

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR - 38 - 2001

富栄養湖沼群の生物群集の変化と
生態系管理に関する研究
(開発途上国環境技術共同研究)

Community change and ecosystem management
of shallow, eutrophic lakes

平成7～11年度

FY 1995～1999

NIES



NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境省 国立環境研究所

SR - 38 - 2001

富栄養湖沼群の生物群集の変化と
生態系管理に関する研究
(開発途上国環境技術共同研究)

Community change and ecosystem management
of shallow, eutrophic lakes

平成7～11年度

FY 1995～1999

環境省 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

開発途上国環境技術共同研究「富栄養湖沼群の生物群集の変化と生態系管理に関する研究」

（期間 平成7～11年度）

特別研究責任者：森田昌敏

特別研究幹事：高村典子

報告書編集担当：高村典子・福島路生



1) 洞庭湖の定置網



2) 東湖からみた武漢の町



3) 東湖の漁業(コクレン, ハクレンの漁獲)



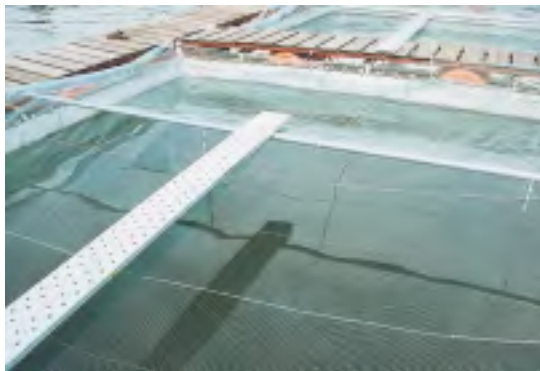
4) 日本と中国の共同研究者



5) 国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設のドック横に作った隔離水界6基



6) 実験に用いたハクレン(利根川で自然産卵している)



7) 甲殻類の動物プランクトンが少ない環境で、ハクレンを導入した水界(アオコは発生しなかった)



8) 甲殻類の動物プランクトンが少ない環境で、ハクレンを導入しなかった水界(アオコが大発生した)

序

本報告書は平成7年度から11年度にかけて、中国科学院水生生物研究所と共同で実施した開発途上国環境技術共同研究「富栄養湖沼群の生物群集の変化と生態系管理に関する研究」の研究成果をまとめたものである。

中国は、国土の約26%を河川・湖沼が占める淡水域の多い国である。さらに、広い国土の大部分が、最終氷期に氷河に覆われることがなかったため、多くの河川・湖沼は高いレベルの生物多様性を維持することができた。こうした事情もあって、中国国民の食料資源としての淡水魚類への依存度は高い。特に、揚子江中下流域を含む東部湿潤地域には、中国の全淡水湖の総面積の42%に相当する淡水湖があり、その水資源が地域経済および人間活動を支えている。しかし一方で、この地域の湖沼では、急激な経済発展と水処理技術の立ち遅れから、著しい生物資源の劣化や富栄養化によるアオコの大発生が生じている。

このような背景のもとに、本研究ではまず、揚子江流域の代表的な湖沼の環境問題の現状を、文献調査から把握し、三峡ダムの直下に位置することなどから、今後生物相が大きく変化することが予想される、洞庭湖の水質と生物の調査を行った。さらに、中国都市郊外の富栄養湖の生態系管理として、ハクレンという揚子江原産のコイ科魚類を用いたバイオマニピュレーションの有効性を、隔離水界実験によって検討した。

その結果、揚子江流域の湖沼の生物多様性が急速に失われつつあるのは、1)湖沼面積の縮小、2)生息環境の分断、3)乱獲と外来魚の移入、4)水生植物の減少、5)富栄養化、の5つの原因によることが示された。また、洞庭湖の生物調査からは、幾つかの新種を含むプランクトン相のリストが初めて作成された。ハクレンを用いたバイオマニピュレーションの有効性については以下の結論を得た。すなわち、ハクレンの導入は、アオコを形成するシアノバクテリアの種類と量を確実に減らすことができる。これにより、アオコの大発生による毒性や悪臭の発生、景観への悪影響は、簡単に低コストで取り除くことが可能であろう。しかし、ハクレンはアオコを減らす一方で、動物プランクトンをも減らし、また全般的にプランクトンサイズの小型化を引き起こすことが明らかになった。このため植物プランクトンの総量は変化しないか、場合によっては増加することもある。従って、ハクレンの導入により、全藻類量を抑制し、透明度をあげることは必ずしも期待できない。この効果を期待できるのは、アオコの発達が極めて著しい水界、もしくは、もともと動物プランクトンを餌としている魚類の量が多いなど、ミジンコの仲間が少ない水界にハクレンを導入した場合に限られる。

本研究の成果は、中国をはじめとする東アジア地域における淡水域の生物多様性の保全や、浅い富栄養湖沼の生態系管理に役立ててゆきたいと考えている。

おわりに、本研究を推進する上で、客員研究員の先生方をはじめ、中国、韓国などアジアの共同研究者の多大なる協力を得た。ここに深く感謝の意を表したい。

平成13年1月

国立環境研究所

所長 大井 玄

目 次

1 研究の目的と経緯	1
1.1 研究の背景と目的	1
1.2 研究の構成	1
2 研究の成果	3
2.1 揚子江流域の浅い富栄養湖沼が抱える様々な環境問題	3
2.1.1 湖沼面積の縮小	3
2.1.2 生息環境の分断	3
2.1.3 乱獲と外来魚の移入	3
2.1.4 水生植物の減少	4
2.1.5 湖沼の過栄養化	4
2.2 洞庭湖の調査	4
2.2.1 洞庭湖の概要・調査地点	4
2.2.2 水質の特徴	5
2.2.3 生物相の特徴	6
2.3 東湖の調査と長期変動	8
2.3.1 東湖の概要・調査地点	8
2.3.2 水質と栄養塩収支	8
2.3.3 プランクトン	10
2.3.4 水生植物	12
2.3.5 魚類	12
2.3.6 ハクレン・コクレンの体長, 体型の変化とその要因	16
2.3.7 東湖生態系の特徴	19
2.3.8 ハクレン・コクレンの生産量増大に対するモデルによる検討	21
2.4 浅い富栄養湖沼でのバイオマニピュレーションの可能性	23
2.4.1 バイオマニピュレーションとは	23
2.4.2 隔離水界実験 その1	23
2.4.3 隔離水界実験 その2	31
2.4.4 ろ食性魚類がプランクトン群集に及ぼす影響についての数理モデルによる解析	37
2.4.5 バイオマニピュレーション応用の問題点	39

2.5	まとめと提言	41
2.5.1	揚子江流域の浅い富栄養湖沼の環境問題の現状	41
2.5.2	洞庭湖の水質ならびに生物相	41
2.5.3	東湖の長期生態系の変化とその要因	41
2.5.4	ろ食性魚類を用いたバイオマニピュレーションの有効性	42
2.6	付表	43

[資料]

	研究の組織と研究課題の構成	59
1	研究の組織	59
2	研究課題と担当者	59
	研究成果発表一覧	60
1	誌上発表	60
2	口頭発表	65

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の背景と目的

中国は河川・湖沼の占める面積割合が国土の約26%と、世界平均の0.5%に比べると非常に高い値を持つ国である。また、広い国土の大部分が最終氷期に氷河に覆われることがなかったことから、中国の河川や湖沼は高いレベルの生物多様性を維持することができた。揚子江川イルカや揚子江ワニのような希少動物が、現在でも「生きた化石」としてわずかながらに生息し続けていることは、そのことを物語っている。アジアには約1,500種の魚類が生息していると言われるが、中国の河川・湖沼にはそのうち800種の生息が報告されており、うち500種ほどが中国国内にしかない固有種とされる。

こうしたことも関連して、中国国民の食料資源としての淡水魚類への依存度は高く、水揚げされる全水産資源のうち50%近くが淡水魚である。ちなみに世界平均では86%が海産魚、残りの14%足らずが淡水魚である〔1989年統計〕。

特に、揚子江中下流域を含む東部湿潤地域には、国内にある全淡水湖の総面積の42%を占める淡水湖があり、その水資源が地域の経済活動および人間活動を支えている。しかし一方で、この地域の湖沼は、急激な経済発展と水処理技術の立ち遅れから富栄養化が著しく進行している。また、経済価値の高い草食性魚類を過放流したために沿岸植物群落が破壊され、植物プランクトンの異常増殖を促進した。さらに、ダム建設による魚類の生息環境の分断、乱獲に近い漁業のために、生物資源が枯渇し生物多様性が失われつつある。

これら環境問題の解決のためには、中国揚子江中下流域の湖沼特性や風土を十分に理解し、生態系の自己修復機能や回復力を超えることのない持続的利用可能な湖沼管理施策が求められる。本研究の主な目的は以下の3点である。1) 中国・揚子江中下流域にある湖沼生態系の破壊の現状を把握する。2) これら湖沼の水質ならびに生物の調査を行い、その湖沼特性を明らかにし、人間活動が及ぼす影響を把握する。3) 都市近郊の浅い過栄養湖沼の適切な管理手法のひとつとして、魚類(ハクレン)を用いた湖の生態系管理の有効性を隔離水界実験を通して検討する。

1.2 研究の構成

本研究は、湖北省武漢市にある中国科学院水生生物研究所の淡水生態学研究部門の研究者と共同で行った。共同研究の相手方である中国科学院水生生物研究所は、その前身が1930年上海に設立され、1954年に湖北省武漢にある東湖の最西端に居を移し、現在に至る。当研究所は中国淡水生物研究の中心的存在である。ここには中国をはじめアジアに生息する1,400種余りの淡水魚類が保存されている中国最大規模の標本館がある。また別団地に建設された建物には、飼育条件下では世界でわずか1頭しかいない雄の揚子江カワイルカが飼育されており、共同研究に訪れる海外の研究者も多い。

本研究は以下のような4つのサブテーマに分けて中国研究者との共同研究、ならびに独自に実験的研究を行った。

(1) 揚子江流域の富栄養湖沼が抱える環境問題の総括

これまで中国国内で報告されている50余りの文献調査から、揚子江流域の浅い湖沼が抱える環境問題は1) 面積の縮小 2) 生息環境の分断 3) 乱獲と外来魚の移入 4) 水生植物の減少 5) 湖沼の過栄養化に集約された。これらの諸問題について報告例をまとめた。

(2) 洞庭湖の生物調査

洞庭湖(北緯28°N, 東経112°E)は揚子江中流に位置し、現在でも揚子江本流とつながっているわずか2つの湖沼のうちの1つである。約150年前に6,200km²あった湖面積は急速に縮小しており、現在では半分以下の2,740km²と算定されているが、それでもなお中国第2の面積を誇る。

洞庭湖の生物調査は漁獲統計以外これまで全く行われていない。しかし三峡ダムの直下に位置することなどから今後生物相が大きく変化することが予想される。そのためにも生物群集の現状をダム建設前に把握する必要性は大きい。本調査では、洞庭湖の揚子江本流への流出部付近に5つの調査地点を設け、1995年から1997年までの間、水質と生物群集のモニタリングを行った。また、これまでに得られた漁獲データを整理し、魚類組成などの生息魚類の特徴を把握した。

(3) 東湖の調査と長期変動のとりまとめ

揚子江中流・武漢市郊外にある東湖では、中国科学院水生生物研究所が長期にわたり水質や生物群集のモニタリングを続けている。このように長期変遷の生物データが揃っている湖は中国では東湖以外に例がない。

東湖は浄水源、水上スポーツや観光、そして商業漁場として、多目的に利用されており、それゆえ人為的な影響を大きく受けてきた。すなわち、1960年代に揚子江本流から分断され、現在は人工水路によって水の流れがコントロールされている。70年代になって堤防や道路などの建設により湖はいくつかの小さな水域に分割された。さらにこの時期、草食性コイ科魚類であるソウギョの過放流、富栄養化などにより大型水生植物が激減し、*Microcystis aeruginosa*によるアオコが大発生するようになった。また、70年代の初めにはハクレンとコクレン（合わせてレンギョと呼ぶ）という大型のコイ科魚類の種苗放流技術が確立された。70年代初めの漁獲高はわずか100 kg/ha以下であったが、その後年々増加し、現在では1,000 kg/haを超え、単位面積当たりでは世界最大級の漁獲量を誇っている。さらに、80年代後半に突然、東湖からはアオコが消え、プランクトン群集が大きく変化している。

そこで、このような長期にわたる生態系の変化とその原因を明確にするため、これまで複数の研究者によって報告された既存の断片化したデータをまとめてデータベース化を行い、東湖生態系の長期変化をまとめた。本湖ではこれまでクロロフィル a 量や窒素・リン量などの湖水の基本的なデータが測定されてこなかった（これは、主に外貨の不足による）。そこで、こうしたデータを測定し世界の湖沼と比較することで、東湖の陸水学的特性を明らかにした。

(4) ハクレンを用いたバイオマニピュレーションの有効性

「東湖からアオコが消えプランクトン群集が小型化したのは、ハクレンやコクレンといった食性魚類の増加によるトップダウン効果ではないか」という仮説を検証するとともに、植物プランクトン食のハクレンを用いて水質浄化を試みるバイオマニピュレーションの有効性を隔離水界実験を通して検討した。ろ食性魚類とは、プランクトンのような微小な生物を鰓の内側にある鰓耙という器官でこしとって摂食する魚類のことをいう。

現在、多くの研究者によって提案されている「動物プ

ランクトン食の魚類を操作して大型の動物プランクトンを増やし、植物プランクトンを減らす」という北米型のバイオマニピュレーションでは、動物プランクトンが摂食することのできない大型のシアノバクテリア、つまりアオコを制御することは困難である。中国で食料資源としての淡水魚類への依存度が極めて高いことはすでに述べたが、ハクレンという魚はソウギョ、アオウオ、コクレンとらんで「中国四大家魚」の一種に数えられるほど水産資源として需要の高い魚である。したがって、ハクレンを富栄養湖に放養することでアオコの発生を抑制し、同時に生活排水由来である湖水の窒素・リンをハクレンを水揚げすることで回収するという循環系が、コストをそれほどかけることなく成立するのではないかと考えられる。

ただし、こうした生物操作に限らず、自然の人為的改変は単に目的とする効果（ここではアオコの制御）が発揮されればよし、とするものではない。ある操作により引き起こされる間接影響について慎重に検討する必要がある。ハクレンの導入はアオコを制御できるが小型の植物プランクトンが増えるため透明度の上昇や藻類量の減少は期待できない、との報告もある。また、ハクレンが大型の動物プランクトンを摂食するために、間接的に植物プランクトンが増える効果を考える必要もある。さらに、魚の導入が栄養塩の帰帰速度を増加させ富栄養化を促進するかどうか、漁業以外の水利用への影響等についても考慮する必要がある。

今回の実験では、こうした疑問に答えるために、霞ヶ浦に6基の隔離水界を設置しハクレンを操作する実験を行った。1996年の実験では、複数の隔離水界に異なる密度でハクレンを導入し、プランクトン群集を構成するそれぞれの生態系要素の変動を解析した。ここではハクレンがアオコの発生を効果的に抑制するのかということ、植物プランクトン量を下げ透明度を上げることができると明らかにした。翌1997年には、同じ隔離水界を用いてハクレンの導入と除去という2つの相反する生物操作を実行し、生態系の構成要素や理化学要因が可逆的に変化するかどうかを検定した。湖沼の生態系がある種のバイオマニピュレーションによって変化を強いられるときに、逆の操作を行えば元の状態に回復（復帰）するかどうかは生態学上興味ある問題であり、それを解明することは湖沼の生態系管理に応用する上で重要な課題である。

2 研究の成果

2.1 揚子江流域の浅い富栄養湖沼が抱える様々な環境問題

揚子江は、その水源をチベット高原北部のクンルン山脈に持ち、1つの自治区と8つの省を流れ、上海で東シナ海へ流入する中国最長の河川(6,300 km)である。揚子江流域には、大小さまざまな湖沼(そのほとんどが浅い富栄養湖沼)があり、その総面積は20,000 km²を超える。それらの湖沼と揚子江本流には、約300種の淡水魚の生息が確認されており、中国全土で漁獲される淡水魚資源の3分の2を占める。以下に揚子江流域の浅い富栄養湖沼とそこでの生物多様性の現状を報告する。

2.1.1 湖沼面積の縮小

中国における湖沼面積の縮小は、主に北西部の湖沼(代表的なものとして青湖など)において、その地域一帯の砂漠化に伴う現象として古くから知られている。しかし、より湿潤な気候を持つ揚子江流域においても、湖沼沿岸域の埋め立てによる農耕地化や、森林伐採で裸地化した流域から土砂が供給され湖底へ堆積するなどして、湖沼面積は急速に縮小している。揚子江流域では、古くから氾濫原の肥沃な土を利用した農業が発達し、湖沼沿岸域を埋め立てての農地化が盛んに行われてきた。例えば揚子江中流域にある中国最大の純淡水湖、鄱陽(ポーヤン)湖では、1950年代から80年代の約30年間に5分の2ほどの湖沼面積が農地化され失われた。また中国第2の面積を持つ洞庭湖では、年に約3.7 cmという実に早い速度で湖底に土砂が堆積したため約150年前に6,200 km²あった湖沼面積が1980年代には半分以下の2,700 km²にまで減少した。

2.1.2 生息環境の分断

揚子江流域にある湖沼は、そのほとんどが洪水対策という名目で1950年代ころから次々に揚子江本流から分断され、湖水が本流に自由に流出することはない。現在、揚子江本流と水路でつながった湖沼は、わずかに洞庭湖と鄱陽湖だけである。湖沼と本流との分断は、その間を行き来する回遊性の淡水魚の生息数を大幅に減少させた。武漢市にある東湖では、1970年以前に行われた魚類調査で67種の淡水魚が確認されている。しかし、

90年代に行った同様の調査で確認された魚種は、わずか39種にまで減少していた。なかでも回遊魚はもはやほとんど生息していないことが判明した。中国を代表する四大家魚、すなわちハクレン、コクレン、ソウギョ、アオウオはいずれも回遊魚に属し、産卵期に河川上流にそ上しそこで流水の中に産卵する。受精卵はそのまま流れ下りながら発生を続け下流域でふ化するが、ふ化した稚魚たちは河川に流入する湖沼に入り、そこで餌をとって成長し成熟するという特殊な生活史を持つ。このため、揚子江の本流と湖沼の分断は、彼ら回遊魚の生息を物理的に不可能なものとし、その結果、生息数・生息域が縮小したものと考えられる。

2.1.3 乱獲と外来魚の移入

揚子江流域の急速な人口増加は、淡水魚資源への需要を過剰に高め、乱獲という問題を引き起こした。洞庭湖ではかつて45,000トンという漁獲量のピークを記録し(1936年)、1950年代の漁獲量は平均で30,000トンと高いレベルを維持してきた。ところが1980年代になると漁獲量は平均15,000トンにまで下落している。その原因には先述した湖沼面積の減少ともう一つ、漁業者による乱獲が挙げられる。乱獲が行われた揚子江流域の湖沼では、漁獲量が単に減少するだけでなく、漁獲される魚の体サイズの小型化と低年齢化という現象が共通して見受けられた。

一方で、乱獲とは反対に、本来、魚類資源を増やす目的で人為的に導入された外来魚が、湖沼の在来魚種に深刻な影響を及ぼしていることもいくつかの湖沼では問題になっている。新疆省にある1湖沼には、かつてヨーロッパからパーチという魚食性の魚が導入されたが、この魚が在来の小魚を次々と捕食し、そのうちの何種類かの魚を駆逐したことが知られている。また、雲南省昆明に近い填池(デンチー)と洱海(ウーハイ)という2つの湖沼には四大家魚が移植されたが、彼らがプランクトンや水生植物を根こそぎ摂食したために、同じような食性を持つ在来の淡水魚が何種類か絶滅してしまった。

現在、中国の淡水魚類の中で、生息が脅かされている、またはすでに絶滅したと考えられている魚類は92種ある。これら92種の魚類は9目、24科、78属に属し、

コイ科魚類の52種が最も多く、次いでナマズ類の11種、サケ科魚類6種などが含まれている。また、これら92種の魚は絶滅への危険度の順に以下の4つのカテゴリーに分類される。すなわち、絶滅種4種、絶滅危惧種28種、危急種37種、そして希少種23種である。

2.1.4 水生植物の減少

浅い富栄養湖沼の生物多様性を支える上で、非常に重要な機能を持つと考えられている湖沼沿岸帯の大型水生植物群落（特に沈水植物）が、揚子江流域の湖沼では急速に減少している。その最大の原因は、水生植物を好んで食べるソウギョを過放流したことにある。ソウギョは、美味で水産資源としての価値が高いために、各地の湖に好んで放流されてきた。東湖では、1963年に約1,800 g/m²あった水生植物が、その後、ソウギョの放流とともに減少し、10年後の1973年にはわずか6 g/m²弱にまで減った。水生植物は、その葉や茎の表面に付着藻類を宿すことで、そこにさまざまな種類の原生動物やワムシが生息し、これらプランクトンを捕食する甲殻類や底生動物の線虫類や貧毛虫類、さらには水生昆虫などの生物群集に住処と餌場を与えることが知られている。したがって、沿岸域の水生植物の減少は湖沼生態系に大きな影響を及ぼし、水生生物群集の多様性低下を招く結果となった。

2.1.5 湖沼の過栄養化

揚子江流域の湖沼の富栄養化は、流域の人口増加とあいまって現在も進行中である。栄養レベルが高く、生物生産の盛んな水域の生物多様性は一般に高いと信じられ

てきた。しかし、最近の研究では生物生産量と種多様性との関係はそれほど簡単ではなく、両者の機能的な関係は、ある所にピークを持った単峰形、つまり適度な生物生産量で最大の生物多様性を持つということがわかってきた。生物多様性は貧栄養な環境下ではもちろん低いが、反対にあまりに過栄養な環境下でも低くなるのである。

栄養レベルと一次生産レベルの異なる東湖の4つの地点で得られたサンプルからプランクトンの多様性指数を計算してみると、栄養レベルと一次生産量の高い地点ほど植物・動物プランクトンの多様性が低いことがわかった（表1）。つまり、過栄養化の進んだ東湖に設けられた観測地点では、栄養塩濃度と一次生産量があまにも高いため、上の関係でいうと生物多様性のピークをすでに通り越し、減少傾向に向かう領域に達しているということである。

2.2 洞庭湖の調査

2.2.1 洞庭湖の概要・調査地点

洞庭湖は流入河川からの土砂流入とそれの湖底への堆積によって今でも急速に湖面積が縮小しているが、現在のところ2,740 km²ある湖面は、かろうじて中国第2位の広さを維持している（表2）。すでに述べた通り、洞庭湖の生物については漁獲統計からわかる生息魚類以外に何も報告されたことがない。本調査は、洞庭湖の北東部岳陽市に接する洞庭湖流出部に4点、揚子江合流部に1点の合計5つの調査地点を設け、1995年から1997年にかけて二月に1度の頻度で行った（図1）。

表1 栄養塩濃度や一次生産量の異なる東湖の4つの地点におけるプランクトン群集（ケイ藻類、ワムシ類、カイアシ類）の多様度

		サンプル地点			
TDP (mg/l)		0.354	0.206	0.159	0.151
TDN (mg/l)		4.24	1.91	1.18	1.17
クロロフィルa (µg/l)		59.97	34.27	8.60	9.46
一次生産量 (gO ₂ /m ² /日)		6.07	5.14	2.64	2.19
ケイ藻類	分類群数	97	92	133	129
	シャノン・ウィーバー指数	1.32	1.50	2.76	3.32
ワムシ類	分類群数	38	38	36	45
	シャノン・ウィーバー指数	2.57	2.51	2.34	2.70

2.2.2 水質の特徴

クロロフィル a 量は藻類量を表す基本項目で、1970年代から広く世界中の湖沼で測定されてきた。しかし、中国の湖沼での測定値は必ずしも信頼できる値ではない。というのは、水中の植物プランクトンを集める有効なフィルター（Whatman社のGF/Cフィルターを用いるため、外貨のない中国では購入できなかった）がなかったためである。本研究では、標準的な方法により洞庭湖と東湖の水質を測定し、日本の湖沼や世界の湖沼と比較した。

表2 洞庭湖の概要

緯度経度	28°30' - 30°20' N 111°40' - 113°10' E
表面積* (km ²)	2,740
体積 (10 ⁶ m ³)	17,800
最大水深 (m)	30.8
平均水深 (m)	6.7
水面変動量 (m)	6.5-17.8
集水域面積 (km ²)	259,430

*低水時における湖沼面積

洞庭湖の水質は表3に示すとおりである。窒素とリンに関するすべての測定項目について、霞ヶ浦を上回る値であった。しかし、クロロフィル a 量は0.30 ~ 0.45

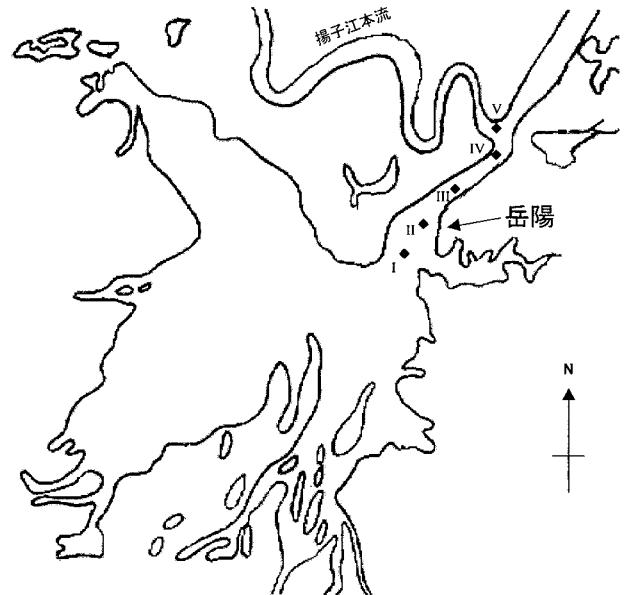


図1 洞庭湖の概要図と調査地点

表3 洞庭湖，東湖，霞ヶ浦での各水質項目の平均値の地点間の範囲

項目	洞庭湖	東湖	霞ヶ浦*
測定期間	1995-97年	1995-97年	1995-96年
測定回数	15	36	24
地点数	5	4	10
透明度 (m)	0.27-0.32	0.65-1.12	0.53-0.87
pH	8.0-8.1	8.2-8.5	8.5-9.0
DO (mg/l)	8.1-9.0		10.8-12.3
クロロフィル a (mg/m ³)	0.30-0.45	12.8-56.3	55.0-104.1
SS (mg/l)	60.5-184.3		17.5-34.8
TP (mg/l)	0.115-0.206	0.097-0.399	0.086-0.163
DTP (mg/l)	0.072-0.097	0.066-0.193	0.017-0.038
TN (mg/l)	2.186-2.428	2.059-5.966	1.057-2.304
DTN (mg/l)	0.831-1.188	1.382-3.622	0.421-1.545
NH ₄ -N (mg/l)	0.182-0.258	0.177-1.550	0.016-0.131
NO ₂ -N (mg/l)	0.016-0.051	0.014-0.059	0.001-0.028
NO ₃ -N (mg/l)	0.685-0.810	0.160-0.337	0.020-0.994
PO ₄ -P (mg/l)	0.047-0.067	0.017-0.105	0.002-0.017
SiO ₂ (mg/l)	2.6-4.6	3.6-4.1	2.3-5.7

*霞ヶ浦全域調査資料 (1997) による

mg/m³と極端に低い値を示した。藻類量が低いにもかかわらず透明度が0.27 ~ 0.32 mと低く、懸濁物質 (SS) の量が高かった。したがって、洞庭湖の透明度は藻類量により規定されているのではなく (図2), 粘土などの懸濁物質 (SS) によって低くなっており、おそらく、この懸濁物質に多量のリンと窒素が付着していると考えられた。洞庭湖の全窒素量と全リン量のバランスをみると、図3に示すように他の富栄養湖に比べ、全リン量に比べ全窒素量がやや大きな値を示す。さらに、クロロ

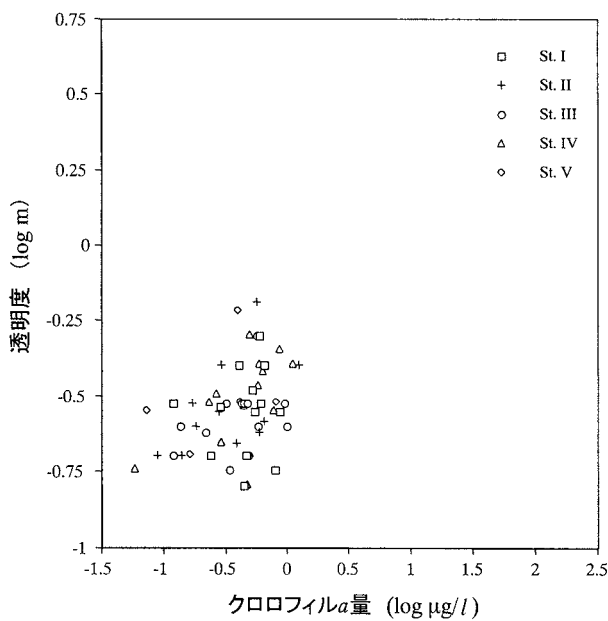


図2 洞庭湖でのクロロフィルa量と透明度の関係

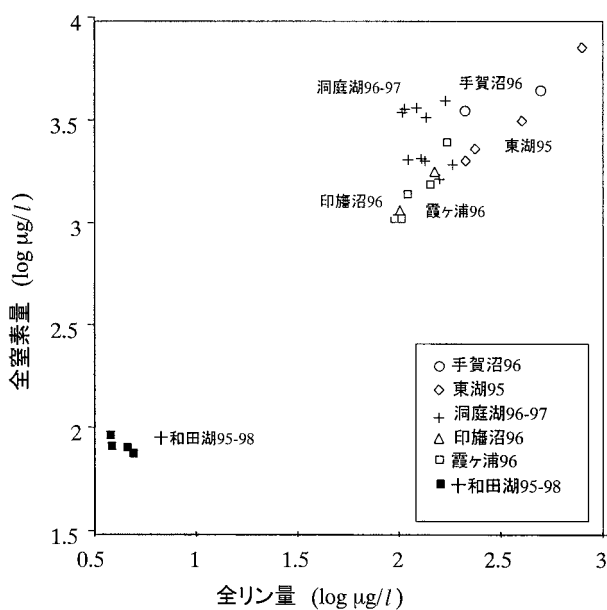


図3 洞庭湖5地点, 東湖4地点と日本の湖沼におけるTPとTNの関係

フィルa量は図4に示したように全リン量の多さに比べ極端に少なかった。

OECD (1982) の提案している湖沼の栄養段階によると、洞庭湖は全リン量の多さと透明度の低さから過栄養湖と定義されるが、クロロフィルa量からは逆に超貧栄養湖と定義され、世界の他の湖沼とは明らかに異質な水環境が浮き彫りにされた。

2.2.3 生物相の特徴

底生性原生動物は42種類が確認された (付表1)。このうち、*Collariopyxidia dongtingensis* n. sp. が新種として記載された。また、5属19 ~ 20種が中国国内で初めて記載された。

浮遊性原生動物は247種が確認され、そのうち24種は中国新記載種であった (付表2)。いずれの調査地点でも102 ~ 151種が出現し、種類数は極めて豊富であった。最も高密度に出現した種は、底生性としても浮遊性としても出現する種で、*Centropyxis aculeata* と *Plagiopyxis callida* であった。いずれの原生動物の種類数も湖側の調査地点で多く揚子江本流の調査地点で少ない傾向が見られた。

ワムシ類は147種が確認され、そのうち5種・1亜種の新種が記載された (付)。また、37種が中国国内で初めて記載された。5種・1亜種の新種のワムシは以下のとおりである。

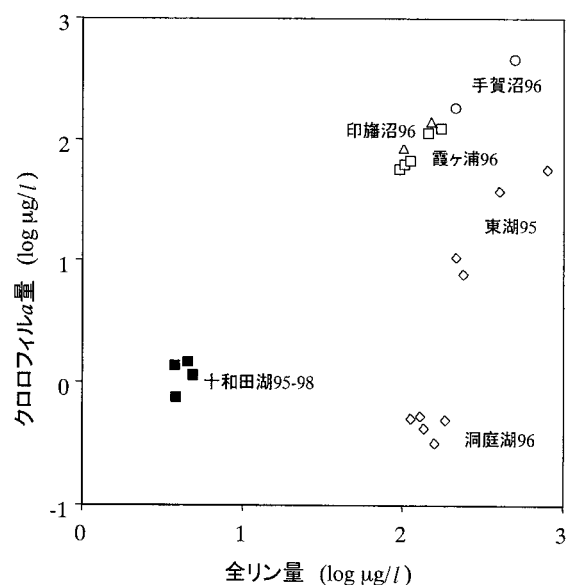


図4 洞庭湖5地点, 東湖4地点と日本の湖沼におけるTPとクロロフィルa量の関係

- 1 . *Notholca dongtingensis* n. sp.
- 2 . *Keratella trapezoida* n. sp.
- 3 . *Keratella wangi* n. sp.
- 4 . *Lecane chinesensis* n. sp.
- 5 . *Paradicranophorus kostei* n. sp.
- 6 . *Testudinella tridentata edentata* n. subsp.

植物プランクトンは中国新記録の6つの分類群を含む416分類群が確認された(付表4)

最後に淡水魚は1996年の調査で、56種が確認された(付表5)。洞庭湖の漁獲量は1936年には45,000トン記録している。しかしその後、湖沼表面積の減少と乱獲

が原因し、1950年代には30,700トン、1980年代には15,000トンまで落ち込んだ。洞庭湖における近年の乱獲は、現存量の減少とともに漁獲される魚の著しい低年齢化を引き起こした(表4)。また、種別の魚類組成を1936年の記録と比較すると、比較的大型の魚が多い回遊魚のうち、四大家魚が21%から16.7%に、*Elopichthys bambusa*が4%から0.4%に、*Parabramis pekinensis*が4%から1.7%にいずれも減少している。一方、湖沼内で生涯を過ごす種(コイ *Cyprinus carpio*、フナ *Carassius auratus*、ナマズ *Silurus asotus* など)は反対に増加している(表5)。

表4 洞庭湖で1988～90年および1996年に漁獲された淡水魚類の令別組成

魚種/年齢	0	1	2	3	4	5	6	7	計測個体数
1988-1990									
コイ	57.3	22.1	16.8	2.0		1.6			1,248
アオウオ	99.5	0.3	0.1						356
ソウギョ	96.2	1.9	0.9	0.5	0.3			0.1	643
ホワイトブリーム	77.9	20.8	1.3	0.4					1,145
1996									
コイ	92.8	7.1	0						323
ソウギョ	87.2	12.1	0.6						485
ハクレン	1.6	80.6	16.9	0	0.8				124
コクレン	0	85.7	14.3						14

表5 1988～96年に漁獲された魚種別重量組成

魚種	%	湿重量(g)	平均体重(g)
<i>Cyprinus carpio</i>	44.5	1,576,269	204
<i>Silurus asotus</i>	12.7	450,661	156
<i>Ctenopharyngodon idllus</i>	12.2	431,195	384
<i>Carassius auratus</i>	9.8	346,757	11
<i>Mylopharyngodon picesu</i>	3.0	107,445	298
<i>Parabramis pekinensis</i> & <i>Megalobrama amblycephala</i>	1.7	60,527	21
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	1.1	40,107	528
<i>Elopichthys bambusa</i>	0.4	14,249	475
<i>Aristichthys nobilis</i>	0.3	12,182	937
<i>Squaliobarbus curriculus</i>	0.1	2,870	179
<i>Luciobrama macrocephalus</i>	0.0	736	57
その他	7.9	281,044	6
合計		3,324,042	

2.3 東湖の調査と長期変動

2.3.1 東湖の概要・調査地点

揚子江中流、武漢市郊外にある東湖（表6，図5）は現在、土手道（堤防）によっていくつかの小さな水域に分断されている。これらの湖沼群は周辺の人々に多目的に利用され、さまざまな形で人為的な影響を受けた結果、その生態系がここ半世紀あまり大きく変化してきた。1960年代の揚子江本流からの分断、ソウギョの過放流と大型水生植物の減少、富栄養化によるアオコ（*Microcystis aeruginosa*）の大発生とその後の消失、そ

表6 東湖の概要

緯度経度	30°33' N, 114°23' E
表面積 (km ²)	27.9
体積 (10 ⁶ m ³)	62
最大水深 (m)	4.75
平均水深 (m)	2.2
湖岸長 (km)	9.2
滞留時間 (年)	0.44
水面変動量 (m)	0.5
集水域面積 (km ²)	97

して魚類相の単純化とハクレン・コクレンの現存量増大。これらの生物学的変化について、既存の断片化したデータを整理するとともに、中国科学院水生生物研究所が東湖に設置した4つの調査地点（図5）において水質や生物のモニタリングを継続した。本プロジェクトが始まった1995年からのモニタリングでは、ピコプランクトンなどの新しい生物項目を加え、水質測定の実を図った。

2.3.2 水質と栄養塩収支

表3（2.2.2）に示したように、東湖の窒素とリンの濃度は極めて高い。東湖で最も汚れている地点1の全リン量と全窒素量は、霞ヶ浦全域調査の地点で最も値の高い高浜入り湾奥部の約2倍、日本で最も汚濁が進んでいる手賀沼の約1.6倍にも達した（図3）。しかし、クロロフィル a 量は12.8～56.3 mg/m³と霞ヶ浦に比べて低く、透明度も0.65～1.12 mと霞ヶ浦より幾分か高かった。東湖の全リン量とクロロフィル a 量の関係を見ると、図4に示すように、全リン量が高い割にクロロフィル a 量が低く、世界の温帯、亜熱帯域の多くの湖沼と比較しても、この点について全く異なっていた。

東湖のクロロフィル a 量と透明度の関係を霞ヶ浦のそ

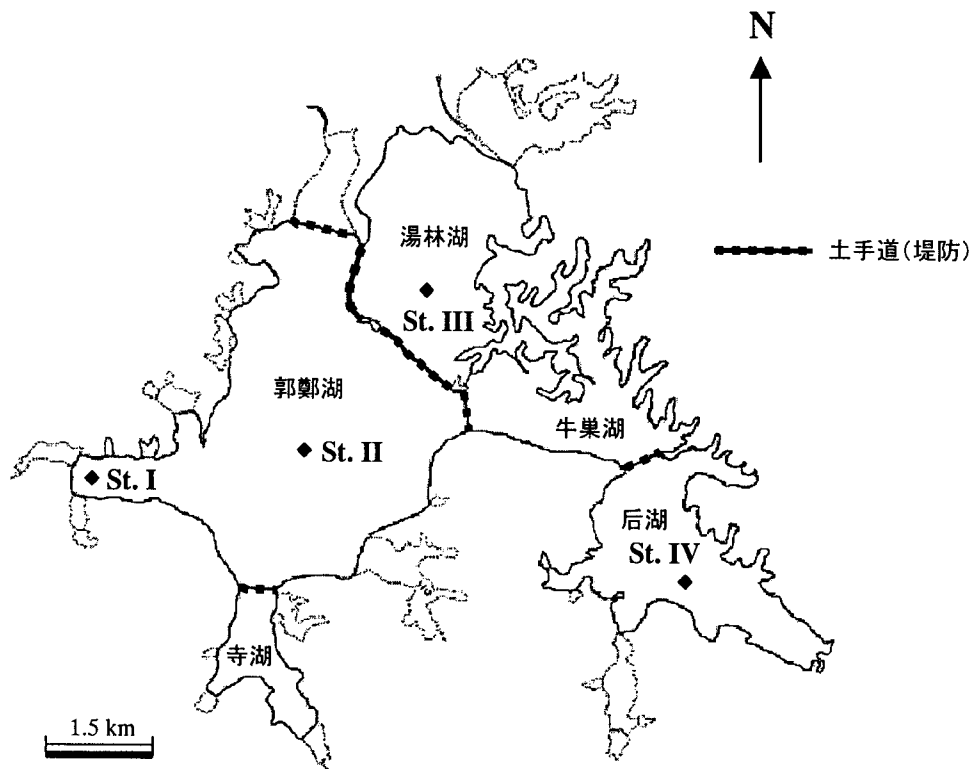


図5 東湖の概要図と調査地点

れと比較してみた(図6)。霞ヶ浦では透明度はクロロフィルa量にある程度規定されているが、東湖ではクロロフィルa量以外の要因があるようだ。特に、クロロフィルa量が下がっても透明度が上がらない特徴がある。これは、揚子江流域の底質による細かな粘土粒子によるものではないかと考える。

後述するように、東湖の流入河川の全窒素：全リン比は90年代になって上昇している。しかし、95年には全窒素：全リン比が重量比にして49～145の範囲にあり、どちらかという富栄養湖の特徴である窒素制限の状態がたびたび観察された。

1997.9～1998.9の期間における東湖への窒素・リン負荷量を手賀沼・印旛沼と比較したのが表7である。湖面積や体積は東湖の方が大きいので湖の単位体積当たりの負荷量とすると、東湖へのリン負荷量は手賀沼の約1/10、印旛沼の1/2、窒素の負荷量は手賀沼の約1/5、印旛沼の6割であった。日本の富栄養湖と比較すると、リ

ンに比べ窒素の負荷量が多いのが特徴的であった。

東湖への窒素・リン負荷量の内訳(表8)を見ると下水から入る負荷量が圧倒的に多いことがわかる。1979～80年の値を比較しても、約20年の増加分のほとんどが下水による負荷量の増加である。特に窒素量の増加が著しい。したがって、東湖では近年負荷量の全窒素：全リン比が増加したといえる。

流出については、1979～80年と1997～98年では測定項目が異なる。これは、1979～80年では漁獲と取水以外の流出量が測定されていなかったためであり、両者を単純に比較することはできない。1997～98年のデータから考えると、リン負荷量の約80%である75.8トン、窒素負荷量の約60%である892.6トンが湖内に蓄積されたと考えられた。ただし、窒素の場合は、脱窒と窒素固定を除いている。漁獲によるリンと窒素の除去は、全負荷量のおおの9.3%、3.1%であった。

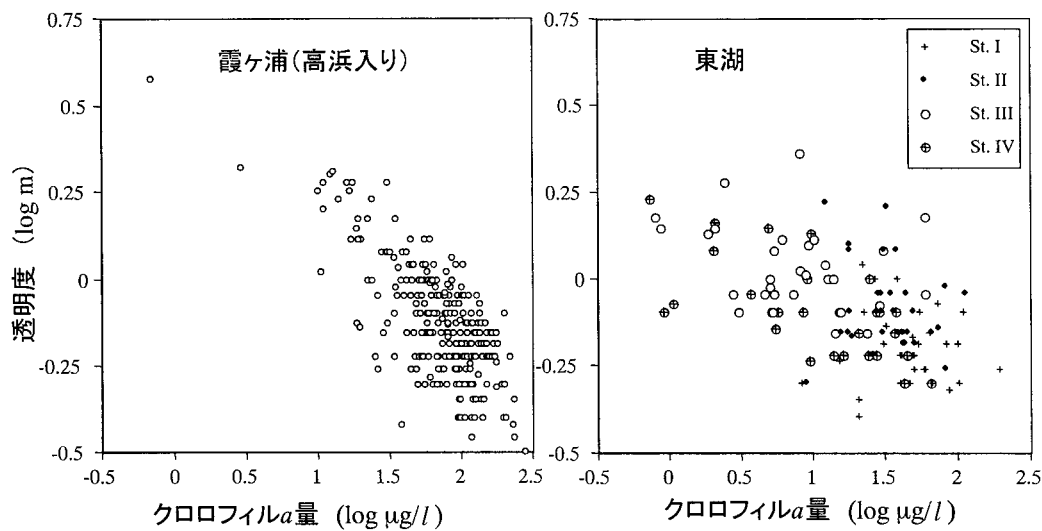


図6 霞ヶ浦と東湖でのクロロフィルa量と透明度の関係

表7 東湖、手賀沼、印旛沼の窒素・リン負荷量の比較

測定年度	面積 (km ²)	平均深度 (m)	体積 (10 ⁶ m ³)	リン負荷量 (kg/日)	窒素負荷量 (kg/日)	
東湖	1997-98	27.9	2.2	62.0	261	4,045
手賀沼	1995	6.5	0.9	5.6	240	1,950
	1985			310	2,300	
印旛沼	1995	11.6	1.7	27.7	300	3,050
	1985			410	4,200	

手賀沼と印旛沼のデータは小林・平間(平成9・10年度千葉県水保研年報)による

2.3.3 プランクトン

(1) 一次生産量と植物プランクトン組成の変化

植物プランクトンの一次生産量は60年代より70年代、80年代と確実に増加の傾向を示した(図7)。地点1では80年代前半の値が高く、80~90年代にかけて大きく変化していない。地点2でも80年代前半の値が高く、その後少し下がって90年代に再び増加する傾向にある。また、一次生産量が増加する一方で、ハクレンとコクレンを合わせた全漁獲量もまったく同様に増えていることが注目される。

植物プランクトンの種類組成について、80年代初頭までは *Microcystis* がアオコを形成していたが、1986年には優占度が減り、89年には変わってケイ藻の *Cyclotella* やクリプト藻の *Cryptomonas* が主体になった(図8)。

(2) 動物プランクトンの変化

このような植物プランクトンの優占種の変化に伴っ

て、枝角類の密度は87年以降急激に落ち込み半分以下になった(図9)。そして、それまで優占していた大型の *Daphnia galeata* と *D. carinata* が非常に少なくなり、やや体サイズの小さい *Diaphanosoma brachyurum* と *Moina micrura* が優占する系に変わった。また、小型動物プランクトンを食べる大型の枝角類ノ口 (*Leptodora kindti*) の密度は80年代初頭まで増加の傾向を示したが、その後84年から大きく減少した(図10)。採集されるノ口の平均体長は84年には約8mmと大型であったが、86年以降2mm前後と明らかに小型化している(図11)。動物プランクトンの体サイズはしばしば魚による捕食圧の指標になることが知られているが、ノ口の小型化はその捕食者であるレンギョの漁獲量増大によってうまく説明される。

カイアシ類とワムシ類も80年代後半から、密度が幾分減少しているが枝角類ほどの大きな変化はなかった。原生動物はむしろ増加の傾向を示した。

表8 東湖の窒素・リン収支とその内訳、1979~80年と1997~98年の比較

年代	内訳	窒素 (トン/年)	リン (トン/年)	
1979-80	流入	下水	317	65.6
		地表	183	21.2
		降雨	36	1
		合計	536	87.8
	流出	漁獲	19	9.6
		生活取水	173	9.3
		農業取水	21	1.1
		合計	213	20
		流入 - 流出	323	67.8
	1997-98	流入	下水	1,187
地表			223	21.4
降雨			67	0.8
合計			1,477	89.9
流出		漁獲	46	8.8
		取水	297	5.2
		流出	243	4.6
		合計	586	18.6
		流入 - 流出	891	71.3

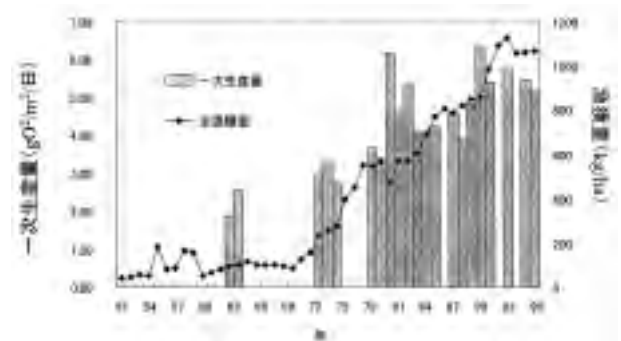


図7 東湖における一次生産量の長期変化

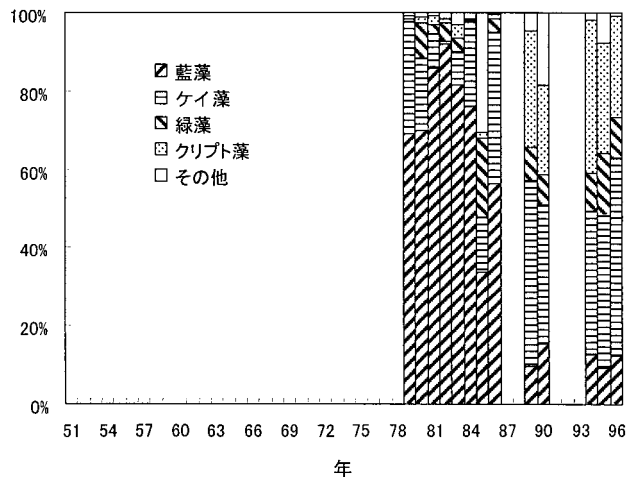


図8 東湖における植物プランクトン種組成の長期変化

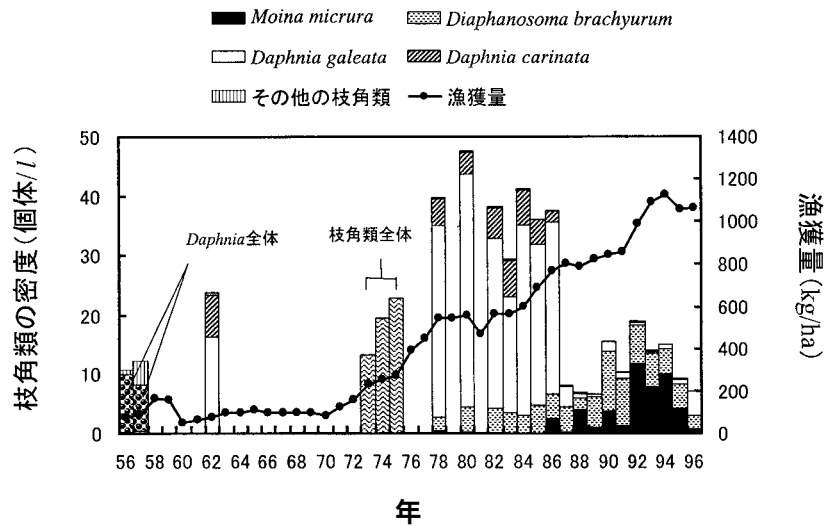


図9 東湖における枝角類の密度と優占種の変化

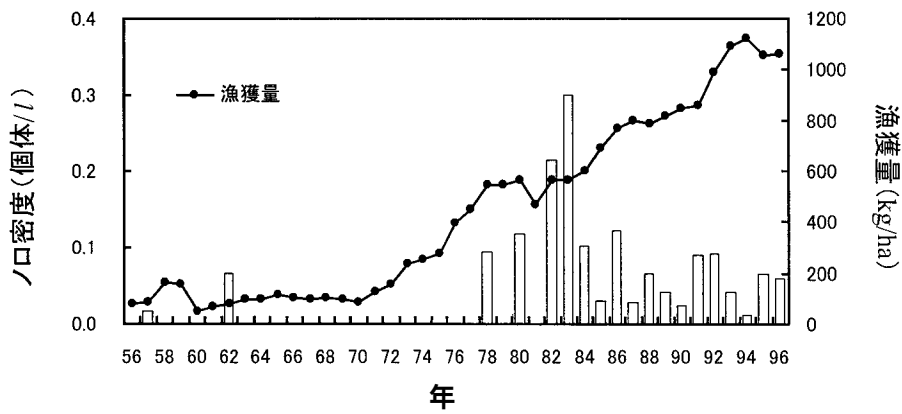


図10 東湖におけるノロ (*Leptodora kindti*) の密度変化

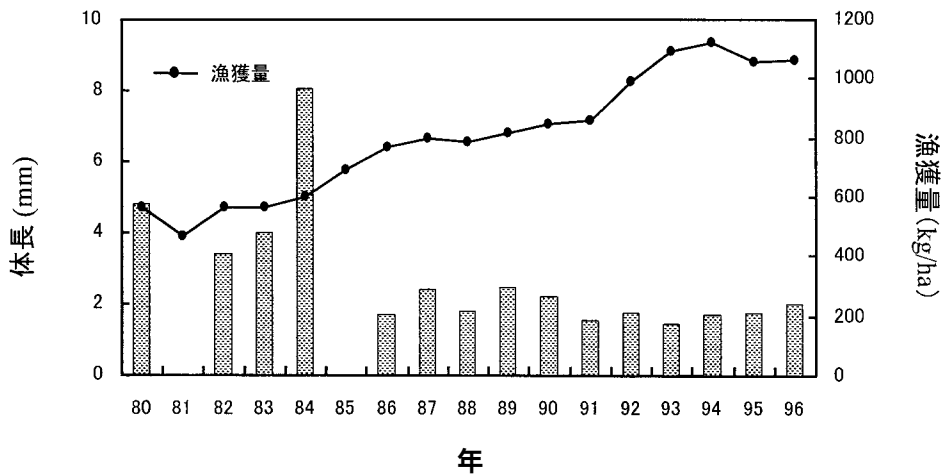


図11 東湖におけるノロ (*Leptodora kindti*) の体サイズの変化

2.3.4 水生植物

1962～64年と1992～94年に調べられた東湖の大型水生植物相について報告する(付表6)。1962～64年では83種類の水生植物の存在が確認され、湖全体の秋の平均現存量は $1\ 068\text{ g/m}^2$ (湿重)に達した。湖における沈水植物、浮葉植物、抽水植物の被度は、順に66.6%、25%、14.4%であった。優占種は多い順に*Potamogeton maakianus*、*Najas major*、*Myriophyllum spicatum*、*Hydrilla verticillata*、*Ceratophyllum demersum*などである。

一方、30年後の1992～94年には62種類の大型水生植物が確認された。しかし、現存量は郭鄭湖(図5)でわずか 2 g/m^2 (湿重)と激減している。湖の沈水植物、浮葉植物、抽水植物の被度は、順に19.7%、1.6%、0.8%に減少した。

東湖における大型水生植物の減少は、70年代に入って急激に進行したと考えられており、それはソウギョの過放流と富栄養化が原因とされている。長い間、東湖で最も優占していた*P. maakianus*が1972年に郭鄭湖から、ついで1975年には湯林湖からも姿を消した。現在は*Valisneria natans*と*M. spicatum*が優占種となっている。

2.3.5 魚類

(1) ハクレン・コクレンとはどんな魚か

ハクレン(*Hypophthalmichthys molitrix*)やコクレン(*Aristichthys nobilis*)という魚はともに揚子江流域が原産のコイ科魚類である。この2種とソウギョ、アオウオを加えた4種のコイ科魚類を“中国四大家魚”と呼ぶことはすでに述べた。四大家魚は、唐の時代から総合養殖という4種の食性の違いをうまく利用した優れた技術のもとに養殖されつづけ、高い生産量を持つことが知られている。これらの魚類は、日本でも食料増産を目的として1940年代ころから幾度となく利根川水系に放流されてきた。現在、ハクレンについては利根川での自然繁殖が認められており、霞ヶ浦では近年1,000トンを超える漁獲量がたびたび記録されている。また国外では、ヨーロッパや南米など34カ国へ食料資源の養殖と富栄養湖のアオコ対策(後述)という目的で放流されている。

ハクレン・コクレン(レンギョ)は、成長すると全長1mを超える大型魚であるが、その主食はプランクトンである。特にハクレンはプランクトンを鰓でこしとって食べる魚(ろ食性魚類)の中でも、とりわけ微小なプラ

ンクトンを摂食する。その秘密は、餌をこしとる鰓耙という器官にある。ハクレンの鰓耙は、目合いが20～25 μm くらいの非常に細かい網目構造を持ち、その表面が粘液によって覆われているために、数ミクロンまでの微小な粒子(プランクトン)を捕そくすることも可能である。

日本ではハクレンの自然産卵は、利根川で見ることができる。毎年6月下旬ころ、成熟した個体は利根川本流をそ上し、埼玉県辺りで一斉に産卵する。受精卵は河川を流れ下りながら発生が進み、下流域でふ化する。ふ化した稚魚は霞ヶ浦に入り込んで、そこで成長すると考えられている。このような生活史を持つため、レンギョの生育には、長い流程を持つ河川と、それにつながった比較的大きな湖沼とが必要になる(2.1.2参照)。

ハクレンは、上述のように食料増産、あるいはラン藻類など大型の植物プランクトンの抑制を目的として、中国国内はおろか世界各国の湖沼に導入されてきた。しかし、はたしてハクレンが本当にアオコを含む大型植物プランクトンを摂食し、その発生を効率よく抑制するのだろうか。もしそうならば、ハクレンに摂食されないピコプランクトンのような小型の植物プランクトンの現存量はどう変化するのか、これらの点については2.4章(隔離水界実験)で明らかにする。

(2) ハクレン・コクレンの現存尾数と漁獲量

東湖では1972年以降、レンギョをはじめ7種を超える魚類が継続放流されてきた。しかし近年では、漁獲物重量の90%以上が、ハクレンとコクレンで占められている。漁獲量は年々増え続け、1970年代初頭から90年代後半にかけて3倍ほどに増加した(図12)。単位面積(ha)当たりの魚類生産量が1トンを越える湖は、世界に例を見ない。

東湖では、9月から翌年1月までが主な漁期である。およそ月1回の操業で湖全体を網囲いする方式で漁獲する。近年の漁獲物の年齢組成は、1歳魚と2歳魚が中心である。1980年から1997年までの期間で、幼魚は年間263万尾から500万尾の範囲で放流された(図13)。なお、放流と漁獲は主に郭鄭湖で実施され(図5)、地元では郭鄭湖のことを通常東湖と呼ぶので、ここでもそれに従う。

東湖でレンギョの放流量や漁獲方法がさほど変化していないにもかかわらず漁獲量が増加しているのは、年々魚類の生残率が高くなり、現存尾数そのものが増加して

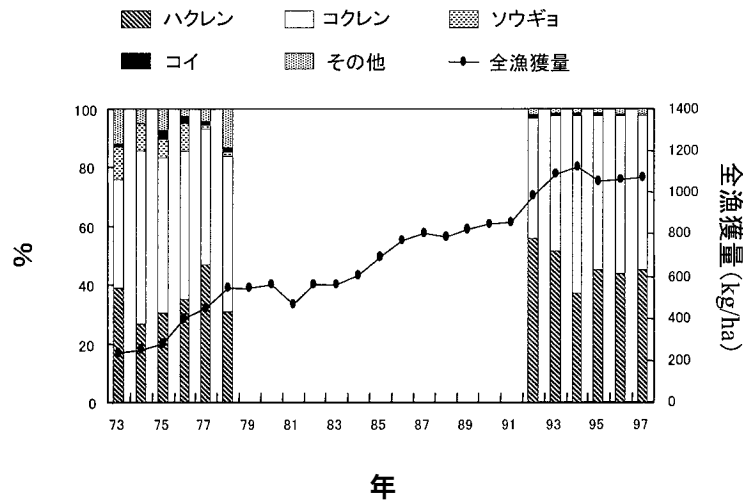


図 12 東湖における総漁獲量の変動と魚類組成

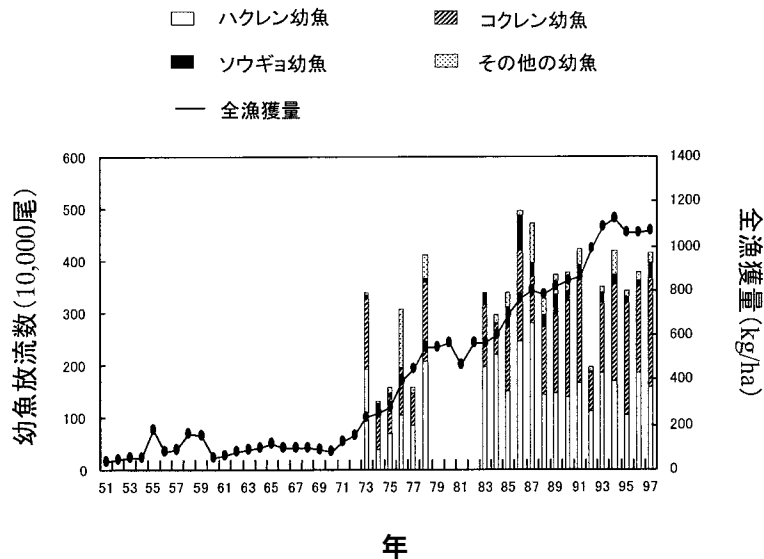


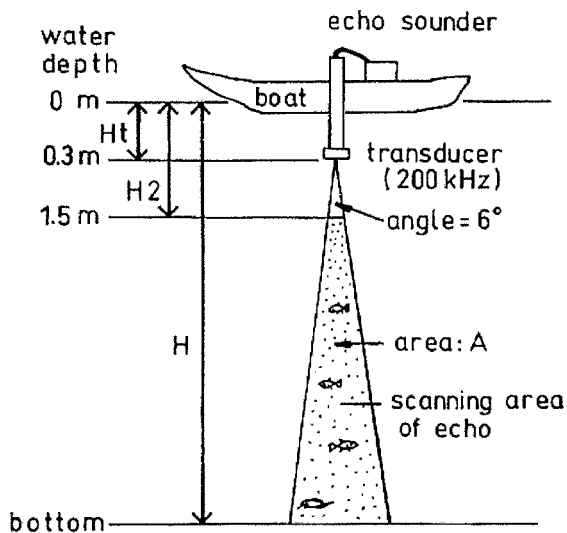
図 13 東湖への稚魚放流量の推移

いるからではないかと考えられる。そこで、音響測深機（以下、「魚探」と呼ぶ）により東湖の魚類現存尾数を推定し、推定値の確かさを検討するとともに、推定現存尾数と年間漁獲量との関係を調べた。

魚探はボートの舷側に設置された送受波器の支持角度を変えることにより、垂直と水平の2方向に超音波（200 kHz）を放射し、魚類からの反射強度を記録した。水深0 mから1.5 mまでは水平方向の記録から、また水深1.5 mから湖底までは垂直方向の記録から魚類単体魚探像を計数した。音波による探索角度を全角6°とし、探索距離と平均水深から探索体積を求めた（図14）。魚探による探索区間の単体魚探像（図15）の数を探索体

積で割ると魚類の生息密度を計算できる。魚探による探索経路は東湖をジグザグに結ぶ6本のライン（計11.4 km）から構成され、午前中に往路、午後に復路の2度観測を行い、両者の平均値を求めた。またこの観測は、魚類の成長期の終わりで漁期前の8月下旬と、第1回目の漁獲操業終了後の11月上旬の2回実施した。

このようにして求めた1996年の8月と11月の推定魚類密度（尾/m²）を図16に示した。8月の魚の密度は湖の場所により異なり、0.128から0.318の幅で変化した。また11月には0.023から0.130の比較的低い密度となっている。両月共に、東湖の南西にある入り江で密度が高く、湖の中央付近で低い傾向が見られた。8月に比べて



$$A = \tan(3^\circ) \cdot ((H - H_t)^2 - (H_2 - H_t)^2)$$

図 14 魚探による探索面積の計算方法
 舷側から水深 30 cm のところに送受波器を設置する。ノイズが多く記録されるため、垂直方向の観測では水深 1.5 m までのデータは使用しない。水深 1.5 m から湖底までの探索面積を A で計算し求める。

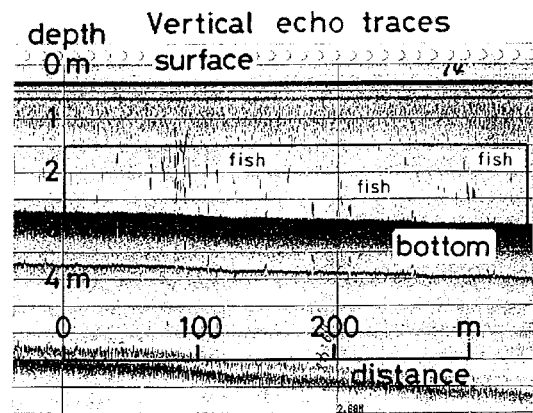


図 15 魚探による測定例
 紡錘形の魚探像が魚の単体像である。水深 1.5 m から湖底までに出現した魚探像を計数して魚の密度を計算する。

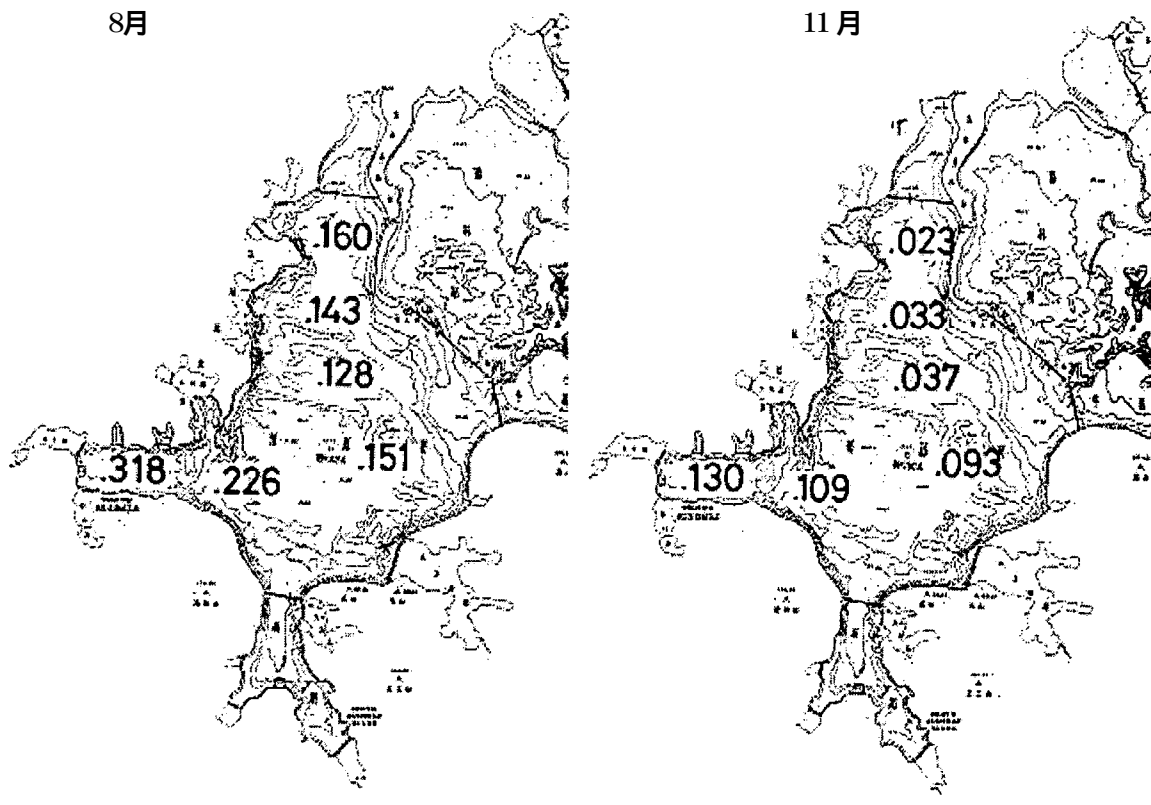


図 16 東湖における魚類の生息密度 (尾/m²): 1996 年 8 月と 11 月の結果

11月の密度は86%から38%の幅で減少していたが、これは明らかにその間に行われた漁獲の影響である。一方、1997年の8月と11月に推定した魚の密度を図17に示した。8月の魚の密度は、0.122から0.490まで、11月では0.018から0.256まで変化した。密度の場所ごとの高低は1996年のデータと同じような傾向を示した。

1996年8月の魚類現存尾数は平均で197万尾と推定され、11月のそれは110万尾と推定されたことから、この間の漁獲操業による魚類の囲込率（漁獲率）は43.8%

と非常に高い値であったことがわかる。一方、1997年8月の魚類現存尾数は平均で222万尾、11月の推定値は204万尾であり、魚の囲込率はわずかに8.3%と計算された。これは1997年の11月にはまだ漁獲が操業途中であったことが原因したのだと考えられる。

8月の魚類現存尾数と年間漁獲量との相関を図18に示した。相関係数は極めて高く、0.958であった。このことから8月の魚類現存尾数を魚探で推定することによって年間漁獲量を高い精度で予測することができるこ

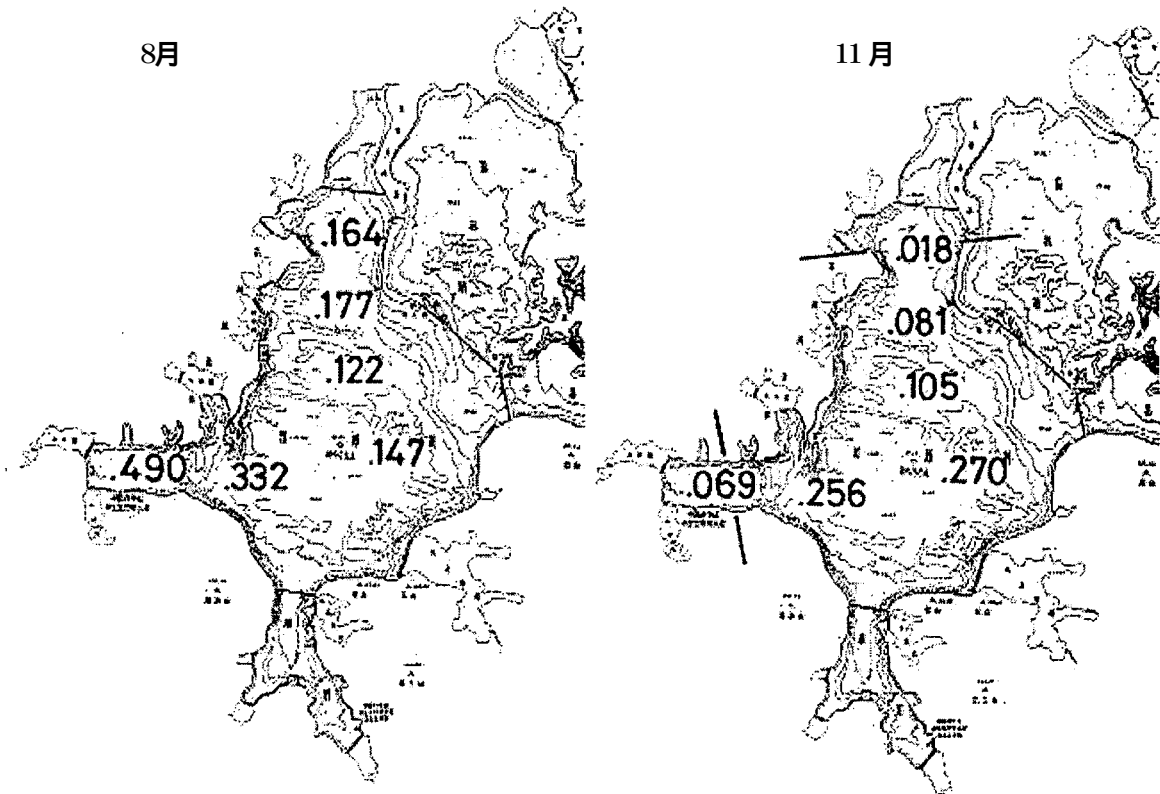


図17 東湖における魚類の生息密度（尾/m²）：1997年8月と11月の結果
 図中の太線は、観測時に漁網が設置されていた場所を示す。

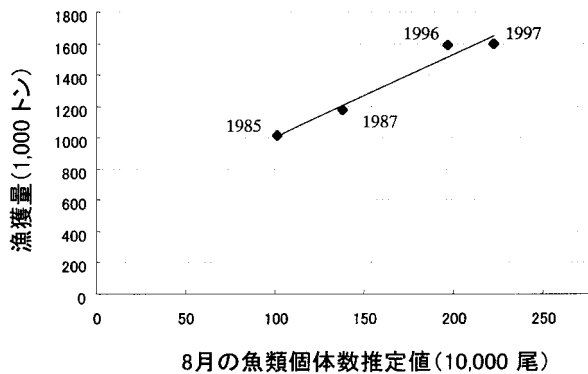


図18 8月における魚類の推定現存尾数と年間漁獲量との関係（ $r = 0.958$ ）

とがわかった。また 1980 年代と 90 年代における 8 月の魚類現存尾数の推定値は、それぞれ約 120 万尾と約 210 万尾であった。また 2 つの年代の稚魚の放流尾数はそれぞれ 397 万尾と 396 万尾とほとんど差がない。つまり、2 つの年代における現存尾数の差は生残率の差を意味する。過去に比べて現在は放流魚の生残率が著しく高くなっていることがわかる。

2.3.6 ハクレン・コクレンの体長、体型の変化とその要因

1970 年代から始まった東湖におけるレンギョの劇的な現存量増大は、この湖の環境要因やプランクトン群集にさまざまな変化をもたらした(232, 233)。一方でそれらの変化が、反対にレンギョの成長や体型の変化を引き起こしてきた可能性も考えられる。中国科学院水

生生物研究所によって 1975 年から現在に至るまでの計 10 数年度分のレンギョの魚体サイズや年齢データ、さらに各種プランクトン密度、環境要因データなどが得られてきた。この章では、これらのデータに基づいて、レンギョの成長と体型の長期変動メカニズムを解析した。

まず、これら魚に関するデータを 1970 年代、80 年代、90 年代の 3 つの時代に分けて、各時代でのレンギョの体長と体重の平均値の推移を年齢別に棒グラフにして表した(図 19, 20)。これらの図から、ハクレン・コクレンとも 70 年代の魚体サイズが大きく、80 年代に小型化し、90 年代に再びサイズが持ち返していることがわかる。この傾向が 1 ~ 3 歳魚の低年齢魚で顕著なのは、おそらく低年齢魚ほど計測された魚の数、つまりサンプル数が多いからである。ちなみに解析の対象になった魚の総数は、ハクレンが約 5,000 尾、コクレンが約 4,000 尾

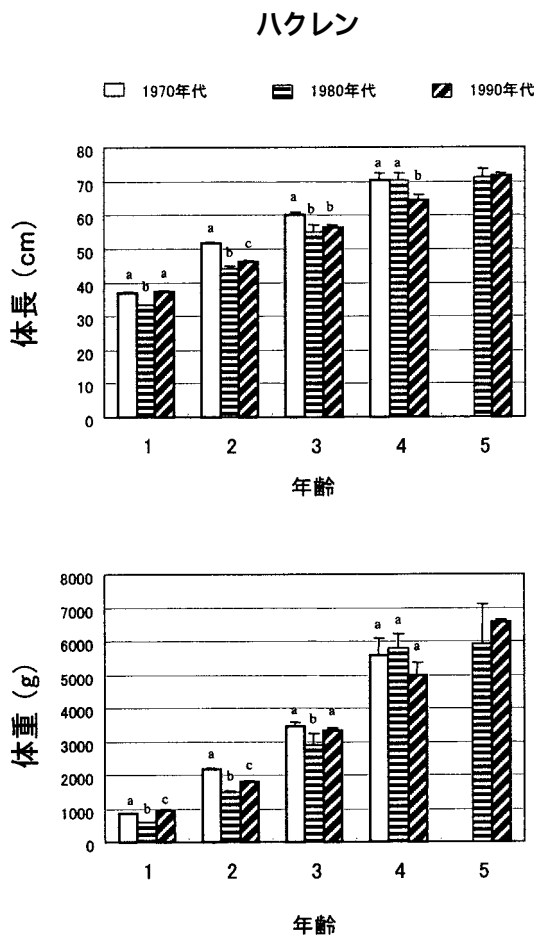


図 19 年齢別に見たハクレンの体長と体重の変化
1970 年代、80 年代、90 年代と 3 つの時代に分けてその平均値を棒グラフに示した。エラーバーは 2 × 標準誤差である。同一年齢のグループで時代間の違いが有意なもの、異なるアルファベットで示した ($P < 0.05$, Tukey 検定)。

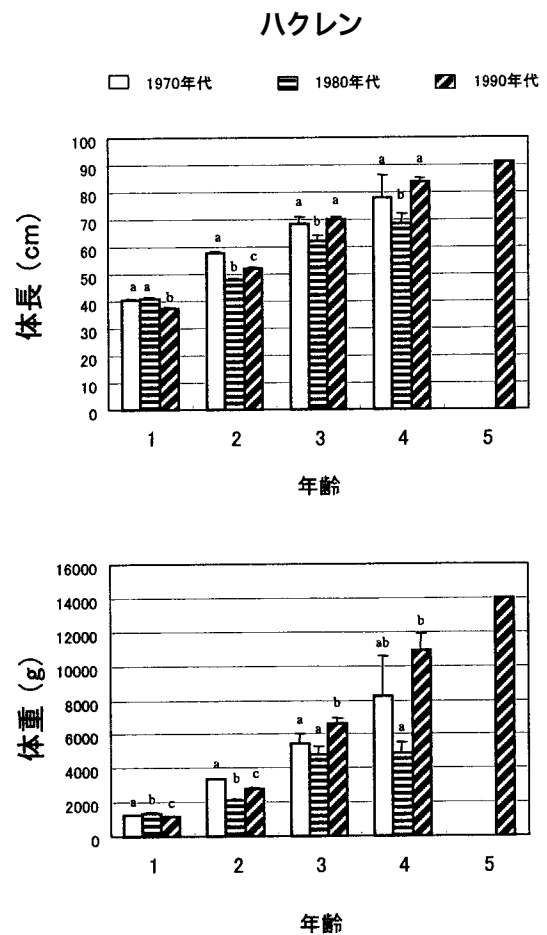


図 20 年齢別に見たコクレンの体長と体重の変化
1970 年代、80 年代、90 年代と 3 つの時代に分けてその平均値を棒グラフに示した。エラーバーは 2 × 標準誤差である。同一年齢のグループで時代間の違いが有意なもの、異なるアルファベットで示した ($P < 0.05$, Tukey 検定)。

に上る。

今度は、70年代、80年代、90年代の3つの時代間でレンギョの体型に違いがあるかどうかを見るために、計測されたすべての魚について体重を縦軸に、体長を横軸にプロットしてみた(図21)。この図からわかることは、90年代の魚の点(紫)が70年代の点(黒)よりもやや上側にプロットされていることである。80年代の点(水色)はどちらかというとその中間的であり、70

年代と90年代の点の中に混じってプロットされている。つまり、レンギョの体型が70年代から90年代にかけて徐々に丸くなってきたことを物語っている。この傾向は、各時代のレンギョの体長(L)と体重(W)のデータを、 $W = L^b$ という相対成長モデルにあてはめ、パラメータの推定を行ってみるとよりいっそう明瞭になる(ただし、実際のパラメータ推定は、両辺の対数をとった式を用いた(図22)。推定されたパラメータの値(表9、10)を

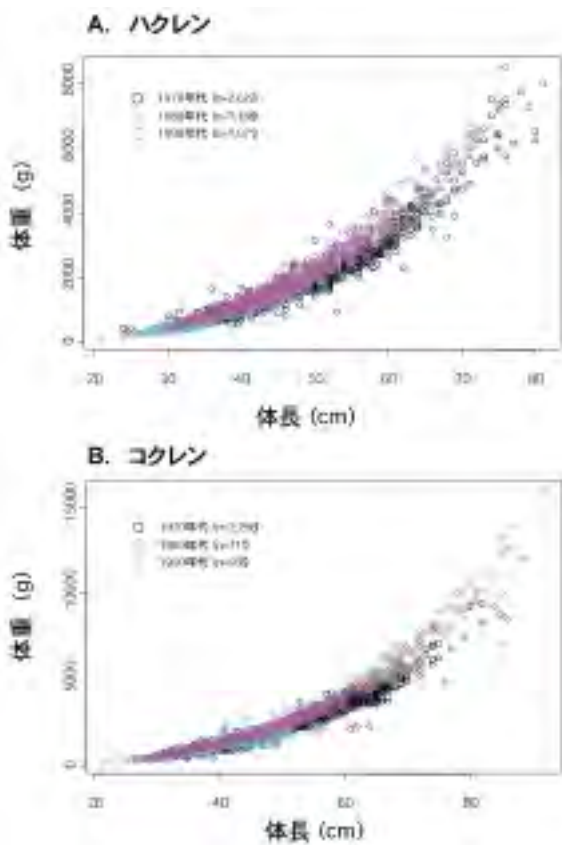


図21 ハクレンとコクレンの体長 - 体重関係
個々の魚について、1970年代、80年代、90年代ごとに色分けしてプロットした。

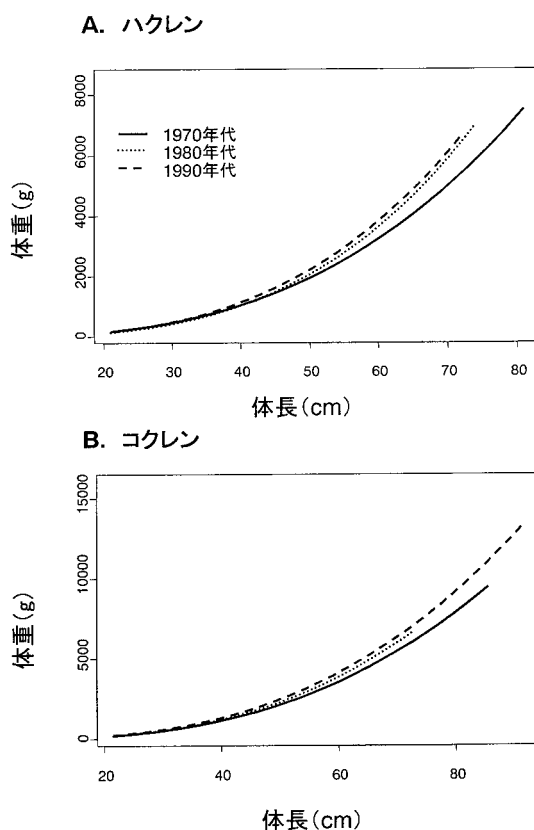


図22 図21のデータをもとにした、ハクレン・コクレンの体長 - 体重曲線
 $W = aL^b$ という相対成長モデルで表した。

表9 ハクレンの体長・体重の関係を $\log W = \log a + b \log L$ という相対成長モデルで表したときの時代別パラメータ推定値、その標準誤差、 P 値

時代	パラメーター	推定値	標準誤差	P 値
1970年代	$\log a$	- 3.426	0.039	0.000
	b	2.810	0.010	0.000
1980年代	$\log a$	- 4.567	0.077	0.000
	b	3.117	0.022	0.000
1990年代	$\log a$	- 4.056	0.062	0.000
	b	3.005	0.016	0.000

表10 コクレンの体長・体重の関係を $\log W = \log a + b \log L$ という相対成長モデルで表したときの時代別パラメータ推定値、その標準誤差、 P 値

時代	パラメーター	推定値	標準誤差	P 値
1970年代	$\log a$	- 3.230	0.041	0.000
	b	2.784	0.011	0.000
1980年代	$\log a$	- 3.461	0.123	0.000
	b	2.861	0.033	0.000
1990年代	$\log a$	- 3.136	0.036	0.000
	b	2.797	0.009	0.000

基に計算すると、例えば体長が 60 cm のハクレンは、70 年代の魚より 90 年代のものの方が平均で 590 グラムも重いということ、また 60 cm のコクレンでは 560 グラムも重いことがわかる。これら 3 つの時代の体長 - 体重曲線は統計的にもそれぞれ有意に異なっており、明らかに時代別にレンギョの体型が違うことがわかる (表 11, 12)。

最後に、上で述べたレンギョの体サイズと体型の変化が何によって引き起こされたのか、そのメカニズムの解明を行ってみた。ここでは長期にわたってモニタリングされてきた各種環境データや生物現存量・密度データなど全部で 10 の独立変数を用意し、レンギョのサイズデータから求めた以下の 3 種類の変数を従属変数とした一次回帰分析を行った。3 種類の従属変数とは、1) 1 歳魚と 2 歳魚の体重 2) 1 歳から 2 歳にかけての体重増加量、そして体型を表す指標として 3) 1 歳魚と 2

歳魚のコンディションファクターである。解析の対象を低年齢魚に限定したのは、サンプル数が豊富なため、これらの従属変数が高い精度で求まるからである。コンディションファクター (CF) とは、体重を体長の 3 乗で除した値である。魚の体型が常に一定であれば、成長して大きくなっても相似形を保つわけだから CF の値も一定値となる。ところが、成長とともに、あるいは時代とともに体型を変えて、例えばスマートになったとしたら、その魚の CF はしだいに小さくなるし、また反対に太って丸くなっていけば CF は大きくなる。

一次回帰分析の結果として、各従属変数に対して有意水準 5 % の設定で有意な関係が認められた独立変数についてのみ表にまとめた (表 13, 14)。この表によると、1 歳魚のハクレン幼魚の体重は、ノロやその他の枝角類の現存量が高いときに大きな値を示す傾向があり、またその年の春のハクレン幼魚放流量が少ないときにも体重

表 11 1970 年代, 80 年代, 90 年代のハクレンの体長 - 体重曲線 (表15, 図22) を F 検定で比較した結果
表中の数値は F 値 (自由度 $df1/df2$, P 値)。3 つの時代の曲線はすべて有意に異なっていた ($P = 0.000$)。

	70 年代	80 年代
80 年代	118.08 (2/3806, $P = 0.000$)	
90 年代	401.94 (2/3689, $P = 0.000$)	146.76 (2/2255, $P = 0.000$)

表 12 1970 年代, 80 年代, 90 年代のコクレンの体長 - 体重曲線 (表16, 図22) を F -検定で比較した結果
表中の数値は F 値 (自由度 $df1/df2$, P 値)。3 つの時代の曲線はすべて有意に異なっていた ($P = 0.000$)。

	70 年代	80 年代
80 年代	56.53 (2/3005, $P = 0.000$)	
90 年代	696.92 (2/3230, $P = 0.000$)	102.98 (2/1643, $P = 0.000$)

表 13 ハクレンの 1 歳魚と 2 歳魚の体重, 体重増加量, コンディションファクター (CF) をそれぞれ重み付け 1 次回帰分析し, 5 % の有意水準で有意な関係が見られた独立変数とその各種統計値

従属変数	独立変数*	傾き	y -切片	R^2	df	P -値
1 歳魚の体重	LEP	3516.44	449.33	0.481	8	0.026
	CLA	11.17	497.78	0.454	9	0.023
	SCR	-1.72	1012.03	0.618	12	0.001
2 歳魚の体重						
1 歳から 2 歳への体重増加	CLA	17.47	687.21	0.581	7	0.017
1 歳魚の CF	YLD	1.67E-06	1.56E-02	0.276	13	0.044
	COP	3.11E-05	1.48E-02	0.514	7	0.030
2 歳魚の CF	YLD	3.16E-06	1.40E-02	0.650	13	0.000
	COP	3.18E-05	1.46E-02	0.508	7	0.031

*LEP: ノロ *Leptodora kindtii* の密度 (個体/l)
CLA: 枝角類の密度 (個体/l)
SCR: ハクレン稚魚の放流量 ($\times 10^4$)
YLD: レンギョの年間の漁獲量 (kg/ha)
COP: カイアシ類の密度 (個体/l)

が重い。2歳魚のハクレンの体重変化はどの独立変数をもってしても説明することができなかった。1歳から2歳への体重増加量は、再び枝角類が多いときに大きかった。1歳魚と2歳魚のCFは、いずれもレンギョの漁獲量とカイアシ類が多いときに、値が大きかった（つまり太っていた）。

一方、コクレンは、1歳魚の体重変化はどの変数でも説明することができなかったが、2歳魚の体重はワムシと一次生産量と負の関係が見られた（表14）。また漁獲量が多い年に1歳から2歳への体重増加量が少ない傾向があった。CFは、1歳魚、2歳魚ともにさまざまな独立変数によって説明することが可能であった。しかし、その中でハクレンと共通する変数として漁獲量と（1歳魚のコクレン以外は）カイアシ類が正の相関を持つ変数として選ばれたことが注目される。ハクレン・コクレンのCFは、体長-体重曲線（図22）からわかるように70年代から90年代まで一貫して増加の傾向にあり、魚体が「ずんぐりむっくり」した体型へと変化してきた。このように一貫した変化が、同時期に直線的に増加した漁獲量と相関関係が認められたことは、おそらく「みせかけの関係」であろう。漁獲量が高く魚の現存量も高い年に、餌不足から密度従属的に魚体がやせ細るということ

はあっても、その逆に太るということは常識的には考えられないからである。一方でカイアシ類密度が高い年にレンギョのCFが大きい、つまり魚体が肥えていた、というのは十分理にかなっている。

以上、東湖の環境変化をプランクトン密度や漁獲量などの定量的なデータから解析したが、一方でハクレンの餌となる植物プランクトンの群集組成とそれぞれの栄養価など、定量化が極めて難しい変数もある。例えば、80年代の東湖の植物プランクトン群集は、不飽和脂肪酸の含有率が低く栄養価の乏しいアオコのようなラン藻類が主体であったが、90年代になると栄養価の高いケイ藻やクリプト藻が圧倒的に多くなったという事実も（2.3.3）、レンギョの体型変化をある程度説明し得る。

2.3.7 東湖生態系の特徴

東湖は、おそらく大型水生植物の激減によって70年代にその生態系が大きく変化したと考えられる。80年代に入り一次生産量が頭打ちになり、80年代半ばを境としてさらに大きく変貌した。

すなわち、アオコが水の華を形成していた80年代半ばまでの東湖生態系は、アオコと大型の枝角類である *Daphnia* が共存するという、他の湖沼にあまり例をみな

表14 コクレンの1歳魚と2歳魚の体重、体重増加量、コンディションファクター（CF）をそれぞれ重み付け1次回帰分析し、5%の有意水準で有意な関係が見られた独立変数とその各種統計値

従属変数	独立変数*	傾き	y-切片	R ²	df	P-値
1歳魚の体重						
2歳魚の体重	ROT	- 0.52	3393.86	0.651	5	0.028
	GPP	- 287.60	3979.85	0.558	6	0.033
1歳から2歳への体重増加	YLD	- 0.86	2361.78	0.414	8	0.045
1歳魚のCF	YLD	4.00E-06	1.64E-02	0.559	12	0.002
	LEP	- 5.05E-02	2.25E-02	0.581	8	0.010
	CLA	- 1.38E-04	2.22E-02	0.801	9	0.000
	GPP	9.17E-04	1.59E-02	0.758	6	0.005
2歳魚のCF	YLD	3.46E-06	1.57E-02	0.663	12	0.000
	COP	5.71E-05	1.48E-02	0.725	6	0.007
	ROT	1.06E-06	1.64E-02	0.669	5	0.025
	CLA	- 1.00E-04	1.98E-02	0.503	9	0.014
	GPP	8.59E-04	1.47E-02	0.650	6	0.016

*ROT: ワムシ類の密度 (個体/l)

GPP: 一次生産量 (g O₂/m²/日)

その他の独立変数は表13を参照のこと

いユニークな系であった(図23)。また、これほどプランクトン食性魚類による捕食圧が強いにもかかわらず、動物プランクトン食のノロの密度が高いことなど、湖沼生態学の教科書の記述とは矛盾する現象がこの湖では起こっていた。これは、おそらくハクレンやコクレンといった食性魚類が共存し、それらの摂食によりアオコが選択的に取り除かれること、また食性魚類によるプランクトンの食べ方が、ほかのプランクトン食性魚類と全く異なることなどが関係していると推察される。東湖へ流入した窒素・リンは主に 1) アオコに活発に吸収さ

れる食性魚類へ 2) アオコ以外のナノプランクトンに吸収され *Daphnia* などの動物プランクトンを経て食性魚類へ 3) 植物プランクトンや外来性有機物起源の溶存有機物とともに細菌に吸収され、原生動物、動物プランクトンの経路で食性魚類へ 4) 外来性懸濁有機物から食性魚類(特に底生動物も捕食するコクレン)への4経路で食物網を移動していたと考えられる。

一方、90年代の東湖生態系では、一次生産者はアオコの代わりに小型のケイ藻やクリプト藻になった(図24)。さらに、*D. brachyurum* と *M. micrura* などの小型の枝角

東湖生態系 ~ 1985 年

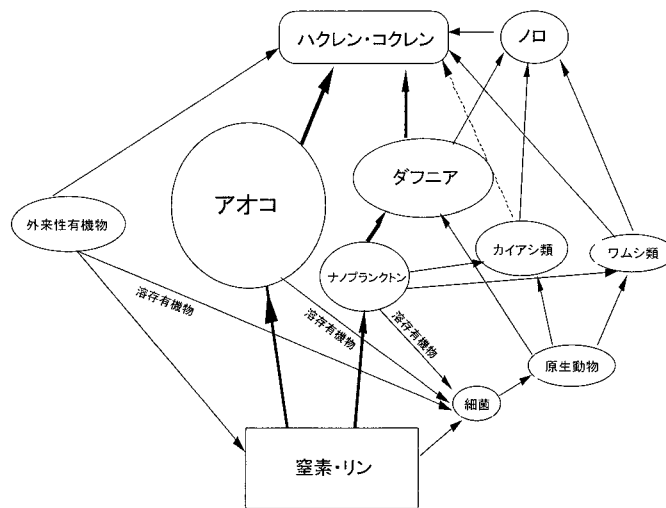


図23 アオコが大発生していた80年代半ばまでの東湖生態系の食物網

東湖生態系 1990年代

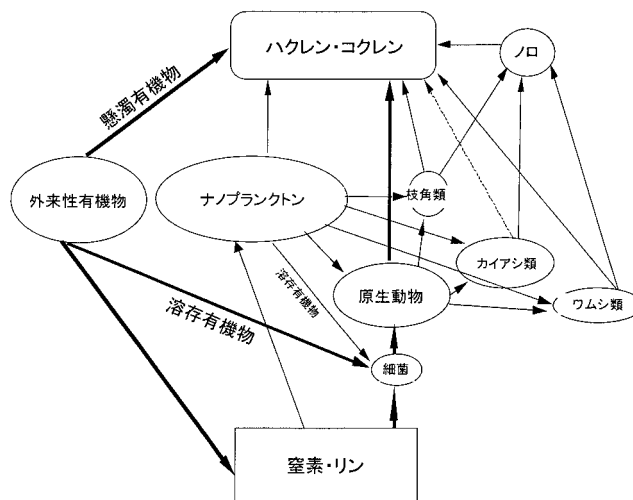


図24 アオコが消滅した90年代の東湖生態系の食物網

類が優占する系に変わり、動物プランクトンやノコの現存量は全般に低下した。したがって、東湖へ流入した窒素・リンは 1) ナノプランクトンに吸収され直接ろ食性魚類へ 2) ナノプランクトンに吸収され小型の動物プランクトンを経てろ食性魚類へ 3) 植物プランクトンや外来性有機物起源の溶存有機物とともに細菌に吸収され、原生動物、動物プランクトンの経路でろ食性魚類へ 4) 外来性懸濁有機物からコクレンへの4経路で食物網を移動するように変化したと考えられる。

こうした大きな生態系の変化にもかかわらず、レンギョの漁獲量は増加を続けている。80年代半ばまでの系では、1)と2)の経路が主であったのに比べ、90年代の東湖生態系では3)と4)の経路が重要になったと考えられる。この間、一次生産量はさほど変化していないので、レンギョ漁獲量の増大の原因は、植物プランクトン組成がアオコ (*Microcystis*) からケイ藻やクリプト藻に変化し、餌としての栄養価が増加したことによる動物への転換効率の改善にあると考えられる。さらに、90年代になり外来性有機物が増加し、3)と4)の経路が強くなったことも要因であろう。ただし、東湖では底生動物に関する研究が十分でないため、底生動物を通してコクレンへ流れる経路については不明である。

アオコの突然の消滅に対する説明として、1) 流入河川の窒素：リン比の上昇 2) ろ食性魚類による捕食圧の増加の2点が考えられる。同じく80年代後半に霞ヶ浦で起こった植物プランクトン優占種の変化は、動物プランクトンの変化を伴わなかったため、1) についての可能性が示唆されたが、東湖の場合は明らかに枝角類が小型化している。ろ食性魚類が増えるとアオコが消滅するのだろうか、アオコの発生を抑制できるかどうかについて隔離水界実験を通して検証したので2.4で報告する。

2.3.8 ハクレン・コクレンの生産量増大に対するモデルによる検討

東湖ではレンギョの現存量が長年にわたり増大し(2.3.5)、それと同時に、これら魚類の成長が80年代から90年代にかけて向上していることが示唆された(2.3.6)。さらに、このような魚類の変化と機を一にして、それまで優占していたアオコが消滅し、ナノプランクトンが優占するようになった(2.3.3)。この章では、レンギョ現存量の増大が引き金でプランクトン群集の構造が変化し、それが逆に魚類に有利に作用したために成

長が良くなったという仮説を立て、その可能性について2つの数理モデルを用いて検討する。

(1) ロトカ・ボルテラ式による検討

アオコとナノプランクトンの2種類の藻類を想定し、それぞれ以下のような動態に従うとする。

$$\frac{dx_1}{dt} = r_1 \left(1 - \frac{x_1 + a_{12}x_2}{K_1} \right) x_1 - u_1 x_1 y$$

$$\frac{dx_2}{dt} = r_2 \left(1 - \frac{x_2 + a_{21}x_1}{K_2} \right) x_2 - u_2 x_2 y$$

ここで添え字1はアオコを、添え字2はナノプランクトンを表し、 x_1 と x_2 はそれぞれアオコとナノプランクトンの密度を、また y はレンギョの現存量を表す。 r は藻類の内的自然増加率、 K は環境収容力、 a は種間の競争係数、 u は捕食の係数である。

レンギョは、アオコとナノプランクトンという性質の異なる2種類の藻類を摂食するにあたり、次式で示される価値(栄養)を得るとしよう。

$$\phi(x_1, x_2) = v_1 u_1 x_1 + v_2 u_2 x_2$$

ここで v は各藻類の単位量当たりの栄養価であり、 vux は各藻類から獲得する栄養量ということになる。藻類現存量は、いずれも魚類の成長に比べてはるかに速い時間スケールで変化する。このため藻類現存量は近似的にレンギョの現存量 y に対して平衡状態にあると考えられ、以下では $\phi(x_1, x_2)$ は y に対する平衡状態(x_1^*, x_2^*)の値について計算した。

レンギョ現存量の増大に伴い、彼らの成長が良くなるための条件は、 y が大きくなるに従ってアオコ優占からナノプランクトン優占の状態に変化すること、さらにこの変化の過程で ϕ が増大することの2つが成立することと言える。前者の条件を数式化すると

$$K_2 < a_{21} K_1$$

$$\frac{r_1}{u_1} < \frac{r_2}{u_2}$$

となる。後者はアオコとナノプランクトンの競争係数によって場合わけされて以下ようになる。すなわち、 $a_{21} < 1$ のとき

$$V_2 \frac{a_{21} U_1 - U_2}{U_1 - a_{21} U_2} > V_1$$

ここで,

$$U_i = \frac{K_i u_i}{r_i}, V_i = v_i u_i \quad (i=1, 2)$$

である。次に, $a_{12} a_{21} > 1$ のときには

$$V_1 < a_{21} V_2$$

である。これらの条件を言葉で説明すると以下のようになる。

アオコの環境収容力大きい: K_1 が大きく, K_2 が小さい

アオコは競争関係で優位: a_{21} が大きい

アオコの内的自然増加率が低い: r_1 が小さく, r_2 が大きい

アオコは餌としての価値が低い: v_1 が小さく, v_2 が大きい

アオコを含むラン藻類が動物の餌としての価値が低いことを考えると, は極めて現実的な条件である。また, アオコは垂直分布を変える能力を持ち, 水面に浮いて光を最大限に獲得することができる。一方で, アオコが水面に浮上すると水中に入射する光が遮られ, 垂直移動のできないナノプランクトンよりアオコの方が光を巡って競争関係で優位であるため, の条件も実現しやすい。

(2) 藻類の競争を想定したモデルによる検討

今度は, 同じくアオコとナノプランクトンの動態を, 光を巡る両者の競争と, レンギョによる摂食により規定されると仮定して, 以下のようなモデルを考えた。

$$\frac{dx_1}{dt} = \left(r_1 \frac{1}{1+q_1 E} - d_1 - u_1 y \right) x_1$$

$$\frac{dx_2}{dt} = \left(r_2 \frac{1}{1+q_2 E} - d_2 - u_2 y \right) x_2$$

ここで, d は摂食以外の藻類の死亡, q は光不足への弱さを表す係数とする。また E は, e を各藻類の単位現存量当たりの濁度をあげる度合いとして $E = e_1 x_1 + e_2 x_2$ で表される。つまり E はアオコとナノプランクトンの両者によって生じる水の濁りを意味する。このモデルの場合, 制限要因が光だけであり, 競争関係はアオコとナノプランクトンに共通の E を通じて表されている。

このモデルで, 魚の現存量の増大に伴いアオコからナノプランクトンへの遷移が生じる条件は, 以下の2つの不等式がともに成り立つことである。

$$\frac{1}{q_1} \frac{r_1 - d_1}{d_1} > \frac{1}{q_2} \frac{r_2 - d_2}{d_2}$$

$$\frac{r_1 - d_1}{u_1} < \frac{r_2 - d_2}{u_2}$$

またアオコからナノプランクトンへと遷移することによって, 餌の価値である

$$\phi(x_1, x_2) = v_1 u_1 x_1 + v_2 u_2 x_2$$

の値が増大する条件は

$$\frac{v_1 u_1}{e_1} < \frac{v_2 u_2}{e_2}$$

である。

以上, 藻類の競争を想定したモデルにおいて, 東湖で観察されたような植物プランクトン群集の遷移と魚の成長量の増大が起こりやすい条件をまとめると以下のとおりである。

アオコの内的自然増加率が低い: r_1 が小さく, r_2 が大きい

アオコは餌としての価値が低い: v_1 が小さく, v_2 が大きい

これら2つの条件は前のモデルと共通するが, それらに加えて

アオコは光不足に対する抵抗力が強い: q_1 が小さく, q_2 も小さい

アオコはより濁度を上げて光を遮断する: e_1 が大きく, e_2 が小さい

アオコは魚に摂食されにくい: u_1 が小さく, u_2 が大きい

という3つの条件が新たに加わる。中でも, アオコがナノプランクトンよりレンギョにとって餌としての価値が低いということと, アオコが主に光の獲得の上でナノプランクトンより有利であること, そして最後にレンギョのナノプランクトンに対する摂食率が比較的に高いこと。これらが, レンギョの現存量増大に伴ってアオコが減少し, 反対にナノプランクトンが増加し, 魚類の成長が向上する条件となる。

2.4 浅い富栄養湖沼でのバイオマニピュレーションの可能性

2.4.1 バイオマニピュレーションとは

湖沼生態系における植物プランクトン現存量は、栄養塩（特にリン濃度）によって制御されている、つまりボトムアップ効果が重要であるという認識は広く生態学者の間でなされている。一方、最近の研究では、食物連鎖上の上位に位置する生物が、その捕食圧を通して下位の生物の現存量に段階的に作用し、最終的に植物プランクトン現存量をコントロールするというトップダウン効果が大きいことも知られるようになってきた。この考え方は“トロフィックカスケード理論”という名で1980年代始めころから提唱され、いくつかの自然湖沼でその正当性が実証されてきた。

バイオマニピュレーション、直訳すると“生物操作”はこのトロフィックカスケード理論に基づいて、食物連鎖の人為的な操作によって湖沼や河川の生態系や水質を管理することを目的とする。北米などでは、湖沼に魚食魚を放流して小魚（プランクトン食魚）を減らし、その結果大型の枝角類を増やして藻類を減らそうとする試みが行われているが、これはバイオマニピュレーションの典型的な例である。バイオマニピュレーションの歴史はまだ浅く、しかもそのほとんどが魚食魚（例えばブラックバスなど）の操作を対象にするものである。しかし、バイオマニピュレーションの目的が藻類現存量のコントロールであるならば、なにも魚食魚を増やすのではなく、動物プランクトンを食べる魚を漁獲して減らすとか、さらに一歩進めて藻類を直接食べる魚類を放流する方が、藻類へ至るまでの食物連鎖の鎖も短く、藻類現存量を確実に低下させることができるだろう。そこで注目したのが藻類などの微小なプランクトンを摂食する食性魚類である。

本研究では霞ヶ浦に隔離水界（メソコズム）をいくつか設置し、そこに食性魚類であるハクレンを放流し、この魚によるバイオマニピュレーションの可能性を実験によって検証した。前述したとおり、ハクレンの鰓耙は網目状で非常に細かい目合いを持つため、群体を形成する植物プランクトンならば、ほぼ完全にこしとられて摂食されると考えた（235）。1996年の実験では、複数の隔離水界に異なる密度でハクレンの幼魚を導入し、プランクトン群集を構成するそれぞれの生態系要素の変動を解析した。ここではハクレンの密度がアオコの発生お

よび動植物プランクトン群集構造に及ぼす影響を解析することが目的であった。翌1997年には、同じく隔離水界を用いてハクレンの“導入”と“除去”という2つの相反する生物操作を実行し、水界の物理化学的要因とプランクトン群集構造の変化を調べた。ここでは、ハクレンを食物連鎖の頂点として、“食う - 食われる”という生物の流れ（トロフィックカスケード）を観察し、水質や各種プランクトン密度がハクレンの導入・除去という正反対の生物操作に対して可逆的に反応するかどうかを明らかにした。湖沼の生態系が、あるバイオマニピュレーションによって変化を強いられたときに、逆の操作を行えば元の状態に回復（復帰）するかどうかは生態学上興味ある問題であり、それを解明することは湖沼の生態系管理にバイオマニピュレーションを応用する上で重要な課題である。

2.4.2 隔離水界実験 その1

（1）隔離水界の設置と実験デザイン

実験に利用した隔離水界は合計6基で、霞ヶ浦の湖岸に設置した。各水界のサイズは縦5m×横5mで、深さは湖面の水位によって常時変動したがおよそ2.2～2.5mであった。隔離水界の側面はナイロンで強化した白地のポリエステル生地を使用し、周囲の湖水との水の行き来を完全に遮断した。水界底面は湖底に面してオープンであるが、水界設置の際に魚や他の小動物が混入するのを防ぐために、5mmメッシュの網を水界底面に貼りつけてある。さらに水界の周囲の湖面から魚が（ジャンプして）侵入するのを防ぐために、各水界の上面にも1cmメッシュの網をかぶせた。

実験は1996年7月15日に開始し、9月24日に終了した。ただし、実験途中の8月15日に台風があり、その時点で実験を一時中断し、8月27日に再度初期状態に戻して実験を再開した。したがって、本実験は前期（7月16日～8月16日）と後期（8月28日～9月24日）の2部に分かれて行われたことになる。

ハクレンは水界1を除く水界2から6に次のような密度で導入した。前期の実験では、水界6の魚の密度が最大（54g/m³）になるように、水界2から6に段階的な密度でハクレンを導入した（表15）。また、後期の実験では、魚の導入密度を大幅に減らし水界6における最大密度を15g/m³に設定した。ハクレンの実験開始時における体長（尾叉長）は前期実験が89mm（SD = 10mm、

$n = 467$), また後期実験が 111 mm (SD = 6 mm, $n = 145$) であり, すべて 1 歳魚に相当する。魚のサイズは前期・後期のそれぞれの実験終了後にも再度計測しなおし, 魚体の平均成長量を求めた。

隔離水界に外部の魚が侵入するのを防ぐために水界に網を張ったにもかかわらず, 前期の実験ではブルーギルとウキゴリの稚魚が期せずして大量に (1,000 尾以上) 水界内に侵入してしまった。これらの稚魚は, すくい網を用いて 7 月 30 日にすべて取り除いた。しかし, その後の調べで, これらの小魚 (動物プランクトン食) によって, 大型の甲殻類動物プランクトンがすべての水界から実験の初期段階でほとんど駆逐されていたことが判明した。

このようなアクシデントによる影響も含めて, 前期と後期の実験の違いを整理すると次のようになる。まず, 1) 前期の実験は後期の実験よりも 1 月以上も早い真夏に行われたため, 水界の水温が高く, 他の環境条件も若干異なる 2) 前期のハクレン導入密度は後期よりも全般的に高いが, 個々の魚の体サイズは小さい 3) 前期の実験では水界内に甲殻類動物プランクトンがほとんどいなかった。

(2) 物理環境の測定, 採水, プランクトン採集方法について

物理環境の測定として, 各隔離水界の中心部で水深 1 m の水温, 溶存酸素量, pH を携帯用データロガー YSI-610 (YSI Inc.) を用いて測定した。透明度の計測はセッキ板を使用した。水中の栄養塩分析用の採水, およびプランクトン採集には内径 5 cm, 長さ 218 cm, 容量 4.7 l のカラム採水器を使用した。これらの測定, 採水および採集は, ハクレンを隔離水界に導入する前日から開始され, 週に 2 回の頻度で前期 9 回, 後期 8 回, いずれも午前中に行った。

栄養塩の分析は溶存性窒素とリン, さらに全窒素, 全リン量を湖沼環境調査指針に基づいて測定した。細菌, ピコシアノバクテリア, 従属栄養性ベン毛虫 (HNF), 独立栄養性ベン毛藻 (ANF) の細胞数密度は蛍光顕微鏡下で計数し, 繊毛虫と植物プランクトン種の密度は Utermöhl のチャンバーを用いて倒立顕微鏡を用いて計数した。また植物プランクトンについては, 40 μ m 以上, 10 ~ 40 μ m, 2 ~ 10 μ m, そして 2 μ m 以下にサイズ分画し, それぞれのクロロフィル a 量を液体クロマトグラフィーを用いて測定した。動物プランクトンのサンプルは, 各水界の 3 地点 (中心 1 点, 隅 2 点) から上記のカラム採水器で採集し, NXXX 25 (40 μ m) でろ過し

表 15 前期・後期の実験でそれぞれ 6 基の隔離水界に導入されたハクレンの数と現存量
ハクレンの成長量は現存量増加率として求めた。

水界番号	放流数	現存量 (g/m ³)		ハクレン成長量 (%)
		実験開始時	実験終了時	
前期実験				
水界 1	0	0	0	
水界 2	67	10	36	263
水界 3	133	22	39	75
水界 4	200	28	52	85
水界 5	267	41	56	38
水界 6	333	54	91	68
後期実験				
水界 1	0	0	0	
水界 2	10	3	8	151
水界 3	19	6	15	153
水界 4	29	9	16	78
水界 5	39	13	22	67
水界 6	48	15	24	62

た後、シュガーホルマリンで固定した。その後、サンプル原液の約 1/20 から 1/50 を実体顕微鏡下で検鏡し、種別に動物プランクトンを計数した。

(3) 物理化学的環境要因の変化

6 基の水界中、5 基に導入したハクレン幼魚は前期、後期それぞれ 1 月の実験期間中に 38 ~ 263 % (前期)、62 ~ 153 % (後期) の成長を遂げた (表 15)。この成長量はハクレン密度の低い水界で高い傾向があり、密度従属的であった。

前期実験期間の水界の平均水温は 26.5 で、後期実験期間の 24.0 より 2 度以上高かった。この水温の違いと日照時間の違いから前期・後期の実験では藻類による光合成活性が異なり、溶存酸素量や pH が前期 (DO: 7.7 ~ 8.4, pH: 8.1 ~ 8.9) の方が後期 (DO: 6.4 ~ 7.0, pH: 8.0 ~ 8.1) より高い値で推移した。前期実験では、後述するようにハクレンのいない水界 1 で *Anabaena* によるアオコが大発生し、pH が 8.9 と他の水界よりはるかに高い値を示した ($P < 0.001$)。また透明度はハクレン密度に比例するように水界 1 (0.8 m) から水界 6 へと (1.4 m) 良くなった。しかし、後期実験

では、上記の物理的要因に水界間で有意な違いは生じていない ($P > 0.05$)。

栄養塩濃度は、前期実験では後期実験より水界間の差が大きかった (表 16)。前期では、アンモニア態窒素および硝酸・亜硝酸態窒素の濃度が、水界 2 から水界 6 へとハクレンの密度に比例するように増加する傾向を示した。これは、ハクレンの排出作用によると考えられる。しかし、ハクレンのいない水界 1 では窒素固定を行う *Anabaena* が発生したため、この水界でアンモニア態窒素および全窒素が最大値を示した。特に後者の全窒素濃度は、他の水界の 2 倍近い値に達した。一方、オルトリン酸濃度は、ハクレン密度にほぼ反比例するように変化し、水界 6 で最低値を計測した。

(4) 動物プランクトンの密度変化

前期実験では、前述のようにブルーギル稚魚が水界に多数混入したため実験開始後約 2 週間で全水界から甲殻類プランクトンとワムシが姿を消した (図 25)。水界からブルーギルを取り除いた直後、ハクレンのいない水界 1 では、ワムシがすぐに回復し 8 月初旬に 15 個体/m³ まで密度が上昇した。またあまり明瞭ではないが、サイ

表 16 前期・後期の実験中の各種栄養塩濃度 (平均値 ± 標準誤差)

F 値とその有意性は 2 元配置の分散分析の結果を表す。* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

	NO ₂ -N + NO ₃ -N	NH ₄	PO ₄ -P	全窒素	全リン
前期実験 (n = 9)					
水界 1	18 ± 25	70 ± 81	62 ± 60	1,407 ± 757	188 ± 106
水界 2	13 ± 26	19 ± 29	57 ± 48	887 ± 198	143 ± 61
水界 3	12 ± 18	38 ± 52	76 ± 57	778 ± 206	161 ± 72
水界 4	11 ± 8	49 ± 52	55 ± 46	832 ± 172	129 ± 55
水界 5	24 ± 29	42 ± 43	48 ± 46	776 ± 170	115 ± 55
水界 6	23 ± 18	55 ± 43	19 ± 18	818 ± 198	88 ± 21
F 値	6.04***	1.85	14.00***	6.84***	13.85***
後期実験 (n = 8)					
水界 1	18 ± 22	56 ± 100	26 ± 27	1,296 ± 167	132 ± 14
水界 2	9 ± 10	26 ± 60	21 ± 17	1,295 ± 117	157 ± 33
水界 3	10 ± 12	27 ± 56	20 ± 18	1,240 ± 127	142 ± 29
水界 4	12 ± 13	36 ± 66	16 ± 10	1,340 ± 81	138 ± 13
水界 5	15 ± 14	36 ± 63	28 ± 22	1,264 ± 96	158 ± 35
水界 6	14 ± 13	34 ± 66	29 ± 27	1,202 ± 104	150 ± 28
F 値	0.39	1.74	3.02*	3.61*	2.92*

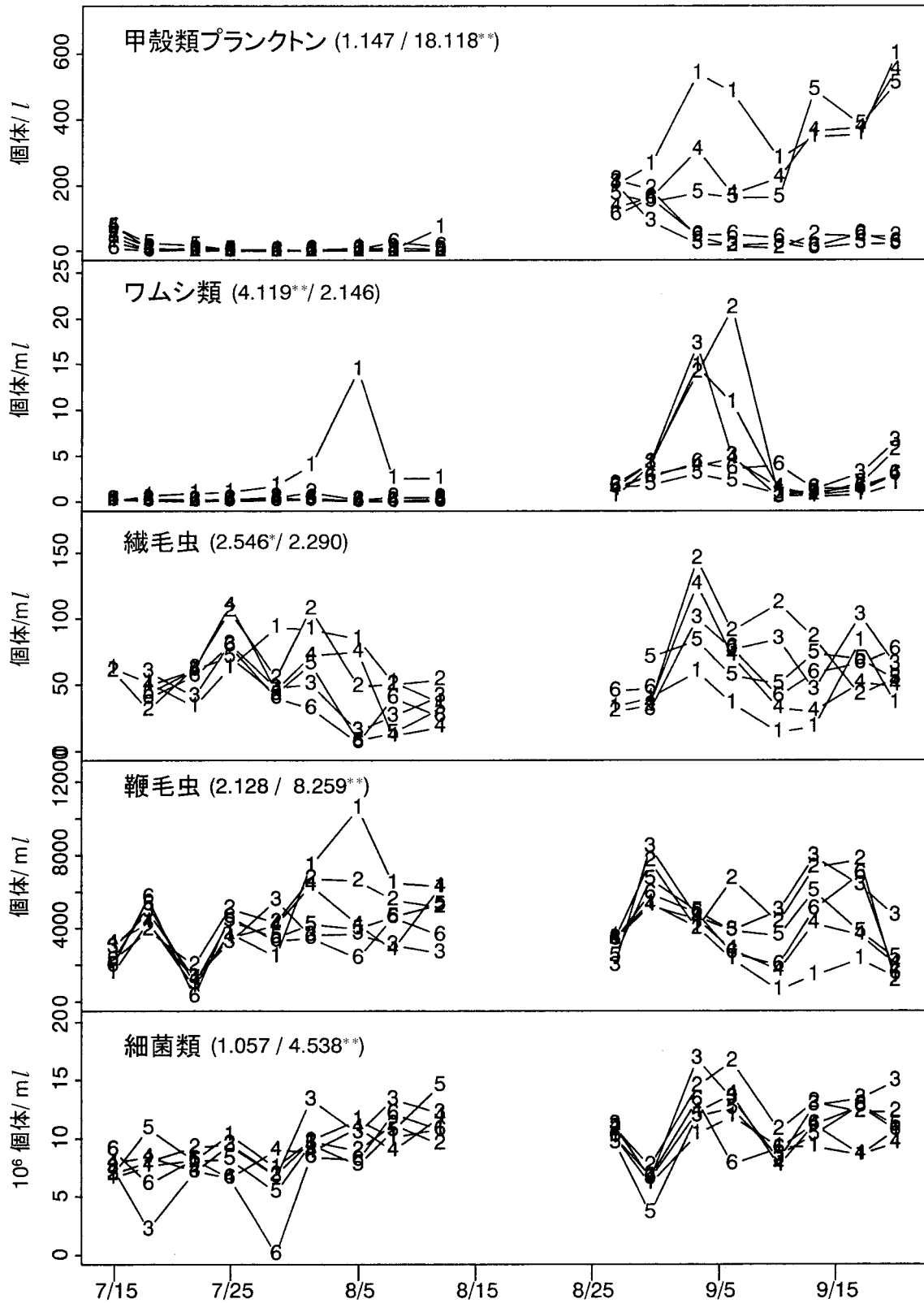


図 25 各動物プランクトン分類群の 6 水界における密度変化
 前期実験は 7 ~ 8 月にかけて、また後期実験は 8 ~ 9 月にかけて行われた。折れ線グラフ中の数字は水界の番号を表す。また、水界間の密度の有意差を分散分析で検定した結果の F 値とその有意性も表示した（前期 / 後期の順）。* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$

ズのより小さい繊毛虫や鞭毛虫も水界1やハクレン密度の低い水界で高密度になる傾向があった。しかしさらに小さな細菌に至っては、水界間で密度の違いは認められない。

後期実験では、ワムシの密度がハクレンを低密度で導入した水界で一時的に大発生したにもかかわらず、甲殻類プランクトンの密度はなぜかハクレン密度と関係なく、水界1, 4, 5で上昇している(図25)。繊毛虫やベン毛虫も、やはりハクレンとは関係なく甲殻類が多い水界で密度が低く抑えられる傾向があった。細菌にもその傾向はあったが、あまり明瞭ではない。

(5) サイズ別クロロフィル a 量の変化

植物プランクトンの現存量は、前期実験ではハクレンのいない水界1で常に最高値を記録した。これは10 μm 以上の比較的大きな植物プランクトンがこの水界で優占したためである(図26)。特に、8月初旬にはこの水界で*Anabaena*が発生し、アオコを形成するに至った。これは、図中、40 μm 以上のクロロフィル a 量の急激な上昇に反映されている。大型の植物プランクトンとは対照的に、2 μm 以下のピコ植物プランクトンに相当するクロロフィル a 量は水界1において最低で、ハクレン密度の高い水界5や6で高濃度になった。

しかし後期実験では、前期実験とはかなり様子が違っていた。すなわち、40 μm 以上のクロロフィル a 量は水界1でやや多かったものの、全クロロフィル a 量の期間中の平均値は水界1が最低であった。これは主に2 μm から40 μm の植物プランクトンがこの水界で低濃度であったことに起因する。

前期実験では、甲殻類プランクトンが出現しなかったため、クロロフィル a のサイズ別濃度変化はハクレンの摂食による影響だけを強く受けた。ところが、後期には甲殻類プランクトンによる藻類の摂食という間接影響がクロロフィル a のサイズ別濃度を大きく左右したものと考えられる。したがって、ハクレンによる藻類コントロールは大型動物プランクトンの有無により大きく結果が異なることになる。

(6) 動物プランクトンの群集構造変化

ハクレンを水界に導入してからのプランクトン群集構造の時系列変化を対応分析(CA)という多変量解析によって評価した。ただし、この統計解析には動物プラン

クトン群集として、甲殻類動物プランクトンとワムシだけを含めることとし、原生動物と細菌は除外した。後者の密度は前者のそれと比べて1,000倍から100,000倍とはるかに高い。したがって密度データを基に群集構造を解析するCAでは、その解析結果がほとんど原生動物と細菌によって左右されてしまうからである。同様に、植物プランクトンの群集構造の解析には2 μm 以上の比較的大型の分類群(主に属)だけを対象とした。

動物プランクトン群集の変化をCAで解析し、1週間間隔でその結果をプロットした(図27)。この図は、各水界におけるさまざまな動物プランクトンの密度データをもとに、プランクトン種組成の違いを視覚的に把握できるように工夫したものである。この中で1から6までの番号で記されているのが6基の水界である。これらの6水界に入り混じって散在するアルファベット3文字で表された点は、それぞれ種類の異なる動物プランクトンの略号であり、6水界におけるその種の密度の大小を相対的な位置関係として示している。すなわち、あるプランクトンの点がある水界の点の近くにプロットされていればいるほど、そのプランクトンはその水界で数多く出現したことになる。また、水界の点が互いに近接してプロットされていれば、それらの水界のプランクトン群集構造が似通っていたことになる。

まず前期・後期の実験に共通して見られた傾向として、実験初日(ハクレンを導入する前日)には、比較的数量少ないプランクトンしか水界に存在しなかったことである。前期実験では、カイアシ類幼生(Nau)と2種類のワムシ(KCO: *Keratella cochlearis*とTPU: *Trichocerca pusilla*)が見られただけである。さらに、実験初日には、前期・後期ともこれら動物プランクトンが原点付近に集中してプロットされている。これは、6基すべての水界の動物プランクトン群集が似通っていて、同じようなプランクトンが同じような割合で見られたことを意味している。

ハクレンを導入してから1週間、2週間と経つうちに、前期実験ではハクレンのいない水界1に*Keratella cochlearis*をはじめ、多くのワムシが出現するようになった。このため水界1の点が残りの5水界の点とは離れ、右側にプロットされるようになった(図27a)。これはちょうど、図25において、水界1のワムシ密度が急上昇している時期にあたる。一方、8月以降、水界5や水界4などに比較的小型のワムシであるBAN

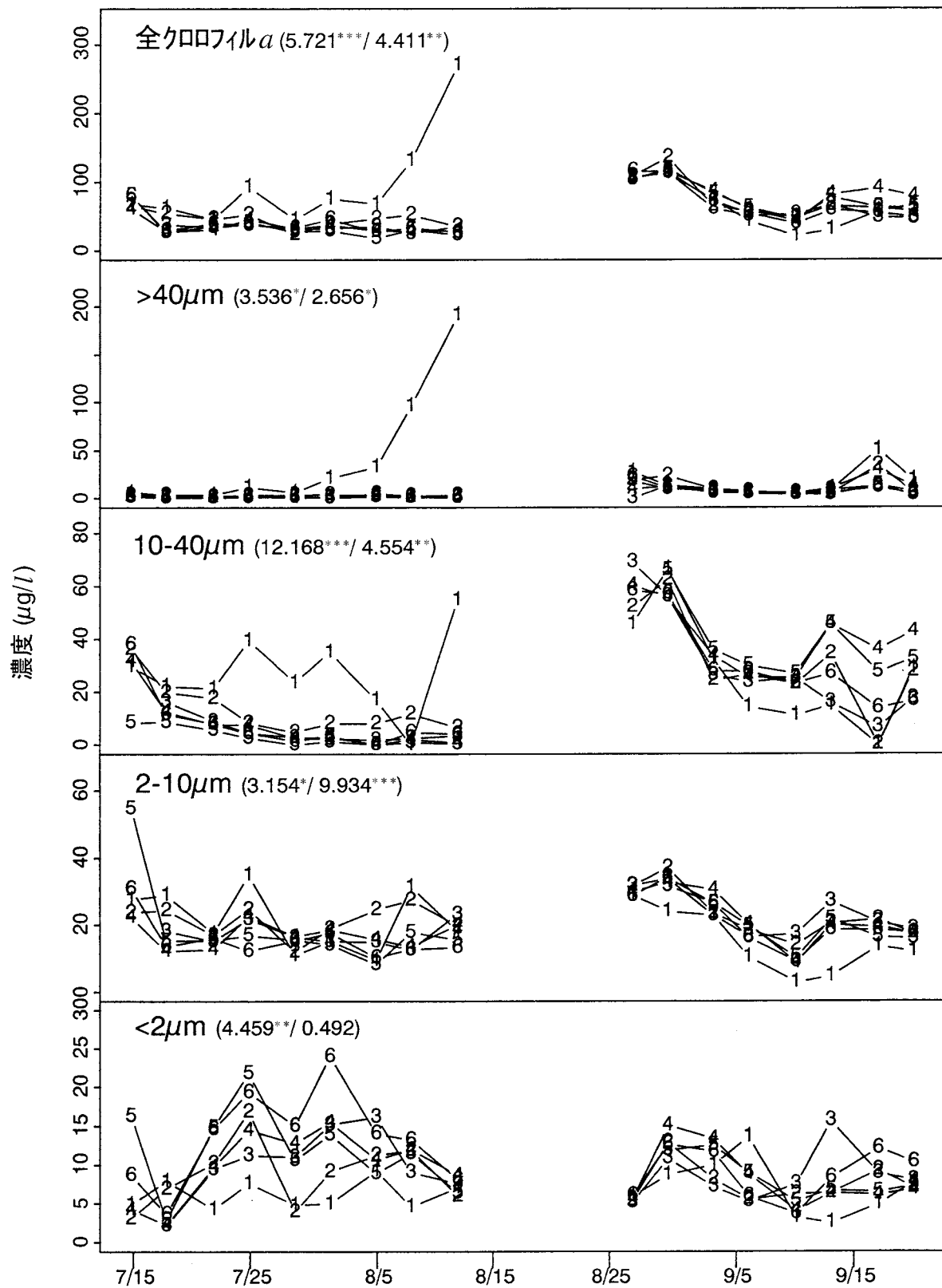


図 26 6 水界におけるサイズ分画ごとのクロロフィル a 量の変化
 前期実験は 7 ~ 8 月にかけて、また後期実験は 8 ~ 9 月にかけて行われた。折れ線グラフ中の数字は水界の番号を表す。また、水界間の密度の有意差を分散分析で検定した結果の F 値とその有意性も表示した (前期 / 後期の順)。* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

a) 前期実験

b) 後期実験

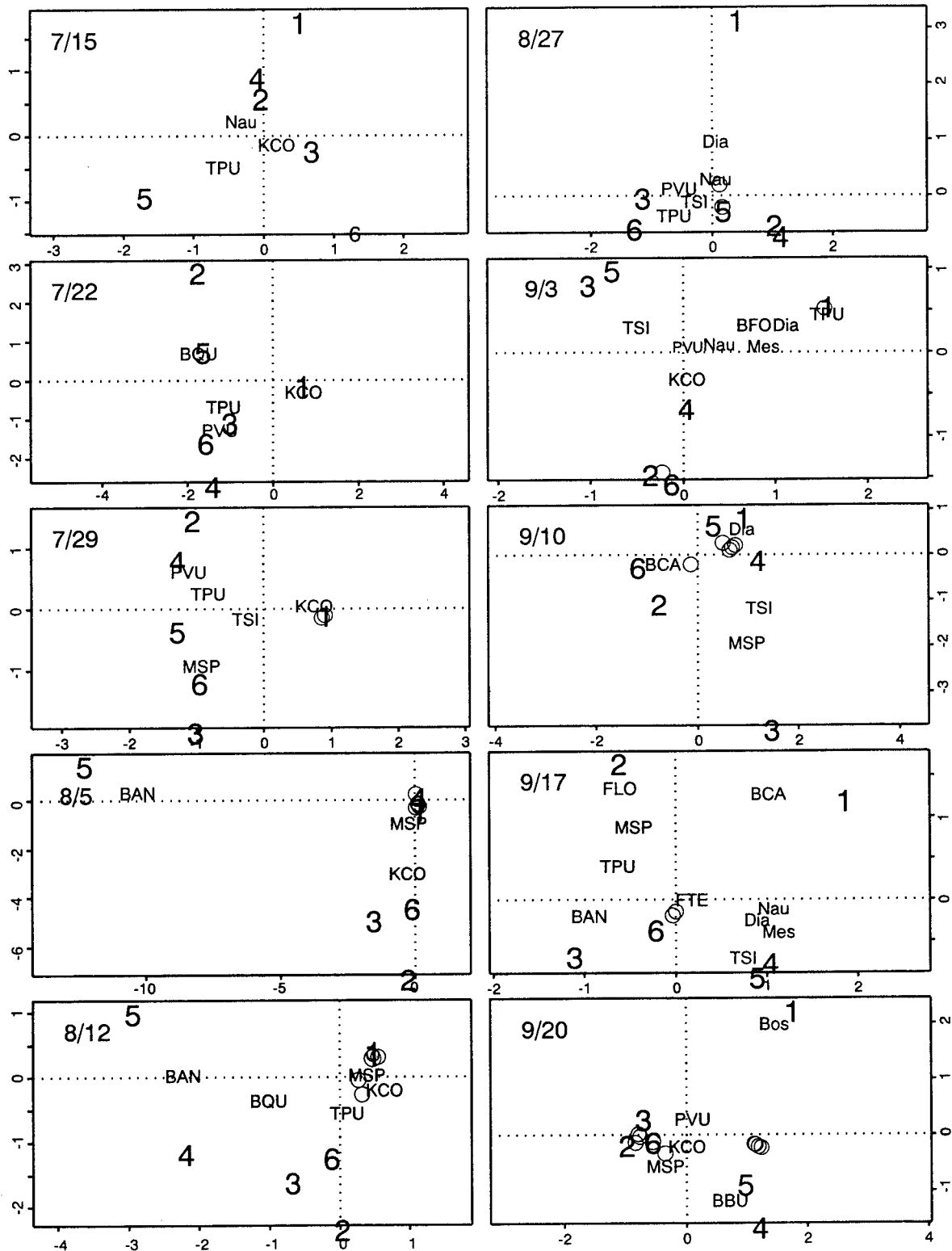


図 27 動物プランクトン群集を対応分析で解析し、その結果を時系列で a) 前期実験、b) 後期実験ごとに表示した図

図中、1 から 6 までの数字は水界の番号を表し、アルファベット 3 文字からなる点は、各動物プランクトンの種または分類群を表す。各水界およびプランクトンの点の座標値がもつ意味については本文を参照のこと。

(*Brachionus angularis*) が多く見られるようになってきた。

CAのグラフの第1軸(横軸)は、水界6基のプランクトン群集構造を決定している環境傾度を最大限に反映する性質を持っている。言い換えれば、この第1軸上に投影した6つ水界の座標値(スコア)と最も高い相関を持つ環境要因が、各水界に出現するプランクトンの組成を決定している。一方で、第2軸(縦軸)は、第1軸とは全く無関係に、第1軸では説明しきれない環境傾度を反映している。

そこで、この第1軸上と2軸上の6水界のスコアと各水界のハクレン現存量、あるいはハクレンの在・不在

(ハクレンのいない水界1には0、それ以外の5水界には1という数値を与える)との相関分析を行った。すると、水界1が右側に分離してプロットされた7月22日と29日にだけ、1軸上のスコアにハクレンの在・不在と有意な相関が認められた。しかし、ハクレンの現存量と水界の点の配置、すなわちスコアとは相関関係はみられない(表17)。

後期実験では、なぜかハクレン導入前の8月27日にすでに、水界1に大型枝角類であるDia(*Diaphanosoma brachyurum*)が他の水界よりも若干数多く出現していたために、水界1だけ上のほうに離れてプロットされている(図27b)。ハクレン導入後2週間経った9月10日

表17 図3, 4で各水界の第1軸と2軸上のスコアを、ハクレンの水界における現存量、あるいはハクレンの在・不在との間で相関分析した結果

軸	日付	動物プランクトン群集		植物プランクトン群集		
		ハクレン現存量	ハクレンの在不在	ハクレン現存量	ハクレンの在不在	
第1軸	前期実験					
	7/15					
	7/22	-0.636	-0.960**	-0.877*	-0.671	
	7/29	-0.724	-0.986***	-0.958**	-0.840*	
	8/5	-0.354	-0.243	-0.702	-0.994***	
	8/12	-0.338	-0.497	-0.731	-0.972**	
	後期実験					
	8/27					
	9/3	-0.538	-0.896*	-0.761	-0.271	
	9/10	-0.252	-0.262	0.086	-0.263	
	9/17	-0.224	-0.684	-0.381	-0.749	
	9/20	-0.294	-0.630	-0.291	-0.507	
	第2軸	前期実験				
		7/15				
7/22		-0.405	-0.053	0.338	-0.385	
7/29		-0.358	-0.050	0.385	-0.295*	
8/5		0.023	-0.335	0.047	-0.054	
8/12		-0.182	-0.455	0.106	-0.190	
後期実験						
8/27						
9/3		-0.165	-0.303	-0.039	-0.087	
9/10		0.039	-0.415	-0.811*	-0.980***	
9/17		-0.811*	-0.522	-0.733	-0.700	
9/20		-0.717	-0.861*	-0.760	-0.934**	

* $P < 0.05$, ** $P < 0.01$, *** $P < 0.001$

以降、水界1, 4, 5の点が互いに密接にプロットされるようになった(少なくとも、図中、原点より右側にプロットされる傾向がある)。これら3つの水界では、甲殻類の密度が約400個体/lと残りの水界よりはるかに高い(図25)。このように、ハクレン現存量あるいは在・不在よりも甲殻類の密度の影響が強かった後期実験では、ハクレンと動物プランクトン群集構造との相関はほとんど見られていない(表17)。しかし、9月20日のグラフなどは、水界1だけにBos(*Bosmina longirostris*)が多く発生したため、残りの水界より離れた位置にプロットされている。

ここまでの結果を簡単にまとめると次のようになる。6基の水界の動物プランクトン群集は、ハクレン導入後しだいにその構造が変化した。ハクレン密度が全般的に高く、甲殻類が出現しない前期の実験では、比較的初期の段階でハクレンのいる水界、そしていない水界でのプランクトン組成に変化が現れた。しかし、ハクレン密度が低く、甲殻類がハクレン密度と無関係に出現した後期実験では、ハクレンよりも甲殻類の密度に大きく影響されてプランクトンの群集構造が決定された。

(7) 植物プランクトンの群集構造変化

植物プランクトン群集の場合も、前期・後期の実験を問わず、ハクレンを導入する前日のグラフには、植物プランクトンの点がグラフの原点付近に密集し、水界の点はこれらを取り巻くようにランダムにプロットされている(図28)。つまり6水界の水質と生物相が均一で、同じようなプランクトン群集がすべての水界に存在していたことを裏付けている。その後、週を追ってプランクトンの点は原点から遠ざかり、それと同時に水界の点の配列にある規則性が現れた。前期実験では、2週間後の7月29日に、6個の水界が第1軸上右から左に水界の番号どおりに、つまりハクレンの密度勾配に従ってプロットされるようになった。さらに翌週の8月5日には、ハクレンのいない水界1だけがはるか右端にプロットされ、ハクレンが導入された水界2から6が左側にプロットされるようになった。つまりこの時点で、水界1の植物プランクトン群集がほかの5水界のそれと著しく異なっていたことを意味する。このとき、水界1を特徴付けていたプランクトン分類群を見ても、まず水界の点に重複してプロットされたAna(*Aabaena*)があるが、このラン藻はちょうどこの時期、水界1だけでアオコを

大発生させていた(図26において40 μ m以上のクロロフィルa量が急激に増加したことに相当する)。そのほか、Pho(*Phormidium*), Osc(*Oscillatoria*), Mic(*Microcystis*)など、水界1付近に見られる植物プランクトンはいずれも糸状や大型の群体をつくるものが多い。それとは反対に、ハクレンのいる水界2-6付近に密集してプロットされたプランクトンは、Mia(*Microspora*), Mer(*Merismopedia*), Kir(*Kirchneriella*)など微小な藻類が目立つ。

以上、前期実験の植物プランクトン群集の変化から言えることは次のとおりである。ハクレン導入後しばらくは、水界ごとのハクレン密度の違いが主要な環境傾度となり群集構造を決定していたということ。しかし、アオコが発生した8月初旬以降では、単にハクレンがいるのか(水界2から6)、いないのか(水界1)が、植物プランクトンの群集構造を特徴付ける重要な環境傾度になったことである(図28a, 表17)。

これに対し、後期実験の植物プランクトン群集構造の変化でも、前期実験と同様に実験の進行とともに水界1の点の付近に大型のラン藻類が比較的多くプロットされていた。ところが、水界間の最も重要な環境傾度を反映する第1軸には、ハクレンの密度や在・不在が反映されず、それとは代わって甲殻類密度が主要な傾度となっていた。それは、甲殻類プランクトンの多かった水界1, 4, 5と、少ない水界2, 3, 6がグラフの右と左に分離されていることでわかる(図28b)。そして、ハクレンの在・不在の違いが、第1軸ではなくどちらかと言うと第2軸上に表現されていることから、ハクレンの存在もわずかながらに植物プランクトン群集に影響を及ぼしていたことが窺い知れる。

2.4.3 隔離水界実験 その2

(1) 実験のデザイン

本実験では、前年の1996年と同じ6基の水界を用いたが、3基ずつに分けて2種類の異なる実験を同時に行った。すなわち3基の水界(S1, S2, S3と呼ぶ)はハクレンの導入、残りの3基の水界(R1, R2, R3と呼ぶ)はハクレンの除去という相反するバイオマニピュレーションの影響を評価することが目的であった。実験期間は4カ月間(5月22日~9月18日)で、ちょうどその中間点に当たる7月23日に上記2種類の操作を同時に行った。

a) 前期実験

b) 後期実験

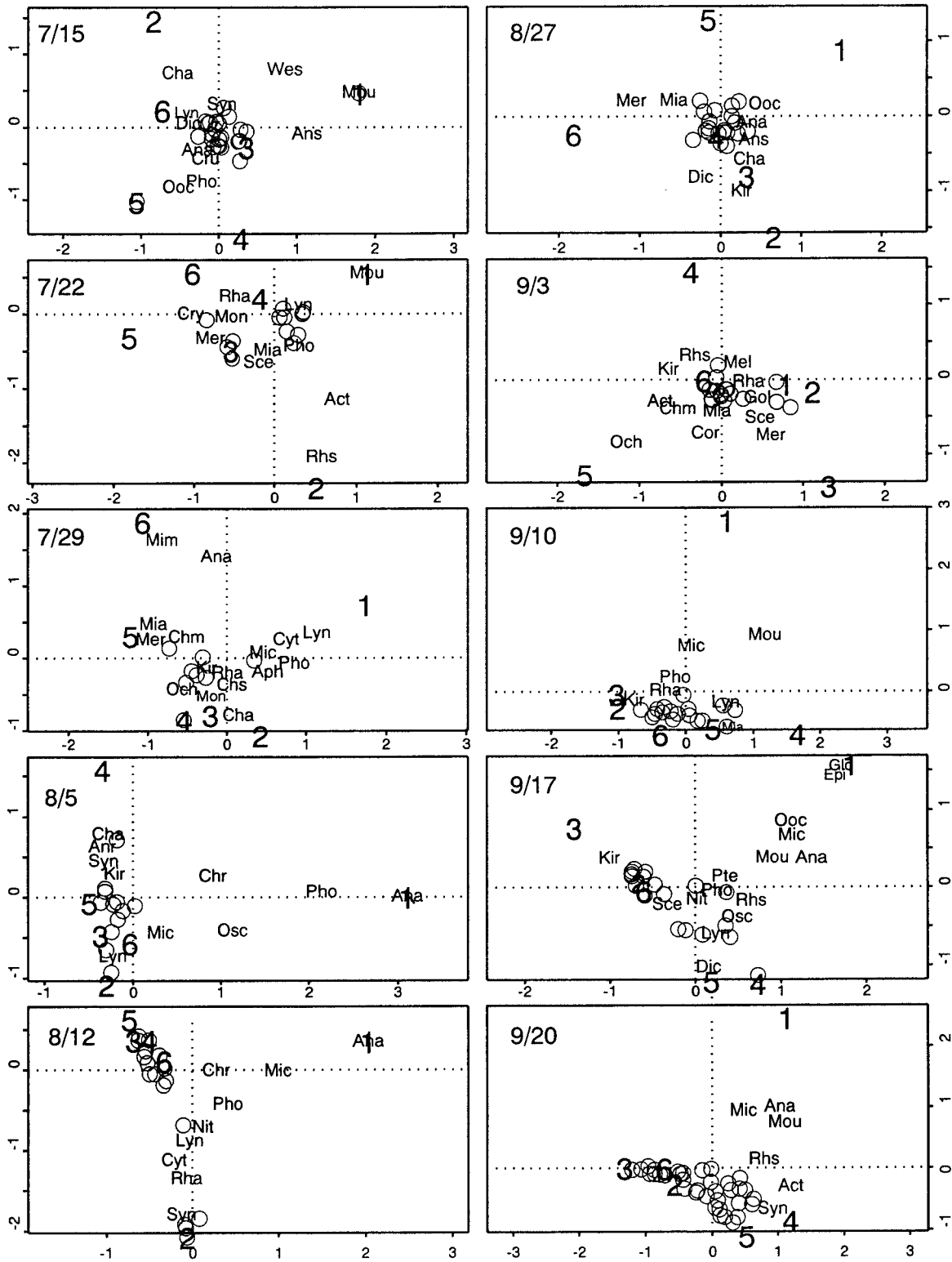


図 28 植物プランクトン群集を対応分析で解析し、その結果を時系列で a) 前期実験、b) 後期実験ごとに表示した図
 図中、1 から 6 までの数字は水界の番号を表し、アルファベット 3 文字からなる点は、各動物プランクトンの属を表す。

水界 S1, S2, S3 には、実験前半の 2 カ月間はまったくハクレンを入れず、7 月 23 日から実験終了までの後半の 2 カ月間、S1 と S2 だけに密度がそれぞれ低密度、高密度 (S1 < S2) となるようにハクレン (平均体重 = 87 ± 20 g) を放った。S3 には実験期間中まったくハクレンを入れず、S1 と S2 におけるハクレン導入の影響を評価するためのコントロール水界とした (図 29)。

一方、R1, R2, R3 の水界のうち、R1 と R2 には 5 月 22 日の実験開始と同時にそれぞれ低密度・高密度となるようにハクレンをあらかじめ入れ、R3 にも中間的な密度でハクレン (平均体重 = 39 ± 9 g) を入れておいた (すなわちハクレン密度は R1 < R3 < R2 となる) 。そして、実験開始後 2 カ月経った 7 月 23 日に、R1 と R2 だけからハクレンをすべて除去した。R3 にはそのまま実験が終了するまで 4 カ月間ハクレンを入れたままにした。つまり R3 は、R1 と R2 におけるハクレン除去の影響を評価するためのコントロール水界にあたる (図 29)。

実験を行った 4 カ月間、週に 2 回の頻度で水界を訪れ、6 基の水界で物理環境データを測定し、栄養塩分析とプランクトン採集のためのサンプリングを、7 月 23 日の操作前に 18 回、そして操作後に 17 回の合計 35 回行った。分析した栄養塩やプランクトンの採集方法などについては 1996 年と同様である (2.4.2 参照)。

ここでは、ハクレンの導入と除去という 2 つの相反するバイオマニピュレーションに伴う物理化学的環境要因とプランクトン密度の変化を Randomized Intervention Analysis (RIA) という統計解析の手法で検定した。

(2) 物理化学的環境要因の変化

水界の透明度はハクレン導入後に低下したが、ハクレンを除去しても上昇することはなかった。溶存酸素量と pH は、ハクレンを高密度で導入したときにだけ低下したが、ハクレンを除去したときにはその密度にかかわらずいずれも増加している (表 18)。

栄養塩濃度は、溶存性無機態窒素がハクレン導入とともに増加し、除去とともに減少する傾向が見られたが、オルトリン濃度は変化がなかった。

つぎにクロロフィル *a* は、ハクレン導入によって総量の変化は見られなかったが、ハクレン除去によって増加した。40 μm 以上の大型の植物プランクトンによるクロロフィル *a* 濃度は、ハクレンの導入と除去で、それぞれ減少と増加という相反する反応を示した。それとは逆に、2 μm 以下のピコサイズの植物プランクトンは、ハクレン導入後に増加し、除去後に減少した。2 μm から 40 μm の中間的なサイズの植物プランクトンは、どちらかという中間的な反応を示したが、ほとんどハクレン操作の影響が現れなかったと言える (表 18)。

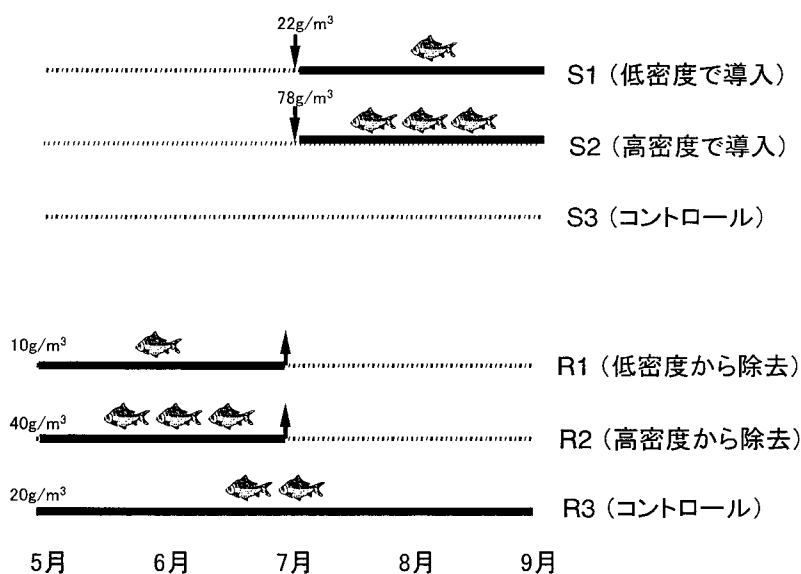


図 29 実験のデザイン

水界 S1, S2, S3 はハクレンの導入の影響を評価するために使われ、水界 R1, R2, R3 はハクレン除去の影響を見るために使用した。

表 18 ハクレン導入と除去という2種類のバイオマニピュレーションに対する物理化学的要因の反応
RIAによって5%の水準で有意に増加,あるいは減少したと判断された変化は,それぞれ上向きと下向きの
矢印で表示した。

	ハクレン導入の影響		ハクレン除去の影響	
	低密度	高密度	低密度	高密度
物理的要因				
透明度				
溶存酸素 (DO)				
pH				
栄養塩濃度				
NO ₂ N + NO ₃ N				
NH ₄ N				
PO ₄ P				
クロロフィル <i>a</i> 濃度				
総量				
> 40 μm				
10-40 μm				
2-10 μm				
< 2 μm				

(3) 植物プランクトンの変化

実験期間中, 6基の水界に出現した植物プランクトンは94属191種あったが, RIA検定は属のレベルで行い, しかも優占的に出現した22属に全ベン毛藻, ピコシアノバクテリア, 真核性ピコプランクトンを加えたものだけを検定の対象にした。各プランクトン分類群(多くは属)が, ハクレンを導入したときと除去したときに示した反応を以下に述べる4つの変数値で示し(導入と除去, それぞれ低密度と高密度で行っているので変数が4つある), その変数値に基づいて植物プランクトン群集に対してクラスター分析を行ったのが図30である。図中のデンドログラムは上下二段に分かれているが, 上段にプランクトン分類群, 下段にはそれぞれの分類群に与えられた4つの変数値を表示した。これらの数値の中で

0はそのプランクトンの密度がハクレン操作の前後で有意な変化をしなかったこと 1は操作後にプランクトン密度が増加したこと -1は減少したことを意味する。そして4変数は下から順にそれぞれ 1) ハクレンを低密度で導入 2) 高密度で導入 3) 低密度から除去 4) 高密度から除去という操作に対する反応に相当する。つまりこれら4変数は, それぞれS1, S2, R1, R2の水界における各プランクトンの反応にあたる。

図30を見ると, まず4つの変数すべてに有意な変化が生じなかった, つまり4変数値がすべて0である植物プランクトンが, 全部で15属と最も大きなグループを形成していることがわかる。次に, ハクレン導入時に現存量が減少した *Anabaena* と *Schroederia*, そしてハクレン除去後に増加した *Dactylococcopsis* と *Oscillatoria* という, いずれも群体を形成するか, あるいは細胞が糸状もしくは針状の植物プランクトンのグループがある。これらの植物プランクトンは, ハクレンの存在下では増殖しにくい, 言い換えればハクレンとは「負の相関」を持っていたことになる。

逆に, ハクレンと「正の相関」を持っていた植物プランクトンには次のようなものがあった。ハクレン導入後に増加したものととして *Merismopedia*, また除去後に減少したものととして *Ankistrodesmus*, *Kirchneriella* である。*Rhabdonema* やピコシアノバクテリアなどは両方の反応, つまりハクレンを入れて増え, 取り除いて減少した。これらの植物プランクトンはいずれも10μmに満たない微小なものばかりであることが注目される。

(4) 動物プランクトンおよび細菌の変化

全実験期間中, 6基の水界に出現した動物プランクト

植物プランクトン

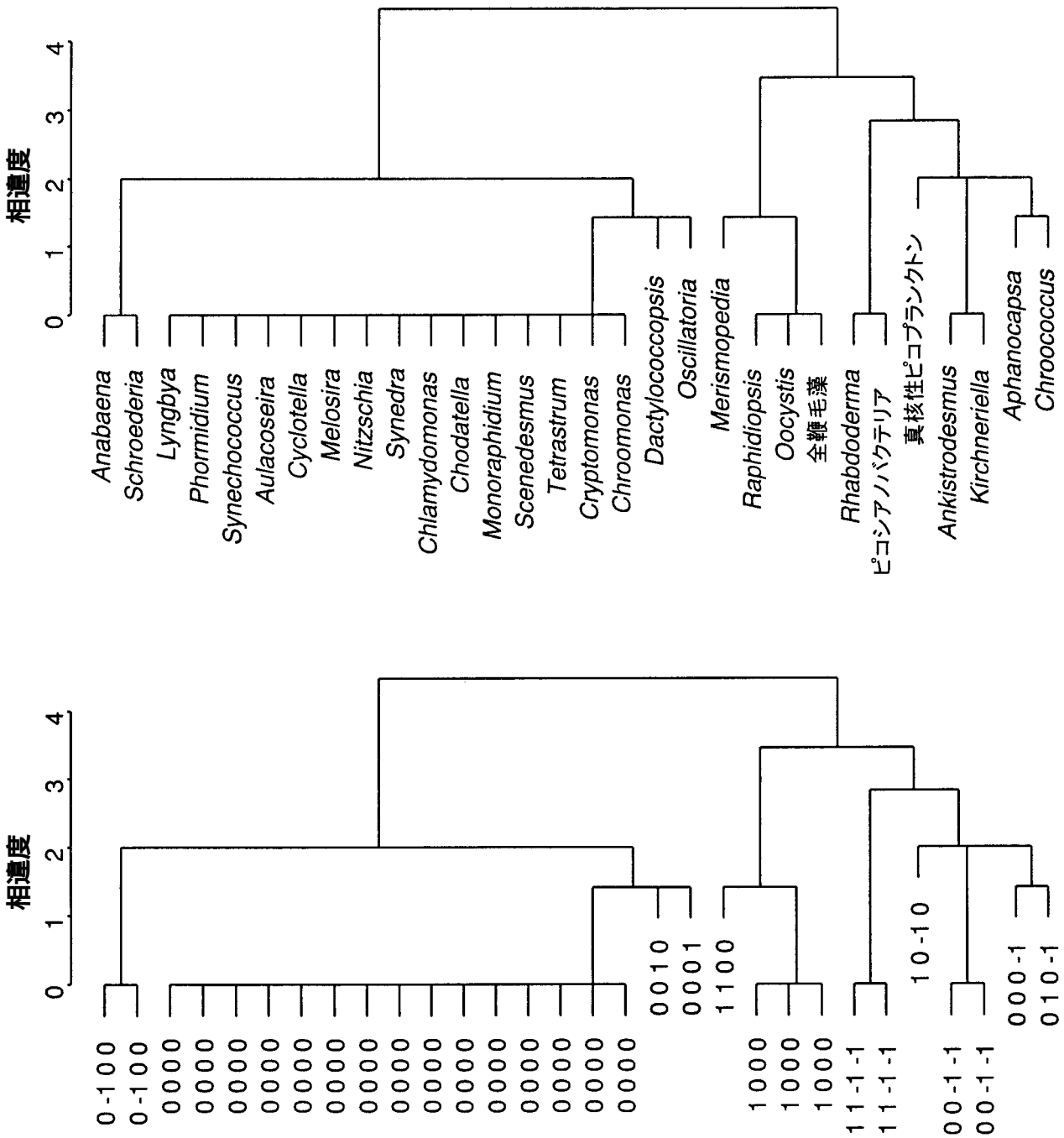


図 30 各植物プランクトン分類群（主に属）のハクレン導入と除去に対する反応をもとに、分類群をクラスター解析にかけ分類した図

図中の4つの数値（-1, 0, または1）については本文に説明した。

ンは、枝角類5属、カイアシ類3目（4属以上）、ワムシ類25属56種、それに織毛虫、ベン毛虫であった。RIAによる検定は種のレベルで行った。ただし、ワムシ類は優占種（8種）だけを対象とした。

前回と同様、ハクレン操作に対する4つの反応に応じで動物プランクトンをクラスター解析によってグループ

分けした（図31）。ただし、植物プランクトンと異なり、4変数にいずれも有意な変化が現れなかったプランクトンは数少なく、*Alona*とカイアシ類のCalanoidaだけである。続いてハクレン導入によって減少したプランクトンに*Scapholeberis*, *Keratella cochlearis*, そのほかに大型のワムシ等が見られた。ハクレン除去によって増加し

た動物プランクトンにはカイアシ類の Cyclopoida, カイアシ類幼生, *Polyarthra dolichoptera* などがある。そして、その両方の反応、つまりハクレン導入後に減少し、除去後に増加したものに枝角類の *Diaphanosoma* がある。これら比較的多くの動物プランクトンの密度はハクレンの存在に対して「負の相関」を持っていたことになる。逆にハクレンと「正の相関」を持っていたプランクトン

には、ハクレン導入後に増加した繊毛虫、細菌、*Moina* がある。ベン毛虫はハクレンを低密度の水界から除去した後のみ密度が減少している。甲殻類プランクトンとワムシの多くがハクレンの存在に対し「負の相関」を持つ傾向がある中で、同じく甲殻類の *Moina* のみが正の相関を持ったことは特筆すべきである。この種は、東湖でもハクレン漁獲量の増大とともに、密度を増やしている

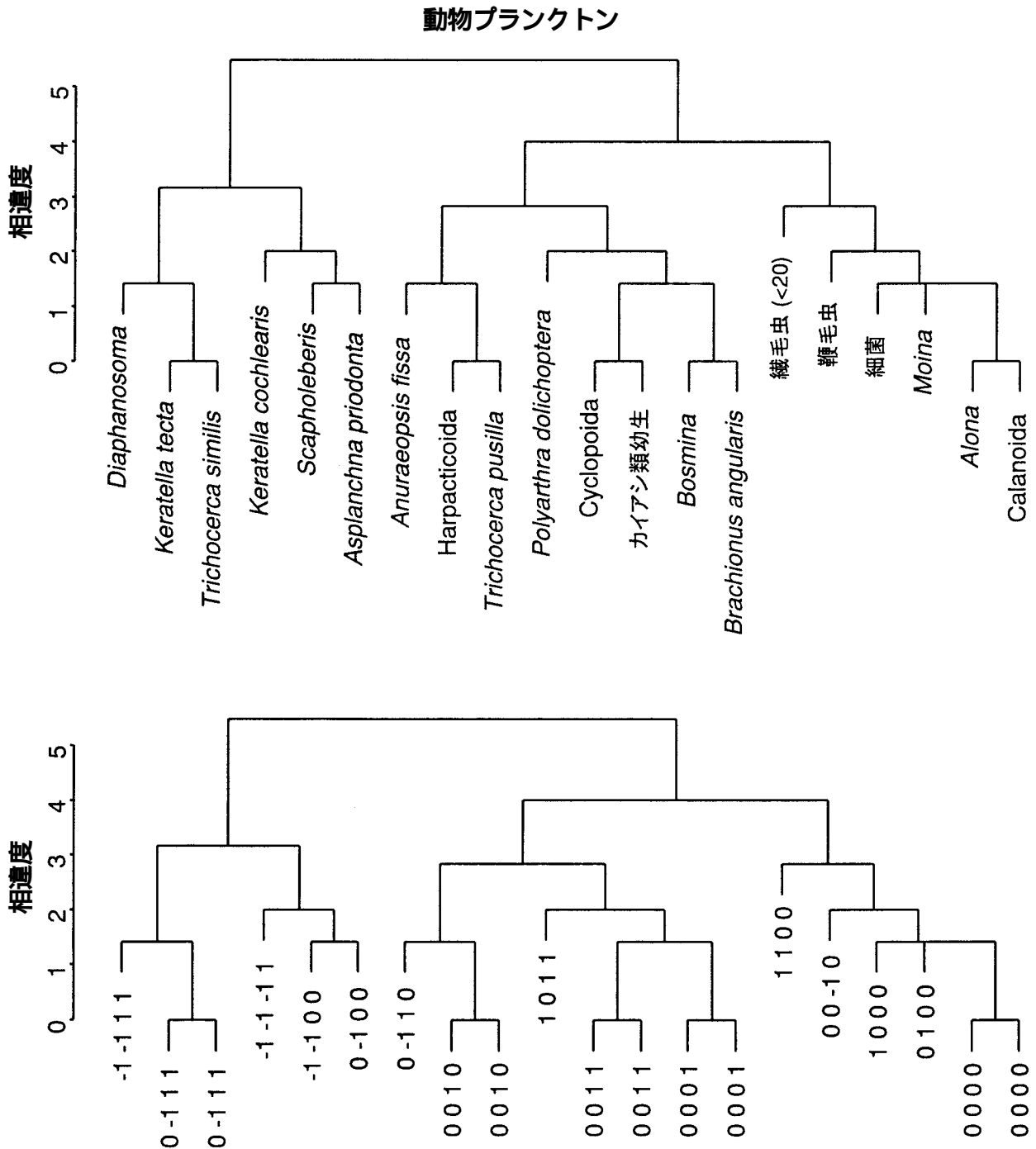


図 31 各動物プランクトン分類群のハクレン導入と除去に対する反応をもとに、分類群をクラスター解析にかけ分類した図
 図中の4つの数値(-1, 0, または1)については本文に説明した。

ことが知られているからである。

(5) サイズ別光合成活性，一次生産量と沈殿物量の変化

40 μm 以上の植物プランクトンの光合成速度は，ハクレンの導入で低下し，除去によって上昇した。反対に，10 μm 以下の小型植物プランクトンによる光合成速度は，ハクレンの導入で上昇し，除去によって低下した。このことは，ハクレンの導入と除去によって光合成の主体となる植物プランクトンが大型種から小型種へと質的に大きく変化したことを示す。

水界内のエネルギーのフラックスの指標となる一次生産量と沈殿物量はハクレンの導入，除去のいずれの操作に対しても変化しなかった。このことから，ハクレン操作は生態系の物質生産とその輸送をつかさどる機能に大きな影響を及ぼさなかったことになる。

2.4.4 ろ食性魚類がプランクトン群集に及ぼす影響についての数理モデルによる解析

ろ食性魚類の導入に伴い，湖沼の食物連鎖を構成するさまざまなプランクトンの密度が変化することが隔離水界実験から明らかになった。これから紹介する数理モデルでは，プランクトン群集が魚から受ける影響を各プランクトン間の相互作用の強弱で表現し，それによつてろ食性魚類を用いて湖の藻類現存量の制御を行う際の理論

的な指針を与えることを目的とする。

霞ヶ浦に構築した隔離水界，あるいは中国武漢市の東湖の生態系は，図 32 のようにモデル化することができる。この図で，動植物プランクトン群集は大きな四角で囲まれた相互作用系として考えられる。植物プランクトンの3つのグループ，すなわち群体性シアノバクテリア (> 40 μm)，ナノプランクトン (2 ~ 40 μm)，ピコプランクトン (< 2 μm) は，栄養塩や光などの共通資源をめぐる競争関係にある (破線の矢印)。また，動物プランクトンは，群体性シアノバクテリアを摂食することはできないが，よりサイズの小さいナノプランクトンやピコプランクトンは摂食できる (実線の矢印)。

このプランクトン群集に対して，魚 (ここではハクレン) はシアノバクテリア，ナノプランクトン，そして動物プランクトンを摂食し，直接的な影響を及ぼすと考える (二重線の矢印)。仮に魚が単一のプランクトングループのみを摂食したとしても，その直接的な影響がプランクトン群集内の相互作用ネットワークを通して伝播していき，間接作用として魚からの摂食を受けない他のグループへも影響が及ぶことになる。したがって，各プランクトンの現存量が魚の導入によっていかに変化するかを予測するとき，どうしてもこのような間接作用を考慮しなければならない。さらに，図 32 の系のように魚が3グループのプランクトンに直接的な作用を及ぼしている場合には，どのような間接作用がプランクトン群

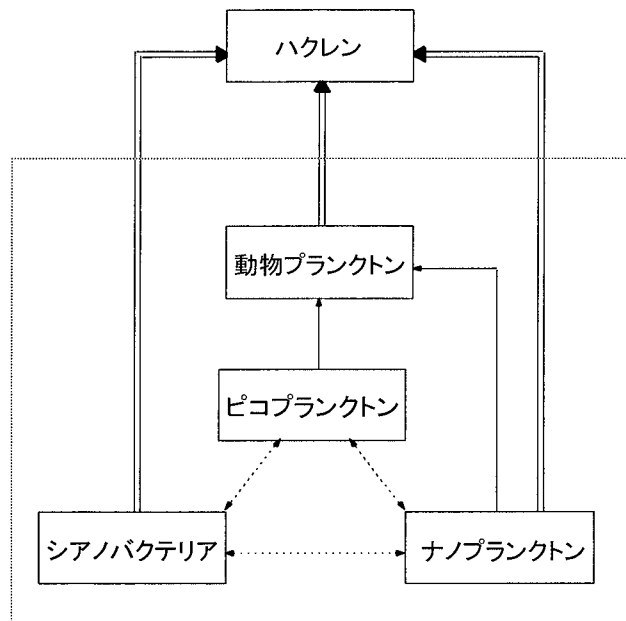


図 32 プランクトン群集の相互作用と魚による捕食をモデル化した図
実線は食う - 食われるの関係を，また破線は競争関係を表す。

集内を伝播しているのか直感的に知ることは困難である。このような理由から、数理モデルを用いた解析を行う必要がある。

図 32 の食物連鎖モデルを、以下のようにいくつかのロトカ・ボルテラ方程式で表現し、間接作用を評価するために Inflow Sensitivity Analysis の手法を用いて、各プランクトン現存量が魚の摂食圧を受けてどのように変化するかを解析した。植物プランクトンの 3 グループと動物プランクトンのそれぞれに想定したロトカ・ボルテラ方程式は、つぎのとおりである。

$$\begin{aligned} dP_1/dt &= \gamma_1 \{1 - (P_1 + bP_2 + bP_3) / K_1\} P_1 - fP_1 \\ dP_2/dt &= \gamma_2 \{1 - (aP_1 + P_2 + cP_3) / K_2\} P_2 - kZP_2 - \beta fP_2 \\ dP_3/dt &= \gamma_3 \{1 - (aP_1 + cP_2 + P_3) / K_3\} P_3 - kZP_3 \\ dZ/dt &= \{-\delta + \alpha k(P_2 + P_3)\} Z - \theta fZ \end{aligned}$$

ただし

P_1, P_2, P_3 :

それぞれシアノバクテリア, ナノプランクトン, ピコプランクトンの現存量

$\gamma_1, \gamma_2, \gamma_3$:

それぞれ上記 3 グループの内的自然増加率

K_1, K_2, K_3 :

それぞれ上記 3 グループの環境収容力

a, b, c :

それぞれ上記 3 グループ間の競争係数

f : 魚による摂食圧の大きさ

k : 動物プランクトンによるナノプランクトンとピコプランクトンへの摂食係数

β :

それぞれ, ナノプランクトンと動物プランクトンが魚から受ける摂食圧の係数。ただし, シアノバクテリアが魚から受ける摂食圧の係数を基準として表している

δ : 動物プランクトンの死亡率

α : ナノプランクトンとピコプランクトンが動物プランクトンに摂食された時の栄養の転換率

1996 年に行った隔離水界実験との比較を行うために、動物プランクトンがない場合と、いる場合との 2 つのケースに分けて以下のような結果を得た。

(4) 動物プランクトンが存在しない場合 図 33)

- 1) 魚の摂食圧の増加に伴い、ピコプランクトン現存量は、相互作用の強さによらず常に増加する。
- 2) ナノプランクトンが魚から受ける摂食圧が、シアノバクテリアが受ける摂食圧よりも十分小さいとき、魚の摂食圧の増加に伴ってシアノバクテリアの密度は減少し、ナノプランクトンのそれは増加する。
- 3) しかし、ナノプランクトンが魚から受ける摂食圧の方がシアノバクテリアのそれと比べて十分大きいとき、2) とは逆に、魚の摂食圧の増加に伴ってシアノバクテリアの密度は増加し、ナノプランクトンは減少する。
- 4) シアノバクテリアとナノプランクトンへの有効摂食圧を、摂食圧を内的自然増加率で割ったもので定義することにする。そのとき、ナノプランクトンの有効摂食圧がシアノバクテリアのそれよりも小さいところで、ナノプランクトンの密度が減少し始める。

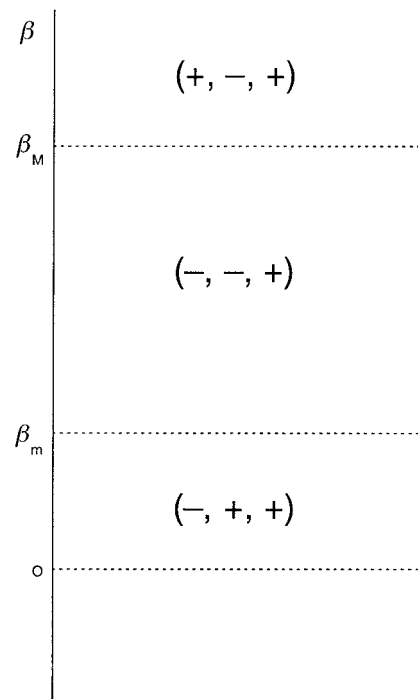


図 33 動物プランクトンがない系において、ナノプランクトンが魚から受ける摂食圧の増加とともに、植物プランクトン 3 グループの現存量が増加するか、減少するかを表した図。現存量の増減はそれぞれ + と - で示され、それぞれの値の領域内に、左からシアノバクテリア, ナノプランクトン, ピコプランクトンの順に示してある。

5) シアノバクテリア密度が魚の摂食圧に伴って増加するためには、ナノプランクトンが減少し始める摂食圧の2倍以上の摂食圧がナノプランクトンにかからなければならない。すなわち、ナノプランクトンへかなり高い摂食圧がなければ、シアノバクテリアが魚の摂食圧によって増加することはない。

6) 植物プランクトンの総量は、ナノプランクトンが増加するときには必ず増加する。このときシアノバクテリアの現存量だけが減少するが、その減少分よりもナノやピコプランクトンの増加量が多いことになる(これは、シアノバクテリアから、ナノやピコプランクトンへの競争の影響が強いことによる)。

上の1)~3)の結論は、植物プランクトンの3グループが競争関係にあると考えると、直観的にも導くことができる。しかしながら、このことは、動物プランクトンが存在しないときは、これら3グループのプランクトンが間接的にも競争関係にあることにほかならない。そして、このことは数理モデルの解析から保証されている。

(5) 動物プランクトンが存在する場合 図34)

1) 魚の摂食圧の増加に伴って、シアノバクテリアは、相互作用の強さによらず常に減少する。

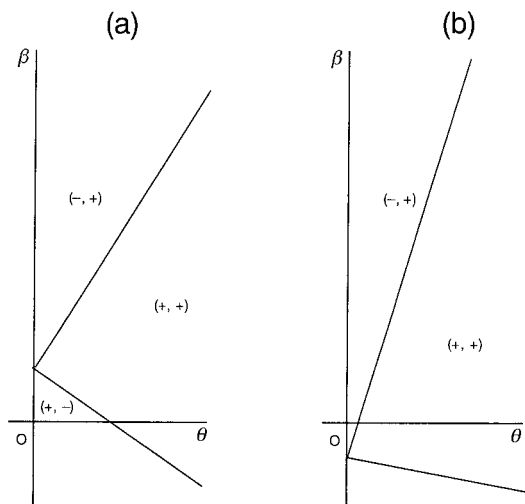


図34 動物プランクトンへの魚の摂食圧 とナノプランクトンへの摂食圧 をそれぞれ横軸と縦軸にとったとき、ナノプランクトンとピコプランクトンが増加 (+) あるいは減少 (-) する領域を表した図 (a) と (b) の2つのケースが考えられる。

2) ナノプランクトンが魚から受ける摂食圧が大きくても、動物プランクトンが魚から受ける摂食圧が同時に大きければ、ナノとピコプランクトンの密度は、魚の摂食圧増加に伴って増加する。

3) 植物プランクトンの総量は、動物プランクトンが魚から受ける摂食圧の大きさに関係し、それが大きければ植物プランクトンの総量は増加し、小さければ減少する。

(6) 1996年隔離水界実験との比較

隔離水界実験では、動物プランクトンがほとんど存在しないとき(前期実験)、ハクレンの導入によって、シアノバクテリアとナノプランクトンが減少し、ピコプランクトンが増加した。また、動物プランクトンが存在するときには(後期実験)、シアノバクテリアのみが減少し、ナノとピコプランクトンが増加した。これは、ナノプランクトンと動物プランクトンへの摂食圧が、図35の影を入れた領域にあったことを意味している。このことから、1996年の実験でハクレンはある程度動物プランクトンを摂食していたことが裏付けられた。

2.4.5 バイオマニピュレーション応用の問題点

(1) ハクレン導入によるアオコ抑制効果について

1996年の実験から明らかのように、ハクレンは10 g/m³以上の密度で放流されたとき、大型のラン藻類を摂食し、効果的にアオコの発生を抑制する。

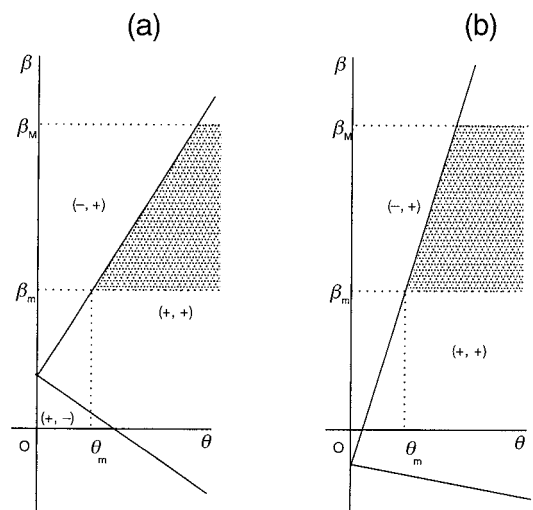


図35 1996年の隔離水界実験の結果から導かれた動物プランクトンとナノプランクトンへの魚の摂食圧が満たすべき領域

ハクレン操作によるプランクトン現存量の変化が、単に両者の食う - 食われるという関係だけでは説明できないことは1996年、1997年の実験から明らかである。つまり、ハクレンを導入することで減少し、ハクレンを除去することで増加するアオコのような植物プランクトンがある一方で、それとは反対にハクレンの導入によって増加し、除去によって減少するプランクトンもいるのである。前者のように、ハクレンの存在に対して負の関係を持つプランクトンは一般に大型で、ハクレンに摂食されやすい形態のものが多い。それに対して正の関係を持つ後者のプランクトンはいずれも微小で、ハクレンの鯉によってこしらえにくいプランクトンである。これら小型のプランクトンがハクレンを入れると増えて、取り出すと減るのは、2つの異なった要因が関係していると考えられる。第1に、大型草食性動物プランクトン（甲殻類やワムシに相当する）がハクレンに摂食されて減少したために、小型の動植物プランクトン（原生動物やナノ・ピコ植物プランクトン）が捕食圧から解放され増殖できたこと。そして第2に、大型植物プランクトンがハクレンに食べられて不在になって空いたニッチ、具体的には光や栄養塩などの資源を小型のものがより多く利用できるようになったことである。

ハクレンを頂点とする湖沼生態系の食物連鎖は、例えば魚食魚を頂点とした生態系と比べてトロフィックカスケードを構成する栄養段階の数が少ない。私たちの実験では、1)ハクレン 2)ハクレンに直接摂食される大型の動植物プランクトン 3)摂食されない小型プランクトンという3段階の栄養段階が水界のトロフィックカスケードを支配していた。アオコを発生させるラン藻類は2)の栄養段階にあったためハクレンによってその増殖が効果的に抑制された。しかし、2)の現存量が抑えられる一方で3)の現存量が増大し、結果的に全藻類量はハクレン操作の前後でほとんど変化しなかった。つまり、ハクレンは植物プランクトン群集を小型の種が優占する構造に変えただけに過ぎないのである。

(2) 生態系の復元力についての考察

植物プランクトンではピコシアノバクテリアをはじめ2~3種類の小型のものが、そして動物プランクトンでは枝角類 *Diaphanosoma* だけがハクレンの導入と除去に対して可逆的な反応を示した。一方、水界の物理化学的環境要因である溶存酸素量、pH、溶存性無機態窒素濃

度などはいずれもハクレンの操作に対して可逆的な変動パターンを示した。ハクレンの存在はこれらの環境要因に直接影響し、その変化は比較的早期に顕在化した。なぜなら、これらの要因は、ハクレンから始まる食物連鎖のプロセスを経ることなく、ハクレン自身の呼吸や排泄作用に影響され変動するからである。一方、プランクトン現存量の変動は世代時間というタイムラグがある上に、トップダウンであれ、ボトムアップであれ、常に食物連鎖のプロセスに依存する。それがプランクトン群集に可逆的な反応がほとんど生じなかった理由だろう。ろ食性魚類を用いた生物操作では、逆の操作を行ってもプランクトンの群集構造は必ずしも元の状態に戻るわけではないようである。

水質とプランクトン群集から見た生態系の構造は、その復元力に強弱はあるものの、ハクレンの導入・除去という操作によって大きく変化した。しかし一方で、一次生産量や沈殿物量という生態系のいわゆる機能変数はハクレンの操作に対して変化を示さなかった。このことから生態系の機能はその構造よりも維持力が高いといえる。

(3) 中国での湖沼管理への応用性について

アオコの発生による毒性や悪臭、景観などへの悪影響を考えた場合、アオコを簡単に抑制するという点で、ハクレンを用いたバイオマニピュレーションは安価で有効な手法であろう。しかし、ハクレンは大型の動物プランクトンも摂食するため、植物プランクトン全量を抑制し、湖沼の透明度を上げる効果は期待できない。また、水中のアンモニア態・硝酸態窒素の濃度が上昇することや、プランクトン群集が小型化することなどの水管理上のリスクを考慮する必要がある。

中国など、ハクレンが水産資源として重要な場合、ハクレンにアオコを摂食させ、漁獲を通じて取り除くことで、東湖の例でいうと5~10%の窒素・リンを湖沼から取り除くことが可能である。ハクレンの導入によりプランクトンの群集構造は大きく変わるが、湖沼の生産性に大きな変化はないので、安定した漁獲が望めるだろう。

ただし、ハクレンを用いたバイオマニピュレーションの日本での応用にはいくつかの問題が残る。まず、ハクレンが中国原産の外来魚であり、日本の在来種との種間関係や自然湖沼の生態系への影響などが不明であるこ

と。さらに、ハクレンという魚が(かつて利根川水系に幾度となく放流されているにもかかわらず)漁業資源としての価値が決して高くなかったこと、それに加えてプランクトン食であるために、最近、各地の湖沼ではその経済効果が無視できない“遊魚”(スポーツフィッシング)の対象には決してなりえないということも、ハクレン放流の是非を問う上で大きな障害になるかもしれない。

2.5 まとめと提言

本特別研究では、まず揚子江流域の浅い富栄養湖沼の環境問題の現状を文献調査から把握するとともに、三峡ダムの直下に位置し中国で第2の面積を誇る洞庭湖の水質と生物の調査を行った。洞庭湖の生物調査はこれまで行われていない。さらに、都市近郊に位置する東湖の長期生物データを整理し、人為的变化による生態系の変化とその要因について明らかにするとともに、中国都市郊外の過栄養湖の生態系管理としての食性魚類を用いたバイオマニピュレーションの有効性について隔離水界実験を通して検討した。

2.5.1 揚子江流域の浅い富栄養湖沼の環境問題の現状

現在、揚子江流域の湖沼の生物多様性が急速に失われつつあるのは、大きく分けて以下の5つの原因による。それは 1) 湖沼面積の縮小 2) 生息環境の分断 3) 乱獲と外来魚の移入 4) 水生植物の減少 5) 過栄養化である。

それぞれの環境問題について簡単にまとめると次のようになる。まず 1) については、森林伐採と農耕地化により裸地化した流域からの土砂の流入が主な原因であり、洞庭湖などで特に深刻な問題となっている。2) 揚子江流域に数多く点在する湖沼は、以前は水脈によってすべて本流とつながっていた。ところが洪水対策という名目で、そのほとんどが揚子江本流から切り離されたため、現在でも本流とつながった湖沼は、わずかに洞庭湖と鄱阳湖を残すだけとなった。湖沼の本流からの分離に伴う最大の打撃は、両方の水域を行き来するハクレン・コクレンなど経済的価値の高い回遊魚の減少である。3) 淡水資源への依存度が極めて高い揚子江流域では、経済の発展に伴う急激な人口増加が魚類資源の乱獲をもたらした。また、水産資源の増大を目的としてヨ-

ロッパから移入された外来魚が、既存の在来魚を滅ぼしてしまい、結果として総漁獲量が低下した例などが知られる。4) については、美味であるがために水産資源としての価値が高いソウギョを各地で過剰に放流してきたことが主因とされる。特に湖沼沿岸帯の沈水植物への被害が深刻化している。5) については、流域の人口増加に伴う生活排水の過度の流入と立ち遅れた廃水処理が原因である。

以上の点について、早急に保全対策を施す必要がある。

2.5.2 洞庭湖の水質ならびに生物相

洞庭湖は、水質の窒素・リン濃度から明らかに過栄養湖の範囲にはいるが、クロロフィル a 濃度は貧栄養湖沼のレベルにあり極めて低い。これは、水中に粘土粒子を主とする懸濁物質が多量に含まれるため、光が透過しにくく、一次生産量が低く抑えられているからだと考えられる。洞庭湖の魚類に関しては、過去の漁獲統計から、漁獲される魚の著しい低年齢化、魚体の小型化、回遊魚の減少、反対に湖沼内で生涯を過ごす魚種の増加などが生じていることがわかった。

我々の生物調査により初めて明らかになった洞庭湖の生物相を付表に示した。この中には幾つかの新種が含まれている。本リストは、今後の洞庭湖の湖沼環境変化を監視する上で、重要な資料となる。

2.5.3 東湖の長期生態系の変化とその要因

東湖は1960年代に揚子江から切り離されて以来人為的影響を大きく受けている。ソウギョの過放流や富栄養化により、70年代に大型水生植物(特に沈水植物)が激減しアオコが大発生するようになった。一方で、70年代にはハクレンとコクレンの種苗放流技術が確立され、これら食性魚類の漁獲量が増え続けている。さらに、1987年にアオコが消え、それに伴い生態系が大きく変化した。本報告書ではこうした長期の変化とその要因について解析した。

東湖の窒素・リンの濃度は手賀沼や霞ヶ浦と同じかそれ以上の濃度であった。しかし、その割にクロロフィル a 量は著しく低かった。これは、世界の亜熱帯湖沼と比較しても際立っていた。おそらく、水中に粘土粒子が多く含まれる揚子江流域湖沼の特徴と食性魚類が多いことの双方の原因によると思われる。我々の調査した

1997～98年には窒素・リンの負荷量は下水からの負荷がほとんどで、70年代後期に比べ窒素量が約3倍に増加していた。

東湖の一次生産量は80年代には頭打ちになった。一次生産量の変化はないものの、80年代後半に植物プランクトンの優占種はアオコ (*Microcystis*) から小型のケイ藻やクリプト藻に変化した。それと同じころ、優占する枝角類が小型種になりノロの体サイズが小さくなった。一方、ハクレン・コクレンの体サイズや体型も大きく変化している。70年代に大きかった魚体が80年代は小型化し、90年代にもちなおしている。すなわち、80年代に動物プランクトンへの魚の捕食圧が増加し、プランクトン群集構成が大きく変化する時期に、魚の成長も一時的に落ちたと考えられる。プランクトン群集の変化に伴い、それまでの植物プランクトン 大型動物プランクトン 魚という生食食物連鎖主体の経路は、細菌 原生動物 小型動物プランクトン 魚という微生物食物連鎖主体の経路に移行した。80年以降、一次生産量が変化していないにもかかわらず90年代にさらに漁獲量が増え続けている原因は、1) 外来性懸濁有機物の増加 2) アオコからケイ藻・クリプト藻への植物プランクトン種の変化による栄養価の増加が考えられる。

こうした東湖生態系の長期変化から、アオコが消えたのは肉食性魚類の増加によるという仮説をたて、それを検証し、肉食性魚類を用いた水質浄化の可能性を実験的に検討した。

2.5.4 肉食性魚類を用いたバイオマニピュレーションの有効性

霞ヶ浦臨湖実験施設の港内に6基の隔離水界を構築し、ハクレンの操作実験を行った。1996年はハクレンの密度を変化させ、それに対応してプランクトン群集や水質がどのように変化するかを調べた。1997年はハクレンの導入・除去という相反する操作に対し、生態系構成要素や生態系の機能変数がどのように応答するのかを調べ、生態系の維持力や復元力について考察した。

(1) ハクレンはアオコを制御するか？

ハクレンの導入はいわゆるアオコを形成するシアノバクテリアの種類を確実に減らすことができる。

(2) ハクレンは透明度を上げ、クロロフィル量を下げるか？

ハクレンはアオコを減らす一方で、動物プランクトンをも減らし、また一般にサイズの小型化を引き起こす。このため植物プランクトンの総量は、変化しないか、場合によっては増えることすらある。したがって、ハクレンの導入により透明度を上げ、クロロフィル量を制限する効果は必ずしも期待できない。この効果を期待できるのは、枝角類が極めて少ない系や元々動物プランクトンへの捕食圧の強い系にハクレンを導入した場合に限られるであろう。

(3) 生態系の維持力と復元力について

ハクレンの導入・除去により、生態系構造は大きく変わるが一次生産などの生態系機能には維持力がある。魚の呼吸、排泄、摂食作用により直接引き起こされる理化学的要因は復元しやすいが、生物種のいくつかは復元しにくい。プランクトン群集構造は維持力・復元力ともに弱いといえる。

(4) 湖沼管理への応用の問題点

アオコの大発生による毒性や悪臭の発生、景観への悪影響を比較的簡単に、コストをかけずに取り除ける点、ハクレンを用いたバイオマニピュレーションは有効といえる。しかし、透明度の上昇やクロロフィル量の低下は期待できない。また、ハクレンの導入により動植物プランクトン群集は小型化する。特にピコプランクトンが増え、溶存態無機窒素の濃度が上がるため、浄水の利用などには注意を要する。中国など、ハクレンを水産資源として利用できる場合は、漁獲により数%程度の窒素・リンを取り除くことができる。

2.6 附表

付表1 底生性原生動物のファウナ (個体/ml)

種名	St.	St.	St.	種名	St.	St.	St.
<i>Amphitrema wrightianum</i> Archer 1869*		20		<i>C. thomasi</i> Stepanek 1963*			10
<i>Arcella megastoma</i> Penard 1913			200	<i>Diffugia avellana</i> Penard 1890		30	
<i>A. vulgaris</i> Ehrenberg 1832		100		<i>D. corna</i> Wallich 1864			30
<i>A. vulgaris undulata</i> Deflandre 1928*	500			<i>D. elegans</i> Penard 1890		300	800
<i>Assulina muscorum stenostoma</i> Schonborn 1964*		50		<i>D. elegans teres</i> Penard 1899*		50	
<i>A. seminulum</i> (Ehrenberg, 1848) Leidy 1879			100	<i>D. globulosa</i> Dujardin 1837			300
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838) Stein 1857	1200	1400	1200	<i>D. lanceolata</i> Penard 1890*		50	
<i>C. aerophila</i> Deflandre 1929*	100			<i>D. lucida</i> Penard 1890		10	
<i>C. aerophila minuta</i> Chardez 1964*	20			<i>D. sarissa</i> Li Sun Tai 1931			50
<i>C. constricta</i> (Ehrenberg, 1838) Penard 1902	200	500		<i>D. scalpellum</i> Penard 1899*		20	
<i>C. ecornis</i> (Ehrenberg, 1841) Leidy 1879	700	300	500	<i>Hoogenraadia cryptostoma</i> Gauthier-Lievre	50		
<i>C. marsupiformis</i> (Wallich, 1864) Deflandre 1929	300			& Thomas 1958/59*			
<i>C. marsupiformis scapula</i> Deloitre 1970*	50			<i>Microcorycia flava</i> (Greef, 1866) Cockerell 1911*	100		
<i>C. orbicularis</i> Deflandre 1929	100			<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864) Netzel 1983*	100		
<i>C. platystoma</i> (Penard, 1890) Deflandre 1929		1000		<i>Phryganella acropodia</i> (Hertwig & Lesser, 1874)	600		
<i>C. spinosa</i> (Cash, 1905) Deflandre 1929			100	Hopkinson 1909*			
<i>Collariopyxidia dongtingensis</i> n. sp.**	10			<i>Phryganella acropodia depressa</i> Playfair 1917*	200	100	200
<i>Cucurbitella mespiliformis</i> Penard 1902	100			<i>Plagiopyxis callida</i> Penard 1910		1800	1700
<i>Cyclopyxis ambigua</i> Bonnet & Thomas 1960*	350			<i>P. declivis</i> Thomas 1955*	300	600	
<i>C. arcelloides</i> (Penard, 1902) Deflandre 1929	200	100		<i>Trinema enchelys</i> (Ehrenberg, 1938) Leidy 1878	400		
<i>C. penardi</i> Deflandre 1929*	700			<i>T. lineare</i> Penard 1890			700
<i>C. kahli</i> Deflandre 1929*			200	種数	20	18	15
<i>C. kahli cyclostoma</i> Bonnet & Thomas 1960		50		*中国新記録, **新種			

付表2 浮遊性原生動物のファウナ
地点ごとに確認されたものを+で示す

種名	St.	St.	St.	St.	St.	種名	St.	St.	St.	St.	St.
Mastigophora Calkins 1909						<i>Chlamydomonas komma</i> Skuja	-	+	+	+	-
<i>Anisonema dextotaxium</i> Skuja	+	-	-	+	-	<i>Chlamydomonas microsphaera</i> Pasch	+	+	-	+	+
<i>Anisonema ovale</i> Lemmerann	+	+	+	+	-	<i>Chlamydomonas mutabilis</i> Gerl	-	+	+	-	-
<i>Anisonema proageobium</i> Skuja	-	-	-	-	+	<i>Chlamydomonas reinhard</i> Dang	-	-	-	-	+
<i>Bodo amoebinus</i> Lemm	-	-	-	-	+	<i>Chlamydomonas simplex</i> Pasch	+	+	+	-	-
<i>Bodo angustus</i> (Duj.) Butschli	+	+	-	-	+	<i>Chromulina ovalis</i> Klebs	-	-	+	-	-
<i>Bodo caudatas</i> Dujardin	-	-	-	-	+	<i>Chromulina pascheri</i> Hoefeneder	-	-	-	-	+
<i>Bodo compressus</i> Lemm	-	-	-	-	+	<i>Chroomonas acuta</i> Uterm	+	-	-	-	-
<i>Bodo edax</i> Klebs	+	-	+	+	-	<i>Chroomonas caudata</i> Geitler	+	+	-	+	-
<i>Bodo fustiformis</i> (Stokes) Lemm	-	+	+	+	-	<i>Chroomonas ovalis</i> Klebs	-	-	-	-	+
<i>Bodo globosus</i> Stein	-	+	-	+	-	<i>Colponema loxodes</i> Stein	-	-	-	+	-
<i>Bodo putrinus</i> Stokes	-	-	-	-	+	<i>Codosiga botrytis</i> (Ehrenberg) S. Kent	-	-	+	-	-
<i>Cercomonas agilis</i> (Moroff) Lemm	+	-	-	-	-	<i>Codosiga furcata</i> S. Kent	+	+	+	+	-
<i>Cercomonas bodo</i> (Meyer) Lemm	+	+	+	+	-	<i>Codosiga umbellata</i> (Tatem) Stein	-	-	+	+	-
<i>Cercomonas crassicauda</i> Dujardin	-	-	+	+	-	<i>Codosiga utriculus</i> Stokes	-	+	-	+	-
<i>Cercomonas longicauda</i> Dujardin	-	-	+	-	-	<i>Cryptomonas erosa</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Chlamydomonas globosa</i> Snow	+	-	-	-	+	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg	-	-	-	-	+

種 名	St.	St.	St.	St.	St.	種 名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Cyathomonas truncata</i> Ehrenberg	-	-	+	+	-	<i>Centropyxix constricta</i> (Ehrenberg)	-	-	-	+	-
<i>Dendromonas virgaria</i> (Weisse) Stein	+	-	+	+	-	Penard					
<i>Entosiphon sulcatum</i> (Duj) Stein	-	-	+	-	+	<i>Centropyxix ecornis</i> Ehrenberg	-	-	+	+	+
<i>Hexamita inflata</i> Dujardin	+	+	-	-	-	<i>Centropyxix hemisphaerica</i> Barnard	+	+	+	+	-
<i>Hexamita pusillus</i> Klebs	+	-	-	+	-	<i>Centropyxix hirsuta</i> Deflandre	-	-	+	+	+
<i>Mastigella unica</i> (Frenzel)	-	-	-	+	+	<i>Centropyxix gasparella</i> Chardez*	-	-	-	-	+
Goldschmids*						<i>Centropyxix marsupiformis</i> (Mallich)	-	-	-	+	-
<i>Monas minima</i> H. Meyer	+	+	-	+	-	Deflandre					
<i>Monas socianilis</i> H. Meyer	-	-	-	-	+	<i>Centropyxix marsupiformis scapula</i>	-	-	-	+	-
<i>Monas vulgaris</i> (Cienk) Senn	-	-	-	-	+	Deflandre*					
<i>Monas ovata</i> Kent	+	+	+	+	-	<i>Centropyxix minuta</i> Deflandre	-	-	+	+	-
<i>Oikomonas socialis</i> Moroff	+	+	+	-	-	<i>Centropyxix orbicularis</i> Deflandre	+	+	-	-	+
<i>Oikomonas termo</i> Ehrenberg	+	+	-	+	-	<i>Centropyxix platystoma</i> Penard	-	-	+	+	+
<i>Petalomonas trichophorum</i> Stein	-	-	+	+	-	<i>Cochliopodium longispinum</i> West*	-	-	-	-	+
<i>Petalomonas mediocanellata</i> Stein	+	+	+	-	-	<i>Cochliopodium bilimbosum</i> Auerbach	-	-	-	+	-
<i>Petalomonas steinii</i> Klebs	-	-	+	+	-	<i>Cucuritelia mespiliformis</i> Penard*	-	-	-	+	-
<i>Pleuromonas jaculans</i> Perty	+	+	+	+	-	<i>Cyclopyxix ambigua</i> Bonnet &	-	-	-	+	-
<i>Pteromonas aculeata</i> Lemm	-	-	-	-	+	Thomas*					
<i>Rhynchomonas nasuta</i> Klebs	+	+	-	-	-	<i>Cyclopyxix arcelloides</i> Penard	+	+	+	+	+
<i>Salpingoeca balatonis</i> Lemm*	-	-	-	+	+	<i>Cyclopyxix deflandrei</i> Oye	+	+	+	-	-
<i>Salpingoeca gracilis</i> Clark	+	-	-	-	-	<i>Cyclopyxix penardi</i> Deflandre*	-	-	-	+	-
<i>Salpingoeca lagenella</i> Stokes*	-	+	-	+	-	<i>Cyphoderia ampulla</i> Ehrenberg	-	-	+	+	-
<i>Salpingoeca oblonga</i> Stein	-	-	-	+	+	<i>Diffflugia avellana</i> Penard	-	-	-	+	+
<i>Thylacomonas compress</i> Schewiakoff	-	+	+	+	-	<i>Diffflugia elegans</i> Penard	-	-	-	+	+
<i>Trepomonas agilis</i> Dujardin	-	-	+	+	-	<i>Diffflugia gramen</i> Penard	+	+	+	+	-
<i>Trepomonas steinii</i> Klebs	+	+	+	+	-	<i>Diffflugia lanceolata</i> Penard*	-	-	-	-	+
						<i>Diffflugia lobostoma</i> Leidy	+	+	+	+	+
Sarcodina Schmarda 1871						<i>Diffflugia longum</i> Chardez*	-	-	-	-	+
<i>Acanthocystis aculeata</i> Hertwig &	+	+	+	+	+	<i>Diffflugia lucida</i> Penard	-	+	+	-	-
Lesser						<i>Diffflugia mamillararis</i> Penard	+	+	+	+	-
<i>Acanthocystis brevirrhis</i> Perty	+	+	+	+	+	<i>Diffflugia oblonga</i> Ehrenberg	-	+	+	-	+
<i>Actinophrys sol</i> Ehrenberg	-	-	-	-	+	<i>Diffflugia pulex</i> Penard	+	+	-	-	+
<i>Actinosphaerium eichhorni</i> Ehrenberg	-	-	-	-	+	<i>Diffflugia urceolatl</i> Carter	-	-	+	+	-
<i>Amoeba gorgonis</i> Penard	-	-	-	-	+	<i>Euglypha laevis</i> Perty	+	+	+	+	+
<i>Amoeba limax</i> Dujardin	-	-	-	-	+	<i>Euglypha filifera</i> Penard	+	+	+	+	-
<i>Amoeba vespertilis</i> Penard	-	-	-	-	+	<i>Euglypha rotunda</i> Wailes	-	-	-	-	+
<i>Arcella limax</i> Dujardin	-	-	-	-	+	<i>Euglypha tuberculata</i> Dujardin	-	-	-	-	+
<i>Arcella discoidos</i> Ehrenberg	-	-	-	-	+	<i>Hartmannella vermiformis</i> Page	+	+	+	+	-
<i>Arcella hemisphaerica</i> Perty	-	-	+	+	-	<i>Heterophrys radiata</i> West	-	-	-	+	-
<i>Arcella megastoma</i> Penard	-	+	+	+	-	<i>Hyalodiscus rubicundus</i> Hertwig	-	-	-	-	+
<i>Arcella polyora</i> Penard	+	+	+	+	+	& Lesser*					
<i>Arcella vulgaris</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	<i>Mayorella inquisita</i> Bovee*	-	-	-	+	-
<i>Arcella vulgaris undulata</i> Deflandre*	-	-	-	+	-	<i>Mayorella spatula</i> Page	+	+	+	+	+
<i>Campascus minutus</i> Penard	-	-	+	+	-	<i>Microcorycia flava</i> (Greeff) Cockerell*	-	-	-	+	-
<i>Centropyxix aculeata aculeata</i> Stein	+	+	+	+	+	<i>Naegleria bistadialis</i> Puschkarau	-	-	+	+	-
<i>Centropyxix aerophila</i> Deflandre*	+	+	-	-	+	<i>Naegleria gruberi</i> Schardinger	-	-	-	-	+
<i>Centropyxix aerophila stlvatica</i>	-	-	+	-	-	<i>Nebula carinata</i> Chardez*	-	-	-	-	+
Deflandre						<i>Nebula collaris</i> (Ehrenberg) Leidy	-	-	+	-	-
<i>Centropyxix cassis</i> Wallich	+	+	+	+	-	<i>Pessonella marginata</i> Pussard*	-	-	-	+	-

種 名	St.	St.	St.	St.	St.	種 名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Phryganella acropodia</i> (Hertwig & Lesser) Hopkinson*	-	-	-	+	-	<i>Colpoda fastigata</i> Foissner	+	+	+	+	-
<i>Phryganella acropodia depressa</i> Playfair*	-	-	-	+	-	<i>Colpoda inflata</i> (Stokes) Kahl	+	+	-	-	-
<i>Plagiopyxis declivis</i> Thomas*	-	-	-	+	-	<i>Colpoda steini</i> Maupas	+	+	-	-	-
<i>Plagiopyxis minuta</i> Bonnet	+	+	+	+	-	<i>Cothurnia oblonga</i> Kahl	+	+	+	+	+
<i>Polychaos fasciculatum</i> Penard	-	-	+	+	-	<i>Cristigera setosa</i> Kahl	-	-	-	-	+
<i>Pyxidicula opculata</i> Agardh	-	-	-	-	+	<i>Cyclidium citrullus</i> Cohn	+	+	+	+	+
<i>Quadrulella globulosa</i> Penard	-	-	-	-	+	<i>Cyclidium glaucoma</i> Muller	+	+	+	+	+
<i>Quadrulella symmetrica</i> Wallich	-	-	+	+	-	<i>Cyclidium litomesum</i> Stokes	-	-	-	-	+
<i>Raphidiophrys pallida</i> Schluze	+	+	+	+	+	<i>Cyclidium singulare</i> Kahl	+	+	+	+	-
<i>Rosculus ithacus</i> Hawes	-	-	+	-	-	<i>Cyrtolophosis elongata</i> Schewiakoff	+	+	+	+	-
<i>Subulamoeba saphirina</i> Penard*	-	+	+	+	-	<i>Cyrtolophosis major</i> Kahl	-	-	+	+	-
<i>Saccamoeba limax</i> Page	-	-	-	-	+	<i>Cyrtolophosis mucicola</i> Stokes	+	+	+	+	-
<i>Thecamoeba terricola</i> Greeff	-	-	+	+	-	<i>Didinium nasutum</i> Muller	+	+	+	+	-
<i>Thecamoeba vesiculata</i> Penard*	-	+	-	-	-	<i>Dileptus monilatus</i> Stokes	-	-	+	+	-
<i>Trigonopyxis arcua</i> Leidy	-	-	-	-	+	<i>Enchelys simplex</i> Kahl	+	-	-	-	-
<i>Trinema enchelys</i> Ehrenberg	-	-	+	+	+	<i>Epistylis plicatilis</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Trinema lineare</i> Penard	+	+	+	+	+	<i>Epistylis plicatilis</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Vaklkampfia guttata</i> Dujardin	-	-	-	-	+	<i>Euplotes eurystomus</i> Wrzesniowski	+	+	-	-	-
<i>Vaklkampfia limax</i> Dujardin	-	-	-	-	+	<i>Euplotes muscicola</i> Kahl	-	-	+	-	-
<i>Vahlkampfia russelli</i> Singh	-	+	-	+	+	<i>Frontonia acuminata</i> Ehrenberg	-	+	+	+	-
<i>Vaklkampfia vaklkampfia</i> Chatton	-	-	-	-	+	<i>Glaeoma scintillans</i> Ehrenberg	-	-	+	+	-
<i>Vannella miroides</i> Bovee	-	+	-	+	-	<i>Gonostomum affine</i> Stein	-	-	+	+	-
<i>Vannella platypodia</i> (Glasser) Bovee	+	+	+	+	-	<i>Halteria grandinella</i> Muller	+	+	+	+	+
Ciliophora Deflein 1901						<i>Halteria sigmoidea</i> Foissner	+	+	-	-	+
<i>Askenasia volvox</i> Claparede & Lachmann	-	-	-	-	+	<i>Hemiohrys agilis</i> Penard	-	-	-	-	+
<i>Aspidisca costata</i> Dujardin	+	+	+	+	+	<i>Holophrya simplex</i> Schewiakoff	-	-	-	+	-
<i>Aspidisca dentata</i> Kahl	+	+	+	+	-	<i>Holosticha algivora</i> Kahl	-	-	+	+	-
<i>Aspidisca lynceus</i> Kahl	-	-	+	-	-	<i>Holosticha sigmoidea</i> Foissner	-	-	-	-	+
<i>Aspidisca sulcata</i> Kahl	+	-	-	-	-	<i>Holosticha viridis</i> Kahl	-	-	+	+	-
<i>Bryophyllum armatus</i> Clap & Lesser*	-	-	-	-	+	<i>Lacrymaria olor</i> Muller	+	+	-	-	-
<i>Chilodonella acuta</i> Kahl	-	+	+	-	+	<i>Leptopharynx sphagnetorum</i> Levander	-	-	-	+	-
<i>Chilodonella algivora</i> Kahl	-	+	+	-	-	<i>Litonotus obtusus</i> Maupas	-	-	-	-	+
<i>Chilodonella bavariensis</i> Kahl	-	-	+	+	+	<i>Loxodes vorax</i> Stokes	-	+	+	+	-
<i>Chilodonella calkinsi</i> Kahl	-	-	+	+	+	<i>Metopus curvatus</i> Kahl	-	-	-	+	-
<i>Chilodonella cucullas</i> C.F. Muller	+	+	+	-	-	<i>Metopus es</i> Muller	-	-	+	-	-
<i>Chilodonella fluviatilis</i> Stokes	-	-	-	-	+	<i>Metopus rostratus</i> Kahl	-	-	-	+	-
<i>Chilodonella uncinata</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	<i>Nassula picta</i> Greef	+	+	+	+	+
<i>Cinetichilum margaritaceum</i> Perty	+	+	+	+	+	<i>Opercularia protecta</i> Penard	-	-	-	+	-
<i>Cohnlembus fusiformis</i> Kahl	-	-	-	+	-	<i>Ophrydium erassicaule</i> Penard	-	-	+	+	-
<i>Coleps hirtus</i> Nitzsch	+	-	-	-	-	<i>Opisthotricha similis</i> Engelmann	-	-	+	+	-
<i>Colpidium campylum</i> Stokes	+	+	+	-	-	<i>Oxytricha caudens</i> Kahl	+	-	-	-	+
<i>Colpidium colpoda</i> Ehrenberg	-	-	+	+	-	<i>Oxytricha fallax</i> Stein	+	+	+	+	-
<i>Colpoda steini</i> Maupas	+	+	-	-	-	<i>Oxitricha crassistilata</i> Kahl	+	+	+	+	+
<i>Colpoda cucullus</i> Muller	-	-	-	-	+	<i>Oxitricha fallax</i> Stein	+	+	+	+	-
						<i>Oxytricha hemenostoma</i> Stein	-	+	+	+	+
						<i>Oxytricha muscorum</i> Kahl	-	+	+	+	-
						<i>Oxytricha saprobia</i> Kahl	+	+	+	-	+
						<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg	+	-	-	-	+
						<i>Paramecium trichium</i> Stokes	+	-	-	-	-

種名	St.	St.	St.	St.	St.	種名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Podophrya fixa</i> Muller	+	+	-	-	-	<i>Trachelophyllum pusillum</i> Perty-Clap	-	-	-	-	+
<i>Pseudoglaucoma muscorum</i> Kahl	-	-	+	+	-	<i>Trochilia minuta</i> Roux	-	-	-	-	+
<i>Rhabdostyla ovum</i> Kent	-	-	+	+	-	<i>Uroleptus longicaudatus</i> Stokes	-	-	-	-	+
<i>Spathidium muscicola</i> Kahl	+	-	-	-	-	<i>Uronema marinum</i> Dujardin	-	-	-	-	+
<i>Spathidium spathula</i> Muller	+	+	+	+	-	<i>Vaginicola ampulla</i> Fromentel	+	+	+	+	+
<i>Sphaerophrya soliformis</i> Lauterborn	-	+	+	-	+	<i>Vaginicola attenuata</i> Fromentel	+	+	+	+	+
<i>Spirostomum minus</i> Roux	+	-	-	+	-	<i>Vaginicola ceratophylli</i> Penard	+	+	+	+	+
<i>Stentor polymorphus</i> Muller	+	+	+	+	-	<i>Vaginicola crystallina</i> Ehrenberg	-	+	+	+	-
<i>Strobilidium velox</i> Faure-Fremiet	+	+	+	+	-	<i>Vorticella campanula</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Strobilidium gyrans</i> Stokes	+	+	+	+	+	<i>Vorticella convallaria</i> Linne	+	-	-	+	+
<i>Strombidium viride</i> Stein	+	+	+	+	+	<i>Vorticella elongata</i> Fromentel	+	+	+	+	-
<i>Strongylidium crassa</i> Sterki	+	+	+	+	-	<i>Vorticella microstoma</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+
<i>Stylonychia muscorum</i> Kahl	-	-	+	+	-	<i>Vorticella monilata</i> Kahl	+	+	+	+	+
<i>Stylonychia notophora</i> Stokes	+	+	+	+	+	<i>Vorticella picta</i> Ehrenberg	-	-	+	+	-
<i>Tachysoma pellionella</i> Muller-Stein	-	-	-	-	+	<i>Vorticella similis</i> Muller	+	+	+	+	+
<i>Tetryahymena pyriformis</i> Ehrenberg	+	+	+	+	+	<i>Vorticella striata</i> Dujardin	+	-	-	-	-
<i>Tintinnopsis entzii</i> Daday	-	-	-	+	+	地点別種数	102	105	130	151	111
<i>Tintinnidium fluviatile</i> Stein	+	+	+	+	+	*中国新記録					
<i>Trachelophyllum chilense</i> Burger	+	+	-	+	+						

付表3 ワムシ類のファウナ
地点ごとに確認されたものを+で示す

種名	St.	St.	St.	St.	St.	種名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Anuraeopsis fissa</i> (Gosse, 1851)	+	+	+	+	+	(Skorikov, 1894)					
<i>Anuraeopsis navicula</i> Rousselet 1910*				+		<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838*					+
<i>Aspelta angusta</i> Harring & Myers*	+	+	+	+	+	<i>Brachionus sessilis</i> Varga, 1951*	+				
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse 1850	+	+	+	+	+	<i>Brachionus urceolaris</i> (O.F.M., 1773)	+		+	+	
<i>Brachionus angularis</i> (Gosse, 1851)	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella biungulata</i> Wulfert 1937*	+	+			
<i>Brachionus bidentata</i> Anderson, 1889				+	+	<i>Cephalodella catellina</i> (O.F.M., 1786)		+		+	
<i>Brachionus budapestiensis</i> Daday 1885	+	+				<i>Cephalodella deformis</i> Donner 1950*	+				
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas 1766	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella forficula</i> (Ehrenberg, 1838)				+	
<i>Brachionus caudatus</i> Barrois & Daday 1894	+		+	+		<i>Cephalodella gibba</i> (Ehrenberg, 1838)	+	+	+	+	+
<i>Brachionus diversicornis</i> (Daday, 1883)	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella gobio</i> Wulfert 1937*	+	+		+	+
<i>Brachionus falcatus</i> Zacharias 1898	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella incila</i> Wulfert 1937*					+
<i>Brachionus forficula</i> Wierzejski 1891	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella intuta</i> Myers 1924			+		
<i>Brachionus f. reducta</i> (Gosse, 1926)	+					<i>Cephalodella megalotrocha</i> (Glascott, 1893)		+			
<i>Brachionus leydigi</i> Cohn 1862	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella minoru</i> Wulfert 1960	+				
<i>Brachionus quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	+	+	+	+	+	<i>Cephalodella misgurnus</i> Wulfert 1937	+	+	+	+	
<i>Brachionus q. brevispinus</i> (Ehrenberg, 1832)					+	<i>Cephalodella cf. Teniuseta</i> (Burn, 1890)*				+	
<i>Brachionus q. cluniorbicularis</i>					+	<i>Cephalodella theodora</i> Koch-Althaus 1961*	+	+	+	+	
						<i>Collotheca mutabilis</i> (Hudson, 1885)	+				
						<i>Collotheca</i> spp.	+			+	+

種 名	St.	St.	St.	St.	St.	種 名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Colurella adriatica</i> Ehrenberg 1831	+		+			<i>Lecane curvicornis</i> (Murry, 1913)	+	+			
<i>Colurella uncinata</i> (O.F.M., 1773)	+	+	+	+	+	<i>Lecane decipiens</i> (Daday, 1913)*	+	+			
<i>Conochilus unicornis</i> Rousset 1892	+		+	+	+	<i>Lecane furcata</i> (Murry, 1913)	+	+	+		
<i>Dicranophorus caudatus</i> (Ehrenberg, 1834)					+	<i>Lecane hamata</i> (Stokes, 1896)	+	+	+	+	
<i>Dicranophorus forcipatus</i> (O.F.M., 1786)					+	<i>Lecane hastate</i> (Murray, 1913)		+	+		
<i>Dicranophorus hauerianus</i> Wiszniewski 1939*	+				+	<i>Lecane levistyla</i> (Olofsson, 1917)*					+
<i>Dicranophorus uncinatus</i> (Milne, 1886)			+	+	+	<i>Lecane ludwigi</i> (Eckstein, 1893)	+				+
<i>Dipleuchlanis propatula</i> (Gosse, 1886)	+					<i>Lecane luna</i> (O.F.M., 1773)	+		+		+
<i>Encentrum gibbosum</i> Wulfert 1936	+					<i>Lecane lunaris</i> (Ehrenberg, 1832)		+	+		+
<i>Encentrum grande</i> (Western, 1891)*				+		<i>Lecane papuana</i> (Murry, 1913)	+	+	+	+	+
<i>Encentrum putorius</i> Wulfert 1936*	+	+	+	+		<i>Lecane quadridentata</i> (Ehrenberg, 1832)	+				
<i>Encentrum wiszniewski</i> Wulfert 1939*	+			+		<i>Lecane scutata</i> (H. & M., 1926)					+
<i>Eosphora najas</i> Ehrenberg 1830			+			<i>Lecane stenroosi</i> (Meissner, 1908)	+	+	+	+	+
<i>Epiphanes macrourus</i> (Barrois & Daday, 1894)*	+					<i>Lecane tenuiseta</i> Harring 1914	+				
<i>Epiphanes senta</i> (O.F. Muller, 1773)				+		<i>Lecane thienemanni</i> (Hauer, 1938)	+		+	+	
<i>Euchlanis deflexa</i> Gosse 1851*	+	+	+	+	+	<i>Lepadella ovalis</i> (O.F.M., 1786)				+	
<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg 1832	+	+	+	+	+	<i>Lepadella patella</i> (O.F.M., 1786)	+	+		+	+
<i>Euchlanis oropha</i> Gosse 1887*	+			+	+	<i>Lepadella rhomboids</i> (Gosse, 1886)	+	+	+	+	
<i>Filinia cornuta</i> (Weisse, 1847)				+		<i>Lindia torulosa</i> Dujardin 1841			+		
<i>Filinia longiseta</i> (Ehrenberg, 1834)		+	+	+	+	<i>Lophocharis oxysternon</i> (Gosse, 1851)	+				
<i>Filinia longiseta passa</i> (O.F.M., 1786)					+	<i>Metadiaschiza trigona</i> (Rousset, 1895)	+				
<i>Filinia opoliensis</i> (Zacharias, 1898)				+		<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)*	+				
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	+	+	+	+		<i>Mytilina ventripes macracantha</i> (Gosse, 1886)	+	+		+	+
<i>Hexarthra intermedia</i> Wiszniewski 1929	+					<i>Notholca dongtingensis</i> Zhuge & Kutikova 1998**	+	+	+	+	
<i>Hexarthra mira</i> (Hudson, 1871)			+	+	+	<i>Notholca labis</i> Gosse 1887	+	+	+	+	+
<i>Itura myersi</i> Wulfert 1935*	+					<i>Notommata cyrtopus</i> Gosse 1886	+			+	
<i>Keratella cochlearis</i> (Gosse, 1851)	+	+	+	+	+	<i>Notommata pachyura</i> (Gosse, 1886)				+	
<i>Keratella c. tecta</i> (Lauterborn)	+	+	+	+	+	<i>Notommata pseudocerberus</i> De Beauchamp 1908			+	+	
<i>Keratella quadrata</i> (O.F.M., 1786)	+	+	+	+	+	<i>Notommata saccigera</i> Ehrenberg 1832*	+				
<i>Keratella trapezoida</i> Zhuge & Huang, 1998**					+	<i>Notommata tripus</i> Ehrenberg 1838					+
<i>Keratella tropica</i> (Apstein, 1907)	+	+	+	+	+	<i>Paradicranophorus hudsoni</i> (Glascott, 1893)*		+		+	
<i>Keratella valga</i> (Ehrenberg, 1834)			+		+	<i>Parencentrum saundersiae</i> (Hudson, 1885)*		+		+	
<i>Keratella wangi</i> Zhuge & Huang, 1997**					+	<i>Paradicranophorus kostei</i> n. sp.**	+			+	
<i>Lecane aspasia</i> Myers, 1917*	+					<i>Philodina megalotrocha</i> (Ehrenberg, 1832)				+	
<i>Lecane bulla</i> (Gosse, 1886)	+	+	+	+	+	<i>Platius patulus</i> (O.F.M., 1786)	+	+	+	+	
<i>Lecane chinesensis</i> Zhuge & Koste n. sp.**	+	+			+	<i>Playias quadricornis</i> (Ehrenberg, 1832)		+			
<i>Lecane closerocerca</i> (Schmarda, 1859)		+	+	+	+	<i>Ploesoma hudsoni</i> (Imhof, 1891)	+		+		+
						<i>Ploesoma truncatum</i> (Levander, 1894)				+	+
						<i>Polyarthra dolichoptera</i> Idelson 1925	+	+	+	+	+

種名	St.	St.	St.	St.	St.	種名	St.	St.	St.	St.	St.
<i>Polyarthra eurypetra</i> (Wierzejski, 1893)					+	Zacharias, 1893					
<i>Polyarthra vulgaris</i> Carlin 1943	+	+	+	+	+	<i>Trichocerca cylindrical</i> (Imhof, 1891)	+	+		+	+
<i>Pompholyx sulcata</i> (Hudson, 1885)	+	+	+	+	+	<i>Trichocerca dixon-nuttalli</i> Jennings				+	
<i>Ptygura</i> spp.	+					1903					
<i>Rhinoglena tokioensis</i> Sudzuki 1976*	+	+	+	+		<i>Trichocerca inermis</i> (Linder, 1904)	+		+		
<i>Rotaria neptuna</i> Ehrenberg 1832	+					<i>Trichocerca pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	+		+	+	+
<i>Synchaeta oblonga</i> Ehrenberg 1831	+	+	+	+	+	<i>Trichocerca similes</i> (Wierzejski, 1893)	+	+	+	+	+
<i>Synchaeta pectinata</i> Ehrenberg, 1832	+	+	+		+	<i>Trichocerca stylata</i> (Gosse, 1851)	+			+	+
<i>Synchaeta stylata</i> Wierzejski 1893	+	+	+	+	+	<i>Trichocerca tenuior</i> (Gosse, 1886)		+		+	
<i>Taphrocampa selenura</i> (Gosse, 1887)*		+				<i>Trichocerca tigris</i> (O.F.M., 1786)	+	+			
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+	+	+	+	+	<i>Trichotria curta</i> (Storikov, 1914)*	+	+	+	+	+
<i>Testudinella incisa emarginula</i> (Stenroos, 1898)	+					<i>Trichotria tetractis</i> (Ehrenberg, 1830)	+	+		+	+
<i>Testudinella tridentate edentata</i> n. subsp.**	+				+	<i>Trichotria tetractis paupera</i> (Ehrenberg, 1830)	+		+		
<i>Trichocerca bicristata</i> (Gosse, 1887)	+		+	+	+	地点別種数	93	66	73	79	60
<i>Trichocerca capucina</i> Wierzejski &	+	+	+	+	+	*中国新記録, **新種					

付表4 植物プランクトンのフローラ

Cyanophyceae

<i>Aphanocapsa</i>	<i>elachista</i> West & West
<i>Chroococcus</i>	<i>limneticus</i> Lemm.
<i>Merismopedia</i>	<i>glauc</i> (Ehr.) Nag.
<i>Microcystis</i>	<i>aeruginosa</i> Kütz. <i>marginata</i> (Menegh.) Kütz.
<i>Anabaena</i>	<i>minutissima</i> Lemm. <i>variabilis</i> Kütz.
<i>Lyngbya</i>	<i>attenuata</i> Fritsch <i>contorta</i> Lemm. <i>limnetica</i> Lemm.
<i>Oscillatoria</i>	<i>chalybea</i> Mert. <i>lacustris</i> (Kleb.) Geitler* <i>princeps</i> Vauch. <i>pseudogeminata</i> G. Schmid <i>pseudogeminata</i> var. <i>unigranulata</i> Biswas <i>raciborskii</i> Wloze <i>subbrevis</i> Schmide <i>tennis</i> var. <i>levis</i> Gardn. <i>willei</i> Gardner em Drouet
<i>Raphidiopsis</i>	<i>curvata</i> Fritsh
<i>Spirulina</i>	<i>jenneri</i> Geitl. <i>maior</i> Kütz. <i>platensis</i> (Nordst.) Geitl.

Cryptophyceae

<i>Chroomonas</i>	<i>caudata</i> Geitler
<i>Cryptomonas</i>	<i>marssonii</i> Skuja <i>ovata</i> Ehr.

Pyrrophyceae

<i>Ceratium</i>	<i>hirundinella</i> (Mull.) Schr. <i>hirundinella</i> (Mull.) Schr. f. <i>robustum</i>
<i>Peridinium</i>	<i>cunningtonii</i> (Lemm.) Lemm. tab. <i>penardiforme</i> Lind. <i>pusillum</i> (Pen.) Lemm. <i>remotum</i> Lef <i>umbonatum</i> Stein tab. <i>conjunctum</i> (Lef.) <i>wisconsinense</i> Eddy*

Chrysophyceae

<i>Dinobryon</i>	<i>bavaricum</i> Imhof.* <i>divergens</i> Imh. <i>social</i> Ehr.
<i>Mallomonas</i> sp.	
<i>Synura</i> sp.	
<i>Uloglena</i>	<i>volvox</i> Ehr.

Xanthophyceae

<i>Ophiocytium</i>	<i>capitatum</i> Woll.
<i>Tribonema</i>	<i>minus</i> (Will.) Haz.

Bacillariophyceae

Centricae	<i>Attheya</i>	<i>zachariasii</i> Brun.
	<i>Cyclotella</i>	<i>asterocostata</i> Xie, Lin & Cai <i>bodanica</i> Eul. <i>catenata</i> (Brun) Bachm. <i>comta</i> (Ehr.) Kütz. <i>comta</i> var. <i>oligactis</i> (Ehr.) Grun.

		<i>hubeiana</i> Chen & Zhu			<i>praerupta</i> var. <i>bidens</i> (Ehr.) Grun.
		<i>kutzingiana</i> var. <i>planetophora</i> Fricke			<i>septentrionalis</i> Oestrup
		<i>meneghiniana</i> Kütz.			<i>sudetica</i> (Mull.) Hust.
		<i>operculata</i> var. <i>mesoleia</i> Grun.	Biraphidinales	<i>Amphiprora</i>	<i>alata</i> Kütz.
		<i>rhomboideo-elliptica</i> skuja emend.		<i>Amphora</i>	<i>costata</i> Hust
		Chen & Zhu			<i>ovalis</i> Kütz.
		<i>shanxiensis</i> Xie & Qi		<i>Caloneis</i>	<i>bacillum</i> (Grun.) Mer.
		<i>stelligera</i> (Cleve & Grun.)			<i>silicula</i> (Ehr.) Cleve
	<i>Melosira</i>	<i>distans</i> (Ehr.) Kütz.			<i>silica</i> var. <i>truncatula</i> Grun.
		<i>granulata</i> (Ehr.) Ralfs		<i>Cymbella</i>	<i>affinis</i> Kütz.
		<i>granulata</i> var. <i>angustissima</i> O. Mull.			<i>alpina</i> Grun.
		<i>italica</i> (Ehr.) Kütz.			<i>amphicephala</i> Naeg.
		<i>varians</i> Ag.			<i>aspera</i> (Ehr.) Cleve
	<i>Hydrosira</i>	<i>whampoensis</i> (Schwarz.) Deby			<i>bohemicum</i> Reiche & Fricke
	<i>Thalassiosira</i>	<i>bramaputrae</i> (Ehr.) Hakan.			<i>cistula</i> (Hempr.) Grun.
Pennatae	<i>Asterionella</i>	<i>formosa</i> Hass.			<i>cistula</i> var. <i>maculata</i> (Kütz.) V.H.
Araphidiales		<i>gracillima</i> (Hantz.) Heib.			<i>cymbiformis</i> (Kütz.) V.H.
	<i>Ceratoneis</i>	<i>arcus</i> Kütz.			<i>delicatula</i> Kütz.
		<i>arcus</i> var. <i>linearis</i> Holmboe			<i>gracilis</i> (Rabh.) Cleve
	<i>Diatoma</i>	<i>hiemale</i> var. <i>mesodon</i> (Ehr.) Grun.			<i>hebridica</i> (Greg.) Grun.
		<i>vulgare</i> Bory			<i>helvetica</i> Kütz.
	<i>Fragilaria</i>	<i>brevistriata</i> Grun.			<i>hybrida</i> Grun.
		<i>capucina</i> Desm.			<i>laevis</i> Naeg.
		<i>construens</i> var. <i>subsalina</i> Hust.			<i>lanceolata</i> (Ehr.) V.H.
		<i>crotonensis</i> Kitt.			<i>late</i> Grun.
		<i>harrissonii</i> W. Smith			<i>naviculiformis</i> Auersw.
		<i>virescens</i> var. <i>mesolepta</i> Rabh.			<i>norvegica</i> Grun.
	<i>Synedra</i>	<i>actinastroides</i> Lemm.			<i>obtusiuscula</i> (Kütz.) Grun.
		<i>acus</i> Kütz.			<i>parva</i> (W. Smith) Cleve
		<i>affinis</i> Kütz.			<i>perpusilla</i> Cl.
		<i>amphicephale</i> var. <i>austriaca</i> Grun.			<i>prostrata</i> (Berk.) Cleve
		<i>capitata</i> Ehr.			<i>pusilla</i> Grun.
		<i>pulchella</i> var. <i>lanceolata</i> O' Meara			<i>reinhardtii</i> Grun.
		<i>ulna</i> (Nitzsch.) Ehr.			<i>sinuata</i> Greg.
		<i>ulna</i> var. <i>aequalis</i> (Kütz.) Hust			<i>tumida</i> (Breb.) V.H.
		<i>ulna</i> var. <i>biceps</i> (Kütz.) Schoenf.			<i>turgida</i> (Greg.) Cleve
		<i>ulna</i> var. <i>contracta</i> Ostr.			<i>turgidula</i> Grun.
		<i>ulna</i> var. <i>impressa</i> Hust.			<i>ventricosa</i> Kütz.
		<i>ulna</i> var. <i>ramesi</i> (Herib.) Hust		<i>Didymosphenia</i>	<i>geminata</i> (Lyngbye) M. Schmidt
		<i>vaucheriae</i> Kütz.		<i>Diploneis</i>	<i>elliptica</i> (Kütz.) Cleve
	<i>Tabellaria</i>	<i>flocculosa</i> (Roth.) Kütz.			<i>ovalis</i> (Hilse) Cleve
Raphidionales	<i>Eunotia</i>	<i>arcus</i> Ehr.			<i>ovalis</i> var. <i>oblongella</i> (Naeg.) Cleve
		<i>arcus</i> var. <i>bidens</i> Grun.			<i>pseudovalis</i> Hust
		<i>diodon</i> Ehr.			<i>puella</i> (Schum.) Cleve
		<i>fallax</i> var. <i>gracillima</i> Krascke		<i>Frustulia</i>	<i>rhomboids</i> (Ehr.) De Toni
		<i>lunaris</i> (Ehr.)			<i>vulgaris</i> Thwaites
		<i>paludosa</i> Grun.		<i>Gomphonema</i>	abbreviatum Ag.
		<i>pectinalis</i> (Kütz.) Rabh.			<i>acuminatum</i> Ehr.
		<i>pectinalis</i> var. <i>undulata</i> (Ralfs) Rabh.			<i>acuminatum</i> var. <i>brebissonii</i> (Kütz.)
		<i>pectinalis</i> var. <i>ventricosa</i> Grun.			Cleve

	<i>acuminatum</i> var. <i>turris</i> (Ehr.) Cleve		<i>gracilis</i> Ehr.
	<i>angustatum</i> (Kütz.) Rab.		<i>graciloides</i> A. May.
	<i>angustatum</i> var. <i>producta</i> Grun.		<i>hustedtii</i> Krass.
	<i>apicatum</i> Ehr.		<i>lacustris</i> Greg.
	<i>augur</i> Ehr.		<i>menisculus</i> Schum.
	<i>bohemicum</i> Reich. & Fricke		<i>placenta</i> Ehr.
	<i>constrictum</i> Ehr.		<i>placentula</i> f. <i>latiuscula</i> (Grun.)
	<i>constrictum</i> var. <i>capitata</i> (Ehr.) Cleve		Meister
	<i>gracile</i> Ehr.		<i>placentula</i> f. <i>rostrata</i> A. May.
	<i>gracile</i> var. <i>lanceolata</i> (Kütz.)		<i>protrasta</i> Grun.
	Cleve		<i>pupula</i> Kütz.
	<i>helveticum</i> Brun.		<i>radiosa</i> Kütz.
	<i>intricatum</i> Kütz.		<i>rhynchocephala</i> Kütz.
	<i>intricatum</i> var. <i>vibrio</i> (Ehr.) Cleve		<i>rostellata</i> Kütz.
	<i>lanceolatum</i> Ehr.		<i>salinarum</i> Grun.
	<i>lanceolatum</i> var. <i>insignis</i> (Greg.)		<i>simplex</i> Krasske
	Cleve	<i>Neidium</i>	<i>affine</i> var. <i>amphirhynchus</i> (Ehr.)
	<i>longiceps</i> var. <i>montana</i> f. <i>suecica</i>		Cleve
	Grun.		<i>affine</i> var. <i>hankense</i> (Skv.) Reim.
	<i>longiceps</i> var. <i>subclavata</i> Grun.		<i>bisulcatum</i> f. <i>undulata</i> O. Mull.
	<i>longiceps</i> var. <i>subclavata</i> f. <i>gracilis</i>		<i>dubium</i> (Ehr.) Cleve
	Hust		<i>dubium</i> var. nov.
	<i>olivaceum</i> (Lyngbye) Kütz.		<i>iridis</i> (Her.) Cleve
	<i>olivaceum</i> var. <i>calcareo</i> Cleve		<i>iridis</i> var. <i>amphigomphus</i> (Ehr.) V.H.
	<i>parvulum</i> (Kütz.) Grun.		<i>kozłowi</i> var. <i>parva</i> Mer.
	<i>parvulum</i> var. <i>subelliptica</i> Cleve		<i>productum</i> (W. Smith) Cleve
	<i>solea</i> (Breb.) W. Smith	<i>Pinularia</i>	<i>appendiculata</i> (Ag.) Cleve
	<i>sphaerophorum</i> Ehr.		<i>borealis</i> Ehr.
	<i>tergestinum</i> (Grun.) Fricke		<i>braunii</i> var. <i>camphicephala</i> (A. May.)
	<i>turris</i> Ehr.		Hust.
<i>Gyrosigma</i>	<i>acuminatum</i> (Kütz.) Rab.		<i>divergens</i> W. Smith
	<i>kutzingii</i> (Grun.) Cleve		<i>gibba</i> Ehr.
	<i>scalproides</i> (Rabh.) Cleve		<i>gibba</i> f. <i>subundulata</i> May.
	<i>spencerii</i> (W. Smith) Cleve		<i>interrupta</i> W. Smith
<i>Navicula</i>	<i>americana</i> Ehr.		<i>maior</i> (Kütz.) Cleve
	<i>amphibola</i> Cleve		<i>mesogongyla</i> Ehr.
	<i>anglica</i> Ralfs		<i>mesolepta</i> (Ehr.) W. Smith
	<i>bacillum</i> Ehr.		<i>microstauron</i> (Ehr.) Cleve
	<i>bacillum</i> var. <i>gregorgana</i> Grun.		<i>microstauron</i> f. <i>biundulata</i> O. Mull.
	<i>cari</i> Ehr.		<i>molaris</i> Grun.
	<i>cincta</i> (Ehr.) Kütz.		<i>polyonca</i> (Breb.) O. Mull.
	<i>cryptocephala</i> Kütz.		<i>subsolaris</i> (Grun.) Cleve
	<i>cuspidata</i> Kutz	<i>Stauroneis</i>	<i>anceps</i> Ehr.
	<i>cuspidata</i> var. <i>ambigua</i> (Ehr.) Cleve		<i>anceps</i> f. <i>gracilis</i> (Ehr.) Cleve
	<i>dicephala</i> (Ehr.) W. Smith		<i>phoenicenteron</i> Ehr.
	<i>dicephala</i> var. <i>neglecta</i> (Krasske)		<i>schroederi</i> Hust.
	Hust.		<i>smithii</i> Grun.
	<i>exigua</i> (Greg.) O. Mull.	Monoraphidinales	
	<i>gastrum</i> Ehr.	<i>Achnanthes</i>	<i>coarctata</i> Breb.
	<i>gothlandica</i> Grun.		<i>inflata</i> Kütz.

	<i>lanceolata</i> Breb.		<i>deses</i> Ehr.
	<i>lanceolata</i> var. <i>dubia</i> Grun.		<i>geniculata</i> Duj.
<i>Cocconeis</i>	<i>placentula</i> (Her.) Hust		<i>oxyuris</i> Schmar.
	<i>placentula</i> var. <i>euglypta</i> (Ehr.) Cleve		<i>polymorpha</i> Dang.
	<i>placentula</i> var. nov.		<i>proxima</i> Dang
<i>Rhopalodia</i>	<i>gibba</i> (Ehr.) O. Mull.		<i>spirogyra</i> Ehr.
	<i>gibberula</i> (Ehr.) O. Mull.		<i>viridis</i> Ehr.
Aulonoraphidinales		<i>Lepocinclis</i>	<i>fusiformis</i> (Cart.) Lemm. em. Conr.
<i>Cymatopleura</i>	<i>elliptica</i> (Breb.) W. Smith	<i>Phacus</i>	<i>onyx</i> Pochm.
	<i>elliptica</i> var. <i>constricta</i> Grun.		<i>orbicularis</i> Hubn.
	<i>solea</i> (Breb.) W. Smith		<i>platalea</i> Drez.
	<i>solea</i> var. <i>regula</i> (Ehr.) Grun.		<i>tortus</i> (Lemm.) Skv.
<i>Epithemia</i>	<i>sorex</i> Kütz.		<i>triqueter</i> (Her.) Duj.
	<i>sorex</i> var. <i>gracilis</i> Hust	<i>Strombomonas</i>	<i>muxima</i> (Skv.) Delf.
	<i>turgida</i> (Ehr.) Grun.		<i>urceolata</i> (Stok.) Defl.
	<i>zabra</i> (Ehr.) Kütz.	<i>Trachelomonas</i>	<i>curta</i> Da Cunha em. Dfl.
	<i>zabra</i> var. <i>porcellus</i> (Kütz.) Grun.		<i>granulata</i> Swir. em. Defl.
	<i>zabra</i> var. <i>saxonica</i> (Kütz.) Grun.		<i>hispida</i> (Perty) Stein em. Delf.
<i>Hantzschia</i>	<i>amphioxys</i> (Ehr.) Grun.		<i>hispida</i> var. <i>coronata</i> Lemm.
	<i>amphioxys</i> var. <i>maior</i> Grun.		<i>oblonga</i> Lemm.
	<i>amphioxys</i> f. <i>capitata</i> O. Mull.		<i>pulherrima</i> Pley
<i>Nitzschia</i>	<i>fonticola</i> Grun.		<i>rugulosa</i> Stein
	<i>gandersheimiensis</i> Krasske		<i>scabra</i> Playf.
	<i>gracilis</i> Hantzsch.		<i>similis</i> Stok.
	<i>heufleriana</i> Grun		<i>volvocina</i> Ehr.
	<i>holsatica</i> Hust		
	<i>ignorata</i> Krass. obtusa W. Smith	Chlorophyceae	
	<i>palea</i> (Kütz.) W. Smith	Volvocales	<i>Chlamydomonas</i>
	<i>parvula</i> Lew.		<i>branui</i> Gor.
	<i>stagnorum</i> Rabh.		<i>cingulata</i> Pascher debaryana Gor. L
	<i>thermalis</i> var. <i>minor</i> Hilse		<i>globosa</i> Snow
	<i>tryblionella</i> var. <i>victoriae</i> Grun.		<i>komma</i> Skuja
<i>Surirella</i>	<i>angustata</i> Kütz.		<i>microsphaera</i> Pascher
	<i>biseriata</i> Breb.		<i>mutabilis</i> Gerl.
	<i>biseriata</i> var. <i>bifrons</i> (Ehr.) Hust.		<i>ovalis</i> Pascher
	<i>biseriata</i> var. <i>constricta</i> Grun.		<i>peritusa</i> Chod.
	<i>capronii</i> Breb.		<i>pseudolunata</i> Ettl.
	<i>elegans</i> Ehr.		<i>reinhardtii</i> Dang.
	<i>gracilis</i> (W. Smith) Grun.		<i>simplex</i> Pascher
	<i>linearis</i> W. Smith		<i>snoiae</i> Printz.
	<i>ovata</i> Kütz.		<i>stellata</i> Dild.
	<i>ovata</i> var. <i>pinnata</i> (W. Smith) Hust.	<i>Eudorina</i>	<i>elegans</i> Ehr.
	<i>ovata</i> var. <i>salina</i> (W. Smith) Hust.	<i>Gonium</i>	<i>formosum</i> Pascher
	<i>robusta</i> Ehr.		<i>pectorale</i> Muell.
	<i>robusta</i> var. <i>splendida</i> (Ehr.) V.H.	<i>Pandorina</i>	<i>morum</i> (Muell.) Bory
	<i>spiralis</i> Kütz.	<i>Phacotus</i>	<i>lenticularis</i> (Ehr.) Stein
	<i>tenera</i> Greg.	<i>Pleodorina</i>	<i>californica</i> Shaw.
Euglenophyceae		<i>Pteromonas</i>	<i>angulosa</i> Lemm.
<i>Euglena</i>	<i>acus</i> Ehr.	<i>Pyramidomonas</i>	<i>delicatula</i> Griff.
	<i>allorgei</i> var. <i>pusilla</i> Shi	Chlorococcales	<i>Actinastrum</i>
			<i>aciculana</i> Playf.*
			<i>fluviatile</i> (Schroed.) Fott
			<i>hantzschii</i> Lag.

<i>Ankistrodesmu</i>	<i>angustus</i> Bern.		<i>opoliensis</i> Richt.
	<i>falcatus</i> (Cord.) Ralfs		<i>perforatus</i> Lemm.
	<i>falcatus</i> var. <i>miralibis</i> G.S. West		<i>platydiscus</i> (G.M. Smith) Chod.
<i>Characium</i>	<i>limneticum</i> Lemm.		<i>quadricauda</i> (Turp.) Breb.
<i>Coelastrum</i>	<i>microporum</i> Nag.		<i>quadricauda</i> var. <i>alternans</i> G.M. Smith
	<i>reticulatum</i> (Dong.) Senn.		<i>serratus</i> (Corda) Bohl.
	<i>sphaericum</i> Naeg.		<i>spinus</i> Chod.
<i>Crucigenia</i>	<i>apiculata</i> (Lemm.) Schn.		<i>nitzschoides</i> (G.S. West) Korsch.
	<i>quadrata</i> Morr.	<i>Schroederia</i>	<i>robusta</i> Korsch.
	<i>rectangularis</i> (Nag) Gay.		<i>spiralis</i> (Printz.) Korsch.
<i>Dictyosphaerium</i>	<i>ehrenbergianum</i> Nag.		<i>bifurcatum</i> Lag.
	<i>pulchellum</i> Wood	<i>Tetraedron</i>	<i>crassispina</i> G.M. Smith
<i>Elakatothrix</i>	<i>gelatinosa</i> Wille	<i>Treubaria</i>	<i>botryoides</i> (W. West) Wold
<i>Lauterborniella</i>	<i>lumata</i> sp. nov.	<i>Westella</i>	<i>limnetica</i> Lemm.
<i>Oocystis</i>	<i>lacustis</i> Chod.	Ulotrichales	<i>Ulothrix</i>
<i>Pediastrum</i>	<i>asymmetricus</i> Yamagishi & Hegewald*	Cladophorales	<i>Chladophora</i> sp.
	<i>biradiatum</i> Mey	Zygnematales	<i>Mougeotia</i> sp.
	<i>boryanum</i> (Turp.) Men.		<i>Spirogyra</i> sp.
	<i>duplex</i> Mey.	Desmidiales	<i>Arthorodesmus</i>
	<i>duplex</i> var. <i>gracillimum</i> West & West		<i>Closterium</i>
	<i>simplex</i> (Mey.) Lemm.		<i>incus</i> (Breb.) Hass.
	<i>simplex</i> var. <i>duodenarium</i> (Bail.) Rab.		<i>acerosum</i> (Schrank.) Ehr.
	<i>tetras</i> (Ehr.) Ralfs		<i>ceratium</i> Perty
	<i>tetras</i> var. <i>tetraodon</i> (Cord.) Rab.		<i>gracile</i> Breb.
<i>Quadrigula</i>	<i>chodatii</i> (Tan-Ful.) G.M. Smith		<i>leibleinii</i> Kütz.
<i>Scenedesmus</i>	<i>acuminatus</i> (Lag.) Chod.		<i>parvulum</i> Nag.
	<i>acuminatus</i> var. <i>alternatus</i> Svir.		<i>parvula</i> var. <i>angustum</i> West & West
	<i>armatus</i> (Chod.) Smith		<i>prorum</i> Breb.
	<i>armatus</i> var. <i>boglariensis</i> Hort.		<i>venus</i> Kütz.
	<i>bijugata</i> (turp.) Lag.		<i>blyttii</i> Will.
	<i>brasiliensis</i> Bohl.		<i>impressulum</i> Elfv.
	<i>carinatus</i> (Lemm.) Chod.	<i>Cosmarium</i>	<i>laeve</i> Rab.
	<i>circumfusus</i> Hortob.		<i>pseudopyramidatum</i> Lund.
	<i>denticulatus</i> Leg.		<i>subcostatum</i> Nordst.
	<i>dimorphus</i> (Turp.) Kütz.		<i>indentatum</i> West & West
	<i>gutwinsk</i> Chod.		<i>margaritaceum</i> (Ehr.) Men.
	<i>obliquus</i> (Turp.) Kütz.		<i>polymorphum</i> Breb.
			<i>prionotum</i> Scott & Prescott*
			<i>taylori</i> Lemm.
			<i>tetracerum</i> Ralfs

*中国新記録

付表5 1996年に記録された洞庭湖の淡水魚類相

目	科	種	目	科	種
Clupeiformes	Engraulidae	<i>Coilia ectenes</i> Jordan et Seale			<i>Coreius heterodon</i>
		<i>Coilia brachygnathus</i> Kreyenberg et Pappenheim			(Bleeker)
Anguilliformes	Anguillidae	<i>Anguilla japonica</i> Temmick et Schlegel			<i>Abbottina rivularis</i>
					(Basilewsky)
Cypriniformes	Cyprinidae			Cyprininae	<i>Cyprinus (c.) carpio</i> Linnaeus
	Leuciscinae	<i>Mylopharyngodon piceus</i> (Richardson)			<i>Carassius auratus auratus</i> (Linnaeus)
		<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Cuvier et Valenciennis)		Hypophthalmichthyinae	<i>Aristichthys nobilis</i> (Richardson)
		<i>Squaliobarbus curriculus</i> (Richardson)			<i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Cuvier et Valenciennis)
		<i>Elopichthys bambusa</i> (Richardson)		Cobitidae	<i>Leptobotia taeniaps</i> (Sauvage)
	Culterinae	<i>Hemiculter leucisculus</i> (Basilewsky)			<i>Cobitis sinensis</i> Sauvage
		<i>Hemiculter bleekeri bleekeri</i> Warpachowsky			<i>Misgurnus anguillicaudatus</i> (Cantor)
		<i>Pseudolaubuca sinensis</i> Bleeker	Siluriformes	Siluridae	<i>Silurus asotus</i> Linnaeus
		<i>Culter erythropterus</i> (Basilewsky)		Bagridae	<i>Pelteobagrus fulvidraco</i> (Richardson)
		<i>Erythroculter ilishaeformis</i> (Bleeker)			<i>Pelteobagrus eupogon</i> Boulenger
		<i>Erythroculter mongolicus</i> (Basilewsky)			<i>Pelteobagrus vachelli</i> (Richardson)
		<i>Erythroculter dabryi</i> (Bleeker)			<i>Pelteobagrus nitidus</i> Sauvage et Dabry
		<i>Erythroculter oxycephaloides</i> (Kreyenberg et Pappenheim)			<i>Leiocassis longirostris</i> Gunther
		<i>Parabramis pekinensis</i> (Basilewsky)			<i>Leiocassis crassilabris</i> Gunther
		<i>Megalobrama amblycephala</i> Yin	Beloniformes	Hemiramphidae	<i>Hemiramphus kurumeus</i> Jordan et Starks
Xenocyprinae		<i>Xenocypris argentea</i> Gunther	Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Monopterus albus</i> (Zuiew)
		<i>Distoichodon hupeinensis</i> Yin			
		<i>Pseudobrama simony</i> (Bleeker)	Perciformes	Serranidae	<i>Coreosiniperca roulei</i> (Wu)
Acheilognathinae		<i>Acheilognathus macropterus</i> Bleeker			<i>Siniperca chuatsi</i> (Basilewsky)
		<i>Acheilognathus taenianalis</i> (Gunther)		Eleotridae	<i>Odontobutis obscurus</i> (Temmick et Schlegel)
Gobioninae		<i>Hemibarbus maculatus</i> Bleeker			<i>Hypseleotris swinhonis</i> (Gunther)
		<i>Paracanthobram guichenoti</i> Bleeker			<i>Ctenogobius giurinus</i> (Rutter)
		<i>Pseudorasbora parva</i> (Temminck et Schlegel)		Gobiidae	
		<i>Sarcocheilichthys sinensis sinensis</i> Bleeker		Channidae	<i>Channa argus</i> (Cantor)
		<i>Sarcocheilichthys nigripinnis</i> (Gunther)			
		<i>Squalidus argentatus</i> (Sauvage et Dabry)		Mastacembelidae	<i>Mastacembelus aculeatus</i> (Basilewsky)

付表6 東湖の大型水生植物相 (1962 ~ 64年と1992 ~ 94年の比較)

種名	1962-1964	1992-1994	種名	1962-1964	1992-1994
I. Pteridophyta			<i>Trapella sinensis</i> Oliv.	+	+
Parkeriaceae			Lentibulariaceae		
<i>Ceratopteris thalictroides</i> (L.) Brongn.	+		<i>Utricularia exoleta</i> R. Br.	+	
Marsileaceae			<i>U. minor</i> L.	+	
<i>Marsilea quarifolia</i> L.	+	+	<i>U. aurea</i> Lour.	+	
Salviniaceae			Brassicaceae		
<i>Azolla imbricata</i> (Roxb.) Nakai	+	+	<i>Nasturtium officinale</i> R. Br.*		+
<i>Salvinia natans</i> (L.) All.	+	+	<i>Cardamine flexuosa</i> With.		+
II. Dicotyledoneae			Apiaceae		
Polygonaceae			<i>Hydrocotyle sibthorpioides</i> Lam.		+
<i>Polygonum amphibium</i> L.	+		Compositae		
<i>P. hydropper</i> L.	+	+	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.		+
<i>P. lapathifolium</i> L.	+	+	Convolvulaceae		
<i>P. orientale</i> L.	+		<i>Ipomoea aquatica</i> Forsk.*		+
<i>Rumer laponicum</i> Meisn	+	+	III. Monocotyledoneae		
<i>R. maritimus</i> L.	+		Typhaceae		
Amaranthaceae			<i>Typha angustifolia</i> L.	+	+
<i>Alternanthera philoxeroides</i> Griseb.	+	+	Potamogetonaceae		
<i>A. sessilis</i> (L.) R. Br.	+		<i>Potamogeton crispus</i> L.	+	+
Nymphaeaceae			<i>P. cristatus</i> Reg. Et Maack.	+	
<i>Euryale ferox</i> Salisb.	+	+	<i>P. franchetii</i> Benn. Et Baag.	+	
<i>Nelumbo nucifera</i> Gaertn.	+	+	<i>P. maackianus</i> Benn.	+	
<i>Nymphaea alba</i> L.	+		<i>P. malaianus</i> Miq.	+	+
<i>N. tetragona</i> Georgi	+		<i>P. pectinatus</i> L.	+	
<i>Nuphar sinensis</i> H.-M*		+	<i>P. polygonifolius</i> Pour.	+	
Ceratophyllaceae			Najadaceae		
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	+	<i>Najas graminea</i> Del.	+	
Ranunculaceae			<i>N. major</i> All.	+	+
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	+	+	<i>N. minor</i> All.	+	+
Leguminosae			Alismataceae		
<i>Alschnomene indica</i> L.	+	+	<i>Sagittaria pygmaea</i> Miq.	+	
Callitricaceae			<i>S. trifolia</i> L.	+	+
<i>Callitriche palustris</i> var	+	+	<i>S. trifolia</i> L. var. longilaba Turcz	+	
Hydrocaryaceae			Hydrocharitaceae		
<i>Trapa natans</i> L.	+	+	<i>Hydrocharis asiaticus</i> Miq.	+	+
Ocnotheraceae			<i>Hydrilla verticillata</i> Royle.	+	+
<i>Jussiaea linifolia</i> Vahl.	+		<i>Otella alismoides</i> Pers	+	
<i>Ludwigia prostrata</i> Roxb.	+		<i>Vallisneria denseserrulata</i> (Mak.) Mak.	+	+
Halorrhagaceae			<i>V. spinulosa</i> Yan		+
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	+	<i>V. natans</i> L.	+	+
Gentianaceae			<i>Elodea nutallii</i> St. John.		+
<i>Nymphoides indica</i> (L.) Kuntz	+	+	Graminaeae		
<i>N. peltatum</i> (Gmel.) O. Kuntze	+	+	<i>Alopecurus japonicus</i> Steud.	+	+
Scrophulariaceae			<i>Beckmannia syziachne</i> Fernald.	+	+
<i>Limnophila sessiliflora</i> Blume	+		<i>Echinochloa crusgallia</i> (L.) Beauv.	+	+
<i>Limnophila</i> sp.	+		<i>Leersia hexandra</i> Sur. (Mak.)	+	+
<i>Veronica anagallis</i> L.	+		<i>Phragmites communis</i> Trin.	+	+
Pedaliaceae			<i>Zizania latifolia</i> (Griseb.) Stapf.	+	+

種 名	1962-1964	1992-1994	種 名	1962-1964	1992-1994
<i>Oryza sativa</i> L.*		+	<i>Acorus calamus</i> L.	+	+
<i>Phragmites australis</i> L.		+	<i>Pistia stratiotes</i> L.	+	+
Cyperaceae			<i>Colocasia esculenta</i> Schott.*		+
<i>Carex brunnea</i> Thunb.	+	+	Lemnaceae		
<i>C. dimorpholepis</i> Steud.	+	+	<i>Lemna minor</i> L.	+	+
<i>Cyperus difformis</i> L.	+	+	<i>Spirodela polyrhiza</i> (L.) Schleid.	+	+
<i>Juncellus serotinus</i> Clarke.	+	+	<i>Wolffia arrhiza</i> Wimm.	+	+
<i>Fimbristylis diphylla</i> Vahl.	+		Commelinaceae		
<i>F. miliacea</i> (Thunb.) Vahl.	+	+	<i>Commelina nudiflora</i> L.	+	+
<i>Eleocharis yokoscensis</i> Tang et W.	+	+	Pontederiaceae		
<i>E. palustris</i> R. Br.	+		<i>Eichhornia crassipes</i> Solms.	+	+
<i>E. plantagineiformis</i> Tang et W.	+	+	<i>Monochoria korsakowii</i> Regel et Maack.	+	
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	+		<i>M. vaginalis</i> (Burm. F.) Presl.	+	
<i>Mariscus sieberianus</i> Nees	+		Juncaceae		
<i>Scirpus lacustris</i> L. var.	+		<i>Juncus effusus</i> L.	+	+
tabernaemontani Trauv.			全種数	83	62
<i>S. yagara</i> Ohwi.	+	+	1962-1964年のデータはChen & He (1975)から, また1992-1994年のデータはYu (1995)とNi (1996)から引用した		
<i>S. mucronatus</i> L.	+		外来種 *栽培種		
<i>S. triqueter</i> L.	+	+			
Araceae					

[資 料]

研究の組織と研究課題の構成

1 研究組織

[A 研究担当者]

地域環境研究グループ

開発途上国生態系管理研究チーム 高村典子・福島路生
海域保全研究チーム 木幡邦男
湖沼保全研究チーム 松重一夫・今井章雄

[B 客員研究員]

原田泰志（三重大学）
立川賢一（東京大学）
中島久男（立命館大学）
浜田篤信（元茨城県内水面水産試験場）

[C 共同研究員]

謝 平（中国科学院水生生物研究所東湖湖泊生態系統実験站）
黄 祥飛（同上）
黄 根田（同上）
諸葛 燕（同上）
王 建（同上）
（故）載 莽（同上）
梁 彦齡（中国科学院水生生物研究所）
沈 韞芬（同上）
王 士達（同上）
倪 楽意（同上）
楊 宇峰（同上）
叶 軍（同上）
宋 天祥（同上）

2 研究課題と担当者（*客員研究員，**共同研究員）

2.1 揚子江流域の浅い富栄養湖沼が抱える様々な問題

謝 平**・高村典子・福島路生

2.2 洞庭湖の調査

謝 平**・黄 祥飛**・黄 根田**・諸葛 燕**・王 建**・（故）載 莽**・梁 彦齡**・
沈 韞芬**・王 士達**・倪 楽意**・楊 宇峰**・叶 軍**・宋 天祥**・高村典子・福島路生

2.3 東湖の調査と長期変動

謝 平**・黄 祥飛**・黄 根田**・諸葛 燕**・王 建**・（故）載 莽**・梁 彦齡**・
沈 韞芬**・王 士達**・倪 楽意**・楊 宇峰**・叶 軍**・宋 天祥**・高村典子・福島路生・
立川賢一*・原田泰志*

2.4 浅い富栄養湖沼でのバイオマニピュレーションの可能性

高村典子・福島路生・松重一夫・中島久男*・浜田篤信*・木幡邦男・今井章雄

研究成果発表一覧

1 誌上発表

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
Takamura N., Zhu X., Yang H., Jiang X., Li J. Mei Z., Shi Z., Tan Y.	Characteristics of plankton communities in Chinese integrated fish ponds: effects of excessive grazing by planktivorous carps on plankton communities	Hydrobiol.	315	211-225	1995
高村典子, 野崎久義, 木幡邦男, 渡邊 信	ピコプランクトンの異常発生: ピコプランクトンの分割	日本水産学会誌	61(6)	920-931	1995
Huang G.T., Xie P.	Changes in the structure of fish community with the analysis on the possible reasons in Lake Donghu, Wuhan	Acta Hydrobiol. Sinica	20 (suppl.)	38-46	1996
高村典子	湖の悲鳴: 植物プランクトンたちの生活戦略とアオコの大発生	イリウム	8(1)	4-21	1996
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	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)および繊毛虫の密度の関係	陸水学雑誌	57(3)	245-259	1996
Wang S.D.	The effects of eutrophication on the diversity of zoobenthos in Donghu Lake	Acta Hydrobiol. Sinica	20 (suppl.)	75-89	1996
Xie P.	Experimental studies on the role of planktivorous fishes in the elimination of <i>Microcystis</i> bloom from Donghu Lake using enclosure method	Chin. J. Oceanol. Limnol.	14(3)	193-204	1996
Xie P., Takamura N.	Changes in community structure and biodiversity of planktonic copepods in Lake Donghu.	Acta Hydrobiol. Sinica	20	24-29	1996
Xie P., Takamura N.	Impact of filter-feeding silver and bighead carps on the long-term changes in the community structure of cladocera in Lake Donghu	Acta Hydrobiol. Sinica	20	47-59	1996

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Xie P., Zhuge Y., Dai M., Takamura N.	Impacts of eutrophication on biodiversity of plankton community	Acta Hydrobiol. Sinica	20	30-37	1996
Xie P., Chen Y.	" Evil quarter " of inland waters in China - impact of human activities on the loss of biodiversity	Acta Hydrobiol. Sinica	20 (suppl.)	6-23	1996
Zhuce Y., Koste W.	Two new species of Rotifera from China	Int. Revue ges. Hydrobiol.	81	605-609	1996
木幡邦男, 福島路生, 高村典子, 松重一夫, 今井章雄, 竹下俊二, 田中秀之, 中川 恵	直列多槽式溶出測定装置による霞ヶ浦隔離水界実験における底泥からの栄養塩溶出測定	国立環境研究所資料	F-99	17-21	1997
Liu X., Xie P., Wei Y.	A preliminary study on the seasonal dynamics of dissolved and particulate organic carbon in the outlet of Lake Dongting	Acta Hydrobiol. Sinica	21 (suppl.)	41-49	1997
Song B., Xie P.	Preliminary studies on the community structure of the planktonic Protozoa from the outlet of Lake Dongting	Acta Hydrobiol. Sinica	21 (suppl.)	60-68	1997
高村典子, 福島路生, 孫 麗偉, 中川 恵, Albinder Otto, 松重一夫	ハクレンはアオコを制御できるか?	国立環境研究所資料	F-99	1-16	1997
Wu L., Xie P., Dai M., Wang J.	Effects of silver carp density on zooplankton and water quality: implications for eutrophic lakes in China	J. Fresh. Ecol.	12(3)	437-444	1997
Xie P., Takamura N.	Morphological and ecological studies on a cyclopoid copepod, <i>Mesocyclops notius</i> Kiefer in a subtropical Chinese Lake	Acta Hydrobiol. Sinica	21(4)	334-340	1997
Zhuce Y., Huang X.F.	Rotifera from the outlet of Dongting Lake, with the description of <i>Keratella Wangi</i> N. sp.	Acta Hydrobiol. Sinica	21 (suppl.)	29-40	1997
福島路生, 高村典子, 金 白虎, 中川 恵, 孫 麗偉, 鄭 允文	ハクレンを用いたバイオ・マニピュレーションの可能性	国立環境研究所研究報告	R-138	37-43	1998

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Recknagel F, Fukushima T, Hanazato T, Takamura N., Wilson H.	Modelling and prediction of phyto- and zooplankton dynamics in Lake Kasumigaura by artificial neural networks	Lakes & Reservoirs: Res. & Manage.	3(2)	123-133	1998
Takamura N., Hanazato T., Iwakuma T., Nojiri Y., Otsuki A., Aizaki., Kasumigaura Res. Group NIES	Long-term monitoring of nutrients, plankton and benthos in Lake Kasumigaura	Proc. 2 nd East Asia-Pacific Reg. Conf. Long-Term Ecol. Res. CGER-I 03 '98 .		155-165	1998
高村典子	アオコの特徴とその発生機構 IV. 発生と水質要因との関係(霞ヶ浦)	日本水産学会誌	64(2)	305-306	1998
高村典子	湖の生態系管理	かんきょう	12	40-41	1998
Xie P., Takamura N.	Community structure of planktonic Copepoda in a shallow, macrophytic lake, Lake Biandantang (Hubei, China)	Acta Hydrobiol. Sinica	22(1)	135-142	1998
Zhuge, Y., Kutikova L.A., Sudzuki M.	<i>Notholca dongtingensis</i> (Rotifera: Monogononta: Brachionidae), a new species from Dongting Lake, China	Hydrobiologia	368	37-40	1998
Zhuge Y., Huang X.	On a new species of <i>Keratella</i> (Rotifera: Monogononta: Brachionidae)	Hydrobiologia	387/388	35-37	1998
Zhuge Y., Huang X, Koste, W.	Rotifera recorded from China, 1893-1997, with remarks on their composition and distribution	Internat. Rev. Hydrobiol.	83	217-232	1998
Fukushima M., Takamura N., Sun L., Nakagawa M., Matsushige K., Xie P.	Changes in plankton communities following the introduction of filter-feeding planktivorous fish	Freshwater Biology	42	719-735	1999
Song B., Xie P., Takamura, N.	Species composition and seasonal density dynamics of ciliated protozoa in Baoan Lake with particular reference to the submerged macrophytes	Chin. J. Oceanol. Limnol.	17(1)	86-96	1999

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Takamura N., Mikami H., Mizutani H., Nagasaki K.	Did a drastic change in fish species from kokanee to pond smelt decrease the secchi disc transparency in the oligotrophic Lake Towada, Japan?	Arch Hydrobiol.	144	283-304	1999
高村典子	超微細な生産者たち：ピコシアノバクテリアの生態と生態系での役割	藻類の多様性と系統 (千原光雄編)		166-167	1999
Xie P.	Gut contents of silver carp, <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , and the disruption of a centric diatom, <i>Cyclotella</i> , on passage through the esophagus and intestine	Aquaculture	180	295-305	1999
Xie P., Huang X. F., Takamura N.	Changes of <i>Leptodora kindti</i> abundance (1957-1996) in a planktivorous fishes-dominated subtropical Chinese lake (Lake Donghu)	Arch Hydrobiol.	147(3)	351-372	1999
Fukushima M., Takamura N., Kim B.H., Nakagawa M., Sun L., Zheng Y.	The responses of an aquatic ecosystem to the manipulation of the filter-feeding silver carp (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	Verh. Internat. Verein. Limnol.		in press	2000
Ji X., Xie P., Bangxi X.	The preliminary ecological studies on epizoa of cladoceran zooplankton in a eutrophic Chinese lake, Lake Donghu	Acta Hydrobiol. Sinica	23 (suppl.)	in press	2000
Kim B.H., Takamura N.	Morphological study on the coenobium of <i>Coronastrum lunatum</i> Thompson (Chlorophyceae)	Phycologia	39	153-156	2000
Havens, K.E., Fukushima, T., Xie P., Iwakuma, T., James, R.T., Takamura, N., Hanazato, T., Yamamoto, T.	Nutrient Dynamics and the Eutrophication of Shallow Lakes Kasumigaura (Japan), Donghu (P.R. China), and Okeechobee (USA)	Environ. Pollution		in press	2000
Makino, W., Kato, H., Mizutani, H., Takamura, N., Katano, N., Mikami, H.	Indirect effect of chironomid pupae on <i>Daphnia</i> -mediated clear-water phase in the oligotrophic Lake Towada, Japan.	Hydrobiologia		in press	2000

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
中川 恵, 高村典子, 松重一夫	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	R-153	173-190	2000
Song, B.	Comparative studies on the planktonic protozoan communities in two shallow mesotrophic lakes, a macrophytic lake and an algal lake	Acta Hydrobiol. Sinica	23 (suppl.)	in press	2000
Sun L., Takamura N., Kim B., Fukushima M., Nakagawa M., Otsuki A.	The role of heterotrophic nanoflagellates and ciliates and their different fate in fishless and fish-stocked ecosystems	Verh. Internat. Verein. Limnol.		in press	2000
Takamura N., Mikami H., Hoki A., Nakagawa M.	How did replacement of the fish community dominant influence on water quality and plankton community structure in an oligotrophic lake in Japan?	Verh. Internat. Verein. Limnol.		in press	2000
Takamura N., Shen Y., Xie P.	Species richness of protozoa in Japanese lakes	Limnology	1(2)	91-101	2000
高村典子	生態系を理解した湖沼保全に結びつけるために	国立環境研究所研究報告	R-153	1-4	2000
Tang H., Xie P., Xiong B., Takamura N.	Nitrogen and phosphorus budgets of Lake Donghu, China	Acta Hydrobiol. Sinica	23 (suppl.)	in press	2000
Xie P., Chen, Y.	The threats to biological diversity of Chinese inland waters	Ambio	28(8)	674-681	2000
Takamura, N., Fukushima, M., Nakagawa, M., Kim, B.H.	Effects of changes in plankton community structure caused by silver carp on photosynthesis, primary production, and sedimentation in enclosure experiments.	J. Plankton Res.		in press	2000
高村典子	陸水学のシェアを広げる：実証科学として挑戦	陸水学雑誌	61	163-165	2000
高村典子	アオコ	水と生命の生態学 (日高敏隆編, 講談社)		112-123	2000

2 口頭発表

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
相馬咲子, 高村典子, 藤伊 正	植物プランクトンの優占性と窒素：リン 供給比の関係の実験的研究	第42回日本生態学会大会	盛 岡	7.8
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	植物プランクトンの優占性と湖水のリン, 窒素との関係について	日本陸水学会第60回大会	名古屋	7.10
伯耆晶子, 高村典子	湖沼プランクトンとして優占的に出現す る珪藻種について	日本珪藻学会第17回大会	上 越	8.5
高村典子, 沈 韞芬, 謝 平	日本の湖沼の原生動物相 ハイビジョン カメラによる原生動物の観察と各湖沼で の多様性指数	日本陸水学会第61回大会	札 幌	8.9
上野隆平, 高村典子	魚類相を欠く水草帯の水生生物群集	日本陸水学会第61回大会	札 幌	8.9
Tatsukawa K., Dai M., Xie P., Takamura N.	Estimation of fish populations using an echosounder in East Lake, China	8 th Int. Symp. River & Lake Environ.	Wuhan	8.10
高村典子	魚が変える湖の環境 中国東湖と十和田 湖を例に	国立環境研究所研究発表 会	つくば	9.6
福島路生, 高村典子, 孫 麗偉 Albinger O., 松重一夫, 中川 恵, 謝 平	ハクレンの密度変化がプランクトン群集 へ及ぼす影響 群集内の相互関係	第44回日本生態学会大会	札 幌	9.3
木幡邦男, 福島路生, 高村典子, 松重一夫, 今井章雄, 竹下俊二, 田中秀之, 中川 恵	霞ヶ浦隔離水界実験における底泥からの 栄養塩溶出測定	第31回日本水環境学会年 会	札 幌	9.3
孫 麗偉, 高村典子, 福島路生 Albinger O., 松重一夫, 中川 恵, 謝 平	ハクレンの密度変化がプランクトン群集 へ及ぼす影響 現存量の時間的変動	第44回日本生態学会大会	札 幌	9.3
Takamura N., Hanazato T., Iwakuma T., Nojiri Y., Otsuki A., Aizaki M., Kasumigaura Res.Group NIES	Long-term monitoring of nutrients and plankton in Lake Kasumigaura	East Asia-Pac. Reg. Conf. Int. Long-Term Ecol. Res.	つくば	9.3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
立川賢一, 載 莽, 謝 平, 高村典子	中国・東湖の音響資源調査	平成9年度日本水産学会春季大会	東 京	9.4
高村典子	アオコの特性とその発生機構: 発生と水質, 気象要因等との関係(霞ヶ浦)	平成9年度日本水産学会秋季大会	広 島	9.9
高村典子, 福島路生, 孫 麗偉, 中川 恵, 松重一夫	霞ヶ浦における隔離水界実験: ハクレンの密度が系の生産構造に及ぼす影響	日本陸水学会第62回大会	奈 良	9.9
高村典子, 野尻幸宏, 松重一夫, 花里孝幸, 岩熊敏夫, 相崎守弘, 大槻 晃	ここ20年の霞ヶ浦の栄養塩とプランクトン群集の変動	日本陸水学会第62回大会	奈 良	9.9
福島路生, 高村典子, 孫 麗偉, Albinger O., 松重一夫, 中川 恵, 謝 平	濾食性淡水魚によるプランクトン群集の構造変化	第45回日本生態学会大会	京 都	10.3
金 白虎, 高村典子, 福島路生, 孫 麗偉, 中川 恵	霞ヶ浦に設置した隔離水界におけるプランクトン現存量の変化	第45回日本生態学会大会	京 都	10.3
孫 麗偉, 高村典子, 福島路生, 松重一夫, 中川 恵, 大槻 晃	ハクレンが富栄養湖の微生物食物連鎖(Microbial Food Web)へ及ぼす影響 隔離水界からの結果	第45回日本生態学会大会	京 都	10.3
高村典子	霞ヶ浦の植物プランクトンの変化とモニタリング手法	霞ヶ浦研究会1998年度第1回例会	土 浦	10.7
Fukushima M., Takamura N., Sun L., Nakagawa M., Xie P.	Changes in Plankton community structure following the introduction of silver carp (<i>Hypophthalmichthys Molitrix</i>)	Int. Assoc. Theor. & Appl. Limnol. XXVII Congr.	Dublin	10.8
Sun L., Takamura N., Fukushima M., Kim B., Otsuki A.	The production of HNF (heterotrophic nanoflagellate) and its fate in two aquatic ecosystems: an enclosure experiment in Lake Kasumigaura, Japan	Int. Assoc. Theor. & Appl. Limnol. XXVII Congr.	Dublin	10.8
福島路生, 高村典子, 金 白虎, 中川 恵, 孫 麗偉, 鄭 允文	バイオマニピュレーションに対するプランクトン群集の反応は可逆的か?	日本陸水学会第63回大会	松 本	10.9
金 白虎, 高村典子, 福島路生, 孫 麗偉, 中川 恵	ハクレンが小型鞭毛藻 <i>Chroomonas</i> sp. (Cryptophyceae) の形態変化に及ぼす影響	日本陸水学会第63回大会	松 本	10.9

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
上野隆平, 高村典子	抽水植物帯の底生無脊椎動物の食性について	日本陸水学会第63回大会	松 本	10.9
Huijuan T., Xie P., Bangxi X., Takamura N.	The budgets of nitrogen and phosphorus in Lake Donghu, Wuhan	9 th Int. Symp. River & Lake Environ.	Huangshan	10.10
Tatsukawa K., Xie P., Takamura N.	Fish stock assessment based on acoustic surveys in East Lake, China	9 th Int. Symp. River & Lake Environ.	Huangshan	10.10
福島路生, 高村典子, 孫 麗偉, 金 白虎, 中川 恵, 松重一夫	実験隔離水界を用いたプランクトン食性ハクレンの導入に伴う湖沼生態系の変化	第14回全国環境・公害研究所交流シンポジウム	つくば	11.2
高村典子	湖沼をどのように保全し, 管理するのか?	第14回全国環境・公害研究所交流シンポジウム	つくば	11.2
金 白虎, 高村典子, 福島路生, 孫 麗偉, 中川 恵	霞ヶ浦隔離水界でのハクレンの餌選択性について	第46回日本生態学会大会	松 本	11.3
中川 恵, 高村典子, 全域調査チーム	霞ヶ浦におけるプランクトン群集の季節変動(96~98)	第46回日本生態学会大会	松 本	11.3
孫 麗偉, 高村典子, 福島路生, 金 白虎, 中川 恵, 大槻 晃	ハクレンを導入した富栄養湖の繊毛虫の生物量の変化と生産量及び微生物食物連鎖(Microbial Food Web)中の役割	第46回日本生態学会大会	松 本	11.3
高村典子, 福島路生, 中川 恵, 金 白虎, 孫 麗偉	ハクレンのいる水界といない水界での炭素循環の違い	第46回日本生態学会大会	松 本	11.3
原田泰志, 高村典子, 福島路生, 謝 平	中国東湖における浮遊生物食魚の生産増大の検討	平成11年度日本水産学会春季大会	東 京	11.4
立川賢一, 謝 平, 高村典子	中国・東湖における魚類現存尾数と漁獲量との関係	平成11年度日本水産学会春季大会	東 京	11.4
高村典子	陸水学のシェアを広げる: 実証科学としての挑戦	日本陸水学会第64回大会	彦 根	11.10
福島路生, 高村典子, 謝 平, 黄 根田, 立川賢一	中国・東湖におけるハクレンとコクレンの成長と体型変化について	第47回日本生態学会大会	広 島	12.3
Takamura, N.	The effectiveness of biomanipulation with silver carp	Int. Symp. Ecotechnology in Environmental Protection and Freshwater Lake Management.	Taejon	12.10

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-38-2001

平成 13 年 1 月 31 日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 環境省 国立環境研究所

〒305-0053 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 丁目 11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies

16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305-0053 Japan

January 2001

本報告書は再生紙を使用しています。