

## 湖辺域における底質環境の評価に関する研究

井上栄壮・一瀬 諭・古田世子・中村光穂・池田将平・早川和秀・藤原直樹<sup>1)</sup>・卯田 隆<sup>2)</sup>・奥居紳也<sup>3)</sup>・東 善広

### 要約

- ① 南湖の湖底環境に影響を及ぼす要因の1つとして、夏季の沈水植物(水草)繁茂と、底生動物の生息密度の現状を把握した。水草は、特にコカナダモが2014年、2015年に増加したが、2016年は減少し、年変動が大きいことを再確認した。また、水草が多いほど、底生動物の生息密度で優占する水生貧毛類(ミミズ類)が少なく、生息環境の悪化につながることを再確認した。
- ② 南湖湖内における底質条件と貝類の分布現況、およびそれらの関係を把握した。湖内では、湖底耕うん、覆砂等の事業が実施された場所で、シジミ類の生息密度が高いことが分かった。南湖湖辺域における底質条件と底生動物の分布現況、およびそれらの関係を把握した。湖辺域では、シジミ類や、底生動物で優占するミミズ類の生息密度は、浅い砂地で高いことが分かった。
- ③ 南湖の底質を粒径別に分画し、有機物、栄養塩とシジミ類生息密度との関係を評価した。その結果、粒径5~63 $\mu\text{m}$ 画分に含まれるクロロフィルa(フェオ色素含む)含量の割合が高いほど、シジミ類の生息密度が高いことが分かった。
- ④ 南湖において、自然的湖岸で砂地の地点と、人工的湖岸で泥地の地点の現状を比較し、湖水の流れ、底質条件、底生動物、底質から発生する植物プランクトン等の相違を把握した。人工的湖岸の泥地では、底生動物の生息密度・多様性が低いこと、湖水の流れが停滞しやすいこと、底質表層付近が嫌氣的になりやすいこと、底質中の有機物量は多いが、クロロフィルa(藻類)の割合が低いこと、動物プランクトンや底生動物の餌となりにくいと考えられる藍藻類が、底質中に多く存在し、水中に発生しやすいこと等を確認した。
- ⑤ 沿岸帯管理における基本認識として、シジミ類等の底生動物の生息環境の回復につながる、良好な湖底環境の確保に向けて、「好適な砂地(泥化の防止)」、「好氣的な湖底」、「堆積有機物中の高い藻類(植物プランクトン)割合」の確保が重要であることが分かった。しかし、砂地を構成する粒径や、浅場といった構造、水質や沿岸の流れの形成、底生動物の餌となる藻類(植物プランクトン)の発生状況など、良好な湖底環境に係る諸要因間の関係性は分かっていない。これらを解明し、最も持続的で効果的な対策について検証が必要である。

### 1. はじめに

琵琶湖に生息する固有種は、大多数が沿岸帯に生息、または湖辺域で産卵、生育する(西野, 2005)。また、湖底に根を張る水生植物は、光合成による有機物生産が呼吸による有機物消費を上回る補償深度より浅い水域、すなわち沿岸帯でなければ生育できない(Horne and Goldman, 1994)。人と琵琶湖のかかわりにおいても身近な沿岸帯、湖辺域は、生態系、生物多様性の保全、再生において特に重要な水域である。

琵琶湖における在来魚介類の減少は喫緊の課題であり、漁獲量においては特にシジミ類等の二枚貝の減少が著しい(農林水産省近畿農政局滋賀農政事務所, 1954~2009; 農林水産省, 2010~2015)。移動能力が比較的低い底生動

物の中でも、ライフサイクル(寿命)が数年程度で、人にも利用される二枚貝の生息状況は、琵琶湖の生態系の好循環の程度を示す優れた指標と考えられる(井上, 2016)。このことを踏まえると、かつて魚介類が豊かであった時代のような琵琶湖の生態系の回復に向け、二枚貝等の底生動物の生息環境、餌環境の視点から、改善策の検討が必要である。

二枚貝が生息する沿岸帯においては、例えば、底生動物の生息環境として重要な底質は、1960年代から2000年代にかけて粒径0.5mm未満の割合が上昇しており(滋賀県水産試験場, 1972, 1998, 2005)、泥質の堆積が示唆される(井上・東, 2016)。また、多くの底生動物の直接の餌、または餌の供給源であり、餌環境として重要な水中の植物プランクトンは、1970年代から2010年代にかけて餌となり

1) 現・滋賀県琵琶湖環境部循環社会推進課、2) 現・滋賀県湖北環境事務所、3) 現・滋賀県甲賀環境事務所

にくいと考えられる藍藻類の割合が上昇している(藤原ら, 2014)。沿岸帯を取り巻く湖岸の地形、景観をみると、現在、北湖では25%、南湖では73%が人工的に改変されている(金子ら, 2011)。特に、コンクリートや石積みの護岸が形成された人工的な湖岸では、水際で水深が急に深くなる断面形状が多くみられる。

これらの事実から、かつて魚介類が豊かであった時代の琵琶湖湖辺域は、①緩傾斜の自然的な湖岸断面の砂地があり、②適度な湖水の流れが生じ、③好気的な砂地は底生動物の生息環境として適しただけでなく、④餌となりやすい植物プランクトンが発生しやすく良好な餌環境を形成していたと想定される。一方、現在では、①水際で急傾斜となる人工的な湖岸断面の地域が拡大し、②湖水の流れが停滞しやすく、③泥質の堆積や湖底の嫌気化が生じ、底生動物の生息環境として適さないだけでなく、④餌となりにくいと考えられる藍藻類等の植物プランクトンが発生しやすく不良な餌環境を形成していると想定される。

また、琵琶湖南湖においては、沈水植物(以下「水草」という)の過剰な繁茂による湖底の低酸素化等も、底生動物の生息環境悪化の要因となっている(井上ら, 2015)。

本研究では、かつてシジミ類等の二枚貝の優良な漁場であり人工的な湖岸の割合が高い琵琶湖南湖における、二枚貝等の底生動物とその生息環境および餌環境の現状把握を目的とした。まず、湖内の水草、湖内および湖辺域の底質条件と底生動物の生息密度との関係性を評価した。次に、湖岸の人工化が湖辺域における生態的機能に及ぼす影響評価を目的として、自然的湖岸および人工的な湖岸の水域において、湖岸断面、底質、湖水の流れ、湖底の溶存酸素濃度、底生動物、底質中の藻類から水中へのプランクトン回帰等について比較対照調査を行うとともに、施策提案の科学的根拠となる知見をまとめた。

## 2. 南湖における底生動物と水草の関係

### 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帯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スリカ *Prosilocerus akamusi* やオオユスリカ *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)。

こうした背景から、著者らは、2011年から2013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。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水生貧毛類(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、2014年から2016年までの夏季に、井上ら(2015)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. 方法

2014年から2016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集した。水草の採集は、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回投げ入れて採集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(開口部15cm×15cm)で底質を採取し、目合250 $\mu$ m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。

### 2.3. 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、2014年は7,232.9g、2015年は10,913.7gと、2011年から2013年までと比較して増加したが、2016年は4,183.8gと減少に転じた(図1, 2)。主な種構成は、2014年はクロモ *Hydrilla verticillata* 3,255.9g、コカナダモ *Elodea nuttallii* 2,146.2g、センニンモ *Potamogeton maackianus* 1,359.1g、2015年はコカナダモ6,388.2g、クロモ2,153.0g、センニンモ1,932.1gの順に多く、特にコカナダモの増加

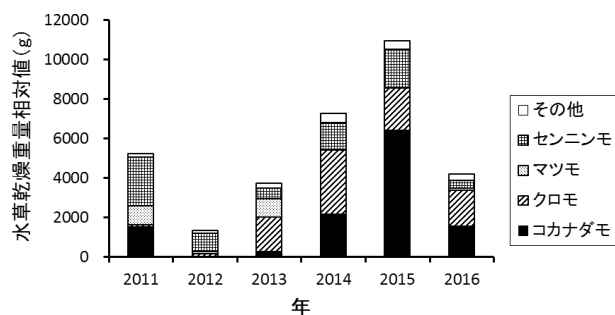


図1 南湖9定点において「水草チェーン」で採取した8月の水草種構成と乾燥重量相対値の合計値(2011年～2016年)

が大きかった。2016 年はクロモ 1,802.0g、コカナダモ 1,544.8g、センニンモ 401.7g の順に多く、特にコカナダモとセンニンモの減少が大きかった。

底生動物については、2014 年はユスリカ類が最も多かったが、2015 年と 2016 年は水生貧毛類(ミミズ類)が最も多かった(図 3)。2011 年から 2016 年までの 8 月の水草繁茂量とミミズ類生息密度との間に有意な負の相関が認められた( $n = 54$ ,  $R = 0.376$ ,  $p = 0.005$ ) (図 4)。

2016 年は、南湖のアオコ発生日数および発生水域数が過去最高(滋賀県, 2017)となる等、植物プランクトンの増加がみられたことから、透明度の低下によって水草の光合成が阻害された可能性がある。南湖の水草繁茂状況は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、今後も引き続き、現状把握のためのモニタリング調査を実施する必要がある。

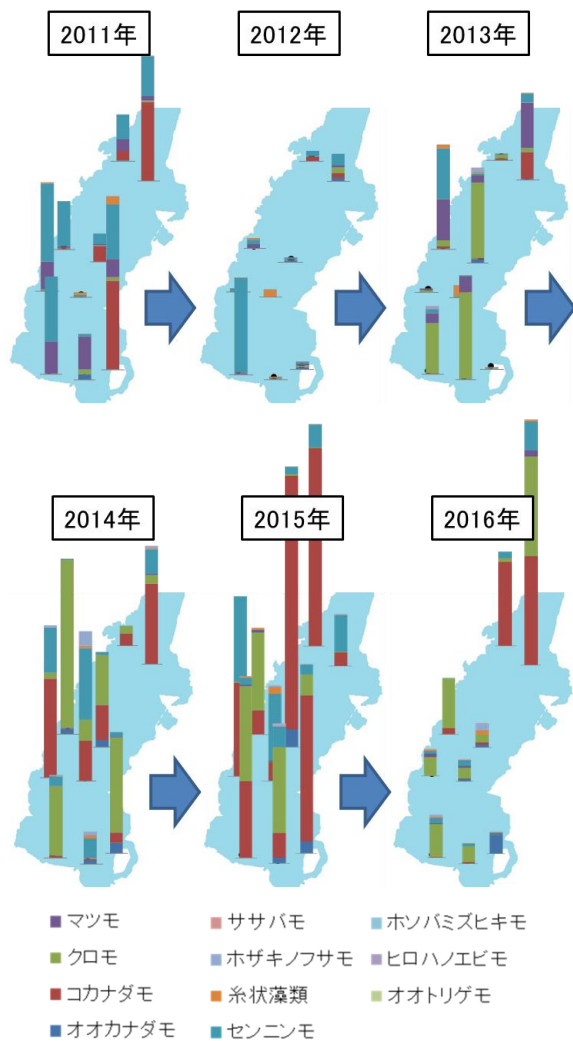


図 2 南湖 9 定点において「水草チェーン」で採取した 8 月の水草種構成と乾燥重量相対値(2011 年~2016 年)

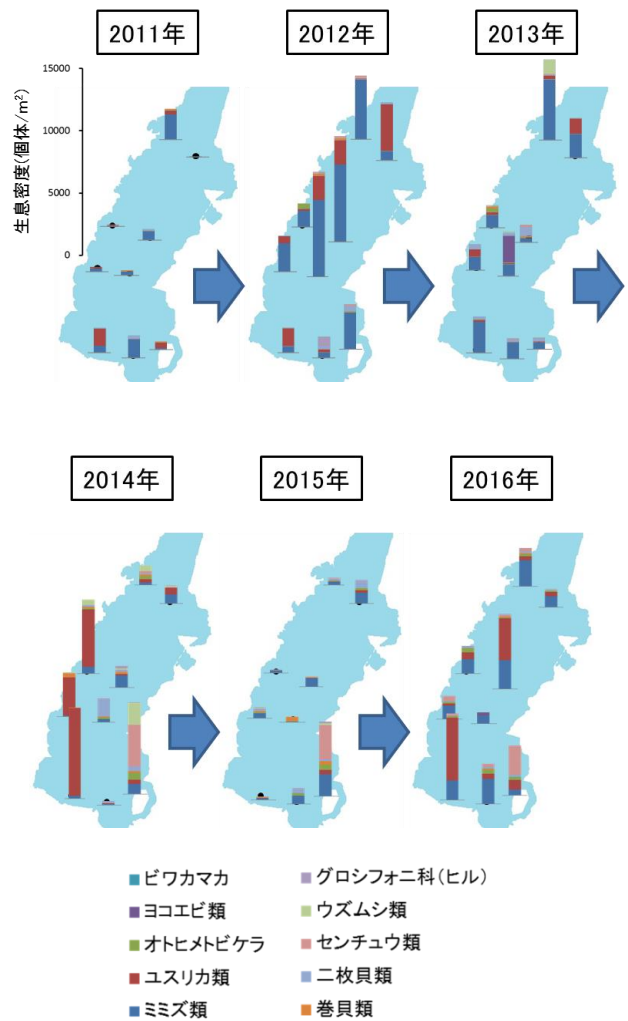


図 3 南湖 9 定点における 8 月の底生動物種構成と生息密度(2011 年~2016 年)

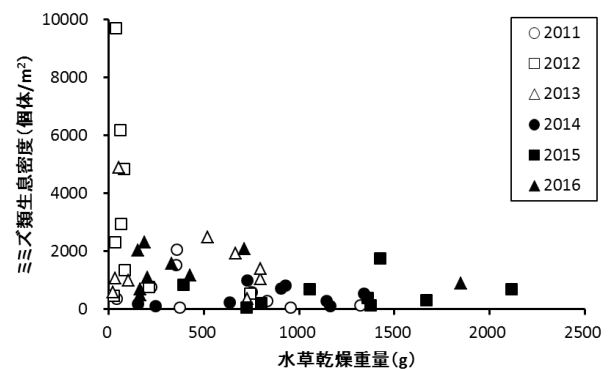


図 4 南湖 9 定点における 8 月の水草乾燥重量相対値とミミズ類生息密度の関係(2011 年~2016 年)

### 3. 南湖における底生動物と底質の関係

#### 3.1. はじめに

琵琶湖沿岸帯における底生動物と底質条件の分布については、滋賀県水産試験場が過去と近年で比較可能な調査を 55 水域で実施している(1972, 1998, 2005)。うち、南湖の 12 水域の結果から、底質の粒度組成では粒径 0.5mm 未満の割合が近年増加している(滋賀県水産試験場, 2005)ことから、南湖において泥質の堆積が進んだことが示唆されている(井上・東, 2016)。

本研究では、南湖湖内および湖辺域において、底生動物の分布と、粒度組成や有機物量等の底質条件の分布現況を把握し、これらの関係性を評価した。

#### 3.2. 方法

南湖湖内における貝類と底質条件の分布現況については、2014 年 4 月から 9 月まで、82 地点で調査を実施した。各地点において、エクマン・バージ採泥器(開口部 15cm×15cm)で底質を 5 回採集し、目合 2mm のふるいでふるった後、10%ホルマリンで固定し、貝類を選別、計数した。

南湖湖辺域における底生動物と底質条件の分布現況については、2015 年 5 月に、31 測線で調査を実施した。各測線の湖岸から 50m 沖、100m 沖の地点において、エクマン・バージ採泥器で底質を 2 回採集し、250 $\mu$ m 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。

湖内、湖辺域の各調査時にエクマン・バージ採泥器で別途採集した底質の表層 1cm を冷凍保存し、強熱減量(450 $^{\circ}$ C、3 時間)と粒度組成(レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所)を測定した。調査時に測定した水深は、当日の琵琶湖水位(国土交通省近畿地方整備局琵琶湖河川事務所ウェブサイト)に基づき、琵琶湖基準水位(B. S. L.) 0m の値に換算した。

また、シジミ類の生息密度と詳細な底質条件との関係について検討するため、南湖湖内および湖辺域の調査地点のうち一部で採取した底質について、下記の分析と測定を行った。まず、表面下 10mm までの底質を、目合 2mm、1mm、125 $\mu$ m、63 $\mu$ m のふるいで順に粒径分画した後、通過した粒子を沈降法(>20 $\mu$ m)、遠心分離(2, 500rpm、5 分間; >5 $\mu$ m)、ろ過(ガラス繊維ろ紙 Whatman GF/F; >0.7 $\mu$ m)の順で分画した。次に、1mm 以下の各粒径画分について、全窒素、全有機炭素を CN 元素分析計(Flash EA1112、ThermoFisher 社)で測定した。全りんは、硝酸一過塩素酸分解を行った後、モリブデン青による比色分析を行い測定した。クロロフィル色素(クロロフィル a およびその分解産物であるフェオ色素)は、N,N-ジメチルホルムアミドにより色素を抽出した後、蛍光光度計(10-AU、Turner Designs 社)により

蛍光法で測定した。

#### 3.3. 結果と考察

南湖湖内で採集された貝類は、二枚貝ではシジミ類が最も多かったが、大部分は殻長数 mm の稚貝であった。タテボシガイ *Unio douglasiae biwae*、マルドブガイ *Anodonta calipygos* 等も採集されたが、個体数は少なかった。巻貝ではタニシ類が最も多く、カワニナ類、ヒラマキガイ類等も採集されたが、個体数は少なかった。南湖湖内におけるシジミ類、タニシ類の生息密度の分布を図 5 に示す。

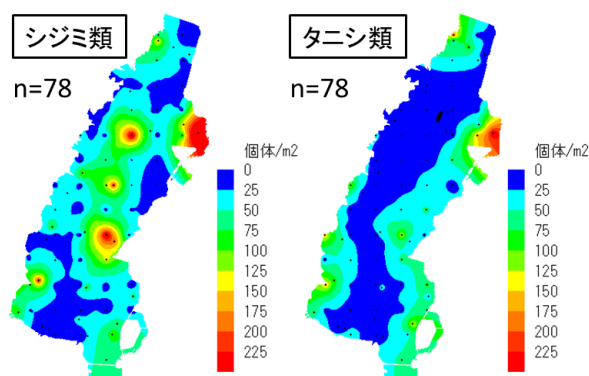


図 5 南湖湖内におけるシジミ類、タニシ類の生息密度の分布(2014 年)。n は欠測地点を除いた調査地点数

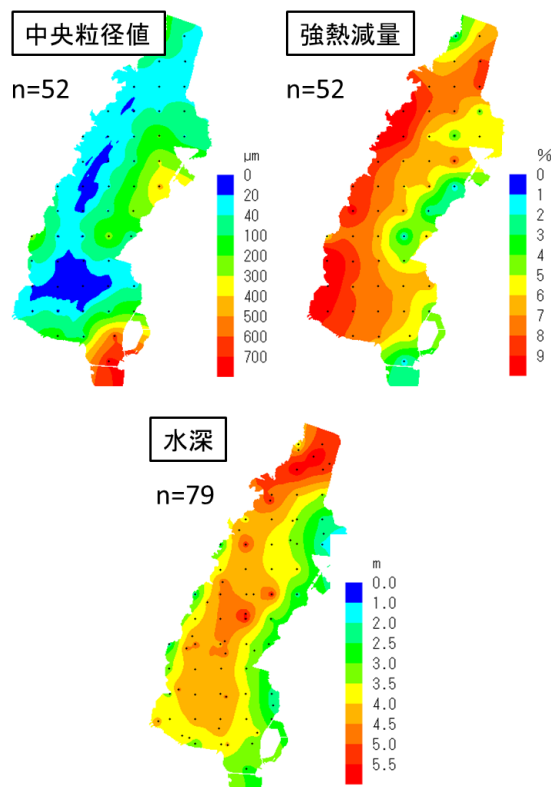


図 6 南湖湖内における底質の中央粒径値、強熱減量と水深の分布(2014 年)。n は欠測地点を除いた調査地点数

南湖湖内における底質の中央粒径値と強熱減量、水深の分布を図6に示す。各調査地点における底質の中央粒径値は、強熱減量と水深との間に有意な負の相関が認められ、強熱減量は水深との間に有意な正の相関が認められた(表1)ことから、南湖湖内において、有機物が少ない砂地は浅い場所に多いことが分かった。シジミ類の生息密度と底質の強熱減量との間に有意な負の相関が認められ、タニシ類の生息密度と底質の中央粒径値との間に有意な正の相関、強熱減量および水深との間に有意な負の相関が認められた(表2)ことから、これらの貝類は浅い砂地に多く生息す

る傾向があることが分かった。しかし、南湖湖内におけるシジミ類の生息密度が極めて低い現状において、赤野井湾内の1地点や志那沖の2地点では例外的に生息密度が高かった。これらの地点では、これまでに湖底耕うん、覆砂、セタシジミ仔貝放流等の事業が実施されており、このことが底質条件の改善やシジミ類の定着に寄与したと考えられる。

南湖湖辺域で採集された底生動物はミミズ類が最も多く、貝類ではシジミ類が最も多かった。南湖湖辺域におけるシジミ類とミミズ類の生息密度の分布を図7に示す。

表1 南湖湖内における底質の中央粒径値と強熱減量、水深の相関係数(2014年、n=52)

	中央粒径値	強熱減量
強熱減量	-0.564**	-
水深	-0.360**	0.363**

\*\* p < 0.01

表2 南湖湖内におけるシジミ類、タニシ類の生息密度と、底質の中央粒径値と強熱減量、水深の相関係数(2014年、n=52)

	中央粒径値	強熱減量	水深
シジミ類	0.174	-0.320*	-0.075
タニシ類	0.291*	-0.316*	-0.305*

\* p < 0.05

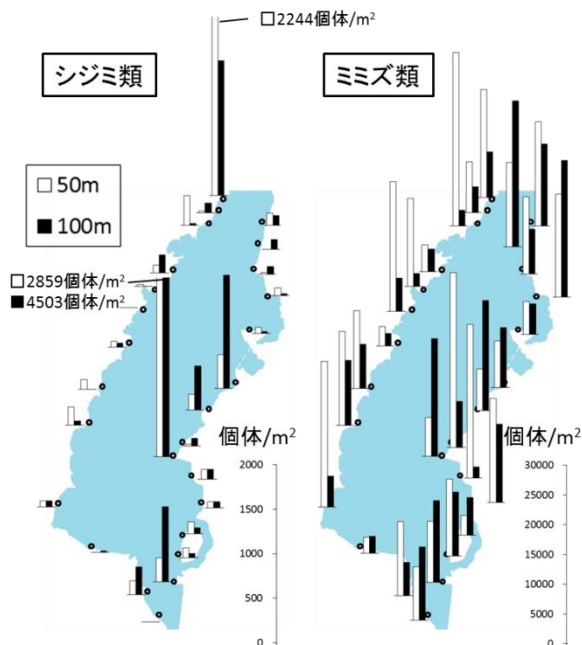
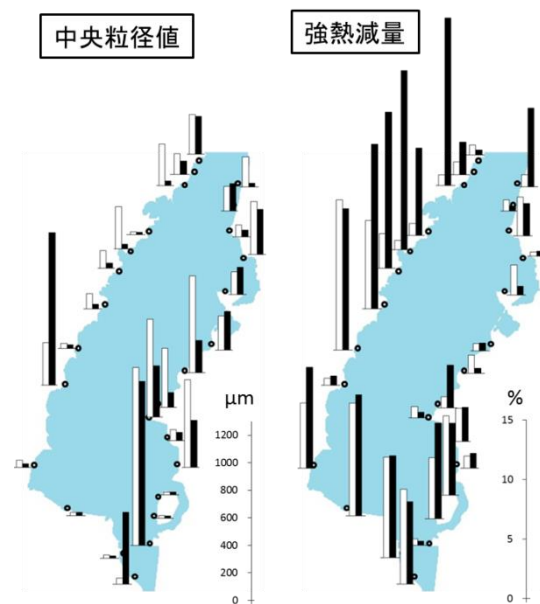


図7 南湖湖辺域におけるシジミ類とミミズ類の生息密度の分布(2015年)。□: 湖岸から50m沖の地点、■: 湖岸から100m沖の地点

図8 南湖湖辺域における底質の中央粒径値および強熱減量と水深の分布(2015年)。□: 湖岸から50m沖の地点、■: 湖岸から100m沖の地点

南湖湖辺域における底質の中央粒径値と強熱減量、水深の分布を図8に示す。各調査地点における底質の中央粒径値は、強熱減量と水深との間に有意な負の相関が認められ、強熱減量は水深との間に有意な正の相関が認められた(表3)ことから、南湖湖辺域においても、有機物が少ない砂地は浅い場所に多いことが分かった。シジミ類の生息密度と底質の中央粒径値との間に有意な正の相関、強熱減量および水深との間に有意な負の相関が認められ、ミミズ類の生息密度と底質の強熱減量および水深との間に有意な負の

表3 南湖湖辺域における底質の中央粒径値と強熱減量、水深の相関係数(2015年、n=62)

	中央粒径値	強熱減量
強熱減量	-0.543**	-
水深	-0.537**	0.711**

\*\* p < 0.01

表4 南湖湖辺域におけるシジミ類、ミミズ類の生息密度と、底質の中央粒径値と強熱減量、水深の相関係数(2015年、n=62)

	中央粒径値	強熱減量	水深
シジミ類	0.345**	-0.297*	-0.376**
ミミズ類	0.248	-0.510**	-0.460**

\* p < 0.05; \*\* p < 0.01

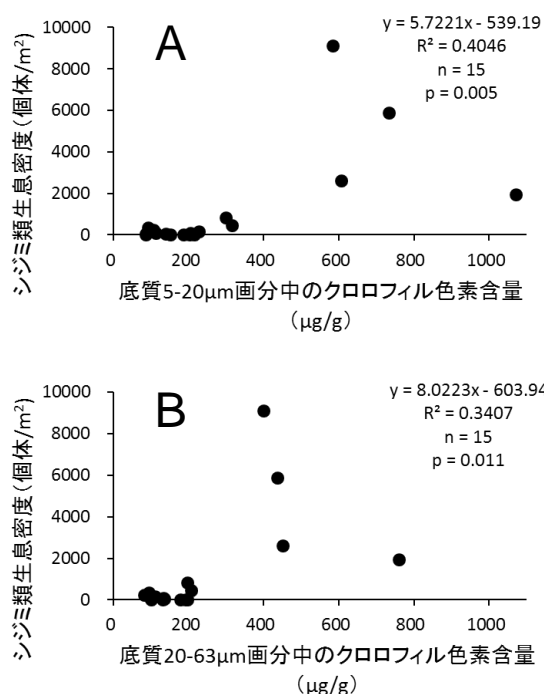


図9 南湖における底質有機物中のクロロフィル色素(フェオ色素を含む)とシジミ類生息密度の関係(2014~2015年)。A: 粒径5~20μm画分、B: 粒径20~63μm画分

相関が認められた(表4)ことから、シジミ類やミミズ類は湖辺域の浅い砂地に多く生息することが分かった。

一部の調査地点について詳細な底質条件を測定した結果、砂質の多い地点では1mm以上の粒子が重量組成の半分以上を占めたが、泥質の多い地点では63μm以下の粒子が大半を占めた。底質中の有機炭素含有率は、砂質試料の0.3%から泥質試料の5.4%の範囲であった。分析した全地点の底質で、1mm以下の画分のうち20~63μmの有機炭素含有率が最も高かった。砂質試料では、63μm以下の画分が全体に占める重量割合は低いが、63μm以下の画分のみと比較では、有機炭素含有率は泥質試料と同等であった。

粒径画分ごとの底質条件とシジミ類の生息密度との関係を検討した結果、粒径5~20μmおよび20~63μm画分に含まれるクロロフィル色素含量が高いほど、シジミ類の生息密度が有意に高かった(図9)。シジミ類の餌は、水中の植物プランクトンだけでなく、底質中の有機物も含まれる(林・遠藤, 1956; 林・大谷, 1967)。また、摂食・同化できる餌のサイズは100μm以下と考えられる(大谷ら, 2004)ことから、底質中の藻類のサイズがシジミ類の餌の質として影響を及ぼす可能性がある。

## 4. 南湖湖辺域の自然的湖岸および人工的湖岸の代表的地点における比較

### 4.1. はじめに

琵琶湖における漁獲量の減少は喫緊の課題の1つであり、中でもシジミ類の減少が著しい。1957年のピーク時に6,072tに達したが、その後、減少に歯止めがかからず、現在は20~30t台まで落ち込んでいる(図10)。1960年代頃からの除草剤の影響や富栄養化による有機・無機の水質悪化、それともなう底質中の栄養塩の蓄積と泥質の堆積、1990年代後半からの南湖における水草繁茂拡大の影響等、複合的な要因によって減少したと考えられている(水草繁茂に係る要因分析等検討会, 2009; 滋賀県, 2012)。

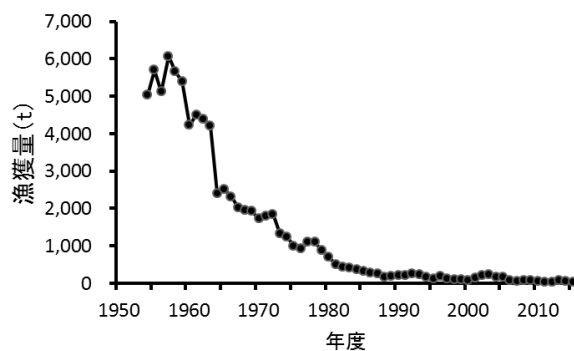


図10 琵琶湖におけるシジミ類漁獲量(1954年~2015年度)(農林水産省近畿農政局滋賀農政事務所, 1954~2009; 農林水産省, 2010~2015より作図)

かつてシジミ類の主要な漁場の1つであった南湖の環境をめぐっては、例えば、生息基盤となる底質は粒径0.5mm未満の割合が近年増加しており(滋賀県水産試験場, 2005)、泥質の堆積が進んだことが示唆されている(井上・東, 2016)。また、餌となる植物プランクトンの組成は、餌となりにくいと考えられている藍藻類の割合が近年増加している(藤原ら, 2014)。さらに、シジミ類が生息する沿岸帯を取り巻く湖岸地形は、南湖では人工湖岸が73%を占める(金子ら, 2011)。生物の生息、産卵、生育の場として重要な湖辺域が、本来の緩やかな断面傾斜の砂地から、治水、利水、土地利用等の目的で、極端な場合は水際で急に深くなる断面傾斜に改変された地域が多くみられる。

すなわち、かつてシジミ類等の魚介類が豊かであった時代の沿岸帯は、①断面傾斜が緩やかで、②適度な湖水の流れが生じ、③湖底が好氣的で砂地が維持され、④餌となりやすい植物プランクトン(珪藻類等)が発生することにより、良好な生息環境と餌環境が形成されていたと想定される。一方、現在の人工湖岸化された湖辺域では、①湖岸付近で急に深くなる断面傾斜により、②湖水の流れが停滞しやすく、③湖底が嫌氣的となり泥質が堆積し、④餌となりにくい植物プランクトン(藍藻類等)が発生することにより、生息環境と餌環境が劣化したと想定される(図11)。この仮説を検証するため、南湖の自然的湖岸と人工的湖岸の代表的な地点間において比較対照調査を実施した。

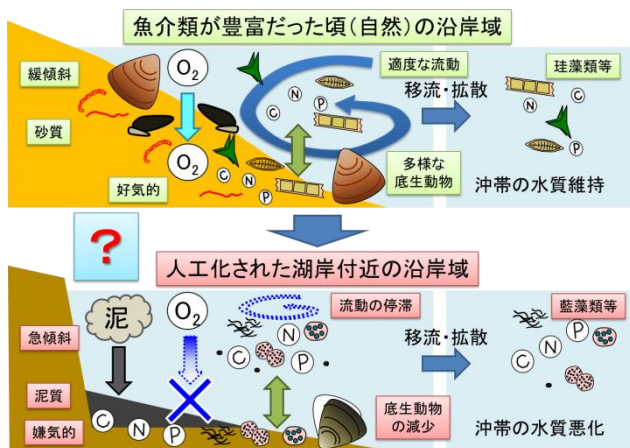


図11 琵琶湖湖岸の人工化と沿岸生態系の変化の想定イメージ

#### 4.2 調査地点の断面傾斜と底質粒度

調査地点は、南湖の自然的湖岸として旧草津川河口(草津市北山田町)、人工的湖岸として打出浜地先(大津市打出浜)の各1水域を選定した(図12)。旧草津川河口は、草津川の流路変更により河口が閉じており河川水の流入はなく、遠浅の砂地が形成されている。打出浜地先は、石積み



図12 南湖湖辺域における調査地点。A: 旧草津川河口(自然的湖岸)、B: 打出浜地先(人工的湖岸)

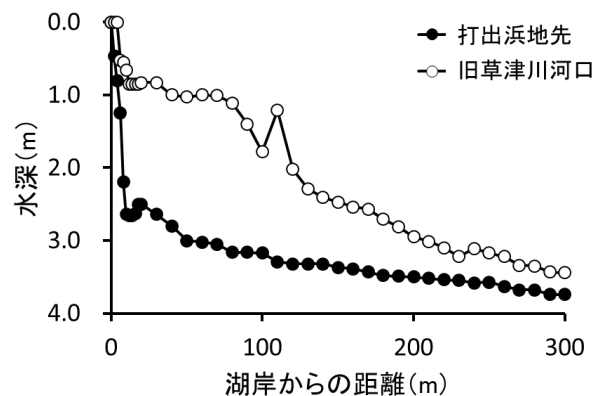


図13 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における湖岸断面地形

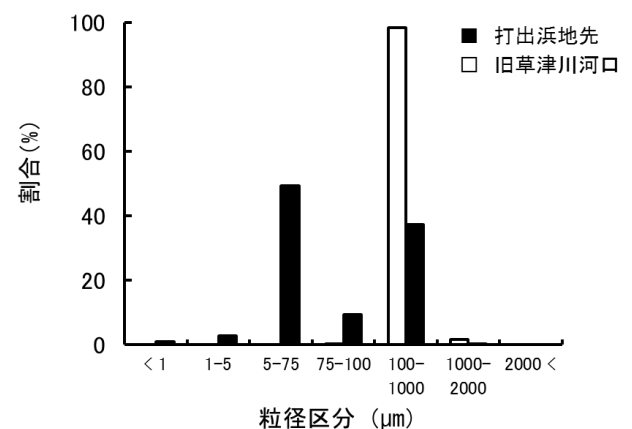


図14 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底質の粒度組成

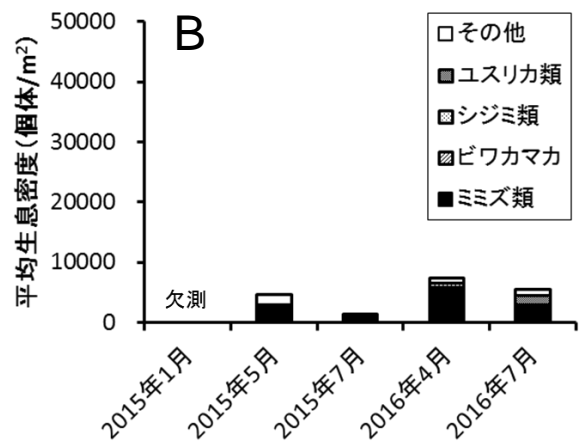
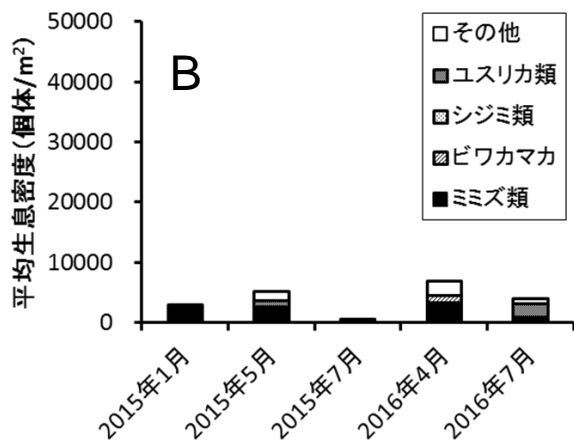
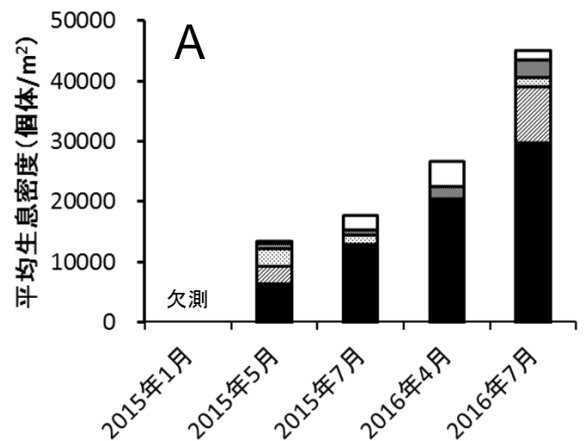
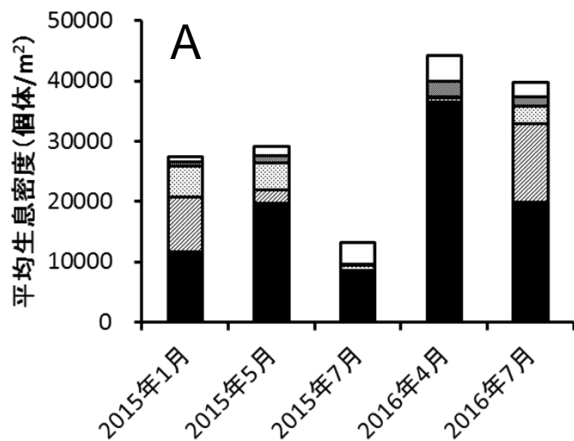


図 15 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底生動物の生息密度(湖岸から 100m 沖の平均値)。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先

図 16 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底生動物の生息密度(湖岸から 50m 沖の平均値)。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先

護岸が整備されており、水際付近で急に深くなる断面傾斜である。各水域においてそれぞれ 3 測線を設定し、現地での測定と試料採取を行った。

2014 年 11 月、旧草津川河口および打出浜地先の各測線において、湖岸からの距離と水深を測定し、断面地形図を作成した。また、各測線の湖岸から 100m 沖の地点においてコアサンプラーで底質を採取し、粒度分布を測定した(レーザー回折散乱法、SALD-3100、島津製作所)。

その結果、旧草津川河口は断面が緩傾斜で(図 13)、底質は粒径 100~1,000 $\mu$ m が卓越する砂地であった(図 14)。一方、打出浜地先は急傾斜で、底質は粒径 100~1,000 $\mu$ m よりも 5~75 $\mu$ m が卓越する泥地であった。

#### 4.3. 底生動物の生息状況

2015 年 1 月、2015 年 5 月、2015 年 7 月、2016 年 4 月、2016 年 7 月の 5 回、旧草津川河口および打出浜地先の各測線において、湖岸から 50m 沖、100m 沖の地点において

底生動物を採集した(2015 年 1 月は、湖岸から 50m 沖の地点が欠測)。各地点において、エクマン・バージ採泥器(開口部 15cm $\times$ 15cm)で底質を 3 回採取し、250 $\mu$ m のネットですりつぶした後、10%ホルマリンで固定し、底生動物を選別、計数した。

その結果、底生動物の生息密度と分類群数は、すべての時期において、湖岸から 50m 沖、100m 沖の地点のいずれも、人工的湖岸の打出浜地先より自然的湖岸の旧草津川河口の方が高かった(図 15~17)。旧草津川河口では、ミミズ類の生息密度がおおむね 10,000 個体/ $m^2$  以上と高く、琵琶湖固有種の甲殻類ビワカマカ *Kamaka biwae* や、シジミ類の生息密度も高かった。打出浜地先では、底生動物が全般に少なく、シジミ類もほとんど採集されなかった。

#### 4.4. 湖水の流れと溶存酸素濃度

2015 年 1 月から 2 月までの間、旧草津川河口および打出浜地先の各 1 測線において、湖岸から 100m 沖の湖底に



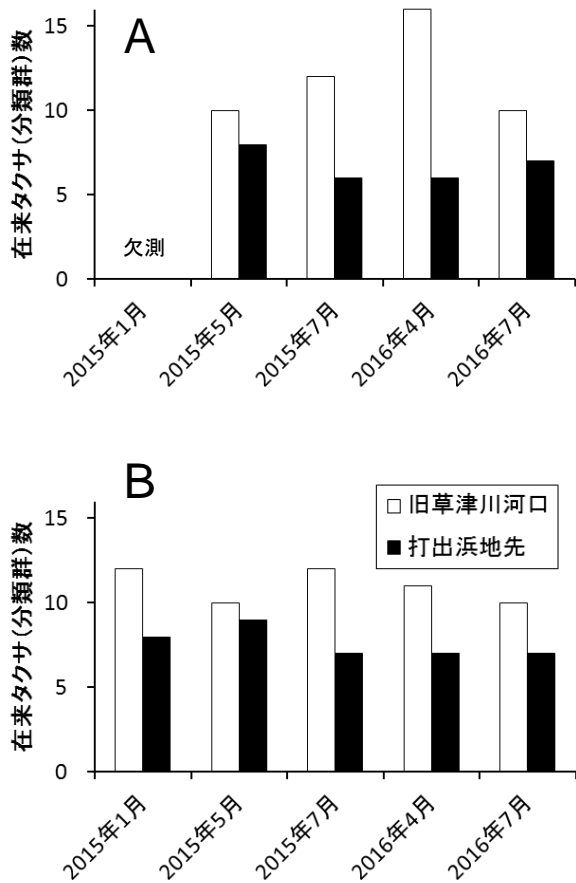


図 17 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底生動物のタクサ(分類群)数。外来種のみを分類群を除く。A: 湖岸から 50m 沖; B: 湖岸から 100m 沖

超音波ドップラー多層流向流速計 (Workhorse ADCP 1, 200kHz, Teledyne RD Instruments 社) を設置し、水面付近から湖底付近までの流向流速を 2 週間連続観測した。また、2015 年 10 月および 2016 年 5 月から 6 月までの 2 回、湖岸から 100m 沖の地点にワイパー式メモリー溶存酸素計 (RINKO W, JFE アドバンテック) を湖底上 0.5m の水深に設置し、溶存酸素濃度を 4 週間連続観測した。

その結果、2015 年 1 月から 2 月まででは、表層付近から底層付近まで、人工的湖岸の打出浜地先よりも自然的湖岸の旧草津川河口で高い流速が観測され(図 18)、打出浜地先では湖水の流れが停滞していたことが分かった。また、2015 年 10 月および 2016 年 5 月から 6 月まででは、旧草津川河口および打出浜地先のいずれも、少なくとも湖底上 0.5m の水深においては溶存酸素濃度が 6mg/L を下回ることとはなく(図 19)、生物の生存に影響を及ぼす低酸素状態にならなかったと考えられる。旧草津川河口において 2015 年 10 月の溶存酸素濃度の日変動が大きかったことについては、水位低下により溶存酸素計設置地点の水深が極端に浅くなったことに加え、酸素消費量と日中の光合成量のいずれも打出浜地先より大きかったことを示唆する。

#### 4.5. 底質表面付近の溶存酸素濃度

湖底に生息する底生動物が経験する環境条件は、遊泳力の大きな甲殻類や、夏季に底質表面下数十 cm まで潜行し夏眠するアカムシユスリカ幼虫 (Yamagishi and Fukuhara, 1972) 等を除けば、大半は底質表面の上下数 cm 程度の範囲である。底生動物の呼吸に影響を及ぼす溶存酸素濃度は、

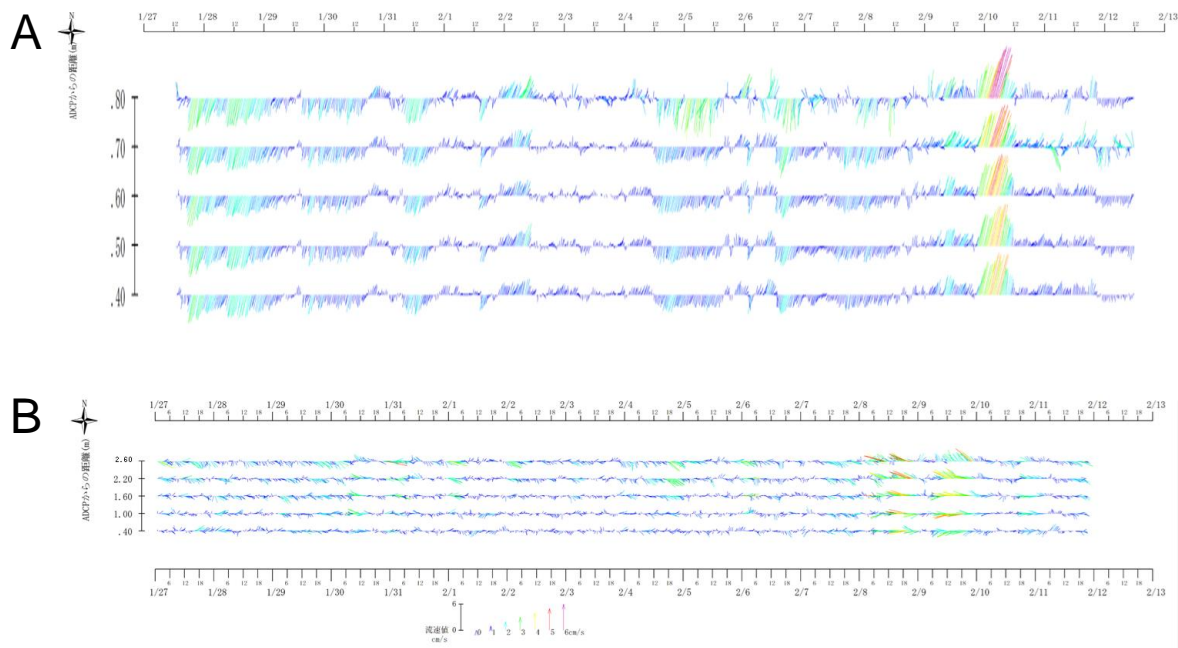


図 18 旧草津川河口(自然的湖岸)と打出浜地先(人工的湖岸)における流向流速の連続測定結果(2015 年 1 月~2 月、湖岸から 100m 沖)。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先。流速スケールを統一するため、グラフを調整した

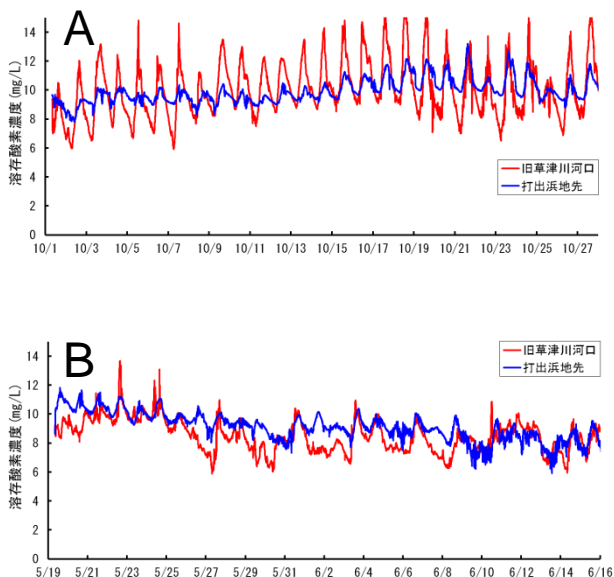


図 19 旧草津川河口（自然的湖岸）と打出浜地先（人工的湖岸）における湖底上 0.5m の溶存酸素濃度の連続測定結果。A: 2015 年 10 月 1 日～10 月 28 日；B: 2016 年 5 月 19 日～6 月 16 日；湖岸から 100m 沖）

シジミ類やミミズ類等では底質表面の上下 1cm 程度の範囲の状態が特に重要と考えられる。本研究では、湖底に生息する底生動物が経験する環境条件の 1 つとして、底質表面付近の溶存酸素濃度分布を精密測定した。

旧草津川河口、打出浜地先の各水域について、湖岸から 100m 沖の 1 地点において、ダイバーによりアクリルパイプ（内径 70mm、長さ 700mm）を底質中に鉛直に挿入し、両端をゴム栓で密閉して底質コアサンプルを採取した。底質試料は採取当日中に 20℃に馴化した後、暗室内で、底質表面の上 10mm 以上から下 5mm 以深まで、測定可能な範囲でガラス電極式溶存酸素濃度マイクロセンサー（OX500、Unisense 社；先端外径 500μm）を 1～2mm ピッチで挿入し、各試料の溶存酸素濃度を 2 回測定した。

その結果、泥地の打出浜地先では、底質表面付近で溶存酸素濃度がゼロとなった（図 20）。一方、砂地の旧草津川河口では、2 回測定のうち 1 回は底質表面下 8mm 程度まで 2mg/L 以上の溶存酸素の浸透が認められ（図 20）、生物の生存に顕著な影響が現れ始めるとされる値を上回った。打出浜地先における底生動物の生息密度と多様性が低い理由の 1 つとして、底質表面付近が嫌氣的であることが考えられる。

#### 4.6. 底質表層の栄養塩、有機物

旧草津川河口と打出浜地先の底質は、それぞれ砂地と泥地であり、粒度組成の測定結果からも明白である。底生動物の生息状況に及ぼす可能性がある粒径以外の底質条件

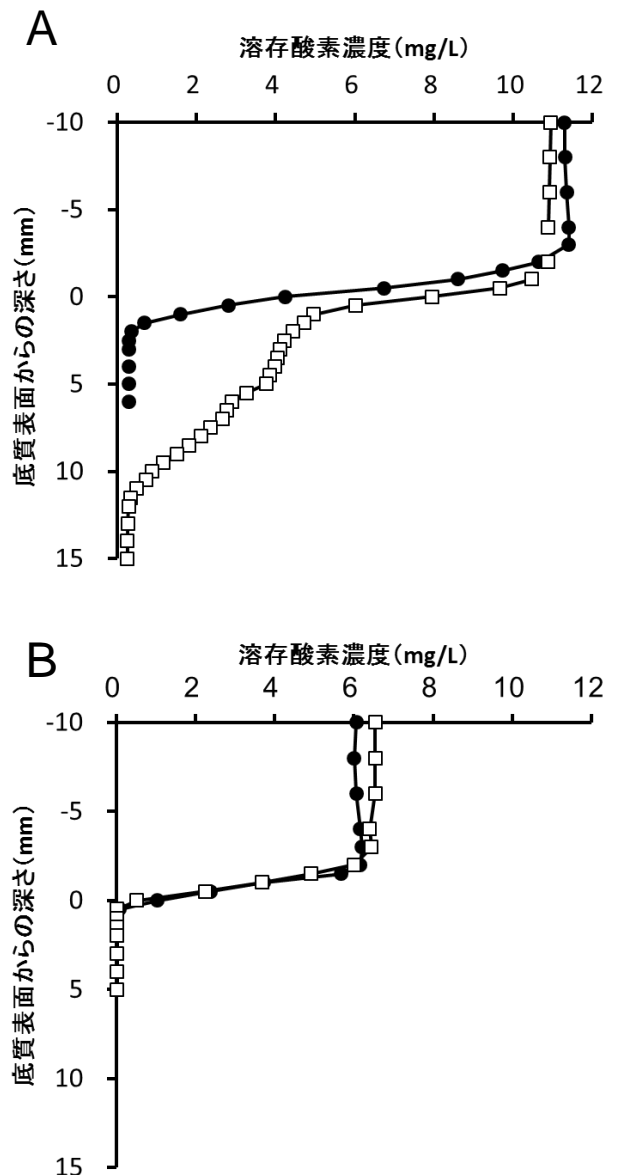


図 20 旧草津川河口（自然的湖岸）、打出浜地先（人工的湖岸）における底質表面付近の溶存酸素濃度測定結果の例。A: 旧草津川河口；B: 打出浜地先（2015 年 1 月）。各 2 回反復測定

の比較を目的として、各水域の湖岸から 100m 沖の地点で採取した底質の表面下 10mm までについて、有機物量の指標として全有機炭素（TOC；環境省，2012）、栄養塩量の指標として全窒素（TN；CN コーダー法）および全りん（TP；環境省，2012）、藻類量の指標としてクロロフィル a（蛍光光度法）を測定した。

その結果、TOC、TN、TP は打出浜地先の底質の方が大幅に高かったが、クロロフィル a は打出浜地先と旧草津川河口の底質の間で差が小さかった（図 21）。すなわち、自然的湖岸の旧草津川河口においては、底質中の有機物量に占めるクロロフィル a 量の割合が高かった（図 22）。底質中

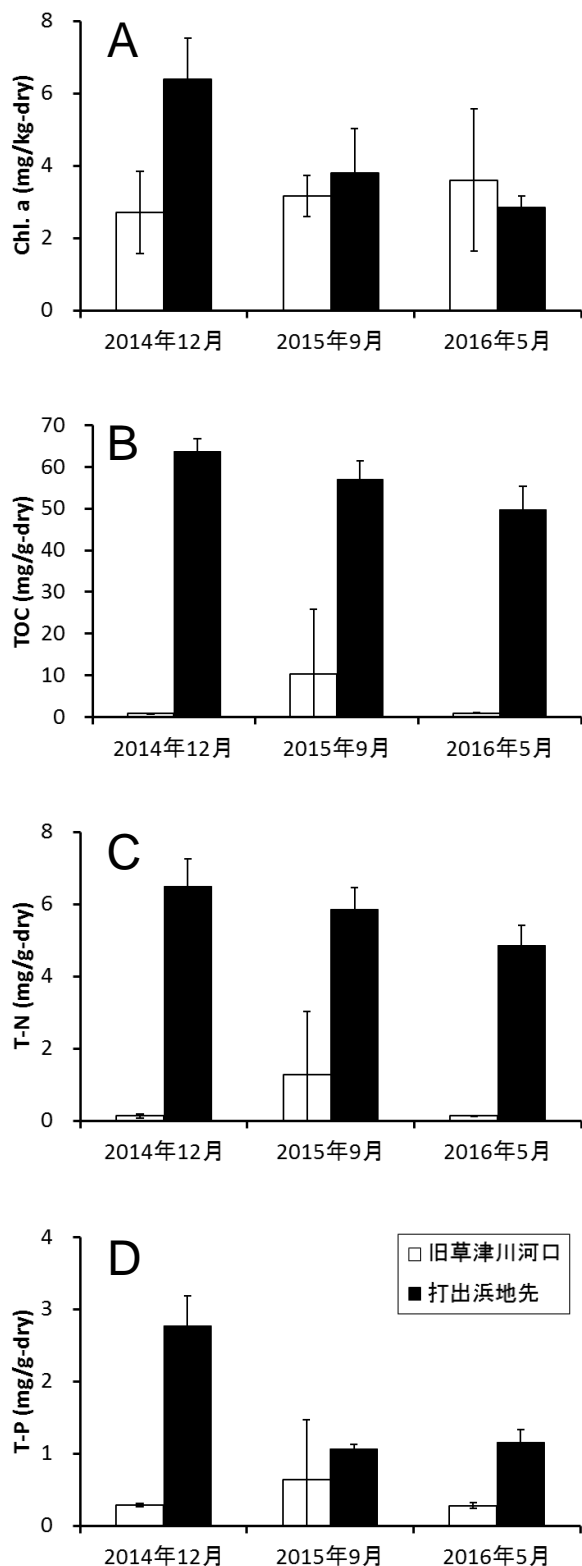


図 21 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底質(表面下 10mm まで)の有機物量と栄養塩量(湖岸から 100m 沖)。A: クロロフィル a (Chl. a); B: 全有機炭素 (TOC); C: 全窒素 (TN); D: 全りん (TP) (n=3、平均値±標準偏差)

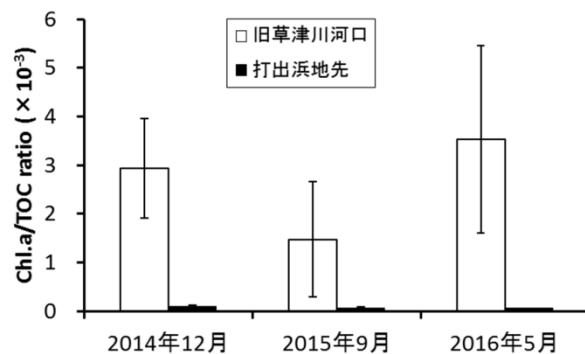


図 22 旧草津川河口(自然的湖岸)、打出浜地先(人工的湖岸)における底質(表面下 10mm まで)のクロロフィル a (Chl. a)/全有機炭素 (TOC) 比 (n=3、平均値±標準偏差)

の有機物量および餌になる藻類量の絶対値は打出浜地先の泥地の方が高かったが、底生動物の生息密度が低かったこと、底生動物が摂食する有機物中の藻類の割合が高いと考えられる旧草津川河口の砂地で底生動物の生息密度が高かったことから、藻類量の割合の高さが餌の同化効率につながる可能性がある。

#### 4.7. 底質中の藻類シードバンク機能

##### 4.7.1. はじめに

琵琶湖湖辺域においては、水質・底質環境の悪化が問題視されており(金子ら, 2012)、有機物の蓄積によるアオコの発生場所は、港湾や入り江等の閉鎖的な水域で(一瀬ら, 2006)、湖岸傾斜が急な人工的湖岸(コンクリート、石、その他の構築物で人為的に改変された湖岸; 金子ら, 2011)が多い(一瀬ら, 2004)。その理由の1つとして、嫌氣的な泥地の底質から水中に回帰する藍藻類の卓越が指摘されている(一瀬, 2013)。

水中に存在する藻類の栄養細胞、休眠細胞等が、底質中に移行した後、増殖に適した条件時に水中に再び回帰または増殖することを藻類シードバンク機能という。本研究では、自然的湖岸と人工的湖岸を比較するため、底質中の藻類、および底質から短期間で水中に回帰した藻類のうち、落射蛍光顕微鏡下で蛍光を発する活性を持った細胞数によって、藻類シードバンク機能を評価した(今井ら, 1984; Yamaguchi et al., 1995)。

##### 4.7.2. 方法

2014年12月、2015年9月、2016年5月の3回、旧草津川河口および打出浜地先の各3測線において、湖岸から100m 沖の地点で底質を採取した。エクマン・バージ採泥器(開口部 20cm×20cm)で採取した底質のうち、表面下10mm までを平らなヘラで採取し、保冷しつつ持ち帰った。

また、各地点における底質採取と同時に、湖底直上水を採取し、ガラス繊維ろ紙(Whatman GF/B; 粒子保持能 1.0 $\mu$ m)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 0.45 $\mu$ m)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釈および藻類シード回帰試験に用いた。

底質中の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 450~190nm)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, 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。

藻類シード回帰試験は、底質を採取した翌日に、まず、滅菌したメジウム瓶に底質 20g を入れた後、同一地点のろ過湖水 100mL を加えて開始した。その 48 時間後にメジウム瓶中の水をすべて採取し、1 回目の試水とした。その後、新たにろ過湖水 100mL を加え、1 回目と同じ方法で 48 時間毎に水交換を 5 回行い、計 6 回の試水を得た。試験時の温度は 20 $\pm$ 1 $^{\circ}$ C、光周期は 12 時間明/12 時間暗、光強度は 60 $\mu$ mol/m<sup>2</sup>/s とした。回帰した藻類は、試水 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、底質中の藻類細胞の同定、計数と同じ方法により、底質乾燥重量当たりの藻類細胞数を求めた。観察された藻類細胞の蛍光顕微鏡像の例を図 23 に示す。

この試験を、各地点の底質について、①好気条件または嫌気条件、②底質採取直後または 70 日間暗所で冷蔵(5 $^{\circ}$ C)後、の計 4 通りの組み合わせで行った。好気条件は、自然的湖岸付近で湖水の流れが適度にある湖底を想定し、底質にろ過湖水を加える際によく攪拌した。嫌気条件は、人工的湖岸付近で湖水の流れが停滞する湖底を想定し、窒素ガスを充てんしたクリーンボックス(図 24)内で、底質を入れたメジウム瓶にろ過湖水を静かに加えた後、酸素吸収剤(アネロパック・ケンキ、三菱ガス化学) 3 個とともに嫌気ジャーに入れた(図 25)。水交換時に、メジウム瓶に蛍光式溶存酸素センサー(LD0101, Hack 社)を静かに挿入し、試水の溶存酸素濃度を測定した。底質採集から 70

日間冷蔵後の試験は、冬季の低温による休眠打破が知られている、底質中の藍藻類や緑藻類の発芽(門田, 1987)を想定した。

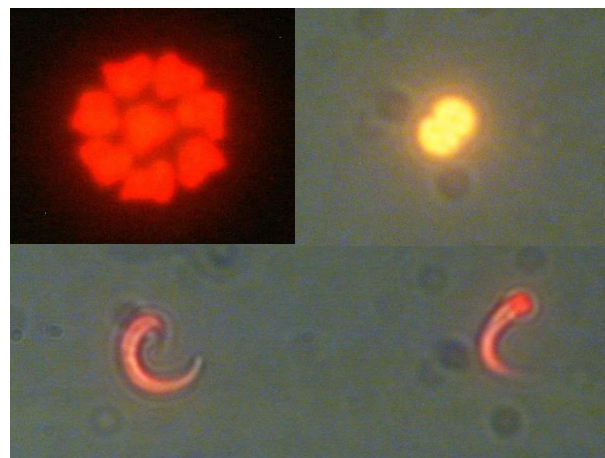


図 23 藻類回帰試験で得られた蛍光を発する藻類細胞の例(G 励起, 波長 546nm)

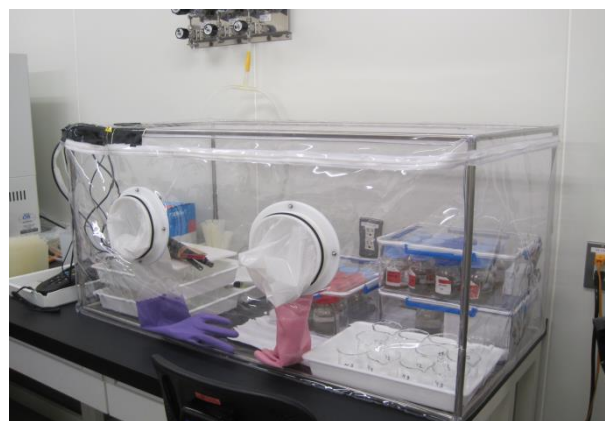


図 24 クリーンボックス設備の外観



図 25 嫌気条件による底質からの藻類回帰試験の様子

### 4.7.3. 結果と考察

底質中の藻類シード組成は、自然的湖岸の旧草津川河口、人工的湖岸の打出浜地先のいずれも藍藻類が優占し、次いで珪藻類、緑藻類の順に多かった(図 26)。これらの藻類について、藻類シード回帰試験の結果を示す。

好気条件での試験中の溶存酸素濃度は 6.1~9.1mg/L の範囲であった。好気条件で採取直後の底質から回帰した藍藻類細胞数は、旧草津川河口の砂地では、2014 年 12 月は  $507 \pm 129$  細胞/g dry、2015 年 9 月は  $934 \pm 179$  細胞/g dry、2016 年 5 月は  $217 \pm 22$  細胞/g dry であった(図 27)。一方、打出浜地先の泥地では、2014 年 12 月は  $2,023 \pm 835$  細胞/g dry、2015 年 9 月は  $2,178 \pm 156$  細胞/g dry、2016 年 5 月は  $424 \pm 150$  細胞/g dry であり、それぞれ旧草津川河口

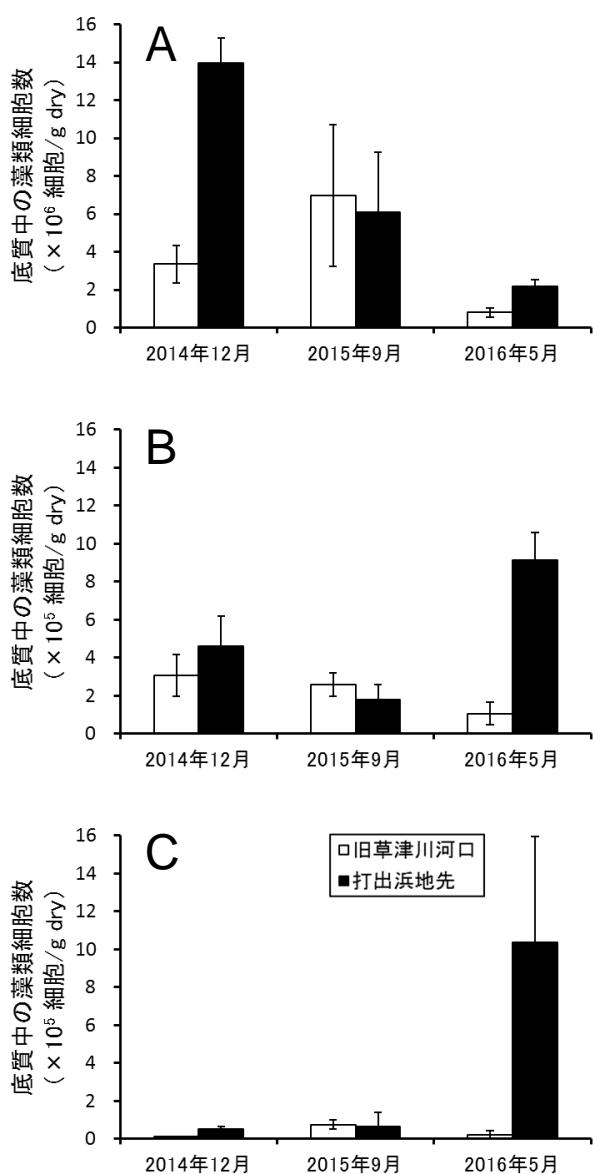


図 26 底質中の藻類細胞数 (n=3、平均値±標準偏差)。A: 藍藻類; B: 珪藻類; C: 緑藻類。スケールの倍率に注意

の約 4 倍、2 倍、2 倍であった(図 28)。底質採取直後と 70 日間冷蔵後の回帰細胞数を比較すると、旧草津川河口では、2014 年 12 月は藍藻、珪藻、緑藻類のいずれも同程度で、2015 年 9 月は 70 日間冷蔵後の藍藻類の回帰細胞数が少なく、2016 年 5 月は 70 日間冷蔵後の回帰細胞数が藍藻類、珪藻類、緑藻類のいずれも採取直後より多かった。打出浜地先の好気条件では、2014 年 12 月と 2016 年 5 月における 70 日間冷蔵後の藍藻類、珪藻類、緑藻類の回帰細胞数は採取直後といずれも同程度であったが、2015 年 9 月は 70 日間冷蔵後の藍藻類の回帰細胞数が採取直後より少なかった。その理由として、70 日間冷蔵後の試験開始時の底質に腐敗臭が認められたこと、2015 年夏季は南湖の水草繁茂量が多かった(図 1, 2)ことから、底質中に多量に存在した水草由来の腐植質が、冷蔵保存中に嫌気性細菌等により分解され、藻類の回帰を阻害する硫化水素等の物質が生じた可能性がある。

嫌気条件での試験中の溶存酸素濃度は 0.1~0.5mg/L の範囲であった。打出浜地先と旧草津川河口のいずれも、嫌気条件での試験による回帰細胞数は好気条件より少なかった。一方、琵琶湖北湖湖辺域の底質における藻類回帰試験では、自然的湖岸の愛知川沖地先における砂地より人工的湖岸の長浜沖地先における泥地で、好気条件より嫌気条件で、それぞれ回帰した藍藻類の細胞数が多く(一瀬, 2013)、本研究と異なる。旧草津川河口および打出浜地先では、夜間に溶存酸素濃度の低下が観測されたが 6mg/L を下回ることにはなかった(図 19)ことから、両水域の湖底が好氣的であったことがその理由と考えられるがプランクトン種の特性の違いによるところもあると考えられる。

## 4.8. 底質からの植物プランクトン、動物プランクトン回帰

### 4.8.1. はじめに

琵琶湖南湖湖岸の 73% を占める人工湖岸帯が湖辺域の生態的機能に及ぼす影響を評価するため、緩傾斜の自然的湖岸と急傾斜の人工的湖岸において、底質から水中に回帰する植物プランクトンと動物プランクトンの組成と細胞数を比較した。

### 4.8.2. 方法

2014 年 12 月、2015 年 9 月、2016 年 5 月の 3 回、旧草津川河口および打出浜地先の各 3 測線において、湖岸から 100m 沖の地点で底質を採取した。エクマン・バージ採泥器(開口部 20cm×20cm)で採取した底質のうち、表面下 50mm までを採取し、保冷しつつ持ち帰った。4℃の暗所で 1 か月間休眠保存した底質 1.5kg とろ過湖水 30L を 50L プラスチック容器に入れ、20℃の恒温室内に設置し、光強

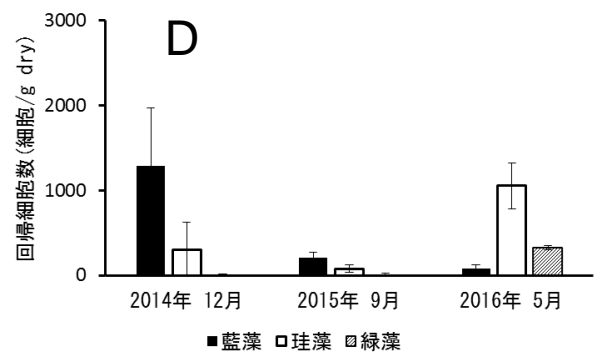
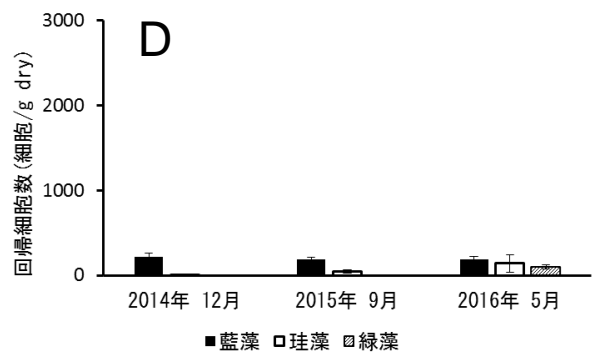
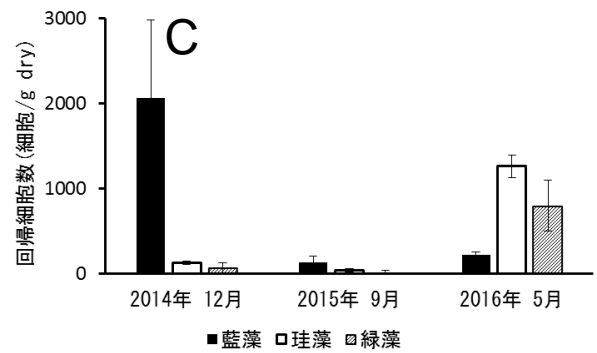
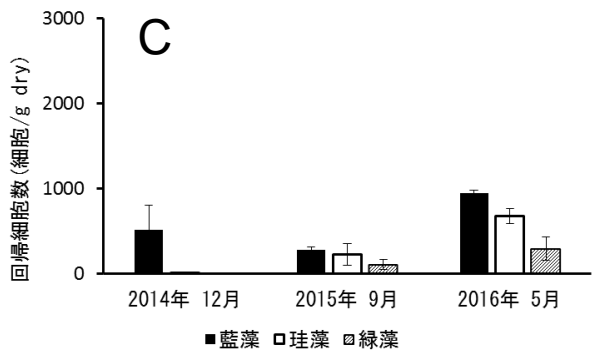
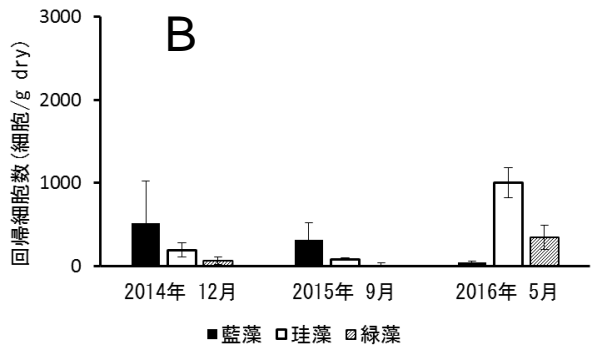
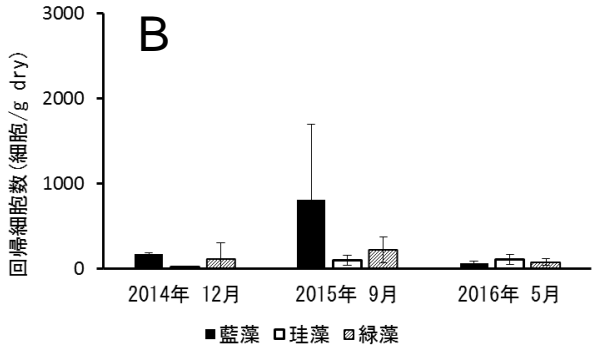
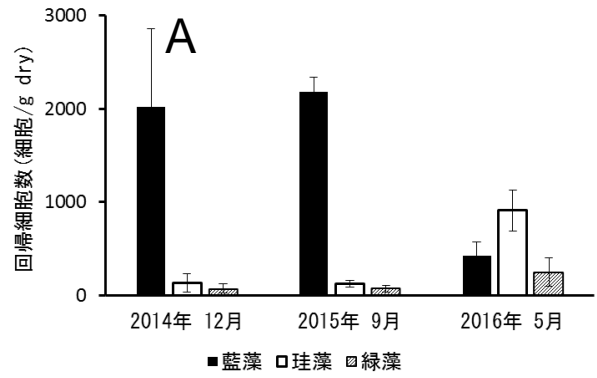
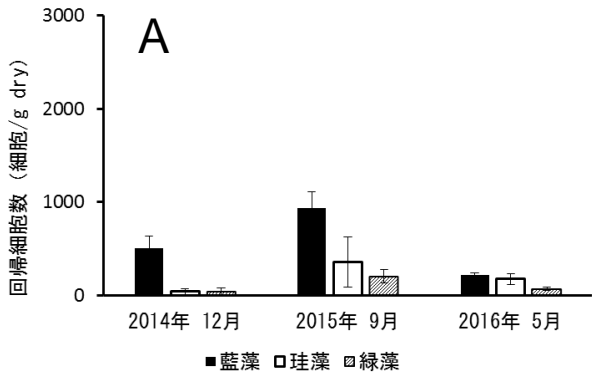


図 27 旧草津川河口における藻類シード回帰試験で回帰した藍藻類、珪藻類、緑藻類の細胞数 (n=3、平均値±標準偏差)。A: 採取直後、好気条件; B: 採取直後、嫌気条件; C: 採取から 70 日後、好気条件; D: 採取から 70 日後、嫌気条件

図 28 打出浜地先における藻類シード回帰試験で回帰した藍藻類、珪藻類、緑藻類の細胞数 (n=3、平均値±標準偏差)。A: 採取直後、好気条件; B: 採取直後、嫌気条件; C: 採取から 70 日後、好気条件; D: 採取から 70 日後、嫌気条件

度  $60\mu\text{mol}/\text{m}^2/\text{sec}$ 、18 時間明/6 時間暗の光周期で静置培養した。

培養容器内の水を、試験開始日から 7 日ごとに 63 日後まで計 10 回採取し、プランクトンを計数した。植物プランクトンは、培養容器から採取した水 10mL のうち 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(藍藻類は群体系数)の計数を行った。動物プランクトンは、培養容器中の水を表層、中層、下層から静かに 1L 採取し、グルタルアルデヒド 0.5mL を加えて固定後、目合  $20\mu\text{m}$  のプランクトンネットで 1,000 倍にろ過濃縮して得た試水 1mL をプランクトン計数板に取り、顕微鏡下で種の同定と個体数の計数を行った。

#### 4.8.3. 冬季(2014 年 12 月)に採取した底質から回帰したプランクトン

植物プランクトンについては、自然的湖岸の旧草津川河口で採取した底質から、藍藻類 3 種、珪藻類 12 種、緑藻類 6 種、褐色鞭毛藻類 2 種、黄色鞭毛藻類 1 種、渦鞭毛藻類 1 種、計 25 種の回帰が認められた。人工的湖岸の打出浜地先については、藍藻類 7 種、珪藻類 10 種、緑藻類 4 種、褐色鞭毛藻類 1 種、黄色鞭毛藻類 1 種、緑色鞭毛藻類 1 種、ミドリムシ藻類 1 種、計 25 種の回帰が認められた。合計種数は旧草津川河口と打出浜地先で同じであったが、藍藻類の種数は打出浜地先の方が多かった。

細胞数の経時変化については、旧草津川河口では、藍藻類が少なく珪藻類が主体であり、例えば、珪藻類の *Aulacoseira granulata* は、試験 28 日目に 150 細胞/mL、56 日目に 200 細胞/mL となり、それぞれ優占した(図 29A)。打出浜地先では、28 日目から珪藻類と藍藻類が増加した(図 29B)。特に、珪藻類の *Melosira varians* は、49 日目に 980 細胞/mL となるなど、42 日目から 56 日目まで優占した。また、藍藻類の *Aphanothece clathrata* は、56 日目に 300 群体/mL と *Melosira varians* に次いで多くなり、63 日目に 200 群体/mL となり優占した。

試験最終日の 63 日目における植物プランクトン組成は、旧草津川河口では、珪藻類が 78% と最も多く、藍藻類は 19% であった(図 30)。珪藻類の種組成は、*Aulacoseira granulata*、*Melosira varians*、*Fragilaria capucina* 等であった。打出浜地先では、藍藻類が 77% と最も多く(図 30)、*Aphanothece clathrata* が優占した。

動物プランクトンについては、旧草津川河口で採取した底質から、原生動物 16 種、ワムシ類 13 種、甲殻類 6 種、計 35 種の回帰が認められた。打出浜地先については、原生動物 16 種、ワムシ類 10 種、甲殻類 4 種、計 30 種の回帰が認められた。旧草津川河口の方が、特に大型のワムシ

類や甲殻類が多く回帰した。

#### 4.8.4. 夏季(2015 年 9 月)に採取した底質から回帰したプランクトン

植物プランクトンについては、旧草津川河口で採取した底質から、藍藻類 6 種、珪藻類 7 種、緑藻類 6 種、褐色鞭毛藻類 2 種、渦鞭毛藻類 2 種、ミドリムシ藻類 1 種、計 24 種の回帰が認められた。打出浜地先については、藍藻 8 種、珪藻類 7 種、緑藻類 4 種、褐色鞭毛藻類 1 種、渦鞭毛藻類 1 種、ミドリムシ藻類 2 種、計 23 種の回帰が認められた。旧草津川河口の方が、藍藻類の種数が少なく、緑藻類の種数が多かった。

細胞数の経時変化については、旧草津川河口では、藍藻類が少なく褐色鞭毛藻類や珪藻類が主体であり(図 31A)、例えば、試験 49 日目には褐色鞭毛藻類の *Rhodomonas* sp. が 380 細胞/mL となり優占し、珪藻類の *Aulacoseira granulata* が 190 細胞/mL と次いで多かった。打出浜地先では、回帰した植物プランクトンが比較的少なかったが、藍藻類の *Aphanothece clathrata* は 56 日目に 100 群体/mL、63 日目に 80 群体/mL となり、それぞれ優占した(図 31B)。

試験最終日の 63 日目における植物プランクトン組成は、旧草津川河口では、*Rhodomonas* sp. 等の褐色鞭毛藻類が 53% と最も多く、藍藻類は 11% であった(図 32)。打出浜地先では、*Aphanothece clathrata* 等の藍藻類が 66% と最も多く、次いで珪藻類が 30% であった(図 32)。

動物プランクトンについては、旧草津川河口で採取した底質から、原生動物 16 種、ワムシ類 14 種、甲殻類 5 種、計 35 種の回帰が認められた。打出浜地先について、原生動物 14 種、ワムシ類 10 種、甲殻類 3 種、計 27 種の回帰が認められた。旧草津川河口の方が、原生動物、ワムシ類、甲殻類のいずれも種数が多かった。

#### 4.8.5. 春季(2016 年 5 月)に採取した底質から回帰したプランクトン

植物プランクトンについては、旧草津川河口では、藍藻類 3 種、珪藻類 14 種、緑藻類 7 種、褐色鞭毛藻類 2 種、渦鞭毛藻類 1 種、計 27 種の回帰が認められた。打出浜地先については、藍藻類 4 種、珪藻類 12 種、緑藻類 8 種、褐色鞭毛藻類 2 種、黄色鞭毛藻類 1 種、ミドリムシ藻類 1 種、計 28 種の回帰が認められた。

細胞数の経時変化については、旧草津川河口では、藍藻類が少なく珪藻類が主体であり、例えば、珪藻類の *Cyclotella* sp. は、試験 28 日目に 100 細胞/mL となり、優占した。(図 33A)。また、63 日目には緑藻の *Mougeotia* sp. が 220 細胞/mL となり、優占した。打出浜地先では、藍藻類が主体であり、例えば、*Gomphosphaeria lacustris*

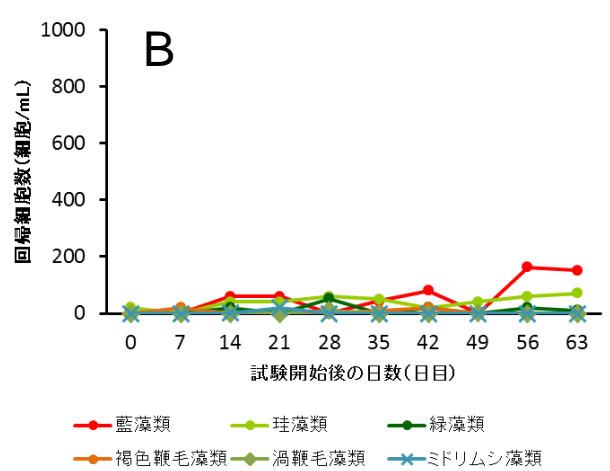
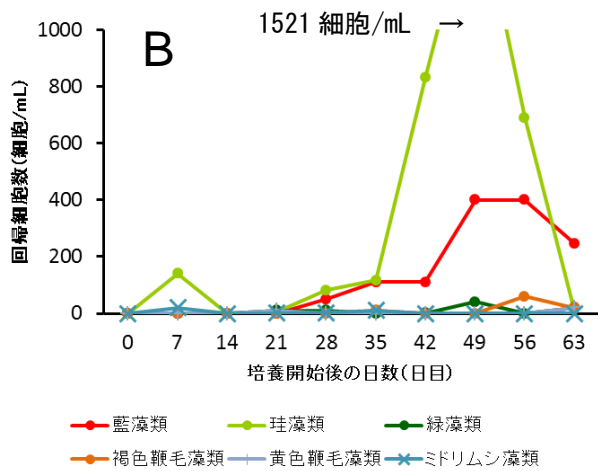
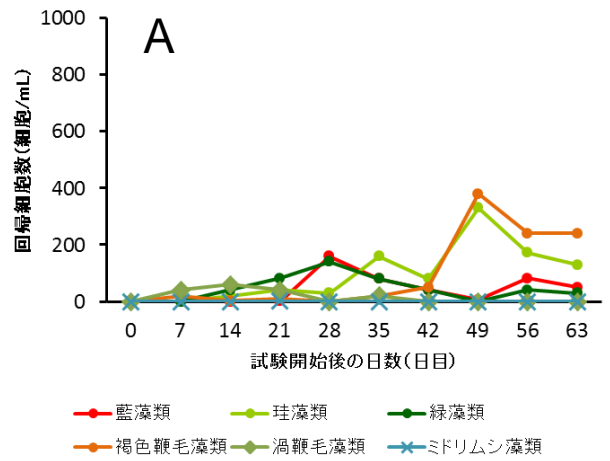
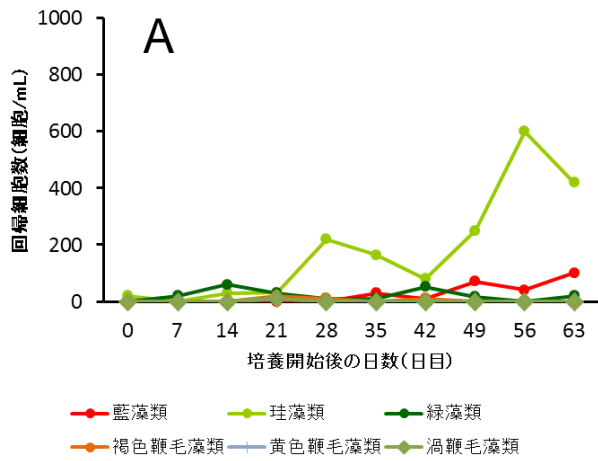


図29 冬季(2014年12月)に採取した底質からのプランクトン回帰試験で回帰した植物プランクトン細胞数の経時変化。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先

図31 夏季(2015年9月)に採取した底質からのプランクトン回帰試験で回帰した植物プランクトン細胞数の経時変化。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先

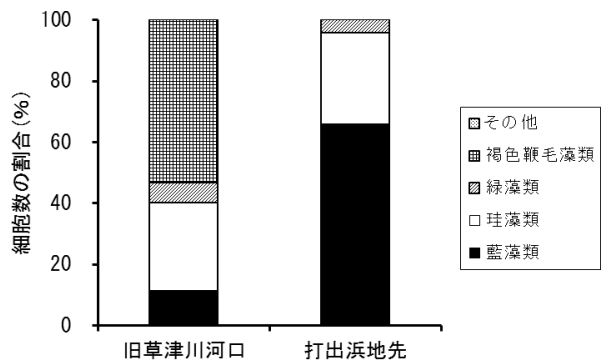
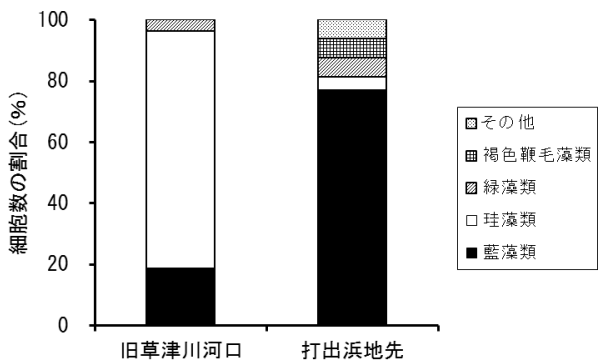


図30 冬季(2014年12月)に採取した底質からのプランクトン回帰試験最終日(63日目)における植物プランクトン組成

図32 夏季(2015年9月)に採取した底質からのプランクトン回帰試験最終日(63日目)における植物プランクトン組成



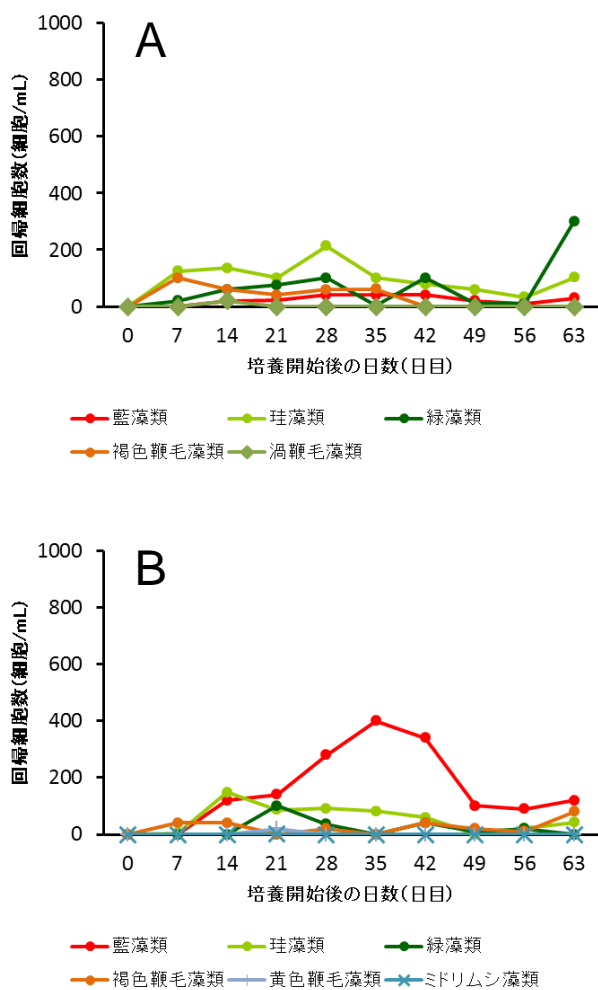


図 33 春季 (2016 年 5 月) に採取した底質からのプランクトン回帰試験で回帰した植物プランクトン細胞数の経時変化。A: 旧草津川河口; B: 打出浜地先

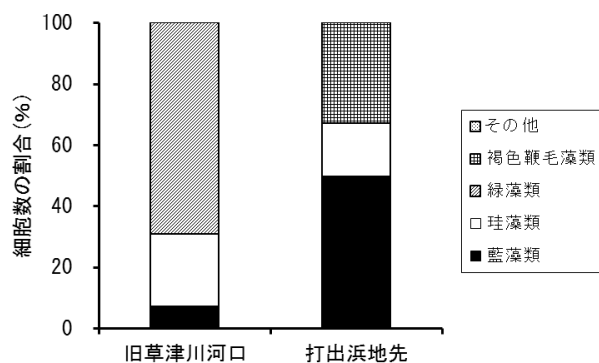


図 34 春季 (2016 年 5 月) に採取した底質からのプランクトン回帰試験最終日 (63 日目) における植物プランクトン組成

は 34 日目に 240 群体/mL、*Aphanothece clathrata* は 42 日目に 200 群体/mL となり、それぞれ優占した (図 33B)。

試験最終日の 63 日目における植物プランクトン組成は、旧草津川河口では、*Mougeotia* sp.、*Scenedesmus* sp. 等の緑藻類が 69% と最も多かった (図 34)。打出浜地先では、*Aphanothece clathrata* 等の藍藻類が 50% と最も多かった (図 34)。

動物プランクトンについては、旧草津川河口で採取した底質から、原生動物 18 種、ワムシ類 15 種、甲殻類 6 種、計 39 種の回帰が認められた。打出浜地先については、原生動物 15 種、ワムシ類 8 種、甲殻類 6 種、計 29 種の回帰が認められた。旧草津川河口の方が、原生動物とワムシ類の種数が多かった。

#### 4.8.6. 考察

底質から水中に回帰するプランクトンは、自然的湖岸の旧草津川河口では、人工的湖岸の打出浜地先と比較して藍藻類は少なく、主に珪藻類や緑藻類が多いことが分かった。打出浜地先では、*Melosira varians* 等の珪藻類も認められたが、主に *Aphanothece clathrata*、*Gomphosphaeria lacustris* 等の藍藻類が多いことが分かった。また、打出浜地先では、回帰試験最終日の 63 日目における藍藻類の割合が、2014 年冬季で 77%、2015 年夏季で 66%、2016 年春季で 50% となり、藍藻が発生しやすいことが分かった。

旧草津川河口では、底質が砂地で (図 14)、好氣的であり (図 20)、有機物および栄養塩が少ない (図 21) ことが、回帰した植物プランクトンでは珪藻類が多く藍藻類が少ないこと、動物プランクトンでは種数が多いことの要因と考えられる。一方、打出浜地先では、底質が泥地で (図 14)、嫌氣的であり (図 20)、有機物、栄養塩が過剰 (図 21) なことが、回帰した植物プランクトンでは藍藻類が多く、動物プランクトンでは種数が少なかったことの要因と考えられる。

### 5. 底生動物の生息環境、餌環境からみた湖辺環境修復の方向性

南湖湖辺域における、自然的湖岸で砂地の旧草津川河口、人工的湖岸で泥地の打出浜地先の 2 水域間の比較という限定的な検証ではあるが、湖岸の人工化による断面形状の急傾斜化が湖辺域の生態的機能に及ぼす影響として、①湖水の流れの停滞、②底質表面付近の嫌気化、③底質から発生する藍藻類の優占、④底生動物の生息密度、多様性の低下、という仮説が裏付けられた。

南湖における底生動物の分布と底質条件 (粒径、有機物等) について明らかになった関係性を踏まえると、シジミ

類等の底生動物の生息環境の回復につながる良好な湖底環境の確保に向けては、「好適な砂地（泥化の防止）」、「好氣的な湖底」、「堆積有機物中の高い藻類（植物プランクトン）割合」の確保が重要である。そのため、砂地を構成する粒径や、浅場といった構造、水質や沿岸の流れの形成、底生動物の餌となる藻類（植物プランクトン）の発生状況など、良好な湖底環境に関係する諸要因間の関係性を解明し、最も持続的で効果的な対策について検証が必要である。その対策の検証においては、琵琶湖への土砂流入状況が過去と異なる現状(井上・東, 2016)を踏まえる必要がある。

また、南湖の底生動物において、優占するミミズ類は水草が多いほど生息密度が低かったこと、シジミ類は湖底耕うん等の実施場所で生息密度が高かったことを踏まえると、漁業を通じて湖底耕うんや水草除去の効果が得られ、持続的に良好な湖底環境が維持される、シジミ漁場として砂地湖底を回復する必要がある。

湖辺域は、かつて地域住民が水草を刈り取り、有効活用することで環境を維持してきた場であった(水草繁茂にかかる要因分析等検討会, 2009)。現在は、水草の侵入や漂着が生活環境の悪化を生じさせる場となったが、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。地域住民等にも分かりやすい二枚貝等の底生動物の生息環境、餌環境の視点から、今後、地域住民等の参加と協力を得ながら、持続的、効果的な湖辺環境修復手法の構築を図ることも必要である。

## 6. 引用文献

藤原直樹・一瀬論・廣瀬佳則・古田世子・池田将平・大前信輔・池谷仁里(2014): プランクトンの季節的遷移から見た水質評価手法の検討. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 10: 136-161.

林一正・遠藤光治郎(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.

林一正・大谷章栄(1967): 琵琶湖産セタシジミの消化管内内容物について. *Venus*, 26: 17-28.

Horne, A. J. and C. R. Goldman (1994) *Limnology* 2nd edition. McGraw-Hill, New York.

一瀬論(編)(2013): 5B-1102 湖沼水質形成における沿岸帯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(平成 25 年度研究成果報告会), 環境省.  
[https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kadai/syuryo\\_report/h25/pdf/5B-1102.pdf](https://www.env.go.jp/policy/kenkyu/suishin/kadai/syuryo_report/h25/pdf/5B-1102.pdf)

一瀬論・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.

一瀬論・若林徹哉・加賀爪敏明・辻元宏(2004): 琵琶湖北湖沿岸帯湖底における泥質化の現状と藻類・アオコ形成種の分布. *用水と廃水*, 46(5): 391-401.

一瀬論・吉田美紀・若林徹哉・古田世子・岡本高弘・原良平・青木茂・西林健一郎(2006): 琵琶湖沿岸帯モデル水域におけるアオコ発生抑制対策後の検証. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 3: 179-188.

今井一郎・伊藤克彦・安楽正照(1984): 播磨灘における *Chattonella* 耐久細胞の分布と発芽温度. *日本プランクトン学会報*, 31(1): 35-42.

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(2016): 南湖の望ましい姿と評価指標. 南湖生態系の順応的管理に関するサイエンスレポート, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター: 126-131. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.

井上栄壮・東善広(2016): 「南湖」とは何か?. 南湖生態系の順応的管理に関するサイエンスレポート, 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター: 6-11. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 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・芳賀裕樹・中川昌人・栗林実・廣田大輔・山中直・奥村陽子・一瀬論・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研究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.

門田元(編)(1987): 淡水赤潮. 恒星社厚生閣, 東京.

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・佐々木寧・辰己勝・橋本啓史・須川恒・石川可奈子・芳賀裕樹・井上栄壮・西野麻知子(2012): 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: 湖岸地形と生物からみた琵琶

- 湖岸の現状と変遷および保全の方向性. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書, 7: 113-149.
- 環境省(2012): 底質調査方法.  
<http://www.env.go.jp/water/teishitsu-chousa/>
- 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.
- 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(2005): 脅かされる琵琶湖の生物多様性. 内湖からのメッセージ—琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全, 西野麻知子・浜端悦治(編): 7-23. サンライズ出版, 彦根.
- 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.
- 農林水産省(2010~2015): 内水面漁業生産統計調査.  
[http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui\\_gyosei/](http://www.maff.go.jp/j/tokei/kouhyou/naisui_gyosei/)
- 大谷修司・辻井要介・江原亮・草田和美・板倉俊一・山口啓子・品川明・秦明德・中村幹雄(2004): 神西湖人工池におけるヤマトシジミの摂餌、排出と消化過程. *Laguna*, 11: 109-124.
- 滋賀県水産課(2012): 漁業. 琵琶湖ハンドブック改訂版, 滋賀県: 84-85. 滋賀県, 大津.
- 滋賀県(2017): 平成 28 年度琵琶湖水質変動の特徴. 平成 29 年 6 月 20 日 滋賀県環境審議会水・土壌・大気部会開催概要資料 5, 滋賀県.  
[http://www.pref.shiga.lg.jp/shingikai/biwako\\_mizukankyoku/files/170620siryou05.pdf](http://www.pref.shiga.lg.jp/shingikai/biwako_mizukankyoku/files/170620siryou05.pdf)
- 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(1998): 平成 7 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.
- 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター(2006): 琵琶湖沿岸帯水質形成機構調査報告書. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター, 大津.
- 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.
- Yamagishi, H. and H. Fukuhara (1972): Vertical migration of *Spaniotoma akamusi* larvae (Diptera: Chironomidae) through the bottom deposits of Lake Suwa. *Japanese Journal of Ecology*, 22: 226-227.
- Yamaguchi, M., S. Itakura, I. Imai and Y. Ishida (1995): A rapid and precise technique for enumeration of resting cysts of *Alexandrium* spp. (Dinophyceae) in natural sediments. *Phycologia*, 34(3): 207-214.