

5. 政策課題研究 4

内部負荷による湖内水質変動の解析および生態系保全に向けた水質管理に関する政策課題研究
(平成 20～22 年度 (2008～2010 年度)) : 中間報告

湖内水質変動の解析および生態系保全に向けた 琵琶湖の生態構造と栄養バランスの把握

早川和秀・辻村茂男・石川俊之¹⁾・焦春萌・石川可奈子

要約

マザーレイク 21 計画において目標とする昭和 30 年代の水質を科学的に検討するため、複数の定期観測資料が残る琵琶湖南湖について、約 90 年前からの水質、特に清澄に関わる水質項目について検討した。1960 年代以前の南湖の水質は、科学的なデータからみて確かに清澄であったことが認められる一方で、1930～40 年代には一部の水質項目について汚濁が始まっていたことが確認された。1960～70 年代には汚濁負荷が進み、清澄さに関わるすべての水質項目で悪化が認められた。現在は、濁度などで 1960 年代以前の水準まで回復している水質項目があるけれども、色度や細菌数などいまだ回復していない項目があることが明らかとなった。湖の清澄さを取り戻すにはこれらを回復する対策を検討していくことが有効であると考えられる。

栄養バランスから生物間のつながりを検証するために、琵琶湖の代表的な甲殻類や魚類の生元素含有率を明らかにした。琵琶湖の主要動物プランクトンであるミジンコ類カブトミジンコとカイアシ類ヤマトヒゲナガケンミジンコの生元素量を比較した結果、魚類の餌としてはリン含有率の高いカブトミジンコが優れていることが示され、琵琶湖の動物プランクトン食魚類がカイアシ類よりミジンコ類を選択的に捕食している要因であると考えられた。コイ科魚類に比べオオクチバスやブルーギルはリン含有率が高く、これらの繁殖は湖内の生態転換効率の低下につながることを示唆された。

1. はじめに

集水域で栄養塩の負荷削減対策が行われながらも湖内で水質改善が表れないのは、湖内で栄養塩や有機物の蓄積があり、それらが内部負荷となっていることが原因の可能性として考えられる。内部負荷の原因には様々なものがあり、例えば、湖内の物質循環構造の変化、生態構造のバランスの乱れや湖底に栄養塩や有機物の蓄積があることなどが考えられるため、課題点を整理して水質保全の方向性を示すことが求められている。一方、琵琶湖再生に向けて湖内の生態系や水産資源保全を進めるにあたって、水質保全を考慮した保全が必要であり、生態構造と水質のバランスの解析及びそれに基づく水質保全対策の考え方が求められている。そこで、本政策課題研究では、4 つのサブテーマを設定して研究を行ってきた。本報告では、そのうち「流入負荷および湖内水質の管理に関する研究」、「琵琶湖の生態構造および栄養レベルの関連の把握に関する研究」について中間報告を行う。「流入負荷および湖内水質の管理に関する研究」では、琵琶湖およびその集水域の水質やプランクトンのデータを集め、琵琶湖環境の長期変遷の解析を通じて、湖の水質や内部負荷にかかわる課題の整理を行ってきた。今回は、湖の清澄さに関する長期変遷の解析結果を

報告する (2 章)。「琵琶湖の生態構造および栄養レベルの関連の把握に関する研究」では、生態系構造の各栄養段階の代表的生物の生元素 (炭素・窒素・リン) 量の測定を行い、琵琶湖の代表的な甲殻類や魚類の生元素に関する情報を得たので報告する (3 章)。

2. 90 年前からの琵琶湖の水質、その清澄について—南湖の場合—

2.1 2 章のはじめに

昭和 20 年代までに生まれた方には、青く澄みとおった琵琶湖の記憶が残っておられ、現在の琵琶湖の姿を嘆かれる声をよく耳にする。誰も昔のことを美化しがちであることを差し引いても、確かに昔の琵琶湖は現在に比べ清澄であったようだ。しかしながら、それを科学的に示すとすると、裏付ける数値でもって検討されることはなかった。滋賀県では、琵琶湖を健全な姿で次世代に継承しようとするマザーレイク 21 計画において、水質目標を昭和 30 年代としている。しかし昭和 30 年代の水質とはどのような水質であったのか、検証する科学的な資料は十分といえない。当センターでは、平成 20 年から「内部負荷による湖内水質変動の解析および生態系保全に向けた水質管理に関する政策課題研究」として、琵

1) 滋賀大学教育学部

琵琶湖の過去から現在にかけての水質に関する情報を収集してきた。

現在、国土交通省と滋賀県によって行われている琵琶湖の定期水質調査は、古くは1966年（昭和41年）までさかのぼることができる（滋賀県ら、1972）。さらに、同様の調査として滋賀県衛生研究所による1961～1963年の調査がある（今井ら、1967；西村、1986）。その他、1966年以前の水質モニタリングとしては、京都大学大津臨湖実験所による定期観測（1965年～）、びわ湖生物資源調査団（1962～1965年）、国際生物事業計画による調査（1965～1974年）などがあるが、1960年以前から現代まで続く水質モニタリングとなると、滋賀県水産試験場、京都市水道局、大阪市水道局の水質定期調査において他にはない。

大阪市が近代水道を開設したのは1895年（明治28年）であり、京都市は発電用に利用していた琵琶湖疏水を水道に利用し供給を始めたのは1912年（明治45年）であった。明治終期には公衆衛生の意識の高まりがあって、行政は水道水源の監視を手がけるようになった。大阪市、京都市はそれぞれの衛生試験所において、大正期より水道水源としての琵琶湖南湖の水質の定期調査を始めた。筆者らが入手した限りにおいて、大阪市は1922年（大正11年）から、京都市は1919年（大正8年）から定期調査資料が残っている（大阪市立衛生試験所、1927～1946；京都市衛生試験所、1920～1943）。なお大阪市の報告では、瀬田川調査は1904年（明治37年）からデータが残っている（大阪市立衛生試験所、1933）。滋賀県水産試験場は、琵琶湖水産資源の把握のため定期的な水質調査を1915年（大正4年）から北湖で実施してきた。透明度は1922年（大正11年）から観測を始めた（滋賀県水産試験場、1923）。そこで本報告では、それらの定期調査データを検討し、約90年前からの琵琶湖の水質の変遷について考察を行った。特に複数の資料が残る南湖について、大阪市、京都市のデータを基に、その清澄さについて検討したので報告する。

2.2 観測地点と方法の検討

大阪市と京都市の衛生研究所が行った水道水源の水質項目は、大正当時から多岐にわたっており、水温、清濁、色、臭味、酸度、アルカリ度、硬度、アンモニア、塩素イオン、硫酸、硝酸、亜硝酸、硫化水素、鉄イオン、過マンガン酸カリウム消費量（カメレオン消費量）、固形物総量（蒸発残渣）、細菌聚落数などがある。しかし当時の資料には、分析方法が明確に記載されておらず、別の複数の資料から推定するほかない。当時は水質試験法に統一規格がなく、日本薬局方「常水」、水道協会「協

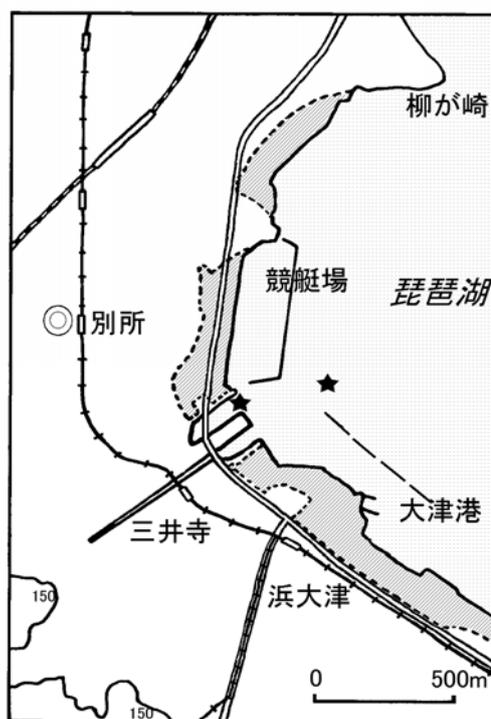


図1 琵琶湖疏水付近の地形と採水地点。実線は現在の地形、点線と陰影部分は明治期の湖岸とその後の埋立部分。星印は、それぞれ第二疏水取水口と三井寺沖（採水地点は年報の図示に基づくものであり、およその場所）地図は古地図研究会（1983）、調査点は淀川水質汚濁防止連絡協議会（1959）に基づく。早川・藤井（2010）陸水学雑誌の図を許可を得て転載。

定上水試験法」、日本薬学会「飲料水検査法」の3法が混在していた（安藤ら、1999）が、京都市衛生試験所（京都市衛生試験所、1920）や大阪市水道部（大阪市水道部、1923）の文書より類推するに、協定上水試験法が主に用いられていたと思われる。当時の分析方法（相沢、1939）を見ると、アンモニアや鉄イオンなどは、当時の機器や試水の保存方法では正確な分析はできないと思われる。したがって、現在のデータと比較するためには、試験方法や精度について現在のものに比べ遜色がないものに限るべきである。本稿では、水質項目の中でも過去と現在で分析方法に大きな差がない項目に考察を限った。さらに、清澄さを考えるため、粒子や有機汚濁項目について絞った考察を行った。なお、当時と現在で比較可能な水質項目に塩化物イオンがあるが、それについては陸水学雑誌に検討結果をまとめて報告したのでそちらを参照していただきたい（早川・藤井、2010；早川・岡本、2010）。

水道水源の観測点は、以下のとおりである。京都市では、大正より南湖の南西端にある琵琶湖疏水取水口とその周辺で調査を行った（京都市衛生試験所、1920～

1943)。第一疏水取水口、第二疏水取水口、北岬、南岬、熊野川などである。現在まで継続して調査が続いているのは第二疏水取水口のみである。大阪市は第一疏水取水口より沖合の点の三井寺沖で調査を行っている(大阪市立衛生試験所, 1927~1946)。戦後に大阪市や大阪府の調査点が増やされたが、三井寺沖は継続して行われている。付近の地形は昭和初めに北側の尾花川地区など多少埋め立てられた(大津市, 1983)が、南北岬は今でも地形を残している(図 1)。埋立時やその後の地形の影響などを配慮するとしても、まず過去からの地点の変化は考えなくてよいだろう。

観測期間と頻度については以下の通りである。京都市は、京都市衛生試験所で1919年(大正8年)の10月から毎月の観測を行っていた。しかし、戦前は1941年(昭和16年)分までで報告が終了した。戦後は京都市水道局にて1948年(昭和23年)から観測が行われて毎月のデータを報告している(京都市水道局, 1948~1952、1953~2006)。ただし、1967、68、70、71年(昭和42、43、45、46年)の一部に疏水の停止により、データが取られていない期間があった。大阪市は、1922年(大正11年)より1948年(昭和23年)まで三井寺沖で年1~4回の観測を行っていた。また、昭和4年から昭和18年までは膳所沖で毎月の観測を行った。その後、1949年(昭和24年)からは三井寺沖で毎月観測となり、現在まで継続している(大阪市水道局, 1950~2006)。大阪市の場合、戦時中のデータも残っており、水道事業年報にて報告された(大阪市水道局, 1948)。

2.3 南湖における水質水平分布

2機関の定期観測場所が近くであることは、両者のデータは比較的類似する可能性があり、精度や確度を確認できることから利点がある。しかし、両者の間に大きな隔たりがないこと、また、疏水付近の観測点で示される水質の南湖全体にとっての位置づけを確認しておく必要がある。それには、現在の滋賀県が行っている南湖全体の水質定期調査から水平分布を推定できる。1978年以降の滋賀県による水質定期調査(滋賀県, 1973, 1975~2007)における透明度年平均値の逆数を示した(図2)。透明度は、光の透過性に関する指標であり、透過性が増すほど指数関数的に値が上がる。それゆえ、逆数で表示する方が線形的な数値として取り扱いやすくなる。透明度逆数は高くなるほど汚濁していることを示す。また、一般には透明度は主に水中の濁度によって数値が変動する。

滋賀県の水質定期調査で疏水に最も近い点は三保ヶ崎の観測点である。南湖全体の観測結果の中で三保ヶ崎

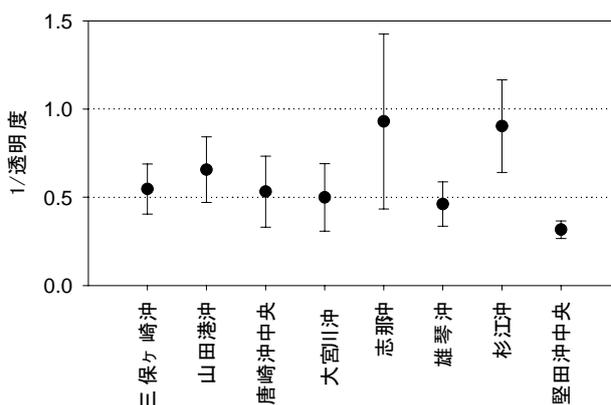


図2 1979年~2006年の滋賀県の水質定期調査点における透明度年平均値の逆数と標準偏差。データ出典は本文中に記載。

の観測結果の位置づけをみれば、疏水付近の水質と南湖全体の関係性がわかる。図中の堅田沖中央の例に見られるように、南湖の北側では北湖水の流入があり、南湖の南寄りに比べ濁度が低い。また、志那沖、杉江沖に見られるように、東岸側は水深が浅く水の滞留も悪いため、濁度が高くなることが多い。南湖中央の唐崎中央は環境基準点であるが、三保ヶ崎はそれに同等の濁度であることがわかる。南湖の中央から西岸にかけては北から南への湖流が卓越している(Hirayama et al., 1995)。むしろ、疏水口では付近の流入河川や湖岸の影響を受けるけれども、三保ヶ崎の結果は南湖の平均的な水質といえる。

2.4 濁度、色度、透明度の長期変遷

濁度は水の濁りの程度を示す指標で、土壌や植物プランクトンその他浮遊物質の存在量を示すものである。色度は、水中に含まれる溶解性物質およびコロイド性物質が呈する黄褐色ないし類黄色の程度を示す指標である。両方とも透視比による簡易な測定法であり、戦前から測定原理は変わっていない。それゆえ過去から現在まで比較しやすい項目である。しかし、測定者の目視に頼るところが大きく、データの精度や確度は低い。したがってそれらをふまえてデータを見なければならぬ。

大阪市と京都市の年平均値(1~12月)データを図示した(図3)。両者を比較すると、戦前はまったく値と変動が異なる。この相違について判断する材料がない。戦前的大阪市データは年2回の測定で、船の出港可能な波穏やかな日を選んである可能性もある。神戸海洋気象台は、1925年に南湖の様々な場所で透明度を測定している。調査の途中で台風の通過があり、通過前の記録で2.6~5.5m、台風通過後で1.8~3.0mであった(海洋気象台, 1926)。台風通過後は、河川からの濁水流入があって透明度は下がっている。神戸海洋気象台の台風通

過前の観測値から判断すると、戦前の大阪市の濁度は低いように思われるが日によっては極めて透明度が高い時もあったかもしれない。京都市のデータから読み取れば、濁度は低いものの多少有色であったと考えられる。

戦後には、濁度、色度ともに低かったが、徐々に増加し始め、1960年頃を境に濁度、色度が劇的に増加した。後述の細菌数、有機汚濁と合わせてみれば、この時期に有機汚濁が進んでいるが、色度は数年で3~4倍に増加しており、かなり劇的な変化である。

劇的な変化の第一の原因として考えられるのは、植物プランクトンの増加である。1959年（昭和34年）に京都市水道ではクロステリウムの大増殖によってろ過障害が発生した後、1960年代に植物プランクトンの増加が著しい。この当時の京都市水道局の蹴上浄水場の植物プランクトンのデータでは、大幅な増加が観測されている（坂本，1973）。ただし、大阪市の大塚寺沖のデータで色度が急増するのは1957年からであり、植物プランクトンの増殖が原因のすべてではない。次に考えられるのが、湖岸の埋立の影響である。京都市水道局の報告では、1961年（昭和36年）に茶が崎付近の浚渫、1963年（昭和38年）に木ノ浜の埋立による濁度の増加があったとしている（京都市水道局，1953~2006）。戦後の湖岸の埋立は、1949~1953年（昭和24~28年）に浜大

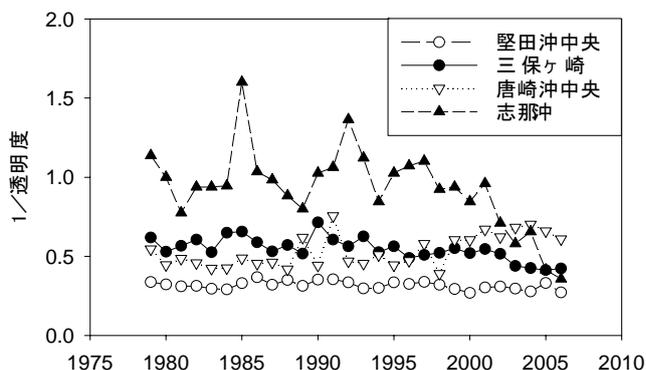


図4 南湖における透明度逆数の経年変動. データ出典は本文中に記載.

津、紺屋が関、1958~1963年（昭和33~38年）の中の浜、打出浜、1962~1965年（昭和37~40年）木ノ浜がある（滋賀県立図書館，1981；大津市，1983）。木ノ浜の埋立は南湖一帯が汚濁して、漁業補償問題にも発展するほどの社会問題になった。埋立による土砂や堆積物の攪乱が濁度や色度を増加させた可能性がある。特に1965年頃の大阪市の濁度データはそれを反映したピークと思われる。濁度の季節変動を見ると、増加は秋から翌年の春にかけて高くなるが多かった。このことは、濁度の上昇は水の停滞に関するのではないかと推測

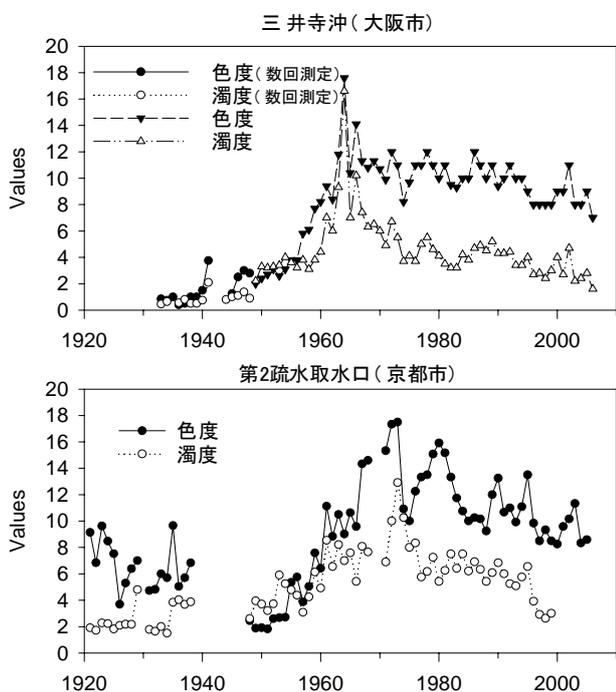


図3 三井寺沖（大阪市測定）、第二疏水取水口（京都市測定）における色度、濁度の経年変動。それぞれ月1回測定で1月~12月の年平均値。ただし1948年以前の大阪市では年に1~4回の測定。平均値データ出典は本文中に記載.

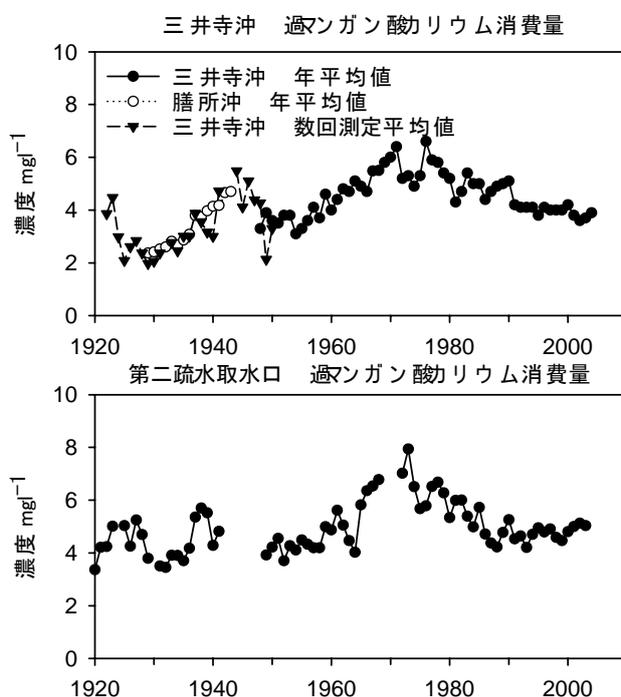


図5 三井寺沖（大阪市測定）、第二疏水取水口（京都市測定）における過マンガン酸カリウム消費量の経年変動。測定頻度は図3に同じ。戦前、膳所沖にて月1回測定されたデータの年平均値を参考のため付した。データ出典は本文中に記載.

される。疏水の放流量は秋から春に減少し、停滞した水域で植物プランクトンの増殖などがあると、濁度や色度が増加する可能性が考えられる。

現在の濁度は1960年以前の水準に戻っている。1994年の濁水以降、南湖では水草が繁茂するようになり、近年は南湖全体を覆いつくす勢いである（芳賀，2008）。水草の繁茂により濁度が抑えられることから、近年は特に濁度が減少している。しかし一方で、色度は現在も1960年以前の水準にまで戻っていない。この点は注意されるべきことであり、人々が現在、琵琶湖の水に清澄さを感じられないのは色度が下がっていないことが大きく関与していると考えられる。

水道水源の定期調査では透明度は測定されていなかったため、戦前からの定期的な南湖の透明度データが存在しない。1978年以降の滋賀県による水質定期調査（滋賀県，1975～2007）では、三保ヶ崎の透明度逆数は第二疏水取水口、三井寺沖の結果同様、1990年以降で減少傾向にある（図4）。特に2001年以降は、顕著な減少が三保ヶ崎、志那沖など南湖各地で見られた。水草の繁茂による植物プランクトンの減少、懸濁粒子の減少が透明度の減少につながっていると思われる。

2.5 有機汚濁の長期変遷

有機汚濁の水質指標には、化学的酸素要求量（COD）、生物的酸素要求量（BOD）、過マンガン酸カリウム消費量（以下PPCと略す）、有機炭素量がある。大阪市と京都市の水道水源調査では、PPCが調査されてきた。PPCは、水中の被酸化物を過マンガン酸カリウム消費量で表したもので、戦前は、通称「かめれおん消費量」と呼ばれ有機物の指標として古くから用いられてきた。PPCの分析方法は、戦前よりおおよそ変わっていない（安藤ら，1999）ため、比較しやすい指標である。しかし、試薬や純水の純度、使用する器具類の精度などを考えれば、古い時代の精度が現在より悪かったであろうことが想像される。昔の報告書に分析方法が記載されていないため、どの程度の精度があるか不明であり、大阪市と京都市観測の両者の正誤を判断することは難しい。PPCは、京都市では大正期から途中、空白期間があるものの毎月の調査が行われてきた。大阪市では、大正期からは年2回程度、1948年以降は毎月の調査が行われている。ただし、大阪市では1928年から1942年にかけて膳所沖で毎月の調査が行われていた。

第二疏水取水口および三井寺沖の長期変動について、1960年以後は値が似ているが、1960年以前は絶対値と変動に違いが見られた（図5）。採水場所の違いもあるが、分析精度の違いも考えられる。PPCの大部分は溶存

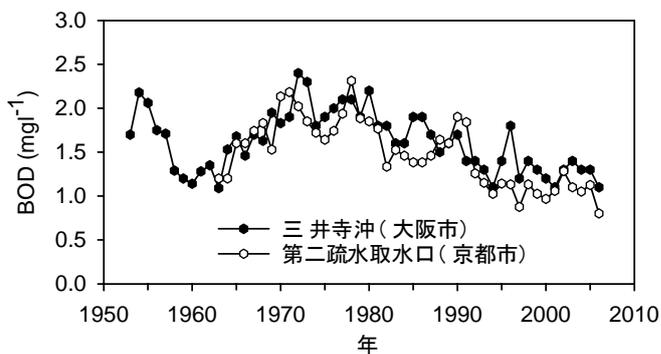


図6 南湖三井寺沖（大阪市調査）と第二疏水取水口（京都市調査）でのBODの長期変遷。データ出典は本文中に記載。

態有機物を測定していると考えられ、場所による溶存有機物の大きな差は考えにくい。その証拠に大阪市のデータでは、三井寺沖でも膳所沖でも同様の値をとっている。そうであるなら、京都市と大阪市のいずれを信頼するかにより、戦前の水質解釈は違ってくるが、どちらが正確であるか判断できない。ただ、両者の経年変動とも1938年頃から終戦にかけて（京都市は1942年まで）、相対的に値が高くなった。戦中の社会情勢により水質保全を妨げる何かが生じたのであろうか、原因は不明だが興味深い。

戦前の議論はともかく、1960年頃から1990年までのPPCは、データのある過去の中で比較的に値が高い状態にあった。1960年頃から琵琶湖では、水質項目の塩化物イオン濃度が増加しており（早川・藤井2010）、水道の異臭が指摘され始めた時期でもある。村田（1954）は、1953年に大津市湖岸の水質調査を行っており、柳川から堂の川にいたる大津市の湖岸で相当量のアンモニアや硫化水素を検出して、糞尿汚水の流入を指摘した。水沼・村長（1958）は、1957年に浜大津埋立地先付近の水質を調査しており、下水や工場排水の汚濁を確認した。疏水付近での観測においてもこれらの影響が十分に考えられる。よって1960年から1975年頃までにかけては、経済成長や人口増加にともなう水質汚濁、有機汚濁が起こっていたと考えられる。

BODについては、大阪市水道局は三井寺沖にて1953年から毎月計測を行ってきた（大阪市水道局，1950～2006）。京都市水道局は第二疏水取水口にて1963年から建設省委託の河川水質汚濁調査として、さらに1971年からは全項目試験の一項目として毎月の計測を行ってきた（京都市水道局，1953～2006）。京都市では2004年から年4回の頻度になった。

両者の経年変動（図6）を見ると、長期の傾向としてよく一致しており、1960年から1990年頃までが一つの

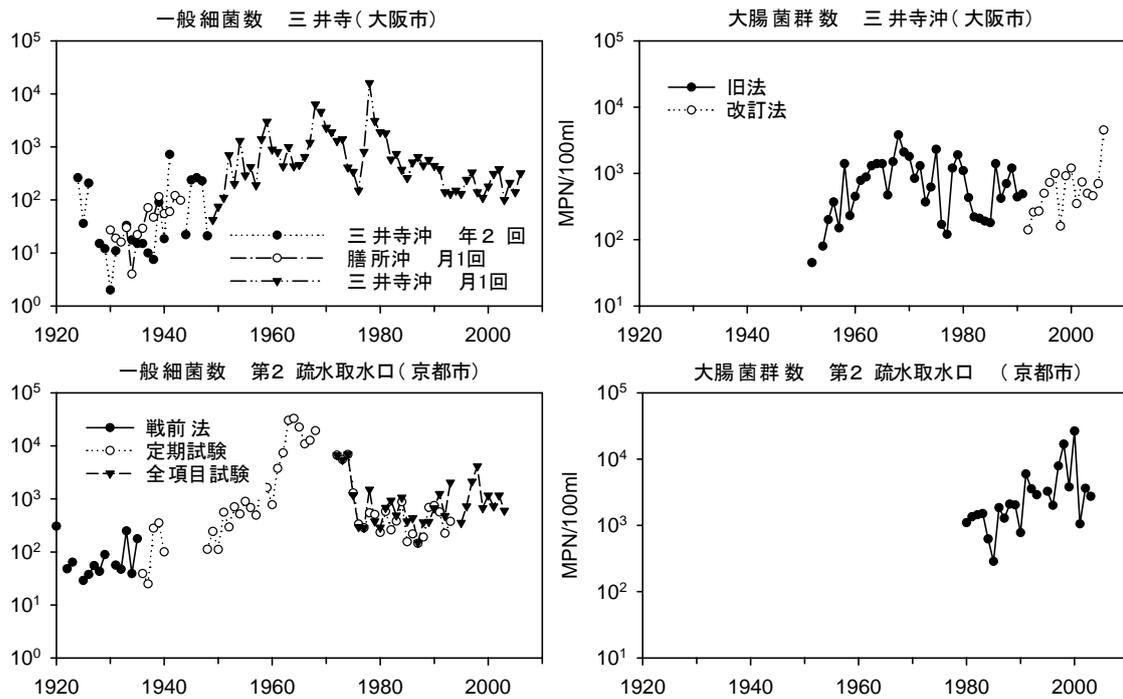


図 7 三井寺沖（大阪市測定），第二疏水取水口（京都市測定）における一般細菌，大腸菌群数の経年変動。測定頻度は図 3 に同じ。また，戦前，膳所沖にて月 1 回測定されたデータの年平均値を参考のため付した。データ出典は本文中に記載。

山となっている。大阪市と京都市の両者のデータの違いは、PPC 消費量の時と同様に採水場所と分析精度の上の誤差があると思われる。そして現在は 1960 年代初頭と同じ BOD レベルにある。PPC の測定は、5 分間の加熱酸化反応後に計測を行っていることから、有機物の中でも酸化され易い物質が検出されやすい。BOD は生物に利用されやすい有機物を計測した値である。いずれも COD (JIS) 法や全有機炭素濃度の測定に比べれば、有機物の一部を測定しているにすぎないが、PPC や BOD で検出される有機物が 1960 年代から 1970 年代に増加したと見られ、現在は当時より低い水準にある。PPC や BOD で把握できる有機汚濁は湖が富栄養化した時期にあり、現在はそれが改善されたといえる。

2.6 細菌数の長期変遷

大阪市と京都市の水質項目には、一般細菌数と大腸菌数がある。細菌数の計測方法は、過去から方法や培地の変更などがあり、一貫性があるとはいいがたい。それを承知であえて数値を概観することとする。

一般細菌の試験方法は培地を用いて培養後に、培地に菌群を形成した生菌を数えるもので、培地、培養条件などに左右される。現在は標準寒天培地法に統一されている。戦前は、細菌聚落数と呼ばれた。一般細菌数の計測は、過去から計測の仕方に大きな変化はないものの培地

と培養条件の変更があり、厳密には経年の分析方法には連続性がない（安藤ら，1999）。特に培養温度と時間が異なる 1936 年（昭和 11 年）以前と以後ではかなり異なると思われるべきであろう。一般細菌は原水中には大腸菌群より遙かに多く存在し、その一部は大腸菌群より塩素に強い抵抗性を持っている。

大腸菌群は、水が糞便性の病原菌を含む汚水などによって汚染されている疑いを示す指標として利用されている。大腸菌群の試験は、1950 年から液体培地による最確数を求める方法で行われてきた。それには LB-BGLB 培地法が使用されてきたが、1992 年に特定酵素基質法の MMO-MUG 培地法が採用され、同時に大腸菌の有無も試験できるようになった。特定酵素基質培地法はそれまでの方法に比べ値が高くなる傾向があると言われる。2004 年には、大腸菌の簡便な培養技術が確立されてきたことを受け、基準項目を大腸菌群より大腸菌を採用するのが適当となっている。戦前にも遠藤培地を使用した方法でモニタリングされた時期もあったが、データの質の違いとデータ数が少なかったことを考慮して、本検討には含めなかった。

大阪市水道局における大腸菌群、大腸菌の試験方法は、1995 年以降、特定酵素基質培地法が採用されているが、2003 年までは LB-BGLB 法と併用されているため、比較可能である。京都市水道局では 1993 年より特定酵素基

質培地法になっているが、2001 年以降基質の記載がされていない。

両市の測定による一般細菌数の変動(図 7)を見ると、戦前から徐々に増加が見られる。比較的值が高いのは1960年代から1980年代であり、その傾向は両市で共通している。しかし、1980年以降の変動は両市で少し異なっている。大腸菌群数は、それぞれの地点の一般細菌数の変動に概ね似ている。琵琶湖水の環境基準では大腸菌群数 50 MPN/100ml であり、これらの地点ではグラフの推移を見る限り、その基準を達成することは容易でない。かつて環境庁は水泳場の水質基準に大腸菌群数を採用していたことがあるが、そのときの基準は、1,000 MPN/100ml 以下を快適、50,000 MPN/100ml 以上を不適としていた。この基準に照らし合わせると、疎水口と三井寺沖の両地点では1960年以降、水泳場としても快適とはいえない水準にある。1990年以降、京都市データで増加があることは、近年になっても細菌数からは水質の改善は見られない。

滋賀県(1975~2007)による三保ヶ崎、唐崎沖中央における水質項目の経年変動を示した(図 8)。同じ有機物指標でも COD は1985年以降横ばいで目立った減少傾向は見られない。大腸菌群数は、三保ヶ崎では横ばい、唐崎沖中央では、近年増加傾向にある。その他にも堅田沖中央、雄琴沖、杉江沖などでも大腸菌群数の増加がある。いずれも BOD のような減少は見られない点は共通している。近年の大腸菌群数の増加の原因は不明であるが、1) 水草の繁茂による草体への付着細菌の増加、2) 透明度の改善によって有機物の光分解が増加し、有機物利用が促進、3) BOD では検出されない有機汚濁による影響、などが可能性として考えられる。

2.7 2章のまとめ

本報告では、見た目の清澄さに関わる水質項目に主眼をおいて、琵琶湖の過去からの推移を考察した。1960年代以前の南湖の水質が、科学的なデータからみて確かに清澄であったことが認められる一方で、1930~40年代には、一部の水質項目について汚濁が始まっていたことが確認された。1960~70年代には汚濁負荷が進み、清澄さに関わる水質項目はすべての項目で悪化が認められた。その後、PPC や濁度は1980年代以降に減少して、現在は1960年代以前の水準に戻っていた。一方で色度や細菌数など、現在もいまだ回復していない項目があり、清澄さを取り戻すにはこれらの回復を主眼として対策を検討していくことが有効であると考えられる。現在の南湖湖岸に近寄ると、以前に比べ清澄さが戻ってきているようでありながら、どこか透明でないと感じ

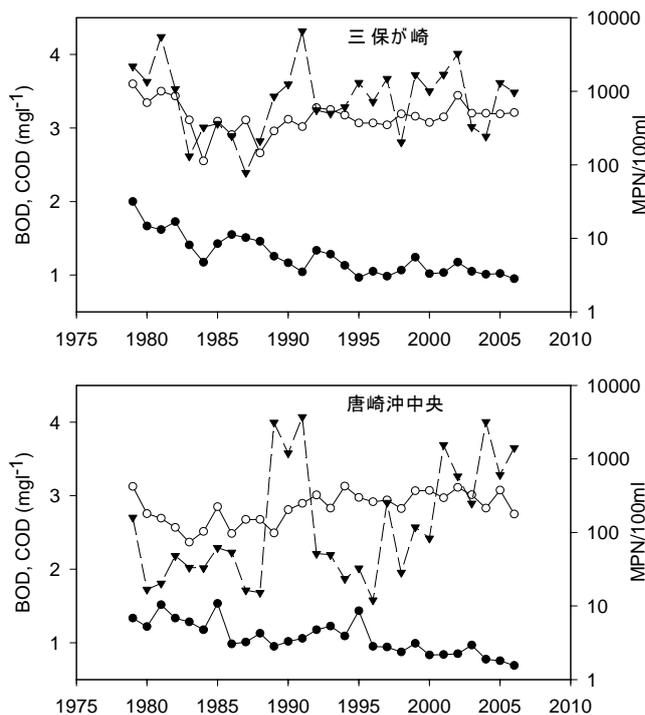


図 8 三保ヶ崎、唐崎沖中央における BOD、COD、大腸菌群数の経年変動。○は COD, ●は BOD, ▼は大腸菌群数を示す。データの出典は本文中に記載。

ことに関係があるといえる。また、近年には大腸菌群数は減少せず、むしろ増加する推移にあることも注意を要する点である。大腸菌群数の増加は、COD の増加や湖水に存在する有機物の質をふまえて原因等を検討する必要があるだろう。

また、本報告で取り上げた水質項目は、水泳場の水質に関連する項目でもある。環境省が地方自治体の協力において実施する全国の主な海水浴場の水質調査では、快適な水泳場に求められる要件として定められている水質評価項目は、環境基準の健康項目が達成されていることを前提として、ふん便性大腸菌群数、COD、透明度、油膜の有無を挙げている。滋賀県内の水泳場では、大腸菌群数や COD で水質ランクを下げることもあり、これらの項目の動向は清澄さとともに水泳ができる水質としても重要である。

過去からの琵琶湖の水質についての総覧は、根来(1957)や三田村・西条(1978)、宗宮(2000)などがあるが、これまでの報告になく本報告で新たに明らかにしたのは京都市水道局のデータである。戦前の京都市水道の水質は京都市衛生試験所によって試験されていることは知られていたが、これまでの総覧では十分な資料収集がなかったため、経年データが見られなかった。本研究において、京都市衛生公害研究所をはじめ京都府立

資料館や全国の大学図書館から情報を集めて資料を収集した。これにより、はじめて京都市および大阪市水道局による琵琶湖水源水質データを大正期より経年的に見ることができた。これまでの戦前の南湖の濁度などのデータは大阪市水道局のものに限られ、疑わしいほどの高い透明度を考えねばならなかったが、京都市データによって現実的な姿が見えてきた。目標とする昭和30年代の水質は決して手の届かないところにあるわけではないと、我々は考えている。

3. 琵琶湖の生態構造と栄養バランスの関連把握

3.1 3章のはじめに

最近の琵琶湖は富栄養化の抑制状況から貧栄養化へ移行する段階にあると考えられ、今後の栄養負荷削減においては、栄養塩濃度と植物プランクトン量のみならず、動物プランクトンや魚類も含めた生態構造全体への影響や水産資源量についても考慮した上での対策を検討すべき時期に来ていると考えられる。同様の状況は、富栄養化対策に一定の成果を挙げた欧米諸国においても指摘されている (Stockner et al., 2000)。

湖沼の食物連鎖構造における栄養段階毎の生物量については炭素量として評価されることが多い。しかし、栄養段階間の物質フローやエネルギーの転換を理解する上では窒素・リンなどの生元素とのバランスを考慮する必要がある重要性が近年の生態化学量論の進展によって明らかにされている (Sternner and Elser, 2002)。すなわち、高次の生物にとって餌となる低次の生物が炭素量として多くても、食う側の生物にとって栄養バランスの悪い (質の悪い) 餌では、効率よく高次の生物が増えていかない現象が明らかにされてきている。富栄養化対策としての水質保全を考える上では、琵琶湖のようなリン制限型湖沼においてはリン負荷量の削減が一次生産者である植物プランクトンの抑制に効果的であり、近年の植物プランクトン量の減少傾向は、リンを中心とした外部負荷削減の効果が出てきているものと考えられる。しかし、リン削減の結果として生じる窒素：リン比の増大は、高次の生物にとって栄養バランスの悪い低次の生物の発生に繋がる可能性もある。したがって、今後、更なる外部負荷削減を目指すとしても、栄養レベルならびにその比の変化に対して、高次の生物群集がどのような影響を受けることになるかについて検討していくことは重要な課題である。

これまで実施されてきた琵琶湖での調査研究によって湖内の溶存態と粒子態の生元素量 (炭素・窒素・リン量) については豊富な情報を得ることができる。しかし、植

物プランクトンや動物プランクトンの種毎、あるいは魚類など大型の各生物の生元素量についてはほとんど調べられていない。本政策課題研究では、各栄養段階の生物が要求する炭素量に対する窒素・リン量を明らかにすることを第一段階の目的とし、琵琶湖の代表的な動物プランクトンと魚類の生元素量の分析を行ってきた。これにより、現状の栄養レベル・バランスならびに将来起こりうる変化が琵琶湖の生態構造に及ぼす影響について理解を深めることができ、生態系から見た適切な栄養レベルについて議論する基礎ができると考えている。本報告では、これまで測定を行ってきた琵琶湖の魚類と動物プランクトンの生元素量とその比について報告する。

3.2 方法

生元素量の分析に用いた魚類20種とスジエビは、ニゴロブナとヌマチチブを除き、志賀町漁業協同組合のエリ漁で採取されたものを用いた。ニゴロブナは朝日漁業協同組合の刺し網により、ヌマチチブは和邇浜で採集したものをを用いた。魚類試料は、乾燥機 (50-60 °C) で十分に乾燥した後、乳鉢を用いて均質になるまで微細に粉碎し、分析試料とした。なお、大型の個体については、ベリタス粉碎机 (大道産業製) を用いて粉碎処理を行った後に、乳鉢で微細になるまで粉碎した。動物プランクトン試料は北湖第一湖盆中央に位置する定点 N-4 にてプランクトンネット (200 μm メッシュ) の鉛直曳き (0-20 m 層) により採集した。採集した試料から、実体顕微鏡下でパスツールピペットを用いてカプトミジンコとヤマトヒゲナガケンミジンコをそれぞれ選別して、生元素の測定用試料を作成した。また植物プランクトンの生元素量については、種毎に分別収集することが困難であったため、植物プランクトンが大部分を占める 20-200 μm 分画の粒子態をプランクトンネットで採集し、動物プランクトン、魚類の生元素量の対照試料とした。

生物体に含まれる炭素と窒素は、元素分析器 Flash EA1112 (ThermoFinnigan 社製) を用いて分析した。魚類のリンは、粉碎試料を過塩素酸と硝酸による酸化分解を行った後、ペルオキシ二硫酸カリウムによる湿式分解を行い、モリブデン青法により分光光度計 U-2001 (日立製作所製) を用いて測定した。GF/F フィルターに収集した粒子態ならびに動物プランクトンのリン量は、酸化分解を行わずに、湿式分解後にモリブデン青法で測定した。

3.3 結果

測定を行った琵琶湖産魚類20種の乾重量に対する炭素、窒素、リン含有率の平均値は、それぞれ 45.5%, 10.3%,

2.41%であった。また、炭素:窒素:リンのモル比の平均値は、50.7:9.8:1であった。魚種別では、ヌマチチブとブルーギルの炭素含有率が40%未満と低いのに対して、ウグイは50%を超えていた(表1)。また窒素含有率では、サケ目キュウリウオ科の2種ワカサギとアユがそれぞれ11.2、11.4%と高くなるなど魚種によってばらつきがみられた。しかし、炭素と窒素の含有率の変動係数はそれぞれ7.2%と7.5%であり、リンの22.3%と比較すると魚種間の違いは小さかった。リン含有率では、スジマドジョウの1.65%を最小として5種が2%未満であったのに対し、ゲンゴロウブナ、ヌマチチブ、オオクチバス、ブルーギルの4種が3%以上であり、種によって大きな違いがみられた。その結果、炭素/リン、窒素/リンのモル比にも大きな違いがあり、ヌマチチブとブルーギルの2種がそれぞれ30、7以下の低い値になったのに対し、アユはそれぞれ68.3、14.0と高い値を示した(表1)。

甲殻類の生元素含有率を魚類のそれと比較すると、炭素と窒素に関しては魚類の変動幅に含まれており違いがみられないが、リンについては魚類より低含有率であった。甲殻類3種の生元素量を比較すると、動物プランクトンであるカブトミジンコとヤマトヒゲナガケンミジンコの2種よりも、カブトミジンコとスジエビが似た組成であることが明らかとなった。動物プランクトン2種では、特にリン含有率の違いが大きく、カブトミジンコが1.35%であったのに対してヤマトヒゲナガケンミジンコは0.93%と低い含有率であり、炭素/リン、窒素/リンのモル比はカブトミジンコの方が小さくなった。北湖沖合の0-20 m層から採集した20-200 μmサイズの粒子態の生元素含有率は、魚類ならびに甲殻類に比べて、炭素、窒素、リンのいずれも低く、それぞれ31.5%、3.9%、0.31%であった。炭素:窒素:リン(モル比)は286.6:30.3:1となり、一般に植物プランクトンの生元素比の指標として知られているレッドフィールド比106:16:1に比べるとリン含有率の低さが際立った。

魚類、動物プランクトン、粒子態の生元素比の違いが理解しやすいように、今回、分析を行った生物のうち、琵琶湖の代表的な魚類8種、甲殻類3種および北湖0-20 m層の粒子態について、炭素に対するリンと窒素の含有率(重量比)と、北湖0-20 m層の粒子態の比率を1としたときの各生物の比率を図9に示した。図から明らかのように、炭素量に対する窒素量とリン量は、粒子態が最も少ない。魚類と甲殻類に含まれる炭素含有量に対する窒素含有量には大きな差は無く、平均値として粒子態の1.8倍であった。一方、炭素含有量に対するリン含有量には大きな違いがあり、ヤマトヒゲナガケンミ

表1 琵琶湖産魚類20種、甲殻類3種および北湖沖合0-20 m層の粒子態の生元素含有率とそれらの比

生物(試料数)	炭素 窒素 リン			炭素:窒素 炭素:リン 窒素:リン		
	(%乾重量)			(モル比)		
サケ目キュウリウオ科						
ワカサギ (4)	46.7	11.2	1.98	4.9	61.7	12.7
アユ (18)	47.4	11.4	1.81	4.9	68.3	14.0
コイ目コイ科						
オイカワ (5)	48.4	9.7	2.39	5.8	52.2	9.0
ハス (8)	44.7	11.1	2.40	4.8	45.0	10.4
ウグイ (5)	50.3	9.7	1.95	6.1	68.7	11.4
ワタカ (2)	47.9	9.8	2.24	5.7	57.9	11.0
ホンモロコ (2)	46.6	11.1	2.04	4.9	58.6	11.0
ビワヒガイ (4)	47.8	9.8	2.20	5.8	57.7	9.9
カマツカ (6)	42.6	10.5	2.88	4.7	39.4	8.3
スゴモロコ (13)	48.0	9.8	2.27	5.7	54.3	10.6
ニゴロブナ (3)	48.3	8.9	2.29	6.4	56.1	8.7
ゲンゴロウブナ (2)	41.0	10.7	3.02	4.5	35.8	7.3
シロヒレタビラ (2)	47.5	8.7	2.17	6.4	58.9	10.3
コイ目ドジョウ科						
スジマドジョウ (1)	48.7	10.1	1.65	5.6	52.3	10.7
スズキ目ハゼ科						
ヨシノボリ (6)	44.0	11.1	2.36	4.7	46.9	10.2
ヌマチチブ (5)	37.9	10.5	3.43	4.2	27.9	6.7
イサザ (11)	45.9	10.9	1.93	4.9	63.6	12.1
ウツセミカジカ (4)	43.8	9.5	2.51	5.4	45.2	8.4
スズキ目サンフィッシュ科						
オオクチバス (3)	43.5	10.3	3.18	4.9	35.6	7.3
ブルーギル (4)	39.9	10.3	3.59	4.5	28.8	6.4
甲殻類						
スジエビ (8)	43.0	10.4	1.26	4.8	88.5	18.3
カブトミジンコ (8)	41.6	9.0	1.35	5.4	80.0	14.8
ヤマトヒゲナガケンミジンコ (4)	44.0	11.0	0.93	4.7	125.8	26.8
粒子態(20-200 μm) (10)	31.5	3.9	0.31	9.5	286.6	30.3

ジンコでは粒子態の2.1倍であるのに対し、ブルーギルでは粒子態の9.1倍に達した。バス科を除く6種(ワカサギ、アユ、ホンモロコ、ニゴロブナ、ハス、イサザ)のばらつきは比較的小さく、粒子態の3.9~5.5倍であった。

3.4 考察

魚類体内の窒素、リン含有量については、食品成分として魚肉については古くからよく報告されてきたものの、骨や内臓も含めた魚全体に対する測定はあまり行われてこなかった。琵琶湖の魚類についても、筆者らの知る限り、これまで報告例は見られない。しかし、近年の生態化学量論の発展に伴い、湖沼における物質循環や生態構造を評価する上で魚類の生元素量に関する情報は必要不可欠になってきており、特に2000年以降に研究報告が増えてきている。本研究では、琵琶湖産の魚類20種類について、その生元素含有率とその比を初めて明らかにした。ただし、個々の魚種の生元素含有率は、その成長段階あるいは季節により変化するが、今回の調査ではそのことを検討するに十分な試料を測定できておらず、今後さらに多試料の分析が必要である。

Tanner et al. (2000)は北米スペリオール湖の魚類20種の炭素、窒素、リン含有率を報告しており、その平均

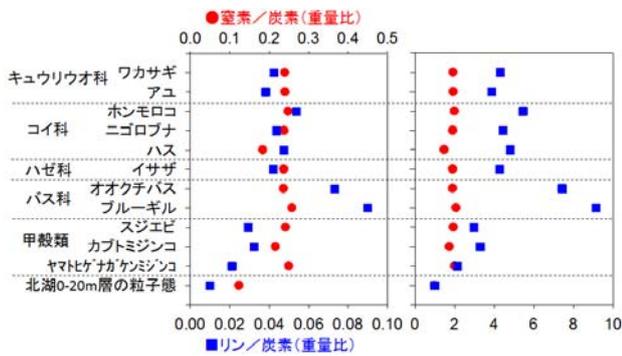


図 9 琵琶湖産魚類 8 種、甲殻類 3 種および北湖沖合 0-20 m 層の粒子態に含まれる炭素量に対する窒素量 (●) とリン量 (■) (左図)。右図は粒子態の窒素/炭素とリン/炭素をそれぞれ 1 としたときの各生物の窒素/炭素 (●) とリン/炭素 (■) の値を示す。

値はそれぞれ 45.1%, 11.3%, 2.45%であり、その比は 47.6:10.2:2.1 (モル比) であった。これらの値は、今回測定した琵琶湖産魚類に近い値である。一方、魚種による生元素含有率の違いは、炭素、窒素で小さく、リンで大きい。その結果、魚種による生元素比の違いはリン含有量の違いによって生じることが多い。Pilati and Vanni (2007) と Hendrixson et al. (2007) は魚類のリン含有率がカルシウム含有率と強く相関することを明らかにしており、カルシウムが多く含まれる骨や鱗の発達具合に応じて魚類のリン含有率は大きく変化する。したがって、魚類のリン含有率は各固体の成長段階によって変化すると同時に、種毎の体型なども反映しており、分類群によってある程度整理できることが示されている。これまで調べられた魚類の生元素量を比較することにより、柔らかい鱗状を持つコイ科とサケ科はリン含有率が低いのにに対し、バス科は高いことが指摘されている (Hendrixson et al., 2007)。本研究では、サケ目キュウリウオ科の 2 種ワカサギとアユはリン含有率が 2%未未満であり、11 種のコイ科魚類ではカマツカとゲンゴロウブナを除くと、全 20 種の平均値 2.41%より低い値であった。一方、バス科の 2 種オオクチバスとブルーギルはリン含有率が 3%以上であり、ハゼ科のヌマチチブとともにリン含有率の上位を占めた。これらの結果は、既報によく一致している。

野外における甲殻類の種毎の生元素量については多くの測定報告がされてきたわけでは無いが、以下の 2 点が指摘されている。すなわち、種毎の生元素量は餌の栄養バランスに影響をあまり受けず比較的安定している。一方、種によってリン含有率に大きな違いがあり、ミジンコ類は高くカイアシ類は低い (Sterner and Elser, 2002)。本研究では、琵琶湖沖帯の代表的動物プランクトンであるカブトミジンコ (ミジンコ類) とヤマトヒゲ

ナガケンミジンコ (カイアシ類) の 2 種について測定を行った。その結果、カブトミジンコのリン含有率が 1.35%であったのに対し、ヤマトヒゲナガケンミジンコのそれは 0.93%であり、既報通り、カイアシ類に比べ、ミジンコ類の高リン要求が明らかとなった。

ここで、琵琶湖北湖 0-20 m 層の 20-200 μm 画分の粒子態を甲殻類の餌とみなして、食物連鎖における栄養段階間の生元素比について検討する。粒子態の単位炭素あたりの窒素に対し、甲殻類、魚類は、2 倍弱の窒素を必要としている (図 9)。このことは、粒子態-甲殻類-魚類の 3 段階の食物連鎖を仮定した場合、粒子態から甲殻類の栄養段階間では、甲殻類にとって必要となる窒素を得るために炭素量としては必要量の 2 倍弱を摂食する必要があることを示している。一方、魚類が甲殻類を補食する場合には炭素:窒素のバランスが栄養段階間で一致しているので、必要となる炭素を摂取することにより、窒素の必要量は満たされることになる。

同様の関係をリンについてみると、粒子態とヤマトヒゲナガケンミジンコではリン要求が 2 倍強程度であるのに対し、スジエビとカブトミジンコでは約 3 倍のリンが必要となる。粒子態の単位炭素あたりのリンに対する魚類のリン要求量は 3.4-9.2 倍と魚種によって大きな違いがある。いずれの魚種にしても甲殻類の持つリン含有率より高いリン含有率となっていることから、甲殻類を餌とする場合には、リン含有率の高い甲殻類を捕食する方が、効率よく必要となるリンを獲得することができ、成長する上で有利になると考えられる。琵琶湖のアユやホンモロコなど動物プランクトン食の魚類に関する胃内調査結果からは、これらの魚類はカイアシ類よりミジンコ類を選択的に摂食していることが明らかにされている (三浦ら 1966; Kawabata et al., 2006) このような琵琶湖産魚類による捕食選択性は餌生物のリン含有量に起因していることが推測される。

侵略的外来種であるバス科の 2 種オオクチバスとブルーギルがスジエビを捕食するケースを仮定すると、この 2 種が必要とするリンは、スジエビの単位炭素あたりのリンの、それぞれ 2.5, 3.1 倍となる。在来種であるコイ科の肉食魚ハスが 1.8 倍であることを照らし合わせると、これら 2 種が成長するにはより多くのリンが必要となり、在来魚類が同量生息するよりも多くのリンを魚体内にストックすることになる。したがって、オオクチバスとブルーギルが繁殖することは、在来種を捕食する直接的な悪影響のみならず、琵琶湖内の生態転換効率の低下にも影響していることが考えられる。

4. 謝辞

本研究でのデータや情報の収集にあたり、以下の方々にご協力をいただいたことについて深く謝意を表す。京都市衛生公害研究所、京都市水道局水質管理センター、同 中村満課長、東レテクノ株式会社、滋賀県琵琶湖環境部琵琶湖再生課、滋賀県琵琶湖環境科学研究センター環境監視部門、元滋賀県職員 上田一好氏、加賀爪敏明氏。本研究の遂行にあたり、以下の方々には有意義な討論と情報をいただいたことに謝意を表す。総合地球環境学研究所と京都大学 中西正己名誉教授、滋賀県立大学環境科学部 三田村緒佐武教授、滋賀大学教育学部川嶋宗継教授、滋賀県立琵琶湖博物館 芳賀裕樹専門学芸員、その他滋賀県琵琶湖環境科学研究センター職員。堀正倫、小島忠利、中西健也氏。

5. 引用文献

相沢金吾(1939):水道叢書第3編, 上水試験法註解. 水道協会, 東京.

安藤正典・赤澤寛・梶野勝司・小泉清・市川久浩・矢野洋(1999):上水試験方法における水質測定項目設定の背景と試験方法の変遷. 水道協会雑誌, 68(7): 2-24.

芳賀裕樹(2008):琵琶湖南湖で見られる沈水植物の増加について. 日本水産学会誌, 74:892-894.

早川和秀・藤井滋穂(2010):琵琶湖の塩化物イオンの長期変遷とその増加要因. (1) 1920年から2005年までの湖水中の塩化物イオンの変動. 陸水学雑誌, 71:147-165.

早川和秀・岡本高弘(2010):琵琶湖における塩化物イオン濃度の長期変遷とその増加要因. (2) 琵琶湖の塩化物イオンの負荷量推定と過去30年間の増加要因について. 陸水学雑誌, 71:285-303.

Hendrixson, H. A., Sterner, R. W. S. and Kay, A. D. (2007):Elemental stoichiometry of freshwater fishes in relation to phylogeny, allometry and ecology. *J. Fish Biol.*, 70:121-140.

Hirayama, A., Wake, A., Kumagai, M. (1995):Short-term water quality analyses of eutrophic shallow water. *HYDRA* 2000, 3:76-81.

今井正彦・堤正雄・藤田富雄・西村秀作(1967):びわ湖の水質について(第1報). 滋賀県立衛生研究所報, 7: 54-74.

海洋气象台(1926):海洋气象台彙報 第8号, 琵琶湖調査報告1. 海洋气象台(神戸), 神戸.

Kawabata, K., Narita, T. Nishino, M. (2006) : Predator-prey relationship between the landlocked dwarf ayu and planktonic Crustacea in Lake Biwa, Japan. *Limnology*, 7:199-203.

古地図研究会(1983):明治大正日本五万分の一地図集成. 陸軍参謀本部陸地測量部作製一複製. 学生社, 東京.

京都市衛生試験所(1920~1943):京都市衛生試験所報告

1~21 (16, 17は欠号). 京都市衛生試験所, 京都.

京都市水道局(1948~1952):京都市上水道水質試験成績ならびに調査報告書 昭和25年~昭和27年度. 京都市水道局, 京都.

京都市水道局(1953~2006):京都市水質試験年報 昭和28年~平成18年度. 京都市水道局, 京都.

三田村緒佐武・西条八束(1978):びわ湖の水質. びわ湖とその集水域の環境動態 - 研究の現状と文献・資料集. 「環境科学」研究報告集, 29-45.

三浦泰蔵・須永哲雄・川那部浩哉・牧岩男・東幹夫・田中晋・平井賢一・成田哲也・友田淑郎・水野信彦・名越誠・高松史朗・白石芳一・小野寺好之(1966):魚類. びわ湖生物資源調査団中間報告:711-906. 近畿地方建設局.

水沼栄三・村長義雄(1958):水産水質に関する調査(第1報) 瀬田川及び浜大津地先の水質調査. 滋賀県水産試験場研究報告, 9:55-69.

村田清美(1954):大津市湖岸の汚染度について. 滋賀県立衛生研究所報, 1:36-37.

根来健一郎(1957):琵琶湖の水質. 陸水学雑誌, 19:1-22.

西村秀作(1986):琵琶湖水質調査 今昔. 水, 28:35-43.

大阪市立衛生試験所(1933):大阪市立衛生試験所業績抄録集 上下水之部. 大阪市立衛生試験所, 大阪.

大阪市立衛生試験所(1927~1946):大阪市立衛生試験所事業成績ノ概要 大正15年~昭和20年度. 大阪市立衛生試験所, 大阪.

大阪市水道部(1923):大水道計画調査報告書(第2回). 大阪市水道部, 大阪.

大阪市水道局(1948):大阪市水道事業年報. 大阪市水道局, 大阪.

大阪市水道局(1950~2006):大阪市水道局水質試験所調査研究ならびに試験成績, 1~57. 大阪市水道局工務部水質試験所, 大阪.

大津市(編)(1983):新修大津市史6 現代. 大津市, 大津.

Pilati, A. and Vanni, M. J. (2007):Ontogeny, diet shifts, and nutrient stoichiometry in fish. *Oikos*, 116:1663-1674.

坂本充(1973):淡水域の富栄養化 日本水産学会編. 水圏の富栄養化と水産増養殖. 恒星社厚生閣, 東京:9-28.

滋賀県(1973):滋賀県公害白書 昭和48年度. 滋賀県, 大津.

滋賀県(1975~2007):滋賀県環境白書 昭和50年~平成18年度. 滋賀県, 大津.

滋賀県・建設省近畿地方建設局琵琶湖工事事務所・水資源開発公団・滋賀県立衛生環境センター(1972~2006):琵琶湖水質調査報告書 昭和41年度~平成18年度.

滋賀県, 大津.

滋賀県水産試験場(1923):滋賀県水産試験場業務功程.

滋賀県水産試験場, 彦根.

滋賀県立図書館(1981):びわ湖開発資料年表 一びわ湖・

水資料目録第1号一. 滋賀県立図書館, 大津.

宗宮功(2000):琵琶湖-その環境と水質形成. 技報堂出版,
東京.

Sterner, R. W. and Elser, J. J. (2002): Ecological Stoichiometry. The
Biology of Elements from Molecules to the Biosphere. Princeton
University Press, Princeton, New Jersey, USA.

Stockner, J. G., Rydin, E. and Hyendstand, P. (2000): Cultural
oligotrophication: causes and consequences for fisheries
resources. Fisheries 25:7-14.

Tanner, D. K., Brazner, J. C. and Brady, V. J. (2000): Factors
influencing carbon, nitrogen, and phosphorus content of fish from
a Lake Superior coastal wetland. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 57
1243-1251.

淀川水質汚濁防止連絡協議会(1959):淀川水質汚濁調
査報告書 昭和33年度. 淀川水質汚濁防止連絡協議
会, 大阪.