

国立環境研究所研究報告 第167号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 167, 2001

R-167-2001

十和田湖の生態系管理に向けて II

Ecosystem Management Studies in Lake Towada II



高村 典子 編

Edited by Noriko TAKAMURA

NIES



独立行政法人 国立環境研究所
NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立環境研究所研究報告 第 167 号

Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 167, 2001

R-167-2001

十和田湖の生態系管理に向けてII

Ecosystem Management Studies in Lake Towada II

高村 典子 編

Edited by Noriko TAKAMURA

独立行政法人 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

はじめに

本号は、1999年に出版した国立環境研究所研究報告第146号「十和田湖の生態系管理に向けて」の続編である。研究の経緯や目的はすでに前号に詳しく述べたが簡単に繰り返す (<http://www.nies.go.jp/biodiversity/members/noriko-t/index.html>)。1993年の秋、青森県環境保健センターから次のような共同研究の相談を受けた。十和田湖のCOD濃度が1987年以降、環境基準値の1ppmを越え、透明度が低下してきている。青森県・秋田県は1980年から総事業費115億円をかけて十和田湖特定環境保全公共下水道事業を着手し、1991年に一部供用を開始し、湖への生活排水流入の削減に努めているが水質の回復が認められない。淡水赤潮の兆候もある。そこで、十和田湖水の汚濁機構を解明するために共同で研究をおこないたい、という趣旨であった。幸い、この共同研究は1995-1997年環境庁国立機関公害防止等試験研究「湖沼での有機物の動態解析手法の開発に関する研究」の一部としてスタートすることができた。

我々は十和田湖沖域の水質とプランクトン群集についての調査を開始するとともに、十和田湖に関する情報収集を行った。その結果、1952年以降順調に捕れ続けてきた十和田湖のヒメマス漁が、1985年からワカサギが増えるのと逆に、極めて不振に陥ったが原因が特定できないでいることがわかった。1995-1997の3年間の共同研究から、十和田湖での近年の透明度の低下とヒメマス漁の不振の原因が特定できた。すなわち、十和田湖で1980年代半ばに意図せずに導入されたワカサギが、餌（大型の動物プランクトン）をめくりヒメマスと強い競争関係を引き起こした。その結果、動物プランクトン群集への捕食圧が上がり、動物プランクトンが小型化した。そして、この動物プランクトン群集の小型化が植物プランクトン量の増加と透明度の低下をもたらした。ワカサギが小型の動物プランクトンを幾分食べることができるのに反し、ヒメマスは食えることができない、など摂餌生態の若干の違いがヒメマス漁の不振を際立たせた。

こうした研究成果は、湖の無機環境とそこに生息する生き物すべてが密接に繋がっていることを示し、湖沼の水質管理に適正な水産資源の管理を盛り込む必要性を示した。さらに、流域・沿岸域も含めた総合的な生態系管理が必要である、との認識を共有した。しかし、十和田湖の流域・沿岸域の調査研究は、これまで全くというほど行われてきていない。そのため、1998-2000年には環境庁（環境省）国立機関公害防止等試験研究「生物間相互作用を考慮した適切な湖沼利用と総合的な湖沼保全を目指す基礎的研究」として、国立環境研究所、水産庁さけ・ます資源管理センター、青森県環境保健センター、青森県内水面水産試験場、秋田県環境技術センター、秋田県水産振興センターとの共同研究に発展させ、1)魚の資源管理、2)沿岸域での生態系構造や生態系要素の相互関係、ならびに3)集水域・沿岸域と沖域の連

関、に関する研究を進めた。これらの研究成果が、国立環境研究所研究報告第 146 号と同 167 号である本書に集約されている。

第 146 号では、十和田湖の富栄養化の原因を特定した。また、ヒメマスの環境収容力は親魚（成熟魚）で約 8,000 尾、未成熟魚も含めると 175,000 尾、160 万尾以上の放流数がヒメマス個体群のクラッシュに繋がる、などの研究成果を報告した。本書では、十和田湖の栄養塩収支が初めて調べられ、湖へのリン負荷は流入河川より、むしろ直接湖面に降る雨に由来する量が多いことがわかった（三上ら）。十和田湖沿岸域の水生植物相は 1967 年の調査時と大きく変わっていないため、本湖は絶滅危惧種 I 類に指定されているヒメフラスコモとカタシャジクモ(環境庁 2000) の貴重な生息地と位置付けられる。しかし、その両車軸藻の出現最大水深は著しく後退している（野原ら）。底生魚のエネルギーを支えているのは沿岸域の底生動物群集で、その分布の季節変化が、実は底生魚の捕食により引き起こされている（加藤ら）。沿岸域に生育する付着藻類や水草起源の炭素は、ヨコエビやユスリカを介してヒメマスやワカサギなどの代表的な沖域の魚類へ移入される（藤原ら）。しかし、沿岸域が供給する餌の量では、ヒメマスやワカサギが動物プランクトンへの捕食圧を下げるまでには至らない（牧野ら）。植物プランクトンの生産量は、大型の動物プランクトンであるダフニアが出現したとき、大部分が食われ、結果として十和田湖の一次生産量の魚への転換率は、世界の湖と比較してもかなり高い値になり、湖の透明度も上がる。ところが、小型の動物プランクトンのボスミナでは一次生産量の食い残しがでるため、結果的に一次生産量から魚への転換率は下がり、透明度も下がる（高村ら、牧野）。福島県以南の地域個体群は絶滅の恐れがある（環境庁 1999）とされている陸封型イトヨは、十和田湖ではヒメマスを脅かす害魚として、1980 年代半ばに十和田湖に侵入した。そのイトヨの由来は十和田市相坂地区のものである（高村健二）。さらに、集水域、沿岸域および沖域を繋ぐ生き物として重要なトゲオヨコエビの繁殖生態（戸塚・森野）や、十和田湖を含む火山性貧栄養湖特有の深底部の生物相(大高)が初めて明らかにされた。今回の一連の研究を通して、十和田湖生態系を特徴づけるような固有で重要な生態系要素、ならびにそれらの関係や相互作用が明確になった意義は大きいと考えている。なお、本報告書でも、前回に引き続き 1998-1999 年のモニタリングデータを資料として掲載した。

一方で、研究成果を十和田湖の保全にすみやかに還元するために、高村・帰山は平成 13 年 2 月 8 日付けで「十和田湖の水質・生態系管理に向けた提言」を青森県環境生活部環境管理課長宛に提出した。青森、秋田両県は、この提言を受けて平成 13 年 8 月に「十和田湖水質・生態系改善行動指針」を定めた。指針は、1)汚濁負荷の削減、2)水産資源の管理、3)沿岸域の保全と管理、4)モニタリングの実施、5)環境保全意識の向上、の 5 つの大項目の中に中項目、小項目を設け、極めて具体的に行政・公的試験機関と事業者・住民の行動指針を明示している。今後は、この指針にそって、十和田湖の保全が行われることになる。しかし、

今回定められた指針は必ずしも絶対的なものではない。今後のモニタリング結果や新しい研究成果を基盤に、定期的に十和田湖とその周辺環境を科学的に捉えなおし、評価し、社会の変化や科学の進歩に伴って、柔軟にその内容を見直す姿勢が求められよう。これからの世代の人々が、我々と同じような恩恵を十和田湖から受けていけるかどうかは、こうした保全への努力なしには達成できないのではないか、と思う。

謝辞

秋田県小坂町十和田湖鉛山さざなみ山荘の吉田伸一氏には、引き続いて調査船を出していただき、野外調査に関して様々な便宜をはかっていただいた。十和田湖増殖漁業協同組合、環境省自然保護局東北地区野生生物事務所、(株)東北電力にも、前回に引き続き調査研究に対し、ご理解ご協力をいただいた。

帰山雅秀北海道東海大学教授、森野浩茨城大学教授、大高明史弘前大学助教授、上田宏北海道大学教授、中島久男立命館大学教授、ミネソタ大学牧野渡氏には、客員研究員として本プロジェクト研究に参加いただきご寄稿を賜った。

湖沼調査法などの著者である西條八束先生（名古屋大学名誉教授）には、かねてから我々の研究について助言、ご指導を賜っている。先生には、十和田湖のヒメマスの子の親である和井内貞行氏のご子息の案内で、昔、十和田湖で湖沼調査をされたことがあるとお聞きし、十和田湖に関する思い出でも書いて欲しいと無理なお願いをしてしまった。陸水学と自然環境、そしてそれらの研究に携わる者にいつも暖かい目をかけてくださる先生の文章は、入院中にお書きくださったものである。

最後に、本書の文章と図の割付作業、図の書きなおし作業は、R-146 と同じく当研究室の加藤秀男氏が担当してくださった。これらの方々に記して深謝します。

引用文献

- 環境庁報道発表資料（1999）汽水・淡水魚類のレッドリストの見直しについて。自然保護局野生生物課。 <http://www.eic.or.jp/kisha/199902/55160.html>
- 環境庁自然保護局野生生物課（編）（2000）改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック— 9. 植物 II(維管束植物以外)。 (財) 自然環境研究センター

2001年9月

独立行政法人 国立環境研究所

生物多様性の減少機構の解明と保全プロジェクト 多様性機能研究チーム

総合研究官 高村典子

刊行によせて

十和田湖から貧栄養湖を考える

西條八束

高村典子さんから十和田湖に関する論文（高村 1999）と報告書（高村編 1999）を頂いて、それに関連して何か書くようにとご依頼を受けた。私が十和田湖を訪れたのは 1951、1952 年という半世紀も前のことである。はじめは下北半島の帰途、突然の訪問であった。それにもかかわらず和井内氏の好意で泊めて頂き、船も使わせてくださって、中湖の最深部（約 330m）で底泥を採取することができた。はじめの年はエクマンバージ採泥器で、翌年はその間に考案した小型のコア・サンプラーを使った。300m の湖底の採泥がなかなかうまくゆかず、ルーカス測深器で何度か巻き上げる作業で、気が遠くなるような思いをした記憶がある。

こんなことを書いているうちに、ふと思い出したことがある。上記の十和田湖訪問から間もない頃と思う。その頃私が務めていた東京都立大学の研究室に澁澤敬三氏からのお使いの方が見えて、私に十和田湖のことで助言をしてほしいという依頼があった。澁澤敬三氏（1896-1963）は敗戦直後に蔵相を務められ、その後も生物学、民俗学などに造詣の深い実業家として知られた方であった。たしか芝か、そのあたりにあったお屋敷に伺い、澁澤氏にお目にかかった。温厚でさわやかな印象は残っているが、お顔も詳しい話の内容も忘れてしまった。何か十和田湖の湖畔に自然科学的な展示をする場所を作るが、そこに十和田湖の湖沼学的特性を示すようなコーナーを設けたいというような話だった。その後、湖畔のどこだかに透明度板が展示してあるという話を聞いたが、私自身行く機会がなかったし、約 40 年経ってしまった現在、どうなったかわからない。

十和田湖の水質に関して思い出すのは、私の湖沼調査法（1957）の塩素イオンの項に引用した森田良美氏の 1953 年 8 月の中湖における水温、塩素イオンの観測値である。水温は表層で 20.9°C、100m で 4.9°C なのに、200m および 300m で 5.4°C と上昇しており、塩素イオンも 100m で 17.7mg^l なのに、150m 以深は 22.0-22.4mg^l と増加していて、火山性の水が湧出している例として示した。

私は貧栄養湖を研究した経験は少ないが、十和田湖の論文や報告書を見ているうちに、これも 30 年あまり経った話であるが、私がインド洋、黒潮水域など外洋の観測をやっている頃、経験したものと類似した現象が少なくないように思えてきた。また一方で、最近木崎湖で透明度の異常な変化に魚類が関係しているらしいことを林秀剛氏らが報告しておられるので、そんなこともまじえ、まとまらないままに書かしていただく。

十和田湖について私が考えられること

まず湖盆形態である。幸いに現在は、国土地理院発行の 1963-1964 年に測定された最も信頼性の高い五万分の一の湖沼図がある（原図は一万分の一）。測量当時の透明度は 14.1m、

東の御倉半島と西の中山半島に囲まれた中湖は、最深部が326.8mとなっている。しかし、湖の大部分は100mから50mの水深であり、貧栄養湖であるが田沢湖や支笏湖のような特に深い湖の性質とは異なると考えられる。

透明度は田中阿歌麿氏(1922)が観測された頃は15-20m、宮地伝三郎氏が1928年6月に13.5m、1930年11月に16m、一方青森県も1979年8月に13.5-15mを測定している。最近のデータは知らないが、著しい低下が見られなければよいと思っている。一方、夏期の深層の酸素は、中湖は別として広い主湖盆では近年でも、夏期に100m層で飽和度70%台(青森県環境保健センター1966)である。その後どのようになっているか知らないが、典型的な貧栄養湖と考えられていた十和田湖の底層のDO値としては樂觀できない値と思う。中禅寺湖で約150mの湖底直上で急にDOが低下していることを示す観測結果もある。そのような検討もしておいてよいのではなかろうか。

亜表層クロロフィル極大層の可能性

十和田湖は代表的な貧栄養湖であるが、私が貧栄養湖の一次生産を考える時、頭に浮かぶいくつかの特色がある。第一は透明度の大きいこと、透明度が仮に10mあったとすれば、植物プランクトンの一日の光合成量が最大になるのは、だいたい透明度の深さ10mくらいで、光合成をして成長できる深度の限界(補償深度)は25mくらいになるかと思う。

6-10月には水温躍層が10-20mに形成されるというが、その期間のクロロフィルa量を見ると、湖心におけるクロロフィルaの最大値が20m層、あるいは20m層から50m層にかけて観測されている場合が少なくない。

私が海洋で、「クロロフィルの最大値が光合成生産の最も盛んな層でなく、それより深い補償深度付近にあるのではないか」と考えたのは、1957年に故市村俊英氏とはじめて伊豆諸島付近から紀伊半島沖に出て、¹⁴C法で光合成活性を測ると共に、クロロフィル量を測定した時であった。表層0mから20m、50m、100mと測っていった時、100mでクロロフィルaの最大値が得られたのである。透明度は30m以上あったから、100mの深度の光条件は表層の1%程度か、それ以下と考えられた。

その後、国際インド洋観測において、インド洋でも広範囲にクロロフィルaの最大値が測定されるのは深度100m以深であることが明らかになり、その後の国際黒潮共同観測においても、同様にクロロフィルa最大層が100m付近にあることを確認した。これがいわゆる亜表層クロロフィル極大層と呼ばれるものである。しかし、その後、陸上の湖である長野県木崎湖(最大深度29m)でも、夏期に透明度がわずか2mの時にクロロフィルa最大層が4mにあることを高橋幹夫さんが見出しており、かなり富栄養化が進んだ湖でも同様な現象が生じることを認めた。

この亜表層クロロフィル極大が補償深度付近に出現するのは、これより上の層では栄養塩が植物プランクトンにより使い尽くされた状態であるが、この層から下では栄養塩が豊富に存在し、拡散などで供給されるためと考えられる。一方、植物プランクトンは細胞中のクロロフィルa濃度を高めるなどして弱光を効率よく利用していると言われる。

十和田湖においても、深度 20m 以深をもっと密に、例えば 10m ごとに、観測したらクロロフィル a 極大が観測される可能性があると思う。

「ワカサギの侵入で透明度が悪化した十和田湖」に関連して

これを読んで思い浮かべたのは、近年、長野県木崎湖で起きた透明度の異常な変化である。木崎湖の透明度は、田中阿歌麿氏が研究された頃は 10m 前後の値を示すことも稀でなかったが、1975 年ころからの観測では、冬季でもせいぜい 5m、他の季節は 2m くらいのこと少なくなかった。ところが、1980 年代後半には透明度が 10m を超すという異常な場合があり、最大値は田中阿歌麿氏の頃をしのぐ 13m に達した。

なぜこのように異常に高い透明度が見られたか、信州大学の林秀剛さんによれば、その原因の一つとして考えられるのは、1982 年に見出されて以来、急速に増加したブラックバス(オオクチバス)の影響である。ブラックバスが増えて、木崎湖に多いワカサギを食べてしまい、その結果としてワカサギの餌であったミジンコの類が増え、ミジンコの餌としての植物プランクトンが減った可能性が考えられる。ただし、その頃別の理由から、木崎湖の水を管理している昭和電工が木崎湖への放水量を増やしているため、湖水の滞留時間がある程度短くなった影響もあると思われる。

一方十和田湖の話に少し関係するかもしれないが、我々は 1985 年頃に諏訪湖で大規模なメソコスム実験を行った。その際、同じく林秀剛さんたちは、孵化したばかりのワカサギをメソコスムの中で成魚まで育てることに成功した。それまで飼育では難しいとされていたことである。その間に夏期にワカサギがいるメソコスムでは湖水中と同様にアオコが発生したが、ワカサギをはじめ魚を入れてないメソコスム中ではアオコは発生しなかった。我々の湖の生態系についての知見がまだまだ不足していることを考えさせられる実験であった。

むすび

十和田湖に関する報告書を見て、思いつくままに勝手なことを書いた。古い話も多く、とんでもないことを書いた部分もあると思う。誤りがあったらお許しいただきたい。

澁澤敬三氏の思い出を書いたが、摩周湖などをはじめ、眺めてすばらしい数多くの湖の湖畔に、湖の歴史的、あるいは成因などを説明した展示あるいは看板などは、しばしば見られる。しかし、水面下の地形、水温や溶存酸素の変化、生態系などについての湖沼学的な解説が記されている例がほとんどない。水温躍層の存在や深い湖の深層の水温が一年中 4℃に近いことなど、知っている人はほとんどない。プランクトン、底生動物のことなども話せば興味を持って聞いてくれる。陸水学の発展のためにも、そのような普及への積極的な努力が必要であろう。

平成 12 年 12 月

目次

I. 研究報告

1. 十和田湖の負荷量調査 (1999~2000 年)
三上一・坂崎俊璽・工藤幾代・野澤久志・神毅統・今俊夫・前田寿哉 1
2. ユスリカ蛹の浮上は魚の捕食からミジンコを解放し間接的に透明度を向上させたか？
牧野渡・加藤秀男・高村典子・水谷寿・片野登・三上一 15
3. 十和田湖における甲殻類動物プランクトン生産量の試算
牧野渡 26
4. 十和田湖における一次生産量
高村典子・三上一・片野登・加藤潤 31
5. 十和田湖におけるトゲオヨコエビ (*Eogammarus kygi*) の分布と個体群組成
戸塚利明・森野浩 38
6. 十和田湖におけるヒメマスとワカサギの成長
鈴木俊哉・斎藤寿彦・木村大・水谷寿・帰山雅秀 47
7. 十和田湖におけるヒメマスとワカサギの動態に関する数理モデルによる解析
佐藤由紀・中島久男・高村典子 52
8. 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量
野原精一・上野隆平・加藤秀男 64
9. 十和田湖沿岸域における底生動物群集構造の決定要因—餌環境と魚類による捕食からの検討
加藤秀男・高村典子・上野隆平・大高明史・戸塚利明 75
10. 底生魚類の捕食とその季節変化が底生動物群集に及ぼす影響—野外実験による検証
加藤秀男・高村典子 89
11. 十和田湖沿岸域のユスリカ分布
上野隆平・野原精一・加藤秀男 99
12. 十和田湖イトヨの由来の系統的解析
高村健二 102
13. 北日本の貧栄養カルデラ湖深底部における水生ミミズ相
大高明史 106
14. 炭素・窒素安定同位体比を用いた洞爺湖の食物網解析—沿岸帯有機物の沖帯食物連鎖への流入—
藤原英史・坂野博之・高村典子・野原精一・上田宏 115
15. 外来種ニジマスとブラウントラウトが支笏湖水系の生態系と在来種に及ぼす影響
三沢勝也・菊池基弘・野澤博幸・帰山雅秀 125

II. 資料

16. 十和田湖における環境測定データ(1998~1999年)
三上一・松尾章・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉・野澤久志・神毅統・片野登・
加藤潤・泰良幸男・渡辺寿・珍田尚俊 133
17. 十和田湖の光環境(1995~1999年)
三上一・松尾章・野澤直史・前田寿哉・野澤久志・神毅統・片野登・加藤潤・
泰良幸男・渡辺寿・珍田尚俊・高村典子 139
18. 十和田湖における水質測定データ(1998~1999年)
高村典子・三上一 141
19. 十和田湖における無機態炭素量 (1995~1999年)
高村典子・中川恵 147
20. 十和田湖における珪素量 (1998~1999年)
高村典子・西川雅高 149
21. 十和田湖におけるサイズ別クロロフィル *a* 量 (1998~1999年)
高村典子・片野登 150
22. 十和田湖における細菌・ピコ植物プランクトン・鞭毛藻・従属性鞭毛虫の計数データ
(1998~2000年)
中川恵・高村典子 153
23. 十和田湖における植物プランクトンと繊毛虫の計数データ (1998~2000年)
中川恵・高村典子 162
24. 十和田湖における動物プランクトンの計数データ (1999年)
水谷寿 169
25. 十和田湖沿岸の底生動物データ (1998-1999年)
加藤秀男・上野隆平・大高明史 171
26. 十和田湖資源対策調査結果(1999年)
木村大・沢目司・高橋宏和 182
27. 十和田湖における魚類の食性データ (1999年)
水谷寿 184
28. 十和田湖における魚類計測データ (1998-1999年)
木村大・水谷寿・鈴木俊哉・帰山雅秀 186

Contents

I. Research reports

1. Nutrient loadings to Lake Towada during 1999-2000
Hajime MIKAMI, Syunji SAKAZAKI, Ikuyo KUDOH, Hisashi NOZAWA, Taketo JIN,
Toshio KON, and Toshiya MAEDA 1
2. Did chironomid emergence release *Daphnia* from fish predation and lead to a *Daphnia*-driven
clear-water phase in Lake Towada?
Wataru MAKINO, Hideo KATO, Noriko TAKAMURA, Hitoshi MIZUTANI, Noboru
KATANO and Hajime MIKAMI 15
3. Secondary production of crustacean zooplankton in Lake Towada
Wataru MAKINO 26
4. Primary production in 1998-1999
Noriko TAKAMURA, Hajime MIKAMI, Noboru KATANO and Jun KATOU 31
5. Intralacustrine distribution and population structures of *Eogammarus kygi* (Amphipoda:
Anisogammaridae) in Lake Towada
Toshiaki TOTSUKA and Hiroshi MORINO 38
6. Growth of lacustrine sockeye salmon and pond smelt in Lake Towada
Toshiya SUZUKI, Toshihiko SAITO, Hiroshi KIMURA, Hitoshi MIZUTANI
and Masahide KAERIYAMA 47
7. Mathematical analysis of a dynamic model of lacustrine sockeye salmon and pond smelt in
Lake Towada.
Yuki SATO, Hisao NAKAJIMA and Noriko TAKAMURA 52
8. Distribution and biomass of aquatic higher plants in Lake Towada
Seiichi NOHARA, Ryuhei UENO and Hideo KATO 64
9. Effects of fish predation and food resource on macroinvertebrate communities in the littoral zone
of Lake Towada
Hideo KATO, Noriko TAKAMURA, Ryuhei UENO, Akifumi OHTAKA and Toshiaki TOTSUKA 75
10. Field experiments for the effect of fish predation on the macroinvertebrate communities in the
littoral zone of Lake Towada
Hideo KATO and Noriko TAKAMURA 89
11. Distribution of chironomids in the littoral zone of Lake Towada
Ryuhei UENO, Seiichi NOHARA and Hideo KATO 99
12. Phylogenetical analysis of an introduced Lake Towada population of threespine sticklebacks.
Kenzi TAKAMURA 102
13. Aquatic oligochaete fauna in the profundal zone of oligotrophic caldera lakes in northern Japan
Akifumi OHTAKA 106
14. Carbon flow from the littoral zone to the pelagic food chain in oligotrophic Lake Toya: Using
stable carbon and nitrogen isotope analyses
Eiji FUJIWARA, Hiroyuki SAKANO, Noriko TAKAMURA, Seiichi NOHARA, Hiroshi UEDA 115
15. Effects of rainbow and brown trout on the Lake Shikotsu watershed
Katsuya MISAWA, Motohiro KIKUCHI, Hiroyuki NOZAWA and Masahide KAERIYAMA 125

II Data

16. Environmental conditions during 1998 - 1999
Hajime MIKAMI, Akira MATSUO, Ikuyo KUDOU, Naofumi NOZAWA, Toshiya MAEDA,
Hisashi NOZAWA, Taketo JIN, Noboru KATANO, Jun KATOU, Yukio TAIRA,
Hisashi WATANABE and Naotoshi CHINDA 133
17. Underwater light intensity during 1998 - 1999
Hajime MIKAMI, Akira MATSUO, Naofumi NOZAWA, Toshiya MAEDA, Hisashi NOZAWA,
Taketo JIN, Noboru KATANO, Jun KATOU, Yukio TAIRA, Hisashi WATANABE,
Naotoshi CHINDA and Noriko TAKAMURA 139
18. Water quality in Lake Towada during 1998 - 1999
Noriko TAKAMURA and Hajime MIKAMI 141
19. Inorganic carbon concentrations from 1995 - 1999
Noriko TAKAMURA and Megumi NAKAGAWA 147
20. Si concentrations during 1998 - 1999
Noriko TAKAMURA and Masataka NISHIKAWA 149
21. Chlorophyll *a* concentrations during 1998 - 1999
Noriko TAKAMURA and Noboru KATANO 150
22. Bacteria, picophytoplankton, nanoflagellates from 1998 - 2000
Megumi NAKAGAWA and Noriko TAKAMURA 153
23. Phytoplankton and ciliates during 1998 - 2000
Megumi NAKAGAWA and Noriko TAKAMURA 162
24. Zooplankton in 1999
Hitoshi MIZUTANI 169
25. Zoobenthos in the littoral zone of Lake Towada during 1998 - 1999
Hideo KATO, Ryuhei UENO and Akifumi OHTAKA 171
26. The biology of the fish in Lake Towada during 1999.
Hiroshi KIMURA, Tsukasa SAWAME and Hirokazu TAKAHASHI 182
27. Feeding habits of major fish during 1999.
Hitoshi MIZUTANI 184
28. Lacustrine sockeye salmon data during 1998-1999
Hiroshi KIMURA, Hitoshi MIZUTANI, Toshiya SUZUKI and Masahide KAERIYAMA 186

十和田湖の負荷量調査 (1999～2000年)

三上一・坂崎俊璽・工藤幾代・野澤久志・
神毅統・今俊夫・前田寿哉

青森県環境保健センター (〒030-8566 青森市東造道1-1-1)

Nutrient loadings to Lake Towada during 1999-2000

Hajime MIKAMI, Syunji SAKAZAKI, Ikuyo KUDOH, Hisashi NOZAWA,
Taketo JIN, Toshio KON, and Toshiya MAEDA

Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, Higashitsukuri 1-1-1, Aomori 030-0913, Japan

はじめに

十和田湖では、1986年以降COD濃度が環境基準値(AA類型: 1mg l^{-1} 以下)を超え、透明度の低下とヒメマス漁獲量の落ち込みが問題となっている。青森県ではこれらの要因を明らかにし、十和田湖の水質改善・保全に向けて、1995～2000年に国立環境研究所などと共同研究を行った。その結果、十和田湖の透明度の低下は、近年のワカサギの侵入による捕食圧の増加で動物プランクトンが小型化したことに起因していること、動物プランクトンが回復して大型種になるとヒメマスの漁獲量と透明度が上がることなどが明らかになった(高村ら1999ab)。

しかし、COD濃度は透明度の上昇やクロフィラ量の減少にもかかわらず依然として改善されないままであり(青森県1998; 三上ら1999a)、今後も負荷量の削減が必要である。予備調査として行った主な流出入河川を対象とした河川調査から、COD、窒素、リンなどの有機物や栄養塩類の過剰な流入が認められたことから(三上ら1999b)、十和田湖の水質改善には栄養塩収支を明らかにし、発生源を特定する必要性が示唆された。十和田湖では過去にこのような視点からの調査・研究は殆ど行われてきていない(工藤ら1989)。

ここでは、降水、河川及び漁獲による栄養塩収

支調査結果について報告する。

十和田湖の概況

十和田湖は青森・秋田両県に跨る湖面積 61.06km^2 、最大水深 327.0m 、平均水深 71.0m 、滞留時間 8.5 年の二重式カルデラ湖である。十和田湖は十和田八幡平国立公園内にあり、その静かな湖水と躍動的な奥入瀬溪流から成る景勝地は世界的にみても例がない。そのため、年間300万人の観光客が訪れ、四季折々に移り変わる自然を楽しむ県内有数の観光地である。

十和田湖の成因は20万年以前にはじまる十和田火山活動によって形成され、平安時代の915(延喜15)年の噴火により、現在の十和田湖の姿になったといわれる。

十和田湖では奥入瀬溪流の銚子大滝(別名は魚止の滝: 高さ 7m 、幅 20m)によって魚の遡上が妨げられるため、十和田湖にはもともと魚が棲んでいなかったとされる。十和田湖が人に知られるようになったのは、平安、鎌倉時代以降で、山伏の修験道場として使われ、山岳信仰により神聖化して魚を持ち込まなかったことから、明治初年まで魚が生息していなかった。

明治以降になり養殖が試みられ、1903年に和井内貞行が、支笏湖より青森県が取り寄せふ化させ

たヒメマスを放流したのが、十和田湖を象徴する水産資源であるヒメマスのはじまりである(品川1974)。その後、魚種も年々増加し現在は40種にのぼるといわれている(東奥日報新聞2000年11月23日付)。

十和田湖の集水域(図1)は、宇樽部川をはじめとする多くの大小河川が流入する外輪山を取り巻く区域と、湖岸北東部に位置し水力発電用取水が行われている青撫の区域から成り立っている。

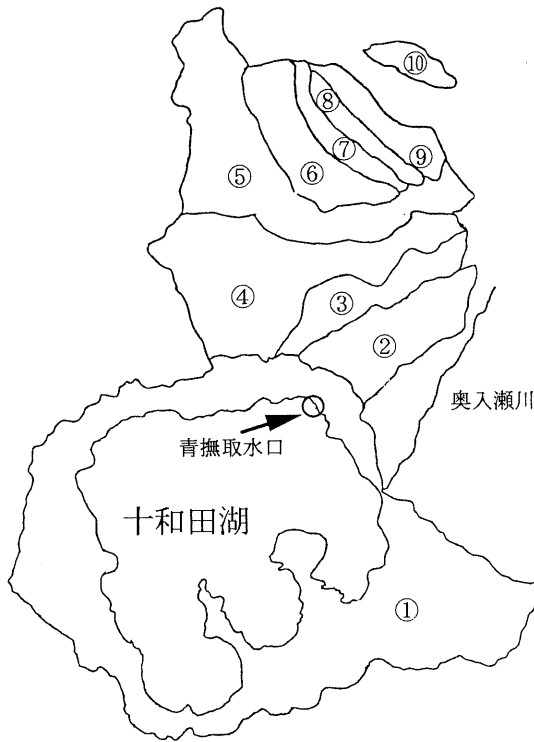


図1 十和田湖の集水域。①は外輪山を取り巻く集水域、②～⑩は青撫集水域。

表1 十和田湖集水域の概要。

No	河川名	流域面積 (km ²)	流路延長 (km)	取水量 (m ³ s ⁻¹)
1	宇樽部川など	67.54	-	-
2	ソスベ川	9.9	5.0	0.820
3	小幌内川	7.5	7.0	0.620
4	大幌内川	23.4	9.5	3.410
5	黄瀬川	40.3	5.0	3.360
6	櫛ヶ瀬川	5.7	5.0	0.710
7	二の沢川	2.8	3.0	0.390
8	鍋倉沢川	3.0	3.0	0.370
9	滝の沢川	4.8	3.0	0.480
10	葛沼川	2.4	2.0	0.300
11	重沼尻川	-	-	0.310
	2-10の小計	99.8		

前者の外輪山を取り巻く区域は、湖面積とほぼ同じ広さで98%以上がブナ、ミズナラなどの落葉広葉樹から成る森林であり、国立公園内にあることから森林伐採をはじめとする開発行為は厳しく制限されている。一方、青撫区域は外輪山を取り巻く区域の面積を上回り(表1)、昭和40年代に森林伐採が行われ杉を中心とした針葉樹の植林が行われたといわれている。また、牧場など開発行為が行われており、両集水域では植生・土地利用形態が異なる。

青撫では発電用取水が行われているが、過大な取水はヒメマス天然産卵床を干上がらせることから、十和田湖増殖漁業協同組合と(株)東北電力との間で月毎の基準水位が定められており、これを満たすために春季と秋季に青撫において渓流水を湖内に戻している。これを逆送水と呼ぶが湖水に与える影響は把握されていない。

青森・秋田両県では十和田湖の水質を守るために、1980年からホテル、民宿、住宅など、およそ430戸を対象に十和田湖特定環境保全公共下水道事業を実施し、1991年4月から一部共用を開始している。下水道の処理水は放流渠により焼山十和田橋に放流され、湖内に処理水が流入しない。

十和田湖にはおよそ70河川が流入しているといわれている。今回、湖岸一周を踏破した結果、41河川が確認された。残りは、融雪期、降雨時に流れる乾河川であった。

調査方法

1. 降水調査

調査期間は1999年7月5日～2000年7月3日で、毎週月曜日9時に回収した。地点は湖岸南西部の和井内地区に位置する十和田湖ふ化場と湖岸南東部に位置する宇樽部地区の十和田湖浄化センター屋上の2ヶ所である。十和田湖ふ化場は道路近傍にあり、周辺は落葉広葉樹を主体とする森林で覆われている。十和田湖浄化センターには国民宿舎が隣接するが、道路から離れており道路粉塵などの影響が少ない地点である(図2)。

採取は春～秋季はデポジットゲージ採取装置

十和田湖の負荷量

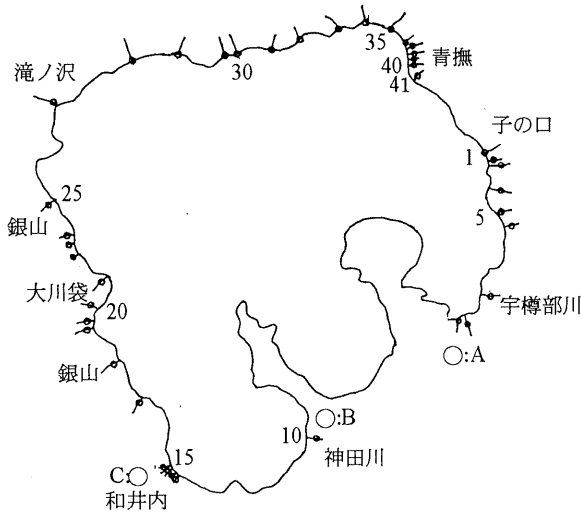


図2 十和田湖における調査地点 (1999～2000年). 1は流出河川 (子の口橋)、2～41は流入河川、Aは十和田湖浄化センター、Bは休み屋 (アメダス)、Cは十和田湖ふ化場。

表2 降水及び河川の調査項目。

対象	項目
降水	降水量
河川	流量
降水・河川	T-COD
	D-COD
	SS
	T-N
	DTN
	NH ₄ -N
	NO ₃ -N
	T-P
	DTP
	PO ₄ -P

注) 溶解性成分は Whatman GF/F で、ろ過したろ液を使用。

(直径30cm)、冬期間は雪採取装置 (バケツ: 直径28cm) により行った。

2. 河川調査

晴天時において流出入41河川 (図2) を対象に、1999年4月28日～11月10日に河川調査を行った。なお、大川袋川 (No.21) と滝ノ沢川 (No.26) は調査当日に降雨があったため、1998年9月9日の晴天時のデータを用いた。

降雨時における流出特性を把握するため、宇樽

部川を対象に6月14日に時間採水を行った。今回対象とした測定項目は表2のとおりである。調査当日の降雨状況は10:00～11:00; 5mm、11:00～12:00; 1mm、13:00～14:00; 1mm、14:00～15:00; 3mm合計10mmで (青森地方気象台休屋アメダス調べ)、採水時刻は10:25、12:07、14:10の3回であった。採水時には降雨であったことから、降雨降り始め前のデータは1999年6月8日と6月29日の平均値を用いた。

3. 魚類調査

今回分析したヒメマスは1998年8月26日、ワカサギは1999年6月20日に地元漁師が捕獲したものを試料とした。魚は漁獲後冷凍保存をし、分析直前に解凍し、ヒメマスは1尾、ワカサギは15尾を各々1グループとし、ヒメマス、ワカサギ各5グループの重量、体長及び体高を測定した後、フードプロセッサーにより丸ごと粉碎し、均一に混合した。分析項目はC、N、Pの三項目で、Pは均一に粉碎した生試料を硝酸-過塩素酸分解後、モリブデン青法で、C、Nは凍結乾燥後、CN計で測定した。

結果と考察

1. 湖心における水質及び漁獲量

ここでは、青森・秋田両県が実施している公共用水域測定結果から1973～2000年までの湖心表層におけるCOD、透明度及び青森県内水面水産試験場が行っている十和田湖資源対策調査結果からヒメマスとワカサギ漁獲量の経年変化の概略を述べる。

COD濃度は1980年代初頭までは1mg l⁻¹を超える場合もあるが、概ね低いレベルで推移していた (図3a)。COD濃度の上昇は1982-1989年頃に起こり、1986年には環境基準値 (1mg l⁻¹) を超え、その後は横ばい状態で現在に至っている。

透明度 (図3b) は平均10.6m (3.5-23.0m) で、最大値が1978年7月の23.0m、最小値が1975年8月の3.5mであった。1970年代初頭13-14mあった透明度は順次低下し、1990年代には10mを下回る

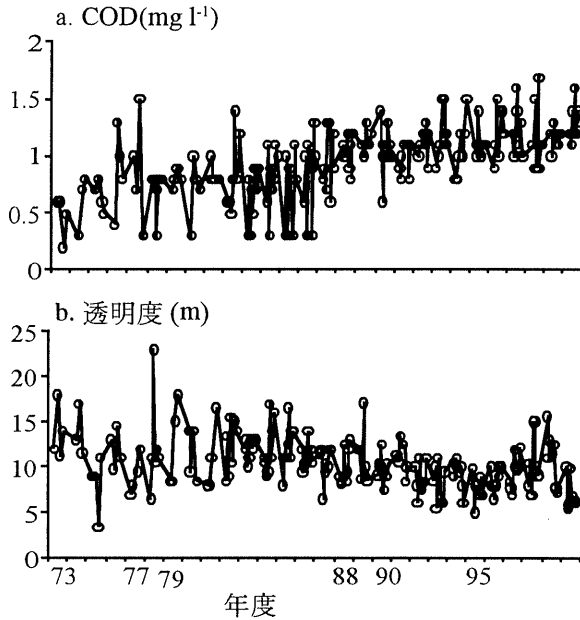


図3 十和田湖湖心におけるCOD (a) と透明度 (b) の推移 (1973～2000年).

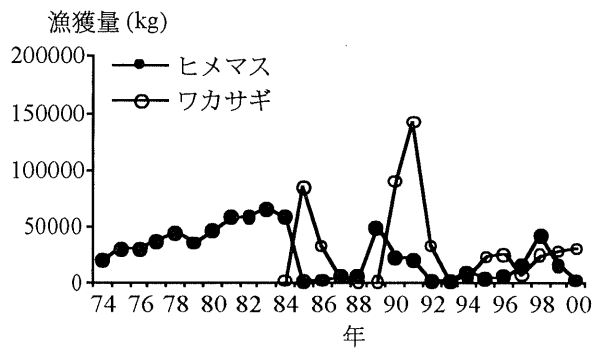


図4 十和田湖におけるヒメマスとワカサギの漁獲量の推移 (青森県内水面水産試験場).

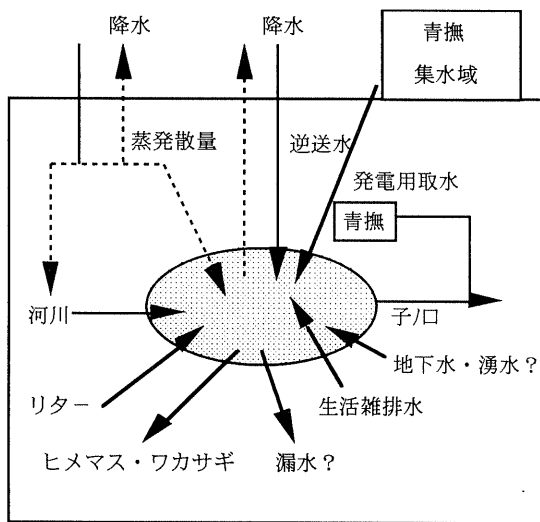


図5 十和田湖における栄養塩收支の概念図.

状況にあったが、ヒメマス漁獲量が多くなった1996年頃から透明度が上昇し、1999年4月には透明度15.6mと近年としては最も高い透明度が観測された。しかしながら、ヒメマス漁獲量が3トンと落ち込んだ2000年は透明度が著しく低下した。

1974-1984までは漁獲される主な魚種はヒメマス(図4)で、漁獲量は1984年まで順調な伸びであった。移入の経過は不明であるが1985年にワカサギが爆発的に増加した後、両者ともに2～3年毎に豊漁・不漁を繰り返す、漁獲量は極めて不安定である。1998年にはヒメマス漁獲量はおよそ43トンで近年としては最も多い漁獲高であった。

2. 水収支の経路

負荷量収支の算出には水収支の把握が必要である。十和田湖における流入経路としては、①降水由来の大气降下物、②河川水、③逆送水、④生活雑排水、⑤降雨時及び融雪期における森林、裸地などからの面源負荷、⑥地下水、湧水、⑦流下物としての水生昆虫やリターが考えられる。一方、流出経路としては、⑧青撫での水力発電用取水、⑨子ノ口からの放流水、⑩漏水、⑪蒸発散量、⑫ヒメマス、ワカサギなどの漁獲が考えられる(図5)。このうち、⑦と⑫を除いたものが水収支経路を構成している。

3. 水収支に係るデータ

今回、水収支を検討するために用いたデータは以下のとおりである。

1) 青撫と子ノ口における流出入量と水位に係るデータ

(株)東北電力では青撫において発電用取水量と逆送水量を、子ノ口において水位と放流量を毎日観測し、「十和田湖水位その他に関する報告書」を刊行している。十和田湖ふ化場及び十和田湖浄化センターにおける降水調査が1999年7月5日から2000年7月3日のほぼ一年間であったことから、青撫での取水量と逆送水量及び子ノ口での水位、放流量データは1999年7月～2000年6月の一年間とした。なお、この報告書では流出経路の一つと見なされる湖面蒸散量が測定されていない

め、湖面蒸発散量は不明である。

2) 降水量データ

1999年7月から2000年6月までの青森地方気象台編気象月報の休屋アメダスデータによった。

3) 河川と逆送水の流量

晴天時における流入41河川流量は1999年4月28日～11月10日の実測データである。但し、大川岱川と滝ノ沢川の調査は降雨時に行われたことから、1998年9月9日に行った晴天時の実測値データを用いた。

4. 青撫と子ノ口における水位と水収支

すべに述べた様に十和田湖では、漁協と電力の間で基準水面を標高400mとし1.66m(5尺5寸)を最高下限とする覚書が結ばれている。この覚書では標高400mから最高下限値1.66mを差し引いた標高398.34mを利用水位0mとして、月毎の基準水位が決められているため、十和田湖の水位と水収支は人為的に調節されている(表3)。

ここで、1999年7月1日～2000年6月30日における利用水位変動と青撫及び子ノ口における流出入量について検討した。利用水位の平均は1.257m(0.945～1.658m)で、5月下旬から6月上旬に水位が最も高くなるが、その後下流域の農業用水の確保に向けた放流が行われ、夏季に水位は最も低くなる。秋季に水位が上昇するが冬期間に水位が下降するという季節変動パターンを示した(図6)。

この周期的な水位変動が十和田湖の水質・生態系に及ぼす影響については議論が殆ど行われていないが、この水位変動は沿岸帯の環境を大きく変えることが考えられる。十和田湖はカルデラ湖で、沿岸帯は休屋前面と宇樽部川前面に広がるほかに、急激に落ち込むというカルデラ湖特有の湖盆形態をもち、あまり沿岸帯が発達していない。水位上昇が単純に沿岸帯の拡大をもたらすとすれば、沿岸帯を産卵の場とする魚類には産卵場の拡大に繋がるだけでなく、稚魚の棲息環境などにも好ましい影響を及ぼすと考えられる。十和田湖では、ワカサギ産卵期に最高水位、ヒメマス産卵期に最低水位になる。この水位変動がヒメマス、ワ

表3 十和田湖における月別の基準水位。

月日	水位 (m)	月日	水位 (m)
6月1日	1.617	9月1日	0.987
7月1日	1.527	10月1日	1.247
8月1日	1.227	11月1日	1.337

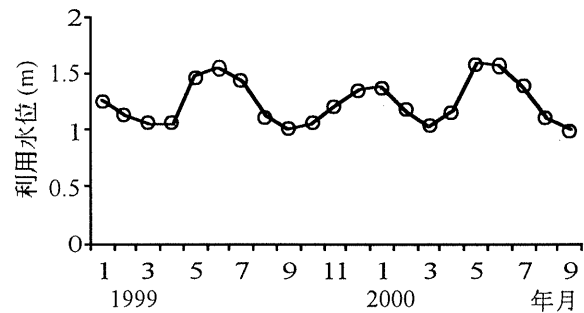


図6 十和田湖における月別の利用水位(1999年1月～2000年9月)。

カサギをはじめとする他の生物にどの様に作用しているのか興味もたれる。

十和田湖の流出経路は、青撫における水力発電用取水と子ノ口における放流の2経路のみで、両地点では毎日の流出入量が観測されているため、流出量が正確に把握できる。漁協と電力の協定により青撫における取水量は最大20m³s⁻¹d⁻¹で、子ノ口からの放流量は子ノ口調節水門により最大5m³s⁻¹d⁻¹に調整されている。従って、十和田湖からの流出量は25m³s⁻¹d⁻¹を超えることがない。子ノ口における流量調整は大降雨により奥入瀬溪流の生態系が破壊されるのを防ぐための措置で、放流は観光期間である4月10日から11月10日の昼間のみ行われ、冬期間は放流がない。

1999年7月1日～2000年6月30日の青撫における水力発電用取水の状況をみると、取水日数は309日で平均取水量は6.35m³s⁻¹d⁻¹(0～17.37m³s⁻¹d⁻¹)、合計は169×10⁶m³y⁻¹であった。子ノ口における放流日数は215日で平均放流量は2.74m³s⁻¹d⁻¹(0.77～3.21m³s⁻¹d⁻¹)、合計は50.9×10⁶m³y⁻¹であった。青撫における取水量と子ノ口放流量の合計は219.9×10⁶m³y⁻¹で、子ノ口放流は青撫取水量のおよそ30%であった。

一方、青撫において逆送水が湖内に流入する日

数は34日で、平均流入量は $1.12\text{m}^3\text{s}^{-1}\text{d}^{-1}$ 、合計は $3.34 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ であった。このことから、十和田湖の総流出量は発電用取水量と子ノ口放流量の合計量から青撫の逆送水量を差し引いた $216.56 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ となる(図7)。逆送水が青撫と子ノ口からの放流量に占める割合や日数は少ないが、融雪期の春季、或いは、秋季に集中しているのが特徴である(図8)。なお、例年、春季と秋季に逆送水が湖内に流入するが、1999年の秋季は5年毎に行われる導水管の点検、修理の年に当たることから、秋季には逆送水の湖内への流入がなかった。

5. 降水による水収支

1999年7月5日～2000年7月3日までの降水量は1560mmであった(青森地方気象台調べ)。1994～1998年度の5ヵ年間の平均降水量は1586mm(1182～1973mm)であることから、今回の調査期間における降水量はほぼ例年並といえる。

湖面に直接降下する水量は、湖面積が 61.06km^2 であることから、 $95.3 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ と見積もられた。

一方、湖面積を除いた集水域面積は 67.54km^2 であることから、 $105.4 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ と見積もられた。この陸域に降下した降水は、①表層流となり、直接、湖内に流入する、②降雪となり、融雪期に流入する、③土壌、樹木などの植物体に貯留された後に、湖内に流入する、などして湖内に流入すると思われる。十和田湖の水収支・負荷量調査ではこの陸域経由のルートも考慮する必要があるが、蒸発散量が不明であることや降雨時、融雪時における河川、面減の水・負荷量調査を行っていないことから、今回、対象から除外した。

6. 河川の水収支

青撫の逆送水を除いた晴天時の流入39河川の平均流量は $0.0426\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ($0.001 \sim 0.578\text{m}^3\text{s}^{-1}$)、合計流量は $1.663\text{m}^3\text{s}^{-1}$ で、河川からの流入量は $52.4 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ と見積もられた(図9)。この河川水は陸域に降下した降水に由来するが、陸域に降下した降水量は $105.4 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ と見積もられたことから、降水のおよそ50%が晴天時の河川水として流入したと考えられた。残りは降雨時、融雪期の流

入量となるが、集水域の98%以上がブナ、ミズナラなどの落葉広葉樹林で、森林からの蒸発散量などを考慮すると、降雨時、融雪期での流入量は、今回、求められた河川流入量をかなり下回るものと考えられた(大手2000)。

流入経路として、①湖面に直接降下する経路、②河川、③青撫からの逆送水、流出経路として、①青撫における水力発電用取水、②子ノ口からの放流を対象に、十和田湖の水収支をまとめると、総流出量は $219.9 \times 10^6\text{m}^3\text{y}^{-1}$ 、総流入量は $151.04 \times$

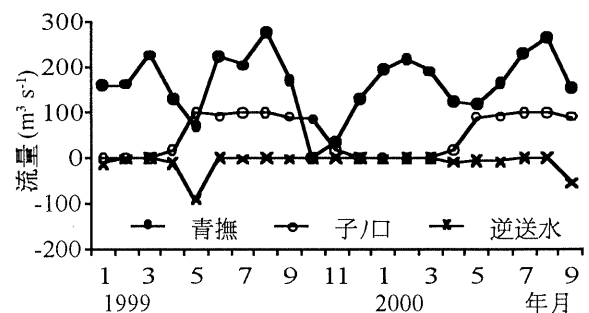


図7 青撫と子の口における流入出力(1999年1月～2000年9月)。

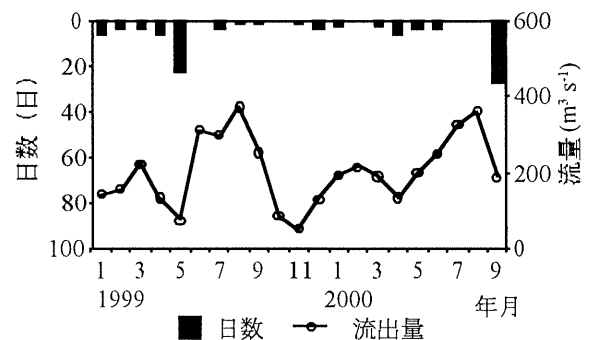


図8 十和田湖における流出量の状況と逆送水の日数(1999年1月～2000年9月)。

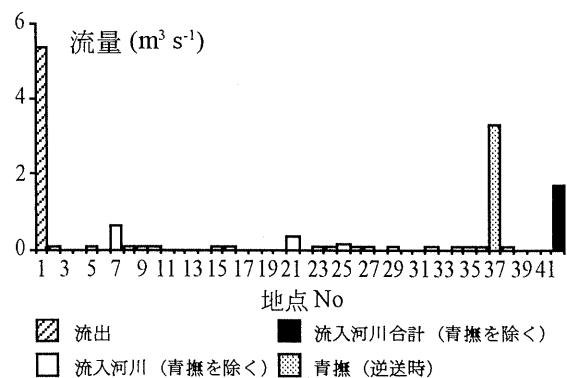


図9 晴天時における十和田湖流入河川の流量(1999年4月～11月)。

十和田湖の負荷量

10⁶m³y⁻¹であった。流入量は流出量のおよそ70%を占め、残りは降雨時・融雪期における河川・面源からの流入、生活雑排水の流入、或いは、湧水・地下水と考えられた。また、直接湖面に降下する降水量は総流入量のおよそ45%を占め無視できない量であった(図10)。

一方、年間を通じての逆送水が総流入量に対する割合は小さいが、①春季と秋季の短期間に集中していること、②春季の流入は融雪期に多いこと、③時には逆送水の流入量が全河川から流入量を上回る可能性があることから通年の逆送水の評価が必要である。

7. 降水による負荷量調査

1999年7月3日から2000年7月5日までの毎週月曜日に捕集した降水量の合計は十和田湖ふ化場では2282.4mm、十和田湖浄化センターでは

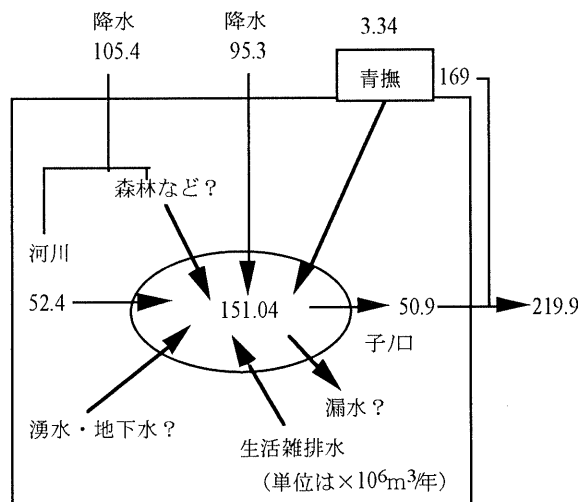


図10 十和田湖における水収支(1999年7月~2000年6月).

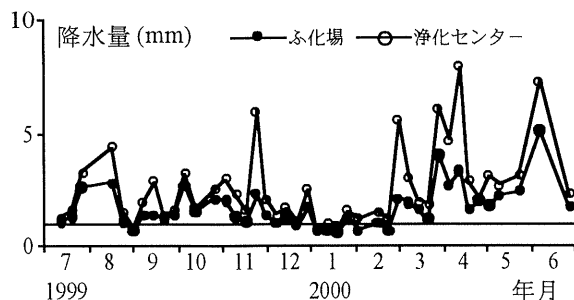


図11 十和田湖ふ化場と十和田湖浄化センターにおける週毎の降水量(1999年7月5日~2000年7月3日).

2342.5mmであった。一方、休屋のアメダスにより降水量は1560mmで、十和田湖ふ化場及び十和田湖浄化センターの降水量は700mmほど多かった(図11)。アメダスでは転倒式雨量計、我々は春~秋季はデポジットゲージ、冬季はバケツにより採取を行っているので、口径や採取方式の違いにより捕集効率が異なる。特に、冬期間の降水量は十和田湖ふ化場と十和田湖浄化センターでは、ほぼ同量であったが、休屋では少ないことから、採取装置による降雪の捕集効果については検討する必要がある(手代森ら1985)。降水と湖水を比較すると、多くの場合、降水中の成分濃度(表4)が湖水の成分濃度(表5)より高い傾向にあることから、降水が汚濁源の一つとなることが示唆された。

表4を負荷量として示したのが表6である。採取期間や周辺環境の差により、十和田湖浄化センターと十和田湖ふ化場での降水成分の濃度やその量の変化は細部で異なるが、概ね類似していた

表4 十和田湖ふ化場及び十和田湖浄化センターにおける降水毎の水質特性. 1999年7月5日~2000年7月3日の平均値と範囲を示す. 単位は降水量がmm、それ以外がmg l⁻¹である.

項目	ふ化場 平均(範囲)	浄化センター 平均(範囲)
降水量	49.6 (1.4-139.1)	55.8 (2.8-216.2)
T-COD	2.6 (0.8-7.9)	2.3 (0.6-7.2)
D-COD	1.7 (0.6-5.1)	1.6 (0.3-4.3)
SS	3.7(0.2-27)	4.0 (0.2-21)
T-N	0.64 (0.14-2.8)	0.76 (0.13-3.9)
DTN	0.54 (0.04-2.7)	0.68 (0.12-3.8)
NH ₄ -N	0.24 (0.01-1.3)	0.31 (0.01-2.3)
NO ₃ -N	0.18 (0.007-0.90)	0.28 (0.061-1.5)
T-P	0.021 (0.003-0.084)	0.022 (0.003-0.089)
DTP	0.011 (0.003-0.062)	0.016 (0.003-0.056)
PO ₄ -P	0.011 (0.003-0.032)	0.015 (0.003-0.049)

表5 十和田湖湖心の水質(全層). 1998年4月~11月の平均値と範囲を示す. 青森県(2000)より. 単位はmg l⁻¹である.

	平均	(範囲)
COD	1.3	(1.0-1.9)
SS	<1	
T-N	0.07	(0.05-0.10)
T-P	0.004	(<0.003-0.008)

表6 十和田湖ふ化場及び十和田湖浄化センターにおける降水毎の負荷量特性 (1999年7月5日～2000年7月3日). 単位はkg km²である。

項目	十和田湖ふ化場		十和田湖浄化センター	
	合計	平均 (範囲)	合計	平均 (範囲)
T-COD	4620	27.9 (107-315)	4580	0.9 (112-766)
D-COD	3210	21.3 (74.6-184)	3190	0.05 (77.8-648)
SS	6560	8.8 (153-822)	9000	11.5 (220-1870)
T-N	1150	3.1 (26.7-122)	1400	3.06 (35.1-170)
DTN	992	1.7 (23.1-118)	1290	2.45 (31.5-167)
NH ₄ -N	413	0.1 (9.6-52.2)	588	0.20 (14.3-99.0)
NO ₃ -N	358	0.1 (8.3-52.9)	667	0.007 (16.3-298)
T-P	34.6	0.09 (0.80-1.99)	37.1	0.05 (0.91-7.81)
DTP	15.5	0.05 (0.36-1.35)	23	0.03 (0.56-7.16)
PO ₄ -P	10	0.03 (0.23-1.16)	16.9	0.02 (0.41-7.16)

め後者について述べる。

形態別COD濃度はT-COD、D-CODともに1mg l⁻¹を超える場合が多かった。T-CODの季節変動パターンをみると、雪の降り始める11月初旬と黄砂の時期である3～4月にSS成分、T-CODともに高く、積雪期である1～2月に最も低かった(図12a)。積雪期では土壌や粉塵の巻き上げが抑制されるため、積雪期のCOD値が土壌や粉塵の影響を受けない降水由来のCODと考えられた(図12b)。形態別の窒素・リンの季節変動パターンをみると、全窒素・全リンはT-COD、SSと類似した変動パターンを示した。

アンモニア態・硝酸態窒素は、湖水レベルに比べて高い傾向にあり、降水はこれらの供給源と見なすことができる(図12c)。一方、リン酸態リンは、検出下限値以下か、それに近い低いレベルにあった(図12d)。このことから、降水の植物プランクトンに及ぼす影響は窒素が大きく、リンの関与は少ないと考えられた。ここで述べた各成分の濃度と負荷量の変動パターンを比較すると、概ね、各成分ともに類似した変動パターンを示した。

8. 晴天時における河川負荷量調査

今回、晴天時に流出河川1 (No.1: 子ノ口)、流入河川40、計41河川を対象に調査を行った。このうち、No.37の青撫では1999年4月28日に逆送水の流入が、1999年8月4日に水力発電用取水が行われていた。

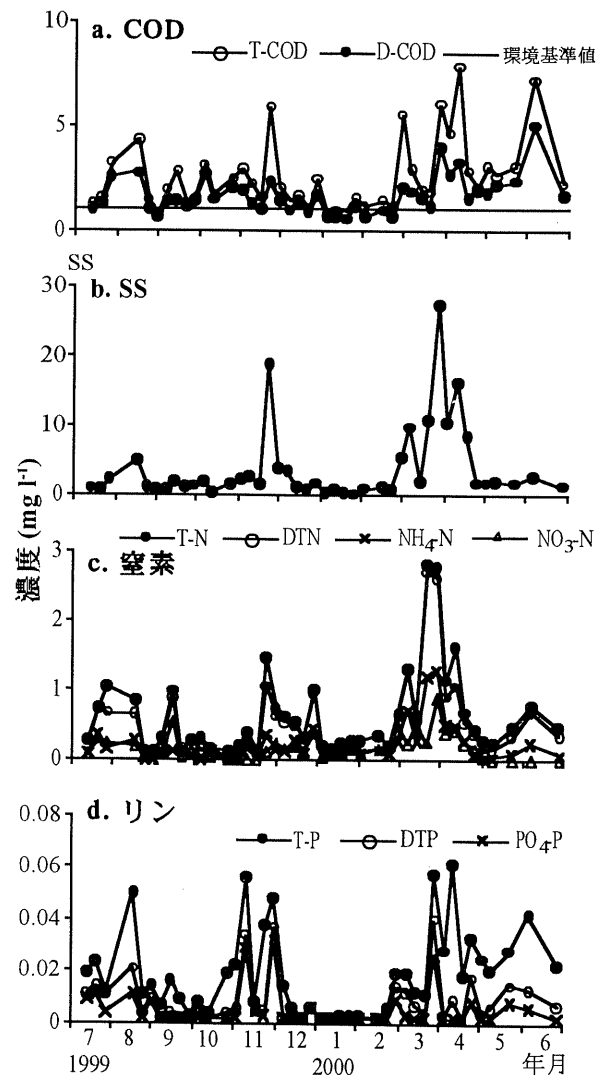


図12 十和田湖ふ化場における降水中の形態別COD濃度(a)、SS(b)、形態別窒素濃度(c)及び形態別リン濃度(d)の推移(1999年7月5日～2000年7月3日)。

十和田湖の負荷量

形態別 COD 濃度をみると、河川水でも降水と同様に、 1mg l^{-1} を T-COD、D-COD とともに越えることが多かった (図 13a)。SS 濃度は一部の河川 (No. 3, 39, 40) では、高い濃度を示していた (図 13b)。窒素を形態別にみると、一部の河川 (No.3, 24, 39, 40) では懸濁態窒素が高かったが、ほとんどの河川では溶存態窒素が高かった。特に、硝酸態窒素濃度は湖水のそれよりも高く、湖水への供給源とみなされた。一方、アンモニア態窒素は No.15 の和井内沢川では十和田湖ふ化場からの流入水の影響のため高いほかは、残りの河川では不検出か、下限値であった。

降水・河川ともに窒素の主要な供給源であるが、降水では硝酸態窒素とアンモニア態窒素の2成分が、河川では硝酸態窒素が主成分となる傾向にあり、降水と河川では窒素の湖水に及ぼす影響が異なっていた。なお、亜硝酸態窒素はいずれも検出下限値 0.003mg l^{-1} を下回っていた (図 13c)。

リンを形態別にみると、窒素と同様に一部の河川では懸濁態リンが高いこともあったが、多くはリン酸態リンが主要な成分であり、流入河川水がリンの主要な供給源であった (図 13d)。

流入河川水の水質の概要は表7に示す。青撫では流量が大きく、負荷量が高いことから、青撫を除いた流入39河川を対象にした負荷量の比較を行った。

形態別 COD 負荷量 (図 14a) についてみると、多くの場合 D-COD が主要な成分で、河川別により

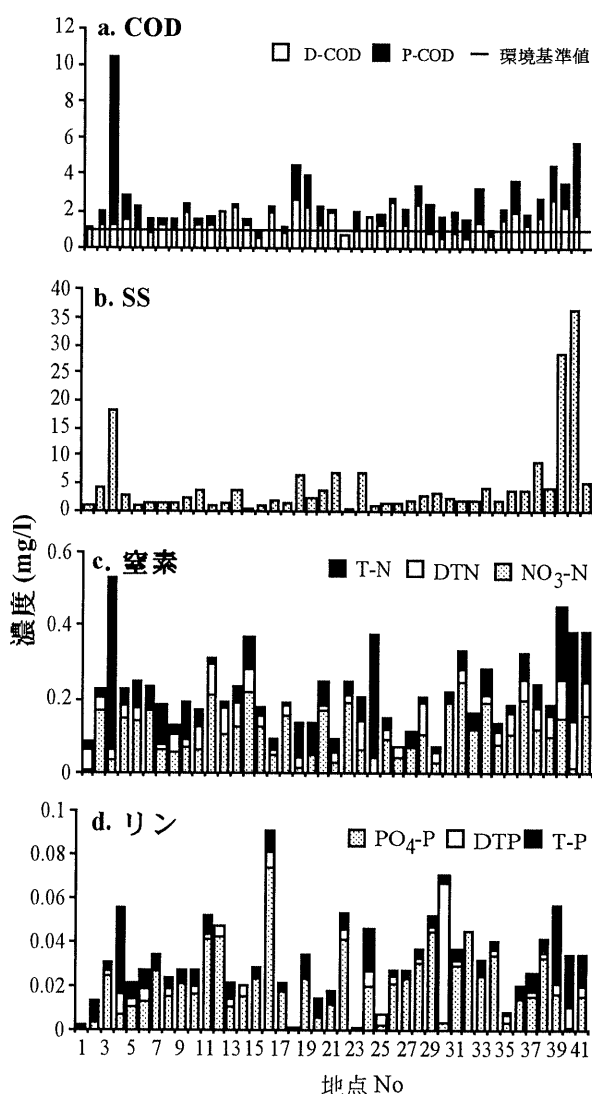


図13 十和田湖流入河川の形態別COD濃度 (a)、SS濃度 (b)、形態別窒素濃度 (c) 及び形態別リン濃度 (d) の分布状況 (1999年4月28日～11月10日)。

表7 十和田湖における河川の水質の概要 (1999年4月28日～11月10日)。(青撫の流量は電力の報告値、子ノ口の流量は実測値である。単位は流量が $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ 、それ以外が mg l^{-1} である。

項目	流入河川 平均 (範囲)	青撫	子ノ口 (流出)
流量	0.43 (0.001-0.58)	3.3	5.3
T-COD	2.5 (0.7-10.4)	1.8	1.1
D-COD	1.5 (0.5-2.7)	1.3	0.9
SS	4.4 (0.2-36.5)	8.6	0.7
T-N	0.24 (0.08-0.53)	0.25	0.09
DTN	0.16 (0.05-0.6)	0.19	0.08
NH ₄ -N	0.01 (<0.01-0.20)	0.01	<0.01
NO ₃ -N	0.11 (<0.003-0.25)	0.12	0.011
T-P	0.033 (<0.003-0.091)	0.013	0.003
DTP	0.026 (<0.003-0.082)	0.004	0.003
PO ₄ -P	0.021 (<0.003-0.075)	0.004	<0.003

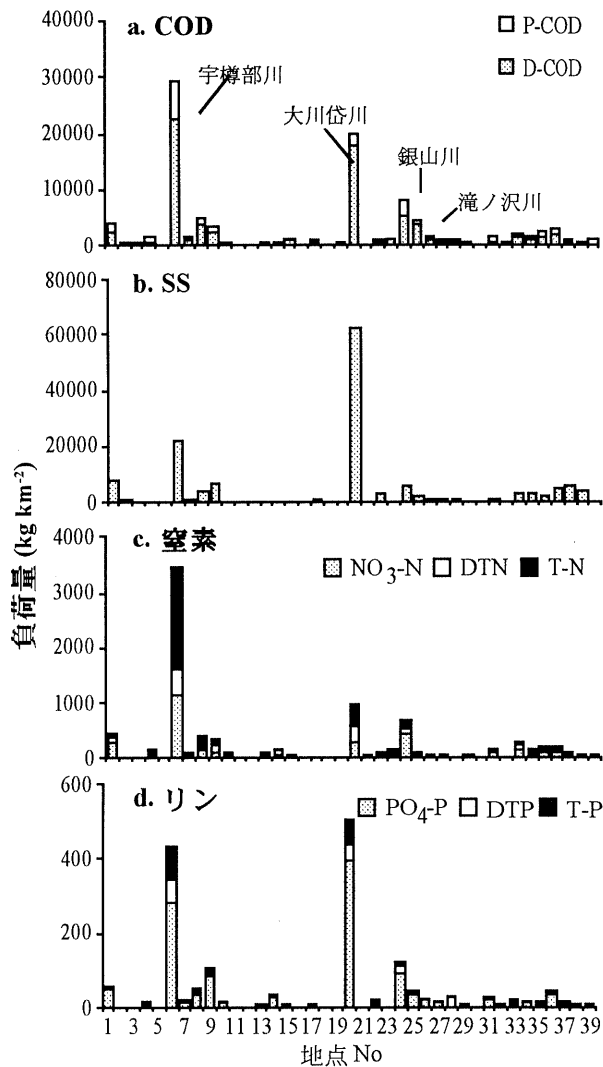


図 14 十和田湖流入河川の形態別 COD 負荷量 (a)、SS 負荷量 (b)、形態別窒素負荷量 (c) 及び形態別リン負荷量 (d) の分布状況 (1999 年 4 月 28 日～11 月 10 日)。

表 8 晴天時における青撫 (逆送水) と河川の負荷量 (年換算)。単位は流量が $\times 10^6 \text{ m}^3 \text{ y}^{-1}$ 、その他は t y^{-1} である。

項目	青撫	河川
流量	104.1	52.4
T-COD	187	99.6
D-COD	135	74.4
SS	895	150
T-N	26.0	9.1
DTN	19.8	5.8
NO ₃ -N	12.5	3.91
T-P	1.35	1.70
DTP	0.42	1.43
PO ₄ -P	0.42	1.23

ると、宇樽部川が最も高く、これに大川岱川、銀山川、滝ノ沢川が続いていた。近年、湖沼などの閉鎖性水域で問題となっている難分解性 DOC との関連でみると (今井ら 1998)、宇樽部川と大川岱川の D-COD 負荷量が他の河川に比べて大きく、この 2 河川が主要な供給源と考えられる。

SS、窒素・リンの負荷量についてみると、COD と同様に宇樽部川、大川岱川、滝ノ沢川など、数河川からの負荷量が大きかったことから、今後の課題である降雨時や融雪期における河川からの負荷量調査は、これら河川を対象として実施することが適切と考えられた (図 14bcd)。

一方、青撫からの逆送水の負荷量が大きいことから、ここでは、逆送水が湖水に及ぼす影響を検討するため、1999 年 4 月 28 日に行われた逆送水時のデータにより求められた負荷量と流入 39 河川の負荷量を比較すると、リンを除いた項目では青撫逆送水からの負荷量が上回っていた (表 8)。これは、逆送水の負荷量は、瞬間値で全流入河川からの負荷量を上回れる可能性があることを示唆するもので、年間を通した逆送水の評価が求められる。

9. 宇樽部川における降雨時の流出特性

十和田湖に流出入する主な 8 河川を対象に行った晴天時と降雨時の水質調査 (三上ら 1999b) から、① COD 濃度は晴天時でも十和田湖の環境基準値である 1 mg l^{-1} を超えていること、② 降雨時では土壌由来の COD、窒素・リンが著しく増加すること、が指摘され、降雨時での流入負荷量が水質汚濁要因の一つであることが示唆された。ここでは、十和田湖に流入する最大の河川である宇樽部川を対象に降雨時における流出特性について検討した。

流量の経時変化は、降雨状況や土地の利用形態などに大きく影響を受ける (海老瀬 1989)。宇樽部川では降雨直後から流量が増加しはじめ、短時間に最大ピークになることから、降雨の流量に及ぼす効果は早いようである。また、集水域が小さいためか、晴天時と比較して流量の増加もあまり大きくないようである (図 15)。

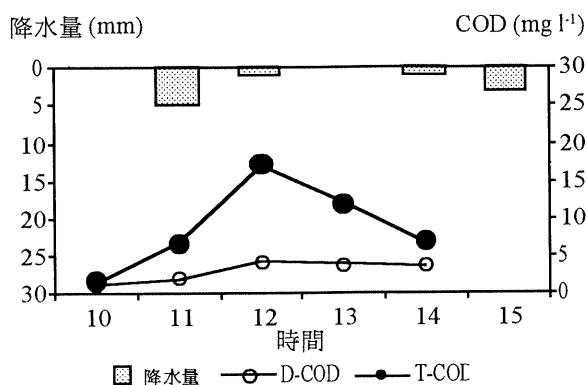


図15 降雨時における宇樽部川の形態別COD濃度の経時変化 (2000年6月14日)。

表9 降雨時での宇樽部川からの流入負荷量の影響. 単位は流量が m³ s⁻¹, それ以外が g s⁻¹ である。

項目	宇樽部川	
	晴天時	降雨時
流量	1.66	1.22
T-COD	3.2	17.1
D-COD	2.4	4.2
SS	4.8	124
T-N	0.29	1.68
DTN	0.18	0.45
NO ₃ -N	0.12	0.38
T-P	0.054	0.155
DTP	0.045	0.037
PO ₄ -P	0.039	0.031

表10 十和田湖におけるヒメマスとワカサギのC, N, P含有量. 平均値と範囲(カッコ内)を示す。

ヒメマス	
採取年月日	1998年8月26日 (n=5)
体長 (cm)	26.8 (26.5-27.5)
体高 (cm)	6.2 (6.0-6.5)
体重 (g)	189.81 (178.90-197.80)
C (%・生)	14.2 (12.32-16.74)
N (%・生)	3.2 (2.56-3.62)
P (%・生)	0.49 (0.46-0.52)
ワカサギ	
採取年月日	1999年6月10日 (n=75)
体長 (cm)	13.2 (11.1-15.1)
体高 (cm)	1.7 (1.4-2.1)
体重 (g)	9.2 (6.04-14.75)
C (%・生)	9.39 (8.76-10.32)
N (%・生)	2.66 (2.47-2.95)
P (%・生)	0.67 (0.60-0.71)

形態別COD濃度の経時変化をみると、T-CODはほぼ流量の経時変化に連動していたが、D-CODは必ずしも連動していなかった。T-CODの経時変動パターンはSS、窒素、リンの濃度・負荷量と同様であった。

ここで、宇樽部川の最も高い負荷量を示した12時と晴天時調査から求めた流量、負荷量を比べると、宇樽部川1河川のみで晴天時の全流入河川の負荷量を上回るケースも想定された。特に、SS負荷量の増加が著しかった(表9)。

宇樽部川は河川改修工事があまり行われておらず、ブナ、ミズナラなどの自然林が比較的良好に保全されており、降雨時には土壌の流出が抑制されると考えられる。今回の降雨時調査では、それでも土壌流出によるSS成分由来のCOD、窒素・リンなどの増加が著しいことから、周辺が森林といえども汚濁源になり得ることが示唆された(藤井ら2000)。ただし、この点については宇樽部川の集水域の状況、例えば小崩落による山崩れや裸地などの拡大があるかどうかなどの検討を要する。

10. 漁獲による栄養塩の除去

99年7月から翌6月までの、ヒメマスの漁獲量は約10トン、ワカサギのそれは約34トンであった。ヒメマス・ワカサギの窒素・リン含量(表10)を用いて、この時期に漁獲により除去された窒素・リン量を算定すると、おのおの1.25トン、0.28トンであり、これは河川流出量の6.3%、42.4%と相当した。

サケ科魚類の回帰する湖や河川では、回帰したサケの枯死体からのリンの溶出がリンの大きな供給源で、これが生物生産量を支えている(Moore 1998)。しかし、十和田湖では、魚の遡上が銚子大滝によって妨げられ、湖内への魚の遡上によるリン供給がないと考えて良い。十和田湖ではAGP試験やM-BOD試験から、リンが微生物や植物プランクトン増殖の制限因子になっている場合が多い(未発表)。そのため、ヒメマス、ワカサギの漁獲はリン除去対策とみなすことができる。十和田湖におけるヒメマス、ワカサギ漁は水産資源として

の経済的な価値のみでなく、浄化対策をはじめとする多面的な機能を加味して評価する必要があるものと考えられた（高村ら 1999ab ; 山室 1997）。1980年代半ばから 1990年代にかけての水質の悪化は、観光客増加による生活雑排水の湖内への流入とともに、漁獲不振により有機物や窒素・リン

が湖外に除去されず、湖内に蓄積されたことも要因の一つと考えられた。

11. 十和田湖における栄養塩収支と、その課題

今回、降水、河川及び漁獲による栄養塩収支図を作成した（図 16）。この収支図から、①降水に

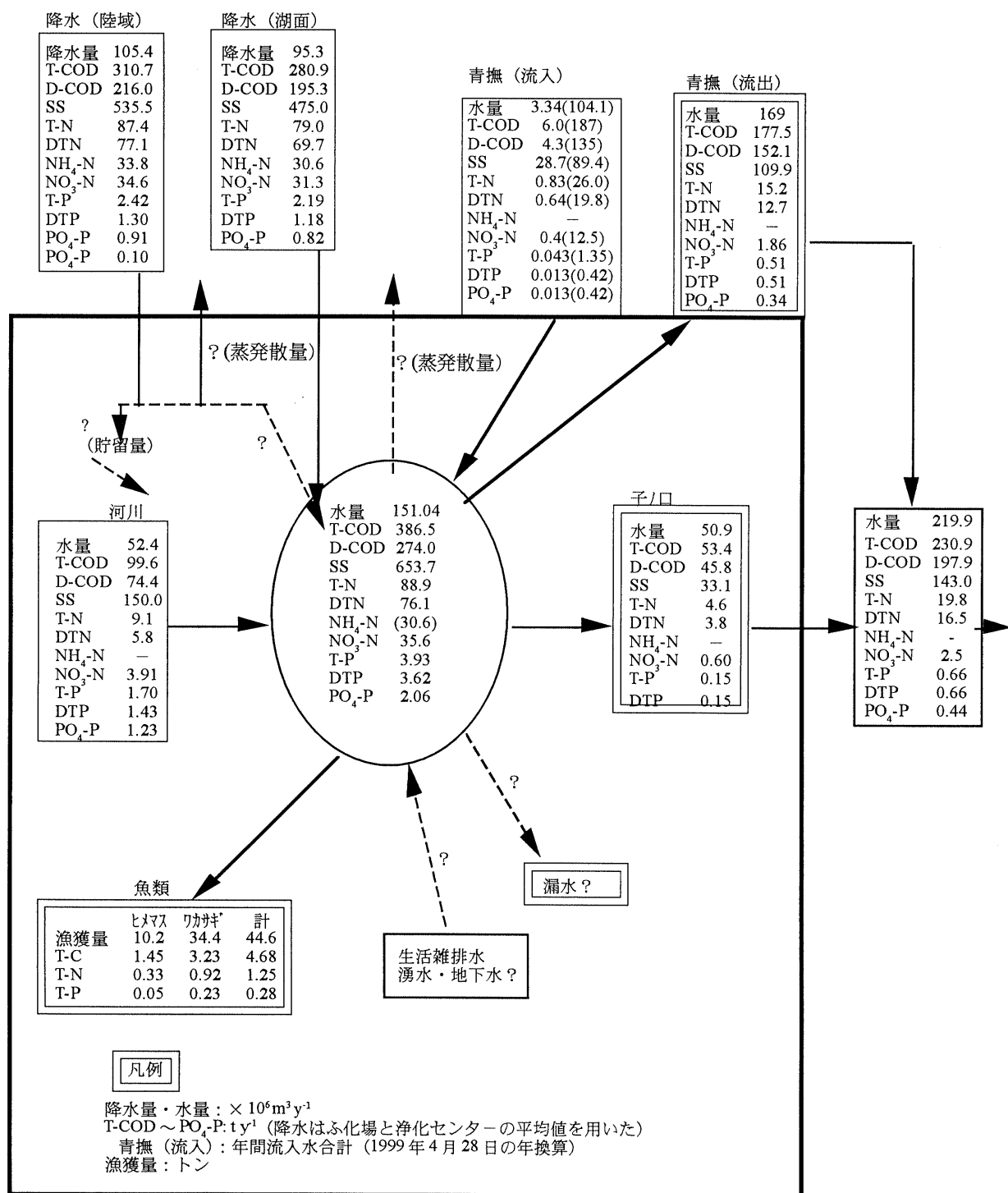


図 16 十和田湖における降水、晴天時での河川及び漁獲による栄養塩収支 (1999年7月5日~2000年7月3日)。

よる栄養塩負荷量が多い、②降雨時、融雪期における河川と面減からの栄養塩負荷量が汚濁要因の一つと考えられる、③漁獲によるリンの除去効果が大きい、ことが明らかになった。

水収支で、まだ不明な点は、①湖面や森林などからの蒸発散量、②降雨時、融雪期における河川と面源からの流入量、③生活雑排水量、④湧水・地下水量で、今後これらに着目した調査と評価が必要になる。

栄養塩収支調査の課題としては、①有機物汚濁の指標としてCOD_{Mn}法が採用されているが、現行のCOD_{Mn}法は酸化率が弱く、かつ、酸化率が有機物により異なることから（福島ら 1997）、有機物量の収支にはTOC、DOCで行うとともに、併せて、CODなどの有機物の存在形態やその起源の把握、②逆送水は融雪期の春季と秋季の短期間に大量に湖内に流入する可能性があり、年間を通じた測定と評価、③宇樽部川など、数河川からの負荷量が多いことから、降雨時、融雪期においてはこれら河川を対象とした負荷量調査、④面源からの負荷量の把握と評価が必要、などを考慮した調査により、精度の高い水・負荷量収支図を作成することが、有効な削減対策のために必要である。

まとめ

1999年7月～2000年6月に水収支調査及び降水、河川、漁獲による負荷量調査を行った。その結果、

- 1) 水収支は流出量がおよそ $220 \times 10^6 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$ 、流入量がおよそ $150 \times 10^6 \text{ m}^3\text{y}^{-1}$ で、残りは降雨時、融雪期の流入と考えられた。
- 2) 流入水量では直接、湖面に降下する降水がおよそ60%で、晴天時の河川がおよそ35%、青撫からの逆送水はおよそ2.2%であった。
- 3) 逆送水の流入は融雪期に集中していることから、年間を通しての評価と削減対策が必要と考えられた。
- 4) 水位はワカサギ産卵期に最高水位で、ヒメマス産卵期に最低水位であることから、この水

位変動が魚類管理に及ぼす影響を検討する必要があるものと考えられた。

- 5) 降水及び晴天時での河川調査では、T-COD、D-CODともに十和田湖の環境基準値である 1 mg l^{-1} を超える場合が多かった。
- 6) 窒素・リン濃度を形態別にみると、降水ではアンモニア性窒素と硝酸性窒素が、河川では硝酸性窒素が高く、河川ではリン酸態リンが高かった。
- 7) 降水と晴天時での河川からの負荷量を比べると、降水からの負荷量が河川を上回り、特に、窒素成分が顕著であった。
- 8) 晴天時における河川からの負荷量をみると、宇樽部川、大川岱川をはじめとする数河川からの負荷量が大半を占めていた。
- 9) 漁獲によるリンの除去効果が大きいため、安定したヒメマス漁獲量を確保するために、環境収容力に見合う魚類管理が必要と考えられた。
- 10) 宇樽部川を対象とした降雨時の時間採水調査では、降雨時の負荷量は晴天時における全河川流入負荷量を上回る可能性がある。景観の保全と育成を考慮した降雨時における土壌流出防止対策が必要と考えられた。

引用文献

- 青森県（1998）十和田湖水質汚濁機構解明調査報告書（平成7～9年度）。
- 青森県（2000）平成10年度公共用水及び地下水の水質測定結果。180-182。
- 海老瀬潜一（1989）土地利用の異なる流域からの年間流出負荷量の大きさと変化。水質汚濁研究 12: 497-505。
- 福島武彦・相崎守弘・松重一夫・今井章雄（1997）湖沼の有機物汚濁。水環境学会誌 20: 238-245。
- 藤井滋穂・田中英嗣・宗宮功（2000）琵琶湖集水域からの晴天時総負荷量における森林の影響。第3回日本水環境学会シンポジウム講演集 106-107。

- 工藤健・佐藤信博・工藤精一・根岸勝信・柞木田むつみ・荒屋敷秀俊・手代森光仁・対馬和浩 (1989) 十和田湖の水質汚濁に関する考察. 青森県公害センター所報 **9**: 48-57.
- 今井章雄・福島武彦・松重一夫・井上隆信・石橋敏昌 (1998) 琵琶湖湖水および流入河川水中の溶存有機物の分画. 陸水学雑誌 **59**: 53-68.
- Moore P. D. (1998) Nutrient consequences of salmon spread. *Nature* **396**:314-315.
- 三上一・今俊夫・工藤幾代・前田寿哉・石塚伸一・工藤健・野澤直史・大久保英樹・高村典子・中川恵・伯耆晶子・長崎勝康・水谷寿 (1999a) 十和田湖の透明度に及ぼす魚類の影響(1995~97). 青森県環境保健センター研究報告 **10**: 31-44.
- 三上一・工藤精一・松尾章・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉 (1999b) 十和田湖の水位と流入河川の負荷量. 国立環境研究所研究報告 **146**: 117-125.
- 大手信人 (2000) 森林の環境保全機能の評価: 水量と水質の視点から. 第40回日本水環境学会セミナー講演資料集 環境・生態系の評価—理論と事例 9-26.
- 品川弥千江 (1974) 十和田湖八甲田山. 東奥日報社.
- 高村典子・三上一・水谷寿・長崎勝康 (1999a) ワカサギの導入に伴う十和田湖の生態系の変化について. 国立環境研究所研究報告 **146**: 1-15.
- 高村典子・三上一・伯耆晶子・中川恵 (1999b) ワカサギからヒメマスへ、1980年代と逆の優占魚種の変化がプランクトン群集と水質に及ぼした影響について—1995-1997年の調査結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 16-26.
- 手代森光仁・奈良忠明・小山田久美子・野田正志・山崎喜三郎・早狩敏男 (1985) 大気降水の性状と湖沼の富栄養化. 青森県公害センター所報 **7**: 101-104.
- 東奥日報新聞 (2000) 十和田湖にまた脅威の新外来魚—ブラウントラウト確認. 11月23日付け.
- 山室真澄 (1997) 西条八束・奥田節夫編河川感潮域—その自然と変貌—. 163-169, 名古屋大学出版会.
- 山室真澄 (2000) 食物連鎖を利用した水質浄化機能の定量化. 水環境学会誌 **23**: 710-715.

ユスリカ蛹の浮上は魚の捕食からミジンコを解放し間接的に 透明度を向上させたか？

牧野渡^{1*}・加藤秀男²・高村典子²・水谷寿³・片野登⁴・三上一⁵

¹北海道大学水産学部（〒041-8611 函館市港町3-1-1）、²国立環境研究所（〒305-0053 つくば市小野川16-2）、³秋田県水産振興センター（〒010-0531 男鹿市船川港台島字鷺の先16）、⁴秋田県環境技術センター（〒010-0975 秋田市八橋字下八橋191-18）、⁵青森県環境保健センター（〒030-8566 青森市東造道1-1-1）

Did chironomid emergence release *Daphnia* from fish predation and lead to a *Daphnia*-driven clear-water phase in Lake Towada?

Wataru MAKINO^{1*}, Hideo KATO², Noriko TAKAMURA², Hitoshi MIZUTANI³,
Noboru KATANO⁴ and Hajime MIKAMI⁵

¹ Faculty of Fisheries, Hokkaido University, 3-1-1 Minato-cho, Hakodate 041-0861, Japan, ² National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan, ³ Akita Prefectural Institute of Fishery and Fishery Management, 16 Unosaki, Oga, Akita 010-0531, Japan, ⁴ Akita Prefectural Institute of Environmental Science, 191-18 Shimoyatsushashi, Yatsushashi, Akita 010-0975, Japan, ⁵ Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, 1-1-1 Higashitukurimichi, Aomori 030-8566, Japan.

はじめに

双翅目ユスリカ科の幼虫および蛹は多くの淡水魚類の天然餌料のひとつであり、サケ科魚類を含めたプランクトン食魚によっても相当数捕食される（例えば、元田 1950; 白石・高木 1955; 竹谷 1959）。魚類の摂餌が日和見的（opportunistic）であることを考慮すると、現存量が高い時期だけ魚類に捕食されているといえそうである（Armitage 1995a）。十和田湖をはじめとする日本の貧栄養湖ではサケ科魚類であるヒメマス（*Oncorhynchus nerka*）、ワカサギ（*Hypomesus transpacificus nipponensis*）等の増殖・放流事業が行われている。両魚種とも、放流先の湖では動物プランクトンを主な餌生物としており、なかでもミジンコ

（*Daphnia*）が胃内容物中で卓越することが、現在までに数多く報告されている（例えば、元田 1950; 白石 1960; Takamura *et al.* 1999）。ところが面白いことに、1951年に日光湯ノ湖で行われた調査では、ユスリカの主な羽化期であった5月と9月には、ヒメマスの胃内容物が動物プランクトン（*Daphnia*、*Bosmina* および *Acanthodiptomus*）からユスリカの蛹へと変化したことが報告されている（白石・高木 1955）。そしてワカサギに関しても、同様の報告が竹谷（1959）によってなされている。

プランクトン食魚は大型の餌生物を選択的に捕食する傾向があり、ユスリカ蛹のサイズは *Daphnia* 等の甲殻類動物プランクトンよりも大きい。ゆえに、日光湯ノ湖での報告（白石・高木 1955; 竹谷 1959）は、ユスリカ蛹の浮上によりプランクトン食魚の摂餌行動が季節的に変化した可能性を示唆する。*Daphnia* 等の大型枝角類（甲殻類の一群）は、小型のものよりも幅広いサイズの

現所属：Department of Ecology, Evolution and Behavior, University of Minnesota (1987 Upper Buford Circle., St. Paul, MN55108, USA)

懸濁粒子を効率良く摂食できる (Burns 1969; Hall *et al.* 1976; Kobayashi 1991) ことを考慮すると、上記の摂餌行動の変化は、湖の植物プランクトン量 (あるいは透明度) を間接的に決定するかもしれない (カスケード効果)。実際に、*Daphnia* の増加に伴う動物プランクトン群集の摂食圧の増加が湖の透明度を向上させ、「clear-water phase」の引き金となることが、北半球の温帯域の湖で報告されている (Lampert 1978; Lampert *et al.* 1986; Sommer *et al.* 1986)。人為的なバイオマニピュレーション (Shapiro 1990 を見よ) あるいは夏期/冬期の魚の大量斃死のような自然現象 (Schindler & Komita 1972; Vanni *et al.* 1990) に伴う魚類 (高次捕食者) 組成の変化が低次生産者である動・植物プランクトンに与える効果については数多くの知見が蓄積されているが、魚類の摂餌行動の季節変化がどのように低次生産者に影響するかに関しては、意外にも研究例が乏しいようである。とはいえ、生物の行動が生態系に及ぼす影響を解析することはたいへん意義深いことであり、仮に「ユスリカ蛹の浮上が魚の捕食からミジンコを解放し、間接的に透明度を向上させる」ようであれば、それはプランクトン-底生生物間の相互作用が生態系全体を特徴付けていることを意味するだろう。

本研究では、透明度の季節変化と動・植物プランクトン動態、ユスリカ幼虫現存量およびヒメマス・ワカサギの胃内容物との関係を解析し、「ユスリカ蛹の浮上が魚の捕食からミジンコを解放し、間接的に透明度を向上させる」可能性を検討した。

湖の概観

十和田湖は青森・秋田県境に位置するカルデラ湖であり、湖水面積は61km²、最大水深327m、平均水深は71mである。風光明媚な観光地としても知られる十和田湖は典型的な貧栄養湖であり、湖表面における全リン量および全窒素量の年平均値は2-7μ^l および32-82μ^l 程度である。透明度の年平均値は、1936年から1985年までは8-14mで推移し、明らかな増加や減少はみられなかった。

ところが1985年以降、透明度は徐々に減少する傾向にあり、1996年の年平均値は約9mであった。このため湖の富栄養化が憂慮されているが、全リン量および全窒素量には、明らかな増加傾向は認められていない (Takamura *et al.* 1999 を参照)。

十和田湖には現在までに12種類の魚が人工的に放流されており、今日ではヒメマスが主な漁業対象となっている。ヒメマス幼魚の放流は毎年7月に行われおり、ヒメマス漁獲量は1974年(326kg m⁻²) から1983年(1241 kg m⁻²) にかけては年々増加していた。ところが1985年以降、湖内でワカサギが増加したのとは逆に、ヒメマスの漁獲量は激減した。そしてこの魚種交代が引き金となり、湖の動物プランクトン群集のサイズ組成が小型化 (*Daphnia longispina*-*Acanthodiptomus pacificus*群集から*Bosmina longirostris*-輪虫群集へと変化) した。そのため動物プランクトン群集の捕食圧が減少し、植物プランクトン量が増加し透明度が低下したものと考えられている (Takamura *et al.* 1999, 2000)。

ワカサギの増加が見られた1985年以降、ヒメマスの漁獲量には大きな年変動が生じている。例えば1995、1996、および1997年の3カ年の年間漁獲量は、それぞれ69、89、および217 kg m⁻²であった。一方、この期間にワカサギはそれぞれ380、422、および136 kg m⁻²が採捕されている (Takamura *et al.* 2000)。なお本調査期間中のヒメマス、ワカサギの漁獲量はそれぞれで631、415 kg m⁻²あった (長崎・沢目 1999)。

方法

調査は十和田湖沖合に設けた St. 1 (水深、約100m) (図1) において、1998年4月28日から10月28日にかけて、10~20日間隔で行った。動物プランクトンは、ろ水計を装着したプランクトンネット (口径30cm、目合0.1mm) による水深95mからの鉛直曳により採集した。得られた試料は直ちに炭酸水で麻酔し、5% サッカロースホルマリ (Haney & Hall 1973) で固定・保存した。採集と同時に、サーミスターを用いて湖水表面から水

深50mまでの水温を、透明度板（直径30cm）を用いて透明度を、それぞれ測定した。またバンドン採水器を用いて栄養塩（全リン量、全窒素量）およびクロロフィルa濃度測定用の湖水も採集した。採水深度は、0、5、10、15、20、30、40、50、60、80m、および95mである。これらの測定方法はTakamura *et al.* (2000)に記してある。なお栄養塩濃度の分析は毎月1回の割合で行った。

甲殻類動物プランクトンは実体顕微鏡下で種毎に計数（倍率20-40倍）し、0-95m水柱内の個体数密度を求めた。その際成体雌が保持している卵も計数し、*A. pacificus*については发育段階（ノープリウス、コペポダイト）を識別した。また接眼マイクロメータを用いて種毎あるいは发育段階毎に

50個体程度の体長を測定（倍率40-70倍）した。これを既存の体長—体重（乾重量）関係式（表1）に代入して個体重に換算し、その平均値と個体数密度から水柱内の生物量を見積もった。同様に既存の体長—ろ過速度関係式（表1）を用いて個体あたりのろ過速度を求め、その平均値と個体数密度から個体群ろ過速度を算出した。なお体長の測定部位は、枝角類と*A. pacificus*のノープリウスでは頭部先端からカラベース末端まで、*A. pacificus*のコペポダイトでは前体部（prosoma）の先端から後端までである。

*D. longispina*については、個体群動態を理解するため次の解析を行った。まず個体群を4つのサイズクラスに分別し、それぞれの個体数の季節変動を調べた。用いたサイズクラスは体長0.75mm以下、0.76-1.0mm、1.01-1.25mmおよび1.26mm以上（最大1.6mm）で、前2者が未成熟個体、後2者が成体に相当する。また抱卵個体の体長も別途測定し、そのとき抱卵数も記録した。なお死卵（Boersma & Vijverberg 1995を見よ）が7月中旬から出現したが、それらは解析から省いた。さらに本種の生息水深水温と、水温—卵発生時間関係式（表1）から卵の发育時間も見積もった。生息水深の季節変化については牧野（1999）に記してある。

ユスリカ幼虫の採集は和井内沿岸域のSt. 2（図1）で行った。汀線から沖の水深20m地点までトランセクトを設定し、その6箇所（汀線から5m、

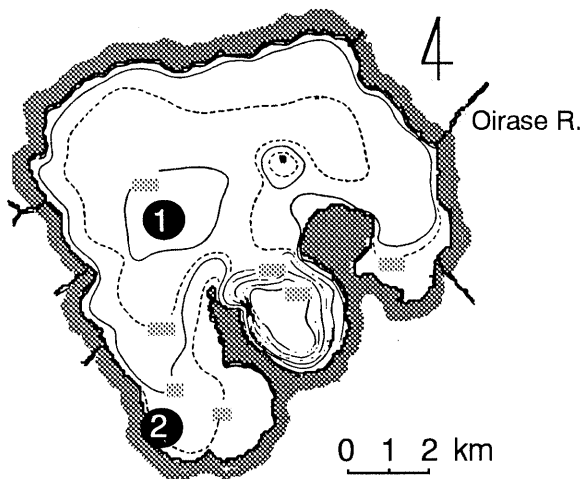


図1 十和田湖と本調査における採集地点 (①、St. 1; ②、St. 2)。

表1 本研究で用いた換算式。DL、BL および AP はそれぞれ *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris* および *Acanthodiatomus pacificus* を示す。換算式の項の L 、 W 、 CR 、 D および T は、それぞれ体長 (mm)、体重 (mg dry-wt)、ろ過速度 ($\text{ml animal}^{-1} \text{day}^{-1}$)、卵発生時間および水温 ($^{\circ}\text{C}$) を示す。文献は、(1) Bottrell *et al.* (1976)、(2) Kawabata & Urabe (1998)、(3) Knoechel & Holtby (1986)、(4) Chow-Fraser (1986)。なお文献に残差平方和が示されている場合にはそれも考慮した。

用途	動物プランクトン	換算式	文献
体長 - 体重関係式	DL	$\text{Ln}(W) = 1.7769 + 2.7166\text{Ln}(L)$	(1)
	BL	$\text{Ln}(W) = 3.0896 + 3.0395\text{Ln}(L)$	(1)
	AP (ノープリウス)	$\text{Ln}(W) = 1.9526 + 2.3990\text{Ln}(L)$	(1)
	AP (コペポダイト)	$\text{Ln}(W) = 2.77 + 2.60\text{Ln}(L)$	(2)
体長 - ろ過速度関係式	DL と BL	$CR = 11.695L^{2.480}$	(3)
	AP	$\text{Log}(CR) = 0.50 + 2.07\text{Log}(L)$	(4)
卵発生時間	DL	$\text{Ln}(D) = 3.3956 + 0.2193\text{Ln}(T) - 0.3414\{\text{Ln}(T)\}^2$	(1)

20m、40m、80m、100mの地点)に定点を設置した。汀線付近の礫底ではサーバ式ネット(25×25cm)を用いて底生動物を採集した。それ以外の定点では、スキューバダイビングによりコドラート(22.5×22.5cm)を湖底に設置し、コドラート内の底質を10cm掘り下げて持ち帰った。いずれの場合も、試料は10%中性ホルマリンで固定し検鏡に供した。ユスリカ幼虫は属レベルまで分類し、それぞれ湿重量を測定した。また、いくつかの優占したグループについては、幼虫の頭幅を測定することで年令組成を推定した。

和井内のSt. 2では刺網による魚類採捕も行った。様々なサイズのサンプルを得るために、刺網の目合は16、23、30、38mm、および51mm種類を使用した。これらの刺網は午後3時頃に設置し、翌朝9時頃に回収した。得られた試料からヒメマスとワカサギを選別し、重量測定ののち胃内容物調査のため胃を摘出しホルマリンで固定した。胃内容物は*D. longispina*、その他の枝角類、かいあし類(主に*A. pacificus*)、ヨコエビ類、稚魚、ユスリカ幼虫および蛹の7グループに分別し、各グループの出現量は沈澱法(Omori & Ikeda 1984を参照)によりバイオボリュームで評価した。胃内容物組成比は、それぞれの個体の胃内容重量に胃内容物のグループ別ボリューム比を乗じて各調査日ごとに合計したものを百分率であらわした。

結果

環境要因と動物プランクトン組成の季節変化

調査開始時の水温は全層4-5℃でほぼ均一であった(図2A)。湖水の昇温は5月に表層から始まり、6月下旬には水温躍層が水深10m付近に形成された。その後の表水層の発達に伴い躍層の位置は徐々に深くなり、調査終了時には水深20m付近であった。夏期には表水層の水温は15-20℃まで上昇したが、水深30m以深の温度は調査期間をとおして6℃以下であった。クロロフィル*a*濃度は調査開始から6月まで相対的に高く、水深10-30m層では $3\mu\text{g l}^{-1}$ 以上の高濃度で存在した(図2B)。7月中旬から8月にかけては、クロ

ロフィル*a*濃度はどの深度でも $1\mu\text{g l}^{-1}$ 以下と極めて低かったが、9月以降、水深20m以浅では $2\mu\text{g l}^{-1}$ 以上まで再び増加した。透明度は、調査開始から6月まではおよそ8-9m(6月10日をのぞく)であった(図2C)。クロロフィル*a*量が減少した7-8月の透明度は10m以上、最大15mと高かったが、9月以降は10m程度まで再び低下した。これ以降、本研究では、高い透明度が観察された7-8月を「Clear-water phase」とみなすことにする。調査期間中の透明度と、水深30m以浅のクロロフィル*a*量との間には、有意な負の相関関係が認められた($r^2=0.33$, $p<0.05$, $n=13$)。調査期間を通して、全リン量は検出限界付近であったが、クロロフィル*a*量の季節変化と全リン量の季節変化との間には相関関係はみられなかった($r^2=0.23$, $p=0.22$, $n=8$)。また全窒素量とクロロフィル*a*量との間にも相関関係はみられなかった($r^2=0.00$, $p=0.88$, $n=8$)。

甲殻類動物プランクトン組成は単純であり、調査期間を通して*D. longispina*、*B. longirostris*および*A. pacificus*の3種類が卓越し、それらで甲殻類

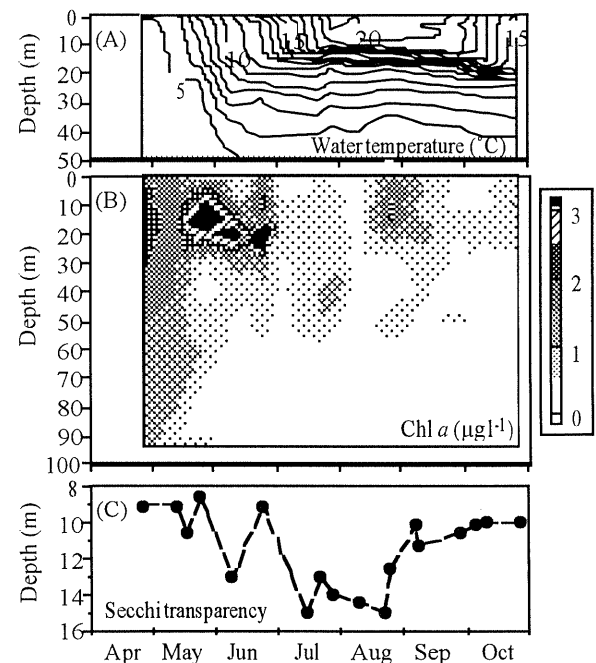


図2 St. 1における水温(A)、クロロフィル*a*濃度(B)の鉛直プロファイルと透明度(C)の季節変化。

動物プランクトン生物量のほぼ100%を占めた(図3)。*D. longispina*は、生物量で見ると、6月中旬まではおよそ1 g dry-wt m⁻²で出現し、6月下旬から7月上旬にかけて急激に増加した。現存量のピークは7月14日で、このときの生物量は3.03 g dry-wt m⁻²に達した。これ以降は再び減少に転じ、8月下旬以降は1 g dry-wt m⁻²を下回った。全甲殻類動物プランクトン生物量のうち*D. longispina*が占める割合は、調査開始時から8月中旬まで50%を上回り、7月14日には81%に達した。*B. longirostris*も7月に若干増加したが、本種の出現は10月に最大となった。*A. pacificus*は8月下旬から9月末に最も卓越し、このときの生物量は全甲殻類動物プランクトン生物量の約60%に達した。このように、甲殻類動物プランクトン組成は季節的に変化したが、ろ過速度で見ると、*D. longispina*個体群だけで全甲殻類動物プランクトン群集のろ過速度の90%以上を占めた。そのため、甲殻類動物プランクトン群集のろ過速度の季節変化は、*D. longispina*個体群のろ過速度の季節変化に依存していた。*D. longispina*生物量が顕著に増加した6月下旬から7月上旬には、全甲殻類動物プランクトン群集のろ過速度も2.8倍増加した。

沿岸域のユスリカ幼虫と魚類胃内容物の季節変化

和井内沿岸域の湖泥中のユスリカ幼虫群集は、主にTanyponinae (*Procladius* spp.)とChironominae (特に*Stictochironomus* spp.、*Polypedilum* spp.、*Tanytarsus* spp.)で構成されていた。これら幼虫群集の生物量は5月下旬までは1-1.6 g wet-wt m⁻²であったが、7月7日にはその1/3まで減少し、以後調査終了時まで500 mg wet-wt m⁻²程度で推移した(表2)。5月30日から7月7日にかけての生物量の減少分の78%はChironominaeの減少で説明され、このときChironominaeのなかでは発育の進んだ幼虫が消失する傾向が見られた。例えば*Tanytarsus* spp.では、5月30日には生物量が407 mg wet-wt m⁻²、頭幅0.3mm以上の個体の密度が184 inds m⁻²であったが、7月7日にはそれぞれ5

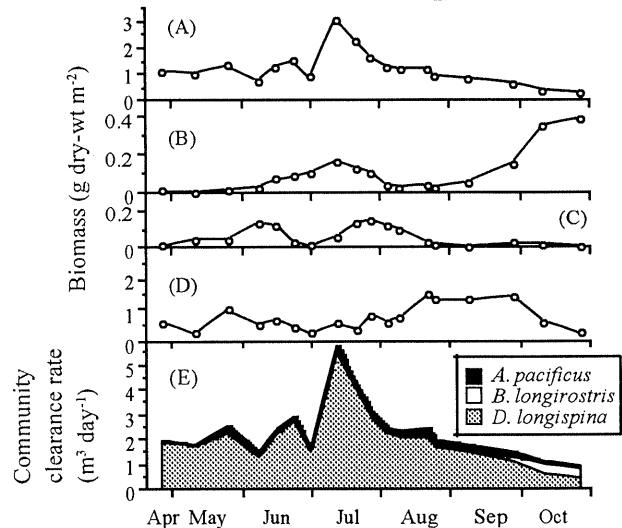


図3 St. 1における*D. longispina* (A)、*B. longirostris* (B)、*A. pacificus*のノープリウス(C)、および*A. pacificus*のコペポダイト(D)の生物量と、甲殻類動物プランクトン群集のろ過速度(E)の経時変化。

表2 和井内沿岸 St. 2 におけるユスリカ幼虫生物量の季節変化(トランセクトの積算平均値)。

採集日	生物量 (mg wet-wt m ⁻²)
4月23日	1108.1
5月12日	1597.5
5月30日	1414.3
7月7日	508.2
8月25日	422.7
10月29日	541.4

mg wet-wt m⁻²、8 inds m⁻²まで減少した。

ヒメマス、ワカサギの胃内容物は、それぞれ2つのサイズクラスに分けて解析した(表3)。ヒメマスの胃内容物組成は、大型(体重150g以上)・小型(150g未満)個体とも同様であり、4月、5月には*D. longispina*が胃内容物の70-100%を占めていたが、湖泥中のユスリカ幼虫の減少期にあたる6月19日に採集されたヒメマスの胃内容物では、*D. longispina*ではなくユスリカの蛹が最優占した。ワカサギの胃内容物中には、かいあし類がヒメマスよりも高頻度で出現したが、それでもやはり*Daphnia*は5月に採集された個体の胃内容物中で最も卓越した。ワカサギ大型個体(体重10g以上)では、6月19日採集分の試料では、ヒメマスの場合と同様に、*D. longispina*ではなくユスリ

表3 和井内沿岸 St. 2で刺網により採集されたヒメマス、ワカサギの胃内容物。解析に供した試料数と空胃率もあわせて示した。内容物は次の7カテゴリーに分けて集計した。DL: *Daphnia longispina*、OC: その他の枝角類、CO: カイアシ類、GA: ヨコエビ類、CLAV: ユスリカ幼虫、CPUP: ユスリカ蛹、FLAV: 稚魚、OTH: その他。

種類とサイズ クラス	採集日	胃内容物中の各カテゴリーの相対頻度 (総体積中にしめる体積%)							試料数 (匹)	空胃率 (%)	
		DL	OC	CO	GA	CLAV	CPUP	FLAV			OTH
ヒメマス <150 g wet-wt	4月30日	93.5	0	6.4	0	0	0	0	0	12	16.7
	5月19日	83.5	0	10.9	0	0	5.2	0	0.5	32	0
	6月19日	17.8	0	0.3	0	0	79.8	0	2.1	29	17.2
	8月6日	33.2	0	1.0	0.7	0	0.2	59.0	6.0	20	35.0
	10月14日	-	-	-	-	-	-	-	-	1	100
ヒメマス >150 g wet-wt	4月30日	100	0	0	0	0	0	0	0	1	0
	5月19日	78.5	0	3.4	0	0	17.1	0	1.0	4	0
	6月19日	4.7	0	0.1	5.1	0	65.7	16.1	8.3	29	44.8
	8月6日	43.2	0	0	25.9	0	4.6	0	26.3	22	31.8
	10月14日	0	0	0	0	0	0	0	100	11	81.8
ワカサギ <10 g wet-wt	4月30日	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-
	5月19日	52.4	0	38.5	0	0	9.1	0	0	9	0
	6月19日	38.7	18.0	34.3	0	0	4.5	0	4.5	14	35.7
	8月6日	35.6	2.5	24.4	0	1.5	5.4	8.1	22.5	10	20.0
	10月14日	14.1	69.4	10	0	6.5	0	0	0	11	81.8
ワカサギ >10 g wet-wt	4月30日	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-
	5月19日	63.6	0	22.5	0	0	13.8	0	0.1	24	20.8
	6月19日	0	0	22.9	0	0	46.5	0	30.6	12	83.3
	8月6日	54.6	1.2	1.2	0	20.2	21.0	1.8	0	14	64.3
	10月14日	1.5	67.1	12.6	0	18.2	0	0	0.6	10	30.0

カの蛹が最優占した。ただしこの傾向はワカサギ小型個体（体重10g未満）では見られなかった。ワカサギの胃内容物中にはユスリカの幼虫もみられたが、それは8月以降に限られた。

D. longispina の個体群動態

4-5月のD. longispina個体群は、主にサイズクラス4の大型成体で構成されていた(図4)。抱卵個体の平均体長および抱卵数も、それぞれ1.3mm以上および2.5個以上と相対的に大きく、また水柱内の卵数もリットルあたり1卵以上と高かった。しかし水温が低かったため、卵の発育時間は4月には約18日、5月には約12日と長かった。6月以降、水温の上昇にともない卵の発育時間が短縮され、6月下旬には未成熟固体(サイズクラス1と2)の個体数密度が急激に増加した。この未成熟個体の個体数ピークは、7月に小型成体(サイズクラス3)の個体数ピークを形成した。

一方、サイズクラス4の大型成体の個体数密

度は6月にすでに減少しており、このためD. longispina個体群の平均体長、抱卵個体の平均体長および抱卵数も同時に減少した。例えば、6月17日の抱卵個体の平均体長および抱卵数は、6月10日のそれぞれ83%および25%まで低下しており、以後もこの程度で推移した。これに加えて、7月の小型成体(サイズクラス3)の個体数ピークは、サイズクラス4の大型成体の個体数増加をひきおこさなかった。また7月中旬からは突如死卵が出現し、最大で総卵数の40%まで達した。これらの結果、7月以降、水柱内の卵数がリットルあたり1卵未満まで減少した。そして8月以降も、D. longispina個体群は顕著な個体数ピークを作らなかった。

考察

調査期間中の十和田湖では、水深30m以浅のクロロフィルa量と透明度との間に有意な負の相関

動物プランクトン動態と透明度 - ユスリカ蛹の間接効果？

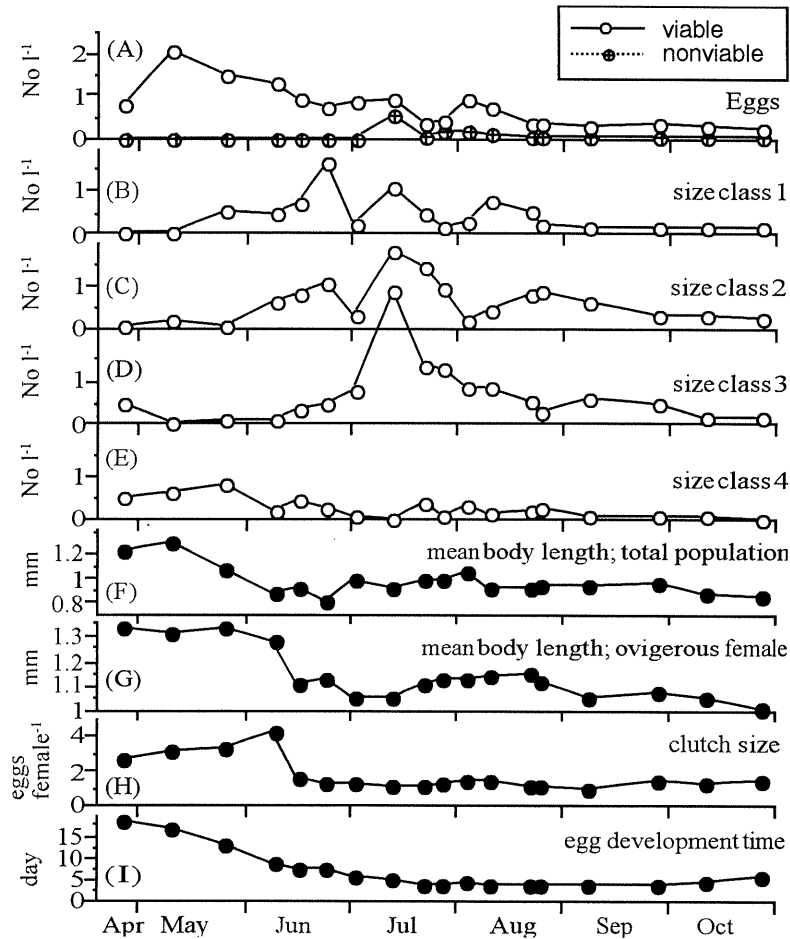


図4 St. 1における *D. longispina* の個体群動態：水柱内の卵数 (A)、未成熟個体 (BとC)、成体 (DとE) の個体数密度と、*D. longispina* 個体群の平均体長 (F)、抱卵固体の平均体長 (G) および抱卵数 (H) と卵発育時間 (I) の季節変化. 卵は生卵と死卵とを区別して示した.

関係が認められた。植物プランクトンの現存量は、十和田湖の透明度に重要な影響を与える要素の一つなのであろう。調査期間を通して、全リン量が検出限界付近であったことから、植物プランクトンの成長は栄養塩濃度に律速されていたと思われるが、クロロフィル a 量と栄養塩濃度との間には相関関係はみられなかった。同様の傾向は1995-1997年の十和田湖調査でも得られており、1995、1996年の高い植物プランクトン現存量-低透明度から1997年の低い植物プランクトン現存量-高透明度への変化は、栄養塩濃度からではなく、動物プランクトン群集組成の大型化 (*Bosmina*-輪虫群集から *Daphnia*-*Acanthodiatomus*群集へ) によりうまく説明されている (Takamura *et al.* 1999, 2000 も参照)。

本研究では、*D. longispina* の6月下旬-7月上旬の急激な増加は、植物プランクトン量が減少した

時期と良く一致した。7月中旬の *D. longispina* の生物量は $3.03 \text{ g dry-wt m}^{-2}$ に達し、甲殻類動物プランクトン群集のろ過速度を2.8倍増加させた。このような *Daphnia* の増加に伴う動物プランクトン群集の摂食圧の増加が、透明度を向上させ「clear-water phase」の引き金となることは、北半球の温帯域の湖でしばしば報告されている (Lampert 1978; Lampert *et al.* 1986; Sommer *et al.* 1986)。Lampert (1988) の総説によると、「clear-water phase」が観察された時期の動物プランクトン生物量はおよそ $1.5\text{-}4 \text{ g dry-wt m}^{-2}$ であるが、本研究の *D. longispina* の生物量 (ピーク時で $3.03 \text{ g dry-wt m}^{-2}$) はこれらの値とよく一致した。これらのことは、*D. longispina* の捕食によるトップダウン効果の方が、栄養塩を介したボトムアップ効果よりも、十和田湖の植物プランクトン量決定要因として、より重要であったことを意味し、

D. longispina の増加が本研究の「clear-water phase」の引き金となったことを示唆する。

ヒメマスとワカサギの胃内容物解析は、両魚種ともに4-5月には*D. longispina*をおもな餌生物としていたが、*D. longispina*が顕著に増加する直前の6月中旬には、*D. longispina*ではなくユスリカの蛹をおもな餌生物としていた可能性を示した。6月は夏期に羽化するとされている (Armitage 1995b) Chironominae の幼虫が底泥中から消失していたことから、十和田湖のユスリカの主な羽化期であったことが想像される。ではユスリカ蛹の浮上は魚の捕食から*D. longispina*を解放し、間接的に透明度を向上させたのであろうか？

プランクトン食魚は大型の餌生物を選択的に捕食するため、魚の捕食圧が増加すると、動物プランクトン群集のサイズ組成が小型化する。また動物プランクトンの抱卵数も体長に依存しているため、魚の捕食圧の増加は抱卵個体あたりの抱卵数を減少させる。これらの端的な例はEstrela湖沼群 (ポルトガル) の*Daphnia pulicaria* 個体群の湖沼間比較により示されている (Gliwicz & Bodavida 1996)。それによると、プランクトン食のニジマスが最上位捕食者であるこれらの湖沼群では、*D. pulicaria* 個体群の平均体長、抱卵個体の平均体長および抱卵数、さらに初回産卵時の平均体長が、湖のニジマス密度の増加にともない有意に減少したことが報告されている (Gliwicz et al. 1981 も見よ)。この観点から本研究の結果をみると、*D. longispina* 個体群の平均体長、抱卵個体の平均体長および抱卵数は、すべて6月中に減少し以後低いレベルで推移していたことから、調査期間中の十和田湖では、ヒメマス、ワカサギの*D. longispina* に対する捕食圧は春期には小さく、6月以降に増加したことが伺える。

この傾向は上述したヒメマス、ワカサギの胃内容物データと相反する。また両魚種の漁獲量も4-5月 ($213 \text{ kg m}^{-2} \text{ month}^{-1}$) の方が6月 ($168 \text{ kg m}^{-2} \text{ month}^{-1}$) よりも高かった (長崎・沢目 1999 を参照)。ただし湖の0-30m層の平均水温 (図2) は、6月には月平均で 10.1°C であり、4-5月の平均値 5.3°C よりも 5°C ほど増加していた。

魚の摂餌速度は温度依存的である。Elliott (1975) のブラントラウトを用いた実験では、水温 10°C での個体あたり最大摂餌速度は、水温 5°C での値よりも2.5倍高かったことが示されている。これらのことから、本研究では、4-5月にはヒメマス、ワカサギの現存量が大きく胃内容物中では*D. longispina*が卓越していたが、水温が低かったため、個体群あたりの摂餌速度ではむしろ6月の方が4-5月よりも高かった可能性が考えられる。そしてこの解釈は、*D. longispina* 個体群の平均体長、抱卵個体の平均体長および抱卵数が6月中に減少したこともうまく説明し得る。

D. longispina の観点にたつと、4-5月の低水温は卵発育時間を著しく遅滞させ、新規個体の加入を抑制していたと解釈される。抱卵個体の平均体長および抱卵数が大きかったことを加味すると、この時期に生物量および個体数の増加がみられなかった主な原因は、魚の捕食よりもむしろ低水温による再生産の遅滞であると思われる。6月下旬に未成熟個体の個体数密度が増加したのは、水温が上昇し卵の発育時間が十分に短縮したためであろう。7月の小型成体の個体数ピークは、この未成熟個体が成長したものであるが、おそらく魚類捕食の対象としてはサイズの的に不十分であったため、捕食から逃れることができたのだろう。*D. longispina* の大型成体は6月中旬以降、個体群から積極的に排除されていたが、これはおそらく魚類の捕食によるもので、結果的に個体群の抱卵数が減少した。そのため8月以降は*D. longispina* 個体群の増加がみられなかったのだろう。つまりプランクトン食魚の捕食は、北半球の温帯域の湖沼でしばしば報告されているように (例えば Gliwicz et al. 1981; Mehner et al. 1998)、盛夏の*D. longispina* 動態を強く支配していたようである。ユスリカの羽化期である6月には、*D. longispina* 大型成体に対する魚の捕食圧は増加したが、捕食の対象外であった小型個体が成長を続け、7月に顕著な生物量のピークを形成し、その結果透明度が増加した、とまとめられよう。それゆえ、「ユスリカ蛹の浮上がミジンコを魚の捕食から解放し、間接的に透明度を向上させる」という現象は

見られなかったと結論される。

ユスリカ蛹の浮上が*D. longispina*の個体群動態と無関係であった原因の一つとして、十和田湖ではユスリカ幼虫の分布が水深20-25m以浅の沿岸域に集中している(大高ほか1999)ことが考えられる。十和田湖はカルデラ湖であり、湖面積に対する沿岸域の占有率は浅い平地の湖と比較すると小さいはずである。仮にその占有率を10% (6.1 km²) とし、そこではユスリカの幼虫が均一に分布していると仮定して、湖全体でのユスリカ蛹の浮上量を幼虫の生物量(表2)から概算する(単純に減少分を浮上量とみなす)と、1998年5月30日から7月7日の期間には、1日あたり24.2 kg dry-wtの蛹が浮上したと見積もられる(乾重量はWaters(1977)に従い湿重量の1/6とした)。一方、*D. longispina*は湖の沿岸域以外(54.9 km²)に均一に分布していると仮定し、図3のデータから湖全体での*D. longispina*生物量(乾重量)を見積もると、当該期間中の平均値は60.8トンであった。すなわちユスリカ蛹の浮上量は、その盛期においても、湖の*D. longispina*生物量の0.05%以下であったと推察できる。このことから、本研究のヒメマス、ワカサギの胃内容物データは、試料を沿岸域でのみ採集したために「偏った」結果を示した可能性が示唆されるが、これについてはヒメマス、ワカサギの水平分布や摂餌行動などのデータがないため結論は下せない。ただし、ユスリカ蛹の浮上量が小さかったことと、ユスリカ蛹の浮上の盛期に*D. longispina*の体長および抱卵数が減少したことを考慮すると、ヒメマスとワカサギは、個体群レベルは、蛹の浮上の盛期でも*D. longispina*をより多く捕食していたと思われる。この解釈が浅い湖沼—例えば日光湯ノ湖の最大水深は12.5m、平均水深は7.3m(白石・高木1955)—にもあてはまるか否かについては、今後の研究を待たねばならない。

謝辞

野外調査に協力していただいた十和田湖調査グループの皆様、データ解析に際して有益な助言を

いただいた北大水産学部伴修平博士および愛媛大学沿岸環境科学研究センターの皆様には厚くお礼申し上げます。

引用文献

- Armitage P. D. (1995a) Chironomidae as food. In: *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midge*. (eds. P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder), pp. 423-435. Chapman & Hall, New York.
- Armitage P. D. (1995b) Behaviour and ecology of adults. In: *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-biting Midge*. (eds. P. D. Armitage, P. S. Cranston & L. C. V. Pinder), pp. 194-224. Chapman & Hall, New York.
- Boersma M. & Vijverberg J. (1995) The significance of nonviable eggs for *Daphnia* population dynamics. *Limnology and Oceanography* **40**: 1215-1224.
- Bottrell H. H., Ducan A., Gliwicz Z. M., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & Weglenska T. (1976) A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian Journal of Zoology* **24**: 419-456.
- Burns C. (1969) The relationship between body size of filter-feeding cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* **14**: 675-678.
- Chow-Fraser P. (1986) An empirical model to predict in situ grazing rates of *Diatomus minutus* Lilljeborg on small algal particles. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **43**: 1065-1070.
- Elliott J. M. (1975) Number of meals in a day, maximum weight of food consumption in a day and maximum rate of feeding for brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshwater Biology* **5**: 287-303.
- Gliwicz Z. M. & Boavida M. J. (1996) Clutch size and body size at first reproduction in *Daphnia*

- pulicaria* at different food levels of food and predation. *Journal of Plankton Research* **18**: 863-880.
- Gliwicz Z. M. & Pijanowska J. (1989) The role of predation in zooplankton succession. In: *Plankton Ecology. Succession in Plankton Communities.* (ed. U. Sommer), pp. 253-296. Springer-Verlag, New York.
- Gliwicz Z. M., Ghilarov A. & Pijanowska J. (1981) Food and predation as major factors limiting two natural populations of *Daphnia cucullata* Sars. *Hydrobiologia* **80**: 205-218.
- Hall D. J., Threlkeld S. T., Burns C. W. & Crowley P. H. (1976) The size- efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. *Annual Review of Ecological Systems* **7**: 177-208.
- Haney J. F. & Hall D. J. (1973) Sugar-coated *Daphnia*: A preservation technique for Cladocera. *Limnology and Oceanography* **18**: 331-333.
- Kawabata K. & Urabe J. (1998) Length-weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean species in Japan. *Freshwater Biology* **39**: 199-205.
- Knoechel R. & Holtby L. B. (1986) Construction and validation of a body- length-based model for the prediction of cladoceran community filtering rates. *Limnology and Oceanography* **31**: 1-16.
- Kobayashi T. (1991) Body length and maximum gut food-particle sizes of the dominant cladocerans and calanoid copepods in Wallerawang Reservoir, New South Wales. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* **42**: 399-408.
- Lampert W. (1978) Climatic conditions and planktonic interactions as factors controlling the regular succession of spring algal bloom and extremely clear water in Lake Constance. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* **20**: 969-974.
- Lampert W. (1988) The relationship between zooplankton biomass and grazing: A review. *Limnologica* **19**: 11-20.
- Lampert W., Fleckner W., Rai H. & Taylor B. E. (1986) Phytoplankton control by grazing zooplankton: A study on the spring-clear water phase. *Limnology and Oceanography* **31**: 478-490.
- 牧野渡 (1999) 十和田湖における動物プランクトン群集の季節変化～1998年の結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 27-35.
- Mehner T., Hülsmann S., Worischka S., Plewa M. & Benndorf J. (1998) Is the midsummer decline of *Daphnia* really induced by age-0 fish predation? Comparison of fish consumption and *Daphnia* mortality and life history parameters in a biomanipulated reservoir. *Journal of Plankton Research* **20**: 1797-1811.
- 元田茂 (1950) 北海道湖沼誌. 水産孵化場試験報告 (湖沼特別号) **5**: 1-96.
- 長崎勝康・沢目司 (1999) 十和田湖資源対策調査結果(1998年). 国立環境研究所研究報告 **146**: 126-136.
- 大高明史・加藤秀男・上野隆平・石田昭夫・安倍弘・井田宏一・森野浩 (1999) 十和田湖の底生生物相. 国立環境研究所研究報告 **146**: 55-71.
- Omori M. & Ikeda T. (1984) *Methods in Marine Zooplankton Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- Schindler D. W. & Comita G. W. (1972) The dependence of primary production upon physical and chemical factors in a small sensing lake, including the effect of complete water oxygen depletion. *Archiv für Hydrobiologie* **69**: 413-451.
- Shapiro J. (1990) Biomanipulation: the next phase - make it stable. *Hydrobiologia* **200/201**: 13-27.
- 白石芳一 (1960) ワカサギの水産学的並びに資源学的研究. 淡水区水産研究所報告 **10**: 1-263.
- 白石芳一・高木正浩 (1955) 日光湯ノ湖産マス類の食性よりみたる生態と形態の関係について. 淡水区水産研究所報告 **5**: 11-30.
- Sommer U., Gliwicz Z. M., Lampert W. & Duncan A. (1986) The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv für*

- Hydrobiologie* **106**: 433-471.
- Takamura N., Mikami H., Mizutani H. & Nagasaki K. (1999) Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the Secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan? *Archiv für Hydrobiologie* **144**: 283-304.
- Takamura N., Mikami H., Houki A. & Nakagawa M. (2000) How did replacement of the fish community dominant influence water quality and plankton community structure in an oligotrophic lake in Japan? *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* (in press).
- 竹谷月江 (1959) 日光湯ノ湖産ワカサギに捕食されたユスリカ科幼虫について. 淡水区水産研究所報告 **9**: 17-22.
- Waters T. F. (1977) Secondary production in inland waters. *Advances in Ecological Research* **10**: 91-164.
- Vanni M. J., Luecke C., Kitchell J. F., Allen Y., Temte J. & Magnuson J. J. (1990) Effects of lower trophic levels of massive fish mortality. *Nature* **344**: 333-335
- (本文はMakino W., Kato H., Takamura N., Mizutani H., Katano N. & Mikami H. (2001) Did chironomid emergence release *Daphnia* from fish predation and lead to a *Daphnia*-driven clear-water phase in Lake Towada? *Hydrobiologia* **442**: 309-317 をもとに日本語で加筆修正したものである。)

十和田湖における甲殻類動物プランクトン生産量の試算

牧野渡

北海道大学水産学部 (〒041-8611 函館市港町 3-1-1)

Secondary production of crustacean zooplankton in Lake Towada

Wataru MAKINO

Faculty of Fisheries, Hokkaido University, 3-1-1 Minato-cho, Hakodate 041-0861, Japan

本報は、1998年4月28日から同年10月28日にかけて十和田湖沖の定点で採集された動物プランクトンのデータをもとに、甲殻類動物プランクトン3種 (*Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris*, *Acanthodiptomus pacificus*) の生産量を推定したものである。調査期間、採集地点、採集方法はすべて牧野ら (2001) と同じなので、そちらを参照されたい。

生産量の推定方法

本報の生産量は直接測定されたものではなく、動物プランクトンの生産量 (二次生産量) を推定するためにつくられたモデル式に、十和田湖のデータをあてはめて見積もったものである。二次生産量を推定するためのモデル式は多数提唱されているが、本報では、これまで数多くの研究で用いられてきたEgg ratio法 (Edmondson 1960) に基づいたKing (1988) のモデル式 (biomass turnover method) を用いた。これとは別に、近年、湖沼の動物プランクトン生産量をあつかった研究がコンパイルされ、生産量推定のための簡単な経験式が提唱された (Shuter & Ing 1997; Stockwell & Johannsson 1997)。本報ではそれらの経験式による生産量推定も試み、得られた結果を比較した。

1 King (1988) に基づく生産量の推定

このモデル式では、個体群が平衡状態にあり、生産量 (P) : 生物量 (B) 比が一定でかつ死亡率と等しい (ということは、出生率も $P:B$ 比と等しい) ことを仮定している。野外個体群では、長期間にわたり平衡状態が維持されることはまれであるため、出生率と死亡率は何時でも一致するわけではない。King (1988) には生産量の推定に際して出生率を用いた場合 (birthrate version) と死亡率を用いた場合 (deathrate version) の2例のモデル式を掲載している。以下にモデル式を示す。

1-1 Birthrate version

$$P = (N_e \cdot D_e^{-1}) \cdot w$$

ここで、 P は生産量、 N_e は卵数、 D_e は卵の発育時間、 w は平均個体重をそれぞれ示す。 D_e は Bottrell *et al.* (1976) の経験式 (表1) に従って算出した。 w は別途測定した体長を、既存の体長-乾重量関係式 (表1) に従って個体重量に換算し、得られた個体重量を平均して求めた。ここでの平均値は、調査期間中の平均値である。なお本報では、特に断らない限り、平均個体重量の単位はすべて $\mu\text{g dry-wt}$ 、生産量 P の単位はすべて $\text{mg dry-wt m}^{-2} \text{ day}^{-1}$ である。

1-2 Deathrate version

$$P = (1 - e^{-d}) \cdot w$$

P は生産量、 d は瞬間死亡率、 w は平均個体重である。 d は個体群増殖速度 (r) と瞬間出生率 (b) か

現所属 : Department of Ecology, Evolution and Behavior,
University of Minnesota (1987 Upper Buford Circle., St.
Paul, MN55108, USA)

表1 本報で用いた換算式. DL, BL および AP はそれぞれ *Daphnia longispina*, *Bosmina longirostris* および *Acanthodiaptomus pacificus* を示す. 換算式の項の L , W , D および T は, それぞれ体長 (DL では μm , その他では mm), 体重 ($\mu\text{g dry-wt}$), 卵発育時間 (day) および水温 ($^{\circ}\text{C}$) を示す. 文献は, (1) Bottrell et al. (1976), (2) Dumont et al. (1975), (3) Kawabata and Urabe (1998).

用途	動物プランクトン	換算式	文献
卵発育時間	DL	$\text{Ln}(D) = 3.3956 + 0.2193\text{Ln}(T) - 0.3414\{\text{Ln}(T)\}^2$	(1)
	BL	$\text{Ln}(D) = 2.3279 + 1.2472\text{Ln}(T) - 0.5647\{\text{Ln}(T)\}^2$	(1)
	AP	$\text{Ln}(D) = 3.9650 - 0.1049\text{Ln}(T) - 0.1909\{\text{Ln}(T)\}^2$	(1)
体長 - 体重関係式	DL	$W = 1.5 \times 10^{-8} L^{2.84}$	(2)
	BL	$W = 26.6 L^{3.13}$	(2)
	AP (ノープリウス)	$\text{Ln}(W) = 1.9526 + 2.3990\text{Ln}(L)$	(1)
	AP (コペポダイト)	$\text{Ln}(W) = 2.77 + 2.60\text{Ln}(L)$	(3)

ら,

$$d = b - r$$

で求めることができる。 b と r はそれぞれ,

$$b = \ln \{1 + (N_{et} \cdot D_{et}^{-1} \cdot N_t^{-1})\}$$

$$r = \ln (N_t \cdot N_0^{-1})$$

と表される。 N_0 と N_t は時間 0 と時間 t における個体数、 D_{et} は時間 t における卵発育時間である。

2 経験式に基づく生産量推定

2-1 サイズと水温に基づく経験式 (Stockwell & Johannsson 1997)

この経験式では、動物プランクトンの P:B 比が平均個体重の関数としてあらわされている。ただし式の係数が水温 10°C を境に異なる。生産量推定のためには、現場の水温 (個体群の経験水温) と平均個体重からまず P:B 比を求め、これに生物量 ($N \cdot w$) を乗じればよい。平均個体重には各採集日の平均値を用いた。以下に式を示す。

水温 10°C 以下の場合

$$P = 10^{(-0.26 \log w - 1.36)} \cdot 1.12 \cdot N \cdot w$$

水温 10°C 以上の場合

$$P = 10^{(-0.23 \log w - 0.73)} \cdot 1.09 \cdot N \cdot w$$

2-2 水温に基づく経験式 (Shuter & Ing 1997)

この経験式では、動物プランクトンの P:B 比が水温の関数としてあらわされている。ただし式の係数が動物群に応じて異なる。生産量推定のためには、個体群の経験水温からまず P:B 比を求め、これに生物量に乗じればよい。平均個体重には各

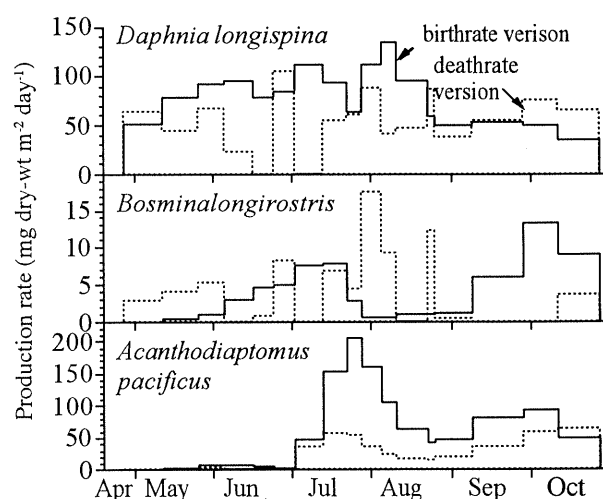


図1 King (1988) に従い見積もられた甲殻類動物プランクトン 3 種の日間生産量の季節変化. 実線は出生率、破線は死亡率を用いて計算された結果をそれぞれ示す。

採集日の平均値を用いた。以下に式を示す。

枝角類 (*D. longispina*, *B. longirostris*) の場合

$$P = 10^{(-1.725 + 0.0447)} \cdot N \cdot w$$

カラノイダ橈脚類 (*A. pacificus*) の場合

$$P = 10^{(-2.458 + 0.0507)} \cdot N \cdot w$$

結果と考察

King (1988) のモデル式により見積もられた日間生産量の季節変化を図 1 に示す。Deathrate version では日間生産量が負の値となる場合もあったが、これは瞬間死亡率が負の値として算出されたため (牧野 1999 を参照) である。この場合には日間生産量はゼロであるとみなした。いずれの

表 2. 各モデル式により算出された調査期間中の積算生産量の比較. 甲殻類動物プランクトン群集生産量は3種の生産量を合計した値であり、これを調査期間中の甲殻類動物プランクトン平均生物量(2 g dry-wt m⁻²)で除して、調査期間中の平均P:B比も求めた.

モデル式	調査期間中の積算生産量 (g dry-wt m ⁻²)			甲殻類動物プランクトン群集生産量 P:B 比	
	<i>D. longispina</i>	<i>B. longirostris</i>	<i>A. pacificus</i>	生産量	P:B 比
King (1987)					
birthrate version	13.49	0.79	10.44	24.72	12.36
deathrate version	9.49	0.59	4.81	14.89	7.45
Stockwell & Johannsson (1997)	22.01	3.30	18.10	43.41	21.71
Shuter & Ing (1997)	15.17	1.15	2.85	19.16	9.58

種でも、Birthrate version と Deathrate version による推定値は異なったパターンで季節的に変動したが、これは出生率と死亡率の変動パターンが異なったためである(牧野 1999を参照)。そして日間生産量の季節変化は、生物量の季節変化(牧野ら 2001を参照)とはあまり一致しなかった。種別にみると、春期の日間生産量は*D. longispina*が最も高く、夏期から秋期には*A. pacificus*の生産量が*D. longispina*を上回った。ただし、十和田湖の*A. pacificus*は9月以降休眠卵を産んでいた可能性が高い(牧野 1999)。休眠卵は産出されてからしばらくの期間は孵化しない(伴 1998)。卵の発育時間(表 1)は単に水温の関数として表されており、休眠を補正する項はない。そのため、9月以降の本種の出生率は大幅に過大評価されていることになり、同時に生産量も過大評価となる。これらのことは、Egg ratio 法(Edmondson 1960)に基づくKing (1988)のモデル式を橈脚類の生産量推定に用いることは得策ではないことを示している。

経験式により算出された日間生産量の季節変化を図2に示す。どちらの式においても、日間生産量の季節変化パターンはほぼ同じであり、いずれもKing (1988)による見積もりよりも生物量の季節変化に近かった。Stockwell & Johannsson (1997)による推定値はShuter & Ing (1997)により得られた値を上回り、この傾向は*A. pacificus*で特に顕著であった。甲殻類群集の生産量に対する*A. pacificus*の寄与率は、Stockwell & Johannsson (1997)による試算では20-60%で8月中旬以降に増加する傾向を示した。一方、Shuter & Ing (1997)による試算では、同じく8月中旬以降に増加する傾向

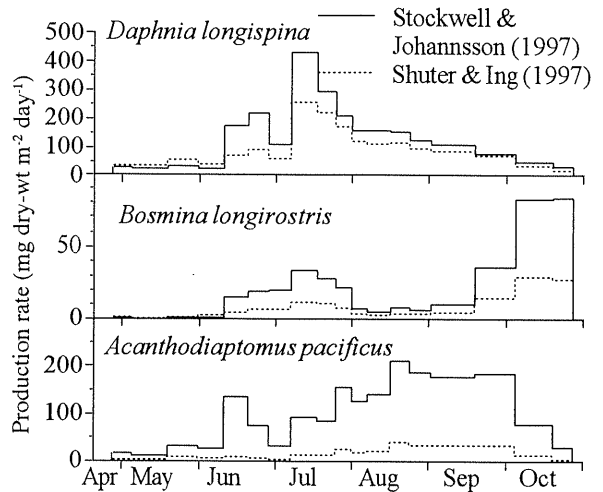


図2 経験式により見積もられた甲殻類動物プランクトン3種の日間生産量の季節変化. 実線はStockwell & Johannsson (1997)、破線はShuter & Ing (1997)に従い計算された結果をそれぞれ示す.

を示したが、寄与率は5-30%に留まった。甲殻類群集の生産量に対する*D. longispina*の寄与率は、King (1988)による試算とは異なり、調査開始から盛夏まで一貫して最大であり、その値はStockwell & Johannsson (1997)によれば50-70%、Shuter & Ing (1997)に従えば70-95%であった。夏期の日間生産量(ピーク時で250-430g dry-wt m⁻²)もKing (1987)による試算を上回った。*B. longirostris*の日間生産量は秋期に顕著に増加し、甲殻類群集生産量の40%に達した。

調査期間中の積算生産量は、日間生産量を時間軸に積分して見積もった(表2)。いずれの方法でも、*D. longispina*の生産量が最も多く、*A. pacificus*、*B. longirostris*の順で生産量は小さくなった。ただし方法間で得られた値は異なり、*D. longispina*では9.5-22g dry-wt m⁻²、

B. longirostris では0.6-3.3g dry-wt m⁻²、*A. pacificus* では2.9-18.1g dry-wt m⁻²の範囲でばらついた。方法間の差(最大値と最小値の比)は*A. pacificus*で最大(6.4倍)、*D. longispina*で最小(2.3倍)であった。いずれの種でもStockwell & Johannsson (1997)による推定値が最も大きくなった(表2)。この経験式では、調査期間中の甲殻類動物プランクトン群集のP:B比は20を上回ったが、その他の方法ではおよそ10前後の値となった。本報のP:B比は年間P:B比ではないが、調査が行われなかった冬期間は低水温のため生物の活性が低くP:B比は1に近付くことが予想されるため、年間P:B比は本報の値に近いだろう。貧栄養湖の甲殻類動物プランクトン生産量を見積もった他の研究では、年間P:B比はおよそ9-13の範囲で報告されている(例えばAlimov & Winberg 1972; Makarewicz & Likens 1979; Moskalenko & Votintsev 1972; Pederson *et al.* 1976)。そして中一富栄養湖では、年間P:B比は15以上となり20を超えることも珍しくない(例えばForsyth & James 1991; Hanazato & Yasuno 1987; Hillbricht-Ilkowska *et al.* 1966; Pederson *et al.* 1976)。この観点から判断すると、本報のStockwell & Johannsson (1997)による推定値はおそらく過大評価であり、King (1988)のdeathrate versionによる見積もりは過小評価であるかもしれない。King (1988)のモデル式による橈脚類の生産量推定値は過大評価である可能性が高いことはすでに述べたが、それを込みで考慮しても、King (1988)のbirthrate versionとShuter & Ing (1997)の経験式に基づく計算結果は(少なくとも積算生産量は)、過去の知見から妥当と判断できる値だろう。

Shuter & Ing (1997)の経験式では、*B. longispina*の生産量は甲殻類動物プランクトン生産量の6%と見積もられた(表2)。これに対して、同方法による*D. longispina*の生産量は、甲殻類動物プランクトン生産量の80%に達した。十和田湖ではヒメマスの餌生物として*D. longispina*と*A. pacificus*が極めて重要であり、漁獲量と*D. longispina*および*A. pacificus*の現存量との間には密接な関係があることが指摘されている(Takamura *et al.* 1999; 2000)。本報はこの2種(なかでも*D. longispina*)

が基礎生産者からプランクトン食魚へのエネルギー伝達において量的に重要な役割を担っている可能性を新たに示し、これまでの報告(Takamura *et al.* 1999; 2000)を強く裏付けている。

引用文献

- Alimov A. F. & Winberg G. G. (1972) Biological productivity of two northern lakes. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **18**: 65-70.
- 伴修平 (1998) 橈脚類の休眠. 海の研究 **7**: 21-34.
- Bottrell H. H., Ducean A., Gliwicz Z. M., Grygierek E., Herzig A., Hillbricht-Ilkowska A., Kurasawa H., Larsson P. & 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. & 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.
- Edmondson W. T. (1960) Reproductive rates of rotifers in natural populations. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia* **12**: 21-77.
- Forsyth D. J. & James M. R. (1991) Population dynamics and production of zooplankton in eutrophic Lake Okaro, North Island, New Zealand. *Archiv für Hydrobiologie* **120**: 287-314.
- Hanazato T. & Yasuno M. (1987) Characteristics of biomass and production of cladoceran zooplankton in Lake Kasumigaura. *Japanese Journal of Limnology* **48**: s45-s57.
- Hillbricht-Ilkowska A., Gliwicz Z. & Spodniewska I. (1966) Zooplankton production and some trophic dependences in the pelagic zone of two Masurian lakes. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **16**: 432-440.
- Kawabata K. & Urabe J. (1998) Length-weight relationships of eight freshwater planktonic crustacean

- species in Japan. *Freshwater Biology* **39**: 199-205.
- King C. R. (1988) A comparison of zooplankton production estimates obtained from three commonly used methods and a computer simulation program. *Freshwater Biology* **20**: 117-126.
- Makarewicz J. C. & Likens G. E. (1979) Structure and function of the zooplankton community of Mirror Lake, New Hampshire. *Ecological Monographs* **49**: 109-127.
- 牧野渡 (1999) 十和田湖における動物プランクトン群集の季節変化 ～1998年の結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 41-48.
- 牧野渡・加藤秀男・高村典子・水谷寿・片野登・三上一 (2001) ユスリカ蛹の浮上は魚の捕食からミジンコを解放し間接的に透明度を向上させたか? 国立環境研究所研究報告 **167**: 15-25.
- Moskalenko B. K. & Votinsev K. K. (1972) Biological productivity and balance of organic substance and energy in Lake Baikal. In: *Productivity Problems of Freshwaters Warszawa: Krakow*. (Eds. Z. Kajak & A. Hillbricht-Ilkowska), pp. 207-226. Polish Scientific Publishers, Warszawa.
- Pederson G. L., Welch E. B. & Litt A. H. (1976) Plankton secondary productivity and biomass: their relation to lake trophic state. *Hydrobiologia* **50**: 129-144.
- Shuter B. J. & Ing K. K. (1997) Factors affecting the production of zooplankton in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **54**: 359-377.
- Stockwell J. D. & Johannsson O. E. (1997) Temperature-dependent allometric models to estimate zooplankton production in temperate freshwater lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **54**: 2350-2360.
- Takamura N. Mikami H., Mizutani H. & Nagasaki K. (1999) Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan? *Archiv für Hydrobiologie* **144**: 283-304.
- Takamura N. Mikami H., Houki H., & Nakagawa M. (2001) How did replacement of the fish community dominant influence water quality and plankton community structure in an oligotrophic lake in Japan? *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. (in press)

十和田湖における一次生産量

高村典子¹・三上一²・片野登³・加藤潤⁴

¹ 国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)、² 青森県環境保健センター (〒030-8566 青森県青森市東造道1丁目1-1)、³ 秋田県立大学生物資源科学部生物環境科学科 (〒010-0146 秋田市下新城野字街道端西241-7)、⁴ 秋田県環境技術センター (〒010-0975 秋田市八橋字下八橋191-18)

Primary production in 1998-1999

Noriko TAKAMURA¹, Hajime MIKAMI², Noboru KATANO³ and Jun KATOU⁴

¹National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan, ²Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, Higashitsukuri 1-1-1, Aomori 030-8566, Japan, ³Akita Prefectural University (241-7 Shimoshinjou-Nakano, Akita 010-0195, Japan) and ⁴Akita Prefectural Institute of Environmental Science, Shimoyatsunashi 191-18, Yatsunashi, Akita 010-0975, Japan

はじめに

湖の魚類生産量は植物プランクトンの一次生産量と正の相関を示すことが知られている (Downing *et al.* 1990)。しかし、そうはいっても沿岸域や集水域の量や質が湖の魚類生産を大きく左右する事は容易に推測できる。貧栄養湖沼において、集水域から湖へと持ちこまれる有機物が水棲昆虫を通して魚類生産に結びついていること、あるいは沿岸域の水生植物やそこに付着する藻類が甲殻類を通して魚類生産に結びついていることは、本報告書の加藤ら (2001) や藤原ら (2001) によっても示された。ただし、十和田湖はカルデラ湖で、沿岸域は発達していない。集水域面積も小さい。従って、十和田湖のヒメマス・ワカサギの生産は、圧倒的に植物プランクトンによる基礎生産量をベースとする食物連鎖でまかなわれていると考えてよい。このことは、同じく本報告書に掲載されている牧野ら (2001) からも支持されるだろう。

十和田湖におけるヒメマスの環境収容力や稚魚の最大放流量は、1952年以来の青森県内水面水産試験場のデータ (長崎・沢目 1999) を基にして水産資源学の立場から検討された (帰山 1999; 鈴木ら 1999)。我々は、十和田湖の基礎生産力から評

価を試みる目的で、主に1998年と1999年に十和田湖で一次生産量を測定した。

方法

調査地点は湖心と沿岸域 (和井内と鉛山) で、主に1997年から1999年にかけて行った。各深度の水をバンドン採水器でくみ上げ、約2Lのガラスビンにつめ、おのおのにIC濃度の約10%程度になるように99atom%のNaH¹³CO₃を加え、再び現場水深に沈め、丸一日 (原則として、正午から翌日正午) 培養した。なお、大型の甲殻類は、あらかじめ193μmのメッシュで除去した。1本は培養直前に反応を止め、この¹³C/¹²Cの値を基準値とした。作業はすべて船上で行った。

培養後、植物プランクトンは、あらかじめ450℃で3時間焼き有機物を除去したワットマンGF/Fフィルター上にろ過して集め、乾燥後、¹³C/¹²Cの値を質量分析計 (アムコ社元素分析計EA1110を備えたフィニガン社Delta plus) で測定した。ICの濃度はShimadzu社Total Organic Carbon Analyzer TOC-5000Aで測定した。POC量は柳本製作所CHNコーダーMT-5で測定した。

光合成量 (Pv: gCm⁻³h⁻¹) は、以下の式にて求めた。

$$P_v = B(a_2 - a_0) / t(a_1 - a_0) \quad (1)$$

ここで、BはPOC量 (gCm⁻³)、tは培養時間、a₂は培養後のサンプルの¹³Cのatom%、a₁は培養開始時のTICの¹³Cのatom%、a₀は培養前のサンプルの¹³Cのatom%である。

なお、クロロフィルa量は高村 (1999) と高村・片野 (2001)、光量子は三上ら (2001c)、透明度は三上ら (1999a、2001b) を用いた。

結果と考察

十和田湖湖心の光環境

光量子の減衰から求めた消散係数、補償深度、透明度、水深5m (0mと5mの平均値)、水深10m (0m、5mおよび10mの平均値)、水深20m (0m、5m、10m、15mおよび20mの平均値) までのクロロフィルa量おのおのの相関係数を表1に示す。透明度は消散係数、補償深度、表層のクロロフィルa量と有意な相関を示した。しかし、光量子の減衰から求めた消散係数と補償深度はクロロフィル

a量と相関がなかった。従って、十和田湖内の光環境については、植物プランクトン以外の要素、例えば、動物プランクトンや流域からもたらされる土壤粒子などとの関係も考慮していく必要がある。

十和田湖の補償深度は図1に示したように、おおよそ透明度の2倍と考えてよい。図2に水深10mまでのクロロフィルa量と透明度の関係を示した。両者の間に直線関係が成り立つとすれば、クロロフィルa量がゼロであっても、透明度はせいぜい12mどまり、ということになる。過去に十和田湖で測定された透明度の年平均値は、1985年までは13m付近であるので (高村ら 1999a)、最近の十和田湖において植物プランクトン以外に透明度の低下を招いている要因があるかどうか検討する必要があるだろう。

クロロフィルa量の分布

1995年から1999年に湖心で測定したクロロフィルa量の垂直分布を図3に示す。特に、明瞭

表1 透明度、消散係数、補償深度、各表層のクロロフィルa量 (Chl.a量) の相関係数。*はp<0.05を、**はp<0.01を示す。

	透明度	k	補償深度	5 mまでの Chl.a 量	10 mまでの Chl.a 量	20 mまでの Chl.a 量
透明度	1					
k	-0.45 *	1				
補償深度	0.65 **	-0.87 **	1			
5m までの Chl.a	-0.50 **	0.11	-0.28	1		
10m までの Chl.a	-0.55 **	0.17	-0.32	0.97 **	1	
20m までの Chl.a	-0.53 **	0.12	-0.31	0.92 **	0.95 **	1

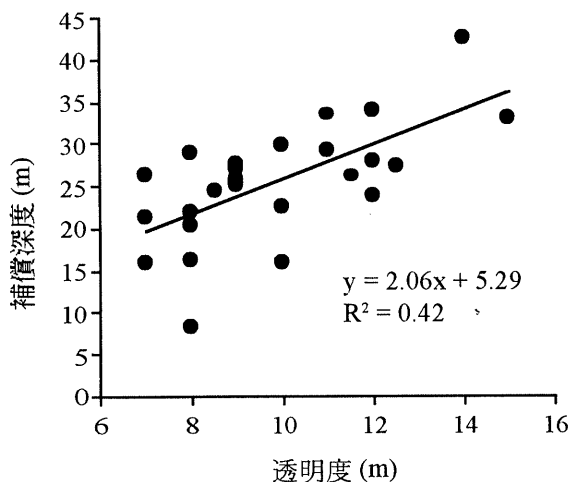


図1 透明度と補償深度の関係。

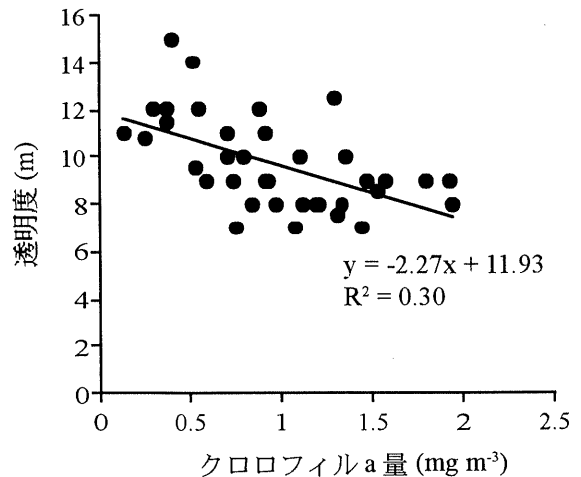


図2 水深10mまでのクロロフィルa量の平均値と透明度の関係。

十和田湖における一次生産量

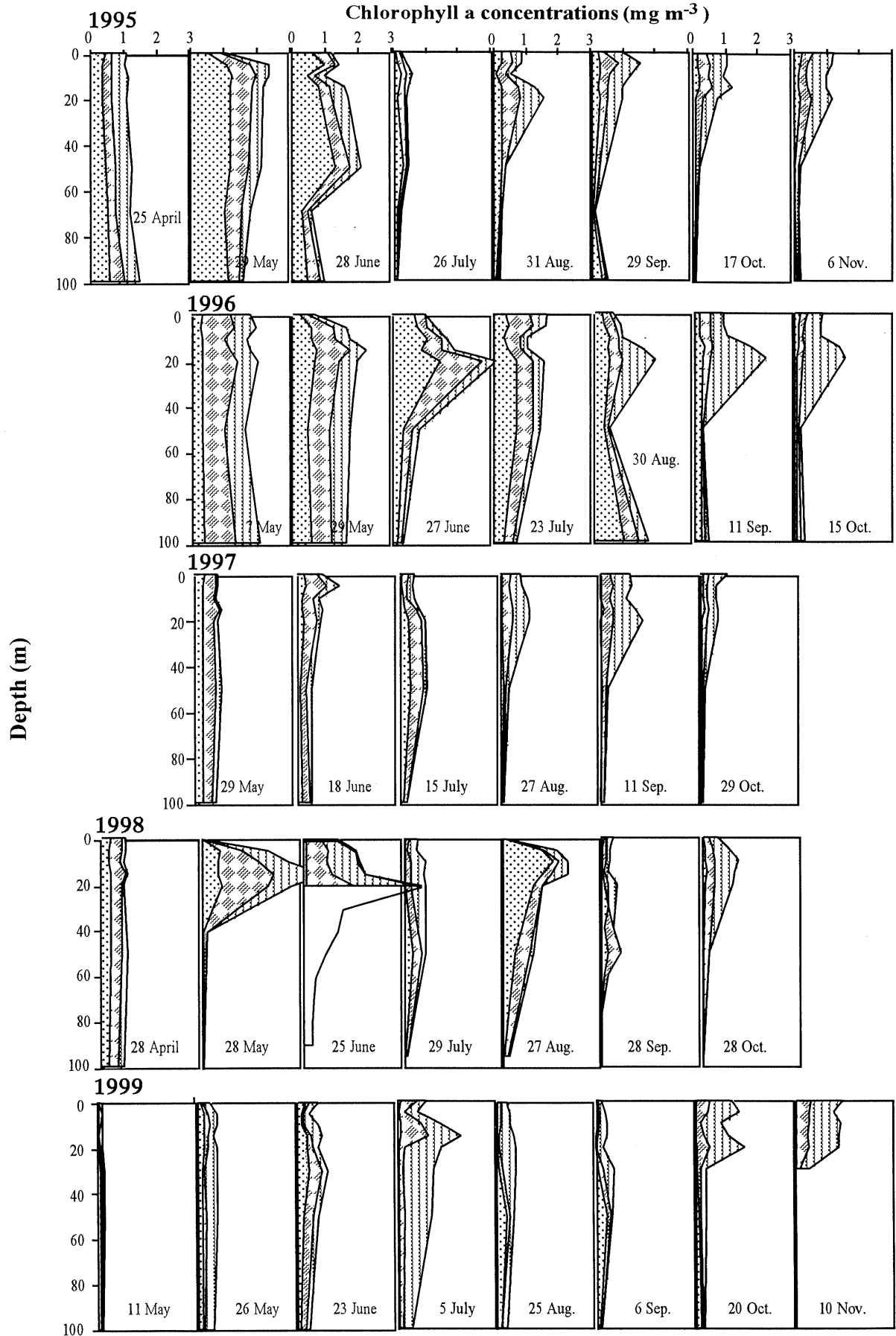


図3 湖心で測定したサイズ別クロロフィルa量の垂直分布の季節変化 (左から2µm以下、2-10µm、10µm以上)

な規則性が認められないが、5月下旬あるいは6月からクロロフィルa量の分布は表層付近に集まり有光層で多くなる。11月ではまだ成層構造はくずれない。クロロフィルa量のピークは水深20m付近で認められることが多かった。春や夏より、秋に深い層でのクロロフィルa量が少なくなる現象が観察された。夏は1995年や1998年のように、その前後の季節より藻類量が下がる年もあるかと思えば、1999年のように量が多くなる年もある。1995年から1999年のクロロフィルaの年間平均値（全層と有光層）を表2に示す。十和田湖では1996年9月から*Daphnia*が増え始め1997年と1998年は*Daphnia*が優占し、その他の年は*Bosmina*が優占した（三上ら1999b; 牧野1999; 水谷2001）。この両年のクロロフィルa量の年平均値（全層）は、表2に示したように1995年と1996年を下回った。ところが、1999年は*Bosmina*が優占したにもかかわらず、クロロフィルa量は低かった。

一次生産量

一次生産量は主に*Daphnia*が優占した1998年と*Bosmina*が優占した1999年に測定した。すでに述べたように、両年のクロロフィルa量の平均値は、1998年が0.88mg m⁻³（全層）と1.21mg m⁻³（有光層）、1999年が0.65mg m⁻³（全層）と0.72mg m⁻³（有光層）と1999年の植物プランクトン量がむしろ少なかった。透明度の年平均値も1998年が10.3mであったのに比べ、1999年は10.8mと若干

高かった。これは、1995-1997年に観察された現象とは異なる（高村ら1999b）。しかし、有光層のPOC量は年平均値で1998年が0.186mg L⁻³、1999年が0.242mg L⁻³で、有光層の単位体積当たりの平均炭素固定量は、1998年が5.1mgCm⁻³day⁻¹、1999年が5.3mgCm⁻³day⁻¹と両年で大きく違わなかった。今回測定した実測値を表3に示す。特に季節的な特徴は認められない。先にも述べたとおり、十和田湖での有光層は透明度の約2倍であるので、より深い水深での測定が若干不足しているが今回の議論にはほとんど影響しない。今回の測定値は、24時間現場で培養した値であるので測定日の純一次生産量に近い値を求めたと考えて差し支えないだろう。

一次生産量から漁獲量を考える

十和田湖の5-10月の炭素固定量は1998年が24.8gCm⁻²、1999年が29.2gCm⁻²と見積もることができた。仮に5-10月の生産総量が、年間の一次生産量の約8割と考えると、両年のヒメマス・ワカサギへの転換率を求めると、1998年は0.44%、1999年は0.24%であった。ただし、ここでは両年の漁獲量を「相対的な魚の生産量」と考え、1998年は、1998年のヒメマス漁獲量(39,093kg)と1999年のワカサギ漁獲量(29,318kg)の総和(ワカサギは翌年春に集中して漁獲するため。)、同様に、1999年は、1999年のヒメマス漁獲量(17,138kg)と2000年のワカサギ漁獲量(31,553kg)の総和とした。ヒ

表2 TP量の年平均値から予測される有光層のクロロフィルa量と実測値。

	年	TP量	Chl.a量	Chl.a量	参考
		十和田湖 全層年平均値 実測値 mgm ⁻³	Mazumder (1994) による有光層 予測値 mgm ⁻³	十和田湖 有光層平均値 実測値 mgm ⁻³	十和田湖 全層平均値 実測値 mgm ⁻³
Daphnia のいない 状態	1995	5.2	3.05	1.03	0.98
	1996	4.5	2.76	1.53	1.37
	1997	4.0	2.55	0.78	0.68
	1998	3.9	2.48	1.21	0.88
	1999	5.2	3.04	0.72	0.65
Daphnia のいる 状態	1995	5.2	1.10	1.03	0.98
	1996	4.5	1.00	1.53	1.37
	1997	4.0	0.92	0.78	0.68
	1998	3.9	0.90	1.21	0.88
	1999	5.2	1.09	0.72	0.65

十和田湖における一次生産量

表3 湖心における炭素固定量. n.d. は no data を示す.

Depth (m)	1997年				1998年				1999年								
	7/16	8/27	9/11	10/29	5/14	5/27	6/24	7/28	8/25	9/29	10/27	5/11	6/23	7/7	8/25	9/8	10/20
単位クロロフィルa量当たりの光合成量 (gC/gChl.a/h)																	
0	0.67	0.19	0.24	0.22	0.20	n.d.	0.06	0.59	n.d.	n.d.	0.38	n.d.	0.01	0.07	1.80	0.74	0.20
5	1.12	0.57	0.31	0.39	0.11	0.32	0.10	0.61	0.21	0.22	0.43	1.75	0.39	0.30	1.98	1.67	0.67
10	0.37	0.47	0.12	0.33	0.13	0.26	0.08	0.41	0.13	0.43	0.18	2.42	0.28	0.09	1.32	0.56	0.82
15	0.17	0.31	0.17	0.25	0.42	0.16	0.06	0.25	0.05	0.78	0.23	1.33	0.13	0.09	0.59	0.53	0.23
20	0.11	0.13	0.09	0.09	0.15	0.08	0.03	0.05	0.03	0.41	0.20	0.77	0.10	0.10	0.27	0.15	0.10
25	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	n.d.	0.00	0.01	0.42	n.d.	0.27	0.07	n.d.	0.11	n.d.	n.d.
30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.10	n.d.	0.02	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.02	n.d.	n.d.	n.d.
単位体積当たりの生産量 (mgC/m ³ /day)																	
0	7.00	2.88	5.20	4.26	7.61	4.06	1.53	6.31	n.d.	n.d.	4.35	n.d.	0.21	1.54	14.24	2.94	5.46
5	10.05	9.11	7.08	4.55	3.98	15.20	4.14	6.42	8.56	1.32	8.55	5.77	3.35	4.35	19.61	9.92	22.15
10	3.68	9.32	2.34	3.96	5.11	16.30	3.50	6.92	6.51	2.88	4.90	7.99	4.44	2.84	13.08	4.81	15.11
15	2.32	6.56	4.61	3.36	16.25	14.61	2.57	3.76	2.52	3.66	5.41	5.69	2.39	4.28	7.41	4.18	5.59
20	2.19	2.71	2.83	1.26	5.53	5.49	2.49	0.73	0.92	4.70	4.49	3.04	1.56	3.46	3.59	0.81	3.80
25	0.00	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2.49	n.d.	0.04	0.12	4.69	n.d.	1.36	1.47	n.d.	1.53	n.d.	n.d.
30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1.35	n.d.	0.40	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.63	n.d.	n.d.	n.d.

メマスとワカサギの炭素含量は、おのおの湿重量の14.2%と9.4% (三上ら 2001a) とした。一次生産量がほぼ同じであるにもかかわらず、両年で魚への転換率が著しく違うのは、明らかに動物プランクトンの優占種が、1998年が*Daphnia*、1999年が*Bosmina*との違いに起因すると考えられる。牧野 (2001) が計算した1998年の*Daphnia*と*Bosmina*の生産量から判断して、*Bosmina*が優占した1999年の動物プランクトンの生産量は1998年を明らかに下回ると考えてよい。また、両者の摂食量を比較すると*Daphnia*が十和田湖の一次生産量のほとんどを食い尽くす計算になるのに比べ、*Bosmina*では食い残しがでる (牧野 私信)。こうした動物プランクトン種の違いが、特にヒメマスの漁獲量と湖の透明度に反映されると考えてよいだろう。

Downing *et al.* (1990)は、主に十和田湖より北に位置する19湖沼のデータを基に、魚類生産量と一次生産量の有意な回帰式を導いている。それによると、十和田湖の魚類生産量の期待値は189-223tとなる。一般に漁獲量は魚類生産量よりも低いと考えられる。残念ながら、十和田湖の魚類生産量の値は不明であるので、一次生産量から判断した十和田湖の魚類の量的評価はできない。一方、Oglesby (1977)は19湖沼のデータから、漁獲量を夏の植物プランクトンのクロロフィルa量の回帰

式として表した。これに従って、十和田湖の夏のクロロフィルa量を仮に2mgm³とすると (図3参照; 実測値平均はこれより低い。)、漁獲量の95%信頼幅は2-37t程度の値となる。これから判断すると、十和田湖の現在の漁獲収量は、まずまずということになるかもしれない。

また、植物プランクトンの生産量から魚類生産量への転換率は、貧栄養な湖沼ほど大きく約1%程度であるのに対し、富栄養湖沼になると0.002%と極めて低くなることがわかっている (Downing *et al.* 1990)。栄養塩レベルから考えると、十和田湖は、すでに中栄養に近い貧栄養湖と考えてよい。それにもかかわらず、*Daphnia*優占時の転換率は、すでに述べたように魚類生産量より低いと考えられる漁獲量を用いても、すでに0.5%程度に達している。従って、*Daphnia*が優占する年、また、1985年以前の十和田湖は、これまで研究された世界の湖沼の中でも、一次生産量が極めて効率よく魚類に転換していた湖と考えるのが妥当であろう。いずれにしても、一次生産量からの判断では参考とする文献が極めて乏しい。従って、十和田湖の魚の資源管理は、その背景となる学問的な層の厚さや基にしているデータの確実性から考えて、帰山 (1999) および鈴木ら (1999) に従うのがベストであろう。

ただしこうした、湖間の生産量の比較は、現在

の十和田湖の漁獲量、あるいは魚類生産量を水産資源学とは異なった立場から捉えるのに有効であろう。「清き水に魚は棲まず」として、十和田湖を富栄養化させることは魚類生産の面からも決して得策ではない。一次生産量の高い湖は、そのほとんどが沿岸域の発達した浅い湖沼の事例である。このような湖沼と十和田湖のような深い湖では湖への酸素供給のシステムが全く異なる。十和田湖が富栄養化すると、底層の酸素が涸渇し、生物の生息空間は大きく狭められることになる。底層の酸素が涸渇すると、底泥からリンが回帰するようになり、リンを底泥に沈めてトラップするという貧栄養湖の自浄作用は失われてしまう。

栄養塩レベルとクロロフィル a 量の関係—世界の温帯湖沼との比較

Mazumder (1994) は北米・ヨーロッパの温帯湖沼の全リン (TP) 量とクロロフィル a 量の関係を、*Daphnia* がいる、いない、さらに、成層する、成層しない (混合する) の 4 つの湖沼タイプに分けて求めた。彼の論文は、頻繁に測定されている多くの湖沼を対象としているため、かなり精度の高いデータを提供していると考えられる。十和田湖は成層する湖である。そこで、1995 年から 1999 年に測定した十和田湖の TP 量を彼の回帰式にあてはめて、予測されるクロロフィル a 量を実際のクロロフィル a 量と比較した (表 2)。十和田湖では 1997 年と 1998 年の両年を *Daphnia* が多く出現した年とする。1997 年のクロロフィル a 量の実測値は、予測値より若干低め、1998 年のそれは高めで、予測値と実測値に大差はなかった。しかし、1995 年、1996 年および 1999 年の *Bosmina* が優占した年のクロロフィル a 量の実測値は、いずれも予測値よりかなり低い値であった。従って、十和田湖のクロロフィル a 量は、*Daphnia* が優占する年は、同じ栄養塩レベルの他の成層する温帯湖沼に近い値、*Daphnia* がでない年でも、それらの湖に比べ、クロロフィル a 量は低く抑えられていることを認識しておく必要がある。

参考文献

- Downing J. A., Plante C. & Lalonde S. (1990) Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **47**:1929-1936.
- 藤原英史・坂野博之・高村典子・野原精一・上田宏 (2001) 炭素・窒素安定同位体比を用いた洞爺湖の食物網解析-沿岸帯有機物の沖帯食物連鎖への流入-. 国立環境研究所研究報告 **167**:115-124.
- 帰山雅秀 (1999) 十和田湖のヒメマス資源管理. 国立環境研究所研究報告 **146**:36-40.
- 加藤秀男・高村典子・上野隆平・大高明史・戸塚利 (2001) 十和田湖沿岸域における底生動物群集構造の決定要因-餌環境と魚類による捕食からの検討. 国立環境研究所研究報告 **167**:75-88.
- 牧野渡 (1999) 十和田湖における動物プランクトン計数データ (1998年). 国立環境研究所研究報告 **146**:36-40.190-202.
- 牧野渡・加藤秀男・高村典子・水谷寿・片野登・三上一 (2001) ユスリカ蛹の浮上は魚の捕食からミジンコを解放し間接的に透明度を向上させたか? 国立環境研究所研究報告 **167**:15-25.
- 牧野渡 (2001) 十和田湖における甲殻類動物プランクトン生産量の試算. 国立環境研究所研究報告 **167**:26-30.
- Mazumder, A. (1994) Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: Predictions and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **51**:390-400.
- 三上一・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉・石塚伸一・工藤健・大久保英樹 (1999a) 十和田湖の水質及び光環境 (1995-1997年). 国立環境研究所研究報告 **146**:151-155.
- 三上一・中川恵・謝平・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉・石塚伸一・工藤健・大久保英樹 (1999b) 十和田湖における動物プランクトン

十和田湖における一次生産量

- の計数データ(1995～1997年). 国立環境研究所研究報告 **146**: 185-189.
- 三上一・坂崎俊璽・工藤幾代・野澤久志・神毅統・今俊夫・前田寿哉 (2001a) 十和田湖の負荷量調査 (1999-2000年). 国立環境研究所研究報告 **167**:1-14.
- 三上一・松尾章・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉・野澤久志・神毅統・(2001b) 十和田湖における環境測定データ (1998～1999年). 国立環境研究所研究報告 **167**: 133-138.
- 三上一・松尾章・野澤直史・前田寿哉・野澤久志・神毅統・高村典子 (2001c) 十和田湖の光環境 (1995～1999年). 国立環境研究所研究報告 **167**: 139-140.
- 水谷寿 (2001) 十和田湖における動物プランクトンの計数データ (1999年). 国立環境研究所研究報告 **167**: 169-170.
- 長崎勝康・沢目司 (1999) 十和田湖資源対策調査結果 (1998年). 国立環境研究所研究報告 **146**:126-136.
- Oglesby R. T. (1977) Relationships of fish yield to lake phytoplankton standing crop, production, and morphoedaphic factors. *Journal of Fisheries Research Board Canada* **34**: 2271-2279.
- 鈴木俊哉・長崎勝康・水谷寿・帰山雅秀 (1999) 十和田湖におけるヒメマスおよびワカサギの個体群動態. 国立環境研究所研究報告 **146**:27-35.
- 高村典子・三上一・水谷寿・長崎勝康 (1999a) ワカサギの導入に伴う十和田湖の生態系の変化について. 国立環境研究所研究報告 **146**:1-15.
- 高村典子・三上一・伯耆晶子・中川恵 (1999b) ワカサギからヒメマスへ、1980年代と逆の優占魚種の変化がプランクトン群集と水質に及ぼした影響について— 1995-1997年の調査結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 16-26.
- 高村典子 (1999) 十和田湖におけるサイズ別クロロフィルa量 (1995-1997年). 国立環境研究所研究報告 **146**: 160-162.
- 高村典子・片野登 (2001) 十和田湖におけるサイズ別クロロフィルa量 (1998-1999年). 国立環境研究所研究報告 **167**: 150-152.

付表 和井内・鉛山沿岸域における一次生産量

Depth (m)	1997年				1998年							
	7/16	8/27	9/11	10/29	5/12	5/27	6/24	7/28	8/25	9/29	10/27	
和井内沿岸域												
単位クロロフィルa量当たりの光合成量 (gC/gChl.a/h)												
0	0.34	0.45	0.39	0.16	0.09	0.14	0.29	1.05	0.33	0.48	0.28	
5	0.43	0.46	0.19	0.48	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.29	0.17	0.13	0.42	2.76	1.72	0.22	
10	0.57	0.30	0.10	0.39	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
15	0.22	0.12	0.13	0.20	0.32	0.13	0.08	0.10	0.79	0.36	0.14	
単位体積当たりの生産量 (mgC/m ³ /day)												
0	5.01	8.00	12.50	2.72	2.66	1.94	3.58	9.25	13.86	4.24	6.44	
5	5.87	8.79	5.08	6.77	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	7.84	7.18	5.34	6.07	9.94	8.22	6.26	
10	6.39	7.98	2.90	4.92	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
15	2.77	2.20	3.29	2.41	4.76	9.56	3.55	2.26	1.77	4.62	3.69	
鉛山沿岸域												
単位クロロフィルa量当たりの光合成量 (gC/gChl.a/h)												
0					0.13	0.11	0.29	0.30	0.34	0.36	0.21	
7.5					0.22	0.30	0.19	0.61	0.22	0.71	0.31	
15					0.21	0.19	0.03	0.52	0.07	0.32	0.09	
単位体積当たりの生産量 (mgC/m ³ /day)												
0					2.59	2.11	3.45	4.02	14.35	2.85	6.63	
7.5					9.22	9.75	7.56	9.53	10.76	5.43	7.67	
15					10.73	18.43	3.43	6.44	2.80	5.99	2.58	

十和田湖におけるトゲオヨコエビ (*Eogammarus kygi*) の 分布と個体群組成

戸塚利明・森野浩

茨城大学理学部地球生命環境科学科 (〒310-8512 水戸市文京 2-1-1)

Intralacustrine distribution and population structures of *Eogammarus kygi* (Amphipoda: Anisogammaridae) in Lake Towada

Toshiaki TOTSUKA and Hiroshi MORINO

Faculty of Science, Ibaraki University, 2-1-1 Bunkyo, Mito 310-8512, Japan

はじめに

十和田湖のヨコエビは1900年代初めのヒメマス移植以前には豊富に出現していたが、1930年代には著しく減少し、1970年代の後半から再び増加して現在に至っている(大高ら1999)。森野・戸塚(1999)は十和田湖のヨコエビをキタヨコエビ科(*Anisogammaridae*)のトゲオヨコエビ(*Eogammarus kygi*)と同定し、河川を経て侵入してきた可能性を示唆した。かれらは餌トラップを用いて水深毎の分布と個体群組成についての予備的な調査を行った。一方、大高ら(1999)はエクマンバージ採泥器をもちいた水深5mから最深部の水深320mまでの底生動物相の詳細な研究のなかで、本種がほとんどの水深に広く分布していることを明らかにしている。また、加藤ら(1999)は沿岸域の底生動物群集の生態機能に関する研究で、水深約20mまでの沿岸域の底生動物を底質タイプごとに調査し、本種は沿岸域にはまれにしか出現しないことを示した。一般にヨコエビ類は食物連鎖においてデトライタスを含む低次の生物生産物を集約して多くの魚種へ繋ぐ地位を占めている。十和田湖では、ヨコエビ類は重要魚種のヒメマスやサクラマスのみならず、底生魚類であるイトヨやヌマチチブ、あるいはウキゴリの餌となっている(高村ら1999; 水谷1999)。水産上重要な魚類の餌生物という観点からも、湖沼における生物生産構造を解析する上でも本種の分布のパター

ンや生活環、繁殖様式などの個体群特性の生態的知見は重要である。同時に、‘貧栄養湖’の‘深い湖沼’という環境に生息するヨコエビ類の生態的知見は一般的に乏しく、学術的にも十分な意味をもつ情報となる。しかし、本種の湖内における繁殖、成長、移動などの基本的な生態情報は極めて不十分である。十和田湖は近年になって大掛かりなヒメマスの放流事業やワカサギの導入などの影響により優占動物はしばしば大きな変動を示している(高村ら1999)。このような予測性の低い生態系での生物の動態には、安定した場所でのものとは異なるパターンが予想されよう。ここでは、年間を通して実施したトラップ調査で得られたサンプルに基づいて、十和田湖におけるトゲオヨコエビの深度分布と成体を中心とした個体群の成長と繁殖様式についての結果を報告する。同時に、周辺の流入河川のヨコエビ相調査の結果も述べる。

方法

野外調査

トラップを用いたヨコエビの分布調査を鉛山(さぎ波山荘前)から水深100m定点(牧野1999のst.1)を結んだAラインと、西の湖の休屋付近から同じ定点を結んだBラインに沿って行った(図1)。調査地点は、Aラインでは水深0.3m(湖岸)、5、10、20、30、40、70、100mの8地点、B

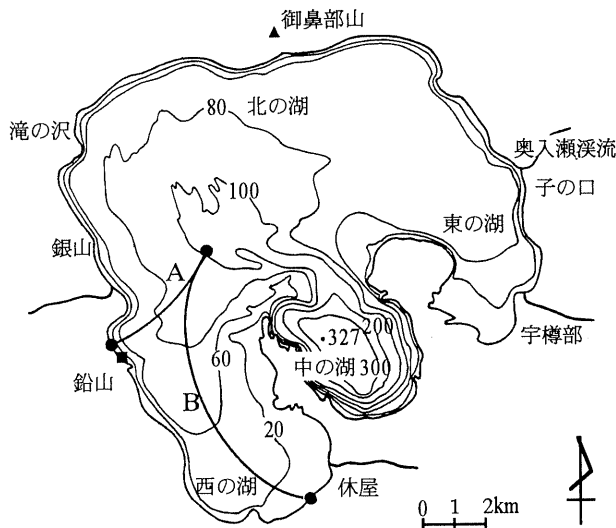


図1 十和田湖におけるトラップ調査地点及び湖岸におけるヨコエビ類採集地点. ●はトラップ調査のライン. ■は湖岸調査地点.

ラインでは水深5、10、20、30、40、70mの6地点とした。用いたトラップは戸塚式トラップ（森野・戸塚 1999）である。各セットのトラップはトラップロープとブイロープからなり、トラップロープには5個のトラップを1m間隔で取り付け、両端にアンカーをつけて湖底にしっかりと沈むように設計されている。このアンカーには同時にブイロープをつけ、その長さを操作することで任意の水深でトラップを設置できる。今回の調査では捕獲効率を上げるため、調査時に全てのペットボトル内には捕獲動物の隠れ場所として黒のビニールとネットを加工したものを入れ、動物の誘引飼料として市販のペレット状飼料（Tetra Vita Pellet, Tetramin社）を入れた。5個のトラップのうち4個のボトルには飼料を入れ、残り1個のボトルには消化管内容物調査用の個体を捕獲するために飼料は入れなかった。Aラインの分布調査は1999年4月から2000年1月までと同年5月の毎月末に行い、各調査地点では水深を確認しながら（HONDEX PS-7）1セットのトラップを設置した。全てのトラップは午前8:00から10:00の間に設置し、翌日の同じ時間帯に回収した。なお、2000年2月と3月は、悪天候のため調査は実施できなかった。1999年11月から2000年1月と2000年4月も悪天候のため水深100m地点での調査はできなかった。

また、Bラインの調査は上記の方法で1999年5月から9月まで実施した。各月の調査時には水深70m付近で、湖表面から水深50mまで0.5m毎の水温を測定した（東邦電探ET-72X）。湖岸ではトラップ調査に加え、調査時に適宜ヨコエビ類の見つけ取り調査を行った。2000年9月と10月にはAライン水深70m地点でトラップ調査とエクマンバージ採泥器による同時採集調査を実施しトラップの捕獲効率を推定した。

サンプルの処理

各ボトルで捕獲された大型動物（ヨコエビ類と魚類）は現場で選別し、5%ホルマリンで固定した。その後各ボトルの水を濾し、残り物は5%ホルマリンで固定したのち研究室へ持ち帰って現場で見落としたヨコエビ類をチェックした。

研究室でヨコエビの体長組成と繁殖状態を以下の方法で調べた。体長はヨコエビをまっすぐに伸ばしたときの額角の先端から尾節板の末端までとし、実体顕微鏡下で0.1mm単位で測定した。また、4月、8月、12月のAライン水深70mでの捕獲個体でホルマリン湿重量を測定し、体長—湿重量関係をもとめた。ヨコエビ各個体は二次性徴を基準にオス（雄性突起のあるもの）、メス（覆卵葉のあるもの）、若虫（二次性徴のないもの）に分け、オス、メス両性の第二次性徴を示す個体は間性（intersex）とした。メスは次の4つのステージに分けた。1) 未発達の覆卵葉を持つメス、2) 抱卵メス、3) 抱子（孵化後の若虫を持つ）メス、4) 発達した剛毛を有する覆卵葉を持つメス（これらは放子後のメスと考えられる）。

流入河川調査

1999年10月27日に、鉛山、滝ノ沢、休屋、宇樽部、子の口での流入河川およびその湖岸流入口でヨコエビ類の採集をおこなった。

結果

水温の鉛直分布

1999年5月から2000年4月までの水温の鉛直

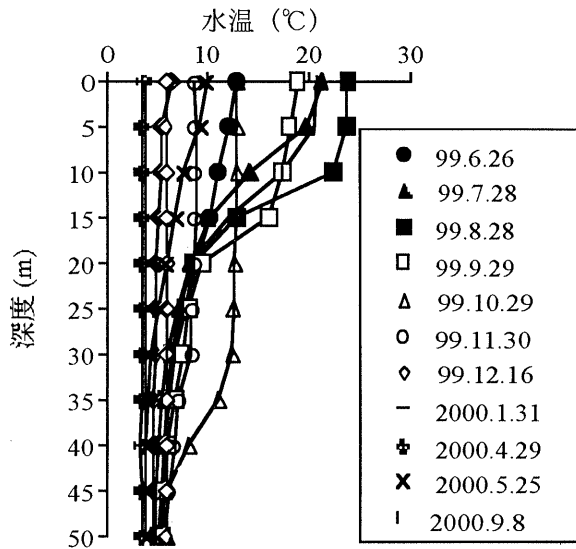


図2 十和田湖における水温の鉛直分布(Aライン水深70m地点).

分布を図2に示す。年間を通して表層の水温は4℃前後(1月、4月)から24℃前後(8月)まで変化し、20℃以上の差があった。水深45mと50mの水温は1月、4月は約4℃、10から12月は約6℃とおおよそ2℃の中で季節変動を示した。水温躍層は6月頃に発達し始め、8月には水深10mから20mにかけて明瞭に発達し、10月から11月には消滅した。この時期、表層の高温水が底層に拡散し、水深20mから40mにかけては10月が年間を通してもっとも高温水となる。

トゲオヨコエビの深度分布

トラップで採集された大型動物の月毎の個体数(5個のボトルの採集個体数を合わせたもの)を表1に示した。今回の調査では魚類4種(イトヨ、トミヨ、ヌマチチブ、ウキゴリ)とトゲオヨコエビが捕獲された。トゲオヨコエビは5月から8月にかけて水深20m以浅で捕獲された。本種はBラインでの個体数が多かった。一方、ヌマチチブは全季節に捕獲され、ライン間で個体数に差があるようには見えなかった。6月から9月にかけては沿岸域に集中し、9月には幼魚が数多く確認された。秋から冬季にかけては、深い場所からも出現した。

トゲオヨコエビはBラインでの捕獲個体数は9月を除いて少なかったが、その分布パターンはAラインとの違いを認められなかった。今後は、A

ラインのサンプルに基づいて結果を示す。Aラインに沿ったトゲオヨコエビ個体数の深度別季節変動を図3に示した。トゲオヨコエビは水深30m以浅ではほとんど捕獲されず、特に湖岸、水深5mおよび10mにおいては1個体も捕獲されなかった。各深度における個体数は、7月を除いて各月で深底部に行くほどより多くの個体が捕獲され、年間を通して水深70m以深に大半の個体が出現した。2000年1月にはそれまで豊富に出現していた水深70mで個体が急激に減少した。この時水深100mでの調査ができなかったが、より深い深底部へ移動した可能性がある。また、水深40m以浅では8月と9月に他の月よりも捕獲個体数が増え、9月と11月には水深20m地点で1個体ずつ捕獲された。一方、湖岸においてはトラップでは1個体も捕獲されなかったが、見付け取り調査では1999年4月と6月、2000年1月に少数個体が捕獲された。

水深70mと100m地点での個体数の季節変化をみると、4月に小さなピークがあり5、6月に一度減少し、夏に再びピークがみられた。そして、水深70m地点では12月から1月にかけて急激に減少した。

体長組成

4、8、12月の水深70mで捕獲された個体の体長とホルマリン湿重量の関係を表2に示した。オスとメスの回帰直線の間には有意な差が認められなかった(ANCOVA, $p > 0.05$)。一方、4、8、12月の間での回帰直線の比較ではオス・メス共に8月の回帰直線の勾配が4月と12月に較べて有意に高かった(ANCOVA, $p < 0.05$)。一方4月と12月では勾配に有意差はないが12月のY切片は4月より有意に高かった(ANCOVA, $p < 0.05$)。12月のヨコエビは4月に較べて肥満度が高いことになる。

トゲオヨコエビのメスの体長は7.2~19mm(平均±SD: 11.2±1.9)、オスの体長は7.5~19.8mm(平均±SD: 13.5±2.9)で明らかにオスの方がメスよりも大きかった(図4)。幼体は体長2.2mmのものが最小であった。オスでは体長7.5mm、メスでは体長7.2mmから二次性徴が出現した。オスに

トゲオヨコエビの分布と個体群組成

表1 トラップにより捕獲された大型動物の深度別個体数.

年月日 水深 (m) ヨコエビ					年月日 水深 (m) ヨコエビ						
ヌマチチブトゲウオ					ウキゴリ						
1999年											
4月 23～25日	5	0	0	0	0	11月 28～30日	湖岸	0	1	0	0
	10	0	0	0	0		5	0	0	0	0
	20	0	0	0	0		10	0	0	0	0
	30	0	0	0	0		20	1	1	0	0
	40	0	0	0	0		30	0	1	0	0
	70	105	0	0	0		40	1	0	0	0
100	319	0	0	0	70	257	0	0	0		
5月 28～31日	5	0/0	0/1	0/1	0/0	12月 16～17日	湖岸	0	0	0	1
	10	0/0	0/0	0/1	0/0		5	0	0	0	0
	20	0/0	0/0	0/0	0/0		10	0	0	0	0
	30	0/0	0/0	0/0	0/0		20	0	0	0	0
	40	4/0	0/0	0/0	0/0		30	0	2	0	0
	70	16/8	0/0	0/0	0/0		40	0	0	0	0
100	39	0	0	0	70	574	0	0	0		
6月 24～26日	湖岸	0	15	0	0	2000年					
	5	0/0	3/3	1/0	0/0	1月 30～31日	湖岸	0	1	0	0
	10	0/0	0/0	0/1	0/0		5	0	0	0	0
	20	0/0	0/0	0/1	0/0		10	0	0	0	0
	30	0/0	0/0	0/0	0/0		20	0	0	0	0
	40	1/0	0/0	0/0	0/0		30	0	0	0	0
70	27/1	0/0	0/0	0/0	40		1	0	0	0	
100	145	0	0	0	70	6	0	0	0		
7月 28～30日	湖岸	0	4	0	0	4月 29～30日	湖岸	0	0	0	0
	5	0/0	13/28	0/10	0/0		5	0	0	0	0
	10	0/0	2/9	1/11	0/0		10	0	0	0	0
	20	0/0	0/0	0/2	0/0		20	0	0	0	0
	30	0/0	0/0	0/0	0/0		30	0	0	0	0
	40	3/0	0/0	0/0	0/0		40	0	0	0	0
70	174/48	0/0	0/0	0/0	70	12	0	0	0		
100	113	0	0	0	5月 24～25日	湖岸	0	0	0	0	
8月 28～30日	5	0/0	8/4	0/1		0/0	5	0	1	0	0
	10	0/0	2/2	1/11		0/0	10	0	0	0	0
	20	0/0	0/0	0/3		0/0	20	0	0	0	0
	30	2/0	0/0	0/0		0/0	30	0	0	0	0
	40	51/1	0/0	0/0		0/0	40	0	0	0	0
	70	569/89	0/0	0/0	0/0	70	2	0	0	0	
100	702	0	0	0	100	119	0	0	0		
9月 28～30日	湖岸	0	12	0	0	10月 28～29日	湖岸	0	0	0	0
	5	0/0	10/6	0/0	0/0		5	0	1	0	0
	10	0/0	5/3	0/0	0/0		10	0	8	0	0
	20	1/1	3/0	0/0	0/0		20	0	4	0	0
	30	5/0	0/0	0/0	0/0		30	0	0	0	0
	40	18/14	0/0	0/0	0/0		40	1	0	0	0
70	108/417	0/0	0/0	0/0	70	324	0	0	0		
100	1190	0	0	0	100	769	0	0	0		

数値はAラインまたはAライン/Bライン(1999年5月～9月)で捕獲された総個体数.
トゲウオはイトヨとトミヨを合計した値である.

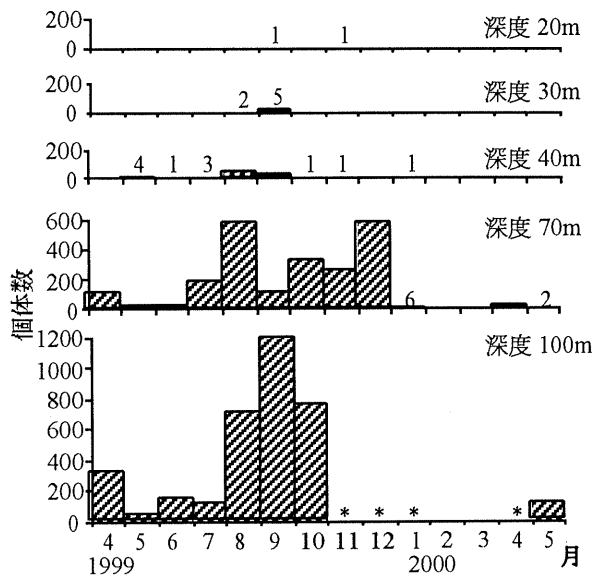


図3 Aラインに沿った各深度におけるトゲオヨコエビの月別捕獲個体数。1999年2月と3月の調査は各深度とも実施していない。また、深度100mでの調査も、1999年11月から2000年4月まで実施することができなかった(*)。

注目すると、1999年4月では体長17mmにピークのある一山型の体長組成を示したが、6月から7月には二山型の分布になり、体長11mmのピークの構成個体数は17mmのピークの個体数より多くなった。8月から12月にかけては再び一山型を示しそのピークは体長9mmから12mmへと移った。2000年5月には前年4月と似て、体長15mmにピークのある一山型の体長分布を示した。これらのことから、5月から7月にかけて前年生まれ的大型個体が死亡し、若い個体群がその頃から10月頃まで加入してそれらの一部が越冬するものとおもわれる。体長3mm前後の幼体は全季節に出現しているがその数はきわめて少なく、餌トラップでは大型個体に偏ったサンプリングになっている。

繁殖活動

繁殖ステージに区分したメスの体長組成の月変化を図5に示した。繁殖メス(抱卵メス、抱子メスおよび剛毛覆卵葉を持つメス)は4月から翌年1月まで確認された。その最小繁殖体長には季節的変異があり、11-12月では約10mmであるが、6月には13mmであった。水深別では繁殖率に差は認められなかった。図6に体長10mm以上の全メ

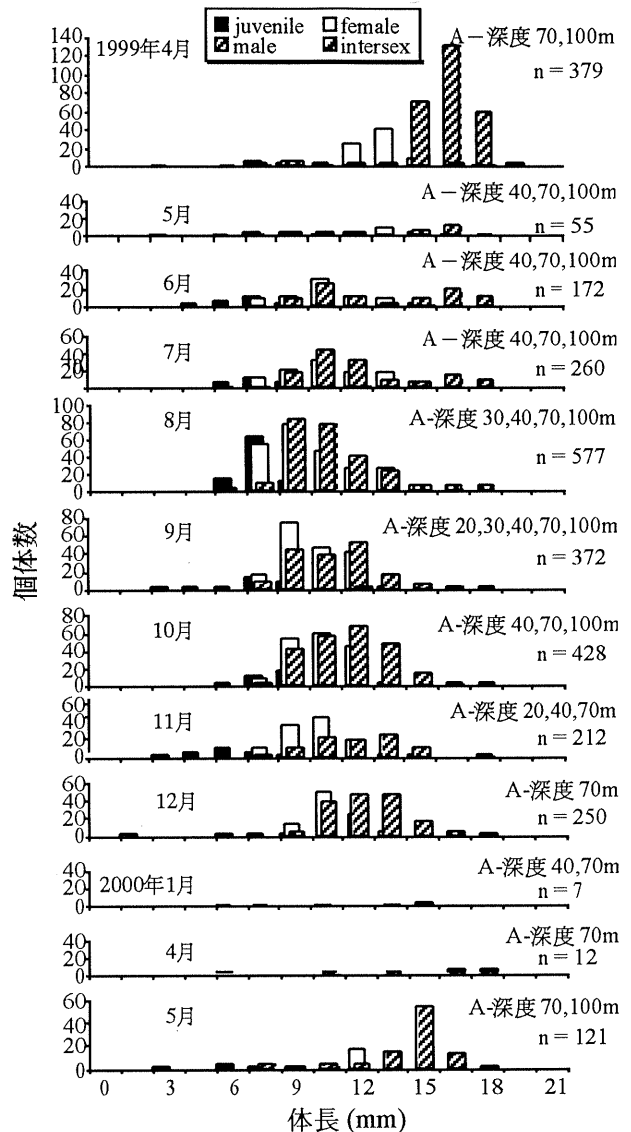


図4 十和田湖におけるトゲオヨコエビの月別体長頻度分布。nは個体数。

スに対する繁殖メスの割合の月変化と体長別での繁殖メスの月変化を示した。10mm以上のメスで見ると1999年4-5月は8割以上のメスが繁殖状態にあり、6月には約2割と急激に低下し、その後徐々に増加に向かった。本種は個体群として春に新規加入が起こることを示している。1999年4月は6割のメスが抱卵していたが、5月には抱卵メスの割合は1割程度で、孵化後の若虫を持つメスが4割を占めた。体長別に繁殖の割合をみると、メスは体長13mm以上になるとほとんどの個体が繁殖していた。また、4月から7月には体長11mmから12mmのメスは繁殖に参加していないが、8月から12月には繁殖が可能となって、12月には体長11mmから12mmのメスのうち約5割が抱卵

トゲオヨコエビの分布と個体群組成

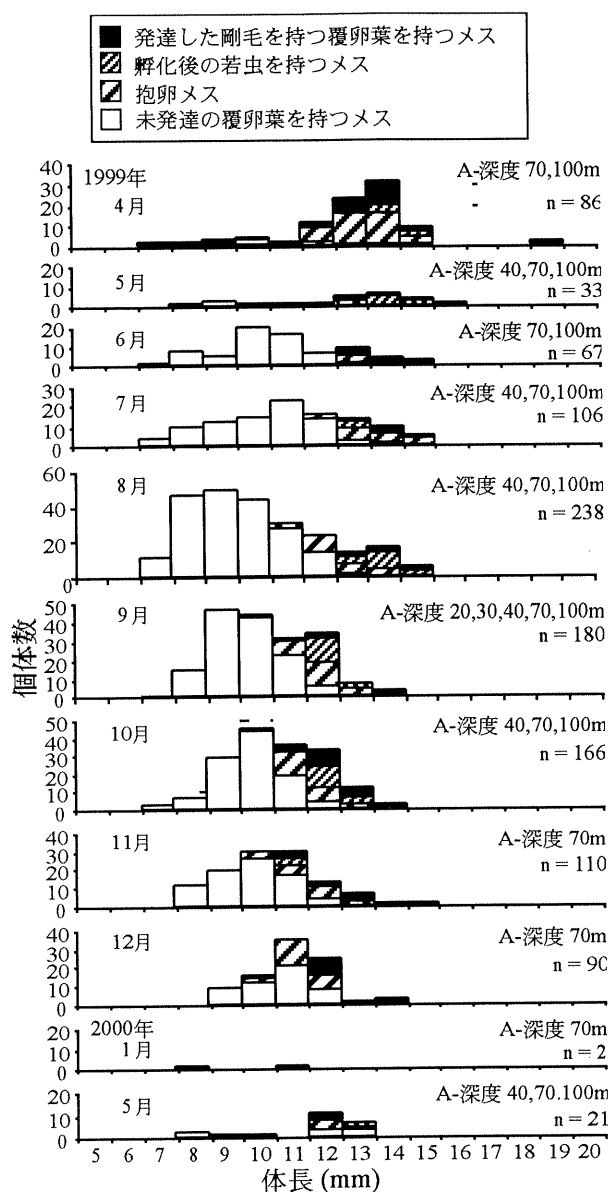


図5 十和田湖におけるトゲオヨコエビのメスの体長組成と繁殖ステージ(Aライン). nは個体数.

または抱仔していた。体長12mmから13mmのメスでもこの傾向はあるが、4-5月では繁殖率は最も高い値を示している。従って、1999年4-5月の高い繁殖率と6-8月の低い繁殖率は、春先には大型メスが多数存在するためと、夏季には繁殖を開始する最小体長が大きくなるためである。

餌トラップの捕獲効率の検討

9月では採泥器を20回投下して捕獲されたヨコエビは4個体で、密度は約9個体・m²であった。トラップで捕獲されたヨコエビは11個体であった。一方、10月では採泥器を24回投下して捕獲され

たヨコエビは7個体で、密度は約13個体・m²であった。この時トラップで捕獲されたヨコエビは23個体であった。従って、トラップ採集の1個体は、密度に換算すると0.5から0.8個体・m²となる。また、採泥器で捕獲された個体は多くが若虫であったが、トラップで捕獲された個体は全て成体であった。

流入河川調査

調査した5ヶ所の河川のほとんどでヨコエビが確認され、その種はアゴナガヨコエビ科のヤマトヨコエビ (*Sternomoera japonica*) であった。本種は、流入河川の流れ込む湖岸でも少数確認された。

考察

餌トラップ調査法

森野・戸塚 (1999) は、小型個体が少なかった前回の調査結果に対して、トラップ法の採集効率がヨコエビのサイズによって偏るためと同時に、サイズに依存した生息場所の違いの可能性を指摘した。採泥器を用いて採取したヨコエビには小型個体が多く、体長組成は同じ場所でトラップで採取したヨコエビと大きく違っていた。従って、前回調査の結果は、生息場所の違いではなくトラップ法によるサイズ特異的な採取効率の違いを反映しているものと考えられる。今回利用した戸塚式トラップは1m間隔で5個のペットボトルを装着したものである。このボトル間での採集個体数のばらつき (今回は示していない) は、ある程度個体の分布のばらつきを反映するものとおもわれる。採泥器での調査では、水深70mの湖底でも原型をとどめた落枝落葉がかなりの頻度で採取された。このような堆積物はヨコエビなどの格好の隠れ場所となり得るので、ヨコエビ類は湖底で堆積物に対応してパッチ状に分布しているものと予想される。

採泥器を併用して、トラップ採集個体数から密度を推定すると2回の調査ではトラップ採集1個体あたり0.5-0.8個体・m⁻²と似た値を示した。こ

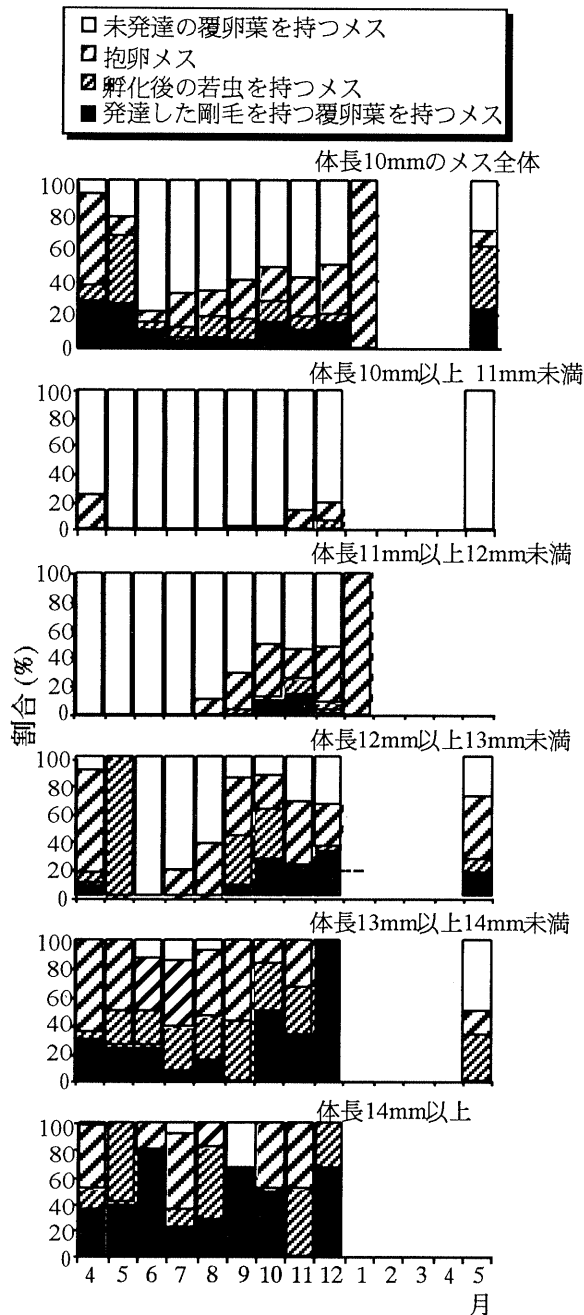


図6 体長別にみた各月のメスの繁殖ステージ割合。

の値を本調査の結果に当てはめると、最高の個体数がとれた9月の水深100m地点ではヨコエビの密度は600-900個体・m²となる。しかし、トラップ調査では上述のようにサイズによって採集効率が変わるので、より厳密な推定値を得るためには、成体に限定しておこなう必要がある。

深度分布

1999年での十和田湖における水温の年間をとおした垂直分布の変化は1998年と大きく変わら

なかったにもかかわらず、1999年のトゲオヨコエビの深度分布は1998年におこなった3回の調査結果とは大きく異なった。1998年6月と9月にはトゲオヨコエビは主に水深20m以深に出現し分布の中心は水深40mあたりに見られたが、12月は水深10mから40mにかけては密度が低く、水深70m付近で非常に高密度で分布していた(森野・戸塚1999)。この個体群の分布の変動が水温躍層の発達と一部は同調してみられた事から、トゲオヨコエビの十和田湖での分布は水温に依存していると思われた。琵琶湖の深水層に生息するアナンデルヨコエビ (*Jesogammarus annandalei*) は冬季に分布域は沿岸近くまで拡大するがその分布の上限は水温17℃の等温線に沿っている(成田1976)。今回の調査では各月の水深40mでの捕獲率は確かに8月と9月では他の月と比べ高くなっているが、全ての月で水深70m以深で極めて高くなっている、水温躍層との対応は見られなかった。

加藤ら(2001)は十和田湖沿岸域の底生動物群集の現存量が魚類の捕食圧の影響下にあることを示した。ヨコエビ類は沿岸ではハゼ類に、沖合いでは大型のヒメマスに捕食されている(水谷1999)。1998年のハゼ類とトゲオヨコエビの分布を6、9、12月で比較すると、ハゼ類が採集されなかった6月はヨコエビは水深20mまで出現し、ハゼ類が水深20mでも採取された12月にはヨコエビの分布は水深40m以深に移っている(森野・戸塚1999)。1999年においても、ハゼ類とトゲオヨコエビのこの関係は認められる。ハゼ類は春から夏には水深10mあたりに出現し、秋から冬には水深30mまで分布を広げた。トゲオヨコエビも同じように夏は浅い地点まで分布を広げているが秋以降ふたたび分布の上限は深いほうへ移動している(図3)。ハゼ類の分布が深い場所へ広がる時期は、暖かい表層水が深底部に拡大するときと一致している(図2)。表層水の深底部への拡散がハゼ類の分布域を拡大し、それが捕食圧となってトゲオヨコエビの分布を規定しているものと思われる。

一方、深底部でヒメマスは大規模な水平・垂直移動をおこなうことが知られている(十和田湖ふ化場協議会1981)。本調査ではヨコエビの個体数

は水深40mから70mへ飛躍的に増加していたことから、水深50m前後を中心とした分布調査が望まれる。また、体重300g以上の大型のヒメマスはヨコエビ類をよく捕食しているが、小型の個体では主要な餌にはなっていない(水谷1999; 十和田湖ふ化場協議会1981)。ヒメマスが成長段階で遊泳深度が異なっている(十和田湖ふ化場協議会1981)ことや摂餌生態に差が見られることから、主要魚種や特に大型のヒメマスの動態とヨコエビの動態を比較検討する必要がある。

繁殖活動と生活史

2月から4月までは確認できなかったものの、十和田湖におけるトゲオヨコエビの繁殖活動は少なくとも10ヶ月以上続き、1月・5月に繁殖は旺盛であった。ヨコエビの分布する水深70mと100m地点の水温は年間を通して約3℃の、40mでは約5℃の変動がある(図2)。この程度の年間温度差を考慮しても十和田湖でトゲオヨコエビは周年繁殖している可能性はきわめて高い(Morino 1994)。また、体長組成の変化から、4月から5月にかけて大型個体からなる越冬群が小型個体からなる群におきかわり、これが繁殖して次の越冬群を形成することは明らかである。

同サイズのメス個体の繁殖率に季節変異がみられ、小型群の出現する初夏には繁殖サイズは大きくなり、その後季節の進行とともに小型化した。このような個体群の生理的季節性は、表層水など、水温、光環境が明瞭に季節性をもつ生息場所に住むヨコエビ類では一般である。十和田湖のトゲオヨコエビの場合、その主なる生息水深は40m以下である。以前に指摘したように水深40mあたりでは秋に高水温となる。他のヨコエビでもある範囲内では高水温ほど早く成熟に達する例があり、秋の温度条件が繁殖サイズを小さくしている可能性はある。一方栄養条件も繁殖可能サイズに影響することが考えられる。そこで潜在的な餌と考えられるクロロフィルa濃度(高村1999)とトゲオヨコエビの消化管に多数見られる *Bosmina longirostris* の季節変化(牧野1999)を検討した。水深0-95mの水柱内平均クロロフィルa濃度は4

月から6月にかけて高い値をしめすもののその後減少して7-8月は一年でもっとも低くなり、その後徐々に増加する。一方 *B. longirostris* は、初夏に少し増加し8-9月には減少に転じて、秋にピークを迎える。なお、もう一つの優占する動物プランクトンの *Daphnia longispina* は夏に個体数のピークをむかえる。この種は植物プランクトンを餌とするため、その時期、トゲオヨコエビと競争関係にある可能性がある。これらのことは、トゲオヨコエビの潜在的な餌は夏に著しく減少することを示している。体長—湿重量関係もまた、冬の個体の肥満度が高くその時期の栄養条件の良いことを示している(表2)。この夏の栄養条件の悪さが繁殖を開始するサイズを大型化させている可能性もあるであろう。

本種は淡水域だけでなく汽水域にも生息し、止水(湖沼)のほか流水(河川)でも生息が確認されている(森野・戸塚1999)。しかし、鉛山、滝ノ沢、休屋、宇樽部、子の口での流入河川及びその流入口ではアゴナガヨコエビ科のヤマトヨコエビ(*Sternomoera japonica*)しか確認されなかった。ヨコエビ類は一般に酸素要求量の高い動物であり、十和田湖では表層から深底部まで高い酸素濃度を保有していることが、本種が十和田湖の湖岸から水深320mまでの広域深度で生息を可能にしている(大高ら1999; 森野・戸塚1999)理由の一つであると思われる。湖内での個体群の深度分布は年により異なり、湖岸においては個体の出現する時期や個体数が非常に不安定であった。沿岸域での分布はハゼ類の分布から説明可能であるが、深底部での分布パターンを確定的に説明することは困難である。

表2 *Eogammarus kygi* の体長(X)と湿重量(Y)の回帰式。

月	性別	水深 70 m	相関係数
4月	オス	$\log Y = 2.67 \log X - 1.35$	0.99
	メス	$\log Y = 2.75 \log X - 1.44$	0.98
8月	オス	$\log Y = 2.94 \log X - 1.67$	0.99
	メス	$\log Y = 3.00 \log X - 1.74$	0.99
12月	オス	$\log Y = 2.59 \log X - 1.29$	0.99
	メス	$\log Y = 2.60 \log X - 1.29$	0.95

十和田湖に生息する動物の個体数の変動には著しいものがある。以前湖岸では、マス類の天然飼料補充の意味で1905年に八郎瀨から移植されたスジエビが湖岸全域に分布していた(松井・和井内1936)。しかし、現在の少なくとも鉛山付近では目にすることがなく、トラップでも調査期間中一度も捕獲されなかった。最近では、例は少ないが1個体のウキゴリの胃内容物から確認されている(水谷1999)ことから、分布や個体数が短い年月で大きく変化していることは明らかである。その一方で、ヨコエビ類はヒメマスの導入という人工的な生物環境の変化を受け急激に減少したものの近年では増加傾向にあると考えられている(大高ら1999)。個体レベルでの環境耐性や広域深度分布での生活が本種の湖内での生存を維持してきたと思われるが、今後も湖内での空間的な分布や生活史などの個体群パラメータは魚類の個体数変動などの影響をうけて大きく変化するものと予想される。それらの検出と予測には、若虫を採取できる装置が不可欠であろう。

謝辞

この研究を進めるにあたって、プロジェクトのリーダーである高村典子氏(国立環境研究所)、調査船の便宜を図っていただいた吉田広也氏(十和田湖畔さざ波山荘)、調査にも同行していただいた加藤秀男氏(国立環境研究所)には心より感謝いたします。秋田県水産振興センターの水谷寿氏、青森県環境保健センターの三上一氏には未発表資料を見せていただき、また、調査の便宜を図っていただきました。弘前大学の大明史助教授にも日ごろよりお世話になりました。全員の方に感謝致します。

引用文献

- 加藤秀男・高村典子・三上一(1999) 十和田湖沿岸域における底生動物群集の特徴. 国立環境研究所研究報告 **146**: 72-82.
- 加藤秀男・高村典子・上野隆平・大明史・戸塚利明(2001) 十和田湖沿岸域における底生動物群集構造の決定要因—餌環境と魚類による捕食からの検討. 国立環境研究所研究報告 **167**: 75-88.
- 牧野渡(1999) 十和田湖における動物プランクトン群集の季節変化—1998年の結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 41-48.
- 松井魁・和井内貞一郎(1936) 十和田湖に於けるスジエビ *Leander paucidens* (de Haan) の生態学的研究. 陸水学雑誌 **7**: 31-44.
- Miyadi D. (1932) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. VIII. Lakes of north Japan. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 253-287.
- 水谷寿(1999) モニタリング報告. 十和田湖の生態系及び資源対策調査結果(1998). 国立環境研究所研究報告 **146**: 137-150.
- Morino H. (1994) The phylogeny of *Jesogammarus* species (Amphipoda: Anisogammaridae) and life history features of two species endemic to Lake Biwa, Japan. *Archiv für Hydrobiologie. Ergebnisse der Limnologie* **44**: 257-266.
- 森野浩・戸塚利明(1999) 十和田湖におけるトゲオヨコエビ (*Eogammarus kygi*) の分類・分布及び繁殖活動. 国立環境研究所研究報告 **146**: 87-94.
- Narita T. (1976) Occurrence of two ecological forms of *Anisogammarus annandalei* (Tattersall) (Crustacea: Amphipoda) in Lake Biwa. *Physiology and Ecology, Japan* **17**: 551-556.
- 大明史・加藤秀男・上野隆平・石田昭夫・阿部弘・井田宏一・森野浩(1999) 十和田湖の底生動物相. 国立研究所研究報告 **146**: 55-71.
- 高村典子(1999) 十和田湖におけるサイズ別クロロフィル *a* 量(1995~1997). 国立環境研究所報告 **146**: 160-162.
- 高村典子・三上一・水谷寿・長崎勝康(1999) ワカサギの導入に伴う十和田湖の生態系の変化について. 国立環境研究所研究報告 **146**: 1-15.
- 十和田湖ふ化場協議会(編)(1981) 十和田湖資源対策事業調査報告書.

十和田湖におけるヒメマスとワカサギの成長

鈴木俊哉¹・斎藤寿彦¹・木村 大²・水谷 寿³・帰山雅秀⁴

¹ さけ・ます資源管理センター (〒062-0922 札幌市豊平区中の島2-2)、² 青森県内水面水産試験場 (〒034-0041 十和田市大字相坂字白上344-10)、³ 秋田県水産振興センター (〒010-0531 男鹿市船川港台島字鶴の崎16)、⁴ 北海道東海大学 (〒005-8601 札幌市南区南沢5条1丁目1-1)

Growth of lacustrine sockeye salmon and pond smelt in Lake Towada

Toshiya SUZUKI¹, Toshihiko SAITO¹, Hiroshi KIMURA², Hitoshi MIZUTANI³
and Masahide KAERIYAMA⁴

¹National Salmon Resources Center, 2-2 Nakanoshima, Toyohira, Sapporo 062-0922, Japan, ²Aomori Prefectural Freshwater Fishery Research Center, Aisaka, Towada, Aomori 034-0041, Japan, ³Akita Prefectural Institute of fishery and Fishery Management, Unosaki 16, Oga, Akita 010-0531, Japan and ⁴Hokkaido Tokai University, Minamisawa 5-1-1-1, Minami, Sapporo 005-8601, Japan

はじめに

十和田湖におけるヒメマス資源は1980年代前半まで比較的高水準で安定した状態にあった。しかし、1985年にヒメマス漁獲量が著しく減少するとともにワカサギが大量に漁獲された後、両種の漁獲量は大きな変動を繰り返すようになり、現在その原因の解明が漁業資源管理上の重要課題となっている。またワカサギの出現以後、十和田湖の水質に透明度の低下やCOD値の増加といった問題が生じたことから、そこに魚類を起点として動物プランクトン、そして植物プランクトンへトップダウンの影響が働いていることが示唆されている(Takamura *et al.* 1999)。このため十和田湖における魚類の資源動態を明らかにすることは、湖沼環境の保全にも有用な資料を提供することが期待される。

一般に水産資源の動態を解析する際、加入量¹および成長量の変化を考慮することの重要性が指摘されている(田中1985)。十和田湖におけるヒメマスとワカサギの加入数の年変動については、1) ヒメマス年級群²における放流数と漁獲数との間に共倒れ型の種内競争³が認められること、2) ワカサギ年級群漁獲数が餌生物密度に比例し

て変化すること、および3) 同一発生年のヒメマスとワカサギにおける年級群漁獲数が、一方が増えると他方が減少するという、相反した変動パターンを示すことを報告した(鈴木ら1999)。

本報では、十和田湖におけるヒメマスおよびワカサギの資源変動機構と漁獲動態の更なる解明を目的として、両種の成長変動に及ぼす物理的ならびに生物的環境要因について検討した。

方法

ヒメマスおよびワカサギの成長変動に及ぼすヒメマスとワカサギの年級群豊度⁴、動物プランクトン5種類 (*Daphnia longispina*, *Bosmina*

¹ 加入とは、魚がある発育段階(またはサイズ)に達することにより、漁業により利用可能な状態(資源)になること。加入の規模は生物量(加入量)や個体数(加入数)で表される。

² 年級群: 同一年齢の個体群

³ 共倒れ型の種内競争: 個体群密度の増加に伴い、資源が各個体に限りなく小さな単位にまで分配されるため、高密度の下では全ての個体が共存共貧状態に陥り、次世代密度が激減するような種内競争の型。

⁴ 豊度(abundance): 個体群の大きさ(個体数または密度)の推定値。

longirostris, *Acanthodiptomus pacificus*, かい脚類幼生, *Keratella quadrata*) の密度、水温、降水量および日照時間の影響について検討した。

ヒメマス年級群の成長の指標には年級群における平均漁獲年齢を用いた。十和田湖においてヒメマスは一定目合い (51-54mm) の刺網で漁獲されることから、漁獲魚のサイズ範囲は網目選択により例年ほぼ一定であることが予想される。この場合漁獲魚の年齢はそのサイズに達するまでの成長速度を反映すると考えられる。ヒメマス漁期中 (4-11月) の漁獲量を把握し、漁期中任意の頻度と間隔で漁獲物の標本調査 (標準体長と体重の測定ならびに鱗による年齢査定) を実施することにより、年級群の年齢別漁獲尾数と平均漁獲年齢を推定した。なお、年級群の年齢別漁獲尾数推定方法の詳細については鈴木ら (1999) を参照された。

ワカサギの成長の指標には、各年級群における1歳親魚の平均体長を用いた。これは十和田湖ワカサギ年級群の年齢別漁獲尾数において1歳魚が卓越することが最も多いことによる (鈴木 未発表)。ワカサギ漁期盛期 (5-6月) の漁獲物標本について、標準体長 (以下、体長と記す) を測定し、鱗により年齢を査定した。

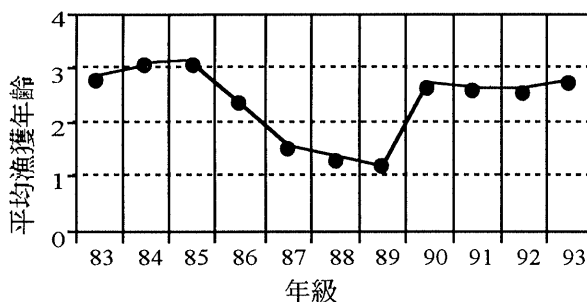


図1 ヒメマス年級群における平均漁獲年齢。

表1 ヒメマス 1983-1993 年級群の平均漁獲年齢を目的変数とした変数選択法による重回帰分析の結果。

説明変数	偏回帰係数	標準偏回帰係数	偏相関係数	p
<i>D. longispina</i> 密度 (1 歳時)	-0.578	-0.715	-0.902	0.001
<i>D. longispina</i> 密度 (0 歳時)	-0.544	-0.515	-0.832	0.005
<i>A. pacificus</i> 密度 (0 歳時)	-0.286	-0.336	-0.700	0.036
(定数)	2.108			

$R^2 = 0.886, p < 0.01$

ヒメマスとワカサギの年級群豊度は、年級群の総漁獲数で示した。動物プランクトンは6、8、10月に湖内10定点において北原式定量ネット (目合0.1mm) の16m層からの鉛直曳きにより採集された。動物プランクトン密度は、全定点のデータを用いた年平均値で表した。表層水温は、ふ化場前の栈橋においてほぼ毎日午前10時に測定された記録に基づき、5-11月の平均値で表した。年間降水量および年間日照時間は、青森気象台の休屋における観測値を用いた。

本報で用いたデータの大部分は、青森県内水面水産試験場および秋田県水産振興センターが1983-1998年に実施した調査結果に基づいている。

結果

ヒメマスの成長

ヒメマス 1983-1993 年級群の平均漁獲年齢は、1.21-3.10歳の範囲で変動した (図1)。そこで成長と環境との関係を、ヒメマス平均漁獲年齢を目的変数とし、ヒメマスが0-2歳時における環境要因を説明変数とした変数選択法による重回帰分析により検討した。説明変数には合計25要因、すなわちヒメマス年級群豊度、ヒメマス0歳時、1歳時ならびに2歳時における動物プランクトン5種の密度およびヒメマス0歳時、1歳時ならびに2歳時における物理環境3要因 (平均水温、降水量、日照時間) を用いた。重回帰分析の結果、ヒメマス年級群の平均漁獲年齢はヒメマス1歳時の *D. longispina* 密度、0歳時の *D. longispina* 密度および0歳時の *A. pacificus* 密度と負の相関を示した (表1)。この結果は、これらの動物プランクトン密度が高い年にヒメマスの成長が良いことを意味して

いる。また、ヒメマス年級群豊度は説明変数として採択されなかった。

次に、ヒメマス1984-1993年級群の成長に及ぼす同一年齢のワカサギ年級群豊度の影響について調べた。ワカサギ年級群豊度とヒメマス年級群平

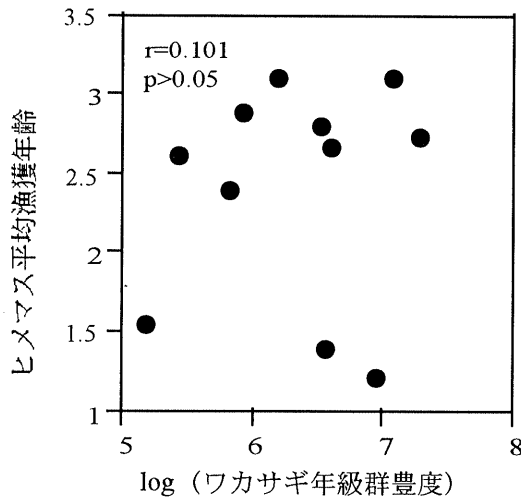


図2 ヒメマス1984-1993年級群における平均漁獲年齢と同年齢のワカサギ年級群豊度との関係。

表2 ワカサギ1983-1997年級群における1歳親魚の平均標準体長(BL). SD: 標準偏差, N: 標本数.

年級	BL(cm)	S D	N
1983	9.3	-	419
1984	8.8	-	330
1985	7.9	-	57
1986	-	-	0
1987	8.3	-	5
1988	7.4	0.4	11
1989	8.2	0.7	166
1990	8.9	0.8	87
1991	7.9	0.7	23
1992	5.5	1.0	6
1993	6.1	0.9	16
1994	7.9	0.9	90
1995	-	-	0
1996	8.2	0.8	27
1997	9.5	-	94

表3. ワカサギ1983-1997年級群における1歳親魚の平均体長を目的変数とした変数選択法による重回帰分析の結果.

説明変数	偏回帰係数	標準偏回帰係数	偏相関係数	p
<i>A. pacificus</i> 密度	0.892	0.702	0.814	0.004
降水量 (定数)	0.003 6.222	0.473	0.687	0.028
$R^2 = 0.751, p < 0.01$				

均漁獲年齢との間には有意な相関関係が認められなかった(図2)。

ワカサギの成長

ワカサギ1983-1997年級群における1歳親魚の平均体長を表2に示した。ここでは測定標本数が10個体以上の年級群を解析の対象とした。ワカサギ1歳親魚の平均体長は6.1-9.5cmを示し、年変動が大きいことが伺われた。ワカサギ1歳親魚の体長に与えるワカサギ0歳時の生息環境(動物プランクトン5種の密度、平均水温、降水量、日照時間)の影響を変数選択法による重回帰分析により検討した。その結果、ワカサギ1歳親魚の体長はワカサギ0歳時の*A. pacificus*密度および降水量と正の相関関係にあることが示された(表3)。

ワカサギ1984-1994年級における年級群豊度と1歳親魚の体長との関係について検討した結果、両者の間には有意な相関関係が認められなかった(図3)。

考察

ヒメマスの成長

十和田湖産ヒメマス1983-1993年級群が漁獲サイズに達するまでの成長は、0歳時における*D. longispina*密度と*A. pacificus*密度および1歳時の*D. longispina*密度に依存して変化した。*D. longispina*と*A. pacificus*は、十和田湖をはじめ我が国の貧栄養湖において、ヒメマスの主要な餌生物であることが知られている(長内・田中1971; 真山1978; 水谷1999)。したがって今回得られた結果は、十和田湖ヒメマスの成長が餌料環境に大きく影響されていることを示唆している。

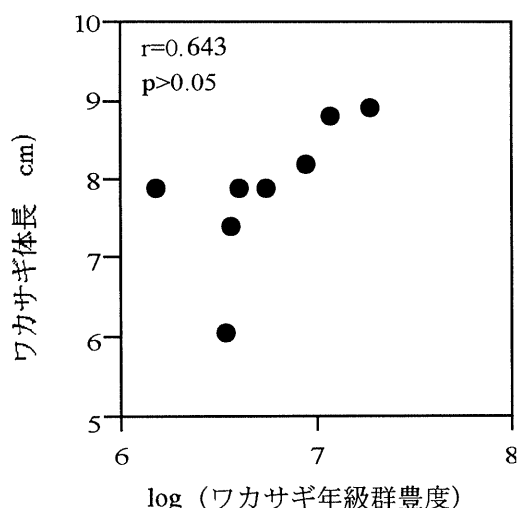


図3 ワカサギ1984-1993年級群における年級群豊度と1歳親魚の体長との関係。

ヒメマスは、1984-1993年級群の平均漁獲年齢に影響しなかった。生産力の低い貧栄養湖に生息するヒメマスやベニザケ幼魚では、個体群密度依存的な成長変動が観察されることが多い(例えば、Goodlad *et al.* 1974; McDonald *et al.* 1987; Kyle *et al.* 1988; 帰山 1991)。十和田湖においても1964-1980年における漁獲尾数と平均体重との間に負の相関関係が認められることから、密度依存的な成長変動が起きていた可能性が示唆されている(十和田湖ふ化場協議会 1982)。一方で、ヒメマス個体群の密度が種内競争を引き起こすほど高くない場合、密度依存的な成長低下が認められない例も報告されている(Rounsefell 1958)。また、複数のヒメマス個体群において年齢、体サイズ、個体群密度および湖沼の生産力との関係を調べたRieman *et al.* (1992)は、各年齢群の体サイズが湖沼の生産力と正の相関関係にあることおよび個体群密度の影響が2歳以上の年齢群においてのみ認められたことを報告している。十和田湖におけるヒメマス1984-1993年級群の豊度は $100,640 \pm 57,888$ 尾(平均値 \pm 標準偏差)を示し、1965-1975年のそれ($197,364 \pm 109,867$ 尾)に比べ低水準であった(鈴木 未発表)。また、1983-1993年級群の平均漁獲年齢は、1.21-3.10歳を示すことから、0-1歳時の成長をより強く反映した指標だったと考えられる。

ワカサギの成長

ワカサギ1983-1997年級群における0歳時の成長は、*A. pacificus*密度および降水量と正の相関関係にあることが示された。十和田湖におけるワカサギは、稚魚期以降*A. pacificus*を主要な餌生物のひとつとして利用している(水谷 1999; Takamura *et al.* 1999)。これらのことは、ワカサギ0歳魚の成長が餌料環境に左右されていることを示唆している。

一方、降水量がワカサギの成長に作用する機構については今のところ十分明らかでないが、降水量の増加が湖の水位を上昇させ、ワカサギにとって好適な沿岸域の生息場所を広げたのかもしれない。北米の貧栄養湖において植生の豊富な沿岸域は、ユスリカの生産性が高く、波浪の影響を受けにくいことから、ヒメマス稚魚の生残にとって好適な生息場所となる例が報告されている(Jaenicke *et al.* 1987)。十和田湖においてワカサギは、ヒメマスより高頻度にユスリカの幼虫と蛹を利用する事が知られている(Takamura *et al.* 1999)。

ワカサギ1984-1994年級における1歳親魚の体長には、密度依存的な成長低下が認められなかった。十和田湖におけるワカサギの年級群豊度は、0歳時の*D. longispina*とかい脚類幼生の密度に比例することが知られている(鈴木ら 1999)。加えて、1984-1994年の十和田湖では、かい脚類幼生密度と*A. pacificus*密度との間に正の相関関係が認められた(鈴木 未発表)。このようにワカサギ年級群豊度の高い年に*A. pacificus*密度も高かったことは、餌条件がワカサギの種内競争を緩和させた可能性を暗示している。

資源管理への提言

本調査結果から、1983年級群以降におけるヒメマス0-1歳時の成長およびワカサギ0歳時の成長は餌料環境と密接な関係にあることが示唆された。またヒメマスにおいては、餌料環境のモニタリングにより年級群の平均漁獲年齢がある程度予測可能であると考えられた。ヒメマス成長の予測指標は、競争種が存在する湖沼においても、餌料

環境が最も有効であることが報告されている (Teuscher & Luecke 1996)。したがって、動物プランクトン調査を今後とも継続し、ヒメマス年級群の成長と漁獲加入時期の予測に役立てることが重要となる。また、餌料環境が良好で、ヒメマスが若齢で漁獲されることが予想される場合には、親魚確保のために漁獲圧を下げる等の措置が必要となるであろう。

引用文献

- Goodlad J. C., Gjernes T. W. & Brannon E. L. (1974) Factors affecting sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) growth in four lakes of the Frazer River system. *Journal Fisheries Research Board of Canada* **31**: 871-892.
- Jaenicke H. W., Hoffman M. S. & Dahlberg M. L. (1987) Food habits of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) fry and threespine stickleback (*Gasterosteus aculeatus*) in lake Nunavaugaluk, Alaska, and a strategy to improve sockeye salmon survival and growth. In: *Sockeye Salmon (Oncorhynchus nerka) Population Biology and Future Management* (eds. H. D. Smith, L. Margolis & C. C. Wood), pp. 161-175. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science **96**.
- 帰山雅秀 (1991) 支笏湖に生息する湖沼型ベニザケの個体群動態。北海道さけ・ますふ化場研究報告 **45**: 1-24.
- Kyle G. B., Koenings J. P. & Barret B. M. (1988) Density-dependent, trophic level responses to an introduced run of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) at Frazer Lake, Kodiak Island, Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* **45**: 856-867.
- 真山紘 (1978) 支笏湖におけるヒメマスの食性について。北海道さけ・ますふ化場研究報告 **32**: 49-56.
- McDonald P. D. M., Smith H. D. & Jantz L. (1987) The utility of Babine smolt enumerations in management of Babine and other Skeena River sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) stocks. In: *Sockeye Salmon (Oncorhynchus nerka) Population Biology and Future Management* (eds. H. D. Smith, L. Margolis & C. C. Wood), pp. 280-295. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Science **96**.
- 水谷寿 (1999) 十和田湖の生態系および資源対策調査結果(1998年)。国立環境研究所研究報告 **146**: 137-150.
- 長内稔・田中寿雄 (1971) 摩周湖に移植したヒメマスについて。水産孵化場研究報告 **26**: 33-45.
- Rieman B. E. & Myers D. L. (1992) Influence of fish and relative productivity on growth of kokanees in ten oligotrophic lakes and reservoirs in Idaho. *Transactions of the American Fisheries Society* **121**: 178-191.
- Rounsefell G. A. (1958) Factors causing decline in sockeye salmon of Karluk River, Alaska. *Fishery Bulletin of Fish and Wildlife Service* **58**: 83-169.
- 鈴木俊哉・長崎勝康・水谷寿・帰山雅秀 (1999) 十和田湖におけるヒメマスおよびワカサギの個体群動態。国立環境研究所研究報告 **146**: 27-35.
- Takamura N., Mikami H., Mizutani H. & Nagasaki K. (1999) Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the secchi disc transparency in oligotrophic Lake Towada, Japan? *Archiv fur Hydrobiologie* **144**: 283-304.
- 田中昌一 (1985) 水産資源学総論。恒星社厚生閣、東京。
- Teuscher D. & Luecke C. (1996) Competition between kokanees and Utah cub in Flaming Gorge Reservoir, Utah-Wyoming. *Transactions of the American Fisheries Society* **125**: 505-511.
- 十和田湖ふ化場協議会 (1982) 十和田湖資源対策事業調査報告書: 125pp.

十和田湖におけるヒメマスとワカサギの動態に関する 数理モデルによる解析

佐藤由紀¹・中島久男¹・高村典子²

¹立命館大学理工学部 (〒525-8577 草津市野路東1-1-1)、

²国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)

Mathematical analysis of a dynamic model of lacustrine sockeye salmon and pond smelt in
Lake Towada.

Yuki SATO¹, Hisao NAKAJIMA¹, Noriko TAKAMURA²

¹Department of Physical Science, Ritsumeikan University, 1-1-1 Noji-higashi, Kusatsu, 525-8577, Japan,

²National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba 305-0053, Japan

はじめに

十和田湖にはもともと大型の魚類は生息していなかったが、漁獲資源の確保のため明治末にヒメマスが導入された。その後ヒメマス増産事業を開始して以来1984年までは、漁獲量が安定していた。しかし1980年代前半、湖にワカサギが導入されたことによって、1985年以降、ヒメマスとワカサギの個体数の不安定な変動が引き起こされ、ヒメマス漁が不振となった。また、ワカサギが導入された頃から、小型の動物プランクトンである *Bosmina* が現れ、植物プランクトン量に変化が起り、湖の透明度が低下し始めた。

我々はこの湖の生態系の変化を生物種間の相互作用に起因していると考え、数理モデルを用いて解析を行い、十和田湖の生態系を1980年代前半までの状態に戻す方法の可能性を探った。また、十和田湖では、動物プランクトンである *Daphnia* の個体群密度が増加すると大型藻類の量は減少したが、小型藻類の量はほとんど変化しなかった。この *Daphnia* が藻類に及ぼす影響の違いを、間接作用の観点から解析した。この解析を行うことで、ワカサギ導入以前と導入以後で、*Daphnia* の個体群密度の透明度に及ぼす影響が変化したことを明らかにした。

モデル食物網として、植物プランクトンを大型藻類と小型藻類に分け、また動物プランクトンはヒメマスとワカサギの主なエサである *Daphnia* と *Bosmina*、魚類はヒメマスとワカサギからなる6種系を考えた。この食物網をLotka-Volterraモデルで表現し、各生物種の系への侵入可能性、魚類のコントロールによってワカサギと *Bosmina* を駆逐する可能性、*Daphnia* が藻類に及ぼす影響について解析した結果を報告する。

モデル

ヒメマスとワカサギを取り巻く環境として、図1のような6種からなる食物網を考えた。十和田湖では現在20種以上の魚種がいるが、その中でヒメマスとワカサギが圧倒的に優占している (Takamura *et al.* 1999)。このことから、プランクトン群集に影響を及ぼす魚としては、ヒメマスとワカサギのみを考えた。また、ヒメマスとワカサギの主なエサとなる動物プランクトンとしては、*Daphnia* と *Bosmina* が考えられるが、ヒメマスは鰓葉の間隔がワカサギより広いため、大型の *Daphnia* のみを捕食しているものと考えた (Takamura *et al.* 1999)。動物プランクトンの摂食に関しては、*Daphnia* は小型の藻類だけでなく

ヒメマスとワカサギの動態に関する数理モデルによる解析

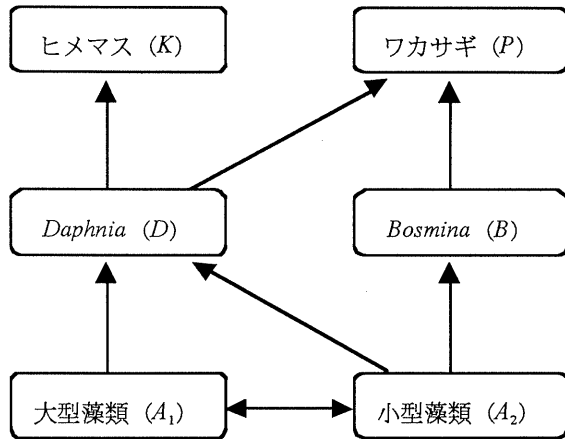


図1 十和田湖のモデル食物網として、魚類はヒメマスとワカサギ、動物プランクトンはヒメマスとワカサギの主な餌である *Daphnia* と *Bosmina*、植物プランクトンは大型藻類と小型藻類からなる6種系を考える。これらの食う-食われる関係では、ワカサギは *Daphnia* と *Bosmina* の両方を捕食することができるが、ヒメマスは体サイズの大きい *Daphnia* のみしか捕食できないとした。また、*Daphnia* は大型藻類と小型藻類のどちらも摂食するが、*Bosmina* は小型藻類のみしか摂食できないとした。さらに、大型藻類と小型藻類の間には、光や栄養塩をめぐる競争が存在するとした。

50 μm 以下の比較的大型の藻類も摂食しており (Sarnelle 1992)、*Bosmina* は小型の藻類だけを摂食していると考えた (Burns 1968; Gliwicz 1969)。さらに、上のような食う-食われる関係以外に大型藻類と小型藻類の間には、光や栄養塩をめぐる競争が存在していると考えた。藻類の死亡要因は、上の2種類の動物プランクトンによるものと、他の動物プランクトンによるものとに分けて考えられる。前者は着目している動物プランクトン量に依存し、後者は一定の大きさであるとみなした。一方、動物プランクトンの死亡要因は、上の2種類の魚類によるものと、他の魚類によるものとに分けて考えられる。これも藻類と同様に、前者はモデルに現れる魚類の生体重量に依存し、後者は一定の大きさであるとみなした。魚類の死亡要因は、主には漁獲量に依存しているものと考えた。

以上のことから、この6種からなる食物網の動態を Lotka-Volterra 方程式を用いて下のような数理モデルで表した。

$$\begin{aligned} \frac{dK}{dt} &= (-d_K + e_{KD} f_{KD} D) K \\ \frac{dP}{dt} &= (-d_P + e_{PD} f_{PD} D + e_{PB} f_{PB} B) P \\ \frac{dD}{dt} &= (-d_D + e_{D1} f_{D1} A_1 \\ &\quad + e_{D2} f_{D2} A_2 - f_{KD} K - f_{PD} P) D \\ \frac{dB}{dt} &= (-d_B + e_{B2} f_{B2} A_2 - f_{PB} P) B \quad (1) \\ \frac{dA_1}{dt} &= \left\{ r_1 \left(1 - \frac{A_1 + cA_2}{k_1} \right) - f_{D1} D \right\} A_1 \\ \frac{dA_2}{dt} &= \left\{ r_2 \left(1 - \frac{cA_1 + A_2}{k_2} \right) - f_{D2} D - f_{B2} B \right\} A_2 \end{aligned}$$

ただし、各変数とパラメータは、以下のものを表している。

K, P, D, B, A_1, A_2 : ヒメマス、ワカサギ、*Daphnia*、*Bosmina*、大型藻類、小型藻類の生体重量

d_K, d_P, d_D, d_B : ヒメマス、ワカサギ、*Daphnia*、*Bosmina* の死亡率

$f_{KD}, f_{PD}, f_{PB}, f_{D1}, f_{D2}, f_{B2}$: 単位生体重量あたりの捕食 (摂食) 速度

(ヒメマス \leftarrow *Daphnia*)、

(ワカサギ \leftarrow *Daphnia*)、

(ワカサギ \leftarrow *Bosmina*)、

(*Daphnia* \leftarrow 大型藻類)、

(*Daphnia* \leftarrow 小型藻類)、

(*Bosmina* \leftarrow 小型藻類)

$e_{KD}, e_{PD}, e_{PB}, e_{D1}, e_{D2}, e_{B2}$: それぞれの捕食 (摂食) における栄養転換効率

r_1, r_2 : 大型藻類、小型藻類の内的自然増加率

k_1, k_2 : 大型藻類、小型藻類の環境収容力

c : 大型藻類と小型藻類の間の競争係数

解析 I (各生物種の系への侵入可能性に関する数理的解析)

この節では、モデル (1) から導かれる数学的な解析の結果を述べるが、まず、各パラメータが満たさなければならない条件をさぐるために、生物

種が少ない系に他の生物が侵入可能かどうかを数学的に調べ、現実との比較検討を行った。初めに、ヒメマスの導入以前と導入以後に、それぞれ生態系がどのような状況にあったかを考えた。さらに、ヒメマスの導入以前と導入以後で、*Bosmina*の侵入可能条件がどのように変わるかを調べた。次に、ワカサギの侵入可能性について考えた。そこでは、まず*Bosmina*が存在しない場合について考え、ワカサギが単独で侵入するとどのようなことが起こるかについて調べた。また、ワカサギと*Bosmina*が同時期に侵入した場合についての解析を行った。ただし、ここでは解析の簡単化のために、大型藻類の内的自然増加率と小型藻類の内的自然増加率、大型藻類の環境収容力と小型藻類の環境収容力、*Daphnia*が大型藻類を摂食する場合の摂食速度と小型藻類を摂食する場合の摂食速度がそれぞれ等しい ($r_1 = r_2 = r, k_1 = k_2 = k, f_{D1} = f_{D2}$) と仮定した。

ワカサギ侵入以前の生態系

十和田湖にはもともとヒメマスは生息していなかったが、1903年にヒメマスを導入することに成功し、その後1980年代前半までヒメマスの漁獲量はある程度安定していた。このことから、ヒメマス導入以前は、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種が共存定常状態にあり、そこへヒメマスが侵入できたと思われる。そしてヒメマス導入後は、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系が安定した共存定常状態にあったと考えられる(図2)。上のプランクトン3種が安定に共存する条件は式(1)から、

$$\frac{d_0}{(e_{D1} + e_{D2})f_{D1}} < \frac{k}{1+c} \quad (2)$$

で与えられる。不等式(2)を生物学的に説明すると、左辺を2倍したものはヒメマス導入以前の生態系において*Daphnia*が生存していくための必要最低限の藻類の総量を表し、右辺を2倍したものは大型藻類と小型藻類の2種系が定常状態にあるときの藻類の総量を表している。つまり、*Daphnia*が生存していくために最低限必要な藻類

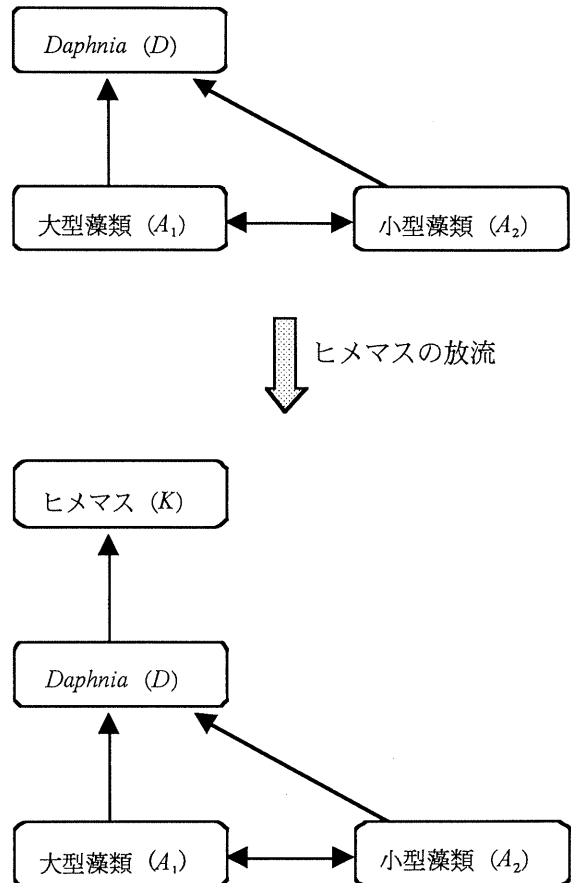


図2 ヒメマス導入以前の十和田湖では、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種が共存定常状態にあり、そこにヒメマスが導入されて、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種が安定な共存定常状態にあったと思われる。

の総量が、藻類だけの系が定常状態にあるときの藻類の総量より少なければ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種の安定した共存定常状態があることを意味している。

その状態にヒメマスが侵入できるという条件は式(1)から、

$$\frac{d_0}{e_{KD}f_{KD}} < \frac{r}{f_{D1}} \left\{ 1 - \frac{1+c}{k} \frac{d_0}{(e_{D1} + e_{D2})f_{D1}} \right\} \quad (3)$$

で与えられる。不等式(3)を生物学的に説明すると、左辺はヒメマスが生存していくための必要最低限の*Daphnia*の量を表し、右辺はヒメマス導入以前の3種系が定常状態にあるときの*Daphnia*の量を表している。つまり、ヒメマスが生存していくために最低限必要な*Daphnia*の量が、ヒメマス導入以前の3種系が定常状態にあるときの

*Daphnia*の量より少ない場合には、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系にヒメマスが侵入することができることを意味している。

不等式 (3) が満たされると、不等式 (2) は自動的に満たされる。不等式 (2)、(3) が満たされるときにヒメマスを含む4種の共存定常状態は常に存在し、かつ逆に4種の共存定常状態が存在するときには不等式 (2)、(3) が常に満たされることが数学的解析から示された。十和田湖ではヒメマスの導入に成功したことから、パラメーターが不等式 (2)、(3) を満たしていると考えられる。

次に *Bosmina* の侵入可能性について議論する。まず魚類のいない系に *Daphnia* と *Bosmina* が存在する場合には、*Bosmina* の個体群密度が有意に減少してしまうことが知られている (Hanazato & Yasuto 1991) ので、そのことを近似的に考えて、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系に *Bosmina* が侵入することはできないとする。このことから、パラメーターは条件

$$\frac{d_B}{e_{B2}f_{B2}} > \frac{d_D}{(e_{D1} + e_{D2})f_{D1}} \quad (4)$$

を満たさなければならない。これまでと同様に不等式 (4) の左辺は、*Bosmina* が生存していくための必要最低限の小型藻類の量を表し、右辺は *Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系において *Daphnia* が生存していくための必要最低限の小型藻類の量を表している。つまり、*Bosmina* が生存していくために最低限必要な小型藻類の量が、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系において *Daphnia* が生存していくために最低限必要な小型藻類の量より多ければ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系に *Bosmina* が侵入することができないことを意味している。

次に、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系に *Bosmina* が単独で侵入する場合について考えた。この4種系に *Bosmina* が侵入できる条件は式 (1) より、

$$\frac{d_B}{e_{B2}f_{B2}} < \frac{k}{1+c} \left(1 - \frac{d_K}{e_{KD}f_{KD}} \frac{f_{D1}}{r} \right) \quad (5)$$

で与えられる。不等式 (5) の右辺は、ヒメマスを含む4種系において *Daphnia* が生存していくための必要最低限の小型藻類の量を表している。つまり、*Bosmina* が生存していくために最低限必要な小型藻類の量が、ヒメマスを含む4種系において *Daphnia* が生存していくために最低限必要な小型藻類の量より少なければヒメマスを含む4種系に *Bosmina* が侵入することができることを意味している。

不等式 (5) から、4種系でヒメマスの放流量を増やすと（これはヒメマスの死亡率 d_K を見かけ上減少させることと対応するので）*Bosmina* はより侵入しやすくなることがわかる。このことは、ヒメマスが導入されたこと、もしくは放流量が増加したことにより *Daphnia* が減少し、その影響で小型藻類が増加し、その結果 *Bosmina* が侵入しやすくなったとみなすことができる。また、コンピュータシミュレーションによると、4種系に *Bosmina* が単独で侵入できる場合には、どの種も絶滅せず、*Bosmina* が付け加えられた5種の共存定常状態におちつくことがわかった。

ワカサギの侵入

まず、*Bosmina* が存在しない場合におけるワカサギの侵入可能性について議論する。ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系へのワカサギの侵入可能性と侵入後のワカサギとヒメマスの個体数の変化を解析した。ワカサギが上の4種系に侵入できる条件は

$$\frac{d_P}{e_{PD}f_{PD}} < \frac{d_K}{e_{KD}f_{KD}} \quad (6)$$

であたえられる。この不等式の左辺は、*Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存しつづけるために最低限必要な *Daphnia* の量を表し、右辺はヒメマスにとって最低限必要な *Daphnia* の量を表している。したがって不等式 (6) は、ワカサギが生存しつづけるために最低限必要な *Daphnia* の量がヒメマスにとって最低限必要な *Daphnia* の量よりも少なければ、ワカサギは上の4種系に侵入することができるということを意味している。ま

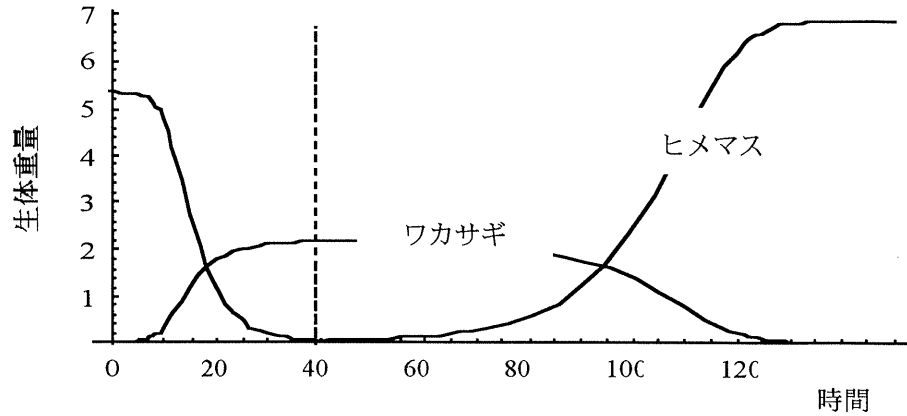


図3 ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種が共存定常状態にワカサギが侵入できた場合にはヒメマスとワカサギの入れ替わりが起こる。時間40からヒメマスの放流量をある程度増加させると、また入れ替わりが起こりワカサギが絶滅する。

表1 ヒメマスが存続できるためには、ワカサギの単独侵入は不可能でなければならない。もしも、ワカサギが4種系へ単独で侵入可能ならば、ヒメマスと*Bosmina*は絶滅し、ワカサギ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系になる。さらに、ヒメマス、ワカサギ、*Daphnia*、*Bosmina*、大型藻類、小型藻類の6種が共存するためには、*Bosmina*が4種系へ単独で侵入可能でなければならない。

ワカサギの4種系への 単独侵入可能性	不可能	可能
<i>Bosmina</i> の 4種系への 単独侵入可能性	(式(6)が成立しない)	(式(6)が成立する)
不可能 (式(5)が成立しない)	ヒメマス・ <i>Daphnia</i> 大型藻類・小型藻類	ワカサギ・ <i>Daphnia</i> 大型藻類・小型藻類
可能 (式(5)が成立する)	ヒメマス・ <i>Daphnia</i> ワカサギ・ <i>Bosmina</i> 大型藻類・小型藻類	ワカサギ・ <i>Daphnia</i> 大型藻類・小型藻類

た、ヒメマスの放流量という観点でみると、放流量の増加が死亡率 d_x を見かけ上減少させると考えられることから、ヒメマスの放流量が増加するとワカサギは侵入しにくくなるということになる。コンピュータシミュレーションによると、上の4種系にワカサギが侵入できれば、ヒメマスとワカサギの入れ替わりが起こり、ヒメマスは絶滅することがわかった。さらに、ワカサギが侵入に成功した後にヒメマスの放流量をある程度増やすと、再び入れ替わりが起き、今度は逆にワカサギが絶滅することがわかった(図3)。

このことから、もし十和田湖に*Bosmina*が存在しなければ、ヒメマスの放流量を増やすことでワカサギを駆逐することができ、ヒメマスの漁獲量

を安定させることができると考えられる。しかし、一方で、前項でヒメマスの放流量を増加させると*Bosmina*が侵入しやすくなるという結果が出ていることから、この方策は単純に採用されるものではない。

次に、共存定常状態にあるヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系にワカサギと*Bosmina*が同時に侵入する場合を考えた。コンピュータシミュレーションによって、上の4種系にワカサギと*Bosmina*が同時に侵入した後どのような状態となるかを解析し、その結果を表1にまとめた。この解析から、6種全ての共存が実現できるのは、ヒメマスを含む4種系にワカサギは単独で侵入できないが、*Bosmina*は単独で侵入できる場合のみで

あることがわかった。

実際に十和田湖では、それぞれの個体群密度は不安定な変動を見せるものの6種の生物は共存しているの、解析の結果から、おそらく十和田湖ではワカサギは単独で4種系に侵入できないが *Bosmina* は単独で侵入できる状況にあり、そこへワカサギと *Bosmina* がほぼ同時に侵入したものと考えられる。

解析Ⅱ（魚類のコントロールによってワカサギと *Bosmina* を駆逐する可能性）

ワカサギ侵入以前の十和田湖では、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種が共存していた。しかし現在では、時間的に変動はしているもののヒメマス、ワカサギ、*Daphnia*、*Bosmina*、大型藻類、小型藻類の6種が共存している。ここでは、魚類の放流量や漁獲量によって系をコントロールすることで、十和田湖の生態系をワカサギ侵入以前の系に戻す方法を探る。

表1から、6種共存が実現できるのは、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギは単独で侵入できないが、*Bosmina* は単独で侵入できる場合ということがわかったので、式(5)、(6)より十和田湖の生態系ではパラメーターは不等式

$$Q_K < Q_P \quad (7)$$

$$Q_K < Q_B \quad (8)$$

を満たしている。ただし、

$$Q_K = \frac{d_K}{e_{KD} f_{KD}}, \quad Q_P = \frac{d_P}{e_{PD} f_{PD}},$$

$$Q_B = \frac{r}{f_{D1}} \left(1 - \frac{1+c}{k} \frac{d_B}{e_{B2} f_{B2}} \right) \quad (9)$$

である。式(9)の Q_K 、 Q_P 、 Q_B を生物学的に説明すると、 Q_K はヒメマスが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量を表し、 Q_P は *Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量を表している。また、 Q_B はワカサギ侵入以前の4種系に *Bosmina* が侵入できる最大限の *Daphnia* の量を表している

(*Bosmina* と *Daphnia* は藻類を通して競争関係にあるので、*Daphnia* が多すぎると *Bosmina* は侵入することができない)。

表1から、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種のみが共存するためには、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギも *Bosmina* も単独で侵入できないという条件をパラメーターが満たさなければならない。そのため、十和田湖の生態系をワカサギ侵入以前の4種共存の状態に戻すには、不等式(7)は満たしたまま、不等式(8)を満たさなくなるようにパラメーターの値を変化させればよい。ここでは、魚類の放流量や漁獲量のみで系をコントロールすることを考えるので、ヒメマスの死亡率 d_K とワカサギの死亡率 d_P のみを変化させて、十和田湖の生態系をワカサギ侵入以前の4種みの共存状態に戻す可能性を考えた。

現在の十和田湖では6種が共存することから、 Q_K 、 Q_P 、 Q_B の大小関係は式(7)、(8)より

$$Q_K < Q_B < Q_P \quad (10)$$

もしくは、

$$Q_K < Q_P < Q_B \quad (11)$$

の2つの場合が考えられる。

まず、初期のパラメーターの状態が不等式(10)を満たす場合(図4)について考える。図4の領域(A)内に Q_K が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギは単独で侵入することはできないが、*Bosmina* は単独で侵入することができるという条件をパラメーターが満たしている。もし、図4の領域(B)内に Q_K が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギも *Bosmina* もそれぞれ単独で侵入することができない状態である。表1の結果より、この場合には、系はヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系へと状態が変化していく。また、図4の領域(C)内に Q_K が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギは単独で侵入することができるが、*Bosmina* は単独で侵入することができない状態である。表1の結果より、この場合には、系

はワカサギ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系へと状態が変化していく。ワカサギ侵入以前の4種のみ共存を実現するには、図4の領域(B)内に Q_k が存在すればよいので、 Q_k の値のみを大きくすればよい。つまり、放流量を減少させたり、漁獲量を増加させることにより、ヒメマスの死亡率 d_k をある程度大きくすればよいということになる。

次に、初期のパラメーターの状態が不等式(11)を満たす場合(図5)について考える。図5の領域(D)内に Q_k が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギは単独で侵入することはできないが、*Bosmina*は単独で侵入することができるという条件をパラメーターが満たしている。もし、図5の領域(E)内に Q_k が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカサギも*Bosmina*もそれぞれ単独で侵入できる状態である。表1の結果より、この場合には系はワカサギ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系へと状態が変化していく。図5の領域(F)内に Q_k が存在する場合には、ワカサギ侵入以前の4種系にワカ

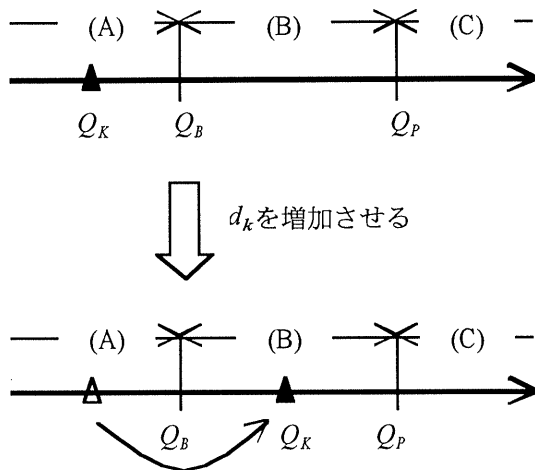


図4 領域(A)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギは単独で侵入できないが、*Bosmina*は単独で侵入できる。領域(B)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギも*Bosmina*もそれぞれ単独で侵入できない。領域(C)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギは単独で侵入できるが、*Bosmina*は単独で侵入できない。ヒメマスを含む4種のみ共存を実現するには、領域(B)内に Q_k が存在すればよいので、 Q_k の値のみを大きくすればよい。

サギは単独で侵入することができるが、*Bosmina*は単独で侵入することができない状態である。表1の結果より、この場合にも系はワカサギ、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系へと状態が変化していく。ワカサギ侵入以前の4種共存の状態にするには、まず Q_p の値を大きくして、初期のパラメーターの状態が不等式(10)を満たす場合と同様な領域(A)、(B)、(C)を実現させる。その後は、初期のパラメーターの状態が不等式(10)を満たす場合と同様に、 Q_k の値を大きくすればよい。つまり、まずワカサギの漁獲量を増加させることにより、ワカサギの死亡率 d_p を大きくし、その後ヒメマスの放流量を減少させたり、漁獲量

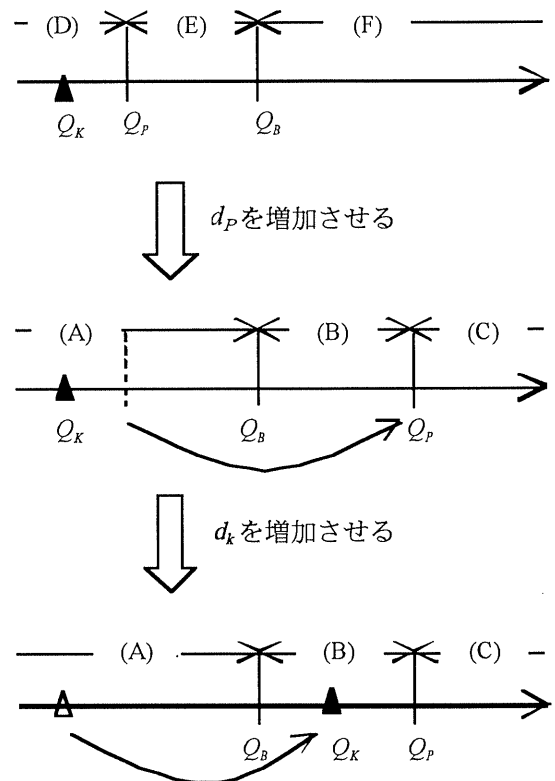


図5 領域(D)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギは単独で侵入できないが、*Bosmina*は単独で侵入できる。領域(E)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギも*Bosmina*もそれぞれ単独で侵入できる。領域(F)内に Q_k が存在する場合には、ヒメマスを含む4種系にワカサギは単独で侵入できるが、*Bosmina*は単独で侵入できない。ヒメマスを含む4種のみ共存を実現するには、まず Q_p の値を大きくして、図4の場合と同様な領域(A)、(B)、(C)を実現し、その後、 Q_k の値を大きくすればよい。

を増加させることにより、ヒメマスの死亡率 d_k をある程度大きくすればよい。

もし、ワカサギ侵入以前の4種系に *Bosmina* が侵入することができる最大限の *Daphnia* の量よりも、*Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量の方が多い場合 ($Q_b < Q_p$) には、ヒメマスの放流量をあるところまで減らすことで、生態系をワカサギ侵入以前の4種系に戻すことができる。逆に、ワカサギ侵入以前の4種系に *Bosmina* が侵入することができる最大限の *Daphnia* の量よりも、*Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量の方が少ない場合 ($Q_p < Q_b$) には、まず、ワカサギを今まで以上に漁獲し、その後ヒメマスの放流量をあるところまで減らすことで、生態系をワカサギ侵入以前の4種系に戻すことができる。

解析Ⅲ (*Daphnia* が藻類に及ぼす影響)

十和田湖では、動物プランクトン群集の主な種が *Bosmina* から *Daphnia* へ入れ替わることにより、藻類の量が有意に減少した。しかし、詳しく見ると大型藻類の量は減少したが、小型藻類の量はほとんど変化していなかった (Takamura *et al.* 2000)。このことについて、*Daphnia* の個体群密度の変化によって大型藻類が受ける影響と小型藻類が受ける影響の違いに注目して数理解析を行った。

ここでは、*Daphnia* から2種の藻類への直接作用だけでなく、他の生物種を通る間接作用をも考慮した解析を行った。間接効果の評価方法の1つとして、press perturbation を用いたものがある (Yodzis 1988; Nakajima 1992; Higashi & Nakajima 1995; Nakajima & Higashi 1995)。ここではその方法を用いて、2生物種間の全影響を評価することにする。また、press perturbation を使うために、2種の魚に自己抑制の効果を入れて、ヒメマスの生体重量の時間変化、ワカサギの生体重量の時間変化を式 (1) から

$$\frac{dK}{dt} = (-d_k - \alpha K + e_{KD} f_{KD} D) K$$

$$\frac{dP}{dt} = (-d_p - \beta P + e_{PD} f_{PD} D + e_{PB} f_{PB} B) P \quad (12)$$

と変更して解析を行った。ただし、 α 、 β はそれぞれヒメマスとワカサギの自己抑制の度合いを表す定数である。

この解析によると、*Daphnia* が大型藻類へ与える影響は、図6の矢印①から矢印③の3つに分けて考えることができる。矢印①は *Daphnia* が大型藻類を摂食することによって大型藻類へ与える影響、矢印②は *Daphnia* が小型藻類を摂食することによって大型藻類へ与える影響、矢印③は *Daphnia* がワカサギに捕食されることによって大型藻類へ与える影響をそれぞれ表している。また、これらの影響の強さはそれぞれ、

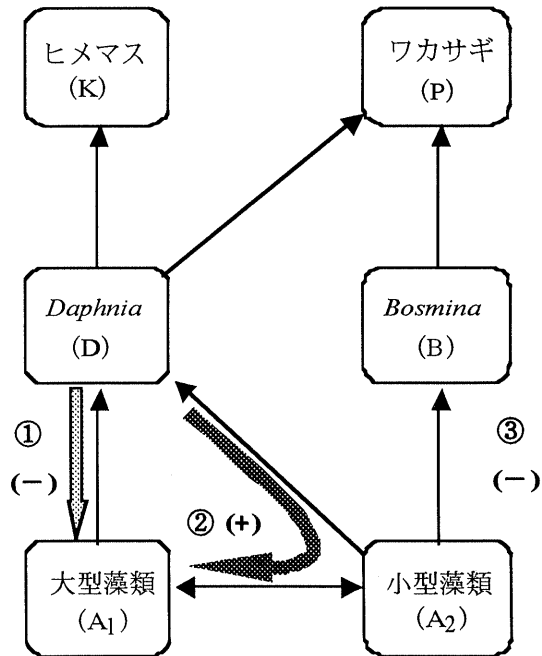


図6 *Daphnia* が大型藻類へ与える影響は、矢印①から矢印③の3つに分けて考えることができる。矢印①は *Daphnia* が大型藻類を摂食することによって大型藻類へ与える影響、矢印②は *Daphnia* が小型藻類を摂食することによって大型藻類へ与える影響、矢印③は *Daphnia* がワカサギに捕食されることによって大型藻類へ与える影響である。また、それらの影響の符号はそれぞれ、負、正、負である。

$$-\left(e_{B2}f_{B2}^2\beta + e_{PB}f_{PB}^2\frac{r}{k}\right)f_{D1}\alpha K^*P^*B^*A_1^*A_2^*/G \quad (13)$$

$$e_{PB}f_{PB}^2f_{D1}c\frac{r}{k}\alpha K^*P^*B^*A_1^*A_2^*/G \quad (14)$$

$$-e_{PD}f_{PD}f_{PB}f_{B2}c\frac{r}{k}\alpha K^*P^*B^*A_1^*A_2^*/G \quad (15)$$

で表される。ただし、 K^* 、 P^* 、 B^* 、 A_1^* 、 A_2^* は6種が共存定常状態にあるときのヒメマス、ワカサギ、*Bosmina*、大型藻類、小型藻類の生体重量をそれぞれ表し、

$$G = \frac{1}{k^2}K^*P^*D^*B^*A_1^*A_2^* \left\{ e_{KD}f_{KD}^2r \left((1-c^2)e_{PB}f_{PB}^2r + e_{B2}f_{B2}^2\beta k \right) + \alpha k \left((e_{D2}f_{D1}f_{PB} - e_{B2}f_{B2}f_{PD}) \left\{ (1-c)e_{PB}f_{PB}f_{D1} + e_{PD}f_{PD}f_{B2} \right\} r + e_{D1}f_{D1} \left\{ (1-c)e_{PB}f_{PB}^2f_{D1}r + f_{B2}(ce_{PD}f_{PD}f_{PB}r + e_{B2}f_{B2}f_{D1}\beta k) \right\} \right) \right\} \quad (16)$$

(>0)

である。式 (13)、(14)、(15) の総和は

$$-\left\{ e_{B2}f_{B2}^2f_{D1}\beta + \left(e_{PB}f_{PB}^2f_{D1}(1-c) + e_{PD}f_{PD}f_{PB}f_{B2}c \right) \frac{r}{k} \right\} \alpha K^*P^*B^*A_1^*A_2^*/G \quad (17)$$

となる。藻類間の競争係数 c は1より小さな値であることから、式 (17) は負の値になる。したがって、*Daphnia* の個体群密度の変化は、大型藻類へ負の影響を与えていることがわかる。

Daphnia が大型藻類を摂食することによって大型藻類へ与える影響 (図6の矢印①) について考えると、式 (13) の符号が負であることから、*Daphnia* が増加するとそのエサである大型藻類は減少することがわかる。次に、*Daphnia* が小型藻

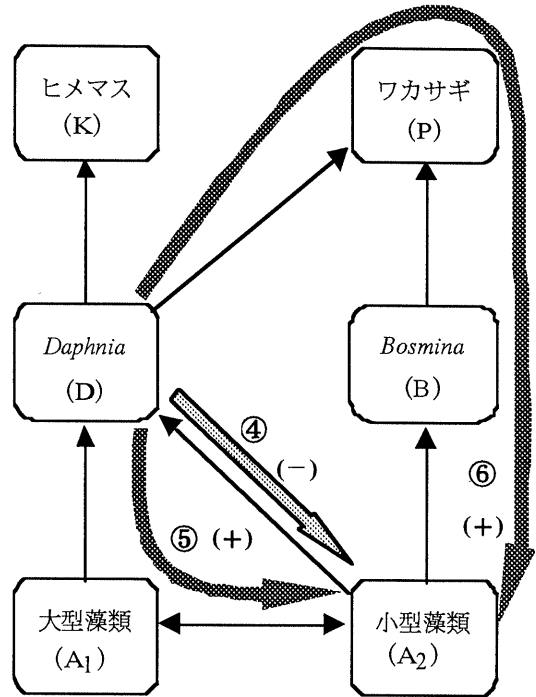


図7 *Daphnia* が小型藻類へ与える影響は、矢印④から矢印⑥の3つに分けて考えることができる。矢印④は *Daphnia* が小型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響、矢印⑤は *Daphnia* が大型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響、矢印⑥は *Daphnia* がワカサギに捕食されることによって小型藻類へ与える影響である。また、それらの影響の符号はそれぞれ、負、正、正である。

類を摂食することによって大型藻類へ与える影響 (図6の矢印②) について考えると、式 (14) の符号が正であることから、*Daphnia* が増加するとそのエサである小型藻類は減少し、小型藻類の競争相手である大型藻類は増加することがわかる。また、*Daphnia* がワカサギに捕食されることによって大型藻類へ与える影響 (図6の矢印③) について考えると、式 (15) の符号が負であることから、*Daphnia* が増加するとその捕食者であるワカサギは増加し、ワカサギのエサである *Bosmina* は減少する。さらに、*Bosmina* のエサである小型藻類は増加するため、小型藻類の競争相手である大型藻類は減少することがわかる。

上と同様に、*Daphnia* が小型藻類へ与える影響は、図7の矢印④から矢印⑥の3つに分けて考えることができる。矢印④は *Daphnia* が小型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響、矢

印⑤は*Daphnia*が大型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響、矢印⑥は*Daphnia*がワカサギに捕食されることによって小型藻類へ与える影響をそれぞれ表している。また、これらの影響の強さはそれぞれ、

$$-e_{PB}f_{PB}^2 f_{D1} \frac{r}{k} \alpha K^* P^* B^* A_1^* A_2^* / G \quad (18)$$

$$e_{PB}f_{PB}^2 f_{M^c} \frac{r}{k} \alpha K^* P^* B^* A_1^* A_2^* / G \quad (19)$$

$$e_{PD}f_{PD}f_{PB}f_{B^c} \frac{r}{k} \alpha K^* P^* B^* A_1^* A_2^* / G \quad (20)$$

で表される。式 (18)、(19)、(20) の総和は

$$\left(-e_{PB}f_{PB}^2 f_{D1}(1-c) + e_{PD}f_{PD}f_{PB}f_{B^c} \right) \cdot \frac{r}{k} \alpha K^* P^* B^* A_1^* A_2^* / G \quad (21)$$

となる。したがって、*Daphnia*の個体群密度の変化が小型藻類へ与える影響の符号は、

$$-e_{PB}f_{PB}f_{M}(1-c) + e_{PD}f_{PD}f_{B2^c} \quad (22)$$

の符号と一致する。もしも大型藻類と小型藻類との競争が強いとき ($c \approx 1$) には、式 (22) は正の値となり、*Daphnia*から小型藻類への影響の総和は正の値となる。

*Daphnia*が小型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響 (図7の矢印④) について考えると、式 (18) の符号が負であることから、*Daphnia*が増加するとそのエサである小型藻類は減少することがわかる。次に、*Daphnia*が大型藻類を摂食することによって小型藻類へ与える影響 (図7の矢印⑤) について考えると、式 (19) の符号が正であることから、*Daphnia*が増加するとそのエサである大型藻類は減少し、大型藻類の競争相手である小型藻類は増加することがわかる。また、*Daphnia*がワカサギに捕食されることによって小型藻類へ与える影響 (図7の矢印⑥) について考えると、式 (20) の符号が正であることから、*Daphnia*が増加するとその捕食者であるワカサギは増加し、ワカサギのエサである*Bosmina*は減少

し、*Bosmina*のエサである小型藻類は増加することがわかる。

次に、*Daphnia*が大型藻類へ与える影響と小型藻類へ与える影響の比較を行う。このモデルの解析では、*Daphnia*が大型藻類を摂食する場合の摂食速度と小型藻類を摂食する場合の摂食速度が等しいと仮定していることから、*Daphnia*が大型藻類へ与える直接的な影響と小型藻類へ与える直接的な影響は同等なものである。このことから、*Daphnia*が大型藻類や小型藻類に与える直接的な影響だけを考えると、*Daphnia*の個体群密度が増加したときには、短い時間の間では、大型藻類の量も小型藻類の量も同じように減少することになる。しかしながら、もっと長い時間の変化を考えるために、*Daphnia*が大型藻類や小型藻類に与える間接的な影響も考慮し、各藻類へ与える影響を比較することにする。

*Daphnia*が大型藻類へ与える全影響 (式 (16)) は負の影響である。もし、式 (22) の値が正ならば、*Daphnia*が小型藻類へ与える全影響 (式 (21)) の符号も正であり、*Daphnia*の個体群密度が増加したときに、大型藻類の量は減少するが、小型藻類の量は増加する。式 (22) の値が0ならば、*Daphnia*が小型藻類へ与える全影響 (式 (21)) も0であり、*Daphnia*の個体群密度が増加したときに、大型藻類の量が減少するが、小型藻類の量は変化しない。また、式 (22) の値が負ならば、*Daphnia*が小型藻類へ与える全影響 (式 (21)) の符号も負である。しかし、式 (17) と式 (22) の比較から、*Daphnia*が大型藻類へ与える全影響 (式 (17)) より弱い影響であることがわかる。よって、*Daphnia*が小型藻類へ与える全影響 (式 (22)) の符号が負である場合には、*Daphnia*の個体群密度が増加したときに、大型藻類の量も小型藻類の量も減少するが、大型藻類の方がより大きく減少することがわかる。

これらのことから、*Daphnia*が大型藻類を摂食する場合の摂食速度と小型藻類を摂食する場合の摂食速度が等しいとしても、ワカサギや*Bosmina*が存在しているときは、*Daphnia*が大型藻類や小型藻類に与える直接的な影響だけでなく、間接的

な影響を考慮することで、*Daphnia* の個体群密度の変化によって大型藻類が受ける影響と小型藻類が受ける影響は違うことがわかった。また、ワカサギ侵入以前の4種系に対しても同様の解析を行ったが、その場合には間接的な影響を考慮に入れても、*Daphnia* が大型藻類へ与える影響も小型藻類へ与える影響も同等で負の影響であった。つまり、ワカサギ侵入以前の系では、*Daphnia* の個体群密度を増加させることで、藻類の量を減らし、湖の透明度をあげることができたが、現在のワカサギと *Bosmina* を含む6種系においては *Daphnia* の個体群密度を変化させることによって、湖の透明度をコントロールすることが難しくなったといえる。

結論

十和田湖の生態系のメカニズムを探るために、各生物種の系への侵入可能性、魚類のコントロールによってワカサギと *Bosmina* を駆逐する可能性、*Daphnia* が藻類に及ぼす影響を解析した結果、以下のことが明らかになった。

- ①現在の十和田湖では、パラメーターは不等式(2)、(3)、(4)、(5)が満たされているが、不等式(6)は満たされていない。つまり、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種が安定に共存していて、そこへヒメマスが導入することができ、ヒメマスを含む4種も安定に共存することができた。また、*Bosmina* は *Daphnia*、大型藻類、小型藻類の3種系には侵入できなかったが、ヒメマスを含む4種系には放流量がある程度増えた80年代では単独で侵入可能であった。また、ワカサギはヒメマスを含む4種系に単独で侵入できなかった。
- ②ヒメマス導入以前は *Bosmina* は侵入できないが、ヒメマス導入以後の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)においては *Bosmina* が侵入できる場合もある。
- ③ヒメマス導入以後の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)においてヒメマスの放流量を増やすと、*Bosmina* はより侵入しやすくなる。
- ④ヒメマス導入以後の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)に *Bosmina* が侵入できると、どの種も絶滅せず *Bosmina* が付け加えられた5種の共存定常状態におちつく。
- ⑤ヒメマス導入以後の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)においてヒメマスの放流量を増やすと、ワカサギが単独では侵入しにくくなる。
- ⑥ *Bosmina* が存在しない場合にはヒメマスとワカサギの共存が不可能である。
- ⑦このモデルにおいて6種共存が実現できるのは、ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の4種系にワカサギは単独で侵入できないが、*Bosmina* は単独で侵入できる状況にあり、その4種系へワカサギと *Bosmina* が同時あるいは段階的に侵入した場合である。
- ⑧ワカサギ侵入以前の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)に *Bosmina* が侵入することができる最大限の *Daphnia* の量よりも、*Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量の方が多い場合には、ヒメマスの放流量をあるところまで減らすことで、生態系をワカサギ侵入以前の4種系に戻すことができる。
- ⑨ワカサギ侵入以前の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)に *Bosmina* が侵入することができる最大限の *Daphnia* の量よりも、*Bosmina* が存在しない場合にワカサギが生存していくために最低限必要な *Daphnia* の量の方が少ない場合には、まず、ワカサギを今まで以上に漁獲し、その後ヒメマスの放流量をあるところまで減らすことで、生態系をワカサギ侵入以前の4種系に戻すことができる。
- ⑩ワカサギ侵入以前の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)では、*Daphnia* が各藻類に与える直接的な影響も間接的な影響も同等で負の影響である。しかし、ワカサギと *Bosmina* を含む6種系においては、*Daphnia* が大型藻類を摂食する場合の摂食速度と小型藻類を摂食する場合の摂食速度が等しいとしても、間

接的な影響も考慮すると、*Daphnia* の個体群密度の変化によって大型藻類が受ける影響と小型藻類が受ける影響に違いが出る。

- ①ワカサギ侵入以前の4種系(ヒメマス、*Daphnia*、大型藻類、小型藻類の系)では、*Daphnia* の個体群密度を増加させることで、藻類の量を減らし、湖の透明度をあげることができたが、現在のワカサギと*Bosmina*を含む6種系においては、*Daphnia* の個体群密度によって湖の透明度をコントロールすることが難しくなった。

引用文献

- Burns C. W. (1968) The relationship between body size of filter-feeding Cladocera and the maximum size of particle ingested. *Limnology and Oceanography* **14**: 693-700.
- Gliwicz Z. M. (1969) Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic. *Ekologia Polska* **17**: 663-708.
- Hanazato T. & Yasuto M. (1991) Insights into competition in zooplankton communities derived from studies using experimental ponds. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **24**: 1572-1580.
- Higashi M. & Nakajima H. (1995) Indirect effects in ecological interaction networks I. The chain rule approach. *Mathematical Biosciences* **130**: 99-128.
- Nakajima H. (1992) Sensitivity and stability of flow networks. *Ecological Modelling* **62**: 123-133.
- Nakajima H. & Higashi M. (1995) Indirect effects in ecological interaction networks II. The conjugate variable approach. *Mathematical Biosciences* **130**: 129-150.
- Sarnelle O. (1992) Nutrient enrichment and grazing effects on phytoplankton in lakes. *Ecology* **73**: 551-560.
- Takamura N., Mikami H., Houki H. & Nakagawa M. (2000) How did replacement of the fish community dominant influence water quality and plankton community structure in an oligotrophic lake in Japan? *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*. (in press)
- Takamura N., Mikami H., Mizutani H. & Nagasaki K. (1999) Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan? *Archiv für Hydrobiologie* **144**: 283-304.
- Yodzis P. (1988) The interminacy of ecological interactions perceived through perturbation experiments. *Ecology* **69**: 508-515.

十和田湖の水生植物分布の現状と現存量

野原精一・上野隆平・加藤秀男

国立環境研究所 (〒305-8506 つくば市小野川16-2)

Distribution and biomass of aquatic higher plants in Lake Towada

Seiichi NOHARA, Ryuhei UENO and Hideo KATO

National Institute for Environmental studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506, Japan

はじめに

十和田湖は二重式のカルデラ湖である。そのため、周囲を急峻なカルデラ壁で囲まれ、集水域の面積は湖面積 (61.0km²) の割に小さく67.5km²しかない。湖の地形はお盆のような主湖盆と南岸から牛の角の様に突き出た2つの半島に特徴づけられる (沢村 1991)。主湖盆には湖底平原がひろがり、西湖 (内湖)・東湖 (外湖) には小規模ながら流入河川により三角州が形成されている。宇樽部川、休屋全面地区に水深0-20mの浅瀬がわずかにあるほか、湖岸のほとんどは急に傾斜して急激に深くなるため水生植物の発達は良くないとされてきた。

湖沼の水草は沿岸帯における底生生物や魚類の生息にとって重要であるが、その果たす役割については定量的な把握は十分されているとは言いがたい。その原因の一つに湖沼のプランクトンなどに比べ現存量を正確に把握できていない事があげられる。特に、沈水植物は種の分布域の把握が困難で、定量採取にはスキューバダイビングの技能を必要とする。

十和田湖の水生植物については、これまでに中野 (1912) が概略的調査を行い、今堀 (1954) や Kashimura et al. (1956) による一部の植物についての部分的な調査がなされた。Jimbo et al. (1955)、神保 (1958) は湖沼調査の一環として植物生態学的研究を行い、その後の変化と環境条件との関係

を得るために吉岡ら (1967) の調査が行われている。1967年以来水生植物に関する本格的な調査はなされていなかったが、1993年には環境庁の第4回自然環境保全基礎調査の湖沼調査で水草類の現状が報告された。1997年にはその後の水生植物の変化を知るために、野原ら (1999) が水生植物の種の多様性や現存量に関する調査を行い、過去の水生植物相との比較を行った。このライントランセクト法による調査は潜水による定量採取を実施しているが、これまでに調べられていた水草の分布主要域から離れているために、過去の分布との十分な比較とは言いがたかった。また、水質の良好な湖において、沈水植物の分布と現存量を左右する環境要因として特に底質についてその物理・化学特性を調べ、植物と植物と環境の相互の関係を明らかにすることはこれまで十分な研究がなされていない。

そこで、湖沼生態系への水生植物の占める物質循環的な役割を定量的に明らかにし、前報告 (野原ら 1999) では不十分であった水生植物の現存量の把握する必要があった。1999年及び2000年の調査では水草の主要な分布域である2つの入り江を中心に現存量調査を実施すると共に湖岸全体での水草の分布を明らかにするために一周調査を実施した。本報告では、十和田湖の浅水域での沈水植物の現存量と水質及び底質などの環境要因との関連を調べ、近年の十和田湖水草相の現況を把握することを主目的として研究を行った。

調査地及び方法

現存量調査を1999年8月26日に図1の西湖(内湖)・東湖(外湖)の2つの入り江で行った。調査地点はGPS測位機(Pathfinder PRO/XR、トリンプルジャパンKK)を移動局とし、固定局のビーコン信号によるディファレンシャル補正を行って位置を測定した。潜水により各地点に1 x 1mの方形区を設置し、写真撮影、水深、草高を測定後、水生植物の地上部を採取した。表層水を採取し、アクリルパイプで底質表層を採取した。同年8月27-28日に水草分布の定性調査を同入り江の計120ヶ所で行った。GPS測位機で位置を計測後、錘付きメジャー及び小型デジタル魚群探知機(PS-7、200Hz、HONDEX)で測深し、王冠ドレヅジ(Satake 1987)を2回投げて水草を採取し、種を同定した。

2000年7月5-6日には前年の分布調査を補足するため、湖全域の浅水域(5-30m)での水草分布調査及び流入河川水質調査を実施した(図2)。湖岸帯においては、簡易GPS測位機(etrex, GARMIN)で位置を決定後、錘付きメジャー及び魚群探知機で測深した。表層のpH、電気伝導度を測定後、表層水を採取し、水草採取器を3回投げ

て水草を採取した。エックマンバージ採泥器で表層の底質を採取した。流入河川ではpH、電気伝導度を測定し、河川水を採取した。

湖水及び河川水のサンプルはGF/Fガラスフィルターでろ過した後、冷蔵して保存した。硝酸+亜硝酸、亜硝酸、アンモニア、リン酸は比色分析計(TRAACS2000、ブラン・ルーベKK)で分析した。主要イオンはイオンクロマトグラフ(IC-100、東亜電波KK)を用いた。全炭酸(TIC)と溶存態有機炭素(DOC)はTOC分析計(TOC5000、島津KK)で分析した。

採取した植物体は実験室に持ち帰り、種の分別を行い各々について種同定のための乾燥標本を作製した。分別した植物は紙袋に入れ、熱風乾燥機で85℃、3日間乾燥して重量を測定した。表層の底質は-20℃で凍結保存した後、凍結乾燥して底質サンプルを調整した。乾燥植物及び底質サンプルは粉碎されたのち、るつぼに入れて電気炉で450℃及び550℃で1日間燃焼の後、灰分重量を測定して灼熱減量を求めた。

凍結乾燥した底質の5~10gを計り取り、蒸留水に懸濁後、2000、1000、500、250、125、63µmの篩に順に通し、それぞれの画分を105℃乾燥、450℃燃焼(2時間)して粒度毎に乾燥重量、有機

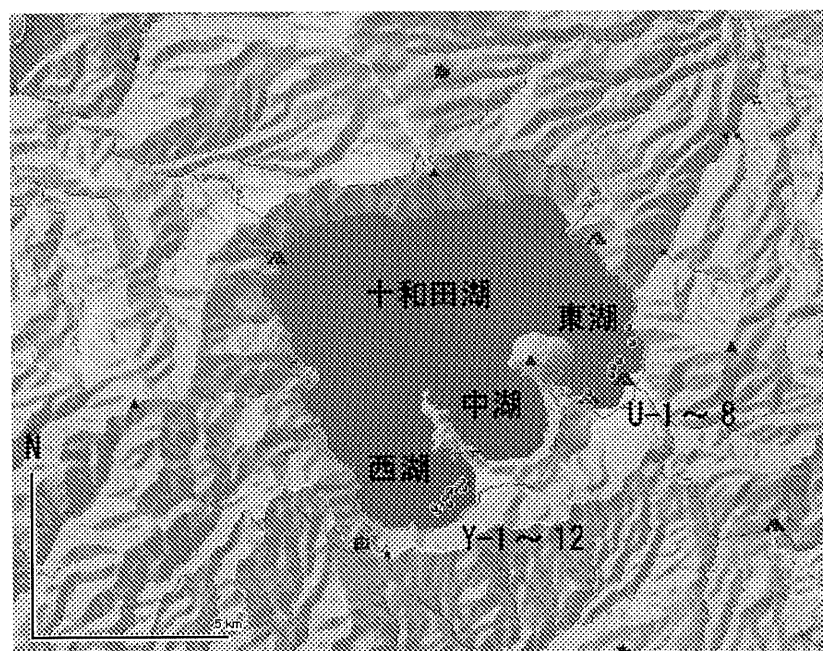


図1 調査地点 (1999年)

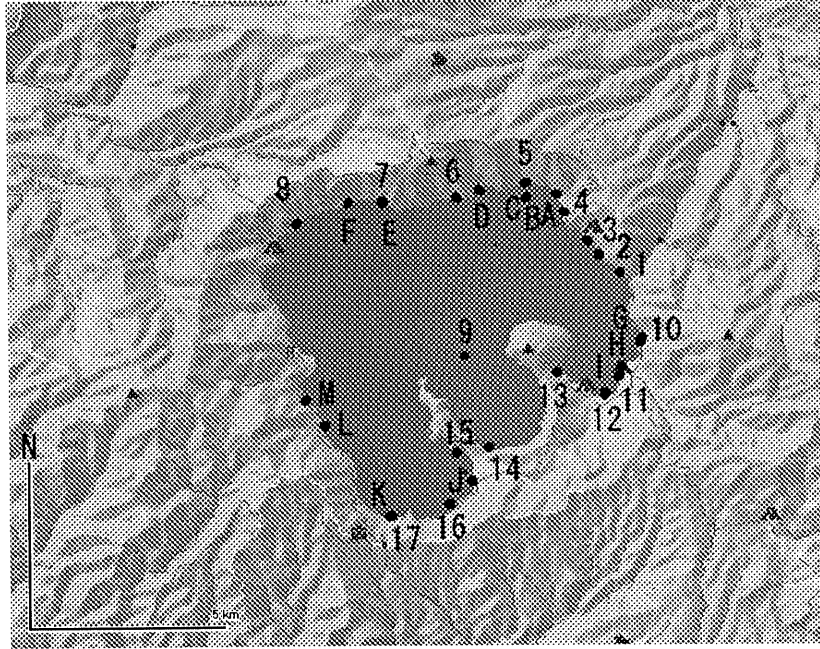


図2. 調査地点 (2000年)

物含有量を求めた。2000 μm 以上をレキ、2000-63 μm を砂、63 μm 以下を泥の画分とした。

結果

大型水生植物の種数

十和田湖の水生植物については、これまでに中野 (1912)、今掘 (1954)、神保 (1958)、吉岡ら (1967) の調査が行われており、ヨシのほか、ウキヤガラ、ヒメホタルイ、クロモ、パイカモ、エゾヒルムシロ (前報告のホソバヒルムシロから変更)、ヒロハノエビモ、センニンモ、ホザキノフサモ、リュウノヒゲモ、エゾヤナギモ、カタシャジクモ、ヒメフラスコモの13種が確認されている。1997年の潜水調査ではウキヤガラとヒメホタルイを除く11種が確認された (野原ら 1999年)。今回1999年及び2000年の現存量調査及び分布調査で10種が確認された。特に十和田湖固有の水生植物は見られないが、各地の池沼で絶滅している車軸藻類であるヒメフラスコモ及びカタシャジクモが十和田湖の浅水域に大きな群落として確認できたことは日本の水生植物の現状から考えてこの湖沼は大変重要な生息地の一つである。

大型水生植物の現存量 (1999年)

表1には1999年8月25日にスキューバ法によって採取した十和田湖 (西湖及び東湖の沿岸域) の大型水生植物の地上部現存量を示した。20ヶの方形区の平均現存量は72.9gDWm²で、最大現存量は206.4gDWm²であった。方形区 (1 x 1m) の種数は平均で3.1種、最大で7種であった。採取した水深は2.1mから10mで平均5.1mであった。群落高は0.2~1.5mで平均0.7mであった。それぞれの方形区での現存量と種数、水深、群落高、底質の有機物含有量の関係を見た (図3)。出現種数は現存量の小さい方が大きく、また多様性が高く、現存量が大きくなるとやや減少する傾向があり、最大現存量では3種程度になった。現存量と生育水深は逆相関の傾向があり、最大現存量は3m付近にあった。現存量が増すと群落高も大きくなるが最大現存量ではやや減少するようであった。底質の有機物含有量が増加するにつれて水生植物の現存量が高くなる傾向があった。各方形区と出現した種の現存量を現存量の大きい順に表2に表した。現存量の大きいのはセンニンモ、ホザキノフサモ、カタシャジクモの優占する方形区であった。

十和田湖の水生植物分布と現存量

表1 調査地点での環境 (1999年8月26日)

Quadrat Name	Total (g m ⁻²)	Species No.	Depth (m)	Organic matter		Position						
				height (m)	content(%) (450℃)	degree	N min.	sec.	degree	E min.	sec.	
U-1	203.9	2	2.1	0.4	13.7	17.4	40	26	46.528	140	55	47.068
U-2	40.9	1	5.9	0.2	9.9	13.8	40	26	51.093	140	55	50.730
U-3	18.1	3	5.1	0.8	2.4	3.7	40	27	54.496	140	56	34.436
U-4	29.4	7	2.6	0.6	2.2	3.6	40	27	39.909	140	56	38.412
U-5	149.5	4	2.5	1.0	1.6	2.4	40	27	22.415	140	56	24.430
U-6	30.0	5	2.2	0.7	4.6	5.8	40	27	16.056	140	56	17.110
U-7	112.3	5	3.9	0.8	3.3	4.3	40	27	9.136	140	56	16.310
U-8	93.3	5	3.4	0.7	3.5	4.7			-			-
Y-1	206.4	3	3.3	1.0	12.1	13.4	40	25	25.467	140	53	29.502
Y-2	114.7	5	4.3	1.5	8.6	10.5	40	25	18.604	140	53	31.029
Y-3	118.4	5	5.4	0.7	7.9	9.8	40	25	20.527	140	53	27.617
Y-4	66.1	3	7.2	1.0	8.9	12.4	40	25	18.830	140	53	23.592
Y-5	37.1	1	8.1	0.5	8.3	12.9	40	25	16.790	140	53	21.261
Y-6	32.4	1	10.0	0.5	8.4	12.2	40	25	16.635	140	53	15.913
Y-7	23.0	3	5.0	0.7	5.6	7.1	40	24	56.416	140	53	3.570
Y-8	44.7	1	7.8	0.4	8.2	11.2	40	24	57.990	140	53	1.738
Y-9	18.0	1	9.8	0.3	8.6	11.8	40	24	58.514	140	52	59.592
Y-10	11.6	2	3.4	0.3	5.7	7.1	40	25	8.809	140	53	11.537
Y-11	75.3	1	6.5	0.4	9.2	12.2			-			-
Y-12	33.5	4	3.3	0.6	2.1	3.1	40	25	2.192	140	53	15.345
Mean	72.9	3.1	5.1	0.7	6.7	9.0						

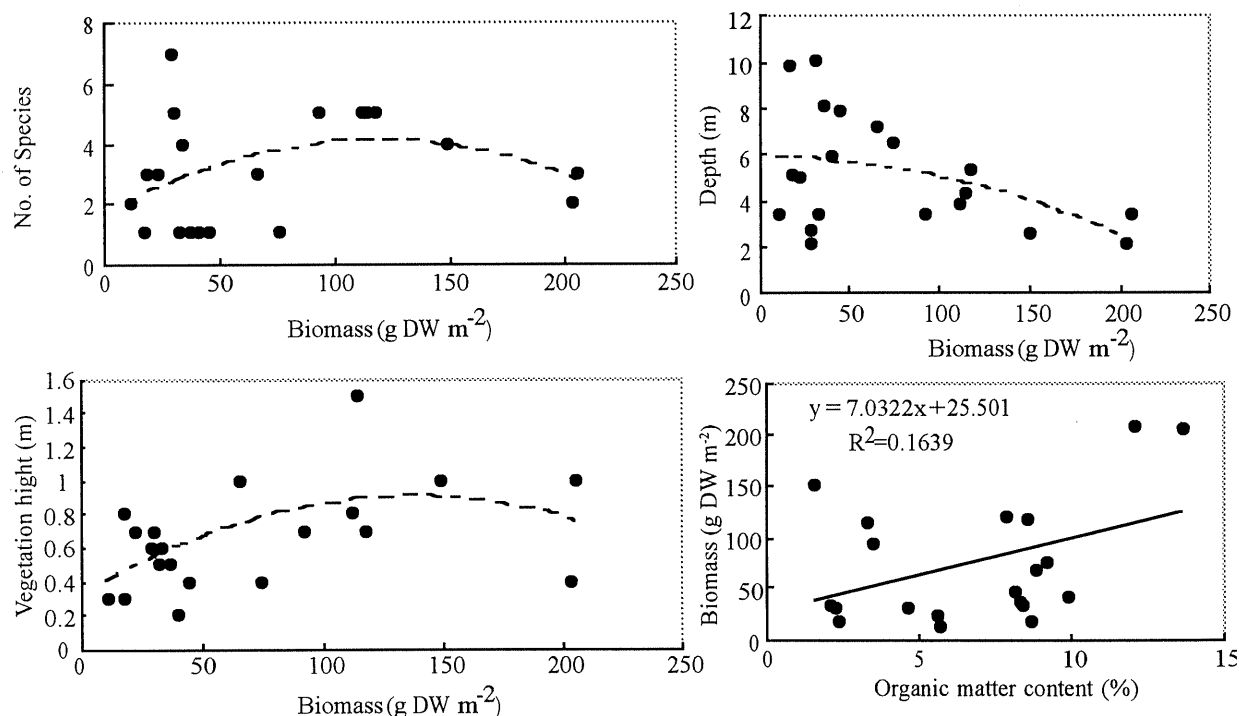


図3 大型水生植物の現存量と群落高、水深、種数との関係 (1999年)

大型水生植物の生育水深 (1999年)

表3に西湖及び東湖の沿岸域での分布調査の結果明らかになった大型水生植物の種別の生育水深を示した。平均水深 (m) は浅いほうからバイカモ (2.3m)、クロモ (2.8m)、ホザキノフサモ (3m)、

ヒロハノエビモ (3.5m)、リュウノヒゲモ (4.1m)、エゾヒルムシロ (4.3m)、センニンモ (4.7m)、カタシャジクモ (4.9m)、ヒメフラスコモ (8.7m) の順であった。生息水深の範囲はヒメフラスコモ (12.4m)、センニンモ (9.5m) と広いのに対し、他

野原ほか

表2 十和田湖の大型水生植物の現存量(gm²)(1999年8月25日). センニはセンニンモ、リュウはリュウノヒゲモ、エゾヒはエゾヒルムシロ、ホザキはホザキノフサモ、エゾノはエゾノヤナギモ、ヒロハはヒロハノエビモ、クロモはクロモ、カタシはカタシヤジクモ、ヒメフはヒメフラスコを示す.

種	センニ	リュウ	エゾヒ	ホザキ	エゾノ	ヒロハ	クロモ	カタシ	ヒメフ	Total	種数
Y-10		0.11	11.44							11.6	2
Y-9									18.02	18.0	1
U-3		8.51		1.10				8.49		18.1	3
Y-7		7.41	1.16					14.42		23.0	3
U-4	0.14	2.54	4.18	21.68		0.24	0.25	0.39		29.4	7
U-6	0.13			0.08	0.08	26.24	3.42			30.0	5
Y-6									32.37	32.4	1
Y-12		5.05	1.93	26.02			0.45			33.5	4
Y-5									37.14	37.1	1
U-2								40.94		40.9	1
Y-8									44.70	44.7	1
Y-4	35.88	22.11							8.10	66.1	3
Y-11									75.28	75.3	1
U-8	58.38	2.00	29.77	0.83			2.34			93.3	5
U-7	7.93			97.77	0.08	4.64	1.91			112.3	5
Y-2	64.49			0.24	45.88		3.36		0.71	114.7	5
Y-3	109.19			6.02	0.37	2.42			0.36	118.4	5
U-5	0.24		2.07	147.09			0.07			149.5	4
U-1		2.17						201.70		203.9	2
Y-1	205.40			0.85			0.17			206.4	3
出現回数	9	8	6	10	4	4	8	5	8		

表3 大型水生植物の生育水深(m)、(1999年8月27-28日)

	Depth (m)				Number of site
	mini.	mean	max.	range	
バイカモ	1.2	2.3	3.4	2.2	4
クロモ	0.4	2.8	4.9	4.5	18
ホザキノフサモ	0.9	3.0	5.1	4.2	16
ヒロハノエビモ	0.9	3.5	6.2	5.3	28
リュウノヒゲモ	0.9	4.1	6.4	5.5	19
エゾヒルムシロ	2.4	4.3	6.4	4.0	11
センニンモ	0.9	4.7	10.4	9.5	44
カタシヤジクモ	2.2	4.9	7.4	5.2	22
ヒメフラスコモ	2.2	8.7	14.5	12.4	54

種は4~5.5mであった。大型水生植物(ヒメフラスコモ)が生育する最大水深はおよそ15mであるから、湖面積61.0km²の約8%(4.8km²)が沈水植物の現在の生育地と推定される。西湖及び東湖の沿岸域での分布調査の結果から出現頻度のもっとも高い種はヒメフラスコモ、センニンモ、ヒロハノエビモであった。

大型水生植物の分布域(1999年及び2000年)

湖全体の大型水生植物の分布を見てみると、ヒ

メフラスコモ、センニンモは頻度が高く1999年の西湖及び東湖の沿岸域での分布調査の結果と一致していた。1999年に第3位の頻度であったヒロハノエビモは2000年の一周調査では採取されなかった。ホザキノフサモやカタシヤジクモは半数近くの場所で採取され、1999年の西湖及び東湖の沿岸域での調査と同様の傾向である。クロモ、リュウノヒゲモ、エゾヒルムシロは2000年の一周調査では採取されず、西湖及び東湖の沿岸域に限られた分布をしている事が予想される。西湖及び東湖の沿岸域での大型水生植物の種の多様性は高く、そこは十和田湖にとって重要な生息場所と考えられる。

2000年の一周調査の水質結果

表4、5に2000年7月5~6日での十和田湖一周調査の位置並びに水質について示した。流入河川の電気伝導度は平均0.098mScm⁻¹、平均水温13.9℃、平均pH7.27であった。J、Lの沢の電気伝導度は他に比べて高い。F、Gの沢は水温が比較的低い。宇樽部川のpHは比較的強く弱酸性であっ

十和田湖の水生植物分布と現存量

表4 一周調査での流入河川・湖沼水質環境 (2000年7月5-6日).

Date	時刻	天候	Site	東経 140°	北緯 40°	電導度 (mS cm ⁻¹)	水温 (°C)	pH	水深 (m)	透明度 (m)	TIC	DOC
7.5	11:32	曇り	A 沢	55.162	30.022	0.076	13.1	7.63	-	-	-	-
7.5	12:15	晴	B 沢	54.558	30.278	0.066	13.8	7.43	-	-	5.35	0.23
7.5	12:22	晴	C 沢	54.512	30.259	0.073	15.0	7.51	-	-	4.40	0.40
7.5	13:08	曇りに日射し	D 沢	53.701	30.158	0.105	14.4	7.18	-	-	2.93	0.19
7.5	14:33	曇り	E 沢	51.938	29.958	0.091	15.0	7.16	-	-	5.59	0.40
7.5	14:50	曇り	F 沢	51.282	29.958	0.081	10.6	7.02	-	-	6.77	0.17
7.6	10:20	晴	G 沢	56.674	27.649	0.095	11.0	7.31	-	-	8.45	0.29
7.6	10:45	晴	H 宇樽部川	56.330	27.204	0.069	15.1	6.67	-	-	4.72	0.51
7.6	11:58	晴	I 沢	55.967	26.760	0.068	14.4	7.15	-	-	4.65	0.58
7.6	14:30	曇り	J 沢	53.563	25.434	0.139	15.8	7.66	-	-	11.43	0.54
7.6	15:45	曇り	K 沢	51.992	24.821	0.088	13.6	7.40	-	-	5.53	0.54
7.6	16:21	曇り	L 沢	50.811	26.305	0.229	13.9	7.31	-	-	3.65	0.35
7.6	16:42	曇り	M 沢	50.366	26.886	0.088	14.6	7.05	-	-	3.04	0.42
平均						0.098	13.9	7.27	-	-	5.54	0.39
7.5	9:20	曇り	1	56.279	28.781	0.211	19.1	7.57	-	8.5	11.38	0.68
7.5	9:58	曇り	2	55.900	29.086	0.212	19.3	7.70	5.85	*	11.20	0.52
7.5	10:18	曇り	3	55.685	29.322	0.212	19.3	7.87	6.45	8.8	11.21	0.40
7.5	10:58	曇り	4	55.271	29.790	0.210	19.9	7.87	11.45	8.5	5.78	0.58
7.5	11:45	晴	5	54.57	30.24	0.212	20.4	7.75	15.30	7.9	11.15	0.48
7.5	13:31	曇りに日射し	6	53.268	30.019	0.212	20.4	8.01	14.50	9.5	11.20	0.46
7.5	-	曇りに日射し	7	51.91	29.94	0.213	21.1	7.58	16.50	9.3	11.19	0.50
7.5	15:12	曇り	8	50.336	29.601	0.212	21.5	7.89	-	10.0	11.20	0.47
7.6	9:32	曇り	9 湖心	53.402	27.441	0.213	19.4	7.48	-	9.0	11.24	0.75
7.6	9:55	晴	10	56.666	27.737	0.212	19.8	7.48	9.05	8.0	11.20	0.55
7.6	11:00	晴	11	56.247	27.099	0.212	20.6	7.65	9.70	9.5	11.37	0.58
7.6	11:27	晴	12	56.004	26.836	0.212	20.5	7.78	6.10	*	11.25	0.62
7.6	12:30	晴	13	55.098	27.173	0.212	20.5	7.80	11.50	8.8	11.37	0.67
7.6	13:25	曇り	14	53.828	25.947	0.213	22.3	7.76	30.00	8.0	11.38	0.47
7.6	14:00	曇り	15	53.242	25.865	0.214	20.8	7.74	6.30	*	11.41	0.53
7.6	14:50	曇り	16	53.119	25.053	0.213	20.6	7.71	10.00	8.5	11.31	0.61
7.6	15:17	曇り	17	52.042	24.847	0.213	21.6	7.71	14.50	8.7	11.25	0.62
7.6	-	曇り	18 和井内	51.472	25.130	-	-	-	-	-	-	-
平均						0.212	20.4	7.73	11.94	8.8	10.95	0.56

た。全炭酸濃度 (TIC) は平均 5.5ppmC、溶存有機炭素 (DOC) は平均0.39であった。Jの沢はTICが高く、B、DやFの沢はDOCが比較的lowかった。河川水のカチオンの平均濃度はNa (0.5ppm)、NH₄-N (0.002ppm)、K (0ppm)、Mg (0.4ppm)、Ca (6.6ppm)であった。河川水のアニオンの平均濃度はPO₄-P (0.026ppm)、Cl (4.5ppm)、NO₃+NO₂ (0.145ppm)、SO₄ (7.8ppm)であった。

湖岸の水質は場所による変差は見とめられず全体的にはほぼ同じような水質環境であった。平均の透明度は8.8m、最大で10mあった。電気伝導度は平均0.212mScm⁻¹、平均水温20.4°C、平均pH7.73であった。全炭酸濃度は平均11ppmC、溶存有機炭素は平均0.6であった。地点番号4の場所では

全炭酸濃度が平均の半分の5.8ppmCで例外的に低かった。湖岸の水のカチオンの平均濃度はNa (5.5ppm)、NH₄-N (0.016ppm)、K (0.7ppm)、Mg (1.0ppm)、Ca (10.9ppm)であった。湖岸の水のアニオンの平均濃度はPO₄-P (0.001ppm)、Cl (31.6ppm)、NO₃+NO₂ (0ppm)、SO₄ (43.3ppm)であった。地点1ではどのカチオンやアニオンの濃度も高く、地点12ではNaイオンだけが特に高かった。河川に比べ湖岸の水中にはリン酸や硝酸態窒素や亜硝酸態窒素が少なく、河川の栄養塩類は水生植物にとって重要な供給源といえる。アンモニア態窒素は河川よりも湖岸の水の方が高く、内部生産による供給が重要と考えられる。

表5 一周調査での流入河川・湖沼のイオン濃度 (2000年7月5-6日)

2000年 7月5-6日	Site	カチオン(mg l ⁻¹)					アニオン(mg l ⁻¹)			
		Na	NH ₄ -N	K	Mg	Ca	PO ₄ -P	Cl	NO ₃ +NO ₂	SO ₄
流入河川										
沢	A	0.5	0.001	0.0	0.4	4.4	0.036	3.8	0.113	2.2
沢	B	0.5	0.001	0.0	0.4	5.2	0.043	4.7	0.058	4.9
沢	C	0.5	0.005	0.0	0.4	6.0	0.015	4.5	0.113	7.2
沢	D	0.4	0.000	0.0	0.4	8.8	0.010	4.2	0.082	26.7
沢	E	0.5	0.000	0.0	0.4	8.4	0.022	5.9	0.182	8.9
沢	F	0.5	0.001	0.0	0.5	2.9	0.069	5.4	0.248	2.8
沢	G	0.5	0.000	0.0	0.3	11.2	0.028	0.4	0.231	5.9
宇樽部川	H	0.5	0.011	0.0	0.4	2.2	0.015	4.6	0.071	5.5
川	I	0.1	0.000	0.2	0.4	2.2	0.030	4.9	0.117	5.5
	J	1.0	0.000	0.0	0.8	10.7	0.039	6.6	0.091	8.5
沢	K	0.6	0.000	0.0	0.4	1.9	0.020	6.2	0.176	3.8
沢	L	0.3	0.000	0.0	0.4	13.6	0.007	3.4	0.105	0.5
沢	M	0.3	0.000	0.0	0.3	8.3	0.001	3.5	0.296	18.6
平均		0.5	0.002	0.0	0.4	6.6	0.026	4.5	0.145	7.8
湖										
湖岸帯	1	34.6	0.050	9.8	6.4	49.9	0.001	90.0	0.001	386.9
湖岸帯	2	2.0	0.011	0.2	0.9	6.7	0.001	26.5	0.000	19.4
湖岸帯	3	2.0	0.003	0.0	0.9	6.9	0.001	30.9	0.000	23.4
湖岸帯	4	2.1	-	0.0	0.9	6.8	-	31.4	-	23.5
湖岸帯	5	2.0	0.007	0.0	1.0	7.8	0.001	26.5	0.001	18.9
湖岸帯	6	2.0	0.019	0.0	0.9	8.9	0.001	24.5	0.000	17.7
湖岸帯	7	2.0	0.014	0.0	0.0	8.9	0.001	27.6	0.000	18.9
湖岸帯	8	2.0	0.004	0.0	0.0	9.0	0.001	31.3	0.001	23.5
湖心	9	2.0	0.038	0.0	0.9	8.8	0.001	33.1	0.001	16.8
湖岸帯	10	2.0	0.022	0.0	0.0	9.0	0.001	29.1	0.000	21.1
湖岸帯	11	1.9	0.027	0.0	0.9	9.1	0.001	34.0	0.001	25.9
湖岸帯	12	28.6	0.024	1.7	0.9	9.2	0.001	31.9	0.000	24.3
湖岸帯	13	1.9	0.024	0.0	0.9	9.1	0.000	32.4	0.001	24.7
湖岸帯	14	1.8	0.003	0.0	0.9	9.1	0.001	32.4	0.000	24.8
湖岸帯	15	1.9	0.000	0.0	0.0	8.8	0.000	30.8	0.000	21.5
湖岸帯	16	1.9	0.006	0.0	0.0	9.2	0.000	0.9	0.000	26.9
湖岸帯	17	2.0	0.005	0.0	0.8	8.7	0.000	23.9	0.000	17.8
平均		5.5	0.016	0.7	1.0	10.9	0.001	31.6	0.000	43.3

底質の粒度組成

図4aは西湖及び東湖の沿岸域での底質の粒度組成(1999年)を示し、礫、砂と泥の割合を図4bに示した。中央粒径は130~1500 μ m、95-75%が砂である泥質砂(Muddy sand)にあたる底質が主で、礫が多く含まれる(20%程度)ことも多かった。

図5aには十和田湖の沿岸全域での底質の粒度組成(2000年)を示し、礫、砂と泥の割合を図5bに示した。中央粒径は180~1700 μ m、泥質砂にあたる底質が主で、礫が多く含まれる(40%程度)ことも多かった。

底質の有機物含有量

灼熱減量(450 $^{\circ}$ C、550 $^{\circ}$ C)を底質の有機物含有量として計算した。西湖及び東湖の沿岸域での底質の有機物含有量は1.6~13.7%(450 $^{\circ}$ C)及び2.4~17.4%(550 $^{\circ}$ C)であった。平均して6.7%(450 $^{\circ}$ C)、9.0%(550 $^{\circ}$ C)であった。有機物含有量と粒度組成との関係を見ると、砂画分には相関関係はなかったが、泥画分は有機物含有量が増加するにつれて増加し、礫画分は逆に減少した。したがって、灼熱減量は泥質量を示すよい指標となった。

十和田湖の水生植物分布と現存量

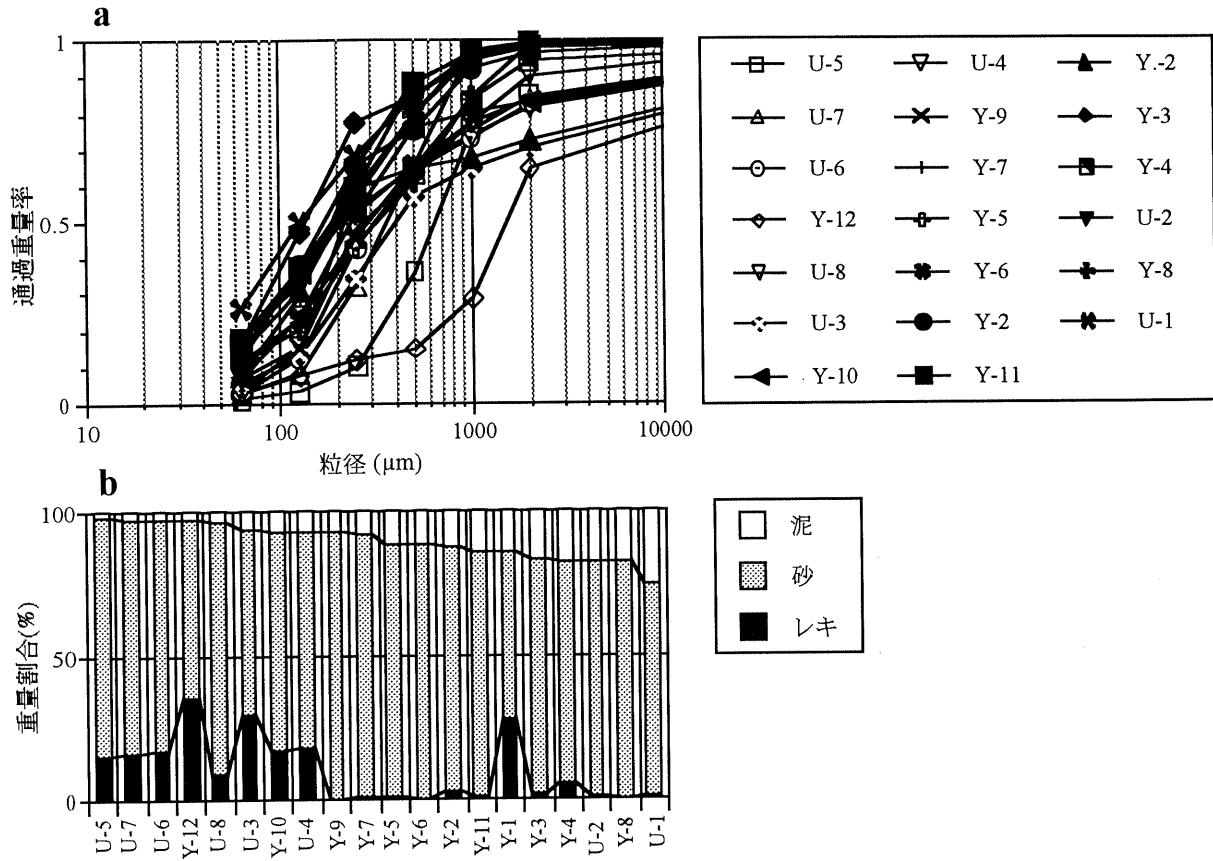


図4 西湖・東湖における底質の粒度分布(1999年)

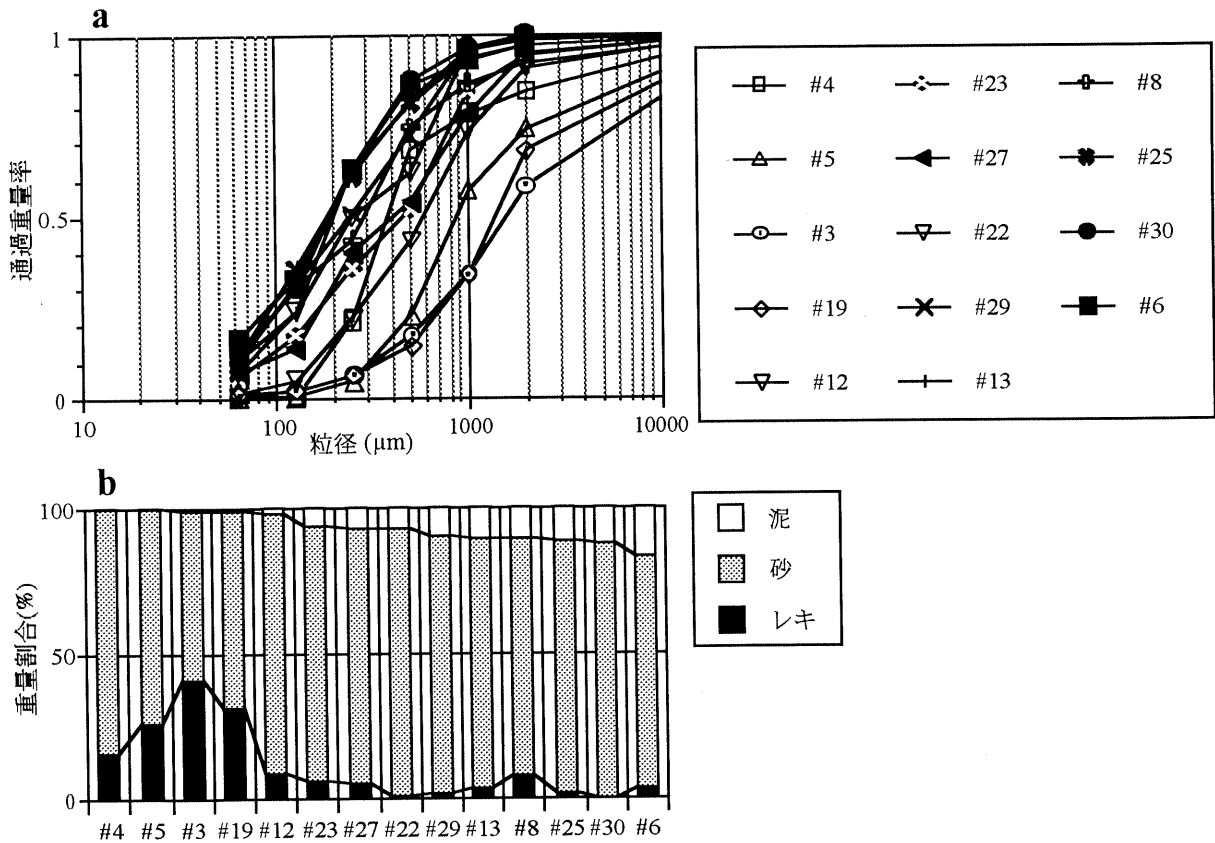


図5 十和田湖沿岸域の底質の粒度分布(2000年)

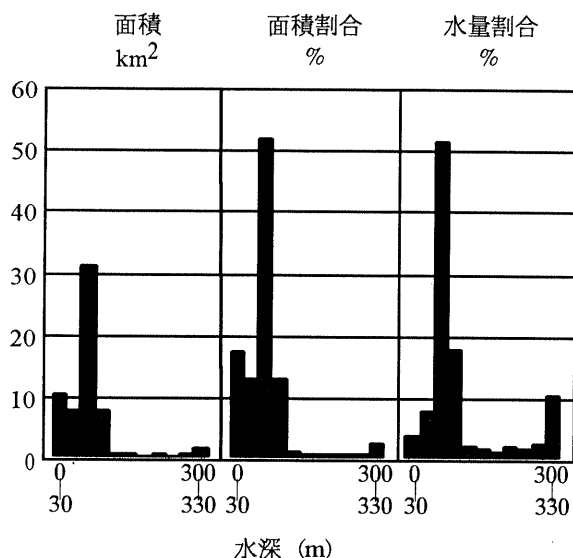


図6 十和田湖の水深別の面積と割合

考察

湖盆形態

十和田湖の最大水深は327m、平均水深は71mの比較的深い湖である。湖沼図から計算した30m水深毎の面積は3つのピークがある(図6)。すなわち最大のピークは60-90m水深で、その面積が湖面の52%に及ぶ。つぎが、0-30mの浅瀬で10.2km²(17%)ある。3つめが300m以上の深い場所で、面積にして1.5km²で湖面の2.5%ほどである。十和田湖は60-90m水深が代表的な深さといえるが、0-30mの浅瀬も大きな割合をもっており、一般に沈水植物の生育できる透明度の約2倍の水深までの場所の占める割合が大きく、十和田湖生態系に対する沿岸域の物質循環的な寄与は少なくないと考えられる。

底質と水生植物の分布

センニンモは泥質の多い底質(Y-3、Y-2、U-8、Y-4)に優占して見られ、ホザキノフサモは泥質の少なく礫が10-20%含まれる底質(U-5、U-7、Y-12、U-4)に優占して見られた。カタシャジクモは泥質の多い底質に多く(U-1、U-2、Y-7)、ヒメフラスコモも泥質の多い底質に多い(Y-8、Y-5、Y-6、Y-9)が、カタシャジクモとヒメフラスコモは共存して採取されなかった。水深に関して述べ

ると、カタシャジクモは浅く、ヒメフラスコモは深い所に生育している傾向があった。また、ヒメフラスコモは西湖に多く見られる傾向があった。十和田湖の湖沼図(1963、64年測量)にある底質図によれば西湖は砂質泥から泥質であり、泥質の面積が大きい。一方、東湖ではほとんど砂質泥で占められおりやや底質の分布に違いがある。その事が水生植物の分布に影響を与えていると考えられる。

水生植物の生育水深(表3)を見ると、センニンモとヒメフラスコモを除くとほとんど6~7m以下に最大水深を持つ。その水深は湖沼図では砂質の部分で、最大でも岸から350m(東湖)や420m(西湖)までに分布している。この部分での種の多様性は非常に高く、今後水生植物を保全してゆく観点から最も重要な部分と考えられる。水生植物の保護地域に指定するなど何らかの保護政策が必要と思われる。

水生植物の機能

浅瀬に繁茂する水生植物の湖沼中での機能は一次生産・生物の生息場所や産卵場所の提供等の他に栄養塩の保持等の物質循環での役割(Barko & James 1997)が挙げられている。特に浅い湖沼の場合、栄養塩の保持が直接的に作用して、水質の向上につながり浄化機能として認識されている。十和田湖の場合、急峻な湖岸のため全体ではいわゆる水草帯の発達が顕著ではないとされてきた。しかしながら、湖面積61.0km²の約8%が沈水植物群落と推定され、流入河川からの栄養塩類は沿岸帯で吸収され、水中の栄養塩を沈水植物群落が吸収・保持していると予想される。したがって自然浄化機能は浅い湖沼(野原ら1988)と同じように発揮されているものと推察される。十和田湖の沈水植物の窒素含量は0.8%~3.4%で、特にヒメフラスコモ(3.4%)やカタシャジクモ(2.1%)は窒素含有量が高かった(野原ら1999)。単細胞藻類の窒素含量は乾燥重量の6~10%程度と比較的高く、支持組織の多い大型水生植物では1.3~3.0%程度である(宝月1998)。今回の1999年及び2000年の結果から沈水植物の最大現存量を

十和田湖の水生植物分布と現存量

表 6. 十和田湖の水草の調査報告に見られる出現最大水深 (m)

	中野 (1912)	神保 (1958)	吉岡ら (1967)	野原ら (1997)	野原ら (1999)
透明度 (m)		15 m	9-10 m	8 m	10 m
種数	11	9	8	11	10
ウキヤガラ	+				
ヒメホタルイ	+	0.5			
クロモ				+	4.9
バイカモ	+			+	3.4
ヒロハノエビモ	+	< 5	4	+	6.2
エゾヒルムシロ	+	< 5	4	+	6.4
センニンモ	+	8	8	+	10.4
ホザキノフサモ	+	8	8	+	5.1
リュウノヒゲモ	+	10	4	+	6.4
エゾヤナギモ	+	5	10	+	10.0
カタシャジクモ	+	16	13	+	7.4
ヒメフラスコモ	+	29	24	+	14.5

+ : 水深は不明、分布の確認されたもの

206gDWm²であるとする平均的には窒素含量は0.8%~3.4% (野原ら 1999) であるから、1.6~7.0gm²の窒素を湖岸の水草帯には保持していることになる。また沈水植物群落の面積を4.8km²であるとする7.68~33.6tの窒素を沈水植物帯で保持する機能が予想される。平水時と降雨時の河川からの全窒素負荷量は11.8kgd⁻¹及び215kgd⁻¹であった (三上ら 1999) から年間の窒素負荷量は4.3t (平水時、最低) ~78.5t (降雨時、最大) と推定すると年間の窒素負荷量の43~180%が沈水植物帯で保持されていることになる。十和田湖においては、沈水植物帯が特に重要な機能を持っていると考えられる。今回、十和田湖全体の水生植物分布と現存量調査を行い、流入負荷量との比較を行う事によって湖全体における水生植物の栄養塩保持機能の程度を見積もることができた。

水生植物の分布変化

十和田湖の水生植物については、これまでに中野 (1912)、今堀 (1954) の調査がなされた。神保 (1958) は湖沼調査の一環として植物生態学的研究を行い、その後の変化と環境条件との関係を得るために吉岡ら (1967) の調査が行われている。その後水生植物に関する本格的な調査はなされていなかったが、1993年に環境庁による第4回自然環境保全基礎調査の湖沼調査の中で、4種の大型水生植物が報告されている。1997年にはその後の

水生植物の変化を知るために、野原ら (1999) が水生植物の種の多様性や現存量に関する調査を行い、過去の水生植物相との比較を行った。表6には本報告を含め、これまでの十和田湖における調査のうち水草の分布や生育水深を整理した。ヨシは局所的に分布している事を確認しているが、表では割愛した。1958年から比べると透明度は悪くなっており最近では10mを切っている (Takamura et al. 1999)。出現種数は採集の程度に依存するが、11種前後で変化は無いと考えられる。各地で話題になっている帰化植物が見られないことは、この湖沼生態系の健全性を示している。生育水深はシャジクモ藻類2種で以前の半分程度に浅くなっていることが危惧される。優占している種であるので採取データの少ないため無いと考えられる。吉岡ら (1967) も述べているように生育水深の低下は近年の透明度の低下が主原因と考えられる。種の減少はないが、いわゆる水草帯の張り出し幅が近年確実に狭くなっているものと考えられる。

引用文献

- Barko J. W. & James W. F. (1997) Effects of submerged aquatic macrophytes on nutrient dynamics, sedimentation, and resuspension. In: *The Structuring Role of Submerged Macrophytes in Lakes* (eds E.

- Jeppesen, M. Sondergaard, M. Sondergaard and K Christofferson) pp. 197-214. Springer.
- 生嶋功 (1972) 水界植物群落の物質生産 I - 水生植物 -. 共立出版、東京.
- 今堀宏三 (1954) 日本産輪藻類総説. 金沢大学出版会.
- 宝月欣二 (1998) 湖沼生物の生態学、富栄養化と人の生活にふれて. 共立出版、東京.
- Kashimura T. (1956) Distribution of stoneworts in Lake Towada in its relation to the light factor. *Ecological Review* **14**: 149-153.
- Jimbo T., Takamastu M. & Kuraiishi H. (1955) Notes on the aquatic vegetation of Lake Towada. *Ecological Review* **14**: 1-9.
- Satake K. (1987) A small dredge for sampling aquatic macrophytes. *Hydrobiologia* **150**: 141-142.
- 沢村和彦 (1991) 十和田湖. 「空から見る日本の湖沼」(奥田節夫・倉田亮・長岡正利・沢村和彦 編) pp.67-70. 丸善、東京.
- 神保忠男 (1958) 植物生態学的調査研究、青森県. 十和田湖環境調査研究報告書: 53-75.
- 三上一・工藤精一・松尾章・工藤幾代・野澤直史・前田寿哉 (1999) 十和田湖の水位と流入河川の負荷量(1998年). 国立環境研究所研究報告 **146**: 117-125.
- Takamura N., Mikami H., Mizutani H. & Nagasaki K. (1999) Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the Secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan? *Archiv für Hydrobiologie* **144**: 283-304.
- 野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・高村典子・相崎守弘・大槻晃 (1988) 霞ヶ浦江戸崎入水草帯における栄養塩類の挙動. 国立公害研究所研究報告 **117**: 125-139.
- 野原精一 (1998) 尾瀬沼に始まったコカナダモの衰退現象について. 尾瀬の保護と復元 **23**: 39-46.
- 野原精一・加藤秀男・三上一・高村典子 (1999) 十和田湖の水生植物の現状-1997年の調査結果から-. 国立環境研究所研究報告 **146**: 49-54.
- 野原精一・矢部徹 (2000) コカナダモ侵入後の尾瀬沼生態系の変化について. 尾瀬の保護と復元 **24**: 23-30.
- 中野治房 (1912) 十和田湖生物調査報告(吉岡ら 1967からの引用).
- 矢部徹・野原精一 (1998) デファレンシャルGPSを活用した湖沼調査法 - 尾瀬沼における事例 -. 日本陸水学会第63回大会講演要旨集 135pp.
- 吉岡邦二・檜村利道・樋口利雄・斎藤員朗 (1967) 4. 十和田湖の植物生態学的調査. 秋田県・青森県、十和田湖資源対策事業調査報告書: 13-28.

十和田湖沿岸域における底生動物群集構造の決定要因 — 餌環境と魚類による捕食からの検討

加藤秀男¹・高村典子¹・上野隆平¹・大高明史²・戸塚利明³

¹国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)、²弘前大学教育学部 (〒036-8560 弘前市文京町1)、³茨城大学理学部地球生命環境科学科 (〒310-8512 水戸市文京2-1-1)

Effects of fish predation and food resource on macroinvertebrate communities in the littoral zone of Lake Towada

Hideo KATO¹, Noriko TAKAMURA¹, Ryuhei UENO¹,
Akifumi OHTAKA² and Toshiaki TOTSUKA³

¹National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan,

²Faculty of Education, Hirosaki University, Hirosaki 036-8560, Japan

and ³Faculty of Science, Ibaraki University, 2-1-1 Bunkyo, Mito 310-8512, Japan

はじめに

湖沼の沿岸域は生物多様性が高く、かつ最も生産性の高い場である (例えば、Sephton *et al.* 1980; Petrdis & Sinis 1995)。沿岸域の底生動物は陸や河川からの外来性エネルギーを変換する最初の中継者として重要であり (Janasson 1978; Wissmar & Wetzel 1978)、外来性エネルギーに依存する貧栄養湖 (Pieczynska 1986) において、その役割はより重要と考えられる。

湖沼の底生動物群集を決定する要因は、これまで主に沖域で調べられてきた。例えば、Hamilton (1971)は、湖底の水温と酸素濃度が底生動物の分布を決める重要な要因であることを示した。同様に Dermott (1988)は、富栄養湖の深底部では低い酸素濃度が底生動物の種類数と現存量を低下させることを報告した。また、Dermott *et al.* (1977)や Hanson & Peters (1984)は、沖域の底生動物現存量が湖水中の栄養塩濃度に伴って増加することを報告している。このように沖域の底生動物群集の構造は水温、酸素濃度 (Hamilton 1971)、および水質や餌環境 (Dermott *et al.* 1977; Hanson & Peters 1984) などで説明される場合が多い。

一方、沿岸域では、これらの要因に加えて植物群落などの生息場所の構造 (Dobrowolski 1994; Palomäki & Hellsten 1996)、水位変動 (Palomäki & Koskeniemi 1993; Palomäki & Hellsten 1996)、捕食者 (Morin 1984; Crowder & Cooper 1982; Post & Cucin 1984) などの観点から調べられている。しかし、沿岸域ではこれら要因は複雑で、季節や場所の違いによっても大きく変動するため、底生動物群集と環境要因との関係は不明瞭なことが多い。

沖域に比べ、沿岸域の底生動物の群集構造を決定する要因を不明瞭にする原因は、大きく以下の三点であろう。まず、沿岸域における湖底構造の複雑さが挙げられる。例えば、沿岸域に発達する水草群落は、底生動物に基質や捕食者からのシエルトを提供し (Ward 1992)、底生動物の多様性、密度及び現存量を増加させるが (例えば、Dobrowolski 1994; Palomäki & Hellsten 1996)、その一方で沿岸域で生じる波による攪乱は底生動物の密度及び現存量を著しく低下させる (Smith & Sinclair 1972; Smith 1979)。このような沿岸域のモザイク状の構造は底生動物群集の構造を大きく変動させる (Rasmussen 1988)。

第二に、陸や河川などからの不規則な外来性有機物の導入により、餌資源の定量化が困難な点である (Rau 1980; Timms 1980; Hanson & Peters 1984; France 1990)。Hanson & Peters (1984) は、湖沼間の底生動物の現存量と湖水中のTP濃度の関係が、動物プランクトンの現存量とTP濃度の関係と比較して分散が大きいことを示し、この原因は底生動物が外来性エネルギーに強く依存するためであると示唆した。すなわち、湖水の一次生産量と底生動物の現存量あるいは密度との単純な比較は大型湖沼の沖域でのみで有効であり、その他の湖沼や沿岸域では外来性有機物の導入を考慮した餌資源の定量化が必要となる。

第三に、ベントス食魚の多くが沿岸域に分布する点である。魚類による捕食の影響は、極めて大きく (例えば、Post & Cucin 1984)、しばしば、他の要因の影響を打ち消してしまうほど、底生動物群集の構造を変える場合がある。魚類による底生動物群集への影響の研究の多くは、特定の魚類種の在/不在を操作し、魚類以外の要因を除き、かつ短い時間スケールで実験的に行われたものである (Diehl 1993; Blumenshine *et al.* 2000)。しかし、このアプローチは自然湖沼の状態を直接反映するものではない。なぜなら多くの湖沼の底生動物群集は、魚類の在/不在よりも、湖沼間あるいは地点間での魚類相、魚類密度、および魚のサイズの違いによる影響をうけているからである (Blumenshine *et al.* 2000)。さらに、魚類の捕食活動は魚類の代謝と関連するため、水温などの環境要因に伴い変動する (Bartell *et al.* 1986;)。従って、自然湖沼における魚類の影響を評価する場合は、季節や地点に伴って変化する、その場での魚類の捕食圧を把握する必要がある。

本研究の目的は、十和田湖の沿岸から垂沿岸域で、底生動物群集の構造を決定する要因を明らかにすることである。1997年の調査結果より、十和田湖沿岸の底生動物群集の種多様性は湖底構造と関係し、不均一性が高い浅い湖底で多様性が高く、沖の泥底で低くなった (Kato *et al.* 1999)。しかし、密度や現存量の変化は湖底構造、水温、酸素濃度など物理化学的要因などの面からは説明で

きなかった (加藤ら 1999; Kato *et al.* 1999)。そこで本研究は底生動物の密度と現存量に影響すると考えられる、餌要因と魚類による捕食の両面より検討を行った。すなわち、岸から沖に向かって勾配の異なる2つのライン上に地点を設け、地点毎に、魚類の影響と餌環境の季節的変化を同時に測定し、底生動物群集の密度、現存量及びサイズ組成と比較した。餌要因の測定は、底泥中のクロロフィル a 量や灼熱減量の他に沈殿フラックスを直接測定した。また、魚類の影響は、場の捕食圧を反映すると考えられる単位時間当たりにトラップで採集された魚類の個体数を測定した。

方法

調査地の概要

十和田湖は本州北部の青森県と秋田県の県境に位置する。湖面は海拔400mにあり、面積59.1km²、平均と最大水深はそれぞれ71.0m、327.0mのカルデラ型貧栄養湖である。本湖はその集水域の98.4%が山林に覆われ、自然状態がよく保たれており、大小72の河川が流入し、奥入瀬川へと流出している。湖の水位レベルは、降雨と発電による取水のバランスで決まるが、漁協の要請により基準面 (海拔400m) から1.66m以下に下げない様に操作されている。降雨の少ない夏には水位はしばしば平常水位よりも1m位低下する。

調査は湖の南西の和井内と鉛山の沿岸域で行った (図1)。それぞれの沿岸域において、岸から水深20-24mの垂沿岸まで直線ラインを設定し、和井内では岸から20m、40m、60m、80m、100mの5カ所、鉛山では岸から15m、30m、50m、80mの4カ所に調査地点を設置した。これらの地点は表1に示した様に、水深、底質が異なる。両沿岸域共に岸から沖に、砂底 (和井内20m、鉛山15m)、砂と泥の混合した湖底 (和井内40m)、泥底 (和井内60-100m、鉛山30-80m) の順で変化した。夏には和井内20-80mと鉛山15-50mの範囲 (水深1-15m) に10種の沈水植物がパッチ状に分布した。特に和井内20m・鉛山15m付近 (水深1.5-3m) にはクロモ、エゾヤナギ、ホザキノフサモなどの比

底生動物群集の決定要因

較的大きい群落 (1×1m) が部分的に見られた (野原ほか 1999)。しかし、これらの沈水植物は量的には少なく、調査を行った地点には存在しなかった。

水温は沿岸で高く、沖に向かって低下する傾向が見られ、夏には岸近くの浅い地点で20℃以上になったのに対し、沖の深い地点では16℃前後であった。しかし、冬には沿岸から亜沿岸にかけて

1-2℃の低い水温であった。

底生動物群集

底生動物の採集は、1998年5月から1999年9月の期間に計10回行った。各地点でエクマンバージ採泥器 (15×15cm) を用いて2-4回繰り返し採集した。採集したサンプルはナイロンメッシュ (0.2mm) でふるい、細かい泥を落とした後、大きな礫を除きポリエチレンボトルに入れ、10%ホルマリンで固定した。

底生動物は実体顕微鏡下で拾い出し同定した。ただし、イトミミズ科は *Itaxon* として扱い、後にサブサンプルより種又は属の確認のみを行った。サンプル毎に各分類群の個体数と湿重量を測定し、地点毎の底生動物の密度、現存量、種類数及び多様性指数 (SHANNON Index) を求めた。また、底生魚類が採集された地点の底生動物サンプルについては、個体別に湿重量の測定を行い、底生動物のサイズ構成をもとめた。個体重量の測定は1mgの精度で行い、秤の精度以下の小型個体については、接眼マイクロメータで頭幅 (昆虫類) 又は最大幅 (イトミミズ科) を測定し、サイズ毎にまとめて重量を測定し、その平均値を1個体あたりの重量とした。

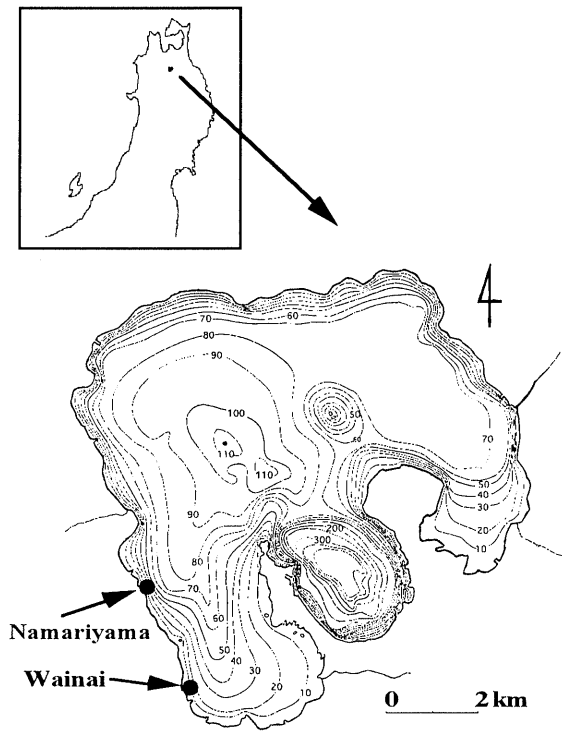


図1 調査地点.

餌環境

餌環境として底泥の灼熱減量とクロロフィルa量、及び各地点の沈降フラックスを測定した。底

表1 各調査地点の概要. 各地点共に水温の最高値は98年9月、最低値は99年3月に記録された。

Region Disitance from shore (m)	Depth (m)	Water temperature(°C)				Bottom type
		Mean	SD	Max	Min	
Wainai littoral region						
20	1.8	10.3	(7.0)	24.2	1.9	Sand & pebbles
40	7.3	9.8	(6.8)	22.5	1.7	Mud & sand
60	12.4	9.0	(6.0)	20.3	1.7	Mud
80	16	8.2	(5.2)	19.7	1.7	Mud
100	20	7.4	(4.2)	16.4	1.7	Mud
150	31.2	5.3	(2.1)	9.6	1.7	Mud
Namariyama littoral region						
15	2.7	10.2	(6.9)	22.5	1.0	Sand
30	8.9	9.8	(6.7)	21.5	1.8	Mud & leaf litter
50	15.1	8.5	(5.1)	20.0	2.0	Mud
80	23.3	6.8	(3.6)	16.8	2.0	Mud
150	35	4.7	(1.6)	7.6	1.8	Mud

泥および沈殿物の採取は底生動物採集時に各地点で行った。底泥はエクマンバージ採泥器で採取後、水が抜けるまで静止し、直径4cmのコアー(灼熱減量用サンプル)と先端をカットした直径1cmの注射器(クロロフィル a 量用サンプル)を用いて表層から2cmの泥を採取した。沈降フラックスは直径5.5cm、高さ25cmのガラスビン(湖底より50cm上部に設置し、5-10日後にビンの内容物を回収した。採取したすべてのサンプルは保冷状態で実験室に持ち帰った。

底泥の灼熱減量は、20-30gの泥を電気炉を用いて450℃で24時間灼熱し、灼熱後に減少した重量より求めた。クロロフィル a の濃度は、水分を除いた泥20mlを100%メタノール12mlで24時間抽出し、分光光度計で測定した(Marker *et al.* 1980)。沈殿物中の懸濁態炭素(POC)と懸濁態窒素(PON)は、450℃で3時間焼いたGF/Fフィルター上に集め、40-60℃で一日乾燥させた後、元素分析装置(ヤナコCHNコーダーMT-5)にて分析した。沈殿物中の懸濁態リン(POP)はヌクレオポアフィルター(ポアサイズ0.2 μ m)上に集め、50mlポリプロピレン瓶に入れ、これにミリQ25mlを加えた後、4%過硫酸カリウム溶液5mlを加え、オートクレーブ(121℃、40分)で分解した。分解溶液が室温に下がった後、ブランルーベ社オートアナライザーAACS IIにて測定した。

底生魚類

底生魚類はポリエチレン性トラップを用いて採集した。この方法は魚類の活動性の影響を強く受けるため、魚類による捕食圧の程度をあらわすと考えられる。底生魚類の採集は1998年12月から1999年8月の期間に和井内の3地点(汀線から20m、40m、80m地点)、1998年9月から1999年9月の期間に鉛山の3地点(汀線から15m、30m、50m地点)で行った。各採集地点にペレット状の餌を入れたポリエチレン性トラップを3個設置し、24時間後にトラップに入った底生魚類をトラップ毎に回収し10%ホルマリンで固定した。魚類の胃内容物については、実体顕微鏡下で餌動物を同定し、個体毎の重量を測定し、月毎に底生

魚類の胃内容物組成(重量%)と餌動物のサイズ構成を求めた。それらのデータと各地点における底生動物群集のサイズ構成から魚類による餌サイズ選択性を求めた。また、エサの選択指数(Ivlev 1961)は、胃内容物と湖底に出現した底生動物群集の個体数の割合より求めた。

結果

底生動物の構成

調査期間中に合計9目33taxaの底生動物が出現した(表2)。双翅目では11taxaの内10taxaがユスリカ科に属した。また、イトミミズ科には、*Limnodrilus* spp.、*Bothrioneurum vej dovskyanum*、*Tubifex tubifex*、*Branchiura sowerbyi*、*Aulodrilus japonicus*、*Ryacodrilus* spp.、*Tubificidae* gen. sp.の7種が含まれ、*Limnodrilus* spp.と*Tubifex tubifex*が多数出現した。

イトミミズ科の*Limnodrilus* spp.とユスリカ科の*Procladius* sp.、*Stictochironomus* sp.、*Tanytarsini* gen. spp.、*Monodiamesa bathyphila*の4taxaは、調査を行った全地点で出現した。さらに*Pisidium* sp.は、鉛山の15m地点を除く全地点で出現したことから、これらの種は沿岸部に広く分布すると考えられた。一方、クサツミトビケラ(*Oecetis* sp.)は、和井内40-100m、鉛山30-50m地点の中間の水深に多く分布し、その他の分類群は岸から80m以浅のみに出現した。特にコカゲロウ属の一種(*Beatis* sp.)やクロカワゲラ科に属する一種(*Capniidae* gen. sp.)、ヒラタコエグリトビケラ(*Apatania aberrans*)は岸近くの湖底のみから出現した。従って、底生動物の種類数と多様性指数(H')は岸近くで高く、沖に向かうにつれて低下する傾向を示し(図2)、これまでの研究(加藤ら1999; Kato *et al.* 1999)と一致した。

底生動物群集の密度と現存量の季節変化をおのおの図3と図4に示す。調査期間を通じて、密度・現存量ともにその大部分はユスリカ科とイトミミズ科によって占められ、沖に向かうにつれイトミミズ科の占める割合が増加した。まず、和井内での底生動物の密度のピークは、98年5月を除き、

底生動物群集の決定要因

表2 各定点より出現した底生動物のリスト。各分類群の出現状況を3つのランクで示した。++: abundance (mean annual density >1000 n/m²), +: common (>100 n/m²), r: rare (<100 n/m²)。また、イトミミズ科は合計についてのみランクを示し、サブサンプルより確認した各分類群の出現状況をアスタリスク(*)で示した。トビケラ目の内、*Apatania aberrans*、*Molanna moesta*、*Mystacides azurea* 及び *Ceraclea complicata* は成虫の生殖器により同定した。

Distance from shore (m)	Wainai region						Namariyama region				
	20	40	60	80	100	150	15	30	50	80	150
OLIGOCHAETA											
Turbicida											
Tubificidae gen. spp.-total	++	+	+	++	++	+	++	++	++	++	+
<i>Limnodrilus</i> spp.	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	*	*	*	*	.	.	*	.	*	*	.
<i>Tubifex tubifex</i>	*	.	*	*	*	.	*	*	*	.	*
<i>Branchiura sowerbyi</i>	.	.	.	*	.	.	.	*	.	.	.
<i>Aulodrilus japonicus</i>	*	.	.	*	.	.
<i>Ryacodrilus</i> spp.	*
Tubificidae gen. sp. A	*	.	*	*	*	*	*	.	.	.	*
GASTROPODA											
Pulmonata											
Lymnaeidae gen. sp.	.	r	r	.	.
PELECYPODA											
Heterodonta											
<i>Pisidium</i> sp.	r	r	r	r	r	+	.	r	r	+	+
CRUSTACEA											
Amphipoda											
<i>Eogammarus kygi</i>	r	.	r	r	.	r
INSECTA											
Ephemeroptera											
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	r	.	.	.
<i>Baetis</i> sp.	r
<i>Caenis</i> sp.	r	r	.	r	r	.	.	r	r	.	.
<i>Ephemera orientalis</i>	+	r	r	r	r	.	+	r	r	.	.
Plecoptera											
Capniidae gen. sp.	r
<i>Nemoura</i> sp.	r	.	r	.	.	.	r
Megaloptera											
<i>Protohermes grandis</i>	.	r	r
Trichoptera											
<i>Apatania aberrans</i>	r
<i>Molanna moesta</i>	r	r	r	.	.	.	r	r	r	r	.
<i>Mystacides azurea</i>	r	r	r	r	r	r	.
<i>Oecetis</i> sp.	.	r	r	.	r	.	.	r	r	.	.
<i>Ceraclea complicata</i>	r	.	r	.	.	.	r
Diptera											
<i>Antocha</i> sp.	r	.
<i>Procladius</i> sp.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Chironomus</i> spp.	.	r	r	r	.	.	r	.	r	r	.
<i>Stictochironomus</i> sp.	+	r	+	+	+	r	+	+	+	+	r
<i>Polypedilum</i> sp.	+	r	r	r	.	.	+	+	r	.	r
<i>Cryptochironomus</i> sp.	r	r	r	.	.	.	r	r	r	.	.
Tanytarsini gen. spp.	+	+	+	r	r	+	+	r	r	r	+
<i>Fissimentum</i> sp.	r	r	.	r	.	.	r	r	.	.	.
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r	r
Orthoclaadiinae gen. spp.	+	r	r	r	.	.	r	r	r	.	r
Other Chironomidae	r	r	r	r	r	.	r	r	.	r	.

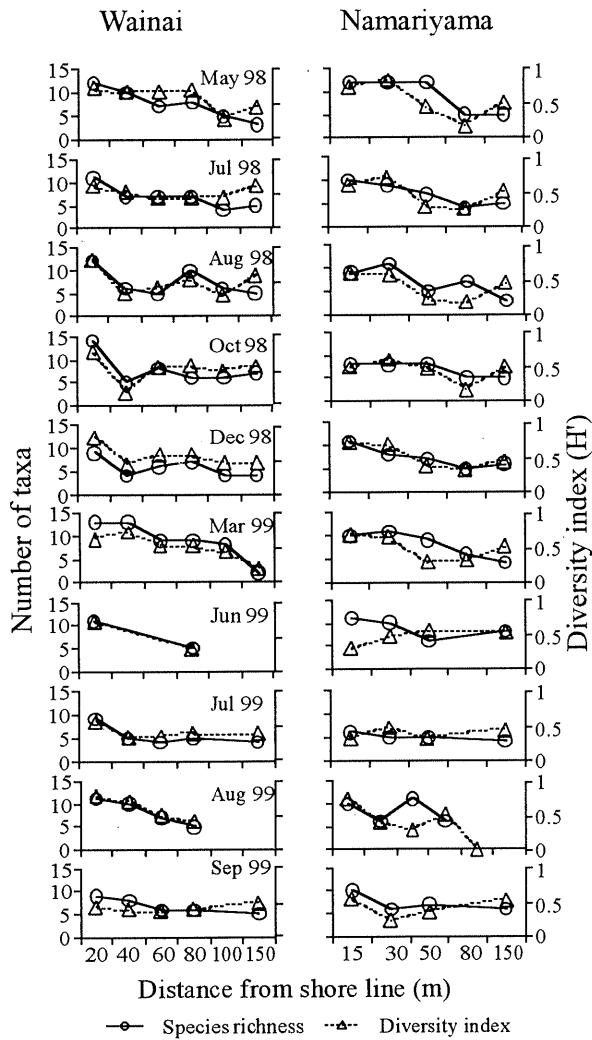


図2 和井内・鉛山における沿岸から沖への底生動物群集の種類数(○)と多様度指数(△)の変化. 多様度指数は Shannon Index of Diversity (H') を利用した. ただし、イトミミズ科はまとめて Itaxa として扱った.

浅い湖底(汀線から20m)と沖側の比較的深い湖底(汀線から80-150m)の2山型を示した. この傾向は鉛山でも認められた. いずれも浅い方のピークはユスリカ科、沖側のピークはユスリカ科とイトミミズ科双方の増加によるものであった. ここで注目したいのは、沖側のピークが見られた地点が季節により移動したことである. すなわち、夏から秋に深い地点に見られた密度のピークが、冬(鉛山)または春(和井内・鉛山)に、より浅い地点に移動した.

一方、現存量のピークはおおむね沖側の地点のみで見られ、密度で見られた浅い地点のピークは見られなかった. これは、浅い地点の底生動物群

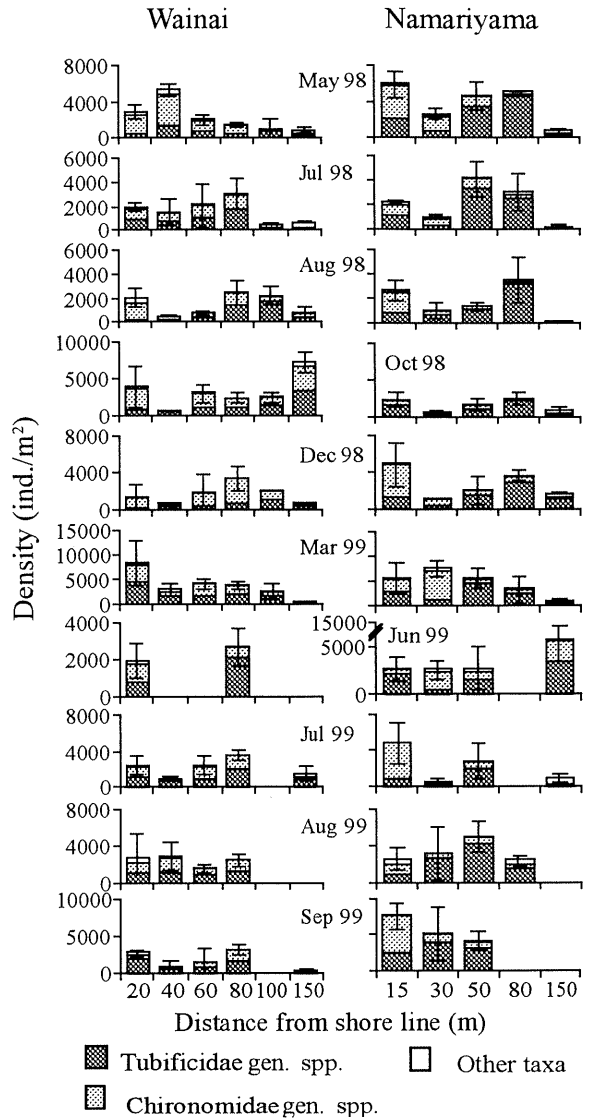


図3 和井内・鉛山における沿岸から沖への底生動物の密度の変化. 縦線は総密度のSDを示す.

集が小型個体から構成されたためである. 現存量のピークは和井内では密度同様に、夏から秋にはより深い地点、冬から春にはより浅い地点に移動する傾向を示した. しかし、鉛山のピークは、6月に少し浅い地点に移動した以外、常に沖側(鉛山50-80m)で見られた. 夏から秋のピークは主にイトミミズ科とユスリカ科から構成されていた. 一方、冬から春のピークはそれらに加えてトウヨウモンカゲロウやトビケラ類で構成された.

餌環境

底泥の灼熱減量(図5)は、砂からなる浅い地点(和井内20-40mと鉛山15m)で0.9-4%と低く、

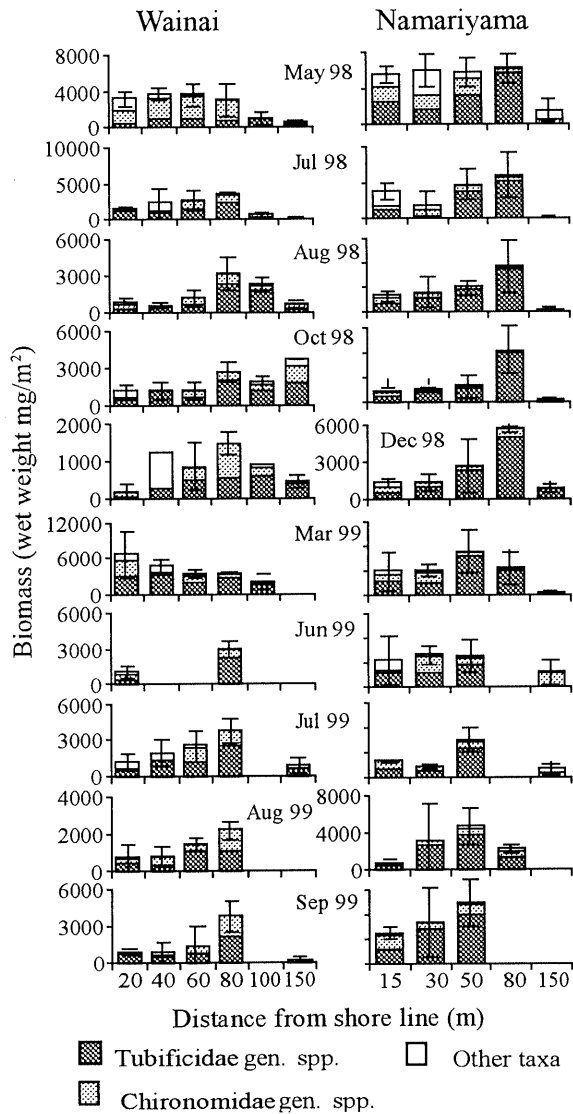


図4 和井内・鉛山における沿岸から沖への底生動物の現存量の変化. 縦線は総密度のSDを示す.

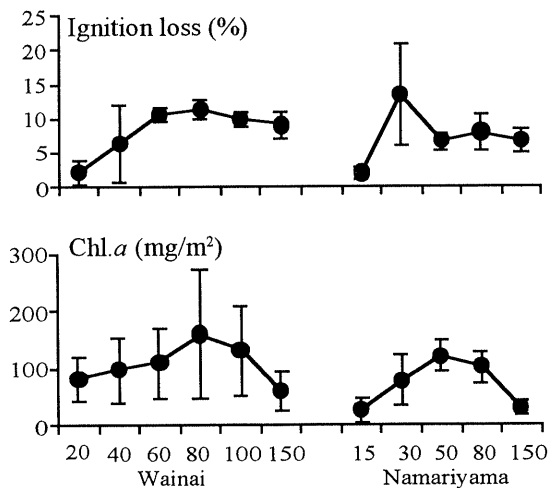


図5 和井内及び鉛山の沿岸から垂沿岸における底泥の灼熱減量とクロロフィルa量の変化. 調査期間の平均値を示す. 縦線はSDを示す.

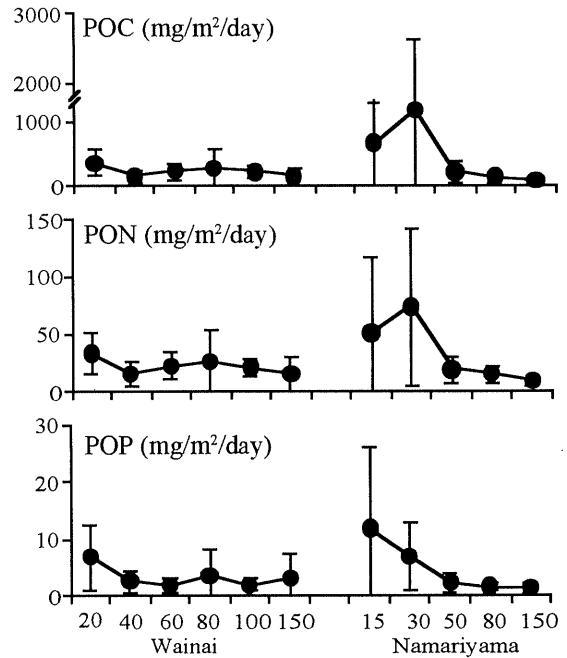


図6 和井内及び鉛山の沿岸から垂沿岸におけるPOC、PON及びPOPの一日あたりの沈殿量の変化. 調査期間の平均値を示す. 縦線はSDを示す.

沖に向かうにつれて高くなった。特に鉛山30mでは18-22%と高い値を示したが、これはこの地点でリターなどの有機物が堆積しやすいことを反映している。底泥のクロロフィル量は季節間で変動するものの、中間の水深で高くなり、光量が低下する深い地点で再び低くなる傾向を示した。光量が多い浅い地点で低かったのは波浪などで底泥が攪乱されるためと考えられる。

岸から沖に向かったPOC、PON及びPOPの沈殿量は和井内でそれぞれ順に130-360mg/m²/day、14-34mg/m²/day、2-7mg/m²/dayの範囲を変動し、浅い地点(和井内20m)と水深が中間の地点(和井内80m)で僅かに高くなる傾向を示した(図6)。このパターンは底生動物密度の2山型パターンと類似した。一方、鉛山でのPOC、PON及びPOPの沈殿量は岸に近い地点(鉛山の15mと30m)で月毎に大きく増減し、POCとPONの沈殿量は有機物量が多い鉛山30m地点で、POP沈殿量は鉛山15m地点で高い値を示した。しかし、それ以外の地点ではPOC、PON及びPOPの沈殿量はそれぞれ順に74-214mg/m²/day、8-19mg/m²/day、8-11mg/m²/dayの範囲を変動し、和井内とほぼ同レ

ベルであった。

和井内、鉛山それぞれについて、各地点の餌環境項目の年平均と *Procladius* sp. などの肉食者 (Coffman & Ferrington 1996) を除いた底生動物の総密度と主な分類群の密度 (又は現存量) との相関係数を表3に示す。まず、底生動物の密度については、灼熱減量やクロロフィルa量よりも、沈殿物量と有意な正の相関を示す傾向があった。特に、鉛山では沈殿物の中でもPOP量のみにも有意な正の相関が認められた底生動物が多かったのは、特筆すべきかもしれない。和井内では総密度、*Stictochironomus* sp.、*Polypedium* sp. の密度がPOC量、PON量およびPOP量のすべてと有意 ($p<0.05$) な正の相関を示した。また、イトミミズ科の密度はPOC量とPON量と、ユスリカ科合計の密度はPOP量と有意な正の相関を示した。鉛山では、ユスリカ科の総密度、*Stictochironomus* sp.、*Polypedium* sp.、及びトウヨウモンカゲロウの密度がPOP量とのみ有意 ($p<0.05$) な正の相関を示した。

一方、底生動物の現存量についても、和井内でユスリカ科合計と*Stictochironomus* sp. の現存量がPOC、PON沈殿量と、鉛山でユスリカ科合計とト

ウヨウモンカゲロウの現存量がPOP沈殿量と有意 ($p<0.05$) な正の相関を示した。また、イトミミズ科の現存量が底泥のクロロフィルa量と正の相関を示した。しかし、それ以外では底生動物の各現存量と餌環境項目との間で有意 ($p<0.05$) な正の相関は見られなかった。

底生魚類の分布と食性

トラップで採集された底生魚類は、ヌマチチブとウキゴリの2種であったが、ウキゴリは春から初夏にかけて僅かに出現した程度で、ほとんどがヌマチチブであった。岸から沖に向かった底生魚類の分布の季節変化を図7に示す。底生魚類は夏から秋にかけて沿岸の浅い地点に多く分布したが、冬には採集されなかった。このため、底生魚類の分布は底生動物の現存量変化 (図4) と負の関係を示すように変化したと言える。

採集された底生魚類の胃内容物 (図8) はユスリカ科、イトミミズ科、トウヨウモンカゲロウ、ホソバトビケラ、アオヒゲナガトビケラ属、クサツミトビケラ、メイオベントス (貝虫類、シカクミジンコ)、魚類、魚卵などから構成された。中でも湖底で密度・現存量共に少なかったトウヨウ

表3 各食物要因と底生動物の密度及び現存量の相関関係。それぞれ調査期間の平均で比較した。*は $p<0.05$ を示す。1)は肉食者を除いて計算した。

	Wainai (n=6)					Namariyama (n=5)				
	Bottom sediments Ignition Chl.a loss		Sedimentary flux POC PON POP			Bottom sediments Ignition Chl.a loss		Sedimentary flux POC PON POP		
Density										
Total ¹⁾	-0.71	-0.11	0.89*	0.89*	0.97*	-0.51	0.15	0.14	0.24	0.57
Tubificidae gen. spp.	-0.10	0.62	0.87*	0.86*	0.54	-0.16	0.73	-0.28	-0.24	-0.16
Chironomidae total ¹⁾	-0.84*	-0.39	0.75	0.76	0.96*	-0.51	-0.56	0.52	0.61	0.98*
<i>Chironomus nipponensis</i>	0.54	0.72	0.13	0.15	-0.17	-0.74	0.13	-0.15	-0.05	0.41
<i>Stictochironomus</i> sp.	-0.57	0.08	0.90*	0.89*	0.83*	-0.23	-0.38	0.75	0.82	0.99*
<i>Polypedilum</i> sp.	-0.76	-0.14	0.84*	0.85*	0.91*	-0.53	-0.49	0.52	0.60	0.97*
Tannytarsini gen. spp.	-0.77	-0.82*	0.21	0.23	0.71	-0.72	-0.68	0.27	0.37	0.87
<i>Ephemera orientalis</i>	-0.97*	-0.38	0.48	0.48	0.79	-0.43	-0.56	0.60	0.68	0.99*
Biomass										
Total ¹⁾	-0.07	0.71	0.58	0.58	0.33	0.02	0.75	-0.14	-0.10	-0.14
Tubificidae gen. spp.	0.41	0.92*	0.32	0.32	-0.06	0.07	0.81	-0.33	-0.32	-0.38
Chironomidae total ¹⁾	-0.33	0.23	0.86*	0.88*	0.68	-0.28	-0.23	0.69	0.76	0.95*
<i>Chironomus nipponensis</i>	0.58	0.55	0.10	0.12	-0.31	-0.50	0.55	-0.41	-0.34	-0.04
<i>Stictochironomus</i> sp.	-0.31	0.41	0.92*	0.91*	0.74	-0.05	0.01	0.77	0.83	0.85
<i>Polypedilum</i> sp.	0.38	0.31	0.20	0.21	-0.22	0.06	0.45	0.36	0.36	0.26
Tannytarsini gen. spp.	-0.36	-0.75	-0.55	-0.52	0.00	-0.76	-0.81	0.15	0.23	0.77
<i>Ephemera orientalis</i>	-0.79	-0.34	0.04	0.03	0.41	-0.54	-0.60	0.50	0.58	0.97*

底生動物群集の決定要因

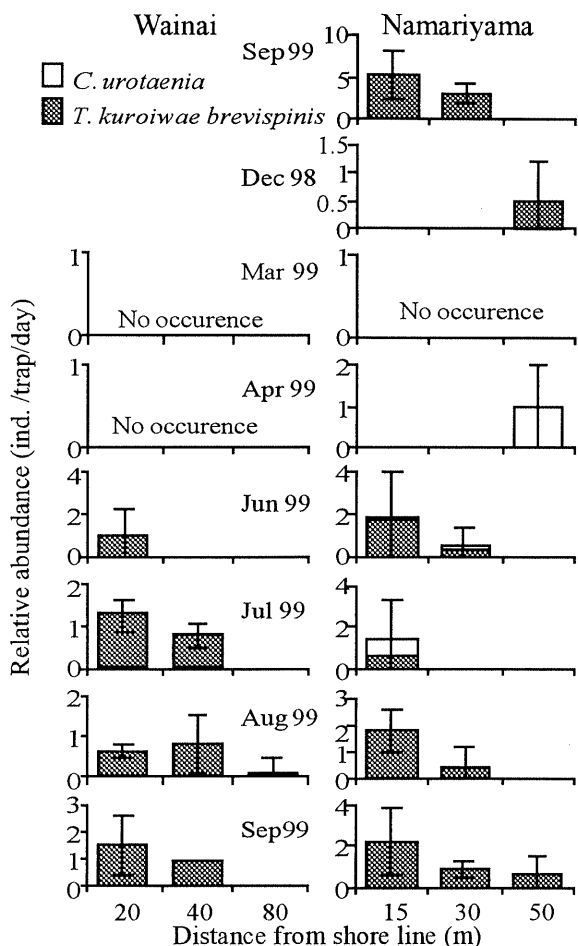


図7 和井内及び鉛山地点における沿岸から垂沿岸にかけての底生魚類の分布.

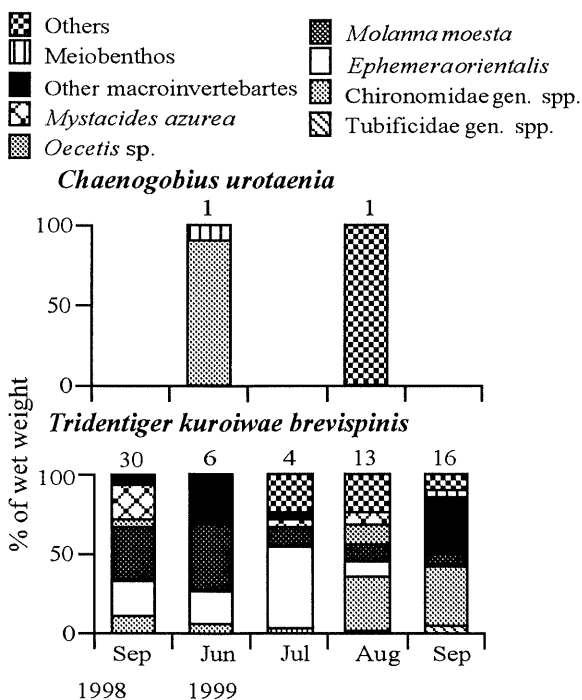


図8 底生魚類の胃内容物の組成(重量%). 胃内容物が観察できた月のみを示す. ボックス上の数字は観察した魚類の個体数を示す.

モンカゲロウ、ホソバトビケラ、アオヒゲナガトビケラ、クサツミトビケラが大部分を占め(4種合計で11.5-83.1%)、これらの昆虫への選択指数(0.12-1.0)は高かった(表4)。さらに、99年6月と9月にはヨコエビ類、*Ceraclea* sp.など湖底で希な分類群が多く摂食され(選択指数=0.72-0.94)であり、これらが消化管内容物全体の29.9-41.4%を占めた。反対にユスリカ科幼虫は胃内容物中の割合が2.5-10.8%で、これは湖底で占める割合よりも低く、その選択指数も-0.56から0.07と低かった。ただし、湖底の底生動物現存量が低下した99年8月と9月では胃内容物中に34.1-44.6%と比較的高い割合で出現し、選択指数も0.12と比較的高い値を示した。同様にイトミミズ科も胃内容物中の割合が0.02-5%、選択指数が-1.0から-0.68と低く、餌としてほとんど利用されていないと考えられた。

まず、浅い地点(和井内20mと鉛山15m)での底生魚類の胃内容物と湖底に出現した底生動物のサイズ構成を図9に示す。底生魚類が摂食した底生動物のサイズは、鉛山15mでの99年8月のデータを除き、多くの月で湖底のそれより有意($p < 0.05$)に大きくなり、大型底生動物を選択的に摂食していることを示した。しかし、99年8月の鉛山15mでは、胃内容物中と湖底から出現した底生動物のサイズ構成に有意な差は見られず($p > 0.05$)、底生魚類は小型個体も多く摂食していた。

一方、沖側の地点(鉛山30m、50m、及び和井内40m)では、99年6月の鉛山30mで胃内容物の底生動物のサイズが湖底よりも有意($p < 0.001$)に高かったのを除き、胃内容物と湖底から出現した底生動物のサイズ構成に有意な差は見られなかった。これは湖底の底生動物群集が浅い地点よりも大型個体で構成されたためと考えられた。

考察

餌環境

十和田湖沿岸域では、岸から沖への底生動物の密度分布が、おおむね、浅い地点と中間の地点の

表4 底生魚類（ヌマチチブ及びウキゴリ）による底生動物の餌としての選択指数（Ivlev 1961）. 胃内容物として底生動物が確認できた月のみを示す. Ch：ユスリカ科、Tur：イトミミズ科、Ep：トウヨウモンカゲロウ、Mo：ホソバトビケラ、My：アオヒゲナガトビケラ属の一種、Oe：クサツミトビケラ属の一種、Mis：その他底生動物. 空白は胃内容物として確認されなかった分類群を示す.

Fish species	Date	N. of samples	Percentage of each gut content						
			Ch	Tur	Ep	Mo	My	Oe	Mis
<i>Chaenogobius urotaenia</i>									
	Jun 99	1	0.15						
<i>Tridentiger kuroiwaie brevispinis</i>									
	Sep 98	30	-0.56	-0.98	0.90	0.91	0.95	1.00	0.72
	Jun 99	6	0.07		0.81	0.93	0.56		0.95
	Jul 99	4	-0.41		0.94	1.00	1.00		0.86
	Aug 99	13	0.12	-0.85	0.12	0.96	1.00	1.00	
	Sep 99	16	0.12	-0.68	0.69	1.00		0.96	0.94

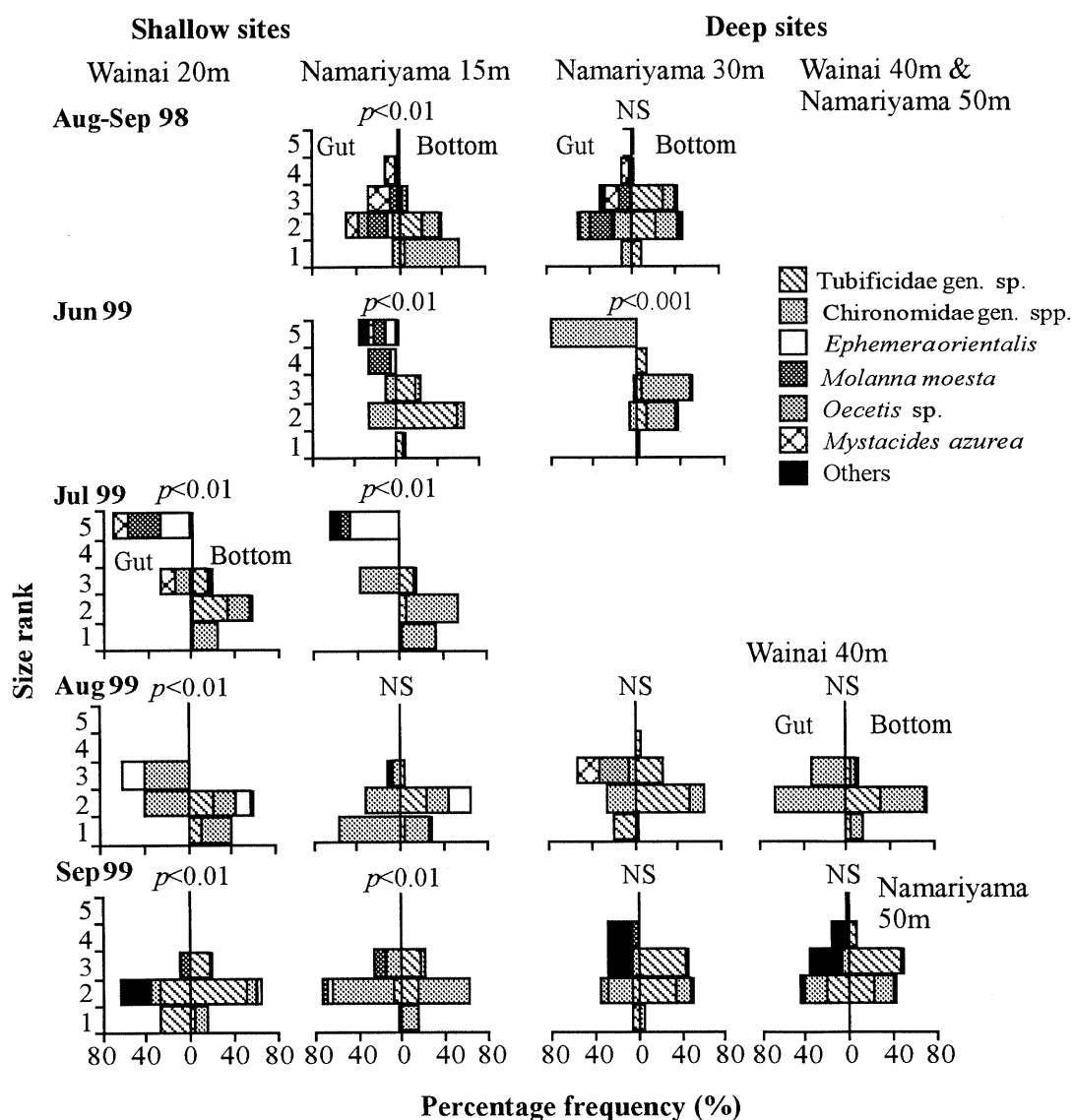


図9 底生動物のサイズ構成. 左は底生魚類の胃内容物、右は湖底を示す. サイズは5のランクで示した. 1<0.1mg、0.1mg<2<1mg、1mg<3<2mg、2mg<4<5mg、5mg<5を指示. サイズ組成の有意差をそれぞれ大型個体の割合が高かった側に示す. 有意差は重量の実測値をMann-Whitney U-testを用いて比較した.

2カ所で高くなる二山型になることを示した。さらに、多くの分類群の密度が、沈殿物量、特にPOP沈殿量と有意 ($p < 0.05$) な正の相関を示した。こうした結果は、1) 底生動物の密度や現存量が、湖水中の植物プランクトン現存量、リン濃度、窒素濃度の増加とともに増える (Dermott *et al.* 1977; Rasmussen & Kalff 1987; Dermott 1988)、2) 湖沼への実験的な有機物の導入が底生動物の増加をもたらす (Danell & Andersson 1982)、3) 貧栄養湖でリンが底生動物の現存量の制限要因となる (Horne & Goldman 1994)、といったボトム・アップ効果を示した過去の研究報告と一致する。

一方、密度と異なり、底生動物の現存量では、一部、鉛山でユスリカ科総現存量とトウヨウモンカゲロウの現存量がPOP沈殿量と正の相関を示したにすぎなかった。すなわち、これはPOP沈殿量が高かった浅い地点の底生動物群集が小型個体から構成されていたため、密度が増えても現存量が増加しなかったためであろう。すなわち、現存量増加に貢献しない小型個体の密度はPOP沈殿量に依存するが、大型個体は餌以外の要因の影響を受けていることを示唆している。

底生魚類による捕食の影響

十和田湖沿岸域では、岸から沖への底生動物の現存量の分布は以下ようになった。岸よりに底生魚類が多く分布した夏から秋にかけては、沿岸の浅い地点で底生動物の現存量が低く、そのピークは沖よりの地点で見られたが、底生魚類が活動しない冬から春にかけては、それまで沖にあった現存量ピークが浅い地点に移動した。魚類による捕食は、底生動物の密度 (Morin 1984) や現存量 (Crowder & Cooper 1982) を直接低下させる。従って、十和田湖沿岸域での底生動物の現存量の分布パターンが、魚類の捕食により決定されている可能性は高い。

最も岸よりの地点では、底生魚類の活動期である夏から秋にかけて、底生動物の現存量が低かったのに比べ、底生動物の密度は逆に高かった。このように、魚類の捕食圧に対して底生動物の密度と現存量が反対の応答を示したのは、底生魚類に

よるサイズ選択的な捕食圧が底生動物群集に働いたためと考えられる。岸よりの地点では底生魚類の密度の増加に伴って現存量に寄与しない小型個体が増加した、と考えられた。

魚類のサイズ選択的な捕食による餌動物のサイズ変化は他にも報告がある。Post & Cucin (1984) はオンタリオのLittle Minnow湖においてイエローパーチ導入後に底生動物の現存量が有意に減少したにもかかわらず、密度は減少しなかったと報告した。その原因として、イエローパーチが大型餌動物を選択的に摂食したため、餌動物のサイズ組成が小型化し、小型個体の数の増加を可能にしたと考えた。同様に、Hall *et al.* (1970) は実験池においてブルーギルによるサイズ選択的な捕食が大型種の量を減少させ、代わりに小型種を増加させることを示した。また、逆の例として、Allan *et al.* (1998) はオンタリオのMouse湖沿岸において、優占する小型の魚類がカゲロウや巻き貝などの大型の餌動物を摂食できなかったために、これら大型底生動物の割合が増加したことを示した。

本研究では、底生魚類はトウヨウモンカゲロウやトビケラ類などの大型分類群や大型個体を選択的に摂食し、小型個体を餌としてあまり利用していなかった。従って、魚類による大型個体の選択的な摂食が、底生動物の現存量の低下を導き、同時に小型個体の資源をめぐる競争を緩和させたのであろう (Crowder & Cooper 1982)。本研究の浅い地点で見られた底生動物群集の密度ピークは魚類の影響を受けなかった小型個体が、豊富な餌 (図5) に反応して増加したためと考えられた。

また、本研究では、夏の最も岸よりの地点で底生魚類の餌の選択サイズが著しく小型化した。これは、底生魚類の高い密度に加え、水温上昇による魚自身の代謝活性が増加したこと、夏に集中する水生昆虫の羽化により、餌として最適な大型底生動物が急激に減少した、ことなどの影響が加味された結果として起こったと考えられた。魚類の捕食による餌動物のサイズ選択性は、単に魚類密度だけでなく、餌動物の密度や水温による魚の代謝活性の変化にも影響され、その複合的な結果として現れると考えられる (Hershey 1985; Komijow

1997)。

このように十和田湖の底生動物群集の構造と分布の季節変化は、底生魚類の活動性とサイズ選択的な捕食に強く規定されていると考えられる。底生魚類の捕食による底生動物群集への影響は、おそらく、次のようなシナリオで起こるのであろう。底生魚類の密度が増加すると、まず、大型の底生動物が減る。そして、底生動物群集の現存量が低下する。次に、底生魚類の餌の選択サイズが低下する。その低下に伴って、さらに、底生動物群集は小型化する。そして最後に、その密度が低下する、という順で変化が起こると予想される。しかし、十和田湖沿岸域の場合は、底生魚類の餌の選択サイズが低下した夏の浅い湖底でも、底生動物の総密度の低下は見られなかった。これは、この時期に水生昆虫の新規加入による増加があったことや、すでに述べたように、大型個体の除去により小型個体の資源をめぐる競争が緩和されたことなどが関係していたかもしれない。

大部分の分類群が底生魚類によるサイズ選択的な捕食の影響を受けていたのに対して、イトミミズ科は、サイズに関係なく底生魚類に餌として利用されていなかった。これは、イトミミズ科が底泥に潜って生活することと関係するかもしれない。例えば、Komijow (1997) はユスリカ科の底泥中での分布深度とパーチ (perch) の胃内容物の関係を調べ、パーチが表層のユスリカ科を中心に摂食することを示し、その事がユスリカ科の深度分布のピークをより深い方へ変化させると示唆した。イトミミズ科は底泥中に潜ることにより、底生魚類の捕食を回避したと考えられた。この点については底生魚類の捕食の仕方やイトミミズ科の対捕食者戦略などの観点から今後検討を要する。

謝辞

本研究を進めるにあたって、十和田湖さざ波山荘の吉田伸一氏には調査船の便宜を計っていただき、北海道大学の牧野渡氏には沈殿フラックスのサンプルの回収を手伝って頂いた。また、国立環境研究所開発途上国生態系管理チームの諸氏には

様々な貴重な意見をいただいた。これらの方々に厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Allan H. K. W., Williams D. D., McQueen D. J., Demers E. & Ramcharan C. W. (1998) Macroinvertebrate abundance in two lakes with contrasting fish communities. *Archiv für Hydrobiologie* **141**: 238-302.
- Blumenshine. S. C., Lodge D. M. & Hodgson J. R. (2000) Gradient of fish predation alters body size distributions of lake benthos. *Ecology* **81**: 374-386.
- Bartell S. M., Breck J. E., Gardner R. H. & Brenkert A. L. (1986) Individuals parameter estimation and error analysis of fish bioenergetics model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **43**: 160-168.
- Coffman W. P. & Ferrington L. C. (1996) 26. Chironomidae. In: *An introduction to the aquatic insects of north America* 3rd edition (eds. R. W. Merrit & K. W. Cummins) pp. 635-754. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa.
- Crowder L. B. & Cooper W. E. (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* **63**: 1802-1813.
- Danell K. & Andersson A. (1982) Dry weight loss and colonization of plant litter by macroinvertebrates: plant species and lake types compared. *Hydrobiologia* **94**: 91-96.
- Dermott R. M., Kalff J., Leggett W. C. & Spence J. (1977) Production of *Chironomus*, *Procladius*, and *Chaoborus* at different levels of phytoplankton biomass in lake Memphremagog, Quebec-Vermont. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34**: 2001-2007.
- Dermott R. M. (1988) Zoobenthic distribution and biomass in the Turkey lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 107-114.
- Diehl S. (1993) Relative consumer size and the strengths of direct and indirect interactions in omnivorous feeding relationships. *Oikos* **68**: 151-157.

- Dobrowolski Z. (1994) Occurrence of macrobenthos in different littoral habitats of the polymictic Lebsko lake. *Ekologia Polska* **42**: 19-40.
- France R. (1990) Epiphytic zoobenthos density and biomass within low alkalinity, oligotrophic lakes on the Canadian Shield. *Archiv für Hydrobiologie* **118**: 477-499.
- Hall D. J., Cooper W. E. & Werner E. E. (1970) An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnology and Oceanography* **15**: 839-928.
- Hamilton A. (1971) Zoobenthos of fifteen lakes in the experimental lakes area, northeastern Ontario. *Journal of Fisheries Research Board Canada* **28**: 257-263.
- Hanson J. M. & Peters R. H. (1984) Empirical Predation of Crustacean Zooplankton Biomass and Profundal Macrobenthos Biomass in Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 439-445.
- Hershey A. E. (1985) Effects of predatory sculpin on the chironomid communities in an arctic lake. *Ecology* **66**: 1131-1138.
- Horne A. J. & Goldman C. R. (1994) *Limnology*, 2nd ed. McGraw-Hill, Inc, New York.
- Ivlev V. S. (1961) *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale Univ. Press.
- Janasson P. M. (1978) Zoobenthos of lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie* **20**: 13-27.
- 加藤秀男・高村典子・三上一 (1999) 十和田湖沿岸域における底生動物群集の特徴. 国立環境研究所研究報告 **146**: 72-82.
- Kato H, Takamura N. & Mikami H. (1999) Distribution of macroinvertebrate communities in the littoral zone of a deep and oligotrophic lake in Japan. *Acta Hydrobiologica Sinica* **23** (supplement): 96-105.
- Kornijow R. (1997) The impact if predation by perch on the size-structure of *Chironomus larrave* – the role of vertical distribution of the prey in the bottom sediments, and habitat complexity. *Hydrobiologia* **342/343**: 207-213.
- Marker A. F. H., Nusch E. A., Rai H. & Riemann B. (1980) The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. *Archiv für Hydrobiologie Beiheft Ergebnisse der Limnologie* **14**: 91-106.
- Morin P. J. (1984) The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. *Ecology* **65**: 53-60.
- 野原精一・加藤秀男・高村典子・三上一 (1999) 十和田湖の水生植物の現状 -1997年の調査結果から. 国立環境研究所研究報告 **146**: 49-54.
- Palomäki R. & Koskeniemi E. (1993) Effects of bottom freezing on macrozoobenthos in the regulated Lake Pyhaejaervi. *Archiv für Hydrobiologie* **128**: 73-90.
- Palomäki R. & Hellsten S. (1996) Littoral macrozoobenthos biomass in a continuous habitat series. *Hydrobiologia* **339**: 85-92.
- Petriidis D. & Sinis. A. (1995) Benthos of Lake Mikri Prespa(north Greece). *Hydrobiologia* **304**: 185-196
- Pieczynska (1986) Sources and fate of detritus in the shore zone of lakes. *Aquatic Botany* **25**: 153-166.
- Post J. R. & Cucin D. (1984) Change in the benthic community of a small Precambrian lake following introduction of yellow perch, *Perca flavescens*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 1496-1501.
- Rasmussen J. B. (1988) Littoral zoobenthic biomass in lakes, and its relationship to physical, chemical, and trophic factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **45**: 1436-1447.
- Rasmussen J. B. & Kalff J. (1987) Empirical models for zoobenthic biomass in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 990-1001.
- Rau G. H. (1980) Carbon-13/carbon-12 variation in subalpine lake aquatic insects: food source implications. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic*

- Sciences* **40**: 27-35.
- Sepphton T. W., Paterson C. G. & Fernando C. H. (1980) Spatial interrelationships of bivalves and nonbivalve benthos in a small reservoir in New Brunswick, Canada. *Canadian Journal of Zoology* **58**: 852-859.
- Smith I. R. (1979) Hydraulic conditions in isothermal lakes. *Freshwater Biology* **9**: 119-145.
- Smith I. R. & Sinclair I. J. (1972) Deep-water waves in lakes. *Freshwater Biology* **9**: 387-399.
- Timms B. V. (1980) The macrobenthos of lakes Rotoroa and Rotoiti, South Island, New Zealand, with special reference to the influence of allochthonous debris. *Archiv für Hydrobiologie* **90**: 182-196.
- Ward J. W. (1992) *Aquatic insect ecology 1. Biology and habitat*. Wiley, New York.
- Wissmar R. C. & Wetzel R. G. (1978) Analysis of five North American lake ecosystems. 6. Consumer community structure and production. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Limnologie* **20**: 587-597.

底生魚類の捕食とその季節変化が底生動物群集に及ぼす影響 - 野外実験による検証

加藤秀男・高村典子

国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)

Field experiments for the effect to fish predation on the macroinvertebrate communities in the littoral zone of Lake Towada

Hideo KATO and Noriko TAKAMURA

National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

はじめに

魚類の捕食が生物群集にどのような影響を与えるかについては、プランクトン食魚と動物プランクトン群集の間でよく研究されてきており、魚類による捕食が動物プランクトン群集を大型種から小型種へ変化させることが広く知られている (Gliwicz & Pijanowska 1989)。しかし、動物プランクトンと比較して、底生動物群集への影響はいまだ不明瞭な点が多い (Stayer 1991)。魚類による底生動物の捕食は、底生動物の密度を低下させる (Morin 1984; Feltsmate & Williams 1989)、現存量を低下させる (Crowder & Cooper 1982; Post & Cucin 1984)、または、サイズ構成を小型化する (Blumenshine *et al.* 2000) との報告はある。しかし一方で、一部の分類群の密度や現存量を僅かに低下させるにすぎない (Pierce & Hinrichs 1997)、または、ほとんど影響を与えない (Hall *et al.* 1970; Thorp & Bergey 1981) との報告もある。

このような相違は、ひとつは食われる側の相違に起因するかもしれない。すなわち、底生動物の生活様式やその生息場所が、動物プランクトンのそれらに比べて多様で不均一であることが関係していると考えられる (Mittelbach 1981; Boisclair & Legget 1989)。例えば、水草などによる底生動物へのシェルターの提供は魚類の捕食圧を低下させることが知られている (Pierce & Hinrichs

1997)。また、水生昆虫の羽化による餌動物の減少は、底生魚類の餌生物の転換を導くと言われている (Post & Cucin 1984)。

もう一つは、食う側の違いにより引き起こされる相違が考えられる。例えば、プランクトン食魚の多くは濾過食者であり、鰓葉間隔以上の大型プランクトンは餌として利用できるが、それ以下のサイズの動物プランクトンは餌として利用できない (Lampert & Sommer 1997)。それに対して、底生動物を摂食する魚類の多くは視覚的に餌をとらえ、その餌幅が数センチメートルの底生動物から数十マイクロメートルの枝角類やカイアシ類まで広範囲である (Allan *et al.* 1998; Sawara 1978; Williams & Williams 1998)。このような、摂食方法や餌選択幅の違いは、餌群集の構造に異なる影響をもたらすと考えられる。餌動物が豊富にある場合、プランクトン食、底生動物食にかかわらず、魚はエネルギー獲得効率が最もいい大型あるいは捕獲しやすい餌動物を選択的に摂食するであろう (MacArthur & Pianka 1966, Werner & Hall 1974; Horne & Goldman 1994)。しかし、捕食圧が増加し最適なサイズの餌動物が減少した場合、プランクトン食魚は鰓葉間隔により摂食可能な最小餌サイズが規定されるため、それ以下の動物プランクトンに直接影響を与えることはないが、底生動物食魚は餌サイズを小型化するため、直接の捕食の影響が小型個体へ及ぶと考えられる。

十和田湖は本州北部の青森県と秋田県の県境の海拔400mに位置する典型的なカルデラ型貧栄養湖である。加藤ら(1999, 2001)は、十和田湖沿岸域の岸から沖に沿って底生動物群集の種類組成、密度および現存量の分布の季節変化を調べた。その結果、1) 底生動物群集の多様性及び種類数は湖底構造と対応し、不均一性が高い浅い湖底で高い多様性を示す、2) 密度は餌環境と正の相関を示し、岸よりと沖側の湖底でピークを示す、3) 現存量は底生魚類の分布の季節変化と負の相関を示し、底生魚類が岸よりに多く分布した夏から秋には、岸よりで著しく低下し、そのピークは沖よりの地点で見られたが、底生魚類が活動しない冬から春にかけては、沖側のピークが浅い地点に移動する、ことを報告した。

そこで、十和田湖沿岸域で底生魚類が底生動物群集にどのような影響を及ぼすのかを明らかにするための実験を行った。実験は、底生魚類の密度が異なる沿岸部と亜沿岸部で、魚類の代謝活性が低い春と高い夏について計4回行い、底生魚類の捕食圧の違いによる底生動物群集の変化をみた。実験はその場の底生動物群集を含む湖底の泥を入れた開放系容器と魚の捕食による影響をナイロンメッシュで除いた同様の隔離容器を一定期間現場に置き、その間に生じた容器間の底生動物群集の比較を行った。

方法

実験地点の概要

野外実験は湖の南西の和井内と鉛山2地点の沿岸部(水深1.8-2.7m)と亜沿岸部(水深15-16m)で行った(表1)。底質は両地点共に沿岸部は砂礫質、亜沿岸部は泥質であった。湖底の水温は、春

の実験期間は沿岸部で2.8-16.3℃(平均8.9℃)、亜沿岸部で2.6-10.8℃(平均6.0℃)、夏は沿岸部で17.4-24.5℃(平均22.3℃)、亜沿岸部で10.2-12.8℃(平均11.7℃)の範囲で変化した。

底生魚類の分布

底生魚類は1999年4月から9月の期間に、月に1.5回の頻度で採集した。各地点にペレット状の餌を入れたポリエチレン性トラップを3個設置し、24時間後にトラップに入った底生魚類をトラップ毎に回収し10%ホルマリンで固定した。ポリエチレン性トラップによる採集は、魚類の活動性の影響を強く受けるため、捕獲される魚の量は相対的な魚類の捕食圧の程度をあらわすと考えられる。

採集した魚についてはトラップ毎に胃内容物を取り出し、実体顕微鏡下で餌動物を同定・計数し、餌個体毎の重量を測定した。

野外実験

野外実験は、1999年の春期(4/15-7/7)と99年夏期(7/7-9/15)に行った。99年4月15日と7月7日に和井内、鉛山の沿岸部、亜沿岸部おのこの湖底に開放系容器(2個)と隔離容器(4個)を置き、それぞれ7月7日と9月15日に回収した。ただし、設置期間中に一部の容器が流出し、最終的に回収できない容器があった。回収時には、開放系容器内の底生動物群集と比較するため、エクマンバージ採泥器を用いて周辺湖底の底生動物群集を3-4回採集した。

隔離容器は、プラスチック性のバケツ(高さ30cm、内径22cm)に、実験地点の底泥を入れ、ナイロンメッシュ(5mm)で上部を覆い、底生魚類による底生動物群集への捕食の影響を除いた。開

表1 実験地点の概要。水温は春(1999年4-7月)と夏(1999年7-9月)の実験期間の平均値(SD)を示す。

	Depth (m)	Water temperature (°C)		Bottom type
		Spring	Summer	
Littoral zone	1.8-2.7	8.9 (4.9)	22.3 (2.8)	Sand & pebble
Sublittoral zone	15-16	6 (2.2)	11.7 (0.9)	Mud

底生魚類の捕食が底生動物群集に及ぼす影響

開放系容器は隔離容器と同様の容器に実験地点の底泥を入れ、メッシュで覆わず底生魚類が自由に出入りできるようにした。回収後、全てのサンプルはナイロンメッシュ (0.2mm) でふるい細かい泥を落とした後、大きな礫を除きポリエチレンボトルに入れ、10%ホルマリンで固定した。

底生動物は実体顕微鏡下で拾い出し、同定し、各生物種 (同定できないものについては分類群) の個体数と湿重量、個体別重量を測定した。出現した生物種は、底生魚類の胃内容物分析 (加藤ら 2001) と個体重量に従って3つのグループに分類した。すなわち、底生魚類による餌としての選択性が低かったイトミミズ科 (選択指数=-0.68 ~ -0.98) と今回全く捕食されていなかったシロタニガワカゲロウ、コカゲロウ属及びヒメカゲロウ属の4taxaをNグループ、その他の分類群の内、個体重量が1mg以上の個体をLグループ、1mg未満の個体をSグループとした。

底生動物の種類数、各グループの密度と現存量及び個体重量の比較は各季節、沿岸部と亜沿岸部それぞれについて2元配置法 (Treatments: 隔離容器、開放系容器; Sites: 和井内、鉛山) の分散分析を使用した。また、開放系容器内の底生動物群集が実験期間を通して、実験地点の違いや時期によって、自然湖底の底生動物群集と変化が生じない、という仮説を検証するために周辺湖底と開放系容器の種類数、各グループの密度と現存量、個体重量を3元配置法 (Treatments: 隔離容器、開放

系容器; Sites: 和井内、鉛山; Seasons: 春、夏) の分散分析を用いて比較した。

結果

底生魚類環境

実験期間中、底生魚類は表2に示す通り沿岸部で多く採集された。採集された底生魚類の個体数は、1日1トラップ当たりで換算して沿岸部では夏に1.86匹、春に0.75匹であった。亜沿岸部では少なく夏に0.12匹、春に0.14匹であった。

魚の胃からはイトミミズ科、ユスリカ科、トウヨウモンカゲロウ、ホソバトビケラ、アオヒゲナガトビケラ、クサツミトビケラ、マメシジミ属などが確認された。トウヨウモンカゲロウ、ホソバトビケラ、アオヒゲナガトビケラ、クサツミトビケラ、マメシジミ属などの大型分類群は湖底での密度と現存量が少なかったにもかかわらず、魚の胃内容物重量の大部分 (91.9-98.9%) を占めた。一方、湖底で優占したユスリカ科は胃内容物重量の1.1-17.2%、イトミミズ科は夏のみ胃内容物中に認められたが、全体の重量の1%以下であった。春の亜沿岸部では採集した魚類全てが空胃個体であった。

夏の沿岸部で採れた魚の胃内容物中には餌個体 (底生動物) の数も多く観察され、1トラップに入った魚当たりの胃内容物中の餌の数は、11.1個体であった。一方、春の沿岸部と夏の亜沿岸部で採れた胃内容物中の餌個体数は少なく、それぞれ

表2 各地点における1トラップ当たりで採集された魚の個体数、1トラップ当たりの魚の胃内容物中の餌の数と湿重量.

	No. of fish Mean (SD)	No. of fish with gut contents/Total	No. of prey in fish guts Mean (SD)	Prey wet weight Median (range) (mg)
Spring				
Littoral	0.75 (0.64)	8/13	1.5 (1.7)	9.5 (0.3-133)
Sublittoral	0.14 (0.38)	0/1	0.0	0.0
Summer				
Littoral	1.86 (2.22)	54/76	11.1 (18.3)	0.2 (0.003-22)
Sublittoral	0.12 (0.24)	5/5	1.1 (3.1)	1.2 (0.003-15)

1.5個体と1.1個体であった。しかし、胃内容物中の餌の湿重量は夏の沿岸部で最も小さくなり(中央値;0.2mg)、沿岸部ではむしろ春の方が胃内容物中の餌は大きく、中央値で9.5mgであった。こうした観察から、実験期間の底生魚類の捕食圧は、夏の沿岸部が最も高く、次いで春の沿岸部、亜沿岸部では春、夏共に捕食圧は低かったと考えられた。

隔離実験による底生動物群集の変化

種類組成

実験期間中に出現した底生動物は合計8目25taxaであった(表3)。隔離容器(Enclosure)と

開放系容器(Open bottle)に出現した種類を比較すると、沿岸・亜沿岸部共にマメシジミ属の一種、トゲオヨコエビ、*Cryptochironomus* sp.の3taxaが隔離容器だけに出現した。さらに、沿岸部ではシロタニガワカゲロウ、コカゲロウ属の一種、ヒラタコエグリトビケラ、ホソバトビケラ、クサツミトビケラ、コツブゲンゴロウ科、*Monodiamesa bathyphila*、*Orthoclaadiinae* gen. spp.、その他ユスリカ科の9taxaが、亜沿岸部ではオナシカワゲラ属の一種、*Chironomus* spp.、*Fissimentum* sp.の3taxaが隔離容器だけに出現し、結果として沿岸部、亜沿岸部ともに隔離容器で種類数が多くなった。春、夏おのおのの沿岸部と亜沿岸部で隔離容器

表3 隔離容器と開放系容器における出現種のリスト。各分類群の出現状況を3つのランクで示した。++: abundance (mean annual density >1000 n/m²), +: common (>100 n/m²), r: rare (<100 n/m²)。また、イトミミズ科はこれまで*種が確認されているが、本研究では1taxaとして扱った。

	Littoral zone		Sublittoral zone	
	Open bottle	Enclosure	Open bottle	Enclosure
OLIGOCHAETA				
Tubificidae gen. spp.-total	++	++	++	++
PELECYPODA				
Heterodonta				
<i>Pisidium</i> sp.		r		r
CRUSTACEA				
Amphipoda				
<i>Eogammarus kygi</i>		r		r
INSECTA				
Ephemeroptera				
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>		r		
<i>Baetis</i> sp.		r		
<i>Caenis</i> sp.	r	+	r	r
<i>Ephemera orientalis</i>	r	+		r
Plecoptera				
<i>Nemoura</i> sp.				r
Trichoptera				
<i>Apatania aberrans</i>		r		
<i>Molanna moesta</i>		r	r	r
<i>Mystacides azurea</i>	r	r		
<i>Oecetis</i> sp.		r	r	r
<i>Ceraclea complicata</i>	r	+	r	r
Coleoptera				
Noteridae gen. sp.		r		
Diptera				
Chironomidae-total	++	++	++	++
<i>Procladius</i> sp.	+	+	+	+
<i>Chironomus</i> spp.				r
<i>Stictochironomus</i> sp.	+	++	+	+
<i>Polypedilum</i> sp.	+	++	r	+
<i>Cryptochironomus</i> sp.		r		r
Tanytarsini gen. spp.	+	+	+	+
<i>Fissimentum</i> sp.	+	r		r
<i>Monodiamesa bathyphila</i>		+	r	r
<i>Orthoclaadiinae</i> gen. spp.		r		
Other Chironomidae		+		

底生魚類の捕食が底生動物群集に及ぼす影響

表4 隔離容器(En)と開放系容器(Op)の出現種類数に有意差があるかどうか2元分散分析を用いて季節、沿岸・亜沿岸毎に比較した。容器間 (Treatment)、地点間 (Site) 及び交互作用 (Treat.xSite) の結果について示す。数値は平均値、カッコ内は標準偏差を示す。NS; 有意差なし、*; p<0.05、** ; p<0.01.

	Littoral zone				Sublittoral zone					
	Number of taxa		Results of ANOVA		Number of taxa		Results of ANOVA			
	Op	EN	Factor	F	Op	EN	Factor	F		
Spring	5.5	8.0	Treatment	10.00	*	5.3	6.4	Treatment	0.56	NS
	(2.1)	(1.4)	Site	12.10	*	(1.2)	(1.9)	Site	0.14	NS
			Treat.xSite	0.40	NS			Treat.xSite	0.57	NS
Summer	7.5	9.6	Treatment	3.15	NS	8.0	8.3	Treatment	0.09	NS
	(0.7)	(1.8)	Site	2.79	NS	(0.7)	(1.0)	Site	1.37	NS
			Treat.xSite	1.84	NS			Treat.xSite	0.77	NS

表5 底生動物の各グループの密度 (ind/m²) が隔離容器 (En) と開放系容器 (Op) で有意な差があるかどうか2元分散分析を用いて季節、沿岸・亜沿岸毎に比較した。数値は平均値、カッコ内は標準偏差を示す。容器間 (Treatment)、地点間 (Site) 及び交互作用 (Treat.xSite) の結果について示す。NS; 有意差なし、*; p<0.05、** ; p<0.01.

	Littoral zone				Sublittoral zone						
	Density		Results of ANOVA		Density		Results of ANOVA				
	Op	En	Factor	F	Op	En	Factor	F			
L group	Spring	485	556	Treatment	0.11	NS	174	283	Treatment	0.92	NS
		(606)	(345)	Site	8.78	*	(100)	(167)	Site	1.53	NS
				Treat.xSite	0.94	NS			Treat.xSite	0.11	NS
	Summer	132	1526	Treatment	6.73	*	530	941	Treatment	1.97	NS
		(0)	(641)	Site	0.19	NS	(388)	(445)	Site	1.80	NS
				Treat.xSite	0.05	NS			Treat.xSite	3.39	NS
S group	Spring	1729	4868	Treatment	2.27	NS	772	728	Treatment	0.02	NS
		(1625)	(4749)	Site	15.43	**	(509)	(256)	Site	0.03	NS
				Treat.xSite	1.63	NS			Treat.xSite	0.08	NS
	Summer	2861	5557	Treatment	1.51	NS	1337	2017	Treatment	5.19	NS
		(3391)	(5289)	Site	11.48	*	(773)	(509)	Site	1.98	NS
				Treat.xSite	9.35	*			Treat.xSite	8.96	*
N group	Spring	630	2858	Treatment	3.88	NS	1305	1233	Treatment	0.03	NS
		(690)	(2203)	Site	9.79	*	(838)	(637)	Site	4.30	NS
				Treat.xSite	1.05	NS			Treat.xSite	0.47	NS
	Summer	3532	1939	Treatment	10.37	*	2149	3023	Treatment	0.85	NS
		(1734)	(1177)	Site	6.94	*	(1759)	(1193)	Site	2.34	NS
				Treat.xSite	19.48	**			Treat.xSite	0.77	NS

と開放系容器の出現種類数を比較すると(表4)、春の沿岸部での種類数が隔離容器で有意(p<0.01)に増加した。しかし、それ以外では、隔離容器中で種類数が増加する傾向があったものの有意差(p>0.05)はなかった。

密度

各季節の沿岸部または亜沿岸部において、隔離容器と開放系容器の底生動物の各グループの密度

に有意差があるかどうかを、2元分散分析により比較した(表5)。隔離容器で有意(p<0.05)な密度の増加が認められたのは、夏の沿岸部のLグループのみであった。Nグループの密度は逆に夏の沿岸部の隔離容器で有意に低い値を示したが、同時に地点間(p<0.05)と交互作用(p<0.01)でも有意な差が見られたため、これは隔離によって有意に密度が低下したとは言えない。

現存量

底生動物の現存量に対する底生魚類の明確な影響は、春と夏、共に沿岸部のLグループで見られた。すなわち、春と夏の沿岸部でLグループの現存量が隔離容器で開放系容器よりも有意 ($p<0.05$) に増加した (表6)。これらの現存量の増加は底生魚類の胃内容物から高頻度で見られたトウヨウモンカゲロウとトビケラ類によるもので

あった。それ以外では隔離による有意な現存量の増加は見られなかった。

サイズ構成

S+Lグループの底生動物のサイズ組成は、春夏の沿岸・亜沿岸部で隔離容器、開放系容器共に0.1-1mg (ランク2) でピークを示した (図1)。平均個体重量は夏の沿岸部の隔離容器で開放系容器

表6 底生動物の各グループの現存量 (mg/m²) が隔離容器 (En) と開放系容器 (Op) で有意な差があるかどうか2元分散分析を用いて季節、沿岸・亜沿岸毎に比較した。数値は平均値、カッコ内は標準偏差を示す。容器間 (Treatment)、地点間 (Site) 及び交互作用 (Treat.xSite) の結果について示す。NS; 有意差なし、* ; $p<0.05$ 、** ; $p<0.01$ 。

	Littoral zone				Sublittoral zone					
	Biomass		Results of ANOVA		Biomass		Results of ANOVA			
	Op	En	Factor	F	Op	En	Factor	F		
L group										
Spring	842 (470)	2475 (762)	Treatment Site Treat.xSite	6.48 0.01 0.49	*	284 (261)	776 (391)	Treatment Site Treat.xSite	3.14 0.09 1.08	NS NS NS
Summer	223 (74)	5764 (2280)	Treatment Site Treat.xSite	8.12 0.01 0.01	*	643 (79)	2398 (1306)	Treatment Site Treat.xSite	4.85 4.74 1.00	NS NS NS
S group										
Spring	293 (126)	1129 (1122)	Treatment Site Treat.xSite	1.21 3.06 0.53	NS NS NS	374 (294)	345 (167)	Treatment Site Treat.xSite	0.02 0.27 0.02	NS NS NS
Summer	534 (496)	1447 (1532)	Treatment Site Treat.xSite	1.43 7.94 3.93	NS * NS	356 (287)	697 (250)	Treatment Site Treat.xSite	5.28 2.50 6.24	NS NS *
N group										
Spring	994 (1155)	2309 (2208)	Treatment Site Treat.xSite	3.17 32.49 2.15	NS ** NS	2537 (1560)	1575 (1101)	Treatment Site Treat.xSite	3.38 15.23 0.26	NS * NS
Summer	1264 (524)	986 (521)	Treatment Site Treat.xSite	1.21 5.95 9.31	NS NS *	2405 (1210)	3459 (807)	Treatment Site Treat.xSite	3.06 3.72 0.66	NS NS NS

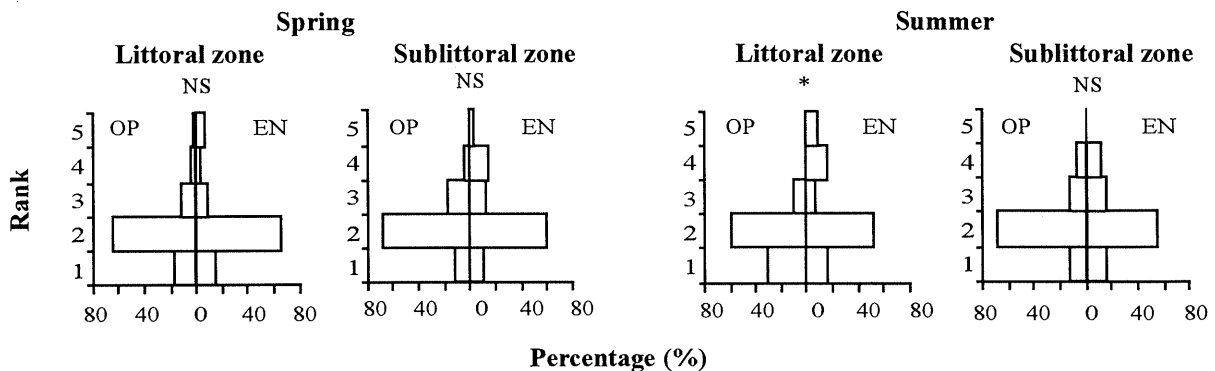


図1 開放系容器 (左) と隔離容器 (右) におけるS+Lグループのサイズ組成。サイズは5つのランクで示した。1; <0.1mg, 2; 0.1-1mg, 3; 1-2mg; 4; 2-6mg; 5; >6mg。開放系容器と隔離容器の底生動物の個体重量の平均値を2元配置法の分散分析で比較した。NS; 有意差なし、* ; $p<0.05$ 。

よりも有意 ($p < 0.05$) に大きくなった。これは開放系容器のサイズ構成が著しく小型化したためである。それ以外では大型個体が隔離容器より高頻度で出現する傾向を示したものの、隔離容器と開放系容器の間で個体重量に有意 ($p > 0.05$) な差は見られなかった。

実験容器（開放系容器）と自然湖底との比較

実験容器による影響は、表7に示したように、底生動物の密度、現存量、個体重量共に周辺湖底との間に有意な差 ($P > 0.05$) はなかった。ただし、種類数は実験容器で有意 ($p < 0.01$) に増加した。これはヒメカゲロウ属の一種 (*Caenis* sp.)、ナガツノヒゲナガトビケラ (*Ceraclea complicata*)、ユスリカ科の *Fissimentum* sp. や *Monodiamesa bathyphila* などの出現頻度が隔離容器で高かったためである。これら分類群の密度・現存量は年間を通じて十和田湖沿岸部で全体の1%以下 (Kato *et al.* 1999; 加藤ら 2001) であったため、底生動

物群集全体から見た場合、実験容器による影響は少なく抑えられたと考えられる。

考察

底生動物の種類数は隔離容器で開放系容器より多くなる傾向を示した。隔離容器から高頻度で出現した分類群の内、マメシジミ属の一種、トゲオヨコエビ、ヒラタコエグリトビケラ、ホソバトビケラ、クサツミトビケラの5taxaは底生魚類が比較的高頻度で摂食していた分類群で、開放系容器だけでなく、湖底でも量的に少なく出現頻度も低かった (Kato *et al.* 1999)。従って、これら種類の出現は魚類の捕食の影響を受けており、十和田湖沿岸域では魚類の捕食により底生動物の種類数が低下していると考えられる。魚類の捕食が底生動物の種類数を低下させるらしいことは、Gilinsky (1984) と Allan *et al.* (1998) でも報告されている。この内、Allan *et al.* (1998) は、湖沼の魚類と底生

表7 開放系容器と湖底の底生動物群集の比較。全地点の平均値と標準偏差（カッコ内）を湖底、開放系容器毎に示す。開放系容器(Op)と湖底(Lake)に有意差があるかどうか3元分散分析を用い比較した。F値と有意差を示す。容器と湖底(Treatment)、地点間(Site)、季節(Season)及び交互作用(Treat.xSitexSeason)の結果について示す。NS; 有意差なし、* ; $p < 0.05$ 、** ; $p < 0.01$ 、* ; $p < 0.05$ 、** ; $p < 0.01$ 。

	Mean value (SD)		Results of ANOVA							
	OP	Lake	Treat. F	p	Site F	p	Season F	p	Treat.xSitexSeason F	p
Number of species	6.4 (1.7)	4.7 (1.5)	22.39	**	5.61	**	6.01	*	1.15	NS
Density										
L group	313 (319)	229 (260)	1.34	NS	5.15	**	3.58	NS	3.64	*
S group	1593 (1604)	1708 (1986)	0.05	NS	17.38	**	0.56	NS	0.07	NS
N group	1837 (1487)	1998 (906)	0.34	NS	3.83	*	17.81	**	0.89	NS
Biomass										
L group	474 (341)	459 (474)	0.01	NS	1.47	NS	0.64	NS	1.07	NS
S group	390 (270)	459 (384)	0.51	NS	11.29	**	1.21	NS	0.44	NS
N group	1882 (1231)	1806 (1431)	0.04	NS	14.26	**	1.02	NS	0.67	NS
Individual weight										
S+L group	0.63 (1.25)	0.65 (1.14)	0.06	NS	11.25	NS	0.095	**	0.42	NS

動物の調査から、プランクトン・ベントス食魚の密度が低い地点で、底生動物の種類数が高くなる傾向を示した。

底生動物の現存量に対する底生魚類の捕食の影響が、春と夏、双方の季節の沿岸部のLグループで見られたのに比べ、密度の低下は、夏の沿岸部のLグループのみでしか現れなかった。つまり、密度への影響はより強い捕食圧の下でのみおこったといえる。魚類による捕食の影響が底生動物の密度よりも現存量に顕著に現れることはこれまでも報告がある (Hall *et al.* 1970; Post & Cucin 1984)。Post & Cucin (1984) はオンタリオのLittle Minnow湖でイエローパーチ導入後に底生動物の現存量が有意に減少したにもかかわらず、密度は減少しなかったことを報告した。この原因として、イエローパーチが大型餌動物を選択的に摂食するためであると考えた。

このように魚類の捕食に対する底生動物の密度と現存量の反応の相違は魚類の選択餌サイズと関係すると考えられる (加藤ら 2001)。魚類による大型餌動物の選択的な摂食は、まず、現存量を低下させ、さらに、捕食圧が増加して、密度の低下が起こると考えられる。

一般に、魚類の選択餌サイズはエネルギー獲得効率を最大化するために大型となる場合が多い (MacArthur & Pianka 1966, Werner & Hall 1974)。しかし、魚類の代謝活性や密度の増加により捕食圧が増加した場合は餌動物のサイズが減少し、選択餌サイズは小型化する (Pyke 1984)。そのため、底生動物のサイズ構成は魚類の捕食圧の増加に伴って小型化すると考えられる (Blumenshine *et al.* 2000)。

本研究でも底生動物のサイズ構成は、夏の沿岸部の隔離容器で有意な大型化が認められた。従って、夏の沿岸部では底生魚類の強い捕食が底生動物群集の顕著な小型化を引き起こしているといえる。Lグループの現存量のみの低下が見られた春の沿岸部では、底生動物のサイズ構成は隔離容器中で開放系容器よりも僅かに大型化し (図1)、ランク5 (6mg以上) の出現頻度が増加した。このサイズランクは底生魚類が摂食していたサイズ

(表2) と一致したため、夏ほど魚類の捕食が高くなかった春の沿岸部では大型底生動物のみが魚類の影響を受けていたと考えられた。

このように十和田湖沿岸域の底生動物群集は底生魚類のサイズ選択的な捕食によって強く規定されていると考えられる。その影響は、場所や季節により異なり、垂沿岸部では春・夏ともに、比較的影響が少なかったといえる。一方、沿岸部では、春はLグループの現存量のみに影響があらわれた。夏はLグループの密度と現存量の両方が影響を受け、さらにサイズ組成が著しく小型化した。

今回の結果は、十和田湖の湖底の餌環境が、沿岸と垂沿岸ではほぼ同レベルであったにもかかわらず、底生動物の現存量が夏から秋にかけて沿岸部でのみ顕著に低下した (Kato *et al.* 1999; 加藤ら 1999, 2001) 理由が、魚類の捕食によることを示した。本実験では、隔離容器中の底生動物の総現存量が、沿岸部 (春; 5913mg/m², 夏; 8198mg/m²) が垂沿岸部 (春; 2697 mg/m², 夏; 6554 mg/m²) に比べ高くなった (表6より計算)。これは、魚類の捕食による影響を除去した場合、餌環境からだけみると、沿岸部での底生動物の現存量が垂沿岸部以上に高く維持できることを示しており、改めて沿岸部での底生動物の現存量が底生魚類の捕食により、強い負の効果を受けていることを示す。

底生動物群集に対する魚類の捕食の影響は、魚類の捕食圧の変化だけでなく、餌動物の密度の変化などとも相互に関係して現れる (Hershey 1985; Kornijow 1997; Blumenshine *et al.* 2000)。例えば、水生昆虫の羽化による底生動物の減少は魚類の餌不足を生じさせ、魚類の選択餌サイズをさらに小型化し (Pyke 1984)、魚類の影響を強める。反対に、餌動物の成長は選択餌サイズの大型化をもたらす、魚類の影響を緩和させると考えられる。十和田湖において、水生昆虫の多くは初夏に羽化し、夏 (8-9月) に沿岸部で新規加入する (Kato *et al.* 1999; 加藤ら 1999, 2001)。そのため、夏の沿岸部の底生魚類がSグループに該当する小型個体を中心に摂食していたにもかかわらず、隔離実験によりSグループの密度と現存量に有意な変化

は見られなかったのは、水生昆虫の新規加入による小型個体の急激な増加がSグループの反応を打ち消した可能性も考えられる。

一方、魚類の捕食に対する底生動物への影響は底生動物の生活スタイルとも関係する。例えば、イトミミズ科は生活史全般を通して底泥に潜るため、サイズに関係なく魚類の影響はほとんど受けないようである (Jansen et al. 1996; 加藤ら2001)。本研究の結果も同様に、イトミミズ科を中心としたNグループの密度と現存量は実験期間を通じて底生魚類による影響を受けていなかった。また、このグループの密度は魚類の捕食によってLグループの密度と現存量が低下した時期に、逆に増加する傾向を示した。これは、Lグループの減少によって資源をめぐる競争が緩和し (Crowder & Cooper 1982)、利用できる資源が増加したのが理由の一つとして考えられる。

謝辞

本研究を進めるにあたって、十和田湖さざ波山荘の吉田伸一氏には調査船の便宜を計って頂いた。また、国立環境研究所開発途上国生態系管理チームの諸氏には様々な貴重な意見をいただいた。これらの方々に厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Allan H. K. W., Williams D. D., McQueen D. J., Demers E. & Ramcharan C. W. (1998) Macroinvertebrate abundance in two lakes with contrasting fish communities. *Archiv für Hydrobiologie* **141**: 238-302.
- Blumenshine. S. C., Lodge D. M. & Hodgson J. R. (2000) Gradient of fish predation alters body size distributions of lake benthos. *Ecology* **81**: 374-386.
- Boisclair D. & Legget W. C. (1989) Among-population variability of fish growth: II. Influence of prey type. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**: 468-482.
- Crowder L. B. & Cooper W. E. (1982) Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* **63**: 1802-1813.
- Feltmate B. W. & Williams D. D. (1989) Influence of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) on density and feeding behavior of a perlid stonefly. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**: 761-774.
- Gilinsky E. (1984) The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology* **65**: 455-468.
- Gliwicz Z. M. & J. Pijanowska (1989) *The role of predation in zooplankton succession*. In: *Plankton ecology: succession in plankton communities* (ed. U. Sommer). pp253-296. Springer-Verlag, Berlin.
- Hall D. J., Cooper W. E. & Werner E. E. (1970) An experimental approach to the production dynamics and structure of freshwater animal communities. *Limnology and Oceanography* **15**: 839-928.
- Hershey A. E. (1985) Effects of predatory sculpin on the chironomid communities in an arctic lake. *Ecology* **66**: 1131-1138.
- Horne A. J. & Goldman C. R. (1994) *Limnology*, 2nd edition. McGraw-Hill, Inc, New York.
- Jansen W., Kappus B., Boehmer J. & Winfield I. J. (ed)(1996) Fish diets and densities of benthos upstream and downstream of a man-made barrier on the Glems River, Baden-Wuerttemberg, Germany. *5. International Symposium on the Ecology of Fluvial Fishes: "Food Consumption by Fish, Their Food Base and the Allen Paradox"*, Poland, 1995 **43**: 225-244.
- 加藤秀男・高村典子・三上一 (1999) 十和田湖沿岸域における底生動物群集の特徴. 国立環境研究所研究報告 **146**: 72-82.
- Kato H, Takamura N. & Mikami H. (1999) Distribution of macroinvertebrate communities in the littoral zone of a deep and oligotrophic lake in Japan. *Acta Hydrobiologica Sinica* **23** (supplement): 96-105.
- 加藤秀男・高村典子・上野隆平・大高明史・戸塚利明 (2001) 十和田湖沿岸域における底生動物

- 物群集構造の決定要因—餌環境と魚類による捕食からの検討. 国立環境研究所研究報告 **167**: 75-88.
- Kornijow R. (1997) The impact of predation by perch on the size-structure of *Chironomus larrave* – the role of vertical distribution of the prey in the bottom sediments, and habitat complexity. *Hydrobiologia* **342/343**: 207-213.
- Lampert W. & Sommer U. (1997) 6.5 Predation. In: *Limnology, the ecology of lakes and streams*. pp.206-227. Oxford University Press, Oxford.
- MacArthur R. H. & Pianka E. R. (1966) On optimal use of patchy environment. *American Naturalist* **100**: 603-609.
- Mittelbach G. G. (1981) Foraging efficiency and body size: a study of optimal diet and habitat use by bluegills. *Ecology* **62**: 1370-1386.
- Morin P. J. (1984) The impact of fish exclusion on the abundance and species composition of larval odonates: results of short-term experiments in a North Carolina farm pond. *Ecology* **65**: 53-60.
- Pierce C. L. & Hinrichs B. D. (1997) Response of littoral invertebrates to reduction of fish density: simultaneous experiments in ponds with different fish assemblages. *Freshwater Biology* **37**: 397-408.
- Post J. R. & Cucin D. (1984) Change in the benthic community of a small Precambrian lake following introduction of yellow perch, *Perca flavescens*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **41**: 1496-1501.
- Pyke H. P. (1984) Optimal foraging theory: a critical review. *Annual Review of Ecology and Systematics* **15**: 523-575.
- Sawara, Y. (1978) Ecological studies on the common freshwater goby, *Rhinogobius brunneus*, especially on the growth, food habits and feeding activity. *J. Fac. Sci., Univ. Tokyo, Sect. IV*, **14**: 201-236
- Stayer D. L. (1991) Perspectives on the size structure of lacustrine zoobenthos, its consequences. *Journal of North American Benthological Society* **10**: 210-221.
- Thorp J. H. & Bergy E. A. (1981) Field experiments on responses of freshwater, benthic macroinvertebrate community to vertebrate predators. *Ecology* **62**: 365-375.
- Werner E. E. & Hall D. J. (1974) Optimal foraging and the size selection of prey by the bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). *Ecology* **55**: 1042-1052.
- Williams D. D. & Williams N. E. (1998) Seasonal variation, export dynamics and consumption of freshwater invertebrates in an estuarine environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **46**: 393-410.

十和田湖沿岸域のユスリカ分布

上野隆平・野原精一・加藤秀男

¹ 国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)

Distribution of chironomids in the littoral zone of Lake Towada

Ryuhei UENO, Seiichi NOHARA and Hideo KATO

National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, 305-0053, Japan

はじめに

十和田湖のユスリカ相については、西岸の和井内および鉛山の沿岸帯について上野ほか (1999) により報告されているほか、沖帯のユスリカについて北川 (1974) の報告が、湖岸で採集されたユスリカ成虫についてSasa (1991)の報告がある。本報告では、すでに発表した西岸を除く沿岸帯の調査により明らかになった、ユスリカ幼虫の十和田湖沿岸域での分布について報告する。

調査地点および調査方法

ユスリカ幼虫の採集は2000年7月5日～6日に十和田湖沿岸域の10地点で行い(図1)、同時に環境測定を行った(野原ほか2001)。底質の採集には0.0225m²用のエクマン-バージ採泥器を用いた。ユスリカの密度は1m²あたりの個体数で表

わした。各地点で採集した底質の有機物含量の指標として550℃における灼熱減量を測定した。

結果と考察

表1に各地点での各種ユスリカ幼虫の密度を示す。今回記録された分類群は上野ほか (1999) で記録されたユスリカ相と属レベルではほぼ同じ結果であった。*Stictochironomus* アシマダラユスリカ属および*Polypedilum* ハモンユスリカ属が最も広く分布していた。*Procladius* カユスリカ属も広い分布を示したが、西湖の湾奥部の地点16では採集されなかった。最も大型の*Chironomus* ユスリカ属の分布は東湖・西湖の湾奥部に限定されていた。これらの内、個体数が多い属について各採集地点での出現と灼熱減量との関連を表2に示す。ユスリカ属について有機物含量が高い地点を好む傾向が見られたが、他の属については有機物含量と分布に明らかな関係は見られなかった。

ユスリカ属の幼虫について、上野ほか (1999) では、形態が湯の湖産の*C. nipponensis* ヤマトユスリカに似ていることと、Sasa (1991)によりヤマトユスリカの成虫が十和田湖岸において採集されていることからヤマトユスリカとして扱ったが、幼虫の腹下唇側板の形態を詳細に調べた結果、*C. plumosus* オオユスリカと思われる幼虫が混じっていることが分かった。ただし、今のところヤマトユスリカが数十個体採集される中でオオユスリカはただ一頭採集されたのみであるのでオオユスリカの密度はきわめて低いと思われた。これら2種はハビタットや羽化時期などの生態が似通っているので(岩熊・近藤2001)生態学的な点から棲み

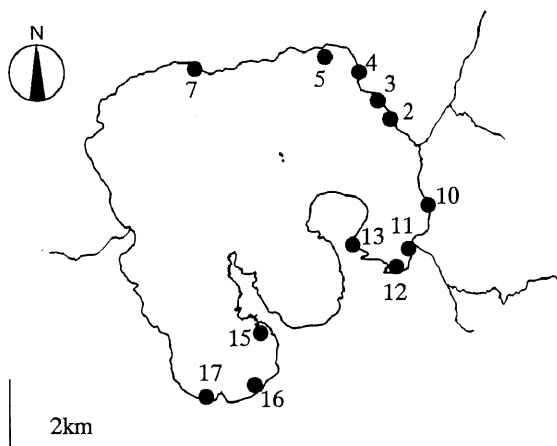


図1 調査地点.

表1 ユスリカ幼虫密度。底質は湖沼図から引用、M: 泥、f.S: 細砂、G: 礫

地点	2	3	4	5	7	10	11	12	13	15	16	17
底質	M, f.S		M, f.S	M, f.S	M, f.S	M, f.S	M, f.S	M, f.S	M, f.S	M, G	M	M
<i>Ablabesmyia</i> sp.	178	30	0	0	0	59	0	0	0	0	0	0
<i>Procladius</i> sp.	118	30	133	266	992	15	104	15	74	44	0	118
<i>Natarsia</i> sp.	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tanypodinae gen. sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0
<i>Monodiamesa ? bathyphila</i>	15	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Orthoclaudiinae gen. sp.	0	15	0	0	0	15	0	0	0	0	0	15
<i>Chironomus</i> spp.	0	0	0	0	0	0	0	74	89	0	89	30
<i>Cladopelma viridula</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	148	0	0
<i>Cryptochironomus</i> sp.	15	0	0	0	59	0	0	0	0	0	0	0
<i>Fissimentum</i> sp.	0	15	0	0	15	15	0	0	0	0	0	0
<i>Polypedilum</i> sp(p).	44	30	15	44	15	15	89	15	148	814	44	89
<i>Stictochironomus</i> sp(p).	44	89	30	163	400	0	0	0	0	15	15	44
? <i>Tanytarsus</i> sp.	44	30	0	0	30	0	15	0	59	0	0	0

表2 灼熱減量と優占種の分布。

地点	灼熱減量 (%)	<i>Chironomus</i>	<i>Procladius</i>	<i>Polypedilum</i>	<i>Ablabesmyia</i>
3	0.14		30	30	30
2	0.22		118	44	178
10	1.31		15	15	59
15	2.09		44	814	
11	2.15		104	89	
4	2.90		133	15	
16	2.91	89		44	
17	2.97	30	118	89	
7	3.15		992	15	
13	3.35	89	74	148	
5	3.66		266	44	

分けの状況などは興味ある問題であるが、十和田湖においてアシマダラユスリカ属やハモンユスリカ属等とともに魚の餌資源として重要なのは密度が高いヤマトユスリカの方である。

Fissimentum クチキレユスリカ属 (図2) については、唯一種名が確定している *F. desiccatum* とは明らかに異なっており、成虫が知られていない *Fissimentum* sp. B に酷似している (Cranston & Nolte 1996)。新種として記載するためには雄成虫が必要であるので、数個体の幼虫の飼育を試みたが成虫まで育てることはできなかった。したがってこの種については種名は未定のままである。また、前報 (上野ほか 1999) では本属は日本未記録としたが、北川 (1997) が木曾川と琵琶湖から報告していた *Chironominae* Genus CA は、北川 (2001) によりクチキレユスリカ属 *Fissimentum* sp. FA に移された。この *Fissimentum* sp. FA の頭殻や口器の形態は十和田湖産のものに非常によく似て

おり同種の可能性があるが、それを明らかにするためにはやはり各産地から雄成虫を採集して形態を比較する必要がある。

引用文献

- Cranston P. S. & Nolte U. (1996) *Fissimentum*, a new genus of drought-tolerant Chironomini (Diptera: Chironomidae) from the Americas and Australia. *Entomological News* **107**: 1-15.
- 岩熊敏夫・近藤繁生 (2001) 5章 ユスリカの生活史. 5-6 おわりに. 「ユスリカの世界」(近藤繁生・平林公男・岩熊敏夫・上野隆平編) pp.126-128. 培風館、東京.
- 北川礼澄 (1974) 東北地方の7湖沼の底生動物相の研究. *陸水学雑誌* **35**: 162-172.
- 北川礼澄 (1997) 木曾川のユスリカ科幼虫—濃尾大橋周辺のユスリカ20種. *淡水生物* **74**: 77-

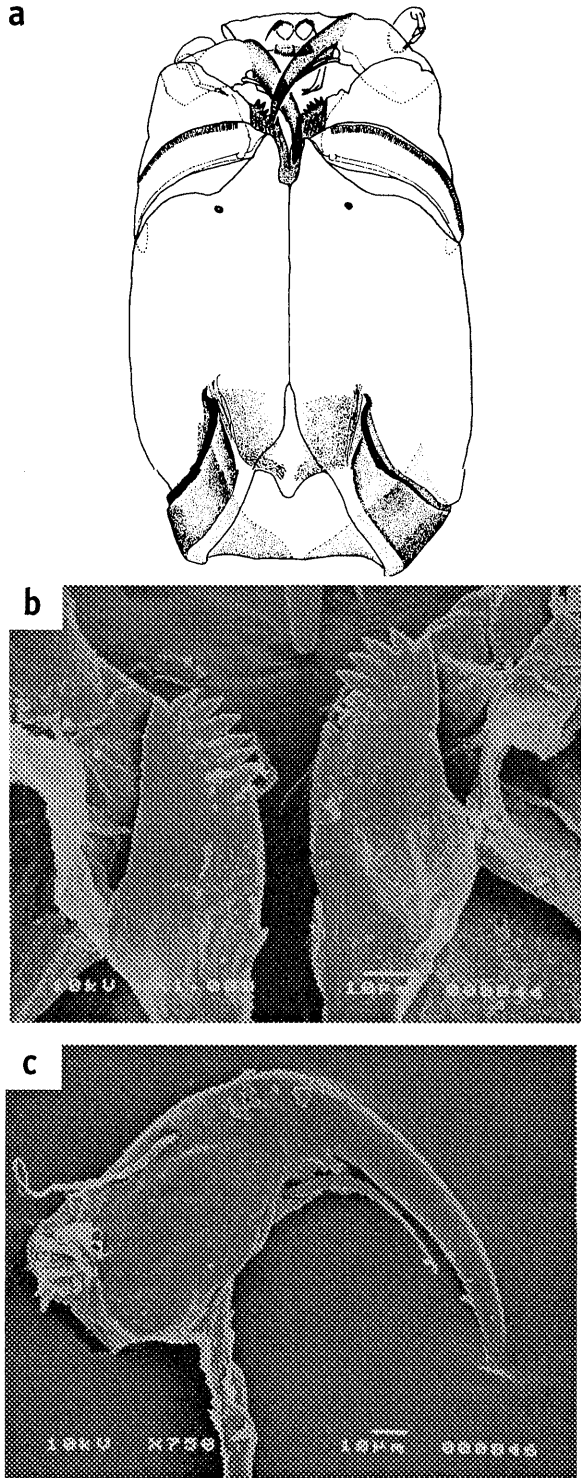


図2 十和田湖産 *Fissimentum* sp. 幼虫の頭部. a. 頭殻腹面. b. 下唇板のSEM像. c. 大顎のSEM像.

99.

北川礼澄 (2001) ユスリカの幼虫の分類(3). はじめに. 淡水生物 81: 1-7.

野原精一・上野隆平・加藤秀男・三上一・高村典子 (2001) 十和田湖の水生植物分布の現状と現存量. 国立環境研究所研究報告 167: 64-74.

Sasa M. (1991) Chapter 5. Part 2. Studies on the chironomids of the Lake Towada Area, Aomori. In: *Some characteristics of nature conservation within the chief rivers in Toyama Prefecture (The upper reach of Jyoganji River, hayatsuki River and katakai River)*, pp. 68-81, Toyama Prefectural Environmental Pollution Research Center.

上野隆平・大高明史・高村典子 (1999) 十和田湖沿岸域のユスリカ相. 国立環境研究所研究報告 146 : 83-86.

十和田湖イトヨの由来の系統的解析

高村健二

国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)

Phylogenetical analysis of an introduced Lake Towada population of threespine sticklebacks

Kenzi TAKAMURA

National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tukuba, Ibaraki 305-0053, Japan

はじめに

イトヨ (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus) は淡水域で繁殖する魚であるが、繁殖以前の時期に海に降る群と海に降らず一生を淡水で過ごす群とがある。淡水域で一生を過ごす群は比較的低い水温を好み、主に水草の豊富な湧水域とそこから流れ出る小河川に生息している。そのような本来の生息環境から見て十和田湖のような大きな湖に広く定着しているのは珍しい。人の手によって導入されさえすれば水温条件の許す限り湖にも定着できることが示された訳だが、その際に生態・形態面での変化が起きることが当然期待される。北アメリカの湖に分布するイトヨは沖合型と底生型とに分化していることが知られているが、十和田湖でも形態・生態の変化がどのような方向に向かうかが注目される。新しい分布域での生態・形態変化を評価するためには導入の源となった群を探り当てるのが肝要である。原産地での生態・形態は十和田湖のそれとは異なると予想されるが、どれだけ変化したか、その程度を測る基準となるからである。

イトヨには日本列島の中で遺伝的に分化した系群があることが判っており、大きく分けて太平洋系群と日本海系群とに区分される (Higuchi & Goto 1996)。十和田湖は地理的に両方の分布域に近いのでどちらからの導入も考え得る。そこで、十和田湖のイトヨに加えて、地理的にごく近くに

分布するイトヨ群と上記の系群からそれぞれ1地域群を選んで、遺伝子組成の比較を行ない、十和田湖イトヨの系統的起源を調べた。

方法

イトヨの採集は十和田湖南西部の鉛山地区沿岸で行なった。岸近くから水深数メートルの沖合にかけてふくべ網(袋状の定置網)を設置し、そこに入ったイトヨを定期的に採集し、生け簀に一定期間飼養した上でまとめて国立環境研究所に輸送した。これらの魚は研究所で飼養することを想定していたので、生かしたまま冷蔵状態で運んだ。研究所到着後は、弱るか、あるいは死亡した個体を冷凍あるいはアルコール液浸にて順次保存した。採集は主に1996、1998、1999年に行なった。比較用の標本として十和田市相坂青森県内水面水産試験場脇水路の個体群と太平洋系群から岩手県大槌町の個体群、日本海系群から信濃川下流域個体群を利用した。

保存標本は形態測定の後筋肉を採取して、それをDNA抽出用試料とした。筋肉は10-20mgを採取し、それからゲノムDNA抽出キット (Rapid Prep Genomic DNA Isolation Kits for Cells and Tissue、ファルマシア製) を用いてDNAを抽出し、抽出したDNAはエタノールで沈殿させた後、Tris-EDTA液に溶解させた。このDNA溶液の濃度測定を紫外線吸光度測定で行なった後、適量を取り出

十和田湖イトヨの系統

して解析対象遺伝子座の遺伝子複製を行なった。複製は耐熱細菌由来のDNA 鎖伸長酵素 (DNA-polymerase) のPCR (polymerase chain reaction) 反応を利用したもので、この酵素と抽出DNA溶液・DNA 塩基および複製部位特定用のDNA 鎖 (プライマー) をPCR溶液と混合した上で、PCR反応装置に入れて92℃1分 (DNA鎖変性)・58℃30秒 (プライマー結合)・72℃1分 (DNA鎖伸長) の温度調節を25回以上繰り返した。複製されたDNA鎖はあらかじめプライマーに付けてあった蛍光色素によって判別される仕組みになっており、キャピラリー電気泳動式DNA塩基配列解読装置 (ABI310、PEバイオシステムズ製) 上で長さによって判別した。遺伝子座はすべて核ゲノム上のマイクロサテライト遺伝子であり、プライマーはRico et al. (1993)のCIER11、51、62とTaylor (1998)のGacμ4、7、9、10、14を用いた。

十和田湖と他の3群のイトヨの8遺伝子座における対立遺伝子頻度は遺伝子組成解析用ソフトウェアGENEPOP 3.1b (Raymond & Rousset 1997)を用いて算出した。その遺伝子頻度からの遺伝的距離の算出と系統樹の作成には系統樹作成用ソフトウェアパッケージPHYLIP 3.5c (Felsenstein 1993)から遺伝的距離算出ソフトDistと最尤法ソフトContmlをそれぞれ用いた。

結果

今回分析したCIER11、51、62とGacμ4、7、9、10、14のマイクロサテライト遺伝子座はそれぞれ41、18、27、46、41、13、3、36個の対立遺伝子が見いだされた。対立遺伝子の塩基対数はそれぞれ100-200、151-197、98-158、112-218、98-214、118-200、166-236、102-196の範囲で変異した。これらの対立遺伝子の組成からNei(1972)の遺伝的距離を4地域群の間で算出した (表1)。十和田湖と十和田市との間では距離が0.1弱と短く、両群の遺伝的組成が極めて似ていることがわかった。この2群に対して大槌町は1.0強、信濃川は2.0前後と大槌町の方が遺伝的に近いことがわかった。

対立遺伝子の相対頻度から推定した4群の系統

表1 イトヨ4地域群のNeiの遺伝的距離。

	十和田市	大槌町	信濃川
十和田市	0.0783	1.2068	2.0166
大槌町		1.1895	1.9697
信濃川			1.6093

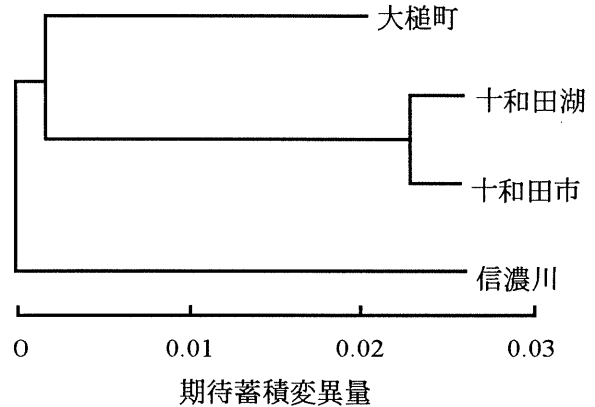


図1 最尤法推定による十和田湖イトヨと3地域群の系統樹。

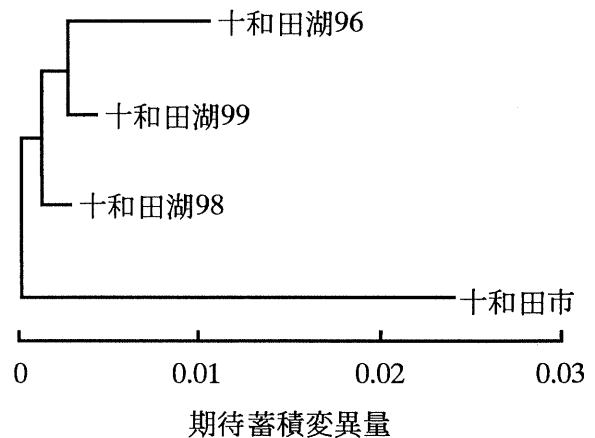


図2 最尤法推定による十和田湖イトヨ年級群と十和田市群の系統樹。

樹でも十和田湖と十和田市が系統的に極めて近く、その次に大槌町が、そして信濃川が一番遠くに配置された (図1)。一方、十和田湖の3つの年級群は1996年と1999年とが近く、その次に1998年という位置づけとなったが、十和田市のそれに比べれば互いに似通っていることがわかった (図2)。

考察

マイクロサテライト遺伝子座の対立遺伝子頻度から見て、十和田湖のイトヨは十和田市のイトヨに極めて近い。イトヨの生息地は限られており、十和田湖周辺でも今回比較に用いた岩手県大槌町や青森県小川原湖の群がめばしいものである。大槌町のイトヨとは今回の結果に見られるように大きな系統的差異があり、また小川原湖の群は今回調査しなかったものの日本海系群に属することが知られている (Higuchi & Goto 1996)。そもそも日本列島に分布するイトヨには太平洋系群と日本海系群の2つの系統集団があることは前述したが、陸封型の生活史を持つイトヨは前者にのみ存在し、降海型の生活史を持つイトヨは両集団に存在する。十和田市と大槌町のイトヨは陸封型で太平洋系群に属し、小川原湖のイトヨは日本海系群に属する。十和田湖は両系群の生息地が近くに存在するだけに移植の可能性はどちらからでもあるが、遺伝的に見て太平洋系群に由来するのは間違いない。森 (1999) もアイソザイムによるタンパク質多型の解析結果から十和田市相坂のイトヨが十和田湖のそれに最も類似していることを報告している。十和田湖は十和田市のイトヨが分布する相坂地区から奥入瀬川を通じて上流にあたるが、湖直下に奥入瀬溪谷の溪流があり、また夜間と冬季には湖からの放水が止められるので、イトヨが自力で遡上したとは考えにくい。相坂地区には青森県内水面水産試験場が存在するので、ここを経由して湖に入ったと考えられなくもないが、その可能性を判断する材料は今のところ持ち合わせていない。

最近の十和田湖イトヨ群は由来源と見られる十和田市のイトヨ群とは遺伝的にはっきりと区別された。十和田湖のイトヨは体形の大型化が著しい (森 1999) が、今回の調査でも十和田湖のイトヨはその採集個体の7割以上が標準体長50mm以上であったのに対して、十和田市のイトヨは逆にその7割以上が40mm以下であった (高村 未発表)。一方では、鰓耙長という摂食に関する適応的形質にも湖内での経年的な増大が現われている

(森 1999)。また食性面で動物プランクトンを主食の一つにしており、湖での生活に適応している様子が窺える (高村 1999)。太平洋東部のカナダ西岸域の湖に生息するイトヨには沖合型と底生型の二型が知られている (Rundle et al. 2000)。両者は遺伝的に分離した状態にあるが、十和田湖イトヨの今後の適応を予測する上で参考になると思われる。ただし、カナダ西岸域の湖のイトヨは底生型が沖合型より大型化しているため、十和田湖のイトヨの変化の方向とは必ずしも一致しない。この点については、生態及び形態の総合的な継続調査が望まれる。

謝辞

大槌町・信濃川のイトヨは森誠一氏から、十和田市のイトヨは勝間信之氏から提供していただいた。ここに記して感謝の意を表したい。

引用文献

- Felsenstein J. (1993) PHYLIP (Phylogeny Inference Package), version 3.5c. Department of Genetics, University of Washington, Seattle.
- Higuchi M. & Goto A. (1996) Genetic evidence supporting the existence of two distinct species in the genus *Gasterosteus* around Japan. *Environmental Biology of Fishes* **47**: 1-16.
- 森誠一 (1999) 十和田湖沿岸域の魚類、特にイトヨの生態を中心に。国立環境研究所研究報告 **146**: 95-109.
- Nei M. (1972) Genetic distance between populations. *American Naturalist* **106**: 283-292.
- Raymond M. & Rousset F. (1997) GENEPOP (population genetics software for exact tests and ecumenicism), version 3.1b. By anonymous ftp from ftp.cefe.cnrs-mop.fr
- Rico C., Zadworny D., Kuhnlein U. & Fitzgerald J. (1993) Characterization of hypervariable microsatellite loci in the threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus*. *Molecular Ecology* **2**:

271-272.

Rundle H. D., Nagel L., Boughman J.W. & Schluter D.

(2000) Natural selection and parallel speciation in sympatric sticklebacks. *Science* **287**: 306-308.

高村典子・三上一・水谷寿・長崎勝康 (1999) ワカサギの導入に伴う十和田湖の生態系の変化について. 国立環境研究所研究報告 **146**: 1-15.

Taylor E.B. (1998) Microsatellites isolated from the threespine stickleback *Gasterosteus aculeatus*.

Molecular Ecology **7**: 930-931.

北日本の貧栄養カルデラ湖深底部における水生ミミズ相

大高明史

弘前大学教育学部 (〒036-8560 弘前市文京町1)

Aquatic oligochaete fauna in the profundal zone of oligotrophic caldera lakes in northern Japan

Akifumi OHTAKA

Faculty of Education, Hirosaki University, Hirosaki 036-8560, Japan

はじめに

水生ミミズ類は、ユスリカ類と並んで湖沼で最も普通に見いだされる底生動物の一群である。湖沼の栄養段階に関わらず泥質の環境で優占することが多く、深い湖沼の深底部では、マクロベントスとして唯一の動物群となることもまれではない。しかし、その種組成の解明は遅れており、湖沼環境と生態との関わりについてもいまだ不明な点が多い。

1997年から1998年に行なわれた調査によって、十和田湖から3科21分類群の水生ミミズ類が確認され、あわせて各種の深度分布の概要が明らかになった(大高ら1999)。これによると、水生ミミズ類の種多様性は、他の多くの動物群と同様に沿岸部で高いものの、そこで見られる種類の大部分は、国内の浅い湖沼や池沼に広く分布する種類であった。一方、深底部での種組成はこれまで知られている中～富栄養の湖沼とは大きく異なっていた。しかし、十和田湖と比較できるような貧栄養湖では、これまでに水生ミミズ相が調べられた事例は他にない。したがって、十和田湖深底部のファウナがどの程度一般的なものかは判断できなかった。

夏季に行なわれたこれまでの調査では、十和田湖で見いだされた底生動物の多くのグループで、水深に応じた種組成のはっきりした変化が見られた(大高ら1999)。この変化様式は、湖水の水温

の鉛直変化と対応することから、水温が底生動物の深度分布を規定する要因として重要な役割を果たしていることが推測される。これはまた、夏季には深底部でしか見られない種類でも、水温の低下する冬季には沿岸部にまで分布を広げている可能性を示唆する。さらに、十和田湖深底部に生息する底生動物の多くは、集水域の地下水や河川上流のファウナに由来すると推測されたが(大高ら1999)、深底種が実際に十和田湖の集水域から確認された例はない。

このような疑問点を解明するために、1999～2000年に十和田湖およびその集水域で、水生ミミズ類の分布に関する補足的な調査を行った。また、十和田湖との比較のために、同じ貧栄養カルデラ湖である摩周湖と支笏湖の深底部で水生ミミズ類の調査を新たに実施するとともに、洞爺湖で過去に採集した水生ミミズ標本を分類学的に精査した。

調査地と方法

今回調査研究の対象としたのは、北日本に位置する4つの貧栄養湖カルデラ湖である(図1)。

十和田湖深底部での水生ミミズ類の分布を確認する目的で、1999年6月14～15日、および同年7月3日に、西湖および外湖の水深60～100m地点と中湖の水深320m地点で、エクマンバージ採泥器を用いた定性的な採集を行なった(図2A)。

カルデラ湖深底部の水生ミミズ相

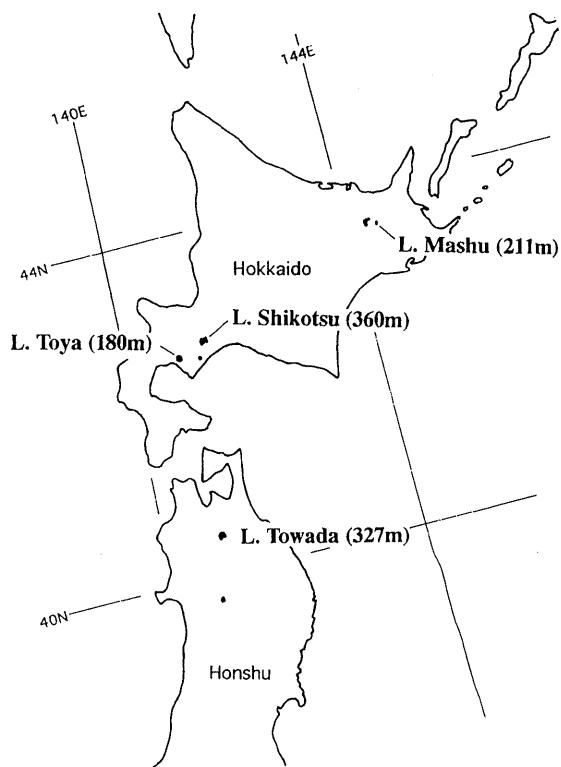


図1 北日本における貧栄養カルデラ湖の分布と調査湖沼. カッコ内の数字は最大水深を示す.

水生ミミズ類は、採取した底泥を開口0.25mmのナイロン製サーバネットでふるって集めたのち、10%ホルマリンで固定して持ち帰り、プレパラートを作製して分類学的観察を行なった。加えて、冬季のファウナを調べる目的で、1999年3月24～25日に西湖盆の鉛山湖岸（水温1.5℃）と和井内湖岸（水温4.3℃）で調査を行った。さらに、集水域のファウナを明らかにするために、1999年6月14日に、十和田湖西岸に流入する大川沢の上流にあたる白地山の小渓流（標高755m地点、水温7.9℃；図2A）で、また2000年7月～9月に、十和田湖に流入する複数の小河口と、流出河川である奥入瀬川流域で新たな調査を行なった。

貧栄養湖深底部のファウナを十和田湖と比較するために、2000年7月3日に支笏湖の最深地点に近い水深360m地点（図2B）で調査を行った。同様に、1999年9月5日に摩周湖最深部の210m地点、および湖盆東側の水深150mの2地点（図2D）で底生動物の採集を実施した。支笏湖と摩周湖で

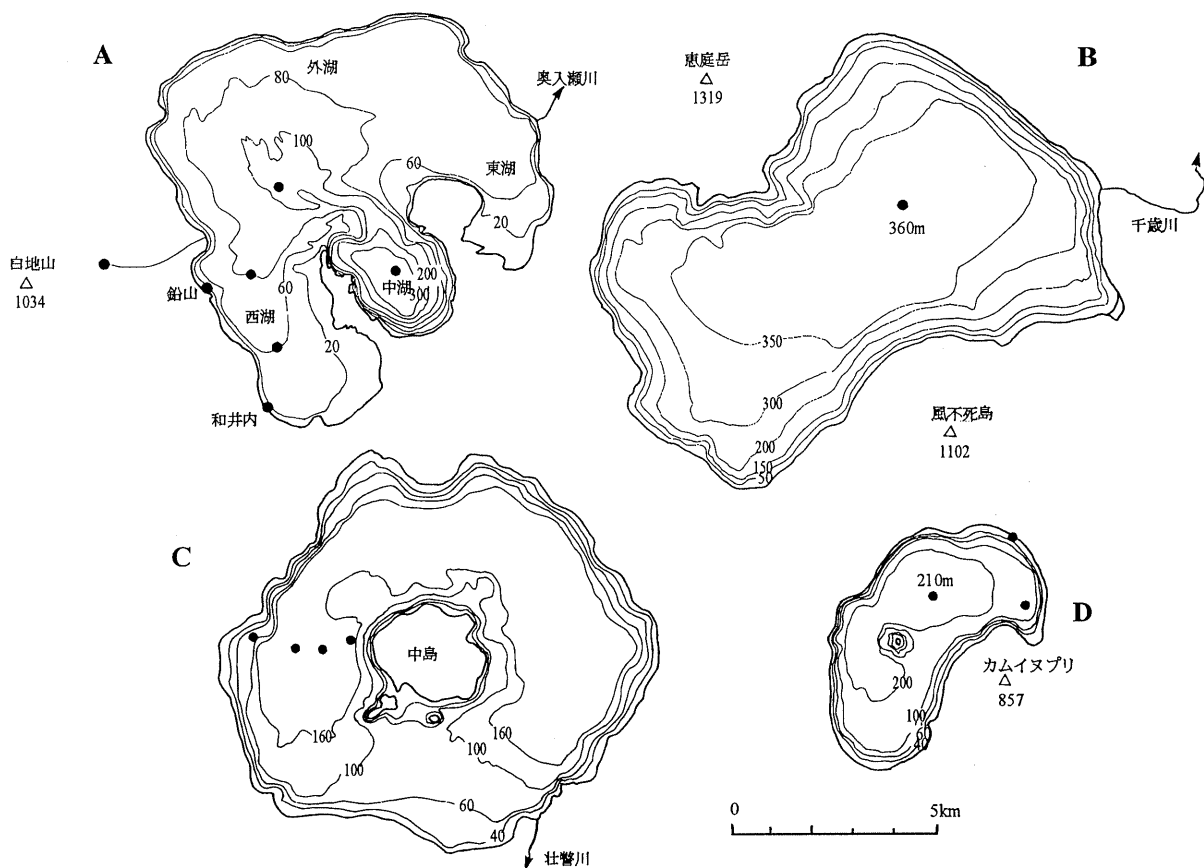


図2 十和田湖 (A)、支笏湖 (B)、洞爺湖 (C)、摩周湖 (D) の湖盆形態と、水生ミミズ類の調査地点 (黒丸). 図中の数字は水深または標高 (m) を示す.

の採集およびサンプルの処理は、十和田湖深底部で行った方法に準じた。加えて、1983～1985年に筆者が採集した洞爺湖深底部(水深78～173m; 図2C)の水生ミミズ標本を分類学的に精査した。なお、支笏湖、洞爺湖、および摩周湖の深底部で水生ミミズ類が出現することは、Miyadi (1932)と北川(1975a, 1975b)により知られているが、種類組成に関しては全く不明である。

結果

十和田湖の水生ミミズ相

前報(大高ら1999)以降に8分類群の水生ミミズ類が十和田湖から新たに確認された。これらは、ナガミミズ科の*Haplotaxis* sp.、ヒメミミズ科の*Enchytraeidae* spp.、ミズミミズ科の*Nais bretscheri*、*N. barbata*、*N. variabilis*、*Pristina longiseta*、*Pristinella jenkiniae*、イトミミズ科の*Limnodrilus udekemianus*で、いずれも沿岸部からの記録である。また、前報の*Lumbriculus* sp.、*Rhyacodrilus* sp. 1、および*Rhyacodrilus* sp. 2は、今回それぞれ、*Lumbriculus variegatus*、*Rhyacodrilus komarovi*、*Rhyacodrilus coccineus*と同定した。1999年以降に行った調査でも、前回と同様にイトミミズ科の2種(*Rhyacodrilus komarovi*と*Tubificidae* gen. sp.)が西湖および外湖の深底部で優占することが確認された。このうち、*R. komarovi*は、カムチャッカ半島から記載されている*R. levanidovae*と同一種である可能性がある。また、*Tubificidae* gen. sp. (大高ら1999の*Tubificinae* sp.)は未記載種で、背側毛状剛毛、第11体節腹側に分布する2種類の生殖剛毛、第9-10体節の腸管を取り囲む血管網など、複数の亜科の特徴を兼ね備えている。現時点では亜科が不確定なので、ここでは科レベルの同定にとどめた。一方、中湖深底部で行った新たな調査によって、前回確認された*Tubifex tubifex*と*Rhyacodrilus coccineus*(いずれもイトミミズ科)に加えて、これまでこの地点からは採集されていなかった*Rhyacodrilus komarovi*と*Tubificidae* gen. sp.の2種の生息が確認された。この2種は夏季には40m以

深でしか見られなかったが、1999年3月初旬に行った冬季の調査で和井内の湖岸から採集されている。加えて、集水域の調査によって、鉛山の太田川上流にあたる白地山東面の山地溪流からも*Rhyacodrilus komarovi*が確認された。

これまでの十和田湖調査によって確認された水生ミミズ類の出現状況を、深度ごとにまとめて表1に示した。ナガミミズ科(*Haplotaxidae*)1分類群、オヨギミミズ科(*Lumbriculidae*)1分類群、ヒメミミズ科(*Enchytraeidae*)1分類群、ミズミミズ科(*Naididae*)15分類群、およびイトミミズ科(*Tubificidae*)11分類群の、合計29分類群が湖内から記録されている。冬季の記録を考慮に入れると、すべての種類が水深20m以浅の沿岸部から見つかっている。また、水深が40m以深の深底部に出現する種類は、イトミミズ科の*Rhyacodrilus komarovi*、*Tubificidae* gen. sp.、*Tubifex tubifex*およびオヨギミミズ科の*Lumbriculus variegatus*の計4種である。このうち、*Tubifex tubifex*は、80～100mでは確認されていないものの、沿岸部から最深部までのいずれの深度でも出現している。

北海道の3つの貧栄養カルデラ湖深底部における水生ミミズ相

支笏湖：

2000年7月に行った調査では、最深部に近い水深360m地点のマクロベントス群集は水生ミミズ類だけで占められていた。このほかに、メイオベントスとして、線虫類、ウズムシ類、クマムシ類、ソコムジンコ類、貝虫類の出現が確認されている。調査地点での水生ミミズ類の密度は1270ind・m²と、十和田湖に比べて低いものの、出現種は8分類群と、今回比較の対象とした4つの貧栄養湖の中では最も高かった(表2)。優占種はオヨギミミズ科の*Syloscolex japonicus*で、他に、*Lumbriculidae* gen. sp. (オヨギミミズ科)、*Rhyacodrilus komarovi*、*Rhyacodrilinae* gen. sp.、*Tubificinae* gen. sp.などのイトミミズ科の複数種、さらに、*Enchytraeidae* gen. sp. (ヒメミミズ科)が出現した。これらの他に、サンプル中から細長い

カルデラ湖深底部の水生ミミズ相

表1 十和田湖における水生ミミズ類の深度分布. 1997～2000年までの調査結果をまとめて示した. カッコ付きは冬季の記録を示す.

水深 (m)	< 20	20 ≤ 40	40 ≤ 60	60 ≤ 80	80 ≤ 100	320
Haplotaxidae						
<i>Haplotaxis</i> sp.	+					
Lumbriculidae						
<i>Lumbriculus variegatus</i> (Müller, 1774)	+					+
Enchytraeidae						
Enchytraeidae non det.	+					
Naididae						
<i>Dero digitata</i> (Müller, 1773)	+					
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)	+					
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)	+					
<i>Nais pardalis</i> Piguet, 1906	+					
<i>Nais bretscheri</i> Michaelsen, 1899	+					
<i>Nais barbata</i> Müller, 1773	+					
<i>Nais communis</i> Piguet, 1906	+					
<i>Nais variabilis</i> Piguet, 1906	+					
<i>Pristina longiseta</i> Ehrenberg, 1828	+					
<i>Pristina aequiseta</i> Bourne, 1891	+					
<i>Pristinella jenkiniae</i> (Stephenson, 1931)	+					
<i>Pristinella amphibiotica</i> (Lastockin, 1927)	+					
<i>Slavina appendiculata</i> (d'Udekem, 1855)	+					
<i>Specaria josinae</i> (Vejdovsky, 1883)	+					
<i>Amphichaeta leydigii</i> Tauber, 1879	+					
Tubificidae						
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparède, 1862	+					
<i>Limnodrilus claparedianus</i> Ratzel, 1869	+					
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i> Stolc, 1888	+					
<i>Branchiura sowerbyi</i> Beddard, 1892	+					
<i>Aulodrilus japonicus</i> Yamaguchi, 1953	+					
<i>Aulodrilus pigueti</i> Kowakewski, 1914	+					
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	+	+				
<i>Rhyacodrilus coccineus</i> (Vejdovsky, 1875)	+	+				
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	+	+	+	+		+
<i>Rhyacodrilus komarovi</i> Timm, 1990	(+)		+	+	+	+
Tubificidae gen. sp.	(+)		+	+	+	+

卵のうが見つかり、これはその中に含まれていた胚の形態からナガミミズ属の一種 (*Haplotaxis* sp.) であることが確認された。ヒメミミズ科が水深300mを越える湖沼の深底部で見つかったのは日本では初めてである。

洞爺湖：

1983～1985年に採集した洞爺湖の標本について分類学的観察を行なったところ、深底部から6分類群の水生ミミズ類が確認された。優占種は、十和田湖と同様にイトミミズ科の *Rhyacodrilus komarovi* であった。これに加えて、イトミミズ科の *Rhyacodrilinae* sp. と *Embolocephalus nikolskyi*、オヨギミミズ科の *Styloscolex japonicus* と *Lumbriculidae* gen. sp.、ナガミミズ科の

Haplotaxis sp. が確認された。このうち、*Lumbriculidae* gen. sp. は未記載属・種である (Fend & Ohtaka 未発表)。洞爺湖の78mから210mまでの水生ミミズ類の密度の平均値は1600ind・m²で、支笏湖に近い値であった。

摩周湖：

1999年9月に調査を行った摩周湖深底部の2地点 (水深210m、150m) では、水生ミミズ類がマクロベントス群集の大部分を占めていた。マクロベントスとしてはこの他にわずかなユスリカ類が出現し、メイオベントスとしては、ウズムシ (*Mesostoma?* sp. と *Gyratrix?* sp. の2種; Kawakatsu et al. 1999)、カイアシ類、線虫類の出現が確認されている。水深210m地点の水生ミミズ類は

大高

表2 十和田湖、支笏湖、洞爺湖、摩周湖の深底部（水深60m以深）における水生ミミズ相。++は優占種を示す。

湖沼名 湖盆または水深 (m) 調査年	十和田湖 外, 西, 東湖 1997-1999	中湖 1997-1999	支笏湖 360m 2000	洞爺湖 78 ~ 173m 1983-1985	摩周湖 150m 1999	210m 1999
Tubificidae						
<i>Rhyacodrilus coccineus</i>		+				
<i>Rhyacodrilus komarovi</i>	++	++	+	++	++	++
<i>Rhyacodrilinae</i> sp.			+	+		
<i>Tubifex tubifex</i>		++				++
<i>Embolocephalus nikolskyi</i>				+		
<i>Embolocephalus</i> sp.			+			
<i>Tubificinae</i> gen. sp.			+			
<i>Tubificidae</i> gen. sp.	+	+				
Lumbriculidae						
<i>Styloscolex japonicus</i>			++	+		
<i>Lumbriculus variegatus</i>		+				
<i>Lumbriculidae</i> gen. sp.			+	+		
Haplotaxidae						
<i>Haplotaxis</i> sp.			+	+		
Enchytraeidae						
<i>Enchytraeidae</i> gen. sp.			+			
水生ミミズ類総密度 (m ⁻²)	390-1900	8900	1270	1600	330	75

Rhyacodrilus komarovi と *Tubifex tubifex* の2種からなり、また、水深150m地点では *Rhyacodrilus komarovi* だけが確認された。水生ミミズ類の密度は、水深150mと220mで、それぞれ330ind・m⁻²および75ind・m⁻²であり、今回比較を行った4つの湖沼の中では最も低かった。加えて、この調査時に行なった摩周湖沿岸部での補足調査で、砂地の湖岸から *Tubifex tubifex* が確認されている。また、沿岸部から採集したウチダザリガニの体表に付着していたヒルミミズ類の消化管からも、*Tubifex tubifex* が見つかっている。

考察

今回研究の対象とした4つの湖沼は、いずれも歴史の浅いカルデラ湖である。これらは北日本に位置する貧栄養の温帯湖で、湖水はほぼ中性で深底部まで通年溶存酸素が豊富な点でも共通している。湖盆形成の歴史は湖沼ごとに詳しく調べられている。しかし、いずれの湖沼でも、カルデラが形成された後に何回かの噴火が起こっており、これによって湖沼生物が壊滅的な打撃を受けた可能

性がある。したがって、現在の湖沼生物の起源がいつまでさかのぼれるかについては、不明な点が残る。現在の十和田湖は約1万5000年前に形成され、そのときにすでに湖水が存在したことが知られている (Hayakawa 1985)。しかし、中湖を作った6300年前の噴火時に、湖水は一時干上がったと推測されている (Hayakawa 1985)。その後の噴火はいずれも小規模で湖水に影響を与えたとは考えにくい (早川 私信)、現在の十和田湖の水生生物の歴史は6300年前までさかのぼることができる。一方、支笏カルデラの形成は約2万年前と見積もられているが、その後、何回にもわたり恵庭および樽前火山から大量の火山灰が噴出している (Katsui 1963)。また、洞爺湖カルデラの形成は9~13万年前と古いが、約1万年前にカルデラの南側に有珠外輪山が形成された時に、湖は流入河川のない閉鎖湖で、湖水が現在の状態になったのは2000~3000年前の縄文海進の時期と推測されている (奥田ら 1991)。摩周カルデラの形成は11000~7000年前であるが、中央火口丘であるカムイヌプリができた4000~1000年前の噴火時に湖水がどのような状態になったかは詳しくはわ

かっていない (Katsui *et al.* 1975)。しかし、いずれにせよ、今回比較の対象とした湖沼の生物の起源は数万年から数千年と新しく、生物が湖内で種分化を起こしているとは考えられない。これまでのところ、分布の知見がもともと乏しい水生ミミズ類をのぞくと、いずれの湖沼からも固有な動物は知られていない。したがって、これらの貧栄養湖で現在見られる生物は、もっぱら集水域の生物が侵入したものと考えるのが妥当であろう。

十和田湖深底部に広く出現した *Rhyacodrilus komarovi* は、洞爺湖や摩周湖でも同様に優占種となっており、さらに支笏湖でも出現している。したがって、十和田湖のファウナが決して特異なものではないといえる。その一方で、十和田湖の Tubificidae gen. sp. や支笏湖の Tubificinae gen. sp.、洞爺湖の *Embolocephalus nikolskyi* のような、特定の湖沼にだけ出現する種類も見られた。湖沼間で見られるこのような共通性と特殊性は、集水域のファウナの異同を反映した結果と考えられる。つまり、4つの湖沼に共通して *Rhyacodrilus komarovi* が出現したのは、この種が北海道と北東北に広く分布することに関係している。事実、この種は湖沼以外でも、これまでに北海道7地点と青森県3地点の、河川上流部または湧水域から採集されている (大高 未発表)。*R. komarovi* は、ロシア極東部の山間溪流で普通に見られ (Timm 1990, 1997, 1999)、また、これときわめて近縁か、あるいは同種である可能性のある *R. levanidovae* はカムチャッカ半島の複数の河川や湖沼沿岸部から記録されている (Sokolskaya 1973)。この種群はユーラシア北東部に広く分布し、流水、止水を問わず幅広い冷水環境に生息しているとみられることから、北日本の他の貧栄養湖や山間溪流、また、サハリン、千島列島の同様の生息場所からも、どちらかの種類または中間型の個体が発見されると期待される。一方、洞爺湖深底部に出現した *Styloscolex japonicus* は北海道に固有な種類である (Yamaguchi 1937, 1953)。その生息環境は *Rhyacodrilus komarovi* と同様に湧水や河川上流部で、北海道の山間では、両種が同所的に見られる場所も少なくない (大高 未発表)。したがって、こ

の種が十和田湖に見られないのは、湖底環境がこの種に適さないためではなく、十和田湖の集水域にもともと分布していないためと考えられる。湖沼の底生動物相は古くから、湖沼の富栄養化の状態と関連させて生態学的な観点から論じられてきた歴史がある。しかし、少なくとも、水生ミミズ類などの移動能力の低い動物では、生物地理学的な要素もファウナを論じる際の重要な視点となることが指摘できる。

集水域に生息する水生動物が湖内に侵入・定着する機会は、集水域個体群の大きさや、移動能力、さらに、侵入経路 (河川や地下水系) の有無などとも密接に関係すると考えられる。山地に形成されるカルデラ湖や火口湖は一般に集水域がきわめて狭いために、個体群のボトルネック効果は強く働くと考えられる。したがって、集水域が狭く、かつ流入河川の少ない湖沼ほど湖内のファウナは貧弱になると予測される。今回の調査で、摩周湖の深底部から2種類の水生ミミズしか確認されなかったのは、集水域がきわめて狭いうえに流入河川を持たないという、この湖沼の特性と関係していると思われる。

前報 (大高ら 1999) で指摘したように、十和田湖のような貧栄養カルデラ湖の深底部に見られる動物の多くは、本来河川の上流域あるいは湧水や地下水に住む低温狭温性の種類が集水域から入り込んだ可能性が高い。十和田湖深底部で優占する *Rhyacodrilus komarovi* が今回集水域の山地溪流で見つかったことは、これを裏付けるものと考えられる。また、洞爺湖深底部で出現した *Styloscolex japonicus* も本来、湧水性あるいは地下水性で (Yamaguchi 1937)、さらに、同じく洞爺湖と支笏湖で確認されたナガミミズ科も、知られているすべてが地下水性種または湖沼深底種である (Brinkhurst & Jamieson 1971)。貧栄養湖深底部では酸素濃度が底生動物の生息を制限する要因とならないために、流水や地下水を本来の住み場とする好気性の種類でも生息が可能になっているものと思われる。また、夏季に十和田湖の垂深底部以深でしか見られなかった *Rhyacodrilus komarovi* と Tubificidae gen. sp. が、冬季に沿岸部で見られたこ

とは、深底種の分布がもっぱら水温によって規定されている可能性を強く示唆する。移動性の大きさや河川からの供給量の大小にもよるだろうが、深底種の深度分布は、水温分布に対応して季節的に変化している可能性がある。前報（大高ら 1999）では、夏季成層期の深度分布に基づいてイトミミズ科の *Rhyacodrilus komarovi* と Tubificidae gen. sp. の 2 種を深底種とみなしたが、深度分布の季節変化を考慮すると、十和田湖には通年深底部に分布が限られている真正の深底種は存在しない。

今回、深底部から得られた水生ミミズ類には、科あるいは属までの同定に留めたものが多い。これは、標本が少なかったり成熟個体が得られていないなどの理由で、種まで同定できない分類群があったことにもよるが、多くは、これまで知られているどの分類群にも該当しない、つまり未記載種だったためである。十和田湖の Tubificidae gen. sp. や、洞爺湖の Lumbriculidae gen. sp. などは、明らかに後者に属する。貧栄養湖の深底部からは今後もたくさんの未記載種が見つかると思われる。前述のように、これらは地下水をはじめとする集水域の冷水環境から入り込んだと思われる。近年、地下水環境に出現する水生ミミズ類の中に海産種と近縁な種類が相次いで見つかり、地下水種の研究はミミズ類の系統を探るうえで極めて興味深い (Sambugar et al. 1999)。一般に地下水生物の研究は調査の困難さを伴うが、湖沼はこれにくらべて生物の採集が容易なので、貧栄養湖は地下水性の動物を研究する場所としての価値も高い。

貧栄養湖深底部に出現した水生ミミズ類の中で、*Tubifex tubifex* だけは沿岸部から深底部までの幅広い深度に生息していた。同様な *Tubifex tubifex* の広深度分布は、ヨーロッパの湖沼でも広く知られている (Brinkhurst 1964; Martinez-Ansemil & Prat 1984; Probst 1987; Reynodlson 1990; Timm 1996)。*Tubifex tubifex* は、生息深度だけでなく、止水・流水を問わずきわめて幅広い環境に出現する特異な生態的特性を持っている。特に、ごく貧栄養の水域や逆にきわめて汚濁した水域のような

“環境のへり” で優占することが多い (Milbrink 1980; Brinkhurst 1986)。このような出現パターンは、この種類の生活史が温度や餌環境の変化に対して柔軟で、かつ貧酸素や硫化水素に対する耐性が高い反面、他種との競争に弱いことが関係していると考えられる (Milbrink 1973)。

貧栄養湖深底部の動物群集の構造が、おそらく集水域のファウナの違いを反映して湖沼ごとに異なるのは、酸素ストレスがない遷移系列初期の湖底で実現されるファウナの特徴と見なされるかもしれない。将来、湖沼の富栄養化が進行した場合、深底部の酸素濃度が減少することによって、好気性の動物が消失し、群集構造が変化すると予測される。この場合、貧酸素に対する耐性の高い *Tubifex tubifex* が残り、優占するようになるだろう。富栄養化してしまったかつての貧栄養湖の深底部で、しばしば *Tubifex tubifex* の優占する群集が見られるのは (たとえば池田湖; 大高・西野 未発表)、このような経過を経た結果なのかもしれない。

まとめ

1. 1997年～2000年の調査により、十和田湖から 4 科 29 分類群の水生ミミズ類が確認された。
2. 夏季の正列成層期に深底部に出現する種類は、いずれも集水域の河川上流部や冬季に沿岸部から確認された。水生ミミズ類では真正の深底種は十和田湖には存在せず、深度分布は水温によって規定されているものと思われる。
3. 夏季に深底部で見られる種類は、本来河川上流や地下水などに生息する低温狭温性で酸素要求性の高い種類が、集水域から入り込んだものと考えられる。
4. 十和田湖、支笏湖、洞爺湖、摩周湖の深底部には共通してイトミミズ科の *Rhyacodrilus komarovi* が出現した。しかし、種類組成は湖沼ごとにかなり異なっていた。これには、湖盆の動物地理学的な位置と、集水域個体群の大きさや湖盆への侵入の機会の大小が関係していると考えられる。

謝辞

十和田湖生態系研究のプロジェクトのリーダーである高村典子氏(国立環境研究所)と、十和田湖調査で調査船の便宜を図っていただいた吉田伸一氏(小坂町十和田湖さざ波山荘)、および調査の補助をいただいた西野麻知子(滋賀県琵琶湖研究所)、中田伸大、菅原孝(弘前大学)各氏に感謝いたします。また、摩周湖調査では、河合崇欣氏(国立環境研究所)と厚谷郁夫、南尚嗣(北見工業大学)両氏には調査船と調査器材の便宜を図っていただき、西野麻知子(滋賀県琵琶湖研究所)、小松涼、高屋洋介、深津泰久、Sulmin Gumiri(北海道大学)各氏には、調査の補助をいただいた。さらに、支笏湖調査にあたっては、伊藤富子氏(北海道水産ふ化場)に調査船や調査機材の便宜を図っていただくとともに、石田昭夫(北海道余市町)、高屋洋介、鳥海滋(北海道大学)各氏には調査の補助をしていただいた。さらに、Ralph O. Brinkhurst(Aquatic Resources Center, TN, USA)、Tarmo Timm(Võrtsjärv Limnological Station, Estonia)、Steve Fend(U.S. Geological Survey, CA, USA)各氏には、水生ミミズ類の分類に関して貴重な助言をいただき、早川由紀夫氏(群馬大学)には十和田湖の形成史に関する情報をご教示いただいた。記して感謝いたします。

引用文献

Brinkhurst R. O. (1964) Observation on the biology of lake-dwelling Tubificidae. *Archiv für Hydrobiologie* **60**: 285-418.

Brinkhurst R. O. (1986) *Guide to the Freshwater Aquatic Microdrile Oligochaetes of North America*. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 84, Ottawa.

Brinkhurst R. O. & Jamieson B. G. M. (1971) *Aquatic Oligochaeta of the World*. Oliver and Boyd, Edinburgh.

Hayakawa Y. (1985) Pyroclastic geology of Towada Volcano. *Bulletin of the Earthquake Research*

Institute of Tokyo **60**: 507-592.

Katsui Y. (1963) Evolution and magmatic history of some krakatoan calderas in Hokkaido, Japan. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Series IV* **11**: 631-650.

Katsui Y., Ando S. & Inaba K. (1975) Formation and magmatic evolution of Mashu Volcano, east Hokkaido, Japan. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Series IV* **16**: 533-552.

Kawakatsu M., Murayama H., Nishino M. & Ohtaka A. (1999) Miscellaneous records of turbellarians mainly from Kawakatsu's collection. I: A freshwater planarian from the cave "Ngalau Surat" in Sumatra, Indonesia. II: Freshwater planarians from caves and epigeal waters in China. III: A correction of Honjo's (1937) anatomical figure of *Scutariella japonica* (Matjasic, 1990) (Temnocephalida). IV: Two Neorhabdocoelid species from the profundal zone of Lake Mashu-ko, Hokkaido, Japan. *Bulletin of Fuji Women's College* **37**, Series II: 85-92.

北川礼澄(1975a) 北海道の5湖沼(支笏湖、倶多楽湖、洞爺湖、半月湖、渡島大沼)の底生動物相の研究. *陸水学雑誌* **36**: 48-54.

北川礼澄(1975b) 摩周湖、阿寒パンケ湖および豊似湖の底生動物相の研究. *日本生態学会誌* **25**: 155-159.

Martinez-Ansemil E. & Prat N. (1984) Oligochaeta from profundal zone of Spanish reservoirs. *Hydrobiologia* **115**: 223-230.

Milbrink G. (1973) On the use of indicator communities of Tubificidae and some Lumbriculidae in the assessment of water pollution in Swedish lakes. *Oikos* **1**: 125-139.

Milbrink G. (1980) *Oligochaete communities in Pollution Biology: the European situation with special reference to lakes in Scandinavia*. In: *Aquatic Oligochaete Biology* (eds. R. O. Brinkhurst & D. G. Cool), pp. 433-455. Plenum, New York.

- Miyadi D. (1932) Studies on the bottom fauna of Japanese lakes. VII. Lakes of Hokkaido. *Japanese Journal of Zoology* **4**: 223-252.
- 奥田節夫・倉田亮・長岡正利・沢村和彦 (編) (1991) 空からみる日本の湖沼. 丸善, 東京.
- 大高明史・加藤秀男・上野隆平・石田昭夫・安倍弘・森野浩 (1999) 十和田湖の底生動物相. 国立環境研究所研究報告 **146**: 55-71.
- Probst L. (1987) Sublittoral and profundal Oligochaeta fauna of Lake Constance (Bodensee-Obersee). *Hydrobiologia* **155**: 277-282.
- Reynoldson T. B. (1990) Distribution patterns of oligochaetes in the English Lake District. *Archiv für Hydrobiologie* **118**: 303-339.
- Sokolskaya N. L. (1973) New tubificid speices from Kamchatka and new findings of oligochaetes in the basin of the peninsula. *Bulletin of the Moscow Society of Naturalists Society of Biology* **78**: 54-66. (in Russian)
- Sambugar B., Giani N. & Martinez-amsemil E. (1999). Groundwater oligochaetes from southern-Europe. Tubificidae with marine phyletic affinities: New data with description of a new species, review and consideration of their origin. *Mémoires de Biospéologie* **26**: 107-116.
- Timm T. (1990) Aquatic Oligochaeta from the farthest south-east of the USSR. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences, Biology* **39**: 55-67.
- Timm T. (1996) *Tubifex tubifex* (Müller, 1774) (Oligochaeta, Tubificidae) in the profundal Estonian lakes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* **81**: 589-596.
- Timm T. (1997) Freshwater Oligochaeta of some urban watercourses in the Russian Far East. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* **82**: 437-467.
- Timm T. (1999) Oligochaeta of the Edinka stream, Russian Far East. *Species Diversity* **4**: 1-7.
- Yamaguchi H. (1937) Studies on the aquatic Oligochaeta of Japan. IV. *Styloscolex japonicus* n. sp. *Annotationes Zoologicae Japonenses* **16**: 167-173.
- Yamaguchi H. (1953) Studies on the aquatic Oligochaeta of Japan. VI. A systematic report, with some remarks on the classification and phylogeny of the Oligochaeta. *Journal of the Faculty of Science, Hokkaido University, Series VI, Zoology* **11**: 277-343.

炭素・窒素安定同位体比を用いた洞爺湖の食物網解析 —沿岸帯有機物の沖帯食物連鎖への流入—

藤原英史^{1*}・坂野博之^{1**}・高村典子²・野原精一²・上田宏^{1***}

¹北海道大学洞爺湖臨湖実験所 (〒049-5723 北海道虻田郡虻田町字月浦122)、²国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)

Carbon flow from the littoral zone to the pelagic food chain in oligotrophic Lake Toya: Using stable carbon and nitrogen isotope analyses

Eiji FUJIWARA^{1*}, Hiroyuki SAKANO^{1**}, Noriko TAKAMURA²,
Seiichi NOHARA² and Hiroshi UEDA^{1***}

¹Toya Lake Station of Hokkaido University, Tsukiura 122, abuta, Hokkaido 049-5723, Japan, ²National Institute for Environmental Studies, Onogawa 16-2, Tsukuba 305-0053, Japan

はじめに

湖には生物生産の場として沿岸帯と沖帯が存在する。まず、沿岸帯では水生植物と付着藻類が生産者として重要な役割を果たしている (Scheffer *et al.* 1993)。また、沿岸帯に生息する様々な底生無脊椎動物は沿岸帯魚類の炭素源となっている。一方沖帯では、植物プランクトンが主要な生産者であり、沖帯生物の重要な炭素源である。このような隣り合う沿岸帯と沖帯の間では、物質の移動が起こると予想される。しかし、これまでの湖沼生態系の研究では、沿岸帯と沖帯は個別に扱われてきた (Lodge *et al.* 1998) ため、沿岸帯と沖帯の食物連鎖がどのように関わっているのかは、あまり明らかにされていない。

生産性の高い区域から、より生産性の低い区域へのエネルギーや栄養塩の流入は、生産性の低い

区域の群集構造や個体群動態に影響を与えることが知られている (Polis & Hurd 1996; Oksanen *et al.* 1997; Polis *et al.* 1997)。例えば海洋では、沿岸帯の海藻を由来とする炭素は、海藻を餌とする生物だけでなく、底生動物や沖帯の生物にも間接的に利用されている (Duggins *et al.* 1989)。同様に湖沼では、沿岸帯で生産された炭素が底生動物や沖帯の生物に利用される可能性が考えられる。さらに、沖帯生物が沿岸帯由来の炭素を利用することにより沿岸帯からのエネルギーの流入が生じ、沖帯の食物連鎖に影響を与えると予想される。

食物網の研究には、従来からの胃内容物解析を行う方法と近年確立された炭素や窒素などの安定同位体比を利用する方法が用いられている。胃内容物解析では、動物の食べたものを直接的に定量するため確実にデータを得ることができるが、試料が採集される直前に食べた餌しか知ることができないという欠点がある (Persson & Hansson 1999)。近年、食物網の研究に利用されている安定同位体比は (Keough *et al.* 1996; Gu *et al.* 1997; Anderson & Polis 1998; Vander Zanden *et al.* 1999)、個々の動物が利用している餌資源によって決まるとされている (Peterson & Fry 1987; Michener & Schell 1994)。捕食者の炭素安定同位体比 ($\delta^{13}\text{C}$)

現所属：* (株)元 (〒150-0041 東京都渋谷区神南1-5-15-6A)、** 独立行政法人水産総合研究センター中央水産研究所内水面利用部漁場環境研究室 (〒386-0031 長野県上田市小牧1088)、*** 北海道大学北方生物圏フィールド科学センター共生生態系保全領域水圏生物資源環境分野 (〒060-0809 札幌市北区北9条西9丁目)

は、あまり大きく変化せず、餌より0~1%ほど上昇する (DeNiro & Epstein 1978)。一方窒素安定同位体比 ($\delta^{15}\text{N}$) は、捕食者が食べた餌よりも低い $\delta^{15}\text{N}$ の排泄物をするため (Minagawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987)、餌よりも3.4%上昇すると考えられている (Minagawa & Wada 1984; Peterson & Fry 1987; Cabana & Rasmussen 1996)。また、生体内の安定同位体比が餌の安定同位体比を反映するようになるには、生物や組織などによって異なるが、一定の時間を要するとされている (Hobson & Clark 1992; Hesslein *et al.* 1993)。このような性質を利用すれば、安定同位体比を用いて、胃内容物解析よりも長い期間の食性を把握することができる。また、これまで食性解析が困難であった無脊椎動物の炭素源についても推測することが可能となる。

本研究は貧栄養湖である洞爺湖(面積70.4km²、最深部179m)を対象として行われた。これまでに、洞爺湖および類似の湖で行われてきた食物網に関する研究は、動物プランクトン食者であるヒメマス (*Oncorhynchus nerka*) やワカサギ (*Hypomesus transpacificus nipponensis*) (Tokui 1960; Schneider *et al.* 1987) を対象とした沖帯の食物連鎖が中心であった (吉田 1995; Makino *et al.* 1996; Makino & Ban 1998; 坂野 1999)。沿岸帯の食物連鎖に関する研究はほとんど行われておらず、沿岸帯と沖帯の関係に関する知見はない。

そこで本研究では、まず胃内容物解析を行い分類学的な餌の情報を収集し、これに安定同位体比を用いた解析をあわせて用いて、沿岸帯と沖帯の関係を明らかにすることを目的とした。

材料と方法

1992年6月から1997年3月と1998年3月から1999年9月に、洞爺湖において調査を行い(図1)、北海道大学洞爺湖臨湖実験所周辺の沖帯および沿岸帯にて供試生物を採集した。毎月、湖の透明度をセッキー白色透明度盤(直径30cm)で測定した(1998年11月と1999年1月を除く)。

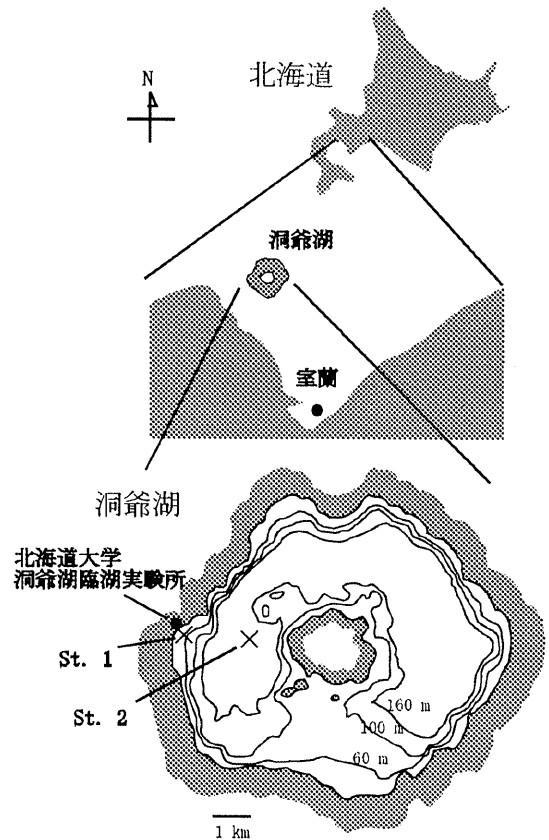


図1 洞爺湖調査地点. St.1、St.2にてプランクトンの採集を行い、他のすべての試料はSt.1周辺で採集した。

沿岸帯の一次生産者として、付着藻類と水生植物ヒロハノエビモ (*Potamogeton perfoliatus*)、ホザキノフサモ (*Myriophyllum spicatum*) およびエゾヤナギモ (*Potamogeton compressus*) を採集した。付着藻類は沿岸帯の石の表面から、また、水生植物は沿岸帯の浅い所で採集した。双方ともに、60℃で乾燥させた。

沖帯の植物プランクトンは、毎月、バンドン採水器を用いて水深5mから採水を行い、50 μm のプランクトンネットで動物プランクトンを取り除いた後、熱処理(560℃・2時間)をしたガラス繊維フィルターで濾過し、濾紙に残ったものを試料とした。

動物プランクトンは、プランクトンネット(口径30cm、網目200 μm)を用いて、水深5mを水平曳きして採集した。ケンミジンコ (*Cyclops strenuus*) とゾウミジンコ類 (*Bosmina spp.*) が主に採集され、ミジンコ類 (*Daphnia spp.*) とホロミジンコ (*Holopedium gibberum*) はまれであっ

た。ユスリカ幼虫 (Chironomidae) は、水深10m、30mおよび50mの地点で、スミス・マッキンタイヤー採泥器を用いて採集した。ヨコエビ (*Jesogammarus jesoensis*) とスジエビ (*Palaemon paucidens*) はトラップで採集した。ユスリカとヨコエビは数日間水槽で蓄養し、消化管内容物を排泄させた。その後スジエビの背部筋肉を採取し、安定同位体測定用の試料とした。スジエビの背部筋肉とスジエビ以外の無脊椎動物は、60℃で乾燥させ、-80℃で保存して安定同位体比測定用の試料とした。

沖帯魚類として、ヒメマス、サクラマス (*O. masou*) およびワカサギを刺し網で採集した。沿岸帯魚類として、エゾウグイ (*Tribolodon ezoe*)、ヨシノボリ (*Chaenogobius* sp.) およびウキゴリ (*Rhinogobius* sp.) を、刺し網、ひき網およびトラップを用いて採集した。食物網解析の際には、ウグイを体長によって大小2つのグループに分けた。また、15cm以上のヒメマスは、10cm以下のワカサギを食べるようになるため (坂野 1999)、ヒメマスとワカサギについても大小2つのグループに分けた (図2)。胃内容物解析のための消化管と安定同位体解析に用いる背部の筋肉を採取し

た。胃を10%ホルムアルデヒドで固定し、その内容物を可能な限り下位の分類群まで査定し、各々の乾燥重量を測定した。1992年から1997年については、沖帯魚類であるヒメマスとワカサギの胃内容物解析のみを行い、1998年と1999年については、主要な魚類を対象に安定同位体比を用いた食性解析と胃内容物解析を行った。筋肉サンプルは、-80℃で冷凍した。

安定同位体の解析は、国立環境研究所において元素分析計 (EA1110) と質量分析計 (MAT252) を用いて行った。保存した試料は、安定同位体の測定時に粉末化し、クロロホルム・メタノール (2:1) を用いて脱脂した後、測定した。安定同位体比は、 $\delta^{13}\text{C}$ or $\delta^{15}\text{N} = [(R_{\text{サンプル}}/R_{\text{標準物質}}) - 1] \times 10^3$, $R = {}^{13}\text{C}/{}^{12}\text{C}$ or ${}^{15}\text{N}/{}^{14}\text{N}$ という式で表される。標準物質は、 $\delta^{13}\text{C}$ では矢じり石の化石 (Crig 1957)、 $\delta^{15}\text{N}$ では大気中の窒素である。胃内容物解析は月ごとに行い、安定同位体比の解析を季節ごとに行った (春:3~5月、夏:6~8月、秋:9~11月、冬:12~2月)。

結果

沿岸帯

透明度は、夏に8mと最小に、冬に17mと最大になった (図3)。透明度から算出した補償深度は16mから34mであった。このことから、補償深度推定値の最大値 (34m) を本研究における洞爺湖の沿岸帯最深部と仮定した。

採泥の結果、ユスリカ7属が認められた (表1)。ユスリカは水深10m地点で最も多く、次に水深30m地点で多く採集された (図4)。水深50m地

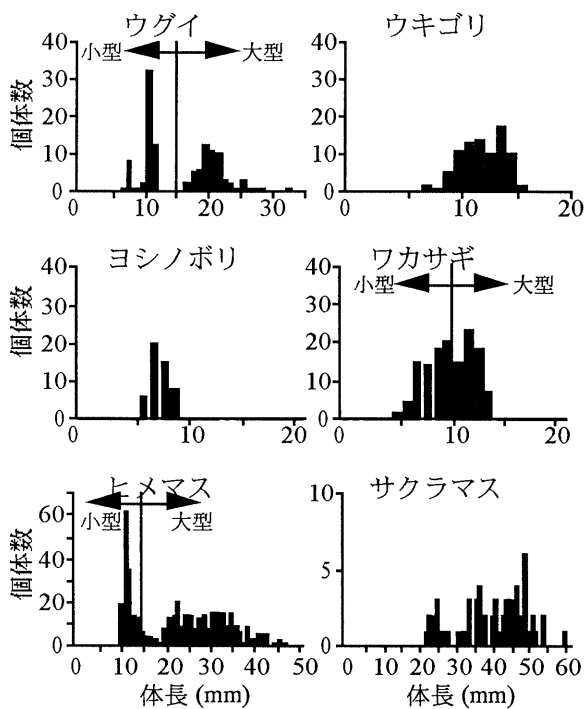


図2 洞爺湖で採集された魚類の体調組成。

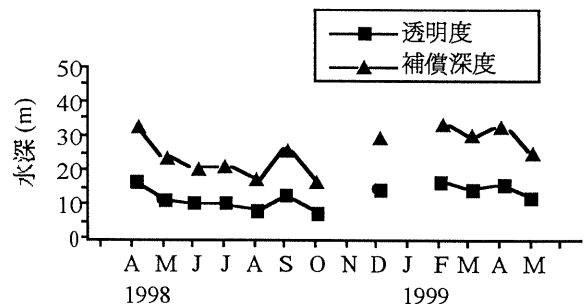


図3 1998年4月から1999年5月の洞爺湖の透明度と補償深度。

表1 洞爺湖で採集されたユスリカ.

Chironominae	<i>Stictochironomus</i> spp. <i>Sergentia</i> spp. <i>Polypedilum</i> spp. <i>Cryptchironomus</i> spp. <i>Paratendipes</i> spp. <i>Tanytarsini</i> spp.
Tanipodinae	<i>Procladius</i> spp.

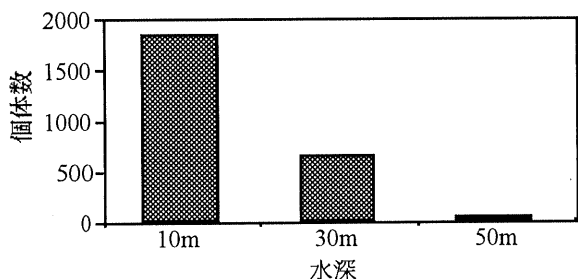


図4 1998年4月から1999年5月に採集されたユスリカの総個体数.

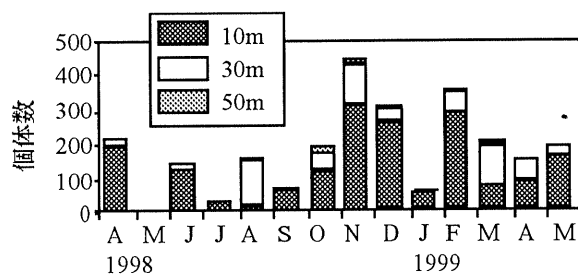


図5 1998年4月から1999年5月に採集されたユスリカの個体数.

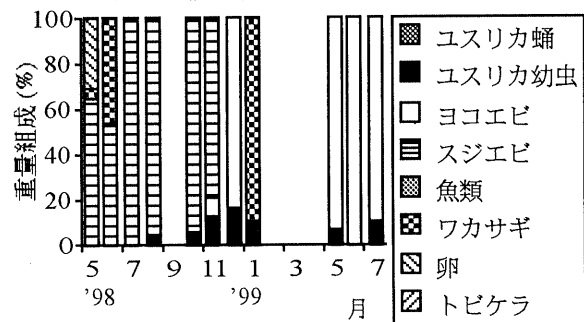


図6 ウキゴリの胃内容物重量組成.

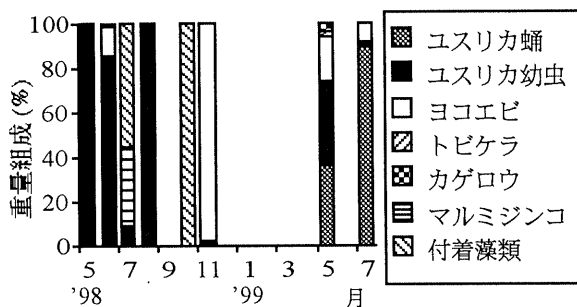


図7 ヨシノボリの胃内容物重量組成.

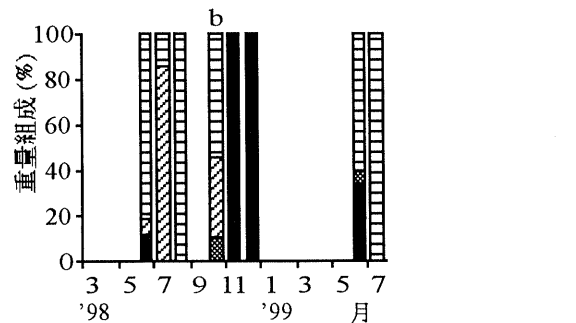
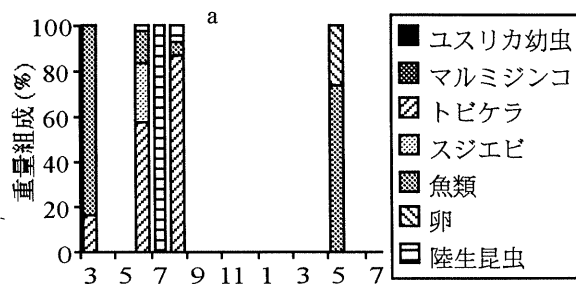


図8 ウゲイの胃内容物重量組成. a; 大型ウゲイ, b; 小型ウゲイ.

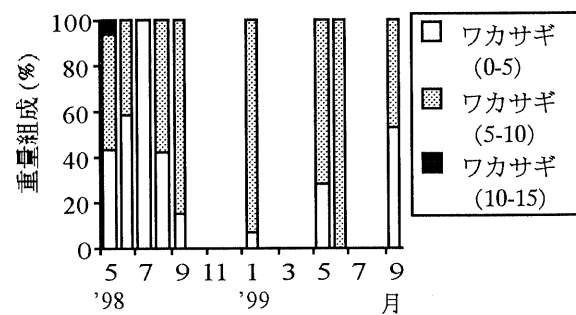


図9 サクラマスの胃内容物重量組成.

点では、ユスリカ幼虫は採集されなかった。採集したユスリカ幼虫の総数は、年間を通して変動した(図5)。捕獲したユスリカ幼虫の数は4月から7月と、11月から1月の間に急激に減少した。

胃内容物解析

ウキゴリの胃内容物は、主にスジエビ、ワカサギおよびヨコエビであった(図6)。ヨシノボリの胃内容物からは、主にユスリカの幼虫と蛹が認められた(図7)。大型ウゲイは、魚類、水生昆虫(トビケラ)および陸生昆虫を捕食していた(図8a)。一方、小型ウゲイはユスリカ幼虫、陸生昆虫および湖岸浅域に生息するマルミジンコ類(*Chydorus* sp.)を捕食していた(図8b)。

サクラマスは、年間を通して10cm以下の小型ワカサギを捕食していた(図9)。10cm以上の大

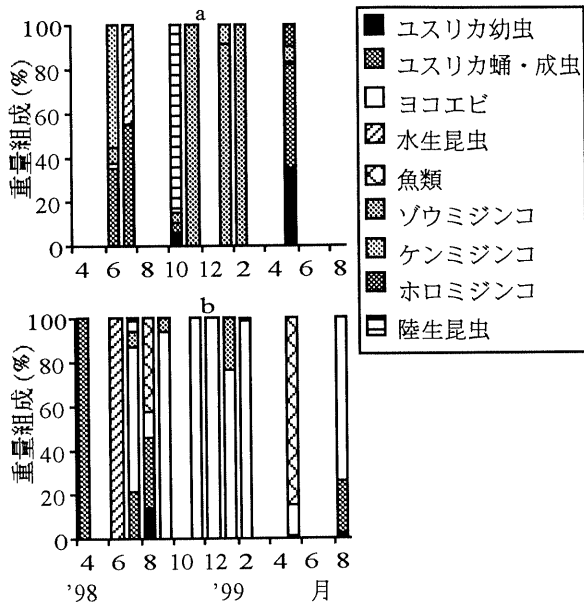


図10 ワカサギの胃内容物重量組成. a; 小型ワカサギ, b; 大型ワカサギ.

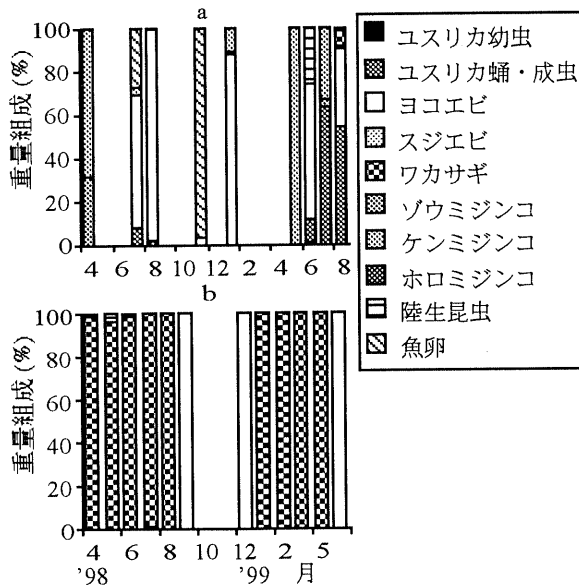


図11 ヒメマスの胃内容物重量組成. a; 小型ヒメマス, b; 大型ヒメマス.

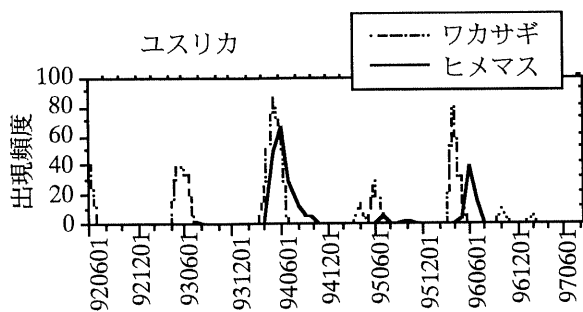


図12 ワカサギとヒメマスの胃内容物中に認められたユスリカの出現頻度.

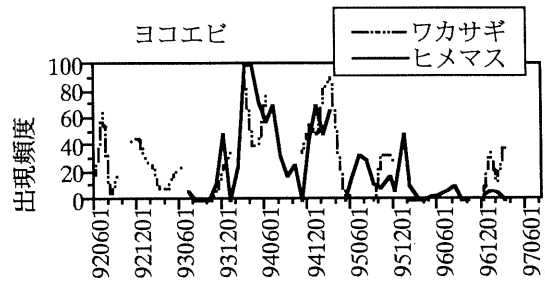


図13 ワカサギとヒメマスの胃内容物中に認められたヨコエビの出現頻度.

型ワカサギは、ほとんど捕食されていなかった。小型ワカサギの胃内容物中には、ゾウミジンコ、ユスリカの幼虫、蛹および成虫が認められた(図10a)。大型ワカサギは、年間を通して主にヨコエビを、7~8月にユスリカの幼虫、蛹および成虫を摂餌していた(図10b)。小型のヒメマスは、年間を通してヨコエビとケンミジンコを、6~8月にユスリカの蛹と成虫を食べていた(図11a)。一方、大型のヒメマスは主に小型ワカサギやヨコエビを捕食していた(図11b)。図12と図13に示したように、ヨコエビは通年ワカサギとヒメマスに食べられていたが、ユスリカの蛹と成虫は、春から夏にかけて季節的に双方の魚の餌となっていた。

安定同位体解析

生物ごとに、 $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ の年間の平均値を算出した(表2、図14)。沿岸帯の水生植物と付着藻類は、沖帯の植物プランクトンよりも明らかに高い $\delta^{13}\text{C}$ を示した。沖帯の動物プランクトンの $\delta^{13}\text{C}$ 値は低く、無脊椎動物ではヨコエビ、ユスリカ、スジエビの順に値が高くなった。従って、沖帯の動物プランクトンは沖帯の食物連鎖上に、スジエビは沿岸帯の食物連鎖上に位置すると言える。ヨコエビ・ユスリカはこの中間に位置するが、ヨコエビの方がユスリカより沖の食物連鎖に依存している部分が高いと考えられた。魚類については、ウキゴリ、ヨシノボリ、ウグイの沿岸帯魚類が、ワカサギ、ヒメマス、サクラマスなどの沖帯魚類よりも高い $\delta^{13}\text{C}$ を示した。

表2 洞爺湖に生息する生物の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ の年間平均値 (SD ; 標準偏差, CV ; 変動係数) .

試料	体長 (cm)	$\delta^{13}\text{C} \pm \text{SD}$	CV	$\delta^{15}\text{N} \pm \text{SD}$	CV	n
沿岸帯魚類						
小型ウグイ (6-12 cm)	9.8	-14.35 \pm 2.25	0.16	8.13 \pm 0.16	0.10	17
大型ウグイ (17-27 cm)	21.1	-17.76 \pm 2.05	0.12	9.60 \pm 0.84	0.09	19
ウキゴリ	11.6	-16.84 \pm 1.67	0.10	10.68 \pm 0.78	0.07	35
ヨシノボリ	6.9	-15.25 \pm 0.96	0.06	9.72 \pm 0.65	0.07	18
沖帯魚類						
小型ヒメマス (0-15 cm)	11.1	-23.50 \pm 2.38	0.10	11.26 \pm 1.02	0.09	28
大型ヒメマス (15< cm)	28.8	-21.84 \pm 1.05	0.05	10.21 \pm 0.80	0.08	51
サクラマス	36.4	-21.11 \pm 0.84	0.04	9.79 \pm 0.42	0.04	25
小型ワカサギ (0-10 cm)	7.5	-21.51 \pm 1.32	0.06	8.24 \pm 1.40	0.17	23
大型ワカサギ (10< cm)	11.3	-21.27 \pm 1.09	0.05	10.13 \pm 1.26	0.12	24
無脊椎動物						
ヨコエビ		-21.79 \pm 3.63		5.21 \pm 0.50		
ユスリカ		-17.24 \pm 1.42		5.34 \pm 0.67		
スジエビ		-12.73 \pm 1.34		8.91 \pm 0.87		
ゾウミジンコ類		-27.09 \pm 3.25		2.34 \pm 1.81		
ケンミジンコ類		-27.73 \pm 1.88		7.69 \pm 2.39		
一次生産者						
水生植物		-12.97 \pm 1.77		1.84 \pm 1.89		
付着藻類		-11.85 \pm 2.42		3.36 \pm 1.72		

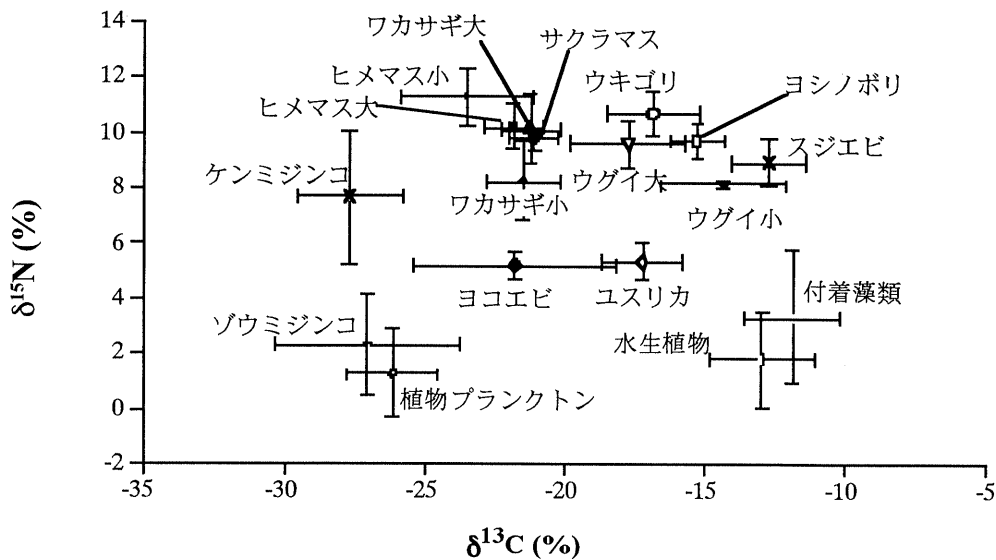


図14 洞爺湖で採集された生物の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ (平均値 \pm 標準偏差).

$\delta^{15}\text{N}$ 値は一次生産者が最も低く、ゾウミジンコ、ヨコエビ・ユスリカ、ケンミジンコ、魚類・スジエビの順に高くなった。

ウグイ、ワカサギ、ヒメマスについてサイズ別にみても、 $\delta^{13}\text{C}$ 値については大型のほうが沖帯と沿岸帯の中間的な値を示す傾向があった。すなわち、沿岸帯のウグイの大型は小型より低い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示したが、沖帯のヒメマスの大型は小型

より高い $\delta^{13}\text{C}$ 値を示した。ワカサギについてはサイズによる変化はなかった。また、 $\delta^{15}\text{N}$ 値については、ウグイとワカサギでは大型の個体が小型より高くなったが、ヒメマスでは、むしろ逆になった。

ヒメマスとワカサギについて季節的な $\delta^{13}\text{C}$ 値の変化をみると (図15)、大型ワカサギ、小型ワカサギおよび大型ヒメマスでは季節的な変化

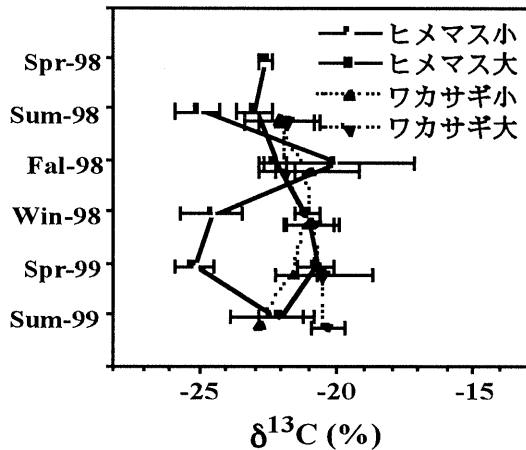


図15 洞爺湖で採集された生物の $\delta^{13}\text{C}$ と $\delta^{15}\text{N}$ (平均値 \pm 標準偏差).

は認められなかったが、小型ヒメマスの $\delta^{13}\text{C}$ は1998年の秋に高い値を示した。

考察—洞爺湖の食物網

一次生産者

一次生産者の $\delta^{13}\text{C}$ は沖帯と沿岸帯で異なっていたため、対象生物の $\delta^{13}\text{C}$ から沖帯と沿岸帯のどちらを由来とする炭素を利用しているのか推測することができた。沖帯に生息する動物の $\delta^{13}\text{C}$ は、沖帯の植物プランクトンに近い値を示しており、植物プランクトンが沖帯食物連鎖の重要な炭素源となっている。一方、沿岸帯の付着藻類の $\delta^{13}\text{C}$ は、沖帯の植物プランクトンに比べて高いことが知られている (France 1995; Hecky 1995)。また琵琶湖においても、沿岸帯の付着藻類の $\delta^{13}\text{C}$ は、夏から秋を除き植物プランクトンよりも高いことが報告されている (Yamada *et al.* 1998)。本研究でも同様に、沿岸帯の付着藻類と水生植物の $\delta^{13}\text{C}$ は、沖帯の植物プランクトンに比べて高く、さらに、沿岸帯の動物で高い $\delta^{13}\text{C}$ が認められた。

無脊椎動物

沖帯魚類の胃内容物解析の結果から、底生無脊椎動物が餌として大きく貢献していることが明らかとなった。したがって、底生無脊椎動物の分布と食性を調べることは、洞爺湖の食物網を理解する上で重要な意味を持つ。

本研究において、ユスリカは、水深が10mと30mの地点で多く認められたが、50mの地点ではほとんど認められなかった。Sugaya & Yasuno (1988) は、洞爺湖のユスリカ幼虫について調査を行い、ユスリカ幼虫は水深が5mから50mの地点に分布しており、100mと160mの地点では見つからなかったことを明らかにした。したがって、洞爺湖の多くのユスリカ幼虫は、沿岸帯に生息していると考えられた。春から夏にかけて毎月のユスリカ幼虫の捕獲数は減少しているため、この時期にユスリカ幼虫は蛹になり羽化していると推測される。ワカサギとヒメマスは、毎年、春から夏にかけてユスリカの蛹と成虫を捕食していた。

本研究では、適切なヨコエビ採集方法を確立できなかったため、その分布を把握するには至らなかった。淡水性のヨコエビは、一般的に冷水域を好み (Morino 1994)、溶存酸素が豊富な貧栄養湖の湖底付近に生息する (森野・戸塚 1999)。十和田湖においては、トゲオヨコエビ (*Eogammarus kygi*) は6月と9月に、水深20m以下のところに分布しており、主に水深40mの所に生息している。しかし、12月には水深70mで最も多い (森野・戸塚 1999)。琵琶湖においてアナンデルヨコエビ (*Jesogammarus annandalei*) は、温度躍層が形成されている夏の間は深層に分布し、冬には浅い沿岸帯に生息していることが報告されている (Narita 1976)。また、洞爺湖では湖底直上数mの水深に設置したセジメントトラップにヨコエビが侵入したことがある (牧野 私信)。以上から、洞爺湖に生息しているヨコエビも湖底付近に生息し、沿岸帯から沖帯までの水平的に広い範囲に分布しているものと推測される。

今回の $\delta^{13}\text{C}$ の結果からも、ユスリカ幼虫は主に沿岸帯の炭素源に依存し、ヨコエビは沿岸帯と沖帯両方の炭素源に依存していると考えられる。ユスリカ幼虫に比べてヨコエビの炭素安定同位体比の示した範囲が大きいのは、ヨコエビが比較的広い範囲に生息しているからであろう。ユスリカ幼虫とヨコエビの $\delta^{15}\text{N}$ 値は、ほぼ同レベルで、後で述べる植物プランクトン食ゾウミジンコと肉食性ケンミジンコの間値を示したことは興味深い。

琵琶湖に生息するアナンデールヨコエビは沈降物や湖底の堆積物に始まる食物連鎖に属しているとされている (Yamada *et al.* 1998)。

動物プランクトン(ゾウミジンコとケンミジンコ)の $\delta^{13}\text{C}$ は、沖帯の植物プランクトンに近い値を示したため、これらは主に植物プランクトン由来の炭素を利用していたと考えられる。一方、 $\delta^{15}\text{N}$ は植物プランクトン食のゾウミジンコよりケンミジンコで、値がかなり高くなった。洞爺湖のケンミジンコは雑食性 (Makino & Ban 1998) と言われているが、今回の $\delta^{15}\text{N}$ 値では肉食性に近い結果となった。

魚類

魚類6種の $\delta^{13}\text{C}$ 値は、おのおのの種類の生息場所をよく反映していたと言える。しかし、沿岸魚については水生植物や付着藻類が示した $\delta^{13}\text{C}$ 値よりは小さく、沖魚については植物プランクトンが示した $\delta^{13}\text{C}$ 値よりは高かった。従って、沿岸魚も植物プランクトン起源の食物連鎖の影響を受けており、沖魚も沿岸起源の食物連鎖の影響を受けていると言える。ウグイとヒメマスについては、大型になるほど $\delta^{13}\text{C}$ 値が前者ではより低く、後者ではより高くなる傾向が認められた。このことから、これらの魚種では大型になるほど生来の生活場所でないところの影響を受ける、と考えられる。こうした事は、胃内容物解析からも言えるかもしれない。つまり、ウグイについては小型ウグイが主に沿岸性の甲殻類を食していたのに比べ、大型ウグイでは小型のワカサギを食していた。また、ヒメマスについても、小型のほうが、ゾウミジンコやケンミジンコへの依存率が高かった。しかし、ワカサギについては大型と小型の胃内容物解析が大きく異なっており、小型のワカサギがゾウミジンコなどへの依存率が高かったにもかかわらず、 $\delta^{13}\text{C}$ 値に違いが認められなかった。こうした食い違いは、胃内容物解析が採集直前の魚の餌をみているのに対し、安定同位体のデータはより長期間にわたる餌の平均値を表していることによると考えられる。実際、小型ヒメマスの炭素安定同位体比は季節的な変化が認められた。すなわ

ち、1998年の夏期には沖帯に近い値を示していたが、1998年の秋になると高くなり、沿岸の値に近づくことが示された。ヒメマスの筋肉の安定同位体比は40~95日前の餌の影響を示す (Fujiwara 2000) ことから、春から夏にかけて羽化したユスリカを摂餌した影響と考えられる。

ヒメマスは一般的にプランクトン食者であることが知られている (Tokui 1960; Schneidervin & Huvert 1987; Yoshida 1995)。しかし、動物プランクトンの現存量の少ない洞爺湖では、大型のヒメマスは主として小型ワカサギを食べていた。小型ワカサギは沿岸帯由来の物質を餌としているユスリカを捕食しているため、大型ヒメマスとサクラマスはワカサギを介しても沿岸帯由来の炭素を利用している可能性が考えられる。

沿岸帯から沖帯への炭素の移入

動物プランクトン(ゾウミジンコとケンミジンコ)が沖の植物プランクトン起源、スジエビが沿岸域の水生植物や付着藻類起源の食物連鎖上に位置しているのに比べ、ユスリカ、ヨコエビ、魚類の $\delta^{13}\text{C}$ 値は中間的な値を示した。ヨコエビ、ワカサギ、ヒメマス、サクラマスが沖よりの値を示したのに比べ、ユスリカ、ウキゴリ、ウグイ、ヨシノボリが沿岸よりの値を示した。従って、洞爺湖の魚類はユスリカやヨコエビを摂食することにより、沖魚は沿岸域の、沿岸の魚は沖の炭素を多かれ少なかれ利用しているといえる。

胃内容物解析からも、年間を通じて大型ワカサギと大・小型ヒメマスはヨコエビを、また、大・小型ワカサギや小型ヒメマスはユスリカを食べていることが示されたが、 $\delta^{13}\text{C}$ 値を測定することによって、ヒメマスやワカサギなどの代表的な沖域の魚類が沿岸域起源の炭素源を利用していることが示された。

沿岸帯から沖帯への移入は、このような食物連鎖を通して起こるとともに、沿岸帯由来の炭素を間接的に利用している沖帯魚類が、沖帯で糞や尿をすることで沖帯の植物プランクトンに栄養塩を供給して起こる場合も考えられる。特に、洞爺湖のような貧栄養湖においては、このような沿岸帯

から沖帯への栄養塩の移動は、沖帯の生産性や沖帯の食物連鎖に重要な影響を及ぼしているかもしれない (Schindler 1992; Persson 1997; Horppila *et al.* 1998)。

謝辞

北海道大学水産学部の小城春雄教授、桜井泰憲助教授、伴修平助手、牧野渡博士、茨城大学理学部の森野浩教授、国立環境研究所の上野隆平氏および佐竹潔氏には、本研究を進めるにあたり、多くの貴重なアドバイスを頂きました。また、北海道大学洞爺湖臨湖実験所の春名寛之技官およびスタッフの方々には、標本採集をして頂きました。厚く御礼申し上げます。

引用文献

- Anderson W. B. & Polis G. A. (1998) Marine subsidies of island communities in the Gulf of California: evidence from stable carbon and nitrogen isotopes. *Oikos* **81**: 75-80.
- Cabana G. & Rasmussen J. B. (1996) Comparison of aquatic food chains using nitrogen isotopes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **93**: 10844-10847.
- DeNiro M. J. & Epstein S. (1978) Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica Cosmochimica Acta* **42**: 495-506.
- Duggins L. O., Simenstad C. A. & Estes J. A. (1989) Magnification of secondary production by kelp detritus in coastal marine ecosystems. *Science* **245**: 170-173.
- France R. L. (1995) Carbon-13 enrichment in benthic compared to planktonic algae: food web implications. *Marine Ecology Progress Series* **124**: 307-312.
- Fujiwara E. (2000) *Carbon flow from the littoral zone to the pelagic food chain in oligotrophic Lake Toya: Using stable carbon and nitrogen isotope analyses*. Master's thesis, Faculty of Fisheries, Hokkaido University.
- Gu B., Alexander V. & Schell D. M. (1997) Stable isotopes as indicators of carbon flows and trophic structure of the benthic food web in a subarctic lake. *Archiv für Hydrobiologie* **138**: 329-344.
- Hecky R. E. & Hesslein R. H. (1995) Contribution of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal of North American Benthological Society* **14**: 631-653.
- Hesslein R. H., Hallard K. A. & Ramlal P. (1993) Replacement of sulfur, carbon, and nitrogen in tissue of growing broad whitefish (*Coregonus nasus*) in response to a change in diet traced by $\delta^{34}\text{S}$, $\delta^{13}\text{C}$, and $\delta^{15}\text{N}$. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **50**: 2071-2076.
- Hobson K. A. & Clark R. G. (1992) Assessing avian diets using stable isotopes I: Turnover of ^{13}C in tissues. *The Condor* **94**: 181-188.
- Horppila J., Peltonen H., Malinen T., Luokkanen E. & Kairesalo T. (1998) Top-down or bottom-up effects by fish: Issues of concern in biomanipulation of lakes. *Restoration Ecology* **6**: 20-28.
- Keough J. R., Sierszen M. E. & Hagley C. A. (1996) Analysis of a Lake Superior coastal food web with stable isotope techniques. *Limnology and Oceanography* **41**: 136-146.
- Lodge D. M., Blumenshine S. C. & Vadeboncoeur Y. (1998) *Insights and application of large-scale, long-term ecological observations and experiments*. Oxford University Press, Oxford.
- Makino W. & Ban S. (1998) Diel changes in vertical overlap between *Cyclops strenuus* (Copepoda; Cyclopoida) and its prey in oligotrophic Lake Toya, Hokkaido, Japan. *Journal of Marine Systems* **15**: 139-148.
- Michener R. H. & Schell D. M. (1994) Stable isotope ratios as tracers in marine aquatic food webs. In: *Stable isotopes in ecology and environmental Science* (eds. K. Lajtha & R. H. Michener), pp.138-157. Blackwell, London.

- Minagawa M. & Wada E. (1984) Stepwise enrichment of $\delta^{15}\text{N}$ along food chains: Further evidence and the relation between $\delta^{15}\text{N}$ and age. *Geochimica Cosmochimica Acta* **48**: 1135-1140.
- Morino H. (1994) The phylogeny of *Jesogammarus* species (Amphipoda: Anisogammaridae) and life history features of two species endemic to Lake Biwa, Japan. *Archiv für Hydrobiologie Beihefte, Ergebnisse der Limnologie* **44**: 257-266.
- 森野浩・戸塚利明 (1999) 十和田湖におけるトゲオヨコエビ (*Eogammarus kygi*) の分類・分布及び繁殖活動. 国立環境研究所研究報告 **146**: 87-94.
- Narita T. (1976) Occurrence of two ecological forms of *Anisogammarus annandalei* (Tattersall) (Crustacea: Amphipoda) in Lake Biwa. *Physiology and Ecology of Japan* **17**: 551-556.
- Persson A. (1997) Effects of fish predation and excretion on the configuration of aquatic food webs. *Oikos* **79**: 137-146.
- Persson A. & Hansson L. A. (1999) Diet shift in fish following competitive release. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 70-78.
- Peterson, B. J. & Fry B. (1987) Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Reviews of Ecological Systems* **18**: 293-320.
- 坂野博之 (1999) 洞爺湖におけるヒメマスの成長様式およびその成長に対する種間関係の影響. 北海道大学博士請求論文.
- Scheffer M., Hosper S. H., Meijer M-L., Moss B. & Jeppesen E. (1993) Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* **8**: 275-279.
- Schindler D. E. (1992) Nutrient regeneration by sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*) fry and subsequent effects on zooplankton and phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **49**: 2498-2506.
- Schneidervin R. W. & Huvert W. A. (1987) Diet overlap among zooplanktophagous fishes in Flaming Gorge. *North American Journal of Fisheries Management* **7**: 379-385.
- Sugaya Y. & Yasuno M. (1988) Distribution of chironomid larvae in Lake Shikotsu, Lake Toya, and Lake Utonai in southern Hokkaido. *Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan* **121**: 1-8.
- 徳井利信 (1960) ヒメマスの研究 (Ⅲ) 支笏湖におけるヒメマス産卵群の変動について. 北海道さけ・ます・ふ化場研究報告 **15**: 7-16.
- Vander Zanden M. J., Casselman J. M. & Rasmussen J. B. (1999) Stable isotope evidence for the food web consequences of species invasions in lakes. *Nature* **401**: 464-467.
- Yamada Y., Ueda T. & Wada E. (1996) Distribution and Nitrogen Isotope Ratios in the Yodo river watershed. *Japanese Journal of Limnology* **57**: 467-477.
- 吉田丈人 (1995) 洞爺湖産ワカサギおよびヒメマスの消化管内容物. 北海道大学水産学部浮游生物学講座卒業論文.

外来種ニジマスとブラウントラウトが支笏湖水系の生態系と 在来種に及ぼす影響

三沢勝也¹・菊池基弘²・野澤博幸³・帰山雅秀³

¹北海道開発コンサルタント環境保全部(〒004-8585 札幌市厚別区厚別中央1-5), ²千歳サケのふるさと館(〒066-0028 千歳市花園2丁目), ³北海道東海大学(〒005-8601 札幌市南区南沢5-1)

Effects of rainbow and brown trout on the Lake Shikotsu watershed

Katsuya MISAWA¹, Motohiro KIKUCHI², Hiroyuki NOZAWA³ and Masahide KAERIYAMA³

¹Hokkaido Engineering Consultants (Atsubetsu-chuo, Atsubetsu-ku, Sapporo 004-8585, Japan), ²Chitose Salmon Museum (Hanazono, Chitose, Hokkaido 066-0028, Japan) and ³Hokkaido Tokai University (Minaminosawa, Minami-ku, Sapporo 005-8601, Japan)

はじめに

ヒメマスなどの湖沼に生息する魚類の資源管理を行う上で、物理環境や種内の個体群動態と同様に、他魚種との種間関係も重要な評価要因となる。近年、琵琶湖のブラックバスなどのように、外来種が湖沼における在来種や生態系へ著しい影響を及ぼす例が報告されるようになってきた(例えば、横川 1999)。

北米およびカムチャツカ半島原産のニジマス(*Oncorhynchus mykiss*)は1877年に日本へ移入され(丸山ら1987)、北海道には1920年に初めて移植された(武田1954)。現在では道内72水系でニジマスの分布が報告されている(北野ら1993;青山ら1999)。一方、ヨーロッパおよび西アジア原産のブラウントラウト(*Salmo trutta*)は、明治から昭和の初めにカワマス(*Salvelinus fontinalis*)の卵に混じってわが国に移入されたといわれている(丸山ら1987)が、北海道で採集が記録されたのは1980年が初めてであり(米川1981)、現在では道内18水系において分布が記録されている(鷹見・青山1999)。

ニジマスやブラウントラウトはきわめて攻撃的であり、魚食性である。それらの移植放流は、在来魚に餌や生息空間などの資源競争をもたらすば

かりでなく、分布域や個体数の減少などの影響を及ぼす(Krueger & May 1991; 中野・谷口1996)。近年、支笏湖水系でもニジマスやブラウントラウトの生息が確認されており、アメマス(*Salvelinus leucomaenis*)、イトヨ(*Gasterosteus aculeatus*)およびヒメマス(*Oncorhynchus nerka*)に様々な生態学的影響を及ぼしている(図1)。支笏湖に生息する魚類の生態に関する研究は、アメマスやヒメマスでは行われているものの(真山1978; 帰山1991; 佐川ら2000)、ニジマスやブラウントラウトなどの外来種に関してはこれまで行われていない。本研究では、支笏湖と美笛川に生息するニジマスと

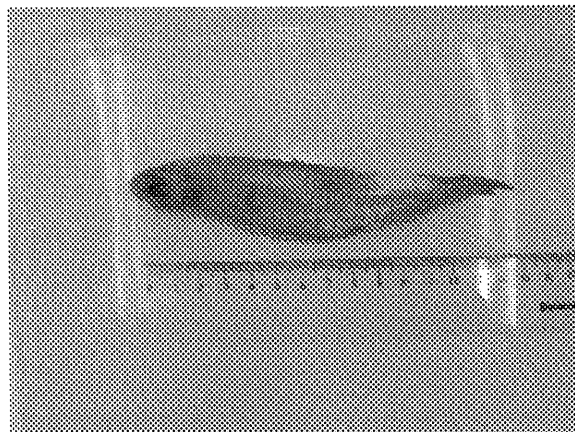


図1 プラウントラウト(1999年12月26日, 支笏湖, 417 mm-FL, 956 g-BW)に摂食されていたヒメマス。

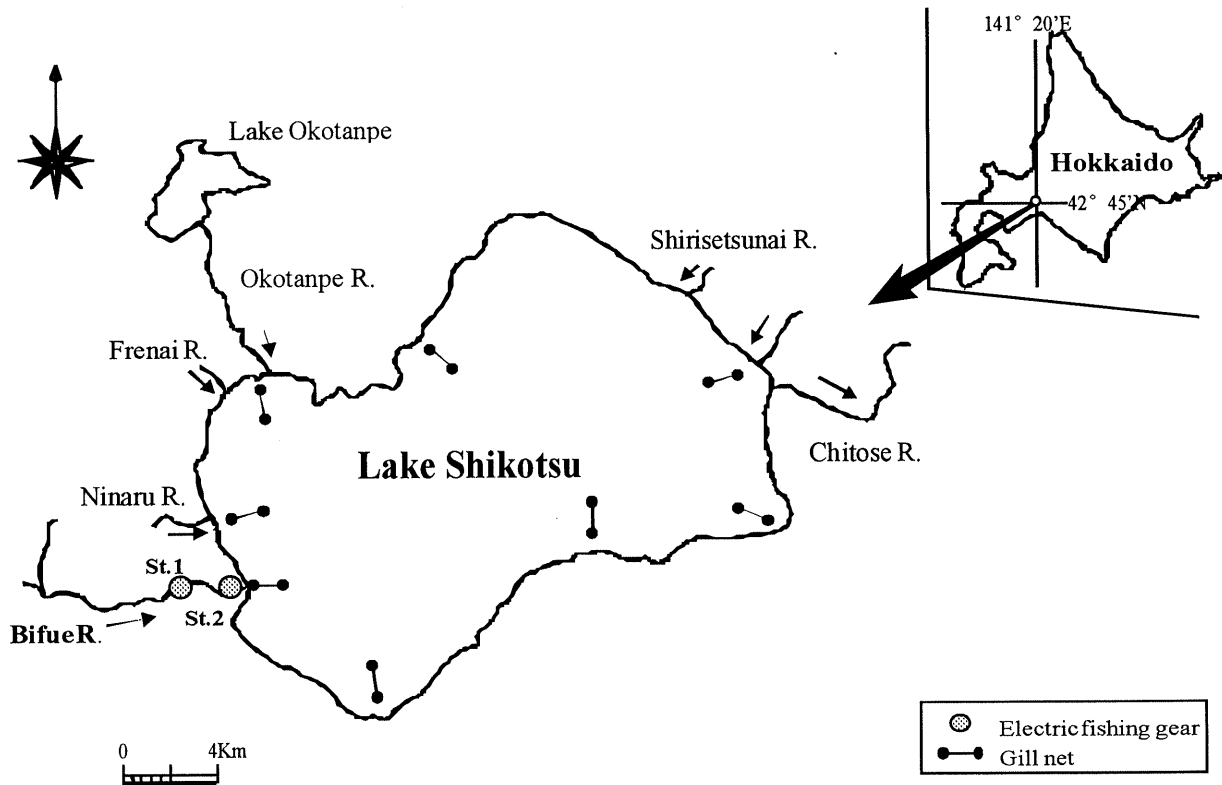


図2 支笏湖水系と標本採集場所。St.1: 美笛川中流域, St.2: 美笛川河口域。

ブラウントラウトの形態と摂餌生態を比較し、両種の摂餌生態をめぐる種間関係から支笏湖水系の生態系と在来種への影響について明らかにした。

材料と方法

標本採集

1999年4月から11月まで、支笏湖とその注入河川である美笛川において毎月1回、刺網、電気漁具（フィッシュショッカーⅢ）、タモ網（目合5mm、口径40cm）および投網（目合1.5cm）により魚類を採集した（図2）。各定点で採集したニジマスとブラウントラウトのうち、それぞれ10個体をランダムに10%ホルマリン溶液に固定した。

外部形態と内部形態の計測

固定標本は、実験室にてディバイダーにより全長（TL）、尾叉長（FL）、頭長（HL）、体高（BD）、尾柄高（CPD）、上顎長（UJL）、眼径（ED）、吻長（SL）、背鰭前長（PDL）、臀鰭基底長（AFL）および体幅（BW_i）を測定し（測定精度mm）、鰓

耙数（GR）、背鰭条数（D）、胸鰭条数（P）、腹鰭条数（V）、臀鰭条数（A）および幽門垂数（PC）を計数し、電子天秤にて体重（BW）、肝臓重量（LSW）、胃内容物重量（SCW）を計量した（測定精度mg）。

胃内容物

胃内容物を、種毎に個体数を計数し、湿重量（mg）を電子天秤にて計量した。餌生物は陸上起源の動物を陸生落下生物、流下動物と遊泳生活型の水生昆虫を遊泳型生物、川底において滑走・匍匐・固着などの生活型を有する水生昆虫を底生型生物、そして魚類の4分類群に区分した（表1）。

ニジマスとブラウントラウトの個体毎の摂餌状況を明らかにするために、胃内容量指数（SCI）を次式により求めた：

$$SCI = SCW(g) / BW(g) \times 100.$$

ニジマスとブラウントラウトの胃内容物組成の評価には次式のIndex of relative importance (IRI)法を用いた（Pinkas *et al.* 1971）：

$$IRI = (n+w) \times f.$$

但し、各定点における一魚種10個体当たりの餌生

表1 ニジマスとブラウントラウトの餌生物の生活型分類.

生活型 (Life Style)			
流下・遊泳型生物 (Drift and Swimming Type)			
<i>Siphonurus</i> sp .	<i>Drunella kohonoae</i>	Nemouridae(Adult)	Colymbetinae
<i>Beatis</i> sp .	<i>Drunella trispina</i>	Capniidae	Enhydrinae
<i>Baetis florens</i>	<i>Ephemerella okumai</i>	Capniidae(Adult)	Hymenoptera
<i>Pseudoclocloeon</i> sp .	<i>Ephemera orientalis</i>	<i>Capnia japonica</i>	Tipulidae
Leptophlebiidae	<i>Ephemera japonica</i>	Leuctridae	Cnironomidae(Adult)
Ephemerellidae	Plecoptera	Perlodidae	Cnironomidae(Larva)
<i>Drunella cryptomeria</i>	Plecoptera(Adult)	Chloroperlidae	Athericidae
<i>Drunella bicornis</i>	Taeniopterygidae	Chloroperlidae(Adult)	Rhagionidae
<i>Drunella basalis</i>	Nemouridae	Trichoptera(Adult)	Argyronetidae
底生型生物 (Benthos Type)			
<i>Epeorus uenoi</i>	<i>Stenopsyche marmorata</i>	Glossosomatidae	Blepharoceridae
<i>Epeorus aesculus</i>	<i>Stenopsyche sauteri</i>	<i>Agapetus</i> sp .	Simuliidae
<i>Epeorus latifolium</i>	Hydropsychidae	<i>Eubasilissa regina</i>	Gammaridae
<i>Heptagenia</i> sp .	Rhyacophilidae	Brachycentridae	Mollusca
<i>Cinygma</i> sp .	<i>Apsilochorema sutshanum</i>	<i>Micrasema</i> sp .	
<i>Rhithrogena</i> sp .	<i>Rhyacophila retracta</i>	Limnephilidae	
Corydalidae	<i>Rhyacophila shikotsuensis</i>	Lepidostomatidae	
Trichoptera	<i>Rhyacophila nigrocephala</i>	<i>Goerodes</i> sp .	
陸生落下生物 (Terrestrial Insects)			
Diptera	Coleoptera	Formicidae	Other terrestrial insects
<i>Terpnosia nigricosta</i>	Pentatomidae	Oligochaeta	
魚類 (Necton)			
<i>Salvelinus leucomaenis</i>	<i>Gasterosteus aculeatus aculeatus</i>		Other pisces

物の出現頻度を f 、全個体数に対するその餌生物の個体数比を n 、そして、全重量に対するその餌の重量比を w とした。

ニジマスとブラウントラウトの餌ニッチ幅を評価するために、Shannon-Wiener関数により胃内容物の多様度指数 (H') を次式から求めた (木元 1976) :

$$H' = - \sum P_i \ln P_i.$$

但し、 P_i は餌生物におけるある種 i の IRI の全体に対する割合を示す。

ニジマスとブラウントラウトの餌ニッチの重複度を評価するために、Morishitaの重複度指数 (C_H) を求めた (木元 1976)。

$$C_H = 2 \sum (P_{ij} \times P_{ik}) / \{ \sum (P_{ij})^2 + \sum (P_{ik})^2 \}.$$

但し、 P_{ij} と P_{ik} は、ニジマスとブラウントラウトが摂餌していた餌生物種 i の IRI の相対値を示す。

結果

ニジマスとブラウントラウトの形態形質

まず、支笏湖と美笛川において同所的に生息するニジマスとブラウントラウトの微生物空間分割が系統学的種分化の違いにより生じているものかどうかを検討するために、遊泳機能と摂餌機能に関連する形態形質を検討した。比較した形態形質は、尾叉長に対する全長、体長、頭長、体高、尾柄高、上顎長、眼径、吻長、背鰭前長および臀鰭基底長の比成長、また体高に対する体幅の比成長である。

その結果、遊泳機能に関連する形態のうち、全長比、体高比、尾柄高比および背鰭前長比はニジマスの方がブラウントラウトよりも有意に高く、頭長比および体幅比はブラウントラウトの方が著しく高かった ($p < 0.001$, 図3)。また摂餌機能に関

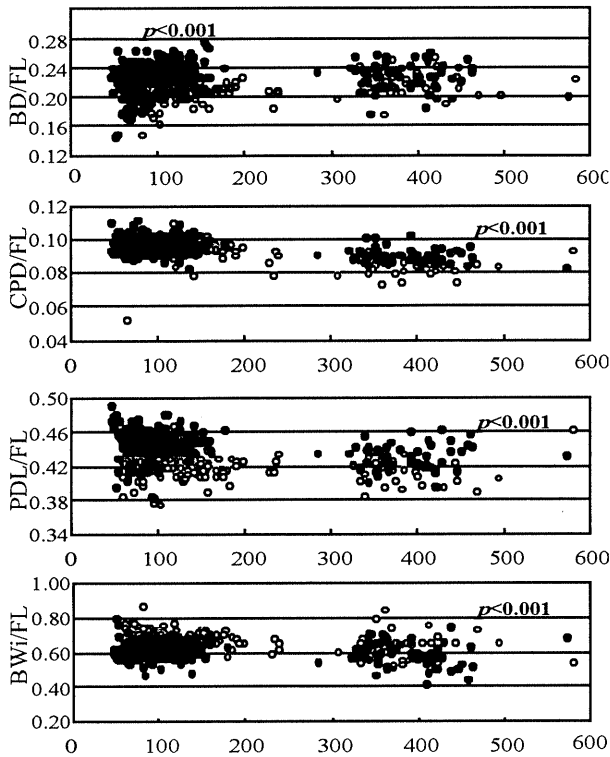


図3 発育に伴うニジマスとブラウントラウトの遊泳形態の変化。BD, 体高; CPD, 尾柄高; PDL, 背鰭前長; BWi, 体幅; FL, 尾叉長。

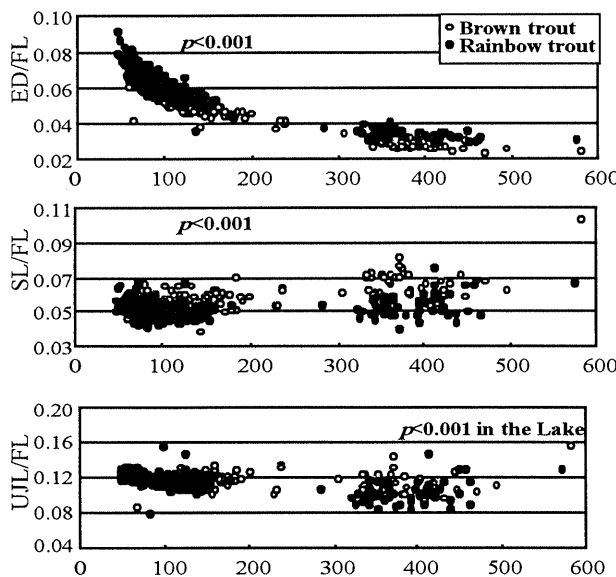


図4 発育に伴うニジマスとブラウントラウトの摂餌形態の変化。ED, 眼径; SL, 吻長; UJL, 上顎長; FL, 尾叉長。

連する形態のうち、眼径比はニジマスの方がブラウントラウトよりも高く、吻長比はブラウントラウトの方が高く、上顎長比は、美笛川内では両者

に有意差はみられなかったが ($p > 0.05$)、湖ではブラウントラウトの方が有意に高かった ($p < 0.001$, 図4)。両種の臀鰭基底長比には有意な差が見られなかった。

ニジマスとブラウントラウトの鰭条数は、それぞれ、背鰭が 12.5 ± 0.79 と 11.36 ± 0.74 、胸鰭が 13.72 ± 0.91 と 12.36 ± 0.83 、腹鰭が 9.79 ± 0.54 と 9.0 ± 0.48 、そして臀鰭条数が 11.44 ± 0.76 と 9.74 ± 0.69 を示し、すべての鰭条数においてニジマスの方がブラウントラウトよりも明らかに多く ($p < 0.001$)、幽門垂数と鰓耙数もニジマスの方が有意に多かった ($p < 0.001$, 表2)。

ニジマスとブラウントラウトの摂餌生態

1. 胃内容量指数

支笏湖と美笛川におけるニジマスとブラウントラウトの胃内容量指数の季節変化を図5に示した。美笛川中流では、ニジマスとブラウントラウトの胃内容量指数に差はみられなかった ($p > 0.05$)。美笛川下流では、ブラウントラウトよりニジマスの方が高い胃内容量指数を示す場合が多く、5月 (ニジマス: $1.86 \pm 0.86\%$ 、ブラウントラウト: $1.23 \pm 0.58\%$) と8月 (ニジマス: $1.57 \pm 0.52\%$ 、ブラウントラウト: $0.78 \pm 0.36\%$) では、ニジマスの方が有意に高かった ($p < 0.05$)。

支笏湖では、ブラウントラウトよりニジマスの方が高い胃内容量指数を示す場合が多かった。特に、9月 (ニジマス: $2.22 \pm 1.26\%$ 、ブラウントラウト: $0.99 \pm 1.19\%$) には両者に有意な差が見られた ($p < 0.05$)。

2. 胃内容物

支笏湖と美笛川において採集したニジマスとブラウントラウトの胃内容物組成を図6に示した。美笛川中流では、ニジマスとブラウントラウトはカゲロウ目や双翅目のユスリカ科などの遊泳型生物と陸生落下生物を多く摂餌し、両者に違いはみられなかった。

美笛川下流におけるニジマスは、双翅目のユスリカ科を卓越的に摂餌している場合が多く、ユスリカ科が少ない場合は、カゲロウ目や陸生落下生

表2 ニジマスとブラウントラウトの背鰭 (D), 胸鰭 (P), 腹鰭 (V), 臀鰭 (A) の条数、幽門垂数 (PC) および鰓耙数 (GR).

		D	P	V	A	PC	GR
ブラウントラウト (n = 191)	平均	11	12	9	10	47	18
	SD	1	1	0	1	6	1
	範囲	8-14	10-14	8-11	8-12	34-69	14-21
ニジマス (n = 262)	平均	13	14	10	11	54	19
	SD	1	1	1	1	7	0
	範囲	10-14	11-15	8-11	9-14	34-74	12-22

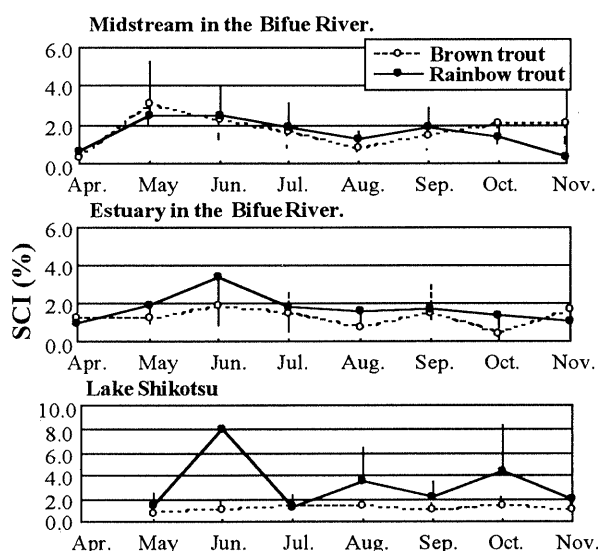


図5 1999年4-11月、支笏湖水系におけるニジマスとブラウントラウトの胃内容量指数の季節変化。

物 (6月)、あるいはトビケラ目 (10月) を摂餌していた。8月と11月には、ニジマスは陸生落下生物を卓越的に摂餌していた。ブラウントラウトの胃内容物には、毎月、トビケラ目が出現し、トビケラ目が少ない時には、4月と11月に端脚類のヨコエビ科を、5月にはカゲロウ目とユスリカ科を、8月には陸生落下生物を多く摂餌していた。このように、美笛川の下流では、ニジマスが遊泳型生物を、ブラウントラウトは底生型生物を摂餌する傾向が多く観察された。

支笏湖で採集されたニジマスの胃内容物には、甲虫目や双翅目などの陸生落下生物が多く、陸生落下生物が比較的少ない時は、エグリトビケラ科 (5月) や貝類 (10月) の底生型生物が多く出現した。ブラウントラウトは、イトヨを中心にアメマスやヒメマスなどの魚類と陸生落下生物を摂餌し

ており、陸生落下生物が少ない場合は魚類を多く摂餌する傾向が見られた。

3. 餌ニッチ

支笏湖と美笛川におけるニジマスとブラウントラウトの餌ニッチ幅および餌ニッチ重複度を図7に示した。美笛川中流のニジマスとブラウントラウトは、全期間を通して類似した餌生物を摂餌していたために、両者の餌ニッチ幅には顕著な差が見られなかった。美笛川下流では、両者の餌ニッチ幅に差がない場合が多いが、ブラウントラウトの胃内容物に端脚類が卓越していた4月と、ニジマスがユスリカ科を卓越的に摂餌していた9月には、両者の餌ニッチ幅に差が見られた。支笏湖では、ニジマスの採集数が少なかった5-6月を除いて、陸生落下生物や底生型生物などの多くの種を摂餌していたニジマスの餌ニッチ幅がブラウントラウトよりも高い場合が多かった。支笏湖と美笛川における両者の餌ニッチ幅を比較すると、美笛川の餌ニッチ幅の方が高い傾向を示した。

美笛川中流における両者の餌ニッチ重複度は、両者とも遊泳型生物や陸生落下生物を多く摂餌していたために全体的に高かった。美笛川下流における餌ニッチ重複度は、5月、6月および8月に両者とも遊泳型生物や陸生落下昆虫を多く摂餌していたために高かった。このように美笛川では、ニジマスとブラウントラウトの餌ニッチ重複度は全体的に高いと言える。

支笏湖では、ブラウントラウトは魚類を卓越的に摂餌している場合が多く、ニジマスは陸生落下生物を摂餌している場合が多いため、6月と8月

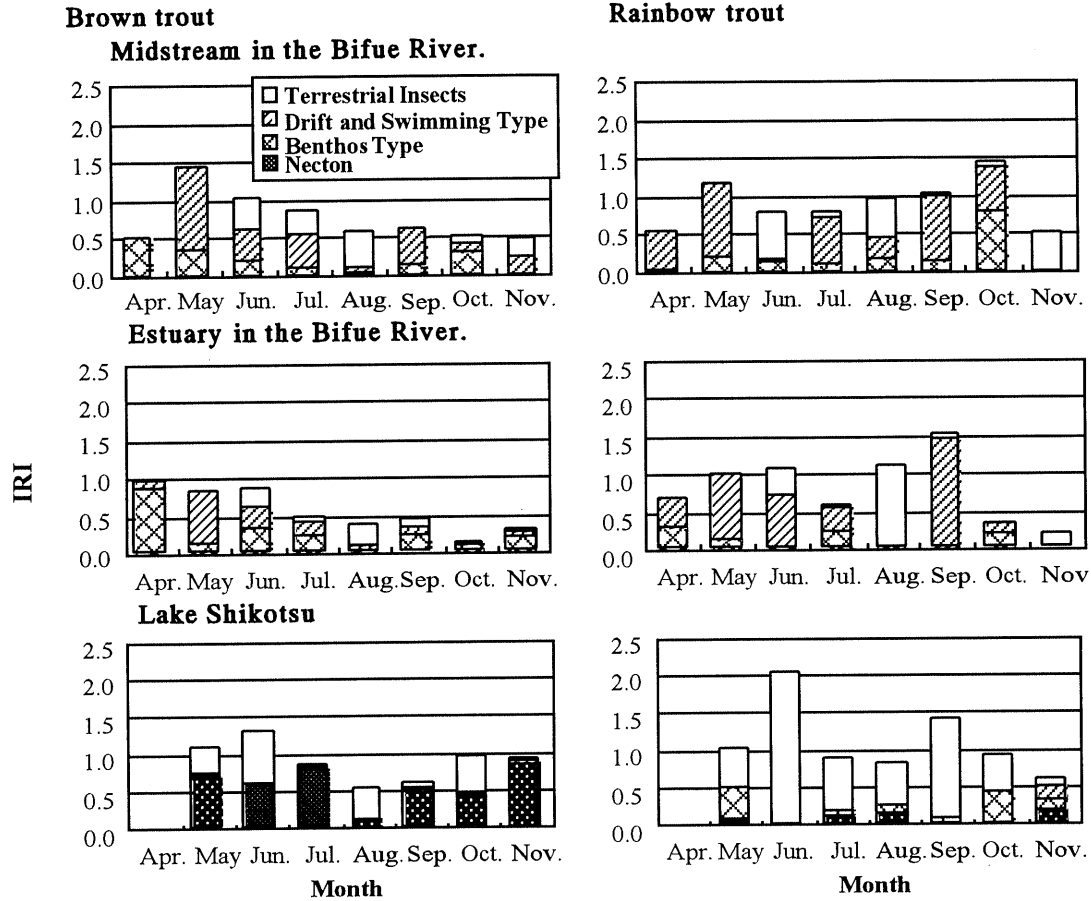


図6 1999年4-11月, 支笏湖水系におけるニジマスとブラウトラウトの胃内容物組成の季節変化。

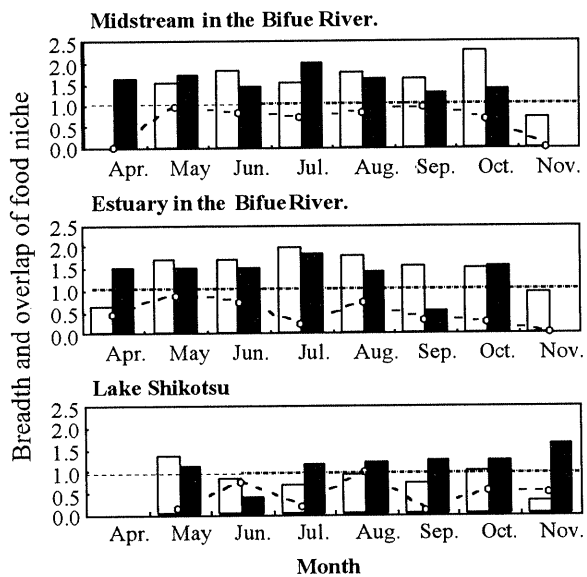


図7 1999年4-11月, 支笏湖水系におけるニジマスとブラウトラウトの餌ニッチ幅と餌ニッチ重複度の季節変化. 黒棒: ニジマスの餌ニッチ幅, 白棒: ブラウトラウトの餌ニッチ幅, 白丸: ニジマスとブラウトラウトの餌ニッチ重複度.

を除いて両者の餌ニッチ重複度は低い場合が多かった。

考察

美笛川において、両者の餌ニッチ重複度が低い場合、ニジマスは流下動物や陸生落下生物を、ブラウトラウトは底生型生物を多く摂餌する場合が多かった。石城 (1984) は、複数種のサケ科魚類が河川に生息する場合、餌資源の分化が起こり、その要因の一つに遊泳・摂餌に関する形態形質の差異をあげている。美笛川における両種の外部形態の違いから、河川の淵などのような微生物空間にブラウトラウトとニジマスが同所的に生息する場合、流れのある表中層ではニジマスの方が遊泳機能(体高比、尾柄高比および背鰭前長比)および摂餌機能(眼径比および吻長比)ともに優れており、それに対してブラウトラウトは底層

生活に適応する形態（頭長比および体幅比）を有することを示しているときみなされる。またサケ科魚類の場合、先住の在来個体と移植個体が河川で同所的に生息している場合、一般的に、在来個体の方が表層を占有し、移植個体より流下動物を多く食べ、摂餌量も多いことが知られている (Hesthagen *et al.* 1995)。美笛川ではニジマスの方がブラウントラウトより先住種である。結果で示したように、美笛川下流では、ニジマスとブラウントラウトとの間で餌資源の分割が行われ、ニジマスの方がブラウントラウトより優占的に表中層を占有し、遊泳型生物などの流下動物を摂餌しており、ブラウントラウトは底層遊泳型の摂餌戦略を展開しているとみなされる。しかし、マスノスケが先住している河川にブラウントラウトが移植放流された場合、初期の春季まではマスノスケが社会的に優位であるが、夏季になり両種の成長に差がなくなると優占種の逆転現象が観察されていること (Glova & Field-Dodgson 1995) から、上記のような関係が常に継続されるかどうかを判断するためには、さらに長期的な観察を続ける必要がある。

支笏湖では、ニジマスとブラウントラウトは陸生落下生物を多く摂餌している場合が多かった。しかし、ブラウントラウトが魚類を卓越的に摂餌している場合には、両者の摂餌生態に相違が観察された。支笏湖に生息する魚類は4-7月に陸生落下生物を多く摂餌する場合が多く、その他の時期あるいは幼稚魚が多く出現する時期では、各魚種はそれぞれの生態学的ニッチに見合った摂餌戦略をとると推定されている (帰山 1991)。今回支笏湖で採集したニジマスとブラウントラウトにおいても同様な傾向が見られ、両者の餌ニッチ重複度が低い場合、ニジマスは表中層に多く分布する陸生落下生物や遊泳型生物を、ブラウントラウトは魚類を多く摂餌するものと考えられる。ニジマスの胃内容量指数に大きな変動が見られた要因としては、陸生落下生物の生活史や風向・風力などの気象条件によって、湖への陸生落下生物の落下量が変動したことが理由として考えられる (真山 1978)。支笏湖では、ブラウントラウトは魚類を

多く摂餌していた。このことは、遊泳・摂餌形態からブラウントラウトは底生生活に適し、大型の口径を有していることとも関連する。ニジマスの方がブラウントラウトよりも胃内容量指数が高い傾向を示し、餌ニッチ幅が広がったことから、支笏湖でもニジマスの餌ニッチの方がブラウントラウトよりも高いものと判断される。換言すれば、ニジマスとの競争関係によりブラウントラウトは底層遊泳型となり、生息域を河川から湖沼へ移行するにつれ摂餌圧を底生型動物から魚類に高めるようになると予測される。

引用文献

- 青山智哉・鷹見達也・藤原真・川村洋司 (1999) 北海道尻別川におけるニジマスの自然繁殖. 道水研報 **53**: 29-38.
- Glova G. J. & Field-Dodgson M. S. (1995) Behavioral interaction between chinook salmon and brown trout juveniles in a simulated stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 194-206.
- Hesthagen T., Hegge O., Skurdal J. & Dervo B. K. (1995) Differences in habitat utilization among native, native stocked, and non-native stocked brown trout (*Salmo trutta*) in a hydroelectric reservoir. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **52**: 2159-2167.
- 石城謙吉 (1984) イワナの謎を追う. 岩波書店、東京.
- Krueger C. C. & May B. (1991) Ecological and genetic effects of salmonid introduction in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 66-72.
- 帰山雅秀 (1991) 支笏湖に生息する湖沼型ベニザケの個体群動態. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 **45**: 1-24.
- 帰山雅秀 (1991) サケ属魚類の発育と成長、3. 成長曲線. 魚と卵 **160**: 47-52.
- 北野聡・中野繁・井上幹生・下田和孝・山本祥一郎 (1993) 北海道幌内川において自然繁殖したニジマスの採餌および自然繁殖. 日本水産

- 学会誌 **59**: 1837 - 1843.
- 木元新作 (1976) 動物群集研究法 I、多様性と種類組成. 共立出版、東京.
- 真山紘 (1978) 支笏湖におけるヒメマスの食性について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 **32**: 49-56.
- 丸山為蔵・藤井一則・木島利通・前田弘也 (1987) 外国産新魚種の導入経過. 水産庁研究部資源課・養殖研究所、東京.
- 中野繁・谷口義則 (1996) 淡水性サケ科魚類における種間競争と異種共存構. 魚類学会誌 **43**: 59-78.
- 真山紘 (1978) 支笏湖におけるヒメマスの食性について. 北海道さけ・ますふ化場研究報告 **32**: 49-56.
- 丸山為蔵・藤井一則・木島利通・前田弘也 (1987) 外国産新魚種の導入経過. 水産庁研究部資源課・養殖研究所、東京.
- 中野繁・谷口義則 (1996) 淡水性サケ科魚類における種間競争と異種共存機構. 魚類学会誌 **43**: 59-78.
- Smith G. R. & Stearley R. F. (1989) The classification and scientific names of rainbow and cutthroat trouts. *Fisheries* **14**: 4-10.
- 鷹見達也・青山智哉 (1999) 北海道におけるニジマスおよびブラウントラウトの分布. 野生生物保護 **4**: 41 - 48.
- 武田重秀 (1954) 淡水魚の移殖実験について. 魚と卵 **昭和 29 年 12 月号**: 29-36.
- 横川浩治 (1999) 日本における外国産魚介類の移入とそれらの生物学的特徴. 水産育種 **28**: 1-25.
- 米川年三 (1981) 新魚種導入の動き、北海道にブラウントラウト出現. 魚と水 **19**: 43-44.

II. 資料

資料

十和田湖における環境測定データ(1998～1999年)

三上一¹・松尾章¹・工藤幾代¹・野澤直史¹・前田寿哉¹・野澤久志¹・
神毅統¹・片野登²・加藤潤³・泰良幸男³・渡辺寿³・珍田尚俊³

¹ 青森県環境保健センター (〒030-8566 青森県青森市東造道1丁目1-1)、

² 秋田県立大学生物資源科学部生物環境科学科 (〒010-0146 秋田市下新城中野字街道端西241-7)、

³ 現秋田県環境センター八橋分室 (〒010-0975 秋田市八橋字下八橋191-18)

Environmental conditions during 1998 - 1999

Hajime MIKAMI¹, Akira MATSUO¹, Ikuyo KUDOU¹, Naofumi NOZAWA¹,
Toshiya MAEDA¹, Hisashi NOZAWA¹, Taketo JIN¹, Noboru KATANO²,
Jun KATOU³, Yukio TAIRA³, Hisashi WATANABE³ and Naotoshi CHINDA³

¹ Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, Higashitsukuri 1-1-1, Aomori 030-8566, Japan,

² Akita Prefectural University (241-7 Shimoshinjou-Nakano, Akita 010-0195, Japan and

³ Akita Prefectural Institute of Environment, Shimoyabase 191-18, Yabase, Akita 010-0975, Japan

本報は、1998年から1999年までの、十和田湖湖心と沿岸域(和井内と鉛山)(図1)における環境測定結果である。表1は湖心、表2は和井内、表3は鉛山である。

方法

層別採水はバンドン採水器で行った。水温、透明度は現場にて測定した。透明度は海洋観測指針(1970)に従った。DOはウインクラール-アジ化ナトリウム変法、CODは過マンガン酸カリウム法(JIS K 0102, 1993)、SS(懸濁物量)はWhatman GF/Fによるろ過法、大腸菌群数は最確数(MPN)法(上水試験法, 1985)、その他の項目はJIS K 0101(1991)で行った。

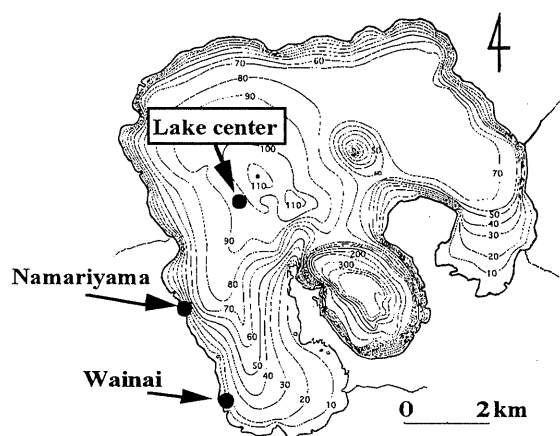


図1 調査地点の地図

引用文献

海洋観測指針(1970) 気象庁 編

上水試験法(1985) 日本水道協会 編

JISハンドブック(1991, 1993) 日本規格協会 編

表1 1998-99年度の湖心における環境調査結果。99/11/10は滝ノ沢で調査した。測定した項目についてのみ示す。Fは晴れ、Cは曇り、Rは雨、n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/4/28											
Sampling time	9:10	9:15	9:25	9:35	9:40	9:55	10:10	n.d.	10:23	10:35	10:55
Weather	F	F	F	F	F	F	F	n.d.	F	F	F
Air temperature (°C)	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	11.0	n.d.	11.0	13.0	13.0
Water temperature (°C)	6.7	4.7	4.5	4.4	4.3	4.1	4.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	9.0										
pH	7.4	7.6	7.6	7.6	7.7	7.7	7.7	n.d.	7.7	7.7	7.5
DO (mg l ⁻¹)	13.2	12.6	12.8	12.8	12.7	12.6	12.3	n.d.	12.5	12.3	12.2
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	0.80	0.60	0.60	0.80	0.50	0.50	n.d.	0.70	<0.5	0.50
T-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.1	1.1	1.1	1.1	1.1	1.0	n.d.	0.9	1.0	1.0
S-COD (mg l ⁻¹)	0.9	1.0	1.1	0.9	0.9	0.9	1.0	n.d.	0.8	0.9	1.0
SS (mg l ⁻¹)	<1	1.0	<1	<1	<1	<1	<1	n.d.	<1	<1	1.0
MPN 100ml ⁻¹	<2	79.0	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	<2	<2
98/5/14											
Sampling time	9:35	9:40	9:45	9:52	10:10	10:17	10:25	n.d.	10:40	10:40	11:00
Weather	C	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	C	C
Air temperature (°C)	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	10.5	n.d.	10.5	10.5	10.5
Water temperature (°C)	5.5	5.2	5.2	5.1	5.1	5.0	4.9	n.d.	4.8	n.d.	n.d.
Transparency (m)	9.0										
pH	7.8	7.9	7.9	7.9	7.8	7.8	7.8	n.d.	7.8	7.7	7.6
DO (mg l ⁻¹)	12.4	12.5	12.7	12.4	12.3	12.3	12.3	n.d.	12.3	12.4	12.5
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	0.70	0.60	0.60	<0.5	0.50	0.60	n.d.	<0.5	0.60	0.50
T-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.1	1.4	1.5	1.2	1.3	1.2	n.d.	1.1	1.2	1.1
S-COD (mg l ⁻¹)	0.9	0.9	1.0	1.1	0.8	0.8	0.8	n.d.	0.9	0.9	0.9
SS (mg l ⁻¹)	<1	<1	1.0	1.0	<1	1.0	<1	n.d.	<1	<1	<1
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	<2	<2
98/5/28											
Sampling time	9:22	9:22	9:22	9:22	9:22	9:22	9:22	n.d.	9:22	9:22	9:22
Weather	F	F	F	F	F	F	F	n.d.	F	F	F
Water temperature (°C)	8.4	7.4	6.9	6.5	5.5	4.4	4.1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	8.5										
pH	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.9	7.9	n.d.	7.9	7.6	7.6
DO (mg l ⁻¹)	13.0	13.0	12.0	13.0	13.0	13.0	13.0	n.d.	13.0	12.0	12.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.27	0.48	0.60	0.93	1.08	0.77	0.21	n.d.	0.35	0.15	0.23
SS (mg l ⁻¹)	0.4	0.7	0.8	0.8	0.7	0.5	0.5	n.d.	0.5	0.3	0.3
98/6/25											
Sampling time	9:00	9:05	9:10	9:15	9:20	9:25	9:33	9:40	9:45	9:55	10:10
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Air temperature (°C)	21.0	21.0	21.0	21.0	21.0	21.0	22.0	22.0	22.0	22.0	22.0
Water temperature (°C)	17.5	11.8	11.5	11.3	10.0	6.4	6.2	5.5	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	9.0										
pH	7.8	7.9	7.9	7.9	7.6	7.7	7.7	7.5	7.6	7.5	7.4
DO (mg l ⁻¹)	10.1	11.1	10.5	10.3	10.7	11.3	11.4	11.6	11.8	11.3	11.0
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	<0.5	0.70	<0.5	0.60	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
T-COD (mg l ⁻¹)	1.2	1.3	1.2	1.1	1.3	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8
S-COD (mg l ⁻¹)	1.2	1.2	1.2	1.1	1.1	0.8	0.7	0.7	0.7	0.8	0.8
SS (mg l ⁻¹)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2	<2
98/7/29											
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Water temperature (°C)	20.5	20.0	18.4	12.8	9.8	7.2	5.9	5.4	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	14.0										
pH	8.0	8.0	8.0	7.9	7.8	7.8	7.7	7.8	7.6	7.5	7.4
DO (mg l ⁻¹)	9.2	9.4	9.7	11.0	11.0	12.0	12.0	12.0	11.0	12.0	11.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.25	0.42	0.37	0.25	0.46	0.21	0.13	0.04	0.08	0.17	0.25
SS (mg l ⁻¹)	0.9	1.2	1.5	1.3	1.0	1.1	0.6	0.4	0.9	0.6	0.4
98/8/26											
Sampling time	8:55	9:00	9:05	9:10	9:15	9:20	9:25	9:35	9:47	10:00	10:15
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Water temperature (°C)	20.9	20.9	19.2	13.4	9.6	7.2	5.4	5.0	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	12.5										
pH	8.0	8.0	8.0	8.0	7.9	7.8	7.7	7.6	7.6	7.4	7.2
DO (mg l ⁻¹)	8.2	8.5	8.7	10.0	10.8	11.4	11.7	11.6	11.7	10.8	9.8
Air temperature (°C)	22.5	22.5	22.5	22.5	22.5	22.5	23.5	23.5	23.0	23.0	23.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.90	<0.5	<0.5	<0.5	0.50	0.50	<0.5	<0.5	0.50	<0.5	0.60
T-COD (mg l ⁻¹)	1.2	1.0	1.1	1.1	1.0	0.9	0.8	0.8	0.8	0.8	1.0
S-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	0.9	0.8	0.8	0.8	0.8	0.8

表1 続き (1)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
	98/8/26 (続き)										
SS (mg l ⁻¹)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
MPN 100ml ⁻¹	2.0	2.0	<2	<2	2.0	<2	<2	<2	<2	8.0	5.0
	98/9/16										
Sampling time	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00	13:00
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Air temperature (°C)	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0	19.0
Water temperature (°C)	19.9	19.7	19.6	17.5	11.1	7.6	5.9	5.4	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	10.5										
pH	8.0	8.1	8.1	8.0	7.9	7.7	7.6	7.6	7.5	7.3	7.2
DO (mg l ⁻¹)	9.1	9.2	9.2	9.4	11.0	12.0	12.0	12.0	12.0	11.0	10.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.25	0.31	0.48	0.57	0.56	0.77	0.65	0.61	0.79	0.71	0.63
SS (mg l ⁻¹)	1.2	1.5	1.4	1.6	1.2	1.2	0.8	0.7	0.8	1.1	1.1
	98/10/27										
Sampling time	13:05	13:15	13:20	13:25	13:30	13:35	13:40	13:55	14:05	14:15	14:30
Weather	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F	F
Air temperature (°C)	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	15.0	14.0	14.0	14.0
Water temperature (°C)	15.2	14.5	14.4	14.3	13.5	7.9	6.2	5.5	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	10.0										
pH	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0	7.7	7.7	7.7	7.3	7.5	7.1
DO (mg l ⁻¹)	9.3	9.3	9.6	9.5	9.3	11.1	11.4	13.5	11.1	10.5	9.8
BOD (mg l ⁻¹)	0.70	0.60	0.60	<0.5	0.80	<0.5	n.d.	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
T-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.3	1.2	1.3	1.3	0.9	0.7	0.7	0.7	0.7	0.8
D-COD (mg l ⁻¹)	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
SS (mg l ⁻¹)	<2	2.0	5.0	5.0	<2	<2	<2	<2	8.0	13.0	49.0
	99/5/11										
Sampling time	13:10	13:15	13:20	13:30	13:40	13:50	n.d.	14:05	n.d.	n.d.	14:20
Weather	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	n.d.	n.d.	C
Air temperature (°C)	12.5	12.5	12.5	10.0	10.0	10.0	n.d.	10.0	n.d.	n.d.	10.0
Transparency (m)	11.0										
pH	7.7	7.8	7.8	7.7	7.8	7.8	n.d.	7.8	n.d.	n.d.	7.6
DO (mg l ⁻¹)	12	13	13	13	12	12	n.d.	12	n.d.	n.d.	12
BOD (mg l ⁻¹)	n.d.	0.80	0.50	0.70	0.60	0.70	n.d.	0.50	n.d.	n.d.	0.80
T-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.0	0.9	1.1	1.0	1.0	n.d.	0.9	n.d.	n.d.	1.0
D-COD (mg l ⁻¹)	0.9	0.9	0.8	0.9	0.8	0.8	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.8
SS (mg l ⁻¹)	0.8	0.5	0.5	0.8	0.7	0.6	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.4
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2
	99/5/26										
Sampling time	14:00	14:10	14:20	14:30	14:40	14:50	n.d.	15:10	n.d.	n.d.	15:30
Weather	F	F	F	F	F	F	n.d.	F	n.d.	n.d.	F
Air temperature (°C)	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	16.0	n.d.	16.0	n.d.	n.d.	16.0
Water temperature (°C)	14.4	6.6	6.4	6.1	5.9	5.3	n.d.	4.6	n.d.	n.d.	n.d.
Electric conductivity (ms cm ⁻¹)	207	209	209	209	210	211	n.d.	212	n.d.	n.d.	212
Transparency (m)	9.5										
pH	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	7.8	n.d.	7.7	n.d.	n.d.	7.6
DO (mg l ⁻¹)	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	12.0	n.d.	12.0	n.d.	n.d.	12.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.47	0.59	0.42	0.44	0.89	0.56	n.d.	0.39	n.d.	n.d.	0.41
T-COD (mg l ⁻¹)	1.1	1.4	1.7	1.3	1.9	1.5	n.d.	1.7	n.d.	n.d.	1.3
D-COD (mg l ⁻¹)	0.9	1.1	1.2	1.2	1.3	1.2	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	1.2
SS (mg l ⁻¹)	0.3	0.4	0.5	0.4	0.8	0.5	n.d.	0.4	n.d.	n.d.	0.4
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2
	99/6/23										
Sampling time	13:10	13:15	13:20	13:25	13:35	13:40	n.d.	13:50	n.d.	n.d.	14:00
Weather	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	n.d.	n.d.	C
Air temperature (°C)	23.0	23.0	23.0	23.0	23.5	23.5	n.d.	23.0	n.d.	n.d.	23.0
Water temperature (°C)	16.6	14.6	11.4	8.5	7.3	6.1	n.d.	5.4	n.d.	n.d.	n.d.
Transparency (m)	12.0										
pH	8.0	8.0	7.9	7.9	7.9	7.8	n.d.	7.7	n.d.	n.d.	7.5
DO (mg l ⁻¹)	9.9	9.7	9.9	9.9	11.0	11.4	n.d.	11.5	n.d.	n.d.	11.7
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	n.d.	<0.5	n.d.	n.d.	<0.5
T-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.0	1.0	0.9	0.9	1.0	n.d.	0.9	n.d.	n.d.	0.9
D-COD (mg l ⁻¹)	0.9	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.7
SS (mg l ⁻¹)	0.4	0.7	0.8	0.9	0.6	0.7	n.d.	0.6	n.d.	n.d.	0.5
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2
	99/7/5										
Sampling time	14:00	14:10	14:20	14:30	14:40	14:50	n.d.	15:10	n.d.	n.d.	15:30
Weather	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	n.d.	n.d.	C
Air temperature (°C)	16.9	16.9	16.9	16.9	16.9	16.9	n.d.	16.9	n.d.	n.d.	16.9

表1 続き (2)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
	99/7/5 (続き)										
Water temperature (°C)	16.4	14.7	12.1	10.3	8.6	7.3	n.d.	5.3	n.d.	n.d.	n.d.
Electric conductivity (ms cm ⁻¹)	197	199	200	202	202	203	n.d.	206	n.d.	n.d.	209
Transparensy (m)	9.0										
pH	7.9	7.9	8.0	8.0	7.9	7.8	n.d.	7.8	n.d.	n.d.	7.5
DO (mg l ⁻¹)	9.8	10.0	11.0	12.0	11.0	12.0	n.d.	12.0	n.d.	n.d.	12.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.56	0.97	0.99	0.87	0.79	0.71	n.d.	0.67	n.d.	n.d.	0.46
T-COD (mg l ⁻¹)	1.5	1.8	2.1	1.7	1.7	1.5	n.d.	1.7	n.d.	n.d.	1.3
D-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.4	1.4	1.6	1.5	1.1	n.d.	1.2	n.d.	n.d.	0.9
SS (mg l ⁻¹)	0.5	0.8	0.7	0.9	0.8	0.7	n.d.	0.7	n.d.	n.d.	0.3
MPN 100ml ⁻¹	8.0	5.0	2.0	<2	<2	<2	n.d.	2.0	n.d.	n.d.	<2
	99/8/25										
Sampling time	13:05	13:10	13:35	13:40	13:50	13:55	n.d.	14:05	n.d.	n.d.	14:15
Weather	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	n.d.	n.d.	C
Air temperature (°C)	22.0	22.0	21.0	21.0	21.0	21.0	n.d.	21.0	n.d.	n.d.	21.0
Water temperature (°C)	23.6	23.6	19.7	12.1	8.6	7.0	n.d.	5.1	n.d.	n.d.	n.d.
Transparensy (m)	11.5										
pH	8.0	8.0	8.1	8.0	7.9	7.7	n.d.	7.6	n.d.	n.d.	7.2
DO (mg l ⁻¹)	8.0	8.0	8.1	11.2	12.0	11.8	n.d.	11.4	n.d.	n.d.	10.3
BOD (mg l ⁻¹)	0.70	0.70	0.50	0.50	0.80	0.70	n.d.	<0.5	n.d.	n.d.	0.80
T-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.3	1.2	1.2	1.3	1.2	n.d.	1.0	n.d.	n.d.	1.0
D-COD (mg l ⁻¹)	1.0	1.0	1.0	0.9	1.0	0.9	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.8
SS (mg l ⁻¹)	0.5	0.9	0.8	0.8	1.2	0.7	n.d.	0.5	n.d.	n.d.	0.4
MPN 100ml ⁻¹	2.3 x 10	7.9 x 10	1.4 x 10	5.0	1.3 x 10	2.0	n.d.	5.0	n.d.	n.d.	7.0
	99/9/6										
Sampling time	13:30	13:50	14:05	14:20	14:35	14:50	n.d.	15:10	n.d.	n.d.	15:40
Weather	C	C	C	C	C	C	n.d.	C	n.d.	n.d.	C
Air temperature (°C)	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	24.0	n.d.	24.0	n.d.	n.d.	24.0
Water temperature (°C)	23.7	22.8	22.3	12.1	9.5	7.3	n.d.	5.2	n.d.	n.d.	n.d.
Electric conductivity (ms cm ⁻¹)	185	191	191	197	198	202	n.d.	203	n.d.	n.d.	207
Transparensy (m)	10.8										
pH	8.0	8.0	8.0	8.0	7.8	7.6	n.d.	7.7	n.d.	n.d.	7.6
DO (mg l ⁻¹)	9.8	9.1	8.8	11.0	12.0	11.0	n.d.	12.0	n.d.	n.d.	11.0
BOD (mg l ⁻¹)	0.31	0.48	0.67	0.71	0.52	0.46	n.d.	0.42	n.d.	n.d.	0.36
T-COD (mg l ⁻¹)	1.5	2.1	1.6	2.0	2.1	1.7	n.d.	1.5	n.d.	n.d.	1.4
D-COD (mg l ⁻¹)	1.4	2.0	1.3	1.4	1.4	1.3	n.d.	1.4	n.d.	n.d.	1.1
SS (mg l ⁻¹)	0.4	1.1	0.8	1.7	1.0	0.7	n.d.	0.3	n.d.	n.d.	0.3
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	<2	<2	<2	n.d.	<2	n.d.	n.d.	<2
	99/10/20										
Sampling time	11:30	11:35	11:40	11:45	11:50	11:55	n.d.	12:00	n.d.	n.d.	12:10
Weather	F	F	F	F	F	F	n.d.	F	n.d.	n.d.	F
Air temperature (°C)	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	n.d.	25.0	n.d.	n.d.	25.0
Water temperature (°C)	15.0	14.3	14.3	14.2	14.1	7.4	n.d.	5.3	n.d.	n.d.	n.d.
Transparensy (m)	7.0										
pH	7.9	8.0	7.9	8.0	8.0	7.7	n.d.	7.5	n.d.	n.d.	7.1
DO (mg l ⁻¹)	9.6	9.7	9.7	9.6	9.7	11.0	n.d.	11.3	n.d.	n.d.	10.5
BOD (mg l ⁻¹)	0.70	0.60	0.60	0.50	<0.5	<0.5	n.d.	<0.5	n.d.	n.d.	<0.5
T-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.2	1.2	1.1	1.3	1.0	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.6
D-COD (mg l ⁻¹)	1.1	1.1	1.0	1.0	1.0	0.8	n.d.	0.8	n.d.	n.d.	0.6
SS (mg l ⁻¹)	0.9	1.0	1.2	0.8	0.9	0.6	n.d.	0.3	n.d.	n.d.	0.7
MPN 100ml ⁻¹	2.0	<2	<2	<2	2.0	1.7 x 10	n.d.	8.0	n.d.	n.d.	<2
	99/11/10										
Sampling time	8:45	8:50	9:00	9:10	9:20	9:30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Weather	F	F	F	F	F	F	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Transparensy (m)	7.5										
pH	7.8	7.8	7.9	7.8	7.8	7.7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DO (mg l ⁻¹)	10.0	9.8	9.8	10.0	9.9	10.4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	0.50	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
T-COD (mg l ⁻¹)	1.2	1.2	1.0	0.9	1.0	0.8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
D-COD (mg l ⁻¹)	1.0	0.9	0.7	0.6	0.8	0.7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
SS (mg l ⁻¹)	0.9	1.0	0.8	0.9	1.0	0.4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
MPN 100ml ⁻¹	5.0	5.0	2.0	<2	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

表2 1998年度の和井内における環境調査結果。測定した項目についてのみ示す。Fは晴れ、Cは曇り、Rは雨、n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
	98/5/12			98/5/29			98/6/24		
Sampling time	14:00	14:15	14:45	n.d.	n.d.	n.d.	13:40	13:45	13:50
Weather	R~C	R~C	R~C	F	F	F	F	F	F
Air temperature (°C)	12.0	12.0	12.0	n.d.	n.d.	n.d.	23.5	23.5	23.5
Water temperature (°C)	8.5	5.5	5.2	10.3	7.1	4.6	17.9	11.6	11.5
Transparensy (m)	9.5			9.0			9.0		
pH	7.8	7.8	7.8	8.0	8.0	8.0	7.9	7.9	7.9
DO (mg l ⁻¹)	12.1	12.1	12.3	12.0	12.0	13.0	10.6	10.6	10.6
BOD (mg l ⁻¹)	0.70	0.50	0.90	0.42	0.29	0.54	0.60	<0.5	0.60
T-COD (mg l ⁻¹)	0.9	1.0	1.1	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	1.3	1.4
S-COD (mg l ⁻¹)	0.9	1.0	1.1	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	1.1	1.0
SS (mg l ⁻¹)	<1	1.0	1.0	0.5	0.5	0.8	<1	<1	<1
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.	<2	<2	<2
	98/7/29			98/8/25			98/9/16		
Sampling time	15:16	15:16	15:16	13:40	13:43	13:47	14:40	14:40	14:40
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Air temperature (°C)	26.0	n.d.	n.d.	24.0	24.0	24.0	19.5	19.5	19.5
Water temperature (°C)	22.8	18.8	12.0	20.2	19.4	10.1	19.9	19.8	15.5
Transparensy (m)	10.9			10.5			9.0		
pH	7.9	8.0	7.9	7.9	7.9	7.8	8.1	8.1	8.1
DO (mg l ⁻¹)	9.0	9.4	10.0	8.8	8.9	10.7	9.0	9.4	9.3
BOD (mg l ⁻¹)	0.33	0.31	0.46	<0.5	<0.5	<0.5	0.32	0.14	0.46
T-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.5	1.5	1.2	n.d.	n.d.	n.d.
S-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.2	1.2	1.0	n.d.	n.d.	n.d.
SS (mg l ⁻¹)	1.1	1.6	1.9	<1	<1	<1	1.5	2.0	1.9
MPN 100ml ⁻¹	n.d.	n.d.	n.d.	<2	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.
	98/10/28			98/11/13					
Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15			
Sampling time	8:15	8:20	8:25	10:05	10:10	10:15			
Weather	R	R	R	F	F	F			
Air temperature (°C)	10.0	10.0	10.0	5.0	5.0	5.0			
Water temperature (°C)	14.2	14.3	14.3	11.2	11.2	11.2			
Transparensy (m)	7.0			9.5					
pH	7.9	8.0	8.0	8.0	8.0	8.0			
DO (mg l ⁻¹)	9.2	9.3	9.3	9.7	9.9	9.8			
BOD (mg l ⁻¹)	<0.5	0.60	0.50	0.60	<0.5	<0.5			
T-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.3	1.4	1.1	1.1	1.2			
S-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	1.0	1.1			
SS (mg l ⁻¹)	1.0	1.0	1.0	n.d.	n.d.	n.d.			
MPN 100ml ⁻¹	5.0	8.0	2.0	8.0	8.0	13.0			

表3 1998年度の鉛山における環境調査結果。測定した項目についてのみ示す。Fは晴れ、Cは曇り、Rは雨、n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
	98/5/12			98/5/29			98/6/24		
Sampling time	15:00	15:05	15:10	n.d.	n.d.	n.d.	14:20	14:30	14:37
Weather	R~C	R~C	R~C	n.d.	n.d.	n.d.	F	F	F
Air temperature (°C)	12.0	12.0	12.0	n.d.	n.d.	n.d.	24.0	24.0	24.0
Water temperature (°C)	6.9	6.2	5.9	10.7	8.1	6.2	17.9	11.8	11.4
Transparensy (m)	10.0			8.8			9.0		
pH	7.8	7.8	7.8	8.0	8.0	8.0	7.9	8.0	7.9
DO (mg l ⁻¹)	12.5	12.5	12.4	11.0	12.0	13.0	10.6	10.6	10.6
BOD (mg l ⁻¹)	0.60	0.80	<0.5	0.50	0.50	0.90	0.60	0.60	0.80
T-COD (mg l ⁻¹)	0.8	0.8	0.9	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	1.3	1.4
S-COD (mg l ⁻¹)	0.8	0.8	0.9	n.d.	n.d.	n.d.	0.9	1.1	1.1
SS (mg l ⁻¹)	<1	<1	<1	0.4	0.6	0.7	1.0	<1	<1
MPN 100ml ⁻¹	<2	<2	<2	n.d.	n.d.	n.d.	<2	<2	<2
	98/7/29			98/8/25			98/9/16		
Sampling time	16:48	16:48	16:48	14:25	14:30	14:35	13:00	13:00	13:00
Weather	C	C	C	C	C	C	C	C	C
Air temperature (°C)	26.0	n.d.	n.d.	24.0	24.0	24.0	19.5	19.5	19.5
Water temperature (°C)	23.7	18.6	12.3	20.6	18.9	11.3	19.9	19.6	17.3
Transparensy (m)	13.3			11.5			12.0		
pH	8.0	8.0	7.9	7.9	7.9	7.8	8.1	8.1	8.0
DO (mg l ⁻¹)	9.0	9.3	10.0	8.2	8.7	10.4	9.2	9.1	9.4
BOD (mg l ⁻¹)	0.37	0.23	0.27	<0.5	<0.5	<0.5	0.36	0.48	0.86
T-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.3	1.5	1.4	n.d.	n.d.	n.d.
S-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.3	1.2	1.1	n.d.	n.d.	n.d.

表3 続き

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
		98/7/29	(続き)		98/8/25	(続き)		98/9/16	(続き)
SS (mg l ⁻¹)	0.9	1.3	1.7	1.0	1.0	<1	1.3	1.5	2.3
MPN 100ml ⁻¹	n.d.	n.d.	n.d.	13.0	2.0	<2	n.d.	n.d.	n.d.
		98/10/28			98/11/13				
Sampling time	9:20	9:25	9:30	10:50	10:55	11:00			
Weather	R	R	R	F	F	F			
Air temperature (°C)	10.0	10.0	10.0	4.0	4.0	4.0			
Water temperature (°C)	14.3	14.3	14.3	11.0	11.0	11.0			
Transparency (m)	7.2			9.0					
pH	7.8	7.9	7.9	8.0	8.0	8.0			
DO (mg l ⁻¹)	9.5	9.4	9.2	9.6	9.8	9.9			
BOD (mg l ⁻¹)	0.50	<0.5	<0.5	0.60	0.70	0.80			
T-COD (mg l ⁻¹)	1.3	1.3	1.5	1.2	1.2	1.2			
S-COD (mg l ⁻¹)	n.d.	n.d.	n.d.	1.0	1.1	1.0			
SS (mg l ⁻¹)	<1	<1	<1	n.d.	n.d.	n.d.			
MPN 100ml ⁻¹	4.0	<2	<2	13.0	5.0	8.0			

資料

十和田湖の光環境(1995～1999年)

三上一¹・松尾章¹・野澤直史¹・前田寿哉¹・野澤久志¹・神毅統¹・
 片野登²・加藤潤³・泰良幸男³・渡辺寿³・珍田尚俊³・高村典子⁴

¹青森県環境保健センター(〒030-8566 青森県青森市東造道1丁目1-1)、²秋田県立大学生物資源科学部生物環境科学科(〒010-0146 秋田市下新城中野字街道端西241-7)、³現秋田県環境センター八橋分室(〒010-0975 秋田市八橋字下八橋191-18)、⁴国立環境研究所(〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)

Underwater light intensity during 1998 – 1999

Hajime MIKAMI¹, Akira MATSUO¹, Naofumi NOZAWA¹, Toshiya MAEDA¹,
 Hisashi NOZAWA¹, Taketo JIN¹, Noboru KATANO², Jun KATOU³, Yukio TAIRA³,
 Hisashi WATANABE³, Naotoshi CHINDA³ and Noriko TAKAMURA⁴

¹Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, Higashitsukuri 1-1-1, Aomori 030-8566, Japan,
²Akita Prefectural University (241-7 Shimoshinjou-Nakano, Akita 010-0195, Japan and ³Akita Prefectural Institute of Environment, Shimoyabase 191-18, Yabase, Akita 010-0975, Japan, ⁴National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

本報は、1995年から1999年までの、十和田湖湖心と鉛山・和井内沿岸域の各水深における光環境の測定結果である。表1は鉛山、表2は和井内、表3は湖心である。地点は本報告書の資料集の上ら(2001, 図1)を参照されたい。

方法

光量子量は現場にて光量子計(Biospherical Inst. Inc., USA)で各水深毎に測定した。

表1 1998年度の和井内における光量子量($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)の鉛直分布。ここでkは消散係数、Dは水深(m)である。ID= I_0e^{-kD} 。補償深度は表面の1%の光が届く水深(m)である。

D (m)/	98/5/12	98/5/27	98/6/24	98/7/28	98/8/25	98/10/28
	Time 11:45	15:00	14:00	15:05	14:04	8:48
0	360	200	1000	155	430	45
1	320	135	530	39	317	34
2	240	123	1200	32	277	26
3	196	98	630	30	239	22
4	182	81	810	28	204	17
5	149	65	570	26	174	14
6	125	60	590	24	149	12
7	108	49	490	15	127	9
8	92	40	344	13	108	5
9	78	33	333	12	89	5
10	66	26	240	11	76	5
11	56	21	215	10	64	3
12	47	17	210	9	53	3
13	40	14	50	8	43	2
14	34	11	48	8	35	-
15	28	9	89	7	29	-
16	24	-	-	-	24	-
17	-	-	-	-	20	-
18	-	-	-	-	17	-
19	-	-	-	-	14	-
20	-	-	-	-	12	-
k	0.168	0.201	0.181	0.088	0.185	0.236
補償深度 (m)	27.4	22.9	25.5	52.2	24.9	19.5

表2 1998年度の鉛山における光量子量($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)の鉛直分布。ここでkは消散係数、Dは水深(m)である。ID= I_0e^{-kD} 。補償深度は表面の1%の光が届く水深(m)である。

D (m)/	98/5/12	98/5/27	98/6/24	98/7/28	98/8/25	98/10/28
	Time 15:25	15:43	14:47	15:27	14:48	9:50
0	110	200	1810	355	633	300
1	75	135	1440	68	456	160
2	68	123	1200	63	375	80
3	63	98	990	55	333	65
4	60	81	790	47	294	52
5	55	65	629	41	229	43
6	47	60	500	36	192	26
7	33	49	400	31	164	22
8	28	40	325	28	135	19
9	24	33	266	24	114	16
10	20	26	218	21	97	13
11	17	21	181	18	83	11
12	14	17	146	16	75	9
13	12	14	122	14	61	8
14	10	11	100	12	51	9
15	4	9	80	10	42	7
16	2	-	64	-	36	-
17	-	-	53	-	32	-
18	-	-	-	-	27	-
19	-	-	-	-	26	-
20	-	-	-	-	18	-
k	0.171	0.213	0.208	0.137	0.167	0.209
補償深度 (m)	26.9	21.7	22.2	33.7	27.5	22.1

表3 湖心における光量子量 ($\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{s}^{-1}$) の鉛直分布. ここでkは消散係数, Dは水深 (m) である. $I_D = I_0 e^{-kD}$. 補償深度は表面の1%の光が届く水深 (m) である.

D (m)/ Time	95/5/29 13:25	95/7/26 13:45	95/8/31 15:30	95/9/29 13:20	95/10/30 12:40	95/11/6 12:40	96/5/7 13:00	96/5/29 14:50	96/6/27 15:00	96/7/23 10:15	96/8/30 9:55	96/9/11 11:20	97/5/29 16:20	97/6/18 11:10
0	580	1800	50	800	1200	160	400	1150	1700	131	2400	1700	3200	1890
1	440	1400	43	750	1000	90	80	870	1250	69	540	1300	700	1550
2	427	1150	39	450	500	30	88	610	950	50	410	500	500	1285
3	413	900	40	360	360	19	73	460	750	39	330	370	450	1050
4	340	850	35	285	270	18	46	440	540	34	330	500	380	875
5	275	630	30	239	260	-	53	380	390	26	240	300	320	736
6	224	530	25	188	210	-	44	330	230	19	200	290	270	660
7	190	490	20	151	180	-	43	280	150	12	192	290	230	540
8	158	420	12	120	140	-	30	230	92	6	90	250	180	460
9	133	380	10	97	110	-	-	170	45	2	-	200	170	400
10	113	310	6	77	89	-	-	147	6	-	-	170	140	349
11	95	300	5	62	72	-	-	121	-	-	-	150	120	303
12	82	200	4	52	41	-	-	102	-	-	-	130	100	265
13	68	215	3	42	38	-	-	83	-	-	-	100	87	230
14	58	210	-	35	34	-	-	64	-	-	-	93	74	200
15	50	172	-	31	28	-	-	53	-	-	-	72	63	174
16	43	145	-	24	23	-	-	44	-	-	-	55	54	150
17	37	120	-	19	19	-	-	32	-	-	-	45	48	132
18	32	110	-	14	15	-	-	27	-	-	-	37	43	114
19	27	92	-	12	5	-	-	20	-	-	-	30	39	98
20	23	79	-	10	-	-	-	16	-	-	-	26	29	87
21	20	71	-	9	-	-	-	12	-	-	-	21	26	75
22	17	62	-	7	-	-	-	8	-	-	-	17	23	65
23	15	56	-	6	-	-	-	6	-	-	-	15	21	57
24	13	49	-	5	-	-	-	4	-	-	-	12	17	50
25	11	44	-	5	-	-	-	1	-	-	-	11	11	44
26	10	38	-	4	-	-	-	-	-	-	-	10	10	38
27	9	32	-	4	-	-	-	-	-	-	-	9	-	38
28	7	28	-	3	-	-	-	-	-	-	-	7	-	29
29	6	25	-	3	-	-	-	-	-	-	-	6	-	28
30	6	22	-	3	-	-	-	-	-	-	-	6	-	26
k	0.159	0.135	0.174	0.210	0.224	0.544	0.177	0.204	0.283	0.287	0.179	0.179	0.154	0.137
補償深度 (m)	28.9	34.1	26.4	21.9	20.5	8.5	26.0	22.6	16.3	16.1	25.7	25.7	29.9	33.6

表3 続き

D (m)/ Time	97/7/16 14:50	97/8/27 13:50	97/9/11 10:00	98/4/28 12:57	98/5/14 12:00	98/5/27 14:20	98/6/25 11:23	98/7/28 14:30	98/8/26 11:07	98/10/27 14:57	99/6/23 14:25	99/8/25 14:40	99/10/21 11:25
0	25	450	370	1750	800	92	610	94	149	700	440	443	596
1	16	280	250	1240	540	-	420	34	115	430	290	276	344
2	22	260	250	252	525	-	394	28	103	380	268	226	335
3	20	250	250	269	475	-	384	26	94	270	232	203	300
4	20	240	240	292	420	-	356	23	79	200	205	176	250
5	17	220	220	370	356	70	300	21	70	160	182	153	203
6	15	190	190	450	304	-	250	19	60	120	142	132	155
7	13	170	170	400	259	-	212	17	51	100	130	114	121
8	11	140	150	340	210	-	173	15	43	58	116	93	95
9	10	130	130	284	183	-	145	14	37	49	101	80	70
10	9	140	110	240	154	33	118	12	31	39	80	67	59
11	8	116	92	203	132	-	80	11	26	32	68	55	49
12	7	130	79	168	111	-	63	10	22	26	57	46	39
13	6	150	66	140	93	-	53	9	19	22	48	39	32
14	5	134	55	126	80	-	42	8	15	18	41	33	27
15	5	120	45	105	68	14	31	7	13	15	35	27	22
16	4	100	38	87	57	-	27	6	11	10	30	23	18
17	3	84	33	72	49	-	18	6	9	9	23	19	17
18	3	70	25	59	40	-	13	5	8	7	20	16	12
19	3	60	20	51	34	-	10	5	7	6	17	13	10
20	2	53	16	43	30	5	-	5	6	5	14	11	9
21	2	30	13	-	-	-	-	4	5	-	12	9	-
22	2	16	11	-	-	-	-	3	4	-	11	7	-
23	1	16	9	-	-	-	-	3	4	-	9	6	-
24	1	26	8	-	-	-	-	3	3	-	8	5	-
25	1	13	6	-	-	2	-	3	3	-	7	4	-
26	1	10	-	-	-	-	-	3	2	-	6	4	-
27	1	14	-	-	-	-	-	3	2	-	5	3	-
28	1	13	-	-	-	-	-	3	1	-	4	3	-
29	-	11	-	-	-	-	-	3	1	-	4	2	-
30	-	10	-	-	-	1	-	3	1	-	-	2	-
k	0.139	0.157	0.193	0.171	0.166	0.187	0.183	0.108	0.168	0.288	0.164	0.175	0.216
補償深度 (m)	33.2	29.3	23.9	27.0	27.7	24.6	25.1	42.8	27.5	16.0	28.1	26.3	21.3

資料

十和田湖における水質測定データ(1998～1999年)

高村典子¹・三上一²

国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)、青森県環境保健センター (〒030-8566 青森県青森市東造道1丁目1-1)

Water quality in Lake Towada during 1998 - 1999

Noriko TAKAMURA¹ and Hajime MIKAMI²

¹National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan and

²Aomori Prefectural Institute of Public Health and Environment, Higashitsukuri 1-1-1, Aomori 030-8566, Japan

本報は、1998年から1999年までの、十和田湖湖心と沿岸域(和井内と鉛山)における水質測定結果である。表1は湖心、表2は和井内、表3は鉛山である。地点は本報告書の資料集の三上ら(2001, 図1)を参照されたい。

方法

層別採水はバンドン採水器で行った。栄養塩類の測定は、GF/Fフィルターで濾過した湖水をオートアナライザー(AACS II, ブラン・ルーベ(株), ドイツ)を用いて測定した。PO₄-Pはモリブデン青法、NO₂-Nはナフチルエチレンジアミン法、NO₃-Nはカドミウムカラムで還元した後NO₂-Nとしてナフチルエチレンジアミン法、及びNH₄-Nはインドフェノール法にて測定した(Clesceri *et al.* 1998)。

POC/PON(粒子状炭素・窒素)量の測定用に、バンドン採水器で採水した試料を重量測定済みのGF/Fフィルター上に濾過した。40℃で一日乾燥させ乾燥重量(mg)を測定した後、このGF/Fフィルターを石英フィルター(Whatman QM-A)で包んだ。十分に焼き室温に戻した石英ボードに石英フィルターで包まれたGF/Fフィルターを乗せ、元素分析装置(ヤナコ CHN corder MT-5)にて分析した。燃焼炉950℃、酸化炉850℃、還元炉550℃に保ち、ヘリウムガス流量は180ml min⁻¹、助燃

ガス(酸素)流量20ml min⁻¹下で行った。スタンダードとしてP-nitroanilineを用いて検量線を作成した。

POP(粒子状有機リン)量の測定用に、バンドン採水器で採水した水100mlをヌクレオポアフィルター(ポアサイズ0.2μm)上に濾過して集めた。予めミリQで洗浄してある50ml容ボトル内に、上記ヌクレオポアフィルターとミリQ 25mlを入れた。これに分解試薬(4%過硫酸カリウム溶液)5mlを加えた後、オートクレーブ(121℃、40分)にかけて分解した。分解溶液が室温に下がった後、ブランルーベ社AACS IIにてリン濃度を測定した。ただし、表中の*印は青森県環境保健センターが担当し、基本的に同じ操作で行ったが、手分析によった。

引用文献

Clesceri L. S., Greenberg A. E. and Eaton A. D. (Ed.)(1998) *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. American Public Health Association, Washington.

表1 1998-99年の湖心における水質調査結果。99/11/10は滝ノ沢で採水した。" <" は測定精度以下の値を、n.d.はno dataを、*は青森県が測定した結果を示す。単位は全てmg l⁻¹である。

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/4/28											
TN	0.149	0.105	0.139	0.091	0.115	0.113	0.110	n.d.	0.169	0.108	0.106
DTN	0.104	0.089	0.105	0.119	0.080	0.115	0.109	n.d.	0.138	0.113	0.114
NH ₄ -N	0.004	0.009	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	n.d.	0.005	0.005	0.005
NO ₃ -N	0.013	0.014	0.012	0.012	0.013	0.015	0.015	n.d.	0.018	0.019	0.024
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	n.d.	0.003	0.002	0.005
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	n.d.	0.002	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.142	0.243	0.264	0.231	0.191	0.180	0.163	n.d.	0.126	0.146	0.172
PON	0.018	0.029	0.038	0.031	0.028	0.026	0.027	n.d.	0.019	0.022	0.024
POP	0.002	0.003	0.003	0.004	0.003	0.003	0.003	n.d.	0.003	0.003	0.003
98/5/14											
TN	0.226	0.074	0.120	0.134	0.064	0.098	0.068	n.d.	0.058	0.088	0.078
DTN	0.064	0.040	0.080	0.096	0.038	0.058	0.047	n.d.	0.068	0.066	0.053
NH ₄ -N	0.011	0.011	0.005	0.008	0.005	0.006	0.006	n.d.	0.007	0.009	0.008
NO ₃ -N	0.010	0.011	0.011	0.012	0.011	0.012	0.012	n.d.	0.014	0.019	0.022
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.003	0.004	0.006	0.006	0.004	0.004	0.004	n.d.	0.004	0.004	0.004
DTP	0.002	0.002	0.002	0.003	0.001	0.002	0.002	n.d.	0.001	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	0.001	0.002	0.001	<0.001	0.001	n.d.	0.001	0.001	0.001
POC	0.154	0.164	0.280	0.356	0.171	0.278	0.180	n.d.	0.180	0.178	0.153
PON	0.021	0.022	0.034	0.042	0.022	0.033	0.024	n.d.	0.023	0.022	0.024
POP	0.004	0.003	0.003	0.004	0.003	0.004	0.004	n.d.	0.003	0.004	0.002
98/5/28											
TN	0.063	0.081	0.099	0.104	0.164	0.091	0.091	n.d.	0.087	0.078	0.129
DTN	0.076	0.098	0.068	0.098	0.077	0.057	0.074	n.d.	0.070	0.076	0.082
NH ₄ -N	0.014	0.021	0.005	0.019	0.008	0.007	0.010	n.d.	0.010	0.015	0.020
NO ₃ -N	0.002	0.007	0.001	0.002	<0.001	0.003	0.004	n.d.	0.008	0.020	0.023
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.003	0.004	0.006	0.006	0.007	0.004	0.004	n.d.	0.004	0.003	0.003
DTP	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	n.d.	0.002	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.108	0.184	0.215	0.246	0.216	0.145	0.130	n.d.	0.141	0.094	0.098
PON	0.012	0.023	0.029	0.034	0.030	0.019	0.018	n.d.	0.020	0.012	0.013
POP	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	n.d.	0.002	0.002	0.003
98/6/25											
TN	0.038	0.042	0.033	0.024	0.037	0.032	0.029	0.032	0.040	0.076	0.043
DTN	0.044	0.037	0.019	0.029	0.017	0.024	0.032	0.033	0.057	0.047	0.047
NH ₄ -N	0.008	0.003	0.004	0.004	0.003	0.009	0.014	0.015	0.017	0.019	0.019
NO ₃ -N	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.005	0.008	0.010	0.012	0.023	0.028
NO ₂ -N	0.001	0.002	0.001	<0.001	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.003	0.002
TP	0.003	0.004	0.004	0.004	0.005	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
DTP	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.002
POC	0.182	0.220	0.219	0.199	0.243	0.110	0.099	0.094	0.074	0.079	0.079
PON	0.026	0.028	0.032	0.027	0.034	0.015	0.014	0.011	0.008	0.009	0.010
POP	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
98/7/29											
TN	0.082	0.350	0.142	0.132	0.164	0.134	0.160	0.143	0.147	0.133	0.143
DTN	0.071	0.085	0.091	0.078	0.082	0.082	0.108	0.091	0.113	0.104	0.110
NH ₄ -N	0.005	0.007	0.011	0.007	0.005	0.007	0.020	0.017	0.018	0.016	0.016
NO ₃ -N	0.005	0.004	0.006	0.004	0.003	0.006	0.009	0.013	0.020	0.031	0.035
NO ₂ -N	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.001	0.002
TP	0.002	0.003	0.003	0.004	0.009	0.004	0.003	0.003	0.004	0.004	0.004
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.003	0.003	0.003
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.088	0.148	0.170	0.150	0.130	0.149	0.179	0.074	0.069	0.060	0.091
PON	0.011	0.018	0.021	0.021	0.018	0.016	0.016	0.007	0.006	0.004	0.005
POP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001

表1 続き (1)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/8/26											
TN	0.077	0.070	0.091	0.093	0.075	0.092	0.097	0.121	0.101	0.113	0.147
DTN	0.065	0.068	0.077	0.062	0.057	0.066	0.091	0.096	0.113	0.124	0.159
NH ₄ -N	0.003	<0.001	0.003	<0.001	0.002	0.003	0.011	0.010	0.004	0.001	0.004
NO ₃ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.009	0.012	0.015	0.038	0.069
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.008	0.015	0.016	0.011
TP	0.002	0.002	0.003	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.002	0.003	0.007
DTP	0.004	0.001	0.001	0.001	<0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.003	0.007
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.005
POC	0.199	0.188	0.213	0.224	0.151	0.160	0.123	0.107	0.078	0.086	0.149
PON	0.022	0.020	0.022	0.024	0.022	0.024	0.017	0.016	0.009	0.009	0.017
POP	0.001	0.001	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001	<0.001	<0.001	0.003
98/9/16											
TN	0.048	0.051	0.053	0.044	0.082	0.066	0.065	0.070	0.072	0.097	0.108
DTN	0.052	0.065	0.139	0.064	0.072	0.058	0.062	0.069	0.068	0.094	0.102
NH ₄ -N	0.005	0.012	0.025	0.014	0.004	0.007	0.004	0.003	0.002	0.002	0.003
NO ₃ -N	0.002	0.005	0.032	0.003	<0.001	0.005	0.026	0.032	0.037	0.066	0.076
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	0.004	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.006	0.007
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.006	0.006
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.004	0.006
POC	0.103	0.159	0.164	0.171	0.111	0.120	0.082	0.184	0.080	0.083	0.088
PON	0.010	0.016	0.017	0.018	0.015	0.013	0.009	0.014	0.008	0.009	0.008
POP	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.002	<0.001	0.001	0.001	0.002
98/10/27											
TN	0.059	0.093	0.072	0.084	0.106	0.056	0.079	0.074	0.081	0.111	0.129
DTN	0.050	0.069	0.049	0.053	0.085	0.050	0.075	0.069	0.079	0.114	0.121
NH ₄ -N	0.007	0.009	0.007	0.008	0.008	0.004	0.004	0.004	0.003	0.002	0.001
NO ₃ -N	0.004	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.011	0.027	0.034	0.036	0.063	0.087
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.003	0.006	0.006	0.001
TP	0.003	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003	0.003	0.003	0.004	0.007	0.010
DTP	0.004	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.006	0.008
PO ₄ -P	0.003	<0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.006	0.008	0.011
POC	0.131	0.182	0.168	0.204	0.170	0.092	0.075	0.094	0.071	0.094	0.128
PON	0.020	0.026	0.026	0.027	0.026	0.012	0.008	0.011	0.008	0.009	0.014
POP	0.002	0.002	0.002	0.002	<0.001	0.002	0.001	0.001	0.002	0.003	0.004
99/5/11											
TN	0.075	0.073	0.089	0.074	0.082	0.073	n.d.	0.071	n.d.	n.d.	0.079
DTN	0.055	0.060	0.065	0.055	0.052	0.052	n.d.	0.055	n.d.	n.d.	0.065
NH ₄ -N	0.010	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	n.d.	0.008	n.d.	n.d.	0.010
NO ₃ -N	0.022	0.017	0.017	0.017	0.017	0.018	n.d.	0.019	n.d.	n.d.	0.020
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
TP	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	n.d.	0.005	n.d.	n.d.	0.005
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	n.d.	0.002	n.d.	n.d.	0.002
PO ₄ -P	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	0.002	n.d.	0.001	n.d.	n.d.	0.001
POC	0.157	0.161	0.202	0.194	0.187	0.170	n.d.	0.143	n.d.	n.d.	0.151
PON	0.024	0.025	0.032	0.029	0.029	0.027	n.d.	0.022	n.d.	n.d.	0.021
POP (mg l ⁻¹)	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	0.003
99/5/26											
TN	0.048	0.062	0.084	0.086	0.156	0.096	n.d.	0.097	n.d.	n.d.	0.101
DTN	0.038	0.049	0.053	0.050	0.116	0.068	n.d.	0.060	n.d.	n.d.	0.065
NH ₄ -N	0.009	0.006	0.008	0.005	0.021	0.014	n.d.	0.013	n.d.	n.d.	0.020
NO ₃ -N	0.016	0.016	0.018	0.018	0.018	0.019	n.d.	0.020	n.d.	n.d.	0.024
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
TP	0.004	0.006	0.006	0.005	0.007	0.005	n.d.	0.004	n.d.	n.d.	0.004
DTP	0.002	0.001	<0.001	0.002	0.002	0.002	n.d.	0.001	n.d.	n.d.	0.001
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
POC	0.123	0.179	0.190	0.176	0.332	0.195	n.d.	0.166	n.d.	n.d.	0.141
PON	0.019	0.027	0.032	0.030	0.061	0.036	n.d.	0.033	n.d.	n.d.	0.030
POP	0.005	0.005	0.005	0.006	0.006	0.004	n.d.	0.005	n.d.	n.d.	0.005

表1 続き (2)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
99/6/23											
TN	0.077	0.105	0.099	0.091	0.104	0.114	n.d.	0.099	n.d.	n.d.	0.104
DTN	0.037	0.065	0.072	0.054	0.052	0.070	n.d.	0.079	n.d.	n.d.	0.087
NH ₄ -N	0.004	0.004	0.005	0.004	0.005	0.008	n.d.	0.017	n.d.	n.d.	0.017
NO ₃ -N	0.015	0.015	0.014	0.011	0.011	0.014	n.d.	0.018	n.d.	n.d.	0.029
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
TP	0.004	0.004	0.005	0.006	0.006	0.008	n.d.	0.005	n.d.	n.d.	0.005
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.004	n.d.	0.002	n.d.	n.d.	0.003
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	0.001
POC	0.007	0.198	0.278	0.217	0.253	0.350	n.d.	0.180	n.d.	n.d.	0.135
PON	0.002	0.024	0.029	0.029	0.030	0.047	n.d.	0.021	n.d.	n.d.	0.014
POP*	<0.003	<0.003	<0.003	0.003	0.003	0.005	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	<0.003
99/7/5											
TN	0.117	0.160	0.131	0.107	0.099	0.094	n.d.	0.165	n.d.	n.d.	0.097
DTN	0.079	0.095	0.067	0.066	0.066	0.064	n.d.	0.127	n.d.	n.d.	0.091
NH ₄ -N	0.009	0.015	0.006	0.008	0.010	0.011	n.d.	0.022	n.d.	n.d.	0.017
NO ₃ -N	0.005	0.003	<0.001	<0.001	0.006	0.010	n.d.	0.020	n.d.	n.d.	0.030
NO ₂ -N	0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	0.001
TP	0.004	0.006	0.007	0.006	0.005	0.005	n.d.	0.004	n.d.	n.d.	0.004
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	n.d.	0.001	n.d.	n.d.	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
POC	0.191	0.273	0.253	0.313	0.280	0.245	n.d.	0.304	n.d.	n.d.	0.147
PON	0.028	0.042	0.042	0.047	0.043	0.034	n.d.	0.046	n.d.	n.d.	0.014
POP (mg l ⁻¹)	0.003	0.006	0.006	0.005	0.005	0.004	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	0.002
99/8/25											
TN	0.072	0.071	0.066	0.133	0.079	0.065	n.d.	0.084	n.d.	n.d.	0.128
DTN	0.067	0.037	0.052	0.046	0.063	0.054	n.d.	0.077	n.d.	n.d.	0.119
NH ₄ -N	0.004	<0.001	0.003	0.001	0.002	0.005	n.d.	0.016	n.d.	n.d.	0.011
NO ₃ -N	0.005	0.004	0.004	0.002	<0.001	0.003	n.d.	0.019	n.d.	n.d.	0.066
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	0.002
TP	0.004	0.004	0.004	0.007	0.006	0.006	n.d.	0.004	n.d.	n.d.	0.010
DTP	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003	0.004	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	0.009
PO ₄ -P	0.001	0.001	0.001	0.002	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	0.006
POC	0.153	0.181	0.255	0.249	0.233	0.158	n.d.	0.098	n.d.	n.d.	0.130
PON	0.025	0.025	0.043	0.045	0.043	0.028	n.d.	0.016	n.d.	n.d.	0.021
POP (mg l ⁻¹)	<0.003	<0.003	<0.003	0.004	0.003	0.003	n.d.	<0.003	n.d.	n.d.	0.003
99/9/6											
TN	0.041	0.080	0.075	0.110	0.077	0.090	n.d.	0.105	n.d.	n.d.	0.091
DTN	0.037	0.058	0.044	0.065	0.049	0.065	n.d.	0.089	n.d.	n.d.	0.083
NH ₄ -N	0.010	0.009	0.013	0.025	0.018	0.010	n.d.	0.012	n.d.	n.d.	0.002
NO ₃ -N	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	0.009	n.d.	0.020	n.d.	n.d.	0.048
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	0.010	n.d.	n.d.	0.009
TP	0.004	0.005	0.005	0.007	0.006	0.005	n.d.	0.004	n.d.	n.d.	0.005
DTP	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.002	n.d.	0.002	n.d.	n.d.	0.004
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	0.002
POC	0.118	0.570	0.321	0.563	0.343	0.316	n.d.	0.183	n.d.	n.d.	0.136
PON	0.019	0.035	0.031	0.048	0.032	0.031	n.d.	0.022	n.d.	n.d.	0.016
POP*	<0.003	<0.003	<0.003	0.003	0.003	0.005	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	<0.003
99/10/20											
TN	0.070	0.088	0.097	0.096	0.106	0.059	n.d.	0.087	n.d.	n.d.	0.128
DTN	0.042	0.045	0.057	0.048	0.054	0.045	n.d.	0.078	n.d.	n.d.	0.116
NH ₄ -N	<0.001	0.001	0.001	<0.001	<0.001	0.002	n.d.	0.006	n.d.	n.d.	0.004
NO ₃ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.003	0.002	n.d.	0.046	n.d.	n.d.	0.080
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	<0.001	n.d.	n.d.	<0.001
TP	0.005	0.005	0.007	0.006	0.006	0.005	n.d.	0.004	n.d.	n.d.	0.011
DTP	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	n.d.	0.003	n.d.	n.d.	0.008
PO ₄ -P	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	0.002	n.d.	n.d.	0.006
POC	0.239	0.253	0.283	0.255	0.280	0.130	n.d.	0.076	n.d.	n.d.	0.089
PON	0.044	0.042	0.058	0.049	0.063	0.024	n.d.	0.013	n.d.	n.d.	0.017
POP*	0.003	0.004	0.007	0.009	0.004	0.003	n.d.	<0.003	n.d.	n.d.	0.003

表1 続き (3)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
	99/11/10										
TN	0.080	0.092	0.088	0.136	0.075	0.067	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DTN	0.052	0.050	0.044	0.045	0.052	0.067	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NH ₄ -N	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NO ₃ -N	<0.001	0.003	<0.001	<0.001	<0.001	0.017	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
NO ₂ -N	<0.001	0.011	<0.001	<0.001	<0.001	0.047	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
TP	0.004	0.006	0.005	0.004	0.005	0.005	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
DTP	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
POC	0.190	0.251	0.197	0.209	0.196	0.103	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
PON	0.034	0.043	0.034	0.037	0.036	0.019	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
POP*	0.004	0.006	<0.001	<0.003	0.006	0.007	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

表2 1998年の和井内における水質調査結果。" <" は測定精度以下の値を、n.d.はno dataを示す。単位は全てmg l⁻¹である。

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
	98/5/12			98/5/29			98/6/24		
TN	0.064	0.058	0.075	0.079	0.067	0.082	0.027	0.031	0.033
DTN	0.045	0.046	0.074	0.045	0.060	0.063	0.057	0.054	0.051
NH ₄ -N	0.004	0.004	0.004	0.004	0.005	0.004	0.006	0.006	0.004
NO ₃ -N	0.008	0.009	0.009	0.001	<0.001	<0.001	0.007	0.003	<0.001
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.001	0.002
TP	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.005	0.002	0.003	0.004
DTP	0.002	0.002	0.003	0.002	0.001	0.003	0.001	0.002	0.004
PO ₄ -P	0.001	<0.001	<0.001	n.d.	n.d.	n.d.	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.135	0.233	0.301	0.126	0.135	0.230	0.147	0.214	0.212
PON	0.019	0.032	0.040	0.016	0.016	0.032	0.018	0.027	0.026
POP	0.003	0.004	0.004	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.004
	98/7/29			98/8/25			98/9/16		
TN	0.119	0.094	0.114	0.081	0.098	0.089	0.043	0.060	0.050
DTN	0.115	0.071	0.094	0.070	0.080	0.066	0.033	0.044	0.038
NH ₄ -N	0.013	0.010	0.014	0.002	0.003	0.006	0.004	0.005	0.004
NO ₃ -N	0.008	0.005	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.004	0.003	0.004	0.003	0.003	0.005	0.004	0.004	0.003
DTP	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.109	0.197	0.166	0.181	0.204	0.146	0.113	0.171	0.183
PON	0.014	0.022	0.024	0.019	0.023	0.020	0.011	0.019	0.022
POP	0.002	0.001	0.002	0.001	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002
	98/10/28			98/11/13					
TN	0.058	0.064	0.061	0.041	0.046	0.049			
DTN	0.036	0.043	0.034	0.028	0.029	0.030			
NH ₄ -N	0.003	0.002	0.002	<0.001	<0.001	0.001			
NO ₃ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001			
NO ₂ -N	<0.001	0.001	0.002	<0.001	<0.001	0.002			
TP	0.003	0.004	0.004	0.004	0.004	0.003			
DTP	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002	0.001			
PO ₄ -P	<0.001	0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001			
POC	0.180	0.231	0.214	0.116	0.143	0.165			
PON	0.027	0.030	0.029	0.019	0.021	0.025			
POP	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.003			

表3 1998年の鉛山における水質調査結果。" <" は測定精度以下の値を、n.d.はno dataを示す。単位は全てmg l⁻¹である。

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
	98/5/12			98/5/29			98/6/24		
TN	0.087	0.124	0.121	0.052	0.087	0.101	0.055	0.032	n.d.
DTN	0.065	0.070	0.101	0.047	0.052	0.069	0.039	0.017	0.021
NH ₄ -N	0.005	0.005	0.007	0.004	0.003	0.005	0.005	0.005	0.003

表3 続き

Depth (m)	98/5/12 (続き)			98/5/29 (続き)			98/6/24 (続き)		
	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
NO ₃ -N	0.013	0.008	0.011	0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001
NO ₂ -N	<0.001	0.001	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.003	0.003
TP	0.004	0.004	0.005	0.004	0.004	0.005	n.d.	0.003	0.004
DTP	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.001	0.001
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.145	0.178	0.189	0.128	0.155	0.203	0.140	0.310	0.238
PON	0.022	0.026	0.027	0.013	0.020	0.027	0.017	0.033	0.029
POP	0.003	0.003	0.003	0.001	0.002	0.004	0.001	0.002	0.002
	98/7/29			98/8/25			98/9/16		
TN	0.106	0.145	0.113	0.091	0.106	0.093	0.042	0.040	0.065
DTN	0.075	0.085	0.091	0.071	0.073	0.067	0.033	0.033	0.050
NH ₄ -N	0.008	0.009	0.013	0.002	0.004	0.007	0.001	0.004	0.002
NO ₃ -N	0.005	0.003	0.002	<0.001	<0.001	0.001	<0.001	<0.001	<0.001
NO ₂ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
TP	0.004	0.003	0.004	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004
DTP	0.002	0.002	0.002	0.001	<0.001	<0.001	0.002	0.002	0.002
PO ₄ -P	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001
POC	0.104	0.160	0.183	0.162	0.245	0.166	0.103	0.137	0.222
PON	0.013	0.022	0.024	0.018	0.024	0.020	0.010	0.014	0.023
POP	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002
	98/10/28			98/11/13					
TN	0.054	0.077	0.063	0.025	0.038	0.037			
DTN	0.039	0.033	0.033	0.025	0.038	0.037			
NH ₄ -N	0.003	0.002	0.002	<0.001	<0.001	<0.001			
NO ₃ -N	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001			
NO ₂ -N	<0.001	0.002	<0.001	0.002	0.002	0.001			
TP	0.004	0.005	0.005	0.004	0.005	0.005			
DTP	0.002	0.001	0.001	0.001	0.003	0.002			
PO ₄ -P	<0.001	0.002	<0.001	<0.001	<0.001	<0.001			
POC	0.162	0.194	0.181	0.112	0.141	0.132			
PON	0.025	0.029	0.026	0.017	0.021	0.020			
POP	0.002	0.002	0.003	0.005	0.003	0.003			

資料

十和田湖における無機態炭素量(1995～1999年)

高村典子¹・中川恵²

¹ 国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川 16-2)、

² (株) 環境研究センター (〒305-0857 茨城県つくば市羽成 3-1)

Inorganic carbon concentrations from 1995 - 1999

Noriko TAKAMURA¹ and Megumi NAKAGAWA²

¹National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan and ²Environmental Research Center Co.Ltd., 3-1 Hanare, Tsukuba 305-0857, Japan

本報は、1995年から1999年までの、十和田湖湖心と沿岸域(和井内と鉛山)における環境測定結果である。表1は和井内、表2は鉛山、表3は湖心である。地点は本報告書の資料集の三上ら(2001, 図1)を参照されたい。

方法

層別採水はバンドン採水器で行った。IC(無機炭素)の測定は、GF/Fフィルターで濾過した湖水をオートアナライザー(Shimadzu TOC-5000A、東京)を用いて測定した。スタンダードに10 mg l⁻¹または20 mg l⁻¹フタル酸水素カリウム溶液を使用した。

表1 1996-98年度の和井内におけるIC濃度 (mg l⁻¹). n.d.はno dataを示す.

Depth (m)	0	5	7.5	10	15
96/6/12	11.33	11.22	n.d.	11.41	n.d.
97/6/17	11.06	11.08	n.d.	11.21	11.24
97/6/17	11.20	11.34	n.d.	11.40	11.38
97/7/16	11.10	11.06	n.d.	11.07	11.22
97/8/28	11.21	11.06	n.d.	11.11	11.67
97/9/10	10.65	10.61	n.d.	10.68	11.29
97/10/29	10.93	10.86	n.d.	10.94	10.87
98/5/13	10.51	n.d.	10.87	n.d.	10.90
98/5/28	11.06	n.d.	11.07	n.d.	11.04
98/6/25	10.59	n.d.	10.55	n.d.	10.54
98/7/29	10.87	n.d.	10.62	n.d.	10.61
98/8/25	10.04	n.d.	10.12	n.d.	10.71
98/9/16	10.57	n.d.	10.56	n.d.	10.63
98/11/4	11.05	n.d.	10.94	n.d.	10.96
98/11/16	10.91	n.d.	10.86	n.d.	10.90

表2 1996-98年度の鉛山におけるIC濃度 (mg l⁻¹). n.d.はno dataを示す.

Depth (m)	0	4	7.5	8	15
96/6/12	11.33	11.36	n.d.	11.45	n.d.
98/5/28	11.10	n.d.	11.07	n.d.	11.24
98/6/25	10.55	n.d.	10.55	n.d.	10.51
98/7/29	11.36	n.d.	10.50	n.d.	10.57
98/8/25	10.23	n.d.	10.18	n.d.	10.53
98/9/16	10.57	n.d.	10.57	n.d.	10.78
98/11/4	11.14	n.d.	10.94	n.d.	11.11
98/11/16	10.86	n.d.	10.88	n.d.	10.88

表3 1995-99年度の湖心におけるIC濃度 (mg l⁻¹)・n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	2	5	10	15	20	25	30	40	50	60	70	80	85	90	100
95/7/26	10.37	n.d.	10.46	10.73	10.65	10.69	n.d.	n.d.	n.d.	10.65	n.d.	10.76	n.d.	n.d.	n.d.	11.58
95/8/31	9.90	n.d.	10.00	10.00	10.60	10.80	n.d.	n.d.	n.d.	11.00	n.d.	11.20	n.d.	n.d.	n.d.	13.60
95/9/19	10.18	10.18	10.14	10.22	10.72	10.98	11.23	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
95/9/29	10.68	n.d.	10.57	10.56	10.50	11.19	n.d.	n.d.	n.d.	11.61	n.d.	11.68	n.d.	n.d.	n.d.	12.42
95/10/17	10.43	n.d.	10.34	10.38	10.46	10.61	n.d.	n.d.	n.d.	11.23	n.d.	11.38	n.d.	n.d.	n.d.	13.50
95/11/6	10.34	n.d.	10.37	10.35	10.47	10.36	n.d.	n.d.	n.d.	11.28	n.d.	11.39	n.d.	n.d.	n.d.	13.90
96/5/7	11.05	n.d.	11.09	11.17	11.16	11.16	n.d.	n.d.	n.d.	11.09	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11.09
96/5/29	11.50	n.d.	11.48	11.54	11.55	11.48	n.d.	n.d.	n.d.	11.49	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11.87
96/6/27	11.02	n.d.	11.12	11.20	11.30	11.41	n.d.	n.d.	n.d.	11.56	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
96/8/30	11.02	n.d.	11.04	11.07	11.38	11.57	n.d.	n.d.	n.d.	11.91	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12.38
96/9/11	10.80	n.d.	10.86	10.85	11.34	11.68	n.d.	11.97	n.d.	13.00	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
96/10/16	10.84	n.d.	10.83	10.86	11.06	11.45	n.d.	n.d.	n.d.	11.43	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12.65
97/5/30	11.20	n.d.	11.09	11.07	11.11	11.16	n.d.	n.d.	n.d.	11.23	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11.37
97/6/17	11.33	n.d.	11.38	11.40	11.47	11.62	11.68	n.d.	n.d.	11.70	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12.27
97/7/15	10.87	n.d.	11.00	11.03	11.36	11.44	n.d.	n.d.	n.d.	11.66	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12.32
97/8/27	11.14	n.d.	11.27	11.26	11.54	11.71	n.d.	n.d.	n.d.	12.17	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	12.99
97/9/11	10.74	n.d.	10.83	10.78	11.31	11.43	n.d.	n.d.	n.d.	11.97	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	13.29
97/10/29	10.94	n.d.	10.96	10.95	10.95	11.45	n.d.	n.d.	n.d.	11.80	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	13.35
98/4/28	11.27	n.d.	11.29	11.54	11.33	11.35	n.d.	11.37	11.34	n.d.	11.50	n.d.	11.49	n.d.	n.d.	11.75
98/5/13	10.81	n.d.	10.95	10.84	10.84	n.d.	n.d.	10.88	10.85	n.d.	10.91	n.d.	11.00	n.d.	n.d.	11.10
98/5/28	11.09	n.d.	11.10	11.13	11.20	11.14	n.d.	11.24	11.32	n.d.	11.31	n.d.	11.59	n.d.	n.d.	11.80
98/6/25	10.61	n.d.	10.65	10.55	10.59	10.66	n.d.	10.85	10.94	10.94	11.04	n.d.	11.27	n.d.	0.76	n.d.
98/7/29	14.30	n.d.	10.23	10.37	10.38	10.58	10.62	11.06	10.81	11.12	11.32	n.d.	11.37	n.d.	n.d.	11.11
98/8/25	10.28	n.d.	10.21	10.12	10.37	10.61	n.d.	10.79	10.97	11.07	11.01	n.d.	11.60	12.09	n.d.	n.d.
98/9/16	10.77	n.d.	10.56	10.60	10.88	11.31	11.43	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
98/11/4	n.d.	n.d.	11.03	11.04	10.93	11.08	n.d.	11.98	12.05	12.21	12.45	n.d.	13.14	n.d.	n.d.	13.82
99/5/11	12.05	n.d.	12.00	12.03	11.99	12.03	12.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/5/11	12.05	n.d.	12.00	12.03	11.99	12.03	12.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/5/26	11.72	n.d.	11.72	11.78	11.73	11.77	n.d.	11.83	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/6/23	11.76	n.d.	11.92	11.79	11.84	11.71	12.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/7/5	11.73	n.d.	11.74	11.77	11.75	12.05	n.d.	12.15	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/8/25	11.60	n.d.	11.61	11.73	12.13	12.20	12.22	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/9/6	11.10	n.d.	11.20	11.06	11.54	11.73	n.d.	12.13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
99/10/20	11.55	n.d.	11.54	11.62	11.58	11.61	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

資料

十和田湖における珪素量 (1998 ~ 1999 年)

高村典子・西川雅高

国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)

Si concentrations during 1998 - 1999

Noriko TAKAMURA and Masataka NISHIKAWA

National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

本報は、1998年から1999年までの、十和田湖湖心と沿岸域(鉛山と和井内)の各水深における珪素(Si)濃度の測定結果である。表1は湖心、表2は鉛山、表3は和井内である。地点は本報告書の三上ら(2001, 図1)を参照されたい。

よりSi濃度を測定した。分析装置はThermo Jarrell-Ash社Trace 61Eを使用した。RF powerは1.15KW、キャリアーガスはアルゴンを使用、補助用に0.5 l min⁻¹を流した。1998年度はネプライザーのガス圧は24psi、吸引量は2.4ml min⁻¹、1999年度は21psi、2.1ml min⁻¹、両年とも積分時間を5秒に設定した。スタンダードに10mg l⁻¹硝酸溶液を使用した。単位はmg l⁻¹で示した。

方法

採水はバンドン採水器で行った。湖水はGF/Fフィルターで濾過し、濾液をプラズマ発光分析に

表1 1998-99年度の湖心におけるSi(珪素)濃度(mg l⁻¹)。99/11/10は滝ノ沢で採水した。n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/4/28	9.97	9.89	9.94	9.87	10.10	9.90	9.86	n.d.	9.83	9.91	10.00
98/5/14	9.96	9.96	9.93	9.90	9.85	9.96	9.84	n.d.	9.98	9.96	10.10
98/5/28	9.67	9.71	9.71	9.73	9.66	9.82	9.77	n.d.	9.89	10.00	10.07
98/6/25	9.75	9.63	9.64	9.55	9.72	9.81	9.87	9.89	9.87	9.96	10.09
98/7/29	9.57	9.59	9.62	9.67	9.68	9.72	9.85	9.89	9.94	10.09	10.09
98/8/26	9.36	9.29	9.43	9.65	9.75	9.79	9.86	9.89	9.87	10.08	10.54
98/9/16	9.56	9.42	9.46	9.66	9.96	9.91	10.06	10.14	10.12	10.42	10.52
98/10/27	9.64	9.86	9.73	9.88	9.81	10.09	9.92	10.01	10.12	10.53	10.74
99/5/11	9.83	9.78	9.77	9.74	9.69	9.69	n.d.	9.71	n.d.	n.d.	9.74
99/5/26	9.63	9.62	9.63	9.64	9.65	9.63	n.d.	9.68	n.d.	n.d.	9.82
99/6/23	9.86	9.83	9.92	9.82	10.02	9.91	n.d.	9.84	n.d.	n.d.	10.26
99/7/5	9.72	9.48	9.59	9.64	9.64	9.67	n.d.	9.75	n.d.	n.d.	10.05
99/8/25	9.52	9.54	9.52	9.55	9.54	9.52	n.d.	9.75	n.d.	n.d.	10.26
99/9/6	9.35	9.40	9.42	9.58	9.49	9.66	n.d.	9.81	n.d.	n.d.	9.98
99/10/20	9.45	9.46	9.35	9.32	9.37	9.42	n.d.	9.60	n.d.	n.d.	10.20
99/11/10	9.36	9.30	9.48	9.31	9.36	9.66	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

表2 1998年度の和井内におけるSi(珪素)濃度(mg l⁻¹)。n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	7.5	15
98/5/12	9.90	9.69	9.93
98/5/29	9.62	9.72	9.74
98/6/24	9.68	9.60	9.75
98/7/29	9.52	9.52	9.64
98/8/25	9.57	9.50	9.70
98/9/16	9.54	9.45	9.56
98/10/28	9.78	9.82	9.71
98/11/13	9.76	9.59	9.61

表3 1998年度の鉛山におけるSi(珪素)濃度(mg l⁻¹)。n.d.はno dataを示す。

Depth (m)	0	7.5	15
98/5/12	9.98	9.93	9.91
98/5/29	9.60	9.61	9.73
98/6/24	9.61	9.59	9.62
98/7/29	9.57	9.55	9.66
98/8/25	9.49	9.55	9.65
98/9/16	9.53	9.47	9.72
98/10/28	9.66	9.63	9.69
98/11/13	9.54	9.79	9.74

資料

十和田湖におけるサイズ別クロロフィル a 量(1998～1999年)

高村典子¹・片野登²

¹ 国立環境研究所地域環境研究グループ (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)、

² 秋田県立大学生物資源科学部生物環境科学科 (〒010-0146 秋田市下新城野字街道端西241-7)

Chlorophyll a concentrations during 1998 - 1999

Noriko TAKAMURA¹ and Noboru KATANO²

¹ National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

and ² Akita Prefectural University, 241-7 Shimoshinjou-Nakano, Akita 010-0195, Japan

本報は、1998年から1999年までの、十和田湖湖心と沿岸域(和井内と鉛山)の各水深におけるクロロフィル a 量の測定結果である。表1は湖心、表2は和井内、表3は鉛山である。地点は本報告書の資料集の三上ら(2001, 図1)を参照されたい。採水はバンドン採水器で行った。単位は全て $\mu\text{g l}^{-1}$ で示した。

サンプルの収集

各サイズ別のサンプルは以下の通り集めた。
Total: 湖水100 mlをゆるやかな吸引濾過によってヌクレオポアフィルター(0.2 μm)上に集めた。
10 μm <: 湖水500～1000 mlをヌクレオポアフィルター(10 μm)上に濾過して集めた。
2-10 μm : 上記の濾液を、更にヌクレオポアフィルター(2 μm)上に濾過して集めた。
2 μm >: 上記の濾液を、更にヌクレオポアフィルター(0.2 μm)上に濾過して集めた。

方法

1998年の測定方法は高村(1999)と同じである。1999年のクロロフィル a の吸光度は、抽出蛍光法(気象庁1999)に従って蛍光分光光度計(日立F-1050)を用い、励起波長430nm、放出波長670nm

で測定した。クロロフィル a 量の濃度は、クロロフィル a の標準品(シグマ社)を100%メタノールに溶かし、これを標準として求めた。サイズ分画の濃度値は相対値として使用し、全クロロフィル a 量の値で標準化した。

引用文献

気象庁(1999) 海洋観測指針(第1部). pp118-121
高村典子(1999) 十和田湖におけるサイズ別クロロフィル量(1995～1997年). 国立環境研究所研究報告 146: 160-162.

表1 1998年度の湖心におけるクロロフィルa 量 ($\mu\text{g l}^{-1}$). n.d.はno dataを示す.

Depth (m)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	80	90	95	100
98/4/28														
Total	1.48	2.22	2.08	2.41	2.36	n.d.	2.02	1.85	n.d.	1.21	1.20	n.d.	n.d.	1.03
10 μm <	0.93	1.36	1.49	1.48	1.40	n.d.	n.d.	1.10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.65
2-10 μm	0.29	0.37	0.04	0.40	0.39	n.d.	n.d.	0.35	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.27
2 μm >	0.27	0.50	0.56	0.53	0.57	n.d.	n.d.	0.41	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.11
98/5/13														
Total	1.56	1.56	1.65	1.61	1.58	n.d.	1.57	1.54	n.d.	1.27	1.12	n.d.	n.d.	0.62
10 μm <	0.77	0.80	0.83	0.85	0.78	n.d.	n.d.	0.84	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.36
2-10 μm	0.47	0.43	0.48	0.44	0.48	n.d.	n.d.	0.40	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.20
2 μm >	0.31	0.33	0.33	0.33	0.33	n.d.	n.d.	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.06
98/5/28														
Total	0.00	2.01	2.62	3.71	2.76	n.d.	0.57	0.16	n.d.	0.98	0.12	n.d.	n.d.	0.03
10 μm <	0.00	0.53	0.51	0.53	0.59	n.d.	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.01
2-10 μm	0.00	0.67	1.22	1.68	1.39	n.d.	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.03
2 μm >	0.00	0.80	0.89	1.50	0.79	n.d.	n.d.	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.00
98/6/10														
Total	0.51	0.89	1.09	2.49	3.62	n.d.	1.19	0.66	0.47	0.35	0.24	0.27	n.d.	n.d.
98/6/17														
Total	0.67	0.78	1.10	0.85	2.73	1.26	1.11	0.57	0.34	0.27	0.19	0.17	n.d.	n.d.
98/6/25														
Total	1.07	1.65	1.72	1.94	3.66	n.d.	1.27	1.04	0.68	0.41	0.29	0.31	n.d.	n.d.
10 μm <	0.06	0.12	0.10	0.10	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	0.21	n.d.	n.d.	0.08	n.d.	n.d.
2-10 μm	0.46	0.64	0.61	0.80	1.46	n.d.	n.d.	n.d.	0.31	n.d.	n.d.	0.15	n.d.	n.d.
2 μm >	0.56	0.89	1.02	1.04	2.09	n.d.	n.d.	n.d.	0.16	n.d.	n.d.	0.08	n.d.	n.d.
98/7/3														
Total	0.10	0.33	0.60	0.76	0.63	n.d.	0.47	0.40	0.25	0.21	0.17	n.d.	n.d.	n.d.
98/7/23														
Total	0.54	0.59	0.57	0.86	0.65	n.d.	0.68	1.09	1.01	0.36	0.20	n.d.	0.16	n.d.
98/7/29														
Total	0.44	0.44	0.70	0.63	0.67	n.d.	0.79	1.46	0.69	0.26	0.19	n.d.	0.15	n.d.
10 μm <	0.03	0.02	0.03	0.03	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	0.32	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	n.d.
2-10 μm	0.15	0.11	0.20	0.20	0.21	n.d.	n.d.	n.d.	0.23	n.d.	n.d.	n.d.	0.06	n.d.
2 μm >	0.27	0.30	0.46	0.41	0.41	n.d.	n.d.	n.d.	0.13	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	n.d.
98/8/11														
Total	0.26	0.27	0.29	0.36	0.38	n.d.	0.33	0.24	0.10	0.06	0.00	n.d.	0.05	n.d.
98/8/27														
Total	0.12	1.73	2.07	2.06	1.23	n.d.	0.31	0.14	0.96	0.32	0.21	n.d.	0.24	n.d.
10 μm <	0.10	1.23	1.57	1.24	0.98	n.d.	n.d.	n.d.	0.40	n.d.	n.d.	n.d.	0.08	n.d.
2-10 μm	0.01	0.13	0.17	0.30	0.25	n.d.	n.d.	n.d.	0.45	n.d.	n.d.	n.d.	0.10	n.d.
2 μm >	0.02	0.37	0.33	0.53	0.00	n.d.	n.d.	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	0.07	n.d.
98/9/9														
Total	0.91	1.10	0.85	1.00	1.21	n.d.	0.65	0.57	0.43	0.14	0.10	n.d.	0.08	n.d.
98/9/28														
Total	0.38	0.25	0.28	0.20	0.48	n.d.	0.45	0.35	0.58	0.19	0.00	n.d.	0.00	n.d.
10 μm <	0.04	0.03	0.03	0.02	0.04	n.d.	0.20	0.09	0.17	0.09	0.00	n.d.	0.00	n.d.
2-10 μm	0.10	0.09	0.11	0.08	0.15	n.d.	0.00	0.26	0.41	0.10	0.00	n.d.	0.00	n.d.
2 μm >	0.24	0.14	0.14	0.10	0.29	n.d.	0.24	0.00	0.00	0.00	0.00	n.d.	0.00	n.d.
98/10/12														
Total	0.37	0.49	0.42	0.54	0.67	n.d.	0.25	0.26	0.33	0.16	0.11	n.d.	0.11	n.d.
98/10/28														
Total	0.47	0.83	1.12	0.97	0.94	n.d.	0.27	0.22	0.20	0.15	0.00	n.d.	0.00	n.d.
10 μm <	0.02	0.06	0.10	0.13	0.10	n.d.	n.d.	n.d.	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	0.00	n.d.
2-10 μm	0.16	0.27	0.31	0.27	0.29	n.d.	n.d.	n.d.	0.15	n.d.	n.d.	n.d.	0.00	n.d.
2 μm >	0.30	0.50	0.71	0.57	0.55	n.d.	n.d.	n.d.	0.00	n.d.	n.d.	n.d.	0.00	n.d.
99/5/11														
Total	0.14	0.14	0.14	0.18	0.16	n.d.	0.21	n.d.	0.21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.19
10 μm <	0.04	0.08	0.08	0.07	0.09	n.d.	0.12	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.11
2-10 μm	0.03	0.04	0.04	0.00	0.03	n.d.	0.05	n.d.	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04
2 μm >	0.06	0.01	0.02	0.11	0.05	n.d.	0.04	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04
99/5/26														
Total	0.41	0.58	0.63	0.52	0.63	n.d.	0.58	n.d.	0.58	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.49
10 μm <	0.08	0.18	0.23	0.18	0.19	n.d.	0.17	n.d.	0.16	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.11
2-10 μm	0.09	0.12	0.16	0.10	0.12	n.d.	0.04	n.d.	0.10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.09
2 μm >	0.24	0.28	0.24	0.24	0.32	n.d.	0.37	n.d.	0.32	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.29

表1 続き

Depth (m)	0	5	10	15	20	25	30	40	50	60	80	90	95	100
99/6/23														
Total	0.66	0.36	0.66	0.74	0.63	n.d.	0.91	n.d.	0.66	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.38
10 μ m<	0.23	0.11	0.13	0.27	0.26	n.d.	0.33	n.d.	0.21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.07
2-10 μ m	0.11	0.06	0.07	0.13	0.18	n.d.	0.42	n.d.	0.24	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.17
2 μ m>	0.33	0.19	0.47	0.34	0.20	n.d.	0.15	n.d.	0.21	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.14
99/7/5														
Total	0.91	0.60	1.29	1.95	1.37	n.d.	1.13	n.d.	1.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.44
10 μ m<	0.07	0.05	0.08	0.09	0.04	n.d.	0.03	n.d.	0.05	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04
2-10 μ m	0.51	0.17	0.62	0.88	0.15	n.d.	0.08	n.d.	0.13	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.07
2 μ m>	0.32	0.39	0.59	0.98	1.18	n.d.	1.02	n.d.	0.87	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.33
99/8/25														
Total	0.33	0.41	0.41	0.52	0.55	n.d.	0.58	n.d.	0.52	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.33
10 μ m<	0.02	0.02	0.02	0.00	0.00	n.d.	0.07	n.d.	0.33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.11
2-10 μ m	0.12	0.10	0.12	0.08	0.07	n.d.	0.14	n.d.	0.07	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04
2 μ m>	0.18	0.29	0.27	0.44	0.48	n.d.	0.37	n.d.	0.12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.17
99/9/6														
Total	0.16	0.25	0.36	0.33	0.22	n.d.	0.52	n.d.	0.49	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.19
10 μ m<	0.02	0.06	0.02	0.00	0.00	n.d.	0.08	n.d.	0.33	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.10
2-10 μ m	0.06	0.06	0.09	0.06	0.02	n.d.	0.15	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.02
2 μ m>	0.08	0.13	0.24	0.27	0.20	n.d.	0.29	n.d.	0.06	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.06
99/10/20														
Total	1.13	1.37	0.77	1.02	1.51	n.d.	0.36	n.d.	0.30	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.27
10 μ m<	0.02	0.01	0.00	0.01	0.03	n.d.	0.05	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.17
2-10 μ m	0.45	0.39	0.19	0.28	0.39	n.d.	0.10	n.d.	0.08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.04
2 μ m>	0.65	0.97	0.58	0.72	1.10	n.d.	0.21	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	0.07
99/11/10														
Total	1.43	1.15	1.37	1.35	1.29	n.d.	0.41	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
10 μ m<	0.02	0.00	0.01	0.01	0.02	n.d.	0.04	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2-10 μ m	0.43	0.43	0.37	0.35	0.41	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
2 μ m>	0.98	0.73	1.00	0.99	0.86	n.d.	0.26	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

表2 1998年度の和井内におけるクロロフィルa量 (μ g l⁻¹). n.d.はno dataを示す.

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
98/5/13												
Total	0.83	1.76	2.12	0.58	1.74	3.06	0.51	1.69	1.89	0.37	0.61	0.96
10 μ m<	0.23	0.89	1.19	0.26	0.43	0.41	0.15	0.16	0.28	0.04	0.04	0.08
2-10 μ m	0.38	0.48	0.55	0.21	0.66	1.22	0.20	0.70	0.91	0.14	0.18	0.28
2 μ m>	0.22	0.39	0.37	0.11	0.65	1.43	0.15	0.83	0.69	0.18	0.38	0.60
98/5/28												
Total	1.74	0.15	0.09	0.37	0.20	0.54	1.34	1.02	1.20	0.79	0.83	0.88
10 μ m<	1.42	0.13	0.03	0.09	0.08	0.24	0.47	0.23	0.24	0.19	0.19	0.21
2-10 μ m	0.03	0.02	0.00	0.10	0.04	0.10	0.42	0.28	0.31	0.34	0.31	0.32
2 μ m>	0.29	0.00	0.07	0.18	0.09	0.20	0.46	0.51	0.65	0.26	0.34	0.34
98/6/25												
Total	0.83	1.76	2.12	0.58	1.74	3.06	0.51	1.69	1.89	0.37	0.61	0.96
10 μ m<	0.23	0.89	1.19	0.26	0.43	0.41	0.15	0.16	0.28	0.04	0.04	0.08
2-10 μ m	0.38	0.48	0.55	0.21	0.66	1.22	0.20	0.70	0.91	0.14	0.18	0.28
2 μ m>	0.22	0.39	0.37	0.11	0.65	1.43	0.15	0.83	0.69	0.18	0.38	0.60
98/7/29												
Total	1.74	0.15	0.09	0.37	0.20	0.54	1.34	1.02	1.20	0.79	0.83	0.88
10 μ m<	1.42	0.13	0.03	0.09	0.08	0.24	0.47	0.23	0.24	0.19	0.19	0.21
2-10 μ m	0.03	0.02	0.00	0.10	0.04	0.10	0.42	0.28	0.31	0.34	0.31	0.32
2 μ m>	0.29	0.00	0.07	0.18	0.09	0.20	0.46	0.51	0.65	0.26	0.34	0.34

表3 1998年度の鉛山におけるクロロフィルa量 (μ g l⁻¹). n.d.はno dataを示す.

Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
98/5/13												
Total	1.10	1.34	1.49	0.79	1.38	4.03	0.49	1.67	4.48	0.55	0.65	0.52
10 μ m<	0.49	0.65	0.74	0.39	0.41	0.62	0.15	0.11	0.16	0.04	0.05	0.05
2-10 μ m	0.39	0.39	0.45	0.24	0.59	1.92	0.18	0.74	1.74	0.21	0.21	0.12
2 μ m>	0.22	0.30	0.31	0.16	0.38	1.50	0.17	0.82	2.58	0.30	0.39	0.35
98/5/28												
Total	1.78	2.04	1.60	0.33	0.32	0.78	0.95	1.16	1.07	0.64	0.69	0.64
10 μ m<	1.43	1.49	1.60	0.09	0.11	0.34	0.14	0.20	0.18	0.15	0.12	0.11
2-10 μ m	0.10	0.22	0.00	0.08	0.11	0.14	0.29	0.34	0.33	0.31	0.29	0.22
2 μ m>	0.26	0.33	0.00	0.15	0.10	0.30	0.52	0.62	0.56	0.17	0.29	0.31
98/6/25												
Total	1.10	1.34	1.49	0.79	1.38	4.03	0.49	1.67	4.48	0.55	0.65	0.52
10 μ m<	0.49	0.65	0.74	0.39	0.41	0.62	0.15	0.11	0.16	0.04	0.05	0.05
2-10 μ m	0.39	0.39	0.45	0.24	0.59	1.92	0.18	0.74	1.74	0.21	0.21	0.12
2 μ m>	0.22	0.30	0.31	0.16	0.38	1.50	0.17	0.82	2.58	0.30	0.39	0.35
98/7/29												
Total	1.78	2.04	1.60	0.33	0.32	0.78	0.95	1.16	1.07	0.64	0.69	0.64
10 μ m<	1.43	1.49	1.60	0.09	0.11	0.34	0.14	0.20	0.18	0.15	0.12	0.11
2-10 μ m	0.10	0.22	0.00	0.08	0.11	0.14	0.29	0.34	0.33	0.31	0.29	0.22
2 μ m>	0.26	0.33	0.00	0.15	0.10	0.30	0.52	0.62	0.56	0.17	0.29	0.31

資料

十和田湖における細菌・ピコ植物プランクトン・鞭毛藻・
 従属性鞭毛虫の計数データ (1998 ~ 2000 年)

中川恵¹・高村典子²

¹ (株) 環境研究センター (〒305-0857 茨城県つくば市羽成3-1)、

² 国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)

Bacteria, picophytoplankton, nanoflagellates from 1998 - 2000

Megumi NAKAGAWA¹ and Noriko TAKAMURA²

¹Environmental Research Center Co.Ltd., 3-1 Hanare, Tsukuba 305-0857, Japan and ²National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

本報は、1998年から2000年までの、十和田湖湖心の各水深における細菌、ピコ植物プランクトン(ピコシアノバクテリアと真核性ピコプランクトン)、鞭毛藻、従属性鞭毛虫の計数結果である。単位は全て cells ml⁻¹ で示した。表1は湖心、表2は鉛山、表3は和井内である。地点は本報告書の資料集の三上ら (2001, 図1) を参照されたい。

高村ら (1996) に従った。

引用文献

高村典子・石川靖・三上英敏・三上一・藤田幸生・樋口澄男・村瀬秀也・山中直・南條吉之・猪狩忠光・福島武彦 (1996) 日本の湖沼34水域の栄養塩レベルと細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻(虫)及び繊毛虫の密度の関係。陸水学雑誌 57: 245-259.

方法

採水はバンドン採水器で行った。計数方法は、

表1 湖心における細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻及び鞭毛虫の密度 (cells ml⁻¹)。99/11/10は滝ノ沢で採水した。" ." は0cells ml⁻¹を、n.d. は no data を示す。

	Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/4/28												
Bacteria	total	1729000	1789000	1361000	1467000	1596000	1611000	1711000	n.d.	1757000	1750000	1586000
Picocyanobacteria	coccoidal	1253	599	614	661	828	1078	849	n.d.	728	754	591
	bacilliform	14	.	.	14	27	56	34	n.d.	19	22	20
Eucaryotic picoplankton	total	3759	3361	1895	2856	1366	3258	1718	n.d.	1975	2891	4278
ANF	<i>Cryptomonas</i> spp.	3	12	.	14	19	7	6	n.d.	3	2	.
	<i>Crysochromulina parva</i>	209	254	.	222	240	341	194	n.d.	109	160	141
	<i>Chroomonas</i> spp.	25	315	.	148	141	287	170	n.d.	118	129	65
	<i>Gymnodinium</i> spp.	5	12	3	10	13	11	19	n.d.	14	17	18
	<i>Chromulina ovalis</i>	3	5	4	37	26	22	21	n.d.	32	15	20
	<i>Uroglena americana</i>	23	47	1	51	24	93	36	n.d.	11	12	6
HNF	total	239	147	33	160	53	284	160	n.d.	144	145	222
98/5/13												
Bacteria	total	1344000	1386000	1477000	1281000	1358000	1296000	1392000	n.d.	1363000	1369000	1338000

表1 続き (1)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/5/13 (続き)											
Picocyanobacteria											
coccoidal	1284	1243	1992	1322	1103	1413	1877	n.d.	1073	494	351
bacilliform	45	36	37	37	38	26	22	n.d.	24	15	2
Eucaryotic picoplankton											
total	3825	6580	6349	4857	4952	4469	6121	n.d.	2699	915	1775
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.		15	11	14	10	9	5	n.d.	11	1	1
<i>Crysochromulina parva</i>	2	4	10	11		14	2	n.d.	12	1	3
<i>Chroomonas</i> spp.	117	142	123	194	127	127	136	n.d.	139	17	11
<i>Gymnodinium</i> spp.	11	4	8	19	5	9	16	n.d.	11	4	3
<i>Chromulina ovalis</i>	9	8	15	11	20	12	21	n.d.	16	23	17
<i>Uroglena americana</i>	117	184	186	222	175	187	99	n.d.	77	1	1
HNF											
total	540	774	412	298	787	462	329	n.d.	554	241	350
98/5/28											
Bacteria											
total	493000	412000	605000	664000	540000	850000	931000	n.d.	689000	823000	877000
Picocyanobacteria											
coccoidal	399	691	1247	1170	1833	2813	1848	n.d.	1296	613	560
bacilliform	128	198	262	285	246	78	39	n.d.	75	8	7
Eucaryotic picoplankton											
total	11998	10171	9824	6836	11920	6948	6249	n.d.	2749	1832	842
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.		1	2	5	10	3	11	n.d.	2		
<i>Crysochromulina parva</i>	50	1	1					n.d.	1	3	
<i>Chroomonas</i> spp.	1	26	64	67	136	359	266	n.d.	57	2	1
<i>Gymnodinium</i> spp.	1	3	3	1	8	7	9	n.d.	6	2	4
<i>Chromulina ovalis</i>			1		1	5	10	n.d.	9	15	11
<i>Uroglena americana</i>	13	2501	4361	6305	5870	16	74	n.d.	1136	1	1
HNF											
total	33	21	22	16	16	82	97	n.d.	17	47	153
98/6/10											
Bacteria											
total	n.d.	466000	n.d.	705000	n.d.	691000	n.d.	585000	n.d.	n.d.	681000
Picocyanobacteria											
coccoidal	n.d.	401	n.d.	643	n.d.	1188	n.d.	925	n.d.	n.d.	48
bacilliform	n.d.	235	n.d.	184	n.d.	270	n.d.	30	n.d.	n.d.	
Eucaryotic picoplankton											
total	n.d.	8519	n.d.	6562	n.d.	7909	n.d.	1240	n.d.	n.d.	808
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.		n.d.	3	n.d.		n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	206	n.d.	169	n.d.	21	n.d.	2	n.d.	n.d.	1
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	11	n.d.	26	n.d.	75	n.d.	12	n.d.	n.d.	8
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	2	n.d.	n.d.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.	14	n.d.	26	n.d.	n.d.	9
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	1035	n.d.	2678	n.d.	99	n.d.	5	n.d.	n.d.	
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.		n.d.		n.d.	375	n.d.	276	n.d.	n.d.	120
ϕ 2 μ m <	n.d.	48	n.d.	56	n.d.	21	n.d.	20	n.d.	n.d.	16
98/6/17											
Bacteria											
total	n.d.	671000	n.d.	733000	n.d.	1093000	n.d.	943000	n.d.	n.d.	1368000
Picocyanobacteria											
coccoidal	n.d.	559	n.d.	1161	n.d.	1291	n.d.	528	n.d.	n.d.	288
bacilliform	n.d.	383	n.d.	714	n.d.	279	n.d.	54	n.d.	n.d.	7
Eucaryotic picoplankton											
total	n.d.	6352	n.d.	9275	n.d.	8304	n.d.	2470	n.d.	n.d.	1052
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.		n.d.	4	n.d.	3	n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	309	n.d.		n.d.	1	n.d.	2	n.d.	n.d.	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	23	n.d.	2	n.d.	57	n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.		n.d.	5	n.d.	2	n.d.	1	n.d.	n.d.	1
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.	5	n.d.	31	n.d.	n.d.	7
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	520	n.d.	12017	n.d.	16	n.d.		n.d.	n.d.	1
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.	138	n.d.	4	n.d.	169	n.d.	43	n.d.	n.d.	69
ϕ 2 μ m <	n.d.	53	n.d.	65	n.d.	63	n.d.	26	n.d.	n.d.	34

表1 続き (2)

	Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/6/25												
Bacteria												
total	n.d.	879000	n.d.	714000	n.d.	886000	n.d.	939000	n.d.	n.d.	1184000	
Picocyanobacteria												
coccoidal	n.d.	861	n.d.	1258	n.d.	666	n.d.	52	n.d.	n.d.	103	
bacilliform	n.d.	527	n.d.	656	n.d.	234	n.d.	59	n.d.	n.d.	5	
Eucaryotic picoplankton												
total	n.d.	2913	n.d.	3877	n.d.	2837	n.d.	340	n.d.	n.d.	2657	
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	2	n.d.	12	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	315	n.d.	387	n.d.	20	n.d.	3	n.d.	n.d.	3	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	3	n.d.	20	n.d.	18	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	.	n.d.	9	n.d.	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	20	n.d.	33	n.d.	n.d.	7	
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	6881	n.d.	5048	n.d.	303	n.d.	24	n.d.	n.d.	1	
HNF												
< ϕ 2 μ m	n.d.	115	n.d.	108	n.d.	408	n.d.	140	n.d.	n.d.	193	
ϕ 2 μ m <	n.d.	82	n.d.	57	n.d.	97	n.d.	14	n.d.	n.d.	25	
98/7/3												
Bacteria												
total	n.d.	1450000	n.d.	2109000	n.d.	1265000	n.d.	1046000	n.d.	n.d.	894000	
Picocyanobacteria												
coccoidal	n.d.	557	n.d.	374	n.d.	162	n.d.	100	n.d.	n.d.	90	
bacilliform	n.d.	413	n.d.	417	n.d.	194	n.d.	12	n.d.	n.d.	3	
Eucaryotic picoplankton												
total	n.d.	856	n.d.	1603	n.d.	1986	n.d.	1155	n.d.	n.d.	1396	
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	4	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	.	n.d.	2	n.d.	28	n.d.	4	n.d.	n.d.	.	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	42	n.d.	37	n.d.	62	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	30	n.d.	8	n.d.	n.d.	3	
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	80	n.d.	191	n.d.	11	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
HNF												
< ϕ 2 μ m	n.d.	1132	n.d.	628	n.d.	1056	n.d.	408	n.d.	n.d.	119	
ϕ 2 μ m <	n.d.	450	n.d.	260	n.d.	132	n.d.	38	n.d.	n.d.	23	
98/7/23												
Bacteria												
total	n.d.	537000	n.d.	585000	n.d.	1050000	n.d.	479000	n.d.	n.d.	377000	
Picocyanobacteria												
coccoidal	n.d.	3162	n.d.	7416	n.d.	1961	n.d.	218	n.d.	n.d.	61	
bacilliform	n.d.	8538	n.d.	12563	n.d.	1367	n.d.	109	n.d.	n.d.	63	
Eucaryotic picoplankton												
total	n.d.	1144	n.d.	2830	n.d.	1788	n.d.	1025	n.d.	n.d.	925	
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	7	n.d.	13	n.d.	3	n.d.	n.d.	.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	912	n.d.	10	n.d.	84	n.d.	12	n.d.	n.d.	1	
<i>Chlamydomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	1	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	6	n.d.	7	n.d.	11	n.d.	25	n.d.	n.d.	.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	.	n.d.	11	n.d.	4	n.d.	1	n.d.	n.d.	1	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	1	n.d.	47	n.d.	n.d.	1	
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	404	n.d.	19	n.d.	7	n.d.	.	n.d.	n.d.	1	
others	n.d.	.	n.d.	1	n.d.	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
HNF												
< ϕ 2 μ m	n.d.	149	n.d.	51	n.d.	49	n.d.	37	n.d.	n.d.	30	
ϕ 2 μ m <	n.d.	33	n.d.	8	n.d.	14	n.d.	28	n.d.	n.d.	13	
98/7/29												
Bacteria												
total	n.d.	1092000	n.d.	1942000	n.d.	1577000	n.d.	889000	n.d.	n.d.	684000	
Picocyanobacteria												
coccoidal	n.d.	16156	n.d.	19807	n.d.	4216	n.d.	237	n.d.	n.d.	75	
bacilliform	n.d.	16530	n.d.	15236	n.d.	3098	n.d.	124	n.d.	n.d.	89	
Eucaryotic picoplankton												
total	n.d.	1171	n.d.	1621	n.d.	3969	n.d.	1192	n.d.	n.d.	364	
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	3	n.d.	5	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	307	n.d.	8	n.d.	63	n.d.	2	n.d.	n.d.	1	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.	.	n.d.	26	n.d.	28	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	

表1 続き (3)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/7/29 (続き)											
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	3	n.d.	19	n.d.	7	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.	7	n.d.	20	n.d.	n.d.	
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	135	n.d.	210	n.d.	9	n.d.		n.d.	n.d.	1
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.	53	n.d.	22	n.d.	1	n.d.	29	n.d.	n.d.	18
ϕ 2 μ m <	n.d.	28	n.d.	4	n.d.	8	n.d.	10	n.d.	n.d.	20
98/8/11											
Bacteria											
total	n.d.	644000	n.d.	1935000	n.d.	1259000	n.d.	719000	n.d.	n.d.	491000
Picocyanobacteria											
coccolidal	n.d.	4732	n.d.	33819	n.d.	6267	n.d.	250	n.d.	n.d.	61
bacilliform	n.d.	3066	n.d.	10119	n.d.	2185	n.d.	73	n.d.	n.d.	38
Eucaryotic picoplankton											
total	n.d.	63	n.d.	1893	n.d.	3335	n.d.	590	n.d.	n.d.	270
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	2	n.d.		n.d.	6	n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	113	n.d.	67	n.d.	32	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	2	n.d.	2	n.d.	1	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.	1	n.d.	2	n.d.	n.d.	1
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	281	n.d.	156	n.d.	7	n.d.		n.d.	n.d.	2
others	n.d.		n.d.		n.d.	2	n.d.	40	n.d.	n.d.	1
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.	89	n.d.	90	n.d.	63	n.d.	17	n.d.	n.d.	10
ϕ 2 μ m <	n.d.	22	n.d.	8	n.d.	14	n.d.	6	n.d.	n.d.	10
98/8/26											
Bacteria											
total	n.d.	1025000	n.d.	1438000	n.d.	1284000	n.d.	719000	n.d.	n.d.	764000
Picocyanobacteria											
coccolidal	n.d.	8021	n.d.	54161	n.d.	25068	n.d.	468	n.d.	n.d.	539
bacilliform	n.d.	3565	n.d.	9947	n.d.	6123	n.d.	76	n.d.	n.d.	24
Eucaryotic picoplankton											
total	n.d.		n.d.	56	n.d.	4932	n.d.	418	n.d.	n.d.	6
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.	4	n.d.		n.d.	5	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	816	n.d.	151	n.d.	128	n.d.	2	n.d.	n.d.	
<i>Chroomonas</i> spp.	n.d.		n.d.	2	n.d.		n.d.	1	n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	4	n.d.	5	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.		n.d.	48	n.d.	n.d.	4
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	169	n.d.	79	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.	34	n.d.	118	n.d.	37	n.d.	32	n.d.	n.d.	13
ϕ 2 μ m <	n.d.	42	n.d.	25	n.d.	13	n.d.	27	n.d.	n.d.	9
98/9/10											
Bacteria											
total	n.d.	1259000	n.d.	2082000	n.d.	1838000	n.d.	808000	n.d.	n.d.	1008000
Picocyanobacteria											
coccolidal	n.d.	4571	n.d.	34497	n.d.	1446	n.d.	306	n.d.	n.d.	332
bacilliform	n.d.	3277	n.d.	3795	n.d.	2702	n.d.	49	n.d.	n.d.	4
Eucaryotic picoplankton											
total	n.d.		n.d.	2025	n.d.	2044	n.d.		n.d.	n.d.	
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	n.d.		n.d.		n.d.	5	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>	n.d.	1426	n.d.	73	n.d.	5	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.	n.d.	15	n.d.	5	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Chromulina ovalis</i>	n.d.		n.d.		n.d.	5	n.d.	44	n.d.	n.d.	6
<i>Uroglena americana</i>	n.d.	57	n.d.	7	n.d.		n.d.		n.d.	n.d.	
others	n.d.		n.d.		n.d.	3	n.d.		n.d.	n.d.	0
HNF											
< ϕ 2 μ m	n.d.	151	n.d.	165	n.d.	96	n.d.	10	n.d.	n.d.	11
ϕ 2 μ m <	n.d.	22	n.d.	133	n.d.	11	n.d.	2	n.d.	n.d.	5
98/9/29											
Bacteria											
total	n.d.	798000	n.d.	1056000	n.d.	1181000	n.d.	525000	n.d.	n.d.	193000
Picocyanobacteria											
coccolidal	n.d.	5491	n.d.	12877	n.d.	8753	n.d.	785	n.d.	n.d.	848
bacilliform	n.d.	6209	n.d.	8423	n.d.	1639	n.d.	71	n.d.	n.d.	15

表1 続き (4)

	Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
98/9/29 (続き)												
Eucaryotic picoplankton												
total		n.d.	55	n.d.	291	n.d.	3979	n.d.	283	n.d.	n.d.	489
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		n.d.	.	n.d.	2	n.d.	5	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Crysochromulina parva</i>		n.d.	130	n.d.	179	n.d.	31	n.d.	6	n.d.	n.d.	1
<i>Chroomonas</i> spp.		n.d.	5	n.d.	29	n.d.	32	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Gymnodinium</i> spp.		n.d.	3	n.d.	2	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chromulina ovalis</i>		n.d.	3	n.d.	.	n.d.	19	n.d.	38	n.d.	n.d.	18
<i>Uroglena americana</i>		n.d.	214	n.d.	117	n.d.	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
HNF												
< ϕ 2 μ m		n.d.	181	n.d.	122	n.d.	320	n.d.	22	n.d.	n.d.	23
ϕ 2 μ m <		n.d.	72	n.d.	95	n.d.	54	n.d.	37	n.d.	n.d.	41
98/10/12												
Bacteria												
total		n.d.	1456000	n.d.	2244000	n.d.	1087000	n.d.	750000	n.d.	n.d.	639000
Picocyanobacteria												
coccoidal		n.d.	4743	n.d.	7014	n.d.	3358	n.d.	395	n.d.	n.d.	625
bacilliform		n.d.	10752	n.d.	11269	n.d.	441	n.d.	71	n.d.	n.d.	11
Eucaryotic picoplankton												
total		n.d.	103	n.d.	.	n.d.	575	n.d.	150	n.d.	n.d.	375
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		n.d.	.	n.d.	.	n.d.	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Crysochromulina parva</i>		n.d.	639	n.d.	690	n.d.	14	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chroomonas</i> spp.		n.d.	35	n.d.	73	n.d.	29	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chromulina ovalis</i>		n.d.	.	n.d.	.	n.d.	14	n.d.	71	n.d.	n.d.	13
<i>Uroglena americana</i>		n.d.	24	n.d.	42	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
HNF												
< ϕ 2 μ m		n.d.	134	n.d.	149	n.d.	453	n.d.	87	n.d.	n.d.	33
ϕ 2 μ m <		n.d.	29	n.d.	31	n.d.	33	n.d.	4	n.d.	n.d.	10
98/10/27												
Bacteria												
total		n.d.	1090000	n.d.	1225000	n.d.	923000	n.d.	431000	n.d.	n.d.	852000
Picocyanobacteria												
coccoidal		n.d.	27166	n.d.	24838	n.d.	7244	n.d.	899	n.d.	n.d.	755
bacilliform		n.d.	40764	n.d.	31162	n.d.	1878	n.d.	151	n.d.	n.d.	54
Eucaryotic picoplankton												
total		n.d.	563	n.d.	2551	n.d.	494	n.d.	182	n.d.	n.d.	237
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		n.d.	3	n.d.	4	n.d.	9	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Crysochromulina parva</i>		n.d.	99	n.d.	107	n.d.	8	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chroomonas</i> spp.		n.d.	55	n.d.	28	n.d.	13	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
<i>Gymnodinium</i> spp.		n.d.	5	n.d.	1	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chromulina ovalis</i>		n.d.	3	n.d.	.	n.d.	32	n.d.	39	n.d.	n.d.	11
<i>Uroglena americana</i>		n.d.	8	n.d.	12	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
<i>Pandrina morum</i>		n.d.	.	n.d.	22	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
others		n.d.	16	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
HNF												
< ϕ 2 μ m		n.d.	227	n.d.	138	n.d.	53	n.d.	15	n.d.	n.d.	31
ϕ 2 μ m <		n.d.	55	n.d.	43	n.d.	113	n.d.	37	n.d.	n.d.	59
99/5/11												
Bacteria												
total		1060000	1135000	979000	1073000	1044000	898000	n.d.	958000	n.d.	n.d.	825000
Picocyanobacteria												
coccoidal		4983	5366	4370	4159	4956	5542	n.d.	4473	n.d.	n.d.	4829
bacilliform		38	77	211	192	34	149	n.d.	11	n.d.	n.d.	115
Eucaryotic picoplankton												
total		22266	21503	14834	21848	16738	9029	n.d.	11084	n.d.	n.d.	6756
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		3	19	.	2	4	6	n.d.	12	n.d.	n.d.	9
<i>Crysochromulina parva</i>		408	564	425	441	515	411	n.d.	224	n.d.	n.d.	204
<i>Chroomonas</i> spp.		17	11	22	19	23	37	n.d.	36	n.d.	n.d.	18
<i>Gymnodinium</i> spp.		7	16	10	11	7	16	n.d.	12	n.d.	n.d.	8
<i>Chromulina ovalis</i>		.	5	10	2	10	6	n.d.	19	n.d.	n.d.	13
<i>Uroglena americana</i>		3	.	26	26	19	28	n.d.	13	n.d.	n.d.	12
others		26	25	.	.	1	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
HNF												
< ϕ 2 μ m		37	88	65	81	49	29	n.d.	40	n.d.	n.d.	78

表1 続き (5)

	Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
							99/5/11	(続き)				
$\phi 2 \mu\text{m} <$		40	66	51	36	34	47	n.d.	25	n.d.	n.d.	64
							99/5/27					
Bacteria												
total		1467000	1725000	1594000	1560000	1081000	1178000	n.d.	1247000	n.d.	n.d.	1154000
Picocyanobacteria												
coccoidal		5213	5730	6535	6593	6689	6382	n.d.	4868	n.d.	n.d.	4887
bacilliform				96		192	57	n.d.	19	n.d.	n.d.	96
Eucaryotic picoplankton												
total		30588	32542	29438	26333	20583	16789	n.d.	18973	n.d.	n.d.	5536
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.			8		5	11	11	n.d.	22	n.d.	n.d.	17
<i>Crysochromulina parva</i>		284	445	404	369	444	495	n.d.	166	n.d.	n.d.	43
<i>Chroomonas</i> spp.			2	4	5	13	29	n.d.	37	n.d.	n.d.	5
<i>Gymnodinium</i> spp.		11	2	6	5			n.d.	5	n.d.	n.d.	5
<i>Chromulina ovalis</i>					5	4		n.d.	7	n.d.	n.d.	12
<i>Uroglena americana</i>		7	27	30	44	20	9	n.d.		n.d.	n.d.	
others				6		9	20	n.d.	8	n.d.	n.d.	10
HNF												
$< \phi 2 \mu\text{m}$		52	23	8	28	60	29	n.d.	39	n.d.	n.d.	74
$\phi 2 \mu\text{m} <$		15	17	20	23	13	25	n.d.	39	n.d.	n.d.	55
							99/6/23					
Bacteria												
total		1513000	1308000	1750000	1392000	1746000	1692000	n.d.	1516000	n.d.	n.d.	810000
Picocyanobacteria												
coccoidal		2507	2691	11355	25399	35071	23974	n.d.	4173	n.d.	n.d.	862
bacilliform		69	34	29	490	517	690	n.d.	34	n.d.	n.d.	14
Eucaryotic picoplankton												
total		5972	7301	7990	24378	79114	26218	n.d.	12994	n.d.	n.d.	3034
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		1		6	23		23	n.d.	31	n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>		2380	1610	1345	862	532	21	n.d.	5	n.d.	n.d.	
<i>Chroomonas</i> spp.					6	14	38	n.d.	9	n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.		10	68	17	29	24	21	n.d.	5	n.d.	n.d.	9
<i>Chromulina ovalis</i>							9	n.d.	6	n.d.	n.d.	3
<i>Uroglena americana</i>		154	298	113	1426	139	2	n.d.		n.d.	n.d.	
others		9	6		6			n.d.		n.d.	n.d.	
HNF												
$< \phi 2 \mu\text{m}$		1	9	5	132	120	98	n.d.	169	n.d.	n.d.	172
$\phi 2 \mu\text{m} <$		47	172	78	168	307	360	n.d.	34	n.d.	n.d.	151
							99/7/7					
Bacteria												
total		1152000	1096000	956000	119000	1154000	1400000	n.d.	1042000	n.d.	n.d.	719000
Picocyanobacteria												
coccoidal		17353	13818	17823	17995	22710	19203	n.d.	25873	n.d.	n.d.	693
bacilliform		4973	517	977	977	460	690	n.d.		n.d.	n.d.	4
Eucaryotic picoplankton												
total		9218	7532	13626	14661	14661	11269	n.d.	4692	n.d.	n.d.	3228
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		6	13	42	22	14	19	n.d.	9	n.d.	n.d.	
<i>Crysochromulina parva</i>		149	180	183	230	202	151	n.d.	16	n.d.	n.d.	
<i>Chroomonas</i> spp.				3	3	14	3	n.d.		n.d.	n.d.	
<i>Gymnodinium</i> spp.		3	5	26	27	9		n.d.	2	n.d.	n.d.	2
<i>Chromulina ovalis</i>							6	n.d.	8	n.d.	n.d.	2
<i>Uroglena americana</i>		2196	1311	3013	3961	425	23	n.d.	3	n.d.	n.d.	
HNF												
$< \phi 2 \mu\text{m}$		10	5	5	7	8	5	n.d.	37	n.d.	n.d.	49
$\phi 2 \mu\text{m} <$		85	49	60	42	26	30	n.d.	57	n.d.	n.d.	61
							99/8/25					
Bacteria												
total		1488000	1707000	1791000	2391000	2063000	2154000	n.d.	1428000	n.d.	n.d.	1131000
Picocyanobacteria												
coccoidal		939	805	1265	21963	23688	17334	n.d.	1210	n.d.	n.d.	405
bacilliform		2338	2606	2032	31162	22308	6814	n.d.	64	n.d.	n.d.	14
Eucaryotic picoplankton												
total			3	4	1469	1989	4825	n.d.	893	n.d.	n.d.	235
ANF												
<i>Cryptomonas</i> spp.		23	5	24	31	16	41	n.d.	4	n.d.	n.d.	

表1 続き (6)

Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100
99/8/25 (続き)											
<i>Crysochromulina parva</i>	494	455	252	8	40	12	n.d.	46	n.d.	n.d.	11
<i>Chlamydomonas</i> spp.	6	3	2	.	1	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
<i>Chroomonas</i> spp.	.	.	2	2	1	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Gymnodinium</i> spp.	.	.	2	3	7	3	n.d.	1	n.d.	n.d.	1
<i>Chromulina ovalis</i>	18	n.d.	2	n.d.	n.d.	3
<i>Uroglena americana</i>	126	115	189	57	96	3	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
others	6	.	.	1	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
HNF											
< $\phi 2 \mu\text{m}$	201	24	.	2	9	104	n.d.	49	n.d.	n.d.	17
$\phi 2 \mu\text{m} <$	52	5	9	34	30	61	n.d.	37	n.d.	n.d.	50
99/9/8											
Bacteria											
total	1216000	137000	152000	2007000	2307000	1688000	n.d.	1022000	n.d.	n.d.	1019000
Picocyanobacteria											
coccoidal	805	15907	2836	50711	28173	10502	n.d.	681	n.d.	n.d.	199
bacilliform	3009	7666	9372	43811	29668	6305	n.d.	18	n.d.	n.d.	8
Eucaryotic picoplankton											
total	9	13	2	2262	3147	4809	n.d.	416	n.d.	n.d.	240
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	.	33	22	25	37	32	n.d.	8	n.d.	n.d.	.
<i>Crysochromulina parva</i>	136	193	226	69	13	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chroomonas</i> spp.	.	.	.	4	2	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Gymnodinium</i> spp.	4	.	13	4	.	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
<i>Chromulina ovalis</i>	6	29	n.d.	3	n.d.	n.d.	2
<i>Uroglena americana</i>	813	1014	571	91	23	3	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
others	n.d.	.	n.d.	n.d.	1
HNF											
< $\phi 2 \mu\text{m}$	41	49	106	109	76	69	n.d.	22	n.d.	n.d.	18
$\phi 2 \mu\text{m} <$	8	33	40	48	42	32	n.d.	22	n.d.	n.d.	9
99/10/20											
Bacteria											
total	2907000	1813000	2144000	2182000	2157000	1857000	n.d.	885000	n.d.	n.d.	324000
Picocyanobacteria											
coccoidal	22193	12419	15984	21043	16904	3053	n.d.	441	n.d.	n.d.	897
bacilliform	109701	64855	77734	77619	56460	4956	n.d.	260	n.d.	n.d.	16
Eucaryotic picoplankton											
total	70	65	62	1185	65	229	n.d.	238	n.d.	n.d.	568
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	6	31	16	27	22	36	n.d.	4	n.d.	n.d.	.
<i>Crysochromulina parva</i>	6	17	26	7	52	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	3
<i>Chlamydomonas</i> spp.	.	.	2	.	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chroomonas</i> spp.	.	19	21	14	22	33	n.d.	0	n.d.	n.d.	.
<i>Gymnodinium</i> spp.	1	1	3	3	1	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
<i>Chromulina ovalis</i>	4	n.d.	6	n.d.	n.d.	.
<i>Uroglena americana</i>	5	21	20	11	10	1	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
others	4	2	.	1	1	2	n.d.	.	n.d.	n.d.	.
HNF											
< $\phi 2 \mu\text{m}$	36	47	25	40	111	32	n.d.	11	n.d.	n.d.	4
$\phi 2 \mu\text{m} <$	14	14	5	2	25	29	n.d.	16	n.d.	n.d.	1
99/11/10											
Bacteria											
total	1031000	1789000	1919000	1878000	2085000	1331000	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Picocyanobacteria											
coccoidal	4983	7014	8739	5634	5979	2265	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
bacilliform	59699	60370	47951	73134	36222	5732	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Eucaryotic picoplankton											
total	51	118	90	93	29	213	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
ANF											
<i>Cryptomonas</i> spp.	25	24	34	32	33	20	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Crysochromulina parva</i>	23	16	89	84	37	2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Chroomonas</i> spp.	70	71	87	65	63	37	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Gymnodinium</i> spp.	2	1	4	3	5	.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Chromulina ovalis</i>	4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Uroglena americana</i>	.	.	13	.	.	.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
others	1	1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

表1 続き (7)

	99/11/10 (続き)												
	Depth (m)	0	5	10	15	20	30	40	50	60	80	100	
HNF													
< $\phi 2 \mu\text{m}$		8	23	83	69	39	55	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
$\phi 2 \mu\text{m} <$		8	11	28	35	15	54	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	
	00/5/9												
	Depth (m)	5	15	5	15	5	15	5	15	5	15	15	
		00/5/9			00/5/23			00/6/27			00/7/5		
Bacteria													
total		1680000	1282000		1956000	1326000		814000	1282000		2271000	1391000	
Picocyanobacteria													
coccoidal		5290	5175		5405	17249		126	1045		260	5290	
bacilliform		20526	19203		41052	45536			753		287	89463	
Eucaryotic picoplankton													
total		208	424		968	846		52	148		80	334	
ANF													
<i>Crysochromulina parva</i>		17	25		2622	212		20	169		184	43	
HNF													
< $\phi 2 \mu\text{m}$		311	86		2	8			1395		129	44	
$\phi 2 \mu\text{m} <$						3			211				
		00/8/30			00/9/18			00/11/1					
Bacteria													
total		3203000	1698000		3772000	2591000		2284000	2827000				
Picocyanobacteria													
coccoidal		345	8279		920	5750		3450	4370				
bacilliform		35417	177316		80723	99122		85553	86013				
Eucaryotic picoplankton													
total		85	119		38	37		36	72				
ANF													
<i>Crysochromulina parva</i>		129	60		286	73		411	80				
HNF													
< $\phi 2 \mu\text{m}$		36	23		63	240		127	77				
$\phi 2 \mu\text{m} <$		17				8		8					

表2 和井内における細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻及び鞭毛虫の密度 (cells ml⁻¹). " ." は 0 cells ml⁻¹ を示す.

	98/5/12												
	Depth (m)	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
		98/5/12			98/5/29			98/7/29					
Bacteria													
total		1684000	1721000	1669000		406000	470000	368000		2069000	1841000	2075000	
Picocyanobacteria													
coccoidal		222	1024	1851		79	570	731		14776	17392	4168	
bacilliform		23	49	72		14	181	219		16472	21273	17795	
Eucaryotic picoplankton													
total		2390	3737	3539		8244	7853	11389		594	1114	1130	
ANF													
<i>Cryptomonas</i> spp.		1	3	14			1	3					
<i>Crysochromurina</i> spp.			1	3		77	2	1		44	25	4	
<i>Chlamydomonas</i> spp.													1
Chroomonas		1	64	224			11	43					3
<i>Gymnodinium</i> spp.		6	4	9			5	2		3			11
<i>Gonyostumu</i> spp.			5	11									
<i>Uroglena americana</i>		349	65	75		1	719	1835		842	29	49	
HNF													
< $\phi 2 \mu\text{m}$										37	37	30	
$\phi 2 \mu\text{m} <$											11	11	

表3 鉛山における細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛藻及び鞭毛虫の密度 (cells ml⁻¹). "." は0cells ml⁻¹を示す.

Depth (m)	98/5/12			98/5/29			98/7/29		
	0	7.5	15	0	7.5	15	0	7.5	15
Bacteria									
total	1711000	1792000	1577000	423000	363000	620000	1838000	1897000	1910000
Picocyanobacteria									
coccoidal	938	1408	1456	221	898	1408	10953	17191	21991
bacilliform	36	45	57	56	209	139	12218	16530	18715
Eucaryotic picoplankton									
total	6392	6917	2956	6156	5548	12565	1352	1006	1799
ANF									
<i>Cryptomonas</i> spp.	2	.	3	.	.	4	.	.	.
<i>Crysochromurina</i> spp.	46	6	10	5	15	6	299	106	.
<i>Chlamydomonas</i> spp.	1	.
<i>Chroomonas</i>	5	.	125	.	.	88	.	.	.
<i>Gymnodinium</i> spp.	.	14	5	.	1	2	.	.	1
<i>Gonyostumu</i> spp.	5	60
<i>Uroglena americana</i>	259	175	332	29	2955	3844	100	41	18
HNF									
< ϕ 2 μ m	79	41	46
ϕ 2 μ m <	10	14	1

資料

十和田湖における植物プランクトンと繊毛虫の計数データ
(1998～2000年)

中川恵¹・高村典子²

¹ (株) 環境研究センター (〒305-0857 茨城県つくば市羽成3-1)、

² 国立環境研究所 (〒305-0053 茨城県つくば市小野川16-2)

Phytoplankton and ciliates during 1998 - 2000

Megumi NAKAGAWA¹ and Noriko TAKAMURA²

¹Environmental Research Center Co.Ltd., 3-1 Hanare, Tsukuba 305-0857, Japan and ²National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba 305-0053, Japan

本報は、1998年から2000年までの、十和田湖湖心の各水深における植物プランクトンと繊毛虫の計数結果である。地点は本報告書の資料集の三上ら(2001, 図1)を参照されたい。

中川ら(2000)に従った。単位は全て cells ml⁻¹で示した。

引用文献

方法

採水はバンドン採水器で行った。計数方法は、

中川恵・高村典子・松重一夫(2000)霞ヶ浦における水質及びプランクトン群集の季節変動。国立環境研究所研究報告 153: 173-190.

表1 湖心における植物プランクトンと繊毛虫の密度 (cells ml⁻¹). 99/11/10は滝ノ沢で採水した。"."は0cells ml⁻¹をn.d.はno dataを示す。

Depth (m)	98/4/28					98/5/13					98/5/28				
	5	15	30	60	100	5	15	30	60	100	5	15	30	60	100
Cyanophyceae															
<i>Aphanocapsa elachista</i>	948	775	143	242	91	837	196	20	237	650	639	196	363	332	101
<i>Chroococcus</i> spp.	7.4	.	3.7	.	12	1.4	0.9	.	1.9	5.8
<i>Lyngbya limnetica</i>	2.9
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	42	26	82	15	9.1	30	35	17	18	.	1.4	0.9	60	13	1.0
<i>Cryptomonas</i> spp.	5.5	8.3	8.3	2.8	1.0	4.1	6.4	7.8	7.6	.	.	.	3.7	2.8	.
Haptophyceae															
<i>Chrysochromulina</i> sp.	.	.	.	1.4
Crysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>	21	29	30	20	22	14	19	10	20	12	.	.	4.6	7.1	9.1
<i>Ochromonas</i> spp.	1.8	0.9	1.4	.	.	5.1	1.8	.	.	.	2.8	.	3.2	.	.
<i>Uroglena americana</i>	3760	10301	25	4.7	2.4
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>	.	.	0.9
<i>Asterionella formosa</i>	1128	1648	1190	947	1005	737	727	616	587	461	109	127	175	214	141
<i>Cyclotella</i> sp.	3.7	3.7	5.1	7.1	4.8	0.9	.	1.8	1.9	4.3	0.9	1.4	1.8	0.9	1.0
<i>Cymbella minuta</i>	.	.	.	0.9	1.0
<i>Fragilaria capucina</i>	11	26	16	19	19	12	4.1	11	5.7	2.9	4.6	2.8	.	4.7	1.4
<i>Fragilaria tenera</i>	156	276	217	234	300	305	259	230	200	163	1351	1264	438	451	87
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	161	176	179	180	168	147	138	116	119	99	588	686	784	200	63
<i>Synedra delicatissima</i>	4.6	4.1	5.1	7.1	12	1.4	.	.	.	1.0	.	4.6	.	.	1.9
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	20	21	15	4.3	11	10	.	6.4	7.6	3.4	.	0.9	3.7	3.8	4.8

表1 続き (1)

	Depth (m)														
	5	15	30	60	100	5	15	30	60	100	5	15	30	60	100
	98/4/28 (続き)					98/5/13 (続き)					98/5/28 (続き)				
Chlorophyceae															
<i>Actinastrum</i> spp.						1.8									
<i>Chlamydomonas</i> sp.		0.9													
<i>Crucigenia tetrapedia</i>												22			
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		9.2	7.4	0.9		23	2.8		2.4	5.3	2.3	2.8		0.9	
<i>Gloeocystis planktonica</i>											0.9	0.9			1.0
<i>Koliella longata</i>	27	32	19	9.5	6.7	20	13	10	20	7.7	28	30	28	23	8.6
<i>Monoraphidium mirabile</i>	30	19	20	10	13	19	19	30	26	12	32	36	40	34	15
<i>Mougeotia</i> sp.									0.9						
<i>Oocystis parva</i>			0.9												
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>						0.9									
Ciliates															
Total ciliates	0.2	0.2	0.1	n.d.	0.1	0.3	0.3	0.4	n.d.	0.1	0.2	0.3	0.5	n.d.	0.1
	98/6/10					98/6/17					98/6/25				
Cyanophyceae															
<i>Aphanocapsa elachista</i>	46									48	52	93	67	204	117
<i>Chroococcus</i> spp.	113	161	165	162	63	174	374	692	93	122	1.8				
<i>Lyngbya limnetica</i>							1.8						0.9		
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	8.7	15.2	34	1.9		5.7		18	1.4	1.4	0.9		2.3		
<i>Cryptomonas</i> spp.			3.7				3.7	0.9	2.8				2.8		
Haptophyceae															
<i>Chrysochromulina</i> sp.	1.8		3.7			16			1.4						
Crysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>	1.8		10.6	26	7.4			4.6	13	7.7			6.9	22	4.8
<i>Uroglena americana</i>	1114	2961	62			516	18312	31	3.7		6819	4740	106	24	23
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>	2.3		0.9								2.3	0.9			
<i>Asterionella formosa</i>	12	28	32	26	37	3.8	59	75	18	12	29	27	58	13	21
<i>Cyclotella</i> sp.	1.4			4.3			2.8				1.8	0.9		1.4	
<i>Cymbella minuta</i>								0.9							
<i>Fragilaria capucina</i>	6.4	8.3	10	13	0.9	0.9	37	23	1.8	1.4	6.0	8.3	2.8	1.4	1.9
<i>Fragilaria tenera</i>	226	236	312	150	65	53	318	427	110	86	213	265	229	152	119
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	112	85	101	55	14	23	171	164	61	52	127	130	113	113	77
<i>Neidium</i> sp.													0.9		
<i>Synedra delicatissima</i>	1.4	1.8	0.9		1.4	1.9	2.8	2.8	0.9		1.8	2.3	0.9	0.9	
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.				0.9	0.9	0.9	3.7	1.4			2.8	5.5	2.3		
Chlorophyceae															
<i>Chlorolobion braunii</i>	3.2	2.3	1.8	1.4	2.8	3.3		0.9							
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>							5.1				7.4	9.2	0.9	0.9	
<i>Gloeocystis gigas</i>							1.8								
<i>Koliella longata</i>	20	25	45	26	19	2.8	26	32	23	21	3.7	4.6	23	22	18
<i>Monoraphidium contortum</i>	2.3	3.2	0.9												
<i>Monoraphidium mirabile</i>	19	30	69	41	22	9.0	43	44	34	20	9.2	17	21	20	24
<i>Mougeotia</i> sp.							0.9								
<i>Oocystis parva</i>								1.8							
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>											1.8				
Ciliates															
Total ciliates	0.1	0.1	0.1	0.1		0.5	0.2	0.6	0.2		1.2	0.2	0.3	0.3	0.1
	98/7/3					98/7/23					98/7/29				
Cyanophyceae															
<i>Aphanocapsa elachista</i>	46		99	83	8.6	3.0	1.7	2.8	56	8.1					8.0
<i>Chroococcus</i> spp.											19	26			
<i>Lyngbya limnetica</i>			4.6							15	0.9			1.9	
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	3.2	14	19			3.0	15	31	10			27	11		
<i>Cryptomonas</i> spp.	3.2		2.3				6.0	4.6	3.3						
Haptophyceae															
<i>Chrysochromulina</i> sp.			4.1			38	0.9	2.3	5.2						
Crysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>			21	7.1	4.8			1.8	72	3.4			1.8	3.8	
<i>Ochromonas</i> spp.	10	33	7.8	2.4		0.7	0.9					1.6			
<i>Uroglena americana</i>	4.6					62	11								
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>										1.9	0.9	1.4			
<i>Asterionella formosa</i>	11	32	80	33	17	1.4	0.8	57	25	32			150	45	3.2

表1 続き (2)

	Depth (m)														
	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100
	98/7/3 (続き)					98/7/23 (続き)					98/7/29 (続き)				
<i>Cyclotella</i> sp.								14			0.9		0.9		
<i>Cymbella tumida</i>									0.9						
<i>Fragilaria capucina</i>	1.4	0.9	6.0	2.4	1.0			1.4	0.9	6.2	1.4	1.2	1.8		0.8
<i>Fragilaria tenera</i>	67	131	363	118	80	12	8.1	33	208	112	13	21	34	92	16
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	40	64	125	54	41	5.1	2.6	29	31	45	11	11	18	23	4.8
<i>Synedra delicatissima</i>		1.8	1.4	0.9	0.7					1.4	0.6	0.9		1.4	
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	2.3	1.8				5.8	11	4.6	0.9		2.6	15			
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas</i> sp.		0.9						1.4							
<i>Chlorobion braunii</i>											2.1	1.8			
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>			1.4					1.4							
<i>Franceia ovalis</i>								2.3							
<i>Gloecystis ampla</i>								0.6			4.9	0.9			
<i>Gloecystis planktonica</i>											15	19			
<i>Koliella longata</i>	0.9		14	11	11			13	37	18			8.3	8.1	4.6
<i>Monoraphidium mirabile</i>	3.7	5.5	12	12	11			5.1	18	31		0.9	7.4	3.8	7.0
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>			0.9	0.9											
Ciliates															
Total ciliates	2.9	0.4	0.2	0.1		3.9	7.8	1.5	0.6	0.1	1.0	0.7	4.8	0.6	
	98/8/11					98/8/26					98/9/10				
Cyanophyceae															
<i>Aphanocapsa elachista</i>						3.1		41	57	38			46	4.7	
<i>Chroococcus</i> spp.	7.4	2.3													
<i>Lyngbya limnetica</i>					5.8				0.9	5.3	1.4	0.6			1.2
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.					1.0								0.7		
<i>Cryptomonas</i> spp.		0.9	3.5					2.5				0.6	2.1		
Haptophyceae															
<i>Chrysochromulina</i> sp.	1.4	0.9						0.7							
Crysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>			2.3	32				1.8	81				13	23	3.6
<i>Uroglena americana</i>	63	3.2													
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>						1.8	0.9			1.9	3.7	1.0		0.7	
<i>Amphora olivaceum</i>												0.6			
<i>Asterionella formosa</i>			29	72	37	0.6	0.6	63	117	128	1.2	0.8	39	78	39
<i>Cyclotella</i> sp.		2.8				2.5	4.8	14	5.2	1.4		12	3.5	3.8	15
<i>Fragilaria capucina</i>	1.8	0.9	1.4	11	2.4			1.8	1.9	7.2		1.3			1.9
<i>Fragilaria tenera</i>	4.6		19	88	79	3.5	2.9	24	90	199	3.0	2.5	12	40	57
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	4.6	1.4	12	13	15	5.8	8.3	5.8	25	56	26	10	30	14	32
<i>Nitzschia</i> spp.										1.9	0.7				0.7
<i>Rhizosolenia</i> sp.								1.2			40				
<i>Synedra delicatissima</i>			1.4	1.0		1.1		0.7		2.4	0.9	1.2		0.7	0.7
<i>Tabellaria fenestrata</i>															0.7
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	6.0		1.4	0.9		1.7	1.2				10	5.5	0.7		
<i>Peridinium inconspicuum</i>						1.8	0.9				10	0.7			
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas</i> sp.												0.8			
<i>Crucigenia tetrapedia</i>											3.7				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>		0.9	0.7			0.6	1.8		0.9		5.1	1.4			
<i>Gloecystis ampla</i>	34	9.2				1.2	2.3					1.8	1.6		
<i>Gloecystis planktonica</i>						2467	2139		5.2		2513	2439	38		
<i>Koliella longata</i>			5.5	4.3	2.4				15	4.8				1.7	
<i>Monoraphidium contortum</i>								1.2							
<i>Monoraphidium mirabile</i>			4.1	3.8	7.2				7.6	8.6	0.7		3.2	3.1	2.6
<i>Nephrocystium agardhianii</i>						0.6	1.2					0.7	0.9		
<i>Oocystis parva</i>														0.9	
<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>	202	153				1.5	1.1	7.8				0.6	2.8		
Ciliates															
Total ciliates	1.2	0.8	1.5	0.2	0.1	4.6	7.2	0.5	0.3		4.4	1.9	0.2		
	98/9/29					98/10/12					98/10/27				
Cyanophyceae															
<i>Aphanocapsa elachista</i>					13				9.5	7.7	16			21	
<i>Chroococcus</i> spp.	2.3	5.1	2.3	8.1	6.2			1.8	25	16		0.7		1.9	10
<i>Lyngbya limnetica</i>					1.9										

表1 続き (3)

	Depth (m)														
	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100
	98/9/29 (続き)					98/10/12 (続き)					98/10/27 (続き)				
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	2.1	12	14			34	56	26			5.5	8.3	2.3		
<i>Cryptomonas</i> spp.			3.7			1.2	2.1	2.3			5.5	4.8	2.8		
Haptophyceae															
<i>Chrysochromulina</i> sp.						1.1		2.1							
Crysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>			13	41	12	0.9		32	73				43	29	3.8
<i>Ochromonas</i> spp.											0.9				
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>	0.9							0.9					1.8		
<i>Amphora olivaceum</i>													0.9		
<i>Asterionella formosa</i>		1.8	14	86	71			3.9	55	224	3.7	0.7	12	21	180
<i>Cyclotella</i> sp.	1.8	3.7	15	1.9		3.2	3.2	13	5.7	1.9	13	6.0	14	2.1	4.8
<i>Cymbella tumida</i>													0.9		
<i>Eunotia</i> sp.													0.9		
<i>Fragilaria capucina</i>	0.9	2.8	1.8	1.4	1.0			8.1	1.9	16	1.6	1.8	14	2.1	9.1
<i>Fragilaria tenera</i>	3.0	6.4	10	52	11	2.3	0.9	9.0	45	546	3.2	1.4	27	26	284
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	11	32	32	30	93	4.6	5.8	15	18.0	70	49	28	58	31	100
<i>Melosira varians</i>														0.9	
<i>Synedra delicatissima</i>	0.7	0.9	2.3	0.9				1.6		1.4	1.2		1.4		3.8
<i>Surirella</i> sp.												1.6			
Dinophyceae															
<i>Ceratium</i> sp.	0.7					0.6	1.4					0.9			
<i>Gymnodinium</i> sp.	1.6	6.0				4.1	3.2				1.4	0.7			
<i>Peridinium inconspicuum</i>	2.8	1.4					0.7						0.9		
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas</i> sp.							1.8								
<i>Chlorolobion braunii</i>											2.3				
<i>Elakathrix gelatinosa</i>							3.5				1.4	2.1			
<i>Gloeocystis ampla</i>	0.9					0.6	1.8								
<i>Gloeocystis planktonica</i>	1055	1148	45	12	2.4	0.6	0.7	2.1	2.8	1.4	51	27			
<i>Koliella longata</i>				7.1	5.8			1.4	13	14				2.1	2.4
<i>Monoraphidium mirabile</i>			1.8	5.2	6.7			3.7	29	19			5.1	4.5	3.8
<i>Nephrocytium agardhianii</i>	0.9	1.8													
<i>Nephrocytium lunatum</i>		3.7													
<i>Oocystis parva</i>						1.2	2.8					1.4			
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1.4	1.4				0.8	3.7				1.4	1.8			
<i>Tetraedron minimum</i>	5.8	2.8				3.2	4.4				0.9				
Ciliates															
Total ciliates	1.1	0.7	0.2			1.2	4.0			0.2	1.0	1.1	0.2		0.2
	99/5/11					99/5/27					99/6/23				
Cyanobacteria															
<i>Chroococcus</i> spp.	210	58	38	54	49	135	30	196	44	44	51	77.8	23	9.8	6.4
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.		11	6.4	7.4	2.9	3.4	6.9	11	10	5.4	2.0	0.5	13	2.5	1.0
<i>Cryptomonas</i> spp.	4.9		7.8	8.3	4.9		4.9	7.4	23	12	2.0	12	36	17	0.5
Chrysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>	8.8	8.3	14	17	14	1.5	2.4	4.4	5.4	4.9		0.5	1.0	4.9	1.0
<i>Chrysochromulina</i> sp.	1.0	1.0	3.9	4.9	1.0	1.5	0.5	1.0	1.5	1.0	5.4	3.4			
<i>Ochromonas</i> spp.							1.0	0.5			7.8	0.5	1.0		
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>		2.0							0.5	0.5	0.5				
<i>Amphora olivaceum</i>	1.0				0.5							0.5			
<i>Asterionella formosa</i>	437	439	406	358	398	79	160	134	159	209		10	20	37	39
<i>Cyclotella</i> sp.	0.5												0.5	1.0	0.5
<i>Cymbella ehrenbergii</i>												0.5			
<i>Cymbella minuta</i>				0.5			0.5		0.5		1.0				
<i>Diatoma mesodon</i>	0.5														
<i>Fragilaria capucina</i>	5.4	3.4	8.3	3.9	2.0	8.3	8.3	8.8	2.0	3.9	5.9	13	8.8	6.4	4.4
<i>Fragilaria tenera</i>	130	150	148	152	169	103	135	171	136	141	282	328	486	95	56
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	114	127	132	133	122	96	135	116	118	118	38	120	79	68	60
<i>Gomphonema olivaceum</i>		0.5	0.5			1.0				0.5					0.5
<i>Navicula</i> spp.								0.5	0.5		0.5	1.5			
<i>Rhopalodia gibba</i>								0.5				1.0			
<i>Synedra berlinensis</i>	3.4		3.9	2.9											
<i>Synedra delicatissima</i>	1.5	4.4	0.5	1.5	2.5	7.3	3.9	6.4	3.4	4.9	2.4	17	39	16	4.9
<i>Synedra ulna</i>						5.4	2.4	4.9	3.9	2.0			0.5		0.5

表1 続き (4)

	Depth (m)														
	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100
	99/5/11 (続き)					99/5/27 (続き)					99/6/23 (続き)				
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	20	15	12	6.9	6.9	10	9.3	10	7.4	6.4	50	15	31	10	4.9
<i>Peridinium inconspicuum</i>											0.5				
<i>Peridinium</i> spp.	29	35	22	24	19	18	18	24	30	19	6.4	3.4	2.9	15	9.3
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas spherical</i>		0.5									2.4	0.5			
<i>Cosmarium</i> spp.	1.5	1.0			0.5	1.0	2.0	2.0	0.5		2.4	6.9	2.0		
<i>Crucigenia saguei</i>										7.9					
<i>Crucigenia tetrapedia</i>											3.9				
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	2.9	2.0	1.5		1.5	2.0		6.4	2.5		19	67			
<i>Koliella longata</i>	12	16	10	7.4	6.4	56	62	77	26	23	11	15	32	20	7.4
<i>Monoraphidium contortum</i>	1.0	11	4.9	7.4	19	40	53	58	30	20	4.4	16	29	24	7.9
<i>Monoraphidium mirabile</i>	35		42	21	20	84	100	92	60	45	21		11	20	12
<i>Mougeotia</i> sp.	0.5	38								1.5					
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	72	64	76	55	49	2.4	0.5	1.0	0.5	4.9	1.5	0.5		0.5	
Ciliates															
<i>Askenasia</i> sp.	0.1			0.1						0.1					
<i>Lacrymania</i> sp.											0.1				
<i>Paradileptus</i> sp.													0.1		
<i>Strobilidium</i> sp.	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1						0.3	0.2			
<i>Tintinnidium</i> sp.	0.5	0.2	0.8	1.7	0.7		0.2	0.3	0.2	0.2					
Ciliate others	0.7	0.7	0.7	0.7	0.6	0.5	0.6	0.9	0.6	0.4	0.3	1.3	0.9	0.5	0.1
	99/7/7					99/8/25					99/9/8				
Cyanobacteria															
<i>Chroococcus</i> spp.	4.9	21	2.5	44		24	30	7.4	24		23	1.0	6.9	30	5.9
<i>Lyngbya limnetica</i>											3.9	1.0			
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	1.0	2.9	0.5		2.5	0.5	2.4	0.5	1.0						
<i>Cryptomonas</i> spp.	5.9	15	5.4	10	0.5	24	47	24	5.9	1.0	35	50	11	6.4	0.5
Chrysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>			5.4			0.5	1.5	15	2.9	2.5		0.5	1.5	2.9	1.0
<i>Chrysochromulina</i> sp.				6.4		0.5	1.0				0.5		0.5		
<i>Ochromonas</i> spp.	1.5	0.5					9.3	2.0			0.5	1.0			
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>	1.0		0.5			0.5	0.5				1.0	1.0			
<i>Amphora olivaceum</i>											1.5				
<i>Asterionella formosa</i>		0.5	18	18	22	1.0		21	7.9	69			3.9	4.9	12
<i>Cyclotella</i> sp.							4.9	1.5			1.5	0.5	0.5		
<i>Cymbella ehrenbergii</i>	1.0			0.5											
<i>Cymbella minuta</i>				1.0	1.0	0.5	0.5		0.5	0.5					
<i>Diatoma mesodon</i>											0.5	1.0			
<i>Fragilaria capucina</i>	9.3	15	5.9	12	2.5	2.0	1.5	1.5	4.9	6.9	6.9	10	4.4	2.0	5.9
<i>Fragilaria tenera</i>	243	567	619	113	52	2.9	2.0	40	208	261	9.3	9.3	184	210	76
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	63	91	63	89	27	20	38	11	28	40	11	50	37	34	26
<i>Gomphonema olivaceum</i>	0.5		0.5									0.5			
<i>Navicula</i> spp.			0.5			1.0	0.5				0.5			0.5	0.5
<i>Rhopalodia gibba</i>	0.5			0.5			1.0			0.5					
<i>Synedra delicatissima</i>	1.0	1.5	75	37	3.9	0.5	0.5	1.0	40	31		2.0	30	40	13
<i>Synedra ulna</i>	0.5		0.5	1.0		0.5									
<i>Surirella</i> spp.	0.5			0.5											
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	7.3	31	3.9	4.9	1.5	3.4	2.9		1.0	0.5	1.5	5.4		2.9	0.5
<i>Peridinium elpatiewskyi</i>						1.0					1.5	0.5		0.5	
<i>Peridinium inconspicuum</i>			0.5			23	7.3	0.5			14	14	1.5	0.5	
<i>Peridinium</i> spp.	4.9	13	4.9	10	3.4	1.5	0.5	4.4	2.0	2.0	1.5	1.5	1.0	0.5	1.5
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas spherical</i>		0.5							0.5						
<i>Cosmarium</i> spp.	0.5	3.4	2.0	0.5					1.0		0.5			2.0	
<i>Elakatothrix gelatinosa</i>						1.0									
<i>Koliella longata</i>	2.4	3.4	10	12	2.9			15	8.8	4.4			3.4	4.9	3.4
<i>Monoraphidium contortum</i>		0.5	9.3	11	10			5.9	7.9	4.4			6.4	3.4	6.9
<i>Monoraphidium mirabile</i>	2.4	2.0	4.4	11	3.4			2.5	2.9	3.4	0.5	0.5	7.4	6.4	2.9
<i>Mougeotia</i> sp.						1.0									
<i>Oocystis parva</i>						0.5	0.5				5.9	8.8		0.5	0.5
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	1.5	12	3.9		0.5	0.5	2.9		0.5	1.0		0.5	0.5	1.0	
Ciliates															
<i>Actinosphaerium</i> sp.											0.1	0.1			

表1 続き (5)

	Depth (m)														
	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100	5	15	30	50	100
	99/7/7 (続き)					99/8/25 (続き)					99/9/8 (続き)				
<i>Askenasia</i> sp.	0.4	0.1									0.4	0.2		0.1	
<i>Cyclidium</i> sp.					0.1										
<i>Halteria</i> sp.						0.1									
<i>Lacrymania</i> sp.						0.2	0.1								
<i>Strobilidium</i> sp.	0.4					0.2	0.4	0.1							
<i>Strombidium</i> sp.	0.2	0.3										0.2			
<i>Tintinnidium</i> sp.														0.2	
Ciliate others	0.6	0.7	0.4	0.3	0.1	0.2	0.9	1.8	0.3		0.2	0.1	0.4	0.1	0.1
	99/10/12					99/11/10					00/5/9				
Cyanobacteria															
<i>Chroococcus</i> spp.	3.9	3.4		2.0		2.9	2.4	1.0	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Lyngbya limnetica</i>						1.0			n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
Cryptophyceae															
<i>Chroomonas</i> sp.	3.9	6.4	3.4	0.5		21	24	10	n.d.	n.d.	13	25	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cryptomonas</i> spp.	60	66	45	7.4	3.9	48	30	30	n.d.	n.d.		3.4	n.d.	n.d.	n.d.
Chrysophyceae															
<i>Chromulina ovalis</i>		1.0	4.4	3.4	1.0	0.5	0.5	1.0	n.d.	n.d.	19	35	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Chrysochromulina</i> sp.								0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Ochromonas</i> spp.						0.5	1.5		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
Bacillariophyceae															
<i>Achnanthes minutissima</i>	1.0	0.5	1.5		0.5				n.d.	n.d.	0.5		n.d.	n.d.	n.d.
<i>Amphora olivaceum</i>				1.0		0.5	0.5		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Asterionella formosa</i>	1.0	0.5	10	14	26	1.5		14	n.d.	n.d.	61	30	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cyclotella</i> sp.	9.3	15	8.8	1.5		5.9	3.4	3.9	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cymatopleura solea</i>	1.0							0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cymbella minuta</i>	1.0		1.0						n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Fragilaria capucina</i>	1.5	4.4	4.9	4.9	2.9	5.9	2.0	5.4	n.d.	n.d.	5.9	6.9	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Fragilaria tenera</i>	5.9	2.9	26	52	52	1.5	1.0	23	n.d.	n.d.	7.8	26	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	113	82	108	78	39	53	38	118	n.d.	n.d.	2.4	13	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Hantzschia</i> spp.									n.d.	n.d.		1.0	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Melosira varians</i>									n.d.	n.d.		0.5	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Navicula</i> spp.			0.5				0.5	0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Nitzschia palea</i>								1.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Pinnularia ignobilis</i>							1.0		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Rhopalodia gibba</i>	1.0	1.0				0.5		0.5	n.d.	n.d.		0.5	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Synedra acus</i>									n.d.	n.d.	1.5	2.4	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Synedra berolinensis</i>									n.d.	n.d.	8.8	3.4	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Synedra delicatissima</i>	1.0		2.9	3.9	11		0.5	2.0	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Synedra ulna</i>	0.5		0.5		0.5	0.5			n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Surirella</i> spp.								2.0	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
Dinophyceae															
<i>Gymnodinium</i> sp.	12	21	4.4	0.5	1.0	3.9	2.9	1.0	n.d.	n.d.	3.4	2.0	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Peridinium elpatiewskyi</i>	4.9	7.3	3.4	1.0	1.0	1.0	2.0		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Peridinium inconspicuum</i>	2.4	2.9	1.5	1.0				0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Peridinium</i> spp.	4.4	4.9	1.0	0.5	1.5	3.9	1.0	0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
Chlorophyceae															
<i>Chlamydomonas spherical</i>			0.5						n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Chlorobion saxatile</i>									n.d.	n.d.	0.5		n.d.	n.d.	n.d.
<i>Cosmarium</i> spp.			0.5	1.0					n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Koliella longata</i>	0.5	0.5	6.9	5.4	1.0		1.0	3.4	n.d.	n.d.	1.0	2.0	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Monoraphidium contortum</i>				5.9	4.9	1.0		1.5	n.d.	n.d.	5.4	8.8	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Monoraphidium mirabile</i>	1.0		2.0	8.3	2.5	1.0		2.0	n.d.	n.d.	6.9	7.8	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Mougeotia</i> sp.			2.5						n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Nephrocytium agardhianii</i>	13	7.8	1.0			7.8		0.5	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Nephrocytium lunatum</i>									n.d.	n.d.	1.0		n.d.	n.d.	n.d.
<i>Oocystis parva</i>	1.0	2.0					0.5	2.5	n.d.	n.d.	2.4		n.d.	n.d.	n.d.
<i>Sphaerocystis schroeteri</i>	5.4	2.0	0.5		0.5	4.4	5.4	4.9	n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
Ciliates															
<i>Askenasia</i> spp.	0.2	0.2			n.d.	0.3	0.2		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Enchelydium</i> sp.		0.1			n.d.				n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Lacrymania</i> sp.					n.d.		0.1		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Strobilidium</i> sp.					n.d.	0.1	0.1	0.1	n.d.	n.d.		0.1	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Strombidium</i> sp.	0.4	0.9			n.d.		0.1		n.d.	n.d.			n.d.	n.d.	n.d.
<i>Tintinnidium</i> sp.			0.1		n.d.				n.d.	n.d.	0.3	0.8	n.d.	n.d.	n.d.
<i>Volvicella</i> sp.									n.d.	n.d.	0.1	0.1	n.d.	n.d.	n.d.
Ciliate others	0.1	0.1	0.1		n.d.	0.8		0.6	n.d.	n.d.	0.3	0.4	n.d.	n.d.	n.d.

表1 続き (6)

	Depth (m)		5		15		5		15		5		15		5		15	
	005/23																	
Cyanobacteria																		
<i>Chroococcus</i> spp.	14	41	1.5	96	0.7	94			70	15	0.7	8.4	77	5.4				
<i>Gomphosphaeria apomina</i>												15						
Cryptophyceae																		
<i>Chroomonas</i> sp.	37	238		37		17		18	23	1.5	29	12	26					
<i>Cryptomonas</i> spp.		14	0.5	18	0.2	4.9		10	15	2.5	9.3	2.9	3.7					
Chrysophyceae																		
<i>Chromulina ovalis</i>		23	1.0			2.5									0.5	1.0		
<i>Ochromonas</i> spp.				9.2		0.5		1.5										
Bacillariophyceae																		
<i>Achnanthes minutissima</i>			2.5	4.6	1.5													0.2
<i>Amphora olivaceum</i>					0.2													
<i>Asterionella formosa</i>	330	792		1520	0.2	65												0.2
<i>Cocconeis placentura</i>						0.5												0.2
<i>Cyclotella</i> sp.		4.6	1.5	4.6	0.7	0.5					0.2							
<i>Cymbella tumida</i>																		0.2
<i>Epithemia sorex</i>			0.5		0.2				0.5									
<i>Fragilaria capucina</i>	92	101	39	133	8.6	11		1.0	1.0	0.2								2.0
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	289	238	77	302	20	38		2.5	2.9		1.0	0.2	9.1					
<i>Fragilaria tenera</i>	504	380	58	833	13	44												
<i>Gomphonema olivaceum</i>	4.6																	
<i>Hantzschia</i> spp.	9.2	4.6		9.2		0.5												
<i>Navicula</i> spp.								0.5										
<i>Rhopalodia gibba</i>			0.5			0.5									0.2			
<i>Synedra acus</i>	14	14	0.5	55	0.7	3.9					1.0							
Dinophyceae																		
<i>Gymnodinium fuscus</i>									2.5		0.5							1.5
<i>Gymnodinium</i> sp.	32	18	2.5	18	2.2	1.0		0.5	7.4						0.5			
<i>Peridinium elpatiewskyi</i>			0.5		0.2			0.5			3.9				0.2	0.2		
<i>Peridinium inconspicuum</i>								2.9	0.5									
Chlorophyceae																		
<i>Koliella elongata</i>	23	37	1.5	96	0.2	2.9												
<i>Monoraphidium contortum</i>	60	82	0.5	73		2.5												
<i>Monoraphidium mirabile</i>	330	73	1.0	119														
<i>Nephrocystium agardhianii</i>								6.4			3.4	4.9	3.4	2.5				
<i>Nephrocystium lunatum</i>									2.0									
<i>Oocystis parva</i>			1.0		1.0	4.4		0.5	1.0	0.2								
<i>Pandorina morum</i>															3.9			
<i>Tetraedron minimum</i>				9.2	0.2	1.0												
Ciliates																		
<i>Askenasia</i> spp.			0.3		0.2			0.5		0.2								0.9
<i>Cyclidium</i> sp.					0.1													
<i>Didinium</i> sp.			0.7		0.1			0.5		0.9	0.4	0.8	1.1					
<i>Halteria</i> sp.			0.1						0.1	0.8	0.7	0.7	0.1					
<i>Strobilidium</i> sp.										0.3		0.3						
<i>Strombidium</i> sp.	0.1			0.1				1.5	0.3									0.1
<i>Tetrahymena</i> sp.					0.1				0.2	0.4	0.7	0.6	0.5					
<i>Tintinnopsis</i> spp.	1.4	1.1	0.4	0.2	1.1	0.2		6.4	0.4		0.6							
<i>Volvicella</i> sp.		0.1																
Ciliate others	0.2	0.3		0.1		0.8		23	1.8	1.0	0.9	0.6	0.4					

資料

十和田湖における動物プランクトンの計数データ (1999年)

水谷寿

秋田県水産振興センター (〒010-0531 秋田県男鹿市船川港台島字鶴の崎16)

Zooplankton in 1999

Hitoshi MIZUTANI

Akita Prefectural Institute for Fisheries and Fisheries Management, 16 Unosaki, Oga, Akita 010-0531, Japan

本報は、1999年の十和田湖湖心の各水深における動物プランクトンの計数結果である。地点は本報告書の資料集の三上ら (2001, 図1) を参照されたい。

方法

採水はバンドン採水器で行った。計数方法は、中川ら (2000) に従った。単位は全て inds l⁻¹ で示した。

引用文献

中川恵・高村典子・松重一夫 (2000) 霞ヶ浦における水質及びプランクトン群集の季節変動.
 国立環境研究所研究報告 **153**: 173-190.

表1 湖心における動物プランクトンの個体数密度 (inds l⁻¹). 11/10は滝ノ沢沖水深30m地点で採集した。"."は0 inds l⁻¹を示す。

	Depth (m)	99/5/11								99/5/26							
		0	5	10	15	20	30	50	100	0	5	10	15	20	30	50	100
Copepoda																	
<i>Cyclops vicinus</i>	mature	0.1
	copepodid	.	.	.	0.1	0.2	.	.	.
nauplius	1.8	3.3	3.2	1.6	1.3	0.5	1.4	0.6	0.2	.	15	6.6	2.7	1.8	0.7	3.4	
Cladocera																	
<i>Bosmina longirostris</i>	mature	0.2	0.4	3.9	3.8	2.4	1.2	0.9	.	0.3	.	1.4	8.6	3.0	0.5	.	0.5
	eggs	.	.	4.0	2.3	2.5	1.9	0.8	.	0.1	.	.	4.1	0.6	0.3	.	0.3
Eurotorea																	
<i>Brachionus urceolaris</i>	0.1	0.1	0.1	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	.	.	0.1	.	0.1	0.2	0.1	0.7	
<i>Filinia terminalis</i>	0.1	0.4	1.0	4.2	0.1	.	.	0.6	
<i>Keratella cochlearis</i>	33	30	54	81	75	58	43	6	5.1	5.7	129	191	124	99	17	3.6	
<i>Keratella quadrata</i>	.	.	0.1	.	.	0.1	0.2	.	0.1	.	0.1	.	
<i>Notholca acuminata</i>	0	
<i>Polyarthra vulgaris</i>	19	38	66	62	62	45	24	0.3	.	0.8	20	29	32	28	.	0.4	
others	20	74	128	134	69	90	44	12	1.3	4.0	30	28	35	20	7.3	4.5	

表1 続き (1)

		Depth (m)	0	5	10	15	20	30	50	100	0	5	10	15	20	30	50	100	
		99/6/23									99/7/5								
Copepoda																			
<i>Acanthodiptomus pacificus</i>	mature		0.3	0.3								0.5	0.1	0.1	0.1				
	copepodid											0.6	0.2	0.1					
<i>Cyclops vicinus</i>	mature								0.1										
	copepodid								0.1	0.1								0.1	
	nauplius		0.2	0.1	0.1						0.4			0.2	0.1			22	
Cladocera																			
<i>Bosmina longirostris</i>	mature	0.2	2.0	14	2.6	0.6	0.3	0.1	3.3		1.2	78	81	45	21	2.0	0.6	0.3	
	eggs		0.4	5.9	2.2	0.3						19	34	15	5.6	1.0			
Eurotorea									0.1	0.8									
<i>Brachionus urceolaris</i>									13	4.4				0.1	0.3	0.2	0.9		
<i>Filinia terminalis</i>					0.4	1.0													
<i>Keratella cochlearis</i>		4.3	1.5	11	490	194	108	145	4.1		0.8	0.2	4.0	116	149	110	22	14	
<i>Keratella quadrata</i>				0.1					0.1			0.4						0.1	
<i>Polyarthra vulgaris</i>		4.6	4.8	13	1.5	2.4	1.0	130	2.7		16	5.2	3.4	2.7	2.3	7.2	26	1.7	
others		1.2	0.9	1.4	0.2	0.2	0.1	0.3	0.5		33	19	8.4	1.5	0.7	0.3	2.1	2.1	
		99/8/25									99/9/6								
Copepoda																			
<i>Acanthodiptomus pacificus</i>	mature			0.3									0.1						
	copepodid			0.1															
<i>Cyclops vicinus</i>	mature												0.1						
	copepodid		0.2	0.2		0.1	0.1		0.1		0.2		0.1	0.2	0.2		0.2		
	nauplius	1.3	0.1	0.4	0.3	0.1		0.1	15				0.1	0.3	0.4	0.5		1.1	
Cladocera																			
<i>Bosmina longirostris</i>	mature	1.7	5.0	22	71	23	6.7	1.0	1.2		0.2	2.1	31	63	6.2	0.5	0.7	0.8	
	eggs			1.0	10	1.4	0.2	0.1	0.2				2.9	8.1	0.4				
Eurotorea																			
<i>Filinia terminalis</i>		0.6			29	73	85	3.9	1.3					2.4	14	2.4	0.1		
<i>Keratella cochlearis</i>		0.1	0.1	0.2	3.6	132	48	3.6	13		0.2			58	104	18	3.7	1.4	
<i>Keratella quadrata</i>		0.1			0.5	0.8	0.1							0.4	1.3	0.1			
<i>Polyarthra vulgaris</i>		307	399	386	372	233	56	12	17		222	516	430	205	132	22	18	11	
others		0.4	0.4	3.7	2.1	6.9	2.3	2.0	1.2		0.2	0.2	0.2	9.2	22	8.1	1.3	0.2	
		99/10/20									99/11/10								
Copepoda																			
<i>Acanthodiptomus pacificus</i>	copepodid												0.1					n.d	
<i>Cyclops vicinus</i>	mature			0.1				0.1	0.1						0.1	0.1		n.d	
	copepodid	0.1		0.1	0.1		0.5		0.1		0.4	0.3	0.4	0.1	0.3	0.4		n.d	
	nauplius	0.1	0.7	1.1	0.4	0.7	1.1	0.3	2.1		0.3	0.2	0.6	0.7	0.2	0.4		n.d	
Cladocera																			
<i>Daphnia longispina</i>	mature				0.3	0.1									0.1			n.d	
	eggs				0.2													n.d	
<i>Bosmina longirostris</i>	mature	11	1.6	143	61	16	2.6	0.1	0.3		31	40	45	71	42	7.4		n.d	
	eggs	1.3	0.2	35	14	2.4					1.2	1.2	8.1	6.9	6.6	0.5		n.d	
Eurotorea								0.1	0.1		0.3	0.1	0.1	0.3	0.1	0.3		n.d	
<i>Filinia terminalis</i>								0.1	0.1		0.3	0.1	0.1	0.3	0.1	0.3		n.d	
<i>Keratella cochlearis</i>		12	34	38	51	64	72	2.4	2.6		36	39	41	47	49	59		n.d	
<i>Keratella quadrata</i>		8.9	26	36	47	35	33	2.0	0.2		33	37	37	37	36	26		n.d	
<i>Polyarthra vulgaris</i>		12	40	80	63	52	192	56	0.2		31	27	42	38	32	73		n.d	
others		1.0	0.9	2.1	1.3	0.5	4.1	0.5	0.2		0.3	0.5	0.4	0.4	0.1	0.3		n.d	

資料

十和田湖沿岸の底生動物データ (1998-1999年)

加藤秀男¹・上野隆平¹・大高明史²

¹ 国立環境研究所 (〒305-0053 つくば市小野川16-2)、

² 弘前大学教育学部 (〒036-8560 弘前市文京町1)

Zoobenthos in the littoral zone of Lake Towada during 1998 - 1999

Hideo KATO¹, Ryuhei UENO¹ and Akifumi OHTAKA²

¹National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, 305-0053, Japan and

²Faculty of Education, Hirosaki University, Hirosaki 036-8560, Japan

本報は、1998年から1999年までの、十和田沿岸域(和井内と鉛山)の各地点に出現した底生動物のデータである。表1は密度(ind./m²)、表2は現存量(mg/m²)の平均値、表3はサブサンプルより求めた貧毛類の種レベルの出現状況である。調査地点と方法は本報告書の加藤ら(2001)を参照されたい。

表1 和井内・鉛山沿岸域における底生動物の平均密度(ind./m²)。貧毛類とユスリカ科の密度はサブサンプルの比率より求めた。
 “. ”は0ind./m²を、“n.d.”はno dataを、“-”は未同定を示す。

	Wainai						Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150
26 Feb 98													
Lymnaeidae gen. sp.	.	.	15	.	n.d.	.	n.d.	.	.	30	.	.	n.d.
Pisidium sp.	.	30	59	.	n.d.	44	n.d.	89	n.d.
Oligochaeta total	59	1822	1333	1526	n.d.	1081	n.d.	144	3481	7985	3719	3378	n.d.
Tubificidae gen. spp.	59	1822	1333	31	n.d.	1081	n.d.	144	3481	7985	3719	3378	n.d.
Ecdyomurus yoshidae	933	.	.	.	n.d.	.	n.d.	27	n.d.
Baetis sp.	30	.	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.
Caenis sp.	148	30	15	.	n.d.	.	n.d.	101	.	148	.	.	n.d.
Ephemera orientalis	15	74	193	.	n.d.	.	n.d.	.	163	74	.	.	n.d.
Nemoura sp.	1748	15	15	.	n.d.	.	n.d.	21	.	30	.	.	n.d.
Capniidae gen. sp.	2104	.	.	.	n.d.	.	n.d.	21	n.d.
Polycentropodidae gen. sp.	15	.	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.
Goera japonica	444	.	.	.	n.d.	.	n.d.	21	n.d.
Apatania aberrans	222	.	.	.	n.d.	.	n.d.	69	15	.	.	.	n.d.
Molanna moesta	.	.	30	.	n.d.	.	n.d.	n.d.
Oecetis sp.	n.d.	.	n.d.	.	.	44	.	.	n.d.
Ceraclea complicata	533	.	.	.	n.d.	.	n.d.	107	.	15	.	.	n.d.
Mystacides azurea	.	44	30	.	n.d.	.	n.d.	.	.	74	.	.	n.d.
Antocha sp.	n.d.	.	n.d.	5.3	n.d.
Chironimidae-total	7081	1778	1911	1719	n.d.	474	n.d.	1061	3778	7852	2904	267	n.d.
Procladius sp.	-	-	-	-	n.d.	59	n.d.	-	-	-	-	44	n.d.
Stictochironomus sp.	-	-	-	-	n.d.	222	n.d.	-	-	-	-	104	n.d.
Tanytarsini gen. spp.	-	-	-	-	n.d.	193	n.d.	-	-	-	-	119	n.d.

表1 続き (1)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
12 May 98														
<i>Dugesia</i> spp.
Lymnaeidae gen. sp.	11	.	.	
<i>Pisidium</i> sp.	.	11	15	.	11	.	244	111	22	
Oligochaeta total	32	611	1407	678	511	770	200	48	2148	878	3478	4511	222	
Enchytraeidae gen. sp(p).	4	
Naididae gen. spp.	16	
Tubificidae gen. spp.	16	611	1407	678	511	770	200	44	2148	878	3478	4511	222	
<i>Eogammarus kygi</i>	89	11	.	89	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	8	
<i>Caenis</i> sp.	.	11	15	22	.	.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	200	252	222	111	.	.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	12	
<i>Protohermes grandis</i>	.	.	.	11	
<i>Goera japonica</i>	28	
<i>Apatania aberrans</i>	40	4	
<i>Molanna moesta</i>	.	22	11	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	108	
<i>Mystacides azurea</i>	4	
Chironimidae-total	444	1989	3496	1311	822	163	400	140	3526	1544	1100	333	378	
<i>Procladius</i> sp.	51	31	1159	620	297	65	.	13	292	619	230	78	19	
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	79	105	67	.	.	.	16	.	22	.	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	6	1130	154	105	253	65	.	2.3	1562	320	310	230	.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	.	170	180	67	.	.	.	273	10	212	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	52	41	26	14	.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	54	16	
Tanytarsini gen. spp.	9.1	563	1918	300	128	17	400	41	1044	217	198	.	359	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	10	.	.	.	137	106	71	.	.	
Orthoclaadiinae gen. spp.	378	125	16	76	25	209	44	.	.	
Chironomidae others	17	.	8.1	.	.	.	25	.	
Chironomidae (pupa)	.	33	121	37	.	.	.	
7 Jul 98														
<i>Pisidium</i> sp.	.	33	11	.	15	.	207	89	15	
Oligochaeta total	112	978	700	1126	1837	244	119	272	1244	385	3378	2563	44	
Naididae gen. spp.	92	
Tubificidae gen. spp.	20	978	700	1126	1837	244	119	272	1244	385	3378	2563	44	
<i>Eogammarus kygi</i>	8	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	20	
<i>Caenis</i> sp.	52	.	11	.	15	.	.	8	.	15	.	.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	22	133	12	193	104	33	.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	.	.	.	15	15	
<i>Goera japonica</i>	12	
<i>Apatania aberrans</i>	124	
<i>Molanna moesta</i>	15	.	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	12	
<i>Mystacides azurea</i>	
Chironimidae-total	1380	856	644	904	1141	178	207	1012	696	430	778	385	148	
<i>Procladius</i> sp.	50	24	546	762	839	69	123	11	268	197	398	200	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	440	524	74	33	206	98	69	916	242	17	331	185	15	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	4.5	65	.	62	64	.	.	11	.	139	.	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	11	.	16	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	99	18	
Tanytarsini gen. spp.	61	54	.	30	32	11	15	14	18	.	11	.	121	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	12	29	115	28	13	.	12	
Orthoclaadiinae gen. spp.	703	65	25	20	18	49	25	.	.	
Chironomidae others	4.5	11	17	
Chironomidae (pupa)	117	
25 Aug 98														
Lymnaeidae gen. sp.	8	
<i>Pisidium</i> sp.	.	144	.	.	.	67	119	.	.	30	.	133	15	
Oligochaeta total	4	278	300	411	1389	1778	385	244	770	607	1122	3211	.	
Tubificidae gen. spp.	4	278	300	411	1389	1778	385	244	770	607	1122	3211	.	
<i>Eogammarus kygi</i>	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	44	192	
<i>Caenis</i> sp.	68	.	.	.	11	11	.	36	.	15	.	.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	492	233	22	.	11	.	.	260	15	15	.	.	.	
<i>Macromia amphigena amphigena</i>	4	

表1 続き (2)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
25 Aug 98 (続き)														
<i>Nemoura</i> sp.	388	11	32	
<i>Micrasema hanasensis</i>	4	
<i>Goera japonica</i>	692	
<i>Apatania aberrans</i>	244	64	
<i>Molanna moesta</i>	.	22	40	44	15	.	.	.	
<i>Oecetis</i> sp.	28	.	11	4	
<i>Ceraclea complicata</i>	1368	412	
<i>Mystacides azurea</i>	4	11	36	.	15	.	.	.	
<i>Antocha</i> sp.	11	.	
Chironimidae-total	2320	1311	33	311	1022	333	326	11660	1763	326	167	156	44	
<i>Procladius</i> sp.	604	315	11	258	580	99	183	4222	412	30	71	11	15	
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	.	22	11	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	122	177	.	11	297	220	109	1750	124	227	62	100	.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	16	.	.	.	30	.	.	752	11	36	.	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	.	11	19	.	.	.	190	
<i>Fissimentum</i> sp.	6.5	90	.	.	26	.	.	367	
Tanytarsini gen. spp.	1290	701	.	.	37	14	35	4280	1148	.	11	33	30	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	11	.	45	.	.	99	.	19	22	.	.	
Orthocladiinae gen. spp.	238	12	39	
Chironomidae (pupa)	44	15	.	.	7.4	.	.	.	28	15	.	.	.	
29 Oct 98														
<i>Dugesia</i> spp.	4	
<i>Pisidium</i> sp.	.	74	.	.	.	89	556	163	
Oligochaeta total	8	681	422	1022	948	1422	3267	60	1481	252	1033	2207	59	
Tubificidae gen. spp.	8	681	422	1022	948	1422	3267	60	1481	252	1033	2207	59	
<i>Eogammarus kygi</i>	4	22	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	12	
<i>Baetis</i> sp.	.	15	
<i>Caenis</i> sp.	48	44	4	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	281	11	11	30	
<i>Nemoura</i> sp.	24	15	4	
Capniidae gen. sp.	4	
Sialidae gen. sp.	
<i>Goera japonica</i>	84	
<i>Apatania aberrans</i>	4	
<i>Oecetis</i> sp.	.	.	.	11	15	.	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	136	20	
<i>Mystacides azurea</i>	.	15	11	15	11	.	.	
Chironimidae-total	328	2844	22	1889	1319	889	3333	96	741	148	567	207	370	
<i>Procladius</i> sp.	97	830	19	1264	760	469	421	4	22	27	335	89	19	
<i>Chironomus</i> spp.	184	11	.	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	14	88	.	134	294	349	388	.	136	68	117	59	19	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	102	.	62	49	.	.	14	.	9.9	33	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	125	40	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	107	132	9.9	.	.	.	
Tanytarsini gen. spp.	4.8	1573	.	418	.	12	2455	41	394	34	58	30	332	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	32	60	69	.	.	.	12	.	.	
Orthocladiinae gen. spp.	149	20	31	
Chironomidae others	30	.	
Chironomidae (pupa)	63	.	3.7	12	.	.	.	6.7	18	
4 Dec 98														
<i>Dugesia</i> spp.	5.3	
<i>Pisidium</i> sp.	44	111	.	.	.	22	44	111	
Oligochaeta total	27	89	400	311	622	1067	378	85	1289	356	1489	2889	978	
Naididae gen. spp.	27	
Tubificidae gen. spp.	.	89	400	311	622	1067	378	85	1289	356	1489	2889	978	
<i>Eogammarus kygi</i>	11	16	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	37	
<i>Baetis</i> sp.	5.3	
<i>Pseudocloeon japonica</i>	5.3	
<i>Caenis</i> sp.	43	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	44	44	22	
<i>Nemoura</i> sp.	59	22	.	22	.	.	.	16	
Capniidae gen. sp.	203	
<i>Goera japonica</i>	128	
<i>Apatania aberrans</i>	64	21	

表1 続き (3)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
4 Dec 98 (続き)														
<i>Molanna moesta</i>	.	.	44	
<i>Oecetis</i> sp.	22	.	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	107	
Chironimidae-total	763	1111	133	1422	2667	889	111	21	3556	756	511	689	356	
<i>Procladius</i> sp.	181	84	133	886	1731	317	.	.	130	133	339	318	16	
<i>Chironomus</i> spp.	23	.	.	.	22	
<i>Stictochironomus</i> sp.	7.7	320	.	139	293	571	44	5.3	901	444	97	229	89	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	280	.	.	23	.	.	.	186	67	25	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	.	.	23	22	22	.	.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	62	208	44	.	.	.	
Tanytarsini gen. spp.	25	284	.	374	546	.	67	16	1829	44	25	.	242	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	80	.	.	50	.	.	.	127	.	25	142	8.1	
Orthocladiinae gen. spp.	549	130	
2 Mar 99														
<i>Dugesia</i> spp.	5.3	
Lymnaeidae gen. sp.	.	.	15	15	.	.	
<i>Pisidium</i> sp.	21	30	59	.	30	44	15	311	
Oligochaeta total	5.3	4711	1437	1837	1926	1719	193	11	2815	1289	4519	2563	385	
Naididae gen. spp.	5	
Tubificidae gen. spp.	.	4711	1437	1837	1926	1719	193	11	2815	1289	4519	2563	385	
<i>Eogammarus kygi</i>	5.3	5.3	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	27	15	.	.	.	
<i>Caenis</i> sp.	.	15	30	
<i>Ephemera orientalis</i>	80	148	133	.	15	15	.	.	89	15	.	.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	117	15	
Capniidae gen. sp.	688	15	
<i>Rhyacophila</i> sp.	5.3	
<i>Glossosoma</i> sp.	11	
<i>Goera japonica</i>	16	
<i>Apatania aberrans</i>	123	15	
<i>Gumaga okinawaensis</i>	27	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	30	30	15	.	15	.	
<i>Oecetis</i> sp.	15	.	.	.	15	15	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	91	.	.	15	
<i>Mystacides azurea</i>	.	.	30	15	30	30	15	.	
Chironimidae-total	288	3333	1111	2163	1837	667	163	21	2681	5985	830	578	163	
<i>Procladius</i> sp.	53	154	560	1527	1360	422	-	.	97	1933	342	258	74	
<i>Stictochironomus</i> sp.	24	684	.	126	164	156	-	.	383	3099	416	190	.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	805	75	47	127	-	-	.	296	299	16	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	100	48	.	.	-	-	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	19	61	.	.	-	-	.	83	
Tanytarsini gen. spp.	12	387	104	431	138	59	-	15	997	507	22	.	89	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	19	30	-	.	337	.	33	130	.	
Orthocladiinae gen. spp.	199	1185	264	31	30	.	-	6.4	488	148	.	.	.	
24 Jun 99														
<i>Pisidium</i> sp.	4	30	n.d.	n.d.	44	n.d.	n.d.	.	.	.	237	n.d.	30	
Oligochaeta total	112	800	n.d.	n.d.	2119	n.d.	n.d.	52	2207	533	1407	n.d.	3407	
Enchytraeidae gen. sp(p).	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	4	.	.	.	n.d.	.	
Naididae gen. spp.	108	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	40	.	.	.	n.d.	.	
Tubificidae gen. spp.	4	800	n.d.	n.d.	2119	n.d.	n.d.	8	2207	533	1407	n.d.	3407	
<i>Eogammarus kygi</i>	4	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	124	.	15	.	n.d.	.	
<i>Caenis</i> sp.	4	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	30	.	n.d.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	104	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	44	.	.	n.d.	.	
Capniidae gen. sp.	4	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
Sialidae gen. sp.	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	15	.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	28	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	60	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	4	15	15	.	n.d.	.	
<i>Oecetis</i> sp.	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	15	.	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	24	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Mystacides azurea</i>	.	15	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	30	.	n.d.	.	
Chironimidae-total	1272	978	n.d.	n.d.	548	n.d.	n.d.	28	296	1867	993	n.d.	2222	
<i>Procladius</i> sp.	28	561	n.d.	n.d.	323	n.d.	n.d.	.	15	778	639	n.d.	965	
<i>Stictochironomus</i> sp.	74	91	n.d.	n.d.	165	n.d.	n.d.	8	70	933	271	n.d.	446	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	127	n.d.	n.d.	60	n.d.	n.d.	.	16	52	51	n.d.	207	
<i>Fissimentum</i> sp.	12	73	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	30	.	.	n.d.	.	

表1 続き (4)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
24 Jun 99 (続き)														
Tanytarsini gen. spp.	14	54	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	4	39	104	32	n.d.	537	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	94	.	.	n.d.	37	
Orthocladiinae gen. spp.	1025	18	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	16	16	.	.	n.d.	30	
Chironomidae (pupa)	119	54	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	16	.	.	n.d.	.	
7 Jul 99														
<i>Pisidium</i> sp.	8	15	.	.	.	n.d.	341	n.d.	637	
Oligochaeta total	44	1185	778	1007	2089	n.d.	1052	8	948	244	2059	n.d.	119	
Naididae gen. spp.	40	n.d.	.	8	.	.	.	n.d.	.	
Tubificidae gen. spp.	4	1185	778	1007	2089	n.d.	1052	.	948	244	2059	n.d.	119	
<i>Eogammarus kygi</i>	8	n.d.	.	8	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	n.d.	.	4	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	74	22	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	4	n.d.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	4	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	12	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	.	15	.	n.d.	15	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	12	n.d.	n.d.	.	
<i>Antocha</i> sp.	4	n.d.	n.d.	.	
Chironimidae-total	896	1126	222	1378	1422	n.d.	163	196	3748	311	770	n.d.	207	
<i>Procladius</i> sp.	4	105	170	1340	1165	n.d.	92	.	56	87	678	n.d.	127	
<i>Stictochironomus</i> sp.	459	798	22	38	195	n.d.	71	183	3536	212	77	n.d.	80	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	31	n.d.	.	.	113	.	15	n.d.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	5	15	.	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	5	97	.	.	.	n.d.	.	.	29	.	.	n.d.	.	
Tanytarsini gen. spp.	5	46	30	.	.	n.d.	.	.	14	3.8	.	n.d.	.	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	31	n.d.	.	8	.	7.6	.	n.d.	.	
Orthocladiinae gen. spp.	403	n.d.	.	4.9	.	.	.	n.d.	.	
Chironomidae others	.	66	.	.	.	n.d.	n.d.	.	
Chironomidae (pupa)	15	n.d.	n.d.	.	
26 Aug 99														
Lymnaeidae gen. sp.	n.d.	n.d.	.	.	.	11	.	n.d.	
<i>Pisidium</i> sp.	.	44	33	11	.	n.d.	n.d.	.	.	.	11	411	n.d.	
Oligochaeta total	20	963	1067	844	1400	n.d.	n.d.	.	833	2578	4244	1467	n.d.	
Naididae gen. spp.	20	n.d.	n.d.	n.d.	
Tubificidae gen. spp.	.	963	1067	844	1400	n.d.	n.d.	.	833	2578	4244	1467	n.d.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	52	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Caenis</i> sp.	4	n.d.	n.d.	.	.	.	11	.	n.d.	
<i>Ephemera orientalis</i>	36	341	89	.	.	n.d.	n.d.	4	600	.	.	.	n.d.	
<i>Nemoura</i> sp.	48	n.d.	n.d.	4	n.d.	
Sialidae gen. sp.	11	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Goera japonica</i>	784	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Apatania aberrans</i>	156	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Gumaga okinawaensis</i>	4	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Molanna moesta</i>	.	15	.	.	.	n.d.	n.d.	.	11	.	.	.	n.d.	
<i>Oecetis</i> sp.	20	n.d.	n.d.	.	.	.	33	.	n.d.	
<i>Ceraclea complicata</i>	824	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Mystacides azurea</i>	4	n.d.	n.d.	.	.	.	11	.	n.d.	
<i>Antocha</i> sp.	4	n.d.	n.d.	n.d.	
Chironimidae-total	544	1215	1644	589	1089	n.d.	n.d.	12	1089	500	711	478	n.d.	
<i>Procladius</i> sp.	167	646	208	222	833	n.d.	n.d.	4	227	130	407	239	n.d.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	65	.	328	299	234	n.d.	n.d.	4	66	94	222	149	n.d.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	15	194	171	44	.	n.d.	n.d.	.	17	260	36	.	n.d.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	38	.	.	.	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	95	44	.	.	n.d.	n.d.	.	115	.	.	.	n.d.	
Tanytarsini gen. spp.	251	129	853	12	10	n.d.	n.d.	4	563	10	32	78	n.d.	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	38	13	.	.	n.d.	n.d.	.	73	5.2	14	12	n.d.	
Orthocladiinae gen. spp.	42	n.d.	n.d.	n.d.	
Chironomidae (pupa)	4.1	74	27	11	11	n.d.	n.d.	.	27	.	.	.	n.d.	
Stratiomyidae gen. sp.	n.d.	n.d.	4	n.d.	
15 Sep 99														
<i>Pisidium</i> sp.	n.d.	78	.	.	.	78	n.d.	189	
Oligochaeta total	11	2022	622	889	1711	n.d.	156	36	2433	4011	3111	n.d.	278	
Naididae gen. spp.	11	n.d.	.	4	.	.	.	n.d.	.	
Tubificidae gen. spp.	.	2022	622	889	1711	n.d.	156	32	2433	4011	3111	n.d.	278	
<i>Eogammarus kygi</i>	n.d.	.	8	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	21	n.d.	n.d.	.	

表1 続き (5)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
15 Sep 99 (続き)														
<i>Ephemera orientalis</i>	27	122	15	.	.	n.d.	.	4	44	.	.	n.d.	.	
<i>Macromia amphigena amphigena</i>	5.3	n.d.	.	8	.	.	.	n.d.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	16	n.d.	n.d.	.	
Sialidae gen. sp.	5.3	n.d.	n.d.	.	
<i>Protohermes grandis</i>	.	.	15	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	491	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	117	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	n.d.	.	4	.	.	.	n.d.	.	
<i>Oecetis</i> sp.	21	n.d.	.	.	.	11	.	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	267	33	.	.	.	n.d.	.	4	11	.	.	n.d.	.	
Chironimidae-total	240	533	148	589	1433	n.d.	44	132	5078	1067	844	n.d.	100	
<i>Procladius</i> sp.	53	80	.	245	1245	n.d.	22	19	47	394	570	n.d.	56	
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	12	25	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	25	60	65	172	131	n.d.	11	17	64	464	125	n.d.	11	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	11	13	30	.	12	n.d.	.	.	932	70	44	n.d.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	35	.	.	.	n.d.	.	.	293	.	.	n.d.	.	
Tanytarsini gen. spp.	39	271	30	123	22	n.d.	11	86	3698	139	63	n.d.	22	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	.	25	23	n.d.	.	.	22	.	42	n.d.	11	
Orthocladiinae gen. spp.	112	75	12	.	.	n.d.	.	4	22	.	.	n.d.	.	
Chironomidae (pupa)	n.d.	.	6.3	.	.	.	n.d.	.	

表2 和井内・鉛山沿岸域における底生動物の平均現存量 (mg/m²)。ユスリカ科の密度はサブサンプルの比率より求めた。"." は 0 mg/m²を、n.d.はno dataを、"- " は未同定を示す。

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
26 Feb 98														
Lymnaeidae gen. sp.	.	.	341	.	n.d.	.	n.d.	.	.	133	.	.	n.d.	
<i>Pisidium</i> sp.	.	59	119	.	n.d.	3	n.d.	296	n.d.	
Oligochaeta total	61	956	2533	2237	n.d.	252	n.d.	75	1615	10859	6993	3363	n.d.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	2341	.	.	.	n.d.	.	n.d.	85	n.d.	
<i>Baetis</i> sp.	22	.	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	
<i>Caenis</i> sp.	18	3	1.5	.	n.d.	.	n.d.	8.5	.	16	.	.	n.d.	
<i>Ephemera orientalis</i>	15	76	519	.	n.d.	.	n.d.	.	489	446	.	.	n.d.	
<i>Nemoura</i> sp.	3007	15	1.5	.	n.d.	.	n.d.	48	.	15	.	.	n.d.	
Capniidae gen. sp.	4785	.	.	.	n.d.	.	n.d.	64	n.d.	
Polycentropodidae gen. sp.	74	.	.	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	
<i>Goera japonica</i>	6030	.	.	.	n.d.	.	n.d.	453	n.d.	
<i>Apatania aberrans</i>	1348	.	.	.	n.d.	.	n.d.	549	193	.	.	.	n.d.	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	44	.	n.d.	.	n.d.	n.d.	
<i>Oecetis</i> sp.	n.d.	.	n.d.	.	.	44	.	.	n.d.	
<i>Ceraclea complicata</i>	1052	.	.	.	n.d.	.	n.d.	133	.	10	.	.	n.d.	
<i>Mystacides azurea</i>	.	7.4	59	.	n.d.	.	n.d.	.	.	4.4	.	.	n.d.	
<i>Antocha</i> sp.	n.d.	.	n.d.	0.5	n.d.	
Chironimidae-total	5985	1615	889	1467	n.d.	726	n.d.	517	3200	4400	3496	267	n.d.	
<i>Procladius</i> sp.	-	-	-	-	n.d.	89	n.d.	-	-	-	-	44	n.d.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	-	-	-	-	n.d.	341	n.d.	-	-	-	-	178	n.d.	
Tanytarsini gen. spp.	-	-	-	-	n.d.	296	n.d.	-	-	-	-	44	n.d.	
12 May 98														
<i>Dugesia</i> spp.	
Lymnaeidae gen. sp.	367	.	.	
<i>Pisidium</i> sp.	.	3.3	1.5	.	3.7	.	22	67	11	
Oligochaeta total	2.8	467	1096	1011	878	904	247	3.2	2578	1767	3333	5689	144	
<i>Bogammarus kygi</i>	2022	378	.	1067	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	2	
<i>Caenis</i> sp.	.	1.1	1.5	2.2	.	.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	826	415	1244	778	.	.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	48	
<i>Protohermes grandis</i>	.	.	.	111	
<i>Goera japonica</i>	348	
<i>Apatania aberrans</i>	384	36	
<i>Molanna moesta</i>	.	547	11	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	356	
<i>Mystacides azurea</i>	2	
Chironimidae-total	132	1367	2089	2511	2156	178	378	70	1689	1411	1644	400	333	

表2 続き (1)

	Wainai							Namariyama					
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150
12 May 98 (続き)													
<i>Procladius</i> sp.	18	9.1	403	473	319	114	.	24	77	368	187	88	33
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	345	1121	1122	.	.	.	56	.	87	.	.
<i>Stictochironomus</i> sp.	0.8	943	310	294	530	58	.	2.2	997	573	697	256	.
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	.	84	444	96	.	.	.	49	1.4	441	.	.
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	54	35	18	10	.	.
<i>Fissimentum</i> sp.	.	45	9.4
Tanytarsini gen. spp.	2	174	946	179	24	2.8	378	16	310	57	5.1	.	300
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	64	.	.	.	108	351	201	.	.
Orthoclaadiinae gen. spp.	111	25	2.4	27	25	39	16	.	.
Chironomidae others	2.8	.	1.1	.	.	.	57	.
Chironomidae (pupa)	.	116	22	4.9	.	.	.
7 Jul 98													
<i>Pisidium</i> sp.	.	14	11	.	1.5	.	44	222	3
Oligochaeta total	5.6	1311	856	1467	2370	444	59	52	1215	519	3811	5289	15
<i>Eogammarus kygi</i>	0.8
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	4.8
<i>Caenis</i> sp.	4.4	.	1.1	.	1.5	.	.	0.8	.	1.5	.	.	.
<i>Ephemera orientalis</i>	.	11	1022	264	1852	178	10	.	.
<i>Nemoura</i> sp.	.	.	.	1.5	1.5
<i>Goera japonica</i>	248
<i>Apatania aberrans</i>	1496
<i>Molanna moesta</i>	548	.	.	.
<i>Ceraclea complicata</i>	104
<i>Mystacides azurea</i>
Chironimidae-total	256	344	387	1141	1244	122	107	220	667	711	956	533	200
<i>Procladius</i> sp.	35	10	365	991	774	22	71	2.8	159	262	407	301	.
<i>Stictochironomus</i> sp.	84	95	14	19	408	96	34	132	172	3.8	454	232	7.4
<i>Polypedilum</i> sp(p).	0.9	4.7	.	101	55	.	.	1.7	.	227	.	.	.
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	0.1	.	19
<i>Fissimentum</i> sp.	.	193	1.3
Tanytarsini gen. spp.	6.4	6.6	.	11	8	4	1.9	1	1.3	.	2.1	.	125
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	11	72	325	207	86	.	68
Orthoclaadiinae gen. spp.	109	25	7.8	2.7	6.3	10	6.7	.	.
Chironomidae others	0.9	7.9	1.4
Chironomidae (pupa)	20
25 Aug 98													
Lymnaeidae gen. sp.	2
<i>Pisidium</i> sp.	.	124	.	.	.	23	18	.	.	4.4	.	147	1.5
Oligochaeta total	0.4	333	394	711	2267	1822	326	80	667	1040	1811	3422	.
<i>Eogammarus kygi</i>
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	125	34
<i>Caenis</i> sp.	39	.	.	.	5.6	1.1	.	6.8	.	1.5	.	.	.
<i>Ephemera orientalis</i>	108	129	111	.	1.1	.	.	128	7.4	15	.	.	.
<i>Macromia amphigena amphigena</i>	0.4
<i>Nemoura</i> sp.	24	1.1	3.2
<i>Micrasema hanasensis</i>	0.8
<i>Goera japonica</i>	1788
<i>Apatania aberrans</i>	2472	712
<i>Molanna moesta</i>	.	2.2	201	126	1.5	.	.	.
<i>Oecetis</i> sp.	4	.	5.6	0.4
<i>Ceraclea complicata</i>	150	36
<i>Mystacides azurea</i>	0.8	1.1	34	.	7.4	.	.	.
<i>Antocha</i> sp.	2.2	.
Chironimidae-total	464	233	7.8	467	922	411	267	1176	415	444	117	161	74
<i>Procladius</i> sp.	96	57	2.8	108	439	61	158	514	88	21	48	13	37
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	.	328	55	.
<i>Stictochironomus</i> sp.	158	34	.	24	464	349	107	76	251	246	46	91	.
<i>Polypedilum</i> sp(p).	3.8	.	.	.	1.7	.	.	56	4.1	9.8	.	.	.
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	.	2.8	6.3	.	.	.	23
<i>Fissimentum</i> sp.	2.1	11	.	.	3.9	.	.	219
Tanytarsini gen. spp.	182	129	.	.	3	1.2	1.6	180	59	.	2	2.4	37
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	2.2	.	8.6	.	.	108	.	163	20	.	.
Orthoclaadiinae gen. spp.	16	1.2	9.7
Chironomidae (pupa)	5.5	1.9	.	.	1.5	.	.	.	3.4	4.2	.	.	.

表2 続き (2)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
29 Oct 98														
<i>Dugesia</i> spp.	2	
<i>Pisidium</i> sp.	.	111	.	.	.	56	222	25	
Oligochaeta total	0.8	370	1067	689	1956	1167	1889	35	444	844	1056	4074	37	
<i>Eogammarus kygi</i>	0.4	289	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	4.4	
<i>Baetis</i> sp.	.	1.5	
<i>Caenis</i> sp.	1.6	3	0.4	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	301	1.1	5.6	15	
<i>Nemoura</i> sp.	1.2	1.5	0.4	
Capniidae gen. sp.	0.4	
Sialidae gen. sp.	
<i>Goera japonica</i>	304	
<i>Apatania aberrans</i>	4	
<i>Oecetis</i> sp.	.	.	.	5.6	15	.	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	32	6.8	
<i>Mystacides azurea</i>	.	7.4	2.2	59	11	.	.	
Chironimidae-total	38	259	2.2	411	696	511	1222	4.8	345	44	173	148	37	
<i>Procladius</i> sp.	5.8	91	1.9	243	318	224	414	0.4	0.8	22	121	26	9.3	
<i>Chironomus</i> spp.	167	2.3	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	15	34	.	72	166	251	323	.	19	14	35	43	1.9	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	45	.	14	3.2	.	.	0.8	.	3.3	6	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	13	38	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	14	176	3.3	.	.	.	
Tanytarsini gen. spp.	0.5	60	.	49	.	1.3	436	1.2	95	1.4	4.3	20	26	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	42	35	49	.	.	.	4.2	.	.	
Orthocladiinae gen. spp.	13	2.5	1.6	
Chironomidae others	60	.	
Chironomidae (pupa)	3.3	.	0.4	34	.	.	.	0.8	17	
4 Dec 98														
<i>Dugesia</i> spp.	2.7	
<i>Pisidium</i> sp.	22	16	.	.	.	2.2	2.2	33	
Oligochaeta total	1.1	13	267	467	533	578	400	2.7	444	1000	2378	4956	778	
<i>Eogammarus kygi</i>	219	293	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	67	
<i>Baetis</i> sp.	0.5	
<i>Pseudocloeon japonica</i>	2.7	
<i>Caenis</i> sp.	65	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	22	933	244	
<i>Nemoura</i> sp.	8.5	2.2	.	2.2	.	.	.	0.5	
Capniidae gen. sp.	6.9	
<i>Goera japonica</i>	1045	
<i>Apatania aberrans</i>	40	43	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	36	
<i>Oecetis</i> sp.	11	.	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	93	
Chironimidae-total	139	122	8.9	367	933	267	22	1.1	600	244	311	689	44	
<i>Procladius</i> sp.	24	13	8.9	234	512	44	.	.	22	25	155	231	6.5	
<i>Chironomus</i> spp.	13	.	.	.	4.4	
<i>Stictochironomus</i> sp.	0.7	43	.	27	216	222	5.6	0.5	403	83	113	231	19	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	17	.	.	13	.	.	.	12	8.6	3.6	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	.	.	9.6	11	17	.	.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	11	29	104	.	.	.	
Tanytarsini gen. spp.	2.7	21	.	96	91	.	17	0.5	95	6.6	3.6	.	17	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	17	.	.	89	.	.	.	18	.	36	228	2.6	
Orthocladiinae gen. spp.	111	4.4	
2 Mar 99														
<i>Dugesia</i> spp.	5.3	
Lymnaeidae gen. sp.	.	.	74	104	.	.	
<i>Pisidium</i> sp.	2.7	5.9	15	.	5.9	22	3	121	
Oligochaeta total	0.5	3111	3348	2015	2800	1585	52	1.1	2089	1793	6400	3822	133	
<i>Eogammarus kygi</i>	53	149	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	69	1.5	.	.	.	
<i>Caenis</i> sp.	.	3	4.4	
<i>Ephemera orientalis</i>	421	785	748	.	7.4	1.5	.	.	519	119	.	.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	160	15	
Capniidae gen. sp.	912	7.4	

表2 続き (3)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
2 Mar 99 (続き)														
<i>Rhyacophila</i> sp.	5.3	
<i>Glossosoma</i> sp.	21	
<i>Goera japonica</i>	192	
<i>Apatania aberrans</i>	549	7.4	
<i>Gumaga okinawaensis</i>	160	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	22	207	44	.	15	.	
<i>Oecetis</i> sp.	7.4	.	.	.	30	15	.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	64	.	.	15	
<i>Mystacides azurea</i>	.	.	33	30	15	15	7.4	.	
Chironimidae-total	123	2756	489	1052	770	400	41	1.1	1259	1926	578	444	30	
<i>Procladius</i> sp.	18	9.1	64	776	507	284	-	.	18	702	147	157	20	
<i>Stictochironomus</i> sp.	16	1413	.	117	103	108	-	.	626	1155	393	84	.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	31	15	22	86	.	-	.	24	15	7	.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	35	4.6	.	.	.	-	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	3.6	148	.	.	.	-	.	16	
Tanytarsini gen. spp.	1.2	56	9.9	128	35	.	-	0.8	263	25	2.5	.	9.9	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	27	8	-	.	230	.	28	203	.	
Orthocladiinae gen. spp.	88	1208	248	9.1	13	.	-	0.3	82	29	.	.	.	
24 Jun 99														
<i>Pisidium</i> sp.	0.4	15	n.d.	n.d.	31	n.d.	n.d.	.	.	.	96	n.d.	7.4	
Oligochaeta total	9.6	385	n.d.	n.d.	2311	n.d.	n.d.	1.6	1096	1170	1748	n.d.	15	
<i>Eogammarus kygi</i>	48	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	164	.	15	.	n.d.	.	
<i>Caenis</i> sp.	0.2	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	7.4	.	n.d.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	138	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	452	.	.	n.d.	.	
Capniidae gen. sp.	4	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
Sialidae gen. sp.	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	148	.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	556	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	732	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	68	296	15	.	n.d.	.	
<i>Oecetis</i> sp.	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	59	.	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	146	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	n.d.	.	
<i>Mystacides azurea</i>	.	30	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	.	7.4	.	n.d.	.	
Chironimidae-total	384	548	n.d.	n.d.	563	n.d.	n.d.	3	274	1356	637	n.d.	1142	
<i>Procladius</i> sp.	6.3	227	n.d.	n.d.	343	n.d.	n.d.	.	10	339	320	n.d.	368	
<i>Stictochironomus</i> sp.	49	62	n.d.	n.d.	153	n.d.	n.d.	0.5	29	974	296	n.d.	458	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	.	127	n.d.	n.d.	67	n.d.	n.d.	.	7.1	21	13	n.d.	143	
<i>Fissimentum</i> sp.	1.5	93	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	21	.	.	n.d.	.	
Tanytarsini gen. spp.	1.8	7.9	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	0.5	6.7	21	7.9	n.d.	102	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	194	.	.	n.d.	65	
Orthocladiinae gen. spp.	211	2.2	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	2	1.8	.	.	n.d.	6.3	
Chironomidae (pupa)	114	29	n.d.	n.d.	.	n.d.	n.d.	.	5.3	.	.	n.d.	.	
7 Jul 99														
<i>Pisidium</i> sp.	0.8	15	.	.	.	n.d.	163	n.d.	311	
Oligochaeta total	1.4	474	1311	1215	2622	n.d.	681	0.8	741	444	2326	n.d.	16	
<i>Eogammarus kygi</i>	4.8	n.d.	.	3.2	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ecayonurus yoshidaei</i>	n.d.	.	1.2	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	.	516	533	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	0.4	n.d.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	72	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	120	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	.	.	.	133	.	n.d.	237	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	112	n.d.	n.d.	.	
<i>Antocha</i> sp.	0.4	n.d.	n.d.	.	
Chironimidae-total	144	264	44	1141	1111	n.d.	24	18	519	356	449	n.d.	253	
<i>Procladius</i> sp.	0.7	52	30	1054	803	n.d.	16	.	4.6	101	434	n.d.	160	
<i>Stictochironomus</i> sp.	105	54	7.4	87	275	n.d.	7.8	15	489	216	12	n.d.	94	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	6.5	n.d.	.	.	7.7	.	3	n.d.	.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	0.4	8.5	.	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	0.4	143	.	.	.	n.d.	.	.	16	.	.	n.d.	.	
Tanytarsini gen. spp.	0.4	4.4	7.4	.	.	n.d.	.	.	1.5	1	.	n.d.	.	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	26	n.d.	.	1.3	.	38	.	n.d.	.	
Orthocladiinae gen. spp.	33	n.d.	.	2	.	.	.	n.d.	.	
Chironomidae others	.	1.6	.	.	.	n.d.	n.d.	.	
Chironomidae (pupa)	4.2	n.d.	n.d.	.	
26 Aug 99														
Lymnaeidae gen. sp.	n.d.	n.d.	.	.	.	656	.	n.d.	

表2 続き (4)

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
26 Aug 99 (続き)														
<i>Pisidium</i> sp.	.	15	36	1.1	.	n.d.	n.d.	.	.	.	1.1	311	n.d.	
Oligochaeta total	0.6	400	346	1089	1122	n.d.	n.d.	.	456	2667	3744	1300	n.d.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	8.8	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Caenis</i> sp.	0.4	n.d.	n.d.	.	.	.	1.1	.	n.d.	
<i>Ephemera orientalis</i>	5.2	89	7.8	.	.	n.d.	n.d.	0.4	106	.	.	.	n.d.	
<i>Nemoura</i> sp.	3.4	n.d.	n.d.	0.4	n.d.	
Sialidae gen. sp.	1.1	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Goera japonica</i>	862	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Apatania aberrans</i>	1400	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Gumaga okinawaensis</i>	2	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Molanna moesta</i>	.	15	.	.	.	n.d.	n.d.	.	2.2	.	.	.	n.d.	
<i>Oecetis</i> sp.	1.6	n.d.	n.d.	.	.	.	89	.	n.d.	
<i>Ceraclea complicata</i>	68	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Mystacides azurea</i>	0.4	n.d.	n.d.	.	.	.	44	.	n.d.	
<i>Antocha</i> sp.	0.8	n.d.	n.d.	n.d.	
Chironimidae-total	160	200	389	378	1078	n.d.	n.d.	0.6	94	439	722	556	n.d.	
<i>Procladius</i> sp.	37	140	24	183	1035	n.d.	n.d.	0.2	23	155	532	373	n.d.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	98	.	231	164	39	n.d.	n.d.	0.3	7	56	103	139	n.d.	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	1.8	12	68	23	.	n.d.	n.d.	.	0.6	216	10	.	n.d.	
<i>Cryptochironomus</i> sp.	.	2.9	.	.	.	n.d.	n.d.	n.d.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	29	12	.	.	n.d.	n.d.	.	6	.	.	.	n.d.	
Tanytarsini gen. spp.	20	6.2	45	5.4	2.3	n.d.	n.d.	0.1	24	4	2.3	13	n.d.	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	2.9	4.3	.	.	n.d.	n.d.	.	29	8	75	31	n.d.	
Orthoclaadiinae gen. spp.	2.6	n.d.	n.d.	n.d.	
Chironomidae (pupa)	1.2	7.1	4.3	1.7	1.2	n.d.	n.d.	.	4.4	.	.	.	n.d.	
Stratiomyidae gen. sp.	n.d.	n.d.	0.4	n.d.	
15 Sep 99														
<i>Pisidium</i> sp.	n.d.	13	.	.	.	89	n.d.	89	
Oligochaeta total	5.6	811	489	889	2200	n.d.	135	4.4	1067	2733	3944	n.d.	111	
<i>Eogammarus kygi</i>	n.d.	.	24	.	.	.	n.d.	.	
<i>Ecdyonurus yoshidae</i>	3.7	n.d.	n.d.	.	
<i>Ephemera orientalis</i>	5.4	44	15	.	.	n.d.	.	12	211	.	.	n.d.	.	
<i>Macromia amphigena amphigena</i>	0.3	n.d.	.	0.8	.	.	.	n.d.	.	
<i>Nemoura</i> sp.	0.9	n.d.	n.d.	.	
Sialidae gen. sp.	2.7	n.d.	n.d.	.	
<i>Protohermes grandis</i>	.	.	207	.	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Goera japonica</i>	523	n.d.	n.d.	.	
<i>Apatania aberrans</i>	1115	n.d.	n.d.	.	
<i>Molanna moesta</i>	n.d.	.	88	.	.	.	n.d.	.	
<i>Oecetis</i> sp.	1.1	n.d.	.	.	.	5.6	.	n.d.	.	
<i>Ceraclea complicata</i>	64	2.2	.	.	.	n.d.	.	0.2	1.1	.	.	n.d.	.	
Chironimidae-total	85	56	141	428	1600	n.d.	8.9	7.6	1156	602	933	n.d.	78	
<i>Procladius</i> sp.	10	10	.	63	1420	n.d.	5.6	1.5	12	106	773	n.d.	40	
<i>Chironomus</i> spp.	.	.	89	209	.	n.d.	n.d.	.	
<i>Stictochironomus</i> sp.	56	5.6	37	104	164	n.d.	2.2	2.4	18	470	36	n.d.	5.6	
<i>Polypedilum</i> sp(p).	1.8	1	4.4	.	1.1	n.d.	.	.	123	17	14	n.d.	.	
<i>Fissimentum</i> sp.	.	14	.	.	.	n.d.	.	.	253	.	.	n.d.	.	
Tanytarsini gen. spp.	7.5	17	3	10	13	n.d.	1.1	3.4	684	9.1	12	n.d.	5.4	
<i>Monodiamesa bathyphila</i>	.	.	.	42	2.4	n.d.	.	.	44	.	97	n.d.	26	
Orthoclaadiinae gen. spp.	9.5	8.6	7.4	.	.	n.d.	.	0.2	22	.	.	n.d.	.	
Chironomidae (pupa)	n.d.	.	0.1	.	.	.	n.d.	.	

表3 各地点における貧毛類の出現種。サブサンプルより確認されたものについて示す。"+"は出現を、n.d.はno dataを示す。

	Wainai							Namariyama						
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150	
26 Feb 98														
<i>Limnodrilus</i> spp.	.	+	+	+	n.d.	+	n.d.	+	+	+	+	+	n.d.	
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>	.	.	.	+	n.d.	.	n.d.	.	.	+	.	+	n.d.	
<i>Tubifex tubifex</i>	n.d.	.	n.d.	+	+	+	+	+	n.d.	
<i>Branchiura sowerbyi</i>	n.d.	.	n.d.	+	n.d.	
Tubificidae gen. sp.	+	.	.	.	n.d.	+	n.d.	n.d.	
12 May 98														
Enchytraeidae gen. spp.	+	
<i>Nais communis</i>	.	+	
<i>Speocaria josinae</i>	.	+	

表3 続き

	Wainai							Namariyama					
	5	20	40	60	80	100	150	5	15	30	50	80	150
12 May 98 (続き)													
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>						+	+				+		
<i>Tubifex tubifex</i>									+		+		
<i>Branchiura sowerbyi</i>											+		
Tubificidae gen. sp.							+						
7 Jul 98													
<i>Nais communis</i>	+												
<i>Nais bretscheri</i>	+												
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
<i>Tubifex tubifex</i>				+	+								
Tubificidae gen. sp.				+									
25 Aug 98													
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	
<i>Tubifex tubifex</i>	+												
Tubificidae gen. sp.						+	+		+				
29 Oct 98													
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>									+				
<i>Tubifex tubifex</i>							+						
<i>Aulodrilus japonicus</i>													
Tubificidae gen. sp.	+			+	+	+	+		+				
4 Dec 98													
<i>Nais communis</i>	+												
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>			+								+		
<i>Tubifex tubifex</i>		+									+		+
Tubificidae gen. sp.						+	+						
2 May 99													
<i>Nais communis</i>	+												
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	+	+		+	+	+	+	+
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>		+			+						+	+	
<i>Tubifex tubifex</i>					+				+	+			
<i>Branchiura sowerbyi</i>					+								
Tubificidae gen. sp.						+	+						
24 Jun 99													
Enchytraeidae gen. spp.			n.d.	n.d.		n.d.	n.d.		+			n.d.	
<i>Nais communis</i>			n.d.	n.d.		n.d.	n.d.		+			n.d.	
<i>Nais pardalis</i>	+		n.d.	n.d.		n.d.	n.d.					n.d.	
<i>Nais bretscheri</i>	+		n.d.	n.d.		n.d.	n.d.		+			n.d.	
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	n.d.	n.d.	+	n.d.	n.d.		+		+	n.d.	+
<i>Tubifex tubifex</i>			n.d.	n.d.		n.d.	n.d.		+			n.d.	+
Tubificidae gen. sp.		+	n.d.	n.d.		n.d.	n.d.					n.d.	+
7 Jul 99													
<i>Nais communis</i>	+					n.d.						n.d.	
<i>Nais bretscheri</i>	+					n.d.						n.d.	
<i>Limnodrilus</i> spp.		+	+	+	+	n.d.	+		+		+	n.d.	+
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>				+	+	n.d.						n.d.	
<i>Tubifex tubifex</i>				+	+	n.d.					+	n.d.	
<i>Branchiura sowerbyi</i>					+	n.d.						n.d.	
<i>Aulodrilus japonicus</i>						n.d.					+	n.d.	
<i>Rhyacodrilus</i> spp.						n.d.						n.d.	+
26 Aug 99													
<i>Nais bretscheri</i>	+					n.d.	n.d.						n.d.
<i>Limnodrilus</i> spp.			+	+		n.d.	n.d.		+	+	+	+	n.d.
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>						n.d.	n.d.		+				n.d.
<i>Tubifex tubifex</i>						n.d.	n.d.			+	+		n.d.
16 Sep 99													
<i>Nais communis</i>	+					n.d.							n.d.
<i>Nais bretscheri</i>	+					n.d.							n.d.
<i>Limnodrilus</i> spp.		+			+	n.d.	+		+	+		+	n.d.
<i>Bothrioneurum vej dovskyanum</i>		+				n.d.			+	+			n.d.
<i>Tubifex tubifex</i>						n.d.						+	n.d.

資料

十和田湖資源対策調査結果(1999年)

木村大・沢目司・高橋宏和

青森県内水面水産試験場(〒034-0041 十和田市大字相坂字白上 344-10)

The biology of the fish in Lake Towada during 1999

Hiroshi Kimura, Tsukasa SAWAME and Hirokazu TAKAHASHI

Aomori Prefectural Freshwater Fishery Research Center, 344-10 Aisaka, Towada, Aomori 034-0041, Japan

本報は1999年度の十和田湖におけるヒメマスとワカサギの漁獲量と生態調査の結果である。表1は各集荷場(川岱、休屋、宇樽部)におけるヒメマスとワカサギの月毎の漁獲量、表2は各魚種の月毎の別刺網による採捕個体数である。また、ヒメマスの放流稚魚のサイズと個体数(表3)、月毎のサイズの推移(表4)、回帰親魚の漁獲量(表5)及びサイズ(表6)、ワカサギの月毎の性比(表7)と成熟度(表8)についても示した。また、付表1-3に長崎・沢目(1999)の付表1-3の漁獲量等の2000年までのデータを追加した。

表2 目合別刺網による各魚種の採捕個体数(尾)。

採捕日	魚種	目合(mm)					合計
		16	23	30	38	51	
5月18日	ヒメマス	0	0	3	4	4	11
	ワカサギ	1	4	0	0	0	5
	イトヨ	0	2	0	0	0	2
6月8日	ヒメマス	0	1	24	68	15	108
	ワカサギ	628	0	0	0	0	628
	イトヨ	1	2	0	0	0	3
8月25日	ヒメマス	0	0	5	44	142	191
	ワカサギ	236	2	0	2	0	240
	イトヨ	1	13	0	2	0	16
	サクラマス	0	0	2	0	0	2
	アメマス	0	0	0	1	0	1
	ギンブナ	0	0	0	49	0	49
10月26日	ヒメマス	0	2	1	1	0	4
	ワカサギ	113	0	0	0	0	113
	アメマス	0	0	0	0	1	1
	ギンブナ	0	0	0	1	14	15

文献

長崎勝康・沢目司(1999) 十和田湖資源対策調査結果(1998年). 国立環境研究所研究報告 146: 126-136.

表3 ヒメマスの放流稚魚のサイズ測定結果. 飼育池毎に示す。

池NO.	平均体長(cm)	平均体重(g)	平均肥満度	稚魚尾数(千尾)
1	5.1 ± 0.9	1.5 ± 0.8	10.4 ± 1.2	264.4
2	4.9 ± 0.8	1.4 ± 0.8	11.2 ± 2.1	194.6
3	4.9 ± 0.7	1.3 ± 0.6	10.4 ± 1.3	258.1
4	4.5 ± 0.7	1.0 ± 0.5	10.1 ± 1.1	181.3
平均	4.8	1.3	10.5	
合計				898.4

表1 ヒメマスとワカサギの集荷場別取扱数量(kg)(1999年). ヒメマスは内臓除去後集荷されるため内臓を加味するために1.1倍した値も示した。

魚種	集荷場	4月	5月	6月	7月	8月	9月	10月	11月	合計
ヒメマス	大川岱	67.8	1,073.5	871.1	403.1	842.2	733.5	319.7	14.0	4,324.9
	休屋	83.4	1,553.3	1,086.8	500.7	1,298.9	1,299.9	239.6	3.1	6,065.7
	宇樽部	112.6	1,614.5	840.0	370.6	1,036.9	959.9	249.4	5.3	5,189.2
	合計	263.8	4,241.3	2,797.9	1,274.4	3,178.0	2,993.3	808.7	22.4	15,579.8
	合計(×1.1)	290.2	4,665.4	3,077.7	1,401.8	3,495.8	3,292.6	889.6	24.6	17,137.8
ワカサギ	大川岱	0	3,547	6,919	1,416	-	-	-	-	11,882
	休屋	44	2,066	5,102	569	-	-	-	-	7,780
	宇樽部	79	3,215	5,460	902	-	-	-	-	9,656
	合計	123	8,828	17,481	2,887	-	-	-	-	29,318

表4 大川岱集荷場における月毎のヒメマスのサイズ、平均値 (SD) を示す。ヒメマスは内臓除去後集荷されるため内臓を加味するために1.1倍した値も示した。

測定日	個体数	体長 (cm)	体重 測定値 (g)	体重 × 1.1(g)	肥満度 (1.1倍後)
4月26日	60	22.6 (1.4)	125.1 (23.3)	137.6 (25.7)	11.8 (0.4)
5月18日	60	23.4 (1.3)	139.3 (27.8)	153.2 (30.6)	11.8 (0.7)
6月18日	60	22.8 (1.5)	126.3 (28.7)	138.9 (31.5)	11.6 (0.9)
7月16日	60	24.0 (2.0)	171.1 (46.2)	188.2 (50.8)	13.3 (0.7)
8月25日	60	23.0 (2.5)	149.4 (60.8)	164.3 (66.9)	12.8 (1.2)
9月16日	60	21.8 (1.0)	121.6 (18.4)	133.8 (20.2)	12.8 (0.9)
10月26日	35	21.9 (1.2)	122.9 (21.1)	135.2 (23.2)	12.7 (0.7)

表5 ヒメマス親魚の採捕量 (1999年)。親魚は9月15日から11月5日までの期間に曳網で採捕した。

	採捕尾数 (尾)	平均体長 (cm)	平均体重 (g)	採捕重量 (kg)
雌親魚	5,865	24.2	197.5	1,158.1
雄親魚	5,418	25.8	253.2	1,372.0
合計	11,283			2,530.1

表6 ヒメマスの回帰親魚測定結果。

調査日	測定数 (尾)	体長 (cm)	体重 (g)	肥満度
雌				
10月12日	60	26.6	254	13.0
10月20日	60	26.1	233	12.6
11月1日	60	22.5	164	14.1
11月13日	60	23.9	179	12.5
平均		24.2	197	13.4
雄				
10月12日	60	25.2	222	13.4
10月20日	59	27.4	305	14.0
11月1日	60	25.4	263	15.2
11月13日	45	25.7	248	13.9
平均		25.8	253	14.1

表7 ワカサギの性別採捕数と性比 (1999年)。

採捕日	採捕方法	雌 A	雄 B	不明	計	性比 (%) 雌 / (雌 + 雄)
4月27日	ふくべ網	21	38	1	60	35.6
5月18日	刺網	4	1		5	80.0
5月26日	投網	31	47	2	80	39.7
6月18日	ふくべ網	19	31		50	38.0
7月7日	ふくべ網	11	42	7	60	20.8
7月16日	ふくべ網	3	31	26	60	8.8
7月22日	ふくべ網	36	1	23	60	97.3
8月25日	刺網	33	6	21	60	84.6
10月26日	刺網	30	30		60	50.0

表8 各採捕日におけるワカサギの成熟度 (GI)。成熟度は5つのグループに分け、グループ毎の比率を示す。成熟度は生殖腺重量 / 体重 × 100より求めた。

採捕日	採捕方法	成熟度 (%)				
		0-5	5-10	10-20	20-25	25-
ワカサギ雌						
4月27日	ふくべ網	9.5	9.5	81.0	0.0	0.0
5月18日	刺網	0.0	25.0	0.0	50.0	25.0
5月26日	投網	51.6	0.0	45.2	3.2	0.0
6月18日	ふくべ網	36.8	26.3	5.3	21.1	10.5
7月7日	ふくべ網	36.4	9.1	54.5	0.0	0.0
7月16日	ふくべ網	66.7	0.0	33.3	0.0	0.0
7月22日	ふくべ網	97.2	0.0	2.8	0.0	0.0
8月25日	刺網	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10月26日	刺網	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
ワカサギ雄						
		成熟度 (%)				
		0-2	2-4	4-6	6-8	8-
4月27日	ふくべ網	0.0	84.2	15.8	0.0	0.0
5月18日	刺網	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0
5月26日	投網	4.3	72.3	17.0	6.4	0.0
6月18日	ふくべ網	19.4	67.7	12.9	0.0	0.0
7月7日	ふくべ網	69.0	28.6	2.4	0.0	0.0
7月16日	ふくべ網	75.9	13.8	10.3	0.0	0.0
7月22日	ふくべ網	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
8月25日	刺網	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0
10月26日	刺網	6.7	40.0	53.3	0.0	0.0

付表1 十和田湖のヒメマスなどの漁獲量。

年度	漁獲量 (Kg)					遊魚券販売数 (枚)	
	ヒメマス	ワカサギ	サクラマス	コイ・フナ	エビ	ヒメマス	コイ
1999	15580	29348				3588	503
2000	2948	31553	734	2200	33	1844	389

付表2 十和田湖ヒメマス親魚採捕数。

年度	採捕数 (尾)			使用数 (尾)			採卵数 (千粒)		雌親魚の平均体重 (g)	平均採卵数 (粒)
	雌	雄	計	湖産雌	池産雌	湖産雄	湖産雌	池産雌		
1999	5865	5418	11283	5379	0	1835	1827	0	197	340
2000	871	441	1312	780	0	0	311	0	225	373

付表3 十和田湖ヒメマス放流状況。

年級群	放流年月日	放流数 (尾)	平均体長 (cm)	平均体重 (g)	備考
1998	99/7/9	898400	4.8	1.3	湖産
1999	00/7/13	1039000	5.3	1.7	

資料

十和田湖における魚類の食性データ (1999年)

水谷寿

秋田県水産振興センター (〒010-0531 秋田県男鹿市船川港台島字鶺の崎16)

Feeding habits of major fish during 1999

Hitoshi MIZUTANI

Akita Prefectural Institute for Fisheries and Fisheries Management, 16Unosaki, Oga, Akita 010-0531, Japan

本報は、1999年度に十和田湖において青森県内水面水産試験場により採集されたヒメマス、ワカサギ、サクラマス、イトヨ及びイワナの食性データである。表1は各魚種の胃内容物、表2は各魚種の摂食率を示す。方法は本報告書の水谷(1999)を参照されたい。

引用文献

水谷寿 (1999) 十和田湖の生態系および資源対策調査結果 (1998年). 国立環境研究所研究報告 146: 137-150.

表1 各魚種のサイズと胃内容物。個体数は摂餌個体数と空胃個体数(カッコ内)を、体長(mm)、体重(g)、胃内容物重量(mg)及び摂餌率(%)は平均値とSD(カッコ内)を示す。摂食率は胃内容物重量/体重×100より求めた。DI:ハリナガミジンコ、BI:ソウミジンコ、AI:シカクミジンコ属、Cop:カイアシ類、Ga:ヨコエビ類、Ch-l:ユスリカ幼虫、Ch-p:ユスリカ蛹、Ch-a:ユスリカ成虫、A.I:水生昆虫、Ter:陸生昆虫、Fis:魚類、N.I:消化物、Oth:その他(植物片、魚卵等)。

年月日 (捕獲方法)	個体数	体長 (mm)	体重 (g)	胃内容 重量(mg)	摂餌 率(%)	各餌料の比率(%)										
						DI	BI	AI	Cop	Ga	Ch-l	Ch-p	Ch-a	A.I	Ter	Fis
ヒメマス (<30g)																
99/6/18	1	119	18.6	185	0.995										100	
	(0)															
99/6/2-29	5	101	13.7	86	0.754										100	
(ふくべ網)	(0)	(126)	(5.6)	(62)	(0.58)											
99/7/24	0															
(ふくべ網)	(1)															
99/8/5	1	113	18.2	170	0.934					100						
(漁獲魚)	(0)															
99/9/3-4	3	116	20.5	456	1.842		0.8		7.1	79.8				0.2		12.1
(漁獲魚)	(0)	(12)	(7.5)	(599)	(1.94)											
99/10/26	2	129	25.1	119	0.438									89.0		11.0
	(0)	(6)	(3.8)	(130)	(0.46)											
ヒメマス (30-60g)																
99/5/18	1	172	51.9	337	0.649										100	
	(0)															
99/6/18	5	171	52.2	203	0.373		13.6	0.0						83.6		2.8
	(0)	(11)	(7.6)	(173)	(0.28)											
99/7/16	1	142	35.8	418	1.168					70.0						30.0
(漁獲魚)	(0)															
99/7/16	1	155	32.4	82	0.253									100		
(ふくべ網)	(0)															
99/8/29	1	165	49.6	127	0.256					100						
(漁獲魚)	(0)															
99/9/9	1	142	38.1	384	1.008					95.0						5.0
(漁獲魚)	(0)															
99/10/26	1	144	36.4	181	0.497									100		
	(0)															

表1 続き.

年月日 (捕獲方法)	個体 数	体長 (mm)	体重 (g)	胃内容 重量(mg)	摂餌 率(%)	各餌料の比率 (%)												
						DI	BI	AI	Cop	Ga	Ch-l	Ch-p	Ch-a	A.I	Ter	Fis	N.I	Oth
ヒメマス (60-150g)																		
99/5/17,24 (ふくべ網)	1 (1)	203	116.2	481	0.414											100		
99/5/18	8 (0)	210 (12)	101.6 (16.0)	359 (527)	0.343 (0.51)				0.1		8.3	0.9		36.4	54.3	0.1		
99/6/18	8 (0)	220 (15)	118.3 (18.1)	886 (1342)	0.714 (1.05)									13.0	87.0			
99/8/25	7 (4)	232 (14)	134.4 (10.0)	907 (872)	0.677 (0.63)				0.2		0.1	11.3		1.0	2.2	84.8	0.4	
99/9/6 (漁獲魚)	0 (2)																	
99/9/29 (地曳網)	0 (1)																	
99/10/26	1 (0)	202	98.1	17	0.017											100.0		
ヒメマス (150-300g)																		
99/5/18	2 (0)	258 (21)	209.9 (62.6)	303 (401)	0.18 (0.24)									8.0	92.0			
99/6/18	3 (1)	250 (13)	192.7 (32.9)	4929 (1400)	2.542 (0.56)										100			
99/8/25	6 (5)	247 (13)	201.5 (41.7)	2650 (3512)	1.333 (1.91)						0.1			0.3	99.6			
99/9/29 (地曳網)	0 (1)																	
ヒメマス (>300g)																		
99/8/25	5 (4)	293 (15)	348.4 (56.9)	2196 (3102)	0.572 (0.75)											99.6		
ヒメマス (体重不明)																		
99/8/27 (漁獲魚)	2 (2)	-	-	170 (108)	-				0.3			0.8				98.9		
ワカサギ																		
99/5/18	3 (1)	96 (24)	9.3 (5.6)	13 (8)	0.152 (0.00)					73.5							26.5	
99/6/18	5 (4)	79 (3)	4.1 (0.3)	20 (10)	0.489 (0.24)					100.0								
99/7/7 (ふくべ網)	4 (6)	77 (6)	4.1 (1.3)	11 (6)	0.295 (0.18)					96.4		3.6						
99/7/16 (ふくべ網)	3 (16)	84 (38)	5.8 (6.6)	13 (6)	0.393 (0.27)					50.0							50.0	
99/7/22 (ふくべ網)	3 (6)	73 (8)	2.9 (0.1)	70 (4)	0.236 (0.15)					47.0				9.0			44.0	
99/8/25	6 (4)	75 (4)	4.2 (0.5)	11 (11)	0.249 (0.26)					1.1		1.6	4.4		35.2	4.7	53.0	
99/10/26	9 (0)	82 (5)	5.2 (0.7)	27 (23)	0.496 (0.37)	0.0	28.7	3.2	20.0						8.3		4.0	35.8
サケラマス																		
99/6/29 (ふくべ網)	2 (0)	56 (8)	5.1 (0.8)	22 (22)	0.417 (0.37)											100		
99/7/5-24 (ふくべ網)	23 (10)	61 (12)	4.1 (2.4)	21 (18)	0.542 (0.42)							1.2	5.9	76.7		16.2		
99/8/25	1 (1)	149	50.1	118	0.236									20	80			
99/9/29 (地曳網)	1 (0)	197	119.5	1169	0.978												90	
イトヨ																		
99/8/25	10 (4)	82 (10)	8.2 (2.4)	49 (55)	0.642 (0.68)		2.0	0.0	5.9		2.5			44.1	2.5		35.8	7.2
イワナ																		
99/10/26	1 (0)	257	278.8	2792	1.001												100	

資料

十和田湖における魚類計測データ (1998-1999年)

木村大¹・水谷寿²・鈴木俊哉³・帰山雅秀⁴

¹ 青森県内水面水産試験場(〒034-0041 十和田市大字相坂字白上344-10)、

² 秋田県水産振興センター(〒010-0531 男鹿市船川港台島字鶴の崎16)、

³ 水産庁さけ・ます資源管理センター(〒062-0922 札幌市豊平区中の島2-2)、

⁴ 北海道東海大学(〒005-8601 札幌市南区南沢5条1丁目1-1)

Lacustrine sockeye salmon data during 1998-1999

Hiroshi KIMURA¹, Hitoshi MIZUTANI², Toshiya SUZUKI³
 and Masahide KAERIYAMA⁴

¹ Aomori Prefectural Freshwater Fishery Research Center, Aisaka, Towada, Aomori 034-0041, Japan,

² Akita Prefectural Institute of fishery and Fishery Management, Unosaki 16, Oga, Akita 010-0531, Japan,

³ National Salmon Resources Center, 2-2 Nakanoshima, Toyohira, Sapporo 062-0922, Japan and

⁴ Hokkaido Tokai University, Minamisawa 5-1-1-1, Minami, Sapporo 005-8601, Japan

本報は、1998-1999年度に十和田湖において青森県内水面水産試験場により採集されたヒメマス(湖沼型ベニザケ、*Oncorhynchus nerka*) とその他の魚類(ワカサギ、イトヨ等)の生物情報に関するデータベースである。

表1は採集日毎の採集場所と刺網のそれぞれの目合で獲られた魚類の個体数と網数を示す。漁具は必要に応じて刺網(G)、曳網(P)、投網(C)などに分類されるが、1998-1999年度の漁具は刺網のみである。漁具の項の数値は目合サイズ

(mm)を表す。

表2は、採集された各魚種の個体毎の体サイズ、性別、生殖腺重量、年齢を、表3は胃内容物を示す。体サイズは体長(標準体長BL(cm))と体重(BW(g))で示してある。性は雄をM、雌をFで示した。左右両方の生殖腺の重量を生殖腺重量(g)とした。年齢は、明け(+)年齢で示した。取り出した胃内容物は出現頻度法により算出した。胃内容物において最も卓越する餌生物を優占種とした。

表1 十和田湖魚類採集情報

	年月日	採集場所	採集者	漁具	反数	ヒメマス	ワカサギ	サケマス	イトヨ	ギンギナ	カキコリ	合計
1	98/05/19	和井内	青森内水試	刺網51	1	65	0	0	0	0	0	65
2	98/05/19	和井内	青森内水試	刺網38	1	474	1	0	1	0	0	476
3	98/05/19	和井内	青森内水試	刺網30	1	125	14	0	6	0	0	145
4	98/05/19	和井内	青森内水試	刺網23	1	4	723	0	2	0	0	729
5	98/05/19	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	71	0	2	0	0	73
6	98/06/19	和井内	青森内水試	刺網51	1	105	0	0	0	0	0	105
7	98/06/19	和井内	青森内水試	刺網38	1	117	0	0	0	0	0	117
8	98/06/19	和井内	青森内水試	刺網30	1	114	2	0	1	0	0	117
9	98/06/19	和井内	青森内水試	刺網23	1	31	12	0	3	0	0	46
10	98/06/19	和井内	青森内水試	刺網16	1	5	94	0	6	0	0	105
11	98/08/06	和井内	青森内水試	刺網51	1	65	0	1	0	0	0	66
12	98/08/06	和井内	青森内水試	刺網38	1	21	12	1	2	17	0	53
13	98/08/06	和井内	青森内水試	刺網30	1	33	0	0	0	0	0	33
14	98/08/06	和井内	青森内水試	刺網23	1	0	115	0	26	0	0	141
15	98/08/06	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	231	0	7	0	0	238
16	98/10/14	和井内	青森内水試	刺網51	1	608	0	2	1	65	0	676

表1 続き

	年月日	採集場所	採集者	漁具	反数	ヒメマス	ワカギ	サケマス	イトヨ	ギンブナ	ウケコリ	合計
17	98/10/14	和井内	青森内水試	刺網38	1	76	0	4	0	42	0	122
18	98/10/14	和井内	青森内水試	刺網30	1	2	0	1	0	0	0	3
19	98/10/14	和井内	青森内水試	刺網23	1	0	14	0	0	0	0	14
20	98/10/14	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	175	0	0	0	0	175
21	99/05/18	和井内	青森内水試	刺網51	1	4	0	0	0	0	0	4
22	99/05/18	和井内	青森内水試	刺網38	1	4	0	0	0	0	0	4
23	99/05/18	和井内	青森内水試	刺網30	1	3	0	0	0	0	0	3
24	99/05/18	和井内	青森内水試	刺網23	1	0	4	0	2	0	0	6
25	99/05/18	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	1	0	0	0	0	1
26	99/06/18	和井内	青森内水試	刺網51	1	15	0	0	0	0	0	15
27	99/06/18	和井内	青森内水試	刺網38	1	68	0	0	0	0	0	68
28	99/06/18	和井内	青森内水試	刺網30	1	24	0	0	0	0	0	24
29	99/06/18	和井内	青森内水試	刺網23	1	1	0	0	2	0	0	3
30	99/06/18	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	628	0	1	0	0	629
31	99/08/25	和井内	青森内水試	刺網51	1	142	0	0	0	0	0	142
32	99/08/25	和井内	青森内水試	刺網38	1	44	2	0	2	49	0	97
33	99/08/25	和井内	青森内水試	刺網30	1	5	0	2	0	0	0	7
34	99/08/25	和井内	青森内水試	刺網23	1	0	2	0	13	0	0	15
35	99/08/25	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	236	0	1	0	0	237
36	99/10/26	和井内	青森内水試	刺網51	1	0	0	0	0	14	0	14
37	99/10/26	和井内	青森内水試	刺網38	1	1	0	0	0	1	0	2
38	99/10/26	和井内	青森内水試	刺網30	1	1	0	0	0	0	0	1
39	99/10/26	和井内	青森内水試	刺網23	1	2	0	0	0	0	0	2
40	99/10/26	和井内	青森内水試	刺網16	1	0	113	0	0	0	0	113

表2 十和田湖で採集された魚類の体サイズ。n.d.はno dataを示す。単位は体長がmm、体重と生殖腺重量がg、年齢がX+, 胃内容物重量がmgである。

ID	漁具	体長	体重	性	生殖腺	年	ID	漁具	体長	体重	性	生殖腺	年	ID	漁具	体長	体重	性	生殖腺	年
				別	重量	齢					別	重量	齢					別	重量	齢
98/5/19							36	G51	21.9	145.9	M	0.49	2	73	G38	15.8	48.8	M	n.d.	n.d.
ヒメマス							37	G51	24.6	198.5	M	0.83	3	74	G38	21.3	134.3	2	n.d.	n.d.
1	G51	21.7	137.2	M	0.02	2	38	G51	21.7	139.8	F	1.37	2	75	G38	15.3	48.1	M	n.d.	n.d.
2	G51	20.8	129.9	M	0.31	3	39	G51	20.4	112.6	M	0.04	n.d.	76	G38	15.4	48.1	M	n.d.	n.d.
3	G51	22.7	162.9	M	0.71	3	40	G51	20.0	110.9	F	0.21	1	77	G38	16.6	59.1	M	n.d.	n.d.
4	G51	21.7	144.1	F	1.50	3	41	G51	21.8	154.3	n.d.	n.d.	2	78	G38	15.3	49.3	M	n.d.	n.d.
5	G51	22.2	140.0	M	0.19	n.d.	42	G51	20.8	120.1	n.d.	n.d.	n.d.	79	G38	16.4	58.0	M	n.d.	n.d.
6	G51	20.8	136.6	F	1.37	3	43	G51	21.4	134.7	n.d.	n.d.	n.d.	80	G38	17.0	69.3	M	n.d.	n.d.
7	G51	21.2	133.4	F	1.15	3	44	G51	21.4	134.5	n.d.	n.d.	n.d.	81	G38	14.9	44.9	M	n.d.	n.d.
8	G51	21.4	130.7	F	0.41	n.d.	45	G51	21.4	147.4	n.d.	n.d.	n.d.	82	G38	16.6	63.5	M	n.d.	n.d.
9	G51	21.8	149.6	M	0.31	3	46	G51	21.0	135.5	n.d.	n.d.	n.d.	83	G38	16.6	63.6	M	n.d.	n.d.
10	G51	21.8	130.1	M	0.31	n.d.	47	G51	21.9	135.2	n.d.	n.d.	n.d.	84	G38	15.2	48.8	M	n.d.	n.d.
11	G51	22.4	146.0	M	0.60	3	48	G51	21.4	140.0	n.d.	n.d.	n.d.	85	G38	16.1	58.4	M	n.d.	n.d.
12	G51	21.5	126.3	F	0.31	n.d.	49	G51	21.2	139.2	n.d.	n.d.	n.d.	86	G38	15.5	47.1	M	n.d.	n.d.
13	G51	20.4	118.0	F	0.58	2	50	G51	19.4	105.7	n.d.	n.d.	n.d.	87	G38	16.9	68.6	F	0.06	1
14	G51	21.8	138.4	F	1.19	2	51	G51	22.2	130.6	n.d.	n.d.	n.d.	88	G38	15.9	58.0	M	0.04	1
15	G51	20.8	122.3	M	0.16	3	52	G51	20.7	129.3	n.d.	n.d.	n.d.	89	G38	15.6	49.0	F	0.12	1
16	G51	21.2	123.7	M	0.04	3	53	G51	20.7	130.8	n.d.	n.d.	n.d.	90	G38	19.7	109.0	F	0.10	n.d.
17	G51	22.2	146.8	F	0.67	2	54	G51	20.7	127.9	n.d.	n.d.	n.d.	91	G38	15.8	58.8	M	0.03	1
18	G51	21.7	142.4	F	1.20	3	55	G51	21.0	121.3	n.d.	n.d.	n.d.	92	G38	15.8	55.6	M	0.02	1
19	G51	21.5	135.2	M	0.02	2	56	G51	20.8	130.3	n.d.	n.d.	n.d.	93	G38	17.0	61.8	M	0.03	n.d.
20	G51	21.7	139.8	M	0.23	2	57	G51	19.3	104.0	n.d.	n.d.	n.d.	94	G38	18.8	79.0	F	0.05	1
21	G51	20.8	124.7	F	1.10	n.d.	58	G51	21.0	123.8	n.d.	n.d.	n.d.	95	G38	17.7	73.0	F	0.06	1
22	G51	21.3	127.8	F	0.60	2	59	G51	18.8	87.4	n.d.	n.d.	n.d.	96	G38	14.3	42.5	F	0.08	1
23	G51	20.8	134.1	M	0.04	2	60	G51	20.8	136.9	n.d.	n.d.	n.d.	97	G38	15.2	49.4	F	0.04	1
24	G51	20.8	140.0	M	0.19	n.d.	61	G51	20.7	122.0	F	0.11	1	98	G38	15.3	49.3	F	0.07	1
25	G51	21.4	141.4	M	0.31	2	62	G51	21.4	129.1	M	0.04	1	99	G38	15.1	44.0	M	0.02	1
26	G51	23.3	157.9	M	0.20	3	63	G51	21.4	136.2	M	0.04	1	100	G38	16.1	53.2	F	0.04	1
27	G51	21.1	115.1	M	0.04	2	64	G51	21.0	123.7	M	0.04	n.d.	101	G38	15.4	55.7	M	0.02	1
28	G51	21.7	141.6	M	0.31	n.d.	65	G51	19.3	108.0	M	0.04	1	102	G38	14.2	40.1	M	0.02	1
29	G51	21.4	134.4	F	0.95	3	66	G38	16.4	59.2	M	n.d.	n.d.	103	G38	15.5	54.5	M	0.02	1
30	G51	21.6	145.8	M	0.35	2	67	G38	15.4	52.8	M	n.d.	n.d.	104	G38	16.4	57.0	F	0.10	1
31	G51	22.2	146.7	M	0.35	3	68	G38	15.5	47.2	M	n.d.	n.d.	105	G38	15.2	48.6	F	0.27	n.d.
32	G51	21.4	150.7	M	0.53	3	69	G38	15.2	46.0	M	n.d.	n.d.	106	G38	16.3	59.3	M	0.02	1
33	G51	22.2	144.6	M	0.73	3	70	G38	16.0	53.1	M	n.d.	n.d.	107	G38	16.2	59.0	M	0.02	1
34	G51	21.7	143.5	F	0.65	n.d.	71	G38	15.4	51.9	M	n.d.	n.d.	108	G38	17.4	72.6	M	0.02	1
35	G51	21.4	136.0	F	0.34	n.d.	72	G38	16.1	59.3	M	n.d.	n.d.	109	G38	16.9	65.2	M	0.02	1

表2 続き (1)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/5/19 (続き)							175	G30	21.6	152.3	n.d.	n.d.	3	242	G30	15.8	57.0	n.d.	n.d.	n.d.
ヒメマス (続き)							176	G30	13.7	33.3	n.d.	n.d.	1	243	G30	15.6	56.6	n.d.	n.d.	n.d.
110	G38	19.8	109.5	M	0.10	3	177	G30	15.3	51.1	n.d.	n.d.	1	244	G30	15.2	49.1	n.d.	n.d.	n.d.
111	G38	16.0	54.4	F	0.07	1	178	G30	15.9	50.8	n.d.	n.d.	1	245	G30	15.6	50.7	n.d.	n.d.	n.d.
112	G38	16.4	60.6	F	0.08	n.d.	179	G30	13.7	35.7	n.d.	n.d.	1	246	G30	17.1	70.7	n.d.	n.d.	n.d.
113	G38	16.4	59.8	M	0.18	2	180	G30	16.0	59.3	n.d.	n.d.	1	247	G30	47.2	14.3	n.d.	n.d.	n.d.
114	G38	15.2	45.4	F	0.08	1	181	G30	12.4	28.0	n.d.	n.d.	1	248	G30	40.7	13.6	n.d.	n.d.	n.d.
115	G38	21.4	139.8	F	0.20	1	182	G30	14.1	37.2	n.d.	n.d.	1	249	G30	50.3	15.5	n.d.	n.d.	n.d.
116	G38	16.0	56.9	F	0.07	1	183	G30	14.8	46.3	n.d.	n.d.	1	250	G30	56.1	14.5	n.d.	n.d.	n.d.
117	G38	18.7	86.7	M	0.02	1	184	G30	14.1	38.7	n.d.	n.d.	1	251	G30	129.6	15.7	n.d.	n.d.	n.d.
118	G38	21.2	132.1	F	0.04	1	185	G30	14.8	45.2	n.d.	n.d.	1	252	G30	51.4	14.6	n.d.	n.d.	n.d.
119	G38	15.7	52.0	M	0.02	1	186	G30	15.8	55.2	n.d.	n.d.	1	253	G30	31.0	14.4	n.d.	n.d.	n.d.
120	G38	16.4	59.7	M	0.02	1	187	G30	20.1	111.5	n.d.	n.d.	n.d.	254	G30	32.3	13.7	n.d.	n.d.	n.d.
121	G38	15.8	58.3	M	0.02	1	188	G30	16.8	66.7	n.d.	n.d.	1	255	G30	55.1	14.0	n.d.	n.d.	n.d.
122	G38	16.6	70.5	n.d.	n.d.	n.d.	189	G30	13.7	40.0	n.d.	n.d.	1	256	G30	33.2	15.1	n.d.	n.d.	n.d.
123	G38	14.4	41.7	n.d.	n.d.	n.d.	190	G30	14.7	42.8	n.d.	n.d.	1	257	G30	70.7	14.4	n.d.	n.d.	n.d.
124	G38	16.5	51.7	n.d.	n.d.	n.d.	191	G30	14.6	45.2	n.d.	n.d.	1	258	G30	56.7	14.4	n.d.	n.d.	n.d.
125	G38	16.0	56.1	n.d.	n.d.	n.d.	192	G30	14.7	45.2	n.d.	n.d.	1	259	G30	53.7	13.1	n.d.	n.d.	n.d.
126	G38	16.6	62.0	n.d.	n.d.	n.d.	193	G30	14.0	41.3	n.d.	n.d.	1	260	G30	49.6	13.6	n.d.	n.d.	n.d.
127	G38	20.7	123.3	n.d.	n.d.	n.d.	194	G30	13.2	35.0	n.d.	n.d.	1	261	G30	51.5	14.7	n.d.	n.d.	n.d.
128	G38	16.3	57.8	n.d.	n.d.	n.d.	195	G30	15.4	50.5	n.d.	n.d.	1	262	G30	39.8	13.3	n.d.	n.d.	n.d.
129	G38	14.8	44.8	n.d.	n.d.	n.d.	196	G30	12.0	24.7	n.d.	n.d.	1	263	G30	43.7	15.6	n.d.	n.d.	n.d.
130	G38	21.7	145.1	n.d.	n.d.	n.d.	197	G30	13.9	38.5	n.d.	n.d.	1	264	G30	62.3	13.6	n.d.	n.d.	n.d.
131	G38	16.6	63.3	n.d.	n.d.	n.d.	198	G30	18.4	85.5	n.d.	n.d.	n.d.	265	G30	49.9	13.9	n.d.	n.d.	n.d.
132	G38	19.7	107.0	n.d.	n.d.	n.d.	199	G30	13.7	36.3	n.d.	n.d.	1	266	G30	55.2	15.4	n.d.	n.d.	n.d.
133	G38	15.2	46.0	n.d.	n.d.	n.d.	200	G30	14.0	37.4	n.d.	n.d.	1	267	G30	29.1	13.6	n.d.	n.d.	n.d.
134	G38	16.2	59.4	n.d.	n.d.	n.d.	201	G30	15.1	46.2	n.d.	n.d.	1	268	G30	60.9	14.1	n.d.	n.d.	n.d.
135	G38	15.8	54.4	n.d.	n.d.	n.d.	202	G30	21.3	143.8	n.d.	n.d.	2	269	G30	41.3	14.1	n.d.	n.d.	n.d.
136	G38	16.6	66.0	n.d.	n.d.	n.d.	203	G30	16.7	65.6	n.d.	n.d.	n.d.	270	G30	38.0	15.1	n.d.	n.d.	n.d.
137	G38	20.1	107.6	n.d.	n.d.	n.d.	204	G30	14.9	44.3	n.d.	n.d.	1	271	G30	38.4	15.6	n.d.	n.d.	n.d.
138	G38	15.7	55.3	n.d.	n.d.	n.d.	205	G30	14.6	41.7	n.d.	n.d.	1	272	G23	14.7	46.1	n.d.	n.d.	n.d.
139	G38	21.2	135.5	n.d.	n.d.	n.d.	206	G30	13.1	33.3	n.d.	n.d.	1	273	G23	16.1	57.8	n.d.	n.d.	n.d.
140	G38	16.3	56.7	n.d.	n.d.	n.d.	207	G30	16.3	65.1	n.d.	n.d.	n.d.	274	G23	17.2	68.4	n.d.	n.d.	n.d.
141	G38	15.6	48.3	n.d.	n.d.	n.d.	208	G30	14.2	46.0	n.d.	n.d.	n.d.	275	G23	17.7	83.3	n.d.	n.d.	n.d.
142	G38	16.2	54.1	n.d.	n.d.	n.d.	209	G30	15.9	58.6	n.d.	n.d.	n.d.	ワカサギ						
143	G38	16.2	60.5	n.d.	n.d.	n.d.	210	G30	21.2	144.6	n.d.	n.d.	n.d.	276	G38	10.3	17.7	F	4.42	n.d.
144	G38	17.0	72.0	n.d.	n.d.	n.d.	211	G30	14.9	50.7	n.d.	n.d.	n.d.	277	G30	11.1	24.1	F	8.43	n.d.
145	G38	15.6	52.3	n.d.	n.d.	n.d.	212	G30	14.3	41.2	n.d.	n.d.	n.d.	278	G30	11.3	21.7	F	7.53	n.d.
146	G38	16.6	61.7	M	n.d.	n.d.	213	G30	14.8	47.0	n.d.	n.d.	n.d.	279	G30	12.6	26.9	n.d.	n.d.	n.d.
147	G30	21.6	151.2	n.d.	n.d.	3	214	G30	13.4	32.6	n.d.	n.d.	n.d.	280	G30	10.7	21.6	F	6.88	n.d.
148	G30	16.8	68.9	n.d.	n.d.	1	215	G30	15.2	46.0	n.d.	n.d.	n.d.	281	G30	12.1	31.3	F	7.12	n.d.
149	G30	16.3	57.0	n.d.	n.d.	1	216	G30	14.4	44.1	n.d.	n.d.	n.d.	282	G30	11.0	21.0	F	5.44	n.d.
150	G30	12.6	29.8	n.d.	n.d.	1	217	G30	15.2	50.4	n.d.	n.d.	n.d.	283	G30	12.7	29.4	n.d.	n.d.	n.d.
151	G30	17.1	68.7	F	n.d.	n.d.	218	G30	13.3	34.8	n.d.	n.d.	n.d.	284	G30	11.1	20.7	M	0.67	n.d.
152	G30	15.5	57.2	n.d.	n.d.	1	219	G30	14.1	36.6	n.d.	n.d.	n.d.	285	G30	11.7	25.4	F	7.78	n.d.
153	G30	20.3	122.0	n.d.	n.d.	n.d.	220	G30	15.7	52.8	n.d.	n.d.	n.d.	286	G30	11.1	22.1	F	6.81	n.d.
154	G30	16.1	62.6	n.d.	n.d.	1	221	G30	11.3	21.0	n.d.	n.d.	1	287	G30	10.9	15.4	F	1.20	n.d.
155	G30	18.8	91.4	F	n.d.	1	222	G30	12.7	29.3	n.d.	n.d.	1	288	G30	11.4	23.4	F	6.66	n.d.
156	G30	13.2	33.6	F	n.d.	1	223	G30	12.7	28.8	n.d.	n.d.	1	289	G30	10.7	21.9	F	6.98	n.d.
157	G30	15.3	50.7	n.d.	n.d.	1	224	G30	12.3	27.0	n.d.	n.d.	1	290	G30	10.6	21.2	F	6.54	n.d.
158	G30	20.3	130.7	n.d.	n.d.	2	225	G30	12.0	26.2	n.d.	n.d.	1	291	G23	10.1	13.3	M	0.29	n.d.
159	G30	18.8	97.3	n.d.	n.d.	n.d.	226	G30	12.2	25.9	n.d.	n.d.	1	292	G23	12.9	27.9	F	0.03	n.d.
160	G30	19.2	99.6	n.d.	n.d.	1	227	G30	12.3	25.3	n.d.	n.d.	1	293	G23	11.8	18.4	F	0.12	n.d.
161	G30	17.2	72.0	F	n.d.	1	228	G30	20.7	129.2	n.d.	n.d.	2	294	G23	10.9	21.3	F	5.44	n.d.
162	G30	13.6	33.2	n.d.	n.d.	1	229	G30	15.7	49.6	n.d.	n.d.	n.d.	295	G23	11.8	17.9	F	0.08	n.d.
163	G30	14.3	38.5	n.d.	n.d.	1	230	G30	15.0	47.4	n.d.	n.d.	n.d.	296	G23	12.6	21.7	F	0.07	n.d.
164	G30	16.2	58.6	F	n.d.	1	231	G30	14.6	42.0	n.d.	n.d.	1	297	G23	10.6	18.4	M	0.37	n.d.
165	G30	11.6	22.8	n.d.	n.d.	1	232	G30	16.1	60.7	n.d.	n.d.	n.d.	298	G23	11.4	17.8	F	0.10	n.d.
166	G30	14.4	41.7	n.d.	n.d.	1	233	G30	14.9	49.0	n.d.	n.d.	n.d.	299	G23	10.6	20.1	F	5.48	n.d.
167	G30	14.4	44.6	n.d.	n.d.	1	234	G30	15.4	50.3	n.d.	n.d.	n.d.	300	G23	10.3	16.1	M	0.33	n.d.
168	G30	16.7	60.7	n.d.	n.d.	1	235	G30	16.5	61.9	n.d.	n.d.	n.d.	301	G23	10.7	18.5	M	0.39	n.d.
169	G30	13.7	34.7	n.d.	n.d.	1	236	G30	15.4	52.3	n.d.	n.d.	n.d.	302	G23	11.3	20.1	F	5.42	n.d.
170	G30	13.4	35.1	n.d.	n.d.	1	237	G30	15.2	47.2	n.d.	n.d.	n.d.	303	G23	10.6	13.5	M	0.36	n.d.
171	G30	15.3	54.4	n.d.	n.d.	1	238	G30	21.2	136.4	n.d.	n.d.	n.d.	304	G23	10.8	18.7	F	4.89	n.d.
172	G30	15.4	55.3	n.d.	n.d.	1	239	G30	15.2	53.4	n.d.	n.d.	n.d.	305	G23	11.1	15.6	F	0.09	n.d.
173	G30	21.2	137.9	n.d.	n.d.	2	240	G30	16.0	58.8	n.d.	n.d.	n.d.	306	G23	9.4	12.1	F	2.36	n.d.
174	G30	13.4	33.0	M	n.d.	1	241	G30	14.7	46.7	n.d.	n.d.	n.d.	307	G23	10.8	20.6	F	6.37	n.d.

表2 続き (2)

ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢	ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢	ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢
98/5/19 (続き)							373	G16	7.8	6.1	M	0.07	n.d.	437	G51	24.0	166.0	F	0.55	3
ワカサギ (続き)							374	G16	8.3	7.5	F	0.98	n.d.	438	G51	22.5	169.6	F	3.85	3
308	G23	10.6	15.8	M	0.41	n.d.	375	G16	6.7	3.9	n.d.	n.d.	n.d.	439	G51	24.3	192.8	M	5.72	3
309	G23	11.8	18.0	F	0.17	n.d.	376	G16	7.7	5.2	M	0.11	n.d.	440	G51	23.5	167.5	M	0.04	3
310	G23	10.7	17.5	F	4.16	n.d.	377	G16	8.2	7.7	F	1.55	n.d.	441	G51	21.7	131.1	F	0.19	2
311	G23	11.7	16.7	F	0.15	n.d.	378	G16	9.1	10.3	F	1.32	n.d.	442	G51	22.6	147.7	M	0.04	2
312	G23	10.6	16.8	M	0.41	n.d.	379	G16	8.2	6.9	M	0.12	n.d.	443	G51	23.1	153.4	M	0.03	2
313	G23	10.5	19.6	F	3.71	n.d.	380	G16	6.9	3.9	n.d.	n.d.	n.d.	444	G51	23.7	161.2	M	0.03	3
314	G23	10.8	15.9	MF	0=0.13	n.d.	381	G16	7.8	7.1	n.d.	n.d.	n.d.	445	G51	23.9	159.1	M	0.03	2
315	G23	11.3	16.1	F	0.12	n.d.	382	G16	8.5	6.8	n.d.	n.d.	n.d.	446	G51	23.5	150.7	n.d.	n.d.	2
316	G23	11.2	16.6	F	0.11	n.d.	383	G16	7.7	6.0	n.d.	n.d.	n.d.	447	G51	23.0	153.1	n.d.	n.d.	2
317	G23	9.7	12.6	M	0.34	n.d.	384	G16	7.8	5.8	n.d.	n.d.	n.d.	448	G51	20.6	104.9	n.d.	n.d.	2
318	G23	11.0	20.2	M	0.48	n.d.	385	G16	8.2	6.9	n.d.	n.d.	n.d.	449	G51	22.0	135.8	n.d.	n.d.	2
319	G23	10.6	17.3	M	0.41	n.d.	386	G16	6.6	3.4	n.d.	n.d.	n.d.	450	G51	22.9	152.2	n.d.	n.d.	2
320	G23	10.7	18.4	F	5.84	n.d.	387	G16	6.7	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	451	G51	22.3	131.0	n.d.	n.d.	2
321	G23	10.7	19.3	F	4.99	n.d.	388	G16	7.2	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	452	G51	29.0	376.5	n.d.	n.d.	4
322	G23	9.3	11.8	F	2.14	n.d.	389	G16	6.8	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	453	G51	23.3	170.7	n.d.	n.d.	2
323	G23	11.0	17.6	M	0.52	n.d.	390	G16	7.0	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	454	G51	22.8	155.4	n.d.	n.d.	n.d.
324	G23	10.6	14.0	M	0.34	n.d.	391	G16	7.2	4.4	n.d.	n.d.	n.d.	455	G51	22.8	160.3	n.d.	n.d.	2
325	G23	10.7	17.3	F	3.30	n.d.	392	G16	7.1	4.7	n.d.	n.d.	n.d.	456	G51	22.8	175.2	n.d.	n.d.	n.d.
326	G23	11.1	20.2	F	5.34	n.d.	393	G16	6.8	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	457	G51	22.8	154.0	n.d.	n.d.	2
327	G23	11.9	29.2	F	10.17	n.d.	394	G16	7.3	4.5	n.d.	n.d.	n.d.	458	G51	22.8	154.8	n.d.	n.d.	n.d.
328	G23	10.2	14.2	M	0.60	n.d.	395	G16	7.8	6.5	n.d.	n.d.	n.d.	459	G51	23.8	165.7	n.d.	n.d.	2
329	G23	9.4	10.8	F	3.14	n.d.	396	G16	8.6	7.6	n.d.	n.d.	n.d.	460	G51	23.1	171.7	n.d.	n.d.	2
330	G23	11.4	22.3	F	6.40	n.d.	397	G16	7.5	5.6	n.d.	n.d.	n.d.	461	G51	23.7	157.7	n.d.	n.d.	2
331	G23	11.6	15.1	F	0.13	n.d.	398	G16	9.1	9.5	n.d.	n.d.	n.d.	462	G51	23.7	163.1	n.d.	n.d.	3
332	G23	10.2	15.2	F	3.33	n.d.	399	G16	6.8	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	463	G51	23.4	167.0	n.d.	n.d.	2
333	G23	10.5	17.7	F	3.52	n.d.	400	G16	8.0	6.8	n.d.	n.d.	n.d.	464	G51	22.3	155.0	n.d.	n.d.	2
334	G23	9.6	12.3	F	2.51	n.d.	401	G16	7.2	4.3	n.d.	n.d.	n.d.	465	G51	23.6	161.6	n.d.	n.d.	2
335	G23	11.7	17.2	F	0.08	n.d.	402	G16	6.8	3.6	n.d.	n.d.	n.d.	466	G51	22.7	151.6	n.d.	n.d.	n.d.
336	G23	12.6	23.4	F	0.17	n.d.	403	G16	6.8	3.5	n.d.	n.d.	n.d.	467	G51	23.5	166.2	n.d.	n.d.	n.d.
337	G23	11.2	23.2	F	6.09	n.d.	404	G16	8.7	8.2	n.d.	n.d.	n.d.	468	G51	22.4	129.0	n.d.	n.d.	n.d.
338	G23	10.1	15.0	F	2.42	n.d.	405	G16	7.0	4.6	n.d.	n.d.	n.d.	469	G51	22.2	140.6	n.d.	n.d.	2
339	G23	11.7	18.3	F	0.12	n.d.	406	G16	9.0	9.0	n.d.	n.d.	n.d.	470	G51	22.4	147.1	n.d.	n.d.	2
340	G23	9.0	10.6	M	0.28	n.d.	407	G16	7.6	5.6	n.d.	n.d.	n.d.	471	G51	22.6	139.2	n.d.	n.d.	n.d.
341	G23	11.1	19.8	F	4.26	n.d.	408	G16	8.5	9.0	n.d.	n.d.	n.d.	472	G51	23.1	160.4	M	0.03	2
342	G23	9.2	10.9	F	1.85	n.d.	409	G16	6.4	3.2	n.d.	n.d.	n.d.	473	G51	23.8	138.6	F	0.03	2
343	G23	11.3	16.5	F	0.11	n.d.	410	G16	7.2	5.0	n.d.	n.d.	n.d.	474	G51	22.9	150.0	F	0.35	2
344	G23	11.7	15.4	F	0.15	n.d.	イトヨ							475	G51	23.9	159.3	M	0.04	2
345	G23	11.2	20.4	F	5.19	n.d.	411	G38	9.3	14.8	F	0.92	n.d.	476	G51	23.3	157.3	F	0.75	2
346	G23	10.8	15.9	F	0.07	n.d.	412	G30	9.8	17.2	F	1.39	n.d.	477	G51	22.7	148.6	F	0.30	n.d.
347	G23	8.8	9.2	F	1.53	n.d.	413	G30	9.3	16.2	F	2.62	n.d.	478	G51	23.1	151.8	n.d.	n.d.	2
348	G23	10.1	15.4	F	3.76	n.d.	414	G30	8.8	11.8	F	2.34	n.d.	479	G51	23.7	163.2	M	0.04	2
349	G23	10.9	19.3	F	4.80	n.d.	415	G30	10.0	17.5	F	1.92	n.d.	480	G51	22.8	165.6	F	3.03	2
350	G23	10.2	14.4	M	0.36	n.d.	416	G30	9.2	15.1	F	2.03	n.d.	481	G51	23.3	158.1	M	0.04	2
351	G16	7.2	4.0	n.d.	0.01	n.d.	417	G30	10.2	17.6	n.d.	n.d.	n.d.	482	G51	22.2	153.0	n.d.	n.d.	n.d.
352	G16	6.6	3.4	n.d.	0.01	n.d.	418	G23	6.6	5.9	n.d.	n.d.	n.d.	483	G51	22.9	155.5	n.d.	n.d.	n.d.
353	G16	8.6	8.4	F	0.94	n.d.	419	G23	8.3	10.2	F	1.12	n.d.	484	G51	23.3	155.1	n.d.	n.d.	n.d.
354	G16	6.8	3.5	n.d.	n.d.	n.d.	420	G16	5.4	2.3	M	0.09	n.d.	485	G51	21.4	127.0	n.d.	n.d.	n.d.
355	G16	7.0	4.3	n.d.	n.d.	n.d.	421	G16	5.7	3.3	n.d.	0.02	n.d.	486	G51	23.6	126.1	n.d.	n.d.	n.d.
356	G16	6.6	3.4	n.d.	n.d.	n.d.	98/6/19							487	G51	23.2	163.1	n.d.	n.d.	n.d.
357	G16	8.0	7.5	F	1.60	n.d.	ヒメマス							488	G51	23.0	157.0	n.d.	n.d.	n.d.
358	G16	7.8	6.0	n.d.	n.d.	n.d.	422	G51	23.5	164.3	F	0.37	2	489	G51	22.5	141.3	n.d.	n.d.	n.d.
359	G16	8.6	7.3	M	0.15	n.d.	423	G51	23.8	164.2	F	0.29	3	490	G51	23.1	157.4	n.d.	n.d.	n.d.
360	G16	8.4	7.7	F	0.96	n.d.	424	G51	23.5	166.5	M	0.04	2	491	G51	23.7	167.3	n.d.	n.d.	n.d.
361	G16	8.8	9.3	F	1.58	n.d.	425	G51	23.3	175.7	M	5.95	2	492	G51	21.9	139.0	n.d.	n.d.	n.d.
362	G16	7.9	5.9	M	0.10	n.d.	426	G51	22.1	140.6	F	0.15	3	493	G51	23.9	164.9	n.d.	n.d.	n.d.
363	G16	9.3	10.9	F	1.67	n.d.	427	G51	22.7	134.5	M	0.03	2	494	G51	22.5	159.7	n.d.	n.d.	n.d.
364	G16	9.1	9.3	F	1.62	n.d.	428	G51	23.3	155.2	M	0.08	2	495	G51	23.2	155.4	n.d.	n.d.	n.d.
365	G16	8.9	9.9	F	1.59	n.d.	429	G51	23.0	148.6	M	0.04	2	496	G51	23.8	162.8	n.d.	n.d.	n.d.
366	G16	7.8	7.2	F	1.00	n.d.	430	G51	23.9	167.5	M	0.04	2	497	G51	22.5	165.0	n.d.	n.d.	n.d.
367	G16	8.6	8.4	M	0.12	n.d.	431	G51	22.5	137.8	M	0.04	2	498	G51	23.1	156.1	n.d.	n.d.	n.d.
368	G16	7.3	5.5	F	0.81	n.d.	432	G51	23.5	165.5	M	0.04	2	499	G51	23.1	166.4	n.d.	n.d.	n.d.
369	G16	7.2	5.0	n.d.	n.d.	n.d.	433	G51	23.0	158.1	M	0.04	2	500	G51	21.8	135.0	n.d.	n.d.	n.d.
370	G16	7.6	4.4	n.d.	n.d.	n.d.	434	G51	23.0	162.4	M	1.54	2	501	G51	22.6	171.8	n.d.	n.d.	n.d.
371	G16	7.6	5.4	F	0.41	n.d.	435	G51	23.3	165.6	F	0.35	3	502	G51	21.3	132.0	n.d.	n.d.	n.d.
372	G16	8.2	7.2	M	0.11	n.d.	436	G51	23.2	127.5	F	0.29	2	503	G51	24.1	178.0	n.d.	n.d.	n.d.

表2 続き (3)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/6/19 (続き)							569	G38	19.0	83.7	M	0.04	n.d.	636	G30	17.2	68.5	F	0.10	n.d.
ヒメマス (続き)							570	G38	22.5	151.4	F	0.19	n.d.	637	G30	18.4	76.4	M	0.03	n.d.
504	G51	22.8	149.1	n.d.	n.d.	n.d.	571	G38	16.2	56.4	M	0.02	n.d.	638	G30	16.6	60.5	F	0.09	n.d.
505	G51	23.3	163.1	n.d.	n.d.	n.d.	572	G38	23.0	158.4	n.d.	n.d.	n.d.	639	G30	18.7	85.6	n.d.	n.d.	n.d.
506	G51	22.3	155.8	n.d.	n.d.	n.d.	573	G38	20.8	108.0	n.d.	n.d.	n.d.	640	G30	16.8	63.4	M	0.02	n.d.
507	G51	22.9	154.5	n.d.	n.d.	n.d.	574	G38	22.5	151.3	n.d.	n.d.	n.d.	641	G30	18.1	74.7	M	0.03	n.d.
508	G51	22.5	151.6	n.d.	n.d.	n.d.	575	G38	17.2	66.9	n.d.	n.d.	n.d.	642	G30	20.6	115.4	M	0.02	n.d.
509	G51	22.9	164.8	n.d.	n.d.	n.d.	576	G38	23.2	160.0	n.d.	n.d.	n.d.	643	G30	16.0	51.4	F	0.06	n.d.
510	G51	25.4	196.5	n.d.	n.d.	n.d.	577	G38	19.8	104.5	n.d.	n.d.	n.d.	644	G30	23.8	163.6	M	0.05	n.d.
511	G51	22.8	153.0	n.d.	n.d.	n.d.	578	G38	22.7	149.1	n.d.	n.d.	n.d.	645	G30	13.3	31.4	F	0.08	n.d.
512	G38	21.7	125.2	M	0.02	2	579	G38	22.6	142.0	n.d.	n.d.	n.d.	646	G30	22.4	42.8	M	0.06	n.d.
513	G38	23.0	151.8	F	0.21	2	580	G38	21.9	145.3	n.d.	n.d.	n.d.	647	G30	16.8	57.9	F	0.06	n.d.
514	G38	23.5	164.3	F	0.58	2	581	G38	23.2	152.2	n.d.	n.d.	n.d.	648	G30	18.4	81.0	M	0.03	n.d.
515	G38	23.5	156.4	M	0.03	3	582	G38	23.4	156.6	n.d.	n.d.	n.d.	649	G30	18.2	74.0	M	0.03	n.d.
516	G38	23.1	156.4	M	0.04	2	583	G38	22.4	155.7	n.d.	n.d.	n.d.	650	G30	18.2	72.6	M	0.03	n.d.
517	G38	23.7	162.0	F	0.44	2	584	G38	24.1	166.7	n.d.	n.d.	n.d.	651	G30	17.4	70.5	M	0.03	n.d.
518	G38	23.5	149.6	M	0.03	n.d.	585	G38	22.6	145.4	n.d.	n.d.	n.d.	652	G30	13.4	29.0	F	0.04	n.d.
519	G38	21.3	120.3	M	0.03	n.d.	586	G38	23.6	161.1	n.d.	n.d.	n.d.	653	G30	13.4	29.7	n.d.	n.d.	n.d.
520	G38	23.5	177.4	M	1.79	n.d.	587	G38	23.7	167.3	n.d.	n.d.	n.d.	654	G30	16.3	58.0	M	0.02	n.d.
521	G38	23.2	151.8	F	0.34	n.d.	588	G38	22.7	150.4	n.d.	n.d.	n.d.	655	G30	16.9	61.4	M	0.02	n.d.
522	G38	23.5	154.3	M	0.04	n.d.	589	G38	22.3	143.0	n.d.	n.d.	n.d.	656	G30	16.3	55.4	F	0.08	n.d.
523	G38	24.6	169.6	M	0.03	n.d.	590	G38	23.7	162.7	n.d.	n.d.	n.d.	657	G30	14.8	44.2	M	0.02	n.d.
524	G38	22.2	129.0	M	0.03	n.d.	591	G38	21.2	132.5	n.d.	n.d.	n.d.	658	G30	16.2	52.5	F	6.08	n.d.
525	G38	22.3	136.5	F	0.30	n.d.	592	G38	23.2	167.7	n.d.	n.d.	n.d.	659	G30	21.8	143.9	F	0.19	n.d.
526	G38	23.0	131.1	M	0.04	n.d.	593	G38	23.1	153.6	n.d.	n.d.	n.d.	660	G30	17.1	63.8	F	0.08	1
527	G38	23.7	157.8	M	0.04	n.d.	594	G38	22.8	159.1	n.d.	n.d.	n.d.	661	G30	20.4	105.3	F	0.16	n.d.
528	G38	23.6	160.8	M	0.03	n.d.	595	G38	22.7	153.9	n.d.	n.d.	n.d.	662	G30	23.4	158.2	M	0.04	n.d.
529	G38	23.0	148.7	F	0.79	n.d.	596	G38	22.2	146.2	n.d.	n.d.	n.d.	663	G30	22.2	152.3	F	0.26	n.d.
530	G38	23.6	161.0	M	0.04	n.d.	597	G38	22.4	154.0	n.d.	n.d.	n.d.	664	G30	18.0	75.1	F	0.02	1
531	G38	22.5	140.3	M	0.03	n.d.	598	G38	21.6	129.5	n.d.	n.d.	n.d.	665	G30	23.3	147.3	M	0.04	n.d.
532	G38	23.6	154.8	F	0.65	n.d.	599	G38	23.8	174.5	n.d.	n.d.	n.d.	666	G30	22.4	143.1	F	0.24	2
533	G38	23.3	153.1	F	0.31	n.d.	600	G38	23.2	158.0	n.d.	n.d.	n.d.	667	G30	23.3	158.9	F	0.34	n.d.
534	G38	22.1	133.5	M	0.03	n.d.	601	G38	22.2	126.4	n.d.	n.d.	n.d.	668	G30	14.6	37.2	M	0.02	n.d.
535	G38	23.3	155.7	F	0.28	n.d.	602	G38	21.0	113.6	n.d.	n.d.	n.d.	669	G30	16.4	58.6	F	0.08	1
536	G38	23.6	163.4	F	0.28	n.d.	603	G38	23.2	157.8	n.d.	n.d.	n.d.	670	G30	12.4	25.5	M	0.02	n.d.
537	G38	23.6	155.3	F	0.38	n.d.	604	G38	22.8	155.1	n.d.	n.d.	n.d.	671	G30	23.2	158.9	F	0.48	n.d.
538	G38	24.1	158.9	F	0.55	n.d.	605	G38	23.7	164.2	n.d.	n.d.	n.d.	672	G30	15.8	43.5	F	0.14	n.d.
539	G38	23.5	155.5	F	0.34	n.d.	606	G38	22.2	149.4	n.d.	n.d.	n.d.	673	G30	20.8	108.7	M	0.03	n.d.
540	G38	22.6	145.9	F	0.36	n.d.	607	G38	22.7	146.5	n.d.	n.d.	n.d.	674	G30	19.6	98.2	F	0.18	n.d.
541	G38	24.2	159.8	F	0.50	n.d.	608	G38	21.2	123.6	n.d.	n.d.	n.d.	675	G30	22.4	146.3	M	0.06	n.d.
542	G38	22.3	132.7	M	0.04	n.d.	609	G38	22.8	168.3	n.d.	n.d.	n.d.	676	G30	22.0	128.4	M	0.06	n.d.
543	G38	23.0	149.2	F	0.45	n.d.	610	G38	24.0	167.5	n.d.	n.d.	n.d.	677	G30	17.0	63.2	M	0.03	n.d.
544	G38	16.8	57.5	F	0.06	1	611	G38	22.8	157.6	n.d.	n.d.	n.d.	678	G30	22.4	144.5	F	0.24	n.d.
545	G38	22.4	140.3	F	0.20	n.d.	612	G38	22.6	153.2	n.d.	n.d.	n.d.	679	G30	18.2	75.3	M	0.02	n.d.
546	G38	22.8	156.3	F	0.28	n.d.	613	G38	22.8	158.4	n.d.	n.d.	n.d.	680	G30	23.2	157.4	F	0.34	n.d.
547	G38	22.8	148.0	F	0.53	2	614	G38	22.4	161.6	n.d.	n.d.	n.d.	681	G30	15.8	52.1	F	0.12	1
548	G38	21.2	135.7	M	0.04	n.d.	615	G38	22.4	149.6	n.d.	n.d.	n.d.	682	G30	22.3	148.1	M	0.08	n.d.
549	G38	23.0	146.9	F	0.34	n.d.	616	G38	23.2	161.7	n.d.	n.d.	n.d.	683	G30	18.2	77.4	M	0.02	n.d.
550	G38	23.2	149.7	M	0.04	n.d.	617	G38	23.8	171.2	n.d.	n.d.	n.d.	684	G30	23.1	158.4	M	0.08	n.d.
551	G38	17.8	71.2	F	0.18	n.d.	618	G38	23.1	158.8	n.d.	n.d.	n.d.	685	G30	18.0	75.7	F	0.12	n.d.
552	G38	23.3	158.9	M	0.04	n.d.	619	G38	23.0	158.5	n.d.	n.d.	n.d.	686	G30	13.4	32.2	F	0.04	n.d.
553	G38	22.8	147.9	F	0.26	n.d.	620	G38	23.1	154.4	n.d.	n.d.	n.d.	687	G30	16.2	52.7	F	0.08	n.d.
554	G38	23.0	159.0	M	0.04	n.d.	621	G38	22.8	149.0	n.d.	n.d.	n.d.	688	G30	18.7	83.0	F	0.12	n.d.
555	G38	22.7	148.0	M	0.04	2	622	G38	22.8	155.2	n.d.	n.d.	n.d.	689	G30	23.0	147.7	n.d.	n.d.	n.d.
556	G38	22.7	160.7	F	2.78	n.d.	623	G38	23.2	164.3	n.d.	n.d.	n.d.	690	G30	16.2	58.6	n.d.	n.d.	n.d.
557	G38	22.8	154.7	F	0.27	n.d.	624	G38	22.4	168.2	n.d.	n.d.	n.d.	691	G30	17.8	73.4	n.d.	n.d.	n.d.
558	G38	20.1	96.1	M	0.10	n.d.	625	G38	23.1	155.2	n.d.	n.d.	n.d.	692	G30	22.9	164.0	n.d.	n.d.	n.d.
559	G38	23.0	151.6	F	0.27	n.d.	626	G38	23.6	152.0	n.d.	n.d.	n.d.	693	G30	22.8	154.6	n.d.	n.d.	n.d.
560	G38	23.2	153.4	M	0.04	n.d.	627	G38	24.2	170.2	n.d.	n.d.	n.d.	694	G30	23.0	152.0	n.d.	n.d.	n.d.
561	G38	23.3	155.7	M	0.05	n.d.	628	G38	24.0	163.7	n.d.	n.d.	n.d.	695	G30	22.8	157.5	n.d.	n.d.	n.d.
562	G38	23.4	166.6	F	0.58	n.d.	629	G30	15.4	45.9	M	0.03	n.d.	696	G30	23.4	161.1	n.d.	n.d.	n.d.
563	G38	22.2	143.6	M	0.04	n.d.	630	G30	16.5	55.7	F	0.08	n.d.	697	G30	22.7	153.6	n.d.	n.d.	n.d.
564	G38	22.3	152.0	M	0.05	n.d.	631	G30	15.6	46.6	M	0.02	n.d.	698	G30	22.4	156.6	n.d.	n.d.	n.d.
565	G38	23.1	157.9	F	0.23	n.d.	632	G30	18.4	83.8	M	0.02	n.d.	699	G30	22.8	155.7	n.d.	n.d.	n.d.
566	G38	23.7	159.5	M	0.04	n.d.	633	G30	20.0	100.9	M	0.02	1	700	G30	22.0	134.4	n.d.	n.d.	n.d.
567	G38	23.2																		

表2 続き (4)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/6/19 (続き)							768	G23	22.2	140.4	n.d.	n.d.	n.d.	834	G16	8.3	6.2	M	0.14	n.d.
ヒメマス (続き)							769	G23	23.7	175.2	n.d.	n.d.	n.d.	835	G16	7.1	4.1	F	0.00	n.d.
703	G30	22.2	136.7	n.d.	n.d.	n.d.	770	G23	23.2	149.5	n.d.	n.d.	n.d.	836	G16	8.4	6.9	M	0.13	n.d.
704	G30	23.4	158.3	n.d.	n.d.	n.d.	771	G23	19.8	108.9	n.d.	n.d.	n.d.	837	G16	7.2	4.3	F	0.89	n.d.
705	G30	23.2	155.2	n.d.	n.d.	n.d.	772	G23	12.6	23.5	n.d.	n.d.	n.d.	838	G16	8.1	5.3	n.d.	n.d.	n.d.
706	G30	22.8	163.7	n.d.	n.d.	n.d.	773	G23	12.0	22.4	n.d.	n.d.	n.d.	839	G16	8.4	6.2	n.d.	n.d.	n.d.
707	G30	22.9	173.1	n.d.	n.d.	n.d.	774	G16	23.4	163.8	n.d.	n.d.	n.d.	840	G16	7.9	6.3	M	0.06	n.d.
708	G30	23.2	167.6	n.d.	n.d.	n.d.	775	G16	22.8	159.7	n.d.	n.d.	n.d.	841	G16	7.3	4.7	F	0.99	n.d.
709	G30	23.1	157.4	n.d.	n.d.	n.d.	776	G16	22.8	156.6	n.d.	n.d.	n.d.	842	G16	7.3	3.6	F	0.54	n.d.
710	G30	14.3	36.5	n.d.	n.d.	n.d.	777	G16	22.2	149.9	n.d.	n.d.	n.d.	843	G16	7.4	4.4	M	0.05	n.d.
711	G30	18.1	74.3	n.d.	n.d.	n.d.	778	G16	22.5	152.3	n.d.	n.d.	n.d.	844	G16	7.3	4.2	M	0.04	n.d.
712	G30	16.2	52.7	n.d.	n.d.	n.d.	ワカサギ							845	G16	8.1	6.0	M	0.10	n.d.
713	G30	22.8	156.6	n.d.	n.d.	n.d.	779	G30	12.1	20.5	F	0.03	n.d.	846	G16	8.0	5.8	M	0.10	n.d.
714	G30	22.8	152.0	n.d.	n.d.	n.d.	780	G30	11.1	14.0	F	0.04	n.d.	847	G16	11.0	11.5	F	0.04	n.d.
715	G30	23.0	171.3	n.d.	n.d.	n.d.	781	G23	12.2	18.8	F	0.06	n.d.	848	G16	8.4	6.3	F	0.02	n.d.
716	G30	15.3	43.4	n.d.	n.d.	n.d.	782	G23	12.0	20.4	F	0.04	n.d.	849	G16	8.6	7.5	M	0.18	n.d.
717	G30	16.4	60.3	n.d.	n.d.	n.d.	783	G23	11.7	19.2	M	n.d.	n.d.	850	G16	7.1	3.1	n.d.	n.d.	n.d.
718	G30	17.2	62.5	n.d.	n.d.	n.d.	784	G23	12.8	22.1	F	0.11	n.d.	851	G16	7.2	4.3	F	0.65	n.d.
719	G30	17.8	74.9	n.d.	n.d.	n.d.	785	G23	10.8	15.1	M	0.30	n.d.	852	G16	7.1	4.9	F	1.00	n.d.
720	G30	21.7	131.3	n.d.	n.d.	n.d.	786	G23	11.6	17.8	F	0.04	n.d.	イトヨ						
721	G30	23.2	156.3	n.d.	n.d.	n.d.	787	G23	11.8	19.2	F	0.04	n.d.	853	G30	9.3	13.1	F	1.58	n.d.
722	G30	22.3	149.2	n.d.	n.d.	n.d.	788	G23	10.7	14.9	M	0.46	n.d.	854	G23	8.0	8.8	F	1.11	n.d.
723	G30	22.4	146.1	n.d.	n.d.	n.d.	789	G23	11.7	18.1	F	0.04	n.d.	855	G23	7.8	9.4	F	1.54	n.d.
724	G30	22.8	151.6	n.d.	n.d.	n.d.	790	G23	12.6	20.9	F	0.04	n.d.	856	G23	7.3	6.9	F	0.47	n.d.
725	G30	22.7	168.1	n.d.	n.d.	n.d.	791	G23	11.9	19.7	F	0.06	n.d.	857	G16	5.6	2.6	F	0.28	n.d.
726	G30	17.4	70.0	n.d.	n.d.	n.d.	792	G23	12.1	21.1	F	0.07	n.d.	858	G16	5.2	2.2	F	0.01	n.d.
727	G30	23.7	169.7	n.d.	n.d.	n.d.	793	G16	7.3	4.9	F	1.10	n.d.	859	G16	5.6	2.8	n.d.	n.d.	n.d.
728	G30	13.4	30.7	n.d.	n.d.	n.d.	794	G16	8.1	6.9	M	0.09	n.d.	860	G16	4.9	1.8	M	0.01	n.d.
729	G30	23.0	159.5	n.d.	n.d.	n.d.	795	G16	8.1	5.7	M	0.06	n.d.	861	G16	5.1	2.0	F	0.01	n.d.
730	G30	23.4	160.5	n.d.	n.d.	n.d.	796	G16	7.7	5.7	M	0.08	n.d.	862	G16	5.1	2.1	n.d.	n.d.	n.d.
731	G30	17.4	66.4	n.d.	n.d.	n.d.	797	G16	8.0	6.2	M	0.12	n.d.	98/8/6						
732	G30	22.3	160.4	n.d.	n.d.	n.d.	798	G16	7.7	6.9	F	1.31	n.d.	ヒメマス						
733	G30	23.1	152.0	n.d.	n.d.	n.d.	799	G16	8.1	5.9	M	0.09	n.d.	863	G51	23.8	193.5	F	13.58	4
734	G30	23.8	160.1	n.d.	n.d.	n.d.	800	G16	8.3	6.3	F	0.01	n.d.	864	G51	24.8	188.4	n.d.	n.d.	3
735	G30	23.2	156.8	n.d.	n.d.	n.d.	801	G16	8.6	6.7	F	0.12	n.d.	865	G51	23.7	197.0	F	13.01	3
736	G30	23.8	164.6	n.d.	n.d.	n.d.	802	G16	9.0	7.4	M	n.d.	n.d.	866	G51	29.1	376.4	M	18.81	4
737	G30	22.0	140.8	n.d.	n.d.	n.d.	803	G16	7.4	4.6	n.d.	n.d.	n.d.	867	G51	24.2	210.1	F	15.18	3
738	G30	23.7	158.3	n.d.	n.d.	n.d.	804	G16	8.2	6.3	M	0.07	n.d.	868	G51	24.3	109.9	M	11.26	2
739	G30	17.8	71.4	n.d.	n.d.	n.d.	805	G16	8.3	5.2	F	0.02	n.d.	869	G51	24.2	211.0	M	11.78	3
740	G30	12.2	24.4	n.d.	n.d.	n.d.	806	G16	8.4	5.1	M	0.04	n.d.	870	G51	24.7	211.8	M	12.91	3
741	G30	23.2	163.7	n.d.	n.d.	n.d.	807	G16	7.9	5.8	M	0.07	n.d.	871	G51	24.2	215.6	M	14.68	n.d.
742	G30	16.4	56.6	n.d.	n.d.	n.d.	808	G16	7.7	5.2	F	0.25	n.d.	872	G51	23.5	195.5	F	8.41	3
743	G23	22.6	156.8	F	0.37	n.d.	809	G16	8.1	6.3	F	0.96	n.d.	873	G51	24.3	208.1	M	13.31	3
744	G23	23.0	166.3	F	0.48	n.d.	810	G16	8.3	7.1	M	0.21	n.d.	874	G51	31.0	476.0	F	32.05	n.d.
745	G23	23.5	179.8	M	0.08	n.d.	811	G16	8.0	6.3	F	1.65	n.d.	875	G51	25.2	227.0	M	17.79	3
746	G23	23.3	164.5	M	0.08	n.d.	812	G16	8.6	6.0	F	0.03	n.d.	876	G51	23.8	109.4	M	17.13	3
747	G23	20.5	114.9	F	0.20	n.d.	813	G16	7.7	4.7	M	0.01	n.d.	877	G51	24.2	223.7	M	15.99	3
748	G23	21.3	120.7	F	0.20	n.d.	814	G16	7.3	4.4	n.d.	n.d.	n.d.	878	G51	24.3	219.5	M	16.12	3
749	G23	23.8	171.5	M	0.08	n.d.	815	G16	8.8	6.7	F	0.02	n.d.	879	G51	23.9	209.6	M	15.24	2
750	G23	22.8	183.6	M	4.55	n.d.	816	G16	8.1	6.0	M	0.09	n.d.	880	G51	23.8	177.5	M	12.74	2
751	G23	22.4	151.6	F	0.30	n.d.	817	G16	7	4	n.d.	n.d.	n.d.	881	G51	24.8	210.2	F	11.50	3
752	G23	23.3	162.0	M	0.08	n.d.	818	G16	8	6.7	M	0.13	n.d.	882	G51	23.6	194.0	M	14.91	n.d.
753	G23	23.2	152.5	n.d.	n.d.	n.d.	819	G16	8.4	5.6	F	0.19	n.d.	883	G51	24.5	221.1	M	14.53	3
754	G23	23.2	166.2	n.d.	n.d.	n.d.	820	G16	8.1	5.7	M	0.11	n.d.	884	G51	21.0	134.7	M	10.18	2
755	G23	22.2	154.1	n.d.	n.d.	n.d.	821	G16	8	5.6	M	0.09	n.d.	885	G51	29.5	437.3	M	20.07	n.d.
756	G23	23.6	166.5	n.d.	n.d.	n.d.	822	G16	8.2	5.2	F	0.01	n.d.	886	G51	23.7	204.8	M	10.66	3
757	G23	23.2	155.5	n.d.	n.d.	n.d.	823	G16	8.4	7.5	M	0.11	n.d.	887	G51	24.0	205.7	M	12.21	n.d.
758	G23	22.6	161.3	n.d.	n.d.	n.d.	824	G16	8	5.3	M	0.08	n.d.	888	G51	23.6	167.2	n.d.	n.d.	n.d.
759	G23	23.0	167.8	n.d.	n.d.	n.d.	825	G16	8	5.6	F	1.07	n.d.	889	G51	24.0	206.3	M	13.39	n.d.
760	G23	22.4	158.3	n.d.	n.d.	n.d.	826	G16	7.3	3.7	M	0.06	n.d.	890	G51	31.6	450.4	F	34.96	5
761	G23	22.0	132.7	n.d.	n.d.	n.d.	827	G16	7.5	5	F	1.23	n.d.	891	G51	15.0	42.5	F	0.03	1
762	G23	21.4	138.6	n.d.	n.d.	n.d.	828	G16	7.4	5.3	F	1.27	n.d.	892	G51	20.0	118.7	M	0.00	1
763	G23	21.1	118.0	n.d.	n.d.	n.d.	829	G16	8.1	5.5	F	0.01	n.d.	893	G51	23.8	211.7	M	15.18	3
764	G23	23.4	167.4	n.d.	n.d.	n.d.	830	G16	9.2	7.9	n.d.	0.02	n.d.	894	G51	23.1	191.2	F	14.92	3
765	G23	23.1	158.8	n.d.	n.d.	n.d.	831	G16	8.1	5.0	F	0.02	n.d.	895	G51	23.6	213.7	M	17.47	n.d.
766	G23	23.7	162.6	n.d.	n.d.	n.d.	832	G16	7.8	5.2	n.d.	n.d.	n.d.	896	G51	34.0	604.0	F	23.38	n.d.
767	G23	22.6	149.0	n.d.	n.d.	n.d.	833	G16	7.3	4.0	n.d.	n.d.	n.d.	897	G51	22.7	152.8	F	0.45	2

表2 続き (5)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/8/6 (続き)							963	G30	15.3	46.5	n.d.	n.d.	1	1029	G23	12.1	18.1	n.d.	n.d.	n.d.
ヒメマス (続き)							964	G30	17.8	80.2	n.d.	n.d.	1	1030	G23	12.0	18.3	n.d.	n.d.	n.d.
898	G51	24.1	205.4	F	11.76	3	965	G30	14.3	34.4	n.d.	n.d.	1	1031	G23	11.3	16.0	n.d.	n.d.	n.d.
899	G51	23.8	200.0	M	10.05	2	966	G30	14.0	33.9	n.d.	n.d.	1	1032	G23	12.3	19.0	n.d.	n.d.	n.d.
900	G51	22.8	165.9	M	0.09	2	967	G30	14.9	43.2	n.d.	n.d.	1	1033	G23	11.2	16.1	n.d.	n.d.	n.d.
901	G51	24.3	209.2	F	13.72	2	968	G30	14.9	42.0	n.d.	n.d.	1	1034	G23	11.1	16.1	n.d.	n.d.	n.d.
902	G51	23.5	199.6	M	11.64	2	969	G30	15.8	54.6	n.d.	n.d.	1	1035	G23	11.7	17.8	n.d.	n.d.	n.d.
903	G51	21.6	132.1	F	0.44	n.d.	970	G30	16.0	50.0	n.d.	n.d.	1	1036	G23	12.3	19.3	n.d.	n.d.	n.d.
904	G51	23.8	209.1	M	15.13	3	971	G30	12.7	25.7	n.d.	n.d.	1	1037	G23	12.6	19.9	n.d.	n.d.	n.d.
905	G51	23.8	191.5	M	13.68	3	972	G30	14.1	33.0	n.d.	n.d.	1	1038	G23	11.9	20.5	n.d.	n.d.	n.d.
906	G51	24.3	238.8	M	14.79	3	973	G30	14.3	35.6	n.d.	n.d.	1	1039	G23	12.6	19.4	n.d.	n.d.	n.d.
907	G51	24.8	212.2	F	14.69	3	974	G30	14.6	43.6	n.d.	n.d.	1	1040	G23	12.4	20.5	n.d.	n.d.	n.d.
908	G51	24.2	206.1	F	13.32	2	975	G30	13.2	29.4	n.d.	n.d.	1	1041	G23	12.2	19.5	n.d.	n.d.	n.d.
909	G51	23.3	199.3	M	11.89	3	976	G30	13.3	29.3	n.d.	n.d.	1	1042	G23	12.2	17.9	n.d.	n.d.	n.d.
910	G51	24.0	207.3	M	14.17	3	977	G30	18.3	82.5	n.d.	n.d.	n.d.	1043	G23	12.2	18.5	n.d.	n.d.	n.d.
911	G51	24.5	233.1	M	19.24	3	ワカサギ							1044	G23	12.1	18.9	n.d.	n.d.	n.d.
912	G51	26.5	330.9	M	16.72	3	978	G38	11.5	16.8	n.d.	n.d.	n.d.	1045	G23	11.2	15.9	n.d.	n.d.	n.d.
913	G51	24.4	206.9	F	12.79	3	979	G38	12.1	19.4	n.d.	n.d.	n.d.	1046	G23	12.2	19.7	n.d.	n.d.	n.d.
914	G51	23.4	203.2	M	16.58	2	980	G38	11.3	14.1	n.d.	n.d.	n.d.	1047	G23	11.6	16.6	n.d.	n.d.	n.d.
915	G51	24.3	218.3	M	15.37	3	981	G38	10.8	13.7	n.d.	n.d.	n.d.	1048	G23	12.3	20.3	n.d.	n.d.	n.d.
916	G51	23.6	204.5	M	14.73	3	982	G38	11.3	16.7	F	0.06	n.d.	1049	G23	12.5	19.5	n.d.	n.d.	n.d.
917	G51	24.3	236.7	M	17.47	3	983	G38	11.6	17.3	n.d.	n.d.	n.d.	1050	G16	8.1	6.6	n.d.	n.d.	n.d.
918	G51	24.7	236.5	M	18.42	3	984	G38	8.7	8.0	n.d.	n.d.	n.d.	1051	G16	8.8	7.6	M	0.01	n.d.
919	G51	24.1	218.5	M	17.42	3	985	G38	11.6	15.9	n.d.	n.d.	n.d.	1052	G16	8.4	6.5	F	0.01	n.d.
920	G51	26.6	293.6	M	16.74	3	986	G38	8.3	6.2	n.d.	n.d.	n.d.	1053	G16	7.7	5.7	M	0.01	n.d.
921	G51	23.7	194.9	M	12.13	n.d.	987	G38	8.3	6.1	n.d.	n.d.	n.d.	1054	G16	8.5	6.5	n.d.	n.d.	n.d.
922	G51	24.0	222.6	M	14.18	3	988	G38	9.3	9.2	n.d.	n.d.	n.d.	1055	G16	9.1	7.9	F	0.01	n.d.
923	G51	24.0	210.3	M	15.33	3	989	G38	11.2	15.3	n.d.	n.d.	n.d.	1056	G16	8.3	6.5	M	0.01	n.d.
924	G38	16.1	52.9	M	0.01	1	990	G23	12.2	18.6	n.d.	n.d.	n.d.	1057	G16	8.5	7.2	F	0.01	n.d.
925	G38	15.2	47.7	F	0.06	1	991	G23	12.6	20.3	F	0.06	n.d.	1058	G16	8.6	6.6	n.d.	n.d.	n.d.
926	G38	16.6	55.1	F	0.07	1	992	G23	11.8	17.9	n.d.	n.d.	n.d.	1059	G16	7.7	4.8	F	0.01	n.d.
927	G38	24.0	213.9	M	15.76	3	993	G23	12.0	18.7	F	0.01	n.d.	1060	G16	7.9	5.4	n.d.	n.d.	n.d.
928	G38	17.5	69.2	n.d.	0.08	1	994	G23	12.6	20.1	F	0.07	n.d.	1061	G16	9.0	7.9	n.d.	n.d.	n.d.
929	G38	24.1	198.3	M	14.48	n.d.	995	G23	12.3	19.8	n.d.	n.d.	n.d.	1062	G16	8.3	7.1	n.d.	n.d.	n.d.
930	G38	18.0	80.1	F	0.13	1	996	G23	12.1	19.1	F	0.04	n.d.	1063	G16	7.7	5.2	n.d.	n.d.	n.d.
931	G38	17.0	58.4	n.d.	n.d.	1	997	G23	12.3	20.8	F	0.05	n.d.	1064	G16	8.5	6.7	n.d.	n.d.	n.d.
932	G38	16.0	53.6	F	0.06	1	998	G23	12.6	18.6	F	0.04	n.d.	1065	G16	12.0	18.5	n.d.	n.d.	n.d.
933	G38	16.4	54.6	F	0.06	1	999	G23	12.2	21.8	n.d.	n.d.	n.d.	1066	G16	9.0	7.6	n.d.	n.d.	n.d.
934	G38	15.9	51.2	F	0.06	1	1000	G23	11.4	16.5	n.d.	n.d.	n.d.	1067	G16	8.2	5.4	n.d.	n.d.	n.d.
935	G38	28.9	364.3	M	22.59	n.d.	1001	G23	11.9	17.3	n.d.	n.d.	n.d.	1068	G16	8.3	4.8	n.d.	n.d.	n.d.
936	G38	16.3	54.0	n.d.	n.d.	1	1002	G23	12.3	19.0	n.d.	n.d.	n.d.	1069	G16	8.7	6.3	n.d.	n.d.	n.d.
937	G38	17.0	65.9	F	0.09	1	1003	G23	12.2	19.3	n.d.	n.d.	n.d.	1070	G16	8.3	6.5	n.d.	n.d.	n.d.
938	G38	16.2	54.5	n.d.	n.d.	1	1004	G23	11.7	17.9	n.d.	n.d.	n.d.	1071	G16	7.7	4.5	n.d.	n.d.	n.d.
939	G38	17.3	66.5	M	0.05	1	1005	G23	11.7	17.8	n.d.	n.d.	n.d.	1072	G16	7.7	4.7	n.d.	n.d.	n.d.
940	G38	17.7	68.7	M	0.01	1	1006	G23	11.8	17.7	n.d.	n.d.	n.d.	1073	G16	9.3	8.2	n.d.	n.d.	n.d.
941	G38	15.5	45.7	F	0.05	1	1007	G23	12.3	19.1	n.d.	n.d.	n.d.	1074	G16	8.6	6.6	n.d.	n.d.	n.d.
942	G38	16.9	61.7	n.d.	n.d.	1	1008	G23	11.9	18.3	n.d.	n.d.	n.d.	1075	G16	10.6	12.4	n.d.	n.d.	n.d.
943	G38	13.7	28.3	n.d.	n.d.	1	1009	G23	11.1	13.8	n.d.	n.d.	n.d.	1076	G16	8.4	6.8	n.d.	n.d.	n.d.
944	G38	15.2	44.6	M	0.01	1	1010	G23	12.0	17.2	n.d.	n.d.	n.d.	1077	G16	8.3	6.9	n.d.	n.d.	n.d.
945	G30	13.6	34.8	M	0.01	1	1011	G23	11.2	16.7	n.d.	n.d.	n.d.	1078	G16	8.7	7.8	n.d.	n.d.	n.d.
946	G30	14.5	38.9	M	0.01	1	1012	G23	11.8	18.1	n.d.	n.d.	n.d.	1079	G16	7.3	4.3	n.d.	n.d.	n.d.
947	G30	13.2	28.3	n.d.	n.d.	1	1013	G23	12.3	19.3	n.d.	n.d.	n.d.	1080	G16	8.1	6.4	n.d.	n.d.	n.d.
948	G30	12.8	28.3	F	0.01	1	1014	G23	12.3	19.5	n.d.	n.d.	n.d.	1081	G16	7.3	4.9	n.d.	n.d.	n.d.
949	G30	16.5	57.4	n.d.	n.d.	1	1015	G23	11.5	17.9	n.d.	n.d.	n.d.	1082	G16	8.0	6.0	n.d.	n.d.	n.d.
950	G30	15.3	46.7	n.d.	n.d.	1	1016	G23	12.6	20.3	n.d.	n.d.	n.d.	1083	G16	7.8	6.0	n.d.	n.d.	n.d.
951	G30	13.5	30.6	F	0.03	1	1017	G23	12.6	18.3	n.d.	n.d.	n.d.	1084	G16	8.2	5.9	n.d.	n.d.	n.d.
952	G30	13.0	29.0	F	0.04	1	1018	G23	12.1	20.4	n.d.	n.d.	n.d.	1085	G16	7.6	5.1	n.d.	n.d.	n.d.
953	G30	14.6	40.9	n.d.	n.d.	1	1019	G23	11.7	18.4	n.d.	n.d.	n.d.	1086	G16	8.3	6.3	n.d.	n.d.	n.d.
954	G30	22.6	176.1	F	0.51	2	1020	G23	12.0	17.6	n.d.	n.d.	n.d.	1087	G16	8.8	7.2	n.d.	n.d.	n.d.
955	G30	16.5	53.2	n.d.	n.d.	1	1021	G23	10.6	14.0	n.d.	n.d.	n.d.	1088	G16	6.8	3.3	n.d.	n.d.	n.d.
956	G30	16.1	51.1	n.d.	n.d.	1	1022	G23	12.4	18.5	n.d.	n.d.	n.d.	1089	G16	9.0	7.7	n.d.	n.d.	n.d.
957	G30	15.4	45.4	n.d.	n.d.	1	1023	G23	12.0	18.8	n.d.	n.d.	n.d.	1090	G16	8.9	8.1	n.d.	n.d.	n.d.
958	G30	16.3	56.5	n.d.	n.d.	1	1024	G23	12.1	18.0	n.d.	n.d.	n.d.	1091	G16	7.3	4.7	n.d.	n.d.	n.d.
959	G30	15.8	53.6	n.d.	n.d.	1	1025	G23	12.3	19.1	n.d.	n.d.	n.d.	1092	G16	8.2	4.7	n.d.	n.d.	n.d.
960	G30	13.1	26.1	n.d.	n.d.	1	1026	G23	12.1	18.2	n.d.	n.d.	n.d.	1093	G16	8.1	6.4	n.d.	n.d.	n.d.
961	G30	16.1	54.6	n.d.	n.d.	1	1027	G23	12.3	18.6	n.d.	n.d.	n.d.	1094	G16	7.7	5.3	n.d.	n.d.	n.d.
962	G30	15.0	39.0	n.d.	n.d.	1	1028	G23	12.0	19.1	n.d.	n.d.	n.d.	1095	G16</					

表2 続き (6)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/8/6 (続き)							1158	G38	9.7	26.5	n.d.	n.d.	n.d.	1223	G51	24.0	211.1	F	n.d.	2
ワカサギ (続き)							1159	G38	9.8	27.3	n.d.	n.d.	n.d.	1224	G51	24.8	227.5	M	n.d.	3
1096	G16	8.6	6.1	n.d.	n.d.	n.d.	1160	G38	10.7	35.7	n.d.	n.d.	n.d.	1225	G51	24.7	230.3	F	n.d.	2
1097	G16	8.4	6.6	n.d.	n.d.	n.d.	1161	G38	12.2	46.2	n.d.	n.d.	n.d.	1226	G51	25.7	252.2	F	n.d.	2
1098	G16	9.6	9.0	n.d.	n.d.	n.d.	1162	G38	10.3	26.3	n.d.	n.d.	n.d.	1227	G51	24.4	207.3	F	n.d.	2
1099	G16	7.6	5.0	n.d.	n.d.	n.d.	1163	G38	10.2	28.2	n.d.	n.d.	n.d.	1228	G51	24.4	211.4	F	n.d.	2
1100	G16	8.5	6.0	n.d.	n.d.	n.d.	1164	G38	10.9	37.3	n.d.	n.d.	n.d.	1229	G51	24.6	203.4	F	n.d.	2
1101	G16	7.0	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	1165	G38	10.9	37	n.d.	n.d.	n.d.	1230	G51	24.3	210.9	F	n.d.	3
1102	G16	8.2	6.5	n.d.	n.d.	n.d.	98/10/14							1231	G51	24.7	215.2	F	n.d.	2
1103	G16	7.8	5.5	n.d.	n.d.	n.d.	ヒメマス							1232	G51	23.9	215.0	F	n.d.	3
1104	G16	7.3	3.5	n.d.	n.d.	n.d.	1166	G51	24.6	205.6	F	23.3	3	1233	G51	24.4	200.2	F	n.d.	n.d.
1105	G16	7.8	5.9	n.d.	n.d.	n.d.	1167	G51	24.8	240.1	M	8.9	3	1234	G51	24.4	228.9	M	n.d.	n.d.
1106	G16	8.0	6.0	n.d.	n.d.	n.d.	1168	G51	24.8	219.1	F	33.5	n.d.	1235	G51	25.8	254.8	M	n.d.	2
1107	G16	7.1	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1169	G51	24.3	214.8	F	29.1	2	1236	G51	39.4	870.0	F	n.d.	5
1108	G16	7.7	5.1	n.d.	n.d.	n.d.	1170	G51	24.9	211.1	F	29.9	2	1237	G51	31.4	452.0	F	n.d.	n.d.
1109	G16	8.2	6.4	n.d.	n.d.	n.d.	1171	G51	24.6	215.4	F	35.8	2	1238	G51	32.2	518.0	M	n.d.	4
サクラマス							1172	G51	24.3	223.0	F	30.2	3	1239	G51	32.2	514.0	M	n.d.	n.d.
1110	G51	21.0	149.3	M	3.94	n.d.	1173	G51	24.1	206.1	F	32.3	n.d.	1240	G38	24.9	207.4	F	35.3	3
1111	G38	30.8	506.0	F	16.09	n.d.	1174	G51	24.8	231.5	M	10.0	2	1241	G38	24.0	210.3	F	34.4	3
1112	G30	17.6	83.5	F	0.12	n.d.	1175	G51	24.9	224.2	M	9.4	n.d.	1242	G38	23.8	204.1	M	8.8	2
1113	G30	30.2	482.0	M	20.30	n.d.	1176	G51	24.2	207.5	F	n.d.	2	1243	G38	24.6	211.8	F	36.7	3
イトヨ							1177	G51	23.7	209.1	F	n.d.	3	1244	G38	23.8	185.5	F	25.9	3
1114	G38	9.8	15.4	F	n.d.	n.d.	1178	G51	24.0	223.1	M	n.d.	2	1245	G38	25.0	224.5	F	30.8	n.d.
1115	G38	10.2	14.2	F	n.d.	n.d.	1179	G51	25.8	245.7	F	n.d.	n.d.	1246	G38	25.2	233.5	F	33.40	2
1116	G23	10.0	16.0	F	n.d.	n.d.	1180	G51	24.1	218.4	F	n.d.	3	1247	G38	24.7	214.6	F	39.3	2
1117	G23	7.5	7.1	F	n.d.	n.d.	1181	G51	24.3	223.9	M	n.d.	3	1248	G38	24.5	222.3	M	6.7	n.d.
1118	G23	9.1	9.9	F	n.d.	n.d.	1182	G51	23.7	206.2	F	n.d.	3	1249	G38	23.6	205.0	F	31.6	2
1119	G23	8.6	9.7	F	n.d.	n.d.	1183	G51	25.4	270.2	M	n.d.	n.d.	1250	G38	26.1	273.5	F	45.8	3
1120	G23	7.6	7.6	F	n.d.	n.d.	1184	G51	24.3	220.5	F	n.d.	3	1251	G38	24.4	207.2	F	45.1	3
1121	G23	9.1	14.1	F	n.d.	n.d.	1185	G51	24.8	223.0	F	n.d.	3	1252	G38	23.0	185.0	F	31.2	n.d.
1122	G23	8.8	10.1	F	n.d.	n.d.	1186	G51	24.4	235.2	F	n.d.	3	1253	G38	26.0	246.6	F	19.9	4
1123	G23	8.4	10.3	F	n.d.	n.d.	1187	G51	25.3	255.3	F	n.d.	3	1254	G38	24.1	198.2	F	36.2	3
1124	G23	8.6	10.2	F	n.d.	n.d.	1188	G51	25.0	246.7	M	n.d.	3	1255	G38	24.0	206.3	F	35.2	3
1125	G23	9.0	12.4	F	n.d.	n.d.	1189	G51	24.5	207.9	F	n.d.	2	1256	G38	24.4	212.0	F	35.6	2
1126	G23	8.5	9.8	F	n.d.	n.d.	1190	G51	24.2	201.6	F	n.d.	2	1257	G38	24.7	215.2	F	36.1	3
1127	G23	7.5	7.9	F	n.d.	n.d.	1191	G51	24.2	220.9	F	n.d.	3	1258	G38	24.6	211.8	F	38.7	3
1128	G23	9.4	11.8	F	n.d.	n.d.	1192	G51	24.6	230.0	M	n.d.	2	1259	G38	24.9	221.2	F	29.8	3
1129	G23	9.2	11.6	F	n.d.	n.d.	1193	G51	24.8	214.3	M	n.d.	n.d.	1260	G38	24.2	224.4	M	9.2	3
1130	G23	9.2	12.8	F	n.d.	n.d.	1194	G51	24.8	213.4	F	n.d.	n.d.	1261	G38	24.7	234.3	M	12.5	3
1131	G23	7.3	6.4	F	n.d.	n.d.	1195	G51	23.8	215.7	M	n.d.	2	1262	G38	25.6	271.4	F	46.7	3
1132	G23	8.1	8.8	F	n.d.	n.d.	1196	G51	24.5	203.8	F	n.d.	2	1263	G38	24.8	219.6	F	45.2	3
1133	G23	8.8	12.5	F	n.d.	n.d.	1197	G51	24.4	215.9	F	n.d.	3	1264	G38	24.3	204.4	F	29.4	2
1134	G23	8.2	8.2	F	n.d.	n.d.	1198	G51	24.7	224.6	F	n.d.	3	1265	G38	24.6	216.7	F	39.1	n.d.
1135	G23	8.0	8.1	F	n.d.	n.d.	1199	G51	24.2	212.4	F	n.d.	3	1266	G38	24.8	217.4	F	41.5	3
1136	G23	8.6	8.9	F	n.d.	n.d.	1200	G51	24.5	208.4	F	n.d.	2	1267	G38	24.8	225.4	F	37.1	3
1137	G23	8.6	9.2	F	n.d.	n.d.	1201	G51	24.8	221.1	F	n.d.	2	1268	G38	25.0	216.6	F	35.5	2
1138	G23	7.2	6.0	F	n.d.	n.d.	1202	G51	23.8	216.6	F	n.d.	3	1269	G38	24.3	206.4	F	34.1	3
1139	G23	7.1	6.3	F	n.d.	n.d.	1203	G51	24.8	213.8	F	n.d.	2	1270	G38	24.6	201.1	F	35.3	3
1140	G23	7.5	7.8	F	n.d.	n.d.	1204	G51	24.7	227.0	F	n.d.	3	1271	G38	24.0	197.9	F	38.6	3
1141	G23	7.2	6.9	F	n.d.	n.d.	1205	G51	24.7	232.3	M	n.d.	n.d.	1272	G38	24.2	218.6	F	33.8	3
1142	G16	5.2	2.0	n.d.	n.d.	n.d.	1206	G51	24.4	202.9	F	n.d.	n.d.	1273	G38	23.6	162.8	F	1.6	2
1143	G16	5.9	2.9	F	0.03	n.d.	1207	G51	24.8	215.6	F	n.d.	n.d.	1274	G38	24.3	197.0	F	37.5	3
1144	G16	5.7	2.7	M	0.02	n.d.	1208	G51	23.7	193.0	F	n.d.	3	1275	G38	24.2	210.1	F	36.1	3
1145	G16	6.2	3.5	M	0.03	n.d.	1209	G51	24.3	215.3	F	n.d.	3	1276	G38	25.2	220.7	F	34.1	3
1146	G16	5.2	2.1	M	0.02	n.d.	1210	G51	25.1	234.3	F	n.d.	3	1277	G38	25.2	238.5	F	39.3	3
1147	G16	6.2	3.6	M	0.03	n.d.	1211	G51	24.7	224.8	F	n.d.	3	1278	G38	24.1	205.6	M	8.7	3
1148	G16	5.5	2.5	n.d.	n.d.	n.d.	1212	G51	24.8	234.4	M	n.d.	n.d.	1279	G38	23.8	217.5	F	38.0	3
ギンブナ							1213	G51	26.1	238.4	M	n.d.	3	1280	G38	23.3	196.7	F	36.7	3
1149	G38	11.4	43.8	n.d.	n.d.	n.d.	1214	G51	24.8	220.6	M	n.d.	3	1281	G38	24.9	230.3	F	37.3	3
1150	G38	11.7	46.6	n.d.	n.d.	n.d.	1215	G51	23.7	173.6	M	n.d.	2	1282	G38	24.2	204.6	F	31.1	n.d.
1151	G38	12.0	46.2	n.d.	n.d.	n.d.	1216	G51	36.2	662.0	F	n.d.	n.d.	1283	G38	23.6	193.8	M	9.1	2
1152	G38	9.3	24.3	n.d.	n.d.	n.d.	1217	G51	24.8	211.2	F	n.d.	3	1284	G38	23.9	205.6	F	35.7	3
1153	G38	10.6	31.5	n.d.	n.d.	n.d.	1218	G51	23.5	186.2	F	n.d.	3	1285	G38	24.3	189.3	F	29.5	3
1154	G38	11.3	42.1	n.d.	n.d.	n.d.	1219	G51	24.6	216.6	F	n.d.	3	1286	G38	24.7	201.6	F	31.3	n.d.
1155	G38	10.2	27.5	n.d.	n.d.	n.d.	1220	G51	24.7	210.8	n.d.	n.d.	n.d.	1287	G38	24.2	205.5	F	30.8	3
1156	G38	11.2	39.8	n.d.	n.d.	n.d.	1221	G51	24.6	214.4	F	n.d.	2	1288	G38	24.3	215.8	F	36.2	3
1157	G38	10.7	33.4	n.d.	n.d.	n.d.	1222	G51	24.2	204.3	F	n.d.	2	1289	G38	24.3	225.5	F	40.8	3

表2 続き (7)

ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢	ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢	ID	漁具	体長	体重	性 別	生殖腺 重量	年 齢			
98/10/14 (続き)							1354	G16	7.5	4.0	F	0.04	n.d.	ギンブナ									
ヒメマス (続き)							1355	G16	7.9	5.4	M	0.08	n.d.	1419	G51	13.6	78.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1290	G38	24.8	244.7	M	9.3	3	1356	G16	9.1	6.9	M	0.06	n.d.	1420	G51	15.2	102.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1291	G38	24.8	228.7	F	32.5	3	1357	G16	12.1	19.6	M	0.24	n.d.	1421	G51	14.3	93.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1292	G38	24.4	218.9	F	38.1	3	1358	G16	7.3	4.2	M	0.06	n.d.	1422	G51	12.7	64.9	n.d.	n.d.	n.d.			
1293	G38	24.6	196.7	F	29.6	n.d.	1359	G16	9.7	9.6	F	0.05	n.d.	1423	G51	12.3	53.4	n.d.	n.d.	n.d.			
1294	G38	25.0	221.9	F	42.9	3	1360	G16	6.8	3.3	F	0.03	n.d.	1424	G51	12.7	56.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1295	G38	24.4	196.7	F	31.6	2	1361	G16	9.5	8.7	F	0.06	n.d.	1425	G51	15.2	109.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1296	G38	24.7	238.9	F	42.6	n.d.	1362	G16	9.5	8.7	M	0.34	n.d.	1426	G51	14.2	94.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1297	G38	23.8	208.2	F	34.7	n.d.	1363	G16	7.4	3.8	F	0.05	n.d.	1427	G51	12.2	52.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1298	G38	24.8	208.5	F	33.3	3	1364	G16	8.3	5.8	F	0.05	n.d.	1428	G51	13.4	65.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1299	G38	25.7	251.8	F	38.6	n.d.	1365	G16	7.3	4.0	M	0.04	n.d.	1429	G51	12.6	60.3	n.d.	n.d.	n.d.			
ワカサギ							1366	G16	6.7	3.3	F	0.01	n.d.	1430	G51	12.2	50.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1300	G23	11.9	20.2	F	0.2	n.d.	1367	G16	7.3	3.7	n.d.	0.01	n.d.	1431	G51	15.2	106.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1301	G23	11.2	16.1	M	0.7	n.d.	1368	G16	9.8	10.5	F	0.09	n.d.	1432	G51	13.3	69.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1302	G23	12.6	19.0	F	0.2	n.d.	1369	G16	7.5	4.1	n.d.	0.02	n.d.	1433	G51	14.8	100.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1303	G23	11.6	18.7	F	0.3	n.d.	1370	G16	9.8	10.3	M	0.32	n.d.	1434	G51	14.7	99.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1304	G23	11.6	19.0	F	0.3	n.d.	1371	G16	7.3	3.9	F	0.02	n.d.	1435	G51	12.3	54.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1305	G23	11.8	15.4	F	0.2	n.d.	1372	G16	10.0	10.0	F	0.07	n.d.	1436	G51	11.9	54.8	n.d.	n.d.	n.d.			
1306	G23	12.9	19.2	F	0.1	n.d.	1373	G16	7.3	4.9	M	0.04	n.d.	1437	G51	13.3	74.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1307	G23	11.8	17.9	F	0.1	n.d.	1374	G16	7.1	4.0	n.d.	n.d.	n.d.	1438	G51	12.2	53.3	n.d.	n.d.	n.d.			
1308	G23	12.3	18.5	F	0.2	n.d.	1375	G16	7.1	3.4	n.d.	n.d.	n.d.	1439	G51	12.3	53.8	n.d.	n.d.	n.d.			
1309	G23	11.8	19.5	F	0.3	n.d.	1376	G16	7.6	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	1440	G51	12.8	64.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1310	G23	11.1	15.2	F	0.2	n.d.	1377	G16	7.2	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	1441	G51	11.6	50.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1311	G23	12.1	15.8	F	0.1	n.d.	1378	G16	7.1	3.6	n.d.	n.d.	n.d.	1442	G51	13.9	83.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1312	G23	11.6	17.0	F	0.2	n.d.	1379	G16	7.0	3.5	n.d.	n.d.	n.d.	1443	G51	13.3	66.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1313	G23	11.7	18.3	n.d.	n.d.	n.d.	1380	G16	7.3	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	1444	G51	12.6	57.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1314	G16	7.2	4.3	F	0.02	n.d.	1381	G16	8.2	6.0	n.d.	n.d.	n.d.	1445	G51	14.4	96.9	n.d.	n.d.	n.d.			
1315	G16	10.2	10.9	F	0.14	n.d.	1382	G16	7.8	4.5	n.d.	n.d.	n.d.	1446	G51	13.3	74.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1316	G16	7.6	5.2	F	0.02	n.d.	1383	G16	6.3	2.4	n.d.	n.d.	n.d.	1447	G51	12.5	55.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1317	G16	7.1	4.0	F	0.02	n.d.	1384	G16	7.4	4.6	n.d.	n.d.	n.d.	1448	G51	12.9	59.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1318	G16	7.6	4.9	F	0.02	n.d.	1385	G16	7.6	4.5	n.d.	n.d.	n.d.	1449	G51	12.0	48.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1319	G16	7.6	4.4	F	0.03	n.d.	1386	G16	7.1	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1450	G51	13.8	86.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1320	G16	9.1	7.5	F	0.07	n.d.	1387	G16	8.0	5.0	n.d.	n.d.	n.d.	1451	G51	13.2	69.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1321	G16	6.8	3.6	F	0.03	n.d.	1388	G16	7.1	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1452	G51	11.8	52.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1322	G16	7.6	5.0	F	0.02	n.d.	1389	G16	9.2	7.5	n.d.	n.d.	n.d.	1453	G51	13.1	69.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1323	G16	7.5	5.0	M	0.03	n.d.	1390	G16	9.7	10.1	n.d.	n.d.	n.d.	1454	G51	11.9	53.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1324	G16	8.1	5.8	F	0.01	n.d.	1391	G16	7.6	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1455	G51	12.4	56.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1325	G16	12.1	17.9	F	0.19	n.d.	1392	G16	7.1	4.0	n.d.	n.d.	n.d.	1456	G51	14.1	85.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1326	G16	10.0	10.8	M	0.33	n.d.	1393	G16	6.8	3.3	n.d.	n.d.	n.d.	1457	G51	13.8	79.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1327	G16	10.0	10.3	M	0.26	n.d.	1394	G16	7.3	4.1	n.d.	n.d.	n.d.	1458	G51	14.9	103.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1328	G16	7.3	5.1	M	0.04	n.d.	1395	G16	8.1	5.2	n.d.	n.d.	n.d.	1459	G51	14.7	101.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1329	G16	7.8	5.0	M	0.02	n.d.	1396	G16	7.2	3.6	n.d.	n.d.	n.d.	1460	G51	13.2	68.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1330	G16	10.1	11.1	M	0.26	n.d.	1397	G16	7.3	3.4	n.d.	n.d.	n.d.	1461	G51	13.3	71.8	n.d.	n.d.	n.d.			
1331	G16	7.1	3.8	M	0.02	n.d.	1398	G16	7.1	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	1462	G51	14.0	79.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1332	G16	10.0	9.1	M	0.17	n.d.	1399	G16	7.7	4.4	n.d.	n.d.	n.d.	1463	G51	13.8	79.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1333	G16	7.3	3.5	F	0.02	n.d.	1400	G16	7.2	4.1	n.d.	n.d.	n.d.	1464	G51	15.3	113.5	n.d.	n.d.	n.d.			
1334	G16	7.3	3.5	F	0.02	n.d.	1401	G16	7.5	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	1465	G51	12.3	59.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1335	G16	9.8	10.1	F	0.08	n.d.	1402	G16	7.3	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1466	G51	12.8	62.1	n.d.	n.d.	n.d.			
1336	G16	7.2	3.6	F	0.03	n.d.	1403	G16	7.6	4.2	n.d.	n.d.	n.d.	1467	G51	12.0	52.8	n.d.	n.d.	n.d.			
1337	G16	7.6	4.1	M	0.07	n.d.	1404	G16	9.6	8.7	n.d.	n.d.	n.d.	1468	G51	12.7	71.9	n.d.	n.d.	n.d.			
1338	G16	7.1	4.4	F	0.02	n.d.	1405	G16	7.2	3.8	n.d.	n.d.	n.d.	1469	G51	13.6	73.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1339	G16	7.8	4.4	F	0.01	n.d.	1406	G16	7.0	3.2	n.d.	n.d.	n.d.	1470	G51	11.9	54.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1340	G16	7.2	3.8	M	0.04	n.d.	1407	G16	7.2	3.6	n.d.	n.d.	n.d.	1471	G51	14.4	91.4	n.d.	n.d.	n.d.			
1341	G16	8.6	6.5	M	0.08	n.d.	1408	G16	6.8	2.7	n.d.	n.d.	n.d.	1472	G51	12.5	61.6	n.d.	n.d.	n.d.			
1342	G16	7.8	5.6	F	0.04	n.d.	1409	G16	7.7	4.9	n.d.	n.d.	n.d.	1473	G51	13.7	69.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1343	G16	10.1	10.1	F	0.07	n.d.	1410	G16	7.1	4.3	n.d.	n.d.	n.d.	1474	G51	14.6	108.3	n.d.	n.d.	n.d.			
1344	G16	7.9	4.6	F	0.02	n.d.	1411	G16	6.9	2.7	n.d.	n.d.	n.d.	1475	G51	13.1	70.8	n.d.	n.d.	n.d.			
1345	G16	6.9	3.0	M	0.01	n.d.	1412	G16	7.5	4.1	n.d.	n.d.	n.d.	1476	G51	14.4	103.0	n.d.	n.d.	n.d.			
1346	G16	7.4	4.4	M	0.04	n.d.	1413	G16	7.2	3.7	n.d.	n.d.	n.d.	1477	G51	14.6	95.3	n.d.	n.d.	n.d.			
1347	G16	7.2	3.7	F	0.02	n.d.	サクラマス							1478	G51	13.6	69.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1348	G16	9.5	7.9	M	0.15	n.d.	1414	G38	50.2	228.6	M	56.60	n.d.	1479	G38	10.3	32.7	n.d.	n.d.	n.d.			
1349	G16	7.3	3.9	F	0.03	n.d.	1415	G38	42.3	114.9	F	281.40	n.d.	1480	G38	11.4	39.2	n.d.	n.d.	n.d.			
1350	G16	9.8	8.2	M	0.20	n.d.	1416	G38	15.9	71.3	n.d.	n.d.	n.d.										

表2 続き (8)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
98/10/14 (続き)							1543	G51	23.9	133.2	F	1.09	n.d.	1610	G38	18.2	68.0	M	0.03	n.d.
ギンブナ (続き)							1544	G51	21.9	116.5	F	0.44	n.d.	1611	G38	20.1	85.3	F	0.83	n.d.
1485	G38	11.2	42.4	n.d.	n.d.	n.d.	1545	G51	26.4	228.6	M	1.13	n.d.	1612	G38	20.6	96.4	F	0.63	n.d.
1486	G38	11.7	49.5	n.d.	n.d.	n.d.	1546	G51	20.7	109.8	F	1.29	n.d.	1613	G38	18.9	68.2	M	0.04	n.d.
1487	G38	11.4	52.2	n.d.	n.d.	n.d.	1547	G51	20.6	95.2	F	0.80	n.d.	1614	G38	21.5	112.5	F	1.14	n.d.
1488	G38	12.6	50.2	n.d.	n.d.	n.d.	1548	G51	24.1	141.9	n.d.	n.d.	n.d.	1615	G38	20.3	86.8	F	0.21	n.d.
1489	G38	11.6	48.9	n.d.	n.d.	n.d.	1549	G51	21.1	101.8	M	0.10	n.d.	1616	G38	22.1	117.5	F	0.76	n.d.
1490	G38	11.5	46	n.d.	n.d.	n.d.	1550	G51	24.7	185.3	M	0.87	n.d.	1617	G38	18.1	59.5	M	0.02	n.d.
1491	G38	12.7	62.1	n.d.	n.d.	n.d.	1551	G51	22.8	135.6	F	1.71	n.d.	1618	G38	20.7	91.4	M	0.02	n.d.
1492	G38	10.1	30	n.d.	n.d.	n.d.	1552	G51	20.8	99.7	M	0.58	n.d.	1619	G38	18.4	65.5	F	0.35	n.d.
1493	G38	10.5	33.8	n.d.	n.d.	n.d.	1553	G51	21.5	111.5	F	1.32	n.d.	1620	G38	22.9	130.0	F	1.83	n.d.
1494	G38	11.0	45.1	n.d.	n.d.	n.d.	1554	G38	20.4	91.1	M	0.14	n.d.	1621	G38	20.1	81.3	F	0.42	n.d.
1495	G38	11.1	41.6	n.d.	n.d.	n.d.	1555	G38	19.0	64.9	F	0.12	n.d.	1622	G30	18.9	68.9	M	0.02	n.d.
1496	G38	11.4	42	n.d.	n.d.	n.d.	1556	G38	19.0	70.9	F	0.23	n.d.	1623	G30	19.0	73.6	M	0.03	n.d.
1497	G38	11.1	37.6	n.d.	n.d.	n.d.	1557	G38	20.0	79.2	n.d.	n.d.	n.d.	1624	G30	19.5	76.9	M	0.04	n.d.
1498	G38	11.3	44.4	n.d.	n.d.	n.d.	1558	G38	20.5	94.5	F	0.36	n.d.	1625	G30	19.2	78.3	F	0.31	n.d.
1499	G38	12.3	54	n.d.	n.d.	n.d.	1559	G38	19.9	84.3	M	0.06	n.d.	1626	G30	20.1	84.1	M	0.03	n.d.
1500	G38	12.3	54.9	n.d.	n.d.	n.d.	1560	G38	21.3	102.6	n.d.	n.d.	n.d.	1627	G30	20.4	95.8	M	0.03	n.d.
1501	G38	11.2	44.5	n.d.	n.d.	n.d.	1561	G38	21.9	107.1	F	0.75	n.d.	1628	G30	20.1	87.8	M	0.04	n.d.
1502	G38	12.4	53	n.d.	n.d.	n.d.	1562	G38	19.5	83.4	F	0.19	n.d.	1629	G30	20.3	90.3	M	0.04	n.d.
1503	G38	11.1	35.7	n.d.	n.d.	n.d.	1563	G38	23.0	128.6	n.d.	n.d.	n.d.	1630	G30	21.3	98.5	M	0.03	n.d.
1504	G38	12.2	55.4	n.d.	n.d.	n.d.	1564	G38	20.6	90.1	n.d.	n.d.	n.d.	1631	G30	22.1	125.6	M	0.23	n.d.
1505	G38	11.4	39.2	n.d.	n.d.	n.d.	1565	G38	20.8	96.3	F	0.33	n.d.	1632	G30	19.2	71.0	M	0.02	n.d.
1506	G38	11.3	39.8	n.d.	n.d.	n.d.	1566	G38	20.0	82.7	n.d.	n.d.	n.d.	1633	G30	23.8	159.6	M	0.23	n.d.
1507	G38	10.8	37	n.d.	n.d.	n.d.	1567	G38	19.6	83.4	F	0.41	n.d.	1634	G30	21.0	97.0	M	0.04	n.d.
1508	G38	11.3	39.9	n.d.	n.d.	n.d.	1568	G38	19.5	73.4	M	0.04	n.d.	1635	G30	19.6	81.7	F	0.26	n.d.
1509	G38	11.3	43.4	n.d.	n.d.	n.d.	1569	G38	20.0	80.1	F	0.51	n.d.	1636	G30	19.4	75.2	F	0.15	n.d.
1510	G38	12.8	65	n.d.	n.d.	n.d.	1570	G38	18.3	66.9	F	0.23	n.d.	1637	G30	21.9	121.8	M	0.42	n.d.
1511	G38	11.4	44.2	n.d.	n.d.	n.d.	1571	G38	19.4	80.6	n.d.	n.d.	n.d.	1638	G30	21.5	119.6	M	0.33	n.d.
1512	G38	9.8	22.9	n.d.	n.d.	n.d.	1572	G38	18.9	69.8	n.d.	n.d.	n.d.	1639	G30	17.5	54.3	M	0.07	n.d.
1513	G38	11.7	47.9	n.d.	n.d.	n.d.	1573	G38	19.3	74.0	F	0.29	n.d.	1640	G30	15.6	40.2	F	0.09	n.d.
1514	G38	13.0	63.8	n.d.	n.d.	n.d.	1574	G38	19.0	67.7	F	0.02	n.d.	1641	G30	18.5	65.8	F	0.12	n.d.
1515	G38	10.8	32.4	n.d.	n.d.	n.d.	1575	G38	18.7	72.2	M	0.03	n.d.	1642	G30	20.5	85.9	F	0.22	n.d.
1516	G38	11.4	40.3	n.d.	n.d.	n.d.	1576	G38	21.1	102.2	M	0.03	n.d.	1643	G30	18.1	61.4	F	0.15	n.d.
1517	G38	10.8	38.5	n.d.	n.d.	n.d.	1577	G38	19.8	79.5	M	0.03	n.d.	1644	G30	18.3	65.2	F	0.17	n.d.
1518	G38	12.3	58.9	n.d.	n.d.	n.d.	1578	G38	20.0	85.5	M	0.04	n.d.	1645	G30	16.5	50.0	M	0.03	n.d.
1519	G38	11.0	37.2	n.d.	n.d.	n.d.	1579	G38	19.4	73.4	n.d.	n.d.	n.d.	1646	G23	11.9	18.6	n.d.	n.d.	n.d.
1520	G38	12.0	48.7	n.d.	n.d.	n.d.	1580	G38	19.8	79.4	F	0.26	n.d.	ワカサギ						
99/5/18							1581	G38	19.3	72.7	F	0.22	n.d.	1647	G16	7.6	4.3	M	n.d.	n.d.
ヒメマス							1582	G38	20.9	93.1	M	0.04	n.d.	1648	G16	7.2	3.7	M	n.d.	n.d.
1521	G51	24.3	165.6	M	0.28	3	1583	G38	17.9	61.2	F	0.14	n.d.	1649	G16	7.3	3.7	F	n.d.	n.d.
1522	G51	20.7	103.0	F	0.78	2	1584	G38	20.2	94.0	M	0.04	n.d.	1650	G16	7.8	4.6	F	n.d.	n.d.
1523	G51	23.3	124.9	M	0.16	3	1585	G38	19.9	83.4	F	0.41	n.d.	1651	G16	8.1	4.6	M	n.d.	n.d.
1524	G51	27.2	254.2	M	0.49	5	1586	G38	20.6	93.7	F	0.39	n.d.	1652	G16	7.9	4.1	M	n.d.	n.d.
1525	G38	20.8	101.9	M	0.22	2	1587	G38	19.3	69.0	F	0.26	n.d.	1653	G16	8.5	4.8	M	n.d.	n.d.
1526	G38	19.6	81.7	M	0.14	2	1588	G38	17.3	60.9	F	0.15	n.d.	1654	G16	7.4	3.7	M	n.d.	n.d.
1527	G38	21.3	112.4	F	0.81	2	1589	G38	20.8	92.1	M	0.05	n.d.	1655	G16	7.7	4.4	F	n.d.	n.d.
1528	G38	19.7	79.5	M	0.16	2	1590	G38	20.0	75.1	F	0.24	n.d.	1656	G16	8.0	3.9	F	n.d.	n.d.
1529	G30	21.8	115.0	M	0.19	2	1591	G38	21.3	102.1	F	0.41	n.d.	1657	G16	7.8	3.7	F	n.d.	n.d.
1530	G30	20.4	94.1	M	0.18	2	1592	G38	18.5	69.1	n.d.	n.d.	n.d.	1658	G16	7.5	3.6	F	n.d.	n.d.
1531	G30	17.2	51.9	M	0.17	2	1593	G38	19.3	76.9	M	0.04	n.d.	1659	G16	7.8	3.5	M	n.d.	n.d.
ワカサギ							1594	G38	19.0	74.8	F	0.15	n.d.	1660	G16	7.4	3.7	F	n.d.	n.d.
1532	G23	13.1	21.2	F	5.60	n.d.	1595	G38	21.0	99.7	M	0.37	n.d.	1661	G16	7.6	3.5	M	n.d.	n.d.
1533	G23	12.4	17.9	M	2.12	n.d.	1596	G38	19.8	84.9	M	0.03	n.d.	1662	G16	7.6	4.1	F	n.d.	n.d.
1534	G23	10.7	11.8	F	2.75	n.d.	1597	G38	20.2	83.8	F	0.15	n.d.	1663	G16	7.7	4.0	F	n.d.	n.d.
1535	G23	11.3	13.1	F	2.72	n.d.	1598	G38	19.5	76.2	M	0.02	n.d.	1664	G16	7.0	3.1	F	n.d.	n.d.
イトヨ							1599	G38	19.9	81.1	F	0.20	n.d.	1665	G16	8.5	5.0	F	n.d.	n.d.
1536	G23	8.0	7.8	M	0.05	n.d.	1600	G38	20.4	84.0	F	0.44	n.d.	1666	G16	7.0	2.9	M	n.d.	n.d.
1537	G23	7.9	6.9	F	0.43	n.d.	1601	G38	19.7	75.1	M	0.02	n.d.	1667	G16	7.5	3.5	M	n.d.	n.d.
ワカサギ							1602	G38	18.0	57.1	M	0.02	n.d.	1668	G16	7.5	3.6	F	n.d.	n.d.
1538	G16	6.8	2.9	F	0.20	n.d.	1603	G38	18.0	65.0	M	0.03	n.d.	1669	G16	7.7	3.5	F	n.d.	n.d.
99/6/18							1604	G38	20.6	95.6	F	0.44	n.d.	1670	G16	7.1	2.9	F	n.d.	n.d.
ヒメマス							1605	G38	21.3	93.3	F	0.50	n.d.	1671	G16	7.7	4.1	M	n.d.	n.d.
1539	G51	23.8	164.1	F	3.51	n.d.	1606	G38	19.5	73.3	M	0.24	n.d.	1672	G16	8.2	4.4	F	n.d.	n.d.
1540	G51	21.2	116.4	M	0.33	n.d.	1607	G38	19.6	82.2	M	0.02	n.d.	1673	G16	7.3	3.8	M	n.d.	n.d.
1541	G51	20.6	102.2	M	0.13	n.d.	1608	G38	18.9	74.9	M	0.04	n.d.	1674	G16	7.1	3.5	M	n.d.	n.d.
1542	G51	22.2	127.0	M	0.36	n.d.	1609	G38	21.7	109.7	M	0.03	n.d.	1675	G16	7.2	3.5	F	n.d.	n.d.

表2 続き(9)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
99/6/18 (続き)							1741	G16	7.9	4.4	M	n.d.	n.d.	1806	G51	23.0	159.2	M	7.26	n.d.
ワカサギ (続き)							1742	G16	7.9	4.3	M	n.d.	n.d.	1807	G51	31.4	460.3	M	27.68	n.d.
1676	G16	7.6	4.2	M	n.d.	n.d.	1743	G16	7.1	3.6	F	n.d.	n.d.	1808	G51	28.6	336.9	M	18.84	n.d.
1677	G16	8.4	5.0	F	n.d.	n.d.	1744	G16	7.8	4.7	M	n.d.	n.d.	1809	G51	24.7	200.0	M	14.50	n.d.
1678	G16	7.4	4.2	F	n.d.	n.d.	1745	G16	7.0	3.2	F	n.d.	n.d.	1810	G51	29.2	370.4	M	19.45	n.d.
1679	G16	7.2	3.5	F	n.d.	n.d.	1746	G16	7.0	3.1	F	n.d.	n.d.	1811	G51	25.3	210.2	M	12.85	n.d.
1680	G16	7.0	3.0	M	n.d.	n.d.	99/8/25						1812	G51	23.5	185.3	M	14.29	n.d.	
1681	G16	7.5	3.7	M	n.d.	n.d.	ヒメマス						1813	G51	28.9	327.0	M	20.57	n.d.	
1682	G16	8.4	4.3	M	n.d.	n.d.	1747	G51	24.3	203.4	M	11.50	n.d.	1814	G51	25.0	208.7	F	17.33	n.d.
1683	G16	7.2	3.6	F	n.d.	n.d.	1748	G51	28.3	313.2	F	29.17	n.d.	1815	G51	34.7	626.0	M	29.84	n.d.
1684	G16	7.0	3.0	F	n.d.	n.d.	1749	G51	29.6	397.7	M	17.80	n.d.	1816	G51	24.8	222.4	M	12.83	n.d.
1685	G16	7.1	3.1	F	n.d.	n.d.	1750	G51	25.7	214.2	F	15.55	n.d.	1817	G51	28.4	320.5	F	24.48	n.d.
1686	G16	7.5	3.8	M	n.d.	n.d.	1751	G51	19.7	115.9	M	13.40	n.d.	1818	G51	24.3	196.7	M	15.04	n.d.
1687	G16	7.9	4.3	M	n.d.	n.d.	1752	G51	26.9	271.5	F	22.30	n.d.	1819	G51	31.8	471.5	M	22.67	n.d.
1688	G16	7.6	3.2	M	n.d.	n.d.	1753	G51	29.1	356.5	M	18.05	n.d.	1820	G51	28.1	285.9	M	20.84	n.d.
1689	G16	8.6	4.5	F	n.d.	n.d.	1754	G51	28.4	318.0	F	20.96	n.d.	1821	G51	20.5	105.3	M	0.29	n.d.
1690	G16	7.5	3.8	F	n.d.	n.d.	1755	G51	23.4	164.7	F	9.23	n.d.	1822	G51	36.4	716.0	M	27.89	n.d.
1691	G16	7.5	3.6	M	n.d.	n.d.	1756	G51	23.9	166.2	M	10.18	n.d.	1823	G51	35.1	642.0	F	44.19	n.d.
1692	G16	8.0	3.8	F	n.d.	n.d.	1757	G51	26.7	271.4	M	17.13	n.d.	1824	G51	32.7	506.8	M	23.72	n.d.
1693	G16	7.4	3.9	F	n.d.	n.d.	1758	G51	20.6	139.5	F	17.52	n.d.	1825	G51	23.7	181.2	M	12.03	n.d.
1694	G16	7.2	3.6	F	n.d.	n.d.	1759	G51	27.9	319.9	M	24.85	n.d.	1826	G51	23.8	177.1	F	43.83	n.d.
1695	G16	7.6	4.3	M	n.d.	n.d.	1760	G51	26.2	247.5	F	18.93	n.d.	1827	G51	23.9	186.8	M	10.29	n.d.
1696	G16	8.9	4.9	M	n.d.	n.d.	1761	G51	24.3	189.9	F	13.43	n.d.	1828	G51	21.1	151.3	M	17.56	n.d.
1697	G16	8.7	5.1	M	n.d.	n.d.	1762	G51	27.9	333.2	M	17.59	n.d.	1829	G51	30.0	333.4	F	36.60	n.d.
1698	G16	7.2	3.0	F	n.d.	n.d.	1763	G51	26.0	226.1	F	14.85	n.d.	1830	G51	31.8	478.9	M	26.02	n.d.
1699	G16	7.9	3.8	F	n.d.	n.d.	1764	G51	28.6	303.4	F	29.16	n.d.	1831	G51	25.9	278.0	M	13.75	n.d.
1700	G16	8.2	5.0	F	n.d.	n.d.	1765	G51	21.0	112.0	M	10.20	n.d.	1832	G51	28.2	326.2	M	21.72	n.d.
1701	G16	7.5	3.4	M	n.d.	n.d.	1766	G51	31.9	442.5	F	48.26	n.d.	1833	G51	25.0	202.5	M	13.95	n.d.
1702	G16	8.7	5.0	F	n.d.	n.d.	1767	G51	23.2	174.8	M	22.22	n.d.	1834	G51	25.3	217.0	M	11.37	n.d.
1703	G16	7.8	3.6	F	n.d.	n.d.	1768	G51	25.3	212.0	F	15.20	n.d.	1835	G51	26.5	241.6	M	17.62	n.d.
1704	G16	7.9	4.8	F	n.d.	n.d.	1769	G51	25.7	233.1	F	19.06	n.d.	1836	G51	28.7	304.0	F	22.96	n.d.
1705	G16	7.9	4.4	M	n.d.	n.d.	1770	G51	28.2	280.6	M	12.85	n.d.	1837	G51	31.3	477.9	M	25.72	n.d.
1706	G16	7.2	3.7	F	n.d.	n.d.	1771	G51	29.0	306.3	M	18.11	n.d.	1838	G51	32.1	486.2	M	31.24	n.d.
1707	G16	7.5	4.0	F	n.d.	n.d.	1772	G51	28.1	325.0	M	21.79	n.d.	1839	G51	26.2	283.8	M	20.09	n.d.
1708	G16	7.0	3.4	M	n.d.	n.d.	1773	G51	28.3	309.2	M	16.37	n.d.	1840	G51	27.0	285.0	M	12.94	n.d.
1709	G16	7.8	3.7	M	n.d.	n.d.	1774	G51	32.6	507.4	M	30.52	n.d.	1841	G51	33.2	527.2	M	29.44	n.d.
1710	G16	7.2	3.8	F	n.d.	n.d.	1775	G51	30.7	420.6	M	27.43	n.d.	1842	G51	21.8	180.9	M	16.90	n.d.
1711	G16	7.4	3.7	F	n.d.	n.d.	1776	G51	29.8	368.3	M	20.24	n.d.	1843	G51	24.5	174.9	F	14.05	n.d.
1712	G16	7.8	3.8	M	n.d.	n.d.	1777	G51	27.8	305.2	M	21.80	n.d.	1844	G51	29.1	310.9	M	17.23	n.d.
1713	G16	7.8	3.8	M	n.d.	n.d.	1778	G51	27.3	270.7	F	25.69	n.d.	1845	G51	22.7	151.9	M	8.95	n.d.
1714	G16	7.9	4.2	F	n.d.	n.d.	1779	G51	21.9	136.7	M	6.07	n.d.	1846	G51	26.0	232.4	F	18.15	n.d.
1715	G16	7.1	3.9	F	n.d.	n.d.	1780	G51	26.1	257.4	M	21.27	n.d.	1847	G51	26.0	236.6	M	15.29	n.d.
1716	G16	8.0	4.9	F	n.d.	n.d.	1781	G51	22.3	139.6	M	8.95	n.d.	1848	G51	27.6	287.5	M	20.80	n.d.
1717	G16	7.4	3.6	M	n.d.	n.d.	1782	G51	21.8	115.2	M	5.02	n.d.	1849	G51	29.1	348.0	F	39.84	n.d.
1718	G16	7.5	3.3	M	n.d.	n.d.	1783	G51	25.1	201.9	M	8.55	n.d.	1850	G51	30.4	425.0	M	29.20	n.d.
1719	G16	7.9	3.8	M	n.d.	n.d.	1784	G51	25.5	236.4	M	12.85	n.d.	1851	G51	33.6	437.2	M	29.38	n.d.
1720	G16	7.0	3.1	F	n.d.	n.d.	1785	G51	23.2	146.6	M	7.03	n.d.	1852	G51	27.8	319.7	M	17.98	n.d.
1721	G16	7.6	3.9	M	n.d.	n.d.	1786	G51	22.2	146.9	M	6.63	n.d.	1853	G51	35.2	696.0	M	32.77	n.d.
1722	G16	7.9	4.3	M	n.d.	n.d.	1787	G51	25.8	241.0	M	11.59	n.d.	1854	G51	27.1	275.3	F	17.50	n.d.
1723	G16	7.6	3.6	F	n.d.	n.d.	1788	G51	34.2	636.0	M	20.52	n.d.	1855	G51	32.8	492.5	M	25.74	n.d.
1724	G16	7.3	3.6	M	n.d.	n.d.	1789	G51	24.9	186.0	M	9.08	n.d.	1856	G51	30.8	410.0	F	36.02	n.d.
1725	G16	7.7	4.0	M	n.d.	n.d.	1790	G51	25.2	250.2	F	20.56	n.d.	1857	G51	27.5	298.5	M	16.00	n.d.
1726	G16	7.0	3.5	F	n.d.	n.d.	1791	G51	23.0	153.9	F	11.54	n.d.	1858	G51	25.0	215.7	F	20.57	n.d.
1727	G16	7.1	3.2	M	n.d.	n.d.	1792	G51	22.1	151.6	M	10.74	n.d.	1859	G51	33.4	530.9	M	22.88	n.d.
1728	G16	7.2	3.6	M	n.d.	n.d.	1793	G51	28.5	336.0	M	16.01	n.d.	1860	G51	28.0	300.5	F	26.75	n.d.
1729	G16	7.0	3.6	F	n.d.	n.d.	1794	G51	22.7	134.2	F	5.57	n.d.	1861	G51	28.1	338.4	F	27.33	n.d.
1730	G16	7.8	4.1	F	n.d.	n.d.	1795	G51	30.0	382.8	M	24.80	n.d.	1862	G51	29.7	339.8	M	21.28	n.d.
1731	G16	7.4	3.6	M	n.d.	n.d.	1796	G51	22.4	130.9	M	6.29	n.d.	1863	G51	24.8	189.4	F	11.83	n.d.
1732	G16	7.6	3.9	M	n.d.	n.d.	1797	G51	21.8	130.7	F	7.25	n.d.	1864	G51	28.0	353.5	M	18.87	n.d.
1733	G16	8.0	3.8	F	n.d.	n.d.	1798	G51	24.9	221.6	F	12.78	n.d.	1865	G51	21.8	132.0	F	7.56	n.d.
1734	G16	7.9	4.7	F	n.d.	n.d.	1799	G51	29.7	371.1	M	24.07	n.d.	1866	G51	24.8	188.8	F	7.89	n.d.
1735	G16	7.9	4.2	M	n.d.	n.d.	1800	G51	35.7	666.0	M	24.93	n.d.	1867	G51	31.3	447.7	M	25.19	n.d.
1736	G16	7.3	3.6	M	n.d.	n.d.	1801	G51	22.0	142.7	F	7.95	n.d.	1868	G51	23.9	176.7	M	13.01	n.d.
1737	G16	7.3	3.6	F	n.d.	n.d.	1802	G51	29.1	362.4	M	24.75	n.d.	1869	G51	23.0	156.1	M	7.89	n.d.
1738	G16	7.6	3.6	M	n.d.	n.d.	1803	G51	28.7	345.4	M	21.45	n.d.	1870	G51	26.6	266.9	M	18.54	n.d.

表2 続き (10)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
99/8/25 (続き)							1936	G38	12.0	57.3	n.d.	n.d.	n.d.	2000	G23	8.2	7.7	F	0.39	n.d.
ヒメマス (続き)							1937	G38	10.8	38.1	n.d.	n.d.	n.d.	2001	G23	8.1	7.7	F	1.18	n.d.
1873	G51	22.6	151.9	M	10.29	n.d.	1938	G38	11.6	45.1	n.d.	n.d.	n.d.	2002	G23	7.8	8.0	F	0.79	n.d.
1874	G51	22.1	117.5	F	3.54	n.d.	1939	G38	11.1	37.0	n.d.	n.d.	n.d.	2003	G23	8.9	9.1	F	0.21	n.d.
1875	G51	21.2	108.2	F	0.36	n.d.	1940	G38	11.7	44.3	n.d.	n.d.	n.d.	ワカサギ						
1876	G51	20.1	98.6	F	0.37	n.d.	1941	G38	13.6	88.6	n.d.	n.d.	n.d.	2004	G16	7.3	3.9	M	n.d.	n.d.
1877	G51	20.8	103.8	F	3.21	n.d.	1942	G38	12.7	49.2	n.d.	n.d.	n.d.	2005	G16	7.4	4.4	M	n.d.	n.d.
1878	G51	20.0	97.4	F	0.32	n.d.	1943	G38	11.8	49.9	n.d.	n.d.	n.d.	2006	G16	6.9	3.5	M	n.d.	n.d.
1879	G51	20.0	103.6	F	0.73	n.d.	1944	G38	11.6	42.6	n.d.	n.d.	n.d.	2007	G16	8.3	5.3	F	n.d.	n.d.
1880	G51	24.4	150.8	F	0.93	n.d.	1945	G38	10.6	39.6	n.d.	n.d.	n.d.	2008	G16	7.3	4.1	F	n.d.	n.d.
1881	G51	22.6	138.6	F	6.42	n.d.	1946	G38	11.2	40.8	n.d.	n.d.	n.d.	2009	G16	7.6	4.6	F	n.d.	n.d.
1882	G51	22.2	130.8	F	0.10	n.d.	1947	G38	12.2	44.6	n.d.	n.d.	n.d.	2010	G16	7.9	4.7	F	n.d.	n.d.
1883	G51	20.0	106.4	F	0.20	n.d.	1948	G38	13.0	65.7	n.d.	n.d.	n.d.	2011	G16	7.7	4.7	F	n.d.	n.d.
1884	G51	20.2	105.5	n.d.	0.55	n.d.	1949	G38	11.0	34.6	n.d.	n.d.	n.d.	2012	G16	7.7	3.9	F	n.d.	n.d.
1885	G51	21.7	139.2	M	5.90	n.d.	1950	G38	9.6	30.5	n.d.	n.d.	n.d.	2013	G16	8.0	4.7	M	n.d.	n.d.
1886	G51	23.6	163.6	F	7.03	n.d.	1951	G38	10.2	30.8	n.d.	n.d.	n.d.	2014	G16	6.8	3.3	F	n.d.	n.d.
1887	G51	20.1	103.9	F	0.53	n.d.	1952	G38	10.5	34.8	n.d.	n.d.	n.d.	2015	G16	8.2	5.5	F	n.d.	n.d.
1888	G51	21.5	112.5	F	0.79	n.d.	1953	G38	12.4	63.2	n.d.	n.d.	n.d.	2016	G16	8.0	4.0	M	n.d.	n.d.
1889	G38	28.6	323.5	M	20.89	n.d.	1954	G38	16.5	128.2	n.d.	n.d.	n.d.	2017	G16	7.7	4.5	F	n.d.	n.d.
1890	G38	28.5	323.2	M	20.10	n.d.	1955	G38	10.9	37.2	n.d.	n.d.	n.d.	2018	G16	8.0	4.9	F	n.d.	n.d.
1891	G38	30.3	431.7	F	25.30	n.d.	1956	G38	11.0	39.7	n.d.	n.d.	n.d.	2019	G16	8.2	5.2	M	n.d.	n.d.
1892	G38	28.9	373.7	M	23.87	n.d.	1957	G38	11.4	43.0	n.d.	n.d.	n.d.	2020	G16	7.3	3.7	F	n.d.	n.d.
1893	G38	24.1	178.7	M	11.58	n.d.	1958	G38	11.0	37.2	n.d.	n.d.	n.d.	2021	G16	7.0	3.9	F	n.d.	n.d.
1894	G38	29.2	320.8	M	18.41	n.d.	1959	G38	11.6	43.1	n.d.	n.d.	n.d.	2022	G16	8.2	5.3	F	n.d.	n.d.
1895	G38	30.6	409.1	F	35.26	n.d.	1960	G38	11.1	31.0	n.d.	n.d.	n.d.	2023	G16	7.9	4.9	F	n.d.	n.d.
1896	G38	28.5	301.9	M	20.52	n.d.	1961	G38	10.6	37.7	n.d.	n.d.	n.d.	2024	G16	7.1	3.3	M	n.d.	n.d.
1897	G38	34.3	579.1	M	32.07	n.d.	1962	G38	11.1	33.3	n.d.	n.d.	n.d.	2025	G16	7.7	4.9	F	n.d.	n.d.
1898	G38	31.6	418.8	M	30.47	n.d.	1963	G38	12.2	51.1	n.d.	n.d.	n.d.	2026	G16	7.5	4.3	F	n.d.	n.d.
1899	G38	24.0	170.7	M	10.53	n.d.	1964	G38	9.9	28.9	n.d.	n.d.	n.d.	2027	G16	7.7	4.6	M	n.d.	n.d.
1900	G38	29.3	432.9	M	23.98	n.d.	1965	G38	12.6	62.5	n.d.	n.d.	n.d.	2028	G16	7.5	4.1	F	n.d.	n.d.
1901	G38	27.6	273.9	F	24.19	n.d.	1966	G38	10.4	32.5	n.d.	n.d.	n.d.	2029	G16	7.6	4.4	M	n.d.	n.d.
1902	G38	30.5	461.2	M	29.78	n.d.	1967	G38	10.2	31.0	n.d.	n.d.	n.d.	2030	G16	7.2	4.2	M	n.d.	n.d.
1903	G38	28.5	320.1	M	23.47	n.d.	1968	G38	10.3	31.7	n.d.	n.d.	n.d.	2031	G16	7.3	3.6	M	n.d.	n.d.
1904	G38	39.0	828.0	M	35.67	n.d.	1969	G38	11.1	38.9	n.d.	n.d.	n.d.	2032	G16	7.7	4.0	F	n.d.	n.d.
1905	G38	27.1	252.7	M	15.59	n.d.	1970	G38	12.2	50.8	n.d.	n.d.	n.d.	2033	G16	6.8	3.3	M	n.d.	n.d.
1906	G38	35.2	662.0	M	38.28	n.d.	1971	G38	12.3	50.0	n.d.	n.d.	n.d.	2034	G16	7.4	4.1	F	n.d.	n.d.
1907	G38	36.9	581.6	M	12.06	n.d.	1972	G38	10.1	26.8	n.d.	n.d.	n.d.	2035	G16	8.7	5.2	M	n.d.	n.d.
1908	G38	24.7	217.6	M	15.01	n.d.	1973	G38	10.4	34.2	n.d.	n.d.	n.d.	2036	G16	7.8	4.3	F	n.d.	n.d.
1909	G38	31.6	536.0	F	37.59	n.d.	1974	G38	9.6	25.0	n.d.	n.d.	n.d.	2037	G16	7.5	5.0	M	n.d.	n.d.
1910	G38	25.9	230.6	F	17.13	n.d.	1975	G38	13.8	70.6	n.d.	n.d.	n.d.	2038	G16	7.1	3.9	M	n.d.	n.d.
1911	G38	27.8	324.1	M	16.87	n.d.	1976	G38	11.9	47.1	n.d.	n.d.	n.d.	2039	G16	7.6	4.6	F	n.d.	n.d.
1912	G38	28.7	356.4	M	25.07	n.d.	1977	G38	11.8	45.6	n.d.	n.d.	n.d.	2040	G16	7.5	4.3	M	n.d.	n.d.
1913	G38	30.6	418.4	M	28.57	n.d.	1978	G38	11.5	47.3	n.d.	n.d.	n.d.	2041	G16	7.4	3.7	F	n.d.	n.d.
1914	G38	26.9	251.6	F	21.85	n.d.	1979	G38	10.9	38.0	n.d.	n.d.	n.d.	2042	G16	7.3	4.0	M	n.d.	n.d.
1915	G38	19.8	96.9	F	3.70	n.d.	1980	G38	10.5	27.5	n.d.	n.d.	n.d.	2043	G16	7.8	5.2	F	n.d.	n.d.
1916	G38	23.5	176.4	M	13.06	n.d.	1981	G38	11.9	43.0	n.d.	n.d.	n.d.	2044	G16	7.4	4.4	F	n.d.	n.d.
1917	G38	24.5	191.1	M	14.67	n.d.	1982	G38	12.2	50.4	n.d.	n.d.	n.d.	2045	G16	7.1	4.2	F	n.d.	n.d.
1918	G38	27.5	282.2	F	23.30	n.d.	1983	G38	11.9	45.2	n.d.	n.d.	n.d.	2046	G16	7.7	4.3	F	n.d.	n.d.
1919	G38	28.6	347.1	M	19.99	n.d.	ヒメマス							2047	G16	7.5	4.2	F	n.d.	n.d.
1920	G38	19.8	78.3	M	0.09	n.d.	1984	G30	27.0	291.0	F	17.53	n.d.	2048	G16	7.2	3.7	M	n.d.	n.d.
1921	G38	22.9	154.0	F	12.18	n.d.	1985	G30	27.4	327.0	F	19.67	n.d.	2049	G16	7.2	4.0	F	n.d.	n.d.
1922	G38	29.8	369.4	F	28.50	n.d.	1986	G30	26.5	248.2	M	14.58	n.d.	2050	G16	7.6	4.3	F	n.d.	n.d.
1923	G38	27.4	317.3	M	19.01	n.d.	1987	G30	23.3	170.0	F	7.77	n.d.	2051	G16	7.3	3.9	F	n.d.	n.d.
1924	G38	27.5	306.3	M	16.15	n.d.	1988	G30	20.7	117.6	F	2.66	n.d.	2052	G16	7.4	4.3	F	n.d.	n.d.
1925	G38	27.0	262.5	M	17.22	n.d.	サクラマス							2053	G16	7.8	4.3	F	n.d.	n.d.
1926	G38	28.3	384.9	M	30.51	n.d.	1989	G30	11.6	28.4	n.d.	n.d.	n.d.	2054	G16	7.1	3.6	M	n.d.	n.d.
1927	G38	28.4	376.2	F	32.12	n.d.	1990	G30	14.9	50.1	n.d.	n.d.	n.d.	2055	G16	7.2	3.8	F	n.d.	n.d.
1928	G38	30.2	366.1	M	21.42	n.d.	イトヨ							2056	G16	7.2	3.9	M	n.d.	n.d.
1929	G38	31.1	424.0	M	18.14	n.d.	1991	G23	8.6	9.2	F	0.54	n.d.	2057	G16	7.5	4.5	M	n.d.	n.d.
1930	G38	22.8	200.8	M	12.22	n.d.	1992	G23	8.2	8.1	F	1.11	n.d.	2058	G16	7.2	4.1	M	n.d.	n.d.
1931	G38	33.7	562.6	M	30.71	n.d.	1993	G23	8.3	8.4	F	0.90	n.d.	2059	G16	7.5	3.5	M	n.d.	n.d.
1932	G38	26.6	312.1	M	18.17	n.d.	1994	G23	8.5	9.9	F	2.23	n.d.	2060	G16	7.5	4.4	M	n.d.	n.d.
イトヨ							1995	G23	8.2	7.9	F	0.89	n.d.	2061	G16	7.5	4.1	M	n.d.	n.d.
1933	G38	9.2	12.6	M	n.d.	n.d.	1996	G23	8.7	9.2	F	0.65	n.d.	2062	G16	7.1	3.7	F	n.d.	n.d.
1934	G38	7.4	5.6	F	0.44	n.d.	1997	G23	7.6	7.3	F	1.21	n.d.	2063	G16	7.7	4.3	M	n.d.	n.d.
ギンプナ							1998	G23	8.0	7.8	F	0.65	n.d.	イトヨ						
1935	G38	13.0	63.1	n.d.	n.d.	n.d.	1999	G23	9.3	12.0	F	0.54	n.d.	2064	G16	5.7	2.2	F	0.01	n.d.

表2 続き (11)

ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢	ID	漁具	体長	体重	性別	生殖腺重量	年齢
99/10/26																				
ギンブナ																				
2065	G51	14.3	79.8	n.d.	n.d.	n.d.	2088	G16	8.6	6.0	F	0.08	n.d.	2117	G16	7.6	4.8	M	0.27	n.d.
2066	G51	13.7	73.3	n.d.	n.d.	n.d.	2089	G16	8.6	5.5	F	0.12	n.d.	2118	G16	8.9	5.8	F	0.06	n.d.
2067	G51	14.4	80.0	n.d.	n.d.	n.d.	2090	G16	8.0	4.8	F	0.05	n.d.	2119	G16	10.5	8.0	F	0.03	n.d.
2068	G51	13.3	67.5	n.d.	n.d.	n.d.	2091	G16	8.4	5.5	F	0.07	n.d.	2120	G16	9.2	6.4	F	0.04	n.d.
2069	G51	14.7	84.6	n.d.	n.d.	n.d.	2092	G16	8.6	5.2	F	0.06	n.d.	2121	G16	7.7	4.8	F	0.04	n.d.
2070	G51	14.2	81.2	n.d.	n.d.	n.d.	2093	G16	7.4	4.5	M	0.25	n.d.	2122	G16	7.8	4.7	F	0.07	n.d.
2071	G51	14.4	87.3	n.d.	n.d.	n.d.	2094	G16	8.2	5.1	F	0.06	n.d.	2123	G16	7.9	4.8	F	0.07	n.d.
2072	G51	12.7	57.1	n.d.	n.d.	n.d.	2095	G16	8.3	5.6	M	0.12	n.d.	2124	G16	7.9	5.5	M	0.29	n.d.
2073	G51	14.5	91.3	n.d.	n.d.	n.d.	2096	G16	8.0	4.9	F	0.10	n.d.	2125	G16	7.5	4.1	F	0.05	n.d.
2074	G51	15.0	98.7	n.d.	n.d.	n.d.	2097	G16	8.3	5.3	F	0.13	n.d.	2126	G16	7.8	5.4	M	0.21	n.d.
2075	G51	13.1	63.6	n.d.	n.d.	n.d.	2098	G16	8.9	7.0	M	0.32	n.d.	2127	G16	7.7	4.6	F	0.05	n.d.
2076	G51	12.5	56.5	n.d.	n.d.	n.d.	2099	G16	7.7	4.4	M	0.24	n.d.	2128	G16	8.1	5.5	F	0.15	n.d.
2077	G51	13.2	57.8	n.d.	n.d.	n.d.	2100	G16	7.8	4.0	M	0.07	n.d.	2129	G16	7.4	4.1	F	0.06	n.d.
2078	G51	13.3	56.9	n.d.	n.d.	n.d.	2101	G16	8.0	4.8	F	0.09	n.d.	2130	G16	7.9	4.8	M	0.22	n.d.
ヒメマス																				
2079	G38	20.2	98.1	n.d.	13.36	n.d.	2102	G16	8.0	4.7	F	0.07	n.d.	2131	G16	8.1	5.4	M	0.24	n.d.
ギンブナ																				
2080	G38	14.7	81.7	n.d.	n.d.	n.d.	2103	G16	7.9	5.4	M	0.21	n.d.	2132	G16	7.5	4.6	M	0.13	n.d.
ヒメマス																				
2081	G30	13.3	27.8	F	0.06	n.d.	2104	G16	7.9	4.3	F	0.06	n.d.	2133	G16	7.8	4.9	n.d.	0.26	n.d.
2082	G23	12.4	22.4	n.d.	n.d.	n.d.	2105	G16	7.8	4.4	M	0.11	n.d.	2134	G16	9.0	6.6	M	0.25	n.d.
2083	G23	14.4	36.4	F	0.02	n.d.	2106	G16	7.9	5.1	M	0.23	n.d.	2135	G16	8.5	6.6	n.d.	0.22	n.d.
ワカサギ																				
2084	G16	8.7	5.1	F	0.05	n.d.	2107	G16	8.5	4.5	F	0.05	n.d.	2136	G16	8.0	5.0	M	0.18	n.d.
2085	G16	7.7	4.0	F	0.05	n.d.	2108	G16	7.5	4.1	M	0.16	n.d.	2137	G16	7.3	4.3	M	0.17	n.d.
2086	G16	8.6	6.4	M	0.31	n.d.	2109	G16	7.7	4.6	M	0.21	n.d.	2138	G16	8.0	5.6	F	0.08	n.d.
2087	G16	8.0	5.1	M	0.23	n.d.	2110	G16	7.7	4.4	F	0.03	n.d.	2139	G16	7.8	5.1	F	0.08	n.d.
							2111	G16	7.8	5.2	F	0.06	n.d.	2140	G16	7.4	4.6	M	0.19	n.d.
							2112	G16	7.8	5.0	M	0.21	n.d.	2141	G16	8.0	5.0	F	0.08	n.d.
							2113	G16	7.2	3.8	M	0.17	n.d.	2142	G16	8.7	6.1	M	0.15	n.d.
							2114	G16	7.9	5.0	M	0.25	n.d.	2143	G16	8.3	4.9	M	0.09	n.d.
							2115	G16	8.0	4.6	F	0.08	n.d.							
							2116	G16	7.7	4.4	M	0.17	n.d.							

表3 十和田湖で採集された魚類の胃内容物。DapはDaphnia, BosはBosmina, CopはCopepoda, AloはAlona, Ch-pはユスリカ蛹, Ch-lはユスリカ幼虫, Ephはモンカゲロウ, Gamはヨコエビ類, Aquはその他水生昆虫, Terは陸生昆虫, Gasはイトヨ, Hypはワカサギ, Chaはウキゴリ, Fisはその他魚類を示す。胃内容物分析した個体のみについて示す。

ID	胃内容物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容物重量 (mg)	胃内容物
98/5/19											
ヒメマス											
1	1807	Dap	165	333	Dap	299	36	Cop	427	39	Ter
2	729	Dap	175	582	Dap	300	71	Dap	429	833	Ch-p
3	1007	Dap	181	284	Dap	351	16	Dap	430	146	Ch-p
4	200	Dap	222	164	Dap	352	10	Dap	432	2537	Hyp
5	1327	Dap	225	337	Dap	353	65	Dap Cop	435	850	Dap
6	1333	Dap	226	102	Dap	354	20	Cop	438	1213	Ch-p
7	685	Dap	227	440	Dap	355	32	Ch-p Cop	452	4456	Gam
8	205	Dap	ワカサギ		357	30	Cop	454	1142	Ch-p	
9	716	Dap	276	8	Dap	358	23	Cop Dap	460	1094	Ch-p
10	1377	Dap	279	164	Dap	359	49	Cop	481	1981	Ch-p
37	205	Dap	281	44	Dap	360	68	Dap	519	888	Ch-p
87	1271	Dap	282	153	Dap	イトヨ		520	559	Ch-p	
88	786	Dap	283	915	Dap	411	747	Ch-p	521	0	Ch-p
89	406	Dap Cop	284	122	Dap	412	225	Dap	522	1616	Ch-p
90	1459	Dap	285	81	Cop	413	144	Ch-p	523	0	Ch-p
91	720	Dap	286	10	Cop	415	288	Dap Ch-p	524	96	Ch-p
147	91	Dap	288	50	Ch-p	416	226	Dap	525	0	Ch-p
149	1188	Dap	291	64	Cop	418	101	Ch-p	526	391	Ch-p
150	871	Dap	292	219	Cop	419	67	Eph	527	741	Ch-p
152	622	Dap	293	379	Dap	420	25	Cop	528	168	Dap
156	411	Dap	294	63	Dap Ch-p	421	36	Dap	544	477	Dap
157	1230	Dap	295	272	Dap	98/6/19					
162	698	Dap	296	196	Dap	ヒメマス					
			297	101	Dap	423	313	Ter	629	211	Ch-p
			298	155	Dap	425	551	Ch-p	630	1193	Ch-p

表3 続き

ID	胃内容 物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容 物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容 物重量 (mg)	胃内容物	ID	胃内容 物重量 (mg)	胃内容物
98/6/19 (続き)			886	369	Ter	1306	75	Alo	1651	9	Bos
ヒメマス (続き)			887	1006	Ter	1307	107	Alo Ch-l	1652	17	Bos
631	693	Ch-p	890	972	Gam	1308	56	Bos Cop	1656	26	Bos
632	603	Ch-p	927	189	Ter	1320	33	Alo	99/8/25		
633	407	Ch-p	928	2002	Hyp	1321	18	Bos	ヒメマス		
634	601	Dap	930	172	Fis	サクラマス			1747	839	Hyp
635	119	Ch-p	931	1184	Fis	1416	417	Hyp	1751	1108	Hyp
636	140	Ch-p	932	921	Fis	99/5/18			1753	114	Fis
637	425	Ch-p	933	1850	Fis	ヒメマス			1755	437	Fis
638	1368	Ch-p	937	1949	Fis	1522	20	Ter Ch-p	1756	676	Fis
645	218	Ch-p	945	451	Fis	1523	244	Ch-p	1757	4755	Hyp
652	721	Ch-p	946	45	Dap	1524	n.d.	Hyp	1758	2611	Hyp
653	544	Ch-p	949	186	Fis	1525	1561	Ter	1762	252	Hyp
670	477	Ch-p	950	1337	Hyp	1526	22	Ter	1763	261	Fis
747	14	Cop	953	42	Dap	1527	89	Ter	1764	43	Ch-p
748	563	Ch-p	978	40	Dap	1528	78	Ter	1766	7108	Hyp
750	860	Ch-p	990	92	Dap	1529	650	Ter	1771	3461	Hyp
ワカサギ			992	17	Dap	1530	211	Ter	1785	132	Aqu Ter
784	20	Ch-p	995	66	Dap	1531	337	Ter	1794	435	Hyp
794	20	Dap	999	11	Ch-l	ワカサギ			1796	89	Ter
795	49	Cop	1050	18	Dap	1534	21	Bos	1797	744	Ch-p
799	10	Cop	1051	38	Dap	1535	14	Bos	1801	1232	Hyp
806	46	Cop	1054	47	Dap Cop	イトヨ			1826	8932	Hyp
815	33	Dap Bos	1055	17	Cop Cha	1536	14	Ch-p	サクラマス		
836	83	Dap	1057	91	Cop	99/6/18			1990	118	Ter
イトヨ			サクラマス			ヒメマス			イトヨ		
854	177	Ch-p Ch-l	1111	4919	Gas	1539	3313	Hyp	1998	16	Fis
857	30	Dap	1112	266	Hyp	1541	686	Hyp	ワカサギ		
860	33	Dap	イトヨ			1542	4094	Hyp	2005	3	Fis
861	28	Dap	1116	665	Dap	1543	1051	Hyp	2011	14	Ter
862	23	Dap	1118	54	Dap	1545	5714	Hyp	2012	1	Ch-p
98/8/6			1119	597	Dap	1546	462	Ter	2013	12	Ter
ヒメマス			1120	389	Dap	1547	94	Ter	99/10/26		
865	70	Ch-p	1121	533	Dap	1548	144	Hyp	ヒメマス		
866	331	Gam	1122	180	Dap	1549	14	Ter	2081	211	Ter
867	699	Dap	1123	9	Ch-p	1550	5761	Hyp	2083	181	Ter
868	436	Dap	1142	46	Dap Alo	1551	539	Ter	ワカサギ		
869	465	Dap	1143	49	Dap	1602	86	Ter	2084	34	Cop
870	149	Ch-p	1145	30	Fis	1617	485	Ter	2085	16	Bos
871	127	Dap	1147	11	Ch-p	1639	140	Ter	2086	22	Ter
874	5512	Gam	98/10/14			1640	61	Ter	2087	17	Bos
879	546	Dap	ワカサギ			1645	244	Ter	2090	13	Bos
882	306	Dap	1300	45	Alo	1646	185	Ter	2091	21	Bos
883	390	Dap	1301	94	Cop Alo	ワカサギ			2092	19	Cop
884	80	Gam	1303	27	Alo	1647	34	Bos	2093	12	Bos
885	2703	Gam	1305	106	Alo	1649	14	Bos			

REPORT RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No.167

国立環境研究所研究報告 第167号
(R-167-2001)

問い合わせ先 高村典子 電話 0298-50-2471
e-mail noriko-t@nies.go.jp

【平成13年 8月28日編集委員会受付】

【平成13年 9月21日編集委員会受理】

平成13年 9月28日発行

発行 独立行政法人 国立環境研究所

〒305-8506 茨城県つくば市小野川16番 2

電話 0298-50-2343 (ダイヤルイン)

印刷 株式会社 イセブ

〒305-0005 茨城県つくば市天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-8506 Japan

September 2001