

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会
講演報告集 — 4 —

Proceedings of Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura
Water Research Station, NIES. Part 4

相崎 守弘 編
Edited by Morihiro Aizaki

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

序

霞ヶ浦臨湖実験施設では、施設を利用した研究の成果を発表する研究発表会を毎年1回開催している。本年も5月26日に第5回の研究発表会を行った。昨年は「アオコ」をテーマにしたシンポジウムを合わせて開催し、多数の参加者を得て有意義な意見交換が出来た。本年は施設の立地場所から常に興味をもって研究してきた霞ヶ浦を取り上げ、「霞ヶ浦はきれいになったか？」をテーマにしたシンポジウムを合わせて開催した。ここ数年、霞ヶ浦ではアオコの発生量が減少し、冬期の透明度が過去最高の値を記録するなど水質に変化がみられている。このような変化は、1982年に施行された霞ヶ浦富栄養化防止条例や各種負荷源対策の効果が現れ、ほんとうに霞ヶ浦がきれいになってきたことによるのか、それとも気象条件や湖沼遷移過程であらわれる一時的な現象なのか？

今回のシンポジウムでは国立公害研究所の研究者の他に茨城県の関係者の方々の参加をいただき、過去の霞ヶ浦開発と水質変化、流域における負荷削減の現状、湖内の水質や生態系の変化の現状及び漁業からみた霞ヶ浦の現状など多方面から発表していただき有意義な検討会を開催することが出来た。またこの発表会には、所外から5県27名の環境部局担当者や霞ヶ浦に関係する方々のご参加を得、貴重なご意見をいただいた。

本講演報告集はこの研究発表会とシンポジウムの予稿をもとに、若干修正を加え、さらに本施設で実験用水として取水している霞ヶ浦湖水の水質データを付け加えてまとめたものである。

水質土壌環境部

部長 須藤 隆一

(霞ヶ浦臨湖実験施設管理委員会委員長)

目 次

I. シンポジウム「霞ヶ浦はきれいになったか？」	
1. 霞ヶ浦開発と水質変化	1
原沢英夫	
2. 流域環境変化と河川水質	15
山本哲也	
3. 霞ヶ浦水質の長期的変動の最近の特徴について	31
河合崇欣・野尻幸宏・全域調査グループ	
4. 霞ヶ浦の水質変動とイサザアミ	39
春日清一	
5. 漁業から見た環境変化	49
浜田篤信	
II. 臨湖実験施設研究発表	
1. 東京湾における青潮に関する研究	55
田中秀之・相崎守弘	
2. 河川流下過程における農薬の変化	63
井上隆信	
3. 炭酸ガスの湖、ニオス湖の調査について	67
野尻幸宏	
4. アオコの優占培養に関する研究	73
相崎守弘	
5. 霞ヶ浦におけるコウホネ沈水葉の光合成特性と 現存量及び環境要因の季節変化	87
荒巻 稔・土谷岳令	
6. 霞ヶ浦の水位変動のハス群落への影響	101
野原精一・土谷岳令	
7. 臨湖実験施設における霞ヶ浦湖水の水質モニタリング結果	109
相崎守弘	
III. 資料	
1. 第5回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム	123
2. 第5回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧	124
3. 平成元年度施設利用計画	126
4. 施設を利用した研究成果の一覧	127

霞ヶ浦開発と水質変化

原沢英夫 (総合解析部)

1 はじめに

霞ヶ浦は、1963年に常陸川水門(逆水門)が建設されて以来、水資源開発を中心とした霞ヶ浦開発事業や流域内の大規模開発(研究学園都市や鹿島臨海工業地帯)が進展し、その結果湖の富栄養化が加速された。湖沼の富栄養化は先進国、発展途上国を問わず解決すべき重大な環境問題のひとつとなっている。特に途上国においては、急激な開発圧力、人口増による環境破壊が進行しており、環境保全の重要性が認識されてはいるものの開発と環境保全を調和させた持続可能な開発をすすめるのは実際上困難なことが多い。霞ヶ浦の開発と環境保全を現時点でふりかえっておくことは、今後の水質管理を考える上で貴重な知見になる。同時に、開発途上国に対して日本の経験や知見を提供する国際協力の一環としても意義があろう。

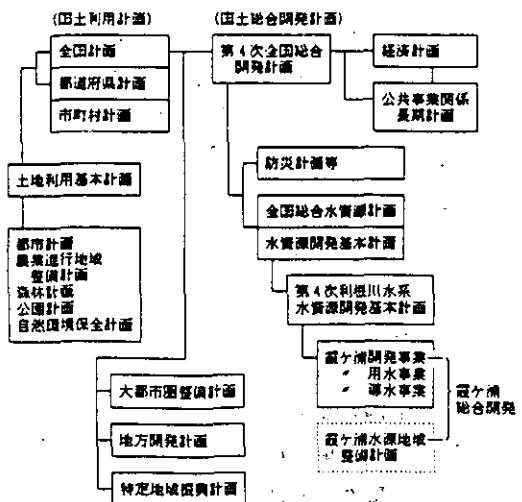
霞ヶ浦について、従来得られた知見や水質管理上の経験をまとめること、また分かりやすく情報提供していくことは、現在国連地域開発センター(UNCRD)、国際湖沼環境委員会(I LBC)、国連環境計画(UNEP)の国際的な共同プロジェクトの中で検討されている。国公研でも流域管理を中心としたグループが組織され、茨城県(霞ヶ浦対策課)の支援も得ながら活動を行ってきた。今年度は最終年度であり霞ヶ浦の経験や開発と環境保全の競合等について整理する予定である。本プロジェクトの概要については文献を参考にされたい¹⁾。

本報告においては、霞ヶ浦グループが調査研究の過程で収集した霞ヶ浦の湖・流域開発と環境保全についての情報をもとに、開発と環境変化、特に水質変化に焦点をあて整理してみる。

2 霞ヶ浦総合開発

霞ヶ浦総合開発は、治水事業と利水事業(水資源開発)を目的とした「霞ヶ浦開発事業」と開発事業の影響緩和と水質保全対策事業を柱とした「霞ヶ浦水源地域整備事業」からなるが、広義には霞ヶ浦導水事業や霞ヶ浦用水事業も含めることができよう。これらの諸事業については実施主体や事業費の分担等が錯綜しており、非常に分かりづらいものとなっている。霞ヶ浦開発事業は霞ヶ浦を中心とした水資源開発事業であり、その上位計画として利根川水系水資源計画(フルプラン)、国レベルの「全国総合水資源計画」、「全国総合開発計画」がある(図1)。

図1 国土に関する諸計画の体系(国土庁資料による)



2.1 霞ヶ浦の総合開発の経緯^{2), 3), 4)}

2.1.1 霞ヶ浦の治水

常陸川水門の出来る以前は、長い間洪水の被害を被っており、湖周辺の農地は非常に生産性が低く、また洪水により土浦市街が水没したこともあった。終戦直後（1948年）には、治水事業を推進するため、利根川下流開発委員会の設立を決定している。翌49年には、第1回の利根川下流開発委員会が開かれ、霞ヶ浦治水基本方針と霞ヶ浦放水路事業・湖岸堤建設の実施方針が決定されている。すなわち、当時最大の懸案事項は治水であった。

次に示す治水の基本方針は今日まで、開発事業や水管理の基本方針として受け継がれている。

一 霞ヶ浦の治水基本方針 一

(1)霞ヶ浦の最高水位をY.P.+2.85mに達せしめない。

(2)霞ヶ浦のY.P.+2.0m以上の洪水位を7日以上持続させない。

この治水方針は、1938年、1941年の洪水をもとに設定されたもので、堤防天端高Y.P.+3.00mの湖岸堤を建設し、常陸川水門（逆水門）とともに湖周辺地域を洪水の被害から守ろうとするものである。水門は治水（洪水防御）のための基本的な施設であると同時に周辺農地の塩害を防ぐための塩水侵入防止（淡水化）の役割も兼ねており、以後の水資源開発と環境保全に重大な影響を与えた。

2.1.2 広域水資源計画（利根川水系水資源開発基本計画）

1961年11月に水資源の開発と水利用の合理化を推進するための水二法（水資源開発促進法、水資源開発公団法）が制定され、霞ヶ浦を含む利根川水系が水資源開発促進法に基づく水資源開発水系に指定された（1962年）。これを受けて、利根川水系水資源開発基本計画（第一次フルプラン）が閣議決定され、霞ヶ浦開発計画の樹立方針が定められた。具体的な計画は、1967年建設省による霞ヶ浦開発構想のとりまとめの後、翌1968年から霞ヶ浦開発実施調査が始まっている。

霞ヶ浦開発事業の上位計画である利根川水資源開発基本計画（フルプラン）は1962年に策定後3回の改定を経て、四全総、全国総合水資源計画との整合をとって1988年2月に改定され第4次フルプランとなっている。フルプランの改定は、経済・社会の変化を反映して変更されるもので、利根川・荒川水系及び霞ヶ浦の位置づけが時代とともに変化してきたことを物語っている。

フルプランにおける霞ヶ浦開発事業の目的は、「既設の常陸川水門と合わせて、湖周辺の洪水を防除するとともに、茨城県石岡台地地区等の農地に対して、必要な農業用水を確保し、茨城県、千葉県及び東京都の都市用水を確保するものである。なお、この事業の実施にあたっては、水産業に及ぼす影響について充分配慮する」と記されている。

2.1.3 霞ヶ浦と鹿島臨海工業地帯との関係

霞ヶ浦開発事業は、基本的には水資源開発事業であり、増大する茨城県や首都圏の水需要と鹿島臨海工業地帯への工業用水供給に應えるため、1970年7月に閣議決定された「第二次フルプラン」に対応している。

鹿島工業地帯は、1961年2月に造成計画（マスタープラン）が策定され、1969年2月に

は国の工業整備特別区域に指定された鉄工業、重化学工業を中心としたコンビナートである。この地区を対象とした水利用としては、鹿島上水道と鹿島工業用水道がある。1969年には、第一期の鹿島工業用水の供給が開始されたが、特に鹿島工業用水道は霞ヶ浦の開発を考える上で重要である。

・鹿島工業用水道⁴⁾

現在霞ヶ浦水系から工業用水を取水しているのは、鹿島工業用水道だけである（他に計画中が2か所）。進出企業の水需要に対応する施設は、3期に分けて整備が進められた。第一期事業は、日量21万トン（うち1万トンは地下水）を供給する施設で、1966年から6ヶ年の計画で着工された。第二期事業は、1969年から8ヶ年計画で着工され、日量60万トンで、第一、二期ともに霞ヶ浦（一部地下水）を水源としている。合わせて45工場、3事業場に給水している。

第三期事業は、日量53.5万トン、1972年から9ヶ年の計画で着手されたが、その後の情勢の変化で、事業は日量30万トンに縮小、工期も1972年から1989年に延長された。第三期拡張工事の縮小は、オイルショック等の影響もあり、企業が節水型のプロセスへの変更や水の再利用など合理化努力を行った結果、当初計画した水量は必要無くなったものと考えられる。鹿島企業群の取水量は、1973年の調査では $3.14\text{m}^3/\text{s}$ （日量26.1万 m^3 ）、1985年には $4.14\text{m}^3/\text{s}$ （日量357,800 m^3 、工業用水統計による）と増加しているが、二期までの供給能力81万 $\text{m}^3/\text{日}$ のうち約半分であり、供給能力にはまだ余裕がある。

2.2 霞ヶ浦総合開発関連計画の内容^{5, 6, 7)}

1960年から1970年代にかけて、霞ヶ浦流域では、鹿島臨海工業地帯の造成や筑波研究学園都市建設事業が相次いで具体化した。並行して水資源開発事業が浮上し、1968年に霞ヶ浦開発事業が建設省直轄で着工した。主な事業の期間、主管、費用を表1に示した。

2.2.1 霞ヶ浦総合開発

前述のように霞ヶ浦開発事業と水源地域特別措置法に基づく水源地域整備事業を合わせて「霞ヶ浦総合開発」と称されている。また1973年に茨城県議会に設置された霞ヶ浦総合開発調査特別委員会の報告にもとづき、茨城県は「霞ヶ浦総合開発計画」を策定しているが、これは治水・利水面では基本的に国の策定した霞ヶ浦開発事業を踏襲し、さらに水質保全と地域開発を加味した総合的な計画であった。その後、1975年に開発事業による生産機能、生活環境等に及ぼす影響を緩和し、また水質の保全を図るための水源地域特別措置法ができ、霞ヶ浦もその対象水域となって以降、水源地域整備事業が実施されている。

(1) 霞ヶ浦開発事業の目的

- ・治水：天端高Y.P.+3.00mの湖岸堤を新築及び改築し、別途実施される河川改修事業と併せて、湖周辺の洪水を防除するものとする。
- ・利水（図2、表2）：特定かんがい用水については、この事業により、茨城県石岡台地神之池、小野川、霞ヶ浦用水の各地区の農地約32800haに対し、かんがい用水として、かんがい期平均約 $18.13\text{m}^3/\text{s}$ 及び千葉県北総東部、東総の各地区の農地約8700haに対しかんがい用水の一部として、かんがい期平均 $1.43\text{m}^3/\text{s}$ を供給するものとする。

都市用水については、この事業により、茨城県、千葉県及び東京都に対して、都市用水

表1 霞ヶ浦開発関連事業の概要

事業名称	期間	主管	費用
霞ヶ浦開発事業	1968～1991	建設省から水資源公団	2590億円
霞ヶ浦水源地域整備事業	1975～1991	国、県、市町村	4169
霞ヶ浦用水事業	1979～1995	農林省ほか	1316
霞ヶ浦導水事業	1984～1993	建設省	1600

表2 霞ヶ浦開発事業の開発用水の使用先

(単位: m³/秒)

用途別	茨城県	千葉県	東京都	計
水道用水	2.50	1.56	1.50	5.56
工業用水	16.60	1.20	--	17.80
農業用水	18.13	1.43	--	19.56
計	37.23	4.19	1.50	42.92

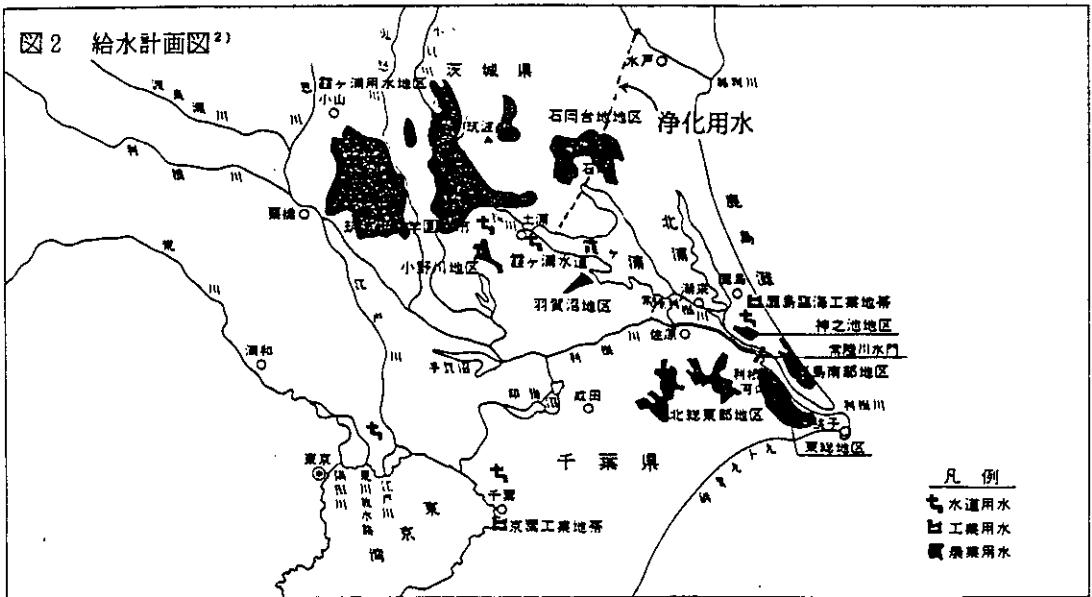
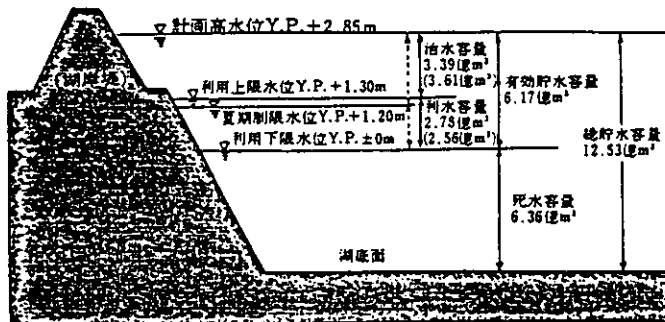


図3 霞ヶ浦容量配分図²⁾



(注) ()は洪水貯留のための夏期制限期間内の治水容量と利水容量を示す。

(水道用水+工業用水)として23.36 m³/sを供給する。

(2) 主な工事

常陸川水門改修工事, 湖岸堤防工事, 流入河川工事, 導水路工事, 管理設備工事, 内水・用水対策, 舟運対策

(3) 湖水位, 貯水容量配分—治水と利水

湖の洪水時の満水位Y.P. +2.85m, 常時満水位Y.P. +1.30m, 夏期制限水位Y.P. +1.20m, 最低水位Y.P. ± 0m と定め, 総貯水量12.53 億m³, 有効貯水量6.17億m³とする(図—3参照)。容量配分は, 治水については, Y.P. +1.3mからY.P. +2.85m までの3.39億m³とし, 特定かんがい及び都市用水については, Y.P. ± 0m からY.P. +1.30mまでの2.78億m³とする。湖の使用基準としては,

・治水については, 夏期制限期間(6月1日から7月31日までの期間)においては, 洪水時を除き, 水位をY.P. +1.2m 以下に制限するものとし, 洪水貯留のため治水容量3.61億m³を確保するものとする。なお, 夏期制限期間以外の期間においてもY.P. +1.3m からY.P. +1.85mまでの容量3.39億m³を洪水貯留のために確保する。計画高水位をY.P. +2.85m以下にとどめることを基本条件としているため, 天端高Y.P. +3.00mの湖岸堤の築造や常陸利根川の改修を実施するとともに, 既設の常陸川水門により利根川の逆流防止を図るものとしている。

・利水については, 利用下限水位±0mから上限水位Y.P. +1.30m の間において, 特定かんがい容量1.056 億m³, 都市用水容量1.724 億m³を利用して用水の供給を可能とする。利水計画としては, 常陸川水門の操作により, 塩水の侵入を防止することによって, 水門上流を淡水化し, Y.P. ±0.0mよりY.P. +1.30mまでの調整容量2.78億m³を利用して新規に約43m³/s(上水道用水約5.56m³/s, 工業用水約17.8m³/s, 農業用水約19.56m³/s)の水を開発するものとしている。

水質保全対策上特に注目すべき点は, 利用下限水位が, Y.P. ±0.0mとなっていることである。Y.P. ±0.00m という事業計画の下限水位は未だかつて経験したことのない水位であり, この水位まで低下した時や, 水位が2mも変動した時に, 湖にどのような影響を与えるかなど影響面については, 当時アセスメント自体が未成熟であり, 制度もないために十分行われなかったようである。幸い工業用水などの取水量が当初計画より大幅に下回っているために, 水位は約+1.0mの平水位を大きく下回るような状況には至っていない, また降雨時を除いて, 水位変動も当初考えられた程, 大きなものとはなっていない。

(4) 費用

霞ヶ浦開発の工期並びに事業費用は, 当初は1968~1975年度約 315億円とされていた。しかし, 上位計画に当たる第2次フルプランが1976年4月に全面的に変更されて3次フルプランになったのに伴い, 工期は85年までに延ばされ, 事業費も約1300億円と大幅に拡大されている。さらに, 最近4次フルプランへ変更され, 工期は1992年まで, 事業費も約290億円と増大している。関連事業も含めると 1兆円にも及ぶビックプロジェクトとなっている。

2.2.2 水源地域整備事業

霞ヶ浦開発事業による生産機能, 生活環境等に及ぼす影響を緩和し, あわせて霞ヶ浦の

表3 水源地域整備計画の概要(茨城県分)

項目	事業費	事業量(事業主体)
水質保全対策事業	(%)	
(1)土地改良	5.58	141集落(市町村等)
農業集落排水施設整備		
(2)流入河川浄化事業	0.16	10河川浚せつ85,790m ³ (県)
(3)霞ヶ浦浄化事業	1.13	2箇所浚せつ1,200,000m ³ (国)
(4)下水道事業	69.84	流域3,公共31箇所518,600人(県,市町村)
(5)畜産汚水処理施設整備	2.37	80地区(農業開発事業団,市町村,農協)
(6)し尿処理施設整備事業	3.25	17地区(市町村,一部事務組合)
(7)ごみ処理施設整備事業	2.04	16地区(市町,一部事務組合)
影響緩和対策事業		
(1)土地改良ほ場整備	9.73	49地区5,088ha(県,市町村)
(2)河川改修事業	3.00	16河川40,065m(県)
(3)漁港整備事業	0.01	3港(県,市町村)
(4)水産資源保護培養事業	0.21	25箇所(県,漁連,漁協)
(5)水産物流通施設整備事業	0.003	2箇所(漁協)
(6)自然公園施設整備事業	0.09	4地区128,000m ² (県)
(7)簡易水道整備事業	2.59	15箇所57,526人(町,村)
合計	100.0	費用合計4,169億円

水質を保全を図るため水源地域対策特別措置法に基づく水源地域整備が実施されている。その事業内容は、影響緩和対策事業と、水質保全対策事業に分かれるが、その内容は極めて多彩である。予定工期は、霞ヶ浦開発事業に合わせて、1975～1983年度(2635億円)であったが、水質保全対策が強化拡充され、開発事業計画の延長に対応して、1990年度まで工期が延長され、費用も4169億円となっている。

表3は水源地域整備計画の概要を示したものである。特に下水道整備の比重が高く、2840億円(69.8%)となっている。下水道のほかには水質保全対策として、農業集落排水事業、流入河川浄化、畜産汚水処理、し尿処理施設、ごみ処理施設の7事業がある。

2.2.3 霞ヶ浦導水事業⁸⁾

導水事業は、霞ヶ浦流域の北に位置する那珂川下流部、霞ヶ浦および利根川下流部を連絡する延長約44kmに及ぶ多目的導水路を建設する事業である。年間約6.5億m³を導水路によって各水系相互に導水し、霞ヶ浦の水質浄化を図るとともに、渇水時に不足する既得用水に対しての用水補給や、増大する茨城県及び首都圏の水需要に対処するための新規都市用水の開発を行うものである(表4)。

2.2.4 霞ヶ浦用水事業⁹⁾

県南西部の29市町村に霞ヶ浦等を水源として水道用水、工業用水、農業用水を安定的に供給する総合用水事業である(表5)。

表4 霞ヶ浦導水事業の開発用水の使用先

(単位: m³/秒)

用途別	茨城県	千葉県	東京都	埼玉県	計
水道用水	6.60	1.26	1.40	0.94	10.20
工業用水	2.10	0.40	--	--	2.50
計	8.70	1.66	1.40	0.94	12.70

表5 霞ヶ浦用水事業の開発用水の使用先

(単位: m³/秒)

用途別	最大総水量	備考
水道用水	0.58	給水人口292,000人
工業用水	1.06	最大85,000m ³ /日
農業用水	17.76	灌漑面積約21,600ha
計	19.40	

2.3 水資源開発に係る問題

2.3.1 計画過程での関連機関の調整

国営事業として霞ヶ浦開発事業が策定されたのに伴い、茨城県は「霞ヶ浦総合開発基本計画」を策定した。国主導型の治水・利水を中核とした霞ヶ浦開発に対して、県側は環境面への配慮をも含めた総合的な開発の必要性を主張した点は、当時開発中心であった趨勢を考慮すると注目すべき事実と言えよう。しかし、治水、利水、水質保全、地域開発をセットにした「総合開発方式」は、理想的な計画であるが、事業相互の関連等が考慮されておらず、また環境アセスメントによりその複合的影響が評価されることがなかったこと、また、国主体の霞ヶ浦開発事業の主な目的は、鹿島地域への工業用水供給や東京都市圏への水供給が考えられていたことから、結局開発主導型の事業になっており、後追的に環境保全対策が実施されて今日に至っている。

2.3.2 水配分に関する競合の発生

霞ヶ浦開発事業で生み出す $43\text{m}^3/\text{s}$ は流域からの年間平均流出量約 $14\text{億}\text{m}^3$ （年間平均流出率49%）の大半、年間平均降水量（ $28.2\text{億}\text{m}^3$ ）の約半分を占める。事業の開発水量の配分については、特に霞ヶ浦を維持する水源県として茨城県では、行政上の重大関心事であったことは確かであろう。

霞ヶ浦開発が首都圏、特に東京都の水不足が霞ヶ浦開発の背後にあったこと、利根川上流部のダム群建設にも限界があり、約 $8\text{億}\text{m}^3$ の水をたたえる霞ヶ浦が首都圏の水資源として期待されるのも十分な根拠があった。茨城県としても、大規模開発（鹿島、研究学園都市）計画をもち、地域発展の核にしようとした時期でもあり、水量配分に関心が高かった。また費用面でも、同じ毎秒 $1\text{m}^3/\text{s}$ の水開発では、利根川のダム開発によるよりも、霞ヶ浦の方が $1/2\sim 1/3$ と安かったともいわれている。水配分については、既に表2のように決定されているが、この配分量の根拠については資料が入手できないため不明である。

2.3.3 水需要予測に関する問題

霞ヶ浦開発事業は、前述したように茨城県（鹿島臨海工業地帯など）や首都圏への水供給を念頭において計画されている。鹿島の工業用水道は現在では、給水能力の半分程度で供給されている。当初の計画では、鹿島地区の工業用水が1980年には $200\text{万}\text{m}^3/\text{日}$ までに増加し、そのうち $140\text{万}\text{m}^3$ を霞ヶ浦で生み出すことになっていたが、第三次拡張はその後の社会情勢の変化により大幅に縮小された。

社会・経済の変化、特に重厚長大産業から、軽薄短小産業へと移行し、2回のオイルショックによる生産の縮小や、水利用の合理化技術の進歩などの影響によって、需要予測値と実績値が大きく食い違ってきたわけである。一度スタートした計画は、社会の実情に合わせて計画を変更するといったことは、一般に大変困難な場合が多い。特に行政計画として国営事業の場合は、その影響は大であることを考慮すると、計画当初の需要予測の重要性と比較的長期間にわたる水資源施設の建設途中での見直しなどフレキシブルな計画が必要であることが指摘できる。

2.3.4 水資源開発と環境問題

霞ヶ浦開発において、常陸川水門、湖岸堤防によって湖を貯水池にすることになった。

従来水深が浅いために自然状態でも富栄養化しやすい湖沼であったが、水門や湖岸堤防などによる貯水池化によって、水質悪化が進んだ。自然環境の改変や、既存施設への影響については、水源地域対策特別措置法によって整備計画を策定し対処する制度が確立している。こうした影響緩和、水質保全対策をも含めた治水・利水事業、いわゆる総合開発方式がとられているが、総合的な環境アセスメント（計画アセスメント）については、当時制度もなかったため実施されておらず、各個別事業について担当機関が自ら実施しているにすぎない。広域的、且つ有機的に関連する水資源施設の建設、運用時の環境影響を予測し、評価することは、環境面への配慮を計画へ反映させる最も重要な点であろう。

2.3.5 流域を越えた導水の問題点

浄化用水の導入は、霞ヶ浦の水質浄化を図るうえで効果的な方法と考えられており、実際の計画でもCODで約2 ppmの水質浄化効果がある予測されているが、一方問題もないわけではない。列挙すると、①建設コスト、運用コストと費用負担、②導水による霞ヶ浦の水理状況や生態系に与える影響、③沿線4市町を通過するが、各市町や県、国の地元水利権に対する要求が高まっていることなどが、指摘されている。

3 霞ヶ浦の水質変化⁹⁾

霞ヶ浦開発事業や流域内の大規模開発により流域内の人間活動が活発になるにつれ、湖水質も悪化していった。

3.1 淡水化の影響

常陸川水門や湖岸堤による湖の貯水池化は、本来汽水性湖沼であった霞ヶ浦を淡水化することになった。淡水化の影響を挙げれば、

①直接的な影響

- 魚種構成の変化 汽水性魚種の死滅、遡河性魚種の減少
- 水位変動 沿岸植物帯の減少、消失（魚の産卵・成育場所、干潟）
- 海水の出入り 湖水浄化（希釈）効果の減少
- 湖滞留時間の変化 植物プランクトンの増殖
- 景観の悪化 景観の遮断
- 砂浜の消失 自然浄化機能の低下、消失や湖岸堤防によるあし原等植物の消失
水泳適地の減少・廃止

②間接的な影響

- 富栄養化の促進
- 取水施設などの利用不可（再投資が必要）

これらの諸影響は複雑に関連しているが、概略整理してみたのが図4、5である。湖の淡水化は開発途上国における水資源確保の一つの手段として取り上げられており、環境アセスメントを行う際のチェックリストとして役立つであろう。

3.2 水質の経年変化の特徴

3.2.1 塩分濃度

図4 活動一湖環境変化マトリクス

原因(区) (影響度)		湖環境変化マトリクス																			
		湖内					湖辺			流域											
		淡水化	水位変動	海水の出入り	水理状況変化	滞留時間	湖面積	汚濁物流入	湖水浄化	砂浜の減少	蘆地等の減少	景観の悪化	内水排除	陸水滞留	森林農地減少	土壌侵食	汚濁物流入	非特定汚染源	自然浄化機能	河川水浄化	
湖	水質汚染 ・運水門(常陸川水門)	○	○	○	○	○															
	・湖岸堤防		○			○	△			○	○	○									
	・取水(農業・工業・生活用水)		○		△	△															
	・導水(霞ヶ浦導水)				△	○			○			△									
	・川橋改修工事												△							○	
川	・川底しゃんせつ												△							○	
	湖内養殖 ・コイ養殖				△		△	○													
流	工業開発 ・農薬製造工業地帯													○	△		△				
	・内陸工業団地												○	○	△	△					
	・工場排水							○									○				
域	住宅、事業地区開発 ・筑波研究学園都市													○	△	△	△	○	○		
	・ミニ住宅開発													○	○	△	○	○	○		
	・下水道整備							○													
	農業開発 ・干拓・埋め立て						○			○	○	△	△						○		
・農地改良																	○	○	○		
・かんがい用水システム							○										○	○	○		
・畜産																	○	○	○		
・はず田開発							○									△	○	○			

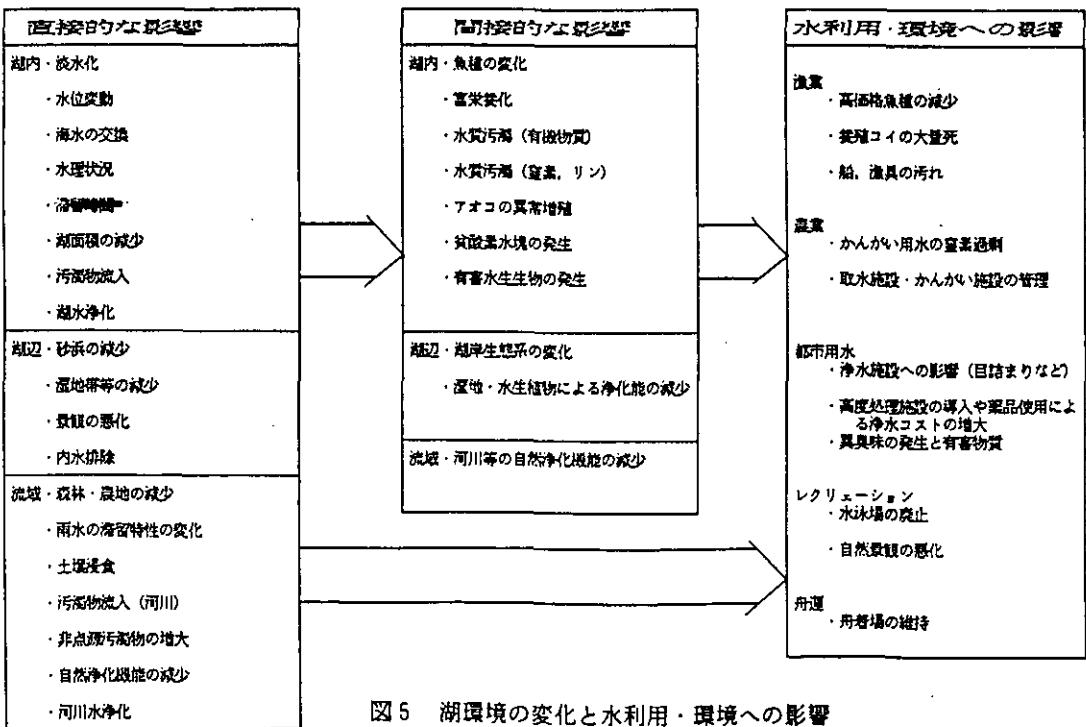


図5 湖環境の変化と水利用・環境への影響

図6は西浦（湖心部の木原）における塩分濃度の経年変化を示したものである。1974年までは50～100mg/lの範囲で変動している。1963年の水門完成後には水門で塩分調節をしているにもかかわらず、塩分の変動傾向は以前とかわっていない。この理由として、①利根川水系の水資源開発により利根川の流量が減少したことや、②利根川や常陸利根川の河川改修が進んだため、海水の逆流量が多くなり、結果的に塩分濃度が高くなったことが影響しているとされる。

水門が開放されていれば、海水の干満に応じて順流と逆流が交互に繰り返され、その結果湖水の塩分濃度は次第に増加する。1974年の大規模な塩害を契機に、操作ルールが見直しされたが、霞ヶ浦水資源開発計画の一環として、汽水性漁業に保証が行われ、塩水侵入を防ぐため淡水化が行われた。現在では、梅雨、台風期には、水位を平水位（Y.P.+1.0m）より10cm下げ、洪水に備えるとともに、降雨時など水位が高くなった時、潮位をみて開放する操作が行われている（順流開放）。年間で平均約130日は順流開放されているとのことである。逆水門の操作が、1974年以降順流開放になってから、1975年（平均154.2mg/l、最大234.6mg/l）、1976年（56.1、88.2）、1977年（41.0、50.6）と推移している。上水道の飲料用水基準が塩素濃度で200mg/l以下、工業用水道供給標準値80mg/l、農業用水の許容限界濃度350mg/l程度（水稻の場合）に比べても充分低い値であり、淡水化の目的は達成されている。

塩分濃度が急激に上昇すれば、水稻の被害をもたらす、また上水源ともなっているため、塩分濃度の上昇は問題である。一方、海水の逆流により汚濁物質の希釈効果を高めるといったプラス面もあることが指摘されており、水門開放要求の根拠となっている。

過去の塩害は、殆どが水門設置以前のことで、その原因は降水量と利根川流量の減少に帰着される。一方1974年に生じた塩害など、逆水門建設後に発生した塩害は、自然条件（異常渇水、湖の地形、降水量、潮汐、静振など）と人為的条件（農業用水・上水・工業用水の取水、水門の誤操作など）が重なって生じたものであり、多様かつ高度な水利用が行われている霞ヶ浦では、水門操作など水管理が大変難しいことを示している。

3.2.2 透明度

透明度は湖沼水質の総合的性格を判断する材料として重要な指標であり、測定が簡易であることもあり、古くから記録がある。湖心部における透明度（年最大、最小及び8月）の経年変化を図7に示した。古い資料によれば、明治末から1967年まで多少の低下はみられるものの、顕著な変動は示していない。しかし、1967年以降1973年にかけて、急激な低下がみられ、1973年には0.2mという値が記録されている。透明度は冬季に高い値を示し、9月～10月に最低値を記録することが多い。最近の傾向として、冬季の透明度は例えば湖心部で3mを越えるなど、やや増加の傾向にある。透明度の上昇を、富栄養化対策の効果が現れたとか、種々の推測がなされているが、気象・水象との関係もあり、まだ原因は充分糾明されていない。

3.2.3 COD

CODは有機物の指標として、排出規制基準や環境基準の重要な項目となっている。霞ヶ浦では、湖沼水を上水を含め、水資源として利用しているため、A型類3ppmに指定されて

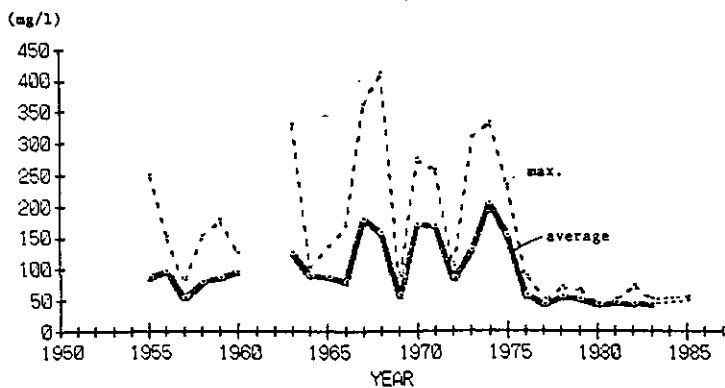


図6 塩分濃度の経年変化
(西浦湖心)

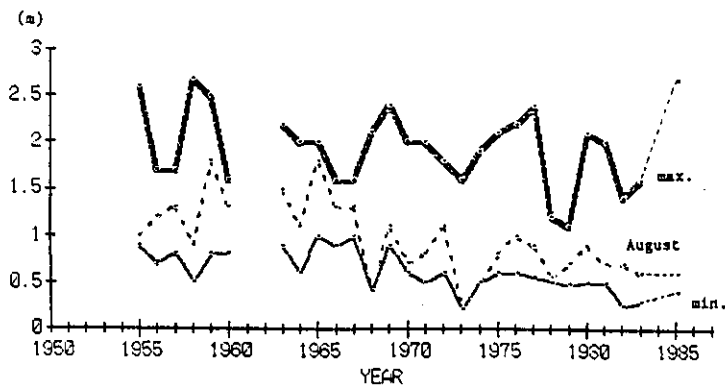


図7 透明度の経年変化
(西浦湖心)

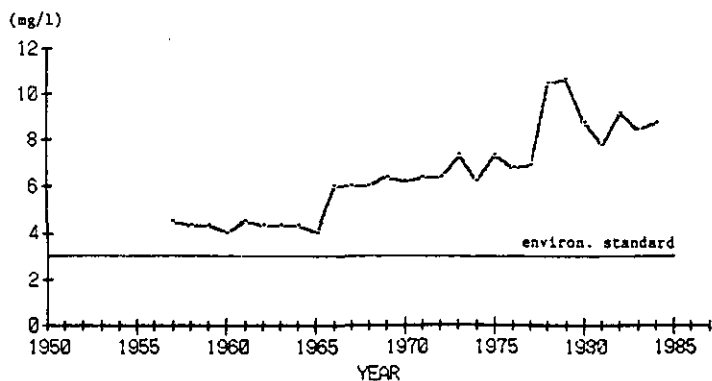


図8 CODの経年変化
(三湖平均)

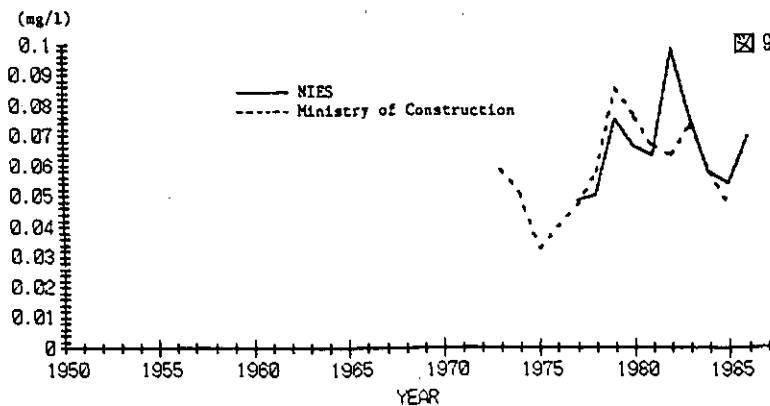


図9 T-Pの経年変化
(三湖平均)

いる。CODの経年変化を3湖の平均値で示すと図8のようになる。経年変化をみると、1965年以前ではほぼ4ppm、1966年以降上昇する傾向にあることが示されている。季節変化については夏期に高い値を示し、冬期に低い値を示すという透明度と同様なパターンを示しながら、年々最高値、最低値も徐々に上昇する傾向がみられる。

1963年の逆水門の建設と数年程遅れて、CODが上昇し、透明度の減少が見られる。これらの水質項目は、単に水門だけの影響ではなく、流域の人間活動との関係、さらに気象条件との関係もあり、塩素イオン濃度のように逆水門がすぐ水質に反映する性格のものではなく、若干の遅れをもって変化する傾向にあると言える。

3.2.4 T-PとT-N

1973年の湖心での全リンの年平均値は、0.07mg/lまで上昇したが、1976年には0.03mg/lまで下がり、その後1979年にピークをもつ複雑な経年変動を示している(図9)。1986年度には、0.05mg/lとなっており、ほぼ横這いで推移している。

全窒素については、1972年に1.6mg/lだったが、徐々に減少し、1mg/l程度と横這いであったが、1986年度には1.2mg/lを記録し僅かであるが上昇傾向にある。

以上から、西浦の水質の経年変化の特徴としては、

- ①1965年を境に水質項目(例えば、透明度、PH、DO、CODなど)の変動が大きくなっており、それまで緩やかに進行していた自然的な富栄養化が加速され、人為的富栄養化へ移行した。
- ②その後、水質は全般的に1980年頃まで上昇傾向、80年以降はほぼ横這い状態となって現在に至っているが、透明度でみると冬期では高い値を示す傾向があるなど、水質項目によっては改善傾向を示すものがある。
- ③こうした改善傾向を示す項目については、各種の富栄養化対策の効果が出始めたとも考えられるが、その他にも降雨、気温、風向・風速、日射量などの気象の影響も考えられるので、従来蓄積されてきた湖水質や生態系関連データと気象・水象データの関連性解析を進める必要がある。
- ④塩分、CODと流域活動の経年変化を概略比べた図10をみると、ちょうど水質悪化と流域活動の活発化とが一致していることがわかる。特に順流開放が行われるようになった1976年以降塩分濃度が低下し淡水化が達成されてから、CODでみると水質悪化が進んだことがわかる。

4 おわりに

霞ヶ浦の開発事業と湖水質の経年変化を簡単に整理してみたが、現段階で問題と思われることについて列挙すると以下のようなことになる。

(1) 水資源開発の必要性の再検討

霞ヶ浦の水資源開発は高度成長期に計画されたものである。現在これだけ大規模な開発が必要かどうか、再検討することが必要ではないかと思われる。湖環境については、工業用水等の利水量が当初の計画程伸びておらず、そのために当初危惧された水位変動による影響もそれほど顕著ではない。ただし、今後東京圏の水需要が伸びたり、渇水が続くよう

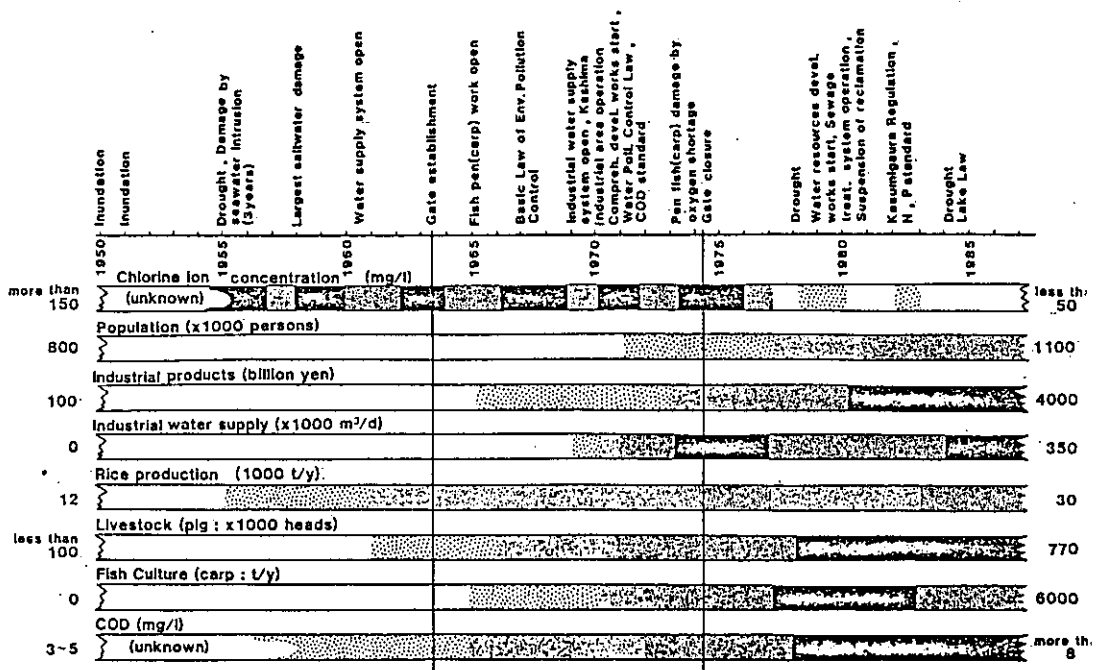


図10 霞ヶ浦の流域活動と湖水質¹²⁾

な事態が生じれば、霞ヶ浦の貯水池としての役割は増すことになり、その際湖環境への影響が懸念される。

(2) 湖水浄化対策の可否

先に示した表3は、現行の霞ヶ浦浄化対策を費用面で集約したものであるが、投資額が大きい下水道と工場排水規制が現行対策の中心である。その他に面的汚染源としての農業排水や家庭雑排水の規制など、行政指導や住民の啓発活動などの形でいろいろ実施されている。

最近の情勢として下水道の普及が伸び悩んでおり、また工場排水規制や行政指導による負荷量削減も限界があることから、発生源対策のみでは湖の水質改善は不十分であることが認識されるに及び、湖を直接浄化する対策が話題にあがっている。例えば、①逆水門の開放による浄化、②浄化用水導入、③底泥のしゅんせつによる浄化など、である。これらの対策は、淡水化の湖生態系への影響以上に、現在の湖沼状態を大きく変えることが予想される。また流域の人間活動は水源の大部分を霞ヶ浦に依存している現状を考慮すれば、直接的な対策の実施は慎重に行うべきであり、先ず対策自身のアセスメントが必要とならう。

(3) 総合的水質改善対策の可能性

湖沼法は、湖沼の水質改善が芳しくなく、対策を強化するために打ち出されたものである。従来、各行政主体が個々に実施してきた対策を、計画的・総合的に実施すべきことを主旨としている。各主体間の調整を行い、対策を上手く組合せていく方法や、対策効果の評価方法など、今後研究を進めていく必要がある。

(4) リゾート開発の圧力

水辺空間を重視したリゾート開発計画が霞ヶ浦でも立案され、実行に移されようとして

いる。この種の開発は、湖環境管理から考えると2面性をもっている。良い面としては、水質改善がリゾートとしての価値を高めることから、水質改善が進むであろうこと、また人々の水辺に対する意識も向上し、環境面への配慮が高まることなどが期待される。一方、悪い面としては、湖畔に大規模なレジャー施設や関連施設ができることにより湖生態系に影響を与えること、多くの観光客が入り込むことにより新たな水質汚濁やゴミ・空き缶等の廃棄物問題が懸念される。霞ヶ浦のリゾート開発については、単に湖水質だけでなく、湖辺の環境（例えば土地利用）も管理していくことを前提として、より良い水辺空間の創造のために秩序ある開発を環境面から誘導していくことが必要であろう。

(5) 湖沼管理の知見・経験の集大成

霞ヶ浦の開発と環境保全の歴史を振りかえると、湖沼管理が決して上手く行った湖とは言えない。なぜ上手く行かなかったか、どんな問題があったかは、開発途上国において湖沼管理を考える上での一つの情報となりえる。特に淡水化の諸影響については、生態系への影響や水利用を通じての人間活動へ影響という視点から整理して、経験として伝えていくことが必要であろう。

参考文献

- 1) 原沢英夫・青柳みどり・福島武彦・村岡浩爾(1988)河川・湖沼流域管理に関する国際プロジェクトについて、京都大学環境衛生工学研究会第10回シンポジウム講演論文集, pp.67-72.
- 2) 茨城県(1988)霞ヶ浦総合開発.
- 3) 茨城県(1988)清らかな水のために一霞ヶ浦一, 28p.
- 4) EX都市研究所(1979)霞ヶ浦水質保全総合対策解析調査報告書, 133p.
- 5) 霞ヶ浦研究会(1977)霞ヶ浦, 共立出版, 203p.
- 6) 茨城大学地域総合研究所(1974)霞ヶ浦一自然・歴史・社会一, 古今書院, 300p.
- 7) 茨城県(1988)茨城県の公営企業, 28p.
- 8) 建設省(1988)霞ヶ浦導水事業, 12p.
- 9) 茨城県・霞ヶ浦用水建設推進協議会(1977)霞ヶ浦用水事業概要図.
- 10) 茨城県(1987)霞ヶ浦に係る湖沼水質保全計画.
- 11) 服部明彦編(1988)湖沼汚染の診断と管理. 日刊工業新聞社, 271p.
- 12) Muraoka, K., T. Fukushima, H. Harasawa and M. Aoyagi(1988)Comprehensive Development of Lake Kasumigaura And Its Environmental Management. Expert Group Workshop on River/Lake Basin Management of Water Resources.

流域環境変化と河川水質

山本哲也（茨城県公害技術センター）

1. はじめに

湖沼の水質は、長期的には流域からの負荷量に規定される。したがって、湖沼の水質保全対策を進めるうえで、負荷量とその変遷を知ることが基本的課題といえる。さらに負荷量といっても、要因物質の総量にとどまらず、その化学形態、組成、時空間的変動をも含め、また要因別にも把握することが重要である。

しかし、短期的な水質異常現象や、最近の霞ヶ浦で観測されている水環境の特異的現象に、それらがどの程度寄与するかについては疑問も多い。とはいえ水環境の動態を評価するうえでも、水環境を規定する一つの因子として、負荷の動向を認識しておくことが必要である。

ところが、負荷量全体の動態をとらえる指標としては、現在河川水質くらいしか見あたらない。しかも月 1 回程度の晴天時水質データである。それは、対象が多いこと、変動が大きいこと、そして計測が困難なことなどの理由もあるが、総負荷量の動向を定量的に検討するには、いざさか心もとない状況といわざるを得ない。

ところで、汚濁負荷を変化させる要因を単純化すると次のようになる。一つは負荷発生要因である。これは、流域で生活、生産するすべての人間活動がその主体であり、現在そのポテンシャルは増加の一途をたどっている。いま一つは排出を抑えようとする住民の努力、負荷削減の要因である。この二つの大きな要因に、地理的、地形的、気象的な流出のしやすさ（流出要因）が関与して、負荷量は変化する。河川水質も、水文因子に支配されながらもその一端を現すものと考えられる。

負荷発生ポテンシャルが増加の一途をたどっている現在、住民の努力がなければ河川の水質濃度は上昇しても不思議ではない。水質濃度の上昇速度が負荷発生速度より低い、ましてや減少傾向にあるものならば、それは大変な住民の努力がはられたものと評価される。しかし、量でなく質のみであることは、定性的であるし、個々の汚濁要因の評価は難しい。

このような意義と限界を有するものであるが、最近の霞ヶ浦の水環境を理解するために、河川水質の変遷から、流域環境変化と霞ヶ浦全体の長期的な負荷の動向について解析することとする。

2. 主要河川の水質経年変化

2.1 河川水質測定の実況

多くの河川について現在長期的水質観測を続けている例としては、法に基づく公共用水域の水質測定がある。昭和47年から毎月 1 回晴天時に実施しているものである。頻度、項目、測定地点、流量観測など問題はあっても、流域全体を長期的にカバーしている観測例はほかにはない。一

河川であっても汚濁河川は全体の負荷量に占める割合が大きくなる可能性を意味する。

これらとは対症的に、COD、T-N 濃度は河川による違いが少ない。特に T-N 濃度については、特異な流域条件（し尿処理場、停滞水域等）の河川を除くと、ほぼ同等である。このことは、どの河川も汚濁供給源であるとともに、大河川ほど負荷量は大きいことを意味する。

次に、水質組成が河川により異なるという特徴がある。BOD と COD の比は、清澄な河川では3倍もの差が生じているが、汚濁河川では同等の濃度になっている。T-N : T-P 比も河川により大きく異なる。

栄養塩類の形態にも、河川的特徴が見られる。T-N に占める無機態窒素の割合は高く、汚濁河川では $\text{NH}_4\text{-N}$ 、清澄な河川では $\text{NO}_3\text{-N}$ が主要な形態である。T-P に占める $\text{PO}_4\text{-P}$ の割合は、汚濁河川で高く、清澄な河川では低かった。

このような河川の水質特性は、流域の汚濁構造と深く係わっていると考えられるが、昭和50年代ではこうした特性はほぼ同様であったし、大きなランクの移動を見た河川もなかった。

表1 主要流入河川水質の推移

(mg/l)

項目 河川名	昭和52年度				昭和55年度				昭和58年度			
	BOD	COD	T-N	T-P	BOD	COD	T-N	T-P	BOD	COD	T-N	T-P
巴川	1.6	4.9	1.73	0.03	1.7	5.2	2.52	0.11	1.8	3.9	3.00	0.11
大祥川	1.6	5.3	2.15	0.02	1.7	6.8	0.90	0.12	1.5	3.7	1.30	0.08
武田川	1.8	5.3	1.95	0.02	1.6	5.6	2.58	0.08	1.8	4.4	3.10	0.07
藤川	1.8	6.3	3.23	0.02	3.5	7.1	2.22	0.12	2.3	5.1	5.60	0.09
山田川	2.0	5.8	2.49	0.03	2.3	6.3	3.30	0.13	2.2	5.8	3.80	0.13
雁通川	2.1	7.9	1.86	0.05	3.6	7.6	1.59	0.11	2.1	5.3	1.50	0.12
菱木川	2.2	5.0	1.56	0.02	2.2	5.0	2.62	0.16	2.4	4.0	3.00	0.09
一の瀬川	2.4	6.2	1.87	0.02	1.9	5.6	2.67	0.10	2.8	5.0	3.00	0.09
恋瀬川	2.5	4.9	2.03	0.03	2.7	4.7	2.78	0.12	4.5	4.2	2.40	0.09
梶無川	2.5	7.6	2.02	0.02	3.2	9.7	2.22	0.15	2.4	4.8	2.70	0.13
夜越川	3.3	7.8	1.18	0.03	4.6	9.2	1.25	0.15	4.0	7.0	1.60	0.15
鉢田川	3.4	6.1	1.89	0.05	4.3	6.7	3.18	0.22	3.2	5.0	3.00	0.11
桜川	3.3	6.7	1.66	0.05	2.3	5.2	3.20	0.14	3.6	5.0	2.80	0.10
花室川	3.7	7.2	2.98	0.13	3.2	5.7	3.65	0.25	4.3	6.1	2.90	0.17
新利根川	4.3	9.4	1.04	0.03	4.0	8.9	1.82	0.12	4.7	8.4	1.70	0.10
小野川	5.0	8.0	3.38	0.02	5.3	6.7	7.35	0.16	4.0	5.5	4.60	0.09
崗部川	5.2	7.9	5.48	0.20	5.8	8.0	6.77	0.32	5.4	6.8	7.20	0.28
清明川	5.2	9.7	2.12	0.08	7.2	10.0	2.62	0.55	5.2	11.0	3.60	0.27
前川	5.8	12.4	1.54	0.08	5.1	9.9	1.40	0.12	4.4	7.7	0.99	0.10
境川	6.3	7.7	3.03	0.25	7.0	8.4	4.18	0.59	7.7	7.7	3.60	0.26
新川	6.6	10.6	4.58	0.13	6.0	9.9	5.65	0.37	5.9	9.1	3.40	0.26
山王川	7.4	11.2	3.10	0.61	8.7	10.0	3.28	0.77	7.9	8.7	3.70	0.47
流川	10.2	12.4	3.33	0.26	10.0	9.8	3.12	0.54	8.0	8.3	2.60	0.29
備前川	16.6	17.8	4.78	0.52	16.0	16.0	4.92	1.11	17.0	16.0	4.80	0.52

資料：公共用水域の水質測定結果（昭47年度～58年度）

2.3 主要河川の水質経年変化

河川の水質データに出来るだけ総量的な意味をもたせるため、西浦北浦に流入する主要25河川の流量加重平均水質濃度を算定した。その結果を図2に示した。25河川を対象としたことで、流域面積の80%以上をカバーしたことになる。また流量観測のない年次あるいは河川については、

(25 河川の加重平均)

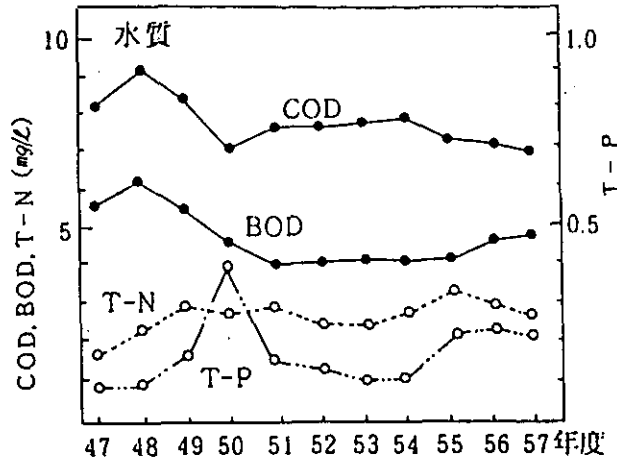


図2 主要25河川の水質経年変化

他の調査から流出率を設定し、流量を推定した。昭和57年度までしか図示していないが、以降の傾向は同様と考えてさしつかえない。

BOD, COD など有機物質濃度は、昭和40年代には高い値を示しているが、昭和40年代後半から減少していることが明らかである。これに対し、T-N, T-P の栄養塩類濃度は、昭和40年代よりむしろ昭和50年代に高濃度である。昭和50年代後半から改善の兆しは認められるものの、依然高いレベルにある。

このように大きな水質変化を呈する時期の出来事をたどると、昭和40年代後半には水質汚濁防止法（以下 法）による規制、さらに茨城県公害防止条例（以下 条例）による上乘せ規制があり、昭和50年代後半には茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例（以下 霞条例）施行がある。

2. 4 河川水質と流入負荷量

前述した傾向は、流量加重平均値とはいえ晴天時水質データによるもので、厳密には流入負荷総量とは言い難い。このような水質経年変化と総負荷量との対応をいまいし見ておく必要がある。しかし総負荷量を実際に計測した資料はない。そこで、それぞれの時代に最も妥当な方法で推定した流入負荷量とその内訳を整理してみた（図3）。

これによると、COD 負荷量は昭和53年45.23t, 昭和57年37.4t, 昭和60年31.7tと着実に減少している。これに対し、T-N, T-P 負荷量は、昭和40年代よりも昭和50年代の方が多く、しかも増加傾向にある。このような傾向と量的変化は、主要河川の水質経年変化とよく一致している。こうしたことから、水質経年変化も概略流入負荷量の動向を示しているものといえよう。

したがって、長期的な流入負荷の動向としては、次のように考えられる。有機物質については、

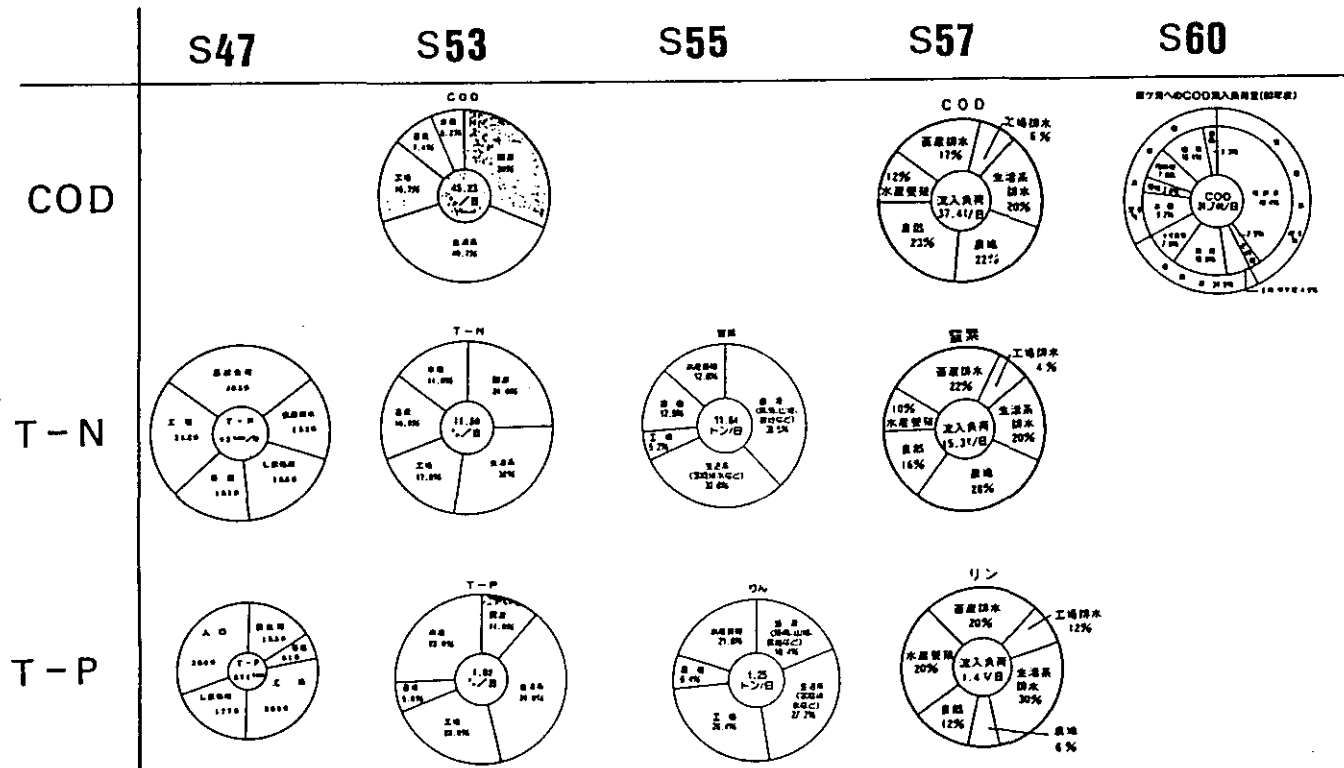


図3 霞ヶ浦に流入する推定負荷量と内訳の変遷

昭和40年代に多量流入していたが、昭和40年代後半以降に流入量は減少している。窒素・リンについては、昭和40年代よりも昭和50年代に多く、その形態も無機態で流入し、昭和50年代後半以降改善傾向が認められるものの、まだ多くの量が流入している。

3. 流域環境変化と河川水質

3.1 河川の類型化

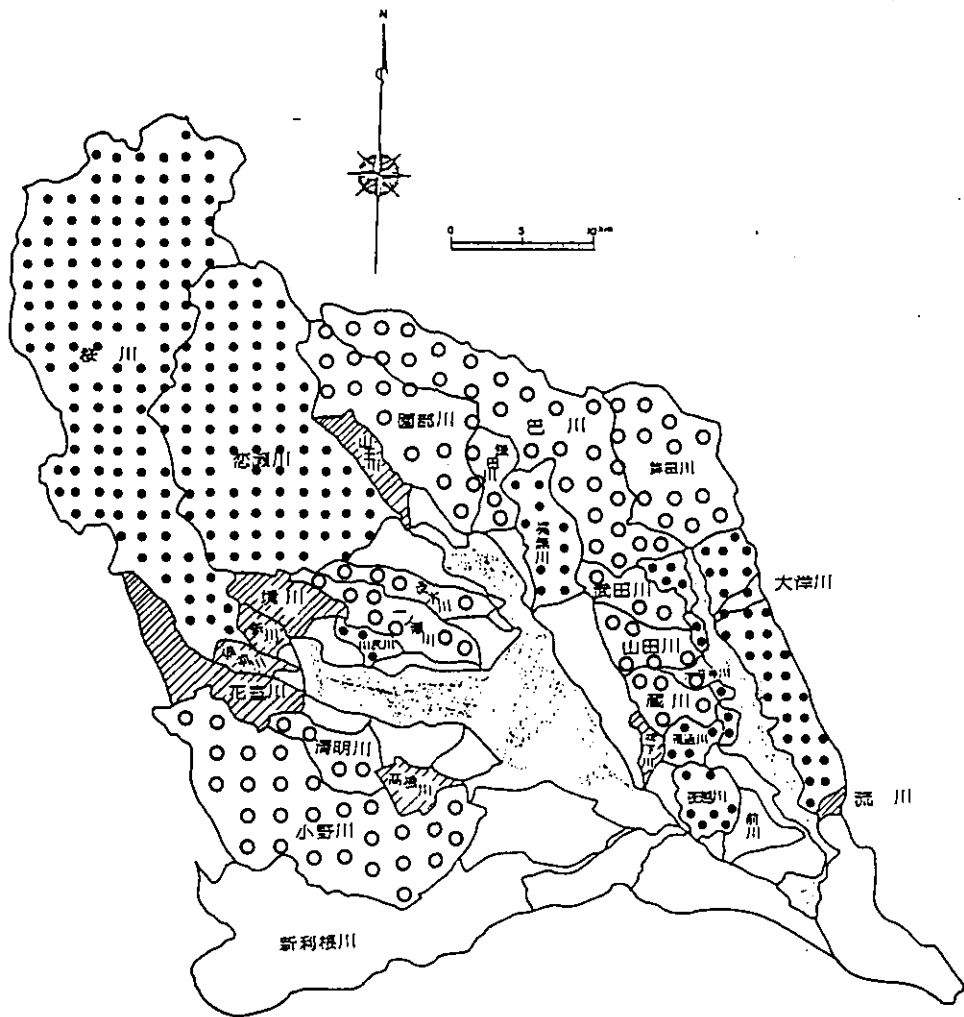
これまでは、全体的な水質変動から考察してきた。しかし、対策や環境変化は、必ずしも全体的なことばかりではない。工場排水規制、下水道建設などをみても地域性があり、地域の負荷流出構造を検討するには、河川ごとにあるいは代表的な流域構造を有する河川を対象として検討する必要がある。つまり、どういった河川の水質が、どの成分に、いつ頃から、改善あるいは悪化傾向が見られるのか、その流域での汚濁構造の変化（発生、削減、流出）と対比させて検討する必要がある。

そこで、代表河川を選定するため、各河川流域の土地利用面積割合にクラスター分析し、河川の類型化を試みた。河川の位置、サイズも合わせて理解していただくために、その結果を図4に示した。市街地の多い都市河川（第一群：備前川、山王川、流川等）、森林（平地林も含む）の多い農業地域河川（第二群：桜川、恋瀬川、北浦小河川等）、畑（台地）の多い農業地域河川（第三群：巴川、園部川、小野川等）、水田（低地）の多い農業地域河川（第四群：新利根川、湖岸地域等）の4群に大別されることがわかっていく。

そこで、都市河川の代表として生活系排水の多い備前川と工業排水の多い山王川を、農業地域河川の代表として巴川を取り上げ、河川水質の変遷と流域環境変化について解析した。水質データは公共用水域の水質測定結果を利用したが、一定の基準を設けて降雨の影響を受ける観測日のデータを除いて処理した。それは、出来るだけ不確定な要素を除き、人為的な汚濁要因のみを反映させることをねらったものである。したがって年12個のデータより少ない年度も多い。また以下では、負荷量について晴天時に対応して洪水時という用語を用いた。これは降雨時流出に伴うものと定義し、降雨時総流出負荷量から晴天時流出相当負荷量を差し引いたものである。

3.2 都市地域の河川水質(1)備前川

備前川は土浦市内を流れる小河川で、すでに紹介したように霞ヶ浦流入河川の中では最も汚濁の進んだ河川である。その水質経年変化を図5に示した。SS、BOD、CODとも20mg/l、T-N 5mg/l、T-P 1mg/lの数値をとり、どの成分も高濃度である。しかも、これらの値は昭和50年代当初から続いている。T-Nの形態もNH₄-Nが大半を占めることが特徴である。これらの主因は、生活系排水によるものである。小規模事業場はあるものの、大きな排出源は見られない地域である。



市街地の多い都市河川

森林（平地林も含む）の多い農業地域河川



畑（台地）の多い農業地域河川

水田（低地）の多い農業地域河川

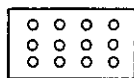


図4 霞ヶ浦流域の土地利用から見た区分

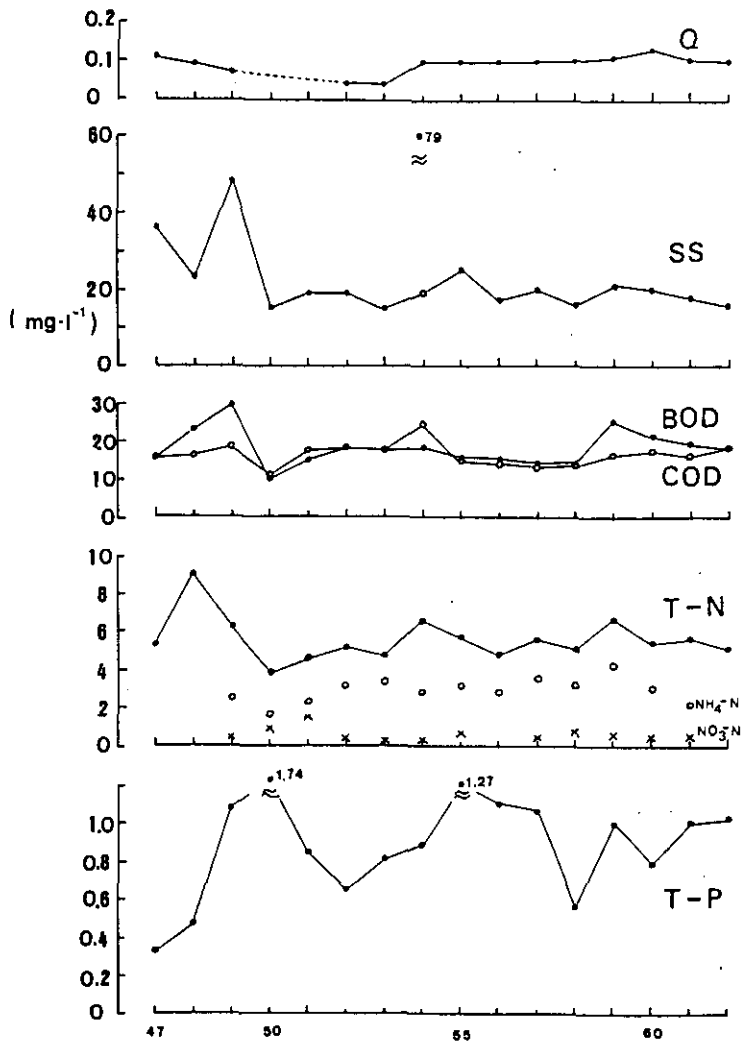


図5 備前川における晴天時水質の経年変化

類似した水質濃度、経年変化をもつ河川としては、他に流川がある。ともに近年下水道整備が急速に進められているが、まだその普及地域も狭く、水質改善をみるまでには至っていない。そして他の各種対策も実施されているものの、それ以上に市街地開発の進展に伴う影響が大きい地域である。

3.3 都市地域の河川水質(2)山王川

山王川は、石岡市を流れる小河川で、その流域には市街地や工場が多い。その水質経年変化には(図6)、各種対策に対応して水質改善傾向がよく現れている。SS, BOD, COD については、昭和40年代には高濃度であったものが、昭和50年代以降低下している。これは、法・条例に基づく排出規制の効果といえよう。

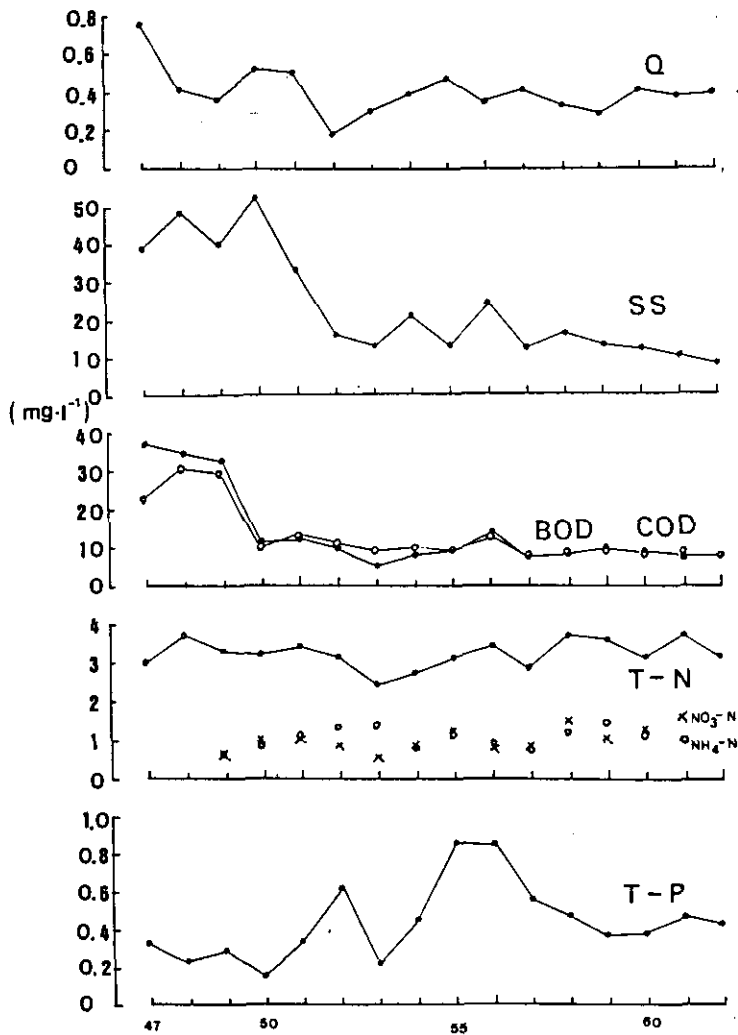


図6 山王川における晴天時水質の経年変化

T-N 濃度は、昭和40年代から 3~4mg/l程度と大きな変化はない。しかし、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の占める割合が減少し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の比率が高まるなど、形態変化、ひいては供給源の変化が読みとれる。

T-P 濃度は、昭和50年代に高い値を示している。この多くは、工場排水（製造業の進出、製造方法変更等）に由来するものであるが、霞条例施行、下水道整備、無リン洗剤への転換などの対策が進展したことに符合して、昭和50年代後半以降リン濃度も減少してきた。

3. 4 農業地域の河川水質、巴川

次に、清澄な河川が多い農業地域の状況について解析する。巴川についてもすでに紹介したように、霞ヶ浦流入河川の中では最も清澄な河川で、その BOD 濃度は 2mg/l以下である。このよう

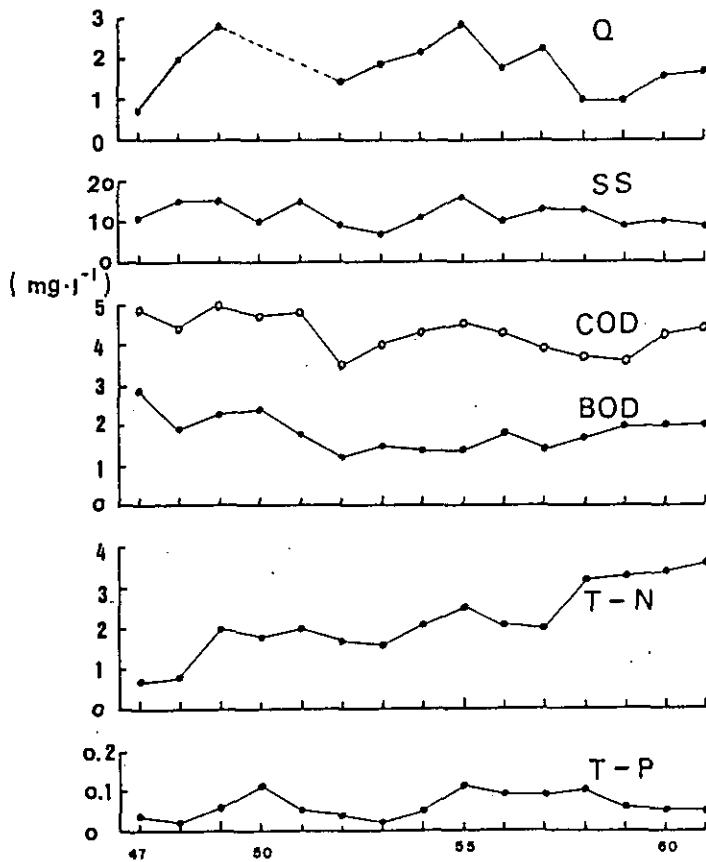


図7 巴川における晴天時水質の経年変化

な河川でも、付近住民にとっては昔に比べると水質は悪くなったと見ている。巴川の流域面積は約120km²で、比較的大きい。流域には特定排出源はなく、畑地を中心とする純農業地域である。

この河川の水質経年変化を、図7に示した。各水質濃度は BOD 1.6, COD 5, T-N 3.5, T-P 0.07mg/l程度である。BOD, COD 濃度とも若干ではあるが減少傾向を示しており、清澄な河川にもそれなりの効果の現れと評価できる。ただ T-N 濃度だけは、増加の一途をたどっている。近年では、都市河川の数値と同等かむしろ上回るほどになっている。その形態は、NO₃-N が主体である。これは、土壌を介しての流出でもあり、土地利用の改造に伴う流出形態の変化によるものなのか、地下水中濃度の上昇によるものなのか、原因を早急に解明する必要がある。いずれにしても、流域環境変化が少なく、水質経年変化の小さい地域と考えられがちな農業地域においても、負荷量、濃度、組成に変化が起きていることは注目に値する。

4. 農業地域の環境変化と河川水質

農業地域の河川においても、水質構造が変化してきたことを明らかにした。とくに窒素につい

ては、増加の方向にあった。このことは、巴川に限らず多くの河川で観測されていることである。そして窒素負荷量は大河川ほど大きいことは水質特性の項で述べた。こうしたことを考えると、窒素を中心として農業地域の環境変化と負荷量について、もう少し詳しく検討しておく必要がある。また霞条例施行以来、種々の面源対策も進展しており、その効果の定性的評価も重要と考えられる。

この課題の検討には、巴川を対象に精密に総負荷量を計測したデータを基にした。計測期間は、未対策実施時期の1980年7月から2年間と、対策実施後の1987年1月から現在までのものである。この間に、水田肥料流出防止をめざした施肥・水管理の改善、循環かんがいを伴う圃場整備、養豚ふん尿の土壤還元、生活環境の改善（し尿処理、雑排水対策）などの進展がみられる。また、宅地開発やマツクイ虫による平地林の枯損も流域内では起きている。

4.1 水質季節変動の比較

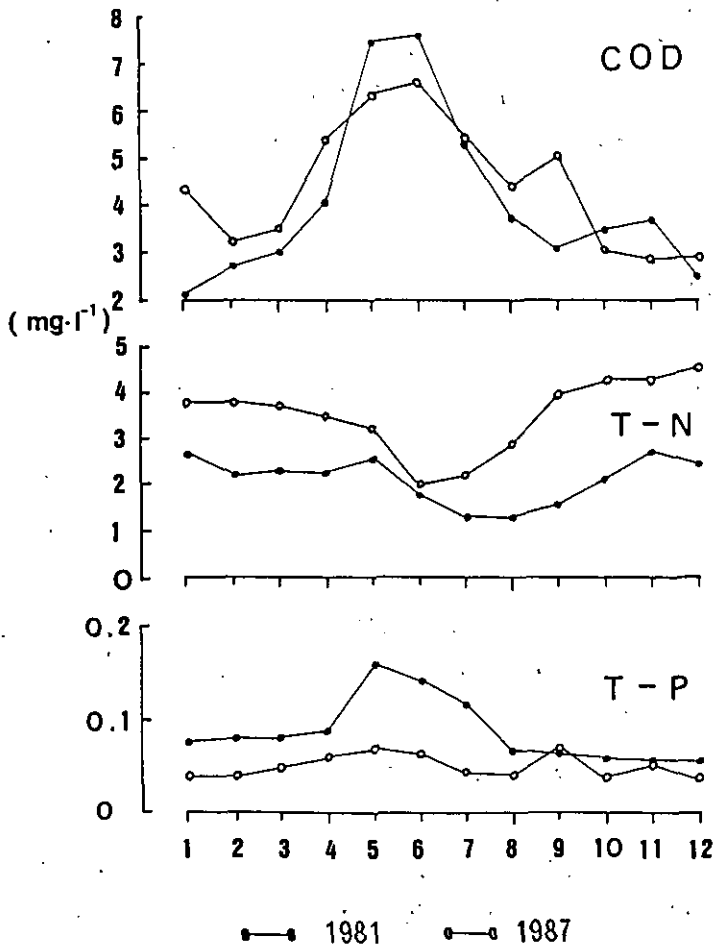


図8 巴川における晴天時月平均水質

ここではまず、年間降水量が同等で、しかも降雨条件が近似する1981年と1987年の調査結果を取り上げ、水質季節変動の比較を試みた。それぞれの晴天時月平均水質を図8に示した。COD、T-N、T-P 濃度とも、その季節変動は大略類似している。しかし個別に検討してみると、その様相は若干異なってきたと思われる。

COD 濃度は、年平均値としては両年とも同等であり、変動パターンも似ているが、1987年にはピーク値が下がる一方で、清澄になるはずの冬季の値が上昇するという、いわば季節変動幅が小さくなってきたことがわかる。これは、循環かんがいによる流出防止が効をそうした一方、水路の整備により冬季の直接流出量が増えたものと推察される。

T-N 濃度は、1987年の方が全体的に濃度が上昇していることが理解できよう。その主体は、NO₃-N 濃度の増加にある。変動パターンとしては、2つのピーク（春 NH₄-N、秋 NO₃-N）をもつ変動から、1つのピーク（秋 NO₃-N）しかない変動に変わってきた。これは、田植時期の NH₄-N 流出が防止されたことによるものと考えられる。ただ NO₃-N 濃度の増加原因については断言できないが、年間全季節にわたって濃度の上昇が観測されている。

T-P 濃度は、1987年には全体に濃度が低下し、変動幅も小さくなっている。これは、前述同様循環かんがい施設を伴う圃場整備により水田排水の流出が防止されたことや、ふん尿の土壤還元、雑排水対策などが大きいと思われる。ただ、これらの成分の流出は、水文因子との関連が深いことから、今後長期的に評価する必要があるだろう。

4. 2 降水量と流出負荷量

河川の負荷量が水文因子と深く係っていることは、よく知られている。とくに農業地域の河川では、その関連が強い。そこで、本川流域の最近の降水傾向について検討し、負荷量との関係を考察することとする。

巴川中流部に位置する美野里地方の最近33年間の降水量を、図9に示した。平均年降水量は1303mmで、表日本式季節変動を示すが、日本の中では雨量の少ない地域といえる。降水量の範囲も1000~1500mmと狭く、それだけ穏やかな気候の地域である。

ところで、最近全国的にも少雨傾向といわれるように、この地方の最近10年間の降水量も1218mmと少ない。こうしたことが、降雨条件、時期、100mm以上の大雨の有無などとかさなり、年間総流出負荷量にどの程度の影響を及ぼすか、また水文因子に大きく左右される成分は何であるか理解しておく必要がある。そこで、1980年7月から2年間にわたる巴川での計測例から、この間の事情を解析してみよう。

年間総流出負荷量を集計して、表2に示した。連続する2年間に大きな流域環境変化はない。水文因子のみが大きな要因と考えられ、両年を比較することから、その影響を考察することができる。

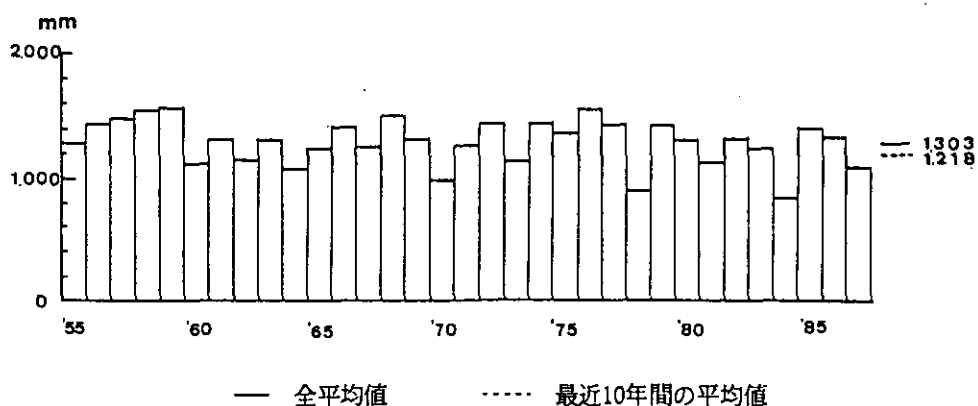


図9 美野里地方における年降水量

表2 巴川年間総流出負荷量

期 間	降水量 mm	流 量 ×10 ⁶ m ³	COD負荷量 t		T-N負荷量 t		T-P負荷量 t	
			総 量	洪 水 流 出 分	総 量	洪 水 流 出 分	総 量	洪 水 流 出 分
前年(80. 7. 1~81. 6. 30)	1,210	102.9	597	262	221	66	13.4	6.3
間年(81. 1. 1~81. 12. 31)	1,159	96.6	577	259	211	64	12.7	6.0
後年(81. 7. 1~82. 6. 30)	1,119	78.9	442	179	167	44	9.2	3.5

前年(1980.7~1981.6)と後年(1981.7~1982.6)の降水量は、それぞれ1210、1119mmであった。両年のその差は、90mm程度である。しかし、流量、さらに負荷量として両年を比較すると、その減少割合はもっと大きいことに気づく。COD 負荷量は600t/年が440t/年に、T-P 負荷量は13t/年が9t/年に減少している。特に洪水分の T-P 負荷量は半分にも減少している。他の河川でも降水量が少ないとそれだけで負荷量が減少し、特にリンについてはその割合が大きいことが報告されている。こうした検討例は少ないのであるが、流入負荷量は、降水量によっても大きく変動することが理解できよう。ただ霞ヶ浦湖内水質は、夏季に降水量の多い年ほど清澄であるといわれており、矛盾した関係にあることも確かである。

4. 3 年間総流出負荷量の比較

巴川における年間総量の変化を知るために、1981年と1987年の計測値と予測値を整理して表3に示した。

計測値総量は、1981年には COD 578t、T-N 212t、T-P 12.7tで、1987年には COD 441t、T-N 220t、T-P 4.47tであった。両年も同程度の降水量であったが、降水条件の違いなどから1987年が少ない量であってもある程度は理解できる。しかし T-P 総量は、そのことを差し引いても減少

したと思われるほどの量の減少である。これは、前にも述べたように各種面源対策の効果と考えられる。また T-N 総量については、同程度の量であるが、水質濃度の上昇を考慮すると、今後の動向が憂慮される状況といえよう。

各成分の流出量が増加したことに伴い、各成分間の構成割合も大きく変わってきたことも注目される。COD : T-N : T-P の比は、1981年には45 : 15 : 1であったが、1987年には100 : 50 : 1となっている。これは、COD、T-P 量の減少と T-N 量の増加として特徴付けられる。汚濁物質の組成や形態も、湖沼の水環境動態に関与することから、こうした点の評価も今後していく必要がある。

表3 年間総量の計測値と予測値 (単位: t)

	計測値			回帰		タンク2 総量
	総量	晴天時	雨天時	雨天時	雨天時	
1981 COD	578	318	259	231	207	578
T-N	212	147	84	34	35	170
T-P	12.7	6.7	6.0	7.5	4.1	11.6
1987 COD	(441)	271	---	157	126	330
T-N	(220)	208	---	26.1	24.3	145
T-P	(4.47)	3.1	---	3.13	2.90	7.12

() 1987年回帰式タンク2による

4. 4 硝酸性窒素の供給源

今後の窒素対策を考えるには、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の上昇原因を究明する必要がある。そこで、そのことに関して、若干の検討結果を紹介する。

土壌を介して流出することが推定されることから、浅層井戸水や湧水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度とその分布、経年変化、さらに河川流程変化の動向などを調べた。その中で、井戸水や湧水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度分布を、図10に示した。河川上流部や谷津頭部で、高い濃度が検出されていることが理解できる。しかし、数カ所で調べた井戸水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の経年変化調査結果では、上昇傾向を示すのはごく一部の井戸で、必ずしも全域的な現象ではなかった。

こうした一連の検討からは、まだ明確な原因や供給地域を特定することは出来ていない。ただピーク濃度出現水域が河川上流部から河川中流部に移ってきたように、流出要因も関与していることが示唆されている。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度の上昇原因が、地下水汚染の進行によるものであるか、土地利用変化に伴う流出要因によるものであるか、早急な解明が望まれるところである。また今後、富栄養化要因としての $\text{NO}_3\text{-N}$ の持つ意義も合わせて検討する必要がある。

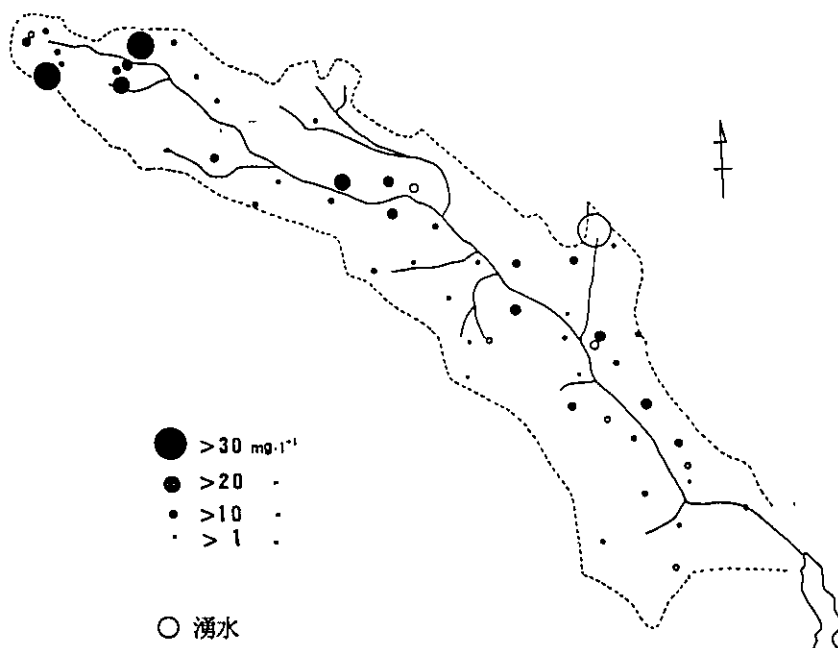


図10 巴川流域における浅井戸水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度 (1981年 1月)

5. まとめ

河川の水質データから、流域環境変化と霞ヶ浦に流入する汚濁負荷量の長期的な変遷について、定性的な解析を試みた。

アオコ優先培養のカギを握ると指摘される有機物質は、昭和40年代には大量に霞ヶ浦に排出していたが、昭和40年代後半から昭和50年代、昭和60年代へと社会的努力が実って、着実にその量は減少してきた。

これに対して生物生産に直接関与する窒素・リンは、昭和40年代よりむしろ昭和50年代に多くの量を霞ヶ浦に排出してきた。しかも $\text{NH}_4\text{-N}$ や $\text{PO}_4\text{-P}$ という無機態のものが多かったと推察される。これらについても、霞ヶ浦条例などの対策によって、昭和50年代後半から減少の兆しが見られるようになった。流入量は依然高い水準にあるものの、降水量の減少ともあわせピーク時を下回することは確かと思われる。

また、流入量の変化とともに、各成分の化学形態や組成も変わってきた。こうした負荷構造の変化も、主に各種の水質保全対策によるもので、未解明な機構もあるが、基本的対策の進展として評価されよう。

このような負荷の量的・質的变化は何等かの形で霞ヶ浦の水環境に影響を与えるものと期待される。しかし、どのような形で、どの程度寄与しているものかは、現在不明である。ただ霞ヶ浦の水環境を変質させる条件が整いつつあることは確かなようである。今後の一層の対策推進がそれらを明瞭にしてくれるものと思われる。

文 献

- 茨城県公害技術センター，茨城県公害防止協会：霞ヶ浦流入汚濁負荷実態調査報告書（第1～4集），昭和58年，59，60年 3月
- 茨城県公害技術センター，：霞ヶ浦汚濁負荷総合調査報告書（第1～4集），昭和61年，62年 3月，平成元年 3月
- 茨城県公害技術センター：茨城県の公害・環境図説，昭和60年 3月
- 茨城県公害技術センター：霞ヶ浦水質汚濁調査報告書，昭和61年 3月
- Ex都市研究所：霞ヶ浦水質保全総合対策解析調査報告書，昭和54，55，56年 3月
- Ex都市研究所：霞ヶ浦汚濁負荷流入構造総合解析調査報告書，昭和60，61年 3月
- 茨城県：公共用水域の水質測定結果，昭和47～62年度
- 茨城県：環境白書，昭和47～61年度
- 茨城県環境局：霞ヶ浦水質保全等関係例規集，昭和63年 3月
- 茨城県環境局：清らかな水のために「霞ヶ浦」，昭和62年 3月
- 水戸地方气象台：茨城県気象月報，1955～1987
- 地域開発コンサルタント：汚濁負荷削減計画策定調査報告書，1982
- 篠崎克己：霞ヶ浦の富栄養化防止対策の評価に関する研究，筑波大学環境科学研究科修士論文，1983

霞ヶ浦水質の長期的変動の最近の特徴

河合崇欣（計測技術部）・相崎守弘（水質土壌環境部）・野尻幸宏（計測技術部）

1. はじめに

1970年代から1980年代にかけて富栄養化問題に対する深い社会的関心が広まり、定着した国立公害研究所では、国内で最も富栄養化が進んだ湖の一つである霞ヶ浦の総合的研究を行い、その後も監視測定を続けてきている。最近、最大透明度が年々高くなり、この冬にはついに湖心で5mを越す迄になった（春日、私信）。これは単なる一時的現象とは思われないので、この段階で、1978年より測り続けてきた関連データを見直し、原因の検討を行うことは重要であろう。

今回の議論は、透明度などに見られる最近の変化が富栄養化状態の改善を意味するものなのかどうかと言う点に絞って行ってみたい。

2. 霞ヶ浦のモニタリング

毎月1回の定期調査は、霞ヶ浦の西浦を対象として10地点で続けられている。富栄養化状態の経時変化とそれに伴う生態学的変動を把握していくのが主たる目的である。間もなく、水源化と導水事業が稼働し始めるので、今後、水質が大きく変わることも考えられる。



図1 高浜入り (Stn. 3) における全リン、
オルソリン酸態リン濃度の経年変化

3. 主要水質変動

ここで提示するデータは透明度、クロロフィル a、塩分濃度 (Na, Ca, Si)、水温とし、その他のデータは必要に応じて部分的に示すものとする。これらの項目の長期変動パターンは図 2 a - d に示した通りである。透明度は湾奥部、恋瀬川の流入河口に近い Stn. 1 では殆ど変化がみられないが、Stn. 3 から Stn. 9 へと湖心に向かって、特に冬の最大透明度が最近大きくなってきている。冬季に透明度が 4 m を越すことも珍しくなってきた。植物プランクトンの現存量を反映するクロロフィル a のトレンドも、Stn. 1 では顕著な増減は見られないが、湖心域の Stn. 9 では 1983 年をピークに、その後かなりはっきりした減少傾向が見られ継続して低い値を示している。しかし、注目する富栄養化現象とは直接関係のない因子によって指標項目の値が変化することもしばしば有るので、次にいくつかの点について考察を加えてみた。

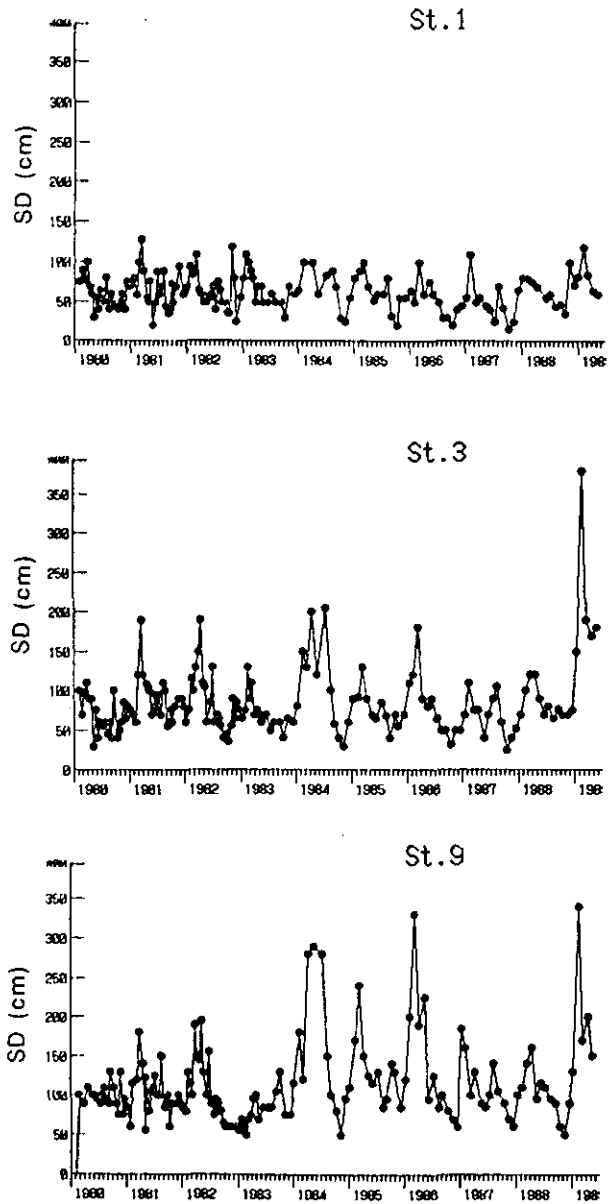


図 2 - a 霞ヶ浦の透明度の経年変化
上から、Stn. 1、Stn. 3、Stn. 9 (湖心)

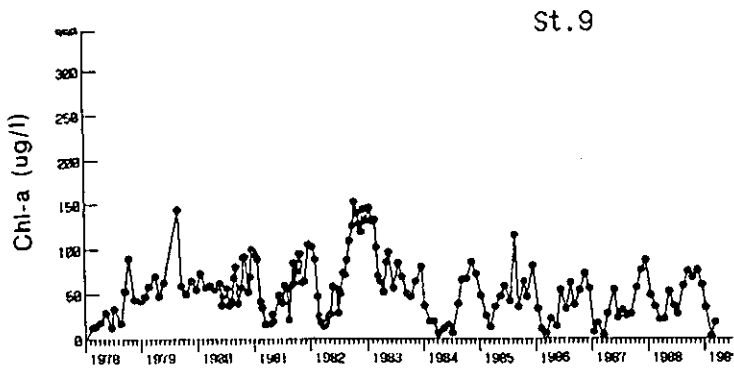
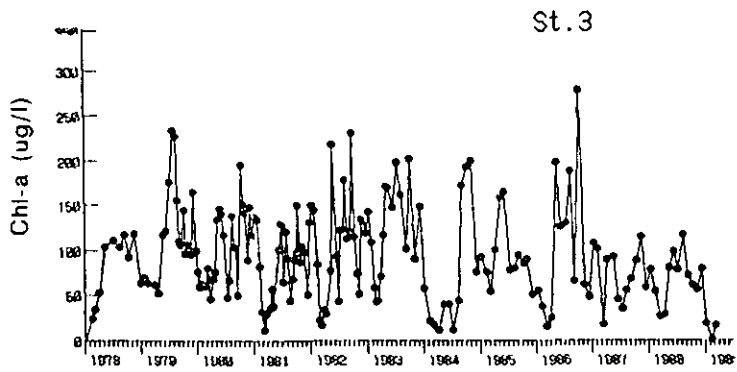
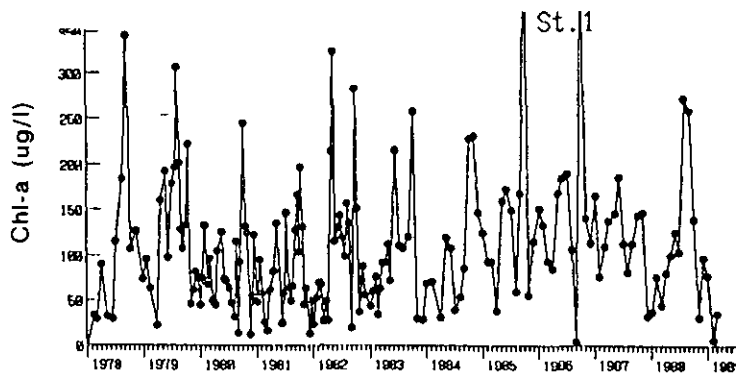


図2 - b クロロフィル - a 濃度の経年変化
上から、Stn. 1、Stn. 3、Stn. 9 (湖心)

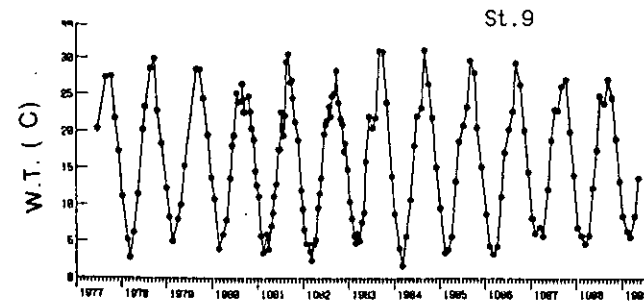
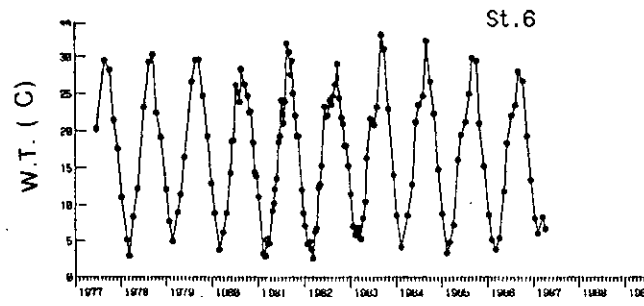
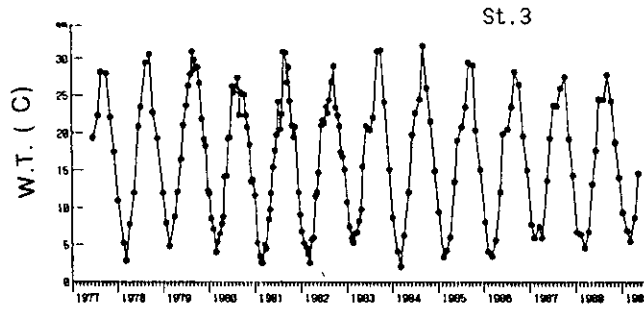
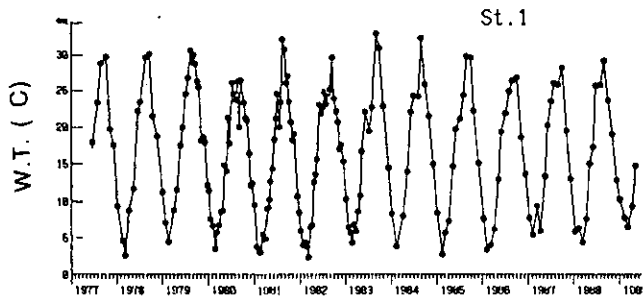


図 2 - c 霞ヶ浦表層水温の経年変化
上から、Stns. 1, 3, 6, 9

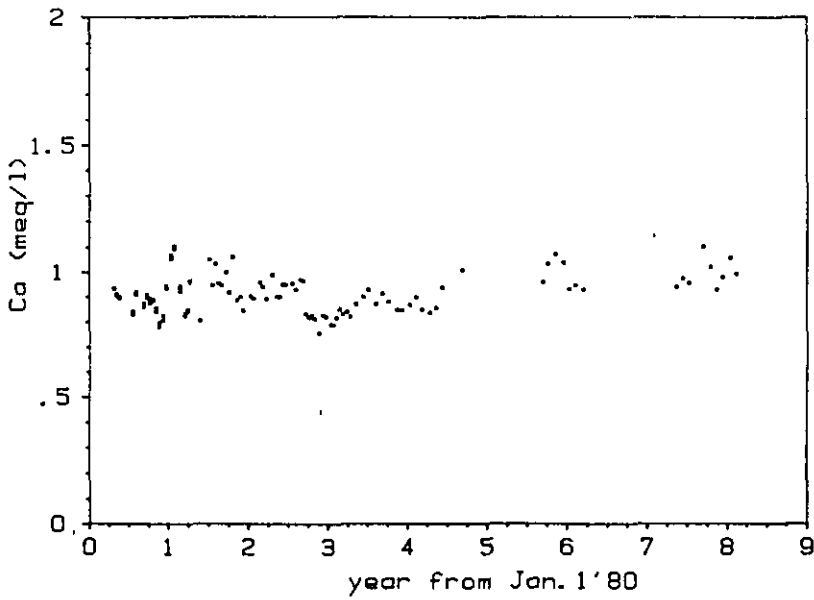
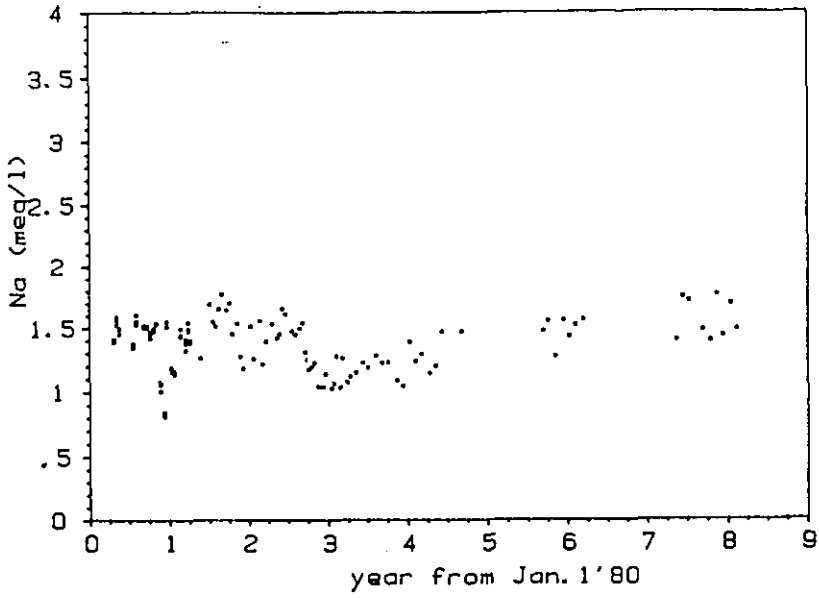


図2-d Stn. 9 におけるナトリウムおよびカルシウムイオン濃度の経年変化

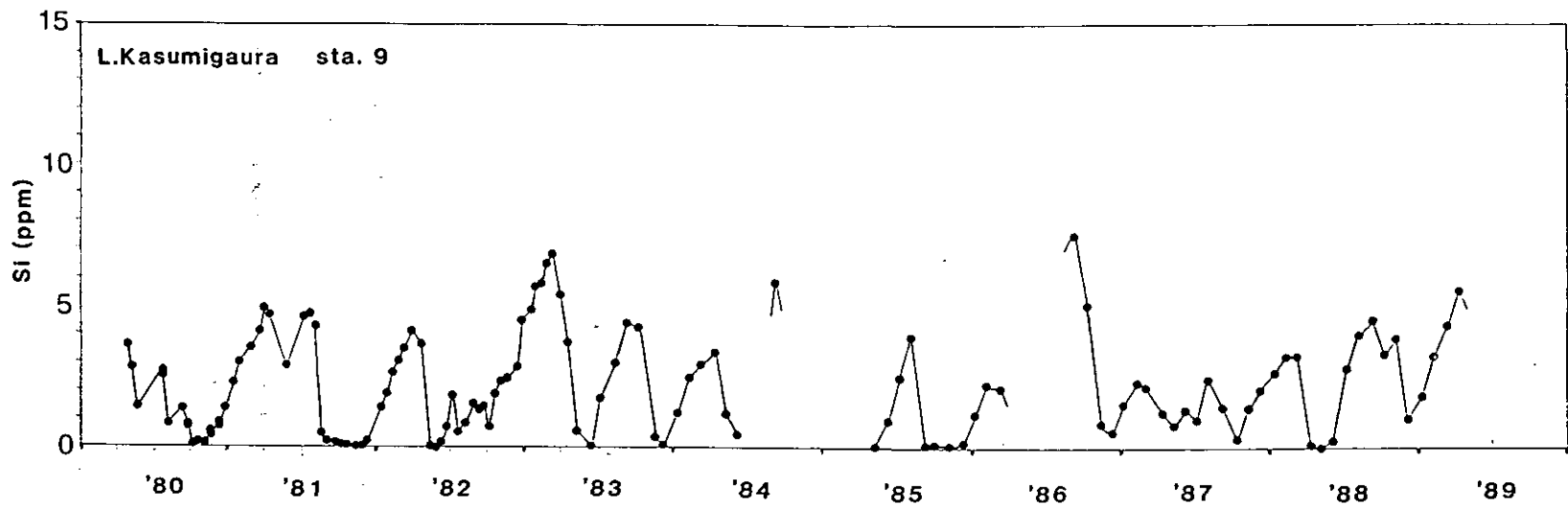


図 2 - e Stn. 9 における溶存珪素濃度の経年変化

4. 考察

4. 1 最大現存量と平均水温

最大、最少、平均水温は、4-5年周期で約2℃ほど変化し、この変化に対応して、低温年の最大TPは高温期の最大TPの約6割位まで落ちることが観察された(河合ら、)。図2-cに示したように、1984年以降の水温変動は、最低水温が高くなり最高水温が低くなる傾向を示しているように見える。1980年と1982年の夏がやや異常に低めであると見れば、1983年、1984年を最近の最高温期とする約10年周期の変動があり、1987年、1988年に最低温期となったと見られる。変動の周期については余り明瞭でない。霞ヶ浦の表層水では高温期と低温期とで最高水温の差は3℃以上にもなることが示された。水温のデータは最近の冷夏暖冬をよく反映しており、透明度の増大やクロロフィル-aなどの減少傾向などは、夏期の最高水温の低下によって植物プランクトンの量が減少してきたことが主な原因となっているものと思われる。

4. 2 塩分濃度と栄養塩類

塩分濃度とアルカリ度をそれぞれ反映するナトリウム、カルシウムイオンの当量濃度を図2-dに示した。1982年に濃度が下がったが、2-3年で回復し、その後はほぼ安定していることを示している(漸近?)。図2-eに示した溶存珪素濃度は珪藻類の大増殖に伴って水中から除去されるが、優占種が緑藻類や藍藻類などに代わると回復する。濃度変動は大きいですが、植物プランクトンなどによる吸収や周りからの供給条件に顕著な変化があったとは思われない。

霞ヶ浦や諏訪湖では、藻類の異常増殖時に現存量と比例するような形でオルソリン酸態のリン濃度が増え、リンが過剰な状態になっている。1988年では、8月のStn.3と9月のStn.9より上流、10月のStn.6などで観測されている。しかし、例年に比べてかなり少ないようである。富栄養化対策によって家庭雑排水中のリンを減らすなど全体として霞ヶ浦へのリンの総負荷量は減っているようであるので、夏期のリン過剰状態が緩和されているとすれば興味深い。

以上、簡単な検討の結果では冬の透明度を中心に見られる最近の水質の変化は、主として夏期の水温が下がってきたことによるものと思われる。これらの変化が霞ヶ浦の富栄養化状態の改善と関連があるかどうかを確認するためには更に厳密な解析が必要である。

文献

- 1) 国立公害研究所研究報告 22号(R-22-'81)「霞ヶ浦全域調査データ 1878-1979」
- 2) 国立公害研究所研究資料 25号(B-25-'84)「霞ヶ浦全域調査資料 1980-1982」
- 3) 国立公害研究所研究資料 33号(B-33-'88)「霞ヶ浦全域調査資料 1983-1986」
- 4) 霞ヶ浦全域調査データ(1987-:未発表)

霞ヶ浦の水質とイサザアミ

春日清一 (生物環境部)

霞ヶ浦の水質にたいするイサザアミの影響については既に1987年のこの発表会で一部報告している(春日 1987)。ここではその後見られた現象などを含めて報告する。

霞ヶ浦の漁業による漁獲量の変遷を見るとトロール漁業の始まった1965年頃より総漁獲量が著しく増加し、魚種別漁獲量ではワカサギの減少とハゼ・エビ類の増加が見られる(図1)。このワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量の関係を見ると帆曳網漁業時代の1964年頃まではワカサギ漁獲量が変化してもハゼ・エビ類漁獲量はそれほど変化は見られない。この頃のワカサギ漁はその漁期の風の強さに支配されていることが報告されており(加瀬林・中野、1961)漁獲率が年度毎に異なり、漁獲量が湖内のワカサギの現存量や生産量を反映していない可能性が大きい。1965年以後トロール漁業が行なわれるようになると極めて効率的な漁業が行なわれ、漁獲率が高くなっているものと考えられる。これ以後のワカサギとハゼ・エビ類漁獲量の関係は逆相関を示し相関式 $Y=6317.3-3.096X$ ($r=-0.722, n=21$) によく乗りワカサギが1減るとハゼ・エビ類が3増えることを示している(図2)。

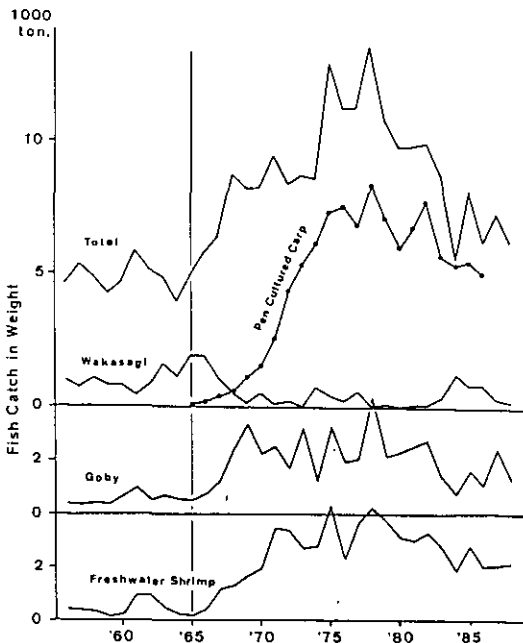


図1 霞ヶ浦の漁獲量の変遷

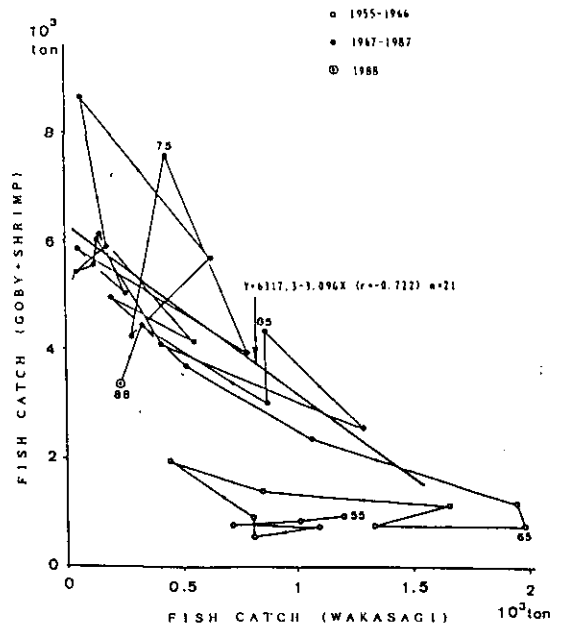


図2 霞ヶ浦のワカサギとハゼ・エビ類漁獲量の相関関係

ところが1984年に総漁獲量が5571トンに減少し、ワカサギ漁獲量が1290トン、またハゼ・エビ類が2587トンとなりこの数値からみると、あたかも1964年以前に戻ったかと思われる状態を示した。その後ワカサギ漁獲量は減少しているが、比較的漁獲量は多くワカサギ・ハゼ・エビ類関係は1985年以降のグループから外れることはない。しかし、1988年にこのグループから外れてワカサギ漁獲量の減少と共にハゼ・エビ類の漁獲量も減少し、霞ヶ浦でこれまで経験したことのないワカサギ、ハゼ・エビ類共に獲れない傾向を示した。このように霞ヶ浦の漁業の面で質的な変化を示しているのみでなく、湖内の生物相や透明度等にも目だった変化が起きている。

1983年台風通過の翌日 9月30日の調査において河川流入域の湖底に夥しい数のイサザアミ死骸を確認し、河川水の流入による湖水の希釈がイサザアミに大きな影響を与えている可能性を予測し、大雨の降るのを待ち、1985年 6月30日の約170mmの雨の後、霞ヶ浦湖心でイサザアミ、動物プランクトン、クロロフィルa、透明度等の調査を3日間隔でほぼ2ヶ月にわたりおこなった(春日、1988)。降雨後3日目に湖面は90cm上昇しその後一週間後にはほぼ平水位にもどった。この間湖水のCa, Mg, K, Na等のイオン濃度はほぼ半減し、極めて高かったイサザアミ密度は急激に減少した。その後動物プランクトンは徐々に現存量を増加させ、ほぼ1ヶ月後の7月25

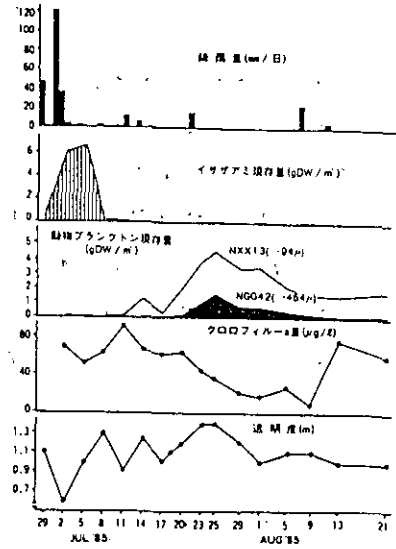


図3 霞ヶ浦湖心でみられた大雨後のイサザアミ、動物プランクトン、クロロフィル-a、透明度の変化

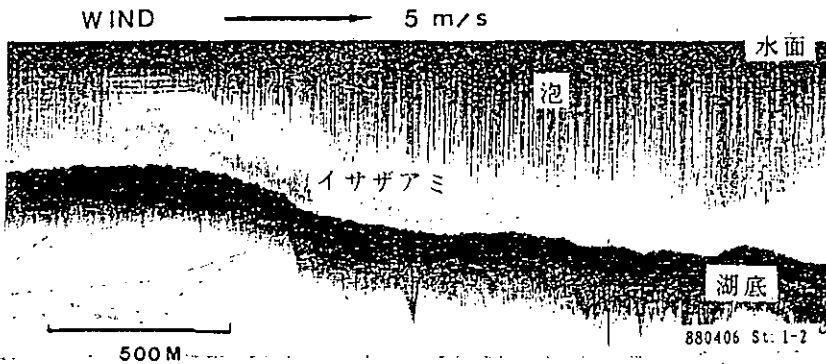


図4 風によるイサザアミの集積(魚群探知機像)

風によりイサザアミは風上の湧昇流の生ずる湖底部に集積する

日に最大量に達しその後徐々に減少した。この時 7月14日にはワムシのピークが見られその後、メッシュの大きなネットで得られる大型動物プランクトンの割合が増加した。クロロフィル a 量はイサザアミ消滅直後に高い値を示したが動物プランクトンの増加と共に減少し、8月9日には極めて低い値を示した。透明度はクロロフィル a の減少により、大きくなり夏期としては高い1.3m内外であった(図3)。これらのことは動物プランクトンの捕食者であるイサザアミの減少により動物プランクトンが著しく増加し植物プランクトンを摂食しその現存量を抑制し湖水の透明度を上昇させたことを示している。

1986年12月には霞ヶ浦南側に透明度が4mを越し著しく高い水域が見られ、ここには夥しい数のミジンコ (*Daphnia* sp) が出現した。この時イサザアミは北側に偏在し、この水域には *Daphnia* の密度は低く、橈脚類が優占した。このようなイサザアミの偏在は風により湖底部に形成される吹送流の反流により生じ、しばしば霞ヶ浦で観察され、風上側にイサザアミは集積される(図4)。この時には10月8日に17mを超える北風が記録されており、その後の北、または北東の季節風がイサザアミを北側へ集積させたものと考えられる。湖の南側ではイサザアミが減少し、その捕食を免れた、動物プランクトンが繁殖し、植物プランクトンを摂食することにより植物プランクトンを減少させ、透明度を上昇させたものであろう(図5)。

さて、このような冬期間のミジンコの繁殖による霞ヶ浦の透明度の上昇は1987年から1988年の冬には生じていない。しかし1988年11月下旬より例年湖心より透明度の低い高浜入でミジンコの出現が見られ透明度の上昇が始まった。この現象は湖心にまでおよび1989年1月17日には湖心の透明度は5.3mを記録し、これは霞ヶ浦での透明度の最大値である。1987年4月から1989年3月までの高浜入、及び湖心の透明度、クロロフィル a 量、動物プランクトン量、イサザアミ現存量、ハゼ・エビ類現存量、塩素濃度、月間降雨量を図6および7に示した。これらのデータからこの間霞ヶ浦で生じた現象を探ってみよう。

霞ヶ浦の塩素濃度は1987年4月以降やや高くなる傾向を示しており、湖心(St.9)で、1988年8月まで50ppm以下に下がっていない。また、高浜入(St.3)においても1987年11

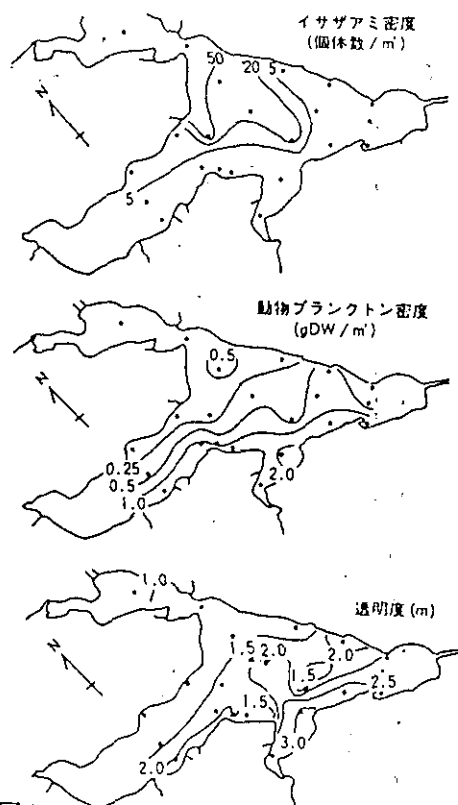


図5 霞ヶ浦で強風後に起きたイサザアミ、動物プランクトンおよび透明度分布の偏り

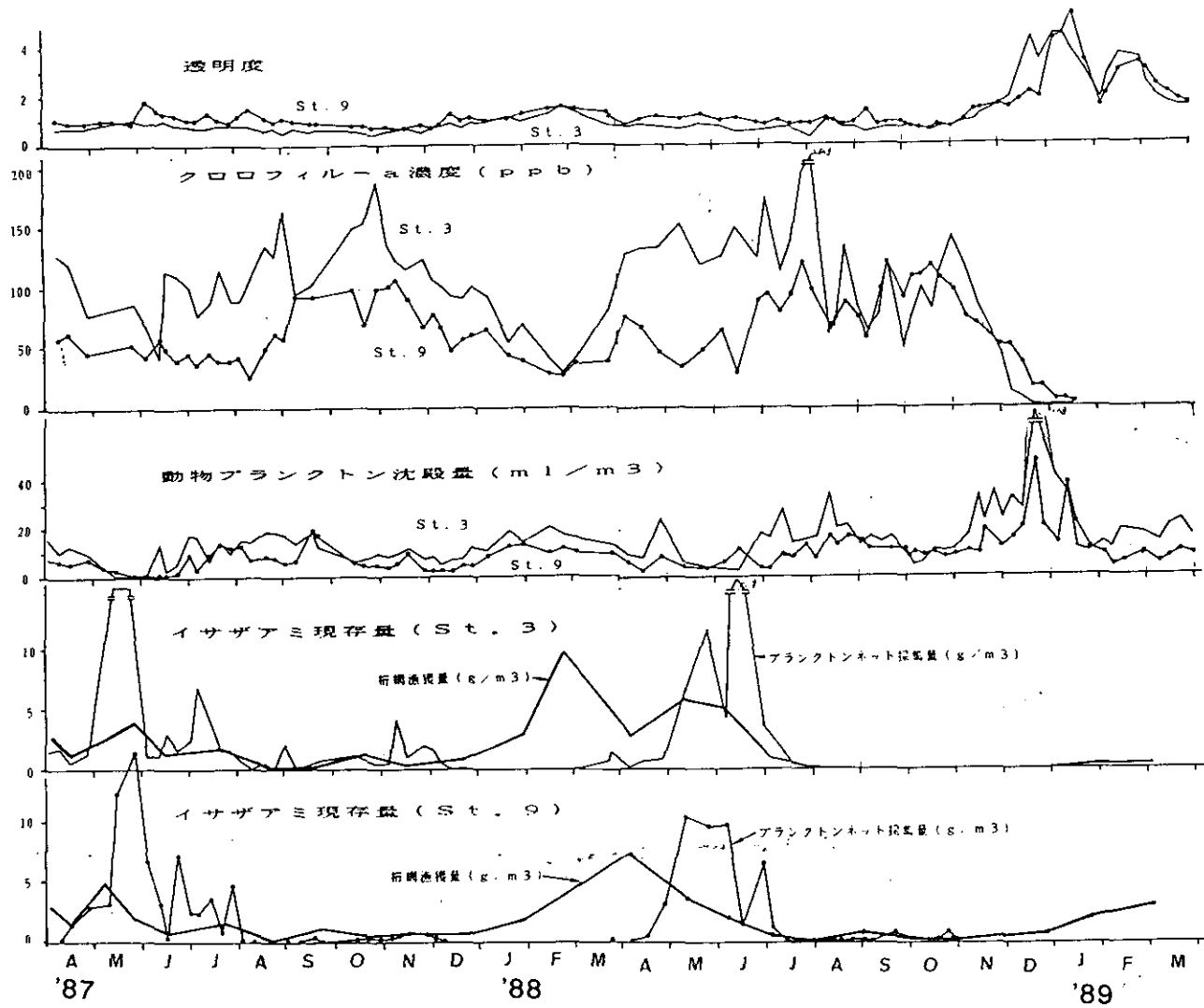


図6 霞ヶ浦湖心 (St.9)、高浜入 (St.3) の透明度、クロロフィルa量、動物プランク
 トン沈殿量、イサザアミ現存量の変化

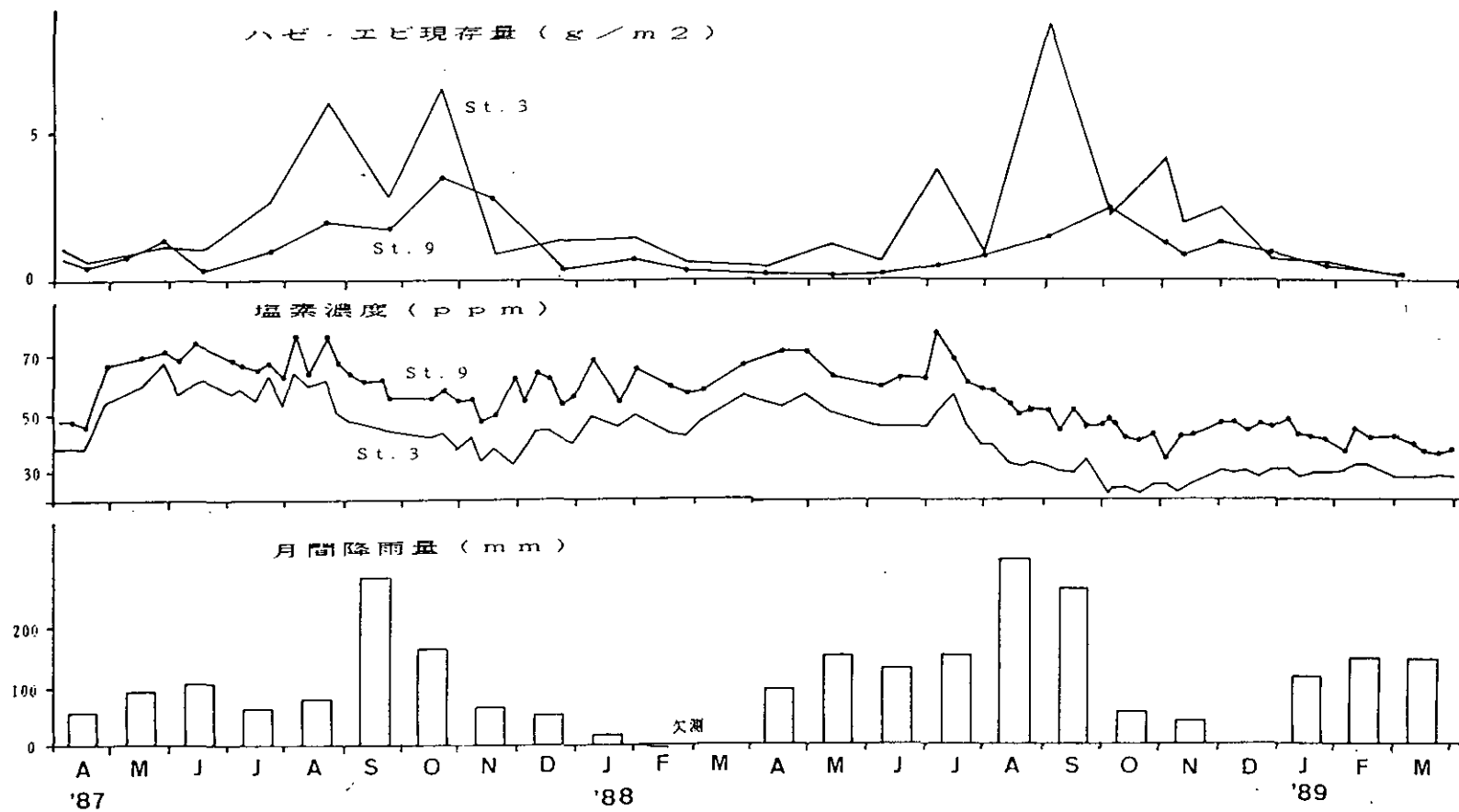


図7 霞ヶ浦湖心 (St. 9)、高浜入 (St. 3) のハゼ・エビ現存量、塩素濃度、月間降雨量
の変化

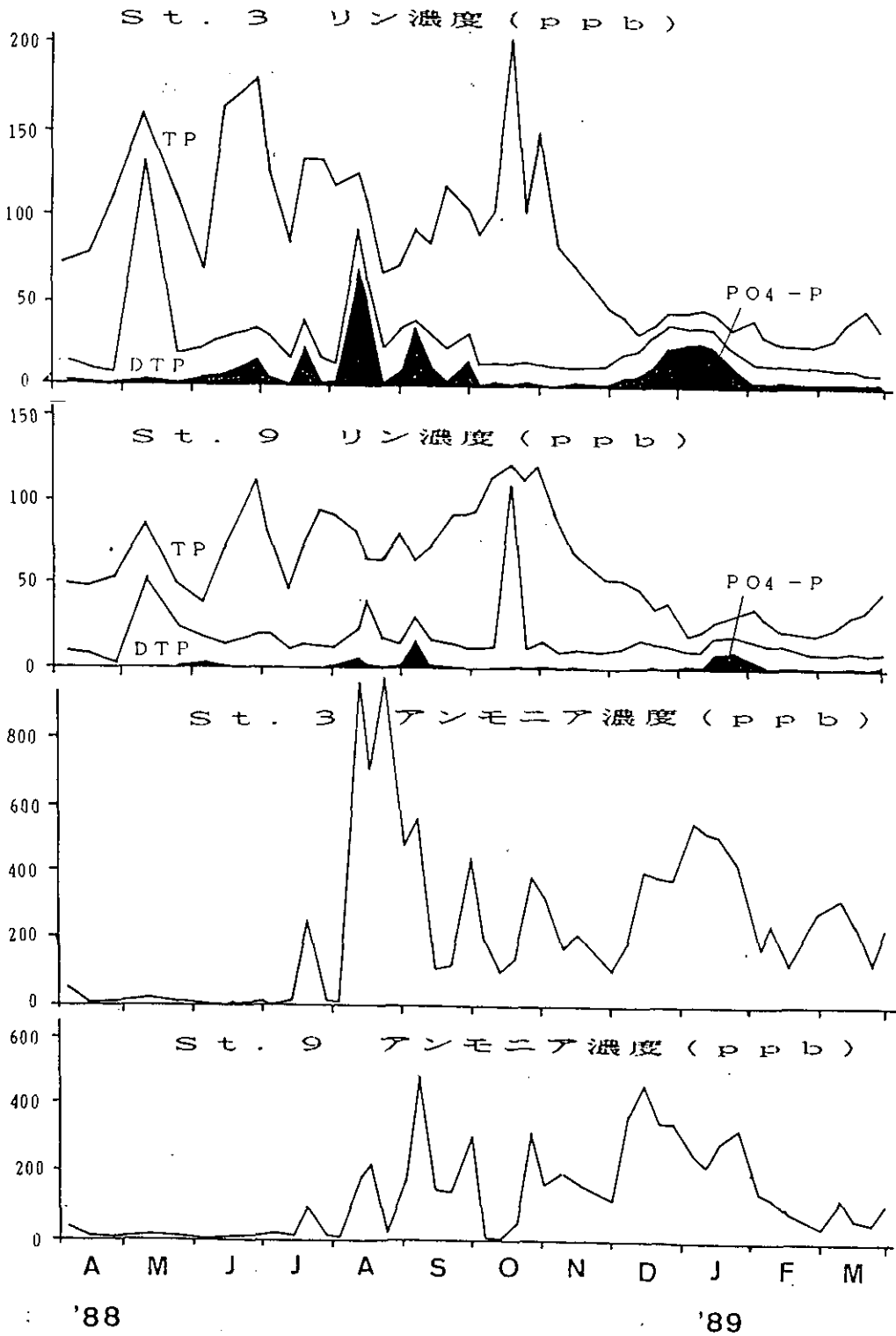


図8 霞ヶ浦湖心 (St.9)、高浜入 (St.3) 湖水のリン及びアンモニアの変動

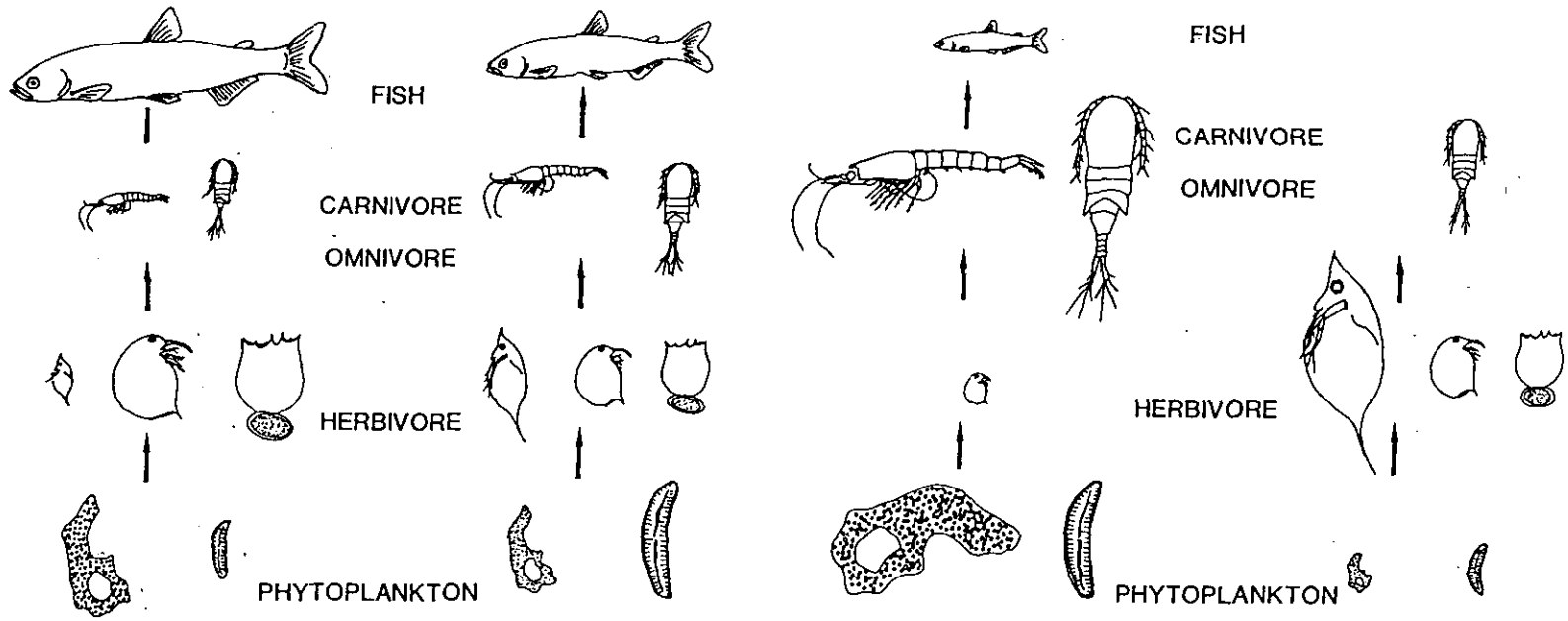


図9 霞ヶ浦で見られる生物相の食物連鎖の概念図

それぞれの生物の大きさは生物量の大小を示している

月に短期間40ppm以下の値は見られるが、1988年8月まではほぼ40ppm以上の値を示している。ところが、1988年8月に多めの雨が降ってから、湖水の塩素濃度は低下し始め、10月3日には高浜入に於いて22.0ppmと最低値を示した。また湖心においても塩素濃度の低下が見られる。この時の高浜入におけるイサザアミの現存量は著しく低下し、1988年12月まで全く採集されていない。この降雨、塩素濃度低下、イサザアミ消滅と同時に高浜入のクロフィルa濃度は湖心の濃度とほぼ同レベルに下がっている。この後11月になって高浜入の動物プランクトン量が増加し始め、12月には透明度の上昇が始まり12月21日には透明度板は湖底まで達した。湖心に於ける動物プランクトンの増加は、高浜入よりやや遅れて始まり、1989年1月17日には透明度は5.3mを記録した。この透明度の高い時にはクロロフィルa濃度は著しく低下し、2ppb以下を記録した。

この時の湖水の栄養塩濃度を図8に示した。高浜入において1988年8月の降雨後に、無機リン及びアンモニアの上昇がみられている。また、冬期透明度が著しく上昇しクロロフィルaの減少した期間に無機リンやアンモニアの栄養塩が増加しているのが特徴的である。このような現象はその程度は低い湖心においても生じている。

1983年以降の霞ヶ浦は湖心の塩素濃度で50ppmを割ることが多く、しばしばイサザアミの塩分耐性限界以下になることがあり、これによりイサザアミが著しく減少することが起こる。このような時、特に冬期にDaphnia等の大型動物プランクトンが大繁殖し植物プランクトンを減少させ透明度を上昇させている。

夏期にこのような大型動物プランクトンの著しい繁殖が起きないのは、逆に冬期にのみ大型動物プランクトンの繁殖が見られるのは、なぜであるか。霞ヶ浦における動物プランクトンの捕食者である魚類現存量の季節変動を見ると回答が得られる。霞ヶ浦の湖岸帯及び沖帯においても夏期、5～11月には魚類は多いが冬期12～4月には極めて少なくなる(春日 1981、酒井他 1984)。これは夏期その年に生まれた魚類が出現し、これらは漁獲サイズになるとたちまち漁獲され、生残する個体は少ない。このことは夏期に動物プランクトンが魚類によってかなり高い捕食圧を受けており、大型のものは出現できない。このような魚類による捕食圧はイサザアミも受けており、魚類の増加する7月以降11月まで密度を上げることが出来ない(図6)。

霞ヶ浦の動物相は漁業や湖岸の築堤、水門建設等により著しく単純化しており、ハゼ・エビ類、イサザアミ等限られた動物が時には異常発生と思われるほどに繁殖し、また動物プランクトンにおいても近年Daphniaの異常な繁殖が観察されている。このような現象は湖内の水質や漁業生産を不安定なものにし、様々な問題を投げ掛けている。イサザアミは湖内の生態系のなかで食物連鎖のはば中間段階に位置し、その存否は上位の魚類やまた下位にある動物プランクトン、さらには水質にまで大きな影響をあたえており、イサザアミを考慮に入れた湖内生物相の管理が必要になる(図9参照)。

文 献

春日清一（1987）：霞ヶ浦のイサザアミと水質。霞ヶ浦臨湖実験施設発表会講演報告集
No. 2, 59-61 .

加瀬林成夫・中野勇（1961）：霞ヶ浦におけるワカサギの漁業生物学的研究 VI。茨城県
霞ヶ浦北浦水産事務所調査研究報告 No. 6, 1-64.

春日清一（1988）：霞ヶ浦における大雨後のイサザアミの減少とそれによる動物プランク
トン及び水質の変化。国立公害研究所研究報告、No. 117, 223-229.

春日清一（1981）：霞ヶ浦の富栄養化と動物たち。環境情報科学、10, 69-75.

酒井光夫・春日清一・高橋正征（1984）：霞ヶ浦高浜入の湖岸帯における魚類群集の現存
量と生産力。国立公害研究所研究報告、No. 53, 85-120.

漁業から見た環境評価

浜田篤信（茨城県内水面水産試験場）

1. はじめに

「霞ヶ浦はきれいになったか？」という場合、「きれいになる」の内容がまず問題となる。演者は水産という立場から霞ヶ浦と取り組んでいるので「一般漁業や網生養殖業を営む上で、不都合の生じない環境」を「きれいな」環境と定義し、この問題を論ずることとしたい。

第2に問題となるのは、過去のどの時代に比較して現在を評価するのかという点である。霞ヶ浦で湖全域で酸素量の低下がおり天然魚、養殖魚に甚大な被害が発生した最初の年（1955年以降に限定）は1973年であった。この年は、魚病の発生、ヤマトシジミのへい死、ワカサギ資源の減少、テナガエビ、ハゼ類のへい死、養殖ゴイ1500トンのへい死が発生し、漁業に大きな被害が発生した。この年は、異常渇水年（降雨量が少なく水位はYP60まで低下）であったところから、被害をもたらした主因は異常気象による藻類の大量発生とされた（霞ヶ浦水質保全対策専門委員会、霞ヶ浦の水質汚濁現象の原因と対策）。1973年のこのような環境が、上述のように異常気象によって引き起こされたものだとしても、流域の開発等が進み、流入負荷量が増大していけば、遠からずして1973年のような漁業被害が発生するようになるものと考えられる。このような観点からすれば、前述の漁業被害発生の頻度が富栄養化進行の、したがって、「霞ヶ浦はきれいになったか？」の評価の有効な基準となるものと考えられる。

以上の観点から演者は、漁業被害発生の実態について述べ、その原因について若干の考察を加えてみたい。

2. 1973年の漁業被害

1973年には、前年9月から出現していた *Closterium aciculare* が、水温の上昇とともに枯死し始め酸素量が低下し、6月下旬には常陸川から外浪逆浦にかけてヤマトシジミが、霞ヶ浦ではテナガエビやハゼ類等の一般漁業の対象種のへい死が発生した。また、ほぼ時を同じくして常陸川や外浪逆浦等の下流域でマハゼ、ボラ等にカビ病が発生した。7月に入ると *Anabaena* spp. が出現、7月中旬には枯死し、以後9月中旬まで *Microcystis* spp. で推移したが、7月16日から9月14日の間に霞ヶ浦北浦の網生養殖魚場内で養殖ゴイのへい死が発生し、被害量は1500トンに達した。

被害の直接の原因は、*Closterium* → *Anabaena* → *Microcystis* の遷移の過程で起こる「水変り」、急激な植物プランクトンの枯死による酸素欠乏と考えられた。

3. 1973年以降の漁業被害

1974年にも、前年の1973年に引き続いて養殖ゴイ600トンのへい死が発生した。しかし、1973年のようなアオコの大発生や大規模の酸素欠乏は発生しておらず原因は十分解明されていない。なおこの年には Anabaena が比較的大量に出現した。

1978年夏季は降雨量が少なく日射量の多い年であった。この年にも、7月に入ると Anabaena が大量に発生し養殖ゴイ150トンのへい死が起きている。

1979年の夏季も、前年に引き続き降雨量は少なかった。この年は、前年9月から Closterium aciculare が優占種となって出現しており、1973年の大規模な酸素欠乏とそれともなう漁業被害の発生が事前に予測された。水温の上昇にともない5月頃から、ボラにカビ病が見られるようになり、宍道湖から養殖用種苗として購入、常陸川から外浪逆浦に地蒔されていたヤマトシジミがへい死し始め、7~9月には350トンの網生養殖ゴイのへい死が発生した。一般漁業においてはワカサギの漁獲量が178トンと1973年程ではないが不漁、また、テナガエビ等のへい死も発生している。この年の、植物プランクトンの遷移は、1973年と同一で、Closterium → Anabaena → Microcystis の過程を経て起こったが、漁業被害は、これらの種の交代の時期に集中して発生した。

1987年には、養殖ゴイ253トンのへい死が発生し、1973、1974、1978年に次ぐ被害が発生した。また、一般漁業にあってもテナガエビ、ハゼ類の大量へい死が起こったが被害量は不明である。この年は、過去の大量被害が発生した年が降雨量が少なく日射量の多い夏であったのに対し、つゆあけのおそい比較的低温の夏であった。この年のプランクトンの遷移を見ると春先には珪藻の Synedra が優占し、6月下旬、8月および10月の3回の Anabaena 優占の期間があり、以後4月まで Oscillatoria が数千~10,000 colonies/mlの範囲で大増殖した。

1987年以降は一時的に低酸素水塊が出現しなかったが、1987年北浦で1988年には霞ヶ浦北浦の両湖で広範囲にわたって低酸素水域が出現した。このため、養殖ゴイや天然のテナガエビやハゼ類の大量へい死がおこった。1987年の北浦では Phormidium → Anabaena → Microcystis、1988年の霞ヶ浦では Phormidium → Anabaena → Oscillatoria と遷移し、種の交代の期間に酸素量の低下と漁業被害が発生した。

1982年以降の漁業被害発生年の植物プランクトンの遷移は、Anabaena が時間的に中心に位置する点は変わらないが Closterium aciculare に代って Phormidium が(1987年北浦)、Microcystis に代って Oscillatoria (1988年霞ヶ浦)が出現し、1973、1979年と同じ漁業被害をもたらしている。この Phormidium と Oscillatoria は1980年頃から急増して来た植物プランクトンで(図1)、Closterium aciculare が降雨量の少ない年に限って出現していたのに対し、殆ど毎年出現するようになって来ている。このことは、かつては降雨量の少ない年に限って大規模な漁業被害が発生していたのに対し、1980年以降は酸素欠乏による魚類へい死等の被害が恒常化する傾向のあることを示唆している。図2に湖底堆積物中の $Fe^{2+}/T-Fe$ (%) を示した。堆積速度は1 cm/yearとされているので、最近10年間に $Fe^{2+}/T-Fe$ 値が上昇、堆積物中の還元状態が高まり、し

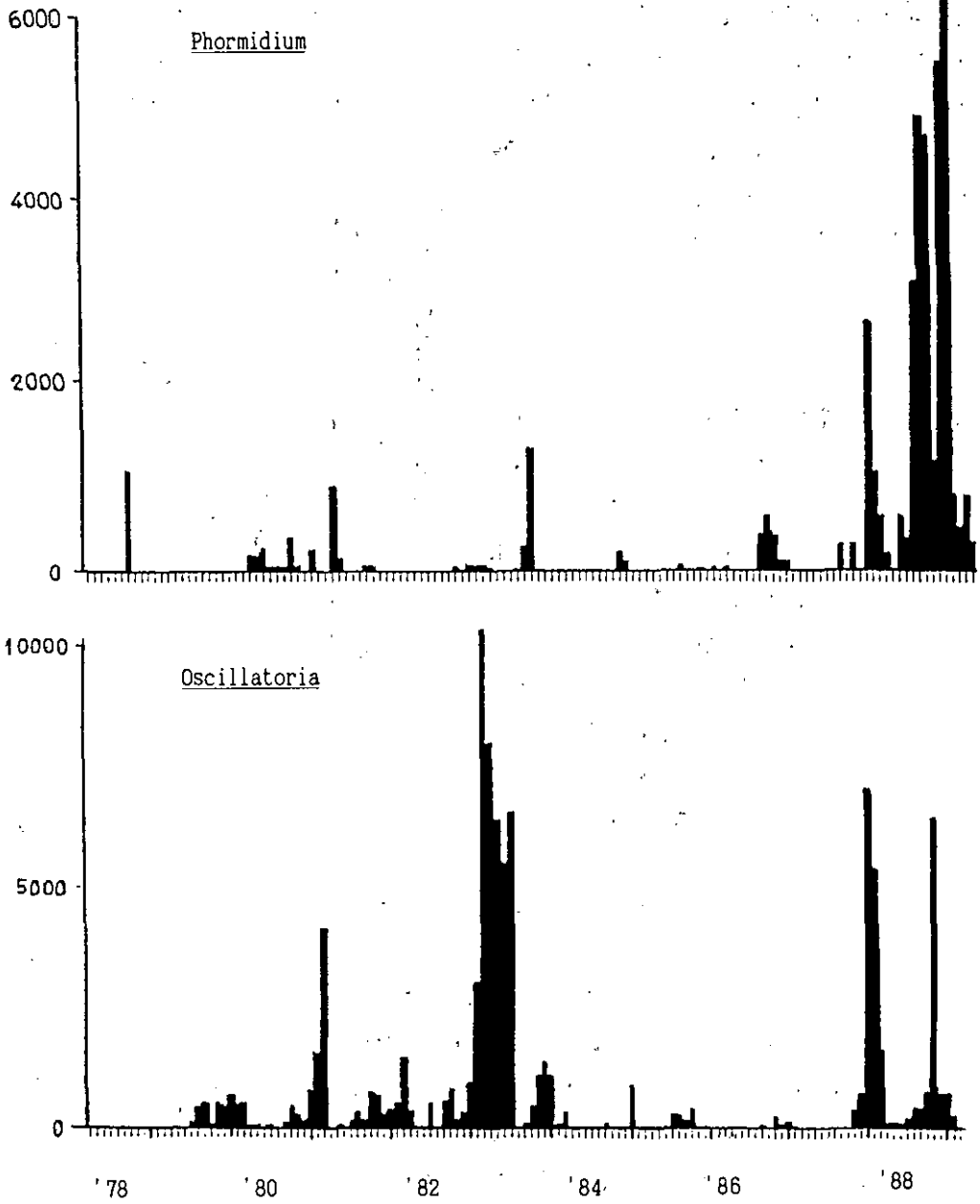


図1 Oscillatoria 及び Phormidium の出現状況

かも定着しつつあることが分かる。湖底堆積物の酸化還元状態は、同時に湖水の状態の反映と考えられるので、前述の漁業被害の恒常化が、堆積物の側からも示唆される。また、堆積物の還元状態の進行と *Phormidium* と *Oscillatoria* 急増が1980年頃に同時に始まっているところから還元状態の出現が *Phormidium* や *Oscillatoria* の増殖に何らかの影響を及ぼしているのではないかと考えられる。

4. 結論

公害防止条例や霞ヶ浦富栄養化防止条例の施行あるいは浄化のための数々の努力によって流域から流入する物質の質と量に変化したことは河川の調査結果が示すところである。このことが湖沼水質に影響を及ぼしていることも確かなことであろう。夏季の透明度が1980年頃から若干上向き加減であることや湖岸に集積されるらん藻類の「水の華」が減少して来ていることも目視によって確かめられる。したがって、「きれいになった」の基準を景観に求めるならば、あるいは「きれいになった」と言えるのかもしれない。しかし、冒頭で

もふれたように、それは利水目的によって基準と評価が異なる概念であるから現状評価に当たって意見が分かれることは当然の帰結である。このシンポジウムの課題について結論を得ようとするれば、多目的水利用の中で何を最重視するかを明確にしなければならない。かつては工業用水が最重視され、塩分が基準として取り上げられたが、現在では塩分は十分低位に安定するなど湖を取り巻く諸情勢も大きく変化している。演者はこのような社会経済的、自然科学的变化を堪案し、湖周辺の人間の生活や健康（おおげさかもしれないが）を最優先させるべきであると考えている。

霞ヶ浦は太古の時代から魚介類の採集を通して最も大切な蛋白供給源であった。現在でも約1000経営体5000人の漁業者とその家族の生活を漁業によって支えている。演者は霞ヶ浦の漁業が長期安定的に営める環境漁業被害の発生しない環境を「きれいな」環境と定義して、本テーマを論じた。それは、同時に魚介類を試験生物とした安全性確保のためのバイオアッセイ試験と考えることができる。霞ヶ浦はきれいになっていない。

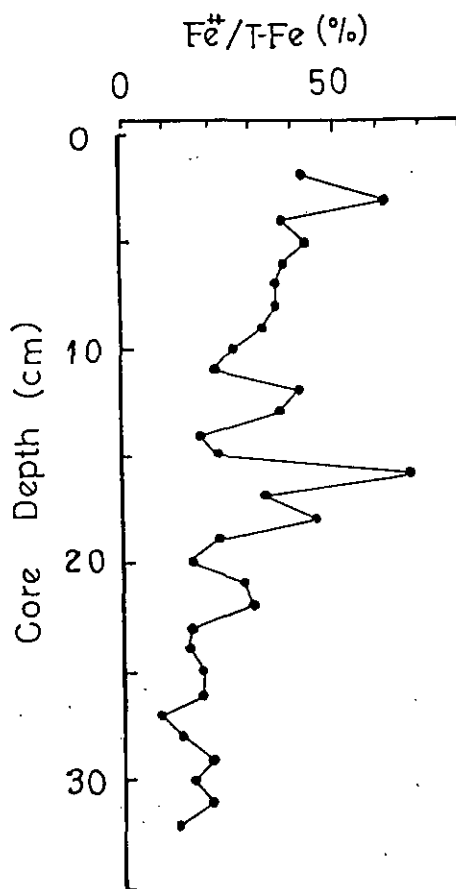


図2 霞ヶ浦湖底堆積物中の Fe²⁺/T-Fe の比率

文 献

赤野誠之（1975）：霞ヶ浦における網生質養殖ゴイのへい死原因について－I，茨城内水試報告，

12

霞ヶ浦水質保全対策専門委員会（1974）：霞ヶ浦の水質汚濁現象の原因と対策

熊丸敦郎（1973）：霞ヶ浦周辺に発生した魚類のカビ病について，茨城内水試報告，11

外岡健夫（1989）：1987年夏季の霞ヶ浦および北浦の漁場環境について

東京湾における青潮に関する研究

— 無酸素水塊の形成と細菌分布について —

田中 秀之（日大・生産工学研究科，現在 株式会社 環境研究センター）

相崎 守弘（水質土壌環境部），北村 博（日大・生産工学研究科）

1 はじめに

1.1 青潮とは…

図1に東京湾の地形の概要をしめす。東京湾は表面積約1,200km²，平均水深約17mであり，湾口部が約6kmと狭く屈曲している。そのため外洋との水の交換が悪く過栄養状態にある典型的な閉鎖性水域である。近年，東京湾の北部で夏期に青潮が大発生し，魚介類の養殖をはじめとする漁業に多大な被害を及ぼし，深刻な社会問題に発展している。

青潮とは，湾底層に形成された無酸素水塊が離岸風（北東から北北東風）等の物理的要因の複合により，接岸・湧昇拡散し，海岸付近の海水表面が白濁をおびた青ないしは緑色を呈する現象をいう。その底層水湧昇過程を模式的に図2に示す。富永ら（1987）や山本ら（1987）によれば青潮水の青（緑）白濁色は，無酸素水塊中に多量に存在する硫化物イオンが，湧昇と同時に自動酸化されることにより生成するコロイド状硫黄粒子や多硫化物イオンの光散乱によるとされている。

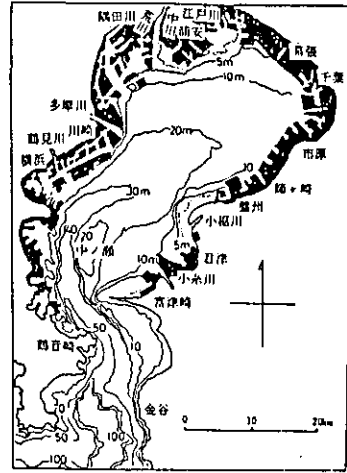


図1. 東京湾の地形 [黒色部は埋め立てられた地域] 松川（1987）より引用。

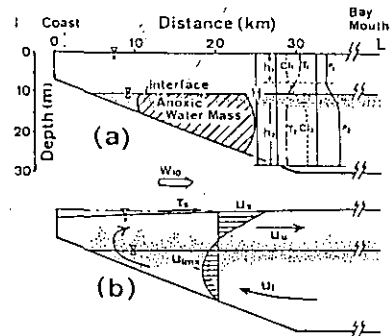


図2. 底層水湧昇モデル [大坪・村岡（1988）より引用]

1. 2 無酸素水塊の形成過程と物質循環の予想

無酸素水塊の予想される形成過程を模式的に図3に示す。東京湾は春から夏期にかけて大規模な赤潮が発生する。赤潮由来の懸濁態有機物（セストン）が沈降する過程で、好気性従属栄養細菌（HTB）をはじめとする好気性生物により酸化分解を受け、それに伴い溶存酸素が消費される。同時に強固な密度躍層が形成されると、躍層以深の水界には酸素が供給され難くなり無酸素状態となる。無酸素水塊が形成された後、嫌気性従属栄養細菌（AHTB）がセストン分解の主役となる。AHTBは有機物分解の最終段階で細胞外に有機酸を生産する。この有機酸を基質として、硫酸塩還元細菌（SRB）が硫酸還元をおこなう。その結果、無酸素水塊中には硫化水素が多量に蓄積され、青潮の発生源となる水塊が形成されると予想される。

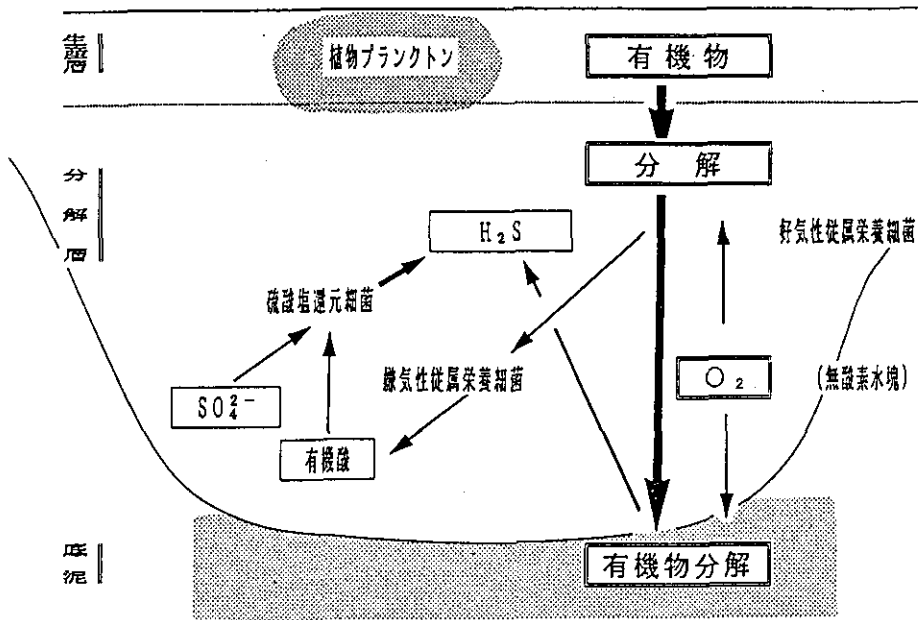


図3. 予想される無酸素水塊形成過程と物質循環

2 研究目的

青潮の発生源は、夏期に湾底層に形成される無酸素水塊である。無酸素水塊の形成には、春から夏期にかけて大発生する赤潮由来の懸濁態有機物が重要な役割を果たしていることが指摘されている。青潮に関する知見は徐々に蓄積されつつあるが、そのほとんどが化学的および海洋物理学的なものであり、赤潮を起因とする懸濁態有機物の生物分解と無酸素水塊の形成との関係をはじめとする微生物学的な報告例は見られない。演者らは、夏期の東京湾において、主に赤潮由来の懸濁態有機物の分解と無酸素水塊形成との関係、および無酸素水塊中での各種バクテリアの分布に着目し調査をおこなった。

3 調査地点および方法

1988年6月から10月までの期間において、月に1度の頻度で定期調査をおこなった。図4に調査地点を示す。定期調査は船橋航路部にSt.A(水深12m)および内湾中央部にSt.B(水深17m)を設定した。St.A付近の航路部分の立体断面図を図5に示す。航路付近は約5mの水深のところをさらに10m程度深く掘り下げているため、上層と下層の水の循環が起り難く、底層水が無酸素状態となり易い水界である。これらの調査地点において、海水中のChl.a濃度、懸濁態炭素(POC)および窒素(PON)、HTB、AHTB、SRB数等の鉛直分布と分解層における呼吸速度を測定した。底泥表層(0-2cm)では脱水素酵素活性とHTB、AHTB、SRB数を測定した。

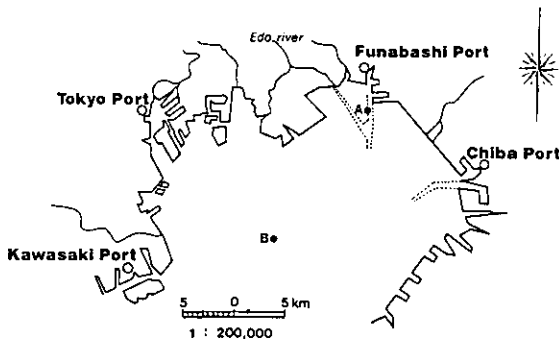


図4. 調査地点

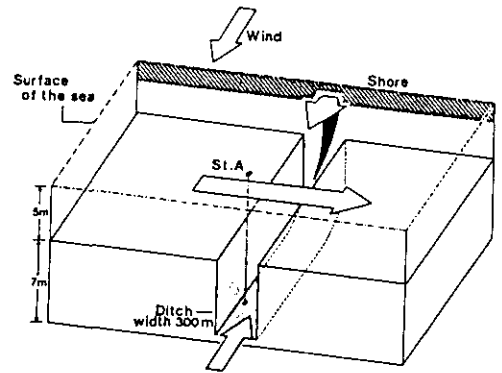


図5. St.A付近の立体地形

4 結果および考察

4.1 無酸素水塊の形成状態

図6および図7に1988年6月から10月におけるSt.AとSt.Bの水温(°C)とDO(mg/l)の鉛直変化を示す。St.Aにおいて、7月の9m以深と8月の5m以深で無酸素水塊の形成が認められたが、St.Bにおいては、7月の15m以深でわずかに無酸素水塊が認められる以外には、それほど高い嫌気状態ではなかった。St.Aの8月では表層水のDOが2 mg/lと極めて低い状態であり、青潮のような青白濁の着色は認められなかったが、底層の無酸素水塊の湧昇が観察された。

4.2 表層水中のChl.a濃度とセストンの分布形態

調査期間中において、表層中でのChl.a濃度は6月から8月までのいずれの調査地点においても30~70 μg/lであり、赤潮状態であった。

表層水中のセストンのC/N比は時期によって多少の変動はあるが、St.A, St.Bともに4.5~5.5程度の範囲で変動が観察された。St.Bの6月および7月の底層水で6.8および5.6とC/N比の増加が観察されたがSt.Aにおいては、いずれの時期においてもC/N比の顕著な変化は観察されなかった。POC/Chl.a比はSt.Bの7月で増加が観察されたが、他の時期においてはSt.A, St.Bともに顕著な変化は認められなかった。

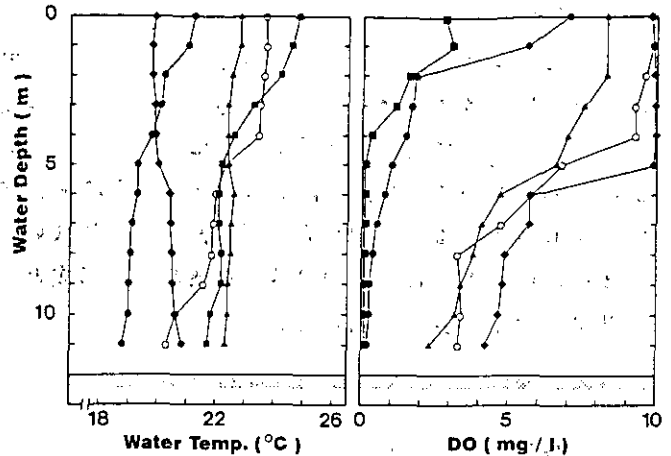


図6. St.Aにおける水温とDO (mg/l)の鉛直変化。

○: 6月, ●: 7月, ■: 8月, ▲: 9月, ◆: 10月

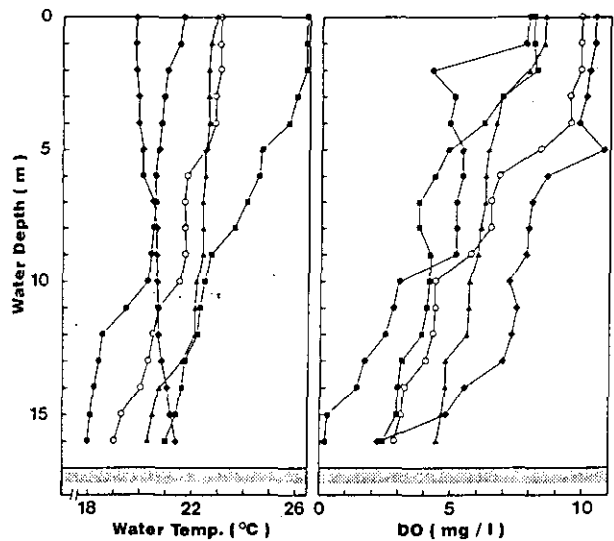


図7. St.Bにおける水温とDO (mg/l)の鉛直変化。

○: 6月, ●: 7月, ■: 8月, ▲: 9月, ◆: 10月

4. 3 水中におけるHTBの分布と呼吸速度および呼吸活性

調査期間中でのHTB数はSt.Aで $4.5 \times 10^2 \sim 2.4 \times 10^5$ CFU/ml, St.Bで $8.5 \times 10^2 \sim 4.2 \times 10^4$ CFU/mlの範囲で変動が観察されたが, 各時期ごとの鉛直分布には著しい変動は観察されなかった. St.A, St.Bの分解層における呼吸速度 ($\text{mgO}_2 \cdot \ell^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$) および呼吸活性 ($\text{mgO}_2 \cdot \text{mgPOC}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$) を表1 および表2 に示す. St.Bに比べSt.Aは全体的に低い呼吸速度であった. St.Aにおいても10月のように十分に酸素が供給されればSt.Bと同程度の呼吸速度であることが分かった. St.Aの分解層では, 無酸素状態となり易いため, 生産層から供給されるセストンはほとんど分解されずに底泥に堆積するものと推定された.

表1. St.Aの分解層における呼吸速度と呼吸活性の平均値*

Exp. time	$\text{mg O}_2 \cdot \ell^{-1} \cdot \text{hr}$	$\text{mg O}_2 \cdot \text{mg POC}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$
16 June	0.038	0.052
21 July	0.020	0.058
16 Aug.	0.049	0.068
19 Sep.	0.027	0.051
17 Oct.	0.059	0.070

*)水深9mおよび12mで得られた値の平均値.

表2. St.Bの分解層における呼吸速度と呼吸活性の平均値*

Exp. time	$\text{mg O}_2 \cdot \ell^{-1} \cdot \text{hr}$	$\text{mg O}_2 \cdot \text{mg POC}^{-1} \cdot \text{hr}^{-1}$
16 June	0.035	0.207
21 July	0.066	0.212
16 Aug.	0.063	0.135
19 Sep.	0.023	0.085
17 Oct.	0.037	0.210

*)水深8m, 12mおよび16mで得られた値の平均値.

4. 4 底泥表層におけるHTBと脱水素酵素活性

図8に St. A および St. B における底泥表層中の HTB 数と脱水素酵素活性を示す。St. A の底泥表層における HTB 数は $0.67 \sim 4.7 \times 10^7$ CFU/ml であり、St. B のそれに比べ10倍程度高い菌数が観察された。また、底泥表層の脱水素酵素活性も HTB の分布と比較的よく一致した。これらのことから St. A の底泥表層には易生物分解性の有機物が多量に堆積しており、St. A の底層で形成される無酸素水塊の形成には底泥が重要な役割を果していることが推察された。

4. 5 底泥表層および水中におけるSRBの分布

図9に1988年7月から10月までの St. A および St. B における底泥表層中の SRB 数の変動を示す。また1988年7月から10月までの St. A および St. B における海水中の SRB 数の鉛直分布を図10および図11に示す。SRB 数は、St. A で $3.5 \sim 54.0 \times 10^4$ MPN/ml mud、St. B で $3.5 \sim 23.0 \times 10^4$ MPN/ml mud であり、St. A での SRB 数は St. B のそれよりも、2~5倍程度高い菌数が観察された。この傾向は、底泥表層の脱水素酵素活性値および HTB 数と比較的一致していた。すなわち、生物により易分解可能な有機物を多く含有すると SRB 数も高くなることが認められた。

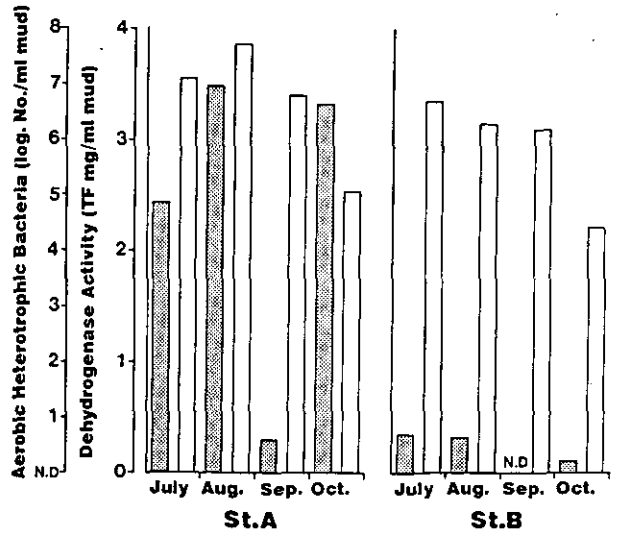


図8. St. A および St. B における好気性従属栄養細菌 (■) と脱水素酵素活性 (□) .

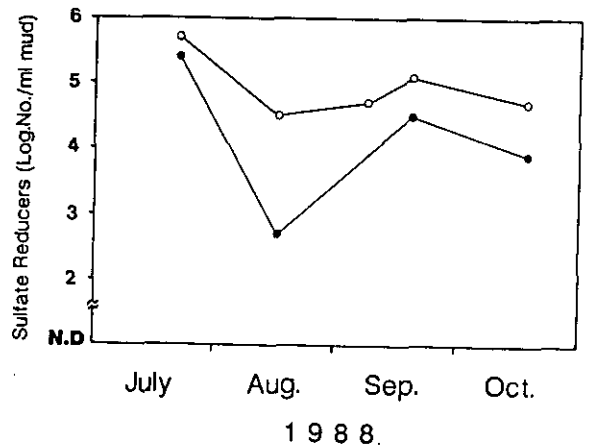


図9. St. A および St. B における底泥表層中の硫酸塩還元細菌数
St. A: ○, St. B: ●

S R Bの主な生息場所は底泥であるため、水中におけるS R Bの分布についての報告例（例えば相崎，1981）は少ない。竹内（1987）が現在までに報告されている文献値をまとめたところ、水中におけるS R Bの出現オーダーは沿岸水域で 10^2 cells/ml程度である。しかし本調査では、水中でのS R B数は7月のSt.Aにおいて、無酸素状態であった中層以深で $1.2 \sim 1.7 \times 10^3$ MPN/mlと非常に高い菌数が観察された。この様な水中での高いS R B数が観察されたことは、無酸素水塊が形成されることにより、S R Bの生息場所が底泥から海水中へと拡大されることが判明した。すなわち、青潮の発色源である硫黄粒子や多硫化物イオンの前駆物質である硫化水素発現の場は主として底泥堆積物中であるが、無酸素水塊中でも発現している可能性が高いと考えられる。

4. 6 無酸素水塊の指標としてのS R B

Cypionka（1985）によれば、S R Bはその細胞が硫化鉄等に包括されているため、偏性嫌気性細菌であるにも係わらず、酸素存在下においても直ちに死滅することがないとしている。したがって、St.AにおけるS R B数の7月と8月の分布変動に着目して無酸素水塊の湧昇過程を推定すれば、8月の表層で高い菌数が観察されたのは、無酸素水塊の湧昇によるものであり、しかも7月の中層付近でのS R B数と8月の表層水中でのそれは、ほぼ同じ菌数であった。これらのことは7月の中層付近における水塊の湧昇を強く示唆していた。St.Aの8月における中層でのS R B数の著しい減少から、沖合いのどこかから、S R B数の少ない底層水が流入していたことが示唆された。これらのことから本調査期間中に発生した小規模な青潮の発生源は航路部底層で形成された無酸素水塊である可能性が高いことが推察された。

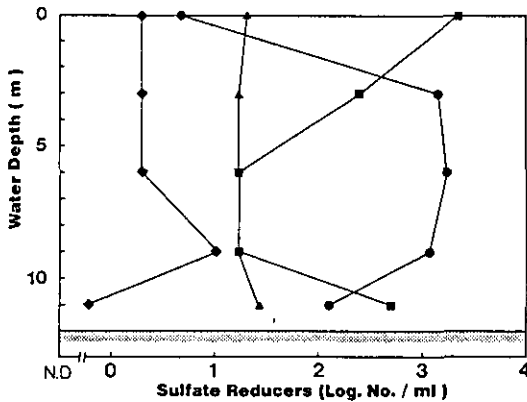


図10. St.Aにおける水中の硫酸塩還元細菌数の鉛直分布
●: 7月, ■: 8月, ▲: 9月, ◆: 10月

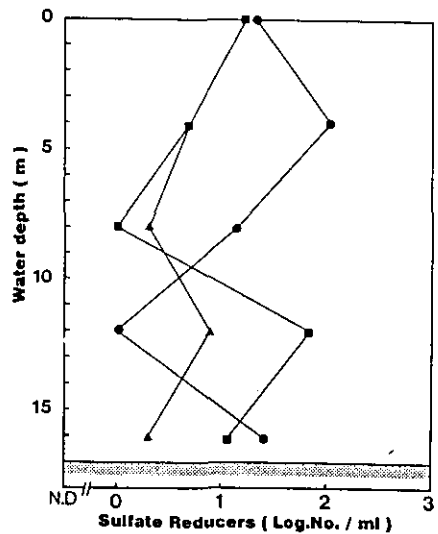


図11. St.Bにおける水中の硫酸塩還元細菌数の鉛直分布
●: 7月, ■: 8月, ▲: 9月

謝 辞

本調査を実施するにあたり、千葉県水質保全課の皆様には調査船や現場での水質計測および採水作業等に多大な御援助と御助力を頂いた。尚、本予稿に掲載した調査現場での『水温』と『溶存酸素濃度』のデータも千葉県水質保全課の御好意により得られたものである。併せて謝意を表する次第である。

文 献

- 相崎守弘, 中島拓也 (1981) : 細菌分布から見た霞ヶ浦の物質代謝の特徴. 国立公害研究所報告, 第22号, 63-87.
- Cypioka, H., Widdel, F. and Pfennig, N. (1985) : Survival of sulfate-reducing bacteria after oxygen stress, and growth in sulfate-free oxygen sulfide gradients. FEMS Microbiol. Ecol., 31, 39-45.
- 松川康夫 (1987) : 東京湾の埋め立てと自然. 水質汚濁研究, 8, 456-469.
- 大坪国順, 村岡浩爾 (1988) : 青潮発生の物理的メカニズムに関する一考察. 1988年度水質汚濁学会講演集, 193-194.
- 竹内準一, 滝井進 (1987) : 酒沼と水月湖の湖水中における硫酸還元菌の分布. 水質汚濁研究, 29, 3-7.
- 富永衛, 木村明, 寒川強, 太田一之, 鬼塚正光, 北村博 (1987) : 東京湾の青潮に関する研究, その4 (光学特性). 1987年度日本海洋学会春期大会講演要旨集, 246.
- 山本雅洋, 北村博, 寒川強, 松尾信, 太田一之, 木村明, 富永衛, 鬼塚正光 (1987) : 東京湾の青潮に関する研究 (Ⅲ), オートオキシデーションによるイオウ生々に関する共存成分の影響 (2). 1987年度日本海洋学会春期大会, 303.

3. 農薬の経時変化

河川水中の濃度の一年間の変化を本流のSt.8を例として図2に示す。恋瀬川流域の水田では、4月末から5月初めの連休が田植時期であり、この前後に除草剤が散布される。また、この年には、8月9、10、11日にMEP・フサライドの空中散布が行われた。除草剤のオキサジアゾン・CNP・ブタクロールは、水田に水がはられる4月下旬から検出され、オキサジアゾン・CNPはこの田植時期にピークとなり、ブタクロールは、田植の2週間程度後にピークとなった。CNP・ブタクロールが、ピーク後一ヶ月程度で速やかに減少するのに対し、オキサジアゾンは8月中旬まで検出され、河川への流出が長期間続いた。殺菌剤のイソプロチオランは、4月下旬から9月上旬まで検出され、7月中旬がピークとなった。MEP・フサライドは、空中散布後にピークとなり、その後急激に減少した。

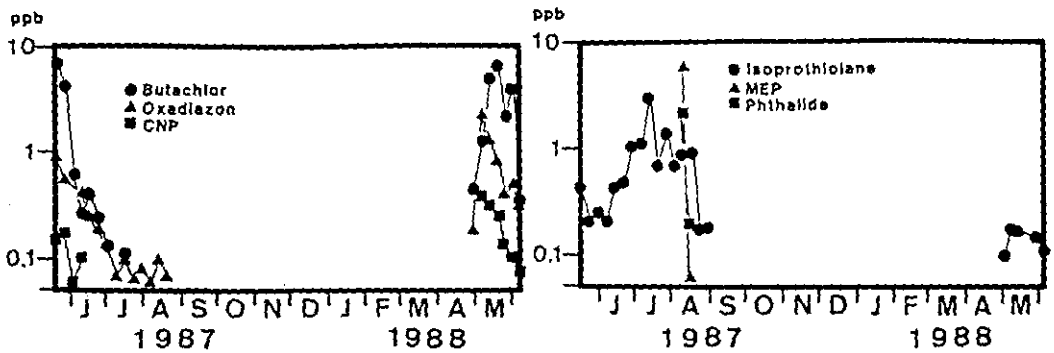


図2 St.8における濃度変化

4. 農薬の年流出負荷量

各地点における農薬の流出負荷量を表2に示す。昭和62年5月20日より一年間の週に一度の濃度・流量の調査結果を単純に週あたりの負荷量に直し合計したもので、空中散布後急激に減少し、検出日数が少なかったMEPやフサライドでは、精度が劣るが、それぞれ年間数kgから数十kgの農薬が、恋瀬川では流出している。各支川での農薬の流出負荷量は、オキサジアゾンを除いて、水田面積とほぼ比例関係となった。オキサジアゾンについては、桑畑でも使用されるため水田面積との相関は低く、特にSt.5で流出負荷量が高い値となったのは、流域に桑畑が多いためと考えられる。また、本流のSt.7とSt.8では、流下過程において底質への吸着や分解などの減少がみられるため、支川に比べて水田面積当りの流出負荷量は小さくなった。

表2 調査地点での農薬の年流出負荷量

	単位 kg/year					
	イブ°呼リン - フサイト*	MEP	CNP	オキサジアゾン	フタクロール	
St.1	8.84	4.35	7.51	1.73	3.22	7.31
St.2	0.51	1.30	2.12	0.16	1.08	1.22
St.3	0.06	0.26	0.40	0.09	0.20	0.28
St.4	1.05	2.36	3.78	0.08	0.71	2.62
St.5	0.61	1.10	2.08	0.19	2.76	3.58
St.6	4.64	7.50	20.5	0.80	1.89	6.26
St.7	14.5	14.8	38.5	2.54	8.54	23.4
St.8	18.7	13.7	39.3	2.13	10.7	23.8

5. 流下過程における変化

本流のSt.1・St.7・St.8の流下過程における濃度変化を、CNP・オキサジアゾンを例として、図3に示す。CNPについては、下流に行くにしたがって、濃度が減少する傾向がみられるのに対して、オキサジアゾンは、上流・下流ともほぼ同様の濃度となった。他の農薬は、オキサジアゾンと同じ傾向となり濃度の変化がみられなかった。

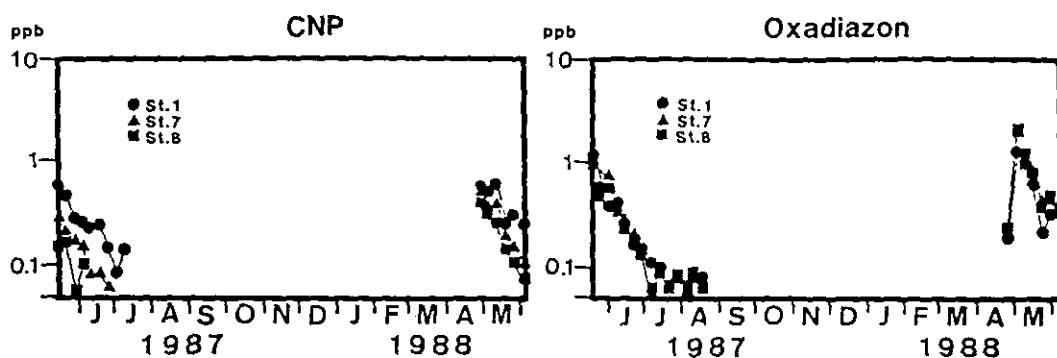


図3 流下過程における濃度変化

調査期間中の流出負荷量の合計について本流のSt.7の負荷量と本流上流部のSt.1と各支川St.2からSt.6までの負荷量の合計に対する比率を流達率(式-1)として表4に流量と塩素イオンと

$$\text{流達率} = \frac{\text{St.7での負荷量}}{\text{St.1からSt.6までの負荷量の総和}} \quad (\text{式-1})$$

ともを示す。流量と河川水中に安定的に存在する塩素イオンの流達率がほぼ1であるので、流量の収支はとれている。農薬については、St.1とSt.7の間には、直接本流に排出されている水田が約 270haあり、農薬が検出される時期には、農薬の濃度は高いが流量の少ない排水が本流に入ってくるため、流達率は1より大きくなると考えられるが流下過程において減少しているため、MEPを除いて1より小さくなる。CNPは0.82と特に低く、流下過程において濃度の減少がみられたこととあわせて、他の農薬に比べてその変化速度は大きいことがわかる。現在、土地利用形態と流出負荷量の関係、流下過程における減少を距離による一時反応と仮定して各農薬の減少係数について検討を加えているところである。

表3 農薬の流達率

C	N	P	0.82
オキサジアゾン			0.87
ブタクロール			0.96
イソプロチオラン			0.93
フサライド			0.88
M	E	P	1.06
流 量			0.96
塩素イオン			0.98

カメルーン・ニオス湖の熱フラックスと湖水の化学組成

野尻幸宏 (計測技術部)

1. はじめに

1986年8月21日に、カメルーン西部地方にある火口湖の一つであるニオス湖から有毒ガスが大規模に噴出し、1700人以上にのぼる住民が死亡した。災害の状況は世界中にテレビ映像でセンセーショナルに報道された。事故後、各国の調査団が派遣され、災害の原因の調査が行なわれた。その結果、噴出ガスの主成分はマグマ起源の炭酸ガスと判明したが、噴出のメカニズム、被災者の火傷などについて、未だ疑問点が残っている。

日本隊は事故直後の1986年9月初旬と10月中旬に派遣され、特に10月の調査で、湖の物理・化学調査を行なった。その結果、事故2カ月後でも湖に強い化学成層が見られた。すなわち、ガス災害時に湖水が完全に鉛直混合したわけでないこと、高塩濃度の湧水が湖底に存在することがわかった。さて、我々はその後の湖の変化を調査するために、1988年12月にニオス湖の再調査を行なった。そこで、その結果得られた湖底からの熱と化学成分の供給量、推定される炭酸ガスの蓄積に関して考察を行なう。

2. 方法

調査は、1988年12月16日から19日にかけて行なった。湖水の水温、電導度の鉛直分布は、メモリーCTD (Seabird Elec.)を用いて観測した。採水は、1.4L ニスキン採水器を用いた。採水深は 0, 10, 20, 30, 50, 75, 100, 125, 150, 175, 190, 200m の12深度であった。50m 以深の湖水の遊離炭酸濃度は1気圧の炭酸ガスの溶解度(25°Cにおいて34mM)を上回るので、採水器を表面に持ち上げると発泡する。採水器には、発泡したガスがたまるようにガスサンプリング用プラスチックバックを取り付けた。湖水の溶存ガス量はバッグのガス体積から推定できるが、完全に発泡がおさまるのに長い時間を要するので、正確な値は得られなかった。別に、現場水中で水酸化ナトリウム溶液で炭酸ガスを固定する構造のシリンジ採水器を製作(湘離合社)し、全炭酸ガス濃度の測定に供した。しかし、水深175-200mでは、予想を上回る炭酸ガス濃度のため正確な測定ができなかった。重炭酸イオン濃度は、採水後速やかに湖岸で滴定分析した。ただし、深層水は高濃度の鉄(II)を含むため分析までに沈殿生成し、若干の誤差の原因となった。主な溶存成分は実験室に持帰った上、ICP発光法、イオンクロマト法、オートアナライザー法な

どで測定した。

3. 結果と考察

ニオス湖は、面積約 1.6km^2 、最大水深約210mの長方形の火口湖で、中央部は水深200m以上の平坦な湖底が広がっている。湖の中央からやや南よりにフランス隊の係留した大型の観測ブイがあるので、観測とサンプリングはその地点で行なった。前回の日本隊による1986年10月のCTD観測結果と今回のCTD観測結果を比較すると、120-160mの深度では水温分布にほとんど変化がないのに対し、それ以深で水温上昇がみられる。アメリカ隊報告書による湖盆図の深度-面積関数と水温変化の積を160m以深で積算して、湖底からの熱フラックスを求めた結果、 0.26MW (430W/m^2) が得られた。この熱量は小規模な温泉程度の熱供給量にしか相当しない。

多くの溶存化学成分濃度は、成分躍層といえる水深30m以深で深度とともに上昇する。躍層以下は全く無酸素である。溶存成分間の濃度比は全く一定で、50m以深について当量比で表わすと、陽イオンはMg42%, Fe(II)26%, Ca20%, Na7%, NH_4^+ 3%, K1%で、陰イオンは99.8%以上 HCO_3^- であった。このことは、溶存成分に富む一定の組成の湖底湧水が湖水に混合し成分鉛直分布を形成していることを示す。化学成分分析値を1986年と1988年の観測の間で比較すると、分析に問題があって比較が難しい成分もあるが、中層では極めて良く一致する成分が多く、2年間で濃度が変わっていないことが推定された。化学成分分析値からは溶存全化学成分量 (total dissolved solid = TDS) が算出でき、その深度のCTD電導度と比較すると滑らかな曲線が描ける。その結果、観測電導度はTDSに換算でき、TDSのプロファイルが得られる。CTDの機差を補正すると、2回の観測の比較から精密なTDSのフラックスが算出される。中層以深の非ガス成分の濃度はTDSに比例するので、各成分のフラックスが推定できる(表1)。例えば、Mgのフラックスは52 t/y、 HCO_3^- は $10.5 \times 10^6 \text{ t/y}$ である。躍層以浅は降水の流入流出が盛んで滞留時間が短く、中層以深の減少を考察するときには含めて考えるべきでない。化学成分躍層(水深30m)以下の全溶存量(6210t, $1250 \times 10^6 \text{ t}$)から非ガス成分の躍層以下の滞留時間が約119年と計算された。Mgのような非ガス成分はガス噴出事故の際でも大量の放出は起こり得ないので、長期間およその定常状態を保っているのが自然である。すなわち、全溶存量の1/119に相当する成分が表面水と混合してから流出口から流出したり、地下水として浸透流出しているといえる。現にニオス湖周辺にはニオス湖浸出水を水源とすると考えられる大量の鉄を含む湧水が湧出している。このことは躍層以下の湖水そのものの滞留時間が119年程度であるといいかえても良い。

表1 湖底からの化学成分フラックス

元素	年間フラックス	
Fe	82.7	t/y
Mg	52.2	t/y
Ca	38.1	t/y
Na	13.8	t/y
K	4.26	t/y
Mn	1.12	t/y
Ni	0.94	t/y
Sr	0.19	t/y
Ba	0.17	t/y
Mo	0.035	t/y
Cr	0.019	t/y
Li	0.0080	t/y
Si	14.7	t/y
B	0.069	t/y
HCO ₃ ⁻	1.05	x 10 ⁷ mol
CO ₂ (free)/minimum	2.74	x 10 ⁸ mol
CO ₂ (free)/probable	3 or 4	x 10 ⁸ mol

一方、遊離炭酸ガス濃度は水深50から150mの範囲で他の成分と直線関係にあった。しかし、湖底に近い190,200mの試料では、他の成分量と比較して非常に高い濃度であった。先に述べたように深層の試料については、炭酸ガスの固定に失敗したため正確な分析値でないが、ガスバッグ体積からあり得る最小濃度がわかるし、化学平衡の考察からおよその遊離炭酸ガス濃度も推定できる。遊離炭酸ガス濃度として、190mでは207mM以上、200mでは10Lのプラスチックバッグがあふれて発泡したガス全体の採取ができなかつたので、少なくとも290mM以上である。化学平衡の考察からは、200mで330mM程度と考えるのがもつともらしい。ガス成分のみ1986年の災害時に放出されたので、現在の湖水は湖底湧水よりガス成分/非ガス成分比が低い。従って、湖底湧水の混合率の高い底層湖水で〔遊離炭酸ガス/他の成分濃度〕比が高くなるのは当然である。他の化学成分同様150m以浅では事

故後の濃度変化がないと考えて推定される遊離炭酸ガスのフラックスは、少なくとも $2.74 \times 10^8 \text{ t/y}$ ($= 0.0061 \text{ km}^3 \text{ STP/y}$)以上、おそらく3から $4 \times 10^8 \text{ t/y}$ ($= 0.007\text{--}0.009 \text{ km}^3 \text{ STP/y}$)程度と考えられた。

念のために付加えると、炭酸ガスの解離で生ずる水素イオンの電導度は200mでもたかだか $2 \mu\text{S/cm}$ で、電導度の絶対値より著しく小さく、CTD測定に影響しない。先のCTDプロフィールからのTDS推定の過程に、遊離炭酸の分析誤差は入らない。

フラックス($3.5 \pm 0.8 \times 10^8 \text{ t/y}$)の評価は、化学成分躍層(30m)以深の量との比較で行なうことにする。現在の湖水30m以深に含まれる遊離炭酸ガス量は、 $1.38 \times 10^{10} \text{ t}$ ($= 0.31 \text{ km}^3 \text{ STP}$)である。湖水が炭酸ガスで飽和すると30m以深で $4.8 \times 10^{10} \text{ t}$ ($= 1.07 \text{ km}^3$)の炭酸ガスを保持できる。従って、1986年の災害のような一時的な脱ガスしかガスの放出経路がないとすると、98年で飽和に達する。ある深度が飽和に達して発泡がおこると、それが原因で全層が飽和となる前に脱ガスが始まる可能性があり、次のガス放出までの期間はさらに短かくてよい。100年のオーダーでガス噴出があるという考え方である。しかし、保持可能ガス量をフラックスで割って次のガス放出に要する期間を推定する単純な考え方には、おそらく無理がある。なぜならば、炭酸ガスにも非ガス成分と同様な定常的な排出ルートがある。浸透流出を主な経路とすると、湖水中の濃度の上昇と共に排出量もふえる。一定フラックスで炭酸ガスが湖水に加わるが、現存量に比例してその1/119が毎年排出されるというモデルで解くと、飽和量の86%の炭酸ガス量で定常状態となり、数100年で平衡に達して保持量変化がなくなる。飽和量の86%はおそらく危険な量で、何等かの外力で部分的に過飽和状態となり、脱ガスする可能性が生ずると考えられる。これは、フラックスと可能な保持量の1/119 ($= 4.0 \times 10^8 \text{ t}$)の比が0.86であることとイコールである。フラックスが $4.0 \times 10^8 \text{ t}$ より大きければ必ず飽和量に達する。小さいとそれに応じて平衡になる量が決まる。躍層を境にして表面水と中層水の小規模な混合が時期によって起こるとすると、やはり安全な排出源となる。

ニオス湖にはこれまでにガス災害があった記録はなく、被害を受けた集落には数多くの住民が住んでいた。このことを考慮すると、100年のオーダーで大規模ガス噴出が繰返されるという考え方はとりたくない。浸透や表面混合による成分の流出の効果がきいて、飽和保持量とフラックスの比として単純に計算される時間よりずっと長い時間、おそらく数100年オーダー以上の時間をかけてガスが蓄積したと考えたい。そして、1986年には飽和ないしは飽和に近い炭酸ガス量となってガス放出の災害を招いたのであろう。もちろん、フラックスの時間変化があって、最近炭酸ガスの供給量が増えて災害を招いたとする考えもあり得るし、こ

の場合は災害記録がなくて当然である。

今回の調査結果から、炭酸ガスおよび他の溶存成分のフラックスの相当に正確な見積りができた。しかし、得られたフラックスから、100年程度の時間周期で災害を招くガスの蓄積があるという考え方もできる一方、自然な成分の流出の効果が大きいとするとガスの蓄積に要する時間を非常に長く考えることもできる。水の滞留時間の見積り、湖からの主な浸透流出の深度、供給された成分の湖水中での拡散混合による分布の変化など、多くの要素で結論はわかり得る。従って、水質の経時変化、湖底湧水量の推定と水収支、周辺湧水、周辺地質の状況、湖内の拡散係数などのデータの総合的な解析が必要である。

アオコの優占培養に関する研究

相崎守弘（水質土壌環境部）・河合崇欣（計測技術部）・

青山莞爾（東邦大学理学部）

1. はじめに

湖沼の水質管理は、これまで主に COD、窒素及びリン等の理化学的指標に基づき行われてきた。しかしながら、湖沼の環境問題の多くは、淡水赤潮やアオコの問題にみられるごとく生物学的要因に基づくものが多い。従って、今後は生物を基準とした湖沼の水質管理が重要になるものと考えられる。湖沼の富栄養化の進行にともない、異常増殖するプランクトンとして、ウログレナ、ペリジニウム、アナベナ、ミクロキステイス等がよく知られている。これらの異常増殖をするプランクトンを指標とした水質管理は、住民が感じる感覚的な水質汚濁とも一致し重要と考えられる。これらの中でも、ミクロキステイスの異常増殖（水の華）は一般にはアオコと呼ばれ、湖沼の水質汚濁の象徴的存在になっていることから、最も重要な管理目標となると考えられる。

アオコを湖沼管理の基準として利用する場合、その制御要因を明らかにする必要がある。富栄養化した湖沼でアオコが優占種となる機構についてはこれまで多くの研究がされてきた（高村，1988）。高村（1989）が整理した結果では、アオコが優占する湖沼は栄養塩濃度が高く（だいたい全リン濃度 80mgm^{-3} 以上，全窒素濃度 500mgm^{-3} 以上），水深13m以下の湖沼で，水温が 17°C 以上の場合に限られている。しかしながら，これらの条件が満たされた湖ではアオコが必ず優占種になるかという点必ずしもそうではない。アオコの発生には N, P 以外の要因が強く関与していると考えられる。アオコが優占種となる機構はこれまでいろいろ考えられてきたが，大別すると①アオコが他の藻類に比べ増殖速度が速い，②他の藻類に比べ捕食圧が低くまた沈降速度が遅いなど生き残る率が高い，の2つが考えられている。アオコを制御する要因としては，栄養塩濃度を低下させる他，未知の要因が明らかになれば，そのコントロールによる制御も可能になると考えられる。現在考えられる制御要因としては，鉄，溶存有機物，銅，pH 及び炭酸ガス等がある。

アオコは富栄養化した湖沼では，毎年のように大発生しているところも多いが，実験室での培養はかなりむずかしく，また屋外で任意に優占培養する方法は明らかになっていない。本研究では，屋外でアオコを任意に優占培養するための条件を明らかにし，アオコの発生メカニズムや，コントロール手法を明らかにすることを目的に，屋外水槽及び実験池におけるアオコの優占培養を試みた。

2. 実験方法

2.1 屋外水槽を用いた実験

これまで得られた知見に基づき、pH、鉄及び EDTA の影響について主に調べた。実験には霞ヶ浦臨湖実験施設の屋外に設置した200リットル容量のポリカーボネイト製水槽12個を用いた。各実験水槽には、霞ヶ浦の除濁湖水(砂濾過湖水) 200リットルに、 KH_2PO_4 (P; 0.46mg/l) と NaNO_3 (N; 3.22mg/l) を加え、pH を 7~8, 8~9, 9~10 および 10 以上の 4 段階に制御し、各 pH 範囲ごとに鉄(クエン酸鉄; 0.6mg/l) および EDTA (1mg/l) を加え添加効果を調べた。各水槽には実験開始時に霞ヶ浦で採取した集積アオコを添加した。実験開始時のクロロフィル-a 濃度は 40~60 $\mu\text{g/l}$ 程度であった。pH はほぼ毎日塩酸または水酸化ナトリウムで調整した。実験は 1987 年 8 月 4 日に開始し、約 3 週間継続した。

2.2 屋外実験池における実験

臨湖実験施設にある多目的実験池 6 個を用いて実験した。それぞれの実験池は一辺が 3m の六角形をしており、深さが 1.75m、容量が約 40 m^3 の池である。実験条件を表 1 に示す。滞留時間は 20 日とし、P 1 から P 3 の池ではリン濃度を 0.23mg/l (リン負荷量 20 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$)、P 4 から P 6 の池では 0.46mg/l (リン負荷量 40 $\text{mg}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$) とした。リンの試薬としては KH_2PO_4 を用いた。また N/P 比が 10 になるように NH_4NO_3 を加えた。各池にはクエン酸鉄を 3mg/l の濃度になるように加えた。また P 1 および P 4 の池には米ぬかの熱水抽出液を、P 2 と P 5 の池には EDTA を加えた。米ぬかの熱水抽出液は 20g/l の熱水抽出(オートクレーブ, 120 °C, 15分)液を原液として 1ml/l の濃度になるように、EDTA は 1mg/l の濃度になるように加えた。クエン酸鉄及び米ぬかの熱水抽出液はバッチ方式で週 2 回添加した。そのほかの試薬は連続的に添加した。実験開始時には、各池ともリン濃度 0.23mg/l、窒素濃度 2.30mg/l になるように試薬を添加した。排水は P 5 を除きサイホン方式で底層水を排水した。実験は 1988 年 8 月 3 日より約 1ヶ月間行った。実験開始時には、霞ヶ浦高浜入りで採取したネット濃縮アオコ 15リットルづつを各池に接種した。添加量は実験池中のクロロフィル-a 濃度として 2 $\mu\text{g/l}$ 程度であった。また 8 月 3 日から 8 日まではバッチ方式で培養し、8 日以後連続培養に切り替えた。

表 1 実験条件

池 No.	滞留時間	N/P	P	N	米ぬか	EDTA	クエン酸鉄
1.	20日	10	0.23mg/l	2.30mg/l	730g/Pond	-	3mg/l
2.	"	"	"	"	-	1mg/l	"
3.	"	"	"	"	-	-	"
4.	"	10	0.46mg/l	4.60mg/l	730g/Pond	-	"
5.	"	"	"	"	-	1mg/l	"
6.	"	"	"	"	-	-	"

3. 実験結果

3. 1 屋外水槽を用いた実験

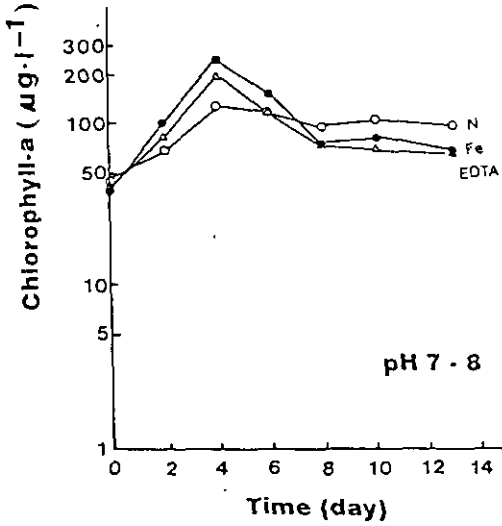


図 1 屋外水槽におけるクロロフィル-*a* 濃度の変化 pH 7~8 Aug. 1987.

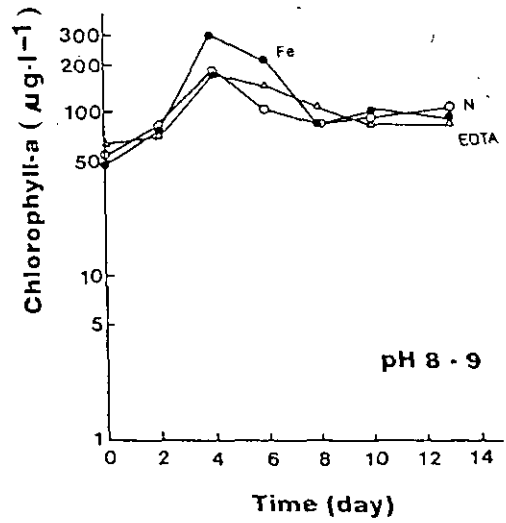


図 2 屋外水槽におけるクロロフィル-*a* 濃度の変化 pH 8~9 Aug. 1987.

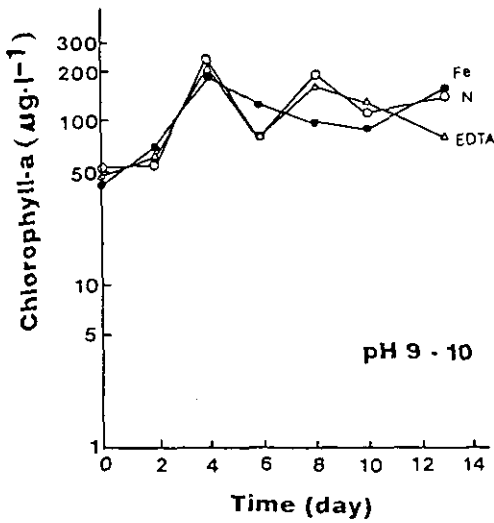


図 3 屋外水槽におけるクロロフィル-*a* 濃度の変化 pH 9~10 Aug. 1987.

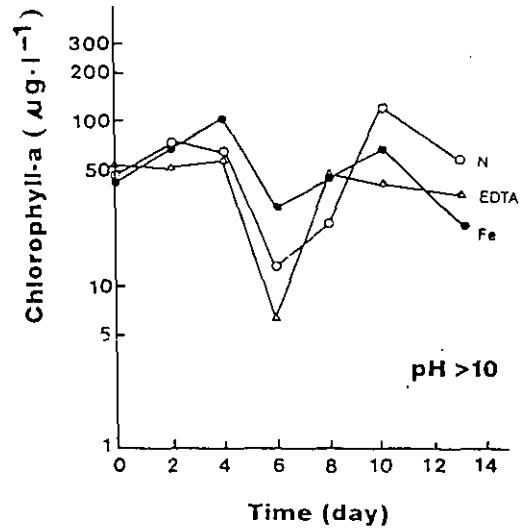


図 4 屋外水槽におけるクロロフィル-*a* 濃度の変化 pH 10以上 Aug. 1987.

表 2 - a 屋外水槽での優占種の変化 pH 7~8 および pH 8~9

Date		pH 7~8			pH 8~9		
		N	N+Fe	N+EDTA	N	N+Fe	N+EDTA
87 0804	Total No.	6.2x10 ⁴	3.0x10 ⁴	3.4x10 ⁴	4.8x10 ⁴	1.8x10 ⁴	3.2x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	94	87	86	90	60	85
	Micro(%)	94	87	86	90	60	85

87 0808	Total No.	2.0x10 ⁵	1.9x10 ⁵	3.6x10 ⁵	1.4x10 ⁶	1.8x10 ⁵	2.9x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	97	96	94	94	80	80
	Micro(%)	97	96	94	94	80	80

87 0808	Total No.	1.4x10 ⁵	2.5x10 ⁵	3.0x10 ⁵	1.7x10 ⁵	1.8x10 ⁵	1.4x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	87	90	92	92	86	87
	Micro(%)	87	90	92	92	86	87

87 0810	Total No.	2.0x10 ⁵	1.9x10 ⁵	3.6x10 ⁵	1.4x10 ⁶	1.8x10 ⁵	2.9x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	87	85	97	99	88	93
	Micro(%)	87	85	97	99	88	93

87 0812	Total No.	1.7x10 ⁵	9.2x10 ⁴	1.2x10 ⁵	1.0x10 ⁵	5.6x10 ⁴	1.2x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	83	62	59	89	48	83
	Micro(%)	83	62	59	89	48	83

87 0814	Total No.	1.1x10 ⁵	2.3x10 ⁵	5.9x10 ⁴	1.1x10 ⁵	1.4x10 ⁵	9.1x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Merismo.	Merismo.	Micro.	Merismo.	Micro.
	%	57	81	29	55	58	59
	Micro(%)	57	11	23	55	29	59

87 0817	Total No.	1.1x10 ⁵	9.7x10 ⁵	3.9x10 ⁵	2.3x10 ⁵	1.4x10 ⁶	1.9x10 ⁵
	Domi.	Merismo.	Merismo.	Merismo.	Merismo.	Merismo.	Merismo.
	%	52	91	85	67	91	73
	Micro(%)	9	5	2	9	4	0.5

表 2-b 屋外水槽での優占種の変化 pH 9~10 および pH 10以上

Date		pH 9~10			pH > 10		
		N	N+Fe	N+EDTA	N	N+Fe	N+EDTA
87 0804	Total No.	2.8x10 ⁴	2.7x10 ⁴	2.1x10 ⁴	1.5x10 ⁴	2.9x10 ⁴	4.5x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	62	71	73	94	82	73
	Micro(%)	62	71	73	94	82	73
87 0806	Total No.	6.3x10 ⁴	7.9x10 ⁴	6.6x10 ⁴	9.2x10 ⁴	6.7x10 ⁴	5.1x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	74	76	87	70	80	68
	Micro(%)	74	76	87	70	80	68
87 0808	Total No.	1.4x10 ⁵	1.5x10 ⁵	3.8x10 ⁵	7.4x10 ⁴	1.2x10 ⁵	8.2x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	95	73	97	73	95	96
	Micro(%)	95	73	97	73	95	96
87 0810	Total No.	6.0x10 ⁴	1.3x10 ⁵	7.5x10 ⁴	3.9x10 ⁴	5.1x10 ⁴	2.4x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	77	72	73	86	94	95
	Micro(%)	77	72	73	86	94	95
87 0812	Total No.	2.5x10 ⁵	5.1x10 ⁴	3.0x10 ⁵	3.3x10 ⁴	9.7x10 ⁴	2.8x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	95	42	98	70	96	85
	Micro(%)	95	42	98	70	96	85
87 0814	Total No.	1.1x10 ⁵	9.1x10 ⁴	5.8x10 ⁴	3.0x10 ⁴	5.0x10 ⁴	6.7x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	73	22	71	34	52	67
	Micro(%)	73	22	71	34	52	67
87 0817	Total No.	1.4x10 ⁵	1.2x10 ⁵	2.3x10 ⁵	1.3x10 ⁴	1.9x10 ⁴	1.1x10 ⁴
	Domi.	Merismo.	Phormi.	Merismo.	Oocyst.	Micro.	Micro.
	%	44	29	44	52	40	48
	Micro(%)	40	16	20	19	40	48

図1～4に各 pH でのクロロフィル-*a*濃度の変化を示す。水槽でのアオコ現存量は実験開始4日後に最高値になった。クロロフィル-*a*濃度は pH 7～8の場合、鉄を添加した水槽が最も高く243 $\mu\text{g/l}$ 、つぎにEDTAを添加した水槽で198 $\mu\text{g/l}$ 、栄養塩だけ添加した池では125 $\mu\text{g/l}$ とかなり低い値であった(図1)。pH 8～9では鉄を添加した水槽で296 $\mu\text{g/l}$ と高く鉄添加の効果がみられたが、EDTAを添加した水槽では187 $\mu\text{g/l}$ と栄養塩だけの場合の175 $\mu\text{g/l}$ と大差なかった。pH 9～10では鉄、EDTAとも添加効果はみられず、各水槽とも184～233 $\mu\text{g/l}$ 程度の値であった。pH 10以上(10.5程度)では、成長は抑制され、顕著な増加はみられなかった。増殖速度に対する鉄の添加効果は、pH 7～9の範囲で顕著であった。EDTAも pH 7～8では添加効果がみられたが、pH 8以上では効果はなかった。栄養塩だけを添加した場合は、pH が 9～10の範囲で最も成長がよく、7～8では成長がかなり抑制されているようであった。4日以後現存量は低下し、ほとんどの培養条件で優占種の交替がみられた。優占種の変化を表2に示す。表から明らかごとく、2週間後でもミクロキステイスが優占していた水槽は成長が抑制された pH10以上のものを除いてはなく、特に鉄を添加した水槽で変化が激しかった。また、pH が低いほど変化が激しくなる傾向を示した。

3. 2 屋外実験池を用いた実験

図5にリン濃度の変化を、図6にアンモニア及び硝酸態窒素の濃度変化を示す。PO₄-P濃度は、負荷濃度が高かったP 4～P 6の池ではほとんどの場合 0.1mg/l以上残存しており、P 1～P 3でも 8月中旬まではかなりの濃度存在していた。P 1を除き、溶存リンの大部分は PO₄-Pであった。P 1の池では溶存有機リン濃度が高くなったが原因は不明である。一方、無機態窒素濃度変化を見ると、NH₄-N濃度の変化が著しく、8月中旬にはかなり残存していたがそれ以外ではかなり低濃度になった。これに対して硝酸態窒素は実験期間中ほとんどの池で高濃度残存していた。NO₂-Nの増加も観測されたことから、NH₄-Nの減少は植物プランクトンによる吸収の他に、硝化作用による減少もかなり含まれるものと考えられた。栄養塩の濃度変化から、窒素及びリンともミクロキステイスの増殖の制限因子となるとは考えられず、ひいてあげれば NH₄-Nだけが制限的に働く可能性が考えられた。

図7にクロロフィル-*a*濃度の変化を示す。クロロフィル-*a*濃度は実験開始直後に増加し、バッチ式だったためか6日後にはかなり低下し、その後連続培養に切り替えてから再び増加した。図8に40 μm のメッシュで分離したクロロフィル-*a*濃度の変化を示す。40 μm 以上の植物プランクトンは顕微鏡観察ではほとんどの場合その大部分がミクロキステイスであった。図から明らかごとく、P 1、P 3では 8月中旬に40 μm 以上の植物プランクトンのクロロフィル-*a*濃度が約50 $\mu\text{g/l}$ に達した。P 6、P 2では 8月下旬から 9月になって増加がみられた。一方、P 4では 8月中旬から増加し、下旬には188 $\mu\text{g/l}$ という大変高い値となった。採水は1.2mの柱状採水を行っているところから、この濃度は池の平均濃度を示しており、40 μm 以上の植物プランクトンのクロロフィル-*a*濃度が40 $\mu\text{g/l}$ 程度以上では池水表面ではミクロキステイスは集積してアオコ状態に

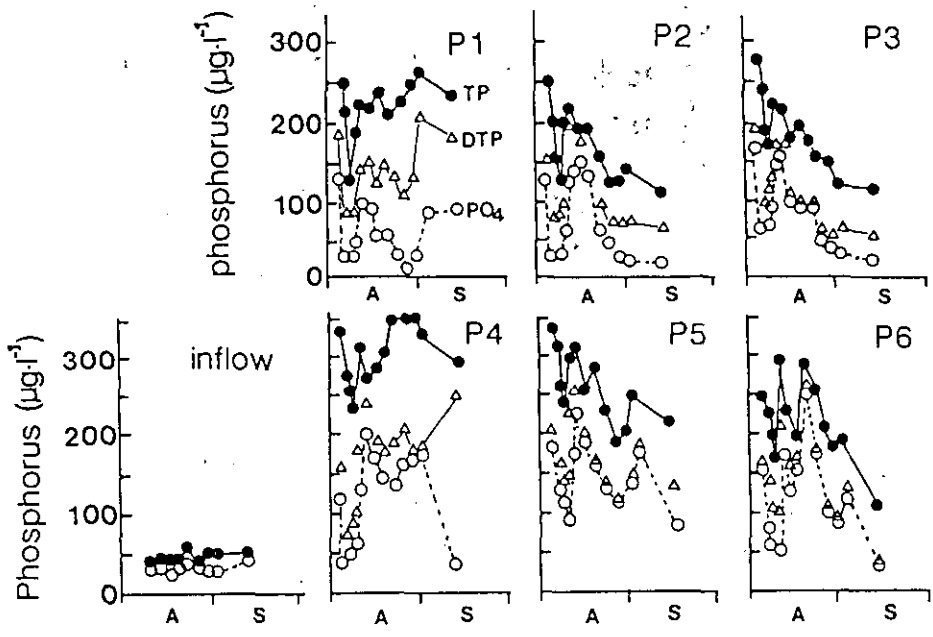


図 5 屋外実験池におけるリン濃度の変化 Aug. ~Sep. 1988

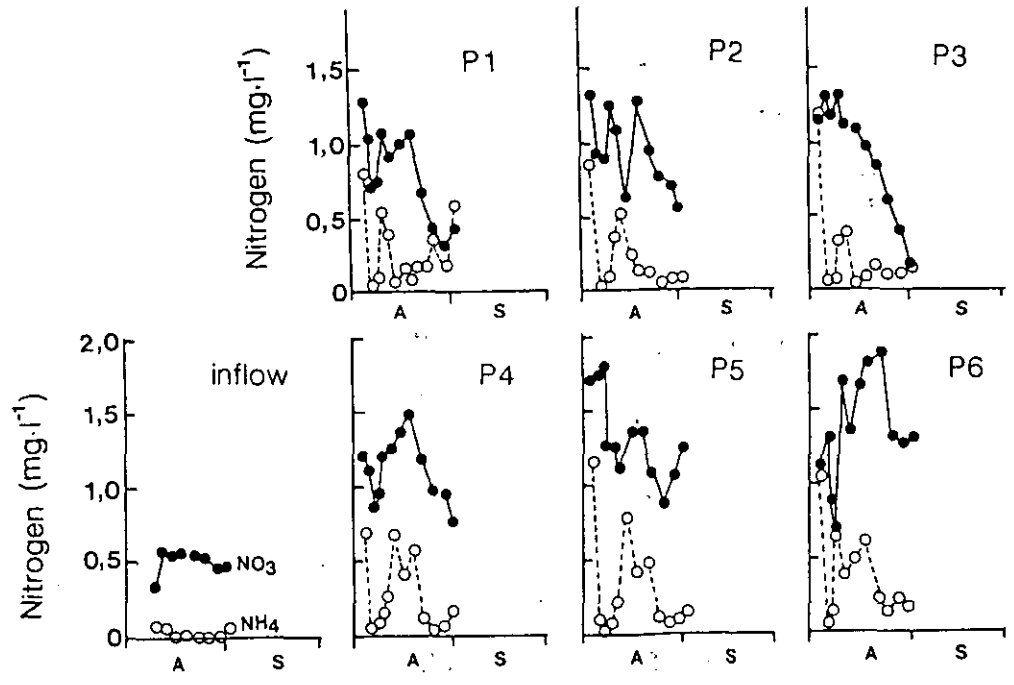


図 6 屋外実験池における窒素濃度の変化 Aug. ~Sep. 1988

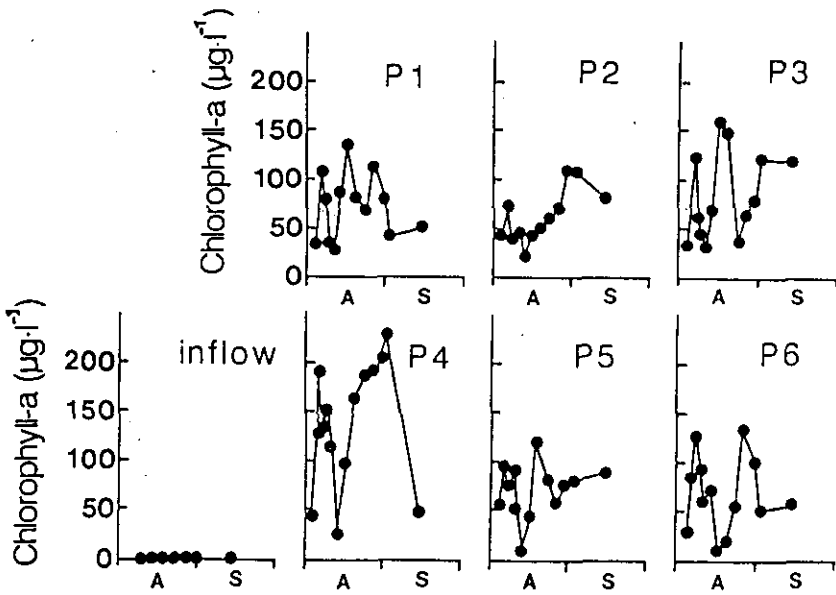


図 7 屋外実験池におけるクロロフィル-a濃度の変化
Aug. ~ Sep. 1988

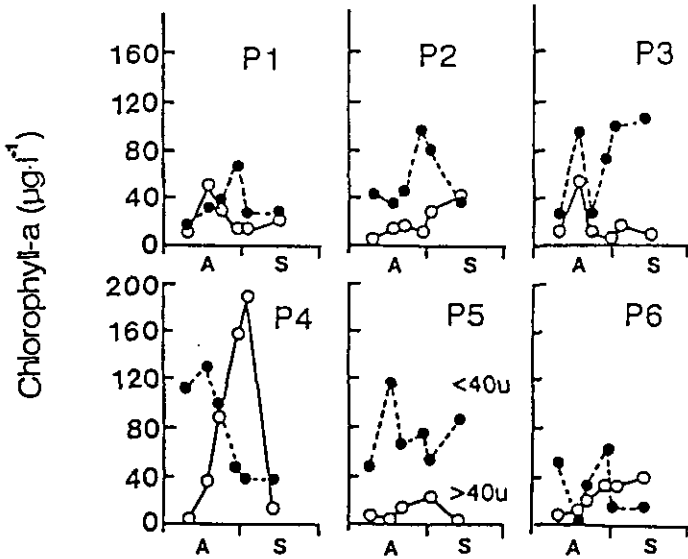


図 8 屋外実験池における40µm以上及び以下の植物
プランクトン中のクロロフィル-a濃度の変化

なっていた。

図9にミクロキステイスの細胞数の変化を示す。8月初旬ではP5を除き細胞数(/ml)は $5\sim 10\times 10^3$ 程度の値であった。その後P1では8月中旬に 5×10^4 まで増加し9月には著しく数が減少した。P2、P3ではあまり増加がみられず、8月中旬以後はその数は少なかった。P4では徐々に増加する傾向を示し、8月下旬には 1.7×10^5 まで増加した。P5ではミクロキステイスの増加は観察されなかった。P6では徐々に増加し、9月中旬に最も高い値(7×10^4)が観察された。ミクロキステイスの細胞

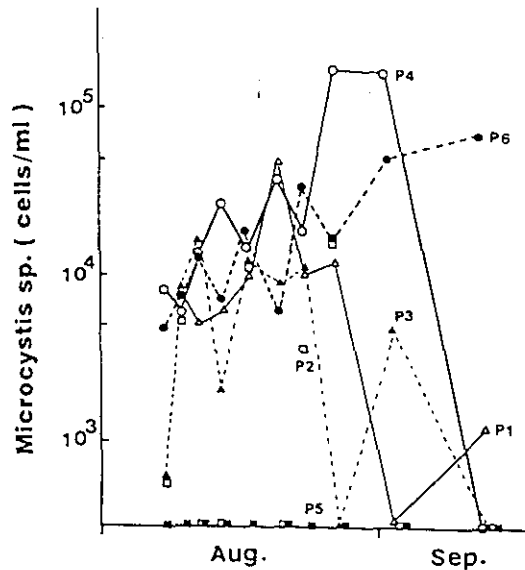


図 9 屋外実験池におけるミクロキステイス細胞数の変化

数の変化は $40\mu\text{m}$ 以上の植物プランクトンのクロロフィル-a濃度の変化と概ね一致したが、8月中旬でのP1、P3の変化や9月でのP2の変化などとは一致しなかった。

表3に優占種の変化及びミクロキステイスの全植物プランクトン数に対する割合の変化を示す。P1ではミクロキステイスは8月中旬に優占種となったがそれ以外は他の藻類が優占した。P2では優占種は激しく変化したがミクロキステイスはあまり優占種とならなかった。P3ではミクロキステイスは8月中旬に1度だけ優占種となったがそれ以外は他の藻類が優占した。P4では8月中旬に *Coelastrum* が優占したがそれ以外はミクロキステイスが優占した。特に現存量が著しく増加した8月下旬では全植物プランクトンの93%がミクロキステイスであった。P5ではミクロキステイスはほとんど増加しなかった。P6ではほとんどの場合ミクロキステイスが優占していた。特に8月中旬及び9月初旬では全植物プランクトンの約70%がミクロキステイスであった。

図10に懸濁態有機窒素(PON)濃度の変化を示す。PON濃度は植物プランクトン等の水中微生物量を示す最もよい指標である。PON濃度はP4を除き $0.5\sim 1.0\text{mg/l}$ 程度を変動していた。ミクロキステイスが異常増殖したP4の池では8月下旬に 2.2mg/l まで増加しており、他の池ときわだった違いを示した。このことからミクロキステイスが増殖することにより、植物プランクトン現存量が他の藻類が増殖した場合より高くなることが判明した。

図11に動物プランクトンの総数の変化を示す。動物プランクトンは実験開始直後にP1~P4の池でツボウムシ(*Brachionus*)が多量に増殖し、P3、P4、P5ではタマジシコ(*Moina*)も多かった。その後、P1ではゾウミジンコ(*Bosmina*)が、P2ではゾウミジンコとツボウムシが、P3、P4ではゾウミジンコが、P5ではツボウムシが、P6ではケンミジンコが優占した。

表 3 屋外実験池での優占種の変化及び全植物プランクトン中の
ミクロキスティスの割合

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
88 0808	Total No.	4.8×10^3	4.5×10^3	5.3×10^3	4.1×10^4	2.7×10^4	3.0×10^4
	Domi.	-	Crypto.	Crypto.	Phormi.	Nephro.	Crypto.
	%	-	49.2	44.5	25.2	41.0	19.4
	Micro(%)	3.3	12.1	11.2	20.2	0.5	16.2
88 0810	Total No.	3.3×10^4	2.3×10^4	3.2×10^4	2.7×10^4	2.3×10^4	2.3×10^4
	Domi.	Dictyo.	Micro.	Oscilla.	Micro	Oscilla.	Micro.
	%	43.0	22.3	32.8	22.4	24.6	33.6
	Micro(%)	24.4	22.3	25.9	22.4	19.5	33.6
88 0812	Total No.	5.4×10^4	4.6×10^4	1.1×10^5	6.6×10^4	4.7×10^4	1.2×10^4
	Domi.	Dictyo.	Oscilla.	Micro.	Micro.	-	Micro.
	%	29.1	23.9	24.5	59.9	-	22.7
	Micro(%)	11.8	1.1	24.5	59.9	0.8	22.7
88 0815	Total No.	5.4×10^4	4.6×10^4	1.1×10^5	6.6×10^4	4.7×10^4	1.2×10^4
	Domi.	Pando.	Coela.	Dictyo.	Micro.	Coela.	Micro.
	%	22.5	48.8	56.1	41.0	56.0	59.2
	Micro(%)	11.1	14.2	1.7	41.0	0.8	59.2
88 0818	Total No.	2.8×10^4	4.4×10^4	5.5×10^4	1.5×10^5	5.0×10^4	2.4×10^4
	Domi.	Micro.	Micro.	Dictyo.	Coela.	Coela.	Micro.
	%	33.3	24.9	43.4	60.1	33.3	77.6
	Micro(%)	33.3	24.9	22.0	9.5	0.2	77.6
88 0822	Total No.	8.4×10^4	5.1×10^4	3.4×10^4	2.1×10^5	4.4×10^4	2.6×10^4
	Domi.	Micro.	Scened.	Dictyo.	Coela.	Scened.	Micro.
	%	56.5	26.7	30.1	31.3	56.3	24.2
	Micro(%)	56.5	0.8	25.9	18.2	0.0	24.2
88 0825	Total No.	5.4×10^4	5.7×10^4	6.8×10^4	4.7×10^4	4.8×10^4	7.5×10^4
	Domi.	Scened.	Scened.	Kirch.	Micro.	Scened.	Micro.
	%	61.2	51.4	42.7	39.9	39.9	45.8
	Micro(%)	18.0	6.2	15.9	39.9	0.0	45.8
88 0829	Total No.	3.7×10^4	6.6×10^4	3.8×10^4	1.8×10^5	4.6×10^4	7.4×10^4
	Domi.	Scened.	Coela.	Kirch.	Micro.	Scened.	Kirch.
	%	43.6	31.1	54.6	93.2	33.6	57.6
	Micro(%)	32.0	24.9	0.0	93.2	0.0	23.3
88 0901	Total No.	4.0×10^4	3.6×10^4	4.2×10^4	2.0×10^5	6.2×10^4	6.6×10^4
	Domi.	Kirch.	Oocyst.	Coela.	Micro.	Scened.	Micro.
	%	38.4	37.7	31.9	80.4	33.9	77.4
	Micro(%)	0.8	1.0	11.1	80.4	0.0	77.4
88 0913	Total No.	6.3×10^4	3.3×10^4	4.9×10^4	3.1×10^4	6.1×10^4	1.0×10^5
	Domi.	Phormi.	Scened.	Tetraed.	Scened.	Scened.	Micro.
	%	90.3	59.5	46.5	36.4	35.2	69.6
	Micro(%)	1.9	0.0	0.0	0.1	0.0	69.6

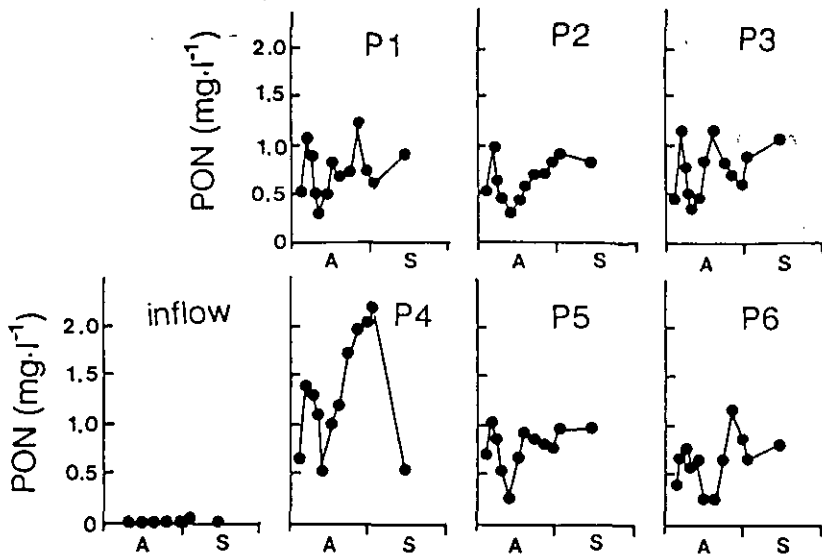


図 10 屋外実験池における懸濁態窒素濃度の変化

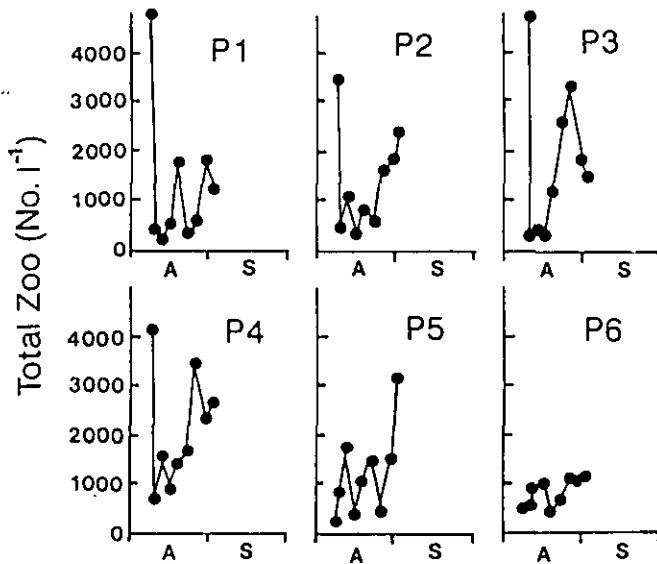


図 11 屋外実験池における動物プランクトン総数の変化

が、P3、P4ではゾウミジンコが、P5ではツボウムシが、P6ではケンミジンコが優占した。実験開始直後のクロロフィル-a濃度の急激な変動は動物プランクトンによる捕食のためと考えられた。8月下旬にミクロキステイスが増殖したP4の池でゾウミジンコが多量に増加していたが、動物プランクトンとミクロキステイスの異常増殖の関係については今回の実験からだけでは明らかに出来なかった。

4. 考察

屋外実験池の実験では、栄養塩濃度が高く、米ぬか熱水抽出液を添加したP4の実験池だけでミクロキステイスの異常増殖が観測された。ここで観測された値は、霞ヶ浦高浜入りにおけるアオコの最盛期の値とほぼ同程度の値であった。同じ栄養塩濃度であったP6ではミクロキステイスが優占しアオコ状態とはなったが、P4に比べると現存量はかなり低かった。このことから、米ぬか熱水抽出液はミクロキステイスの異常増殖に重要な役割を果たしていることが明らかになった。しかし同じように米ぬか熱水抽出液を添加したP1ではミクロキステイスは一次的に優占種となったが異常増殖には至らず、他の藻類に変化した。P1～P3の池に添加した栄養塩の負荷量はほぼ夏期の霞ヶ浦高浜入りの負荷量と同程度である。P4～P6の池ではその倍の栄養塩負荷を与えていた。しかしながら、池水中の濃度は設定濃度までは上らず、P1～P3の池と大差ない値であった。また無機態の栄養塩濃度を見ると、アンモニア態窒素以外はかなり高濃度残存しており、リンや硝酸態窒素が制限要因になるとは考えられなかった。一方、実験上のトラブル等から栄養塩の供給が停止した状態がしばらく継続すると、ミクロキステイスは急激に減少することが観察されており、栄養塩の連続的供給がミクロキステイスの増殖に必須であることが推察された。これらのことから、ミクロキステイスは他の藻類とアンモニア態窒素をめぐって競合している可能性があり、その競争力はかなり弱いことが推察された。

ミクロキステイスの増殖に対する微量金属、特に鉄の効果はミクロキステイスの制御を考える場合特に重要である。屋外水槽の実験ではpHが7～9の範囲で鉄の添加効果が見られたこと、およびpHが9～10では湖水に栄養塩を添加しただけでよい成長がみられたこと等から、何等かの有機物とキレートした鉄の利用性がミクロキステイスの増殖に重要な役割を果たしていることが推察された。このことは、実験池における実験で、強いキレート剤であるEDTAを添加した場合にミクロキステイスの増殖が良くなかったことから推察される。EDTAは有害な微量金属をマスクする上ではミクロキステイスの増殖にプラス的作用をすると考えられるが、同時に鉄の利用性を低下させるため、他の藻類と共存した場合には競争に負けてしまうものと推察された。

米ぬか抽出液の効果は、このような微量金属の利用性をあげるのに有効に作用しているのか、それとも何等かの成長促進物質があり、増殖速度をあげる作用をしているのか現在はまだ不明である。しかしながら、抽出液を添加することによってミクロキステイスが生き生きとしてくることは確かであった。

文 献

- 1)高村典子(1988):ラン藻による水の華,特に Microcystis 属の生態学的研究の現状,藻類, 36: 65-79.
- 2)高村典子(1989):なぜアオコ (Microcystis) が優占するのか,国立公害研究所資料, F-4-'88/NIES: 47-50.

霞ヶ浦におけるコウホネ沈水葉の 光合成特性と現存量および 環境要因の季節変化

荒巻 稔 (筑波大 環境科学、現在 北海道庁水産部)
土谷岳令・岩城英夫 (筑波大 生物科学)

1. 緒言

湖沼の沿岸帯に発達する水生植物群落は、湖沼の生物群集や水産資源の保護あるいは水質や湖岸の景観などの保全の面で、重要な役割を果たしている(桜井, 1981)。このような水生植物群落を保全あるいは管理・育成する上で、植生動態を解析・予測することは重要であると思われる。そのためには、群落を構成するそれぞれの種の生態学的特性を把握する必要がある。

ところで、霞ヶ浦高浜入では1970年代から浮葉植物のヒシ (*Trapa* spp.) や抽水植物のハス (*Nelumbo nucifera* Gaertn.) の群落が優占していた(桜井, 1981)。しかし、最近ではコウホネ (*Nuphar japonicum* DC.) が侵入・定着し、着実に分布域を拡大しつつある。

コウホネは、スイレン科の多年生水生植物で、抽水葉、浮葉、沈水葉の3種の葉を持つことが知られている。一般に、水生植物は成熟した個体が葉を展開する空間の違いおよび固着性であるかないかの違いによって、抽水性、浮葉性、沈水性および浮漂性の4種の生活形に分類される(Sculthorpe, 1967)。しかし、コウホネのように同一種でもいくつかの生活形を示すものがあり、異葉性に富むことが指摘されている(大滝・石戸, 1980)。抽水葉あるいは浮葉と共に沈水葉を持つという異葉性は、ヒメコウホネ (*N. subintegerrimum* Makino)、オゼコウホネ (*N. pumilum* DC. var. *ozeense* Hara) あるいはヨーロッパに広く分布する *N. lutea* (L.) Sibth. & Smith などのコウホネ属植物でよく知られている。これに対してヒシとハスは沈水葉を持たない。よって、高浜入における植生動態を解析・予測する上で、コウホネの沈水葉の生態学的特性を明らかにすることが必要であると思われる。

沈水葉の機能としては、光合成による物質生産と栄養塩の吸収が考えられている。ヨーロッパにおける *N. lutea* の沈水葉に関する研究では、光合成には遊離炭酸のみを使用し重炭酸は使用できないこと (Spence & Maberly, 1985; Smits et al., 1988)、春から夏にかけてのリンの全吸収量の1割程度を沈水葉から取り込むこと (Twilley et al., 1977) などが明らかにされている。しかし、コウホネの沈水葉についての研究例はきわめて少なく、Ikusima (1970) が浮葉と沈水葉の光-光合成曲線を比較し、浮葉の光合成速度は沈水葉の約30倍であることを報告した例があるに過ぎない。

本研究では、高浜入におけるコウホネを中心とした植生動態を解析・予測する上での基礎資料を得ることを目的とした。そこで、コウホネの沈水葉に着目し、室内実験により沈水葉の光合成速度を測定し、さらに、高浜入での環境測定と現存量調査から野外における沈水葉の光合成量を評価した。そして、この沈水葉が個体の物質生産にどの程度貢献しているかを考察した。

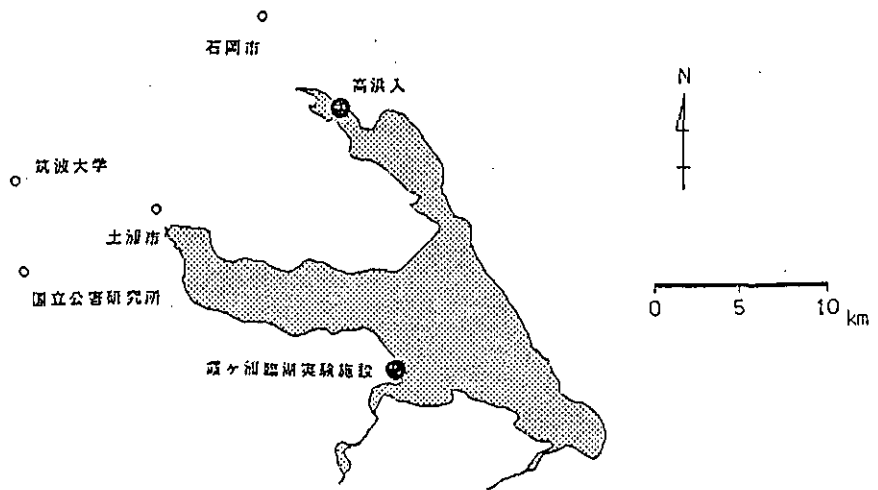


図1. 霞ヶ浦高浜入および霞ヶ浦臨湖実験施設の位置。

2. 調査地概要

霞ヶ浦は日本で第2位の広さ（面積 171km^2 ）をもつ湖であるが、平均水深は 4m と極めて浅い。また、約50の中小河川が流入しており、家庭排水や産業排水などの流入による富栄養化が進行し、夏期には著しい水の華現象（アオコ）が発生する。今回調査を行った高浜入（面積： 27km^2 、平均水深： 3.2m ）は霞ヶ浦の北東部に位置し（図1）、恋瀬川や山王川などの都市河川が流入し、湖内でも最も富栄養化の進んでいる所である。桜井（1981）は、霞ヶ浦における富栄養化にともなう植生の変化を調査し、栄養塩濃度の増加による浮葉植物の現存量と植被面積の増大、透明度の低下による沈水植物の減少を報告した。この報告によると、1970年代から高浜入では、ヒシやハスの群落が優占しており、コウホネは1978年の時点では見られなかった。しかし、最近、コウホネが定着し、着実に分布域を広げている。現在では、湖岸から直径 10m 程度のパッチ状の群落を十数個確認できるまでに至った。

3. コウホネの生活史

コウホネは北海道から沖縄まで全国各地に分布し、根茎あるいは種子で越冬する多年生草本である。霞ヶ浦高浜入でのコウホネの生育状態を図2に示す。コウホネは水深 1m 前後の泥質の湖底上に根茎を横走させ、パッチ状の群落を形成し、分枝した根茎の先端から葉を展開する。沈水葉の葉身は水深 $70\sim 90\text{cm}$ のところに存在する。高浜入から環境庁国立公害研究所霞ヶ浦臨湖実験施設（図1参照）の屋外水槽（ $120\text{cm}\times 70\text{cm}\times 60\text{cm}$ ；高浜入で採取した底泥を 5cm の厚さに入れ、除濁した湖水を掛け流した。）に移植した個体の観察結果では、葉の展開は沈水葉では4月はじめ、抽水葉では5月上旬に始まり、抽水葉は9月、沈水葉は11月まで続いた。その間、次々に葉を展開して古い葉から順に枯死脱落していった。葉の平均寿命は沈水葉で100日前後、抽水葉で60日前後であった。葉の展開が終了した後、抽水葉は11月までにすべて消失したが、沈水葉は翌年1月まで存在した。また、一般に、コウホネの葉には、抽水葉、沈水葉、浮葉の3種類があることが知られているが、浮葉は非常に少なかった。花期は5月から9月で、この間、根茎先端から花茎を伸ばし水面上で $3\sim$

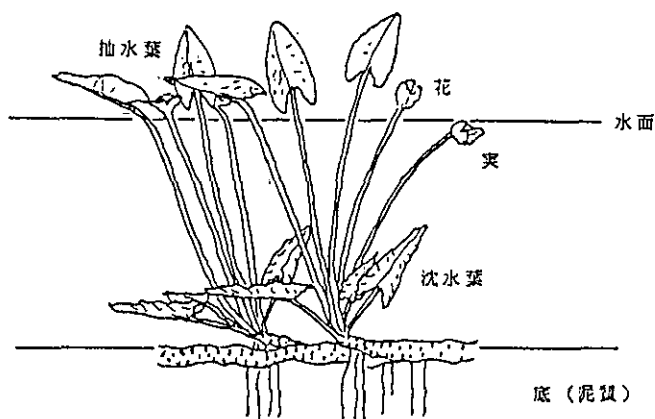


図2. コウホネの生育模式図。高浜入における夏期の典型的な状態を示した。
水深は約1mで、沈水葉は水深70~90cmの範囲に存在する。

5日間開花した。果実は液果で水面下で結実した後、縦に裂け仮種皮果を放出した。それは水面を漂った後、種子を散布した。散布された種子は翌年4月に発芽したが、その年には沈水葉のみを展開した。

4. 方法

環境測定： 1987年9月から1988年12月まで9回、高浜入においてコウホネ群落の中心付近と群落の外縁から約2m離れた所で環境測定を行った。水深20cm毎の水温・pHおよび光量子密度を測定した。またアクリル製カラム採水器を用い採水した湖水を研究室に持ち帰り、溶存態無機炭素(DIC)濃度を測定した。野外での測定および採水は午前11時から午後2時の間に行った。

pHメーター(横河、PH81)を用いて、水面から20cm毎の深さの水温とpHを測定した。また、光量子センサー(小糸、TKS-25)を塩化ビニール製パイプ(直径1cm、長さ120cm)に20cm間隔で取り付け、これを垂直に水中に沈め水平方向に動かしながら光の鉛直変化を同時に測定した。この測定を2秒間隔で50回繰り返し、データロガー(江藤、Thermovac E)に記録し、後に相対光量子密度(RPPFD)を計算した。

DIC濃度はTotal Organic Carbon Analyzer(O.I.Co., Model 700)を用いて測定した。さらに、この値とpHの値および無限希釈活動度単位における炭酸塩の第一および第二平衡定数(Stumm & Morgan, 1970)から、遊離炭酸(free CO₂)濃度を推定した。

光合成・呼吸速度の測定： 沈水葉の光合成速度と呼吸速度を、明暗ビンを用いた擬似現場法で測定した。実験の数日前に高浜入で採取した個体を、霞ヶ浦臨湖実験施設の屋外50%被除実験区内の水槽に移植し、実験開始直前に葉身を切り取った。さらに、その葉身から2.5×2.5cmの切片を切り取り実験材料とした。試水には、霞ヶ浦臨湖実験施設の除濁湖水をガラスフィルター(Whatman GF-C)で実験直前に濾過したものを用いた。

実験装置を図3に示す。濾過した試水と切り取った葉の切片を1枚ずつ100mlフランビンに入れ、そのフランビンを温度調節用水槽の回転板に取り付け、回転板を回転させながら水温を一定に保ち光を4時間照射した。光源には陽光ランプ(岩崎、500W)を用いた。

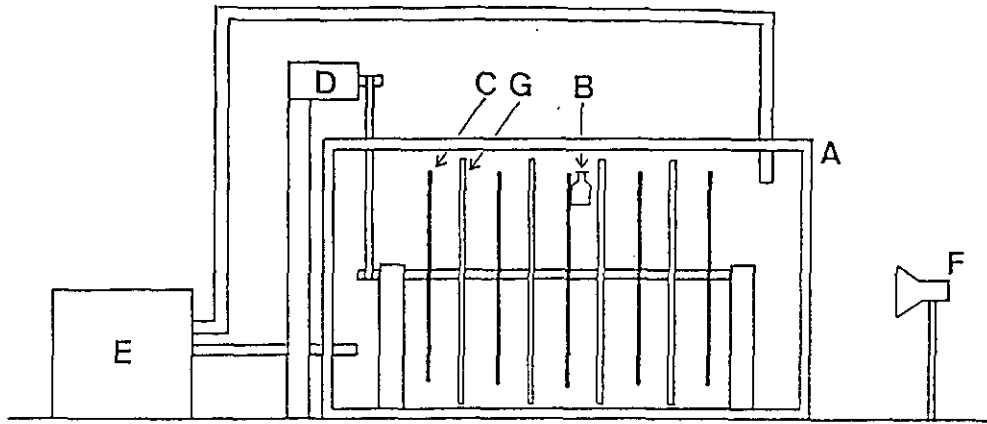


図3. 光合成実験装置。A, 温度調節用水槽(100×60×60cm) ; B, フランビン ; C, 回転板 ; D, 回転板駆動用モーター ; E, 水循環用ポンプおよび温度調節装置 ; F, 光源 ; G, 光強度調節用白色プラスチック板。
 フランビン中に葉の切片と試水を入れ、回転板を回しながら、水温を一定に保ち光を4時間照射した。

光強度を調節するために回転板の前面に白色プラスチック板を設置し、実験中に光量子計 (Biospherical Instruments, QSL-100) により光量子密度を測定した。

試水のpHは、濾過前・濾過後・実験開始直前にpHメータ(横河、pH51)で測定した。また、実験開始および終了時の試水の溶存酸素量はウィンクラー法で(Strickland & Parsons, 1968)で測定した。

光-光合成関係の測定は、1988年3月21日、6月24日、8月18日に行った。水温は野外の条件に近いそれぞれ8°C、20°C、30°Cに設定した。

pH-光合成関係の測定は、1988年9月11日に行った。水温は26°C、光強度は $520 \mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$ に設定した。pHは1N-HClと1N-NaOHを用いて調整した。

遊離炭酸 (free CO₂) 濃度-光合成関係の測定は、1988年11月8日に行った。水温は20°C、光強度は $520 \mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$ に設定した。試水の遊離炭酸濃度は、試水に窒素-酸素標準混合ガスを通気して炭酸を取り除いた後、NaHCO₃を溶かすことによって調節した。試水のpHは、遊離炭酸濃度を調節した後に、1N-HClとリン酸緩衝液により6.5に設定した。

現存量調査：霞ヶ浦高浜入の直径10m程度の大きさのコウホネ群落内で1988年1月12日、3月3日、8月8日、12月6日の4回、植物体の採取を行った。水面に60×60cmのコドラートを設置し、コドラートの内縁に沿って根切りにより根茎を切断した後、万能鋸を用いて植物体を引き抜いた。これを群落の中心付近から外側へ1m間隔で3回繰り返した。採取した植物体は研究室に持ち帰り、水道水で洗浄後、抽水葉葉身、抽水葉葉柄、沈水葉葉身、沈水葉葉柄、根茎、根、繁殖器官(花、花茎、花芽、果実)、芽(抽水葉であるか沈水葉であるか識別できなかったもの)の各部に切り分けた。さらに、葉面積を自動葉面積計により測定した。その後、切り分けた各部を80°Cで2日間乾燥させ、乾燥重量を測定し、現存量を推定した。

5. 結果

5. 1 群落内環境の季節変化

水温は群落内と外でほとんど差がなかったため、群落外の結果は省略し、群落内の表層（水深0cm）と沈水葉の葉身が存在する底層（水深80cm）における水温の季節変化を図4に示した。6月と8月には、表層の水温は底層より若干高かったが、これ以外の月では表層と底層の水温には大きな差はなかった。底層における最低水温は1月に4.3°C、最高水温は9月に27.2°Cであった。

水面直下（水深0cm）と底層（水深80cm）における相対光量子密度（RPPFD）の測定結果を図5に示した。5月から10月にかけて群落内の底層では、RPPFDは2%以下であったが、秋から冬にかけて増加し、12月から1月に最大値約15%を示した。RPPFDの値は群落の内外、水深に関わりなく、夏期に小さく冬期に大きかった。群落の内外を比較した場合、常に群落内の方が低い値を示し、その差は夏期に著しく大きくなった。

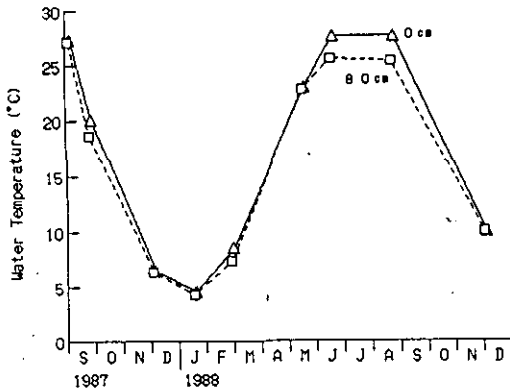


図4. 群落内の水温の季節変化。表層（水深0cm：△）と沈水葉が存在する底層（水深80cm：□）における測定結果を示した。

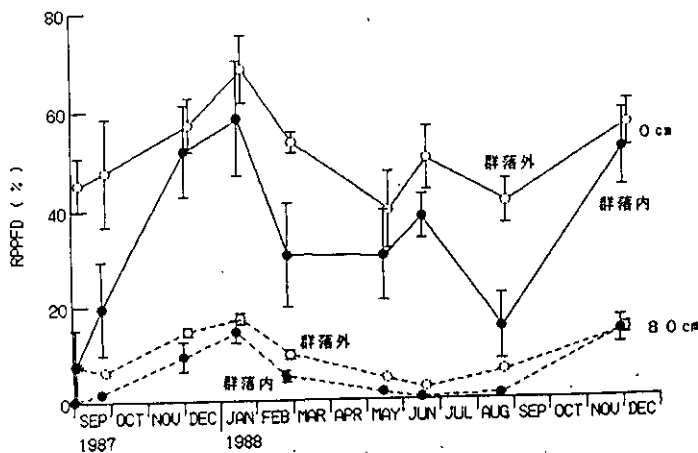


図5. 群落内（●）と外（○）の相対光量子密度（RPPFD）の季節変化。水面直下（水深0cm：—）と沈水葉が存在する底層（水深80cm：---）における測定結果を示した。50点の平均値とS.D.（縦線）を示す。

6月と8月を除いて群落内の表層（水深0cm）と底層（水深80cm）ではpH値に大きな差はなかった（図6）。また、1987年12月に最低値（表層,6.7;底層,6.8）、1988年6月に最大値（表層,9.9;底層,9.0）を記録した。なお群落内外では差がなかったため、図6には群落内の結果のみ図示した。

群落内外の溶存態無機炭素（DIC）濃度の測定結果および遊離炭酸（free CO₂）濃度の推定結果を図7に示した。DIC濃度は1987年9月に最小値（群落外,447;群落内,487 μmol C l⁻¹）を示し、1988年6月に最大値（群落外,1348;群落内,1341 μmol C l⁻¹）を示した。また、遊離炭酸濃度は1988年6月に最小値（群落外,1;群落内,3 μmol C l⁻¹）を、1987年12月に最大値（群落外,272;群落内,293 μmol C l⁻¹）を示し、夏に低く冬に高い傾向を示した。

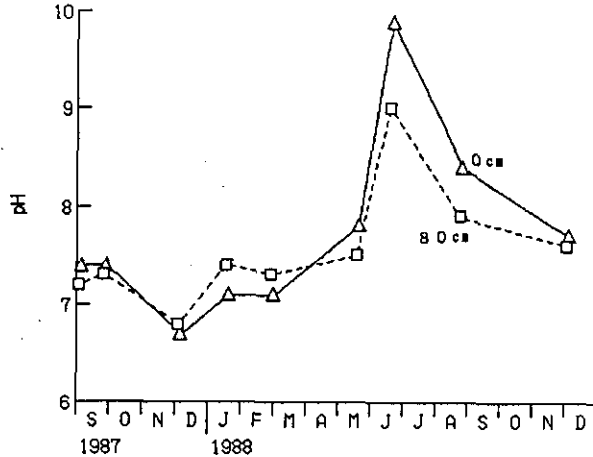


図6. 群落内のpHの季節変化。表層（水深0cm:△）と沈水葉が存在する底層（水深80cm:□）における測定結果を示した。

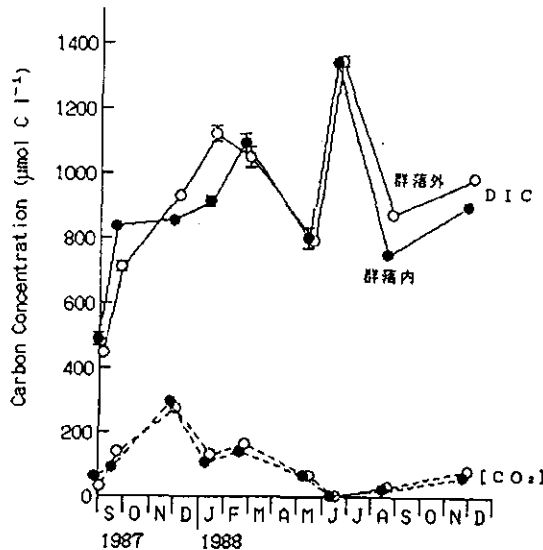


図7. 群落内(●)と外(○)の溶存態無機炭素濃度(DIC:—)と遊離炭酸濃度([CO₂]:---)の季節変化。3回の測定の平均値とS.D.(縦線)を示す。

5. 2 光-光合成曲線の季節変化

沈水葉の光-光合成曲線の季節変化を図8に、そのパラメータを表1に示した。試水のpHは季節によって大きな差はなく、7.4~7.7であった。光飽和点および光補償点はどちらも8月が最高(それぞれ460及び80 $\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)であった。3月は光飽和点が最も低く45 $\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$ で、純光合成速度はどの光強度の下でも負の値を示した。光飽和点での最大純光合成速度と弱光下の立ち上がり勾配は、どちらも6月が最大で、3月が最小であった。また、呼吸速度は約0.3 $\mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$ で、季節による差は小さかった。

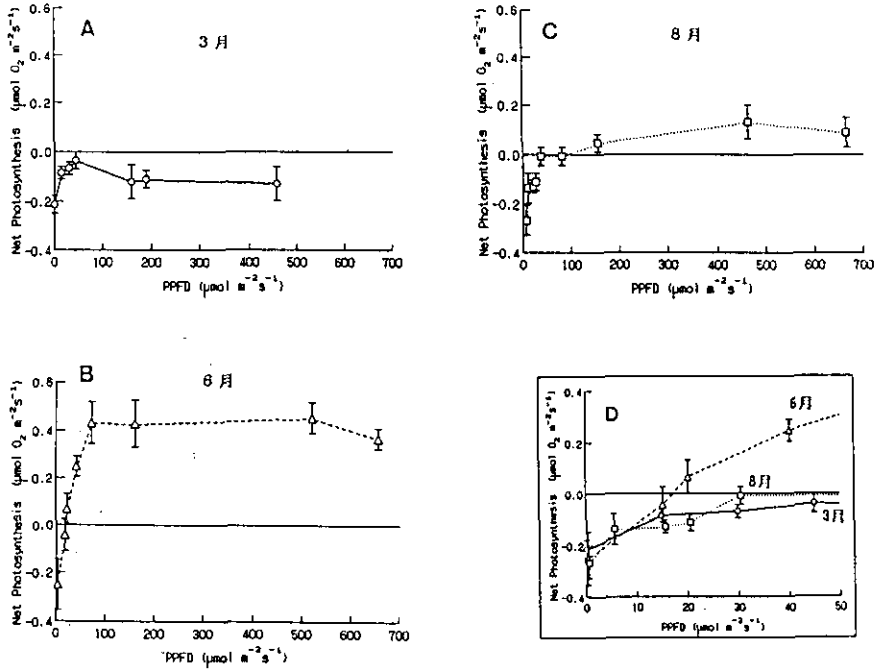


図8. 沈水葉の光-光合成曲線の季節変化。実験は 3月 (A; 8°C, pH7.7), 6月 (B; 20°C, pH7.4), 8月 (C; 30°C, pH7.7) に行った。なお低光量子密度での値を拡大して D (3月: ○、6月: △、8月: □) に示してある。平均値(n=4)とS.D. (縦線) を示す。

表1. 沈水葉の光-光合成曲線のパラメータの季節変化。

	3月	6月	8月
水温 (°C)	8	20	30
pH	7.7	7.4	7.5
光飽和点 ¹⁾ ($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	45	75	460
光補償点 ($\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	-	20	80
最大純光合成速度 ($\mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2}\text{s}^{-1}$)	-0.04	0.43	0.13
立ち上がり勾配 ²⁾ ($\text{mmol O}_2 \text{ mol photon}^{-1}$)	5.5	13.2	6.9

1) 図8の各光-光合成曲線 (A, B, C) から直接読み取った。

2) 図8 Dの部分 (50 $\mu\text{mol photon m}^{-2}\text{s}^{-1}$ まで) を直線回帰して求めた。

5. 3 pHと光合成速度および呼吸速度の関係

水温26°Cで測定した最大純光合成速度および呼吸速度とpHの関係を図9に示した。最大純光合成速度はpH6.5を境として急激に減少し、pH8での値(0.35 $\mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)はpH4での値(3.23 $\mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)の約10%であった。そして、pH10以上では負の値を示した。ところが、呼吸速度はpHに影響されず、ほぼ一定であった。

5. 4 遊離炭酸 (free CO_2) 濃度と光合成速度および呼吸速度の関係

一定の温度と光条件で遊離炭酸濃度を変えて、コウホネ沈水葉の光合成速度を測定した(図10)。 CO_2 飽和点は900 $\mu\text{mol C l}^{-1}$ で、最大純光合成速度は2.98 $\mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ であった。また、呼吸速度は、遊離炭酸濃度が240 $\mu\text{mol C l}^{-1}$ 以下で若干大きかった。

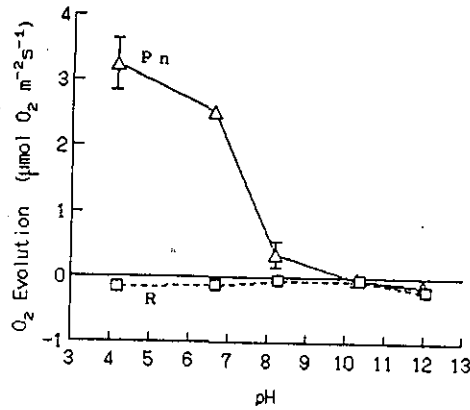


図9. pHと沈水葉の純光合成速度(Δ)および呼吸速度(\square)の関係。実験は9月に、水温26°C、光強度520 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ で行った。4回の測定の平均値とS.D.(縦線)を示す。

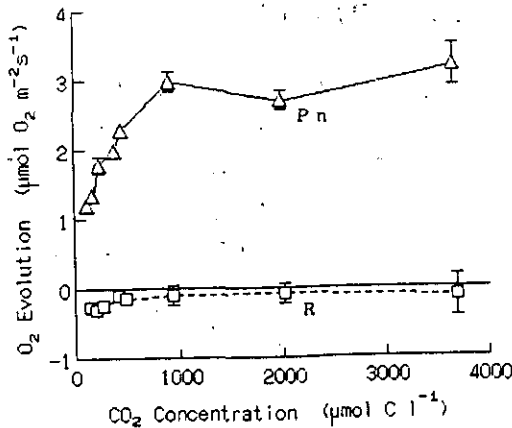


図10. 遊離炭酸濃度と沈水葉の純光合成速度(Δ)および呼吸速度(\square)の関係。実験は11月に、水温20°C、光強度520 $\mu\text{mol photon m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ 、pH6.5で行った。4回の測定の平均値とS.D.(縦線)を示す。

5. 5 現存量の季節変化

地上部の現存量は、12月と1月に最小値(24g m⁻²)、8月に最大値(348g m⁻²)を示した(表2)。なお、サンプリング地点による根茎量のばらつきが非常に大きく、地下部の現存量の季節変化は明瞭ではなかった。しかし、地下部が全現存量に占める割合はきわめて大きく、地上部が最大値を示した8月においても50%を越えた。沈水葉は1年中存在し、3月に最大現存量(16g m⁻²)を示したのに対し、抽水葉は冬には存在せず、8月に最大現存量(334g m⁻²)を示した。沈水葉が全現存量に占める割合は、3月の6.6%を最大、8月の1%を最小として極めて低い値を示した。一方、抽水葉は8月に48%と極めて高い値を示した。沈水葉と抽水葉の現存量を比較すると、8月には沈水葉は抽水葉の2.1%にすぎなかった。

沈水葉の比葉面積(SLA)は抽水葉のSLAの2.4(12月)~3.8(8月)倍の値を示した(図11)。よって、沈水葉と抽水葉を葉面積指数(LAI)で比較した場合、沈水葉のLAIは3月には抽水葉の値の4倍以上に達した。しかし、8月には沈水葉のLAIは抽水葉の18.6%にすぎなかった(図12)。

表2. コウホネの現存量 (g DW m⁻², x ± S.D., n = 3) の季節変化

	1月	3月	8月	12月
地上部	23.6 ± 14.7	59.9 ± 18.9	347.7 ± 38.0	23.5 ± 7.3
抽水葉 葉身	0	7.0 ± 2.0	90.5 ± 29.4	4.6 ± 4.6
抽水葉 葉柄	3.9 ± 4.0	29.5 ± 19.4	243.8 ± 48.3	10.0 ± 9.2
沈水葉 葉身	4.5 ± 1.3	9.1 ± 2.1	3.5 ± 4.2	2.7 ± 2.6
沈水葉 葉柄	4.0 ± 1.6	7.2 ± 1.6	3.6 ± 5.2	2.7 ± 3.2
その他 (繁殖器官・芽)	11.2 ± 14.5	7.1 ± 6.4	6.3 ± 5.3	3.2 ± 3.8
地下部	421.5 ± 210.3	186.0 ± 112.2	348.1 ± 105.6	159.5 ± 58.7
合計	445.1 ± 221.9	245.9 ± 134.6	695.7 ± 204.6	183.7 ± 68.0

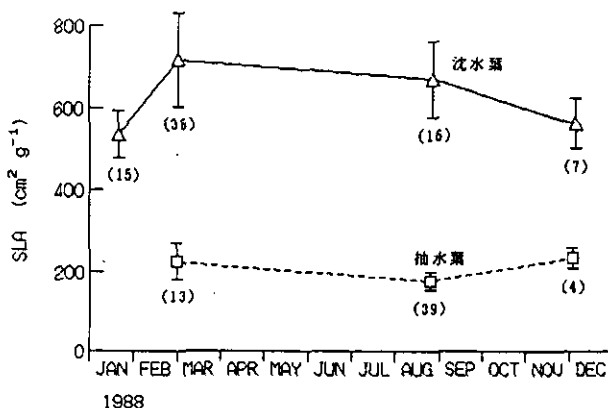


図11. 沈水葉(△)と抽水葉(□)の比葉面積(SLA)の季節変化。平均値(カッコ内は標本数)とS.D.(縦線)を示す。

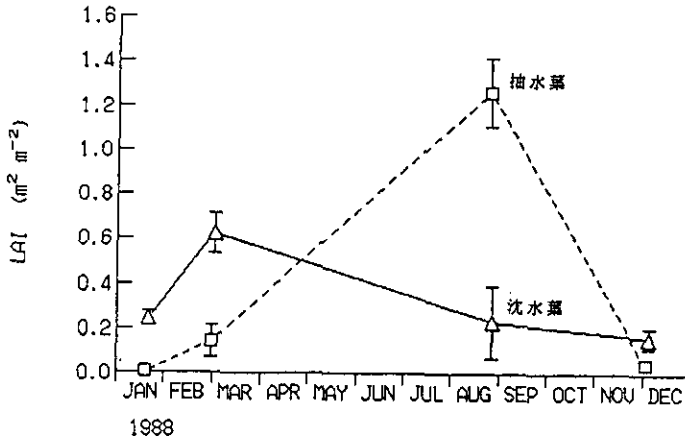


図12. 沈水葉(△)と抽水葉(□)の葉面積指数(LAI)の季節変化。
3個のコドラートの平均値とS.D.(縦線)を示す。

6. 考察

3月(水温8°C)におけるコウホネの沈水葉の純光合成速度は、どの光強度の下でも負の値を示した(図8)。したがって、少なくとも高浜入の水温が8°C以下である12月から3月までの期間(図4)は純光合成量は負になるものと考えられる。6月に測定した光補償点は $20 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ であり(表1)、RPPFDはほぼ2%に相当する。また、8月の光補償点は $80 \mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$ で、RPPFDはほぼ5%に相当する。一方、高浜入の群落内底層でのRPPFDは5月から10月にかけて2%以下であるので(図5)、少なくともこの期間中の純光合成量は負になるものと考えられる。したがって、高浜入におけるコウホネの沈水葉は12月から3月までは低温により、5月から10月まではRPPFDの低下により光合成活性が低く抑えられ、個体の物質生産にはほとんど貢献していないものと考えられる。

ところで、沈水性水生植物は光合成の炭素源として、遊離炭酸(free CO_2)・重炭酸(HCO_3^-)・炭酸(CO_3^{--})態炭素の3種類を使用している可能性がある。しかし、炭酸を直接使用する水生植物は現在まで報告されておらず、遊離炭酸のみを使用するものと遊離炭酸と重炭酸を使用するものがあることが知られている(Allen & Spence, 1981; Sand-Jensen, 1987)。また、pHは遊離炭酸、重炭酸、炭酸の存在比を決定し、pH6.4以下では遊離炭酸が、pH6.4から10.3までは重炭酸が、pH10.3以上では炭酸がそれぞれ優占し、pH8以上ではほとんど遊離炭酸は存在しない(Maberly & Spence, 1983)。pH8でのコウホネ沈水葉の純光合成速度はpH4での10%程度の値しか示さず、さらに、pH10以上では負の値を示した(図9)。これらのことから、近縁種の*N. lutea*の沈水葉と同様(Spence & Maberly, 1985)にコウホネの沈水葉も遊離炭酸のみ使用可能であることが示唆される。

このようにコウホネの沈水葉は光合成に遊離炭酸のみを使用するため、高浜入では光合成が炭酸制限状態にあることが考えられる。高浜入のコウホネ群落内では、pHが6.8~9.0であるために(図6)、1年を通して重炭酸が優占し、遊離炭酸の少ない環境($3 \sim 293 \mu\text{mol C l}^{-1}$; 図7)であった。ここで観測された遊離炭酸濃度の値はコウホネの CO_2 飽

和点 ($900 \mu\text{mol C l}^{-1}$; 図 10) よりかなり低く、高浜入のコウホネの沈水葉はほぼ1年を通して炭酸制限状態にあることが推定される。なお、遊離炭酸濃度を推定するために無限希釈活動度単位における炭酸塩の第一および第二平衡定数 (Stumm & Morgan, 1970) と pH電極で測定した pH の値をそのまま用いた。しかし、平衡定数は塩分濃度などの影響により変化する場合が、また pH はコロイドの存在などの影響により正確な値を示さない場合がある。そのため遊離炭酸濃度の推定に関しては、今後、さらに検討する必要がある。

現存量調査の結果、高浜入ではコウホネの抽水葉が 3月から12月まで存在したのに対して沈水葉は1年中存在していた。このような違いは *N. lutea* においても知られており (Twilley et al., 1977; Twilley et al., 1985)、沈水葉の役割として浮葉の存在しない冬期における光合成による物質生産が重要なのではないかと指摘されている (Twilley et al., 1977)。しかし、高浜入におけるコウホネの沈水葉の最大現存量は抽水葉の最大現存量の4.9%にすぎなかった (表 2)。また、地上部現存量が最大であった8月のLAIを比較しても、沈水葉は抽水葉の18.6%にすぎなかった (図 12)。このように、高浜入ではコウホネの沈水葉は、現存量、LAI 共に小さい点からも個体の物質生産にほとんど貢献していないことが示唆される。

以上の点を総合すると、霞ヶ浦高浜入ではコウホネの沈水葉は、冬から初春にかけては低温により、それ以外の季節ではRPPFDの低下により光合成活性が低く抑えられている。しかも光合成の炭素源として遊離炭酸しか使用できないため、ほぼ1年を通して沈水葉が炭酸制限状態にある。さらに、現存量も小さいので、個体の物質生産にはほとんど貢献していないと考えられる。Ikusima (1970) も本研究での測定値に近い沈水葉の最大光合成速度 ($0.35 \mu\text{mol O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) を得ている。そして、この値は浮葉の値の約1/30に相当した。つまり、大気中のCO₂を利用して、しかも十分な光を受けることが出来る浮葉や抽水葉が光合成生産の中心であると推測される。しかし、遊離炭酸が豊富な酸性湖沼、あるいは常に遊離炭酸の供給がある河川では、温度および光条件が満たされれば、沈水葉は個体の物質生産に貢献できる可能性がある。Kadono (1982) は、日本全国にわたる500カ所の水体を調査した結果、コウホネおよびネムロコウホネ (*N. pumilum* DC.) は pH の低い水体に多く出現したことを示した。また、国井 (私信による) は、島根県松江市周辺の池沼を調査した結果、コウホネを酸性の池沼に見いだしている。*N. lutea* に関しては、西ドイツ・Western Lower Saxony の河川で優占種となること (Wiegleb, 1983)、流水環境下では沈水葉のみを展開すること (Smits et al., 1988) が知られている。

コウホネの沈水葉のその他の機能としては、栄養塩の吸収における役割も考えられる。*N. lutea* は春から夏にかけてのリンの全吸収量の1割程度を沈水葉から取り込むことが報告されている (Twilley et al., 1977)。また、本研究で測定された呼吸速度が冬でも夏と同じ様な値を示していることから、コウホネの沈水葉は、冬期あるいは初春に栄養塩吸収器官として重要な役割を果たしている可能性がある。

また、コウホネの高浜入における近年の分布域の拡大は、沈水葉を持つこと以外の特性とも関係があるように思われる。ヒシやハスと比べて地下部の現存量が大きいために、地上部が環境の変動などにより損失してもその後の再生が容易であることも今後考慮する必要がある。

7. 結論

霞ヶ浦高浜入では以前からヒシやハスの群落が優占していたが、最近ではコウホネが定着し着実に分布域を拡大しつつある。本研究では、このような植生動態を解析するための基

礎資料を得ることを目的とした。コウホネは抽水葉や浮葉のみを持つヒシやハスとは異なり、沈水葉も持っている。そこで、コウホネの沈水葉に着目して、室内実験により沈水葉の光合成速度を測定し、さらに高浜入での環境測定と現存量調査から野外での光合成量を評価した。そしてこの沈水葉が個体の物質生産にどの程度貢献しているかを考察した。

高浜入における環境測定と沈水葉の光合成速度の測定の結果から、12月から3月までは低温により、それ以外の季節では相対光量子密度の低下により光合成活性が低く抑えられていることが示唆された。しかも沈水葉は光合成の炭素源として遊離炭酸 (free CO₂) のみを使用するので、ほぼ1年を通して湖水がアルカリ性である高浜入では、炭酸制限により光合成活性が低く抑えられていることが推定された。これらのことから、高浜入では沈水葉の光合成活性は低く、ほぼ年間を通して純光合成量は負になることが示唆された。

高浜入における現存量調査の結果、全体の現存量に占める沈水葉の割合は、3月の6.6%を最大、8月の1%を最小として極めて低い値を示した。一方、抽水葉では8月に48%と極めて高い値を示した。そして、沈水葉の最大現存量は抽水葉の最大現存量の4.9%にすぎなかった。

また、葉面積指数 (LAI) で比較した場合、3月には沈水葉は抽水葉の4倍以上の値を示すものの、8月には抽水葉の 18.6%にすぎなかった。このように、高浜入ではコウホネの沈水葉は、現存量とLAIが共に小さい点からも 個体の物質生産にほとんど貢献していないことが示唆された。

以上の点から、霞ヶ浦高浜入では、環境条件がコウホネの沈水葉の光合成に不適なため、しかも現存量が小さいために、沈水葉は個体の物質生産にほとんど貢献していないと考えられる。しかし、遊離炭酸が豊富な酸性湖沼、あるいは常に遊離炭酸の供給がある河川では、温度および光条件が満たされれば、沈水葉は個体の物質生産に貢献できる可能性がある。

沈水葉の機能としての光合成生産における役割は否定的であるが、今後は栄養塩の吸収における役割も調べる必要がある。

文献

- Allen, E.D. & Spence, D.H.N. (1981) The differential ability of aquatic plants to utilize the inorganic carbon supply in fresh waters. *New Phytol.*, 87:269-283.
- Ikusima, I. (1970) Ecological studies on the productivity of aquatic plant community. IV. Light condition and community photosynthetic production. *Bot. Mag. Tokyo*, 83:330-341.
- Kadono, Y. (1982) Occurrence of aquatic macrophytes in relation to pH, alkalinity, Ca⁺⁺, Cl⁻ and conductivity. *Jap. J. Ecol.*, 32:39-44.
- Maberly, S.C. & Spence, D.H.N. (1983) Photosynthetic inorganic carbon use by fresh water plants. *J. Ecol.*, 71:705-724.
- 大滝末男・石戸忠. (1980) 日本水生植物図鑑. 318pp. 北隆館, 東京.
- 桜井善雄. (1981) 霞ヶ浦の水生植物のフロラ, 植被面積および現存量 - 特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について -. 国立公害研究所研究報告, 22:229-279.
- Sand-Jensen, K. (1987) Environmental control of bicarbonate use among freshwater and marine macrophyte. "Plant life in aquatic and amphibious habitats" (ed. Crawford, R.M.M.), p.99-112. Blackwell, Oxford.
- Sculthorpe, C.D. (1967) The biology of aquatic vascular plants. 610pp. Reinhold, New York.

- Smits, A.J.M., Delyon, M.J.H., Van der Velde, G., Steentjes, P.L.M. & Roelofs, J.G.M. (1988) Distribution of three nymphaeid macrophytes (Nymphaea alba L., Nuphar lutea (L.) Sm. and Nymphoides peltata (Gmel.) O. Kuntze) in relation to alkalinity and uptake of inorganic carbon. *Aquat. Bot.*, 32:45-62.
- Spence, D.H.N. & Maberly, S.C. (1985) Occurrence and ecological importance of HCO_3^- use amongst aquatic higher plants. "Bicarbonate utilization by photosynthetic organisms." (ed. Berry, J. & Lucas, W.J.) p.125-143. American Society of Plant Physiologists.
- Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R. (1968) A Practical Handbook of Seawater Analysis. Fish. Res. Bd. Canada, Ottawa. 167. 310pp.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1970) Aquatic chemistry. 780pp. John Wiley & Sons.
- Twilley, R.R., Brinson, M.M. & Davis, G.J. (1977) Phosphorus absorption, translocation, and secretion in Nuphar luteum. *Limnol. Oceanogr.*, 22:1022-1032.
- Twilley, R.R., Blanton, L.R., Brinson, M.M. & Davis, G.J. (1985) Biomass production and nutrient cycling in aquatic macrophyte communities of the Chowan River, North Carolina. *Aquat. Bot.*, 22:231-252.
- Wiegand, G. (1983) A phytosociological study of the macrophytic vegetation of running waters in Western Lower Saxony (Federal Republic of Germany). *Aquat. Bot.*, 17:251-274.

霞ヶ浦の水位変動のハス群落への影響

野原精一（生物環境部）・土谷岳令（筑波大学生物科学系）

1. はじめに

霞ヶ浦は治水事業によって人間に対しての洪水の被害は防除できるようになり、1981年～1987年の平均水位は 0.99 ± 0.11 (SD) Y.P.m (Yedogawa peil m ; 基準海水面より85cm高い点を Y.P. 0m としている) で安定している。しかし、台風等による大雨で 1.5 Y.P.m を越える高水位があり、約1週間で平水位に戻ったことがこの期間に5回記録された。この短期的な水位の増加がハスに与えた影響について調査、解析したので報告する。ハスは霞ヶ浦湖岸に自然に生育する浮葉植物である。この報告は Nohara and Tsuchiya (1990) に既に報告した物の要約である。

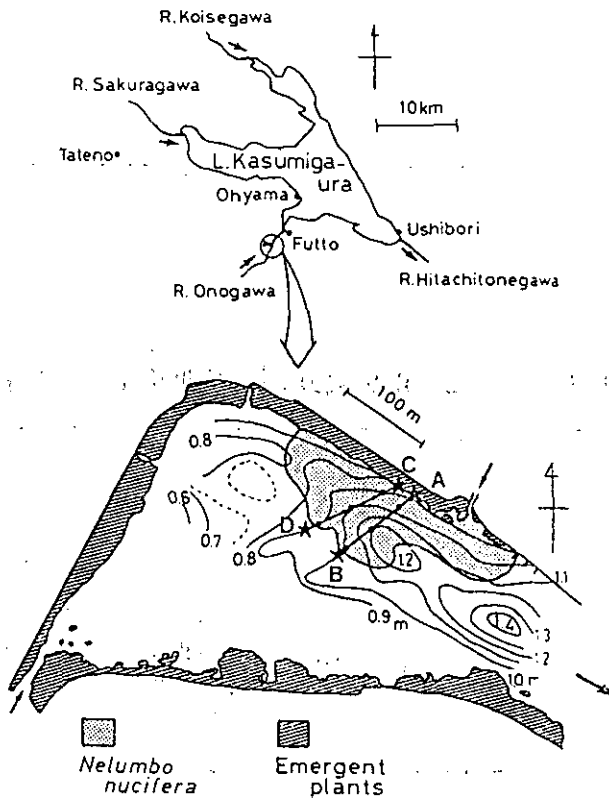


図1 調査地点 トランセクト (AB, CD) 上に方形区 (●印) を設置。

..... 曲線は平均水深 (0.1m毎) を示す。

2. 調査地および方法

霞ヶ浦に流入する小野川の河口域（図1）において、周りの蓮田から野生化したと思われる約3 haのハスの純群落に方形区（2 m²、10 m²）を設け、1986、1987年の生育期に毎週葉群の動態を調査した。方形区内の水面に出た全ての葉にビニルテープで番号を付け、葉身及び葉柄の長さ、水深を測定した。別に採取した葉の葉身長と葉面積の関係から方形区内の葉の面積を推定し、単位面積当りの葉面積の割合（葉面積指数；LAI）を計算した。また、1986年には刈り取りを行い、現存量の季節変化と場所による違いを調べた。ハスの葉の寿命については既に報告している（Tsuchiya and Nohara, 1989）。

降水量のデータは気象月報から、水位のデータは茨城県土木部ダム砂防課で収集した水位流量年表のデータを用いた。

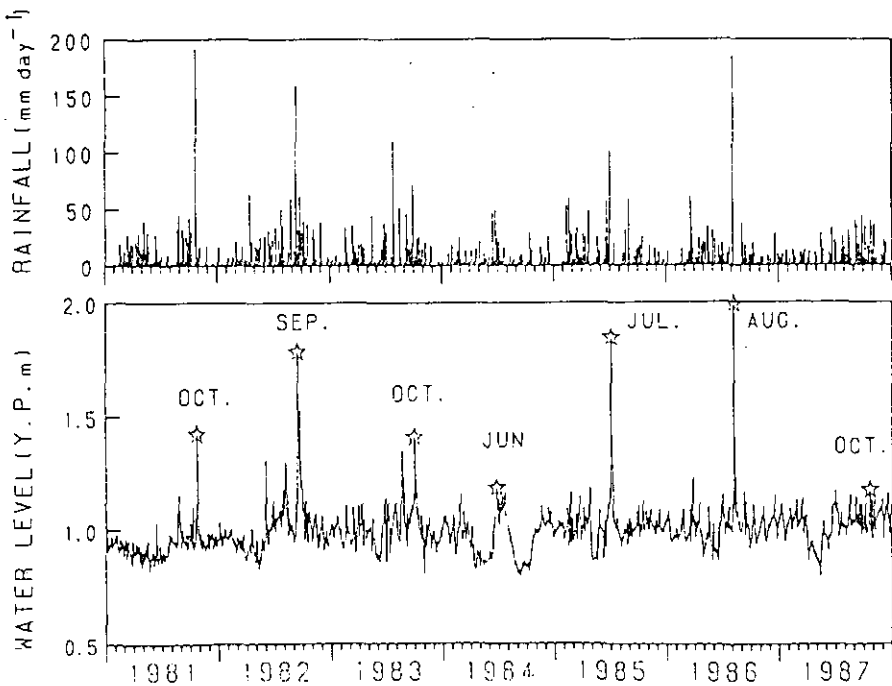


図2 降水量と水位の変化 星印は年最大水位を示す。

3. 結果および考察

1986年8月には 2.0 Y.P.m の高水位があり、1987年は 1 Y.P.m 前後で安定していた(図2)。水位は降雨によく対応して増加し、年1回程度の短期的な増加を除けば、霞ヶ浦の水位は非常によく制御され安定している。高水位はおもに夏から秋の台風に伴う大雨によって起こっている。

本研究において、雨の降り終わりから24時間以上降雨がなければ次の降雨として連続降雨を定義した。また雨の降り始めの日の水位から初めのピークをその連続降雨の水位増加量と定義した。連続降雨量と水位増加量は相関関係にあり(図3Bのa)、10cm以上の水位増加をした時だけを見ると更により相関($r^2=0.725$)があり連続降雨量で水位増加量が推定できた(図3Bのb)。水位増加速度は水位増加量とよい相関があり($r^2=0.760$)、雨の降り始めからピークまでは約3日と考えられた(図4)。

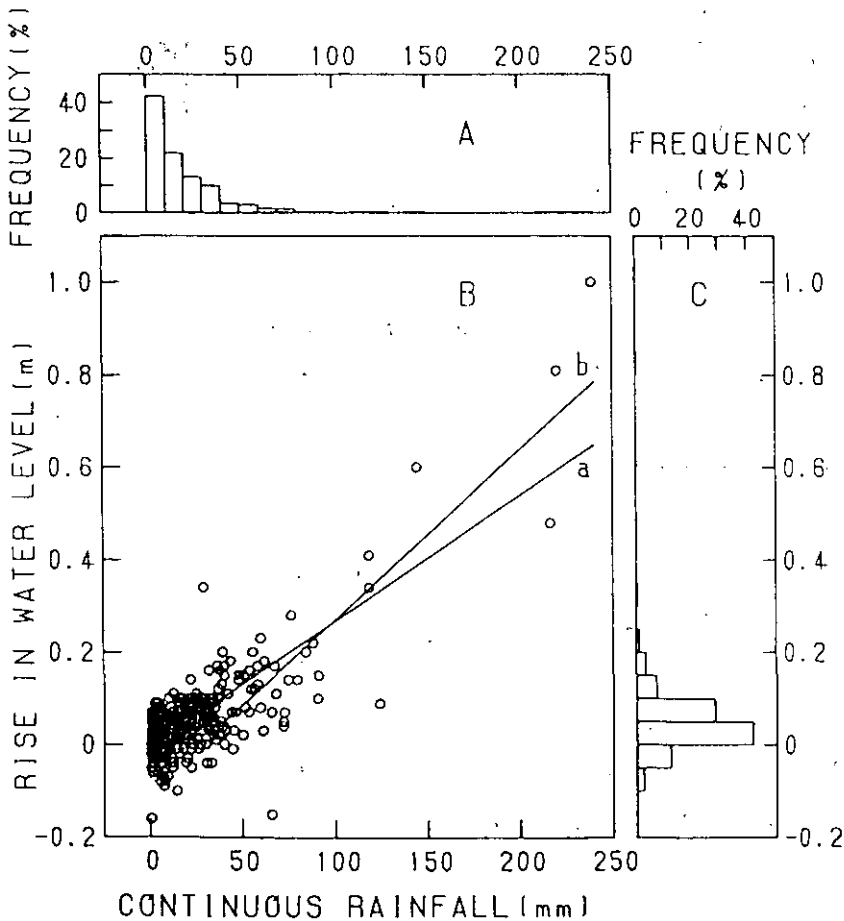


図3 連続降雨量と水位増加量

A;連続降雨の頻度分布、B;連続降雨と水位増加量の関係、C;水位増加量の頻度分布、a;すべてのデータ (n=398) の回帰直線、b;10cm以上の水位増加をしたデータ (n=49) の回帰直線

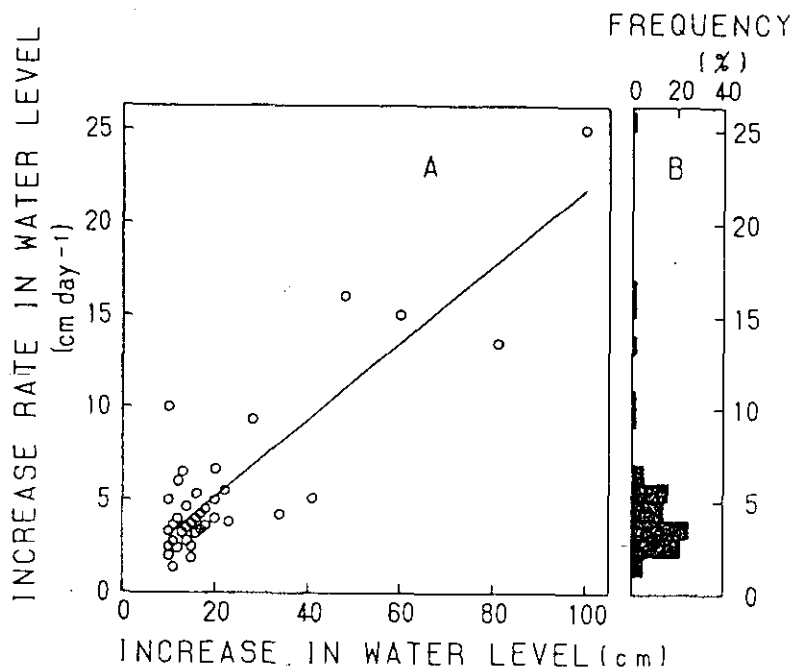


図4 水位増加量と水位増加速度

A; 10cm以上の水位増加量と増加速度の関係、B; 水位増加速度の頻度分布

1986年に葉柄の長さの変化を測定した(図5)。平均的には水深よりも長い葉柄をもち、深いところほど長い葉柄を持つ傾向があった。葉身の展開前の葉柄の長さが長いほどその後の伸長も伸長速度も小さかった(図6)。葉柄の長さを決めるのは葉の展開前が特に重要であると考えられた。浮葉と抽水葉の展開直後1週間の伸長速度は2.6と2.8 cm day⁻¹であった。1986年8月の高水位時の水位増加速度は25 cm day⁻¹であり、1.5mの葉柄を持つ古い葉は殆ど水没し、1週間後までには枯死した。未展開の若い葉だけは水中で伸長することができ、2.2mの特に長い葉柄を持った。普段の水深に対して葉柄に長さの余裕があり、ある程度の伸長もするが8月の高水位はそれらの範囲を越えていた。数日間水に浸かっているのは枯死するほど、浮葉植物ながら葉は水に弱いと考えられた。

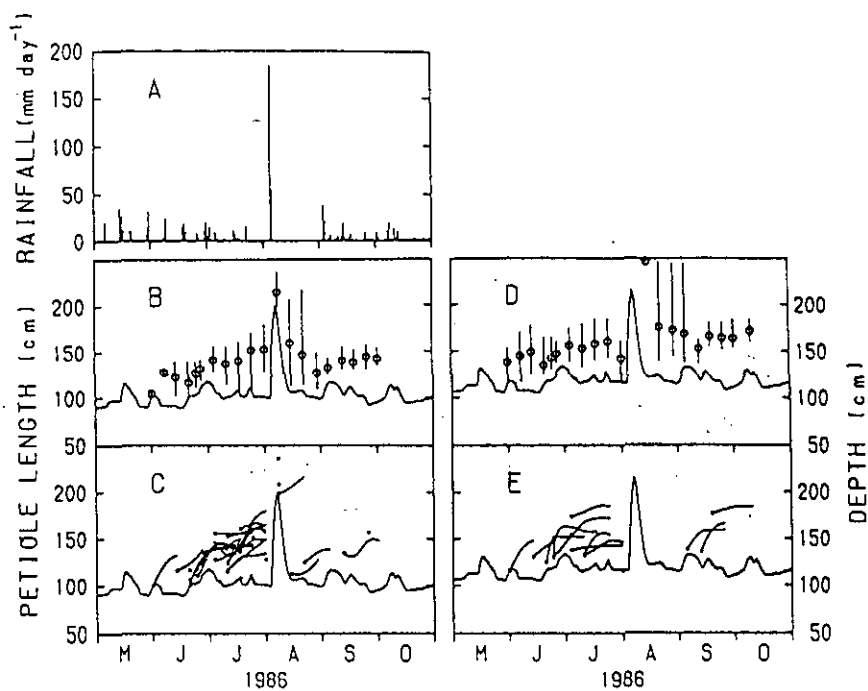


図5 1986年の降水量(A)、水深の変化と葉柄の長さの変化(BCDE)

B,C;岸から20mの方形区、D,E;岸から60mの方形区。丸印は葉柄長の平均、縦の直線は葉柄長のレンジ、短い曲線は未展開の時にマーキングした葉のその後の葉柄長の変化を表す。長い曲線はその方形区での水深の変化を表す。

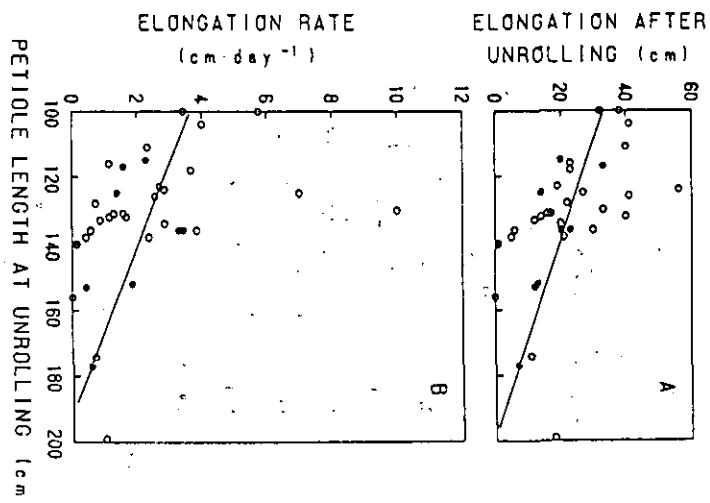


図6 展開時の葉柄の長さとその後の伸長量(A)、伸長速度の関係(B)

白丸は浮葉、黒丸は抽水葉を表す。直線は回帰式。

この様に水位変動はハスの葉の生理的性質から重要な環境因子であった。その水位変動が現存量にはどのような作用を及ぼすか解析した。刈り取らずに現存量を表現できる葉面積指数を使って高水位のあった1986年と無かった1987年を比較した(図7)。1986年は高水位の影響で8月に落ち込み2つのピークを示したが、1987年は1つのピークだけであった。1986年と1987年の最大の葉面積指数(LAI)は1.3と2.8 $m^{-2}m^{-2}$ であった。両年とも浮葉のLAIは1.0 $m^{-2}m^{-2}$ を越えなかった。1986年の沖側の方形区では群落は無くなった。また1987年でも沖側のLAIは小さく、抽水葉が遅れて出るというように場所によって異なっていた。

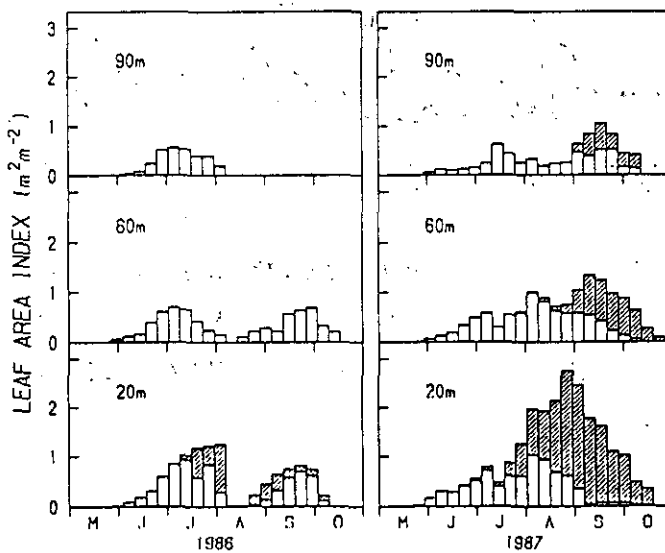


図7 葉面積指数の季節変化

白の棒は浮葉、斜線の棒は抽水葉。数字は方形区の岸からの距離を示す。

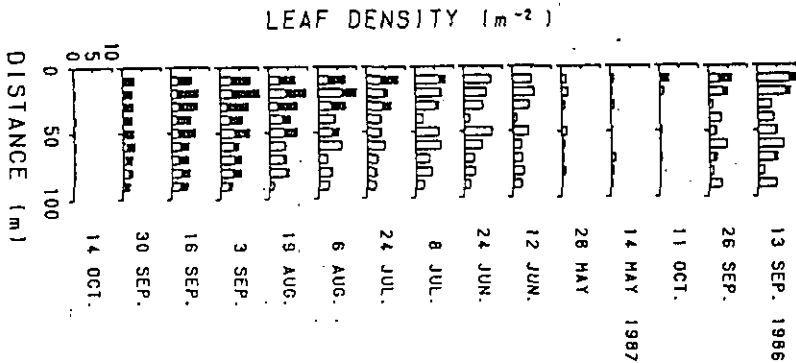


図8 葉密度の季節変化

白の棒は浮葉、黒の棒は抽水葉を表す。

水位変動の影響は群落の場所によってどう違うかを現存量の表現の一つである葉の密度を調べた(図8)。1986年の高水位は岸から35mの地点の葉密度が低く次の1987年の夏までその影響は残った。また、抽水葉は岸側が早く出る傾向があった。地上部は方形区内の非破壊の測定で評価できた。

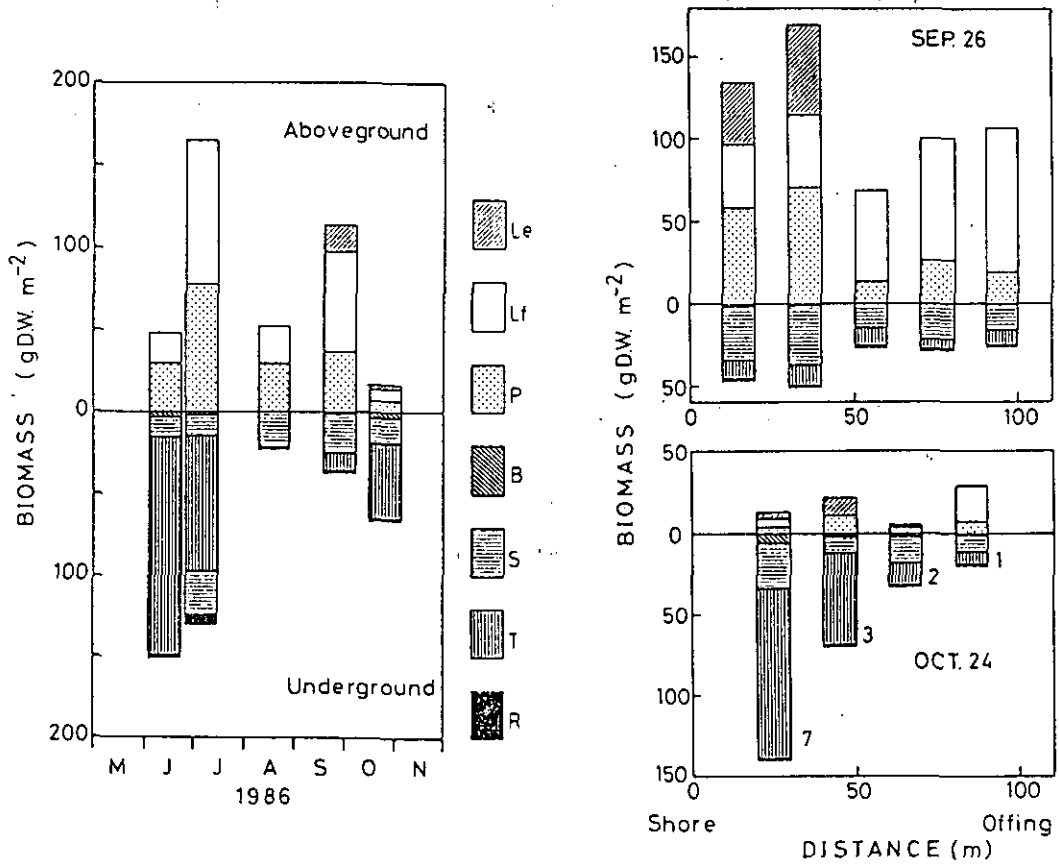


図9 現存量の季節変化

Le; 抽水葉の葉身、Lf; 浮葉の葉身、P; 葉柄、
B; 芽、S; ほふく茎、T; 塊茎、R; 根

図10 群落の場所による現存量の違い
数字は塊茎の密度(本 m⁻²)

地下部を含めた現存量全体の季節変化を刈り取り法で調査した(図9)。1986年には高水位の影響で現存量の2つのピークが見られ、最大の現存量は7月に 291 g乾重m^{-2} で最小の現存量は 75 g乾重m^{-2} であった。8月に地下部の貯蔵物(T; 蓮根)が急激に減少して、地上部の枯死後の再生に消費されほとんど無くなったと考えられる。場所によっての地下部の違いを調べた(図10)。9月に岸側には抽水葉が多く、葉柄の比率が高かった。10月の地下部現存量と蓮根の節数は岸に向かって増加する傾向があった。岸側は群落分布の初めと考えられることと、他の抽水植物が生育していて分布を拡大できないことから、岸側が高密度になると考えられる。また、高水位の比較的影響の少なかった年には群落は拡大し、地下部に貯蔵物が少ない時期に高水位に見舞われた1987年には群落は大きく減少した。特に深い場所は影響が大きく、その後浅い岸側に沿って群落は広がり、半円形の群落は帯状となった。

水位の変動は時期、増水量、増水速度、高水位の期間とに特徴づけられ、霞ヶ浦の水位変動はハスの生育と生存に重要な因子であると考えられた。

文献

- Nohara, S. and Tsuchiya, T. (1990) Effects of water level fluctuation on growth of Nelumbo nucifera Gaertn. in Lake Kasumigaura. Ecological Research (投稿中)
- Tsuchiya, T. and Nohara, S. (1989) Growth and life span of Nelumbo nucifera Gaertn. leaves in Lake Kasumigaura, Japan. Aquat. Bot. (in press).

臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果

相崎守弘（水質土壌環境部）

1. はじめに

霞ヶ浦臨湖実験施設は霞ヶ浦の中央部に面しており、霞ヶ浦の水質モニター地点としては優れている。臨湖実験施設では多目的実験池やフリースペース等で使用する湖水を取水するために、湖岸から 150m 沖合いに取水装置が設けられており、用廃水処理棟に設置した取水ポンプで一日当たり約 120 トンの湖水を取水している。取水した湖水は一部はそのまま実験用として使われ、一部は懸濁物質を長毛口過及び砂口過装置で取り除き、除濁湖水として実験用に使われている。本研究では実験用湖水の水質をモニターすると共に、霞ヶ浦の水質変動特性を明らかにするために、用廃水処理棟において取水した直後の湖水の水質分析をできるだけ高頻度で行った。以下にその結果について報告する。

2. 実験方法

湖水の取水は沖合い 150m の地点で、水深 1.5m の所から連続的に行った。調査期間は 1987 年 10 月から 1989 年 3 月まで、毎週 3-4 回程度行った。調査した項目は各種栄養塩濃度、懸濁物の乾燥重量・炭素量（POC）・窒素量（PON）、クロロフィル a 濃度である。分析方法は栄養塩類に関してはオートアナライザー（テクニコン AA 2 型）を用いた大槻らの方法（1984）、POC および PON 濃度は CHN コーダ（柳本、MT 3 型）を用いる方法、クロロフィル a 濃度はメターノール抽出後、SCOR/UNESCO 法により分析した。

3. 結果及び考察

3. 1 経月変化

図 1 にクロロフィル a 濃度の月別平均値の経月変化を示す。冬期に低く 9-10 月に高い値を示した。10 月の平均濃度は 73ug/l であった。1989 年 1 月は非常に低い濃度になり平均濃度は 3.3 ug/l であった。図 2 に懸濁物乾燥重量の月別平均値の経月変化を示す。冬期に低く 9-10 月に高い値を示した。1987 年 10 月は測定回数が 2 回と少ないため除外すると最高値は 1988 年 9 月に観測され、27.9mg/l であった。最低値は 1989 年 1 月の 7.1mg/l であった。図 3 に懸濁態炭素の月別平均値の経月変化を示す。1987 年は 11 月に最高値を示したが、1988 年は 10 月に最高値を示し、4.95mg/l であった。最低値は 1989 年 1 月の 0.68mg/l であった。図 4 に懸濁物の C/N 比の月別平均値の経月変化を示す。懸濁態窒素濃度の変化は図 8 に示すが、8-10 月に 4.8 という低い値になり、冬期に上昇した。

以上述べてきたごとく植物プランクトン等の懸濁物質の量は美浦村大山沖では9-10月に高くなった。これはこの時期に湖流等との関係からマイクロキスティスが吹寄せられ増殖したためと考えられる。C/N比が低くなった原因もマイクロキスティスによるものと考えられる。1989年1月には霞ヶ浦の透明度が異常に増加し、非常に澄んだ湖水となったが、このことは各種の懸濁物濃度からも裏づけられた。

図5に各態リン濃度の月別平均値の経月変化を示す。1988年5月から9月にかけて溶存態のリンが測定され、全リン濃度も7月に高い値を示した。5月から7月にかけての全リン濃度の上昇はクロロフィル濃度等の懸濁物濃度と連動しておらずその原因は不明である。全リン濃度の平均値の最高値は7月の142ug/lであり、最低値は1989年2月の37ug/lであった。図6に溶存各態窒素濃度の月別平均値の経月変化を示す。アンモニア態窒素濃度は1987年10-11月及び1988年4-5月に低下したがそのほかの月では100-200ug/l程度を変動した。硝酸態窒素濃度は夏期に低く冬期に高い値を示した。特に1989年1-3月では懸濁物質濃度は著しく減少したが硝酸態窒素濃度は非常に高い値となった。1月の平均濃度は863ug/lであった。亜硝酸濃度の変化は硝酸やアンモニア態窒素濃度の変化に比較すると非常に小さいため、別に図7に示したが、11-12月に値が高くなった。これはこの時期にアオコを主体とする植物プランクトンの分解がおき、亜硝酸から硝酸への酸化が律速になるためと考えられる。図8に全窒素、懸濁態窒素及び溶存全窒素濃度の月別平均値の経月変化を示す。懸濁態窒素濃度は他の懸濁物質と同様な変化を示したが、懸濁態窒素濃度が非常に減少した1989年1-2月には溶存態全窒素濃度の上昇が観測された。全窒素濃度は1988年10月に最高値を示し1.75mg/lであった。

3. 2 経日変化

図9-19に各測定項目の経日変化を示す。基本的には経月変化と変わらないが、懸濁物質の挙動ではクロロフィル-a、炭素濃度及び窒素濃度は類似した挙動を示しており、懸濁態有機物は藻類が主体であることを示している。またその変動は4月から11月までの藻類が活発に活動している時期には1月間程度の周期で増減を繰り返していることが明らかになった。また、懸濁物乾燥重量は短期間の変動を繰り返しており、底泥の巻き上げ等の無機物質の影響が大きいことが推察された。測定期間中のクロロフィル-a濃度の最高値は1988年9月20日の150.1 ug/lであった。また、最低値は1989年1月11日の1.6 ug/lであった。

無機態リンは5月から10月にかけてかなり激しい変動を示したが残存している日が多かった。また、懸濁物質が非常に減少した1988年12月から1989年1月にかけて濃度の増加が観測された。この時期にはアンモニア態窒素濃度及び硝酸態窒素濃度の増加も観測された。一方、1989年冬期には全リン濃度は減少していた。

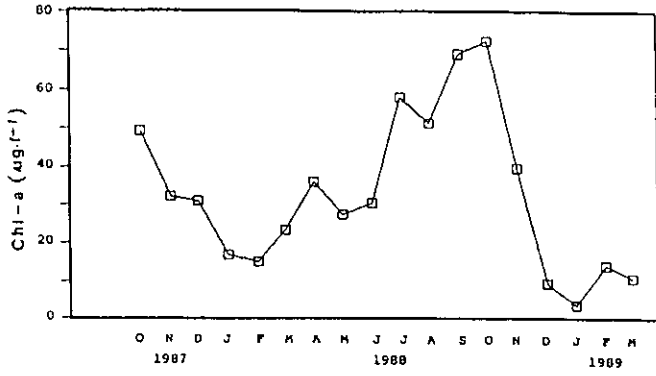


図1 クロロフィル-a濃度の月別変化

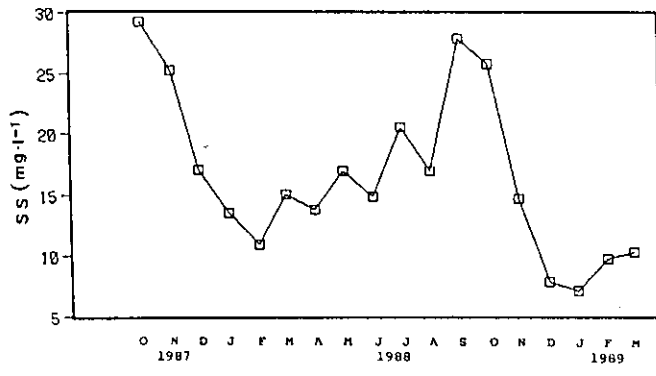


図2 懸濁物乾燥重量の月別変化

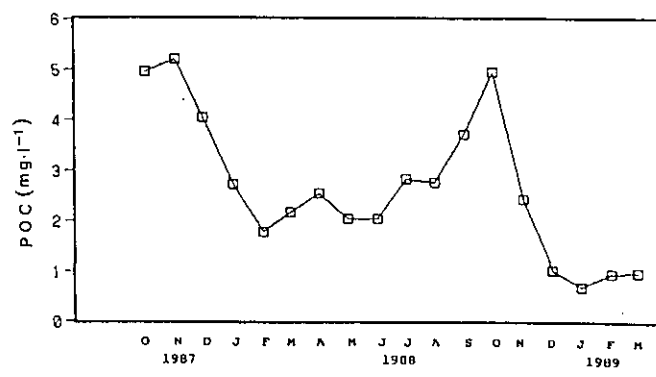


図3 懸濁物炭素濃度の月別変化

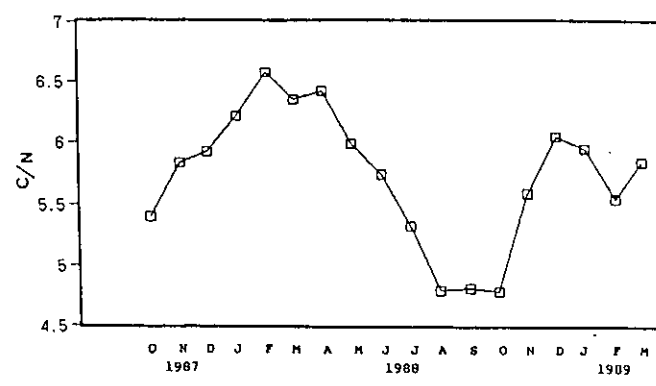


図4 懸濁物C/N比の月別変化

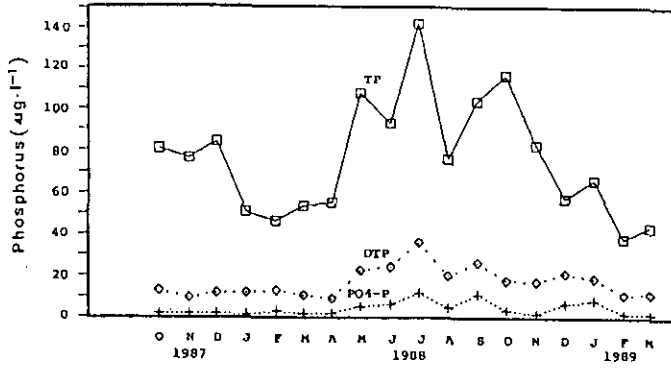


図5 各態リン濃度の月別変化

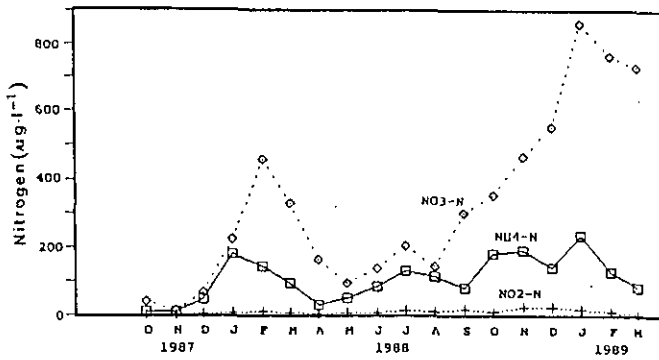


図6 溶存各態窒素濃度の月別変化

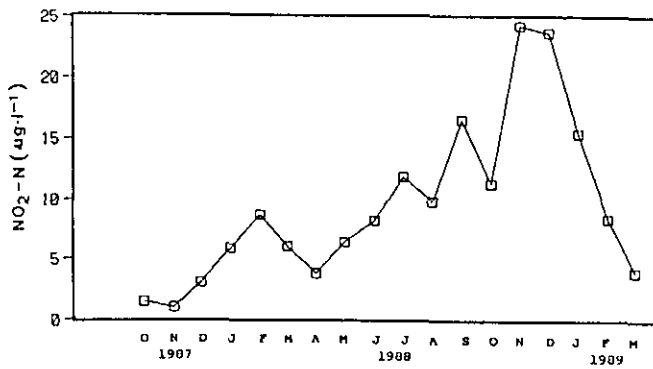


図7 亜硝酸濃度の月別変化

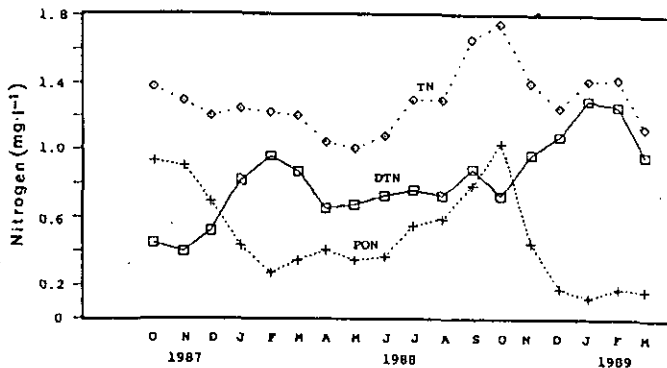


図8 全窒素、懸濁態窒素及び溶存全窒素濃度の月別変化

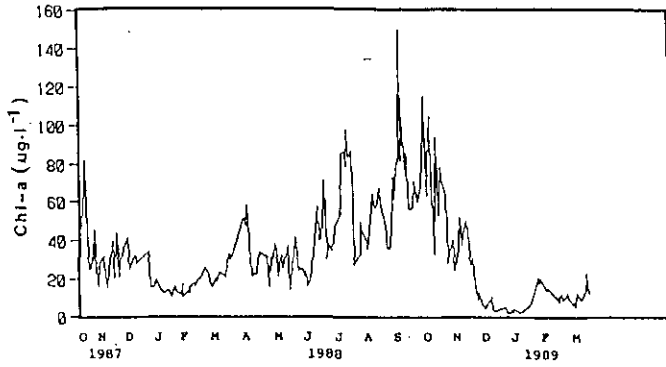


図9 クロロフィル-a濃度の経日変化

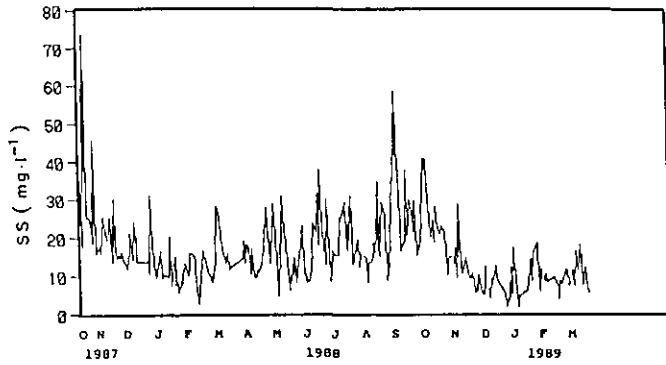


図10 懸濁物乾燥重量の経日変化

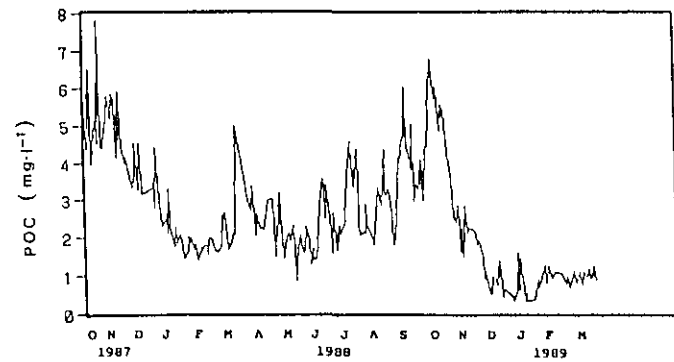


図11 懸濁物炭素濃度の経日変化

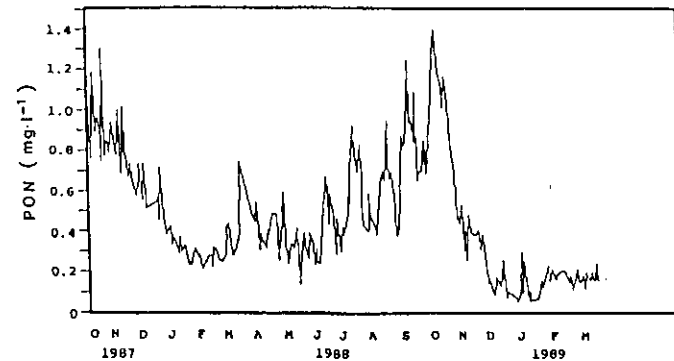


図12 懸濁物窒素濃度の経日変化

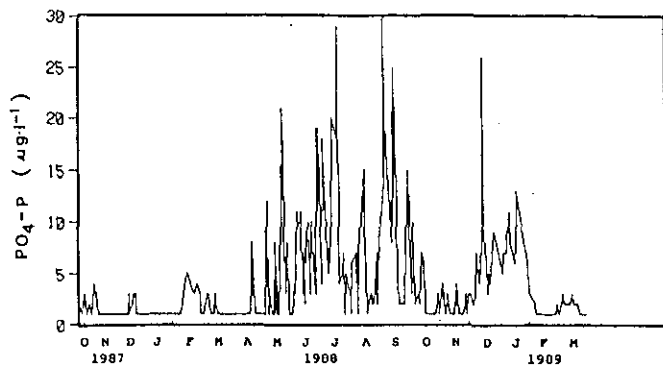


図13 無機態リン濃度の経日変化

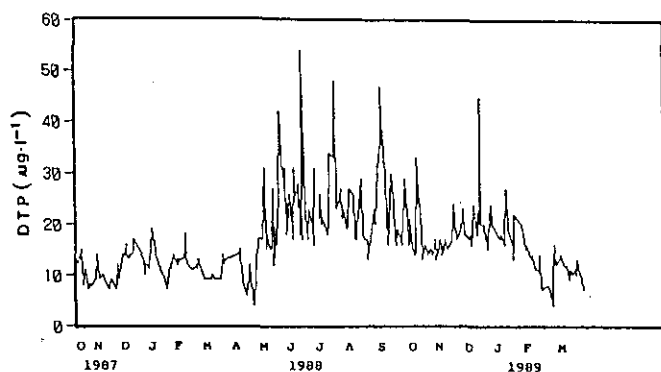


図14 溶存全リン濃度の経日変化

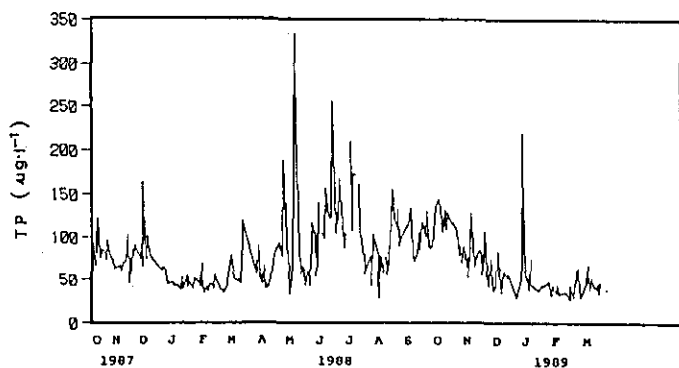


図15 全リン濃度の経日変化

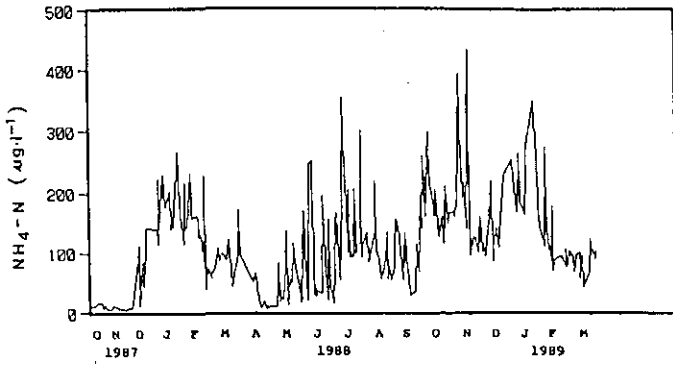


図16 アンモニア態窒素濃度の経日変化

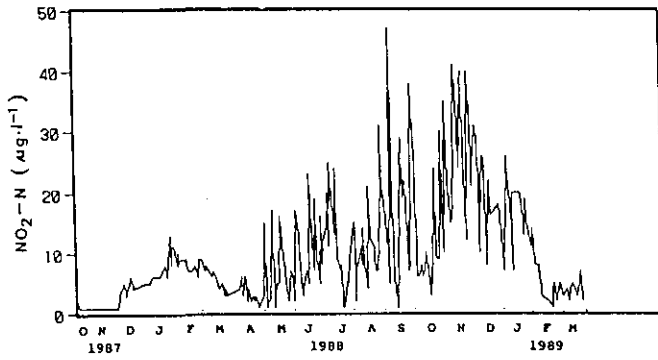


図17 亜硝酸態窒素の経日変化

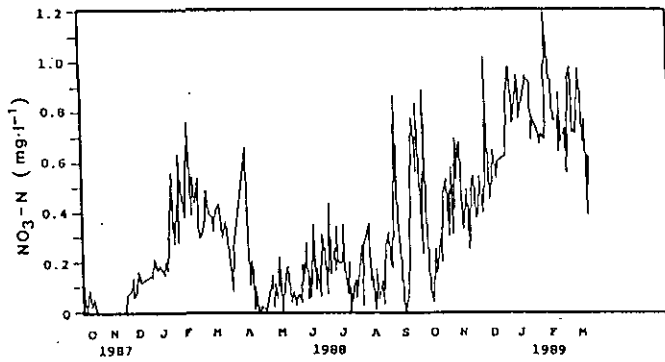


図18 硝酸態窒素濃度の経日変化

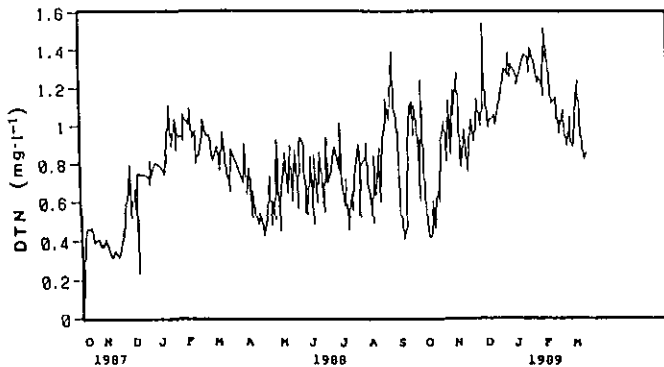


図19 溶存態全窒素濃度の経日変化

(付)

霞ヶ浦水質データ (1987.10~1988.3)

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	NO2-N ($\mu\text{g/l}$)	NO3-N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
87												
10-28	98	2	13	12	2	75	481	40.8	5.56	1100	5.1	43.0
10-30	64	1	12	10	1	3	409	17.7	4.35	758	5.7	55.4
11-02	122	3	15	11	1	88	465	73.5	6.52	1187	5.5	81.7
11-04	75	1	8	14	1	19	453	25.1	3.96	890	4.5	40.8
11-06	85	2	11	16	1	54	464	25.3	4.85	964	5.0	25.0
11-09	80	1	7	17	1	2	390	22.0	5.20	901	5.8	25.3
11-10	72	2	8	7	1	1	394	18.5	4.52	748	6.0	31.7
11-11	95	4	8	12	1	1	399	45.4	7.80	1298	6.0	45.3
11-13	79	3	8	7	1	1	409	15.7	4.44	776	5.7	25.1
11-16	74	1	9	5	1	1	364	17.2	4.40	855	5.1	16.2
11-17	71	1	9	5	1	2	383	17.8	4.89	834	5.9	28.1
11-18	62	1	14	5	1	2	369	16.1	4.81	794	6.1	29.3
11-20	63	1	9	11	1	2	407	25.5	5.80	940	6.2	31.8
11-24	66	1	10	9	1	2	346	19.5	5.21	807	6.5	18.5
11-25	60	1	9	6	1	2	327	19.1	5.85	779	7.5	15.4
11-27	70	1	8	7	1	2	312	25.5	5.70	1004	5.7	31.0
11-30	70	1	7	6	1	2	348	13.7	4.14	688	6.0	39.3
12-02	102	1	9	5	1	2	323	30.1	5.89	1018	5.8	20.2
12-03	48	1	9	4	1	1	319	16.5	4.87	775	6.3	43.5
12-04	45	1	8	5	1	2	319	14.4	4.43	778	5.7	41.7
12-07	85	1	7	9	1	1	369	15.4	4.12	671	6.1	20.8
12-08	77	1	8	8	1	6	407	14.5	3.96	683	5.8	30.0
12-09	90	1	12	8	1	1	413	16.3	4.14	730	5.7	31.1
12-11	86	1	9	13	3	67	499	14.6	3.85	658	5.9	35.2
12-15	74	1	14	74	5	83	656	11.8	3.35	576	5.8	41.1
12-16	92	1	14	86	4	118	789	14.5	3.60	637	5.7	29.7
12-17	65	3	16	112	4	138	760	15.9	3.49	615	5.7	26.2
12-18	164	1	14	11	3	56	522	21.3	4.52	733	6.2	25.0
12-21	73	2	13	84	5	81	634	14.1	3.27	552	5.9	29.7
12-22	101	3	14	43	6	166	666	24.1	4.53	736	6.2	32.1
12-24	81	3	14	103	5	138	234	19.3	3.43	571	6.0	30.9
12-25	78	1	17	142	4	116	744	13.6	3.16	508	6.2	27.9
88												
01-05	61	1	13	140	5	148	732	13.5	3.33	547	6.1	34.3
01-06	63	1	10	115	5	137	690	14.5	3.60	573	6.3	22.7
01-07	59	1	12	223	5	144	810	10.7	2.80	453	6.2	25.2
01-08	64	1	12	152	5	213	727	31.1	4.39	713	6.2	15.3
01-11	57	1	11	231	5	166	800	12.7	2.95	467	6.6	15.5
01-14	44	1	19	175	6	185	799	9.5	2.31	380	6.1	19.4
01-18	47	1	13	203	6	144	776	16.6	2.54	420	6.0	13.6
01-19	42	1	13	140	6	201	755	9.5	2.12	333	6.4	13.5
01-20	43	1	12	162	6	186	743	9.9	3.31	367	6.3	12.0
01-22	44	1	11	144	6	164	741	10.4	2.21	360	6.1	12.6
01-26	38	1	9	267	8	560	1107	9.6	1.78	287	6.2	14.1
01-27	53	1	8	227	7	360	979	20.3	2.27	367	6.2	11.3
01-29	39	1	7	164	6	272	886	7.3	1.83	293	6.3	9.9
02-01	52	1	12	117	13	464	1031	14.9	2.09	327	6.4	15.7
02-02	41	1	12	216	8	279	870	7.3	1.88	280	6.7	14.8

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	NO2-N ($\mu\text{g/l}$)	NO3-N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
02-03	56	1	11	138	11	635	1012	15.0	1.97	313	6.3	13.3
02-05	44	1	14	145	11	496	935	5.5	1.45	233	6.2	12.5
02-08	39	1	12	232	8	380	940	7.8	1.59	233	6.8	11.4
02-09	52	1	13	203	10	608	916	10.6	2.03	286	7.1	17.1
02-10	46	1	12	157	8	395	1058	7.8	1.63	259	6.3	10.2
02-12	51	3	13	161	9	761	1028	13.3	2.01	309	6.5	11.0
02-15	41	5	13	163	9	389	995	9.9	1.67	264	6.3	12.7
02-16	68	5	18	153	9	527	1063	11.6	1.81	284	6.4	15.7
02-17	54	5	15	125	9	542	1085	16.0	1.84	284	6.5	12.0
02-19	34	4	12	131	7	436	925	15.8	1.43	211	6.8	17.2
02-22	41	3	11	78	7	535	968	14.7	1.64	241	6.8	17.0
02-23	38	3	11	228	7	352	800	13.3	1.74	251	7.0	15.7
02-24	36	3	11	39	7	297	828	6.2	1.65	246	6.7	17.8
02-26	45	4	11	73	8	300	838	2.5	1.79	275	6.5	19.3
02-29	41	3	12	57	6	370	948	12.9	1.80	275	6.6	21.1

03-01	39	1	11	69	6	428	1025	12.3	1.55	222	7.0	21.4
03-02	56	1	13	66	9	487	1010	16.7	1.97	313	6.3	23.8
03-04	48	1	11	75	9	395	940	14.3	2.02	311	6.5	25.8
03-07	38	3	9	108	7	383	945	10.0	1.67	256	6.5	21.7
03-09	37	3	9	87	8	322	883	10.2	1.64	253	6.5	18.6
03-11	34	1	9	102	7	401	808	8.3	1.63	250	6.5	15.4
03-14	42	1	9	90	6	436	865	13.2	1.79	276	6.5	19.8
03-16	61	3	10	88	7	389	883	28.2	2.61	419	6.2	18.1
03-18	78	1	9	124	6	297	760	27.9	2.65	432	6.1	23.2
03-22	51	1	9	45	4	361	960	16.9	1.68	274	6.1	22.5
03-25	48	1	9	75	5	230	743	13.2	1.89	307	6.1	20.4
03-28	49	1	14	98	3	140	708	15.9	2.19	370	5.9	33.1
03-29	45	1	12	172	4	83	654	11.6	2.06	346	6.0	32.4
03-30	119	1	13	97	3	252	865	12.2	4.99	740	6.8	29.8

04-12	59	1	14	52	4	656	896	14.5	2.82	467	6.0	51.5
04-13	71	1	15	56	5	392	900	19.3	2.80	457	6.1	49.4
04-14	56	1	13	66	6	289	797	13.4	2.71	443	6.1	47.5
04-15	89	1	11	63	3	107	639	18.3	3.39	541	6.3	58.0
04-18	49	1	7	23	6	202	775	17.7	2.56	402	6.4	39.4
04-19	51	1	7	15	5	154	685	13.2	2.06	306	6.7	27.3
04-20	44	1	6	8	2	11	518	10.3	2.64	380	7.0	30.4
04-21	66	1	7	10	4	100	654	17.1	2.46	358	6.9	21.4
04-24	39	8	12	21	2	2	539	9.5	2.23	334	6.7	22.5
04-26	40	1	6	6	3	6	484	9.3	2.25	317	7.1	21.7
04-27	45	1	4	11	2	23	510	11.6	2.20	402	5.5	30.5
04-28	51	1	5	10	3	21	544	11.0	2.38	378	6.3	33.6

05-02	79	1	17	11	1	6	432	13.7	3.01	480	6.3	32.6
05-06	93	1	17	9	3	94	551	27.9	3.04	481	6.3	31.1
05-09	80	12	31	83	15	146	734	16.7	1.52	254	6.0	16.0
05-10	76	1	15	19	1	17	482	13.4	2.31	377	6.1	31.5
05-11	188	3	18	25	2	113	606	15.7	2.03	349	5.8	25.9
05-13	124	1	15	23	2	53	508	29.1	3.20	590	5.4	38.1
05-16	68	1	15	77	12	217	923	20.6	2.04	351	5.8	35.1
05-17	67	8	27	136	17	124	796	11.9	1.45	254	5.7	25.2
05-18	32	1	12	13	1	6	456	4.7	1.50	238	6.3	20.7
05-20	52	1	17	57	5	92	683	14.2	2.00	329	6.1	31.6
05-23	334	10	25	49	5	174	755	30.9	2.13	333	6.4	25.4
05-24	231	21	42	117	16	183	850	25.7	1.89	311	6.1	28.9

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	NO2-N ($\mu\text{g/l}$)	NO3-N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (ng/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
05-27	79	3	29	62	9	38	642	13.9	2.32	409	5.7	36.9
05-30	55	8	31	45	5	79	894	6.3	0.85	141	6.0	14.3
05-31	64	1	18	19	2	51	658	10.3	1.26	219	5.7	20.2

06-01	63	1	19	21	2	26	611	8.6	1.71	271	6.3	24.8
06-03	43	1	26	169	7	70	867	14.7	2.07	390	5.3	41.5
06-06	59	4	20	59	6	52	677	8.1	1.62	275	5.9	33.1
06-07	61	3	17	20	2	34	569	10.2	1.58	283	5.6	27.3
06-08	43	11	31	57	8	189	904	14.2	1.66	260	6.4	24.4
06-10	116	9	25	247	17	124	932	15.3	2.31	390	5.9	25.5
06-13	99	11	28	253	13	274	888	23.2	1.92	333	5.8	24.5
06-14	53	3	18	29	4	53	546	10.3	1.31	234	5.6	20.5
06-15	73	7	25	43	5	136	686	10.8	1.45	260	5.6	23.5
06-16	141	2	17	28	3	65	571	8.8	1.72	309	5.6	19.1
06-17	104	5	54	38	4	57	536	8.1	1.39	244	5.7	15.9
06-20	105	10	22	34	7	352	832	8.9	1.44	238	6.1	18.7
06-22	98	3	17	33	5	90	491	16.1	2.24	416	5.4	32.6
06-24	158	10	23	196	23	172	846	23.9	2.88	517	5.6	40.2
06-27	123	4	20	32	8	63	595	21.3	3.58	670	5.3	57.5
06-28	122	3	16	22	7	309	766	31.6	3.32	584	5.7	39.8
06-29	123	19	31	156	19	236	854	18.1	2.50	433	5.8	45.7

07-01	257	19	182	42	9	281	794	37.7	3.39	582	5.8	40.2
07-04	105	4	21	17	5	72	552	16.3	2.48	479	5.2	71.5
07-05	124	18	26	75	16	250	840	19.1	2.12	366	5.8	51.2
07-06	117	13	20	153	8	434	933	12.8	1.58	288	5.5	30.0
07-08	168	11	21	166	12	149	695	30.4	2.69	458	5.9	38.7
07-11	114	5	19	56	14	251	758	8.5	1.65	299	5.5	34.1
07-12	87	7	18	121	20	165	818	11.3	2.05	357	5.7	40.1
07-13	105	8	20	183	11	339	856	16.4	2.29	418	5.5	38.6
07-15		20	34	355	25	198	888	15.7	2.06	375	5.5	47.2
07-19	211	18	33	102	13	197	763	15.3	2.40	487	4.9	52.7
07-20	107	29	48	204	19	281	926	25.3	3.33	663	5.0	61.1
07-21	126	27	43	148	24	352	1012	24.3	2.82	539	5.2	52.9
07-22	174	4	23	92	9	183	711	24.9	3.65	716	5.1	85.9
07-25	172	5	25	96	7	73	576	28.1	4.57	927	4.9	86.2
07-26		7	27	206	8	200	723	29.4	3.87	770	5.0	78.4
07-27	161	1	21	99	1	2	463	18.7	3.79	760	5.0	98.1
07-29	106	5	23	111	1	27	498	16.5	3.38	693	4.9	83.1

08-01	74	3	19	119	5	127	644	30.9	4.36	832	5.3	86.7
08-02	80	3	20	303	6	129	660	23.8	3.28	670	4.9	64.6
08-03	55	1	20	95	5	58	555	13.1	2.34	485	4.8	47.6
08-04	61	6	27	113	9	81	720	13.5	2.06	425	4.9	27.5
08-08	77	7	26	135	15	256	895	19.5	2.13	400	5.3	31.1
08-09	63	1	18	85	15	268	843	13.2	2.10	407	5.2	33.9
08-10	43	1	17	85	2	25	527	12.3	2.88	589	4.9	49.8
08-11	103	7	17	93	7	261	777	15.7	2.35	482	4.9	45.7
08-16	79	15	29	136	11	353	843	14.8	1.95	404	4.8	38.3
08-17	56	12	27	219	8	306	901	14.0	1.86	382	4.9	35.4
08-18	29	5	18	99	14	125	681	8.4	1.81	395	4.6	39.6
08-19	77	1	17	101	8	173	687	13.2	2.25	480	4.7	45.1
08-22	57	3	17	58	4	11	495	14.0	3.35	676	5.0	63.9
08-23		3	13	67	19	82	751	15.5	2.98	663	4.5	58.2

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	NO2-N ($\mu\text{g/l}$)	NO3-N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
08-24	76	2	15	63	21	173	840	18.7	3.21	699	4.6	58.1
08-26	55	2	17	75	12	52	637	16.0	2.85	654	4.4	56.5
08-29	117	7	23	135	11	124	877	34.8	4.38	950	4.6	67.1
08-30	116	2	21	57	9	98	690	16.5	3.22	747	4.3	67.4
08-31	156	5	20	77	7	29	602	15.0	3.13	661	4.7	58.1
09-02	120	10	31	56	7	265	928	29.5	3.32	690	4.8	54.0
09-05	109	14	36	78	21	321	1022	26.1	2.65	512	5.2	43.8
09-06	133	30	47	109	31	317	1145	23.1	2.42	463	5.2	36.8
09-07	89	20	40	157	21	206	1093	8.7	1.80	376	4.8	35.1
09-09	101	15	34	145	18	179	1029	12.7	1.97	409	4.8	36.1
09-12	106	9	16	79	10	863	1390	35.1	4.11	872	4.7	73.3
09-14	112	8	20	56	5	478	1089	35.8	4.02	823	4.9	61.5
09-16	113	25	30	133	47	305	1033	58.4	4.59	834	5.5	78.2
09-19	134	11	25	66	5	179	805	35.3	4.72	1050	4.5	83.8
09-20	112	4	17	62	5	67	547	38.4	6.02	1247	4.8	150.1
09-21	80	2	16	27	1	2	497	16.5	4.35	936	4.6	81.6
09-22	71	2	19	31	1	1	415	17.8	4.36	961	4.5	104.7
09-26	81	2	17	34	24	95	471	19.4	3.82	842	4.5	74.3
09-27	105	2	16	41	29	236	625	37.9	5.01	1092	4.6	85.4
09-28	84	8	21	114	19	517	891	20.8	2.99	654	4.6	56.4
09-30	118	15	29	68	22	774	1101	30.2	3.41	697	4.9	56.4
10-03	109	6	21	196	12	677	1128	26.5	3.27	699	4.7	57.4
10-04	99	3	16	140	7	557	942	21.5	3.51	757	4.6	70.6
10-05	131	10	21	260	8	834	1104	29.7	4.06	851	4.8	66.7
10-07	86	2	15	159	38	543	1007	15.3	3.00	685	4.4	60.1
10-11	88	3	14	299	25	231	610	18.7	4.65	922	5.0	68.3
10-12	106	2	33	213	6	884	1238	25.5	4.42	954	4.6	83.5
10-14	136	7	26	199	6	396	774	40.9	6.10	1278	4.8	115.3
10-17	143	6	18	161	8	198	537	40.9	6.75	1401	4.8	63.4
10-18	145	1	13	205	6	90	428	34.3	6.15	1307	4.7	81.7
10-20	117	1	16	143	7	41	417	24.3	5.69	1171	4.9	104.9
10-21	105	1	15	128	10	89	440	20.5	6.02	1168	5.2	66.3
10-24	132	1	14	154	7	254	611	24.8	5.15	1094	4.7	33.1
10-25	108	1	15	160	5	153	466	18.8	4.83	1014	4.6	67.2
10-26	129	1	15	117	3	182	552	28.3	5.56	1168	4.8	93.7
10-28	122	1	14	210	9	294	656	22.4	5.40	1096	4.9	52.7
10-31	115	3	17	149	24	201	603	21.0	4.64	938	5.0	78.4
11-01	116	1	13	166	9	477	914	23.3	4.20	824	5.1	71.3
11-04	106	4	17	168	9	533	1024	21.7	3.61	681	5.3	63.5
11-07	77	1	14	160	30	304	816	10.4	2.48	455	5.5	28.3
11-08	89	1	15	184	17	402	954	14.1	2.54	452	5.6	34.6
11-09	70	3	17	176	10	581	1136	15.1	2.39	433	5.5	34.6
11-11	89	1	15	395	35	312	846	15.1	2.87	527	5.5	40.3
11-14	64	1	16	238	20	696	1194	13.0	1.63	298	5.5	24.1
11-15	76	1	16	190	19	533	1048	17.4	2.25	400	5.6	28.6
11-16	52	1	17	217	15	652	1163	9.5	1.48	254	5.8	28.0
11-18	129	4	24	141	16	678	1283	29.1	2.84	476	6.0	52.2
11-21	88	1	17	434	41	357	833	11.9	2.09	389	5.4	37.2
11-22	64	1	17	96	41	330	785	10.6	2.26	380	5.9	43.7
11-25	83	1	19	127	24	493	978	14.8	2.23	378	5.9	50.4
11-28	84	3	23	126	38	248	774	10.7	2.15	397	5.4	37.8

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO4-P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH4-N ($\mu\text{g/l}$)	NO2-N ($\mu\text{g/l}$)	NO3-N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
11-29	74	1	18	109	40	309	764	9.5	2.10	374	5.6	32.7
11-30	55	3	18	101	24	521	911	9.1	1.79	306	5.9	27.2
12-02	106	3	17	161	12	544	1035	10.9	1.93	375	5.1	30.8
12-05	54	2	18	102	40	377	913	5.7	1.58	262	6.1	17.0
12-06	46	2	16	116	36	393	946	5.9	1.51	234	6.5	12.5
12-07	41	3	19	95	34	390	995	6.0	0.90	141	6.4	8.7
12-09	73	7	24	103	21	544	1146	10.3	1.08	168	6.4	12.1
12-12	36	4	18	158	31	398	995	5.3	0.58	98	5.9	5.7
12-14	40	8	24	220	29	533	1097	5.0	0.50	84	6.0	4.3
12-15	83	26	45	86	19	1017	1540	12.3	0.98	154	6.4	6.1
12-16	81	10	20	107	10	813	1321	6.8	0.94	173	5.4	3.9
12-19	45	6	20	142	26	452	1038	6.8	0.89	142	6.3	8.4
12-20	34	3	17	117	26	484	994	4.1	0.75	126	5.9	7.6
12-21	48	5	18	109	25	538	1042	9.5	1.13	176	6.4	10.0
12-23	59	4	15	137	8	646	1029	7.9	1.37	257	5.3	3.8
12-26	52	8	24	201	22	538	1055	12.6	0.44	72	6.1	2.6
12-27	56	9	20	229	16	603	1002	8.9	0.65	99	6.6	3.3
89												
01-05	28	5	17	255	18	626	1241	5.3	0.45	73	6.2	4.6
01-06	32	7	18	227	16	864	1303	1.8	0.33	52	6.5	2.0
01-09	50	7	16	167	7	973	1268	4.6	0.59	93	6.3	2.0
01-10	221	11	27	183	13	978	1380	12.5	1.59	292	5.5	3.3
01-11	95	11	27	264	15	759	1258	5.4	0.60	96	6.2	1.6
01-13	63	8	19	184	26	766	1330	17.5	1.44	251	5.8	4.2
01-17	37	6	16	165	15	945	1273	1.7	0.33	55	6.1	2.4
01-18	74	8	13	228	7	947	1251	3.9	0.54	99	5.5	2.2
01-19	45	13	22	266	20	773	1215	4.7	0.33	58	5.8	1.8
01-27	36	8	20	348	20	945	1374	6.2	0.39	65	6.0	4.6
01-30	42	6	15	255	13	912	1361	14.4	0.87	154	5.7	7.3
02-01	41	3	16	164	19	686	1284	8.6	0.69	123	5.6	10.1
02-02	43	3	15	140	15	780	1413	15.9	0.83	143	5.8	10.6
02-06	48	2	13	111	11	725	1314	18.8	1.27	226	5.6	20.5
02-07	34	1	14	275	14	702	1275	7.1	0.81	155	5.2	17.1
02-09	31	1	12	144	11	674	1228	6.0	0.89	170	5.2	20.2
02-10	43	1	11	120	8	711	1264	11.9	1.23	209	5.9	18.1
02-13	34	1	11	85	8	690	1204	8.7	0.90	163	5.5	14.5
02-14	35	1	10	178	5	775	1418	10.7	0.96	161	6.0	14.2
02-15	42	1	14	70	8	794	1155	10.3	0.98	174	5.6	13.7
02-16	32	1	7	86	3	1189	1515	8.3	1.10	188	5.8	14.5
02-23	35	1	8	96	2	763	1116	9.6	1.05	205	5.1	10.7
02-27	26	1	4	75	1	785	1154	6.8	0.77	142	5.5	7.7
02-28	43	1	8	107	4	640	1035	3.8	0.78	150	5.2	10.5
03-01	36	2	16	80	5	875	1098	8.9	0.96	177	5.4	10.9
03-02	33	1	14	79	4	676	955	7.9	0.83	156	5.3	11.8
03-03	29	1	12	104	2	694	978	7.9	0.68	112	6.1	8.4
03-06	63	3	13	92	5	735	1081	11.9	0.98	175	5.6	10.3
03-08	60	2	14	69	5	560	941	9.5	1.12	210	5.3	12.4
03-09	40	2	13	78	3	678	935	11.5	0.91	168	5.4	8.9
03-10	28	2	12	98	3	931	894	7.5	0.78	146	5.4	8.7
03-13	38	2	11	102	4	978	1043	9.8	1.10	164	6.7	6.0
03-14	40	2	12	58	4	717	914	11.5	0.99	175	5.6	7.0

Date	TP ($\mu\text{g/l}$)	PO ₄ -P ($\mu\text{g/l}$)	DTP ($\mu\text{g/l}$)	NH ₄ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₂ -N ($\mu\text{g/l}$)	NO ₃ -N ($\mu\text{g/l}$)	DTN ($\mu\text{g/l}$)	SS (mg/l)	POC (mg/l)	PON ($\mu\text{g/l}$)	C/N	Chl-a ($\mu\text{g/l}$)
03-16	44	3	9	96	2	727	886	7.4	0.73	114	6.4	4.7
03-17	67	2	11	43	4	713	916	16.7	1.11	193	5.7	12.2
03-20	39	2	10	52	5	898	1159	11.5	1.01	186	6.1	10.3
03-22	53	2	11	63	4	973	1238	18.3	0.97	157	6.2	8.2
03-23	40	1	10	65	3	800	1014	13.0	1.19	192	6.2	9.7
03-24	42	1	13	124	3	681	964	7.7	0.93	159	5.8	11.0
03-27	38	1	10	100	5	769	830	12.5	0.98	152	6.5	13.1
03-28	45	1	10	101	7	495	820	9.3	1.25	236	5.3	22.2
03-29	34	1	9	91	5	388	840	7.1	1.02	161	6.3	16.1
03-30	47	1	7	103	2	624	854	5.7	0.87	156	5.6	11.9

資料1 第5回 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム

1. 日時： 1989年5月26日（金） 10:00 - 17:20
2. 場所： 霞ヶ浦臨湖実験施設大会議室
3. プログラム

時間	題目	発表者
10:00-10:10	開会の挨拶	
10:10-10:30	東京湾における青潮に関する研究	田中秀之・相崎守弘
10:30-10:45	河川流下過程における農薬の変化	井上隆信
10:45-11:00	炭酸ガスの湖、ニオス湖の調査について	野尻幸宏
11:00-11:15	アオコの優占培養に関する研究	相崎守弘
11:15-11:30	霞ヶ浦におけるコウホネ沈水葉の光合成特性と 現存量及び環境要因の季節変化	荒巻稔・土谷岳令・ 岩城英夫
11:30-11:50	霞ヶ浦の水位変動のハス群落への影響	野原精一・土谷岳令
11:50-13:00	昼食	
13:00-13:15	臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	相崎守弘
13:15-13:45	霞ヶ浦水質の長期的変動の最近の特徴について	河合崇欣・野尻幸宏 (全域調査グループ)
13:45-14:05	霞ヶ浦開発と水質変化	原沢英夫
14:05-14:10	休憩	
シンポジウム『霞ヶ浦はきれいになったか?』		
14:10-14:50	流域環境変化と河川水質	山本哲也(茨城県 公害技術センター)
14:50-15:30	網イケス養殖場における環境変動について	浜田篤信(茨城県 内水面水産試験場)
15:30-15:45	休憩	
15:45-16:25	霞ヶ浦の水質変動とイサザアミ	春日清一
16:25-17:15	総合討論	
17:15-17:20	閉会の挨拶	
17:30-19:30	懇談会	

資料-2 第5回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧

所属等	氏名
和歌山県衛生公害研究センター	田中 正
石川県衛生公害研究所	澤田 道和
香川県公害研究センター	冠野 禎男
茨城県公害技術センター	山本 哲也
同 上	加瀬林 成夫
同 上	栗田 初美
茨城県環境局	横田 正雄
茨城県企業局水質検査室	伊藤 睦雄
茨城県内水面水産試験場	喜多 明
同 上	外岡 健夫
同 上	河崎 正
同 上	中村 誠
同 上	川前 政幸
同 上	浜田 篤信
霞ヶ浦対策課	今 喜郎
同 上	永井 孝司
霞ヶ浦下水道事務所	荘司 達夫
霞ヶ浦情報センター	田井 慎吾
同 上	沼澤 篤
茨城県竜ヶ崎保健所	飯島 卓
茨城県土浦保健所	松本 周一
同 上	小堤 康晴
茨城県石岡保健所	矢口 輝行
茨城県下館保健所	染谷 利吉
埼玉県公害センター	若山 正夫
同 上	五井 邦宏
同 上	伊藤 安男
(株)環境研究センター	田中 秀之
東京水処理管理(株)	横内 正彦

所属等	氏名
国立公害研究所	
研究企画官	和田 隆夫
水質土壌環境部	海老瀬 潜一
	相崎 守弘
	福島 武彦
	井上 隆信
総合解析部	原沢 英夫
計測技術部	河合 崇欣
	野尻 幸宏
技術部	須藤 隆一
	竹下 俊二
	土屋 重和
生物環境部	春日 清一
	野原 精一
客員研究員（筑波大学）	土谷 岳令
共同研究員（茨城大学）	青野 恵美子
共同研究員（茨城大学）	市村 毅

資料-3 平成元年度施設利用計画

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)	* 浅い湖沼の生態系管理による水質改善に関する研究 (環境容量特研)	春日	89/4 91/3	
	(小型池)	* 生態系構造の違いによる物質循環の変化に関する研究 (環境容量特研)	相崎他	89/4 92/3
		* 富栄養湖におけるアオコ優占機構に関する研究 (環境容量特研)	相崎他	89/4 92/3
	(成層池)	* 藻類増殖過程の水質変動及びその種組成遷移への影響 (環境容量特研)	河合他	89/4 92/3
		* 水草帯の分布とその変動に関する研究 (生物経常)	野原	89/4 永続
	* 雨水からの栄養塩負荷とその水質に及ぼす影響 (水質経常)	相崎	89/4 長期	
人工水路	* 水耕栽培による水質浄化に関する研究 (水質経常)	相崎他	89/4 90/3	
観測井	* 沿岸地下水の長期モニター (環境容量特研)	平田	89/4 永続	
フリースペース	* 霞ヶ浦産魚類、甲殻類の成長解析 (生物経常)	春日	89/4 91/3	
	* 水草の有害汚染物質に対する指標性の研究 (水界特研)	野原, 岩熊	89/4 95/3	
	* 水草帯の機能評価に関する研究 (環境容量特研)	野原	89/4 90/3	
	* 実験用水生生物の保存 (水質経常)	春日	89/4 長期	
取水塔	* 水質自動連続測定法に関する基礎的研究 (計測経常)	河合	89/4 長期	
	* アオコ指標作成のための基礎研究 (環境容量特研)	福島, 相崎	89/4 91/3	
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 (計測経常)	河合	89/4 長期	
	(実験室)	* 河川流下過程の水質変化と河床生物膜の関係についての研究 (水質経常)	井上	89/4 93/3
		* 霞ヶ浦のイサザアミ個体群変動要因の実験的解析 (生物経常)	春日	89/4 91/3
	* 霞ヶ浦の魚類調査 (環境容量特研)	春日	89/4 永続	
	* 野外用植物プランクトン現存量測定装置の開発 (環境容量特研)	木幡, 相崎	89/4 90/3	
	* 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 (計測経常)	野尻	89/4 長期	
	* 水域における微生物の存在状態と機能に関する研究 (水質経常)	相崎	89/4 92/3	
	* 霞ヶ浦の水質・生物変動に関する研究 (水質経常及び特別経常)	相崎他	89/4 長期	
	* 青潮発生機構に関する研究 (水質経常)	相崎他	89/4 91/3	
	糸堀池	* 霞ヶ浦貴重動・植物の保存	春日他	89/4 永続

資料-4 施設を利用した研究成果の一覧

口頭発表

発 表 者	題 目	学会名称等	発表年
相崎守弘, 大槻晃 河合崇欣	霞ヶ浦及び屋外実験池におけるクロロ フィル：リン比の変動	日本陸水学会 53回大会	1988
相崎守弘、河合崇欣、 大槻晃	屋外実験池におけるリン蓄積率と滞留 時間の関係	環境科学会 1988年会	1988
相崎守弘、河合崇欣、 青山莞爾	屋外実験池におけるアオコの優占培養 について	第23回水質汚濁 学会	1989
井上隆信, 海老瀬潜一	河川付着生物膜による栄養塩の取り込み	土木学会第43回 年次学術講演会	1988
井上隆信, 海老瀬潜一	河川付着生物膜中の細菌数の変化	日本陸水学会 53回大会	1988
河合崇欣, 菊池京子, 相崎守弘, 大槻晃, 西川雅高	藻類増殖過程の水質自動連続測定 — D O 変化速度 V S 光強度曲線の 変化について—	日本陸水学会 53回大会	1988
N. Takamura, T. Iwakuma, M. Aizaki, M. Yasuno	Primary production of epiphytic algae and phytoplankton in the littoral zone of Lake Kasumigaura.	4th Int. Work Shop Microalgal Growth: Inputs & Losses Pract. Approaches	1988
田中秀之, 相崎守弘, 北村博	東京湾の夏期における微生物の鉛直 分布	第4回日本微生物 生態学会	1988
田中秀之, 北村博, 相崎守弘	東京湾における貧(無)酸素水塊の 形成に関する研究	第23回水質汚濁 学会	1989

誌上発表

発表者	題 目	掲載誌等	発表年
M. Aizaki, A. Otsuki	Characteristic of variations of C:N:P:Chl ratios of seston in eutrophic shallow Lake Kasumigaura.	Jpn. J. Limnol. 48 Spec. Issue S99-s106	1987
M. Aizaki	Seasonal and horizontal variations of heterotrophic bacterial number in eutrophic shallow Lake Kasumigaura	Jpn. J. Limnol. 48 Spec. Issue S77-S84	1987
M. Aizaki, K. Sakamoto	Relationship between water quality and periphyton biomass in several streams in Japan	Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 1551-1517	1988
相崎守弘	韓国における水環境問題の現状と対策の動向	公害と対策 25(1), 19-23	1989
T. Kawai, K. Miyamoto, K. Aoyama, Y. Umezawa, A. Otsuki	Diurnal changes of DIC and DO by phytoplankton community during continuous acidification in experimental ponds	Verh. Internat. Verein. Limnol. 23, 764-769	1988
S. Kasuga	Fisheries and water quality in Lake Kasumigaura	Present Situation Probl. Prospect & Pract. Implement. Program of Agric. Educ. & Res. for Higher Prod. Conserv. Nature & Agroecosyst. (Univ. Tsukuba) 165-171	1987
霞ヶ浦臨湖実験施設	霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集3	国立公害研究所 資料 F-4	1988
松重一夫, 田井慎吾	生活排水の小規模処理システムにおける費用及び処理方式からの評価	用水と廃水 30(6), 569-575	1988

発 表 者	題 目	掲載誌等	発表年
A. Otsuki, M. Aizaki, T. Kawai	Long-term variations of three types of phosphorus concentrations in highly eutrophic Lake Kasumigaura, with special reference to dissolved organic phosphorus	Jpn. J. Limnol. 48 Spec. Issue S1-S11	1987
A. Otsuki, M. Aizaki, T. Kawai	Influence of wastewater discharge on the uptake kinetics of dissolved organic materials by microorganisms in the Fraser River estuary, British Columbia	Arch. Hydrobiol.	1988
田井慎吾、松重一夫	生物膜法による富栄養化湖水の浄化に関する実験方法	水処理技術 29(4), 217-224	1988
田井慎吾、松重一夫	限外ろ過法による富栄養化湖水の浄化に関する実験研究	水処理技術 29(5), 285-293	1988
田井慎吾、松重一夫	小規模生活廃水処理システムの経済性による選択	環境技術 17, 754-758	1988

[平成元年11月30日編集委員会受理]

[国立公害研究所資料 F-16-'90/NIES]

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会
講演報告集 - 4 -

問い合わせ先 霞ヶ浦臨湖実験施設 相崎守弘

平成2年1月30日発行

発行 環境庁 国立公害研究所
〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 谷田部印刷株式会社
住所 茨城県つくば市大字谷田部 1979 - 1