

## 琵琶湖流域における水・生物・暮らしの「つながり」の再生に関する研究

佐藤祐一・大久保卓也・東 善広・水野敏明・井上栄壮・永田貴丸・岡本高弘・金 再奎・木村道徳  
石崎大介<sup>1)</sup>・亀甲武志<sup>1)</sup>・小松英司<sup>2)</sup>・上原 浩<sup>3)</sup>

### 要約

マザーレイク 21 計画（第 2 期）では、琵琶湖を取り巻く暮らしや場などの「つながり」に配慮した目標設定がなされており、この再生に向けた方向性の検討と施策の実施が急務である。本研究では、かつては各地に存在した様々なつながりに着目し、流域の特性等に応じた水質保全対策や生物の分布域に配慮した水環境保全の方向性を示すとともに、市民や専門家、行政が調査結果等学術的な情報の共有を図りながら琵琶湖の総合保全を進めていくためのあり方を提示することを目的とした。

水質保全対策の方向性に関しては、琵琶湖流域における有機物等の動態に着目し、琵琶湖水質の将来予測を行うとともに、近年増加が疑われている溶存態難分解性有機物の起源推定を行った。陸域における難分解性有機物（RTOC）の排出量は経年的に横ばいから減少傾向にあること、今後 5 年間で流入負荷量の大幅な削減は見込めないこと、難分解性有機物の溶存態成分（RDOC）に着目しても湖内由来が約 6 割、陸域由来が約 4 割と湖内由来が大きいことなどが明らかになった。以上より、琵琶湖においては今後、「流入負荷の削減により湖内の水質を改善する」という考え方で計画を推進することは困難であると考えられた。

生物の分布域に配慮した水環境保全の方向性に関しては、河川の魚類分布と環境因子の関係を、河川横断構造物に着目した既存データの解析、および底生動物や水質、瀬切れなどに着目した現地調査によって明らかにした。河川横断構造物の影響が魚種により異なること、底生動物および底生魚類の現存量は河川水の栄養塩濃度と正の相関がみられたこと、瀬切れした場所ではトウヨシノボリの個体数にその影響が顕著に現れたことなどが明らかになった。以上より、河川における魚のにぎわい復活のためには、栄養塩の適度な供給、溶存酸素が低下しないように流れを維持すること、堰堤を魚が昇りやすい構造にすること、瀬切れが発生しないような河川水量の管理などが重要と考えられた。

多様な主体が協働して琵琶湖総合保全を進めるための方向性を検討するため、マザーレイクフォーラムを事例としてその設立の経緯や目的、課題などについて整理した。計画段階からの市民参画を進めたことや、行政も一参加者として関与するなどの配慮により、協働による計画の進行管理が進められている一方、日常的な連携づくりや行政依存からの脱却などの点で課題も見られた。

### 1. はじめに

マザーレイク 21 計画（第 2 期）（滋賀県、2011）（以下「第 2 期計画」という。）においては、「暮らしと湖の関わりの再生」と「琵琶湖流域生態系の保全・再生」の 2 つが琵琶湖総合保全の柱として掲げられている。前者においては「個人・家庭」「生業」「地域」といった社会の構成要素間のつながりに、後者においては「集水域」「湖辺域」「湖内」といった場のつながりに着目して目標が描かれており、水質保全や水源かん養といった個々の事象に対して目標設定がなされた第 1 期計画とは大きく異なる方向性が提示されている。また、これらが「県民・事業者の主体的取り組み」と「行政施策」との両輪により推進されることが

謳われていることから、人と人、暮らしと琵琶湖、上中下流などの様々な「つながり」を、多様な主体の参画の元でどのように再生していくかが本計画の課題であるといえる。

本研究では、かつては各地に存在した様々な「つながり」に着目し、流域の特性等に応じた水質保全対策や生物の分布域に配慮した水環境保全の方向性を示すとともに、市民や専門家、行政が調査結果等学術的な情報の共有を図りながら琵琶湖の総合保全を進めていくためのあり方を提示することを目的とする。

本研究は大きく 3 つの内容から構成される。第一に、琵琶湖流域における有機物等の動態に着目し、琵琶湖水質の

1)滋賀県水産試験場 2)筑波大学大学院 3)パシフィックコンサルタンツ（株）

将来予測を行うとともに、近年増加が疑われている溶存態難分解性有機物の起源推定を行う（第2章）。第二に、魚類からみた陸域における場のつながりに着目し、河川の魚類・底生動物の分布と環境因子の関係について既存データの解析および現地調査を行う（第3・4章）。第三に、多様な主体による計画推進のあり方に着目し、県域（琵琶湖流域）レベルにおける市民参画のあり方の検討および実践を行う（第5章）。

## 2. 琵琶湖流域における有機物等の動態解析

### 2.1. 方法

#### 2.1.1. 原単位法による流入負荷量の推計

琵琶湖に流入する汚濁負荷量の推移を把握するとともに、第6期湖沼計画における琵琶湖水質の現況再現（2010年度）・将来予測（2015年度）計算に活用するため、原単位法により琵琶湖への流入負荷量を推計した。なお、流達率は1と仮定しているため、以下で実際に算出しているのは排出負荷量である。また排出負荷は、排出源ごとに琵琶湖流域を500mメッシュで分割した各格子に割り当てた後、北湖流域および南湖流域別に集計して計算を行った。

2010年度における各排出源からの負荷量の計算方法は以下の通りである。

**処理場系**：各処理場（下水処理場・し尿処理場・農業集落排水処理施設）の排水量・水質の実績値より負荷量を算出した。

**生活系**：集落別処理形態別人口（下水道・農業集落排水等処理施設・合併処理浄化槽・単独浄化槽・その他（＝し尿処理と仮定））（集落数：滋賀県内で2697個）のデータ（EXCEL形式）をGIS（シェープファイル形式）で整備し、市街地にあたる土地利用面積比率を考慮して、500mメッシュに分割した。

**産業系**：各事業所の住所から該当するメッシュを求め、排水量・水質の実績値より、各事業所の負荷量を算出した。

**面源系**：国土数値情報 土地利用細分メッシュデータ（2006年度：3次メッシュ1/10細分区画（100mメッシュ））毎に、各利用区分（田、畑、果樹園、森林、荒地、建物用地、幹線交通用地、湖沼、河川等を整備したもの）を元に、市町別の土地利用統計データの変化率をかけて、メッシュ別土地利用データを作成した。

**負荷削減対策**：面源を対象とした負荷削減対策として、「環境こだわり農業」「水質保全対策事業」「流入河川浄化事業（内湖の浄化・河川直接浄化）」の3種類が設定されている。各事業について、実施されている地点のメッシュあるいは河川を設定し、設定した負荷削減量を地表流あるいは河川水から毎時削減するようにした。

2015年度における将来予測にあたっては、「対策あり」

「対策なし」の2つのシナリオを設定し、計算を行った。各シナリオにおけるフレーム値の設定を表1に示す。

表1 シナリオ別フレーム値の設定

項目	対策あり	対策なし
処理場系	各処理場の処理区域内の処理人口変化に応じて排水量を変化させる。流域下水道については、処理施設の改善に伴う水質改善の影響を考慮する。	各処理場の処理区域内の処理人口変化に応じて排水量を変化させる。
生活系	2020年度末までの整備計画から、2015年度における集落別処理形態別人口を設定する。下水道接続率は2010年度と同等とする。	集落の人口が増加する場合には人口の増加分を合併浄化槽でまかない、減少する場合には処理形態ごとの人口比率を2010年度と同等として人口を減少させる。下水道接続率は2010年度と同等とする。
産業系	2010年度と同等とする。	対策ありと同様
面源系	滋賀県基本構想の土地利用推計を元に2015年度の土地利用を設定する。	対策ありと同様
負荷削減対策	2010年度の負荷削減対策から、環境こだわり農業、水質保全対策事業、内湖の浄化に伴う負荷削減量を追加する。	2010年度と同等とする。

原単位の値は概ね第5期計画時と同様であるが、TOCや難分解性有機物については本計画より設定されたものである。発生源別の難分解性比率等は岡本ら（2010）の調査結果をもとに設定した。また従来のCOD・TN・TPの原単位についても、いくつか考え方を整理して変更した。原単位の一覧を表2に示す。

表2 原単位一覧

大項目	小項目	単位	COD	TN	TP	COD/TOC	TOC	難分解率
処理場系	下水処理場（平均）		実績より積み上げ			1.17	-	64.4%
	し尿処理場（平均）		実績より積み上げ			1.78	-	83.2%
	農業集落排水処理		実績より積み上げ			1.32	-	63.0%
生活系	合併浄化槽	g/人・日	7.3	6.0	0.70	1.34	5.4	72.6%
	単独浄化槽	g/人・日	6.1	7.2	0.69	1.70	3.6	76.3%
	（雑排水）	g/人・日	19.2	3.0	0.40	1.03	18.6	14.5%
	し尿処理	g/人・日	-	-	-	-	-	-
	（雑排水）	g/人・日	19.2	3.0	0.40	1.03	18.6	14.5%
	農地還元	g/人・日	-	-	-	-	-	-
産業系	製造業（平均）		実績より積み上げ			1.45	-	47.1%
	サービス業等（平均）		実績より積み上げ			1.44	-	53.4%
面源系	観光客*	g/人・日	1.8	2.4	0.19	1.34	1.3	72.6%
	畜産（豚）*	g/頭・日	7.8	2.4	2.50	1.51	5.2	56.2%
	水田（灌漑期）	g/ha・日	171.8	31.1	4.32	1.48	116.1	74.3%
	（非灌漑期）	g/ha・日	79.8	45.1	1.51	0.96	83.1	47.1%
	（通年）	g/ha・日	118.0	39.2	2.68	1.18	100.0	58.4%
	畑	g/ha・日	62.0	261.0	0.54	1.32	47.0	71.9%
宅地道路	g/ha・日	144.0	38.6	2.00	1.45	99.3	61.2%	
山林・他**	第1期	g/ha・日	50.5	20.5	0.38	2.01	25.1	79.4%
	第2期	g/ha・日	49.4	19.8	0.37	2.01	24.6	79.4%
	第3期	g/ha・日	47.6	18.8	0.36	2.01	23.7	79.4%
	第4期	g/ha・日	47.8	18.9	0.36	2.01	23.8	79.4%
	第5期	g/ha・日	47.1	18.5	0.35	2.01	23.4	79.4%
第6期	g/ha・日	46.2	18.0	0.35	2.01	23.0	79.4%	
湖面降水	mg/L	1.78	0.63	0.02	1.91	0.93	48.9%	

\*「観光客」、「畜産（豚）」については、2010年度より「サービス業等」として水質台帳から集計する

\*\*山林・他の負荷は、瀬田川比流量に応じて算定式により期別に变化する

#### 2.1.2. 第6期湖沼計画における将来予測

湖沼水質保全計画においては、湖沼の水質の保全に関する方針を決定するため、計画期間における汚濁負荷量の削減とそれによる湖内水質の改善に係るシミュレーションを実施するのが一般的である。琵琶湖においても第1期～第5期にかけて水質再現・予測シミュレーションが実施されてきたが、流入負荷量が経年的に削減され富栄養化の進行が一定抑制される中で、湖内の有機物濃度が低減しないという現象は、従来のモデルでは再現できなかった。特に、

琵琶湖では1980年代半ばから2000年代にかけてBODは減少する一方でCODが増加から横ばいで推移してきたことから、難分解性有機物の増加が疑われており、その原因や影響の解明が求められている。

本研究では、第5期湖沼計画でも活用された「琵琶湖流域水物質循環モデル」(佐藤ら、2011)を、有機物としてTOCとその分解性を考慮でき、複数年の連続計算が実施できるよう改良したものをを用いて、第6期湖沼計画の予測計算を行った(佐藤ら、2012)。

モデルは「陸域水物質循環モデル」「湖内流動モデル」「湖内生態系モデル」の3つから成り、それぞれ気象や地形、社会条件等のデータと他のモデルからの出力を読み込んでシミュレートする。

陸域水物質循環モデルは蒸発散モデル、地表流モデル、地下水モデルなど5つの要素モデルから成る分布型物理モデルであり、TN、TPの他、RTOC(TOCのうち難分解性(100日分解後に残存)の画分)とLTOC(TOCのうち易分解性の画分)を負荷発生から湖内流入まで解析する。流入負荷について、点源由来については2.1.1で整理したデータを活用するが、面源由来についてはモデルの中で気象条件等により計算を行うため、原単位法による計算結果は用いていない。

湖内生態系モデルは、物質の移流・拡散過程、水-底質相互作用を含む湖内の生化学反応過程を基盤とする生態系モデルである(図1)。流入負荷や内部生産等に関する有機物を、懸濁態・溶存態と難分解性・易分解性の4成分で表し、各成分の分解速度を湖水の分解試験結果から設定することで、湖内のRTOC・LTOC等の濃度を計算した(佐藤ら、2010)。また、複数年にわたって徐々に進行する現象及びメカニズムについてモデル化及びその精緻化を行うことにより、5ヶ年の信頼性のある予測を可能とした。特に、有機物分解・沈降過程や水-底質相互作用など長期的変動に重要なプロセスの最新知見に基づきモデル化し、組み込んだ(小松ら、2012)。

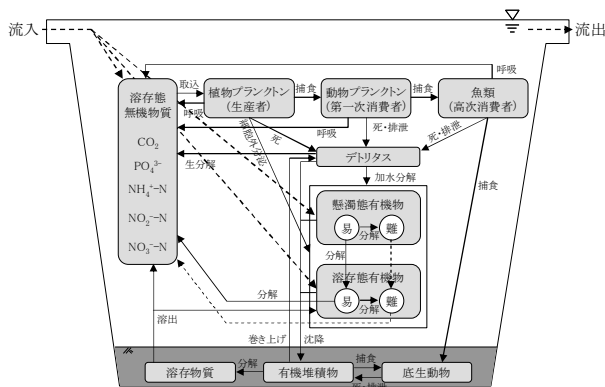


図1 湖内生態系モデルの概要

計算条件について説明する。予測対象期間は2015年4月から2016年3月までであるため、その水質予測を行うには、2015年度の環境条件を設定して1ヶ年分の計算を実施するのが最も簡単である。しかし、琵琶湖の滞留時間は北湖で5.5年、停滞期と循環期の形成を考慮すれば深水層では実際に水が入れ替わるまでにさらに長い年月を要し、流入負荷等の環境変化は中長期的に現れてくる。これを踏まえれば、単年度の予測では正確な2015年度の水質予測を行うことができないため、2010年度から2015年度まで複数年に渡り連続して計算を行うことが必要である。以上より、2015年度の水質予測を行うため、各モデルについて6ヶ年以上の連続計算を行った。

続いて気象条件について、琵琶湖の水質は年々の気象により左右されるため、2015年度の気象の設定は水質予測の上で重要である。一方でこの間の気象を2010年度と違ったものにしてしまうと、2015年度における水質の変化が、対策の進展によるものなのか、それとも気象が異なるためなのか不明確になり、水質保全計画としての活用が困難になる。そこで、2010年度と同様の気象を2015年度にも使用することを前提とするが、2010年度が極端な渇水や多雨などの異常年でないかどうかの確認は必要であるため、過去10年間、30年間と比較してその位置づけについて検討した。比較は過去から長期的にデータの蓄積されている彦根気象官署を対象に行った。結果、2010年度は、夏季から秋季に降水量が多く、また夏季に気温がやや高く、冬季に気温がやや低い傾向にはあったが、過去10年間や30年間で見るときに特異な年であるとは言えず、将来予測において利用する上では問題ないと考えられた。これより、2015年度までの気象について、2010年度と同様の条件のもとで計算を行い、得られた結果を将来水質予測値とした。

### 2.1.3. 浮遊物質の挙動のモデル化と湖内溶存態難分解性有機物の起源推定

#### (1) 陸域における浮遊物質の挙動のモデル化

難分解性有機物の現存量や起源等を明らかにするため、滋賀県は関係機関との協力の下、発生源や環境中の調査、流域水物質循環モデルによる解析を行っており、これまでに湖内の難分解性有機物(RTOC)は湖内由来が約7割、陸域由来が約3割を占めることが分かってきている(岡本ら、2012)。一方で湖内の難分解性有機物は約9割が溶存態であることから、形態別に収支を把握して、その発生から流達、湖内生産等に至るプロセスをモデルで再現する必要がある。しかしながら2.1.2で述べた琵琶湖流域水物質循環モデルはこれまで、陸域において形態別の負荷を考慮していなかったため、湖内の溶存態難分解性有機物の陸域由来

の寄与を推定することが困難であった。

そこで本モデルに SS（浮遊物質）の発生・分解機構を組み込み、それに含有・吸着される有機物、窒素、リンの懸濁態成分、および SS が分解することで生成される溶存態成分を考慮できるようにした（佐藤ら、2014）。陸域における SS の発生モデルは、土壌流出を雨滴衝撃と表面流出による発生を区別し、非定常な解析が可能な Hartley（1987）の土壌流出モデルを参考に構築した。具体的には、Hartley が提案した土壌流出のポテンシャル量の評価式に、地表面土壌の堆積過程を組み込んだ表 3 のモデルで算出した。

表 3 SS の発生モデル

プロセス	式
土壌流出量 (雨滴衝撃由来)	$G_{rf,m} = i(11.9 + 8.7 \log_{10} i)(1 - GC)CF \cdot D_m$
土壌流出量 (表面流出由来)	$G_{ro,m} = \left( \frac{60}{60 + 3140GC^{1.65}} \right) \gamma \frac{Q_L}{2} SL \cdot D_m$
地表面土壌量	$\frac{dS_m^{soil}}{dt} = \Delta S_m^{soil} - SS_m^{soil}$
合計土壌流出量	$SS_m^{soil} = (G_{rf,m} + G_{ro,m}) \cdot \frac{S_m^{soil}}{S_{max,m}^{soil}}$

*m*: SS の種類,  $G_{rf,m}$ : 雨滴衝撃による土壌流出量 (g/m<sup>2</sup>/hr), *i*: 降水量 (mm/hr), *GC*: 地表被覆係数, *CF*: キー/ロービー係数,  $D_m$ : 土壌浸食係数 (g/l),  $G_{ro,m}$ : 表面流出による土壌流出量 (g/m<sup>2</sup>/hr),  $\gamma$ : 水の密度×重力加速度,  $Q_L$ : 単位幅流量 (m<sup>2</sup>/hr), *SL*: 傾斜 (°),  $S_m^{soil}$ : 地表面土壌量 (kg/m<sup>2</sup>),  $\Delta S_m^{soil}$ : 単位時間あたり堆積土壌量 (kg/m<sup>2</sup>/hr),  $SS_m^{soil}$ : 合計土壌流出量 (g/m<sup>2</sup>/hr),  $S_{max,m}^{soil}$ : 地表面最大土壌量 (kg/m<sup>2</sup>)

SS は有機態（難分解性・易分解性）および無機態の 3 種を考慮し、懸濁態の有機物、窒素、リンの量を各 SS の表面積に比例すると仮定して計算した（図 2）。物質の分解・浄化は Streeter-Phelps 式により算出した。河道においては SS の沈降・浮上を考慮し、沈降速度は Stokes 式、浮上量は河床堆積負荷量と流速の累乗に比例すると仮定した式により評価した。

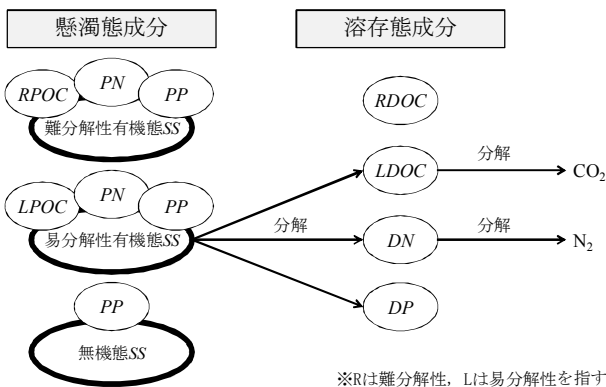


図 2 モデルで考慮する物質の含有・分解過程

計算結果の検証は、琵琶湖流入河川の野洲川において 2006 年度に実施した負荷量詳細調査（大久保ら、2008）

や、2012-2013 年度に実施した降雨時 SS・VSS 調査の結果等を用いて行った。

## (2) 湖内における浮遊物質の挙動のモデル化

陸域において懸濁態・溶存態を分離した計算ができるようモデルの改良を行ったが、それに伴い、湖内生態系モデルについてもその計算結果を入力し、懸濁態・溶存態の形態別に湖内水質及び有機物収支が計算できるように改良を行った。湖内における有機物分解モデルと SS モデルの関係の概念図を図 3 に示す。

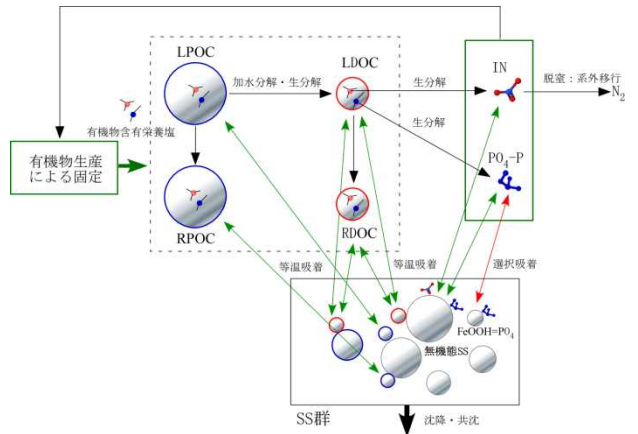


図 3 有機物分解モデルと SS モデルの関係

## (3) 湖内溶存態難分解性有機物の起源推定

陸域、湖内における浮遊物質のモデル化に加え、湖内における有機物の分解に係る挙動を精度よく再現するために、平成 21、22 年に実施した琵琶湖水の長期生分解試験（100 日分解）（岡本ら、2012）の結果から、懸濁態・溶存態有機物の分解過程と分解速度を解析した。この結果から、これまで構築してきた有機物分解モデル（小松ら、2013）を、拡張型 2 成分有機物分解モデルに改良した上で、湖内溶存態難分解性有機物の起源推定を行った。

具体的な方法は以下の通りである（小松ら、2014）。既往の研究では、有機物の CNP 比によって有機物の分解速度が変化すると報告がある。難分解性と易分解性の分解速度の違いを記述しない有機物分解モデルは、湖内の有機物の平均的な分解速度定数を用いることにより有機物の分解過程を表現していたが、異なる分解速度定数を設定することにより、難分解性と易分解性の画分を想定した有機物の分解過程を記述することが可能となる。

琵琶湖では冬季にかけて有機物の難分解性比率が高くなり、N/C、P/C 比がともに低くなる傾向を示す。このことから、N/C、P/C 比が低い有機物は分解されにくく、湖内に残留していると考えられる。そこで、懸濁態・溶存態有機物の生分解 0-7 日目までの分解速度定数と、各態有機

物の N/C 比及び P/C 比の関係を求めた。その結果、懸濁態有機物は、その N/C、P/C 比によらずほぼ一定の分解速度定数を持つことが分かった。一方、溶存態有機物及びそれに含有する窒素、リンの分解係数は、溶存態有機物の N/C 比 (DON/DOC) と相関性があり、DON/DOC が大きくなるにつれて溶存態有機物の分解速度が大きくなり、しかも線形性があることが示された。このことから、湖水中における溶存態有機物及び含有窒素・リンの分解速度 ( $k_{LDOC}$ 、 $k_{LDOP}$ 、 $k_{LDOP}$ ) を DON/DOC 比を変数とした式 (1) で表現した。

$$k_{LDOi} = k_{0,i} \cdot \xi_{OC} + \theta_{deg} \quad (1)$$

但し、 $k_{0,i}$ 、 $\theta_{deg}$ ：定数、 $\xi_{OC}$ ：有機物の DON/DOC 値、 $i$ ：有機物 C、窒素 N、リン P を示す。

## 2.2. 結果と考察

### 2.2.1. 原単位法による流入負荷量の推計結果

COD、TN、TP、および TOC (易分解性・難分解性) について流入負荷量の推移を推計した結果を次ページの図 4 に示す。北湖・南湖流域ともに、1985 年度以降ほとんどの項目で減少傾向にあり、南湖流域の TN についても 1995 年以降は減少してきていることが明らかになった。一方で、2015 年度の予測については、対策の有無にかかわらず流入負荷量としての変化は南湖流域の TP を除き小さく、流入負荷の大幅な改善が見込めないと考えられた。

難分解性有機物 (RTOC) の流入量は南湖流域ではその傾向は緩やかであるものの、北湖・南湖ともに経年的に横ばいから減少傾向にあった。これより、陸域における現状の発生源対策は難分解性有機物・COD 対策としても有効であり、維持継続していくべきであるといえる。一方で湖水中の COD は 1985 年から 2000 年頃にかけて漸増して以降、依然として減少の兆しを見せていないこと (琵琶湖総合保全学術委員会、2010) から、その増加には湖内生産の影響が大きいものと考えられた。

### 2.2.2. 第 6 期湖沼計画における将来予測結果

2010 年度の再現計算の結果、陸域においては河川流量や平常時の水質、また降雨時も含めた L-Q 図などでよい再現結果が得られた。湖内においては、水温や水質の時空間的な分布などを一定再現することができた。

2015 年度までの予測について、TOC、TN、TP を例として、原単位法により流入負荷量を算出した結果と、湖内水質の実績と予測結果を図 5 に示す (予測値は 2010 年度との比率から設定)。北湖では両シナリオで水質の変化はほとんど見られないが、南湖では対策なしで対策ありよりも濃度が増加する傾向が見られた。適切な対策を進めることで湖

内水質を維持できると考えられるが、本計画で設定したシナリオにおいて、対策なしでは例えば下水道整備区域に浄化槽を設置する等の設定がなされているため、実際には対策ありに近いケースで推移することが見込まれる。

対策ありについて見ると、TN は経年的な負荷量の減少に従って湖内水質も減少している一方、TOC は負荷量と水質の傾向が一致しないことが分かる。TP の負荷量や湖内水質も減少していることを鑑みると、有機物濃度が流入負荷量のみならず、湖内生産及びその分解のメカニズムに大きな影響を受けていると考えられた (佐藤ら、2012)。

また、第 6 期湖沼計画の予測計算において、2015 年度までに流入負荷および湖内水質の大幅な改善が見込めなかったことから、琵琶湖においては、「流入負荷の削減により湖内の水質を改善する」という考え方で計画を推進することは困難であるといえる。

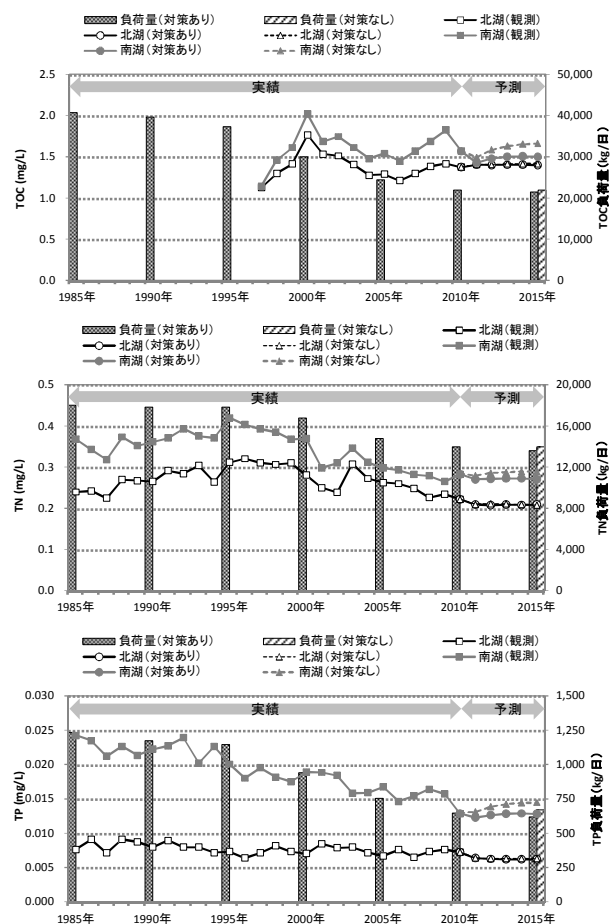


図 5 湖内水質 (TOC・TN・TP) の予測計算結果

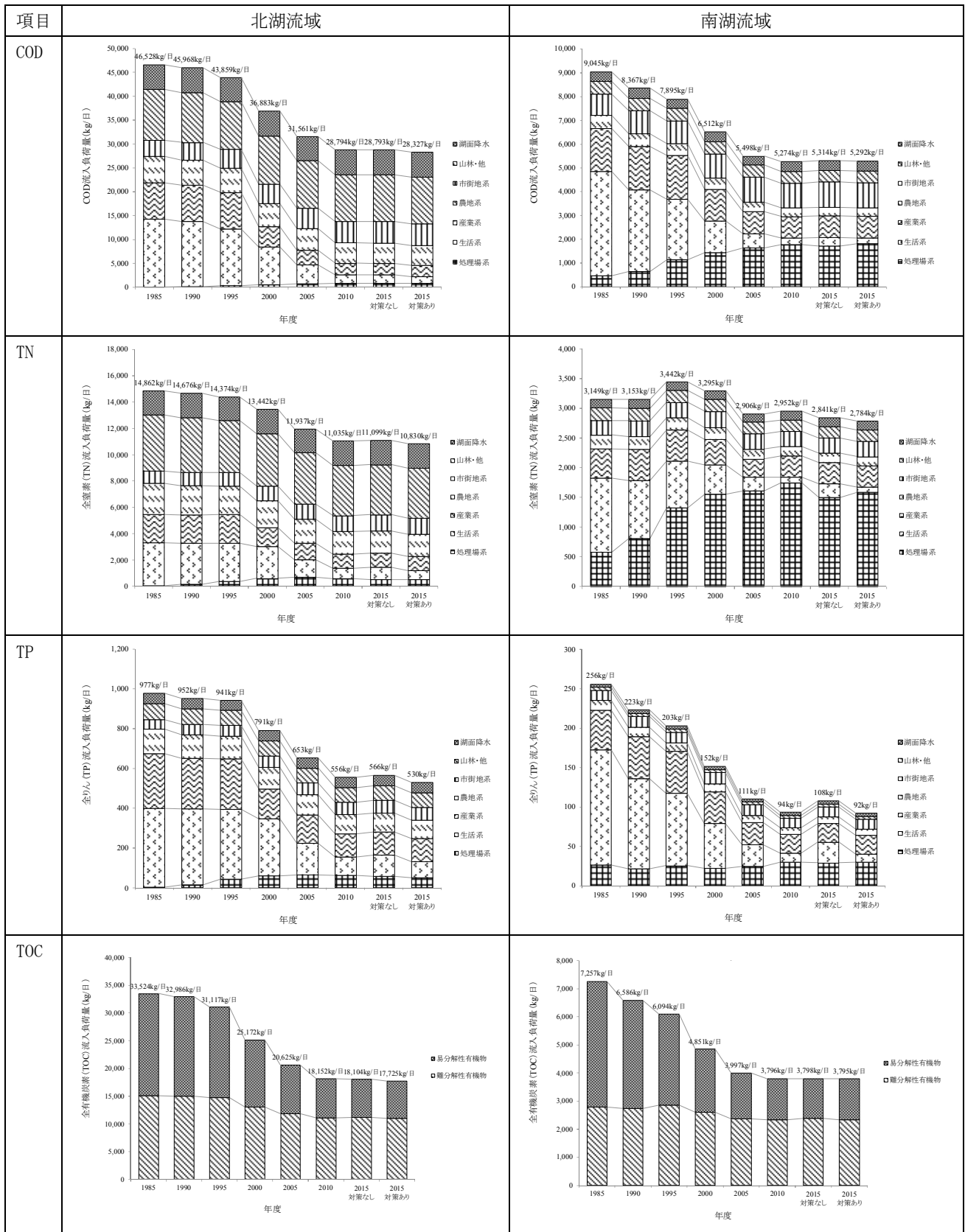


図4 北湖・南湖流域における流入負荷量の推移

## 2.2.3. 浮遊物質の挙動のモデル化と湖内溶存態難分解性有機物の起源推定

### (1) 陸域における浮遊物質の挙動の検証

野洲川における SS (有機態・無機態の合計値) およびそれに含有・吸着される PN (懸濁態窒素)、PP (懸濁態リン) の負荷量の検証結果を図 6 に示す。SS や PN で低水時の負荷量をやや過大に算出する傾向があるが、年間を通じて概ね観測結果を再現できるモデルを構築することができた (佐藤ら, 2014)。

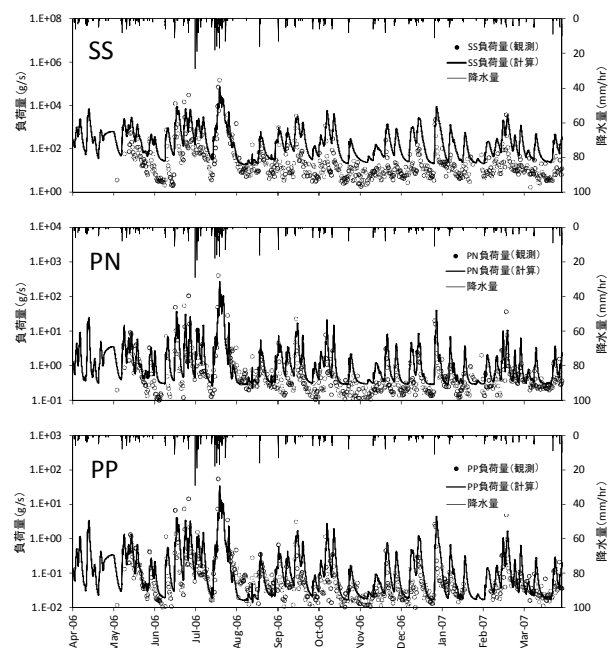


図 6 野洲川における粒子態負荷量の検証結果

### (2) 湖内における浮遊物質の挙動の検証

改良した湖内生態系モデルを用いて、2010 年度の測定データに基づきパラメータ同定を行い、懸濁態及び溶存態を区別した流入負荷量の結果を入力することにより、2010 年度の湖内水質 (年平均値) の再現予測を行った。SS についてその結果を図 7 に示す。

11C や 13C 等、予測結果と観測値がやや乖離している地点があるものの、北湖、南湖とも予測値は観測値を良好に再現している。湖内 SS 濃度は、特に沿岸帯では流入負荷及び湖内のブルームなどにより大きく変動しており、再現が難しいとされているが、懸濁態及び溶存態を区別した陸域モデル及び湖内 SS モデルを使用することにより、概ね沿岸域から湖心に至る北湖の SS の挙動を記述できることがわかった。南湖においても、全域で捉えれば SS 濃度の特徴を再現している。しかしながら、実際観測された濃度は変動が大きいが、予測値はそれに比べると濃度が平準化されている。このことは、計算メッシュの大きさが現在

1km となっているが、南湖の地点ごとの水質の差異を再現するには大きいと考えられた。

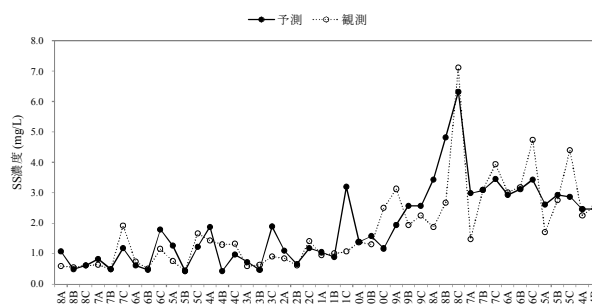


図 7 湖内における SS 年平均値の検証結果 (2010 年度)

### (3) 湖内溶存態難分解性有機物の起源推定結果

拡張型 2 成分有機物分解モデルで湖内における難分解性有機物比率を予測した結果を図 8 に示す。北湖、南湖とも季節ごとの難分解性有機物比率を再現することが可能になった。このことから、改良した 2 成分拡張有機物分解モデルを用いて難分解性有機物の生成メカニズムを記述することができると考えられ、琵琶湖内における有機物収支を詳細に検討することが可能となる。

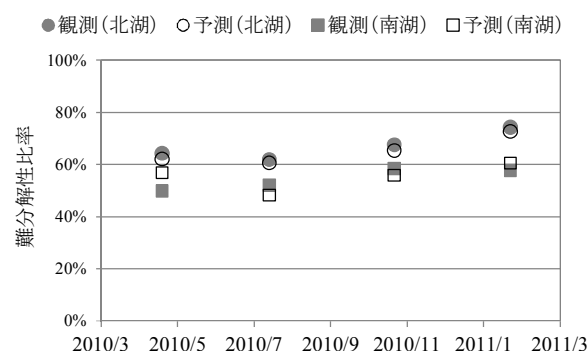


図 8 難分解性有機物比率の検証結果

検証された有機物分解モデルを結合した湖内生態系モデルを用いて、2010 年度における琵琶湖北湖及び南湖各々の懸濁態及び溶存態有機物の収支を推定した結果を図 9 に示す。難分解性有機物に転換するフラックスが陸域由来、湖内由来の易分解性有機物の流入 (産出) 比率で分配できると仮定した場合、懸濁態難分解性有機物の湖内由来の比率は北湖では 81.4%、南湖では 73.1%、一方溶存態の湖内由来が北湖では 64.1%、南湖では 52.5% となり、溶存態成分 (RDOC) に着目すると全量 (RTOC) で見るよりも湖内生産由来の比率が小さくなることが明らかになった。すなわち、懸濁態は湖内由来の方が難分解性有機物の

生成に大きく寄与していると推定されたが、溶存態については陸域由来についても比較的高い割合でその生成に寄与していると言える。懸濁態の場合は、ある年で多く生産されても沈降によって減衰が起きるため、湖内水質として問題になるのは溶存態の難分解性有機物であると考えられる。

しかしながら、これまでに検討してきたように、植物プランクトンの生産、生分解速度及び有機物の各態への分配比率、沈降係数などのパラメータが有機物収支に大きな感度を持っていることが明らかになったことから、有機物収支と湖内水質の水平・鉛直分布の両方により予測結果の検証を行い、溶存態難分解性有機物の収支の再現性を向上させることによりその由来をさらに高い精度で求める必要がある。

の COD の減少傾向が表れていないことから、その増加には湖内生産の影響が大きいものと考えられた。

- ② TOC と難分解性有機物を考慮した第 6 期湖沼水質保全計画の将来水質予測計算（2010 年度を現況再現対象、2015 年度を予測対象）を行った。またそのために必要な発生源調査を実施した。その結果、今後 5 年間で流入負荷量の大幅な削減は見込めないが、適切な対策を講じた場合には水質が全ての項目で横ばいもしくは若干の改善となることが明らかになった
- ③ 琵琶湖における溶存態難分解性有機物の起源推定のため、琵琶湖流域水物質循環モデルを改良して形態別収支の概況を把握した。具体的には、物質の性状（溶存態・懸濁態等）が把握できるよう、浮遊物質（SS）を新たに導入するとともに、湖水の生分解性試験結果から、有機物中の N/C（窒素／炭素）比により分解速度が変化するモデルを構築して解析を行った。これまで湖内の難分解性有機物（RTOC）は湖内生産由来が卓越する（約 7 割）と考えられていたが、改良したモデルにより計算を行ったところ、溶存態成分（RDOC）に着目すると湖内由来が約 6 割、陸域由来が約 4 割と、懸濁態と溶存態を区別しない場合より湖内生産由来の比率が小さくなることが明らかになった。

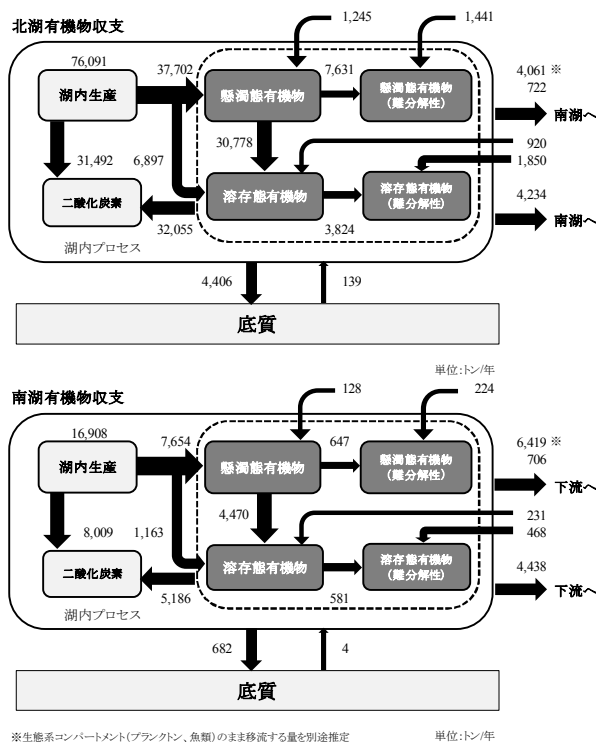


図 9 有機物収支の再現計算結果（2010 年度）

### 2.3. まとめ

以上、琵琶湖流域における有機物等の動態解析に関して、原単位法による流入負荷量の推移の計算を行い、琵琶湖流域水物質循環モデルを改良して水質の将来予測および溶存態難分解性有機物の起源推定を行った。その結果を以下にまとめる。

- ① 琵琶湖の北湖・南湖流域別の流入負荷量を算出した。北湖・南湖流域ともに難分解性有機物（RTOC）の排出量は経年的に横ばいから減少傾向にあったが、南湖流域ではその傾向は緩やかであった。一方で湖水



### 3. 河川の魚類分布と河川横断構造物との関係（既存データの解析結果）

近年の琵琶湖におけるニゴロブナ、アユ、ホンモロコ、シジミなど来魚介類の漁獲量減少の一因として、人為的影響による生息環境の悪化が考えられる。特に、堰等の河川横断構造物は、魚類等の生き物の移動経路を寸断するため、琵琶湖と河川を行き来する魚類の生息への影響が懸念される。例えば、福島ら（2006）は、北海道におけるサクラマスが生息適地モデルによる解析から、ダム上流側でのサクラマスの生息確率は分断後約30年経過すると急激に低下することを示している。これは、古い時代に建設されたダムの多くは魚道がないのに対し、近年のダムにはサクラマスに比較的有效な魚道が設置されていることが関係していると考えられた。

琵琶湖と河川とを行き来する回遊魚類（アユ、ビワマスなど）の生息は、琵琶湖のみならず流域の河川環境にも影響を受けるが、その魚類分布と河川環境との関係は十分に調査されていない。

そこで、本報告では、既存の調査資料を用いて、琵琶湖流入河川における魚類分布特性を把握するとともに、河川横断構造物との関係を検討した結果を報告する。

#### 3.1. 方法

河川環境因子である河川横断構造物については、主要な琵琶湖流入河川および大戸川などの瀬田川へ直接流入する河川を対象として2005年および2009年に滋賀県水産課が調査した結果を用いてGISデータ化を行った（滋賀県水産課、2005；滋賀県水産課、2010）。一方、魚類分布データは、表4に示す調査結果資料よりGISデータ化した（滋賀県水産試験場、1996；滋賀県水産試験場、2005）。

#### 3.2. 結果

##### 3.2.1. 河川横断構造物の分布

調査対象の河川区間では、809地点に及ぶ多数の堰等の構造物が存在した。これらには、魚道のあるものとなないものがある。魚道がないものは、上下の水面の落差が大きいほど、魚類等の移動を阻害する可能性が高いと考えられる。成魚のビワマスより大型である太平洋系サケマス類のマ

スノスケ、ギンザケ、ベニザケの最大跳躍高は2.1-2.4mと報告されている（Reiser et al., 1985）。また、ビワマスより多少大型のサクラマスの跳躍高に関する調査では、体長の3.8倍が最大であったが、もっとも多かったのは、体長の約2倍だという報告がある（眞山、2009）。ただし、これは、飛躍する元の水深が十分な場合であり、水深が浅い場合には飛躍高は小さくなる。ビワマスがサクラマスと同じ遡上能力をもつと考え、上の結果にもとづくと、例えば体長30cmのビワマスの多くが越えられる落差は約60cmだと考えることができる。

図10には、確認された河川横断構造物について魚道の有無と、魚道がないものの落差の違いを表す。河川横断構造物に魚道のないものは全体の約70%を占めていた。また、魚道がなく、かつ落差61cm以上の比較的大きな河川横断構造物は、中・上流部を中心に全体の約36%を占めていた。このような比較的大きな河川横断構造物は、ビワマス、ウグイ等の大型の魚種に対しても、移動を阻害する可能性がある。

##### 3.2.2. 魚類分布

表4のとおり、魚類調査地点は204地点あり、主要な琵琶湖流入河川を網羅するが、上流域にやや多く位置する（図11）。魚種は、カワムツ、オイカワ、タカハヤ、ヨシノボリ属などが個体数組成比で高比率であったのに対し、アユ、ウグイ、ビワマス、ウツセミカジカなどは低比率だった（図12）。

魚種の分布について、高比率で確認された例としてオイカワをみると、多くの河川で見られるとともに、その流程分布は上流から下流、特に中流から下流までに広く分布する傾向がある（図13上）。また、下流で個体数が多い傾向がある。一方、低比率で確認された例としてビワマスをみると、確認される地点が少なく、各地点での個体数も小さい（図13下）。その流程分布は主に下流から中流までの分布となっている。

#### 3.3. 考察

魚種による分布特性の違いから河川横断構造物の影響を検討するため、統計的に魚種別の分布傾向を把握することを試みた。各魚類データは、漁獲方法、漁獲努力等が異なるため、定量的に比較することは困難だと考えられる。そこで、魚種の「いる」、「いない」の定性的データについて数量化Ⅲ類とクラスター分析による分類解析を行った。

数量化Ⅲ類の結果から得られた評価軸（因子）でどれだけ説明できるかを表す寄与率は、第1軸、第2軸をあわせて0.20（累積寄与率）と決して高くはないが、評価

表4 魚類調査データについて

調査年	時期	地点数	採集漁具	調査者
1994 1995	6~1月（夏季、 冬季の2回）	80	電気ショッカー （約60%の地点） タモ網、ピンづけ等	県水産試験場
2002 2003	5~10月（春季、 秋季の2回）	58	電気ショッカー	県水産試験場
2005	2~3月	29	投網、タモ網	県水産課
2009	10~11月	37	投網、タモ網	県水産課

軸の解釈に意味があると考え、魚種別の分布図を参考にしながら評価軸の解釈を試みた。その結果、第1軸は対象魚が多く、河川で見られるかどうか、あるいは特定河川で上流から下流まで広く見られるかどうかという分布の偏在度の傾向に関係し、第2軸は対象魚の上流-下流の流程分布の傾向を表すと解釈した。

さらに、上記の評価軸に基づいて魚類を類型区分するために、数量化Ⅲ類の結果（第1、2軸におけるカテゴリスコア）に対するクラスター分析を行った結果、AからFの6つに分類できた（表5）。上流-下流の限られた流程に偏在する魚種もあればそうで魚種もある。オイカワ等（区分B）は、下流から中流にそれほど偏在することなく広く確認される傾向がある。一方、遡上性魚類のウグイ、アユ、ビワマス、ウツセミカジカは、下流から中流域に分布するが、そのうち、ビワマス、ウツセミカジカは偏在度も大きいことから、遡上を阻害する河川横断構造物の存在が分布特性に影響を与えている可能性がある。

### 3.4. まとめ

堰等河川横断構造物の魚類生息分布への影響を検討するため、滋賀県の既存調査資料を用い、主要な琵琶湖流入河川等における河川横断構造物の現況、および、それと魚類分布との関係を把握した。調査対象河川には約800地点の河川横断構造物が存在していた。そのうち、魚道のないものは約70%、魚道がなく、かつ61cm以上の比較的落差の大きい構造物は約36%存在することがわかった。また、河川横断構造物と魚類分布特性との関係を検討した結果、河川横断構造物の影響が相対的に小さいと考えられる魚種（オイカワ等）と大きいと考えられる魚種（ウグイ、ビワマス等）とが見出された。

しかしながら、他の環境因子もあわせて検討しなければ、河川横断構造物が魚類分布にどの程度影響しているかはわからない。今後は、本研究の結果等を踏まえ、水系のつながりからみた魚類、特に在来魚への影響要因を総合的に把握し、在来魚類の生息環境改善に向けた対策に役立つ、より具体的な提言につなげていくことが重要である。

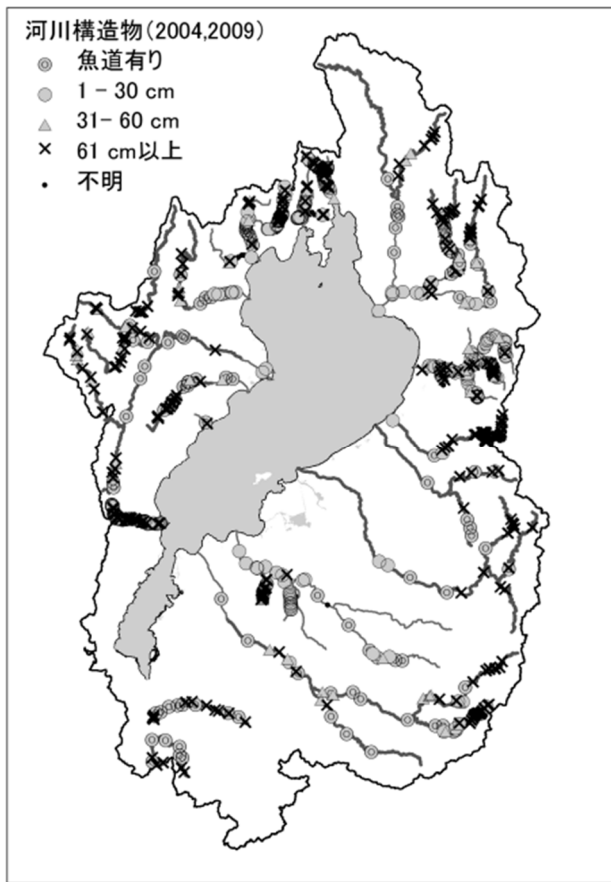


図 10 河川構造物の魚道の有無と落差

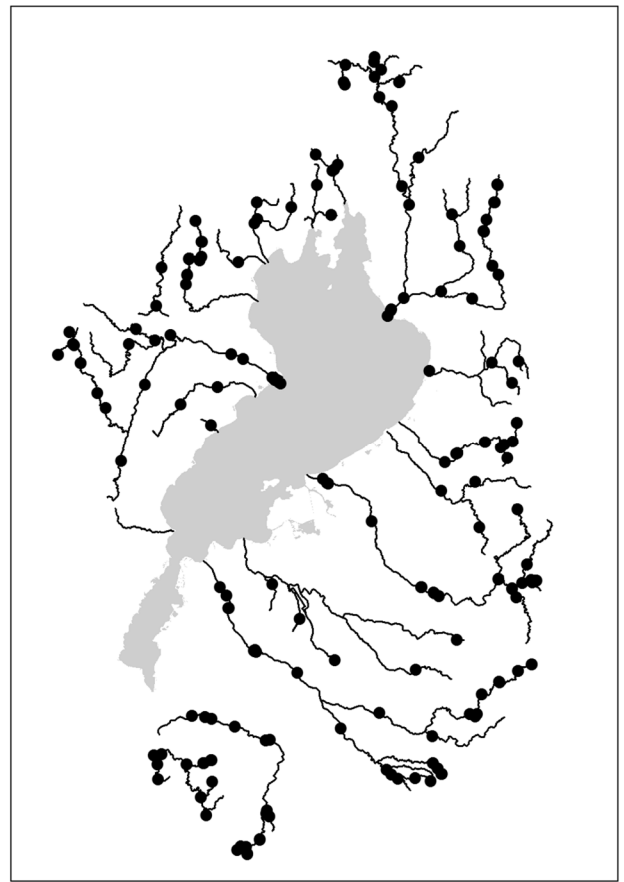


図 11 魚類調査地点

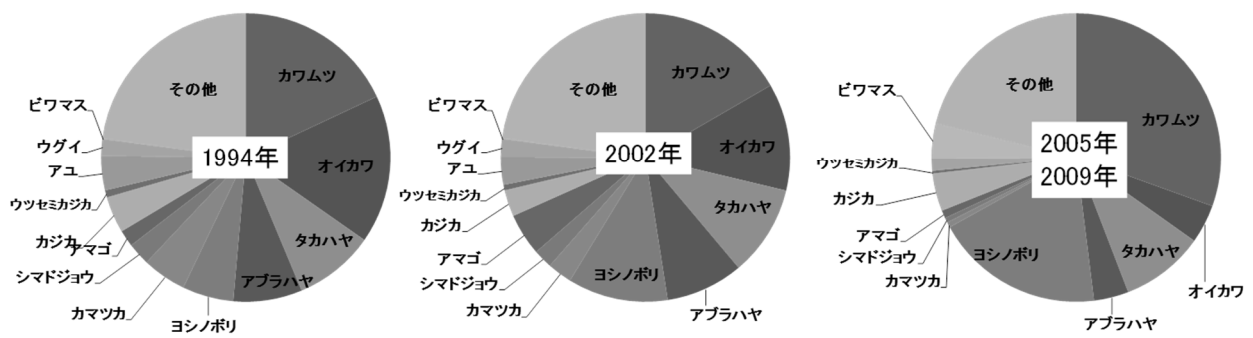


図 12 魚類個体数の組成比

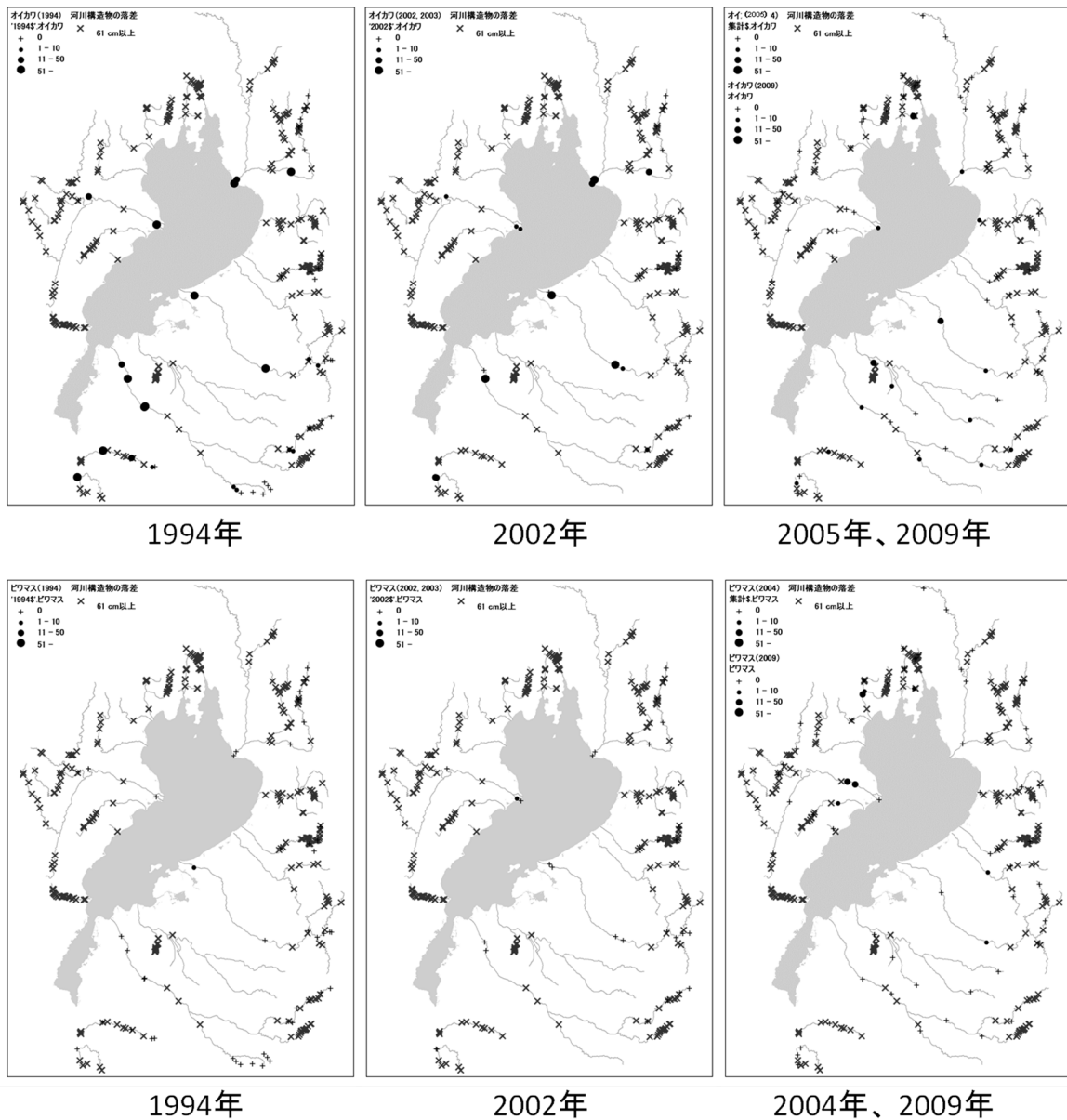


図 13 オイカワ（上）およびビワマス（下）の分布

●は個体数、×は落差 61cm 以上で魚道のない河川横断構造物の分布を示す。また、2005 年および 2009 年の調査は、一連の調査であり、前者は主に下流域を対象に、後者は主に上流域を対象とし、漁獲方法、漁獲努力がほぼ同様であるため、両データを重ね合わせた。

表 5 出現特性による魚種の類型区分

区分	魚種	流程分布	偏在度
A	スナヤツメ、ウナギ、アユ、ウグイ、アブラハヤ、コイ、シマドジョウ	下流～中流	中程度
B	オイカワ、モツゴ、カマツカ、イトモロコ、ズナガニゴイ、ムギツク、ゲンゴロウブナ、アブラボテ、ホトケドジョウ、ヨシノボリ、ドンコ、カワムツA型	下流～中流	小
C	ビワマス、タモロコ、ビワヒガイ、ギンブナ、スゴモロコ、ギギ、ナマズ	下流～中流	やや大
D	ドジョウ、アジメドジョウ、アカザ、カワヨシノボリ、カワムツB型	中流	小
E	イワナ、アマゴ、タカハヤ、カジカ	上流	大
F	ハス、ニゴロブナ、ヤリタナゴ、タイリクバラタナゴ、ヌマチチブ、ウキゴリ、ウツセミカジカ、フナ類稚魚、ゼゼラ、ニゴイ、カネヒラ、オオクチバス、ブルーギル	下流	大

#### 4. 河川の魚類分布と環境因子の関係（現地調査結果）

琵琶湖における貝類を含めた漁獲量は、1970 年前後には 6000～8000 トン／年であったものが、2010 年前後には 1600～1800 トン／年となり激減している（近畿農政局、2011）。魚類では、アユ、ピワマス、コイ、フナ属、ホンモロコ、イサザ、ウグイ、オイカワなどほとんどの魚種で減少傾向にある。この原因としては、湖岸の人工護岸化、河川改修、堰堤や取水堰による魚類の移動の分断、水位の人為的管理、ブラックバス等の外来魚の侵入の影響などが指摘されている（滋賀県、2011）。このような状況の中、魚類の生息環境の改善方法を検討するための基礎的研究として、琵琶湖流入河川の複数地点において、①魚類、②餌としての底生動物、③各種環境条件（流速、水深、水温、水質、川床材、周辺植生、河道内植生等）の調査を行い、魚種別の個体数・現存量と環境条件の関連性について検討を行った。それらの関連性の検討から、各種の魚類にとって望ましい環境条件を明らかにし、現在の環境をどのように改善すればよいかの方向性を探ることを目標とした。

#### 4.1. 調査方法

##### 4.1.1. 底生動物相と水質との関係調査

まず、窒素、リン等の栄養塩濃度が底生動物に及ぼす影響をみるため、2011 年 8～9 月に栄養塩濃度の異なる河川・水路 15 地点（森林渓流水、農地河川、農業排水路等）において底生動物調査を行った（図 14 の▲で示した地点）。底生動物の採取は、コードラート（0.25m×0.25m）と採取網（孔径 407μm）を用いて、各地点 3カ所ずつ採取した。また、同時に水質測定用のサンプリングも行った。



図 14 2011、2012 年河川調査地点

#### 4.1.2. 魚類等の生物相と環境因子の関係調査（水産試験場との共同総合調査）

##### (1) 主要 6 河川調査

魚類等の生物相と環境条件との関係を把握するため、2011 年 10～11 月（秋季調査）と 2012 年 5 月（春季調査）に安曇川、石田川、塩津大川、姉川、犬上川、愛知川の計 6 河川において、魚類、底生動物、および各種環境条件の総合調査を水産試験場と共同で実施した。調査地点を図 14 に●で示した。各調査地点において、水温、水質、流速、水深、底質、河畔林の有無等の環境条件を測定した。魚類の採取は、エレクトリックショッカー（SMITH-ROOT 社製）を用いて行った。底生動物の採取は、秋季調査時はコードラート（0.25m×0.25m）と採取網（孔径 407μm）を用い、春季調査時はサーバーネット（枠：0.3m×0.3m、網孔径 500μm）を用いて各地点につき 2 または 3カ所ずつ採取した。また、各地点で採取した各魚種 3～5 尾の胃内容物から底生動物の同定、カウントを行い、現場の底生動物の種組成との関連性の解析を行った。

##### (2) 17 河川調査

主要 6 河川での調査結果を踏まえ、さらに河口部付近の下流部に注目し、琵琶湖から魚が遡上しやすい場での魚類の種構成・個体数と環境条件の関係の関係を明らかにするため、2012 年 10 月、2013 年 5 月、2013 年 10 月に琵琶湖に流入する 17 河川（真野川、和邇川、鶴川、安曇川、石田川、百瀬川、知内川、大浦川、塩津大川、姉川、犬上川、宇曾川、愛知川、白鳥川、日野川、家棟川、野洲川）で調査を行った。2012 年 10 月と 2013 年 5 月には、河口から第一番目の瀬（St. 1）、第一番目の堰堤の下流部（St. 2）、同堰堤の上流部（St. 3）で調査を行った（図 15）。2013 年 10 月は、17 河川の最下流部のみで調査を行った。

各調査地点において、水温、水質、流速、水深、底質、河畔林の有無等の環境条件を同時に測定した。魚類の採取は、エレクトリックショッカー（SMITH-ROOT 社製）を用いた。底生動物の採取は、サーバーネット（枠：0.3m×0.3m、網孔径 500μm）を用いて各地点につき 2カ所ずつ採取した。また、各地点で採取した各魚種 5 尾程度の胃内容物の底生動物の同定、カウントを行い、現場の底生動物の種組成との関連性の解析を行った。

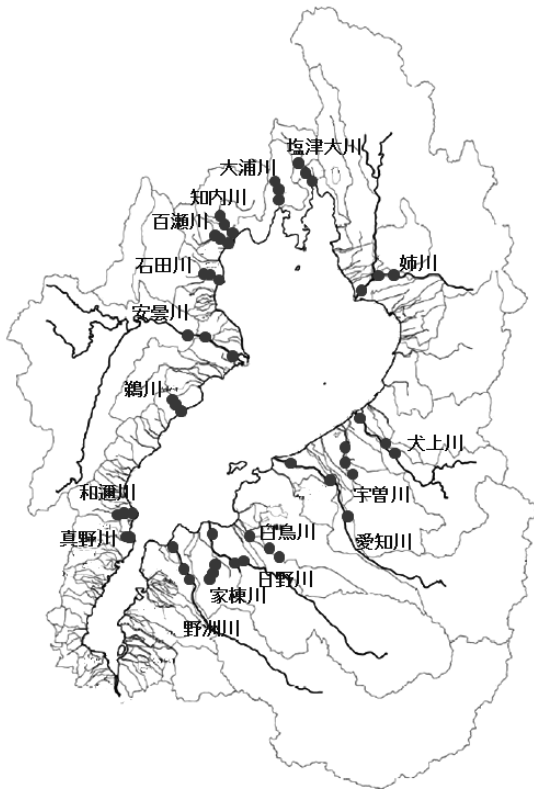


図 15 17 河川調査地点（調査地点を●で示した）

#### 4.1.3. 瀬切れによる魚類への影響調査

琵琶湖に流入する河川の中で愛知川、犬上川、高時川、石田川、安曇川などでは、春季から秋季にかけて一時的に流れが途中で無くなる「瀬切れ」が発生する。これは、河床が砂礫質で水が地下に潜りやすいという地質の影響や上流の頭首工等での農業用水の取水の影響などが原因として考えられる。本研究では、瀬切れが発生する河川とその近隣の瀬切れが起きない河川で週 1 回程度の魚類調査を行い、瀬切れによる魚類相への影響を把握した。

瀬切れが発生する河川として湖東の犬上川と湖西の石田川を選定し調査対象河川とした。犬上川では、河口からおよそ 5km 上流の高宮橋（無賃橋）付近で瀬切れが発生することが多く、そこを St. B、その下流の水が地下から湧いて再び流れ出す地点（犬上橋付近）を St. A、さらにその下流の河口から 1 番目の瀬（開出今橋付近）を St. 1、上流部の瀬切れが起きない地点（福寿橋付近）を St. 2 とした（図 16）。石田川では、瀬切れが発生する JR 湖西線の鉄橋付近を調査地点とした。また、瀬切れがない対象河川として湖東では芹川、湖西では知内川を選び、それぞれ河口から 1 番目の瀬を調査地点とした。

魚類調査は、犬上川では 2013 年 6 月 19 日から、石田川では同年 6 月 20 日から始めた。犬上川では、2013 年 3 月 21 日から瀬切れが始まり、4 月 6～12 日に一旦解消したが、その後再び瀬切れが起き、それが 6 月 19 日まで続いている。

た。犬上川では、その後も頻りに瀬切れが発生していた。石田川では 6 月 10 日頃から瀬切れが始まり、6 月 19～21 日に 59mm の降雨があり瀬切れが解消した。その後、8 月 17～22 日にも瀬切れが発生した。魚類調査は、1 週間に 1 回程度の頻度で行った。投網（26 節 1600 目）を 5 回投げ魚類を採捕し、種類と個体数を記録した。また、現場で水温を測定し、水質分析用の採水を行った。

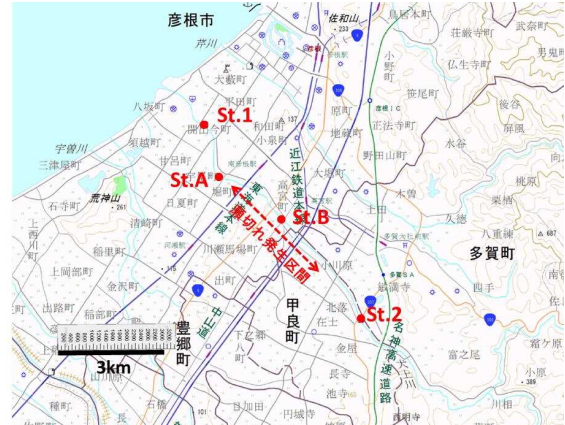


図 16 犬上川における瀬切れ調査地点

#### 4.1.4. 付着藻類調査

河川の中・下流部では付着藻類による有機物生産が食物連鎖ピラミッドの底辺となり、食物連鎖のさらに高次に位置する底生動物や魚類へのえさ供給の源となる。したがって、魚類のバイオマスを維持する有機物生産量を把握するためには、付着藻類の現存量、生産量を把握することが重要である。本研究では、まず、河川における付着藻類の現存量とその変動を把握することを目的に、タイルを用いて付着藻類量の変化を測定した。さらに測定した付着藻類量と栄養塩濃度、流速等との関係を解析した。

2013 年 4 月 8 日に琵琶湖に流入する 12 河川（真野川、和邇川、安曇川、石田川、知内川、塩津大川、姉川、犬上川、宇曾川、愛知川、白鳥川、野洲川）の河口から第一番目の瀬（St. 1）にタイル（TOTO パーセア AP10MG01UFR、タイル 1 枚のサイズ：100mm×100mm）を各地点 27 枚ずつ設置し、7～10 日毎に各地点 3 枚ずつ回収し、冷蔵して実験室に持ち帰った。この時、各調査地点において、水温、流速、水深を同時に測定した。また、水質測定用の採水を行った。タイルに付着した付着藻類等の付着物は金属ブラシと蒸留水を用いて洗い落とし、その溶液をガラス繊維濾紙（Whatman GF/F 直径 47mm）でろ過し付着物を濾紙上に集めた。その濾紙を一旦冷凍保存し、後日、アセトンとジメチルスルホキシド（DMSO）の 1:1 の溶液を用いて抽出し、蛍光法によりクロロフィル a とフェオフィチン量を測定した。タイルの回収は、回収するタイルが無くなるまで 9 回、6 月 25 日まで行った。

#### 4.1.5. 水質、水位調査方法

水質測定用の河川水サンプルは、ポリビン（1L）で採取し、冷蔵して実験室に持ち帰った。また、河川水位は自記水位計（STS 社製、HOB0 社製）を設置し水位を30分間隔で連続測定した。実験室に持ち帰った河川水サンプルについては、懸濁物質（SS）、全窒素（T-N）、溶存態窒素（D-N）、アンモニア態窒素（NH<sub>4</sub>-N）、亜硝酸態窒素（NO<sub>2</sub>-N）、硝酸態窒素（NO<sub>3</sub>-N）、全リン（T-P）、溶存態リン（D-P）、リン酸態リン（PO<sub>4</sub>-P）、溶存態ケイ酸（SiO<sub>2</sub>-Si）を測定した。SS はガラス繊維フィルター（Whatman GF/F）による重量法、T-N、D-N、T-P、D-P は、未ろ過とろ過後の試水を過硫酸カリウムによる同時分解法（細見ら、1983）で測定した。NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、PO<sub>4</sub>-P、SiO<sub>2</sub>-Si は、オートアナライザー（ブランルーベ社製 QUAATRO）を用いて測定した。電気伝導度（EC）は、CyberScan 製ラコムテスター導電率計 ECTest11+で測定した。

### 4.2. 結果および考察

#### 4.2.1. 底生動物と環境因子の関係

2011 年夏季・秋季の底生動物調査では、農業排水路で個体数の多かったミズムシ、ヨコエビ類、ヒル類、プラナリア類、コモチカワツボは、個体数と D-N、EC と正の相関がみられた。また、農業排水路で多かったタニシ類の個体数は、T-P 濃度と DOC 濃度と正の相関がみられた。安曇川、愛知川、塩津大川、および鴨川、石田川、知内川の upstream 流水で多かったナベブタムシ、ヘビトンボ、ガガンボ類、カワゲラ類、カゲロウ類、トビケラ類は、EC、D-N、T-P、DOC と負の相関がみられた。

2012 年春季の調査では、ユスリカ類、トビケラ類、ミズムシ類は、DOC 濃度と正の相関がみられ、ヒメドロムシ類、ユスリカ類は D-P 濃度、EC 値と正の相関がみられた。ま

た、ユスリカ類は、溪畔林がない場所で多い傾向がみられた。ヒメドロムシ類、ユスリカ類、トビケラ類は、水温と正の相関、流速と負の相関がみられた。ヒメドロムシ類は犬上川の upstream の淵で個体数が特に多かった。トビケラ類は塩津大川で多い傾向がみられた。

このように大まかな傾向としては、ユスリカ類、トビケラ類、ミズムシ類、ヨコエビ類、シジミ類は、栄養塩濃度の高いところに多い一方、ヘビトンボ、ガガンボ類、カワゲラ類、カゲロウ類、トビケラ類は、栄養塩濃度の低いところに多かった。底生動物のバイオマス（湿重量）は、流れが停滞して溶存酸素濃度が低下しない環境条件では、栄養塩濃度が高いところで多い傾向がみられた（図 17）。

#### 4.2.2. 魚類と環境因子の関係

2011 年 10 月と 2012 年 5 月の主要 6 河川調査で確認された各々 32 種と 21 種の出現・非出現を目的変数、物理環境を説明変数としてロジスティック回帰分析を行い、魚種ごとに生息に影響を与えている変数を抽出した。その結果、2011 年 10 月は有意なロジスティック回帰式が得られた 11 種のうちアユやウグイなどの 7 種で、2012 年 5 月は 12 種のうちビワマスやトウヨシノボリ（オウミヨシノボリ）などの 5 種で河口からの堰堤の数や、河口からの距離といった流入河川と琵琶湖との連続性に関する変数が選択され、流入河川で生息する魚類にとって琵琶湖との連続性は非常に重要であることが推察された。

2012 年 10 月に実施した 17 河川調査のデータをもとに、魚の単位面積当たりの魚種別個体数（尾/m<sup>2</sup>）と水質等の環境因子の相関をケンダールの順位相関係数で求めた結果、5%の有意水準で有意な相関がみられた因子を表 6 に示した。

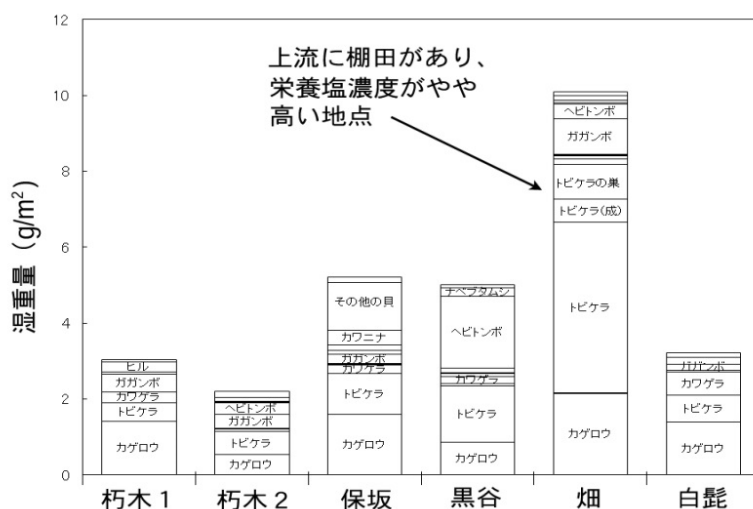


図 17 底生動物の湿重量の比較（2011 年夏季）

表6 2012年10月調査における魚種別個体数と河川環境因子の相関  
(ケンダールの順位相関係数が5%有意水準で有意となったもの。n=50)

魚種	+影響因子	-影響因子
トウヨシノボリ	水際植物、抽水植物、DOC、D-P、D-N、ケイ酸、クロロフィルa+フェオ色素	川幅
ウキゴリ	抽水植物、石の埋没度、SS、DOC、D-P、D-N、ケイ酸、クロロフィルa+フェオ色素	堰堤の存在
ウツセミカジカ	水際植物、抽水植物	堰堤の存在、川幅、EC
ヌマチチブ	石の埋没度、SS、DOC、D-P、ケイ酸	堰堤の存在
アユ	石の埋没度、SS、DOC、ケイ酸	沈水植物
ビワマス	-	EC、クロロフィルa+フェオ色素
ウグイ	-	SS、DOC、D-P
オイカワ	抽水植物、石の埋没度、EC、クロロフィルa+フェオ色素	河鮮林のカバー
ヌマムツ	抽水植物、EC、D-P、クロロフィルa+フェオ色素	川幅
カワムツ	-	クロロフィルa+フェオ色素
カマツカ	EC、DOC	河床粒径
アブラハヤ	川幅	沈水植物、DOC
オオクチバス	水温、石の埋没度、EC、クロロフィルa+フェオ色素	-
ドンコ	水際植物、抽水植物、D-P、D-N、ケイ酸	-
ナマス	水温、沈水植物、D-P、D-N、ケイ酸	-
カネヒラ	水際植物、抽水植物、沈水植物	川幅
アブラボテ	水際植物、抽水植物	-
ヤリタナゴ	石の埋没度、DOC	流速、河床粒径
フナ属	水温、抽水植物、石の埋没度、EC	-
コイ	EC、D-P、D-N	-
タモロコ	EC、クロロフィルa+フェオ色素	-
ニゴイ	水温、EC	-

(注) DOC: dissolved organic carbon, D-P: dissolved phosphorus, D-N: dissolved nitrogen, SS: suspended solids, EC: electric conductivity

トウヨシノボリ、ウキゴリ、ヌマチチブ、ヌマムツ、ドンコ、ナマス、コイの個体数は、栄養塩濃度と正の相関を示しており、農地や家庭から栄養塩の供給がある調査地点で多い傾向がみられた。一方、ビワマス、ウグイの個体数は、ECや栄養塩濃度が低いところで多い傾向がみられ、清澄な河川を好む傾向がみられた。ウキゴリ、ウツセミカジカ、ヌマチチブの個体数は、堰堤の上流部では下流部に比べ少ない傾向がみられ、堰堤によって移動が阻害されている可能性が示唆された。今回の調査時のアユの遡上数は、例年に比べ極端に少なかったこともあり、堰堤のアユへの影響は明確にみられなかった(2011年秋の調査では堰堤による遡上阻害効果がみられた。)カマツカは、河床粒径とマイナスの相関を示し、砂地に多いことを反映していた。また、ヤリタナゴも河床粒径とマイナスの相関を示し、砂～泥地に多いことを反映していた。水際植物、抽水植物が多いと個体数が多い傾向がみられる魚種が多くあり、河道、川辺の植生の重要性を示していた。

以上の結果を大まかにまとめて、魚の個体数に及ぼす環境因子の影響を図式化したものを図18に示す。栄養塩濃度が高い場所では付着藻類が多くなり(後述)、付着藻類を餌の一部とするトウヨシノボリ、ウキゴリ、アユなどの個体数は増加する。水際植物や抽水植物は、隠れ家や住み処としての役割を持ち、それらの植物が多いところでは、トウヨシノボリ、カネヒラ、フナ類が多くなる。堰堤は、遡上を阻害するため、その上流ではウキゴリ、ウツセミカジカが少なくなるといった傾向がみられた。

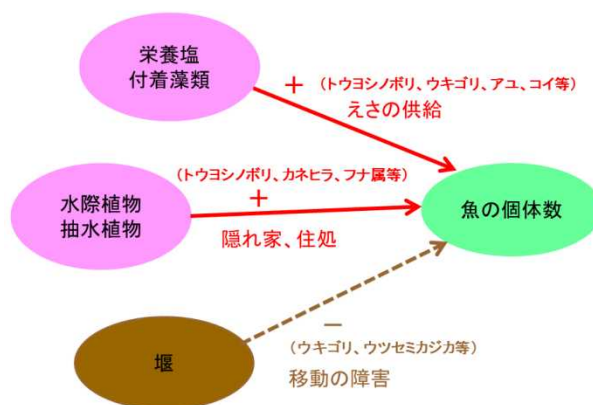


図18 魚の個体数に及ぼす環境因子の影響

#### 4.2.3. 魚類の消化管内容物と環境条件の関係

2011年秋季調査時に採取した魚の消化管内容物組成と現場の底生動物組成の相関をケンダールの順位相関係数でみた結果、両者で相関のある場合(p<0.05)が多かった。特にヨシノボリ属、アブラハヤでは相関係数が高い地点が多かった。

そこでヨシノボリ属に着眼して、2012年の春季調査時に愛知川、安曇川、塩津大川、犬上川、姉川、石田川の6つの河川について、現場の底生動物組成とヨシノボリ属の消化管内容物組成について河川別の相関解析を行った。

その結果、姉川と愛知川では、底生動物組成とヨシノボリ属の消化管内容物組成の相関係数が0.9超と非常に相関が高く、統計的にも有意であることから、ヨシノボリ属の餌環境の視点から好適な生息環境であると考えられる。



安曇川と塩津大川では両組成の相関係数が 0.7 未満 0.6 以上と統計的にも有意であり、高めの相関が見られた。しかし、犬上川と石田川では統計的に両組成の間で有意な相関は見られなかった。

ヨシノボリ属の消化管内容物組成と底生動物組成の相関が高かった姉川と愛知川では、コドラート調査によるユスリカ類の個体密度推定値は、姉川が 1 平方メートルあたり約 2,500 個体、愛知川が約 2,000 個体であり、個体密度推定値が 1,000 個体以下である他の 4 河川に比べ非常に多く見られた。また消化管内容物組成を見てもユスリカ類が高く、ヨシノボリ属の消化管内容物組成と底生動物組成との相関の高さは現場におけるユスリカ類の個体密度が他の底生動物に比べ極端に高かったことが原因していたと考えられた。

姉川と愛知川のユスリカ類とカゲロウ類の個体密度推定値の比（「カゲロウ/ユスリカ個体数比」）は、ユスリカ類が圧倒的に多いために 0.5 以下となっていた。一方、安曇川と塩津大川ではカゲロウ類の個体密度推定値が高いため、「カゲロウ/ユスリカ個体数比」は 1 以上となっていた。さらに、犬上川も石田川も同比が 1 以上となっていた。

一方、ヨシノボリ属の消化管内容物における「カゲロウ/ユスリカ個体数比」は、どの河川も 0.37 以下であり、カゲロウ類はユスリカ類と比較すると採餌されにくい傾向が見いだされた。そのため、消化管内容物の「カゲロウ/ユスリカ個体数比」と、現場の同比の乖離が小さい姉川と愛知川の場合は、カゲロウ類を含めて考えた視点からも、好適な餌環境であるという可能性が見いだされた。

#### 4.2.4. 瀬切れの現状とその魚類への影響

犬上川の高宮橋付近での 2013 年度の水位の観測結果を図 19 に示した。2013 年度は、4 月から 8 月にかけてまとまった降雨がなく、犬上川は頻りに瀬切れが生じていた。瀬切れ時の様子を図 20 に示した。

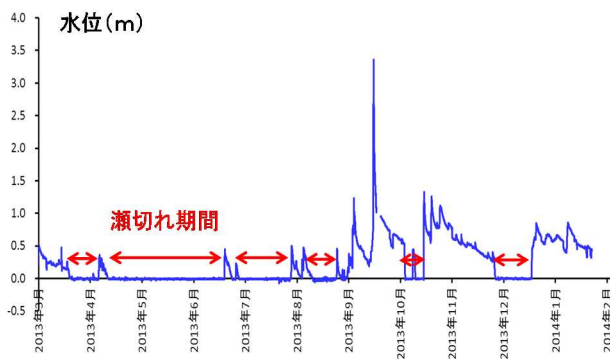


図 19 犬上川高宮橋における水位変化（2013 年度）



図 20 瀬切れ時の高宮橋付近の様子（2013 年 6 月 25 日）

犬上川の最下流部の St. 1 では、上流で瀬切れが発生している期間はアユが少なく、降雨により瀬切れが解消するとアユの個体数が増える傾向がみられた（図 21）。一方、瀬切れが無かった芹川では、6 月から 8 月にかけて安定した個体数のアユ（2~4 個体/投）が採捕され、9 月の産卵遡上期には個体数が増加した（7~15 個体/投）。瀬切れが頻りに発生していた犬上川 St. B では、降雨により流れが復活しても魚類の捕獲数は少なかったがアユは時々捕獲されることがあった。

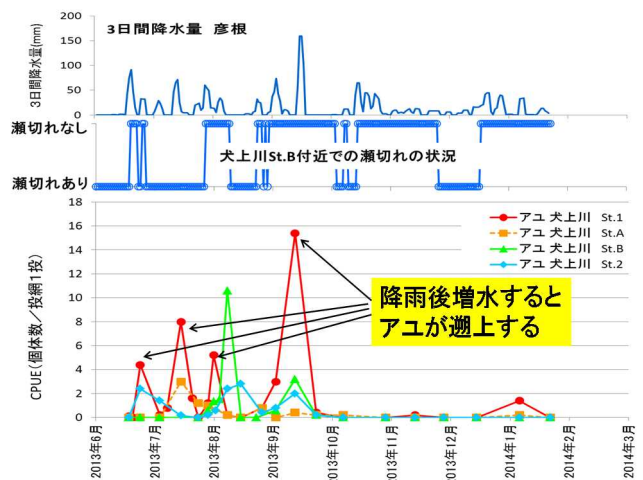


図 21 犬上川における瀬切れ状況とアユの個体数の変化

トウヨシノボリは、流れのある St. 1、St. A、St. 2 では、7~8 月に個体数が増加していたが、St. B では瀬切れが解消されてもほとんどみられなかった。ただし、体長 1cm 程度の稚魚が、7 月末の降雨後の瀬切れ解消時に多数遡上する様子は観察された。

石田川では、6 月中旬に 10 日間ほど瀬切れが発生し、6 月 20 日は降雨により瀬切れは解消したが、トウヨシノボリは 8 月中旬までほとんど採捕できない状態が続いた。一

方、知内川ではトウヨシノボリは安定して採捕された(0.3~1 個体/投)。アユの個体数は知内川に比べ少なかったが、9月上旬の産卵遡上期には数多く採捕された(約30 個体/投)。一方、ウグイは知内川よりも石田川で多い傾向を示した。

このように、瀬切れの影響はトウヨシノボリの個体数に顕著に現れ、瀬切れが解消してもトウヨシノボリの個体数はなかなか回復しないこと、流量の低下はアユの遡上を阻害することが改めて確認された。瀬切れが発生し、干上がった河床の窪みにはトウヨシノボリ、ニゴイ等の死亡個体が多数観察され、逃げ切れずに死亡する個体数の定量化が必要と思われた。また、水深の低下によって鳥の捕食圧が増加することが現場観察から推定された。

水質については、瀬切れ区間の上下流では、流れが停滞するため、水温が高まり、藻類が増殖し、DOC濃度が高くなることがわかった。

#### 4.2.5. 付着藻類量と栄養塩濃度の関係

調査を行った12河川のうち、白鳥川では、農業濁水の影響で2013年4月中旬から5月末にかけてSS濃度が高く、光の透過率が低下することや付着藻類の上に懸濁物質が堆積するなどの影響で付着藻類の増殖が抑制されていたと考えられたため解析から除くこととした。また、安曇川では、4月に付着藻類が他の河川に比べ急激に増加する現象がみられた。安曇川の調査地点は、瀬切れや下流のヤナ(遡上するアユ等の魚を捕るために木で作られた堰)の影響で魚類や底生動物が少なかったため、藻類に対する捕食圧が小さく、付着藻類が増殖しやすかった可能性が考えられた。そのため、安曇川も解析から除くこととした。

このようにして白鳥川と安曇川を除いた10河川について、河川水中のD-P、D-N濃度と付着藻類量(単位面積当たりのクロロフィルa量、または、クロロフィルa量+フェオフィチン量)との関係をみた結果、正の相関がみられ

た(図22)。宇曾川では、農業濁水のため濁度は白鳥川に次いで高かったが、付着藻類量は多かった。宇曾川の流速が白鳥川よりも速く、そのため懸濁物質が付着藻類の上に堆積しにくかったのではないかと考えられた。

このような結果から、栄養塩濃度が高い河川では付着藻類による一次生産量が高くなり、それを餌とするベントスやトウヨシノボリ等の雑食性魚が多くなり、さらにそれを餌とするナマズ、コイ等の魚食性魚の個体数が増える傾向を示すのではないかと考えられた。

#### 4.3. まとめ

本研究からわかったことをまとめると次の通りである。

- ①底生動物および底生魚類(トウヨシノボリ等)の現存量は、河川水の栄養塩濃度と正の相関がみられる傾向があり、それは餌となる付着藻類の現存量および生産量が高いためと推定される。ただし、流れが弱くなると溶存酸素濃度が低下するため、そのような相関はなくなる可能性がある。
- ②水際植物や抽水植物の存在は、カネヒラ、フナ類の生息にとって重要な因子であることが明らかになった。
- ③堰堤の存在は、遡上性の魚類の移動を阻害し、アユ、ウキゴリ、ウツセミカジカの上流への移動を阻害していることがわかった。
- ④瀬切れの魚類への影響に関しては、瀬切れした場所では、トウヨシノボリの個体数にその影響が顕著に現れ、瀬切れが解消した後もトウヨシノボリの個体数はなかなか回復しないことが明らかになった。また、河川流量の減少はアユの遡上を阻害することが改めて確認された。

以上の結果から、河川における魚のにぎわい復活のためには、栄養塩の適度な供給、溶存酸素が低下しないように流れを維持すること、堰堤を魚が昇りやすい構造にすること、瀬切れが発生しないような河川水量の管理、などが重要と考えられた。

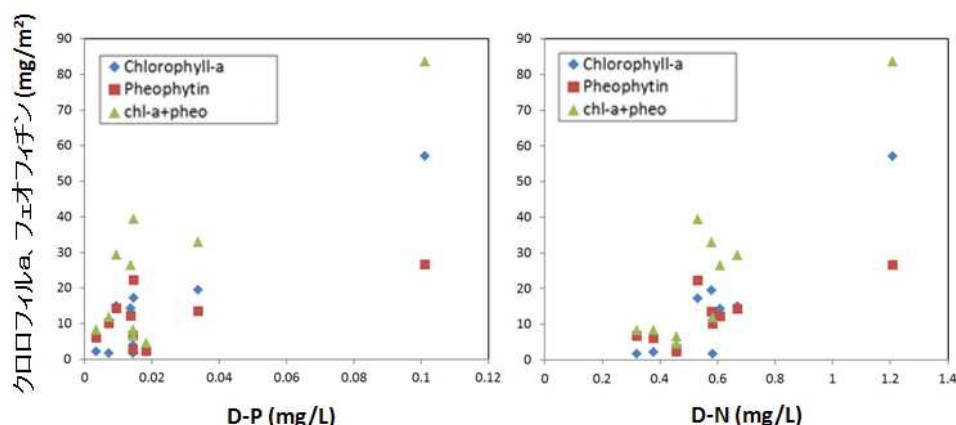


図22 タイルに付着した付着藻類量と河川水中栄養塩濃度の関係

(付着藻類量および河川水中栄養塩濃度は2013年4月18日~5月28日の平均値。各相関ともにPearsonの相関係数は5%水準で有意であった。)

## 5. 県域（琵琶湖流域）レベルの市民参画のあり方

### 5.1. 琵琶湖流域保全における市民参画の経緯

日本では古くから自治会や町内会といった伝統的なコミュニティが地域の環境保全を担ってきた。滋賀県においても、環境保全というよりは田畑の肥料にするなどの目的により、泥藻とりや川浚えといった活動が地域単位で行われており、琵琶湖における住民による水環境保全活動の原点であったといえる（井手、2006）。

琵琶湖における本格的な住民活動は、1970年代に合成洗剤による健康問題に端を発する石けん運動から始まる。1977年に琵琶湖で淡水赤潮が大発生したのを受けてこの運動は全県的に広がり、1978年には「びわ湖を守る粉石けん使用推進県民運動」県連絡会議（通称「びわ湖会議」）が結成されることになる。

その後も様々な目的や形を有する住民活動が形成されていくが、1988年からの「水環境を守る生活推進事業」、1997年からの「エコライフ地域住民活動推進事業」など、県行政が環境保全活動の普及のために住民運動を組織化しようとする試みが、ほぼ10年ごとに繰り返されてきた。滋賀県では、琵琶湖の総合保全に関する最も長期的で総合的な計画として、2000年に「琵琶湖総合保全整備計画（マザーレイク21計画）」（第1期）（以下「第1期計画」という。）を策定した（滋賀県、2000）が、このもとに設立された「流域協議会」と「流域ネットワーク委員会」も、そういった試みの一つと捉えることができる（琵琶湖総合保全学術委員会、2010）。本節では後節に最も関連の深い流域協議会・流域ネットワーク委員会について経緯を概説する。

第1期計画の中で「河川流域単位での取り組み」として、住民や事業者、行政による「流域協議会」（合計13団体）とそれらをつなぐ「琵琶湖流域ネットワーク委員会」が設立された（図23）。これらは、琵琶湖の総合保全の取り組みは、まず、河川流域ごとに上、中、下流の各地域がそれぞれ抱える異なる実情や課題等をお互いに知り、理解し合うことから始める必要があり、またそのうえで、上、中、下流の各地域が一体となって、河川流域ごとの自治会等の身近な取り組みからスタートし、やがてそれらを琵琶湖の保全について深い理解と共感に基づくパートナーシップのもとに、県民、事業者、行政等の主体的な取り組みへと発展させていくという理念の元につくられたものである（滋賀県、2000）。

設立から6～9年を経て、滋賀県および筆者が各流域協議会へのヒアリングを行った結果、それぞれの地域において個別に活動していた団体・個人が交流あるいは情報交換できる場と、県行政との間に協力関係を構築できる機会を

協議会が提供したという点において、一定の役割を果たしてきたが、一方で当初の理念通りに活動が進まなかったところが多くみられた。流域協議会としての活動が当初の理念通りに進まなかった理由は流域により異なるが、主なものとして次のような点が挙げられる。①行政主導で設立された組織であり、メンバー間で目的が十分に共有されず、自発的な活動を展開するまでに至らなかった、②流域という単位が十分に考慮されず、旧県事務所あるいは地域振興局単位で組織化された、③部局間や行政間（市町村と県）の縦割りが活動の障害となった、④途中から活動予算が大幅に削減された。

流域協議会の評価は地域によってさまざまであるが、少なくとも、全ての地域で協議会を設立し、行政主導により住民運動を組織化しようとする県行政のやり方は、必ずしも効果的な手法ではなかったと言えるだろう。またそれらをつなぐ流域ネットワーク委員会についても、その目的が不明確であり、参加団体間で十分に共有されなかったことから、委員会としての実質的な活動を展開するまでには至らなかった（琵琶湖総合保全学術委員会、2010）。

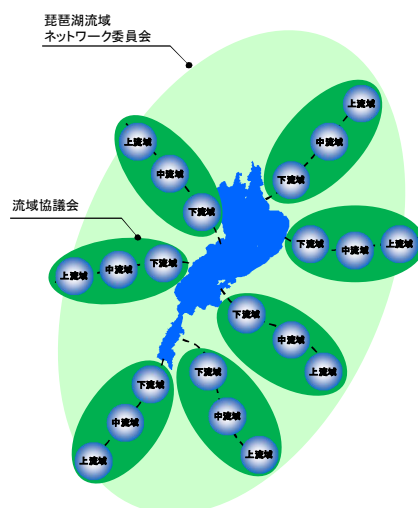


図23 流域協議会と流域ネットワーク委員会の概念図

このような背景から、第2期計画においては、協働の視点に基づく参画・実践・交流を進めるとともに、計画の順応的な進行管理を実施するために、「マザーレイクフォーラム」を設置して検討が進められている。次節では、設置のきっかけとなった「琵琶湖流域管理シナリオ研究会」から第2期計画の策定、マザーレイクフォーラム設立と運営までの経緯を振り返るとともに、行政主導ではない多様なセクターの主体性に基づく組織運営のためのポイントを整理する。また、本組織が抱える課題についても述べる。なお、筆者は後述するマザーレイクフォーラム運営委員会の委員を務めており、以下の整理や分析は必ずしも客観的

な視点に基づくものでないことを付記しておく。

## 5.2. 県域レベルの市民参画～マザーレイクフォーラムを例として～

### 5.2.1. マザーレイクフォーラムの設立の経緯

マザーレイクフォーラムの設立・運営について説明するため、特に関連の深い「琵琶湖流域管理シナリオ研究会」（以下「シナリオ研究会」という。）および「琵琶湖総合保全学術委員会」（以下「学術委員会」という。）を含む滋賀県の動向をあわせて、年表で整理したものを表7に示す。

シナリオ研究会は、第2期計画につながる琵琶湖流域の多様な環境、社会、文化等を学際的に取り込んだ将来ビジョンについて検討し、琵琶湖総合保全学術委員会に提案するため、琵琶湖環境科学研究センターを事務局として2008年6月に設置された。これは、第1期計画が策定された2000年当時と比較して、琵琶湖とその流域における問題が複雑化・多様化してきたことが背景にある。つまり、かつては「水質保全」「水源かん養」「自然的環境・景観保全」を柱として個別に目標設定や施策検討を行っていたが、第1期計画策定以降、暮らしと湖との関わりの希薄化や湖と周辺の連続性の消失、在来魚介類の減少、水草の異常繁茂など、個別の対応では解決の困難な問題が顕在化してきた。そのため、第2期計画では、琵琶湖保全・再生の目標をどこに置けばよいかという根源的な問題から問い直す必要が出てきたため、行政や専門家のみならず、幅広い立場で琵琶湖と関わっている市民らに将来像を描いてもらうことになった。

シナリオ研究会は、「専門家研究会」と「市民ワークショップ」という2つの活動が連携して進められた。前者は水環境、生態系、景観、生活・文化、市民参画などに係る多様な分野の専門家10名により構成され、主に市民ワークショップの場づくりや学術的情報提供に係る内容について検討してきた。後者は様々な地域や職業（農漁業、製造業・サービス業、市民団体、行政など）から選出した15名のステイクホルダーにより構成され、メンバー間で議論しながら琵琶湖流域の将来像を描く作業を実施してきた。つまりここで提示する琵琶湖流域将来像の作成主体はあくまで市民ワークショップであり、専門家研究会からの助言や情報提供を受けつつも、市民らが自らの経験と問題意識に基づいて琵琶湖流域の将来あるべき姿を描いたものである。市民らの選出に係る公平性の問題や代表性の問題などがあり、限定された条件下で描かれた将来像ではあるが、15名の市民委員の選出にあたっては地域や職業、バックグラウンドにできるだけ幅がでるよう配慮しており、また知識も経験も異なる市民らが話し合いを重ねて一つの琵琶湖流域の将来像を描いたことは、これまでにない成果であったと言える（琵琶湖総合保全学術委員会、2010）。

学術委員会は、元々琵琶湖総合保全に関し、学術的な見地から高度な助言、提言を得るとともに評価を求めることを目的として滋賀県が設置したものであるが、2008年度以降は第2期計画に対する提言を行うことを主な目的として開催されてきた。その提言案の執筆・作成は、委員の一部により組織されたワーキングの委員が担当した。

表7 マザーレイクフォーラムと関連組織の動向

年	滋賀県の動き	琵琶湖流域管理シナリオ研究会の動き	マザーレイクフォーラムの動き
2008年	5月	学術委員会開催(2009年3月までに計4回)	
	6月	学術委員会ワーキング開催(2009年1月までに計11回)	6月 専門家研究会設置(2010年3月までに計15回)
2009年		5月	市民ワークショップ設置(2009年3月までに計7回)
2010年	3月	学術委員会提言書の作成	
	7月	環境審議会琵琶湖総合保全全部会(2014年1月までに計6回)	10月 作業部会開催(2011年9月までに計4回開催)
2011年		11月 「描いてみよう！2020年の暮らしと琵琶湖」発刊	
		2月 「マザーレイク21計画(第2期)の進行管理のあり方に関する提案」提出	
2012年	3月	マザーレイク21計画(第2期)答申	
	10月	流域ネットワーク委員会解散	2月 円卓会議(びわこ会議)運営委員会開催(2014年8月までに計22回開催) 3月 マザーレイクフォーラム設立 3月 第1回円卓会議(びわこ会議)の開催 9月 第2回びわこ会議の開催
2013年	2月	学術フォーラム開催(2014年7月までに計3回)	4月 マザーレイクフォーラム運営委員会へ改組 8月 第3回びわこ会議の開催 11月 運営委員会に検討ワーキングを設置
2014年			8月 第4回びわこ会議の開催

計画の改定プロセスについては井手（2012）に詳しく書かれており、本報告では省略するが、結果としてシナリオ研究会で提示された将来像を踏襲する形で学術委員会の提言書が作成され、また最終的な第2期計画の将来像として位置づけられることとなった。

並行して、シナリオ研究会では第2期計画の進行管理のあり方に関する検討が進められた。ここでは、マザーレイクフォーラムは、多様な主体が評価・提言を行う「円卓会議」とそれを支える分野・地域別フォーラムにより構成されるとし、円卓会議の場で基本的に1年に1回、琵琶湖の現状と第2期計画の進捗状況の評価を行うこととされた。円卓会議の事務局は「円卓会議運営委員会」が担い、円卓会議のテーマや進め方、参加者、提示する資料等について多様なセクター参加のもと協議すること、またこの運営委員会は、第1期計画のもと設立された「琵琶湖流域ネットワーク委員会」を発展的に改組したものと位置づけることなども提案された。

これらを受けて、2012年3月にマザーレイクフォーラムおよび円卓会議運営委員会が設立された。マザーレイクフォーラムは、第2期計画において、県民、NPO、農林水産業従事者、事業者、専門家、行政など、琵琶湖流域に関わる多様な主体が、地域や県域で行われるフォーラム等と連携しつつ、同計画の進行管理および評価・提言を行う場として位置づけられたものである（図24）。

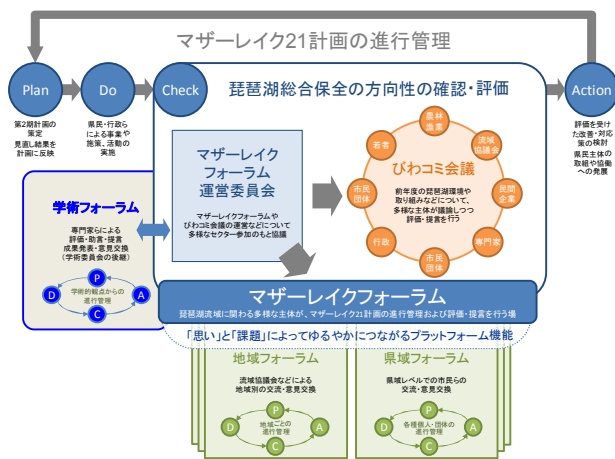


図24 マザーレイクフォーラムの位置づけ  
（滋賀県（2011）を一部改訂）

2012年3月には「ふなずしは生き残れるか？～考えよう！あなたの暮らしとびわ湖の未来～」と題して第1回円卓会議も開催された。会議後半ではテーマ別のグループに分かれたディスカッションが行われ、各グループから提示された「ふなずしが生き残るために必要な取組み」リストを全参加者の投票により順位付けし、これが第2回以降の

テーマ設定のベースとなった。2012年度以降、「円卓会議」は「びわこコミ会議」と改名され、2014年8月までに計4回開催されている。またこれにあわせて、「円卓会議運営委員会」は、「マザーレイクフォーラム運営委員会」に名称および位置づけが変更された。

### 5.2.2. マザーレイクフォーラムの目的

マザーレイクフォーラムの目的は、その設置要綱の中で、以下のように記載されている（マザーレイクフォーラム Web サイト、2014）。

「県民、NPO、農林水産業従事者、事業者、専門家など多様な主体が、琵琶湖のあるべき姿に向けてマザーレイクの名のもとに集い、母なる琵琶湖を愛する思いによってつながり、情報の共有や行動を共にすることで、新たな活動への展開を創出する場であり、第2期計画の進行管理および評価・提言を行う場となるマザーレイクフォーラムを設置する。」

しかしながらこの内容が抽象的なものであるため、具体的に何を目的として活動していくのかは、運営委員会の中でこれまで何度も議論されてきた。明確な合意が得られたものではないが、2013年11月の運営委員会において以下3点の整理がなされている（マザーレイクフォーラム Web サイト、2014）。

#### ① マザーレイク 21 計画を全県的に広めていく

滋賀県ではすでに各地で様々な活動が実施されている。「計画を広める」とは、計画の内容について説明して普及を図るということよりも、すでに実施されている活動を計画に位置づけるとともに、自分たちの計画にしてもらうということの意味する。

#### ② 多様な人たちの出会いの場をつくる

第3回びわこコミ会議では、琵琶湖の現状を確認し、様々なテーマについて少人数で議論を行った上で、各自今後1年間のコミットメントを掲げるという形での「計画の進行管理」を行うことができた。これをびわこコミ会議の基本スタイルとしつつ、今後もしびわこコミ会議やそれ以外において多様な人々がつながれる場づくりを進めていく。

また普段はどの団体も自分のことで手一杯の状態であり、他団体との連携を主体的に進めることは難しい。しかし、他団体の取り組み内容を知っておくなど、地域やテーマなどを通じてつながれる素地をつくっておくことが、必要ときに連携できることにもつながっていく。また、他団体の取り組みを知っていることは、競争心を持って自分たちの活動を活発化させることにもつながる。

#### ③ 暮らしの中に計画の理念を浸透させていく

計画に書かれたことを実際に進める上でどのような課題があるのか、実際の地域や現場で体験・実践していくこ

とがまず大事である。そこで得られた知見を、全県的な仕組みに展開していくことが必要である。本音で話し合ったり、多くの団体・個人が力を合わせて取り組んでいくためには、普段からのコミュニケーションが何よりも大切である。

### 5.2.3. マザーレイクフォーラム設立に係るポイント

マザーレイクフォーラムは、行政主導ではない多様なセクターの主体性に基づく組織運営が目指され、また、市民参画により計画を進行管理する取り組みが進められている。そのためその設立にあたっては、シナリオ研究会からの経緯も含め主に以下3点の配慮がなされた。

#### ① 計画段階からの市民参画

事業計画を策定、実施する上で、その計画構想段階から市民・住民らが参加することの重要性が認識されてきている。米国ではPI (Public Involvement) として、計画段階から関係する市民、住民らの意見を聴き、それらを計画づくりに反映していく手法が取り入れられている。日本でも道路事業における導入を皮切りに、国や自治体の個別事業を対象として実施されてきた他、環境省が2007年に「戦略的環境アセスメント導入ガイドライン」を策定したり、国土交通省がそれを含む形で2008年に「公共事業の構想段階における計画策定プロセスガイドライン」を策定するなど、計画段階からの市民参加が進められつつある。

マザーレイクフォーラムにおいては、第2期計画の構想段階からシナリオ研究会が設置され、市民主体で将来像の検討がなされた。そのことが結果として、後述するように、シナリオ研究会に参加した多くのメンバーが、マザーレイクフォーラムにおいても継続して関わっていることにつながっている。

#### ② 組織間のメンバー重複

第2期計画の策定にあたっては、シナリオ研究会で提案した計画の将来像を、学術委員会で議論して提言書にまとめ、さらに滋賀県が設置する環境審議会の手続きを経て計画書に盛り込まれるというプロセスが取られた(井手、2012)。したがってシナリオ研究会の提案が最終的に計画書に反映されるためには、内容を理解した上で委員会等の場で意見表明、作業等を行っていく協力者の存在が必要である。

シナリオ研究会の専門家研究会の委員は、学術委員会の委員から半数を、残り半数をワークショップのコーディネーターなどを専門とするメンバーを中心に選定することで、その提案内容がスムーズに計画に反映されるよう配慮が行われた。またその専門家と市民ワークショップのメンバーの1/3程度が、マザーレイクフォーラムにおいても運営

委員会の委員および協力メンバーとして関わっている(図25)。このことにより、シナリオ研究会で描いた将来像が第2期計画に反映され、また計画策定に関わったメンバーがマザーレイクフォーラムの運営に関わるといった継続性を生んでいる。

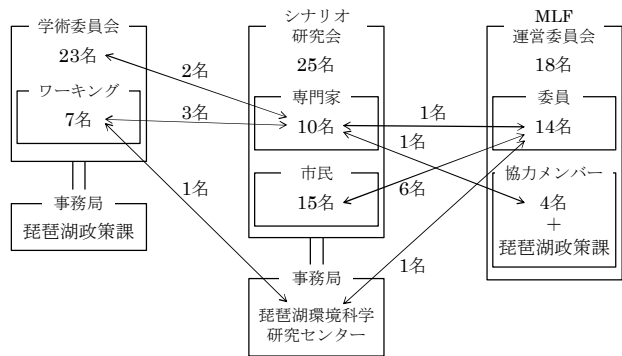


図25 関連組織間のメンバー重複

※MLF: マザーレイクフォーラムの略

#### ③ 行政も一参加者として関与

第1期計画で設立された流域協議会の課題の一つに、行政主導で設立された組織であるために、住民らの自発的な活動展開に至らなかったことが挙げられる。行政が各地の協議会の事務局を担ったこともあり、行政対住民という構図で話し合いが進められ、多様な主体で課題解決を図る場というよりも、住民による行政に対する要望が中心の場になった地域もあった。

マザーレイクフォーラムでは、行政も他の主体と同様一参加者であるという位置づけを徹底し、多様な主体からなる運営委員会で議論して意思決定することとした。また、事務局は行政ではなく、外部の財団法人が担い、フットワークの軽い組織運営を目指している。

### 5.2.4. マザーレイクフォーラム運営の課題

マザーレイクフォーラム運営委員会では、2012年3月に設立されて以降様々な活動を行ってきたが、その運営にあたっては課題も多く残されている。主要なものを以下にまとめる。

#### ① 日常的な連携づくり

運営委員会の最も主要な活動の一つは、2014年8月までに4回開催されてきたびわコミ会議(円卓会議)の企画・運営である。試行錯誤の結果、びわコミ会議自体は計画の進行管理や評価・提言を行う場として一定の役割を果たすようになってきている。

一方、運営委員会の活動がびわコミ会議の運営に時間を割きすぎていることで、先の目的で挙げた日常的な連携や計画を広げるといったところで十分な役割を果たせてい

ない。当初、運営委員会はびわコミ会議（円卓会議）の企画・運営のみを任される「びわコミ会議（円卓会議）運営委員会」であったが、2013年4月には、前述のように対象を普段からの交流や活動などを含むマザーレイクフォーラム全体に広げることになり、名称も変更された。Webサイトを用いた情報発信・交換の仕組みづくりや、マザーレイクフォーラムへのエントリー制度の導入などにより、メンバー間の普段からのコミュニケーションを活性化する努力は行っているが、当初の目標には至っていないと判断される。

そのため新たな動きとして、2013年11月より、マザーレイクフォーラム運営委員会の中にワーキングを設置し、個別の検討を行っている（2014年9月現在、びわコミ会議や地域連携、Webサイトなどを対象とした5つのワーキングを設置）。活動の主体を運営委員会からワーキングに移行することにより、普段からの活動がより推進されるように配慮している。

#### ② 行政依存からの脱却

マザーレイクフォーラムでは、行政も一参加者として関わっているが、実態としては財政的にも人的にも多くの部分を行政に依存している。したがって行政の財政事情によって活動が左右されるという第1期計画時の課題をそのまま抱えている。

またそのため、議論の進め方や成果の反映方法などについて、行政からの独立性を担保できていないという問題がある。行政とマザーレイクフォーラムは適度な距離を保ちながら、琵琶湖総合保全の姿や方法について多様な主体が議論し、そこでの結果を行政が政策や予算に反映させ、市民らも各自の活動改善に活かしていくという関係性を目標としているが、マザーレイクフォーラムとしての成果の提示方法も、行政としての受け止め方も確立されてはいない。

#### ③ 財源の確保

マザーレイクフォーラム運営のための財源を行政に依存している他、費用も十分ではないため、運営委員会の開催やワーキングの活動にかかる経費のほとんどが委員らによる無償のボランティアベースで実施されている。委員の多くは他に職業を有しており、マザーレイクフォーラムのみに集中することができないため、活動展開に支障が生じている。

マザーレイクフォーラムのコーディネートを一手に担える人材が必要であり、そのためには一定の恒常的な財源が必要となる。行政の事業費のみならず、寄付や会費、助成金など幅広い財源の確保に向けて検討が進められている。

#### ④ 分野・組織を越えた連携と協働

第2期計画では「暮らしと湖の関わりの再生」と「琵琶湖流域生態系の保全・再生」が琵琶湖総合保全の柱となっており、農林漁業のあり方や地域の活性化、森林の保全・利活用など、いわゆる環境分野にとどまらない広範な内容を含んだものとなっている。その目標達成のためには、分野や組織を越えた連携および協働が必須となるが、未だに県行政、しかも環境分野の事業という認識を持たれる傾向があり、想定していたような連携は進んでいない。

#### ⑤ 学術的情報の活用

第2期計画では、計画の進行管理を行うための指標として、施策（事業）の進捗状況を示す指標（アウトプット指標）と、環境や社会の状態を示す指標（アウトカム指標）が設定されている（滋賀県、2011）。これらの状況を学術的な見地から評価する場として学術フォーラムがあり、その結果はその後開催されるびわコミ会議にて公表される。学術的情報を活用した多様な主体による議論が行えるような形式にはなっているが、これまでのところ学術的情報をベースとした議論が行われているとは言い難い。第3回びわコミ会議においても、所属別の参加者は市民団体が全体の44%、行政関係者が21%であるのに対し、大学・研究機関は4%と少なくなっている（マザーレイクフォーラムWebサイト、2014）。科学的な知見と現場の知恵を融合して、新たな琵琶湖総合保全のあり方を検討する方法を模索することが必要である。

### 5.3. まとめ

以上、県域（琵琶湖流域）レベルの市民参画のあり方について検討するために、マザーレイクフォーラムを事例としてその設立の経緯や目的、課題などについて述べた。第1期計画で設立された流域協議会等の反省を踏まえ、市民らによる主体的な取り組みとなるように計画段階からの参加を行うなど、実践面での成果もあったが、現時点ではまだ行政に財政的、人的に依存している等の課題もある。

しかし、シナリオ研究会から始まる関係者間の信頼関係をベースに、物事を前向きに捉えて課題を乗り越えていくための議論が継続して進められており、近いうちに順次解決されていくことが期待される。

## 6. 謝辞

本研究の実施にあたり、琵琶湖政策課の関係各位には、データ提供や関係機関との連絡調整、内容に関するディスカッションなど、多方面においてご協力いただいた。ここに感謝申し上げます。

第2章について、浮遊物質の挙動のモデル化の一部は、2011～2013年度にかけて実施された科学研究費補助金(基盤C)「琵琶湖集水域における農業経済・水文水質統合モデルの構築に関する研究」により実施した。

第3章について、河川構造物および魚類調査に関する資料を提供していただいた滋賀県水産課および水産試験場の方々に心から感謝する。

第4章について、2013年度の瀬切れの魚類への影響調査は、平成25年度河川財団河川整備基金研究助成で実施した。

第5章について、マザーレイクフォーラム運営委員会の委員各位との議論をベースに構成されており、関係者に感謝申し上げます。

## 7. 引用文献

琵琶湖総合保全学術委員会(2010):「マザーレイク21計画(琵琶湖総合保全整備計画)」第1期の評価と第2期以後の計画改訂の提言。

福島路生・亀山哲(2006):サクラマスとイトウの生息適地モデルに基づいたダムの影響と保全地域の評価. 応用生態工学, 8(2):233-244.

Hartley, D. M. (1987): Simplified Process Model for Water and Sediment Yield from Single Storms. Transactions of the ASAE, 30(3):718-723.

井手慎司(2006)水をまもる, みんなの環境シリーズ6「水と暮らす 遠い水、近い水」:5-30. (財)環境科学総合研究所.

井手慎司(2012):琵琶湖総合保全整備計画の改定プロセス. 流域圏学会誌, 1(2):3-6.

細見正明・須藤隆一(1983):懸濁物を含む試水中の窒素とリンの同時分解定量法. 用水と廃水, 25(7):675-680.

近畿農政局滋賀農政事務所(2011):滋賀農林水産統計年報.

小松英司・佐藤祐一・岡本高弘・永禮英明・福島武彦・高津幸介(2012):琵琶湖における第6期湖沼水質保全計画の策定について(3)～湖内の物質循環と水質の再現について～. 第46回日本水環境学会年会講演集:15.

小松英司・佐藤祐一・岡本高弘・福島武彦(2013):湖沼の有機物分解のモデル化とその水質への影響に関するモデル考察. 第47回日本水環境学会年会講演集:126.

小松英司・福島武彦・佐藤祐一・岡本高弘・早川和秀

(2014):湖沼の有機物の分解過程とそのモデル化に関する考察. 第48回日本水環境学会年会講演集:26.

眞山紘(2009):サケマス親魚の遡上生態～特にサクラマスの遡上と河川環境との関わり～. 北海道栽培漁業振興公社「育てる漁業」, 436:3-7.

マザーレイクフォーラム Web サイト(2014年9月確認): <http://mlf.shiga.jp/>

岡本高弘・佐藤祐一・早川和秀・古角恵美(2010):難分解性有機物を含めた有機物による琵琶湖の水質汚濁メカニズムについて. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書, 5:25-35.

岡本高弘・佐藤祐一・早川和秀・一瀬諭(2012):政策課題研究3 水質汚濁メカニズムの解明に関する政策課題研究—難分解性を考慮した琵琶湖における有機物の現状と課題—. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 試験研究報告書, 7:87-102.

大久保卓也・川寄悦子・辻村茂男・須戸幹・柴原藤善(2008):降雨時等の非定常流入負荷の定量把握とその琵琶湖水質への影響把握(その2). 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 試験研究報告書, 3:55-66.

Reiser DW. And Peacock RT. (1985): A technique for assessing upstream fish passage problems at small-scale hydropower developments. Proceedings of the Symposium on Small Hydropower and Fisheries, American Fisheries Society: 423-432.

佐藤祐一・岡本高弘・小松英司・永禮英明・湯浅岳史・上原浩(2010):琵琶湖流域水物質循環モデルを用いた有機物収支の推定. 日本陸水学会第75回大会講演要旨集:212.

佐藤祐一・小松英司・永禮英明・上原浩・湯浅岳史・大久保卓也・岡本高弘・金再奎(2011):陸域—湖内流動—湖内生態系を結合した琵琶湖流域水物質循環モデルの構築とその検証. 水環境学会誌, 34(9):125-141.

佐藤祐一・小松英司・岡本高弘・高津幸介・上原浩・湯浅岳史・永禮英明・大久保卓也(2012):琵琶湖における第6期湖沼水質保全計画の策定について(2)～現況再現と将来予測シミュレーションの概要～. 第46回日本水環境学会年会講演集:14.

佐藤祐一・小松英司・上原浩・大久保卓也・岡本高弘(2014):琵琶湖流域における浮遊物質の挙動のモデル化に関する研究. 第48回日本水環境学会年会講演集:357.

滋賀県(2000):マザーレイク21計画 琵琶湖総合保全整備計画.

滋賀県(2011):マザーレイク21計画 琵琶湖総合保全整備計画<第2期改訂版>.



滋賀県水産課（2005）：平成 16 年度魚類生息環境調査報告書。

滋賀県水産課（2010）：平成 21 年度魚類生息環境調査報告書。

滋賀県水産試験場（1996）：平成 6～7 年度琵琶湖および河川の魚類等の生息状況調査報告書。

滋賀県水産試験場（2005）：平成 14～15 年度琵琶湖および河川の魚類等の生息状況調査報告書。