

琵琶湖におけるプランクトン等の長期変遷に関する解析モニタリング

—動・植物プランクトンおよび細菌を含む微生物の変動解析—

一瀬 諭・藤原直樹・古田世子・池田将平・岸本直之¹⁾

要約

琵琶湖の水質評価や湖内生産量を評価をするためには、動・植物プランクトンの現存量の定量的な把握が不可欠である。今回、過去からの動・植物プランクトンや超微細なピコ植物プランクトンおよび、マンガン酸化物構造体(Metallogenium)を含む各種細菌調査を実施した。その結果、植物プランクトンの長期変遷では、種類数と総細胞炭素量が減少傾向であることが認められたが、藍藻については全体に占める割合が増加していることが明らかとなった。動物プランクトンの長期変遷をみると、総個体数としては原生動物が多かったが、総炭素量としての評価では甲殻類が最も多くを占めていた。細菌類では、従属栄養細菌数の増減が一般細菌や嫌気性細菌に比べ湖内有機物量の増減と一致する傾向が認められ、また、湖底の溶存酸素濃度と Metallogenium 粒子数との関係についても負の相関が認められた。

今回のプランクトンの変動解析結果から琵琶湖水中のプランクトン由来の有機物量が算出でき、総合的な水質評価や湖内有機物量に及ぼす一次生産者の寄与を評価するための方法が確立できたと考える。しかし、化学分析で得られた粒子態有機炭素量(POC)とプランクトン総炭素量と比較すると、プランクトン体積から求めた炭素量が実際に分析した有機炭素量よりもやや大きく積算されることがあるため、今後、その精度を上げるための検討を進めることが必要である。

1. はじめに

滋賀県では、琵琶湖の定期的な水質モニタリングと併せてプランクトンのモニタリングを30年間以上実施している。近年、琵琶湖における生態系の変化が顕在化してきていることから、滋賀県では健全な琵琶湖の生態系保全やその回復を考える上で、プランクトンの継続的なモニタリングが重要な課題となってきている。なかでも、琵琶湖水の有機物指標に及ぼす内部負荷量の寄与などを評価するには、その一次生産を担う植物プランクトン量やその捕食者となる動物プランクトン量の把握が不可欠である。今回、植物プランクトン量および動物プランクトン量の長期変遷解析や、通常の生物顕微鏡では計数できないピコ植物プランクトンおよびマンガンの酸化物構造体である Metallogenium 粒子数の長期的な変遷について観測結果をデータベース化し、動・植物プランクトンについては、細胞炭素量や個体炭素量として換算し、その長期変遷と理化学分析結果を併せて評価を行ったので、その結果について報告する。

さらに、衛生学的な見地からも水質評価するため、一般細菌数や従属栄養細菌、嫌気性菌数および硫酸塩還元細菌についても短期間であるが調査を行い、琵琶湖における有機物量との関係や湖底の溶存酸素量と嫌気性細菌数等の関係についても検討を行ったので併せて報告する。

2. 植物プランクトン

琵琶湖水の有機物指標に及ぼす内部負荷の寄与を評価するためには湖内で一次生産を行う植物プランクトンの定量的評価が不可欠である。

当センターでは1979年より植物プランクトンの定期的な検鏡調査を継続しており、そのデータは種ごとの細胞密度として記録されている。

しかし、植物プランクトンにも様々な種があり、その細胞サイズ(細胞容積)も種類によって1~数万 μm^3 /細胞と大きくばらついており、総細胞数では植物プランクトン現存量を正しく評価できず、このままでは内部負荷の評価が困難であった。

今回、植物プランクトンの現存量に焦点を当て、琵琶湖の内部負荷量の基礎データとして当センターが有する1979年から現在にわたる植物プランクトン観測生データをデータベース化し、バイオマス(細胞容積、炭素量)に換算・評価した。

この植物プランクトンの観測データに基づき(一瀬ら, 1999)、植物プランクトンの長期変動を解析するとともに、バイオマスの点から特に琵琶湖水質形成への寄与が大きいと考えられる植物プランクトン種の抽出を行った。

1) 龍谷大学理工学部

2.1 方法

2.1.1 調査地点

植物プランクトン調査は、北湖の今津沖 (17A)、今津沖中央 (17B)、長浜沖 (17C)、丹出川沖中央 (10B)、南湖の唐崎沖中央 (6B) の水深 0.5m 層 (表層) の 5 地点で実施した。特に、北湖今津沖中央地点 (17B) 表層および南湖唐崎沖中央 (6B) 表層については種類数の長期的変化について検討した。

1979 年～2008 年までに琵琶湖で確認された 600 種以上の植物プランクトンを種類毎に平均細胞容積を算出した。なお、種名まで同定できない種類については、属名「sp.」として記載した。細胞容積評価にあたっては各細胞を楕円柱、楕円体、直方体およびこれらの組み合わせで近似し、以下の式に従って細胞容積 V を求めた。

$$\text{楕円柱 } V = \frac{\pi}{4}abh$$

(a: 楕円の長軸, b: 楕円の短軸, h: 楕円柱の高さ)

$$\text{楕円体 } V = \frac{\pi}{6}ab^2$$

(a: 楕円の長軸, b: 楕円の短軸)

$$\text{直方体 } V = abh$$

(a: 長さ, b: 幅, h: 高さ)

次に細胞容積から細胞内炭素量を算出した。細胞容積から炭素量への換算は Strathmann (1967) の式を用いた。

珪藻

$$\log C = -0.422 + 0.758 \log V$$

その他藻類

$$\log C = -0.460 + 0.866 \log V$$

ここで C: 細胞内炭素量 [pgC/cell]、V: 細胞容積 [$\mu\text{m}^3/\text{cell}$] である。

2.1.2 調査回数

植物プランクトン調査は 1979 年 1 月から 2008 年 12 月までの 30 年間、原則として毎月上旬と中旬の 2 回、約 2,880 検体について解析した。

2.1.3 調査項目

植物プランクトンについて種類および細胞数 (藍藻は細胞が微細で群体を形成する種が多いため種類ごと一定の体積の単位を定めて計数) を計数し、平均細胞容積を算出し、その積算値から総細胞容積量を求めた。

2.1.4 植物プランクトンの計数方法

植物プランクトン計数法や各細胞容積の計算法および同定法については一瀬らの方法に従った (一瀬ら, 2001)。また、分類・計数された各網の中でも藍藻に属する種は細胞が微細で、しかもそれらが集まって「塊状」や「糸状」

の群体を形成することから、1 群体当たりの平均細胞数を予め求め、その結果について各種類別の細胞容積量を求めた (一瀬ら, 2007)。さらに、主に出現する藍藻の種類についても細胞容積やその種類がもつ細胞外物質である粘質鞘 (寒天質状物質) についても墨汁、およびカラーラテックス球などで染色し粘質鞘を含む平均細胞容積量の測定を実施した。

2.2 結果と考察

2.2.1 種類数の変化

北湖中央 (今津沖中央, 0.5m 層) および南湖中央 (唐崎沖中央, 0.5m 層) における長期的な種類数の変化を図 1 に示した。北湖中央の 1979～1988 年の 10 年間に確認された植物プランクトン種は 148 種であったが、1999～2008 年の 10 年間には 110 種にまで減少し 26% の種類が確認できなかった。また、南湖中央においても、1979～1988 年の 10 年間では 208 種であったが、1999～2008 年の 10 年間には 140 種にまで減少し、33% の種類が確認されず、琵琶湖において植物プランクトン種の多様性が失われてきていることが明らかとなった。

このことは、植物プランクトン同士の栄養塩の奪い合いや、動物プランクトンとの捕食圧の変化、また、1979 年の富栄養化防止条例以降、河川等を通じて琵琶湖では流入するリン量が減少してきたこと、さらには沿岸帯の改変や内湖等の消失、地球温暖化など複雑な生態系の変化がその要因になっていると考えられるが、その原因については未

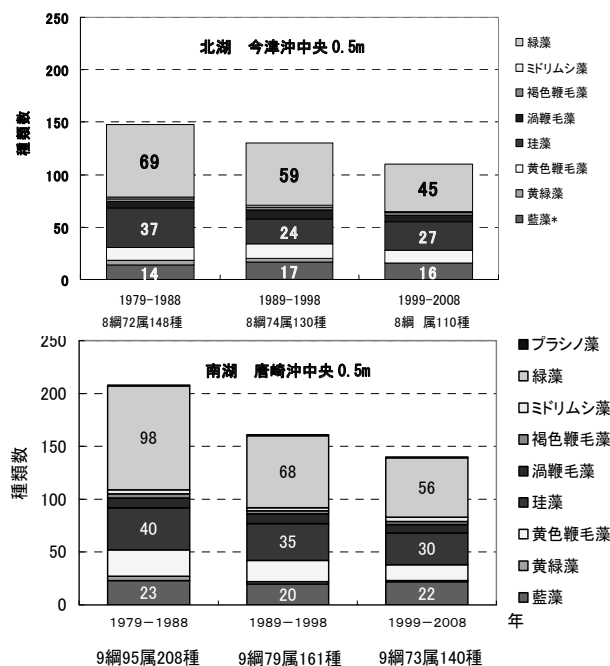


図 1 琵琶湖における植物プランクトン種類数の変化 (1979-2008)

解明であり、今後も継続した植物プランクトン種の変化を監視する必要がある。

2.2.2 各地点における植物プランクトン総細胞炭素量の長期変化(1979-2008)

今津沖、今津沖中央、長浜沖、丹出川沖中央、唐崎沖中央における植物プランクトン総細胞炭素量を図 2 に示した。

今津沖における過去 30 年間の総細胞炭素量の変動は、0.003~1.918 mgC/L で推移し、平均値は 0.264mgC/L であり、5 定点の中では低い値であった。今津沖中央は、0.002~2.393mgC/L で推移し、平均値は 0.269mgC/L であり、最大値および平均値は今津沖に比べやや高い値であった。長浜沖(17C)では、0.002~2.567mgC/L で推移し、平均値は 0.312mgC/L であり、平均値は北湖の中では高かった。丹出川沖中央は、0.011~3.205mgC/L で推移し、平均値 0.264mgC/L であり、最大値や最小値は北湖の定点の中では高い値であった。また唐崎沖中央における植物プランクトン総細胞炭素量は、0.013~3.703 mgC/L で推移し平均値は 0.365 mgC/L と琵琶湖 5 地点の中では最も高い値であった。

次に、バイオマス中の植物プランクトンの構成を見るため、今津沖中央(0.5m)における植物プランクトン網別バイオマス経時変化を図 3 に示し、唐崎沖中央(水深 0.5m)における植物プランクトン網別バイオマスの経時変化を、図 4 に示した。南湖中央では 1998 年以降、夏から秋にかけてアオコを形成する浮上性巨大藍藻である *Oscillatoria kawamurae* の出現により極端に藍藻の総細胞炭素量が増加することがあるが、それを除けば北湖、南湖とも経年的にバイオマスピークが小さくなっていく傾向が認められた。この傾向は細胞容積で見た場合も細胞炭素量で見た場合でも同じであるが、細胞炭素量で見た場合、細胞容積のグラフと比較して藍藻の割合が高くなっていることが明らかとなった。したがって、細胞容積と細胞内炭素量は比例関係にあるのではなく、Strathmann の式からわかるように細胞容積が小さいほど容積当たりの炭素量は大きくなる(図 5)。藍藻に属する種には、各細胞が微細なために炭素量に換算するとその比率が増大すると考えられた。

図 6 に今津沖中央および唐崎沖中央における細胞内炭素量で見た植物プランクトン各網別の優占率を示した。琵琶湖では夏季から秋季にかけて藍藻および緑藻のバイオマスが増大するのに対し、珪藻や褐色鞭毛藻は一年を通して比較的安定的に存在していた。その結果、藍藻や緑藻の細胞炭素量の占める割合は夏季から秋季にかけて高く、冬から春には珪藻や褐色鞭毛藻の炭素量の占める割合が高くなる傾向が認められた。さらに、長期的な各網の変化を

みると、北湖ではスタウラスツルムを中心とした緑藻が 1979 年から 1989 年まで大きな比率を占めていたが、1990 年代に入ると少なくなり、これに代わり褐色鞭毛藻や藍藻の割合が大きくなる傾向が認められ、南湖では珪藻や藍藻の割合が大きくなる傾向が認められた。

各植物プランクトンを細胞容積により、大(1000 μm^3 /cell 以上)、中(100 以上 1000 μm^3 /cell 未満)、小(100 μm^3 /cell 未満)に分類し、植物プランクトンサイズ毎にバイオマスおよび炭素量割合の経年変化(年移動平均)を求めると、図 7、図 8 が得られた。

琵琶湖北湖・南湖では図 7、図 8 に示したように、サイズ別総細胞容積の変化をみると 1980 年代後半からの大型の植物プランクトンの割合が減少し、小型の植物プランクトンの割合が増加していることが明らかとなった。比増殖速度は一般に小さな種ほど大きいことが知られており(Kagami and Urabe, 2001; Reynolds, 2006)、細胞容積の小さな植物プランクトンの増加は一次生産の増加をもたらすと考えられた。琵琶湖ではバイオマスの経年的な減少傾向が認められることから、一次生産が増大したとは断定できないが、バイオマス減少から予想されるほどには一次生産の減少が起こっていない可能性が示唆された。なお、1988 年頃の顕著な小型植物プランクトンバイオマスの増加は 1988 年 9 月の藍藻に属する *Microcystis* sp. の大発生によるものであった。

次に、各植物プランクトン種の細胞炭素量に基づき、1979~2008 年の 30 年間の平均バイオマスを求め、細胞容積毎に優占度の高い種を選定した結果を表 1 に示した。本表では、北湖中央における優占度の高い 16 種類を示し、そのプランクトンの総細胞容積と総全炭素量に占める割合を示している。また、粘質鞘の有する種類をアンダーラインで示した。この表 1 に示した 16 種類の平均優占率の合計から、北湖今津沖中央における、全植物プランクトンバイオマス(細胞炭素量)の 84%を占めていた。また、南湖についても同様に計算した結果、最優占する 14 種の総炭素量バイオマスでみた優占率は 59%を占めていた。

2.3 まとめ

植物プランクトンの長期変動解析として、琵琶湖の長期観測データを用いてデータベースを構築するとともに、植物プランクトン細胞数データから細胞容積や炭素量に換算しデータ解析を行った。以下に得られた結果を示す。

①琵琶湖で 1979 年から 2008 年までに観察された 634 種の植物プランクトンについて個々に平均細胞容積を求め、データベース化を実施した。また平均細胞容積から Strathmann の式を用いて細胞内炭素量に変換し、データベース化を実施した。

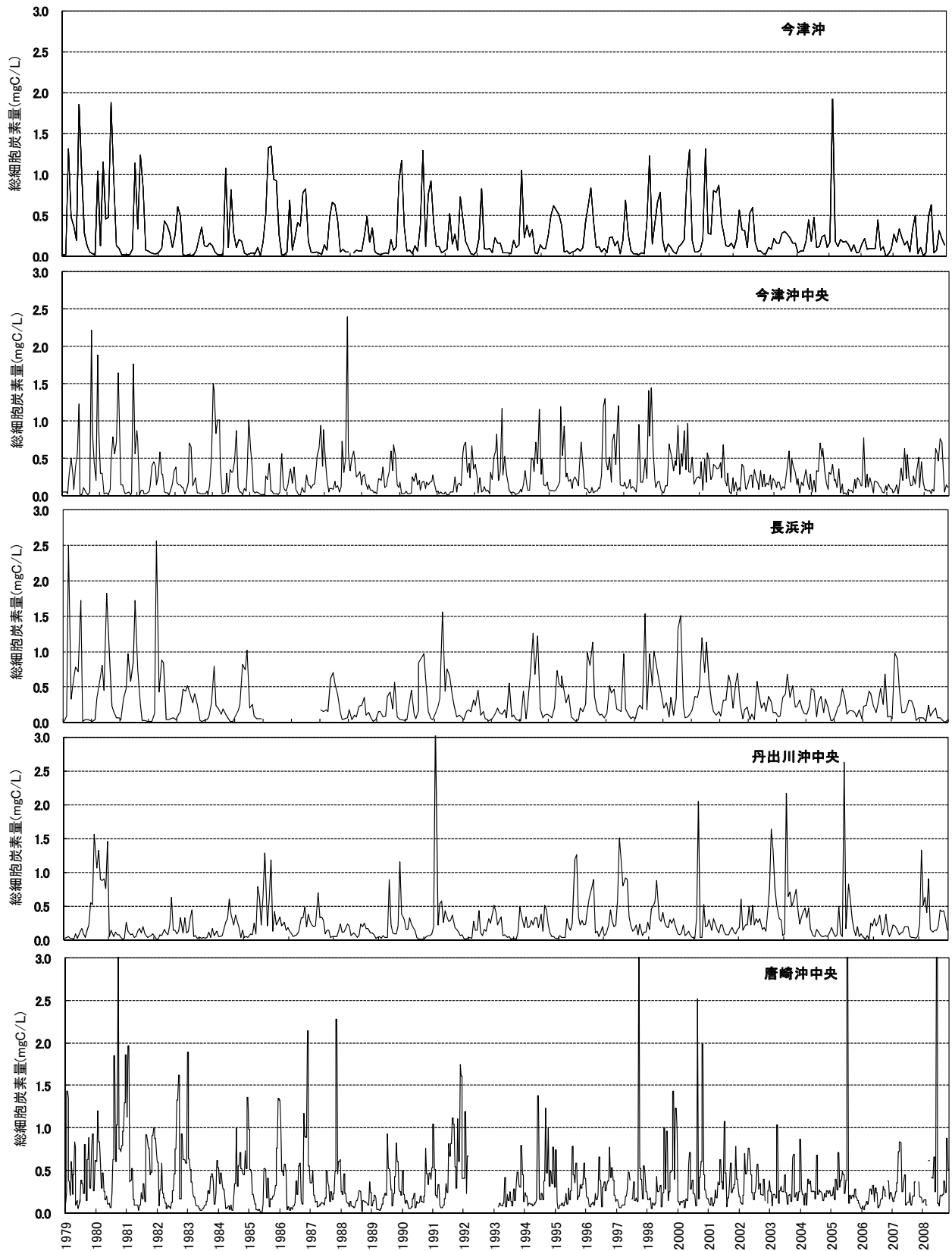


図2 琵琶湖における植物プランクトン総細胞炭素量の長期変遷

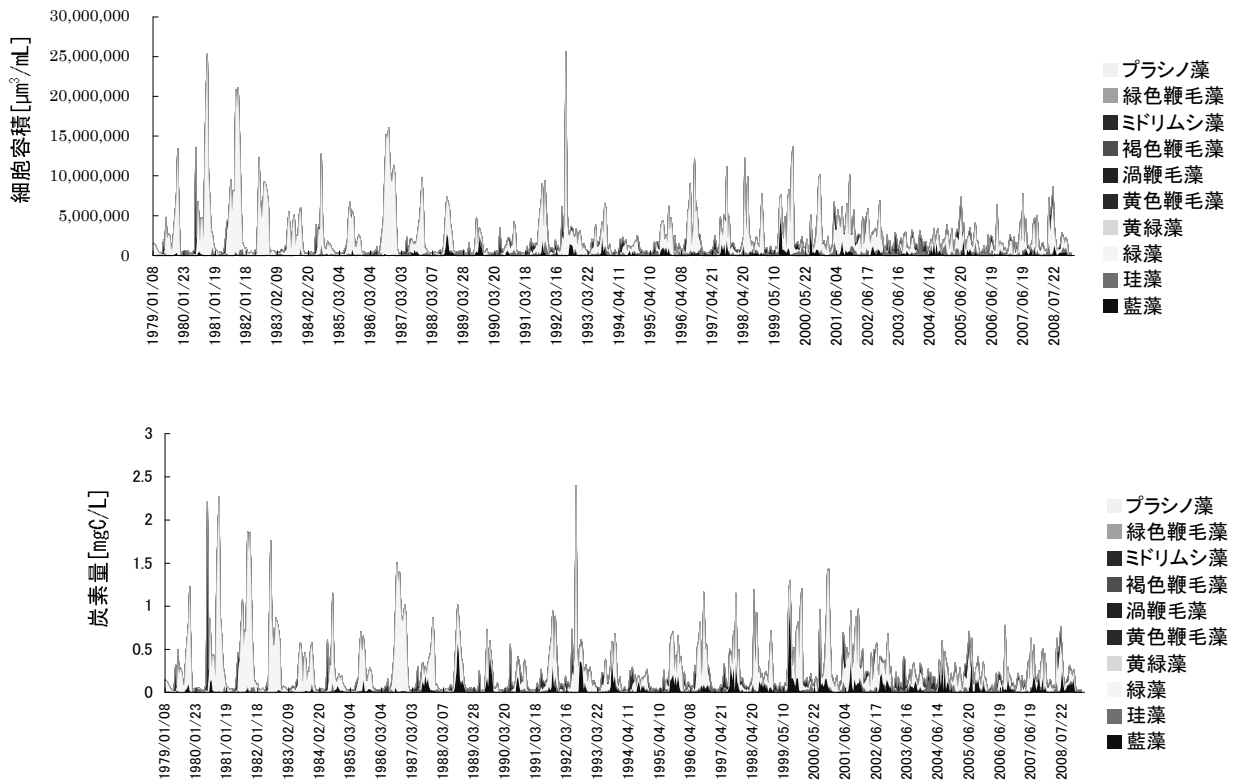


図3 北湖今津沖中央 (17B) 表層 0.5m の植物プランクトンバイオマス経時変化
(上図：細胞容積[$\mu\text{m}^3/\text{mL}$]、下図：炭素量[mgC/L] カラー版は5ページおよび11ページ参照)

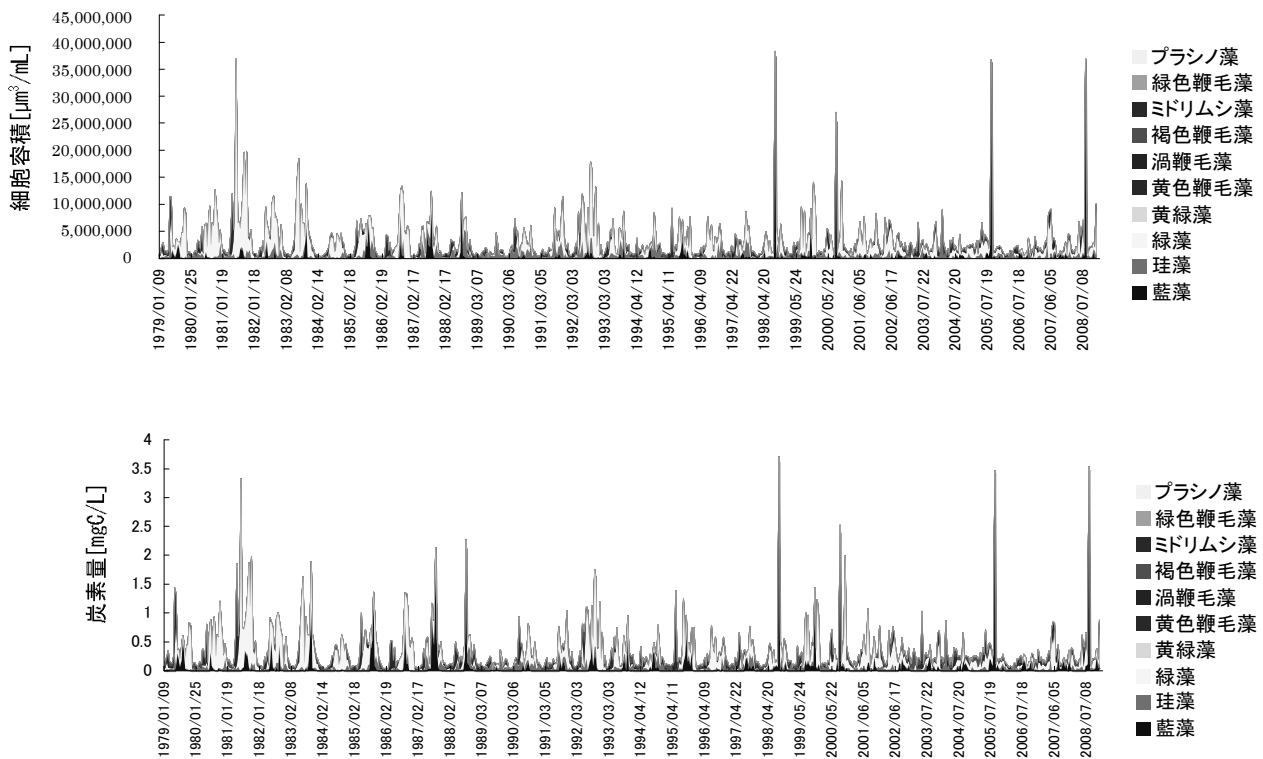


図4 南湖唐崎沖中央 (6B) 表層 0.5m の植物プランクトンバイオマス経時変化
(上図：細胞容積[$\mu\text{m}^3/\text{mL}$]、下図：炭素量[mgC/L] カラー版は5ページおよび11ページ参照)

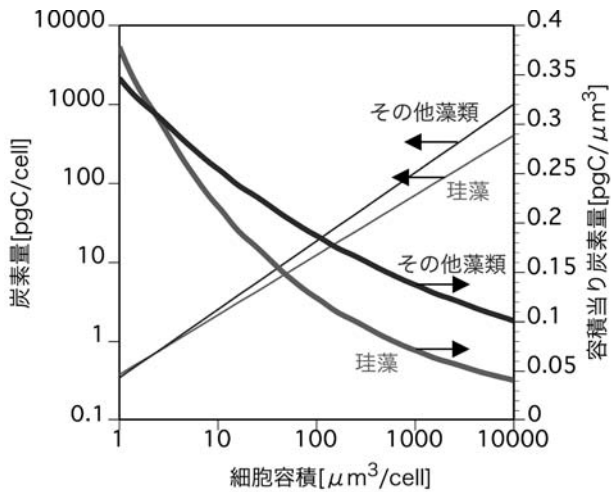


図5 細胞内炭素量と細胞容積の関係
(Strathmann の式により計算)

②整備したデータベースに基づき、総細胞容積量や総細胞炭素量を用いて長期変動を解析したところ、北湖・南湖ともに藍藻の割合が徐々に増加している傾向にあること、北湖では細胞容積の大きなプランクトンは減少し、小さい植物プランクトンの割合が増加傾向にあることが明らかとなった。

③植物プランクトンのデータベースを整理した結果、北湖では優占する16種類の炭素量のバイオマスでみた優占率は84%、南湖では優占する14種の炭素量バイオマスでみた優占率は59%を占めており、その中でもスタウラスツルムの占める割合が最も多く、これらの種類の挙動や生産力に着目することで琵琶湖の内部生産の把握に繋がると考えられた。

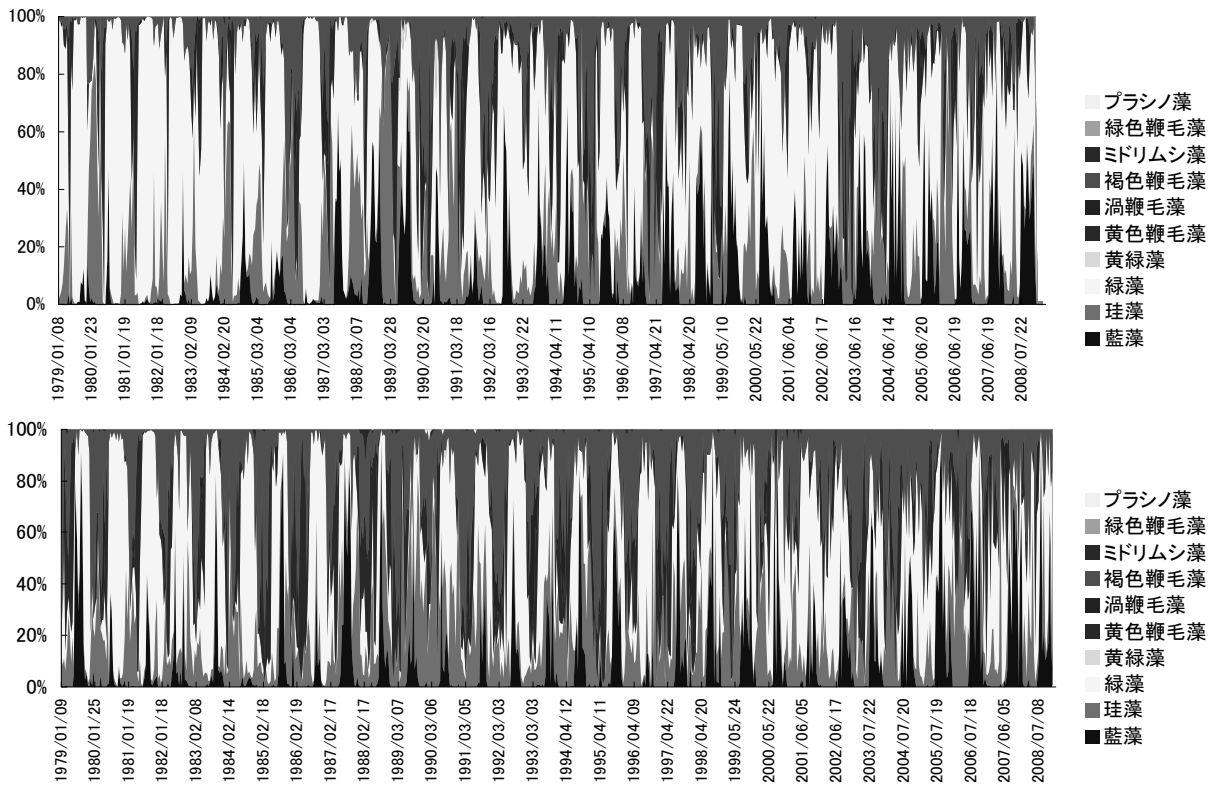


図6 琵琶湖における植物プランクトン網別の炭素量優占率の経年変化
(上図：今津沖中央(17B)表層, 下図：唐崎沖中央(6B)表層
カラー版は11ページ参照)

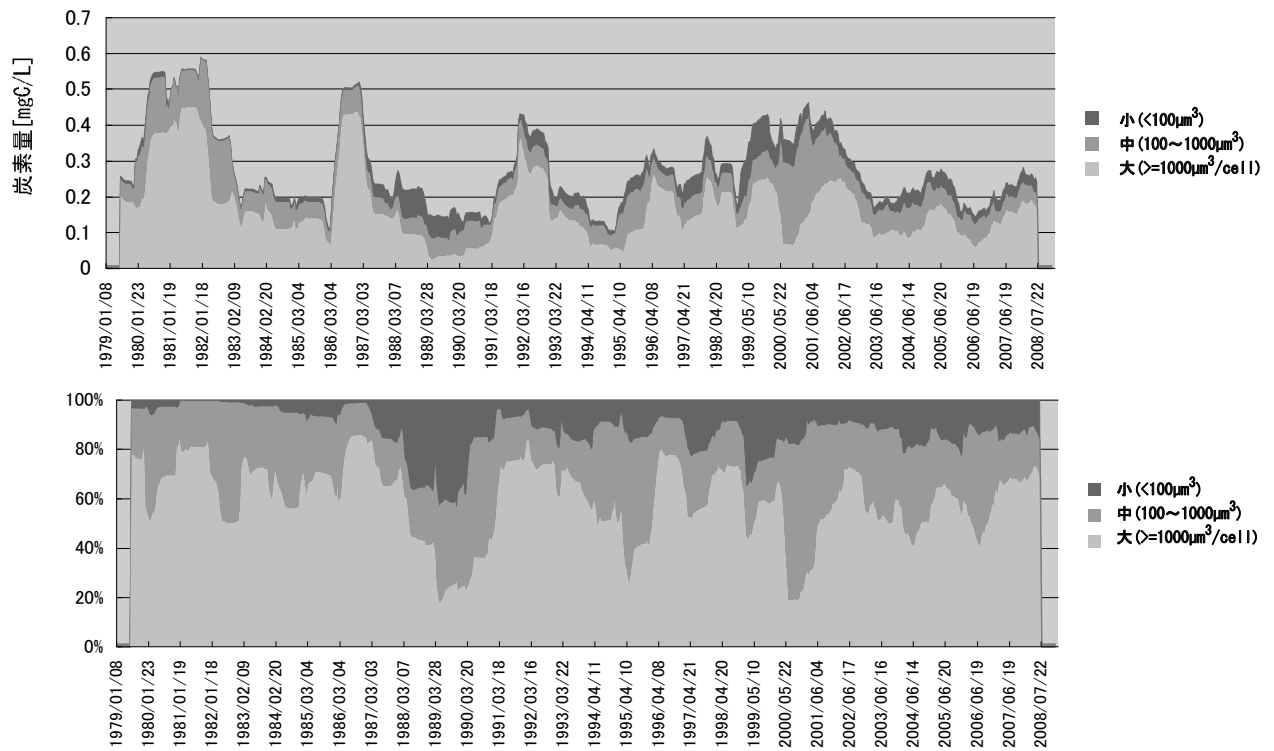


図7 今津沖中央 (17B) の植物プランクトンサイズ毎のバイオマス経年変化 (年移動平均値)
(上図: 炭素量 [mgC/L], 下図: 炭素量優占率)

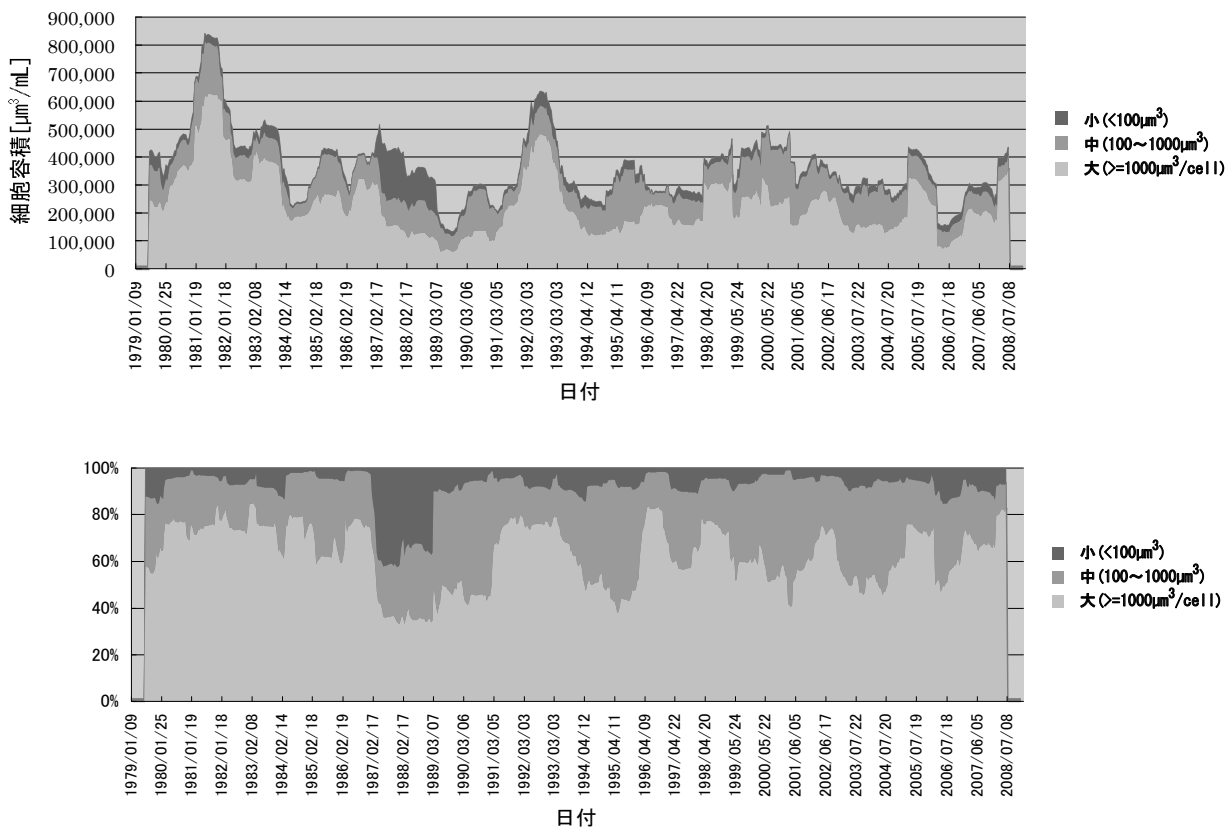


図8 唐崎沖中央 (6B) の植物プランクトンサイズ毎のバイオマス経年変化 (年移動平均値)
(上図: 細胞容積 [$\mu\text{m}^3/\text{mL}$], 下図: 細胞容積優占率)

表1 北湖今津沖中央 (17B)の植物プランクトン優占種 (30年間平均)
(数字は各種の細胞容積および炭素量で見た全植物プランクトンバイオマスに占める割合)

| | 藍藻類 | 珪藻類 | 緑藻類 |
|--|---|---|--|
| 大 1,000 μm^3 以上 | | <i>Stephanodiscus suzukii</i> 4,200 μm^3 , 0.5% <i>Aulacoseira granulata</i> 1,500 μm^3 , 0.3% | <i>Staurastrum dorsidentiferum</i> 32,000 μm^3 , 58.3% <i>Closterium aciculare</i> 9,200 μm^3 , 6.6% <i>Mougeotia</i> sp. 27,000 μm^3 , 3.0% |
| 中 100 μm^3 以上～ 1,000 μm^3 未満 | <i>Microcystis wesenbergii</i> 110 μm^3 , 0.3% | <i>Fragilaria crotonensis</i> 750 μm^3 , 1.6% <i>Stephanodiscus pseudosuzukii</i> 480 μm^3 , 0.8% <i>Aulacoseira nipponica</i> 580 μm^3 , 0.5% | <i>Planktosphaeria gelatinosa</i> 600 μm^3 , 6.0% <i>Coelastrum cambricum</i> 610 μm^3 , 2.5% |
| 小 10 μm^3 以上～ 100 μm^3 未満 | <i>Gomphosphaeria lacstris</i> 50 μm^3 , 1.6% <i>Chroococcus dispersus</i> 19 μm^3 , 0.4% <i>Microcystis</i> sp. 65 μm^3 , 0.4%:2種類 | <div style="border: 1px solid black; padding: 5px;"> <ul style="list-style-type: none"> ・琵琶湖では636種の植物プランクトン種が確認され、平均優占率は17Bでは16種の植物プランクトン総炭素量が全体の84%を占めていた。 ・アンダーライン種は2倍以上の粘質鞘の保有種である。 </div> | |
| 極小 10 μm^3 未満 | <i>Aphanothece clathrata</i> 1 μm^3 , 1.2% | | |

3. 動物プランクトン

一瀬ら(1996, 1998 ほか)は、琵琶湖においてプランクトンのモニタリングを30年以上にわたって実施してきた。それらの結果のうち植物プランクトンの長期変遷については、一瀬ら(2007)がバイオマスとしての評価を行っているが、動物プランクトンの長期変遷についてはバイオマスとしての評価が行われていない。今回、琵琶湖北湖沖帯における動物プランクトンの長期変遷についてとりまとめ、炭素量換算による評価を試みたので報告する。

3.1 方法

3.1.1 サンプルングおよび計数方法

調査は、北湖の今津沖中央(北緯 35° 23' 41", 東経 135° 07' 57")において、1980年から月2回の頻度で実施している。1980年から2009年までの30年間に714回の調査を行った(1991年4～5月は欠測)。バンドーン採水器を用いて採取した水深5m層の湖水にグルタルアルデヒド固定液(25%グルタルアルデヒド 500mL : CaCl₂ 12.5g : 35%ホルムアルデヒド 5mL)を0.5v/v%になるように添加し、静置、沈殿させた後、上澄みを捨てて濃縮し、調査試料とした。1980年～1991年3月までは、試水500mLを濃縮した試料の全量を倒立顕微鏡で検鏡して種同定および個体数の計数を行った。1991年4月～2009年までは、

試水1Lを最終容量10mLまで濃縮した試料の1mLをプランクトン計数板(1mmピッチ20マス×50マス界線入り、容量1mL外枠付:株式会社離合社製または松浪硝子工業株式会社製)に取り、光学顕微鏡下で種同定および個体数の計数を行った。種同定は、水野壽彦(1964)、上野(1973)、Koste(1978a; 1978b)に拠った。種まで同定できないものは、属名+「sp.」とし、属の同定ができないものについては、太陽虫類(未同定種)、吸管虫類(未同定種)、繊毛虫(a)大、繊毛虫(b)中、繊毛虫(c)小に分類して集計した。なお、繊毛虫類については、十分な種同定またはサイズ分類ができていない1980年～1991年3月までは結果の集計から除外した。肉質虫類および繊毛虫類を合わせて原生動物として集計した(鞭毛虫類は除外)。

3.1.2 バイオマス(炭素量)の計算方法

動物プランクトンは種類毎にサイズが大きく異なるため、個体数では量的な比較ができないので、種類毎に個体あたりの炭素量を算出し、各個体数に乗じて湖水中のバイオマス(炭素量)を求めた。

繊毛虫の種類毎の個体あたりの炭素量は、個体の体積(Foissner and Berger, 1996)に炭素(mgC):体積(μm^3)比(0.14×10^{-9}) (Putt and Stoecker, 1989)を乗じて求めた。なお、属の同定ができない種類については、平均的

なサイズから単純な立体に近似して体積を求めた。肉質虫類については、顕微鏡観察による計測値もしくは文献(上野, 1973; Ogden and Hedley, 1980)に記載されたサイズから単純な立体に近似して求めた体積(μm^3)に 0.14×10^{-9} を乗じたものを個体あたりの炭素量(mgC)とした。

ワムシの種類毎の個体あたりの炭素量は、Ruttner-Kolisko (1977)の方法で算出した体積を体積 $10^6 \mu\text{m}^3$ 当たり湿重量 $1 \mu\text{g}$ (Botrell et al., 1976)に変換し、炭素:湿重量比(Latja and Salonen, 1978; Telesh et al., 1998) を乗じて求めた。体積を求めるための体長、体幅、棘の長さ等のパラメータは、顕微鏡観察による計測もしくは文献(Koste, 1978a; Koste, 1978b; 水野・高橋, 1991)に記載されたサイズや図版から求めた。

甲殻類の種類毎の個体あたりの炭素量は、体長と乾燥重量との関数(McCauley, 1984; Dumont et al., 1975; Botrell et al., 1976; Rosen, 1981; Urabe and Watanabe, 1990; Kawabata and Urabe, 1998)を用いて求めた乾燥重量に炭素:乾燥重量比(0.45)(Urabe and Watanabe, 1990)を乗じて求めた。乾燥重量を求めるための体長等は、顕微鏡写真を用いた計測もしくは文献(水野・高橋, 1991; 田中, 2002)に記載されたサイズから求めた。

3.2 結果および考察

今津沖中央における種類毎の個体あたり体積(原生動物とワムシ)、乾燥重量(甲殻類)、炭素量、調査期間中の出現頻度、平均個体数および10年毎の出現記録を表2に示した。

3.2.1 種類数

原生動物については、鞭毛虫類を除き、肉質虫類および繊毛虫類について計数した。肉質虫類(無殻根足虫類、有殻根足虫類、太陽虫類)のうち、無殻根足虫類は、1グループとして扱った。有殻根足虫類には5属9種が見られた。太陽虫類は、9割以上の個体が未同定種であり、それら1グループと3属8種が観察された。観察された肉質虫類は、8属17種2グループであった。繊毛虫類は、固定すると形態が変化する種が多く、同定が困難なので、同定できない個体は大きさや形態により、「繊毛虫(a)大」(直径 $98 \mu\text{m}$ 以上)、「繊毛虫(b)中」(直径 $20 \mu\text{m}$ 以上、 $98 \mu\text{m}$ より小さい)、「繊毛虫(c)小」(直径 $20 \mu\text{m}$ より小さい)などに分けた。1991年4月以降に観測された繊毛虫類はそれらのグループを含む17属24種4グループであった。

ワムシ類には、未同定種を含めて27属61種(変種を含む)が観察された。

甲殻類には、未同定種を含めて9属17種が観察された(ミジンコ類6属11種、カイアシ類3属6種)。なお、カ

イアシ類については、その幼生であるノープリウス幼生が数多く観察され、コペポディッド幼生も見られた。いずれも種数には含まないが分けて計数した。

以上、1980年から2009年までの間に観察された動物プランクトン(繊毛虫類については1991年から2009年まで)は、未同定種(未同定分類群)を含めると61属119種6グループであった。

3.2.2 個体数

今津沖中央における1991~2009年の動物プランクトン個体数密度の変動と各分類群の比率(百分率)を図9に示した。甲殻類、ワムシ類、原生動物を合わせた動物プランクトンの1991~2009年の個体数は平均3,600個体/L(最大33,000個体/L)で、全個体数に占める比率は、原生動物が86%、ワムシ類が9.3%、甲殻類5.0%(ミジンコ類0.5%、カイアシ類4.5%)であった。

3.2.2.1 原生動物

1991~2009年までの原生動物の個体数は、平均3,100個体/L(最大33,000個体/L)で、繊毛虫類が動物プランクトン全個体数の90%を占めた。*Strobilidium* sp. (b)小とした種が原生動物全個体数の60%を占め、449回行った調査のうち86%の調査で優占種となった。次いで多く観測されたのは、無殻根足虫類で原生動物全個体数の7.7%を占めた。以下、*Strobilidium* sp. (a)大とした種、*Askenasia volvox*、繊毛虫(a)大としたグループが、それぞれ6.1%、4.9%、3.2%を占めた。

3.2.2.2 ワムシ類

1980~2009年までのワムシ類の個体数は、平均310個体/L(最大3,500個体/L)であった。*Polyarthra* (ハネウデワムシ)属(*Polyarthra vulgaris*と同定したが*P. dolichoptera*等が混在すると考えられる)、がワムシ類全個体数の43%を占め、ワムシ類が観測された693回の調査のうち54%の調査で優占種となった。次いで多く観測されたのは、*Trichocerca* (ネズミワムシ)属の8種(未同定種を含む)で11%を占めた。以下、*Kellicottia longispina* (トゲナガワムシ)、*Notommata* (コガタワムシ)属とした未同定種2種(*Uroglana americana* (ウログレナ)の群体に寄生)、*Synchaeta* (ドロワムシ)属4種(未同定種を含む)がそれぞれ8.7%、8.5%、8.2%を占めた。

3.2.2.3 甲殻類

1980~2009年までの甲殻類の個体数は、平均160個体/L(最大2,300個体/L)であった。ノープリウス幼生が甲殻類全個体数の72%を占め、甲殻類が観測された683回の

表 2 北湖今津沖中央 (17B) 水深 5m で観測された動物プランクトン

| | 種名等 | 体積 ($\mu\text{m}^3/\text{ind.}$) | 乾燥重量 ($\mu\text{gDW}/\text{ind.}$) | 炭素量 ($\text{mgC}/\text{ind.}$) | 出現 ^(a) 頻度 | 平均 ^(v) 個体数 | 観測記録 ^(w) | | |
|-------------------------|-------------------------------------|---------------------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------|-----------|-----------|
| | | | | | | | 1980-1989 | 1990-1999 | 2000-2009 |
| 根足虫類 | 1 無殻根足虫類 | 1.4E+04 (a) | | 2.0E-06 (a) | 101 | 155.59 | * | * | * |
| | 2 <i>Diffugia corona</i> | 7.0E+05 (a) | | 9.8E-05 (a) | 2 | 0.14 | * | | * |
| | 3 <i>Diffugia brevicolla</i> | 9.5E+04 (a) | | 1.3E-05 (a) | 10 | 0.24 | * | | |
| | 4 <i>Diffugia biwae</i> | 7.4E+05 (a) | | 1.0E-04 (a) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 5 <i>Diffugia</i> sp. | 6.3E+04 (a) | | 8.9E-06 (a) | 14 | 0.37 | * | * | * |
| | 6 <i>Centropyxis aculeata</i> | 2.8E+05 (a) | | 4.0E-05 (a) | 1 | 0.06 | * | | |
| | 7 <i>Arcella vulgaris</i> | 4.1E+05 (a) | | 5.7E-05 (a) | 8 | 0.31 | * | | * |
| | 8 <i>Cyphoderia ampulla</i> | 1.1E+05 (a) | | 1.5E-05 (a) | 1 | 0.01 | * | | |
| | 9 <i>Euglypha ciliata</i> | 1.6E+04 (a) | | 2.2E-06 (a) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 10 <i>Euglypha</i> sp. | 1.6E+04 (a) | | 2.2E-06 (a) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 11 <i>Actinophrys sol</i> | 6.5E+04 (a) | | 9.2E-06 (a) | 5 | 0.17 | * | * | |
| | 12 <i>Actinophrys</i> sp. | 6.5E+04 (a) | | 9.2E-06 (a) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 13 <i>Acanthocystis chaetophora</i> | 3.4E+04 (a) | | 4.7E-06 (a) | 8 | 2.06 | * | * | * |
| | 14 <i>Acanthocystis aculeata</i> | 1.4E+04 (a) | | 2.0E-06 (a) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 15 <i>Raphidiophrys viridis</i> | 1.4E+04 (a) | | 2.0E-06 (a) | 3 | 0.07 | * | | |
| | 16 <i>Raphidiophrys pallida</i> | 8.7E+04 (a) | | 1.2E-05 (a) | 14 | 0.45 | * | | |
| | 17 <i>Raphidiophrys elegans</i> | 3.4E+04 (a) | | 4.7E-06 (a) | 2 | 0.07 | * | | |
| | 18 <i>Raphidiophrys</i> sp. | 6.5E+04 (a) | | 9.2E-06 (a) | 5 | 1.18 | * | | * |
| | 19 太陽虫類(未同定種) | 3.4E+04 (a) | | 4.7E-06 (a) | 136 | 40.32 | * | * | * |
| 繊毛虫類 | 20 <i>Stauropfrya elegans</i> | 1.1E+02 (b) | | 1.5E-08 (a) | 6 | 1.44 | - | * | * |
| | 21 吸管虫類(未同定種) | 1.1E+02 (b) | | 1.5E-08 (a) | 4 | 2.59 | - | * | * |
| | 22 <i>Spathidium</i> sp. | 2.3E+05 (a) | | 3.2E-05 (a) | 17 | 7.06 | - | * | * |
| | 23 <i>Didinium nasutum</i> | 5.0E+02 (b) | | 7.0E-08 (a) | 48 | 11.41 | - | * | * |
| | 24 <i>Didinium</i> sp. | 5.0E+02 (b) | | 7.0E-08 (a) | 2 | 0.53 | - | * | * |
| | 25 <i>Askenasia volvox</i> | 3.5E+01 (b) | | 4.9E-09 (a) | 199 | 156.84 | - | * | * |
| | 26 <i>Askenasia</i> sp. | 3.5E+01 (b) | | 4.9E-09 (a) | 1 | 0.44 | - | * | * |
| | 27 <i>Dileptus</i> sp. | 5.0E+02 (b) | | 7.0E-08 (a) | 31 | 3.86 | - | * | * |
| | 28 <i>Paradileptus robustus</i> | 1.0E+03 (b) | | 1.4E-07 (a) | 39 | 9.04 | - | * | * |
| | 29 <i>Paramecium</i> sp. | 5.0E+05 (b) | | 7.0E-05 (a) | 4 | 0.13 | - | * | * |
| | 30 <i>Epistylis</i> sp. | 4.0E+04 (b) | | 5.6E-06 (a) | 37 | 80.27 | - | * | * |
| | 31 <i>Vorticella</i> sp. | 9.0E+04 (b) | | 1.3E-05 (a) | 65 | 36.23 | - | * | * |
| | 32 <i>Epicarchesium pectinatum</i> | 4.5E+04 (b) | | 6.3E-06 (a) | 16 | 20.94 | - | * | * |
| | 33 <i>Trichodina</i> sp. | 8.0E+04 (b) | | 1.1E-05 (a) | 39 | 27.76 | - | * | * |
| | 34 <i>Stentor</i> sp. | 1.0E+06 (b) | | 1.4E-04 (a) | 7 | 1.76 | - | * | * |
| | 35 <i>Halteria grandinella</i> | 2.7E+04 (b) | | 3.8E-06 (a) | 28 | 38.18 | - | * | * |
| | 36 <i>Strombidium viride</i> | 5.0E+04 (b) | | 7.0E-06 (a) | 137 | 77.22 | - | * | * |
| | 37 <i>Strobilidium</i> sp.(c) | 4.5E+04 (b) | | 6.3E-06 (a) | 11 | 7.97 | - | * | * |
| | 38 <i>Strobilidium</i> sp.(b)小 | 4.0E+03 (b) | | 5.6E-07 (a) | 440 | 1878.25 | - | * | * |
| | 39 <i>Strobilidium</i> sp.(a)大 | 9.0E+04 (b) | | 1.3E-05 (a) | 311 | 192.24 | - | * | * |
| | 40 <i>Strobilidium</i> sp. | 4.5E+04 (b) | | 6.3E-06 (a) | 2 | 0.49 | - | * | * |
| | 41 <i>Tintinnidium fluviatile</i> | 5.0E+04 (b) | | 7.0E-06 (a) | 70 | 34.04 | - | * | * |
| | 42 <i>Tintinnidium</i> sp.(大) | 1.2E+08 (a) | | 1.7E-02 (a) | 22 | 25.31 | - | * | * |
| | 43 <i>Tintinnidium</i> sp. | 4.0E+04 (b) | | 5.6E-06 (a) | 14 | 3.83 | - | * | * |
| | 44 <i>Codonella cratera</i> | 2.0E+04 (b) | | 2.8E-06 (a) | 56 | 30.20 | - | * | * |
| | 45 繊毛虫(a)大 (>98 μm) | 5.2E+05 (a) | | 7.3E-05 (a) | 307 | 101.47 | - | * | * |
| | 46 繊毛虫(b)中 (20-98 μm) | 6.5E+04 (a) | | 9.2E-06 (a) | 139 | 41.08 | - | * | * |
| | 47 繊毛虫(c)小 (<20 μm) | 1.8E+03 (a) | | 2.5E-07 (a) | 74 | 54.82 | - | * | * |
| フムシ類 | 48 <i>Philodina roseola</i> | 1.7E+06 (a) | | 8.6E-05 (r) | 2 | 0.01 | * | | |
| | 49 <i>Philodina</i> sp. | 1.7E+06 (a) | | 8.6E-05 (r) | 1 | <0.01 | | * | |
| | 50 <i>Rotaria</i> sp. | 3.3E+06 (a) | | 1.6E-04 (r) | 2 | 0.28 | | * | |
| | 51 <i>Conochilus unicornis</i> | 4.5E+05 (a) | | 2.2E-05 (r) | 106 | 12.98 | * | * | * |
| | 52 <i>Conochilus hippocrepis</i> | 4.5E+06 (a) | | 2.3E-04 (r) | 5 | 0.19 | * | | |
| | 53 <i>Conochiloides dossuarius</i> | 1.6E+06 (a) | | 7.8E-05 (r) | 6 | 0.09 | * | * | |
| | 54 <i>Conochiloides coenobasis</i> | 2.3E+05 (a) | | 1.2E-05 (r) | 35 | 0.41 | * | * | |
| | 55 <i>Conochiloides</i> sp. | 2.3E+05 (a) | | 1.2E-05 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| | 56 <i>Filinia longiseta</i> | 7.0E+05 (a) | | 3.5E-05 (r) | 38 | 3.17 | * | * | * |
| | 57 <i>Filinia terminalis</i> | 1.2E+05 (a) | | 5.8E-06 (r) | 1 | <0.01 | * | * | |
| | 58 <i>Hexarthra mira</i> | 2.5E+06 (a) | | 1.2E-04 (r) | 54 | 2.58 | * | * | * |
| | 59 <i>Pompholyx sulcata</i> | 1.5E+05 (a) | | 7.4E-06 (r) | 78 | 7.49 | * | * | * |
| | 60 <i>Pompholyx complanata</i> | 7.0E+04 (a) | | 3.5E-06 (r) | 10 | 0.68 | * | * | |
| | 61 <i>Pompholyx</i> sp. | 1.5E+05 (a) | | 7.4E-06 (r) | 3 | 0.49 | * | * | |
| | 62 <i>Collotheca cornuta</i> | 1.8E+06 (a) | | 8.9E-05 (r) | 89 | 8.19 | * | * | * |
| | 63 <i>Collotheca libera</i> | 9.3E+04 (a) | | 4.7E-06 (r) | 2 | <0.01 | * | | |
| | 64 <i>Collotheca mutabilis</i> | 2.3E+06 (a) | | 1.1E-04 (r) | 26 | 1.09 | * | * | |
| | 65 <i>Collotheca</i> sp. | 1.8E+06 (a) | | 8.9E-05 (r) | 9 | 0.31 | * | | |
| | 66 <i>Notommata</i> sp.(1) | 1.2E+05 (a) | | 6.1E-06 (r) | 18 | 0.44 | * | * | |
| | 67 <i>Notommata</i> sp. | 1.7E+05 (a) | | 8.4E-06 (r) | 117 | 26.62 | * | * | * |
| | 68 <i>Cephalodella</i> sp. | 8.5E+04 (a) | | 4.3E-06 (r) | 3 | 0.05 | * | | |
| | 69 <i>Synchaeta stylata</i> | 1.0E+06 (a) | | 1.0E-04 (a1) | 236 | 17.49 | * | * | * |
| | 70 <i>Synchaeta oblonga</i> | 4.6E+05 (a) | | 3.5E-05 (a2) | 47 | 6.06 | * | * | * |
| | 71 <i>Synchaeta</i> sp.(大) | 3.8E+06 (a) | | 2.6E-04 (a3) | 47 | 0.37 | * | * | |
| 72 <i>Synchaeta</i> sp. | 1.0E+06 (a) | | 7.7E-05 (a2) | 12 | 1.10 | * | * | * | |

表2 北湖今津沖中央 (17B)水深5mで観測された動物プランクトン (続き)

| | 種名等 | 体積 ($\mu\text{m}^3/\text{ind.}$) | 乾燥重量 ($\mu\text{gDW}/\text{ind.}$) | 炭素量 ($\text{mgC}/\text{ind.}$) | 出現 ^(u) 頻度 | 平均 ^(v) 個体数 | 観測記録 ^(w) | | |
|-----|---|---------------------------------------|---|-------------------------------------|-------------------------|--------------------------|---------------------|-----------|-----------|
| | | | | | | | 1980-1989 | 1990-1999 | 2000-2009 |
| 73 | <i>Polyarthra vulgaris</i> | 5.1E+05 (a) | | 1.6E-05 (s4) | 578 | 132.17 | * | * | * |
| 74 | <i>Polyarthra</i> sp. | 5.1E+05 (a) | | 1.6E-05 (s4) | 3 | 0.07 | * | | |
| 75 | <i>Ploesoma truncatum</i> | 2.5E+06 (e) | | 1.3E-04 (r) | 48 | 4.14 | * | * | * |
| 76 | <i>Ploesoma hudsoni</i> | 7.5E+06 (e) | | 3.7E-04 (r) | 2 | <0.01 | * | | |
| 77 | <i>Ploesoma</i> sp. | 2.5E+06 (e) | | 1.3E-04 (r) | 1 | 0.11 | * | | |
| 78 | <i>Trichocerca cylindrica</i> | 5.2E+05 (e) | | 2.6E-05 (r) | 36 | 1.19 | * | * | * |
| 79 | <i>Trichocerca capucina</i> | 4.3E+05 (e) | | 2.2E-05 (r) | 15 | 0.16 | * | * | * |
| 80 | <i>Trichocerca similis</i> | 1.8E+05 (e) | | 8.8E-06 (r) | 71 | 5.58 | * | * | * |
| 81 | <i>Trichocerca chattonii</i> | 2.4E+05 (e) | | 1.2E-05 (r) | 34 | 1.90 | * | * | |
| 82 | <i>Trichocerca iernis</i> | 3.8E+05 (e) | | 1.9E-05 (r) | 47 | 4.92 | * | * | |
| 83 | <i>Trichocerca porcellus</i> | 9.1E+04 (e) | | 4.5E-06 (r) | 6 | 0.36 | * | * | |
| 84 | <i>Trichocerca birostris</i> | 2.4E+05 (e) | | 1.2E-05 (r) | 70 | 2.99 | * | | * |
| 85 | <i>Trichocerca</i> sp.(小) | 1.1E+05 (e) | | 5.4E-06 (r) | 40 | 4.94 | | * | * |
| 86 | <i>Trichocerca</i> sp. | 2.8E+05 (e) | | 1.4E-05 (r) | 154 | 12.43 | * | * | * |
| 87 | <i>Asplanchna priodonta</i> | 5.5E+07 (e) | | 3.0E-04 (s5) | 71 | 2.89 | * | * | * |
| 88 | <i>Asplanchna</i> sp. | 5.5E+07 (e) | | 3.0E-04 (s5) | 4 | 0.65 | * | * | |
| 89 | <i>Brachionus calyciflorus</i> | 4.3E+06 (e) | | 2.1E-04 (r) | 3 | 0.30 | * | * | * |
| 90 | <i>Brachionus angularis</i> | 7.3E+05 (e) | | 3.7E-05 (r) | 5 | 0.13 | * | * | * |
| 91 | <i>Keratella cochlearis</i> | 4.4E+04 (e) | | 1.0E-05 (s6) | 60 | 3.12 | * | * | * |
| 92 | <i>Keratella cochlearis</i> var. <i>micracantha</i> | 3.6E+04 (e) | | 8.3E-06 (s6) | 29 | 0.33 | * | * | |
| 93 | <i>Keratella cochlearis</i> var. <i>macracantha</i> | 4.9E+04 (e) | | 1.1E-05 (s6) | 91 | 1.66 | * | * | * |
| 94 | <i>Keratella quadrata</i> | 3.8E+05 (e) | | 2.9E-05 (s7) | 137 | 11.05 | * | * | * |
| 95 | <i>Keratella</i> sp. | 3.8E+05 (e) | | 2.9E-05 (s7) | 2 | 0.01 | * | | |
| 96 | <i>Anuraeopsis fissa</i> | 4.0E+04 (e) | | 2.0E-06 (r) | 9 | 0.25 | * | * | * |
| 97 | <i>Notholca</i> sp. | 2.1E+05 (e) | | 1.0E-05 (r) | 1 | 0.92 | * | | |
| 98 | <i>Monostyla</i> sp. | 5.5E+04 (e) | | 2.8E-06 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| 99 | <i>Monommata</i> sp. | 9.5E+05 (e) | | 4.8E-05 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| 100 | <i>Torichotria tetractis</i> | 7.6E+05 (e) | | 3.8E-05 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| 101 | <i>Kellicottia longispina</i> | 1.3E+05 (e) | | 3.0E-05 (s8) | 182 | 27.69 | * | * | * |
| 102 | <i>Euchlanis dilatata</i> | 9.8E+05 (e) | | 4.9E-05 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| 103 | <i>Euchlanis deflexa</i> | 1.3E+06 (e) | | 6.6E-05 (r) | 1 | <0.01 | * | | |
| 104 | <i>Colurella</i> sp. | 8.1E+04 (e) | | 4.0E-06 (r) | 7 | 0.03 | * | | |
| 105 | <i>Ascomorpha ovalis</i> | 7.7E+05 (e) | | 3.9E-05 (r) | 60 | 1.30 | * | * | |
| 106 | <i>Ascomorpha ecaudis</i> | 8.8E+05 (e) | | 4.4E-05 (r) | 13 | 0.18 | * | * | |
| 107 | <i>Ascomorpha saltans</i> | 3.5E+05 (e) | | 1.7E-05 (r) | 3 | <0.01 | * | | |
| 108 | <i>Ascomorpha</i> sp. | 7.7E+05 (e) | | 3.9E-05 (r) | 3 | 0.19 | * | | * |
| 甲殻類 | | | | | | | | | |
| 109 | <i>Chydorus sphaericus</i> | | 1.4E+00 (a) | 6.5E-04 (t) | 8 | 0.38 | | * | * |
| 110 | <i>Bosmina longirostris</i> | | 5.2E-01 (f) | 2.3E-04 (t) | 137 | 4.04 | * | * | * |
| 111 | <i>Bosmina fatalis</i> | | 5.2E-01 (f) | 2.3E-04 (t) | 6 | 0.15 | | * | * |
| 112 | <i>Bosminopsis deitersi</i> | | 5.2E-01 (f) | 2.3E-04 (t) | 1 | <0.01 | * | | |
| 113 | <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | 3.1E+00 (g) | 1.4E-03 (t) | 72 | 4.52 | * | * | * |
| 114 | <i>Diaphanosoma</i> sp. | | 3.1E+00 (g) | 1.4E-03 (t) | 1 | 0.01 | * | * | * |
| 115 | <i>Daphnia biwaensis</i> | | 2.8E+01 (h) | 1.3E-02 (t) | 2 | 0.04 | | * | * |
| 116 | <i>Daphnia longispina</i> | | 2.9E+00 (i) | 1.3E-03 (t) | 55 | 0.51 | * | * | * |
| 117 | <i>Daphnia galeata</i> | | 2.9E+00 (i) | 1.3E-03 (t) | 214 | 5.62 | * | * | * |
| 118 | <i>Daphnia pulicaria</i> | | 5.4E+00 (h) | 2.4E-03 (t) | 4 | 0.11 | * | * | * |
| 119 | <i>Leptodora kindtii</i> | | 8.3E+00 (k) | 3.7E-03 (t) | 6 | 0.03 | * | * | |
| 120 | <i>Eodiaptomus japonicus</i> | | 5.1E+00 (l) | 2.3E-03 (t) | 419 | 22.45 | * | * | * |
| 121 | <i>Eodiaptomus</i> sp. | | 5.1E+00 (l) | 2.3E-03 (t) | 1 | 0.07 | * | | |
| 122 | <i>Cyclops vicinus</i> | | 2.0E+01 (m) | 9.2E-03 (t) | 13 | 0.09 | * | | |
| 123 | <i>Cyclops</i> sp. | | 2.0E+01 (m) | 9.2E-03 (t) | 1 | 0.01 | | * | |
| 124 | <i>Mesocyclops dissimilis</i> | | 2.8E+00 (n) | 1.3E-03 (t) | 117 | 2.29 | * | * | * |
| 125 | <i>Mesocyclops</i> sp. | | 2.8E+00 (n) | 1.3E-03 (t) | 9 | 0.10 | * | * | |
| | Nauplii | | 1.1E-01 (o) | 5.1E-05 (t) | 658 | 113.97 | * | * | * |
| | Copepodids | | 1.6E+00 (p) | 7.0E-04 (t) | 151 | 3.03 | * | * | * |
| | 動物プランクトンの卵 | 1.2E+05 (d) | | 6.1E-06 (r) | 522 | 105.65 | * | * | * |

(a) 単純な立体に近似して算出 (b) Foissner and Berger(1996) (c) Ruttner-Kolisko(1977)の方法で算出
(d) *Polyarthra vulgaris*の体積 $\times 0.24$ (Pauli, 1989) (e) $\text{DW}=89.4 \times \text{L}^{3.93}$ (DW:乾燥重量(μg), L:体長(mm)) (Dumont et al., 1975)
(f) $\text{DW}=32.2 \times \text{CL}^{2.60}$ (CL: carapace length(背甲長), *Bosmina longirostris*の計算式を使用) (Urabe and Watanabe, 1990)
(g) $\text{DW}=5.07 \times \text{L}^{3.05}$ (Bottrell et al., 1976) (h) $\text{DW}=4.33 \times \text{L}^{3.19}$ (*Daphnia pulex*の計算式を使用) (Bottrell et al., 1976)
(i) $\text{DW}=2.92 \times \text{L}^{2.89}$ (Bottrell et al., 1976) (j) $\text{DW}=9.85 \times \text{CL}^{2.71}$ (Urabe and Watanabe, 1990)
(k) $\text{DW}=0.44 \times \text{L}^{2.67}$ (Rosen, 1981) (l) $\text{DW}=6.75 \times \text{L}^{2.27}$ (Kawabata and Urabe, 1998) (m) $\text{DW}=7.53 \times \text{L}^{1.99}$ (Bottrell et al., 1976)
(n) $\text{DW}=3.56 \times \text{L}^{2.28}$ (*Mesocyclops leuckarti*の計算式を使用) (Bottrell et al., 1976)
(o) $\text{DW}=3.47 \times \text{L}^{2.28}$ (*Diaptomus gracilis* (nauplii to adult)の計算式を使用) (Bottrell et al., 1976)
(p) copepodid stage IIの値を使用 (Kawabata and Urabe, 1998)
(q) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.14 \times 10^{-9}$ (Putt and Stoecker, 1989) (r) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.05 \times 10^{-9}$ (Latja and Salonen, 1978)
(s1) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.103 \times 10^{-9}$ (*Synchaeta* sp.のCarbon levelを使用) (Telesh et al., 1998)
(s2) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.077 \times 10^{-9}$ (*Synchaeta pectinata*のCarbon levelを使用) (Telesh et al., 1998)
(s3) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.068 \times 10^{-9}$ (Telesh et al., 1998) (s4) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.032 \times 10^{-9}$ (Telesh et al., 1998)
(s5) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.0055 \times 10^{-9}$ (Telesh et al., 1998)
(s6) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.233 \times 10^{-9}$ (*Keratella cochlearis*のCarbon levelを使用) (Telesh et al., 1998)
(s7) 炭素量(mgC)=体積(μm^3) $\times 0.077 \times 10^{-9}$ (Telesh et al., 1998) (t) 炭素量(mgC)=乾燥重量(μg) $\times 0.45 \times 10^{-3}$ (Urabe and Watanabe, 1990)
(u) 1980-2009の714回の調査のうち観測された回数。ただし、織毛虫類(斜体数字)は1991年4月-2009の449回の調査
(v) 1980-2009の714回の調査で観測された平均個体数。ただし、織毛虫類(斜体数字)は1991年4月-2009の449回の調査
(w) *印は各10年間の調査で1回でも観測された種類。ただし、織毛虫類は1991年4月-2009の調査

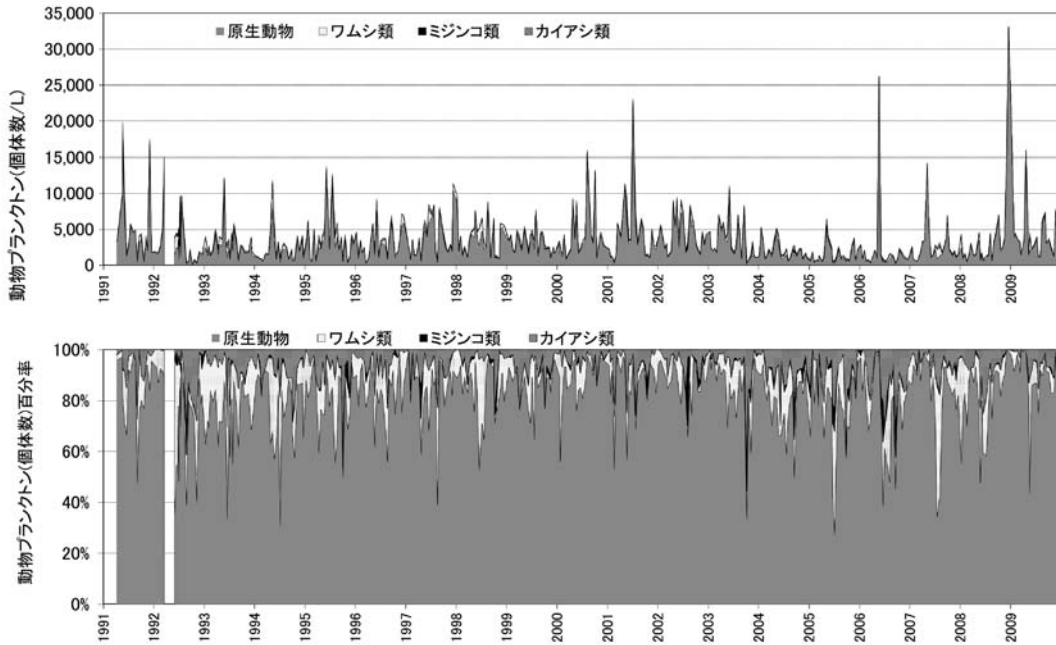


図 9 北湖今津沖中央(17B)水深 5mにおける動物プランクトン個体数の変遷(上)および各分類群の百分率(下)(カラー版は 12 ページ参照)

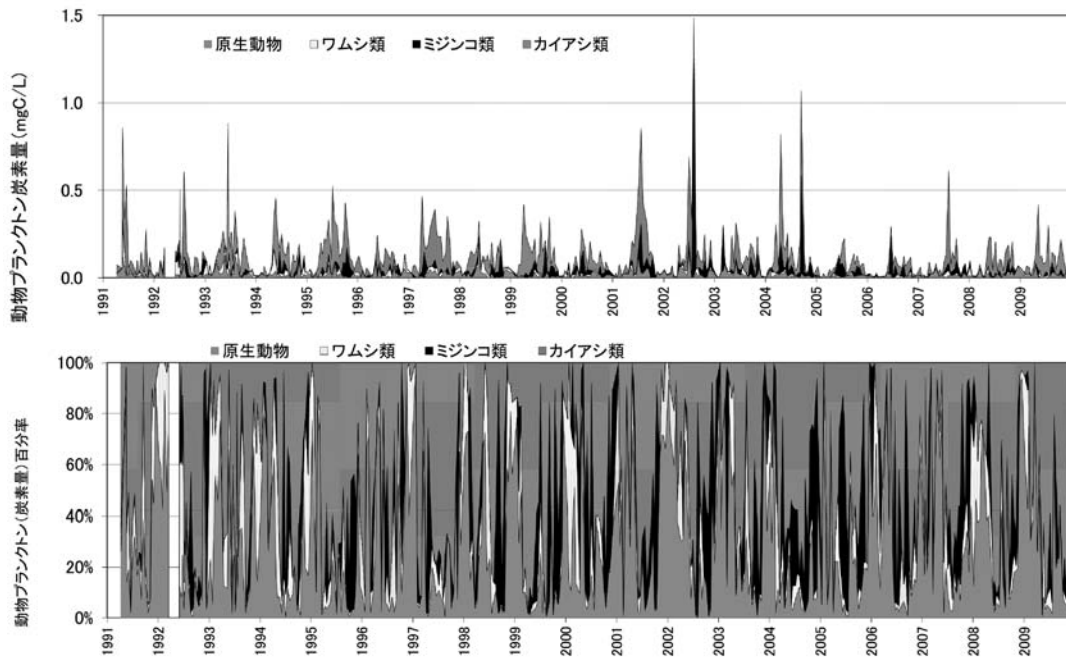


図 10 北湖今津沖中央(17B)水深 5mにおける動物プランクトン炭素量の変遷(上)および各分類群の百分率(下)(カラー版は 6 ページ参照)

調査のうち 88%の調査で優占した。次いで多く観測されたのは、*Eodiaptomus japonicus* (ヤマトヒゲナガケンミジンコ) の成体(コペポディッド後期を含む)で甲殻類全個体数の 14%を占めた。以下、*Daphnia galeata* (カブトミジンコ)、*Bosmina longirostris* (ゾウミジンコ)、*Diaphanosoma brachyurum* (オナガミジンコ) が、それぞ

れ 3.5%、2.9%、2.8%を占めた。ミジンコ類とカイアシ類の比率は 1:10 であった。

3.2.3 バイオマス(炭素量)

1991~2009 年の動物プランクトン炭素量の変動と各分類群の比率(百分率)を図 10 に示した。また、年平均値

の変動を図 11 に、月別平均値を図 12 に示した。種類毎に個体数を炭素量に換算したバイオマスで評価すると、1991～2009 年の動物プランクトンは平均 $1.2 \times 10^{-1} \text{mgC/L}$ (最大 1.5mgC/L) で、原生動物 15%、ワムシ類 8.7%、甲殻類 76% (ミジンコ類 17%、カイアシ類 59%) の比率となった。

3.2.3.1 原生動物

原生動物の種類別の細胞サイズ(体積)は、 $1.8 \times 10^3 \mu\text{m}^3$ /個体(「繊毛虫(c)小」としたグループ) $\sim 1.0 \times 10^6 \mu\text{m}^3$ /個体(*Stentor* sp.) の範囲で、570 倍の違いがあった。個体あたりの炭素量に換算すると、 $2.5 \times 10^{-7} \sim 1.4 \times 10^{-4} \text{mgC/個体}$ であった。バイオマスで見ると大型の繊毛虫(a)大が原生動物の 40% を占め、次いで、中型種の *Strobilidium* sp. (a) 大が 13% を占めた。以下、*Paradileptus robustus*、*Strobilidium* sp. (b) 小、*Didinium nasutum* が 6.8%、5.7%、4.2% を占めた。1991～2009 年にかけての原生動物のバイオマスは、平均 $1.9 \times 10^{-2} \text{mgC/L}$ (最大 $2.1 \times 10^{-1} \text{mgC/L}$) であった。

原生動物バイオマスの月別平均値を見ると、5月の平均値は $3.8 \times 10^{-2} \text{mgC/L}$ (通年平均値の 2 倍と大きい値) で際立って大きい値であった。年平均値の変動を見ると、原生動物のバイオマスは 2004 年以降小さい値で推移している。原生動物のバイオマスが大きくなる 5 月は *Uroglena americana* などの小型の植物プランクトンが大きな細胞数となる時季であるが、*U. americana* 等の黄色鞭毛藻類が減少傾向にある(一瀬ら, 2007) ことから、5月においてそれらを餌とする原生動物が減少していると考えられる。

3.2.3.2 ワムシ類

ワムシ類の種類別の細胞サイズ(体積)は、 $3.6 \times 10^4 \mu\text{m}^3$ /個体(*Keratella cochlearis* var. *micracantha*) $\sim 5.5 \times 10^7 \mu\text{m}^3$ /個体(*Asplanchna priodonta*) の範囲で、1500 倍の違いがあった。炭素量に換算すると $2.0 \times 10^{-6} \text{mgC/個体}$ (*Anuraeopsis fissa*) $\sim 1.1 \times 10^{-4} \text{mgC/個体}$ (*Ploesoma hudsoni*) の範囲で、180 倍の違いがあった。1980～2009 年にかけてのバイオマスで見ると、*Synchaeta* (ドロワムシ) 属がワムシ類の 23%、*Polyarthra* (ハネウデワムシ) 属が 22% を占めた。以下、*Asplanchna* (フクロワムシ) 属、*Collotheca* (ハナビワムシ) 属、*Kellicottia* (トゲナガワムシ) 属が 11%、8.9%、8.3% を占めた。ワムシ類のバイオマスは、平均 $9.8 \times 10^{-3} \text{mgC/L}$ (最大 $1.6 \times 10^{-1} \text{mgC/L}$) であった。

ワムシ類バイオマスの月別平均値を見ると、5～6月と 8月が大きな値であり、12月～1月がやや大きな値である。*P. vulgaris* は年間を通して分布しており、5～8月、12

～1月に増加が見られた。ドロワムシ属(*Synchaeta stylata* および *S. oblonga*) も同様の変動を示した。ワムシ類バイオマスの変動はこれらの属の増減に大きく支配されていた。これらに加えて、季節限定的に増加する種があり、5～6月および 8月においてワムシ類の平均バイオマスが大きくなった。5～6月に偏って増加が見られる種は、*Notommata* (コガタワムシ) 属、*Keratella quadrata* (コシブトカメノコウワムシ) および *Kellicottia longispina* (トゲナガワムシ) であった。8月を中心に増加が見られる種は、ハナビワムシ属(*Collotheca cornuta*)、*Conochilus unicornis* (ツノテマリワムシ) および *Trichocerca* (ネズミワムシ) 属、9月を中心に増加が見られる種は *Hexarthra mira* (ミジンコワムシ) だった。動物プランクトンの中には出現する季節が限定されている種があり、これらの種の動向は温暖化による湖沼生態系における季節性の変化を評価する指標となる可能性があると考えられる。

ワムシ類バイオマスの年平均値の変動を見ると、1993 年をピークに 1990 年代に大きくなり、2000 年代には 1980 年代のレベルに戻った。

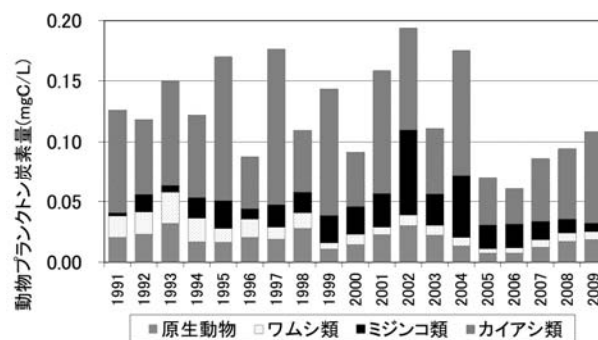


図 11 動物プランクトン炭素量の年平均値の変動 (今津沖中央水深 5m, 1991-2009)

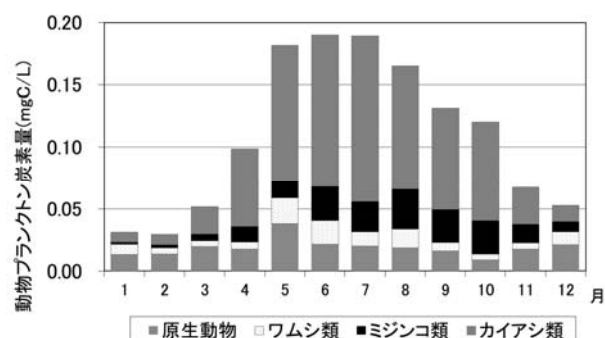


図 12 動物プランクトン炭素量の月別平均値 (今津沖中央水深 5m, 1991-2009)

3.2.3.3 甲殻類

甲殻類の種類別の個体炭素量換算値は、 5.1×10^{-5} (ノープリウス幼生) ~ 1.3×10^{-2} mgC/個体 (*Daphnia biwaensis*) の範囲で、250 倍の違いがあった。1980~2009 年の甲殻類の炭素量は平均 8.1×10^{-2} mgC/L (最大 1.5 mgC/L) で、ミジンコ類 20%、カイアシ類 79%の比率となった。種類別に見ると、*Eodiaptomus japonicus* の成体 (コペポディッド後期を含む) が甲殻類バイオマスの 64% を占め、53% の調査で優占種となった。次いで多くを占めたのは *Daphnia galeata* で甲殻類の 8.8% を占め、以下、*Diaphanosoma brachyurum*、ノープリウス幼生、*Mesocyclops dissimilis* の優占率がそれぞれ 7.7%、7.2%、3.6% となった。*E. japonicus* は、全動物プランクトンバイオマスの 49% を占めた。

甲殻類バイオマスの月別平均値は、4 月~10 月にかけて大きく、12 月~3 月に小さくなる *E. japonicus* の変動に大きく支配されていた。ミジンコ類の中で最大のバイオマスを示したのは、*Daphnia galeata* (カブトミジンコ) で、6 月~7 月と 10 月~12 月に多く見られた。*Diaphanosoma brachyurum* (オナガミジンコ) は、8 月~10 月に大きなバイオマスとなり、12 月から 5 月まではほとんど見られなかった。

年平均値の変動を見ると、1992 年以降ミジンコ類のバイオマスが大きくなった。この時期、*Daphnia galeata* と *Diaphanosoma brachyurum* の増加が見られた。また、1999 年以降、これまでに見られなかった大型ミジンコの *Daphnia pulicaria* が出現した (Urabe et al., 2003)。

3.2.3.4 プランクトン炭素量換算値と粒子態有機炭素濃度実測値との比較

今津沖中央水深 5m における 1L 中の植物プランクトン炭素量換算値と動物プランクトン炭素量換算値との和 (プランクトン炭素量換算値) と湖水中の粒子態有機炭素 (POC) 濃度 (山中ら, 1998; 七里ら, 2000; 滋賀県, 2008 ほか) の変動を図 13 に示した。1998 年に POC 実測値がプランクトン炭素換算値を大きく上回っているが、このときには藍藻の *Aphanothece* (アフアノテーケ) が産生する粘質鞘が POC 測定用の濾紙上に多量に捕捉されたために POC 測定値が大きくなった (藤原ら, 1999)。それ以外の年ではプランクトンの大きなピーク時には実測値よりも大きくなっているものの、プランクトン炭素量換算値は概ね実測値の変動に対応している。プランクトン炭素量換算値がどの程度正確かを見るために、今津沖中央水深 5m における 2001 年 4 月から 2009 年 12 月までの 201 検体の湖水について、1L 中のプランクトン炭素量と POC との相関図を図 14 に示した。POC を X 軸、プランクトン炭素量を Y 軸にとった場合に近似直線の傾きが 1.4 となることから、プランクトン種毎の炭素量換算値から求めた炭素量が実際の測定した粒子態有機炭素濃度よりも大きく見積もられていることがわかった。

その原因として、①体積計算のためのサイズに用いた文献値よりも栄養状態の違いによって実際のサイズが小さいこと、②細胞の活性が低く、換算値よりも実際の炭素量が小さいこと、③動物プランクトンの体長等の文献値は成熟個体の体長であるが、実サンプルではさまざまな成長段階の個体がいること、などの可能性が考えられた。

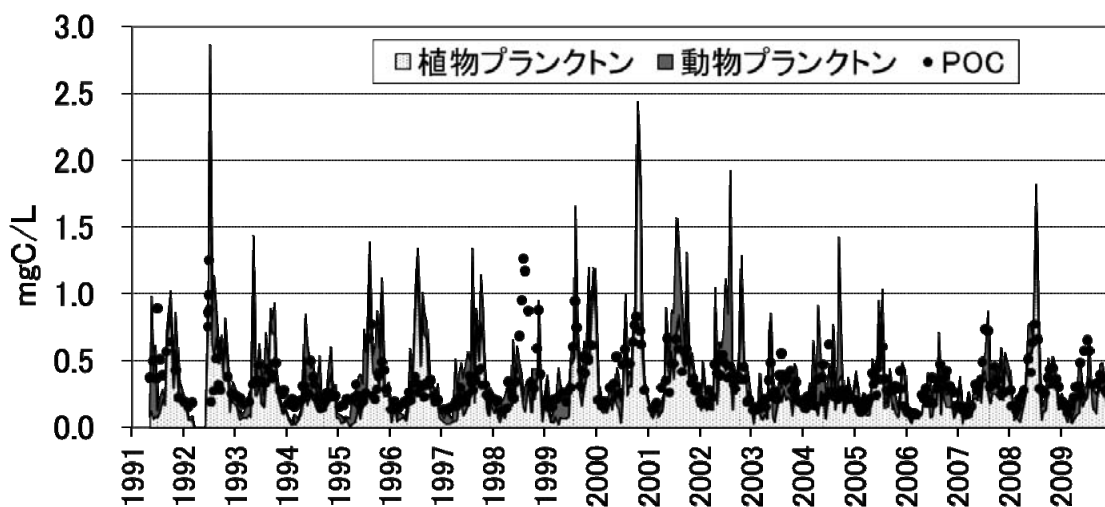


図 13 北湖今津沖中央(17B)水深 5m におけるプランクトン炭素量換算値と粒子態有機炭素 (POC) 濃度の変遷

3.3 まとめ

北湖沖帯の水深 5m 層における動物プランクトン相は、個体数で見ると原生動物がほとんどであるが、バイオマス（炭素量）で見ると甲殻類が約 4 分の 3 を占め、その中でも *Eodiaptomus japonicus* (ヤマトヒゲナガケンミジンコ) が動物プランクトン全体の約半分を占め、琵琶湖をもっとも代表する動物プランクトンと言える。

原生動物（鞭毛虫を除く）、ワムシ類はそれぞれ、全バイオマスの 15%、8.7% を占めた。

ワムシ類の中で最も出現頻度が高かったのは *Polyarthra* (ハネウデワムシ) 属であったが、バイオマスで見ると *Synchaeta* (ドロワムシ) 属と同じ程度であった。1990～1996 年にかけてワムシ類のバイオマスが大きくなった。

1990～2004 年にかけては甲殻類に属する *Diaphanosoma brachyurum* (オナガミジンコ) が増加傾向を示した。また、1999 年以降は、これまでに琵琶湖で見られなかった大型ミジンコの *Daphnia pulicaria* (ダフニア・プリカリア) が出現した。これらの大型ミジンコは長期的な水質変化を評価する指標となる可能性があると考えられた。

動物プランクトンの中には出現する季節が限定されている種があり、これらの動向はプランクトンの季節性の変化を評価する指標となる可能性があると考えられた。

プランクトン種毎の炭素量換算値から求めた粒子態有機炭素量が実際の炭素量よりも大きく計算されていることがわかった。各プランクトン種が有する有機炭素量換算値についても検証し、精度を上げることで、琵琶湖の水質変動の評価やその内部生産の動向把握に繋がると考えられる。

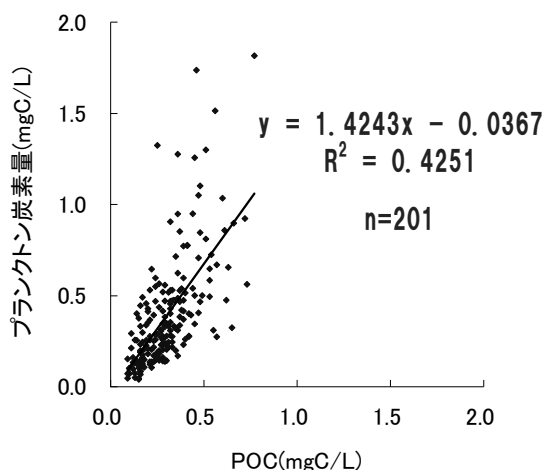


図 14 プランクトン炭素量と POC 実測値との相関
(今津沖中央水深 5m, 2001-2009)

4. ピコ植物プランクトン

1989 年 7 月北湖において通常 4m 以上ある透明度が 2.5～3m まで低下し、ピコ植物プランクトンのブルームが確認された（一瀬ら, 1991）。この時のピコ植物プランクトンの現存量は 1ml あたり、100 万細胞以上であった。当センターでは、本種の大量発生が認められた 1989 年以降、現在までピコ植物プランクトンのモニタリングを実施してきた。

琵琶湖で発生したピコ植物プランクトンは 2 μ m 以下の藍藻に属する *Synechococcus* 属で、落射蛍光顕微鏡で観察することができる。また、近年の分析技術の向上で、ピコ植物プランクトンの周囲には *Microcystis* 等の藍藻と同様に粘質鞘が存在することが明らかとなり、その大きさについても測定が可能となった。本研究では過去からの蓄積データをとりまとめ、ピコ植物プランクトンの長期変遷について解析を行うとともに、細胞および細胞周囲の粘質鞘の炭素量による評価を試みたので報告する。

4.1 方法

4.1.1 サンプルングおよび計数

調査は、北湖の今津沖中央 (17B) および、南湖の唐崎沖中央 (6B) において、1989 年から月 2 回の頻度で実施している。計数方法は採水後、検水をすみやかに滅菌チューブに分取し、無染色のまま検鏡プレート (セキスイ製) 上に封入し (写真 1)、落射蛍光顕微鏡 (G 励起: 波長 470nm, 550nm) により、黄橙色～橙色の蛍光を示す大きさ 0.2～2 μ m 程度の有色素細胞を 100～400 倍の倍率で計数した。ピコ植物プランクトンの中にはフィコエリスリン (PE) をアンテナ色素にもつ黄橙色を示す種以外に、フィコシアニン (PC) をアンテナ色素にもつ赤色～暗赤色を示す種も同時に観察されたため、2 つのタイプに分けて計数した (1991 年度から実施)。

4.1.2 バイオマス (炭素量) の計算方法

ピコ植物プランクトンの細胞容積は一瀬ら (1995) の方法により楕円体の体積に近似して求めた。また細胞容積から炭素量への換算は Strathmann の式を用いた (Strathmann, 1967)。

$$\cdot \text{細胞容積 楕円体 } V = \frac{\pi}{6} ab^2$$

(a: 楕円の長軸, b: 楕円の短軸)

$$\cdot \text{細胞炭素量 (珪藻以外の植物プランクトン)} \\ \log C = -0.460 + 0.866 \log V$$

4.2 結果と考察

図 15 に琵琶湖におけるピコ植物プランクトンの長期変遷を示した。琵琶湖北湖で 1989 年 7 月に大量発生したピコ植物プランクトンは最大値 360 万細胞/ml となり、炭素量に換算すると 0.5mgC/L であった。その後、この数値を上回ることなく減少を続け、2005 年度からは大量発生時の 1/10 の 0.05 mgC/L で横ばい傾向を続けている。南湖では、北湖で大量発生した 1989 年を見てみると 0.04 mgC/L と少なく、北湖での近年の値に近い。ところが、1991 年に 0.18 mgC/L と同年の北湖と同程度となりその後北湖の数値を上回った。1995 年に 0.08 mgC/L へ減少した後、近年まで横ばい傾向を続けている。

図 16 に今津沖中央におけるタイプ別ピコ植物プランクトンの長期変遷を示した。種類を見てみると、北湖では過去から現在にかけて黄橙色のフィコエリスリン(PE)タイプが 99%以上を占め、暗赤色のフィコシアニン(PC)タイプはほとんど認められなかった。また、過去から現在にかけても種類の大きな変化は認められなかった。

図 17 に南湖におけるピコ植物プランクトンの長期変遷を示した。唐崎沖中央では PE タイプが 80%、PC タイプが 20%程度となっていた。種類の変化を見ると 1995 年に PE タイプが 55%、PC タイプが 45%の割合で観察されていたが、2000 年以降では PE タイプが 90%、PC タイプが 10%の割合と PC タイプの割合が減少していることが明らかとなった。

図 18 に琵琶湖における湖水中の全リン濃度の長期変遷を示した。琵琶湖南湖の栄養塩の変化を見てみると、リンは減少傾向を示しており、PC タイプのピコ植物プランクトンとの関連が見られた。一柳ら(1997)は、PC タイプのピコ植物プランクトンはリン濃度と正の相関を示すことを報告しており、その傾向とも合致した。

図 19 に北湖における植物プランクトンの長期変遷を示した。通常サイズ (>2 μ m) の植物プランクトンとの関係を見てみると、北湖、南湖ともに植物プランクトン全体では減少が認められるものの藍藻は上昇傾向を示している。また、ピコ植物プランクトンは横ばい傾向であるが藍藻の一種であるため、今後、上昇する可能性もあることが想定された。しかし、ピコ植物プランクトンの細胞のみの炭素量は、1989 年の最大時の 0.5 mgC/L に対し、近年では夏場の増加時期でも 0.02 mgC/L 程度と小さくなっている。通常サイズの植物プランクトンの炭素量と比較すると大量発生があった年の年平均で 36%、近年では年平均で 5%程度であり、大量発生の年度では 3 割以上を占めたものの現在では 1 割にも満たないことが明らかとなった。

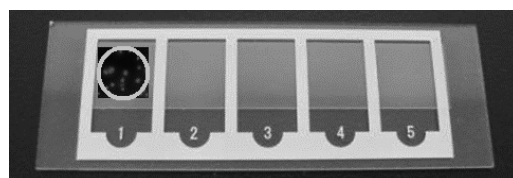


写真1 検鏡プレート(セクスイ製)

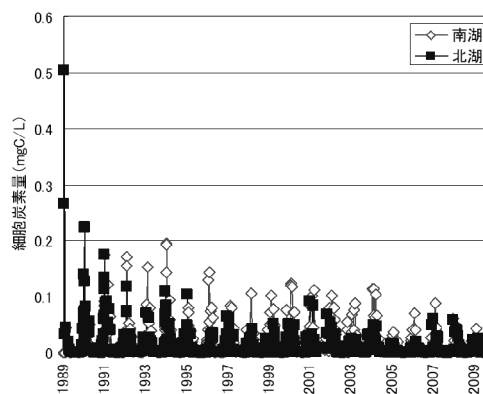


図 15 ピコ植物プランクトンの細胞炭素量の変遷 (カラー版は 12 ページ参照)

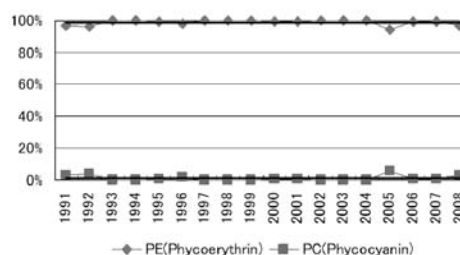


図 16 今津沖中央(17B)における種類の長期変遷 (年平均) (カラー版は 6 ページ参照)

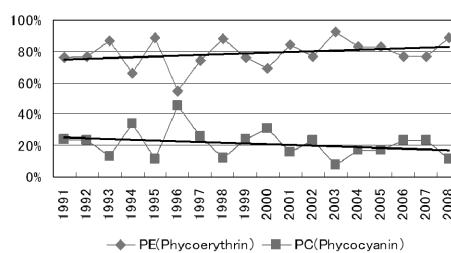


図 17 唐崎沖中央(6B)における種類の長期変遷量の変遷 (年平均) (カラー版は 6 ページ参照)

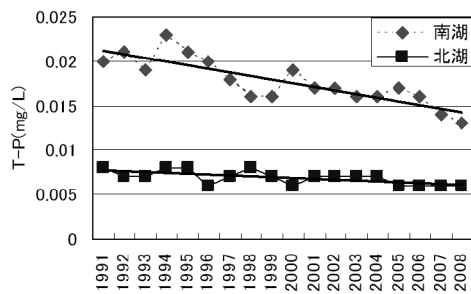


図 18 全リン(T-P) 濃度の長期変遷(年平均)

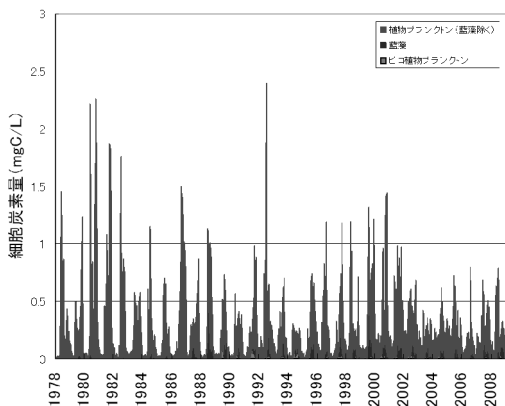


図 19 今津沖中央(17B)における植物プランクトンの長期変遷

ピコ植物プランクトンは $2\mu\text{m}$ 以下の藍藻に属する植物プランクトン *Synechococcus* であり、生物顕微鏡で観察することは難しい。しかし、落射蛍光顕微鏡を用いて観察すると黄橙色～橙色の蛍光を示す $1\mu\text{m}$ 程度の有色素細胞の観察が可能となった。さらに、近年の分析技術の向上で、軟X線顕微鏡を用いることでピコ植物プランクトンの周囲には *Microcystis* 等の藍藻と同様に粘質鞘が存在することが明らかとなり、その大きさについても測定が可能となった(写真2)。

共同研究者である竹本は、ピコ植物プランクトンの粘質鞘について、テトラスポラの粘質鞘と同じ成分であると仮定した場合、細胞内炭素量の 6.42 倍、N-アセチルガラクトサミンと仮定した場合 7.18 倍の炭素量を保有することを明らかにした(Takemoto et al., 2009)。ピコ植物プランクトンの粘質鞘成分を N-アセチルガラクトサミンと仮定して粘質鞘を含めた炭素量を計算すると、1989 年の最大時で 3.5mgC/L となり、植物プランクトンの細胞炭素量を上回ると考えられる。近年で見ても夏場の増加時期で 0.14mgC/L となり、植物プランクトン細胞の炭素量に

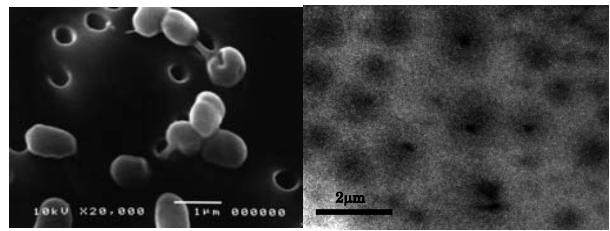


写真 2 ピコ植物プランクトンの電子顕微鏡写真(左)と軟X線顕微鏡写真(右) (関西医科大:竹本) (カラー版は 12 ページ参照)

迫る量となる。ただし、この数値は粘質鞘組成が N-アセチルガラクトサミンであるとの想定に基づいており、また、ピコ植物プランクトンの粘質鞘については考慮しているものの、通常サイズの植物プランクトンの粘質鞘については考慮していない。したがって、ピコ植物プランクトンの粘質鞘成分を同定するとともに、粘質鞘を考慮した通常サイズの植物プランクトンの長期変遷と照らし合わせて比較する必要があると考えられた。

4.3 まとめ

琵琶湖北湖、南湖ともに植物プランクトン全体のバイオマスは減少傾向が認められるものの、藍藻は上昇傾向を示している。またピコ植物プランクトンは横ばい傾向であるが、増加傾向を示す藍藻の一種であるため、今後の増減が注目される。

ピコ植物プランクトンの細胞炭素量を見積もると、最大時で 0.5mgC/L であり、近年では夏場の増加時期でも 0.02mgC/L 程度であった。通常サイズ ($>2\mu\text{m}$) の植物プランクトンの炭素量に対する比率は、大量発生があった年の年平均で 36% だったが、近年の年平均では 5% 程度と、1 割にも満たないことが明らかとなった。

ピコ植物プランクトンが有する粘質鞘の炭素量について、今回は粘質鞘成分に仮定を置いて算出した。今後は、ピコ植物プランクトンから単離した粘質鞘を分析することで、炭素量換算の精度を向上させるとともに、粘質鞘を含む炭素量で、全植物プランクトンに占めるピコ植物プランクトンの割合を明らかにしたい。

5. 細菌数および Metallogenium 粒子数

琵琶湖における微小プランクトン等に関する定期的なモニタリング調査を実施し、その結果と化学分析結果を併せて水質評価を行うことを目的として実施してきた。

次に、衛生学的环境基準項目の一つとして大腸菌群数を実施してきたが、大腸菌群には環境細菌も含まれ、糞便汚染の指標とは必ずしも言い切れない(金子, 1999)。

そこで、衛生学の見地から琵琶湖水を評価するため、

水道水質基準の項目である一般細菌数や暫定基準とされている従属栄養細菌について調査を実施した。さらに、嫌気性菌数、Metallogenium 粒子数および硫酸塩還元細菌についても調査を行い、琵琶湖における溶存酸素濃度と嫌気性細菌数等の関係について検討を行ったので報告する。

5.1 調査および試験方法

5.1.1 調査期間および調査場所

調査期間：2008年4月～2011年3月

調査場所：琵琶湖定期水質調査地点 17A, 17B, 17C', 15B, 13A, 13C, 12B, 9B, 8C, 6B, 4A, 2, 168 (13地点0.5m)、琵琶湖水深別調査地点 17B 5m, 10m, 20m, 30m (4地点)(図20)

5.1.2 試験方法

上水試験方法(日本水道協会、2001)および衛生試験法(日本薬学会、2000)に準拠して実施。

5.1.2.1 一般細菌数

使用培地：標準寒天培地

培養条件：36℃ 48時間

水道水質基準：一般細菌

1mlの検水で形成される集落数が100以下

5.1.2.2 従属栄養細菌数

使用培地：R2A 寒天培地

培養条件：20℃ 7日間

好気培養

20℃ 7日間

嫌気培養

水道水質基準：当面、目標値として、1mlの検水で形成される集落数として2,000以下(暫定。R2A寒天培地法20±1℃で7日間培養した後の集落数である。)

5.1.2.3 従属栄養細菌数琵琶湖式計数法(R2A寒天培地1/4希釈)

培地：R2A寒天培地 1/4希釈

培養条件：20℃ 14日間

好気培養

希釈倍率と培養時間の結果により、コロニー形成数最多条件を選択。

5.1.2.4 嫌気性菌数

使用培地：GAM寒天培地

培養条件：36℃ 24時間 嫌気培養

嫌気培養

食品衛生法により嫌気性菌数を求める方法として記載

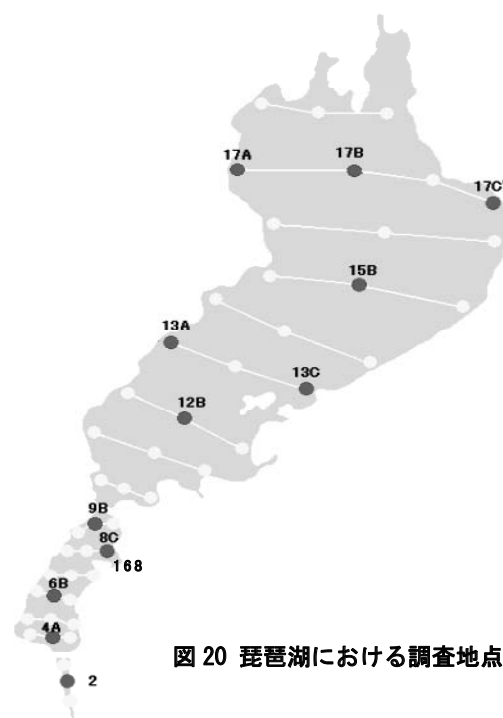


図20 琵琶湖における調査地点

5.1.2.5 硫酸塩還元細菌数

使用培地：ISA改良寒天培地

培養条件：30℃ 5日間 嫌気培養

嫌気培養

上水試験法に障害細菌として掲載

5.1.2.6 Metallogenium 粒子数

植物プランクトン計数法に準ずる。

5.2. 結果および考察

5.2.1 一般細菌と嫌気性菌の分布状況

琵琶湖の採水地点の中から、河川や土壌等の影響を受けにくい中央地点を選定し、北から順に、17B、12B、9B、6B地点での一般細菌数と嫌気性細菌数の経月変化を図21に示した。一般細菌数が最も高い値を示したのは9Bで、895 CFU/mLであり、南湖の6Bに比べ高い値を示した。6BのCODは調査期間の平均値が3.1mg/Lで、TOCは、1.9mgC/Lであり、9Bでは、CODが、2.9mg/LでTOCは、1.7mgC/Lであったことから、CODおよびTOCはともに6Bで高値であるため、一般細菌数は有機物による影響は受けにくいことが考えられた。

また、水道水質基準である、一般細菌100 CFU/mL以下の基準を超過していたのは17B：8回、12B：6回、9B：11回、6B：9回となり、9B地点が最も多かった。

次に、嫌気性菌数の変化をみると、最も高い値を示したのは17Bで、300 CFU/mLであり、100 CFU/mLの値を超過していたのは、17B：3回、12B：2回、9B：1回、6B：2回となり、17Bで最も多かった。

しかし、17Bは北湖であり、有機物による影響とは考えにくい、このため、17Bにおける溶存酸素濃度との関係をみると(図22)、溶存酸素濃度は、9月～10月に低く、このとき、嫌気性細菌数が増加する傾向が各年で確認できる。このことから、嫌気性細菌数は溶存酸素濃度と関係があると考えられた。今後は、琵琶湖における底層部の低酸素化との関係についてその関係性を明らかにする必要があると考えられた。

5.2.2 従属栄養細菌の分布状況

従属栄養細菌は、目標値として1mlの検水で形成される集落数が2,000CFU/mL以下(暫定)とされており、この値を超過していたのは、9B:1回、6B:1回で、7月と10月であり一般細菌数より超過件数は少なかった。また、図23に示すように最高値を示したのは9B地点で4,240 CFU/mLであったことから、従属栄養細菌数も、一般細菌数と同様に有機物による影響を受けにくい可能性がある。

好気培養の方が嫌気培養より全ての値が高く、細菌の現存量を求めるには、好気培養の方が優れていることが明らかとなった。次に、従属栄養細菌の培地を1/4濃度に希釈した培地を用いて、栄養濃度の低い状態での培養を行った。

2,000 CFU/mLより高い値を示した地点と回数は、17B:8回、12B:0回、9B:13回、6B:14回で、北湖に比べ南湖で超過回数が多く、6Bで最も超過回数が多いことから、有機物による影響が考えられた。

さらに、17Bでの従属栄養細菌数と従属栄養細菌数(1/4)の分布状況を図24に示した。従属栄養細菌数(1/4)は、全ての値が従属栄養細菌数より高かった。

以上のことから、琵琶湖における細菌の検出方法のひとつとして継続的に実施し、さらに検討する必要があると考えられた。

5.2.3 硫酸塩還元細菌の分布状況

硫酸塩還元細菌は、嫌気的環境で有機物を分解し、硫酸塩を還元する微生物の総称で、硫酸塩は硫化物イオンにまで還元され、硫化水素の産生や、金属イオンと反応して硫化物を生成する。

硫酸塩還元細菌は、図25に示したとおり、菌数が常に9B、6Bの南湖で17B、12Bの北湖より高く、今後の動向について継続的な分布状況の把握が必要である。

5.2.4 Metallogenium 粒子の分布状況

今津沖中央におけるMetallogenium粒子数の分布状況を図26に示した。2007年は、溶存酸素濃度の低下時にMetallogenium粒子数の増加は確認できないものの、溶存酸素濃度が低くなると生成されやすい傾向がうかがえる。

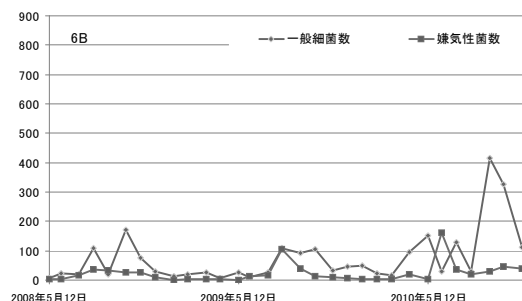
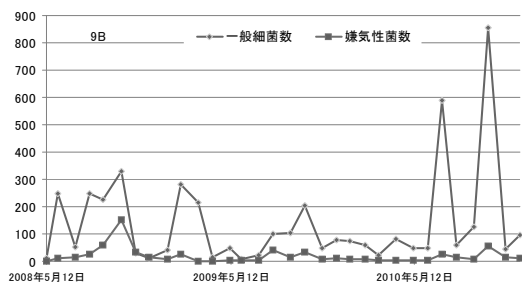
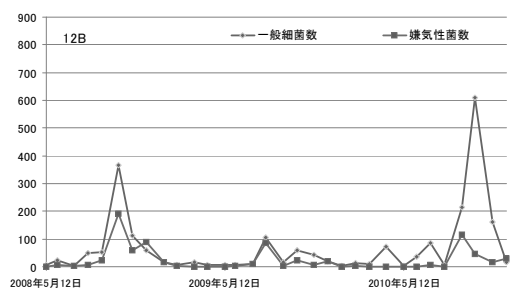
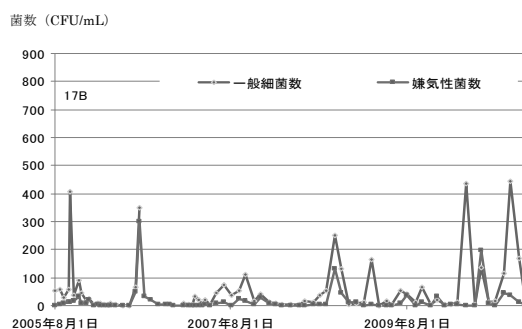


図21 一般細菌と嫌気性菌の分布状況
(上:17B、中上:12B、中下9B、下:6B)

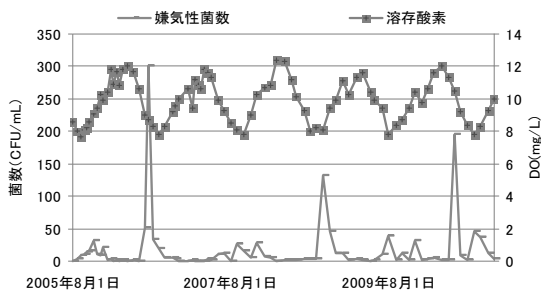


図22 嫌気性菌数と溶存酸素濃度の分布状況(17B)

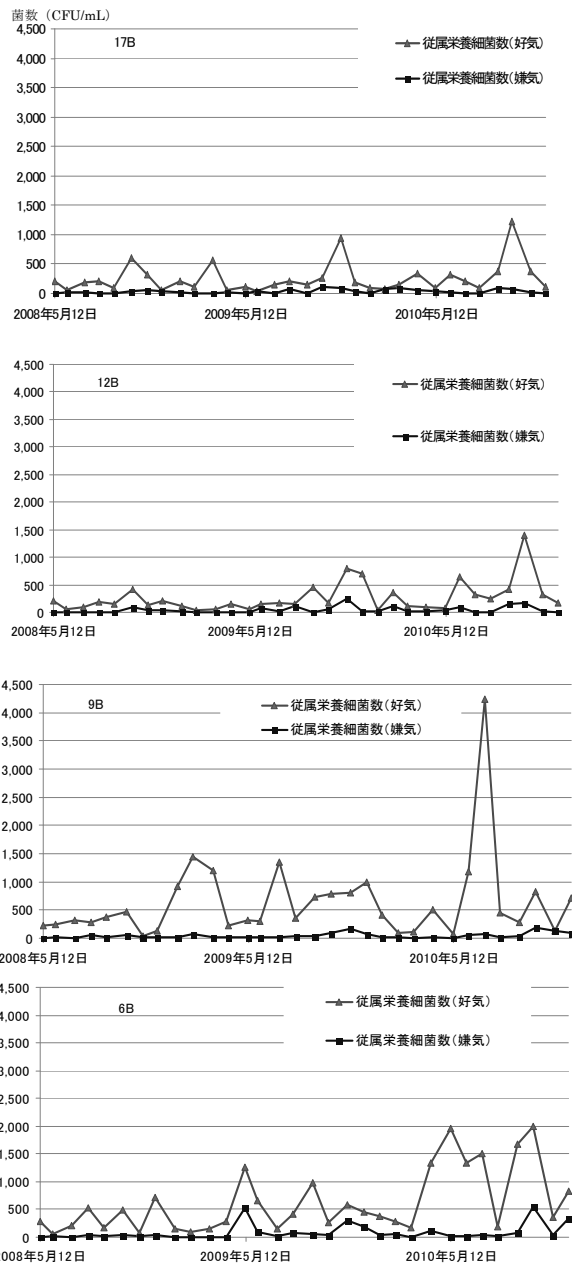


図 23 一般細菌と嫌気性菌の分布状況
(上：17B、中上：12B、中下 9B、下：6B)

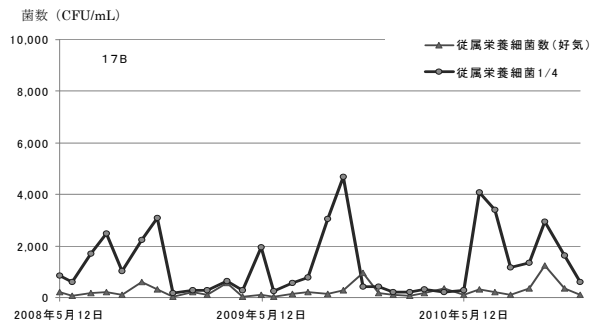


図 24 従属栄養細菌数と従属栄養細菌数(1/4)の分布状況 (今津沖中央、17B)

Metallogenium 粒子は、マンガン酸化物構造体と呼ばれており、その生成には、微生物が関与していることが報告されている (Furuta et al., 2007; Nealson, 2006; Miyajima, 1992a) ものの不明な点が多く、Mn 濃度や溶存酸素濃度のほかに有機物、栄養塩類等の要因が複合的に関与しているとの報告もある (Miyajima, 1992a; Miyajima, 1992b)。

また、Metallogenium 粒子の生成には細菌等の微生物が関与していることから、嫌気性細菌の動向が重要である。

今後は、嫌気性細菌を含め継続調査を実施し、溶存酸素濃度と Metallogenium 粒子の生成について研究を進め、湖底における低酸素化の指標化を行っていく必要がある。

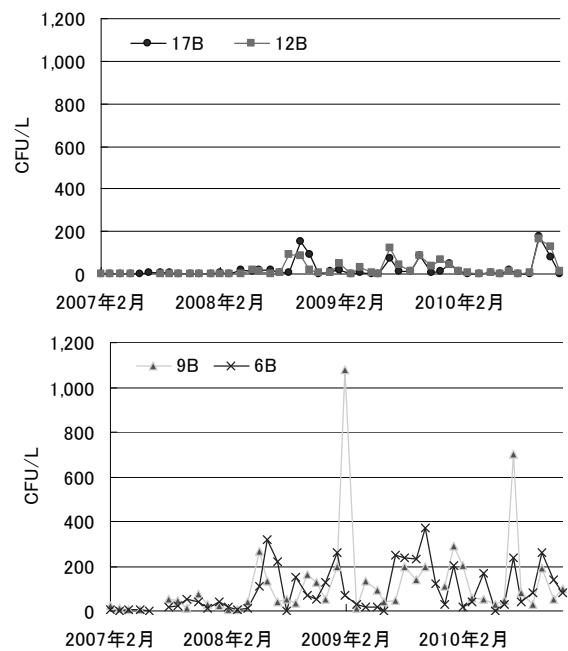


図 25 硫酸塩還元細菌の分布状況
(上：北湖 (17B, 12B) 下：南湖 (9B, 6B))

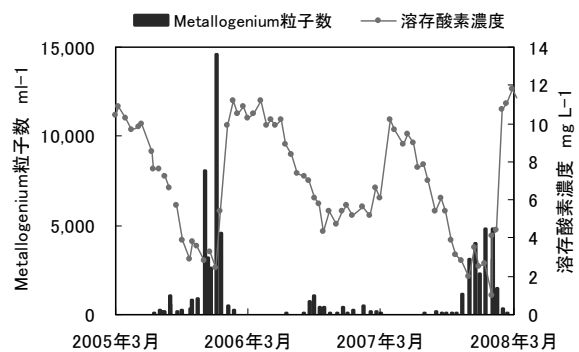


図 26 Metallogenium 粒子の分布状況
(2005 年 4 月～2008 年 3 月)

5.3 まとめ

琵琶湖水中の細菌数の動向は、湖水中にある有機物の影響を受けやすいと考えられ、特に従属栄養細菌数(1/4)では、一般細菌数や嫌気性細菌数に比べ有機物に対する傾向が強いことが明らかとなった。

溶存酸素濃度と Metallogenium 粒子数との関係について相関が認められ、湖底における低酸素化の指標化を行っていく必要があると考えられた。

6. 全体のまとめ

琵琶湖の水質評価は従来から栄養塩類の濃度やクロロフィル量、有機物量の指標である COD や TOC などの項目で評価されてきた。しかし、近年、流入河川からの外部負荷量や湖内の栄養塩類濃度が減少傾向にあるにも拘らず COD は減少しない状況が認められている。今回琵琶湖の水質評価を行う手法の検討として、湖内の一次生産者を中心としたプランクトン等の微生物の変動解析を実施した。その結果、理化学的な水質分析で得られた粒子態有機炭素量(POC)とプランクトン総炭素量との関係から、経年変動や季節的な有機物量の変動は理化学的な測定結果も動植物プランクトンの体積から換算した結果もおおむね同様に推移することを明らかにした。さらに、細菌数やピコ植物プランクトンについては微細であるため数としては多いが、全体の有機物量に占める割合としては少ないことが明らかになった。しかし、細菌数では、従属栄養細菌数の増減が一般細菌数や嫌気性細菌数に比べ湖内有機物の増減と一致する傾向が認められた。また、湖底の溶存酸素濃度の低下と Metallogenium 粒子数との関係については負の相関が認められ、湖底における低酸素化の指標となり得ると考えられた。

今回のプランクトンの変動解析結果から琵琶湖の理化学的な有機炭素量の中に含まれるプランクトン由来の有機物の占める割合が算出でき、今後、総合的な水質評価や湖内有機物量に及ぼす一次生産者の寄与を評価するための方法が確立できたと考える。しかし、プランクトンの増加時には POC よりプランクトンの総炭素量が大きくなる傾向が認められた。この原因としては、プランクトン増加時の実際のサイズが文献値より小さいことや細胞活性が低いものも通常の大きさとして積算していること、また、動物プランクトンには様々な成長段階の個体があるため体積換算の段階での計算誤差が大きいことなどがあげられ、今後精度を上げるための検討を進めることが必要である。

7. 引用文献

- Bottrell, H. H., Duncan, A., Gliwicz, Z. M., Grygierek, E., Herzig, A., Hillbricht-Ilkowska, A., Kurasawa, H., Larsson, P. and Weglenska, T. (1976): A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology*, 24: 419-456.
- Dumont, H. J., van de Velde, I. and Dumont, S. (1975): The dry weight estimate of biomass in a selection of Cladocera, Copepoda and Rotifera from the plankton, periphyton and benthos of continental waters. *Oecologia*, 19: 75-97.
- Foissner, W. and Berger, H. (1996): A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste water, with notes on their ecology. *Freshwater Biology*, 35: 375-482.
- 藤原直樹・一瀬諭・若林徹哉・水嶋清嗣・野村潔 (1999): 琵琶湖における COD の上昇と藍藻 *Aphanothece clathrata* の増殖について (1998年7月~9月). 滋賀県立衛生環境センター所報, 34: 40-46.
- Furuta, S., Yoshida, M., Okamoto, T., Wakabayashi, T., Ichise, S., Aoki, S., Kohno, T. and Miyajima, T. (2007): Morphological variations of a manganese-oxidizing microorganism *Metallogenium* observed in the developmental process of cultures collected from Lake Biwa waters. *Japanese Journal of Limnology*, 68: 433-441. (in Japanese with English abstract)
- 七里将一・藤原直樹・一瀬諭・若林徹哉・野村潔 (2000): 琵琶湖北湖における粒子態炭素・窒素・りん濃度の変動について (平成11年度). 滋賀県立衛生環境センター所報, 35: 74-77.
- 一瀬諭・若林徹哉・藤原直樹・水嶋清嗣・伊藤貢 (2001): 琵琶湖における植物プランクトンの現存量の変遷について(1978-2000). 第9回世界湖沼会議要旨: 337-340.
- 一瀬諭・若林徹哉・藤原直樹・水嶋清嗣・野村潔 (1999): 琵琶湖における植物プランクトン優占種の経年変化と水質. *用水と廃水*, 41: 7, 12-21.
- 一瀬諭・若林徹哉・古田世子・吉田美紀・岡本高弘・原良平・青木茂 (2007): 琵琶湖北湖における植物プランクトン総細胞容積量の長期変遷と近年の特徴について-2001年度から2005年度を中心に-. 滋賀県琵琶湖環境科学研究センター試験研究報告書, 2: 97-108.
- 一瀬諭・若林徹哉・松岡泰倫・山中直・藤原直樹・野村潔 (1996): 琵琶湖北湖における植物プランクトン相の変遷 (1978-1995). 滋賀県立衛生環境センター所報, 31: 84-101.

- 一瀬諭・若林徹哉・松岡泰倫・山中直・藤原直樹・田中勝美(1995):琵琶湖の植物プランクトンの形態に基づく生物量の簡易推定について. 滋賀県立衛生環境センター所報, 30: 27-35.
- 一瀬諭・若林徹哉・野村潔(1998):琵琶湖南湖における動物プランクトン相の変遷(1982-1997). 滋賀県立衛生環境センター所報, 33: 144-160.
- 一瀬諭・若林徹哉・山中直・園正・内藤幹滋・川部浩市・前畑佳代・田中勝美・野村潔(1991):琵琶湖におけるピコプランクトンの異常増殖 - 1989~1990 - (1)ピコプランクトンおよび他のプランクトン相. 滋賀県立衛生環境センター所報, 26: 138-147.
- 一柳淳一・千葉信男・後藤光亀・須藤隆一(1997):水源貯水池における植物プランクトンの出現実態. 水環境学会誌, 20: 1, 29-35.
- Kagami, M. and Urabe J. (2001): Phytoplankton growth rate as a function of cell size: an experimental test in Lake Biwa. *Limnology*, 2: 111-117.
- 金子光美(1999):排水処理と感染症リスク. 月刊浄化槽, 284: 12-20.
- Kawabata, K. and Urabe, J. (1998): Length-weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean species in Japan. *Freshwater Biology*, 39: 199-205.
- Koste, W. (1978a): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. 1. Textband. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Koste, W. (1978b): Rotatoria. Die Rädertiere Mitteleuropas. 2. Tafelband. Gebrüder Bornträger, Berlin, Stuttgart.
- Latja, R. and Salonen, K. (1978): Carbon analysis for the determination of individual biomasses of planktonic animals. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, 20: 2556-2560.
- McCauley, E. (1984): The Estimation of the abundance and biomass of zooplankton in samples. In: Downing, J. A. and Rigler, F. H. (eds.), *A Manual on Methods for the Assessment of Secondary Productivity in Fresh Waters*, 2nd edition. Blackwell Scientific Publications, Oxford, pp. 228-265.
- Miyajima, T. (1992a): Biological manganese oxidation in a lake I: Occurrence and distribution of *Metallogenium* sp. and its kinetic properties. *Archiv für Hydrobiologie*, 124: 317-325.
- Miyajima, T. (1992b): Production of Metallogenium-like particles by heterotrophic manganese-oxidizing bacteria collected from a lake. *Archives of Microbiology*, 158: 100-106.
- 水野壽彦(1964):日本淡水プランクトン図鑑. 保育社, 大阪.
- 水野寿彦・高橋永治(編)(1991):日本淡水動物プランクトン検索図説. 東海大学出版会, 東京.
- Nealson, K. (2006): Manganese-oxidizing bacteria. In: Dworkin, M., Falkow, S., Rosenberg, E., Schleifer, K.-H. and Stackebrandt, E. (Eds), *Prokaryotes*, Springer, New York, 5: 222-231.
- 日本水道協会(2001):上水試験方法 2001 年版. VII微生物試験総則: 605-636.
- 日本薬学会(編)(2000):衛生試験法・注解 2000, 金原出版株式会社, 東京, 1.2 微生物試験法: 75-76
- Ogden, C. G. and Hedley, R. H. (1980): *An Atlas to Freshwater Testate Amoebae*, Oxford University Press, Oxford.
- Pauli, H.-R. (1989): A new method to estimate individual dry weights of rotifers. *Hydrobiologia*, 186/187: 355-361.
- Putt, M. and Stoecker, D. K. (1989): An experimentally determined carbon : volume ratio for marine 'oligotrichous' ciliates from estuarine and coastal waters. *Limnology Oceanography*, 34: 1097-1103.
- Reynolds, C. (2006): Growth and replication of phytoplankton In *Ecology of Phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rosen, R. A. (1981): Length-dry weight relationships of some freshwater zooplankton. *Journal of Freshwater Ecology*, 1: 225-229.
- Ruttner-Kolisko, A. (1977): Suggestions for biomass calculations of planktonic rotifers. *Archiv für Hydrobiologie Ergebnisse der Limnologie*, 21: 71-76.
- 滋賀県(2008):滋賀の環境 2008 (平成 20 年版 環境白書) -資料編- : 146.
- Strathmann, R. R. (1967): Estimating the organic carbon content of phytoplankton from cell volume or plasma volume. *Limnology and Oceanography*, 12: 411-418.
- Takemoto, K., Ichise, S., Ichikawa, M., Namba, H. and Kihara, H. (2009): X-ray imaging of Picoplankton in lake Biwa by Soft X-ray Microscope at Ritsumeikan University SR Center. *Journal of Physics: Conference Series*, 186: 012097.
- 田中正明(2002):日本淡水産動物プランクトン図鑑,

名古屋大学出版会, 名古屋.

Telesh, I. V., Rahkola, M. and Viljanen, M. (1998):
Carbon content of some freshwater rotifers.
Hydrobiologia, 387/388: 355-360.

上野益三 (1973): 川村日本淡水生物学, 北隆館, 東京.

Urabe, J., Ishida, S., Nishimoto, M. and Weider, L. J.
(2003): *Daphnia pulicaria*, a zooplankton species
that suddenly appeared in 1999 in the offshore zone
of Lake Biwa. *Limnology*, 4: 35-41.

Urabe, J. and Watanabe, Y. (1990): Influence of food
density on respiration rate of two crustacean
plankters, *Daphnia galeata* and *Bosmina longirostris*.
Oecologia, 82: 362-368.

山中直・藤原直樹・一瀬諭・若林徹哉 (1998): 琵琶湖北
湖における粒子態炭素・窒素・りん濃度の変動. 日本水
環境学会年会講演集: 96.