

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集—11—

Proceedings of the Conference on Limnological Studies
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 11

松重 一夫 編

Edited by Kazuo Matsushige

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁

国立環境研究所

序

霞ヶ浦臨湖実験施設は1984年3月に完成し、本年は13年目に当たる。この間、ほぼ毎年研究発表会を開催し、湖沼研究の最新の成果を発表すると同時に、全国湖沼が抱える問題点の討議を行ってきた。現在、地球環境問題が脚光を浴びているが、身近な環境の保全、良好な環境の創出が環境問題の原点である。そのことを肝に銘じ、湖沼研究の発表を期待したい。

本報告書は1996年11月25日に行った第12回の発表会の講演要旨をまとめたものである。今回の発表では13件の一般発表が行われたが、湖沼のバイオマニピュレーション、藻類による毒性物質の発生と処理、溶存態有機物の動態、地理情報システムを用いた流域管理手法、といったテーマを中心に、多様な研究発表が行われ、活発な論議が行われた。シンポジウム「湖沼の新しい管理方法をめぐって」では、3名の新進気鋭の研究者をお招きして、それぞれ流域管理、湖沼モニター、貴重種の保全に関する話題をご紹介頂くとともに、熱心な議論を行った。こうした研究、議論が湖沼環境の向上に役立つことを希望してやまない。

発表会には総勢40名以上の方にご参加頂いた。遠路から参加され、討論に加わって頂いた所外、所内の方々に深く感謝いたします。

1997年3月

国立環境研究所副所長

大井 玄

目次

I. 研究発表

1. ハクレンはアオコを制御できるか？ 高村典子・福島路生・孫麗偉・中川恵・Otto Albinger・松重一夫	1
2. 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 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	17
3. 富栄養化湖沼で発生するアオコ由来有毒物質Microcystinの現存量の実態調査 稲森悠平・染谷敬幸・杉浦則夫・松村正利	22
4. 微生物担体によるカビ臭物質2-MIBの生分解特性 李保瑛・稲森悠平・杉浦則夫・須藤隆一	26
5. 生物膜法による藻類由来トリハロメタン前駆物質の除去特性 近山憲幸・稲森悠平・杉浦則夫・松村正利	30
6. 東京湾浅海域での生物による水質浄化機能 I. 底生生物の分布と生息環境 樋渡武彦・木幡邦男・竹下俊二・田中秀之	34
7. 霞ヶ浦のベヘレイ定着とその将来 春日清一・小高聡・山根爽一	42
8. 霞ヶ浦における溶存態有機物の挙動 朴濟哲・相崎守弘・福島武彦・大槻晃	47
9. 琵琶湖湖水中の溶存有機物特性 今井章雄・福島武彦・朴濟哲・松重一夫	53
10. 湖沼の有機汚濁指標 福島武彦・相崎守弘・松重一夫・今井章雄	56
11. 霞ヶ浦におけるメタン酸化 -5年間の調査でわかったこと- 内海真生・野尻幸宏・中村岳史・野沢岳史	60
12. GISを用いた阿見町水質管理システムの開発 松重一夫・相崎守弘・三浦真吾・伊藤春樹・工藤祐治	63
II. シンポジウム「湖沼の新しい管理方法をめぐって」	
1. 流域発生負荷対策 -滋賀県での事例を中心として- 大久保卓也	67
2. 湖沼モニターの利用について 天野耕二	73
3. 魚から見た水環境：ハリヨの視点から 森誠一	76
III. 資料	
1. 霞ヶ浦臨湖実験施設取水塔水質モニター	83
2. 第12回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者名簿	88
3. 平成8年度施設利用計画	89
4. 施設を利用した研究成果の一覧	90

I . 臨湖実験施設研究発表

ハクレンはアオコを制御できるか？

高村典子¹・福島路生¹・孫麗偉²・中川 恵³・Otto Albinger¹・松重一夫¹

(1地域環境研究グループ, 2東京水産大学, 3(株)環境研究センター)

1. はじめに

湖沼に出現する植物プランクトンの現存量は、リン量の一次回帰式として表すことが可能である (Sakamoto 1966, Dillon & Rigler 1975)。しかし、予測値の変動の幅は2桁にもおよぶため、リン量以外に、窒素量 (Smith 1982) や大型の *Daphnia* 種の出現の有無 (Mazumder 1994) を説明変数に加えることで、より正確な植物プランクトンの現存量が予測可能であろうと言われている。Schindler (1978) は、リン制限型の湖沼についても、リンの負荷量で説明がつくのは、一次生産量の変動の50%未満でしかなく、他は捕食者による影響が、この変動の幾分かを説明できるのではないかと推測している。従って、湖沼の水質予測には、プランクトン群集内またはプランクトン群集とそれらを食する魚や甲殻類 (例えばフサカやイサザアミ) との相互関係を明らかにした上で、栄養塩以外に有効な説明変数を特定し、新たな予測モデルをつくるが必要とされている。

一方、かなり以前から、捕食者が介在するような変化がプランクトンの群集構造に大きな影響を及ぼすことが明らかにされている (Brooks & Dodson 1965)。例えば、プランクトン食性魚の摂食圧が高いと、動物プランクトンのサイズが小型化する、*Daphnia* 等の大型の枝角類から小型の種類に置き換わる、などが報告されている。湖沼における植物プランクトンの現存量が、栄養塩、特にリン量に依存するという従来からのbottom-up的な考え方に対して、Carpenter et al. (1985, 1987) は、食物連鎖の上位のもの (具体的には魚食魚) が、食物連鎖の關係を通して段階的に作用し、最終的に植物プランクトンの現存量に大きく影響を及ぼすとした。これは、trophic cascade (theory) と呼ばれ、植物プランクトンの現存量の変化には、bottom-upの効果に加えtop-downの効果が、より重要であるとする主張である。バイオマニピュレーション (Biomaniipulation) という言葉は、もともとは、生物的な手法を用いて富栄養化した湖沼の水質を回復させる方法 (Shapiro et al. 1975) であったが、最近では狭義に、食物連鎖の操作で行う手法を意味して

いるようである (Shapiro & Wright 1984, Shapiro 1990)。具体的に言えば、北米では、魚食魚を増やすことで、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、最終的に植物プランクトンの量を減らす、というもので、trophic cascade (theory) を応用したひとつの有効な湖沼水質管理手法と考えられている。しかし、食物連鎖の下位のレベルの間では、期待される結果が得られない研究事例の方が多いとして、その有効性について疑問視する議論もある (DeMelo et al. 1992)。こうした、top predator (魚) のプランクトン群集に対する影響の出方は、当然ながら、魚種の生態や魚の密度の違いにより大きく異なるであろう。また、植物プランクトンへの影響は、魚の操作の結果として現れる動物プランクトン種の違いによっても変わってくるであろうし、植物プランクトンの量の変化としてでなく、質の変化として表れる場合も考えられる。さらに、従来の研究では、微生物食物連鎖 (microbial food web) を構成する細菌、ピコ植物プランクトン、鞭毛虫、繊毛虫等の生態系要素への影響は考慮されてきておらず、こうした要素を含むプランクトン群集が、魚によりどのような影響を受けるかについても、研究が必要とされている。

ハクレン (*Hypophthalmichthys molitrix*) はコイ科・レンギョ亜科・ハクレン属の魚で、長江や黒竜江流域に広く天然分布している。ハクレンは、ソウギョ、アオウオ、コクレンと並んで、中国では重要な水産資源として位置づけられており、種苗は養魚池や湖沼に広く放流されている。日本には1943年に移入され、現在は利根川水系などで自然繁殖しており、霞ヶ浦 (西浦) でも、多いときには年間約1000 tの漁獲量が報告されている。ハクレンは濾食性フィーダーの魚で、富栄養湖沼に出現するアオコをはじめ、かなり細かいサイズの動植物プランクトンを食べるとされている。そのため、生活排水の処理技術が十分でない中国の都市近郊の湖で大発生するアオコを制御するのに、ハクレンの放養が有効ではないかと考えられている。Shei & Liu (1990) は、すでにハクレンを導入するとアオコが制御できることを、中国東湖に

構築した隔離水界を用いた実験で示している。

本研究では、霞ヶ浦に構築した隔離水界6基に、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要因を解析した。なお、実験に利用したハクレンの一部は、茨城県内水面水産試験場の浜田篤信場長に手配して頂いた。動物プランクトンの同定は、中国科学院水生生物研究所の謝平教授にして頂いた。記して、謝辞を表す。

2. 方法

2.1 隔離水界の設置

実験に利用した隔離水界は、霞ヶ浦臨湖実験施設専用ドックのすぐ外側に6基設置した。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である。隔離水界に利用したシート（ポリエステル・ターポリンシート、白色）は、湖面が増水して上昇しても外界の湖水が侵入しないように裾のを十分に長くとり、底辺をアンカーで固定した。シートを下ろし水界を隔離する際に、魚や他の小動物が水界内に混入するのを防ぐために、5 mmメッシュの網をシートの底面に貼りつけ、袋状にしたシートと網を同時に湖に落とした。一方、湖面からの魚の侵入を防ぐために、水界の上面（水面上約50 cm）にもメッシュサイズ1 cmの網をかぶせた。この網による水界内への日照の減衰率は平均78%であった。さらに、水界内に導入されたハクレンを効率よく回収して魚体を測定するために、水界のシートのすぐ内側に水界のサイズとほぼ同じサイズの袋状のナイロンの網を入れ、その中にハクレンを導入した。

2.2 実験のデザイン

実験は1996年7月15日に開始し、9月24日に台風によって水界が一部破壊され、水界内の水が混合したために終了した。ただし、実験途中の8月15日にも台風があり、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ている。従って、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。後期の実験を開始するに当たって、前期の実験中に付着した藻類をシートから除去し、開始の約10日前からシートを湖底に沈め、水界設置場所の湖水を均一にした。

ハクレンの導入は水界1を除く水界2から6に次のような密度で行った。前期の実験では、7月16日に水界

表1 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密度。

Encl.	No. fish	Density (g/m ³)
前期 (1996, 7/16 - 8/16)		
1	0	0
2	67	9.9
3	133	22.3
4	200	28.2
5	267	40.9
6	333	54.1
後期 (1996, 8/28 - 9/24)		
1	0	0
2	10	3.1
3	19	5.8
4	29	9.1
5	39	12.9
6	48	15.0

6の魚の密度が最大（湿重で50g/m³以上）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。一方、後期の実験では、魚の導入数を減らし8月28日に水界6における最高密度が15g/m³となるように他の水界の密度を調整してハクレンを導入した（表1）。ハクレンの体長（尾又長）と体重は前期と後期、それぞれ実験開始時、約2週間後、実験終了時の3回ずつ計測した。隔離水界の底面から霞ヶ浦の魚が侵入するのを防ぐために5 mmメッシュの網を張ったことは前述したが、それにも拘わらず、前期の実験ではブルーギル稚魚（体重0.1 - 0.15 g）およびウキゴリ稚魚（体重0.6 - 1g）が期せずして大量に水界内に入り込んでしまった（図1）。これらの稚魚は、縦3 m×横5 m×奥行4 mのすくい網で7月30日にすべての水界から取り除いた。後期の実験で水界内に侵入した魚類は、8月27日に水界を再構築した際、直ちに同じすくい網で除去した。

2.3 物理環境の測定

各隔離水界の中心部で水深0 m（水面直下）、1 m、および2 mの水温、溶存酸素量、pHを携帯用データロガー YSI - 610 (YSI Inc.) を用いて週に2回の頻度で測定した。日射量は、霞ヶ浦臨湖実験施設の屋上に設置した小笠原計器製作所（株）のネオ日射計（MS - 42型）で10分間隔の日射量を測定し、その24時間の総和を求めた。透明度の計測はSecchi Diskを使用した。

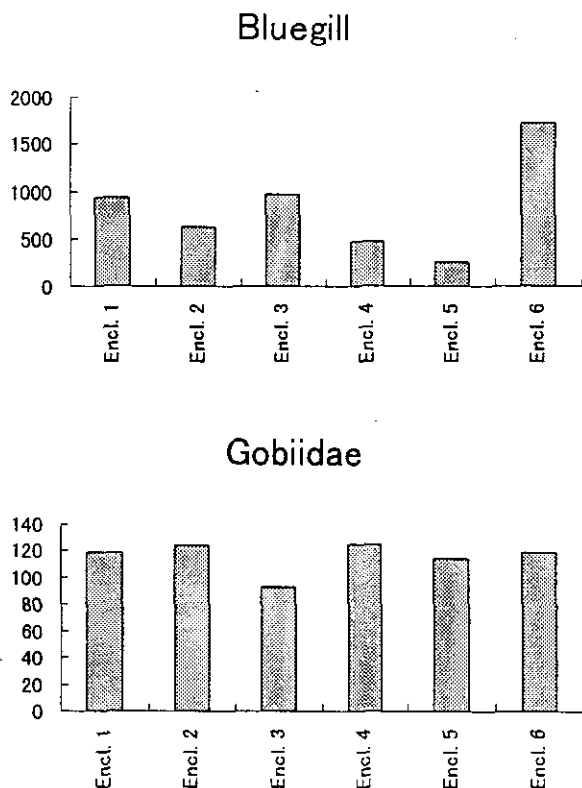


図1 前期の実験で6基の水界から7月30日に回収されたブルーギルとウキゴリの稚魚の数。それぞれの魚体サイズは本文中に記した。

2.4 採水とプランクトン採集

水中の栄養塩分析用の採水、およびプランクトンのサンプル採集には、内径5 cm・長さ218 cmのカラム採水器を使用し、物理環境のデータと同じく週に2回の頻度でサンプリングした。採水はハクレンを隔離水界に導入する前日（前期の実験では7月15日、後期では8月27日）から開始され、前期に10回、後期に9回行った。栄養塩の分析は湖沼環境調査指針（1982）によった。細菌、ピコシアノバクテリア、従属栄養性鞭毛虫（HNF）、独立栄養性鞭毛藻（ANF）の計数、および植物プランクトンのサイズ分画は基本的に高村ら（1996）に従った。ただし、40 μ mのネットはNitexのナイロンメッシュを使用した。植物プランクトンは40 μ m以上、10 - 40 μ m、2 - 10 μ m、そして2 μ m以下に分画し、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（HPLC）を用いて測定した（高村ら1996参照）。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*1、NXXX25（94 μ m）で濾過し

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。枝角類とカイアシ類の各個体についてはBottrell et al.（1976）に基づいて体長を計測し、換算式から乾燥重量を求めた。

植物プランクトンの計数はUtermöhl（1958）のチャンバーを用いて、種ごとに倒立顕微鏡下にて行った。各植物プランクトン種の優占度はその種が占める体積から見積もった。

（*1 1996年12月現在、輪虫類と繊毛虫のカウントのデータは出ておらず、この報告書ではこれらを省いて解析を行った。同様な理由で枝角類、カイアシ類のカウントも各水界3地点のうち、1地点のデータだけを解析に用いた。）

2.5 統計解析

図2に本実験で利用した隔離水界において想定される食物連鎖を模式的に示した。各構成要素の現存量もしくは密度の変動を説明するために、ステップワイズ回帰を用いて反応変数（Y）の変動を有意に説明する重回帰モデルを見つけた。説明変数の候補にはYに対する捕食者と被捕食者の現存量あるいは密度、サンプリングの行われた時の水温、そして実験番号（前期に1、後期に2というダミーの変数）だけを採用し、捕食-被捕食者間の関係以外のもの（競合など）を一切無視した（図3）。ダミーの説明変数を与えることで、前期・後期で異なる環境要因（水温以外の要因、例えば前期の実験ではブルーギルによる動物プランクトンの捕食があったが、後期の実験ではそれが無いことなど）の影響を相殺した。モデル選択、つまり説明変数の選択はEfronson法（Draper & Smith 1981）に従って自動的に行ったが、捕食者・被捕食者の関係が道理に合わないモデルが選択されたときには、そのモデルを捨ててフィットは悪くても前のステップのモデルを選んだ。そのような誤ったモデル選択がされる理由については後で再び考察する。

実験番号以外のすべての変数は平均が0、分散値が1となるように線形変換し、重回帰式中の各説明変数の係数がそのままその説明変数の反応変数（Y）に対する影響力の強さを反映するようにした。また、反応変数は必要に応じて対数変換し、分散値のバラツキを小さくした。

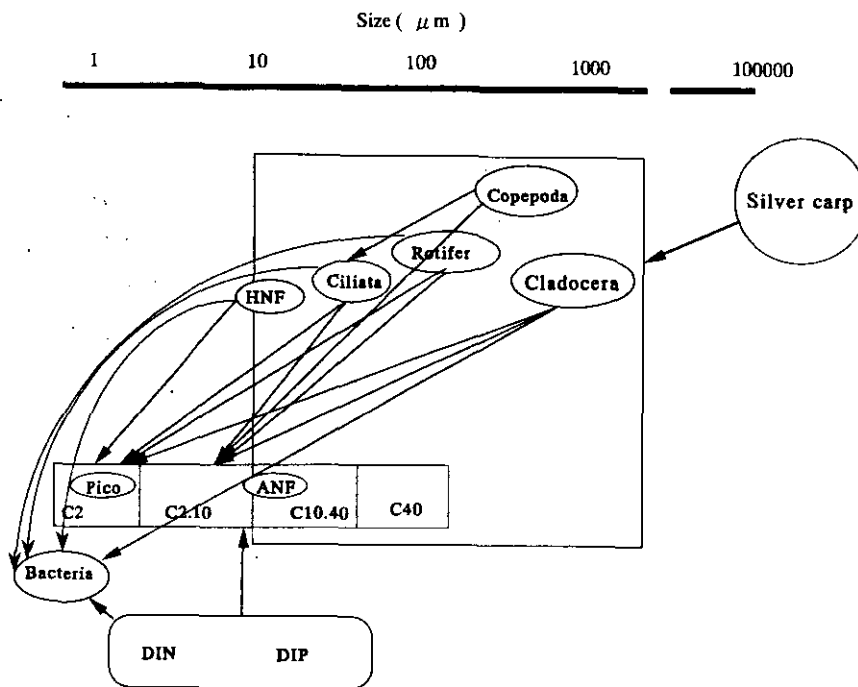


図2 本隔離水界実験で想定した食物網。

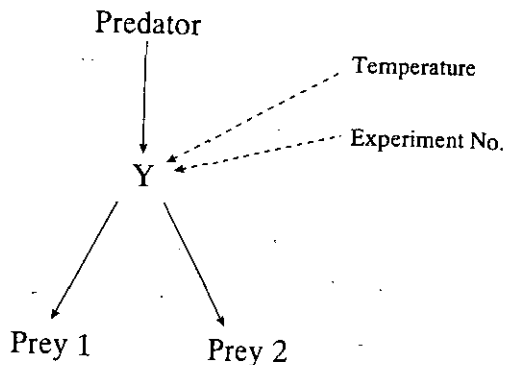


図3 Yを回帰分析の反応変数としたときの説明変数の候補。Yに対する捕食者、被捕食者、水温、および実験番号がステップワイス回帰式に入れられた。

3. 結果と考察

3.1 物理環境の時系列

図4から7に実験期間中の水温、日射量、透明度、溶存酸素量、そしてpHの変化を示した。前期の実験中、水温はほぼ25°C以上あったが、後期の実験では25°C以下で変化した(図4a)。表面水温と水深2mの水温は、

7月15日に5°C近い違いが見られたが、その後は2°C以内の温度差しか生じていない。水温の変化はだまかに日射量の変化を反映しているように見受けられる(図4b)。透明度は0.25mから1.85mまでの間で変動したが、0.25mという値は台風直後で水界の水が攪乱されていた時に取られたものである(図5)。

溶存酸素量とpHの変動はほぼ同一のパターンを示した。これは植物プランクトンの光合成や呼吸によりCO₂が消費・放出され、その結果、水中の全炭酸量が変動しpHに反映されるためである(図6, 7)。前期の実験で水界1だけが他の水界より高いpHを示したが、ちょうどこの時期に*Anabaena flos-aquae*を主体とするアオコが水界1で大発生している。

3.2 各食物連鎖構成要素の時系列変化

5基の水界に入れられたハクレンの成長は、最も導入密度が低かった水界2の後期でいちばん速く、日付を説明変数とした時の回帰式の傾きが最も大きかった(図8)。この傾きは、前期と後期の実験を通じてハクレンの導入密度にほぼ逆比例しており、成長速度が密度依存的であったことが伺われる。

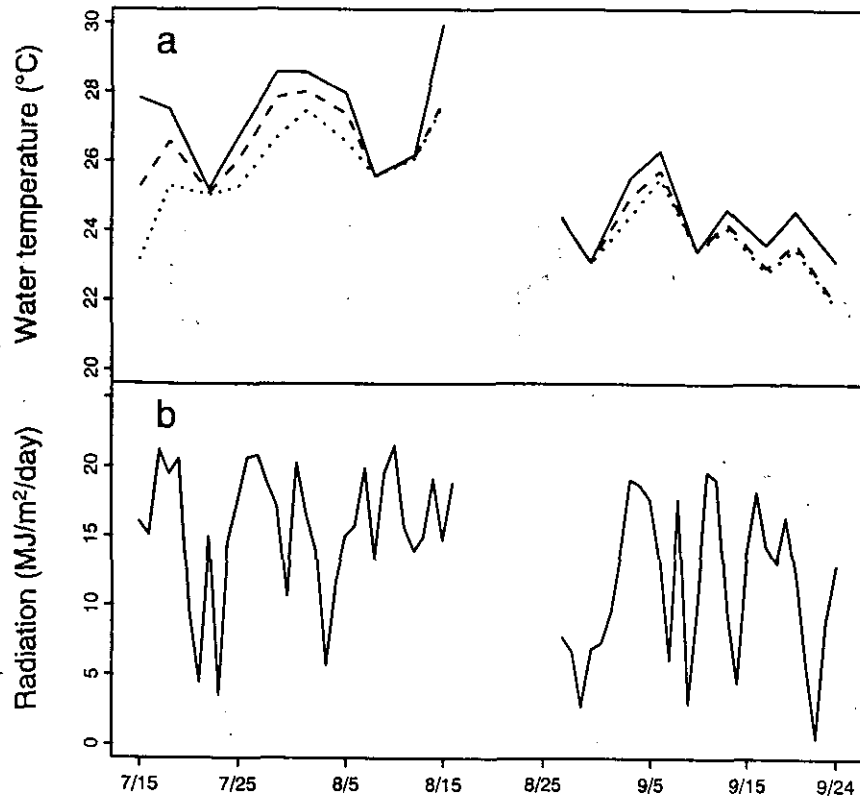


図4 実験期間中の水界内の水温変化(a)と霞ヶ浦臨湖実験施設で観測された日射量変化(b)。水温は6基の水界の水深0 m(実線), 1 m(破線), および2 m(点線)の平均値であり, 日射量は10分間隔に取られた日射量の1日あたりの積分値。

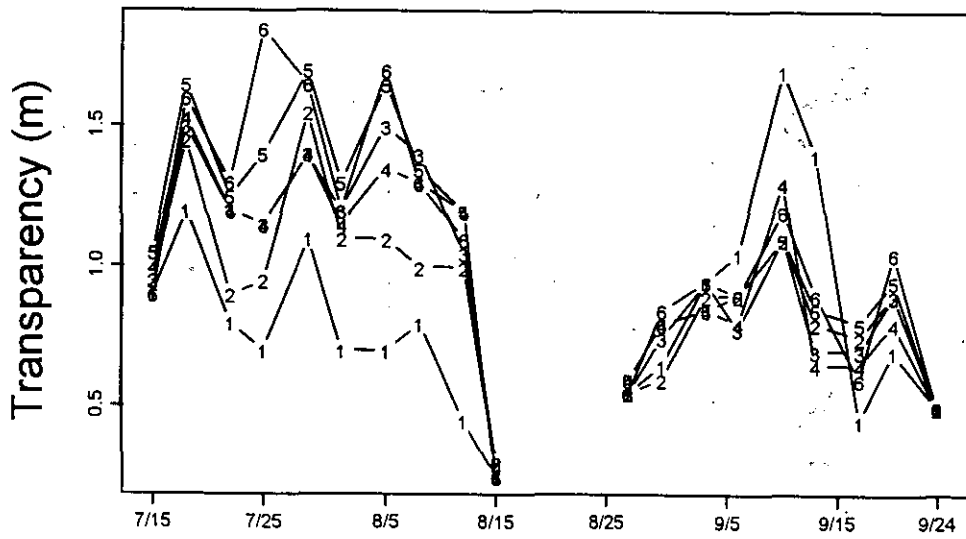


図5 実験期間中の透明度変化。水界の番号は各観測点に1から6の数字で示した。

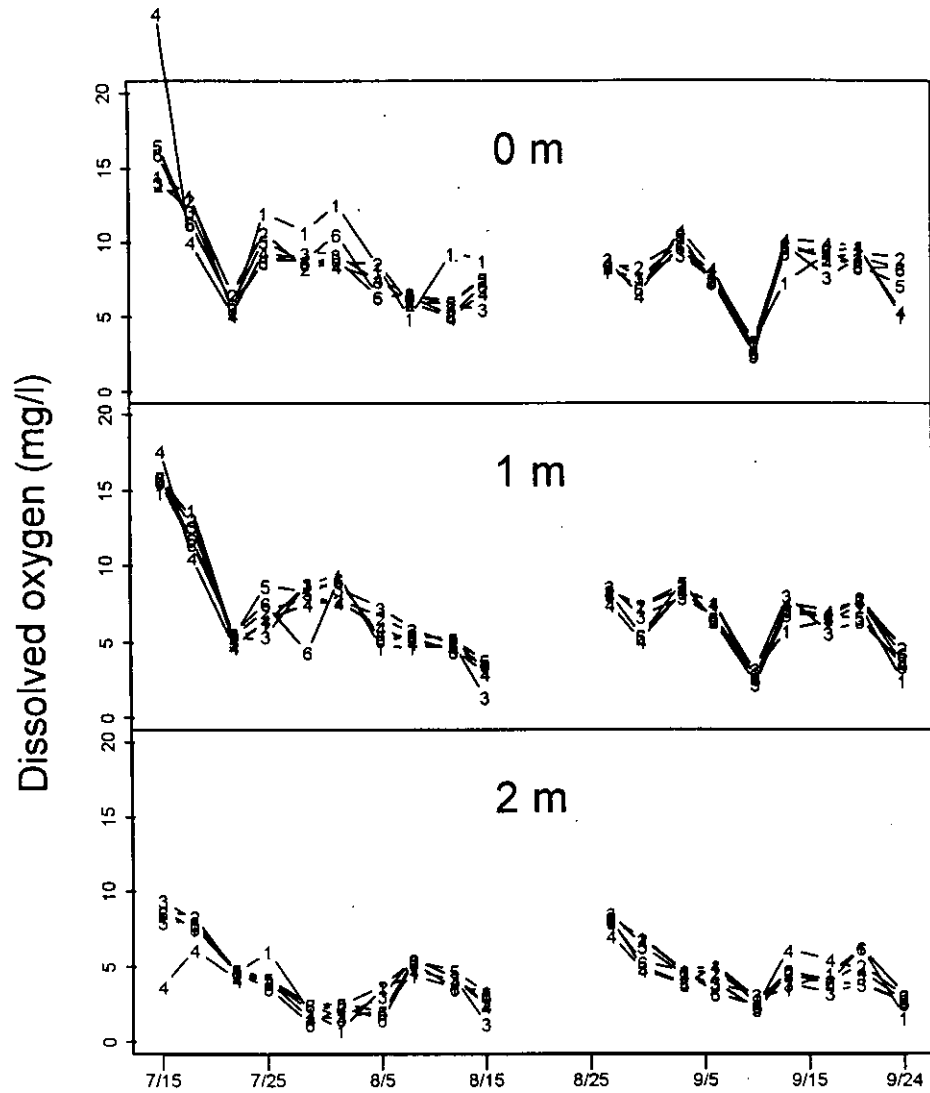


図6 実験期間中の水深0 m, 1 m, 2 mにおける溶存酸素量変化。
水界の番号は各観測点に1から6の数字で示した。

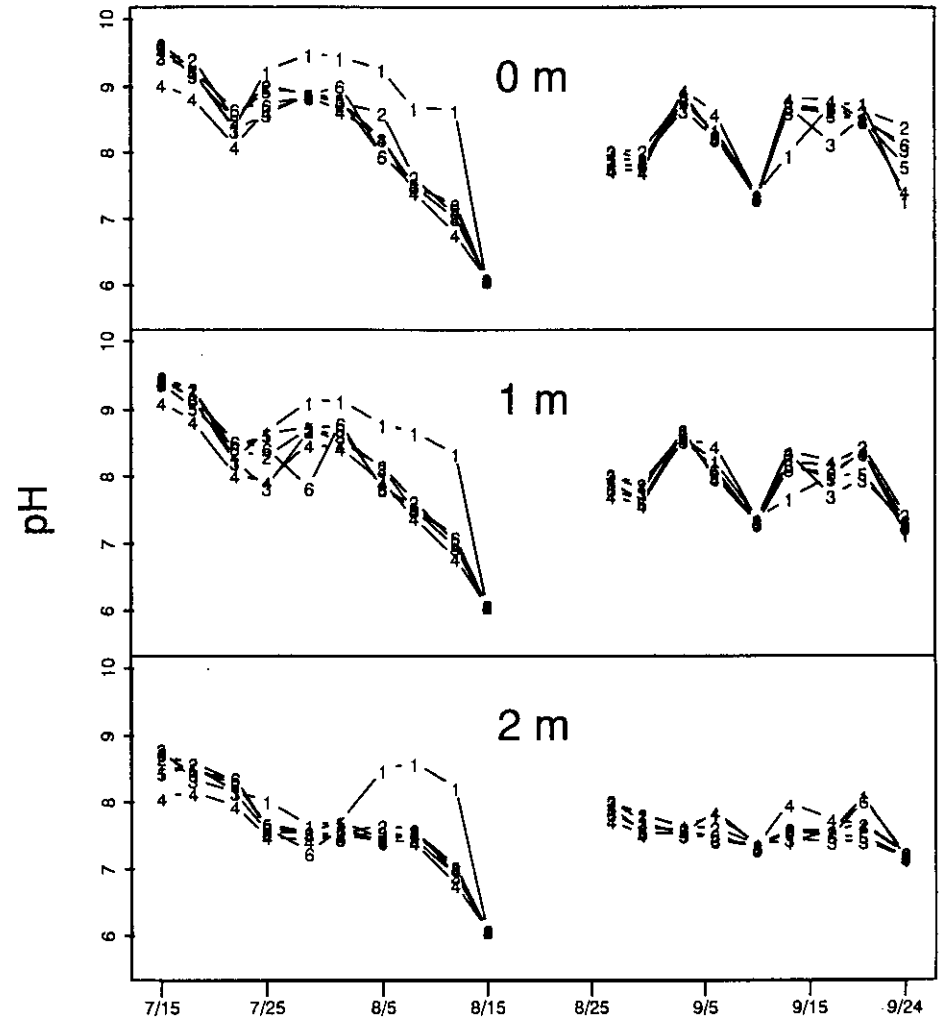


図7 実験期間中の水深0 m, 1 m, 2 mにおけるpH変化。
水界の番号は各観測点に1から6の数字で示した。

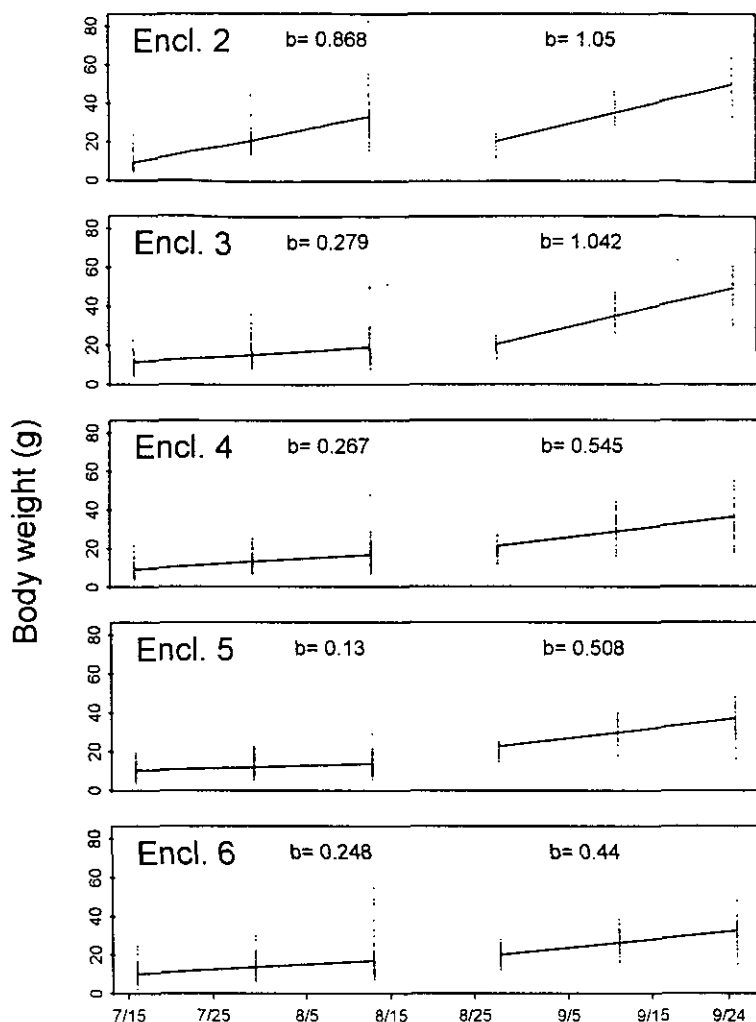


図8 ハクレンの実験期間中の成長。体重の実測値に直線回帰を重ねた。回帰式の傾き (b 値) はすべて、 $P < 0.001$ で有意に 0 より大きかった。

輪虫類以外の動物プランクトンは、おもに枝角類の *Bosmina longirostris* および *Diaphanosoma brachyurum* , そしてカイアシ類の *Mesocyclops leuckarti* が優占的に出現した (図9)。このうち現存量が最も高かったのは *Diaphanosoma brachyurum* で、特に後期の実験中、水界 1 で優占的に出現した。この時の最大密度はおよそ 400 ind./l であり、他の水界ではほぼ 200 ind./l 以下とはるかに少ない。ちなみにカイアシ類の幼生 (nauplii) は現存量こそ少ないが、その密度は *Diaphanosoma brachyurum* とほぼ同程度であり、特に密度が高かったのが水界 1 よりも水界 5 と 6 であったことが興味深い。

前期の実験中、大型の動物プランクトンがほとんど観察されなかったのは、水界に侵入していたブルーギル稚魚による捕食の影響だと考えられる (図1)。このため、前期実験中のプランクトン群集の食物網 (食物連鎖) は、

図2の中で枝角類やカイアシ類が欠如した、より単純化された食物網であったと考えてよいだろう。

枝角類・カイアシ類の動物プランクトンとは対照的に、HNFおよびANFは前期・後期ともに同じような密度で出現した (図10)。しかし、観察された密度はHNF・ANF共にほぼ 100 cells/ml 以下で、同じ栄養レベルの湖沼から報告されている値 (Mathes & Arndt 1994) と比べると決して高くはない。HNFの密度は前期の実験中、ハクレンのいない水界 1 で比較的高かったが、ANFは著しく低かった。一方、後期に入ると、HNFとANFはどちらも水界 1 で密度が低いことが注目される。

細菌は実験期間中、 10^7 cells/ml 前後の密度で推移した (図11)。HNFおよびANFとは異なり、細菌の密度は同じ栄養レベルの湖沼で観察されている値とほぼ同じであった (高村ら1996)。細菌は大部分が体積 $0.254 \mu\text{m}^3$

Biomass in dry weight ($\mu\text{g/l}$)

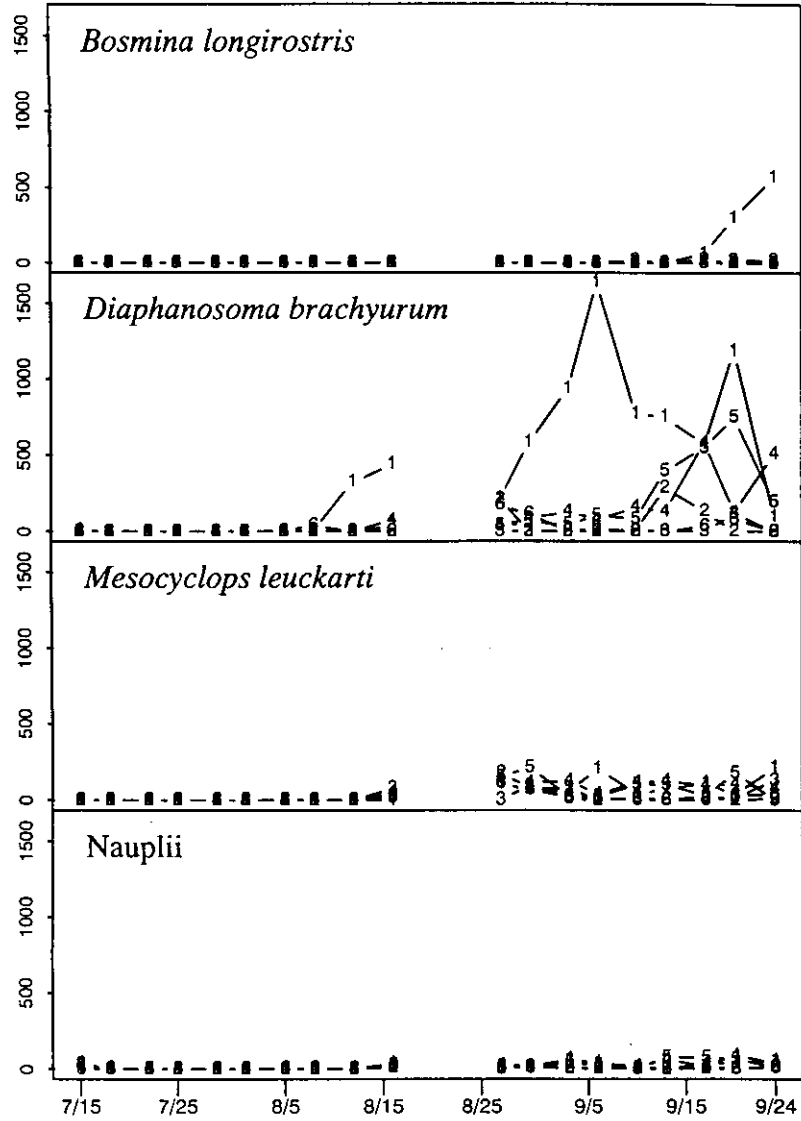


図9 動物プランクトン（枝角類，カイアシ類）の現存量変動。
水界の番号は1から6の数字で示した。

Density (cells/ml)

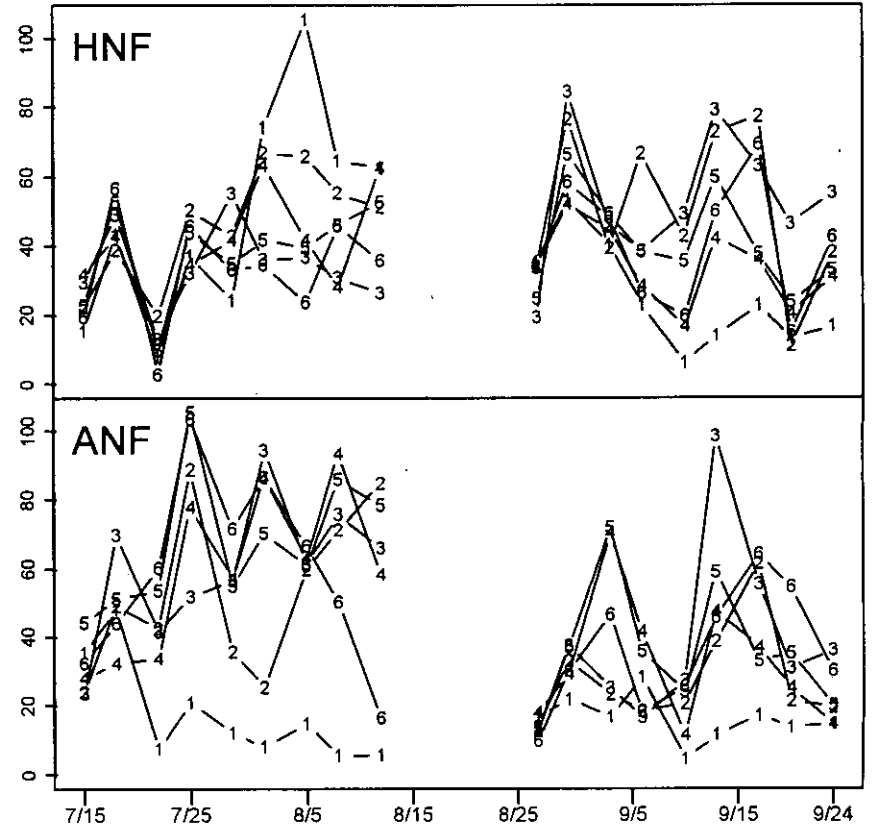


図10 HNFとANFの密度変化。水界の番号は1から6の数字で示した。

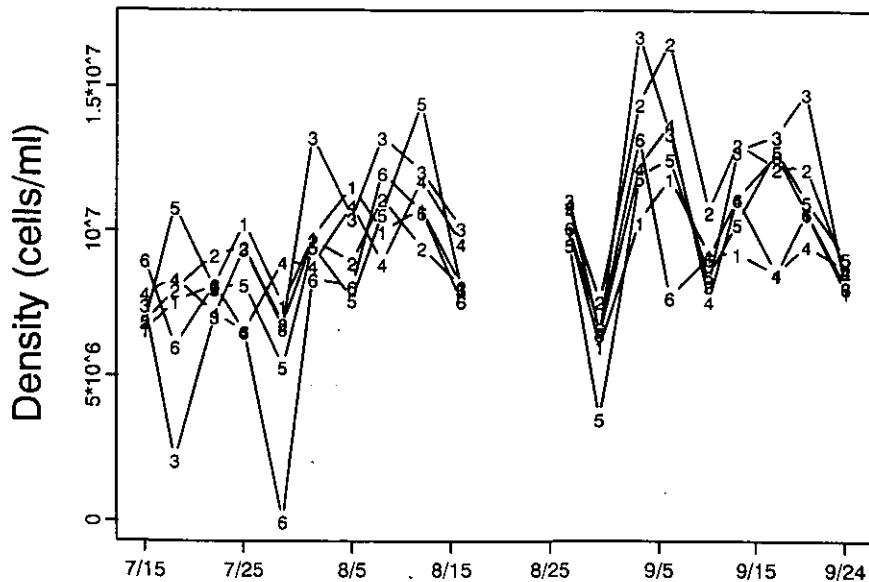


図 1 1 細菌類の密度変化。水界の番号は 1 から 6 の数字で示した。

(s.d. = 0.152, $n = 81$) ほどの球状であったが、約 1 %前後の繊維状細菌($2.958\mu\text{m}^3$, s.d. = 2.072, $n = 15$) も含まれていた。

40 μm 以上と10 - 40 μm の植物プランクトンのクロロフィル a 量は、前期の実験で、8月に入ってアオコの発生した水界 1 で常に高かったが、ハクレンが導入された残りの 5 基の水界では、ほぼ10 $\mu\text{g/l}$ 以下の低いレベルで推移した(図 1 2)。霞ヶ浦では、40 μm 以上のクロロフィル a 量はアオコを形成する藍藻の現存量の指標になる。水界 1 のアオコの発生と同時期に、この水界で透明度が低下し(図 5)、pH が上昇している(図 7)。10 - 40 μm と 2 - 10 μm のクロロフィル a 量の変動は、後期に入って前期とは一転して水界 1 の値が他の水界よりも低くなった。2 μm 以下のクロロフィル a 量は、実験期間を通じて他の分画に比べ低く、水界間でのバラツキも小さかった。

8月12日(前期)に測られた植物プランクトンの現存量は、やはり水界 1 が最も高かった(図 1 3)。網の組成でみると、どの水界でも藍藻(Cyanophyceae)が圧倒的な割合を占めていた。しかし、9月20日(後期)に、水界 1 の植物プランクトン現存量が最も低くなったのは、2 - 40 μm のクロロフィル a 量の変動とつじつまが合う(図 1 2)。後期の網組成も前期と同様、藍藻が優占していたが、珪藻(Bacillariophyceae)の割合がわずかに増加している。また、原因は不明だが、水界 3 で

緑藻(Chlorophyceae)が目立つ。

藍藻を構成する属組成には水界によって違いがみられた(図 1 4)。前期に最も現存量の高かった水界 1 では、90.3%の藍藻が *Anabaena* (主に *Anabaena flos-aquae*) であったのに対して、他の水界では *Anabaena* は全くみられず、代わりに *Chroococcus* や *Aphanocapsa* が多く出現している。ただし、これらの属については、細胞の体積を直接計測することが困難であったので、群体を構成する寒天質の体積を求めた。そのため、これら 2 属の体積(現存量)は明らかに過大評価されている。後期(9月20日)の水界 1 では依然として *Anabaena* が優占したが、他の水界では *Chroococcus* の現存量が増大した。

単細胞もしくは 4 細胞以下の群体で存在するピコシアノバクテリアの密度は、前期に水界 1 で他の水界に比べ際だって数が少ない(図 1 5)。これは、アオコと栄養塩などをめぐる競合、あるいはアオコによる水界内への日射量の減衰(図 5)が、水界 1 でピコシアノバクテリアの増殖を抑制したためかもしれない。

溶存無機窒素(DIN)の組成は平均で約60%がアンモニアであった。台風があった8月15日に底泥が攪拌され、アンモニアが溶出しDIN値が上昇した(図 1 6)。溶存無機リン(DIP)は水界設置後、底泥からの溶出によって、一定して増加の傾向を示した。8月15日にDIPが一斉に低下したのは、台風で底泥の堆積物が浮遊し、それらの粒子にリン酸塩が吸着したためと考えられる。

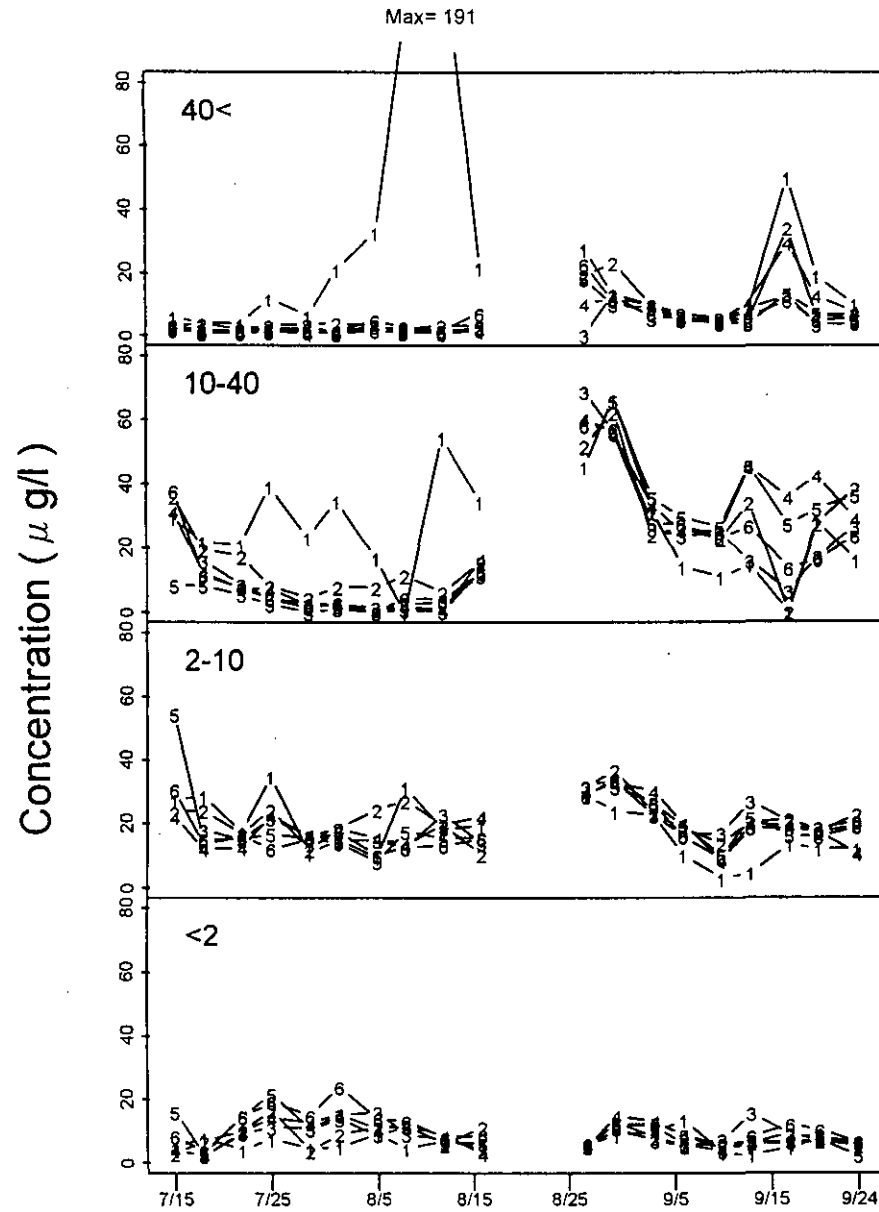


図12 サイズ分画ごとのクロロフィルa量の変化。
水界の番号は1から6の数字で示した。

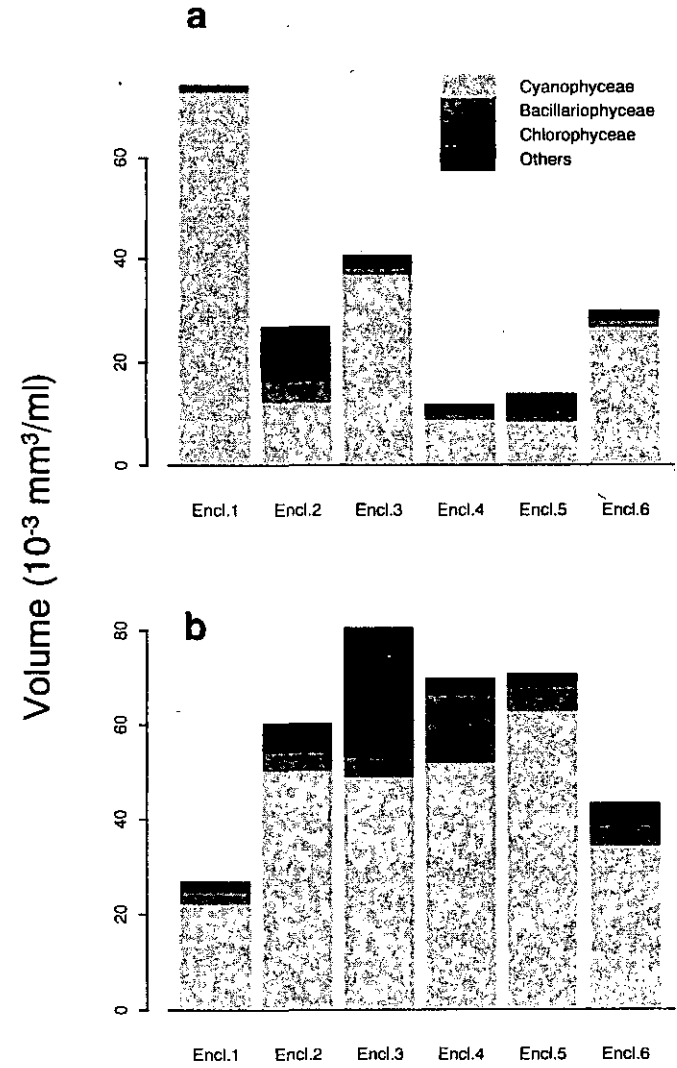


図13 各隔離水界において優占した、植物プランクトン網の現存量分布。
前期の実験中、8月12日のサンプル (a), と後期の実験中、
9月20日のサンプル (b)。

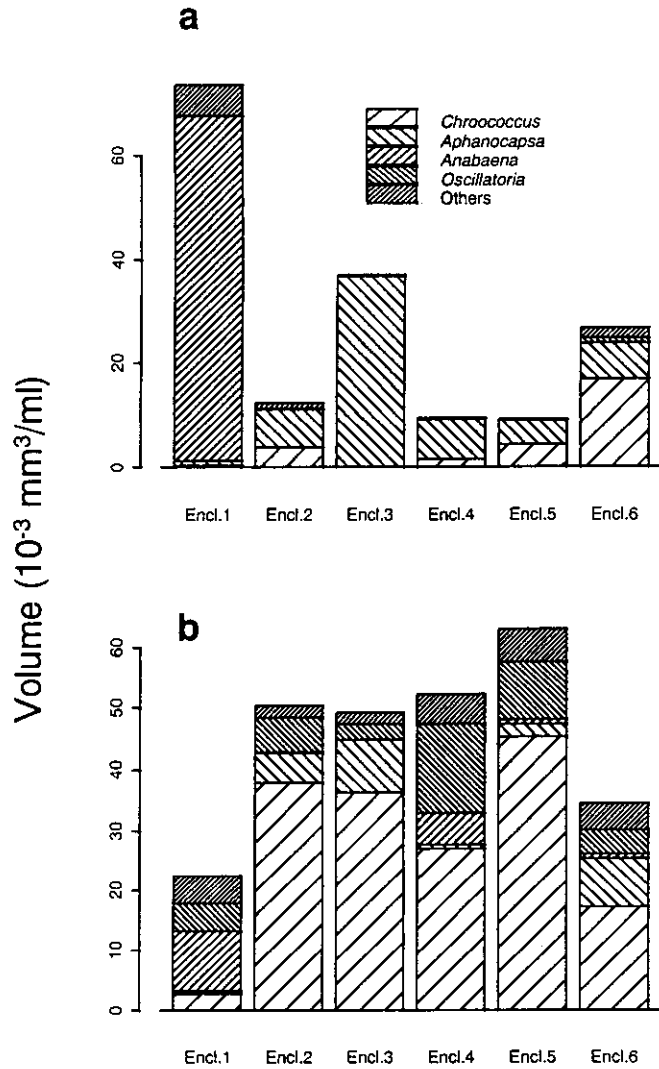


図14 各隔離水界において優占した、藍藻 (Cyanophyceae) の属の現存量分布。前期の実験中、8月12日のサンプル (a), と後期の実験中、9月20日のサンプル (b)。

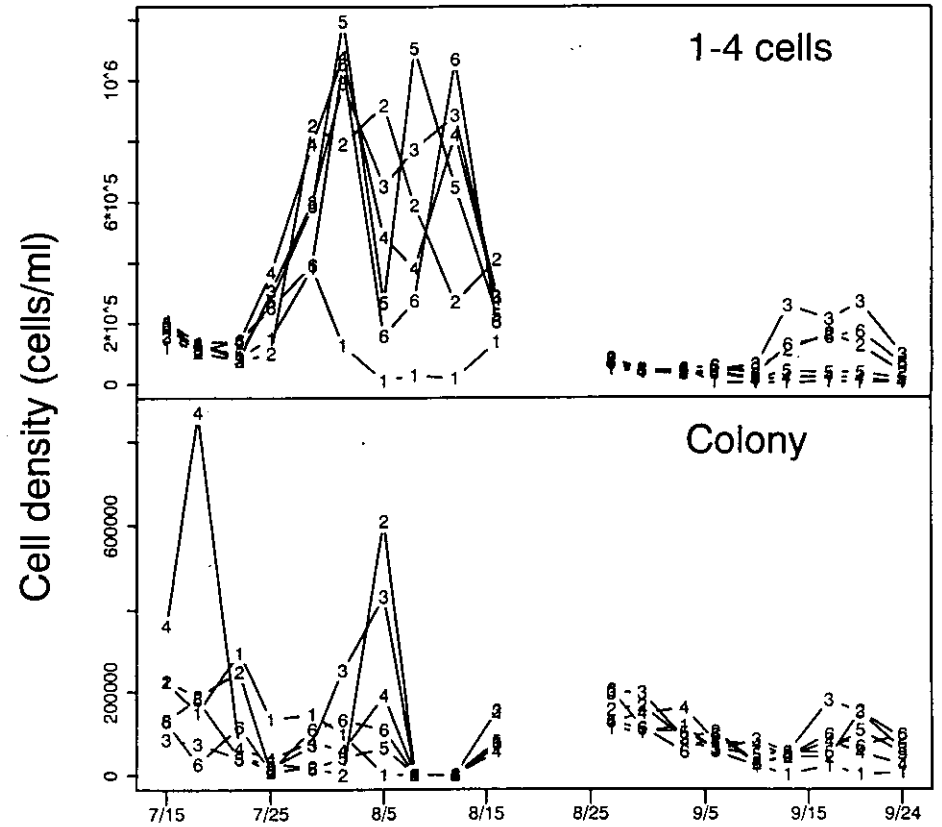


図15 ピコシアノバクテリアの細胞密度変化。単細胞もしくは4細胞以下の群体で存在する数 (上) と、それ以上の細胞が集まった群体として存在する数 (下)。

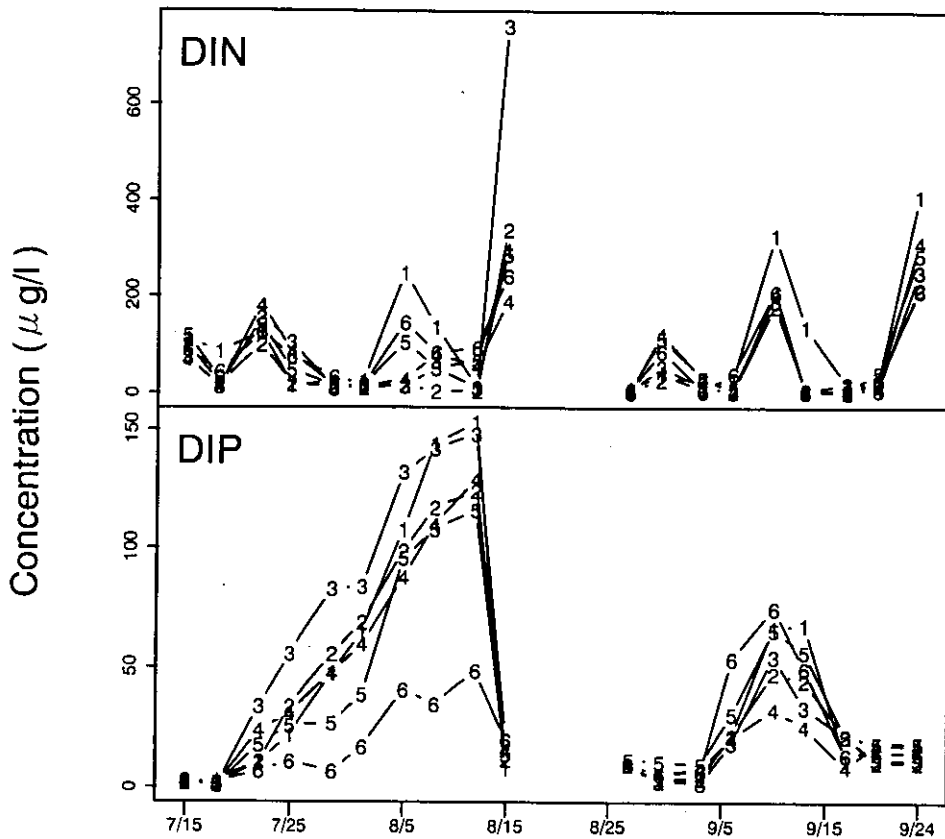


図 16 溶存無機窒素 (DIN) と溶存無機リン (DIP) の濃度変化。

3. 3 隔離水界食物網の捕食・被捕食関係

Y にとっての捕食者、被捕食者は Y の変動に対する説明変数として取り扱うと上で述べたが (図 3), 現実には捕食者も被捕食者も独立に変動しているわけではなく Y に依存して, つまりお互いに従属して変動している。本来, 捕食者の増加は Y の減少をもたらす, 被捕食者の増加は Y の増加をもたらす方向に作用する。よって, Y の変動を説明する回帰モデルの中では, 捕食者の係数は負の値, 被捕食者の係数は正の値に推定されるはずである。ところが, もし捕食者あるいは被捕食者の変動が Y に強く依存して (制限されて) いたとすると, Y の増加が捕食者の増加, あるいは被捕食者の減少を招くことも同等にあり得る。この場合, 回帰モデルの中で捕食者の係数は正の値に, 被捕食者の係数は負の値に推定されてしまう。しかし, 回帰モデルは, あくまでも Y の制限要因を説明変数とすることが前提である。従ってステップワイズ回帰分析で, たまたま因果関係が逆さまになってしまうような (係数の正負が逆になるような) モデルが選択された場合, そのモデルは除外して 1 つ前, あるい

は 2 つ前のステップのモデルを選んだ (表 2)。

まず, 枝角類の現存量変動を最もよく説明するモデルは, ハクレンの密度だけを説明変数とする 1 次回帰式であった (注: このモデルには前期のデータは含まれていない)。一般に, どちらかという植物プランクトン食であると考えられているハクレンの摂食圧の影響が, 枝角類の動物プランクトンにも強く及んでいたことがわかる。一方, カイアシ類はそもそも現存量が少なかったためか, その変動はハクレンをはじめ他のどの要素でも説明されなかった。

HNF の変動は, 1) 捕食者である枝角類と 2) 餌となる細菌の変動という top-down と bottom-up の効果によって有意に説明されたが, 説明される変動の割合はわずかに 9% 足らずであった。HNF の現存量が *Daphnia* などの枝角類に大きく制限されたり (Jürgens 1994, Köthe & Benndorf 1994), 細菌の密度に依存すること (Berninger et al. 1991) はよく知られている。HNF はまた, ピコシアノバクテリアを摂食することも知られているが, 本実験ではピコシアノバクテリアは有意な説明

表2 現存量と密度変化の重回帰分析の結果。推定された係数を互いに比較できるように、各変数は平均が0、分散が1になるように線形的に変換されてある。各重回帰式はステップワイス回帰によって選ばれた。変数の略号は脚注に説明した。推定された係数とF値の有意性は、*0.01<P<0.05, ** P<0.01で示した。

	反応変数 (Y)	説明変数	係数 (SE)	F値 (df1,df2)	R ²
動物プランクトン	Clad	Fish	-1.317 (0.497)*	7.025* (1,52)	0.119
	HNF	Clad Bact	-0.241 (0.092)* 0.1841 (0.092)*	5.068** (2,105)	0.088
細菌	Bact	DIP	0.382 (0.088)**	12.89** (3,110)	0.260
		Tmp	0.355 (0.142)*		
		Exp	1.468 (0.282)**		
植物プランクトン	C40	Fish	-0.483 (0.102)**	33.9** (2,111)	0.379
		Exp	0.655 (0.203)**		
	C10.40	Fish	-0.389 (0.085)**	41.35** (2,109)	0.431
		Exp	0.720 (0.170)**		
	C2.10	Fish	-0.487 (0.087)**	18.96** (2,109)	0.258
		Clad	-0.370 (0.087)**		
	C2	Tmp	0.207 (0.093)*	4.975* (1,110)	0.043
	Pico	DIP	0.368 (0.073)**	43.42** (2,111)	0.439
		Tmp	0.472 (0.073)**		

- Fish: ハクレンの現存量
 Clad: *Bosmina longirostris*と*Diaphanosoma brachyurum*をあわせた現存量
 HNF: 従属栄養性鞭毛藻の密度
 Bact: 細菌の密度
 Pico: 細胞数が1個から4個までのピコシアノバクテリアの密度
 C40: 40μm以上の植物プランクトンのクロロフィル a 量
 C10.40: 10μmから40μmの "
 C10: 10μm以下の "
 C2.10: 2μmから10μmの "
 C2: 2μm以下の "
 DIN: 溶存無機窒素量
 DIP: 溶存無機リン量
 Tmp: 水温
 Exp: 実験番号 (前期の実験は1、後期の実験は2)

変数には選ばれなかった。ANFの変動はハクレンの密度とDINによって共に有意に説明された。しかし、係数の符号がそれぞれプラスとマイナスで、どちらも食物連鎖から予想される符号とは逆であったために、表2に取り上げなかった。ハクレンとANFの正の関係は、間接的な因果関係に基づいているのかもしれない。興味深いことに、Kajak et al. (1975) やShei & Liu (1990) もハクレンの導入後、ANFの渦鞭毛藻 (dinoflagellate) が相対的に増加したことを、隔離水界を用いた実験で突き止めているが、その原因については触れていない。

細菌の密度は水温と溶存リン量が高いほど多いという

傾向を示した。しかし、実験番号のダミーの変数が有意であったことは、後期の実験の方が前期よりも水温・溶存リン量以外の何らかの要因によって、そもそも密度が高かったことを意味している。今回の実験では、細菌はbottom-up効果を受けた現存量変動のパターンを示したが、*Daphnia* (Jürgens 1994) や HNF (Burns & Schallenberg 1996) 等の捕食者が細菌の現存量を強く支配するという報告もある。本実験中、どの水界にも*Daphnia* が出現していないこと、そして HNFの密度が低かったことが、細菌がtop-down効果をあまり受けなかった理由と考えられる。

40 μm 以上の植物プランクトンの現存量は、前期・後期の実験を通してハクレンの摂食圧によってよく説明されたが、細菌の変動と同様に前期・後期の環境条件の違いも影響していた。ハクレンによる摂食圧の影響は、さらに10 - 40 μm や2 - 10 μm のサイズの植物プランクトンの現存量にも及んでいた。2 - 10 μm の植物プランクトンの現存量変動には、ハクレンの摂食圧に加えて枝角類の摂食圧も関係していた。後期に入って10 - 40 μm や2 - 10 μm のクロロフィルa量が水界1で低くなっているが、これはハクレンのいないこの水界で大発生した *Diaphanosoma brachyurum* による植物プランクトンの摂食の影響と考えて間違いないだろう (図9, 12)。このように2 μm 以上の植物プランクトンの現存量変動は、もっぱらハクレンや枝角類による摂食というtop-down効果によって説明された。

2 μm 以下の植物プランクトンのクロロフィルa量の変動は、水温の季節変動によって、わずかに4%足らずが説明されたにすぎない。しかし一方、ピコシアノバクテリアの密度変化は水温とDIPの濃度によって44%も説明されている (表2)。

ハクレンをはじめプランクトン食性の魚類は、餌とな

るプランクトンを鰓耙という鰓の内側に櫛のように突起した骨で濾しとって摂食する。実験に利用したサイズのハクレン (前期101 \pm 15 mm, 後期126 \pm 14 mm, 平均尾叉長 \pm 標準偏差) は鰓耙の間隔がおそらく15 - 20 μm の間であろうと考えられる (岩田 1976)。本実験では、鰓耙の間隔よりも小さいはずの2 - 10 μm の植物プランクトンから、ハクレンの摂食圧がかかり始めているような結果がでた。その理由としては、1) 実際は鰓耙の間隔より小さいプランクトンもハクレンにかなり摂食されている可能性、あるいは2) 植物プランクトンの分画の際に、群体あるいは細胞が破壊されてフィルターを通過すれば、隣接したサイズ分画 (例えば2 - 10 μm と10 - 40 μm のクロロフィルa量など) が互いに相関した値になる可能性、などが考えられる。

ハクレンの密度と水界の透明度の間には強い正の相関が見られた ($r = 0.663$, $n = 102$, $P < 0.0001$)。ただし、透明度の向上する傾向は、ハクレンの密度が50 g/m^3 を越えるとあまり明瞭でなくなる (図17)。明らかにハクレンはアオコや大型の植物プランクトンを摂食し、その結果、水界内の湖水の透明度向上に役立った。

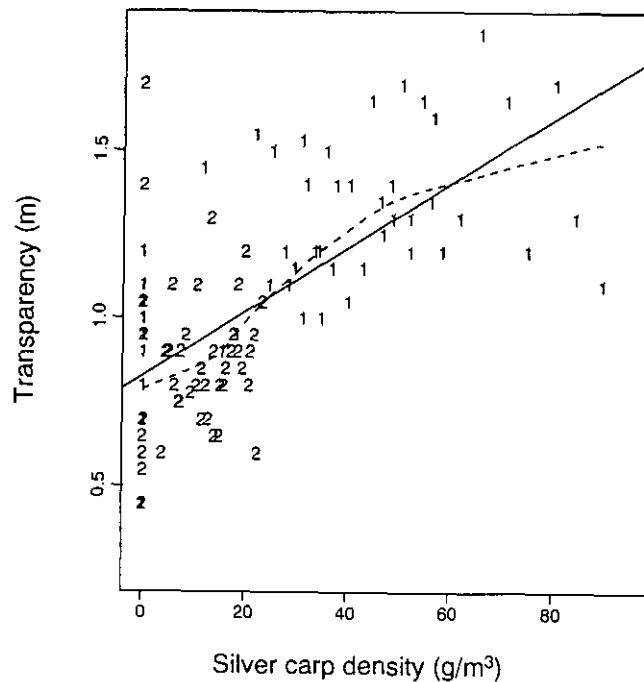


図17 ハクレンの密度と水界の透明度の関係。観測点は1 (前期の実験) あるいは2 (後期の実験) で表示した。直線回帰式は、透明度 (m) = $0.826 + 9.60 \times 10^{-3} \cdot$ ハクレン密度 (g/m^3), $F = 78.51$ ($df1 = 1$, $df2 = 100$, $P < 0.0001$), $R^2 = 0.440$ 。破線は $f = 2/3$ のLOWESS曲線 (Cleveland 1979)。図中および回帰式に台風直後 (8月16日と9月24日) の12個のデータは含まれていない。ハクレンの密度は水界ごと、前期・後期ごとの成長の回帰式 (図8) から推定した値を用いた。

Shei & Liu (1991) はハクレンとコクレンを導入した隔離水界で、10-20日という短い期間でアオコが完全に消失し、それと同時に植物プランクトンの優占種が、30 μ m以下の小型のものに置き換わったことを観察している。本実験でも、水界2から6で、一次生産を支える植物プランクトンが小型化し、ピコシアノバクテリアが増加した。ハクレンの導入は一方で、動物プランクトンの減少を招き、このことが、摂食圧から解放された小型(10 μ m以下)の植物プランクトンやANFの増殖をさらに助長することになったと考えられる。本研究では、植物プランクトン食魚をtop predatorとした系でのtrophic cascadeの一面を明らかにし、植物プランクトン食魚を、富栄養化の進んだ湖沼に人為的に放流することが、水質の浄化に役立つ可能性のあることを実証することができた。

参考文献

- Beminger, U. -G., B. J. Finlay, & P. Kuuppo-Leinikki. 1991. Protozoan control of bacterial abundances in freshwater. *Limnol. Oceanogr.* 36: 139-147.
- Bottrell, H. H., A. Duncan, Z. M. Gliwicz, E. Grygierek, A. Herzig, A. Hillbricht-Ilkowska, H. Kurasawa, P. Larsson & T. Weglenska. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norw. J. Zool.* 24: 419-456.
- Brooks, J. L., & S. I. Dodson. 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150: 28-35.
- Burns, C. W., & M. Schallenberg. 1996. Relative impacts of copepods, cladocerans and nutrients on the microbial food web of a mesotrophic lake. *Journal of Plankton Research* 18: 683-714.
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell, & J. R. Hodgson. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity. *BioScience* 35: 634-639.
- Carpenter, S. R., J. F. Kitchell, J. R. Hodgson, P. A. Cochran, J. J. Elser, M. M. Elser, D. M. Lodge, D. Kretchmer, X. He, & C. N. von Ende. 1987. Regulation of lake primary productivity by food web structure. *Ecology* 68: 1863-1876.
- Cleveland, W. S. 1979. Robust locally-weighted regression and smoothing scatter-plots. *J. Am. Stat. Assoc.* 74: 829-836.
- DeMelo, R., R. France, & D. J. McQueen. 1992. Biomani-
pulation: Hit or myth? *Limnol. Oceanogr.* 37: 192-207.
- Dillon, P. J. & F. H. Rigler. 1975. A simple method for predicting the capacity of a lake for development based on lake trophic status. *J. Fish. Res. Board Can.* 32: 1519-1531.
- Draper, N. R., & H. Smith. 1981. *Applied Regression Analysis*. John Wiley & Sons, 709 p.
- 岩田勝哉 1976. 藻類食性コイ科魚類の形態学的、生理学的研究(I)—カワチブナとハクレンおよびニゴロブナの摂餌器官の発達と摂餌率の変化—。 *陸水学雑誌* 37 : 135-147.
- Jürgens, K. 1994. Impact of Daphnia on planktonic microbial food webs - A review. *Marine Microbial Food Webs* 8: 295-324.
- Kajak, Z., J. Rybak, I. Spodniewska & W. A. Gadadlewski. 1975. Influence of the planktivorous fish, *Hypophthalmichthys molitrix*, on the plankton and benthos of the eutrophic lake. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 22: 301-310.
- 湖沼環境調査指針 1982. 社団法人 日本水質汚濁研究協会編. 公害対策技術同友会発行 257 p.
- Köthe, A. & J. Benndorf. 1994. Top-down impact of *Daphnia galeata* on pelagic heterotrophic flagellates in a whole-lake biomanipulation experiment. *Marine Microbial Food Webs* 8: 325-335.
- Mathes, J., & H. Arndt. 1994. Biomass and composition of protozooplankton in relation to lake trophy in north German lakes. *Marine Microbial Food Web* 8: 357-375.
- Mazumder, A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting herbivory and thermal stratification: predictions and patterns. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 390-400.
- Sakamoto, M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.
- Schindler, D. W. 1978. Factors regulating phytoplankton production and standing crop in the world's lakes. *Limnol. Oceanogr.* 23: 478-486.
- Shapiro, J. 1990. Biomanipulation: The next phase - making it stable. In Gulati RD, Lammens EHRR, Meijer M.-L., van Donk E eds. *Biomanipulation - Tool for water management*, Kluwer Academic Publishers, Belgium, pp 13-27.

- Shapiro, J., V. Lamarra, & M. Lynch. 1975. Biomanipulation: An ecosystem approach to lake restoration. In Brezonik P.L. & J.L. Fox eds. Proceedings of a symposium on water quality management through biological control, University of Florida, Gainesville, Florida.
- Shapiro, J. & D. I. Wright. 1984. Lake restoration by biomanipulation: Round Lake, Minnesota the first two years. *Freshwat. Biol.* 14: 371-383.
- Shei, P. & J. Liu. 1990. Studies on the influence of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) on the phytoplankton community in a shallow, eutrophic Chinese lake (Donghu Lake) using enclosure method. In Liu, J.K. et al., eds. Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology of China (FEBL), 1990. (1991). pp 15-24. International Academic Publishers, Beijing.
- Shei, P. & J. Liu. 1991. Studies on the influences of planktivorous fishes (silver carp and bighead carp) on the "water bloom" in a shallow, eutrophic Chinese lake (Lake Donghu) using enclosure method. In Liu, J. K. et al., eds. Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology of China (FEBL), 1991. (1992). pp 21-24. International Academic Publishers, Beijing.
- Smith, V. H. 1982. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27: 1101-1112.
- 高村典子・石川 靖・三上英敏・三上 一・藤田幸生・樋口澄男・村瀬秀也・山中 直・南條吉之・猪狩忠光・福島武彦 1996. 日本の湖沼34水域の栄養塩レベルと細菌, ピコ植物プランクトン, 鞭毛藻(虫)および繊毛虫の密度の関係. *陸水学雑誌* 57: 245-259.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommung der quantitativen phytoplankton - Methodik, *Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol.* 9: 1-38.

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

木幡邦男¹・福島路生¹・高村典子¹・松重一夫¹・今井章雄²・竹下俊二¹・田中秀之³・中川 恵³

(1 地域環境研究グループ, 2 水圏環境部, 3 環境研究センター)

1. はじめに

水界生態系での栄養塩の循環を研究するためには、水柱で、一次生産により使われる栄養塩や分解により無機化される栄養塩とともに、底泥から溶出する栄養塩についての知見が必要である。従来行われてきた溶出速度測定法は、現場法と、core sampleを用いる実験室法の2つに大別できる(日本海洋学会, 1986)。どちらにも、特徴があり、実験室法には、環境条件を制御し易い利点がある反面、生物の活性などで、現場をどの程度反映するか疑問であるとする意見もある。一方、できるだけ現場の環境に近い条件で、溶出速度を測定するために、直接現場環境の下で測る現場法も盛んに研究されている。

現場法は、従来、ベルジャーと呼ばれるお椀状の容器を底泥に被せる方法で測定されてきた。いかに、上手に直上水を捕らえるかに、多くの工夫と努力が払われてきた。従来のベルジャー法では、底泥上に設置する際に、現場環境条件を攪乱することなく、直上水を捕集するのが技術的に困難であり、今までに様々な改良がなされてきたが、まだ、完全なものはない。また、現場法では、閉じ込めたために、貧酸素になるなど、測定期間中に系内が著しく変化してしまい、長時間の測定が困難な欠点もある。この点については、酸素を吹き込むなどの改良がなされているが、外界と同じ条件とは言えない。

本研究では、今までと全く異なる発想をもとにした測定装置を開発し、夏期に、霞ヶ浦で行った隔離水界実験において、この装置を用いて、3~4日に渡り、栄養塩、有機物の溶出を測定した。ここでは、開発した装置の概略と、霞ヶ浦で行って得た栄養塩の溶出速度の結果について報告する。

2. 材料と方法

2.1 観測地点

霞ヶ浦の、臨湖実験施設脇にある小さな入り江で、隔離水界を6基用いて実験を行った(高村ら, 1997)。隔

離水界は、5 m × 5 m をビニールシート(polyester-tarpaulin)で囲んだ物で、シートの下部は、湖底泥に埋め込まれている。この隔離水界で、はくれんの数を制御して、アオコ等植物プランクトン存在量への影響と、水質・底質など、水環境に与える影響を調査した(高村ら, 1997)。

平成8年7月から9月にかけて行われた隔離水界による実験期間中、7月18日~22日(RUN1)と、9月9日~12日(RUN2)の2回、底泥からの溶出を測定した。RUN1,2とも、隔離水界6基の内、一番はくれんの初期個体数が多い池(No.6)と、全くいない池(No.1)で、栄養塩溶出の測定を行った。

2.2 装置概略

本装置は、チューブで連結された検体槽(s-tank)、対照槽(r-tank)、濾過槽の3つの部分からなる(図1)。検体槽は、通常のベルジャーと同じように底部が開いたアクリル製筒状容器で、内径29.6cm、厚さ1.2cm、高さ約20cm、内容積は約13.76リットルである。この容器を海底泥の上に被せ、底泥からの溶出を測定する。検体槽には、試料採水用のチューブが取り付けられていて、地上で採水ができる。

対照槽は、検体槽と同様の容器であるが、底部は蓋で閉じられていて、底泥の影響を受けない。対照槽は、検体槽と直接に、チューブで連結され、また、検体槽と同様に槽内の水を採取するためのチューブが取り付けられている。

濾過槽は、対照槽とチューブで連結されていて、外界の直上水を、濾過しながら、検体槽や対照槽に連続的に取り入れるための、濾紙、あるいは網を付けた開口部がある。

本装置には、検体槽、対照槽から試料を得る際に、槽間の逆流を防ぐため、検体槽と対照槽の間と、対照槽と濾過槽の間に逆止弁が設けられている。また、各槽内水

質を均一に保つため、槽上部に攪拌子を有す。

2. 3 実験操作

従来のベルジャー法では、海底に設置する際に、現場環境条件を攪乱することなく、直上水を捕集するのが技術的に困難であり、今までに様々な改良がなされてきたが、まだ、完全なものはない。本装置では、今までと全く異なる発想を基にしている。現場に設置する際に閉じこめた直上水の部分は、どの様に努力しても攪乱を受けたものであるから、この直上水を測定実験には使用しない。設置後、数分たつて底泥環境が安定した後に、検体槽に取り付けた採水口から吸引することで、外界の直上水を、濾過槽、対照槽を経由して、検体槽に導入する。十分な量の吸引を行えば、初めに閉じこめられた直上水は、外界の直上水と交換する。この、外界と全く同じと考えられる、乱れない直上水を検体槽に導入し、この時を、測定実験の初期状態とする。この後、数時間毎、あるいは1日ごとに検体槽、対照槽の採水口から吸引して、試料を得、その水質の変化から、底泥からの栄養塩、有機物などの溶出速度を測定する。

2. 4 装置の特徴

測定の初期状態では、検体槽と同時に、対照槽にも同一の外界の直上水が導入されている。対照槽は、底部が閉じられているため、底泥の影響を全く受けない。従って、対照槽内の水質変化を測定すると、底泥の影響のない、水の部分だけの变化速度が測定される。ここで得られる結果を用いれば、検体槽の水質変化を、水の部分の

変化と、底泥の影響による変化とに分離して測定できる。このように、水の影響を取り除いて、正味の底泥からの溶出を測定するのは、従来の方法では、全くできなかった。

本装置では、数時間毎、あるいは1日ごとの測定のための採水の後に、続けて、検体槽の体積の数倍に相当する量を吸引すると、装置内の直上水を、その時点での外界と同一のものにでき、外界と類似の環境下で、長期に渡り測定実験を継続できる。従来の方法では、一度、隔離したらそのまま測定するために、容器内部で起こる有機物の分解などで、例えば、溶存酸素が著しく減少する等の変化が起り、実験を2日以上継続するのは不可能であった。従来の物のこの欠点は、現場にて、数日の連続観測を行い、環境変動を調査する際に大きな問題となる。本装置では、一度設置すれば、何日でも続けて測定が可能となった。

3. 溶出速度の計算

溶出実験を、時刻 t_0 に系を閉鎖して開始し、時刻 t_b に採水を行うまで続ける。この時、実験期間 t_f (s) における溶出速度 f ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{s}^{-1}$) は、もし、時刻 t_b における検体槽の栄養塩濃度 C_S ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) および検体槽の濃度 C_R ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) が直接測定されれば、次式のように求まる。

$$f = \frac{V_S \{ (C_S(t_b) - C_S(t_0)) - (C_R(t_b) - C_R(t_0)) \}}{A_S t_f} \quad \dots(1)$$

$$t_f = t_b - t_0 \quad \dots(2)$$

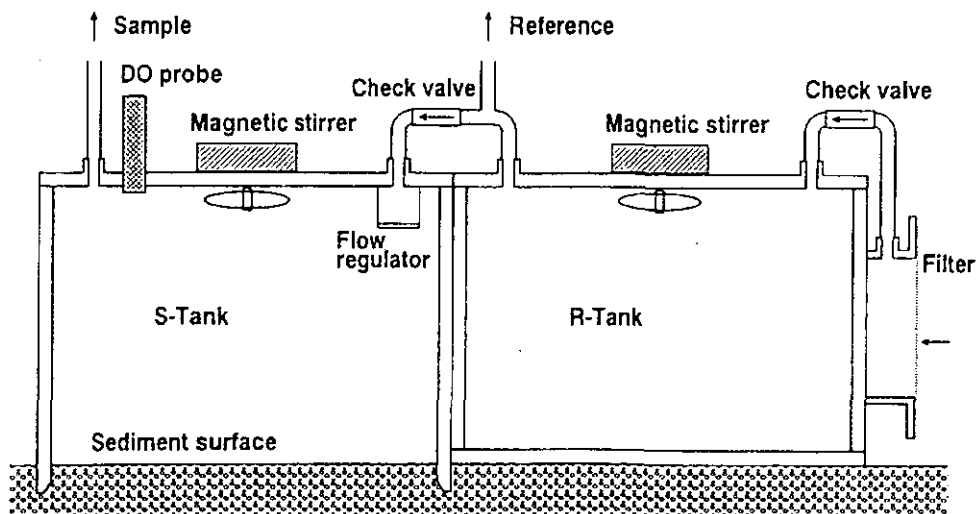


図1 多槽式溶出装置の概念図

ここで、 $V_S(m^3)$ 、 $A_S(m^2)$ は、それぞれ、検体槽の体積、底面積を表し、また、添字Sは検体槽を、Rは対照槽を表す。

しかし、本装置では、試料を吸引すると同時に、検体槽内に対照槽からも水が流入する事を考慮しなければならない。この希釈の効果と、試料吸引中も溶出があることを考えれば、溶出速度 f は、測定される検体槽の濃度 C_m と、吸引速度 $Q(m^3 \cdot s^{-1})$ を用いて、次のように書き改められる(木幡ら、投稿準備中)。

$$f = \frac{V_S \{F_S^{dil} (C_m - C_R(t_b)) - (C_S(t_0) - C_R(t_0))\}}{A_S \{t_f + V_S (F_S^{dil} - 1) / Q\}} \quad \dots\dots(3)$$

上式中、 F_S^{dil} は、試料採取量 V_m と検体槽体積 V_S とから、次式によって定義される無次元の値で、ここでは、希釈率と呼ぶことにする。

$$F_S^{dil} \equiv \frac{V_m / V_S}{1 - \exp(-V_m / V_S)} \quad \dots\dots(4)$$

今、仮に式(3)で、 V_m を零にした極限を考えると、 $F_S^{dil} = 1$ となり、この時、溶出速度を求める式(3)は、次のように書き表せ、式(1)と同等になる。

表1 希釈の影響

V_m a)	V_m / V_S b)	F_S^{dil} c)
0.001	0.073	1.037
0.002	0.145	1.074
0.003	0.218	1.113
0.005	0.363	1.193
0.010	0.727	1.407
0.020	1.453	1.897

a) 単位: m^3

b) $V_S = 13.76 \times 10^{-3} m^3$

c) 本文中の式(4)より、 $F_S^{dil} = \frac{V_m / V_S}{1 - \exp(-V_m / V_S)}$

$$\lim_{V_m \rightarrow 0} f = \frac{V_S \{(\overline{C_m} - C_S(t_0)) - (\overline{C_I} - C_R(t_0))\}}{A_S t_f} \quad \dots\dots(5)$$

幾つかの V_m / V_S の値に対応する希釈率の値を表1に示す。我々の実験では、およそ、 $V_m / V_S = 0.2$ であり、 $F_S^{dil} = 1.1$ となる。この時、式(6)と式(15)で求めた溶出速度の差は、最大で、約10%以下と計算され、希釈による影響は大きな誤差の原因とはならない。しかし、検体槽と同量程度の採水を必要とする場合には、式(14)、式(16)で定義される希釈率が1に比べ大きな値となるので、式(15)で示した補正が重要になる。

4. 結果と考察

4.1 底泥からの溶出速度

平成8年9月に行われた実験(RUN2)で得られた結果の内、アンモニアとリン酸の検体槽・対照槽内の濃度変化を図2に示す。対照槽内では、アンモニアもリン酸も濃度変化が小さく、溶出以外の影響が少ないことが示された。検体槽では、一日の間に、非常に大きな濃度の増加が観測された。一日で、槽内の溶存酸素がかなり減少した。槽内を著しい嫌気状態にしないため、毎日、吸引によって槽内の水を外界水で置換した。従って、図2に示された検体槽中の栄養塩濃度は、毎日、外界水のそれと同程度に下げられ、ノコギリの刃状に変化している。

表2 栄養塩の溶出速度 ($mg \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$)

	NH ₄ -N	PO ₄ -P
No.1 pond		
9-10	78	15.6
10-11	54	19.1
11-12	111	25.8
平均	81	20.2
No.6 pond		
9-10	59	7.9
10-11	53	11.5
11-12	15	3.6
平均	42	7.7

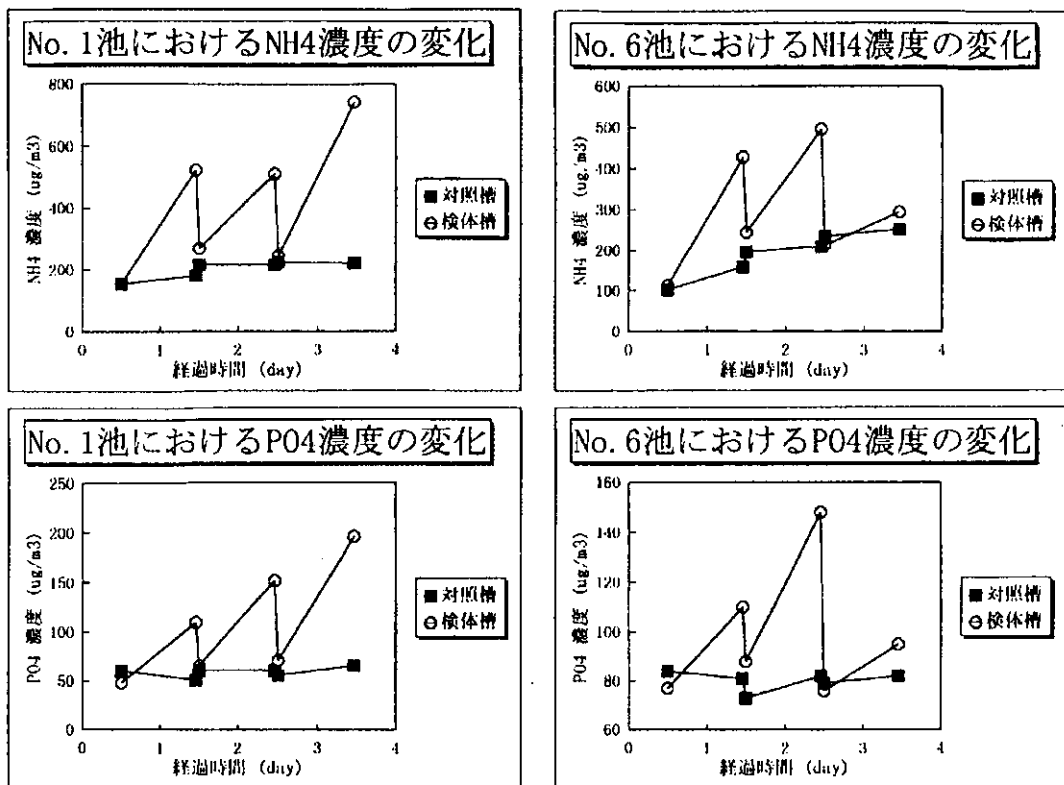


図2 検体・対照槽中の栄養塩濃度変化

図2の一つ一つの山について、式(3)により、底泥からの溶出速度が求まる(表2)。底泥からの溶出速度は、アンモニア・リン酸のいずれについても、No. 1池の方が、はくれんの多いNo. 6池よりも、数倍大きかった。

4. 2 隔離水界中の栄養塩濃度変化に対する溶出の寄与

隔離水界中の栄養塩濃度は、様々な要因で変化する。たとえば、細菌による有機物の無機化や動物などの排泄で、さらに、底泥からの溶出によって、濃度が増加し、逆に、植物プランクトンによる取り込みで濃度が減少すると考えられる。本節では、隔離水界での、栄養塩の循環についての考察の一つとして、栄養塩濃度変動に占める、底泥からの溶出の寄与を考える。

ある任意の期間について、隔離水界中の栄養塩濃度の変化率 dC_{encl}/dt ($mg \cdot m^{-3} \cdot day^{-1}$) が測定されている時、隔離水界の水深を D (m) とし、底泥からの溶出の寄与率 R_{r1} (%) は、次のように表せる。

表3 隔離水界栄養塩変化に対する溶出の寄与

	No. 1		No. 6	
	NH ₄	PO ₄	NH ₄	PO ₄
隔離水界中栄養塩濃度				
C_{encl} ($mg \cdot m^{-3}$) の変化 ^{a)}				
9月6日	25	22	6	54
10日	297	67	187	75
13日	72	68	2	50
6日~10日の変化率				
dC_{encl}/dt ($mg \cdot m^{-3} \cdot day^{-1}$)				
	68	11.3	45.3	5.3
9~10日における				
底泥からの溶出速度 f ($mg \cdot m^{-2} \cdot day^{-1}$) ^{b)}				
	78	15.6	59	8.0
変化に対する溶出の寄与 R_{r1} (%) ^{c)}				
	57	69	65	75

a) 高村ら, 1997

b) 表2より

c) 式(6), $R_{r1} = f / (D \cdot dC_{encl}/dt)$ で、隔離水界の水深 D を 2m とし計算した。

$$R_{rl} = f / \left(D \frac{dC_{encl}}{dt} \right) \times 100 \quad \dots\dots(6)$$

本報告で扱った No.1, 6 池を含め、全ての隔離水界での栄養塩濃度の変動が測定されている（高村ら、1997）。本報告の RUN2 の期間における変化率と溶出速度から、底泥からの溶出の寄与率を推算した（表3）。9月6日から10日にかけて、No.1,6 池とも、栄養塩濃度が著しく増加した。このような時でも、底泥からの溶出は、57～75%と、大きな寄与であった。隔離水界における栄養塩の循環で、底泥からの溶出が重要な過程であることが明らかになった。

引用文献

- 高村ら（1997）霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告書-11-, p 1-16.
日本海洋学会編（1986）沿岸環境調査マニュアル，底質・生物篇，恒星社厚生閣

富栄養化湖沼で発生するアオコ由来の有毒物質 Microcystin の 現存量の実態調査

稲森悠平¹・染谷敬幸²・杉浦則夫³・松村正利²

(1地域環境研究グループ, 2筑波大学, 3茨城県企業局)

1. はじめに

富栄養化湖沼で異常増殖する藍藻類 Microcystis 属の産生する有毒物質が世界各地で問題となっている(表1)。我国においても湖沼水を水道水源としている地域では水利用上の安全性が懸念され問題視されている。このシアンより強い毒性を有する Microcystin の現存量についてはその処理対策を図る上でも、調査を行いデータの集積を図ることが必要不可欠と考えられる。本研究は上記の点を鑑み水道水源を含む汚濁湖沼についてアオコの現存量と Microcystin の含有量を明らかにするために調査および検討を行った。

2. 方法

2.1 調査方法

調査対象湖沼は霞ヶ浦(土浦港), 手賀沼(水の館前), 牛久沼(水門付近), 印旛沼(取水口付近の岸), 諏訪湖(間欠泉前), 琵琶湖(大津港), 児島湖(南岸の漁港)とし, アオコの発生の認められた湖沼についてアオコの集積の著しい場の表層水(0~10cm)を採水し,

Microcystin の測定を行った。アオコの発生量については Chlorophyll a を指標として評価した。また, アオコの発生が著しい霞ヶ浦, 手賀沼, そしてここ数年アオコの発生が確認されている牛久沼についてはさらに詳しく平成8年7月から9月にかけて測定を行った。

2.2 分析方法

採水した試料について藻体内および藻体外の Microcystin を測定した。測定は原田らの方法¹⁾を基本とし, 抽出法をやや変更して行った。試料は藻体外に溶出している Microcystin を評価するためにガラスフィルター(Whatman GF/C)で濾過し, Sep-Pak ODS(C18)で濃縮し HPLC で Microcystin-RR, -YR, および-LR の分析を行った。更に藍藻類の藻体内に含有される Microcystin を評価するために試料中の藍藻の細胞を超音波で破碎し Microcystin を溶出させ, 破碎液を GF/C で濾過し同様に分析を行った。ここで得られた値と藻体外に溶出している Microcystin 値の差から藻体内に含有される Microcystin を算出した。

表1 アオコ由来有毒物質 Microcystin による被害例

放牧の盛んな国々で頻繁にアオコを含む水の飲用による家畜への被害がおこる	北アメリカ 北欧 オーストラリア 南アフリカ	(1940年代)
1200キロの川面を覆うアオコ (<i>Microcystis aeruginosa</i>) 川の水の飲用により家畜数百頭死亡	オーストラリア	(1989年)
<i>M. aeruginosa</i> の集積した貯水池で 兵士がカヌーの練習中に水を飲み 発熱、嘔吐、下痢	イギリス	(1991年)
アオコの繁茂した貯水池を水源とする 水道水の飲用により人工透析患者が 43人死亡	ブラジル	(1996年)

表2 各湖沼におけるChlorophyll aとMicrocystin

対象湖沼 (採水日)	Chlorophyll a ($\mu\text{g} \cdot \ell^{-1}$)	Microcystin ($\mu\text{g} \cdot \ell^{-1}$)			
		RR	YR	LR	
霞ヶ浦; 土浦港 (96.7.28)	51000	含有	5026	894	16300
		溶出	97	63	245
牛久沼; 水門付近 (96.8.20)	2	含有	0	0	0
		溶出	0	0	0
手賀沼; 水の館前 (96.7.28)	36000	含有	0	2.6	19.5
		溶出	0	7	0
印旛沼; 取水口付近岸 (96.9.3)	110	含有	436	126	158
		溶出	4.6	14.5	2.7
諏訪湖; 間欠泉前 (96.9.15)	1296	含有	71.3	0	10.4
		溶出	1.1	0	0.5
琵琶湖; 大津港 (96.8.30)	105	含有	0.9	0.6	3.5
		溶出	2.7	2.8	1.2
児島湖; 南岸の漁港 (96.8.29)	2670	含有	107	90	46.5
		溶出	0	0.3	1.5

3. 結果および考察

調査対象とした湖沼のうち牛久沼を除く6つの湖沼でアオコの発生とMicrocystinの検出が確認された(表2)。各湖沼におけるMicrocystinの検出量(藻体内)は、霞ヶ浦が極めて高い値を示し、Microcystinの中でも毒性の強いMicrocystin-LRが多く検出された。また、印旛沼、児島湖、諏訪湖においても高濃度のMicrocystinをアオコが含有していることがわかった。手賀沼、琵琶湖ではこれら4湖沼に比べ低い値を示した。藻体外のMicrocystinについてはほとんどの湖沼で藻体内量に比べ数十分の1程度を示したが、琵琶湖においては藻体外Microcystinが藻体内量を上り他の湖沼に比べ高い割合を示

した。次に各湖沼のアオコ発生ピーク期の違いにより生じるMicrocystin発生量の違いを考慮し、各湖沼のアオコのMicrocystin産生能についてChlorophyll a 1mgあたりのMicrocystin (μg) を比較すると、霞ヶ浦が高い値を示したが、絶対量では低い値を示した琵琶湖も生産能においては諏訪湖に近い値を示した(図1)。手賀沼は霞ヶ浦と同程度のChlorophyll aが検出されたにも関わらず、Microcystin量は低く(表3)、アオコのMicrocystin生産能がきわめて低いことがわかった。また、藻体外のMicrocystinについては琵琶湖が最も高い値を示し(図2)、アオコが消滅期に入っていたものと推測された²⁾。

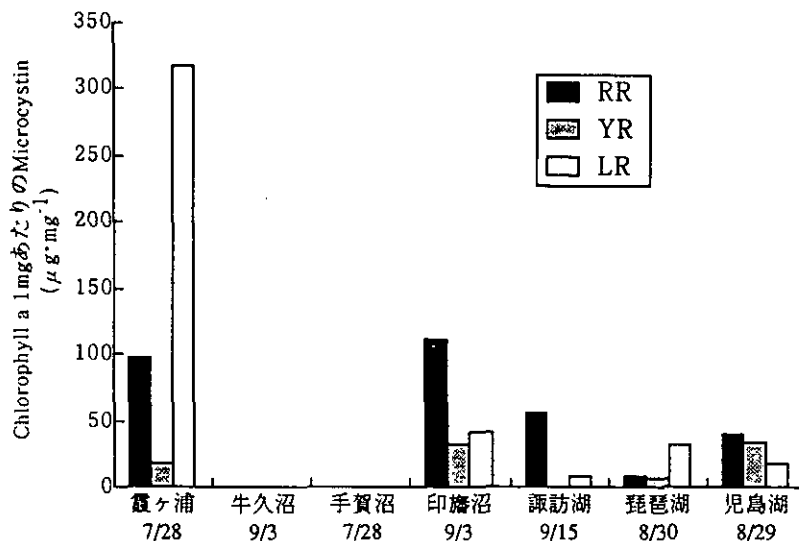


図1 各湖沼におけるChlorophyll a 1mgあたりのMicrocystin (藻体内)

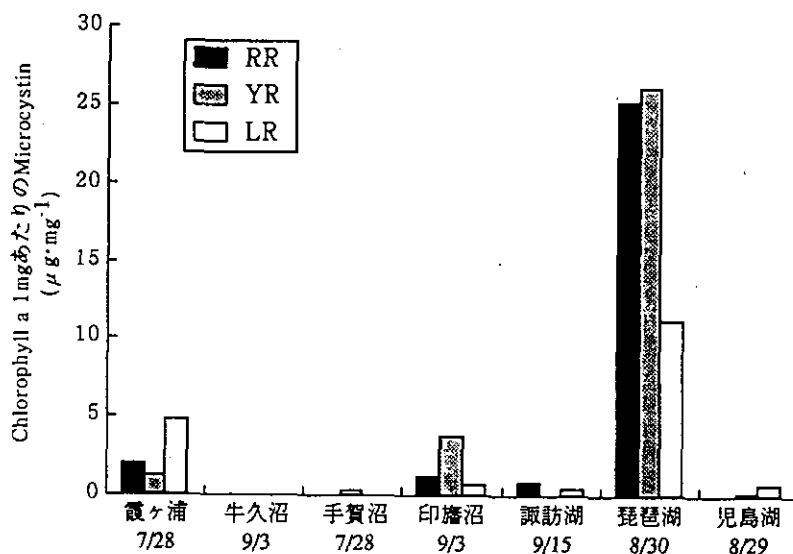


図2 各湖沼におけるChlorophyll a 1 mgあたりのMicrocystin (藻体外)

表3 霞ヶ浦、手賀沼におけるChlorophyll aとMicrocystinの経日変化

対象湖沼 (採水日)	Chlorophyll a ($\mu\text{g} \cdot \ell^{-1}$)	Microcystin ($\mu\text{g} \cdot \ell^{-1}$)			
		RR	YR	LR	
霞ヶ浦; 土浦港 (96.7.28)	51000	含有	5026	894	16300
		溶出	97	63	245
	853	含有	9.2	5.8	12.8
		溶出	0.8	0	0.1
	25200	含有	176.2	50.7	11.5
		溶出	15.2	30.2	2.7
150	含有	3.8	0.9	3.3	
	溶出	1.9	2.5	0.7	
手賀沼; 水の館前 (96.7.28)	36000	含有	0	2.6	19.5
		溶出	0	7	0
	165	含有	0	0	0
		溶出	0	0	0.6
	303	含有	9.8	3.6	0.9
		溶出	0.1	0	0

霞ヶ浦、手賀沼、牛久沼を対照として行った調査についても牛久沼では調査期間内にアオコの発生が認められなかった。霞ヶ浦、手賀沼、両湖沼のChlorophyll a 1 mgあたりのMicrocystin (μg)の経日変化は藻体内Microcystinで7月28日をピークに以後比較的低い値を示し、藻体外では逆に9月3日に最も高い値を示した (図3, 4)。この間のChlorophyll aは減少傾向を示し、Microcystinの藻体外への溶出がアオコの消滅期に重なっていることを示した。また、Microcystin-RRは霞ヶ浦における主要毒であると従来報告されている³⁾が、本調査において夏季に霞ヶ浦で検出されたMicrocystin-LRはRRと同等かそれ以上の割合を占めていることがわかった。

4. まとめ

本調査により霞ヶ浦、手賀沼、印旛沼、諏訪湖、琵琶湖、児島湖の6湖沼において有毒アオコが発生していること、また有毒物質Microcystinの現存量が各湖沼において大きく異なることがわかり、Microcystinが高濃度に蓄積するアオコの集積部では水辺利用者に適切な注意を払う必要があると考えられた。今後さらにアオコの消滅期における藻体内外のMicrocystinの測定およびMicrocystin産生の因子の解明等を行う必要があると考えられる。

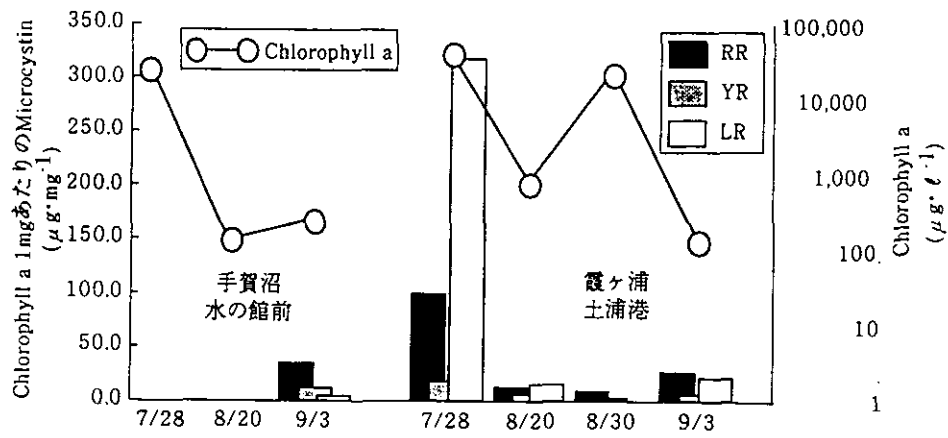


図3 Chlorophyll a 1mgあたりのMicrocystinの変遷 (藻体内)

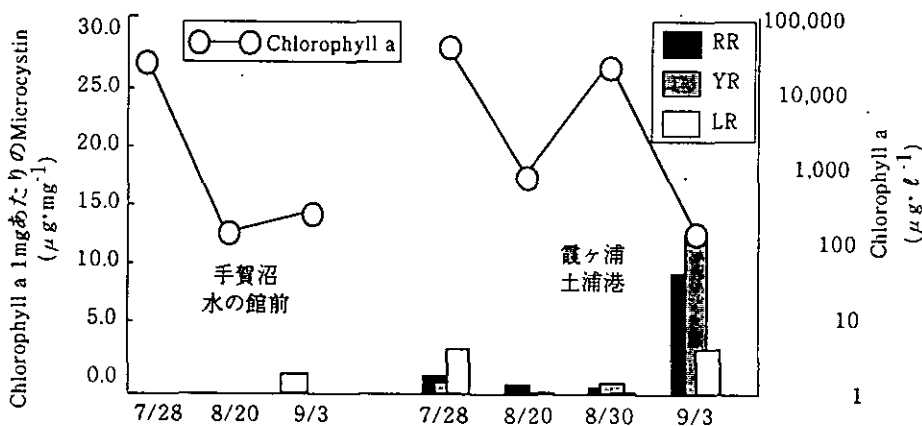


図4 Chlorophyll a 1mgあたりのMicrocystinの変遷 (藻体外)

参考文献

1) 原田健一, 楠見武徳 (1994) 毒素の化学と分析, 117-164, 「アオコ: その出現と毒素」渡辺麻利代・原田健一・藤木博太編, 東京大学出版会.
 2) 渡辺信 (1996) 有毒アオコの分類と毒物質の生態系での動態, 第18回日本環境化学会講演会予稿集 (湖沼環境等アオコに関する講演会), 4: 24-30.

3) Park, H.-D., Watanabe, M. F., Harada, K.-I, Nagai, H., Suzuki, M., Watanabe, M. and H. Hayashi (1993) Hepatotoxin (microcystin) and neurotoxin (anatoxin-a) contained in natural blooms and strains of cyanobacteria from Japanese freshwaters, *Natural toxins*, 1: 353-360.

微生物担体によるカビ臭物質2-MIBの生分解特性

李 保瑛¹・稲森悠平²・杉浦則夫³・須藤隆一¹

(1東北大学, 2地域環境研究グループ, 3茨城県企業局)

1. はじめに

水道水の異臭味でとくにカビ臭はpptレベルの極く微量の混入によっても感知されることから水道で大きな問題となっている。カビ臭の原因は、主に糸状の藍藻類や放線菌によって産生される2-メチルイソボルネオールおよびジオスミンであることが明らかとなっている¹⁾。しかし水道水源によってはこれらの臭気物質の原因生物や水質特性が異なるため、処理方法も異なること、通常の処理では除去が難しいことから依然として大きな課題となっている。現在有効処理方法として活性炭が広く利用されているが再生頻度、維持管理などの面でさまざまな問題が残っている。一方、生物活性炭処理は活性炭の吸着作用による有機物の吸着除去と併せて、活性炭に付着した微生物の生分解作用による有機物の分解除去を期待でき、長期的に活用できるため、近年、とくに注目されている方法である。このような生物膜法は生物膜を構成する細菌類、原生動物、後生動物などの様々な微生物がカビ臭原因藻類およびその代謝産物2-MIBおよびgeosminの分解に有効であることから実用化されつつある。しかしカビ臭除去に対し、担体が有している吸着能および付着微生物群の生分解機能については十分解明されていない。本研究では上記の点を鑑み、2-MIBの各種担体への吸着特性および高度上水処理過程から分離したカビ臭分解能を有している細菌による生分解特性を明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

2. 材料および方法

2.1 供試担体および供試細菌

供試担体として石炭系の球状のクレハ活性炭(粒状0.7~1.0mm)および多孔質セルローズ(ポアサイズ1000 μ m, 5mm辺立方体)担体を用いた。なお、供試細菌としては大阪環境科学研究所が実際の高度浄水処理プラントから分離したカビ臭の分解能を有している *Pseudomonas*

Table 1 Composition of organic nutrient medium

polypeptone	2
yeast extract	1
glucose	0.5
CaCl ₂ · 2H ₂ O	0.21
MgSO ₄ · 7H ₂ O	0.13
NaCl	0.13
(NH ₄) ₂ SO ₄	0.02
Na ₂ HPO ₄ · 12H ₂ O	0.05
KH ₂ PO ₄	0.01
gram per liter of tap water	
pH	7.2

sp.1-2株を用いた。供試細菌の培地組成はTable 1に示すとおりである。

2.2 供試細菌の培養

Table 1に示した有機栄養培地100mlを500mlの三角フラスコに無菌的に分注し、三日間前培養を行い、十分増殖させた。その後6000rpmで遠心分離し、基礎無機塩培地で2回洗浄を行い、濃縮した細菌をそれぞれの実験系に接種した。

2.3 実験方法

各種担体の溶存2-MIBに対する物理的な吸着能および分解菌による生分解能を調べるため、供試担体を1gずつ定量し、2-MIB標準物質を加え、十分飽和させ、平衡状態を確認した後あらかじめ有機栄養培地で3日間前培養した *Pseudomonas* sp.1-2株を接種した。ついで密閉条件下で一定期間培養し、分解能の検討を行った。2-MIBの分析はGC/MSD (Hewlett Packard 5972 mass selective detector) を用いてPurge&Trap (TekmarLSC-3000) 方法で行った。分析条件はTable 2に示すように検出限界は1ng/lで再現性は84%だった。

Table 2 Analytical condition for 2-methyl-isoborneol by GC/MS

Item	Condition
Column	NB-1 30m
Detector	GC/MSD
Carrier Gas	He 1ml/min.
MSInterfaceTemp.	280℃
Purge&Trap	Tekmar LSC-30 00
Sample Vol.	20ml
Trap Material	Tenax 1
Standby Temp.	40℃
Purge time	12min.
Dry purge	1min.
Desorb.	6min.
Cool down	-50℃
Inject	4min.、200℃
Bake	10min.、210℃
Oven Program	
Initial Temp. : 50℃, Time :2min.	
Rate (℃/min.)	Final Temp (℃) Final Time (min.)
10	190 0
20	280 3

3. 結果および考察

2-MIBの微生物分解に及ぼす自然水質の環境要因として主に水温および有機物質の影響がある。しかし2-MIB分解菌の分解活性に及ぼす影響を具体的に生物処理槽、活性炭処理槽や砂ろ過槽などの実際の処理システムか

ら見出すことは現実的に困難である。そこで分解菌 *Pseudomonas* sp.1-2株の2-MIBの分解に及ぼす有機物質の影響を主にポリペプトン、酵母エキス、グルコースで構成されている有機物質で2-MIBの分解活性に及ぼす影響を調べた。有機物の添加濃度が高まると *Pseudomonas* sp.1-2は著しく増加を示したが2-MIBの分解率は低いことがわかった。有機物濃度は $10\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合に2-MIBの分解率が最も高かった。このことは溶存有機物が多量存在する場合には2-MIBより有機物を優先に摂取すると考えられる。これは本菌が2-MIBの分解条件としてはある程度の有機物を必要とするが高濃度の有機物が存在する場合には2-MIBの分解活性率が低いことを示すことがわかった。本菌による2-MIBの分解率を最も高めるためにどの程度の、またどのような共存有機物が必要なのかこの条件具体的に見出すことが重要である (Fig. 1)。

活性炭およびセルロース担体における2-MIBの吸着および生分解の特性をFig. 2, Fig. 3に示した。活性炭系では溶解性2-MIBを2時間以内に90%以上吸着し、8時間目には平衡に達した。一方セルロース担体では2-MIBをほとんど吸着しなかった。しかし分解菌 *Pseudomonas* sp.1-2を接種した後、二つの実験系ともに初期12時間までは分解能が低かったがそれ以降顕著な2-MIBの分解が見られた。2-MIBの減少率は活性炭系がセルロース系よりやや高かった。

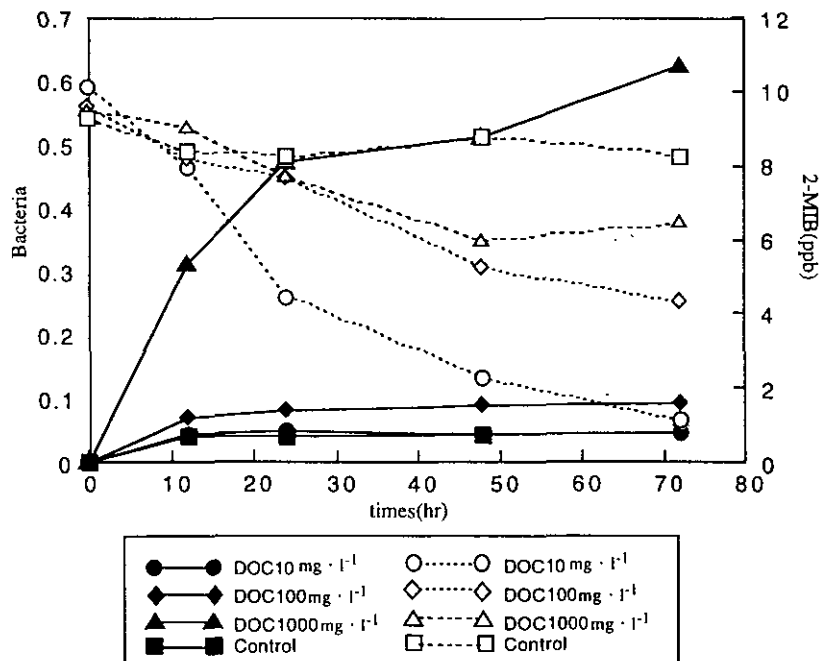


Fig. 1 Effect of dissolved organic compounds on degradation of 2-MIB

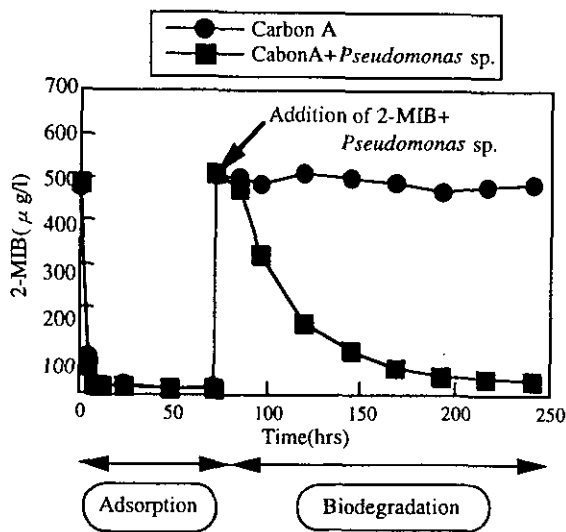


Fig. 2 Time course of adsorption and biodegradation by carbon carrier

Pseudomonas sp.1-2のみの系では培養時間240時間で55.7%が分解されたが*Pseudomonas* sp.1-2+活性炭系では単独系より37%, *Pseudomonas* sp.1-2+セルロース担体では32%多く除去され、担体が存在することによって分解能が高まることがわかった (Fig.4)。このことから生物活性炭はもとより多孔質セルロース担体であっても分解菌を効率よく定着させることができれば生物膜を形成することによって2-MIBの分解能が高まり、除去能が促進されるもの考えられた。吸着性、比吸着性の担体にかかわらず分解に有用な微生物を利用することおよび生物膜を適正に定着できる担体であれば溶存2-MIBを効率的に分解除去できることが示唆された。

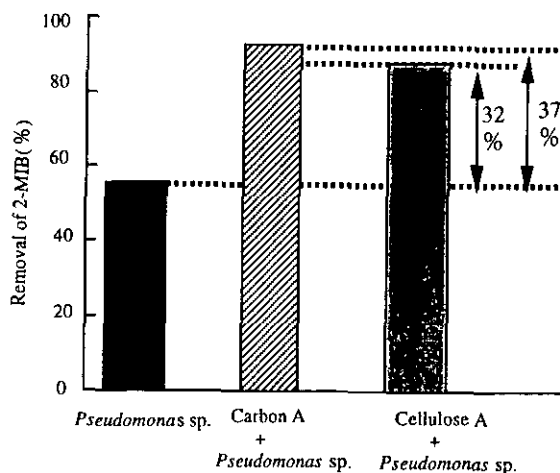


Fig. 4 Comparison of removal efficiency for 2-methylisoborneol by bio-carriers

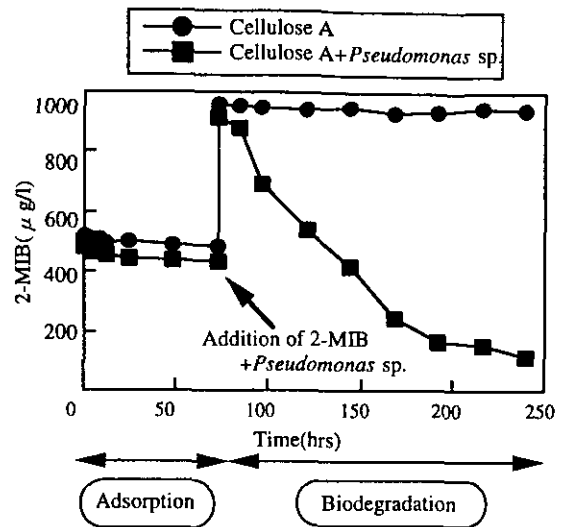


Fig. 3 Time course of adsorption and biodegradation by cellulose carrier

4. まとめ

1) 2-MIB分解菌, *Pseudomonas* sp.1-2は2-MIBを効果的に分解能できた。しかし共存有機物濃度によって著しく異なった。

2) 担体の違いによる生分解能に関しては細菌単独系より、活性炭の存在によって37%, セルロース担体では32%除去され、*Pseudomonas* sp.1-2の定着によって生分解能が促進され、2-MIBの除去に非常に有効であることが明らかとなった。

3) *Pseudomonas* sp.1-2が定着したセルロース担体では物理的な除去効果はほとんどないにもかかわらず *Pseudomonas* sp.1-2を定着させることによって分解が促進され、活性炭とともに生物処理に有効であることが示唆された。

参考文献

- Gerber, N. N. (1983). Volatile substances from actinomycetes : Their role in the odor pollution of water. *Wat.Sci. Technol.*, No.15, 115-125.
- Suffet, I. H., Ana C., David C., Michael J. M. and Steve B. (1996). AWWA taste and odor survey. *J. AWWA*, No.4, 168-180
- Yoshikura T., Kitano M., Nishiro T., Morishita H. (1991). Isolation and characterization of 2-MIB degrading bacteria from advanced water treatment plants. *Jap. J. Water and Waste*, vol. 6, No. 6, 7-14

Yagi, O., Sugiura, N., Sudo, R. (1985). Chemical and biological factors on the musty odor occurrence in Lake Kasumigaura. *Jpn. J. Limnol.*, No. 46, 32-40

Sugiura, N., Yagi, O. and Sudo, R. (1986). Musty odor from blue green alga, *Phormidium tenue* in Lake Kasumigaura. *Environ. Technol. Lett.*, No. 7, 77-86

生物膜法による藻類由来トリハロメタン前駆物質の除去特性

近山憲幸¹・稲森悠平²・杉浦則夫³・松村正利⁴

(1日立化成テクノプラント(株), 2地域環境研究グループ, 3茨城県企業局, 4筑波大学)

1. はじめに

湖沼等の閉鎖性水域では、異常増殖する藻類の分解産物や代謝産物等の有機物、流入排水に起因する有機物等がトリハロメタン(THM)前駆物質となることから利水上大きな問題となっている¹⁻³⁾。このような水域を水道水源とするところでは有機物量の増大に伴って、浄水処理の過程で添加する塩素と反応して、発ガン性が指摘されているクロロホルムをはじめとするTHM等の有機塩素化合物の生成量が増加することからその低減化対策が重要な課題となっている。しかし、従来の浄水処理では、凝集沈殿、砂ろ過といった処理プロセスが主体であり、THMの前駆物質を除去するのは困難である。そこで本研究では上記の点を鑑み、藻類由来トリハロメタン前駆物質除去効果を明らかにすることを目的として、吸着担体および非吸着性担体を用いた生物膜法により実験的検討を行った。

2. 実験方法

2.1 供試藻類

本実験では、霞ヶ浦で優先して出現している藍藻類 *Phormidium tenue* を供試藻類として用いた。

2.2 培養方法

容積10Lのガラス培養槽にM11培地を入れ、あらかじめ三角フラスコにて前培養しておいた *P. tenue* を添加した。なお、培養条件としては照度2,000lux, 温度20°Cに設定し、12時間サイクルの明暗周期にて静置培養を行った。

2.3 実験装置

図1に実験装置図を示した。

吸着担体である活性炭を充填した生物活性炭流動床と非吸着担体であるハニカムチューブを充填したハニカム充填ろ床の2系を用いた。充填した担体に生物膜を十分に付着させるために霞ヶ浦湖水を通水した。この2系に *P. tenue* 培養液を霞ヶ浦湖水のSS濃度の年平均値である $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に希釈調製後、HRT4時間となるように添加し、各水質パラメーターの除去能を比較検討した。

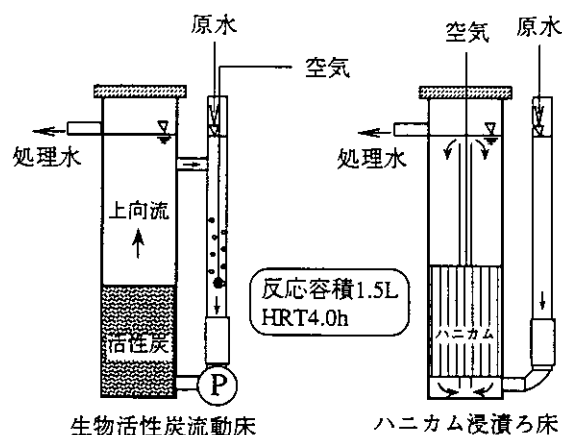


図1 実験装置図

2.4 測定項目

測定項目は、Chl.a, DOC, THM生成能とした。THM生成能は上水試験法に準じ、検水を20°Cとし、段階的に次亜塩素酸ナトリウム溶液を注入してpH6.8~7.2に調整した。その後20°Cで24時間静置し、遊離残留塩素が $1\sim 2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の試料について生成したTHMをヘッドスペース法によりECD-GCを用いて測定した。

3. 実験結果

3.1 藍藻類 *P. tenue* 培養液添加におけるトリハロメタン前駆物質の除去特性

溶溶性有機物の指標であるChl.aおよびDOCの除去率を図2に示す。

Chl.aの除去率は生物活性炭系は46%, ハニカム系は47%であり、ほぼ同様の結果が得られた。これは両系共に *P. tenue* の捕食に有効な微小動物が担体に定着したためであり、Chl.a量に起因する *P. tenue* の捕食分解が効果的に行われたためであると考えられる。一方、各系におけるDOCの除去率は、生物活性炭系は46%, ハニカム系は19%であり、生物活性炭系では約30%高いことが明らかとなった。これは、活性炭に付着した生物膜による生分解と物理的吸着能が連動し、除去能を促進したためと

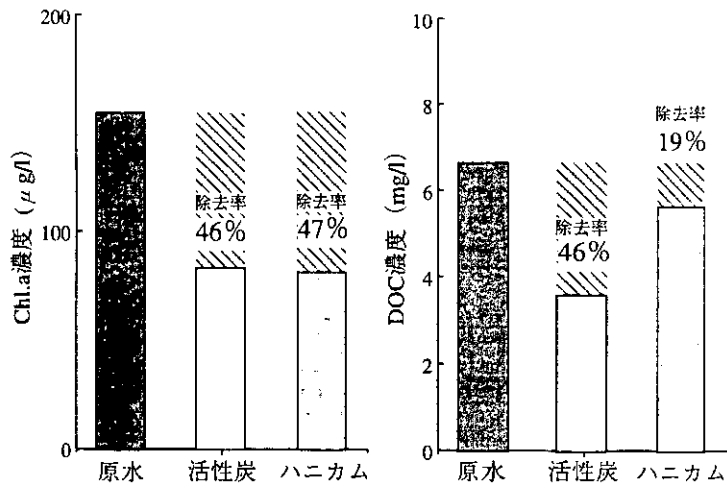


図2 Chl.a, DOCの濃度および除去率

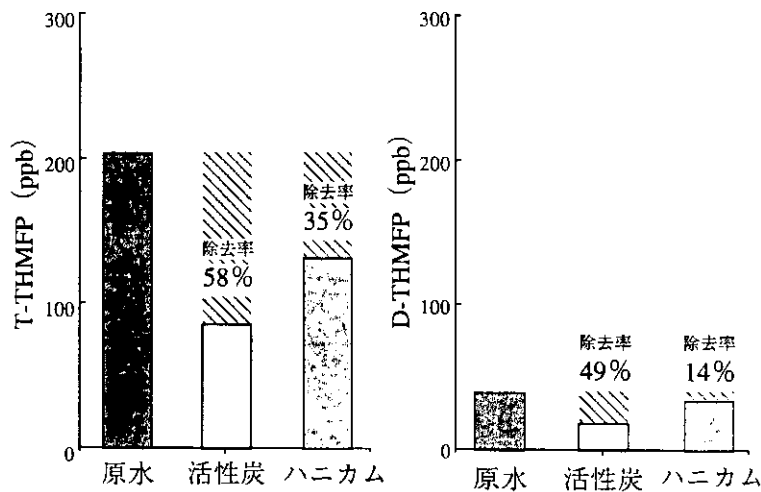


図3 T-THMFP, D-THMFPの濃度および除去率

考えられる。また、反応槽内の生物槽を観察したところ鞭毛虫類 *Monas* sp. が優先して出現しており、Chl.aの低減化にはこのような原生動物が寄与していることがわかった。

P. tenue 培養液中のトリハロメタン前駆物質の除去特性をトリハロメタン生成能の除去率によって評価した(図3)。

P. tenue を含めた総トリハロメタン生成能(T-THMFP)の除去率は、生物活性炭系では58%、ハニカム系では35%であり、生物活性炭系のほうが約20%高かった。また、藻類の代謝産物に起因すると考えられる溶溶性トリハロメタン生成能(D-THMFP)の除去率は、生物活性炭系では49%、ハニカム系では14%であり、生物活性炭系のほうが約30%高かった。このことから、生物活性炭流動床法

はとくにD-THMFPの除去能に優れ、通常の生物処理では除去困難な溶溶性のトリハロメタン前駆物質の低減化に有効であることが明らかとなった。

図4に *P. tenue* 培養液添加における T-THMFP, D-THMFP 組成の濃度分布を示した。

培養液中のトリハロメタンの組成をみると、生成したTHMのほとんどがクロロホルムであった。各系における除去能を比較するとクロロホルムは高い除去率が得られ、とくに生物活性炭の有効性が明らかとなった。また、他のプロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムについては増加する傾向がみられた。これは、担体に生物膜を付着させるために湖水を通水していたため、湖水中に含まれる臭素イオンの影響と考えられた。

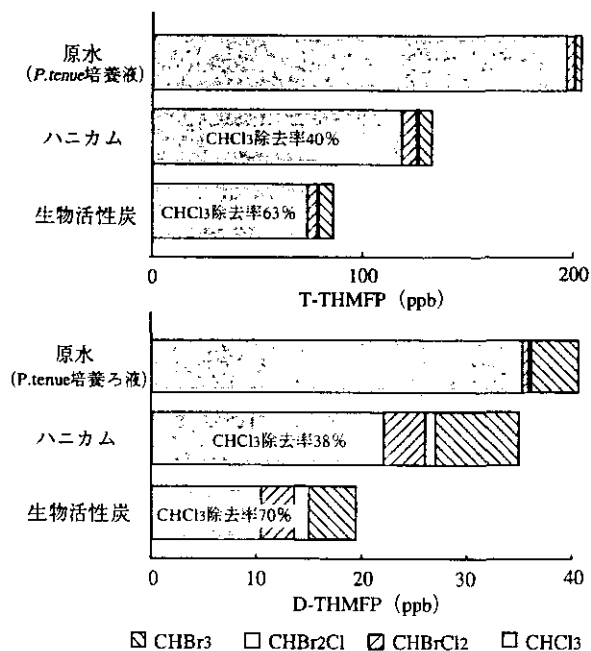


図4 *P. tenuis* 培養液添加におけるT-THMFP, D-THMFP組成の濃度変化

3.2 霞ヶ浦湖水通水時におけるトリハロメタン前駆物質の除去特性

霞ヶ浦では富栄養化により藻類が異常増殖し、SS濃度の大部分を藻類が占めていることから、藻類由来のトリハロメタン前駆物質に着目し3.1では藻類の培養液添加における処理実験を行ない、その除去特性を明らかにした。しかし、汚濁湖沼においては藻類に起因するトリハロメタン前駆物質以外にも自然界由来のフミン質、浄化槽や下水処理場からの下水処理水等多数の前駆物質が存在し、さまざまな因子が関与していると考えられる。そこで、実際に湖水を用い、トリハロメタン前駆物質の除去効果

について検討を行った。図5に湖水を対象とした処理水のトリハロメタン生成能および除去率を示した。

霞ヶ浦湖水中のT-THMFP73ppbに対して、生物活性炭系では29ppbとなり、除去率60%、ハニカム系では61ppbとなり、除去率20%であった。湖水通水時においても、生物活性炭処理法はTHM前駆物質の除去効果が高いことが明らかとなった。トリハロメタンを構成するクロロホルム、プロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタン、プロモホルムについてみると、クロロホルムの占める割合が*P. tenuis* 培養液と比べ非常に低くなっており、臭素を含む他のプロモジクロロメタン、ジプロモクロロメタンが

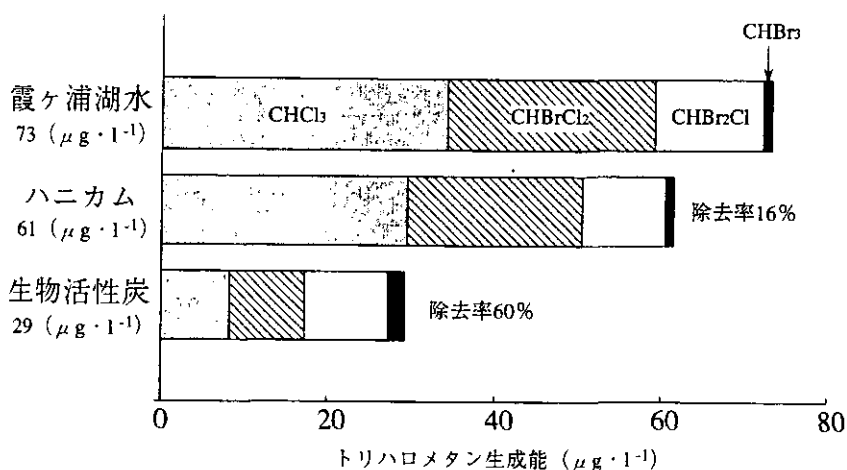


図5 湖水通水時のトリハロメタン生成能の濃度および除去率

多くなっている。これら4物質の除去をみると、クロロホルム、プロモジクロロメタンの生成能は低下し、除去効果はみられるが他はほとんど除去されないことが明らかとなった。

4. まとめ

- 1) 藍藻類 *P. tenue* 添加系では、Chl. aの除去に関しては、ともに除去率約50%となり大きな差が見られなかったが、THMの生成に関与するDOCの除去は生物活性炭系がハニカム系に比べ約30%高い除去率を示した。
- 2) 生物相は各系とも、鞭毛虫類 *Monas* sp. が著しく優先して出現し、藍藻類 *P. tenue* を捕食分解し藻体の低減化に大きく関与していることが明らかとなった。
- 3) *P. tenue* 添加系でのTHMFP除去率は、T-THMFPでは約20%、D-THMFPでは約30%生物活性炭系の方が高かった。

- 4) 霞ヶ浦湖水の生物膜法による処理後のT-THMFP除去率は、生物活性炭系の方がハニカム系に比べ約40%高く、効果的にTHM前駆物質を除去できることが分かった。

参考文献

- 1) Hoehn, R. C., D. B. Barnes, B. C. Tompson, C. W. Randall, T. J. Grizzard and P. T. B. Shaffer (1980) *Algae as Sources of Trihalomethanes Precursors*, J. AWWA, 72, 6, 344-351
- 2) 福島博, 眞柄泰基, 相沢貴子 (1981) 藻類によるトリハロメタン前駆物質の生成, 第15回日本水質汚濁研究会年次学術講演会講演集, 106
- 3) 丹保憲仁 (1981) 水道水中のトリハロメタン問題, 用水と排水, 23, 8, 3-10

東京湾浅海域での生物による水質浄化機能

I. 底生生物の分布と生息環境

樋渡武彦¹・木幡邦男²・竹下俊二²・田中秀之³

(1地球・人間環境フォーラム, 2地域環境研究グループ, 3(株)環境研究センター)

1. はじめに

現在、干潟や藻場などを含む浅海域は、人間の開発行為により著しい変革あるいは喪失を受けている。これら浅海域はその生態的特性上、

- 1.生態系の物質循環を通じた環境浄化作用,
- 2.水産生物の幼稚子の生育場として、あるいは生産収穫の場としての価値,
- 3.浅海域の生物群集自身の特性、希少種などの存在価値,
- 4.干潟を採食場所とする水禽類—特に渡り鳥の中継地、あるいは越冬地としての重要性、などの理由により保全の必要性が叫ばれている。そこで、本研究では1.の

「生態系の物質循環を通じた環境浄化作用」において、特に生物量の多い底生動物群集に着目し、それらが果たす水質浄化能力を評価することを目的とした。

今回は1996年9月に実施した東京湾浅海域の底生生物分布と生息環境の調査結果について報告する。

2. 調査方法

調査は東京湾奥の三番瀬に4定点、湾奥中央に2定点の計6定点を設置し(図1)、1996年9月10-12日に実施した。水質は多項目水質測定器により、水温、塩分、pH、溶存酸素を測定した。採泥はエクマンバージ(20×20cm)と内径4.0cmのコアを用いた。エクマンバージでは各定点

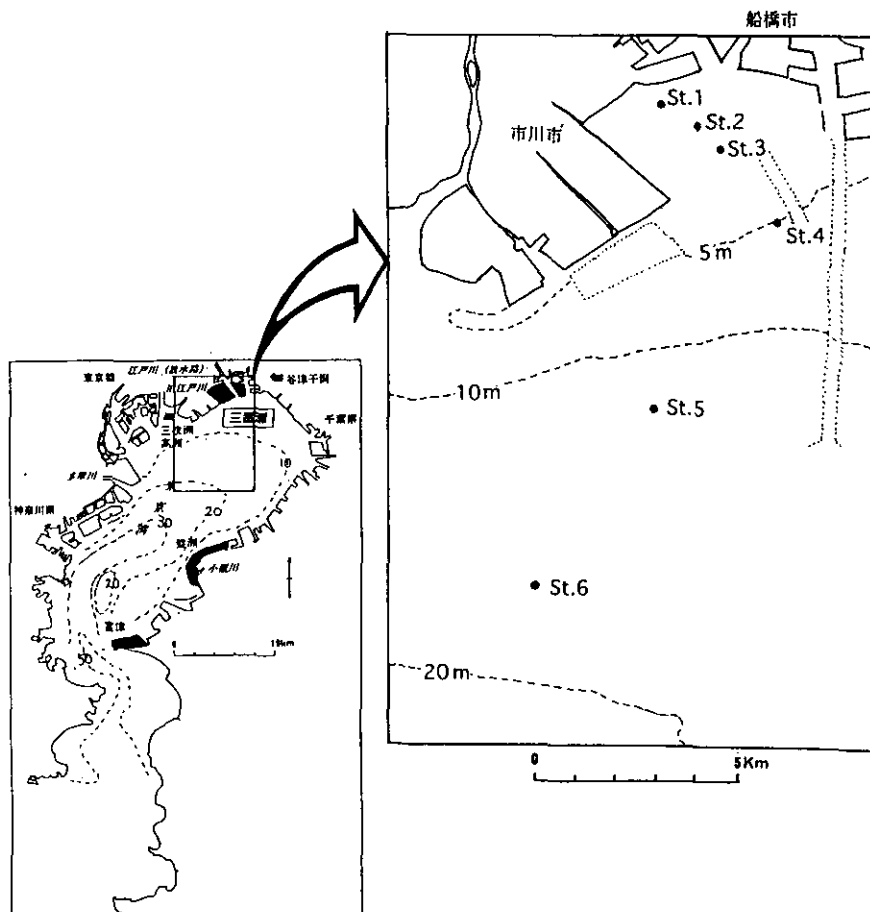


図1 東京湾奥調査定点図

につき4回採泥し、3回分はマクロベントス用に、1回は泥温を測定後、泥分率測定用試料とした。コアでは各定点6本採泥した。1本は酸化還元電位（ORP）測定、2本は含水率、強熱減量（IL）、酸揮発性硫化物（AVS）の分析に用い、3本はメイオベントス用試料とした。ORPは船上で表層0-5cmまでを1cm毎の各層に切り分けて測定し、その他の分析項目では試料を実験室に持ち帰り、表層から0-2cmと2-5cmの上下2層に分けて分析試料とした。ORPはポータブル用電極で測定後、電極の電位差を補正した値（Eh）として示した。泥分率は粒径63 μm 以下の粒子の重量百分率として求めた。含水率は105 $^{\circ}\text{C}$ で2時間乾燥して測定した。ILは600 $^{\circ}\text{C}$ で1時間燃焼して測定した。AVSは酢酸亜鉛溶液に吸収・固定した硫化物を0.01Mチオ硫酸ナトリウム溶液によるヨウ素滴定法で測定した。

マクロベントス用の試料は採泥後1mmメッシュのフルイでふるい、残ったものを中性ホルマリンで10%になるように固定した。その後、固定した動物の種類、個体数、湿重量を測定した。メイオベントス用の試料は実験室に持ち帰った後、深さ0-2cmと2-5cmの上下2層に分けて中性ホルマリンで10%にして固定後、ローズベンガルで染色した。この試料を1mmメッシュを通過し38 μm メッシュに残るベントスをメイオベントスとした。その後、固定した動物を分類群別に分けて計数した。

3. 結果

1) 環境項目

水質観測のうちここでは溶存酸素濃度の鉛直プロファイルを図2に示した。底質の泥分率と含水率を図3に、ILとAVSを図4に、ORPを図5に示した。

溶存酸素濃度の鉛直プロファイルにおいて、水深1m程度の三番瀬の定点1-3の濃度は3-6mg/lの幅を有し、水深5mの定点4では3日間の表層の値が4-5.5mg/l、底泥直上が0.3-4.4mg/lとその変動幅が大きかった。湾奥中央の水深が12mの定点5では水深5mから8mまでに酸素濃度が急激に低下し、底泥直上では0.22-0.48mg/lと貧酸素状態にあった。また、水深18mの定点6でも同様に底泥直上では0.29-1.06mg/lと貧酸素状態を示した。

泥分率では、定点1から4まで5%から1%と沖合い方向に向かって低下していた。これは沖合い方向へ向かって砂の量が多くなることを意味する。一方、湾奥中央の定点5、6では泥の割合がほぼ90%を占めており、その底質はシルトや粘土質の微小粒子から構成されていることを

示すものである。この様に泥分率からみた底質では三番瀬と湾奥中央とは全く異なることを示している。

底質の深さを二分して測定した各定点での含水率でも泥分率同様、三番瀬では20-30%と少ないが、湾奥中央では80から90%と極めて多く、両者では全く異なることを示している。

ILでも泥分率や含水率同様、三番瀬では低く湾奥中央では高い値を示した。

AVSでは前述した底質環境とは若干異なり、定点4の値は定点1-3の値の約4倍を記録し、定点5の2分の1、定点6の約3分の1を示している。

ORPでは定点4のデータは欠くが表層の値は三番瀬では酸化状態を、湾奥中央では還元状態を明瞭に表している。また、定点1の深さ1.5cm以深では還元状態を呈している。

2) 生物項目

マクロベントスとしては、定点1から4まで6動物門、38種類が出現した(表1)。定点5と6ではシズクガイやチヨノハナガイの死殻のみで生存個体は発見されなかった。

図6に各定点での分類群ごとの種類数、個体数と湿重量を示した。種類数、個体数、湿重量いずれも定点1が最も多く、分類群別種類数では多毛類と軟体動物がともに10種類が出現し、個体数と湿重量では軟体動物が優占した。個体数は各定点ともにホトトギスガイやヒゲスピオなどの軟体動物や多毛類の種類が多くを占めるが、重量では1個体が重いアサリ、シオフキガイやホトトギスガイなどの軟体動物の種類が大部分を占める。

メイオベントスでは7動物分類群が出現するが、どの定点でも線虫類が圧倒的に多数を占めた(表2)。マクロベントスでは出現が見られなかった定点5と6にも個体数は多くはないが線虫類が見い出された。定点2と3の底質いずれの深さでも他の定点よりも個体数が多く出現した(図7)。

3) 環境要因とベントスとの関係

環境要因とマクロベントス種類数、個体数、湿重量およびメイオベントス個体数との相関を求めた。相関係数の高い組み合わせとしては、マクロベントス種類数と溶存酸素(DO)およびAVSの相関が選出され、それぞれの値は0.82と-0.91であった(図8)。またメイオベントスではDOとORPとの相関が高く、それぞれ0.89と0.94であった(図9)。

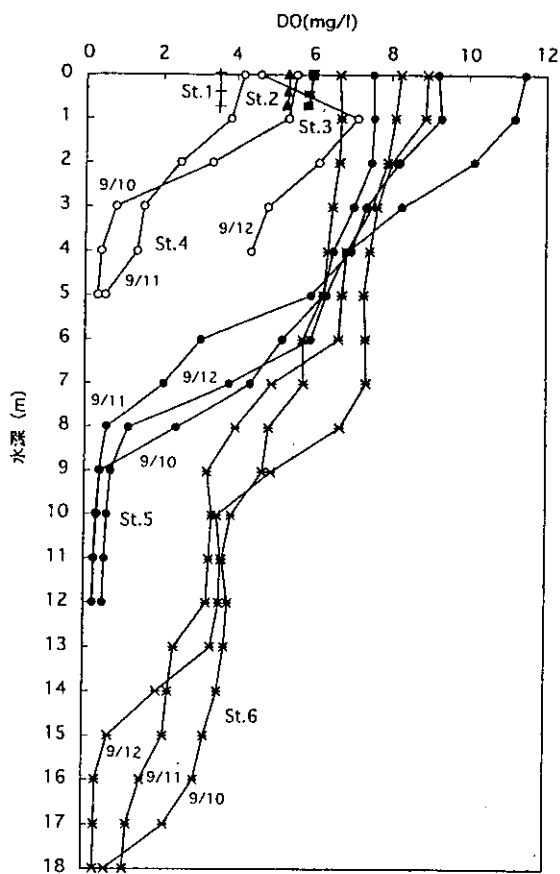


図2 東京湾奥の溶存酸素濃度 (DO) の鉛直
プロファイル

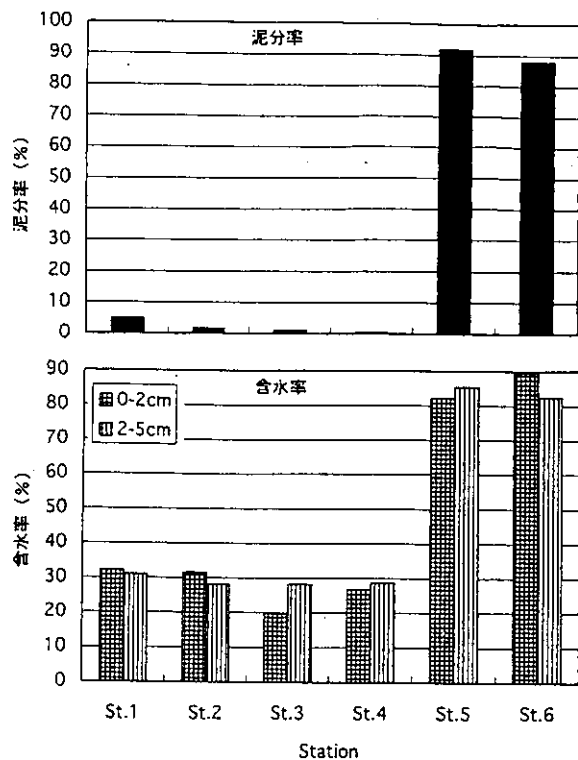


図3 東京湾奥底質の泥分率と深さ別含水率

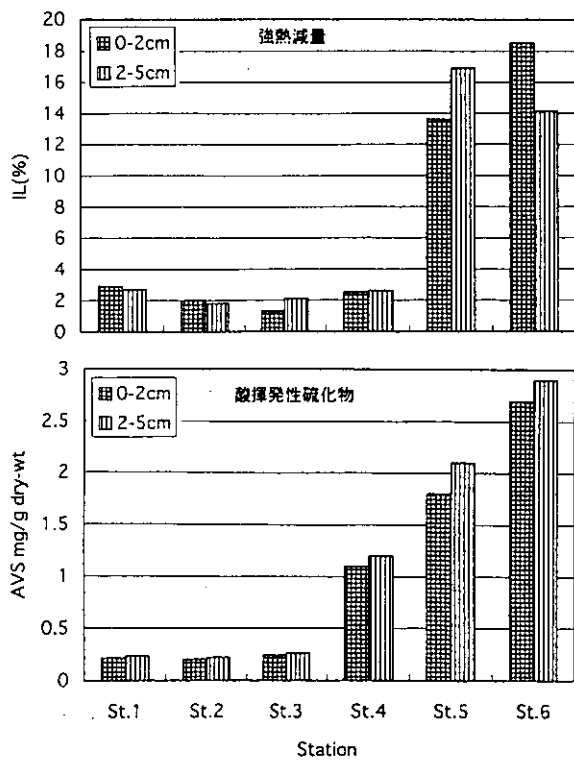


図4 東京湾奥底質の深さ別強熱減量 (IL) と酸揮発性
硫化物 (AVS)

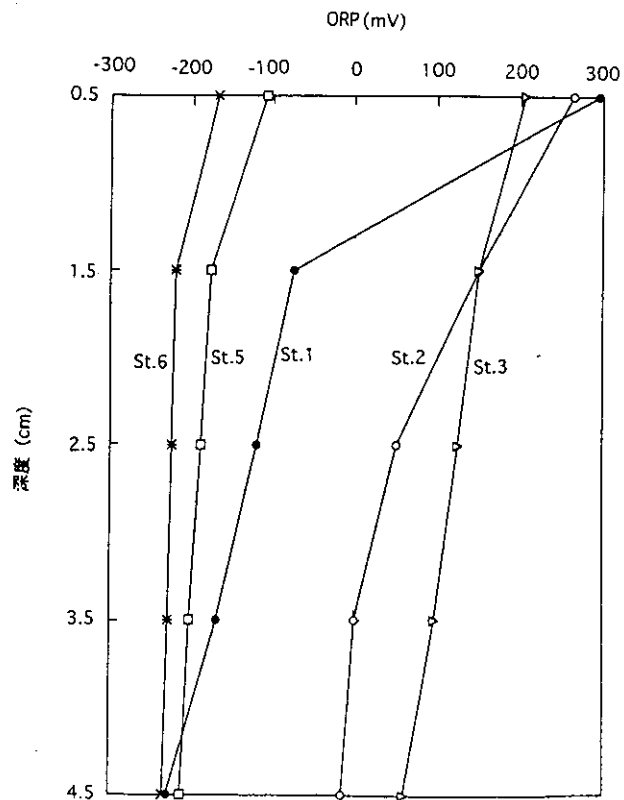


図5 東京湾奥底質中の酸化還元電位 (ORP)

表1 マクロベントス種類, 個体数, 湿重量

動物門、分類群	生物名 和名	St.1		St.2		St.3		St.4		St.5		St.6	
		個体数/0.12ml	湿重量 (g)	個体数/0.12ml	湿重量 (g)	個体数/0.12ml	湿重量 (g)	個体数/0.12ml	湿重量 (g)	個体数/0.12ml	湿重量 (g)	個体数/0.12ml	湿重量 (g)
扇形動物、ウズムシ類	ヒラムシ	1	0.5										
刺胞動物、イソギンチャク類	イソギンチャク	1	0.3	1	1.5								
軟体動物	アサリ	364	356.8	99	80.7	62	115						
	ホトトギスガイ	738	46	104	21.5	10	1.2						
	シオフキガイ	5	2.1	33	42.7	22	33.1						
	バカガイ	1	0.05										
	ミドリイガイ	1	0.7										
	アラムシロガイ	4	1.2										
	シオツガイ	25	1	11	0.91	1	0.01						
	ヨコイトカケギリガイ	3	0.02			5	0.05						
	カガミガイ	1	0.01			1	0.01						
	ヒメシラトリガイ	1	0.08										
	マテガイ					2	0.08						
環形動物、多毛類	スゴカイソメ	1	0.03										
	ツルヒゲゴカイ	1	0.08										
	アシナガゴカイ	42	0.18	17	0.19	6	0.02	1	0.005				
	フサツキウロコムシ亜科	3	0.18	2	0.05								
	ミズヒキゴカイ	6	0.54	5	0.06	12	0.26						
	ツツオオフェリア	2	0.005	14	0.027	60	0.1						
	ヒゲスビオ	1	0.001	152	0.06	272	0.23						
	イトエラスビオ	1	0.001					1	0.002				
	チロリ	1	0.003	3	0.42	10	0.78						
	マダラサンバ	2	0.007			1	0.002						
	コケゴカイ			110	0.31	31	0.46						
	ボソミサンバ			5	0.01	5	0.02						
	イトゴカイ科sp.1			5	0.04	6	0.05						
	sp.2					2	0.01	12	0.065				
	カギゴカイ科							5	0.01				
	フタエラスビオ							1	0.002				
	スビオ科							2	0.04				
ギボシソメ科							1	0.004					
節足動物、甲殻類	ニッポンドロソコエビ	33	0.06	1	0.002								
	メリタヨコエビ科	1	0.02										
	アリアケドロクダムシ					6	0.005						
	トゲワレカラ	15	0.04	25	0.05	16	0.04						
	ミツオビクーマ					8	0.007						
	ヤドカリ科	2	0.21										
原索動物	フクロボヤ科	2	0.21										
	種類数	27		16		20		7		0		0	
	全個体数	1,258		587		538		23		0		0	
	全湿重量		409.8		148.529		151.434		0.128				

表2 メイオベントス分類群別深さ別個体数

Station		1		2		3		4		5		6	
No.	生物/底土深	0-2cm	2-5cm	0-2cm	2-5cm	0-2cm	2-5cm	0-2cm	2-5cm	0-2cm	2-5cm	0-2cm	2-5cm
1	線虫類	2760	947	10456	6802	10160	17668	2133	345	456	318	274	418
2	多毛類	83	51	177	99	206	52	184	33			379	
3	カイアシ類	30	19	21	3	19	2	5		2	6	7	
4	貝虫類	8	9		2		1	12	8				
5	軟体動物	14	22	41	18	277	32	103	8			1	
6	有孔虫	14	35	20	20	3	3	154	96				
7	ヒモ虫類	3	170		23								
	計/37.68cm	2912	1253	10715	6967	10665	17758	2591	490	458	324	661	418
	総計0-5cm	4165		17682		28423		3081		782		1079	

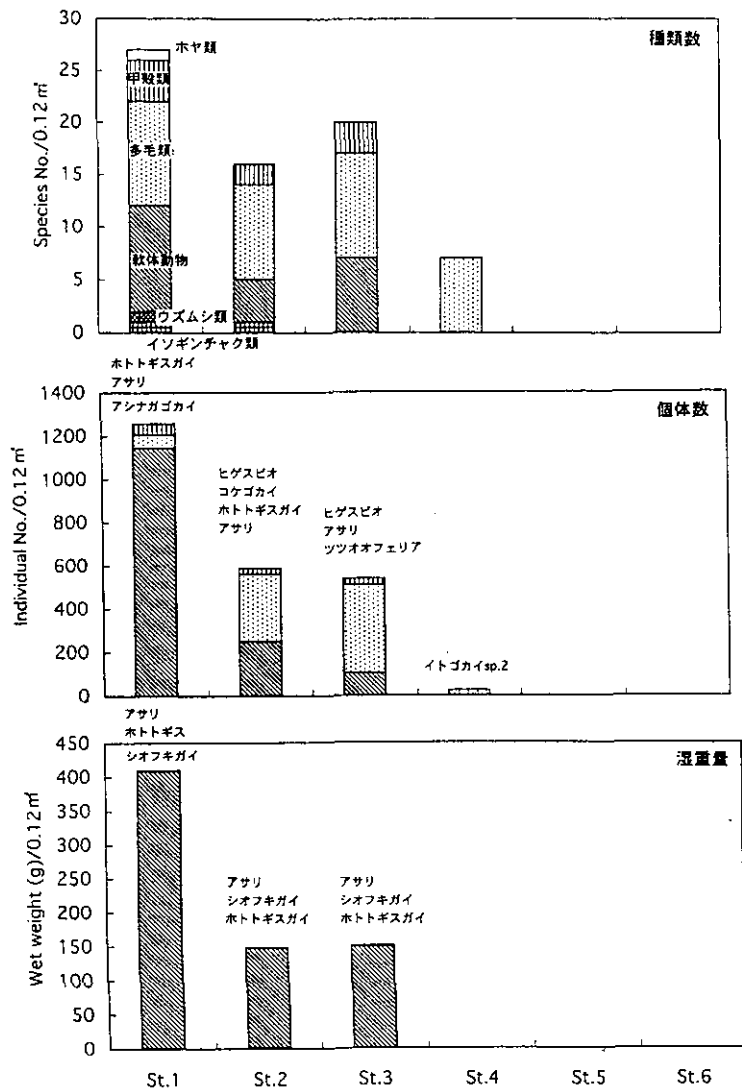


図6 東京湾奥マクロベントス種類数、個体数と湿重量および出現優占種類

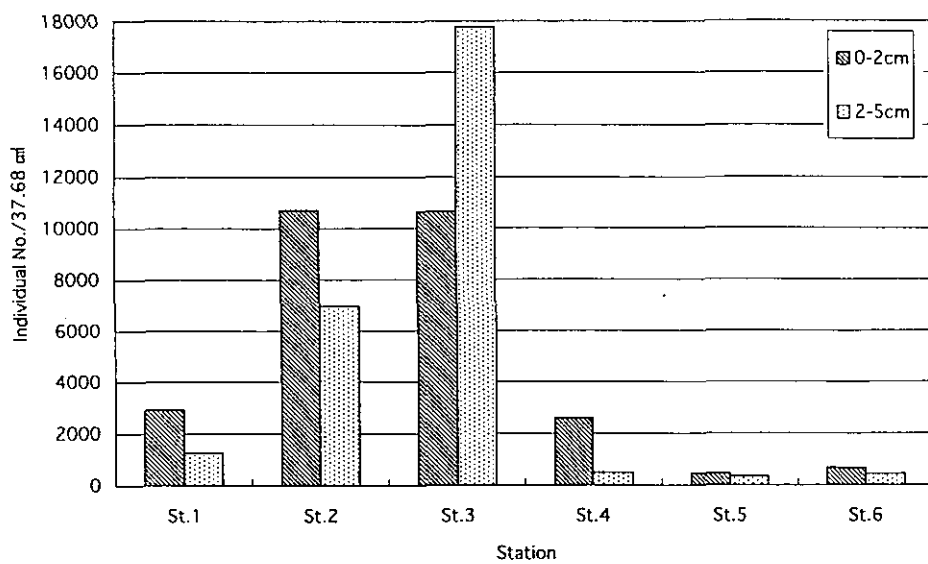


図7 東京湾奥メイオベントス底質深度別個体数

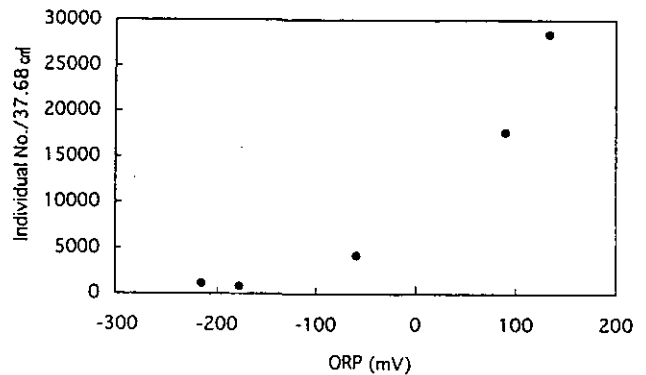
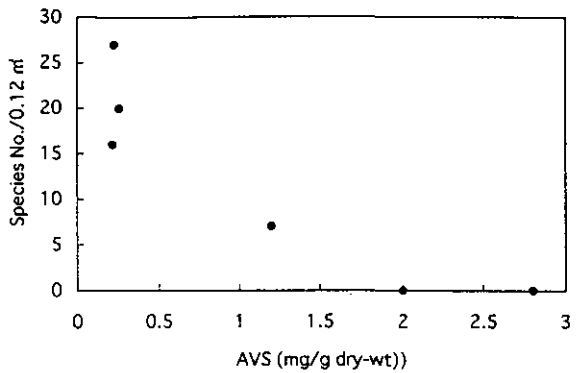
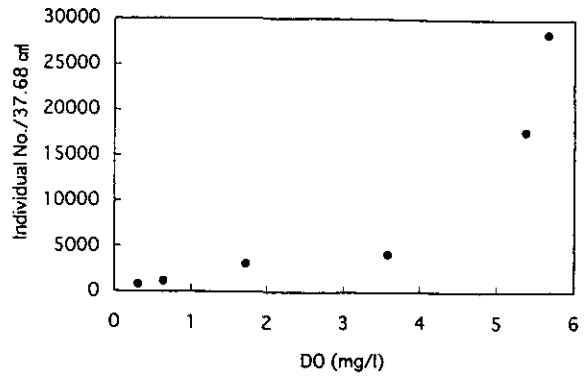
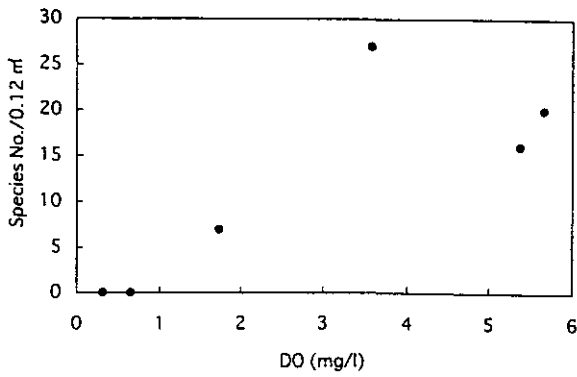


図8 マクロベントス種類数とDOおよびAVSとの関係

図9 メイオベントス個体数とDOおよびORPとの関係

4. 考察

底質環境において三番瀬では砂の割合が高く、湾奥中央ではシルトや粘土質などの泥の割合が高かった。これは湾奥中央域は流れが緩やかなためシルトや粘土質などの微粒子が沈降、堆積しやすいためであり、また三番瀬は河口に位置し土砂の流入や、岸寄のために波浪などによる堆積物の攪乱が顕著なことなど物理的影響の結果と考えられる。今回の三番瀬の底質状況は1992年、93年の千葉県水質保全研究所の調査結果（小倉他，1993）と同様な傾向を示した。

今回9月の調査では湾奥中央の定点5と6のマクロベントスはシズクガイやチヨノハナガイの死殻のみで生存個体は確認されなかった。東京湾奥域では5月から8月にかけて成層が発達し、底層では有機物の分解により貧酸素状態となり全く底生動物が見られない海底が形成されることが知られており、この現象が1970年代以降は湾奥の約10m以深全域に拡大しているという（風呂田，1988）。今回の水質調査でも定点5と6の底層のDOは貧酸素状態を呈していたことを考えても、貧酸素に耐えられない移動能力の高い底生動物はその場所を去り、また移動能力の低

いシズクガイやチヨノハナガイなどの二枚貝は全て死滅したと考えられる。風呂田（1988）はこれまでの東京湾の底生動物と環境要因の調査結果を整理し、貧酸素化の弱まる浅海に向かうにつれて底生動物の種類数と量はともに増加することを明らかにした。今回の調査でも湾奥中央部から三番瀬の岸よりに向かって種類数や重量が増加したことはこのことを裏づける結果となった。

成層域の酸素濃度低下にともなう出現種類数の減少について、今林（1983）は播磨灘などの成層期においてDOが5mg/l以下になると出現種類数が急激に減少する正の相関を示している。今回の調査でもDOとマクロベントス種類数やメイオベントス個体数との相関が高かったことなどから底生動物の分布を規定する主要な要因の1つに酸素濃度が上げられる。

5. おわりに

底生動物の分布と環境要因との関係を把握するためには1回の調査結果ではなく各季節による変化を調べる必要がある。今後、冬季と海域の循環期である春季の調査を計画している。

今回の調査結果から底生動物の現存量はアサリ、シオフキガイやホトトギスガイなどの二枚貝によって優占されることが判明したので、今後浅海域の浄化機能を解明するうえでこれら種類のもつろ水能力などの浄化機能について研究する必要がある。

参 考 文 献

風呂田利夫（1988）：東京湾における貧酸素水の底生・

付着動物群集に与える影響について，沿岸海洋研究ノート，25（2），104-113.

今林博道（1983）：底生動物群集に及ぼす貧酸素水塊の影響，日水産誌，49，7-15.

小倉久子・小川カホル・木内浩一・平間幸男・小林節子（1993）：東京湾北部海域の底質，千葉県水保研年報，平成5年度，125-128.

霞ヶ浦のペヘレイ定着とその将来

春日清一¹・小高 聡²・山根爽一²

(1地域環境研究グループ, 2茨城大学)

ペヘレイは南米産のトウゴロウイワシ科に属し、日本には1966年に養殖魚として導入され湖沼やダム湖に放流が試みられているが、定着してこなかった。しかし1989年に霞ヶ浦で漁獲され、1992年頃には定置網等にかなりのペヘレイが混入するようになった。1994年には霞ヶ浦で大量のペヘレイがワカサギトロールで混獲された。そ

の後漁獲量は必ずしも多くないが1996年にトロールで総漁獲量一割以上に及ぶ混獲が起きている。

霞ヶ浦のペヘレイは通年成熟個体が見られ、産卵期を特定することができない(図1, 2)。雄の成熟サイズはおよそ15cm(図3), 雌が20cmで成熟まで雄でおよそ2年(図4), 雌で2年余を要する。1993年7月に霞ヶ浦南岸

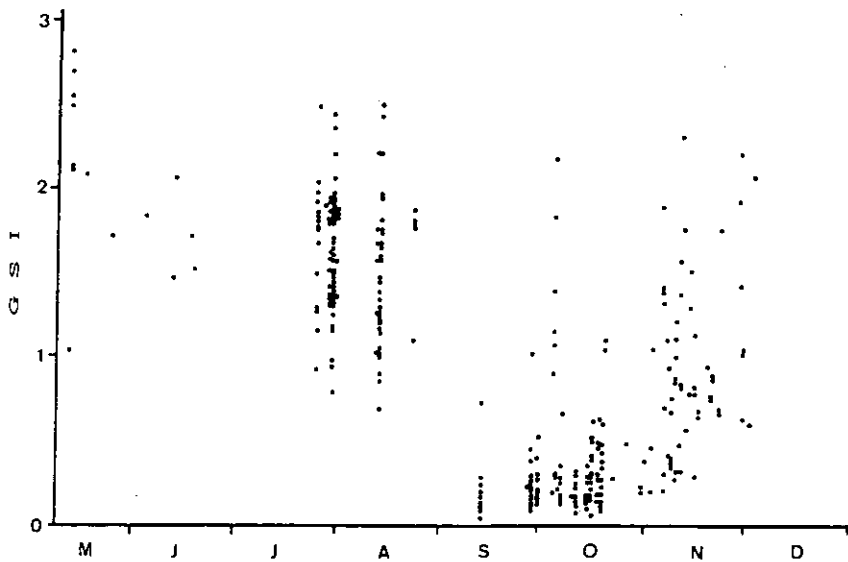


図1 霞ヶ浦におけるペヘレイ雄の成熟度 (GSI) の季節変化

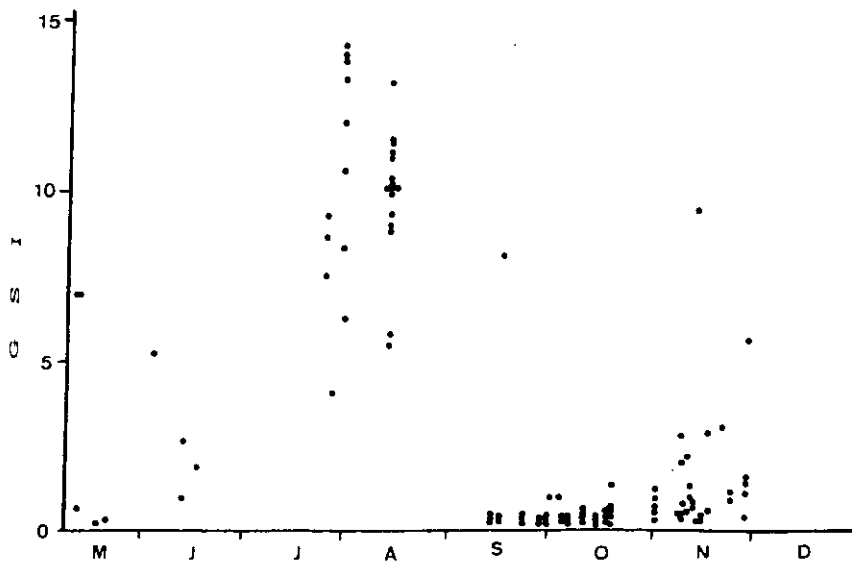


図2 霞ヶ浦におけるペヘレイ雌の成熟度 (GSI) の季節変化

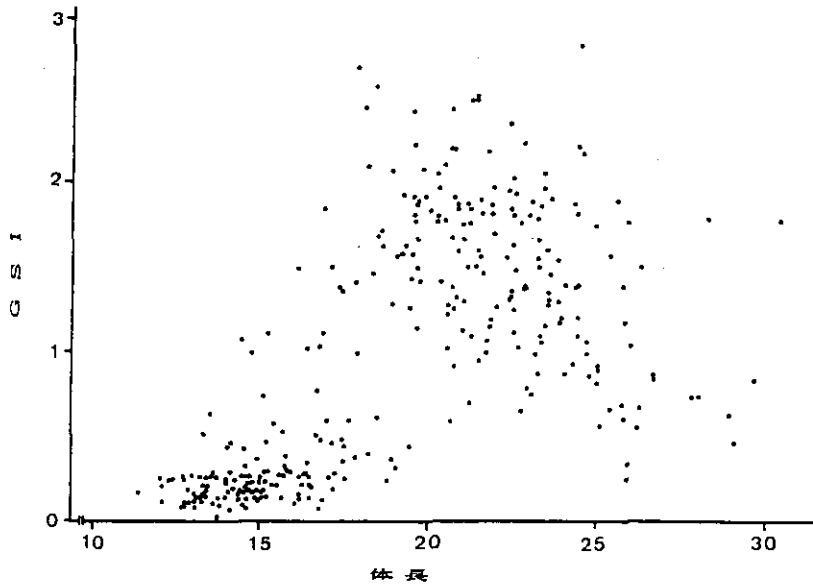


図3 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイ雄の体長に対する成熟度 (GSI) の分布

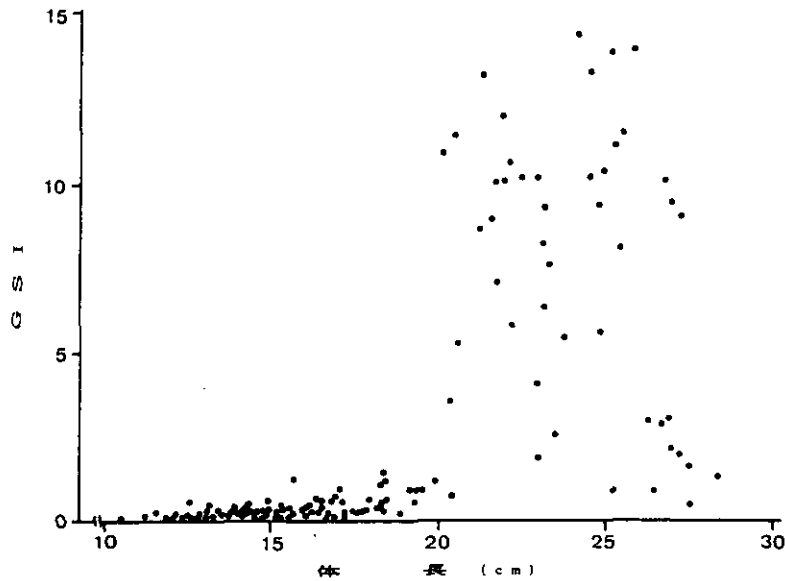


図4 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイ雌の体長に対する成熟度 (GSI) の分布

で成熟個体が大量に漁獲され産卵群であったものと思われる。この時産卵されたと思われる個体群は大きく1996年まで漁獲されこの個体群の成長等が確認された(図5)。この年級群を93年群と呼ぶことにする。93年級群は雄の比率が著しく高く、ベヘレイは仔稚魚期に水温25°C前後を境にし水温の高い時は雄の比率がまた低いときは雌の比率が高くなることが明らかにされており (Strussmann 私信), この性分化期を高温状態で過ごしたことによってと思われる。この個体群は尾柄部が短縮した短躯状を示す個体が多い。93年級群の雄の成熟は1995年晩春から見られ、雌では秋となった。1995年秋には霞ヶ浦南岸に於て大型ベヘレイの群泳や跳ねる姿が観察され、産

卵群が湖岸に寄ったものと思われるが、その後の仔稚魚の採集は成功しなかった。しかし1996年9月頃より95年級群と思われるベヘレイが漁獲されている。

ベヘレイの食性は稚魚期には動物プランクトンやユスリカ幼虫等が多いが、成長に従ってエビや魚類が多くなり、体長15cm以上ではエビと魚、また20cmを越えるとほとんどが魚類となる(図6, 7)。

ベヘレイの遊泳域は夏期は中層曳きによるトロールで漁獲されるが 晩秋以降底引きに入る量が増加することから、底層を遊泳するようになるものと思われる。また湖岸域のみでなく、沖域にも広く分布し、ワカサギ分布と良く似ているように思われる。

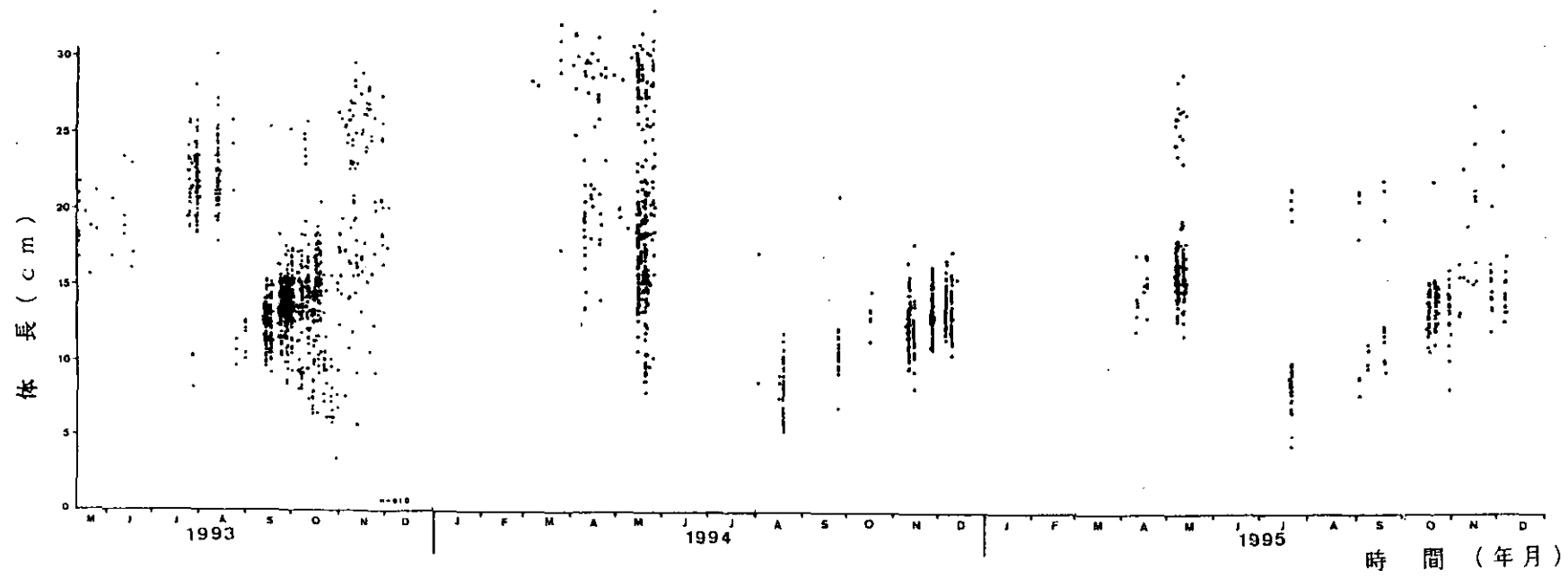


図5 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイ (*Odontesthes bonariensis*) の体長分布

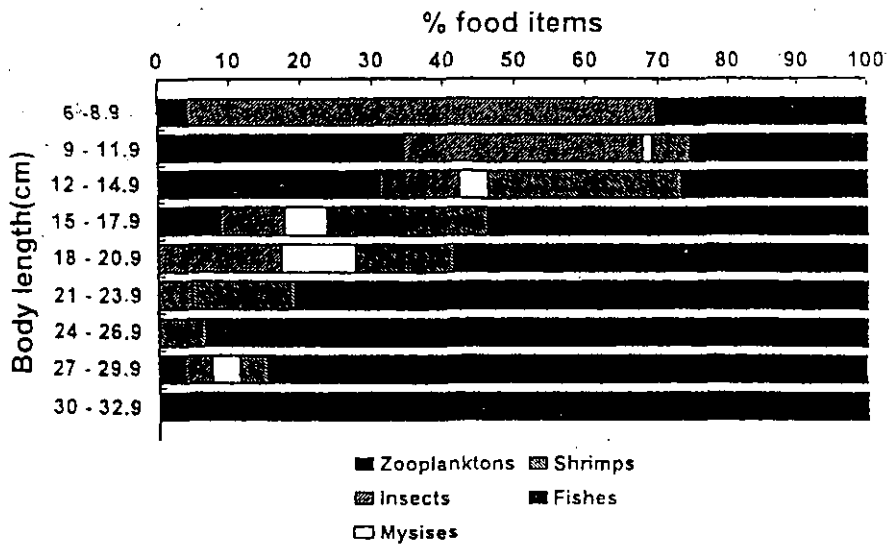


図6 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイの体長別食性変化

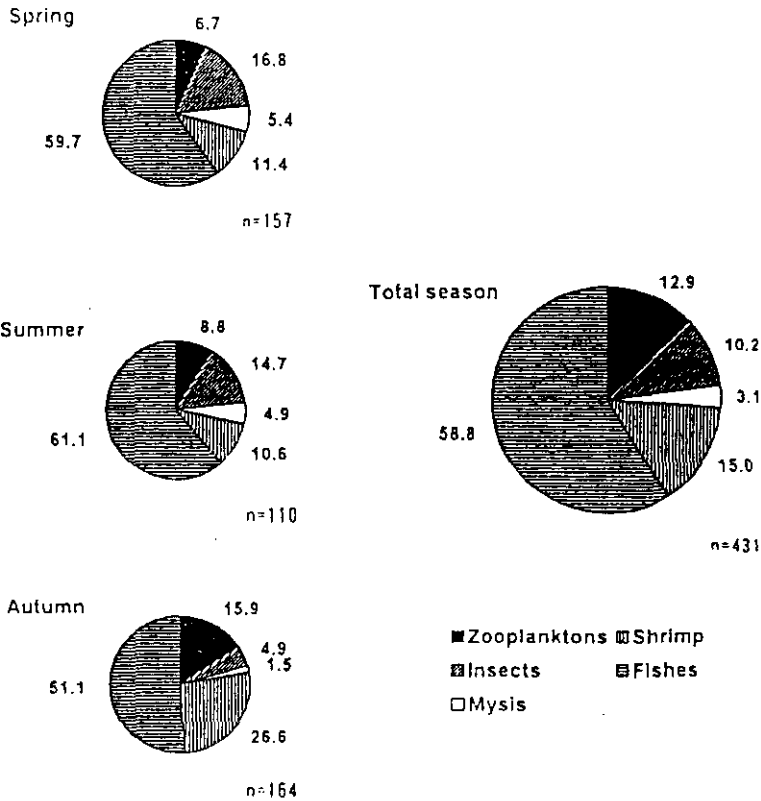


図7 霞ヶ浦で漁獲されたベヘレイの食性の季節変化

これからの霞ヶ浦のベヘレイは2年、または3年の豊凶の周期が繰り返され、夏期に産卵された年級群は雄の比率が高く、その子世代は必ずしも個体群密度は高くないものと思われるが、春に産卵された群では雌の率も高く、その子世代の個体群密度は高くなる可能性を持っている。

93年年級群では体長分布が比較的狭いが、1996年に観察された、95年年級群では体長分布が広がっている傾向を示し、1993年のように産卵群がある時期に集中せず、産卵群の分散が起きることによって豊凶の周期性は認められなくなり、常に湖内生態系に大きな影響を与える可能性があるだろう。また将来、季節による仔稚魚の生残率の違

いが産卵周期をある季節に集中させるかもしれない。

ベヘレイの食性から、肉食性で特に魚食性が高く、個体群密度が高いと湖内の魚類群集、ひいては生態系に与える影響は少なくないものと思われる。

霞ヶ浦では魚類の漁獲率が高く、ベヘレイにおいても

大型魚まで成長できる個体が少なく、商品価値のある大型魚にまで成長させることは難しい。将来の漁業管理や生態系管理における、重要種となる可能性が大きい。

霞ヶ浦のベヘレイの実体は産卵生態を始めとして、稚仔魚期の生態等明らかにするべき内容は多い。

霞ヶ浦における溶存態有機物の挙動

朴 濟哲¹, 相崎守弘², 福島武彦^{3,4}, 大槻 晃¹

(1東京水産大学, 2島根大学, 3広島大学, 4地域環境研究グループ)

1. はじめに

湖沼における富栄養化の現象は, 一般に栄養塩 (N, P) の流入増加による植物プランクトンの異常増殖を通しての有機物汚濁が起こす一連の水質悪化であることが知られている。こうした有機汚濁の起源としては, 陸域由来の外來性有機物と藻類, 水生植物, 堆積物など湖内で生成される内來性有機物とに大きく分けられる。しかし, 現在ある手法では, 湖内での有機物を区別することは極めて難しい。これまでは, 湖内での有機物を水中存在形態によって懸濁態と溶存態に分類し, その挙動を調べる手法が一般的に取られてきた。以前の報告によると, アメリカやヨーロッパの湖沼では POM/DOM 比が非常に低い値を示し, その割合は平均 POM:DOM が 1:10 程度と溶存態が TOC (Total Organic Matter) の大部分を占めていることが明らかにされている (Wetzel, 1983)。しかし, 日本の湖沼における POM/DOM比に関する情報, あるいは溶存態有機物に関する研究報告は少ない状況である。

生物地球化学的物質循環のなかで, 炭素循環は水界生態系における中心的循環であり, 地球温暖化の問題や富栄養化の問題とも関連し, 現在最も注目されている研究課題である。また, 水界生態系における炭素循環の内, 植物プランクトンにより固定, 生産される有機物の挙動は最も重要な部分であり, その有機物は微生物より分解され易いものと分解され難いものとに分類される。特に, 難分解性の溶存態有機物は湖沼における炭素プールとしてよく知られているが, その生成機構や挙動, 機能に関しては不明な点が多い (Meili, 1992)。

近年, 湖沼における溶存態有機物に関する研究は多く行われるようになった (Watanabe, 1984; Munster, 1985; Satoh and Abe, 1987; Schindler et al., 1992; Sondergaard and Broch, 1992; Sondergaard et al., 1995) が, 溶存態有機物の内, 難分解性の溶存態有機物は陸上起源が多いと考えられているため, 湖内での難分解性の溶存態有機物に関する研究は少ない (Tranvik, 1992; Geller, 1985, 1986)。また, 霞ヶ浦における溶存態有機物に関する研究あるいは難分解性の溶存態有機

物に関する研究はほとんど行われていない。

そこで, 霞ヶ浦における溶存態有機物の挙動を明らかにするため, その水平分布及びその季節変動を解析するとともに, 微生物分解実験及び分子量分画により難分解性の溶存態有機物を中心とした溶存態有機物の動態を調べた。

2. 調査地点及び実験方法

霞ヶ浦は, 表面積 177 km², 最大水深 7.2 m, 平均水深 4 m と水深が浅く, 湖水の滞留時間が約 200日と比較的長い停滞性水域であり, なだらかな湖盆形態をもつ富栄養湖で, 日本では琵琶湖に次ぐ第2番目に大きな湖沼である。その水域は高浜入りと土浦入りの2つの入り江, 湖心部の3つに分けられる。流入河川は大小 20数河川が存在し, この中で土浦入りに流入する桜川 (流域面積 350km²), 高浜入りに流入する恋瀬川 (213km²), 湖心域に流入する新利根川 (184km²), 小野川 (176km²) が大きく, その和は湖全体の流域面積の 1/2 以上を占める。湖水の流出は利根川のみで, 河口に設置した常陸水門を通し水位調整が行われている。霞ヶ浦は自然の富栄養化が進行しやすい湖であり, 特に1960年代の高度経済成長期に歩調を合わせ水質悪化が顕著となり, 1960年代後半には COD が 7mg l⁻¹ 台となり, 1979年には 11.3 mg l⁻¹ と高い値になった。同時に, 夏になると藍藻類が異常発生するようになった。その後, 水質保全対策が進み, 一時は COD が 7mg l⁻¹ まで改善されたが, 現在再び悪化傾向を示しており, 長期的な水質汚濁モニタリングが継続されている。

湖の調査は全域的に, 主に 7 地点 (St. 1, 2, 3, 7, 9, 11, 12) の採水地点を設け, 1992年10月から 1995年10月まで, 毎月1回の調査を行った。流入河川の調査は計 4 回 (1994年 5月, 8月, 11月, 1995年 2月), 高浜入りへ流入する園部川, 山王川, 恋瀬川, 天野川で, 土浦入りに流入する桜川, 新川, 花室川, 清明川, 湖心に流入する小野川, 高橋川で行った (Fig. 1)。水サンプルの採取は表層水を採水し, ガラス容器 (予め 450°Cで

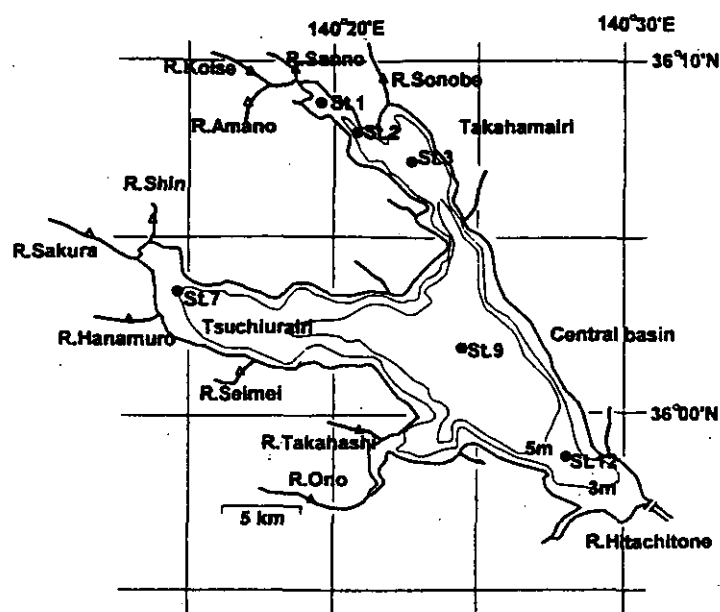


Fig. 1 Sampling stations in Lake Kasumigaura

焼いたもの) に入れ、低温状態にして実験室に持ち帰った。その後、予め 450°C で焼いた GF/F (Whatman社) フィルターでろ過した。そのろ液を溶存態有機物のサンプルとして、分子量分画及び、微生物分解実験を通して易分解性と難分解性有機物とに分画した。

3. 結果及び考察

3.1 DOC の水平分布及び季節変化

霞ヶ浦における T-DOC の季節変化及び水平分布を Fig. 2, 3 に示す。調査は高浜入り、土浦入り、湖心域で行った。各調査点における T-DOC 濃度の季節変動を見ると、高浜入りでは春・夏期に 2.1-5.3 mgC l⁻¹ (平均濃度 3.6 mgC l⁻¹)、秋・冬期には 1.6-3.4 mgC l⁻¹ (平均濃度 2.3 mgC l⁻¹)、土浦入りでは春・夏期に 2.4-4.5 mgC l⁻¹ (平均濃度が 3.5 mgC l⁻¹)、秋・冬期には 2.3-3.8 mgC l⁻¹ (平均濃度 3.0 mgC l⁻¹)、湖心域では春・夏期に 2.9-5.0 mgC l⁻¹ (平均濃度 3.8 mgC l⁻¹)、秋・冬期には 2.8-4.5 mgC l⁻¹ (平均濃度 3.5 mgC l⁻¹) であった。このように霞ヶ浦河川水の流入部における T-DOC 濃度は、春・夏期に高く秋・冬期に低くなる季節変動が観測されたが、湖心

域における T-DOC 濃度の季節変動はほとんど見られなかった。

降水量が多かった時期を除いて流入水中よりも流入部での T-DOC 濃度が高くなった理由として、流入水中の高い栄養塩 (N, P) 負荷による流入部での藻類の大発生 (Cyanobacteria blooming) による有機物生産が考えられる。しかし、2年間 (1992年 10月- 1994年 10月) の調査結果からは、霞ヶ浦における T-DOC 濃度は流入河川の流入部 (St.1 平均 2.7±1.0 mgC l⁻¹, St.7 平均 3.1±0.6 mgC l⁻¹) より湖心域 (St.9 平均 3.4±0.4 mgC l⁻¹) が全般的に高い値を示した。また、溶存態有機物の季節変動が流入河川の流入部より湖心域で小さいことは、流入部の溶存態有機物が湖心域に向かって流下するに従い分解されるため湖心域の溶存態有機物現存量に与える影響が少ないこと (Fukushima et al., 1996) と、湖心域では一次生産に伴い生成される溶存態有機物が少ないことが考えられる。T-DOC 濃度が流入河川より流入域で、流入域より湖心域で高くなっている結果から、霞ヶ浦においては DOC が一次生産以外にも湖内で生成されていることを示唆している。

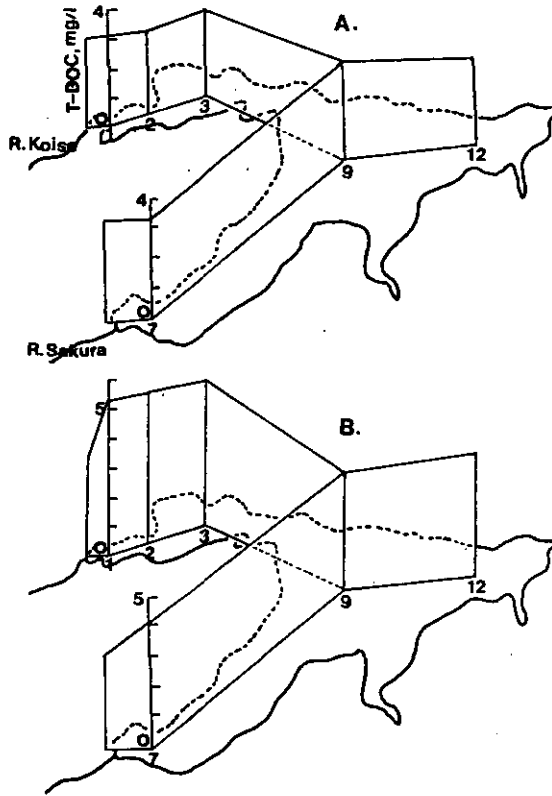


Fig. 2 Horizontal distribution of DOC concentrations in Lake Kasumigaura. A: May, 1994; B: August, 1994.

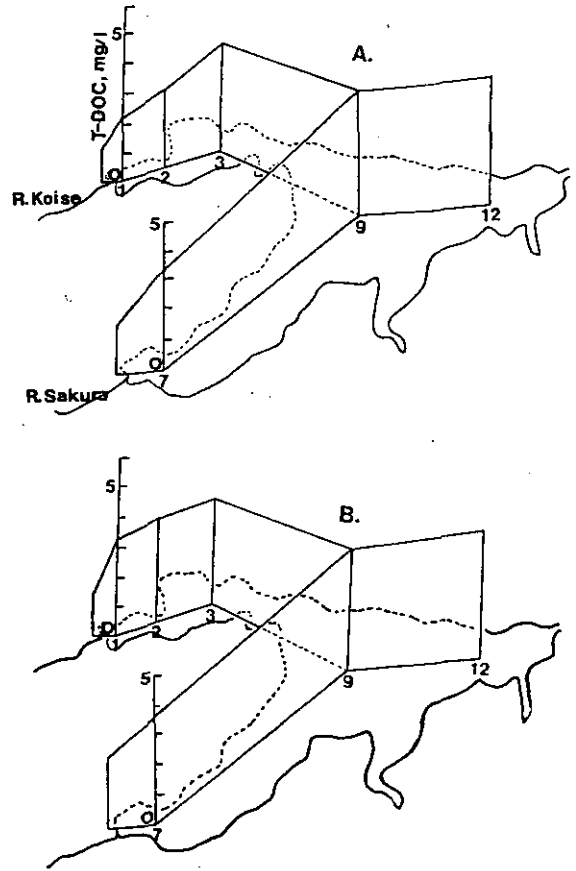


Fig. 3 Horizontal distribution of DOC concentrations in Lake Kasumigaura. A: November, 1994; B: February, 1995.

3. 2 湖心におけるT-DOC と R-DOC 分子量分画及びその動態

溶存態有機物の特性を知るため、微生物分解による L-DOC と R-DOC 分画及び分子量分画を行い、湖心域で分画した各々の画分から溶存態有機物の動態を解析した。1993年 7月から 1994年 7月までの湖心域の St. 9 と St. 11 における L-DOC と R-DOC 濃度変動は (Fig. 4), L-DOC が $0.2-0.5 \text{ mgC l}^{-1}$, R-DOC が $2.4-2.9 \text{ mgC l}^{-1}$ 程度と小さかったが、1994年 7月-8月を境として T-DOC 濃度が 1 mgC l^{-1} 程度大きく上昇した。増加した T-DOC の組成は、L-DOC が 0.6 mgC l^{-1} , R-DOC が 0.4 mgC l^{-1} であった。この DOC 上昇が何故に起こったかはまだ不明なままであるが、湖内で生成された可能性が高い。L-DOC と R-DOC は高い濃度を示した 5月 (1.2 mgC l^{-1}) を除くと、L-DOC が平均濃度 $0.5 \pm 0.2 \text{ mgC l}^{-1}$, R-DOC は平均濃度 $3.8 \pm 0.4 \text{ mgC l}^{-1}$ と変動は小さかった。湖心域

における L-DOC と R-DOC 濃度の季節変動は秋・冬期より春・夏期が若干高かったが、大きな季節変動は見られなかった。湖心域での L-DOC と R-DOC の構成比率を見ると、L-DOC が平均 15%, R-DOC が平均 85% を占めていることから、常に R-DOC が溶存態有機物の大きなグループになっていることが確認された。

1994年 7月-8月を境とした T-DOC 上昇時期から 1995年 10月まで DOC の分子量分画を行い、分子量分画の動態から溶存態有機物の変動を解析した (Fig. 5)。湖心域における DOC 分画の結果、1994年から 1995年にかけて L-DOC と R-DOC 濃度の変動は小さかったが、DOC の分子量分画が明らかに異なる挙動を示したことが観測された。T-DOC の上昇時期 (1994年 7月-8月間) での画分は高・中分子量からなる DOC が約 40%, 低分子量からなる DOC が約 60% を占め、低分子サイズの DOC が多く含まれていることが観測された。

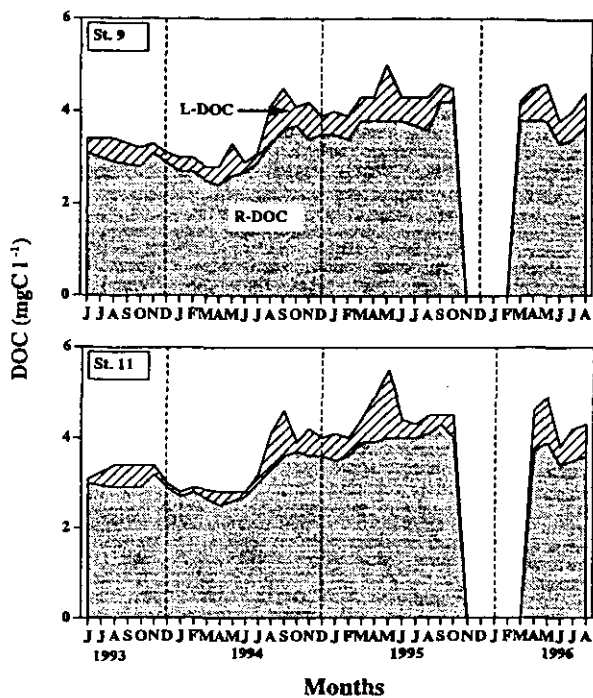


Fig. 4 Seasonal variations of L-DOC and R-DOC concentrations in St.9 and St.11 from June 1993 to August 1996.

DOCの上昇後、1995年5月を除いて調査終了まで T-DOC (L-DOC と R-DOC) 濃度の変動は小さかったが、DOC の分子量画分は 1994年と 1995年では異なる動態を示した。1994年は T-DOC の画分の内、高分子量が平均14%、中分子量が平均21%、低分子量が平均65%を占めたが、1995年には高分子量が平均30%、中分子量が平均23%、低分子量が平均47%を占めていた。1994年-1995年にかけて L-DOC と R-DOC 濃度はほぼ変わらず、DOC 分子量の組成だけが徐々に変化していたことが確認された。1995年の T-DOC 分子量画分は低分子量の DOC が大幅に減少し、高分子量の DOC が増加する傾向にあり、これは 1994年と逆の傾向であった。R-DOC の画分の変動も同様な傾向が見られた。以上の結果から、霞ヶ浦における内部生成の可能性が高い溶解態有機物として L-DOC と R-DOC の両方が考えられる。しかし、L-DOC は水中で微生物による吸収や分解等で消失されることから、水中の DOC 現存量への貢献度は低く、R-DOC が水中での炭素循環の中で、現存量の観点からみると最も重要な部分といえる。1994

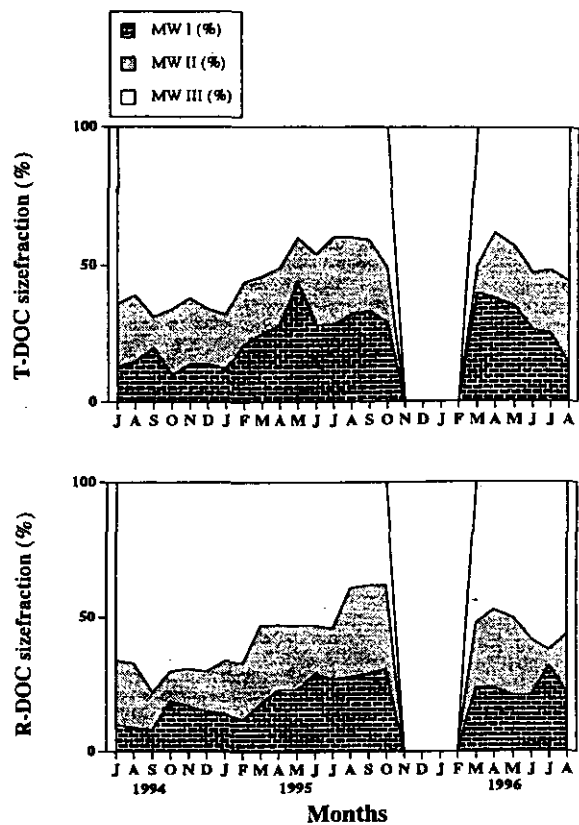


Fig. 5 Distribution of molecular weight(MW) sizefraction for T-DOC and R-DOC in St.9 from July 1994 to August 1996. MW I :MW>10000, MW II : 10000>MW>1000, MW III :MW<1000.

年 7月- 8月間に上昇した R-DOC の大部分は低分子量の DOC であり、その後 R-DOC 濃度の変動は小さかったが、分子量の変化は低分子量 DOC が徐々に減少し、高分子量 DOC の増加が目立ち、その値は約 2 倍も高くなった。

3. 3 霞ヶ浦における TOC の挙動

流入域と湖心域における全有機炭素 (Total Organic Carbon; TOC) 挙動を POC/DOC 比で表した結果が Fig. 6 である。全域での POC は春・夏期に藻類現存量の増加に伴って高くなり、秋・冬期に藻類現存量が再び減少すると低くなる季節変動であった。藻類現存量と深い関係をもつ POC の季節変動は、高浜入が $1.3-9.1 \text{ mgC l}^{-1}$ (平均濃度 4.9 mgC l^{-1}) で変動幅が大きく、土浦入りが $2.0-5.8 \text{ mgC l}^{-1}$ (平均濃度 3.6 mgC l^{-1})、湖心域が $2.4-5.6 \text{ mgC l}^{-1}$ (平均濃度 4.3 mgC l^{-1}) と小さかった。したがって、DOC より POC の変動によって TOC の挙動が決定される春・夏期には POC/DOC 比が1より大きく、秋・冬期になると POC より DOC が上回り POC/DOC

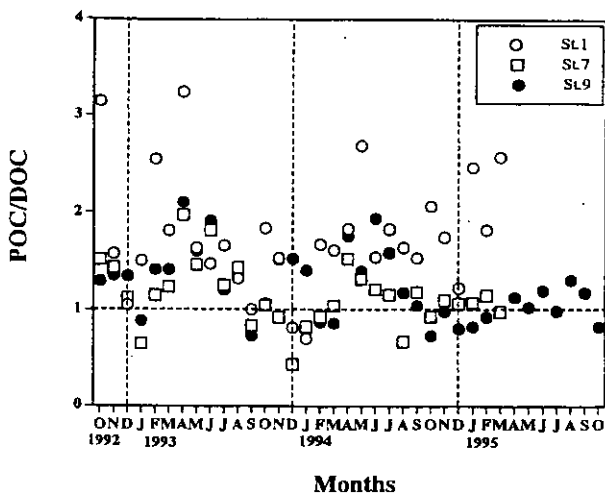


Fig. 6 Seasonal variations of POC/DOC ratio in Lake Kasumigaura

比が1以下になる傾向が示された。湖心域におけるPOC/DOC比は1994年7月までDOC濃度よりPOC濃度がほとんど上回るPOC/DOC比 >1 を示し、高いPOC濃度がTOCを増加させる原因となっていた。しかし、1994年7月以降はDOC濃度の大きな上昇が起こり、以前とは逆にPOC濃度よりDOC濃度が上回るPOC/DOC比 <1 を示した。この期間中POC濃度は平年並みの季節変動であり、結果としてDOCの増加がTOCを上昇させる原因となっていることが判明した。最近、このようにPOC/DOC比 ≤ 1 が続けて現われていることは、霞ヶ浦のTOC挙動に大きな変化が起きていることを示唆した。

4. まとめ

- 1) 霞ヶ浦におけるT-DOC濃度は、河川流入部から湖心に向かって徐々に増加する傾向を示した。この事実は、T-DOCが湖内で生成されることを示唆した。河川流入部付近では、夏期に濃度が上昇し、冬期には減少する季節変動を示したが、湖心部ではほとんど季節変動($4.3 \pm 0.6 \text{ mgC l}^{-1}$)は見られなかった。
- 2) 湖内におけるT-DOCの内、L-DOCの割合が10-20%、R-DOCの割合は80-90%を占め、この割合は大きく季節変動を示さなかった。他方、年間を通じて、湖内のR-DOCでは、中・低分子量画分が70-80%を占めていたが、流入河川水中のR-DOCでは低分子量画分が80%を占めており、河川のみが湖内R-DOCの供給源でないことを示唆し、その濃度が低いため、湖内のR-DOCの現存量に貢献する割合は比較的低いものであった。

3) 霞ヶ浦における全有機炭素(TOC)濃度の動態は、1994年まではPOC濃度によって変動したが、その以降はDOC濃度が変わっていることが明らかになった。

参考文献

- Fukushima, T., J. C. Park, A. Imai and K. Matsushige. 1996. Dissolved organic carbon in a eutrophic lake; dynamics, biodegradability and origin. *Aquatic Science* 58(2): 139-157.
- Geller, A. 1985. Degradation and formation of refractory DOM by bacteria during simultaneous growth on labile substrates and persistent lake water constituents. *Schweiz. Z. Hydrol.* 47: 27-44.
- Geller, A. 1986. Comparison of mechanisms enhancing biodegradability of refractory lake water constituents. *Limnol. Oceanogr.* 31: 755-764.
- Meili, M. 1992. Sources, concentrations and characteristics of organic matter in softwater lakes and streams of the Swedish forest region. *Hydrobiologia*, 229: 23-41.
- Munster, V. U. 1985. Investigations about structure, distribution and dynamics of different organic substrates in the DOM of lake Plubsee. *Arch. Hydrobiol./ Suppl.* 70: 429-480.
- Satoh, Y. and H. Abe. 1987. Dissolved organic matter in colored water from mountain bog pools in Japan. II. Biological decomposability. *Arch. Hydrobiol.* 111: 25-35.
- Schindler, D. W., S. E. Bayley, P. J. Curtis, B. R. Parker, M. P. Stainton and C. A. Kelly. 1992. Natural and man-caused factors affecting the abundance and cycling of dissolved organic substances in precambrian shield lakes. *Hydrobiologia*, 229: 1-21.
- Sondergaard, M. and N. H. Borch. 1992. Decomposition of dissolved organic carbon(DOC) in lakes. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.* 37: 9-20.
- Sondergaard, M., B. Hansen and S. Markager. 1995. Dynamics of dissolved organic carbon lability in a eutrophic lake. *Limnol. Oceanogr.* 40: 46-54.
- Tranvik, L. J. 1992. Rapid microbial production and degradation of humic-like substances in lake water. *Arch. Hydrobiol. Ergebn. Limnol.* 37: 43-50.

Watanabe, Y. 1984. Transformation and decomposition of photosynthetic products of lake phytoplankton. *Jap. J. Limnol.* 45: 116-125.

Wetzel, R. G. 1983. *Limnology*. Saunders Coll. Publ. Philadelphia, pp. 667-706.

琵琶湖湖水中の溶存有機物特性

今井章雄¹・福島武彦^{2,1}・朴 濟哲³・松重一夫¹

(1地域環境研究グループ, 2広島大学, 3東京水産大学)

1. はじめに

近年, 湖沼において, 流域発生源対策が行われているにもかかわらず, 湖水COD濃度が増大する傾向が観察されている。例えば, 中栄養湖である琵琶湖北湖では, 昭和59年を境として, 易分解性有機物指標であるBODは減少傾向にあるにもかかわらず, 湖水COD濃度は漸増している。流域からの流入COD負荷量が増大しているとは考えられず, また, 一次生産が上昇しているとも考えられない。何らかの難分解性有機物による新しいタイプの水質汚濁が顕在化したと考察される。

湖水中での難分解性有機物の蓄積は, COD環境基準達成対策の見直し, 湖沼生態系, 水道水源としての湖沼環境保全(トリハロメタン生成)に大きな影響を及ぼすと推察される。早急に, 難分解性有機物が漸増する原因を解明する必要がある。そのためには, 湖水有機物の特性や起源を理解することが肝要である。

本研究では, 溶存有機物の特性や起源を把握するアプローチとして, 疎水性-親水性, 酸性-塩基性の違いによる溶存有機炭素(DOC)分画手法を採用した。DOC分画手法は, 代表的な難分解性有機物であるフミン物質(疎水性酸)の分離に基づいたものである。

本研究の目的は, 琵琶湖北湖の湖水や琵琶湖流入河川水を対象としてDOC分画手法を適用し, 各分画成分の存在比や化学的特性を評価することにより, 本アプローチの有効性を検討することである。ここでは, 現在までに得られた結果および考察を報告する。

2. 実験方法

[サンプル] 琵琶湖北湖の環境基準点である今津沖中央(12B)と南比良沖中央(17B)の上層(0.5 m)と下層(88 m)から年4回サンプリングを行い, 凍結濃縮により3倍ほど濃縮した。琵琶湖流入河川水については, 日野川(工業系), 宇曾川(農業系), 米川(都市系), 安曇川(森林自然系)を選択し, 同様に年4回サンプル採取した。

[DOC分画実験] 非イオンマクロポラス樹脂(XAD-8),

陽イオン交換マクロポラス樹脂(Bio-Rad AG-MP-50)および陰イオン交換マクロポラス樹脂(Bio-Rad AG-MOP-1)を用いて, 湖水・河川水DOCを疎水性酸, 疎水性塩基, 疎水性中性物質, 親水性酸, 親水性塩基, 親水性中性物質に分画した(今井, 福島(1995), Thuman and Malcolm(1981))。

湖沼・河川水をろ過後(Whatman GF/Fフィルター), ろ液をDOC分画手法に供し, 各分画のDOC濃度と吸光度(UV at 260 nm)を, それぞれ, Shimadzu TOC-5000およびShimadze UV-2500PCにより測定した。

3. 実験結果及び考察

琵琶湖北湖湖水中のDOC成分としては疎水性酸(フミン物質)と親水性酸が卓越していた(図1)。特に, 親水性酸の存在比が大きかった。琵琶湖上層で採取されたサンプルは, 下層に比べて疎水性酸の存在比が大きく親水性酸のそれは小さい傾向が認められた。一方, 河川水のDOC分画による各分画分布は湖水とは大きく異なっていた。有機酸がメジャーな分画成分であることは湖水と同様であったが, 疎水性酸が親水性酸より卓越していた(図2)。また, 河川水によって, 各分画分布にかなりの違いがみられ, 特に自然系河川である安曇川では疎水性酸(フミン物質)の割合が極めて大きかった。

琵琶湖湖水において, UV/DOC比は親水性酸, 湖水DOC, 疎水性酸の順に高くなり, 疎水性酸は親水性酸の2倍の値を示した(図3)。疎水性酸(フミン物質)のUV/DOC比は17-19であり, 霞ヶ浦湖水中のフミン物質(>20, 今井(未発表))や泥炭由来の標準河川水フミン物質(Suwannee R.fulvic acid:40, McKnight et al.(1994))よりもかなり低い, 植物プランクトン由来のフミン物質(17, McKnight et al.(1994))に近い値であった。琵琶湖湖水中での植物プランクトンによる活動が湖水中の疎水性酸であるフミン物質の特性に影響を及ぼしていると示唆される。

河川水DOCのUV/DOC比は湖水DOCのそれよりも約60%も高かった。これは, 河川水の場合には, 比較的にUV吸収

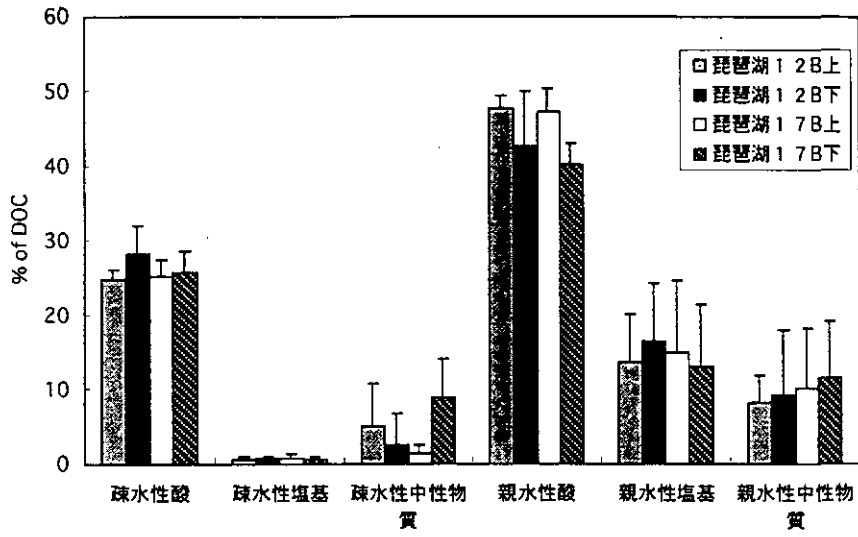


図1 琵琶湖湖水のDOC分画

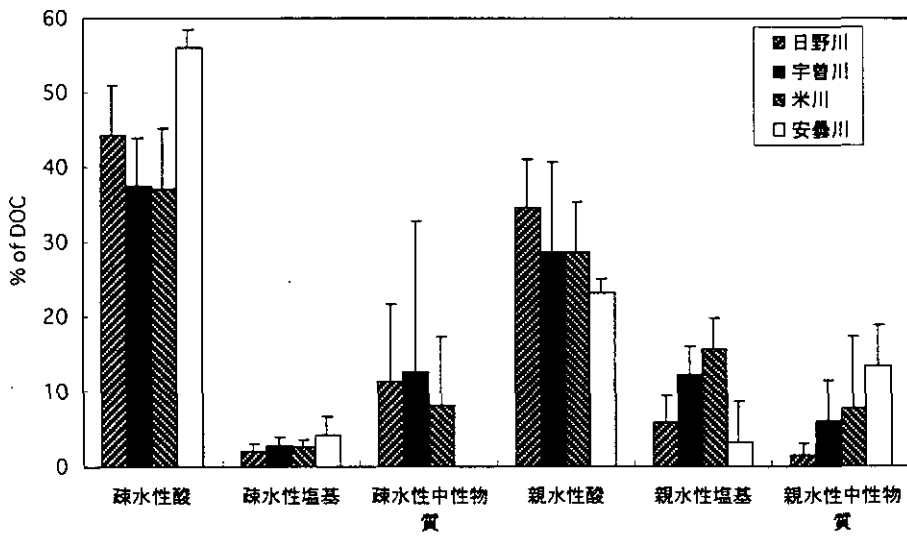


図2 琵琶湖流入河川水のDOC分画

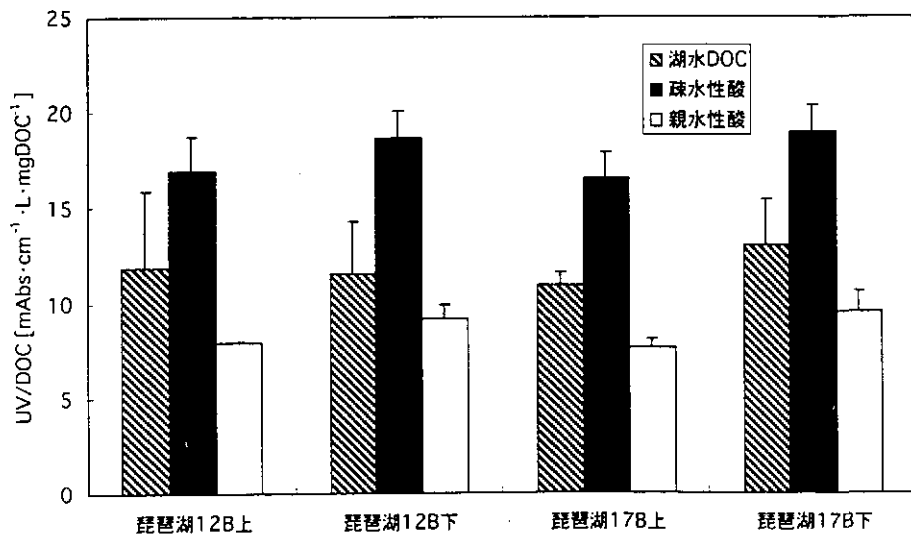


図3 琵琶湖湖水のUV/DOC比

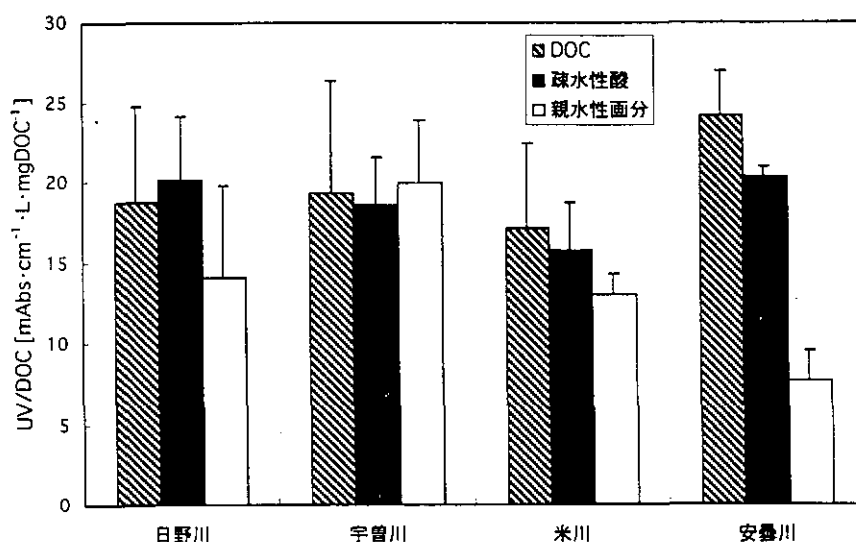


図4 琵琶湖流入河川水のUV/DOC比

能の高い疎水的な有機物が河川水DOCの主要なコンポーネントであることを示すと考えられる。河川水疎水性酸のUV/DOC比は湖水疎水性酸と比較すると若干高いが、自然系河川である安曇川を除いて、顕著な違いは認められなかった。親水性分画のUV/DOC比は、安曇川を除いた3河川（特に農業系河川の宇曾川）で湖水よりもかなり高かった（図4）。親水性分画のUV/DOC比が疎水性酸と同程度の高い値をとることを既存の知見によって説明することは難しい。現在、分画手法を含めてこの要因について検討中である。

以上の結果より、湖水と河川水、あるいは起源の異なる河川水では、DOC分画分布および各画分のUV/DOC比はかなり異なることが明らかとなった。従って、起源の明らかに異なるサンプル（例えば、生活雑排水、下水処理水、植物プランクトン代謝物、田面水等）について本研究の手法を適用しデータを比較検討することにより、DOC分画分布および各画分のUV/DOC比という特性が起源的情報と結びつくのではと示唆される。

4. まとめ

[1] 琵琶湖湖水および琵琶湖流入河川水に疎水性－親水性、酸性－塩基性の違いに基づいた溶存有機炭素(DOC)

分画手法を適用した。

[2] 琵琶湖および琵琶湖流入河川水のDOC成分としては、有機酸が卓越していた。湖水では親水性酸、河川では疎水性酸（フミン物質）が優占した。

[3] 琵琶湖湖水のフミン物質のUV/DOC比は、霞ヶ浦湖水フミン物質や泥炭由来河川水フミン物質よりかなり低く、植物プランクトン由来のフミン物質に近い値を呈した。

[4] 琵琶湖流入河川水のUV/DOC比は湖水よりも約60%高かった。河川フミン物質のUV/DOC比については、琵琶湖湖水よりは若干高いが顕著な違いは認められなかった。

参考文献

- 今井章雄, 福島武彦 (1995): 湖水有機物の化学的分画手法. 土木学会第50回年次講演会概要集, II-B, pp.1314-1315.
- McKnight, D.M., Andrews, E. D., Spaulding, S. A. and Aiken, G. R. (1994): Aquatic fulvic acids in algal-rich antarctic ponds. *Limnol.Oceanogr.*, 39, 1972-1979.
- Thurman, E. M. and Malcolm, R. L. (1981): Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environ. Sci. Technol.*, 15, 463-466.

湖沼の有機汚濁指標

福島武彦^{1,3}・相崎守弘²・松重一夫³・今井章雄³

(1広島大学, 2島根大学, 3地域環境研究グループ)

1. はじめに

日本の湖沼, 海域における生活環境に係わる環境基準項目として, 過マンガン酸カリウム法によるCOD (以下COD(Mn)) が採用されて25年以上が経過しようとしている。従来から, 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) 河川では基準項目がBODであり, 水域の一律管理ができない, 2) 酸化率が低く, 水域の有機物総量を表す指標ではない, 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く, 測定値のばらつきが大きい, 5) 外国であまり使用されていない, などの問題点が指摘されてきた。

しかし, それに代わる候補の重クロム酸カリウム法によるCOD (COD(Cr)), 全有機態炭素量 (TOC), 全酸素消費量 (TOD) はそれぞれに問題を抱えていたため, COD (Mn)が指標として採用されてきた。

しかし最近, TOCの測定がかなり簡便, 高精度になってきている。このため, まず湖沼流域の各種サンプルを溶存態, 懸濁態に分け, COD(Mn), 有機態炭素濃度を比較するとともに, 生分解性試験を組み合わせ, そうした測定値の意味を考察する。次に, 過去のCOD(Mn)データを生かす方法として, COD(Mn)から有機炭素濃度を推測する方法を検討する。最後に, これらの情報をもとに, 今後の有機汚濁指標のあり方を議論する。

2. 方法

霞ヶ浦, その流入10河川, 及び流域の6種類の発生源で採水を行った。また, 琵琶湖, 長野県の21湖沼で採水した。また, 内部生産由来の有機物の特性評価を目的として, 2つの屋外実験池とその流入水に対して, 夏期に採水を行った。

水サンプルは実験室に持ち帰り後, Whatman GF/Fグラスファイバーろ紙 (poresize 約0.7 μ m) でろ過し, ろ紙は100°Cで, 2時間以上乾燥し, ろ液は3°C以下で保存した。その後数日以内に, ろ過前 (トータル; T) 及びろ過水 (溶存態; D) サンプルのCODを過マンガン酸カリウム, 酸性法で測定した (TCOD, DCOD; JIS K 0102に準拠,

(Mn)は省略)。乾燥後のろ紙はCHNコーダー(柳本MT-800)を用いて懸濁態 (P) 炭素濃度 (POC) を測定した。また, ろ液は2規定HClを添加しpHを2程度に下げた後, 高感度触媒を搭載した島津TOC-5000により溶存態有機炭素濃度 (DOC) を測定した。また, 一部の溶存態サンプルについては生分解性試験を行った。すなわち, ろ過後のサンプルをガラス容器につめ, 20°C, 暗, 静置の状態では100日間培養し, その後DOCを測定し, その値を難分解性画分 (Refractory; R-DOC) とし, DOCとの差を易分解性画分 (Labile; L-DOC) とした。

また, 上記とは別に, TCODと全有機炭素濃度TOCの測定結果が公表されている霞ヶ浦, 手賀沼, 琵琶湖のデータを解析に利用した。

3. 結果と考察

3.1 COD(Mn)と有機炭素濃度との関係

それぞれの水域で, DCODとDOCならびにPCODとPOCの間にかかなり高い相関関係が得られたが, 回帰式の係数, あるいは比の平均値は各水域ごとに有意に異なっていた (表1)。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, 懸濁態とも両者に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, 両者の関係は水域ごとに違っていると考えられる。

また, COD(Mn)/有機炭素濃度の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, 溶存態で高く, 懸濁態で低い (図1)。また, CH₂Oで表現されるような有機物の2.67, 植物プランクトン平均組成の有機物 (C₁₀₈H₂₆₃O₁₁₀N₁₆P) 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。

3.2 COD(Mn)と生分解性

図2には各水域ごとにL-DOC/DOCとDCOD/DOCとの関係を示す。L-DOC/DOCは生分解有機物の割合を, 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。

表1 各水域におけるDOCとDCOD, POCとPCOD, TOCとCODとの相関関係

		r^2	a	b	n	COD/OC	comments
DOC vs D-COD	L. Kasumigaura	0.661***	0.55	1.10	96	1.29±0.22	4 stations, 24 sampling times
	Inflow rivers into L. Kasumigaura	0.892***	0.43	1.00	40	1.15±0.12	10 inflow rivers, 4 sampling times
	L. Biwa (North basin)	0.922***	-1.66	2.49	18	1.35±0.11	2 stations, 3 depths, 3 sampling times
	Lakes in Nagano pref.	0.923***	-0.55	1.59	21	1.22±0.22	21 lakes
	Outdoor experimental ponds	0.923***	-1.50	1.73	18	1.40±0.12	ponds & inflow, 6 sampling times
POC vs P-COD	L. Kasumigaura	0.914***	0.14	0.89	96	0.93±0.12	4 stations, 24 sampling times
	Inflow rivers into L. Kasumigaura	0.457***	0.28	0.86	40	0.94±0.46	10 inflow rivers, 4 sampling times
	Outdoor experimental ponds	0.952***	0.34	0.53	18	0.58±0.54	2 ponds & inflow, 6 sampling times
TOC vs COD	L. Kasumigaura (Takeumaoki)	0.926***	0.36	1.20	108	1.27±0.12	1984, 1 - 1992, 12; every month
	L. Kasumigaura (Takasakioki)	0.923***	0.28	1.21	108	1.25±0.14	1985, 1 - 1992, 12; every month
	L. Kasumigaura (Center)	0.870***	0.80	1.10	108	1.25±0.12	1986, 1 - 1992, 12; every month
	L. Kasumigaura (Kamagayaoki)	0.884***	0.90	1.09	108	1.25±0.12	1987, 1 - 1992, 12; every month
	L. Teganuma	0.634***	5.30	0.65	36	1.02±0.24	1984 - 1986
	L. Teganuma	0.470***	5.55	0.81	36	1.29±0.28	1987 - 1989
	L. Teganuma	0.678***	2.95	1.03	36	1.32±0.21	1990 - 1992

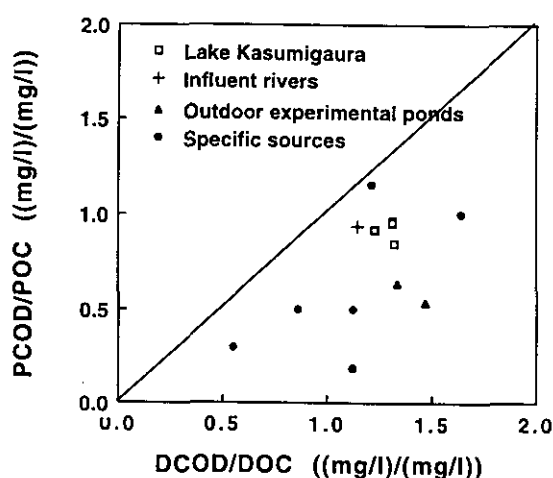


図1 DCOD/DOC vs. PCOD/POC

生活雑排水, 水田を除く発生源, 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。この主要な原因として, 生活雑排水に多量に含まれるLAS等の化学物質が考えられる。すなわち, 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。

以上から, 図2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。すなわち, 多様な水域から見ると, 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。

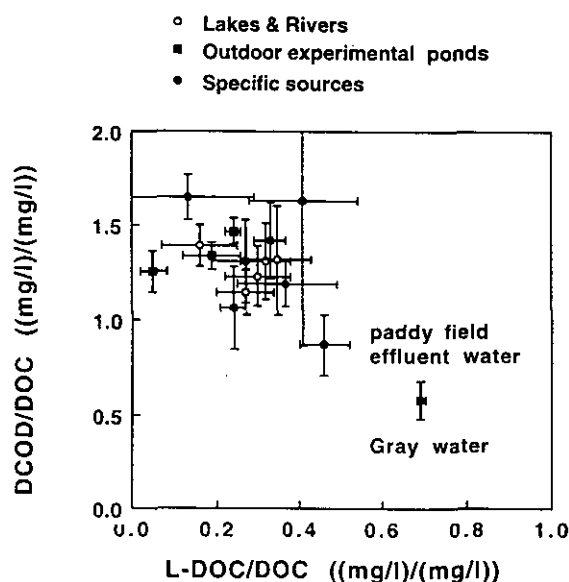


図2 Labile DOC/DOC vs. DCOD/DOC

3.3 過去のTOC値の推測

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する。

まず, 3.1 に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

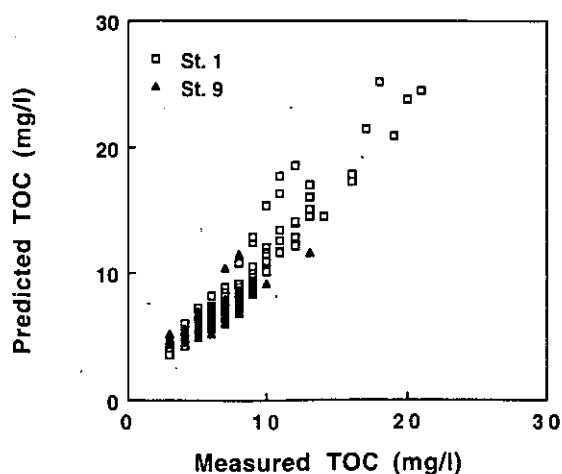


図3 溶存態、懸濁態それぞれでのTOCとCODとの関係から予測されたTOC値と実測TOC値の比較(霞ヶ浦)

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3には、建設省が1984-1992年間に霞ヶ浦の高浜入り (St. 1)、湖心 (St. 9) で測定したDCOD、PCODをもとに、この地点で著者らが得たDOC - DCOD、POC - PCODの関係 (1992年10月-1994年9月の2年間; 高浜入り; $DOC = 0.407 + 0.657 \times DCOD$, $POC = 0.373 + 1.076 \times PCOD$, 湖心; $DOC = 2.357 + 0.231 \times DCOD$, $POC = 0.805 + 0.853 \times PCOD$; 単位はすべて $mg\ l^{-1}$) 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0.963、湖心で0.873と、COD(Mn)とTOCのそれ、高浜入りで0.961、湖心で0.933と比べ大差ないが、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) であり、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年間の相関関係だけで得られた式を用いて、こうしたよい相関関係を得られたのは、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。

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、著者らの1992 - 1994年間の測定値から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4には湖心での結果を示すが、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0.961, 0.941と

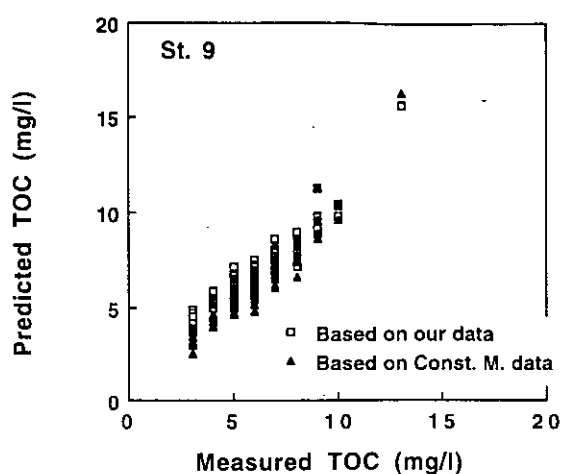


図4 トータルのTOCとCODとの関係から予測されたTOC値と実測TOC値の比較 (霞ヶ浦)

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の結果を同じ図に示すが (湖心のみ)、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。予測値/実測値が前者で高いのは、著者らと建設省でのTOC、DOCの測定方法に差があることが原因している可能性がある。後者はかなりよい予測になっていて、先程と同様、COD(Mn)とTOCとの関係がこの10年間であまり変化していないことを意味する。

しかし、同様な解析を手賀沼、琵琶湖で行ったところ、期間により相関係数、相関式が変化することがわかった。すなわち、こうした水域ではこの10年間に有機物の内容が変化した可能性が強い。

3.4 今後の有機物指標について

指標項目の選定にあたって考慮すべき観点としては、(1) 内容の意味するものの明白さ、(2) 操作性、(3) 管理への応用性、等が考えられる。

(1) 内容の意味するものの明白さ

TOCは有機炭素濃度であり、有機物総量を表すには最適な指標である。これに対しCOD(Mn)は3.1に述べたように酸化率が低いため、有機物総量をかなり過小評価することになる。また、酸化率が一定であれば、それを補正することが可能であるが、酸化率は溶存態、懸濁態で、また水域ごとに、異なっている。さらに、COD(Mn)は生物学

的に分解されやすい有機物量を表現しているという見方もあるが、生活雑排水等には当てはまらない。

(2) 操作性

操作性に係わる因子としては、サンプル採取のし易さ、代表性、測定に要する機器、費用、時間、そして測定の精度、再現性などがある。COD(Mn)、TOCともサンプル量としては100 ml程度であり、サンプル採取に特に問題はない。TOC (DOCも) の場合には機器への注入量が0.1 ml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砕器で粉碎し、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。

次に必要な機器であるが、COD(Mn)には温浴装置、TOC (DOC) は燃烧酸化-赤外線式TOC計 (JIS K0102 22) が挙げられる。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。

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ため、人手を要しない。このため、長期的にみると人件費の節約が可能である。

最後に、測定精度であるが、まず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。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。しかし、最近では後者の誤差は少なくなっている。

(3) 管理への応用性

内海を除く海域では、相互比較のために他国の指標との一致が望まれるが、COD(Mn)は日本、韓国など少数の国

が採用しているだけである。TOCはECなどで基準化が検討されている段階であり、管理指標として採用例はない。しかし、研究では全球的な観測に利用されている。

次に、1. に述べたように、COD(Mn)は希釈の程度によって分析結果が異なることが多くの研究者から報告されている。すなわち、このことは指標として線形性に欠けていることを意味し、総量規制などの管理には極めて不都合である。

一方、COD(Mn)は過去25年にわたり基準項目として利用され、膨大な情報の蓄積がある。しかし、3.3 に示したように各水域ごとにはTOCとCOD(Mn)は高い相関関係があるので、数年間両項目の同時測定を行えば、過去のCOD(Mn)データをTOCに換算することが可能であり、それが無駄になるわけではない。

以上をまとめてみると、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、過去の測定データの利用など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といえよう。

4. 最後に

河川においてもBODの不適切性が叫ばれており、水域の生活環境項目の見直しは避けられない状況にある。今後は速やかに、COD(Cr)も含めて各指標の特質の比較検討が行われることを望む。

謝 辞

長野県衛生公害研究所の小沢秀明氏、滋賀県には貴重な水サンプルならびにCODデータを提供頂いた。また、茨城県霞ヶ浦流域下水道事務所、茨城大学農学部黒田久雄氏にはサンプル採取にご便宜頂いた。記して謝意を表します。

霞ヶ浦におけるメタン酸化

— 5年間の調査でわかったこと —

内海真生¹・野尻幸宏²・中村岳史³・野沢岳史⁴

(1筑波大学, 2地球環境研究グループ, 3東京水産大学, 4(株)環境研究センター)

1. はじめに

近年、メタンを含む温室効果気体による地球温暖化が世界的な問題となって以来、メタンの主要な発生源として考えられている水域（沼地、湿地、氾濫原、ツンドラ、湖沼など）についての研究が盛んに行われている。発表者らは、これまで、メタンの天然水域からの放出量の見積もりを行うことを目的として、栄養度や湖沼型の異なる湖沼について水中のメタン濃度の測定を継続してきた。その中でも、世界的に見てもほとんど調査が行われていない湖沼形態である、浅くて成層しない湖・霞ヶ浦について、1990年から1996年にかけての計6年間にわたり、湖全域にわたる詳細な調査を継続して行った。また、メタン消失経路の一つである、水中内でのメタン酸化についても、91年からの5年間、同様な調査を行ってきた。今回は霞ヶ浦での調査のまとめの一つとして、霞ヶ浦水中でのメタン酸化について5年間の継続的な調査によって明らかになったことを報告する。

2. 方法

霞ヶ浦水中におけるメタン酸化については、91年以降、毎月1回環境研が行っている霞ヶ浦全域調査に同行して（夏季から秋季は月2回以上、独自に調査した年もある）、高浜入（Sta. 3）および湖心（Sta. 9）において調査を行った（図1）。メタン酸化速度測定用サンプルは、水深0.5mの湖水を気密性に優れたGo-Flo採水器を用いて採水した後、直ちに10数本のガラスバイアルビンに分取、密封して、現場水温、暗所条件でインキュベートを行った。その後、一定時間毎に2本のバイアルビンを取り出し、塩化第二水銀溶液を加えてビン内のメタン酸化活性を止めてから、ビン内の溶存メタン濃度を自動気体濃縮装置を備えたメタン分析計で測定した。この測定法の測定精度は、霞ヶ浦湖水サンプルに対して±0.6%程度である。インキュベートバイアルビンの溶存メタン濃度の経時変化から、メタン酸化活性の指標としてメタン酸化速度を求めた（図2）。

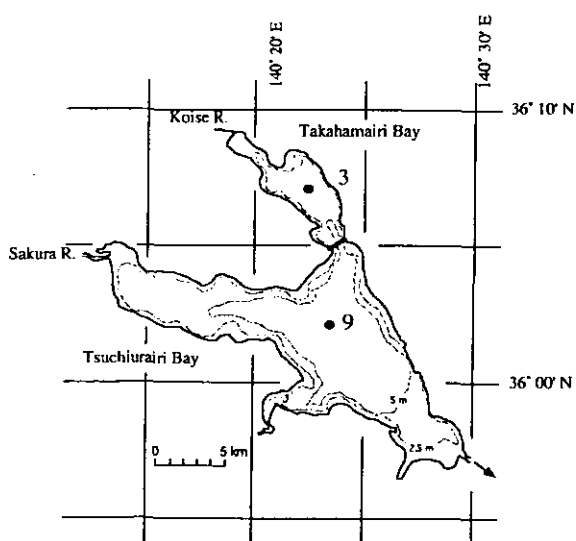


図1 霞ヶ浦における調査地点

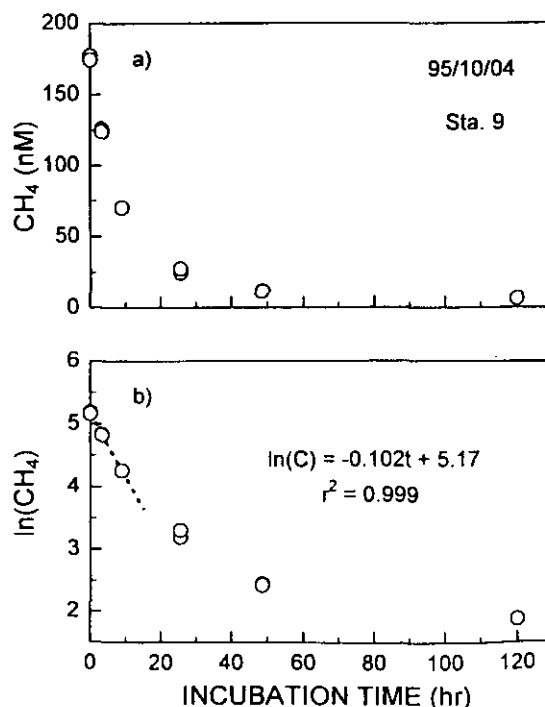


図2 バイアルビン中の溶存メタン濃度の経時変化

メタン酸化速度の制限要因となると考えられる湖水の各種環境要因（水温、D₀、栄養塩濃度等）についても同時に測定を行った。

3. 結果と考察

3.1 メタン酸化速度の季節変動

高浜入 (Sta. 3) と湖心 (Sta. 9) それぞれにおけるメタン酸化速度の経時変化を図3に示す。どちらのステーションにおいても、メタン酸化速度には冬季から春季の低速度期、夏季から秋季にかけての高速度期という明瞭な季節変動を持つことが明らかとなった。また、酸化速度は年間で3桁の振幅幅を持つ変動であることもわかった。メタン酸化速度の逆数から求めることができる湖水中メタンの滞留時間は、秋季には半日以下であり、霞ヶ浦湖水の滞留時間 (0.6年) と比べ非常に短い時間であることも判明した。

メタン酸化速度に現場の溶存メタン濃度をかけて求められるメタン消費速度も、4月の極小値、9月の極大値をもつ周年変動を示した。

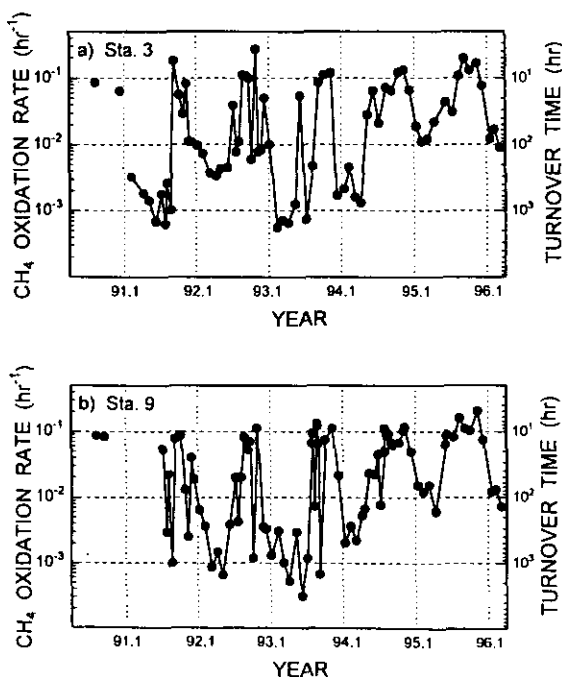


図3 霞ヶ浦におけるメタン酸化速度の変化

3.2 霞ヶ浦水中でのメタン酸化活性の制限要因

これまでの研究から、メタン酸化活性の制限要因として水温、溶存酸素濃度、溶存メタン濃度、DIN濃度等があることが明らかになっている。そこで、各ステーションのメタン酸化速度とこれら環境要因との関係について統計学的解析を行ったところ、これら全ての要因との間に統計的に有意な関係を見いだすことはできなかった。これは、霞ヶ浦のような底泥表層まで酸化的な湖では、メタン酸化活性の最も高い酸素躍層の場所が底泥表層に存在していることが原因していると考えられた。つまり、水中のメタン酸化菌は底泥表層が強い波浪により攪拌された結果舞い上がり浮遊状態で存在しているもので、その活性は水中の各種環境要因よりも、嫌気的な底泥深層で起こっているメタン生産速度に依存した変動を示しているからといえる。このことは、各ステーションにおける月別の平均メタン濃度とメタン消費速度の変動からも示唆された (図4, 5)。

3.3 霞ヶ浦のメタンサイクル

霞ヶ浦における溶存メタンの2つの消失経路である、大気への放出量とメタン酸化による消失量の月別変化と、2つの経路から求めることができる霞ヶ浦の溶存メタンの平均滞留時間について表1に示す。酸化活性の低い2月から4月までは、溶存メタン消失の主要な経路は大気への放出であったが、その他の期間についてはメタン酸化が主要な消失経路であった。年平均にすると、酸化によるメタンの消失は全消失の4分の3を占める主要経路であることが判明した。また、溶存メタンの滞留時間は最も遅い2月でも4日でしかなく、霞ヶ浦湖水の滞留時間(220日)と比べて非常に短く、メタンサイクルには湖水の移動はほとんど影響を与えないことが明らかになった。

4. まとめ

霞ヶ浦のような湖の水中でもメタン酸化が活発に起こっていること、またその速度の変動に明瞭な季節性があることが明らかになった。水中でのメタン酸化は、霞ヶ浦において大気へのメタンの放出を減少させる重要な役割を担っていることが明らかになった。

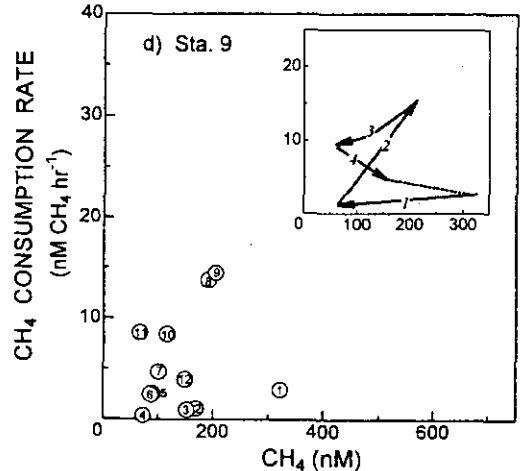
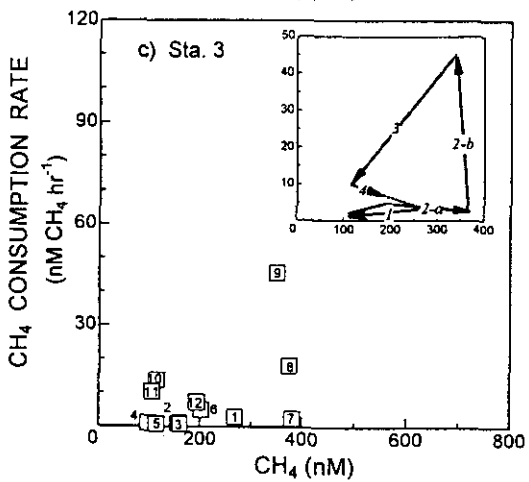
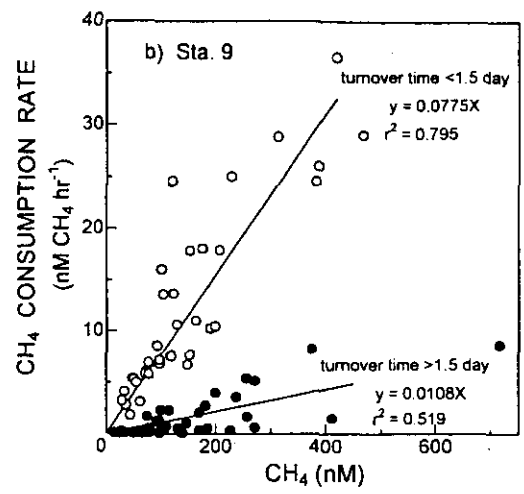
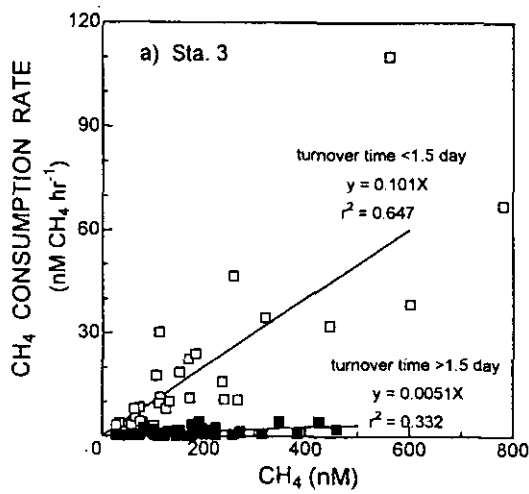


図4 溶存メタン濃度とメタン消費速度との関係 (Sta.3)

図5 溶存メタン濃度とメタン消費速度との関係 (Sta.9)

表1 霞ヶ浦におけるメタン消費速度，大気へのメタン放出速度並びに湖水溶存メタンの滞留時間の変化

Month	Oxidation	Emission	Turnover time
	(mg CH ₄ m ⁻² day ⁻¹)		
Jan.	4.4 ± 4.0	2.6 ± 1.5	3.0
Feb.	1.4 ± 0.9	2.1 ± 1.8	3.7
Mar.	1.2 ± 1.5	2.7 ± 1.1	2.9
Apr.	0.6 ± 0.6	1.9 ± 0.8	2.2
May	1.4 ± 1.9	3.1 ± 0.8	1.9
Jun.	4.9 ± 6.2	3.7 ± 1.6	1.0
Jul.	6.2 ± 5.9	4.5 ± 6.4	1.2
Aug.	48.2 ± 51.5	12.0 ± 7.1	0.4
Sept.	37.0 ± 19.6	10.8 ± 4.8	0.4
Oct.	19.0 ± 8.9	4.5 ± 1.6	0.5
Nov.	15.9 ± 14.1	1.1 ± 0.6	0.3
Dec.	7.2 ± 3.1	1.9 ± 1.4	1.3
annual average	12.3 ± 15.5	4.2 ± 3.5	1.6

平均値 ± standard deviation of inter-annual variation

G I S を用いた阿見町水質管理システムの開発

松重一夫¹・相崎守弘²・三浦真吾²・伊藤春樹³・工藤祐治³

(1地域環境研究グループ, 2島根大学, 3聚文化研究所)

1. はじめに

霞ヶ浦の水環境保全は私たちの生活環境と密接に結びついた重要な課題であるが、環境基準の指定以来、生活環境に係わる基準の達成率の向上はあまり見られず、アオコの発生などによって利水や親水性に多くの障害をもたらしている。

従来から、工場排水規制や各種点源対策を中心とした排水対策を施すことにより、汚濁の進行は抑えることが出来つつあるが、さらなる改善は従来の手法のみでは困難である。きめ細かな対策を施していく上では精度の高い地域情報の集積が不可欠であり、これらの情報に基づいた流域管理が必要な段階に至っている。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が、これからの流域管理を行う上では、地図情報と数値情報が結びついた地理情報システム(G I S)を利用することが効果的な管理のために必要である。地理情報システムは情報量が膨大になるため従来は大型計算機でしか扱えなかったが、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た。このことは一部の専門的な知識の持ち主だけに可能であった流域管理システムの取り扱いが、一般の人々にも広く利用可能な状況に近づいていることを示している。

2. システムの概要

この流域管理システムは、市町村単位で管理可能な、パーソナルコンピュータを用いた地理情報システムで、霞ヶ浦の流域市町村の1つである茨城県稲敷郡阿見町を対象として構築したものである。ここでは、精度の高い地域環境情報の集積を行うとともに、水質汚濁に結びつく汚濁負荷の把握とその管理手法など地域特性の整理を行えるようにした。

このシステムは、表計算ソフトと地理情報システム上に収録した地図情報を組み合わせて構築した。使用したパーソナルコンピュータは現在では汎用的なもので、メモリー容量が少し大きな程度のもので十分稼働すること

が可能である。収集した各種情報は次のようものである、数値情報は1)国勢調査区別人口及び土地利用面積、2)家庭排水処理形態別利用者人口、3)井戸水の水質分析値、4)河川水質観測値、5)霞ヶ浦条例に基づく届け出事業場情報、地図情報は1)都市計画白図、2)行政区図、3)河川水路図、4)下水道整備区図、5)上水道整備区図、6)農業排水整備区図、7)土地利用現況図、8)都市計画図、9)小中学校区図、10)流域界図である。これらの収集した情報は国勢調査区を基本単位として整理した。国勢調査区は阿見町全体で643に区別されていたが枝番号は統合して全体を235に区分した。地形図から河川の流域界を作成し全体を16の小流域に区分した。地図情報は河川水路図を除いてすべてポリゴン化し数値情報データベースとリンクさせた。数値情報データベースと一致しないポリゴンに対する情報については、複数のポリゴンにまたがるデータは面積按分を行い、また、同一ポリゴンに含まれる複数の数値データは加算した。

3. 負荷量計算の方法

生活系排水負荷は、し尿の処理形態別人口を集計して各々の原単位を乗じて算定した。基本となる人口は、国勢調査区内の人口を都市計画基本調査データから求めた。下水道人口は、 $\{(\text{下水道整備面積}/\text{国勢調査区面積}) \times \text{国勢調査区人口} \times 0.8\}$ とした。単独浄化槽使用人口及び合併処理浄化槽使用人口は浄化槽設置者台帳から求め国勢調査区別に集計した。農業集落排水処理人口は $\{(\text{農業集落排水処理面積}/\text{国勢調査区面積}) \times \text{国勢調査区人口}\}$ とした。し尿くみ取り人口は(国勢調査区人口-下水道人口-単独処理人口-合併処理人口-農業排水処理人口+小規模事業所人口)から求めた。事業所人口は、浄化槽設置者台帳から50人槽以上の単独処理浄化槽及び合併処理浄化槽を集計した。小規模事業所は、処理形態別人口が定住人口を超える場合、その差分を小規模事業所人口とした。昼間移入人口は事業所人口+小規模事業所人口とした。

国勢調査区における生活系発生負荷量は、国勢調査区

人口+昼間移入人口にCOD、窒素およびリンの発生原単位を乗じて求めた。

生活系の排出負荷量は、し尿処理形態別人口に処理形態別の排水原単位を乗じて求めた。単独し尿処理浄化槽使用者の場合は{単独し尿処理浄化槽使用人口×(単独処理浄化槽排水原単位+生活雑排水原単位)}、合併処理浄化槽の利用者の場合は(合併処理浄化槽使用人口×合併処理浄化槽排水原単位)、下水道利用者は下水道処理場からの排水となるためゼロとした。しかし、下水道整備地区においても、接続率は平均的に80%程度のため人口の20%の生活系排水は現地で排出される。そこで、下水道整備地区での排出負荷量は{下水道人口×(20/80)×生活雑排水原単位}とした。農業集落排水処理施設利用者は(農業集落排水人口×農業集落排水原単位)、くみ取りし尿利用者は(くみ取り人口×生活雑排水原単位)、事業所人口は各浄化槽と同様に計算した。

面源負荷量は、土地利用状況を田、畑、山林、ゴルフ場、市街地および湖沼水面に区分して集計した面積に各々の発生原単位を乗じて算出した。

水量負荷量の算定は以下のように求めた。1日当たりの家庭排水の量は、{(下水道人口×0.25+単独浄化槽人口+合併処理浄化槽人口+農業集落排水処理人口)×0.3+くみ取り人口×0.25}とした。農業用水は(農業用水利用農地面積×揚水量原単位)から算定した。降水

量は、平成6年度の阿見町における降水データから灌漑期および非灌漑期の平均値を用いて算定した。灌漑期の総水量は(家庭排水量+農業用水+降水量×0.5)とし、非灌漑期の総水量は(家庭排水+降水量×0.5)として求めた。

総排出負荷、許容負荷および予測水質は以下のように求めた。農業用水負荷は(農業用水使用量×霞ヶ浦湖水質)、総排出負荷は灌漑期(4月~8月)と非灌漑期(9月~3月)に分けて計算し、非灌漑期は(生活系排出負荷+面源排出負荷)、灌漑期は(非灌漑期の総排出負荷+農業用水負荷)とした。許容排出負荷は灌漑期および非灌漑期の(総水量×許容濃度)とした。許容濃度は、COD $3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、窒素 $1.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、リン $0.09\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を用いた。予測水質は灌漑期および非灌漑期のおのおの(総排出負荷/総水量)から求めた。

国勢調査区および小流域毎に、基本となるポリゴンに含まれる土地利用面積、家庭排水処理形態別人口及び農業用水使用量などに原単位を乗じ、おのおの集計して単位区の値とした。計算に用いた原単位は茨城県のものを用いた。

4. 結果

これらの流域管理情報を基に小流域、行政区および国勢調査区等における人口分布、市街化率、生活系排出負

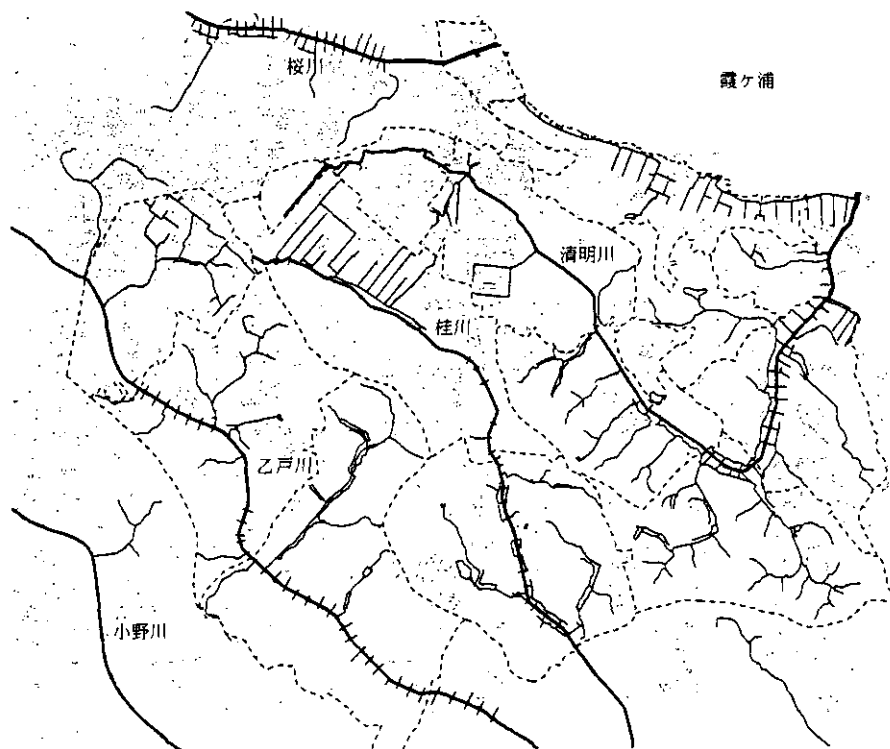


図1 河川および小流域図

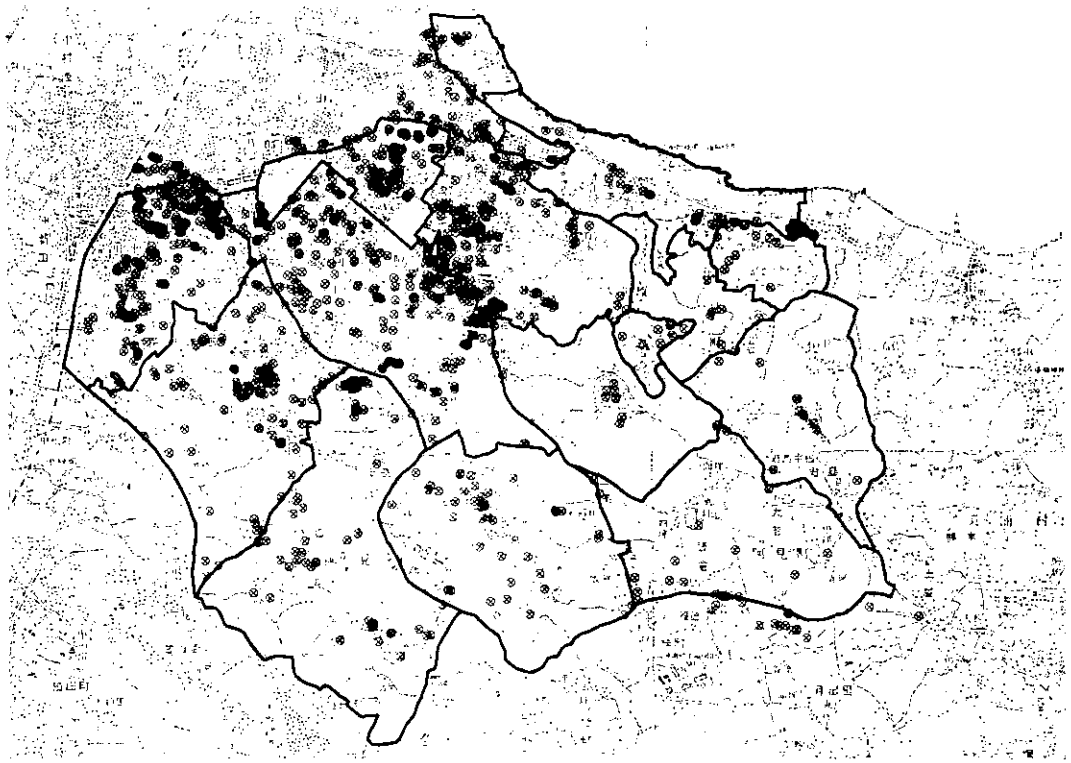


図2 小流域および単独し尿浄化槽の分布図

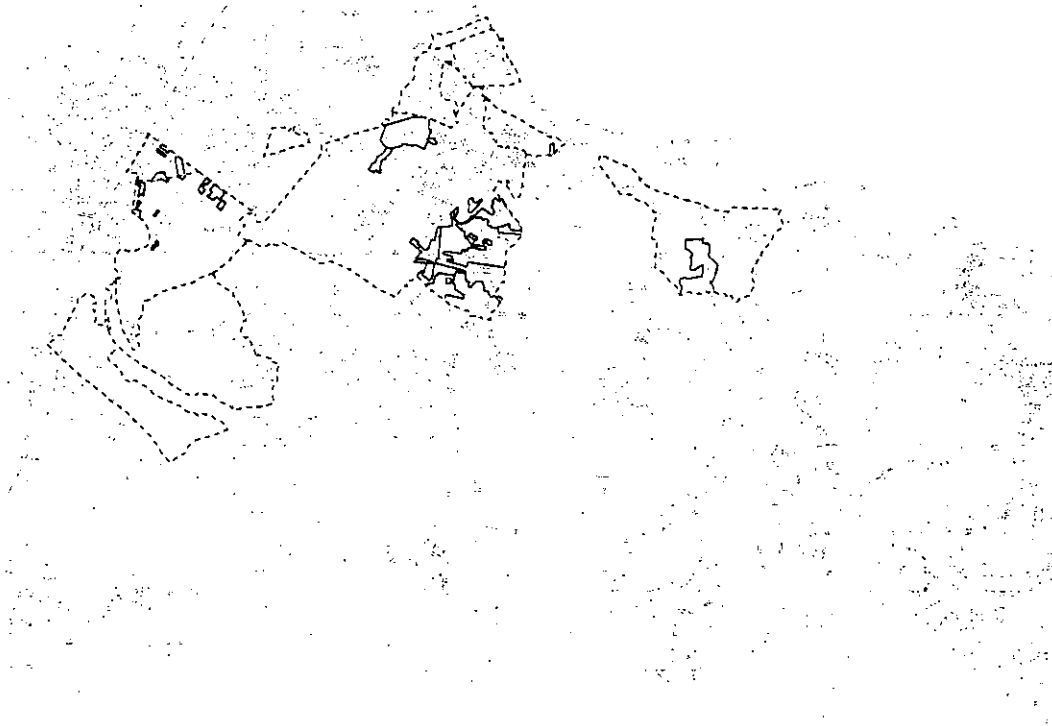


図3 下水道整備区域および計画区域図

荷，生活排水処理形態別人口分布，排出予測水質など多くの流域管理に必要な情報を地図上に出力することが可能なシステムを開発した。流域内の主な河川および支流河川から小流域を区分し，図1に河川を実線で，小流域

区分を破線で示した。図2は，流域内に設置されている単独し尿浄化槽の分布を示した。図3は，現在下水道が整備されている地域を実線で，計画区域を破線で示した。

II. シンポジウム

流域発生負荷対策

—滋賀県での事例を中心として—

大久保卓也（滋賀県琵琶湖研究所）

1. はじめに

国内の湖沼における環境基準の達成率は、基準が設定された時点から低い状況が続いており、CODの環境基準達成率は40%程度で改善傾向はみられない¹⁾。さらに、全窒素 (T-N)、全リン (T-P) については、環境基準が設定された湖沼で基準をクリアしているところがほとんどない状況にある¹⁾。環境基準は将来的に達成することが望ましい目標として厳しい値が設定されているという背景もあるのだろうが、これまで下水道の普及、排水規制の強化等、様々な負荷削減対策が実施されてきたにもかかわらず、多くの湖沼で水質が改善されてきていない原因については科学的究明が必要だろう。本稿では琵琶湖での事例を中心に湖沼水質と流域環境変化の関連、対策との関連について検討を行うとともに、滋賀県での流域発生源対策の現状について紹介したい。

2. 琵琶湖の水質変化と流域環境変化

2.1 琵琶湖の水質変化

琵琶湖の1978年以降の水質変化を図1に示す。COD、T-Nについては、北湖、南湖ともほぼ横這い傾向、T-Pについては、北湖では横ばい、南湖ではやや減少傾向になっている。環境基準は、北湖、南湖ともCODで $2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-Nで $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-Pで $0.01\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に設定されており、現時点で環境基準を満足しているのは北湖のT-Pのみである。南湖のT-P濃度は1978年頃から1983年頃にかけて低下しているが、その原因としては「粉せっけん運動」による合成洗剤不買運動や「滋賀県琵琶湖の富栄養化防止に関する条例」(1979年制定)による有リン合成洗剤の使用禁止措置の影響が大きいと思われる。南湖集水域では下水道整備や富栄養化防止条例による排水規制が実施されてきたが、湖沼水質にはその影響が明確に現れていない。ただし、図には示していないが南湖流入河川ではT-P濃度だけでなく、COD、T-N濃度の減少もみられ、それらの対策の効果が現れている。つまり、下水道整備、排水規制等の対策は、河川水質の向上には効果があったものの湖沼水質の向上には結びついていないという結果になっている。

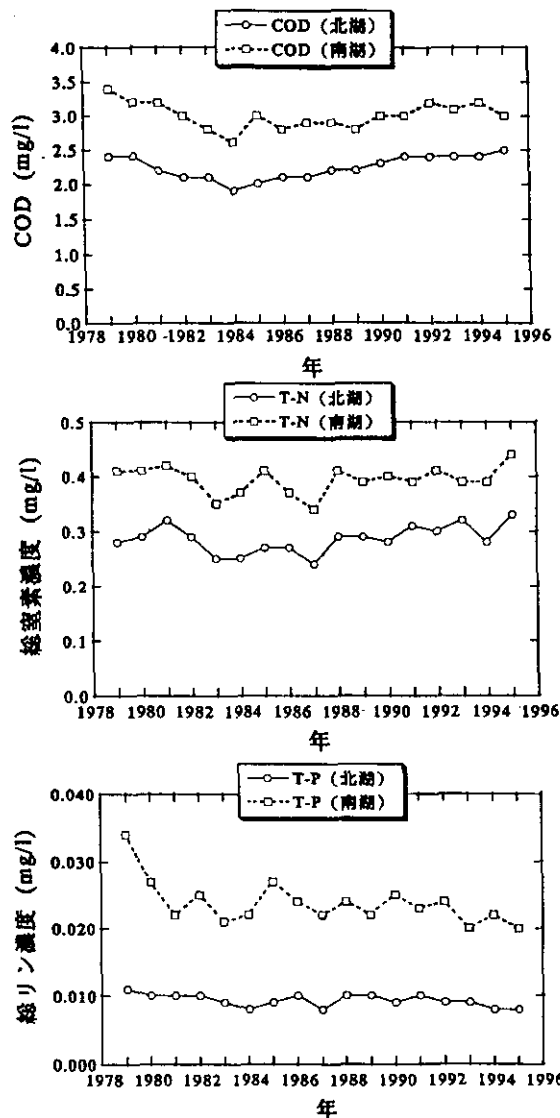


図1 琵琶湖における水質の推移

2.2 生活系負荷量の推移

水質が改善されない原因を検討するために、まず生活排水の処理状況の推移をみてみよう。図2は滋賀県のし尿処理形態別人口の推移である。公共下水道整備地区の人口は着実に増加しているが、その一方で滋賀県内の人口が増加しているため結果的には下水道未整備地区の人口はあまり減少していない状況になっている。このし尿処理形態別の人口にそれぞれの処理形態別の排出負荷量

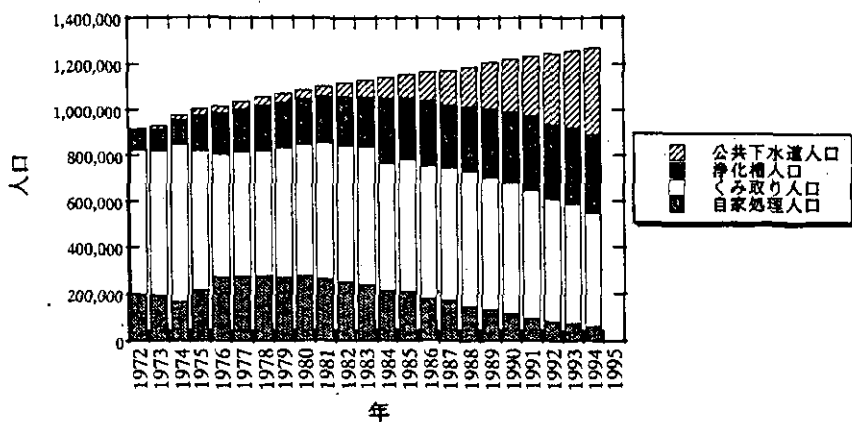


図2 滋賀県におけるし尿処理形態別人口の推移

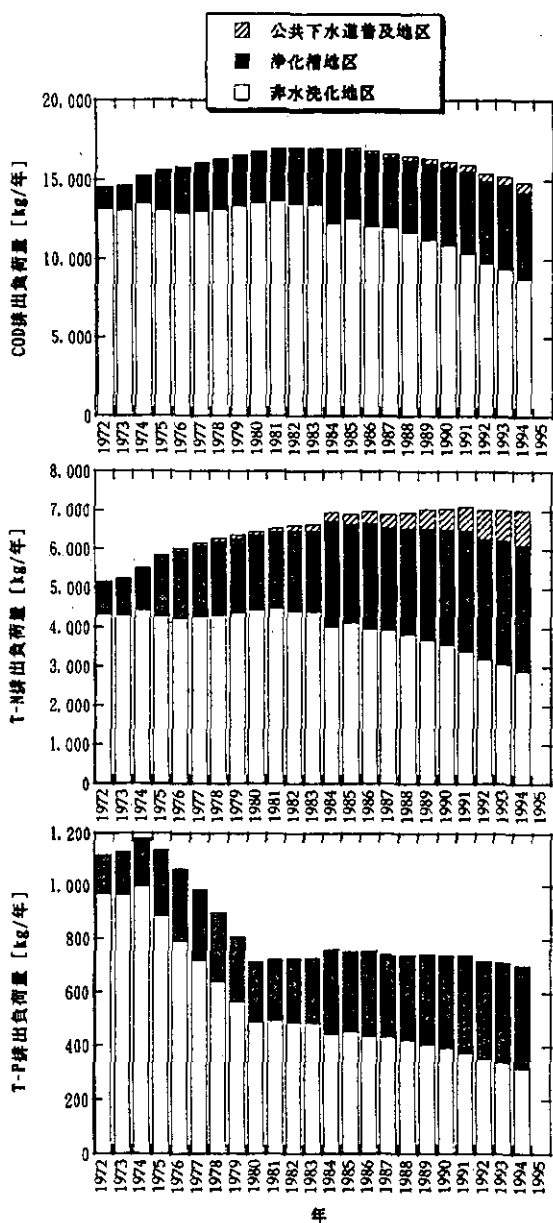


図3 生活系排出負荷量推移の推算結果

原単位^{2, 3)}を乗じCOD, T-N, T-Pの排出負荷量を求めると図3のようになる。COD排出負荷量の推移は下水道未整備地区の人口の推移と似た形になり、この20年間ではほぼ横ばいの状態にある。また、T-N排出負荷量は1972年から1984年頃までは増加傾向、その後は横ばい状態にある。T-N負荷量が前半の期間に増加しているのは、人口増加に加えてし尿くみ取りから浄化槽への切り替えによる負荷量増加が影響している。T-P排出負荷量は、有リン合成洗剤の使用禁止や合成洗剤の無リン化の影響を考慮して計算した結果、1977年前後で急激に濃度が低下し、その後横ばい状態になった。生活系の汚濁負荷量は琵琶湖に流入する汚濁負荷量の一部ではあるが、負荷削減対策が重点的に行われてきた分野である。その生活系汚濁負荷量ではっきりした削減効果がみられないということは、琵琶湖へ流入する負荷量全体についてみても対策による削減効果はあまり大きいものではないことが推測される。特に、T-N, T-P負荷量については、窒素・リンの除去可能な高度処理施設による処理の割合を増加させて行かない限り、顕著な削減は望めないと考えられる。

2.3 産業系負荷量の推移

工場・事業場からの負荷量は、実測値が公表されていないため推移ははっきりしない。滋賀県の工業出荷額を参考にみると1975年には約1.7兆円であったものが1994年には約6兆円となり、この20年間で約3.5倍になっている⁴⁾。一方、工業用水量は図4に示すとおり使用合計水量は増加しているものの回収水による循環利用率が増加しているため淡水補給水量は1975年以降はほぼ横ばい状態にある。このような工業用水量の推移と、上乘せ基準

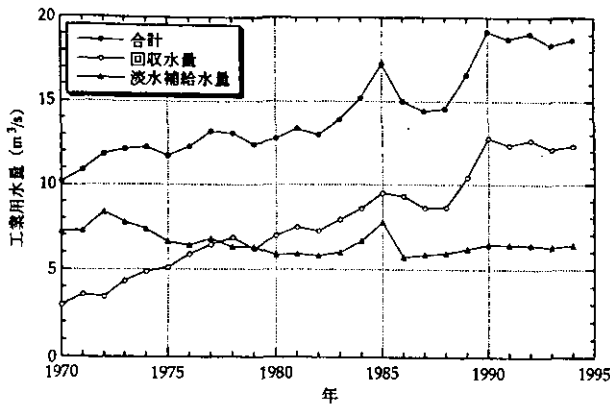


図4 滋賀県の工業用水量の推移

等によって排水規制が強化されてきた経緯を考え合わせると、工場からの汚濁負荷量は増加したとしてもわずかなものと推測される。

滋賀県では、県独自の上乗せ条例（公害防止条例：1969年制定，1972年，1985年改正；富栄養化防止条例：1979制定，1985年改正）により，規制対象の排水量を日平均 30m^3 以上（水質汚濁防止法では 50m^3 以上）とし，排水基準も水濁法より2～10倍厳しい値としてきた。さらに，1996年の条例改正により，1997年7月以降は日平均排水量 10m^3 から 30m^3 の小規模排水事業場に対してもBOD，COD，T-N，T-Pについて排水基準を設け規制していくことになっている。新たに指定された特定施設を表1に示す⁵⁾。この小規模排水事業場の規制による琵琶湖への流入負荷量の削減率は，CODで5%，窒素で1%，リンで2%程度と見込まれ⁶⁾，大きな削減率とは言えないが，滋賀県が実施している生活排水対策の対象規模や水質汚濁防止法における総量規制地域での規制対象規模との均衡を図るという考え方から規制の実施が進められている。また，このような規制対象の裾下げ，横出しは，小規模排

水事業場の下水道への接続を促進する効果があるものと期待される（本シンポジウム参加者からの御意見）。

2.4 農業系負荷量の推移

水田や畑からの汚濁負荷は面源負荷（ノンポイントソース）の一部であるが，この面源負荷については，まだまだデータの蓄積が少なく，その経年的推移や湖沼水質への影響ははっきりしていない。なぜ，面源負荷の把握とその水質影響評価が難しいかというと，図5に示すように，面源負荷は降水量によって大きく変動し，また，季節的にも変動が大きいことがあげられる。また，雨天時に流出してくる栄養塩の形態は懸濁態のものが多く，そのような懸濁態栄養塩が湖沼水質にどう影響してくるかの評価が難しいことがあげられる^{7, 8)}。

琵琶湖では1977年5月に大規模な赤潮が発生し，これを契機として琵琶湖富栄養化防止条例の制定が一気に進められることになったが，一方では，それ以降毎年発生を繰り返す赤潮の原因究明のための調査研究が続けられ，昭和56年3月に提出された「琵琶湖プランクトン異常発生調査団」（代表・門田元京大教授）の報告書では農業排水もその原因の一つとして可能性があることが指摘されている⁹⁾。琵琶湖での赤潮の発生時期は4月下旬から6月初旬にかけてであるが³⁾，4月下旬から5月初旬にかけて県内の水田では一斉に代かき・田植えが行われ，それに伴う栄養塩流出が水温上昇とともに赤潮の発生を促している可能性は否定できない。水田は江戸時代以前からあったのになぜ最近になって赤潮が発生するようになったのかという疑問があるが，これには圃場整備に伴う用・排水分離，用水供給のパイプライン化，排水路の直線化・コンクリート化が影響しているのではないかとと思われる。以前は，田越し灌漑により，上流で代かきに

表1 条例改正により新たに指定された特定施設

対象業種	下記施設を有する事	対象規模
① 弁当仕出し・弁当製造業	厨房施設	総床面積 120㎡以上～360㎡未満
② 飲食店	厨房施設	〃 100㎡以上～420㎡未満
③ そば、うどん、喫茶、すし店	厨房施設	〃 150㎡以上～630㎡未満
④ 料亭、バー、ナイトクラブ等	厨房施設	〃 360㎡以上～1500㎡未満
⑤ 共同調理場（学校給食）	厨房施設	〃 160㎡以上～500㎡未満
⑥ 病院	洗浄施設 入浴施設	病床数 20床以上～120床未満
⑦ 地方卸売市場	卸売場	総面積 1,000㎡未満
⑧ 自動車分解整備業	洗浄施設	作業場総面積 650㎡以上～800㎡未満
⑨ し尿浄化槽のみ設置事業場		51人槽以上～200人槽以下

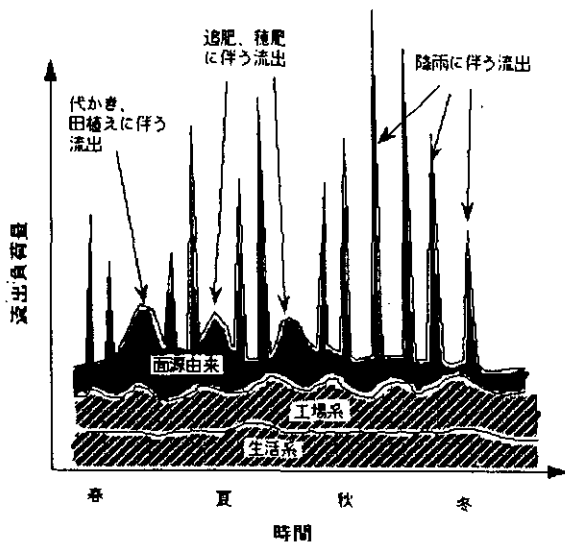


図5 流出負荷量の時間的変化の模式図

利用され排水された水が再び下流の田で利用されるとい
う反復利用が広く行われていた。その結果、使用水量、
流出負荷量とも現在より低く抑えられていたと推測され
る。現在では、用・排水分離工事、用水供給のパイプ
ライン工事により、それぞれの水田に用水がふんだんに供
給されるとともに、排水はそれぞれの水田から直接的に
排水路に排出され琵琶湖にそのまま流出していく形態に
変化している。その結果、代かき・田植え時期には大量
に濁水と栄養塩が琵琶湖に流出するようになったのでは
ないかと推測される。ただし、赤潮の発生には農業の影

響だけでなく集水域の人口増加や産業発展にともなう栄
養塩負荷量の増加が影響していることも否定できない。

滋賀県では、琵琶湖富栄養化条例の制定を受けて農業
からの汚濁負荷量の削減を図るため「クリーン&リサイ
クル農業」が農林水産部によって推進されてきた。その
内容は多岐に渡るが、施肥量の削減、施肥方法の改良、
土壌管理の適正化、水管理の適正化、代かき時の濁水流
出防止などがあげられる¹⁰⁾。施肥量の削減については、
この施策によって1割削減されたとしている。また、最
近になり「みずずまし構想」と称した新しい農業系負荷
削減計画が準備されている。この構想では、ため池や内
湖、湿地等が持つ自然浄化機能を積極的に利用し、代か
き・田植え時の濁水流出や雨天時流出負荷量を削減しよ
うという方策に重点が置かれている。すでに、滋賀県内
では内湖を利用した浄化施設や循環灌漑施設がいくつか
建設されていることから、それらの施設における経験と
データを生かし、さらに効率的なハード面での設計指針
づくり、および、経費、労働力等の地域条件を考慮した
ソフト面での対策実施の指針づくりが望まれる。水路浄
化法などの自然浄化機能を利用した浄化施設が最近各地
で建設されているが、汚泥の引き抜きや酸素の補給など
の維持管理を適正に行わなければ水質浄化は期待できな
い¹¹⁾。内湖を利用した浄化施設においても、堆積汚泥の
定期的浚渫や水生植物の刈り取りなどの維持管理方法の
確立、および、維持管理をする人の確保、体制づくりが
重要な検討課題であろう。

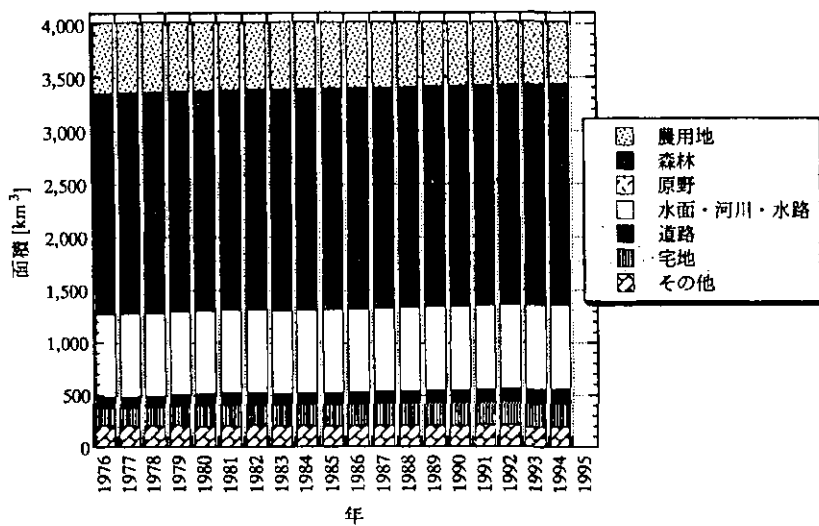


図6 滋賀県内の土地利用形態別面積の推移

2.5 その他の負荷量

流域からのその他の負荷量としては、市街地および森林からの面源負荷量がある。滋賀県の陸上部の土地利用形態別割合（1992年）は、森林が64%、農用地が18%、宅地が7%、道路が4%、その他が7%となっており¹²⁾、経年的には農用地が減少し、宅地、道路が増加している傾向にある（図6）。この面積比からみて森林は琵琶湖の水質形成に大きな影響を及ぼしていることが推測される。しかし、森林から流出する汚濁負荷量や森林における水質浄化機能については他の面源負荷と同様にデータの蓄積が十分でなく現状では正確な推定は難しい。ただし、定性的には森林は、降雨等により大気から降下してきた窒素を吸収する能力を持っていることがわかっており¹³⁾、森林面積が多いほど面源からの汚濁負荷量は少なくなることはまちがいないと考えられる。宅地、市街地や道路からの負荷量についてもデータの蓄積が少なく見積もりは難しいが、今後、滋賀県では開発に伴いこれらの面積が増加していくことが予想されるため、調査データの蓄積が望まれる。市街地や道路からの負荷量としては、栄養塩よりは自動車起源や舗装・塗装面等を起源とする化学物質や重金属の水質への影響が懸念され、その分野での研究が今後重要と思われる。

3. 湖沼内対策

水質浄化対策としては、上記で述べた流域内での負荷量削減対策の他に湖内での浄化対策がある。例えば、(1)ヨシ等の水生植物を利用した浄化、(2)底泥の浚渫、(3)湖内での循環・ばっき、(4)バイオマニピュレーションなどである。

滋賀県ではヨシ群落保全条例を1992年に公布し、湖岸のヨシの保全と活用を推進している。しかし、水質浄化能力については、十分に明らかにされているわけではない。水産庁が滋賀県水産試験場等に委託し現場調査を実施し、その結果をもとにシミュレーションでヨシ帯の浄化能力を評価した結果¹⁴⁾によると、窒素の浄化能力が約 $58 \text{ mg/m}^2/\text{day}$ 、リンの浄化能力が約 $3 \text{ mg/m}^2/\text{day}$ と見積られている。琵琶湖全体の抽水植物群落の面積を 126 ha ¹⁵⁾ とすると、琵琶湖全体での浄化能力は窒素で 73 kg/day 、リンで 3.8 kg/day となる。琵琶湖に流入する総負荷量（1990年推算）は窒素で 24.1 t/day 、リンで 1.7 t/day であることから、これに対するヨシ等の抽水植物帯による浄化量は、窒素で0.3%、リンで0.2%になる。量的には

小さい結果になったが、ヨシ帯の水質浄化機能については、まだ、データの蓄積が不十分であり、さらに調査・研究が必要である。また、ヨシ帯等の水生植物群落は、魚や鳥類など多様な生物を養う機能を持っているといわれており、水質浄化機能だけでなくそのような生態系保全機能の評価も重要と考えられる。

底泥の浚渫による浄化対策も琵琶湖の一部の汚濁水域で実施されているが、その効果はまだよくわかっていない。循環・ばっきによる浄化は琵琶湖のような広い湖では適用が難しいが、琵琶湖周辺のため池や余呉湖では実施されている。バイオマニピュレーションは、食物連鎖構造を変化させることにより水質の浄化を図ろうとするものであり、まだ、研究段階にある。例えば、動物プランクトンを増やして植物プランクトンの現存量を減らすことをねらって、動物プランクトンを食べる魚を食べてしまう魚を導入するといった方法である。

4. 経済学的対策手法の検討

主に工学的、技術的対策についてこれまで述べてきたが、滋賀県では経済学的手法を利用した負荷削減方法についても検討を進めている。例えば、環境保全に効果のある事業や活動に対する補助金制度や汚濁負荷に対する課徴金制度である。また、汚濁負荷削減の費用便益効果を最適化する方向に誘導するための制度の構築（総量管理制度）についても検討を進めている。

5. まとめ

以上、琵琶湖の水質変化と流域における人間活動の関連性について若干の検討を行い、滋賀県での負荷削減対策の現状を紹介した。流域内での人口が増え、人間活動が活発化すれば湖沼の富栄養化が進行することは必至である。流域内での人間活動の活発化を維持したまま富栄養化を防ごうとすれば、下水道整備に代表されるように多くのコストとエネルギーが必要になる。使用エネルギー量が増加するということは大気へのCO₂負荷を増大させることになる。そのような面も考慮に入れどの程度の水質レベルなら水利用サイドから見て許容（妥協）できるのかを再検討する必要があると思われる。適度な富栄養化は、基礎生産を増加させ漁業生産を高めるというプラス面もある。湖沼から取水した水を浄水場を經由して飲料水として供した場合の健康障害リスク評価や富栄養化の進行に伴う生態系や産業への影響評価など、富栄養

化レベルに対する総合的影響評価の再検討が必要と思われる。

引用文献

- 1) 環境庁編 (1996) 平成8年度版 環境白書。
- 2) 大久保卓也, 村上昭彦(1995) 利根川における水質経年変化と流域環境変化の関連分析, 用水と廃水, 37(3), 202-211.
- 3) 滋賀県 (1996) 平成7年度版 環境白書。(流域下水道のCOD, T-N, T-P除去率を引用)。
- 4) 滋賀県: 工業統計調査結果報告書。
- 5) 滋賀県 (1996) 平成8年度版 環境白書。
- 6) 松井弘吉, 深田富美男 (1995) 琵琶湖流域における小規模排水事業場対策, 霞ヶ浦世界湖沼会議資料。
- 7) 大久保卓也 (1996) 環境水中における懸濁態物質の分解と栄養塩回帰, 用水と廃水, 38(2), 5-20. '96.
- 8) 大久保卓也 (1996) 懸濁態リンの生物利用可能性, 用水と廃水, 38(3), 34-46. '96.
- 9) 琵琶湖条例の記録編集委員会編集 (1983) 美しい湖を次代へ, ぎょうせい。
- 10) 滋賀県農林部 (1980) クリーン&リサイクル農業。
- 11) 大久保卓也, 細見正明, 村上昭彦(1995) 数理モデルによる水路浄化法の性能に及ぼす影響因子の検討, 水環境学会誌, 18(2), 121-137.
- 12) 滋賀県企画部土地対策課 (1994) 滋賀県における土地 利用の現状と課題。
- 13) 國松孝男 (1995) 水資源と水環境 (久馬, 祖田編著: 農業と環境, 富民協会)。
- 14) 日本水産資源保護協会ほか (1996) 湖沼沿岸帯の浄化機能。
- 15) 浜端悦治 (1996) 水位低下時に計測された湖岸植生面積, 滋賀県琵琶湖研究所所報13。

湖沼モニターの利用について

天野 耕二 (立命館大学)

1. はじめに

霞ヶ浦や琵琶湖では水質の常時観測を目的として、DO、pHをはじめいくつかの水質項目が連続的に測定されている。本報告では、これらの連続測定データを用いて大気との交換などを考慮(福島ら, 1995)した上で湖水中の一次生産や呼吸に伴うDOとDIC(溶存無機態炭素)の変動を評価してみる。

解析に用いたデータは、霞ヶ浦の湖心と琵琶湖南湖の湖心において毎正時に測定されている水温、DO、pH、クロロフィルa、風速、CODの1992年度(1992年4月~1993年3月)における測定結果である。

2. 湖水中のDOとDICの時間変動

DICはpHとアルカリ度(水質年表に掲載されている毎月の測定値)から推定した(福島ら, 1995)。図1に霞ヶ浦湖心におけるDOとDICの日変動を、図2に琵琶湖南湖の湖心におけるDOとDICの日変動を示す。いずれも時間データを24時間平均したものである。

琵琶湖、霞ヶ浦とも日変動や季節変動についてDOの増加とDICの減少、あるいはその逆の傾向が明らかであった。また、時間変動についてもDOでは昼間に高く、夜間に下がる傾向が、DICではその逆の傾向が確認できた。図3に霞ヶ浦湖心におけるDOとDICの時間変動(1992年7月)を示す。

観測されたDOとDICの時間変動には光合成や呼吸など生物現象による変化に加えて、大気との交換や移流拡散による変化などが影響している。大気との交換量は水中濃度と大気平衡濃度の差に別途推定したガス交換係数を乗じて求めた(福島ら, 1995)。図4に霞ヶ浦における H_2CO_3 濃度と CO_2 の大気平衡濃度の日変動を示す。いずれも時間データを24時間平均したものである。

春から夏にかけてはpHが高くDICに占める H_2CO_3 の比率が低い、秋から冬にかけてはpHの上昇に伴って H_2CO_3 濃度が高くなっている。このような変動により大気との CO_2 交換フラックスが変動する。今回は移流拡散による変化は比較的小さいと仮定し、観測されたDOとDICの変化量から大気との交換量を差し引いたものを生物現象による

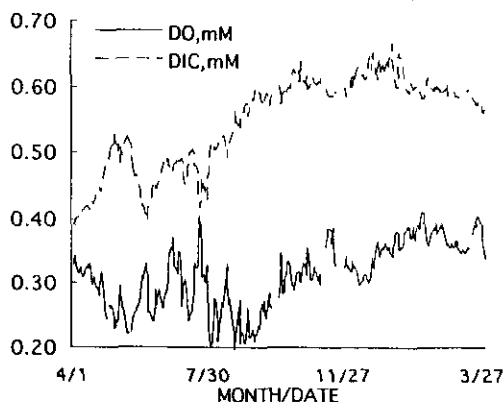


図1 霞ヶ浦湖心におけるDOとDICの日変動(1992年度)

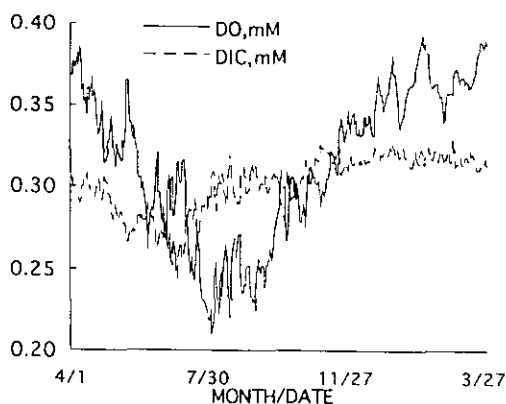


図2 琵琶湖南湖の湖心におけるDOとDICの日変動(1992年度)

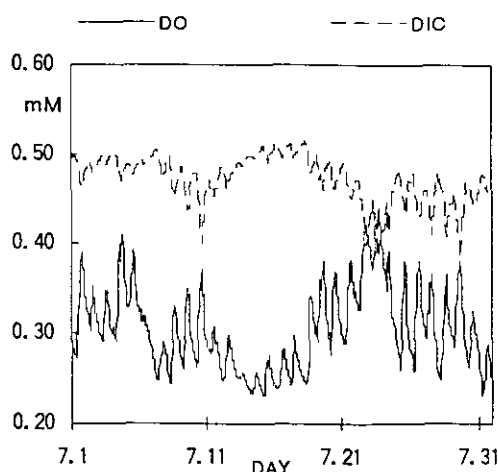


図3 霞ヶ浦湖心におけるDOとDICの時間変動(1992年7月)

変化量として評価してみる。

3. 生物現象によるDOとDICの変動

図5に霞ヶ浦におけるDOの1時間あたりの濃度変化量(1992年7月26日0:00~27日0:00)を大気との交換によるものと生物現象によるものに分けて示す。夜明けとともに光合成によるDOの増加が続き、日没以降に呼吸によるDOの減少が続いているのがわかる。DICについては、全く逆の変動パターンが確認された。

呼吸速度が昼間も夜間も変化しないと仮定して、各日とも前日の午後8時から早朝4時までの8時間における生物現象DO変化量を呼吸による変化量として昼間(午前8時~午後4時)の生物現象DO変化量から差し引いて一次生産によるDO変化量を計算した。この変化量とクロロフィルa濃

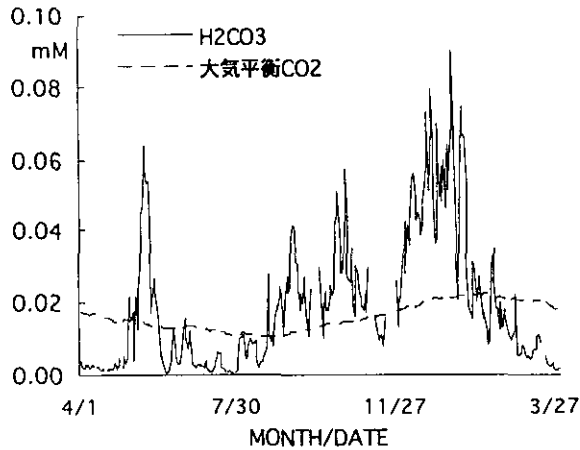


図4 霞ヶ浦湖心における H_2CO_3 濃度と CO_2 の大気平衡濃度の日変動(1992年度)

度の日変動(1992年7月~9月)を図6に示す。観測されたDO変化率を用いて水中の一次生産速度を評価できることがわかる。

4. おわりに

実湖沼におけるpHとDOの連続測定データを用いて水中の一次生産や呼吸などの生物現象をモニターできることが確認できた。今後は、日射量を考慮した一次生産の評価や降水による水量変動の評価などを加えてより精度の高い解析方法を検討する必要がある。

なお、解析に用いた連続測定データの提供に関して、滋賀県立衛生環境センターならびに建設省霞ヶ浦工事事務所の関係各氏のご厚意に御礼申し上げます。

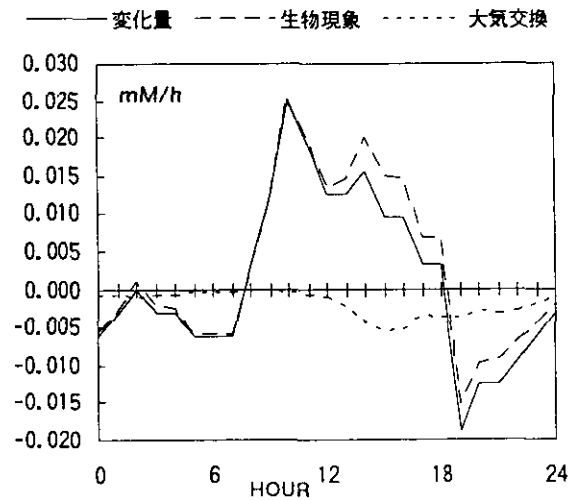


図5 霞ヶ浦におけるDOの1時間あたりの濃度変化量(1992年7月26日0:00~27日0:00)

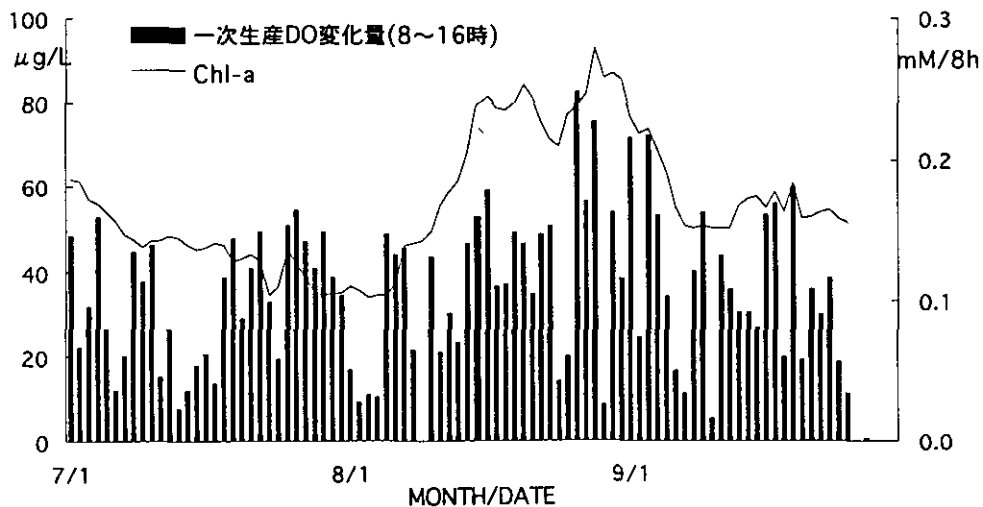


図6 霞ヶ浦における一次生産によるDO変化量とChl-a濃度の日変動(1992年7月~9月)

参 考 文 献

天野耕二, 竹花慎理, 南誠, 福島武彦, 松重一夫 (1996)

霞ヶ浦と琵琶湖におけるpHとD0の連続測定データの
解析, 第30回日本水環境学会年会講演集

福島武彦, 松重一夫, R. S. J. Weisburd (1995) D0,
pHの連続測定による気液ガス交換, 光合成, 呼吸速

度の推定方法について, 水環境学会誌, 18巻4号,
279-289

福島武彦, 松重一夫, R. S. J. Weisburd, 秦三和子,
細見正明 (1995) D0, 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巻10号, 755-765

魚から見た水環境：ハリヨの視点から

森 誠一

1. はじめに：淡水環境の現状

自然の好ましい環境条件を、ここでは“多様な環境と豊富な生物相がある環境”と定義しよう。それは至近の見た場合、必ずしもある種の生物の存続にとって利するばかりではないが、ある一定の範囲までを“系”として考えたとき、全体として互いに適応した関係を形成していることが多い。しかしながら、近年、生物やその環境をめぐる多様性は減少の一途をたどり、その間にある生態的な関係のバランスは崩れていく一方である。それは河川や湖沼など淡水域において顕著であり、その原因の多くは自然環境の急速な人工化にあるといえる。ここ数年、これらへの反省がなされ、例えば“多自然型河川”という名称で、工事施工に自然度をより多く取り入れようという試みがされている（杉山・進土編，1992；桜井編，1994；桜井，1994）。しかし、それらの多くは配慮できる程度の範囲の中で自然環境に似せた一部分を配置しつつ、結局は従来通りの河川改修をしようとする付随的な位置にある。

本稿の中心対象である湧水池においても、好ましい環境の悪化が進んでいる。湧水池や細流からなる湧水域はその周辺に湿地を伴うことが多いが、それらは利用価値が無いに等しいため埋め立てられ人工的に陸化されている。湧水池という環境は水温が年中一定という限定された水環境であり、ある特定の生物群集によって構成され、ひとつの生態的な単位となっている。本稿では湧水池を生き物の側から見ることから、その特性を明らかにしたい。まず、湧水池の周辺環境を紹介し、次いでそこに生息する魚類がその環境特性をどのように活かして生活しているかを述べよう。

2. 湧水と西美濃

岐阜県南西部の西美濃地方は広大な濃尾平野の西半分には相当し、木曾川をはじめ長良川、揖斐川などの大河が集結している。この地方にはかつて一大湧水群があり、それは生物相を多様にさせている要因の一つとなっていた。この地方の北西部にある緑多い山地の麓では扇状地から平地に移行していく周辺で、多くの扇端泉があり湧

水帯があった。

この湧水池のほとりに縄文時代、この地方で初めて人間が飲料など利用水を求めて定住した。しかしながら、特に高度経済成長期以降、乾田化と暗渠水路化などの事業が急速に促進され、多くの水が管理されている。さらに、多くは埋め立てられ続けて陸地化し、湧水地はわずかしこ残っていないのが現状である。それらは水系に沿って帯状にあるというよりも、今や、わずかに点状に散在して残っているにすぎない。

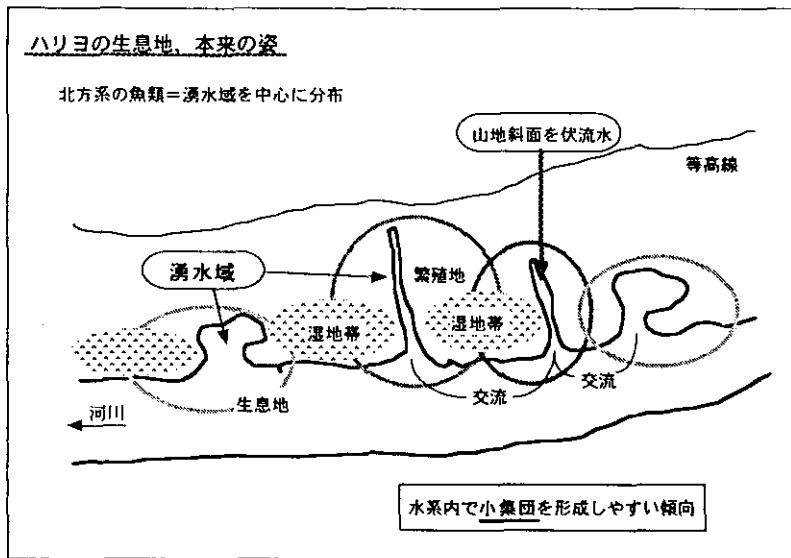
3. 魚類から見た湧水環境の特性

1) 湧水の魚から

西美濃地方で残存的に湧水群がある津屋川は、南北に走る養老山地（最高地点の標高：900m）と平行して南流し揖斐川に注ぐ。流長は約16km、平均的な川幅は5m～10mである（下流部は100mを越える）。養老山地の東斜面にはいくつもの扇状地が発達し、その沢は流水のない時期が多い。津屋川の水源の多くはその扇状地を伏流して、扇端部で湧き出る湧水である。したがって、津屋川の源流は溪流景観を示さず、標高10mを越えない。養老山地に平行して点在する湧水群から湧く水を集めて水源としている。

湧水は細流を介して本流に注ぐ。湧水口から伏流水が湧いて湧水の池を作り、細流となり本流へ注ぐ一連の水域となっている。そこに一単位としての“湧水生態系”が形成されている。湧水の流量と数が多い場所では、いくつかの小さな池をつくっている。湧水池の面積は小さく、10m²から200m²位である。中流域ではこうした湧水池や細流が集まって、数百mにわたって湿地帯を形成している（図1）。

湧水池の魚種は本流域に比べて明らかに少なく、湧水池間の構成魚種は類似している。本流ではコイ科魚類をはじめ、ヨシノボリやウキゴリなどハゼ科やウナギ、ナマズ、カムルチーなど多くの魚類の生息が確認されている。一方、いずれの湧水池でもハリヨ、アブラハヤ、ホトケドジョウ、スナヤツメなど4種が主な魚類であり、ときどきカワムツやヨシノボリ、ウキゴリが採集される



ハリヨの生息環境：世代交代ができる環境

湧水の存在：環境を多様にする

・生存条件：

夏期でも水温20度以上にならない水域
=北方系の魚（系統的な性質）

・繁殖条件：

営巣のための環境条件の特定性（水温、水深、流速、底質、水草、岸からの距離）=生態的な意義をもたらす

↓
繁殖期の長期化・営巣場所の拡大化：
繁殖活動の範囲を時間的にも空間的にも拡大する

図1 ハリヨの生息地としての湧水域の特性とまとめ

程度である。ハリヨなど4種は本流域では少なく、湧水の影響のない下流域ではほとんど採集されない。

ここでは湧水環境の特性を、トゲウオ科の小魚“ハリヨ”の生活環境を中心に示しながら述べてみよう。ハリヨは現在、滋賀県東北部と岐阜県南西部のみに天然生息するトゲウオ科の淡水魚である（森，1985a；Mori，1985b）。元来、北方系の魚であり、その仲間は北極圏周辺の北半球高緯度地方に広く分布し、わが国のハリヨの生息地は世界に広く分布するトゲウオ科の南限の一つに相当する。冷水性の魚である彼らが本州において生息するためには、まず第一条件として、夏期に高水温にならない湧水域が不可欠である。この地方の河川中流域の本流部の夏の水温は普通25度を超え、30度くらいにもなるが、そうした水域ではハリヨは生活し世代交代を繰り返せない。

この魚は近年、湧水の枯渇とその埋め立て、および水

質悪化による著しい湧水域の減少と同時進行して激滅している（森，1989）。まさに、ハリヨがいなくなることは、好ましい湧水環境が失われていくことを意味すると言える。したがって、彼ら“湧水魚”の生息条件を語ることで、本来の湧水環境の構造を明確に表現できる一つの方法であると考えられる。

2) 湧水池：ハリヨの住む場所

湧水および湧水池は冷水性の魚としてのハリヨの生存のためだけでなく、世代交代のためにも重要で効果的な特性をもっている。ハリヨの雄は繁殖のための巣づくりをするため、その営巣地の良し悪しが世代交代の成功に大きく関連する。湧水池の特徴的な環境条件をハリヨの営巣条件（水温、水深、流速、底質、岸からの距離、水草の被度、共存種）と関連付けながら、隣接する本流との比較によって明らかにしよう（Mori，1994）。

3) 水温と営巣

水温15度で年中一定である湧水池では、営巣数が最多である繁殖期のピークは4月下旬～5月上旬であるが、ほぼ周年にわたって営巣活動が確認された。しかも、10月頃にまた小さいが営巣数のピークが認められた。一方、本流部では4月にピークがあり、5月に入ると営巣数は減少する。営巣のほとんど(90%)は14度～18度の範囲にあり、これは湧水の水温と同じである。水温が一定である湧水の存在はおそらく、ハリヨの繁殖期の周年性と大きく関与していると思われる(Mori, 1985b)。

4) 水深、流速、底質と営巣

本流の最大水深は2mを越えて水深分布の範囲が広いが、湧水池の水深は全体的に浅く50cm前後である。また、個々の湧水池において、水深分布のばらつきが本流に比べて少なかった。営巣地の水深分布を湧水池と本流と比較しながら示すと、多くの巣は20cm～40cmにあるが、両域間で平均水深(約29cm)には有意な差はなかった。しか

しながら、その分布の形は異なっていた。本流における環境条件の水深分布より、営巣地の水深分布は明らかに浅い方に偏る。一方、湧水池の水深分布と営巣地のそれとはほぼ一致し、割合として本流よりも深いところでも営巣していた(図2)。

降雨後の水量増加に伴う水位変動は、本流域に比べて湧水池では緩やかで、徐々に増大する傾向があった。また、岸面に傾斜があると水位変動があっても水深が多様であり、営巣に適した水深が常に存在することになるだろう。

湧水池の流速は毎秒15cm以下であるところが多く、全体的に緩やかであった。本流部では25cm/秒が平均であり、止水から60cm/秒まで範囲が大きかった。しかし、営巣の上の流速は、両水域とも毎秒8cm～12cmで差が認められなかった。

湧水池も本流域も底質は砂泥が多く、営巣の選択性が認められず均質であった(ともに約85%)。岸から湧水が浸み出すレキ底でも、営巣はしばしば認められた(14%)。

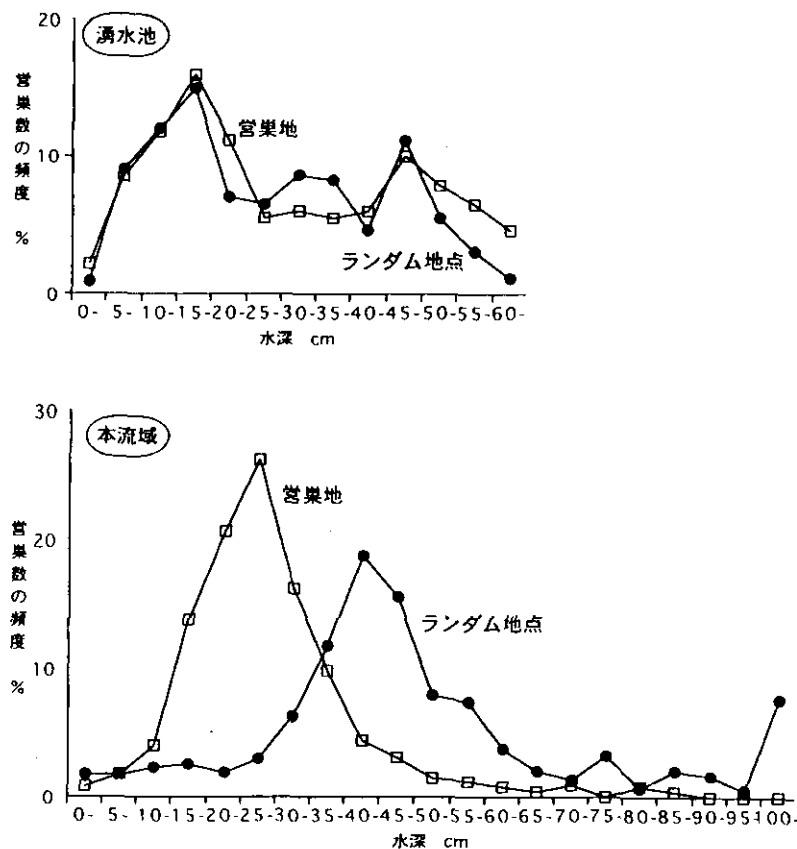


図2 本流域と湧水池における生息地のランダム地点 (N = 1900) と営巣地 (N = 400) の水深分布

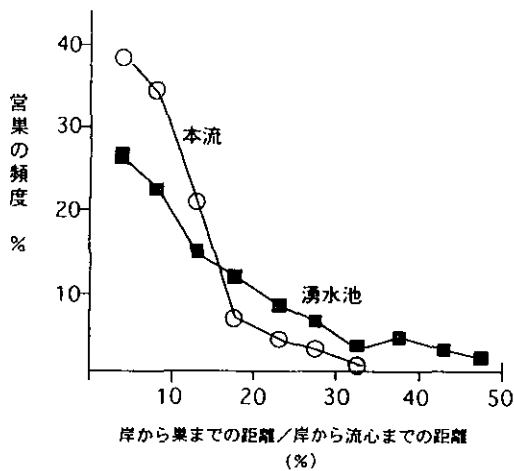


図3 流心までの距離に対する岸から営巣地点までの距離の割合 (%)
50%は水域の中央にあることを意味する。

5) 岸からの距離と営巣

本流域においては、水深や流速は岸からの距離と相関があり、大抵は岸から離れ流心に近いほど深く、流れが早くなる。一般には、河川の上流と下流を比較した場合、前者は後者に比べて、浅いが流速が大きい。しかし、同一箇所では、岸から離れていくに従い、水深と流速は大きくなる。ハリヨの巣はしたがって、浅く流れの緩やかな岸に沿って作られることが多い。

それは湧水池でも同様であったが、その流速は小さく範囲が狭いため、岸からの距離との間で有意な相関が認められなかった。全域的に流速が緩やかな湧水池における営巣は、岸沿いから離れて中心部にも、本流と比較してより多く認められた(図3)。すなわち、これらは営巣条件の主要な限定要因が流速であることを示し、相対的に湧水池の方が本流におけるよりも、営巣地として利用されていたのである。

6) 共存する水生生物

湧水池の方が本流部よりも、コカナダモやオランダガラシ、セキショウモなどの水草の被度は大きかった。一方、営巣地における水草の被度は、湧水池と本流域との間で有意な差はなかった。しかし、水生植物は営巣の材料や餌生物の付着物として適切であり、また同種を含む捕食者からの隠れ場所にもなっている。

湧水池における底生生物は、種類構成の季節変動が比較的少なく、魚類の餌となるユスリカ幼虫やイトミミズが泥中に通年、一定量生息していた。これは湧水によ

て水温が一定であることと関連があるのだろう。また、ヨコエビなど甲殻類や水生昆虫類のカゲロウ、トビケラなどの湧水性ベントスが生息していた。一般的に、湧水域は貧栄養水域として簡単に位置づけられるが、安定条件のもとで生物的総量が比較的多く、魚類にとっての餌生物が豊かといえるかもしれない。

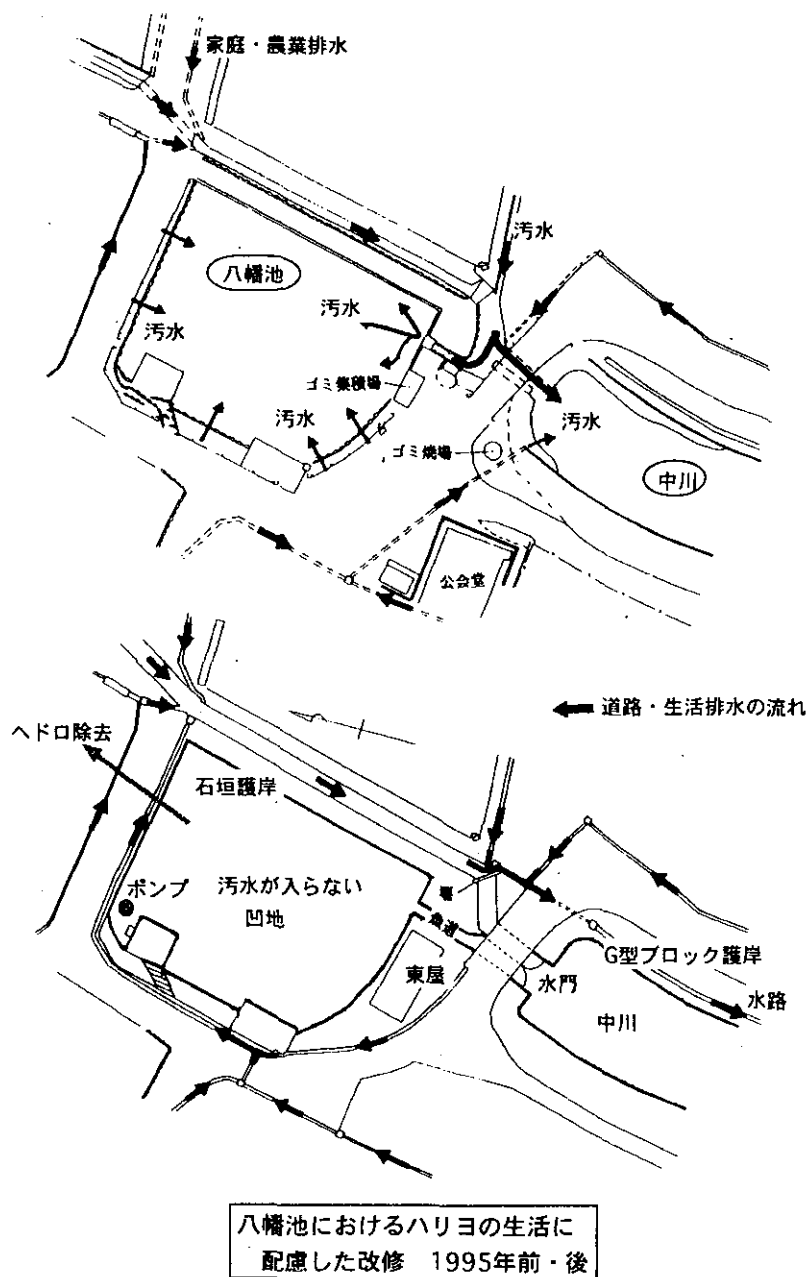
本流では20種を超えるコイ科魚類をはじめ、ヨシノボリやウキゴリなどハゼ科や、魚食をするウナギ、ナマズ、カムルチーなどを含め40種以上の魚類の生息が確認されている。一方、湧水池では普通、数種類の魚類しか認められなかった。この湧水池における魚類相の貧弱さは、巣の破壊者や捕食者となる特に大型の魚種が少ないことになり、ハリヨの繁殖活動にとっては好条件となっている(Mori, 1995)。

4. これからの湧水池の一例として：池田町の八幡池

現在、ハリヨはいくつかの行政によって天然記念物として場所指定されている。そのうちの1つで十数年来、私が関わりを持ってきた岐阜県池田町のハリヨ生息地(八幡池、約1000m²)の河川改修工事の例を具体的にあげよう。この改修工事に私は計画当初から関わり、上記の研究成果をもとにハリヨの生息を配慮する事業になり、1995年度には一応の完成をみた(図4、森、印刷中)。なお、本事業はこの池を水源とする下流の河川にも、自然環境を配慮する護岸作りの長期的な計画の一環である。

工事は繁殖期の春を避けて、秋～冬の間におこなわれた。まず、底に堪っていたヘドロを除去した。次いで、それまで使用されていたコンクリート岸を削除した。難渋したという工事ではあったが、極力コンクリートを用いずに、天然石で周囲を護岸した。これは湧水が湧き易くするためであり、また岸面の傾斜を設け水深が徐々に深くなるようにした。また、湧水が自噴しない際に、人為的にくみ上げるためポンプを設置した。これは水の滞留を防ぐためでもある。湧水池においては、流れが緩やかで止水域が多く水循環が滞ると、たちどころにアオミドロが全域的に被うことがあるからだ。

次いで、湧水池はできるだけ湧水だけで賄われていることが重要であり、地表水の多くの流入や河川水の逆流は避けた方がいい。そのため、下流からの懸濁物の多い水を逆流をさせない羽目板を設置し、さらに池の周囲に側溝を設けて地表水の流入を防ぐ構造にした。工事が一段落した後、岸に沿って地域住民と行政とが協力して近



八幡池におけるハリヨの生活に
配慮した改修 1995年前・後

図4 岐阜県池田町のハリヨ（県天然記念物指定）の 生息に配慮した改修工事の前・後
G型ブロック護岸は中川左岸に設置。

隣から水草を移植した。また、池のほわりには、保護啓蒙のために説明板が設置された付帯施設が建てられた。これらの施工結果は、一部が計画予定通りにならなかったものの、それまでの現状よりかなり進展したものになった。現在、湧水も絶えることなく湧き、高い透明度を保ち、多くのハリヨが営巣している。

5. 現状と展望

湧水池は細流を通して本流とつながり、その間に湿地を形成することを基本とする。

その岸は緩やかな斜度がある土手や、石垣（湧水の湧出と岸の補強のため）であるべきであろう。その起伏に富み複雑な岸線には抽水植物や水草が生え、多様な微環境を生起する。それこそが魚にとって、繁殖と摂餌のできる住みよい水環境となる（水野，1995）。

しかしながら、自然を配慮したこれまでの改修の多くは、従来の土木および河川工学や園芸造園などを背景にした画一的な公園化事業の延長で作られてきた（リパーフロント整備センター編著，1996）。水際が大事だと唱った事業だとしても、そこには自然を対置し、人間にと

って便利だからとか、心地よいから、あるいは管理しやすいからといった人間側の視点を中心にある（角野・遊磨，1995）。したがって、そこで彩り鮮やかな草花を植えて造成された庭園内の池やコンクリート擬木の垂直岸で囲われた池の景観は、自然本来もしくはそれを由来とする姿とは必然的に異なっている。それらは、その場所の特性を示す生物と、それを取り巻く多様な環境条件の維持を決して保証していない。結局、数年来、例えば多自然型河川などと叫ばれてはいるが、生物の具体的な生活史を考慮したものは、まだまだ数少ないと言わざるをえない（森，印刷中）。そのためには、まずある系を形成しているひとつの環境の中で、生物たちがどのように生活しているのかを生態学的に把握することから始まる。必ず同時に、施工評価のための事後調査をする、という事前からの方針がなくてはならない。

参考文献

- 角野康郎・遊磨正秀（1995）ウエットランドの自然。保育社。
- 水野信彦（1995）魚にやさしい川のかたち。信山社。
- 森 誠一（1985a）ハリヨの分布：減少の一途。淡水魚 11：79-82。
- Mori, S. (1985b) Reproductive behaviour of the landlocked three-spined stickleback in Japan. Behaviour 93: 21-35.
- 森 誠一（1989）ハリヨの分布とその減少。関西自然保護機構会報 18：21-27。
- 森誠一（1994a）”生活の場”としての環境とその保護。水資源環境研究。
- Mori, S. (1994b) Nest site choice by the freshwater three-spined stickle-back., J. Fish Biology 45: 279-289.
- Mori, S. (1995) Spatial and temporal variations in nesting success and the causes of nest losses of the freshwater three-spined stickleback. Environmental Biology of Fishes. 43: 323-328.
- 森 誠一（印刷中）川の生態系を守る。中公新書，中央公論社。
- リバーフロント整備センター編著（1996）多自然型川づくりの取組みとポイント。
- 山海堂桜井善雄（1994）続・水辺の環境学。新日本出版社，東京。
- 桜井善雄編（1994）水辺ビオトープ。信山サイテック，東京。
- 杉山恵一・進士五十八編（1993）ビオトープの形態学。朝倉書店。
- 杉山恵一（1993）ビオトープ造りに関する諸問題について。自然復元特集2 ビオトープー復元と創造 pp. 18-29。

III. 資料

福島武彦^{1,3}・相崎守弘²・松重一夫¹・春日清一¹

(1地域環境研究グループ, 2島根大学, 3広島大学,)

1. 調査方法

取水塔0.5m深から用排水処理施設棟へポンプで湖水を引き込み、その一部を採水した。毎週金曜日は船で取水塔に行き、直接採水した。なお、ろ過はすべてWhatmanGF/Fフィルターを用いて行った。

2. 分析方法

分析方法、担当者は以下の通りである。

- * クロロフィル a (Chl-a) : メタノール抽出後, SCOR/UNESCO法(1966); 相崎
- * フィコシアニン(Phyco) : Otsuki *et al.* (1994); 相崎
- * アンモニア態窒素(NH₄-N), 亜硝酸態窒素(NO₂-N), 硝酸態窒素(NO₃-N), 溶存態有機窒素[DTN - NH₄-N - NO₂-N - NO₃-N], 全溶存態窒素(DTN), リン酸態リン(PO₄-P), 溶存態リン(DTP), 全リン(T-P) : テクニコンTraacs-800を用いて大槻ら(1981), 大槻(1982)の方法; 松重
- * 乾燥重量(SS) : フィルターの秤量; 福島
- * 懸濁態有機炭素(POC)・窒素(PON) : CHNコーダー(柳本MT-5); 福島
- * 溶存態有機炭素(DOC) : 乾式酸化法(島津TOC-5000); 福島
- * 紫外吸光度(UV260) : Beckman DU-7で260 nmの吸光度; 福島
- * Cl, Si, Ca : オリンパスKL-500; 春日

[参考資料]

大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘(1981): 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態, 国立公害研究所研究報告, 22, 3-21.

大槻 晃(1982): 水質調査測定法, 日本水質汚濁研究協会(編)湖沼環境調査指針, 公害対策技術同友会, 121-145.

Otsuki, A. *et al.* (1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake. *Water Air Soil Pollution*, 76, 383-396.

UNESCO (1966): Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1, UNESCO Paris, 69pp.

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	Abs.	mg/l	mg/l	mg/l
1995/04/03	37	36	8	2	57	371	438	1	7	72	19.1	3.409	625	4.45	576	44.2	0.22	17.2
1995/04/05	35	20	77	9	177	407	670	2	13	76	18.0	2.847	485	4.24	566			
1995/04/07	40	41	25	8	284	371	688	2	10	66	18.4	3.490	608	4.18	551	46.7	2.02	16.4
1995/04/10	58	69	33	3	77	412	525	3	9	96	26.5	4.692	819	5.11	579	49.5	0.54	17.3
1995/04/12	42	61	14	2	32	388	436	1	9	58	20.6	3.853	711	4.62	541	49.1	0.37	16.7
1995/04/14	37	65	14	2	51	397	464	1	9	58	17.9	3.795	559	4.50	551	46.7	0.09	16.2
1995/04/17	47	51	98	10	132	491	731	4	13	67	14.7	2.591	429	5.14	616	49.8	0.21	17.1
1995/04/19	46	68	30	2	33	407	472	1	11	58	13.9	2.857	477	4.62	589	51.6	0.15	17.0
1995/04/21	63	47	92	8	72	512	684	4	21	93	16.6	3.316	518	4.73	640	44.0	0.12	16.6
1995/04/24	55	146	35	3	30	410	478	2	13	112	23.8	3.882	666	4.54	597			
1995/04/26	66	191	7	1	5	408	421	1	10	89	18.4	3.678	677	4.57	574	49.2	0.06	16.1
1995/04/28	74	207	3	1	6	385	395	2	12	98	25.5	4.722	766	4.58	594	49.4	0.60	16.7
1995/05/01	72	141	5	1	8	417	431	1	10	86	22.1	4.058	709	4.83	591	50.2	0.02	16.1
1995/05/08	80	104	28	2	55	439	524	4	12	72	16.5	3.108	546	5.05	629	52.4	0.08	16.2
1995/05/10	63	91	37	3	48	462	550	4	13	59	12.0	2.862	461	4.94	641	52.1	0.07	16.6
1995/05/12	68	110	28	2	27	452	509	4	14	65	18.8	3.383	576	5.11	663	53.0	0.10	16.3
1995/05/15	66	55	100	8	61	521	690	3	11	63	11.9	2.492	443		657	59.7	0.14	17.1
1995/05/17	38	41	155	8	51	475	689	5	15	62	12.7	2.050	353	4.87	589	48.2	0.26	16.0
1995/05/19	56	14	58	16	182	429	685	5	11	45	10.7	2.086	335	4.42	625	50.1	0.60	15.7
1995/05/22	72	8	149	32	373	434	988	6	11	53	13.6	1.775	298	4.19	656	37.4	2.10	14.3
1995/05/24	58	18	38	7	72	453	570	4	12	46	13.0	2.338	382	4.60	635	49.0	0.28	15.6
1995/05/26	87	30	30	5	42	429	506	4	10	69	19.4	3.278	533		680	50.0	0.30	15.8
1995/05/29	49	9	82	10	68	491	651	5	12	69	14.1	2.517	440		664	46.9	0.31	15.7
1995/05/31	23	20	16	3	26	417	462	5	11	55	14.3	2.949	437	5.09	647	51.8	0.35	16.0
1995/06/02	92	49	130	15	101	479	725	13	23	123	24.2	5.314	815		683	54.3	0.81	16.7
1995/06/05	43	51	47	4	30	458	539	3	11	72	18.0	2.915	555	4.51	696	48.4	1.93	16.0
1995/06/07	26	21	88	9	41	427	565	9	17	63	14.0	2.099	365	4.31	642	50.3	1.43	16.2
1995/06/09	35	29	28	3	28	373	432	5	14	69	17.6	2.617	450	4.22	694	54.7	1.43	16.4
1995/06/12	53	57	114	13	98	402	627	17	28	99	17.2	3.070	564	4.56	682	57.3	1.93	16.8
1995/06/14	47	49	7	3	45	349	404	3	10	84	19.9	3.300	625	4.51	707	56.5	2.11	16.3
1995/06/16	57	64	25	3	19	347	394	9	17	83	17.9	3.860	649	4.27	649	45.4	2.11	15.0
1995/06/19	39	42	15	3	84	380	482	7	11	75	15.2	2.983	558	4.54	699	55.4	2.33	16.1
1995/06/21	43	39	11	2	29	372	414	5	13	74	15.9	3.326	516		706	52.7	2.30	15.7
1995/06/23	40	85	24	3	30	359	416	12	19	111	25.1	4.113	773	4.67	642	43.6	2.81	14.9
1995/06/26	44	52	25	3	100	394	522	11	18	89	16.7	3.086	626	4.04	631	44.0	2.99	15.4
1995/06/28	66	62	40	5	33	425	503	3	14	111	24.9	4.489	831	4.25	702	53.4	3.28	16.0
1995/06/30	80	65	72	41	126	422	661	12	23	53	30.0	5.767	962	5.14	763	56.2	3.39	16.2

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	Abs.	mg/l	mg/l	mg/l
1995/07/03	43	113	72	16	487	335	910	1	10	117	51.3	9.380	765	4.22	762	35.7	6.12	15.4
1995/07/05	42	81	315	26	139	479	959	41	58	121	17.5	2.559	470	4.58	674	41.3	3.76	14.4
1995/07/07	64	109	166	20	120	430	736	24	38	110	18.6	2.725	485	4.16	643	40.1	3.78	13.9
1995/07/10	43	70	45	7	102	344	498	0	8	63	10.9	2.029	401	4.06	667	43.5	3.67	14.3
1995/07/12	66	111	16	4	69	398	487	0	9	69	13.7	2.975	607	4.37	647	42.4	3.55	14.3
1995/07/14	69	108	22	3	90	356	471	0	8	60	12.5	2.965	608	4.06	636			
1995/07/17	64	96	20	2	107	372	501	0	8	56	10.2	2.498	500	4.05	653	40.9	4.17	14.2
1995/07/19	70	56	15	6	87	387	495	0	9	63	12.6	3.073	587	4.77	689	40.5	4.28	14.2
1995/07/21	71	101	6	1	17	400	424	0	9	65	14.6	3.573	635	4.15	657	40.6	4.26	14.4
1995/07/24	37	50	194	13	187	408	802	8	19	62	8.2	1.777	321	4.18	695	36.4	4.72	14.6
1995/07/26	56	32	20	3	64	486	573	1	11	58	11.0	2.622	488	4.00	701	37.4	4.81	14.5
1995/07/28	44	36	52	6	78	421	557	1	9	67	11.7	2.558	465	3.89	709	40.3	5.11	15.7
1995/07/31	47	62	368	26	75	561	1030	34	45	132	13.0	2.278	433	4.04	737	37.3	5.60	14.9
1995/08/02	45	37	46	6	68	449	569	3	13	64	12.4	2.709	498		731	37.9	5.13	14.3
1995/08/04	30	27	44	8	79	397	528	4	15	71	10.0	1.977	345	4.64	752	37.3	5.29	14.3
1995/08/07	31	34	151	19	129	419	718	19	31	84	10.2	1.907	366	4.42	782	46.2	5.57	15.8
1995/08/09	54	81	228	24	110	432	794	26	39	124	30.4	2.965	559	4.53	762	46.2	5.35	15.4
1995/08/11	37	51	368	25	63	515	971	63	74	167	16.3	2.505	463	4.46	781	48.9	5.39	15.6
1995/08/14	43	51	124	19	124	473	740	19	29	85	11.3	1.951	365	4.52	831	46.0	6.01	15.5
1995/08/16	47	50	93	19	119	488	719	23	36	99	15.7	2.431	458	4.84	967	48.5	5.97	15.4
1995/08/18	41	32	73	16	112	423	624	13	25	83	15.4	2.347	409	4.57	880	48.0	5.93	15.2
1995/08/21	53	93	293	12	43	531	879	44	61	136	13.4	2.513	493	4.90	856	47.3	6.01	15.8
1995/08/23	61	29	300	32	111	424	867	46	56	141	25.1	3.243	576	4.46	795	46.0	6.30	15.4
1995/08/25	42	27	178	66	162	441	847	41	51	97	18.6	2.235	373	4.33	819	47.5	6.21	15.6
1995/08/28	41	23	74	21	149	430	674	21	31	82	15.4	2.002	351	4.37	830	46.4	5.71	15.5
1995/08/30	50	38	44	20	169	450	683	25	38	86	13.9	2.102	390	4.72	896	43.5	5.26	15.3
1995/09/01	74	55	73	18	192	414	697	24	46	165	24.3	3.602	651	4.48	799	41.6	4.79	15.0
1995/09/04	73	75	79	9	154	392	634	16	39	121	25.3	3.453	657	5.46	949	40.4	3.99	15.2
1995/09/06	57	28	17	4	67	432	520	8	27	85	18.5	2.554	443	4.75	871	50.0	2.22	16.1
1995/09/08	71	49	13	4	65	423	505	6	24	88	25.1	3.595	570	4.72	857	47.1	1.27	15.3
1995/09/11	77	49	22	4	61	409	496	4	22	84	25.1	3.275	586	5.12	921	48.0	0.33	15.5
1995/09/13	59	40	13	0	37	426	476	1	20	94	24.2	3.377	551	4.92	860	46.5	0.21	15.3
1995/09/14	60	47	18	2	38	432	490	2	23	85	23.1	3.537	574	5.44	879	48.3	0.17	15.3
1995/09/18	28	11	175	117	125	362	779	16	32	103	30.6	2.641	430	4.47	806	37.2	1.92	14.4
1995/09/20	52	24	52	0	349	322	723	0	30	89	22.8	2.396	430	4.56	869	43.9	0.31	14.2
1995/09/22	60	45	59	7	231	388	685	9	23	85	24.3	3.044	502	4.66	807	41.0	0.43	13.9
1995/09/25	42	21	81	16	334	358	789	4	19	56	11.0	1.670	308	4.27	764	39.1	0.42	13.8
1995/09/27	34	31	75	17	269	425	786	3	15	57	9.1	1.754	323	4.46	769	38.4	0.62	13.6
1995/09/29	37	28	39	16	147	356	558	2	16	57	11.8	2.019	357	4.41	768	40.8	0.54	13.8

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	Abs.	mg/l	mg/l	mg/l
1995/10/02	46	35	101	16	181	418	716	8	23	77	9.9	1.917	367	4.57	788	43.4	0.32	15.0
1995/10/04	34	31	103	19	299	423	844	6	23	57	7.7	1.459	265	4.58	784	40.7	1.07	14.9
1995/10/06	38		209	25	178	427	839	9	28	83	14.6	2.330	435	4.73	856	40.6	0.54	14.6
1995/10/09	35	46	257	30	226	453	966	29	51	102	11.0	1.642	304	5.30	831	39.7	0.52	14.5
1995/10/11	31	55	156	22	280	415	873	20	35	75	9.7	1.581	281	4.44	775	40.8	0.55	14.6
1995/10/13	48	85	77	20	197	381	675	7	23	73	15.1	2.431	444	4.96	814	38.7	0.53	14.6
1995/10/16	46	71	149	10	174	477	810	1	19	72	11.3	2.186	402	5.43	735	39.1	0.57	14.8
1995/10/18	32	40	156	13	172	422	763	2	17	57	7.7	1.485	268	5.14	765	39.8	0.85	14.6
1995/10/20	42	82	200	22	189	466	877	6	24	69	11.5	1.977	332	5.33	853	39.2	0.65	14.7
1995/10/23	50	58	40	14	106	464	624	1	13	65	14.2	2.559	467	4.90	818	43.6	0.74	16.1
1995/10/25	45	82	36	6	73	392	507	2	13	58	9.8	2.264	417	5.67	730	43.4	1.00	14.8
1995/10/27	52	82	48	9	112	404	573	4	16	68	12.2	2.639	472	4.76	767	47.5	1.27	15.1
1995/10/30	36	54	45	6	87	412	550	2	13	56	8.9	2.098	387	4.93	726	49.0	1.24	15.2
1995/11/01	49	72	228	12	255	327	822	6	18	76	12.7	2.313	400	4.13	727	45.6	2.72	16.0
1995/11/02	68	100	151	11	106	431	699	4	17	95	18.9	3.480	638	4.65	746	42.9	1.05	15.0
1995/11/06	63	70	135	18	145	430	728	3	17	93	14.8	3.197	589	4.56	747	45.5	1.21	15.4
1996/11/08	40	52	74	12	98	399	583	1	10	65	19.8	2.950	516		720	49.7	1.44	15.7
1996/11/10	58	92	133	31	165	408	737	7	19	106	22.1	3.505	646	6.28	757	47.8	1.34	15.3
1996/11/13	49	39	76	20	175	389	660	0	11	82	15.3	3.099	558	6.52	712	46.5	1.25	15.5
1996/11/15	61	46	89	23	213	391	716	3	13	95	20.6	3.593	662	3.91	724	50.0	1.60	15.9
1996/11/17	50	57	33	24	91	381	529	1	11	59	18.1	3.084	566	6.39	763	48.9	1.44	15.3
1996/11/20	60	41	30	6	51	427	514	1	14	81	15.4	3.059	577	5.64	722	42.6	1.12	14.8
1996/11/22	66	59	98	28	206	456	788	6	18	109	23.2	3.612	677	3.98	725	41.6	1.04	15.1
1996/11/24	62	38	47	21	95	399	562	4	16	78	16.3	2.702	501	3.90	697	42.7	1.07	15.0
1996/11/27	42	28	53	17	96	347	513	2	13	65	15.0	2.440	449	5.26	717	43.3	1.15	15.2
1996/11/29	46	30	44	16	104	385	549	2	11	70	14.5	2.714	493	5.36	708	45.0	1.32	15.6
1996/12/01	47	61	36	14	90	403	543	5	14	73	17.2	3.390	598	5.27	699	45.7	1.28	15.2
1996/12/04	45	46	31	13	129	400	573	4	13	77	15.8	2.691	468	4.32	731	40.2	1.03	14.8
1996/12/06	43	47	37	13	117	412	579	3	12	69	15.5	2.796	502	4.54	681	41.6	0.91	15.0
1996/12/08	43	37	4	9	85	389	487	2	12	80	22.2	3.771	639	4.58	676	42.0	1.01	15.1
1996/12/11	51	43	6	6	102	411	525	2	12	76	19.5	3.691	681	3.97	675	41.2	0.87	15.0
1996/12/13	46	34	14	6	70	401	491	1	12	72	16.4	3.447	633		719	42.9	0.86	14.8
1996/12/15	43	38	10	7	136	438	591	2	14	74	22.2	3.726	634	3.90	648	40.8	0.89	15.0
1996/12/18	27	16	5	6	190	392	593	2	10	76	29.9	3.703	601	4.47	665	42.9	1.09	15.4
1996/12/20	45	24	12	7	124	419	562	1	21	72	21.8	3.770	681		686	42.5	0.85	15.1
1996/12/22	43	23	11	4	130	446	591	2	12	66	17.0	3.081	532		688	42.7	0.82	15.4
1996/12/25	48	17	7	6	221	415	649	2	9	17	17.6	3.674	644	5.15	676	45.0	1.49	15.8
1996/12/27	48	18	2	4	99	470	575	1	11	74	20.7	3.619	635	5.20	694	49.3	1.01	15.6
1996/12/28	44	17	0	3	67	459	529	1	16	71	18.6	3.780	626	4.27	672	52.1	1.08	15.8

	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	μg/l	mg/l	mg/l	μg/l	mg/l	Abs.	mg/l	mg/l	mg/l
1996/01/05	37	10	4	3	118	422	547	1	71	91	26.1	3.672	602	4.41	675	45.7	0.91	15.6
1996/01/08	35	14	21	3	122	437	583	1	11	74	17.5	3.366	583	4.49	707	46.0	0.83	15.7
1996/01/10	43	12	21	4	129	407	561	2	10	67	14.7	3.254	566	4.28	671	48.7	0.83	15.9
1996/01/12	44	14	10	5	124	423	562	1	9	87	16.5	3.429	579	4.31	664	46.5	0.89	15.8
1996/01/16	46	13	13	5	134	441	593	1	11	70	19.0	3.326	564		653	46.3	0.86	16.2
1996/01/17	51	15	28	6	214	444	692	1	10	68	20.3	3.421	581	4.27	649	47.3	1.08	15.9
1996/01/19			48	6	188	450	692	3	14	79		3.124	534			45.5	0.80	15.7
1996/01/22	44	11	20	6	128	425	579	1	11	71	13.8	3.012	545	4.27	664	46.1	0.76	15.7
1996/01/24	44	8	45	6	162	438	651	2	13	70	14.8	2.849	510	4.41	684	47.1	0.64	15.5
1996/01/26	41	5	0	0	4	582	586	0	13	82	18.1	3.124	526	4.11	657	45.5	0.86	15.7
1996/01/29	45	10	11	4	143	410	568	1	10	62	12.8	3.041	511		692	51.1	0.81	16.1
1996/01/31	35	4	20	5	253	455	733	1	11	64	16.5	2.858	478		694			
1996/02/02	43	11	24	3	180	363	570	2	11	102	15.8	3.099	511	5.95	682	45.4	0.89	
1996/02/05	34	6	7	5	231	452	695	2	11	63	14.0	2.566	454	4.93	663	44.6	1.25	
1996/02/07	43	14	7	5	201	310	523	2	10	65	16.1	3.307	553	4.81	644	47.1	1.19	
1996/02/09	46	11	7	4	142	421	574	2	12	67	16.3	3.292	576	5.29	677	47.5	0.79	
1996/02/13	36	7	12	5	174	397	588	2	11	54	13.5	3.169	514	4.27	651	48.8	1.11	
1996/02/14	37	7	33	5	185	366	589	3	15	71	13.8	2.857	506		653	49.3	0.93	
1996/02/16	48	12	36	2	167	402	607	3	12	73	21.5	3.605	639		642	49.7	1.03	
1996/02/19	47	8	26	1	161	392	580	2	11	65	14.7	3.116	540		642	49.3	0.80	
1996/02/21	52	11	33	2	185	415	635	2	11	67	15.9	3.513	630		620	47.2	0.67	
1996/02/23	53	17	17	2	128	407	554	2	10	73	17.2	3.698	641	4.13	625	48.7	0.65	
1996/02/26	47	1	17	1	146	415	579	2	10	63	16.2	3.419	583	4.06	611	47.4	0.66	
1996/02/28	48	15	38	3	189	410	640	3	12	63	14.6	3.156	528	5.15	627	45.1	0.58	
1996/03/01	25	13	41	10	209	418	678	2	18	70	14.9	3.089	512	4.06	606	47.8	0.62	
1996/03/04	39	7	20	8	423	375	826	2	17	80	21.3	3.087	565	3.87	634	43.4	1.78	
1996/03/06	27	6	15	7	314	382	718	3	24	69	19.0	3.115	520	5.03	646	43.9	1.38	
1996/03/08	31	6	35	7	305	395	742	2	11	82	20.5			4.03	588	44.8	1.18	
1996/03/11	34	12	30	7	255	390	682	1	12	68	17.5	3.210	535		607	48.7	0.95	
1996/03/13	31	7	17	7	216	378	618	1	10	69	22.5	3.528	596			45.6	0.85	
1996/03/15	25	5	32	7	276	386	701	2	10	49	14.4	2.263	378	4.32	573	48.0	1.37	
1996/03/18	24	6	25	10	263	364	662	1	8	54	14.9	2.433	423	4.02	555	47.6	1.10	
1996/03/21	32	7	28	7	277	415	727	2	10	63	18.4	2.693	459	3.96	542	49.2	1.41	
1996/03/22	33	9	30	7	283	376	696	2	9	63	18.4	2.939	497	3.95	547	48.1	1.14	
1996/03/25	48	18	24	7	229	384	644	2	9	65	20.3	3.333	553	4.07	553	49.7	0.67	
1996/03/27	44	13	20	7	251	383	661	2	8	65	20.5	3.333	544	4.13		50.4	1.17	
1996/03/29	53	20	10	9	105	389	513	3	8	59	18.9	3.668	606			48.6	0.45	

国立環境研究所	地域環境研究グループ	木幡 邦男
〃	〃	福島 武彦
〃	〃	松重 一夫
〃	〃	高木 博夫
〃	〃	稲森 悠平
〃	〃	高村 典子
〃	〃	福島 路生
〃	〃	竹下 俊二
〃	〃	春日 清一
〃	水圏環境部	今井 章雄
〃	〃	井上 隆信
〃	〃	金尾 昌美
滋賀県琵琶湖研究所		大久保 卓也
立命館大学		天野 耕二
		森 誠一
筑波大学		近山 憲幸
〃		染谷 敬幸
〃		内海 真生
東京水産大学		中村 岳史
〃		朴 濟哲
〃		孫 麗偉
日本工業大学		根本 泰男
東北大学		季 保瑛
広島大学		石橋 敏昌
島根大学		三浦 真吾
江原大学校（韓国）		黄 吉淳
韓国国立環境研究院		姜 泰求
茨城県霞ヶ浦対策課		栗田 茂樹
茨城県公害技術センター		菊池 信生
〃		青木 義雄
〃		稲田 敏之
茨城県内水面水産試験場		岩崎 順
〃		外岡 健夫
〃		久保田 次郎
茨城県漁政課		根本 孝
建設省		戸谷 英雄
霞ヶ浦市民協会		沼澤 篤
（財）地球・人間環境フォーラム		萩原 富司
〃		樋渡 武彦
（株）環境研究センター		中川 恵
新しいばらきタイムス		林 容史
STA・フェロー		Swapan C. Deb
〃		Otto Albinger

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池			
(大型池)	*動物相を用いた湖沼環境指標化に関する研究(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
(小型池)	*生態系構造と溶存有機物の挙動に関する研究(湖沼環境指標特研)	福島, 松重	92/4~97/3
	*N/P比変動の影響解析(湖沼環境指標特研)	福島, 松重	92/4~97/3
	*pH, DOの変動特性からの生態系評価方法に関する研究(湖沼環境指標特研)	福島, 松重	93/4~97/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4~永続
	*湖水中の溶存ガスの挙動に関する研究(地域経常)	福島, 松重	93/4~97/3
人工水路			
フリースペース	*霞ヶ浦に侵入した外来性魚類, 特にオオクチバスとブルーギルに関する研究(地域経常)	春日	92/4~97/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4~長期
用廃水棟	*生物活性炭流動床パイロットプラントによる高度処理と微小動物による有害藻類の捕食分解(地域経常)	稲森, 水落, 西村	94/3~98/3
	*汚濁湖沼水の微生物固定化法による水改善手法に関する研究(地域経常)	稲森, 水落, 西村	92/4~98/3
取水塔	*水質連続測定に関する研究(湖沼環境指標特研)	松重, 福島, 河合	90/4~長期
実験管理棟			
(モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理	松重	96/4~長期
(実験室)	*霞ヶ浦の生物動態調査(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
	*環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究(地球経常)	野尻	90/4~長期
	*水域における温室効果気体の生成・放出に関する研究(地球推進費, 温暖化現象)	野尻	90/4~98/3
	*生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4~長期
	*浅海域における物質循環に関する研究(浅海域特研)	竹下, 木幡, 中村	96/4~99/3
	*魚類がプランクトン群集に及ぼす影響に関する実験的研究(開発途上国環境技術研究)	高村, 孫, 福島	96/4~99/3
	*溶存有機物の動態, 分画, 起源に関する研究(湖沼環境指標特研)	松重, 今井, 木幡	
	*アオコの増殖機構について(湖沼環境指標特研)	今井, 福島	93/4~97/3
	*霞ヶ浦底泥からの栄養塩及び有機物の溶出に関する研究(湖沼環境指標特研)	相崎, 福島	93/4~97/3
	*穴塚大池及びコイ養殖池の水質変動	相崎, 福島	95/4~97/3
	*穴塚大池及びコイ養殖池の水質変動	春日	95/4~97/3
素堀池			
	*霞ヶ浦の貴重動・植物の保存(地域経常)	春日	89/4~永続
	*水質変動のモニター(モニター)	福島	93/4~97/3

誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	発表年
F. Rechnagel, M. Hosomi, T. Fukushima, D. Kong	A short- and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes - A scenario analysis	Water Research	1995
福島武彦, 松重一夫, R. S. J. Weisburd	DO, pH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	日本水環境学会誌	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	日本水環境学会誌	1995
T. Fukushima, K. Matsushige, M. Aizaki, M. Park, R. H. Goma, D. S. Kong	Effects of fish on water quality and nutrient cycle from an outdoor pond experiment	Proc. 6th Int. Conf. Conser. Manage. Lakes	1995
T. Fukushima, K. Amano, H. Harasawa	Long-term change in the watershed of Lake Kasumigaura and its influence on river and lake water quality	Proc. 6th Int. Conf. Conser. Manage. Lakes	1995
R. S. J. Weisburd, M. Ishii, T. Fukushima, A. Otsuki	Methods for measurement of dissolved inorganic carbon in natural waters	Jpn. J. Limnol.	1995
福島武彦, 松重一夫, R. S. J. Weisburd, 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	日本水環境学会誌	1995
福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲, R. H. Goma, 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	日本水環境学会誌	
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	日本水環境学会.	1995
R. H. Goma, M. Aizaki T. Fukushima, A. Otsuki	Significance of zooplankton grazing activity as a source of dissolved organic nitrogen, urea and dissolved free amino acids in eutrophic shallow lake: experiments using outdoor continuous flow pond systems	Jpn. J. Limnol.	1995

口頭発表

発表者	題目	学会名称等	発表年
野沢岳史, 野尻幸宏, 大槻 晃	富栄養湖沼霞ヶ浦における亜酸化窒素の経年変化	第6回世界湖沼会議霞ヶ浦'95	1995
野沢岳史, 野尻幸宏, 中村岳史, 大槻 晃, 内海真生	複循環湖野尻湖の冬期における溶存亜酸化窒素 (N ₂ O) 濃度の変動	日本地球化学会 1995年会	1995
林 紀男, 稲森悠平, 須藤隆一	富栄養型湖沼における水循環・生物ろ過による直接浄化の効果	日本水処理生物学会 第32回大会	1995
近山憲幸, 稲森悠平, 松村正利, 杉浦則夫	生物活性炭流動床を活用した藻類由来THM前駆物質の除去効果	日本水処理生物学会 第32回大会	1995
李 保瑛, 稲森悠平, 杉浦則夫, 須藤隆一	生物膜法の充填担体の違いによるカビ臭産生藻類 <i>Phormidium tenue</i> の分解除去能の比較	日本水処理生物学会 第32回大会	1995
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	1995
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	1995
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	1995
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	1995
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	1995
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DO, pHの連続測定データの解析	第30回日本水環境 学会年会	1996
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	1996
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	1996

[平成9年2月27日編集委員会受理]

[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 - 1 1 -

問い合わせ先 霞ヶ浦臨湖実験施設 松重一夫

平成9年3月29日発行

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 朝日印刷株式会社

住所 茨城県下館市中館186