

## 南湖生態系の順応的管理方法に関する研究

井上栄壮・金子有子・七里将一・永田貴丸・西野麻知子<sup>1)</sup>・石川可奈子・芳賀裕樹<sup>2)</sup>・中川昌人<sup>3)</sup>  
・栗林 実<sup>4)</sup>・廣田大輔<sup>5)</sup>・山中 直<sup>6)</sup>・奥村陽子<sup>7)</sup>・一瀬 諭・田中 稔・藤原直樹  
・廣瀬佳則・東 善広・宮永健太郎・水野敏明・大久保卓也

### 要約

- ① 動植物の生息環境として重要な水陸移行帯（エコトーン）の変遷を明らかにするため、比較的古い地盤高資料と歴史的なピーク水位（年間）の頻度を先行研究事例の結果を用い、南湖における冠水域の分布を推定した。その結果、瀬田川に南郷洗堰が設置（1905年）される前の1718年～1904年における冠水域は、南湖面積の約15%と推定された。一方、近年で代表的な高水位（1995年）と低水位（2002年）を記録した2時期の航空写真を解析した結果、冠水域は極めて小さく、南湖面積の1%未満に減少したことが分かった。
- ② 侵略的外来水生植物を対象として、2007年より分布調査を行った。その結果、ミズヒマワリはほぼ根絶状態（監視継続中）、ナガエツルノゲイトウは抑止状態（駆除事業継続中）、ルドウィギア・グランディフロラ（オオバナミズキンバイ等）は分布域が拡大し、生育面積が急増していることが分かった。
- ③ 南湖の底生動物の現状と沈水植物（水草）繁茂との関係を明らかにするため、2011年から2013年まで、南湖の9定点で水草および底生動物を採集した。水草は、2011年夏季はセンニンモが優占したが、2012年夏季に減少した後、2013年夏季に増加し、クロモ、マツモが優占した。底生動物は、全調査期間を通してミミズ類が優占し、次いでユスリカ類が多かった。底生動物の生息密度は、夏季の水草繁茂量との間に有意な負の相関を示した。
- ④ 水草除去事業の有効性を評価するため、除去前後に水草の現存量および湖底直上の溶存酸素濃度（DO）、湖流観測を実施した。2011年6月～10月の下層流速と湖底直上DOの関係から、南湖において2mg/L以上の湖底直上DOを維持するには、約3cm/s以上の流速が必要であることが分かった。また、貧酸素水塊を形成しやすい際川沖の湾内と湾外において、2012年8月～9月に流向流速と湖底直上DOの分布調査を実施した結果、湾入部における水草除去の前後で湾内の流向が逆転し、DOの回復がみられた。
- ⑤ 水草除去による湖水の滞留の改善およびアオコ発生の抑制効果を評価するため、水草が繁茂して閉鎖的となりやすい際川沖をモデル水域として、2011年から2013年まで、水草除去前後に水質および植物プランクトンのモニタリング調査を行った。2012年は際川沖において冬季から定期的に水草を除去した結果、8月上旬まで湾内の栄養塩濃度は流入河川より低く、アオコも発生しなかった。同年8月下旬からは、南湖全域で湖水が滞留しアオコ形成種が増加したが、8月上旬までは湾内の閉鎖性が解消されたと考えられる。
- ⑥ 琵琶湖固有種の水草ネジレモについて、南湖における集団の遺伝構造をアロザイム酵素多型により解析した。その結果、全体では集団間の遺伝的分化の程度は低く、遺伝子流動が広く生じていることが分かった。また、湖岸に沿って緩やかな遺伝的分化が認められ、湖岸に沿った湖流および本種の分布域が浅水域であることとの関連が示唆された。
- ⑦ 南湖生態系の順応的管理において必要となる制度のあり方について検討するため、生物多様性をめぐる県内外の社会的・制度的動向および課題を整理した。行政には“自然保護行政”から“生物多様性行政”への転換が求められており、重要な政策テーマとして「ビジョン・ミッション・推進体制・進行管理システムの構築」「分野横断と政策統合」「モニタリングと科学的知見の活用」「市民・事業者の参加と連携」に早急に着手する必要がある。また、最も基礎的な制度的基盤として策定中の生物多様性地域戦略を考える上で、「グローバルな問題意識・課題設定」、「国の動向の反映と生物多様性の主流化」、「市民・事業者の参加と連携の促進」が重要であることが分かった。
- ⑧ ①～⑦の調査結果等から、南湖生態系の順応的管理における基本的な考え方を要約して記載した。

1) 現・びわこ成蹊スポーツ大学、2) 滋賀県立琵琶湖博物館、3) 現・岡山県農林水産総合センター生物科学研究所、4) 近江ウェットランド研究会、5) 現・滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課、6) 現・公益財団法人淡水環境保全財団、7) 既退職

## 1. はじめに

琵琶湖は、琵琶湖大橋を境に、広く深い北湖と、狭く浅い南湖に分けられる。南湖の水面面積は 52.50km<sup>2</sup> で琵琶湖全体 (670.25km<sup>2</sup>) の約 1/13、平均水深は約 4m と浅く、貯水量は 2 億 m<sup>3</sup> で琵琶湖全体 (275 億 m<sup>3</sup>) の 1% にも満たない、比較的小さな水域である (滋賀県, 2013a)。また、周囲を大津市、草津市、守山市の人口密集地に囲まれることから、環境変動や人間活動の影響を特に受けやすい水域といえる。

現在の南湖に目を向けると、かつてたびたび大洪水に見舞われていた状況は、湖岸堤や瀬田川洗堰の整備によって激減し、治水・利水を目的とした水位管理が高度に発展してきた。また、有機・無機の水質汚濁に悩まされていた状況も、これまでの各種施策の実施により、流入する汚濁負荷量は削減され、水質は改善傾向にあり、少なくとも栄養塩・有機物指標だけみれば、在来魚類の生存や利水面の障害となることは現在ほとんどないといえる。一方、人工湖岸化による水陸移行帯 (以下「エコトーン」という) の消失、外来動植物の分布拡大、沈水植物 (以下「水草」という) の大量繁茂、在来魚類の減少等、生態系をめぐる新たな課題が顕在化しており、その解決に向けて南湖に特化した取り組みが求められてきた。

琵琶湖総合保全整備計画 (マザーレイク 21 計画) 第 2 期改訂版 (滋賀県, 2011a ; 以下「マザーレイク 21 計画」という) では、「2020 年の計画目標」として、湖内では、良好な水質および栄養塩バランスが回復・維持され、かつ健全な在来生物群集が再生する兆しがみられること、湖辺域では、絶滅に瀕する在来種の種数と外来種の減少、在来魚類の再生産の回復と漁獲量の増加、湖岸景観の回復、が掲げられている。南湖における課題の解決に向けては、生態系の複雑な機能や生物間の相互作用に理解を深め、南湖全体を見据えた生態系保全の評価指標の検討と、それに基づく総合的な評価が必要である。また、生態系の機能について明らかになったことを施策等に活かし、これまで南湖の個別の課題に対する対処療法として行われがちであった生態系保全施策を最適化し、真の南湖再生につながる施策への転換を図ることが必要である。

現在の南湖におけるさまざまな課題の解決に向けては、生態系全体を俯瞰した長期的な視点が必要であるが、複雑な生態系の科学的予測には常に不確実性が伴う。すなわち、生態系の動態を正確に予測することは困難であり、短期予測であっても大きな誤差を考慮せざるを得ず、長期予測となればさらに誤差が拡大する。また、生態系管理の施策自体が生態系の動態を変化させるため、意図しない効果が生じる場合もある。このことを考慮に入れた合理的な意思決定と合意形成、モニタリングに基づく施策の実施等、生態

系の順応的な管理手法の確立が急務である (滋賀県, 2011a)。

本研究では、①湖辺域におけるエコトーンと外来水辺植物の現況把握、②湖内の水草、プランクトン、底生動物、湖流、溶存酸素濃度、水質等の現況把握と水草対策事業の効果検証、③水位変動と生物の関係解析、④順応的管理における制度的手法の検討、を行うとともに、過去の研究成果や既往知見を含めた科学的知見に基づき、政策提案の科学的根拠となる知見をまとめた。

ここでは、紙面の都合で、既に報告済みの成果等を除いた本研究の成果を報告する。なお、本稿の 2 章は東、3 章は金子、4 章は井上、5 章は石川、6 章は廣瀬、7 章は金子、8 章は宮永が中心となって執筆し、1 章、9 章および全体は井上が総括した。

## 2. 歴史的な水位・冠水域の変化

### 2.1. はじめに

琵琶湖からの唯一の自然流出河川である瀬田川に、南郷洗堰 (1905 年) が設置される前の琵琶湖の水位は、B. S. L. (琵琶湖基準水位) +2m 以上の高水位になることが珍しくなく、洪水災害が起こりやすかった。特に 1896 年 9 月に発生した大洪水では、水位は B. S. L. +3.76m に達し、琵琶湖沿岸地域が大規模に浸水した (琵琶湖治水会, 1968)。

一方、水位変動による後背地の冠水は、広大な水辺エコトーンの形成に重要である。エコトーンは、一般に洪水等の自然過程や人為的影響による二次遷移によって形成される (Farina, 1998)。琵琶湖岸のエコトーンは、水位変動による攪乱、浸食、土砂堆積により複雑な湖岸地形が形成され、多様な動植物の生育・生息を可能にしてきたと考えられる。

近年、湖岸域は、内湖干拓、埋め立て、湖岸堤整備、水位調節などによってその環境は大きく変化してきた。1890 年代の琵琶湖の湖岸線は、周囲に多くの内湖が点在し、極めて複雑で入り組んだ地形だったが、現在は、内湖干拓や湖岸堤整備等により、直線的な湖岸線に変化した。また、南湖周辺の平野部を中心に、農地から市街地への転換が顕著である (東, 2007)。南湖岸の類型区分調査では、人工湖岸が 73% を占めるが、人工湖岸は東岸と南岸に多く、西岸では比較的少ない (図 2-1 ; 金子ら, 2011)。

湖岸生態系保全の目標像を検討するには、かつての琵琶湖岸の地形や湖岸域のエコトーン域の分布特性等の理解が必要である。しかし、歴史的な水位変動と湖岸域における冠水状況の関係は、これまで示されていなかった。

本稿では、堤防等の浸水防止設備がなかった時代の水位変動にともなう琵琶湖南湖における冠水分布と頻度を推定し、現在の状況と比較検討した結果を示す。

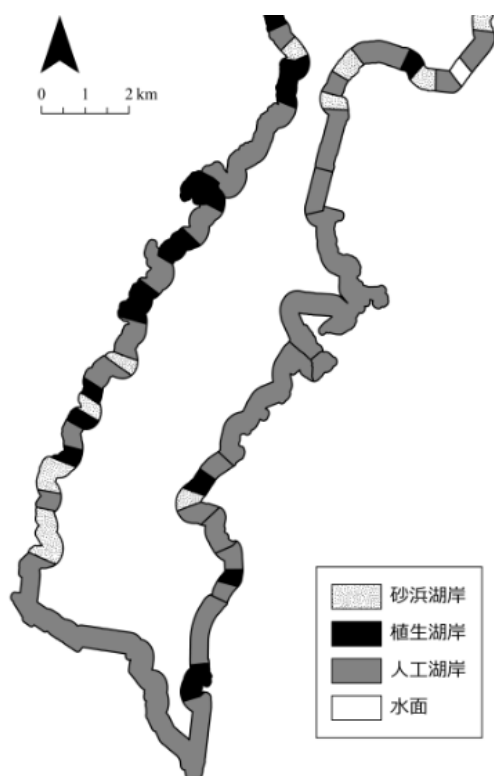


図 2-1 南湖湖岸の類型区分 (金子ら, 2011)

## 2.2. 方法

歴史的な水位変動と冠水分布・頻度の推定については、南郷洗堰設置前は、湖岸堤等の浸水防止設備がほぼなかったことから、地盤高の分布から冠水域を推定することとした。微細な凸凹が把握できる詳細な地盤高データとしては、近年の圃場整備の影響ができるだけ小さいほうが好ましいと考え、1982、1983年に作成された国土地理院刊行の「数値地図 25000 (土地条件) 西日本」(国土地理院, 2006)に収録されている地盤高線データを用いた。そして、高水位による冠水域面積を定量的に推定するために、地盤高線データから約 250m 間隔の地盤高メッシュデータを作成した。また、南郷洗堰設置前の時代を代表する汀線の位置は、干拓、埋め立ておよび湖岸堤整備により現在の水域と異なるため、現在の地形図ではなく、地理情報システム(以下「GIS」という)でデータ化した 1890 年代の地形図を用いた。さらに、鳥居川水位観測(1874 年～)が始まる前の歴史的な水位変動の推定は、庄ら(2000)の結果を用いた。この推定された歴史的な冠水域の変化と近年における冠水・干出状況と水位との関係を比較するために、1995 年、2002 年に撮影された航空写真(滋賀県, 1995; 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所, 2002)をオルソ画像化し、汀線の変化を把握した。

## 2.3. 結果と考察

南郷洗堰設置前の時代(1890 年代)における高水位時の冠水域の推定分布を図 2-2 に示す。また、庄ら(2000)の結果およびその他資料より整理した、洗堰設置前の 1718 年～1904 年および設置後の 1905 年～2013 年における高水位の発生頻度を表 2-1 に示す。洗堰設置前の 66 年間は水位が不明であるものの、少なくとも、2、3 年に一度は水位+1.5m 以上を記録し、それにともない水辺エコーンとしての役割を果たす冠水域は、南湖面積の約 15% にもなることが推定された。

一方、近年の高水位と低水位を代表する 1995 年と 2002 年の汀線の比較(水位差 1.7m)では、冠水・干出はわずかに存在する河口デルタやヨシ帯などの浅水域でしか認

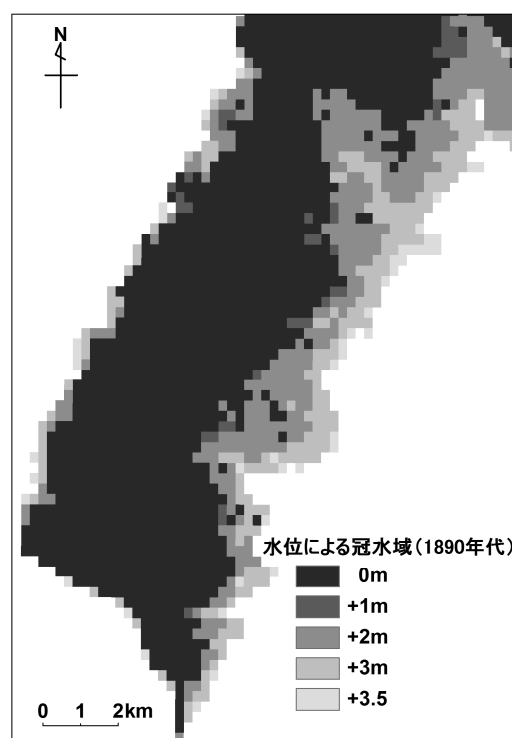


図 2-2 湖岸堤がない時代(1890 年代)の水位変動による南湖湖岸域における冠水域の分布の推定結果

表 2-1 南郷洗堰設置前後におけるピーク水位の頻度

ピーク水位	設置前	設置後
	(1718 年～1904 年*)	(1905 年～2013 年)
+1m 以上	106 回	11 回
+1.5m 以上	56 回	0 回
+2m 以上	14 回	0 回
+3m 以上	2 回	0 回

\*1718 年～1904 年の 187 年間のうち、計 66 年間のピーク水位は不明

められず、南湖面積の1%にも満たないことが分かった(図2-3)。

湖岸生態系の保全・修復のためには、人の利用と生態系保全のバランスを考慮しつつ、現状を維持する場所、修復・再生を目指すべき場所を検討することが重要である。また、できるだけ本来その地域が有していた環境特性(ここでは特に地形環境)に合う形で、修復・再生の方向性を模索することが重要である。

ただし、水辺エコトーン域については、現在は農地や市街地の土地利用が発展し、陸域と水域が明瞭に区別されているため、後背地の冠水を元に戻すことは難しい。現在における水辺エコトーン域は、堤防の前面、つまり水域側での冠水・干出が重要だと考えられる。そのため、現在の湖岸域において水辺エコトーンを確保するためには、田畑等に利用されていない小規模な河口デルタ等において、浅水域を保全・回復し、適度な水位変化のもとで、冠水・干出を繰り返す領域を少しでも増やす方向性が望まれる。

### 3. 南湖湖岸の侵略的外来水生植物

#### 3.1. はじめに

外来種とは、国内外の自然分布域から人為の影響によって本来の生息・生育地以外に持ち込まれた生物のことである。外来種のうち、地域の自然環境に大きな影響を与え、生物多様性を脅かすおそれのあるものを、特に侵略的外来種という。侵略的外来種のうち、外来生物法(特定外来生物による生態系等に係る被害の防止に関する法律、改正法2013年公布)により特定外来生物に指定されている植物は13種ある(2014年6月時点)が、そのうち8種は水生植物で、琵琶湖湖岸域ではその8種中7種[オオフサモ、オオカワヂシャ、ボタンウキクサ、ナガエツルノゲイトウ、ミズヒマワリ、ルドウィギア・グランディフロラ(オオバナミズキンバイ等)、アブラ・クリスタータ由来の雑種を含むと考えられる外来アカウキクサ属]が確認されている。このうち、ナガエツルノゲイトウとルドウィギア・グランディフロラ(オオバナミズキンバイ等)は国の対策優占種に挙げられている。本稿では、琵琶湖湖岸域に侵入してい

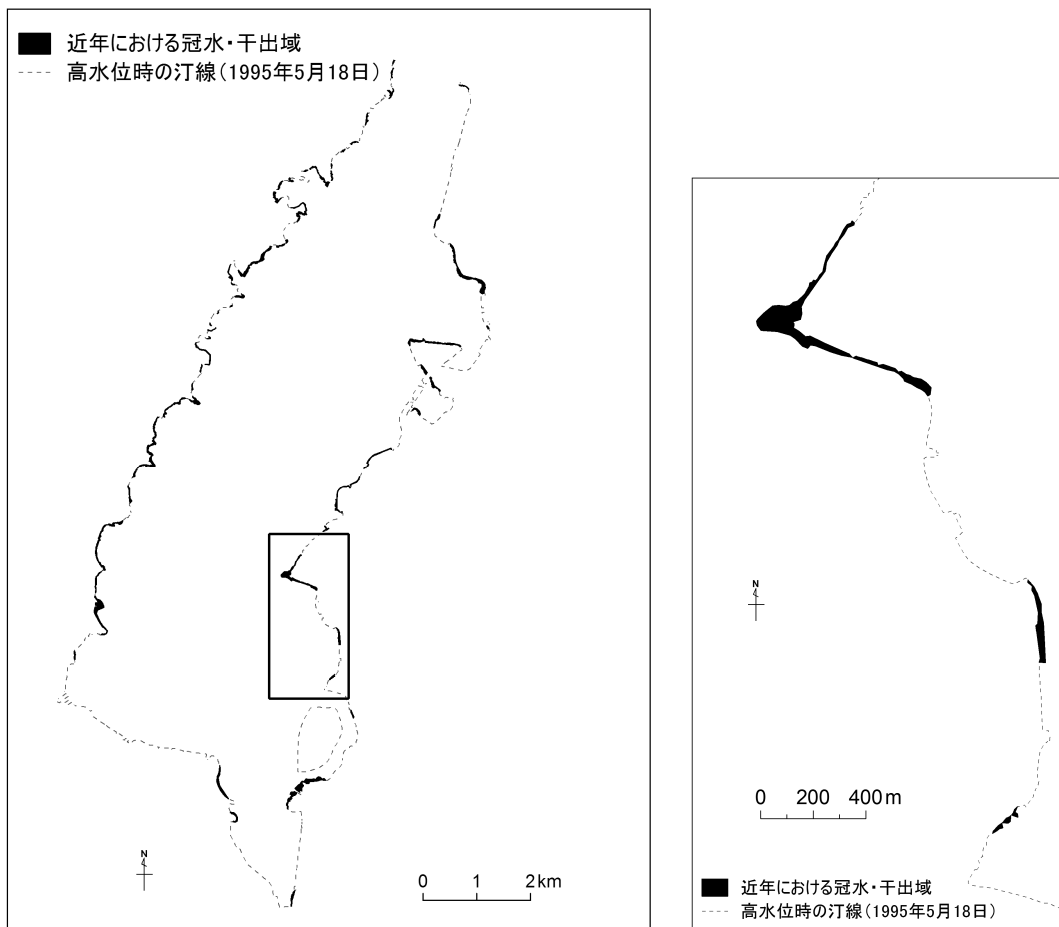


図2-3 高水位時(1995年5月18日; 水位+88cm)と低水位時(2002年9月19日; 水位-83cm)における汀線変化。  
左:南湖全域; 右:東岸の一部(左図枠内)の拡大図

るミズヒマワリ *Gymnocoronis spilanthoides*、ナガエツルノゲイトウ *Alternanthera philoxeroides*、ルドウィギア・グランディフロラ (オオバナミズキンバイ等) *Ludwigia grandiflora* の分布状況の推移について報告する。

### 3.2. 方法

ミズヒマワリ、ナガエツルノゲイトウ、ルドウィギア・グランディフロラ (オオバナミズキンバイ等) の3種は共に、陸域の湿地から水域までの広範な環境に適応して多様な形態と繁殖様式を持ち、高い分散能力を有する。しばしば水際に高密度のマット状群落を形成することから、群落下の環境を大きく変容させ、生態系と生物群集に予測不可能な影響をもたらすものと考えられる。一般に、外来植物が生物多様性にもたらす影響は、1) 生態系基盤と生物群集への影響、2) 競争による在来生物の排除、3) 交雑による遺伝的攪乱、4) 生物間相互作用への影響、に大別される (種生物学会, 2010)。ミズヒマワリは 1、2、4 (特に送受粉系への影響等)、ナガエツルノゲイトウは 1、2、ルドウィギア・グランディフロラ (オオバナミズキンバイ等) は 1、2、3 (近縁の国内絶滅危惧種との交雑の可能性) があるものと考えられる。

これら3種を対象として、調査年の11~12月に陸及び船上から探索を行い、発見した群落の分布確認地点をGPS (全地球測位システム) で測位し、調査日、種名、生育状況等を記録した。また、個々の群落の面積を求めるため、GPSを用いて群落の全周をなぞるように点を落とし、GIS (地理情報システム) 上で群落面積を計算した。群落の長径及び短径がおおよそ10m以下、もしくは群落全周をなぞることが困難な場所のものについては、目視での計測による長径及び短径から楕円に近似して群落面積を算出した。群落面積に目視での計測による植生率を乗じたものを生育面積とした。これらの情報をGISデータ化して分布確認

地点図を作成し、生育面積合計等を求めた。

### 3.3. 結果と考察

#### 3.3.1. ミズヒマワリ

ミズヒマワリについては、2007年の初確認後10ヶ月からNGO近江ウェットランド研究会が徹底した駆除を行ってきた。駆除作業時に出る植物体の断片が流失しないよう細心の注意を払いながら、人力で根こそぎ引き抜き、揚陸した植物体はコンクリート上に広げて乾燥させた。定着初期 (発見後0~2年目) のこのような駆除活動により、分布域が、侵入地である矢橋中間水路 (草津市) からほとんど拡大しないうちに、生育面積を毎年ほぼ半減させていくことができた。その後も監視モニタリングと見つけ次第の駆除が継続され、根絶に向けた確実な防除が進んできたと言える (藤井ら, 2008; 金子ら, 2010b; Kaneko, 2012)。

#### 3.3.2. ナガエツルノゲイトウ

ナガエツルノゲイトウは、内湖の植生調査 (旧琵琶湖研究所事業) において2004年に神上沼 (彦根市) で観察されたのが、琵琶湖周辺水域では最初の記録であろう。その時の群落はわずかに5ヶ所、面積は合計254㎡であった (水生植物研究会, 2005)。神上沼は、1994~1999年度にかけて県水質保全対策事業により底泥浚渫等を実施、循環かんがい水路として整備しており、水を一旦干上がらせたり、地域外からヨシを導入する等の改変が本種の侵入に影響した可能性も考えられる。しかし当時は、外来生物法の施行前でもあり、駆除措置は行われなかった。その結果、繁茂が顕著になった2007年の群落面積は11,304㎡に達し、3年間で44.6倍 (年増加率に換算すると3.5倍/年) に増殖していた。既に琵琶湖岸にも流出しており、2007年には北湖対岸の小野 (大津市)、2008年には南湖東岸 (草津市)、2009年には南湖南岸 (大津市) でも確認され、2010

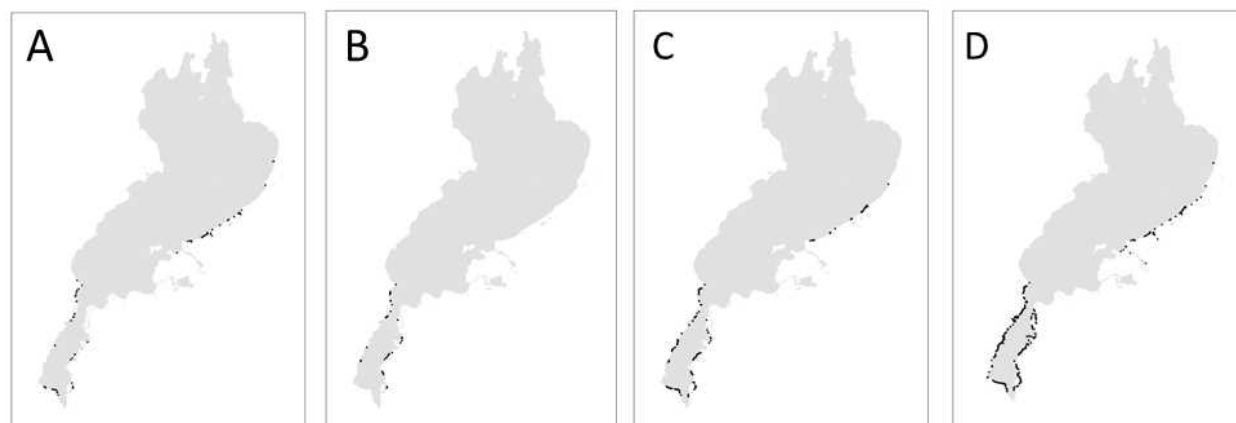


図3-1 ナガエツルノゲイトウの(A)2009年の分布確認地点、(B)2010年度の駆除事業実施地点、(C)2011年度の駆除事業実施地点、(D)2013年の分布確認地点の位置図

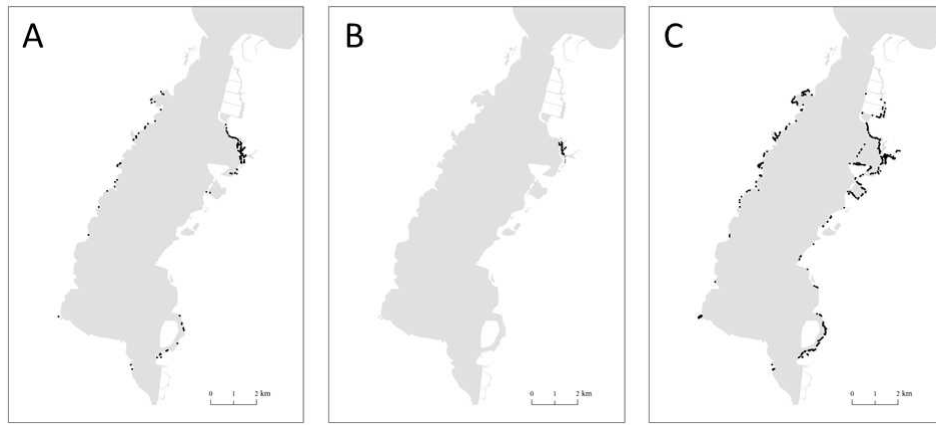


図 3-2 ルドウィギア・グランディフロラ(オオバナミズキンバイ等)の(A)2012年の分布確認地点、(B)2013年度の駆除事業実施地点、(C)2013年の分布確認地点の位置図

年に駆除事業が開始されるまでの間に、分布域は大きく拡大していた(金子ら, 2011; Kaneko, 2012)。駆除(根絶)困難度は定着段階(未定着、定着初期、分布拡大期、蔓延期)に左右される(環境省, 2014)。分布調査の結果からは、分布拡大期にあった本種では、駆除事業開始(発見後6年目)後も分布域の拡大を抑えられてこなかったことが分かる(図 3-1)。ただし、2013年までの継続的な駆除により生育面積自体は減少傾向にあり、これまでと同程度の駆除努力を続ければ低密度管理が可能な状態にあると言える。ミズヒマワリとナガエツルノゲイトウの経過の比較からは、発見された時点で即座に分布調査を行い、予防的に初期駆除を行うことが、駆除コストを低く、根絶の可能性を高くするのに有効であることがあらためて示唆された。

### 3.3.3. ルドウィギア・グランディフロラ(オオバナミズキンバイ等)

オオバナミズキンバイを基本亜種とするルドウィギア・グランディフロラは、琵琶湖では、2009年に赤野井湾奥人工緑地沿いの埋立地(守山市)で初確認されている。当時は国内での野外定着が兵庫県で報告されて間もなく、国レベルでも琵琶湖でも侵略的外来種として警戒されるまでに至っていなかった(須山ら, 2008; 特定外来生物指定は2014年6月)。しかし、その後急速に分布域を拡大し、2012年頃には、小津袋人造内湖(守山市)での漁業被害が、小津玉津漁業組合の漁業者らに大きく問題視され始めていた。県による駆除事業が始まったのは発見後4年目の2013年である。既に分布拡大期に入っており、ナガエツルノゲイトウと同様、駆除開始1年目の2013年については分布域の拡大が抑制できていなかったことが分かる(図 3-2)。

環境省では我が国の生態系等に被害を及ぼす又は及ぼ

すおそれのある侵略的外来種リスト(仮称)の作成を進めており、チクゴスズメノヒエ(キシウスズメノヒエ *Paspalum distichum* の4倍体亜種)、ホテイアオイ、キシヨウブ等、琵琶湖及びその周辺水域で繁茂している外来水生植物が多数含まれている。特にチクゴスズメノヒエのマット状群落は、ミズヒマワリやルドウィギア・グランディフロラ(オオバナミズキンバイ等)と競合関係にある一方で、定着の足場になった可能性もあり、注意が必要である。また、駆除困難度と定着段階の関係を鑑みて、侵略的外来種リスト(仮称)検討対象種のうち、水辺域に侵入可能と思われる49種(特定外来生物10種を含む)に対して、予防的に監視、情報収集することも重要だと言える。

## 4. 底生生物相と水草の関係

### 4.1. はじめに

かつて、南湖ではシジミ漁が盛んであり、豊かな漁場であった(林ら, 1966)。また、1960年代には、南湖の底生動物は沿岸帯に水生昆虫類の生息密度が高く、ミミズ類は低密度であった(津田ら, 1966)。その後、1970年代から、1990年代まで、水草の減少とともにアカムシユスリカやオオユスリカの生息密度が増加し、富栄養化や泥質化との関連が指摘されている(西野, 2001)。しかし、1994年の濁水をひとつの契機として南湖の水草が増加に転じ(水草繁茂に係る要因分析等検討会, 2009)、同時にアカムシユスリカやオオユスリカの生息数も減少した(Inoue et al., 2012; 井上, 2012)。

本稿では、2011年から2013年まで、南湖の底生動物の現状と水草繁茂との関係を明らかにすることを目的として実施した調査の結果を報告する。

### 4.2. 方法

2011年から2013年まで、各年5月、8月に南湖の9定

点で水草および底生動物を採集した。水草の採集には、有刺鉄線を長さ約 50cm の金属棒に巻きつけ、ロープを接続した器具（以下「水草チェーン」という）を使用した。各定点において、水草チェーンを湖内に 3 回投げ入れて採集した水草を持ち帰り、種別に分別した後、乾燥重量を測定した。底生動物については、エクマン・バージ採泥器（開口部 15cm×15cm）で底質を採集し、目合 250 μm のネットでふるった後、同定・計数した。

### 4.3. 結果と考察

水草については、2011 年、2012 年、2013 年ともに、5 月では各定点とも水草の乾燥重量は少なかった（図 4-1）。2011 年 8 月は同年 5 月より増加し、9 定点における合計乾燥重量ではセンニンモ 2461.7g、コカナダモ 1493.0g、マツモ 989.6g の順に多かった。2012 年 8 月は、南西部の 1 地点を除いて同年 5 月と同程度の地点が大半であり、合計乾燥重量ではセンニンモ 941.3g、マツモ 89.9g、糸状藻類 82.0g の順であった。2013 年 5 月には、2012 年 5 月より水草が少なかったが、8 月には 2011 年と 2013 年の中間程度まで増加し、合計乾燥重量ではクロモ 1746.1g、マツモ 923.8g、センニンモ 533.8g の順であった。

一方、底生動物については、全調査期間を通して、ミミズ類が最も多く、次いでユスリカ類が多かった（図 4-2）。2011 年 8 月には、5 月より底生動物が大幅に減少したが、

2012 年 8 月には、同年 5 月からの減少量が少なかった。2013 年 8 月の生息密度は、同年 5 月からの減少量が 2011 年と 2012 年の中間程度であった。

水草繁茂量と底生動物生息密度との関係については、2011 年～2013 年の 5 月調査結果については有意な相関は認められなかったが、8 月調査結果については有意な負の相関が認められた（ $n = 27, R = 0.454, p = 0.017$ ）（図 4-3）。また、底生動物で優占したミミズ類の生息密度についても、水草繁茂量との間に有意な負の相関が認められた（ $n = 27, R = 0.428, p = 0.026$ ）。

二枚貝類の生息密度は、地点・時期による変動が大きいだが、2011 年 5 月には平均 30 個体/m<sup>2</sup>、全定点で 140 個体/m<sup>2</sup> 以下であったのに対し、2013 年 5 月には平均 247 個体/m<sup>2</sup>、2013 年 8 月には一部の定点で 700 個体/m<sup>2</sup> 以上となり、増加傾向が認められた。採集された個体は、大部分がシジミ類の幼貝であった。

2012 年夏季には、主に植物プランクトンの増加による透明度の低下によって、水草の成長が抑制されたと考えられる（井上ら、2014）。このとき、夏季の底生動物の生息密度が比較的高かった理由として、増加した植物プランクトンが湖底に堆積し、これを摂食するミミズ類、ユスリカ類の餌条件が良好となったためと考えられる。ただし、南湖のユスリカ類については、水草に付着して生活する種が

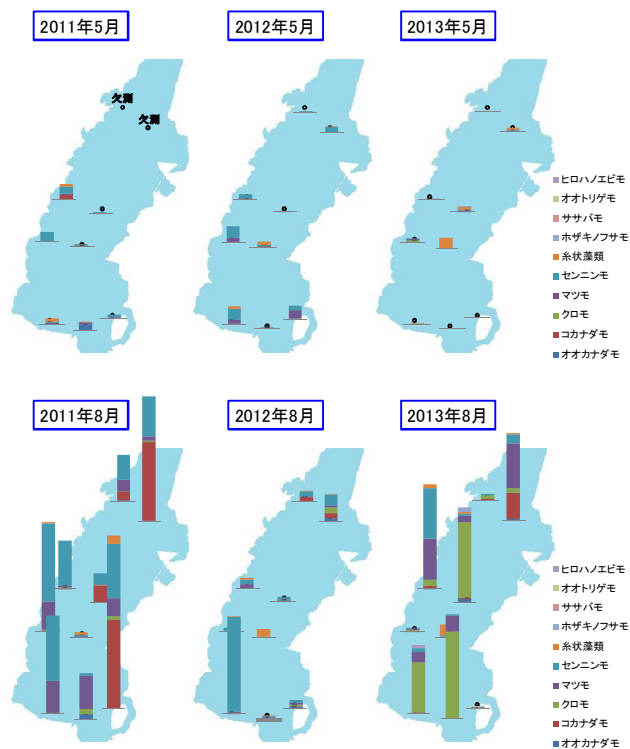


図 4-1 南湖 9 定点における水草の種構成と水草チェーンによる半定量採集量（乾燥重量相対値）

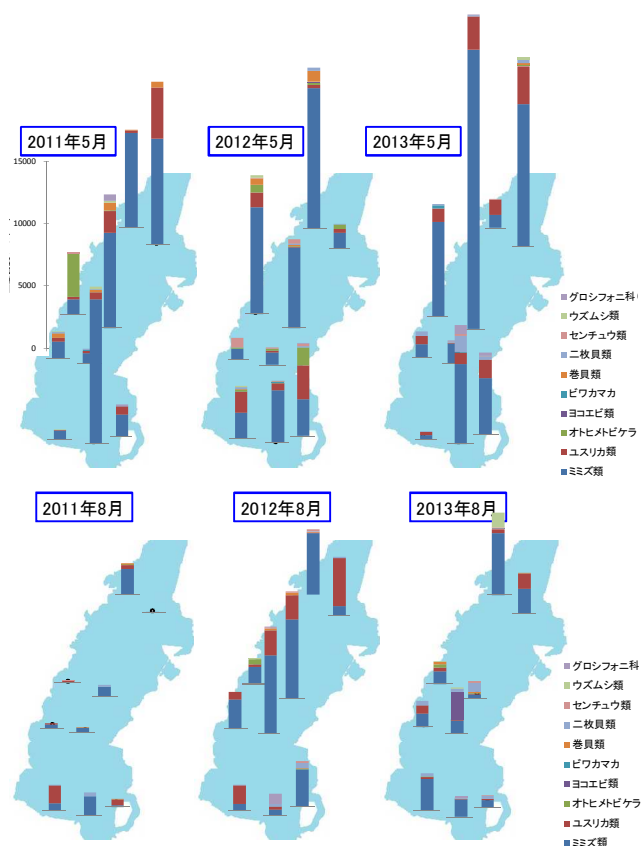


図 4-2 南湖 9 定点における底生動物の種構成と生息密度（エクマン・バージ採泥器による定量採集）

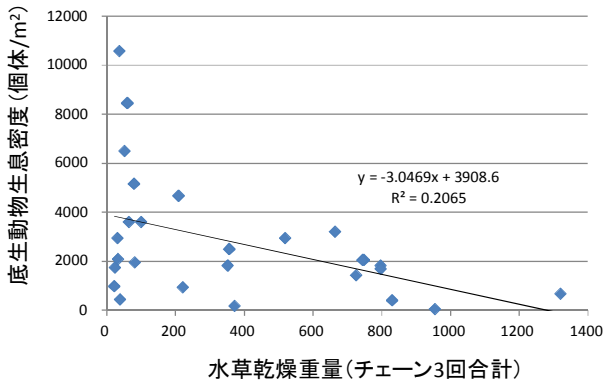


図 4-3 南湖 9 定点における 2011 年～2013 年の 8 月の水草繁茂量（水草チェーン 3 回採集、合計乾燥重量）と底生動物生息密度（エクマン・バージ採泥器による定量採集）との関係

多く (Inoue et al, 2012)、底質中に生息するオオユスリカ等の生息密度は低い。一方、水草が増加すると底生動物の生息密度が低下する理由として、特にセンニンモのように湖底付近で繁茂する水草が、局所的な低酸化を引き起こす (5 章参照) ことが考えられる。

また、近年、一部の水域で、湖底でマット状に繁茂する糸状藍藻リングビア *Lyngbya wollei* が増加傾向にある。底生動物への影響については不明であり、今後明らかにする必要がある。

南湖の底生動物相は主にミミズ類が優占しており、貝類、特にシジミ類等の二枚貝類の生息密度が低いことから、現在の湖底環境では成貝まで成長することが困難と考えられる。ただし、貝類の生息密度については、エクマン・バージ採泥器の採集面積が小さいため過小評価となっている可能性がある。また、シジミ類については、南湖においてもタイワンシジミ等の外来種の侵入が確認されている (石橋・古丸, 2003)。シジミ類は貝殻の形態や色彩の個体差が大きく、正確な種の同定には、倍数性・精子鞭毛数の観察、遺伝子解析等が必要である (石橋・古丸, 2003 ; 水戸・荒西, 2010)。本研究では二枚貝類を一括して扱ったが、今後、外来シジミ類の動態にも注意が必要である。

このように、8 月の水草繁茂量と底生動物の生息密度との間に有意な負の相関が認められたことから、水草を除去することで、ある程度、底生動物相の回復が見込まれる。しかし、現状では南湖の底生動物相は主にミミズ類が優占しており、その他の底生動物は二枚貝類を含めて生息密度が極めて低い。シジミ類については 1960 年代から減少が続いており、水草繁茂だけが減少要因ではないと考えられる。二枚貝類の増加のためには、今後、外来シジミ類の動態に注意しつつ、富栄養化が進んだ時期からの堆積物や、

湖底にマット状に広がる糸状藍藻リングビア等、その他の底質環境についても調査を進める必要がある。

## 5. 水草の大量繁茂による水の停滞と湖底の貧酸素水塊、そして水草除去による回復

### 5.1. はじめに

1994 年以降、琵琶湖南湖では水草が大量繁茂するようになり、近年、南湖の水の流れに変化が生じている (金子ら, 2010a, 2011)。沿岸部には水草帯によって湖水の停滞域が形成され、湖底付近の貧酸素化が問題となっている (芳賀ら, 2006)。そこで、水草現存量と湖水の動き、湖底の溶存酸素濃度 (以下「D0」という) の 3 者の関係について明らかにするため、現地調査を行った。さらに、貧酸素を形成するエリア、湖流の停滞域において、水草を除去することで湖底 D0 の回復が可能か検討した。

### 5.2. 方法

#### 5.2.1. 南湖全域の水草現存量調査

2007 年 9 月 3 日～7 日および 5 年後の 2012 年 9 月 3 日～6 日、南湖 52 地点 (図 5-1, ○印) において、水草現存量を調べるため 50cm×50cm のコドラート内のつぼ刈りを、1 地点あたり 3 回実施した。得られた水草は持ち帰り、種類別に仕分けし、乾燥重量を測定した。

#### 5.2.2. 南湖全域の湖底直上 D0 測定

2007 年 9 月 3 日～7 日、水草現存量を把握するためのつぼ刈り調査と同時に、溶存酸素計 (HORIBA 社製 U20) を用いて湖底直上 0.3m における D0 の測定を行った。そして、今回、2012 年 9 月 3 日～6 日には、2007 年 9 月と同様の地点において蛍光式溶存酸素計 (Hach 社製 HQ40d, LD0101) を用いて湖底直上 0.3m における D0 を測定した。

#### 5.2.3. 南湖全域の湖流観測

2007 年 4 月 4 日～5 日 (水草が繁茂していない季節) および 2007 年 9 月 27 日～28 日 (水草が繁茂する季節) には、赤野井湾と雄琴を東西に結ぶライン上 (図 5-1) において、超音波ドップラー型流向流速計 (Acoustic Doppler Current Profilers ; RDI 社製 ワークホース Monitor 型 1, 200kHz) (以下「ADCP」という) を用いた層別流向流速を観測した。

さらに、今回、2011 年 6 月 14 日、7 月 15 日、8 月 26 日、9 月 16 日、10 月 3 日、11 月 4 日、2012 年 1 月 19 日、2 月 24 日、9 月 20 日、10 月 15 日に、南湖 15 地点 (図 5-1, St. 23～St. 37) において、ADCP を用いた層別の流向流速を調査した。



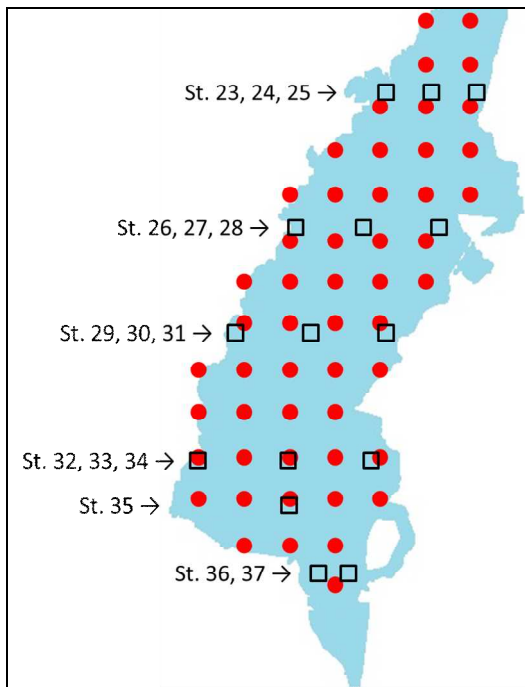


図 5-1 南湖の水草現存量および湖底直上溶存酸素と湖流観測の地点図。●はコドラートによる水草現存量および湖底直上溶存酸素濃度調査地点、□は湖流観測地点

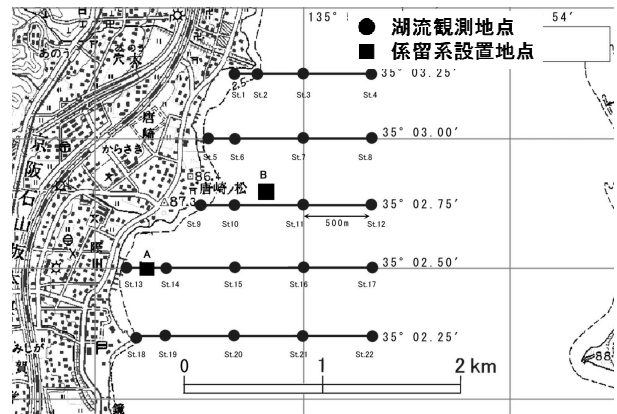


図 5-2 際川沖における観測地点図

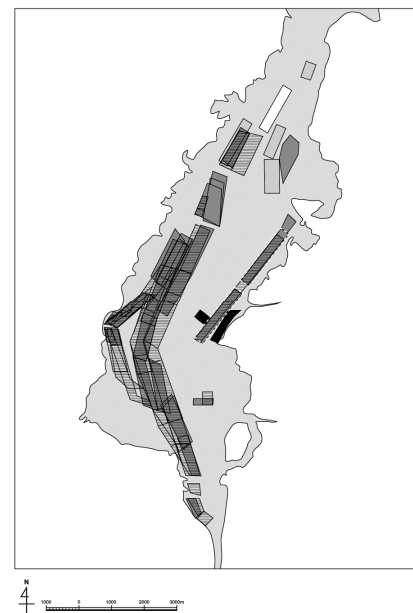


図 5-3 水草除去エリア図(南湖全体)

#### 5.2.4. 際川沖 D0 および流向流速調査

水草の繁茂により湖岸に閉鎖水域が形成されている大津市際川沖の湾に着目し 22 地点を設置した(図 5-2, St. 1 ~St. 22)。2011 年 6 月 4 日、7 月 14 日、8 月 17 日、9 月 10 日、9 月 28 日、10 月 20 日、11 月 28 日、2012 年 1 月 18 日、2 月 22 日、7 月 26 日、9 月 12 日、9 月 25 日に湖底直上 0.3m における D0 を、蛍光式溶存酸素計 (Hach 社製 HQ40d, LD0101) を用いて測定するとともに、ADCP を用いて層別流向、流速の測定を行った。また、2012 年 7 月 25 日~8 月 27 日 (水草除去前) および 2012 年 9 月 1 日~10 月 29 日 (水草除去後) には、湾の中央部 (図 5-2 ; A 地点 : 水草帯の沿岸側) と湾の外 (図 5-2 ; B 地点 : 水草帯の外側) に防水型温度計測ロガー (Onset 社製 Tidbit v2 UTBI-001) を湖底から 0, 0.3, 0.5, 1, 2, 3m, 湖面に付加した係留系を設置し、ロガー式 D0 計 (RBR 社製 XL-200-D0/T 型) を用いて連続的に湖底直上 0.5m の D0 を測定、小型メモリー流速計 (JFE アドバンテック社製 COMPACT-EM) を用いて湖底直上 0.5m の流向流速を測定した。

#### 5.2.5. 水草の除去

水草除去は、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課の事業として、表 5-1 のとおり実施された。また、そのエリアを図 5-3 (南湖全体)、図 5-4 (際川沖) に示した。

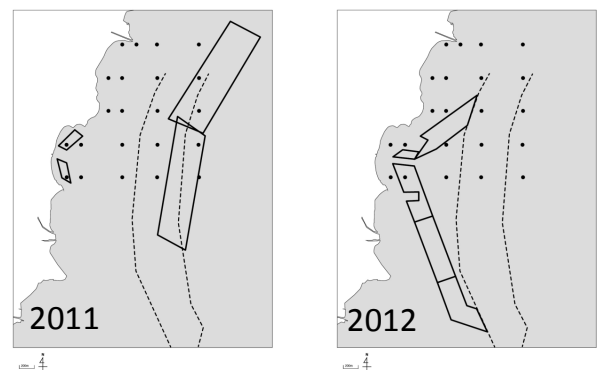


図 5-4 水草除去エリア図 (際川沖)。実線 : 沿岸除去試験区 ; 点線 : 沖合除去区域。2011 年は大量の水草繁茂により沿岸に作業船が入れなかったため、沖合除去区を拡大

表 5-1 水草除去事業の実績 (2009~2012 年)

年	月	地域	優占種	湿重量 (t)
2009	11	雄琴	<i>E. densa</i>	88.7
	12	雄琴	<i>E. densa</i>	91.7
2010	1	雄琴	<i>E. densa</i>	46.8
	2	雄琴	<i>E. densa</i>	40.3
	3	雄琴	<i>E. densa</i>	71.3
	7	雄琴	<i>E. densa, P. maackianus</i>	144.2
2011	1	烏丸	<i>E. densa</i>	117.4
	2	木浜	<i>E. densa</i>	176.9
	2	琵琶湖大橋	<i>E. densa</i>	65.9
	2	烏丸	<i>E. densa</i>	44.7
	3	木浜	<i>E. densa</i>	312.7
	3	琵琶湖大橋	<i>E. densa</i>	73.8
	3	烏丸	<i>E. densa</i>	245.5
	5	志那	<i>Filamentous algae, P. maackianus</i>	155.0
	5	志那	<i>P. maackianus, E. densa</i>	42.0
	5	志那	<i>P. maackianus, E. densa</i>	42.6
	6	唐崎	<i>E. densa, P. maackianus</i>	117.1
	6	雄琴	<i>P. maackianus, E. densa</i>	23.8
	6	志那	<i>Filamentous algae, P. maackianus</i>	141.3
	6	志那	<i>P. maackianus, E. densa</i>	61.5
	7	坂本	<i>E. densa, P. maackianus</i>	91.9
	7	際川	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	131.4
	7	際川	<i>P. maackianus</i>	11.1
	8	唐崎	<i>E. densa, P. maackianus</i>	172.6
	8	際川	<i>P. maackianus</i>	16.2
	8	坂本	<i>E. densa, P. maackianus</i>	124.8
	8	際川	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	16.2
	8	雄琴	<i>P. maackianus, E. nuttallii, H. verticillata</i>	13.2
	8	際川	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	142.8
	9	唐崎	<i>E. densa, P. maackianus</i>	194.9
	9	柳が崎	<i>E. densa, P. maackianus</i>	197.4
	9	近江大橋	<i>E. densa</i>	266.8
	10	赤野井	<i>N. nucifera</i>	35.2
10	赤野井	<i>E. densa, P. maackianus</i>	883.6	
10	赤野井	<i>C. caroliniana</i>	1.8	
10	膳所	<i>P. malaianus</i>	22.4	
11	赤野井	<i>N. nucifera</i>	23.8	
11	膳所	<i>P. malaianus</i>	6.3	
11	なぎさ公園	<i>E. densa, P. maackianus</i>	266.9	
11	柳が崎	<i>E. densa, P. maackianus</i>	206.7	
2012	1	雄琴	<i>E. densa</i>	52.6
	2	雄琴	<i>E. densa</i>	70.2
	2	雄琴	<i>P. maackianus etc.</i>	9.7
	2	矢橋	<i>E. densa, P. maackianus</i>	9.7
	2	際川	<i>P. maackianus, E. densa</i>	88.0
	2	志那	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	59.2
	2	志那	<i>P. maackianus, E. densa</i>	82.7
	4	際川、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	627.7
	5	際川、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	203.1
	5	坂本、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	368.3
	5	唐崎、膳所	<i>P. maackianus, E. densa, P. malaianus</i>	265.2
	6	坂本、際川、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	67.1
	6	際川、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	64.9
	6	際川、膳所	<i>P. maackianus, P. malaianus</i>	127.2
	6	柳が崎、際川、膳所	<i>E. densa, P. maackianus</i>	63.6
	6	なぎさ公園、膳所	<i>E. densa, P. malaianus</i>	71.3
	6	柳が崎、際川、膳所	<i>E. densa, E. nuttallii, P. malaianus, P. maackianus etc.</i>	50.5
	6	なぎさ公園、矢橋、膳所	<i>E. densa, P. malaianus</i>	63.8
	6	近江大橋、膳所	<i>E. densa</i>	64.0
7	志那	<i>E. densa, E. nuttallii, C. demersum, P. malaianus</i>	197.4	
8	雄琴、際川	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	65.2	
10	際川	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	17.0	
11	雄琴	<i>P. maackianus, C. demersum</i>	20.0	

### 5.3. 結果

#### 5.3.1. 南湖全域の水草現存量と優占種

南湖全域の水草現存量は、52 地点のつぼ刈り調査結果から、2007 年 9 月は 9,623 t (乾重量) であったが、2012 年 9 月は 3,264 t (乾重量) で約 1/3 に減少した (芳賀・石川, 2011, 2014)。2007 年は、センニンモ、オオカナダモ、マツモの順に優占したが、2012 年はセンニンモ、ササバモ、クロモの順で、上記の水草と区別して測定した糸状藻類を含めると、2007 年に優占第 4 位であった糸状藻類は、2012 年には優占第 2 位に順位を上げた。2007 年～2012 年の間に多くの種で現存量が減少したが、ササバモのみ 342 t から 454 t にまで、わずかに増加した。

#### 5.3.2. 南湖全域の湖底 DO の変化

南湖 52 地点における 2007 年 9 月と 2012 年 9 月の湖底直上 0.3m での DO の分布の変化を示した (図 5-5)。2007 年 9 月は、2 mg/L 未満の貧酸素水塊が 52 地点中 14 地点で全体の 27% であったのに対し、2012 年は 52 地点中 0 地点となった。

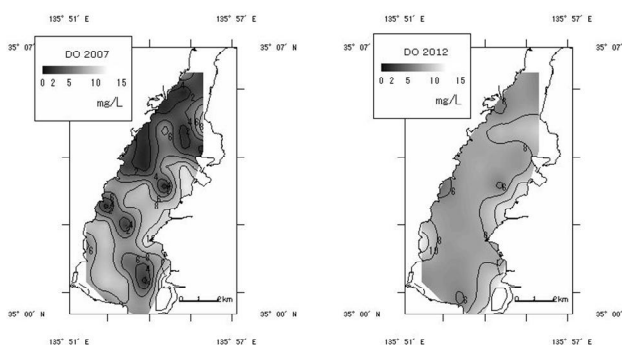


図 5-5 湖底直上溶解酸素濃度の変化 (左 : 2007 年 9 月 ; 右 : 2012 年 9 月)

#### 5.3.3. 南湖全域の湖水の停滞状況

2011 年、2012 年に南湖 15 地点における流速 (鉛直方向平均値、下層) を表 5-2 に示した。調査期間中の鉛直方向平均流速は、0.5～14.5 cm/s の範囲にあり、調査日ごとの平均では、1.6～4.3 cm/s であった。地点ごとにみると、最南の西側 St. 36 で鉛直方向の平均流速が最も大きくなりやすく、最北の西側 St. 23 で最も小さい傾向、次いで東岸の St. 31, St. 34 で小さい傾向がみられた。また、下層流速は、0.2～10.2 cm/s の範囲にあり、調査日ごとの平均では、1.3～3.7 cm/s であった。地点ごとにみると、西岸 St. 26 で最も小さかった。

#### 5.3.4. 際川沖の DO の変化

際川沖 22 地点における湖底直上 0.3m の DO の変化を図 5-6 に示した。2011 年は 6 月 4 日から 9 月 10 日まで沿岸に大規模な貧酸素水塊の形成がみられた。その後、9 月の下旬から回復がみられた。一方、2012 年は 7 月 26 日、8 月 22 日で部分的に貧酸素水塊がみられたが、9 月になると回復していた。

#### 5.3.5. 際川沖の湖水の停滞状況

際川沖 22 地点における流速 (鉛直方向平均値、下層) を表 5-3 に示した。調査期間中の鉛直方向平均流速は、0.5～11.3 cm/s の範囲にあった。また、調査期間中の下層流速は、0.1～8.4 cm/s の範囲にあり、調査日ごとの平均下層流速は、1.2～3.9 cm/s の範囲であった。地点ごとにみると、1.3～3.0 cm/s の範囲にあり、湾の外側 St. 8 で最も流速が大きく、湾の中央部 St. 14 で最も流速が小さくなる傾向がみられた。

湾の中央部 (図 5-2 ; A 地点 : 水草帯の沿岸側) と湾の外 (図 5-2 ; B 地点 : 水草帯の外側) に設置した係留系にそれぞれ図 5-7、5-8 に示した。鉛直平均水温は、2012 年

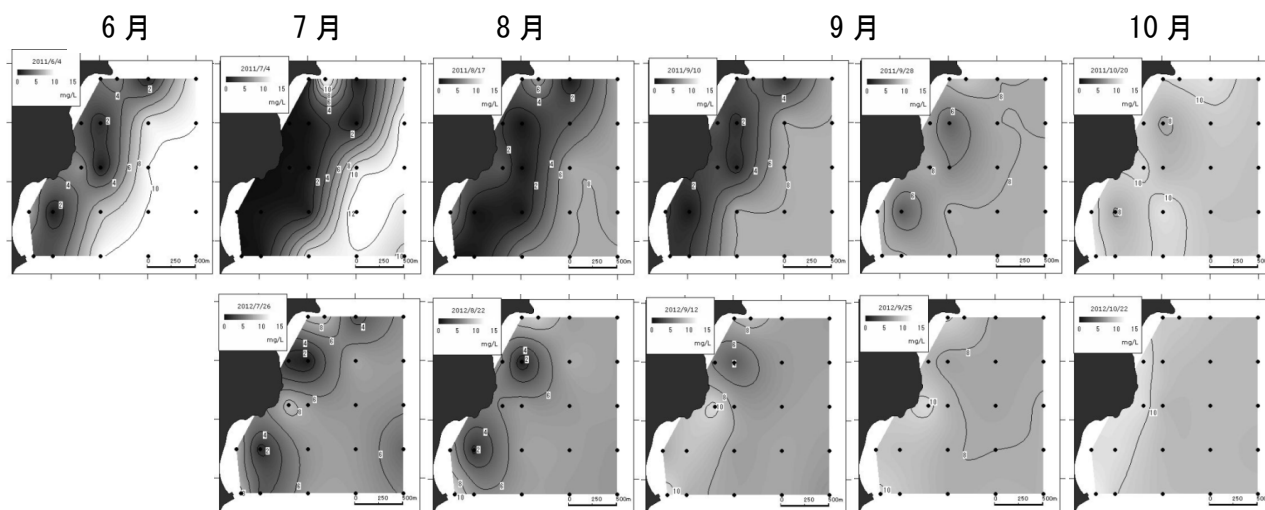


図 5-6 際川沖における溶解酸素分布の変化 (上段 : 2011 年 ; 下段 : 2012 年)

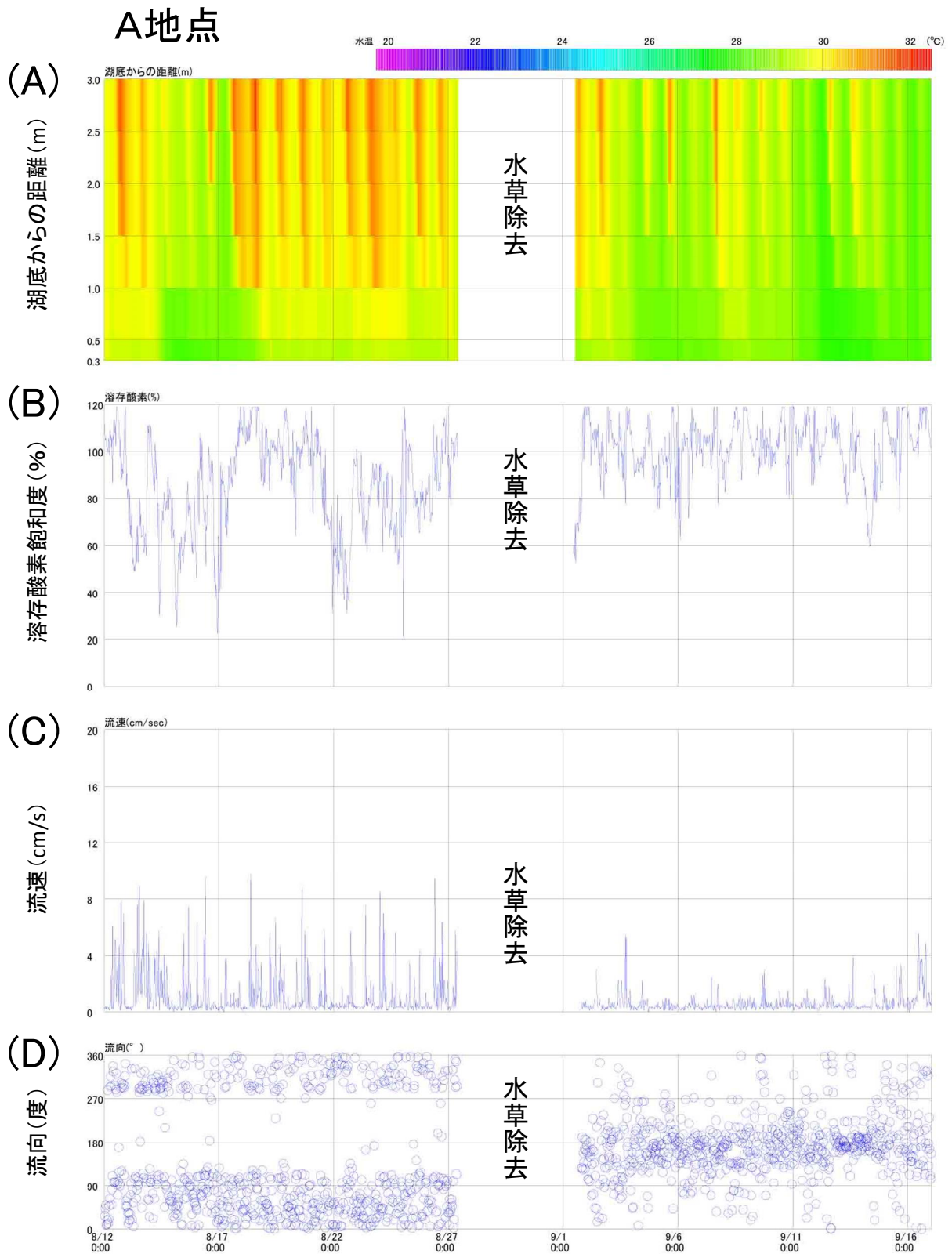


図 5-7 際川沖 A 地点における (A) 水温、(B) 溶存酸素飽和度、(C) 流速、(D) 流向の変化 (2012 年 8 月~9 月)。8 月 27 日 10:00~9 月 1 日 12:00 は、水草除去作業実施のため欠測

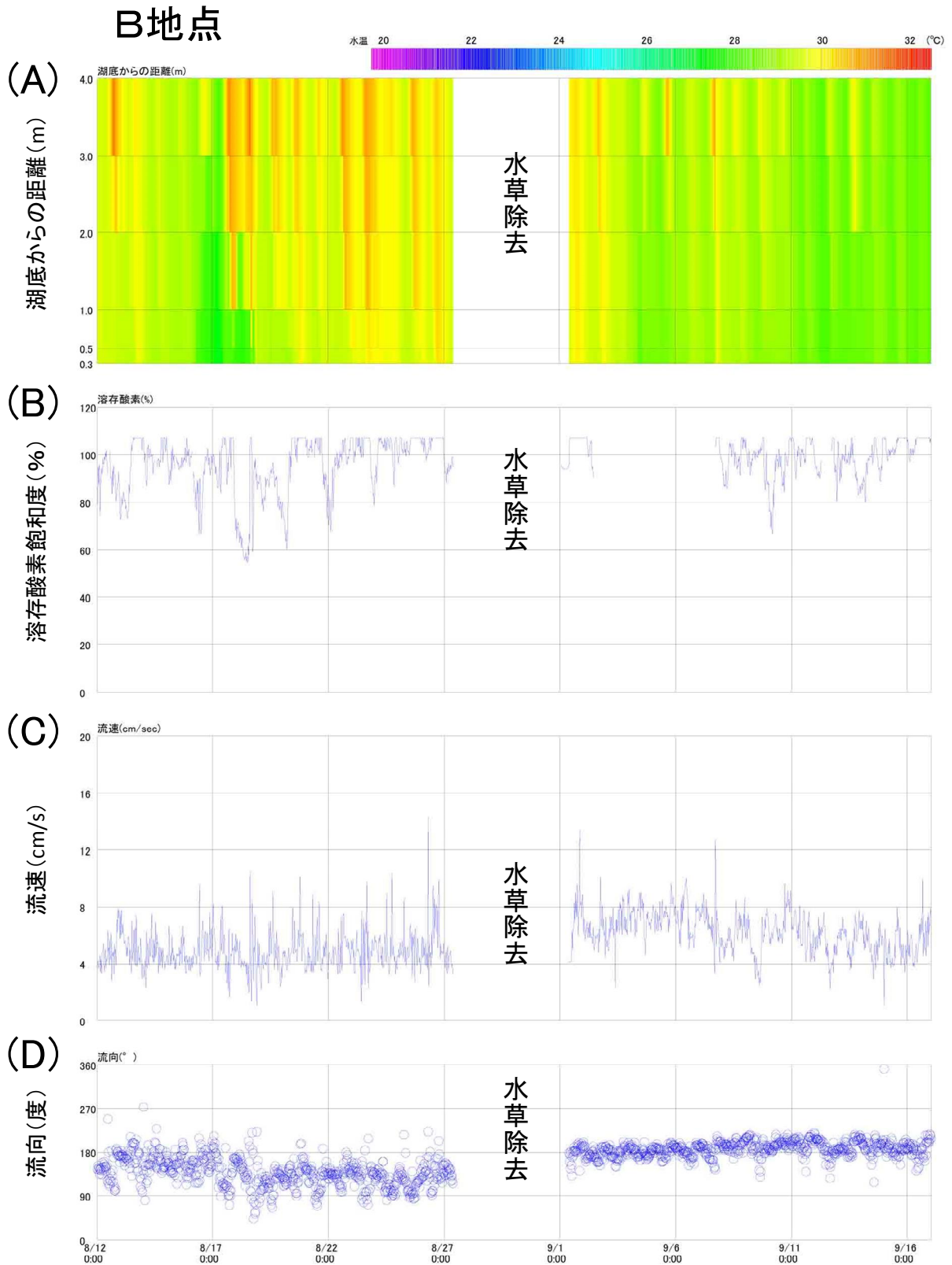


図 5-8 際川沖 B 地点における (A) 水温、(B) 溶解酸素飽和度、(C) 流速、(D) 流向の変化 (2012 年 8 月～9 月)。8 月 27 日 10:00～9 月 1 日 12:00 は、水草除去作業実施のため欠測

表 5-2 南湖 15 地点の流速の変化

単位:cm sec<sup>-1</sup>

地点	日付	2011/6/14	2011/7/15	2011/8/26	2011/9/16	2011/10/3	2011/11/4	2011/12/7	2012/1/19	2012/2/24	2012/9/20	2012/10/15
St. 23	全層平均	2.9	1.8	0.9	1.4	3.8	1.3	1.4	0.7	1.0	2.6	1.6
	下層	2.0	1.4	1.1	1.6	0.2	0.7	1.8	0.5	2.6	3.1	2.2
St. 24	全層平均	7.1	3.0	2.3	5.3	3.6	2.9	3.5	2.7	3.8	5.6	3.7
	下層	3.4	3.2	1.7	1.4	2.3	1.4	2.8	1.6	3.7	4.6	1.2
St. 25	全層平均	1.4	3.0	1.3	1.0	2.4	2.4	1.8	2.1	4.0	1.9	1.1
	下層	2.1	4.2	0.8	0.7	5.2	2.2	1.5	0.4	0.9	1.4	2.4
St. 26	全層平均	3.2	4.1	2.0	3.7	1.5	2.5	2.8	2.6	2.2	4.7	1.5
	下層	0.7	6.7	3.1	1.6	2.2	0.8	2.2	1.7	2.1	1.6	0.7
St. 27	全層平均	6.2	1.3	2.1	3.7	2.5	1.9	1.3	1.1	1.4	2.0	1.9
	下層	4.2	2.8	2.5	2.9	2.0	0.9	1.4	0.7	1.2	3.4	0.7
St. 28	全層平均	1.7	1.7	1.4	6.3	1.6	1.2	1.6	1.4	2.7	1.7	1.3
	下層	4.3	2.4	2.0	7.3	1.7	0.9	1.8	2.1	2.4	1.1	0.7
St. 29	全層平均	1.4	2.6	3.7	3.1	1.9	1.0	2.3	1.0	2.5	1.7	0.8
	下層	0.5	2.0	1.7	2.4	1.8	0.6	1.6	0.9	1.7	1.1	1.0
St. 30	全層平均	5.4	3.7	1.2	1.2	1.9	1.9	1.5	0.8	1.0	3.6	1.5
	下層	7.8	3.2	1.6	2.1	2.1	1.0	3.0	0.6	3.3	2.2	2.1
St. 31	全層平均	0.5	2.0	2.6	2.7	0.8	1.6	1.9	1.1	4.1	0.9	2.7
	下層	0.5	1.8	1.4	2.1	0.5	1.7	1.1	2.5	3.2	0.8	1.9
St. 32	全層平均	4.5	4.8	2.8	2.7	0.6	0.9	1.0	1.5	1.9	5.0	6.5
	下層	1.1	4.1	4.1	1.1	0.7	0.6	1.6	2.5	1.6	4.0	6.9
St. 33	全層平均	3.7	2.3	3.7	1.9	2.3	1.0	1.6	1.0	1.8	4.4	2.1
	下層	7.5	1.1	4.4	2.8	1.6	1.5	3.3	1.5	1.9	1.9	2.9
St. 34	全層平均	4.0	1.2	2.7	1.4	1.7	0.9	1.4	1.0	2.5	1.4	2.0
	下層	3.2	0.8	1.2	2.0	1.7	1.7	1.1	3.3	1.5	0.3	3.2
St. 35	全層平均	6.9	1.4	1.7	2.6	1.2	1.5	1.0	1.4	1.8	5.7	2.8
	下層	6.0	1.3	3.7	2.6	1.2	3.1	3.3	0.3	1.5	2.2	0.6
St. 36	全層平均	14.5	8.5	3.5	8.3	9.2	2.4	2.4	2.7	7.7	13.9	3.6
	下層	10.5	4.1	2.4	6.9	7.7	0.4	1.8	1.5	5.8	9.3	1.3
St. 37	全層平均	1.2	1.3	1.8	3.4	2.6	2.3	1.0	3.3	2.6	2.7	1.6
	下層	2.1	1.3	2.3	3.0	2.4	2.0	2.2	3.9	1.9	2.1	2.1

表 5-3 際川沖 22 地点の流速の変化

単位:cm sec<sup>-1</sup>

地点	日付	2011/6/4	2011/7/14	2011/8/17	2011/9/10	2011/9/28	2011/10/20	2011/11/28	2012/1/18	2012/2/22	2012/7/26	2012/9/12	2012/9/25
St. 1	全層平均	1.9	0.8	1.2	0.7	1.5	1.9	0.6	0.5	1.6	1.9	1.1	1.6
	下層	1.9	0.8	2.0	0.8	0.9	1.8	1.0	0.3	3.3	2.5	1.5	0.8
St. 2	全層平均	1.6	1.2	1.1	2.6	2.7	1.4	0.8	0.6	1.7	2.9	1.2	1.6
	下層	0.7	1.6	1.3	2.1	1.8	1.1	1.2	0.1	2.1	0.7	1.8	2.2
St. 3	全層平均	4.7	1.5	1.3	5.7	5.5	0.9	0.7	2.1	1.2	4.6	1.8	2.2
	下層	2.3	1.0	1.5	3.0	4.6	2.2	0.9	2.4	0.3	2.2	1.0	1.8
St. 4	全層平均	5.1	1.9	2.7	7.6	10.6	2.2	0.7	2.8	1.6	6.8	2.4	4.2
	下層	1.9	1.2	2.2	5.0	7.8	1.8	2.2	3.0	1.3	1.3	1.9	3.7
St. 5	全層平均	1.7	1.2	1.7	1.9	3.6	1.6	1.2	1.4	1.0	1.4	1.2	1.5
	下層	1.5	1.6	2.0	1.2	3.7	1.5	1.7	1.7	1.4	2.3	0.5	1.5
St. 6	全層平均	1.5	1.1	1.4	2.9	2.3	2.2	0.5	1.3	1.0	2.6	1.6	2.3
	下層	1.1	1.1	0.9	2.4	1.7	1.7	0.6	0.8	1.1	1.8	1.5	3.2
St. 7	全層平均	6.9	1.7	3.2	6.4	9.1	1.5	0.7	2.4	1.8	4.5	1.3	6.1
	下層	4.9	1.0	2.2	2.9	5.9	0.8	0.6	2.3	1.1	1.1	0.9	4.8
St. 8	全層平均	8.2	2.1	3.2	10.8	11.0	2.0	2.0	1.0	3.0	7.6	1.2	6.8
	下層	3.0	2.4	5.6	5.7	8.1	1.9	1.3	0.7	2.7	1.6	1.2	4.5
St. 9	全層平均	1.0	1.1	1.4	1.6	3.2	3.6	1.3	1.4	1.8	1.6	1.6	2.4
	下層	2.0	0.7	0.5	1.5	2.2	2.6	2.4	1.7	0.7	2.1	2.2	1.6
St. 10	全層平均	1.4	1.3	1.6	5.6	6.1	4.0	0.9	2.3	2.3	3.1	1.9	4.4
	下層	1.3	0.6	2.4	2.2	4.0	1.7	1.1	0.9	1.8	0.2	1.6	2.4
St. 11	全層平均	6.2	2.3	3.1	8.9	11.3	2.3	1.0	2.4	2.9	5.4	2.1	4.7
	下層	6.4	1.3	2.8	5.8	8.4	1.4	2.0	1.6	2.7	2.7	1.0	1.6
St. 12	全層平均	8.0	3.0	2.1	5.3	6.9	2.4	1.8	1.1	2.3	6.9	1.1	5.7
	下層	6.4	2.4	1.8	3.2	4.3	2.8	1.0	1.5	1.1	1.7	0.2	3.8
St. 13	全層平均	1.7	1.7	1.5	1.8	1.9	0.8	0.7	1.3	1.0	1.9	0.9	2.1
	下層	0.9	3.2	1.8	1.4	1.4	1.3	2.1	1.0	1.8	1.5	1.2	2.3
St. 14	全層平均	2.0	1.3	1.4	0.9	1.4	1.2	1.3	1.3	1.7	2.7	2.4	1.8
	下層	1.8	0.6	1.8	0.8	0.6	1.0	1.3	0.2	1.2	1.9	2.9	2.0
St. 15	全層平均	2.2	3.1	1.4	4.4	6.9	1.5	0.9	1.8	2.3	2.9	1.6	1.9
	下層	4.0	2.1	1.3	2.2	1.4	2.1	2.7	1.1	1.3	5.6	1.4	1.1
St. 16	全層平均	7.6	2.6	3.8	10.7	10.9	2.3	1.5	2.7	2.7	3.0	1.2	1.1
	下層	4.4	0.8	5.0	4.2	7.2	3.1	0.8	2.6	2.2	3.4	0.1	3.2
St. 17	全層平均	8.0	2.3	2.3	7.5	7.8	2.1	0.9	0.8	2.0	7.0	2.2	3.3
	下層	3.9	1.8	1.5	2.7	4.2	3.3	0.3	1.6	2.2	2.5	1.3	4.8
St. 18	全層平均	2.8	1.1	1.0	2.6	4.0	1.7	1.6	1.0	1.1	3.6	3.5	3.4
	下層	1.6	0.5	1.3	1.2	3.9	1.5	1.9	0.8	0.4	3.7	1.9	2.1
St. 19	全層平均	2.3	1.0	2.1	4.9	1.8	1.5	1.2	1.7	2.8	2.9	3.7	4.1
	下層	2.9	0.4	2.1	0.7	2.0	1.1	0.8	2.1	4.1	1.5	6.1	1.1
St. 20	全層平均	3.7	3.7	2.6	9.4	8.1	1.8	1.0	2.1	1.3	4.0	2.9	3.9
	下層	3.5	3.5	2.0	1.6	3.7	2.5	0.6	1.7	0.7	5.1	0.2	5.9
St. 21	全層平均	6.6	4.9	2.8	7.4	9.3	2.2	1.4	1.5	2.4	3.5	3.0	1.5
	下層	6.3	2.8	3.5	3.5	6.8	1.9	1.7	0.6	0.4	6.1	2.5	2.1
St. 22	全層平均	6.8	3.4	1.9	5.7	4.3	2.2	1.3	1.6	1.3	3.8	3.4	2.7
	下層	4.7	1.2	2.0	3.4	1.1	3.1	1.4	2.0	0.7	4.2	2.9	3.8

8月12日から9月16日までの期間（水草除去のために係留系を一旦引き揚げた期間 8月27日 10:00～9月1日 12:00を除く）、A地点では、27.9～30.7℃で、B地点では、27.8～30.6℃の範囲にあり、調査範囲での最低水温は8月17日 3:00～4:00のB地点における27.2℃で、最高水温は、8月18日 13:00のB地点における32.1℃であった。

同期間中の湖底直上0.5mにおける溶存酸素飽和度は、A地点では21～119%の範囲で変動し、B地点では54～107%の範囲で変動した。期間を通じてA地点では平均93.4%、B地点では平均96.9%であった。

湖底直上0.5mにおける流速は、A地点では0～9.8 cm/sの範囲で変動し、B地点では1～14.3 cm/sの範囲で変動し、平均値はそれぞれ0.9 cm/s、5.6 cm/sであった。

流向は、A地点では水草除去前の8月12日～8月27日は北向きが卓越していたが、水草除去後の9月1日以降は南向きが卓越した。B地点では、水草除去前は南～南東が卓越していたが、水草除去後は南向きが卓越した。

## 5.4. 考察

### 5.4.1. 水草除去による貧酸素水塊の回復

2009年度に開催された国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所および滋賀県による「水草繁茂に係る要因分析検討会検討のまとめ」（水草繁茂に係る要因分析検討会、2009）に基づき、増えすぎた水草の当面の管理として、1930年代～1950年代の繁茂面積や種組成および現存量を望ましい状態と考え、滋賀県ではその後、貝曳き漁具（マンガン）およびハーバスターを用いた大規模な水草除去事業を実施してきた。多い年で約6,000 t（2011年；湿重量）の水草が除去された（表5-1）。そこで、水草除去事業の前後、2007年9月と2012年9月の貧酸素状況を比較すると、D0が2 mg/L未満の貧酸素水塊が52地点中14地点から、2012年は52地点中0地点まで減少し、水草の現存量の減少と同様に貧酸素エリアが大幅に縮小していた（図5-5）。また、2011年は48地点中2地点であった（井上ら、2014）ことから、2012年の南湖全域における水草減少だけでなく、水草除去もD0の回復に影響していると推察された。日本水産資源保護協会（2000）では、海洋の内湾漁場で夏季に維持されるべきD0の下限を4.3 mg/Lとしている。芳賀ら（2006）ではこれにもとづき、2002年9月に南湖84地点で観測した湖底直上0.1mにおけるD0の状態を調べ、全体の43%が4.3 mg/Lよりも低く、南湖南東部、北西部に貧酸素水塊が広がっていたことを示している。2007年9月（湖底直上0.3m）についても4.3 mg/Lよりも低い地点は、全体の35%を占めていたが、2012年9月は0%になり（図5-5）、漁場として望ましくない状態が継続していた貧酸素エリアが、2007年～2012年の5年間に大

きく解消された。

さらに、南湖において貧酸素水塊を形成しやすい場所（際川沖）において、水草除去の前後を比較すると、2011年は水草除去の前後で大きなD0の回復は見られず、台風後に回復が見られた。一方、2012年は、水草除去の前後でD0の回復が見られた。2011年は、水草の量が多すぎて除去のための作業船が水草帯に侵入することができなかったため、十分な量の水草除去ができなかったが、2012年は南湖全体で水草の生長が数年のうちで最も穏やかだったこと（芳賀・石川、2014）に加え、春からの継続的な水草除去により除去量が多くなったことが効果の差にあらわれたと考えられた。

### 5.4.2. 貧酸素水塊の解消に必要な下層湖流

2011年6月～10月に調査した南湖15地点の下層流速と湖底直上0.3mにおけるD0の関係（図5-9）から、D0が2 mg/L未満の貧酸素水塊は、3.1 cm/s以上の湖流がある地点では形成されていないことが分かった。遠藤ら（1982）によると、琵琶湖南湖の恒流は2～3 cm/sであるため、南湖本来の流れが全体的にあるなら、深刻な貧酸素水塊を形成することはないと考えられる。泥の酸素消費量によって将来的に必要な流速は変化するが、現時点においては貧酸素水塊の解消に必要な下層流速の目安として利用できると思われる。

水草は群落を形成し一様に繁茂するわけではないため、水草の現存量と湖底のD0および水の動きの関係は極めて複雑である。また、水草は本来、光合成により湖水中に酸素を供給する働きをする。しかしながら、本研究では、増えすぎた水草によって湖流が停滞し、湖底に貧酸素水塊が形成されることが分かった。また、水草が適正な量に戻るとこれらの障害が解消することを、現場観測によって確認した。このような報告はこれまでになく、今後の水草管理の一助として活用されることが期待される。

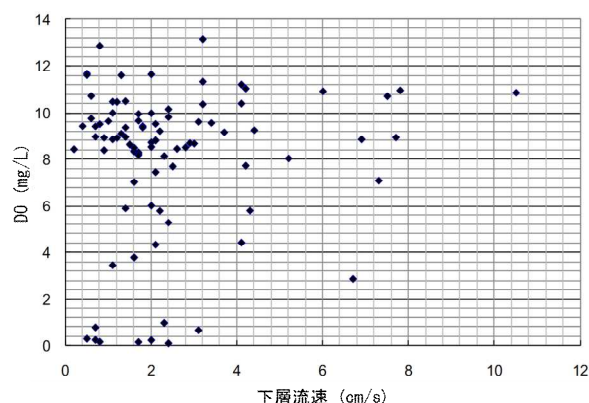


図5-9 南湖における湖底直上D0と下層流速の関係

## 6. 水草除去によるアオコ発生抑制効果調査

### 6.1. はじめに

琵琶湖では、1983年9月に南湖湖岸で初めてアナベナ属による水の華（以下「アオコ」という）が確認（滋賀県立衛生環境センター、1988）されて以来、夏季から秋季にかけてほぼ毎年のようにアオコが発生している。アオコとは、アナベナ属やマイクロステイス属、オシラトリア属等の藍藻類の植物プランクトンが大量に増殖した際に、湖面が緑色のペンキを流したようになることをいい、富栄養化した湖沼でみられる現象である。このアオコの発生により、湖の景観が損なわれるだけでなく、悪臭の原因になることも多い。さらに悪いことに、アオコ形成種の中には、マイクロキスチンと呼ばれる毒性物質を生成する種もあり、海外では家畜等の死亡被害が報告されている。また、取水源として琵琶湖水を利用している水道事業所では、異臭味障害や水処理障害の原因にもなっている。

滋賀県では、アオコが確認されて以来、アオコ発生状況把握のため、夏季から秋季にかけて県関係機関および関係市によるアオコ監視パトロールを実施している。この結果から、アオコの発生しやすい水域をモデル水域として、栄養塩類や底質、動・植物プランクトン、水草、流向流速、気象等の調査や河川からの流入負荷量調査等を実施し、アオコの発生には栄養塩濃度と湖水の滞留が大きく関係していることを明らかにした（一瀬ら、2006）。また、隔離水塊を用いた湖水の混合実験から、日中の強い日差しのために生じた水温差により湖水が成層するが、夕方から夜間にかけて鉛直混合する日成層がアオコ形成種の生長にとって重要であることが報告されている（中野ら、1997）。これらの結果から、アオコの発生抑制には湖流の妨げとなる水草の一部除去による水交換等が必要と考えられる。

アオコは、2002年までは、赤野井湾内や大津港内の閉鎖的水域での発生がほとんどであったが、近年では、これまでアオコが発生しなかった湖岸部の入り江でも発生が確認されるようになった（一瀬ら、2006）。これらの場所は、河川からの流入や底層からの溶出もあり、栄養塩濃度が比較的高い地点であるとともに、夏場には水草の繁茂により一時的に閉鎖的な水域となっていることが報告されている（岡本ら、2004；一瀬ら、2006）。そのため、本研究では、水草除去による湖水の滞留の改善およびアオコの発生抑制について検討するためのモニタリング調査を実施した。

## 6.2. 方法

### 6.2.1. アオコの発生調査

琵琶湖におけるアオコ発生調査は、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課および当センターを中心に関係市が連携し、

沿岸域のパトロールを定期的に行っているデータを活用した（一瀬ら、2013）。

### 6.2.2. 植物プランクトンの連続調査

2011年から2013年まで、アオコが確認される6月から10月までの間、2002年に初めてアオコが確認された南湖西岸部の湖岸にあたる大津市際川の栈橋において、植物プランクトン調査を実施した（図6-1）。調査は、2011年および2012年は毎週実施し、それぞれ14回、15回、2013年は隔週実施し、8回のサンプリングを行った。

調査地点において、表層～水深10cmの湖水をバケツ等で採取した。その後、検体1mLを境界入りプランクトン計数板に採り、生物顕微鏡下で植物プランクトンを同定・計数した。マイクロステイス属の種は直径100 $\mu$ mを1群体、アナベナ属は、群体が直線状のものは長さ約200 $\mu$ mを1群体、螺旋状のものは1巻きを1群体として計数した。超大型種であるオシラトリア カワムラエ (*Oscillatoria kawamurae*) は長さ1mmを1群体として計数し、それぞれの総細胞数および総体積数に換算した。プランクトン各種の体積を求める換算式および各種の総体積量については、一瀬ら（1995）の方法に準拠した。

各年における水草の除去時期や場所は、本稿5章に示した（2011年7月、8月；2012年2月、4～6月、8月下旬～9月上旬；2013年2月、7月下旬～8月上旬）。

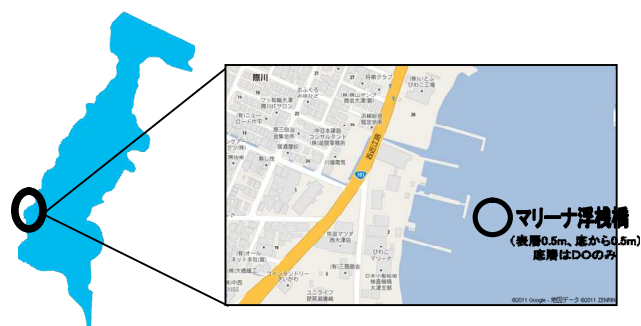


図6-1 植物プランクトン調査地点

### 6.2.3. 水質の連続調査

本調査地点および流入河川について、植物プランクトン調査と同時に、水質調査を実施した。表層から50cmの湖水を採水し、総リン（T-P）、総窒素（T-N）等の濃度を測定した。また、比較対照として、琵琶湖の定期調査による沖帯の測定結果（滋賀県、2012、2013b）を使用した。

## 6.3. 結果

### 6.3.1. アオコの発生調査

1983年から2013年までのアオコ発生の経年変化を図



6-2に示した。2011年のアオコの発生は、5日間3水域の発生と比較的小規模であり、本調査地点である際川地先では、ミクロキスティス属を主体とする1日間（7月29日）のアオコが確認された。発見されたアオコからは、8,800群体/mLのミクロキスティス属が計数された。

2012年のアオコは、18日間7水域で確認され、際川地先での発生は8月31日から9月3日にかけての4日間と9月7日の計5日間であった。発生したアオコはアナベナ属とミクロキスティス属が主体であった。特に、9月7日の調査では、16,000群体/mLのアナベナ属と4,500群体/mLのミクロキスティス属が計数された。

2013年のアオコ監視パトロールでは、21日間3水域のアオコが確認されたが、際川地先での発生は認められなかった。

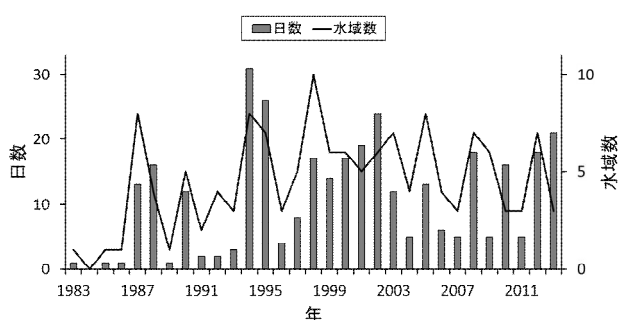


図 6-2 琵琶湖におけるアオコの発生日数および水域数

### 6.3.2. 植物プランクトンの連続調査

2011年は栈橋部分で毎週1回の植物プランクトン連続調査を実施した。6月中旬から7月中旬にかけて、セネデス属の1種 (*Scenedesmus* sp.) やコエラストルム カンプリクム (*Coelastrum cambricum*) 等の緑藻類やアオコ形成種であるアファニゾメノン フロスアクアエ (*Aphanizomenon flos-aquae*) 等の藍藻類が計数されたが、アオコの発生には至らなかった(図 6-3A, 6-4A)。しかし、7月下旬からはアオコ形成種であるミクロキスティス ノバセッキ (*Microcystis novacekii*) やアファニゾメノン フロスアクアエの増殖が確認されるようになり、際川地先で7月29日に、10m×50m幅でアオコが確認された。その後、9月2日から4日にかけて通過した台風12号の影響により、アオコ形成種は減少し、緑藻類や珪藻類の増加が確認されるようになった。

2012年は、2011年の結果を踏まえ、水草の除去時期や除去量を変え、2011年と同様の植物プランクトン連続調査を行った。6月から8月にかけて、緑藻類のスタウラストルム (*Staurastrum dorsidentiferum* var. *ornatum*) やミカヅキモ (*Closterium aciculare* var. *subprorum*)、珪藻類のアウラコセイラ グラスラータ (*Aulacoseira*

*granulata*) などの種が多く計数され、アオコ形成種はほとんど確認されなかった(図 6-3B, 6-4B)。しかし、8月中旬からアオコ形成種であるミクロキスティス属[主にミクロキスティス エルギノーサ (*Microcystis aeruginosa*)] やアナベナ属 [主にアナベナ アフィニス (*Anabaena affinis*)、アナベナ属の1種 (*Anabaena* sp.)] の増殖が確認されはじめ、8月31日には際川地先で40m×10m幅のアオコが発生した。アオコ形成種は、その後も増加を続け、水温が下がり植物プランクトン全体の総数が少なくなるとともに減少した。

2013年は、隔週で植物プランクトンの調査を実施した。6月から9月にかけては、アオコ形成種である藍藻類と緑藻類を主体としたプランクトン相であったが、アオコ形成種が大幅に増殖することもなく、アオコの発生も確認されなかった(図 6-3C, 6-4C)。その後、9月15日から16日にかけて風雨をともなった台風18号の通過があり、藍藻類は消滅し、緑藻類や渦鞭毛藻類、珪藻類が増加した。

## 6.4. 考察

### 6.4.1. 2011年のアオコと水質ならびに気象の変動について

2011年の水草除去は、夏場のみの実施であり、湾内部まで行うことができなかった(5章図 5-4 参照)。本調査地点および流入河川、沖帯の総リン (T-P) および総窒素 (T-N) の濃度変動をそれぞれ図 6-5, 6-6 に示した。また、2011年の流域降水量の日平均値の変動を図 6-7A に示した。2011年の特徴的な現象として①7月下旬から8月中旬にかけてアオコ形成種が異常発生し、9月上旬に消滅したこと、②7月下旬から8月中旬にかけて栄養塩濃度が上昇し、9月上旬に急激に低下したこと、③台風12号の影響により9月上旬の降水量(大津では90mm、流域では213mm)が多かったこと(彦根地方気象台, 2011)、④洗堰放流量の増加により9月上旬に沖帯からの湖流が回復したこと(5章)が挙げられた。栄養塩濃度の推移から、7月、8月の水草除去では閉鎖性が改善されておらず、本調査地点は閉鎖的水域に河川から供給された栄養塩(底泥から供給された栄養塩も含まれる可能性がある)を維持したままであったことが認められた。アオコ形成種が増加した時期と栄養塩濃度の上昇時期は一致し、高濃度の栄養塩類と湖水の停滞がアオコ形成種の増殖につながったと考えられた。

9月上旬に台風12号が通過した後、栄養塩濃度の急激な低下と、調査地点のプランクトン相の変化が確認された。これは、台風によって沖帯の湖水が本水域に大量に流入したためと考えられた。

2011年は、水草除去が十分ではなく、アオコが発生したが、今後、本閉鎖的水域周辺の水草を大規模に除去する

ことで、沖帯からの湖水を導き入れることができれば、水質改善やアオコの発生抑制ができると考えられた。

#### 6.4.2. 2012 年のアオコと水質ならびに気象の変動について

2012 年は、水草除去を冬場から定期的に行うことで、湾内部まで実施することができた（5 章図 5-4 参照）。本調査地点および流入河川、沖帯の総リン（T-P）および総窒素（T-N）の濃度変動をそれぞれ図 6-8、6-9 に示した。また、2012 年の流域降水量の日平均値の変動を図 6-7B に示した。2012 年の特徴的な現象として①8 月中旬からアオコ形成種が急激に増加し、調査終了時まで消滅しなかったこと、②2 月から 5 月の水草除去効果および水草の全般的な生長不良により、2011 年より低かった栄養塩濃度は 8 月中旬から急激に上昇し、9 月末にやや低下したこと、③7 月中旬から 8 月上旬にかけて降雨が少なかったこと、④8 月中旬に集中豪雨が見られたこと（8 月 13 日から 8 月 14 日にかけて大津では 99mm、流域では 72.4mm を記録）（彦根地方気象台, 2012）⑤8 月までは停滞水域となっていたこと（5 章）⑥8 月下旬の水草除去前後で流向が逆転したこと（5 章）が挙げられた。2012 年は 8 月上旬まで流入河川から供給される栄養塩が本調査水域に蓄積されておらず、沖帯からの湖水の流入のため、栄養塩濃度の上昇やアオコ形成種の増加が抑制されていたと考えられた。しかし、晴天が続いたこと等により 8 月から 9 月にかけて本水域内

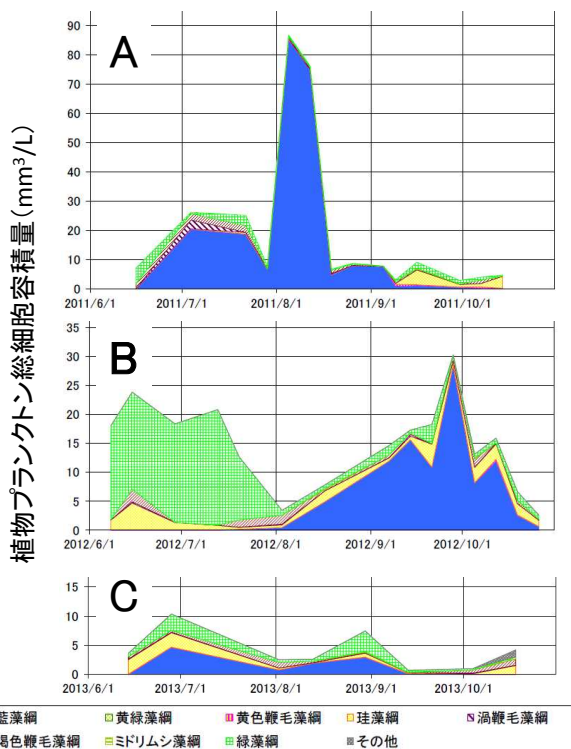


図 6-3 植物プランクトン各網の総細胞容積量の変化 (A: 2011 年; B: 2012 年; C: 2013 年)

の湖水が停滞し、このことが栄養塩濃度の急激な増加およびアオコ発生を引き起こす結果につながったと考えられた。また、8 月中旬にまとまった降雨があったにも関わらず、栄養塩濃度は低下せず、一度停滞水域となると湖水の交換は難しいことが示唆された。8 月下旬の水草除去前後で流向が逆転したことから、本水域の湖水に動きがあったことが予想されたが、アオコ形成種の増加は続き、栄養塩濃度も高い状態を維持していた。

しかし、8 月までアオコ形成種が確認されなかったことから、水草除去による一定のアオコ発生抑制効果が認められた。8 月中旬以降は、南湖全域で水塊が滞留し、沖帯でもアオコ形成種の増加が確認され、水草除去によって沖帯との水の交換を促すだけではアオコ発生を抑制できない場合があり、南湖全体でアオコが発生しないような水質管理方法を同時に検討していく必要があると考えられた。

#### 6.4.3. 2013 年のアオコと水質ならびに気象の変動について

2013 年の水草除去は、2012 年と同様の場所で 2 月、7 月下旬から 8 月上旬に実施した。本調査地点および流入河川、沖帯の総リン（T-P）および総窒素（T-N）の濃度変動をそれぞれ図 6-10、6-11 に示した。また、2013 年の流域

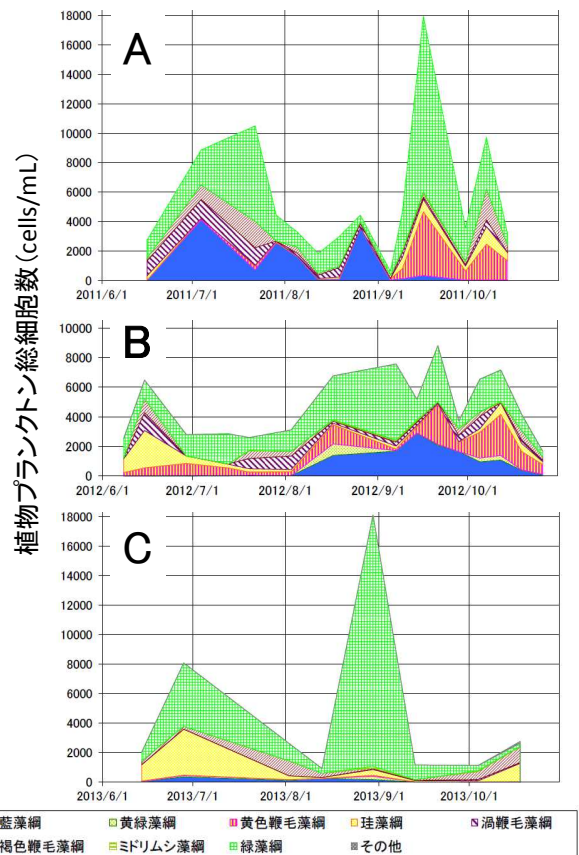


図 6-4 植物プランクトン各網の総細胞数の変化 (A: 2011 年; B: 2012 年; C: 2013 年)

降水量の日平均値の変動を図 6-7C に示した。2013 年の特徴的な現象として①アオコ形成種が大幅に増殖することではなく、アオコの発生も確認されなかったこと、②調査開始時から T-P の濃度が上昇し、9 月中旬に急激に低下したこと、③8 月下旬から 9 月上旬にかけて T-N の濃度が上昇

し、9 月中旬に急激に低下したこと、④台風 18 号の影響により 9 月中旬の降水量が多かったこと(彦根地方気象台, 2013) が挙げられた。2013 年は調査期間中、流入河川から栄養塩が供給されていたにも関わらず、2011 年、2012 年でみられた本水域の栄養塩濃度が急激に上昇する現象は確認されなかった。また、2011 年と 2012 年の調査では

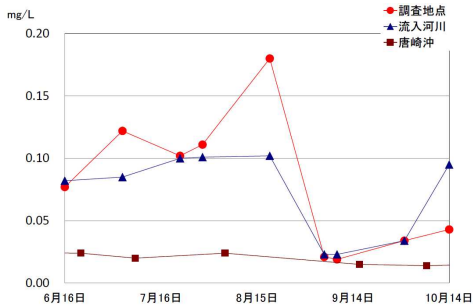


図 6-5 総リン (T-P) の濃度変化 (2011 年)

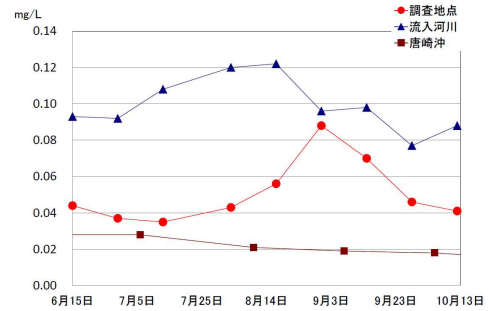


図 6-8 総リン (T-P) の濃度変化 (2012 年)

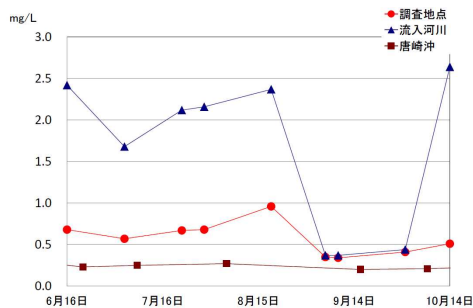


図 6-6 総窒素 (T-N) の濃度変化 (2011 年)

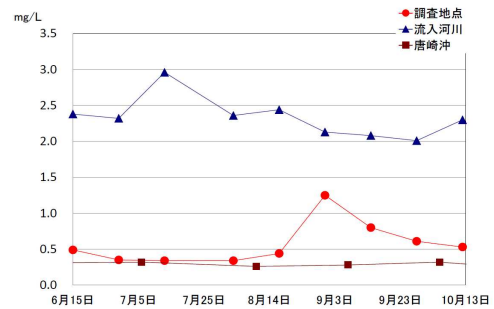


図 6-9 総窒素 (T-N) の濃度変化 (2012 年)

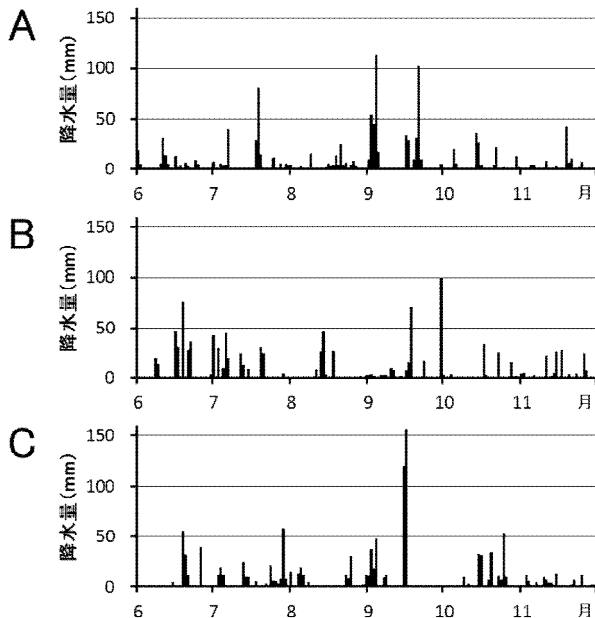


図 6-7 流域平均日降水量の変動 (A: 2011 年; B: 2012 年; C: 2013 年) (国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所, 2011, 2012, 2013)

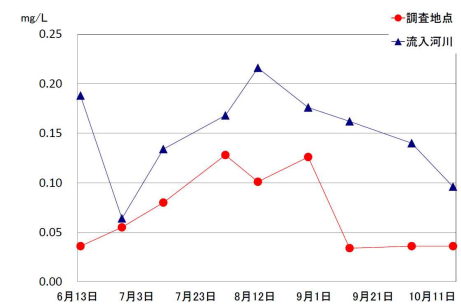


図 6-10 総リン (T-P) の濃度変化 (2013 年)

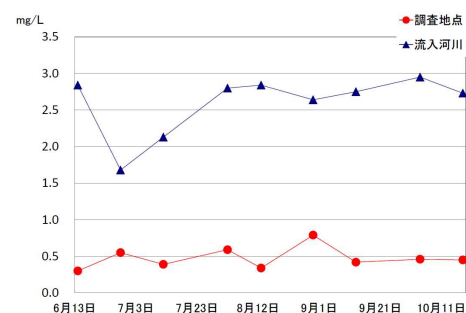


図 6-11 総窒素 (T-N) の濃度変化 (2013 年)

栄養塩濃度の変化とアオコ形成種の増殖に関係が見られたが、2013年の調査では栄養塩の濃度が比較的高いにも関わらず、アオコ形成種の大幅な増加は認められなかった。これらのことから、2013年に関しては、本水域は閉鎖的水域となることなく、沖帯から湖水が継続的に流入していたことが示唆された。また、9月上旬に見られたプランクトン相の変化および栄養塩濃度の急激な低下は、台風18号の影響と考えられた。

2013年は、水草除去により本水域の閉鎖性が解消され、日成層等のアオコ増殖に有利な現象が生じなかったため、アオコ形成種が大幅には増加しなかったと考えられた。

#### 6.4.4. 水草除去によるアオコ発生抑制効果について

以上の調査結果から、水草除去によって沖帯との水の交換を促進すれば、閉鎖的水域でのアオコ発生を抑制できることが確認できた。また、アオコ形成種は夏季には短期間に増殖することも確認され、水草繁茂等によって流れが停滞し閉鎖的な水域が形成されると、アオコが短期間に発生する可能性が示唆された。

閉鎖的水域における水質改善およびアオコの発生抑制に関して、水草除去による湖流の回復は有効な手段である。今後は、水草の大量繁茂によって閉鎖的水域が形成されないように、継続的に水草や水質のモニタリングをしながら水草除去を実施していくことが望まれる。

### 7. 南湖における固有沈水植物ネジレモの遺伝的多様性

#### 7.1. はじめに

琵琶湖の水草群落は、1930年代以降、人間活動に伴う環境条件の変化によって、生育面積や種構成を変化させてきた。特に、南湖では、1930～1950年代には湖底全域を比較的小型の水草群落が覆っていた。外来種では1973年にオオカナダモ、1989年にコカナダモの増加がみられたが、水草全体としては1964年の琵琶湖大橋建設と埋め立て等による激減をはじめ、1970～1980年代には大きく衰退していた。1994年の水位低下を機に増加してきたが、2012年には再び激減した（水草繁茂に係る要因分析等検討会、2009；浜端、2013）。このような群落の変遷は個々の種の集団の遺伝的構造にも影響を及ぼしていると予測されるが、具体的な検証はなされていない。

ネジレモは、1930～1960年代末までは琵琶湖で最も出現頻度の高い優占種であった（山口、1938；滋賀県水産試験場、1972等）。しかし、浚渫や地形改変による浅水域の減少等に伴い、1980年代半ばには琵琶湖全域で減少が確認され、出現頻度は6位となり（浜端、1991）、1994年

以降も減少傾向にある。1994年以降増加した種は、センニンモ、クロモや外来種のオオカナダモ等、比較的背が高く泥～砂泥の湖底に生える数種で、比較的背の低いネジレモ、コウガイモ、イバラモ等は逆に減少している（独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所、2009）。2002年にはネジレモの優占度は10位になっており、固有分布する希少種として現状把握が必要である。本研究では、南湖のネジレモ集団を対象にアロザイム酵素多型を用いた集団遺伝構造の解析を行った。

なお、本稿は、中川・金子・西野（2014）に原著論文として掲載された内容の抜粋である。

#### 7.2. 方法

##### 7.2.1. 調査種と材料の採取

ネジレモ (*Varisneria asiatica* Miki var. *biwaensis* Miki) はトチカガミ科セキショウモ属に属し、10～50 cm程度の葉身をもつ比較的小型の水草である。主に水深0～2 mの範囲に生育し、砂質域では琵琶湖のほぼ全域で分布が確認されている（独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所、2009）。2011年9～11月に南湖の13地点においてネジレモの葉身を採集した（図7-1）。2 m以上の間隔を空け、可能な限り異なる群落から採集した。

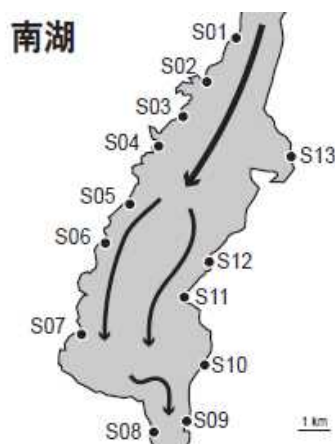


図7-1 ネジレモ採集地点。矢印は湖流の方向を示す（金子ら、2010a参照）。略号は表7-1を参照

##### 7.2.2. ネジレモの酵素多型分析

ネジレモ集団の遺伝構造を解析するため、Shiraishi（1988）に従い、ポリアクリルアミドゲル電気泳動法によるアロザイム酵素多型分析を行った。明瞭で解釈可能な染色パターンは10酵素種で得られ、14遺伝子座を解析することができた。

##### 7.2.3. データ解析

遺伝的多様性については、各サンプルの10酵素14遺

伝子座での遺伝子型を求めた。各集団のクローンの多様性の指数としてシンプソン指数 (Simpson, 1949) を計算した。また、集団のサンプル数によるバイアスを排除したパラメータである遺伝子多様度として、アレリックリッチネス (Allelic richness [AR]; El-Mousadik and Petit, 1996) も求めた。

遺伝的分化については、根井の遺伝子多様度指数 (HT, HS, GST; Nei, 1973) の解析を多型な遺伝子座に関して行い、複数の遺伝子座による推定値として、集団間での各指数の平均を求めた。また、集団間の遺伝的分化の程度を表す指数である GST については遺伝子座ごと、全体の値それぞれについて  $\chi^2$  乗検定を行った (Workman and Niswander, 1970)。集団の遺伝子頻度から根井の遺伝距離 (Nei, 1972) を全ての集団の組み合わせに対して計算した。得られた距離行列に基づいて近隣結合法 (Saitou and Nei, 1987) による類似図を作成した。

### 7.3. 結果

#### 7.3.1. クローンの多様性

全 282 サンプルに 165 のクローンが認められた (表 7-1)。単一のクローンから成る集団はなく、集団当たり平均 12.7 クローンがみられた。シンプソン指数は 0.782 から 0.972 の値を取り、坂本で最も低く、大正寺川河口で最も高かった。また、アレリックリッチネスは 1.49~1.24 の範囲で、草津川で最も低く、大正寺川河口で最も高かった (中川ら, 2014)。

表 7-1 調査集団と遺伝的多様性

集団の略号地域名	サンプル数	クローン数	シンプソン指数	アレリックリッチネス
S01 堅田漁港	15	10	0.943	1.27
S02 天神川河口	30	18	0.949	1.38
S03 北雄琴	23	15	0.949	1.28
S04 大正寺川河口	23	18	0.972	1.49
S05 大宮川河口	30	21	0.968	1.40
S06 坂本	11	5	0.782	1.29
S07 柳が崎	20	9	0.874	1.31
S08 膳所	16	8	0.883	1.34
S09 近江大橋東詰	32	15	0.933	1.24
S10 帰帆北橋	13	5	0.833	1.27
S11 草津川河口	29	14	0.916	1.24
S12 BIYOセンター	20	14	0.937	1.32
S13 赤野井	20	13	0.947	1.36
合計	282	165		
平均	21.7	12.7	0.914	1.32
(SE)	1.9	1.4	0.016	0.02

#### 7.3.2. 遺伝的分化

ネジレモ南湖集団の持つ遺伝的変異量のうち、7.0%が集団間、93.0%が集団内に保持されていた。また、根井の遺伝距離から得られた距離行列に基づく近隣結合法による遺伝的類似度では、東岸の集団、南部の集団がそれぞれクラスターを形成していた (図 7-2; 中川ら, 2014)。

### 7.4. 考察

#### 7.4.1. 遺伝的多様性

クローン多様性は 0.9 以上の集団が約 7 割を占め、種全体及び集団毎にみてもネジレモは比較的高い遺伝的変異をもつ植物であると考えられた。ネジレモは雌雄異株性であるが、外交配による有性繁殖が比較的広く行われていると考えられた。また、遺伝的多様性を維持する上で、南湖のネジレモ集団の中では、大正寺川河口と大宮川河口の地域の重要度が最も高かった。

#### 7.4.2. 遺伝的分化

遺伝的類似度において、南湖東岸の集団と南湖南部の集団がそれぞれまとまる傾向がみられたことから、ネジレモは湖岸に沿って緩やかに分化していることが示唆された。ネジレモは花粉、種子、越冬芽のいずれも水散布されるため、遺伝子流動は水の動きを介したものと考えられる。湖岸に沿った遺伝子流動と集団のまとまりは、湖流や沿岸域での水を介した遺伝子流動と、この種の浅水域に生息するという生態特性の相互作用によって形成されていると考えられた。

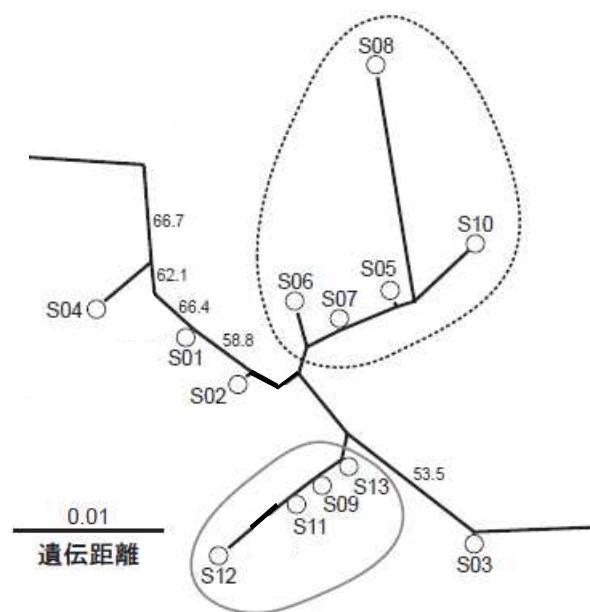


図 7-2 集団間の遺伝距離にもとづく近隣結合法 (Saitou and Nei, 1973) による遺伝的類似図。枝上の数値は 1000 回ブートストラップでの支持確率を示す (50%以上の数値のみ表示) (中川ら, 2014)

## 8. 滋賀と琵琶湖の生物多様性問題とそのガバナンス

### 8.1. はじめに

滋賀や琵琶湖の生物多様性問題をめぐるこれまでの主要な政策アプローチは、例えば「滋賀県琵琶湖のヨシ群落の保全に関する条例」に基づいてヨシ群落保全を図る、あるいは「琵琶湖レジャー利用の適正化に関する条例」に基づいて外来魚対策を行うといったように、個別の課題ごとに制度を構築し対応するというものであった。そしてそれは、南湖というエリアについても例外ではなかった。

しかし、今後はそうした個別的対応にとどまらず、そもそも生物多様性という政策テーマに県としてどのような理念やスタンスで臨むのかという、より根源的かつ高次の課題にも向き合わざるを得ないと考えられる。それは言い換えれば、滋賀や琵琶湖の生物多様性政策を推進するためのガバナンスシステム（制度的基盤）の構築、という課題である。また、それなくして、長期的・総合的・戦略的視野に立った南湖生態系保全も実現できないであろう。

それに、そのガバナンスシステムは、単に滋賀や琵琶湖の生物多様性問題に対応する制度的基盤というだけでは不十分である。詳しくは後述するが、2010年の生物多様性条約第10回締約国会議（以下「COP10」という）で採択された新戦略計画（愛知目標）の達成に貢献する、あるいはそれを受けて策定（改訂）された「生物多様性国家戦略2012-2020」（環境省、2012；以下「国家戦略」という）の推進に寄与するなど、グローバルレベルやナショナルレベルの制度との連環も視野に入れなくてはならない。

本研究において筆者は、南湖生態系の順応的管理を目指すうえで必要となる制度のあり方について検討してきた。その研究成果をもとに、本稿では以下の2点について社会科学視点的な視点から論じることとしたい。

第1に、生物多様性をめぐる県内外の社会的制度的動向を改めて整理し、そこから行政に求められている課題を抽出する。具体的には、“自然保護行政”から“生物多様性行政”への転換が行政に求められていることを示したのち、「ビジョン・ミッション・推進体制・進行管理システム」「分野横断と政策統合」「モニタリングと科学的知見の活用」「市民・事業者の参加と連携」といった政策テーマの重要性について述べてみたい。

第2に、生物多様性問題への取り組みを大きく左右するガバナンスシステム（制度的基盤）として、生物多様性地域戦略（以下「地域戦略」という）という制度に注目し、その滋賀における可能性について探る。地域戦略とは、地方自治体が定める「生物の多様性の保全及び持続可能な利用に関する基本的な計画」（生物多様性基本法第13条）のことであり、南湖のみならず県全域におけるさまざまな生

物多様性問題の政策的基盤となりうるものである。

### 8.2. 生物多様性をめぐる県内外の動向

生物多様性をめぐるここ数年の世界的動向のうち、何よりも重要なのは、COP10における「新戦略計画（愛知目標）」（Decision X/2）の合意であろう（図8-1）。それは「生物多様性に関する世界共通目標」とでも表現すべきものであり、具体的には生物多様性の保全や持続可能な利用というテーマに関するグローバルレベルのビジョン・ミッション・政策目標から構成されている。そして実際、COP10以降、各締約国政府や地方自治体はその実現に向けてすでに具体的な取り組みを進めつつある。

- **ビジョン（“中長期目標”）＝自然との共生（“Living in harmony with nature”）**  
「2050年までに、生態系サービスを維持し、健全な地球を維持しすべての人に必要な利益を提供しつつ、生物多様性が評価され、保全され、回復され、賢明に利用される」
- **ミッション（“短期目標”）**  
「生物多様性の損失を止めるため実効的かつ緊急の行動を起こし、2020年までに生態系が強靱で基礎的なサービスを提供できるようにすることで、地球の生命の多様性を確保し、人類の福祉と貧困解消に寄与する」
- **5つの戦略目標（strategic goals）と20の個別目標（targets）（愛知目標）**
  - 戦略目標A（目標1-4）：  
各政府・社会において生物多様性を主流化することにより、生物多様性の損失の根本原因に対処する
  - 戦略目標B（5-10）：  
生物多様性への直接的な圧力を減少させ、持続可能な利用を促進する
  - 戦略目標C（11-13）：  
生態系、種及び遺伝子の多様性を守ることにより、生物多様性の状況を改善する
  - 戦略目標D（14-16）：  
生物多様性及び生態系サービスから得られる全ての人のための恩恵を強化する
  - 戦略目標E（17-20）：  
参加型計画立案、知識管理と能力開発を通じて実施を強化する

図8-1 新戦略計画（愛知目標）の概要（COP10 決議文書や環境省資料等をもとに作成）

また COP10 の結果を受けて 2012 年に策定（改訂）された国家戦略においても、新戦略計画（愛知目標）に準じて長期目標と短期目標が定められたほか、その実現に向けて基本戦略、ロードマップ、行動計画も具体化されている。つまり、生物多様性という政策領域においては、グローバルレベルでもナショナルレベルでも、政策のビジョンやミッションがすでに定まっているのである。その中で、県としてどのような方針を掲げ、リージョナルレベルやローカルレベルでの取り組みを進めていくのかが問われている。

それに関連して、COP10 では新戦略計画（愛知目標）の推進主体としての地方政府、そして推進レベルとしての地方がもつ重要性について確認されたことも、重要な点である（Decision X/22）。そこでは、行政だけでなく市民や事業者の取り組みをどう活性化するか、そしてそれら各主体の連携をどう実現するかといったテーマについても言及されており、県としても生物多様性問題への取り組みの成果を向上させ、新戦略計画（愛知目標）の推進に寄与することが求められている。

新戦略計画（愛知目標）や国家戦略以外に目を向けてみ

ても、昨今、県をとりまく諸状況は劇的な変化の最中にあることが分かる。まず法律面の動向に注目すると、生物多様性基本法を筆頭に、この10年あまりの間に自然再生推進法や生物多様性地域連携促進法などの新たな法律が次々と誕生したほか、既存の関連法でも生物多様性問題を意識した改正が行われてきた。また国家戦略についても、生物多様性基本法成立後は法定計画としての位置づけを得るなど、その実効力は増している。こうした法的動向をふまえた制度づくりが、県においても必要になっている。

加えて法律以外では、生物多様性をテーマとした主体間連携の素地が徐々に醸成されていることが注目される。2011年10月には生物多様性自治体ネットワークという組織が設立されたほか、NPO・NGOのネットワーク化も国レベルや関西レベルで進みつつある。さらに経済界でも、例えば滋賀経済同友会が「琵琶湖いきものイニシアティブ」という指針を定め、経済界としての取り組みを促すなど、全国に先駆けた活動を展開していることは注目に値する。こうした諸々の動きと戦略的に連携するためにも、県として生物多様性問題に関して確たる政策理念を掲げる必要がある。

### 8.3. 自然保護行政から生物多様性行政へ

#### 8.3.1. 生物多様性行政とは何か

こうした諸状況の中で今求められているのは、“自然保護行政”から“生物多様性行政”への移行をどう進めるかである（表8-1）。

表 8-1 自然保護行政と生物多様性行政

	自然保護行政	生物多様性行政
コンセプト	<b>自然環境の保護・保全</b> ▶ 開発圧への対応	<b>生態系サービスマネジメント</b> ▶ 人々の究極的生存基盤・社会経済の発展基盤の維持 ▶ 人々の福祉(well-being)の増大 ▶ 生物多様性の“健全”と“持続可能な利用”
政策の対象	▶ 特定の構成要素(例: 風、絶滅危惧種) ▶ 特定のエリア(例: 自然環境保全条例、自然公園条例)	▶ 生態系(システム)全体の健全性(例: レジリエンス) ▶ 市営池・里山・農有地などでの取り組み ▶ テーマの広がり(農林水産業、観光、文化的景観、防災、再生可能エネルギー...)
政策手段の力点や特長	▶ 規制・要綱 ▶ 事業(公的支出) ▶ 補助金 ▶ 啓発 ▶ その他個別具体的事案ごとの対応(例: 環境影響評価条例)	▶ 長期的・計画的・戦略的取り組み ▶ ビジョン・ミッション・推進体制・進行管理システム ▶ 分野横断と政策統合 ▶ モニタリングと科学的知見の活用 ▶ 市民・事業者の参加と連携 ▶ グローバル・ナショナルレベルの制度との連携 ▶ 地域間ネットワークやNPO・NGOネットワークとの連携

滋賀県も含め、これまでの地方自治体の取り組みは、例えば希少野生動植物種保護のように、生態系の中のある特定の構成要素をターゲットとしたもの、あるいは自然環境保全条例や自然公園条例に根拠を置くことが多く、ある特定のエリアをターゲットとしたものが中心であった。ところが近年は、その政策的射程をいかに広げるかが問われている。

かつてであれば、生物多様性や生態系といった言葉が用いられた場合、まず自然保護という政策的関心が想起される場合が多かった。しかし現在では、生態系がもつ人類の究極的な生存基盤や社会経済の発展基盤としての側面が注目されている。つまり行政の課題が、生態系サービス(ecosystem services)、すなわち自然の恵みの維持管理をいかに図り、人々の福祉(well-being)を向上させるのかといったテーマにまで、政策の射程が広がってきているのである。

このように、生物多様性行政では“生態系サービスマネジメント”という発想が大きな柱とならざるを得ないのであり、県としてもそのためのガバナンスシステム(制度的基盤)の整備に着手する必要がある。

#### 8.3.2. 生物多様性行政の実現に向けて

表8-1で示したように、生物多様性行政では、これまでの自然保護行政とは違った特徴がいくつかある。ここでは、政策手段の力点や特質に関する以下の4点について、説明を加えておきたい。

第1に、「生物多様性をめぐるビジョン・ミッション・推進体制・進行管理システムの構築」である。生物多様性条約や生物多様性基本法の精神に則り、ビジョンやミッションの中に生物多様性の保全や生態系サービスの持続可能な利用に関連するテーマを政策的射程の中に包括的に盛り込むと同時に、新戦略計画(愛知目標)や国家戦略との間で整合性をとりつつ、その十分かつ適切な具体化を図る必要がある。さらには、そのビジョンやミッションの実現を確かなものとすべく、政策の推進体制や進行管理システムも整備しなければならない。

第2に、「分野横断と政策統合」である。生物多様性問題をめぐる政策の射程は、これまでの伝統的な自然保護から、農林水産業やエコツーリズム、生物多様性の文化的価値に至るまで、実に幅広い。だが一方で、日本の場合、生物多様性問題は自然保護部局が担当するケースがほとんどであるため、生物多様性問題のうち、もっぱら生物多様性の保全の方だけが所管の対象となる。その結果、農林水産部局や土木部局などの取り組みが大きく鍵を握るもう1つのテーマ、生態系サービスの持続可能な利用に関する政策を、生物多様性行政という文脈の中でどう推進していくかが1つの課題となる。そのためにも、生物多様性に関連するさまざまな政策分野を横断的に考える、あるいはテーマごとにとらばらに取り組みのではなく統合的に対応するといった姿勢が一層求められる。

第3に、「モニタリングと科学的知見の活用」である。生態系保全の現場ではさまざまな不確実性に直面せざるを得ないため、モニタリングの実施や科学的知見の適用を

取り入れた順応的管理 (adaptive management) のような取り組みが生物多様性行政の実施にとって不可欠となる。

第 4 に、「市民・事業者の参加と連携」である。COP10 開催と前後して、生物多様性をめぐる政策的気運は企業や市民といったセクターでも大いに高まりを見せ、さまざまな自発的取り組みが各地で進められている。こうした中、行政は、市民や事業者を「御用聞きの対象」や「公共サービスの受益者」などに見なすのではなく、「取り組みを行政とともに推進する主体(=パートナー)」として位置づけ、ともに生物多様性問題に対応していくという視点が一層必要になっている。

#### 8.4. 滋賀における地域戦略の可能性

一体どのようなガバナンスシステムのもとであれば、生物多様性行政の実現を目指しつつ、長期的・総合的・戦略的視野に立って南湖生態系保全を図っていくことができるのであろうか。本研究では、行政に求められている諸課題に対応し、南湖の生態系と生物多様性を保全するための最も基礎的な制度的基盤として「地域戦略」という制度に着目し、滋賀におけるその実現可能性について考察してきた。また、実際、県としても、2014 年度に地域戦略を新たに策定(改訂)する予定である。以上をふまえ、ここでは滋賀の地域戦略を考える上で重要となるポイントを以下の 3 点にまとめ、本稿の結びとしておきたい。

第 1 に、「グローバルな視野に基づく問題意識や課題設定」である。例えば生物多様性条約締約国会議やその関連会合では、「持続可能な利用」「生物多様性の社会的・文化的価値」「生物多様性問題と地球温暖化問題の不可分性」などが多く議論されているが、それらのテーマを地域戦略の中できちんと位置づけておく必要がある。とりわけグローバルな動向との関連で課題となるのが、新戦略計画(愛知目標)をもとに滋賀における生物多様性行政のビジョンやミッションを改めて整理・構築することである。

第 2 に、「近年の法的制度的な動向、とりわけ生物多様性基本法や国家戦略をめぐる動向の反映」である。例えば、生物多様性基本法第 3 条にならって県の生物多様性行政の基本理念として予防原則と順応的管理を新たに掲げ、そのことを地域戦略で明文化することなどが考えられる。またそれに関連して、科学的知見を有する関係諸機関(大学や自然系博物館、公設試験研究機関など)の機能・役割や推進体制の担い手としての地位を地域戦略の中で明らかにすることも有効である。さらにそれ以外では、国家戦略が強調しているように、既存の社会経済活動や行政の関連施策を与件として生物多様性問題に取り組むのではなく、その社会経済活動や関連施策自体に生物多様性という視点を埋め込むという課題、つまり生物多様性の主流化

(mainstreaming) を促進するという視点も必要になる。そしてそれは、生物多様性版自治体総合計画としての地域戦略に求められる機能に他ならない。

第 3 に、「市民・事業者の参加と連携をさらに深く追求すること」である。具体的には、単なる個別事業レベルでの参加や連携で終わってしまうのではなく、地域戦略の進行管理レベルでも参加や連携を促進すること、そして市民・事業者がもつ地域戦略推進の担い手としての地位を明文化したり、行政が彼らとともに成長するための場やプロセスを用意したりすることなどが求められる。

### 9. 南湖生態系の順応的管理に向けて

#### 9.1. はじめに

南湖の望ましい姿、目標像とは、科学的知見のみならず、さまざまな主体の合意形成によって設定されるべきものである。ここでは、そうした一定の手続きを経て策定されたマザーレイク 21 計画をもとに、琵琶湖とその流域のうち、南湖の目標像について考える。

本稿では、南湖生態系だけを切り取って議論することは、科学的には正しくないことを理解した上で、南湖の湖内および湖辺域で管理しうる項目を中心に考察する。

また、マザーレイク 21 計画には、評価指標として、アウトプット指標とアウトカム指標が詳細に掲げられている。本稿では、生態系や環境の状態がどの程度改善されたかを示すアウトカム指標に主に着目し、そのうち特に重要と考えられるものについて考察する。

#### 9.2. 基盤となる考え方

マザーレイク 21 計画に「2050 年頃の琵琶湖のあるべき姿」として示されている「琵琶湖と人が共生する姿」とは、水士壤、動植物、地形、およびそれらの総体として形成される地域固有の景観の恵み(=生態系サービス)の持続可能な利用が維持される姿である。すなわち、琵琶湖は、自然環境と人間活動・文化の複合体として、人が生態系に能動的に関わることで育まれた「里湖」であって、単に原生的な自然への回帰を目指すものではないということである。またそれは、目先の利便性や経済性だけを追求しては実現できないものであるが、一方で自然環境・生態系の動態によって、安心、安全な生活が脅かされることがない状態でなければならない。さらに、人の暮らしに活力を与えるものでなければならない。

#### 9.3. 南湖の視点からの考え方

##### 9.3.1. 課題の解決に向けて

現在の南湖に目を向けると、水草繁茂、在来魚介類の減少、外来動植物の分布拡大等、喫緊の課題が山積みである。



一方、かつてたびたび大洪水に見舞われていた状況は、湖岸堤や瀬田川洗堰の整備によって激減し、治水・利水を目的とした水位管理が高度に発展してきた。また、有機・無機の水質汚濁に悩まされていた状況も、これまでの各種施策の実施により、流入する汚濁負荷量は削減され、水質は改善傾向にある。社会的には、戦後の食糧難から、現在は食の欧米化、コメ離れの時代であり、単なる食糧増産の必要性は少なくなりつつある。ただし、地域の漁業や湖魚食および関連する祭事等の文化伝承、自給率（地産地消）の観点からは、現在の漁獲量減少が望ましいとは言えない。現在は解決した、あるいは解決に近づいた過去の課題については、現在の状態を維持あるいはさらに進めつつ、現在課題となっていることについては、その解決を目指す。さらに、新たに生じうる課題については、不確実性が存在しても科学的知見に基づいて可能性を予測し、回避するよう努力しなければならない。

### 9.3.2. マザーレイク 21 計画における目標

マザーレイク 21 計画では、上記の「2050 年頃の琵琶湖のあるべき姿」の実現に向けて、「2020 年の計画目標」が以下のように設定されている。

＜湖内＞良好な水質と栄養塩バランスの回復と、多様で豊かな在来生物群集の再生：良好な水質および栄養塩バランスが回復・維持され、かつ健全な在来生物群集が再生する兆しがみられる。

＜湖辺域＞絶滅に瀕する在来種の種数と外来種の減少、在来魚介類の再生産の回復と漁獲量の増加、湖岸景観の回復（以上抜粋）

南湖の水質は、北湖から流入する湖水を背景として、流入河川の水質、底質からの溶出物質、南湖に生息する動植物の作用（同化、異化）の影響を受ける。また、平均水深が約 4m と浅い南湖は、その全体が生態学的には湖辺域（沿岸帯）ともいえる。湖岸の約 3/4 が人工化された南湖においては、在来動植物の生息環境の回復と、人の安全を確保した上で固有の自然に親しむことのできる景観の回復が目標となる。また、南湖における在来魚介類の資源量の回復と、それによって生業としての漁業が持続的に成立することも、重要な目標である。

## 9.4. 科学的知見からの考察

### 9.4.1. 餌環境・生息環境から推測される過去の魚介類資源量

南湖の植物プランクトンは、少なくとも 1930 年代～1940 年代においては、珪藻類や緑藻類の一時的な増加を除けば現存量は少なく、富栄養化の指標となるアオコ形成種を含む藍藻類はほとんどみられなかった（e.g. 森、

1945；山口、1960）。一方、現在の南湖では、藍藻類の増加によるアオコ発生が度々みられるほか、水中の植物プランクトンや土壌粒子等の懸濁物質の指標となる濁度が、1930 年代～1950 年代より高い（早川ら、2011）。すなわち、1930 年代～1950 年代の植物プランクトン量は、少なくとも現在と同程度以下であったと考えられる。

湖沼生態系における生物量は、一般に、一次生産者である植物プランクトンが最も多く、それを餌とする消費者である動物プランクトンや貝類、さらに動物プランクトンを餌とする魚類等の順に少なくなる。すなわち、植物プランクトンの量が多いほど、それを餌とする動物プランクトンや魚介類も増加すると考えられる。しかし、琵琶湖全域における漁獲量の変遷をみると、漁業統計資料が現存する 1954 年から 6 年間の平均値は魚類 2217.2t（オオクチバス、ブルーギルは移入されていない）、貝類 7481.3t であったのに対し、2007 年から 6 年間の平均値は魚類 1445.7t（オオクチバス、ブルーギルを含む）、貝類 50.7t であり（滋賀県、2011b）、特に貝類の減少が著しい。漁獲量は、漁業従事者数や漁船数等の漁獲努力量や、漁具・漁法による漁獲効率等の影響も受けるため、現存量と同義に扱うことには問題がある。この点を考慮しても、植物プランクトン量が少なかった 1950 年代の方が、現在より在来魚介類の資源量が多かったと考えるのが妥当であり、植物プランクトン量の変化だけでは現在の在来魚介類の減少を説明できない。

1950 年代の琵琶湖において、現在より在来魚介類が豊富であった要因として、以下の 3 点が挙げられる。

- ① 在来魚介類の良好な生息場所（環境）が維持されていたこと。例えば、かつての南湖東岸域は、土砂の運搬と堆積が繰り返されて浅い砂地が形成され、砂地を好むヨシが繁茂してただけでなく、多くの水田や内湖が南湖と細い水路で網の目のように結ばれていた。砂質帯はシジミ等の貝類の生育場所として、ヨシ帯は魚類の産卵場所として機能し（林ら、1966；中村、1969）、水田や内湖で発生するミジンコ類（田中ら、2004；大塚ら、2012）は、琵琶湖から水路を通して水田や内湖へ行き来する魚類の餌となる。
- ② オオクチバス、ブルーギル等の侵略的外来魚が侵入していなかったこと。琵琶湖南湖では、1990 年代半ばからブルーギルやオオクチバスが急増しており、これらの侵略的外来魚が在来魚介類やその餌生物を捕食することが、在来魚介類減少の一因と考えられる（福岡、2011；藤岡、2013）。特に琵琶湖南湖では、外来魚が多く、アユやテナガエビなどの魚介類を捕食している（臼杵ら、2012a；臼杵ら、2012b）。一方、外来魚駆除によって、在来魚（ホンモロコなど）の現存量回

復の兆しがみえてきた琵琶湖内湖もある(滋賀県水産試験場, 亀甲, 私信)。このことから、これまでも滋賀県による外来魚駆除事業が進められてきたが、根絶に向けて継続的な取り組みが必要であると考えられる。

- ③ 植物プランクトンの種組成が現在とは異なること。
- 1930年代～1950年代では、琵琶湖においてアオコの原因藻類である藍藻類はほとんどみられなかったが、現在では度々発生する。藍藻類は、大きな群体を形成する種や、硬い細胞膜で覆われている種が多く、動物プランクトンの餌となりにくい(Lampert, 1987)。すなわち、植物プランクトンの量が多くても、藍藻類の割合が高ければ、植物プランクトンを摂食する動物プランクトンや貝類は餌不足となって減少し、さらに動物プランクトンを摂食する魚類も餌不足となって減少する。1950年代までの南湖生態系は、藍藻類がほとんど発生しなかったため、植物プランクトンから魚介類までの食物連鎖(食物網)の流れが現在より効率的であった可能性がある。

#### 9.4.2. 生態系・生物多様性の保全

南湖は琵琶湖の一部であり、我々は、琵琶湖を健全な姿で後世に引き継ぐ義務を負っている(滋賀県, 2011a)。例えば、埋め立て、干拓等の不可逆的な土地利用は、回復の可能性の放棄を意味する。また、生物についても、種や個体群の絶滅は不可逆的である。生物の単位は個体(遺伝子)であり、生物多様性保全の観点からは在来種あるいは在来個体群の移出入についても遺伝的多様性保全への配慮が必要である。

外来生物については、水産上有用種のワカサギのような特段の理由がない限り排除すべきである。また、仮に多少とも有用性のある種であっても、侵略的外来生物については根絶を目標としなければならない。

さらに、景観の多様性についても考慮が必要である。南湖は一様ではなく、湖岸では抽水植物帯、砂浜、砂礫帯等、湖内の底質も礫、砂地、泥地等、地域固有の本来の景観を目標とする必要がある。

#### 9.5. 南湖の目標像と評価指標

以上の点を踏まえ、水質、生物の量および組成、景観、人の暮らしの観点から総合的に考慮すれば、1930年代～1950年代頃の南湖の状態が、バランスの良い、目指すべきひとつの目標像として挙げることができる。ただし、治水・利水の観点からは、少なくとも現在と同程度の安全性を確保する必要がある。

マザーレイク 21 計画では、数多くのアウトカム指標が挙げられており、南湖においても、水草の繁茂面積や種構

成、アオコ発生日数、在来魚介類の漁獲量、希少野生動植物の種数、外来魚の生息量等、現在の課題と直結する指標は多い。これらの中でも、中・長期的な視野から総合的に目標の達成度合を評価しうるものとして特に重要な総合指標は、以下の特性をもつものが優れていると考えられる。

- ① 変動のサイクルが短すぎず長すぎないもの:短すぎる変動はノイズとなり、中・長期的な傾向の把握が困難になる。また、長すぎる変動サイクルをもつものは、その変動が施策の効果かどうかの判断が困難になる。
- ② 定量的な評価が比較的容易に可能なもの:定量性ととも客観性も担保でき、定期的なモニタリングが無理なく可能な方法で評価できる指標が優れている。
- ③ 人の活動を含めた理化学的・生態学的な影響を総合的に受けるもの:南湖生態系を形成する自然と人の相互作用の状態を総合的に示す指標が優れている。
- ④ ある程度まとまった期間にわたって、生態系および人の活動に障害がなかったことの指標となりうるもの:①との関連では、一時的な自然・人為イベントが生態系に大きな影響を及ぼす場合も含め、目標到達に近づいているかどうかを評価できる指標が優れている。また、②との関連では、モニタリング調査の間隔期間を長くできる利点がある。

これらの条件を満たす総合的なアウトカム指標のひとつとして、①ライフサイクル(寿命)が数年程度で、②移動能力が低く、③人に利用される、④生物、の状態(生息密度等)が挙げられる。特に、シジミ類、イシガイ類等の在来二枚貝類は、これらの条件をすべて満たすと考えられる。二枚貝類の生息密度、種構成、年齢構成は、水質、植物プランクトン生産量、湖底環境、湖岸環境、流域からの土砂供給、漁獲圧等を最もよく総合的に反映すると考えられる。

中でも、セタシジミの成長は底質の粒径 0.5～20mm では細かいほど、流速 0～16.7cm/s では高いほどよく(永松, 1979)、かつては砂質～砂泥質の底質に高密度で生息した(林ら, 1966)。また、南湖湖辺域における 1969年と 2003年の比較では、底質は粒径 0.5mm 未満が増加傾向にあり、二枚貝類はタテボシガイとササノハガイが増加傾向の一方で、セタシジミが激減した(滋賀県水産試験場, 2005)ことから、目標の第一段階として「流れや波浪がある湖辺域の砂質帯に、セタシジミが豊富に生息することが維持される状態」を目指すことが特に重要と考えられる。

また、南湖沖合では、特に水草の大量繁茂による課題・障害が数多くあるだけでなく、琵琶湖全体においても二枚貝類の漁獲量が減少している(農林水産省近畿農政局滋賀農政事務所, 1954～2009; 農林水産省, 2010～2013)。水草大量繁茂による湖底の生息環境悪化、底質への水草腐植質の堆積、流域からの土砂供給の減少による泥質化等、二

枚貝類の減少要因として考えられる要因との関係性については不明な点があり、その解明については今後の課題である。いずれにしても、南湖で本来砂質帯であった場所はセタンジミの豊富な砂質帯に、本来泥質帯であった場所はタテボシガイ等の生息に適した泥質帯に、地域固有の動植物相や底質の状態（山口，1938，1943；山口ら，1943）を再生することで、南湖生態系全体の再生に向けて大きく前進すると考えられる。

また、評価指標については、二枚貝類等の状態だけを把握すれば南湖生態系のすべてを評価できるということではなく、これらの指標によって南湖全体の目標に近づいているかどうかを総合的に評価しやすいということにすぎない。水質、プランクトン、水草、魚類、底生動物、底質等、さまざまな項目のモニタリングによって、事業の進捗状況とともに、中・長期的な目標の達成度合を見極めつつ、順応的に施策を実施する必要がある。

## 10. 謝辞

水草除去に関する研究は、滋賀県水草対策チームにおける情報共有、および滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課、公益財団法人淡海環境保全財団、滋賀県漁業協同組合連合会のご協力により実施しました。ここに記して感謝いたします。

## 11. 引用文献

- 東善広 (2007) : 土地利用. 琵琶湖ハンドブック, 琵琶湖ハンドブック編集委員会 (編) : 76-77. 滋賀県, 大津.
- 琵琶湖治水会 (編著) (1968) : 琵琶湖治水沿革誌 第1巻. 琵琶湖治水会, 大津.
- 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2002) : 平成14年度琵琶湖湖岸等航空写真.
- 独立行政法人水資源機構琵琶湖開発総合管理所 (2009) : 琵琶湖沈水植物図説.
- El Mousadik, A. and R. J. Petit (1996) : High level of genetic differentiation for allelic richness among populations of the argan tree (*Argania spinosa* (L.) Skeels) endemic of Morocco. *Theoretical and Applied Genetics*, 92: 832-839.
- 遠藤修一・岡本巖・伴伊久夫・岡本拓夫 (1982) : びわ湖における流況の連続観測 (II) -南湖の流況特性. 滋賀大学教育学部紀要 自然科学, 32 : 67-83.
- Farina, A. (1998) : Principles and methods in landscape ecology. Chapman & Hall, London.
- 藤井伸二・志賀隆・金子有子・栗林実・野間直彦 (2008) : 琵琶湖におけるミズヒマワリ (キク科) の侵入とそ

の現状および駆除に関するノート. 水草研究会誌, 89 : 9-21.

- 福岡崇史 (2011) : 琵琶湖の伝統的漁業・魴漁で混獲される特定外来魚 (オオクチバス・ブルーギル) の食性に関する研究. 奈良大学大学院研究年報, 16 : 212-217.
- 藤岡康弘 (2013) : 琵琶湖固有 (亜) 種ホンモロコおよび二ゴロブナ・ゲンゴロウブナ激減の現状と回復への課題. 魚類学雑誌, 60 : 57-63.
- 芳賀裕樹・芦谷美奈子・大塚泰介・松田征也・辻彰洋・馬場浩一・沼畑里美・山根毅 (2006) : 琵琶湖南湖における湖底直上の溶存酸素濃度と沈水植物群落現存量の関係について. 陸水学雑誌, 67 : 23-27.
- 芳賀裕樹・石川可奈子 (2011) : 2007年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量分布および2002年との比較. 陸水学雑誌, 72 : 81-88.
- 芳賀裕樹・石川可奈子 (2014) : 2012年夏の琵琶湖南湖の沈水植物の現存量分布ならびに2002, 2007年との比較. 陸水学雑誌, 75 : 107-111.
- 浜端悦治 (1991) : 琵琶湖の沈水植物群落に関する研究 (1) -潜水調査による種組成と分布. 日本生態学会誌, 41 : 49-63.
- 浜端悦治 (2013) : 減り続けるのか? 琵琶湖南湖の沈水植物群落. 琵琶湖統合研究「南湖生態系の総合的・順応的管理に関する研究」中間発表会講演要旨集, 7-9. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.
- 早川和秀・辻村茂男・石川俊之・焦春萌・石川可奈子 (2011) : 湖内水質変動の解析および生態系保全に向けた琵琶湖の生態構造と栄養バランスの把握. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 6 : 58-69.
- 林一正・森主一・東玲・川那部浩哉・近畿地方建設局 (1966) : 貝類班中間報告. びわ湖生物資源調査団中間報告, 607-707.
- 彦根地方气象台 (2011) : 滋賀県の気象-平成23年 (2011年) 年報. 彦根地方气象台, 彦根.
- 彦根地方气象台 (2012) : 滋賀県の気象-平成24年 (2012年) 年報. 彦根地方气象台, 彦根.
- 彦根地方气象台 (2013) : 滋賀県の気象-平成25年 (2013年) 9月月報. 彦根地方气象台, 彦根.
- 一瀬諭・廣瀬佳則・古田世子・藤原直樹・池田将平・山中直 (2013) : 生物環境のモニタリング-平成23~24年度 (2011~2012) 琵琶湖におけるアオコ調査結果について. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 8 : 44-49.
- 一瀬諭・若林徹哉・松岡泰倫・山中直・藤原直樹・田中勝美 (1995) : 琵琶湖の植物プランクトンの形態に基づ

- く生物量の簡易推定について. 滋賀県立衛生環境センター所報, 30: 27-35.
- 一瀬諭・吉田美紀・若林徹哉・藤原直樹・津田泰三・岡本高弘・原良平・芳賀裕樹 (2006): 琵琶湖沿岸帯水質形成機構調査報告—沈水植物がプランクトンや水質に及ぼす影響について. 滋賀県琵琶湖・環境科学研究センター試験研究報告(平成16年度), 1:114-126.
- 井上栄壮 (2012): ユスリカ. 琵琶湖ハンドブック改訂版, 滋賀県: 196. 滋賀県, 大津.
- 井上栄壮・金子有子・七里将一・永田貴丸・西野麻知子・石川可奈子・廣田大輔・山中直・奥村陽子・一瀬諭・田中稔・藤原直樹・廣瀬佳則・東善広・宮永健太郎・水野敏明・大久保卓也 (2014): 南湖生態系の順応的管理方法に関する研究. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 9.  
[http://www.pref.shiga.lg.jp/d/biwako-kankyo/lb/eri/03yomu/03-01kankoubutsu/03-01-03research\\_report/no9/files/report04.pdf](http://www.pref.shiga.lg.jp/d/biwako-kankyo/lb/eri/03yomu/03-01kankoubutsu/03-01-03research_report/no9/files/report04.pdf)
- Inoue, E., T. Kobayashi and M. Nishino (2012): Chironomid fauna (Diptera: Chironomidae) of Lake Biwa, with emphasis on the changes in recent years. Lake Biwa: Interactions between nature and people, Kawanabe, H., M. Nishino and M. Maehata (eds): 113-116. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London.
- 石橋亮・古丸明 (2003): 琵琶湖淀川水系、大和川水系におけるタイワンシジミの出現状況. Venus, 62: 65-70.
- Kaneko, Y. (2012): Invasive alien plant species in the shore areas surrounding Lake Biwa. Lake Biwa: Interactions between Nature and People, Kawanabe, H., M. Nishino and M. Maehata (eds): 485-490. Springer, Dordrecht, Heidelberg, New York, London.
- 金子有子・東善広・石川可奈子・井上栄壮・西野麻知子 (編著) (2011): 琵琶湖岸の環境変遷カルテ. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.
- 金子有子・東善広・辰己勝・佐々木寧・栗林実・石綿進一・井上栄壮・小林貞・石川可奈子・芳賀裕樹・西野麻知子 (2010a): 湖岸生態系の保全・修復および管理に関する政策課題研究—平成19~20年度(2007-2008年度)中間報告. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 5: 55-85.
- 金子有子・栗林実・藤井伸二・佐々木寧 (編著) (2010b): 琵琶湖の貴重植物と外来植物. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.
- 環境省 (2012): 生物多様性国家戦略の閣議決定について.  
<http://www.env.go.jp/press/press.php?serial=15758>
- 環境省 (2014): 外来種被害防止行動計画 (仮称) 案.  
<http://www.env.go.jp/nature/intro/1outline/koudou/koudou4/mat03.pdf>
- 国土地理院 (編) (2006): 数値地図25000 (土地条件)—西日本— (平成18年3月1日刊行版). 日本地図センター, 東京, CD-ROM.
- 国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所 (2011, 2012, 2013): 琵琶湖の水位データダウンロード.  
<http://www.biwakokasen.go.jp/graph2/csvlist.html>
- Lampert, W. (1987): Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 21: 483-490.
- 水戸鼓・荒西太士 (2010): 高梁川水系における *Corbicula* シジミの分子分類解析. 陸水学雑誌, 71: 193-199.
- 水草繁茂に係る要因分析等検討会 (2009): 水草繁茂に係る要因分析等検討会 検討のまとめ. 水草繁茂に係る要因分析等検討会, 大津.
- 森主一 (1945): 昭和9-12年間の琵琶湖南部浮遊生物の年週期遷移. 京都大学生理・生態学研究業績, 53: 1-28.
- 永松正昭 (1979): セタシジミの増殖に関する研究 I. 流速及び底質に関する成長試験について. 滋賀県水産試験場研究報告, 31: 88-91.
- 中川昌人・金子有子・西野麻知子 (2014): 琵琶湖南湖における固有種ネジレモの遺伝的変異と遺伝子流動. 保全生態学研究, 19: 3-14.
- 中村守純 (1969) 日本のコイ科魚類. 資源科学研究所業績第1198, 財団法人資源科学研究所.
- 中野伸一・中島拓男・熊谷道夫・焦春萌・早川和秀・Frenette, J. J.・辻村茂男 (1997): アオコ発生機構解明に関連した隔離水塊実験. 滋賀県琵琶湖研究所所報, 16: 12-18.
- Nei, M. (1972): Genetic distance between populations. American Naturalist, 106: 283-292.
- Nei, M. (1973): Analysis of gene diversity in subdivided populations. PNAS 70: 3321-3323.
- 日本水産資源保護協会 (2000): 水産用水基準 (2000年版). 21-23.
- 西野麻知子 (2001): 琵琶湖のユスリカと大発生する種. ユスリカの世界, 近藤繁生・平林公男・岩熊敏夫・上野隆平 (編): 2-11. 培風館, 東京.
- 農林水産省 (2010~2013): 内水面漁業生産統計調査.

- http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui\_gyosei/#1
- 農林水産省近畿農政局滋賀農政事務所（1954～2009）：滋賀農林水産統計年報。農林水産省近畿農政局滋賀農政事務所，大津。
- 岡本高弘・一瀬諭・藤原直樹・津田泰三・若林徹哉・土肥誠・芳賀裕樹（2004）：琵琶湖南湖沿岸帯沈水植物（水草）帯における水質形成機構に関する調査結果について。滋賀県立衛生環境センター所報，39：82-87。
- 大塚泰介・山崎真嗣・西村洋子（2012）：水田に魚を放すと、生物間の関係が見えてくる—多面的機能を解き明かすための基礎として。日本生態学会誌，62：167-177。
- Saitou, N. and M. Nei (1987): The neighbour joining method: A new method for reconstructing phylogenetic trees. *Molecular Biology and Evolution*, 4: 406-425.
- 滋賀県（1995）：琵琶湖高水時湖辺状況調査の航空写真。
- 滋賀県（2011a）：琵琶湖総合保全整備計画（マザーレイク 21 計画）第 2 期改訂版。滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖政策課，大津。
- 滋賀県（2011b）：滋賀県資源管理指針。滋賀県，9pp。
- 滋賀県（2012）：滋賀の環境 2012（平成 24 年版環境白書）資料編。滋賀県琵琶湖環境部環境政策課，大津。
- 滋賀県（2013a）：滋賀の環境 2013（平成 25 年版環境白書）。滋賀県琵琶湖環境部環境政策課，大津。
- 滋賀県（2013b）：滋賀の環境 2013（平成 25 年版環境白書）資料編。滋賀県琵琶湖環境部環境政策課，大津。
- 滋賀県立衛生環境センター（1988）：琵琶湖における「水の華」に関する調査報告書（昭和 59 年～61 年）。滋賀県立衛生環境センター，大津。
- 滋賀県水産試験場（1972）：昭和 44 年度琵琶湖沿岸帯調査報告書。滋賀県水産試験場，彦根。
- 滋賀県水産試験場（2005）：平成 14～15 年度琵琶湖沿岸帯調査報告書。滋賀県水産試験場，彦根。
- Shiraishi, S. (1988): Inheritance of isozyme variation in Japanese 5 black pine, *Pinus thumbergii* Parl. *Silvae Genetica*, 37: 93-100.
- 庄建治朗・長尾正志・富永晃宏（2000）：古記録による琵琶湖歴史洪水の水位推定。水工学論文，44: 371-376。
- 種生物学会（編）（2010）：外来生物の生態学—進化する脅威とその対策。文一総合出版，東京。
- Simpson, E. H. (1949): Measurements of diversity. *Nature*, 168: 688.
- 水生植物研究会（2005）：水生植物から見た内湖の生物多様性の解析。平成 16 年度琵琶湖研究所委託研究報告書。琵琶湖研究所，大津。
- 須山知香・佐藤杏子・植田邦彦（2008）：侵略的水草 *Ludwigia grandiflora* subsp. *grandiflora* (新称：オオバナミズキンバイ、アカバナ科) の野外生育確認およびその染色体数。水草研究会誌，89：1-8。
- 田中晋・大高明史・西野麻知子（2004）：琵琶湖沿岸帯および内湖のミジンコ相。陸水学雑誌，65：167-179。
- 津田松苗・川合禎次・鉄川精・御勢久右衛門・近畿地方建設局（1966）：底生動物班中間報告。びわ湖生物資源調査団中間報告，518-534。
- 白杵崇広・上垣雅史・上野世司（2012a）：平成 24 年秋における外来魚生息状況調査結果。平成 24 年度滋賀県水産試験場事業報告，有害外来魚ゼロ作戦事業。
- 白杵崇広・吉岡剛・磯田能年（2012b）：南湖における電気ショックカーボートによるオオクチバス捕獲状況と食性。平成 24 年度滋賀県水産試験場事業報告，有害外来魚ゼロ作戦事業。
- Workman, P. L. and J. D. Niswander (1970): Population studies on southwestern Indian tribes. II. Local genetic differentiation in the Papago. *American Journal of Human Genetics*, 22: 24-49.
- 山口久直（1938）：琵琶湖南湖に於ける高等水生植物の生態分布。生態学研究，4：17-26。
- 山口久直（1943）：琵琶湖の水草。陸水学雑誌，13: 92-104。
- 山口久直（1960）：琵琶湖南部湖盆の植物性プランクトン。陸水学雑誌，21：315-326。
- 山口久直・津田松苗・鳥居元（1943）：琵琶湖北山田付近の底棲生物。陸水学雑誌，13：105-112。