

### 1. 政策課題研究 1 (5-PS1)

## 琵琶湖沿岸域における湖底環境・生物再生に向けた研究

井上栄壮・古田世子・一瀬 諭<sup>1)</sup>・中村光穂・池田将平・萩原裕規・大柳まどか・木村道徳・  
大久保賢治<sup>2)</sup>・岸本直之<sup>3)</sup>・藤林 恵<sup>4)</sup>・武井直子<sup>5)</sup>・馬場大哉<sup>5)</sup>・竹本邦子<sup>6)</sup>

### 要約

- ① 琵琶湖湖辺の浅い砂地における環境改善・維持手法を検討するため、二枚貝を含む底生動物を評価指標として、その生息環境との関係性を評価した。シジミ類が生息可能な生息環境条件の範囲は広いが、生息密度が高くなるのは底質の平均粒径が 340~500μm の砂地に限定されると考えられた。また、湖辺で採取されたシジミ類は大半が殻長 4mm 以下であったことから、野外においては殻長 4mm 程度以上の稚貝の死亡率が高いことが示唆された。
- ② 琵琶湖南湖における夏季の沈水植物（水草）繁茂と底生動物の生息状況の現状を把握し、その関係性を評価した。2017~2019 年の夏季は水草が比較的少なかったが、繁茂状況は種構成の変化も認められるなど年変動が大きいこと、水草の過剰な繁茂は底生動物の生息状況を悪化させることを再確認した。
- ③ 良好的な餌環境条件を評価するため、殻長 14~18mm のシジミ類に植物プランクトンを種別に給餌して飼育し、生残率と肥満度を比較した。緑藻 3 種、藍藻 1 種、珪藻 1 種をそれぞれ給餌した結果、生残率、肥満度ともに珪藻が最も高く、次いで緑藻、藍藻の順であった。
- ④ 湖辺環境改善の手法として、住民等の参加による環境改善・維持活動を実践し、その効果を検証するとともに、持続的・効果的な活動の構築手法について検討した。2017 年 7 月から 2020 年 3 月まで毎月、住民等 20 人程度で湖底耕耘、水草除去を継続した場所では、泥質の堆積が抑制され、推定満 1~2 歳のやや成長したシジミ類稚貝の割合が高かった。各回の活動後に住民参加者に実施したアンケート調査の結果、共通認識が形成されたことが、積極的な参加の継続につながったと考えられた。
- ⑤ 砂地造成による湖辺環境改善手法の検討に資する基礎知見として、湖岸侵食対策を目的に 2016 年 11 月に実施された養浜（土砂搬入）工事の前後で、施工地点および対照地点の湖底断面地形、底生動物等のモニタリング調査を実施した。施工地点では工事后に湖岸侵食が認められ、ライフサイクルが長いシジミ類の生息密度は、湖岸侵食が沈静化するまでの約 1 年間は対照地点より低く推移したことが分かった。
- ⑥ 底生動物を指標とした良好な生息環境と餌環境の条件として、底質粒径が 300~500μm 程度の砂地の確保、珪藻の増加、藍藻の減少の重要性が示唆された。住民参加による継続的な湖底耕耘や水草除去により、稚貝の生残率が満 2 歳程度まで上昇する可能性があることから、今後継続して検証する必要がある。砂地の造成により底生動物の生息環境改善を図る場合、短期的な視点からは、対象場所における湖底の侵食・堆積状況や、ライフサイクルの長いシジミ類等の定着に要する期間を数年見込む必要がある。

### 1. はじめに

琵琶湖の水質は、流入負荷の削減とともに富栄養化が抑制されてきた。しかし近年は、水質環境基準 COD の高止まり、在来魚介類の減少、水生植物（特に沈水植物、以下、「水草」という。）の過剰な増加等、水環境や生態系の新たな課題が顕在化しており（滋賀県, 2019a）、他の湖沼においても同様の事例が生じている（今後の水環境保全に関する検討会, 2011；環境省水・大気環境局水環境課, 2014；山室, 2014；Matsuzaki and Kadoya, 2015）。これらの課

題は、その要因が複雑に関連することから、水質改善に向けた流入負荷対策のような個別対策だけではなく、水質と生態系を一体的に捉えて、保全・再生を図る必要がある（今後の水環境保全に関する検討会, 2011；滋賀県, 2019a）。

湖沼の生態系保全において重要な場の 1 つとして、大部分の水生生物が生息する湖辺があげられる（金子ら, 2011；西野ら, 2017）。また、生物の生息・生育の場としての湖辺の生息環境が、生物による有機物生産・分解を通じて湖

1)元・滋賀県琵琶湖環境科学研究センター 2)岡山大学大学院環境生命科学研究科 3)龍谷大学先端理工学部  
環境生態工学課程 4)九州大学大学院工学研究院 5)東レテクノ株式会社 6)関西医科大学物理学教室

沼全体の水質形成にも影響を及ぼすと考えられる（一瀬，2013）。湖沼水環境の管理においては、従来の理化学指標に加えて、生態系を構成する生物の状態にも注目し、生物の生息場所、水質形成といった湖辺機能の改善を図ることが求められる。

湖辺水環境が水質と生態系の好条件を生み出す機能は、例えば水草の繁茂による有機汚濁負荷の増加や湖底の貧酸素化等、放置すれば劣化する事例がある（環境省水・大気環境局水環境課，2014；井上ら，2015）。湖辺の機能維持においては、行政等による取組だけでなく、地域住民等との協働の推進が求められる（今後の水環境保全に関する検討会，2011；滋賀県，2019b）。その際には、湖辺の機能改善・維持の手順と評価指標の共有が必要である。

湖沼における健全な水環境改善・維持に向けては、その手法において、住民等にも把握しやすい湖辺機能の評価指標と目標の設定が必要である（井上ら，2018a）。湖辺の底生動物の生息状況は、生息環境となる水質や底質、餌環境となる植物プランクトンや藻類、これらの環境を形成する基盤となる湖水の流動や波浪等、さまざまな要因の影響を受ける。また、湖沼に生息する底生動物は、一生を狭い地域内で過ごすことが多いため、湖沼水環境における水質と生態系の一体化的な改善を評価する指標となると考えられる（西野ら，2017）。中でも、シジミ類等の二枚貝は、地

域の環境保全を担う住民にとっても身近に感じることができ、活動の啓発効果も高いと考えられる（井上，2016；井上ら，2018a, b）。

湖辺の水環境は、後背地の地形、河川等からの土砂流入、波浪や潮流による土砂移動、ヨシ等の植物群落の生育状況等により、さまざまな景観を示す。琵琶湖の湖岸景観は、山地湖岸（岩石、岩礁）、砂浜湖岸（砂、礫）、植生湖岸（ヨシ等の抽水植物、ヤナギ類等）、人工湖岸（コンクリート等の構築物、人工砂浜、ヨシ植栽、人工緑地）に大別される（西野ら，2017）。こうした湖辺水環境の多様性は、琵琶湖の生物多様性と生態系を支える基盤であることから、湖辺水環境の各類型について保全・再生を図る必要がある（金子ら，2011）。このうち砂浜湖岸は、二枚貝を含む多様な底生動物の生息場所である（井上ら，2018a）とともに、住民等が琵琶湖の水環境や二枚貝等に親しみやすい場所でもある。

本研究では、琵琶湖湖辺の浅い砂地における生態系の一体化的な評価指標として、二枚貝を含む底生動物に着目した。湖辺環境改善・維持手法を検討するため、二枚貝等とその生息環境、餌環境、これらの環境形成基盤となる湖流や波浪について現状を把握し、関係性を評価した。その結果に基づき、改善目標の設定、対策手法の検討、対策効果の予測に活用されるツールとして二枚貝の増加条件を記述す

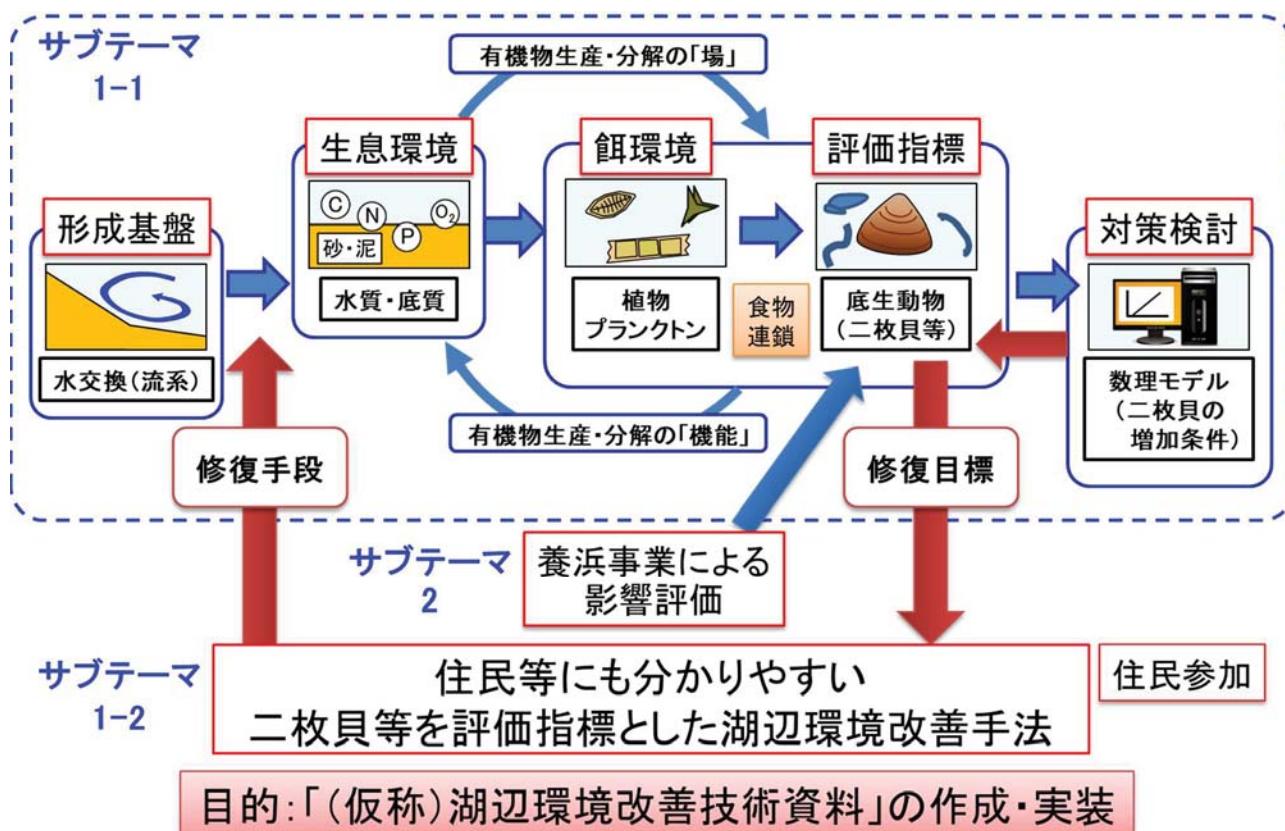


図1 湖辺環境改善手法の検討に向けた調査・研究の構成イメージ。

る数理モデル構築を進めた（サブテーマ 1-1）。環境改善手法については、住民等の参加による環境改善・維持活動を実践し、その効果を検証するとともに、持続的・効果的な活動の構築手法について検討した（サブテーマ 1-2）。これらの成果に基づき、湖辺環境改善の考え方と実践手法をまとめた「（仮称）湖辺環境改善技術資料（以下、『技術資料』という。）」を 2020 年度に作成予定である（図 1）。

また、琵琶湖岸の約 30%を占める砂浜湖岸（金子ら、2011）は、流入河川から供給され堆積した土砂が、沿岸で流されて形成されたものである。これまで、土砂災害や洪水等の対策として、治山・砂防事業による土砂移動の調節、河川事業等によるダムや河道内の堆積土砂の除去等が行われてきた。こうした事業により湖内への土砂供給が減少したことが一因となり、砂浜侵食（浜欠け）が生じていることから、滋賀県では、浜欠け発生場所への土砂搬入（養浜）等の対策を進めている。砂地造成による湖辺環境改善手法の検討に資する基礎知見として、2016 年 2 月および 11 月に琵琶湖岸のマイアミ浜（滋賀県野洲市菖蒲）で施工された養浜工事（滋賀県南部土木事務所所管）に合わせ、2016 年 4 月から同場所において、養浜工事後の底生動物の定着過程、底質の変化等を把握した（サブテーマ 2）。

なお、「技術資料」の作成と社会実装に向けた研究（サブテーマ 1）は、環境省琵琶湖保全再生等推進費による事業として、大学、企業との共同により、2017～2021 年度の 5 年間で実施予定である。2017～2019 年度の成果は、本事業の年次報告書（滋賀県、2018-2020；東レテクノ株式会社、2018-2020）に記載している。本稿では、滋賀県琵琶湖環境科学研究所が担当した研究内容を中心に、2019 年度までの成果と、湖辺環境改善に向けた考え方について概要をまとめた。

## 2. 琵琶湖沿岸域における底生動物の生息状況とその生息環境の関係評価

### 2.1. 湖辺における水質、底質との関係評価

#### 2.1.1. 調査地点と方法

琵琶湖沿岸域における底生動物とその生息環境の現状を把握した。まず、2017 年 12 月に湖辺の 10 地点で現地調査を実施した（図 2）。以降の調査は、うち特徴的な 5 地点にシジミ類の漁場 1 地点（松原シジミ漁場：彦根市松原の湖岸から約 1.9km 沖）を加えた計 6 地点において、2018 年 8 月・10 月、2019 年 5 月・7 月に実施した。松原シジミ漁場、および他の地点においては水際から 50m 沖で、底生動物、水質、底質等の試料採取および溶存酸素濃度（DO）等の現地測定を行った。

底生動物調査は、エクマン・バージ採泥器（底口部 15cm × 15cm）で底質を 3 回採取し、1 回分ずつ全量を目合 250μm

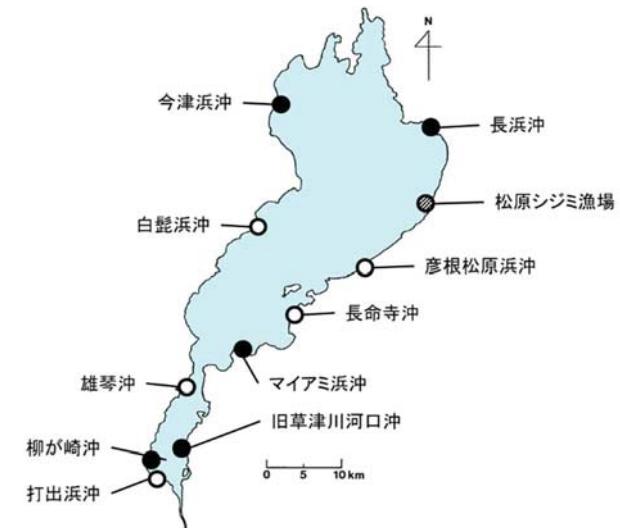


図 2 琵琶湖湖辺の調査地点。調査時期は、○：2017 年 12 月；●：2017 年 12 月、2018 年 8 月・10 月、2019 年 5 月・7 月；■：2018 年 8 月・10 月、2019 年 5 月・7 月。

のネットでふるった。残渣を 10% ホルマリンで固定し、底生動物（マクロベントス：おおむね 1mm 以上の底生動物）を選別・計数した。各分類群の生息密度は、3 回の採取個体数に基づく平均値として求めた。シジミ類については、全採取個体の殻長を測定した。殻長 6mm 程度以下の個体は、数滴の水とともに 1mm 格子界線入りプランクトン計数板（S6300、松浪硝子工業）に取り、実体顕微鏡下で観察し、殻長 2mm 未満の個体は一括して計数、殻長 2mm 以上の個体は 1mm 単位で殻長を測定し計数した。殻長 6mm 程度以上の個体は、ノギスを用いて 1mm 単位で殻長を測定し計数した。

生息環境調査のうち、水質調査は、底質採取前にバンドーン採水器で水面下 50cm 下の湖水を採取し、冷暗状態で速やかに持ち帰った後、全有機炭素（TOC）、全窒素（TN）、全りん（TP）、クロロフィル a の濃度を測定した。また、現地において総合水質計（AAQ-RINKO AAQ126、JFE アドバンティック）で濁度、DO 等の鉛直分布を測定した（東レテクノ株式会社、2018-2020）。

底質調査は、エクマン・バージ採泥器で底質を採取し、冷暗状態で速やかに持ち帰った後、全炭素（TC）、TOC、TN、TP、クロロフィル a の濃度、および含水率、強熱減量、粒度組成を測定した。また、潜水土によりアクリル管（直径 10cm）で底質柱状試料を採取し、ゴム栓で密閉して冷暗状態で速やかに持ち帰った。このうち表層 1cm を分取して密閉保存した試料について、底質表層の酸化還元状態等の新たな指標とする試みとして、X 線吸収微細構造（XAFS）測定により硫黄化合物の存在状態を評価した（東レテクノ株

式会社, 2018–2020)。

上記の結果に基づき、2017年12月～2019年7月の5回の現地調査をすべて実施した5地点、のべ25地点について、生息環境条件の主成分分析を行った。水質についてはクロロフィルa、濁度、DO、底質についてはTOC、無機炭素(TIC)、TN、TP、クロロフィルa、強熱減量、平均粒径、XAES測定による有機態硫黄(S)の測定値を含めた。この座標化結果に、評価指標とするシジミ類の生息密度を高密度(L: 1000個体/m<sup>2</sup>以上)、中程度(M: 100～1000個体/m<sup>2</sup>)、低密度(S: 100個体/m<sup>2</sup>以下)の3段階に区分して重ねることにより、望ましい生息環境条件の評価を試みた。

## 2.1.2. 結果と考察

2017年12月から2019年7月の5回の調査で、計22分類群の底生動物が採取された。のべ34地点の平均生息密度は、水生貧毛類(ミミズ類)が9228.8個体/m<sup>2</sup>と最も高く、底生動物全体の43.9%を占めた。次いでセンチュウ

類4406.5個体/m<sup>2</sup>(21.0%)、ユスリカ類2663.2個体/m<sup>2</sup>(12.7%)、ビワカマカ(甲殻類の琵琶湖固有種)2093.7個体/m<sup>2</sup>(10.0%)、シジミ類1792.6個体/m<sup>2</sup>(8.5%)の順で、これら5分類群で底生動物全体の96.0%を占めた。

地点別では、2017年12月調査のみの5地点を除けば、底生動物全体の平均生息密度は、旧草津川河口沖が48468.1個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで長浜沖25567.4個体/m<sup>2</sup>、柳が崎沖22198.5個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖18160.0個体/m<sup>2</sup>、今津浜沖12189.6個体/m<sup>2</sup>、松原シジミ漁場7733.3個体/m<sup>2</sup>の順であった(図3)。ミミズ類の平均生息密度は、旧草津川河口沖が27010.4個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで柳が崎沖11363.0個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖7763.0個体/m<sup>2</sup>の順であった。センチュウ類の平均生息密度は、柳が崎沖が7851.9個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで長浜沖6192.6個体/m<sup>2</sup>、マイアミ浜沖5543.7個体/m<sup>2</sup>、今津浜沖4136.3個体/m<sup>2</sup>の順であった。ユスリカ類の生息密度は、長浜沖が5671.1個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで今津浜沖4391.1個体/m<sup>2</sup>の順

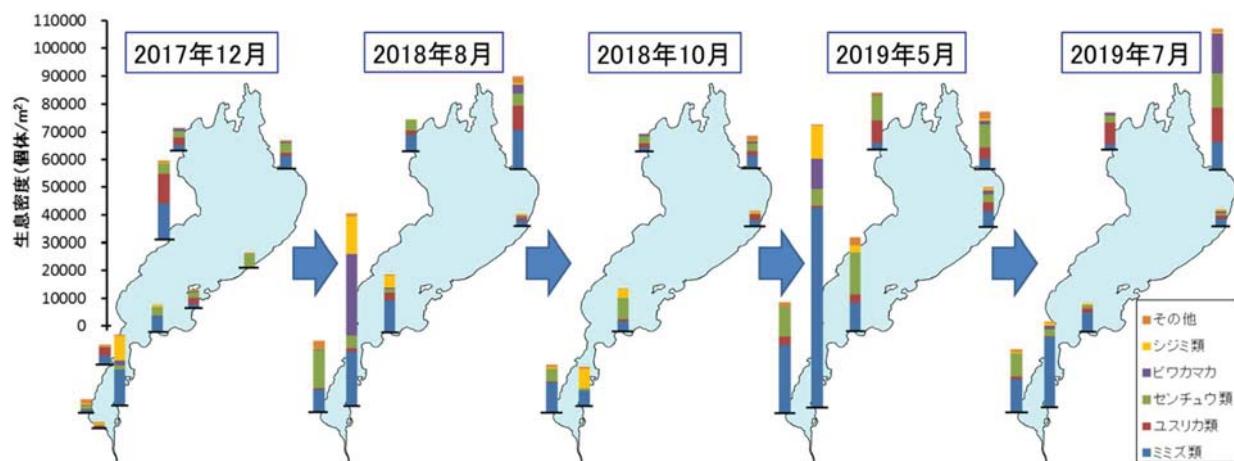


図3 琵琶湖湖辺の各調査地点における底生動物の組成、生息密度(2017年12月、2018年8月、2018年10月、2019年5月、2019年7月)。

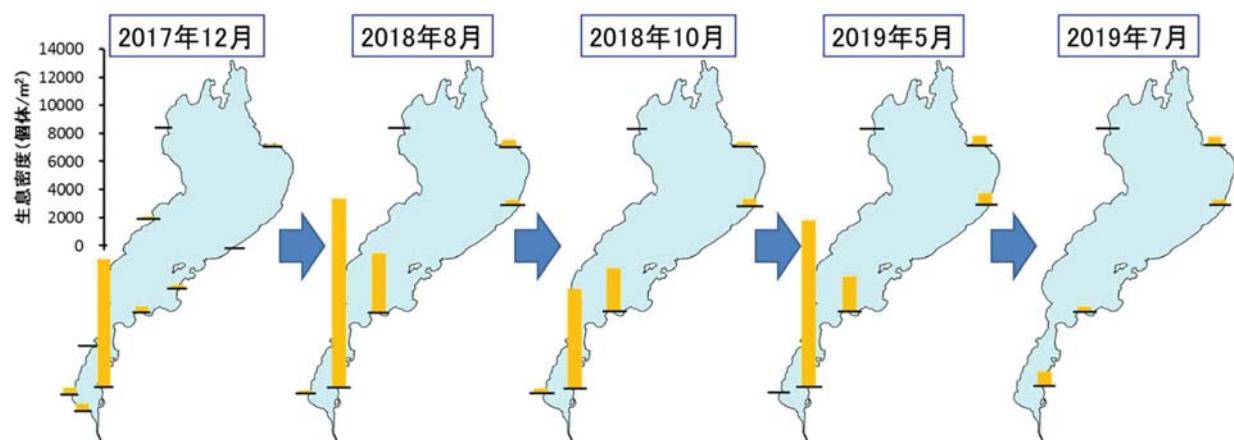


図4 琵琶湖湖辺の各調査地点におけるシジミ類の生息密度(2017年12月、2018年8月、2018年10月、2019年5月、2019年7月)。

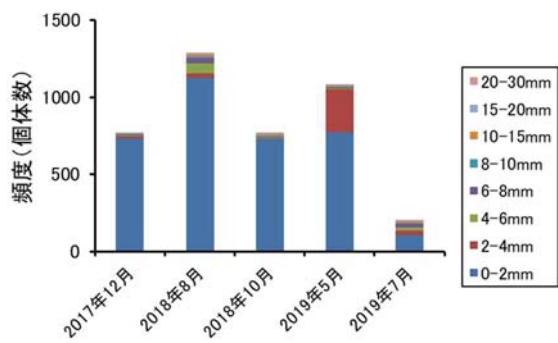


図5 2017年12月(10地点)、2018年8月・10月、2019年5月・7月(各6地点)において採取されたシジミ類の殻長組成。

であった。シジミ類の生息密度は、旧草津川河口沖が8530.4個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いでマイアミ浜沖2160.0個体/m<sup>2</sup>の順であった(図4)。ビワカマカの生息密度は、旧草津川河口沖が8702.2個体/m<sup>2</sup>と最も高く、次いで長浜沖4026.7個体/m<sup>2</sup>の順であった。

各調査時期の全調査地点で採取されたシジミ類、計4097個体の殻長を測定した結果、0~2mmの個体が大半を占めた(図5)。調査時期別では、殻長0~2mmのシジミ類は、2017年12月は計768個体中731個体(95.2%)、2018年8月は計1285個体中1122個体(87.3%)、2018年10月は計765個体中727個体(95.0%)、2019年5月は計1077個体中773個体(71.8%)、2019年7月は計202個体中107個体(53.0%)であった。殻長4mm以上の個体数の割合が著しく低いことから、野外においてはシジミ類稚貝の死亡率が高いと考えられ、大型個体の定着阻害要因の1つであることが示唆された。

底生動物のうち生息密度が最も高かったミミズ類と、評価指標とするシジミ類について、各調査地点における各調査時期の生息密度と、生息環境条件の例として底質粒径平均値との関係を図6に示した。生息密度が高かった地点の底質粒径平均値は、ミミズ類では20000個体/m<sup>2</sup>程度以上の地点で280~390μm程度、シジミ類では2500個体/m<sup>2</sup>程度以上の地点で340~500μm程度であったことから、狭い範囲の最適条件を有することが示唆された。

2017年12月~2019年7月の5回の現地調査をすべて実施した5地点、のべ25地点について、生息環境条件の主成分分析を行った結果の概要を表1に、生息環境条件の各因子の負荷量を表2に、それぞれ示した。第1および第2主成分の寄与率はそれぞれ60.4%、12.7%であり、これらの累積寄与率は73.0%であった。したがって、第1および第2主成分を用いて、各調査地点における生息環境条件とシジミ類生息状況についてグループ分けを試みた。

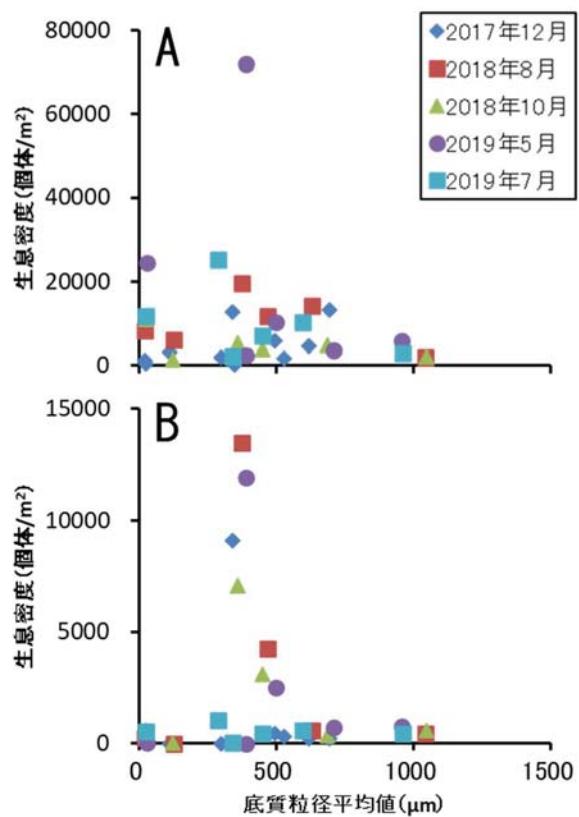


図6 底質粒径平均値とミミズ類(A)、シジミ類(B)生息密度の関係(2017年12月、2018年8月、2018年10月、2019年5月、2019年7月)。

第1主成分は、底質平均粒径において正の負荷量が高く、底質の含水率、強熱減量、TOC、TIC、TN、TPにおいて負の負荷量が高かったことから、主に底質の総合的な状態、概して砂質の程度を示すと解釈された。すなわち、第1主成分得点が高いほど砂質、低いほど泥質の地点であることを意味すると考えられた。また、寄与率が60.4%と高かったことから、各調査地点における生息環境条件は、主に底質の砂質の程度で区分されると考えられた。

第2主成分は、DO、XAFS有機態Sにおいて正の負荷量が高く、水質の濁度、クロロフィルaにおいて負の負荷量が高かったことから、湖底の酸化の程度や、水質の濁りの少なさ等を示すと考えられた。しかし、第2主成分が意味する環境傾度は、第1主成分のように明快に解釈できない。XAFS有機態Sについては、底質の測定項目にもかかわらず、第1主成分からほぼ独立し、湖水の環境項目と関連する第2主成分に集約されたことから、他の底質分析項目の代替ではなく、別の新たな環境傾度を示すことを示唆する。また、有機態Sには生体を構成するタンパク質の合成に必要な含硫アミノ酸が含まれることから、第2主成分は生物活動と関連する環境傾度を示す可能性がある。

各調査地点における第1および第2主成分得点の座標化結果を図7(カラー図表参照)に示した。シジミ類が生息する地点のプロットは広範囲に散在したが、生息密度が高い地点のプロットは第1主成分得点が正となる狭い範

囲に集中した。したがって、シジミ類が生息可能な環境条件の範囲は広いが、生息密度が高くなる環境条件は限定的であり、主に砂質の地点と考えられた。

表1 生息環境条件の主成分分析結果概要(2017年12月、2018年8月・10月、2019年5月・7月)。

	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
標準偏差	2.692	1.233	1.093	0.914	0.772
寄与率	0.604	0.127	0.100	0.070	0.050
累積寄与率	0.604	0.730	0.830	0.900	0.949

表2 生息環境条件の主成分分析における各項目の因子負荷量(2017年12月、2018年8月・10月、2019年5月・7月)。

		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
水質	DO		0.152	0.485	-0.563	-0.619
	濁度		-0.288	-0.743	0.085	-0.346
	クロロフィル(湖水)	-0.479	-0.605	0.237	-0.296	-0.468
底質	平均粒径	0.812	-0.254	-0.150	-0.154	-0.320
	含水率	-0.988	0.097	0.040	0.029	0.051
	強熱減量	-0.990	0.089	0.029	0.009	-0.031
	有機炭素	-0.992	0.080	0.004	-0.015	-0.056
	無機炭素	-0.991	0.099	-0.024	-0.004	-0.042
	全窒素	-0.992	0.078	-0.044	-0.011	-0.044
	全リン	-0.967	0.098	0.013	0.061	-0.166
	クロロフィル(底質)	-0.636	-0.223	-0.521	-0.099	0.186
	XAFS有機態S	0.043	0.450	0.718	-0.455	0.118

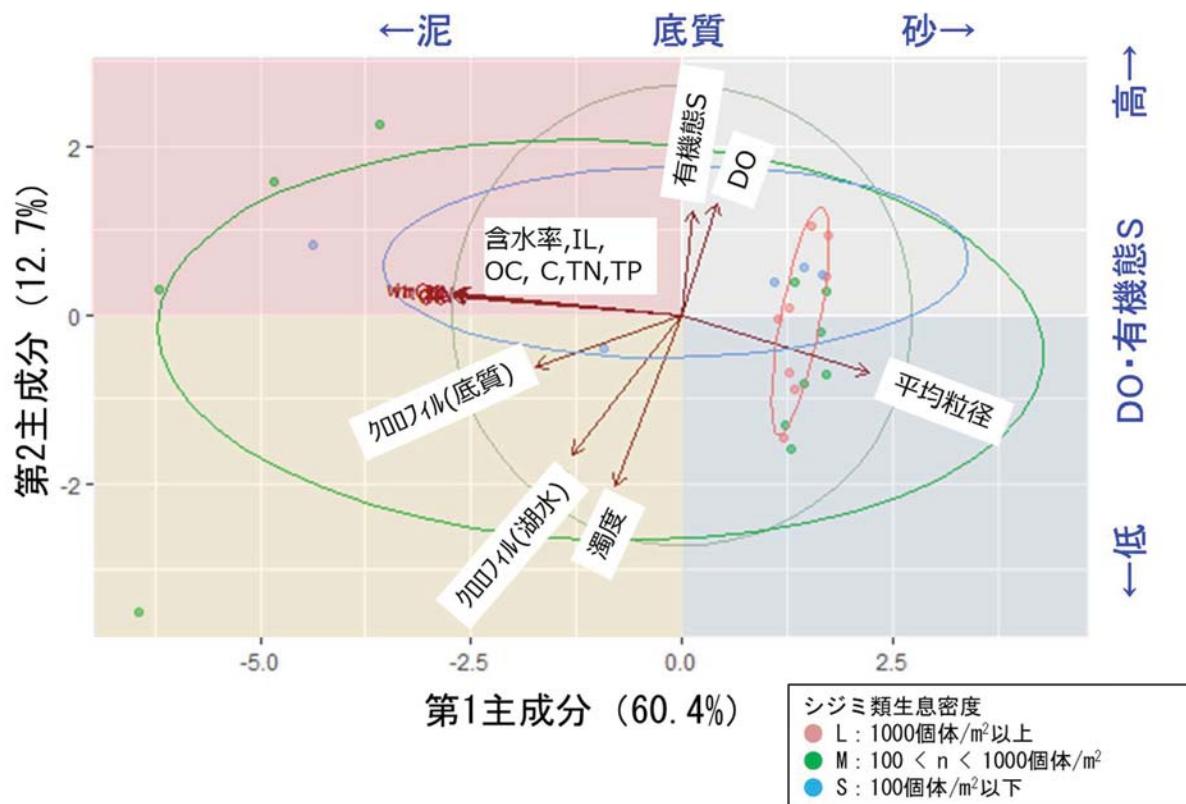


図7 生息環境条件の主成分分析に基づく、第1・第2主成分得点の座標化結果。各調査地点のプロットは、シジミ類生息密度によりグループ分けした(L: 1000個体/m<sup>2</sup>以上；M: 100～1000個体/m<sup>2</sup>；S: 100個体/m<sup>2</sup>以下)。(カラー図表参照)

## 2.2. 南湖における底生動物と水草の関係評価

### 2.2.1. 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帶で水生昆虫類の生息密度が高かった(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シリカ *Propsilocerus akamusi* やオオユシリカ *Chironomus plumosus* の生息密度が増加し、富栄養化や底質の泥化との関連が指摘されている(西野, 2001)。しかし、1990 年代後半から水草は増加に転じ(水草繁茂に係る要因分析等検討会, 2009)、アカムシユシリカやオオユシリカの生息数も減少した(Inoue et al., 2012; 井上, 2012)。

こうした背景から、著者らは、2011 年から 2016 年まで、南湖の底生動物の現状と特に夏季の水草繁茂との関係を明らかにすることを目的とした調査を実施した(井上ら, 2015, 2018a)。その結果、夏季の水草繁茂量は年変動が大きく、2012 年にみられた水草の成育不良は主に植物プランクトンの増加による透明度低下が原因と考えられること、南湖の底生動物相はミミズ類が優占し、特にシジミ類等の二枚貝の生息密度が低いこと、水草繁茂量が多いほどミミズ類の生息密度が低いこと等が分かった(井上ら, 2015)。本稿では、引き続き、南湖の底生動物と水草繁茂の現状把握を目的として、2017 年から 2019 年までの夏季に、井上ら(2015, 2018a)と同じ地点、方法で実施したモニタリング調査の結果を加えて報告する。

### 2.2.2. 方法

2017 年から 2019 年まで、各年 8 月に南湖の 9 定点で水

草および底生動物を採取した。水草の採取は、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原則 3 回投げ入れて採取した水草を持ち帰り、種別に選別した後、乾燥重量を測定した。また、エクマン・バージ採泥器(底口部 15cm × 15cm)で底質を 2 回採取し、目合 250μm のネットでふるった後、10% ホルマリンで固定し、底生動物を選別、計数した。

### 2.2.3. 結果と考察

南湖 9 定点における 8 月の水草合計乾燥重量は、2017 年は 1189.3g、2018 年は 560.6g、2019 年は 840.1g であり、これらの 3 年間は 2011 年から 2016 年までより減少した(図 8、カラー図表参照)。主な種構成は、2017 年はセンニンモ *Potamogeton maackianus* 346.4g、クロモ *Hydrilla verticillata* 345.6g、オオカナダモ *Egeria densa* 278.9g の順に多かった。2018 年はクロモ 298.8g、センニンモ 102.6g、コカナダモ *Elodea nuttallii* 85.4g の順に多かった。2019 年はクロモ 401.4g、コカナダモ 230.0g、オオトリゲモ *Najas oguraensis* 171.4g の順に多かった。

底生動物の生息密度は、2017 年と 2018 年はミミズ類が最も高かったが、2019 年はユスリカ類が最も高かった(図 9)。2011 年から 2019 年までの 8 月の水草繁茂量とミミズ類の生息密度との間に有意な負の相関が認められた( $n = 81, R = 0.411, p < 0.001$ ) (図 10)。

南湖の水草繁茂状況は、種構成の変化も認められるなど年変動が大きいこと、水草の過剰な繁茂は底生動物の生息状況を悪化させることが再確認されたことから、現状把握のためのモニタリング調査を今後も継続する必要がある。

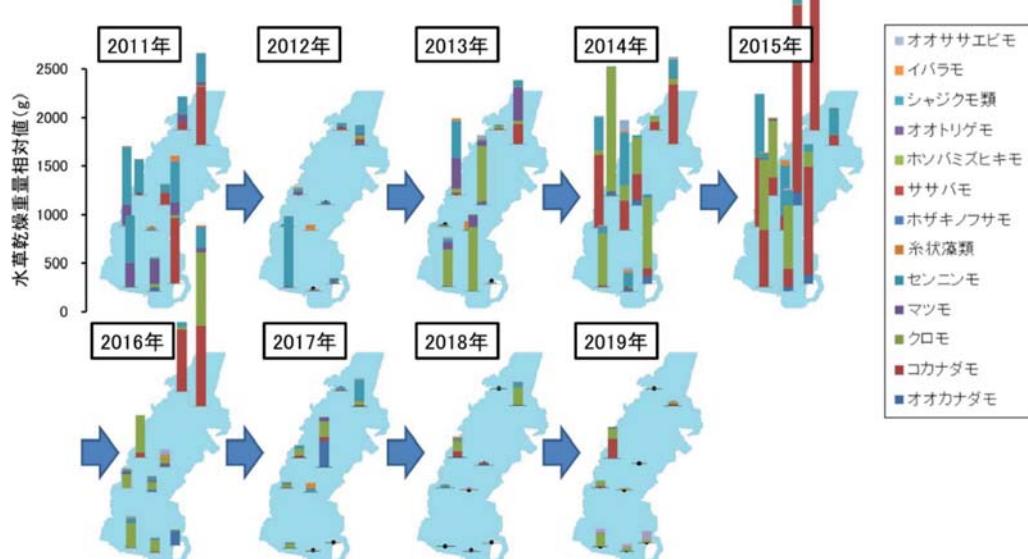


図 8 南湖 9 定点において「水草チェーン」で採取した 8 月の水草種構成と乾燥重量相対値(2011 年～2019 年、カラー図表参照)。

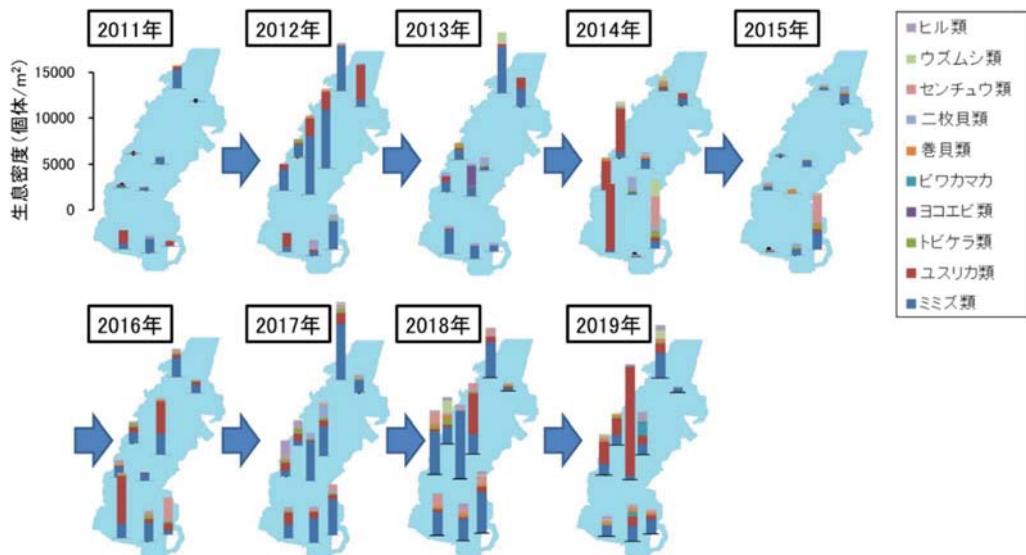


図9 南湖9定点における8月の底生動物種構成と生息密度(2011年~2019年)。

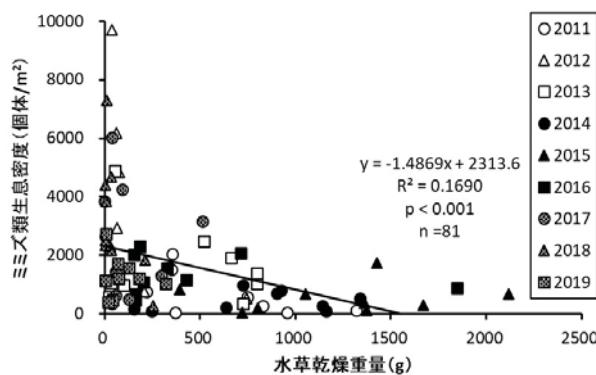


図10 南湖9定点における8月の水草乾燥重量相対値とミミズ類生息密度の関係(2011年~2019年)。

### 3. 二枚貝の給餌実験による良好な餌環境条件の評価

#### 3.1. 方法

シジミ類に植物プランクトンを種別に給餌して飼育し、生残率と肥満度を比較することにより、良好な餌となる植物プランクトン種を評価した。飼育実験には、琵琶湖南湖で採取した殻長14~18mmのシジミ類を *Chlorella* sp.のみを餌として7日間馴化させた後、30個体の合計湿重量が同程度となる6組を作成して用いた。シジミ類のうち1組30個体については、飼育実験開始時の肥満度を求めるため、殻長、殻高、殻幅をデジタルノギス(CD-P15M、ミツトヨ、最小表示0.01mm)で、軟部湿重量を電子天秤(ME2545、Sartorius、最小表示0.1mg)で、それぞれ測定した。その他の5組については、飼育実験終了時に同様の方法により肥満度を求めた。肥満度は、丸尾ら(2012)に

従い次式により求めた。

$$\text{肥満度} = \frac{\text{軟部湿重量(g)} \times 100}{[\text{殻長(cm)} \times \text{殻高(cm)} \times \text{殻幅(cm)}]}$$

シジミ類に給餌した植物プランクトン種は、緑藻の *Ankistrodesmus falcatus* var. *mirabile* (77日飼育)、*Pediastrum biwae* (91日飼育) および滋賀県水産試験場がセタシジミD型幼生飼育餌料として用いる緑藻の *Chlorella* sp. (91日飼育)、藍藻の *Microcystis aeruginosa* (55日)、珪藻の *Skeletonema potamos* (58日飼育)、計5種を用いた(図11A~E)。給餌量は、コールターカウンター(Multisizer 4e、BECKMAN COULTER)による細胞数の計数と、一瀬ら(1995)の方法による細胞容積換算を併用して濃度を求めた植物プランクトン培養液を、シジミ類が24時間で食べ尽くし、飼育水がほぼ無色透明になる量を1日1~2回給餌した。飼育容器は、直径30cm、高さ7cmの円筒形ガラス容器を用い、飼育水としてろ過湖水2Lとともにシジミ類1組30個体を入れ(図11F)、20±1°C、16時間明・8時間暗の培養室に設置し、飼育水の全量交換および容器洗浄を週2回行った。

シジミ類の生育に及ぼす温度の影響を評価するための飼育実験を実施した。まず、シジミ類の餌として、珪藻の *S. potamos*、緑藻の *Chlorella* sp.の一方のみを給餌しつつ、それぞれ15°C、20°C、25°Cの温度条件で、上記と同様の方法により、105日間の飼育実験後にシジミ類の肥満度を求めた。

次に、シジミ類のろ水速度を餌別および温度条件別で求めた。

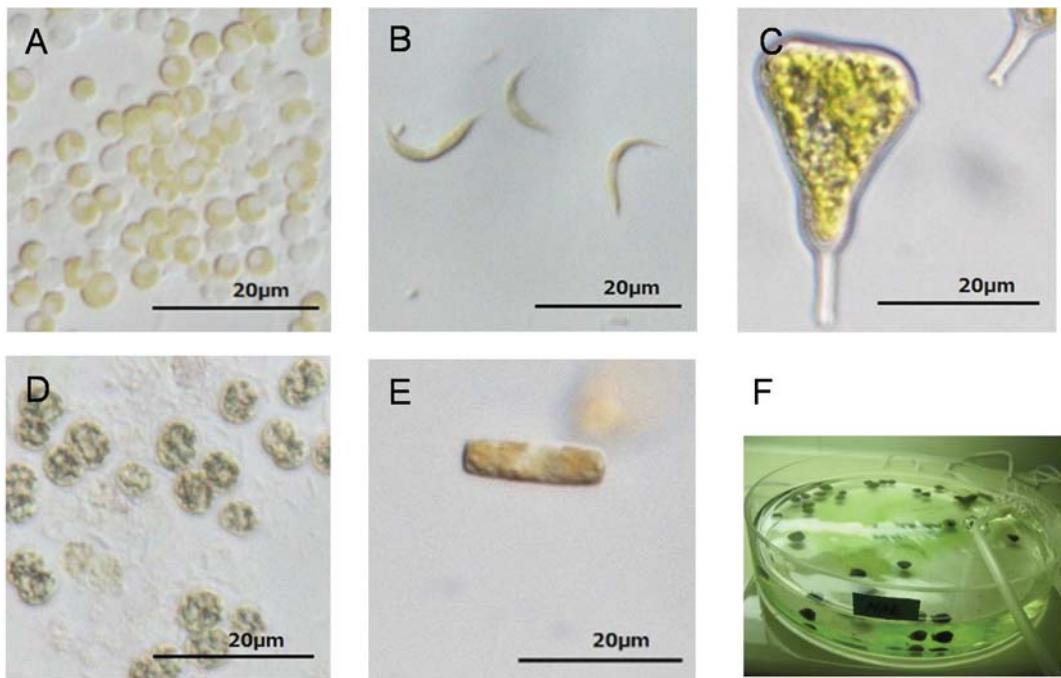


図 11 シジミ類稚貝に給餌した植物プランクトン種 (A~E) および給餌実験の様子 (F)。A : *Chlorella* sp. (緑藻) ; B : *Ankistrodesmus falcatus* var. *mirabile* (緑藻) ; C : *Pediastrum biwae* (緑藻) ; D : *Microcystis aeruginosa* (藍藻) ; E : *Skeletonema potamos* (珪藻)。

上記と同様の方法で用意した飼育容器と、対照実験としてシジミ類を入れない飼育容器に、細胞密度を調整した *S. potamos* または *Chlorella* sp. のいずれかの培養液を給餌した。給餌直後および給餌 5 時間後に、飼育水中の植物プランクトン細胞密度をコールターカウンターで測定した後、辻谷ら (2018) に従い、次式によりシジミ類 1 個体当たりのろ水速度を求めた。ろ水速度の測定は、餌および温度の各条件について 5 回反復した。

$$F = \left( \frac{V}{T} \right) \left( \ln \frac{C_0}{C_t} - \ln \frac{C_{b0}}{C_{bt}} \right)$$

F: 罂過水量 (mL/h) ; V: 飼育水量 (mL) ; T: 実験時間 (h)

$C_0$ : 飼育実験における給餌直後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)

$C_t$ : 飼育実験における給餌から  $t$  時間後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)

$C_{b0}$ : 対照実験における給餌直後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)

$C_{bt}$ : 対照実験における給餌から  $t$  時間後の飼育水中の植物プランクトン細胞数 (cell/L)

### 3.2. 結果と考察

給餌実験終了時のシジミ類の肥満度は、*S. potamos* > *Chlorella* sp. > *P. biwae* > *M. aeruginosa* ≥ *A. falcatus* の順に高く、珪藻の *S. potamos* を給餌した稚貝

は実験開始前より肥満度が増加した (図 12)。給餌実験 55 日後のシジミ類の生残率は、*S. potamos* > *P. biwae* > *Chlorella* sp. = *A. falcatus* > *M. aeruginosa* の順に高かった (図 13)。生残率は、珪藻の *S. potamos* では 90% と最も高く、次いで緑藻の *P. biwae* (80%)、*Chlorella* sp. および *A. falcatus* (70 %) の順で、藍藻の *M. aeruginosa* では 30% と最も低かった。

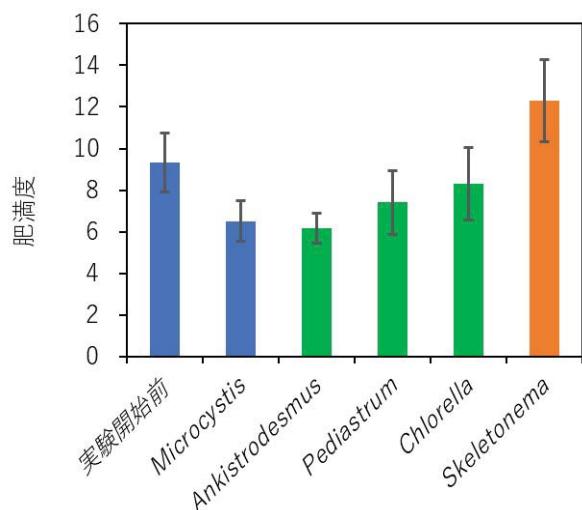


図 12 実験開始前および各植物プランクトン種を給餌したシジミ類の肥満度 (平均値±標準偏差)。

珪藻の *S. potamos* を給餌したシジミ類の肥満度と生残率が最も高かったことについて、シジミ類の餌源は珪藻類やデトライタスとした報告（林ら、1956；山口ら、2008）と矛盾しない。今後、二枚貝の良好な餌環境条件の評価において、*S. potamos* 以外の珪藻種の給餌や無給餌実験を行い、シジミ類の肥満度や生存率の変化を比較する必要がある。

温度条件別では、*S. potamos* を 105 日間給餌したシジミ類の肥満度は  $15^{\circ}\text{C} \geq 20^{\circ}\text{C} > 25^{\circ}\text{C}$  の順、*Chlorella* sp. を 105 日間給餌したシジミ類の肥満度は  $20^{\circ}\text{C} \geq 15^{\circ}\text{C} > 25^{\circ}\text{C}$  の順で高かった（図 14）。また、稚貝のろ水速度は、*S. potamos*、*Chlorella* sp. のいずれを給餌した場合も、 $20^{\circ}\text{C}$  で最も高かった（図 15）。これらの結果は、シジミ類の生育および摂食行動は  $20^{\circ}\text{C}$  で最も活発となることを示唆する。

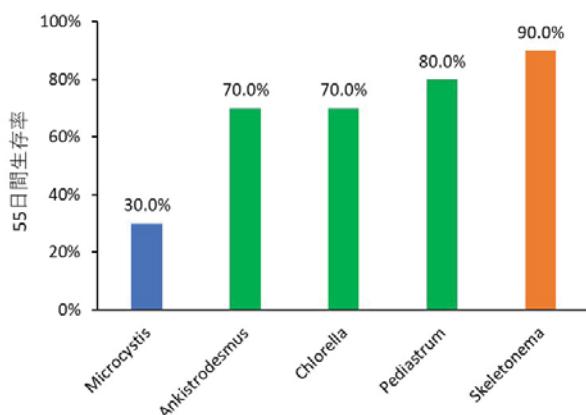


図 13 各植物プランクトン種を給餌したシジミ類の 55 日後生残率。

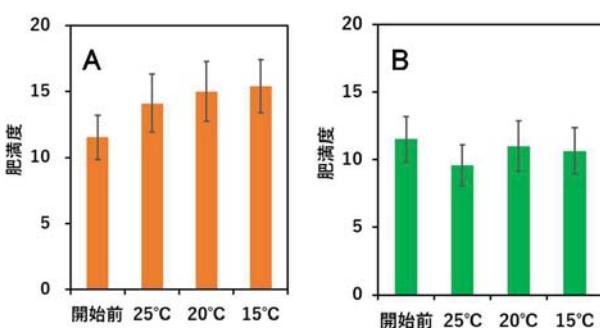


図 14 各植物プランクトン種を温度条件別に 105 日間給餌したシジミ類の肥満度（平均値士標準偏差）。A : *S. potamos* (珪藻) ; B : *Chlorella* sp. (緑藻)。

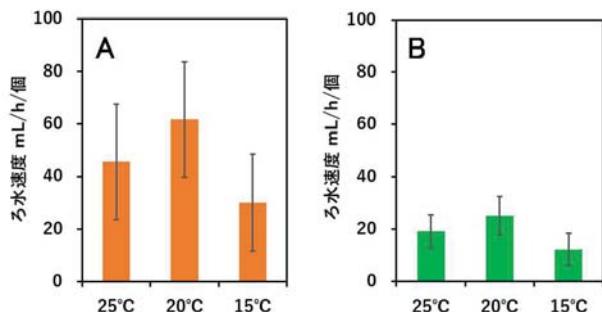


図 15 各植物プランクトン種を温度条件別に 5 時間給餌して求めたシジミ類のろ水速度（平均値士標準偏差）。A : *S. potamos* (珪藻) ; B : *Chlorella* sp. (緑藻)。

#### 4. 住民活動による湖辺環境修復手法の検証

##### 4.1. 湖辺環境修復活動の実践

###### 4.1.1. 方法

2017 年 7 月から 2020 年 3 月までの毎月、滋賀県大津市柳が崎地先の試験地（図 16）において、住民等との協働による湖辺環境修復活動（人力による浅い場所の水草除去、湖底耕耘等、以下、「修復活動」という。）を実施した。

住民の参加者は、チラシ、滋賀県広報誌「プラスワン」、大津市広報誌「広報おおつ」、滋賀県琵琶湖環境科学研究中心（以下、「センター」という。）ウェブサイト等に募集案内を掲載した他、参加者の紹介により、2020 年 3 月末時点で計 39 人の登録者を集めた。各回の修復活動において参加を希望した住民 20 人程度と、センター職員 4 人程度で、備中鋤、レーキ等を用いて、人力による水際付近の水草除去および湖底耕耘を月 1 回、水草が繁茂する毎年 7 月から 9 月は月 2 回、実施した。また、水深 1m 程度以上の範囲は、月 1 回、漁業者が小型船で貝曳き漁具（マンガン）を曳航し、水草除去、湖底耕耘を実施した。活動量の指標の 1 つとして、回収した水草の種を大まかに選別し、湿重量を測定した。

また、2017 年 7 月から 2020 年 1 月まで 3 か月毎に、活動の効果を評価するための湖辺の環境調査（以下、「調査活動」という。）を実施した。修復活動実施場所（以下、「耕耘区」という。）と、隣接する未実施の場所（以下、「対照区」という。）において、住民参加による貝類調査、センター職員による底生動物調査と底質調査を実施した。

貝類調査は、湖底耕耘および水草除去を実施した耕耘区と、実施していない対照区において、センター職員が琵琶湖基準水位（B.S.L. 0cm）における水深約 1m の地点で湖底に 50cm 四方の方形枠を設置し、目合 0.25mm の手網を用いて枠内の底質を表層 5cm 程度まで採取した。採取した底質は、目合 2mm のふるいでふるった後、水道水を入れたト



図 16 住民による湖辺環境修復活動の実施場所（耕耘区）および対照区の位置（画像 ©2017 Google、地図データ ©2017 Google、ZENRIN）と活動風景。

レーに少量ずつとり、住民参加者で分担して貝類を選別・計数した後、センター職員が底質からの選別漏れの確認と死貝の除去を行った。選別した貝類は、センター職員が10%ホルマリンで固定した後、電子天秤を用いて各個体の湿重量を0.1mg単位で測定した。また、シジミ類についてはノギスを用いて殻長を0.05mm単位で測定した。

底生動物調査および底質調査は、別途、センター職員が実施した。調査活動各回のおおむね直前の平日に、耕耘区と対照区において、琵琶湖基準水位（B.S.L. 0cm）における水深1mの地点でエクマン・バージ採泥器（底口部15cm×15cm）で底質を採取し、目合250μmのネットでふるった後、10%ホルマリンで固定し、底生動物を選別、計数した。各分類群の生息密度は、3回の採取個体数に基づく平均値として求めた。

底生動物調査と同時に、エクマン・バージ採泥器で採取した底質から表層1cmを分取し、生息環境条件として粒度組成（レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所）、強熱減量（環境省水・大気環境局、2012）、クロロフィルa濃度（蛍光光度法）を測定した。

修復活動、調査活動の作業後に、参加者間の意見交換会を設け、調査結果の共有、修復活動のあり方にかかる議論だけでなく、琵琶湖の環境、生態系等について自由に発言する機会を提供し、参加者の環境意識の醸成を図った。また、これらの取り組みを通じた参加住民の意識変化や社会ネットワーク拡大効果を評価し、住民活動による湖辺環境修復のあり方を検討するため、各回の修復活動および調査活動後に、参加者への自由記述式アンケート調査を実施した。質問は、「本日の活動を通じて感じたり気づいたりし

た琵琶湖の様子についてお教えください。（例えば、『水質』や『生き物』、『色』、『におい』、『景観』、『観光・レジャー客』、等について。）」、および「本日の活動の感想やご要望をお教えください。」とした。

#### 4.1.2. 活動結果

修復活動のセンター職員を除く参加者数は、2017年度は住民のべ181人、漁業者のべ12人の計193人、2018年度は住民のべ211人、漁業者のべ12人の計223人、2019年度は住民のべ237人、漁業者のべ12人の計249人で、3年間ではのべ665人であった。修復活動において除去、回収した水草の湿重量は、2017年度は2959.7kg、2018年度は1847.0kg、2019年度は2018.7kgで、3年間で計6825.4kgであった（図17）。なお、2018年7月1回目の修復活動は、豪雨による琵琶湖水位の大幅な上昇のため中止した。2020年3月の修復活動は、新型コロナウィルス感染拡大防止の観点から、漁業者およびセンター職員のみで実施した。

調査活動の住民参加者数は、2017年度は48人、2018年度は65人、2019年度は82人で、3年間ではのべ195人であった。

### 4.2. 調査結果と考察

#### 4.2.1. 底質の変化

修復活動の継続とともに、耕耘区では対照区より底質粒径が大きく、強熱減量が小さい状態が持続した（図18A、B）。耕耘区では、湖底耕耘等による定期的な底質の攪拌により、泥質の堆積が抑制されたと考えられた。クロロフィ

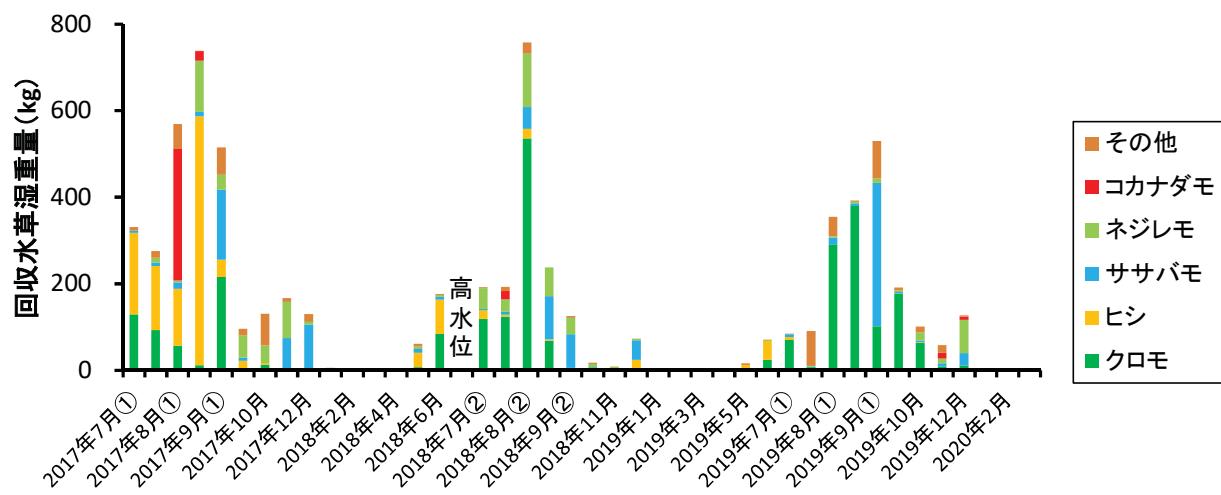


図 17 湖辺環境修復活動における水草の除去・回収量とその種組成（2017年7月～2020年3月）。

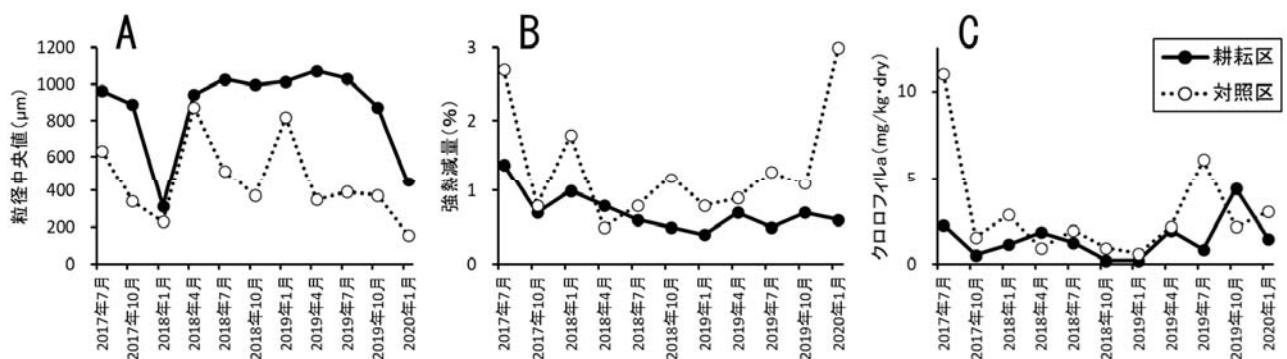


図 18 耕耘区、対照区で採取した底質の表層1cmにおける測定結果。A：粒径中央値；B：強熱減量；C：クロロフィルa濃度（2017年7月～2020年1月）。

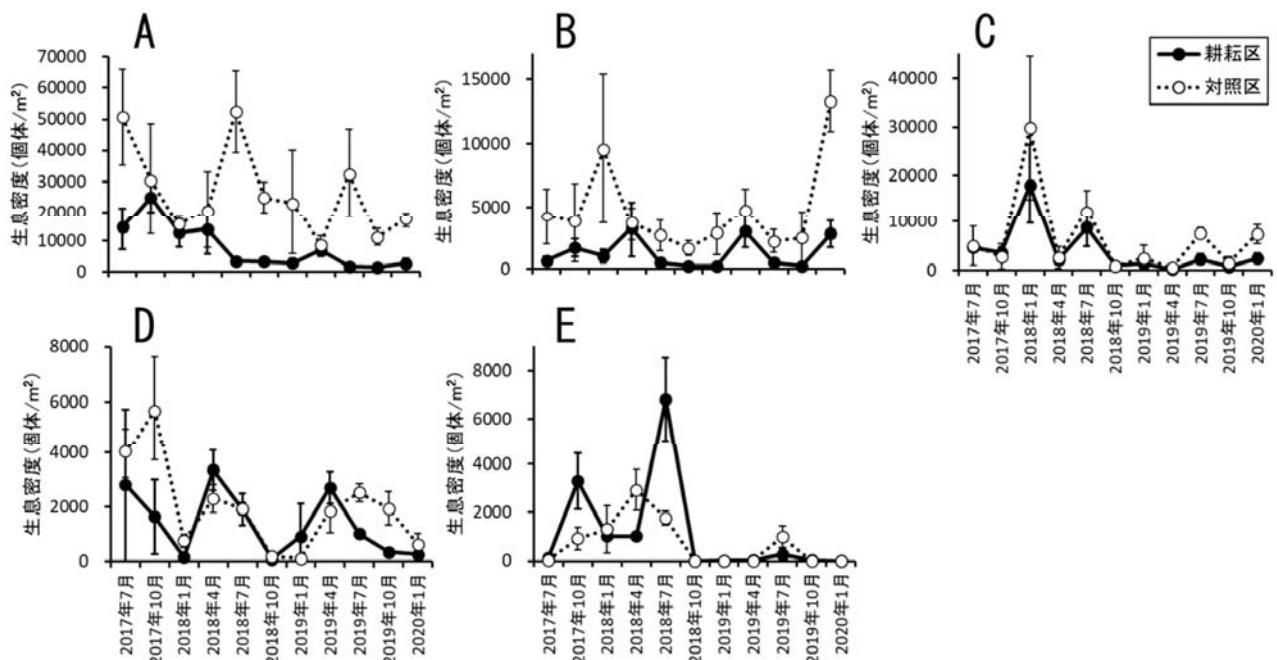


図 19 耕耘区、対照区で採取された底生動物の生息密度（エクマン・バージ採泥器、ふるい目合 0.25mm；2017年7月～2020年1月、平均値±標準偏差）。A：ミミズ類；B：センチュウ類；C：シジミ類；D：ユスリカ類；E：ビワカマカ。

ルa濃度は、耕耘区と対照区でおおむね同様の変動を示した（図18C）ことから、底生動物の餌となる底生藻類は、湖底耕耘等により底質が搅拌されても短期間で回復すると考えられた。

#### 4.2.2. 底生動物の変化

2017年7月から2020年1月の11回の底生動物調査で、耕耘区では15分類群、対照区では19分類群が採取された。平均生息密度は、耕耘区ではミミズ類が $7818.2\text{ 個体}/\text{m}^2$  (45.9%)と最も高く、次いでシジミ類が $4101.0\text{ 個体}/\text{m}^2$  (24.1%)、ユスリカ類が $1387.2\text{ 個体}/\text{m}^2$  (8.2%)、センチュウ類が $1218.9\text{ 個体}/\text{m}^2$  (7.2%)、ビワカマカが $1033.0\text{ 個体}/\text{m}^2$  (6.1%)の順で、これら5分類群で底生動物全体の91.4%を占めた。対照区では、ミミズ類が $26008.1\text{ 個体}/\text{m}^2$  (61.1%)と最も高く、次いでシジミ類が $6676.1\text{ 個体}/\text{m}^2$  (15.7%)、センチュウ類 $4604.7\text{ 個体}/\text{m}^2$  (10.8%)、ユスリカ類 $1994.6\text{ 個体}/\text{m}^2$  (4.7%)の順で、これら4分類群で底生動物全体の92.2%を占めた。

修復活動の継続とともに、ミミズ類とセンチュウ類の生息密度は、耕耘区では対照区より低い状態が持続した（図19A、B）。シジミ類の生息密度は、耕耘区と対照区でおおむね同様の変動を示したが、2018年9月に平成30年台風21号の接近・通過による破壊的な湖底搅乱で低下した後、耕耘区では対照区よりやや低い状態が持続した（図19C）。ユスリカ類とビワカマカの生息密度は、耕耘区と対照区でおおむね同様の変動を示したが、一方の区画で高い状態は持続しなかった（図19D、E）。ビワカマカは、平成30年台風21号の接近・通過後、両区画とも低下した。

修復活動が底生動物の生息状況に及ぼす影響は、分類群ごとに異なることが分かった。ミミズ類、センチュウ類等の小型の分類群は、定期的な湖底耕耘等により増加が抑制されたことが示唆された。シジミ類についても、生息密度の観点では増加が抑制されたことが示唆されたが、殻長1mm未満から30mm以上のさまざまなサイズの個体が採取されたことから、サイズ別に評価する必要がある。

#### 4.2.3. 貝類の変化

住民による貝類調査の結果、2017年7月から2020年1月の11回の調査で、耕耘区では計5分類群、対照区では計6分類群の貝類が採取された。採取個体数は、シジミ類が耕耘区578個体、対照区620個体と最も多く、貝類全体のそれぞれ66.1%、51.3%を占めた。次いでヒメタニシが耕耘区222個体(25.4%)、対照区447個体(37.0%)、カワニナ類が耕耘区70個体(8.0%)、対照区124個体(10.3%)の順で、これら3分類群で底生動物全体のそれぞれ99.5%、98.5%を占めた。その他の貝類は、マメタニ

シが耕耘区で3個体、対照区で6個体、サカマキガイが耕耘区で1個体、対照区で11個体、タテボシガイが対照区で1個体、採取された。

耕耘区と対照区における各回のシジミ類採取個体の殻長分布を図20に示した。同時出生集団（コホート）の成長を推定した結果、耕耘区、対照区とも、加入から2年程度でコホートが消滅したことが示唆された。

耕耘区、対照区における2017年7月～2020年1月のシジミ類全採取個体の殻長について、1mm間隔でヒストグラムを作成し、相澤・滝口（1999）の方法により混合正規分布を当てはめた（図21）。その結果、耕耘区では、殻長8～15mm程度の満1～2歳と推定されるシジミ類が対照区よりも多かった。修復活動により生息環境が改善し、満1歳以下のシジミ類稚貝の生残率が上昇した、または、満1～2歳の稚貝の定着を促進した可能性があることから、今後、修復活動と調査活動を継続して検証する。

また、耕耘区、対照区とも、殻長8mm程度以下の満1歳以下と推定される集団、および殻長8～15mm程度の満1～2歳と推定される集団が大半を占め、満2歳超と推定される殻長15mm程度以上の個体が著しく少なかった。シジミ類大型個体の定着阻害要因の1つとして、満2歳程度までのシジミ類の死亡率が高いことが考えられ、その要因の特定が今後の課題である。

#### 4.2.4. 参加住民の意識変化

修復活動および調査活動後のアンケート自由記述部分のテキストマイニングにより、2019年度の全参加者の全活動から主要なトピックを抽出し、その時系列変化を追うことで意識変化を評価した。また、これらの活動を通じて参加者間に形成された共通認識の程度を分析し、社会ネットワークの拡大効果を評価した。

まず、2019年度の修復活動後の14回および調査活動後の4回、計18回のアンケート調査における「琵琶湖の様子」記述内容について、テキストマイニングを行った。各キーワードの出現件数における上位語のうち、「水草」、「シジミ」などは、活動の主要なキーワードであった。また、「耕耘」や「湖底」、「耕耘区」、「対照区」、「比べる」など、耕耘区と対照区の比較について関心が高いことが分かった。さらに、「多い」や「少し」、「少ない」、「高い」、「大きい」、「増える」など、活動回数を重ねることで過去の活動体験との比較が行われており、ある程度定量的な認識が形成されつつあると考えられた。

修復活動は2019年度で3年目となり、2017年度からの参加者と2019年度からの参加者では、参加回数が大きく異なる。そこで、各参加者の参加回数を計数し、参加回数で特徴的なキーワードを対応分析により可視化した（図

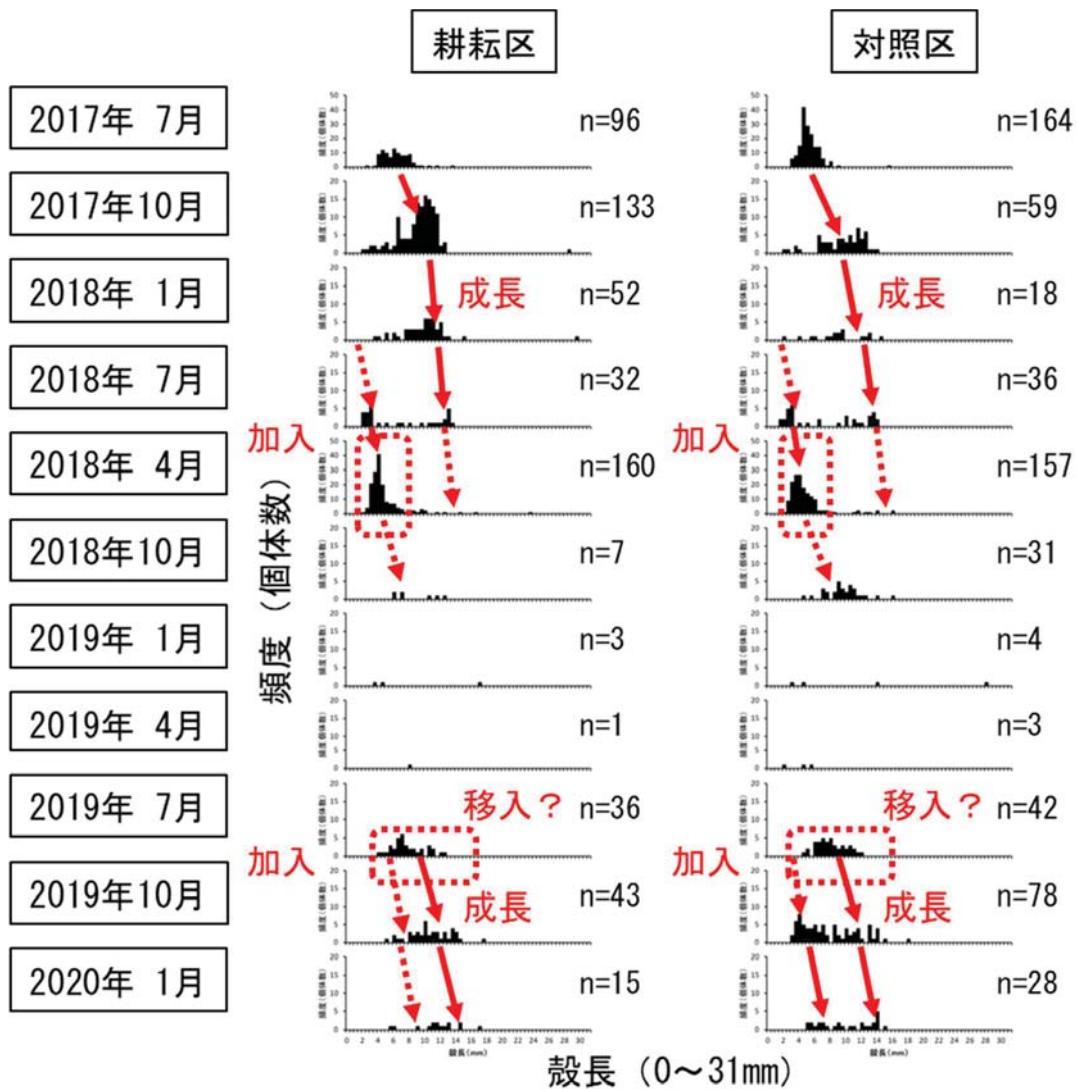


図20 耕耘区（左）、対照区（右）において方形枠（50cm×50cm、ふるい目合 2mm）内で採取されたシジミ類の殻長分布（2017年7月～2020年1月、月別）。nは各回の採取個体数。縦軸の最大値は、2017年7月、2018年4月は50個体、その他は20個体。

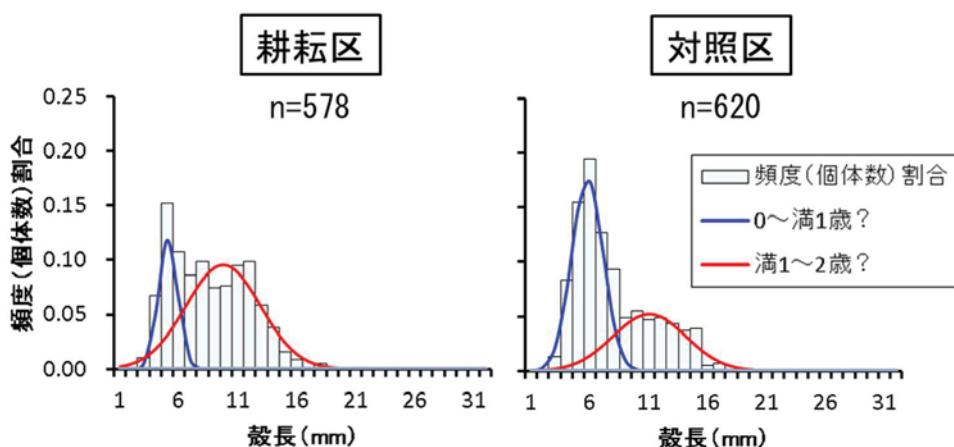


図21 耕耘区（左）、対照区（右）において方形枠（50cm×50cm、ふるい目合 2mm）内で採取されたシジミ類の殻長分布（2017年7月～2020年1月、累計）とその混合正規分布の推定結果。nは累計採取個体数。

22)。その結果、座標系における参加回数のプロットは、増加とともにU字型の軌跡をとるよう移動した。初回の参加では、「色」、「きれい」などが周辺に位置しており、自由記述の内容においても、思っていたよりも琵琶湖がきれいだったという感想が多かった。次に、10回以下と20回以下では、「貝」や「シジミ」、「驚く」、「ヘドロ」、「藻」などのキーワードが位置しており、貝やシジミなどの発見に驚くものの、藻やヘドロが多く、「臭い」や「濁る」など実際の作業を通じた湖底環境の悪さなどへの気づきが特徴的であった。30回以下では、「大変」、「作業」、「天候」など、作業時の特に天候や耕耘作業の大変さなどについての話題が中心で、40回以下および50回以下では、「対照区」、「アオコ」、「アオミドロ」、「変化」、「水温」など、これまでとの比較によるアオコやアオミドロなどの変化への気づきなどが主な話題であった。このように、活動回数を重ねることにより、話題が変化することが分かった。

社会ネットワークの形成においては、共通した性質を持つ主体間においてネットワークが構成される傾向にある。このことから、「水草藻の減少」、「水草藻の増加」、「シジミ少ない」、「シジミ多い」、「貝類少ない」、「貝類多い」、

「水質良い」、「水質悪い」、「湖底環境良い」、「湖底環境悪い」の10のトピックスについて、2019年度の全活動について参加者別に集計し、共通認識の形成の程度を把握した。

その結果、大半の参加者が「湖底環境良い」に関するトピックスに言及しており、シジミなどの生物が生息できる湖辺環境を修復するという、本活動の趣旨について共通認識が形成されたと考えられた(図23)。また、「水草の減少」と「水草の増加」についても、多くの参加者が言及しており、水草の状態についても一定の共通認識が形成されつつあると考えられた。修復活動等に継続的に参加している参加者は、湖辺環境の修復に向けて積極的な参加を継続しているものと考えられた。

また、水質の良い、悪いについては、言及した参加者数は少ないものの、一部の参加者が比較的高い頻度で言及したことから、認識に個人差があるトピックスと考えられた。水質などについては、見た目や臭いなどの他、専門的には水質測定項目といった指標などでも状態が測られるものであり、良い悪いと感じるのか、個人差があると考えられた。

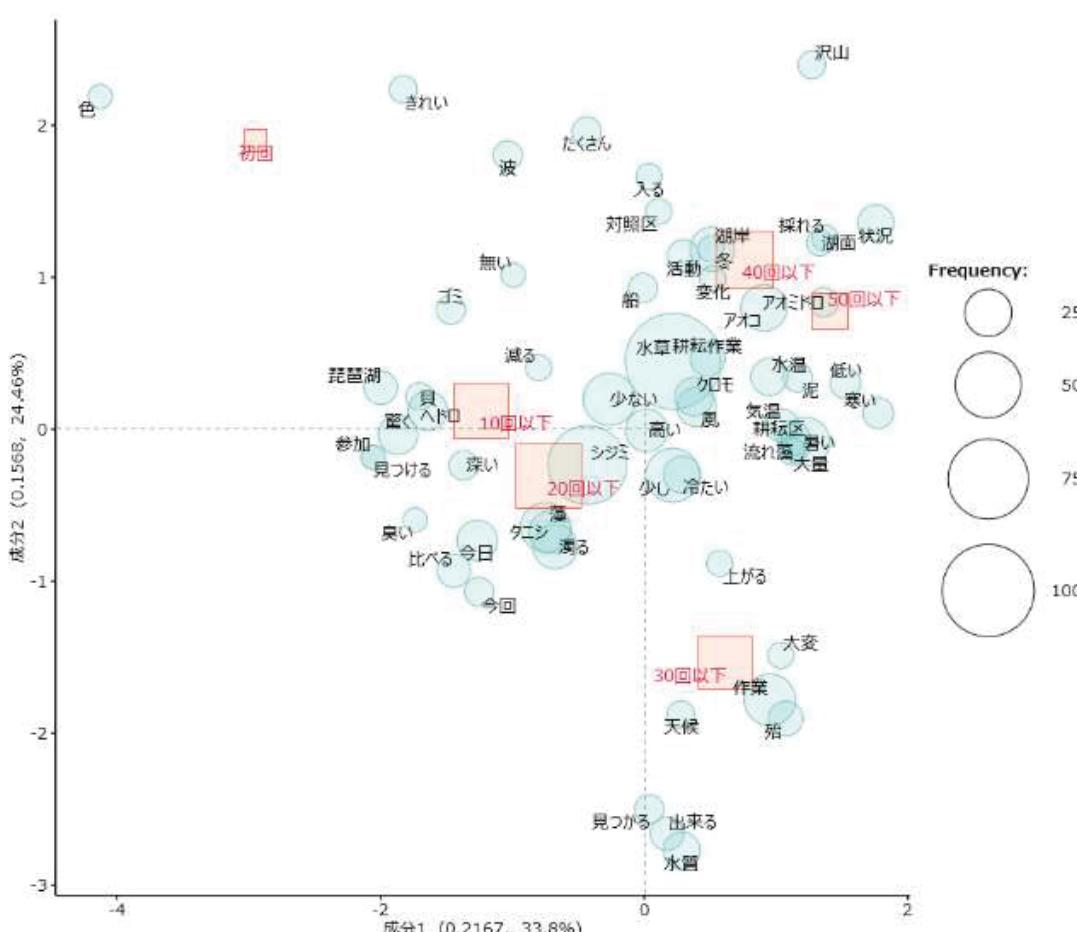


図22 湖辺環境修復活動後の自由記述式アンケートにおける「琵琶湖の様子」記述内容に基づく参加回数との対応分析結果(2019年度)。

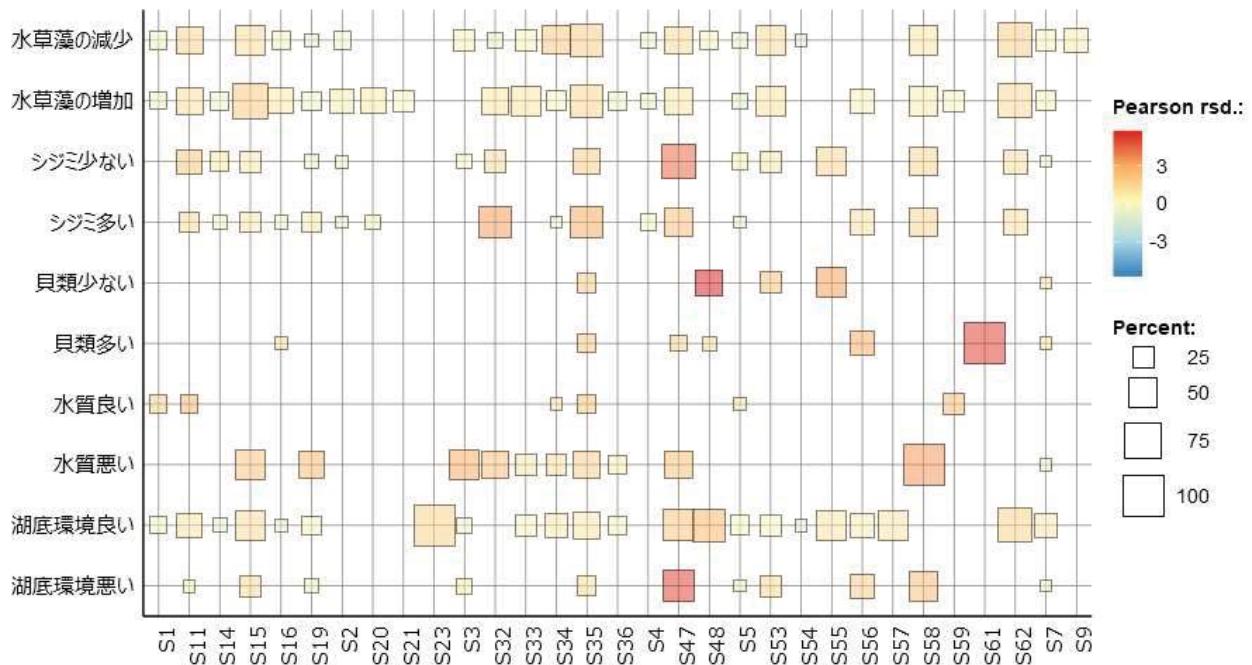


図 23 湖辺環境修復活動および湖辺環境調査活動後の自由記述式アンケートにおける「琵琶湖の様子」記述内容に基づくトピックスの参加者間共通認識形成状況（2019 年度）。

## 5. 養浜事業実施場所における底生動物回復

### 過程の評価

#### 5.1. 方法

2016 年 4 月～2019 年 2 月のおおむね毎月、マイアミ浜水際付近の 3 地点（A 地点：養浜工事 2016 年 2 月・11 月施工；B 地点：2016 年 11 月施工；C 地点：施工なし；各地点水深 B. S. L. 1.0m 以下）で調査を実施した（図 24）。

湖底の断面地形変化を把握するため、各地点の水際から、50m 沖までの水深および陸上に設定した基準点までの距離を測定した。水深は、調査日の琵琶湖平均水位（国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所 HP）を参照し、琵琶湖基準水位（B. S. L.）0cm での値に換算した。

湖水中の植物プランクトンは、湖底を搅乱しないよう水際から柄杓で表層水を採取して持ち帰り、1mL を 1mm 格子

界線入りプランクトン計数板（S6300、松浪硝子工業）に取り、顕微鏡下で種の同定と細胞数（藍藻類は群体数）の計数を行った。

底質は、鋤簾（じょれん）で静かにすくい取り、表層 1cm の粒径中央値（レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所）、クロロフィル a 濃度（蛍光光度法）、底質中の藻類量を測定した。藻類量は、上記で採取した底質の表面下 10mm までを採取し、保冷しつつ持ち帰った。また、上記で採取した湖水をガラス纖維ろ紙（Whatman GF/B；粒子保持能 1.0μm）でろ過後、メンブレンフィルター（Merck Millipore S-Pak フィルター HAWG047S6、Merck 社；孔径 0.45μm）でろ過（以下「ろ過湖水」という）して、底質中の藻類細胞数計数のための底質の希釀に用いた。

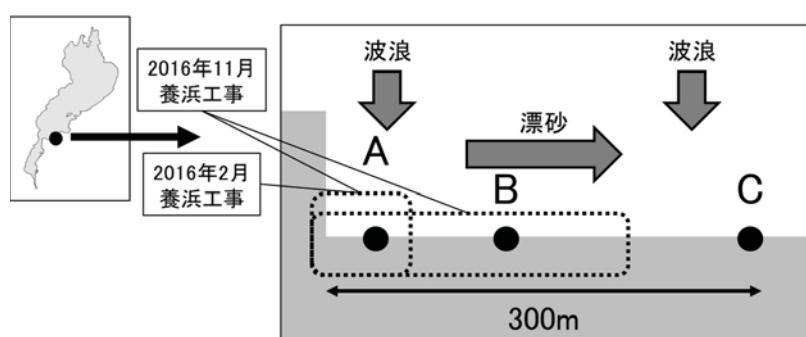


図 24 野洲市マイアミ浜の位置および調査地点の模式図。A 地点：養浜工事 2016 年 2 月・11 月施工；B 地点：養浜工事 2016 年 11 月施工；C 地点：施工なし。波浪および漂砂の移動方向は工事設計時の予測（滋賀県南部土木事務所）。

藻類細胞の計数のため、まず、採取した底質を均一になるよう攪拌した後、湿重量で約 1.0g を測り取り、顕微鏡下で 1 視野当たり 30~50 細胞となるよう、ろ過湖水で希釈した。次に、この希釈液 1mL を 1mm 格子界線入りプランクトン計数板(S6300、松浪硝子工業)に取り、落射蛍光顕微鏡(Eclipse 80i、CCD カメラ画像処理装置 Digital Sight DS-L1、Nikon)下で 100 倍または 200 倍で観察した。藻類細胞の計数は、一瀬ら(1999)の方法に従い、光学顕微鏡(微分干渉ユニット付き Eclipse 80i、Nikon)、B 励起(B-2A、Nikon; 波長 190~450nm)および G 励起(G-2A、Nikon; 波長 510~560nm)による蛍光観察を併用し、形態観察とクロロフィル自家蛍光の有無を確認後、同定、計数した。また、同一地点において別途採取した底質の含水率を測定し(環境省水・大気環境局, 2012)、藻類細胞の計数に用いた底質の重量に乗じて乾燥重量に換算することで、底質乾燥重量当たりの藻類細胞数を求めた。

底生動物は、エクマン・バージ採泥器(底口部 15cm × 15cm)で底質を 3 回採取し、目合 250μm のネットでふるった残渣を 10% ホルマリンで固定した後、選別・計数した。

## 5.2. 結果と考察

湖底断面地形は、A、B 地点では水際付近の水深測量線が 2016 年 11 月の養浜工事により沖側に移動したが、徐々に侵食され湖岸側に移動した後、2017 年 9 月にはほぼ変化がみられなくなった(図 25a, b)。また、侵食の程度は A 地点で大きく、B 地点で小さかった。C 地点では、湖底断面地形の変化は養浜工事前後を通じて小さかったが、工事後に水深測量線がわずかに沖側に移動したことから、A・B 地点からの漂砂が堆積したと考えられた(図 25c)。

底質は、2016 年 11 月の養浜工事直後の粒径中央値は A、B 地点で大きく C 地点で小さかったが、徐々にその差が縮小し、2018 年 10 月には A~C 地点でほぼ同程度になった(図 26a)。底質中のクロロフィル a 濃度は、A~C 地点のいずれも養浜工事前後で同程度であり、おおむね同様の変動を示した(図 26b)。

湖水中の植物プランクトンおよび底質中の藻類は、藍藻、珪藻、緑藻とも、A~C 地点でおおむね同様の変動を示した(図 27、28)。底質中の藻類は、2018 年に珪藻と緑藻が増加した。

底生動物の生息密度は、A~C 地点のいずれも、ミミズ類、センチュウ類、ユスリカ類が優占した。ライフサイクルの短いこれら 3 分類群の生息密度は、A~C 地点における増減時期がおおむね一致した(図 29a~c)ことから、底質中の藻類量とともに、養浜工事による搅乱より季節要因等の影響が大きいと考えられた。一方、A、B 地点におけるシジミ類の生息密度は、養浜施工後から約 1 年後の 2017

年 10 月まで、C 地点より低く推移した(図 29d)。A、B 地点では養浜施工後に水際付近で侵食が進んだこと、特に A 地点で底質の粒径中央値が減少傾向であったことから、波浪や沿岸流等による搬入土砂の侵食や漂砂の堆積等が頻繁に生じた間、ライフサイクルの長いシジミ類の定着が抑制された可能性がある。

シジミ類の生息密度は、A~C 地点のいずれも、2018 年に大幅に增加了。底質中の珪藻、緑藻の増加時期と一致することから、付近一帯の年変動として、餌環境条件が改善したことがシジミ類の增加要因として示唆された。

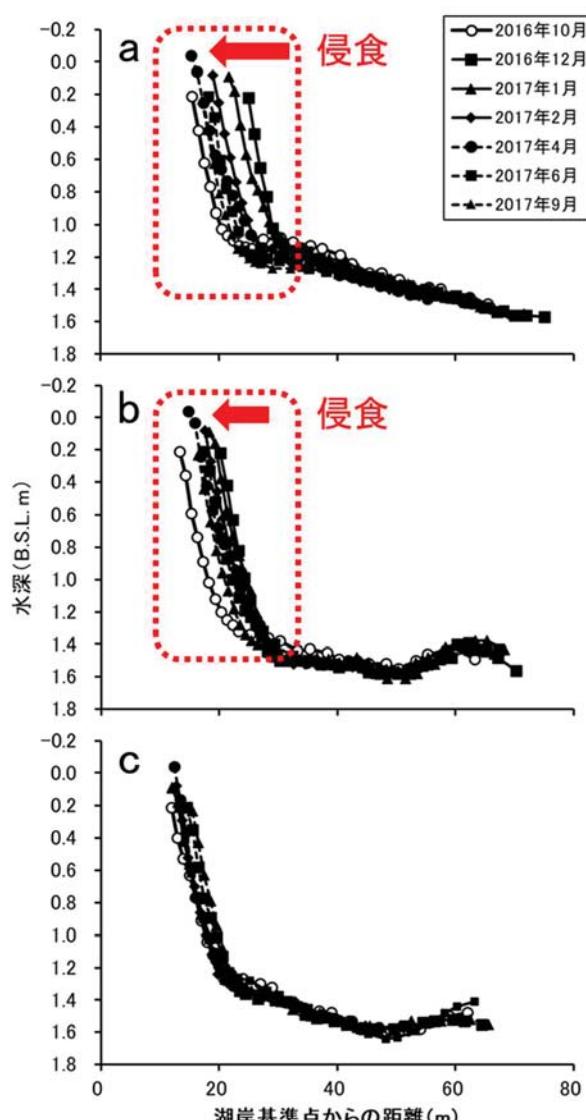


図 25 マイアミ浜 A、B 地点(養浜工事 2016 年 11 月施工)、C 地点(施工なし)における、2016 年 10 月~2017 年 9 月の湖底断面地形(水深測量線)。a: A 地点; b: B 地点; c: C 地点。

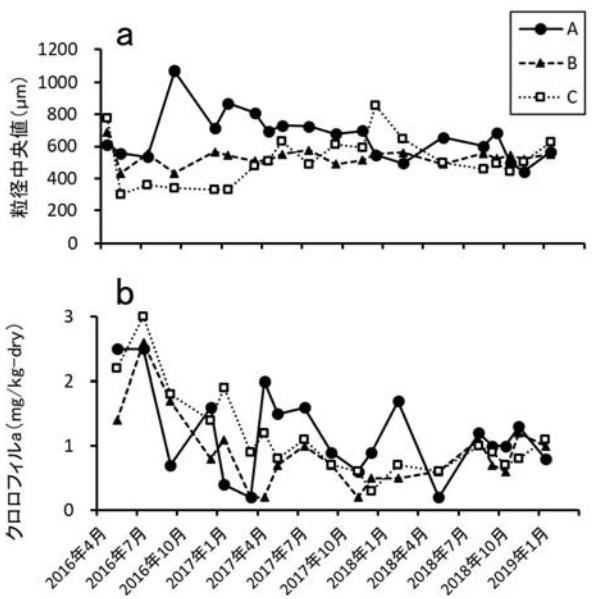


図26 マイアミ浜A～C地点における底質分析結果(2016年4月～2019年1月)。a: 粒径中央値; b: クロロフィルa濃度。

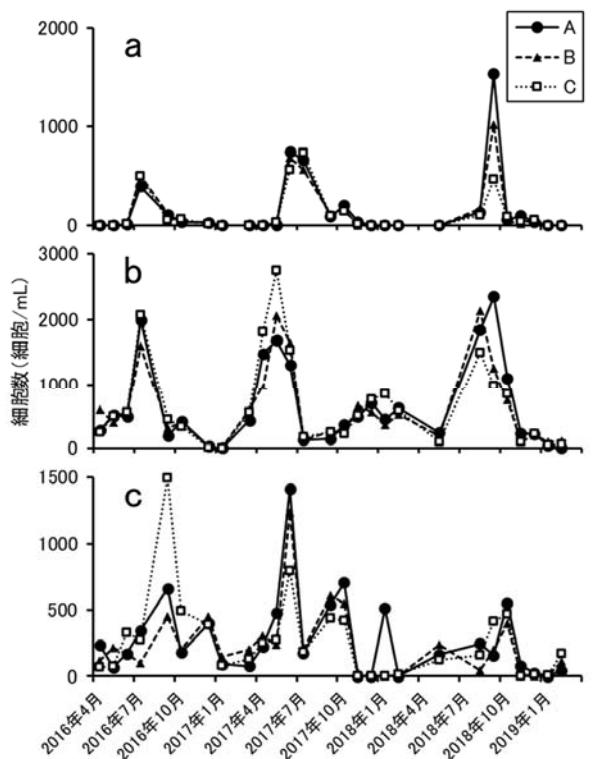


図27 マイアミ浜A～C地点における湖水中の植物プランクトン細胞数(2016年4月～2019年2月)。a: 藍藻; b: 珪藻; c: 緑藻。

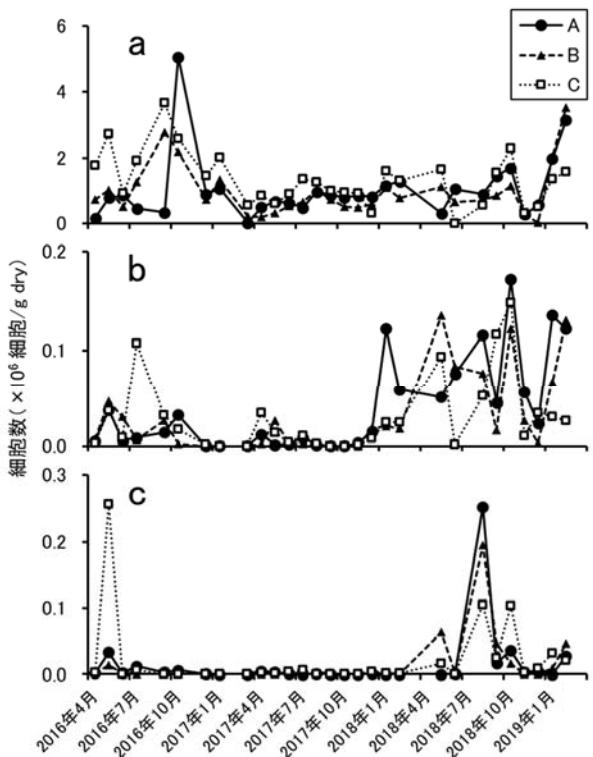


図28 マイアミ浜A～C地点における底質中の藻類細胞数(2016年4月～2019年2月)。a: 藍藻; b: 珪藻; c: 緑藻。

## 6. 湖辺環境改善に向けた考え方

2. および3.の結果を踏まえると、シジミ類等の二枚貝を含む底生動物を指標とした良好な生息環境と餌環境の条件として、底質粒径が300～500μm程度の砂地の確保、珪藻の増加、藍藻の減少の重要性が示唆された。これらの条件を改善、維持するための対策については、現在構築中の二枚貝の増加条件を記述する数理モデル(東レテクノ株式会社, 2018-2020)において、例えば底質粒径やDO等の現実的に改善可能なパラメータを探索的に変えることにより、場所ごとの環境特性に応じた改善目標の設定、効果の予測をした上で、対策手法を検討する予定である。

シジミ類の増加に向けては、漁獲対象となる殻長18mm以上の個体が著しく少ない現状において、殻長4mm程度以上に成長する際の稚貝の生残率が著しく低いと考えられることから、その要因の解明が今後の課題である。

4.の結果を踏まえると、湖辺環境改善の対策手法の一例として、住民参加による継続的な湖底耕耘や水草除去により、満1～2歳程度までシジミ類稚貝の生残率が増加する可能性があることから、今後も修復活動と調査を継続して検証する必要がある。また、ミミズ類やセンチュウ類等は、上記の修復活動による増加の抑制が示唆されたことから、湖底耕耘等の強度や頻度についても検討が必要であり、今後の課題である。場所の特性に応じた対策の観点からは、

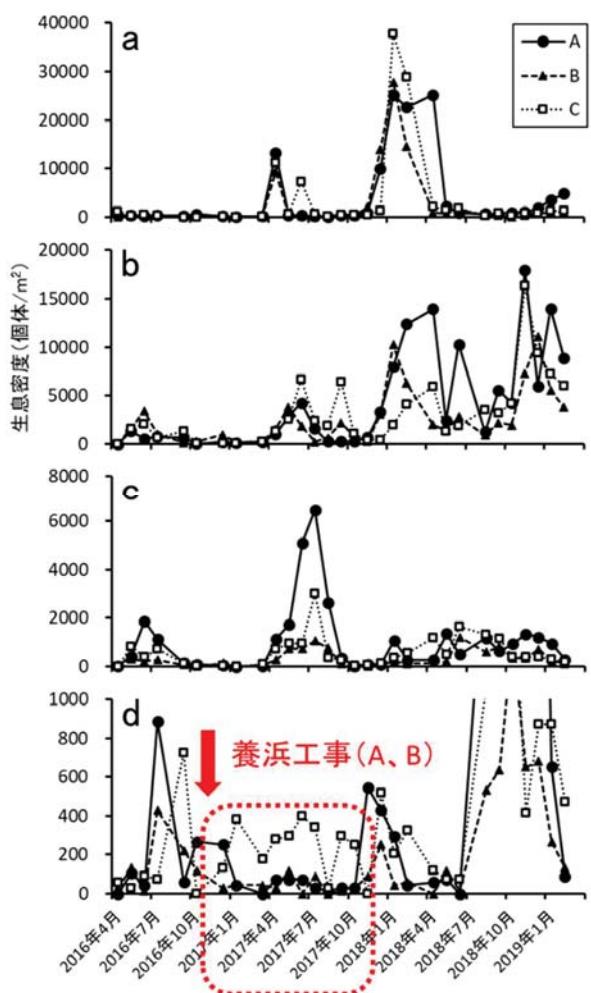


図 29 マイアミ浜 A~C 地点における底生動物生息密度 (2016 年 4 月～2019 年 2 月)。a: ミミズ類; b: センチュウ類; c: ユスリカ類; d: シジミ類。d の縦軸目盛は 2016~2017 年の値に合わせた。

本研究における修復活動実施場所では、潮流や波浪が弱く、湖底耕耘等により泥質の堆積を抑制することが有効と考えられたが、潮流や波浪が強い場所では適度に消波する手法が考えられ、今後検討が必要である。

修復活動の持続的な実施に向けては、住民の積極的な参加が必要であるが、参加者間の共通認識の形成が重要な要素の 1 つと考えられた。湖辺に限らず、琵琶湖の環境改善においては、行政による事業だけすべての課題を解決することは困難である。琵琶湖湖辺では、地域住民等による清掃活動、外来生物の駆除活動等も活発である。砂地環境の改善においても、地域の保全活動を担う住民等の意識を醸成し、協働を推進する必要がある。

5. の結果を踏まえると、砂地の造成により底生動物の生息環境改善を図る場合、短期的な視点からは、対象場所における湖底の侵食・堆積状況や、ライフサイクルの長いシ

ジミ類等の定着に要する期間を数年見込む必要がある。また、砂地の造成が底生動物の生息状況と生息環境に及ぼす長期的な影響については不明である。過去 10 年程度前に養浜が施工された場所と未施工の場所において現状を把握し、底生動物や良好な湖底環境に関する諸要因の回復に及ぼす効果について比較検証する必要がある。

## 7. 謝辞

大津市柳が崎における湖辺環境修復活動にご協力いただいた特定非営利活動法人おおつ環境フォーラム、瀬田町漁業協同組合、住民ボランティアの皆様に感謝いたします。野洲市マイアミ浜について、養浜事業にかかる情報を提供いただいた滋賀県南部土木事務所、現地調査にご配慮いただいたビワコマイアミランドに感謝いたします。

本研究は、環境省琵琶湖保全再生等推進費（平成 29～令和元年度）および内閣府地方創生推進交付金（平成 28～30 年度）により実施した。

## 8. 引用文献

- 相澤康・滝口直之 (1999) : MS-Excel を用いたサイズ度数分布から年齢組成を推定する方法の検討. 水産海洋研究 63: 205-214.
- 林一正・遠藤光次郎 (1956) : セタシジミの食物. 滋賀大学学芸学部紀要 5: 33-39.
- 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.
- 一瀬諭 (編) (2013) : 5B-1102 湖沼水質形成における沿岸帶の機能とその影響因子の評価. 環境省環境研究総合推進費終了成果報告書. 環境省. [https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kada\\_i/suryo\\_report/h25/pdf/5B-1102.pdf](https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kada_i/suryo_report/h25/pdf/5B-1102.pdf)
- 一瀬諭・若林徹哉・藤原直樹・水嶋清嗣・野村潔 (1999) : 琵琶湖における植物プランクトン優先種の経年変化と水質. 用水と廃水, 41(7): 582-591.
- 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.
- 井上栄壯 (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.
- 井上栄壯 (2016) : 南湖の望ましい姿と評価指標. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書 10-2 別冊 (平成 23~25 年度) : 南湖生態系の順応的管理に関するサイエンスレポート : 126-131.
- 井上栄壯・一瀬諭・古田世子・中村光穂・池田将平・早川

- 和秀・藤原直樹・卯田隆・奥居紳也・東善広 (2018a) : 湖辺域における底質環境の評価に関する研究. 滋賀県琵琶湖環境科学センター研究報告書 13: 9-27.
- 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・芳賀裕樹・中川昌人・栗林実・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 (2015) : 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センター研究報告書 10: 76-104.
- 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.
- 井上栄壮・湖辺の環境修復手法検討会・滋賀県琵琶湖環境科学センター・滋賀県琵琶湖環境部環境政策課・環境省水・大気環境局水環境課 (2018b) : 琵琶湖の湖辺域における二枚貝を評価指標とした水環境改善手法の検討について. 第 17 回世界湖沼会議(いばらき霞ヶ浦 2018)論文集, pp. 250-252.
- 金子有子・東善広・石川可奈子・井上栄壮・西野麻知子(編) (2011) : 琵琶湖岸の環境変遷カルテ. 滋賀県琵琶湖環境科学センター.
- 環境省水・大気環境局 (2012) : 底質調査方法. 環境省水・大気環境局. <http://www.env.go.jp/water/teishitsuchousa/>
- 環境省水・大気環境局水環境課 (2014) : 自然浄化対策について: 生態系機能を活用した“健やかな湖沼水環境”の実現を目指して. 環境省水・大気環境局水環境課. <https://www.env.go.jp/water/kosyou/shizentaisaku/index.html>
- 今後の水環境保全に関する検討会 (2011) : 今後の水環境保全の在り方について(取りまとめ). 今後の水環境保全に関する検討会.  
<https://www.env.go.jp/water/confs/fpwq/torimatome2/02.pdf>
- 丸尾知佳子・藤林恵・相川良雄・西村修 (2012) : イソシジミ (*Nuttallia olivacea*) の生育状況に影響を与える餌料源の検討. 土木学会論文集 G (環境) 68: III\_277-III\_283.
- Matsuzaki, S.S., Kadoya, T. (2015): Trends and stability of inland fishery resources in Japanese lakes: introduction of exotic piscivores as a driver. Ecological Applications 25:1420-1432.
- 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.
- 西野麻知子・秋山道雄・中島拓男 (編) (2017) : 琵琶湖岸からのメッセージ: 保全・再生のための視点. サンライズ出版, 彦根.
- 滋賀県 (2018-2020) : 環境省平成 29~31 年度湖辺における環境修復実証事業 (滋賀県琵琶湖) 委託業務報告書. 滋賀県.
- 滋賀県 (2019a) : 滋賀の環境 2019 (令和元年版環境白書). 滋賀県.
- 滋賀県 (2019b) : びわ湖なう 2019 : 指標で見るびわ湖と暮らしの過去・現在. 滋賀県.
- 東レテクノ株式会社 (2018-2020) : 環境省平成 29~31 年度琵琶湖保全再生対策調査検討業務報告書. 東レテクノ株式会社.
- 津田松苗・川合貞次・鉄川清・後勢久右衛門・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.
- 辻谷睦巳・相崎守弘・神門利之 (2018) : 宍道湖におけるカビ臭発生藻類 *Coełosphaerium* sp. がヤマトシジミのろ過活性、肥満度およびカビ臭着臭へ与える影響. 水環境学会誌 41: 91-96.
- 山口啓子・幸内綾子・藤岡克己 (2008) : ヤマトシジミへの給餌と軟体部増加に関する実験. LAGUNA(汽水域研究) 15: 49-55.
- 山室真澄 (2014) : 日本の汽水湖沼での異常増殖が懸念される淡水産沈水植物・浮葉植物の繁茂が確認された塩分範囲. 陸水学雑誌 75: 113-118.