

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-24-'98

湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の 解明に関する研究

Studies on Lake Environment Index and Nuisance Picoplankton Bloom

平成4～8年度
FY 1992～1996

NIES



NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

SR-24-'98

湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の
解明に関する研究

Studies on Lake Environment Index and Nuisance Picoplankton Bloom

平成4～8年度
FY 1992～1996

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究「湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の解明に関する研究」
(期間 平成4～8年度)

特別研究責任者：森田昌敏
特別研究幹事：福島武彦
報告書編集担当：今井章雄・松重一夫

序

本報告書は平成4年度から8年度にかけて実施した特別研究「湖沼環境指標の開発と新たな湖沼環境問題の解明に関する研究」をとりまとめたものである。

日本の湖沼は、昭和58年湖沼水質保全特別措置法（湖沼法）が施行され、多様な対策が湖内外で試まれているものの、依然として湖沼環境基準の達成率は低く、富栄養化現象に悩んでいるものが多い。また、最近では藻類種や生態系構造の変化、魚の大量へい死など、以前にない現象が発生した湖沼も多い。このような問題の解析や解決のためには、従来のCODを中心とする水質指標では、こうした問題を的確に表現することや解決の方向の議論が難しく、新たな湖沼環境指標の開発が必要である。

このような背景のもとに、研究は（1）流域特性と水質との関係の評価に関する研究、（2）湖沼環境指標に関する研究、（3）ピコプランクトンの異常発生機構に関する研究、の三研究課題を取り上げて進められた。その結果、湖沼環境の保全のためには、森林などの管理も含めて流域管理を適切に行うこと、水耕生物ろ過法等による湖水直接浄化法も効果があることを示した。また、環境基準項目として過マンガン酸カリウム法によるCODを見直すべきこと、有機物の起源、生分解性に関わる特性が化学分析により測定可能であること、DO、pH等のモニターから生物活性が連続測定可能であること、等の知見が得られた。ピコ植物プランクトンに関しては、チオンスルフォリピドという毒物質を発見し、ピコ植物プランクトンの異常増殖は湖沼の生態系が不健全であることを意味していることを明らかにした。

本研究の成果を、多くの湖沼の環境管理に役立て、良好な環境の維持、改善に役立ててゆきたいと考えている。

研究を推進する上で、研究所内外の多くの方々にご協力とご助言を頂いた。ここに深く感謝の意を表したい。

平成10年3月

国立環境研究所

所長 石井吉徳

目 次

1 研究の目的と経緯	1
1.1 研究の目的	1
1.2 研究の構成	1
2 研究の成果	
2.1 流域特性と水質との関係の評価に関する研究	3
2.1.1 望ましい森林とは?	3
2.1.2 流域から流出する有機物はどのような動態を示すか?	4
2.1.3 流域管理を簡単に、効率的に行う方法は?	5
2.1.4 流域からの負荷、湖水を直接浄化する方法はないか?	6
2.2 湖沼環境指標に関する研究	8
2.2.1 有機汚濁指標としてCODはなぜ問題か?	8
2.2.2 代替の有機汚濁指標としては何が適当か?	10
2.2.3 過去のCOD情報は活かさないか?	11
2.2.4 起源に関する情報が得られる有機物指標はないか?	13
2.2.5 起源の指標は多くの湖沼に適用可能か?	14
2.2.6 さらに多くの情報を有する有機物分画方法はないか?	16
2.2.7 生分解性を簡単に測れる方法はないか?	17
2.2.8 アオコ存在量をどのように指標化するか?	19
2.2.9 アオコの発生には何が影響しているか?	21
2.2.10 池内物質循環や藻類量・種に及ぼす魚の影響は?	22
2.2.11 DO, pHの連続測定から水域の生物活性を連続測定できないか?	24
2.3 ピコプランクトンの異常発生機構に関する研究	26
2.3.1 ピコ植物プランクトンとはどんな生き物か?	26
2.3.2 ピコ植物プランクトンは、どんな湖のどんなところ、いつ多いのか?	29
2.3.3 ピコ植物プランクトンに毒はあるのか? 毒は湖の生物にどんな影響を及ぼすのか?	30
2.3.4 ピコ植物プランクトン異常増殖は何を意味するか? 少なく抑えることは可能か?	32
2.4 まとめ	33

[資 料]

I	研究の組織と研究課題の構成	37
1	研究の組織	37
2	研究課題と担当者	38
II	研究成果発表一覧	41
1	誌上発表	41
2	口頭発表	47
3	本特別研究に関わる刊行物	52

1 研究の目的と経緯

1.1 研究の目的

湖沼環境は国民共通の資産として維持保全していかなければならない。しかしながら、現状では湖沼環境基準の達成率は依然として低く、また多くの湖沼でアオコや淡水赤潮の発生が報告されている。さらに、中栄養湖である琵琶湖北湖ではピコプランクトン (*Synechococcus*) の異常発生が起り、平行してアユの大量へい死が起っている。富栄養湖である霞ヶ浦においても夏期のミクロキスティス (*Microcystis*) を中心としたアオコからオシラトリア (*Oscillatoria*) を中心としたアオコに変化し始めており、それに伴って魚類の現存量の減少、異臭味の発生等が起きている。このような現象は湖沼水を利用して国民に多くの不安を与え、信頼感を失わせている。

このように湖沼環境は近年急激な勢いで変化しており、特に藻類組成変化を含む生態系の変化が著しい。このような急激な変化が生じてきた原因としてはさまざまな要因が考えられるが、流域からの負荷流出特性の変化もその原因の一つとして考えられる。流域における各種対策の効果によって近年リンの負荷量は減少しつつある反面、窒素の負荷量は横ばいか微増の傾向にある。そのため、水中のN/P比(窒素/リン比)が増加している湖沼が多く、その影響評価が行われなければならない。またこのような湖沼環境変化は従来のCODを中心とする水質項目では的確に表現できず、新たな湖沼環境指標の開発が必要である。

本研究に連なるこれまでの研究成果により、流入負荷量と植物プランクトン現存量の量的関係についてはかなり明らかにされてきたが、質的な関係については不明な点が多く残されている。したがって、なぜピコプランクトンが増殖するのか、アオコが発生するのか、淡水赤潮が発生するのか等、湖沼環境と優占する植物プランクトンの関係については研究が進んでいない。

本研究では、流域での各種対策や土地利用変化が負荷発生にどのような変化をもたらしているのか、窒素やリン等の負荷として、また有機物の負荷として自然由来のものはどの程度あるのか、N/P比の変化は湖沼水質環境や生態系にどのような影響を与えているのか、湖沼水中の有機物の起源はどこにあるのか、ピコプランクトンの異常発生はどうして起きるのか等の調査研究を行うと

もに、最近の急激な湖沼生態系の変化を表現できる新たな指標の開発を行うことを目的とする。

1.2 研究の構成

こうした目的を達成するために全体を以下の3つのサブテーマに分けて研究を行う(図1)。

(1) 流域特性と水質との関係の評価に関する研究

従来からの調査研究によって情報の蓄積している霞ヶ浦流域を対象として、近年の土地利用変化や各種排水対策が負荷発生量、発生負荷特性にどのような変化を与えているのかを、地理情報システムや流域モデルを開発して明らかにする。またこのような負荷発生特性の変化が流域河川や地下水の水質に与える影響を解析し、さらには霞ヶ浦の水質に与える影響を調べる。

湖沼に流入する水質は流域の土壌特性や森林特性によって強く規定され、降雨等による負荷も土壌や植生の違いで流出特性が異なる。湖沼に流入する自然由来の負荷の算定を行うために人為汚染の少ない各地の溪流河川での水質特性を明らかにし、土壌特性や植生等との関係を明らかにする。

(2) 湖沼環境指標に関する研究

湖水中の有機物量は湖沼やその流域環境の指標として重要であり、その挙動は湖沼管理上重要な意味を持つ。特に溶存態有機物はその起源や挙動があまり明らかにされていないところから、溶存態有機物を化学的特性、生物分解特性等から分画し、それぞれの分画の起源や水中での変動特性等を明らかにする。

湖沼環境変化を引き起こす原因の一つとして湖水のN/P比の変化が考えられている。N/P比の変化が植物プランクトン組成等に与える影響について、屋外実験池での実験や各地の湖沼調査結果等から明らかにする。また、湖沼生態系の中で中間的位置を占めている動物プランクトン等の植物プランクトン食者に着目し、高次捕食者である魚や、餌となる植物プランクトンと植物プランクトン食者の種組成や大きさ、量等との関係につき調査研究を行う。植物プランクトン食者は食物連鎖を通じて一次生産者及び高次捕食者と密接な関係があるところから、これらの群集の特徴を明らかにすることにより、湖沼の

生物群集構造を推測する。さらに、一般市民が湖沼環境を評価する際のものさしとなる景観指標を提案する。

(3) ピコプランクトンの異常発生機構に関する研究

淡水湖におけるピコプランクトンの異常発生機構および水界生態系や水利用に与える影響を明らかにするために、ピコプランクトンの基本的特性、毒性の有無、湖沼における分布や消長等を調べる。そのために、まず無菌培養手法を確立し、培養特性及び生理学的特性を調べ、

次にピコプランクトンの大量培養を行い、マウスに対する毒性や魚毒性等を調べ、毒物の抽出と構造決定を行う。野外では、まずいくつかの湖沼で分布や消長を調べ湖沼環境との関係を明らかにする。さらに、ピコプランクトンの優占する湖で、生態系の構成要素（栄養塩、細菌、従属ペン毛虫、繊毛虫、植物・動物プランクトン、魚類など）をすべて調べることから、生物間の相互作用を明らかにする。

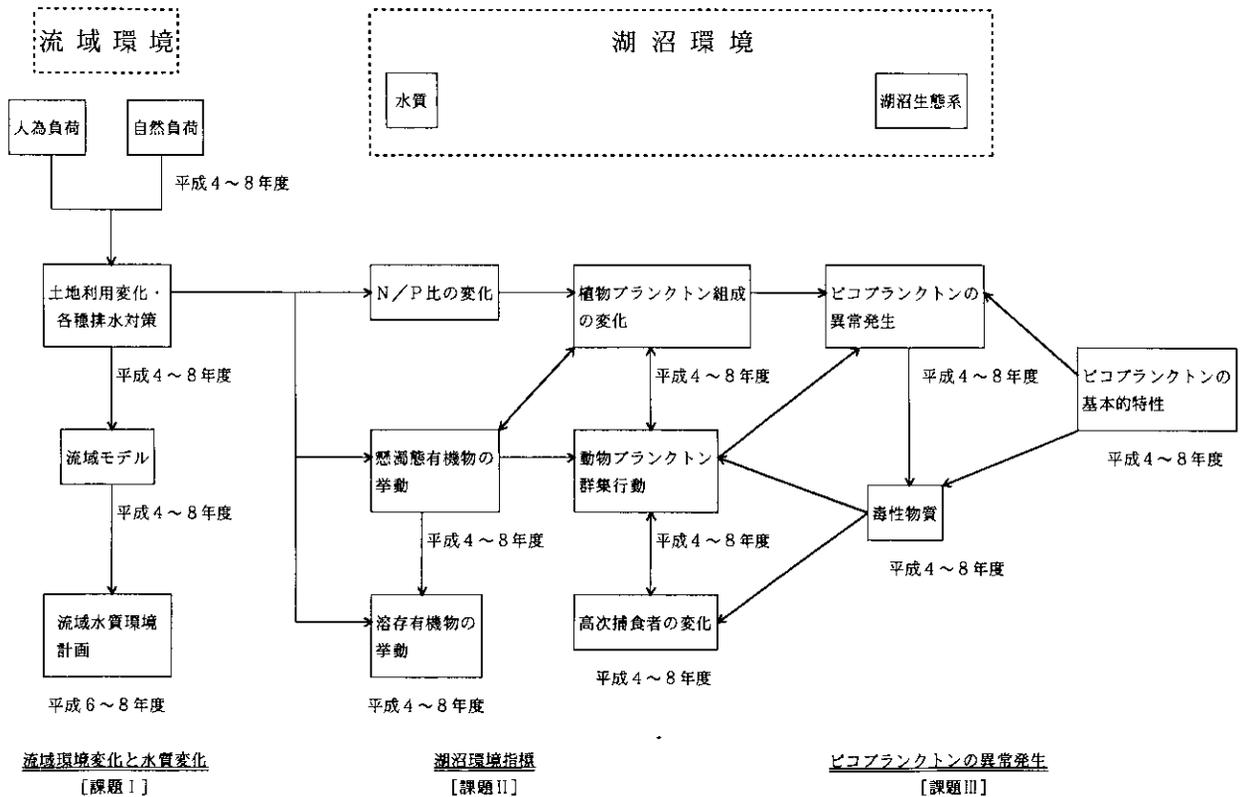


図1 本特別研究の全体構成

2 研究の成果

2.1 流域特性と水質との関係の評価に関する研究

2.1.1 望ましい森林とは？

(1) 森林流域

森林が流域の大部分を占める湖沼、貯水池のいくつかで、淡水赤潮が頻発している。従来、森林から流出する水は、田畑、市街地から流出する水と比べ格段に清浄で、降水をも浄化するといわれていた。ここでは、奈良県十津川村の風屋ダム流域を対象に、森林特性と流出河川水との関係を調べた。

(2) 地理情報システムを用いた解析

流域内に9つの水質測定地点とそれに対応する集水域を設定した(図2;面積180~2,640ha)。地質、植生自然度、崩壊地位置(図2に合わせて示す)、林班図、年間降水量などの空間分布、集水域境界線、それぞれの林班での植林年ごとの人工林比率、伐採年ごとの天然林比率、人口、土地利用、家畜頭数などの数値情報を収集し、地理情報処理のソフトウェアであるPC-Mapping(マップコン社)を用いて、パソコンに取り込んだ。次に、ポリゴンデータベース生成機能、集計機能を用いて、9つの集水域の特性を整理した。ここで、人工林はスギ、ヒノキといった針葉樹、天然林はクヌギ、コナラなど広葉樹が大半である。

また、水質測定地点で晴天時(3回)ならびに降雨時に(2地点、2降雨、各降雨約10回の測定)、河川水を採取し、その水質を調べた。

クラスター分類から水質は、a) $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、DTN(溶存態全窒素)、DON(溶存態有機窒素)、DOC(溶存態有機炭素)、DW(乾燥重量)、POC(懸濁態有機炭素)、PON(懸濁態有機窒素)、b) Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 Na^+ 、 K^+ 、 Cl^- 、 SO_4^{2-} 、c) $\text{PO}_4\text{-P}$ 、DTP(溶存態リン)、TP(全リン)、Siの3グループに分かれる。その他の水質、比流量、流域面積、人口密度、天然林面積比率といった項目はこうしたグループの水質とも、その他のものとも相関が極めて低く、地点間の変化の傾向が明白ではなかった。流域特性との関係では、グループ a)の水質は崩壊地面積と正の、グループ b)は年間降水量と負の、グループ c)は林齢と正の相関関係を有していることがわかった。

崩壊地面積比率と $\text{NO}_3\text{-N}$ との正の相関関係は(図3)、

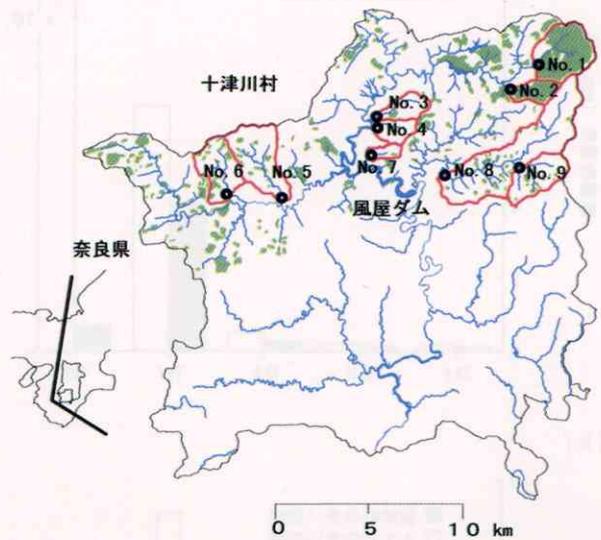


図2 風屋ダム流域の水質測定地点(白丸)、その集水域(赤線内)と崩壊地(緑)

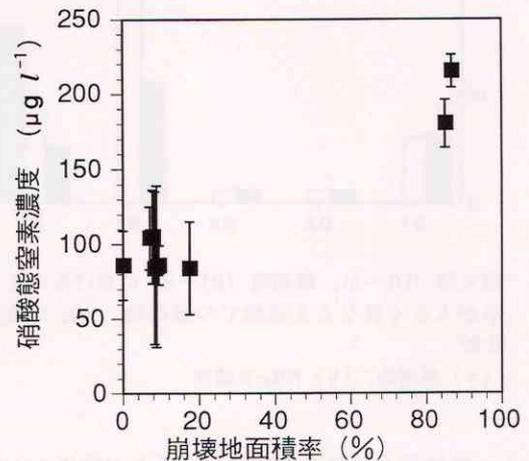


図3 森林小流域における崩壊地面積率と河川水中の硝酸態窒素濃度(縦棒は標準偏差)

皆伐により $\text{NO}_3\text{-N}$ の流出量が増大するという現象と関連がありそうである。後者の原因としては、土壤温度の上昇に伴う有機物の分解量の増加、樹木の吸収量の低下などが挙げられている。植生の回復のしやすさ(崩壊地では極めて難しい)、地中での残根の存在(皆伐地)等の違いが崩壊地と皆伐地にあるものの、生きた樹木が少ないという点では両者は似ているため、土砂流出量の増加に伴う懸濁物濃度の増大とともに、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の増加が予想される。グループ b)の水質と年間降水量の関係は、土

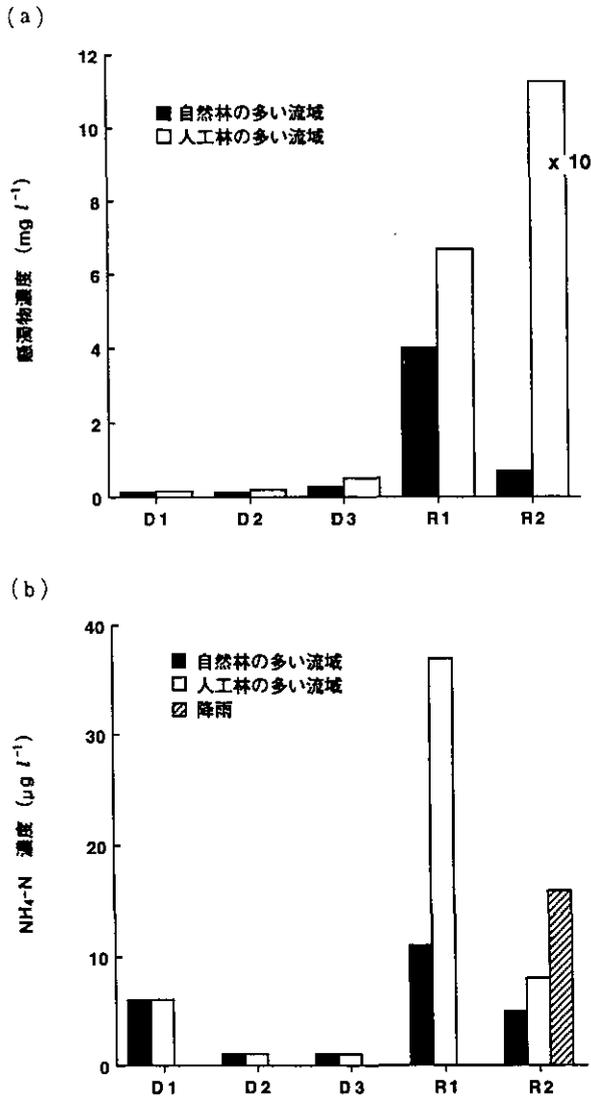


図4 晴天時 (D1~3), 降雨時 (R1~2) における人工林比率が大きく異なる2流域での懸濁物, NH₄-N濃度の比較
(a) 懸濁物, (b) NH₄-N濃度

壤からの供給量とそれを希釈する水量との関係から導かれた可能性が高い。また、林齢とリンの関係については報告例はないが、森林の遷移に伴う物質循環の変化に関係している可能性がある。

人工林比の異なる隣り合う2つの集水域で、晴天時と合わせて降雨時にどの程度水質が異なるかを比較したのが図4である。DW, NH₄-Nとも晴天時の水質差は少ないが、降雨時になると人工林比率の高い方が低い水域と比べかなり高い濃度を示す。他の水質では差はほとんど見られなかった。

(3) 水環境にとって望ましい森林

崩壊地面積率が高いと懸濁物濃度やNH₄-N, NO₃-N等

の溶存態窒素濃度が高くなること、年間降水量が増加するとCa²⁺, Mg²⁺などのイオン濃度が減少すること、林齢が増すとリン濃度が増加するなどの傾向が明らかになった。懸濁物, NH₄-Nは下流の貯水池へ流入すると淡水赤潮が発生しやすい環境を生み出すといわれているので、その発生を抑制するためには崩壊地を減少させる必要がある。人工林と天然林では降雨時に前者でNH₄-Nが高くなった。この結果から、一概に人工林の増加を抑制すべきであると断定はできないが、下流への負荷をなるべく少なくするとの観点から人工林における適正な森林管理方法を検討する必要がある。

2.1.2 流域から流出する有機物はどのような動態を示すか？

(1) 溶存態と懸濁態で異なる

1992~1994年の3年間の5月と6月の2カ月間に1~3日間隔で、恋瀬川5地点で流量、溶存態(D), 懸濁態(P)それぞれのCOD, 有機炭素(TOC)濃度を測定した。CODの算術平均値を溶存態と懸濁態に分けて算出すると、トータル(溶存態と懸濁態の和, T)のCODでは変化がないが、溶存態CODは流量の多い年ほど濃度が低く、逆に懸濁態CODは濃度が高くなっている(図5)。このため、流域からの有機物の流出特性を議論する場合には、少なくとも溶存態と懸濁態に分けて考える必要があるといえる。

(2) 流出源が森林域(面源)と市街地(点源)で異なる

同様な期間について、流域の大部分が森林である上流地点では、流量の多かった1992年に少なかった1993年と比べ、TOCの流出負荷量が多くなっているのに対して、

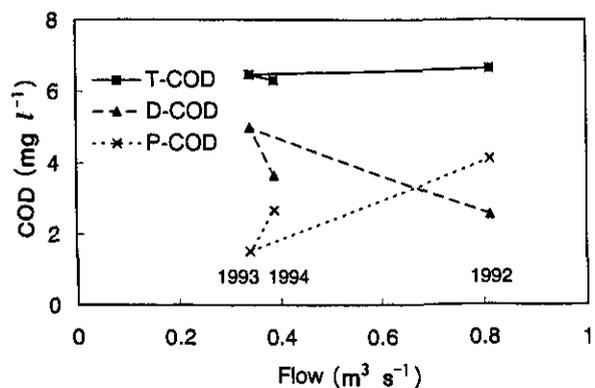


図5 CODの算術平均濃度と平均流量の関係(恋瀬川中流地点, 5~6月の2カ月間)

市街地面積割合が高い下流地点では、流量の影響が小さくなっている。このため、流域からの有機物の流出を考える場合には、少なくとも森林などの面源と点源が主体の市街地などに分けて考える必要があるといえる。

(3) 有機物流出の特性

流出源、溶存態－懸濁態に分けての有機物動態の特徴をまとめてみると、以下のようになる。

1) 上流域の溶存態有機物

流量の増加に伴い、COD、TOCの濃度は減少するがその負荷量は増加する。この増加する溶存態有機物のCOD/TOC比は、平常流量時と比べて小さい。また、平常流量時の溶存態有機物のCOD/TOC比は、懸濁態有機物のそれと比べて高く、森林より耕地の方が高い。

2) 下流域の溶存態有機物

CODは、流量に関係なく一定量の流出負荷となった。これは、面源からの流出負荷と比べ、点源からの流出負荷が多いためと考えられる。TOCは、流量増大時にCOD/TOC比の低い溶存態有機物の面源からの流出が増加する影響で、流量の多い年に流出負荷が多くなった。

3) 上流域の懸濁態有機物

流量が多くなると、流量の増加割合以上に懸濁態有機物の流出負荷が増大する。この増加する懸濁物は平常流量時のそれと比べ有機炭素比率が小さく、森林より耕地からの単位面積当たりの流出負荷が多い。また、河川流下過程で沈降により減少している。

4) 下流域の懸濁態有機物

流量の影響は上流域より小さい。点源からのCOD、TOC流出負荷は流量の影響を受けずに一定であること、降雨時に上流域で増加する懸濁物が河川内で沈降することが原因と考えられる。点源からの懸濁物の組成、動態は、流出源の特性に大きく依存し、有機炭素含量も大きく異なる。恋瀬川において懸濁態有機物のCOD/TOC比は、上流域と下流域で有意な差は見られなかったが、その流出源は異っている。

2.1.3 流域管理を簡単に、効率的に行う方法は？

(1) 地理情報システム

リサイクル型地域エコ社会の構築はまだ模索段階にあるが、その構築に当たっては精度の高い地域情報の集積が不可欠と考えられる。従来、このような流域情報は主として数値情報のみが管理されてきた。しかし、数値情

報だけでは地域の特徴や特性は把握できず、また開発行為などに伴う流域環境の変化を適切に表したり、予測したりすることは困難である。今後の流域管理のためには、地域の特徴を表す地図情報と数値情報の両方を組み合わせて使うことが必要となる。このような地図情報と数値情報の両方を管理するシステムとして地理情報システム(GIS)がある。地理情報システムは情報量が膨大であるが、最近のコンピュータ技術のめざましい向上によりパーソナルコンピュータで取り扱える状況になってきている。このことは、一部の専門的知識の持ち主だけに可能であった流域管理の取り扱いが、特にコンピュータ技術について専門的知識を持たない者でも取り扱える状況に近づいていることを示している。

ここでは、パーソナルコンピュータで作動する地理情報システムを活用して市町村単位で管理可能な流域管理システムを構築することを目的に作業した。霞ヶ浦流域の阿見町、つくば市を対象に、町丁字単位での各種統計データを収集し、地図情報、航空写真、現地調査などによって、国勢調査区単位での人口、土地利用などの環境情報データベースをパソコン利用地理情報システム上に構築した。さらに生活系排水の処理形態について、届け出データから合併及び単独浄化槽の設置情報を整理し、地理情報システム上に点源データとして整理した。これに、下水道整備地区情報、農村集落整備地区情報などを組み合わせて生活系排水の処理状況を入力した。これらのデータから窒素、リン及び有機物について発生源負荷量を推定した。また、生活系排水の処理形態のデータと組み合わせ、排出負荷量を求めた。次に、降雨、水道、地下水利用、農業用水等の情報を集積し、水の流れを明らかにした。これらをもとに、各水系ごとに水路図を作成し、地理情報システム上に取り込んだ。最後に、各水系を2次河川、3次河川等の小流域に分割し、小流域単位での水収支、物質収支を明らかにし、各小流域からの流出水の平均水質の予測を行った。

(2) 阿見町の汚濁負荷発生状況

阿見町(茨城県稲敷郡)は近年急速に都市化が進行している町で、人口約4万人、面積約70km²を有している。この町には清明川、桂川、乙戸川の3河川が流れており、そのうち清明川は霞ヶ浦への流入部までの大部分が阿見町に含まれている。清明川の源流は都市化の最も進行している町の中心地であり、その後農村地帯を流れて霞ヶ

浦に流入している。

ここでは、阿見町を16の小流域に分割した。小流域ごとのCODの灌漑期、非灌漑期別の排出予測濃度を図6に示す。現状では町の中心部(図中左上の部分)でCODが 20mg l^{-1} を超え水質汚濁が激しい。これらの地域からの負荷を削減するために、現在下水道の整備が行われているが、下水道が整備された状態でも、排出予測濃度は高く(図7)、さらなる水質改善のためには、直接浄化の手法を取り入れるなど高度な流域対策が必要である。

2.1.4 流域からの負荷、湖水を直接浄化する方法はないか？

(1) 水生生物を用いた水質浄化手法

池や湖沼の汚濁は水の富栄養化によるところが大きい。富栄養化は、植物プランクトンの増殖の制限要因となっているリン、窒素といった栄養塩類が多量に流入することによって引き起こされる。植物プランクトン量を適当なレベルでコントロールするためには、藻類増殖の制限因子となっている栄養塩類の流入をできるだけ少なくする、制限因子となりうる光や炭素の供給量を少なくするなどの方法が考えられている。

流域からの負荷の削減や湖水を直接浄化する方法として水生植物を水の浄化に使う方法は以前から多く試みられている。その原理としては、流入した栄養塩を水生植物に取り込んで除去する、抽水植物や浮葉植物などを用いて光の供給量をコントロールするなどであり、景観の改善のためにも多く利用されている。

最近、地球環境問題の重大性が認識されるようになり、できるだけエネルギーを使わずに、また低コストで水を処理する技術として植物を使った水質浄化手法が見直されるようになってきた。また、植生浄化に関する新たな考えも提示されるようになってきた。

水生植物を使った浄化手法は以下の5つの方法に大別できる。1) ホテイアオイやウキクサなど浮漂植物やクロモ、マツモやカナダモなど沈水植物を利用する方法、2) ヨシ原等の自然の湿地帯を利用する方法、3) 人工の湿地帯を造成して浄化する方法、4) 植物とゼオライト等のろ過材と組み合わせて浄化する方法、5) 植物と植物の根圏を利用して浄化する方法。

最近、排水を礫の間に流す浸透流れ方式の人工湿地がヨーロッパを中心に各地で数多く造られている。この方

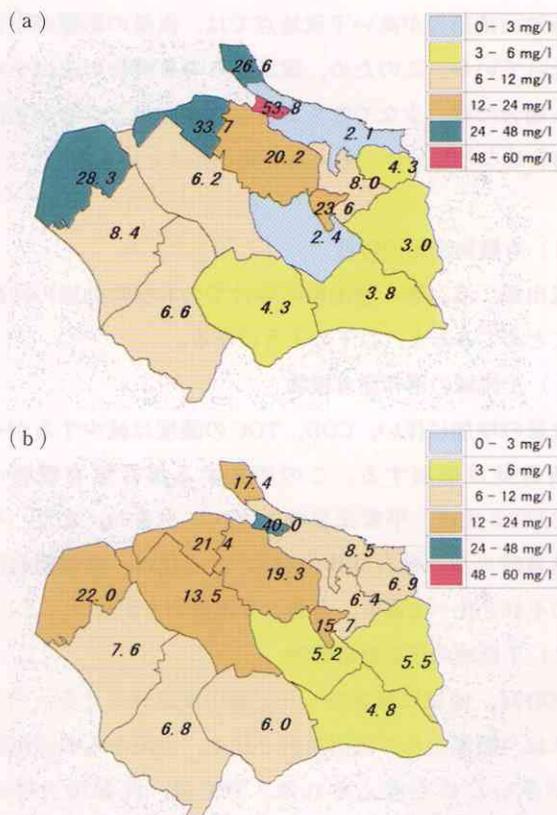


図6 阿見町の各小流域における現在のCOD排出濃度の予測値
(a) 灌漑期, (b) 非灌漑期

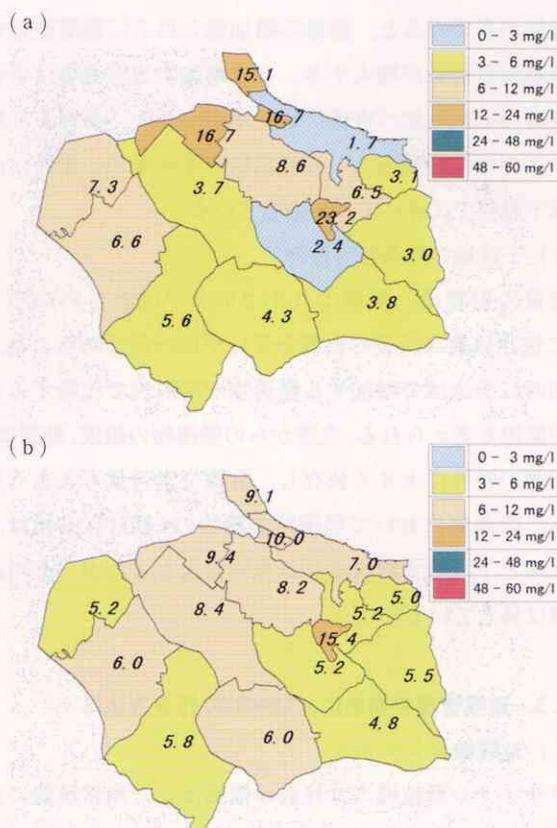


図7 阿見町の各小流域における計画されている下水道完備時でのCOD排出濃度の予測値
(a) 灌漑期, (b) 非灌漑期

法は礫とヨシを組み合わせて使う方法で、礫中で分解され溶出してくる栄養塩類をヨシに吸収させるとともにヨシの空気輸送能力によって礫中に酸素を供給させる仕組みになっている。アメリカではヨシの代わりにガマやホタルイが植栽されているケースも多い。ゼオライトなどのろ材と植物とを組み合わせて水質浄化を図る方法は、「バイオフィルター法」と命名され、最近活発な研究が展開されている。

(2) 水耕生物ろ過法について

この方法では水路や水田を利用するが、ビニール等によって底泥からは分離された系を作り、そこに植物を置いて水を流し、植物を成長させながら植物と植物の根圏を利用して水の浄化を図る方法である。本法の特徴は、水圏における生態系システムのほかに陸系における生態系システムも利用しているところにある。すなわち、クモやハチ等を共生させることにより、無農薬、無肥料で有用植物を栽培・収穫して活用するとともに、水辺環境を多様化し、多様な生物の共存を可能にしている。この方法に適した植物としては、カラー、クレソン、セリ、クウシンサイ、サジオモダカ、ペパーミント、スパーミント、アップルミント、ハナショウブ、カキツバタ、ルイジアナアヤメ、オオクログワイなどが確かめられている。

(3) 水耕生物ろ過法と酸化池の組み合わせによる下水処理水の高度処理

霞ヶ浦に流入している新川は土浦市の中心を流れる川である。もともとは土浦にある亀城のお堀の一部であったが、切り離されて市街地を流れる流程の短い川となった。河口から約1km上流までは掘削されて霞ヶ浦の一部のような状態になっている。この掘削された水域には毎年のようにアオコが吹きたまり、著しく景観を損ねるとともに悪臭の発生など公害のもととなっている。この新川河口部に霞ヶ浦湖北浄化センターがあり、日量約4万トンの下水処理水を放流している。我々はこの下水処理放流水を用いて新川の浄化を図るとともに、親水機能を持つ河川として復活させることを考え実験を行った。

実験は2系列を作り、1系列は植生浄化だけの系(A系列)、もう1つの系は酸化池と植生浄化を組み合わせた系(B系列)で実験を行った。酸化池は容量7m³の水槽を4つ直列につなぎ、全体の滞留時間は10日に設定した。

水路は長さ20m、幅40cmのものを用いた。滞留時間は2.5時間程度であった。植生浄化実験は水耕生物ろ過法により、植物としてはカラーを用いた。カラーはブーケなどに用いられる白いきれいな花をつける多年草である。生育に適した温度範囲が狭いため、一般的には植生浄化の植物としては適さないが、下水道放流水は年間を通じて水温変化が少なく、またカラーの生長に適した温度範囲であるところからこの植物を採用した。

ここで行った実験では、水路に覆い等をかけずに行ったので、冬期は雪及び霜によりかなりのダメージを受けた。しかしながら3月下旬頃より活発に生育し、4月から6月にかけて多量の美しい花を咲かせた。7～8月は実験の都合上かけ流す水量が少なかったため、水温が40℃近くまで上がってしまい、壊滅的なダメージを受けてしまった。

リンの除去率はA系列で冬期を除き60～80%であった。冬期では0～40%程度であった。酸化池と組み合わせたB系列ではリンの除去率は非常に高く冬期以外では80%を超える除去率が観測された。冬期でも20～60%の除去率が見られた。窒素の除去率としてはA系列で冬期を除き20～50%、B系列では30～70%という高い除去率が得られた。これらの結果から、新川上流部に滞留時間2日程度の酸化池を作り、そこに下水処理放流水を導水し、植生浄化水路を通して新川に流すことによって新川の水質は格段に改善され、市民が親しめる川となることが期待される。またこのような事業により、霞ヶ浦に負荷される下水道からの負荷量も大幅に削減でき、霞ヶ浦の浄化にも寄与することが期待される。

(4) 土浦バイオパーク

土浦バイオパークは水耕生物ろ過法を用いた霞ヶ浦湖水の浄化機能と親水公園及び市民農園の機能を併せ持つ施設である。霞ヶ浦土浦港の旧砂利揚場を利用して作られた施設で、1995年8月に完成した。3,400m²の面積がある。

この建設に先立って我々は1994年夏を中心として、旧砂利揚場の一部600m²を使って実験を行った(図8)。植栽した植物はクウシンサイ、セリ、クレソン、ミソハギ、ミントなどである。各植物ごとの窒素、リン及び炭素の除去速度を表1に示す。データを取った植物の中ではクウシンサイがもっとも浄化効率が高かった。クウシンサイは東南アジアで野菜として利用されている植物で、茎が中空となっており、茎を通して空気を根の方に供給し

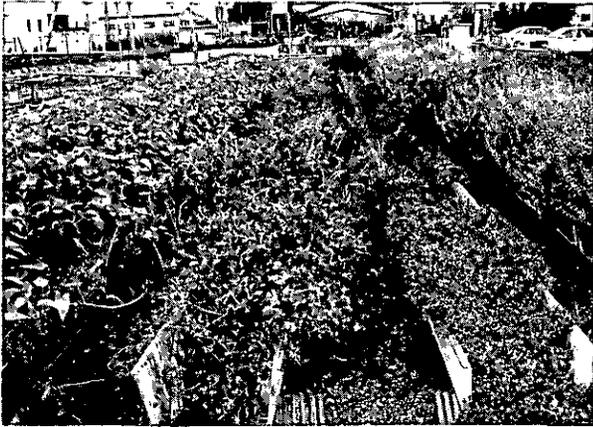


図8 水耕生物ろ過法による土浦港湖水浄化実験施設

表1 水耕生物ろ過法による土浦港湖水浄化実験における炭素、窒素及びリンの平均除去速度 ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$) (1994, 7~9月)

植栽植物	炭素	窒素	リン
クウシンサイ	13.4	3.05	0.08
クレソン	12.9	1.80	0.01
セリ	8.8	0.66	-0.03
ミント	14.3	1.75	0.03
無植栽 (アオミドロ)	10.2	1.65	0.00

ていることが予想される。他の植物は多量のアオコが根圏に堆積し、根圏が酸素不足の状況を呈していたが、クウシンサイの根はこのような状態でも生き生きとした状態であった。

2.2 湖沼環境指標に関する研究

2.2.1 有機汚濁指標としてCODはなぜ問題か？

(1) 環境基準項目としてのCOD

日本の湖沼、海域における生活環境にかかわる環境基準項目は過マンガン酸カリウム法によるCOD (COD (Mn) と略す) である。COD (Mn) を湖沼、海域の有機汚濁指標として利用することに対しては、1) 河川の基準項目BODと異なる、2) 酸化率が低く、また物質によってそれが異なることから有機物の総量を表す指標となっていない、3) 希釈の程度により分析結果が異なる、4) 酸化の程度が温度、時間に影響を受けやすいので測定値のばらつきが大きいといった問題点が当初から指摘されていた。しかし、それに代わる候補の重クロム酸カリウム法COD (COD (Cr)), 全有機態炭素 (TOC), 全酸素消費量 (TOD) は、測定時間の長さ、有害物質の使用、測

定精度が悪い、適当な分析機器が存在しない等の問題点を有していたため、採用されることはなかった。ここでは、湖沼水、その流入河川水、各種発生源の水に関して、COD (Mn) と TOC との関係、COD (Mn) 酸化率と生分解性との関係を整理し、なぜCOD (Mn) が問題であるかを示す。

(2) COD (Mn) と TOC との関係

ろ紙 (ガラスファイバー製、孔径 $0.7\mu\text{m}$) を通過した溶存態成分 (D) とろ紙にトラップされた懸濁態成分 (P) に分け、COD (Mn) と TOC の比較を行った。水域ごとに分けて、図9には溶存態成分について、図10には懸濁態成分についての関係を示す。それぞれの水域では、溶存態COD (Mn) (DCOD) と溶存態有機炭素 (DOC), ならびに懸濁態COD (Mn) (PCOD) と懸濁態有機炭素 (POC) の間に高い相関関係が得られたが、表2に示した回帰式の係数やCOD (Mn)/TOC比の平均値は大きく異なっていた。すなわち、各水域ごとには有機物の構成が似かよっているため、溶存態、懸濁態とも高い相関関係が得られるものの、水域間では有機物の特性が異なるため、両者の関係は溶存態と懸濁態、水域ごとに違っている。また、COD (Mn)/TOC比は水域平均値として溶存態で1.15~1.40、懸濁態で0.58~0.94となり、炭素、酸素、水素のみで構成される有機物 (CH_2O) の2.67、植物プランクトン平均組成の有機物 ($\text{C}_{106}\text{H}_{263}\text{O}_{110}\text{N}_{16}\text{P}$) の3.47と比べてともに小さい。すなわち、従来の指摘と同じく、COD (Mn) の酸化率は50%以下であり、COD (Mn) の分析では実際の有機物量を過小評価する恐れが強い。

(3) COD (Mn) と生分解性

溶存態サンプルをガラス容器につめ、 20°C 、暗、静置の状態で100日間培養し、その後DOCを測定し、その値を難分解性画分 (R-DOC, RはRefractoryの略) とし、DOCとの差を易分解性画分 (L-DOC, LはLabileの略) とした。図11にはL-DOC/DOCとDCOD/DOCとの関係を示す。L-DOC/DOCは生分解可能な有機物の割合を、DCOD/DOCはCOD (Mn) 法による化学的分解可能な有機物割合を意味する。林地、畑地、下水処理場、合併浄化槽からの排水、水域ではL-DOC/DOCが0.4以下、DCOD/DOCが1~2の範囲に入るものが多い。これに対して生活雑排水、水田では、生分解性が高いのに、COD (Mn) 法にかからない有機物が多いことがわかる。こ

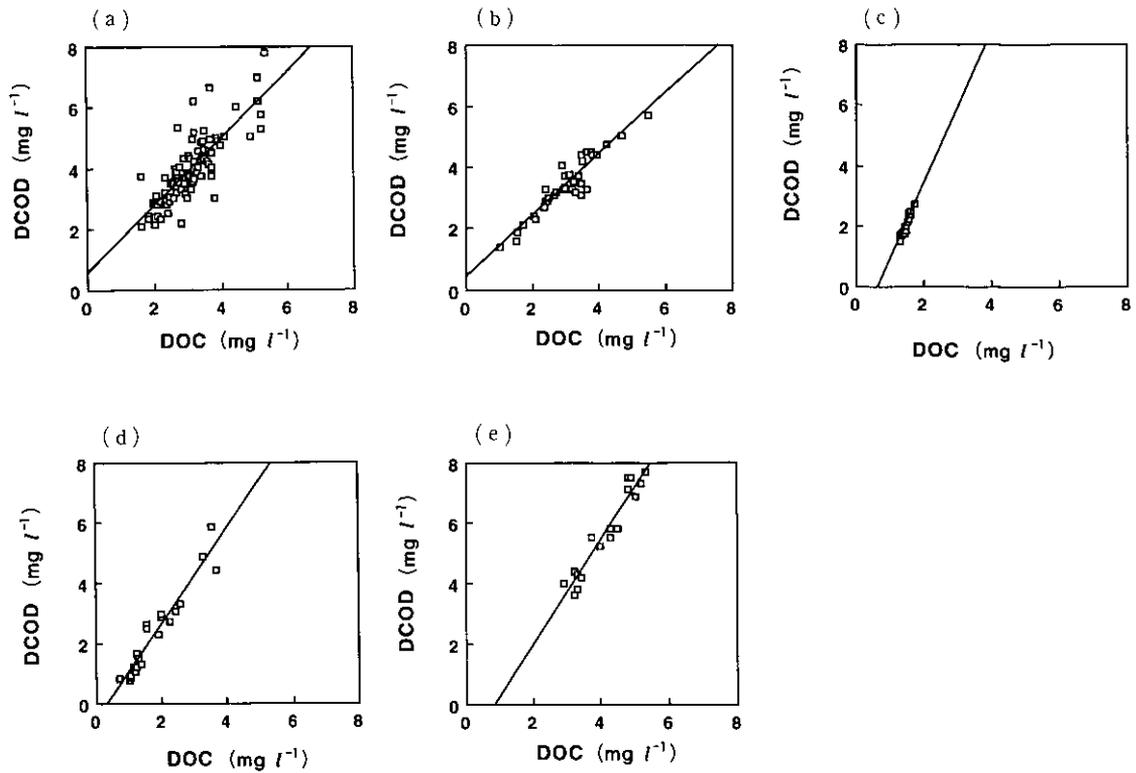


図9 溶存態でのDCOD (Mn) とDOCとの関係
 (a) 霞ヶ浦, (b) 霞ヶ浦流入河川, (c) 琵琶湖,
 (d) 長野県の湖沼, (e) 屋外実験池

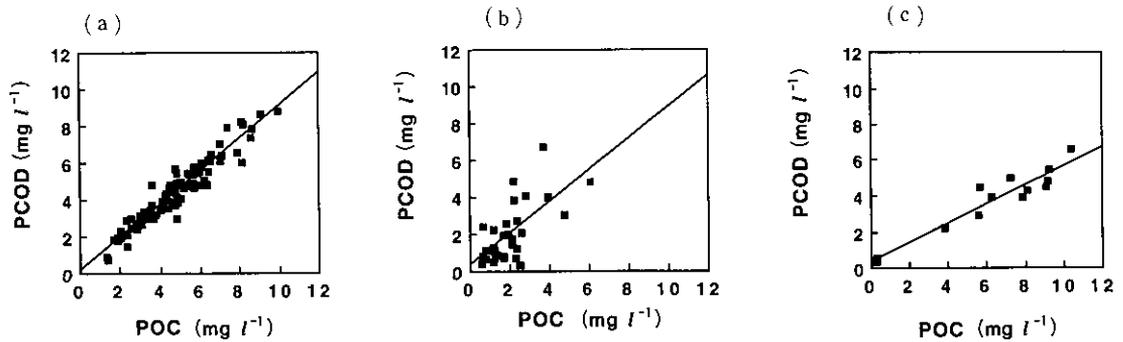


図10 懸濁態でのPCODとPOCとの関係
 (a) 霞ヶ浦, (b) 霞ヶ浦流入河川, (c) 屋外実験池

表2 いろいろな水域でのDOC vs DCOD, POC vs PCOD, TOC vs COD
 ここに r^2 は相関係数の2乗, aは回帰式の切片, bは傾き, nはサンプル数, COD/OCはCODと有機炭素濃度の比。

		r^2	a	b	n	COD/OC
DOC vs DCOD	霞ヶ浦	0.661	0.55	1.10	96	1.29±0.22
	霞ヶ浦流入河川	0.892	0.43	1.00	40	1.15±0.12
	琵琶湖北湖	0.922	-1.66	2.49	18	1.35±0.11
	長野県湖沼	0.923	-0.55	1.59	21	1.22±0.22
	屋外実験池	0.923	-1.50	1.73	18	1.40±0.12
POC vs PCOD	霞ヶ浦	0.914	0.14	0.89	96	0.93±0.12
	霞ヶ浦流入河川	0.457	0.28	0.86	40	0.94±0.46
	屋外実験池	0.952	0.34	0.53	18	0.58±0.54
TOC vs COD	霞ヶ浦 (建設省データ)	0.870	0.80	1.10	108	1.25±0.12
	手賀沼 (1984-1986)	0.634	5.30	0.65	36	1.02±0.24
	手賀沼 (1987-1989)	0.470	5.55	0.81	36	1.29±0.28
	手賀沼 (1990-1992)	0.678	2.95	1.03	36	1.32±0.21

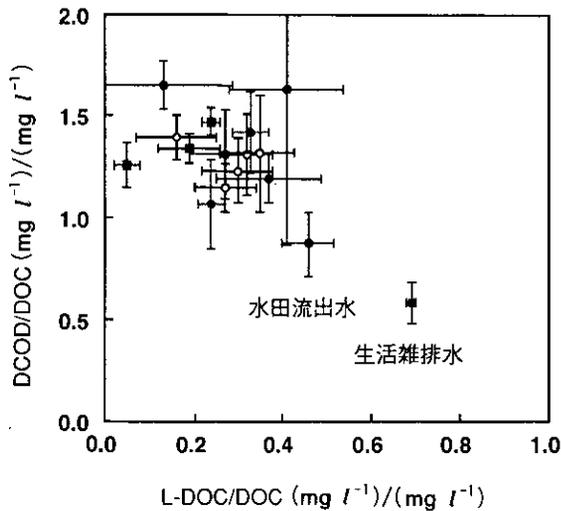


図11 生物的分解性 (L-DOC/DOC) と化学的分解性 (DCOD/DOC) の関係
○: 湖沼, 河川, ■: 屋外実験池, その他: 個別発生源, 棒: 標準偏差

の主要な原因として、生活雑排水に多量に含まれる洗剤成分や食品が考えられ、こうした化学物質が多量に存在する場合、COD(Mn)は有機物総量、易分解性有機物量を大幅に過小評価することになる。また、図11全体としては生分解性と化学分解性とが反比例の関係にあるように見え、多様な水域を比較するという観点では易分解の有機物量はCOD(Mn)では表現されないことを意味する。なお、藻類のような懸濁態有機物の場合にも、生分解比率は70~90%程度で(約30日間の好気・暗条件下の分解実験)、COD(Mn)/POCから予測される化学的分解比率30%以下と比べかなり大きい。

また、以上の理由のほか、欧米ではCOD(Cr)が標準的で、国際規格(ISO 6060-1986)に採用されている。その結果、COD(Mn)は各種分析法を網羅したStandard Methodsにも記載がなく、論文で使用されることも希となっている。このため、多国に囲まれた沿海、地中海、地球規模での海洋汚染の現状把握、解決案の検討に際して、COD(Mn)の情報は役に立たない可能性もある。

2.2.2 代替の有機汚濁指標としては何が適当か?

(1) TOCを使うには?

代替候補の中で、TOCの測定が最近かなり簡便、高精度になってきている。分析方法には湿式法と乾式法があるが、海洋での溶存態有機炭素濃度の測定に際し、両方の測定値に大きな差が報告されたことから、計測法の信

頼性が疑問視されていた。しかし、分析法の相互比較が大規模になされた結果、両方の測定結果の差はかなり小さいこと、市販の乾式測定器はブランク水をうまく調整すればかなりよい測定精度を有することが報告されている。前節で示したTOC値は、市販の乾式測定器による分析結果である。ここでは以下にCOD(Mn)とTOCを比較してみる。

まず前節に述べたように、1) 内容の意味するものの明白さ、2) 管理への応用という観点では、TOCの方がCOD(Mn)より優れている。次に、サンプル採取のしやすさ、代表性、測定に要する機器、費用、時間、そして測定の精度、再現性などの観点から、3) 操作性を評価してみる。COD(Mn)、TOCともサンプル量としては100ml程度であり、サンプル採取に特に問題はない。なお、TOCをDOCとCHNコーダーによるPOCの和とする場合には、POC用に清浄な水域では1000ml程度の水のろ過が必要になる。TOC(DOCも)の場合には機器への注入量が0.1ml以下であるので、逆にサンプルの代表性が問題となるが、かなりの量の水をろ過し、そのろ紙のPOCをCHNコーダーで測定する、あるいはサンプル水中の懸濁物を超音波破碎器で粉碎し、均一化後にTOC測定器に注入するなどの工夫を行えば、この問題は解消する。図12は霞ヶ浦湖水を対象にPOCとDOCへの分離法と粉碎法によるTOCを比較したものであるが、よく一致していることがわかる。

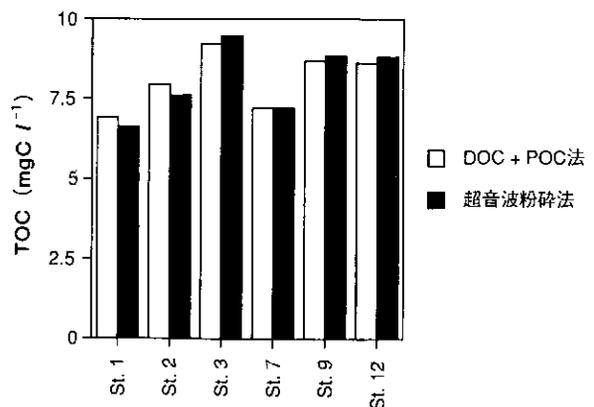


図12 霞ヶ浦湖水のTOCのPOC+DOC分離法と超音波粉碎法による測定結果の比較
St. 1~12は全域調査地点番号

(2) 必要な機器, 測定時間

COD(Mn)には温浴装置, TOC(DOC)は燃焼酸化-赤外線式TOC計(JIS K0102 22)が必要である。さらに,ろ紙のPOCを測定する場合にはCHNコーダーなどの元素分析計がなくてはならない。現在の価格は, COD(Mn)と比べTOCは1桁以上高い。このため, COD(Mn)と比べ, TOCではかなりの財政的な負担が必要である。なお, 消耗品費は大差ない。サンプルの測定時間は, COD(Mn)では1時間当たり10~15サンプルが限度となる。TOCでは1サンプル3注入として約10分かかり, COD(Mn)と比べ遅いが, オートサンプラーも利用できるので, 人手を要しない。このため, 人件費の節約が可能である。

(3) 測定精度

繰り返し測定の変動係数はCOD(Mn)で5%以下, TOCで3%程度との報告がある(乳糖水溶液サンプル; 環境庁内部資料)。我々の測定では, DOCの変動係数はフタル酸水素カリウムに対して0.39%(後述の酸ばっ気法の場合), CHNコーダーによる湖水のPOCの変動係数は2.2%(n=9)となった。COD(Mn)の場合には, 温浴の温度, 加熱時間などの微妙な差により, TOC計では低濃度のサンプルに対してブランクの設定法が, 測定値を変動させるが, TOCの方がCOD(Mn)より精度が高い。なお, TOCの乾式測定法の場合, 全炭素と無機炭素を測定し, その差し引きとしてTOCを求める方法(差し引き法)と, 無機炭素を酸ばっ気でなくした状態で全炭素を測定しTOCとする方法(酸ばっ気法)がある。後者では, pHを2~3とした場合, 測定値が小さくなる傾向が観察されている。図13は霞ヶ浦湖水, 屋外実験池水, 河川水

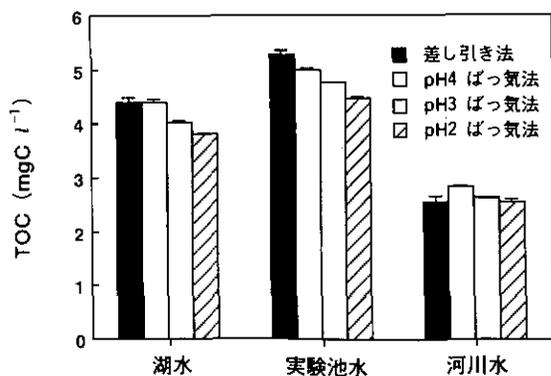


図13 霞ヶ浦湖水, 屋外実験池水, 河川水を対象にした差し引き法と酸ばっ気法の比較

サンプルに対して, 差し引き法とpH 2, 3, 4としたときの酸ばっ気法の測定結果を比較している。このように, pHを低くした酸ばっ気法によるTOC測定値はいくぶん過小評価である可能性があり, 注意しなければならない。

(4) 以上をまとめると

内容の意味するもの, 管理への応用, といった観点から, COD(Mn)はいずれ他の項目に代えなければならない。TOCは機器の費用等いくつかの問題点があるものの, COD(Mn)のような欠点を有していない。また, 過去のデータの利用という観点ではTOCは大きなハンディを負うが, その解決法は次節で論じる。

2.2.3 過去のCOD情報は活かせないか?

(1) 過去のCOD情報

湖沼で年間約7,000, 海域で年間約30,000ものCOD(Mn)値が環境基準評価のため測定されている(1994年度)。このため, COD(Mn)を他の指標に置き換えるとしても, この情報を有効に生かす方法の開発が必要である。ここでは, COD(Mn)からTOCを推測する方法を検討した結果を紹介する。

(2) DCOD, PCODからTOCを推測する方法

2.2.1で示したように, それぞれの水域でDOCとDCOD, POCとPCODは正の有意な相関関係を有してい

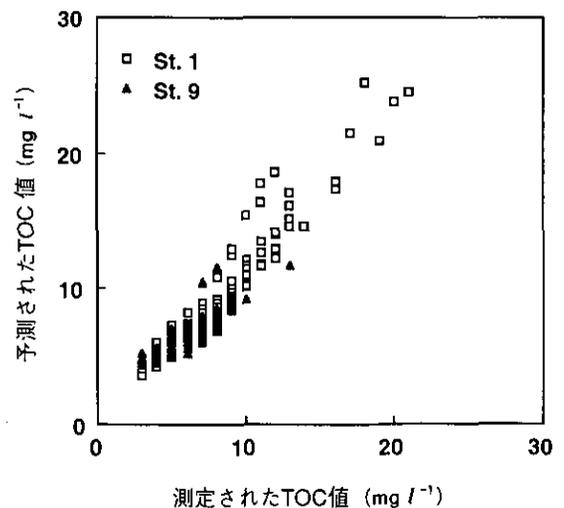


図14 DOCとD-COD, POCとP-CODとの統計的関係を利用して推測されたTOCと実測値との関係 (St. 1:高浜入り湾奥, St. 9:霞ヶ浦湖心)

る。すなわち、対象水域においてこうした関係が解析されていて、また過去にDCOD、PCODのデータの蓄積がある場合にはDOC、POCの推定が可能で、その和として過去のTOCを推測することができる。

図14には、建設省が1984～1992年に霞ヶ浦の高浜入り、湖心で測定したDCOD、PCODをもとに、この地点で我々が得たDOC-DCOD、POC-PCODの関係を利用してTOCを予測し、これを実測値（建設省測定）と比較した結果を示す。相関係数は高浜入りで0.96、湖心で0.87であり、予測値/実測値はそれぞれ 1.18 ± 0.13 （最小0.90～最大1.61）、 1.11 ± 0.18 （0.85～1.73）と、予測値の方が実測値より若干大きいものの両者はよく一致している（実測値の20%以内に入る割合がそれぞれ60%、75%）。2年間の相関式を用いて、こうしたよい予測結果を得られたのは、両者の関係がこの10年程度あまり変化しなかったことを意味している。

(3) CODからTOCを推測する方法

次に、COD(Mn)の測定値だけがある場合について検討した。まず、我々の1992～1994年での測定値からTOCとCOD(Mn)との相関式を求め、1984～1992年間の建設省のCOD(Mn)測定値を代入しTOCを推測した。図15にはその結果を示すが、予測値/実測値は高浜入り、湖心でそれぞれ 1.23 ± 0.14 （最小0.90～最大1.65）、 1.15 ± 0.13 （0.90～1.62）、実測値の20%以内に入る割合はそれぞれ

50%、71%、相関係数はそれぞれ0.96、0.94となった。また、建設省の1991～1992年間の測定値をもとに推定式を作成した場合には、同じく図15に示すが、予測値/実測値は高浜入り、湖心でそれぞれ 1.03 ± 0.14 （最小0.84～最大1.37）、 1.03 ± 0.12 （0.79～1.30）、実測値の20%以内に入る割合はそれぞれ90%、93%（相関係数は先のものと同じ）となった。前者で予測精度が悪いのは、我々と建設省でのTOC、DOCの測定方法が異なっているためであろう。なお、以上の特性は霞ヶ浦の他の測点でも見られた。

次に手賀沼（布佐下）では、1984～1992年のCOD(Mn)とTOCとの相関係数は0.67となり、霞ヶ浦のそれと比べかなり小さくなった。このため、1984～1986、1987～1989、1990～1992年の3期間に分けてみると、相関係数はそれぞれ0.80、0.69、0.82と第1、3期で高く、第2期で低くなった。また、その回帰式は1期と第3期で大きく異なっていた。第1期から第3期にかけて、TOC（ $16.4 \rightarrow 11.2 \text{ mg l}^{-1}$ ）、BOD（ $12.0 \rightarrow 8.4 \text{ mg l}^{-1}$ ）は大きく減少したのに対して、COD(Mn)（ $16.5 \rightarrow 14.8 \text{ mg l}^{-1}$ ）はあまり変化しなかった。すなわち、この水域ではこの10年間に有機物の内容が変化した可能性が強い。こうした場合には、最近の相関関係を用いて、以前のCOD(Mn)からTOCを推定すると、かなりの誤差が予想される。

最後に琵琶湖の場合では、1980～1992年の期間でCOD(Mn)とTOCとの相関係数を算出するとかなり小さくなってしまった。そこで、4期間に分け相関係数を求めた（図16）。南湖の測点である洗堰下、大宮沖、志那沖では1980～1982年と1990～1992年に相関係数が高く、手

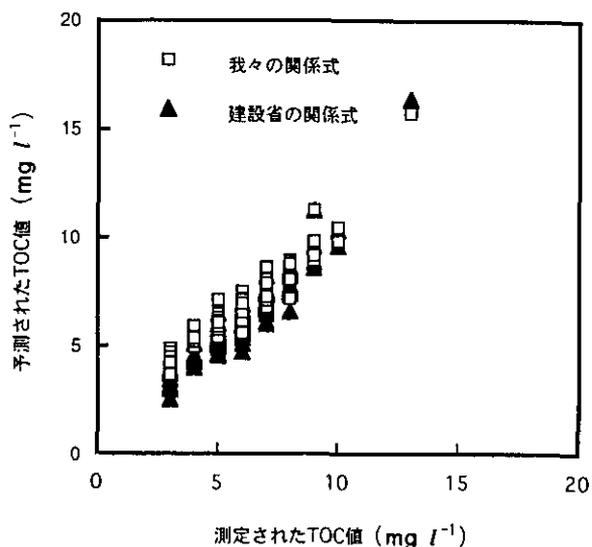


図15 TOCとCOD(Mn)との関係を利用して推測されたTOCと実測値との関係
□：我々の関係式、▲：建設省の関係式を使用

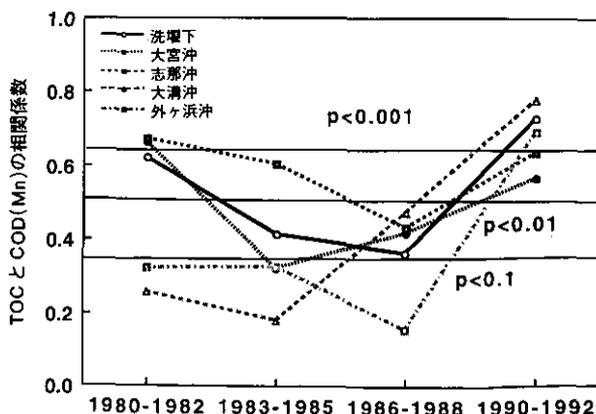


図16 琵琶湖におけるTOCとCOD(Mn)との相関係数の変化

質沼と同様、有機物の内容変化が起こったのではないかと推測される。これに対して、北湖の外ヶ浜沖、大溝沖では近年に近づくとつれ、相関係数が高くなっている。この2地点ではTOCの値がほぼ 2 mg l^{-1} と霞ヶ浦、手賀沼、琵琶湖南湖と比べかなり低い。過去のTOC分析法は感度が悪く、近年感度が向上しつつあることがこのような傾向を生じさせたのではないかと推測される。

以上、有機物の内容が変化していない場合には、TOCとCOD(Mn)を同時測定し、関係式を算定することから、過去のCOD(Mn)からTOCを予測することができる。しかし、内容が変化した場合は不可能である。

2.2.4 起源に関する情報が得られる有機物指標はないか？

(1) 懸濁態有機物の起源推定

湖内有機物は操作上、約 $0.2\sim 1\mu\text{m}$ 孔径のフィルターでのろ過により懸濁態と溶存態に分別される。また、それらは流域の各種発生源から排出され、流達したものの、湖内における生物化学的過程、すなわち植物プランクトン、水草などの光合成、分解、高次生態系への食物連鎖、底泥からの溶出等から生み出されたものにより、構成されている。懸濁態成分のうち、湖内の一次生産により生み出されたものはクロロフィルa等の色素を含むため、それをマーカーとして内部生産由来の有機物割合を推測することが可能である。

(2) 溶存態有機物のUV:DOC比を用いた起源推定

懸濁態有機物に対して溶存態有機物は、タンパク質や炭水化物が主成分となる場合や腐植様物質が大部分を占める場合があり、多様な構成物質の同定はかなり難しい状況にある。このため、分光学的特性を用いた構成成分の推測が従来から検討されてきた。硝酸、臭素イオンの影響が無視できる 250nm あたりの紫外部吸光度(UV)と

溶存態有機物量は正の相関関係にある。しかし、単位DOCあたりのUV(UV:DOC比)は水塊によって異なること、その原因は土壌起源の腐植質と内部生産由来のものでUV:DOC比が大きく異なることであることが知られるようになった。

(3) 霞ヶ浦への適用

上記のような手法を霞ヶ浦に適用し、溶存態有機物の構成成分の推測を行った結果を紹介する。まず、霞ヶ浦6地点で各月1回2年間にわたり、採水を行い、グラスファイバーろ紙でろ過し、そのろ液を集めた。一部はDOCとUV(ここでは 260nm での吸光度のみを用いた)を測定し、残りは生分解性試験に供した。生分解性試験は 20°C 、暗、静置の状態 100 日間培養し、定期的に引き抜きサブサンプルのDOC、UVを測定した。大部分のサンプルでは 60 日以降にDOC変化が少なかったため、 100 日後のDOCを難分解性DOC(R-DOC)とし、DOCからR-DOCを差し引いたものを易分解性DOC(L-DOC)とした。

DOC、R-DOCは湾奥で低く、湖心で高い。これに対してL-DOCは地点差が少なく、その傾向は炭水化物、タンパク質でも同じである(表3)。リグニン、UV吸光度、蛍光強度では流下方向に若干減少する傾向が見られた。また、季節変化特性としては、DOC、R-DOCは夏に高く、冬低い傾向にあるが、流下に従い、差は小さくなって、湖心域では季節変動が極めて小さい。また、湖水ではUV吸光度と蛍光強度には極めて高い相関関係が見られ(相関係数は 0.9 程度)、DOCとそれらの相関係数は $0.7\sim 0.8$ 程度であった。UV:DOC比を河川水(10河川、年4回の測定の平均;外来性の意味でAllochthonousとする)、屋外実験池の内部生産溶存態有機物(2.2.10参照;自生性の意味でAutochthonousとする)に関して求めると、それぞれ $29, 12\text{mABS cm}^{-1}\text{mgC}^{-1}$ (10mm の光

表3 霞ヶ浦における溶存態有機物の地点変化

St.	DOC mgC l^{-1}	UV mABS cm^{-1}	Lignin mgC l^{-1}	Carbohydrate mgC l^{-1}	Protein mgC l^{-1}	R-DOC mgC l^{-1}	L-DOC mgC l^{-1}	POC mgC l^{-1}	Chlorophyll-a $\mu\text{g l}^{-1}$	UV:DOC
1	2.76 ± 1.04	64.7 ± 29.5	0.10 ± 0.05	0.47 ± 0.27	0.94 ± 0.34	1.80 ± 0.74	0.96 ± 0.41	4.86 ± 2.62	73.8 ± 45.8	22.8 ± 4.2
2	3.00 ± 0.83	65.0 ± 20.6	0.09 ± 0.03	0.46 ± 0.20	0.87 ± 0.35	2.01 ± 0.57	0.98 ± 0.35	4.78 ± 2.11	78.2 ± 40.5	21.0 ± 3.4
3	3.19 ± 0.71	65.4 ± 17.4	0.09 ± 0.04	0.47 ± 0.19	0.83 ± 0.33	2.23 ± 0.51	0.96 ± 0.35	4.82 ± 1.72	75.4 ± 30.2	20.5 ± 3.6
7	3.05 ± 0.57	64.9 ± 14.6	0.10 ± 0.05	0.41 ± 0.17	0.87 ± 0.31	2.12 ± 0.36	0.93 ± 0.33	3.58 ± 1.32	55.0 ± 27.2	21.6 ± 5.4
9	3.38 ± 0.38	61.5 ± 11.6	0.08 ± 0.03	0.44 ± 0.11	0.75 ± 0.31	2.46 ± 0.32	0.91 ± 0.32	4.37 ± 1.11	69.5 ± 22.2	18.2 ± 2.3
12	3.43 ± 0.40	63.9 ± 10.3	0.09 ± 0.05	0.44 ± 0.16	0.87 ± 0.39	2.52 ± 0.33	0.89 ± 0.32	4.58 ± 1.07	65.0 ± 20.4	18.5 ± 2.3

±: standard deviation, UV: 吸光度 260 nm .

表4 溶存態有機物のUV吸光度(260 nm):DOC比
(mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l), ±; 標準偏差(記号は本文参照)

Type	Sample	UV : DOC
外来性	農地河川のPR	29±5
	森林河川のPR	27±4
	都市河川のPR	27±4
	農地河川のPL	32±8
	森林河川のPL	32±13
	都市河川のPL	23±8
内部生産性	屋外実験池のAR	12
	屋外実験池のAL	12±4
湖水	霞ヶ浦(St. 1)	23±4
	霞ヶ浦(St. 9)	18±2

路長のセルを用いて、1 mg l⁻¹の溶存態有機炭素あたりの吸光度)程度となった(表4)。また、こうしたサンプルの生分解後におけるその比は、多少ばらつくものの上記の値と大差なく、分解過程での変化が無視できることがわかった。このため、UV:DOC比を用いて、湖内の溶存態有機物の起源、生分解性による分画を行った(難分解なものうち、Allochthonous, Autochthonousな画分をPR, AR, 易分解なものうち、それぞれをPL, ALとする)。湖水の流下軸方向の変化としては、ARは流入河川近傍でのほぼゼロから、流下方向に増加し、湖心域ではほぼ1 mg l⁻¹に達している(図17)。その起源は植物プランクトンの分解、代謝産物、動物プランクトンの食べ残し、底泥からの溶出などが考えられるが詳細は不明である。これに対してPRは湖内でほぼ一様であり、流域からの難分解性物質は湖内を通過していることがわかる。PLはSt. 1の0.42mg l⁻¹からSt. 12の0.07mg l⁻¹に減少している。また、ALはSt. 1; 0.46, St. 2; 0.79, St. 3; 0.73, St. 7; 0.71, St. 9; 0.82, St.12; 0.85mg l⁻¹とSt. 1で小さいほかは湖内でほぼ一様である。POC、クロロフィルa濃度は同程度なのに、流入河川近傍のSt. 1で他点と比べALが低いのは、St. 2あたりまでALが蓄積傾向、すなわち生産が消費を上回っている状態であるのではないかと推測される。

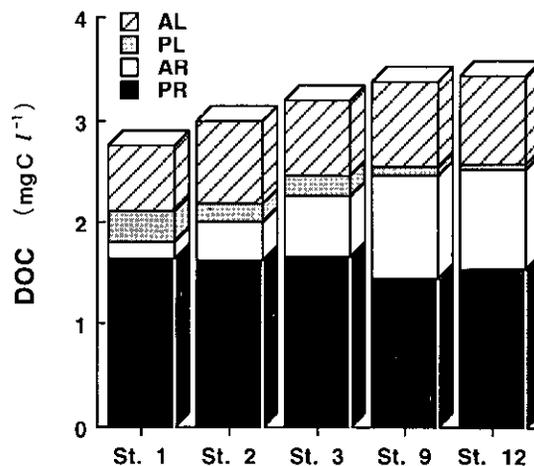


図17 霞ヶ浦での起源、生分解性で分けた溶存態有機物構成成分の流下方向変化(記号の説明は本文参照)

2.2.5 起源の指標は多くの湖沼に適用可能か?

(1) 水域によるUV:DOC比の違い

前節では、霞ヶ浦の湖水中の溶存態有機物の起源推測をUV:DOC比を用いて行った。こうした手法は他の湖沼にも応用可能なのであろうか。また、流域の発生源によりその比はどのように変わるのか。ここでは、流域の多様な個別発生源、霞ヶ浦、琵琶湖、野尻湖への流入河川や湖内のサンプルのUV:DOC比を測定するとともに、生分解過程でのその比の変化を調べ、UV:DOC比の利用可能性を検討した。

発生源で見ると、UV:DOC比は生活雑排水の約10mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ lから、畑、森林流出水の30mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l前後まで変化している。LAS等の化学物質を大量に含む生活雑排水で低く、土壌層を通過した水の割合が多くて腐植物質を多く含む畑、森林流出水で高くなったものと考えられる。河川での値は霞ヶ浦で24.7~31.9mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l、琵琶湖で15.9~27.4mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l、野尻湖で23.2~37.4mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ lとなり、琵琶湖で若干低く、野尻湖で高いものの、20~30mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ lの範囲に入る河川の割合が霞ヶ浦10河川中7河川、琵琶湖21河川中14河川、野尻湖7河川中4河川と多い。湖内での値は、霞ヶ浦の流入河川近傍の地点を除くと20mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l以下であり、流入河川と比べて有意に低い値となった(図18)。

また、生分解過程でUV:DOC比は、生活雑排水等の発生源サンプル、湖水で増加するが、流入河川サンプルでは変化は見られなかった。発生源サンプルでUV:

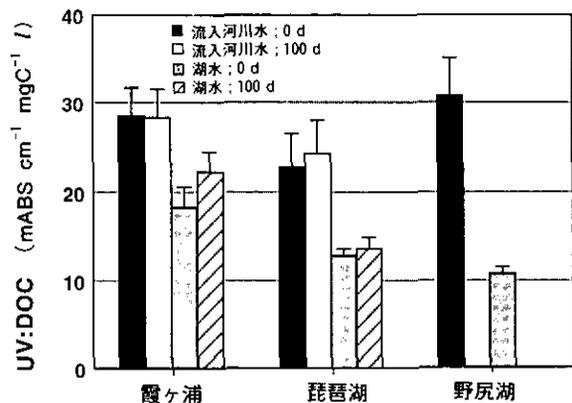


図18 霞ヶ浦、琵琶湖、野尻湖における流入河川と湖内でのUV : DOC比
霞ヶ浦、琵琶湖では生分解性試験で100日後に残った成分についても示す。

DOC比が変化し、流入河川サンプルでその比の変化が明白でなかったのは、流出、流達過程で生活雑排水由来等の溶存態有機物のうち、洗剤や食品などのUV : DOC比が低い画分がほぼ分解され、UV : DOC比の高い画分が大部分を占める状態になってしまったのではないかと推測される。また、流入河川水では生分解過程でUV : DOC比が変化しないのに、湖水で変化したのは、分解により外来性有機物（以下には流入河川水に対応）と内部生産有機物それぞれの画分でその比が変化したわけではなく、両者の割合が変化したためと考えられる。この結果、UV : DOC比を利用する場合には、外来性、内部生産性それぞれの画分で難分解性、易分解性の画分を分ける必要はなくなる。

(2) 溶存態有機物の起源推定にUV : DOC比を用いる問題点

UV : DOC比の適用に関する問題点をまとめてみると次のようになる。1) 発生源サンプルのうち、生活雑排水などでは他の発生源と比べ極めて低いUV : DOC比を持っている、2) 流入河川水は夏期に高く、冬期に低いUV : DOC比を有している、3) 野尻湖湖水では10.7mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ lと屋外実験池のサンプルから推測された内部生産溶存態有機物の12mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ lと比べ低い。

1) は有機汚濁源として生活雑排水等の寄与が大きく、それらの大部分が生分解を受ける前に流達する地点では、上記のようなモデルの適用が難しいことを意味している。

ここで対象とした湖沼はいずれも滞留時間が100d以上あり（霞ヶ浦0.55y、琵琶湖北湖5.5y、野尻湖2.0y）、湖心ではそうした有機物の影響を無視しうると考えられる。全国30数湖沼の湖心サンプルの分析結果によれば、滞留時間が半年を超える湖沼ではUV : DOC比が滞留時間と明白に反比例関係にあるが、それ以下の湖沼ではかなりばらつきが見られた（図19）。すなわち、生活雑排水の寄与が大きく、滞留時間が短い湖沼ではモデル適用に十分な注意が必要である。

2) はモデルにおいて外来性すなわち流入河川水溶存態有機物のUV : DOC比をいくつにするかという問題になる。流入河川水中のUV : DOC比は明白な季節変動を示すが、その季節差（霞ヶ浦7.5、琵琶湖4.1、野尻湖4.7mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l）は河川UV : DOC比の平均値と内部生産由来の有機物のUV : DOC比の差（霞ヶ浦16.5、琵琶湖10.2、野尻湖19.1mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l）と比べ半分以下と小さいので、一次近似モデルでは無視できよう。しかし、今後はこうした変動を考慮したモデルの開発が必要であろう。また3) は、内部生産物質のUV : DOC比が、卓越する藻類種、栄養度、生態系の特性等の影響を受ける可能性があることを示している、モデル精度の向上には対象とする湖沼の水を用いた藻類培養実験等が必要なことを意味している。UV : DOC比はサンプルの採取、前処理、分析が簡単で、かつ測定精度の高い指標である。この比は上記のような起源の推測以外にも、トリハロメタン生成能等と密接な関係を有しているので、湖沼水質指標として価値のあるものである。

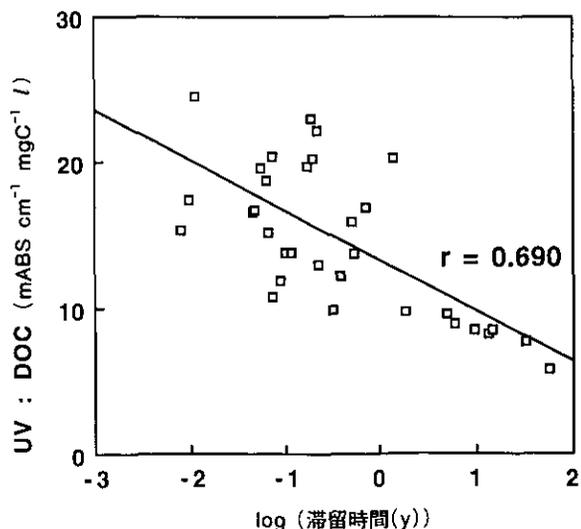


図19 全国湖沼における滞留時間とUV : DOC比との関係

2.2.6 さらに多くの情報を有する有機物分画方法はないか？

(1) 樹脂を利用した分画方法

湖水・河川水中の溶存態有機物は複雑で不均質な混合物であり、その物理化学的特性及び地球化学的役割は未だ十分に理解されていない。溶存態有機炭素 (DOC) は溶存態有機物全量を表す優れた指標であるが、あくまでも非選択的なマクロな指標である。溶存態有機物を明白な共通の化学的性質という切り口で分画し、各分画成分の分布・特性を評価する手法は、溶存態有機物の起源、動態、機能について有益な情報を与えると考えられる。

琵琶湖北湖湖水および流入河川水を対象として、疎水性-親水性及び酸性-塩基性の違いに基づいた DOC 分画手法を開発・適用し、湖水および河川水溶存態有機物の特性や起源について検討した (図20)。この DOC 分画手

法は、自然水中の代表的な難分解性疎水性酸である溶存フミン物質 (フミン酸+フルボ酸) の分離に基づいたものである。

(2) 湖水と河川水の溶存態有機物の違い

琵琶湖湖水と流入河川水、および流域特性の異なる河川水では DOC 分画分布及び UV : DOC 比に有意な違いが認められた (図21, 22)。琵琶湖湖水および流入河川水ともに、DOC 成分として有機酸 (疎水性酸 (フミン物質) + 親水性酸) が卓越していた。湖水は親水性酸 (疎水性酸: 25~27%; 親水性酸: 40~48%), 河川水は疎水性酸 (疎水性酸: 37~73%; 親水性酸: 23~35%) が優占した。湖水の UV : DOC 比は親水性酸 ($8\sim 10\text{mABS cm}^{-1}\text{mgC}^{-1}\text{l}$), 湖水 DOC ($11\sim 13\text{mABS cm}^{-1}\text{mgC}^{-1}\text{l}$), 疎水性酸 ($16\sim 18\text{mABS cm}^{-1}\text{mgC}^{-1}\text{l}$) の順に高くなった。湖水疎水性酸

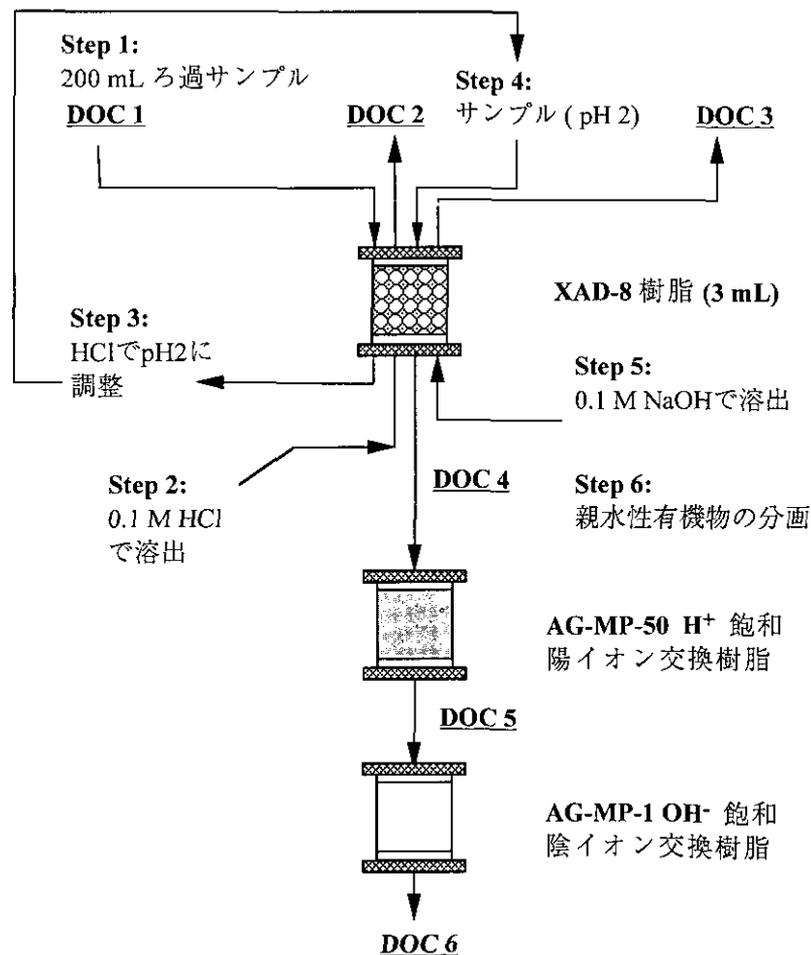


図20 溶存態有機物 (DOC) 分画手法の概要

疎水性塩基 = $\text{DOC 2} \times (\text{溶出量} / \text{サンプル量})$, 疎水性酸 = $\text{DOC 3} \times (\text{溶出量} / \text{サンプル量})$, 疎水性中性物質 = $\text{DOC} - \text{疎水性塩基} - \text{疎水性酸}$, 親水性塩基 = $\text{DOC 4} - \text{DOC 5}$, 親水性酸 = $\text{DOC 5} - \text{DOC 6}$, 親水性中性物質 = DOC 6

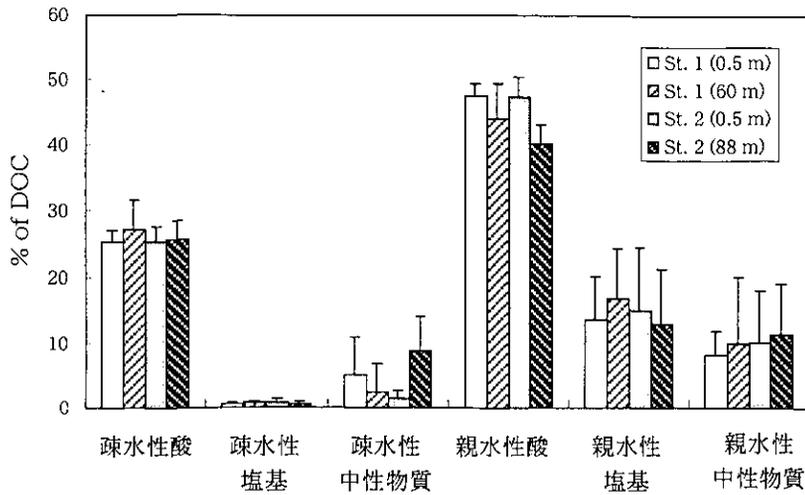


図21 琵琶湖湖水の溶存態有機物分画分布

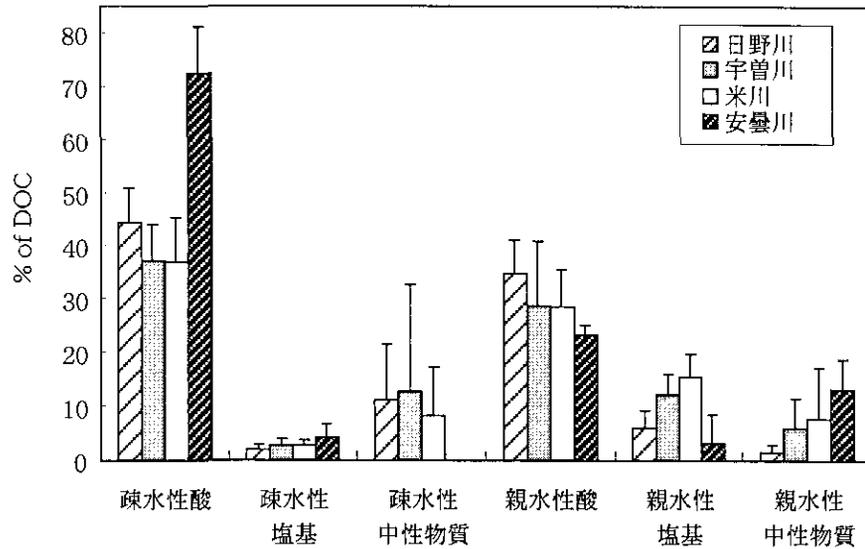


図22 琵琶湖流入河川水の溶存態有機物分画分布

の UV : DOC 比は湖水親水性酸の約 2 倍高かった。湖水疎水性酸の UV : DOC 比は藻類由来の疎水性酸 (16~17mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l) とほぼ同様の低い値を示し、琵琶湖湖水の疎水性酸は主に藻類由来ではないかと推測された。琵琶湖流入河川水 DOC の UV : DOC 比 (17~24mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l) は湖水よりも約 60% 高く、土壌由来 DOC の影響が大きいと考えられた。しかしながら、分離された河川水疎水性酸の UV : DOC 比 (16~20mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l) は従来報告されている河川水疎水性酸 (33~40mABS cm⁻¹ mgC⁻¹ l) と比べかなり低く、湖水疎水性酸の UV : DOC 比より顕著に高いものではなかった。

本 DOC 分画手法により、湖水と河川水では DOC 分画分布及び UV : DOC 比が有意に異なることが明らかとなった。今後、起源のより明白なサンプル (藻類代謝物、下水処理水、生活雑排水等) に対して本手法を適用すれば、DOC 分画分布及び UV : DOC 比という特性が起源的情報とさらに緊密に結びつくと考えられる。

2.2.7 生分解性を簡単に測れる方法はないか？

(1) 樹脂による溶存態有機物の吸着

有機物の生分解性は、河川においては BOD によって評価されているが、5 日間を要する。また湖沼、海域の場合、

サンプル水を培養してTOCやCOD(Mn)の経時変化を調べる方法もあるが、その場合の培養時間は数～十数週と長い。このため、培養実験を必要としない方法による、生分解性の観点からの有機物の分画手法が期待されている。さて、農薬など環境水中の微量有機物の分析やバイオアッセイの前処理、濃縮に固相抽出法が最近よく利用されている。また、XAD-8 (2.2.6の分画に利用したもの)、イオン交換樹脂、ODSカートリッジ等は、腐植物質の分離、蛍光分光、HPLCでの定量の前処理に用いられている。すなわち、こうした樹脂により、水中溶存態有機物の化学的な分画が十分可能であることを示している。ここでは市販のミニカートリッジカラムを用いて湖沼、河川など自然水域の水に含まれる溶存態有機物を分画する手法を検討するとともに、分画成分の生分解性との関係を調べた。

(2) 生分解性と樹脂吸着率との関係

屋外実験池水(初期DOC; 4.0mg l^{-1})と霞ヶ浦流入河川の有機汚濁の激しい新川の水(初期DOC; 6.7mg l^{-1})をサンプルとして分解実験を行った結果を図23に示す。また、図中には両サンプルをPS-2, tC18カートリッジ(ウォーターズ社)に通過させ、捕そくされた成分(初期DOCはそれぞれ $5.4, 8.9\text{mg l}^{-1}$)に関して同じく分解実験を行った結果も合わせて示してある。難分解性有機物の割合が原水では7割程度であるのに対して、カートリッジに捕そくされた成分では9割程度と高いことがわかる。

次に、霞ヶ浦湖水(高浜入り中央; 初期DOC; 2.8mg l^{-1})と新川の水(初期DOC; 11.4mg l^{-1})をサンプルとして生分解実験を行い、その過程でカートリッジへの捕そく率を測定した結果を図24に示す。生分解実験開始時に低かった捕そく率が時間の経過とともに湖水では10~20%、新川の水では30%程度増加していることがわかる。すなわち、生分解の進んだサンプルではカートリッジへの捕そく率が増加することがわかる。また、埋立地浸出水(Landfill)、湿原の池水(宮床湿原、白駒池; Swamp lake)、上水処理場の汚泥分離液(Water Supply)、湯ノ湖湖水(0, 5, 10m; Lake Yuno)、屋外実験池水(Pond)、霞ヶ浦流入河川(桜川、新川、清明川それぞれ5回の観測結果の平均; Rivers)、湖水(霞ヶ浦6地点それぞれ12回の測定の結果; L. Kasumigaura)のサンプルを採取し、カートリッジへの捕そく率と難分解性有機物比率を調べた結果

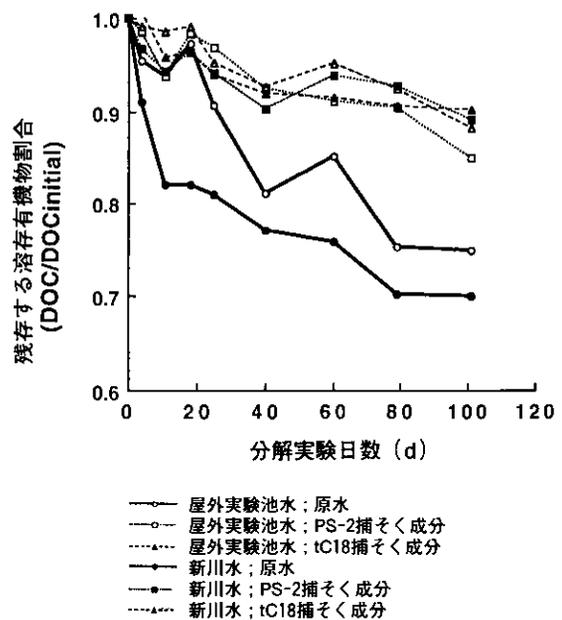


図23 屋外実験池や新川のろ過水(原水)とそのPS-2, tC18への捕そく物質の生分解性

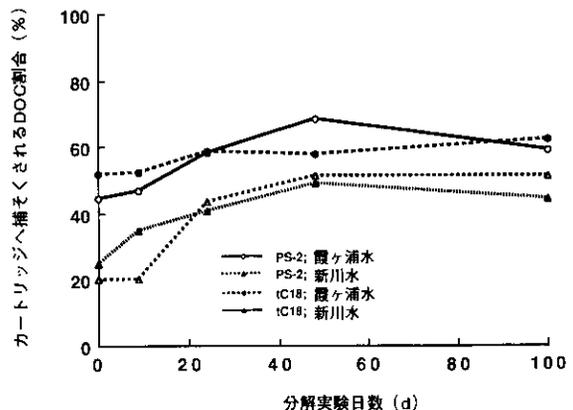


図24 生分解過程での霞ヶ浦湖水、新川水のPS-2, tC18への捕そく割合の変化

を図25に示す。PS-2, tC18とも、両者の間に良好な正の相関関係が見られる。さらに、霞ヶ浦湖水からXAD-8樹脂を用いて分離されたフルボ酸に対するPS-2, tC18の捕そく率を調べたところ、DOCで見るとPS-2で80%以上、tC18で70%以上が捕そくされた。PS-2の充てん剤は2.2.6で紹介したXAD-8ほどではないがフルボ酸を捕そくすることが報告されている。今回の実験結果も同様であり、PS-2, tC18といったカートリッジは難分解性であるフルボ酸をよく捕そくするといえよう。

以上から、湖沼や河川水では、PS-2やtC18に捕そく

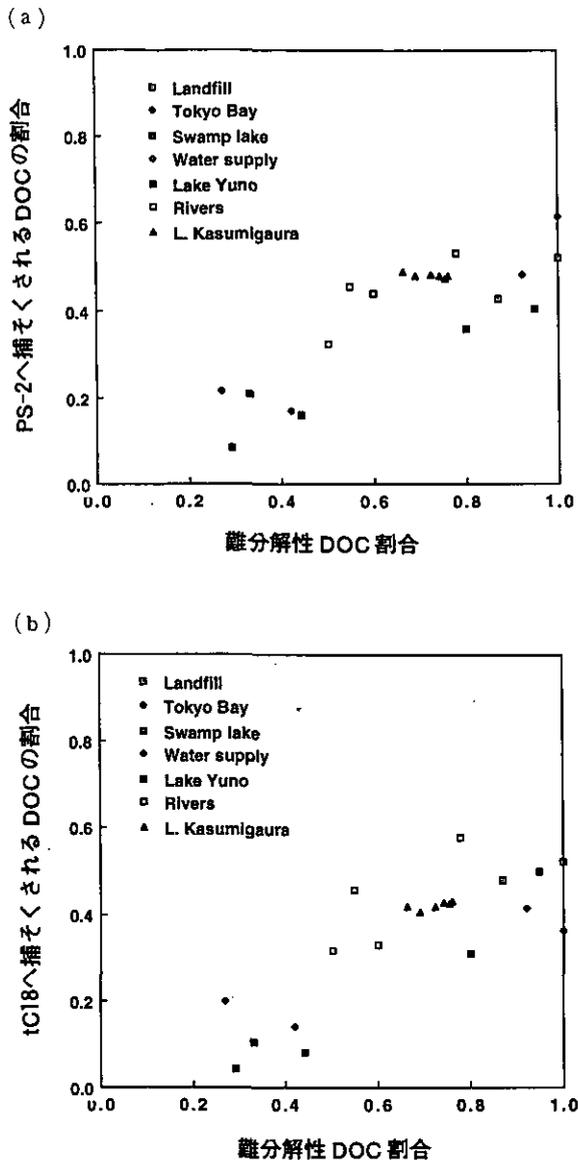


図25 難分解性溶存態有機物の割合とカートリッジ捕そく割合の関係
(a) PS-2, (b) tC18

される成分は捕そくされない成分と比べ生分解性が悪いといえよう。すなわち、こうしたカートリッジへの捕そく量をもとに、生分解性を簡易的に予測する手法の可能性が示唆された。しかし図25から、難分解性有機物比率はミニカートリッジへの捕そく率と比べて高く、難分解性物質の一部は明らかにミニカートリッジを通過している。逆に図24より、カートリッジに捕そくされたからといってすべてが難分解性であるとはいえない。すなわち、ミニカートリッジへ捕そくされたものの集合は難分解性物質の集合と大まかには重なるものの、一方が他方を包含するような関係ではないことに注意しなければならない。

2.2.8 アオコ存在量をどのように指標化するか？

(1) アオコ定量化の必要性

アオコとは *Microcystis* 属の別称とする場合もあるが、一般的には藻類が湖面に浮かび、青い粉をまいたような状態となったものやその原因となった藻類群のことを呼ぶ。そうした水の華は *Microcystis* 属によることが大部分であるものの、*Anabaena* 属など他のラン藻による場合もあり、またまれには緑藻等のこともある。以下には、アオコとはラン藻による水の華としておく。

アオコの発生は、湖沼の富栄養化の一大エポックであり、多くのアオコが有毒物質を含む点では、水利用の仕方を大きく変えなくてはならない段階となる。また、景観、親水性の観点からも、その発生、非発生は非常に大きな別れ目となる。では、アオコの定量はどのように行っているのだろうか。サンプル水を持ち帰り、顕微鏡で計数することが一般的であるが、種の区別は難しく、定量は藻類学者の専門的な仕事である。特にラン藻の場合、コロニーを形成することもあり、セル数の計数が非常に困難である。こうした理由から、アオコの発生状況、消長に関する研究は特定の湖沼に限られ、その発生機構の詳細も不明なままになっていた。

このような問題点を解決する一つの方法としては、定量方法を新たに開発し簡単化し、藻類学者以外でも測定ができるようにすることが考えられる。ラン藻類量を定量する方法として、それに特有な色素(フィコシアニン、カロチノイド)を化学的に定量する方法が提案され、利用されている。こうした化学的な手法によって、全藻類に占めるラン藻の割合が定量的に求められるようになった。

しかし、もう少し簡単にアオコ量を調べる方法はないのであろうか。ここでは、目視でレベル分けする方法の開発を行い、それを実湖沼に適用した。

(2) 見た目アオコ指標

アオコ発生状況を段階的に示す写真(図26)との比較からその発生レベルを0から6の7段階に分ける方法を提案した。霞ヶ浦、児島湖など全国数湖沼において一般市民にアンケート調査を行い、同一対象に対しては評価レベルのばらつきがかなり小さいことを確かめた。また、この方法を屋外実験池、霞ヶ浦に適用し、先に紹介した化学的定量法の結果と比較した結果、両者が比例関係にあり(図27)、目視による観測、判定でもかなり客観性が



レベル0：アオコの発生は認められない。



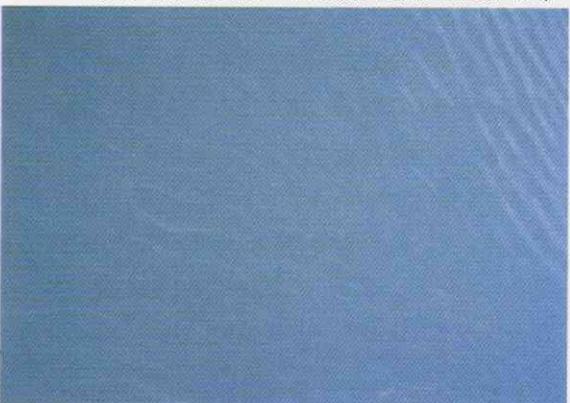
レベル4：膜状にアオコが湖面を覆う。



レベル1：アオコの発生が肉眼で確認できない。
(ネットで引いたり、白いバットに汲んで良くみると確認できる)



レベル5：厚くマット状にアオコが湖面を覆う。



レベル2：うっすらとすじ状にアオコの発生が認められる。
(アオコがわずかに水面に散らばり肉眼で確認できる)



レベル6：アオコがスカム状(厚く堆積し、表面が白っぽくなったり、紫、青の縞模様になることもある)に湖面を覆い、腐敗臭がする。



レベル3：アオコが水の表面全体に広がり、所々パッチ状になっている。

図26 見た目アオコ指標

あることが確かめられた。なお、各レベル（図26）に対応するフィコシアニン濃度は、レベル2で $100\mu\text{g l}^{-1}$ 以下、レベル3で $100\sim 400\mu\text{g l}^{-1}$ 、レベル4で $400\sim 700\mu\text{g l}^{-1}$ 、レベル5で $700\mu\text{g l}^{-1}$ 以上となった（レベル6は未計測）。また、ラン藻類の細胞数でいうと、レベル2は 10^4ml^{-1} 以下、レベル3は $1\sim 8\times 10^4\text{ml}^{-1}$ 、レベル4は $0.8\sim 1.8\times 10^5\text{ml}^{-1}$ 、レベル5は $1.8\times 10^5\text{ml}^{-1}$ 以上となる。

また、同じくアンケート調査の解析から、レベル3以上は、飲料水として飲みたくない人の割合が50%を超え、不安を感じる人の割合との合計が80%程度となる。さらに、ミネラルウォーターを買う、浄水器をつけるという人の割合も10%程度となる（図28）。このほか、水遊びの場としても、散歩の場としても、望ましくないと感じる人の割合が80%を超える。このため、上水、親水利用のための水質目標としては見た目アオコ指標をレベル2以下にすべきであることが明らかになった。

2.2.9 アオコの発生には何が影響しているか？

(1) 全国湖沼データの解析

アオコ、すなわちラン藻類の優占化にかかわる要因として、従来から提案されている仮説には、低N/P比仮説、pH仮説、浮上沈降仮説、動物プランクトン捕食仮説、高水温適応仮説などがある。ここでは、1991年夏に実施された第4回自然環境保全基礎調査から、全国211湖沼での結果をもとに、ラン藻類の優占化に及ぼすリン、窒素、N/P比、水温、水深、混合度の影響を統計的に解析した。なお、各湖沼で出現したと記載された藻類のうち、上位2種をその湖沼での優占藻類種とした。

(2) 窒素、リン濃度、N/P比の影響

湖水の栄養塩濃度から見ると、ラン藻類は中栄養以下では優占せず、これに対し珪藻、緑藻は栄養塩レベルによらず優占した。次に、すべての湖沼を対象にした場合、ラン藻類はN/P比（重量比）30未満では優占率40%と高く、30以上では10%以下となった。しかし、この低下はリン濃度の低下が原因であり、富栄養化してくるとN/P比が低下するという特性が影響している。そこで富栄養湖のみを対象にして見ると、上述とは逆にN/P比が増加するとラン藻類の優占率が高まる傾向が検出された（図29）。属レベルでも、窒素固定能を持たない *Microcystis* 属はこの傾向を示した。アオコの窒素含量が他の藻類と比べ高いことが原因と考えられた。なお、屋外実験

池において、他条件は同じに、窒素濃度、すなわちN/P比だけを3段階変化させた実験を夏期、40日間継続して行った（1992年夏、富栄養化状態）。そのときのクロロフィルa濃度（Cbl-a：全藻類量）、 $40\mu\text{m}$ のネットに捕そくされるクロロフィルa濃度（大型藻類量）、フィコシアニン濃度（Phyco：ラン藻類量）は、N/P比が高いほど増加する傾向が見られ（図30）、上述の特性と一致した。

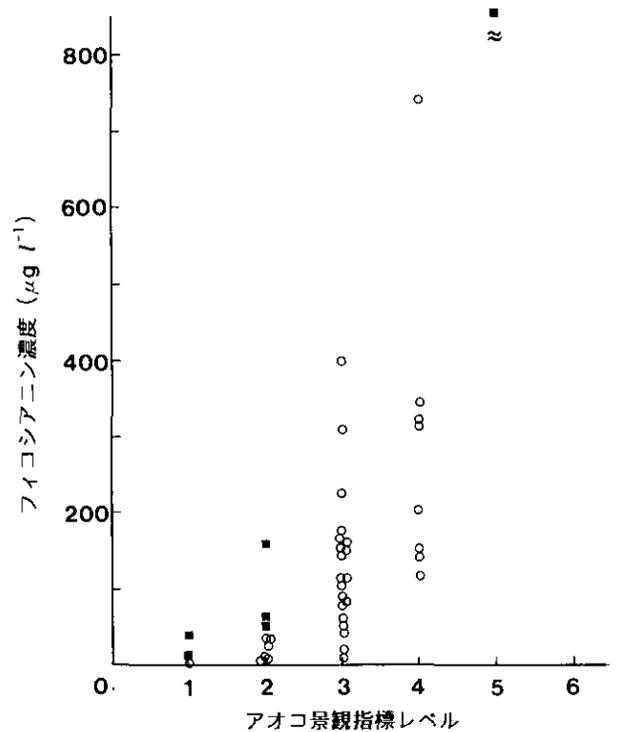


図27 見た目アオコ指標レベルとフィコシアニン濃度との関係
○：実験池における結果，■：現地調査における結果

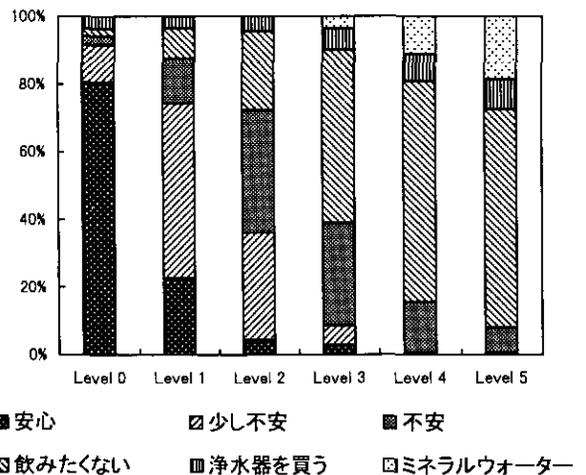


図28 見た目アオコ指標レベルに対する上水源としての評価

池において、他条件は同じに、窒素濃度、すなわちN/P比だけを3段階変化させた実験を夏期、40日間継続して行った（1992年夏、富栄養化状態）。そのときのクロロフィルa濃度（Cbl-a：全藻類量）、 $40\mu\text{m}$ のネットに捕そくされるクロロフィルa濃度（大型藻類量）、フィコシアニン濃度（Phyco：ラン藻類量）は、N/P比が高いほど増加する傾向が見られ（図30）、上述の特性と一致した。

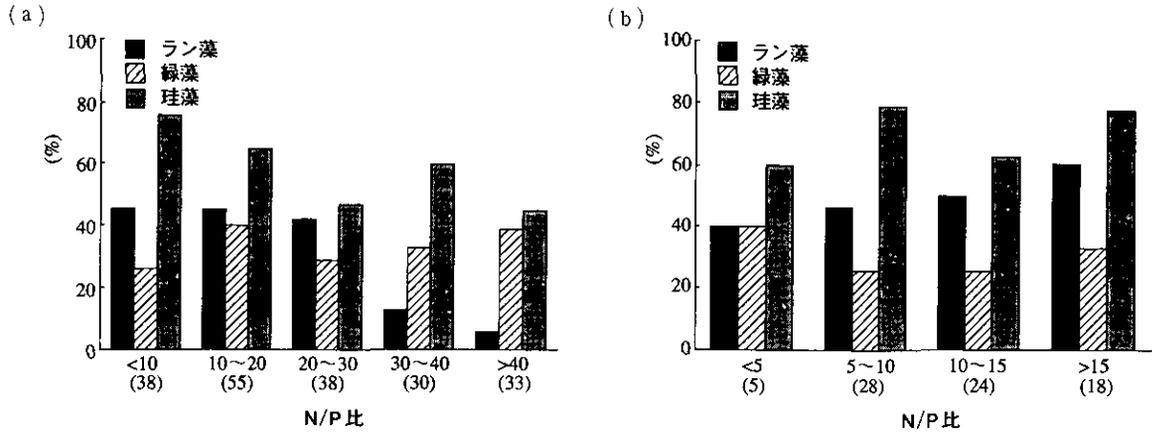


図29 各N/P比範囲での卓越藻類種
(a) 全湖沼, (b) 富栄養化湖沼

(3) 水温, 水深, 混合度の影響

全湖沼, 富栄養化湖沼を対象にした場合とも, 従来から言われているように, 水温が30℃を超えると, ラン藻類, 特に *Microcystis*, *Anabaena* 属の優占率が高まり, 珪藻類のそれが減少した (図31)。水深との関係では, 全湖沼, 富栄養化湖沼とも, 水深の増加に伴いラン藻類の優占率は低下した。次に, 水温躍層水深 (湖面積から推測) と水深の比から混合度を定義し, その影響を調べてみると, 全湖沼, 富栄養化湖沼とも, 混合度の増大に伴いラン藻類, 特に *Microcystis* 属の優占化が明らかとなった。

すなわち, 成層化しない湖沼の方がラン藻類の優占に適しているという結果になった。また, 水深と混合度の影響の強さを有意水準を指標に比較してみると, 混合度の方が水深より影響度が大きいことがわかった。

なお, 本解析は多くの湖沼を対象とした統計解析であり, フラスコ, 屋外実験池, 隔離水界を用いた実験, 一湖沼での藻類種の変遷の現地調査などの結果との比較検討が必要である。

2.2.10 池内物質循環や藻類量・種に及ぼす魚の影響は?

(1) 屋外実験池を用いた実験のあらまし

臨湖実験施設内にある一辺3mの正六角形, 水深1.55m, 容積36m³の小型屋外実験池を6つ用いて魚の影響を調べた。まず, 1993年8月~1994年9月には滞留時間(20日), 供給栄養塩濃度(砂ろ過後の霞ヶ浦湖水に窒素濃度が2mg l⁻¹, リン濃度が0.2mg l⁻¹増加するよう無機塩を添加)をすべての池で同じにし, 魚(Goldfish)の密度を変えて(Pond 1, 4での初期, 最終濃度はとも

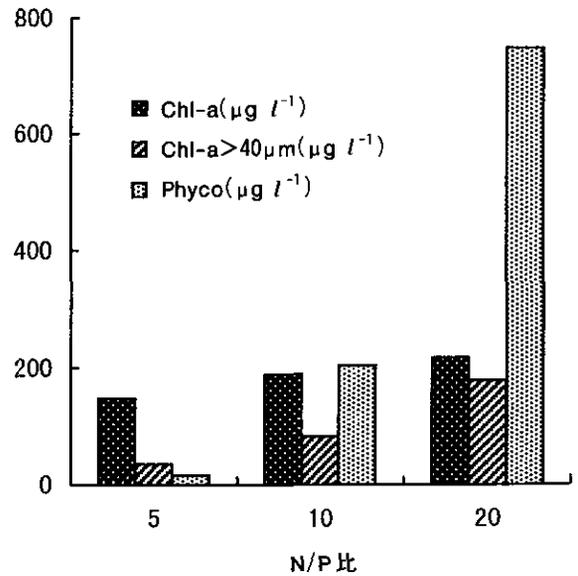


図30 屋外実験池でのN/P比と藻類発生量との関係

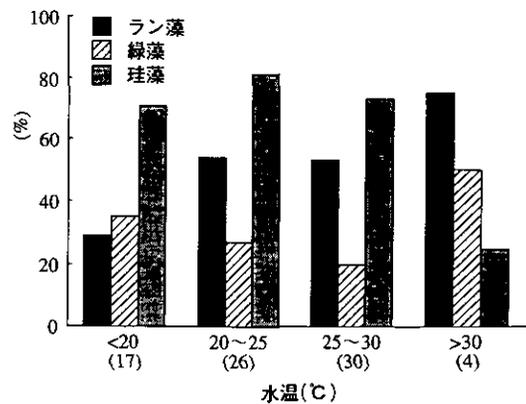


図31 富栄養化湖沼を対象とした場合の各水温範囲での卓越藻類種

に 0 gC m^{-3} , Pond 2 と 14.0 と 8.2 gC m^{-3} , Pond 3 は 1.6 と 4.4 gC m^{-3} , Pond 5 は 14.0 と 5.7 gC m^{-3} , Pond 6 は 1.6 と 5.1 gC m^{-3} , 池内の水質, 生物種・量, 光合成, 呼吸, 沈降速度など物質循環速度を経時的に測定した。魚の密度は Pond 1, 4 が密度ゼロ (NP), Pond 2, 5 が高密度 (HP), Pond 3, 6 が低密度 (LP) の 3 通り, 2 連で実験を開始したが, 終了時には低密度, 高密度の差はほとんどなくなった。また, 1995年 8~9 月には魚を入れる (Pond 2, 4, 6 ; 密度 1.2 gC m^{-3}), 入れない (Pond 1, 3, 5) の 2 通り, 添加栄養塩の N/P 比が 5, 10, 20 (重量比) の 3 通りの組み合わせとして (P はすべての池で $20 \text{ mg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, N は Pond 1 と 2 ; $120 \text{ mg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, Pond 3 と 4 ; $240 \text{ mg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, Pond 5 と 6 ; $480 \text{ mg m}^{-3} \text{ d}^{-1}$), 計 6 通りで実験を行い, 1993~1994年と同様な項目を測定した。

(2) 1993~1994年実験の結果

1993年夏期にはクロロフィル *a* 濃度が NP, LP, HP の順に明らかに高くなったが, 1994年夏には LP で高く, NP と HP の一つで低かった (表 5)。魚が多くなると植物プランクトン量が増える原因としては, 動物プランクトンの摂食圧が減ること, 沈降速度が減少し水中の栄養塩量が増加すること, 魚からの排泄などにより水中での栄養塩循環速度 (図 32) が速くなることが考えられた。

次に藻類種の特徴としては, 魚のいない池では緑藻が卓越し, 魚のいる池では 1993年夏期の Pond 2, 6 を除き, ラン藻が卓越した。N/P 比は, 魚がいる池の方がいない池より高いが (表 5), 1993年と 1994年の差の方が大きく,

藻類種の決定要因とは考えにくい。また, pH はどの池とも 9 以上であり, 動物プランクトンは魚のいる池の方が高いので, 炭酸仮説, 動物プランクトン捕食仮説は当てはまらない。PO₄-P 濃度が数 $\mu\text{g l}^{-1}$ 程度となるとラン藻が優勢し始めることから, リンの取り込み, 蓄積能力が影響している可能性が強い。また, 藻類は魚に摂食されても分解されず, かえって光合成活性が上がることもある。金魚の腸管は比較的短く, ラン藻類の卓越に寄与した可能性がある。なお, AGP 試験から, 1993年の Pond 2 では, 池の内側に張ったシートが出す化学物質がラン藻類の増殖を阻害していたものと推測された。

1993年夏期, Pond 2 では Pond 1 と比べ, 光合成, 呼吸速度がほぼ 2 倍となり, 物質循環が速まっていることがわかった (図 32)。これはクロロフィル *a* 現存量の違いとも対応していて, 単位藻類量あたりではほぼ同程度の速度であった。また, Pond 1 は Pond 2 と比べ, 動物プランクトン密度が 1 オーダー程度高く, 懸濁物の沈降速度が 3 倍も高くなった。すなわち, 水塊から底泥への物質移動が早く, 浄化機能が高い。

(3) 1995年の実験結果

平均のクロロフィル *a* 濃度は Pond 1 : 57, Pond 2 : 38, Pond 3 : 75, Pond 4 : 66, Pond 5 : 94, Pond 6 : $104 \mu\text{g l}^{-1}$ と, 魚のいる, いないでは大差がなく, N 濃度が増加するに従い増える傾向にあった。これに対して, 藻類種に関しては実験の中頃まではどの池もラン藻が優勢したが, 後期には魚がいないと緑藻が優勢し, いるとラン藻が優勢した。N/P 比の増加とラン藻量の増加傾向は

表 5 屋外実験池 1993~1994年での N/P 比, 藻類種割合

	Pond 1	Pond 4	Pond 3	Pond 6	Pond 2	Pond 5
1993 魚密度 (gC m^{-3})	0.00	0.00	2.36	2.90	15.50	14.20
TN/TP 比 (平均)	10.9	11.5	13.4	15.2	16.6	12.7
DIN/DIP 比 (平均)	14.9	19.0	83.5	106.6	101.1	54.3
ラン藻 (%)	14.2	17.7	58.8	18.9	11.9	58.5
珪藻 (%)	5.8	3.7	5.9	8.6	24.8	12.7
緑藻 (%)	75.3	75.6	22.0	30.2	45.2	25.1
その他 (%)	4.7	3.0	13.3	42.4	18.1	3.8
1994 魚密度 (gC m^{-3})	0.00	0.00	4.52	6.72	8.18	6.27
TN/TP 比 (平均)	14.7	17.2	21.4	25.2	24.7	22.5
DIN/DIP 比 (平均)	0.41	2.10	6.72	5.93	9.72	6.45
ラン藻 (%)	0.8	17.0	77.7	55.6	65.1	66.6
珪藻 (%)	0.2	1.3	0.1	0.0	0.2	0.0
緑藻 (%)	97.8	81.1	22.0	42.9	32.8	33.0
その他 (%)	1.2	0.6	0.3	1.4	2.0	0.3

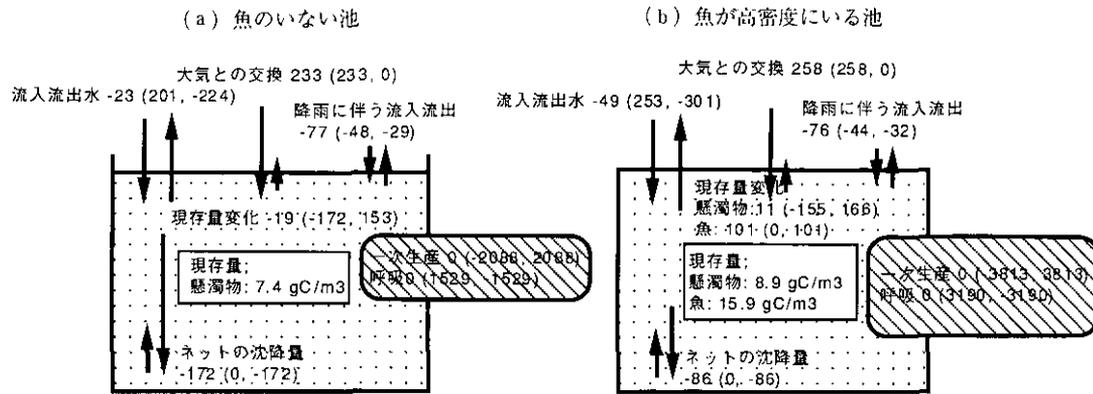


図32 魚がいない池、高密度の池での物質循環の違い

2.2.9に記した1992年の屋外実験池実験、全国湖沼でのデータ解析結果と一致している。また、魚のいる、いないによる藻類種変化は上述の1993～1994年実験結果と一致している。しかし、魚としてハクレンを入れた場合には異なる傾向も報告されているので、魚といってもその種類が大きく影響すると考えられる。

2.2.11 DO, pHの連続測定から水域の生物活性を連続測定できないか？

(1) ボトル法とフリーウォーター法

従来、水域の生物化学的特性を定量化するために、水中に吊るされた明瓶、暗瓶中の酸素、無機炭素 (DIC),あるいは添加された炭素同位体濃度の変化を測定することが多かった。しかし、100ml程度の瓶に試水をつめることから、付着性の藻類による壁面の影響、混合の停止に伴う必須元素の欠乏など、いわゆるボトル効果が生じ、ボトル外での特性を再現しない可能性が指摘されていた。

このため、水中のDO, pHを連続的に測定し、その変化から光合成、呼吸量を推定する方法が提案され、フリーウォーター法と呼ばれている。しかし、この方法は水塊でのDOやDICの収支計算を行っていることと同等であるので、大気との交換、水の移動などを的確に見積もる必要がある。

(2) ガス交換速度の推測

屋外実験池の3水深に、また、スターラーで攪拌した透明なアクリル箱 (20cm×20cm×20cm) 1個を水面ぎりぎりの位置に、1個を水深50cmの位置に設置し、それぞれにDO, pH, 水温センサーをとりつけ、それらの変化を

連続観測した。箱中の水は3時間で交換し、そうした計測シリーズを7回行った。昼間、DOは増加し、DICは減少し、夜間には逆に変化するが、その変化率は閉箱、閉箱、フリーウォーターによって異なっている (図33)。たとえば、昼間のDO増加率は閉箱、フリーウォーター、閉箱の順に低下する。この原因は大気とのガス交換であるので、そうした変化率の差をガス交換量とみなした。ガス交換量を水中濃度と大気平衡飽和濃度との差で除した量は風速の約1.5乗に比例したので、それらの関係をモデル化し、屋外実験池では大気との交換量が予測可能となった。

(3) 屋外実験池での生物活性の連続観測

屋外実験池を用いて、魚の物質循環に及ぼす影響を評価する実験を1993年8月から1994年9月の約13カ月間行った (2.2.10参照)。1993, 1994年の夏期にはそれぞれ約40日間、3つの実験池の上下層にDO, pH, 水温センサーを取り付け、5分間隔でデータを記録した。こうしたフリーウォーター法の測定結果から、大気との交換量、水の入れ替わりによる交換量を差し引き、生物化学的な変化量を推測した (図34)。夜間の変化量、すなわち呼吸量が昼間も生じていると仮定すると、昼間の総生産 (生物化学的な変化+呼吸による変化) は図35のように計算される。総生産量の日積分値を生物量 (クロロフィルa濃度) で除したものは、水深平均の日射量と比例することがわかり、フリーウォーター法による生物活性の測定の精度がかなり高いことが確かめられた。また、呼吸量は日々変化するが、昼間の総生産量、植物プランクトン、動物プランクトン、魚といった生物量、生産量と呼吸量の比

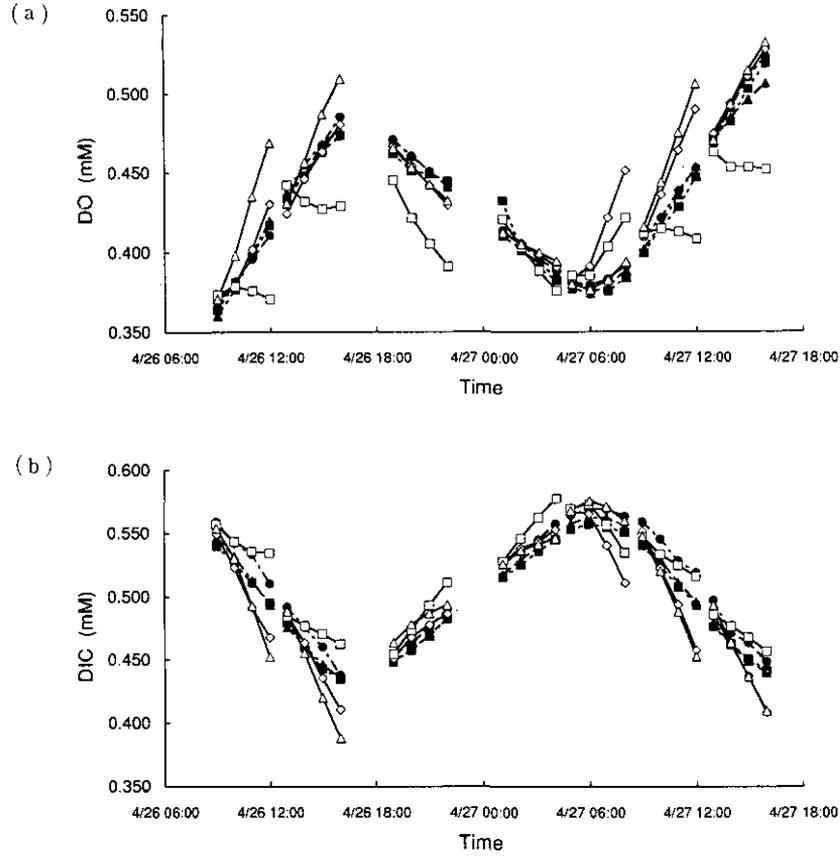


図33 屋外実験池における DO, DIC の変化
 フリーウォーター法 (黒マーク) とボックス法 (○, ◇, □: 閉箱, □: 水面ぎりぎりの位置の開箱) の比較
 (a) DO, (b) DIC

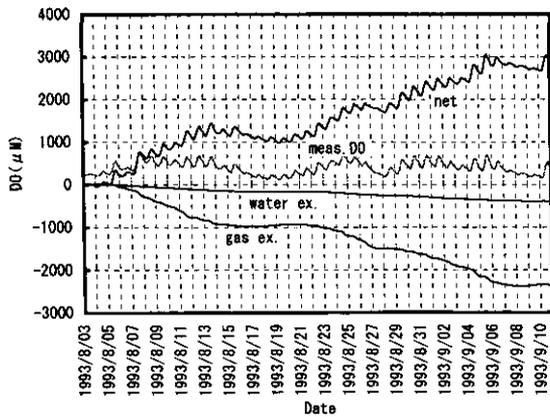


図34 1993年夏期連続観測時における DO 変化 (meas DO) とガス交換 (gas ex.), 水交換 (water ex.), 生物化学的变化 (net)

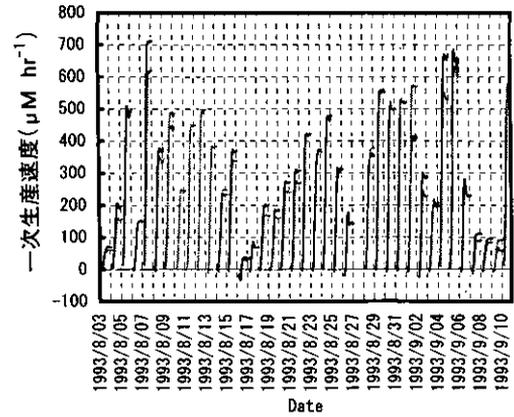


図35 DO, pH の変化から推測される一次生産速度の変化 (実線; DO, 波線; pH)

といった生物活性で説明されることがわかった。また、DOとDICの変化量の比は、昼間は光合成の窒素源、夜間は好気性か嫌気性かにより変化することがわかった。

(4) 実湖沼での観測

霞ヶ浦（湖心、建設省データ）、琵琶湖南湖（湖心、滋賀県データ）でモニターされているそれぞれ1年間のDO、pHの測定値から、上述の方法で大気交換量を推測し、補正することから、生物化学的変化量を算出した。この結果、その変化量はCODあるいはクロロフィル a といった、水域の有機物量、植物プランクトン量に比例することがわかった。また、DOとDICの変化量の比は、屋外実験池と同様に、窒素源に密接な関係を有していた。

また、明箱と暗箱にそうしたセンサーをとりつけ、スターラーで攪拌するとともに、定期的に入水を入れ替えることから（富栄養湖では1時間間隔）、大気とのガスのやりとりなしに生物化学的特性を連続観測する装置を作成し、霞ヶ浦、酒沼等に設置した。数日間の観測を行い、光合成量、呼吸量を連続測定することが可能であることを確かめた。

2.3 ピコプランクトンの異常発生機構に関する研究

2.3.1 ピコ植物プランクトンとはどんな生き物か？

(1) 形態的特徴からみた分類

ピコ植物プランクトンとは細胞のサイズ $2\mu\text{m}$ 以下の植物プランクトンを総称した名前である。外洋域でのピコ植物プランクトンの生産量は全植物プランクトンの5~25%を占め、時には80%を越し、湖沼でも1~40%を占める。代表的なピコ植物プランクトンにラン藻類の*Synechococcus*がある。このピコプランクトンは単細胞性で、楕円形、円柱形、桿形の形態を示すのが特徴である。光合成の補助色素としてフィコシアニンやアロフィコシアニンを含むが、フィコエリトリンを含むものと含まないものがある。含むものは赤色、ピンク色、褐色を、含まないものは青緑色を呈する。

琵琶湖北湖で1989年7月に赤色のピコ植物プランクトンが大発生し、アユの大量へい死を伴ったことから、大きな環境問題となった。しかし、このピコ植物プランクトンの細胞は楕円形であり、*Synechococcus*グループの特徴を示していた。この問題を発端として、日本全国53の湖沼よりピコ植物プランクトン73株を分離培養し、これら73株について、色素組成及び形態的特徴を調べた結果、

下記のようにラン藻類7タイプ、1)楕円形、フィコシアニン、フィコエリトリン含有(*Synechococcus*グループ type-A)、2)桿形、フィコシアニン、フィコエリトリン含有(*Synechococcus*グループ type-B)、3)網状群体、フィコシアニン、フィコエリトリン含有(*Synechococcus*グループ type-C; *Romeria*属に類似)、4)楕円形、フィコシアニンのみ含有(*Synechococcus*グループ type-D)、5)桿形、フィコシアニンのみ含有(*Synechococcus*グループ type-E)、6)球形、フィコシアニン、フィコエリトリン含有(*Synechocystis*グループ type-A)、7)球形、フィコシアニンのみ含有(*Synechocystis*グループ type-B)、及び緑藻3タイプ、1)球形、2)楕円形、3)桿形が確認された。

(2) 化学分類

確認された10タイプのピコ植物プランクトンのうち、日本湖沼でバイオマスが最も多く、出現頻度も高い*Synechococcus*グループ type-A及びtype-Dに焦点を合わせてさらに詳細な検討を行った。ラン藻類は原核生物であることから、分類学的にはシアノバクテリアとして扱われ、形態的特徴のみならず、遺伝的形質、生理的形質、化学的形質を踏まえて分類されなければならない。そのためには、無菌培養の確立が必須となった。緑藻のピコ植物プランクトンは0.6%のアガロース培地プレート上でコロニーを形成し、簡単に無菌化できるのに対し、ラン藻*Synechococcus*グループは両タイプともこのプレート上では生育せず、1.4%の低温アガロース中に混雑することで、良好な増殖がみられ、無菌化を行うことができた。淡水産*Synechococcus*グループはGC含量をもとに3つのクラスター、すなわち*Cyanobacterium*-cluster (GC 39~40mol%), *Synechococcus*-cluster (GC 48~56mol%)及び*Cyanobium*-cluster (GC 66~71mol%)に区別されている。パスツール研究所に保存されている淡水産*Synechococcus*グループのそれぞれのclusterの代表的な培養株と琵琶湖産の*Synechococcus*グループ type-Aの3株及びtype-Bの1株、阿寒パンケ湖産*Synechococcus*グループ type-Aについて、GC含量を測定した結果、日本産のすべての株が66.9~71.2mol%を示し、*Cyanobium*-clusterに所属することが判明した。キノン組成、直鎖脂肪酸及び3-OH脂肪酸組成もクラスターに対応して異なっており、これらの組成はクラスターの分類に有効であることが示された。ただし、従来までの*Cyanobium*-clusterにはフィコシアニ

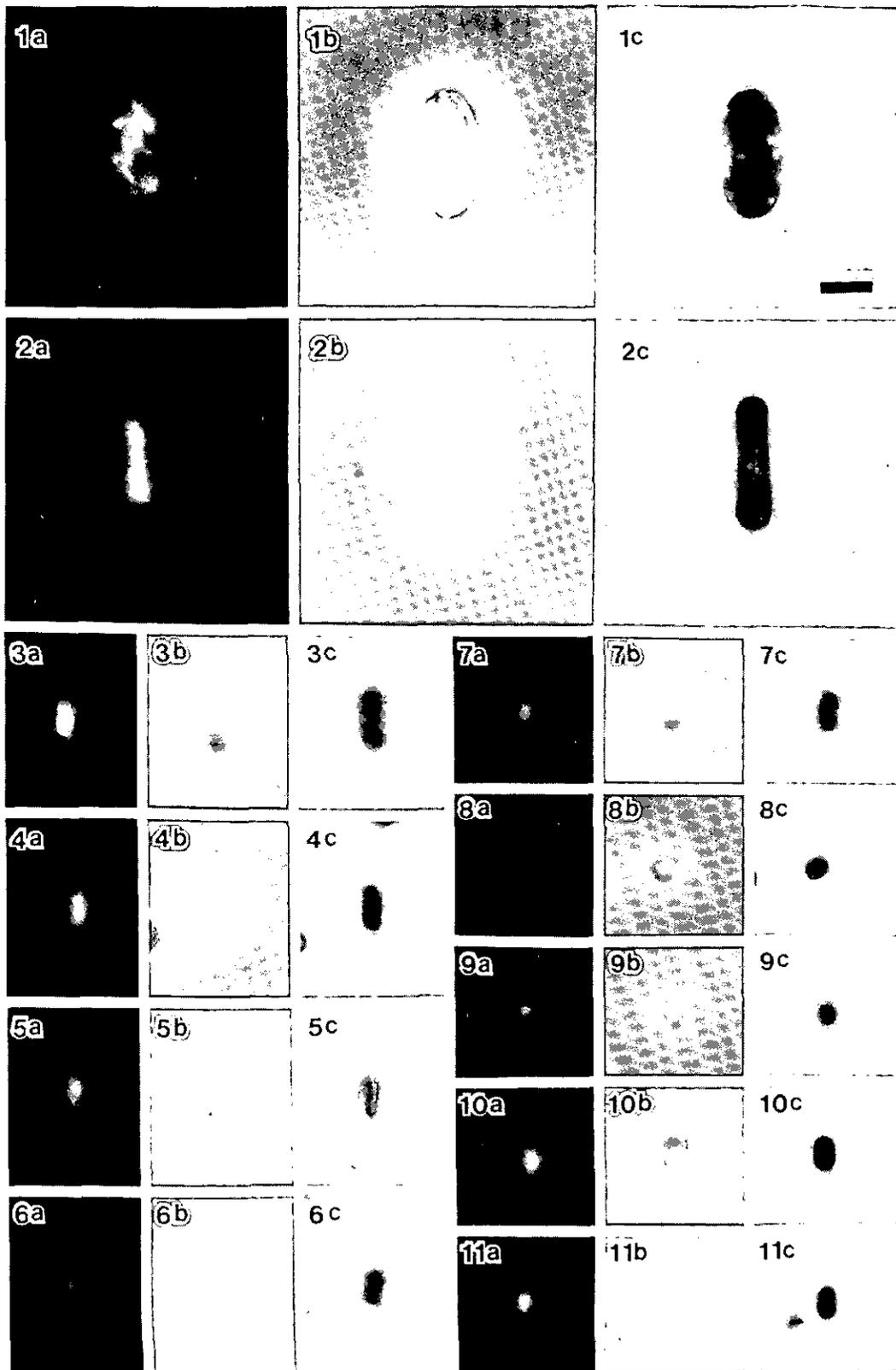


図36 PCC株（パスツール研究所保有株）及びps株（琵琶湖，阿寒パンケ湖産株）の蛍光，位相差及び位相差蛍光像

a : API 蛍光顕微鏡像, b : 位相差顕微鏡像, c : 位相差顕微鏡像.

1 : PCC7202, 2 : PCC6715, 3 : PCC6301, 4 : PCC6311, 5 : PCC6307, 6 : PCC6713, 7 : ps-680, 8 : ps-715, 9 : ps-717,

10 : ps-721, 11 : ps-723. bar は2 μ m



図37 透過型顕微鏡像 a: 並行配列型チラコイド (PCC7202). b: 同心円状のチラコイド (ps-721)。bar は1 μ m

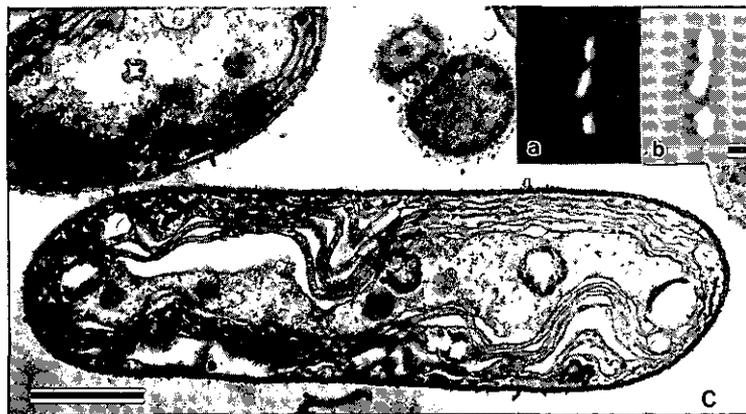


図38 PCC7502の a: 蛍光顕微鏡像, b: 位相差顕微鏡像, c: 及び透過型電子顕微鏡像 (中央集中型の nucleoid (a) と同心円状のチラコイド (c) をもつ。bar は1 μ m (上) と0.5 μ m (下))

ンしか持たないものしか存在していないことから、今回確認されたフィコエリトリンをもつタイプは新たなクラスターとして分類されるべきであり、従来の緑色のものを *Cyanobium*-cluster 1 とし、フィコエリトリンをもつものを *Cyanobium*-cluster として区別した。

(3) 微細構造と蛍光顕微鏡像 (図36, 37, 38)

Cyanobacterium-cluster, *Synechococcus*-cluster, *Cyanobium*-cluster (日本産のものも含む) のそれぞれに所属する培養株を透過型電子顕微鏡及び蛍光顕微鏡で観察した結果、*Cyanobacterium*-cluster に属する培養株 PCC7202 を除いたすべての培養株においては、チラコイドは細胞質周辺に同心円状に配置し、細胞質中心部に核質 (nucleoid) が存在する。一方、*Cyanobacterium*-cluster の培養株 PCC7202 では、チラコイドは細胞長軸に対し並行状に並び、核質は小球状で細胞質に分散している。しかし、*Cyanobacterium*-cluster に属するもう一つの培養株 PCC7502 は PCC7202 とは異なり、他のクラスターと同様の同心円状配列型チラコイドと中央集中型核質を持っていた。以上のことから、*Cyanobacterium*-cluster はチラコイド及び核質の分布パターンでさらに2つのクラスターにわかれることが明らかとなった。PCC7202 が *Cyanobacterium*-cluster のタイプ株となっていることから、それを *Cyanobacterium*-cluster 1 とし、PCC7502 を *Cyanobacterium*-cluster 2 とした。

(4) まとめ

以上の結果を総合したものが図39である。ピコ植物プランクトンの代表的なラン藻類である *Synechococcus* グ

ループはGC含量、キノン組成、直鎖型脂肪酸及び3-OH脂肪酸組成、フィコピリン組成、核質及びチラコイドの形態で5つのクラスターに分けることができる。琵琶湖や阿寒パンケ湖の出現したピンク色や褐色のピコプランクトンは *Cyanobium*-cluster 2 に所属し、琵琶湖の緑色のピコプランクトンは *Cyanobium*-cluster 1 に所属することとなる。

2.3.2 ピコ植物プランクトンは、どんな湖のどんなところ、いつ多いのか？

(1) 紅色のピコシアノバクテリア、青緑色のピコシアノバクテリア

湖沼に出現するピコ植物プランクトンは、そのほとんどがピコシアノバクテリア (ラン藻類) である。ピコシアノバクテリアは、生態学的にみて大きく異なる2つのタイプに分けられる。これは、光合成の補助色素としてフィコエリトリンを含むもの (茶-紅色) と含まないもの (青緑) である。紅色のピコシアノバクテリアは貧栄養な水域に、青緑のピコシアノバクテリアは富栄養な水域に生育する傾向がある。これは、貧栄養な水域では青-緑色の光が、富栄養な水域では赤色の光が透過しやすいため、その光環境に適応した補助色素を有するピコシアノバクテリアがより増殖しやすいためと解釈されている。

ピコシアノバクテリアの密度変化は光・水温・栄養塩類等の環境因子とベン毛虫・繊毛虫・枝角類といった捕食者の量により左右される。また、他の植物プランクトンとの競合で量が変わることも知られている。一般にピコシアノバクテリアは、水温が高い時期に増え、低光量

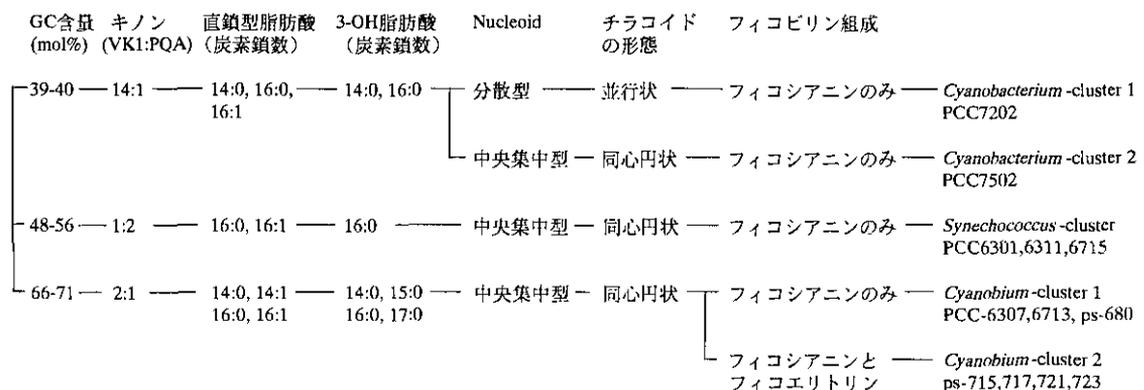


図39 淡水産ピコプランクトンラン藻 *Synechococcus* グループの分類

に適応して有光層の下部に集積分布し、リン欠乏に耐久性がある、との報告が多いが、これはフィコエリトリンを含む（茶-紅色）ピコシアノバクテリアの性質と考えられている。

(2) 野尻湖での現存量変化

図40に我々が野尻湖で調査したピコシアノバクテリア（フィコエリトリンを含むタイプ）の垂直分布の季節変化を示す。1992年は、5月から増え始め9月に15m層で最大値を記録した。1993年は、6月に10m以浅で高密度に認められたが、その後は11月に小さなピークが10mと15m層に認められたにすぎなかった。1994年は、6月に10m層で、11月に15m層で高密度になった。このようにピコシアノバクテリアの出現パターンは同じ湖沼においても時間的に空間的に変化する単純ではないが、おおむね、有光層下部で高密度になることが明らかになった。有光層下部は、有光層上部より利用できる光は少ないが、水温が低く、捕食者の活性は低いと考えられる。また、有光層上部よりピコシアノバクテリア自身の成長に利用できる栄養塩は豊富であろう。

(3) 栄養レベルとピコシアノバクテリア現存量

栄養レベルの異なる日本の32の湖沼について、湖沼の栄養レベル（湖水の全リン量）と湖沼の有光層に出現するピコシアノバクテリアの密度（年最大値）の関係は図41に示すように正の相関（ $r=0.40$ ）があったが、全リン量が 9 mg m^{-3} 以上の湖沼（中栄養以上の湖沼）では密度は高くない傾向を示した。したがって、ピコシアノバクテリアが多く出現する湖沼は中栄養湖ということになる。

2.3.3 ピコ植物プランクトンに毒はあるのか？毒は湖の生物にどんな影響を及ぼすのか？

(1) チオンスルフォリピドの発見

琵琶湖におけるアユの大量へい死の原因の可能性の一つとしてピコプランクトンの大量発生が指摘された。琵琶湖のピコプランクトンは水深5～6mのところでも大量発生し、湖水がピンク色を呈していた。*Synechococcus* sp. BP-1 (Pink) と名付け、大量培養し、その有毒成分の同定を行った。BP-1の毒成分は水溶性塩基画分と極性脂質画分の2カ所から検出された。水溶性塩基画分の有毒成分はスペルミジン及びプトレシンであった。スペルミ

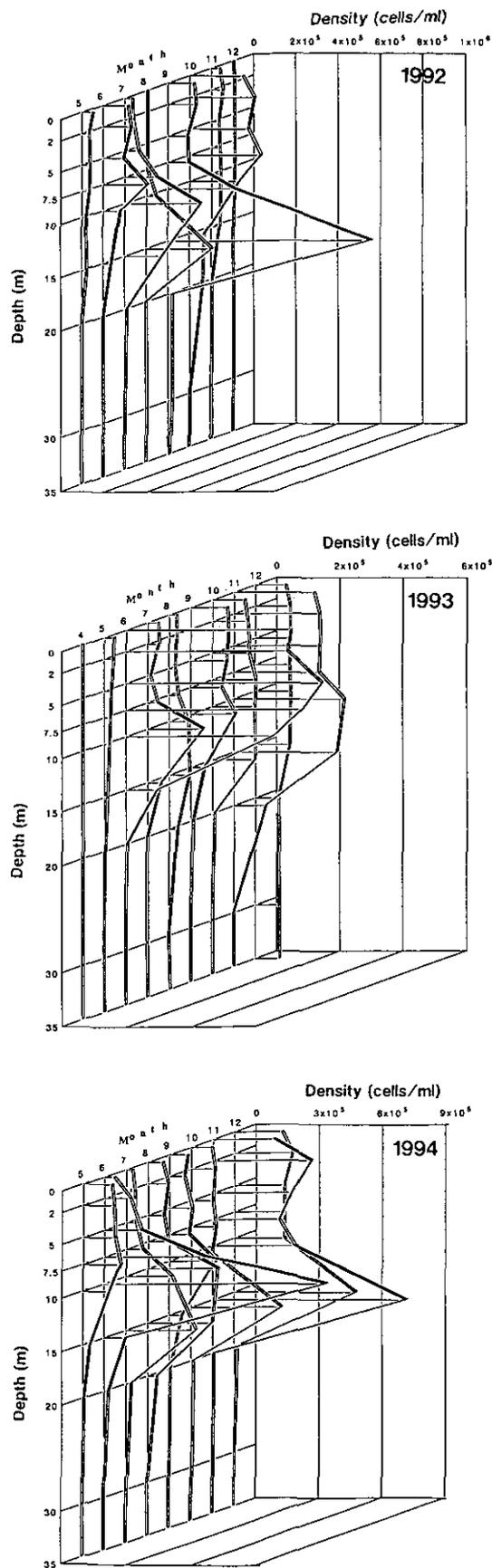


図40 野尻湖に出現したピコシアノバクテリアの垂直分布の季節変化

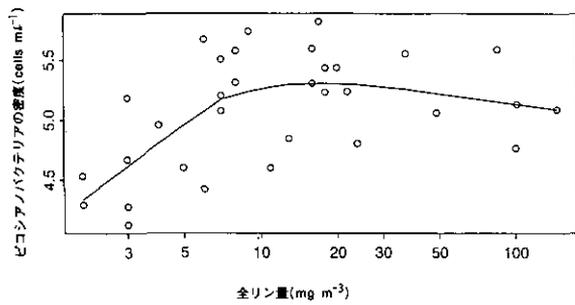


図41 湖沼の栄養レベル（全リン量）とピコ植物プランクトンの密度の関係
実線は $f=2/3$ の Lowess 曲線

ジン及びプトレシンの毒性は弱く、アユの大量へい死につながるとは考えられなかった。極性脂質画分の毒性はかなり強く、魚毒性も確認された。アカヒレに対する LD_{50} は 20mg l^{-1} であった。NMR, IR 及び化学分解及び定性反応により、毒性の本体は 6-sulfo- α -D-quinovopyranosyl (1 \rightarrow 1')-2'-O-acyl-3'-O-thioacyl-D-glycerol と決定され、チオンスルフォリピドと命名された (図42)。本物質は弱アルカリや中性の温水などの温和な条件で加水分解され、硫化水素を発生することが明らかにされた。

魚毒性の本体はこの硫化水素と推定された。1990年の夏の琵琶湖のアユの大量へい死の一因としてチオンスルフォリピドは十分可能性があると考えられる。

(2) チオンスルフォリピドの影響

アユの大量へい死に至るまで、琵琶湖のアユの生産量は飛躍的に増加していたが、アユはやせており、十分な餌がないようだとされていた。稚アユの餌は動物プランクトンであることから、動物プランクトンが減少していると考えられている。動物プランクトンの餌はピコプランクトンを含む植物プランクトンであり、動物プランクトンの減少は植物プランクトンの増殖となる。さらに、アユの過剰放流は大量のカワウ (川鶺) の飛来を招き、排泄物による湖の富栄養化を引き起こしている。その結果、ラン藻類の異常発生となるのであろう。

スウェーデンの汽水湖で水鳥が大量に死亡するという事件が起こった。その湖ではグリーン色の *Synechococcus* が優占種となっていること以外に異常と思われることはなかったという。このグリーン色の *Synechococcus* を培養し、その有毒成分を調べたところ、その本体は琵琶湖の場合と同じくチオンスルフォリピドであった。毒性の本

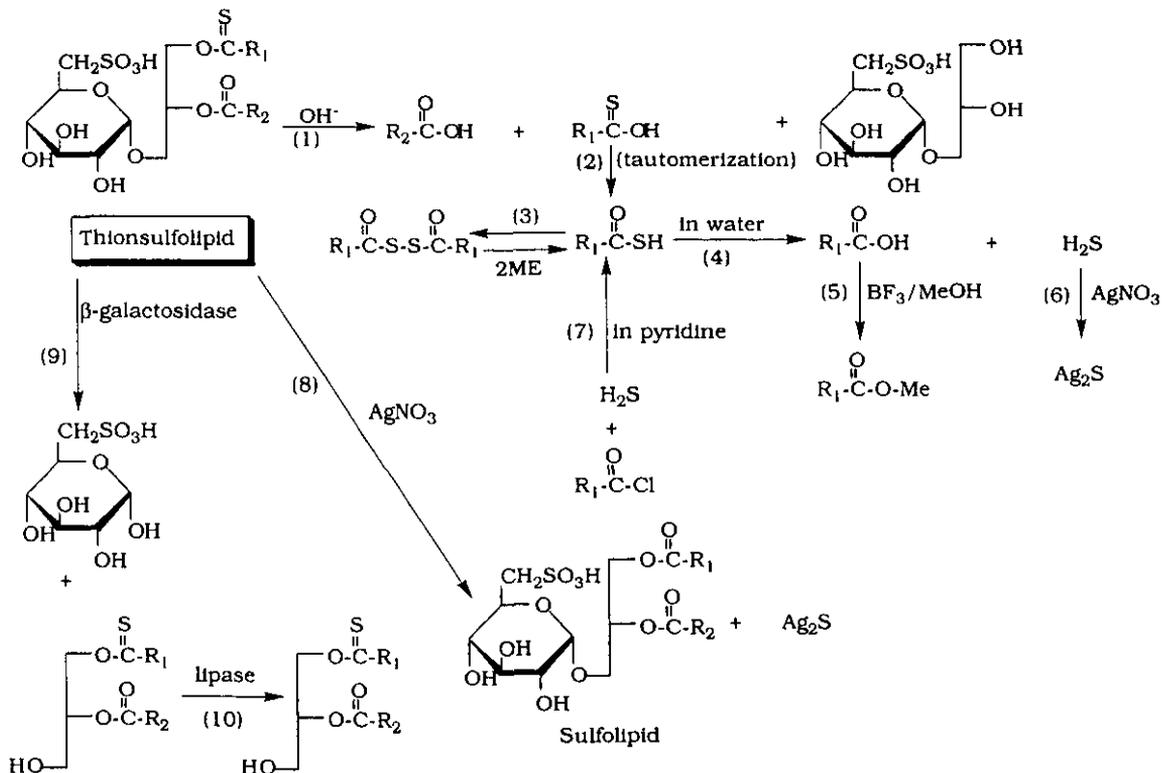


図42 チオンスルフォリピドの構造及び定性反応

体がチオンスルフォリピドから生成する硫化水素とするならば、その毒性はかなり強く、水鳥の死因になるかもしれない。また霞ヶ浦のピンク色の *Synechocystis* からチオンスルフォリピドが検出された。

本物質は広く *Synechococcus* や *Synechocystis* に存在すること、グリーンやピンクの細胞の色調とは関係ないこと、温和な条件で分解して毒である硫化水素を発生すること等を明らかにした。しかし、チオンスルフォリピドからの硫化水素の発生にかかわる生物的要因や環境要因などさらなる説明が必要である。

2.3.4 ピコ植物プランクトン異常増殖は何を意味するか？ 少なく抑えることは可能か？

(1) 基本的な存在状態

ピコ植物プランクトンは貧～中栄養の水域の主要な基礎生産者として機能している。このような水域ではピコプランクトンのバイオマスが他の植物プランクトンと比べて多いのが普通の状態である (図43)。一方、富栄養湖ではナノ植物プランクトンやマイクロ植物プランクトンが多くなり、ピコ植物プランクトンのバイオマスは相対的に少なくなるのが普通の状態である (図43)。ピコ植物プランクトンが貧～富栄養湖沼で異常に増殖したり、貧～中栄養湖沼でそのバイオマスが異常に減少したりするような現象が起こった場合は、生態系が異常な状態となっていることを示しているといえよう。

(2) どんな生物に食べられるのか

ピコ植物プランクトンの捕食者としてはワムシや従属栄養性ベン毛虫類が主要なものであることが知られている。枝角類は主要な捕食者ではないと考えられてきたが、タマミジンコのラン藻ピコプランクトン (*Cyanobium-cluster*) 及び緑藻ピコプランクトンの摂餌特性を調べたところ、タマミジンコは双方のプランクトンを良く摂取することがわかった。しかし、ラン藻類に関しては成長は悪く、産仔もしない。これに対して、緑藻類に関しては成長が良く産仔も確認された。混合栄養を行う黄金色ベン毛藻類 *Poteroiochromonas malihamensis* はラン藻ピコプランクトンを補食し、増殖するが、独立栄養の場合よりも増殖は良いとの結果を得た (図44参照)。阿寒パンケ湖ではピコ植物プランクトンの現存量が20～60%を占めるが、*P. malihamensis* と同様に混合栄養型黄金色ベン毛藻類である *Uroglena*, *Synuira*, *Dynobryon* がかなり多く、ピ

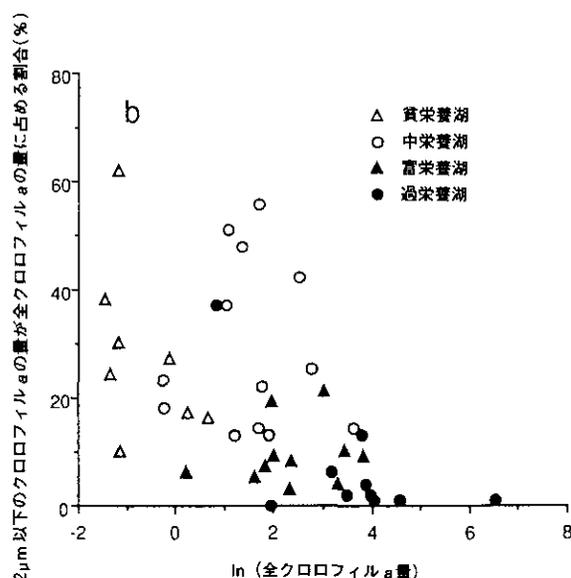


図43 日本の湖沼の表層水の全クロロフィルa量と2 μ m以下のクロロフィルa量が全クロロフィルa量に占める割合の関係

コプランクトンの重要な捕食者となっている可能性が示唆された。以上の結果より、ピコ植物プランクトンの捕食者としてワムシや従属栄養性ベン毛虫類だけでなく、混合栄養型黄金色ベン毛藻類も重要な役割を果たしていることがわかった。また、枝角類のような大型の動物プランクトンもピコ植物プランクトン側からみれば捕食者として重要な役割を果たしている。

(3) ピコ植物プランクトンの異常な増殖の意味するもの

動物プランクトン、従属栄養ベン毛虫類、混合栄養型黄金色ベン毛藻類等のピコ植物プランクトンの捕食者を添加すれば、ピコ植物プランクトンを少なく抑えることは可能である。捕食者のいない系ではサイズの小さいものが大きいものよりも栄養摂取で有利であることから、ピコ植物プランクトンが異常発生するような湖沼はなんらかの原因でこれらの捕食者が少なく抑えられた結果と考えられる。琵琶湖北湖で1989年7月に赤色のピコ植物プランクトンが大発生したときも、発生前の湖には動物プランクトンが異常に少なかったことが報告されており、したがって動物プランクトンのバイオマスを少なくするような因子が働いていたと予想される。このような場合に、動物プランクトン等のピコ植物プランクトンの捕食者を添加することで、ピコ植物プランクトンを減少させることは意味のあることといえる。しかし、ピコ植物プランクトンが異常に増殖した (赤潮状態となった) とい

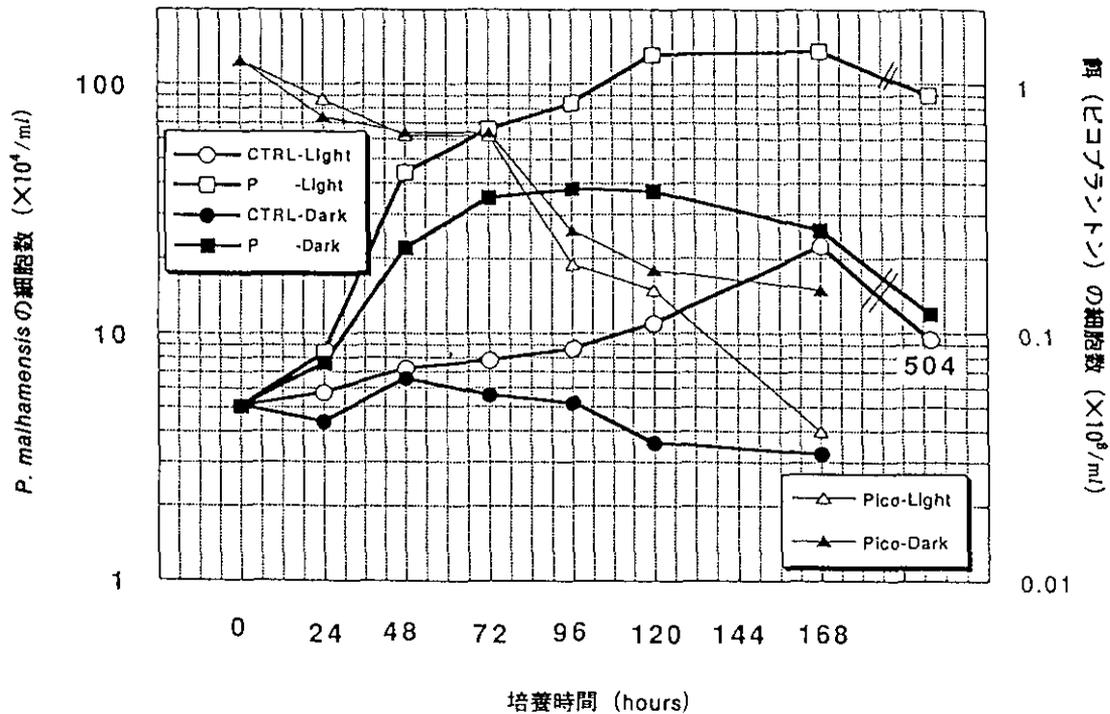


図44 黄金色ペン毛藻類 *Poterionochormonas malhamensis* の独立栄養条件 (CTRL) 及び採食栄養条件 (P; ピコ植物プランクトンラン藻類を餌として与えた場合) における明期 (Light) 及び暗期 (Dark) での増殖

うことは湖沼生態系の運用管理に問題があることを示唆しているの、問題を的確にとらえ、改善していくことが重要であるといえる。

2.4 まとめ

本特別研究では、霞ヶ浦、野尻湖とその流域、流入河川での高頻度の現地調査、琵琶湖を始め全国数十湖沼からの水、生物サンプルの分析、自然環境保全基礎調査による全国百数十湖沼での卓越藻類種に関する情報の解析、臨湖実験施設の屋外実験池を用いての実験などから、流域からの汚濁負荷の削減方法、湖沼環境の的確な評価方法、ピコ植物プランクトンの分類、動態、毒性、管理方法に関して以下のような成果を得た。

まず、流域からの汚濁負荷の削減に向けての対策、管理方法として (2.1)、

- (1) 崩壊地、人工林からは懸濁物、アンモニア態窒素流出量が多く、下流湖沼で淡水赤潮を生じさせる原因となるので、適正な森林管理を行う必要がある。
- (2) 有機物の流出特性の解析、評価に際しては、溶存態と懸濁態、森林由来と市街地由来に明確に分ける

必要がある。

- (3) 市町村が有する流域情報をパソコン上の地理情報システムに取り込むことから、現状、対策後の水環境状態を的確に予測可能である。
- (4) カラーの栽培による水耕生物ろ過法と酸化池の組み合わせにより下水処理水の高度処理が、クウシサイ等を用いた水耕生物ろ過法により湖水の直接浄化が可能である。

次に、湖沼環境の適切な評価に向けて (2.2)、

- (1) 従来の環境基準項目である過マンガン酸カリウム法によるCODは、酸化率が水域ごと、懸濁態、溶存態ごとに異なる、生分解性と正の相関関係を有しないなど多数の理由から、湖沼の有機物指標として不適切である。
- (2) 過マンガン酸カリウム法によるCODに代わるものとしては、内容の明白さ、管理への応用、操作性の観点から、現状では乾式法のTOCが適当である。また、懸濁態サンプルの場合のTOCの測定には超音波粉碎法が利用可能である。pHを3以下にしたTOCの酸ばっ気法では過小評価してしまうのでpHを4

程度にするか、全炭素濃度から無機炭素濃度を差し引く方法が適当である。

- (3) 過去に膨大に収集されたCOD情報は、同一水域で数年間CODとTOCの両項目を測定することから、過去のTOC推測に役立てることが可能である。
- (4) 260nmあたりの紫外部吸光度とTOCの比は外来性溶存態有機物で高く、内部生産由来の溶存態有機物で低いことから、湖水中の溶存態有機物の由来を定量評価し得る。
- (5) この比の特性は霞ヶ浦、野尻湖、琵琶湖など多くの湖沼で確認されたが、家庭雑排水等の影響が大きい湖沼ではその適用が難しい。
- (6) 疎水性樹脂、イオン交換樹脂を用いて、溶存態有機物をさらに化学的に分画することが可能であり、その結果溶存態有機物の起源の推定の確実性が増す。
- (7) 生分解性の低い画分ほど疎水性樹脂への吸着割合が高く、その割合から生分解性の程度が推測可能である。
- (8) アオコの発生状況を目視で判定する見た目アオコ指標を提案し、その結果が化学的な分析方法の結果と比例関係にあることを示した。また、上水、親水利用のための水質目標レベルとして、見た目アオコ指標レベル2以下が確認された。
- (9) 全国湖沼でのアオコ発生状況データの統計解析から、アオコ(ラン藻類)発生には富栄養化状態に加えて、N/P比、水温、混合度が高いことが関係していることが明らかになった。
- (10) 屋外実験池を用いた藻類種、量に及ぼす栄養塩、魚の影響を調べる実験から、リン濃度一定で窒素濃度が増えると藻類量が増加し、魚(金魚)がいるとラン藻が優占化する傾向が見られた。
- (11) DO、pHを連続観測することから水域での生物活性を連続的にモニターすることが可能であることを示した。まず、そうしたセンサーを水中に吊すフリーウォーター法を適用する場合、大気との間でのガス交換量を推測する必要があるが、その量は飽和濃度と湖水濃度の差、風速の関数として表現される。

また、DOとDICの変化量の比は生物活動の特性を反映している。最後に、いくつかの湖沼で連続観測されているDO、pHデータを用いても、精度は劣るが上記とほぼ同様な解析が可能である。

また、細胞サイズが2 μ m以下の植物プランクトンの総称であるピコ植物プランクトンに関しては(2.3)、

- (1) 全国53湖沼のサンプルから、ピコ植物プランクトン73株を分離培養し、色素組成、形態学的特徴からラン藻類7タイプ、緑藻類3タイプに分類した。特に、日本湖沼で出現頻度の高い*Synechococcus*グループについては、化学的組成、微細構造から5つのクラスターに分類できるが、日本産のものは*Cyanobium*-cluster 1か*Cyanobium*-cluster 2が多い。
- (2) 野尻湖でのピコ植物プランクトンの現存量変化から、それらは夏-秋期に有光層下部で高密度になる。また、全国32湖沼のサンプルから、ピコ植物プランクトンが多く出現するのは中栄養湖である。
- (3) ピコ植物プランクトンの大量培養から、有毒成分としてチオンスルフォリピドを分離し、その構造を決定した。この物質は温和な条件で加水分解し、硫化水素を発生し、魚、鳥などに悪影響を与えている恐れがある。
- (4) ピコ植物プランクトンの捕食にはワムシ、従属栄養性ペン毛虫類のほか、黄金色ペン毛藻類が重要な役割を果たしている。ピコ植物プランクトンの異常増殖は湖沼の管理が不適切で、生態系が健全でないことを意味している。

以上から、湖沼環境の保全のためには、森林などの管理も含めて流域管理を適切に行うこと、環境基準項目として過マンガン酸カリウム法によるCODを見直すこと、有機物の起源、生分解性に関わる化学的特性を測定して水質管理に役立てること、DO、pH等のモニターから生物活性を連続測定すること、ピコ植物プランクトンの異常増殖が起こらないよう湖沼の運用管理を行うこと等が行わなければならない。

今後、地域物質循環を補完するような湖水直接浄化法の開発を行うこと、有機物の発生源を確定できるような有機物分画手法を確立すること、生態系構造の異常を検知する生態系指標を提案するとともに、健全な生態系に向けての湖沼の運用管理手法を確立すること等に関する研究を早急に進めることが必要である。

[資料]

I 研究の組織と研究課題の構成

1 研究の組織

[A 研究担当者] (現在の職員は現職, 転出者は転出時の職)

地域環境研究グループ

統括研究官	内藤 正明 ^{*1}
統括研究官	森田 昌敏
湖沼保全研究チーム	福島 武彦 ^{*2}
	松重 一夫
	今井 章雄
海域保全研究チーム	木幡 邦男
水改善手法研究チーム	平田 健正 ^{*3}
化学物質健康リスク評価研究チーム	高木 博夫
化学物質生態影響評価研究チーム	花里 孝幸 ^{*4}
新生生物評価研究チーム	矢木 修身
開発途上国環境改善水質研究チーム	稲森 悠平
開発途上国生態系管理研究チーム	高村 典子
主任研究官	春日 清一
	松本 幸雄

地球環境研究グループ

統括研究官	安野 正之 ^{*5}
社会環境システム部	
資源管理研究室	天野 耕二 ^{*6}
化学環境部	
化学毒性研究室	彼谷 邦光
	佐野 友春
主任研究官	河合 崇欣
水土壌圏環境部	
上席研究官	相崎 守弘 ^{*7}
水環境質研究室	小沢 秀明 ^{*8}
水環境工学研究室	海老瀬 潜一 ^{*9}
	井上 隆信
生物圏環境部	
部長	渡辺 信
環境微生物研究室	野崎 久義 ^{*10}

現在の所属

^{*1}京都大学工学系研究科, ^{*2}広島大学工学部, ^{*3}和歌山大学システム工学部, ^{*4}信州大学理学部,

^{*5}滋賀県立大学環境科学部, ^{*6}立命館大学理工学部, ^{*7}島根大学生物資源科学部,

^{*8}長野県衛生公害研究所, ^{*9}摂南大学工学部, ^{*10}東京大学理学系研究科

[B 客員研究員] (当時)

相崎 守弘 (島根大学)	青山 莞爾 (東邦大学)
天野 耕二 (立命館大学)	新井 孝昭 (日本大学)
石川 忠晴 (東京工業大学)	石川 靖 (北海道環境科学研究センター)
猪狩 忠光 (鹿児島県環境センター)	今田 和史 (北海道立水産ふ化場)
上田 宏 (北海道大学)	浮田 正夫 (山口大学)
大槻 晃 (東京水産大学)	小沢 秀明 (長野県衛生公害研究所)
落合 正宏 (東京都立大学)	片谷千恵子 (福井県環境科学センター)
片山 靖夫 (岡山県環境保健センター)	川村 洋司 (北海道立水産ふ化場)
川村 實 (長野県衛生公害研究所)	菊池 義昭 (茨城大学)
楠見 武徳 (徳島大学)	國松 孝男 (滋賀県立大学)
斎藤 隆史 (筑波大学)	笹尾 敦子 (福岡県保健環境研究所)
高野 敬志 (北海道立衛生研究所)	高村 義親 (茨城大学)
瀧 和夫 (千葉工業大学)	田口早智子 (仙台市衛生研究所)
橋 治国 (北海道大学)	田中賢之介 (鳥取県衛生研究所)
中島 淳 (千葉県水質保全研究所)	中島 孝 (栃木県保健環境センター)
南條 吉之 (鳥取県衛生研究所)	西原 宏史 (茨城大学)
花木 啓祐 (東京大学)	樋口 澄雄 (長野県衛生公害研究所)
日野 修次 (北海道環境科学研究センター, 山形大学)	平江 多績 (鹿児島県環境センター)
藤田 幸生 (栃木県保健環境研究所)	古米 弘明 (茨城大学)
細見 正明 (東京農工大学)	堀口 健雄 (信州大学, 北海道大学)
松沢 克典 (長野県衛生公害研究所)	三上 一 (青森県環境保健センター)
三上 英敏 (北海道環境科学研究センター)	村岡 治爾 (大阪大学)
村瀬 秀也 (岐阜県保健環境研究所)	山中 直 (滋賀県立衛生環境センター)
山本 哲也 (茨城県公害技術センター)	吉田 雅彦 (山梨県立女子短期大学)
渡辺 真之 (国立科学博物館植物研究部)	

[C 共同研究員]

Swapan C. Deb (STA フェロー)	姜 泰求 (韓国国立環境研究院)
金 相敦 (韓国国立環境研究院)	孔 東壽 (韓国国立環境研究院)
李 鎔鎮 (韓国国立環境研究院)	Friedrich Recknagel (STA フェロー)
Richard S. J. Weisbard (STA フェロー)	

2 研究課題と担当者 (*客員研究員)

(1) 流域特性と水質との関係の評価に関する研究

福島武彦・松重一夫・平田建正・天野耕二・相崎守弘・海老瀬潜一・井上隆信・浮田正夫*・
國松孝男*・花木啓祐*・山本哲也*

(2) 湖沼環境指標に関する研究

福島武彦・松重一夫・今井章雄・木幡邦男・高木博夫・花里孝幸・矢木修身・稲森悠平・高村典子・春日清一・松本幸雄・河合崇欣・相崎守弘・小沢秀明・青山莞爾*・新井孝昭*・石川忠晴*・猪狩忠光*・今田和史*・上田 宏*・大槻 晃*・落合正宏*・片山靖夫*・川村洋司*・川村 實*・菊池義昭*・齋藤隆史*・高村義親*・瀧 和夫*・田口早智子*・橘 治国*・田中賢之介*・中島 淳*・南條吉之*・西原宏史*・日野修次*・古米弘明*・細見正明*・松沢克典*・村岡治爾*

(3) ピコプランクトンの異常発生機構に関する研究

渡辺 信・高村典子・安野正之・彼谷国光・佐野友春・野崎久義・石川 靖*・片谷千恵子*・楠見武徳*・笹尾敦子*・高野敬志*・中島 孝*・樋口澄雄*・平江多績*・藤田幸生*・堀口健雄*・三上 一*・三上英敏*・村瀬秀也*・山中 直*・吉田雅彦*・渡辺眞之*

II 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
相崎守弘	水質汚濁のメカニズムと浄化技術	緑の読本	(23)	50-54	1992
相崎守弘	湖沼水-霞ヶ浦を例として	季刊 化学総説-陸水の化学	(14)	103-112	1992
Aizaki M., Kohata K., Tanaka H.	Direct measurement of phytoplankton biomass in aquatic fields using the fiber-optic scanning spectrophotometer	陸水学雑誌	53	99-101	1992
Amano K., Fukushima T.	Partitioning of a surfactant between lake water, suspended solids and sediment	Water Sci. & Tech.	26	2571-2574	1992
天野耕二, 福島武彦, 相崎守弘	日本国内の113湖沼におけるCOD環境基準の達成状況	水環境学会誌	15	465-471	1992
海老瀬潜一	河川の流出負荷量ポテンシャルモデルと汚濁負荷構造	水環境学会誌	15	887-901	1992
Ebise S.	Storm runoff pollutant loading and river sediments in a small urban river	Proc. 5th Jpn-Ger. Workshop Wastewater & Sludge Treat.	5	183-195	1992
Takamura N., Otsuki A., Aizaki M., Nojiri Y.	Phytoplankton species shift accompanied by transition from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan	Arch. Hydrobiol.	124	129-148	1992
Takamura N., Zhu X.B., Yang H.Q., Ye L., Hong F., Miura T.	High biomass and production of picoplankton in a chinese intergrated fish culture pond	Hydrobiol.	237	15-23	1992
相崎守弘	湖沼の富栄養化の現状と対策の問題点	環境と公害	23	9-14	1993
相崎守弘	霞ヶ浦関連文献目録	(霞ヶ浦研究会)			1993
相崎守弘	生態系制御	水	35	99-102	1993
相崎守弘, 福島武彦	霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化	文部省科学研究費 近代化による環境変化の地理情報システム 平成4年度総合報告書 (I)		187-192	1993

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Amano K., Fukushima T.	Partitioning of linear alkylbenzenesulfonates in natural water and sediment	J. Environ. Sci. & Health	28	683-696	1993
Amano K., Fukushima T., Nakasugi O.	Diffusive exchange of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) between overlying water and bottom sediment	Hydrobiol.	235	491-499	1993
海老瀬潜一	降雨流出過程におけるトレーサーとしての溶存物質	ハイドロロジー	23	47-58	1993
海老瀬潜一	2.2 河川汚濁	環境流体汚染		13-72	1993
海老瀬潜一	霞ヶ浦は、今	水文・水資源学会誌	7	467-475	1993
Ebise S.	Change in C:N:P ratio and sedimentation of particulate nutrients during passage of water from rivers to a lake	Man-Environ. Sys. Res. Rep.	GO83-N10B	246-250	1993
Ebise S.	Storm runoff pollutant loading and river sediment in a small river	6th Int. Conf. Urban Storm Drain.	1	194-199	1993
海老瀬潜一, 井上隆信	河川における懸濁物質の組成	水環境学会誌	16	469-473	1993
Ebise S., Inoue T., Numabe A.	Runoff characteristics and observation methods of pesticides and nutrients in rural rivers	Water Sci. & Technol.	28	589-593	1993
Ohkubo N., Yagi O., Okada M.	Studies on the succession of blue-green algae, <i>Microcystis</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Oscillatoria</i> and <i>Phormidium</i> in Lake Kasumigaura	Environ. Tech.	14	433-442	1993
Otsuki A., Goma R.H., Aizaki M., Nojiri Y.	Seasonal and spatial variations of dissolved nitrogenous nutrient concentrations in hypertrophic shallow lake, with special reference to dissolved organic nitrogen	Verh. Internat. Verein Limnol.	25	187-192	1993
Kaya K., Sano T., Watanabe M.M.	Thioic O-acid ester in sulfolipid isolated from freshwater picoplankton cyanobacterium, <i>Synechococcus</i> sp.	Biochim. Biophys. Acta	1169	39-45	1993
瀧 和夫, 福島武彦	底質データベースと底質汚染の評価	水環境学会誌	16	85-90	1993
福島武彦	生態系・環境に係わるシミュレーション	日本機械学会誌	96(891)	141-144	1993
福島武彦	湖沼; そのマイクロコスモスを守るために	グローバルネット	(27)	28-29	1993

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
福島武彦, 内藤正明	5. 首都圏の水環境の将来はどうなるか, 7. これからの水環境のあり方	首都圏の水 その将来を考える (東京大学出版)		135-155, 199-215	1993
Fukushima T., Harasawa H.	Carrying capacity and vulnerability of four Asian lakes: a comparative study	Water Resour. Dev.	9	87-107	1993
相崎守弘	治水を計った上でのいきものとの共存は可能か	限りある霞ヶ浦—開発と自然の接点を探る— (霞ヶ浦研究会 STEP)		34-39	1994
相崎守弘	霞ヶ浦のシンボル「ひょうたん島」の構想	ニュー茨城	26	26-27	1994
相崎守弘	水生植物を使った池の浄化	緑の読本	31	11-17	1994
相崎守弘	生産者・消費者・分解者, 霞ヶ浦の富栄養化, 霞ヶ浦の大規模浚渫	ひとと湖とのかかわり—霞ヶ浦— (STEP)		35-119	1994
海老瀬潜一	湖沼の貯留特性と物質の流入過程, 湖内の水質・底質分布特性と浄化機能の強化策	自然の浄化機構の強化と制御 (楠田哲也編著, 技報堂出版)		131-142	1994
海老瀬潜一	水をきれいにして自然に戻す—水辺の水質汚濁と点源・非点源汚濁対策	省資源・リサイクル社会の構築 (ぎょうせい)		263-277	1994
海老瀬潜一	汚染源としての集水域	ひとと湖とのかかわり—霞ヶ浦—		96-101	1994
Otsuki A., Omi T., Hashimoto S., Aizaki M., Takamura N.	HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in high eutrophic shallow lake	Wat. Air Soil pollut.	76	383-396	1994
彼谷邦光	富栄養湖に発生する藍藻類の未知有毒成分の同定と毒性	文部省科学研究補助金 (一般C) 研究成果報告書		80 p.	1994
高村典子	霞ヶ浦の植物プランクトン	ひとと湖とのかかわり—霞ヶ浦— (STEP)		30-34	1994
高村典子	湖沼におけるピコプランクトン	グローバルネット	(41)	28-29	1994
Takamura N., Nojiri Y.	Picophytoplankton biomass in relation to lake trophic state and the TN:TP ratio of lake water in Japan	J. Phycol.	30	439-444	1994
福島武彦	都市用水としての水質をどう保証するか	限りある霞ヶ浦 (霞ヶ浦研究会 STEP)		27-33	1994

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
福島武彦	農業負荷の湖沼富栄養化に及ぼす影響	閉鎖性水域における富栄養化の評価と農業のかかわり (農業研究センター)		23-34	1994
福島武彦	世界の水質汚濁	地球環境ハンドブック (不破敬一郎編著, 朝倉書店)		545-549	1994
福島武彦	森林とゴルフ場	ひとと湖とのかかわり -霞ヶ浦- (STEP)		102-105	1994
Fukushima T., Harasawa H., Naito M., Amano K., Nakamori Y.	A long-term prediction system for aquatic environments in the Tokyo metropolitan area	Proc. China-Jpn. Bilateral Symp. Fluid Manage. Tools Environ.		72-79	1994
相崎守弘, 中里広幸	植物水耕栽培系における根圏生物の変化と栄養塩の除去	水環境学会誌	18	624-627	1995
相崎守弘, 中里広幸, 皆川忠三郎, 朴 濟哲, 大橋広明	水耕生物ろ過法と酸化池の組み合わせによる下水処理水の高度処理	用水と廃水	37	16-23	1995
Zhang X., Watanabe M.M., Inoue I.	Light and electron microscopy of grazing by <i>Poteroochromonas malhamensis</i> (Chrysophyceae) on a range of phytoplankton taxa	J. Phycol.	32	1-196	1995
福島武彦	湖沼の環境容量-アジアの4湖沼の比較から-	霞ヶ浦研究	5	43-62	1995
福島武彦, 松重一夫, Weisburd R. S. J.	DO, pHの連続測定による気液ガス交換, 光合成, 呼吸速度の推定方法	水環境学会誌	18	279-289	1995
福島武彦, 今井章雄, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲	ミニカートリッジカラム法による水中の溶存有機物の捕捉と生分解性	水環境学会誌	18	332-337	1995
福島武彦, 松重一夫, Weisburd R. S. J., 秦三和子, 細見正明	DO, pH連続測定結果をもとにした実験池の物質循環, 生物代謝特性の評価	水環境学会誌	18	755-765	1995
福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲, Goma R.H., 孔 東壽	魚の水質, 物質循環に及ぼす影響に関する実験的研究	水環境学会誌	18	883-893	1995
福島武彦, 松重一夫	山林河川における流域特性と水質との関係について	水環境学会誌	18	909-916	1995
藤本尚志, 福島武彦, 稲森悠平, 須藤隆一	全国湖沼データの解析による藍藻類の優占化と環境因子との関係	水環境学会誌	18	901-908	1995

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
Recknagel F., Hosomi M., Fukushima T., Kong D.	Short- and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes -A Scenario Analysis	Water Res.	29	1767-1779	1995
Weisburd R. S. J., Ishii M., Fukushima T., Otsuki A.	Methods for measurement of dissolved inorganic carbon in natural waters	Jpn. J. Limnol.	56	221-226	1995
渡辺 信	シアノバクテリアの分類に関する歴史的考察	日本微生物資源学会誌	11	105-119	1995
渡辺 信, 渡辺真之, 高村典子	藍藻綱	小島, 須藤, 千原編「環境微生物図鑑」		131-185	1995
彼谷邦光	アユの大量へい死: ピコプランクトンの毒性	日本水産学会誌	61	946-947	1995
彼谷邦光, 佐野友春	藍藻類のスルフォリピドに存在する Thioic O-acid エステルについて	脂質生化学研究	38	137-140	1995
Goma R., Aizaki M., Fukushima T., Otsuki A.	Significance of zooplankton grazing activity as a source of dissolved organic nitrogen, and dissolved free amino acids in a eutrophic shallow lake: experiments using outdoor continuous flow pond systems	Jpn. J. Limnol.	57	1-13	1996
高村典子他	日本の湖沼34水域の栄養塩レベルと細菌, ピコ植物プランクトン, 鞭毛藻(虫)及び鞭毛虫の密度の関係	陸水学雑誌	57	245-249	1996
高村典子, 野崎久義, 木幡邦男, 渡辺 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	Nippon Suisan	61	920-931	1996
Fan C., Aizaski M., Kohata K.	Simulation of sludge-dredging effects in controlling nutrient release of Lake Kasumigaura with large-size core samples	J. Environ. Sci.	8	385-389	1996
Fukushima T., Imai A., Matsushige K., Aizaki M., Otsuki A.	Freshwater DOC measurements by high temperature combustion: comparison of differential (DTC-DIC) and DIC purging methods	Water Res.	30	2717-2722	1996
Fukushima T., Park J., Imai A., Matsushige K.	Dissolved organic carbon in a eutrophic lake; dynamics, biodegradability and origin	Aquatic Sciences	58	139-157	1996
春日清一	霞ヶ浦—その現状と課題—	筑波の友		1-17	1996

発表者	題目	掲載誌	巻(号)	ページ	刊年
相崎守弘	湖沼環境問題の認識と対策—霞ヶ浦を例として—	環境科学会誌	10	64-66	1997
相崎守弘, 中里広幸	富栄養化湖水の浄化のための水耕生物ろ過法を用いた人工湿地の開発	水環境学会誌	20	622-628	1997
Park J., Aizaki M., Fukushima T., Otsuki A.	Production of labile and refractory dissolved organic carbon by zooplankton excretion : An experimental study using large outdoor continuous flow-through ponds	Can. J. Fish. Aquatic Sci.	54	434-443	1997
福島武彦, 相崎守弘, 松重一夫, 今井章雄	湖沼の有機物指標	水環境学会誌	20	238-245	1997
福島武彦, 今井章雄, 松重一夫, 井上隆信, 小沢秀明	湖水溶存有機物の紫外部吸光度: DOC比の特性とそれの水質管理への利用	水環境学会誌	20	397-403	1997
今井章雄, 福島武彦, 松重一夫, 井上隆信, 石橋敏昌	琵琶湖および流入河川中の溶存有機物の分画	陸水学雑誌	59	印刷中	1998
Watanabe M.M., Nakagawa M., Katagiri M., Aizawa K., Hiroki M., Nozaki H.	Purification of freshwater picoplanktonic cyanobacteria by pour plating in "ultra-low-gelling-temperature agarose"	Phycol. Res.	46 (Suppl.)	in press	1998

2 口頭発表

発表者	題目	学会等名称	開催都市名	年月
海老瀬潜一	河川の流出負荷量ポテンシャルモデル	土木学会第47回年次学術講演会	仙 台	4. 9
渡辺 信	微細藻類における種	シンポジウム 微生物の多様性	東 京	4. 10
大久保紀男, 矢木修身, 岡田光正	霞ヶ浦における藍藻類の種組成に及ぼす環境因子の影響	日本陸水学会第57回大会	別 府	4. 10
高村典子, 渡辺 信, 野崎久義, 木幡邦男	湖沼における超微細藻の分布とその分類学的特徴	日本陸水学会第57回大会	別 府	4. 10
相崎守弘, 小沢秀明, 北村 光, 朴 濟哲	アオコの日周上下移動に伴う溶存有機物濃度の変化	第8回日本微生物生態学会	東 京	4. 11
北村 光, 相崎守弘, 新井孝昭, 北村 博	自然環境保全基礎調査資料に基づく全国の湖沼水質と優占プランクトン	第8回日本微生物生態学会	東 京	4. 11
Ebise S.	Change in C:N:P ratio and sedimentation of particulate nutrients during passage of water areas from rivers to a lake	3rd Eurasia Conf. Chem. Sci.	Bangkok	4. 12
海老瀬潜一	湖沼河口域での水際作戦—湖沼への流入栄養塩の沈殿・除去—	環境科学会1992年会	東 京	4. 12
福島武彦, 原沢英夫, 天野耕二	湖沼流域環境の長期的変化とその水質に及ぼす影響	第29回環境工学研究フォーラム	東 京	4. 12
相崎守弘, 北村 光	屋外実験池でのアオコ発生に対するN/P比の影響	日本水環境学会第27回大会	静 岡	5. 3
相崎守弘, 福島武彦, 北村 光, 新井孝昭, 北村 博	見た目アオコ指標アンケート結果の解析	日本水環境学会第27回大会	静 岡	5. 3
福島武彦, 小沢秀明, 高木博夫, 相崎守弘	湖水中の溶存有機物の濃縮と分画について	日本水環境学会第27回大会	静 岡	5. 3
高村典子, 渡辺 信, 野崎久義, 木幡邦男	淡水産超微細緑藻の微細構造と分類	日本藻類学会第17回大会	清 水	5. 3
春日清一, 川上真介, 一戸雅文	迅速自動分析装置による湖沼河川水の栄養塩類の分析について	平成5年度日本水産学会春季大会	東 京	5. 4
Takamura N., Watanabe M.M., Nozaki H., Kohata K.	Classification of picophytoplankton in freshwaters	15th Int. Bot. Congr.	Yokohama	5. 9

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
海老瀬潜一, 井上隆信	河川上・中流域の溶存有機物質の流出特性	土木学会第48回年次学術講演会	福 岡	5. 9
海老瀬潜一, 井上隆信	環境保全型耕地としての水田群システムの将来設計(1)－水稲移植期の栄養塩流出特性	環境科学会1993年会	つくば	5. 11
相崎守弘	霞ヶ浦及び屋外実験池における亜硝酸態窒素の挙動について	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
井上隆信, 海老瀬潜一	田園地河川における春季Chl-a 流出負荷量の評価	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
海老瀬潜一, 井上隆信	春季後半の湖沼プランクトン増殖に及ぼす水田群排水の影響	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
大久保紀男, 矢木修身, 岡田光正	<i>Microcystis</i> の増殖に及ぼすフミン物質の影響	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
朴 濟哲, 相崎守弘, 福島武彦, 大槻 晃	屋外実験池における難分解性有機物の挙動について	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
矢木修身, 稲葉一穂, 富岡典子, 桜井昌文, 高村義親	霞ヶ浦におけるアオコの発生と化学的要因(2)藻類増殖に及ぼす鉄および銅の影響	日本陸水学会第58回大会	松 江	5. 11
Recknagel F., Hosomi M., Fukushima T., Kong D.	Simulation study on short- and long-term effects of the control of external and internal phosphorus loads in lakes and reservoirs	Int. Congr. Modelling Simulation	Perth	5. 12
渡辺 信	微細藻類の栄養戦略と機能の多様性	日本生物工学会	つくば	5. 12
高村典子	富栄養湖で大発生する藻類の生態学	水と生物と社会を考える科学セミナー	大 津	6. 3
相崎守弘	ミジンコを利用した湖沼直接浄化の可能性について	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3
相崎守弘, 加藤昌彦, 白瀧美津夫	水分離剤と多孔質粘土鉱物によるアオコ処理	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3
相崎守弘, 福島武彦, 北村 光, 大崎広明, 新井孝昭, 北村 博	見た目アオコ指標アンケート調査結果の解析－Ⅱ－	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3
福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲, 孔 東壽	魚の湖沼水質変動に及ぼす影響	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
藤本尚志, 須藤隆一, 杉浦則夫, 稲森悠平	<i>Microcystis</i> 属を中心とした藍藻類の連続培養系における優占化の特性	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3
松重一夫, 相崎守弘	河川・湖沼の水質管理システムの開発	第28回日本水環境学会	宇都宮	6. 3
渡辺 信	水環境汚染と藻類異常発生について	日本藻類学会第18回大会	富 山	6. 3
中川 恵, 野崎久義, 片桐正幸, 渡辺 信	湖沼に生息する超微細藻類ピコ植物プランクトンの無菌培養	日本微生物資源学会第1回大会	つくば	6. 5
今井章雄, 福島武彦	藍藻類増殖におけるシデロフォア生成とフミン物質の影響	土木学会第49回年次学術講演会	札 幌	6. 9
海老瀬潜一, 井上隆信	水稻移植に伴う栄養塩・懸濁物流出負荷量のウエイト	土木学会第49回年次学術講演会	札 幌	6. 9
井上隆信, 海老瀬潜一	水田および河川における Chl- <i>a</i> の消長	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
Goma F.H., Fukushima T., Aizaki M., Otsuki A.	Significance of zooplankton activity as a source of dissolved organic nitrogen in Lake Kasumigaura : outdoor experimental results	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
Goma R.H., Fukushima T., Aizaki M., Otsuki A.	The effect of goldfish on the presence of dissolved organic nitrogen in eutrophic experimental pond water	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
中島 淳, 福島武彦, 孔 東壽, 相崎守弘	Grazers 構成が異なる実験池でみられたフェオ色素組成の特徴	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
福島武彦, 松重一夫, Weisburd R.S.J.	Free Water 法による光合成, 呼吸, 大気との交換速度の推定について	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
Weisburd R. S. J., Ishii M., Fukushima T., Otsuki A.	High precision measurements of dissolved inorganic carbon with a commercial ND-IR instrument	日本陸水学会第59回大会	八王子	6. 9
矢木修身, 内山裕夫, 富岡典子, 桜井昌文, 高村義親, 大久保紀男	霞ヶ浦における藍藻増殖制限物質	第10回日本微生物生態学会	大 阪	6. 12
福島武彦, 松重一夫	山地河川における流域特性と水質との関係について	第29回日本水環境学会年会	広 島	7. 3
藤本尚志, 須藤隆一, 福島武彦, 稲森悠平	藍藻類の発生と環境因子との関係の全国湖沼データの解析による評価	第29回日本水環境学会年会	広 島	7. 3
松重一夫, 福島武彦, 秦美和子, 細見正明	DO, pH の連続計測による水中微生物の呼吸量測定	第29回日本水環境学会年会	広 島	7. 3

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
張 晓明, 渡辺 信, 井上 勲, 千原光雄	黄金色鞭毛藻 <i>Poteroochromonas malhamensis</i> の食作用における鞭毛の鞭毛根の役割	日本藻類学会第19回大会	高 知	7. 3
高村典子	プランクトンから見た霞ヶ浦の浄化	平成6年度茨城県生活排水 シンポジウム	土 浦	7. 3
高村典子	Iピコプランクトンの異常発生 I-1ピコプ ランクトンの分類	日本水産学会春季シンポジ ウム	東 京	7. 4
佐野友春, 彼谷邦光	ピコプランクトン (<i>Synechocystis</i> sp.) に 含まれる有毒物質	第4回環境化学討論会	つくば	7. 6
張 晓明, 渡辺 信	黄金色鞭毛藻 <i>Poteroochromonas malhamensis</i> の混合栄養性と捕食作用機構の解明	日本微生物資源学会第2回 大会	岐 阜	7. 6
Sano T., Kaya K.	Toxic amines in cells of <i>Synechocystis</i> sp.	1st Int. Cong. Toxic Cyanobacteria	R φ nne	7. 8
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 給比の關係の実験的研究	第42回日本生態学会	盛 岡	7. 8
高村典子	霞ヶ浦の生物から見た水質浄化	水環境フォーラム	茨城県 麻生町	7. 9
松永千会, 秦三和子, 細見正明, 村上昭彦, 大久保卓也, 福島武彦, 松重一夫	実験池における魚の水界生態系に及ぼす影 響	環境科学会1995年会	府 中	7. 10
Fukushima T., Amano K., Harasawa H.	Long-term change in the watershed of Lake Kasumigaura and its influence on river and lake water quality	Proc. 6th. Int. Conf. Con- serv. Manage. Lakes	Tsukuba	7. 10
Fukushima T., Matsushige K., Aizaki M., Park M., Goma R.H., Kong D.S.	Effects of fish on water quality and nut- rient cycle from an outdoor pond experi- ment	Proc. 6th. Int. Conf. Con- serv. Manage. Lakes	Tsukuba	7. 10
春日清一	近年の霞ヶ浦の帰化魚侵入とそれによる生 態系攪乱	第6回世界湖沼会議霞ヶ浦 '95	つくば	7. 10
松重一夫, 稲森悠平, 相崎守弘, 中島 淳, 福島武彦	慶安川および八堂湖を中心とした漢江流域 水質管理システムの開発	第6回世界湖沼会議霞ヶ浦 '95	つくば	7. 10
春日清一	霞ヶ浦の窒素不足は脱窒によるか	日本陸水学会第60回大会	名古屋	7. 10

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
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
中島 淳, 福島武彦, 相崎守弘	grazers構成が異なる実験池でみられた フェオ色素組成の特徴 (第2報)	日本陸水学会第60回大会	名古屋	7. 10
福島武彦, 朴 濟哲, 今井章雄, 松重一夫	霞ヶ浦における溶存有機物の動態	日本陸水学会第60回大会	名古屋	7. 10
高村典子	私たちが環境保全のためにできること	茨城県県北地方明日の地域 づくり委員会	水 戸	8. 1
天野耕二, 竹花慎理, 南 誠, 福島武彦, 松重一夫	琵琶湖と霞ヶ浦におけるpHとDOの連続測 定データの解析	第30回日本水環境学会年会	福 岡	8. 1
中島 淳, 福島武彦, 松重一夫	金魚投入実験池における pheophytin a ₂ /pheophytin a ₁ 比の増加	第30回日本水環境学会年会	福 岡	8. 1
福島武彦, 今井章雄, 松重一夫, 相崎守弘, 大槻 晃	陸水中の溶存有機物の測定について	第30回日本水環境学会年会	福 岡	8. 1
松重一夫, 福島武彦	電極法を用いた藻類生産量の測定	第30回日本水環境学会年会	福 岡	8. 1
井上隆信, 海老瀬一	有機物質の河川流出特性	土木学会第51回年次学術講 演会	名古屋	8. 9
春日清一, 加藤めぐみ	霞ヶ浦の夏期無酸素層形成と脱窒ポテン シャル	日本陸水学会第61回大会	札 幌	8. 9
Watanabe M.M., Nakagawa M., Katagiri M., Aizawa K., Nozaki H.	Purification of freshwater picoplanktonic cyanobacteria using low temperature agarose	Int. Symp. Asian Network Microb. Res.	Tsuchiura	9. 3
相崎守弘, 松重一夫, 伊藤春樹, 三浦慎吾	GISを用いた地域流域管理システムの開発	第31回日本水環境学会年会	札 幌	9. 3
天野耕二, 福島武彦, 松重一夫	湖沼における pH と DO の連続測定結果を 用いた生物代謝特性の評価方法について	第31回日本水環境学会年会	札 幌	9. 3
福島武彦, 相崎守弘, 松重一夫, 今井章雄	湖沼の有機物指標について	第31回日本水環境学会年会	札 幌	9. 3
三浦慎吾, 相崎守弘, 松重一夫	霞ヶ浦流入河川上流部での地下水水質の分 布特性	第31回日本水環境学会年会	札 幌	9. 3

3 本特別研究に関わる刊行物

刊行物名	シリーズ番号	書名	編者等	刊年
国立環境研究所資料	F-39-'92/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-6-	相崎守弘	1992
国立環境研究所資料	F-48-'93/NIES	第1回地域ワークショップー水界の有機物ー	福島武彦, 木幡邦男, 今井章雄	1993
国立環境研究所資料	F-49-'93/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-7-	春日清一	1993
国立環境研究所資料	F-63-'94/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-8-	福島武彦	1994
国立環境研究所資料	F-72-'95/NIES	アオコの計量と発生の状況, 発生機構	福島武彦, 相崎守弘	1995
国立環境研究所資料	F-76-'95/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-9-	福島武彦	1995
国立環境研究所資料	F-88-'96/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-10-	松重一夫	1996
国立環境研究所資料	F-99-'97/NIES	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-11-	松重一夫	1997

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-24-'98

平成10年3月30日発行

編 集 国立環境研究所 編集委員会

発 行 環境庁 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 アサヒビジネス株式会社

〒305-0032 茨城県つくば市竹園2-11-6

Published by the National Institute for Environmental Studies

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

March 1998

本報告書は再生紙を使用しています。