

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会
講演報告集 — 3 —

Proceedings of Conference on Limnological Studies at the Kasumigaura
Water Research Station, NIES. Part 3

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

霞ヶ浦湖畔にある国立公害研究所霞ヶ浦臨湖実験施設において、本年も5月20日に第3回の研究発表会を行った。特に本年は、シンポジウム「アオコはなぜ優占種となるのか？」を同時に開催し、長崎県、佐賀県、和歌山県、富山県、神奈川県、埼玉県、茨城県の環境部局担当者や研究者が参加され、富栄養化の各種問題と合わせ、地域の赤潮やアオコの特性に関する有益な情報の交換を行った。このまとめを含め、ここに報告集を発刊するものである。

臨湖実験施設は、富栄養化の現象のみに限らず、湖沼環境の保全に係わる基礎研究を行っており、その成果は各学会や専門誌等で発表している。ここでの研究活動は、当然、所内の研究者だけでは十分でなく、現在も何名かの大学生や所外研究者の協力や研究参加を受けている。しかしながら、各種の政策や対策にも拘らず湖沼の環境は思わしくなく、このため、この臨湖施設の利用を外に向かってもっと開放し、多くの所外の研究者と共に研究して行くことが、今必要であると私達は考えており、これを望む外部の声も高い。

これらの要望を実現するために、私達は、現在の臨湖施設の組織上の窮屈さをもう少し緩和したり、所外の研究者受入のために宿泊施設を設置し、かつ研究者の往来に必要な方法の便宜を地方公害研究所等の関係者と計って行く必要性を痛切に感じている。このために、所内の関係者の努力はもちろんであるが、所外の方々の御支援も期待している次第である。

水質土壌環境部

部長 村岡 浩爾

(霞ヶ浦臨湖実験施設管理委員会委員長)

目 次

1. イオンクロマトグラフィーによる天然水中の全炭酸の定量	1
野尻幸宏	
2. ^{13}C , ^{15}N 二重標識した藻類を用いる植食性動物プランクトンの純生産速度 の測定方法	5
大槻 晃	
3. 光合成細菌 (<i>Rhodobacter sulfidophilus</i>) の菌体生産効率に関する研究	7
田中秀之・相崎守弘・北村 博	
4. ハス群落の葉群の動態	13
土谷岳令・野原精一	
5. 河口域における農薬の動態とハスへの残留性	17
野原精一・土谷岳令・岩熊敏夫・白石寛明	
6. 実験水槽におけるイサザアミの動物プランクトン及びベントスへの影響 (予報)	23
春日清一	
7. 屋外実験池における栄養塩負荷濃度と懸濁態 C, N, P 及びクロロフィル濃度 との関係	27
相崎守弘・河合崇欣・大槻 晃・青山莞爾	
8. 藻類種組成決定因子としての溶存無機炭素濃度 (DIC) と pH	35
河合崇欣	
9. 池水 pH 連続測定におけるガラス電極の起電力安定性について	45
河合崇欣	
10. なぜアオコ (<i>Microcystis</i>) が優占するのか	47
高村典子	
11. 琵琶湖における「水の華」(アオコ) の消長 (昭和60年-62年)	51
一瀬 諭・野村 潔・若林徹哉・園 正・前川 昭・山中 直・ 内藤幹滋・三田村徳子・森田 尚	
12. シンポジウム「アオコはなぜ優占種となるのか？」総合討論まとめ	87
相崎守弘	
13. 臨湖実験施設気象水質等モニター年報	91
河合崇欣	
資料	101
1. 第4回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム	
2. 第4回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表参加者一覧	
3. 昭和63年度施設利用計画	
4. 施設を利用した研究成果の一覧	

イオンクロマトグラフィーによる 天然水中の全炭酸の定量

野尻 幸宏 (計測技術部)

1. はじめに

水中の溶存無機炭酸 (CO_2 (aq.)*, HCO_3^- , CO_3^{2-}) は、水面と大気間の分配、地下水による供給、植物の光合成による固定、生体物の分解による再生など、さまざまなプロセスによって水中を移動する物質で、その循環は地球化学の最大の研究課題の一つである。各炭酸の化学種は水中で化学平衡にあり、 $[\text{CO}_2$ (aq.)] + $[\text{HCO}_3^-]$ + $[\text{CO}_3^{2-}]$ (全炭酸), $[\text{CO}_2$ (aq.)], $[\text{HCO}_3^-]$, $[\text{CO}_3^{2-}]$, pH の5つのうち2つを求めると、他の3つが決定できる。

炭酸の定量法としては、(1)滴定法、(2)赤外分光法、(3)ガスクロマトグラフィー法、(4)イオン電極法があり、それぞれ特徴がある。(1)では強酸で滴定する方法で、 $[\text{HCO}_3^-] + 2 \times [\text{CO}_3^{2-}]$, いわゆるアルカリ度が求められる。逆に強塩基で滴定すると、 $[\text{HCO}_3^-] + 2 \times [\text{CO}_2$ (aq.)], いわゆる酸度が求められる。さらに Cornway の微量拡散法に代表される、試料水を酸性として発生した炭酸ガスをアルカリに吸収させた後逆滴定する方法では全炭酸が求められる。(2)および(3)は、試料水を酸性とし、溶存無機炭酸をガスとして気相に移して分析するのが普通で、全炭酸が定量される。試料水を気相と平衡にしてから(2)または(3)法を使って気相中の炭酸ガス濃度を測ると、 $[\text{CO}_2$ (aq.)] が求められる。(4)法には、炭酸ガス電極を使って $[\text{CO}_2$ (aq.)] を求める方法、試料水を酸性としてから $[\text{CO}_2$ (aq.)] を測定して、全炭酸を求める方法、炭酸水素イオン選択性電極によって $[\text{HCO}_3^-]$ を求める方法がある。

今回報告するイオンクロマトグラフィーによる方法は全炭酸の定量法であり、少量の試料で迅速、高精度、高感度の分析ができることに特徴があり、特に陸水学の分野での応用に適した方法である。その応用例として、炭酸ガス化学種の高精度定量を行った演者らの最近の湖沼調査のデータを中心に報告する。

2. イオンクロマトグラフィーによる全炭酸の定量法

強酸度イオン交換樹脂を固定相とし、強酸を移動相とするイオン排除クロマトグラフィーは次のような原理で分離が行われている。電離している強酸の陰イオンは、樹脂表面のイオン交換基と電気的に強く反応する。このため、イオン交換樹脂の架橋構造内部に保持された溶離液に入り込むことができずに速やかに溶出する。弱酸の陰イオンは、電離度が小さいため樹脂の外部と内部の溶離液の間で分配され、結果として溶出時間が遅くなる。

* : H_2CO_3 を含む。

イオン排除クロマトグラフィーによる分析は横河電気が開発した方法にほぼ従い、天然水の分析に適するように条件を検討して行った。装置は横河電気製 IC100または IC200イオンクロマトグラフである。イオン排除カラムは同社製 SCS-252 (内径 8 mm, 長さ250mm) および PCS 5-052 (内径 8 mm, 長さ50mm) を用いた。溶離液には硫酸0.1mMを用いた。カラムと電導度検出器の間には、陽イオン交換膜チューブよりなるサプレッサーがあり、10mM Na_2SO_4 の除去液を流すことにより炭酸イオンをNaに変え、電導度検出の高感度がはかられている。溶離液イオンの対イオンもNaにかわるが、これも検出器のベースラインを下げ、高感度化に貢献している。

天然水試料は採水器から酸素瓶に試料水をオーバーフローさせてとる。氷冷した試料はできるだけ速やかに分析する。インジェクターループは100 μl なので、1 ml のシリジンに試水を吸引して注入すれば十分である。後で示す応用例で、裏磐梯、摩周湖の調査では、イオンクロマトグラフ装置を現地の宿泊施設内で運転して分析した。池田湖、鰻池、十和田湖の調査では、試料を研究所まで氷冷して持ち帰り、採取から数日以内に分析した。

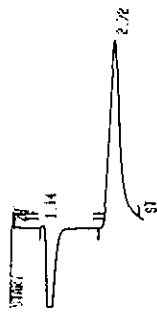
分析条件を検討した結果、海水の分析には50mmカラムと250mmカラムを直列に接続して用い、陸水の分析には50mmカラム 2本を直列に接続して用いるのが良いことがわかった。図1に典型的な分析チャートを示す。図1.1は NaHCO_3 標準溶液で、試料溶液中のNaによる電導度が溶離液の硫酸による電導度より小さいため、カラムのポイドボリュームに負のピークが現れる。 HCO_3^- および CO_3^{2-} イオンは、酸性の溶離液に注入されることで $\text{CO}_2(\text{aq.})$ になり、カラムに保持されて遅れて出現する。普通の陸水試料(図1.2)は0.1mM Na_2SO_4 より電導度が高いので、ポイドボリュームに強酸、強塩基による正のピークが現れる。山地の渓流水のように塩濃度の低い場合は図1.3のようにピークとディップが現れる。いずれにしても、炭酸は遅れて溶出し、強酸と分離される。陸水の場合4分ごとに注入できるので著しく迅速である。海水(図1.4)では、電解質濃度があまりに高いので、長いカラムで分離を向上する必要がある。この場合は15分ごとの注入で分析することになる。

検出限界はおよそ0.001mMと、例えば20°Cにおける大気中の炭酸ガス(340ppmとして)の溶解度0.013mMに対して著しく低く、天然水の分析に十分である。炭酸ガスの絶対量で表すと4 ngである。繰り返し再現性は陸水分析でも海水分析でも0.3%以下とすることができ、極めて優れている。

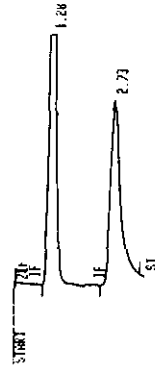
3. 湖沼調査における応用

① 裏磐梯湖沼群

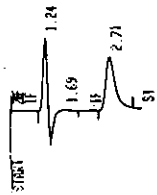
この地域には天然の無機酸性湖沼が多く分布する。pHが5以下では炭酸ガスの平衡は $\text{CO}_2(\text{aq.})$ にかたより、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} が存在できない。従って、大気とのガス交換の十分な場合は、水中の全炭酸は大気中の CO_2 と平衡にある濃度(20°Cで0.013mM)となるはずで、無機酸性湖では、全炭酸濃度が極めて低くなる可能性がある。1986年9月にpH 4.2のるり沼



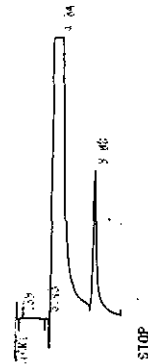
1.1 標準溶液 (2mM NaHCO₃)



1.2 十和田湖湖水 (全炭酸濃度1.9mM)



1.3 山地渓流水 (全炭酸濃度0.45mM)



1.4 海水 (全炭酸濃度2.3mM)

図1 イオンクロマトグラフィーによる水中の全炭酸の分析例

とpH 4.0の赤沼で採水分析した。全炭酸濃度は、るり沼の表層水で0.1mM、深層水で0.4mMであった。中性の湖沼に比べると表層水の全炭酸濃度は低い、大気平衡濃度よりかなり高い。湖底の湧水による炭酸ガス供給があり、表層で大気中に放散していることがわかった。赤沼では更に高い炭酸ガス濃度 (0.9mM) が得られた。湧水による供給が大きいことと、地形の影響で大気との交換が少ないことがその理由であろう。

② 摩周湖

1986年9月の摩周湖では、表面の混合層のCO₂ (aq.) 濃度はほぼ大気平衡にあった。深層 (208m) では全炭酸濃度が3.7mMに達し、CO₂ (aq.) 濃度も2.7mMに相当した。全炭酸濃度、アルカリ度、Na、K、Ca、Mg、Si、Cl⁻、SO₄²⁻などの湖水の主成分濃度の間には、極めて良い正の相関があり、湖底に向かって濃度が高まる。湖底では水温も上昇し、炭酸ガスを含む弱酸性の暖かく塩濃度の高い湧水があることがわかった。水温の精密測定など多くの調査項目の結果も総合すると、摩周湖では成層期には炭酸ガスの蓄積があるが、混合期には底層

水混合があるため著しい炭酸ガスの蓄積はないことが推定された。

③ 池田湖・鰻池

池田湖は摩周湖同様なカルデラ湖であるが、大きな湖底湧水は存在しないことがわかった。1987年2月の調査では CO_2 (aq.) 濃度と溶存酸素濃度の間に、極めて良い負の相関があり、中層以下の炭酸ガス濃度の増大が生産された有機物の分解によるものであることがわかった。鰻池では湖底で硫酸還元が起こっているため、溶存酸素の減少以上に炭酸ガス濃度が高くなっている。

④ 屈斜路湖

pH 5.0-5.3の酸性湖であるため、 HCO_3^- 、 CO_3^{2-} はほとんど存在せず、全炭酸濃度は極めて低かった(1987年8月)。特に、植物の光合成による利用があるうえに大気との交換も妨げられる20m層では、約0.02mMという今回調査した湖沼のすべてのサンプル中で最も低い値が得られた。

⑤ 十和田湖

十和田湖では中層165m付近に全炭酸濃度の最大値(2.2mM)があった(1987年10月)。この深度では、水温が最大、pHは最小を示した。摩周湖同様弱酸性で温度の高い湧水が、中層に存在することが強く示唆された。

4. まとめ

イオンクロマトグラフィーによる水中の全炭酸の分析は、迅速性、感度、精度とも極めて良く、陸水分析には特に有効で、地球化学的な解析に役立つことがわかった。装置の可搬性も悪くないため、採水現場に近いところでの使用が可能である。

多くの湖沼では、底層水は大気平衡濃度より高い CO_2 (aq.) 濃度を示す。この場合、正確なpH測定は炭酸ガスの揮散のために困難である。こういう場合は、全炭酸とアルカリの測定で、正確な炭酸化学種濃度とpHを求めることができる。

^{13}C , ^{15}N 二重標識した藻類を用いる植食性動物プランクトンの純生産速度の測定法

大槻 晃 (計測技術部)

1. はじめに

湖沼水質を管理する上で、湖内に於ける炭素・窒素の循環経路及びその速度を知ることが不可欠である。しかしながら、現場でそれらの循環速度を測定する良い方法がなく、特に二次生産速度の測定方法の開発が望まれている。本研究では、放射性炭素 (^{14}C) を用いる方法に代わって、安定同位体炭素及び窒素を用いる方法を検討した。

2. 方法及び結果

^{13}C , ^{15}N で標識した藻類を餌として与えたとき、植食性動物プランクトンの一定時間後の ^{13}C , ^{15}N のマスバランスは、次のように表すことができる。

$$R_a \cdot C = R_i \cdot (C - dC) + dC \cdot R_f \quad (1)$$

ここで、 R_a : インキュベイト後の動物中の ^{13}C , ^{15}N の *atom %*

R_i : インキュベイト前の動物中の ^{13}C , ^{15}N の *atom %*

R_f : 餌の ^{13}C , ^{15}N の *atom %*

C : インキュベイト後の動物の全有機炭素・窒素量 (μg)

dC : インキュベイト後の動物の有機炭素・窒素の増加量 (μg)

である。従って、増加量 dC は、

$$dC = C \cdot (R_a - R_i) / (R_f - R_i) \quad (2)$$

となる。更に、インキュベイト時間を T とした時、取り込み速度は次式となる。

$$dC/T = C \cdot (R_a - R_i) / T \cdot (R_f - R_i) \quad (3)$$

更に、取り込み速度を各動物中の全有機炭素・窒素量で割ることにより、比取り込み速度がえられる。

$$dC/C \cdot T = (R_a - R_i) / T \cdot (R_f - R_i) \quad (4)$$

但し、直接的な成長と見なせるように、インキュベイト時間を取る必要がある。(4)式は、比取り込み速度を求めるためには動物のインキュベイト前後の同位体比、及び餌としての藻類の同位体比を測定すればよいことを示している。表1はヨコエビを用いた実験結果例を示す。

表1 ヨコエビを用いた実験結果例

	インキュベート時間					
	24時間		48時間		72時間	
	増加率 % d ⁻¹	サイズ (μ g)	増加率 % d ⁻¹	サイズ (μ g)	増加率 % d ⁻¹	サイズ (μ g)
炭 素	29.1	339	25.4	194	26.7	134
	29.6	32.7	19.8	53.7	29.7	490
	17.2	53.2	—	—	20.7	40.2
平 均	25.3 \pm 7.0		22.6		25.7 \pm 4.6	
窒 素	16.3	72.9	14.3	33.8	13.4	26.1
	19.6	(3.3)	13.1	(5.9)	14.8	104
	13.0	(5.4)	—	—	13.1	(3.6)
平 均	16.3 \pm 3.3		13.7		13.8 \pm 0.9	

引用文献

Otsuki A., H. Seki, C. D. McAllister and C. D. Levings (1987): Measurement of net growth rates of herbivorous benthic animals using periphyton labeled simultaneously with ¹³C and ¹⁵N. *Limnol. Oceanogr.*, 32: 499~503.

光合成細菌 (*Rhodobacter sulfidophilus*) の菌体生産効率に関する研究

田中 秀之 (日大; 生産工学部)・相崎 守弘 (水質土壌環境部)・
北村 博 (日大; 生産工学部)

1. はじめに

光合成細菌は H_2O を分解する能力はなく、従って高等植物や藻類、藍藻などのように H_2O を電子供与体として酸素発生型の光合成を営むことはできない。光合成細菌は主として嫌気・明条件下において、硫化水素、チオ硫酸塩あるいは分子状水素を光合成電子供与体として光合成系 I (PS I) により CO_2 を同化する。とくに、光合成細菌の中でも紅色非硫黄細菌 (Rhodospirillaceae) 科に属するものは種々生育環境下において様々なエネルギー獲得形式により増殖する。嫌気・明条件下においては硫化水素、チオ硫酸塩あるいは分子状水素の他に有機物を光合成電子供与体として用い (図 1)、光合成従属栄養的に生育する。また一部の種では嫌

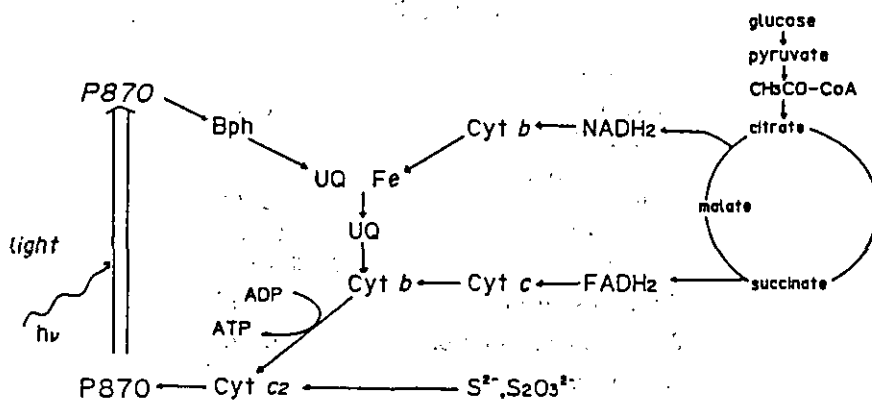


図1 紅色非硫黄細菌の光合成電子伝達回路

気・暗条件下で発酵により生育する。さらに好気・暗条件下では有機物を分解することによって呼吸により従属栄養的に生育することが可能である。この際、十分に曝気を行った好気・暗条件下で生育させた場合、光合成色素は光よりも生育環境中の酸素分圧に強く影響されるため、光の有無に関わらずほとんど生成しない。しかし、Hansen (1973) らが分離した海洋性光合成細菌である *Rhodobacter sulfidophilus* は、好気・暗条件下でも、他の光合成紅色非硫黄細菌と比較して、多量に光合成色素を菌体内に生成する。光合成的に生育する場合、バクテリオクロフィル (Bchl.) は光を受取り、光合成電子伝達系を作動するために必須であり、その生成量はカロチノイドとともに、光合成活性の一つの指標と考えられる。従って本菌が十分に曝気をした好気

条件下で光合成色素を生成する現象は極めて特異的であり、本菌の好気条件下での代謝形態が、他の光合成紅色非硫黄細菌と異なり、好気条件下においても光合成によりエネルギーを獲得している可能性が高い。そこで、本菌の好気・暗、嫌気・明および好気・明条件下のエネルギー獲得形式を明確にする目的で、光合成色素生成量、菌体内窒素含有率および増殖収率について、回分および連続（ケモスタット）培養により培養を行い、他の光合成紅色非硫黄細菌と比較、検討を行った。

2. 実験材料および方法

供試菌株として *Rhodobacter sulfidophilus* W4 株（以下 *Rb. sulf.* と略す）および *Rb. sulf.* と同族で、菌体構造に同じ小包体構造をもつ *Rhodobacter sphaeroides* IL 106 株（以下 *Rb. sph.* と略す）と菌体構造に未発達型構造をもつ *Rhodocycclus gelatinosus* IL 144 株（以下 *Rc. gel.* と略す）の 3 菌株を用いた。培地には酢酸最小培地（表 1）を使用し、とくに *Rb. sulf.* は塩要求性であるため培地を 3% NaCl 濃度として用いた。各培地の pH はオートクレーブ滅菌前に約 7.0 に調節した。前培養は本培養培地と同じ酢酸最小培地で各々 4 日間馴養させ、この前培養培地を本培養培地 1% (v/v) の割合で接種した。

表 1 培地組成

Basal medium	
KH ₂ PO ₄	0.5 g
K ₂ HPO ₄	0.6 g
(NH ₄) ₂ SO ₄	1.0 g
MgSO ₄ · H ₂ O	0.2 g
CaCl ₂ · H ₂ O	0.05 g
NaCl	0.2 (30.0) g
Vitamin solution	1.0 ml
Trace element solution	1.0 ml
Carbon source	
Sodium acetate	1.0 g
/1000ml—Distilled water	

() *Rb. sulf.* の培地

2-1. 回分培養系

本培養は好気・暗、嫌気・明および好気・明の各条件について、三角フラスコ（1000ml 容）で回分培養を行った。好気条件での培養方法はミリポアフィルター（孔径 0.22 μm）を通した無菌空気を、エアープンプで連続的に約 600 (ml/min) の流速で通気させ、同時にロータリーシェイカーにより攪はん（150rpm）を行った。嫌気・明条件下での培養は、滅菌した流動パラフィンにより培養液表面をシールして静置条件で培養し、嫌気状態を保持した。明条件系での培養は、好気および嫌気条件下とも白色蛍光灯により培養器表面で 3 kLx の光照射を

行った。培養温度は各培養系とも27°Cに保持した。各供試菌株を種々の培養条件で、純粹培養させたときの消費されたDOC濃度、菌体濃度および乾燥菌体内窒素含有率(C/N値)を経時的に測定した。さらに増殖定常期初期の光合成色素について平山ら(1974)の方法により定量を行った。DOC濃度はMenzel & Vaccaro(1964)の方法により定量した。増殖収率(同化率 Y_c)については、消費された培地中の炭素量DCに対して得られた菌体中の炭素含有量の比率として算出した。

2-2. 連続培養系

連続(ケモスタット)培養装置を図2に示した。全容積約4リットルの円筒型のガラス製培養器を用い、培養温度27°C、稼働容量を1.7リットルに保持して連続培養を実施し、曝気方法は回分培養と同様にフィルターを通した無菌空気を1リットル/分の割合で通気させた。明条件下では白熱電球により培養器表面で約5 kLxの光照射を行った。DOC濃度および菌体内窒素含有率の測定方法は回分培養系と同様に行い、菌体濃度は実際にメンブランフィルター(孔径0.2 μ m)で集菌し80°C、48時間で乾燥重量を求める方法とDO 660nm(Abs)と乾燥菌体重量との検量線から算出する方法を併用した。また連続培養系においては、曝気をする際の流入空気および流出空気中の炭酸ガス量の差を炭酸ガス分析装置(富士電機製)により直接定量し、単位菌体当りのガス発生率(Y_i g/g-cell)を求めた。

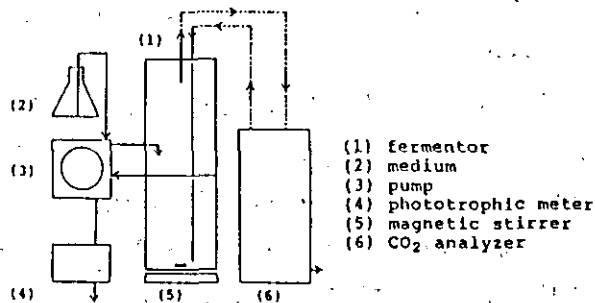


図2 連続(ケモスタット)培養装置

3. 結果

種々培養条件での回分培養系において、*Rb. sulf.*と対象とした2菌体との光合成色素生成量、乾燥菌体C/N値および基質炭素の同化率(Y_c)について各々比較した結果以下の事実を得た。

3-1. 光合成色素生成量

種々培養条件での供試3菌株の光合成色素定量結果を表2に示した。とくにバクテリオクロロフィル(Bechl.)について比較すると、対照として用いた2菌株は嫌気明条件下では光合成色素の生成はみられたが、光の有無に関わらず好気培養ではほとんど光合成色素の生成は見られなかった。これに対し本菌は、他の紅色非硫黄細菌と較べ、高酸素分圧による光合成色素合

表2 種々培養条件下での光合成色素の生成量

Strains	Photo-pigments	Content (mg/g cell)		
		Aer. -D*	Aer. -L**	Anaer. -L***
<i>Rc. gelatinosus</i> IL 144	Bchl.	1.37	1.12	11.34
	Car.	4.11	3.67	13.82
<i>Rb. sphaeroides</i> IL 106	Bchl.	n. d.	0.24	49.97
	Car.	n. d.	1.17	94.16
<i>Rb. sulfidophilus</i> W 4	Bchl.	3.83	7.31	6.73
	Car.	16.95	15.29	11.39

Bchl. : Bacteriochlorophyll ; Car. : Carotenoid ; n. d. : not detectable

*Aer. -D : Aerobically dark condition.

**Aer. -L : Aerobically light condition.

***Anaer. -L : Anaerobically light condition.

成能力の阻害がそれほど顕著でなく、好気培養系でも高い濃度が測定された。従って光合成色素生成量をそのまま光合成能力として見ることはできないが、光合成電子伝達系作動に必須であるBchl.を高酸素分圧下で生成することにより本菌は好気条件下でも光エネルギーを利用している可能性が高いことが示唆された。

3-2. 乾燥菌体C/N値と炭素の同化率 (Yc)

種々培養条件下における供試3菌株の乾燥菌体C/N値を表3に示した。増殖収率および炭素の同化率 (Yc) と同様に菌体組成もエネルギー獲得形式の差異により異なったものとなることが予想される。したがって乾燥菌体C/N値を求めることにより、逆にエネルギー獲得形式の違いの推測を試みた。表3からも明らかのように対照2菌株は好気・暗および好気・明条件下で3.5~3.7の値をとっており、嫌気・明条件下では*Rc. gel.* は4.6, *Rb. sph.* は6.2と菌体中の炭素含有率が増加する傾向を得た。これは嫌気・明条件下では光合成による増殖を行う際に貯蔵物として菌体内に炭水化物等を生成するためである。そこで*Rb. sulf.* について検討してみると好気・暗条件下で4.9, 嫌気・明条件下で13.4と対照2菌株と同様な傾向を示すとともに、好気・明条件下においても7.9と高い値を得た。このこととあわせて炭素の同化率

表3 種々培養条件下での菌体C/N値の比較

Strains	C/N		
	Aer. -L	Aer. -L	Anaer. -L
<i>Rc. gelatinosus</i> IL 144	3.53	3.77	4.56
<i>Rb. sphaeroides</i> IL 106	3.60	3.51	6.21
<i>Rb. sulfidophilus</i> W 4	4.93	7.91	13.36

について検討をくわえてみる(表4)。供試3菌株とも好気・暗条件下で0.41~0.50、嫌気・明条件下で0.76~0.85とはほぼ同様な同化率を示した。これは好気・暗条件下では呼吸により、また嫌気・明条件下では光合成によりエネルギーを獲得しているために生じた差異であり、供試3菌株とも同様な代謝形態であることが予想される。したがって好気・明条件下での対照2菌株での同化率は呼吸系増殖と同様に0.4~0.5の値を示したことから十分な好気状態では光の有無に拘わらず呼吸系増殖を営んでいることが予想されるが *Rb. sulf.* では同条件下において同化率が約20%増加していることからエネルギーの獲得の形態が異なっていることが示唆された。

表4 種々培養条件下における炭素の同化率の比較

Strains	Yc*		
	Aer. -D	Aer. -L	Anaer. -L
<i>Rc. gelatinosus</i> IL 144	0.50	0.43	0.85
<i>Rb. sphaeroides</i> IL 106	0.43	0.51	0.78
<i>Rb. sulfidophilus</i> W 4	0.41	0.63	0.76

[Numerical expressions of growth yields]

*Yc : Dry cell weight (carbon-g/l)/Consumed DOC (g/l)

3-3. 好気系連続培養での光照射による炭酸ガス発生量への影響

回分培養においては連続した一つの培養系での条件変化に対する生育への影響を比較することは困難であるため、連続(ケモスタット)培養において十分な好気環境下における光照射の影響を調べた。しかし、連続培養系では菌体濃度を常に一定に保持できる利点があるが、本実験の場合、光照射の変化に対して菌体の組成および炭素の同化率は即座に変化しない。即ち培養器内の培養液組成が十分に安定するまで一定の時間が必要である。そこで本実験では菌体そのものを評価するのではなく、連続培養器内の培養液を一定の菌体濃度を保持したリアクターとして炭酸ガスの量により評価を試みた。その結果を図3に示す。図3より光を照射することにより毎分約15mg/リットルの炭酸ガス発生量が減少することがわかった。

以上に示した結果より本菌 *Rb. sulfidophilus* は他の紅色非硫黄細菌と異なり、十分に曝気した好気環境下において光エネルギーを利用していることが示唆された。今後の課題として、本菌の直接的な光合成活性を測定し、この特異性をさらに明らかにすること、そして本菌とは全く別な科に属する好気条件下でも光合成を営むことのできる *Erythrobacter* 属との進化的つながりを解明することが望まれる。さらに、本菌の属する紅色非硫黄細菌は廃水処理および菌体蛋白生産や有用物質生産の分野で広く研究、実用化されており、とくに本菌が塩要求性の海洋性細菌であることから、高濃度の塩を含有する食品工業排水の生物処理や海洋牧場などへの応用も望まれる。

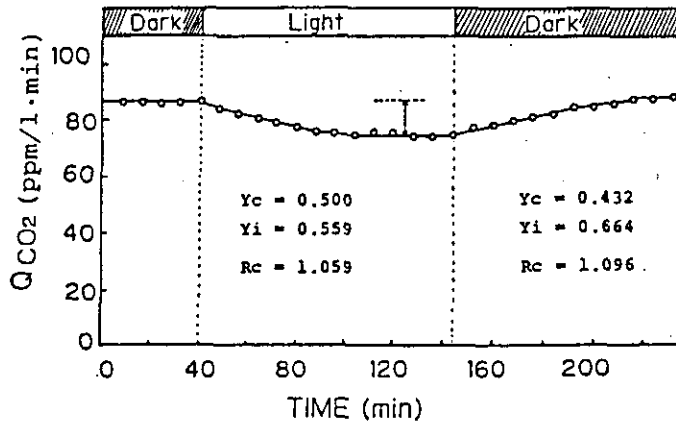


図3 連続培養における *Rb. sulfidophilus* W₁ の CO₂ 発生量に対する光照射の影響

引用文献

- Hansen, T. A and H. Veldkemp(1973) : *Rhodospseudomonas sulfidophila*, nov. spec., a new Species of the Purple Nonsulfur Bacteria, Arch. Mikrobiol, 92, 45-58
- 平山 修, 安東栄二, 和森克真, 原奈美子 (1974) : 光合成細菌 *Rhodospseudomonas capsulatus* の色素生成と培養条件. 農化, 48, (2)97~104.
- Menzel, D. W., and R. F. Vaccaro (1964) : The measurement of dissolved organic and particulate carbon in sea water, Limnol. Oceanogr., 9, 138-142 .

ハス群落の葉群の動態

土谷 岳令 (筑波大; 生物科学)・野原 精一 (生物環境部)

1. はじめに

浮葉植物は水深 1 m 前後の波や風の影響の少ないところに生育している水生大型植物である。葉以外のほとんどの部分は水面下に存在しているが、葉で大気と直接ガスを交換している点については抽水植物や陸上植物と類似している。浮葉植物 (ヒシ、アサザ、トチカガミ、ガガブタ、ヒツジグサ、ジュンサイなど) は、他の水生植物や陸上植物と比べて現存量が少ないこと、葉の寿命が短いことなどの特徴が最近報告されている。これは他の大型植物に比べて物質の回転が速いことを意味し、生態系の物質収支を求める上で浮葉植物の研究は無視できない。

ところで、浮葉植物の葉の寿命が短いことは特に顕著である。陸上植物の多くが 2 ヶ月以上であるのに対して、浮葉植物は 2 週間から 40 日くらいであり、他の水生植物に比べても短い値を示している (図 1)。また、浮葉植物であってもアサザのように、水位が下がって陸生化された場合には、その後展開した葉の寿命が延びることが明らかにされた。ここでは、通常的水生条件下でも浮葉と抽水葉 (気中葉) の 2 種類の葉を持つハスについて、その成長および葉の寿命の測定を行い、浮葉植物でも水面に浮かんでいる葉だけがその寿命が短いことを確かめた。

2. 方法

調査は、霞ヶ浦の小野川河口域 (江戸崎入り) の野生化したハス群落で行った。半径約 100 m

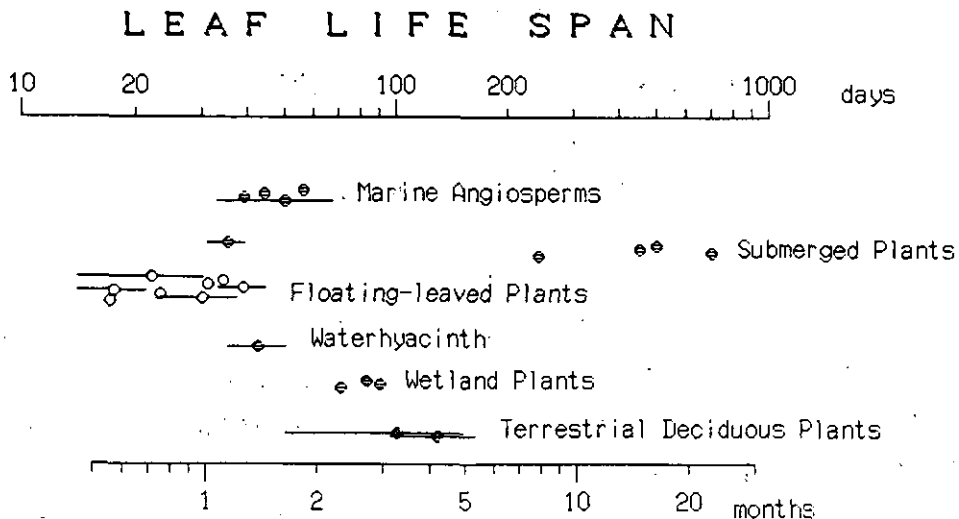


図 1 報告されている高等植物の葉の寿命。上から海産顕花植物、淡水産沈水植物、浮葉植物、ホテイアオイ、湿生植物、落葉性陸上植物

のほぼ半円形をしたハス群落の中央から沖に向かって幅1mのトランセクトをひき、そこに等間隔に長さ5mの永久長方形区を9つ設定した。1987年5月から11月まで週1回葉のマーキングとサイズの測定を行った。葉面積は葉の長径と短径の積から計算した。

3. 結果と考察

このハス群落では、種子による繁殖は観察されなかった。泥中の根茎（レンコン）で越冬し、栄養体のみによる繁殖が行われたと思われる。新しい葉の生産は5月初旬から9月末まで続いた。生育期初期には浮葉だけがみられ、徐々にサイズの大きい葉が生産されるようになった。7月には、群落の最外縁部を除く全てのところで抽水葉の展開が始まった。最大葉面積指数は8月末から9月初めにみられ（ $1.1 \sim 2.8 \text{ m}^2/\text{m}^2$ ）、浮葉植物としては比較的大きな値であった（図2）。個葉の平均サイズには群落内の位置による違いはあまりみられなかったが、葉面積指数・葉密度は群落の中心と思われる岸から20~30mのところを最も高く、周辺部に行くほど少なかった。

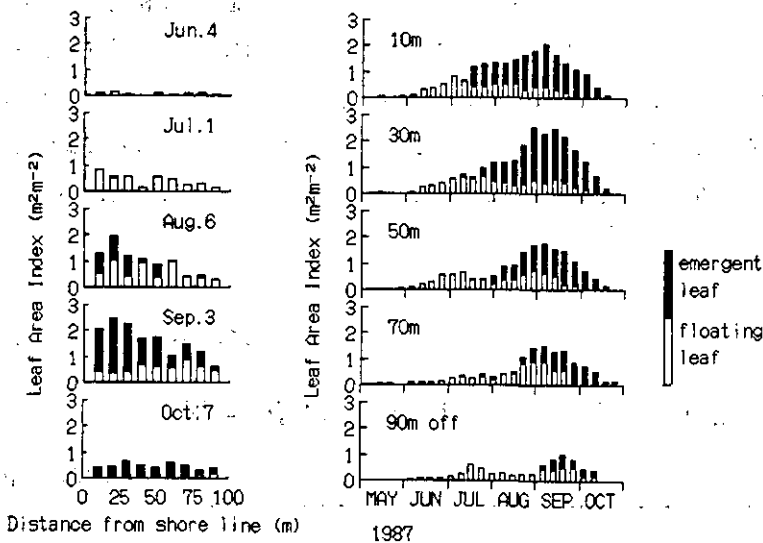


図2 ハス群落の浮葉（□）および抽水葉（■）の葉面積指数の季節変化
図内の数字は岸からの距離

抽水葉は浮葉に比べて、サイズが大きいものが多い、また葉身を水面から最大1.1mの高さに持ち上げることができる。この様に、抽水葉は葉面積の増大に大きく貢献している。しかし、葉の厚さや葉柄の密度は抽水葉の方が大きく、浮葉に比べて同じ葉面積を広げるのに多くの投資（乾物重にして1.43倍）が必要である。

ハスの浮葉および抽水葉の寿命は、どちらも群落の中心部と周辺部による違いはなかったため、すべての方形区について平均し、その季節変化を図3に示した。浮葉の寿命は季節に依存せず、平均17.1日であった。この値は、浮葉植物のなかでも短い部類に入れられる。一方、抽水葉の寿

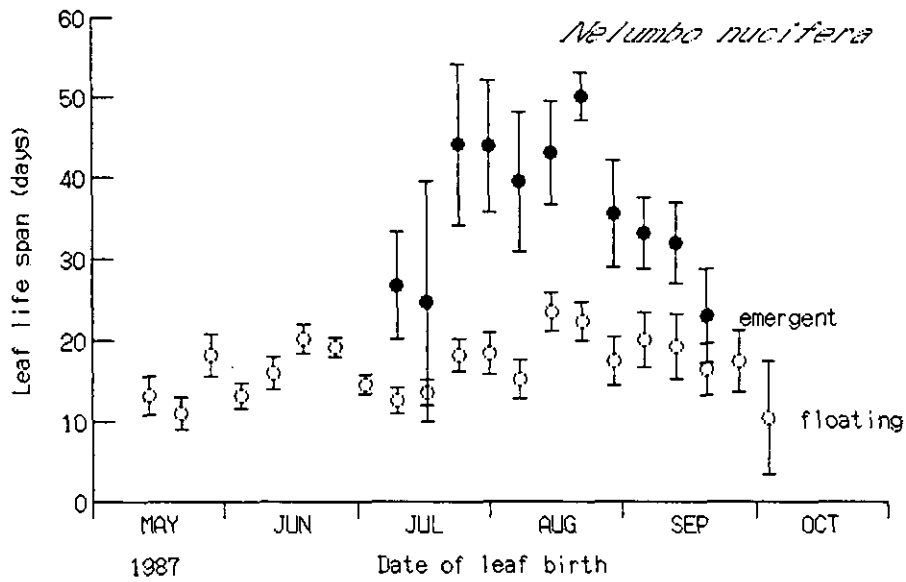


図3 ハスの浮葉(○)および(●)の平均寿命の季節変化

命は、浮葉と区別がはっきりしない初期と生育期末期に展開したものは陸上植物の値に近づいた。また、展開直後は抽水葉だったが葉柄が曲がって浮葉になってしまったものがまれにみられたが、このような葉の平均寿命は抽水葉と浮葉の中間的な値(24.3日)となった。以上の様に、浮葉植物でも水に接していない葉の寿命は長くなることが示唆された。

河口域における農薬の動態とハスへの残留性

野原 精一 (生物環境部)・土谷 岳令 (筑波大; 生物科学)・
岩熊 敏夫 (生物環境部)・白石 寛明 (計測技術部)

1. はじめに

実際の生態系での多種の農薬の挙動についての解析的研究や水生植物の自然植生への影響についての研究は十分成されていない。そこで河口域での農薬濃度変化を週一度の間隔で測定して、薬剤の種類による濃度変動の違いを明らかにすることとした。また溶脱した農薬が除草対象外の自然の水生植物への与える影響と残留性、特に器官による違いについて調べた。

2. 調査地点及び方法

調査は霞ヶ浦流入河川である小野川の河口域 (図1) で1986年5月から12月に行った。E1か

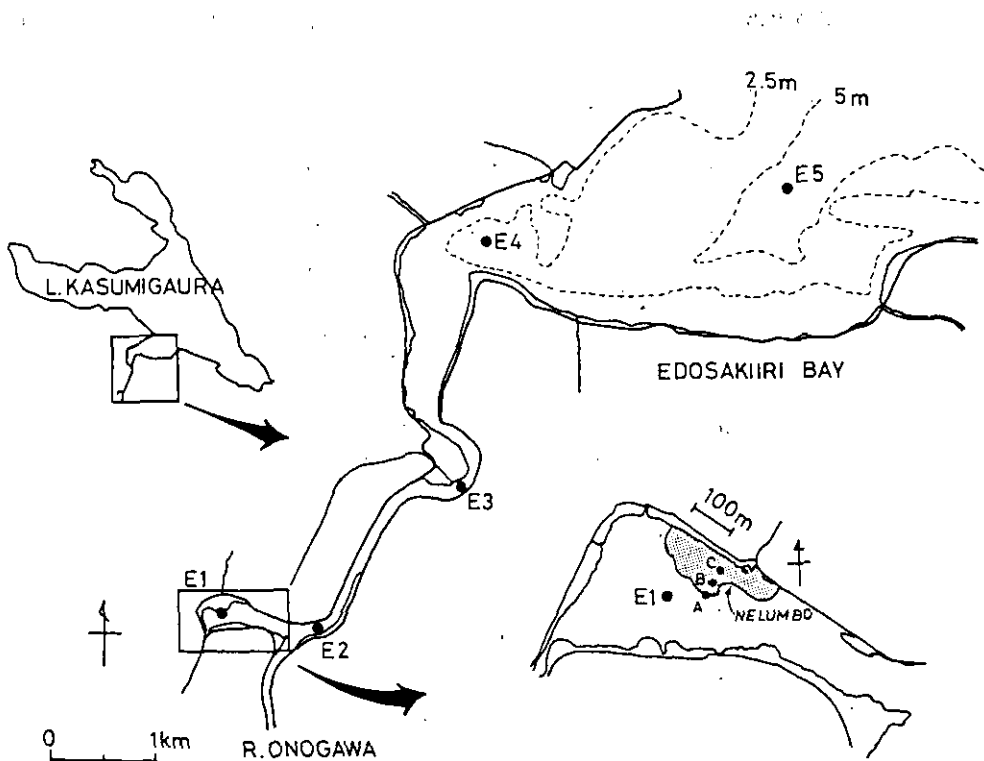


図1 調査地

らE5は月一度、E1とE3では週一度水質調査を行い採水して、200mlをガラスフィルター(Whatman GF/C)でろ過後、アセトンで洗浄した瓶(ポリプロピレン製)で-20℃凍結保存した。サンプルは融解後再びろ過して、ODSカラムによる固液抽出及び精製後、キャピラリーNPD-GC(ヒューレットパッカードHP-5890A)を用い農薬の分析を行った(白石、未発表)。

E1では野生化したハス(*Nelumbo nucifera Gaertn.*)について2m²永久方形区3ヵ所で葉のマーキングを行い(週一回)農薬の影響を調べた。葉面積は相対成長法によって葉身の長さから推定し、地上部現存量は、葉身の長さから葉身の乾重を求め、葉柄の長さから葉柄の乾重を推定求めた。植物への残留性は月一度方形区内の地上部地下部すべて刈り取り、凍結乾燥して各器官ごとに粉碎したサンプルの残留農薬を分析した。検出限界は4ppt(乾重)であった。

3. 結果及び考察

霞ヶ浦の水位は雨量50mm⁻¹以下のときにはY.P.(Yedo-gawa Peil)+1.0m前後で安定していた。各地点の平均水深はE1(0.8m)、E2(2.2m)、E3(1.6m)、E4(2.7m)、E5(4.6m)であった。8月初めの台風10号の大雨で水位が降雨3日後に最大に達し約1m増加した。そのためハスはほとんど水没し、地上部現存量をほとんど失う大きなダメージを受けた。

図2には水中の農薬濃度の季節変化を示した。今回の分析法のNPD検出器で検出可能な農薬

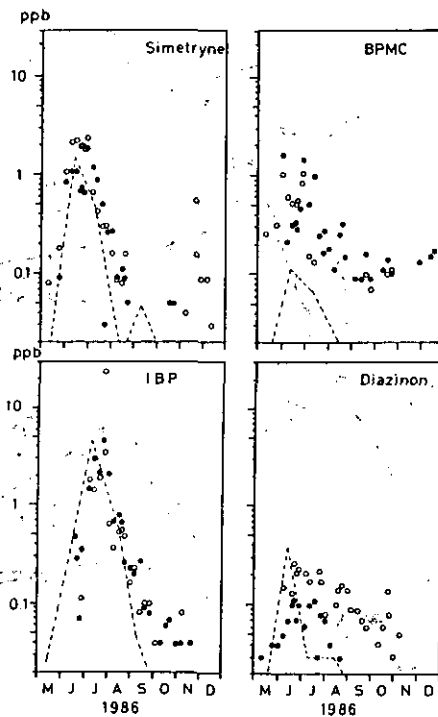


図2 水中の農薬濃度の季節変化

(○), E1 ; (●), E3
(.....), 高浜入り

ではシメトリン, IPB, BPMC, ダイアジノン, モリネート, フェニトロチオン, ベンチオカーブ, フェンチオン, ブタクロール, EDDP (エジフェンホス) であるが, 前の4種類以外ではフェニトロチオン, ベンチオカーブ, EDDP がこん跡程度検出された他にはほとんど検出されなかった。図の波線は霞ヶ浦の流入河川恋瀬川河口域である高浜入の月1度の1986年調査データを比較のために示した (Shiraishi ら, 1988)。

シメトリン (除草剤) は5月にE1で徐々に増加しはじめ5月終わりには1ppbを越え2ppb前後が約1ヵ月続いた。8月には4月レベルに戻ったが, 11月にまたピークが現れた。一方E3では5月末に急激に増加して, 山が二つでき1ppb程度でE1に比べやや低かった。E3での濃度減少はほぼE1と同じであったが, 11月以降にシメトリンは検出されなかった。ピークの半値幅の期間はE1, E3ともに約1ヵ月であった。

BPMC (殺虫剤) はE1とE3ともに5月末と6月末に1~1.6ppbのピークがあった。E1は7月半ばまでになくなったが, 再び9, 10月に検出され, その後なくなった。E3では8月まで0.2ppbあり, その後も0.1ppb程度12月まで検出された。ピークの半値幅の期間はE1で1ヵ月, E3で半月であった。

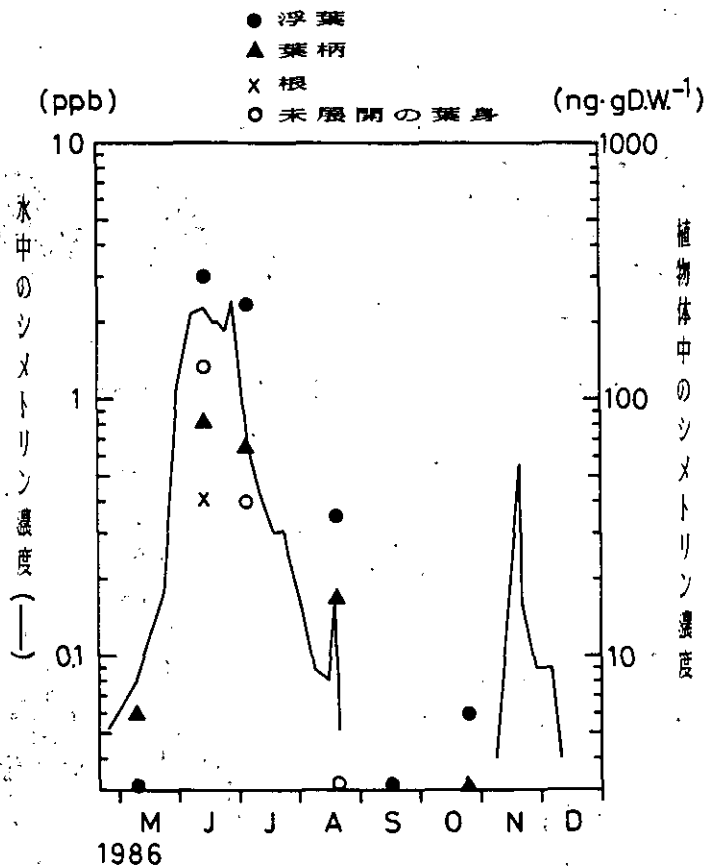


図3 E1における水中シメトリン濃度と植物体中のシメトリン濃度の季節変化

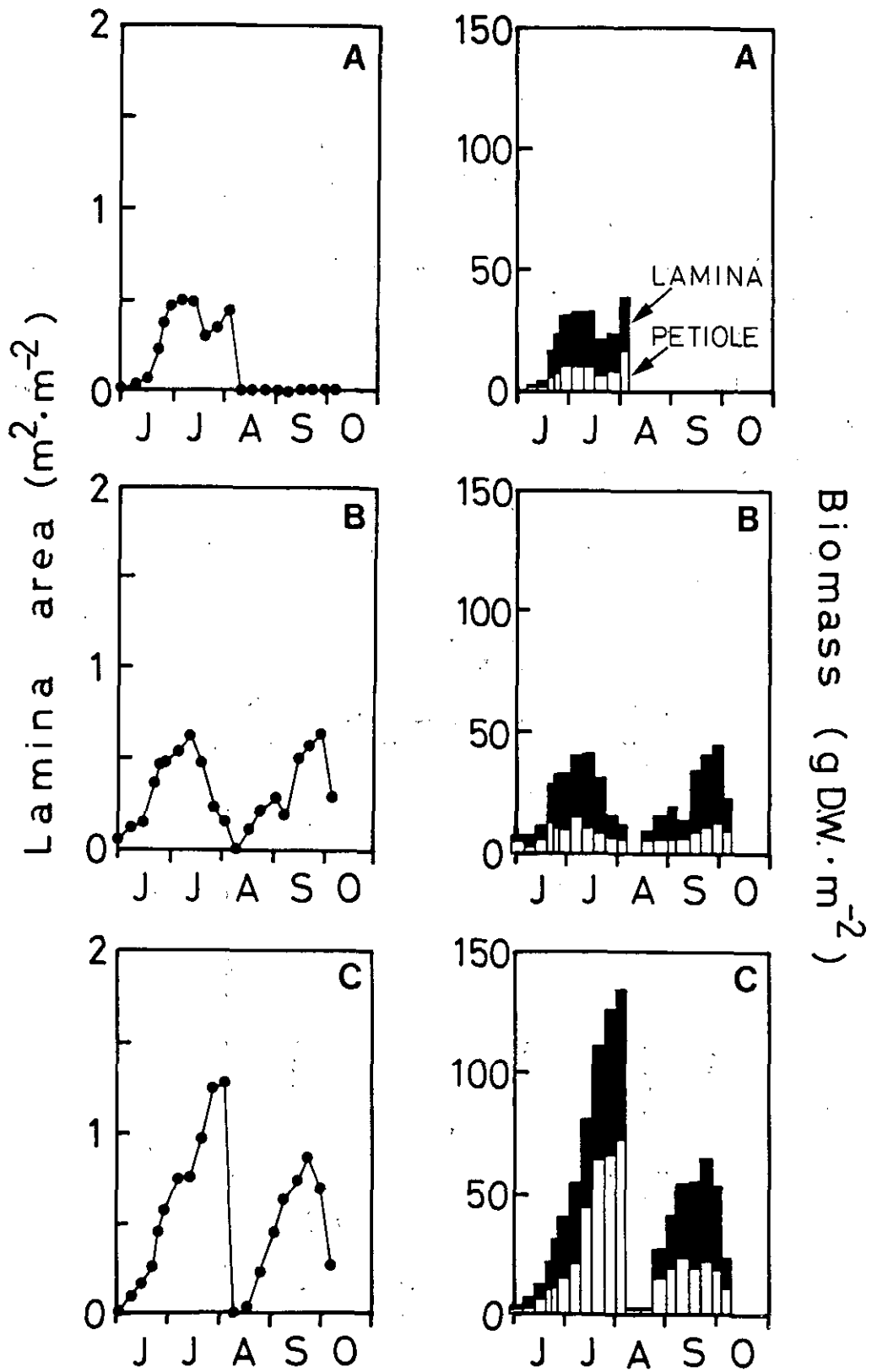


図4 E1におけるハスの葉面積と地上部現存量の季節変化

ダイアジノン（殺虫剤）はE1において6月末に最大の0.26ppbから11月初めに0.03ppbまで減少し、6～7月、8月末、10月末の3回小さなピークがあった。一方E3では濃度は低く一山型の変化をした。6～7月に最大の0.1ppbとなり、9月には検出されなくなった。大きなピークの半値幅の期間はE1、E3ともに約2ヵ月であった。底質に吸着したダイアジノンが少しずつ溶出し分解されるため、溶出直後の位置（支流河口）にあるE1で比較的濃度が高く、低濃度であるがいつまでも検出されたと考えられた。

IBP（殺虫剤）はE3で6月にまず検出され5ppbまでになった後ゆっくりと減少し、12月には検出できなくなった。E1での変化は同様に高濃度の期間はE1で2日、E3で約20日で他の検出農薬より比較的短かった。

図3にはE1における水中シメトリン濃度と植物体中のシメトリン濃度の季節変化を示した。植物体中の濃度変化は1ヵ月後まで測定されていたが、水中の変化によく似ていた。残留量は葉柄よりも葉身の方が高く、葉身でも未展開の葉より展開してより令の進んだ葉のほうが高かった。根、地下径、蓮根にはほとんど検出されなかった。

図4にはE1におけるハスの葉面積と地上部現存量の季節変化を表した。最大葉面積指数は $1.3 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ 、地上部最大現存量は 130 g DW m^{-2} となり岸側で高かった（方形区C）。浮葉の寿命は約20日であった。1m程の増水で葉が1週間水没した8月には現存量は急激に減少した。そのかく乱以前の6月下旬から7月に、浮葉の多い沖側の方形区（A、B）では現存量増加が頭打ちとなっていた。増水後にC区はもとの半分、B地区ではもとどおりに回復したが、A区では群落が消滅した。

シメトリンのハス植物体による濃縮を計算すると次のようになる。シメトリンの水中濃度（ピーク時2ppb）が6月に約20日間続いた。6月の植物体乾重当たりのシメトリン濃度は葉身、未展開葉身、葉柄でそれぞれ301, 133, 82ppbであり、生重当たりではそれぞれ39, 13, 6.6ppbであった。浮葉の比重 0.30 g cm^3 であるから空隙を除いた植物体積当たりの濃度は葉身、未展開葉身でそれぞれ12, 4.0ppbと計算され、水中濃度に対する濃縮係数は6.0と2.0と推定された。文献では、農業排水路の水中に平均5.5ppbのシメトリンがある時、沈水植物ヒルムシロの濃度は30ppb（中村, 1982）で濃縮係数5.5になり、今回の調査とはほぼ同じ値になった。

ハスの浮葉の寿命は短く約20日であったことや葉と未展開葉の差があまり大きくなく吸収速度は小さいことなどからハスによるシメトリンの濃縮率はおよそ1桁と考えられた。抽水葉や地下径にはほとんど検出されなかったことから、水と接する面からの吸収のみで濃縮され、葉から根への移行性は小さいであろう。

実験水槽におけるイサザアミの動物プランクトン 及びベントスへの影響 (予報)

春日 清一 (生物環境部)

イサザアミは霞ヶ浦の生物相、特に動物プランクトン相に大きな影響を与えている。すなわち、イサザアミの食性は動物食性が強く、軟らかく動きの遅い動物プランクトンを好み、イサザアミの密度の高い水域ではワムシや枝角類が減少し、時には、これらが全く見られなくなる。このため、3-4月のワカサギふ化期に、イサザアミが高密度に出現する水域では、生まれて来たワカサギ仔魚の餌となるワムシ類が見られず、ワカサギの生存率を著しく低下させ、その年のワカサギ資源量を少なくする。更にワカサギの減少によって、ワカサギの餌となっている、底生性のハゼ、エビなどが増加するなど、イサザアミの有無は霞ヶ浦の生態系構造を大きく変えてしまう。霞ヶ浦におけるこのようなイサザアミの役割を明確にするため、大型コンクリート水槽を用いて実験を行った。

1984年1月に完成したコンクリート水槽(30×10m,水深3m,底に土を30cm入れる)2個に霞ヶ浦の湖水を入れ、毎分4ℓを掛け流した。1984年6月20日に一方の水槽にイサザアミ、約300gを加え、両水槽の水質、クロロフィルa、動物プランクトン、ベントスなどを翌年3月まで観察した。

調査は毎週1回行った。水温、DOはYSI-58型溶存酸素計で、透明度は直径15cm白色透明度板により計測した。クロロフィルa濃度は試水をWHATMAN GF/Cろ紙によりろ過しSCOR/UNESCO法により、動物プランクトン密度は直径30cm、網地NXX13の簡易プランクトンネットを底から垂直に引き上げ1つの水槽で3ヶ所採集しホルマリン固定後メスシリンダーに24時間静置し沈澱量を計測した。イサザアミ密度は直径40cm、網地NGG42の動物プランクトンネットを底から垂直に引き、1水槽5ヶ所で採集し、ホルマリン固定後、固体数および湿重量を計測した。底生生物は15×15cmのエックマンバーージ採泥器により1水槽3ヶ所で採集した。採集された底生生物は計数計量後ホルマリン固定し保存した。

水槽の水温は最高が1984年8月に32.6℃、また最低は1985年1月に3.6℃であった。イサザアミ導入前の両水槽の透明度は高く3mを超えクロロフィルa濃度は2μg/l以下であった。動物プランクトン密度はイサザアミ導入水槽でやや多く4.6ml/m³、無処理水槽では1.3ml/m³であった。底生生物のうちその主体を占めるユスリカ幼虫はイサザアミ導入水槽、および無処理水槽でそれぞれ湿重7.7および3.5g/m³であった。

イサザアミ導入水槽のイサザアミの密度は300g(1g/m²)導入しているにもかかわらず、動物プランクトンネットでは8月まで採集されなかった。8月に入りイサザアミは採集され始め、その密度は9月にやや増加しその後10月にさらに増加した。

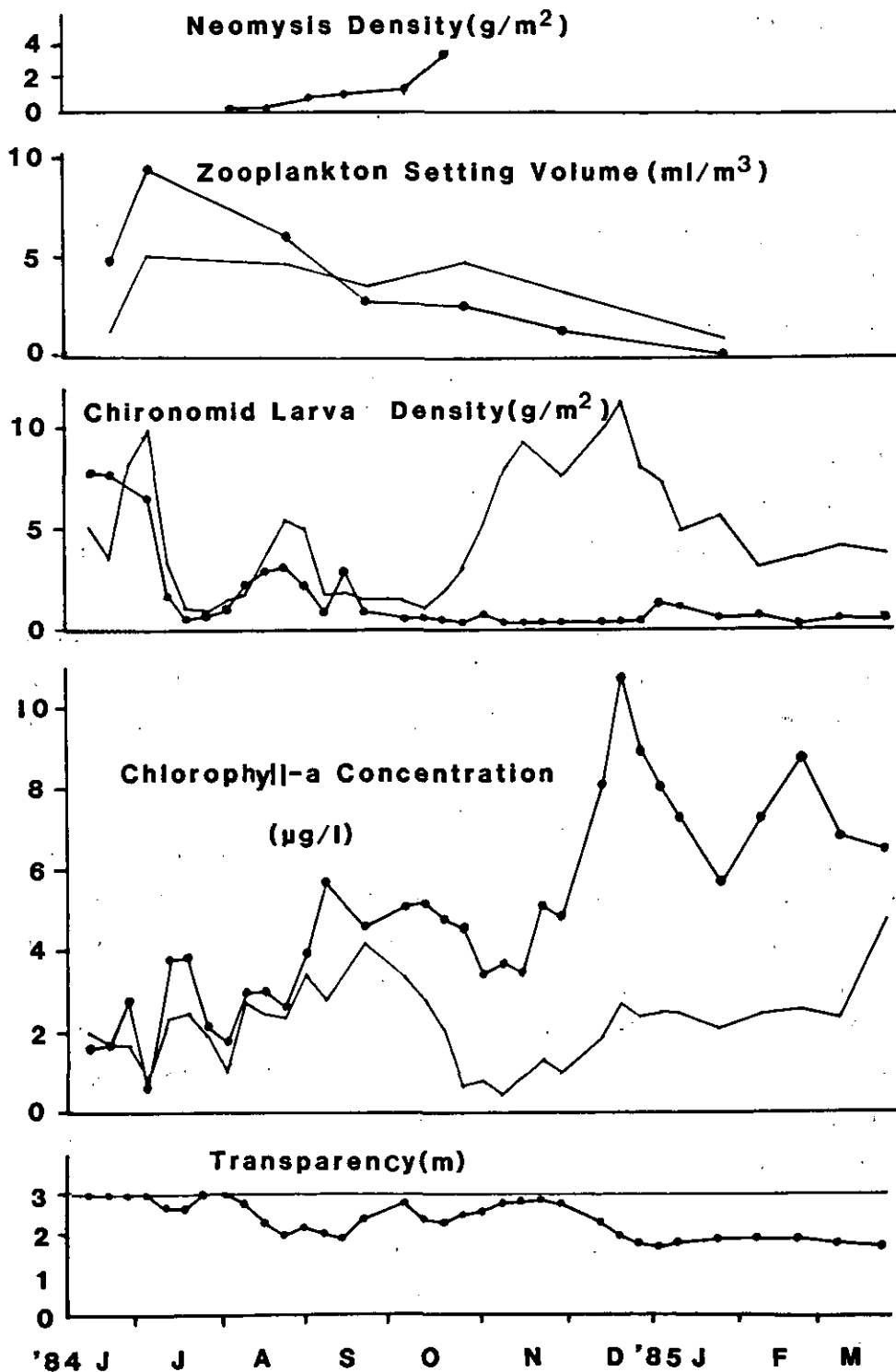


図1 イサザアミの導入による動物プランクトン、ユスリカ幼虫、
 クロロフィルおよび透明度への影響
 ●—— イサザアミ導入水槽
 —— 無処理水槽

両水槽の透明度は6月中3m以上あり、その後イサザアミ導入水槽では7月に一時的に2.7mとやや低下しその後回復したのち、8月から低下の傾向がみられその後は3mを超えることはなかった。一方、無処理水槽では常に透明度は3m以上あった。クロロフィルa濃度はイサザアミ導入水槽で透明度の低下した7月にやや増加したが8月まで両水槽に大きな差はみられなかった。しかし、9月よりイサザアミ導入水槽のクロロフィルa濃度は無処理水槽より高くなり12月には著しく高い値を示した。この傾向は3月まで続いた。動物プランクトン現存量は8月まで無処理水槽よりイサザアミ導入水槽の方が高かったが9月より低下が見られ、その後は常にイサザアミ導入水槽の現存量が下回った。ユスリカ幼虫の現存量は両水槽とも7月には著しく減少した。これは、ユスリカの羽化によるものと思われる。その後8月に両水槽とも増加しているが、増加量は無処理水槽の方が多く、9月には再び減少し、イサザアミ導入水槽では3月まで増加が見られない。しかし、無処理水槽では10月から増加が始まり12月には $11.2\text{ g}/\text{m}^3$ にまで達し、その後徐々に減少する。

これらの結果は、イサザアミの存在が動物プランクトンやユスリカ幼虫の現存量を制御していることを示しており、特にユスリカ幼虫に対しては極めて大きな影響を与えている。さらに、イサザアミ水槽のクロロフィルa増加が植物プランクトンを餌とするユスリカ幼虫や動物プランクトンの減少による捕食圧の低下によってもたらされたものであろうと思われる。また、イサザアミが底生生物や有機残さを食べることにより、底質から栄養塩を水中に持ち上げる作用も同時に検討しなくてはならない。

いずれにしても、イサザアミの存在がその捕食連鎖を通じて、その生息する水域の水質まで影響を与えることを示し、湖沼に於ける水質はそこに生息する生物相に強く依存しており、その生物相の管理により水質の改善を計ることが出来るであろう。

屋外実験池における栄養塩負荷濃度と懸濁態 C, N, P 及びクロロフィル濃度との関係

相崎 守弘 (水質土壌環境部)・河合 崇欣 (計測技術部)・
大槻 晃 (計測技術部)・青山 莞爾 (東邦大; 理学部)

1. はじめに

湖沼の藻類現存量が流入する栄養塩負荷によって支配されていることは多くの調査研究から明らかにされてきた。しかしながら、栄養塩の挙動には未解明の部分が多く残されている。特に、栄養塩負荷量と藻類現存量の関係は湖沼の富栄養化をコントロールする上で最も基本になる情報であるが、OECD等によって整理されたような経験的な関係しか得られておらず (OECD, 1982)、実験的な研究はほとんどない (Aizaki *et al.*, 1986)。

図1に霞ヶ浦における懸濁物中のクロロフィル a 含量とリン含量の比の季節変化を示すが、この比は0.1-2.4程度の値の間を激しく変化していた。これまで整理されたリンとクロロフィル濃度との関係では、この比は1.1以上の値になることはほとんどない。このように、霞ヶ浦のような実際の湖沼において、この値がしばしば1.1を越えているということは、リンの負荷量や湖水中のリン濃度の制御によって藻類量をコントロールしようとする場合に大きな誤差を生ずる原因になり、そのメカニズムを解明する必要がある。

本報告では臨湖実験施設にある屋外実験池を用いて栄養塩負荷濃度と滞留時間を変化させ、藻

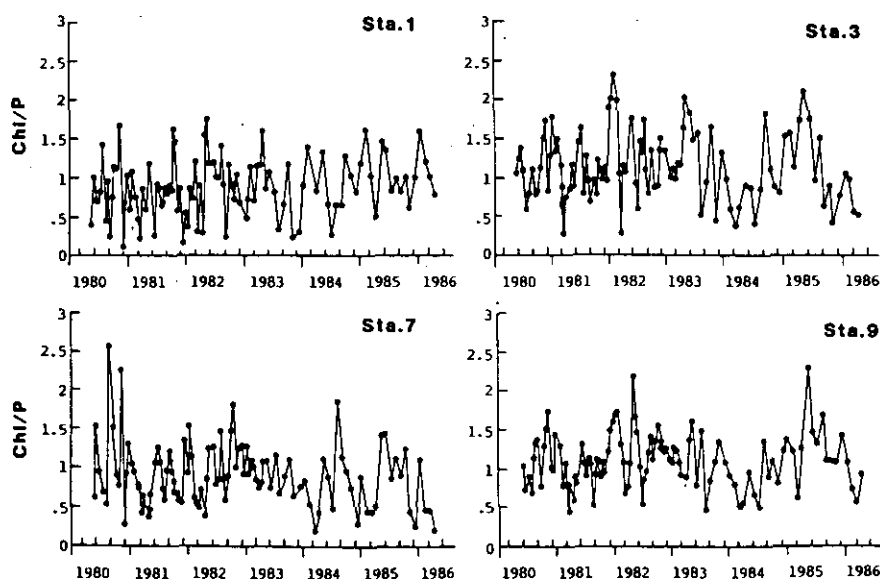


図1 霞ヶ浦における Chl/PP 比の季節変化

類現存量との関係について調べた結果について述べる。なお、関連する種々のデータに関しては相崎他（1988）を参照されたい。

2. 実験方法

表1に実験条件を示す。実験は1986年12月から1987年5月にかけて行った。水の滞留時間は霞ヶ浦の除濁湖水を用いて変化させた。リンの試薬としては KH_2PO_4 を用い、窒素の試薬としては NH_4NO_3 を用いた。N/P比は10になるように調整した。

表1 実験条件

実験値No.	滞留時間 (d)	リン負荷量 ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)	リン負荷濃度 ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)
1	40	10	0.230
2	20	10	0.116
3	10	10	0.058
4	10	20	0.115
5	20	10	0.114
6	40	5	0.115

3. 結果

図2に実験期間中の各実験池及び流入水中のクロロフィルa濃度の変化を示す。クロロフィル濃度は、1月から4月にかけて各池とも連続的に増加した。4月中旬以後は動物プランクトンの発生により、現存量の減少がみられた。

図3～5に流入リン負荷濃度と藻類現存量（クロロフィル濃度、POC濃度およびPON濃度）との関係を各月別に示した。2月においては流入リン負荷濃度とこれら藻類現存量を現す各濃度との間により直線関係がみられた。しかし、3月になると負荷濃度の低いP3の池の藻類現存量が高くなり、直線関係は認められなくなった。4月になると、クロロフィル濃度に関しては3月と同様にP3の池の濃度が高く直線関係はみられなかったが、POC、PONに関してはかなりよい直線関係が得られた。

図6に各池での懸濁物中のクロロフィル含量とリン含量の比を示す。1月から4月にかけて連続的に上昇しており、最高値はP3の池を除き約2程度の値となった。リン負荷濃度の低かったP3の池では他の池よりこの値は高くなり最高値は3.9というきわめて高い値になった。この期間の藻類優占種は1月下旬から2月中はP3を除き珪藻の *Nitzschia acicularis* であった。P3では珪藻の *Synedura ulna* が優占していた。3月初旬はP3を除き各池とも *Golenkinia radiata* が優占し、その後P1では *Ankistrodesmus falcatus* がP2、P3、P6では *Synedura ssp.* がP4、P5では *Nitzschia acicularis* が優占した。このように藻類種の違いによりこのような

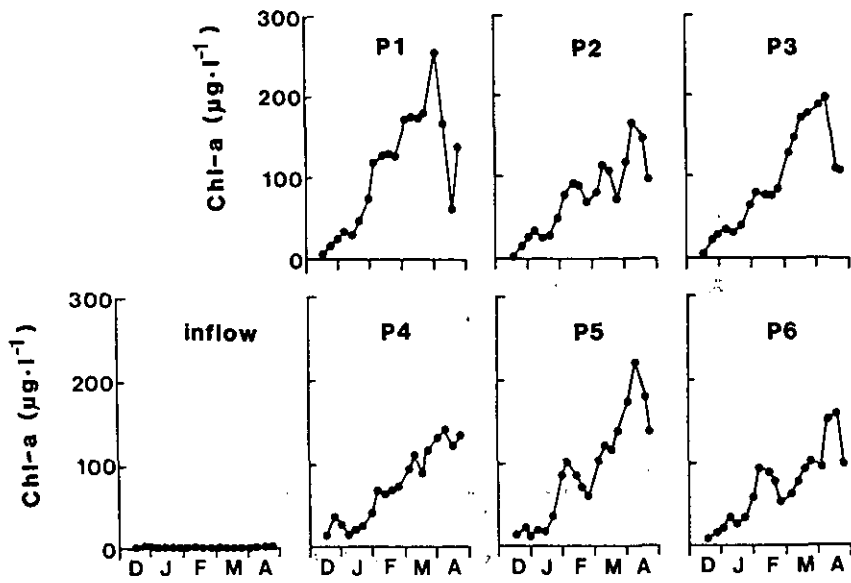


図2 各実験池及び流入水中のクロロフィル a 濃度の変化 (Dec. 1985-Apr. 1986)

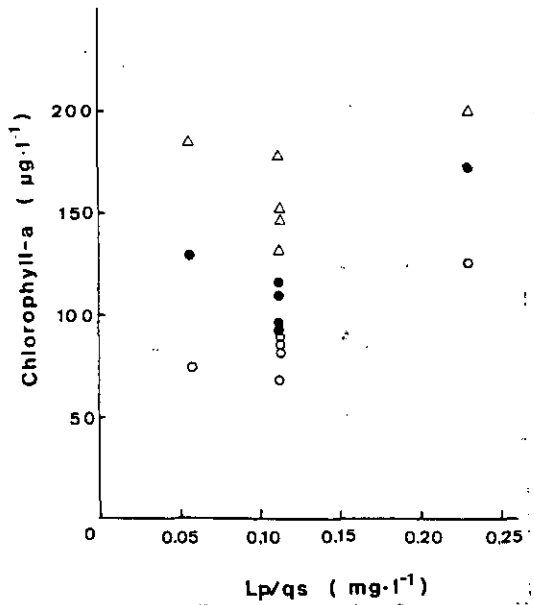


図3 流入リン負荷濃度 (L_p/q_s) と池内クロロフィル a 濃度との関係

(○), Feb. ; (●), Mar. ; (△), Apr. 1986.

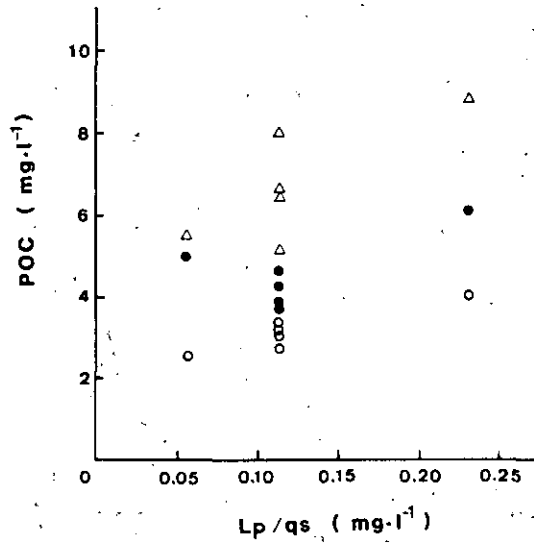


図4 流入リン負荷濃度 (L_p/q_s) と池内 POC 濃度との関係
 (○), Feb. ; (●), Mar. ; (△), Apr. 1986.

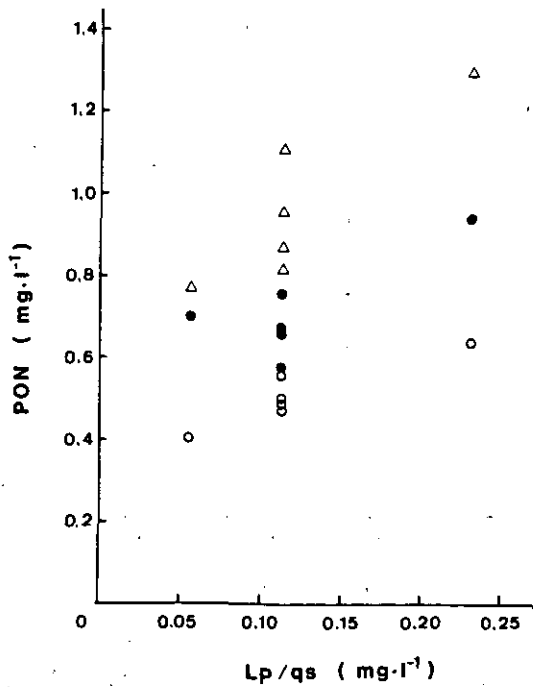


図5 流入リン負荷濃度 (L_p/q_s) と池内 PON 濃度との関係
 (○), Feb. ; (●), Mar. ; (△), Apr. 1986.

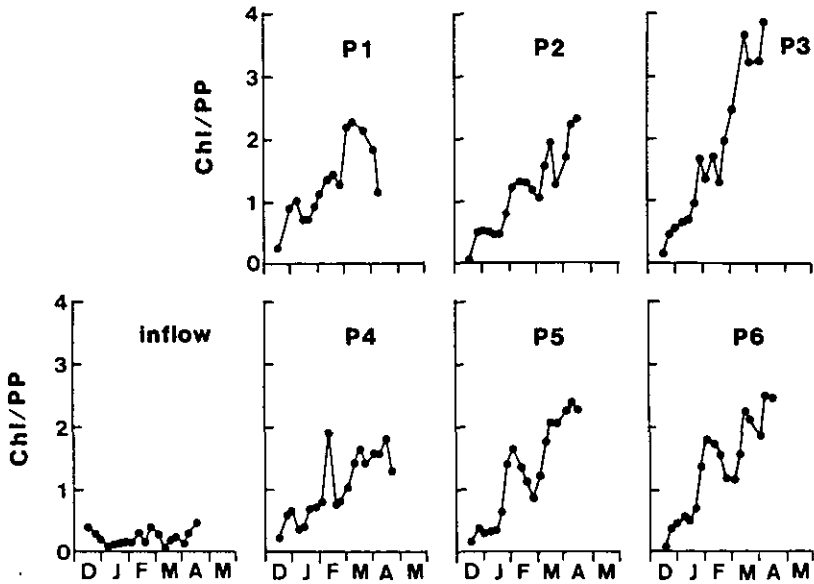


図6 各実験池及び流入水中の Chl/PP 比の変化

Dec. 1985 - Apr. 1986.

違いが生じたとは考えられない。

図7及び8に POC, PON 量とリン含量の比を示す。Chl/PP 比と同様に, 1月から4月にかけて連続的に上昇した。しかし Chl/PP 比とは異なって P3 で特に高い値とはならなかった。

栄養塩負荷濃度の同じ P2, P4, P5, P6 の実験を比較すると, Chl/PP, POC/PP および PON/PP 比とも, 滞留時間の長い P6 で高くなり, 滞留時間の短い P4 で低くなる傾向がみられた。すなわち, 滞留時間が長いとリンが有効に使われ多くの藻体が形成されるが, 逆に滞留時間が短いとリンの利用効果が低下することが明らかとなった。また栄養塩負荷濃度の異なる P1, P2, P3 を比較すると, 栄養塩負荷濃度の低い P3 でリンは最も有効に利用され, 負荷濃度の高い P1 ではリンの利用効率が低下する傾向を示した。しかしながら, P3 の池で観測された Chl/PP 比 3.9 という高い値が, 特定の条件下で一般的に観測されるものであるのかどうか, 詳細な機構はまだ不明である。

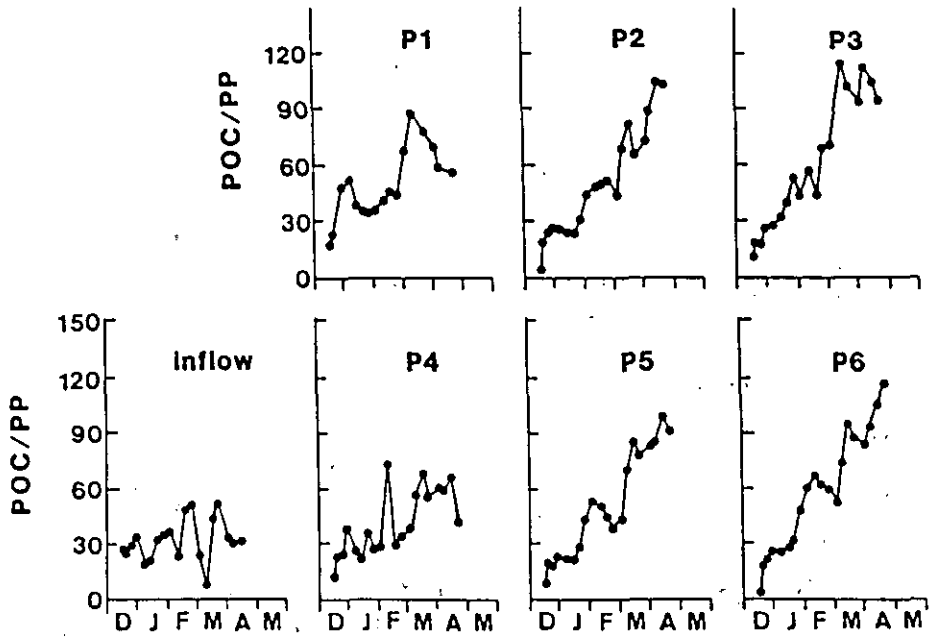


図7 各実験池及び流入水中の POC/PP 比の変化

Dec. 1985 - Apr. 1986.

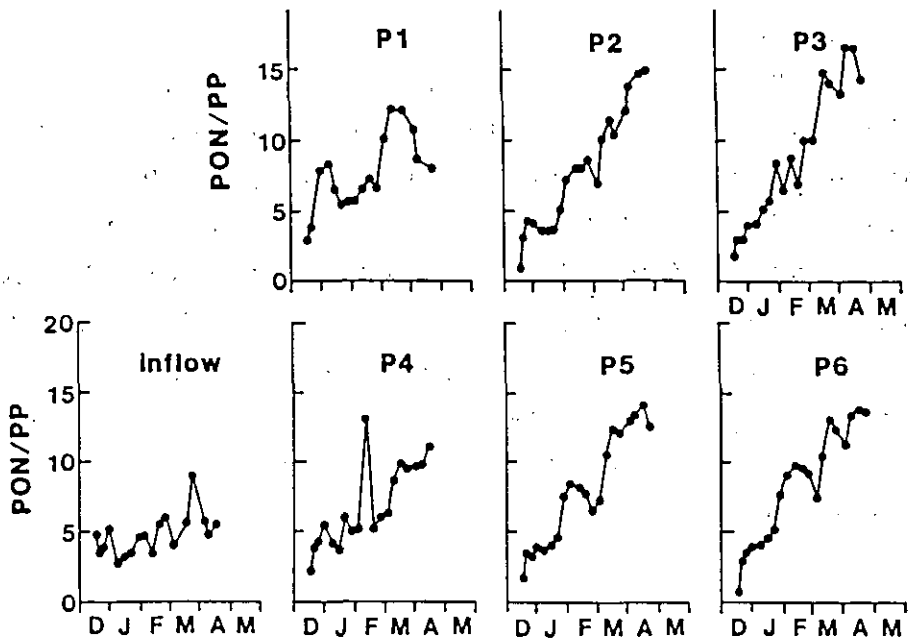


図8 各実験池及び流入水中の PON/PP 比の変化

Dec. 1985 - Apr. 1986.

引用文献

Aizaki, M., A. Otsuki and T. Kawai (1986) : Relationship between nutrient loading and phytoplankton standing crop in outdoor experimental ponds with continuous flow system. *Water Res.*, 20, 859-863.

相崎守弘, 河合崇欣, 大槻 晃, 花里孝幸, 青山莞爾 (1988) : 屋外実験池における池沼の自然浄化機能. 国立公害研究所研究報告 R117, 179-221.

OECD (1982) : *Eutrophication of Waters*. OECD, Paris.

藻類種組成決定因子としての溶存無機 炭素濃度 (DIC) と pH

河合 崇欣 (計測技術部)

1. はじめに

測定された水質の良否を判断することは水質計測の基本的な動機である。しかし、重金属や有害物質など毒性が確認されているもの以外では、自然の因子(水温や栄養塩類など)の変化パターンに持ち込まれた人為的な歪を環境中で検出することも、さらにはその変化の意味を評価することも非常に難しい。にもかかわらず、環境に望ましくない変化を引き起こすと言う点では、単なる歪でも単独で毒性が確認されている物質の環境中への拡散に劣らず重大な意味を持つことも少なくない。

炭酸ガス問題は、殆ど温室効果による平均海面の上昇や砂漠化地域の移動や拡大などを危惧して取り上げられているが、光合成生物にとっては欠乏し易い栄養塩の一つのようである。現存の各種植物は炭酸ガスの供給を増やせば光合成速度を高めることができることは良く知られている。また、以下に整理したように、水中の植物たちは炭酸ガスの確保のためにいろいろな生理的形質を獲得して炭酸ガスの不足に対処している。これが比較的最近のものであることは、種間でやり方がかなり異なることから推定される。即ち、地表付近の炭素の循環は十分行われず、植物にとって利用可能な炭酸ガスの供給条件は少し長い目でみれば悪化の一途をたどっていることも考えられる。

さて、現在の環境問題の一つに種の保全がある。自然界で制御因子になりやすい条件を持っている物質の濃度の変化パターンや循環の機構に人為的な歪を与えると、それが種間の競合のバランスを崩して、ある生物種の絶滅につながる恐れがある。水域の生態系を支える基本条件としての全炭酸濃度とその溶存形態が植物プランクトンの組成や遷移に与える影響を知ることは水質をこのような視点から管理する上で重要である。この点から、酸性降水物の影響(水への酸負荷と pH, アルカリ度の低下)も考えてみる。

2. 水生植物プランクトンの炭素吸収における競合と炭酸水素イオンの利用

水中の炭酸は、絶対的な濃度だけでなく、pHによって各溶存種の比率が変わる(図1)。CO₂(aq.), H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻が主な溶存形態であるが、CO₃²⁻イオンを光合成の炭素源として直接取り込むことが出来る種は知られていない。炭酸水素イオンも光合成の炭素源として使われるらしいと言うことはかなり古くから知られていたようである。しかし、その利用能力は種によってかなり異なると言うことが知られるようになってきた。近年の環境問題とも関連して、水質因子の一つとしても重要である。

Competition for inorganic carbon may be an important factor determining the outcome of seasonal and longer-term changes in the species composition of productive freshwaters. The reduction or loss of submerged macrophytes in certain recently enriched lakes may result partly from carbon competition with phytoplankton. (S. C. Maberly & D. H. N. Spence, 1983)

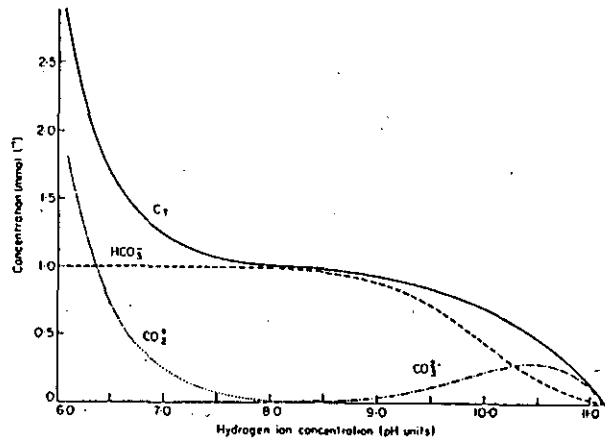


FIG. 1. Concentrations of total carbon (—) (C_T) and its constituents: (.....) CO_2 ; (---) HCO_3^- ; and (-·-·-) CO_3^{2-} , as functions of pH in 1.0 m-equiv. l^{-1} $KHCO_3$ solution at 20 °C.

図1. アルカリ度一定下での炭酸濃度と pH

(S. C. Maberly & D. H. N. Spence (1983))

光合成において HCO_3^- が利用されている (CO_2 でなく, HCO_3^- を取り込む) という事この最小の判断は, 光合成の速度と炭素源である炭酸溶存種の濃度との関係を考察することからきた。James (1928), Steeman-Nielson (1947), Osterlind (1951), Steeman-Nielson & Jensen (1956), Steeman-Nielson (1960), Ravan (1966) らによる初期の review がある。(J. A. Ravan (1968))

Those species which remove 5% or less of the available carbon are taken to be unable or poorly able to use HCO_3^- . Such macrophytes may benefit from : (i) growing in unproductive lakes that do not experience carbon depletion ; (ii) seasonal access to aerial CO_2 ; (iii) high CO_2 concentrations in and close to the sediment. (S. C. Maberly & D. H. N. Spence, 1983)

3. 溶存無機炭素濃度 (DIC) と光合成速度

光合成速度は一般に吸収可能な炭酸ガス濃度に比例する (飽和レベルまで)。フィールドで測定された DIC の意味は, 各々の植物の飽和レベル以上, 比例領域 (と係数), 補償点以下のどの

濃度に属するのと言うことから理解される。

Measure of the DIC uptake ability of phytoplanktons

(1) CO_2 * or HCO_3^- compensation point (e. g. Hough & Wetzel, 1978) Definition of the carbon dioxide compensation point : The CO_2 compensation point is the environmental CO_2 concentration at which gross photosynthesis limited by low CO_2 to the extent that equals respiratory CO_2 release, and net photosynthesis becomes zero.

(2) carbon-extracting ability ; (Ct/alkl) pH end (Maberly & Spence, 1983)

Mechanism of the enhancement of DIC uptake ability for phytoplanktons

generally, lower ability for C3 plants and higher for C4 plants.....

(1) HCO_3^- ion pump (light dependent, e. g. Kaplan et al., 1982)

(2) CO_2 accumulation in the cell (protain, e. g. Beardall & Raven, 1981)

(3) carbonic anhydrase (outside of the cell ? e. g. Weaver & Wetzel, 1980)

(4) photorespiration ? (e. g. Peltier & Thibault, 1985)

(5) dark DIC uptake (e. g. Church, Cohen, Gallegos & Kelly, 1983)

(6) others

日本の湖沼のアルカリ度は $0.1 \mu\text{eq}/\text{l}$ 以上から $3.0 \mu\text{eq}/\text{l}$ 以下まで広く分布している(環境庁全国湖沼調査)。特に富栄養化した生産性の高い湖ではpHの変動幅も大きく、溶存炭酸の濃度、溶存形態ともに大きく変化していると思われる。従って、そこに生息する植物たちにとっては光合成のための炭素源の供給条件は安定で十分なものではないであろう。

調査対象の湖沼で、溶存無機炭素(全炭酸)濃度とその溶存形態(pH)を連続的に測定することは、優占藻類種と非優占種との関係を理解する上で有効であろう。

4. 水質自動連続測定法の検討とその応用

—淡水植物プランクトンの炭酸ガス、酸素代謝に対するpHの影響—

筆者らは、臨湖実験施設のモニター装置および多目的実験池を用いて、藻類増殖過程の水質変化の自動連続測定法を研究している。第一回炭酸ガス膜電極を用いるDICの連続測定、第二回連続測定結果の時間微分法の日変動パターンの特徴(一、二回とも表題は別)に続いて最近の研究結果の一部を報告する。

4-1. 実験方法

3つの多目的実験池(一辺3mの六角形、深さ約1.8m、容量約41 m^3)に砂ろ過をした霞ヶ浦の湖水を注ぎ、平均滞留時間が約20日になるように調整した。同時にリン(KH_2PO_4)、窒素(NH_4NO_3)を栄養塩として添加し、水中ポンプを用いて水を攪拌した。詳しくは第2回研究発表会、相崎の報告を参照して下さい。

藻類が増殖し、指数増殖期の後半に入った頃から塩酸を添加し約4日で中和が完了しpHが4まで下がるようにした。その後は注入されるろ過湖水によってpHが上がるのを抑える程度にときどき塩酸を添加した。約一週間後、一つは炭酸ナトリウムでアルカリ度とpHを回復させ、一つは、更に塩酸を加えてpHを3以下にまで下げた。残る一つは、引続きpH4前後に維持した。

測定は、この過程について、pH、DO、DICおよび塩酸を連続測定した。藻類種組成、クロロフィル、栄養塩濃度、溶存無機元素濃度を1日1回ないし1週間に2回程度測定した。日射量、風向風速、気温その他関連する気象項目は、臨湖の敷地内にある気象モニターの測定値を用いた。詳しくは、前回報告を参照して下さい。

4-2. 結果

溶存酸素、溶存無機炭素濃度の測定例を図2に示す。光合成、呼吸に伴う酸素と炭素（炭酸）の代謝は一般に(1)式で表わされており、

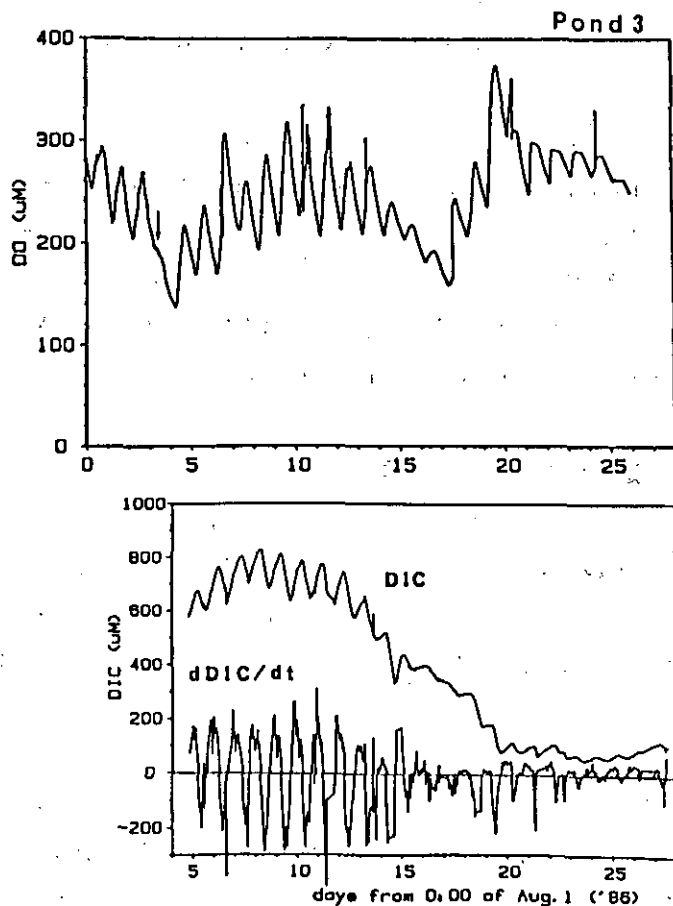


図2 酸の添加過程における藻類増殖池のDO、DICの連続測定曲線

出入りの向きは逆であるが、比率は1 : 1 (注1)である。藻類増殖過程における DO, DIC の変化とその時間微分曲線に見られる特徴については前回は報告した。その主な内容は、

- (1) 昼間は光合成 (gross) 速度が呼吸量を凌ぎ、DO が増加し DIC が減少するが、夜間は呼吸のみになるので DO が減少し DIC が増加する。増殖期には一日の光合成量は呼吸量より大きく、溶存酸素は少し増え全炭酸は少し減る。この時の残留有機物が純生産であり、蓄積や増殖に使われる。一般に流入流出、大気とのガス交換、底泥から供給など系外とのやりとりではこれらの過不足分を補足しきらない。そのために誘導期、指数増殖期、(定常期)、衰退期を反映した周期の大きい変化の波が現れる。これに日変動の波が重なって、全体としての基本的な DO, DIC の変動パターンが形成される。
- (2) この基本変動パターンは、いろいろな原因で形が変わる (歪む)。大気とのガス交換など藻類の生活状況とは直接関係のないものもあるが、光や栄養塩類の過不足、阻害物質による影響など種の保存や遷移に重大な影響を与える場合もあると思われる。

クロロフィル-a で規格化した DO 変化速度 (純生産速度の近似値) を日射量に対して、プロットしたものを図3 A-D に示す。A は誘導期の終わり頃、B は指数増殖期、C は指数増殖期の終わりから (定常期)、D は減衰期のいずれも晴天日の測定結果である。イ) 同じ強さの光のもとでも午前と午後とでは純生産速度が異なること (履歴現象) が示された。ロ) 午前中の立ち上がりは徐々に緩くなり、その日の最高速度に達する時刻は遅くなった。ハ) 誘導期の結果では最高速度に達した後は、日射量の変化に対する生産速度の変化が殆ど見られず、いわゆる光飽和状態を示したと思われる。ニ) 以後、最高速度に達する時刻が遅れ、同じ光強度でも午後は生産速度が低くなったのは密度効果と吸収可能な炭酸源の不足を反映したと思われる。ホ) しかし、朝の光補償点 (測定は開放系で、藻類以外の生物も少し共存するので、見かけの補償点) は増殖期の終わり近くまで殆ど変化しなかった。この朝の見かけの光補償点が増殖段階で変化しないことは、夜の間に炭酸ガス濃度などの条件が回復するためと思われ、藻類の生理的 (健康) 状態を判断する指標として使えるかも知れない。

以上は、酸を加えない時の測定結果について述べたものであり、実際の湖沼でも共通する結果を含むものと考えられる。

次に酸を添加して行ったときの測定結果について述べる。図4に酸添加前後の過程での各池の pH, クロロフィル, 主要藻類種組成の経時変化を示す。各池とも pH の低下は優占種の増殖には影響を与えておらず、pH 4 前後の低いところで増殖した。しかし、Pond 3 で pH を 3 以下に下げたところ、それが原因と思われる顕著な減少が見られた。その時の DO 測定値とその時間微

注1 : 実際には出入りする酸素炭素の比はいろいろな条件で1にならないことが知られてきた。

(例えば、Williams, Raine & Bryan, 1979)

分曲線を図5に示す。昼間十分な日射量がある時間帯に DO の濃度変化がない=補償点状態=が現れていた。朝の光補償点、DO 変化速度の立ち上がりなどは酸が入っていない池での測定値と殆ど変わらなかったの呼吸可能な炭酸ガスの不足による見かけの CO_2 補償点状態であると思われる。このような状態では藻類自体は健康でも増殖は出来ず急速な減少(沈澱?)が見られた。この時の DIC 連続測定値を図2下に示した。 CO_2 補償点状態の時の DIC (CO_2) 濃度は約 $80 \mu\text{M}$ であった。表1に示したように、近縁種の真の CO_2 補償点に比べると随分大きいのが、系外から供給される分を固定しているの見かけ上このようになっているものと思われる。

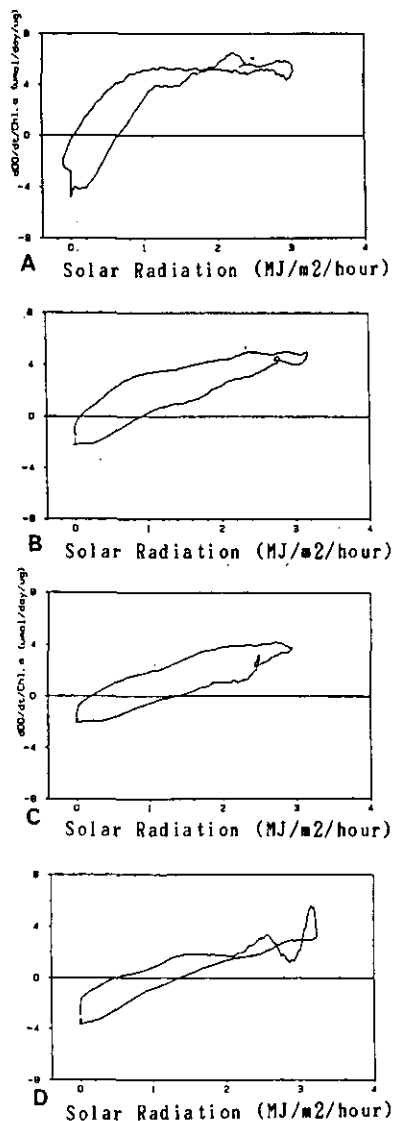


図3 クロロフィルで規格化した DO 変化速度 vs 日射量
 A: 誘導期, B: 指数増殖期, C: (定常期), D: 減衰期

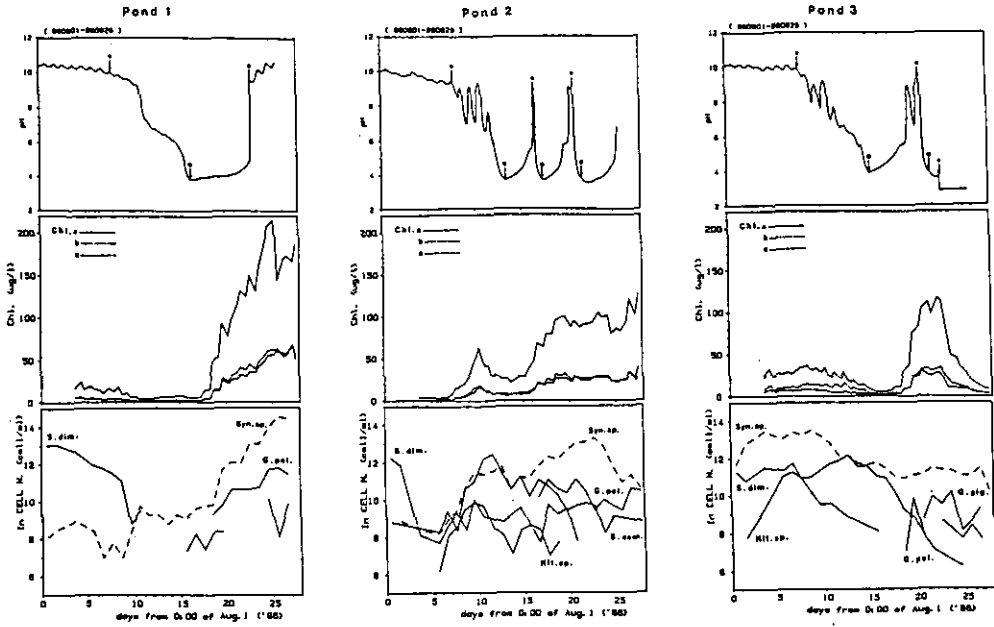


図4 pH, クロロフィル, 優占した植物プランクトンの種組成

S. dim. : *Scenedesmus dimorphus*, S. sem. : *Scenedesmus sempervirens*,
 G. pol. : *Gloeocystis polydematica*, G. gig. : *Gloeocystis gigas*,
 Syn. sp. : *Synechocystis sp.*, Nit. sp. : *Nitzschia sp.*

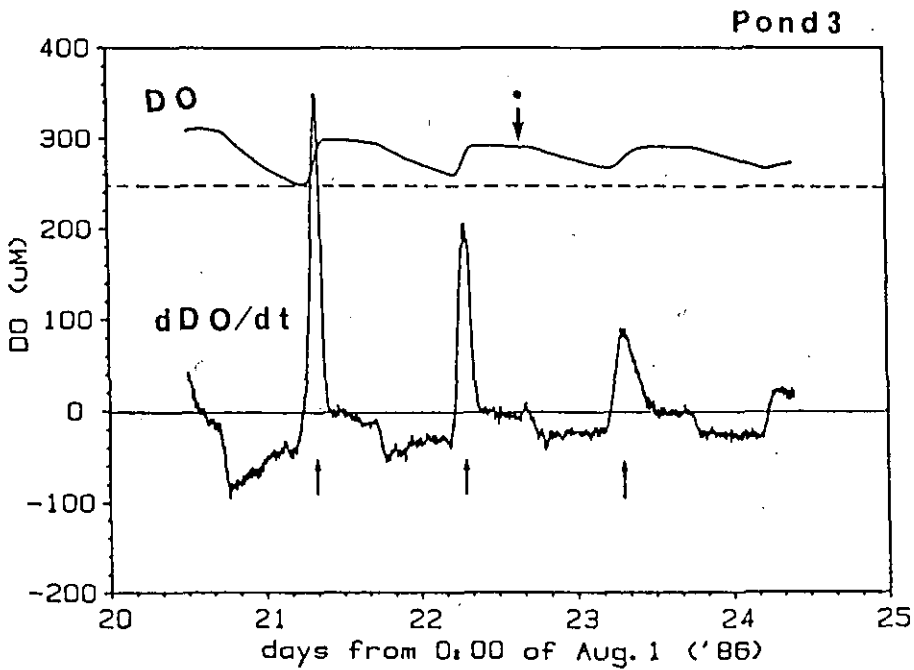


図5 CO₂補償点状態が現れた時のDOおよびその時間微分曲線

表1 各種植物プランクトンのCO₂補償点

Co₂ Compensation Points of Several Species of Fresh water Algae
(by Birmingham & Colman, 1979)

Chlorophyceae	chlorella type (3 sp.)	0.47 μM
	macrophytes type (4 sp.)	1.38
	this work	80
Bacillarisphyceae	plankton type (5 sp.)	1.07
Cyanophyceae	plankton type (3 sp.)	0.78

*) pH 5.3-5.8

**) Oxygen concentration 21%

以上、酸の添加により炭酸ガスの供給条件が悪化した状態で藻類が増えたために増殖を維持できなくなった時の状況を推定するのに有効な結果が得られた。

後記：この報告は、相崎守弘、大槻 晃、菊池京子（筑波大・院）、青山莞爾（東邦大）らの各氏と行ってきた研究の一部を含むものである。

引用文献

- Beardall, J. A. Raven (1981); Transport of inorganic carbon and the CO₂ concentrating mechanism in *Chlorella emersonii* (Chlorophyceae). *J. Physiol.* 17, 134-141
- Church, M. R., R. R. H. Cohen, C. L. Gallegos & M. G. Kelly (1983); Evidence for carbon uptake and storage in the dark with subsequent photosynthetic fixation by cultures of mixed chlorophyceae. *Arch. Hydrobiol.* 98 (4), 509-522
- Hough, R. A. & R. G. Wetzel (1978); Photorespiration and CO₂ compensation point in *Najas flexilis*. *Limnol. Oceanogr.* 23 (4), 719-724
- Kaplan, A., D. Zenvirth, L. Reinhold & J. A. Berry (1982); Involvement of a primary electrogenic pump in the mechanism for HCO₃⁻ uptake by the cyanobacterium *Anabaena variabilis*. *Plant Physiol.* 69, 978-982
- Maberly, S. C. & D. H. N. Spence (1983); Photosynthetic inorganic carbon use by freshwater plants. *J. Ecol.* 71, 705-724
- Peltier, G. & P. Thibault (1985); O₂ uptake in the light in *Chlamydomonas*. *Plant Physiol.* 79, 225-230
- Ravan, J. A. (1986); The Mechanism of Photosynthetic Use of Bicarbonate by *Hydrodictyon africanum*. *J. Exper. Bot.* 19 (58), 193-206
- Weaver, C. I. & R. G. Wetzel (1980); Carbonic anhydrase levels and internal lacunar

CO₂ concentrations in aquatic macrophytes. *Aquatic Botany* 8, 173-186

Williams, P. J. leB., R. C. T. Raine & J. R. Bryan (1979); Agreement between the ¹⁴C and oxygen methods of measuring phytoplankton production : reassessment of the photosynthetic quotient. *Oceanol. Acta* 2 (4), 411-416

池水 pH 連続測定におけるガラス電極の 起電力安定性について

河合 崇欣 (計測技術部)

1. はじめに

現場における自動連続測定法が信頼性の高い、かつ実用的な手法の一つであるためには測定システムの安定性が十分高いことが必要である。なかでも直接試料にふれるセンサー類の保守管理は最も手間のかかる作業である。従って、センサーの安定性は実用性の基本的な目安であるが、1ヶ月位無保守で使えれば有効と判断して良いようである (例えば, Oesch *et al.* 1987)。

pH ガラス電極は、最も広く使われている水質測定用センサーの一つであるが現場での安定性に関する議論は以外に少ないように思われる。これは、化学的、物理的、生物的なあらゆる不安定化因子が複雑に絡み、それがそれぞれのフィールドによって微妙に異なっていると思われるので一般的な議論は出来ないと思われているためであろう。筆者も、実際に使ってみるまでは「どうせダメだ」と思っていたが、以下に述べるように、有数の富栄養湖である霞ヶ浦を模擬した実験池で思ったより安定性が良いことが分かった。きわめて初歩的な資料であるが、簡単に述べる。

2. 実験

霞ヶ浦のろ過湖水を用いて藻類の増殖実験を行っている臨湖実験施設の多目的実験池で実際の測定のための校正作業として行った。pH の連続測定に使用している複合型ガラス電極 (DKK 6400, 6430型。インピーダンス変換, 自動温度補償回路内蔵) について、週に1-2回 pH 4, 7, 9 (武田薬品 pH 標準緩衝溶液) に対する出力 (mV) をデジタルマルチメータ (M2506A, 横河) を用いて測定した。その時の緩衝溶液の温度は棒状アルコール温度計で計った。測定には電位差測定の経験を持たない2人の人が一週間交代で従事した。

ここで用いた電極の起電力は、測定試料の温度によらず25°Cのときの pH 値に換算されて出力されるので、測定時の標準緩衝溶液の pH 値を読み、測定された出力と比較して標準電極電位 (と傾き) の安定性をみた。

今回用いた電極の特性から、標準起電力の安定性のチェックは(2)-(4)式、電位勾配のチェックは(5)-(7)式で計算し、安定性もしくは勾配の理論値との比較を行えばよい。実用上は理論値からのズレはさほど重要ではない。

$$E_{0(4)} = S_{25} * (pH_{25(7)} - pH_{25(4)}) \quad (1)$$

$E_{0(4)}$: 25°C, pH 4 の標準緩衝液中での起電力

S_{25} : 25°Cの理論電位勾配 (-59.15mV/pH)

$pH_{25(7)}$: 25°C, pH 7 の標準緩衝液のpH値

$$\Delta E_0 = E_t(4) - E_0(4) = S_{25} * (pH_t(4) - pH_{25}(4))$$

$$E_0(4) = E_t(4) - S_{25} * (pH_t(4) - pH_{25}(4)) \quad (2)$$

$$E_0(7) = E_t(7) - S_{25} * (pH_t(7) - pH_{25}(7)) \quad (3)$$

$$E_0(9) = E_t(9) - S_{25} * (pH_t(9) - pH_{25}(9)) \quad (4)$$

$$St_{47} = (E_t(4) - E_t(7)) / (pH_t(4) - pH_t(7)) \quad (5)$$

$$St_{79} = (E_t(7) - E_t(9)) / (pH_t(7) - pH_t(9)) \quad (6)$$

$$St_{94} = (E_t(9) - E_t(4)) / (pH_t(9) - pH_t(4)) \quad (7)$$

3. 結果

一本の電極が、約1年間働き続けた例について述べる。

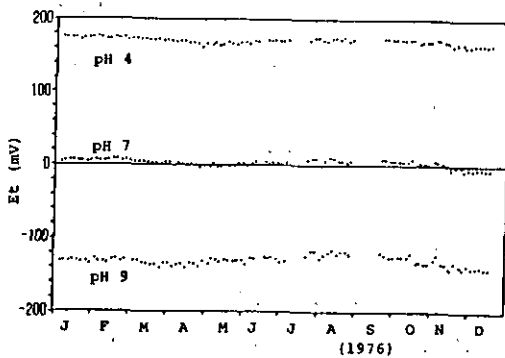


図1 標準緩衝液中でのガラス電極の起電力の経時変化

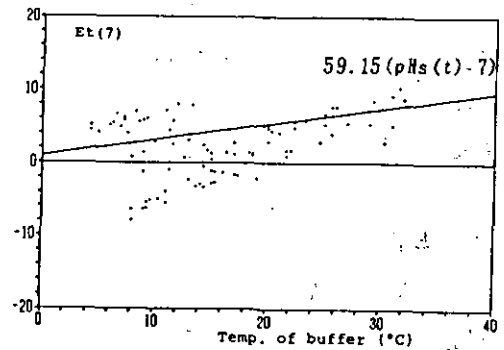


図2 ガラス電極起電力の温度変化

引用文献

Oesch, U., E. Malinowska & W. Simon (1987); Bicarbonate-Sensitive Electrode Based on Planar Thin Membrane Technology. *Anal. Chem.* 59, 2131-2135

なぜアオコ (*Microcystis*) が優占するのか

高村 典子 (生物環境部)

Microcystis は世界中の富栄養湖に普通に出現する。*Microcystis* が優占する湖は必ず、湖水の TP, TN が高い (だいたい $TP > 80 \text{ mg m}^{-3}$, $TN > 500 \text{ mg m}^{-3}$)。こうした湖は今のところ例外なく、水深が13m以下と浅い。しかし、湖水の TP, TN が高く、水深が浅い湖に必ず *Microcystis* が大発生するかというとはそうではない。水温が11–12°C以下では増殖しないことが、実験からわかっている。*Microcystis* が優占する湖で夏期の水温が最も低いのは、スウェーデンの Vombsjon 湖の17°Cである。湖水の TP, TN が高く、水深も浅く、夏の水温が18°Cにもかかわらずイギリスの Loch Leven やスコットランドの Lough Neagh では *Oscillatoria* の大発生が知られている。これらの湖になぜ *Microcystis* が優占しないのかはよくわからないが、富栄養化するとラン藻の仲間が優占することは確からしい。

なぜアオコと呼ばれるラン藻が大発生するかについては、幾つかの仮説がある。1) 栄養塩の吸収効率が良い。2) CO_2 の吸収能が他の植物プランクトンより優れている。3) 鉄をキレートする能力がある。4) 他の藻類の生長を阻害するような物質を出す。5) 動物プランクトンに食われにくい。6) 細胞の持つガス胞を調節して表層の光と低層の栄養塩の双方を享受できる。7) 固体群の損失が少ない、などである。また、ラン藻には、窒素固定を行う種があり、そうでない種でもラン藻に特有の cyanophycin granules で窒素を蓄えることができるため、窒素不足に対して他の藻より強いと言われている。また、*Microcystis* は他の真核藻類より近紫外域による光合成の阻害を受けにくいという研究もある。どの仮説もそれを実証するデータが蓄積されつつあるが、まだまだ研究の余地は残されているし、未知の要因が関係している可能性もある。

このような観点から、霞ヶ浦に出現する *Microcystis* の、1) 光合成特性、2) 窒素吸収特性、3) 沈降による固体群の損失、について検討した。

1) 光合成特性

Microcystis の光-光合成曲線は光飽和型で強光による阻害は認められなかった。*Microcystis* の30°Cでの最大光合成速度 (P_{max}) および低光量域での量子収率を淡水の他の植物プランクトンと比較したのが表1と表2である。このように、特に高温条件(30°C付近)下での *Microcystis* の光合成の効率は低光量域から高光量域まで高いと言える(なお、George 湖は *Microcystis* が優占する湖である)。他の幾つかの藻類で知られている様に、*Microcystis* の潜在光合成能も、早朝に高く午後は下がる。*Microcystis* は早朝は水表面に集積することが霞ヶ浦でも観察されているが、潜在光合成能の高い早朝に水表面にいて光を有効に利用しているといえる。

表1 植物プランクトンの光一光合成曲線の最大光合成速度の比較

Species or lakes	Exp.temp. (°C)	P _{max} (gO ₂ /gChl. a/h)
<i>Microcystis</i>		
in Lake Kasumigaura	11-30	8-35
L.Neagh	4-19	2-14
L.Leven	2-20	2-20
Windermere	4-20	2-10
L.Ontario	2-25	1-15
L.George	15-35	15-28

表2 植物プランクトンの光一光合成曲線の低光量域での量子収率の比較

Species or lakes	Exp.temp. (°C)	Initial Slope (gC/gChl. a/ly)
<i>Microcystis</i>		
in Lake Kasumigaura	11-30	1.9
<i>Synedra</i> in a pond	10-30	1.8
<i>Anabaena</i> in a pond	10-30	0.7

表3 植物プランクトンの窒素の最大吸収速度 (V_{max} : h⁻¹)

	Ammonium (h ⁻¹)	Nitrate (h ⁻¹)	Urea (h ⁻¹)	Reference
<i>Skeletonema costatum</i>	0.05-0.10	0.02-0.26	0.052-0.217	Collos and Slawyk (1979)
<i>Skeletonema costatum</i>			0.024	Horrigan and McCarthy (1981)
<i>Thalassiosira pseudonana</i>			0.060	Horrigan and McCarthy (1981)
<i>Phaeodactylum tricornutum</i>	0.15			Goldman and Glibert (1982)
<i>Thalassiosira weissflogii</i>	0.10			Goldman and Glibert (1982)
<i>Chaetoceros simplex</i>	0.10			Goldman and Glibert (1982)
<i>Dunaliella tertiolecta</i>	0.05			Goldman and Glibert (1982)
Oligotrophic sea	0.008-0.009	0.01-0.04		MacIsaac and Dugdale (1972)
New York Bight	0.052	0.027		Garside (1981)
Sargasso Sea	0.01-0.05	0.002-0.02		Glibert and McCarthy (1984)
Chesapeake Bay	0.02-0.03	0.01		Glibert and McCarthy (1984)
Chesapeake Bay	0.02-0.03			Wheeler <i>et al.</i> (1982)
Caribbean Sea	0.01-0.055			Glibert and McCarthy (1984)
Arctic Sea	0.003-0.006	0.0015-0.003		Whalen and Alexander (1984)
Pacific Ocean	0.014 >	0.006 >	0.010 >	Kanda <i>et al.</i> (1985)
Lake 885	0.028-0.037			Murphy and Brownlee (1981)
Lake Castle	0.004-0.013			Axler <i>et al.</i> (1981)
Lake Castle	0.001-0.003	0.0002-0.0008		Axler <i>et al.</i> (1982)
Lake Kinneret	0.035	0.009		Berman <i>et al.</i> (1984)
Lake Kinneret	0.02-0.03			Sherr <i>et al.</i> (1982)
Lake Taupo	0.009-0.012	0.005		Priscu and Priscu (1984)
<i>Microcystis</i>				
in Lake Kasumigaura	0.15-0.17	0.025-0.046	0.040	Present study

表4 植物プランクトンの沈降速度 (m d⁻¹)

Species or lakes	Sinking Velocity	
<i>Microcystis</i> in Lake Kasumigaura	0.0045	(June–August)
	0.020	(September)
	0.24	(October)
<i>Synedra</i> in Lake Kasumigaura	0.2–1.0	
	4.0–6.0	(just before disappearance)
<i>Melosira</i> in Lake Kasumigaura	0.2–1.7	
	15–16	(just before disappearance)
<i>Aphanizomenon</i> in Lake Constance	0.03–0.04	
<i>Fragilaria</i> in Lake Constance	1.3–16.6	
<i>Asterionella</i> in Lake Constance	0.8–8.1	
<i>Microcystis</i> in a reservoir	0.1–1.0	
<i>Asterionella</i> in a reservoir	0.1–3.7	
<i>Melosira</i> in a reservoir	0.2–12	

2) 窒素吸収特性

Microcystis によるアンモニア態窒素, 硝酸態窒素, 及び尿素の最大吸収速度 (V_{max}) を他の植物プランクトンと比較したのが表3である。この表から明らかなように *Microcystis* の V_{max} は際だって高い。

3) 沈降による固体群の損失。

野外に沈降トラップを設置することによって得られた幾つかの淡水植物プランクトンの沈降速度を表4に示した。一般にアオコを形成するラン藻の沈降速度は小さく、沈降による固体群の損失は小さい。

引用文献

- HARRIS, G. P. (1978): Photosynthesis, productivity and growth : The physiological ecology of phytoplankton. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 10: 1–171.
- PAERL, H. W. (1984): Cyanobacterial carotinoids : their roles in maintaining optimal photosynthetic production among aquatic bloom forming genera. Oecologia (Berline), 61: 143–149.
- PARSONS, T. R., TAKAHASHI, M. and HARGRAVE, B. (1984): *Biological Oceanographic Processes*, Pergamon Press, pp. 330.
- SOMMER, U. (1984): Sedimentation of principal phytoplankton species in Lake Constance. J. Plankton Res., 6: 1–14.
- TAKAMURA, N. (1987): Ecological studies on *Microcystis* in hypertrophic Lake Kasumigaura. Ph. D. thesis, Nara Women's University, Nara.
- 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.

TRIMBEE, A. M. and HARRIS, G. P. (1984) : Phytoplankton population dynamics of a small reservoir : use of sedimentation traps to quantify the loss of diatoms and recruitment of summer bloom-forming blue-green algae. *J. Plankton Res.*, 6 : 897-918.

琵琶湖における「水の華」(アオコ)の消長 (昭和60年～62年)

一瀬 諭・野村 潔・若林 徹哉・園 正・前川 昭・山中 直・内藤 幹滋
三田村 徳子・森田 尚(滋賀県立衛生環境センター)

1. はじめに

湖沼の富栄養化が進行すると藻類の異常増殖、とりわけ、藍藻類が大量に出現し「水の華」を形成することが多い。この現象は、プランクトンが水表面に薄膜あるいは、塊状に浮遊、集積するため青いペンを流したような状態となり、湖沼の美観を著しく損ない、特異な臭気を放つ。また、飲用水として利用する場合、浄水処理障害、異臭味発生および *Microcystis* については、毒性をも憂慮されている¹⁻³⁾。このようにこれら「水の華」による障害は、他の藻類と比較して極めて大きいと言えよう。

昭和62年度における「水の華」の発生は、3年連続4回であり、9月9日に一部水域で兆候が観察されて以降、9月下旬までの間に14日間、24水域で発生がみられた。原因プランクトンは、従来までは *Anabaena affinis*, *A. macrospora* 等の *Anabaena* 属が主体であったが、昭和62年度はアオコと呼ばれている *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* などの *Microcystis* 属が主体プランクトンであった。

M. aeruginosa は、昭和40年前後から少数ながら見られるようになったことが報告されているが⁴⁾、本年のように南湖全定点で100群体/ml以上観察されたのは、定点観測しはじめて以来初めてのことであり⁵⁾、*Microcystis* が集積した水域(船だまり的な水の流れの悪い水域)では、10,000群体/ml以上の多い群体を計数した。

今回は、琵琶湖南湖における「水の華」の消長や水質の変動および気象等の外的要因(気温、水温、降水量、滞留日数)が *Anabaena* および *Microcystis* の増減にどのような影響を与えているかについて検討を行ったので、その結果について報告する。

2. 観察された種類

(1) 藍藻綱

この期間中に観察された藍藻綱は8属19種であり、この中で「水の華」を形成するとみなされている種類は8種類であった(表2)。特に「水の華」の形成がみられた水域では、*Microcystis* 属と *Anabaena* 属によって、ほとんど占められる傾向にあった。主に観察された種類は、表1のとおりである。

表1 琵琶湖における過去の「水の華」発生事例

	群体数/ml			
	昭和58年 9月21日	昭和60年 9月18日	昭和61年 9月18日	昭和62年 9月16日
<i>Anabaena affinis</i>	0	3,140	5,760	0
<i>Anabaena spiroides</i>	0	60	2	0
<i>Anabaena macrospora</i>	*14,520	0	0	0
<i>Microcystis wesenbergii</i>	0	20	24	410
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3,240	60	0	3,180

**Anabaena affinis* の群体を含む

昭和58年	下阪本から御殿浜にかけて幅10m
昭和60年	文化館から近江大橋にかけての湖岸の一部
昭和61年	浜大津港内 (50×50m), 吾妻川河口付近 (50×3 m), 総門川河口付近 (50×3 m), 由美浜湖岸 (100×3 m)
昭和62年 (9/16)	由美浜湖岸 (20×20m), 膳所港内 (50×50m), 膳所浄水場横 (5×5 m)

表2 琵琶湖における「水の華」を形成する藍藻綱
(昭和60年~62年)

<i>Microcystis aeruginosa</i> KUTZING
<i>Microcystis wesenbergii</i> KOMAREX
<i>Microcystis viridis</i> (A. BRAUN) LEMMERMANN
<i>Anabaena affinis</i> LEMMERMANN
<i>Anabaena spiroides</i> KLEBAHN
<i>Anabana macrospora</i> KLEBAHN
<i>Anabaena</i> sp. (a)
<i>Oscillatoria tenuis</i> AGARDH

① *Microcystis aeruginosa* KUTZING

群体には、初期には、球形に近く、成長すると不定形になる。細胞は、球形であり、その径は、3~7 μmである。細胞内に擬空胞(ガス胞)を有するため、黒く見える。温帯から熱帯にかけて広く分布する。

② *Microcystis wesenbergii* KOMAREX

群体は、明瞭な膜状の粘質体で包まれる。細胞の径は、5~9 μmであり、*M. aeruginosa*

より幾分大きい。南湖底泥上で比較的多く観察された。

③ *Microcystis viridis* (A. BRAUN) LEMMERMANN

群体は角の円い立方体を構成単位とする複合型である。今回の調査では非常に少なかった。しかし、この種類は毒性を有するプランクトンとして報告⁶⁾されており、今後の消長が注目される。

④ *Anabaena affinis* LEMMERMANN

糸状体を形成し真直ぐか、僅かに曲がる。糸状体は単独または、多数集合して、筏状の束になる。トリコーム細胞は、球形であり、その径は5~7 μm である。この調査期間中、最も多く観察されたプランクトンである。

⑤ *Anabaena macrospora* var. *crassa* KLEBAHN

糸状体は真直ぐか、僅かに曲がり、単独で浮遊する。トリコーム細胞の径は、8~9 μm であり、*A. affinis* より大型である。糸状体の周囲に、細胞の幅とほぼ等長の透明な sheath が観察される。水道水の「カビ臭」の原因となるジオスミンを生成することが報告⁷⁾されている。

⑥ *Anabaena spiroidis* KLEBAHN

糸状体は規則正しく、らせん状に屈曲する。単独で浮遊する。トリコーム細胞は、球形であり、その径は、6.5~8 μm である。杉江港沖で特に多く観察された。

⑦ *Oscillatoria tenuis* AGARDH

糸状体は真直ぐであり、先端で僅かに湾曲する事が多い。群体は黒く見えることが多く、湖水表面に浮きやすい。*Anabaena* 属に比べ大型の糸状体を形成する。水道水の「カビ臭」の原因となる2メチル-イソボルネオールを 1×10^{-11} g/colony 生成することが報告⁸⁾されている。



写真1 *Microcystis aeruginosa* KUTZING ($\times 250$)

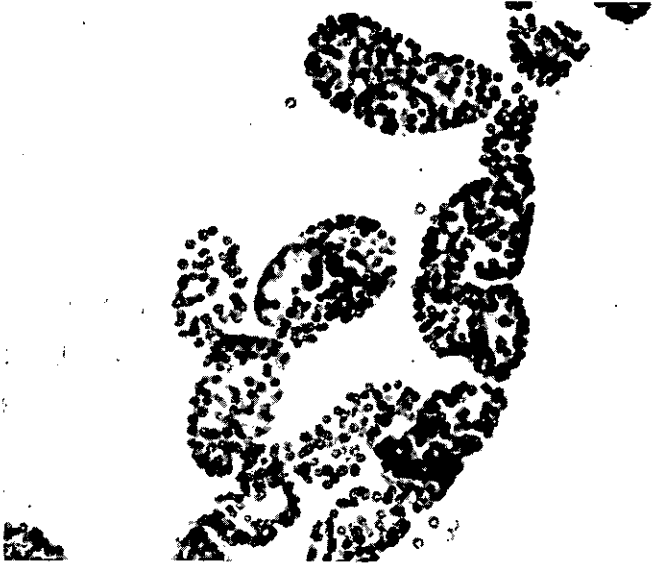


写真2 *Microcystis wesenbergii* KOMAREX (×500)



写真3 *Microcystis viridis* (A. BRAUN) LEMMERMANN (×100)

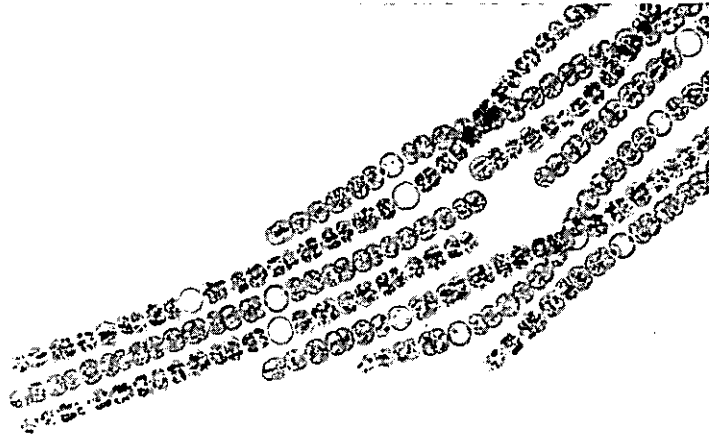


写真4 *Anabaena affinis* LEMMERMANN (×500)

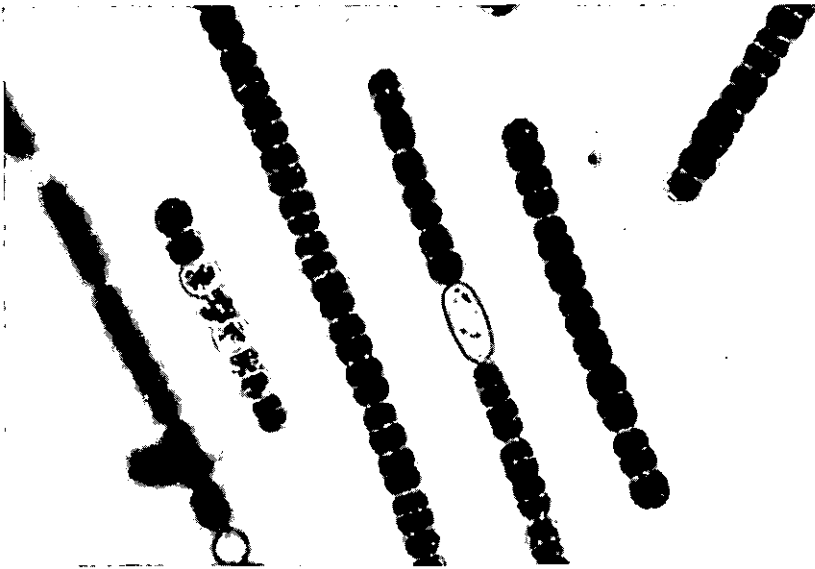


写真5 *Anabaena macrospora* var. *crassa* KLEBAHN (×500)

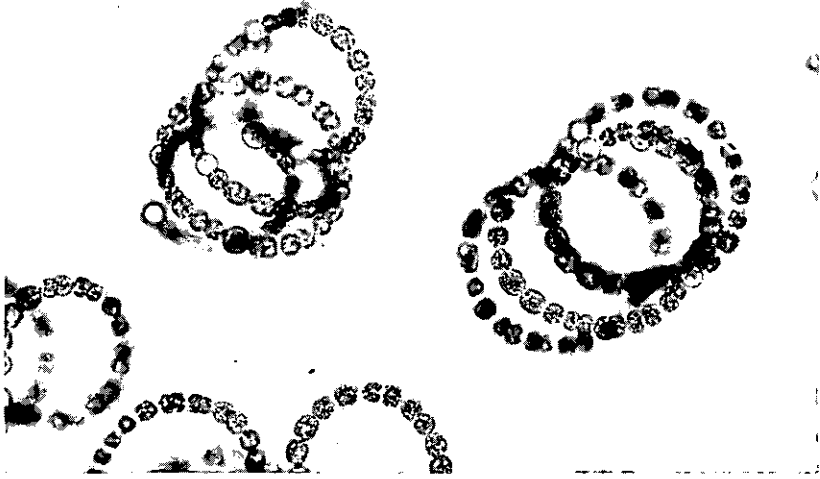


写真6 *Anabaena spiroides* KLEBAHN (×500)

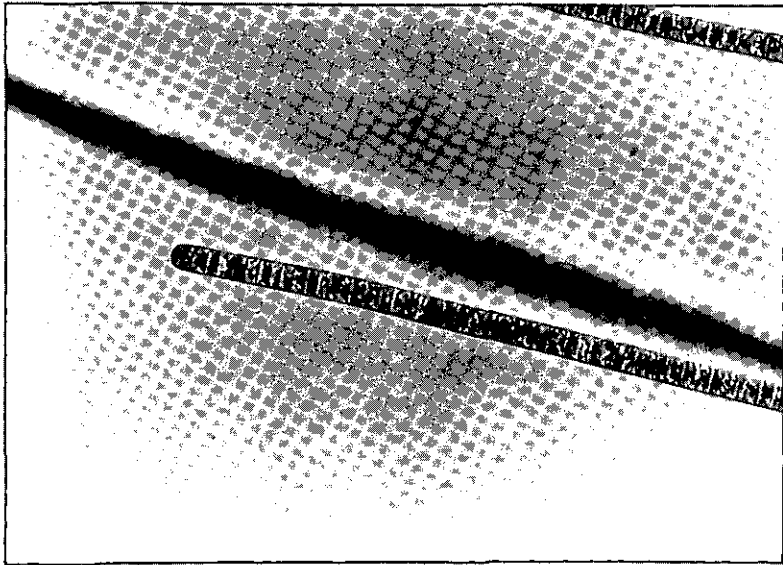


写真7 *Oscillatoria tenuis* AGARDH (×400)

(2) 藍藻網以外のプランクトン

藍藻網以外の種類では、6網42属77種類が観察され表3に示した。

表3 琵琶湖南湖における藍藻網以外のプランクトン

(昭和60年7月~10月)

網	種名	網	種名
黄色鞭毛藻網	<i>Mallomonas tonsurata</i>	緑藻網	<i>Hormidium</i> sp.
"	<i>Mallomonas</i> sp.	"	<i>Micractinium pusillum</i>
珪藻網	<i>Melosira granulata</i>	"	<i>Errerella bornheimiensis</i>
"	<i>Melosira gra.</i> v. <i>angustissima</i>	"	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>
"	<i>Melosira italica</i>	"	<i>Dictyosphaerium Ehrenbergianum</i>
"	<i>Melosira distans</i>	"	<i>Kirchneriella contorta</i>
"	<i>Melosira</i> sp.	"	<i>Quadrigula chodatii</i>
"	<i>Cyclotella stelligera</i>	"	<i>Tetraedron limneticum</i>
"	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	"	<i>Tetraedron</i> sp.
"	<i>Cyclotella glomerata</i>	"	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>
"	<i>Cyclotella</i> sp.	"	<i>Oocystis parva</i>
"	<i>Stephanodiscus carconensis</i>	"	<i>Oocystis lacustris</i>
"	<i>Stephanodiscus car.</i> v. <i>pusilla</i>	"	<i>Oocystis submarina</i>
"	<i>Stephanodiscus subsalsus</i>	"	<i>Oocystis</i> sp.
"	<i>Stephanodiscus</i> sp.	"	<i>Chodatella</i> sp.
"	<i>Fragilaria crotonensis</i>	"	<i>Ankistrodesmus fal.</i> v. <i>mirabile</i>
"	<i>Synedra ulna</i>	"	<i>Ankistrodesmus</i> sp.
"	<i>Synedra acus</i>	"	<i>Schroederia judayi</i>
"	<i>Gomphonema</i> sp.	"	<i>Schroederia</i> sp.
"	<i>Cocconeis placentula</i>	"	<i>Pediastrum duplex</i>
"	<i>Gyrosigma acuminata</i>	"	<i>Pediastrum biwae</i>
"	<i>Gyrosigma</i> sp.	"	<i>Coelastrum cambricum</i>
"	<i>Navicula</i> sp.	"	<i>Crucigenia lauterbornii</i>
"	<i>Nitzschia acicularis</i>	"	<i>Actinastrum hantzschii</i>
"	<i>Nitzschia palea</i>	"	<i>Actinastrum han.</i> v. <i>fluviatile</i>
"	<i>Nitzschia</i> sp.	"	<i>Scenedesmus acuminatus</i>
渦鞭毛藻網	<i>Gymnodinium</i> sp.	"	<i>Scenedesmus circumfusus</i>
"	<i>Glenodinium</i> sp.	"	<i>Scenedesmus abundans</i>
"	<i>Peridinium inconspicuum</i>	"	<i>Scenedesmus opoliensis</i>
褐色鞭毛藻網	<i>Cryptomonas erosa</i>	"	<i>Scenedesmus perforatus</i>
"	<i>Cryptomonas</i> sp.	"	<i>Scenedesmus</i> sp.
みどり虫藻網	<i>Euglena proxima</i>	"	<i>Mougeotia</i> sp.
"	<i>Euglena</i> sp.	"	<i>Spirogyra</i> sp.
"	<i>Trachelomonas hispida</i>	"	<i>Closterium aci.</i> v. <i>subpronum</i>
緑藻網	<i>Chlamydomonas</i> sp.	"	<i>Closterium</i> sp.
"	<i>Carteria globosa</i>	"	<i>Staurastrum dor.</i> v. <i>ornatum</i>
"	<i>Carteria</i> sp.	"	<i>Staurastrum submanfeldtii</i>
"	<i>Eudorina elegans</i>	"	<i>Staurastrum</i> sp.
"	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>	"	

3. 分布調査

地点, 期間, 回数, 項目については年によって異なるがその概要は下記の通りである。

調査地点: 図1に示す南湖9~21地点

調査期間: 昭和60~62年の7月~10月

調査回数: 4~10回

調査項目: 「水の華」形成プランクトン, クロロフィル a, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, DTN, T-N, $\text{PO}_4\text{-P}$, DTP, T-P

計数方法: *Anabaena* 属の計数は1糸状体(約20細胞)を1群体とし, *Microcystis* 属は直径 $100\ \mu\text{m}$ (約500細胞)の円盤型のものを1群体として計数した。また *Oscillatoria* 属については細胞数が計数できないため, 長さ $500\ \mu\text{m}$ の糸状体を1群体として計数を行った。

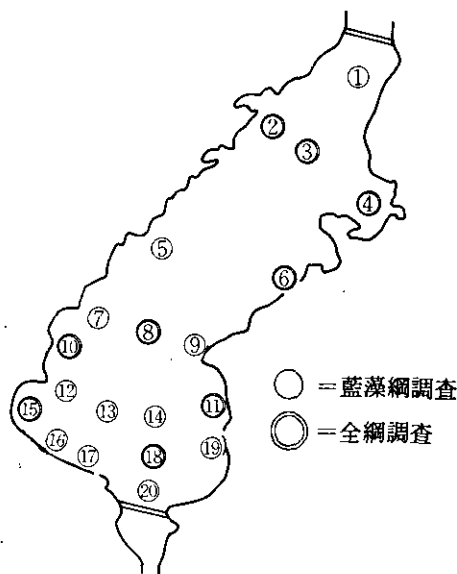


図1 「水の華」モニタリング調査地点

(1) 水平分布および経日変化(昭和60年度)

① *Anabaena* 属

この属は, 7月まで, ほとんど観察されなかったが, 8月中旬に入ると南部水域および東岸部水域で観察されはじめ, 8月下旬には, 南湖全域で急増した。その後, 9月9日の調査時には, 20地点中16地点で 2×10^3 群体/ml以上と非常に多い*Anabaena*を計数した。また, 9月18日には, 大津市打出浜の県立琵琶湖文化館東側から近江大橋にかけての一部湖岸で, *Anabaena* (90%以上が*Anabaena*属で占められていた)を中心とする藍藻の集積により, 湖水が緑黄色に変色した水域も確認された。9月下旬に入ると*Anabaena*は急激に減少する傾向が見られ,

9月30日の調査時には、1地点当り 5.2×10^3 群体/mlまで減少し、観察されない地点も多く見られた。10月以降についてはほとんど消滅状態であった(図2)。

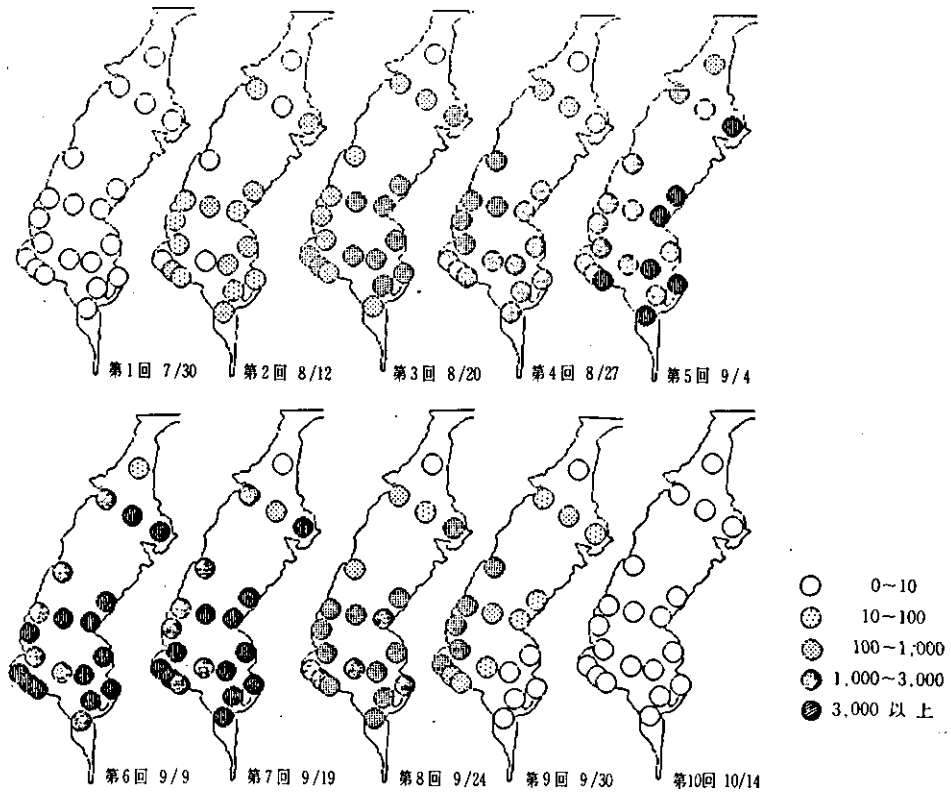


図2 *Anabaena affinis* の経日変化 (1985)

a) *Anabaena affinis*

この種類は期間中に最も多く観察された藍藻であり、全群体数の88% (図3) がこの種類によって占められていた。図4にその経日変化を示した。

8月までは、ほとんど観察されなかったが、8月12日頃より増加傾向が見られ、9月19日には、平均 3.1×10^3 群体/mlと非常に多い *A. affinis* を計数した。しかし9月下旬以降になると、急激に減少し10月に入るとほとんどの地点で観察されなかった。その消長は各地点ともによく似た傾向を示し、南湖全域で大增殖することが推察された。

b) *Anabaena macrospora* var. *crassa*

増加のはじまりは *A. affinis* と同時期であったが、*A. affinis* より早く減少し、9月下旬にはほとんど消滅した。

c) *Anabaena spiroides*

A. affinis と同様の消長を示したが、群体数については少なかった。図4に示したよう

に杉江港沖（地点4）の増加が、他の地点より特に多く、9月4日の調査時には 5.3×10^3 群体/mlと *A. affinis* より多く観察され、他の地点と比較しても10倍以上の増加であった。

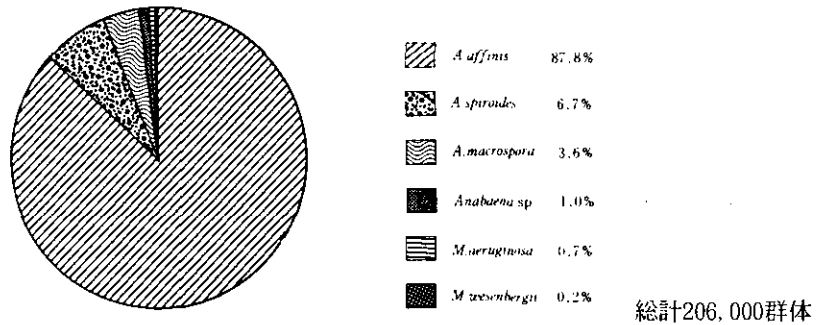


図3 主な種類の占める割合（1985）

② *Microcystis*属

霞ヶ浦での *Microcystis* の消長は、6月上旬から増加がはじまり、7月から9月にかけてピークに達し、その後12月まで分布することが報告²⁾されている。

琵琶湖では、霞ヶ浦より約3ヶ月遅い9月に入ってから増加が見られ、またこの属は、*Anabaena*と比較しても約20日間遅い増加であった。最初に増加の見られた水域は、南湖東岸部水域が中心であったが、その後9月中旬には20地点中19地点と広い水域で *Microcystis* が観察された。しかしその群体数は *Anabaena* の1/10以下と少なかった。*Anabaena*が消滅した10月中旬に入っても、少数ではあるが南湖南部水域で観察された。

昭和62年度の *Microcystis* 属分布調査の結果では図6および表4に示すように、1回目の調査ではどの地点についても、100群体/ml以下と少なかったが2回目には、6地点で200群体/ml以上を観察し、最高値は地点16（琵琶湖文化館沖）の290群体/mlであった。モニタリングの採水地点は、湖岸から約100m沖を定点としているため、「水の華」発生地域のように多量の *Microcystis* は計数されなかったが、過去のデータから見ると「水の華」が発生した年（9月）の平均は6群体/mlであり、昭和62年度は220群体/mlと沖合いでも多い群体数を計数した（表4）。これらのことから「水の華」が発生した年の中でも昭和62年度の *Microcystis* の発生が例年より大規模であったことが推察された。

a) *Microcystis aeruginosa*

図7にこの種類の経日変化を示した。*M. aeruginosa*の増加は *A. macrospora* の減少時期から群体数の増加が見られた。*Anabaena*に比べ観察された群体数は少ない傾向にあったが、長期間にわたり観察され、最後の調査時（10月14日）でも、7地点で数群体が観察された。9月中旬までの水平分布傾向については、南湖東岸および南部水域で多い傾向であったが、9月中旬以降の分布については、一定の傾向が見られなかった。

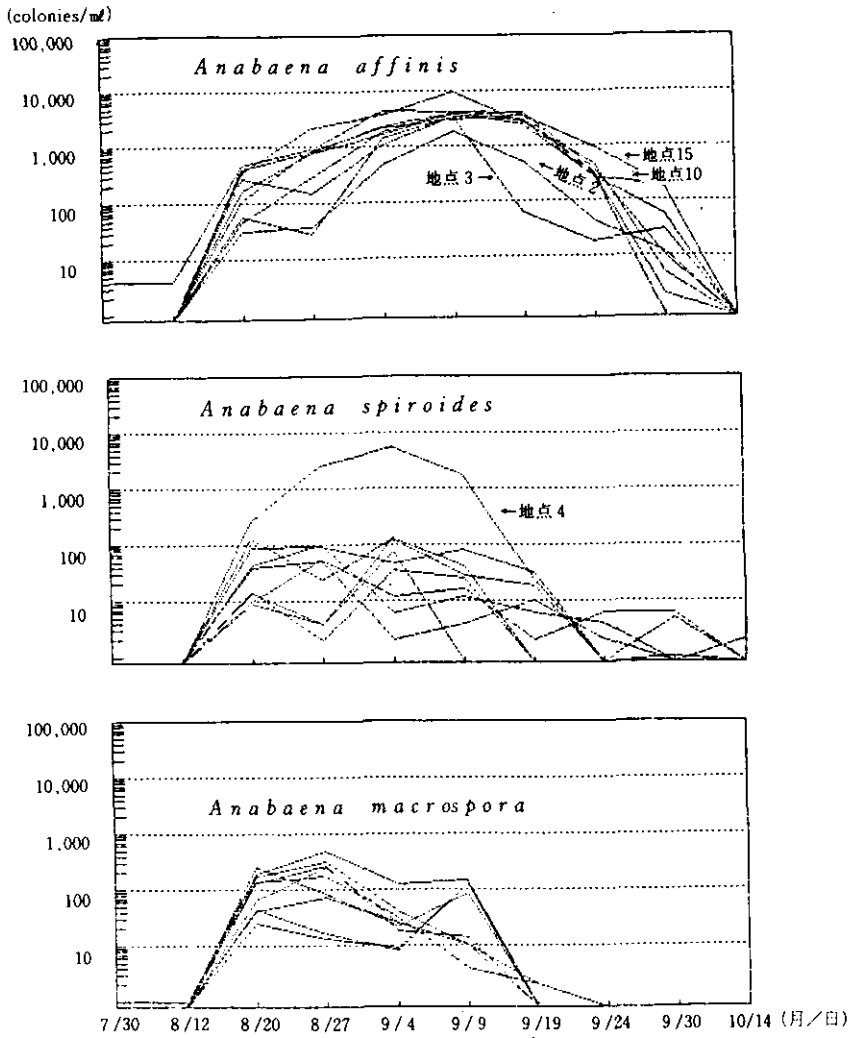


図4 アナベナ属の地点別経日変化 (1985)

b) *Microcystis wesenbergii*

M. aeruginosa の経日変化とほとんど同様であり、観察された群体数は、*M. aeruginosa* に比べやや少なかった。

c) *Oscillatoria tenuis*

南湖の南部水域で10~40群体/mlと少ないが観察された。しかし地点4を除く南湖の北部水域では、観察されなかった。

(2) 「水の華」形成プランクトンの経日変化

「水の華」を形成するプランクトンの経日変化を図8に示した。まず *Anabaena macrospora*,

表4 「水の華」発生時期における各項別年変化

		<i>Anabaena</i> * colonies/ml	<i>Microcystis</i> * colonies/ml	Chl-a μg/l	T-N mg/l	T-P mg/l
発 生 し っ な た か 年	昭和54年	60	0	13.8	0.39	0.040
	昭和55年	0	0	11.0	0.40	0.027
	昭和56年	200	8	23.9	0.51	0.033
	昭和57年	0	0	10.6	0.32	0.027
	昭和59年	0	0	11.2	0.35	0.034
発 生 し 年 た	昭和58年	830	4	19.5	10.46	0.030
	昭和60年	850	0	53.6	0.71	0.046
	昭和61年	150	13	14.1	0.30	0.031
	昭和62年	770	220	16.0	0.44	0.016

南湖19地点9月の平均値 (*:地点8の9月)

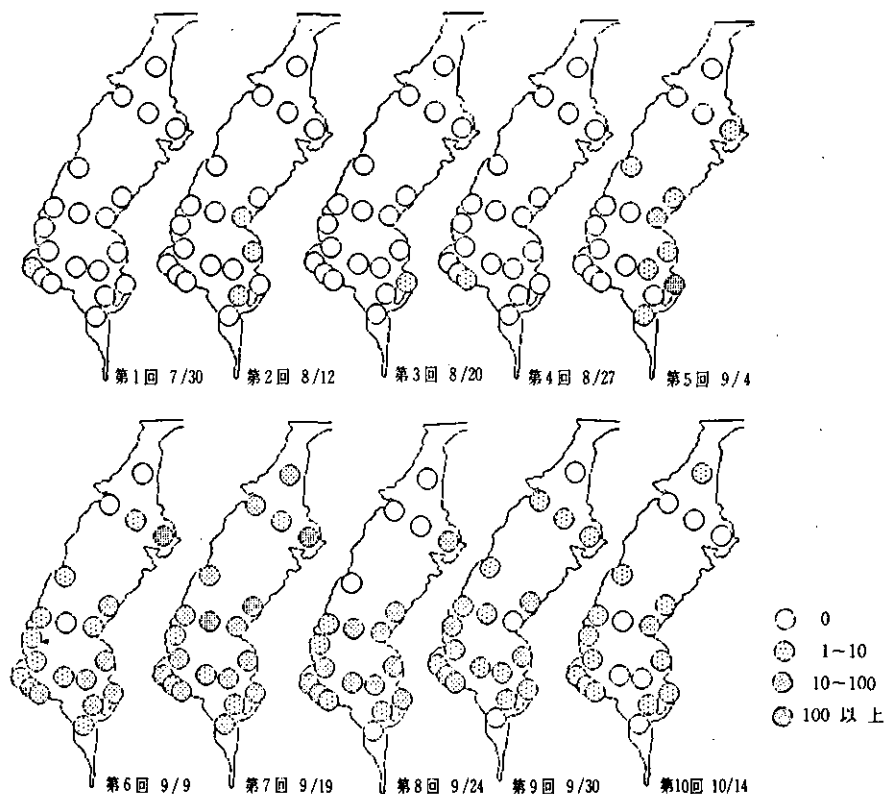


図5 *Microcystis aeruginosa*の経日変化(1985)

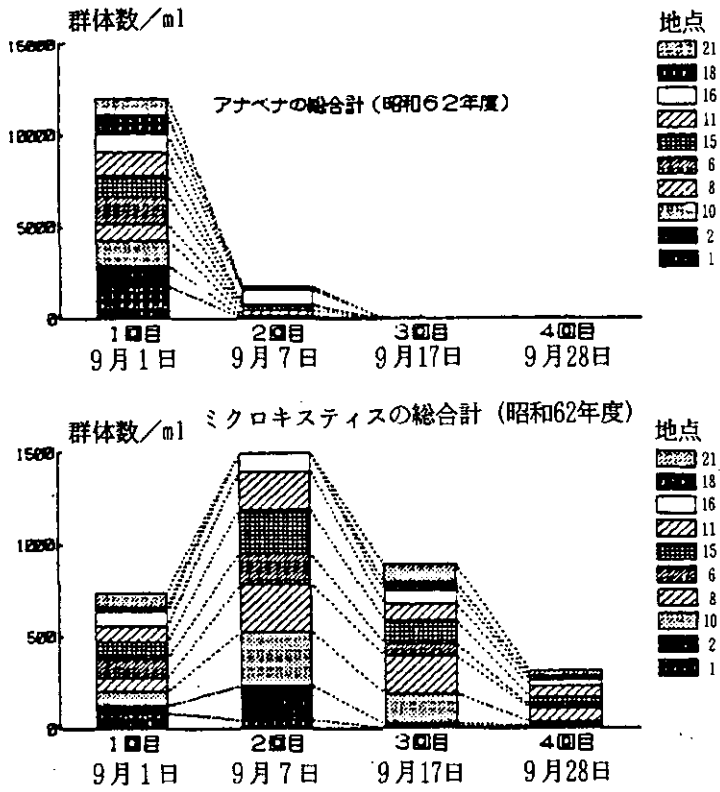


図6 南湖におけるアナベナおよびマイクロシスティスの経日変化

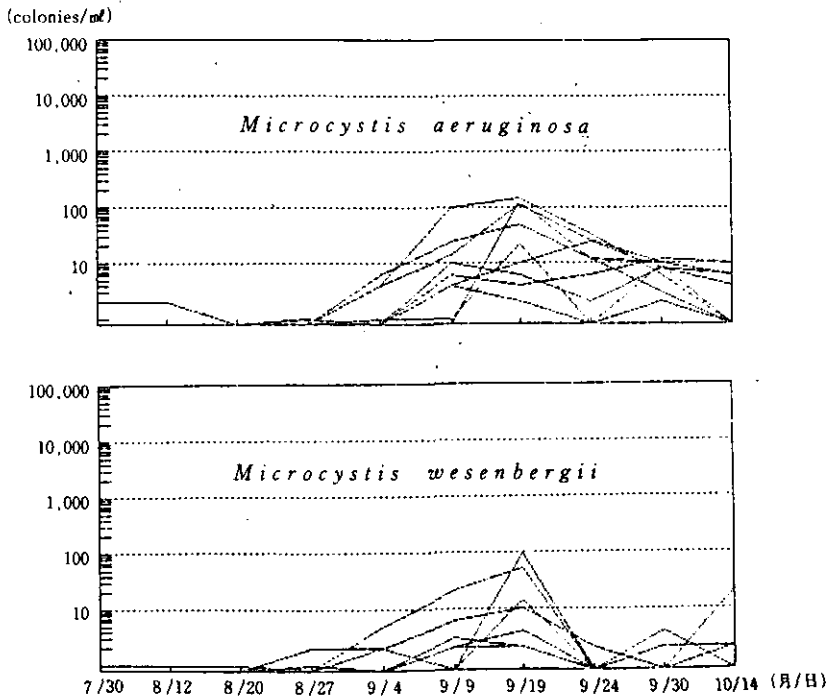


図7 ミクロシスティス属の経日変化 (1985)

A. affinis, *A. spiroides* などの *Anabaena* 属が増加し、ピークに達する時期から *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii* などの *Microcystis* 属が後を追うように増加してくる傾向が見られた。このことは *Microcystis* にとって増殖しやすい25℃以上の環境条件になっても湖水中の栄養塩類濃度が低かったため増加できなかったのではないかと考えられる。9月に入ると *Anabaena* は大増殖後の分解過程に入り、湖水中の栄養塩類濃度が高くなるため、*Microcystis* が増加したのではないかと推察される。

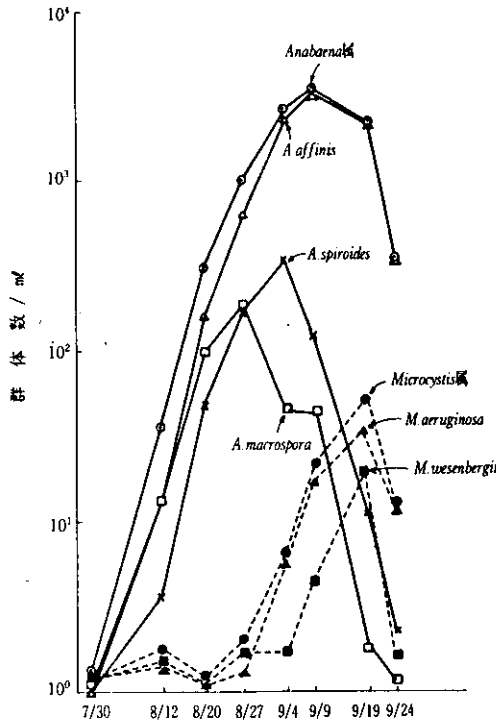


図8 藍藻綱の細胞数経日変化(南湖平均)

(3) 藍藻綱の地点別分布

南湖において大発生する藍藻の面的パターンを見ると北湖との境界に近い地点2では、藍藻の総群体数が ml 当り 1.6×10^2 群体と他の地点より非常に少なく推移しているため、北湖からの藍藻の流入はほとんどなく、発生源としては南湖であると考えられた。地点4(杉江港沖)については、 3×10^1 群体と他の地点よりはるかに多くの藍藻が観察され、また藍藻以外のプランクトン相についても相違が見られた。このことは、この水域が南湖の中でも水深が浅い湾内で閉鎖性水域に属し、湖水が長時間滞留すること、および理化学的な水質調査結果¹⁰⁾を見ても他の地点より富栄養化が進んだ水域であるため、この水域については特に変わったパターンを示したものと推察される。

次に東岸部水域と西岸部水域および、南部水域と北部水域に分けてみると、前者については東岸部の分布が 1×10^4 群体/mlと西岸部に比べ多い傾向にあり、後者については、南部の分布が北部に比べ多い傾向にあった。

「水の華」が形成された水域および藍藻が特に多く観察された水域を見ると、比較的潮流の影響を受けにくいと考えられる湖岸の吹きだまり、および湖水が滞留する内湾の一部水域で形成されることが確認された。このことは、南湖全域で増加した *Anabaena* や *Microcystis* が各細胞の持つガス胞等の作用により、湖水の表面に浮上し、これが湖流および風等の物理的な要因によって集積されるため「水の華」を形成するのではないかと推察される。

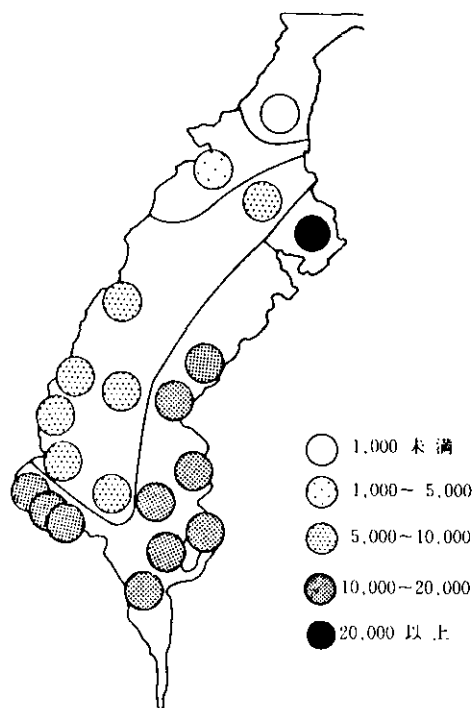


図9 藍藻総群体数の地点別分布

4. 藍藻以外のプランクトン相

(1) 種類数の経日変化

この時期に観察された藍藻以外の植物プランクトン種類数は図10に示すように藍藻の増加時にはプランクトン種類数は、減少する傾向にあることが確認された。また藍藻の減少時期になると、再び種類数が増加してくる傾向も各地点で見られた。

(2) 総細胞数の経日変化

図11に藍藻以外の総細胞数の経日変化および各綱の占める割合を示した。総細胞数は種類数と同様に藍藻が増加すると減少傾向を示し、藍藻が減少時期になると再び、藍藻以外のプラン

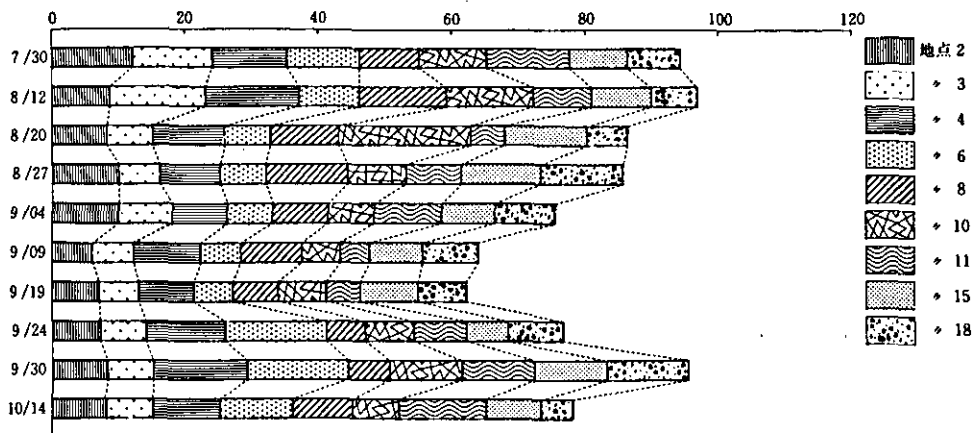


図10 種類数の経日変化 (1985年)

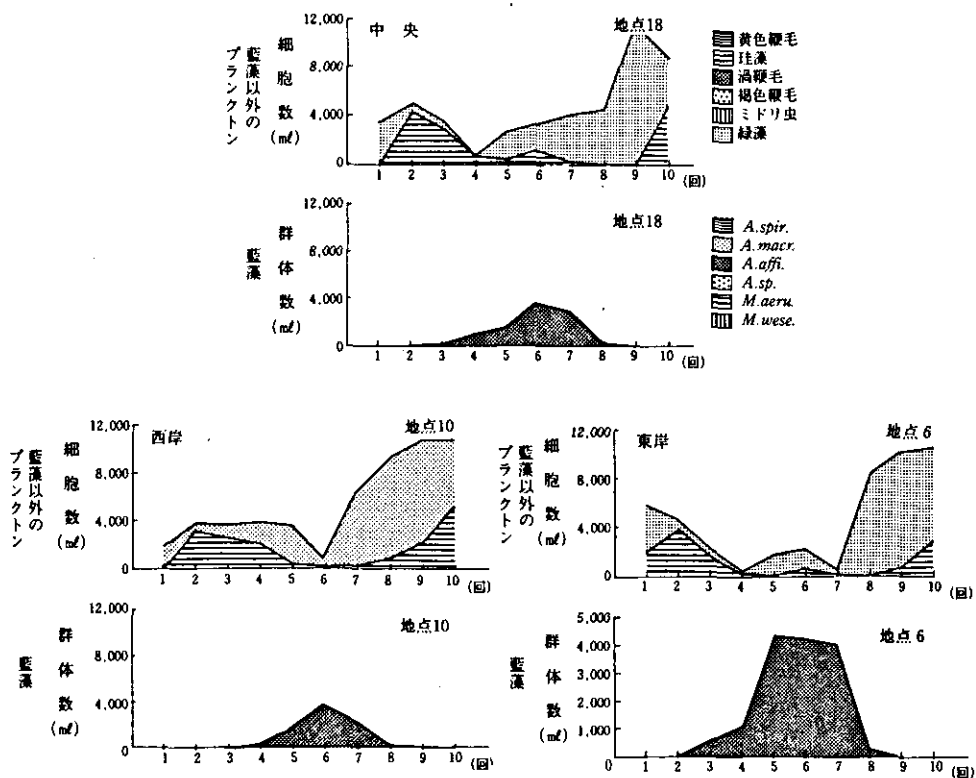


図11 藍藻および藍藻以外のプランクトン経日変化

トクン数が増加する傾向が見られた。

このことから「水の華」形成プランクトンの増加により、その他のプランクトン相に大きな影響を与えることが明らかになった。

(3) 主なプランクトン種の消長

藍藻綱による大量発生が起こる前後のプランクトン種の消長をタイプ別に分けると表5および図12に示すようなタイプに分けることができた。Aのタイプは、藍藻の大量発生時期より減少した種類であり、Bのタイプは藍藻の大量発生時期に一時的に増加した種類である。また、Cタイプは藍藻の終息時期から増加した種類である。珪藻の*Melosira granulata* や緑藻の*Planktosphaeria gelatinosa* などが多い時期には「水の華」現象が、今後発生する可能性があり、また緑藻の*Pediastrum biivae*, *Coelastrum cambricum* が多くなる時期には、*Anabaena* 等による異常発生が終わりに近づいたと考えられる。

5. 水深別調査

昭和62年度において4回にわたり3地点において水深別調査を行った結果、0～4 m前後の水深では*Anabaena*, *Microcystis* およびその他の項目についても上下層の差は少なく（採水時間10～11時）、特に上層部に集積するような傾向は認められなかった。採水地点は湖岸から約100m沖を定点としているため、湖岸部のように表層部分にプランクトンが集まる集積現象は、現時点では起こっていないと考えられるが、表6に示すように湖岸部の一部水域では水深0～2 cmに非常に多くの*Microcystis* 属の集積が観察された。

6. 理化学調査（昭和60年度）

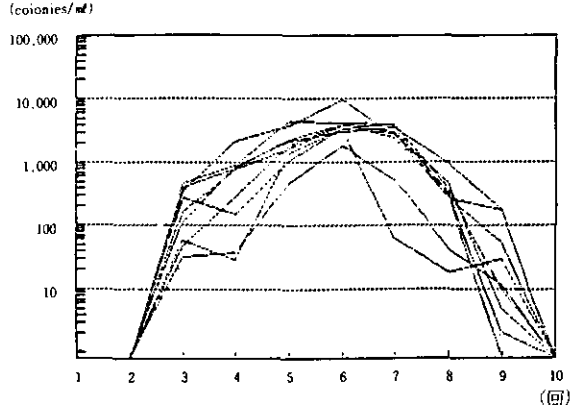
(1) 水温

水温は表層水では全調査地点でほぼ同様の傾向を示し、地点間の差はあまり認められなかった（図13）。全地点の平均値は、7月末から9月初めまで30℃前後でほぼ一定していたが、9月中旬以降徐々に低下し、10月中旬には21℃まで下がった。*Anabaena* の出現数とその時の水温との関係は（図14）水温が29℃～31℃の範囲にある時から群体数の増加が認められるようになり、26℃～28℃の範囲まで増加が続き、その後減少して、24℃以下ではほとんど消滅していた。

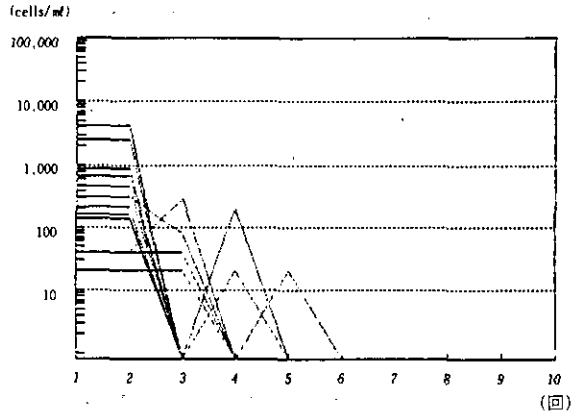
Microcystis は、28℃～30℃の時から観察されはじめ、25℃～28℃の時に増加が見られ、その後水温の低下とともに減少した（図15）。

Microcystis の増殖最適温度は25℃～35℃であるにもかかわらず、琵琶湖の水温が30℃以上であった時期に*Microcystis* の群体数の増加が認められなかったのは、水温以外にも増殖を制限している要因があるものと考えられる。

Aタイプ
Anabaena affinis



Bタイプ
Planktosphaeria gelatinosa



Cタイプ
Pediastrum biwae

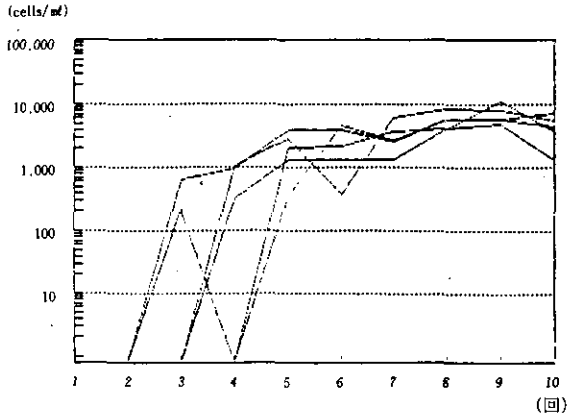


図12 タイプ別プランクトン代表種 (1985)

表5 琵琶湖における藍藻綱の大量発生前後のプランクトン相 (1985)

<p>Aタイプ：藍藻の増加前に多く増加時期に減少した種類</p> <p><i>Melosira granulata</i></p> <p><i>Melosira gra. v. angustissima</i></p> <p><i>Melosira italica</i></p> <p><i>Nitzschia acicularis</i></p> <p><i>Nitzschia sp.</i></p> <p><i>Chlamydomonas sp.</i></p> <p><i>Planktosphaeria gelatinosa</i></p> <p><i>Oocystis submarina</i></p> <p><i>Oocystis lacustris</i></p> <p><i>Oocystis sp.</i></p> <p><i>Mougeotia sp.</i></p> <p><i>Staurastrum dor. v. ornatum</i></p>
<p>Bタイプ：藍藻の増加中に一時的に増加した種類</p> <p><i>Cryptomonas erosa</i></p> <p><i>Cryptomonas sp.</i></p> <p><i>Hormidium sp.</i></p>
<p>Cタイプ：藍藻の増加後に増加した種類</p> <p><i>Cyclotella sp.</i></p> <p><i>Stephanodiscus subsalsus</i></p> <p><i>Stephanodiscus sp.</i></p> <p><i>Micractinium pusillum</i></p> <p><i>Coelastrum cambricum</i></p> <p><i>Pediastrum biwae</i></p> <p><i>Closterium aci. v. subpronum</i></p>
<p>Dタイプ：どのタイプにも属さなかった種類</p> <p><i>Synedra acus</i></p> <p><i>Gymnodinium sp.</i></p> <p><i>Dictyosphaerium pulchellum</i></p> <p> " <i>Ehrenbergianum</i></p> <p><i>Schroederia judai</i></p> <p><i>Actinastrum hantzschii</i></p> <p> " <i>han. v. fluviatile</i></p>

表6 「水の華」形成プランクトンの集積事例

膳所浄水場～膳所公園の湖岸（昭和62年9月25日午前11時採水）

	colonies/ml		
	水深 (cm) 0～2	2～10	10～30
<i>Anabaena affinis</i>	0	10	0
<i>Anabaena spiroides</i>	40	40	0
<i>Anabaena macrospora</i>	10	0	0
<i>Microcystis wesebergii</i>	2,400	140	140
<i>Microcystis aeruginosa</i>	58,000	2,800	2,400
<i>Microcystis viridis</i>	200	100	40
<i>Oscillatoria tenuis</i>	10	0	0
	60,660	3,090	2,580

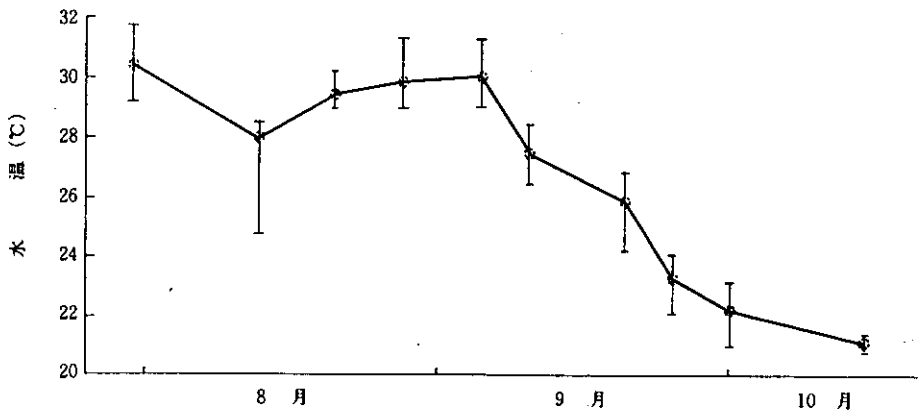


図13 表層水温の経時変化 昭和60年（全地点の平均値と最大、最小値）

(2) DO

表層における溶存酸素量は、全調査地点で過飽和の値を示すことが多く、9月上旬の *Anabaena* が大增殖した時期に特に高い値が観察された（図16）。このことは *Anabaena* による活発な光合成の結果によるものと考えられる。

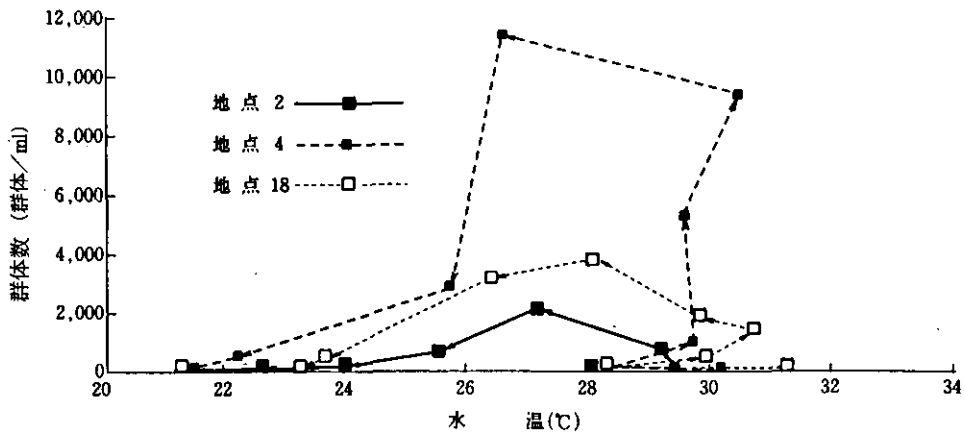


図14 アナベナ属と水温の関係

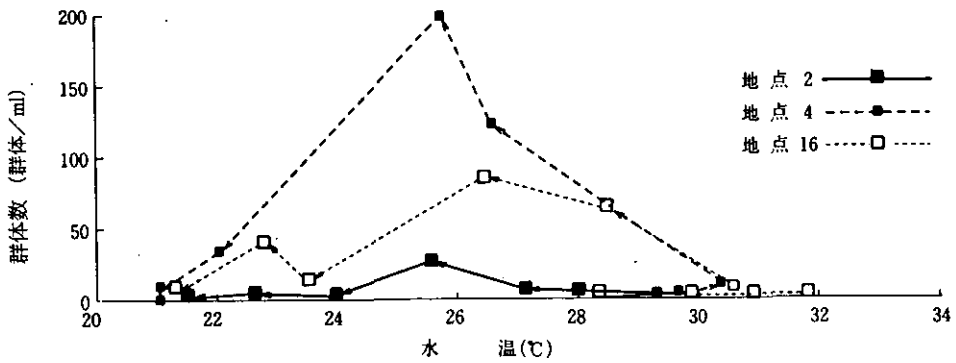


図15 ミクロキスティス属と水温の関係

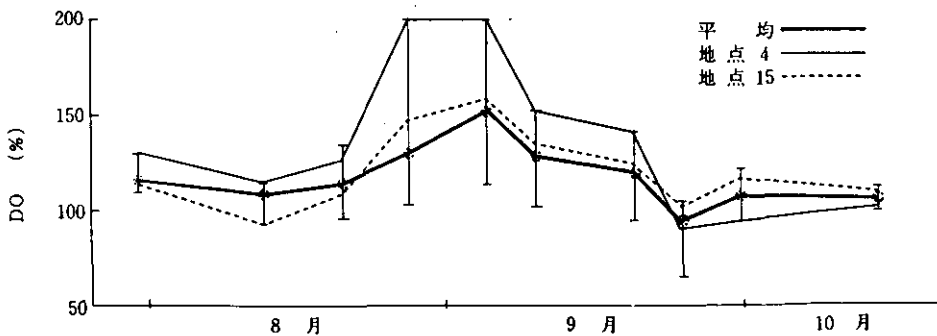


図16 DOの経時変化 昭和60年 (全地点の平均と最大、最小値)

(3) pH

表層におけるpHは、7月末から9月中旬まではpH 9前後で一定しており、*Anabaena* が急減した9月下旬にpH 8前後に低下した(図17)。*Anabaena* が増殖した時期にはやや地点間で差が認められ、もっとも多く見られた地点4で、pH10以上の高い値が観測された。

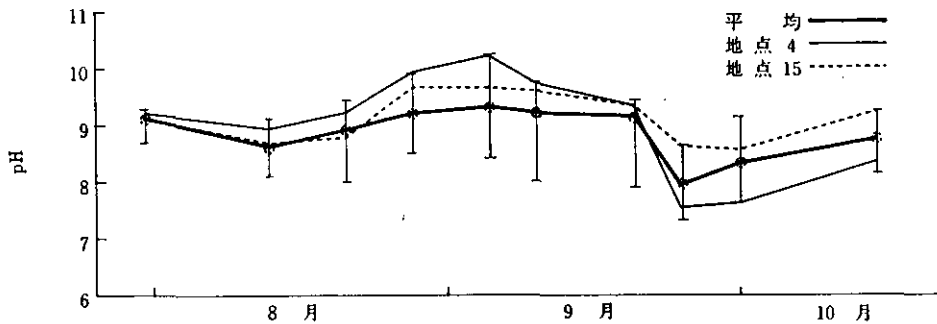


図17 pHの経時変化 昭和60年(全地点の平均値と最大、最小値)

(4) COD

表層水中のCODは、1.8から15.6mg/lの範囲で変動した。平均値の経時変化を見ると(図18)、*Anabaena* 出現前の7月末には平均値2.2mg/lで、地点間の差はほとんど認められなかった。*Anabaena* が増殖し始めた8月中旬からピークに達した9月上旬にかけて、平均値は徐々に増加し9月4日には平均値6.4mg/lとなった。この間に地点間の差も徐々に増大し、9月4日に最大となった。

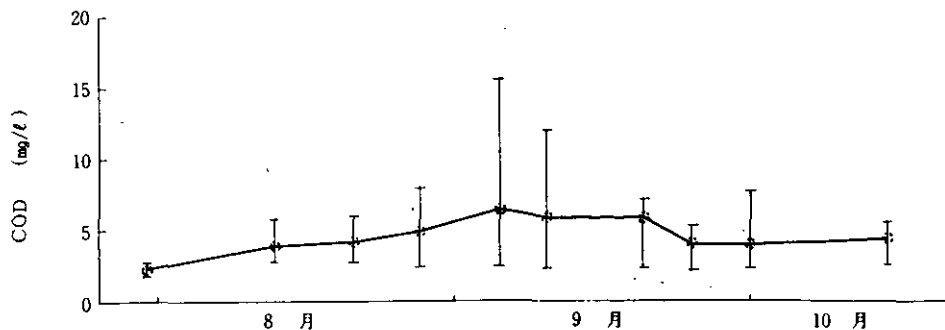


図18 CODの経時変化 昭和60年(全地点の平均値と最大、最小値)

(5) 窒素

表層中における、窒素の経時的な変動を見ると *Anabaena* が出現する前の調査時には、T-N は全調査地点で大きな差は認められず、その平均値は $267 \mu\text{g}/\text{l}$ と低い値であった。8月中旬以降、*Anabaena* が出現し、増加するのに伴ってT-Nも増加する傾向が認められた。一方、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の表層水中での挙動は、*Anabaena* 出現前の7月末から8月中旬、および *Anabaena* が大增殖した8月下旬から9月初旬まで $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ とも全体に低い値のままであった。しかし *Anabaena* の大きな現存量が観察された9月19日の調査時には、局所的に $\text{NH}_4\text{-N}$ および $\text{NO}_3\text{-N}$ の高い地点が観測されるようになり、*Anabaena* が急減した9月下旬にはその傾向がより顕著となった。特に $\text{NO}_3\text{-N}$ は、9月末まで東岸部および浜大津付近で高い地点が残っていた。この間の状況を詳しく見るため、T-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の増減が顕著に認められた典型的な地点(4, 6)におけるT-N、DTN、DIN ($\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の和)の経時的な変動パターンを図19に示した。T-Nは、7月末の調査時点で地点4が309、地点6が $269 \mu\text{g}/\text{l}$ であったのが9月初めまでに急増し、地点4が2150、地点6が $1290 \mu\text{g}/\text{l}$ となった。この間、DTNはほとんど変化しておらず、T-Nの増加が粒子状の窒素の増加によるものであることを示唆する。DINは7月末から9月初旬の調査時までには2から $20 \mu\text{g}/\text{l}$ 程度のきわめてわずかな量が存在しているだけで、T-Nの増加量と比較すると無視できる程度であった。*Anabaena* の増殖中には、栄養塩としてDINが活発に取り込まれるため、実際には供給があっても、みかけDINが存在しないように見える可能性もある。しかし、*Anabaena* の出現前から、すでにDINは殆ど存在しておらず、*Anabaena* がDINの少ない条件下で大增殖したことが示唆される。

図20に各態窒素の経月変化を示した。無機態窒素は8~10月にかけて毎年ほとんどなくなる傾向にあった。

Anabaena は窒素固定能力を有しており、栄養塩としてのDINは必ずしも増殖に必要ななかったと考えられる。

DINはその後、*Anabaena* のピーク後半の9月中旬から *Anabaena* が急減した9月下旬にかけて急増し、地点4および6でそれぞれ588および $312 \mu\text{g}/\text{l}$ のピークを示した。一方、この間のT-Nの変化を見ると、9月初めのピークを過ぎた後、9月下旬にかけて急激な減少が見られ、9月24日にはT-Nの50%前後をDINが占めていた。T-NとDINの差を粒子状窒素と見なすならば、T-Nの減少は大部分粒子状窒素の減少によるものであり、これは *Anabaena* の分解を表しているものと思われる。即ち、増殖のピークを過ぎた *Anabaena* が分解されることによって、 $\text{NH}_4\text{-N}$ が生成され、さらにそれが硝化されて $\text{NO}_3\text{-N}$ が増えたものと考えられる。他の地点ではこれほど明確なピークは認められなかったが、粒子状窒素の減少にともなってDINが増加するというパターンは地点8、11、15、16、18等でも観測された。

Microcystis は水温の項でも述べたように水温が増殖に適していた9月初旬までは増殖せず、9月中旬以降水温が下がり始めてから増殖が認められた。この間のDINの変動を *Microcystis*

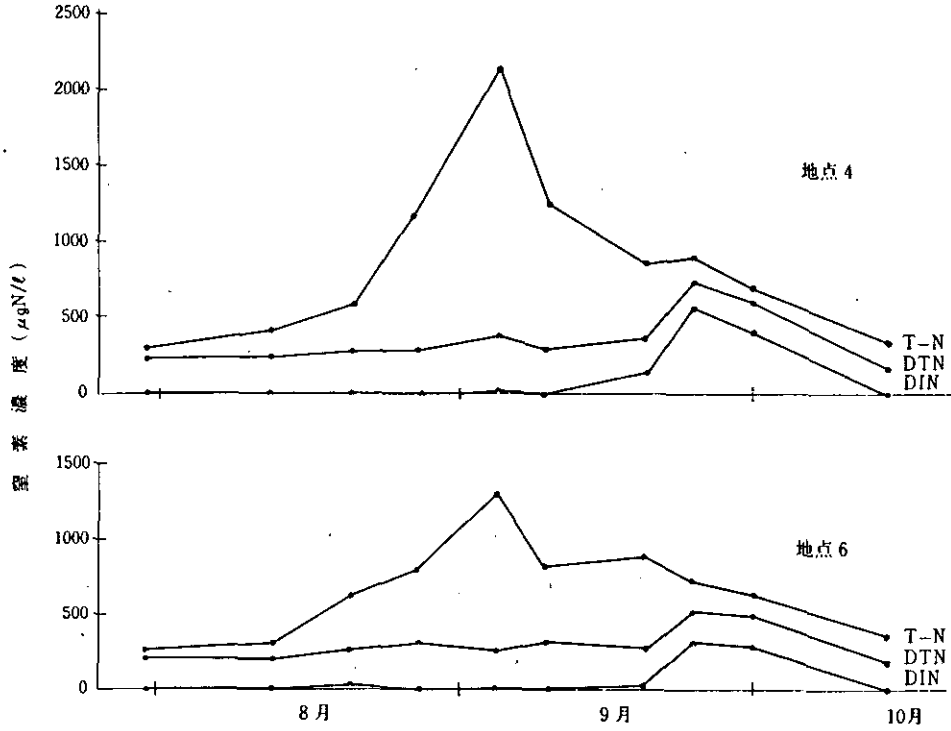


図19 地点4および6における各態窒素の経時変化(昭和60年)

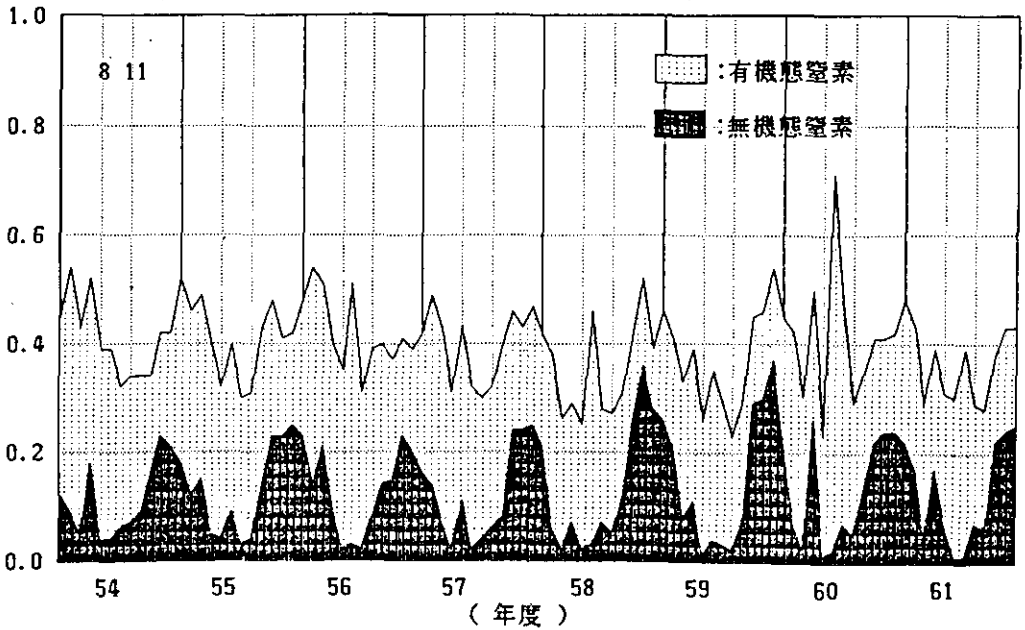


図20 琵琶湖に南湖における各態窒素の経月変化(単位 mg/l)

の変動に重ね合わせ考察すると、9月初旬までは *Microcystis* の増殖に必要な DIN が水中に殆ど存在していなかったが、9月中旬以降 *Anabaena* の分解にともなって一時的に多量の DIN が供給されたことにより *Microcystis* の増殖が可能になったのではないかと考えられる。この問題については、今後培養実験系による確認が必要である。

(6) リン

表層水中での T-P の水平分布およびその経時的变化をみると *Anabaena* が出現する前の7月末には、東岸沿いおよび西岸南部沿いで若干高い値が認められたが他は全体に低い値であり、全地点の平均値は $18 \mu\text{g/l}$ であった。8月中旬以降 *Anabaena* が増殖すると並行して T-P も特に沿岸部を中心に徐々に高くなり、9月初旬に *Anabaena* がピークに達した時点で全地点の平均値も $52 \mu\text{g/l}$ まで増加した。その後9月下旬に *Anabaena* が急減した後も全体に T-P は高いレベルを保持しており、全地点の平均値は *Anabaena* が完全に姿を消した10月14日の時点でも $42 \mu\text{g/l}$ と高い値であった。この間の状況をより詳細に見るため、比較的 T-P の顕著な増減が認められた地点4 および地点6 における各態リンの経時的変動パターンを示す (図21)。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は全調査期間を通じてきわめて低いレベルでしか存在していなかった。*Anabaena* が出現し始めた8月中旬の調査時に $1 \sim 7 \mu\text{g/l}$ の濃度が認められたがその後、*Anabaena* が急激に増加した8月末から9月初めにかけては $0 \sim 1 \mu\text{g/l}$ のレベルに下がった。*Anabaena* が急激に

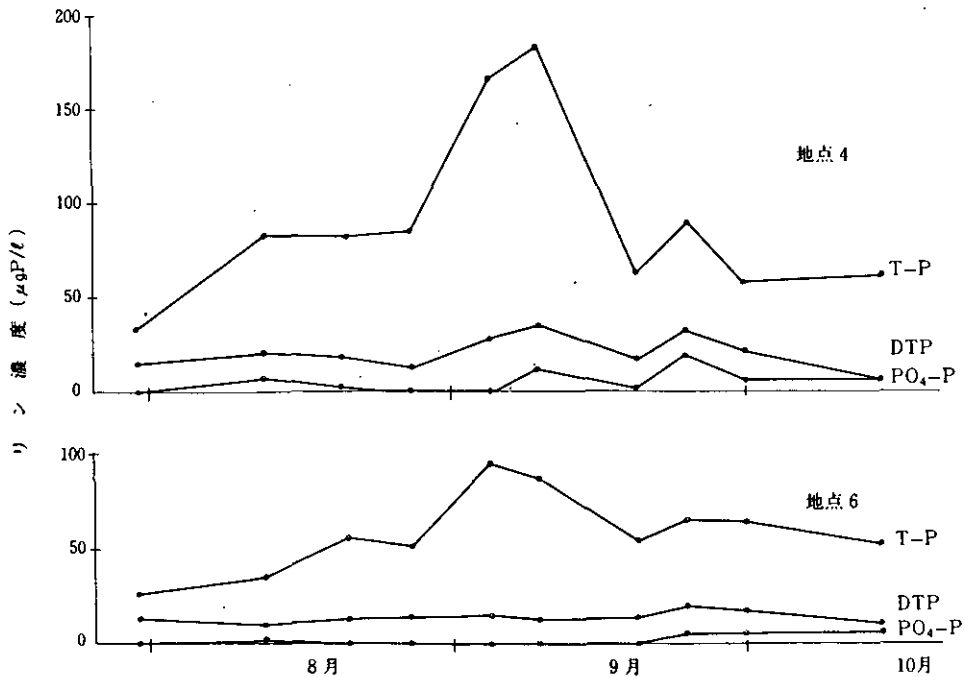


図21 地点4 および6 における各態リンの経時変化 (昭和60年)

減少した9月下旬以降は1~25 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で $\text{PO}_4\text{-P}$ の増加が認められた。

DTPは、いずれの調査地点でも全調査期間を通じて5~36 $\mu\text{g}/\text{l}$ の範囲で、ほぼ一定した値が観測された。*Anabaena*が急激に減少した9月下旬以前は $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度が低かったため、DTPの大部分は溶存性の有機態リンであったと思われる。

DTPとして測定されるリンのうち、植物プランクトンに利用可能な分画がどれだけ含まれていたかを、今回の調査内容だけから明らかにすることはできない。しかし、*Anabaena*がピークに達する前には、 $\text{PO}_4\text{-P}$ がきわめてわずかな量しか存在していなかったにもかかわらず、T-Pの増加が認められたことは、植物プランクトンの多くはアルカリフォスファターゼを生産し、低分子の溶存有機態リンを加水分解してリン酸として利用できることなどから^{11, 12)}、DTPが利用可能なP供給のプールになっていた可能性も考えられる。

リンの供給源としては流入河川からの負荷や風による底質の巻き上げなどの影響が考えられるが、南湖全体でのT-Pの増加量にみあうだけのリンの供給機構がどのようなものであったのか、今後の検討が必要である。

(7) N/P比

昭和62年度におけるT-N/T-Pを計算すると表7に示したように、2回目平均17.5、3回目13.2、4回目12.8となり窒素固定を行う*Anabaena*属が少なくなるほどN/P比も低い値となった。

表7 琵琶湖南湖におけるN/P比（昭和62年度）

地点No.	2回目(9/7)	3回目(9/17)	4回目(9/28)
9B	27.8	19.2	17.9
8A (西岸)	—	14.7	13.5
8C (東岸)	13.3	9.8	9.3
6A (西岸)	—	11.9	11.8
6B	17.9	13.6	10.0
6C (東岸)	—	11.4	10.9
5A (西岸)	15.5	11.9	13.2
5C (東岸)	10.8	7.5	9.3
4A (西岸)	18.4	12.2	13.3
4B	18.1	13.2	14.4
3	18.4	20.0	16.9
平均	17.5	13.2	12.8

(8) 過去のデータとの比較

① クロロフィル a

過去のデータから見ると「水の草」が発生した年の平均（南湖9地点の9月）は $23.1\mu\text{g}/\text{l}$ であり、発生しなかった年では平均 $14.1\mu\text{g}/\text{l}$ と低い値であった。また、昭和62年は $16.0\mu\text{g}/\text{l}$ と比較的低く、「水の華」が湖岸部で多く観察された年としては低い値であった。

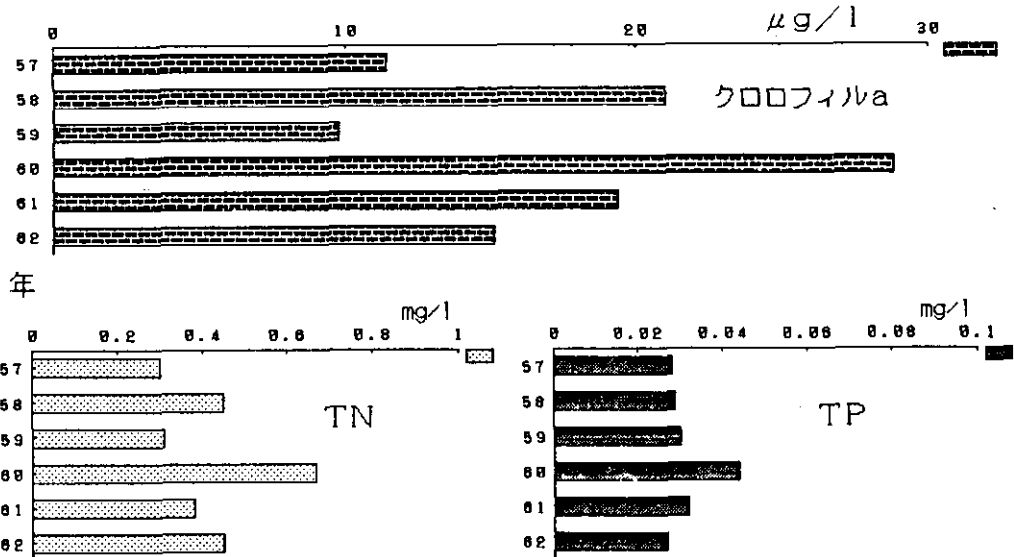


図22 南湖（9月、9地点）におけるクロロフィル a、窒素、リンの年変化

② 窒素

過去のデータから見ると「水の草」が発生した年（9月）のT-N平均は $0.49\text{mg}/\text{l}$ であり、発生しなかった年では、 $0.39\text{mg}/\text{l}$ と低い値であった。また昭和62年は $0.44\text{mg}/\text{l}$ と比較的低かった。

③ リン

過去のデータから見ると「水の草」が発生した年（9月）のT-P平均は $0.036\text{mg}/\text{l}$ であり、発生しなかった年では $0.032\text{mg}/\text{l}$ であった。また、昭和62年は $0.016\text{mg}/\text{l}$ と低い傾向にあった。昭和62年のP濃度は比較的低かった。これらのことからP以外にも *Microcystis* の大増殖に関与している要因があることが示唆された。

④ N/P比

T-N, T-P比についてみると、10~20 : 1で推移しており、中でも粒子状のN/P比 (PN/PP) の増加は *Anabaena* の増加量と非常に一致する傾向にあった (図23)。このことは、*Anabaena* の窒素固定を示唆していると考えられる。

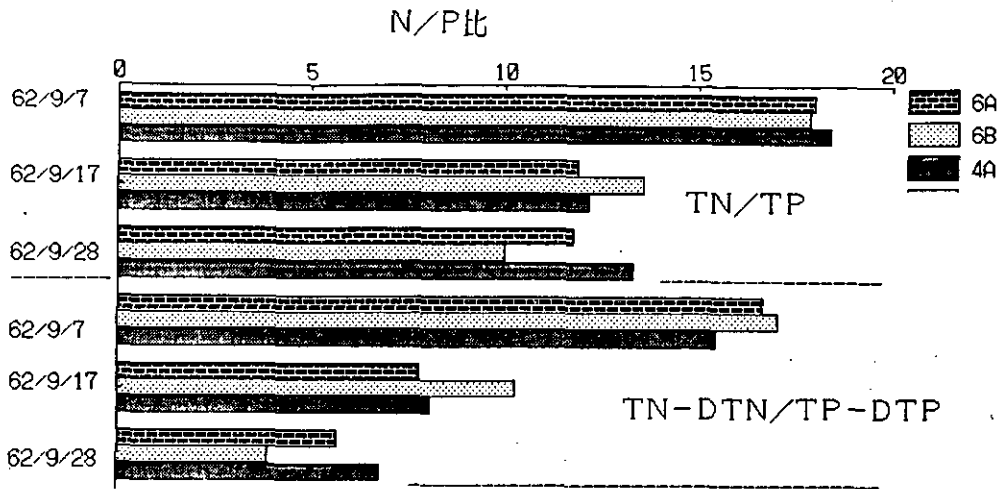


図23 琵琶湖南湖におけるN/P比（昭和62年度）

7. プランクトン連続調査

当センターでは、昭和55年から昭和62年までの8年間にわたり、琵琶湖文化館沖および瀬田唐橋流心において、プランクトン予察のために連続調査を行ってきた。その結果を基に、気象等の外的要因（気温、水温、降水量、滞留日数）が *Anabaena* および *Microcystis* の増減にどのような影響を与えるかについて検討を行い、今後の「水の華」発生予測に資することを目的とした。

調査地点：図24に示す2地点（琵琶湖文化館沖のデータを主に使用した）

調査期間：昭和55年～昭和62年（7月～10月）

調査回数：プランクトン調査については96回／年

調査項目：プランクトン；藍藻に属する種類および藍藻以外のプランクトンの種類についても同時に計数を行った。計数方法については、モニタリング調査の方法と同様である。
 気温、降水量：滋賀県彦根地方気象台月報（大津局）より引用した。

水温：琵琶湖文化館に設置（打出局）した自動測定局の測定結果を用いた。

滞留日数、水位、放流量：滋賀県水政室発表資料より引用および計算により求めた。

(1) *Anabaena* 属

表8に8年間における *Anabaena* の計測群体数の頻度をその発生規模に応じて示した。2,000群体/ml以上計数されたのは昭和60年5回と、昭和61年2回で、最大計測数は61年9月8日の3,600群体/mlであった。また、昭和57年は群体数は200群体/ml未満と少なかった。そこで、8年間の発生パターンを下記のA, B, Cの3段階に分けて考察を行った。

昭和62年の傾向としては中規模程度の発生であると考えられる。その消長をみると増加時期についてはほとんど例年（昭和55～61年の平均値）なみであったが、減少時期は大規模であった年に比べると約15日間早く減少する傾向にあった。

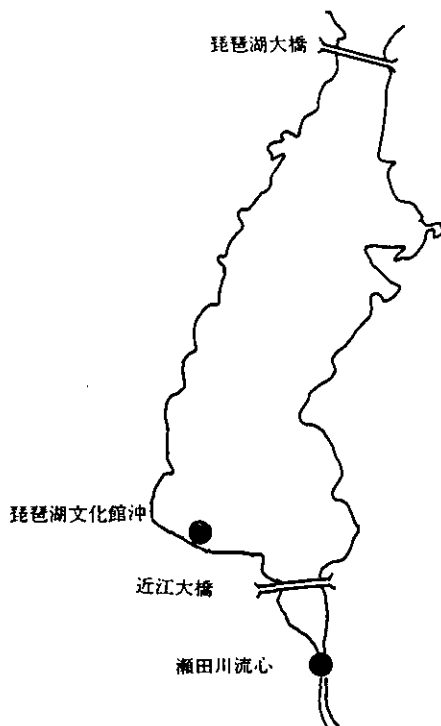


図24 採水定点略図

表8 *Anabaena* 属の計測群体数出現頻度

(調査回数総計96回)

	群体数/ml							
	55	56	57	58	59	60	61	62 (年)
2000以上	0	0	0	0	0	5	2	0
200~1999	0	10	0	8	3	12	12	7
20~199	6	18	17	14	22	18	19	14
観察されない	90	68	79	74	71	61	63	75

A (小規模発生) : 200群体/ml 未満

55, 57年

B (中規模発生) : 200群体/ml 以上~2000群体/ml 未満

56, 58, 59, 62年

C (大規模発生) : 2000群体/ml 以上

60, 61年

(2) *Microcystis* 属

表9に8年間における *Microcystis* の計測群体数の頻度をその発生規模に応じて示した。*Microcystis* が20群体/ml 以上計数されたのは昭和60年12回, 61年11回, 62年23回であり, 昭和62年度が最も多い傾向にあった。また表10に示したように群体数についても昭和62年9月9日~18日の期間に400~800群体/ml が観察され, 年間総群体数も3,740群体と例年より多く計数された。

表9 *Microcystis* 属の計測群体数出現頻度
(調査回数総計96回)

	群体数/ml							
	55	56	57	58	59	60	61	62 (年)
2000以上	0	0	0	0	0	0	0	6
200~1999	0	1	0	0	0	3	0	1
20~199	2	10	1	4	9	9	11	16
観察されない	94	85	95	92	87	84	85	73

表10 琵琶湖文化館沖における *Microcystis* の総群体数
(年間96回の合計値)

昭和55年	40群体
昭和56年	400群体
昭和57年	20群体
昭和58年	160群体
昭和59年	380群体
昭和60年	500群体
昭和61年	500群体
昭和62年	3,740群体

(3) 気温および水温

冷夏であった昭和57年は200群体/ml以下の小規模発生であり、気温や水温の高い日が続く年ほど *Anabaena* および *Microcystis* の増殖が盛んになる傾向にあった。昭和62年のように *Microcystis* が多く観察される時期に気温および水温が高く推移すると *Microcystis* の増殖が維持される可能性があることがうかがえた。

室内培養実験結果から見ると、*Microcystis* の最大増殖速度は25~35°C¹³⁾であり20°C以下では増加が制御され、水温が *Microcystis* の増加するための制限因子のひとつになっていることが示唆された。

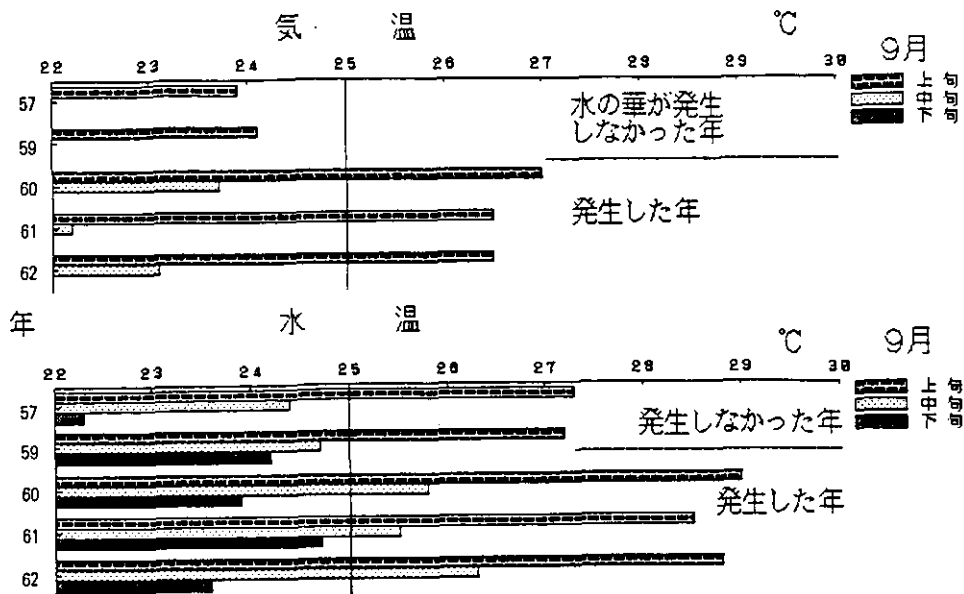


図25 南湖における気温、水温の変化

(4) 降水量

雨の多い日が続くと日照時間は短くなり、湖水の滞留日数も短くなる。また、雨水中に含まれる窒素等が湖水に負荷されたり、河川からの流入負荷も増加すると考えられる。藍藻が大増殖を始める7月、8月および9月の総降水量とプランクトンの増殖の関係を表11にした。

表11 総降水量と *Anabaena* 群体数の関係

		7 月	8 月	9 月	
A:200群体以下	57年	282mm	312mm	145mm	
	B:200群体以上2000群体未満	58年	363mm	167mm	304mm
		59年	145mm	45mm	111mm
		62年	435mm	34mm	119mm
C:2000群体以上	61年	375mm	13mm	70mm	
	60年	212mm	2mm	275mm	

この結果から、8月の降雨が少ない年ほど多量の藍藻が計測される傾向が見られた。しかし、7月の降雨つまり梅雨による雨量は、あまり関与していないことが示唆された。

8月の降雨が少ない年ほど多量の *Anabaena* が見られたことについては、DINが消費され尽くした水界においては（この時期、琵琶湖ではDINが非常に少ない）、窒素固定能を有する *Anabaena* が他のプランクトンの増殖を抑え大発生するものと推察される。

昭和62年は、8月に34mmの降水量があり、大規模発生であった昭和60年および昭和61年に比べると幾分多かった。

(5) 滞留日数

南湖の平均的な滞留日数は単純計算すると約15日間である。各年度毎に滞留日数を計算し、表12に示した。

表12 滞留日数と *Anabaena* 群体数の関係

		7 月	8 月	9 月	
A : 200群体以下	57年	21	5	13	日数
B : 200群体以上2000群体未満	58年	11	12	18	
	59年	8	18	23	
	62年	18	20	20	
C : 2000群体以上	60年	4	18	26	
	61年	5	17	25	

Anabaena が小規模発生であった昭和57年の8月の滞留日数は、5日と少なく南湖の湖水がかなり早いスピードで入れ替わったと考えられる。このことは対数増殖期に入った *Anabaena* が南湖から流出すること、および北湖から水温の低い栄養塩濃度の低い湖水が南湖に多く流入することなどから考えられる。

また、滞留日数が高いほど *Anabaena* の増殖が多い傾向にあった。このことは滞留時間が *Anabaena* の大発生を促進する要因の一つになっているのではないかと推察される。

昭和62年の傾向としては9月の滞留日数は約20日であり大規模であった昭和60年（26日）および昭和61年（25日）に比べると短かった。

8. 南湖底泥上における「水の華」形成プランクトン調査

表層水中では「水の華」を形成するプランクトンが冬季および春季において殆ど観察されていない。これらのプランクトンが年間を通じ、どのような生活史を送るかについては、まだ明らかになっていない部分が多く、中でも大量発生後沈降したプランクトンが、どのような形で越冬するのか、また湖底泥上で増殖する可能性があるかなどについては非常に興味深いところである。今回底泥上の「水の華」形成プランクトンの変遷を知る目的で、調査を行った。

地 点：南湖3地点（地点8, 16, 18）

期 間：昭和59年8月～昭和62年12月

回 数：毎月1～2回

調査方法：コアサンプラーにより各地点ごとに3 Sampleの採泥を行い、直上の底泥お

よび湖水を顕微鏡で測定した。測定方法は、植物プランクトン定性試験法（上水試験方法）に従った。また、表層中のプランクトン調査についても同時に行った。

(1) 観察された主な種類

底泥上で観察された「水の華」を形成する種類は湖水中で観察された種類と同様8種類であり、主な属としては、*Anabaena*, *Microcystis*, *Oscillatoria* 属であった。

(2) 地点別分布の特徴

底泥上において「水の華」を形成するプランクトンが5,000群体/㎡以上観察された出現頻度を見ると *Anabaena* 属は地点8が多く、地点18が比較的少ない傾向にあった。この地点18については、水深が他の地点より約8m深いため水温躍層が形成され、表層で増加した *Anabaena* が沈降していく過程で分解が起こり、底泥上では少なかったのではないかと推察された。しかし、*Microcystis* 属についてはこれと反対に、地点18が最も多い傾向にあった。

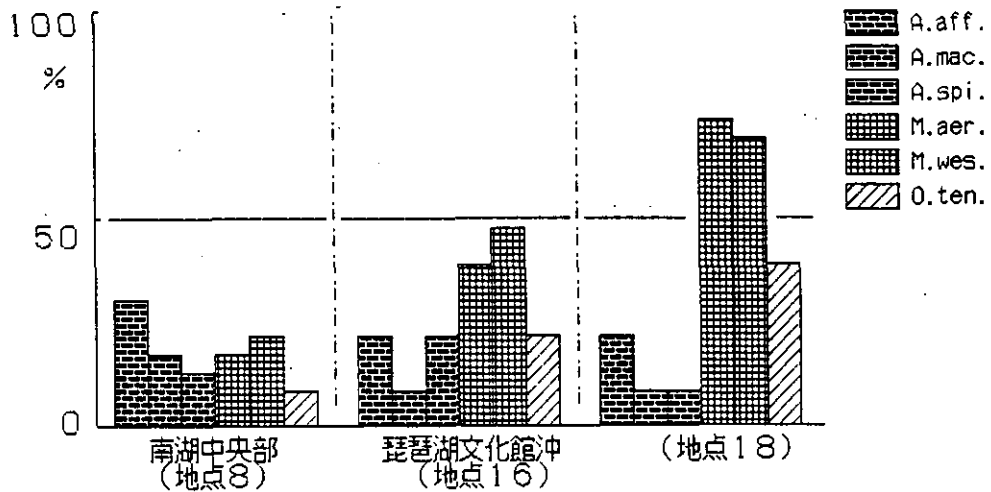


図26 南湖湖底における水の華形成プランクトンの出現頻度
(5,000群体/㎡以上の出現頻度/年間)

(3) 「水の華」を形成するプランクトンの生活史

① *Anabaena* 属

図27に示すように表層の増加時と同時期に多量の *Anabaena* 群体が底泥上で観察されたがその期間については短かった。また、減少時期についても表層と同様の傾向にあり、表層と底泥直上の消長が一致する傾向にあった。この時期、底泥上で観察された *Anabaena* の糸状体は分解途中のものが多かったこと等からは底泥上では、長期間生活できないと考えられ、たんに表層で増殖したものが沈降したものと推察される。しかし、アキネート（休眠細胞）については、少数ながら全期間を通じて観察された。

② *Microcystis* 属

Microcystis は、湖水表層では7月～10月までと短期間観察されたが、底泥上では6月頃から12月頃までと長期間観察された。

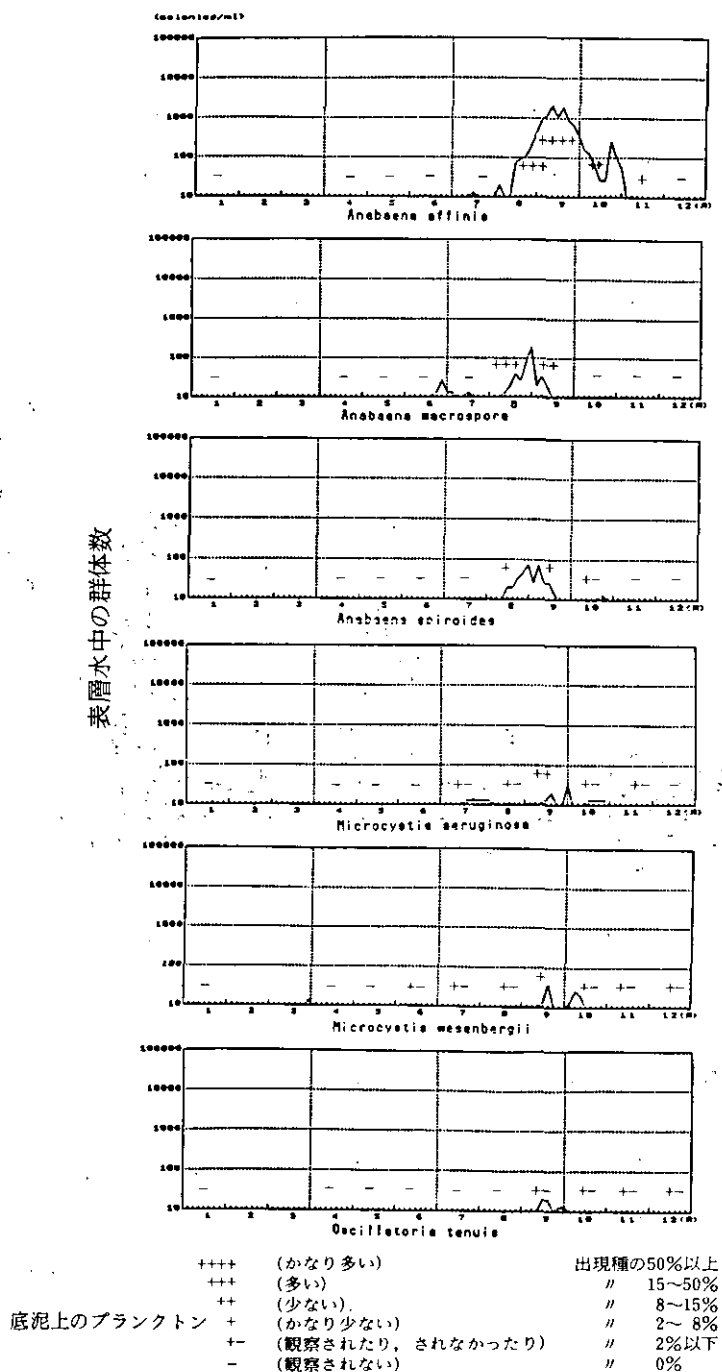


図27 琵琶湖文化館沖における表層水および底泥上のプランクトン経日変動
(昭和59年～61年の平均値)

著者らは *Microcystis* を用いた AGP 試験結果、地点 8 の表層水のみではほとんど増加せず、これに窒素、リン、EDTA 鉄などが加わると大増殖を引き起こし得る可能性があることを報告している¹³⁾。また、この時期の栄養塩類となる窒素、リンの値は、表層部より底層部が高い値であることから南湖においては栄養塩類の比較的少ない表層より底泥上のほうが *Microcystis* の増殖条件としては整っているのではないかと推定されるが、*Microcystis* の分解速度は、*Anabaena* より遅いことが報告されていることや¹⁵⁾、水深もこの地点は深いことから物理的な条件によりこの水域の底部に集積されている可能性もあることから、その原因等については今後詳しい調査、検討が必要である。

高村らは水温約11°C以下になると、*Microcystis* は分解しにくくなり湖底泥上で休眠状態に入ることを報告¹⁴⁾している。また、*Microcystis* 層は *Anabaena* 層のようにアキネートを持たないため、冬季は、栄養細胞の集まったままの状態で底泥上において冬を越すと考えられる。そして *Microcystis* の増殖に適した水温 (25°C以上) になると、底泥上でも増加がみられ、ガス胞等の作用により湖水中に浮上し、表層水中で増加がみられるのではないかと推察される。

底泥上で観察される *Microcystis* が現実に浮上し湖水中の大増殖へとつながっているのか、またその量についても検討し、「水の華」発生にどのように関与しているのか、今後調査研究を進める必要がある。

9. 琵琶湖における「水の華」の発生機構

図28に琵琶湖南湖における「水の華」の発生機構を模式的に示した。浮遊性藍藻綱 (*Anabaena* 属が主体) の大増殖の要因としては次のようなことが考えられる。

- (1) 水温が浮遊性藍藻の適水温である25°C以上にまで上昇していること。
- (2) 南湖のほとんど全域において無機態窒素が消失していること。
- (3) 8月から9月にかけて降雨がほとんどないこと。
- (4) 南湖の滞留日数が20日以上と長いこと。
- (5) 藍藻綱以外のプランクトンの種類数および総細胞数が減少していること。

10. おわりに

今回の調査結果から夏季から秋季にかけて琵琶湖南湖水の無機態窒素の減少により窒素固定の可能な *Anabaena* 属が大増殖を起こし、またこの種の分解時期から水中の窒素が上昇し *Microcystis* の増殖を促進している可能性が示唆された。

昭和62年度アオコと呼ばれる *Microcystis* が大規模に発生したことは生物学的指標からみれば富栄養化がある程度進行していると考えねばならない。

今後これ以上に水質汚濁が進めば *Anabaena* の増加をまたずしてアオコが発生する可能性も考えられる。また、「水の華」(*Anabaena* 属が主体) の発生規模は気象条件に大きく左右され

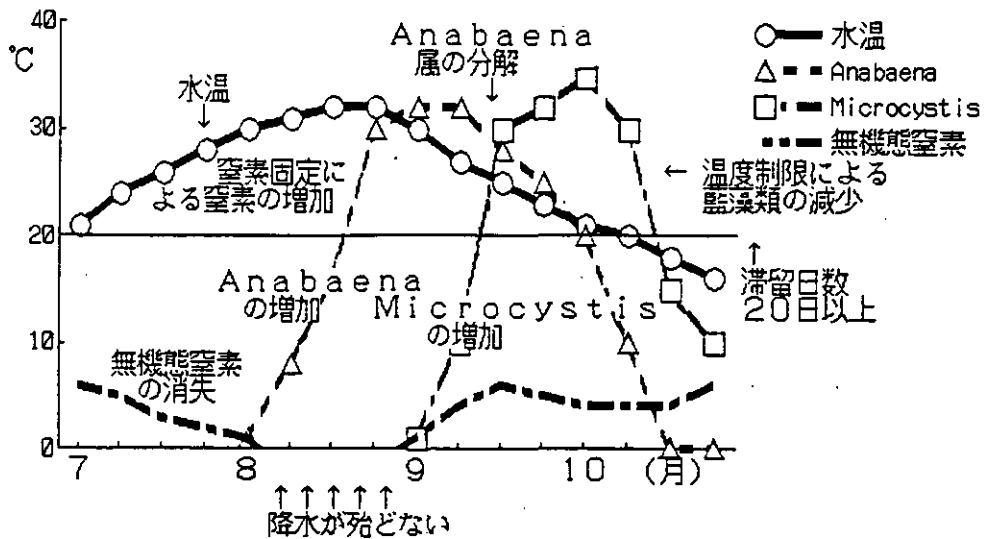


図28 琵琶湖における水の華発生機構

ることが明らかになったが、人間が関与できる部分としては、湖内および陸域においてこれ以上の人為的な汚濁負荷を増やさないことが重要であると考えられる。

引用文献

- 1) 須藤隆一：日本陸水学会第44回大会172 (1979)
- 2) 矢木修身：霞ヶ浦のアオコについて。水, 24, 48~50 (1982)
- 3) 渡辺真利代, 大石真之, 松本浩一：東京都立衛生研究所年報, 29-1, 389-391 (1978)
- 4) 京都市水道局水質試験年報：30, 301-308
- 5) 一瀬 諭, 若林徹哉：滋賀県立衛生環境センター所報, 19, 115-125 (1984)
- 6) 村岡浩爾, 渡辺 信：有毒アオコ—その研究の必要性—。水, 9, 18-22 (1987)
- 7) 西川光春, 根来 健, 岡山治一, 高木良治：第36回全国水道研究発表会講演集, 485, (1985)
- 8) 根来 健, 西川光春, 岡山治一, 安藤政義：用水と廃水, 29, 7, 3-9, (1987)
- 9) 今村典子, 安野正之：国立公害研究所研究報告第22号陸水域の富栄養化に関する総合研究, 123-148 (1981)
- 10) 環境白書—資料編— (昭和61年版)：滋賀県, 46-93, (1986)
- 11) Reynolds C. S. (1984)：The Ecology of Freshwater Phytoplankton, Cambridge University press
- 12) Heath R. T. (1986)：Dissolved Organic Phosphorus Compounds : Do they satisfy planktonic phosphate in summer ? Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43, 343-350
- 13) 国立公害研究所研究報告：第25号47-58 (1981)

シンポジウム「アオコはなぜ優占種となるのか？」総合討論のまとめ

相崎 守弘（水質土壌環境部）

1. 各地の状況

シンポジウムに参加いただいた長崎県、佐賀県、和歌山県、富山県、神奈川県、埼玉県、茨城県の方々から各県の状況のご報告をいただいた。富山県などでは特に湖沼の富栄養化で問題は生じていないとのことであったが、佐賀県、和歌山県では水源地でのカビ臭や赤潮が問題になっており、神奈川県や茨城県ではアオコの発生が大きな問題になっているとのご報告をいただいた。

2. アオコはどのような環境の湖沼で発生しているのか？

本シンポジウムにおいて高村さんがまとめてくれた、アオコが優占種となっている湖沼の条件に基づき討論が開始された。高村さんがまとめてくれた条件は以下の通りである。総生産量、 $300\text{ g m}^{-2} \cdot \text{y}^{-1}$ ；全窒素濃度、 500 mg m^{-3} 以上；全リン濃度、 80 mg m^{-3} 以上；水温、 17°C 以上；水深、13m以下。

これに対し、水温や水深に関しては上記の値かそれに近い値で整理されると思うが栄養塩レベルに関しては整理可能かどうかとの意見が出された。滋賀県や茨城県の湖沼には栄養塩が十分に高いにもかかわらずアオコが発生していない湖沼があることが報告された。また琵琶湖の例ではアオコが発生した年としない年とで栄養塩レベルに違いが見られないことが報告された。しかし別の参加者からは、文献的にみると栄養塩、特に全リン濃度と関係が深いという報告や硝酸塩濃度とリン濃度の比が重要であるとの報告があるとの指摘があった。これらの討論から、アオコが発生するのに必要な栄養塩レベルはある程度決めることが可能だが、栄養塩レベルがそれ以上になっても発生するかどうかはわからないことがわかった。

司会者から、アオコが銅に対して感受性が非常に高いという報告があることが紹介され、銅の毒性をマスクする有機物の役割について意見が求められた。これに対し、溶解性有機物の重要性を指摘する意見が出され、また、AGP試験の結果からも窒素やリンの添加だけではアオコが増殖しない水があり、キレート物質の存在が重要であるとの意見が出された。

これらの討論から、アオコの増殖要因として窒素やリン濃度以外の水質要因の存在が考えられ、今後この面での研究を進展させて行く必要性が認識された。

3. どうしてアオコが優占種となるのか？

夏期の富栄養湖でアオコが他の藻類に打ち勝って優占種となる機構として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の生き残る率が高

い等が考えられる。これらアオコが優占種となる機構について討論が行われた。まず、生き残り説に対し動物プランクトンの立場から以下のような意見があった。

動物プランクトンの摂食圧は高く植物プランクトン組成に与える影響は非常に大きい。アオコの主成分であるマイクロキスティスは生きた状態では動物プランクトンに直接は摂食されない。動物プランクトンの増加によって動物プランクトンが食べずらい大型の藻類が増殖してくるがそれは必ずしもアオコとは限らない。しかし他の藻類との競合という意味ではアオコが優占種となることにある程度役割を果たしていると考えられる。霞ヶ浦では夏期に動物プランクトンの現存量が高く、このことから霞ヶ浦では動物プランクトンはアオコの分解物を食べて栄養塩を水中に回帰する役割を果たしていると考えられ、アオコをリフレッシュするのに役立っていると考えている。

また、沈降速度に関しては、生きたままで沈む量は少ないが、沈殿物の炭素量は多いことからアオコは分解して沈降しているのではないかという意見が出され、有光層中での分解と栄養塩の回帰によって栄養塩を有効に利用しているのではないかという意見が述べられた。これに対し、分解がさかんならば捕食性が高いのと同様で、現存量は減るのではないかとこの意見が出され、その回答として、分解する時期が問題で、現存量が増えている7月から8月上旬ではあまり分解しておらず8月中旬以降に分解が起こるとの回答があった。

滞留時間の短い湖沼では発生例が少ないことは生き残り説の根拠として重要であるとの指摘があった。

司会者から、実験系では増殖速度は他の藻類に比べて決して早くないが、環境条件が悪化した条件下、例えばpHが高く水中の炭酸が利用しづらい形になったときとか、窒素が欠乏して濃度が低くなった場合とかに、炭酸や窒素の取り合いで他の藻類より優位にたつ可能性について意見が求められた。

これに対し、炭酸については種のレベルでは整理されておらず炭酸の取り込みでの競争があるかどうかかわからないとの意見が出された。アメリカにおける実験では、藍藻類の優占している湖沼で、炭酸ガスを吹き込んだりpHを低下させることにより他の藻類種に変えることが出来たとの報告があることも指摘された。

実験系での培養が非常に困難なことから、底泥の役割が重要なのではないかとこの指摘があり、底泥上で増殖している可能性について質問があった。これに対し、霞ヶ浦におけるアオコの消長を発表した高村さんから、霞ヶ浦では底泥上に残っている量は総生産量の0.1%程度であり、これが残存して初夏にブルームを起こしているとの回答があった。また分解実験の結果からみると水温に対し分解速度の傾きが急で、10℃以下では分解しなくなるのではないかと、光合成活性も11℃以下では活性がなくなるとの説明があった。この分解に対し細菌によるものが自己分解かの質問があり、自己分解の活性が低下するのだろうかとの回答があった。

アオコの優占機構について、すでに必要条件のいくつかはわかっており、他の必要条件で理化学的要因が原因ならば、あと3年ないし5年、多くても10年以内には問題が解決されるであろう。

特に金属がその要因であれば優占機構の解明は真近であるとの意見が出された。

最後に、昨年霞ヶ浦ではアオコの発生が少なかったが、アオコの大発生と同様にどうして発生が少なかったかも重要な問題であるところから、今年の霞ヶ浦の状況をよく見ておいてほしいとの要望が出され、総合討論は終了した。

臨湖実験施設気象水質等モニター年報

河合 崇欣 (計測技術部)

1. はじめに

今年は、東北南部より南の太平洋で異常に雨の多い年であった。霞ヶ浦のアオコも押し流されたか、湖水のAGPはいつもの年よりむしろ高いくらいであったと思われたにもかかわらず、異常増殖の程度が緩かったようである。

臨湖実験施設のモニター装置は、

- ① 気象、湖水質、湖気象、水位など湖の環境を支配している最も基本的な因子の内、比較的変動が激しく、また、地域的な変化も大きいものについて、独自にデータを収集して、霞ヶ浦および臨湖実験施設内における各種の野外実験や調査を補助する。
- ② 霞ヶ浦及び臨湖実験施設内で行われている各種の野外実験に関して、長時間にわたって頻度の高い測定を続ける必要のある項目を一括して取り込むことにより、設備、運転経費、保守管理に係わる手間を省き、研究の円滑な進展をはかる。
- ③ 水域の生態系にとってはきわめて重要な制御因子であるにもかかわらず、ここの測定値は直接研究の対象になりにくく、かつ十分長期にわたる連続した情報が必要な項目の測定を続けていくことによって将来的な備えとする。

ことを目的として設置された。今年は、茨城県からもデータ提供の依頼を受けるなど、利用者の範囲も少しづつ広がってきた。しかし、停電や雷にもともなう器械の停止と自動復帰機能の故障により、このところ欠測が増えてしまった。以下に、1987年度の概要を報告する。

2. 測定ブロックの構成と測定項目

モニター室のデータ収録装置に集中する形で、現在、各観測ブロック毎に下記の項目が測定されている。測定頻度は、1分に1回で、主として瞬間値であるが、一部積算値型データを含む。点検・調整および較正は、(1)と(2)については年1回、その他は各担当者により随時行っている。

(1) 気象項目 (地上および屋上)

日射量 (熱電対式 0.29~3.0 μm 1時間積算型 0~5 MJ/m² $\pm 0.25\%$)

風 向 (シンクロ電機式 16方位540方式 $< \pm 5$)

風 速 (交流発電機式 0~60m/s $\pm 0.5\text{m}$ or $\pm 5\%$)

気 圧 (ペローズ・差動トランス式 940~1040mb $\pm 1\text{mb}$)

気 温 (白金測温抵抗体 -20~+40°C $< \pm 0.5^\circ\text{C}$)

湿 度 (毛髪・差動トランス型 0~100% $\pm 5\%$)

降水量 (転倒桁式 1mm/パルス 積算型 100mm $\pm 3\%$)

蒸発量 (1.2m φタライ・フロート+ポテンシオメータ式・0~100mm±1mm)

地温 (10, 40cm:白金測温抵抗体型 -10~+40°C <±0.5°C)

(2) 湖上観測塔

風向 (シンクロ電機式 16方位540方式 <±5°C)

風速 (交流発電機式 0~60m/s ±0.5m or ±5%)

気温 (白金測温抵抗体 -20~+40°C <±0.5°C)

湿度 (毛髪・差動トランス型 0~100% ±5%)

湖面放射収支 (熱電対式 0.3~30μm以上 1時間積算型 -1~+4mMJ/m²)

水位 (フロート式 0~10m ±1cm)

水温 (0.1, 1.0m, 底:白金測温抵抗体型 -10~+40°C <±0.5°C)

pH (準備中:定期的な校正と十分な保守管理が必要なため休止中)

DO (準備中: 同 上)

(クロロフィルa):未定

(3) 水位観測井 (水理実験グループ)

水位 (10点)

(4) 土壌浸透実験装置 (土壌浸透実験グループ 1987年で終了)

温度 (18点)

流出量 (12点)

(5) 多目的実験池 (水草帯, 池沼グループ)

水温 (14+点)

pH (12+点)

DO (12+点)

3. データ収録と装置のシステム構成

省略, 1985年度の報告参照

4. 汎用データの利用について

(1)および(2)に属する測定結果については, 所員に利用して頂けるよう便宜をはかります。電算機管理室の協力を得て, 体制も整えつつありますので, 希望者は, 担当者に御相談ください。

5. 結果

1986年度は, 屋上のパンザマストに設置した湿度計の測定値を, アスマン型乾湿球湿度計の測定値と比較した。1986年度と同様の結果を得た。

(1) 日射量 [図1]: 旬間の平均積算値を示す。単位は MJ/m² day。

- (2) 風向・風速〔図2 a, 2 b〕：風向は、各季節および年間の頻度分布を、北をゼロとして時計回りに16方位、指示角度の±12.5度以内に入る時間を日数に換算したもので示す。内側の破線がゼロ、フルスケールは季節が35日、年間70日である。風速は旬間の平均値を示す。単位はm/s。
- (3) 気圧〔図3〕：瞬間値の日平均値を示す。単位はミリバール。
- (4) 気温〔欠測〕：瞬間値の日平均値を示す。単位は°C。
- (5) 湿度〔図4〕：瞬間値の日平均値を示す。アスマン乾湿球湿度計との比較では、やや低めにでている。約半年間の相互比較の結果を図13に示す。
- (6) 雨量〔図5〕：旬間の雨量を示す。単位はミリメートル。
- (7) 地温〔図6 a, 7 b〕：瞬間値の日平均値を示す。
- (8) 蒸発量：未測定
- (9) 湖面放射収支〔欠測〕：旬間の日平均積算値を示す。単位はMJ/m² day。
- (10) 湖面風向・風速〔図7 a, 7 b〕：風向は、各季節および年間の頻度分布を、北をゼロとして時計回りに12方位、指示角度の±15度以内に入る時間を日数に換算したもので示す。内側の破線がゼロ、フルスケールは季節が35日、年間70日である。風速は旬間の平均値を示す。単位はm/s。風速は、屋上に比べて、湖面上でかなり大きいことが示されている。
- (11) 湖面気温〔図8〕：瞬間値の日平均値を示す。単位は°C。
- (12) 湖面湿度〔図9〕：瞬間値の日平均値を示す。単位は%。
- (13) 湖水位〔図10〕：瞬間値の日平均値を示す。単位はm。
- (14) 湖水温〔図11〕：瞬間値の日平均値を示す。単位は°C。湖底の値を示す。
- (15) pH：未測定
- (16) DO：未測定

以上、現在までの測定値の概略を、グラフで示した。詳しいデータが必要な場合は、臨湖実験施設モニター装置担当者まで御連絡下さい。

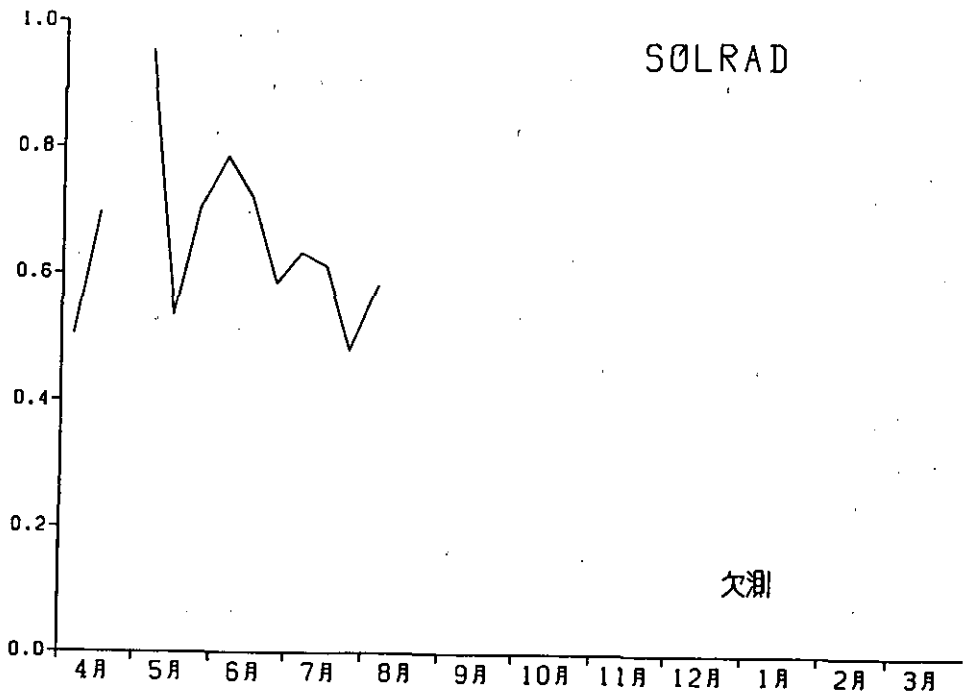


図1

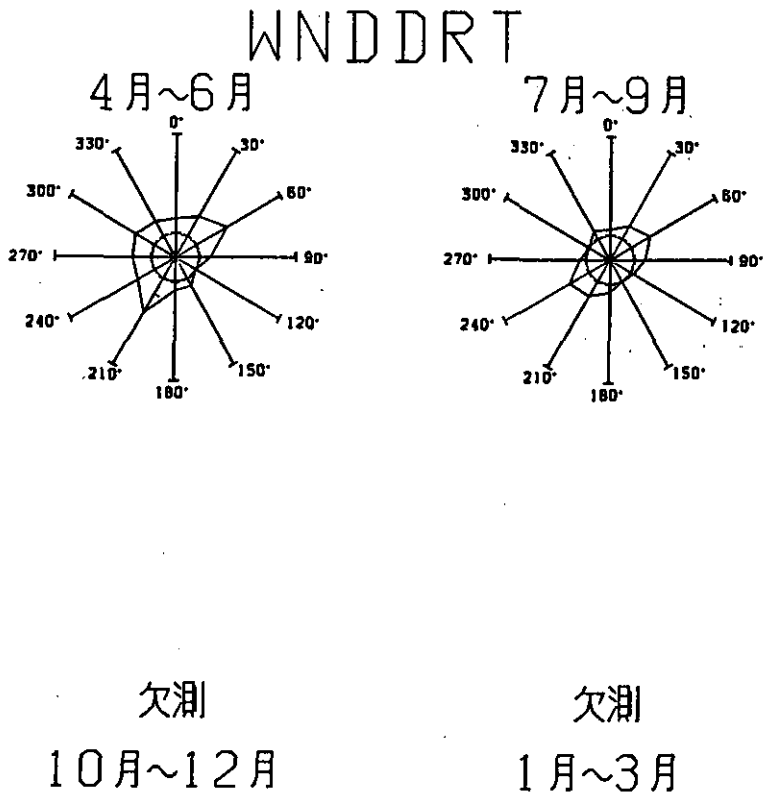


図2 a

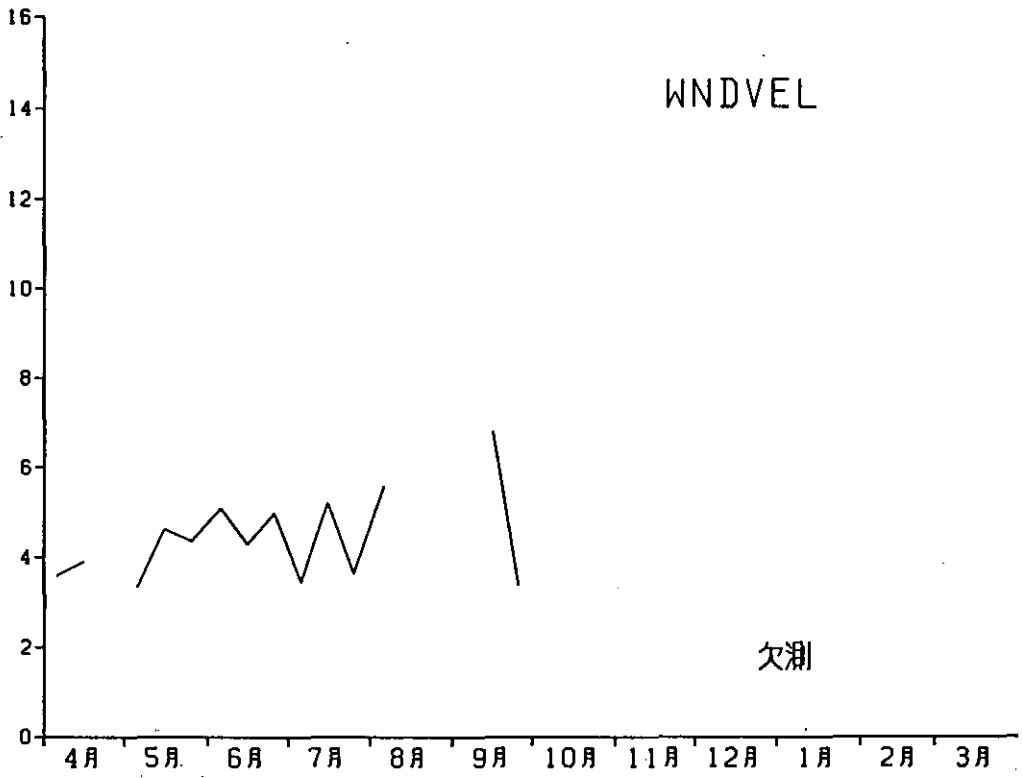


図 2 b

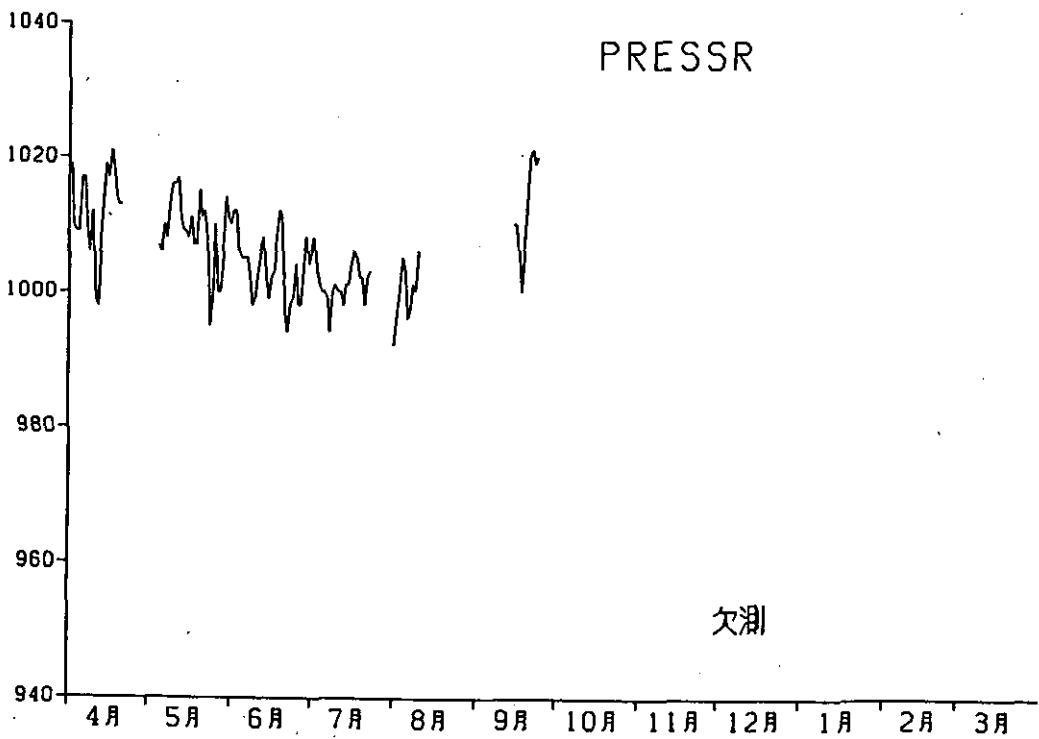


図 3

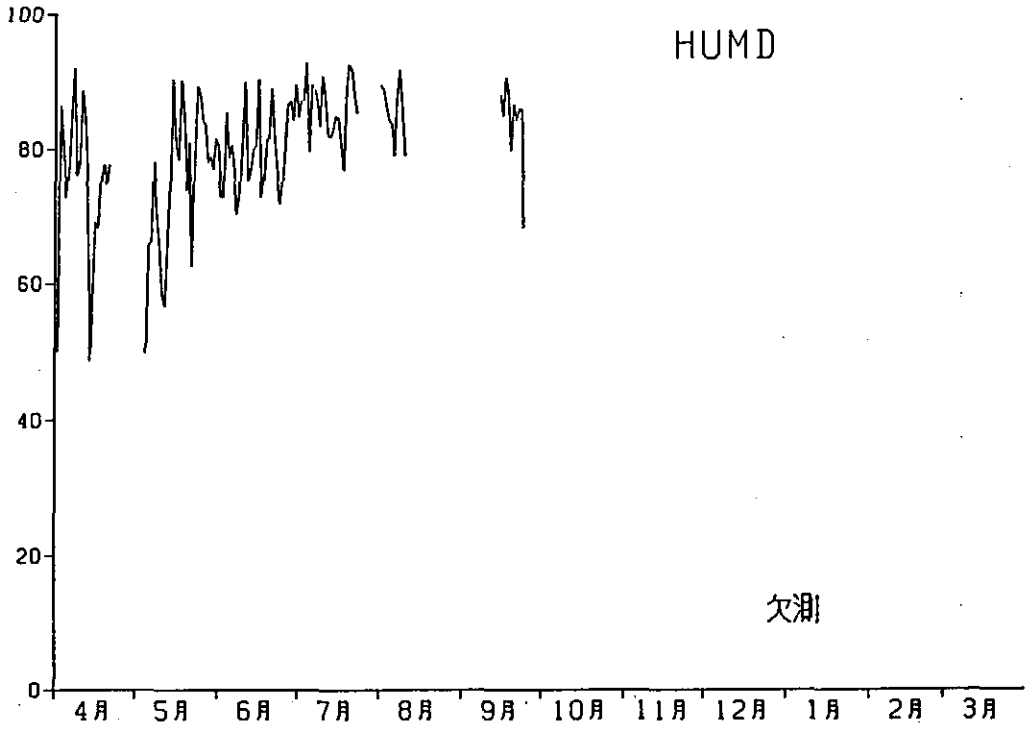


図4

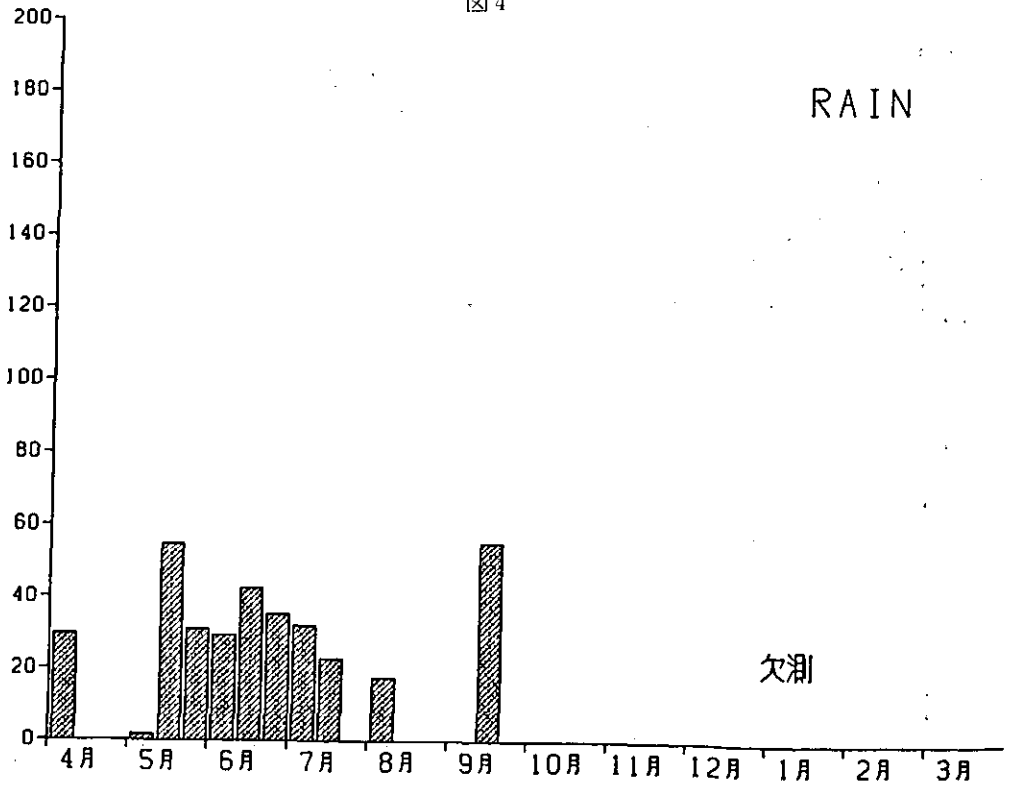


図5

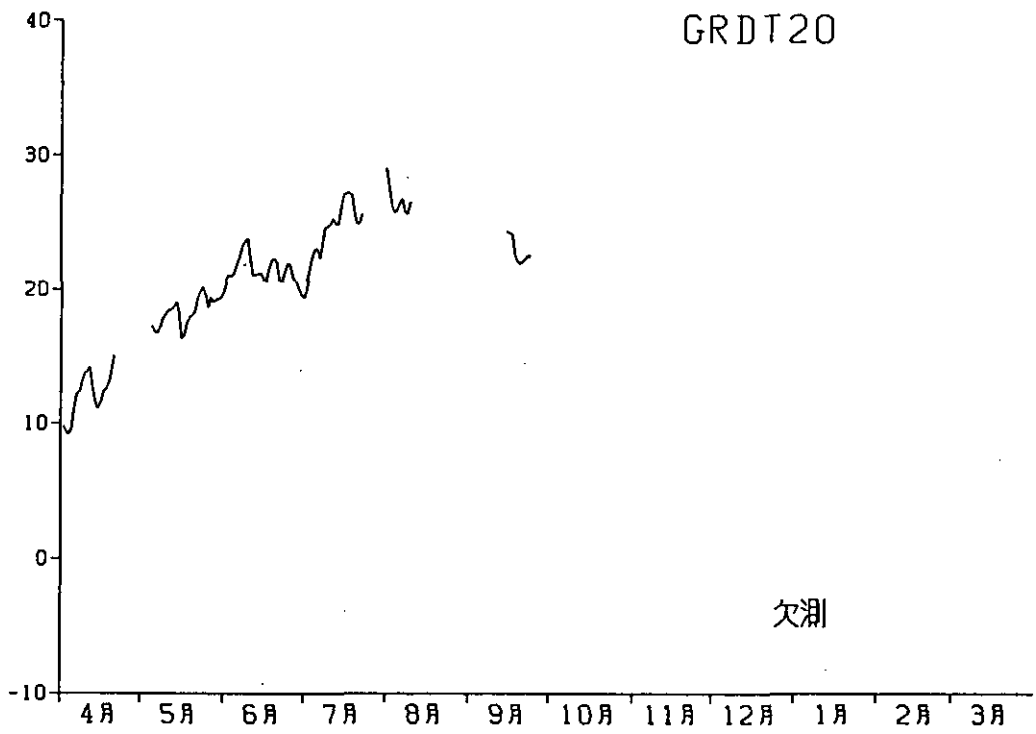


図6 a

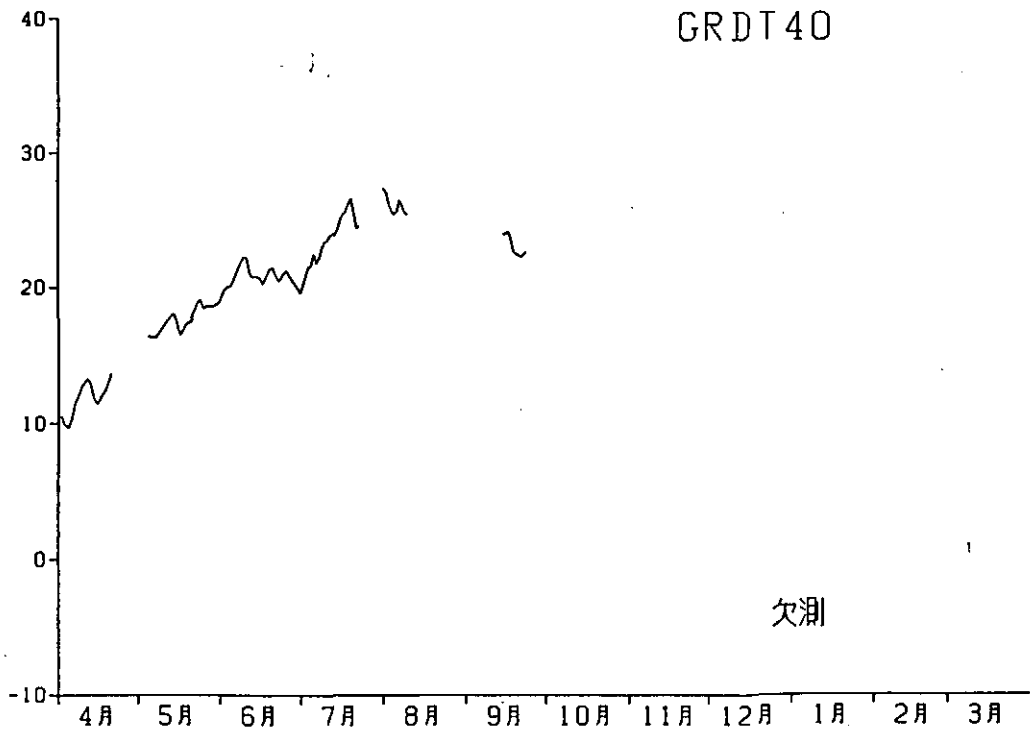
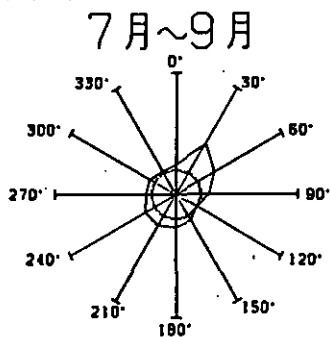
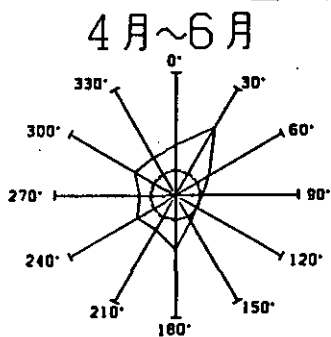


図6 b

LWINDRT



欠測
10月~12月

欠測
1月~3月

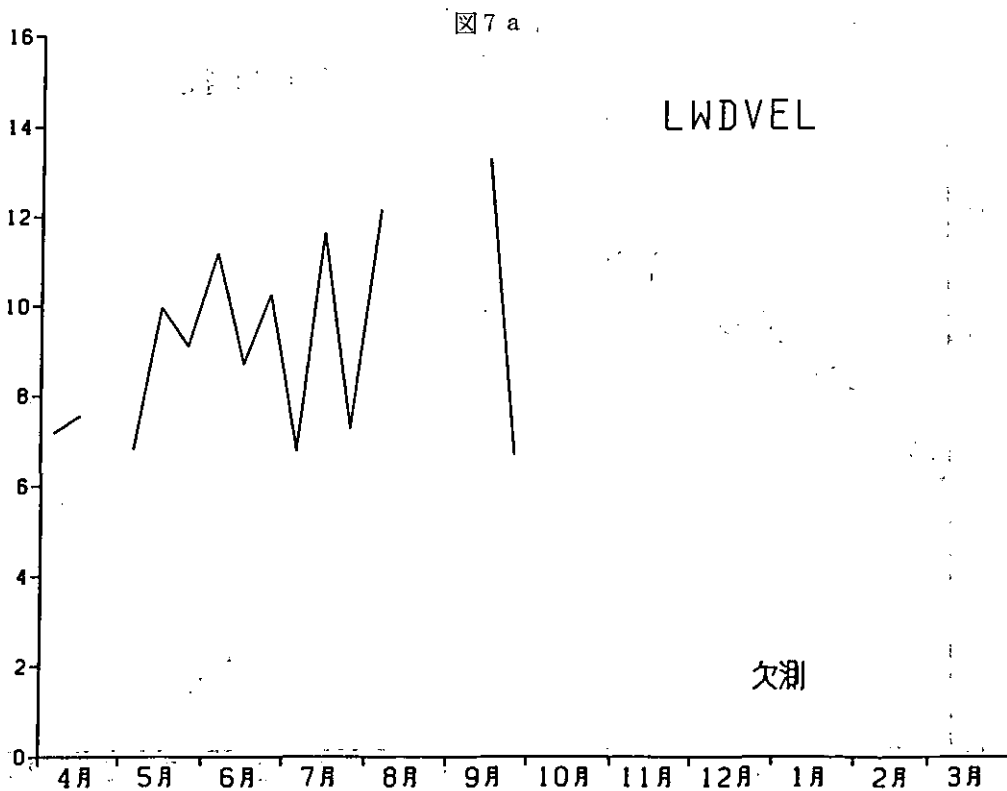


図 7 b

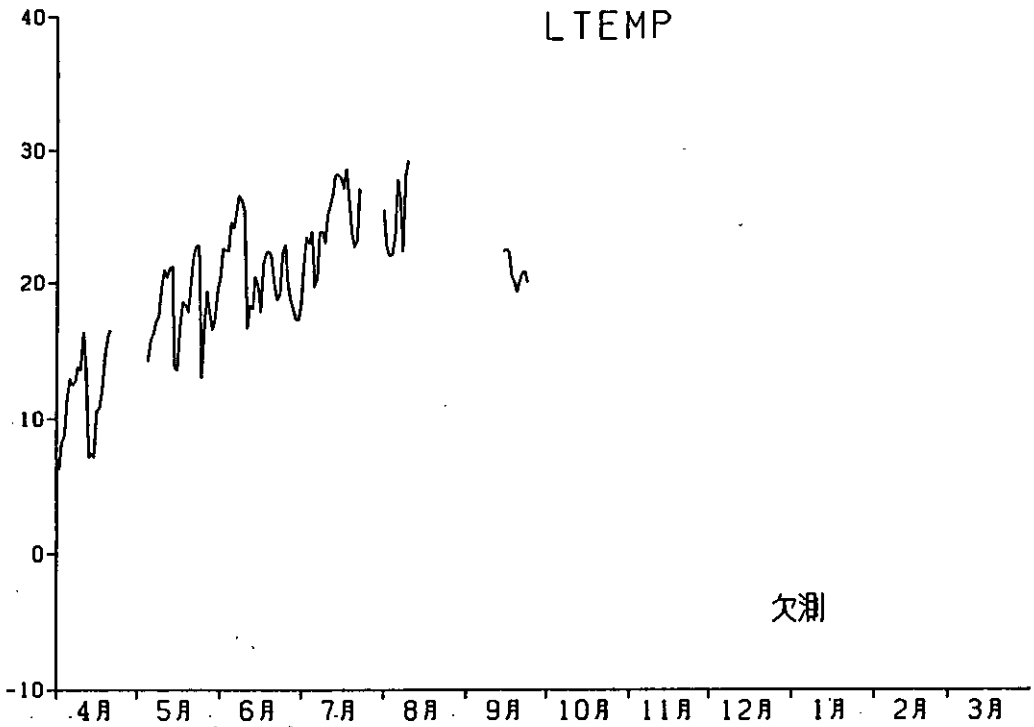


図8

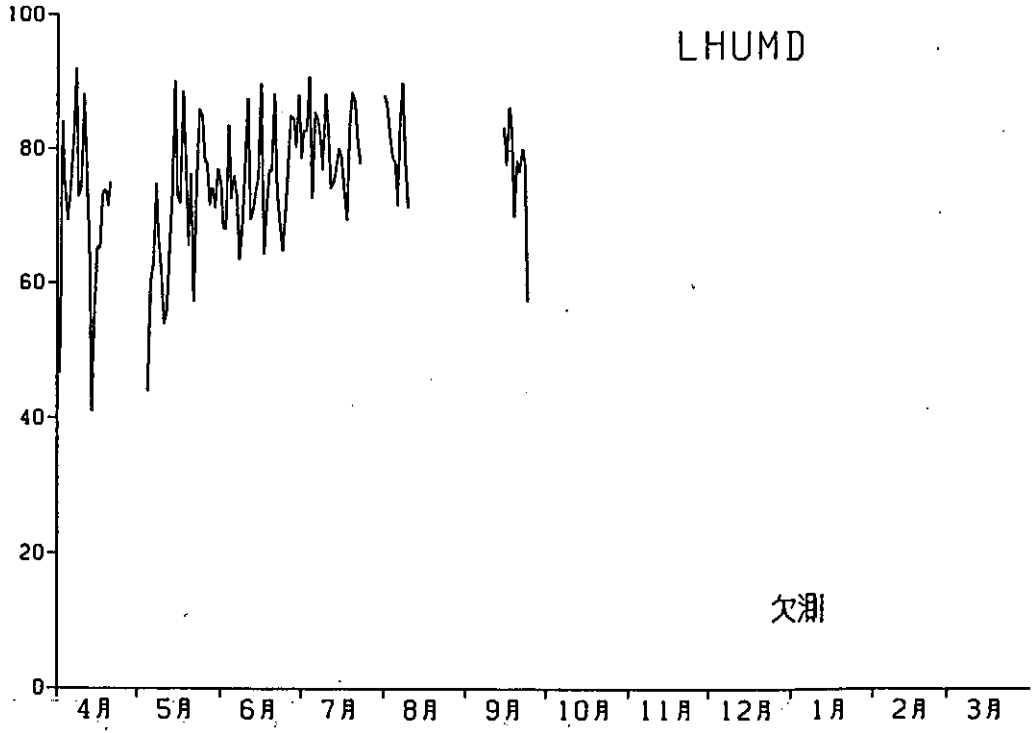


図9

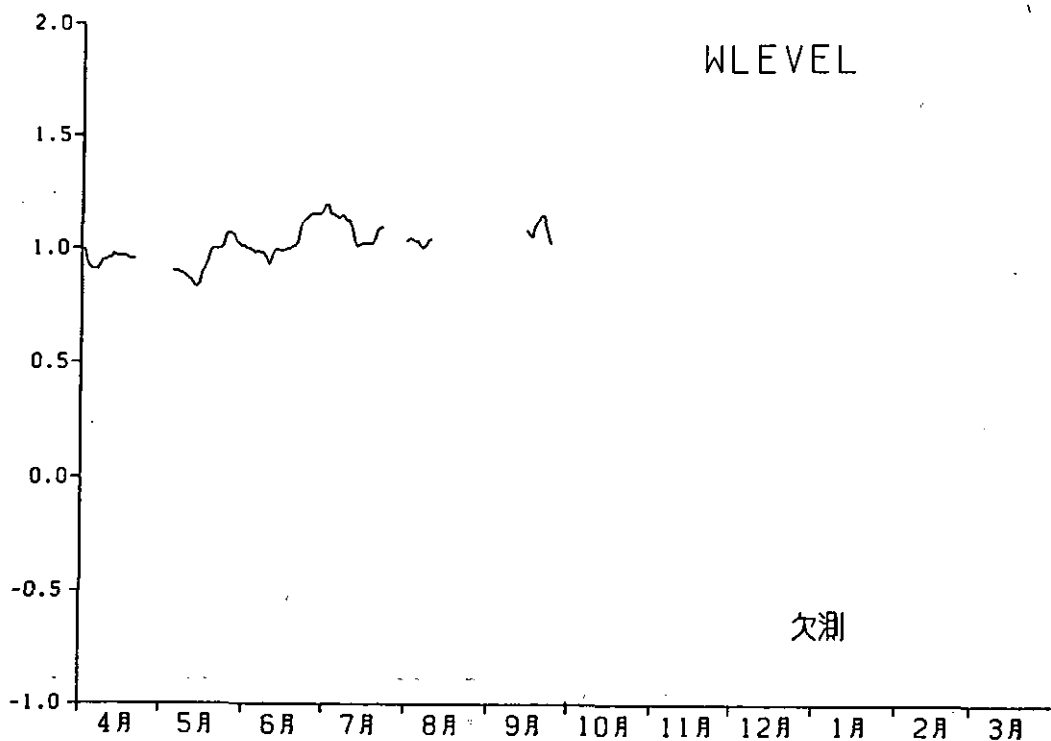


図10

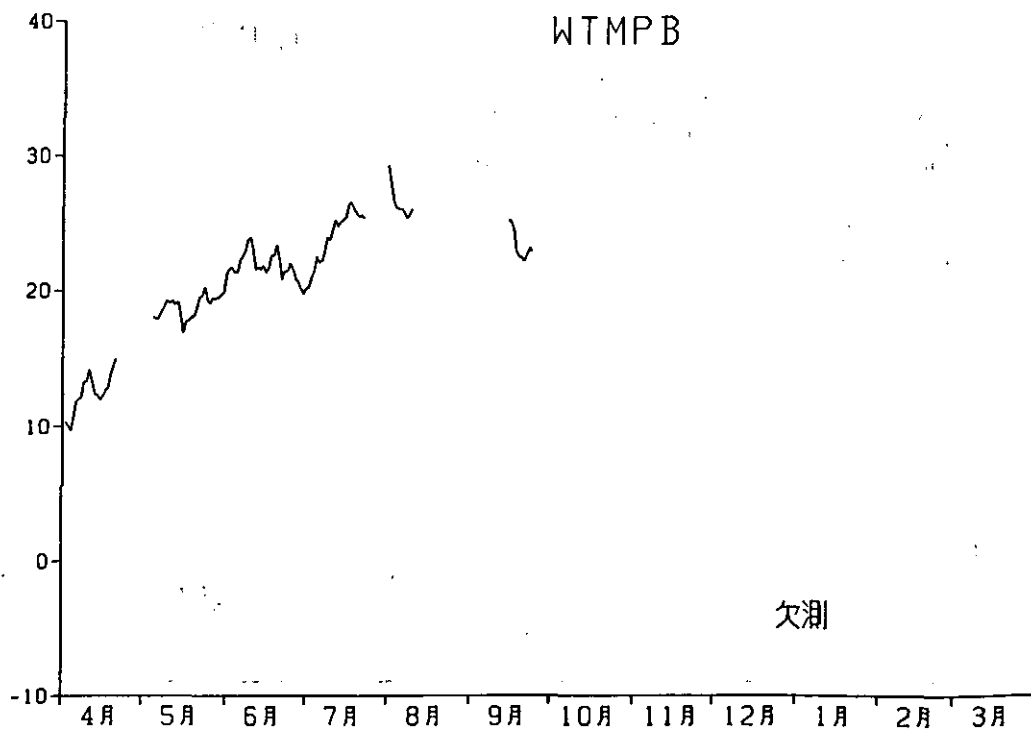


図11

資料-1 第4回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会プログラム

第4回 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会

1. 日 時：1985年5月20日（金）朝10：00～夕5：00

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	
(1)10:10-10:30	イオンクロマトグラフィーによる天然水中の全炭素の定量	野尻 幸宏
(2)10:30-10:50	底生小動物及び動物プランクトンによる、 ¹³ C, ¹⁵ N 標識植物プランクトンの取り込み速度測定方法について	大槻 晃
(3)10:50-11:10	光合成細菌 <i>Rb. Sulfidophilus</i> のエネルギー獲得形式について	田中 秀之 相崎 守弘
(4)11:10-11:30	河口域における農薬の動態とハスへの残留性	野原 精一 土谷 岳令 岩熊 敏夫 白石 寛明
(5)11:30-11:50	ハス群落の葉群の動態	土谷 岳令 野原 精一
11:50-13:00	昼 食	
(6)13:00-13:20	霞ヶ浦の漁業及び水質に与えるイサザアミの影響	春日 清一
(7)13:20-13:40	実験水槽におけるイサザアミの動物プランクトン及びベントスへの影響	春日 清一
(8)13:40-14:00	屋外実験池における栄養塩負荷濃度と懸濁態 C, N, P 及びクロロフィル濃度との関係	相崎 守弘 河合 崇欣 大槻 晃 青山 莞爾
(9)14:00-14:20	藻類種組成決定因子としての溶存無機炭素濃度 (DIC) と pH	河合 崇欣
(10)14:20-14:40	池水 pH 連続測定におけるガラス電極の起電力性について	河合 崇欣
14:40-14:55	休 憩	
	シンポジウム「アオコはなぜ優占種となるのか？」	
(11)14:55-15:30	霞ヶ浦におけるアオコの消長	高村 典子
(12)15:30-16:05	琵琶湖におけるアオコの消長 (昭和60年-62年)	一瀬 諭 (滋賀県)
(13)16:05-16:55	総合討論	
16:55-17:00	閉会の挨拶	
17:00-19:00	懇 談 会	

資料-2 第4回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者一覧

所 属 等

神奈川県公害センター（湘南支店）	岡 敬一
和歌山県公害センター	田中 正
佐賀県公害センター	北島 淳二
長崎県衛生公害研究所	釜谷 剛
埼玉県公害センター	五井 邦宏
同 上	伊藤 安男
茨城県公害技術センター	加瀬林成夫
同 上	山本 哲也
同 上	根岸 正美
霞ヶ浦対策課	横田 正雄
同 上	永井 孝司
霞ヶ浦水道事務所	杉浦 則夫
同 上	車田 治平
新治浄水場	鴨志田充良
富山県公害センター	新村 行雄
滋賀県立衛生環境センター	一瀬 諭
同 上	三田村徳子
茨城県企業局水質検査局	宮原 恰二
同 上	川又 清豪
同 上	伊藤 睦雄
同 上	笹沼 健
同 上	沼尻 伸
同 上	岡部 弘文
国立公害研究所	
主任研究企画官	片山 徹
研究企画官	竹内 正
水質土壌環境部	村岡 浩爾
	海老瀬 潜一
	相崎 守弘
	平田 健正
	福島 武彦
	井上 隆信
	今井 章雄
	大槻 晃
	河合 崇欣
	野尻 幸宏
	春日 清一
	野原 精一
	高村 典子
	花里 孝幸
	土谷 岳令
	荒巻 稔
	田中 秀之
	塚本 俊一
計測技術部	
生物環境部	
客員研究員（筑波大学）	
共同研究員（筑波大学）	
共同研究員（日本大学）	
共同研究員（筑波大学）	

資料一 3 昭和63年度施設利用計画

昭和63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) (小型池) (成層池)	*浅い湖沼の生態管理による水質改善に関する研究(環境容量特研)	春日	63/4 65/3
	*生態系構造の違いによる物質環境の変化に関する研究(環境容量特研)	相崎 ほか	63/4 67/3
	*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 ほか	63/4 67/3
	*藻類増殖過程の水質変動及びその種組成遷への影響(環境容量特研)	河合 ほか	63/4 67/3
	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	63/4 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	63/4 長期
土壌浸透実験装置	*湖沼の水質管理に関する基礎的研究(水質経常)	矢木	63/4 64/3
観測井	*地下水汚染機構の解明(土壌特研)	平田, 村岡	63/4 65/3
	*沿岸地下水の長期モニター(環境容量特研)	平田, 村岡	63/4 永続
フリースペース	*霞ヶ浦産業類, 甲殻類の成長解析(生物経常)	春日	63/4 66/3
	*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	63/4 64/3
	*水草帯の機能評価に関する研究(環境容量特研)	野原	63/4 64/3
	*光合成細菌の廃水処理への応用と, 菌体利用に関する基礎的研究(水質経常)	相崎 ほか	63/4 64/3
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	63/4 長期
	*アオコ指標作成のための基礎的研究(環境容量特研)	福島, 相崎	63/4 66/3
実験管理棟 (モニター室) (実験室)	*気象・水質等データの整理・表示方法の検討(計測経常)	河合	63/4長期
	*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	63/4 66/3
	*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	63/4 66/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(環境容量特研)	春日	63/4 永続
	*トレーサー実験資料の窒素・炭素安定同位対比の測定(計測経常及び特別経常)	大槻	63/4 64/3
	*天然水環境中の微量元素の挙動の解析に関する研究(計測経常)	野尻	63/4 64/3
	*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	63/4 67/3
	*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)		
素堀池	*霞ヶ浦貴重動・植物の保存	春日 ほか	63/4 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	学会等名称	発表年
相崎守弘 河合崇欣 青山莞爾	花里孝幸 大槻 晃	屋外実験池におけるリンの挙動に対する動物プランクトンの影響	日本陸水学会第52回大会	1987
相崎守弘 河合崇欣 春日清一	野原精一	霞ヶ浦江戸崎入りの水草帯における水質変動特性 イサザアミの動物プランクトン相及び水質に与える影響	水質汚濁学会第22回大会 日本陸水学会昭和62年度大会	1988 1987
河合崇欣		水界生態系への酸性雨の影響	環境科学シンポジウム	1987
河合崇欣 相崎守弘	菊池京子 西川雅高	藻類増殖過程におけるDO変化のいくつかの特徴について	日本陸水学会第52回大会	1987
菊池京子 相崎守弘 野原精一	河合崇欣 西川雅高	植物プランクトンの酸素・炭素代謝に及ぼすpHの影響 I 酸性化 ヒシ群落内外の水質の違いについて	日本陸水学会第52回大会 日本生態学会第34回大会	1987 1987
野原精一	土谷岳令	野生化したハスの分布と現存量の季節変化	日本生態学会第34回大会	1987
野原精一 上野隆平	岩熊俊夫	霞ヶ浦におけるヨシ群落の地域差について	日本陸水学会第52回大会	1987
田中秀之 北村 博	相崎守弘	光合成細菌Rhodobacter sulfidophilusの低級脂肪酸における各種培養条件での菌体生産効率	日本微生物生態学会第3回大会	1987
上野隆平 野原精一 高村典子	岩熊俊夫 土谷岳令 花里孝幸	霞ヶ浦江戸崎入り抽水植物帯のユスリカ現存量	日本陸水学会第52回大会	1987

誌上発表

発表者	題	目	学会等名称	発表年
相崎守弘		環境指標としての微生物	国立公害研究所	1987
Aizaki, M., A. Terashima, H. Nakahara, T. Nishio and Y. Ishida		Trophic Status of Tilitso, a high altitude Himalayan lake	Hydrobiologia, 153, 217-224.	1987
相崎守弘 河合崇欣	野原精一	霞ヶ浦江戸崎入りの水草帯における水質変動特性	国立公害研究所 研究報告R-117, 113-123.	1988
相崎守弘 大槻 晃 青山莞爾	河合崇欣 花里孝幸	屋外実験池における池沼の自然浄化機能	国立公害研究所 研究報告R-117, 179-221.	1988

発 表 者	題 目	学会等名称	発表年
春日清一	湖沼の動物相管理による水質保全	公害と対策23, 35-41.	1987
春日清一	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R-117, 223-229.	1988
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2	国立公害研究所	1987
河合崇欣 相崎守弘 大槻 晃 青山莞爾 西川雅高 菊地京子	藻類増殖過程の水質連続測定	国立公害研究所 研究報告R-117, 165-178.	1988
国立公害研究所	霞ヶ浦全域調査資料 付 霞ヶ浦江戸崎入 り調査資料	国立公害研究所 資料B-33	1988
Otuki A., H. Seki, C. D. McAllister and C D. Levings	Measurment of net growth rates of ha- rbivorous benthic animal using periph- yton labeled similtaneously with C and N.	Limnol, Oceanogr., 32, 499-503.	1987
野原精一 土谷岳令 岩熊敏夫 高村典子 相崎守弘 大槻 晃	霞ヶ浦江戸崎入り水草帯における栄養塩の 挙動	国立公害研究所 研究報告R-117, 125-139.	1988
上野隆平 岩熊敏夫 野原精一 土谷岳令	霞ヶ浦江戸崎入り水草帯の底性及び付着動 物	国立公害研究所 研究報告R-117, 141-150.	1988