させると考えられる。</li> <li>気象・水質パラメータを用いて重回帰モデルを構築した結果、DOmin の変動に対する水・底泥の酸素消費量 (WOD、SOD) の影響は小さかった。</li> </ul> <div style="display: flex; justify-content: space-around; align-items: flex-end;"> <div style="text-align: center;">  <p>図 p 攪乱時期 (最後の冷水侵入のタイミング) と底層 DO の年最低値 (DOmin) の関係</p> </div> <div style="text-align: center;">  <p>図 q 「1 月の底層水」と「3 月の気温と平衡化した水」の密度差と DOmin の関係</p> </div> </div>

## 【参考文献】

- 6) Ishikawa T. and Kumagai M. (2012) 3.3 Warming and hypoxia in Lake Biwa. In: Kawanabe H., Nishino M., Maehata M. (eds.) Lake Biwa: Interactions between Nature and People, Springer, 211-216.
- 7) 岡本高弘 (2016) 琵琶湖における底層 DO と沿岸透明度の長期変動傾向と評価について (特集 新たな水質環境基準の実際と基準達成に向けたアプローチ). 水環境学会誌, 39(5), 164-168.
- 8) 焦春萌・早川和秀・石川可奈子・古田世子・桐山徳也・奥居紳也・井上栄壮・永田貴丸・廣瀬佳則・七里将一・岡本高弘・田中稔・山本春樹 (2018) 調査解析 1 北湖深水層と湖底環境の総合評価. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 平成 26~28 年度, 13, 94-121.
- 9) Fukushima T., Inomata T., Komatsu E., Matsushita B. (2019) Factors explaining the yearly changes in minimum bottom dissolved oxygen concentrations in Lake Biwa, a warm monomictic lake. Scientific reports, 9:298.

## 5) 中海・宍道湖

ここでは、中海・宍道湖における底層溶存酸素量に関する島根県の解析事例について整理した(出典: 島根県ホームページ「一般向け解説: 宍道湖・中海の湖底貧酸素化現象について」<sup>10)</sup>)。

宍道湖・中海では湖の富栄養化により底質が悪化し、そのために高水温期を中心に湖底付近が酸素欠乏になる現象が起き、大きな問題になっている。この湖底の貧酸素化現象により、ヤマトシジミやアサリをはじめとする底生生物の生存が大きく脅かされており、同水域の水産振興を図る上において湖底の貧酸素化の状況把握とその軽減・解消は大変重要な課題となっている。

中海・宍道湖においては、日本海から境水道が入ってくる高塩分の海水と、斐伊川、飯梨川等の流入河川から流入する淡水が混じりあい塩分躍層が形成される。

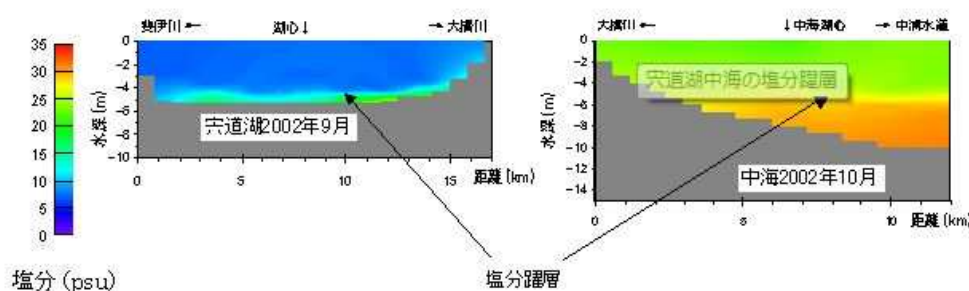


図6 宍道湖・中海の塩分躍層

塩分躍層が形成されると上層の塩分の薄い水と下層の濃い水は容易には混じりあわず、上層と下層で水の循環が遮断されてしまう。そして、塩分躍層が形成されると以下に示すように湖底の貧酸素化が進行する。

- 1) 高水温期(夏季)の下層では、底泥の有機物による酸素消費が活発になる。
- 2) 塩分躍層により表層からの酸素が底層に届かなくなる。
- 3) 躍層より下の塩分の濃い水は全体に溶存酸素が少ない水塊になり湖の下層に停滞する。

## ● 宍道湖

宍道湖では、6～9月の夏季を中心に、湖底に厚さ数10cmの貧酸素水塊の形成がみられる。

- ・ 宍道湖の塩分は通常10psu以下ではほぼ一様であるが、時々中海から15Ppsu以上の高塩分水が流入し、その高塩分水がしばしば湖底上30～50cm程度の厚さで滞留する。
- ・ 宍道湖では水温の高い夏季にこの塩分躍層の形成による貧酸素水塊の形成がよくみられる。溶存酸素がある状態で流入した塩水が宍道湖内で貧酸素化する場合と、中海や大橋川ですでに貧酸素化した水が流入する場合と両方のケースがある。
- ・ また、高塩分水の流入がなく塩分躍層が形成されなくても、湖底が貧酸素化する場合もある。
- ・ 宍道湖の貧酸素水塊は規模的には夏季でも湖容積の数%と少ないが、風による貧酸素水の移動などもあるため、水深4m以深の底生生物の分布は貧酸素水の影響を強く受ける。

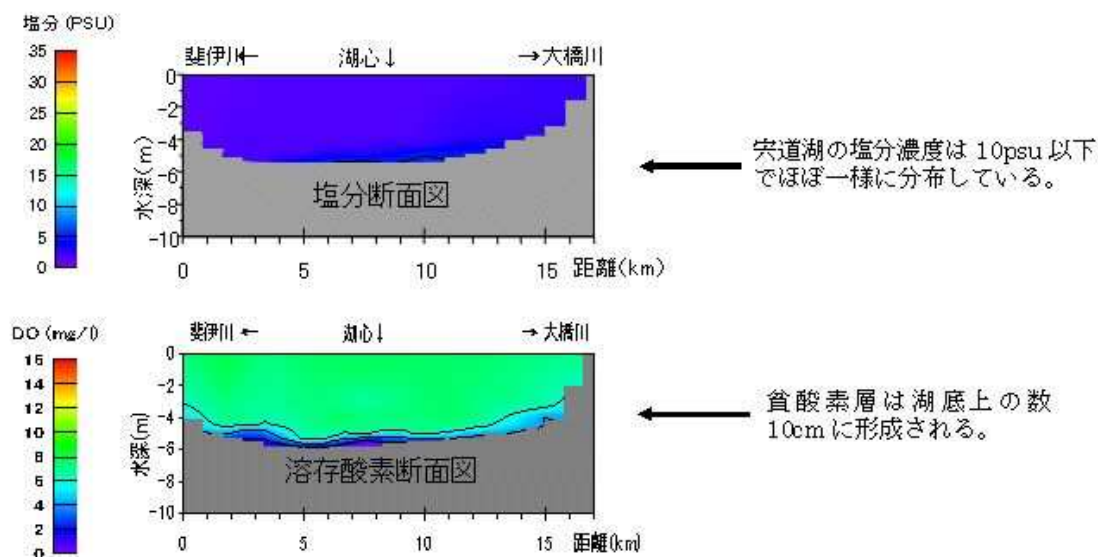


図11宍道湖における塩分と溶存酸素の断面

## ● 中海

中海では、冬季をのぞいて水深4m以深の下層の高塩分水が常に大規模な貧酸素水塊を形成し、その体積は夏季には湖容積の40%にも達する。

- 中海では、年間を通じ境水道から海水が流入するため水深4m付近に安定した塩分躍層が形成されている。
- この下層の高塩分水が貧酸素化し、中海では冬以外の季節には水深4mより深いところで常に貧酸素水塊の形成がみられる。中海では塩分躍層が強固で、かつ底質の悪化の度合いも強いためと考えられる。
- 中浦水道から新鮮な海水が流入した直後は貧酸素化が軽減される。この場合、海水は底層を這うように流入するため上層と底層は溶存酸素があり、中層のみ貧酸素化しているという3層化がみられる。
- 中海の貧酸素水塊は宍道湖より規模がずっと大きく、夏季には湖底面積のほとんどが貧酸素化し、体積でも夏季には湖容積の40%近くの水が貧酸素化している。貧酸素水塊は振動によりさらに浅い水域まで影響を及ぼすため、中海では湖面積のほとんどを占める水深3m以深の水域で底生生物の生息が非常に少なくなっている。

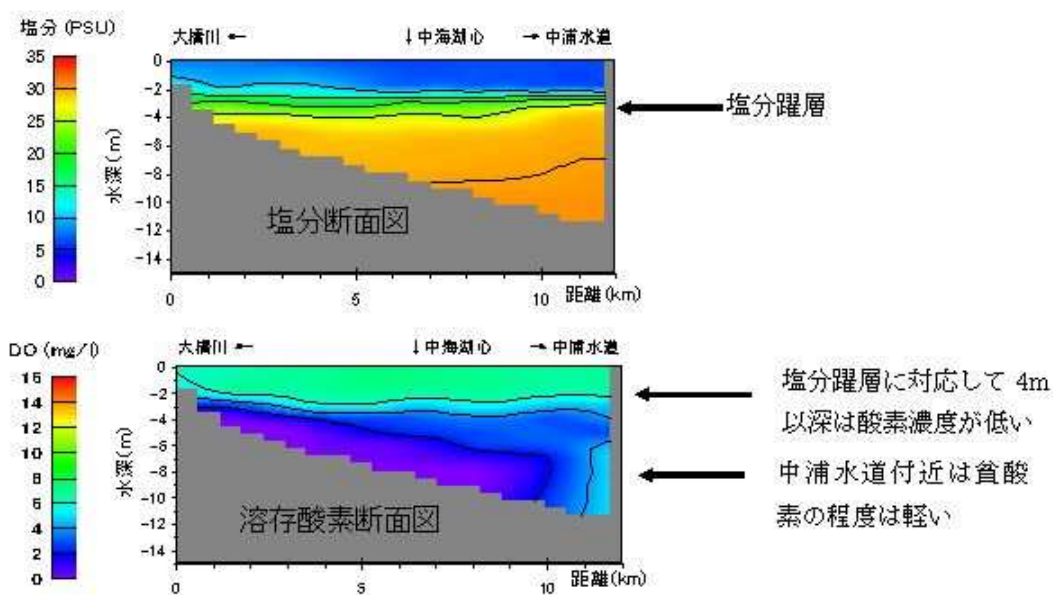


図12 中海における塩分と溶存酸素の断面図

貧酸素水塊の体積が湖の全容積のどの程度を占めているかを以下に示す

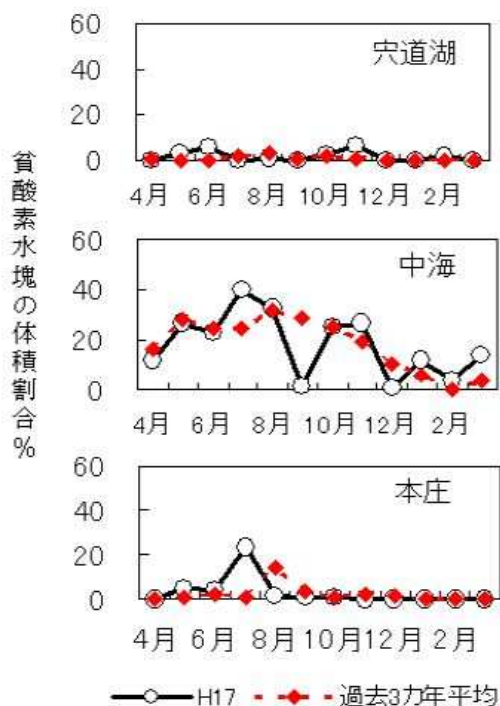


図14 湖容積に占める貧酸素水塊の割合

宍道湖では、夏から秋にかけて貧酸素水塊の体積が増えることがあるが、湖全体に占める割合としては数%程度しかない。

中海では、年によって変動はあるが、5月から11月頃までは貧酸素水塊の体積が20%を越えることが多く、最大で40%程度まで達する。台風などにより大雨が降ったときなどは、斐伊川から酸素を含んだ新鮮な淡水が大量に流れ込むため、一時的に貧酸素化が解消されることもある。

本庄水域では、中海に比べると貧酸素水塊の規模はずっと小さく、10%を越えることは滅多にないが、それでも夏季には30%程度の大規模な貧酸素水塊が発生することがある。

宍道湖と中海は、大橋川によってつながっている。中海は、冬季の一部を除き、安定した塩分躍層が形成されているために、下層では貧酸素水塊の形成がみられるが、大橋川が中海に流入している部分は、かなり浅くなっているために通常は下層の貧酸素水塊が大橋川に入ってくることはない。

しかし、中海の貧酸素水塊は、風などの影響で振動し、浅い所へ這い上がることがあるため、大橋川の浅場を越えて流入して(逆って入ってくる)し、宍道湖まで到達することもある(図15、16)。

大橋川における貧酸素水の遡上は、潮汐、気圧の変動や降雨量などによる宍道湖と中海の水位の差によって影響を受ける。また、貧酸素水の遡上は、大橋川や宍道湖に生息するヤマトシジミなどの底棲生物に大きな影響を与えられている。

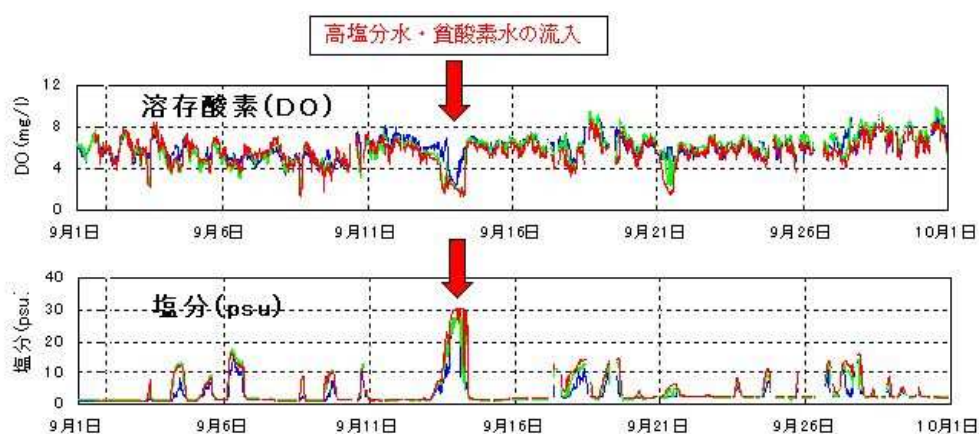


図15大橋川における高塩分水の遡上とそれに伴う溶存酸素量の低下の例(赤い矢印の部分)

※大橋川松江大橋における水質連続観測結果より(2003年9月)

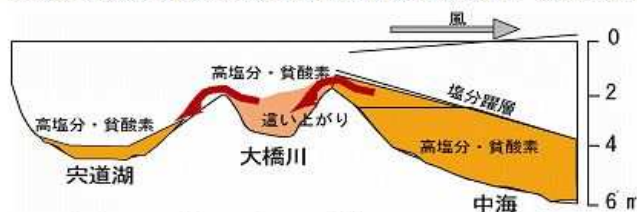


図16中海から大橋川を伝って宍道湖に入ってくる様子

### 【参考 URL】

10) 島根県ホームページ「一般向け解説:宍道湖・中海の湖底貧酸素化現象について」

([http://www.pref.shimane.lg.jp/industry/suisan/shinkou/kawa\\_mizuumi/kaisetu/kaisetu.html](http://www.pref.shimane.lg.jp/industry/suisan/shinkou/kawa_mizuumi/kaisetu/kaisetu.html))

## 6) 酸素消費速度に関する知見

## (1) 予測式に関する研究事例の概要

湖沼の底層溶存酸素量を予測する比較的単純な手法として、富栄養化に係る水質項目や水深を用いた経験的な予測式がある。欧米での研究事例は表 2-5 に示すとおり。

表 2-5(1) 底層溶存酸素量の予測に関する研究事例

Walker(1979) <sup>11)</sup> の研究事例の概要	
文献名	Walker W.W.Jr. (1979) Use of hypolimnetic oxygen depletion rate as a trophic state index for lakes. Water Resources Research, 15(6), 1463-1470.
概要	湖沼の富栄養化状態指標などを用いて、底層溶存酸素量の低下速度を予測する2つの式を提案している。
対象湖沼	アメリカ及びカナダの30湖沼(平均水深0.9~33m、最大水深3.1~76m)
予測に必要な項目	単位面積当たりの底層溶存酸素量の低下速度を予測するには、下記項目が必要。 予測式①: 夏季平均の表層の全磷、クロロフィル a、透明度 予測式②: 上記のほかに湖の平均水深
予測式①	<p>富栄養化状態指標(I)から、底層溶存酸素量の低下速度(<math>\Delta HOD</math>)を予測する。Iは、クロロフィル a、全磷、透明度から求まる指標(それぞれ<math>I_B</math>、<math>I_P</math>、<math>I_T</math>)の平均値として求められる。各指標の式は下記のとおり。</p> <div style="display: flex; justify-content: space-between;"> <div style="width: 60%;"> <math display="block">I_B = 20.0 + 33.2 \log_{10} B</math> <math display="block">I_P = -15.6 + 46.1 \log_{10} P</math> <math display="block">I_T = 75.3 + 44.8 \log_{10}(1/Z_s - 0.08)</math> </div> <div style="width: 35%; border: 1px solid black; padding: 5px;"> <p>B: 表層のクロロフィル a 濃度 (<math>\text{mg m}^{-3}</math>) P: 表層の全磷濃度 (<math>\text{mg m}^{-3}</math>) Z<sub>s</sub>: 透明度 (m) ※いずれも夏季の平均値</p> </div> </div> <p>単位面積当たりの底層溶存酸素量の低下速度 <math>\Delta HOD</math> (<math>\text{g-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}</math>) の予測式は下記のとおり。</p> $\log_{10}(\Delta HOD) = -1.06 + 0.016 I$ <p>文献中で示された予測値の再現性は、予測式②より低い (<math>R^2 = 0.57</math>)。本式の適用は、<u>ある程度深い湖に限られる</u>と考えられる。</p>
予測式②	<p>富栄養化状態指標と平均水深から底層溶存酸素量の低下速度を予測する。底層溶存酸素量の低下速度 <math>\Delta HOD</math> (<math>\text{g-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ day}^{-1}</math>) の予測式は下記のとおり。</p> $\log_{10}(\Delta HOD) = -3.58 + 0.0204 I + 4.55 \log_{10} Z - 2.04 (\log_{10} Z)^2$ <div style="display: flex; justify-content: flex-end; margin-right: 20px;"> <div style="border: 1px solid black; padding: 2px;">Z: 平均水深 (m)</div> </div> <p>文献中で示された予測値の再現性は高い (<math>R^2 = 0.91</math>)。ただし、<u>本式の適用は平均水深およそ 20 m 以下の湖沼に限られる</u>。</p>
補足	底層溶存酸素量が何 $\text{mg/L}$ 低下するかを予測するためには、底層(深層水)の厚さ、成層継続日数などを仮定して計算する必要がある。計算例は後述のとおり。



表 2-5(2) 底層溶存酸素量の予測に関する研究事例

Muller ら(2012) <sup>12)</sup> の研究事例の概要	
文献名	Muller B., Bryant L.D., Matzinger A., Wuest A. (2012) Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes. Environmental Science & Technology, 46, 9964-9971.
概要	<p>「深層水の厚さ」というパラメータを用いて、富栄養湖の底層溶存酸素量及び無機化速度（酸素が存在する条件下では酸素消費速度と同等）を予測する手法を提案している。深層水の厚さと無機化速度の関係は図 r のとおり。</p> <p>図 r 深層水中の無機化速度 (AHM) と平均的な深層水の厚さ (<math>Z_H</math>) の関係</p>
対象湖沼	欧州の 11 の富栄養湖 (最大水深 13~310 m)
予測に必要な項目	水温躍層の水深 (深層水の厚さを求めるのに必要) ※他のパラメータは、富栄養湖に限り推定されている。
予測式	$C(t) = \left( C(0) + F_{\text{red}} \frac{\delta}{D_{O_2}} \right) \cdot \exp\left(-\frac{D_{O_2}}{\delta \cdot Z_H} t\right) - F_{\text{red}} \frac{\delta}{D_{O_2}} \quad \text{for } C(t) \geq 0 \text{ g m}^{-3}$ <div style="border: 1px solid black; padding: 5px; margin: 10px 0;"> <p><math>C(t)</math>: 深層水中の溶存酸素量 (<math>\text{g-O}_2 \text{ m}^{-3}</math>)  <math>C(0)</math>: 成層開始時の深層水中の溶存酸素量 (<math>\text{g-O}_2 \text{ m}^{-3}</math>)  <math>t</math>: 成層継続日数 (d)  <math>F_{\text{red}}</math>: 底質からの還元物質の拡散フラックス (<math>\text{g-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}</math>)  <math>\delta</math>: 水-底質間の拡散境界層の厚さ (m)  <math>D_{O_2}</math>: 酸素の分子拡散係数 (<math>1.08 \times 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}</math>)  <math>Z_H</math>: 平均的な深層水の厚さ (m)</p> </div> <p>欧州の 11 の富栄養湖では、<math>F_{\text{red}} = 0.36 \text{ g-O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}</math>、<math>C(0) = 11 \text{ g m}^{-3}</math>、<math>\delta = 8.2 \times 10^{-4} \text{ m}</math> と推定されている。</p> <p><math>Z_H</math> の求め方に決まった方法は示されていないが、多くの場合は「水温躍層の水深」以深の面積 (<math>A_H</math>) と体積 (<math>V_H</math>) の比として求めている (<math>Z_H = V_H / A_H</math>)。 <math>A_H</math> と <math>V_H</math> は、湖盆図から求められる。</p>

## (2) 国内湖沼（琵琶湖）における予測式の検証

### a) Walker (1979)の予測式の検証

Walker (1979)の予測式を琵琶湖北湖に適用し、予測結果を検証した。検証に使用した水質データの諸元は表 2-6 のとおり。

表 2-6 使用データの諸元

公共用水域水質測定結果(滋賀県)	
調査時期	2005～2017 年度(各年度の 6～8 月)
調査地点	琵琶湖北湖の 28 地点(表層)
調査項目	クロロフィル a、全燐、透明度

まず、底層溶存酸素量の低下速度  $\Delta HOD$  を、表 2-5 の予測式①から推定した。次に、底層溶存酸素量の低下量  $\Delta C(g-O_2 m^{-3})$  を下記の式から推定した。

$$\Delta C = \Delta HOD \Delta t / Z_H$$

$\Delta t$ : 成層継続日数(d)

$Z_H$ : 底層(深層水)の厚さ(m)

ここでは琵琶湖北湖の既存調査結果をもとに、 $\Delta t = 250$  d(4月～12月)とした。底層(深層水)の厚さ  $Z_H$  は、北湖の平均水深(43 m)と水温躍層の水深(20 mと仮定)の差として簡易的に求めた( $Z_H = 23$  m)。

予測式①の琵琶湖北湖への適用結果を表 2-7 に示す。予測は年度ごとに行い、それらの平均±標準偏差を表中に示した。

底層溶存酸素量の低下速度  $\Delta HOD$  は  $0.28 \pm 0.04 g-O_2 m^{-2} d^{-1}$  と予測され、既往文献で報告されている琵琶湖の底泥酸素消費量(Sediment Oxygen Demand, SOD:  $0.17 \sim 0.44 g-O_2 m^{-2} d^{-1}$ )の範囲内であった(表 2-8)。ただし、予測値の妥当性については、水中酸素消費量(Wediment Oxygen Demand, WOD: 表 2-9)も加味した検討が必要である。

表 2-7 Walker (1979)の予測式①の琵琶湖北湖への適用結果

項目	記号	(a) 北湖全域平均のデータを使用	(b) 今津沖中央のデータを使用
富栄養化状態指標	I	$31 \pm 4$	$24 \pm 6$
底層溶存酸素量低下速度 ( $g-O_2 m^{-2} d^{-1}$ )	$\Delta HOD$	$0.28 \pm 0.04$	$0.22 \pm 0.04$
成層期間をとおした 底層溶存酸素量の低下量 ( $g-O_2 m^{-3} d^{-1}$ )	$\Delta C$	$3.0 \pm 0.4$	$2.4 \pm 0.5$

※2005～2017年度の各年度についてI、 $\Delta HOD$ 、 $\Delta C$ を計算し、平均±標準偏差を表中に示した。

底層溶存酸素量の低下量  $\Delta C$  は  $3.0 \pm 0.4 \text{ g-O}_2 \text{ m}^{-3}$  と予測された。底層溶存酸素量の観測値は 4～12 月に平均  $6 \text{ g-O}_2 \text{ m}^{-3}$  程度低下しており、低下量の予測値は観測値より小さかった(図 2-10)。ただし、水温躍層以深の平均的な低下量として比較すると、観測された溶存酸素量の低下量を概ね再現している可能性がある(図 2-11)。

上記の検討には北湖 28 地点の平均水質を用いたが、地点ごとに予測したいケースもありうる。そこで、今津沖中央の水質データを使って計算した結果、表 2-7b に示すように、底層溶存酸素量の低下量が多少小さく予測された。

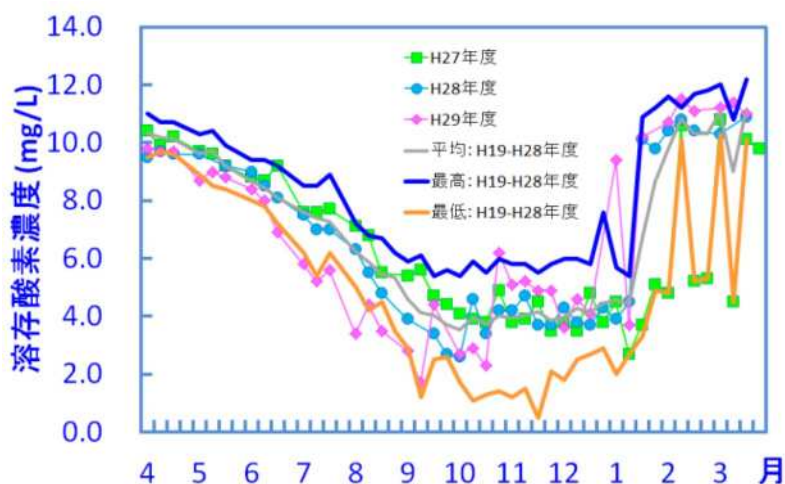


図 2-10 琵琶湖北湖(今津沖中央)における底層溶存酸素量(湖底直上 1 m)の経月変化

出典:琵琶湖環境科学研究センター (2018)<sup>13)</sup>

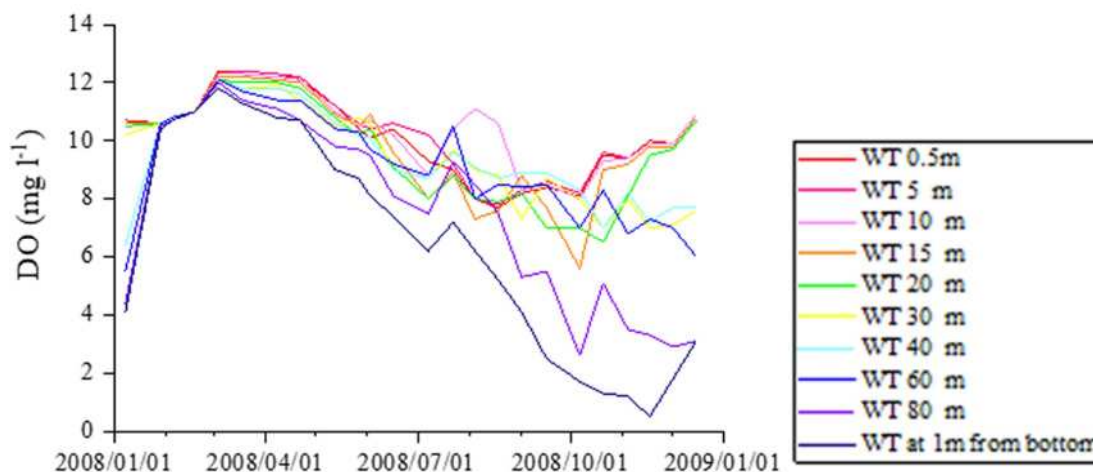


図 2-11 琵琶湖北湖における水深別溶存酸素量の経月変化の例

出典:Fukushima et al. (2019)<sup>14)</sup>

## b) Muller ら(2012)の予測式の検証

Muller ら(2012)の予測式を琵琶湖北湖に適用した。 $Z_H = 23$  m(平均水深 43 m と水温躍層の水深 20 m の差として簡易的に推定)、 $\Delta t = 250$  day(4 月～12 月の 9 カ月間)とし、他のパラメータは Muller ら(2012)の値を用いた。

結果として、成層期間末期の底層溶存酸素量は 0.5 mg/L と予測され、今津沖中央で観測される平均的な値(4 mg/L 程度)より低かった(図 2-12)。これは、Muller ら(2012)のパラメータが富栄養湖のデータから推定されており、琵琶湖北湖に対して適当なパラメータではないことが原因と考えられる。

このように、経験的な予測式は式の構築に用いたデータに依存するため、適用できる水域が一般的に限られる。したがって、経験的な予測式を使用する際には、適用条件について十分に留意する必要がある。

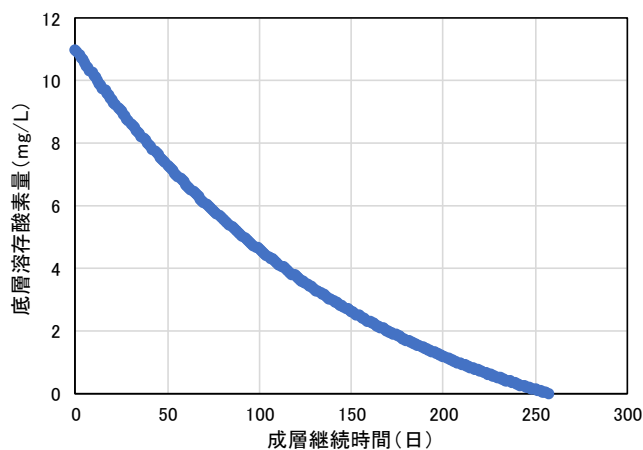


図 2-12 Muller ら(2012)の予測式を琵琶湖北湖に適用した結果

表 2-8 底泥酸素消費量(SOD)の調査事例

文献 No.	著者(発行年)	湖沼	地点	調査時期 または 設定水温	酸素消費速度 ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	算出方法	備考
13	琵琶湖環境科学研究センター(2018)	琵琶湖(北湖)	今津沖中央	5、8、10、 2月	0.20~0.35	室内実験	底泥コア法 (2013~2018年度)
			湖盆中央		0.20~0.35		
15	後藤ほか(2017)	琵琶湖(北湖)	北湖第一湖盆	8、9、11、 1月	0.2~0.3	室内実験	底泥コア法
16	Kawai and Maeda (1984)	琵琶湖	北湖	5~9月	0.08~0.12	室内実験	Biological DO consumption
					0.28~0.32		Chemical DO consumption
			南湖		0.02~0.17		Biological DO consumption
					0.01~0.03		Chemical DO consumption
		River mud	-	-	2.4	文献中で 引用	
		Freshwater lake	-	-	0.35		
		Georgia sublittoral	-	-	2.6		Biological DO consumption
			-	-	2.8		Total DO consumption
		Atlantic slope	-	-	0.017		
		San Diego trough	-	-	0.04		Biological DO consumption
			-	-	0.08		Total DO consumption
		Intertidal salt marsh, Gf	-	-	3.9		
Salt narsh mud, La	-	-	0.45	Biological DO consumption			
	-	-	0.8	Total DO consumption			
Danisj fjjord	-	-	1.2				
17 18	環境省(2011) 環境省(2012)	琵琶湖	湖内4地点	7~10°C	0.37~1.26 (平均0.80)	室内実験	
		宍道湖	湖内3地点	5~25°C	0.32~3.10 (平均1.13)		
		中海	湖内3地点	5~25°C	0.30~2.18 (平均1.95)		
		諏訪湖	湖内5地点	4~22°C	0.51~1.57 (平均0.92)		
19	霜鳥ほか(2015)	霞ヶ浦	湖心	25°C	1.21	室内実験	底泥コア法
		0.3			バイアル法		
		琵琶湖(南湖)	南湖				1.07
20	松永(1982)	木崎湖	深部	5月	0.36	鉛直一次元 モデルによる 解析	
				6月	0.70		
				7月	0.58		

表 2-9 水中酸素消費量(WOD)の調査事例

文献 No.	著者(発行年)	湖沼	地点	調査時期 または 設定水温	酸素消費速度 ( $\text{gO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	算出方法	備考
20	松永(1982)	木崎湖	水温躍層以深 (Hypolimnion)	5月	0.80	鉛直一次元 モデルによる 解析	
				6月	0.64		
				7月	0.42		
21	由水ほか(2013)	琵琶湖	北湖北部	11~2月	1.6	現地試験	ウインクラ法 ※水温躍層以深の厚さを 60mとし、単位を $\text{gO}_2 \text{ L}^{-1} \text{ d}^{-1}$ から $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ に換算した。
				5~6月	0.6		

**【参考文献】**

- 11) Walker W.W.Jr. (1979) Use of hypolimnetic oxygen depletion rate as a trophic state index for lakes. *Water Resources Research*, 15(6), 1463-1470.
- 12) Muller B., Bryant L.D., Matzinger A., Wuest A. (2012) Hypolimnetic oxygen depletion in eutrophic lakes. *Environmental Science & Technology*, 46, 9964-9971.
- 13) 琵琶湖環境科学研究センター (2018) 平成 29 年度 琵琶湖環境科学研究センター研究報告書.
- 14) Fukushima T., Inomata T., Komatsu E., Matsushita B. (2019) Factors explaining the yearly changes in minimum bottom dissolved oxygen concentrations in Lake Biwa, a warm monomictic lake. *Scientific reports*, 9:298.
- 15) 後藤直成ほか (2017) 琵琶湖北湖第一湖盆における底質環境と表層堆積物による溶存酸素消費. *陸水学会誌*, 78, 169-178.
- 16) Akira Kawai, Hiroto Maeda (1984) Oxygen Consumption in the Bottom Water Related with the Production of Sulfides in the Bottom Sediments. *NIPPON SUISAN GAKKAISHI*, Vol. 50, No. 1, pp.119-124.
- 17) 環境省 (2011) 平成 22 年度 下層 DO・透明度を用いた水質環境調査検討業務報告書.
- 18) 環境省 (2012) 平成 23 年度 下層 DO・透明度を用いた水質環境調査検討業務報告書.
- 19) 霜鳥孝一ほか (2015) 湖沼における底泥表層の酸素消費速度. *日本陸水学会第 80 回大会講演要旨集*, pp.124.
- 20) 松永捷司 (1982) The Depletion of Dissolved Oxygen in the Hypolimnion of Lake Kizaki from April to July in 1975. *陸水学雑誌*, Vol. 43, No. 3, pp.164-172.
- 21) 由水千景ほか (2013) 琵琶湖深水層における溶存酸素の分布と消費速度. *日本陸水学会講演要旨集*, R68(0), pp.160.

## 2.1.3 数値モデルを用いた要因解析

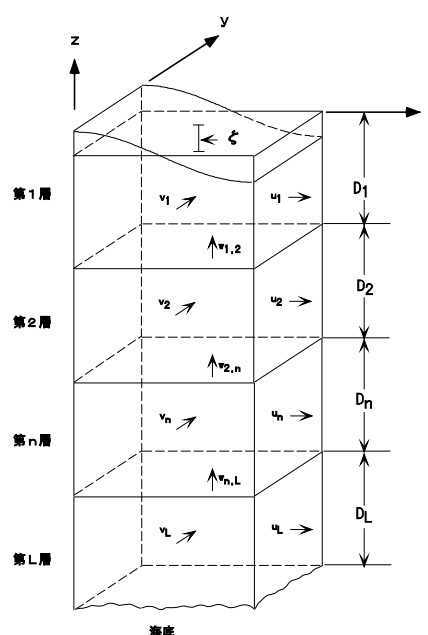
モデルは基本的には 6 つの指定湖沼共通の考え方に基づいて設計し、各湖沼の特徴を反映させた上で現況再現を試みることにより、各湖沼独自の底層溶存酸素量低下に係る検討に結びつけることとした。

### 1) 流動モデルの概要

流動モデルは流体力学の基礎方程式を差分化することにより解く数値モデルで、基本式は、回転系の非圧縮流体を仮定した運動方程式、連続の式及び水温・塩分の保存式であり、ブシネスク近似及び静水圧近似が施されている。

釜房湖、霞ヶ浦、諏訪湖、琵琶湖の計算では、密度変化、河川水の流入、風による吹送流、海面熱収支を考慮可能な、鉛直方向を多層に分割した多層レベルモデルを用いた。多層レベルモデルの概念図及び各変数（流速・水位）の定義点位置を下図に示す。

中海と宍道湖については、汽水湖であることから、外海から塩分水が湖底をつたって湖内に供給され、一方、陸側からは淡水が流入することによって密度成層が形成されることが特徴的である。これを表現するためにシグマ座標モデルを用い、モデルの鉛直座標系に関しては、通常の  $\sigma$  座標を拡張した一般鉛直座標系を採用した。また、潮汐も考慮可能とした。モデルの層分割のイメージを下図に示した。



レベルモデル	$\sigma$ 座標モデル	一般鉛直座標モデル

湖

## 2) 水質モデルの概要

構築したモデルは水質と底質のサブモデルを結合した水質-底質結合生態系モデルとした。各構成要素間の物質輸送を炭素 (C)、窒素 (N)、リン (P)、酸素 (O) を指標元素として算定する物質循環モデルであり、水質と底質の相互作用を考慮したものである。藻場については、光量に応じた栄養塩吸収と酸素放出機能を考慮した。

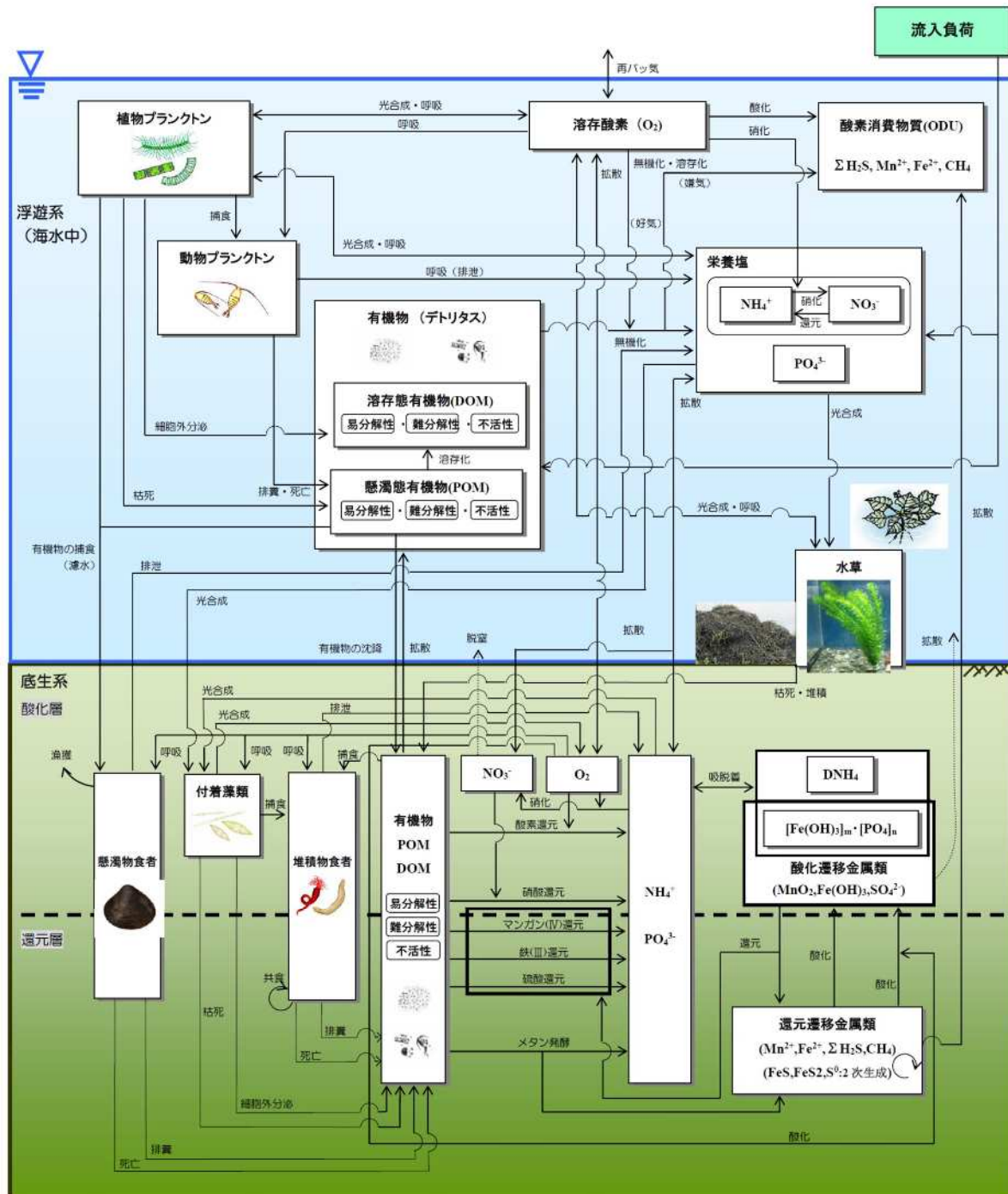


図 2-13 水質-底質結合生態系モデルの概念図



## (1) サブモデルの概要

生態系モデルは水質サブモデル、底質サブモデル、底生生物サブモデルの3つのサブモデルから構成される。水質サブモデルは水中における動・植物プランクトンの生産や有機物や栄養塩の循環を解析するもの（低次生態系）であり、底質サブモデルは底泥内の溶存酸素や栄養塩、マンガン、鉄等の物質循環を解析するもの、底生生物サブモデルは生息環境（水質・底質）に応じた底生生物の代謝活性を解析するものである。底質サブモデルでは水質サブモデルで計算される底泥への有機物の沈降量が境界条件となり、逆に水質サブモデルは底質サブモデルで計算される栄養塩の溶出量や酸素消費量が境界条件となる形で、3つのモデルはそれぞれ相互に作用しあい結合している。

表 2-10 各サブモデルの解析内容と出力項目

サブモデル	解析内容・出力項目
水質予測 サブモデル	解析内容： 低次生態系における物質循環を考慮した水質予測
	出力項目： 植物プランクトン、動物プランクトン、 有機物（デトリタス）、栄養塩類、溶存酸素、 酸素消費物質（ODU） 底泥への懸濁態有機物の沈降量（フラックス）
底質予測 サブモデル	解析内容： 初期続成過程を考慮した底質予測
	出力項目： 有機物、栄養塩類、 マンガン、鉄、硫黄、メタン、溶存酸素 直上水ー底泥間の物質循環量（フラックス）
底生生物予測 サブモデル	解析内容： 底生生物現存量と底生生物が及ぼす物質循環量の予測
	出力項目： 付着藻類、懸濁物食者、堆積物食者、水草類 底生生物による水質に対する物質循環量 底生生物による底質に対する物質循環量

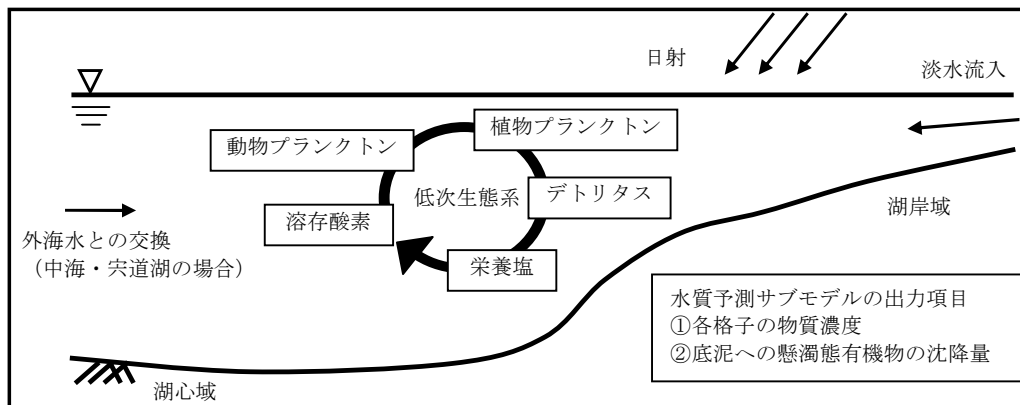


図 2-14 (1) 水質予測サブモデルが解析する主な現象と出力項目

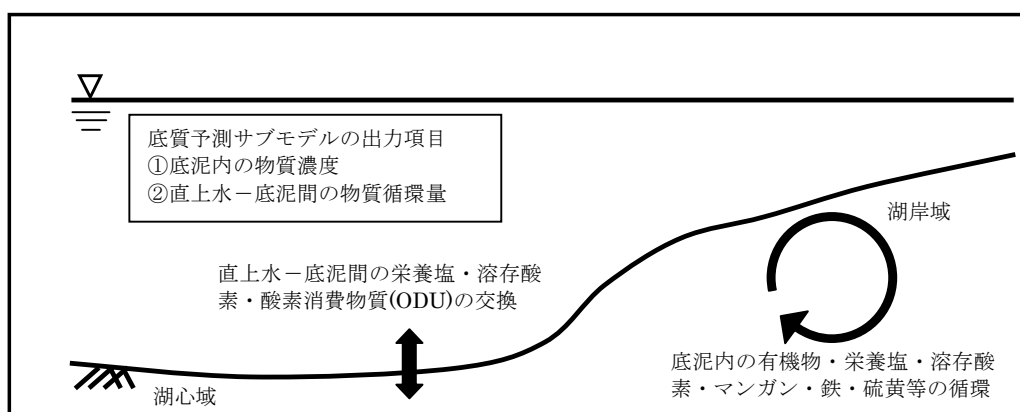


図 2-14(2) 底質予測サブモデルが解析する主な現象と出力項目

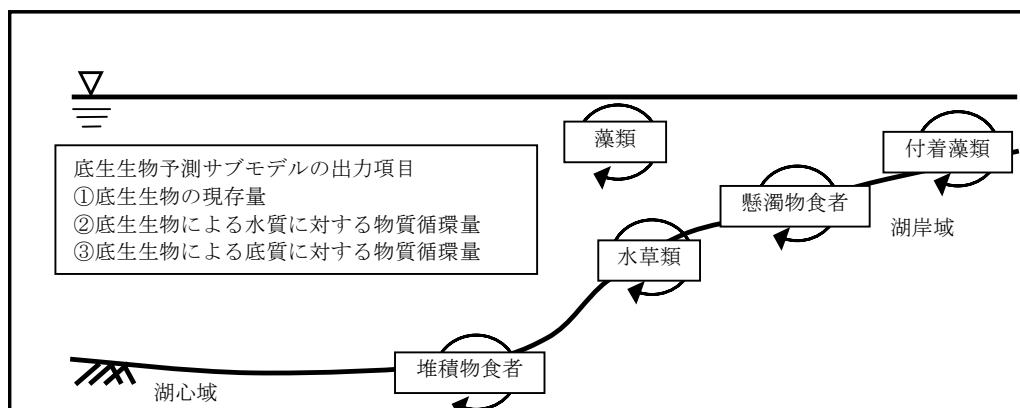


図 2-14(3) 底生生物予測サブモデルが解析する主な現象と出力項目

## (2) モデルの構成要素

水質-底質結合生態系モデルの計算項目を以下に示す。水質の計算項目として、懸濁態有機物を分解速度別に易分解性・難分解性・不活性物質の3種類に区分した。

表 2-11 水質の計算項目

変数名	独立変数	単位
PHY	植物プランクトン濃度	$\mu\text{g/L}$
ZOO	動物プランクトン濃度	mgC/L
DO	溶存酸素濃度	mgO/L
POC <sub>fast</sub>	易分解性の懸濁態有機炭素濃度	mgC/L
POC <sub>slow</sub>	難分解性の懸濁態有機炭素濃度	mgC/L
POC <sub>refractory</sub>	不活性物質の懸濁態有機炭素濃度	mgC/L
DOC	溶存態有機炭素濃度	mgC/L
PON <sub>fast</sub>	易分解性の懸濁態有機窒素濃度	mgN/L
PON <sub>slow</sub>	難分解性の懸濁態有機窒素濃度	mgN/L
PON <sub>refractory</sub>	不活性物質の懸濁態有機窒素濃度	mgN/L
DON	溶存態有機窒素濃度	mgN/L
POP <sub>fast</sub>	易分解性の懸濁態有機リン濃度	mgP/L
POP <sub>slow</sub>	難分解性の懸濁態有機リン濃度	mgP/L
POP <sub>refractory</sub>	不活性物質の懸濁態有機リン濃度	mgP/L
DOP	溶存態有機リン濃度	mgP/L
NH <sub>4</sub> -N	アンモニア態窒素濃度	mgN/L
NO <sub>x</sub> -N	亜硝酸及び硝酸態窒素の合計濃度	mgN/L
PO <sub>4</sub> -P	リン酸態リン濃度	mgP/L
ODU	酸素消費物質濃度 ( $\Sigma\text{H}_2\text{S}$ , $\text{Mn}^{2+}$ , $\text{Fe}^{2+}$ , $\text{CH}_4$ の合計値)	mgO/L

水質サブモデルにおいては、COD、T-N、T-P 濃度は、以下のように独立変数として計算される解析項目の濃度より換算して算出する。

$$\begin{aligned} \text{COD} &= (\text{植物プランクトン PHY}) \times \text{係数 a} + (\text{動物プランクトン ZOO}) \times \text{係数 b} \\ &+ (\text{非生物態 POC}) \times \text{係数 c} + (\text{DOC}) \times \text{係数 d} \\ \text{T-N} &= \text{TON} + \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_x\text{-N} \\ \text{TON} &= \text{植物プランクトン態 N} + \text{動物プランクトン態 N} + \text{非生物態 PON} + \text{DON} \\ \text{T-P} &= \text{TOP} + \text{PO}_4\text{-P} \\ \text{TOP} &= \text{植物プランクトン態 P} + \text{動物プランクトン態 P} + \text{非生物態 POP} + \text{DOP} \end{aligned}$$

表 2-12 底質の計算項目

変数名		独立変数	単位
<i>TOC</i>	固相 + 液相	底泥中の全有機炭素	mgC/g-dry
<i>TON</i>		底泥中の全有機窒素	mgN/g-dry
<i>TOP</i>		底泥中の全有機リン	mgP/g-dry
<i>NH<sub>4</sub>-N</i>	液相	間隙水中のアンモニア態窒素	mgN/L
<i>NO<sub>x</sub>-N</i>		間隙水中の亜硝酸及び硝酸態窒素	mgN/L
<i>PO<sub>4</sub>-P</i>		間隙水中のリン酸態リン	mgP/L
<i>DO</i>		間隙水中の溶存酸素	mgO/L
<i>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></i>		間隙水中の硫酸イオン	mgS/L
<i>Mn<sup>2+</sup></i>		間隙水中の Mn(II)イオン	mgMn/L
<i>Fe<sup>2+</sup></i>		間隙水中の Fe(II)イオン	mgFe/L
<i>ΣH<sub>2</sub>S</i>		間隙水中の ΣH <sub>2</sub> S (=H <sub>2</sub> S+HS <sup>-</sup> )	mgS/L
<i>CH<sub>4</sub></i>		間隙水中のメタン	mgC/L
<i>MnO<sub>2</sub></i>		固相	底泥中の二酸化マンガン
<i>Fe(OH)<sub>3</sub></i>	底泥中の水酸化鉄		mgFe/g-dry
<i>FeS</i>	底泥中の硫化鉄		mgS/g-dry
<i>FeS<sub>2</sub></i>	底泥中の黄鉄鉱		mgS/g-dry
<i>S<sup>0</sup></i>	元素状硫黄		mgS/g-dry
<i>DNH<sub>4</sub><sup>+</sup></i>	吸着態のアンモニア態窒素		mgN/g-dry
<i>DPO<sub>4</sub><sup>-</sup></i>	吸着態のリン酸態リン		mgP/g-dry

表 2-13 底生生物の計算項目

変数名	独立変数	単位
<i>DIA</i>	付着藻類	gC/m <sup>2</sup>
<i>BSF</i>	懸濁物食者	gC/m <sup>2</sup>
<i>BDF</i>	堆積物食者	gC/m <sup>2</sup>
<i>WEED</i>	水草	gC/m <sup>2</sup>

### (3) モデル式

モデルの基本式は以下に示すとおりであり、水平・鉛直方向の移流項、拡散項とそれらを除く生成・消滅項から構成されている。

$$\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S) = \underbrace{-\left(u \frac{\partial}{\partial x}(h \cdot S) + v \frac{\partial}{\partial y}(h \cdot S) + w \frac{\partial}{\partial z}(h \cdot S)\right)}_{\text{移流項}} + \underbrace{\frac{\partial}{\partial x}\left(K_x \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(K_y \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial y}\right) + \frac{\partial}{\partial z}\left(K_z \cdot h \cdot \frac{\partial S}{\partial z}\right)}_{\text{拡散項}} + \underbrace{\left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S)\right)^*}_{\text{生成・消滅項}}$$

ここで、 $S$  : 各構成要素の物質濃度( $\text{gm}^{-3}$ )

$h$  : 層厚(m)

$x, y, z$  :  $x, y$  は右手系の直交座標軸、 $z$  は鉛直上向きを正

$u, v, w$  :  $x, y, z$  方向の流速成分( $\text{ms}^{-1}$ )

$K_x, K_y, K_z$  :  $x, y, z$  方向の渦拡散係数( $\text{m}^2\text{s}^{-1}$ )

$\left(\frac{\partial}{\partial t}(h \cdot S)\right)^*$  : 生成・消滅項 (下記で構成要素毎に説明)

#### 【水質サブモデル】

##### a) 植物プランクトン: PPHY

$$\frac{dPPHY}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{沈降} - \text{被食} \quad (\text{動物プランクトン、懸濁物食者})$$

物質循環過程	主なモデル式
光合成	<p>光合成速度 (<math>PP_1</math>) は、水温 (<math>T</math>)、光量 (<math>I</math>)、栄養塩 (<math>N, P</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $PP_1 = \mu \max_{pphy} \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot f(N, P)$ <p><math>\mu \max_{pphy}</math> : 比光合成速度</p> <p>温度依存項</p> $f(T) = \exp\left(\theta_{pphy} (T - T_{opt})\right)^2 \quad \text{or} \quad f(T) = \exp\left(\theta_{pphy} (T - T_{base})\right)$ <p><math>\theta_{pphy}</math> : 温度係数、<math>T_{opt}</math> : 最適水温、<math>T_{base}</math> : 基準水温</p> <p>光依存項</p> $f(I) = \frac{I_L}{I_{opt_{pphy}}} \cdot \exp\left(1.0 - \frac{I_L}{I_{opt_{pphy}}}\right)$ <p><math>I_{opt_{pphy}}</math> : 最適光量、<math>I_L</math> : 第L層での平均光量</p> <p>ここで、第L層の光量は、以下のとおり、クロフィル a 濃度に応じて、第L層の上端 (<math>h_1</math>) から下端 (<math>h_2</math>) にかけて減衰するものとして設定</p> $I_{h_2} = I_{h_1} \cdot \exp(-k \cdot (h_s - h_1))$

	<p><math>k</math> : 消散係数、<math>h_s</math> : 海表面光量</p> <p>栄養塩依存項</p> <p><math>f(N, P)</math> (栄養塩依存項) については、半飽和型の関数を活用</p> $f(NH_4) = \left[ \frac{PNH_4}{K_{pnh4} + PNH_4} \cdot \left( 1.0 - \exp\left(-\Psi_{pphy} \cdot \frac{PNH_4 \cdot 1000}{14}\right) \right) \right]$ $f(NO_3) = \left[ \frac{PNO_3}{K_{pno3\_pphy} + PNO_3} \cdot \exp\left(-\Psi_{pphy} \cdot \frac{PNH_4 \cdot 1000}{14}\right) \right]$ $f(N) = [f(NH_4) + f(NO_3)], \quad f(P) = \left[ \frac{PPO_4}{K_{ppo4\_pphy} + PPO_4} \right]$ $f(N, P) = \frac{2.0}{\left[ \left( \frac{1}{f(N)} \right) + \left( \frac{1}{f(P)} \right) \right]}$
呼吸	<p>呼吸速度 (<math>PP_3</math>) は水温 (<math>T</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $PP_3 = RES_{pphy} \cdot \exp(Q_{10} R_{pphy} \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>RES_{pphy}</math> : 呼吸速度、<math>Q_{10} R_{pphy}</math> : 温度係数、<math>T_{base}</math> : 基準温度</p>
細胞外分泌	<p>細胞外分泌速度 (<math>PP_2</math>) は、光合成量に対して一定の割合が細胞外分泌するものとして設定</p> $PP_2 = EXC_{pphy} \cdot PP_1$ <p><math>EXC_{pphy}</math> : 細胞外分泌係数</p>
枯死	<p>枯死速度 (<math>PP_4</math>) は水温 (<math>T</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $PP_4 = MORT_{pphy} \cdot \exp(Q_{10} M_{pphy} \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>MORT_{pphy}</math> : 枯死速度、<math>Q_{10} M_{pphy}</math> : 温度係数、<math>T_{base}</math> : 基準温度</p>
沈降	<p>沈降速度 (<math>PP_5</math>) は一定値 (<math>SINK_{pphy}</math>) を設定</p>
被食	<p>被食については、動物プランクトンと懸濁物食者の摂餌を参照</p>

## b) 動物プランクトン:PZOO

$$\frac{dPZOO}{dt} = \text{摂餌} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	<p>摂餌速度 (<math>PZ_1</math>) は、餌濃度 (<math>P</math>) と水温 (<math>T</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $PZ_1 = G_{pzoo} \cdot f(P) \cdot f(T)$ <p><math>G_{pzoo}</math> : 摂餌速度</p> $f(P) = 1 - \exp(\lambda \cdot (P_{min} - PPHY)) \quad (PPHY \geq P_{min})$ <p>Ivlev(1945)の実験式を基に餌料濃度が閾値を下回ると摂餌ができなくなるものとしてモデル化</p> <p><math>\lambda</math> : Ivlev の係数、<math>P_{min}</math> : 摂餌の閾値</p> $f(T) = \exp\left(\theta_{pzoo} \left( \frac{T - T_{opt}}{T - T_{base}} \right)^2\right) \quad \text{or} \quad f(T) = \exp\left(\theta_{pzoo} \left( \frac{T - T_{base}}{T - T_{opt}} \right)^2\right)$ <p><math>\theta_{pzoo}</math> : 温度係数、<math>T_{opt}</math> : 最適水温、<math>T_{base}</math> : 基準水温</p>

呼吸・排泄	呼吸・排泄速度 ( $PZ_3$ ) は水温( $T$ )に依存するものとしてモデル化 $PZ_3 = RESPp_{zoo} \cdot \exp(Q10Rp_{zoo}(T - T_{base}))$ $RESPp_{zoo}$ : 呼吸速度、 $Q10Rp_{zoo}$ : 温度係数、 $T_{base}$ : 基準水温
排糞	排糞速度 ( $PZ_2$ ) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化 $PZ_2 = PZ_1(1 - ASSIp_{zoo})$ $ASSIp_{zoo}$ : 同化係数
死亡	死亡速度 ( $PZ_4$ ) は水温( $T$ )に依存するものとしてモデル化 $PZ_4 = MORTp_{zoo} \cdot \exp(Q10Mp_{zoo} \cdot (T - T_{base}))$ $MORTp_{zoo}$ : 死亡速度、 $Q10Mp_{zoo}$ : 温度係数、 $T_{base}$ : 基準水温

c) 懸濁態有機物:炭素:PPOC, 窒素:PPON, リン:PPOP

$$\frac{dPPOC}{dt} = \text{植物プランクトンの枯死} + \text{動物プランクトンの死亡} + \text{動物プランクトンの排糞} \\ - \text{分解} - \text{沈降} - \text{被食 (動物プランクトン、懸濁物食者)} + \text{流入負荷}$$

d) 溶存態有機物:炭素:PDOC, 窒素:PDON, リン:PDOP

$$\frac{dPDOC}{dt} = \text{植物プランクトンの細胞外分泌} + \text{懸濁態有機物の分解} - \text{無機化} + \text{流入負荷}$$

e) アンモニア態窒素 ( $NH_4-N$ ):PNH4

$$\frac{dPNH4}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、底生植物)} + \text{呼吸 (植物プランクトン、底生植物)} \\ + \text{排泄 (動物プランクトン、ベントス)} + \text{無機化} - \text{硝化} \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷}$$

f) 硝酸態窒素及び亜硝酸態窒素 ( $NO_x-N$ ):PNO<sub>x</sub>

$$\frac{dPNO_x}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、底生植物)} + \text{硝化} \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷}$$

g) リン酸態リン ( $PO_4-P$ ):PPO4

$$\frac{dPPO4}{dt} = -\text{光合成 (植物プランクトン、底生植物)} + \text{呼吸 (植物プランクトン、底生植物)} \\ + \text{排泄 (動物プランクトン、ベントス)} \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷}$$

h) 溶存酸素 (DO):PDO

$$\frac{dPDO}{dt} = \text{光合成 (植物プランクトン、底生植物)} - \text{呼吸 (生物)} - \text{分解} \cdot \text{無機化に伴う酸素消費} \\ \pm \text{底生系との拡散} + \text{流入負荷} \pm \text{大気との交換}$$

## 【底質予測サブモデル】

i) 有機物:炭素:BTOC、窒素:BTON、リン:BTOP

$$\frac{dBTOC}{dt} = \text{排糞 (ベントス)} + \text{死亡 (ベントス)} + \text{枯死 (底生植物)} - \text{被食 (堆積物食者)} - \text{分解} \\ + \text{浮遊系からの沈降 (懸濁態有機物、植物プランクトン)} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

$$\frac{dBDOC}{dt} = \text{付着珪藻の細胞外分泌} + \text{デトリタスの分解} - \text{無機化} \\ \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

j) 間隙水中のアンモニア態窒素 ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ):BNH4

$$\frac{dBNH4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (ベントス)} - \text{光合成 (付着珪藻)} + \text{無機化} - \text{硝化} \pm \text{浮遊系との拡散} \\ \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

k) 間隙水中の硝酸態窒素 ( $\text{NO}_x\text{-N}$ ):BNO<sub>x</sub>

$$\frac{dBNO_x}{dt} = -\text{光合成 (付着珪藻)} + \text{硝化} - \text{脱窒} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散} \\ \pm \text{生物攪乱による移動}$$

l) 間隙水中のリン酸態リン ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ):BPO4

$$\frac{dBPO4}{dt} = \text{呼吸} \cdot \text{排泄 (ベントス)} - \text{光合成 (付着珪藻)} \\ + \text{無機化} \pm \text{吸脱着} \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

m) 間隙水中の溶存酸素 (DO):BDO

$$\frac{dBDO}{dt} = -\text{呼吸 (ベントス)} - \text{分解} \cdot \text{無機化に伴う酸素消費} + \text{光合成 (付着珪藻)} \\ \pm \text{浮遊系との拡散} \pm \text{大気との交換} \pm \text{層間の拡散} \pm \text{生物攪乱による移動}$$



## 【底生生物予測サブモデル】

## n) 付着珪藻:BDIA

付着珪藻に関する物質循環過程は、植物プランクトンに準じて定式化を行った。光合成については表層の有光層のみで行われることから付着珪藻の鉛直分布を仮定し、有光層の現存量を計算して光合成量を算出した。また、栄養塩は、直上水と底質間隙水の両方から摂取するものとし、その比率は再現性も考慮して設定した。

$$\frac{dBDIA}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{被食 (堆積物食者)} \pm \text{生物攪乱による移動}$$

物質循環過程	主なモデル式
光合成	<p>光合成速度 (<math>BD_1</math>) は、泥温 (<math>T</math>)、光量 (<math>I</math>)、直上水と底質間隙水の栄養塩 (<math>PN, PP, BN, BP</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $BD_1 = \mu \max bdia \cdot f(T) \cdot f(I) \cdot [f(PN, PP)(1 - rB_{bdia}) + f(BN, BP) \cdot rB_{bdia}]$ <p><math>\mu \max bdia</math> : 比最大光合成速度</p> <p><math>rB_{bdia}</math> : 浮遊系から摂取した栄養塩の割合</p> $f(T) = \exp(-0.004 \cdot (T - T_{opt\ bdia})^2)$ <p><math>T_{opt\ bdia}</math> : 最適温度</p> $f(I) = \frac{I}{K_{i\ bdia} + I}$ <p><math>K_{i\ bdia}</math> : 光量の半飽和定数</p> <p><math>f(PN, PP)</math>、<math>f(BN, BP)</math> (栄養塩依存項) については、半飽和型の関数を用い、無機態窒素、無機態リンの相対的に濃度が不足する方に支配される現象を再現</p>
呼吸	<p>呼吸速度 (<math>BD_3</math>) は、光合成量に依存する部分と現存量と泥温 (<math>T</math>) に依存する部分 (静止呼吸) からなるものとしてモデル化</p> $BD_3 = ARESbdia \cdot BD_1 + RRESbdia \cdot \exp(Q_{10}Rbdia \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>ARESbdia</math> : 光合成に対応した呼吸の割合</p> <p><math>RRESbdia</math> : 相対的静止排泄速度</p> <p><math>Q_{10}Rbdia</math> : 温度係数</p>
細胞外分泌	<p>細胞外分泌速度 (<math>BD_2</math>) は、光合成量に対して一定の割合が細胞外分泌するものとして設定</p> $BD_2 = EXCbdia \cdot BD_1$ <p><math>EXCbdia</math> : 細胞外分泌の割合</p>
枯死	<p>枯死速度 (<math>BD_4</math>) は、泥温 (<math>T</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $BD_4 = MORTbdia \cdot \exp(Q_{10}Mbdia \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>MORTbdia</math> : 枯死速度</p> <p><math>Q_{10}Mbdia</math> : 温度係数</p>
被食	堆積物食者の摂餌を参照
生物攪乱	底生生物現存量に応じて各層間で物質の混合が生じるものとしてモデル化

## o) 懸濁物食者:BSF

懸濁物食者については、湖沼における代表種としてヤマトシジミを想定しているが、現時点では主にアサリの室内実験値をもとに設定している。

$$\frac{dBSF}{dt} = \text{摂餌 (植物プランクトン、懸濁態有機物)} - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} \\ - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{漁獲} - \text{被食 (堆積物食者)}$$

物質循環過程	モデル式
摂餌	<p>室内試験結果に基づき、摂食速度 (<math>BS_1</math>) が餌濃度 (<math>CONC</math>)、温度 (<math>T</math>) 等に依存する現象をモデル化</p> $BS_1 = V_{bsf} \cdot f(T) \cdot f(CONC) \cdot f(BSF)$ <p><math>V_{bsf}</math> (基準濾水速度) は、個体サイズと濾水速度の関係と観測個体の平均サイズを参考に設定</p> <p>温度依存項 (<math>f(T)</math>) は、アサリの温度と濾水速度の関係を基に 25°C を境に温度係数 (<math>Q10Gbsf</math>) は異なった値を設定</p> $f(T) = \exp(Q10Gbsf \cdot (T - 25))$ <p><math>Q10Gbsf</math> : 温度係数 (0.09 (T&lt;25°C&lt;T) -0.02)</p> <p>餌料濃度依存項 (<math>f(CONC)</math>) は、アサリの餌料濃度と濾水速度の関係を基に設定</p> $f(CONC) = \exp(Q10CONCbsf \cdot (CONC - 0.536))$ <p><math>Q10CONCbsf</math> : 濃度係数 (-1.1 (CONC&lt;0.536mg L<sup>-1</sup>&lt;CONC) -0.3)</p> <p><math>f(BSF)</math> : 懸濁物食者の密度依存項</p> $f(BSF) = \frac{BSF}{BSF + Kbsf}, \quad Kbsf : \text{半飽和定数}(1 \sim 200 [\text{gC m}^{-2}])$
呼吸・排泄	<p>呼吸・排泄速度 (<math>BS_3</math>) は摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化</p> $BS_3 = ARESbsf \cdot BS_1 + RRESbsf \cdot f(T)$ $f(T) = \exp(Q10Rbsf \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>ARESbsf</math> : 摂餌量に対する活動呼吸の割合</p> <p><math>RRESbsf</math> : 静止排泄(呼吸)速度</p> <p><math>Q10Rbsf</math> : 温度係数 (0.15 (T&lt;T<sub>base</sub>&lt;T) 0.08)</p>
排糞	<p>排糞速度 (<math>BS_2</math>) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化</p> $BS_2 = (1 - ASSIbsf) \cdot BS_1, \quad ASSIbsf : \text{同化係数}$
死亡	<p>死亡速度 (<math>BS_4</math>) は自然死亡と溶存酸素濃度の低下によるストレス死によるものとしてモデル化</p> $BS_4 = MORTbsf \cdot \exp(Q10Mbsf \cdot (T - T_{base})) + SMORTbsf \cdot (1 - f(DO))$ <p><math>MORTbsf</math> : 自然死亡速度</p> <p><math>Q10Mbsf</math> : 温度係数</p> <p><math>SMORTbsf</math> : 低酸素化による死亡速度係数</p>
漁獲	漁獲実績から設定
被食	堆積物食者の摂餌を参照

## p) 堆積物食者:BDF

堆積物食者に関する物質循環過程は、盤州干潟（環境省水環境部,2001）等の干潟生態系モデルで用いている考え方に基づいて定式化を行った。

$$\frac{dBDF}{dt} = \text{摂餌 (デトリタス、付着珪藻、堆積物食者、懸濁物食者)} \\ - \text{呼吸} \cdot \text{排泄} - \text{排糞} - \text{死亡} - \text{被食 (堆積物食者、鳥類)}$$

物質循環過程	主なモデル式
摂餌	<p>摂餌速度 (<math>BF_1</math>) は、泥温 (<math>T</math>)、生息密度 (<math>BDF</math>)、餌料密度 (<math>FOODbdf</math>) に依存するものとしてモデル化</p> $BF_1 = G \max bdf \cdot CORWbdf \cdot f(T) \cdot f(BDF) \cdot f(FOODbdf)$ <p><math>G \max bdf</math> : 摂餌速度</p> $f(T) = \exp(Q10Gbdf \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>Q10Gbdf</math> : 温度係数</p> $f(BDF) = \frac{BDF}{BDF + Kbdf}$ <p><math>Kbdf</math> : 半飽和定数 (5.0~20.0[gC m<sup>-2</sup>])</p> <p><math>f(FOODbdf)</math> は、半飽和型の関数でモデル化</p>
呼吸・排泄	<p>呼吸・排泄速度 (<math>BF_3</math>) は摂食量に依存する活動呼吸と現存量に依存する静止呼吸からなるものとしてモデル化</p> $BF_3 = ARESbdf \cdot BF_1 + RRESbdf \cdot \exp(Q10Rbdf \cdot (T - T_{base}))$ <p><math>ARESbdf</math> : 摂餌量に対する活動呼吸の割合</p> <p><math>RRESbdf</math> : 静止排泄 (呼吸) 速度</p> <p><math>Q10Rbdf</math> : 静止呼吸 (排泄) 速度の温度係数</p>
排糞	<p>排糞速度 (<math>BF_2</math>) は摂餌量のうち同化されずに排泄される割合としてモデル化</p> $BF_2 = (1 - ASSIbdf) \cdot BF_1$ <p><math>ASSIbdf</math> : 同化係数</p>
死亡	<p>死亡速度 (<math>BF_4</math>) は、自然死亡速度と溶存酸素濃度(DO)の低下によるストレス死によるものとしてモデル化</p> $BF_4 = MORTbdf \cdot \exp(Q10Mbdf \cdot (T - T_{base})) + SMORTbdf \cdot (1 - f(DO))$ <p><math>MORTbdf</math> : 自然死亡速度</p> <p><math>Q10Mbdf</math> : 温度係数</p> <p><math>SMORTbdf</math> : 低酸素化による死亡速度係数</p>
被食	被食については、堆積物食者の摂餌及び鳥類による採餌を考慮

## q) 水草:WEED

$$\frac{dWEED}{dt} = \text{光合成} - \text{呼吸} - \text{細胞外分泌} - \text{枯死} - \text{除去}$$

## (4) パラメータ

## a) 水質予測サブモデルパラメータ

計算に用いた水質予測サブモデルの生化学パラメータを表 2-14 に示す。

表 2-14 (1) 植物プランクトンに関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
■植物プランクトン			
比光合成速度(0°C)	1/day	(釜房湖)2.4(16°C) (霞ヶ浦(以下'霞'と表記)) 3.6(16°C) (諏訪湖)3.6(22°C) (琵琶湖)2.0(16°C) (中海・宍道湖)2.0(0°C)	M
光合成に関する温度係数	-	-0.004 (中海・宍道湖)0.0633	M (1)
呼吸速度(0°C)	1/day	0.01	(10)
呼吸に関する温度係数	-	0.0524	(4)
枯死速度(0°C)	1/day	0.01	(10)
枯死に関する温度係数	-	0.0693	(4)
光合成に対するリン酸態リンの半飽和値	mg/L	(釜房・諏訪湖・琵琶湖)0.001 (霞・中海・宍道湖)0.003	M (2)
光合成に対するアンモニア態窒素の半飽和値	mg/L	(釜房・諏訪湖・琵琶湖)0.002 (霞・中海・宍道湖)0.042	M (10)
光合成に対する硝酸態窒素の半飽和値	mg/L	(釜房・諏訪湖・琵琶湖)0.002 (霞・中海・宍道湖)0.042	M (10)
光合成量に対する分泌の割合	-	0.12	(3)
最適光量	MJ/m <sup>2</sup> / day	8.56	(2)
消散係数	-	(釜房) $0.0088*Chla+0.54*Chla^{2/3}+0.04$ (霞・諏訪湖) $0.0275*Chla+0.4105$ (琵琶湖) $0.0088*Chla+0.54*Chla^{2/3}+0.10$ (中海・宍道湖) $0.003+0.396*(PHYC*2+POC)*$ $1.3+DOC*2.0$	(10) M
炭素/クロロフィル a 比	-	47.6	(2)
植物プランクトン中の易分解性有機物の割合	-	0.90	(10)
沈降速度	m/day	0.1 (琵琶湖)0.3	M

M はモデルチューニングを示す。

表 2-14(2) 動物プランクトンに関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
■動物プランクトン			
最大摂餌速度(0°C)	1/day	0.18	(9)
摂餌に関する温度係数	-	0.0693	(2)
摂餌の閾値	mg/L	0.1	(6)
Ivlev 定数	L/mgC	5.0	(6)
同化係数	-	0.7	(2)
呼吸速度(0°C)	1/day	0.01	(10)
呼吸に関する温度係数	-	0.0524	(10)
死亡速度(0°C)	1/day	0.045	(10)
死亡に関する温度係数	-	0.0693	(2)

M はモデルチューニングを示す。

表 2-14(3) 懸濁態有機物に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
■懸濁態有機物			
POC <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.010 (霞・中海・宍道湖) 0.040	M (10)
POC <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.003	M (10)
POC <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
POC の分解に関する温度係数	-	0.07	(10)
PON <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.01 (霞・中海・宍道湖) 0.040	M (10)
PON <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.003	M (10)
PON <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
PON の分解に関する温度係数	-	0.07	(10)
POP <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.01 (霞・中海・宍道湖) 0.040	M (10)
POP <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.003	M (10)
POP <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
POP の分解に関する温度係数	-	0.07	(10)
POM の沈降速度	m/day	0.3	M

M はモデルチューニングを示す。

表 2-14(4) 溶存態有機物に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
■ 溶存態有機物			
DOC <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.01 (霞・中海・宍道湖) 0.02	M (10)
DOC <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.002	M (10)
DOC <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
DOC の分解に関する温度係数	-	0.0693	(4)
DON <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.01 (霞・中海・宍道湖) 0.02	M (10)
DON <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.002	M (10)
DON <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
DON の分解に関する温度係数	-	0.0693	(4)
DOP <sub>fast</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.01 (霞・中海・宍道湖) 0.02	M (10)
DOP <sub>slow</sub> の分解速度(0°C)	1/day	(釜房・諏訪湖・琵琶湖) 0.001 (霞・中海・宍道湖) 0.002	M (10)
DOP <sub>refractory</sub> の分解速度(0°C)	1/day	0.000	(10)
DOP の分解に関する温度係数	-	0.0693	(4)
懸濁態有機炭素の分解・無機化量に対する 溶存化の割合	-	0.25	(4)
懸濁態有機窒素の分解・無機化量に対する 溶存化の割合	-	0.25	(4)
懸濁態有機リンの分解・無機化量に対する 溶存化の割合	-	0.25	(4)

M はモデルチューニングを示す。

表 2-14(5) 溶存酸素に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
■ 溶存酸素			
植物プランクトンの OC 比(重量比)	-	3.42	(2)
動物プランクトンの OC 比(重量比)	-	3.51	(2)
懸濁態有機物の好氣的分解・無機化に対する溶存酸素の半飽和値	mg/L	0.099	(7)
溶存態有機物の好氣的分解・無機化に対する溶存酸素の半飽和値	mg/L	0.099	(7)
ODU の酸化速度	1/day	135.0	(8)
再ばっ気速度	m/day	0.45	M

M はモデルチューニングを示す。

表 2-14(6) その他のパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
植物プランクトンの CN 比(重量)	-	6.1	(2)
動物プランクトンの CN 比(重量)	-	5.4	(2)
植物プランクトンの NP 比(重量)	-	6.6	(10)
動物プランクトンの NP 比(重量)	-	8.5	(2)
最大硝化速度(0°C)	1/day	0.003	M
硝化に関する温度係数	-	0.0693	M
硝化に対する溶存酸素の半飽和値	mg/L	0.5	M

M はモデルチューニングを示す。

## b) 底質予測サブモデルパラメータ

計算に用いた底質予測サブモデルの生化学パラメータを表 2-15 に示す。

表 2-15 (1) 底質予測に用いた生化学パラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
易分解性有機態炭素の分解速度定数 (i=1) (0°C)	1/h	0.000500	(15)
難分解性有機態炭素の分解速度定数 (i=2) (0°C)	1/h	0.00001710	(14)
不活性有機態炭素の分解速度定数 (i=3) (0°C)	1/h	0.00000007	(14)
易分解性有機態窒素の分解速度定数 (i=1) (0°C)	1/h	0.000500	(15)
難分解性有機態窒素の分解速度定数 (i=2) (0°C)	1/h	0.00001820	(14)
不活性有機態窒素の分解速度定数 (i=3) (0°C)	1/h	0.00000025	(14)
易分解性有機態リンの分解速度定数 (i=1) (0°C)	1/h	0.000500	(15)
難分解性有機態リンの分解速度定数 (i=2) (0°C)	1/h	0.00005000	(10)
不活性有機態リンの分解速度定数 (i=3) (0°C)	1/h	0.00000050	(10)
微生物の温度係数	-	0.0693	(15)
酸素還元に対する O <sub>2</sub> の半飽和値	mgO/L	0.099	(12)
硝酸還元に対する NO <sub>3</sub> の半飽和値	mgN/L	0.420	(12)
マンガン還元に対する MnO <sub>2</sub> の半飽和値	mgMn/L	274.7	(12)
鉄還元に関する Fe(OH) <sub>3</sub> の半飽和値	mgFe/L	698.1	(12)
硫酸還元に対する SO <sub>4</sub> の半飽和値	mgS/L	51.9	(12)
酸素還元以外の無機化に対する O <sub>2</sub> の半飽和値	mgO/L	0.256	(12)
硝酸還元以外の無機化に対する NO <sub>3</sub> の半飽和値	mgN/L	0.140	(12)
マンガン還元以外の無機化に対する MnO <sub>2</sub> の半飽和値	mgMn/L	274.7	(12)
鉄還元以外の無機化に対する Fe(OH) <sub>3</sub> の半飽和値	mgFe/L	698.1	(12)
硫酸還元以外の無機化に対する SO <sub>4</sub> の半飽和値	mgS/L	32.1	(12)
脱窒効率	-	0.1	M
硝化速度 (0°C)	1/h	0.003	(15)
硝化に対する O <sub>2</sub> の半飽和値	mgO/L	0.032	(15)
Fe(OH) <sub>3</sub> に吸着する PO <sub>4</sub> のモル比	-	0.55	(16)

M はモデルチューニングを示す。



表 2-15(2) 底質予測に用いた生化学パラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
O <sub>2</sub> によるMn <sup>2+</sup> の酸化速度	L/mgO/h	1.6875	(13)
O <sub>2</sub> によるFe <sup>2+</sup> の酸化速度	L/mgO/h	56.2500	(13)
O <sub>2</sub> によるFeSの酸化速度	L/mgO/h	0.0675	(13)
O <sub>2</sub> によるFeS <sub>2</sub> の酸化速度	L/mgO/h	0.0018	(13)
O <sub>2</sub> によるΣH <sub>2</sub> Sの酸化速度	L/mgO/h	5.6250	(13)
O <sub>2</sub> によるCH <sub>4</sub> の酸化速度	L/mgO/h	35.6771	(12)
MnO <sub>2</sub> によるFe <sup>2+</sup> の酸化速度	L/mgMn/h	0.0011	(13)
MnO <sub>2</sub> によるΣH <sub>2</sub> Sの酸化速度	L/mgMn/h	0.0002	(13)
Fe(OH) <sub>3</sub> によるΣH <sub>2</sub> Sの酸化速度	L/mgS/h	0.0013	(13)
SO <sub>4</sub> によるCH <sub>4</sub> の酸化速度	L/mgC/h	0.0001	(13)
FeSの沈殿速度	L/mgS/h	1.302	(10)
FeSの溶解速度	1/year	1.0	(12)
FeSの飽和濃度	μ M	6310	(12)
FeSとH <sub>2</sub> Sの反応速度(沈殿作用)	L/mgS/h	0.00001	(12)
FeSとS <sup>0</sup> の反応速度(沈殿作用)	L/mgS/h	0.3369	(12)
S <sup>0</sup> の水和速度	1/day	0.00003	(10)
S <sup>0</sup> の水和を抑制するH <sub>2</sub> S濃度	mgS/L	0.320	(13)

Mはモデルチューニングを示す。

表 2-15(3) 底質予測に用いた溶存物質の拡散係数

パラメータ	単位	値	参考文献
NO <sub>3</sub> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.845	(11)
NO <sub>3</sub> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0336	(11)
NH <sub>4</sub> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.847	(11)
NH <sub>4</sub> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0336	(11)
O <sub>2</sub> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.955	(11)
O <sub>2</sub> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0386	(11)
PO <sub>4</sub> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.226	(17)
PO <sub>4</sub> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0124	(17)
SO <sub>4</sub> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.422	(12)
SO <sub>4</sub> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day	0.0200	(12)
Mn <sup>2+</sup> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.296	(12)
Mn <sup>2+</sup> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0124	(12)
Fe <sup>2+</sup> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.286	(12)
Fe <sup>2+</sup> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0130	(12)
HS <sup>-</sup> の分子拡散係数(0°C)	cm <sup>2</sup> /day	0.899	(12)
HS <sup>-</sup> の分子拡散係数に関する温度係数	cm <sup>2</sup> /day/°C	0.0236	(12)

Mはモデルチューニングを示す。

## c) 底生生物予測サブモデルパラメータ

計算に用いる底生生物予測サブモデルの生化学パラメータを表 2-16 に示す。

表 2-16(1) 付着藻類に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
最大成長速度	1/day	0.90	(18)
最適水温	°C	16.0	(18)
最適日射量	MJ/m <sup>2</sup> /day	4.23	(18)
底泥内での日射の減数係数	1/cm	5.0	(10)
日射に対する自己遮蔽係数	mgC/g-dry	0.2	(10)
栄養塩のとりこみに対する窒素の半飽和定数	mg/L	0.042	(18)
栄養塩のとりこみに対するリンの半飽和定数	mg/L	0.004	(18)
光合成に占める呼吸の割合	-	0.10	(10)
相対静止排泄速度	1/day	0.01	(18)
相対静止呼吸に関する温度係数	-	0.0742	(18)
相対静止呼吸に対する基準温度	°C	20.0	(18)
光合成に占める細胞外分泌の割合	-	0.43	(21)
枯死速度	1/day	0.010	(21)
枯死に関する温度係数	-	0.0693	(18)
枯死に対する基準温度	°C	20.0	(18)
バイオマスの CN 比 (重量比)	-	5.7	(18)
バイオマスの CP 比 (重量比)	-	57.57	(18)
バイオマスの OC 比 (重量比)	-	3.42	(18)
バイオマス中の易分解性有機物の割合	-	1.00	(10)

M はモデルチューニングを示す。

表 2-16(2) 懸濁物食者に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
濾水速度 (20℃)	L/ind/h	1.0	(22)
重量	g/ind	10	(22)
生息密度に対する半飽和定数	gC/m <sup>3</sup>	80.0	(10)
濾水に対する温度係数	-	0.0693	M
濾水に対する基準温度	℃	20.0	(18)
最大濾水係数	1/day	0.03	(20),M
同化効率	-	0.45	M
濾水に伴う呼吸の割合	-	0.214	(21)
相対静止排泄速度	1/day	0.008	M
相対静止呼吸に関する温度係数	-	0.1135(<26.2℃) -0.1570(>26.2℃)	(18)
相対静止呼吸に対する基準温度	℃	26.2	(18)
自然死亡速度	1/day	0.001	(18)
貧酸素による死亡速度	1/day	0.2	M
自然死亡に関する温度係数	-	0.0693	(18)
自然死亡に対する基準温度	℃	20.0	(18)
必須溶存酸素量	mg/L	2.0	(21)
バイオマスの CN 比 (重量比)	-	4.38	(18)
バイオマスの CP 比 (重量比)	-	31.536	(18)
バイオマスの OC 比 (重量比)	-	3.00	M
バイオマス中の易分解性有機物の割合	-	0.90	M

M はモデルチューニングを示す。

表 2-16(3) 堆積物食者に関するパラメータ

パラメータ	単位	値	参考文献
最大摂食速度	1/day	0.14	M
摂餌に関する温度係数	-	0.0405	(18)
摂餌に対する基準温度	°C	20.0	(18)
生息密度に対する半飽和値	gC/m <sup>2</sup>	5.0	M
共食いに対する嗜好係数	-	0.01	M
同化効率	-	0.55	M,(21)
摂食に伴う呼吸の割合	-	0.20	M
相対静止排泄速度	1/day	0.008	(18)
相対静止呼吸に関する温度係数	-	20.0	(18)
相対静止呼吸に対する基準温度	°C	0.0742	(18)
自然死亡速度	1/day	0.008	M
自然死亡に関する温度係数	-	0.0693	(18)
自然死亡に対する基準温度	°C	20.0	(18)
貧酸素による死亡速度	1/day	0.2	M
必須溶存酸素量	mg/L	2.0	(21)
バイオマスの CN 比 (重量比)	-	4.53	(18)
バイオマスの CP 比 (重量比)	-	32.616	(18)
バイオマスの OC 比 (重量比)	-	3.00	M
バイオマス中の易分解性有機物の割合	-	0.90	M

M はモデルチューニングを示す。

### 3) 水質モデルの現況再現性の確認

#### (1) 評価方法

構築したシミュレーションモデルによる 6 湖沼の現況計算の妥当性を検証するため、計算値（予測値）と実測値の類似性を示す 3 種類の方法で評価を行った。

##### a) 相関係数 R

2 変量の間類似性(関係性)を表す基本的な指標として、相関係数(Correlation Coefficient)がある。これは次式で定義される。予測と観測の基準値からの偏差の相関を示し、基準値からの偏差の増減のパターンが完全に一致している場合には最大値の 1 をとり、相関がまったくない場合には 0 をとり、逆に完全にパターンが反転している場合には最小値の -1 をとる。

データ個数を  $N$  個、そのうち  $i$  番目の観測値を  $O_i$  とし、 $O_i$  に対応する予測値  $P_i$  とする。観測値、予測値の平均値をそれぞれ

$$\bar{O} \left( = \frac{1}{N} \sum O_i \right), \bar{P} \left( = \frac{1}{N} \sum P_i \right) \text{ とおく。}$$

$$R = \frac{\sum (O_i - \bar{O})(P_i - \bar{P})}{\sqrt{\sum (O_i - \bar{O})^2} \sqrt{\sum (P_i - \bar{P})^2}}$$

##### b) 2 乗平均平方根誤差

予測誤差を表す基本的な指標として、2 乗平均平方根誤差 (RMSE: Root Mean Square Error) がある。これは次式で定義される。最小値の 0 に近いほど予測が観測値に近いことを示す。

$$MSE = \frac{1}{N} \sum (O_i - P_i)^2$$

$$RMSE = \sqrt{MSE} = \sqrt{\frac{1}{N} \sum (O_i - P_i)^2}$$

##### c) スキルスコア

スキルスコア (Skill Score) はランダム予測による適中を除いて評価する指標で、幾つかの種類がある。例えば、下記の 3×3 の分割表に、観測および予測計算において現象 1、2、3 が発生した回数を整理したとする。例えば、観測において現象 1 が発生 ( $O_1$ ) し、かつ予測結果においても現象 1 が発生 ( $F_1$ ) した回数を  $F_1O_1$  とおく。

		観測			
		$O_1$	$O_2$	$O_3$	合計
予測	$F_1$	$F_1 O_1$	$F_1 O_2$	$F_1 O_3$	$F_1 \sum_{i=1}^3 O_i$
	$F_2$	$F_2 O_1$	$F_2 O_2$	$F_2 O_3$	$F_2 \sum_{i=1}^3 O_i$
	$F_3$	$F_3 O_1$	$F_3 O_2$	$F_3 O_3$	$F_3 \sum_{i=1}^3 O_i$
	合計	$O_1 \sum_{i=1}^3 F_i$	$O_2 \sum_{i=1}^3 F_i$	$O_3 \sum_{i=1}^3 F_i$	$N$

このとき、次式で定義される。

$$Skill\ Score = \frac{F_1 O_1 + F_2 O_2 + F_3 O_3 - Sc}{N - Sc}$$

ここで、

$$N = \sum_{i=1}^3 \sum_{j=1}^3 F_i O_j$$

$$Sc = \frac{1}{N} \sum_{j=1}^3 \left\{ \left( F_j \sum_{i=1}^3 O_i \right) \times \left( O_j \sum_{i=1}^3 F_i \right) \right\}$$

## (2) 計算結果

### a) 釜房湖

釜房湖について 2009～2011 年度の気象、流量、負荷量、放流、曝気装置運転条件を用いて流動および水質計算を行った。図 2-15 に 2010 年度の貯水位とダムサイト(環境基準点)上中下層の水温及び DO 濃度の連続観測値と計算結果の重ね描きを示す。これによると、いずれの項目も連続観測値と計算結果は良い合致を示している。

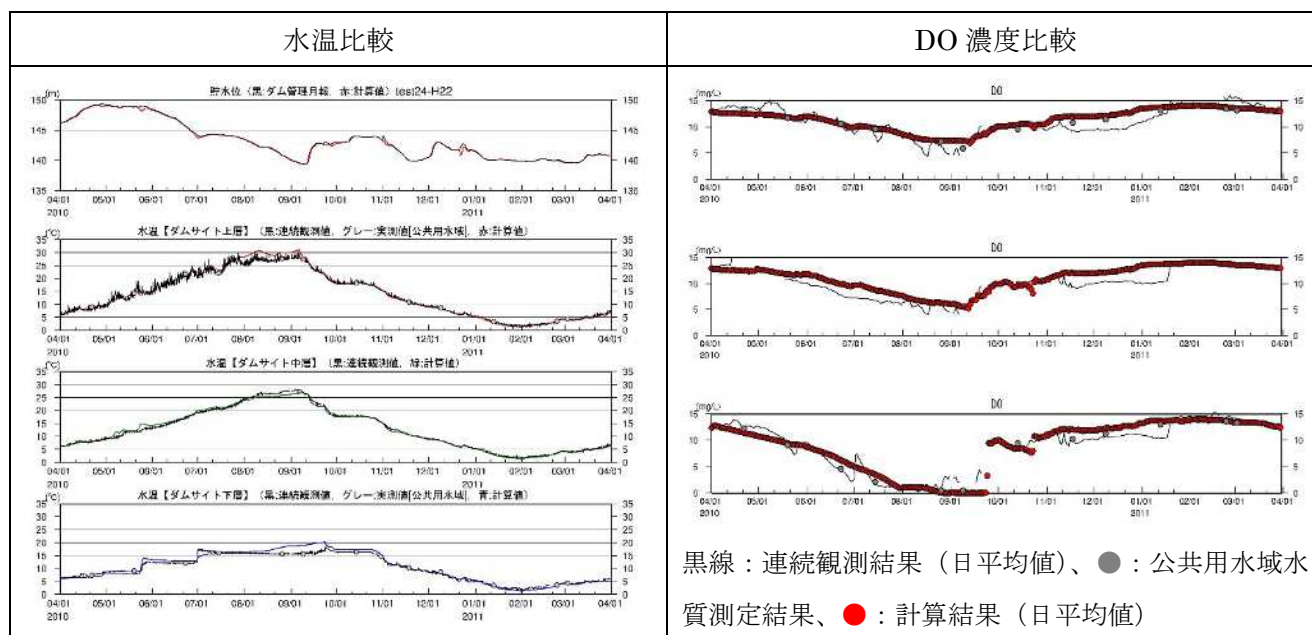


図 2-15 釜房湖の計算結果(ダムサイト、2010 年)

## b) 霞ヶ浦

霞ヶ浦について 2010～2012 年度の気象、流量、負荷量条件を用いて流動および水質計算を行った。図 2-16 に 2011 年の西浦の湖心、麻生沖における水温の実測値と計算結果の重ね描き、及び西浦湖心と北浦釜谷沖中層の DO の連続観測値と上中下層の実測値の重ね描きを示す。これによると、いずれの項目も実測値と計算結果は良い合致を示している。

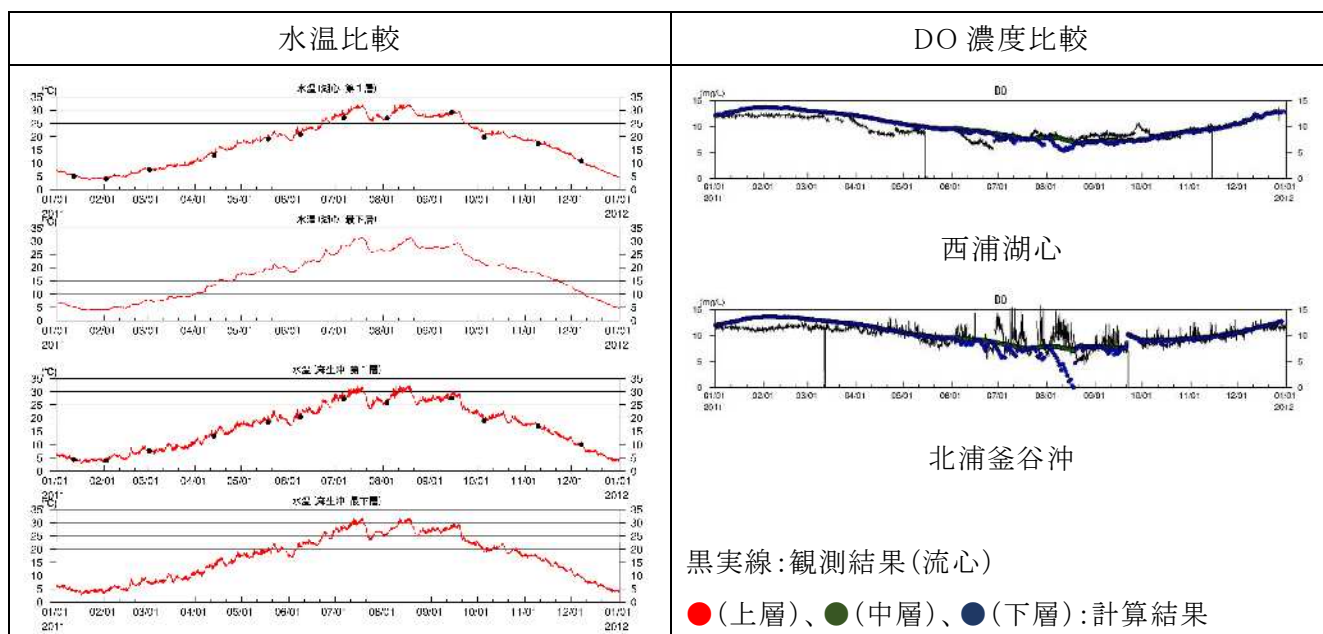


図 2-16 霞ヶ浦の計算結果(2011 年)

## c) 諏訪湖

諏訪湖について 2010～2012 年の気象、流量、負荷量、ヒシ分布条件を用いて流動および水質計算を行った。図 2-17 に 2011 年の湖心における水温の連続観測値と計算結果の重ね描き、湖心底層の DO の連続観測値と計算結果と重ね描き、及び公共用水域水質測定結果と計算結果の重ね描きを示した。これによると、いずれの項目も実測値と計算結果は良い合致を示している。

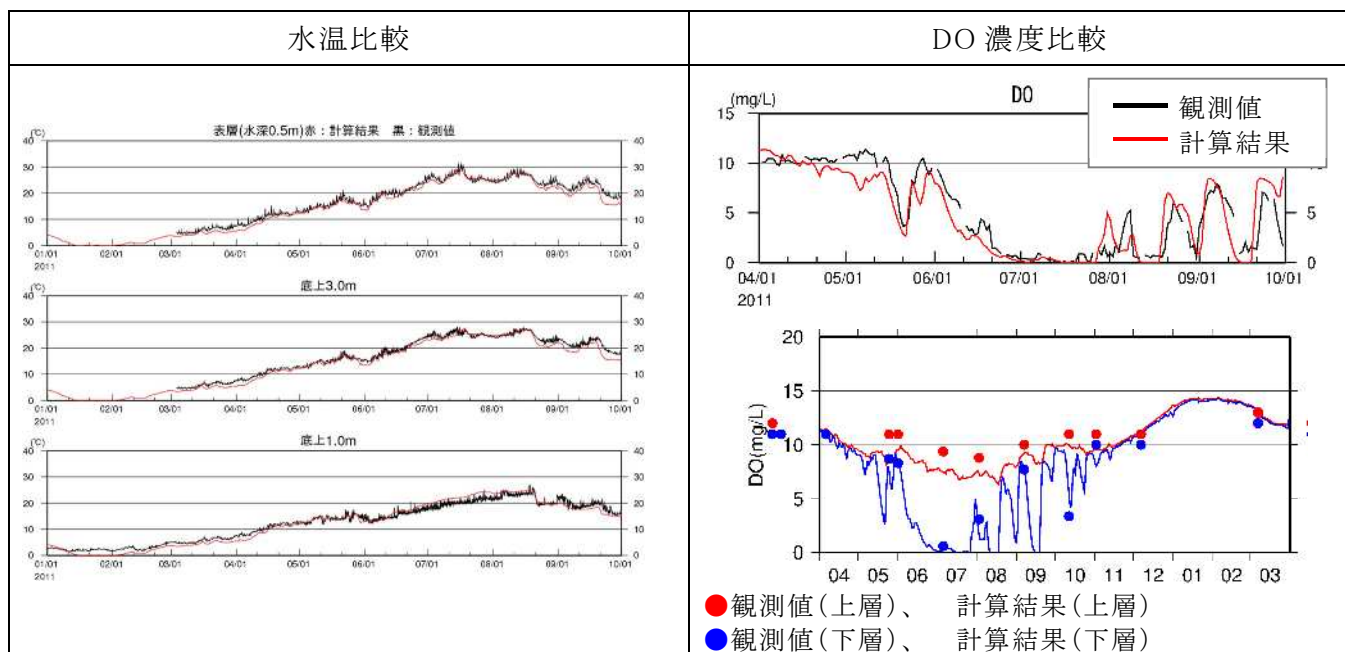


図 2-17 諏訪湖の計算結果(2011年)

d) 琵琶湖

琵琶湖について 2007~2010 年の気象、流量、負荷量条件を用いて流動および水質計算を行った。図 2-18 に 2007~2009 年の北湖の今津沖中央と南湖の雄琴沖中央における表層水温の計算結果と実測値の重ね描きと南比良沖中央における水温の鉛直分布の比較、及び、表層と底層の DO の観測値と計算結果の重ね描きを示す。

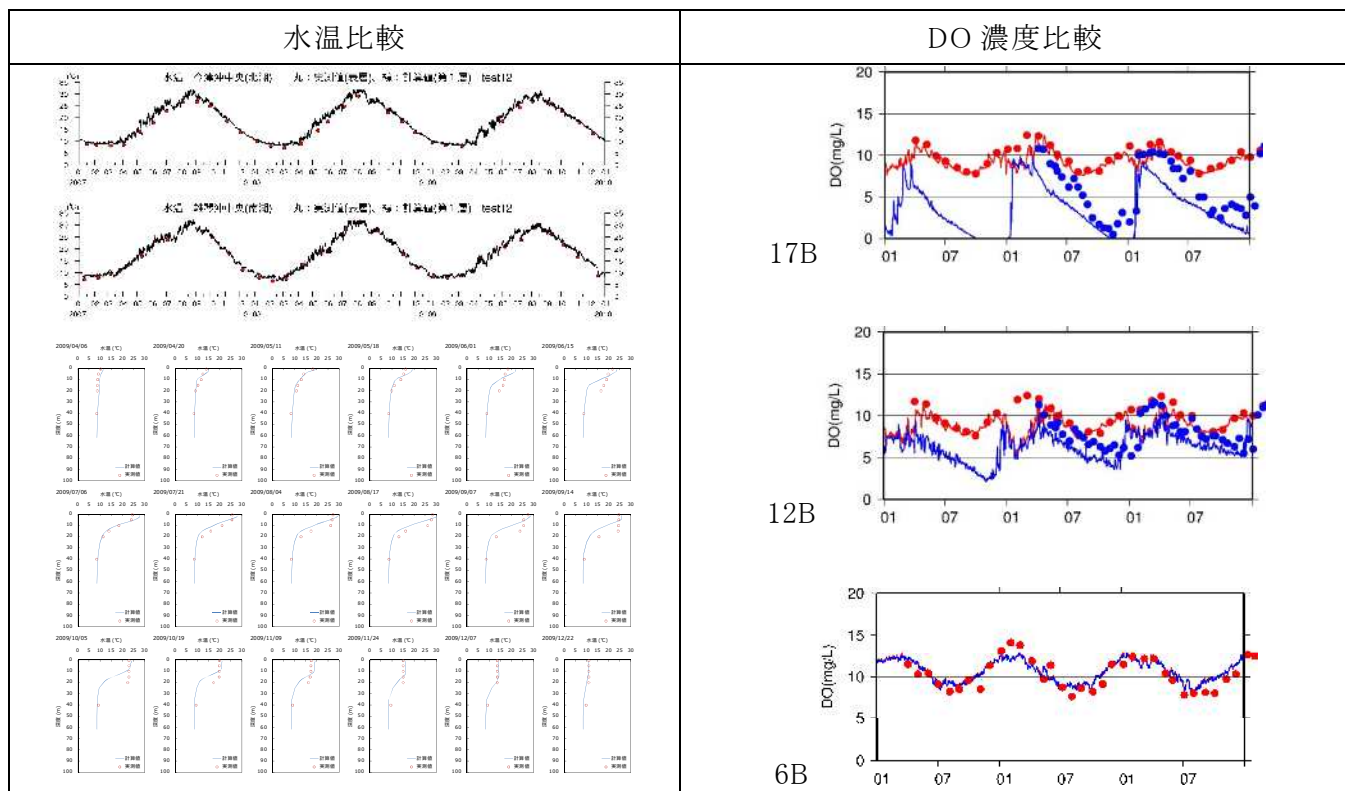


図 2-18 琵琶湖の計算結果



これによると、水温は3ヵ年通して実測値と計算結果は良い合致を示している。DOについては、全循環が起きる直前の冬季にもっとも低いDO濃度が観測される北湖最深部付近の今津沖中央の下層のDO濃度の変化が概ね再現できている。他の水深の浅い2地点についてもDO濃度の上下層差が再現されている。

#### e) 中海、宍道湖

中海と宍道湖について2009～2013年度の気象、流量、負荷量条件を用いて流動および水質計算を行った。図2-19に2009～2013年度の中海(N-6)と宍道湖(S-3)における水温・塩分の計算結果と実測値の重ね描き、およびDO濃度の観測値と計算結果の重ね描きを示す。これによると、水温は5ヵ年通して実測値と計算結果は良い合致を示している。塩分については、中海湖心(N6)については上下層の濃度差が再現されている一方、宍道湖湖心(S3)では下層の塩分濃度で高い濃度の観測結果がみられるタイミングで計算結果が追従しきれていない場合がみられる。DOについては、5ヵ年通して、上下層の濃度差や季節変動が再現されている。

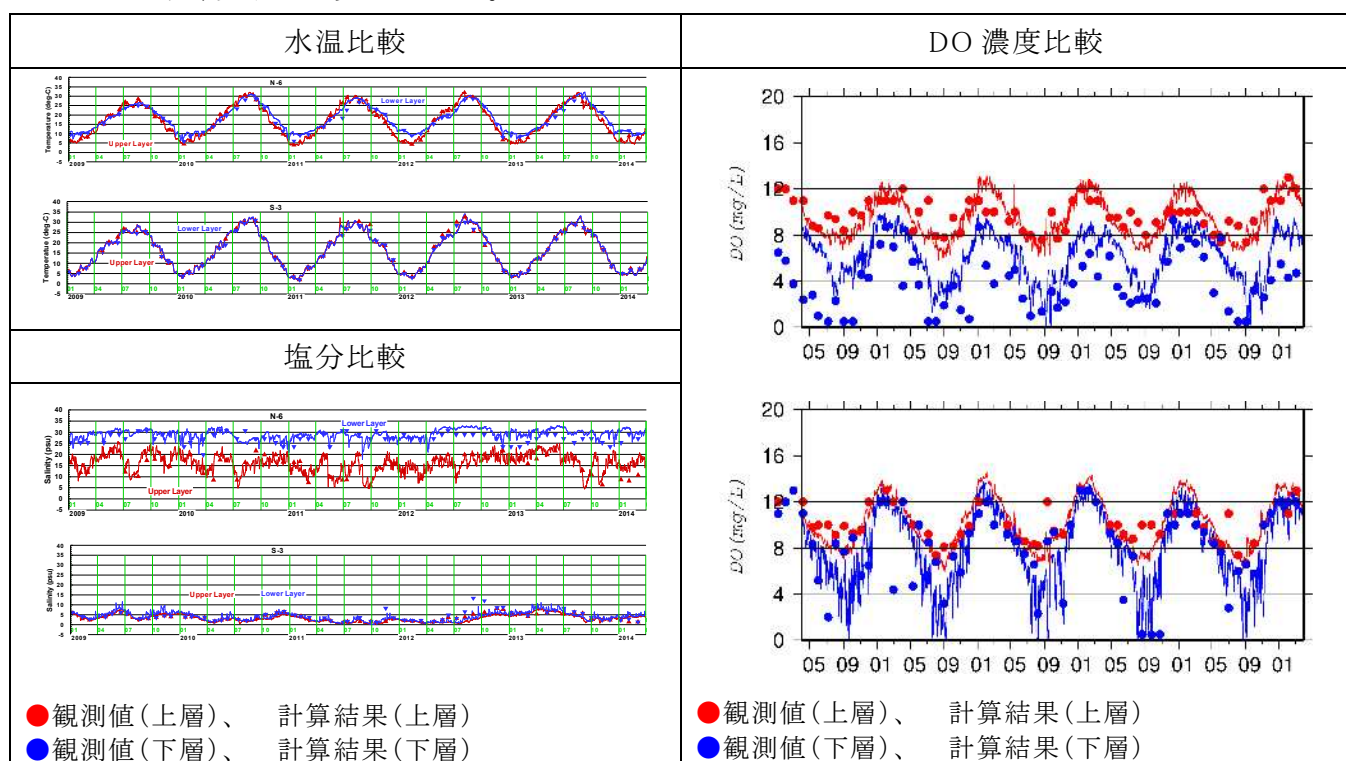


図 2-19 中海・宍道湖の計算結果

### (3) 計算結果の客観的評価

構築したシミュレーションモデルによる6湖沼の現況計算の妥当性を検証するため、計算値(予測値)と実測値の類似性を示す3種類の方法で評価を行った。

#### a) 釜房湖

流動モデルについて、水温を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、ダムサイトの1地点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に2009年度～2011年度とし、相関係数とRMSEについては3カ年および1カ年ずつについて上層、下層別に、スキルスコアについては全期間について算出した。実測値には、相関係数とRMSEについては宮城県公共用水域水質調査結果の上層(0.5m)と下層(底上1m)のデータを、スキルスコアについてはダムサイト上層、中層、下層のデータを使用した。

表 2-17 に相関係数と RMSE の結果を示した。また、実測値と計算値の散布図を図 2-20 に示した。

表 2-17 水温の評価指標値(釜房湖ダムサイト)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE (°C)
3カ年(上層+下層)	72	0.984	9.0E-54	1.4
3カ年(上層)	36	0.997	1.9E-38	0.9
3カ年(下層)	36	0.954	2.4E-19	1.8
2009年度(上層+下層)	24	0.994	2.3E-22	0.8
2009年度(上層)	12	0.994	4.1E-11	0.9
2009年度(下層)	12	0.996	7.3E-12	0.7
2010年度(上層+下層)	24	0.992	1.9E-21	1.2
2010年度(上層)	12	0.998	3.2E-13	0.9
2010年度(下層)	12	0.983	1.1E-08	1.5
2011年度(上層+下層)	24	0.968	1.1E-14	2.0
2011年度(上層)	12	0.998	8.7E-14	0.7
2011年度(下層)	12	0.916	2.8E-05	2.7

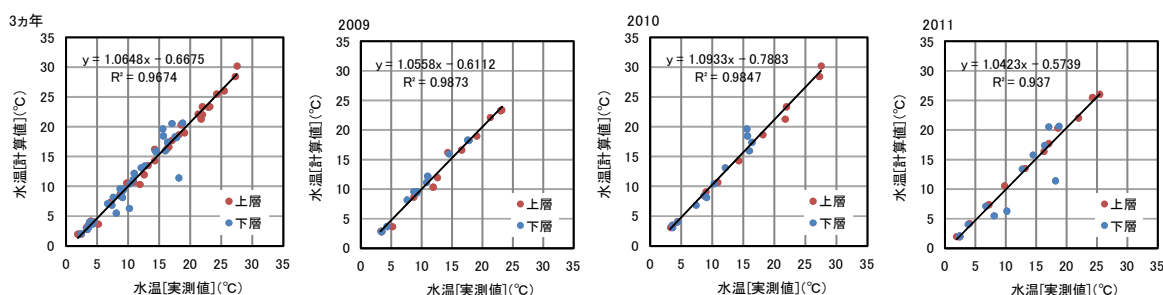


図 2-20 水温の実測値と計算値の相関図(釜房湖ダムサイト 上層+下層)

相関係数は、いずれの解析においても 0.9 以上の高い値が得られた。RMSE は、0.7～2.7 の範囲であった。層別で比較すると、2009 年度以外は相関係数、RMSE とともに、上層のほうが精度が高い。また、2011 年度の下層の精度が他と比べるとやや低めであった。スキルスコアの算定結果を表 2-18 に示した。上述の通り、釜房ダムについては水温の再現性は良好であったため、スキルスコアも 0.8 以上と高い値が得られた。

表 2-18 水温のスキルスコアの算定結果(釜房湖)

出現回数		観測値					Sum	
		T<5°C	5°C≤T<10°C	10°C≤T<15°C	15°C≤T<20°C	20°C≤T<25°C		25°C≤T
予測値	T<5°C	8236	438	0	0	0	0	8674
	5°C≤T<10°C	249	8798	867	108	0	0	10022
	10°C≤T<15°C	0	456	5166	1202	0	0	6824
	15°C≤T<20°C	0	0	1196	6312	166	0	7674
	20°C≤T<25°C	0	0	0	410	4256	96	4762
	25°C≤T	0	0	0	0	441	1202	1643
Sum		8485	9692	7229	8032	4863	1298	39599
		Sc = 7752.484				スキルスコア = 0.8232		

水質モデルについては底層 DO 濃度を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、ダムサイトの1地点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に 2009 年度～2011 年度とし、相関係数と RMSE については 3 年および1年ずつについて、スキルスコアについては全期間について算出した。実測値には、相関係数と RMSE については宮城県公共用水域水質調査結果の下層(底上 1m)のデータを、スキルスコアについてはダムサイト下層のデータを使用した。

表 2-19 に相関係数と RMSE の結果を示した。また、実測値と計算値の散布図を図 2-21 に示した。相関係数は、0.88～0.98 でありいずれの解析においても高い値が得られた。RMSE は、0.99～1.8 の範囲であった。年度別で比較すると、2011 年度の精度が、相関係数が唯一 0.9 未満、RMSE が一番大きくなっており、他と比べるとやや低めであった。

表 2-19 底層 DO の評価指標値(釜房湖ダムサイト)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(mg/L)	
3カ年(2009-2011年度)	36	0.941	1.5E-17	1.5	
ダムサイト	2009年度	12	0.948	2.7E-06	1.5
	2010年度	12	0.983	1.2E-08	1.0
	2011年度	12	0.878	1.7E-04	1.8

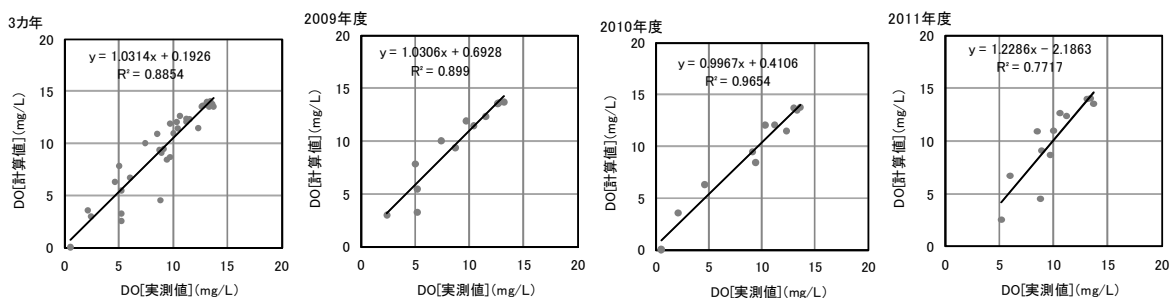


図 2-21 底層 DO の実測値と計算値の相関図(釜房湖ダムサイト 下層)

スキルスコアの算定結果を表 2-20 に示した。スキルスコアの算定結果は0.65であり、水温のスキルスコアに比べて低い値ではあるが、比較的再現性が良いものと考えられる。

表 2-20 底層 DO のスキルスコアの算定結果(釜房湖)

出現回数		観測値				Sum
		DO<2mg/L	2mg/L≤DO<4mg/L	4mg/L≤DO<6mg/L	6mg/L≤DO	
予測値	DO<2mg/L	34	12	1	0	47
	2mg/L≤DO<4mg/L	11	2	0	0	13
	4mg/L≤DO<6mg/L	0	8	5	3	16
	6mg/L≤DO	0	2	9	235	246
Sum		45	24	15	238	322
		Sc = 190.109		スキルスコア = 0.6512		

b) 霞ヶ浦

流動モデルについて、水温を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、掛馬沖、湖心、麻生沖(以上、西浦)と釜谷沖(北浦)の4点とした。ただし、スキルスコアについては、連続計測データを入力・整理できた湖心と釜谷沖の2点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に2010年～2012年とし、相関係数とRMSEについては3ヵ年および1ヵ年ずつ、スキルスコアについては2011年～2012年の全期間について算出した。実測値には、相関係数とRMSEについては茨城県公共用水域水質調査結果の表層(0.5m)のデータを、スキルスコアについては水文水質データベースによる連続観測値(流心)を使用した。

表 2-21 に相関係数と RMSE の結果を示した。また、実測値と計算値の散布図を図 2-22 に示した。

表 2-21 水温の評価指標値(霞ヶ浦)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(°C)
湖心	3ヵ年(2010年-2012年)	0.998	2.4E-41	0.9
	2010年	0.999	3.4E-14	0.6
	2011年	0.998	6.7E-13	0.9
	2012年	0.999	4.2E-14	1.0
麻生沖	3ヵ年(2010年-2012年)	0.998	5.9E-43	0.6
	2010年	0.998	1.3E-13	0.6
	2011年	0.999	3.3E-14	0.6
	2012年	0.999	2.2E-14	0.7
掛馬沖	3ヵ年(2010年-2012年)	0.997	2.1E-39	0.7
	2010年	0.997	8.2E-13	0.6
	2011年	0.997	1.0E-12	0.7
	2012年	0.998	3.4E-12	0.7
釜谷沖	3ヵ年(2010年-2012年)	0.997	5.7E-40	0.7
	2010年	0.999	4.0E-15	0.4
	2011年	0.996	8.5E-12	0.8
	2012年	0.998	2.8E-13	0.9

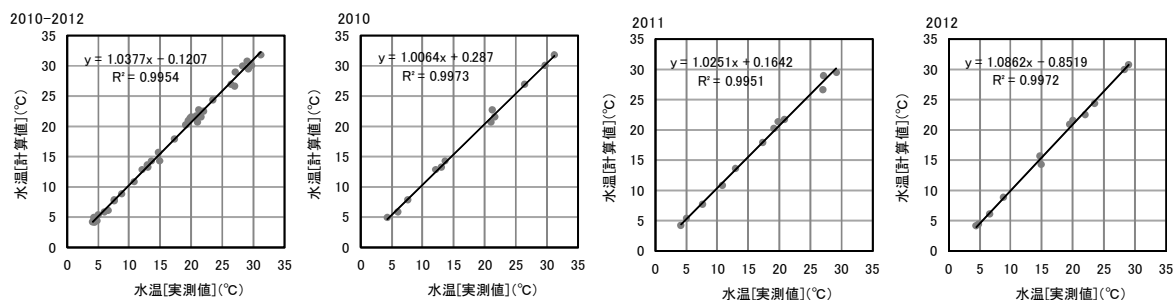


図 2-22 水温の実測値と計算値の相関図(霞ヶ浦 湖心)

相関係数は、4 地点ともに 0.99 以上の高い値が得られた。RMSE は、おおよそ 0.4~1 の範囲であった。地点間で比較すると、相関係数はほぼ同じであったが、RMSE は西浦では麻生沖でやや小さい傾向であった。年次で比較すると、相関係数は差はなかったが、RMSE は 4 地点ともに 2012 年が他の 2 年よりはやや大きかった。スキルスコアの算出結果を表 2-22 に示した。上述の通り水温の再現性は非常に良好であったため、スキルスコアも 0.8 以上と高い値が得られた。

表 2-22(1) 水温のスキルスコアの算定結果(霞ヶ浦 湖心)

出現回数		観測値					Sum	
		T < 5°C	5°C ≤ T < 10°C	10°C ≤ T < 15°C	15°C ≤ T < 20°C	20°C ≤ T < 25°C		25°C ≤ T
予測値	T < 5°C	1522	628	0	0	0	0	2150
	5°C ≤ T < 10°C	4	3117	126	0	1	0	3248
	10°C ≤ T < 15°C	1	33	1748	94	0	0	1876
	15°C ≤ T < 20°C	0	0	65	2629	131	0	2825
	20°C ≤ T < 25°C	0	0	0	183	2947	65	3195
	25°C ≤ T	1	0	0	0	155	3907	4063
Sum		1528	3778	1939	2906	3234	3972	17357
		Sc = 3103.879				スキルスコア = 0.8957		

表 2-22(2) 水温のスキルスコアの算定結果(霞ヶ浦 釜谷沖)

出現回数		観測値					Sum	
		T < 5°C	5°C ≤ T < 10°C	10°C ≤ T < 15°C	15°C ≤ T < 20°C	20°C ≤ T < 25°C		25°C ≤ T
予測値	T < 5°C	1073	1192	0	0	0	0	2265
	5°C ≤ T < 10°C	14	2721	233	0	0	0	2968
	10°C ≤ T < 15°C	0	0	1434	208	0	0	1642
	15°C ≤ T < 20°C	0	0	0	2598	273	0	2871
	20°C ≤ T < 25°C	0	0	0	84	2460	100	2644
	25°C ≤ T	0	0	0	0	24	3631	3655
Sum		1087	3913	1667	2890	2757	3731	16045
		Sc = 2869.215				スキルスコア = 0.8385		

水質モデルについては底層 DO 濃度を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、掛馬沖、湖心、麻生沖(以上、西浦)と釜谷沖(北浦)の 4 点とした(参照)。ただし、スキルスコアについては、連続計測データを入手・整理できた湖心と釜谷沖の 2 点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に 2010 年～2012 年とし、相関係数と RMSE については 3 年および 1 年ずつ、スキルスコアについては 2011 年～2012 年の全期間について算出した。実測値には、相関係数と RMSE については霞ヶ浦モニタリングデータの下層(底上 1m)のデータを、スキルスコアについては水文水質データベースによる連続観測値(流心)を使用した。表 2-23 に相関係数と RMSE の結果を示した。また、実測値と計算値の散布図を図 2-23 に示した。相関係数は、0.73～0.87 の値が得られ、概ね良好であった。RMSE は、1.7～1.9 の範囲であった。地点間で比較すると、相関係数は麻生沖でやや低めであったが、RMSE はほぼ同じであった。

表 2-23 底層 DO の評価指標値(霞ヶ浦)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(mg/L)
掛馬沖	2カ年(下層)	0.873	1.2E-07	1.7
湖心	2カ年(下層)	0.846	7.3E-07	1.9
麻生沖	2カ年(下層)	0.727	1.2E-04	1.6
釜谷沖	2カ年(下層)	0.867	1.8E-07	1.8

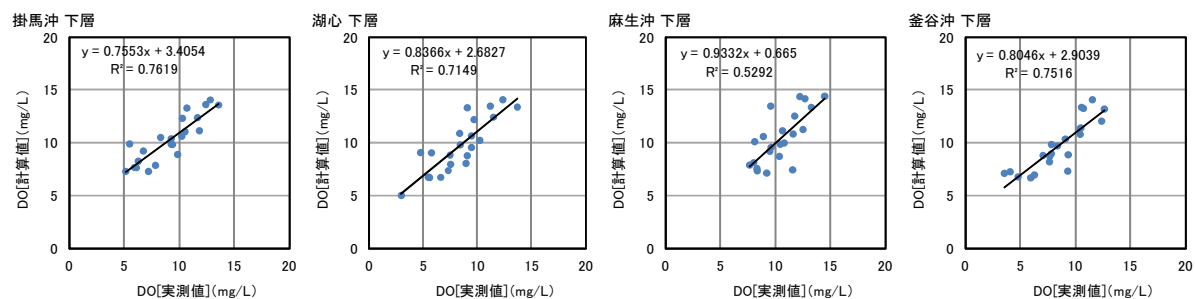


図 2-23 底層 DO の実測値と計算値の相関図(霞ヶ浦)

スキルスコアの算出結果を表 2-24 に示した。底層 DO 濃度のスキルスコアについては、霞ヶ浦では連続計測値の DO 濃度はほとんど 6mg/L を上回っていたため、スキルスコア値はほぼゼロとなった。

表 2-24(1) 底層 DO のスキルスコアの算定結果(霞ヶ浦 湖心)

出現回数		実測値				Sum
		DO<2mg/L	2mg/L≤DO<4mg/L	4mg/L≤DO<6mg/L	6mg/L≤DO	
予測値	DO<2mg/L	0	0	0	3	3
	2mg/L≤DO<4mg/L	0	0	0	0	0
	4mg/L≤DO<6mg/L	0	0	0	0	0
	6mg/L≤DO	0	0	1	702	703
Sum		0	0	1	705	706
		Sc = 702.004		スキルスコア = -0.0011		

表 2-24(2) 底層 DO のスキルスコアの算定結果(霞ヶ浦 釜谷沖)

出現回数		実測値				Sum
		DO<2mg/L	2mg/L≤DO<4mg/L	4mg/L≤DO<6mg/L	6mg/L≤DO	
予測値	DO<2mg/L	0	0	0	3	3
	2mg/L≤DO<4mg/L	0	0	0	0	0
	4mg/L≤DO<6mg/L	0	0	0	0	0
	6mg/L≤DO	0	0	7	684	691
Sum		0	0	7	687	694
		Sc = 684.030		スキルスコア = -0.0030		

## c) 諏訪湖

流動モデルについて、水温を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、諏訪湖湖心の1地点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に2011年度とした。実測値は、相関係数とRMSEの算出には長野県公共用水域水質調査結果の上層(0.5m)、下層(底上0.5m)のデータおよび環境省の連続計測結果を、スキルスコアの算定には環境省の連続計測結果を使用した。実測値に公共用水域のデータを使用した場合の相関係数とRMSEの結果を表2-25(1)に、実測値と計算値の散布図を図2-24(1)に示した。相関係数はいずれの解析においても0.97以上の高い値が得られた。RMSEは、0.7~1.7を示し、上層に比べて下層で高かった。

表 2-25(1) 水温の評価指標値(諏訪湖 公共用水域)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(°C)	
湖心	1カ年(上層+下層)	40	0.982	5.9E-29	1.3
	1カ年(上層)	20	0.995	3.7E-19	0.7
	1カ年(下層)	20	0.975	3.9E-13	1.7

表 2-25(2) 水温の評価指標値(諏訪湖 連続観測)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(°C)	
湖心	1カ年(上層+中層+下層)	16659	0.991	0.0E+00	1.3
	1カ年(上層)	5059	0.990	0.0E+00	1.3
	1カ年(中層)	5063	0.992	0.0E+00	0.9
	1カ年(下層)	6537	0.993	0.0E+00	1.4

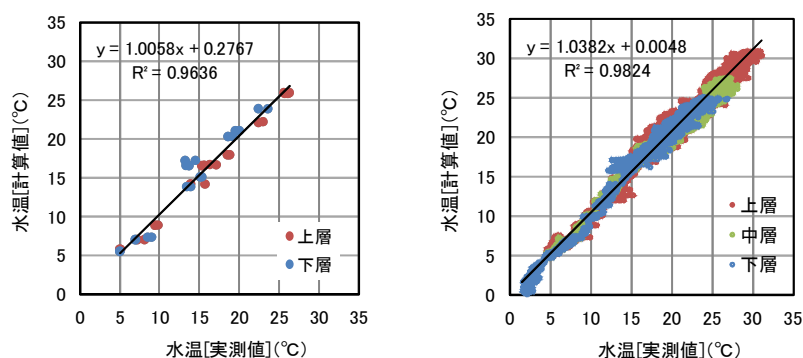


図 2-24 水温の実測値と計算値の相関図(諏訪湖 公共用水域(左)と連続観測(右))

実測値に連続計測データを使用した場合の相関係数と RMSE の結果を表 2-25(2)に、実測値と計算値の散布図を図 2-24 に示した。相関係数はいずれの解析においても 0.99 の高い値が得られた。RMSE は、0.9~1.4 を示し、公共用水域データでの結果と比べると上層が高くなっていった。また、スキルスコアの算定結果を表 2-26 に示した。水温のスキルスコアは約 0.73 であり、比較的良好な再現性があるといえる。

表 2-26 水温のスキルスコアの算定結果(諏訪湖 湖心)

出現回数	観測値						Sum
	T<5°C	5°C≤T<10°C	10°C≤T<15°C	15°C≤T<20°C	20°C≤T<25°C	25°C≤T	
予測値	T<5°C	1762	30	0	0	0	1792
	5°C≤T<10°C	720	4791	89	0	0	5600
	10°C≤T<15°C	0	391	2337	1	0	2729
	15°C≤T<20°C	0	0	1246	2377	51	3674
	20°C≤T<25°C	0	0	0	1235	3372	4756
	25°C≤T	0	0	0	0	697	2302
Sum	2482	5212	3672	3613	4120	1754	20853
				Sc = 3863.349	スキルスコア = 0.7287		



水質モデルについては、底層 DO 濃度を対象として評価指標値を算定した。対象地点は、諏訪湖湖心の1地点とした。評価の対象年次は、時系列変動の比較と同様に 2011 年度とした。実測値は、相関係数と RMSE の算出には長野県公共用水域水質調査結果の下層(底上 0.5m)のデータおよび環境省の連続計測結果を、スキルスコアの算定には環境省の連続計測結果を使用した。実測値に公共用水域のデータを使用した場合の相関係数と RMSE の結果を表 2-27(1)に、実測値と計算値の散布図を図 2-25 に示した。相関係数は 0.952 の値が得られた。実測値に連続計測データを使用した場合の相関係数と RMSE の結果を表 2-27(2)に、実測値と計算値の散布図を図 2-25 に示した。相関係数は高いものの、散布図ではばらつきが見られる。また、スキルスコアの算定結果を表 2-28 に示した。底層 DO 濃度のスキルスコアは約 0.69 であり、水温と同程度の、比較的良好な再現性があるといえる。

表 2-27(1) 底層 DO の評価指標値(諏訪湖 公共用水域)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(mg/L)
湖心 1ヵ年(下層)	10	0.952	2.2E-05	1.2

表 2-27(2) 底層 DO の評価指標値(諏訪湖 連続観測)

地点名	データ数	相関係数R	p値	RMSE(mg/L)
湖心 1ヵ年(下層)	258	0.936	1.0E-117	1.7

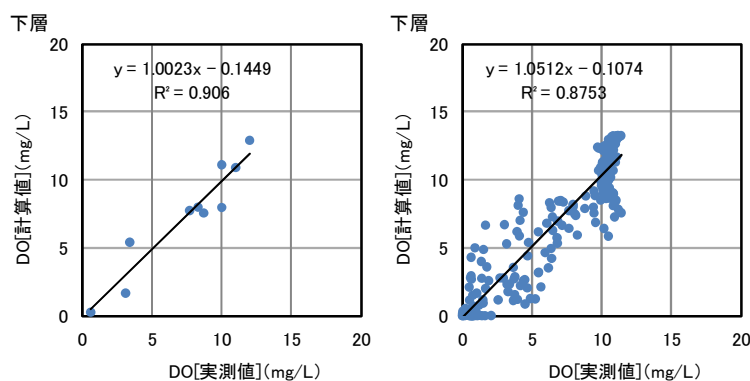


図 2-25 底層 DO の実測値と計算値の相関図(諏訪湖 公共用水域(左)と連続観測(右))

表 2-28 底層 DO のスキルスコアの算定結果(諏訪湖 湖心)

出現回数		実測値				Sum
		DO<2mg/L	2mg/L≤DO<4mg/L	4mg/L≤DO<6mg/L	6mg/L≤DO	
予測値	DO<2mg/L	50	6	3	0	59
	2mg/L≤DO<4mg/L	9	7	7	1	24
	4mg/L≤DO<6mg/L	3	1	4	6	14
	6mg/L≤DO	1	3	4	153	161
Sum		63	17	18	160	258
		Sc = 116.810		スキルスコア = 0.6884		

## 2.1.4 数値モデルを用いた底層溶存酸素量低下の要因の検討の事例

数値シミュレーションモデルにより計算された酸素の生成・消失に係る各循環過程(光合成に伴う生成、プランクトンの呼吸、硝化に伴う消費、水中の懸濁態有機物の分解に伴う消費、水中の溶存態有機物の無機化に伴う消費、底泥の有機物による酸素消費、酸素消費物質の酸化、大気との交換)を季別に平均し、底層溶存酸素量が低下する時期の影響要因を検討した。

なお、数値シミュレーションモデルは現況再現性について客観評価を行った上で検討に用いた。

### (1) 計算結果と解説

検討の事例として、霞ヶ浦(西浦)、諏訪湖(湖心)、琵琶湖(北湖、南湖)の結果を図2-26に示す。

いずれの湖でも、酸素の生成は主に光合成に伴うものであり、霞ヶ浦と諏訪湖では夏季に活発に植物プランクトンの光合成が行われていた。琵琶湖北湖では、冬季に全循環が生じ、下層から上層に栄養塩類が供給され、活発な光合成が生じることを反映して冬季に光合成のピークがみられた。琵琶湖南湖では、水草の光合成による酸素生成が植物プランクトンの光合成による生成量を上回っていた。

酸素の消失については、湖沼によって要因が様々であった。霞ヶ浦(西浦)、諏訪湖、琵琶湖南湖はいずれも浅い湖に区分したが、霞ヶ浦(西浦)では有機物の分解に伴う水中での酸素消費が大きく、諏訪湖や琵琶湖南湖では底泥による酸素消費が大きい結果となっていた。霞ヶ浦のように風により鉛直混合が頻繁に起こる湖沼では湖底に堆積した有機物も頻繁に巻き上げられるため、底泥の酸素消費より水中での酸素消費が大きくなると考えられる。諏訪湖と琵琶湖南湖では、酸素消費の大きな要因はいずれも底泥にあるが、琵琶湖南湖では水草の光合成量が大きいことから、底泥の中でも水草に由来する有機物が大きな割合を占めていると推察できる。一方諏訪湖では、水草(浮葉植物ヒシ)の繁茂による影響をモデルに組み込んでいるが、底層溶存酸素量の低下が顕著にみられる湖心部には水草がほとんど生育していないため、その影響は目立たず、底泥の中でもプランクトンに由来する有機物が大きな割合を示していると推察できる。

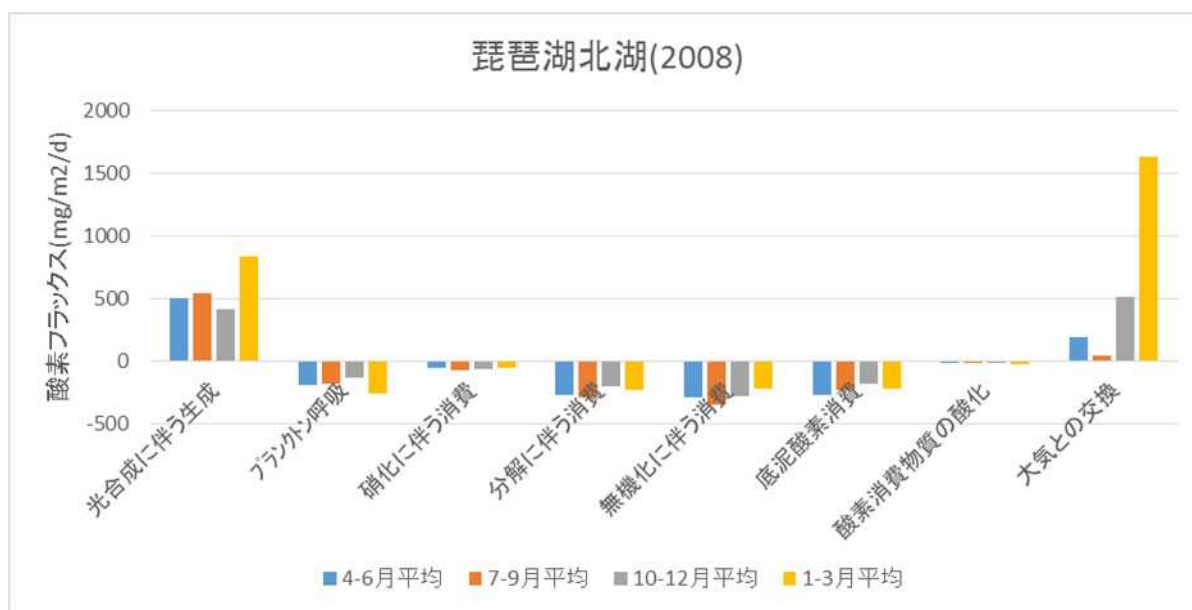


図 2-26(1) 水質モデル計算結果から整理した酸素の生成・消失量

分解に伴う消費 : 水中の懸濁態有機物が分解する時に酸素を消費する  
 無機化に伴う消費 : 水中の溶存態有機物が無機化する時に酸素を消費する  
 酸素消費物質の酸化 : 底泥から発生した酸素消費物質が水中で酸化する際、  
 酸素を消費する

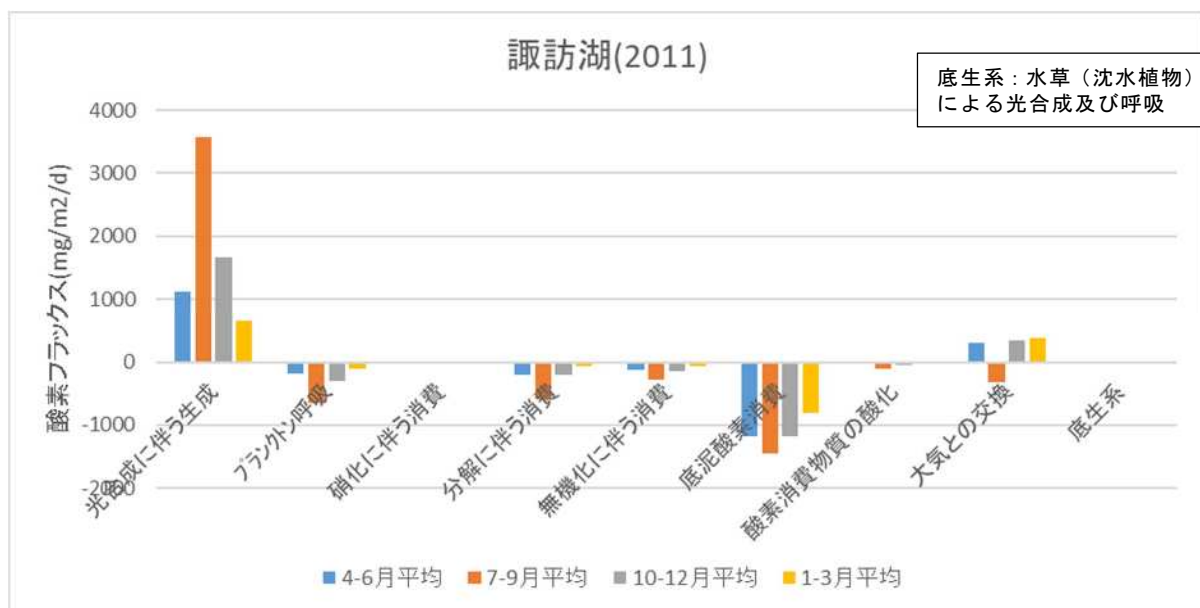


図 2-26 (2) 水質モデル計算結果から整理した酸素の生成・消失量

分解に伴う消費 : 水中の懸濁態有機物が分解する時に酸素を消費する

無機化に伴う消費 : 水中の溶存態有機物が無機化する時に酸素を消費する

酸素消費物質の酸化 : 底泥から発生した酸素消費物質が水中で酸化する際、  
酸素を消費する

底生系 : 水草による光合成及び呼吸

## 2.1.5 効果的な保全対策の検討の事例（短期的な効果）

### (1) 内部負荷・外部負荷削減効果の試算

底層溶存酸素量低下の要因の検討結果を受けて、湖沼に流入する負荷量と底泥に対する対策が、どの程度底層溶存酸素量の低下を抑制できるか確認することを目的として、「現況」計算ケースに対し、2種類の対策で、(L)流入負荷量を削減した場合、(R)底泥有機物からの栄養塩類溶出及び酸素消費速度がゼロとなった場合（覆砂等底質改善による）を想定し、感度解析を行った。

ここでは、底層溶存酸素量低下の要因として底泥酸素消費が大きかった諏訪湖を例として、流入する10河川について1河川ずつ全負荷量をゼロにした10ケース(L1~L10、図 2-27 参照)と、水深帯1m毎の底泥からの栄養塩溶出と酸素消費速度をゼロにした7ケース(R1~R7、図 2-28 参照)の計17ケースの計算結果を示した。

なお、ここでは短期的な効果として、対策後1年間の結果を示した。

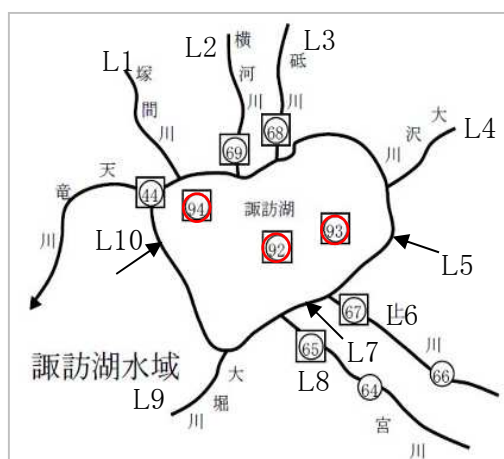


図 2-27 負荷削減に対する感度解析の計算ケース L1~L10 諏訪湖

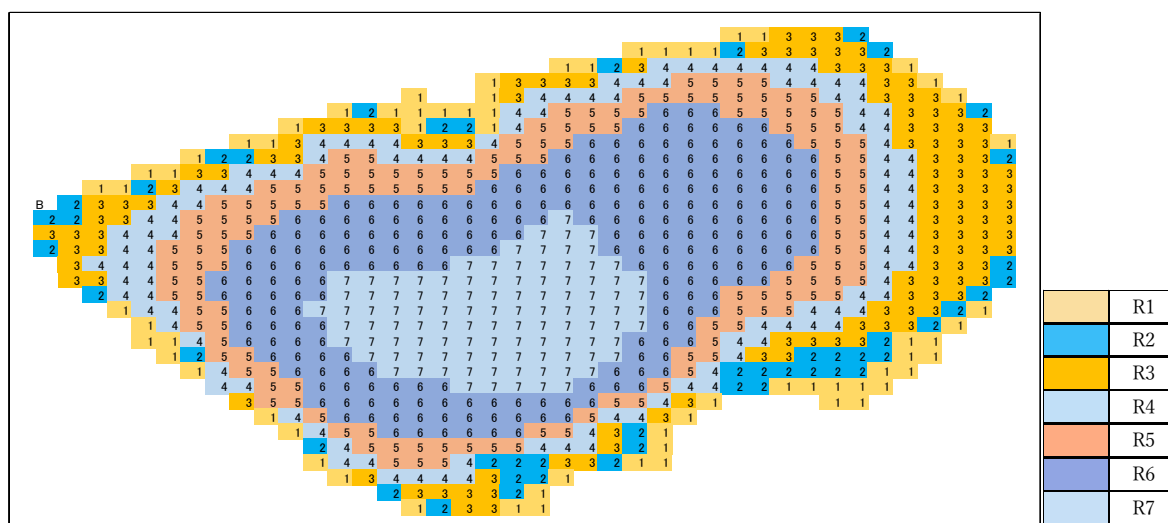


図 2-28 底質改善に対する感度解析の計算ケース R1~R7 諏訪湖

## (2) 計算結果と解説

諏訪湖の環境基準点のうち、貧酸素が観測される湖心と塚間川沖における上層と下層の DO 濃度の変化を図 2-29 に示す。

流入負荷量の削減(L1~L10)はどの流域からであっても上層の DO 濃度は低下する予測結果となった。これは、河川由来の栄養塩の低下で湖内上層の植物プランクトンの光合成量が低下し、光合成に伴う DO 供給が減少したことによるものと考えられる。

流入負荷の削減による下層 DO 濃度に対する影響は、0.2mg/L 程度の改善効果がみられた。

底質改善の効果(R1~R7)については、湖心、塚間川沖の 2 地点とも、その地点の水深帯への施工(湖心は R7、塚間川沖は R5)がもっとも高い改善効果が得られ、0.7~1mg/L 程度の改善効果がみられた。これらの結果から、諏訪湖の下層 DO の改善には、短期的には流入負荷対策より底質改善対策が有効である可能性が示唆された。

現況と、対策(L1~L10、R1~R7)を行った場合の最下層の DO 濃度が 2mg/L、3mg/L、4mg/L を下回った積算日数を図 2-30 に示す。

湖心においては上川(L6)と宮川(L8)の流入負荷量をゼロとした時に基準値を下回る日数が減少する傾向がみられるが、その他の河川については大きな変化はみられなかった。

湖底からの栄養塩の溶出と酸素消費をゼロにしたケース湖心直下の R7 とその周辺部である R6 のケースで基準値を下回る日数が減少したが、2mg/L を下回る貧酸素水塊の消失には至らなかった。

これらの結果より、要因検討を行った上で適切な対策を行った場合に底層溶存酸素量の改善効果がみられるが、短期的には望ましい(例えば 2mg/L 未満の貧酸素の解消など)状態が得られない可能性もあることが示された。とくに、底泥由来の酸素消費が底層溶存酸素量の低下に大きな影響を及ぼしている湖沼では、底質の改善には時間がかかることも想定され、効果の発現に時間がかかることを前提とした長期的な検討や、工学的な手法を検討した場合の効果の検討など、湖沼の特性や地域の実情に応じた対策を検討することが望ましい。

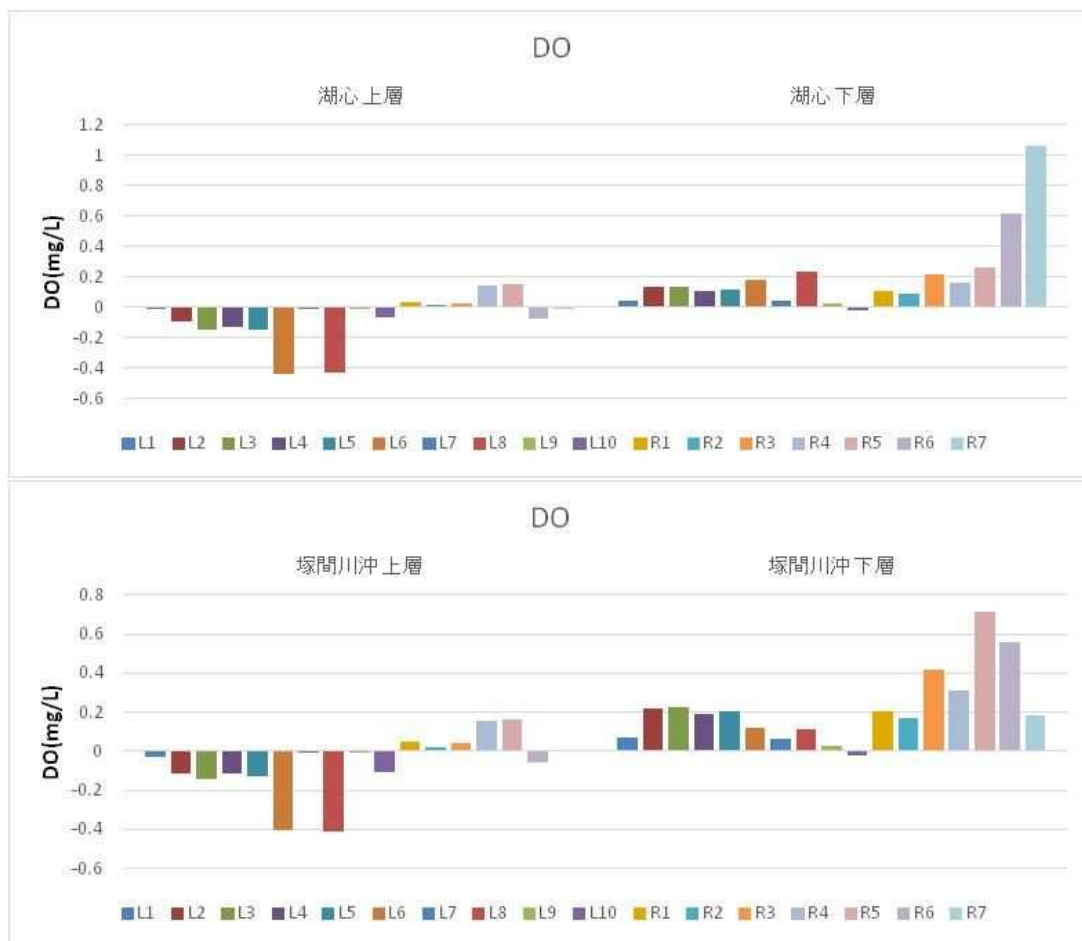


図 2-29 負荷削減及び底質改善に対する感度解析計算での DO 濃度の変化

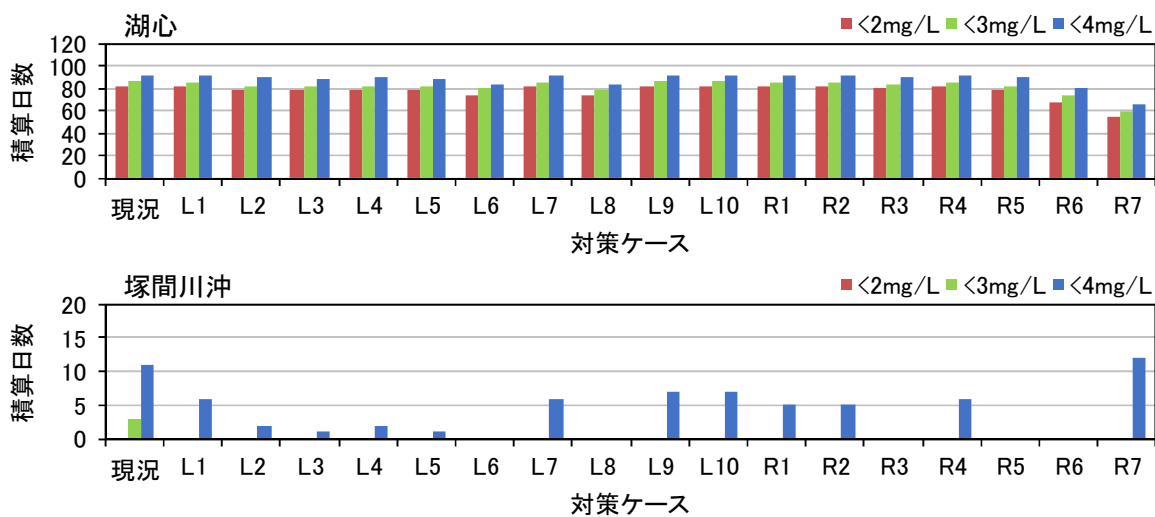


図 2-30 最下層の DO 濃度が基準値を下回る積算日数 諏訪湖 2011 年



## 2.1.6 効果的な保全対策の検討の事例（短期的・土木工学的な対策）

### (1) 酸素供給、水草刈取りなどの対策効果の試算

底層溶存酸素量の改善対策として、流入負荷量の削減や底質改善の他に、土木工学的な対策も考えられることから、これらの効果についても予測計算を行った。

各湖沼で計算対象とした対策は表 2-29 の通りであり、高濃度酸素水(288kg/d)の注入に加え、それぞれの湖沼で適当とみなした対策を選定した。

表 2-29 土木工学的な対策の計算ケース

湖沼	対策案	期待される効果
釜房ダム貯水池	放流口高さの変更	鉛直方向の流動を促進することによる底層 DO の低下抑制
	高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇
霞ヶ浦(北浦)	高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇
諏訪湖	湖岸部:ヒシの刈り取り	ヒシの除去による流動促進、ヒシ枯死体の減少に伴う酸素消費の抑制
	湖岸部:浅場造成	ヒシの除去、底質改善、生物浄化
	湖心部:高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇
	湖心部:サイフォンによる底層水の系外搬出	貧酸素水の直接除去による底層 DO の上昇
琵琶湖(北湖)	高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇
中海	高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇
宍道湖	シジミの生息(現状の効果確認)	水中の懸濁態有機物の除去による底層 DO の低下抑制
	高濃度酸素水の注入	底層 DO の上昇

### (2) 計算結果と解説

土木工学的な対策による底層溶存酸素量の改善効果を表 2-30 に示す。なお、効果の評価に用いた貧酸素とは DO 2mg/L 以下を指す。効果の指標として、湖内の環境基準点(概ね湖心)最下層における DO 日平均濃度が 2mg/L を下回る連続日数と、日平均濃度が 2mg/L を下回る面積の対策後の減少面積の積算(貧酸素のべ減少面積)を用いた。

結果の概観としては、釜房ダム貯水池のような面積が小さく貧酸素面積も小規模な湖沼では今回適用した高濃度酸素水の注入による底層 DO の改善効果は大きく、湖沼や貧酸素面積の規模が大きくなるに従い、機械を設置した基準点周辺は貧酸素が解消しても一定距離離れると効果がみられない結果となった。

面的な分布の例として、諏訪湖における対策計算結果を図 2-31 に示す。

これによると、現況の底層溶存酸素量の分布に対し、それぞれ対策を講じた場所において貧酸素の解消もしくは低減効果がみられている。表 2-30 の評価結果とあわせてみると、ヒシの刈り取りや覆砂は貧酸素の解消・低減範囲が湖岸付近に限定されているため、環境基準点である湖心の貧酸素連続日数を減少させることはできないが、諏訪湖全体の

貧酸素のべ減少面積は大きな値となっている。逆に、湖心に高濃度酸素水を注入したケースでは、湖心の貧酸素連続日数をほぼ0日にすることができているが、改善範囲が極めて限定的であるため、貧酸素のべ減少面積は小さい値となっている。これは図 2-31 の濃度分布図をみるとわかりやすく、対策を検討する際、改善対象範囲や目的に応じて対策技術等を選定する必要があることを示唆している。

(諏訪湖の濃度分布の例)

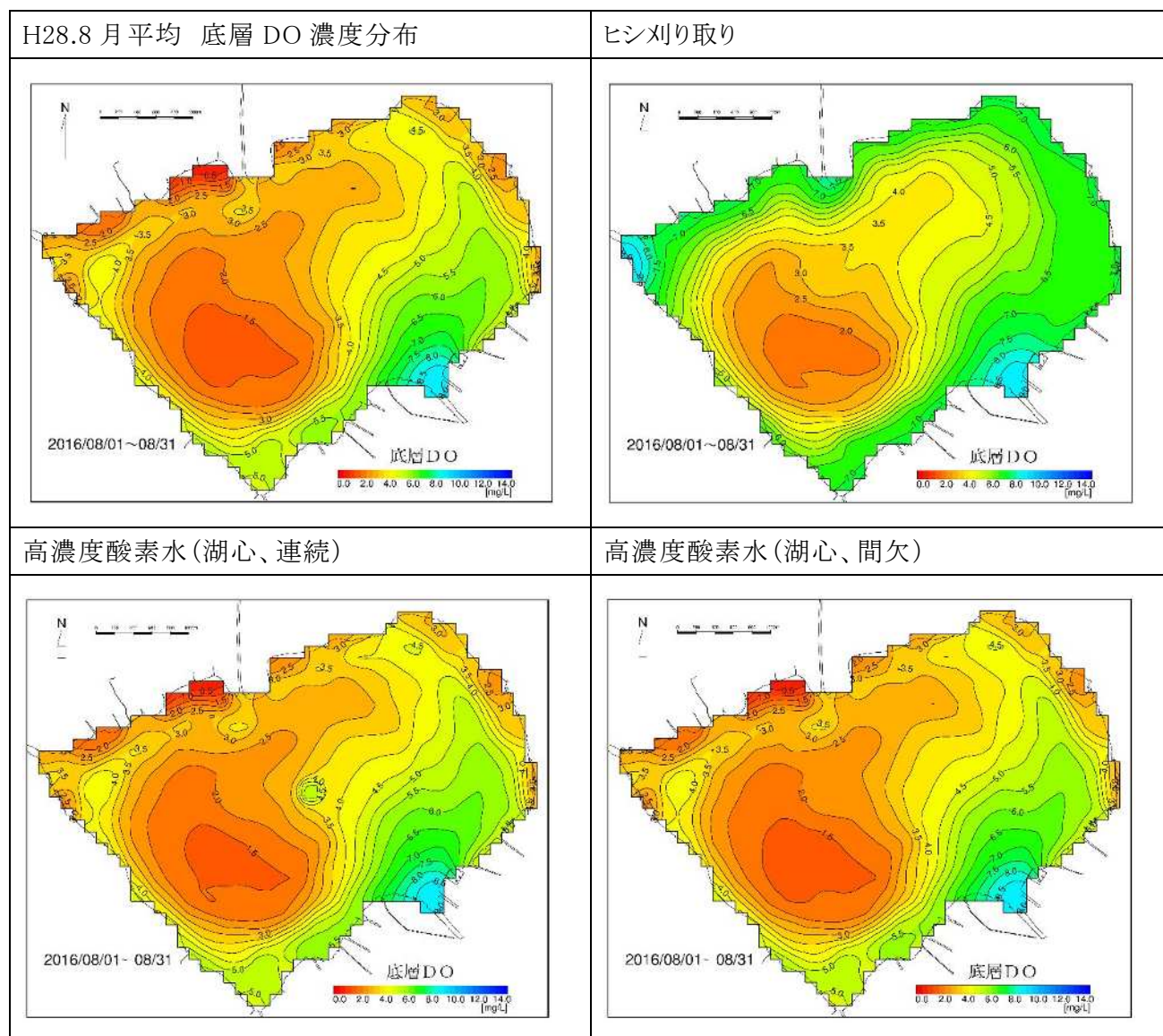


図 2-31 諏訪湖における対策計算の効果 (8月平均底層 DO 濃度分布)

連続:6月~9月の連続稼働

間欠:設置地点の底層 DO が 2mg/L を下回った場合に稼働

表 2-30 土木工学的な対策による底層 DO 改善効果の計算結果

湖沼 (基準点名) 湖面積、平均水深	対策	計算条件※ <sup>1</sup>	効果	
			貧酸素※ <sup>2</sup> のべ 減少面積(km <sup>2</sup> )	基準点における 貧酸素※ <sup>2</sup> 連続 日数減少(日)
釜房ダム 貯水池 (ダムサイト) 湖面積 3.9km <sup>2</sup> 平均水深 11.6m	放流口の変更	ゲート位置を 10m層→20m層	H21:-4.5 H22:-6.8 H23:-2.2	H21:68→7 H22:70→42 H23:28→4
	高濃度酸素水 (ダムサイトの最下層)	288kg/d、連続	H21:-4.8 H22:-14.8 H23:-2.4	H21:68→0 H22:70→0 H23:28→0
		288kg/d、間欠	H21:-0.6 H22:-0.5 H23:-0.2	H21:68→0 H22:70→0 H23:28→0
霞ヶ浦(北浦) (釜谷沖) 湖面積 36km <sup>2</sup> 平均水深 4m	高濃度酸素水 (釜谷沖の最下層)	288kg/d、連続	H23:-11.1	H23:11→1
		288kg/d、間欠	H23:-1.3	H23:11→7
諏訪湖 (湖心) 湖面積 13.3km <sup>2</sup> 平均水深 4.7m	ヒシ刈取り	全刈	H28:-81.2	H28:24→24
	覆砂	湖岸帯の一部	H28:-58.2	H28:24→24
	高濃度酸素水 (湖心の最下層)	288kg/d、連続	H28:-11.5	H28:24→1
		288kg/d、間欠	H28:-3.4	H28:24→0
サイフォン	最深部 1m <sup>3</sup> /s	H28:-8.8	H28:24→20	
琵琶湖(北湖) (17B) 湖面積 614km <sup>2</sup> 平均水深 43m	高濃度酸素水 (17Bの最下層)	288kg/d、連続	H20:-6.8	H20:122→122
		288kg/d×15機 連続	H20:-119.8	H20:122→122
		288kg/d、間欠	H20:-19.5	H20:122→122
		288kg/d×15機 間欠	H20:-268.5	H20:122→115
中海 (N6) 湖面積 92.1km <sup>2</sup> 平均水深 5.4m	高濃度酸素水 (N6の最下層)	288kg/d、連続	H24:-23.3	H24:45→38
		288kg/d、間欠	H24:-1.3	H24:45→40
宍道湖 (S3) 湖面積 81.8km <sup>2</sup> 平均水深 4.5m	高濃度酸素水 (S3の最下層)	288kg/d、連続	H24:-5.8	H24:18→15
		288kg/d、間欠	H24:-3.3	H24:18→15
	シジミの生息	シジミの有無	H25:-184.7	H25:26→13

※<sup>1</sup> 連続:6月～9月の連続稼働(琵琶湖北湖は12月～1月)

間欠:設置地点の底層 DO が 2mg/L を下回った場合に稼働

※<sup>2</sup> 貧酸素:DO 2mg/L 以下

## 2.1.7 効果的な保全対策の検討の事例（長期的な効果）

### (1) 負荷量減少の長期的効果試算

2015 年度を基準として、茨城県と滋賀県の人口動態に応じて生活系と産業系の負荷量が減少した場合の霞ヶ浦と琵琶湖の底質への影響予測計算を実施した。

霞ヶ浦と琵琶湖の 2020 年度以降の推定負荷量と 2015 年度に対する県人口と負荷量の比率を図 2-33 に示す。これによると、茨城県では、2015 年度に対して 2045 年度は人口が 77%と推定されているが、全負荷量に占める生活系と産業系の負荷量の割合が COD と T-N では 25%程度、T-P で 50%であることから、2045 年度の負荷量は 2015 年度の 94% (COD、T-N)と 87%(T-P)となっている。同様に琵琶湖では 2015 年度に対して 2045 年度は人口が 89%と推定されているが、2045 年度の負荷量は 2015 年度の 98%(COD)、97% (T-N)、95%(T-P)となっている。

計算は、現況再現ケースの底質を初期状態として、任意の気象条件が30年間繰り返された場合の水質・底質計算を実施した。本モデルは図 2-32 のように湖水柱と底泥層の変化を同時に解くため、流入負荷量の減少により、基礎生産等による有機物の生成量が減少し水中の酸素消費量が減少するとともに、有機物の底層への沈降・堆積量が減少し、底泥有機物含有量の減少に伴い底泥の酸素消費量も減少すると考えた。

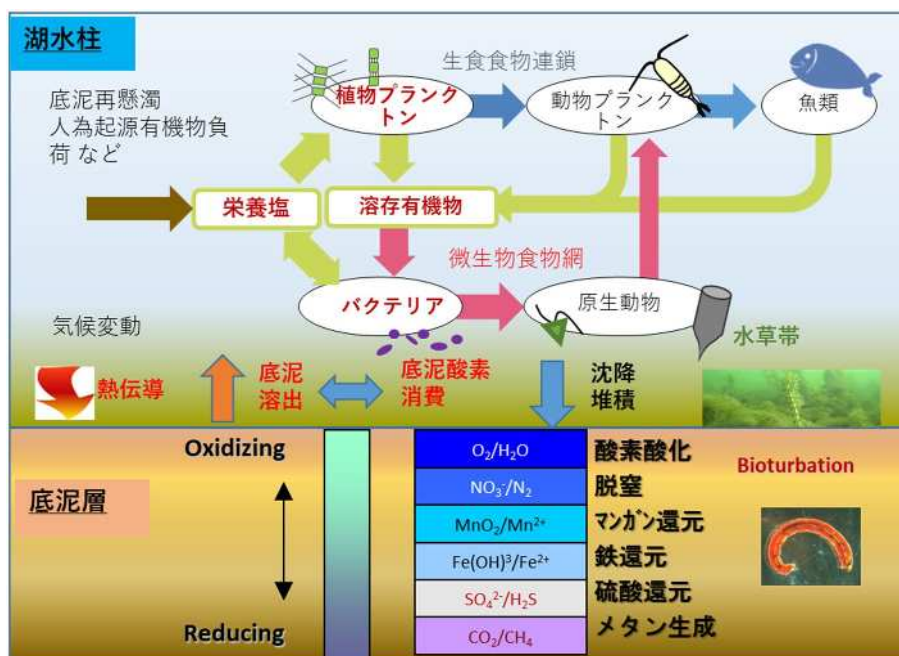


図 2-32 湖水柱と底泥層を一体とする物質収支の概念図

(Burdige D.J. (2006): Geochemistry of Marine Sediments, Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA の情報を元に作成された図)



図 2-33 霞ヶ浦と琵琶湖の 2020 年度以降推定負荷量と 2015 年度に対する比率

## (2) 計算結果と解説

計算開始 5 年後毎の底泥 TOC 含有量の変化予測結果を図 2-34 に示す。いずれも TOC 含有量は経年的に減少傾向を示している。その低下割合は霞ヶ浦で 30 年間で 5～7%、琵琶湖で 1.1%であった。このように、長期間にわたり負荷量が減少することにより、底泥有機物含有量を低減する効果が期待できると考えられる。

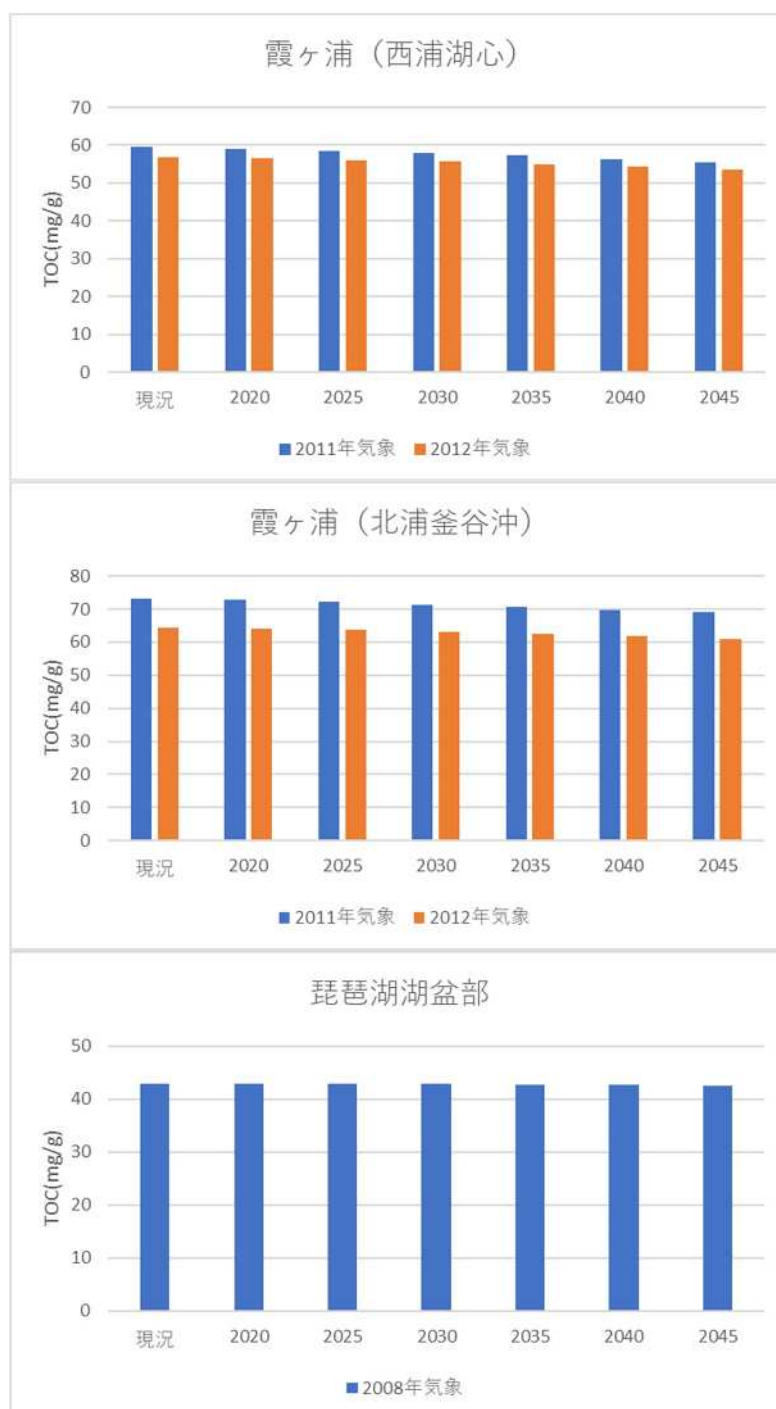


図 2-34 霞ヶ浦と琵琶湖の底泥 TOC 含有量の変化予測結果

図 2-35 に霞ヶ浦と琵琶湖における 2015 年現況に対する負荷、底質(TOC 含有量)、底泥酸素消費量、ODU(酸素消費物質)生成量の変化割合(%)を示す。霞ヶ浦では、底質の変化(低下)割合は負荷量の変化(削減)割合とよく一致している一方、底泥酸素消費量の変化(低下)割合は底質の変化(低下)割合と比べると小さいものとなっている。それに対し、還元状態下の底泥内で生成され直上水において酸化される硫化水素に代表される酸素消費物質については大きく低下する結果となっている。琵琶湖では、底質の変化(低下)割合と底泥酸素消費量の変化(低下)割合は概ね一致しているが底質の変化(低下)割合と比べると小さいものとなっている一方、酸素消費物質については大きく低下する結果となっている。このことから、長期間にわたる流域負荷削減により底質有機物含有量が低減した結果、底泥内の還元状態が緩和され、酸素消費物質の生成が抑制される可能性が示唆された。

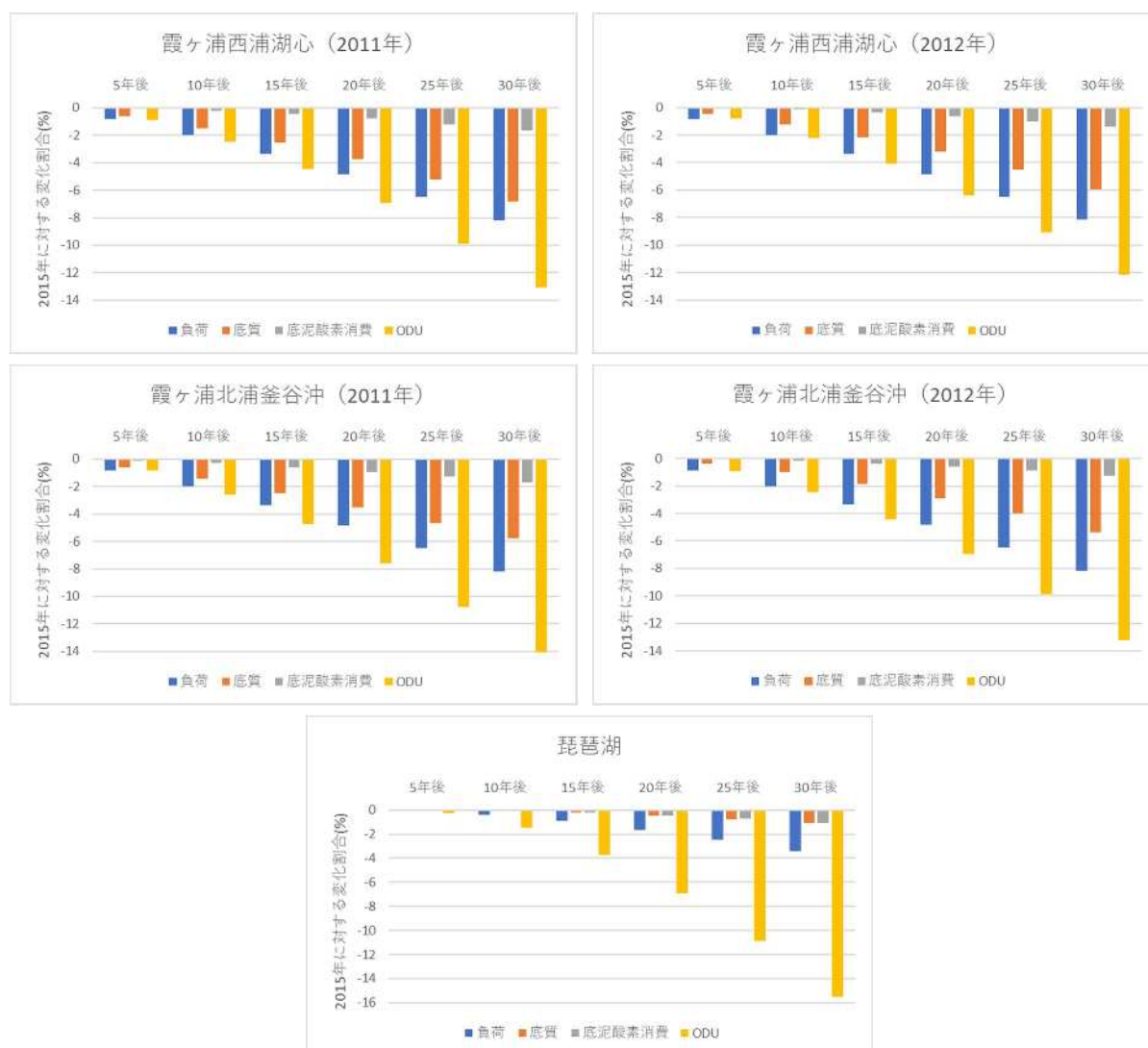


図 2-35 霞ヶ浦と琵琶湖の底質、酸素消費の変化

本モデルでは図 2-13 や図 2-32 に示したように、負荷量の減少や水柱中の基礎生産の減少に伴い、底泥への有機物供給量が減少した場合、底泥の有機物含有量が減少したり、底泥の酸素消費が減少するモデル化がなされている。しかしながら、モデル化の制約上、底泥の含水比や粒土組成は変化しないと仮定しているため、底泥の性状変化を精密に予測するものではない。また、本モデルにおいて、底泥酸素消費は、間隙水中の DO 濃度と底泥直上水の DO 濃度の拡散として計算を行っているため、一般的に用いられている概念とは若干異なっている。適用しているモデルの限界を踏まえた上で、対策の成果の評価を行うことが望ましいと考える。

## 2.1.8 参考文献

### 1) モデル構築に用いた文献

#### ■水質予測モデルの構築に引用した文献

- ・ Eppley R.W. (1972) Temperature and phytoplankton growth in the sea. *Fish. Bull.*, 70, 1063-1085.
- ・ 堀口文男・中田喜三郎 (1995) 東京湾の水質のモデル解析. *Journal of Advanced Marine Science and Technology Society*, Vol.1, No.1, 71-92.
- ・ Watt W.D. (1966) Release of dissolved organic material from the cells of phytoplankton populations. *Proc. Roy. Soc. Ser. B*, Vol.164, 521-551.
- ・ 堀口文男・中田喜三郎 (1993) 沿岸生態系モデルの実海域への適用—山口県西部海域の場合—. *資源と環境*, Vo.2, No.1, 61-92.
- ・ 横山長之 (1993) 海洋環境シミュレーション-水の流れと生物-, 白亜書房.
- ・ 中部国策空港建設事業及び空港島地域開発用地埋立造成事業に関する環境影響評価書. 中部国際空港株式会社.
- ・ 気象庁気象業務支援センター (1999) 海洋観測指針 (第 1 部) .

#### ■底質予測モデル(非生物項)の構築に引用した文献

- ・ Soetaert K., Herman P.M.J. and Middelburg J.J. (1996) A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol.60, No.6, pp.1019-1040.
- ・ Wijsman J.W.M., Herman P.M.J., Middelburg J.J. and Soetaert K. (2002) A model for early diagenetic processes in sediments of the continental shelf of the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Vol.54, pp.403-421.
- ・ NERI Technical Report (2004) A model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay (Denmark), No.483, pp.1-67.
- ・ 永尾謙太郎・日比野忠史・松本英雄 (2005) 広島湾における有機物の変動解析と栄養塩生成形態の把握. *海岸工学論文集*, 第 52 巻, pp. 916-920.
- ・ Sohma A., Sekiguchi Y. and Nakata K. (2004) Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area. *Journal of Marine Systems*, Vol.45, pp.105-142.
- ・ 小林節子・西村肇 (1991) 鉄の酸化、水酸化、吸着過程からみた底質からのリンの溶出機構.



水質汚濁研究, 第 14 卷, 第 4 号, pp.253-260.

- ・ Boudreau B.P. (1997) Diagenetic Models and Their Implementation: Modelling Transport and Reactions in Aquatic Sediments. Springer.

#### ■底質予測モデル(生物項)の構築に引用した文献

- ・ 平成 12 年度 藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査報告書, 環境省水環境部.
- ・ 平成 16 年度 人工干潟・浅場の水質浄化機能定量化手法確立試験における干潟底生生態系モデルシミュレーション業務報告書, 国土環境株式会社.
- ・ 安岡澄人・畑恭子・芳川忍・中野拓治・白谷栄作・中田喜三郎 (2005) 有明海の泥質干潟・浅海域での窒素循環の定量化-泥質干潟域の浮遊系-底生系結合生態系モデルの開発-. 海洋理工学会誌, Vol.11, No.1, pp.21-33.

## 2) モデルパラメータに用いた文献

#### ■水質予測モデルのパラメータに引用した文献

- (1) Eppley R.W. (1972) Temperature and phytoplankton growth in the sea. Fish. Bull., 70, 1063-1085.
- (2) 堀口文男・中田喜三郎 (1995) 東京湾の水質のモデル解析. Journal of Advanced Marine Science and Technology Society, Vol.1, No.1, 71-92.
- (3) Watt W.D. (1966) Release of dissolved organic material from the cells of phytoplankton populations. Proc. Roy. Soc. Ser. B, Vol.164, 521-551.
- (4) 堀口文男・中田喜三郎 (1993) 沿岸生態系モデルの実海域への適用ー山口県西部海域の場合ー. 資源と環境, Vo.2, No.1, 61-92.
- (5) 中田喜三郎 (2007) 三河湾の貧酸素水塊形成機構に関するモデル解析. 伊勢湾再生研究シンポジウム.
- (6) 国土交通省関東地方整備局・国土交通省東京航空局 (2005) 東京国際空港再拡張事業に係る環境影響評価準備書.
- (7) Wijsman J.W.M., Herman P.M.J., Middelburg J.J. and Soetaert K. (2002) A model for early diagenetic Processes in sediments of the continental shelf of the Black Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.54, pp.403-421.
- (8) NERI Technical Report (2004) A model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay (Denmark), No.483, pp.1-67.
- (9) Kremer J.N. and Nixon S.W. (1978) A Coastal Marine Ecosystem. Ecological studies; v.24
- (10) いであ株式会社 (2014) 平成 25 年度 閉鎖性海域水環境状況総合解析業務報告書.

#### ■底質予測モデル(非生物項)のパラメータに引用した文献

- (11) Soetaert K., Herman P.M.J. and Middelburg J.J. (1996) A model of early diagenetic processes from the shelf to abyssal depths. Geochimica et Cosmochimica Acta, Vol.60, No.6, pp.1019-1040.
- (12) Wijsman J.W.M., Herman P.M.J., Middelburg J.J. and Soetaert K. (2002) A model for early diagenetic processes in sediments of the continental shelf of the Black Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science, Vol.54, pp.403-421.
- (13) NERI Technical Report (2004) A model set-up for an oxygen and nutrient flux model for Aarhus Bay (Denmark). No.483, pp.1-67.
- (14) 永尾謙太郎・日比野忠史・松本英雄 (2005) 広島湾における有機物の変動解析と栄養塩生成

- 形態の把握. 海岸工学論文集, 第 52 卷, pp.916-920.
- (15) Sohma A., Sekiguchi Y. and Nakata K. (2004) Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area. *Journal of Marine Systems*, Vol.45, pp.105-142.
- (16) 小林節子・西村肇 (1991) 鉄の酸化、水酸化、吸着過程からみた底質からのリンの溶出機構. *水質汚濁研究*, 第 14 卷, 第 4 号, pp.253-260.
- (17) Boudreau B.P. (1997) *Diagenetic Models and Their Implementation: Modelling Transport and Reactions in Aquatic Sediments*. Springer.

■底質予測モデル(生物項)のパラメータに引用した文献

- (18) 平成 12 年度 藻場・干潟等の環境保全機能定量評価基礎調査報告書, 環境省水環境部.
- (19) Sohma A., Sekiguchi Y. and Nakata K. (2004) Modeling and evaluating the ecosystem of sea-grass beds, shallow waters without sea-grass, and an oxygen-depleted offshore area. *Journal of Marine Systems*, Vol.45, pp.105-142.
- (20) J. バレッタ & P. ルアルディ／編, 中田喜三郎／訳 (1995) 干潟の生態系モデル (沿岸生態系の解析 2) .
- (21) 平成 16 年度 人工干潟・浅場の水質浄化機能定量化手法確立試験における干潟底生生態系モデルシミュレーション業務報告書, 愛知県水産試験場.
- (22) 桑江朝比呂・細川恭史・木部英治・中村由行 (2000) メソコスム実験による人工干潟の水質浄化機能の評価. *海岸工学論文集*, 第 47 卷, 1096-1100.

## 2.2 沿岸透明度

### 2.2.1 重回帰モデルの概要

重回帰モデルは、沿岸透明度を低下させる要因として、植物プランクトン、トリプトン(植物プランクトン以外の懸濁物質)、CDOM(有色溶存有機物)の3成分を想定している(参考:平成23年度環境研究総合推進費終了成果報告書(B-0909))。モデルの基本式は下記のとおり。

$$SD^{-1} = a_1 \cdot [Chl-a] + a_2 \cdot [Tr] + a_3 \cdot [CDOM] + b_1 \quad (\text{式 1})$$

ここで、SD は透明度(m)、[Chl-a]はクロロフィル a 濃度( $\mu\text{g L}^{-1}$ )、[Tr]はトリプトン濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )、[CDOM]は CDOM の吸収係数( $\text{m}^{-1}$ )、 $a_1$ 、 $a_2$ 、 $a_3$ 、 $b_1$  は係数である。

トリプトンの推定式は下記のとおり。

$$[Tr] = [SS] - [PSS] = [SS] - d \cdot [Chl-a] \quad (\text{式 2})$$

ここで、[SS]は SS 濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )、[PSS]は植物プランクトン性 SS 濃度( $\text{mg L}^{-1}$ )、 $d$  は係数である。式(2)では、植物プランクトン性 SS がクロロフィル a に比例すると仮定しており、係数  $d$  はクロロフィル a 濃度を植物プランクトン性 SS 濃度に換算するための係数である。

係数  $d$  は、VSS(SS の強熱減量)とクロロフィル a の回帰式の傾きとして、回帰分析により求められる( $[VSS] = d \cdot [Chl-a] + \text{定数}$ )。ただし、傾き(係数  $d$ )と切片(デトリタスなどの植物プランクトン以外の VSS 成分を意味する)は一定と仮定している。出水時には土壌由来の有機濁質が増えて切片が変動するため、この式は非出水時のみ成り立つ。

式 1 の右辺の各項の大きさは、沿岸透明度低下に対する各要因の寄与の程度を反映していると考えられる(たとえば  $a_1 \cdot [Chl-a]$  は植物プランクトンの寄与)。したがって、右辺の各項を比較することで、沿岸透明度の主要な低下要因を推定することができる。

重回帰モデルは、水質調査結果が充実している場合には、該当水域の水質調査結果に基づき、それぞれの水域ごとに個別湖沼モデルを構築することが望ましい。これは、植物プランクトンの優占種等が水域や季節によって異なり、植物プランクトンそれぞれの色素や形態の相違が光の透過率に影響し、モデルの係数が変わることが想定されるためである。

また、該当水域の水質調査があまり行われておらず、データ数が少ない場合には、「2.2.2 沿岸透明度低下の要因の検討の事例」で構築した汎用モデルの係数を利用して、簡易的に要因の検討を行うことができる。この場合、該当水域の透明度の低下が問題になっている時期において最低1回、1地点におけるクロロフィル a 濃度、SS、CDOM の吸収係数(または DOC か D-COD と全水深)の調査結果が必要である。

## 2.2.2 沿岸透明度低下の要因の検討の事例

### 1) 水質調査

沿岸透明度の低下要因を検討するために、全国の 9 湖沼を対象に、透明度に関連する水質項目の調査を実施した。水質調査の概要は表 2-31、水質分析方法は表 2-32、調査地点は図 2-36 に示すとおりである。

浅い湖～深い湖、また、淡水～汽水といった多様な特徴を有する 9 湖沼を調査対象とした。調査時期は各季節(年 4 回)、採水地点は各県等による毎月の定期調査地点(各湖沼 3 地点程度)とし、定期調査時に得られた表層水を水質分析に供した。

分析項目は、SS(Suspended Solids、懸濁物質)、VSS(Volatile Suspended Solids、懸濁物質の強熱減量)、DOC(Dissolved Organic Carbon、溶存有機炭素)濃度及び CDOM(Colored Dissolved Organic Matter、有色溶存有機物)の吸収係数である。また、一部の現場測定項目(透明度、全水深等)と室内分析項目(クロロフィル a、D-COD 等)については、各県等による定期調査結果を利用した。

なお、SS の分析には孔径  $1\mu\text{m}$  のろ紙を使用することが JIS K0101 で規定されているが、汽水湖のような特殊な例では注意が必要となる。汽水をろ過するとろ紙が塩分を含むので、比較的厚みの薄いろ紙(例えば孔径  $1.2\mu\text{m}$  のろ紙)を採用し、ろ過前に水に浸すなどの対応が必要な場合がある。

表 2-31 水質調査の概要

対象湖沼	八郎湖、霞ヶ浦、印旛沼、手賀沼、諏訪湖、琵琶湖南湖・北湖、中海、宍道湖
調査地点	1 回の調査につき、各湖沼 3 地点(手賀沼は 2 地点、霞ヶ浦は 4 地点)
調査時期	2018 年 5、8、11 月及び 2019 年 1 月(印旛沼・手賀沼は 2 月)
調査項目	透明度、全水深、クロロフィル a、SS、VSS(SS の強熱減量)、DOC(溶存有機炭素)、D-COD(溶存性 COD)、CDOM の吸収係数(波長 440nm)

表 2-32 水質分析方法

分析項目	分析方法
VSS (SS の強熱減量)	SS：昭和 46 年環境庁告示第 59 号 付表 9 (ろ紙の孔径： $1\mu\text{m}$ ) 強熱減量：JIS K 0102(2016) 14.5
DOC	事前に加熱処理したガラス繊維ろ紙(孔径： $0.7\mu\text{m}$ )でろ過後、JIS K 0102(2016) 22.1 燃焼酸化-赤外線式 TOC 分析法を適用
CDOM の吸収係数 (波長： $440\text{nm}$ )	事前に加熱処理したガラス繊維ろ紙(孔径： $0.7\mu\text{m}$ )でろ過後、ろ液を分光光度計用セル(光路長 5cm または 1cm)に満たし、分光光度計で $440\text{nm}$ の吸光度を測定した。次に、同波長の純水の吸光度を差し引いて補正した。吸収係数は、(補正済み吸光度) / (セルの光路長) として求めた。

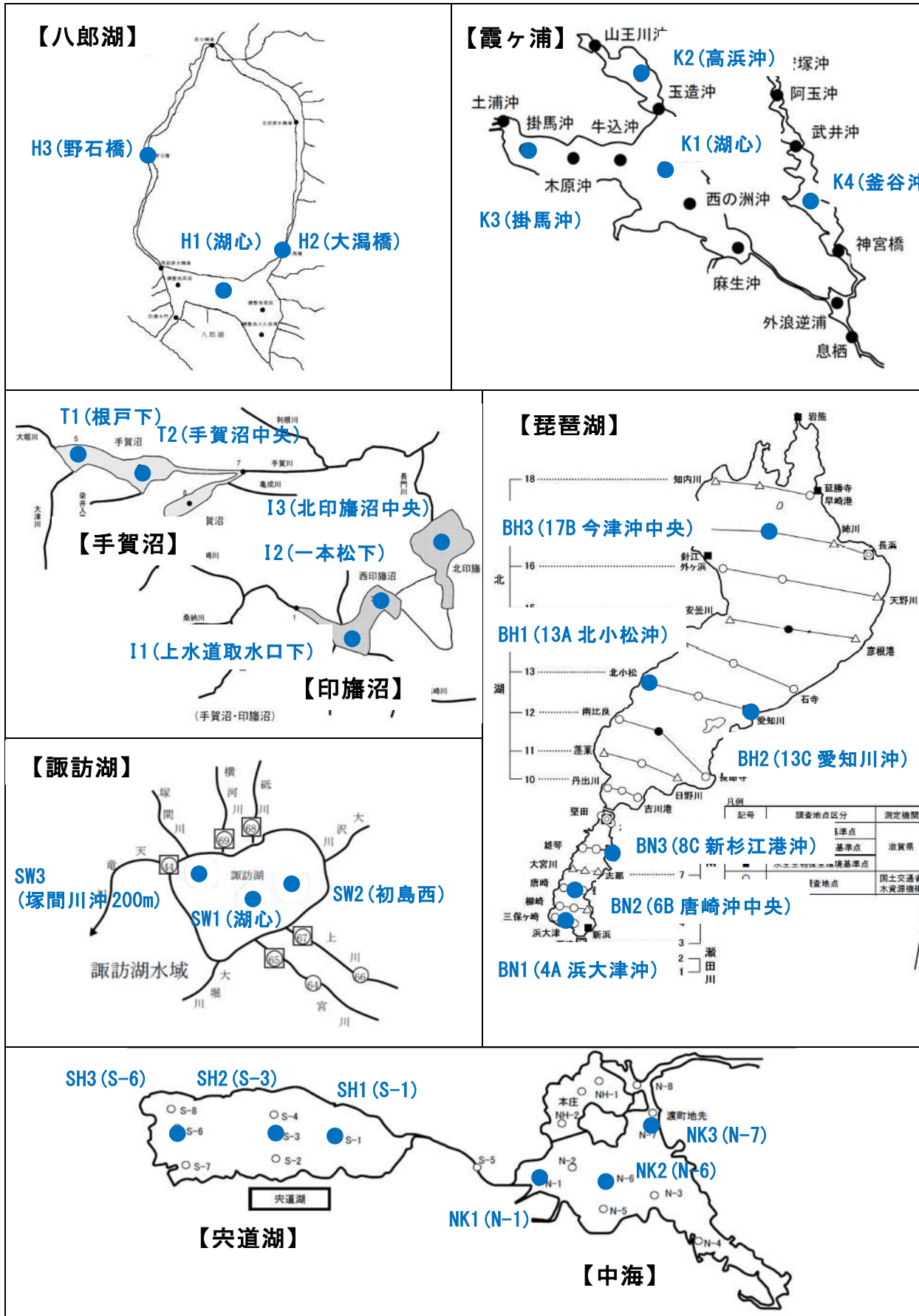


图 2-36 採水地点

### 【CDOM の分析に使用するろ紙の検討】

CDOM は JIS 規格等による測定方法の規定がなく、使用するろ紙の孔径が決まっていない。ここでは、孔径の異なるガラス繊維ろ紙を使用し、CDOM の分析結果を比較した。

2019 年 2 月に印旛沼・手賀沼で採水された試料に対し、ろ紙 A(孔径  $0.7 \mu\text{m}$ )とろ紙 B(孔径約  $1 \mu\text{m}$ )を用いてろ過した。ろ過後のろ液を CDOM の分析に、ろ紙を SS の分析に供した。結果は以下のとおり。

- CDOM の分析値は、ろ紙 A(孔径  $0.7 \mu\text{m}$ )よりろ紙 B(孔径約  $1 \mu\text{m}$ )の方が大きかった(図 2-37a)。
- SS はほぼ一致し、ろ紙の違いによる影響はみられなかった(図 2-37b)。なお、JIS K 0102 で規定されているろ紙の孔径は  $1 \mu\text{m}$  である。
- 本資料に掲載した「汎用モデル」は、ろ紙 A(孔径  $0.7 \mu\text{m}$ )を用いた CDOM の分析結果に基づいている。ろ紙 A とろ紙 B の CDOM 分析値は大きく異なるので、「汎用モデル」にろ紙 B の CDOM 分析値をそのまま入力することはできない。
- 参考として、ろ紙 A とろ紙 B の CDOM 分析値の比(換算係数)は  $0.35 \sim 0.71$  の範囲にあり、平均値は 0.56 であった(図 2-37b)。ろ紙 B(孔径約  $1 \mu\text{m}$ )からろ紙 A(孔径  $0.7 \mu\text{m}$ )の CDOM 分析値を推定したいとき、この換算係数を使用できるが、 $0.5 \sim 1.5$  倍程度の誤差が含まれることに注意する必要がある。

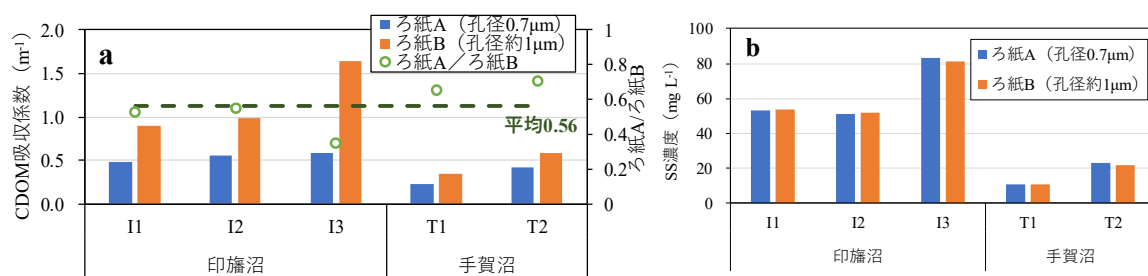


図 2-37 2 種類のろ紙による CDOM 吸収係数と SS 濃度の比較

表 2-33 CDOM の分析に使用するろ紙のメリット・デメリット

ろ紙	メリット	デメリット
ガラス繊維ろ紙 (孔径 $0.7 \mu\text{m}$ )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 本検討の汎用モデルを使用可</li> <li>• 微粒子の分離精度が高い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 一般的に高価</li> <li>• 公共用水域水質測定での使用機会が少ない(主に研究用途)</li> </ul>
ガラス繊維ろ紙 (孔径約 $1 \mu\text{m}$ )	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 一般的に安価</li> <li>• 公共用水域水質測定で使用する機会が多い</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• 本検討の汎用モデルを使用する場合、CDOM の換算が必要</li> </ul>

## 2) 重回帰モデルの構築

「1) 水質調査」の結果を利用し、重回帰モデル(式 1、式 2)の係数を求めた。基本式を下記に再掲する。

$$SD^{-1} = a_1 \cdot [Chl-a] + a_2 \cdot [Tr] + a_3 \cdot [CDOM] + b_1 \quad (\text{式 1 再掲})$$

$$[Tr] = [SS] - [PSS] = [SS] - d \cdot [Chl-a] \quad (\text{式 2 再掲})$$

未知の係数は、 $a_1$ 、 $a_2$ 、 $a_3$ 、 $b_1$ 、 $d$  である。

式(1)の係数  $a_3$ 、 $b_1$  は、文献(Terrel et al. 2012)を利用し、 $a_3 = 0.41$ 、 $b_1 = 0.040\text{m}^{-1}$  と設定した。設定方法は下記のとおり。

### 【式(1)の係数 $a_3$ について】

係数  $a_3$  は、CDOM が透明度に及ぼす影響を表す係数である。係数  $a_1 \sim a_3$  を重回帰分析により決定すると、 $a_3$  が過大となる、係数が負の値をとるなどの問題がみられた。これは、CDOM とクロロフィル  $a$  の相関が比較的高いこと(独立変数の多重共線性)が主な原因と考えられたため、この問題を解消するため、係数  $a_3$  を文献から求めることとした。

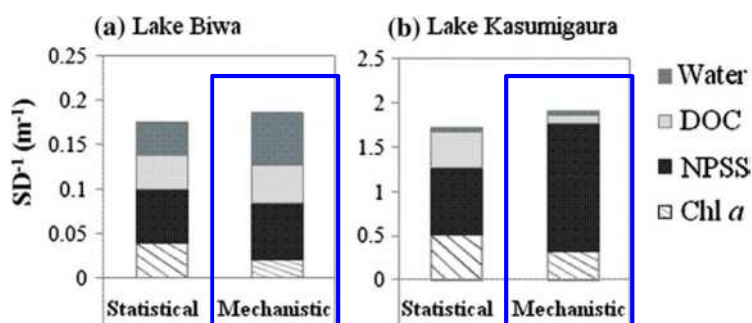
Terrel et al. (2012)の Mechanistic モデルの結果(図 2-38)を利用し、式(1)の係数  $a_3$  を算出した。このモデルは水質成分の光学的特性を反映した半理論モデルであり、霞ヶ浦及び琵琶湖北湖で構築されている。文献値を利用し、それぞれの湖沼において、下記の式により係数  $a_3$  を求めた。

$$a_3 = \beta [DOC] / [CDOM]$$

$$\beta = (SD^{-1})_{CDOM} / [DOC]'$$

ここで、 $(SD^{-1})_{CDOM}$  は Mechanistic モデルにより推定された CDOM 寄与分の  $SD^{-1} (\text{m}^{-1})$ 、 $[DOC]'$  は Mechanistic モデルの構築に用いられた DOC 濃度 ( $\text{mg l}^{-1}$ ) である。

結果として、 $a_3$  は霞ヶ浦で 0.27、琵琶湖北湖で 0.56 であった。そこで、ある程度の誤差を含むことを踏まえた上で、両者を平均である  $a_3 = 0.41$  を採用した。



出典) Terrel et al., Limnology 13: 237-252, 2012

図 2-38 透明度への各水中成分の寄与 (青枠が Mechanistic model)

### 【式(1)の係数 $b_1$ について】

係数  $b_1$  は、植物プランクトン、トリプトン、CDOM 以外の成分が透明度に及ぼす影響を考慮するための項であり、通常は不純物のない水(純水)の影響を表す項である。既往文献によると、 $b_1$  は  $0.034 \sim 0.055 \text{ m}^{-1}$  の範囲にあるとされる(Armengol et al., 2003; Obrador and Pretus, 2008; Terrel et al., 2012)。ここでは、文献値の中間的な値として、Terrel et al. (2012)が琵琶湖北湖で求めた  $b_1 = 0.040 \text{ m}^{-1}$  を採用した。

式(1)の係数  $a_2$ 、 $a_3$ 、 $d$  は、「1) 水質調査」の結果及び過年度の水質調査結果を利用し、重回帰分析によって求めた。

重回帰モデルは、「個別湖沼モデル」と「汎用モデル」を構築した。

## (1) 個別湖沼モデル

それぞれの水域ごとのモデル(個別湖沼モデル)を構築した。

式 2 の係数  $d$  は、過年度の水質調査結果を湖沼別に分け、単回帰分析によって求めた。

式 1 の係数  $a_1$ 、 $a_2$  は、過年度の水質調査データを湖沼別及び季節別(春季、夏季、秋季、冬季)に分け、重回帰分析により求めた。

### a) 係数 $d$ の推定

式(2)の係数  $d$  は、VSS(SSの強熱減量)とクロロフィル a の回帰式の傾きとして、回帰分析により求められる( $[VSS] = d \cdot [Chl-a] + \text{定数}$ )。

「1) 水質調査」により得られたデータを利用し、それぞれの水域ごとに回帰式を作成し、回帰式の傾きから係数  $d$  を推定した。ただし、中海・宍道湖はそれぞれの相関が低かったため、両湖沼を合わせて回帰式を作成した。

推定された係数  $d$  を表 2-34 に、クロロフィル a と VSS の関係を図 2-39a に示す。係数  $d$  は  $0.042 \sim 0.204 \text{ mg}/\mu\text{g}$  ( $= (\text{mg/L})/(\mu\text{g/L})$ ) の範囲で推定され、クロロフィル a と VSS の相関は概ね高かった(決定係数  $R^2$  は  $0.38 \sim 0.93$ 、 $p < 0.05$ )。

Fukushima et al. (2019)は、霞ヶ浦において係数  $d$  を詳細に検討している。過去に報告された係数  $d$  として  $0.069 \text{ mg}/\mu\text{g}$  と  $0.120 \text{ mg}/\mu\text{g}$  が比較され、後者がより信頼性が高いと結論付けている。一方、本検討の回帰分析によって得られた係数  $d$  ( $0.074$ ) は前者に近い。そこで、霞ヶ浦においては、より信頼性が高いとされる  $0.120 \text{ mg}/\mu\text{g}$  を採用することとした。

表 2-34 回帰分析によって推定された係数  $d$  (個別湖沼モデル)

	八郎湖	霞ヶ浦	印旛沼	手賀沼	諏訪湖	琵琶湖 南湖	琵琶湖 北湖	中海・ 宍道湖
係数 $d$ ( $\text{mg}/\mu\text{g}$ )	0.074	0.120 ※1	0.166	0.074	0.042	0.204	0.098	0.073

※1: Fukushima et al. (2019)の報告値



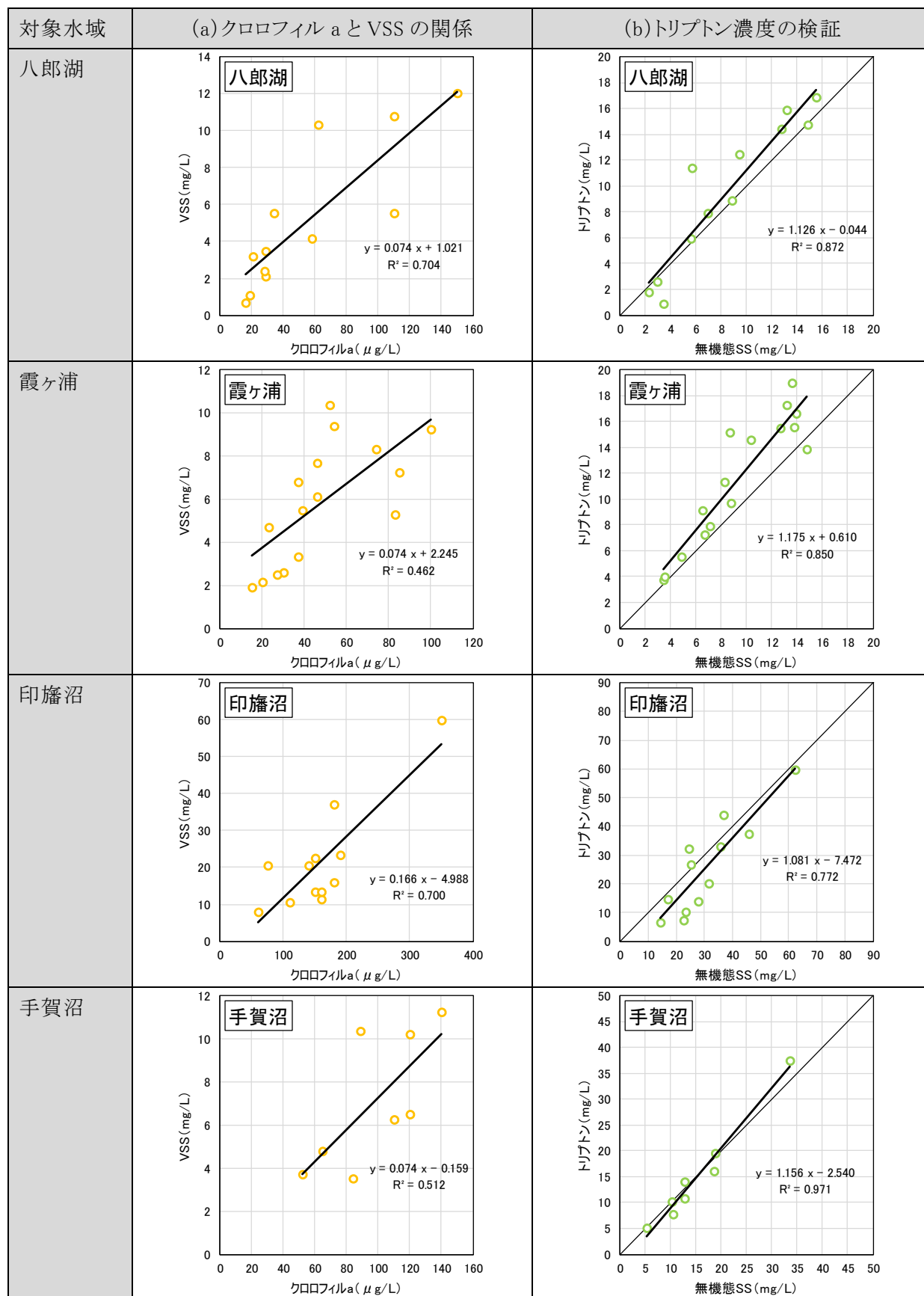


図 2-39(1) クロロフィル a 濃度と VSS 濃度の関係 (a) 及びトリプトン濃度の推定値と無機態 SS 濃度の観測値の比較 (b) (個別湖沼モデル)

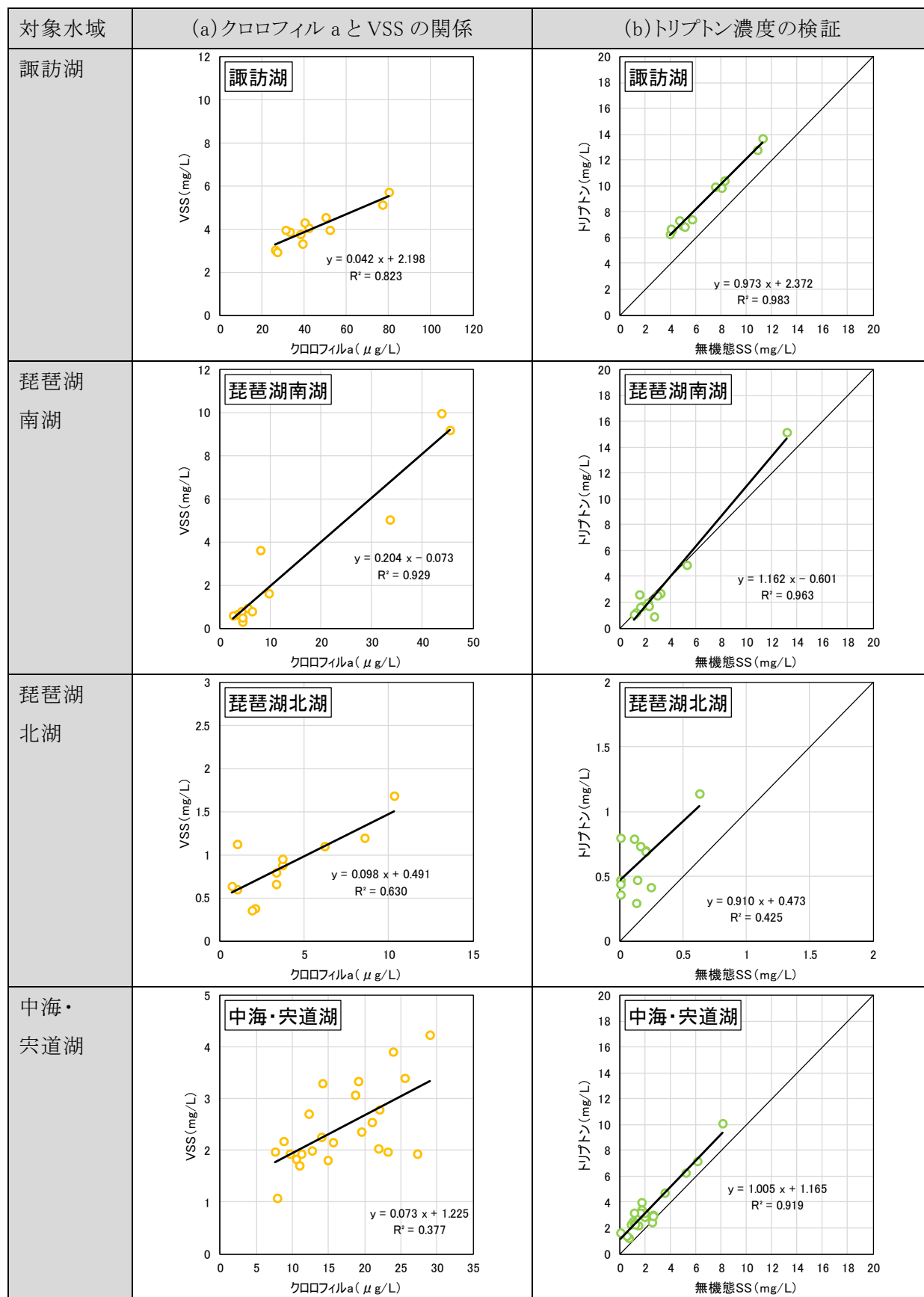


図 2-39(2) クロロフィル a 濃度と VSS 濃度の関係 (a) 及びトリプトン濃度の推定値と無機態 SS 濃度の観測値の比較 (b) (個別湖沼モデル)

推定した係数  $d$  を用いて式(2)からトリプトン濃度を算出し、観測された無機態 SS 濃度(= [SS] - [VSS])と比較した。トリプトンは主に土粒子等の無機態 SS によって構成されるため、両者を比較することにより、トリプトンの推定結果が妥当か検討できる。両者は傾き 1 前後の比例関係にあり、トリプトン濃度を概ね良好に推定できていることが確認された(図 2-39b)。

#### b) 係数 $a_1$ 、 $a_2$ の推定

「1) 水質調査」により得られたデータ及び過年度の水質の定期調査結果を解析することにより、湖沼ごと、季節ごとに式(1)の係数  $a_1$ 、 $a_2$  を求めた。

有効な重回帰分析を実施するためには、ある程度のサンプル数を確保する必要がある。そこで、湖沼ごと、季節ごとに重回帰分析を実施するにあたって、過年度の水質の定期調査結果を利用した(表 2-35)。使用項目は、クロロフィル a、SS、DOC(いずれも表層)及び透明度、全水深である。

重回帰分析に必要な項目は、透明度、クロロフィル a、トリプトン、CDOM の 4 項目である(式(1)参照)。トリプトン濃度は式(2)より求め、式(2)の係数  $d$  は「1) 水質調査」の結果に基づく表 2-34 の値を使用した。CDOM の吸収係数は、「1) 水質調査」の結果に基づく回帰式を利用し、DOC または D-COD と全水深から推定した(詳細は後述の「4) CDOM の代替指標の検討」を参照のこと)。

重回帰分析により推定された湖沼ごと、季節ごとの係数  $a_1$ 、 $a_2$  を表 2-36、図 2-40 に示す。係数  $a_1$  は 0.0032~0.0204(平均 0.0109)  $L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、係数  $a_2$  は 0.027~0.112(平均 0.066)  $L mg^{-1} m^{-1}$  の範囲であった。

表 2-35 過年度の水質の定期調査結果の諸元

対象水域	期間	地点数	出典
霞ヶ浦	2005~2015 年度	9 地点	霞ヶ浦環境科学センター年報
	1988~1996 年	10 地点	国立環境研究所 霞ヶ浦データベース
印旛沼	2007~2018 年度	3 地点	千葉県ホームページ (公共用水域水質測定結果)
手賀沼	2007~2018 年度	2 地点	
諏訪湖	2010~2011 年	1 地点	信州大学山地水環境教育研究センター研究報告
	2001~2018 年度	1 地点	長野県ホームページ (公共用水域水質測定結果)
琵琶湖南湖	2005~2014 年度	20 地点	滋賀の環境(環境白書) (公共用水域水質測定結果)
琵琶湖北湖	2005~2014 年度	28 地点	
中海	2011~2017 年度	8 地点	島根県保健環境研究所ホームページ (公共用水域水質測定結果)
宍道湖	2011~2017 年度	8 地点	

表 2-36 重回帰モデルの係数  $a_1$ 、 $a_2$  と再現性指標 (個別湖沼モデル)

対象水域	係数 $a_1$ ( $L \mu g^{-1} m^{-1}$ )	係数 $a_2$ ( $L mg^{-1} m^{-1}$ )	標本数 N	透明度の 観測値平均(m)	RMSE (m)	CV(RMSE) (%)
<b>【春季】</b>						
霞ヶ浦	0.0082	0.052	448	0.7	0.2	25
印旛沼	0.0090	0.044	216	0.4	0.1	29
手賀沼	0.0119	0.027	144	0.6	0.3	56
諏訪湖	0.0032	0.076	65	1.2	0.6	50
琵琶湖南湖	0.0168	0.086	569	2.3	0.8	36
琵琶湖北湖	0.0124	0.077	824	5.6	1.6	28
中海	0.0080	0.086	160	1.9	0.8	40
宍道湖	0.0170	0.059	168	1.2	0.4	31
<b>【夏季】</b>						
霞ヶ浦	0.0105	0.059	488	0.6	0.1	20
印旛沼	0.0098	0.040	216	0.4	0.2	36
手賀沼	0.0099	0.042	144	0.5	0.1	21
諏訪湖	0.0054	0.077	68	1.2	0.4	33
琵琶湖南湖	0.0202	0.097	520	2.7	1.4	52
琵琶湖北湖	0.0094	0.088	819	5.9	1.6	28
中海	0.0165	0.066	168	2.0	0.6	31
宍道湖	0.0088	0.112	167	1.5	0.3	23
<b>【秋季】</b>						
霞ヶ浦	0.0099	0.062	491	0.6	0.1	22
印旛沼	0.0099	0.035	216	0.5	0.2	37
手賀沼	0.0090	0.049	144	0.6	0.2	32
諏訪湖	0.0076	0.051	67	1.0	0.5	44
琵琶湖南湖	0.0183	0.092	511	2.6	1.4	52
琵琶湖北湖	0.0138	0.080	817	5.9	1.2	20
中海	0.0036	0.083	168	1.9	0.8	41
宍道湖	0.0075	0.084	168	1.4	0.4	27
<b>【冬季】</b>						
霞ヶ浦	0.0086	0.074	471	0.9	0.2	24
印旛沼	0.0112	0.060	216	0.5	0.2	32
手賀沼	0.0057	0.064	144	0.7	0.3	44
諏訪湖	0.0097	0.089	49	1.7	0.6	34
琵琶湖南湖	0.0204	0.054	567	2.1	1.0	47
琵琶湖北湖	0.0112	0.060	819	7.1	1.4	20
中海	0.0103	0.057	167	2.2	1.0	45
宍道湖	0.0126	0.072	168	1.4	0.4	30

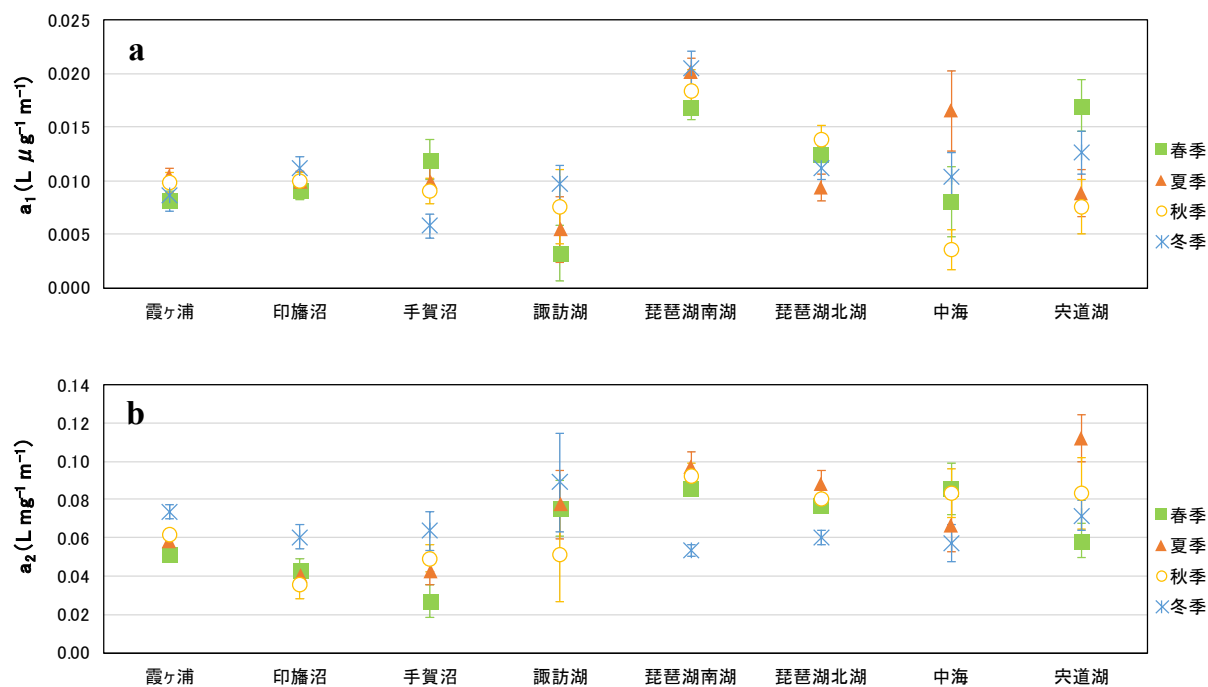


図 2-40 重回帰モデルの係数  $a_1$ 、 $a_2$ (個別湖沼モデル)

Terrel et al. (2012)は、透明度を説明する変数としてクロロフィル a、トリプトン、DOC を挙げ、重回帰分析により霞ヶ浦と琵琶湖北湖で係数  $a_1$ 、 $a_2$  を求めている。この文献では、霞ヶ浦では  $a_1 = 0.0086 L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、 $a_2 = 0.043 L mg^{-1} m^{-1}$ 、琵琶湖北湖では  $a_1 = 0.0137 L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、 $a_2 = 0.100 L mg^{-1} m^{-1}$  と報告されている。一方、本検討においては、霞ヶ浦では  $a_1 = 0.0082 \sim 0.0105 L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、 $a_2 = 0.052 \sim 0.074 L mg^{-1} m^{-1}$ 、琵琶湖北湖では  $a_1 = 0.0094 \sim 0.0138 L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、 $a_2 = 0.060 \sim 0.088 L mg^{-1} m^{-1}$  であった。したがって、本検討の  $a_1$  は文献値と同程度であったが、 $a_2$  は霞ヶ浦では文献値よりやや高く、琵琶湖では文献値よりやや低かった。 $a_2$  の相違の原因としては、トリプトンの推定に用いた係数  $d$  が文献値と異なることや、重回帰モデルの変数の違い(文献ではDOCを使用しているのに対し、本検討ではDOCからCDOMを推定して使用)が影響していると考えられる。

#### c) 検証

「1)水質調査」により得られたデータを利用し、個別湖沼モデルを検証した。それぞれの水域の重回帰モデルにより推定された透明度の誤差(二乗平均平方根誤差:RMSE)は 0.1~1.5m であり、良好な再現性が認められた(表 2-37、図 2-41)。本検討には様々な特性の湖沼が含まれることから、他湖沼でも同様に個別湖沼モデルを構築できることが示唆された。

表 2-37 平成 30 年度の水質調査データによる重回帰モデルの検証結果(個別湖沼モデル)

対象水域	標本数 N	透明度の 観測値平均(m)	RMSE (m)	CV(RMSE) (%)
霞ヶ浦	16	0.8	0.4	50
印旛沼	11	0.4	0.1	31
手賀沼	7	0.5	0.2	34
諏訪湖	12	1.1	0.2	17
琵琶湖南湖	12	1.9	0.8	43
琵琶湖北湖	12	6.9	1.5	22
中海	12	1.8	1.3	72
宍道湖	12	1.3	0.5	40

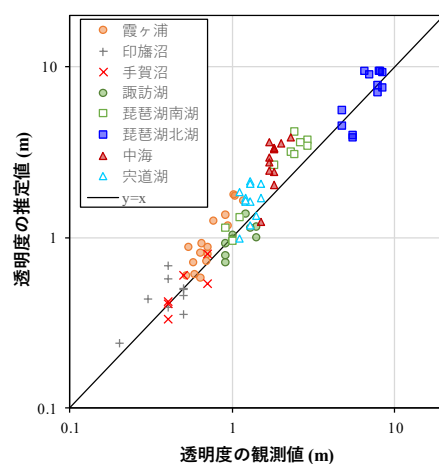


図 2-41 透明度の観測値と推定値の関係(個別湖沼モデル)

## (2) 汎用モデル（透明度別・季節別）

水質調査結果の不足のため個別湖沼モデルが構築できない場合に簡易的に利用できるモデルとして、汎用モデルを構築した。

式2の係数  $d$  は、「1) 水質調査」により得られたデータを季節別（春季、夏季、秋季、冬季）に分け、単回帰分析により求めた。

式1の係数  $a_1$ 、 $a_2$  は、過年度の水質調査データを透明度の範囲別（1m未満、1m以上2m未満、2m以上）及び季節別（春季、夏季、秋季、冬季）に分け、重回帰分析により求めた。

### a) 係数 $d$ の推定

クロロフィル  $a$  濃度を従属変数、VSS 濃度を独立変数とした回帰式を季節別に作成し、回帰式の傾きから係数  $d$  を推定した。クロロフィル  $a$  と VSS の相関は高く、決定係数  $R^2$  は 0.76～0.94 であった（図 2-42a）。

係数  $d$  を用いて式(2)からトリプトン濃度を推定し、観測値に基づく無機態 SS 濃度 (= [SS] - [VSS]) と比較した。両者は概ね傾き 1 の比例関係にあり、トリプトン濃度を良好に推定できていることが確認された（図 2-42b）。

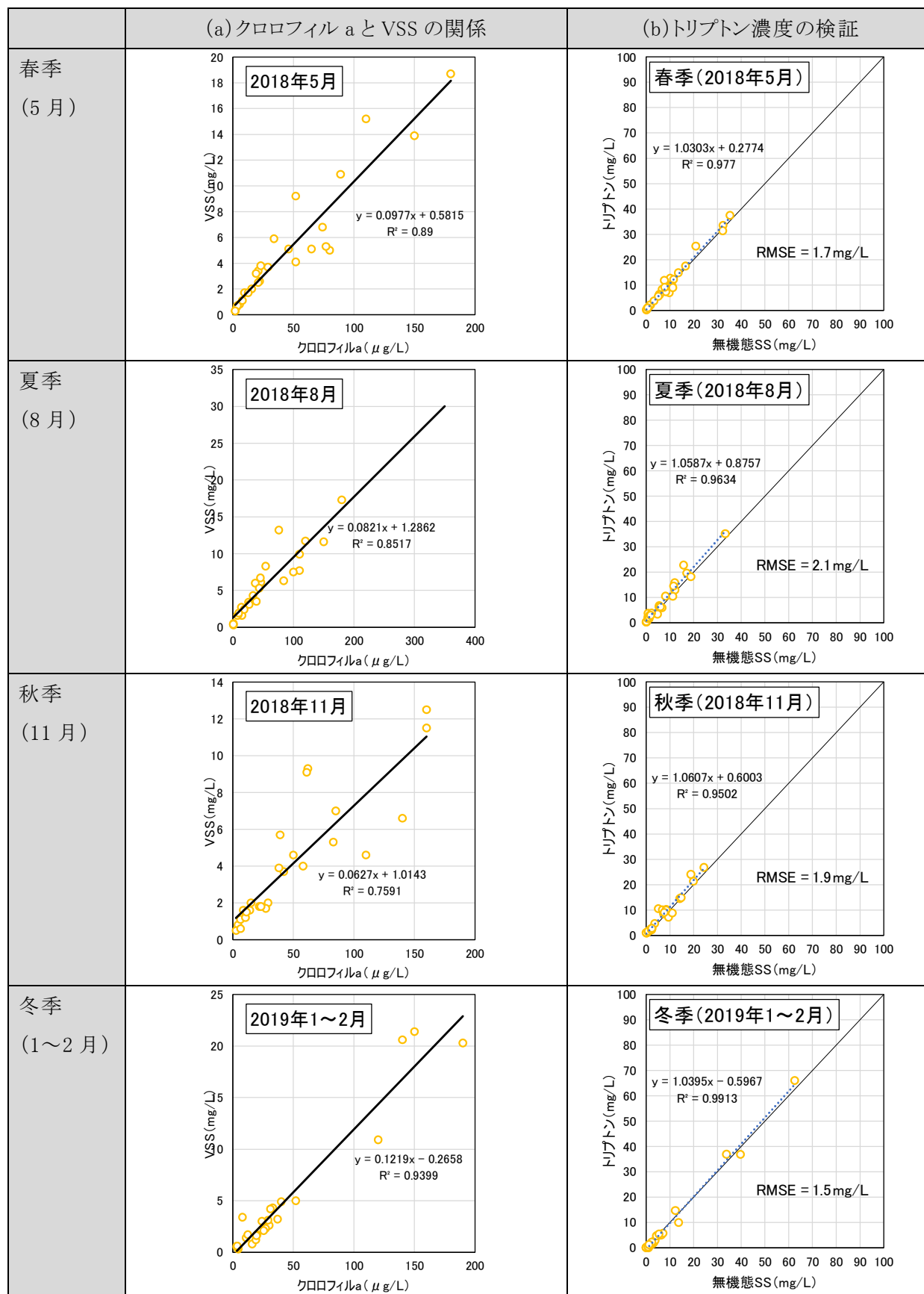


図 2-42 クロロフィル a 濃度と VSS 濃度の関係(a)及びトリプトン濃度の推定値と無機態 SS 濃度の観測値の比較(b) (汎用モデル)

※夏季(8月)の印旛沼 12 地点のデータは外れ値を含むため除外



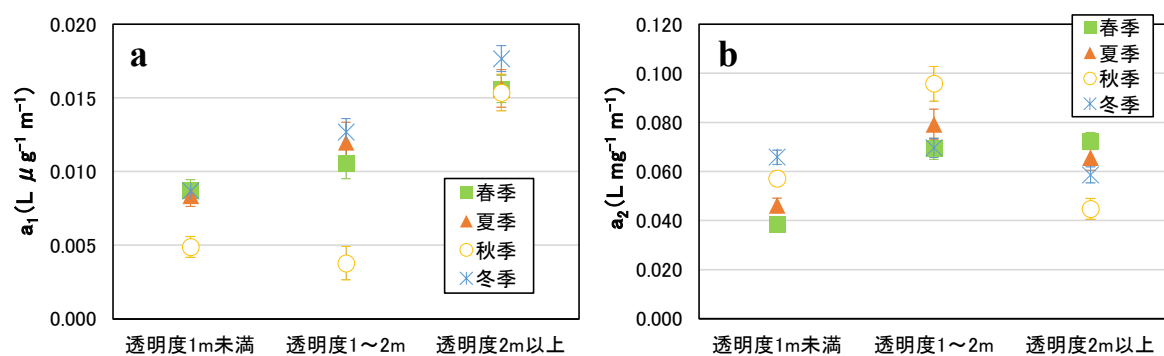
b) 係数  $a_1$ 、 $a_2$  の推定

過年度の水質調査結果の重回帰分析により、係数  $a_1$ 、 $a_2$  を求めた。水質データは季節別(春季:3~5月、夏季:6~8月、秋季:9~11月、冬季:12~2月)及び透明度の範囲別(1m未満、1m以上2m未満、2m以上)に分けて分析した。水質データの出典は表 2-35 のとおりであり、使用項目はクロロフィル a、SS、DOC(いずれも表層)及び透明度、全水深である。

重回帰モデルの係数を表 2-38、図 2-43 に示す。係数  $a_1$  は 0.004~0.018(平均 0.011)  $L \mu g^{-1} m^{-1}$ 、係数  $a_2$  は 0.038~0.096(平均 0.064)  $L mg^{-1} m^{-1}$  の範囲であった。

表 2-38 重回帰モデルの係数(汎用モデル)

時期	透明度	$a_1$	$a_2$	$a_3$	$b_1$	d
春季	1m未満	0.0087	0.038	0.41	0.040	0.096
	1m以上2m未満	0.0106	0.069	0.41	0.040	0.097
	2m以上	0.0156	0.072	0.41	0.040	0.132
夏季	1m未満	0.0084	0.046	0.41	0.040	0.070
	1m以上2m未満	0.0120	0.079	0.41	0.040	0.106
	2m以上	0.0156	0.065	0.41	0.040	0.073
秋季	1m未満	0.0049	0.057	0.41	0.040	0.052
	1m以上2m未満	0.0038	0.096	0.41	0.040	0.086
	2m以上	0.0154	0.045	0.41	0.040	0.142
冬季	1m未満	0.0087	0.066	0.41	0.040	0.130
	1m以上2m未満	0.0127	0.070	0.41	0.040	0.076
	2m以上	0.0177	0.059	0.41	0.040	0.119

図 2-43 重回帰モデルの係数  $a_1$ 、 $a_2$ (汎用モデル)

## c) 検証

「1)水質調査」により得られたデータを利用し、汎用モデルを検証した。それぞれの水域の重回帰モデルにより推定された透明度の誤差(二乗平均平方根誤差:RMSE)は 0.28~1.46m であり、個別湖沼モデルより再現性は低いものの、概ね良好な再現性が認められた(図 2-44)。

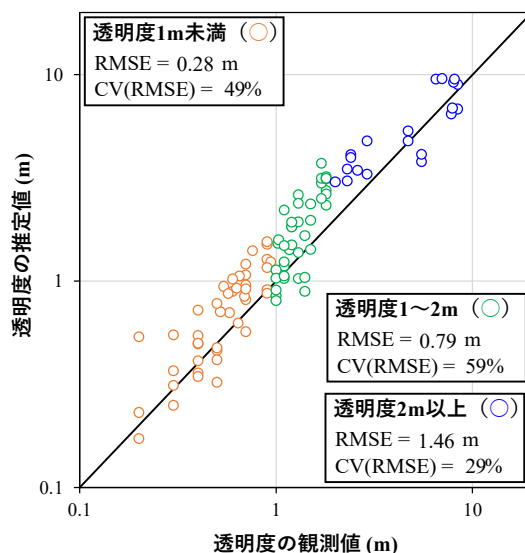


図 2-44 透明度の観測値と推定値の関係(汎用モデル)

### 3) 沿岸透明度低下の要因の検討

構築した重回帰モデルを用いて、沿岸透明度低下の要因を検討した。

汎用モデル(季別)により、沿岸透明度低下の要因を季別に推定した結果を図 2-45 ~ 図 2-48 に示す。本図は式 1 の右辺の各項の積み上げ棒グラフ(割合表示)である。例えば、八郎湖ではクロロフィル a の項(式 1 の  $a_1 \cdot [\text{Chl-a}]$ )が他の項に比べて大きいため、沿岸透明度低下の主要因は植物プランクトンによるものと考えられる。

沿岸透明度低下の主要因を湖沼別・季節別に整理すると、諏訪湖・琵琶湖北湖・中海・宍道湖では植物プランクトン、霞ヶ浦、琵琶湖南湖ではトリプトンであることが多かった(表 2-39)。また、中海を除き、季節によって主要因の変化がみられた(表 2-40)。

季節によって主要因が異なる湖沼では、透明度の低下が問題になっている時期の主要因を当面の対策の対象にするなどの方針の検討が想定される。

クロロフィル a の寄与:  $a_1 \cdot [\text{Chl-a}]$    トリプトンの寄与:  $a_2 \cdot [\text{Tr}]$    CDOM の寄与:  $a_3 \cdot [\text{CDOM}]$    純水の寄与:  $b_1$

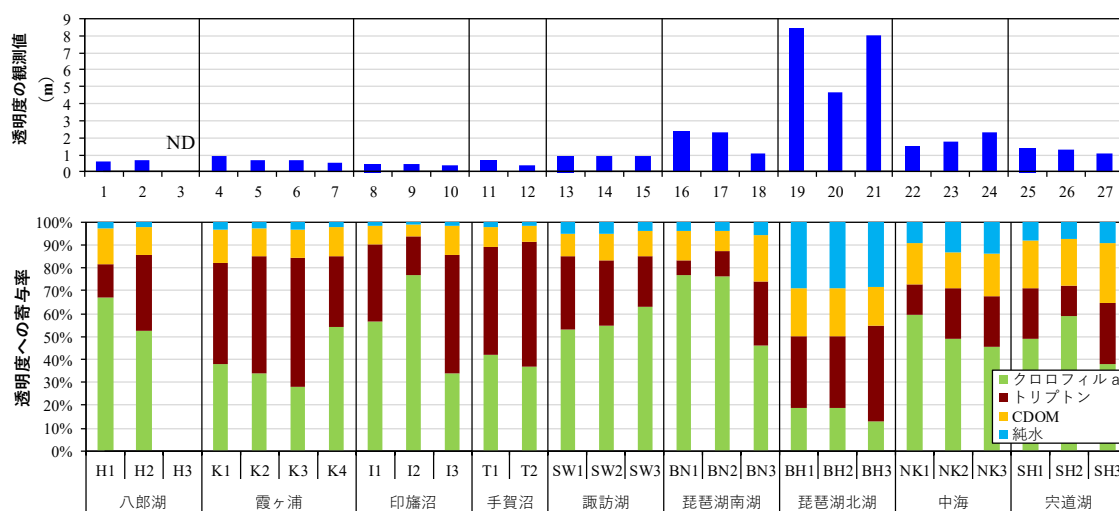


図 2-45 汎用モデル(春季)により推定された各要因の透明度への寄与率(2018年5月)

クロロフィル a の寄与:  $a_1 \cdot [\text{Chl-a}]$    トリプトンの寄与:  $a_2 \cdot [\text{Tr}]$    CDOM の寄与:  $a_3 \cdot [\text{CDOM}]$    純水の寄与:  $b_1$

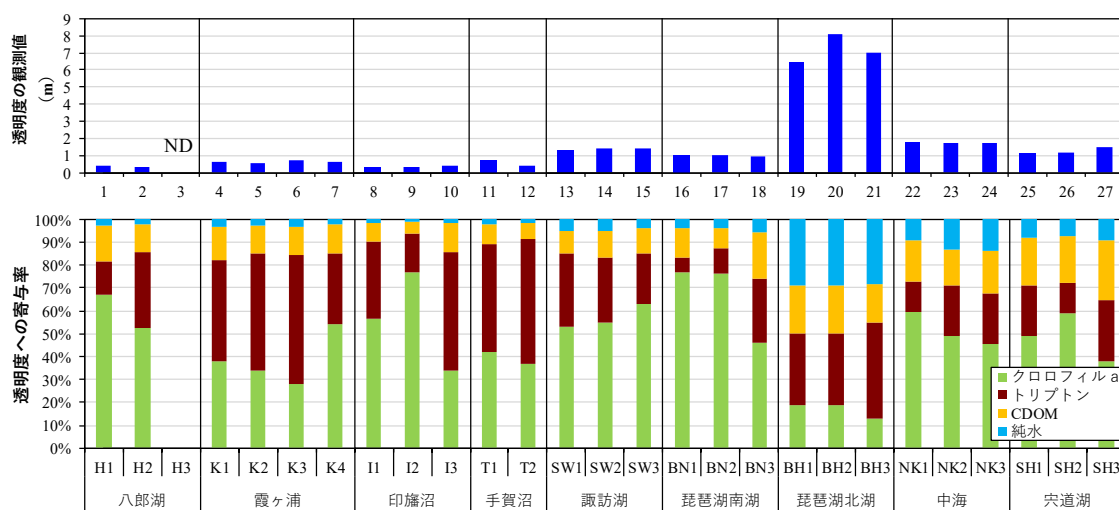


図 2-46 汎用モデル(夏季)により推定された各要因の透明度への寄与率(2018年8月)

クロロフィル a の寄与:  $a_1 \cdot [\text{Chl-a}]$  トリプトンの寄与:  $a_2 \cdot [\text{Tr}]$  CDOM の寄与:  $a_3 \cdot [\text{CDOM}]$  純水の寄与:  $b_1$

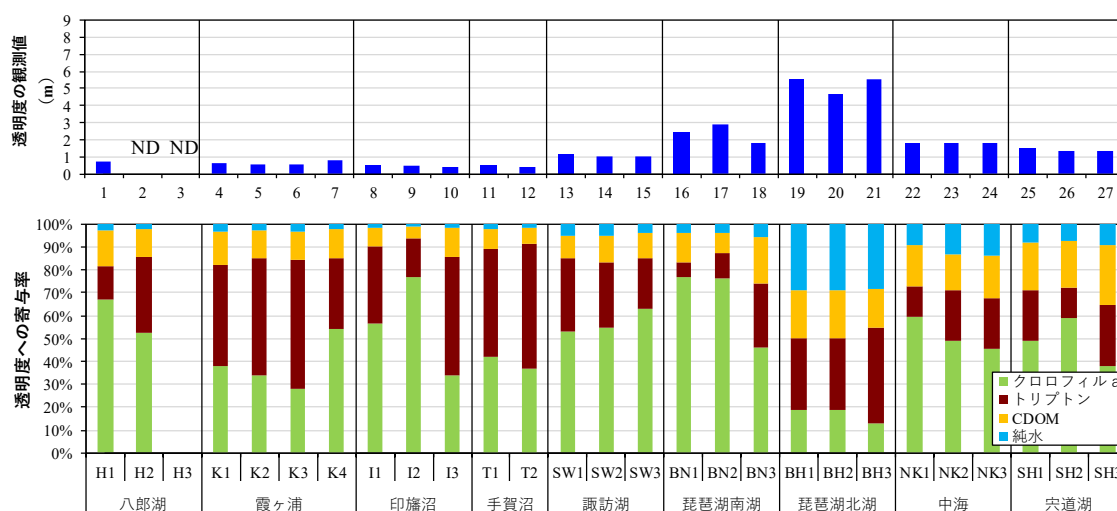


図 2-47 汎用モデル(秋季)により推定された各要因の透明度への寄与率(2018年11月)

クロロフィル a の寄与:  $a_1 \cdot [\text{Chl-a}]$  トリプトンの寄与:  $a_2 \cdot [\text{Tr}]$  CDOM の寄与:  $a_3 \cdot [\text{CDOM}]$  純水の寄与:  $b_1$

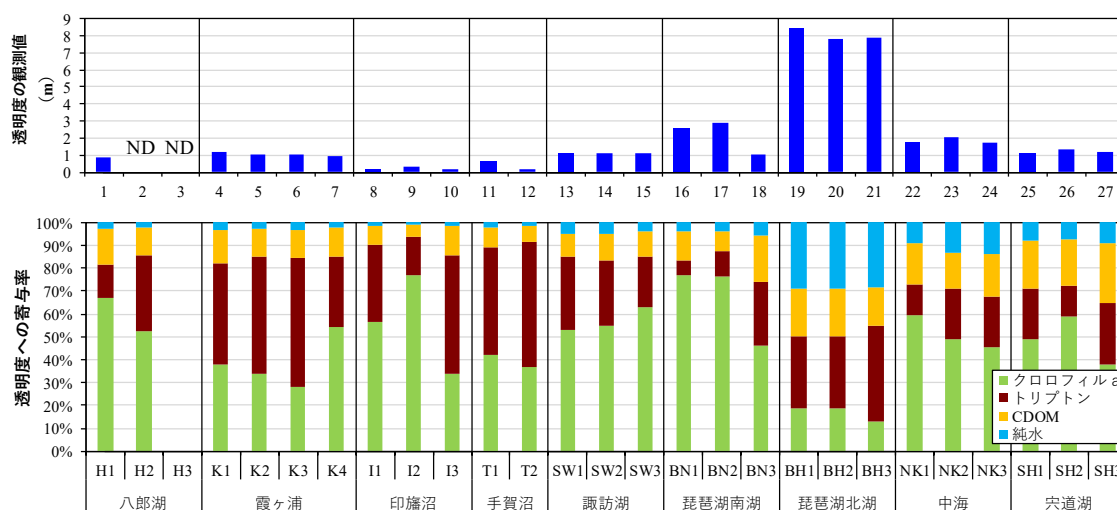


図 2-48 汎用モデル(冬季)により推定された各要因の透明度への寄与率(2019年1~2月)

表 2-39 汎用モデル(季別)により推定された沿岸透明度低下の主要因

時期	八郎湖	霞ヶ浦	印旛沼	手賀沼	諏訪湖	琵琶湖南湖	琵琶湖北湖	中海	宍道湖
春季(5月)	ト	ト	ト	ト	ト	ト	ク	ク	ト
夏季(8月)	ク	ト	ク	ト	ク	ク	ト	ク	ク
秋季(11月)	ト	ト	ト	ク	ク	ト	ク	ク	ク
冬季(1~2月)	ク	ク	ク	ク	ク	ト	ク	ク	ク

ク:クロロフィル a、ト:トリプトン

表 2-40 沿岸透明度低下の主要因が年間を通じて同じケース(a)と季節により異なっている  
ケース(b)の整理

湖沼名	湖面積 (km <sup>2</sup> )	平均水深 (m)	滞留時間 (日)	透明度 (m)	SS (mg L <sup>-1</sup> )	Chl-a (μg L <sup>-1</sup> )	CDOM (m <sup>-1</sup> )	a or b
八郎湖	47.3	2.8	30	0.6	15	55	0.48	b
霞ヶ浦	220	4	200	0.8	14	48	0.37	b
印旛沼	11.6	1.7	22	0.4	43	159	0.52	b
手賀沼	6.5	0.9	12	0.5	25	98	0.36	b
諏訪湖	13.3	4.7	39	1.1	11	45	0.19	b
琵琶湖南湖	53	4	16	1.9	5	14	0.18	b
琵琶湖北湖	617	43	2000	6.9	1	4	0.07	b
中海	81.8	4.5	110	1.8	3	12	0.17	a
穴道湖	92.1	5.4	150	1.3	5	21	0.20	b

#### 4) CDOM の代替指標の検討

CDOM は一般的な水質調査では測定されないため、既存データの入手が難しい。そこで、一般的に測定されている溶存有機物の指標として DOC 及び D-COD に着目し、これらから CDOM を推定する手法を検討した。本検討には、「1) 水質調査」により得られたデータを使用した。

DOC 及び D-COD 濃度と CDOM の吸収係数の関係を図 2-49 に示す。各季節において、DOC 及び D-COD 濃度と CDOM の吸収係数の間に有意な正の相関が確認された ( $R^2 = 0.59 \sim 0.82$ ,  $p < 0.001$ )。

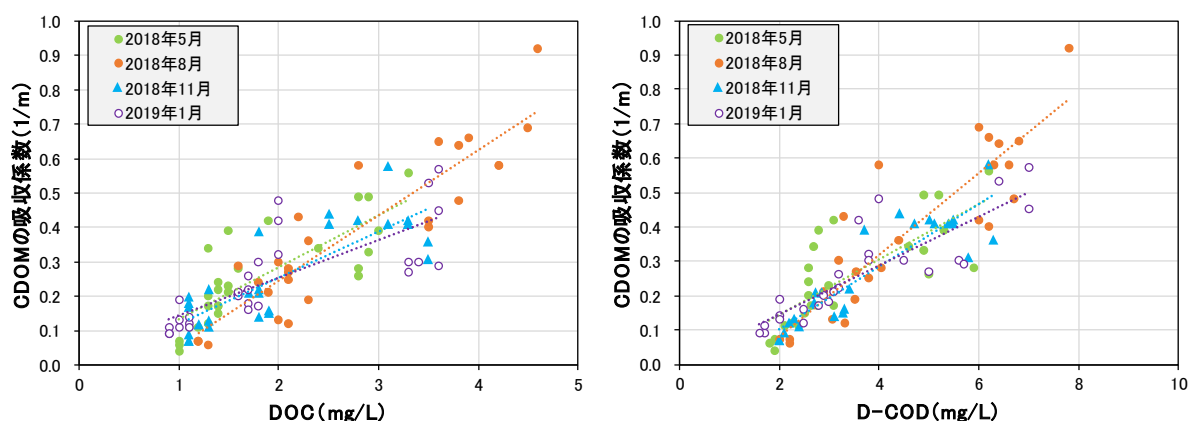


図 2-49 DOC 及び D-COD 濃度と CDOM の吸収係数の関係

次に、CDOM の吸収係数と DOC 濃度の比率 (以下「CDOM/DOC 比」という。) 及び D-COD 濃度の比率 (以下「CDOM/D-COD 比」という。) を求めた。CDOM/DOC 比はおよそ  $0.05 \sim 0.25 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$  ( $= (\text{m}^{-1}) / (\text{mg L}^{-1})$ )、CDOM/D-COD 比はおよそ  $0.03 \sim 0.14 \text{ L mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$  の範囲にあり、季節による変動は小さいが、地点間・湖沼間でばらつきがみられた。

そこで、CDOM/DOC 比及び CDOM/D-COD 比について、全水深との関係を調べたところ、両者の間には負の相関がみられた (図 2-50、図 2-51)。ただし、八郎湖は例外的にこの相関から外れており、八郎湖のデータを除外すると相関が向上した。

CDOM/DOC 比及び CDOM/D-COD 比は、「溶存有機物に占める有色成分の比率」の指標と捉えることができる。図 2-50、図 2-51 にみられる相関は、水深が浅いほど有色成分の比率が高いことを示しており、有色成分が陸域からの負荷や底質からの溶出により供給されることを示唆する結果となっている。類似の指標として、福島ほか (1997) は霞ヶ浦の UV(260nm)/DOC 比を調査し、陸域由来の UV(260nm)/DOC 比が内部生産由来より高いことを示しており、本検討結果との整合性がみられた。

以上の検討により構築された CDOM の推定式は下記のとおり ( $R^2 = 0.84 \sim 0.87$ )。

$$[\text{CDOM}] = 0.178 D^{-0.263} \cdot [\text{DOC}]$$

$$[\text{CDOM}] = 0.101 D^{-0.268} \cdot [\text{D-COD}]$$

ここで  $D$  は全水深 (m)、 $[\text{DOC}]$ 、 $[\text{D-COD}]$  は DOC 及び D-COD 濃度 (mg/L) である。

代替指標から CDOM を推定する場合は、CDOM を直接測定した場合に比べてやや精度が低下することに留意する必要がある。また、八郎湖の例のように上記の式を利用できないケースも存在するため、一度 CDOM を実測し、上記の式を利用可能か検討することを推奨する。

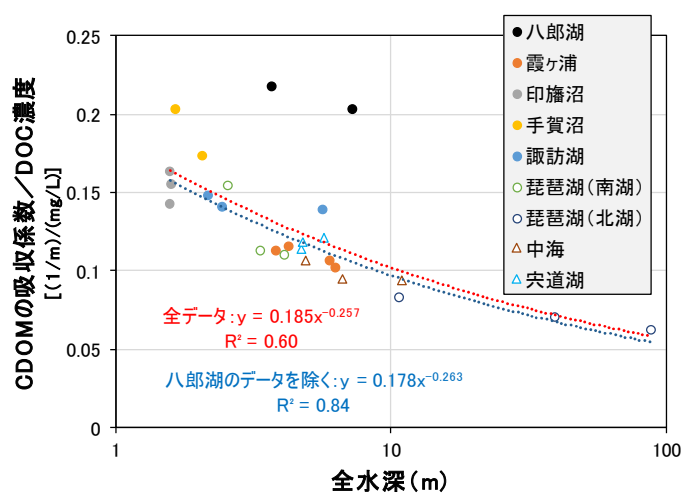


図 2-50 CDOM/DOC 比と全水深の関係

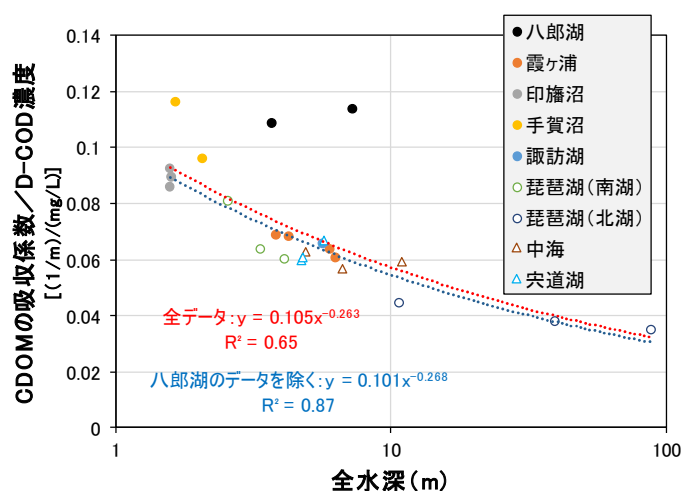


図 2-51 CDOM/D-COD 比と全水深の関係

## 2.2.3 効果的な保全対策の検討の事例（モデル感度解析による削減効果の試算）

複数の指定湖沼でさまざまな保全対策を行った場合の沿岸透明度の改善の状況を検討した。

### 1) 計算ケース

沿岸透明度に係る水質保全対策として、①流入負荷量をゼロに削減したケース、②覆砂等底質改善により底泥有機物からの栄養塩溶出及び酸素消費速度をゼロに削減したケース、③濁水の流入や底泥巻き上げを 1/2 に低減したケースを設定し、対策効果の検討を行った。

①、②のケースは、「2.1.3 数値モデルを用いた要因解析」の数値モデルを用いてクロロフィル a と DOC を計算し、重回帰モデルに入力した。③のケースは、トリプトン濃度を半分として重回帰モデルで計算した。

なお、ここでは短期的な効果として、対策後 1 年間の結果を示した。

### 2) 計算結果と解説

各対策の実施により想定される沿岸透明度への短期的な効果を表 2-41 に示す。

沿岸透明度低下の要因がトリプトンであるとされた霞ヶ浦ではトリプトンの対策が効果的であり、植物プランクトンが要因であるとされた諏訪湖、中海、宍道湖では植物プランクトンの対策が効果的であった。このように、要因検討を行った上で適切な対策を行った場合に沿岸透明度の改善効果がみられることが示された。

また、複数の対策効果の比較により、効果的な対策の選定に利用できる。

例えば、植物プランクトン対策として、霞ヶ浦では底質からの栄養塩溶出の削減により、流入負荷の削減と同等の効果が期待できるが、諏訪湖では流入負荷の削減効果が高い一方、溶出削減による効果は低いことがわかる。

なお、上記の検討は数値モデルによる計算を必要とするが、モデルを使用せずとも簡易的に対策の効果を推定できる場合がある。例えば、流入河川の影響を強く受ける水域（河口付近等）では、流入河川からの栄養塩負荷を半分に削減することで、植物プランクトン量も半分程度に低減されるケースも考えられる。



表 2-41 対策実施による短期的な効果(数値モデル及び重回帰モデルにより推定)

対象水域(地点、年)	沿岸透明度(m)			
	現況	植物プランクトン対策		トリプトン対策
		①流入負荷⇒0	②溶出⇒0	③SS⇒1/2
釜房ダム貯水池(ダムサイト、2011年)	3.0	3.7	3.3	4.0
霞ヶ浦(湖心、2011年)	1.0	1.3	1.3	1.4
諏訪湖(湖心、2011年)	1.0	1.3 <sup>1)</sup>	1.0 <sup>2)</sup>	1.1
中海(N6、2012年)	2.3	3.2 <sup>3)</sup>	2.4 <sup>4)</sup>	2.3
宍道湖(S3、2012年)	1.7	4.2 <sup>3)</sup>	1.8 <sup>4)</sup>	1.9

<sup>1)</sup>宮川の負荷削減、<sup>2)</sup>湖心周辺の溶出削減、<sup>3)</sup>斐伊川の負荷削減、<sup>4)</sup>一部の水域の溶出削減

## 2.2.4 効果的な保全対策の検討の事例(長期的な効果)

霞ヶ浦及び琵琶湖北湖で人口動態に応じた負荷量削減を行った場合の沿岸透明度の改善の状況を検討した。

### 1) 計算ケース

「2.1.7 効果的な保全対策の検討の事例(長期的な効果)」の水質予測結果を利用した。負荷削減シナリオは、人口動態に応じて生活系と産業・工業系の負荷量が減少したケース(シナリオ 1)と、人口動態に応じて自然系・その他以外の負荷量が減少したケース(シナリオ 2)の2通りとした。詳細は2.1.7の記載のとおり。

水質予測結果から透明度を求めるために、沿岸透明度の重回帰モデル(入力変数:クロロフィル a、トリプトン、CDOM)を用いた。クロロフィル a、DOCは予測値を利用し、CDOMはDOCから推定した。トリプトンは主に土粒子から構成されるが、人口動態の変化がトリプトンに与える影響ははっきりしていない。ここでは現況のまま変化しないと仮定し、2011年度の観測値を使用した。

重回帰モデルには、各季節の水質の平均値を入力した(春季:3~5月、夏季:6~8月、秋季:9~11月、冬季:12~2月)。

### 2) 計算結果と解説

霞ヶ浦及び琵琶湖における2015~2045年の夏季平均透明度の予測結果(シナリオ1及び2)を図52、図53に示す。2015年と2045年を比較すると、シナリオ1では、霞ヶ浦及び琵琶湖の透明度が1~3cm改善した。シナリオ2では、霞ヶ浦の透明度改善効果はシナリオ1と大きく変わらなかった。一方、琵琶湖の透明度改善効果は4~7cmであり、シナリオ1より改善がみられた。シナリオ1では負荷削減そのものが大きくないことに加え、両湖沼ともに夏季の主な

透明度低下要因はトリプトンと推定されているため、透明度改善効果が大きく発現しなかったものと考えられる。

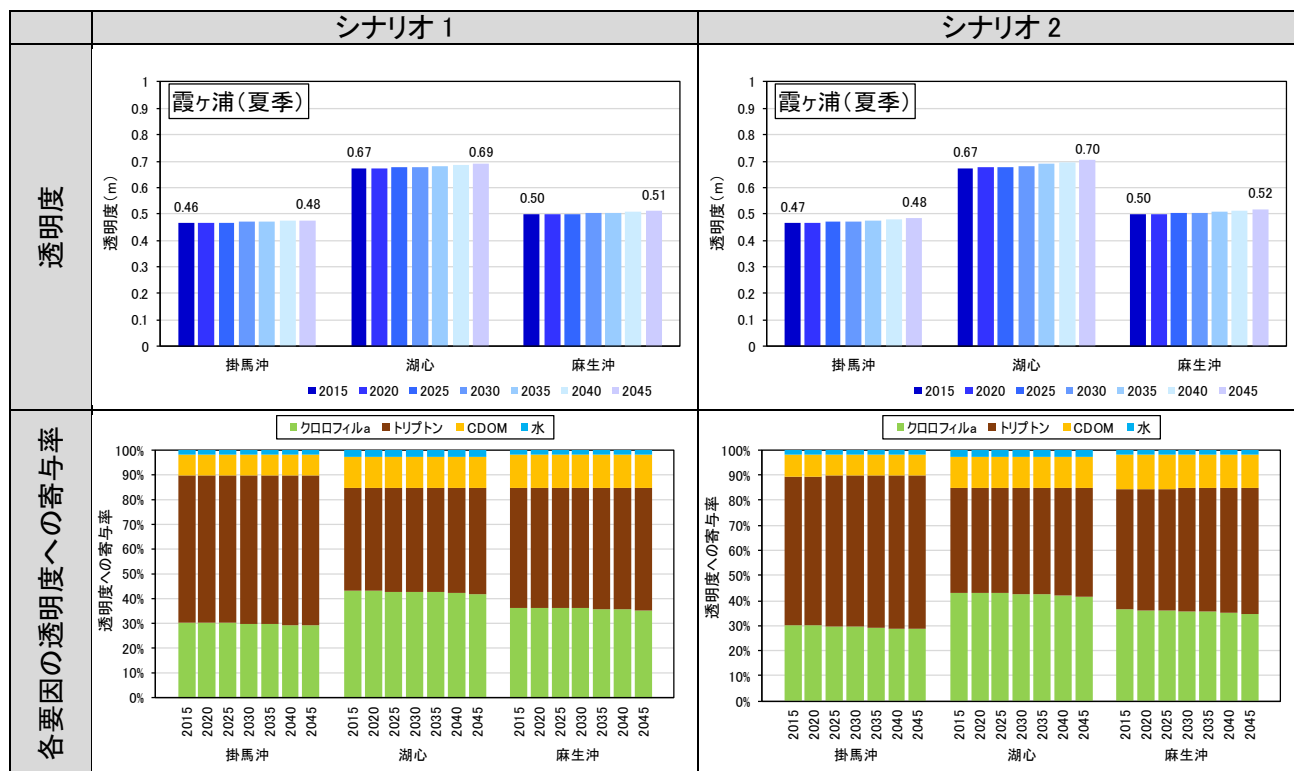


図 52 霞ヶ浦における夏季平均透明度の長期予測結果

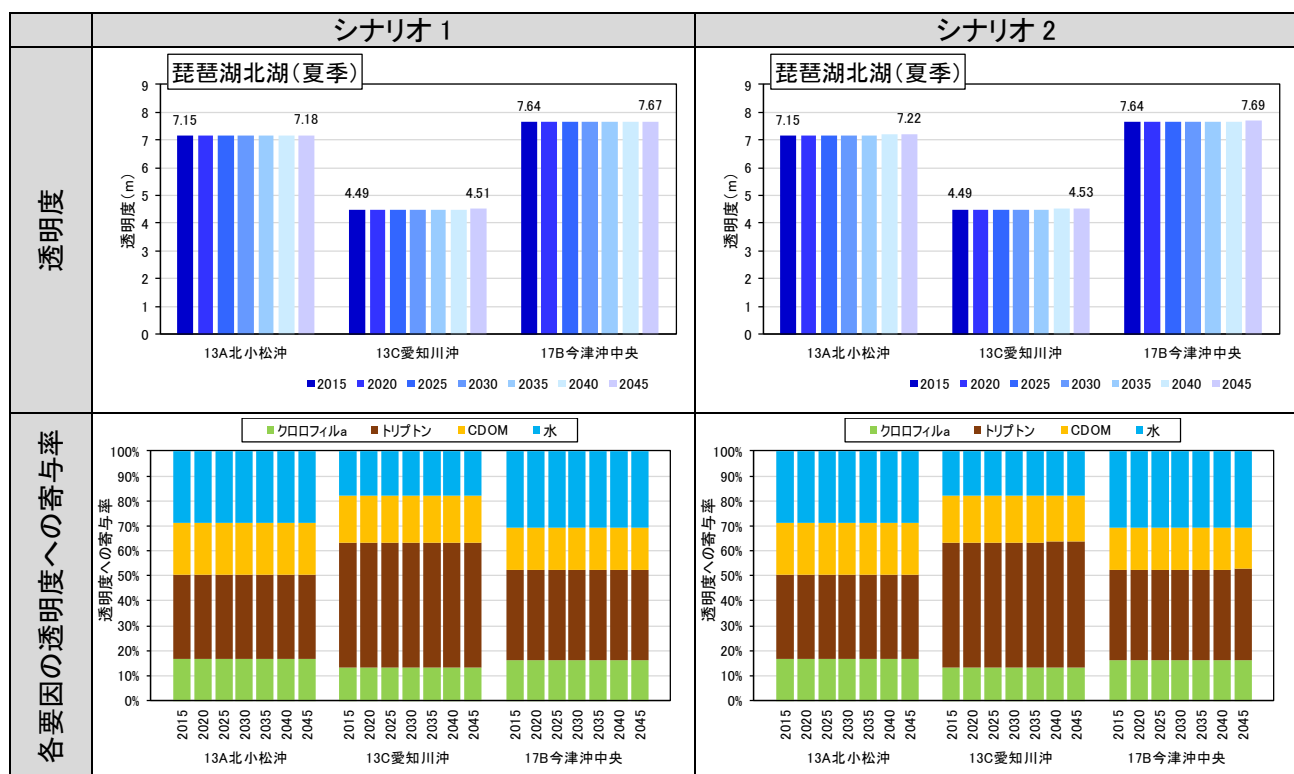


図 53 琵琶湖における夏季平均透明度の長期予測結果

また、霞ヶ浦及び琵琶湖における季別平均透明度の予測結果(シナリオ 2)を図 54、図 55 に示す。両湖沼ともに、冬季に最も高い透明度改善効果がみられた。

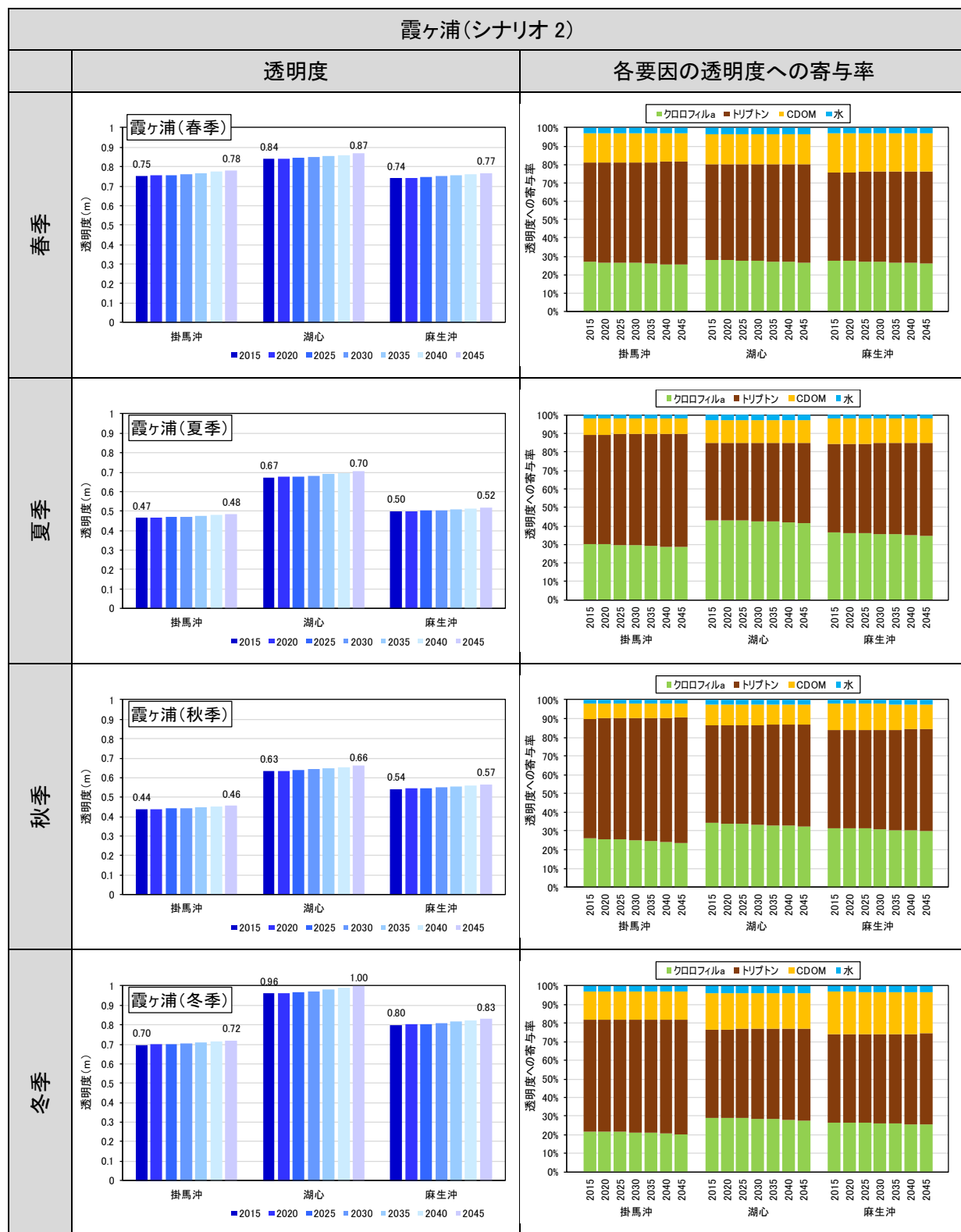


図 54 霞ヶ浦における透明度の季別平均の長期予測結果  
(シナリオ 2: 人口動態に応じて自然系・その他以外の負荷量を削減)

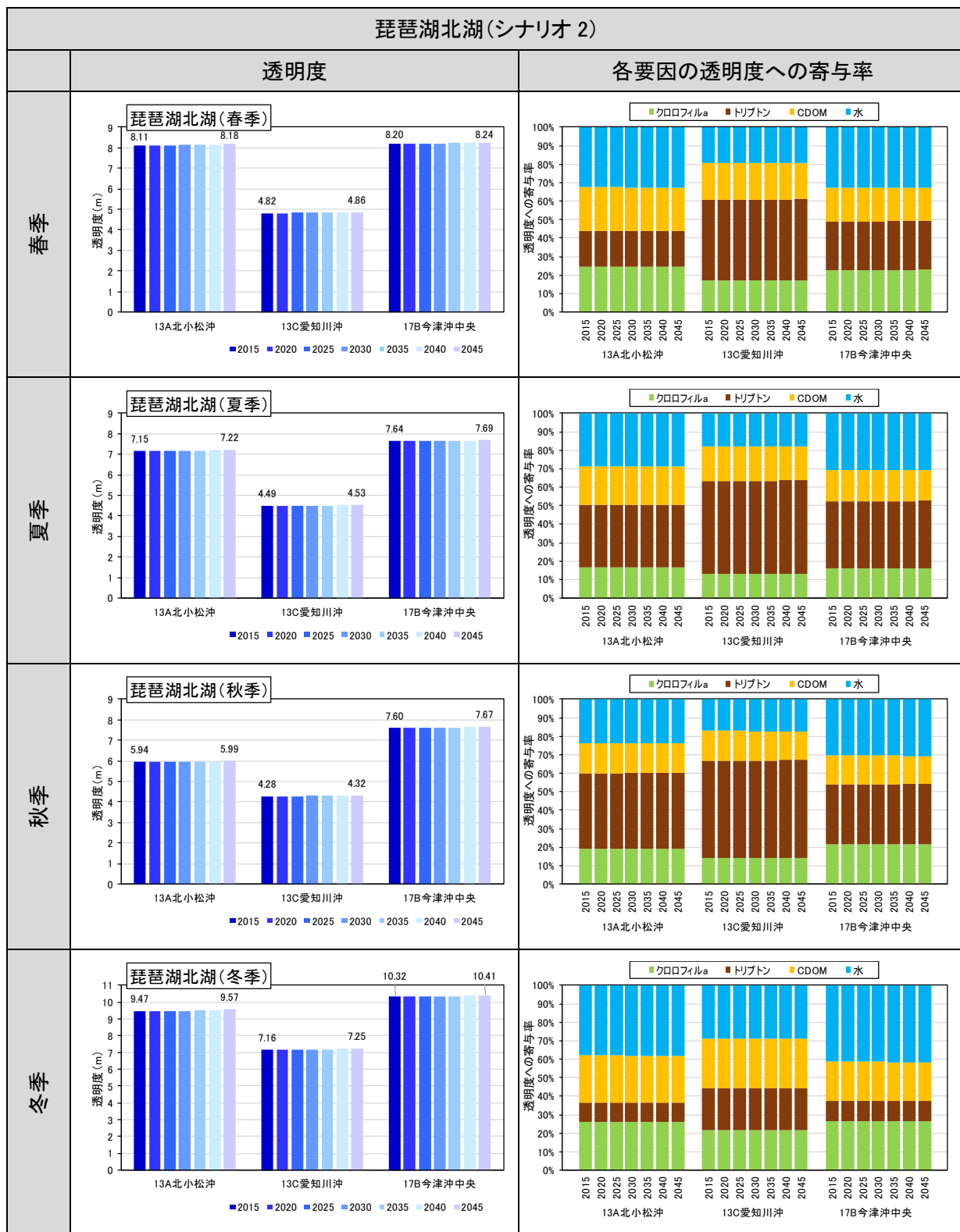


図 55 琵琶湖北湖における透明度の季別平均の長期予測結果  
(シナリオ 2: 人口動態に応じて自然系・その他以外の負荷量を削減)

## 2.2.5 参考文献

平成 23 年度環境研究総合推進費終了成果報告書(B-0909) リモートセンシングを活用した水域における透明度分布の高頻度推定手法の開発(課題代表者名:福島武彦、研究実施期間:平成 21~23 年度)

Armengol J., Caputo L., Comerma M., Feijoo C., Garcia J.C., Marcel R., Navarro E., Ordonez J. (2003) Sau reservoir's light climate: relationships between Secchi depth and light extinction coefficient. *Limnetica* 22:195–210.

Obrador B., Pretus J.L. (2008) Light regime and components of turbidity in a Mediterranean coastal lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 77, 123–133.

Terrel M.M., Fukushima T., Matsushita B., Yoshimura K., Imai A. (2012) Long-term light environment variability in Lake Biwa and Lake Kasumigaura, Japan – modeling approach. *Limnology* 13, 237–252.

Fukushima T., Komuro S., Kitamura T., Nagahama Y., Matsushita B. (2019) Decadal change in tripton concentration in a shallow lake. *SN Applied Sciences* 1:1637.

福島武彦・今井章雄・松重一夫・井上隆信・小澤秀明(1997)湖水溶存有機物の紫外部吸光度:DOC 比の特性とそれの水質管理への応用. *水環境学会誌*, 20(6), 397–403.