

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—

金子有子・東 善広・佐々木 率¹⁾・辰己 勝²⁾・橋本啓史³⁾・
須川 恒⁴⁾・石川可奈子・芳賀裕樹⁵⁾・井上栄壮・西野麻知子

要約

- ① 明治時代からの琵琶湖の湖岸線変化を GIS を用いて解析し、北湖では内湖の面積減少が、南湖では南湖本湖の減少が著しく、北湖、南湖あわせて明治時代の浅水域面積の 54% が消失したと推定された。特に南湖では、1960-70 年代に南岸、1980-90 年代に東岸が大きく変化したが、明治以降の平均水位の低下、埋立てや湖岸整備に関連した人為的改変が最も大きな要因と考えられた。琵琶湖岸を 5km ごと 44 区間に分け、砂浜湖岸の変遷をみたところ、砂浜は長期的に減少傾向にある一方、愛知川河口周辺など一部増加している地域があることがわかった。
- ② 水辺の貴重植物 50 種の分布調査を行ったところ、北湖では 1920 年代以降砂浜が減少した地域で在来の希少な海浜植物が激減しており、養浜事業や砂浜管理における海浜植物への配慮の必要性が示唆された。一方、南湖では希少な海浜植物が全く確認できず、ビーチとして維持管理されている砂浜環境が、生育場所として機能していないことが分かった。また南湖では、貴重植物分布地点の 78% が植生湖岸、80% が在来の湿生植物群集内にあり、群落内の平均分布種数も在来の湿生植物群集の方が多かった。これらの結果から、砂浜に生育する海浜植物を欠く南湖地域では、在来の湿生植物群集の植生湖岸のみが、多様な貴重植物の限られた生息場所となっていることが分かった。
- ③ 湖岸の底生動物では、20 年前と比べて、特に山地（岩石）湖岸に生息する固有カワニナ類や在来のシロタニガワカゲロウなど大型水生昆虫類の分布域や密度が減少し、固有種オウミガイなど 20 年前には全湖岸に生息していた種の一部が南湖では確認できなかった。その一方で、北米産のフロリダマミズヨコエビなどの外来種が琵琶湖に近年侵入し、分布拡大していた。在来底生動物の減少要因として、1992 年に制定された瀬田川洗堰操作規則により、それ以前より夏期に水位が低く維持され、長期的な生息水域の干出や温度上昇、水位の安定化による湖岸の攪乱頻度の低下等の影響が考えられた。
- ④ 冬季に琵琶湖に飛来する水鳥類は、20 年前のほぼ 2 倍に増加していたが、潜水底生生物採食カモ類、潜水水草採食水鳥、水草採食カモ類など、おもに水草を餌とする水鳥が増加した一方、カイツブリなど潜水採食水鳥が減少した。また採食や休息の場として湖岸を利用する水鳥にとって、プレジャーボート等の接近が、活動の障害となっていることが分かった。
- ⑤ 琵琶湖南湖の水草繁茂の現状と水の動きとの関係を調査し、南湖 52 地点における水草現存量と湖底直上の溶存酸素濃度(DO)の分布から、貧酸素水塊の解消を目的として、優先的に水草刈り取りを進める場所を選定するための「水草刈り取り指数」を提案した。
- ⑥ これらの調査結果などから、湖岸環境保全・修復のための基本的考え方を示した。

1) 埼玉大学理工学研究科、2) 近畿大学教職教育部、3) 名城大学農学部、4) 龍谷大学、5) 滋賀県立琵琶湖博物館

はじめに

日本最大の湖沼である琵琶湖は、古代湖として固有種をはじめとする豊かな生物多様性を擁するとともに、京都、大阪を含めた近畿 1400 万人にとって生活・農業・工業用水を提供する水源として、社会的にも極めて重要な湖である。

近年、琵琶湖では、流入河川の水質や流域下水道の整備率が向上したこともあり、湖水の窒素、リン濃度はともに低下し、水質は改善傾向にある。その一方で、オオクチバス、ブルーギル等の外来魚やミズヒマワリ、ナガエツルノゲイトウなど環境省指定の特定外来生物が増加し、在来魚類の漁獲量が著しく減少するなど、湖の生態系には大きな変化が見られている。これらの変化は、沿岸部、とくに水域と陸域の移行帯である湖岸域において、内湖の干拓や琵琶湖総合開発事業に伴う湖岸堤の建設などによる地形改変が著しい。

滋賀県版レッドデータブック (RDB) 2005 年版によると、RDB に指定された絶滅危惧種などの在来種への生存に対する脅威は、オオクチバス、ブルーギルなどの外来魚と考えられている種が大部分であるが、外来魚のみが脅威とされた種は皆無で、河川改修や湖岸改変、土木工事による土砂流入など、周辺河川や湖岸の地形改変の両方が脅威とされた種が大部分だった (西野, 2009)。いいかえると、地形改変と生態系変化との間には密接な関係があると推察される。

しかし、総延長約 235km にものぼる湖岸全域について、その劣化の現状や生態系の健全性を詳細に解析した研究は皆無に等しい。その理由として、湖岸地形などの地理的情報や生物の分布情報を重ね合わせて解析するための適切なツールが存在しなかったことが挙げられる。近年、GIS 技術の普及により、これらの地理的情報を重ね合わせ、容易に解析することが可能となってきた。

本研究では、GIS を用いて、①湖岸の地形変遷を把握するとともに、②現地踏査に基づき、GIS では把握できない

地形変遷の実態を詳細に調査することで、地形の変遷プロセスを具体的に把握したうえで、現在の湖岸の状況を類型化し、③湖岸に生育する海浜・海岸植物や湿生植物などの貴重植物について詳細な分布調査を行い、④湖岸の底生動物や冬季に琵琶湖へ飛来する水鳥類について約 20 年前に行ったのとほぼ同様の調査を行うことで、底生動物や水鳥類の生息環境の現状を把握し、⑤近年、南湖で繁茂している沈水植物の生育状況と湖底の溶存酸素濃度との関係などの情報も加え、湖岸生態系修復のガイドライン作りを行った。ここでは、紙面の関係で、既に報告した成果 (金子ほか, 2009) などを除いた本研究の成果について報告する。なお、本報告の 1、2 章は東・辰己、3 章は金子・佐々木、4 章は西野・井上、5 章は須川・橋本、6 章は石川・芳賀が分担執筆し、7 章は西野がまとめた。

1. 琵琶湖湖岸の長期的地形変遷の把握

琵琶湖の湖岸域は、デルタ、低湿地、内湖などの様々な湖岸地形要素からなり、湖岸の景観は、砂浜、岩石、抽水植物帯など多様性に富み、多様な生物を育む場である。一方、湖岸域は、昔から人々の生活の場として利用され、改変されてきた。特に、近年、干拓、埋め立て、湖岸堤整備などによってその環境は大きく変化してきたが、それについての定量的な解析は十分に行われていない。例えば、湖岸域に数多くの内湖が存在していた時代の琵琶湖の面積については、明治時代以降 (1868 年～)、699.96 km² から 721.46 km² まで様々な値が公表されている (西野, 2005)。このようなことから、琵琶湖と内湖の地形変遷を定量的に把握することが重要である。

また、後述するように、2007 年に実施された辰己 (2008) による琵琶湖湖岸の土地条件調査結果を、砂浜湖岸、山地湖岸、抽水植物帯等の植生湖岸、人工湖岸、水面に類型区分化し、それらの湖岸長の占める割合を GIS (地理情報シ

表 1.1 利用した地図および航空写真

地図の種類	測量(撮影)期間	地図・写真の枚数	RMSEの平均値 (湖辺部分の地図のみ)
①2万分の1正式図	1892-1909	38	5.7m
②2万5千分の1地形図	1920-1922	19	3.2m
③米軍撮影の航空写真	1947-1952	223	-
④2万5千分の1地形図	1967-1971	21	1.5m
⑤2万5千分の1数値地図	1993-1999	40	-

システム)で計測した結果は、それぞれ30%、17%、14%、37%、2%であった。湖岸の改変が進んだ現在においても、砂浜湖岸が30%占めていることは国内では珍しく、大規模な湖成デルタが発達する琵琶湖が本来もっていた主要な湖岸地形要素が砂浜であることを示している。しかし、砂浜地形は、直接的な改変を受けなかった場合でも、土砂供給や運搬過程等の周辺環境の変化によっても影響を受けやすい地形である。これに関連して、近年、琵琶湖岸では砂浜が侵食され、やせ衰える浜欠け現象が生じていることが社会問題となっているため、砂浜湖岸の変遷を理解することも重要である。

本章では、GISを用いて調べた明治時代以降の地形変遷、砂浜分布の変遷および近年の人工湖岸化の状況に関する結果を示す。

1.1 明治時代以降の地形変遷

1.1.1 方法

湖辺地形に関するGISデータを作成するために用いた元資料は表1.1に示すとおりである。①の明治時代後期の地図は、近代的測量方法によりわが国で最初に整備された地図であり、ここでは、その復刻出版である「正式二万分之一地形図集成(柏書房)」を用いた。②の1920年代、④の1960年代の地図としては、国土地理院の旧版2万5千分の1地形図を用いた。②は、1枚の地図区画(比良山)が欠落していたため、この地域だけ①の地図で代用した。これらの紙媒体の地図資料の中から琵琶湖周辺の地図を選び出し、スキャナーにより画像データ化したのち、2次多項式による幾何補正を行い位置合わせした。もっとも新しい時代(1990年代)の⑤の地図データは、国土地理院の

数値地図25000(地図画像)を用いた。④の1940年代のデータとしては、東(2004)において作成された米軍撮影のオルソ航空写真画像データを用いた。

次に、水域分布の時代変化を調べるために、これらのGISデータ化した地図および航空写真画像データを用いて、琵琶湖本湖および内湖に関するポリゴンデータを作成した。ここで内湖データとは、幾何補正の誤差を無視できる空間スケールを有し、形状が比較的塊状を呈し、かつ琵琶湖本湖と水路などで明瞭につながっているものを「内湖」と定め、その領域を表すポリゴンGISデータを作成した。

1.1.2 古地図の幾何補正の方法についての課題

古い時代の地図である表1.1の①および②の幾何補正においては、現代地図上での位置に対応づけるために設定するGCP(地上基準点)の選び方が補正の精度に大きく影響した。これは、戦後の土地利用の著しい変化により両時代で変化していない道路や住宅地などを抽出しづらく、GCPの位置精度が低くなりやすいからである。古い時代の地図と位置合わせするためのGCPとしては、神社や仏閣などの位置が考えられるが、これら地物はその敷地を含めると比較的空間スケールが大きいいため、中縮尺の2万分の1や2万5千分の1の地図では、点を基準として合わせるのが難しい面がある。

そこで、対象地域の土地利用特性に着目してGCPを選定した。琵琶湖の湖辺地域の多くは、今も昔も広大な農地が広がっており、農村集落の形態が現在でもよく残っている場所が少なくない。このような農地に点在する農村集落内

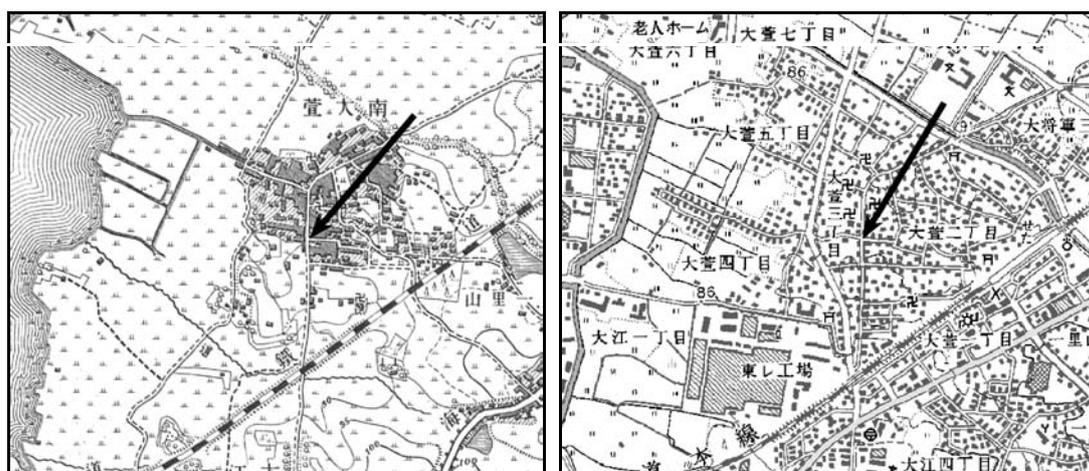


図1.1 明治時代後期と1990年代の地図データにおけるGCP設定の例

明治時代後期の地図データ(左図)は柏書房出版の正式二万分之一地形図集成を、1990年代の地図データ(右図)は国土地理院発行の数値地図25000(地図画像)を用いた。

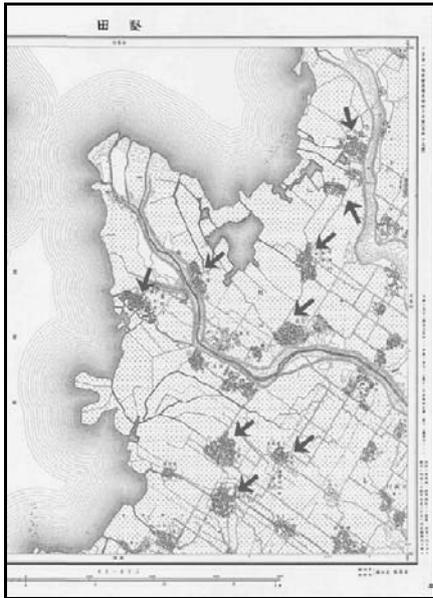


図 1.2 明治時代後期の地図上で設定した複数の GCP の位置の例（地図データは柏書房出版の正式二万分一地形図集成を用いた。）

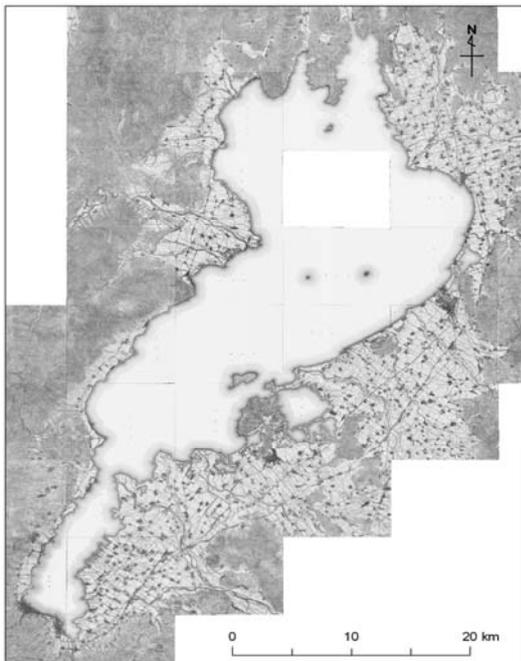


図 1.4 明治時代後期の幾何補正した地図画像データのモザイク合成図（地図データは柏書房出版の正式二万分一地形図集成を用いた。）

の町並みは、昔から現在まであまり大きく変化していないだろうと仮定し、農村集落内の狭い道路などを目標物にして GCP を選定するようにした。明治時代後期と 1990 年代の地図データにおいて、そのような場所に GCP を設定した

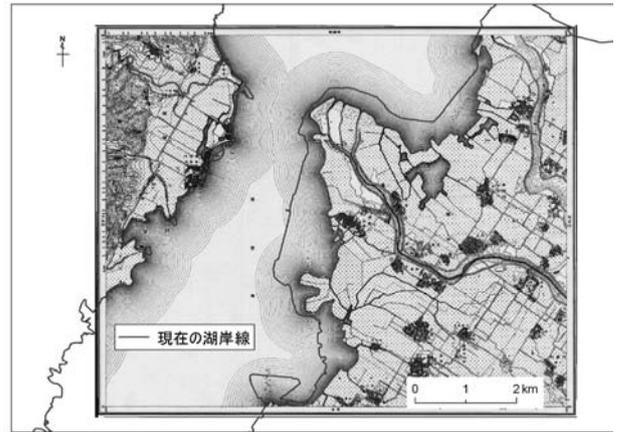


図 1.3 幾何補正後の明治時代後期の地図データに現在の湖岸線を重ね合わせた例（地図データは柏書房出版の正式二万分一地形図集成を用いた。）



図 1.5 明治時代後期の地図画像データ上への現在湖岸線位置の重ね合わせ（地図データは柏書房出版の正式二万分一地形図集成を用いた。）

例を図 1.1 に示す。また、図 1.2 は、明治時代後期の地図上で設定した複数の GCP の位置を示した例である。湖辺に広がる農地域に散在する農村集落内の道路交差点などを中心にして GCP を設定している。このようにして幾何補正して作成した地図データと現在の湖岸線を重ね合わせた結果を図 1.3 に示す。明治時代後期と 1990 年代湖岸線の位置は、湖（琵琶湖南湖）の西岸側ではほとんど同じであるが、東岸では著しく変化していたことがわかる。

ここで、元データが紙媒体である地図の幾何補正を行った結果の精度を、各時代の地図の 2 乗平均平方根誤差 (RMSE) の平均値を用いて評価することにする。ここでの RMSE は、元データが位置情報を有するデジタルデータで

ある表 1.1 の⑤を真値としたときの値である。表 1.1 の中に示した RMSE の値を見ると、古い地図データほど RMSE が大きい、もっとも大きい①の明治時代の地図において数 m 程度であったため、比較的精度よく幾何補正できたと考えられる。

1.1.3 結果と考察

このようにして作成した幾何補正後の地図画像データの例として、幾何補正後の①の各地図をつなぎ合わせた琵琶湖周辺のモザイク合成地図画像データを図 1.4 に示す。これは、他の時代の地図画像データと共通な地理的座標空間に配置することが可能な GIS データであるため、これらの GIS データから湖岸線や水域分布の空間的変化についての定量的解析が可能である。

特に、もっとも古い時代の明治時代後期のモザイク合成地図画像データ上に、現在の湖岸線を重ねてみると、どのような場所で湖岸線の位置が変化したかがよくわかる。一例として、変化湖岸線の位置の変化が最も大きかった地域の一つである南湖についての重ね合わせを図 1.5 に示す。南湖の湖岸では、100 年スケールでみると特に東岸と南岸で大きく湖岸線の位置が変化している。この変化の分

布は、特に河口域とは無関係に変化しているように見える。したがって、これらの変化は、デルタの形成に関連した自然的な地形変化ではないことを示唆している。

湖岸線位置の変化要因の 1 つとしては、現在の琵琶湖の平均水位が明治時代後期に比べて約 1m 低下しているため、遠浅の場所では陸化し水田などに開墾されていったことが挙げられる。しかしながら、2 章で示すように、東岸と南岸の湖岸線位置の変化の大部分は、埋立てや湖岸堤整備に関係するといえる。つまり、埋立てや湖岸堤整備等に関連した人為的改変が南湖の東岸と南岸の湖岸線変化のもっとも大きな要因だと考えられる。

次に、各時代における琵琶湖および内湖の地理的分布を図 1.6 に示す。図を見ると、明治時代後期の 1890 年代から近年の 1990 年代末までに内湖が著しく減少していく様子がわかる。主要な内湖の個数を調べると、北湖の湖辺では 1890 年代末で 80 個、1990 年代末で 38 個と半数以下になっていた。一方、南湖の湖辺では、1890 年代末で 5 個、1990 年代末で 12 個と、近年の個数のほうが多くなっていた。南湖の湖辺における個数の増加は、湖岸堤の建設などにもなって本湖と隔てられたことにより新たな小水域が人工的に生じたことを反映した結果だと考えられる。

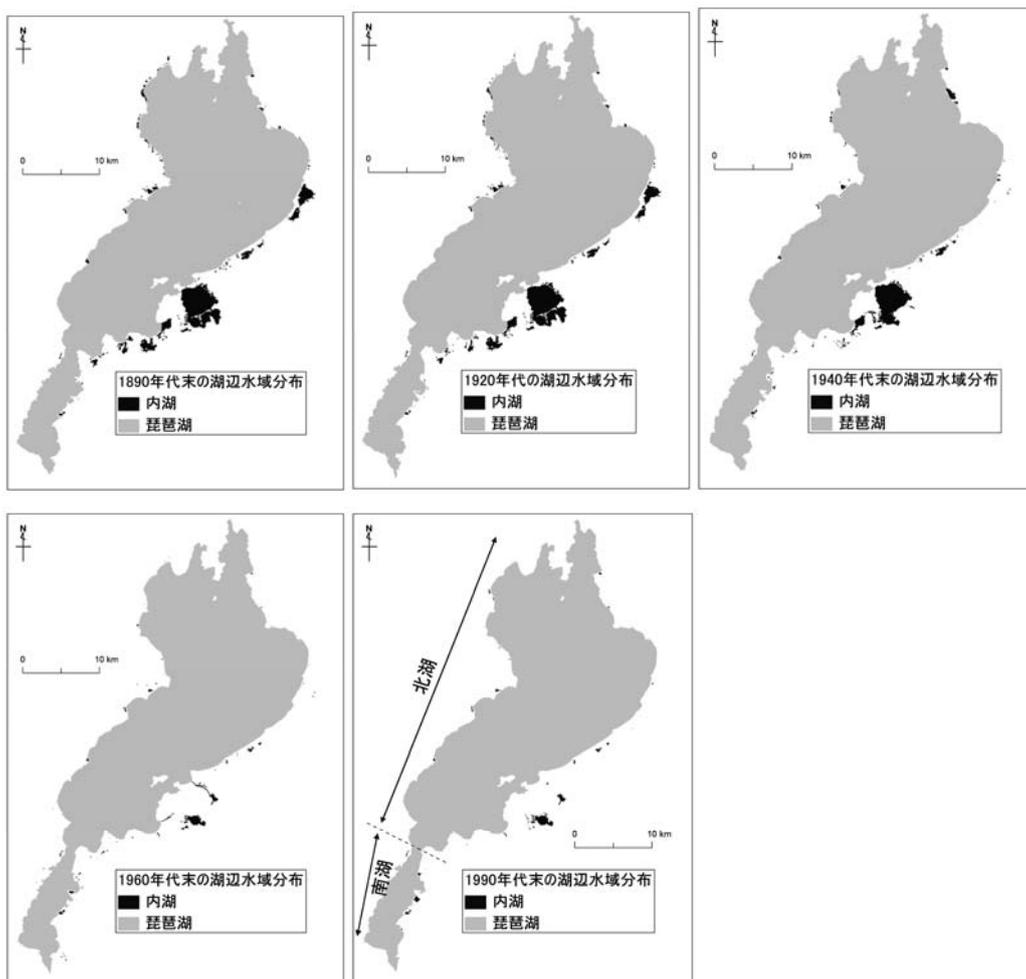


図 1.6 明治時代後期から近年までにおける本湖と内湖の分布の変化

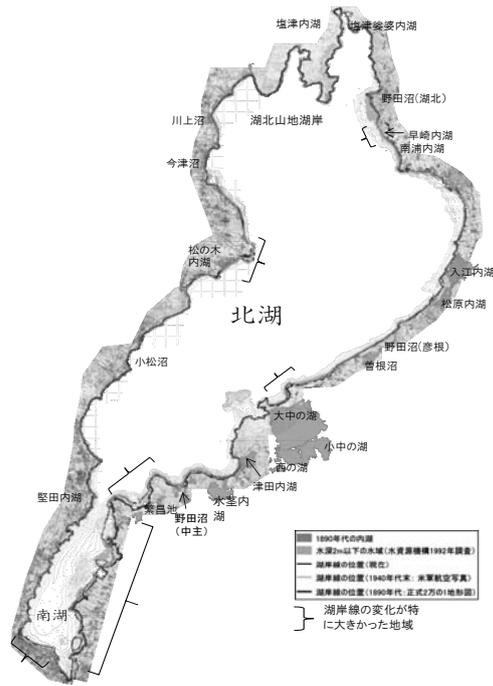


図 1.7 明治時代、1947 年および現在の琵琶湖の湖岸線および明治時代の内湖の分布 (カラー版は 4 ページ参照)

湖岸線の変化の地域的な違いを見るため、各時代のデータの中から、数多くの内湖が存在していた明治時代（1890 年代末）の内湖・琵琶湖の分布と明治時代、1947 年および現在の琵琶湖の湖岸線の変化を示すデータを一つの図にまとめた図 1.7 を示す。明治時代の湖岸線は、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。しかし現在は、内湖干拓や湖岸堤建設等により、直線的な

湖岸線に変化した。また、湖岸線の変化は地域差が大きく、湖岸線が最も大きく変化したのは、南湖では南岸と東岸、北湖東岸では琵琶湖大橋東詰～あやめ浜、愛知川河口周辺、早崎内湖周辺、北湖西岸では安曇川デルタであった。

琵琶湖本湖および内湖の面積がどのように変化したかを見るため、明治時代後期から近年までの本湖と内湖の水域面積の変化を図 1.8 に、同面積の変化率を図 1.9 に示す。これを見ると、明治時代後期から近年までに本湖（琵琶湖）、内湖ともに面積が減少しているが、内湖の面積減少率が著しく、近年までに、明治時代後期から約 85%の面積が消失した。時代別では、1940 年代末以降の減少が顕著であり、干拓の影響だと考えられる。つまり、水域面積の増減という点からすると、内湖という浅水域における湖岸環境の変化が著しかったといえる。

また、水域を北湖と南湖に分けて変化をみると、北湖における明治時代後期から現在までの面積変化は、内湖面積の減少（30.9km²）が本湖の面積減少（9.9km²）より大きかった。大部分の内湖は北湖周辺に分布していたため、北湖の湖岸変化は、内湖の変化によって特徴づけられている側面がある。それに対し、面積が小さい南湖では本湖面積の減少が著しい。南湖の本湖は、明治時代後期の面積から 9.5km²も減少していた。この南湖水面面積の減少量は、北湖本湖の減少量（9.9km²）に匹敵する大きさである。図 1.8 をみると、その減少率は 1960 年代以降やや大きいことがわかる。一方、南湖周辺の内湖については、湖岸堤の建設などともなって新たに人工的な内湖が造られた結果、明治時代後期より面積が増加していた。つまり、南湖では、1960 年代以降の埋め立て、湖岸堤整備により本湖が改変され、面積が小さくなった一方で、湖岸堤などが一部で本湖と区切られた水域を生み出していた。

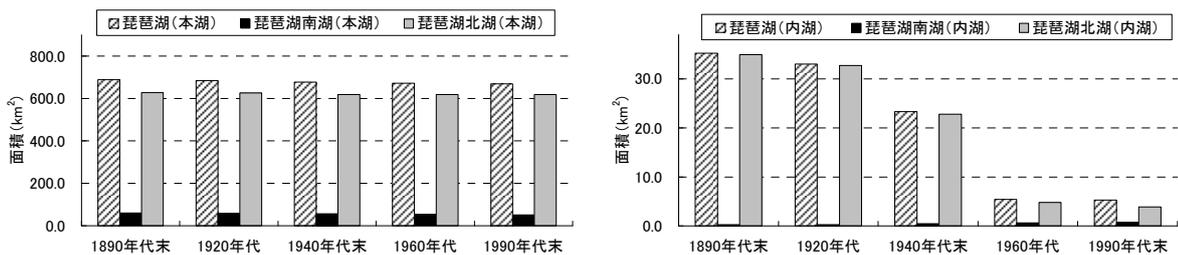


図 1.8 明治時代後期から近年までの本湖と内湖の水域面積変化

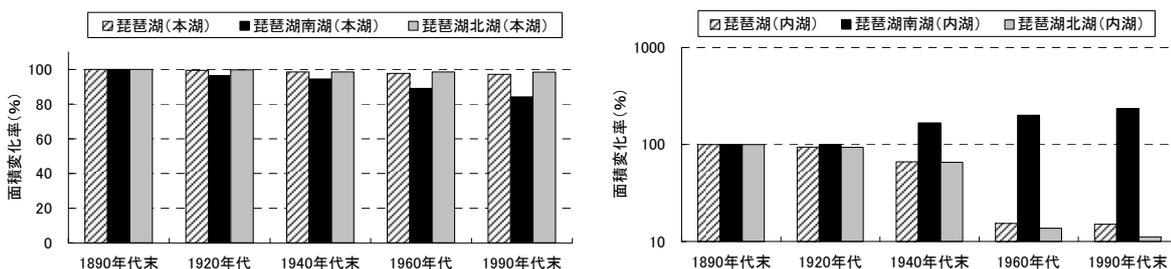


図 1.9 明治時代後期から近年までの本湖と内湖の水域面積変化率

このようにみていくと、琵琶湖の湖岸は、地理的、構造的に一様に人為的变化を受けたのではないことがよくわかる。すなわち北湖では、干拓などによる内湖の消失が湖岸の変化を特徴づけるのに対し、南湖では、本湖に対する埋め立てと湖岸堤整備による影響が湖岸の変化を特徴づけたといえる。

いいかえると、内湖と南湖に代表される浅水域の面積が大きく減少したことが大きな特徴である。そこで、明治時代（1890年代末）および現在の浅水域分布を推定したものを図1.10に示す。明治時代における水位0mを基準と

した水深1.5m以下の面積は約64.3km²であった。しかしながら、当時は近年の平均水位（約-0.2m）より約1m高かったため、これは、実質で水深2.5m以下の浅水域面積だと言える。そこで比較すべき近年の浅水域は、水深2.5m以下とするほうが適切だと考えると、その面積は約29.4km²だった。つまり、明治時代にあったと考えられる浅水域面積の約54%が消失したと推定された。いいかえると、過去100年間の湖岸地形改変は、浅水域を生育・生息空間とする動植物に対して非常に大きな影響を与えたと考えられる。

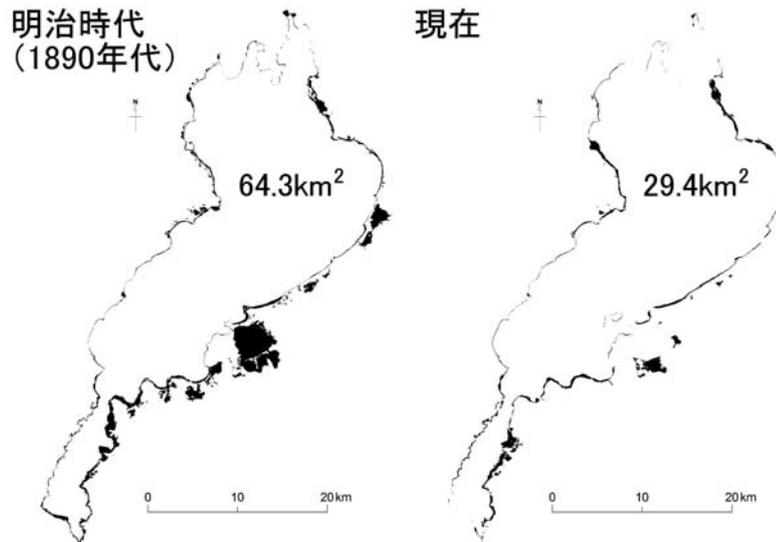


図1.10 明治時代（1890年代末）と現在における浅水域分布

左図は、水深2.5m以下水域（湖沼図：1960年代）、明治から近年までに陸化した水域、明治時代の内湖分布の重ね合わせ。右図は、水深2m以下水域（水資源機構深淺測量[1992年]）、現在の内湖分布の重ね合わせ。

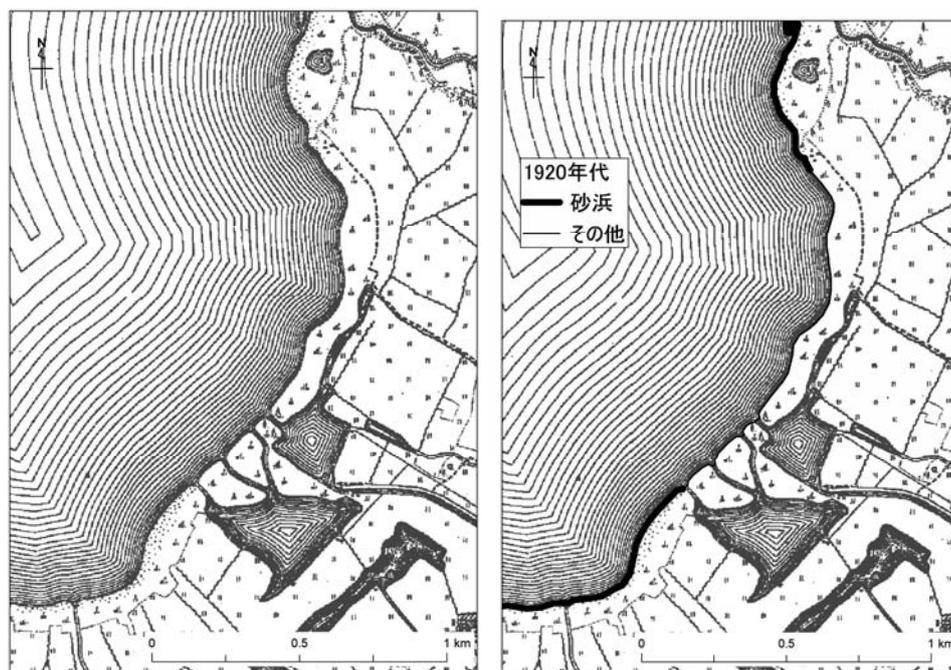


図1.11 1920年代の地図に表された砂地の地図記号が見られる湖岸の例（左図）と、それを区分するラインデーターが描かれた例（右図） 地図データは国土地理院発行の旧版2万5千分の1地形図を用いた。

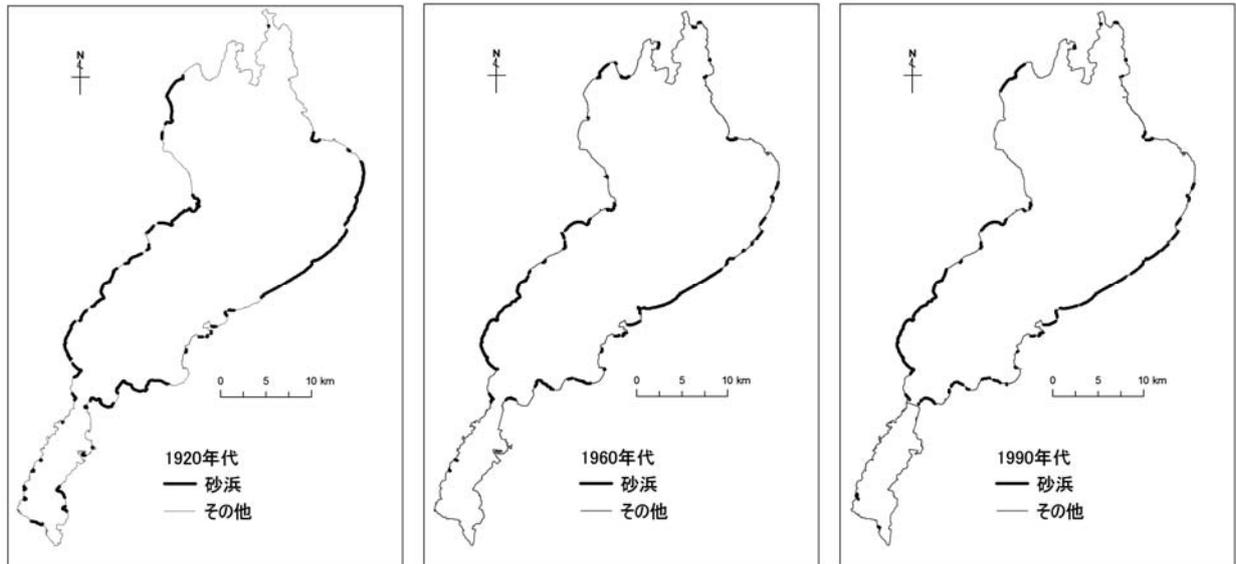


図 1.12 地図画像データから推定した 1920 年代、1960 年代および 1990 年代における砂浜分布

1.2 古地図からみた砂浜分布の変遷

1.2.1 方法

過去の琵琶湖湖岸の砂浜分布を、1.1 節で作成した地図画像データの地図記号を判読することで把握した。用いた地図画像データは、表 1.1 中の 1920 年代の②、1960 年代の④および 1990 年代の⑤である。図 1.11 に例示するように、GIS を用いて各時代における地図上で砂浜を表す地図記号が描かれた部分とそうでない部分を区別するための属性データをもつ湖岸ラインデータを作成した。

この方法の問題点としては、地図記号というのは、現実世界の状況のある種の基準で単純化して表していることになるが、その単純化が各時代にまったく同一の基準でなされているかどうか確認することができない点である。砂浜と表されている場所でも、詳細には植生がある程度混在している可能性があるが、その場合、どれくらいまでだったら砂浜と分類しているかがはっきりしない。したがって、本手法で把握する砂浜分布は、ある程度の誤差を含む情報だと解釈すべきである。

1.2.2 結果と考察

各時代の GIS データ化した地図データから推定した 1920 年代から近年までの 3 時期における砂浜分布を図 1.12 に示す。琵琶湖全体では、時代とともに砂浜の湖岸が減少しているようにみえるが、地域によっては増加も見られるようである。

そこで、砂浜湖岸の増減の地域による違いをより明らかにするため、琵琶湖湖岸を図 1.13 で示すように約 5km 区間で区切り、3 時期における各区間の砂浜湖岸の線長を求めた (図 1.14 a, b, c)。先に述べたように、結果には、

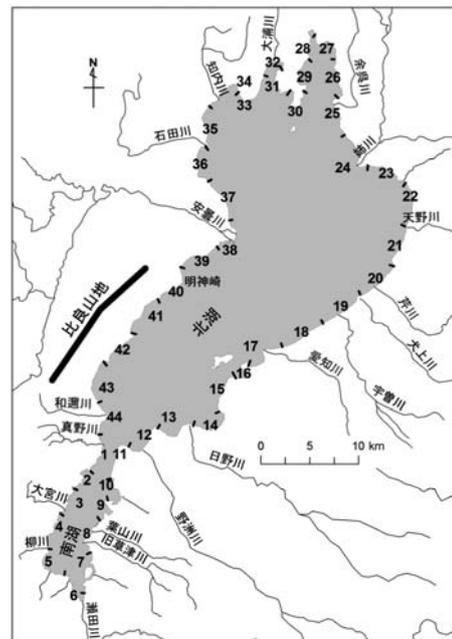


図 1.13 琵琶湖湖岸の区間図

真野川付近を起点に、湖岸を半時計回りに約 5km 間隔で区切り、全部で 44 区間ある。

ある程度の誤差を含むと考えられるが、1960 年代が 1920 年代と 1990 年代より値が小さくなっている区間がいくつか見られる。1960 年代の結果は、過少評価であるかもしれないので、この点に注意しながら結果を見ることにする。

南湖湖岸は、どの時代も北湖湖岸に比べて砂浜湖岸よりその他の湖岸が卓越しているが、近年の 1990 年代は、1920 年代や 1960 年代のものより減少あるいは消失している区間がいくつか見られる。現在、大規模な市街地が湖岸まで

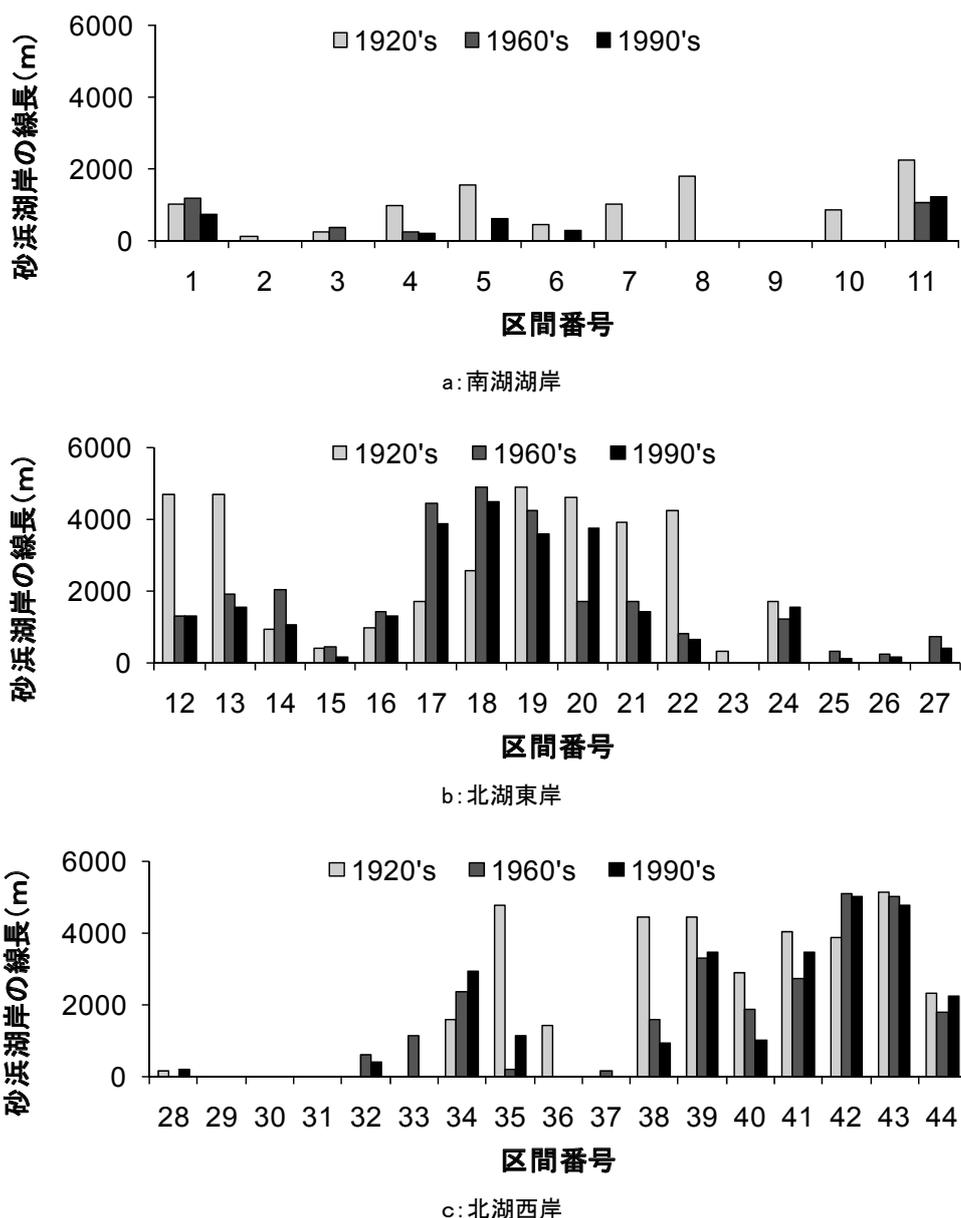


図 1.14 区間ごとの 1920 年代、1960 年代および 1990 年代における砂浜湖岸の線長

広がっている南岸（区間番号 5、6）や東岸の旧草津川デルタ付近（区間番号 7、8）でも、少なくとも 1920 年代は砂浜湖岸が見られたが、近年は縮小または消失している。その要因としては、自然的な変化ではなく、人為的な湖岸の改変の影響が大きいと考えられる。

北湖湖岸は、砂浜湖岸が卓越する区間がいくつも見られる。その多くは、比較的大きな河川が琵琶湖に流入するデルタ周辺で見られる。ただ、姉川デルタ付近（区間番号 23 から 25）については例外的に砂浜があまり見られない。また、砂浜が少ない区間番号 26 から 33 にかけての地域は、山地斜面が直接湖岸に接している場所が多い。砂浜が卓越している区間番号 41 から 43 にかけての地域には、大河川

は位置していないが、湖岸に隣接して急峻な比良山地が位置し、山地からの土砂供給が大きいため、山麓に扇状地地形が見られる湖岸域である。

3 時期の砂浜湖岸の変化を見ると、減少している場所もあれば増加している場所もあるのが特徴である。減少している区間は、12～13（野洲川河口から日野川河口周辺）、19～22（宇曾川、犬上川、芹川、天野川河口周辺）、35（石田川河口付近）、38（安曇川河口付近）、40（明神崎付近）である。増加しているのは 17～18（愛知川河口周辺）、34（知内川河口付近）である。

琵琶湖全体で見た場合、1920 年から近年までに多くの砂浜が縮小しているが、その一方で増加している地域があ

ったのは、興味深い事実である。特に現在、浜欠けが問題になっている愛知川河口周辺については、長い時間スケールでみた場合に砂浜が増加しており、現在生じている事象とは対照的である。この地域の湖岸環境が長期的にどのように変化してきたかを把握することは、琵琶湖岸の水辺環境修復を検討する上での重要な知見が得られると考えられる。

2. 湖岸類型の現況把握

湖岸類型に関する調査としては、「湖岸における土地条件（滋賀県琵琶湖研究所編、1989；同編、1990）」がある。この調査では、琵琶湖全体の湖岸を13の類型に分けて、湖岸線長で約100m区間ごとの代表類型を決定した。しかしながら、多様な湖岸状況を13という少ない類型数に分類していること、区間ごとの代表値として丸められていることに注意しなければならない。また、現況を詳細に記述したデータではないため、例えば人工湖岸の種類を詳しく再分類して調べることが不可能である。

そこで、ここでは、2007年度に実施した湖岸類型調査の結果に関する詳細なGISデータを作成し、解析した結果を報告する。

2.1 方法

2007年度に実施した湖岸における土地条件に関する調査については、辰己（2008）に詳しく報告されている。湖岸地形の類型化については1989年、1990年発行の報告書で示されているものをベースとした。それは湖岸を「山地部」と「平野部」に二分したのち、「山地部」は山地と崖錐に区分、「平野部」は三角州、氾濫原、扇状地などの平野の特性と、湖岸での砂堆の有無、デルタの形状をもとに区分し、それに人工湖岸を加え表2.1に示す13の類型に分けた。

本調査では、この13類型による記述だけでなく、湖岸の現況を詳細に記述したデータを作成した。現地調査では、可能なかぎり湖岸全域を地上踏査し、1/5,000スケールの地図に現況を記載した（図2.1）。陸上から湖岸に近づけない地点については、また、2003年撮影の航空写真とヘリコプターからの写真撮影および船舶からの調査によって記載した。調査は2007年度に行ったが、2008年度から2010年度までの期間に補足調査も行い、調査の精度を高めた。

この現地調査結果のGISデータ化については、1/5,000の地図を基準に湖岸線ラインデータを作成したのち、現地調査結果に基づいて湖岸景観別の線分に細分化し属性データを付与して作成した。ただし、地図作成後に地形が大きく変更したと考えられる区域については2003年撮影の

航空写真を参考にして位置を修正した。また、湖に突き出た建造物については、港の突堤などはデータ化に含めたが、栈橋等の建造物はデータ化しなかった。図2.2に、土地条件調査結果のGISによる表示例を示す。

2.2 結果と考察

2.2.1 琵琶湖岸の類型

現在の琵琶湖岸は、コンクリート護岸などの人工湖岸が多く見られるほか、砂浜やヨシ帯を人為的に再生させようとしている湖岸も見られる。将来において、このような再生の取り組み結果を検討する際に利用できるデータとするためにも、現地調査および航空写真等の資料から砂浜およびヨシ帯の再生が施された湖岸と確認できた箇所については、従来の自然的湖岸とは区分できるようにした。湖

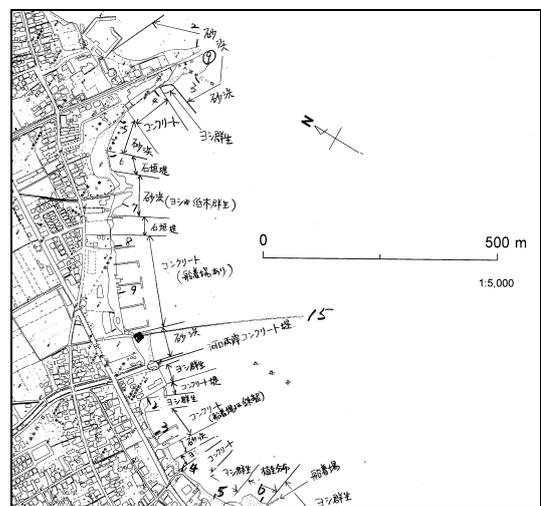


図 2.1 湖岸類型調査結果の例
(大津市下阪本)



図 2.2 湖岸類型調査結果のGISによる表示例
(大津市下阪本 背景の航空写真は、国土交通省琵琶湖河川事務所が2003年に撮影したものである。)

表 2.1 1980 年代の調査で用いた湖岸地形の類型区分

	類型	湖岸地形の特徴	代表例
山地部	a	基盤山地が直接湖岸に没する岩礁・岩石湖岸。粘板岩、チャート、花崗岩類、流紋岩類が多い。	葛籠尾崎・海津大崎
	b	崖錐が湖岸に達しており、岩石・砂礫湖岸。	飯浦・菅浦・月出
現在の河口	c	大河川の河口部で、突状のデルタを形成幅広い砂堆をもつことが多い。	真野川・草津川・旧野洲川・姉川
	d	中小河川の河口部とその周辺の尖状デルタ。規模は小さく、砂堆の発達も顕著ではない。	石田川・百瀬川・天神川・際川
	e	小河川の河口部で、明瞭なデルタの突出も少ない。	大浦川・大川
その他の湖岸	f	背後は三角州または氾濫原で、砂堆の規模は小さい。湖底は緩傾斜である。	山の下湾・雄琴湾・赤野井湾
	g	背後は三角州で、小規模の砂堆がつく。かつては内湖が分布。沈水デルタ・砂州がみられる。	新海浜～柳川・海老江～尾上
	h	小河川や旧河川の形成したデルタ。砂堆が発達し、一部で閉塞された内湖が分布する。	堅田漁港・近江白浜
	i	背後は氾濫原またはデルタで砂堆が発達し、小規模な湿地(かつての内湖)分布することが多い。	マイアミあやめ浜・知内浜
	j	内湖干拓地の湖岸。閉塞する小規模な砂堆が分布するが、未発達の場所もある。	津田内湖・入江内湖
	k	背後が氾濫原や扇状地で、湖岸部には砂堆の発達が微弱である。小河川が流入していることが多い。	下阪本・ビワコマリーナ付近
人工湖岸	l	人工湖岸のうち、大規模な埋立地が多い。	大津市街地・木浜人工島・長浜港
	m	人工湖岸のうち、旧湖岸の部分的な盛土によるもの。	筑摩・世継

岸の景観は、後背地の地形、河川や水路から土砂流入、波浪や湖流による土砂移動、植物群落(ヨシ等の抽水植物等)の生育、人為的改変によって形づくられているといえるので、湖岸類型は表 2.2 に示す 38 の小類型に分類し、次にそれらをまとめて 7 つの大類型に整理した。図 2.3 には、表 2.2 の大区分についての琵琶湖全体の平面分布を示す。図中には、琵琶湖本湖、北湖、および南湖における各湖岸類型の割合(%)を円グラフで示している。また、表 2.3 には、各区分の湖岸長の値を示す。

表 2.2 本調査における湖岸類型の区分

番号	区分	大区分	
1	砂浜	砂浜湖岸	
2	砂・礫の浜		
3	礫浜		
4	砂泥浜		
5	砂浜、一部に石積・ヨシ		
6	岩石湖岸・山地斜面	山地湖岸	
7	ヨシ帯	植生湖岸	
8	ヨシ、一部にその他		
9	ヨシと樹木		
10	砂浜とヨシ		
11	礫浜とヨシ		
12	砂礫・ヨシ・樹木		
13	ヨシ以外の植生		
14	その他植生と一部に砂浜		
15	コンクリート		人工湖岸 1
16	石積		
17	石積・コンクリート		
18	コンクリート・ヨシ		
19	石積・ヨシ		
20	石積とその他植生		
21	コンクリート・砂浜・ヨシ		
22	石積・ヨシ・その他植生		
23	石積と砂地		
24	テトラポット		
25	テトラポット・コンクリート		
26	テトラポット・砂地		
27	港		
28	橋		
29	水門・樋門・疎水口		
30	荒地と一部にヨシ	人工湖岸 2	
31	田畑と一部にヨシ		
32	養浜等		
33	人造の砂浜・礫の浜		
34	コンクリート・砂浜・礫浜	人工湖岸 3 (人工砂浜・養浜等)	
35	ヨシ植栽		
36	人工的な緑地		
37	石積・湖岸緑地		
38	河口域		

これを見ると、琵琶湖岸全体では、人工湖岸の割合が 37%と最も高く、次いで砂浜湖岸(30%)、山地湖岸(17%)、植生湖岸(14%)の順であった。また、人工湖岸のうち、ヨシ植栽や人工砂浜、養浜などの事業が行われた湖岸は 9%にのぼることがわかった。

北湖では、山地湖岸は北岸および東岸の一部に限定され、砂浜湖岸はそれ以外の北湖岸に広がっているが、抽水植物等が分布する植生湖岸の主要な分布域は湖北の早崎周辺、湖西の安曇川三角州北部、南湖西岸の雄琴周辺などに限定されていた。

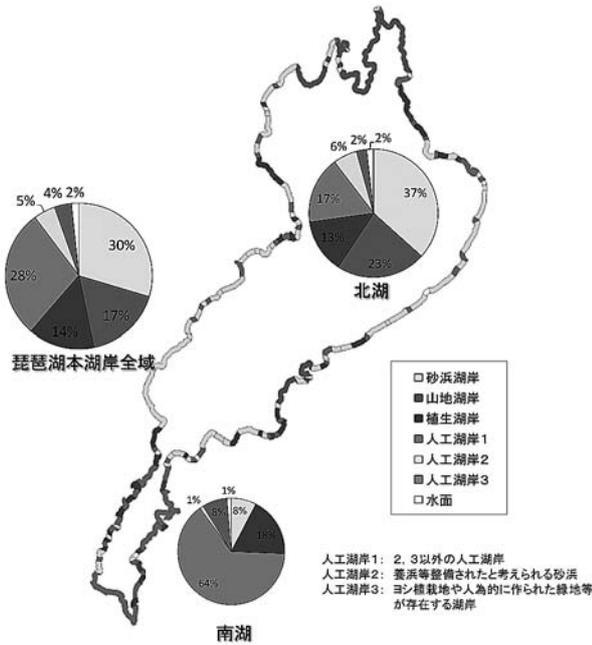


図 2.3 湖岸類型（大区分）の平面分布
（カラー版は 4 ページ参照）

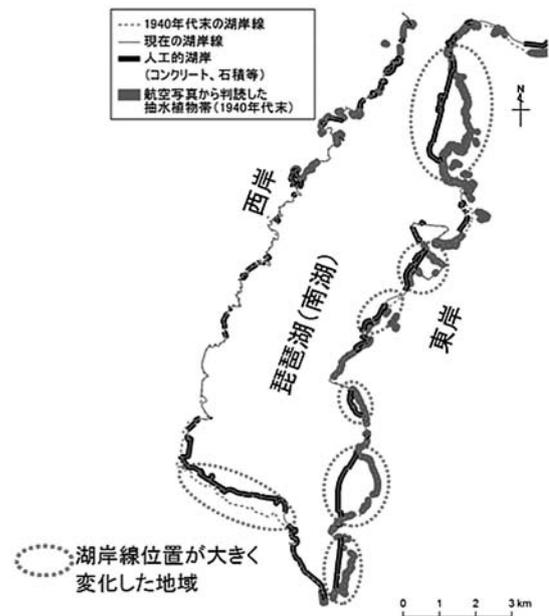


図 2.4 南湖における 1940 年代末の抽水植物帯・湖岸線位置および現在の湖岸線位置・人工湖岸位置（カラー版は 9 ページ参照）

2.2.2 南湖岸の類型別変化

一方、南湖では、人工湖岸が 73%を占め、うちヨシ植栽が 8%、人工砂浜等は 1%だった。人工湖岸は東岸と南岸に多く、西岸では比較的少ない。それ以外の湖岸には、砂浜湖岸と植生湖岸がモザイク状に残っていた。

人工湖岸化の著しい南湖について、さらに考察したい。図 2.4 に、南湖における現在の人工湖岸の分布、1940 年代末と現在の湖岸線の位置、航空写真から推定した 1940 年代末における抽水植物帯分布を示す。1940 年代末の湖岸線および抽水植物帯分布は、東(2004)の結果を用いた。

これを見ると、東岸と西岸で特徴が異なっていることがわかる。東岸は少なくとも 1940 年末までは抽水植物帯が卓越する地域であったが、現在は人工湖岸化が著しく進んだといえる。また、東岸では、単に人工的湖岸の部分が多いだけでなく、主要な人工的湖岸域が 1940 年代末の湖岸線より著しく沖側に位置していることである。これは、元々の湖岸の地形に対して、大規模な埋立てや湖岸堤建設

などによって、著しく地形改変された上で人工湖岸化がなされたことを示唆している。一方、西岸（大津市の市街地中心部が位置する南岸を除く）では、人工的湖岸域は小規模なものが点在し、その湖岸位置は、1940 年代末当時とほとんど同じである。水際の位置が大きく沖側に前進した湖岸では、後背地や水辺移行帯の場が以前より大きく変化したと考えられる。一方、水際の位置があまり変化しなかった湖岸では、後背地、水辺移行帯の場が保存されやすかったと考えられる。

このような湖岸形態と地形改変との関係の地域による違いが、湖岸植生にどのような影響を与えたかは興味深い課題である。それに関連して、金子ほか(2011)は、地形改変の少なかった西岸には、ヨシ群落だけでなく、ツルヨシ群集、ジャヤナギアカメヤナギ群集等の湿生植物群集も多く残されていることを示している。

表 2.3 湖岸類型別の湖岸線長 (km²)

湖岸範囲	砂浜湖岸	山地湖岸	植生湖岸	人工湖岸 1	人工湖岸 2	人工湖岸 3	水面	総計
南湖西岸	4.0	0.0	7.7	18.0	0.5	0.2	0.4	30.8
南湖東岸	0.4	0.0	2.9	20.0	0.1	4.2	0.4	28.0
北湖西岸	35.7	15.1	8.1	11.4	6.4	1.7	0.9	79.3
北湖東岸	31.7	26.3	16.7	19.7	4.7	2.9	2.4	104.4
総計	71.8	41.4	35.4	69.1	11.7	9.0	4.1	¹⁾ 242.5

1) ここでの湖岸線の総延長は、1/5,000 の地図、航空写真で確認できる主要な港湾や突堤などの構造物をすべてトレースしたため、公称値の約 235km より約 8km 長くなったと考えられる。

3. 琵琶湖湖岸の貴重な植物相と湖岸環境

琵琶湖の湖辺域でみられる多種多様な植物種は、琵琶湖の多様な湖岸環境に応じた生態系の多様さがもたらしたものである。琵琶湖岸の在来植物相を特徴づける海浜・海岸性植物、湿生植物、寒地植物には、特に学術的・文化的価値も保全価値も高い種が多い。1、2章でみてきたように生育環境の激変に曝され、既に多くの種が絶滅の危機に瀕した希少種となっており、湖岸生態系管理において生物多様性を保全しようとする際には、配慮の欠かせない重要な要素といえる。

本章では、湖岸管理のあり方を考える際の情報として海浜植物と湿生植物のホットスポットを示すとともに、特に人工化の進んだ南湖について、希少植物の分布と湖岸類型や改変に伴う湖岸植生の変化との比較を行った。

3.1 海浜植物の生育環境とホットスポット

湖岸植物相の特徴の中でも特に注目に値するのは、琵琶湖が海岸線から遠く離れた内陸の淡水湖であるにもかかわらず、海浜や海岸に見られる植物が複数生育していることである。琵琶湖本来の主要な湖岸形態であり現在も3割を占める広大な砂浜環境と竹生島などを含む山地湖岸が海浜・海岸植物を育ててきたのであり、このような内陸の湖沼で海浜植物が生育する例は国内でも他に類がない。琵琶湖岸に生育している代表的な海浜・海岸の植物を表3.1に示した。この他にもクロマツ、ユズリハ、モッコク、イスノキなどの海岸植物が生育している。

また古代湖である琵琶湖では、陸封された水域が長期間に渡って存在したため、隔離水域に適応して生態的・形態的に独自の進化を遂げた水生生物の固有種が多くみられる。陸生生物でも同様に、海浜植物のハマヒルガオやハマエンドウでは、内陸の琵琶湖岸集団が沿岸の同種集団とは長期間遺伝的交流がなされず隔離されてきた陸封型であることや耐塩性などの生理生態特性にも違いがみられることが明らかになっている (Noda et al., 2011; Ohtsuki



図 3.1 海浜・海岸植物のホットスポット

et al., 2011a, b)。ハマヒルガオのように海岸集団にはみられない固有の遺伝系統が維持されている場合も、ハマエンドウのように海岸集団にもみられる遺伝系統の一つを創始者とする単一系統からなる孤立集団である場合もあるが、いずれも琵琶湖集団では海岸集団より遺伝的多様性が低いことが示されている。ハマエンドウは滋賀県版RDB2010年版(2011)で絶滅危惧種に指定されているが、遺伝的多様性の低い集団がそれぞれ孤立状態で少数残存している現状は危機的といえる。貴重植物の効果的な保護のためには、個々の種の生活史特性や生理生態特性だけでなく個々の種集団の遺伝特性(遺伝系統、遺伝構造、遺伝的多様性など)に基づいた保全戦略が必要不可欠といえる。

表 3.1 琵琶湖岸の代表的な海浜・海岸植物

科名	和名(学名)
ヒルガオ科 (Convolvulaceae)	ハマヒルガオ (<i>Calystegia soldanella</i> (L.) R.Br.)
マメ科 (Leguminosae)	ハマエンドウ (<i>Lathyrus japonicus</i> Willd.)
アブラナ科 (Brassicaceae)	タチスズシロソウ (<i>Arabidopsis kamchatica</i> (DC.) K.Shimizu et Kudoh subsp. <i>kawasakiana</i> (Makino) K.Shimizu et Kudoh)
	ハマダイコン (<i>Raphanus sativus</i> L. var. <i>hortensis</i> Backer f. <i>raphanistroides</i> Makino)
ナデシコ科 (Callyophyraceae)	ハマナデシコ (<i>Dianthus japonicus</i> Thunb.)
ハマミズナ科 (Aizoaceae)	ツルナ (<i>Tetragonia tetragonioides</i> (Pall.) Kuntze)
カヤツリグサ科 (Cyperaceae)	シオクグ (<i>Carex scabrifolia</i> Steud.)
クマツヅラ科 (Verbenaceae)	ハマゴウ (<i>Vitex rotundifolia</i> L.f.)
クスノキ科 (Lauraceae)	タブノキ (<i>Machilus thunbergii</i> Siebold et Zucc.)

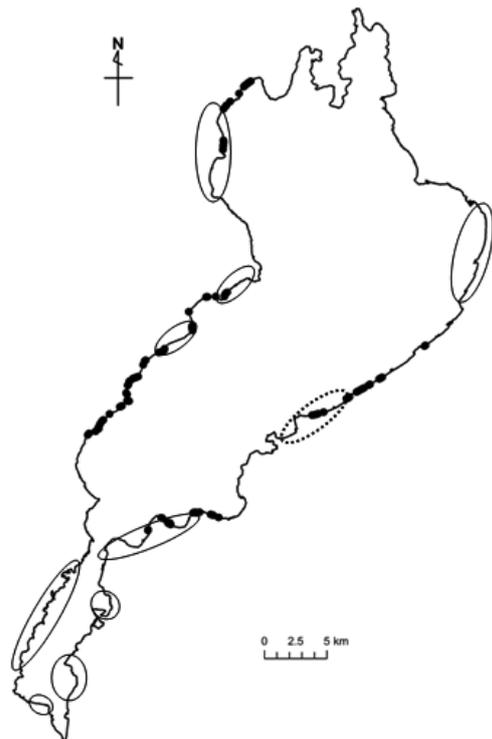


図 3.2 砂浜に生育する貴重植物 (図 1.12 参照。実線：減少傾向の地域、点線：増加傾向の地域。)

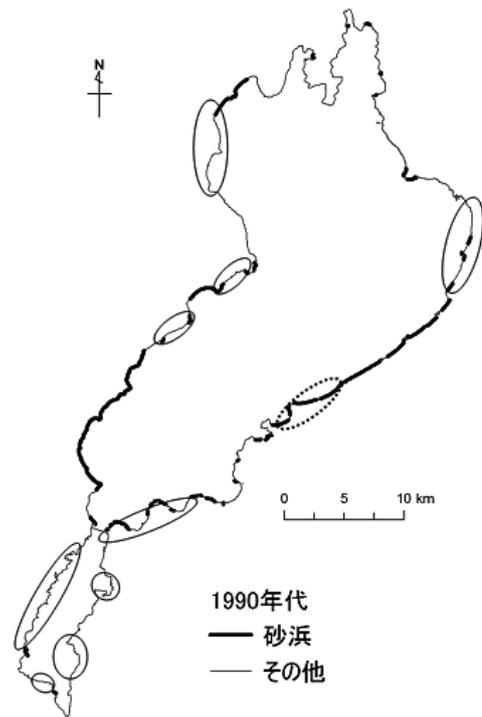


図 3.3 1990年代の砂浜分布と1920年代からの砂浜の増減傾向 (図 1.12 参照。実線：減少傾向の地域、点線：増加傾向の地域。)

次に、貴重植物の分布調査から、海浜・海岸植物が比較的多く生育しており、砂浜環境の管理のあり方によっては生育可能である地域も含めた箇所が、図 3.1 の点線で囲まれているエリアである。これらの地域は、在来の海浜・海岸希少植物種のホットスポットと位置づけることができる。

これら海浜植物の分布と砂浜環境の関係を解析するため、琵琶湖湖辺域全域における分布状況を調査し、得られた分布情報（緯度経度、群落サイズ等）を GIS データ化した。また、ArcGIS (ArcView 9.3.1) を用いて、海浜植物と湖岸形態や湖岸植物群集とのオーバーレイ解析を行った。ここでは、琵琶湖全体で海浜植物と砂浜環境の位置的な関係を概観するため、図 3.2 に海浜植物のうち、砂浜に生育する草本種の分布地点、図 3.3 に砂浜分布を示した。

北湖東岸では、愛知川河口～彦根地域と野洲川河口～白鳥川河口地域の 2 地域は砂堆が発達し、砂浜と松林が多く、水泳場等になっているタイプの河口間湖岸である。民家の保護やレジャー施設のための養浜事業による人工砂浜が増えており、人工砂浜における貴重な海浜植物の生存を脅かさないように配慮した保安全管理のあり方が課題である。

北湖西岸でも、1920 年代より砂浜が減少した 2 地域で砂浜植物が激減していることが分かっている。今後は、希

少種の残存集団をどう保護するかが重要な課題で、貴重植物を生き埋めにしたたり生育期に刈り取ったりしないような養浜事業の実施や管理のあり方を検討する必要がある。北部の海津～今津地域、安曇川デルタ、安曇川デルタ～今宿地域は、生育状況の良い箇所が多く、特に保護の重要度が高い。安曇川デルタは、大きな河川の河口部で、尖状デルタを形成し、幅広い砂堆を持つタイプの河口である。また、海津～今津地域と安曇川デルタ～今宿地域は、砂堆が発達し、砂浜と松林が多く、水泳場等になっているタイプの河口間湖岸である。

一方、南湖では既に、ビーチとして管理されている箇所以外には砂浜環境が残っていない。これまでの分布調査で、南湖には砂浜植物が全く確認できなかったことから、砂浜植物にとって良好な生育環境は既に南湖からは失われてしまった可能性が高い。また、ビーチとして維持管理されている砂浜環境が、在来の希少砂浜植物の生育場所としては機能していないことが示唆された。南湖において、養浜事業などによって過去の砂浜環境を復元しようとする場合には、固有種であるネジレモをはじめ浅水域に生育する沈水植物も含め、事業の実施とその後の管理において貴重植物に十分な注意が必要である。

表 3.2 琵琶湖岸の代表的な原野の植物

科名	和名(学名)
カヤツリグサ科 (Cyperaceae)	ヤガミスゲ (<i>Carex maackii</i> Maxim.)
	ウマスゲ (<i>Carex idzuroei</i> Franch. et Savat.)
	ツルスゲ (<i>Carex pseudocuraica</i> F. Schmidt)
	オニナルコスゲ (<i>Carex vesicaria</i> L.)
タコノアシ科 (Penthoraceae)	タコノアシ (<i>Penthorum chinense</i> Purs)
トウダイグサ科 (Euphorbiaceae)	ノウルシ (<i>Euphorbia adenochlora</i> C. Morren et Decne.)
タデ科 (Polygonaceae)	ヤナギスカボ (<i>Persicaria foliosa</i> (H. Lindb.) Kitag. var. <i>paludicola</i> (Makino) H. Hara)
	ナガバノウナギツカミ (<i>Persicaria hastatosagittata</i> (Makino) Nakai)
	サデクサ (<i>Persicaria maackiana</i> (Regel) Nakai)
	ヌカボタデ (<i>Persicaria taquetii</i> (H. Lév.) Koidz.)
	ノダイオウ (<i>Rumex longifolius</i> DC.)
サクラソウ科 (Primulaceae)	ヤナギトラノオ (<i>Lysimachia thyrsiflora</i> L.)
キョウチクトウ科 (Apocynaceae)	コバノカモメヅル (<i>Vincetoxicum sublaeolatum</i> (Miq.) Maxim.)
シソ科 (Lamiaceae)	ミゾコウジュ (<i>Salvia plebeia</i> R. Br.)
ナス科 (Solanaceae)	オオマルバノホロシ (<i>Solanum megacarpum</i> Koidz.)
セリ科 (Umbelliferae)	ドクゼリ (<i>Cicuta virosa</i> L.)
キク科 (Compositae)	シロバナタカアザミ (<i>Cirsium pendulum</i> Fisch. ex DC. var. <i>albiflorum</i> Makino)



図 3.4 原野の植物のホットスポット。細い実線のエリアは明治 29 年 9 月に記録された観測史上最大の洪水による浸水域。

3.2 湿生植物

琵琶湖岸の植物相における顕著な特徴の一つが、氾濫原性の植物、「原野の植物」の存在である。特に洪水などの攪乱に依存性の高い生活史を持つ植物種群である。琵琶湖岸でみられる代表的な原野の植物を表 3.2 に示した。かつての琵琶湖周辺には、洪水帯（低地）に多くの内湖やクリークが存在していたことが分かっており、このような水域から陸域（冠水域、氾濫原）にわたる移行帯は生物多様性

が高く、少なくとも 100 年前までの琵琶湖は、周辺の広大な湿地環境によって、豊富な氾濫原性植物を育み、「原野の植物」の宝庫になってきたと考えられる。

洪水などの攪乱後には、モザイク状に、さまざまな立地が出現する。洪水や増水の規模や強度や頻度によって、日当たりの良い浅瀬で砂地の場所もできれば、低湿地状の泥地の場所も形成される。氾濫原性の植物は、それぞれの種が、このようなさまざまな立地環境が空間的にも時間的にも変動している中で、たまたま形成されるそれぞれの種に適した場所だけで更新を行っている。すなわち、攪乱が起こることによって初めて世代更新と集団の存続が保障される。さらに、さまざまな立地環境を提供できないほど氾濫原域の規模が縮小してしまうだけで、個々の種が存続できなくなってしまう。これらの植物群は、変動し続ける湿地環境でしか生きのびられず、種の存続には大規模な湿地環境が不可欠である。流域の洪水対策によって氾濫原域の規模が極度に縮小している現在、存続基盤が非常に脆弱な種群とされており、多くの種が 100 年ないし 3 世代後に高い絶滅確率を持ち、絶滅が危惧されている。

本研究では、氾濫原植物の分布と地形や植生の変化との関係を解析するため、これらの種について分布調査を実施し、分布情報（緯度経度、群落サイズ等）を GIS データ化した。調査結果から、図 3.4 の点線で囲まれたエリアは、特に多くの氾濫原性湿生植物種群が生育する「原野の植物のホットスポット」と位置づけることができる。西の湖は、特に希少なツルスゲ・ヤナギトラノオ等を含む多くの希少種が確認されているので含めた（藤井・金子、2007）。

原野の植物のホットスポットには、北湖西岸では、月出地区、浜分沼、貫川南湖を含む海洋～今津地域、針江地域、

金丸川河口地域、北湖東岸では、塩津、早崎、海老江～今西、八木浜を含む長浜地域、曾根沼、犬上川河口を含む彦根地域、西の湖を中心とする地域が挙げられる。また、南湖では、中庄、苗鹿・木の岡等、中小河川の河口部に発達する小規模で砂堆の発達が微弱な尖状・円弧状デルタに残存的に残っている箇所や、人為改変を受けていない湖岸域で植生遷移の進行とともに変化した箇所が挙げられる。

原野の植物は、本来水域からの洪水や波浪による攪乱を強く頻繁に受ける環境に適応進化し、そのような攪乱下の変動環境に依存して存続している植物群である。広大な氾濫原のほとんどを失った現在、湖国の原風景ともいえるヨシ原のような抽水植物群落が発達する植生湖岸の割合は14%に過ぎず、その後背湿地も限られている。貴重な湿生植物の保全再生には、残存集団の保護とともに、ヨシ植栽地や人工緑地を含め人工湖岸のあり方の検討も必要となろう。

3.3 貴重植物の分布と湖岸類型および植生変化との関係

海浜植物、および湿生植物を含む貴重植物 50 種の分布と湖岸類型、および植生変化との関係を解析するため、GISデータ化した貴重植物種の各分布地点、各植物群集の各分布エリア、各湖岸類型の各範囲について、ArcGIS (ArcView 9.3.1) を用いて、オーバーレイ解析を試みた。それらの解析結果に基づき、現在、貴重植物が分布している地点がどのような環境であるのかについて、全湖岸を9地域に分割し、地域ごとに解析した。本研究で貴重植物として扱った対象種や調査方法の詳細は、金子ほか (2009) を参照されたい。ここでは、南湖について試行結果の一部を報告する (金子ほか、未発表)。

3.3.1 貴重植物は限られた植生湖岸に分布

図 3.5 に、貴重植物の分布と湖岸植生を重ねた図、および貴重植物の分布と湖岸類型を重ねた図を示した。南湖には、自然湖岸が 26% しか残っておらず、植生湖岸は 18% しか存在しない (図 3.6 左図)。図 3.6 右図からは、貴重植物の 78% はその限られた植生湖岸に生育していることが分かる。

3.3.2 貴重植物は限られた在来湿生植物群集内に生育

南湖周辺の湖岸は、面積比で約半分の 44% が公園や植栽林等の人工緑地になっていた (図 3.7 左図)。また、侵略的な外来植物群落が面積比で 18% を占めていた。一方、湿生植物群集は、人為植栽されたヨシを含めても 37% しか存在しない。しかし、その限られた本来の湿生植物群集

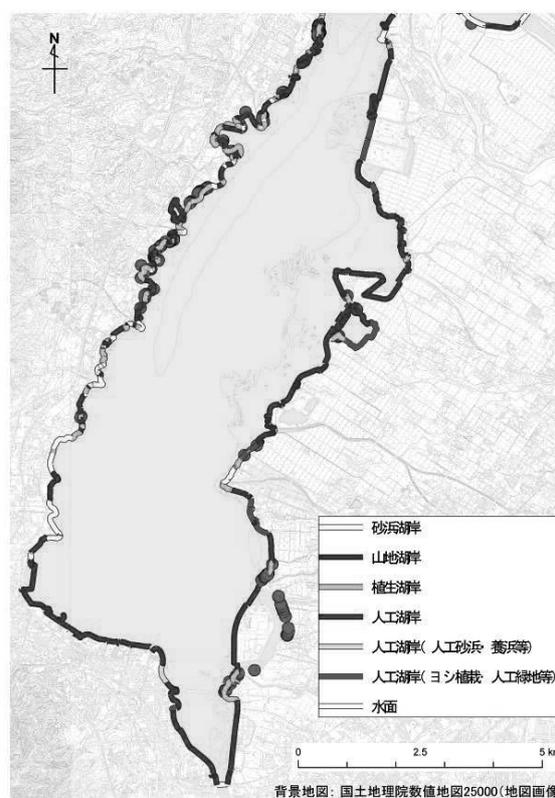
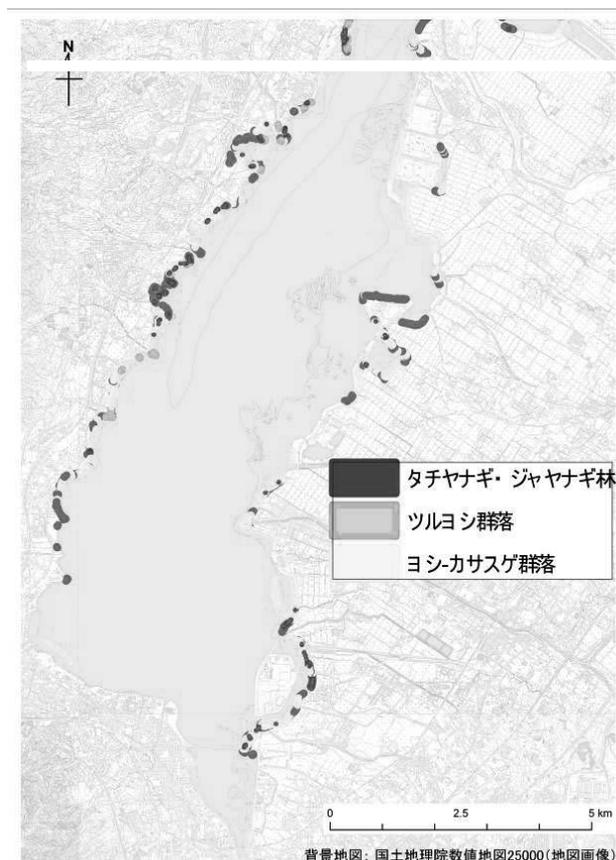


図 3.5 貴重植物の分布と湖岸植生 (上図) および湖岸類型 (下図) (カラー版は9ページ参照)

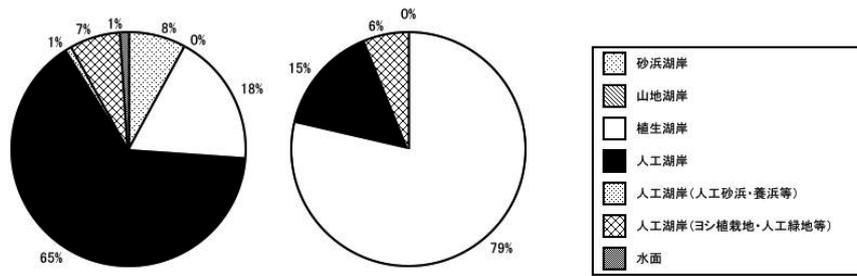


図 3.6 南湖全湖岸（左）と貴重植物分布地点（右）における湖岸類型の比率

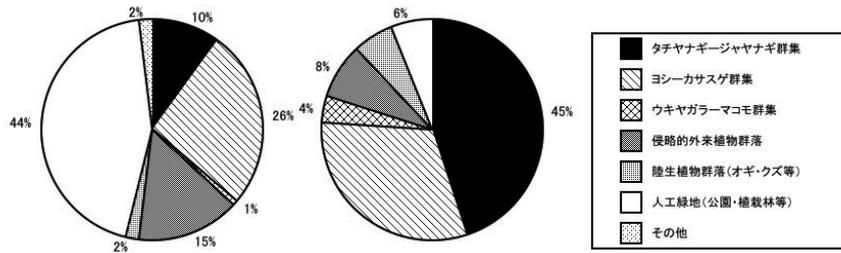


図 3.7 南湖全湖岸（左）と貴重植物分布地点（右）における湖岸植生の比率

内に貴重植物の 80%が生育していた（図 3.7 右図）。

南湖東岸では、ヨシの人工植栽が盛んに実施されており、植栽由来を含めたヨシ群落が多く分布していた。一方、人為改変の少ない西岸にはヨシ-カサスゲ群集だけでなく、琵琶湖本湖本来の湿生植物群集であるツルヨシ群集、タチヤナギ-ジャヤナギ群集も多く残されていた（図 3.7 左図）。貴重植物分布地点の約半数（45%）はタチヤナギ-ジャヤナギ群集の中に存在しており、31%のヨシ-カサスゲ群集を上回っている（図 3.7 右図）。つまり、南湖の貴重植物の 8 割が本来の湿生植物群集（タチヤナギ-ジャヤナギ群集、ヨシ-カサスゲ群集、ウキヤガラ-マコモ群集）に分布しており、人工緑地にはほとんど分布していなかった（図 3.7 右図）。

さらに、群落内に生育している平均貴重植物種数も、タチヤナギ-ジャヤナギ群集では 7 種、ヨシ-カサスゲ群集は 6 種、ウキヤガラ-マコモ群集では 2 種であるのに対

し、侵略的外来植物群落では 1.7 種、陸生植物群落（オギ、クズ等）では 1.5 種、人工緑地ではわずか 1 種と、極めて貧弱だった。これらのことから、南湖の湖岸では、本来の湿生植物群集の成立している植生湖岸のみが、多様な貴重植物の限られた生息場所となっていることが分かった。

3.3.3 干陸化に伴う植生の変化

貴重植物分布地点の最近 20 年間での湖岸植生の変化の内訳を図 3.8 に示した。貴重植物が残されていた場所は、20 年前と同じ植物群集が成立していた場所が 41%と最も多かった。一方、ほぼ同等の 8%の地点ではより地下水位が低く干陸化した立地に成立する陸生の植物群落に推移していた。干陸化した場所に分布していた貴重植物にはオギノツメ、オオマルバノホロシ等が多く、ノウルシ、ドクゼリ等の低湿地の植物は見られないことから、貴重植物相も、より陸生性の高い植物相に置き換わっているものと考えられる。南湖では貴重植物の生息地の 4 割が、水位低下や洪水攪乱の減少、除草管理などによって植生遷移が進行していた。

以上のことから、南湖地域における生物多様性保全のためには、遺伝的にも均質で多様性に欠く植栽ヨシを造成することよりも、残された本来の湿生植物群集、すなわち、ウキヤガラ-マコモ群集、ツルヨシ群集、ヨシ-カサスゲ群集、タチヤナギ-ジャヤナギ群集など多様な植物群集が混生し、多様な生活場所を多様な生物種に提供し得る生物多様性の高い植生帯を保護することが重要である。一部の地

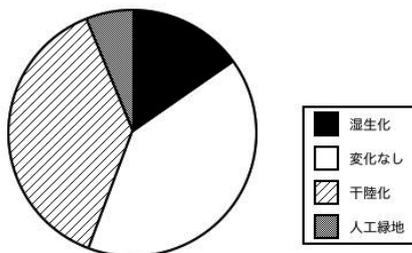


図 3.8 貴重植物分布地点における湖岸植生の推移傾向の比率

域では、侵略的外来植物の駆除や植生遷移の進行抑制対策も必要と考えられる。

4. 底生動物

第2章では、全域の湖岸踏査にもとづき、現在の琵琶湖岸の形状を大きく7類型(山地湖岸、砂浜湖岸、植生湖岸、人工湖岸(3類型)、河口域)に分類した(表2.2、図2.3)。各類型は、それぞれ水中の底質と密接な関係がある(西野、1991a)。例えば、山地湖岸の水辺の底質はおもに人頭大の岩石で構成される。砂浜湖岸では、こぶし大の礫と砂が混じった底質か、あるいは一様な砂浜が広がる。植生湖岸は、ヨシをはじめとする抽水植物が卓越し、湖底は砂礫が混じる固くしまった底質か、砂質・砂泥質の湖底となる。

西野(1991)は、1986-1990年に行った湖岸の底生動物の分布調査から、貝類および水生昆虫類では、湖北と湖東の岩石湖岸(=山地湖岸)に最も多様な種・分類群が生息していることを明らかにした。そこでは、固有巻貝のヤマトカワニナ *Semisulcospira (Biwa-melania) niponica*、ヤマトカワニナ肋型(ヤマトカワニナの地方型)、オオウラカワニナ *S. (B.) ourense*、水生昆虫ではシロタニガワカゲロウ *Ecdyomurus yoshidae* やフタツメカワゲラ *Neoperla geniculata*、マルヒラタドロムシ *Eubrianax ramicornis*、固有種ビワコエグリトビケラ *Apatania biwaensis*等、河川の中下流に生息する水生昆虫が多く生息していた。

また湖内の3つの島(竹生島、多景島、沖白石)には、山地湖岸よりもさらに大きな転石が分布する。これらの島には、モリカワニナ *S. (B.) morii* (竹生島、多景島)、タケシマカワニナ *S. (B.) takeshimensis* (多景島)、シライシカワニナ *S. (B.) shiraishiensis* (沖白石)、チクブカワニナ(ヤマトカワニナの地方型:竹生島)など、その島にしか生息しない固有カワニナが分布していた(Watanabe and Nishino, 1995)。一方、抽水植物湖岸(=植生湖岸)や人工湖岸には、主に底質選択性の乏しい種や止水性の種が分布していた。ただ、植生湖岸のなかでも、底質が堅くしまった砂礫混じりの砂質の湖底には、固有種ビワコシロカゲロウが生息していた。

その後、1992年4月に瀬田川洗堰操作規則が制定され、琵琶湖では6-10月の水位が、それ以前と比べて数十cm低く維持されるようになった。その結果、魚類では、それまで4-8月にみられた在来のコイ、フナ類の産卵が4-5月にほぼ限定され、6月以降はほとんど見られなくなるなどの影響が指摘されている(平井、1970; 山本・遊麿、1999、佐藤・西野、2010)。また第1、2章で示したように、南湖では1980年代の湖岸堤建設により、湖岸形状が大きく変化し、水辺に生息する生物にも様々な影響を与えたと推察

される。しかし、このような水位変化や湖岸形状の変化が、琵琶湖の底生動物相にどのような影響を与えたかについては、ほとんどわかっていなかった。

そこで本研究では、1986-1990年に行った調査とほぼ同様の方法で底生動物を採集し、約20年前の生息状況と比較することで、湖岸の底生動物相の現状と変遷を明らかにしようと試みた。

4.1 材料と方法

2006年に予備調査を行った後、2007年4月から2010年10月まで、琵琶湖岸を中心に4月、6-7月、9-11月にのべ72地点の湖岸で底生動物の採集を行った。各地点で、胴長をはいて水中に入り、湖底の岩や礫、水草等に付着した貝類、環形動物、甲殻類等をピンセットで採集したり、湖底を足でかき回してハンドネットですくい取り、バットに移して大型底生動物を拾い出した。その後、バット上の岩や礫を歯ブラシなどで擦ったのち、残りの水とともに500 μ mのネットでふるい、残渣を10%ホルマリンで固定した。これらの標本を、実験室に持ち帰り、肉眼で底生動物を拾い出した。

また、水生昆虫類成虫の多くは陸上生活のため、湖内での採集とともに、補虫網で水辺のヨシや樹木の間をスイープしたり、一部の地点で夜間灯火採集を行い、成虫を採集した。採集した成虫は、80%アルコールで固定し、実験室に持ち帰った後、実体顕微鏡下で可能な限り同定した。同定困難な分類群(扁形動物、ミミズ類、カゲロウ、トビケラ類など)については、標本を専門家に送付して同定を依頼した。

4.2 底生動物の変遷

4.2.1 分布域の減少や密度の低下がみられた種

2007-2010年の調査で、20年前に比べて、特に山地湖岸で大型水生昆虫類や巻貝類の生息地域や密度が減少していた。例えば、1986-1990年の調査では、固有巻貝のヤマトカワニナは、北湖の菅浦、水が浜、南湖の北雄琴、打出浜、膳所公園に多く生息し、1回の調査で数十個体が採集された(図4.1)。ところが2006-2010年の調査では、20年前とほぼ同程度の採集努力を行ったにも関わらず、1回の調査で、最大でも18個体(膳所公園)が採集されただけで、それ以外の地点では数個体しか採集できなかった(図4.2)。また北湖の磯、世継、南湖の北雄琴、木の浜など、20年前には採集されたが、今回の調査で本種が採集できなかった地点が複数あった。

また山地湖岸に広く分布していた在来の水生昆虫シロタニガワカゲロウも、20年前と比べると採集地点が減少

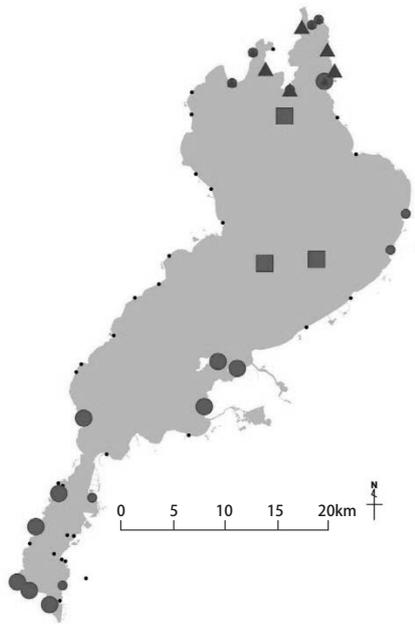


図 4.1 固有種ヤマトカワニナ *Semisulcospira* (*Biwamelania*) *niponica* (●)、ヤマトカワニナ肋型 (▲)、チクブカワニナ (■) の分布 (1988-1990 年) (・は調査地点。図 4.1~19、4.21 の記号の大きさは、採集数を表す。)

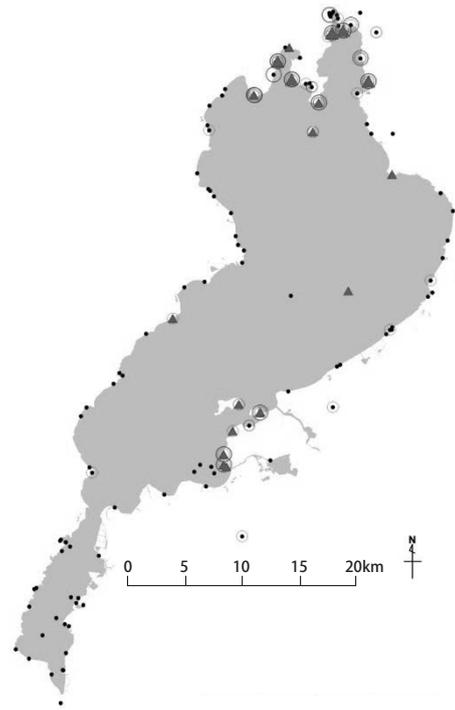


図 4.3 シロタニガワカゲロウ *Ecdyonurus yoshidae* の分布 (1986-1990 年) (○は幼虫、▲は成虫)

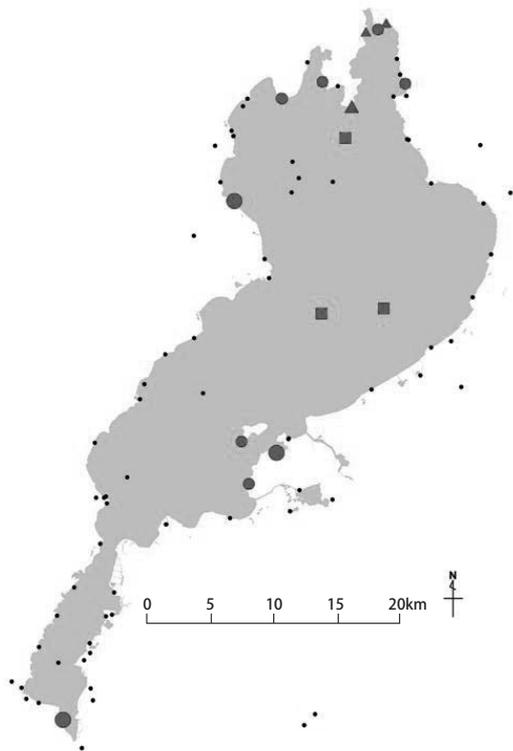


図 4.2 固有種ヤマトカワニナ *S. (B.) niponica* (●)、ヤマトカワニナ肋型 (▲)、チクブカワニナ (■) の分布 (2007-2011 年)
 沖白石には、現在も生息することが 2011 年に確認された。

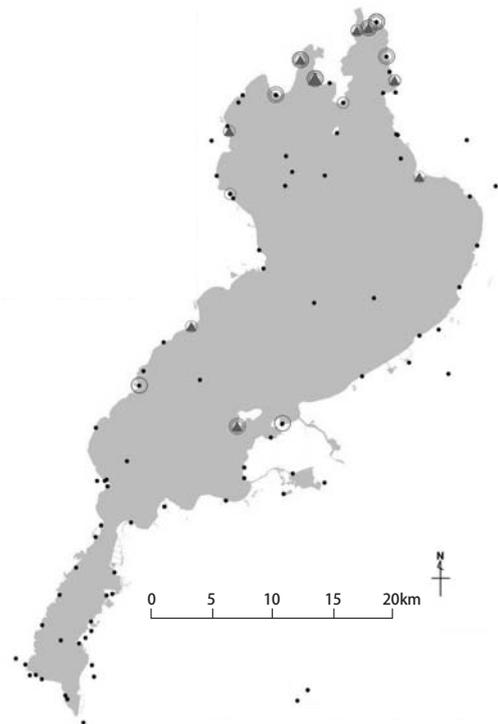


図 4.4 シロタニガワカゲロウ *E. yoshidae* の分布 (2006-2010 年) (○は幼虫、▲は成虫)

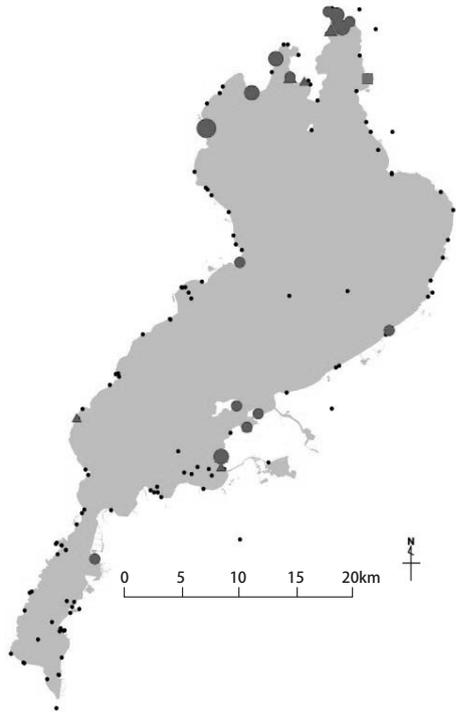


図 4.5 固有種ビワコエグリトビケラ *Apatania biwaensis* 成虫およびコエグリトビケラ属の幼虫、蛹、可携巢の空巢の分布 (1986-1990年: ▲は成虫、●は幼虫、■は蛹、○は空巢)

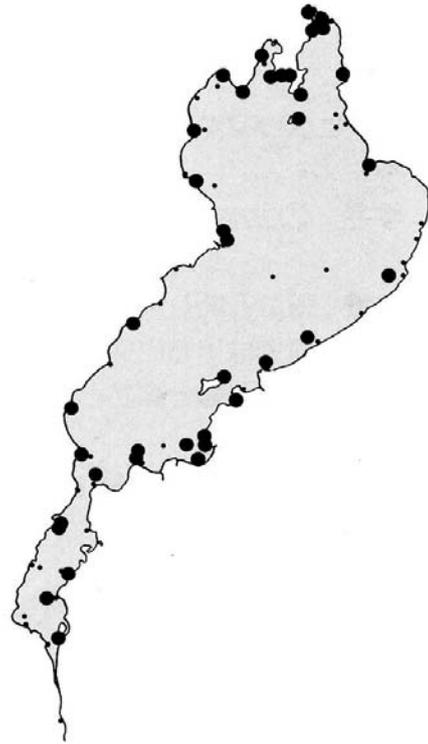


図 4.7 オウミガイ *Radix onychia* の分布 (1986-1990年: ●は本種が採集された地点) (西野、1991b)

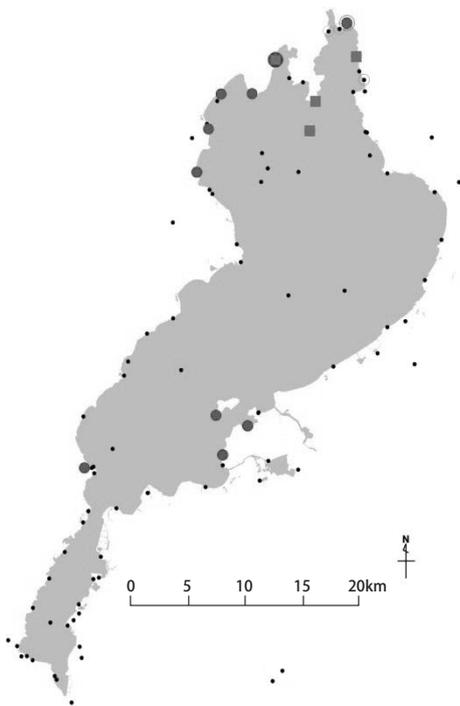


図 4.6 固有種ビワコエグリトビケラ *A. biwaensis* 成虫およびコエグリトビケラ属の幼虫、蛹、可携巢の空巢の分布 (2006-2010年) 凡例は図 4.5 と同じ。

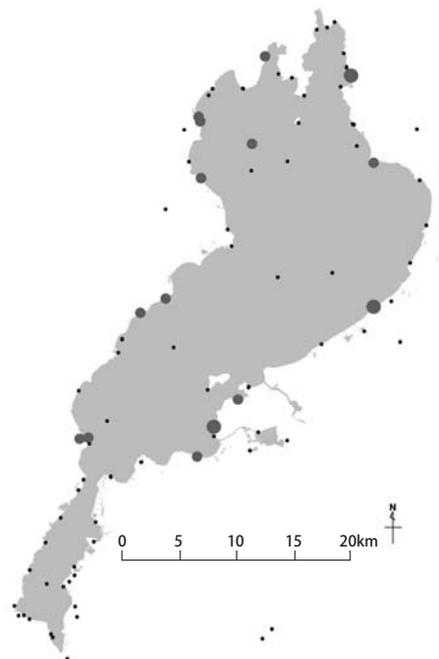


図 4.8 オウミガイ *R. onychia* の分布 (2006-2010年: ●は本種が採集された地点) 竹生島南西の地点は、水深約 90m の湖底。



図 4.9 固有種カドヒラマキガイ *Gyraurus biwaensis* (●)、ヒロクチヒラマキガイ *G. amplificatus* (▲) の分布 (1988-1990年) (西野, 1991b)

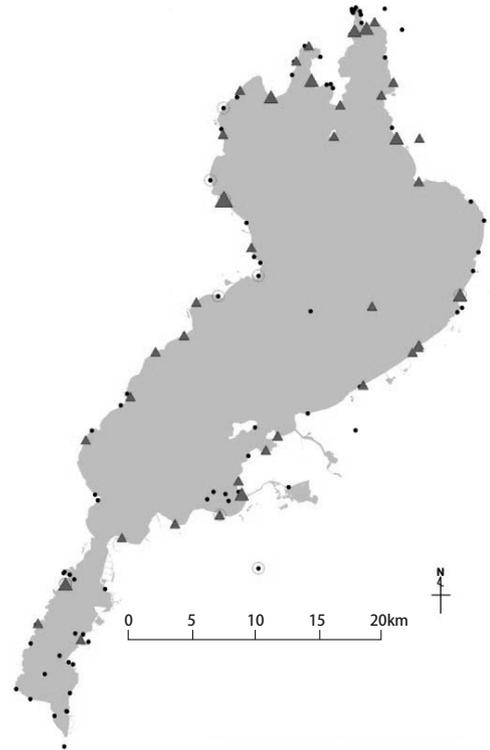


図 4.11 トウヨウモンカゲロウ *Ephemera orientalis* の分布 (1986-1990年) (○: 幼虫、▲: 成虫)

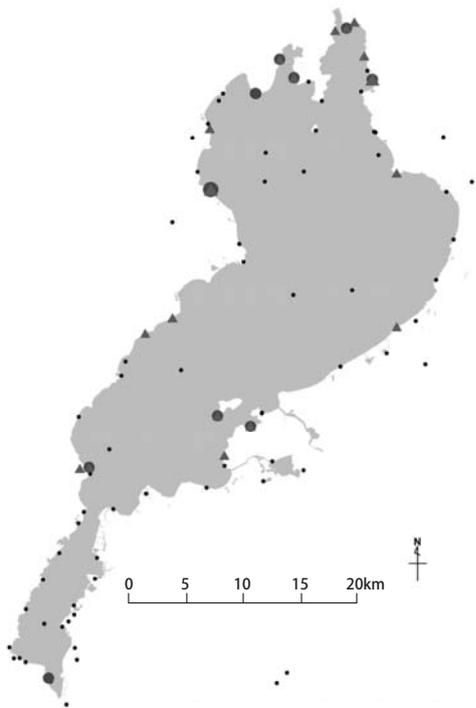


図 4.10 固有種カドヒラマキガイ *Gyraurus biwaensis* (●)、ヒロクチヒラマキガイ *G. amplificatus* (▲) の分布 (2006-2007年)

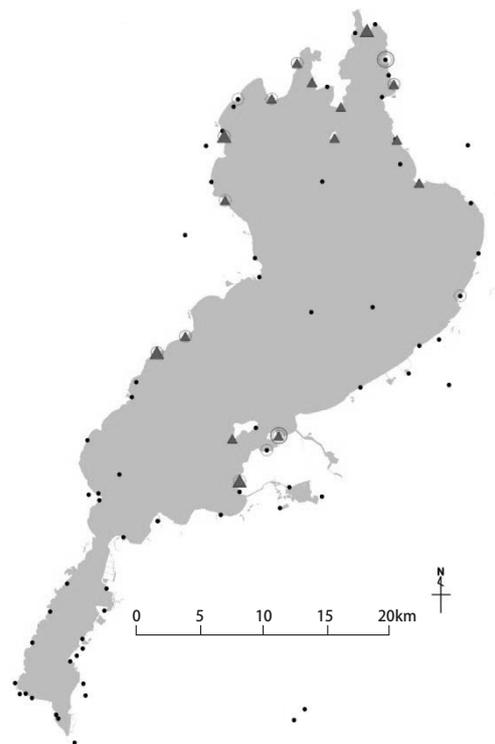


図 4.12 トウヨウモンカゲロウ *E. orientalis* の分布 (2006-2010年) (凡例は図 4.11 と同じ)

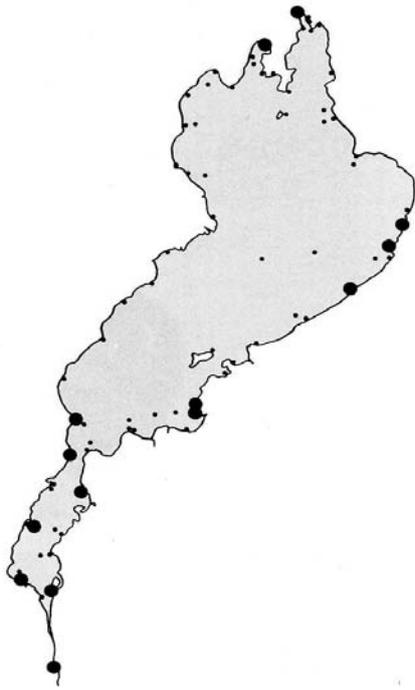


図 4.13 サカマキガイ *Physa acuta* の分布 (1988-1990 年)
 (●は本種が採集された地点) (西野、1991b)

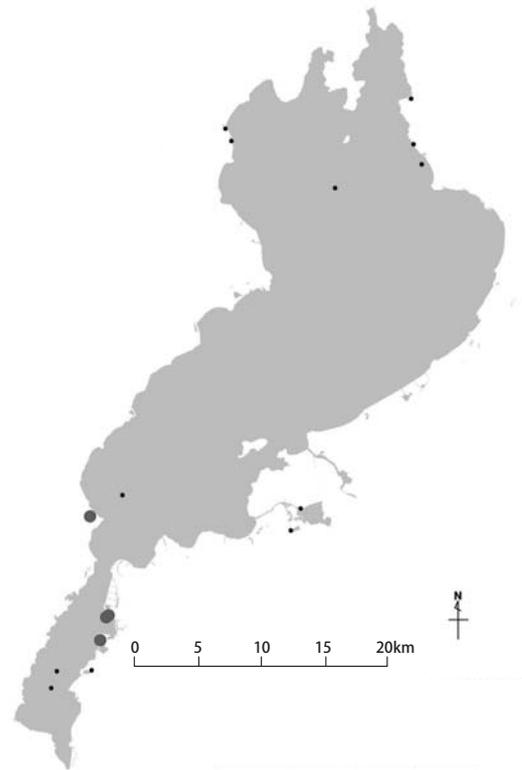


図 4.15 アメリカナミウズムシ *Girardia tigrina* の分布
 (1995-2005 年) (●は本種が採集された地点: 種の同定は川勝正治氏による)

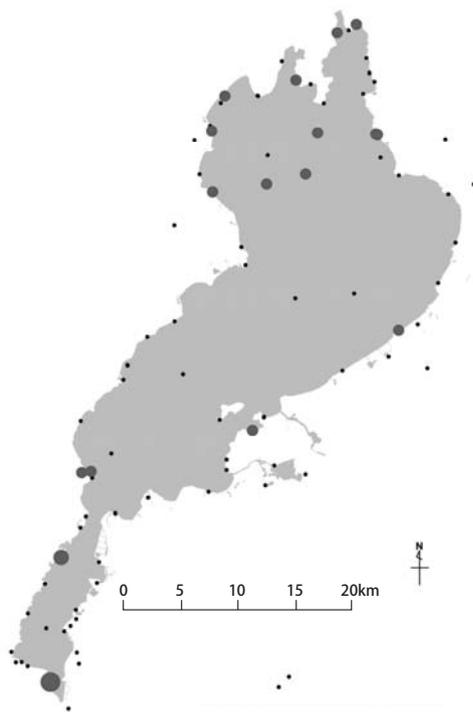


図 4.14 サカマキガイ *P. acuta* の分布 (2006-2010 年)
 (●は本種が採集された地点)



図 4.16 アメリカナミウズムシ *G. tigrina* の分布
 (2006-2010 年) (●は本種が採集された地点: 種の同定は川勝正治氏による)

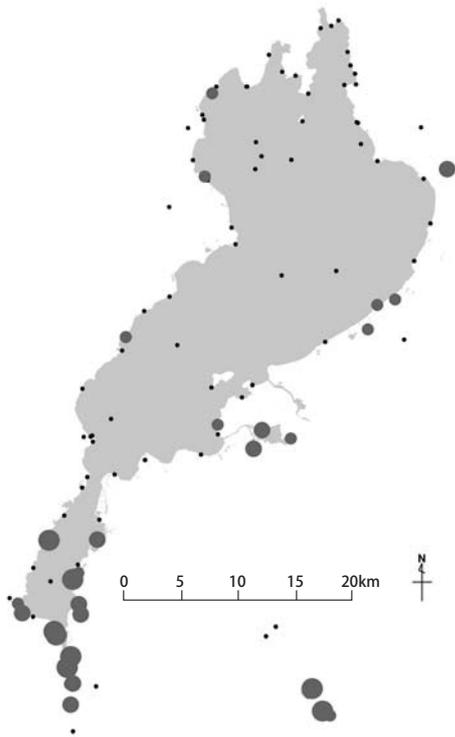


図 4.17 フロリダマミズヨコエビ *Crangonyx floridanus* の分布 (2006-2010 年) (●は本種が採集された地点)

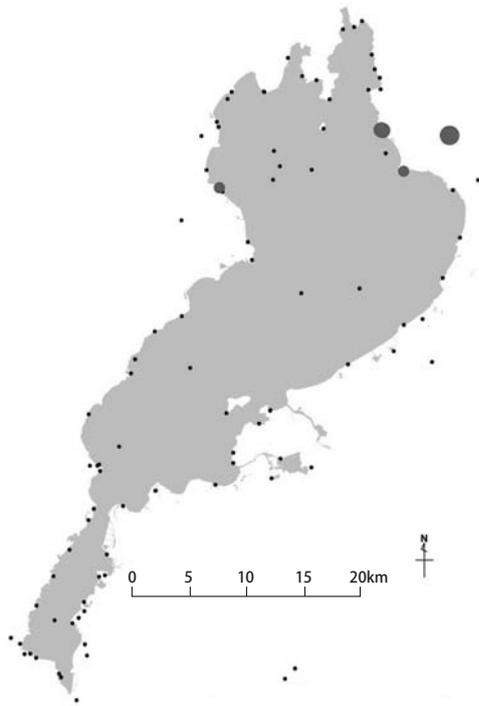


図 4.18 カワリヌマエビ属 *Neocaridina* spp. の分布 (2006-2010 年) (●は本種が採集された地点)

し、幼虫の生息密度も低かった(図 4.3, 4.4)。20 年前の調査では、水辺の樹木で休息していたり、夕方に水辺で飛翔する成虫をしばしば観察したが、2006-2010 年の調査では、灯火採集で成虫が採集されたものの、昼間や夕方に休息したり、飛翔する成虫を確認したことは一度もなかった。トビケラ目で唯一の固有種ビワコエグリトビケラも山地湖岸に限定的に生息する。本種幼虫は、20 年前とほぼ同じ地点で採集されたが、可携巢の中に生きた幼虫や蛹が入っていない空巢の割合が多かった(図 4.5, 4.6)。本種は 5-6 月に湖岸の岩の下側に可携巢を付着させて前蛹となり、11 月に羽化するまでほとんど移動しないことが知られている。空巢の増加は、前蛹の死亡率の増大を意味しているのかも知れない。

4.2.2 南湖で確認できなくなった種

上記のような分布域や密度の減少がみられた種の中には、20 年前には南湖に広く分布していたが、近年、ほとんど南湖で確認されなくなった種がいる。例えば、固有巻貝のオウミガイ *Radix onychia* は、1986-1990 年には琵琶湖岸全域に分布していたが、2006-2010 年の調査では、北湖では分布場所が減少し、南湖では全く採集されなかった(図 4.9, 4.10)。

同じ固有巻貝のカドヒラマキガイ *Gyraurus biwaensis* やヒロクチヒラマキガイ *G. amplificatus* も、20 年前には湖岸全域で採集されたが、今回の調査では、2010 年 6 月に膳所公園で採集されたヒロクチヒラマキガイを除くと、南湖では採集されなかった(図 4.9, 4.10)。

在来の水生昆虫トウヨウモンカゲロウ *Ephemera orientalis* も、20 年前と比べて琵琶湖全域で減少しており、とくに南湖では幼虫、成虫ともに全く採集されなかった(図 4.11, 4.12)。

今回の調査は、20 年前と比べて調査地点がやや少なく、また調査頻度も全く同じではないため、全く姿を消したとは断定できないが、少なくとも 20 年前と比べて南湖での分布域や生息密度が激減していることは間違いないだろう。

西野(1991a)は、ナガタニシ *Heterogen longispira* など、1950-60 年代に琵琶湖沿岸域に広く生息していた種の一部が、1988-1991 年の調査では南湖で確認できなくなったことを報告したが、今回の調査で、オウミガイやカドヒラマキガイ、トウヨウモンカゲロウなどもまた、近年、南湖からほぼ姿を消したと考えられる。

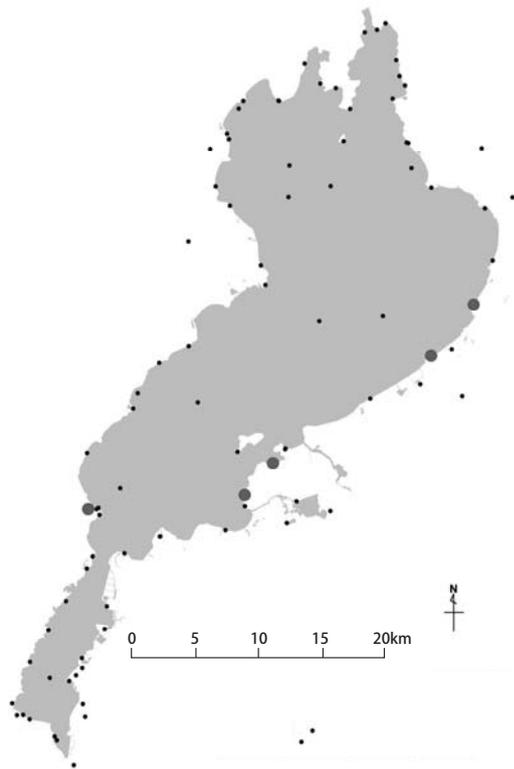


図 4.19 カワヒバリガイ *Limnoperna fortunei* の分布 (2006-2010 年) (●は本種が採集された地点)

4.2.3 分布域の拡大や密度の増加がみられた種

その一方で、20 年前よりも分布域が拡大したり、生息密度が増加した種もある。在来種のチリメンカワニナ *Semisulcospira (Semisulcospira) reiniana* は、1986-1990 年の調査では、南湖と北湖西岸と北岸の一部に分布が限定していたが、2006-2010 年の調査では、北湖東岸や北岸に分布域を広げていた。琵琶湖には多くのカワニナ類が生息しているが、本種の分布記録は 1980 年以前にはほとんどないため、本来、琵琶湖に生息していた種であるかどうか疑問である。

特に分布域を急速に拡大した種の多くは外来種だった。地中海原産の巻貝サカマキガイ *Physa acuta* は、1986-1990 年には南湖および北湖の一部に分布していた(図 4.13)。しかし 2006-2010 年の調査では、北湖北岸に広く分布し、2010 年には竹生島でも採集された(図 4.14)。また南湖の膳所公園では、1 回の採集個体数が 208 個体と極めて高密度に生息していた。

さらに、1990 年以前には低密度か、全く分布していなかったが、その後、急速に分布拡大した外来種もいる。扁形動物のアメリカナミウズムシ *Girardia tigrina* は、1995 年に南湖の木浜で初めて確認され、その後南湖で分布拡大するとともに、北湖北岸でも確認され、現在は琵琶湖岸の

全域で見られる(西野・大高・川勝、2002; 図 4.15、4.16)。本種は、大津市の湖岸に近い小流にも生息しており、琵琶湖の周辺水域にも分布を拡大していると推測される(川勝・西野・大高、2007)。

同様に、近年侵入し、その後急速に分布拡大しているのが、ヨコエビ目のフロリダミズヨコエビ *Crangonyx floridanus* である。本種は、2006 年に西の湖で初めて確認され(西野、2007)、翌 2007 年に琵琶湖で初めて南湖(膳所公園)で採集された(西野、未発表)。その後、北湖北岸で採集され、現在は南湖のほぼ全域、北湖では北部を除く全域に分布を広げている(図 4.17)。本種と同じヨコエビ目の固有種ナリタヨコエビ *Jesogammarus (Annanogammarus) naritai* は膳所公園では同所的に生息していたが、ここでの本種の生息密度は、ナリタヨコエビより高かった。

これら 2 種は、ある時点で確認された地点と次の確認地点の距離が数十 km も離れていたケースが見られた。いずれも米国から導入された水草に付着して日本各地に侵入したと考えられている(川勝・西野・大高、2007; Morino *et al.*, 2004)、おそらく個人や業者が、アクアリウムで飼育していた水草を野外に捨て、水草に付着したまま本種も野外に捨てられ、広がった可能性が高い。

また外来と考えられるカワリヌマエビ属 *Neocaridina* spp. の 1 種も、琵琶湖に侵入し、分布を広げつつある。約 90 年前の琵琶湖には、エビ目ヌマエビ科のミナミヌマエビ *Neocaridina denticulata denticulata* が生息していたと報告されているが(Annandale, 1922)、その後、琵琶湖からの本亜種の報告例はほとんどなかった。

2001 年に本亜種の近縁種であるカワリヌマエビ属の 1 種 *Neocaridina* spp. が北湖東岸の早崎周辺で採集され(西野・丹羽、2004)、その後、北湖西岸(図 4.18)や日野町の河川などでも確認された。本種の雄は、第 3 胸脚の前節(propodus)が湾曲していることで在来のミナミヌマエビと区別され、近年、日本各地で採集され、分布域を拡大している(西野ほか、未発表)。現在、琵琶湖で確認された個体群は、形態的にも遺伝的にもミナミヌマエビとは異なることが確認されており、外来種であることはほぼ確実である(遠山ほか、未発表)。

4.2.4 分布域が大きく変化しなかった種

一方で、外来二枚貝のカワヒバリガイ *Limnoperna fortunei* は、1992 年に初めて長命寺川河口で確認されたが、その後、確認地点は増加しているものの、増加のスピードは緩慢で、現在でも北湖東岸の一部および瀬沖、南湖東岸で確認されているだけである(図 4.19)。

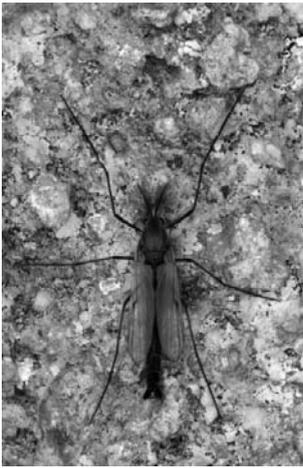


写真 4.1(上) アカムシユスリカ *Propsilocerus akamusi* 雄成虫

写真 4.2(下) コナユスリカ属の 1 種 *Corynoneura lacustris* (成虫 (左: 雄、右: 雌))

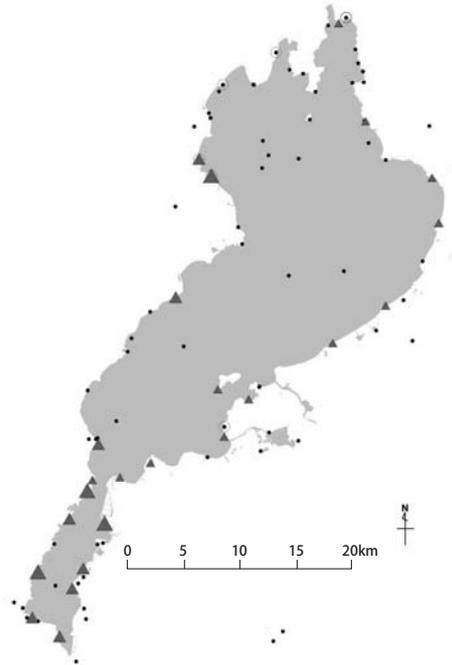


図 4.21 2006 年に大量発生したコナユスリカ属の 1 種 *C. lacustris* の分布 (2006-2008 年) (●: 成虫、幼虫の両方を採集、○: 幼虫のみ採集、▲成虫のみ採集) 記号の大きさは採集された数を表す)

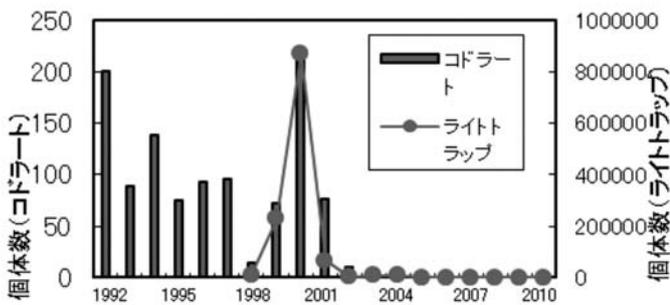


図 4.20 南湖 (琵琶湖文化館: 大津市におの浜) に飛来したアカムシユスリカ *Propsilocerus akamusi* 成虫の個体数 (壁面に止まっていた成虫数 (コドラート: 棒グラフ) とライトトラップでの採集数 (折れ線グラフ) の 2 つの方法で調査した。)

4.2.5 ユスリカ科

4.2.5.1 琵琶湖のユスリカ相

琵琶湖にすむ動植物のなかで最も種数が多い分類群は、ユスリカ科である。日本産ユスリカ科は 1,000 種以上報告されており、うち 159 種が琵琶湖から記録されている (金子ほか、2009)。ユスリカ科幼虫は、他の底生動物、魚類、

水鳥等の餌として、成虫は陸生昆虫、鳥類、コウモリ類等の餌として、琵琶湖の生態系を底辺で支える重要な存在でもある。

琵琶湖のユスリカ相については、Sasa and Kawai (1987), Kawai *et al.* (2002) などいくつかの報告があり、のべ 97 種がこれまで記録されていた。しかし、これらの研究はすべて湖岸に飛来した成虫を同定したもので、湖内での各種幼虫の生息状況については、アカムシユスリカ *Propsilocerus akamusi* (写真 4.1) やオオユスリカ *Chironomus plumosus* など幼虫の形態から同定可能な種以外、ほとんどわかっていなかった。

近年、分類学的研究が進んだことに加え、幼虫を採集、飼育して成虫を羽化させ、その成虫を同定することで、湖内のユスリカ幼虫の生息状況を明らかにすることができるようになった。本研究で、2006-2010 年に琵琶湖岸のユスリカ幼虫を採集、飼育するとともに、湖岸に飛来する成虫を採集して同定した (金子ほか、2009 に中間報告)。その後の調査結果も含めると、総計 5 亜科 68 属 137 種が同定され、このうち 74 種は琵琶湖で初めて記録された種だ

った。過去の分布記録を含めると、琵琶湖産ユスリカの種数はのべ5亜科70属171種にのぼる。

4.2.5.2 南湖におけるユスリカ科の変化

しかし20年前との比較が可能な種は、1970年代以降琵琶湖岸に成虫が大量飛来したオオユスリカやアカムシユスリカに限定される。いずれも、幼虫が富栄養化した水域の湖底の泥中に生息する種で、南湖の富栄養化にともなって増加したと考えられている(西野, 2004)。1990年代以降、新たに湖畔に移り住んだ湖辺住民が、これらを「びわこ虫」と呼ぶようになった(西野, 2000)。図4.20に、1992年以降の南湖南岸へのアカムシユスリカ成虫の飛来数を示す。

1992年以降、年変動を伴いつつも、相当量の本種成虫が南湖湖岸に飛来していたことがわかる。しかし、2000年をピークに減少を始め、2003年以降はほとんど飛来しなくなっている。

一方で、網戸を通り抜けるほど小さなコナユスリカ属の1種 *Corynoneura lacustris* (写真4.2、図4.21) やウスグロヒメエリユスリカ *Psectrocladius aquatrons* が琵琶湖全域で増加しており、特に南湖での増加が著しい。前者は、ヨーロッパに広く分布する種であるが、今回の調査で初めて確認され、日本では Kawai *et al.* (1989) (産地不明) 以来2番目に記録された種である。

4.3 底生動物変遷の要因

以上をまとめると、琵琶湖岸の底生動物相は、20年前に比べて分布域や生息密度が減少した種がある一方、増加した種もあった。前者は、ヤマトカワニナ、オウミガイ、カドヒラマキガイなどの固有巻貝類やトウヨウモンカゲロウなど由来の大型水生昆虫類が多かった。後者にはサカマキガイ、アメリカナミウズムシ、フロリダミズヨコエビなどの外来種が多かった。固有巻貝類の減少は、北湖北岸と東岸および南湖で顕著だった。

また南湖では、富栄養化した湖沼の泥底に生息するアカムシユスリカが減少し、代わってコナユスリカ属の1種やウスグロヒメエリユスリカが頻りに採集されるようになった。ウスグロヒメエリユスリカ幼虫は、水草や糸状藻類に付着して生活する。実際、南湖で採集した糸状藻類の中から本種成虫が羽化することが確認されている(井上・西野、未発表)。

南湖については、近年、特に東岸で、湖岸堤の建設による人工湖岸化が顕著だった(第2章参照;金子ほか, 2011)。また南湖では、1994年以降、沈水植物(水草)の生育面積が増大し、現在、南湖湖底の80-90%が水草に覆われるようになっている((独)水資源機構, 2009)。水草の繁茂

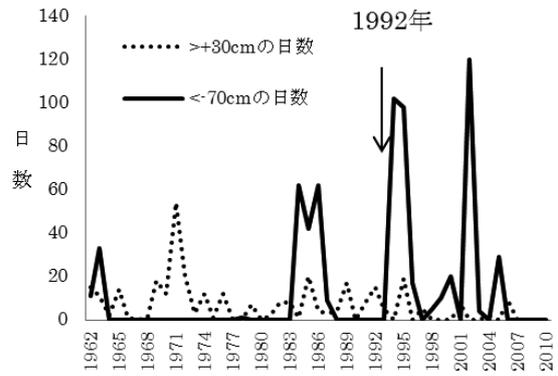


図4.23 琵琶湖水位が基準水位+30cm以上、および基準水位-70cm以下だった日数の年変化

2003年以降、コイ科の産卵環境に配慮した水位操作の試行が行われている。2006年以降は、水位が-70cm以下の日数が低下した一方、+30cm以上の日数も減少した。

に伴い、夏の終わりになると、湖底直上水が貧酸素化する水域が増加している。アカムシユスリカが減少し、これら小型ユスリカが増加した理由として、南湖の水草の大量繁茂との関連が考えられる(第6章参照)。ただ今回は、湖岸域に限定した調査であったため、南湖沿岸部や沖帯の底生動物相は不明で、水草繁茂とユスリカ科をはじめとする底生動物相の変化との詳細な関係解明は、今後の研究課題である。

一方、北湖の山地湖岸では、湖岸形状の変化は、過去20年間ほとんど見られていない(第2章参照;金子ほか, 2011)。また水草の大量繁茂も観察されていない。これらの地域での底生動物相の変化は、琵琶湖全域での変化、すなわち瀬田川洗堰操作規則の制定に伴う、以下のような水位変動パターンの変化と対応している可能性が考えられる。

4.3.1 長期的な水位低下の頻発化

琵琶湖では、1992年の瀬田川洗堰操作規則制定以降、夏期の降雨が少ない年に水位が著しく低下するようになった。例えば、琵琶湖の水位観測が開始された1874年から1991年までの117年間で、基準水位-90cm以下となる水位低下を記録した年は1939年と1995年のわずか2年にすぎなかった。ところが1992年以降の約20年間で基準水位-90cm以下を記録した年は、1994年、1995年、2000年、2002年の4年にのぼる。しかも1994年には観測史上最低の水位(基準水位-123cm)を記録した。

このような著しい水位低下に伴い、とくに緩傾斜の湖岸が干出し、浅い水域にすむ多くの貝類が死亡した。琵琶湖河川事務所の調査では、観測史上最低水位を記録した

1994年に湖岸の干陸化等によって死亡した貝類の割合は、タニシ類では全個体群の5.5%、ドブガイ類では16.6%と推定されている（<http://www.biwakokasen.go.jp/others/specialistconference/wg/pdf6/data4-1.pdf>）。

4.3.2 水位の安定化

一方、瀬田川洗堰操作規則が制定された1992年以降、それ以前と比べて水位が基準水位+30cmを超える日数が減少している、すなわち、湖の水位が上昇する頻度が減少し、逆に水位が著しく低下する傾向が強くなっている（図4.23）。北湖では、長期的に風速が弱くなる傾向にあることが指摘されている（Tsugeki *et al.*, 2010）。水位が低下したことに加えて、湖上で風速が弱まり、結果として、波浪による湖岸を洗う風波の力が小さくなってきている可能性がある。

近年、山地湖岸で糸状藻類が大量に繁茂するようになり、水草の繁茂面積が増加した背景には、単に水位低下の頻度が高まっただけでなく、夏期の水位低下に加え、風波の作用が小さくなったことで、湖岸でのフラッシュアウトが小さくなったことが影響を与えている可能性がある。固有巻貝をはじめとするいくつかの底生動物の分布域や生息密度の減少は、年間の水位変動幅が小さくなることで、湖岸の攪乱頻度が低下したことも影響していると推測される。

ただ、このような年間の水位変動幅の縮小に伴い、湖岸の攪乱頻度が実際に低下しているかどうかについては、まだ十分な確度をもって主張できるだけのデータはない。本調査で明らかになった底生動物の減少要因については、実験的な手法を用いるなどして、今後さらに解明を進める必要がある。

5. 水鳥類

冬になると、琵琶湖には、シベリア等から10万羽を超える水鳥が飛来する。その数はラムサール条約で国際的に重要な湿地であると判定される水鳥の個体数2万羽をはるかに超え、また重要な湿地と判定される1%基準個体数を越える水鳥が5種（2007年時点では8種）も確認されている（須川、2005）。その重要性が認められ、琵琶湖は1993年にラムサール条約湿地に登録され、2008年には西の湖も登録された。

5.1 方法

冬に湖岸から沖200mを、湖岸と平行に船で航走しながら目視で湖岸より1-1200mまで、100区切りで各距離ゾーンにいた水鳥の種と個体数を記録した。また、南湖、湖西、湖北で、詳細な行動記録調査を行った。

5.2 結果

琵琶湖に飛来する水鳥の数は、20年前と比べて増加している（図5.1、5.2）。最も増加しているのは、潜水底生生物採食カモ類で、次いで潜水水草採食水鳥（オオバン）、水草採食カモ類（ヒドリガモ、オカヨシガモ、ヨシガモなど）の順となっている。一方、マガモなどの夜間陸上採食カモ類やカイツブリなどの潜水採食水鳥は減少している（図5.2）。この傾向は、沈水植物（水草）の生育量が増加している南湖で特に顕著である（図5.1）。

5.2.1 湖岸域のレジャー利用

冬期に北湖湖東（湖北）、北湖湖西（新旭）、南湖の3地点で水鳥行動調査を行った。その結果、採食（ヒドリガモ等の昼間に水草を採食するカモ類等）や休息（主に、昼間は湖岸域で休息している夜間陸上採食カモ類やキンクロハジロ等の潜水カモ類）の場として湖岸域を利用している水鳥が、レジャーボートの接近によって、採食活動や休息行動を妨害されていることがわかり、十分な採食や休息の障害となっていることが示唆された（図5.3）。

図5.1（下図）では、琵琶湖湖岸全域を44の5km区間に区切った場合に、湖岸から沖800mまでの水鳥個体数が、5kmブロック当たりの平均数（2007年冬季の調査で確認された水鳥個体数において、沖800mまでの全湖岸総合計143,096羽を44で割った3,252羽）以上確認され、かつ、2011年3月現在、規制水域が設定されていないブロックに☆印を付してある。

5.2.2 水鳥類の保全について

琵琶湖に飛来する水鳥の数は、全体で20年前と比べて増加しており、特に水草採食カモ類が増加している。これは、沈水植物が増加する一方で、水鳥が夜間採食をする水田等の農業環境の変化が関係していると考えられる。4章で述べたように、琵琶湖では全般に貝類や大型水生昆虫などの底生動物が減少傾向にある。底生生物採食カモ類は、琵琶湖では代わりに沈水植物の越冬芽等を採食している可能性がある。

また20年前と現在では、湖岸から800mの越冬総個体数は増加したが、滋賀県の「県の鳥」であるカイツブリの越冬数は、ここ30年間でかなり減少していた（図5.4）。カイツブリの減少は、1980年代にブルーギルやオオクチバス等の外来魚の増加により在来の小型魚が減少したこと、営巣場所である抽水植物群落の消失等が関係していると思われる。

琵琶湖に生息する水鳥類を保護するには、繁殖期の営巣地となる抽水植物群落帯の保護、越冬期の採食地や休息地の保護が重要となる。抽水植物群落は、越冬水鳥の安全な

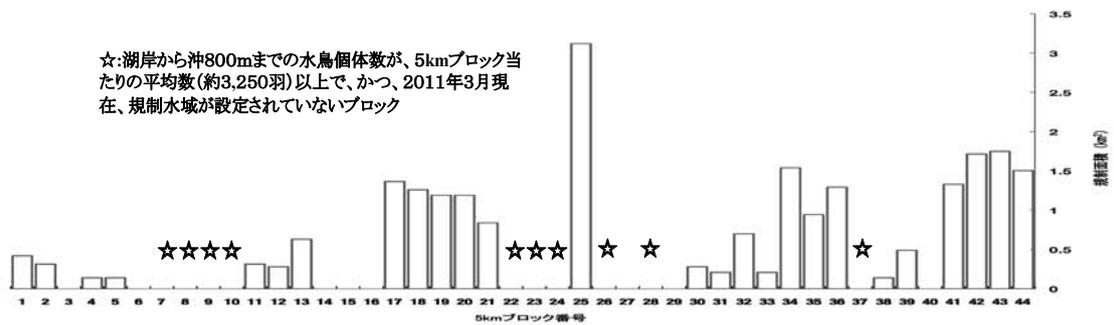
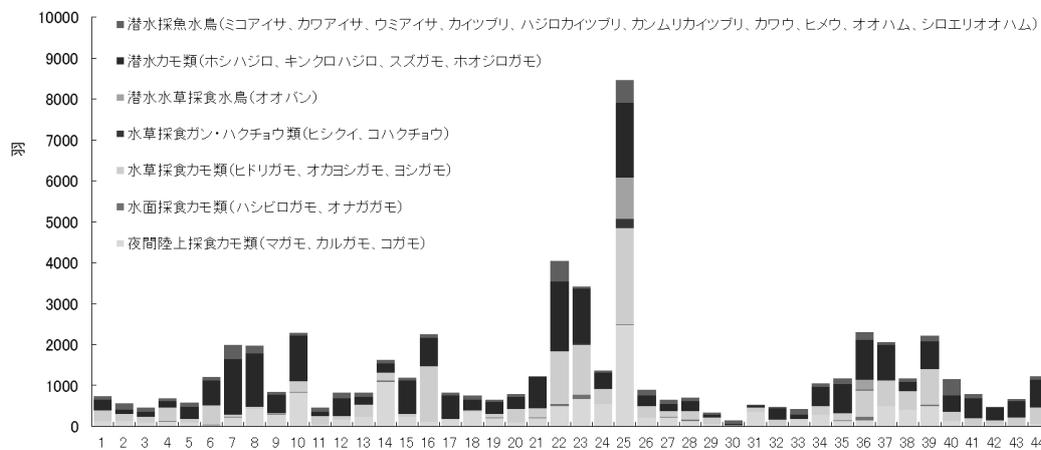
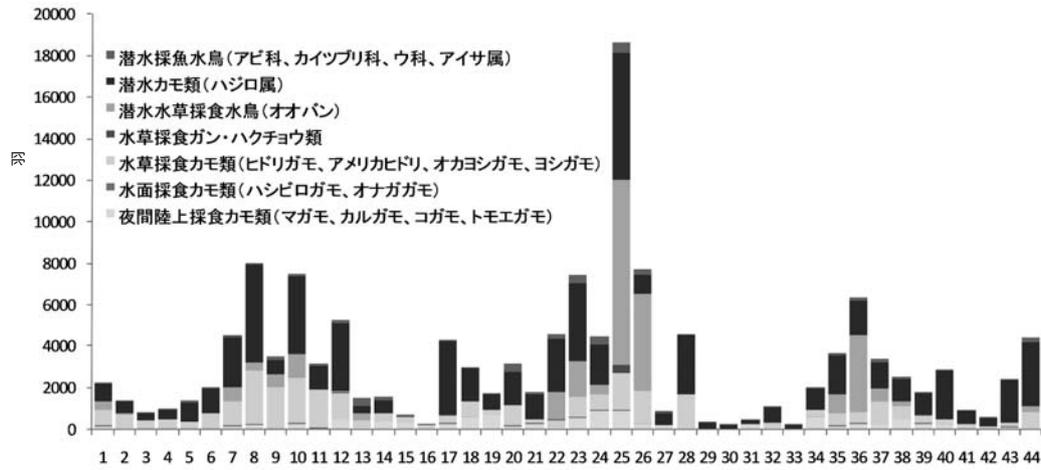


図 5.1 5km ブロックの各区間における水鳥の分布(上：1989 年、中：2007 年)とレジャーボート航行規制水域の合計面積(下图)

横軸は、5km ブロック番号、縦軸：航行規制水域面積 (km²)。上・中図では、水鳥類を採食行動別に区分してある。各ブロックの区間については、図 1.13 に示した。☆：水鳥保護のため規制区域が必要と考えられるブロック（湖岸から沖800mまでの水鳥個体数が、5km ブロックの平均 3,250 羽をこえるブロックで、かつ 2011 年 3 月現在、規制水域が設定されていないブロック）水鳥の分布は、大津市真野を起点として、反時計回りに 5km ごと湖岸のブロック別に集計した。

せる水域の面積を拡張するという観点から、なるべく連続して規制水域が設けられることも考慮した場合、規制水域を設けることの効果が期待できるブロックの候補として選定した箇所である。☆印で示したブロックの中から南湖1箇所、北湖1～2箇所程度で指定されることが望まれる。

6. 琵琶湖南湖における水の動きと水草の分布

6.1 はじめに

近年、琵琶湖のとくに南湖では水草が大量繁茂し、人々に様々な悪影響をもたらしている（西野・石川、2007；水草繁茂に係る要因分析検討会、2009；芳賀、2009）。例えば、船舶の航路障害、流れ藻の悪臭と景観悪化、有毒アオコの発生、湖底の低酸素による底生生物（特に二枚貝）への影響等が挙げられる。漁業者からは、シジミ漁の衰退などの理由で、水草を早急に刈り取ってほしいという要望がでている。そのため、水草をどう管理するかが政策課題のひとつとなっている。本研究では、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の一環として、琵琶湖南湖の水草繁茂の現状把握およびアオコや湖底の低酸素化が、湖水の停滞と深く関わっていることから、湖流計測を試み、水の動きという観点から水草の管理を検討した。現在、湖内の水草繁茂への具体的な対策としては、マンガン（マングワ）を用いた根こそぎ刈り取りが行われているが、予算に限りがある。そこで、生態系保全の観点から効果的に刈り取りを行うための優先場所を選定するために「水草刈り取り指数」を考案した。

6.2 方法

6.2.1 湖流と水草高の観測

2007年4月4日～5日（水草が繁茂する前）と、9月27日～28日（水草繁茂時）に、ADCP（Acoustic Doppler Current Profilers：超音波ドップラー型流向流速計）RDI社製 ワークホース Monitor型 1200kHzを用いて、図6.1のラインにおいて流速を測定した。ADCPのトランスデューサーから発する4つのビームのうち、もっとも遠くに到達したビーム長を湖底までの距離、近いものを水上部と仮定して水草の群落高（以後、水草高と呼ぶ）を算出した。

6.2.2 水草現存量および環境センサーを用いた水質測定

2007年9月18日～21日に琵琶湖博物館と共同で南湖52地点においてつぼ刈り調査、（調査の詳細は、2002年度に行われた調査と同様；芳賀ほか、2006a）と、環境センサー（HORIBA U20）による溶存酸素濃度、多波長蛍光光度計（bbe社製）を用いた植物プランクトン分類群別クロロフィル濃度の測定を行った。

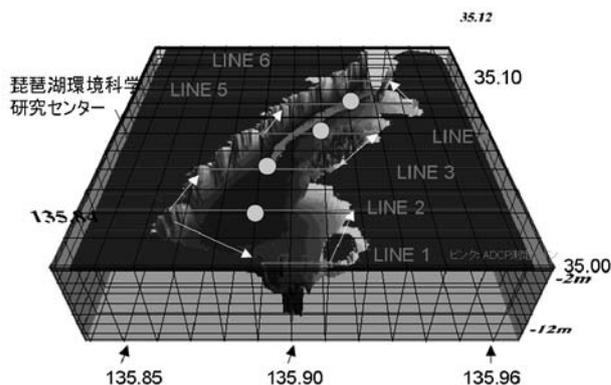


図 6.1 ADCP による計測ライン

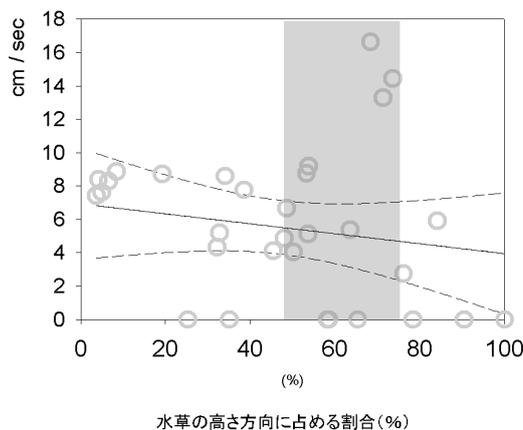


図 6.2 水草高と流速 (cm/sec) の関係
y 軸は水深 2m の流速を示す

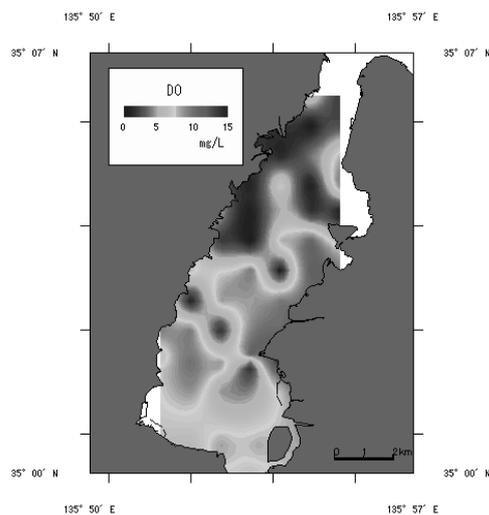


図 6.3 湖底直上 30cm の溶存酸素濃度

6.3 結果と考察

南湖の湖流については、その流速は 5cm/sec 以下の弱い流れで、場所によっては測定不能なレベルで、湖面の浮遊物が静止している場所も多く見られた。水草の高さと流速の関係について、図 6.1 のライン 5 を例として、水草の高

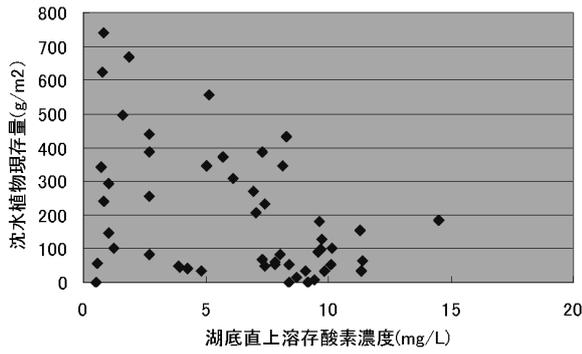


図 6.4 DO と水草現存量との関係

さ方向に空間を占める割合を 160m 毎に平均した値を求めた (図 6.2)。その結果、水草高と水深 2m における流速の関係は、水草の占める割合が高くなるほど、基本的には流速は弱まる傾向にあり、水草高が約 50-70% のとき、群落の上側に強い流れが見られた。このことから、水草の繁茂によって強まった流れがエリを倒すといわれているエリ

の近くでは、水草の刈り取りは、刈り取り高を低めに設定するなどの配慮が必要であると考えられた。

一方、水草の高さに関わらず、流れの弱いエリアは、いわゆる南湖の主流から外れた滞留域となっていた。これらの結果から、水の流れという観点からみると、水草の管理を考えるにあたっては、以下の 3 つのエリアタイプごとの検討が必要だと考えられる。すなわち、1 つめのエリアは、水草が高くなるほど、流速が低くなるエリア、2 つめのエリアは、50-70% の水草高で表面に高い流速が見られるエリア、3 つめのエリアは、南湖の大きな水の主流から外れた沿岸エリアである。

また、水草と湖底付近の溶存酸素濃度の分布関係については、溶存酸素濃度は図 6.3 に示したような分布を示した。低酸素濃度が観測された地域は、2002 年に琵琶湖博物館で行われた調査結果と似ており、南東部、北西部に大きな低酸素エリアが見られた。この結果は、南湖では、低酸素になりやすい地域が存在することを示唆している (芳賀ほか、2006b)。

また、DO と水草の現存量の関係を見ると、水草が多い

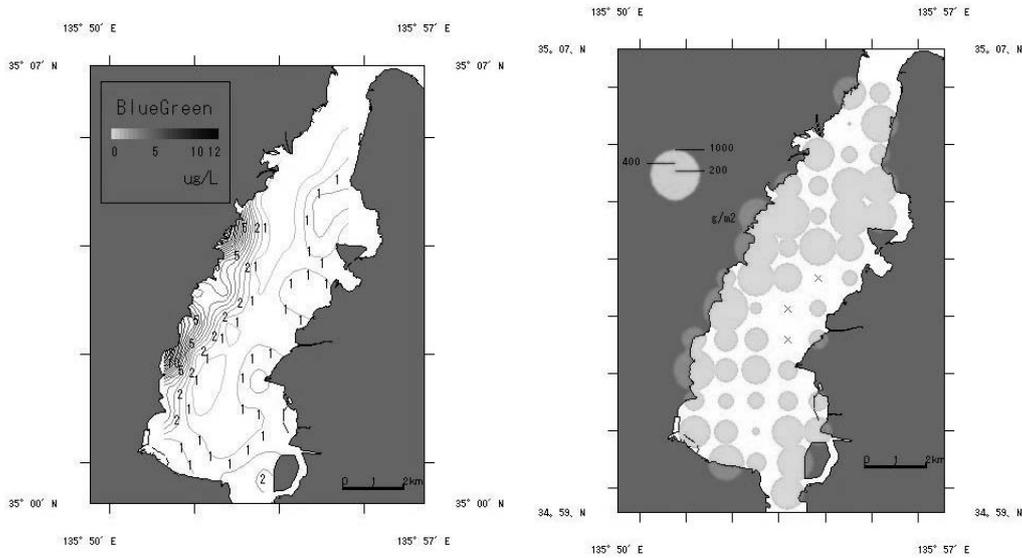


図 6.5 ラン藻類の分布(左)と水草の分布(右)

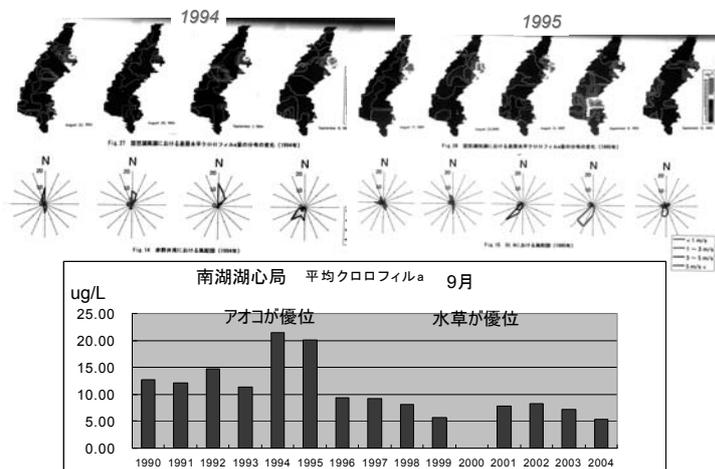


図 6.6 南湖におけるクロロフィルの分布と変化 (上段：石川 1996 より抜粋)

地点で溶存酸素濃度が低い傾向が見られた（図 6.4）。ただ、水草が多い地点のすべてで溶存酸素濃度が小さいわけではなかった。そのため、水草の現存量以外にも、溶存酸素濃度を低下させる要因があると考えられる。

水草とアオコの分布について検討するため、図 6.5 に、多波長蛍光光度計で測定されたラン藻類のクロロフィル濃度分布（左図）と水草の現存量分布（右図）を示した。ラン藻類の分布は、アオコが西岸で発生しやすい状況であることを示している。ただ、藍藻類の濃度と水草の現存量との間には相関関係(n=52)がみられなかった。

南湖中央部の植物プランクトン現存量は、1994 年以降水草群落が回復するとともに減少傾向にある（図 6.6）。その一方で、南湖西岸で藍藻類の密度が高くなる傾向がみられる背景には、琵琶湖南湖全域に水草が繁茂することで、部分的に停滞水域が形成されたことが指摘されている（一瀬ほか、2006）。

6.4 水草刈り取り指数

6.2.1 湖流と水草高の観測

上記の結果をもとに、水草刈り取り指数を考案した。水草刈り取り指数は、次の4つのステップ（1. 利用目的の設定 2. 現場観測データの収集 3. ランク付けと集約化 4. 水草刈り取り指数の算出）に基づき作成し、各調査地点の水草刈り取り指数を算出した。

【利用目的の設定】

水草が大量繁茂したことによって、湖底直上の溶存酸素濃度の低下したエリアを判定し、刈り取りエリアの選定に利用する。現在、水草の刈り取りには、マングワによる根こそぎ刈り取り手法が一般的であり、本手法による対応を想定する。

水草刈り取り指数の算出方法

- | | | |
|----------------|------------------------|------|
| ① 水草現存量： | 600g/m ² 以上 | 4pt, |
| | 400g/m ² 以上 | 3pt, |
| | 200g/m ² 以上 | 2pt, |
| | 100g/m ² 以上 | 1pt, |
| | 100g/m ² 未満 | 0pt, |
| ② DO: | 2mg/L未満 | 3pt, |
| | 5mg/L 未満 | 2pt, |
| | 7.5mg/L 未満 | 1pt, |
| | 7.5以上 | 0pt |
| ③ 最優占種（センニンモ）： | 100g/m ² 以上 | 1pt, |
| | 100g/m ² 未満 | 0pt |

とした場合の合計ポイント(最高8pt)

図 6.7 水草刈り取り指数の算出方法

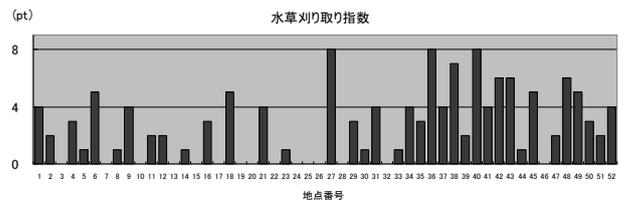


図 6.8 南湖 52 地点の水草刈り取り指数算出結果

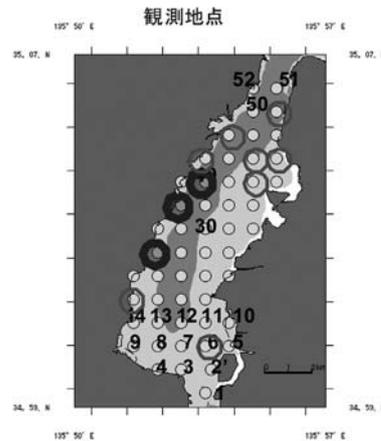


図 6.9 水草刈り取り指数が高く優先的な刈り取りが必要なエリア
(マークは水草刈り取り指数 4pt 超を示す)

【項目リストの作成と選択】

水草現存量、湖底直上の DO、最優占種（センニンモ）、ラン藻類濃度、植物プランクトン量(Chl-a)、流速等

【現場観測データの収集】

2007年9月17日～21日、琵琶湖南湖 52 地点において、つぼ刈りによる種組成別水草分布調査、および、同地点、同サンプリング時間における水質計（HORIBA U-20）による湖底直上 DO、多波長蛍光光度計を用いた植物プランクトンの分類群別分布調査を行った。また、ドップラー流速計による湖流計測を行い、クリギング補間によって各地点における流速を算出した。

【ランク付けと集約化】

それぞれの計測結果を個別指標として尺度化（ランクづけ）を行い、各項目間の集約化を行った。

【水草刈り取り指数の算出】

水草刈り取り指数は、水草現存量、DO、最優占種（今回はセンニンモ）の量および濃度に依存したポイント制で、3項目の合計 pt(最高 8pt) で示すこととした（図 6.7）。水草刈り取り指数が高い地点は、水草の現存量が多く、なかでもセンニンモの割合が高く、かつ湖底直上水の溶存酸

素濃度の低い地点だといえる。

水草刈り取り指数を南湖52地点で算出し、結果を図6.8、6.9に示した。南湖西岸、北東部（守山・赤野井湾沖）等に刈り取り指数の高い地点が多くみられることがわかる。水草刈り取り指数が高いエリアを優先的に刈り取ることで、湖底直上の溶存酸素の濃度低下を、少しでも抑えることが期待される。ただ、アオコの出現や流速については、水草群落の沿岸側で水が停滞することが原因であると考えられるため、単純な地点ごとのランクづけは困難であった。今後、項目間の重みづけ、時間的スケール、空間的スケールの集約化方法を検討した上で、本指標にもとづいた水草刈り取り効果の検証も含め、更なる改良を行っていく必要がある。

6.5 まとめ

(1) 水草の分布と湖流の計測によって南湖の中央部に大きな水の通り道が形成されていることが分かった。沿岸近くで主流から外れると、水草が少なくとも水の動きは小さい。一方、湖面にまで達していない水草群落エリアでは(50-70%高)の上部に強い流れが見られた。

(2) 2002、2007年の湖底直上DO調査により、南東部、北西部に大きな低酸素エリアが見られた。水草の種組成の変化によって、溶存酸素濃度に影響を及ぼすといわれているが、水草の種構成は変化しやすく、水草以外の要因も検討が必要である。

(3) アオコを形成するラン藻類の分布は、水草の多い西岸部に多かった。南湖の中央部では、アオコ全盛期の頃(1994、1995年頃)と比較して植物プランクトンが減少し分布パターンも異なっていた(図6.4、6.5)。近年の水草大量繁茂は部分的に水の停滞域を形成し、近年のアオコ発生と関係していると推察された。

(4) 湖底の貧酸素化状態を一つの指標とした水草刈り取り指数を考案し、地点ごとに指数を計算した(図6.7、6.8、6.9)。この指数の高い地点から優先的に刈り取りを行うことを提案した。

7. 琵琶湖の湖岸生態系の特性

琵琶湖を特徴づけているのは、多様な湖岸景観である。これらの景観は、おもに後背地の地形(陸側が山であるか、平野であるか)で形成されている。それだけでなく、現在のような湖岸堤が建設される以前には、大小500本以上の河川や水路が琵琶湖に流入しており、それらの水系が湖まで運んできた土砂のほか、波浪や湖流による湖内での土砂移動、および湖辺に生育した抽水植物帯(ヨシ帯)によっても形づくられている。

波浪エネルギー



図 7.1 1976-1991年の風向・風速から求めた琵琶湖岸の波浪エネルギーの強さ((独)水資源機構、2002)

波浪エネルギーの単位は H^2T (m^2s)で、
Hは波高(m)、Tは周期(s)をあらわす

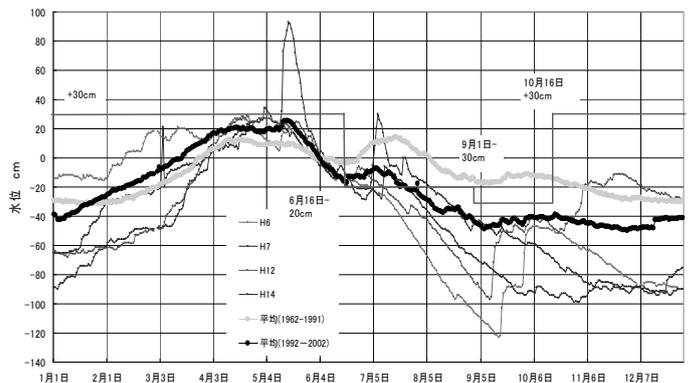


図 7.2 瀬田川洗堰操作規則制定以前(グレー太線:1962-1991年)および以後(黒太線:1991-2002年)の水位変化(西野、2009)

7.1 北湖を特徴づける強い風波

このような琵琶湖の湖岸を特徴づけている要因の一つが、強い波浪エネルギーである。図7.1に示すように、琵琶湖東岸では強い北西風が打ち寄せる。その作用で砂浜が形成され、維持され、また浜堤が形成され、その陸側に内湖を形成する主要因の一つとなってきた。強い波浪が打ち寄せることが、琵琶湖の湖岸景観や湖岸生態系を維持していく上で極めて重要な要素となっている。いわば、琵琶湖を大湖沼ならしめている要因こそが、強い波浪エネルギーであるといえる。

琵琶湖の沿岸域全域に固有カワニナ類が生息し、山地湖岸や砂浜湖岸など、多様な湖岸環境に適応して分布している。特に波浪の強い北湖東岸には固有のホソマキカワニナが生息し、北湖北部の山地湖岸には固有のヤマトカワニナやオオウラカワニナ、シロタニガワカゲロウなどの河川性水生昆虫類が多く生息する。これら多様な底生動物群集が維持されるには、波によって常に洗われ、時に増水で大規模に洗われるような攪乱環境が不可欠であると推測される。

つまり琵琶湖では、強い風波で洗われる湖岸の陸側に海浜植物が生育し、水中に固有カワニナ類や河川性の水生昆虫が生息できる環境が形成されており、このような風波による湖辺の攪乱環境が、琵琶湖本来の豊かな生物多様性を維持する機構として機能していたと考えられる。河川では、中規模の出水が河川特有の生物群集を維持する上で不可欠とされるが、琵琶湖では風波による湖辺の攪乱が、固有種をはじめとする琵琶湖の生物多様性を維持してきたと考えられる。ただ、このような攪乱環境は、おもに北湖に限定され、南湖や内湖ではほとんどみられない。

7.2 南湖

一方、南湖は、北湖の12分の1の水面面積、平均水深も数mと、北湖と対照的に小さく、湖岸形態も、自然湖岸は砂浜湖岸と植生湖岸しかみられない。小さな水容量を反映して、環境変動の影響を受けやすい湖であり、近年の沈水植物の急激な増加はその一例といえる（6章参照）。

しかし固有種も含め、北湖にすむ動植物の一部が南湖にも生息し、また北湖と南湖の両方を利用する魚類も少なくない。このことから、北湖と南湖が単に物理的につながっているだけでなく、水系としてつながっており、それ自体が琵琶湖の多様な環境構造を構成する上で意味を持っていると考えられる。

7.3 湿地帯としての内湖

琵琶湖を特徴づけるもう一つの存在は、周辺に広がる「内湖」である。第1章で示した明治時代の琵琶湖とその周辺水域の分布図からわかるように、多くの内湖は琵琶湖と接し、琵琶湖水位が上昇すると、琵琶湖と一体の水域となり、水位が下がると、琵琶湖とはある程度独立する水域が内湖だった。水辺にすむ生物の多くは琵琶湖と内湖の両方を生息の場としていた。成因からも、生物分布からも、本来、内湖は琵琶湖の一部であり、琵琶湖と切り離して考えることはできない存在だった。

ただ、琵琶湖の湖岸景観は山地（岩石）、砂浜、植生湖岸と多様だが、現在の内湖でみられる景観は、人工湖岸を除けば、抽水植物帯（ヨシ帯）がほとんどである。つまり、

内湖は琵琶湖周辺の湿地帯として位置づけられる。大部分の内湖が干拓によって消失した現在、内湖の水面面積はすべて合わせても5.3km²にすぎない。にもかかわらず、現在の琵琶湖本湖の水面面積(668.7km²)のわずか0.8%しかない水面面積の内湖に、琵琶湖周辺のヨシ帯面積の53%が集中している事実が、そのことを裏付けている（金子ほか、2011；西野ほか、2011）。

7.4 今後の琵琶湖湖岸生態系保全の考え方

このように琵琶湖湖岸は、大きく分けると風波の卓越や湖岸の急傾斜などに代表される大湖沼的特性をもつ地域（大部分の北湖）と、風波が弱く浅い小湖沼的特性をもつ地域（内湖と南湖、北湖の一部）が存在し、両者が一体となって琵琶湖の多様な湖岸生態系を形成してきたといえる。しかし、湖岸の改変等により、明治時代から現在までに、北湖周辺の内湖は約30.9km²、本湖も水深の浅い南湖で約9.5km²が減少し、水深2.5m以下の浅水域では約54%の面積が消失したと推定され、特に内湖および本湖の浅水域が著しく減少したことがわかった。それにより、生物の生息・生育環境が激減、激変したと考えられる。

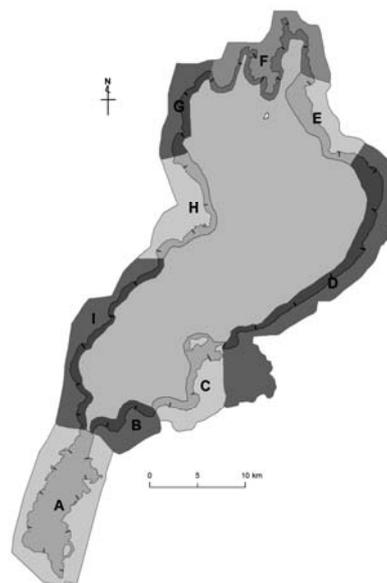


図 7.3 湖岸の9地域区分図

A：南湖（区間 1-11）、B 琵琶湖大橋東詰～あやめ浜（区間 11-13）、C 佐波江～伊崎（区間 13-16）、D 愛知川河口～長浜（区間 17-23）、E 姉川デルタ（区間 23-26）、F 湖北山地湖岸（区間 26-34）、G 海津～今津（区間 34-36）、H 安曇川デルタ（区間 36-40）、I 湖西（明神崎～琵琶湖大橋西詰）（区間 40-44、1）

在来野生生物の保全には、このようなバランスの崩れた生息・生育環境の修復が重要である。その実践の過程では多くの課題が発生することも十分考えられる。瀬田川洗堰操作規則の制定、在来種の減少、外来種の侵入と分布拡大など、かつての内湖や本湖とは大きく変わってしまった要素があるため、仮に修復を行ったとしても、例えば在来種ではなく外来種の分布拡大につながるなど、予期しない影響が生じる可能性もある。そのため、調査研究を進めながら長期的視点で順応的に取り組むことが重要である。

また、2007年度の湖岸類型調査と解析から、多様な湖岸形態を有していた琵琶湖において、人工湖岸が琵琶湖岸全域の37%を占め、最も多くなっている現状を認識し、その管理のあり方が問われる。それには、人の利用と生態系保全のバランスを考慮し、できるだけ本来その地域が有していた環境特性（地形環境と生息生物）に照らして、現状維持する場所、修復・再生を目指すべき場所を模索することが望ましいと考えられる。また、人工緑地や園地、人工砂浜においては、常に人々の親水空間としての文化的機能だけでなく、本来の自然環境を考慮して植栽導入する樹木や草本を慎重に検討するなど、生態系保全の視点も含め、調和のある湖岸景観の形成を進めることも必要となるだろう。

また、琵琶湖の水位は長期的に低下傾向にあり、特に1992年に瀬田川洗堰操作規則が制定されて以降、琵琶湖の水位は夏期に低く維持され、かつ水位変動幅が小さく安定化する傾向となり、かつてのような攪乱環境が失われつつある（図4.23、図7.2）。近年の温暖化影響も加わって、波浪エネルギーが小さくなることで、浅い水域で水が滞留しやすくなり、外来植物のアゾラやスズメノヒエ類の繁茂を促していると考えられる。洪水被害を防ぎつつ、生態系に配慮した水位操作はどうあるべきかが、琵琶湖保全の鍵をにぎっているといつてよい。

したがって、琵琶湖の湖岸を保全するにあたっては、波浪の影響が強い大湖沼としての琵琶湖と、風波の影響が小さい内湖的環境の両方を維持していく必要がある。しかしながら、これまでの湖岸管理のあり方は、ともすれば琵琶湖本湖そのものを内湖的な環境、あるいは人が管理しやすい環境に変えようとする動きが少なくなかった。例えばヨシの植栽にしても、波浪の影響を弱めるために消波堤を建設した後、陸側にヨシを植栽する事例が多く、消波堤によって風波が弱まった水辺には、往々にして外来植物のアゾラやチクゴスズメノヒエが繁茂する事例がみられた。

今後は、琵琶湖本湖は波浪エネルギーの大きな大湖沼であることを前提として、できるだけ自然の形成作用を生かすような形で、内湖とは別の環境を維持していく方向に舵を切っていくことが、真の意味で琵琶湖本来の生態系を取

り戻すことにつながると考えられる。

7.5 湖岸9地域における湖岸地形と類型および植生、鳥類、底生動物との関係の整理とそれに基づく今後の保全の方向性

前節では、琵琶湖全体の湖岸生態系の修復の基本的考え方について述べたが、各々の地域がかかえる歴史的、自然的特性は様々であるため、地域の特性に応じた課題の整理が必要となる。

本研究では、明治以降の地形変化と山地湖岸、砂浜湖岸、植生湖岸、人工湖岸などの類型化を行い、それをもとに現在の琵琶湖岸がおかれている状況を明らかにしてきた。これまで述べてきた解析をもとに、湖岸地形および湖岸類型と、抽水植物帯、沈水植物、鳥類、底生動物などの分布との関係についてGISを用いてマップオーバーレイを行って解析を試みた。総延長約220kmの琵琶湖岸を、地理的特性にもとづいて9地域（図7.3）に区分し、地域ごとに地形変遷および湖岸類型の特性を示すとともに、植生、鳥類、底生動物との関係を整理した。

これら9地域の湖岸地形と類型および植生、鳥類、底生動物との関係の整理とそれに基づく各地域の今後の保全の方向性についての詳細は、既に金子ほか（2011）にまとめたので、参照されたい。

8. 参考文献

- Annandale, N. (1922) The macroscopic fauna of Lake Biwa. *Zoological Science*, 10(5) : 127-153.
- 東善広(2004) オルソ空中写真画像から見た琵琶湖湖岸域の変化, 滋賀県琵琶湖研究所所報, 21: 85-90.
- 石川可奈子(1996) 琵琶湖南湖における水の華を形成する植物プランクトンの分布パターンと環境要因との関係. 京都大学大学院農学研究科熱帯農学専攻修士論文.
- 一瀬論・面田美紀・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(2004年)ー沈水植物がプランクトンや水質に及ぼす影響についてー琵琶湖富栄養化調査. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書第1号: 114-126.
- Ohtsuki T., Y. Kaneko, Y. Mitsui, H. Setoguchi (2011a) Isolation and characterisation of microsatellite loci in *Lathyrus japonicus* (Fabaceae), an endangered coastal plant isolated in Lake Biwa, Japan. *American Journal of Botany* :e375-e377..
- Ohtsuki T., Y. Kaneko, H. Setoguchi (2011b) Isolated history of the coastal plant *Lathyrus japonicus* (Leguminosae) in Lake Biwa, an ancient freshwater

- lake. AoB PLANTS 2011 plr021 doi:10.1093/aobpla/plr021.
- 金子有子・東善広・辰己勝・佐々木寧・栗林実・西野麻知子・石綿進一・井上栄壮・小林貞・石川可奈子・芳賀裕樹 (2009) 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. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター研究報告書第5号: 55-85.
- 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. 48p. 大津.
- Kaneko Y., C. L. Lian, S. Watanabe, K. Shimatani, N. Noma. Isolation and characterization of microsatellite loci in *Machilus thunbergii* Sieb. et Zucc (Lauraceae), a representative coastal tree species of the warm-temperate in Japan. *American Journal of Botany* (in press).
- Kawai, K., K. Suitsu and H. Imabayashi (2002) Chironomid fauna in the Lake Biwa area. *Medical Entomology and Zoology*, 53: 273-280.
- Kawai, K., T. Yamagishi, Y. Kubo and K. Konishi (1989) Usefulness of chironomid larvae as indicators of water quality. *Japanese Journal of Sanitary and Zoology*, 40: 269-283.
- 川勝正治・西野麻知子・大高明史 (2007) プラナリア類の外来種. *陸水学雑誌*, 68:461-469.
- Sasa, M. and K. Kawai (1987) Studies on the chironomid midges of Lake Biwa (Diptera: Chironomidae). *Lake Biwa Monograph*, 3: 1-119.
- 佐藤祐一・西野麻知子 (2010) 水位操作がコイ科魚類の産卵に与える影響のモデル解析と対策効果予測. *湿地研究*, 1:17-31.
- 滋賀県生きもの総合調査委員会 (編) (2011) 滋賀県で大切にすべき野生生物: 滋賀県レッドデータブック 2010年版. サンライズ出版.
- 滋賀県琵琶湖研究所 (編) (1989) 湖岸における土地条件. 滋賀県琵琶湖研究所 (編) (1990) 湖岸における土地条件. 須川恒 (2005) 水鳥から見た琵琶湖周辺の湿地とその保全. pp. 168-179. 西野麻知子・浜端悦治 (編) 「内湖からのメッセージー琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全」. サンライズ出版.
- 辰己勝 (2008) 湖岸環境変遷調査(土地条件). 平成19年度 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター共同研究報告書.
- Tsugeki, N. K., J. Urabe, Y. Hayami, M. Kuwae, M. Nakanishi (2010) Phytoplankton dynamics in Lake Biwa during the 20th century: complex responses to climate variation and changes in nutrient status. *Journal of Paleolimnology*, 44:69-83.
- (独) 水資源機構 琵琶湖開発総合管理所 (2002) 琵琶湖沈水植物図説.
- (独) 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.
- 西野麻知子 (1991a) 底生動物からみた湖岸の地域区分. 琵琶湖湖岸の景観生態学的区分. 滋賀県琵琶湖研究所: 47-63.
- 西野麻知子 (編) (1991b) 琵琶湖の底生動物ー水辺の生き物たちー1. 貝類編. 滋賀県琵琶湖研究所.
- 西野麻知子 (2000) 「びわこ虫」というのはいったい何ですか? オウミア (琵琶湖研究所ニュース), 67: 4.
- 西野麻知子 (2004) 琵琶湖のユスリカと大発生する種. pp. 2-11. ユスリカの世界. 培風館.
- 西野麻知子・東善広・金子有子 (2011) 琵琶湖の生物多様性と地形変遷. *地理* 7: 49-57.
- 西野麻知子 (編) (2009) とりもどせ! 琵琶湖淀川の原因風景ー水辺の生物多様性保全に向けてー. サンライズ出版.
- 西野麻知子・石川可奈子編 (2007) : 第1回湖岸生態系保全・修復検討会. 琵琶湖の水草問題の現状と課題記録集: p74. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター.
- 西野麻知子・大高明史・川勝正治 (2002) 琵琶湖で新たにみつかったアメリカナミウズムシ. オウミア (琵琶湖研究所ニュース), 75: 4.
- 西野麻知子・丹羽信彰 (2004) 新たに琵琶湖へ侵入したシナヌマエビ? . オウミア (琵琶湖研究所ニュース), 80: 3.
- 西野麻知子・浜端悦治 (編) (2005) 内湖からのメッセージー琵琶湖周辺の湿地再生と生物多様性保全ー. サンライズ出版.
- Noda, A., Mitsui, Y., Ikeda, H., Setoguchi, H. (2011) Long-term isolation of coastal plant *Calystegia soldanella* in an ancient lake Biwa, Japan. *Biological Journal of the Linnean Society* 102: 51-66.
- 芳賀裕樹 (2009) 琵琶湖の水草問題. *水環境学会誌*, 32(5): 22-24.
- 芳賀裕樹・大塚泰介・松田征也・芦谷美奈子 (2006a) 2002年夏の琵琶湖南湖における沈水植物の現存量と種組成の場所による違い. *陸水学雑誌*, 67: 69-79.
- 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・山根猛 (2006b) 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.
- 橋本啓史・須川恒 (2006) 琵琶湖におけるヨシ群落環境と繁殖鳥類の関係. pp. 234-237. 国際湿地シンポジウム 2006 報告書. 滋賀県.

- 平井賢一 (1970) びわ湖内湾の水生植物帯における仔稚魚の生態 1. 仔稚魚の生活場所について金沢大学教育学部紀要 自然科学編, 19: 93-105.
- 藤井伸二・金子有子 (2007) 平成 17 年度滋賀県琵琶湖環境科学研究センター共同研究報告書「湿生植物」.
- Morino, H., H. Kusano, R. J. Holsinger (2004) Description and distribution of *Crangonyx floridanus* (Crustacea, Amphipoda, Crangonyctidae) in Japan, an introduced freshwater amphipod from North America. *Contr. Biol. Lab., Kyoto Univ.*, 29: 371-381.
- Tanida K, M. Nishino, M. and M. Uenishi (1999) Trichoptera of Lake Biwa: a check-list and the zoogeographical prospect. *Proceedings of the 9th International Symposium on Trichoptera 1998*. pp. 389-410.
- 山本敏哉・遊磨正秀 (1999) 琵琶湖におけるコイ科仔魚の初期生態. 水位調節に翻弄された生息環境. 森誠一 (編)「淡水生物の保全生態学」. 信山社サイテック: 193-203.
- Watanabe. N. C. and M. Nishino (1995) A study on taxonomy and distribution of the freshwater snail, genus *Semisulcospira* in Lake Biwa, with descriptions of eight new species. *Lake Biwa Study Monographs*, 6: 1-36.