

# 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会 講演報告集 —10—

Proceedings of the Conference on Limnological Studies  
at the Kasumigaura Water Research Station, NIES. Part 10

松重 一夫 編  
Edited by Kazuo Matsushige

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

## 序

霞ヶ浦臨湖実験施設は1984年3月に完成し、本年は12年目に当たる。その間、ほぼ毎年本施設を利用した研究の成果を発表する「霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会」を開催している。昨年10月には「第6回世界湖沼会議 霞ヶ浦95'」が、つくば市および土浦市を中心に開催され、湖沼を研究の場とする多くの研究者がこの会議に参加し、湖沼環境の保全が国内的にも国際的にもますます重要性が高まっている現状が認識された。関係者の多くが湖沼会議に参加したこともあり第11回目の研究発表会は、年も押し詰まった1995年12月8日に開催した。

今回の発表会は11件の一般発表と「湖沼の漁業管理と水質管理」についてシンポジウムを行った。一般発表では本施設を利用して行われた有機物汚濁、温暖化ガスの消長、脱窒、浚渫の効果、N/P比による生態系の変化の研究などについて発表され活発な討論が行われた。シンポジウムでは、北海道立水産孵化場および北海道大学から2名の研究者の参加を得て、漁業を管理することにより水質を保全するというテーマでの発表および討議が行われた。漁業と環境というものが環境保全を通して共に考えて行く時代の到来がうかがえた。

発表会は年末の開催にも関わらず所外からも多数の方々に参加を頂き、総勢30名以上の参加があった。遠路から参加され討論に加わって頂いた所外、所内の方々に深く感謝いたします。

本報告書は研究発表会とシンポジウムの予稿をもとに、若干の修正を加え、さらに本施設で測定している霞ヶ浦の水質データをつけ加えてまとめたものである。

1996年3月

地域環境研究グループ 統括研究官

森田 昌敏

# 目次

## I. 研究発表

1. 陸水中の溶存有機炭素量の測定について ..... 1  
福島武彦・今井章雄・松重一夫・相崎守弘・大槻 晃
2. 電極法を用いた生産量測定法の開発 ..... 5  
松重一夫・福島武彦・滝 和夫・小峯信幸
3. 日成層による湾水交換と物質輸送について ..... 8  
石川忠晴・銭 新・若岡圭子
4. 複循環湖野尻湖の冬季における溶存メタン濃度の変動とメタン酸化 ..... 12  
内海真生・野尻幸宏・中村岳史・野沢岳史・渡辺 信・関 文威
5. 霞ヶ浦における亜酸化窒素 ( $N_2O$ ) の変動 ..... 15  
野沢岳史・野尻幸宏・大槻 晃
6. 複循環湖野尻湖の冬期循環期の $N_2O$ の変化 ..... 20  
野沢岳史・野尻幸宏・中村岳史・内海真生・大槻 晃
7. 霞ヶ浦の無酸素層形成による脱窒 ..... 25  
加藤めぐみ・春日清一・山根爽一
8. 霞ヶ浦における底泥からの有機物及び栄養塩の溶出への浚渫による抑制効果 ..... 30  
村上和則・古米弘明・相崎守弘・福島武彦・朴 濟哲
9. 屋外実験池におけるN/P比を変化させた条件下でのN, Pの挙動及び藻類種組成  
変化に関する研究 I ..... 37  
相崎守弘・稲田敏之・福島武彦・松重一夫・朴 濟哲
10. 屋外実験池におけるN/P比を変化させた条件下でのN, Pの挙動及び藻類種組成  
変化に関する研究 II ..... 44  
稲田敏之・相崎守弘・福島武彦・松重一夫・朴 濟哲
11. 実験池の物質動態の1993年と1994年の比較 ..... 51  
松永千会・秦三和子・細見正明・福島武彦・松重一夫・大久保卓也

## II. シンポジウム「湖沼の漁業管理と水質管理」

1. 霞ヶ浦の漁業と水質 ..... 62  
春日清一
2. 湖沼環境要因の変化と漁業資源の変動  
—阿寒湖, 支笏湖, 阿寒パンケ湖を例として— ..... 65  
今田和史
3. 洞爺湖の漁業と動物プランクトン ..... 68  
伴 修平・坂野博之・春名寛幸・上田 宏

## III. 資料

1. 霞ヶ浦臨湖実験施設取水塔水質モニター ..... 73
2. 第11回霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会参加者名簿 ..... 78
3. 平成7年度施設利用計画 ..... 79
4. 施設を利用した研究成果の一覧 ..... 80

# I . 臨湖実験施設研究発表

# 陸水中の溶存有機炭素量の測定について

福島武彦<sup>1</sup>・今井章雄<sup>2</sup>・松重一夫<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>2</sup>・大槻 晃<sup>3</sup>

(1地域環境研究グループ, 2水土壤環境部, 3東京水産大学)

## 1. はじめに

水中の溶存有機炭素量(DOC)の測定には湿式法, 乾式法があるが, 測定の簡易さ, 燃焼温度の高さ, 等の理由から, 最近では乾式法がよく用いられるようになっている(田上, 1993)。乾式法においては, 酸を添加し, 曝気することにより溶存無機炭素(DIC)を除去したサンプルを測定する方式(P-DOC法)が一般的であるが(Wangersky, 1993), DICの測定を行い, 全溶存炭素(DTC)から差し引く方法(D-DOC法)もある。ここでは, 代表的な陸水サンプルを対象に両方を比較した結果を報告する。

## 2. 方法

測定は高感度触媒の燃焼管(680°C)を搭載したShimadzu TOC-5000を用いて行った。過去, 多くのDOCの測定がこの器械で行われ, 良好な結果が報告されている(Kaplan, 1992; Sharp *et al.*, 1993; Hedges *et al.*, 1993)。サンプルの濃度, ピーク値のフルスケールを考慮して, 一回の注入量はD-DOC法(DTC, DIC)で100 ml, P-DOC法で200 mlとした。フルスケールを超える場合にはMilli-Q(Millipore Milli-Q SP. TOC reagent water system)で希釈した。P-DOCの測定の場合, pHの影響を調べる実験を除いては, 2 Nの塩酸を用いてpHをほぼ2に調整し, 高純度空気の数分間の曝気を行い, DICをサンプルからほぼ除去した。この後, マニュアルモードの場合にはゆっくり攪拌して, オートサンプラーモードの場合にはそのままの状態, 一部を採取し, 器械に注入した。また, 検量線はフタル酸水素カリウムを用いて作成した。自然サンプル以外に数種の有機物質をMilli-Qで溶解させ, pHを調整後, D-DOC, P-DOCを測定した。

陸水の定期的なサンプルとしては霞ヶ浦の湖水(6地点, 月1回, 1年), 流入河川水(10河川, 年4回), その他発生源近くの水サンプル(6地点, 2回)を選び, またpHの影響実験等には霞ヶ浦湖心域, 高橋川, 国立環境研究所臨湖

実験施設の屋外実験池からサンプルを採取した。どのサンプルも500°C前後で2時間以上焼いたWhatman GF/Fフィルターでろ過した。

## 3. 結果

### 3.1 陸水サンプル

個々のサンプルに対しては, ほとんどの場合D-DOCはP-DOCを上回り, サンプリング地点ごとの平均値を比較すると, 下水処理場の放流水を除いてD-DOCはP-DOCより大きい(表1)。特に湖水では, 流入河川近傍(St. 1, 3)でその差は大きく, 湖心(St. 9)に流下するに従い小さくなっている。季節的には, 夏その差は小さく, 秋, 冬に大きい(図1)。河川サンプルでは特に市街地河川でその差が大きい。全ての差は統計的に有意である(危険率0.02以下)。発生源ごとに比較すると, 大きな差は家庭雑排水, 畑, 森林からの流出水で大きく, 下水処理場の放流水で小さい。しかし, 100日間の生分解試験によってもその差は大きく変化することはなかった。

pHの影響を評価した実験から, pHの低下とともにP-DOCが小さくなる傾向がある(図2)。また, D-DOCの値はpH 4のP-DOCの値と近い。

### 3.2 個別有機物質

グルタミン酸, グルコース, 没食子酸, 酢酸では, 10 mgC l<sup>-1</sup>の標準液のD-DOC, pH 2, 3, 4のP-DOCが9.78 - 10.20 mgC l<sup>-1</sup>の範囲に入り, 測定の最大誤差が±2.2%以内となった。これに対してアルブミンではpHの増加に伴いP-DOCの増加, Aldrichのフミン酸では逆に減少の傾向が明らかである(図3)。アルブミンの場合, pHの低下とともに溶解度が増すことが原因のようであり, フミン酸の場合, Kaplan(1992)が報告している現象と同じである。

表1 陸水サンプルのD-DOC, P-DOC測定結果(P-DOCはpH 2) ±は標準偏差。

(±: standard deviation)

	D-DOC (A)	P-DOC (B)	A-B <sup>*6</sup>	(A-B)/B
L. Kasumigaura N=12 <sup>*1</sup>				
St. 1	3.86±1.12	3.31±1.16	0.55±0.23	17%
St. 3	4.49±0.44	4.05±0.58	0.43±0.37	11%
St. 9	4.48±0.38	4.19±0.32	0.28±0.35	7%
Influent rivers into L. Kasumigaura N=4 <sup>*2</sup>				
Agricultural rivers n=5 <sup>*3</sup>	3.35±0.81	2.88±0.80	0.47±0.27	16%
Forest rivers n=2 <sup>*3</sup>	2.76±1.14	2.33±0.99	0.43±0.28	18%
Urban rivers n=3 <sup>*3</sup>	4.22±0.52	3.39±0.56	0.82±0.41	24%
Pollution sources N=2 <sup>*4</sup>				
Gray water	29.4±1.46	16.8±0.62	12.6±2.1	75% (41% <sup>*7</sup> )
Effluent from septic tank	8.15±0.28	7.53±0.37	0.63±0.09	8% (11% <sup>*7</sup> )
Effluent from STP <sup>*5</sup>	4.93±0.82	4.97±0.99	-0.04±0.17	-1% (8% <sup>*7</sup> )
Effluent from paddy field	10.09±2.98	9.10±4.52	1.00±0.22	11% (10% <sup>*7</sup> )
Effluent from plowed field	0.37±0.03	0.22±0.06	0.15±0.03	68% (106% <sup>*7</sup> )
Effluent from forest	0.83±0.07	0.50±0.01	0.33±0.08	66% (37% <sup>*7</sup> )

\*1; once a month during Oct, 1995 - Sep., 1995, \*2; May, Aug., Nov., 1994, and Feb., 1995,

\*3; numbers of rivers, \*4; May and Aug., 1995, \*5; sewage treatment plant, \*6; statistics for the difference at each sampling time, \*7; after 100-days incubation

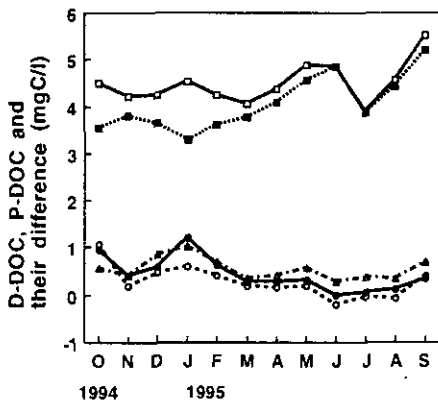


図1 D-DOC, P-DOC(霞ヶ浦St.3; □, ■)及びそれらの差の季節変化(霞ヶ浦 St.1, 3, 9; △, ●, ○)。

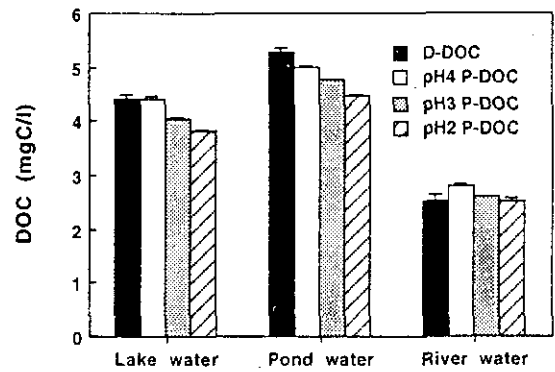


図2 霞ヶ浦湖心域, 屋外実験池, 農地河川で採取したサンプルのD-DOC, P-DOC (pH 2, 3, 4)。バーは標準偏差(1995, 7, 31)。

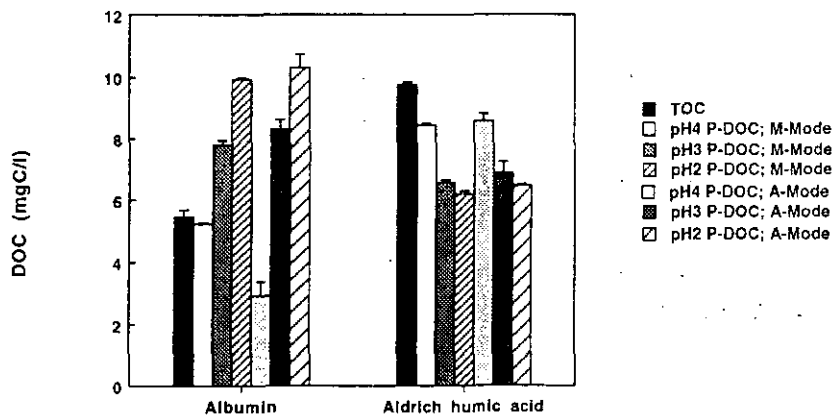


図3 10 mgCl<sup>-1</sup>のアルブミン, Aldrich humic acidのD-DOC, P-DOC (pH 2, 3, 4) 測定結果。

#### 4. 考察

多くの陸水サンプルで観察されたpH 2, 3とした場合のP-DOCの減少は、揮発性の有機物の揮散というよりも、フミン酸の場合と同様に酸性化、曝気による不溶解性のコロイド粒子の形成と、それにもとづくサンプル中での不均質化が原因と考えられる(Kaplan, 1992)。メスシリンダー中のサンプルを曝気することから、上層と下層で濃度が異なることも確認されており、どこから注入用のサンプルをとるかによりDOC測定値が異なる可能性がある。また、燃焼管の温度が680°CとCHN計などと比べて低いことから、不溶解性のコロイド粒子の一部が燃えていない可能性もある。しかし、Benner & Hedges (1993)はアマゾン川の溶存有機物の限外ろ過サンプルを用いて、Shimadzu TOC-500(燃焼温度680°C, 普通触媒)とCHNアナライザーの測定結果がほぼ同じであることを示した。差を生じるメカニズムの詳細は今後さらに検討する必要がある。なお、海水でも同様にD-DOCの方がP-DOCと比べてかなり大きいことが報告されている(木幡, 1993)。

特に差の大きなサンプルとしては家庭雑排水、地下水、林地からの流出水があった。後2者は土壌通過水であり、その腐植成分はXAD-8樹脂吸着量からみて50%以上なので(他の水は30%以下)、Aldrichのフミン酸と同じ特性で差を生じたものと考えられる。家庭雑排水の場合には、揮発性成分、発泡性成分などの影響が大きいものと考えられるが、その原因物質に関しては詳細は不明である。

以上から、ともかくP-DOCの場合には酸性化での曝気過程で、何らかの変化がサンプル中のDOCに生じてしまうことが明らかであり、この点ではD-DOCの方が優れていることがわかる。表2にはD-DOC, P-DOC測定時の検量線の直線性、Milli-Q水、標準溶液の測定値、ばらつきをまとめて示すが、この数値を用いると各種サンプルに対する測定の正確性(バイアス)、ばらつき(precision)を表3のように予想することができる。TOC-5000ではDIC測定の正確性が高く、ばらつきもかなり小さいことから(Weisburd *et al.*, 1995)、D-DOC法ではP-DOC法と比べ、ばらつきは2倍程度あるものの、分析過程でのサ

表2 検量線の直線性、バイアス、精度。n; サンプル数, A-Mode; オートサンプラーによる測定, DOC標準: フタル酸水素カリウム, DIC標準: Lake standard (Weisburd *et al.*, 1995)。

Calibration for organic standard (n=6)		Bias				
r <sup>2</sup>	standard error	Bias 1 (n=10)	Bias 2 (n=5)	Bias 3 (n=51)	Bias 4 (n=8)	
D-DOC mode	0.99980±0.00014	DTC;0.00, DIC;0.00			-0.58%	
P-DOC mode	0.99903±0.00093	0.00	0.118±0.018	0.201±0.034		
	mgC l <sup>-1</sup>	mgC l <sup>-1</sup>	mgC l <sup>-1</sup>	mgC l <sup>-1</sup>	inorganic standard	
		Milli-Q	Milli-Q + HCl	Milli-Q+HCl; A-Mode	Weisburd <i>et al.</i> 1995	
Precision (standard deviation)						
DTC (organic standard)			DIC (inorganic standard)			
	within day	day to day variation	within day	day to day variation	sample volume	full scale
D-DOC mode	0.26%	2.22%	0.17%	1.19%	100 µl	20 mgC l <sup>-1</sup>
P-DOC mode	0.39% (0.70% ##)	1.80%			200 µl	10 mgC l <sup>-1</sup>

##; A-Mode

表3 自然サンプルに対して予想されるバイアス、ばらつき

		Gray water	Septic tank	STP	Paddy field	Plowed field	Forest	remarks
Differential method	DTC	51.67	9.25	35.28	24.94	2.48	4.75	
	DIC	23.72	0.82	29.53	11.87	2.13	3.99	
	D-DOC (DTC-DIC)	27.95	8.43	5.75	13.07	0.34	0.76	
DIC purging method								
	P-DOC	17.41	7.89	5.96	12.29	0.16	0.51	
Bias by analytical error <sup>1</sup>								
	(D-DOC) - (P-DOC)	10.55	0.54	-0.21	0.78	0.18	0.25	
Bias <sup>2</sup>	D-DOC mode (Bias 4 of Table 1)	0.14	0.00	0.17	0.07	0.01	0.02	DIC*0.0058
	P-DOC mode (Bias 2 of Table 1)	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12	0.12 mgC/l
Precision <sup>1</sup>	D-DOC mode; DTC	0.13	0.02	0.09	0.06	0.01	0.01	DTC*0.0026
	D-DOC mode; DIC	0.04	0.00	0.05	0.02	0.00	0.01	DIC*0.0017
	D-DOC mode; DOC	0.14	0.02	0.10	0.07	0.01	0.01	(DTC**2+DIC**2) <sup>0.5</sup>
	P-DOC mode; DOC	0.07	0.03	0.02	0.05	0.00	0.00	P-DOC*0.0039

<sup>1</sup>; uncorrectable, <sup>2</sup>; correctable

ンプルの変質によるバイアスがなく正確性が極めて高いことがわかる。DOCと比べDICが極めて高いサンプルを除けば、D-DOCの方が優れているといえる。

なお、pH 4で曝気しても大部分のDICは除去可能でありartifactの起こる危険性も少ないが、酸添加によるpH 4への設定は極めて難しいため、実用的ではない。DOCと比べDICの極めて大きなサンプルを正確に測定するためには、pH 4程度の無機緩衝液の開発か、酸添加なしに曝気する方式(膜透過等)の開発が必要であろう。

## 5. おわりに

陸水を対象に、D-DOC法とP-DOC法を比較し、後者では酸添加後の曝気過程でサンプル中のDOC画分の一部が変質し、TOC-5000で計測されないものになってしまうことがわかった。海水でも同様な現象が予想されるため、その測定、回避方法の検討が必要であろう。

## 参考文献

- Benner, R. and Hedges, J. I. (1993): A test of the accuracy of freshwater DOC measurements by high-temperature catalytic oxidation and UV-promoted persulfate oxidation. *Mar. Chem.*, 41, 161-165.
- Hedges, J. I., Bergamaschi, B. A., and Benner, R. (1993): Comparative analyses of DOC and DON in natural waters. *Mar. Chem.*, 41, 121-134.
- Kaplan, L. A. (1992): Comparison of high-temperature and persulfate oxidation methods for determination of dissolved organic carbon in freshwaters. *Limnol. Oceanogr.* 37, 1119-1125.
- 木幡邦夫 (1993): 水域での内部生産物質の定量法. 福島武彦他(編)水界の有機物. F-48-'93/NIES, 17-24.
- Sharp, J. H., Benner, R., Carlson, C. A., Dow, R. and Fitzwater, S. E. (1993): Re-evaluation of high-temperature combustion and chemical oxidation measurements of dissolved organic carbon in seawater. *Limnol. Oceanogr.*, 38, 1774-1782.
- 田上英一郎(1993): 海水中の溶存態有機炭素(DOC)分析法の現状. 福島武彦他(編)水界の有機物. F-48-'93/NIES, 1-15.
- Weisburd, R. S. J., Ishii, M., Fukushima, T. and Otsuki, A. (1995): Methods for measurement of dissolved inorganic carbon in natural waters. *Jpn. J. Limnol.*, 56, 221-226.
- Wangersky(1993): Dissolved organic carbon methods: a critical review. *Mar. Chem.*, 41, 61-74.



# 電極法を用いた生産量測定法の開発

松重一夫<sup>1</sup>・福島武彦<sup>1</sup>・滝和夫<sup>2</sup>・小峯信幸<sup>2</sup>

(1地域環境研究グループ, 2千葉工業大学)

## 1. はじめに

湖沼における環境基準の達成率は低く依然として改善の兆しが見えない。外部負荷の削減努力はなされているものの内部生産による負荷がかなりの比重を占めていることも原因の一つであろう。そこで内部生産量の把握を簡便な電極法を用いた連続計測により行うことを目的に1993年から検討を行って来たが、本年は新しいタイプのセンサーを用いより機動性のある測定方式の開発を試みた。

## 2. 実験方法

1辺が20cmの立方体で、透明アクリル製の明ボックスと塩化ビニール製の暗ボックスを用い水深50cmの水中に吊し、1~2時間間隔に1回、5分間ボックスに接続した水中ポンプを作動し、外部の水と交換を行った。ボックス内部に設置したD0およびpHのセンサーを用いて5分間隔で連続的な計測を行った。旧方式ではポーラロ型の溶存酸素測定方式(YSI, M5739)を用いたが、この方式のセンサーはセンサー内部で酸素消費が大きいため、センサー周辺の水を攪拌することが必須であり、そのため旧方式ではボックスの底面にマグネットスターラーを設置して攪拌を行っていた。攪拌することの付随的な効果は、試水のボックス内への閉じこめによる懸濁物質の沈殿を抑えることに有効であるが、その反面、過飽和の溶存酸素がある場合にガス化して気泡となって実験の支障となる場合があった。そこで、新しいセンサーは、ラピッドパルス・ポーラロ型の溶存酸素電極を含む複合型センサー(YSI, Model 600)を用い、スターラーによる攪拌を行わない方式で実験を行った。また、このセンサーはセンサー内部でデジタル変換を行うため測定値をケーブルで電送する間ではいるノイズがないことが特徴である。

実験は、多目的実験池および霞ヶ浦の湖岸から150m沖にある取水塔で行った。ボックスでの測定と同時に水深50cmの位置にボックス内に設置したものと同様の方式のセンサー(YSI, Model 6000)を設置しフリーウオーター法による測定も行った。また、ガス交換量の測定を行うため不活性ガスであるSF<sub>6</sub>を多目的実験池に溶解し、ガ

ス濃度および風速の測定を行い、風速と交換速度の関係を求めた。

## 3. 結果

図1, 2は多目的実験池における各ボックスおよび池のD0濃度の変化とpHから計算したDIC濃度の変化を示す。D0のセンサーは空気によるキャリブレーションを行ったが、ウインクラー法による測定も同時に行いその値を示す。D0センサーの最終校正にはこの値を用いた。また、pHのセンサーはあらかじめバッファー校正を行って用い、確認のため浸漬型複合電極(電気化学計器, 6430L)を用い実験の間に数回の測定を行った。図に示す校正値は、実験期間中同時に採取した試料を島津製作所TOC-5000で測定したDICの値である。図3, 4は同様に取水塔で測定したD0およびDIC濃度の変化を示す。図5~8はD0, DICの時間当たりの変化量を計算したものである。実験池および霞ヶ浦の値はガス交換量を考慮した変化量を示し、実験池のガス交換速度は同時に行ったSF<sub>6</sub>の実験から求めた値を霞ヶ浦ではHartman.Bら(1985)の値を用いた。図9はDICのpHから計算した値と同じ試料をTOC-5000で測定した値を示す。ガス交換係数の算定は、溶解したSF<sub>6</sub>の濃度の減少率および風速から求めた。図10はSF<sub>6</sub>の現存濃度を示す。図11は測定期間中の1.5乗風速およびSF<sub>6</sub>の減少率、図12は大きな区間の1.5乗平均風速およびSF<sub>6</sub>の減少率を示した。

## 4. 考察

新方式センサーのpHの計測値は、最初0.01pHまでしか記録出来なかったため図2に示すとおり分解能が不足していることが分かる。その後、改良し計測した電圧を0.1mvまでそのまま記録できるもの(約0.002pH)になり図4に示すとおりいくぶん分解能は改善された。また、実験期間中pHセンサーのロット不良があり実験はたびたび中断され最終的にpHセンサーの構造が変更された。それに伴って、D0センサーの構造が変更され計測ノイズが大きくなり、現在センサーの検討中である。

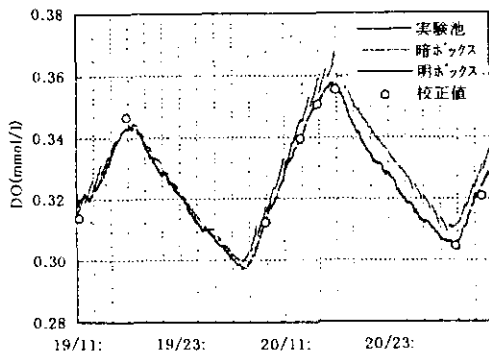


図1 多目的実験池でのDO濃度変化

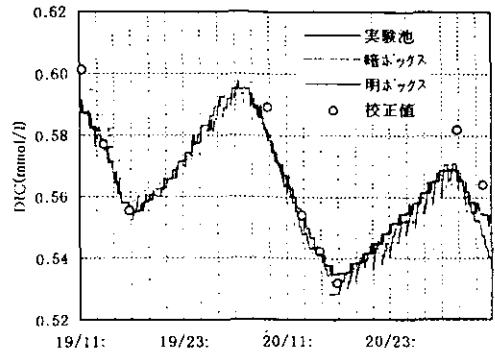


図2 多目的実験池でのDIC濃度変化

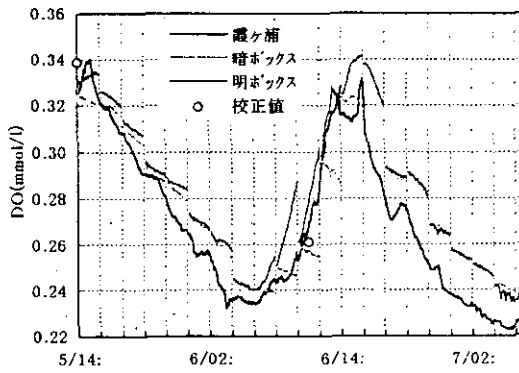


図3 霞ヶ浦でのDO濃度変化

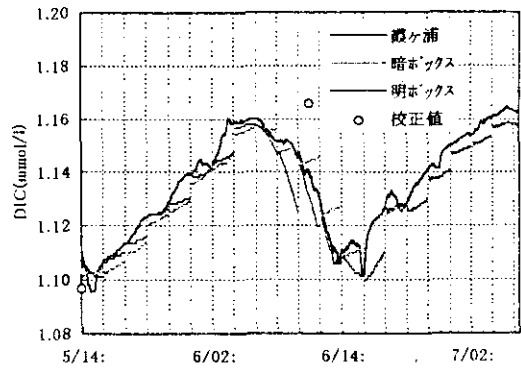


図4 霞ヶ浦でのDIC濃度変化

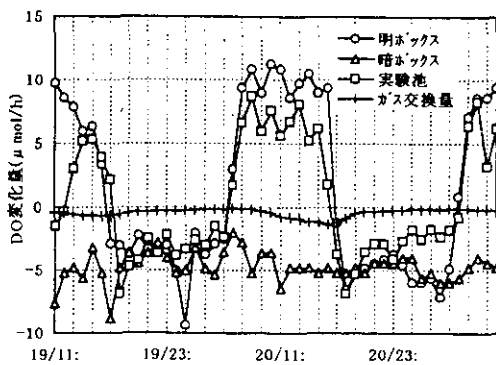


図5 多目的実験池でのDOの変化量

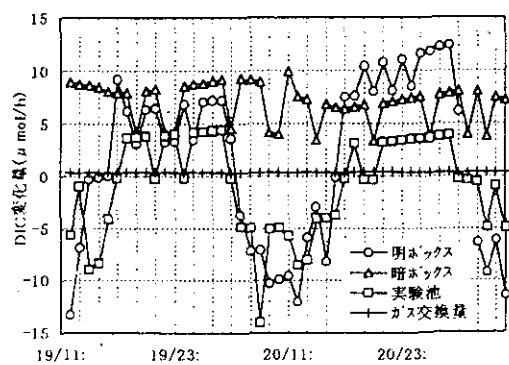


図6 多目的実験池でのDICの変化量

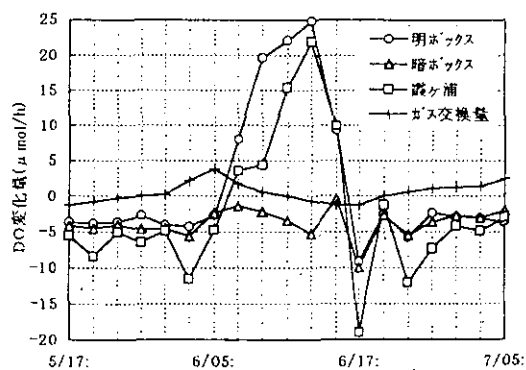


図7 霞ヶ浦でのDOの変化量

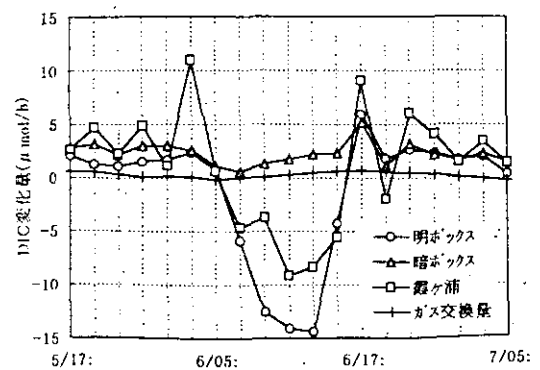


図8 霞ヶ浦でのDICの変化量

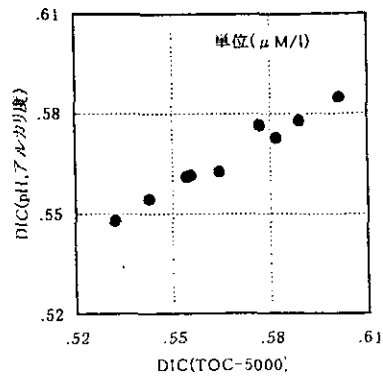


図9 DICのTOC-5000での測定値とpHからの計算値

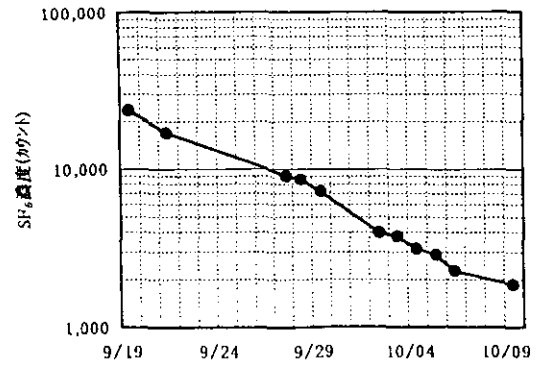


図10 SF<sub>6</sub>の溶解濃度

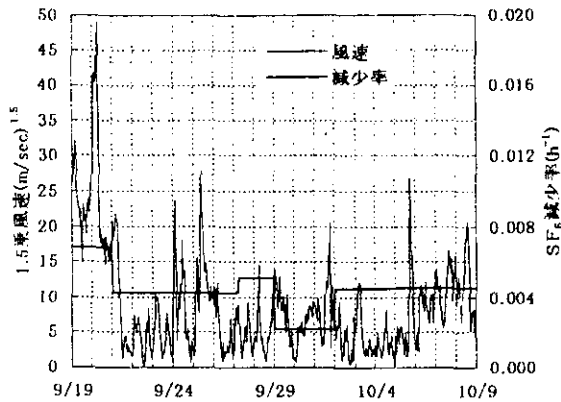


図11 風速の1.5乗値とSF<sub>6</sub>の減少率

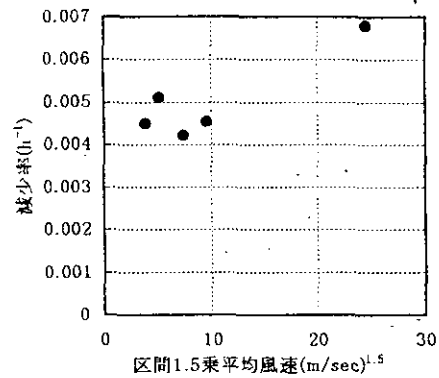


図12 区間風速の1.5乗平均値とSF<sub>6</sub>の減少率

D0から求めた生産量は、9月20日の実験池の明暗ボックス法では115.2 $\mu$ Mで、フリーウォーター法により計算した量は99.4 $\mu$ Mとはおおむね同程度の値であった。10月6日の霞ヶ浦の明暗ボックス法では200.4 $\mu$ Mで、フリーウォーター法では127.5 $\mu$ Mであった。

また、図12のSF<sub>6</sub>の減少率と1.5乗風速の相関は0.85であるが、この直線は原点からはずれている。

ガス交換係数 $k_l$ を

$$k_l = aRv(Dm_{2c}^{SF_6})^{0.5}(U_{10})^{1.5}$$

$Rv$  : 動粘性係数

$Dm_{2c}^{SF_6}$  : 分子拡散係数

$U_{10}$  : 地上10mの風速

とすると、定数 $a$ は、最初の2日間は特に強い風速が連続的に続き、その間の減少率から計算した値は12.9と小さい値であったが、しかし、その他の区間では39.7と以前報告した値49.2と近い値であった。

#### 参考文献

- 福島武彦, 松重一夫(1985): R. S. J. Weisburd, D0, pHの連続測定による気液ガス交換, 光合成, 呼吸速度の推定方法について, 水環境学会誌, 18, 279-289
- Hartman, B. and Hammond, D. E.(1985): Gas exchange in San Francisco Bay, Hydrobiologia, 129, 59-68.

# 日成層による湾水交換と物質輸送について

石川忠晴・銭 新・若岡圭子

(東京工業大学)

## 1. はじめに

霞ヶ浦のように透明度の小さな湖では、日射による加熱が表層に集中するため、日単位の成層が顕著に見られる。この成層を日成層と呼ぶ。日成層形成時の上下の水温差は最大でも $3^{\circ}\text{C}$ 程度であり、風による擾乱でその日のうちに消滅してしまうことが多い。このため、日成層は湖に関する従来の研究ではあまり注目されていなかった。

しかし、筆者の一人が、1987年と1988年の夏期に、霞ヶ浦湖心において日成層と吹送流の集中観測を行ったところ、日成層形成時には吹送流が著しく変形し、強風時に全層混合している場合よりも大きな移流分散特性を示した<sup>1, 2)</sup>。したがって、湖内の物質循環に日成層の形成が深く関わっている可能性があると考えられる。

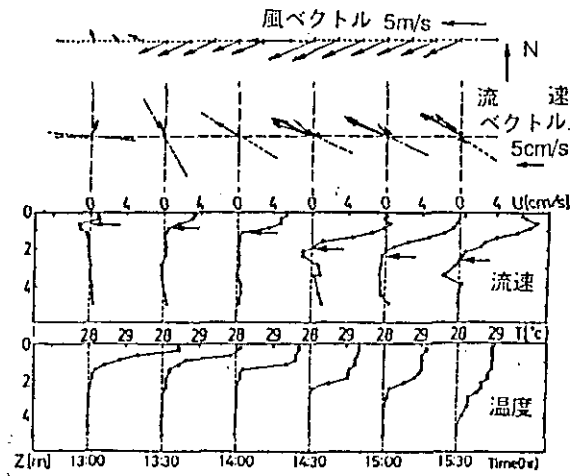
そこで本研究では、霞ヶ浦大橋を含む水域において現地観測を行い、日成層形成時における湖心部と高浜入りの間の湖水交換とそれに伴う物質交換について明らかにする。本年度は、その準備段階として、夏期における同水域の日成層形成状態と吹送流の分布を把握した。

## 2. 日成層形成時の吹送流の基本的特性

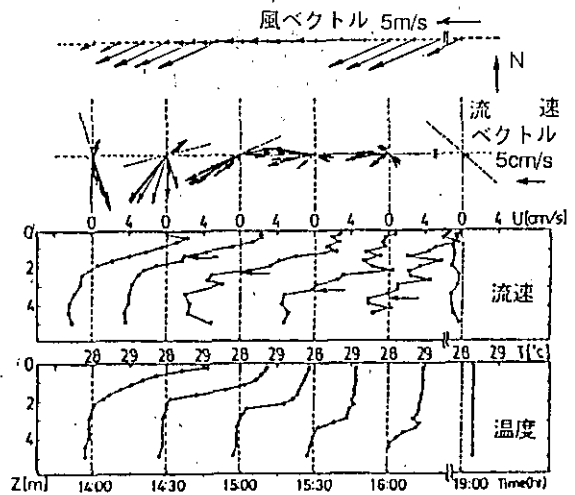
1987年の観測データにもとづき、日成層形成時の吹送流の基本的特性を説明する。

図1に、風による日成層の混合過程と、それに伴う吹送流の鉛直分布の計測例を示す。おのおの上段から、風ベクトル、各深度における流速ベクトルの水平成分、流速および温度の鉛直分布を示している。流速の鉛直分布は、流速ベクトル図の点線で示された面に投影した流速成分の鉛直分布である。

(a)の場合は13:30頃海風が吹き始めており、水面付近の流速ベクトルは徐々に風の方向に向けられ、同時にシャープな温度躍層が形成されている。流体は躍層上部のみで動いており、下層はほとんど止まっている。これは運動量が下層へほとんど伝達されていないことを示している。このように流れの状況が2層流的であるので、以下では温度分布の変曲点を界面と称する。流速分布の図



(a) 8/24/13:00~15:30 (風速3~4 m/s)



(b) 8/27/14:00~16:00, 19:00 (風速7~8 m/s)

図1 日成層形成時の流れ(湖心)

中の水平矢印は界面の位置を示している

(b)の場合は、海風が吹き出す以前から流れが存在し、上層は南南東、下層は北北東とそれぞれ別の方向に動いていた(この流れの起動力は明らかではないが、可能性として水温の平面的不均一による密度流が考えられる)。しかし、海風が吹き出した後は(a)と同様にすみやかに躍層が形成され、その付近で流速が急変するようになり、以後流向の変化点と界面の位置がほぼ一致して下降していった。また、躍層が湖底に到達し水深全体に混合する

と、流速分布は水深全体で一様となり、流速値はほぼゼロからわずかに負の値を示した。これは、吹き寄せに伴う水面のセットアップが生じたためであると考えられる。霞ヶ浦は盆状の形状であるので、セットアップが生じると湖心域は弱い逆流となる。

以上のことから、日成層の上下の水温差が $1^{\circ}\text{C}$ 程度であっても、内部界面で流向が急変し、大きな移流分散効果を持つことがわかる。

図2に全層混合状態での吹送流と日成層形成時の吹送流との比較を示す。図2から、日成層形成時には全層混合状態よりも大きな流速の生じることがわかる。日成層

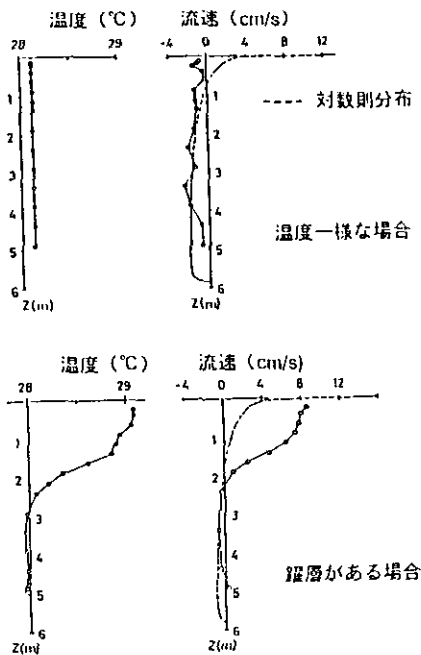


図2 全層混合時と日成層形成時の流速分布の比較

が形成される日の風速は、平均的には、終日全層混合している日に比べて小さいが、流速はかえって大きい。この理由は、ひとつには水温躍層によって上下方向の運動量輸送が遮断されていることである。いまひとつは、成層上下の密度差が小さいために、内部界面の平衡傾斜角が極めて大きく、釣り合い位置に達するまでに相当量の移動が可能だからである。

さて、日成層形成時に湾水交換が活発になるかもしれないと考えるもうひとつの理由は、日成層が比較的容易に全層混合してしまうことである。このことを図3を用いて説明する。図3-1の左側は、季節成層のように容易に全層混合しない場合を示している（右側の水域の湖水と左側の水域の湖水を区別するために、便宜的に左側にハッチを付けている）。風が吹いて吹送流が右から左に流れても、密度差が大きいので釣り合い傾斜角が小さく、水粒子の移動距離は小さい。また風が吹き止むと界面が水平に戻るから、最終的な移動量はほとんどない。一方、右側の図は日成層の場合を示している。日成層の上下の密度差は小さいので、風が吹くと釣り合い状態の界面傾斜が大きく、両水域の湖水は互いに深く進入できる。そして、風が吹き止む以前に全層混合してしまうともとへ戻ることがないので、結果的に大きな移動量を生じることになる。

図3-2は、日成層の形成によって界面上下の水質に変化が生じた場合の輸送を示している。日成層が存在すると、前述のメカニズムによって、表層に多く存在する物質は風下側へ、下層に多く存在する物質は風上側へ効率的に輸送されることになる。

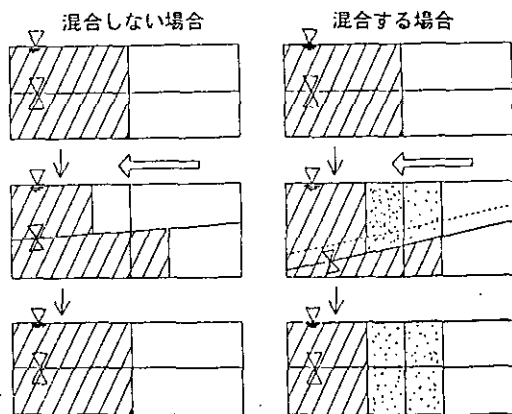


図3-1 吹送流の鉛直混合の組み合わせによる輸送(1)

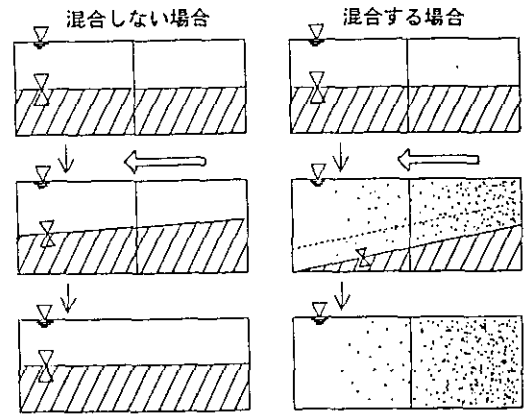


図3-2 吹送流の鉛直混合の組み合わせによる輸送(2)

### 3. 観測結果

#### 3.1 日成層の形成状態

上記のメカニズムが存在するとしても、日成層の形成頻度が低ければ、全体の物質輸送に対する貢献度は高くないであろう。そこでまず、年間を通じた日成層の形成頻度を調べるために、図4に示す2地点にサーミスタ・チェーンを設置した。図5-1は湖心部における受熱期の水温コンター、図5-2は高浜入りにおける放熱期の水温コンターである。図の中で、濃い部分の水温が低く、薄い部分の水温が高いことを示している。連日日中に表層が加熱され、日成層が形成され、午後から夜にかけて、風による鉛直混合が生じ、躍層は時間とともに低下している。これとともに底付近の水温がだんだん上昇していることもわかる。受熱期にはこのように、1日単位の成層が形成されて消滅し、繰り返している。また、図5-2に示すように9月の放熱期においても、受熱期のような強い成層状態ではないが、かなりの頻度で成層が形成されていることがわかる。

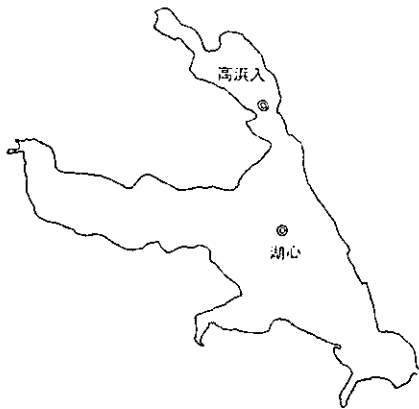


図4 サーミスタ・チェーンの設置場所

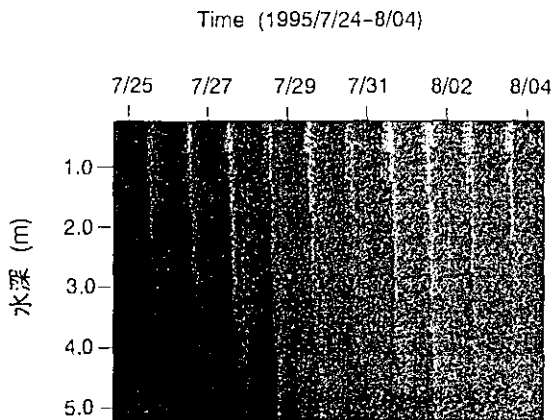


図5-1 受熱期の日成層(湖心) 1995/7/25~8/4

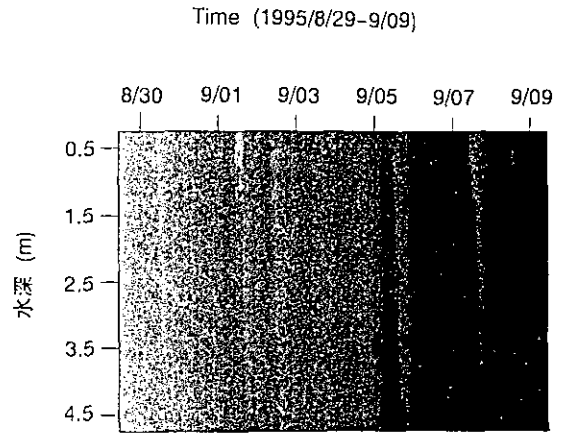


図5-2 放熱期の日成層(高浜入) 1995/8/30~9/9

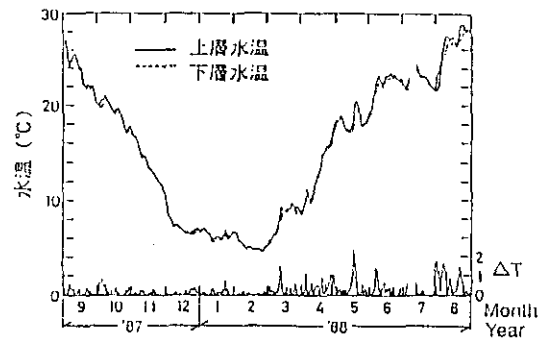


図6 霞ヶ浦の上下層水温差の年間の変化

図6は、建設省湖心観測所で記録されている上層と下層の水温の時系列(上段)と、その差(下段)である。上層と下層は年間を通じてほぼ同じ水温であるが、その差は短い周期でめまぐるしく変動していることがわかる。これがおそらく日成層の形成・消滅に対応していると考えられる。したがって、日成層は年間を通して存在する可能性があるが、上記のサーミスタ・チェーンによる観測を継続することにより、さらに明確に立証されるであろう。

#### 3.2 日成層形成時の湖心部と高浜入りの湖水交換

1995年夏に霞ヶ浦大橋付近の水域で観測した結果の一部を以下に示す。

図7は、1995年7月27日午後の流速分布である。測定にはRD-Instrument社製の超音波ドップラー流速計(発信周波数1200kHz)を用いた。図7-1は水深1m、図7-2は水深4.5mの流速ベクトルである。図7-1の下段には、湖心観測所における当日の風向・風速データと観測時間帯を示す。このように、湖心部と高浜入りで湖水の交換が活発に行われていることがわかる。

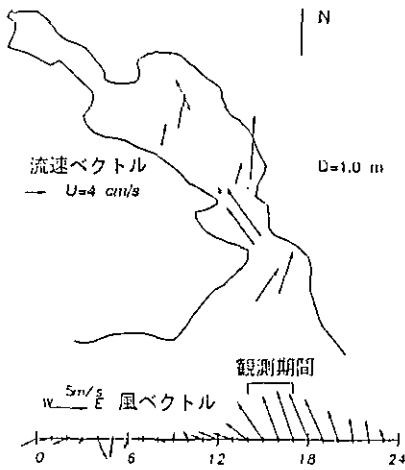


図7-1 日成層形成時の表面状況(水深1.0m)  
1995/7/27

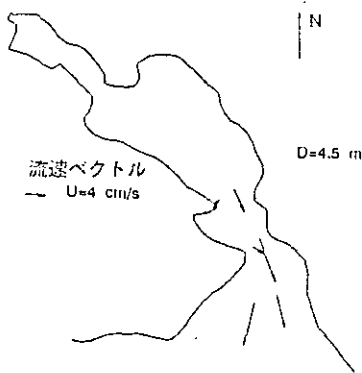


図7-2 日成層形成時の底層流速(水深4.5m)  
1995/7/27

図8-1は霞ヶ浦大橋における、ほぼ橋に直角方向の流速分布であり、3層構造をしていることがわかる。一方図8-2は、ほぼ同じ時刻の水温、濁度及びクロロフィルaの鉛直分布である。計測にはアレック電子製ACL1180水質計を用いた。流速計測とは観測時間帯が多少ずれているが、水温成層の状況と図8-1の流速分布は概ね対応していることがわかる。なお、図8-2には、採水分析から得られたT-PとNH<sub>4</sub>イオンの濃度もプロットしてある。これらから、流向変向点の上下で水質の差がみられ、図8-1に示した流速分布とかけあわせると、有意なフラックスが生じているものと推察される。

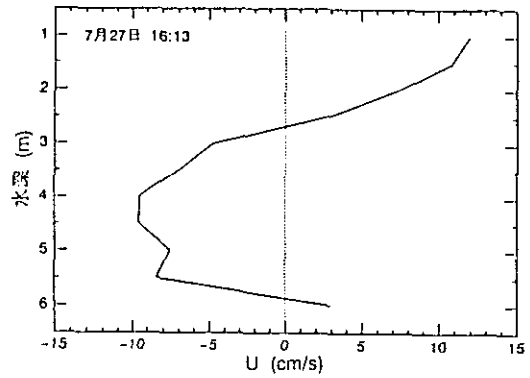


図8-1 霞ヶ浦大橋での流速分布 1995/7/27

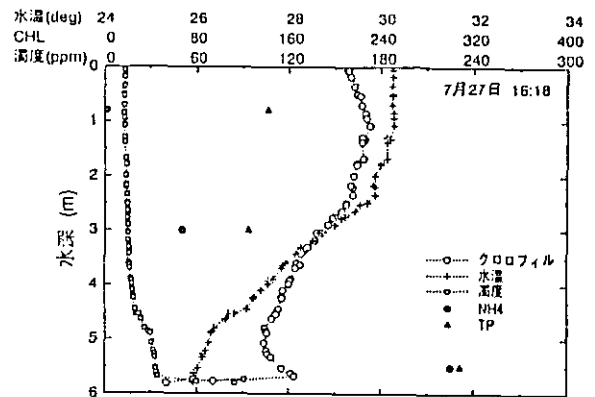


図8-2 日成層時の水質分布(霞ヶ浦大橋)1995/7/27

#### 4. おわりに

本研究は今年の夏に開始されたばかりであるから、まだ、一貫したデータ解析を行えるほどのデータは得られていない。現在のところは流速・水質観測とも船を用いているため、夕方以降の観測はできない。しかし霞ヶ浦では午後に風が強くなることが多く、吹送流と鉛直混合は夕方から夜にかけて活発になる。

そこで、今後は、霞ヶ浦大橋に観測ステーションを設け、時間的に連続したデータを採取するつもりである。

#### 参考文献

- 1)石川忠晴・田中昌宏(1989):現地における吹送流の乱れ計測,第33回水理講演会論文集,607-612.
- 2)田中昌宏・石川忠晴(1989)日成層形成時の吹送流の特性について,土木学会論文集,406,63-72.

# 複循環湖野尻湖の冬季における溶存メタン濃度の変動とメタン酸化

内海真生<sup>1</sup>・野尻幸宏<sup>2</sup>・中村岳史<sup>4</sup>・野沢岳史<sup>4</sup>・渡辺 信<sup>3</sup>・関 文威<sup>1</sup>  
(1筑波大学, 2地球環境研究グループ, 3生物圏環境部・4東京水産大学)

## 1. はじめに

近年, 地球温暖化問題に関連して温室効果ガスとしてのメタンの重要性が高まっていることから, その発生と消失に関する研究が様々なフィールドで行われている。我々はその中で特に湖沼に注目して, 霞ヶ浦などの湖沼においてこれまで研究を継続してきた。しかし, 現在までに行われてきた湖沼におけるメタンの発生と消失に関する研究は, その多くが夏の成層期に関するもので, 秋から冬にかけての混合期に関する研究はほとんど行われていないのが現状である。混合期の湖水環境は, それまで成層して安定していたものが湖水混合によってごく短期間に不安定なものに変えられるので, 成層期の湖水環境とは著しく異なった状態にあると言える。したがって, 例えば湖沼からの年間メタン放出量を求めようとした場合, 夏季の放出量で年間の放出量を代表させることは誤差を多く含む可能性があり, 混合期における湖水中メタンの動態についての研究も必要である。

そこで, この混合期の湖水中メタンの動態を明らかにすることを目的に, 長野県にある複循環湖野尻湖の冬季(1993/94年=93年度, 1994/95年=94年度)に集中的な観測を行った。今回は, この二年間の観測によって得られた結果について報告する。

## 2. 観測および測定方法

年間2回湖水混合が起こる複循環湖である野尻湖において, 湖水混合期にあたる1993年12月/94年1月(93年度: サンプルング 4回), 1994年12月/95年1月(94年度: サンプルング 6回)に調査を行い, 湖水中の溶存メタン濃度プロファイルと, 微生物による溶存メタンの酸化活性について測定を行った。また, 混合期の湖水環境について把握するため, 各種環境要因(水温, DO, 栄養塩濃度等)についても同時に測定を行った。

溶存メタン濃度を測定するため採水はGo-Flo採水器(General Oceanic社製)で行った。採水後, ガラスバイアルビンに分注, 塩化第二水銀を添加して微生物活性

を止めてセブタムゴム, アルミニウムキャップで密栓したサンプルについて, 気体自動濃縮装置を備えた溶存メタン分析計で濃度測定を行った。

水柱内のメタン酸化活性は, 94年度の各調査時に, 野尻湖の最深部で0.5m, 20m, 36mの3水深について現場湖水のインキュベートを行って調査した。各水深の湖水を10本から20本のガラスバイアルビンに分注後, 現場水温, 暗条件でインキュベートし, 時間経過にともない2本ずつ塩化第二水銀を注入し微生物活性を止めたものをサンプルとした。これを溶存メタン分析計で測定し, 濃度の経時変化からメタン酸化活性の指標としてメタン酸化速度を求めた。

## 3. 結果および考察

### 3.1 溶存メタン濃度の経時変化

図1a), b)に野尻湖の最深部における93年度(a)および94年度(b)の溶存メタン濃度の変化を, 図2a), b)に表層および中層でのメタン濃度の経時変化がわかるように図1を拡大したものを示した。どちらの年度とも, 12月上旬, つまり湖水混合の始まる前は, 表層から中層まで溶存メタン濃度は約60nMで一定であった。しかし, 溶存酸素濃度が2mgを切る水深30m以深に93年度には20 $\mu$ Mを超える高濃度のメタンの濃集が, 94年度には70 $\mu$ Mを超える濃集がそれぞれ認められた。湖水混合が始まった12月中旬には, それぞれの年度とも表層から中層のメタン濃度が混合前の濃度と比べて約六倍の350nM近くまで急激に上昇した。この急激な濃度上昇は, 湖水混合の進行に伴って深層水中の高濃度のメタンが速やかに中層および表層に供給されたために起こったと言える。湖水混合が完全となる12月下旬から1月上旬には, 水深30m以深に存在した高濃度のメタンの濃集は完全に消失し, 各年度とも溶存メタン濃度は約130nMで全層均一となった。その後1月下旬にかけて, 93年度は表層メタン濃度はほとんど変化なく移行したが, 94年度は12月上旬の濃度にほぼ近い80nMまで減少した。



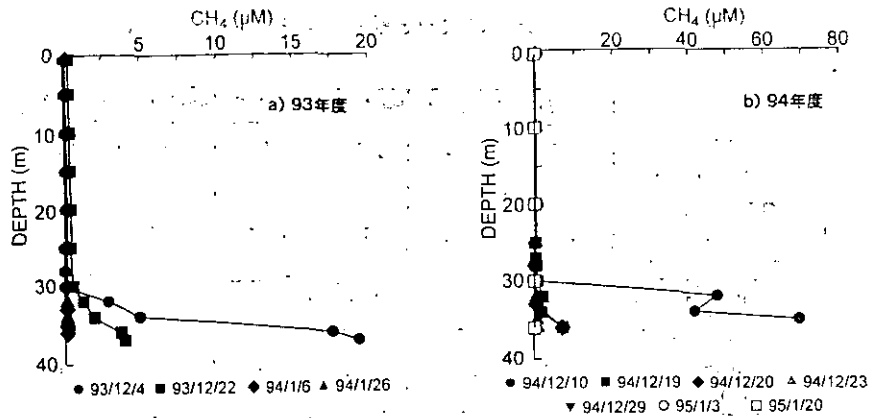


図1 野尻湖最深部における溶存メタン濃度の経時変化

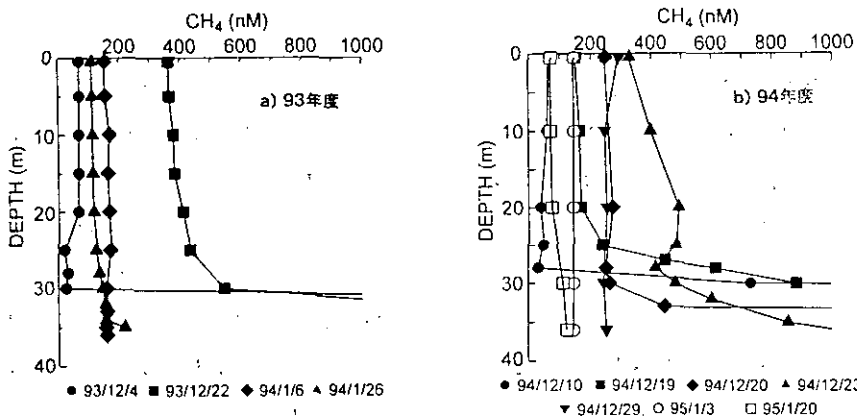


図2 野尻湖最深部における溶存メタン濃度の経時変化

この2年間の湖水混合期の観測によって、成層期に湖の深層水中に高濃度に蓄積されているメタンが、表層水温の低下によって起こる湖水混合の進行に伴い短期間で全層に攪拌され、速やかに消失していくことが明らかとなった。

### 3.2 メタン酸化活性

94年度の調査時の、各水深（0.5m, 20m, 36m）におけるメタン酸化速度の変化について図3に示した。メタン酸化速度は、0.5mにおいては湖水混合の進行に伴い、12月10日の値と比べて最大で約3倍（12月23日）に増加した後徐々に低下していき、1月20日には湖水混合前の値よりも低下し酸化活性はほとんどなくなった。20mでは、湖水混合によって若干上昇したがその上昇は0.5m程顕著ではなくほぼ同じ値で推移し、1月20日には酸化活性がほぼなくなった。表層（0.5m）や中層（20m）に対して、深層の36mのメタン酸化速度は湖水混合の進行に伴い、

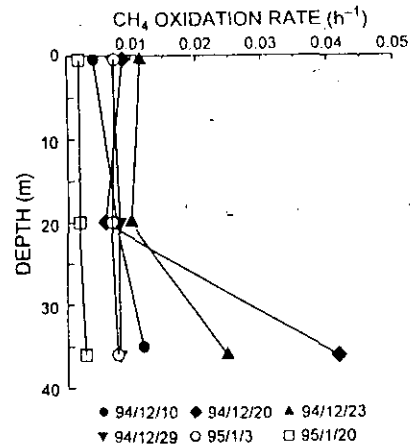


図3 野尻湖最深部におけるメタン酸化速度の経時変化

大きく増加した。その最大値は、12月20日の $0.04\text{h}^{-1}$ （半減時間：約16時間）であった。その後、他の水深同様、36mでの酸化速度も減少していき、1月20日には活性がほとんどなくなった。

表1 メタンの大気への放出と酸化による消失量の比較

	94/12/10	94/12/20	94/12/23	94/12/29	95/01/03	95/01/20
EMISSION (mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day)	0.69	2.14	2.77	2.09	1.22	0.40
OXIDATION 0-30m (mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day)	5.1	20.0	51	22.4	11.0	1.4
OXIDATION/EMISSION	7.4	9.3	18.4	10.7	9.0	3.5
OXIDATION 30-37m (mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day)	1290	240	31.9	5.4	2.7	0.48
OXIDATION total (mg CH <sub>4</sub> /m <sup>2</sup> /day)	1295	260	82.9	27.8	13.7	1.88
OXIDATION/EMISSION	1877	121	30	13	11	5

酸化活性に水深による違いが見られたのは、成層末期（12月10日）から湖水混合が進行中の12月23日までであり、混合の完了した12月29日以降、水深による違いはなくなり、全層の酸化活性が低下していくことが明らかになった。

### 3.3 大気へのメタン放出とメタン酸化による消失

水中からのメタンの消失の原因には、水中から大気への逸脱による消失と、水中内での微生物の酸化による消失、の2つがある。混合期における2つの原因の寄与を明らかにするため、表層水温、平均風速および表層水メタン濃度から計算した大気へのメタン放出量と、各層（0.5m, 20m, 36m）で測定したメタン酸化速度から計算した水中内でのメタン消失量とを野尻湖湖心の値として比較した（表1）。

大気へのメタン放出量はこの時期、水温や風速が大き

く変化しないため、主に表層水メタン濃度によって左右される。その最大値は表層水メタン濃度が最大だった12月23日の2.77 (mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/day) で、混合期の調査期間を通じて平均で2mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dayであった。

酸化によるメタン消失量は、湖水混合に伴い放出量と比べ大きく変化した。深層にある高濃度のメタンの影響を除いた水深30mまでの酸化による消失量は最大51mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/day（12月23日）であり、混合期の調査期間平均は約20mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dayであった。また、深層まで全て含めた全水深では平均で77mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/dayであった。

混合期においては、微生物によるメタン酸化量（平均77mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/day）が湖面からのフラックス量（平均2mg CH<sub>4</sub>/m<sup>2</sup>/day）よりも約38倍高く、湖水混合が起こってから一時的に水柱の全層で活性の高くなるメタン酸化によって、成層期に深層水中に蓄えられた高濃度メタンが消失することが明らかとなった。

# 霞ヶ浦における亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)の変動

野沢岳史<sup>1</sup>・野尻幸宏<sup>2</sup>・大槻 晃<sup>1</sup>

(1東京水産大学, 2地球環境研究グループ)

## 1. はじめに

地球温暖化現象に関わる温室効果気体として、二酸化炭素、メタンにつづき注目を集めているのが亜酸化窒素(N<sub>2</sub>O)である。その大気中濃度は現在310ppb強であり、年間0.25%の割合で増加を続けている(Prinn 1990)。また成層圏に到達したN<sub>2</sub>Oは、オゾン分解をともなった光分解を起こすことが知られている(Cicerone 1987)。このため大気中のN<sub>2</sub>Oは温室効果およびオゾン層破壊に関与する物質として危惧されている。

現在、N<sub>2</sub>Oの発生源には自然的発生源として海洋、土壌などが知られ、人為的発生源として燃焼、化学産業などが知られている。自然的発生源におけるN<sub>2</sub>O生産過程には、「硝化」と「脱窒」双方の微生物反応が知られている(図1)。アンモニアの酸化反応である硝化は好気的な環境で進行し、硝酸の還元反応である脱窒は嫌気的な環境で進行する。この二つの生産過程から、N<sub>2</sub>Oは窒素循環において図2に示す位置に存在する。図から明らかなよ

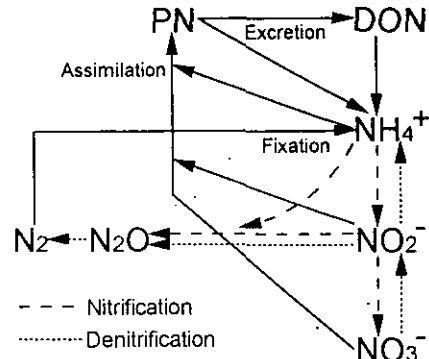


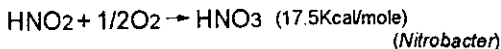
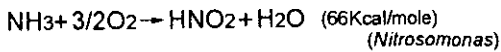
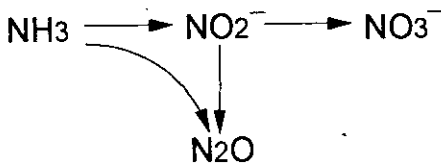
図2 窒素循環におけるN<sub>2</sub>Oの存在

うに、N<sub>2</sub>Oは窒素循環において、特にその大気へのフラックスにおいてキーとなる存在といわれる。窒素循環の研究において大気へのフラックスを見積もることは重要だが、N<sub>2</sub>ガスのフラックスを定量することは技術的に難しい。このためN<sub>2</sub>Oフラックスを指標として、トータルの窒素フラックス(N<sub>2</sub>+N<sub>2</sub>O)の定量を行った研究は多い(Sorensen 1978, Klingensmith 1983他)。

この様にN<sub>2</sub>Oの研究は、温室効果気体としてだけでなく、窒素循環のキーとしても重要である。しかし、その研究報告は他の温室効果気体に比べ多いとはいえない。現段階での地球規模のN<sub>2</sub>O収支では、大気中濃度が増加しているにもかかわらず、総放出量が総消失量を下回っており、Missing Source(未解明な放出源)の存在が示唆されているのが現状である(IPCC 1994)。

Missing Sourceをうめる存在の一つとして、湖沼などの陸水環境があげられる。N<sub>2</sub>Oの生成過程から、陸水環境においてある程度の放出量があることに間違いはないが、その研究は非常に少ない。また霞ヶ浦の様に浅く、嫌気的な環境が形成されにくい湖沼におけるN<sub>2</sub>Oの研究例はない。本研究はこの「浅く、嫌気的な環境が形成されにくい湖沼」における、経年を通じたN<sub>2</sub>O放出量、栄養塩との関係などを明らかにすることを目的とし、茨城県霞ヶ浦において調査研究を行ったものである。

### Nitrification pathway



### Denitrification pathway

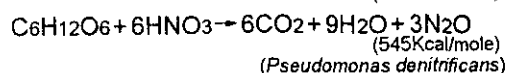
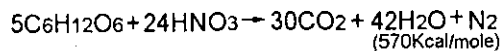
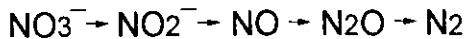


図1 N<sub>2</sub>Oの生産過程

## 2. 方法

### 2.1 調査

国立環境研究所が毎月一回行っている霞ヶ浦全域調査に同行し、92年4月から3年間半にわたって継続調査を行った。湖の計7地点において試料の採水を行った。採水地点を図3に示す。調査項目は湖水中の $N_2O$ 濃度、各態

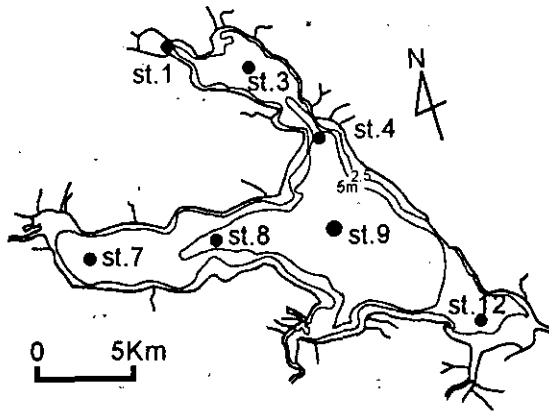


図3 採水地点

窒素(アンモニア、亜硝酸、硝酸)濃度、溶存酸素濃度などである。

$N_2O$ 測定用試料の採水には、気密性に優れたGo-Flo採水器を用いた。試料をガラスバイアルビンに分取し、ここへ塩化第二水銀( $HgCl_2$ )溶液を試料中濃度100mgHg/Lとなるよう添加し微生物活性を止めた。これをセプタムゴム、アルミニウムキャップで密封し、測定まで5°Cで低温保存した。

### 2.2 装置と分析方法

水中の亜酸化窒素濃度の測定は、溶存メタン分析計(野尻 1991)を $N_2O$ 分析用にセットアップし直した装置で行った(図4)。変更点はトラップ剤のモレキュラーシーブ13Xへの変更、ガスクロマトグラフ検出器のECD(電子捕獲型検出器)への変更等である。この装置はこれらの操作をすべて自動制御で行うことができ、溶存 $N_2O$ 濃度を±1%程度の精度で測定することができる。また水中の各態窒素濃度の測定をオートアナライザーによる吸光法で行った。

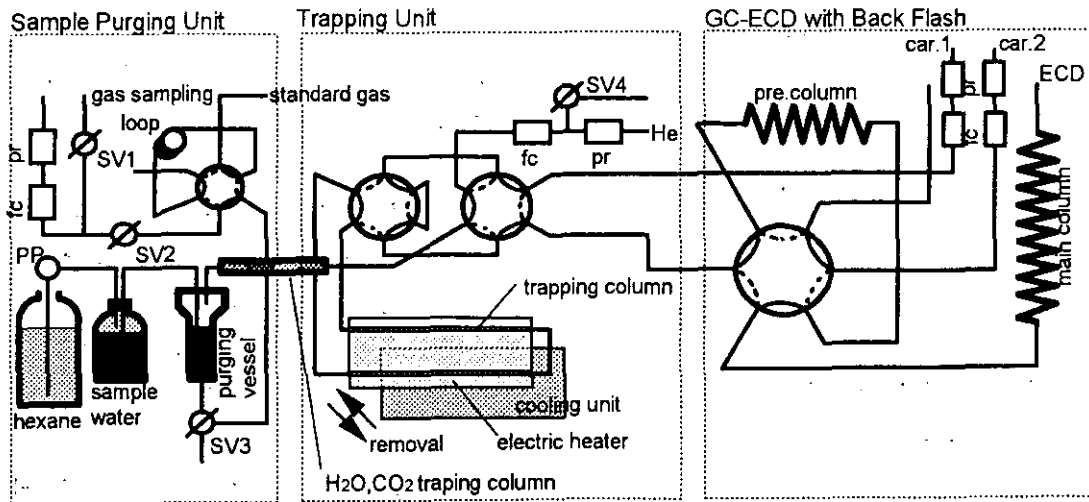


図4 溶存 $N_2O$ 濃度分析装置

## 3. 結果および考察

### 3.1 $N_2O$ の濃度の季節変化および濃度分布

図5上に霞ヶ浦の湖心St.9における溶存 $N_2O$ 濃度の変化を示す。また同図に $N_2O$ 大気平衡濃度の変化を示す。溶存 $N_2O$ 濃度の変化には、夏に低く、冬に高い、という季節変化が存在しているように見える。しかし、これは

水温(図5下図)と逆相関の関係にある大気平衡濃度に大きく左右されているためであり、 $N_2O$ の生産性や放出量に季節変化があることを直接意味しているわけではない。溶存ガスの生産性(分解性)や大気への放出(大気からの吸収)を考察するためには、常に大気平衡濃度を考慮する必要がある。

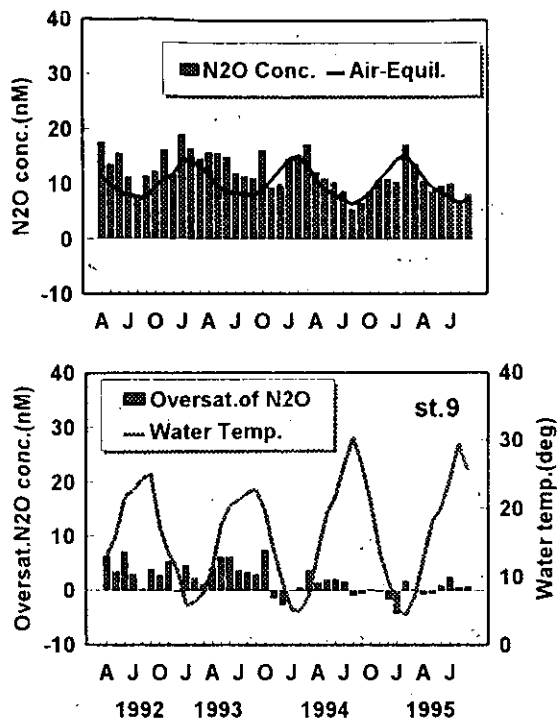


図5 霞ヶ浦湖心(St.9)におけるN<sub>2</sub>O溶存濃度および大気平衡濃度(上図), N<sub>2</sub>O過飽和濃度および水温(下図)の変化

図5下に溶存濃度から大気平衡濃度を差し引いたN<sub>2</sub>O過飽和濃度の変化を示す。過飽和濃度の変化に季節性は存在せず、数回の調査結果においては負(マイナス)の値を示した。これは霞ヶ浦がN<sub>2</sub>Oの放出源としてだけではなく、吸収源にもなり得ることを意味している。一つの湖沼がN<sub>2</sub>Oの放出源にも吸収源にもなり得るという結果は、Lemon(1981)のオンタリオ湖の調査結果などと同様である。St.9におけるN<sub>2</sub>O過飽和濃度の平均値は1.91nM、過飽和度で表すと121%過飽和という結果であった。

図6にSt.1, 3, 7, 12の測定結果を示す。これらの結果は、大気平衡濃度を差し引き過飽和濃度に計算し直したものである。St.9(湖心)に比べSt.1は平均値で約4倍、St.3は約2倍、St.7は約3倍と高い値を示した。霞ヶ浦の湖尻にあたるSt.12では、St.9と同等もしくは若干低い値を示す結果となった。この様に霞ヶ浦では「湾部においてN<sub>2</sub>O濃度が高い」という明確な水平分布が存在していた。また、どの採水地点の結果にも季節変化は見られなかった。

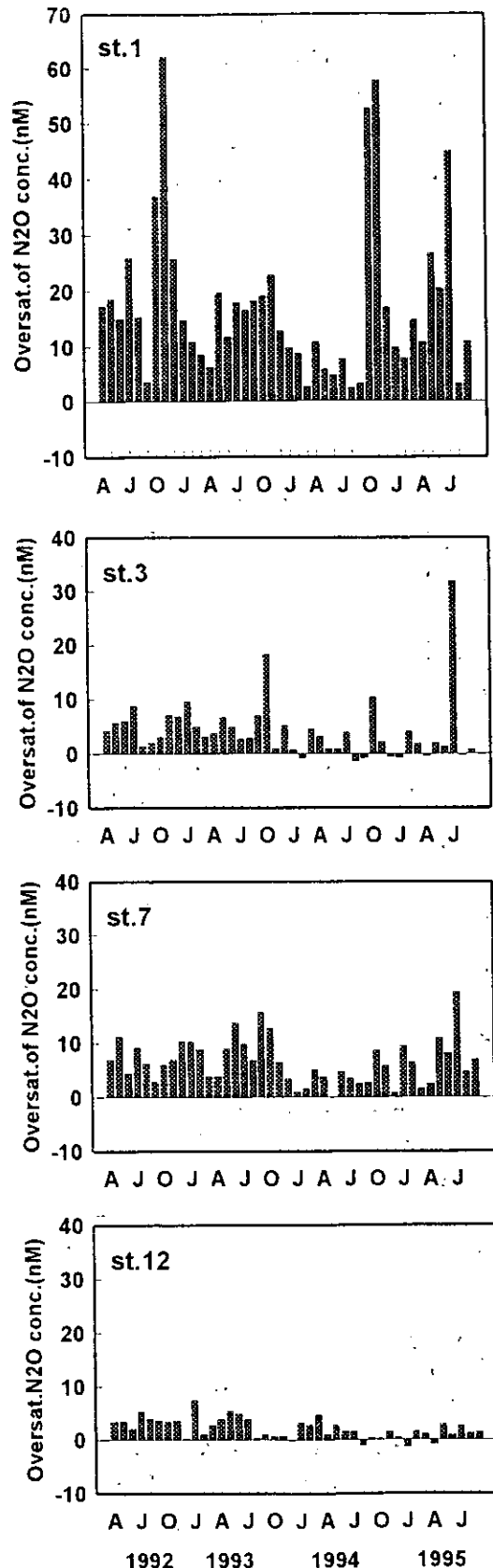


図6 各採水地点(St.1, 3, 7, 12)におけるN<sub>2</sub>O過飽和濃度の変化

### 3.2 N<sub>2</sub>Oと栄養塩の関係

図7にSt.9における栄養塩(アンモニア, 亜硝酸, 硝酸)濃度の変化を示す。結果的に霞ヶ浦の調査では, N<sub>2</sub>Oと各栄養塩との相関は見出せなかった。栄養塩類とN<sub>2</sub>Oの関係がはっきりしなかった理由の一つとして, 植物プランクトンの存在があげられる。栄養塩の摂取において, 微生物と植物プランクトンは競争関係にある。N<sub>2</sub>Oと栄養塩の関係を明らかにするためには, こうした湖全体の生態構造を考えてゆくことが必要であり, これからの課題である。

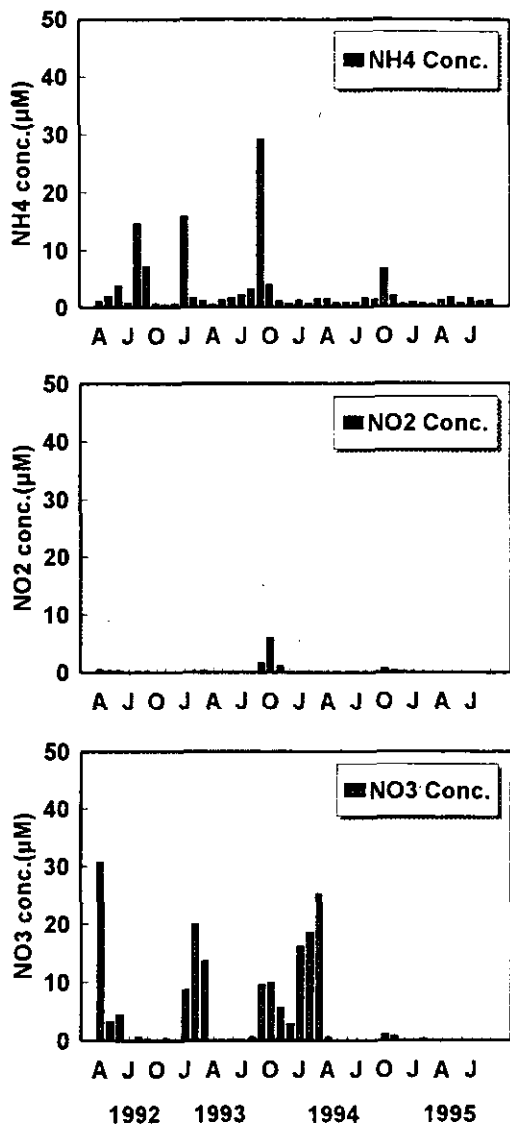
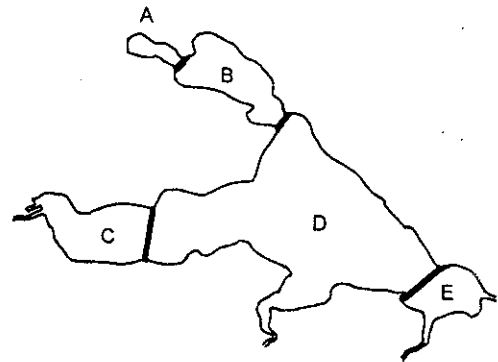


図7 霞ヶ浦湖心(St.9)におけるアンモニア, 亜硝酸, 硝酸濃度の変化



Box	Area	Volume	Mean Depth
A	3.9	0.0065	1.7
B	19.1	0.0666	3.5
C	18.9	0.0413	2.2
D	116.4	0.5150	4.4
E	12.7	0.0329	2.6

図8 各ボックスの面積(Km<sup>2</sup>), 体積(Km<sup>3</sup>), 平均水深(m)

### 3.3 N<sub>2</sub>Oの大気への放出

Liss(1986)のガス交換モデルを用いて, N<sub>2</sub>Oの大気-湖水の交換速度を算出した。3.1で述べたように, 霞ヶ浦ではN<sub>2</sub>Oの水平濃度分布に大きな変化が認められた。そこで大気へのN<sub>2</sub>O放出量の計算を行うために, 霞ヶ浦を五つのボックスの区分けすることにした。計算に必要な各ボックスの表面積等を図8に示す。これら五つのボックスから得られた結果を合計し, 霞ヶ浦全体の結果としたのが図9である。結果は最大値58Kg(-N)/day, 最小値-4Kg(-N)/day, 平均値9.9Kg(-N)/dayであり, 単位面積単位時間当たりのN<sub>2</sub>O放出速度は58.4μg(-N)/m<sup>2</sup>/dayと見積もることができた。この値から霞ヶ浦の年間N<sub>2</sub>O放出量を計算すると3.65(-N)tということになる。松岡(1984)の報告では, 霞ヶ浦への年間の窒素負荷量が3300t程度と見積もられている。よって霞ヶ浦では窒素負荷の約0.1%がN<sub>2</sub>Oとして大気へ放出されていることになる。

### 4. おわりに

霞ヶ浦におけるN<sub>2</sub>O放出速度を58.4μg(-N)/m<sup>2</sup>/dayと見積もることができた。このN<sub>2</sub>O放出速度は海洋の23μg(-N)/m<sup>2</sup>/dayの2倍程度に値する。

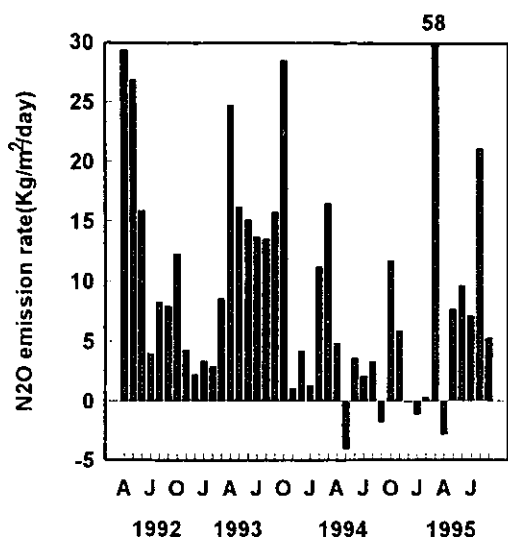


図9 霞ヶ浦におけるN<sub>2</sub>O放出速度の変化

また脱窒速度の調査を行ったいくつかの研究から、N<sub>2</sub>:N<sub>2</sub>Oの生産比は20:1~100:1といわれる。この値がそのまま霞ヶ浦において適用できるかどうかは疑問だが、この数値を用いて計算を行うと窒素負荷の2~10%程度が脱窒によって大気へ放出されていることが予想された。

参考文献

Cicerone, R. J.(1987):Changes in stratospheric ozone. Science, 237, 35-42  
 IPCC Report 1994, Cambridge university press

Klingensmith, K. M., Alexander, V.(1983):Sediment nitrification, denitrification, and nitrous oxide production in a deep arctic lake, Appl. Environ. Microbiol., 46, 1084-1092  
 Lemon,E., Lemon, D.(1981):Nitrous oxide in fresh-water of the Great Lakes Basin, Limnol. Oceanogr, 26(5), 867-879  
 Liss, P. S., Merlivat, S.,(1986):Air-sea gas exchange rates, The role of air-sea exchange in geochemical cycling, NATO ASI Series, D. Reidel Publishing Company  
 松岡 譲(1984):霞ヶ浦の富栄養価モデル,国立公害研究所研究報告, 54, 53-242  
 野尻幸宏(1991):海底熱水活動の化学的手法による探査, Adv. Tech. Conf., 4, 17-24  
 Prinn, R., Cunnold, D., Rasmussen, R., Simmonds, P., Alyea, F., Crawford, A., Fraser, P., Rosen, R. (1990):Atmospheric emissions and trend of nitrous oxide deduced from 10 years of ALE-GAGE data, J. Geophys. Res., 95, 18369-18385  
 Sorensen, J.(1987):Capacity for denitrification and reduction of nitrate to ammonia in a coastal marine sediment, Appl. Environ. Microbiol., 35, 301-305

# 複循環湖野尻湖の冬期循環期の $N_2O$ の変化

野沢岳史<sup>1</sup>・野尻幸宏<sup>2</sup>・中村岳史<sup>1</sup>・内海真生<sup>3</sup>・大槻 晃<sup>1</sup>  
(1東京水産大学, 2地球環境研究グループ, 3筑波大学)

## 1. はじめに

比較的水深があり春から秋に成層する湖では、 $N_2O$ が深層水中に高濃度で蓄積することが知られている(Yoh 1983)。蓄積した $N_2O$ は混合期に表層水中に拡散するため、この期間に湖水から大気への $N_2O$ 放出速度は年間最大になると考えられる。本研究は混合期における $N_2O$ 放出速度、その放出量、および $N_2O$ と各無機態窒素との関係等について調査を行ったものである。

## 2. 方法

野尻湖は長野県北部に位置する表面積 $4.6\text{km}^2$ 、最大水深 $38.5\text{m}$ を有する貧栄養湖である。湖のタイプとしては、初冬および初春に全層一定水温となり湖水混合が起こる複循環湖(二回循環湖)に属する。ゆえに今回の調査目的「混合期における $N_2O$ の観測」に適した湖といえる。調査を93年12月から94年3月、94年12月から95年1月の二年間にわたって行った。図1に採水地点を示す。1年目は水平方向および鉛直方向に密な調査(最大13地点、最大12水深)を行い、2年目は時間的に密な調査(毎週約一回)を行った。調査項目として、 $N_2O$ 濃度、栄養塩、溶存酸素、水温、pH等の測定を行った。 $N_2O$ 濃度は専用に開発した自動分析機(野沢 1995)で分析を行った。

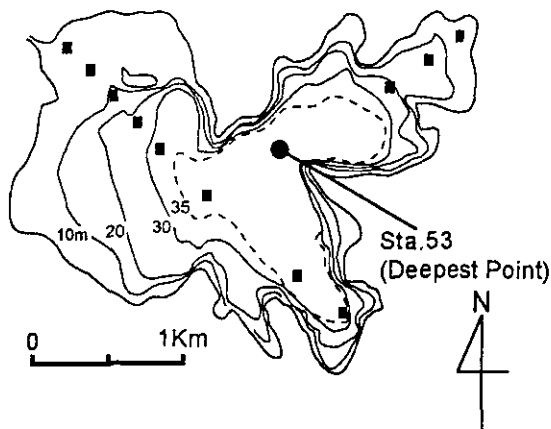


図1 採水地点

## 3. 結果と考察

### 3.1 水平分布と湖内総量の計算について

一年目の水平方向および鉛直方向に密な調査から、野尻湖では $N_2O$ 濃度および他の調査項目の測定結果に、水平方向(横方向)の大きな変化が存在しないことが明らかになった。この「水平方向(横方向)の大きな変化が存在しない」という現象は、どの調査日の結果においても同様であった。この傾向から、野尻湖における各物質の湖内総量を算出することは、容易かつ誤差の少ない作業となった。野尻湖の5m水深毎の体積にその層における各物質の平均濃度をかけ、それらの和を湖内総量とした。よって本稿では、この湖内総量の変化と、野尻湖の最深部(Sta. 53)における鉛直濃度分布の変化を中心にして、冬期循環期の考察を行う。

### 3.2 一年目(93年12月から94年3月)の調査結果と考察

図2にSta. 53における一年目の調査結果を示す。12月4日の時点では湖水混合はまだはじまっておらず、水深20m付近には明確な水温、 $DO$ 躍層が存在していた。底層の $DO$ は $0.4\text{mg/L}$ でほぼ無酸素であった。この時の $N_2O$ 、硝酸、アンモニアの分布には、ともに水深30m以深に大きな変化が認められた。 $N_2O$ 、アンモニアは30m以深で大きく増加しており、逆に硝酸は、中層域で大きく増加するものの、30m以深では大きく減少していた。これらの濃度分布は、30m以深の水塊は嫌気的環境であることから、微生物による脱窒反応と、底泥中の有機物分解によるアンモニアの溶出が原因と考えられた。

12月4日から12月22日の18日間に湖水混合は、水温分布の変化から判断して、水深30m以深まで進行した。しかし30m以深の湖水中に供給された溶存酸素は急速に消費され、この層ではいぜん嫌気的な状態が続いていた。この嫌気層には硝酸も供給されているため、脱窒反応は活性化され、 $N_2$ および $N_2O$ 生産が起こった。この期間には底層の $N_2O$ の上方への拡散も起こっているため、濃度



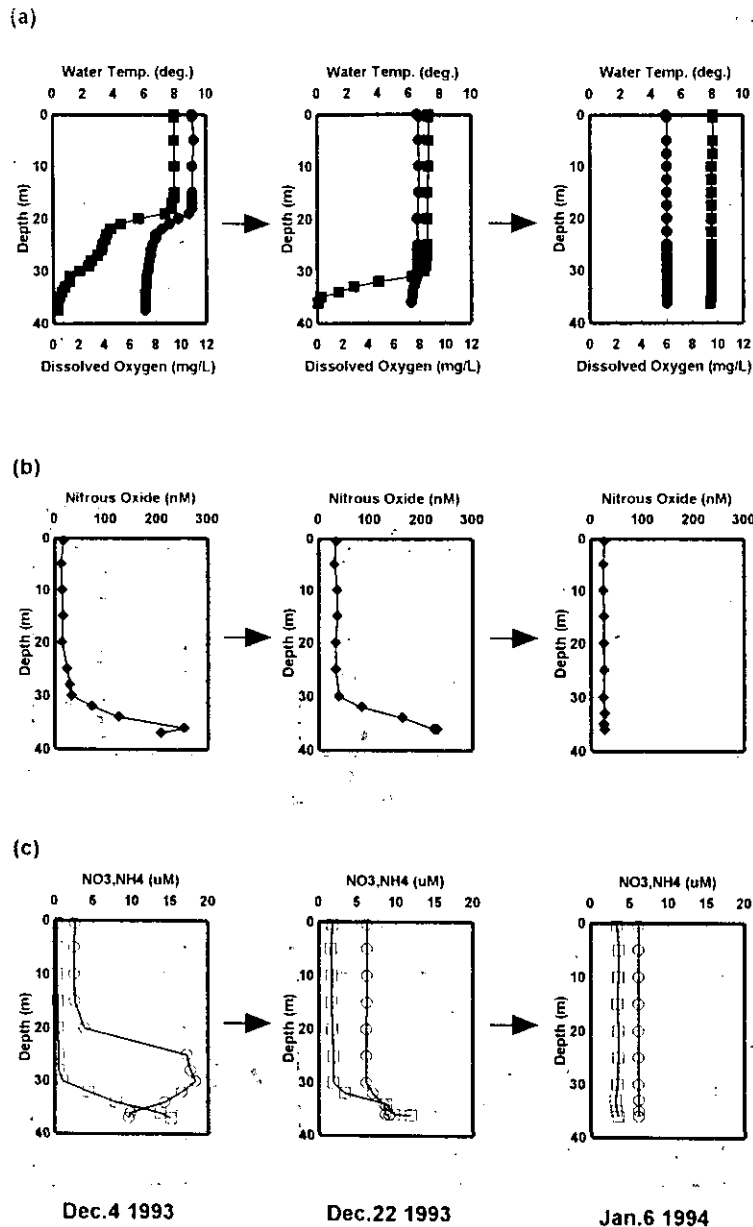


図2 野尻湖最深部(St.53)における(a):水温(●), 溶存酸素濃度(■), (b): 溶存 $N_2O$ 濃度(◆), (c):硝酸濃度(○), アンモニア濃度(□)の変化(1993年12月4日から1994年1月6日)

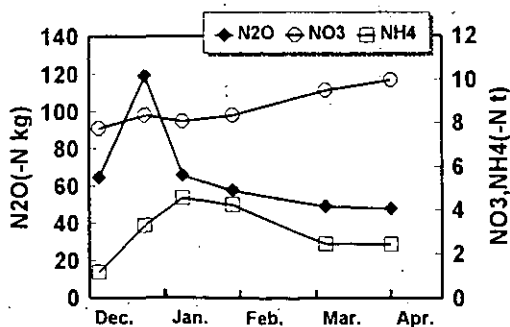


図3 野尻湖における $N_2O$ , 硝酸, アンモニアの湖内総量の変化(1993年12月4日から1994年3月30日)

分布は12月4日に比べ、30m以深で大きな変化はなく、表層から中層にかけて大きく増加した形となった(0.5mから30mの平均で19.4nM増加)。この活発な脱窒反応により、12月4日から12月22日の間に湖内の $N_2O$ 量は約2倍に増加した計算になる(65kgから119kgに増加、図3)。

1月6日には、湖水混合は底層まで完全に進行しており、全調査項目は表層から底層まで均一となっていた。12月22日から1月6日の間に湖内の $N_2O$ 量はガス交換により大きく減少していた(119kgから66kgに減少)。よってこの期間の $N_2O$ のガス交換速度を算出すると $0.78(-N)mg/m^2/day$ と非常に大きな値となった。

湖水中の $N_2O$ 濃度は湖水混合が完全となった1月6日も、いぜん大気平衡濃度を上回っており、その後もガス交換により減少をつづけた。一年目の最後の調査となった3月30日では、 $N_2O$ 濃度はほぼ大気平衡濃度と同等になっていた。これらの調査結果から、この冬期混合期には70kgの窒素が $N_2O$ として大気へ放出されたことが明らかになった。またこの期間の $N_2O$ 放出速度の平均値は $0.23 \text{ mg/m}^2/\text{day}$ であった。

### 3.3 二年目(94年12月から95年1月)の調査結果と考察

一年目の調査で観測された湖水混合初期の急速な $N_2O$ 生産を詳しく調査するために二年目の調査を行った。二年目の調査結果を図4に示す。調査をはじめた12月10日には、まだ明確な水温および溶存酸素の躍層が存在しており、湖水混合は始まっていなかった。 $N_2O$ は前年同様に水深30m以深に蓄積していた。しかしその蓄積量は前

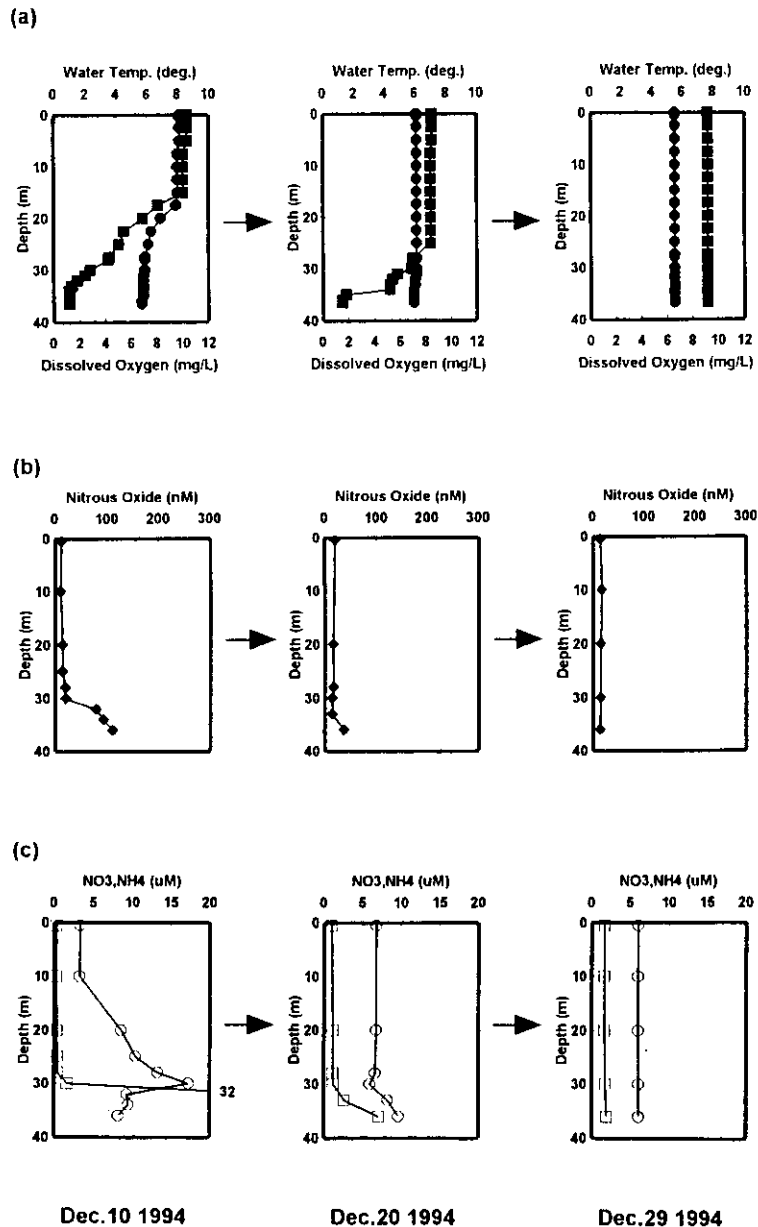


図4 野尻湖最深部(St.53)における(a):水温(●),溶存酸素濃度(■), (b):溶存 $N_2O$ 濃度(◆), (c):硝酸濃度(○), アンモニア濃度(□)の変化(1994年12月10日から1994年12月29日)

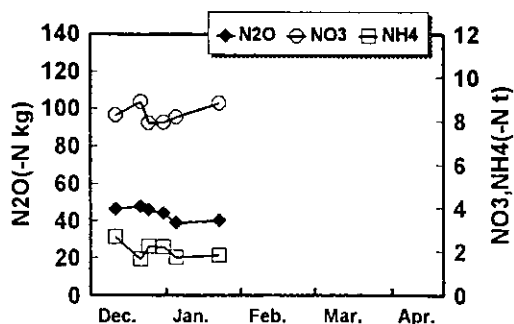


図5 野尻湖における $N_2O$ 、硝酸、アンモニアの湖内総量の変化(1994年12月10日から1995年1月20日)

年の3分の2程度(46kg)であった(図5)。 $N_2O$ の蓄積量が前年に比べ小さかった原因は、底層の溶存酸素濃度が完全に無酸素になっていないことから明らかなように、湖が成層するのが遅く、 $N_2O$ が蓄積する時間が足りなかったためと考えられた。また栄養塩の鉛直濃度分布は、前年と濃度は違うものの、底層の脱窒反応を示唆する形になっていた。

12月20日には湖水混合はすでに30m以深に進行していた。前年の湖水混合は18日かかって水深30mまで進行したのに対し、この年は約半分の10日ほどだった。この間に前年観測された急速な $N_2O$ 生産は認められなかった。

12月29日までに湖水混合は底層まで完全に進行しており、各測定項目とも表層から底層まで均一となっていた。この時点で $N_2O$ 濃度は大気平衡濃度とほぼ同等となっており、湖内の $N_2O$ はガス交換により大半が抜けきった状態になっていた。結局二年目の調査では湖水混合初期の $N_2O$ 生産という現象は認められず、深層に蓄積していた $N_2O$ が湖水混合によって大気へ放出され、減少してゆくのみであった。

1月3日には湖水中の $N_2O$ 濃度は完全に大気平衡濃度と等しくなり、この年の $N_2O$ のガス交換は終わっていた。よって二年目の湖水混合期における $N_2O$ 放出量は7kgにとどまり、この値は前年の約10分の1であった。また $N_2O$ 放出速度の平均値は $0.07\text{mg}/\text{m}^2/\text{day}$ であり、前年の三分の一程度であった。

ガス交換が終わった後の1月20日にも調査を行った。1月3日から20日の間に水温低下がさらに進んだために、 $N_2O$ 大気平衡濃度は上がり、湖水中の $N_2O$ 濃度はその分上昇した。つまりこの期間には、湖水は $N_2O$ の消失源として働いたことになる。

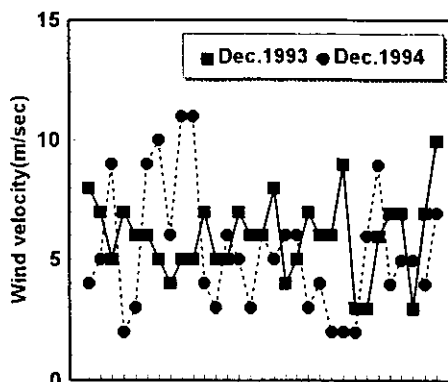


図6 長野県信濃町における12月の最大風速(日間)の変化

#### 4. まとめ

一年目と二年目の調査結果にこのような違いが生じた原因には、風速などの物理的要因による湖水の混合速度の違いが考えられた。図6に信濃町における93年12月および94年12月の日間最大風速の変化を示す。湖水混合は表層の水温低下によって密度勾配が消失した段階で、風などの物理的な要素によって進行する。93年と94年を比べると、94年の12月前半にはかなり強い風が吹いていたことは明らかである。野尻湖では、この12月前半はちょうど密度勾配が小さくなる時期にあたる。このため94年は93年に比べ、湖水混合が速やかに進行したと考えられた。

3.2で述べたように湖水混合初期の急速な $N_2O$ 生産は、「硝酸が豊富に存在する嫌気的な環境」が引き起こしたものである。94年は急速に湖水混合が進行したために、この環境が形成されることはなく、 $N_2O$ 生産は起こらなかった。

#### 5. おわりに

一般的に湖水混合は、「単純に混じるだけ」として考えられる傾向が強い。しかし実際の調査結果には、二年間でこれだけ大きな違いが観測された。 $N_2O$ 以外の物質にも、このような年毎の違いは存在しているはずであり、混合期の湖沼の動向をより慎重に考察する必要があるのではなかろうか。

#### 参考文献

野沢岳史, 野尻幸宏, 大槻晃(1995): 富栄養湖霞ヶ浦における亜酸化窒素( $N_2O$ )の経年変化, 第6回世界湖沼会議講演要旨集, 1060-1063

Yoh, M., Terai, H., Saijo, Y.(1983):Accumulation  
of nitrous oxide in the oxygen deficient layer  
of freshwater lakes, Nature, 3.1, 327-329

# 霞ヶ浦の無酸素層形成による脱窒

加藤めぐみ<sup>1</sup>・春日清一<sup>2</sup>・山根爽一<sup>1</sup>

(1茨城大学, 2地域環境研究グループ)

## 1. はじめに

近年霞ヶ浦は、従来高密度で見られたアオコ (*Microcystis* spp.) の出現が少なく、他の植物プランクトンに変わるなど、予想されなかった様々な現象が起きている。霞ヶ浦における栄養塩バランスは、冬季はリンが不足するリン制限、また夏季はリン濃度が著しく高く窒素が不足する窒素制限状態にある。しかしこのような栄養塩のバランス変動が何故起きているかは究明されていない。昇温期の無風状態において湖水が成層し、湖底で酸素欠乏が生じる際、窒素不足が起きていることに着目し、霞ヶ浦湖底での脱窒による窒素消費の有無を検討するため実験を行った。

## 2. 材料と方法

1995年8月8日霞ヶ浦湖心において内径4.0cm、長さ30cmの亚克力パイプ製コアサンプラー40本に湖底泥および直上水を採取し、パイプの上下をテフロン栓により直ちに密封し研究室に持ち帰った。このうち3本は底泥直

上の溶存酸素を溶存酸素計 (OxyGuard社製 Handy MK-III) により測定後、直上水をサイホンにより注意深く採水しガラスフィルター (Whatman GF/C) 濾過後、栄養塩分析を行った。

また残りのコアサンプルは水量及び泥量を測定後、次の4シリーズに分け、24, 48, 72時間後に各シリーズ毎に3本を上記同様採水し、直上水中の栄養塩を測定した。水温は湖心サンプリング時の底層水の水温である30℃に維持し、光の当たらない条件下で培養した。

### 実験シリーズ (図1)

- (1) サンプリング時のまま培養 (無処理区, Core 1)
- (2) 上部の栓を取りビニールパイプにより水中に通気 (通気区, Core 2)
- (3) 上部の栓を取り,  $\text{NaNO}_3$ -N 1000 mg/l 溶液により,  $\text{NO}_3$ -N 1mg/l 分を水中に添加し直ちに密栓 (硝酸添加区, Core 3)
- (4) 硝酸添加区同様処理し, 上部栓を取り通気 (硝酸添加通気区, Core 4)

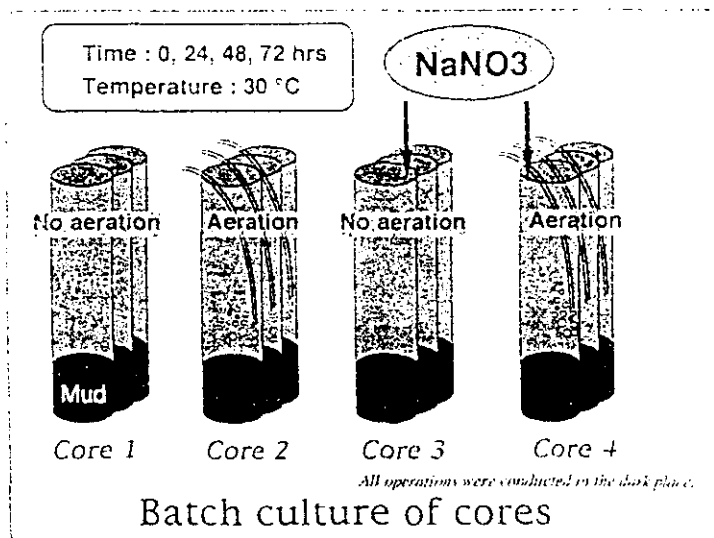


図1 実験方法：無処理区 (Core 1), 無処理通気区 (Core 2), 硝酸添加区 (Core 3), 及び硝酸添加通気区 (Core 4) に分け、24, 48, 72時間に直上水を採取

また8月22日、湖心において底泥直上水を採水器で採集し、40本のコアサンプラーに入れ、密栓し実験室に持ち帰り、8月8日と同様の実験区を設け以下の泥無しのシリーズとした。

- (5) 泥無無処理区
- (6) 泥無通気区
- (7) 泥無硝酸添加区
- (8) 泥無硝酸添加通気区

栄養塩の測定は水質自動分析装置(オリンパス KL-500)により測定した。測定された栄養塩濃度から底泥単位面積当りの栄養塩量の変化率を算出した。

### 3. 結果

#### a. 試料採取時の湖心の環境要因

8月8日の湖心における試料採取は13時40分～15時の間に行った。天候は快晴、ピュフォートの風力表示で風力1と弱風状態であった。透明度は0.75mである。湖水は弱風のため以下のように成層していた。

試料採取時の水温、溶存酸素、アンモニア濃度の垂直分布を図2に示した。

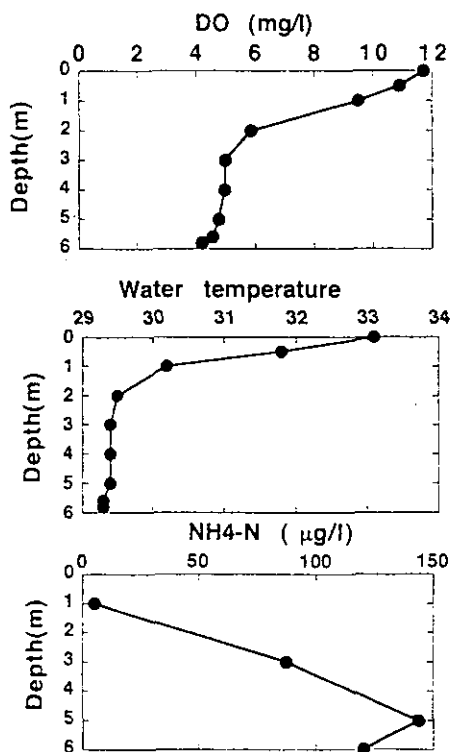


図2 実験材料採取水域(霞ヶ浦湖心)での溶存酸素濃度、水温及びアンモニア濃度の垂直分布

表層水温は33.3°Cで、水温は水深2mまで急速に低下し、29.7°Cとなり、それ以深では殆ど変化がない。また溶存酸素量は表層で11.72mg/lで、水深2mで5.86mg/lとなり、湖底部で4.21mg/lとなり、無酸素状態となっていなかった。

アンモニア濃度は表層では殆ど検出されず、3m層で87.6μg/l、5mで143.9μg/l、6mでは120.4μg/lと底層で濃度が高かった。またNO<sub>2</sub>-Nは検出されず、NO<sub>3</sub>-N濃度は低く10μg/l前後であった。さらにPO<sub>4</sub>-P濃度は表層で3~4μg/lと低いが、底泥直上では8.2μg/lとやや高い値を示した。

#### b. 実験結果

##### (0) 初期対照区

8月8日実験開始時のコアサンプル水中の溶存酸素量は6.3mg/l、栄養塩濃度は、NH<sub>4</sub>-N:192.5μg/l、NO<sub>2</sub>-N:0.5μg/l、NO<sub>3</sub>-N:9.7μg/lであった。

##### (1) 無処理区 (図3)

無処理区における溶存酸素濃度は24時間目に1.7mg/l、48時間目には0.37mg/lとなり、殆ど無酸素状態となった。

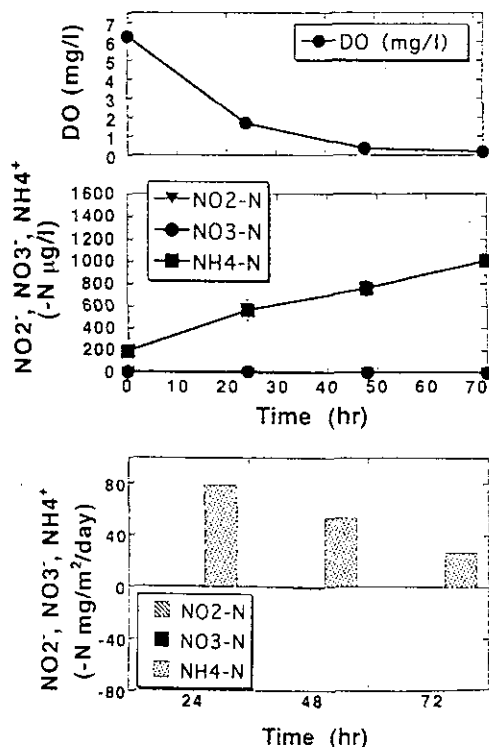


図3 無処理区(Core1)の溶存酸素濃度及び無機窒素濃度の変化

栄養塩濃度は実験期間を通して硝酸態及び亜硝酸態窒素は極めて低い。しかしアンモニア態窒素の濃度は時間と共に上昇し、72時間では1008.7 $\mu\text{g/l}$ と著しく高くなった。アンモニア量の単位面積当りの変化率は24時間では78.8 $\text{mg-N/m}^2/\text{d}$ で、48時間及び72時間にはそれぞれ53.4, 26.9 $\text{mg-N/m}^2/\text{d}$ と減少した。

(2)通気区 (図4)

通気区の溶存酸素濃度は6~7 $\text{mg/l}$ で大きな変化は見られなかった。

栄養塩濃度はアンモニア濃度が24時間で平均596.3 $\mu\text{g/l}$ と高くなり、その後減少し72時間には平均33.3 $\mu\text{g/l}$ となった。亜硝酸は48時間まで増加し100.8 $\mu\text{g/l}$ を示し、その後やや減少している。硝酸は時間毎に増加し、72時間では534.5 $\mu\text{g/l}$ を示した。単位面積当りの栄養塩量の変化率はアンモニアでは24時間までは無処理区と同じに増加し、その後変化率は負となり水中から消失している。硝酸は時間毎に単位面積当りの変化率は増加し、72時間では48.96 $\text{mg/m}^2/\text{d}$ となった。

(3)硝酸添加区 (図5)

硝酸添加区では溶存酸素の減少速度は無処理区と殆ど

変わり無く、48時間では0.37 $\text{mg/l}$ となり殆ど無酸素状態となった。

栄養塩濃度はアンモニア濃度は時間毎に上昇するが、単位時間当りのアンモニア量の変化率は24時間が最大で、その後時間毎に小さくなる。亜硝酸濃度は48時間で104.6 $\mu\text{g/l}$ まで増加し、無酸素状態となった72時間では殆ど検出されない。硝酸濃度は時間毎に急速に減少し、72時間では殆ど消失する。硝酸態窒素量の減少率は時間毎に増加し、72時間では79.0 $\text{mg/m}^2/\text{d}$ で消失している。

(4)硝酸添加通気区 (図6)

硝酸添加通気区の溶存酸素濃度は6~7 $\text{mg/l}$ で大きな変化は見られない。

栄養塩濃度ではアンモニアが24時間に増加し、その後減少する。アンモニア量の単位面積当りの変化率は24時間まで増加し、72時間では78.9 $\text{mg/m}^2/\text{d}$ の速度で消失している。亜硝酸態窒素濃度は時間毎に増加している。硝酸態窒素濃度は24時間まではやや減少するがその後増加する。しかしその変化量は、硝酸添加区に見られるより遙かにすくない。

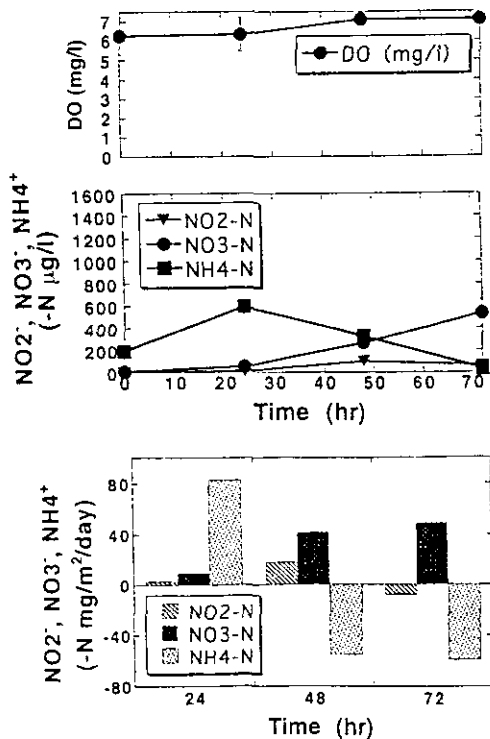


図4 通気区 (Core2) の溶存酸素濃度及び無機窒素濃度の変化

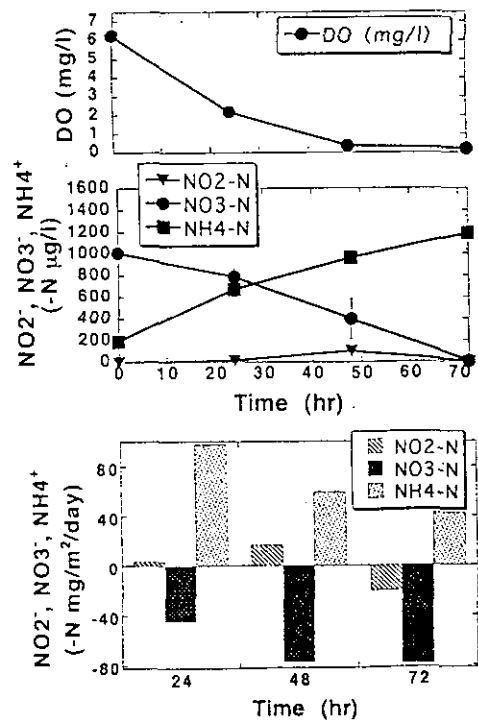


図5 硝酸添加区 (Core3) の溶存酸素濃度及び無機窒素濃度の変化

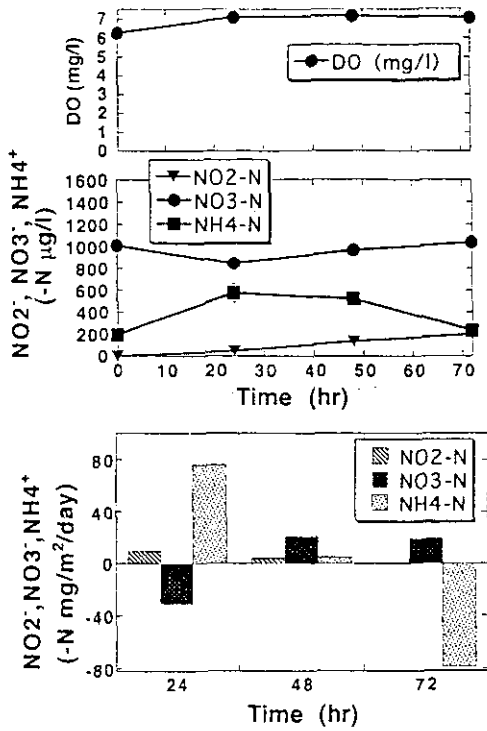


図6 硝酸添加通気区 (Core4) の溶存酸素濃度及び無機窒素濃度の変化

(5~8)泥無区 (図7)

8月22日に行った泥無しのコアサンプルでは通気区では溶存酸素は6~7mg/lに維持されている。しかし密封された区では溶存酸素の減少が起き、72時間には無処理区、硝酸添加区それぞれ1.13, 0.57mg/lへと低下している。

栄養塩濃度はどの区も大きな変化は見られないが、アンモニア濃度は通気区で減少速度が速く、硝酸添加区では亜硝酸態窒素がやや増加傾向にある。また硝酸態窒素は硝酸添加区でやや減少傾向にあった。

#### 4. 考察

8月22日に行った泥無区での栄養塩の変動は少なく、光のない条件では底泥の存在が極めて重要であることが明らかである。

8月8日の実験では全ての区において24時間までにアンモニアの増加が見られた。しかし、その後、底泥直上水が好氣的条件にある時、アンモニアの減少と、亜硝酸及び硝酸の増加が見られた。これはアンモニアが亜硝酸、及び硝酸に移行する硝化現象であるかもしれない。

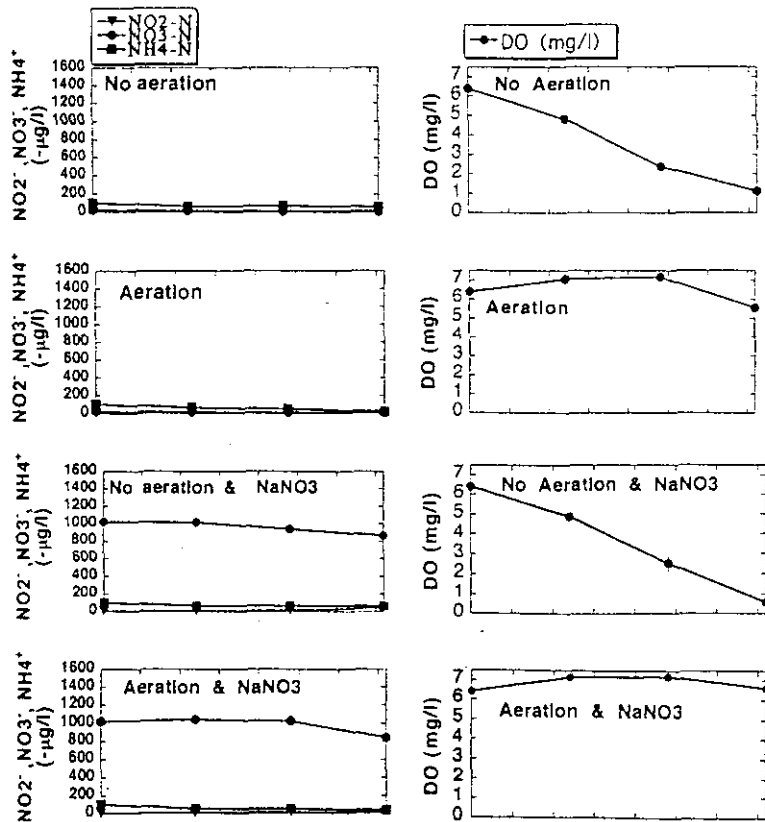


図7 泥を加えない実験の無処理区、通気区、硝酸添加区及び硝酸添加通気区の無機窒素濃度と溶存酸素濃度の変化



一方、密閉された無処理区及び硝酸添加区ではアンモニアは増加し、嫌気条件では底泥から活発に溶出している。

硝酸が欠乏した夏季霞ヶ浦の湖水に硝酸を添加することによって、硝酸が急激に減少することが明らかとなった。この硝酸の減少は直上水が完全な酸素欠乏状態にならなくても生じており、底泥が低酸素状態で硝酸を消費

している。また無酸素状態に近づくにしがい硝酸の減少速度は加速されることが明らかになった。

このような現象は嫌気条件での脱窒作用で良く説明される。霞ヶ浦の夏季の酸素欠乏は底泥直上水の酸素濃度低下による脱窒によって生じていると考えてよさそうである。

# 霞ヶ浦における底泥からの有機物及び栄養塩の溶出への浚渫による抑制効果

村上和則<sup>1</sup>・古米弘明<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>2</sup>・福島武彦<sup>3</sup>・朴済 哲<sup>4</sup>

(1茨城大学, 2水圏環境部, 3地域環境研究グループ, 4東京水産大学)

## 1. はじめに

建設省は1975年から1991年まで底泥の浚渫を行ってきたが、その浚渫量は合計78万立方メートルにとどまっていた。しかし、その後2000年までに、深さ30センチまでの底泥を対象に約720万立方メートル(土浦沖から650万立方メートル, 高崎沖から70万立方メートル)を、浚渫除去する計画があり、その面積は湖全体の約五分の一に相当する。底泥に含まれる炭素, リン, 窒素の量は、底泥表面から20~40cmくらいまでは深くなるにつれ減っていくが、それより深い層ではほぼ一定になる調査結果に対応して、表面から30cmの深さを取り除く計画である。このように大規模な浚渫事業は国内では初めての事例であり、本研究においては、今後の参考として、底泥からの栄養塩, 有機物の溶出に着目して霞ヶ浦の浚渫効果を評価することを目的とする。本報告では、特に現場底泥分析データならびに酸素消費及び溶出実験より得られた結果に関して発表する。

## 2. 調査地点及び採取方法

霞ヶ浦において浚渫済みの土浦港沖地点(以下土浦A)、土浦Aより約500m東に位置しまだ浚渫されていない地点(以下土浦B)、湖の中心で浚渫される計画のない地点(以下湖心)の3カ所を調査対象とした。土浦Aは水深約3m, 土浦Bは約4m, 湖心は約7mである。図1に霞ヶ浦における浚渫区域を示す。黒い部分が既に浚渫されている所であり、枠で囲んである部分が浚渫を計画している領域である。

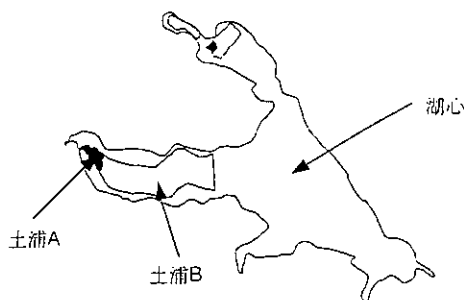


図1 霞ヶ浦における浚渫区域と調査地点

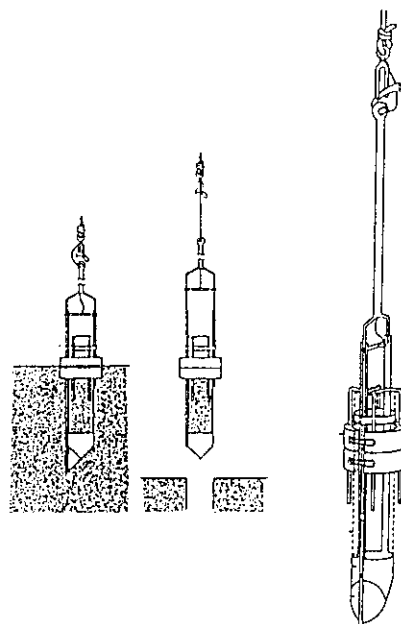


図2 コアサンプラー

投げ込み型コアサンプラー(図2)を用いて、各地点から底泥を採取した。酸素消費実験と溶出実験用( $\phi 110 \times 500\text{mm}$ )と間隙水濃度測定用( $\phi 40 \times 325\text{mm}$ )の2種類のアクリル樹脂製コアを用いた。間隙水については、採取直後にスライス分取し、実験用コアは底泥が乱れないように丁寧に実験室に持ち運び、出来るだけ早く各実験に用いた。

## 3. 実験方法

図3に本研究における実験フローを示した。各地点の底泥コアサンプルは、大きく3つに分類される。それらは、含水比, 間隙水水質, C/N比などの底泥の特性を測定するもの(10本以上/地点), 酸素消費速度実験に使用するもの(1本/地点), 溶出実験に使用するもの(4本/地点)である。

### 1) 間隙水濃度の分析

小型コアサンプル中の上澄水を除去し、底泥を下から押し出し1~2cm間隔でスライスした。分取した底泥を

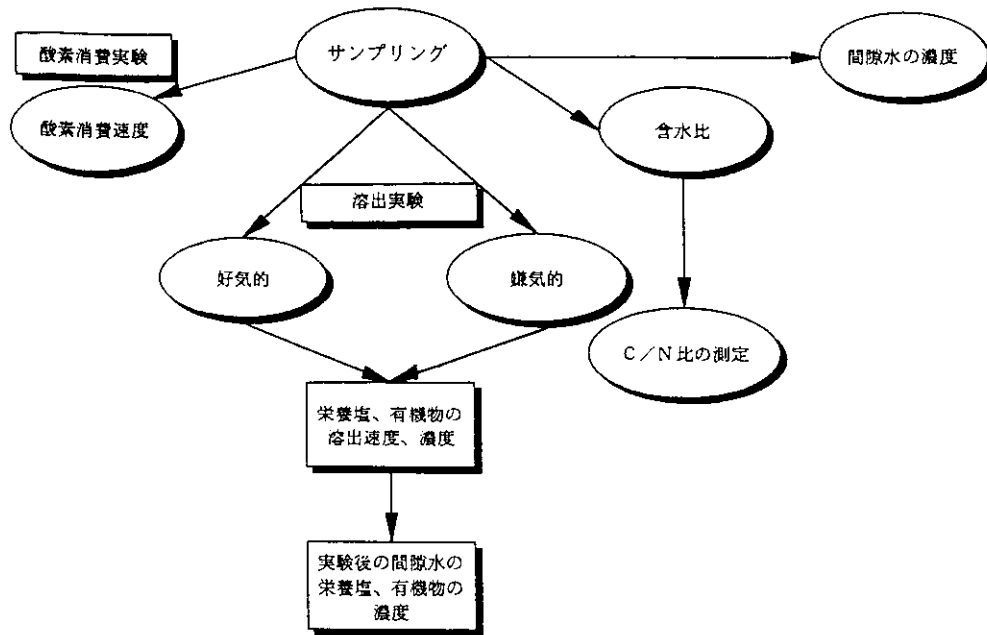


図3 実験フロー

3000 rpmで15分間遠心分離器にかけ、その上澄水を間隙水とした。採取した間隙水を濾過（450°Cで焼いたWhatman GF/F）し、NO<sub>2</sub>-N、NO<sub>3</sub>-N、NH<sub>4</sub>-N、DTN、PO<sub>4</sub>-P、DTP、DOCを分析、測定した。遠心分離、およびろ過操作は、出来るだけ素早く行い空気との接触時間を短くした。

### 2) 酸素消費速度実験

採取したコアの上層水を除去し、各地点の濾過湖水（450°Cで焼いたWhatman GF/F）に置き換えて、懸濁物による酸素消費を除いた条件で実験を行った。その実験装置を図4に示した。装置は20°Cの恒温室に設置し、酸素消費速度を計測するために上層水を循環ポンプによりDO電極部に連続的に供給し、溶存酸素の減少を測定した。

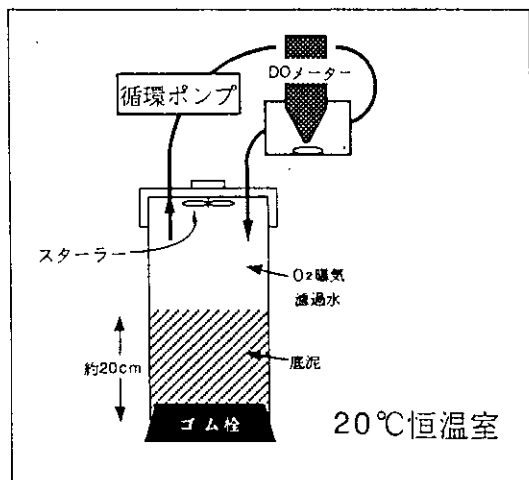


図4 酸素消費実験装置

また、上層水を十分に混合した状態を保つために、コア上部のスターラーにより攪拌も行った。

### 3) 溶出実験

図5に好気条件と嫌気条件における実験装置のセットアップの違いを示す。酸素消費速度実験と同様に上層水を濾過湖水に置き換えて、それぞれ20°Cと30°C条件で実験を行った。好気条件では、上層水を曝気混合した状態とし、嫌気条件では窒素で十分に曝気した濾過湖水を用いて密閉状態とした。装置は、光合成の影響をさけるため暗条件の恒温培養室に設置した。約48時間後に、上層水をサイフォンで取り出し再び濾過し、1)と同じ項目を測定した。実験前後の水質変化から溶出量や溶出速度を計算した。

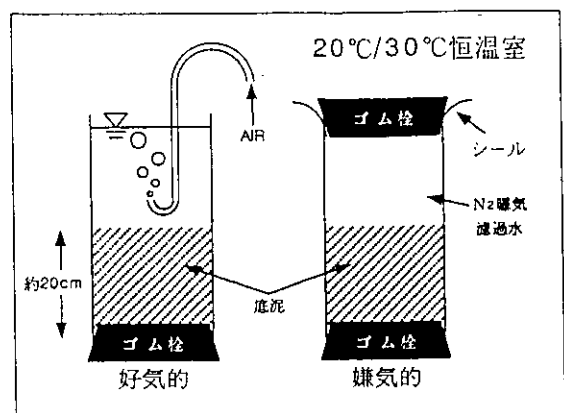


図5 溶出実験装置

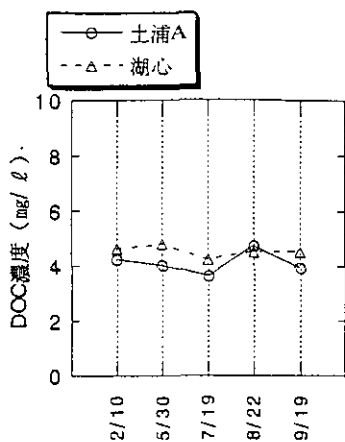


図6 底泥直上水のDOCの季節変化 (土浦Aと湖心)

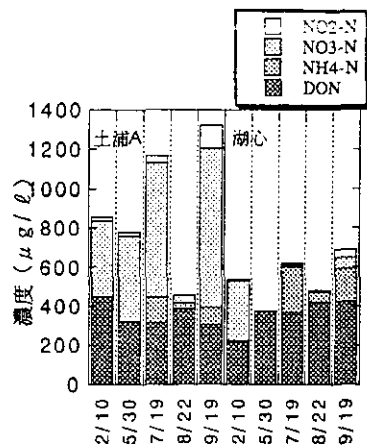


図7 底泥直上水の窒素濃度の季節変化 (土浦Aと湖心)

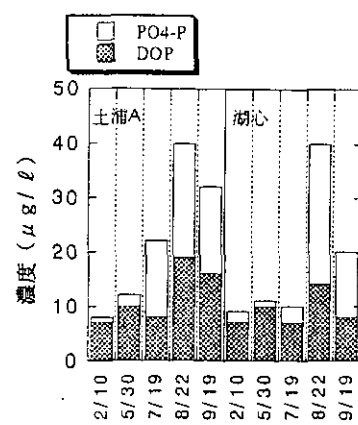


図8 底泥直上水のリン濃度の季節変化 (土浦Aと湖心)

#### 4. 結果及び考察

##### 4.1 各地点での底泥直上水質の季節変化について

図6～図8に、1995年2月から9月までの土浦A(浚渫済み地点)と湖心の底泥直上水質の季節変化を示す。DOC(溶存態有機炭素)は4mg/l付近で、ほぼ一年を通じて変わらなかった。8月を除き、湖心の方が土浦Aより若干高めの値を示す傾向はうかがえる。

DON(溶存態有機窒素)は、DOCと同様な傾向を示している。また、両地点とも2月と5月においてNH<sub>4</sub>-Nがほとんど存在していないものも、夏場(7～9月)には高くなり、湖心ではその傾向が一層著しい。NO<sub>x</sub>-N濃度は、土浦Aでは8月を除きNH<sub>4</sub>-N以上に存在している。一方、湖心では2月を除き低い値を示している。このことから、土浦地点では硝化反応が卓越していること、湖心ではアンモニア生成が卓越していることがわかる。湖心において、硝酸性窒素が低い原因としては、底泥直上では溶存酸素が存在していても有機物酸化などと競合して硝化が進行しないか、脱窒が卓越しているかのどちらかであろう。

次に、PO<sub>4</sub>-P及びDOP(溶存態有機リン)について見ると、冬低く夏高いことがわかる。7月のデータを除き、土浦Aと湖心とは濃度レベル、その増減とも同様な傾向を示している。

##### 4.2 各地点での間隙水分布について

図9に1995年8月22日の土浦Aと湖心の上澄水を入れた間隙水の深さ方向の変化を示す。DOCについては、湖心より土浦Aで高いレベルにあり、前出の直上のDOC濃度の関係と一致している。一方、窒素については、DON(溶存態有機窒素)は湖心で低いものの、NH<sub>4</sub>-Nは湖心の方がかなり高く、表層にむけて濃度が低くなる傾向がある。これは7月、9月を見ても同じ傾向が見られていた。リンに関しては、湖心において表層付近でかなり濃度が高くなっており、土浦Aでの傾向と異なる。窒素、リンとも底泥内での生成と拡散現象ならびに、表層での硝化や脱窒、吸着現象と深く関わりながら分布が形成されているものと思われるため、今後モデル化を含めて検討課題としたい。

##### 4.3 酸素消費速度について

酸素消費実験2日間のDO濃度変化は厳密には直線的ではないものの、仮に近似的に酸素消費速度を濃度差から求めると、5月、7月ともに30～40(mgO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>hr)程度であった。しかし、培養期間内のDO濃度変化の傾きの変化などから、溶出する易分解性有機物とその他の有機物量を分離して評価できる可能性もあり、今後浚渫効果とともに酸素消費と有機物分解性との関連を検討する必要がある。

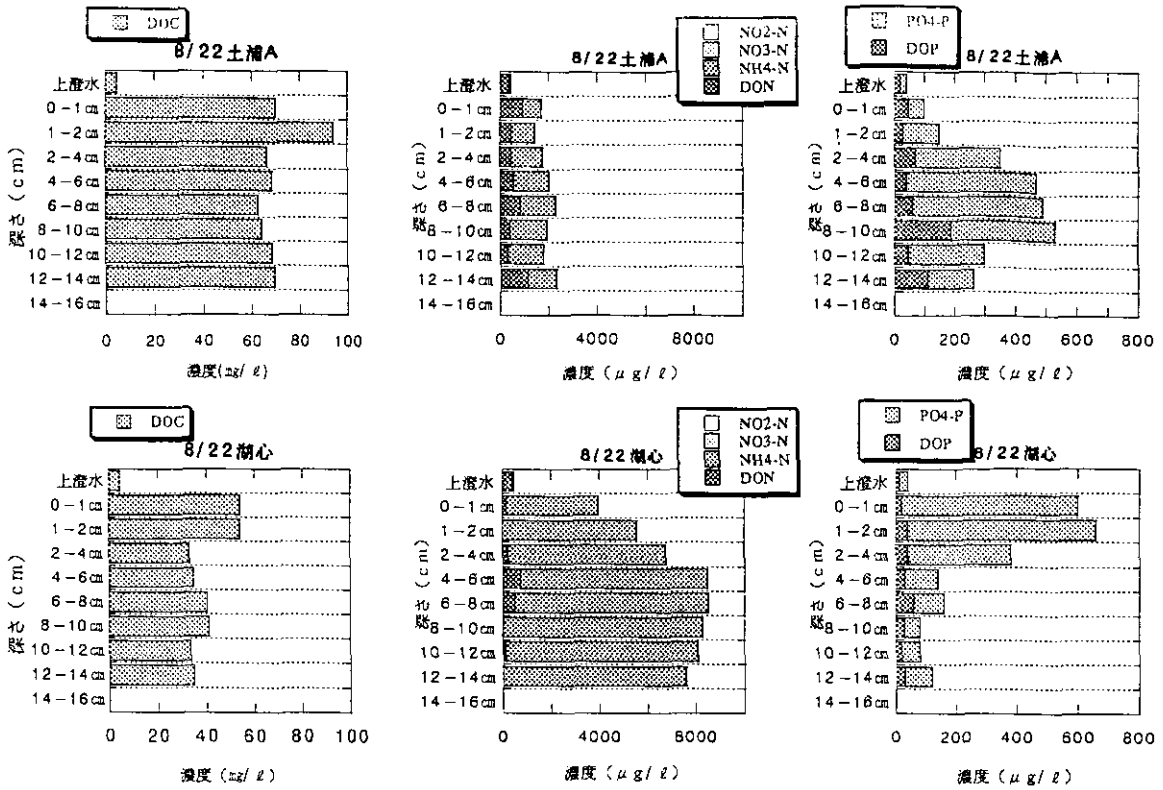


図9 間隙水水質分布（土浦Aと湖心）

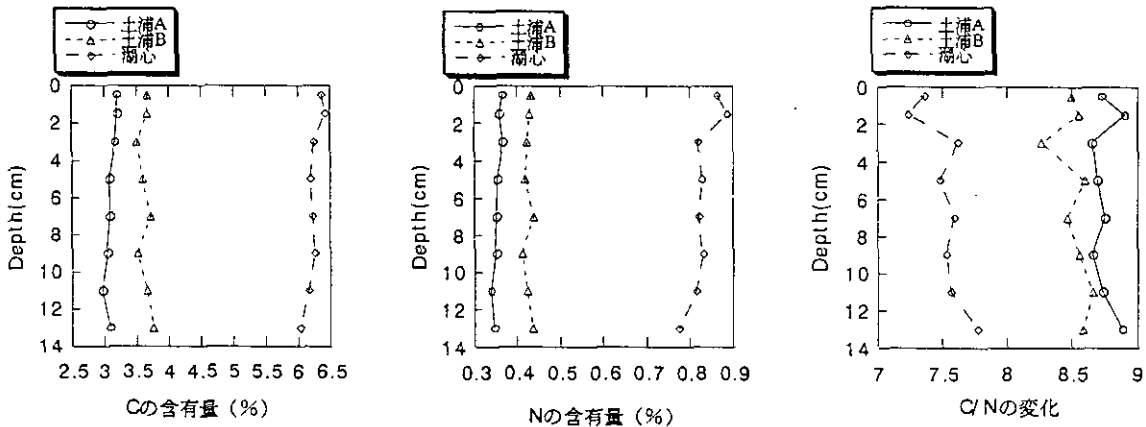


図10 底泥のCN含有量及びC/N比の分布

#### 4.4 浚渫の有無による底泥のC, N含有量, C/N比の違いについて

浚渫の効果を評価する場合、調査地点の底泥のC, N含有量, C/N比, および含水比などの特性が重要となる。そこで、浚渫済みの土浦A, 浚渫前の土浦B, そして湖心の3地点の測定結果の比較例を図10に示す。10cm程度までの深さでは、C, N含有量の変化は顕著ではないが、C/N比の分布では若干深くなるごとに高くなっている。

C, N含有量自体では、湖心>土浦B>土浦Aの順であり、C/N比は逆に土浦A>土浦B>湖心の順であった。ただし、この傾向は浚渫による効果だけとは必ずしも判断できな

い。過去の調査結果から、土浦沖から湖心方向にC, N含有量やC/N比に同様な傾向があることがわかっており、河川からの流入懸濁物沈降現象や湖内での藻類懸濁物の沈殿現象とも関連しているものと思われる。また、含水比は湖心>土浦B>土浦Aの順であり、一般に含水比が高い底泥が多く有機物や窒素を含有していることと対応している。なお、1~2cmの含水比は、土浦Aで400%、土浦Bで550%、湖心で900%程度であり、深くなるにしたがって徐々に減っていった。この結果は、1981年度調査でもほぼ同じレベルであった。

#### 4.5 浚渫の有無による溶出量の違いについて

8月に採取した底泥による溶出実験における前後の上澄水の窒素、リン、有機物の濃度変化と溶出速度の結果を図11と図12にそれぞれ示した。ほとんどのケースでDOC溶出量や栄養塩類の溶出が、土浦Aで他の2地点と比べて著しく低くなっている。土浦Aと土浦Bは、浚渫の有無以外に500mの距離を隔てている影響もあるが、この違いは浚渫により土浦Aの底泥表層には未分解有機物の含有量が低くなっていることが影響しているものと推察される。次に、2月から9月までコア実験における溶出速度(嫌気状態、20°C条件)を図13に示す。かえって土浦A地点が溶出速度が高い項目や季節もあるが、全般的には溶出が抑制されていることがうかがえる。また、現場底泥の直上水の溶存酸素レベルは、土浦Aが湖心より高く現場では一層溶出が抑制されている可能性がある。

今後さらにデータの蓄積とともに、詳細な溶出データの解析が必要と思われる。

#### 4.6 湖沼底泥界面付近での窒素変換速度の卓越度について

今回の溶出実験で求めた溶出速度は上層水の水質変化から定義されたものである。したがって、好気的な条件では、この速度は嫌気条件とは異なり底泥で分解生成・拡散される速度とは異なる。つまり、有機物溶出は酸化分解を同時に受けた結果として評価せざるを得ない。同様に、窒素についても、底泥内でのアンモニア生成と硝化と脱窒が相互に関わりながら溶出することとなる。そこで、特に好気条件での脱窒作用に着目して評価を試みた。

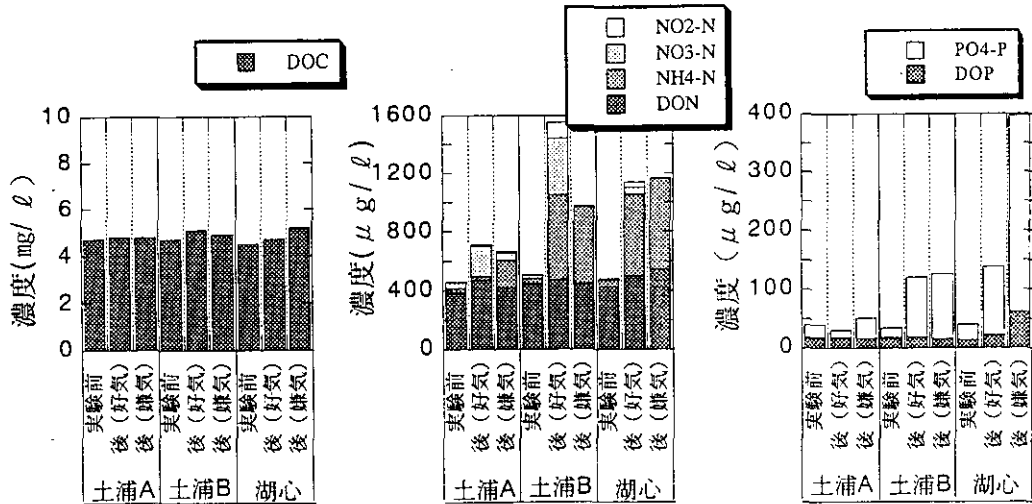


図11 溶出実験前後の水質変化(8月, 30°C条件)

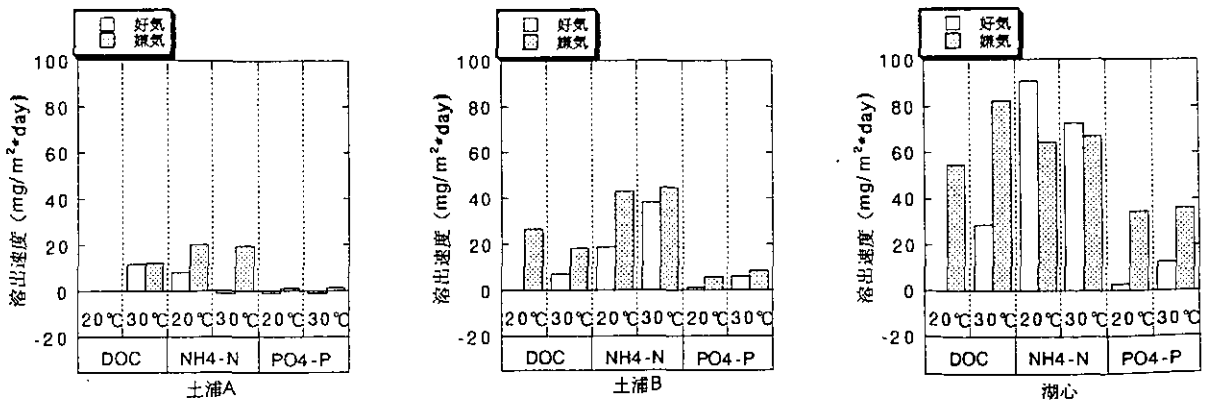


図12 8月における溶出速度の比較

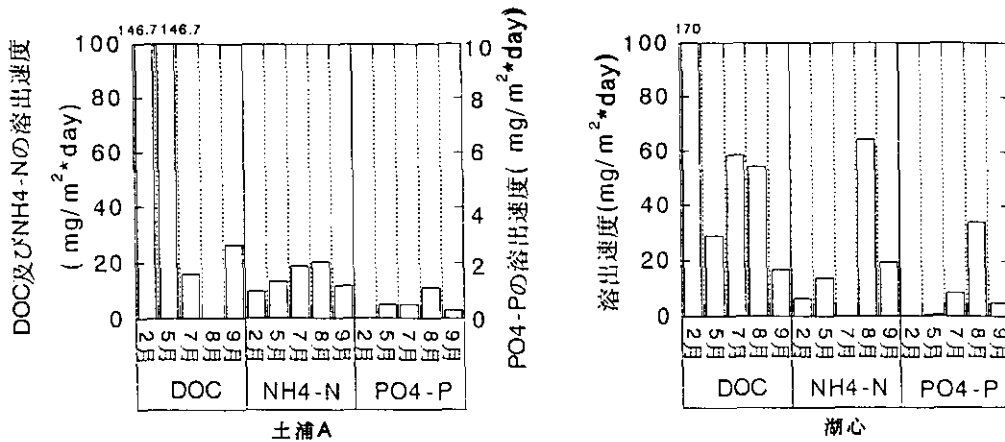


図13 土浦Aと湖心における溶出速度の季節変化（嫌気、20°C条件）

表1 好気条件における脱窒速度（土浦A）

		(a)	(b)	(c)	R	嫌気でのNOx-N溶出速度
7月	20°C	18.6	1.7	-20.9	38	50
	30°C	20.3	-4.8	-24.3	49	39
8月	20°C	20.1	8.1	14.1	-2	2
	30°C	19.5	-1.1	19.6	1	-2
9月	20°C	11.5	-6.5	0.5	18	19
	30°C	8.5	-0.2	7.2	16	15

R:好気条件での脱窒速度(mg/ m<sup>2</sup>·day)=(a)-(b)-(c)

(a):嫌気でのアンモニア溶出速度 (b):好気でのアンモニア溶出速度

(c):好気でのNOx-N溶出速度

好気条件と嫌気条件の両溶出実験結果がある7月、8月、9月について、検討を行った。好気及び嫌気条件でアンモニアの溶出量が同程度という仮定のもとで、嫌気でのアンモニアの溶出速度から好気でのアンモニアの溶出速度を引き好気条件での硝化速度を推定する。さらにそこから好気でのNOx-N増加速度（減少している場合には負の速度を与える）を引いたものを、好気条件での脱窒速度として考えた。そして、嫌気でのNOx-N減少速度（脱窒速度）とを比較してみた。その結果を土浦Aに関して、表1に示している。

両者に非常に良い一致が見られ、底泥直上水が好気条件でも嫌気条件でも、上層水にNOx-Nがあれば同程度の脱窒速度があることが予想された。つまり、実験的にも、底泥直上水が好気条件にある底泥表層では、硝化作用による硝酸塩の供給と共存しながら脱窒により窒素除去の役割を担っていることがわかった。

しかしながら、土浦B、湖心に関しては、上層水のNOx-N濃度が非常に低いこともあり良い一致が見られなかった。逆に、湖心では硝化が期待される好気条件の方で嫌気条件よりより多くのアンモニアの溶出量があり、好気条件と嫌気条件でのアンモニア生成に違いがあるか、別の窒素作用の関与が考えられた。

次に好気条件において、どの窒素変換速度が卓越しているかのタイプ分けを図14のフローに沿って行った。

この結果は、かならずしも現場の状況を反映しているわけではないが、異なる温度条件やより好気的な条件へ環境が変化した場合に、底泥付近での窒素変換がどのように変化するかを示すものと思われる。卓越度の分類した結果を表2に示した。土浦Aでは季節的に脱窒やアンモニア生成、硝化がさまざまな条件で卓越するのに比べて土浦Bや湖心ではアンモニアの溶出が卓越するケースが多く、現象が単純である傾向がうかがえた。詳細な

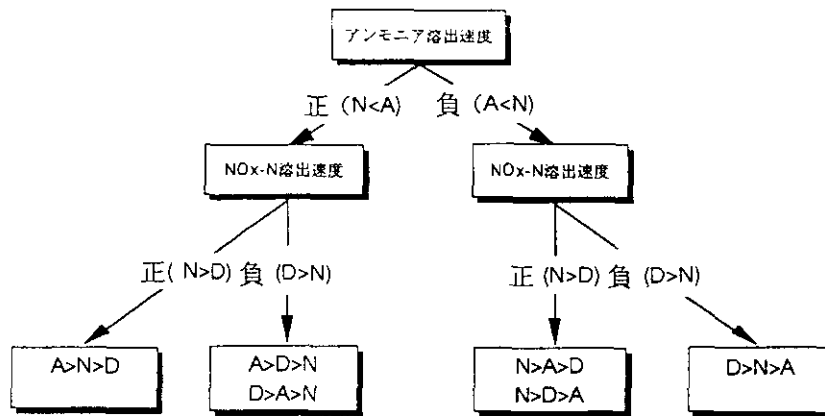


図14 各窒素変換速度の比較によるタイプ分け

表2 地点別のアンモニア生成，硝化，脱窒の卓越度

	20℃	30℃	水温 (℃)	DO (mg/l)
7月	D>A≒N	D≒N>A	24.9	6.6
土浦A 8月	A≒N>D	N≒A>D	30.4	3.5
9月	N≒D>A	N≒A>D	20.2	7.3
土浦B 8月	A>N>D	A>N>D	30.7	4.3
7月	N>A>D	A>N>D	24.6	5.9
湖心 8月	A>N≒D	A>N>D	30.2	5.1
9月	A>N≒D	N≒A>D	29.8	6.7

≒ 速度差の絶対値が 5 mg/m<sup>2</sup>・day以下

≧ 速度差の絶対値が 5 mg/m<sup>2</sup>・day以上10mg/m<sup>2</sup>・day以下

考察については、データが限られていることもあり今後の検討課題である。同様に、DOC溶出と酸素消費速度データから好気条件での有機物変換機能についてもこの種の検討を試みることも考えられる。

#### 参考文献

- 1) 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎 (1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性, (1) 物性の分布特性. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 157-173
- 2) 大坪国順・相崎守弘・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎 (1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布特性, (2) 炭素, 窒素及びリンの分布. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 175-189
- 3) 底質汚濁改善対策調査-総合報告書-. 73-83
- 4) 細見正明・須藤隆一 (1984) : 霞ヶ浦底泥からの窒素及びリンの溶出について-高浜入を中心として-. 国立公害研究所研究報告, 第51号, 191-217
- 5) 井澤博文・清水 徹・伊達悦二 (1990) : 大口径パイプを用いた簡易不攪乱柱状採泥器の試作. 水質汚濁研究, 第5号, 320-323
- 6) 相崎守弘 (1994) : ひとと湖とのかかわり-霞ヶ浦-. 114-119



# 屋外実験池におけるN/P比を変化させた条件下での N, Pの挙動及び藻類種組成変化に関する研究 I

相崎守弘<sup>1</sup>・稲田敏之<sup>2</sup>・福島武彦<sup>3</sup>・松重一夫<sup>3</sup>・朴 濟哲<sup>4</sup>

(1水土壌圏環境部, 2茨城県公害技術センター, 3地域環境研究グループ, 4東京水産大学)

## 1. はじめに

生活排水や工業廃水対策により, 排水中に含まれるリンの削減には技術的に対応可能な状況になってきたが, 窒素に対しては面源からの負荷を含めまだ効果的な対策が立てられていない状況である。そのため, 湖水に負荷されるN/P比が上昇する傾向にあり, このような汚濁負荷物のN/P比の変化が湖水に与える影響が懸念される状況である。

本実験では, このような湖水に負荷されるN/Pの違いが湖沼の植物プランクトンを中心とした生態系に与える影響を明らかにする目的で, N/P比の異なる栄養塩を臨湖実験施設にある屋外実験池に連続的に供給して, 湖水中のリン及び窒素の挙動を追跡した。また, 魚の影響を調べる目的で, 半数の池には金魚を入れその影響を調べた。

## 2. 実験方法

臨湖実験施設の屋外実験池6個を使い実験した。実験は1995年7月26日より開始し8月末まで行った。実験条件を表1に示す。供給N/P比は6, 12, 24に変化させた。P2, 4, 6には金魚を約600g放した。また実験開始時に各池に塩化鉄を1mg Fe/lになるように添加した。実験に用いた

水は霞ヶ浦からポンプで汲み上げた湖水を使った。

湖水中の植物プランクトンの優占種はオシラトリア及びフォルミディウムであった。供給N/P比の違いがらん藻類の種構成に与える影響を調べる目的で, 実験開始時に土浦港からマイクロシステスを多量に含む湖水を採取し植種した。実験期間中は湖水の供給は行わず, 栄養塩だけを連続供給した。実験池からの採水は毎日行い, 栄養塩等については週3回の頻度で測定した。

分析方法は以下の通りである。栄養塩類はオートアナライザー(ブランルーベTRACSS 8000)を用いて測定した。懸濁態有機炭素(POC)及び窒素(PON)はCHNコーダー(柳本社 MT-5型)を用いて, クロロフィルa濃度はメタノール抽出後SCOR/UNESCO法で測定した。懸濁態リン(PP)濃度は全リン(TP)濃度から溶存態全リン(DTP)濃度を差し引いて求めた。全無機態窒素(TIN)濃度はアンモニア態, 亜硝酸態及び硝酸態窒素濃度の和として表した。

添加した栄養塩の量を積算した場合の実験池中のリン(Added P)濃度及び窒素(Added N)濃度を計算によって求めた。リンは各池とも1日当たり約13 $\mu$ g/lづつ, 窒素はP1, P2では0.08mg/l, P3, P4では0.16mg/l, P5, P6では0.32mg/lづつ濃度が増加する計算となった。

表1 実験条件

	リン(KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> )供給量	窒素(NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> )供給量	N/P	金魚
P1	20 mg P/m <sup>2</sup> /d	120 mg N/m <sup>2</sup> /d	6	×
P2	//	//	6	○
P3	//	240 mg N/m <sup>2</sup> /d	12	×
P4	//	//	12	○
P5	//	480 mg N/m <sup>2</sup> /d	24	×
P6	//	//	24	○

### 3. 結果

#### 3.1 リンの挙動

リンの濃度変化を図1に示す。各池とも初期には添加量から計算される値に近い値で変化したが、実験開始後10日程度を過ぎた頃から、推定値とはかなり異なった変化をした。魚を加えないP1, P5では無機態リン (PO<sub>4</sub>-P) 濃度が8月中旬以降に観測されたがP5ではすぐに減少した。魚が存在する池で溶存態リン濃度は各池とも低く、また無機態リンはほとんど検出されなかった。全リン濃度も魚のいる池では低い濃度で推移しており、リンの挙動に対して金魚の影響が強いことが明らかとなった。

#### 3.2 窒素の挙動

各池におけるDTN, PON, TN 濃度の変化を添加量から計算される濃度と比較して図2に示す。リンと同様に初

期には推定値と類似した変化を示したが、8月中旬以降は推定値よりかなり低い値で変化した。また、無機態全窒素濃度の変化を図3に示す。P1では8月中旬までは無機態窒素ほとんど検出されず窒素制限になっていた。8月中旬に動物プランクトンの増殖によりPON濃度の減少が見られ、その後無機態窒素が残存した。P2では実験期間を通じて無機態窒素はほとんど検出されず、DTN, PON, TN濃度ともほぼ同程度の濃度で推移し、添加した窒素のほとんどは系外に除去されていた。P3, P4でも8月初旬までは無機態窒素はほとんど検出されず、その後増加した。P5, P6では実験開始直後から無機態窒素が残存し、リンが制限因子となっていた。魚のいる池とない池を比較すると魚のいる池では各態窒素濃度とも濃度変化が少なく、また濃度上昇も少なかった。

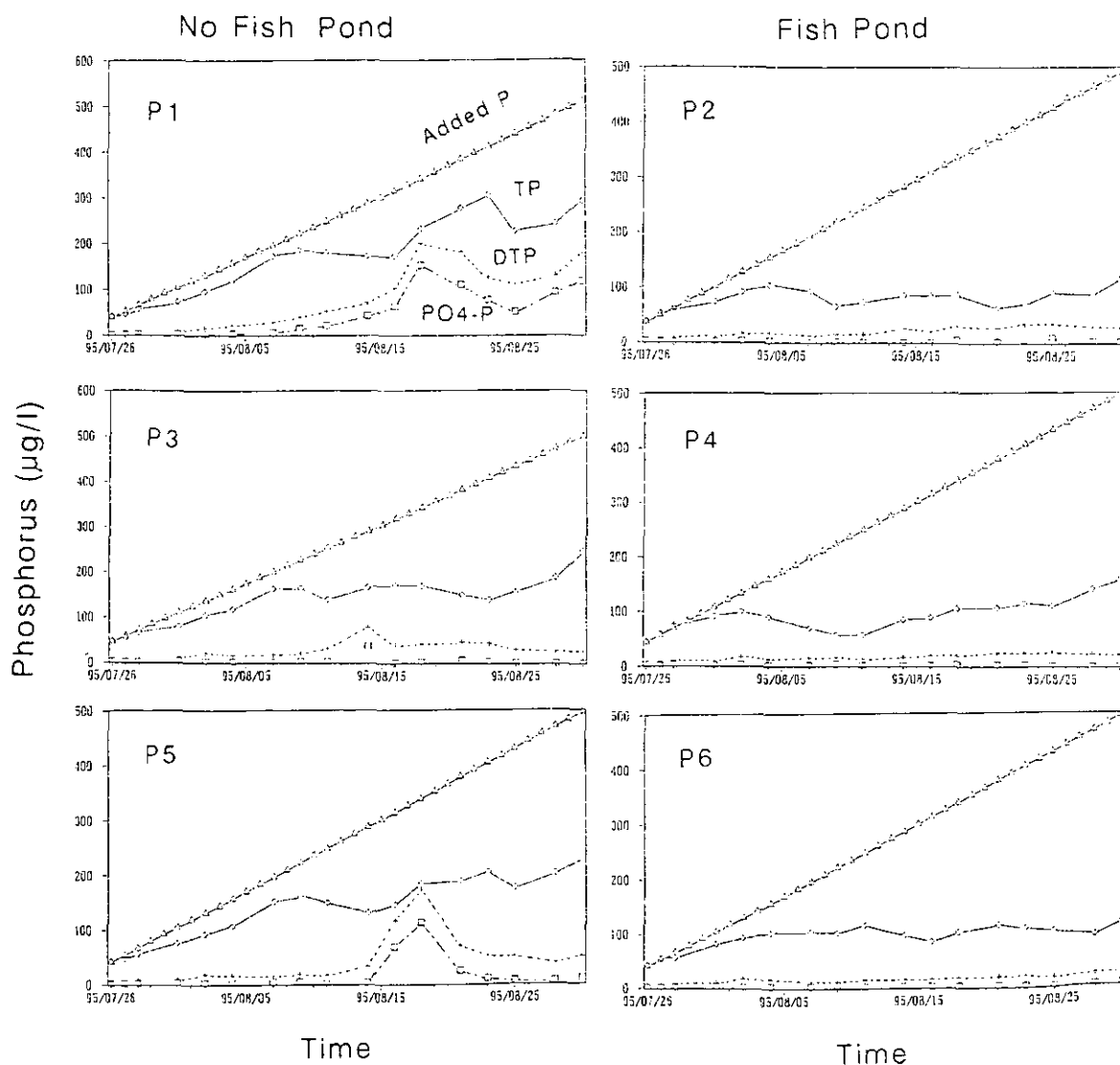


図1 各実験池における各態リン濃度の変化と添加リン量から計算されるリン濃度の変化

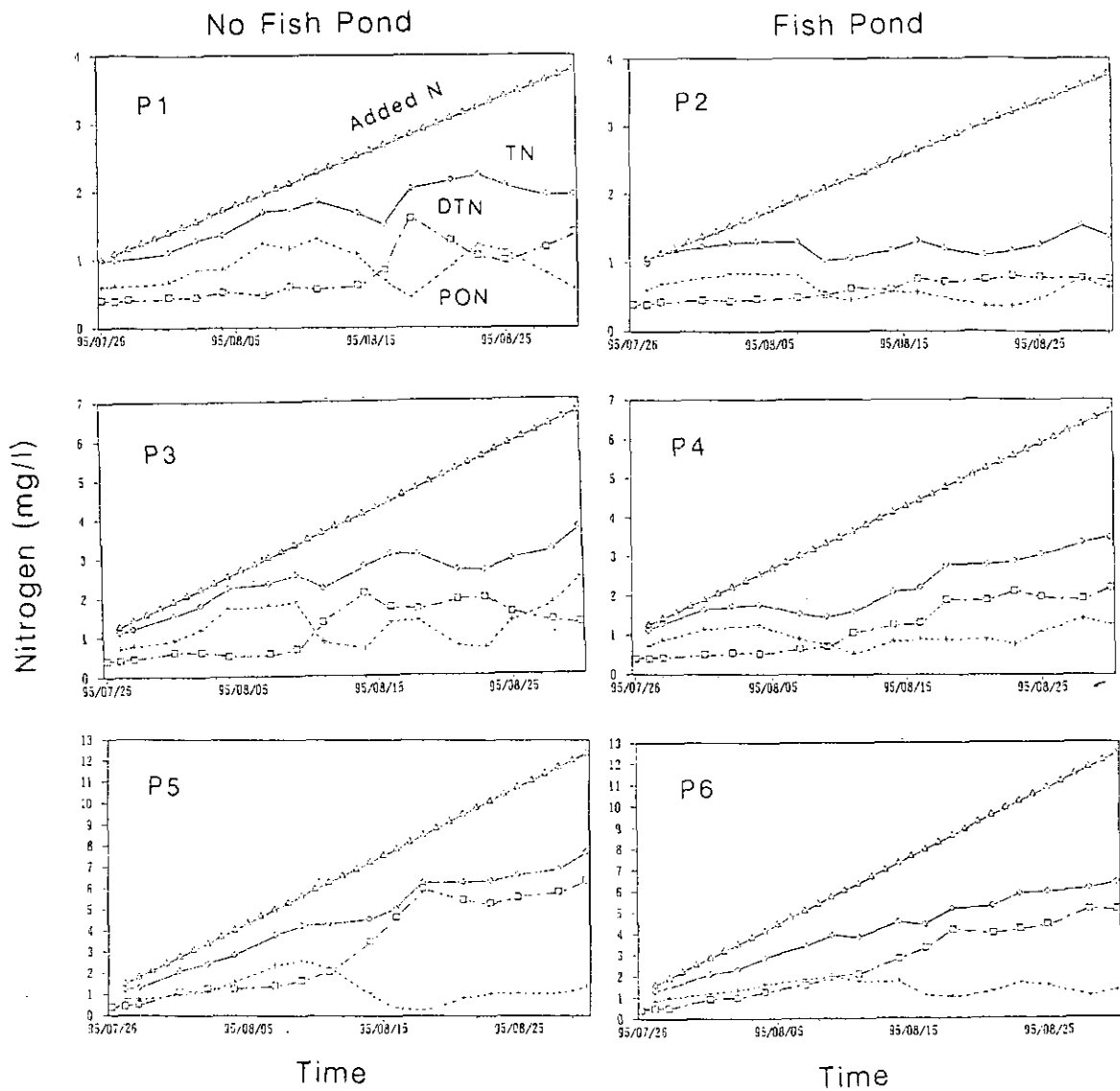


図2 各実験池におけるPON, DTNおよびTN濃度の変化と添加窒素量から計算される窒素濃度の変化

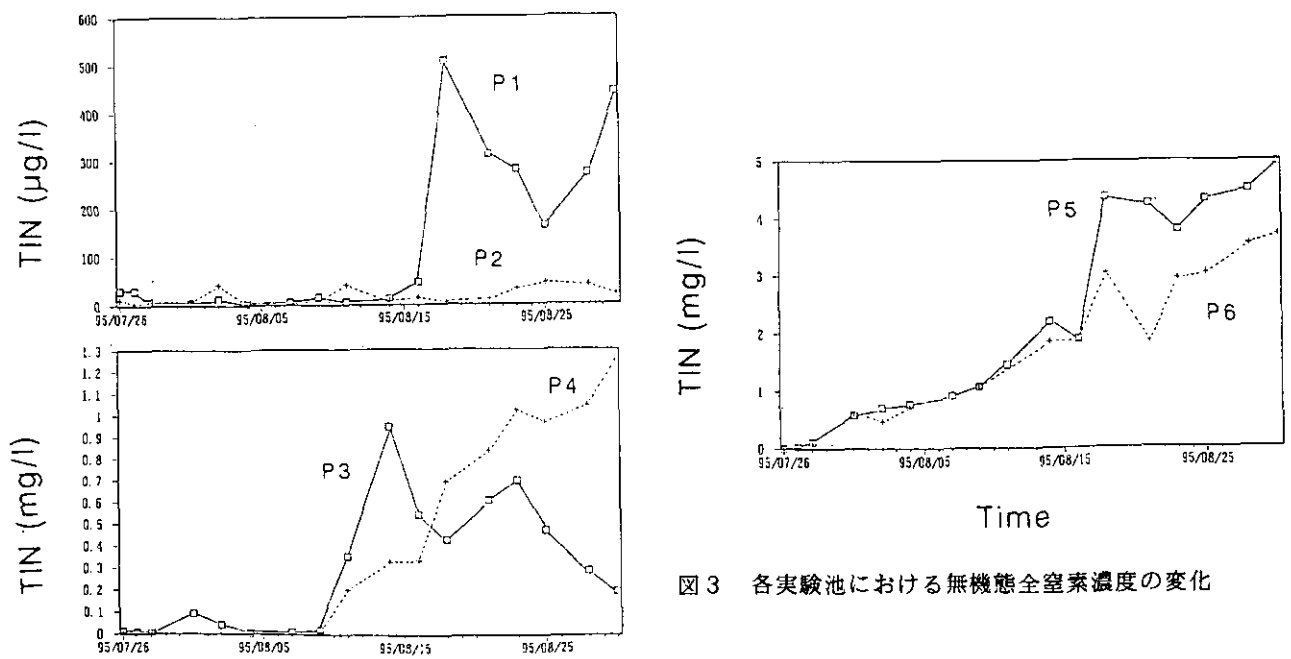


図3 各実験池における無機態全窒素濃度の変化

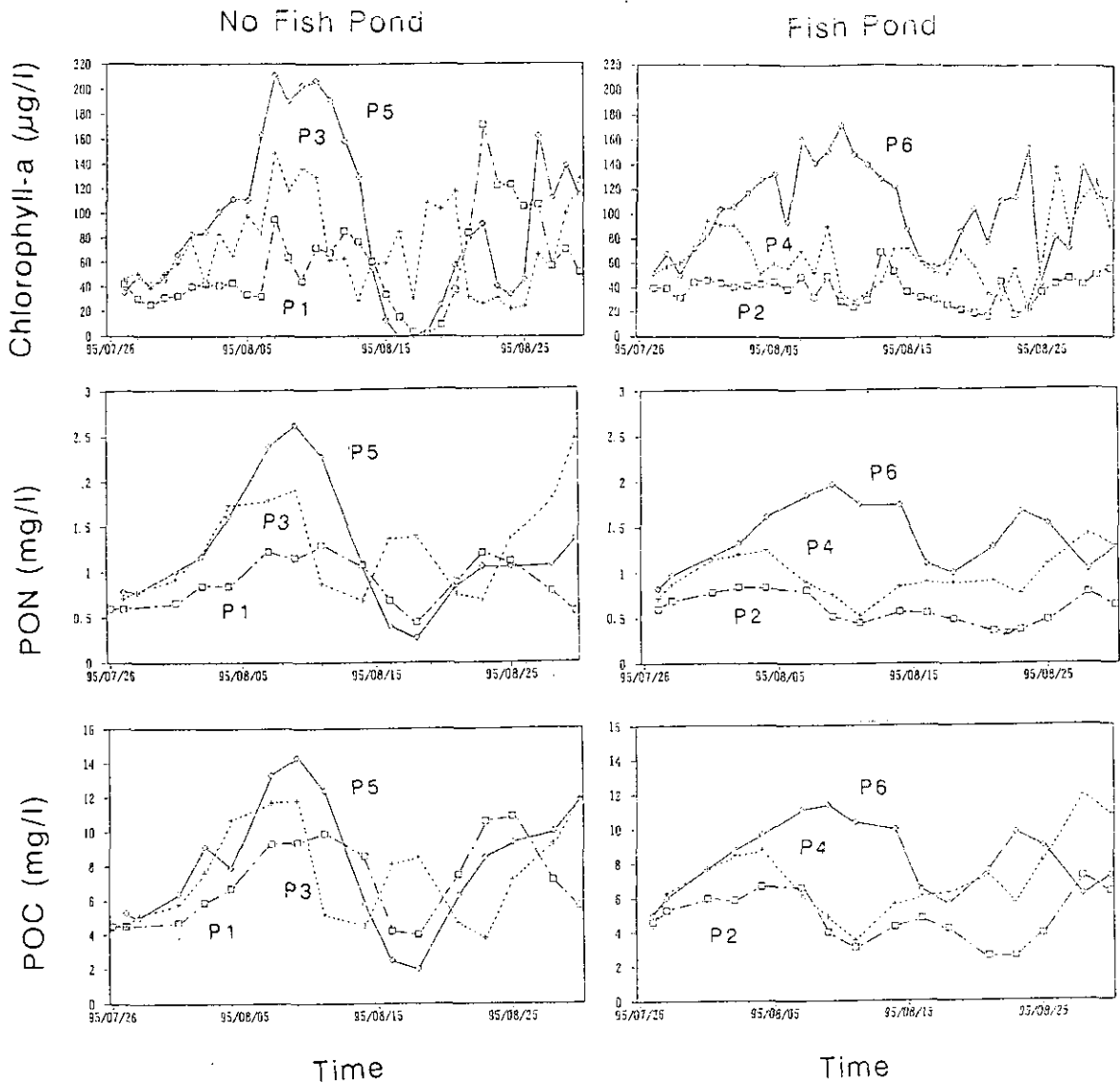


図4 各実験池におけるクロロフィルa濃度, PON濃度およびPOC濃度の変化

### 3.3 藻類現存量の変化

図4に各実験池でのクロロフィルa濃度, PON濃度及びPOC濃度の変化を示す。クロロフィル現存量は供給N/Pの高いP5, P6で実験開始直後より上昇が見られ8月初旬にピークに達した。その後動物プランクトンの増殖などの影響で濃度が著しく低下した。実験初期の濃度増加は供給N/P比の影響が強く現れN/P比が高い池ほど高濃度の値が観測された。この傾向は魚の有無にほとんど関係なく見られた。PON濃度もクロロフィルa濃度とほとんど同様な変化を示したが, クロロフィル濃度よりは違いが少なかった。POC濃度も同様な変化を示したが, 供給N/P比による違いはクロロフィル及びPON濃度と比較すると更に少なかった。

### 4. 考察

#### 4.1 供給N/P比の違いによる影響

供給リン量は一定であったにもかかわらず藻類現存量が供給N/P比の違いによって大きく異なるところから, 各池における懸濁態物質中のリン量に対するクロロフィル, PONおよびPOC量の割合を求めた(図5)。その結果供給N/Pの高いほど単位リン当たりに生成されるクロロフィル及びPON量が多くなることが明らかになった。すなわち, リンに対して窒素濃度を高めることにより, リンの利用効率が高まり, 藻類現存量が高くなることが判明した。一方POC/PP比にはクロロフィルやPONほど顕著な違いは見られなかった。また, この傾向は魚のいる池でもいない池でも同じような傾向を示しており, 明らかに供給N/Pの影響によるものであることが認められた。

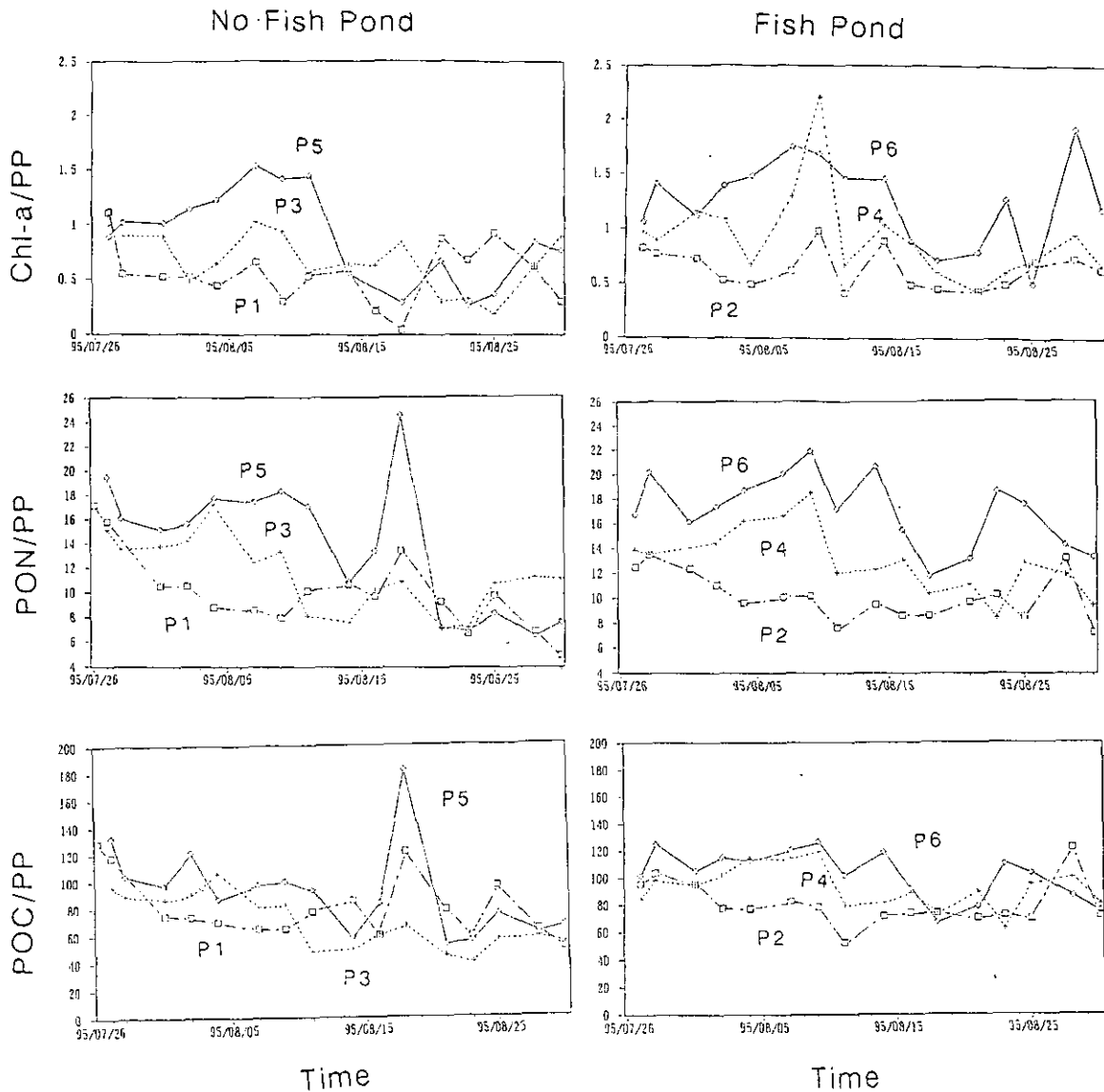


図5 各実験池におけるChl-a/PP, PON/PPおよびPOC/PP比の経時変化

#### 4.2 魚の影響

魚の影響を見るために同じN/P比で栄養塩を供給した2つの池同士での全リンおよび全窒素濃度と添加量から計算される濃度との比の変化を調べた。その結果を図6に示す。魚がいる池では全リンの実測値は計算値の20%程度の濃度で維持されており、魚のいない池では40~60%のリンが水中に存在していた。同様に窒素でも、魚のいる池では計算値の40~50%の濃度で実験後期は維持されていたのに対し、魚のいない池では50~60%の窒素が存在していた。このことは魚の存在によってリンや窒素の濃度が明らかに低く維持されることを示している。

このような効果は一般的な魚の効果というよりは、雑

食性の金魚やそれに類する魚類の効果と考えた方が良いと思われる。金魚は雑食性であるため、動物プランクトンも捕食するが植物プランクトンも直接食べるため、池内での栄養塩の回転率が高まり、系外に除外される量が多くなるものと推察される。Kong *et al.* (1994)によれば金魚の糞中のN/P比は約5程度であるところから、窒素に比べリンの除去比率が高まるものと推測される。

このような効果の結果として、金魚のいる池では供給N/P比に比べて実験池中のN/P比は約2倍からそれ以上高くなっており、金魚のいない池では供給N/P比の実験後期では近づいているのに対し、顕著な違いとなっていた(図7)。

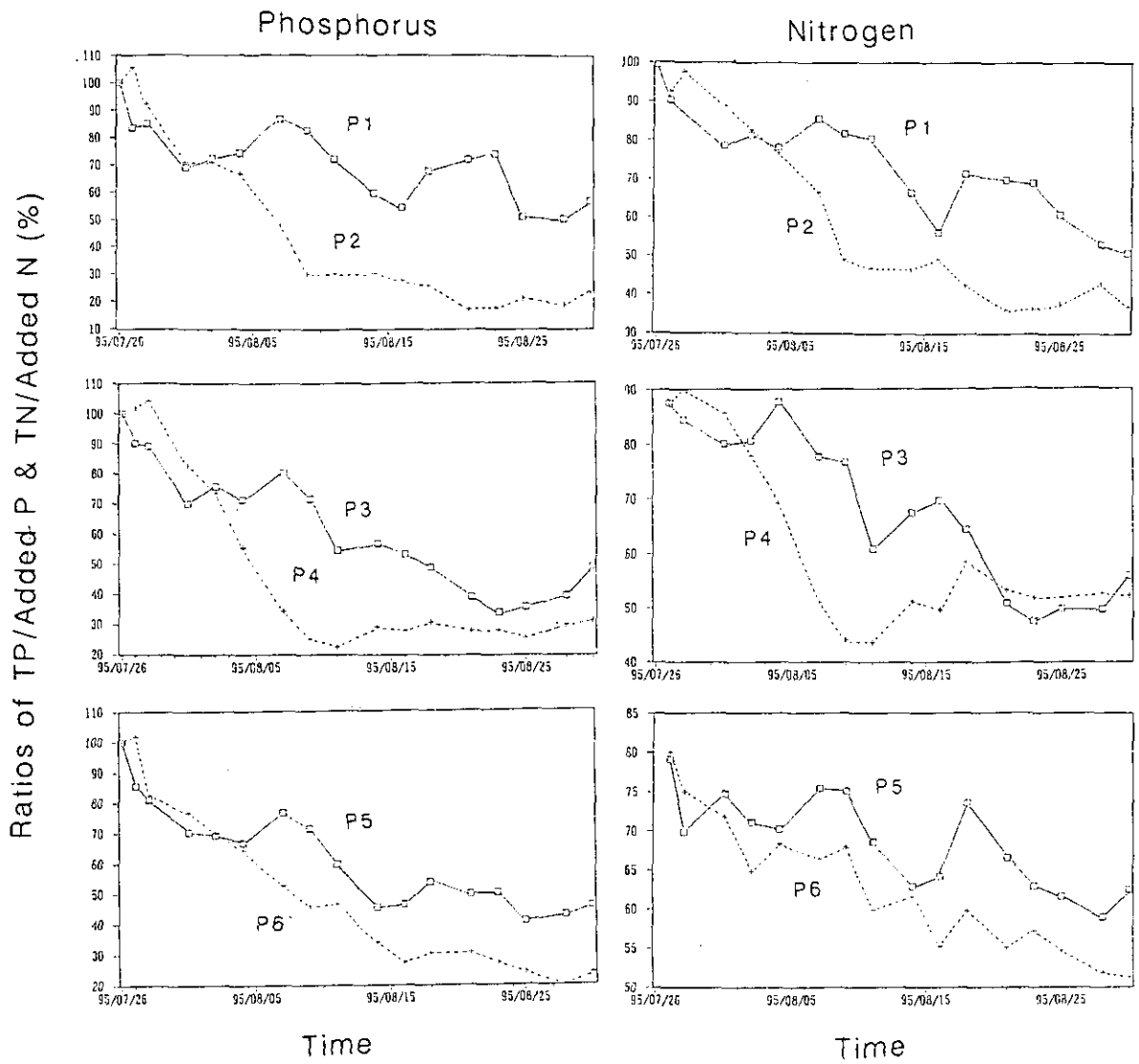


図6 各実験池におけるTP/Added-P比及びTN/Added-N比の経時変化

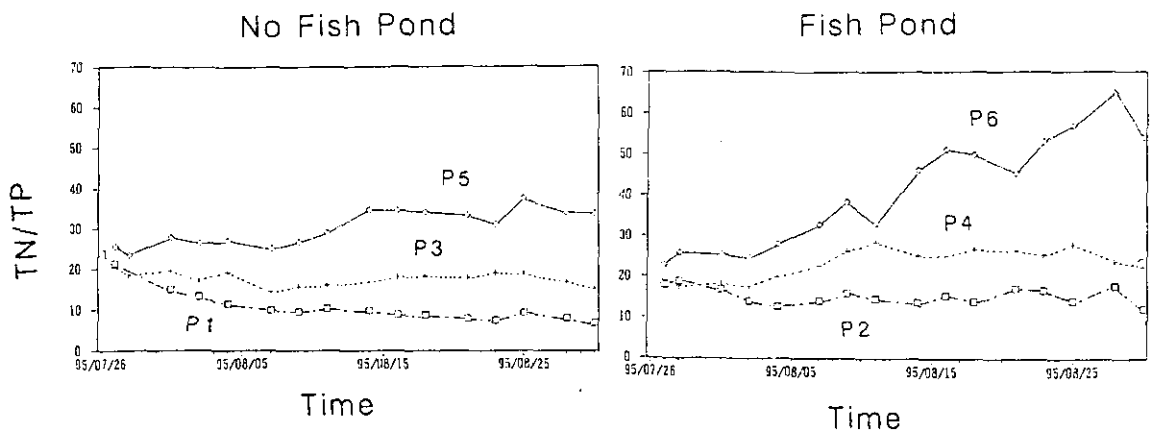


図7 各実験池におけるN/P比の変化

引用文献

Kong D. S., T. Fukushima, M. Aizaki and R. Hussein  
(1994): Effects of aquatic animals on settling  
and decomposition of particulate materials, 国  
立環境研究所資料, F-63-'94, 39-45.

# 屋外実験池におけるN/P比を変化させた条件下での N, Pの挙動及び藻類種組成変化に関する研究II

稲田敏之<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>2</sup>・福島武彦<sup>3</sup>・松重一夫<sup>3</sup>・朴 濟哲<sup>4</sup>

(1茨城県公害技術センター, 2水圏環境部, 3地域環境研究グループ, 4東京水産大学)

## 1. はじめに

霞ヶ浦において, *Microcystis* を中心としたアオコは1970年頃から急激に増加し, 水質や水利用, 景観に大きな影響を与えてきた。しかし, 1978年を境にして*Microcystis* の発生は減少しはじめ, 現在では霞ヶ浦及び北浦の湾奥部の一部水域のみでしかブルームが見られなくなった。それに替わって*Oscillatoria* や*Phormidium* 等の糸状ラン藻類が優占するようになり, 特に冬季の水質の悪化や, 水利用に対する障害の原因となっている。

これらラン藻類の増殖機構や種変化要因を解明することは水質保全対策にとって不可欠である。

このようなラン藻類の種変化の要因として, 1)底層水の無酸素化とそれに伴う嫌気分解による有機物質等の変化(Hamada, 1995), 2)流入負荷量の変化に伴うN/P比の上昇(Takamura *et al.*, 1992), 3)異常気象や湖岸構造の変化に伴う物理的攪乱要因の変化, 等が考えられる。そのうち, 2)のN/P比説については室内実験の結果と実際に湖沼で起きていることの間隔があり, まだ明確になっていない。

本研究は*Microcystis* から糸状ラン藻類への種変化要因のうちN/P比説を検討するために, 気象条件, 実験水, 藻類等を実湖沼に近い条件で行うことのできる小型屋外実験池を用いて, N/P比の異なる栄養塩供給条件下で魚を投入した系, しない系を設定して栄養塩の挙動及び藻類の種組成の変化をみたものである。

今回, 速報として藻類の種組成の経日変化とその結果から得られた知見について報告する。

## 2. 実験方法

### 2.1 実験期間

1995年7月26日から9月4日までの40日間で, 試水は7月27日から8月30日の間に2, 3日の間隔で16回採取した。

### 2.2 実験条件

実験条件は表1に示した。国立環境研究所臨湖実験施設にある小型屋外実験池(一辺3mの正六角形, 水深1.75m, 面積20.6m<sup>2</sup>, 容量36m<sup>3</sup>, ナイロン製ビニールシート張り)6池に霞ヶ浦の湖水をため, これに, 土浦港で採取した*Microcystis* の濃縮水を約20 l ずつ植種した。湖水の供給は行わず, 供給N/P比が6, 12, 24になるように栄養塩だけを連続供給した。リンの供給量は高浜入りの夏季の負荷量から決定した。魚は雑食性の金魚を選定した。鉄源として塩化第二鉄を1mgFe・l<sup>-1</sup>になるように初期に添加した。また, 池の水を小型水中ポンプを用いてゆるく攪拌した。

### 2.3 水質等の分析方法

6池とも週3回(月, 水, 金), 午前10時に池の中央部から1mの柱状採水器を用いて採水した。藻類用の試水はホルマリンで固定し, さらに, ルゴール液を添加して水の表面に浮遊しているラン藻類を沈降しやすくしたあと濃縮し, 位相差顕微鏡により血球計数板を用いて計数した。*Microcystis* については, 超音波ホモジナイザー(日本精機US330T)に約20秒間かけてコロニーを1つ1つの細胞に分けてから細胞数を計数した。糸状ラン藻類

表1 屋外実験池における実験条件

	供給N/P比	りん (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) 供給量	窒素 (NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ) 供給量	金魚投入量
Pond 1	6	20mgP/m <sup>2</sup> /d	120mgN/m <sup>2</sup> /d	0
Pond 2	6	20	120	606 g
Pond 3	12	20	240	0
Pond 4	12	20	240	602 g
Pond 5	24	20	480	0
Pond 6	24	20	480	598 g



については長さ約100 $\mu\text{m}$ を1個として計数した。また、柱状採水器4杯の水(10 l)を目合100 $\mu\text{m}$ のプランクトンネットで濃縮し、動物プランクトン定量用の試料とした。クロロフィル-aはガラスフィルター(ワットマン, GF/F)でろ過後、ろ紙上のサンプルから一定量のメタノール(特級)で冷暗条件下で3時間以上抽出し、UNESCO/SCOR法で測定した。フィコシアニン(藻赤素)はゲルろ過、HPLC-蛍光光度法(Otsuki *et al.*, 1994)により測定した。

### 3. 結果と考察

#### 3.1 藻類現存量及び種組成の変化

ここでは、藻類の現存量の指標として、藻類の細胞数及びクロロフィル-a濃度を、また、ラン藻類の現存量の指標として、フィコシアニン濃度(Otsuki *et al.*, 1994)を使った。これらの指標のうち、細胞数には個体、コロニーなどサイズの違いが表現されていない。また、クロロフィル-aはほとんどの藻類に含まれているが、その含有量は種類によって異なり、ラン藻類には比較的少ない。フィコシアニンはクロロフィル-aの補助色素としてラン藻類やクリプト藻類などに含まれる。フィコシアニンを含むクリプト藻類が発生していないときは、ラン藻類の現存量の指標として有効であるが、藻類の増殖時期によっても含有量が変わるといわれている。これらはいずれも、藻類の現存量の指標としては、相対量を表しているため、目的に応じて使い分ける必要があると考えられる。

以下に、金魚を投入しない系、した系に分けて、供給N/P比の違いによる、主に細胞数からみた藻類の種組成の日変化への影響について述べる。

藻類の細胞数と種組成変化を図1の(1)から(6)に示した。主な藻類種の細胞数の変化を図2の(1)から(6)に示した。また、クロロフィル-a濃度及びフィコシアニン濃度の変化を図3の(1)から(6)に示した。

##### 1) 金魚を投入しない系

Pond 1: 実験開始から19日目頃までは、ラン藻類が20000から40000個 $\cdot\text{ml}^{-1}$ の間を変動しながら推移していたが、23日目頃にかけて急激に減少した。その間、*Oscillatoria* sp.は、開始後7日目頃から減少しはじめ、21日目頃には消滅した。優占種は*Microcystis* sp.と*Phormidium* sp.とが不規則に交替した。開始から26日目頃にはラン藻類に代わって、緑藻類が増加しはじめた。優占種は*Oocystis* sp.に変わり、8000前後から30000個 $\cdot\text{ml}^{-1}$ の間を変動しながら推移した。ラン藻類から緑藻

類への種組成交替の様子はフィコシアニン濃度の変化にも顕著に現れた(図3の(1))。

Pond 3: 実験期間中、終始ラン藻類が優占した。開始後19日までは*Oscillatoria* sp., *Microcystis* sp.及び*Phormidium* sp.の3種が交互に優占種となっていたが、21日目頃には*Phormidium* sp.に変わり、その後*Phormidium* sp.は最大50000個 $\cdot\text{ml}^{-1}$ まで増加した。フィコシアニン濃度は、実験開始後500 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ を中心に変動しながら推移していたが、実験の終りには約2600 $\mu\text{g}\cdot\text{ml}^{-1}$ と急激に増加し、細胞数の変化パターンに対応した(図3の(3))。

Pond 5: Pond 1に比べて少し早く実験当初の種組成に変化が現れた。すなわち、開始後19日目頃まではラン藻類が優占していたが21日目頃には激減した。その間、*Microcystis* sp.及び*Phormidium* sp.が、交互に優占種になった。初期にみられた*Oscillatoria* sp.は14日目頃には消滅した。開始後23日目頃には、代わって緑藻類が増え始め、優占種が緑藻類*Coelastrum* sp.に変わった。これは、すぐに*Oocystis* sp.に交替し、そのまま20000個 $\cdot\text{ml}^{-1}$ 台まで増えた。ラン藻類から緑藻類への種組成交替の様子はフィコシアニン濃度の変化にも顕著に現れた(図3の(5))。

実験の中期まではPond 1<Pond 3<Pond 5の順に藻類の細胞数が多く、実験の後期には優占種の変化パターンに対応して各池の細胞数が変わった。このことは、クロロフィル-a濃度の変化にも現れた(図3の(1)(3)(5))。Pond 1やPond 5のように、実験開始後20日前後に藻類の細胞数が激減したり、*Oscillatoria* sp.が早めに消滅したのは、動物プランクトンの捕食によるものと推定されるが、このことは、今後、動物プランクトン現存量などのデータを合わせて明らかにしたい。

また、Pond 1やPond 5のように、魚を入れなかった池で緑藻類が優占した現象はN/P比10に維持された同じ実験池での結果(福島ら, 1994)などと同じであったが、Pond 3ではラン藻類が卓越し、異なった現象もみられた。

##### 2) 金魚を投入した系

Pond 2: 実験期間中、終始ラン藻類が優占した。開始後9日目頃までは、現存量も優占種もPond 1と似たような変化を示したが、その後、*Microcystis* sp.が優占するようになり、30000個 $\cdot\text{ml}^{-1}$ 近くまで増加した。初期にみられた*Oscillatoria* sp.は14日目頃には消滅した。Pond 1のように緑藻類に変わることはなかった。フィコ

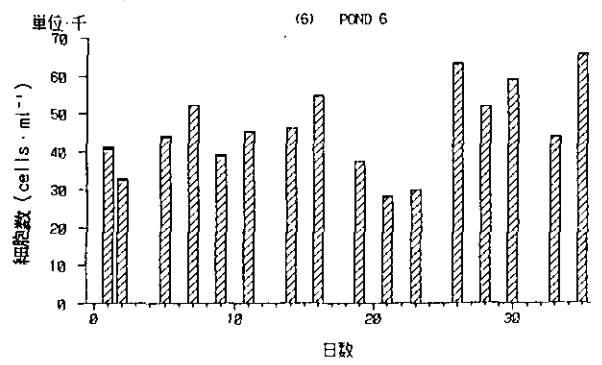
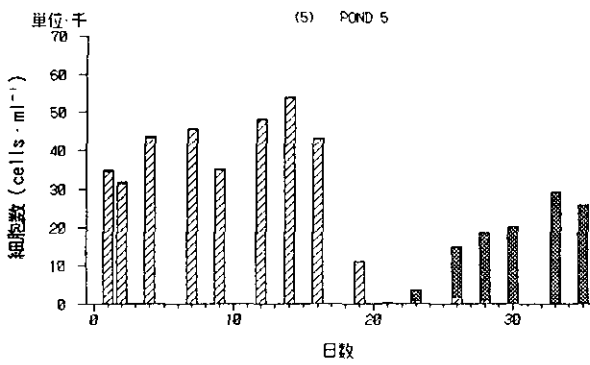
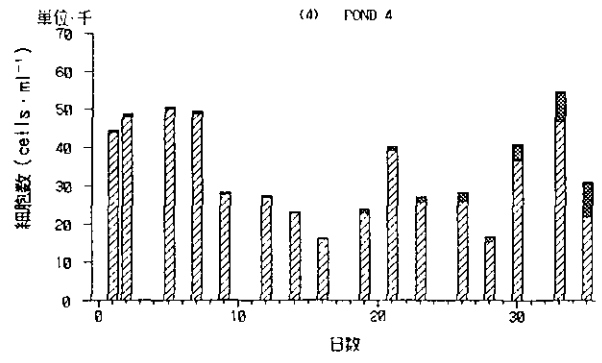
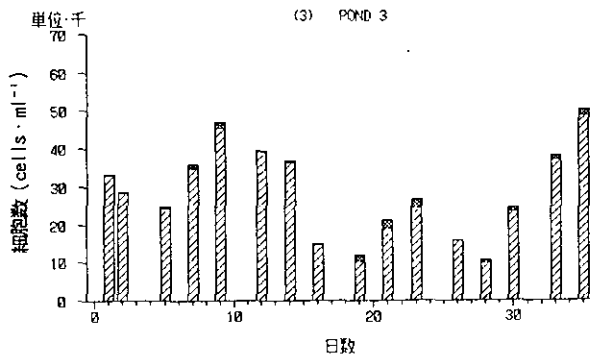
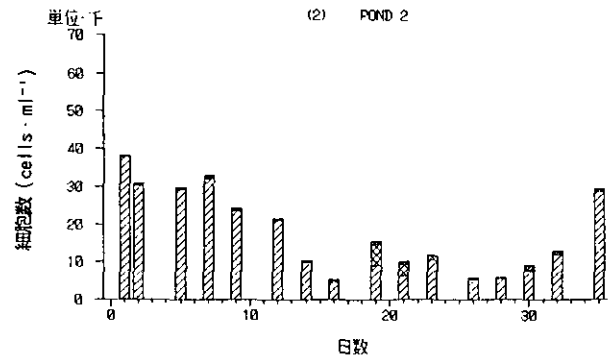
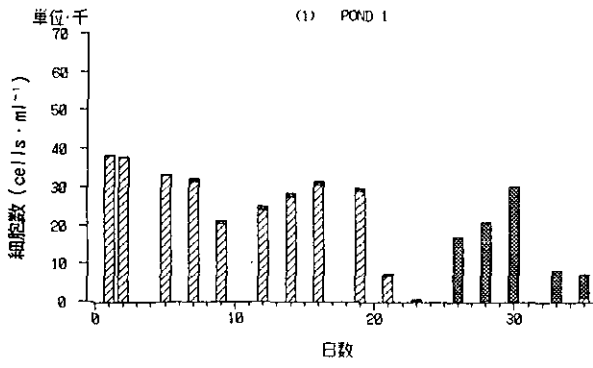


図 1 屋外実験池における藻類の種組成の経日変化

ラン藻類   
 珪藻類   
 緑藻類

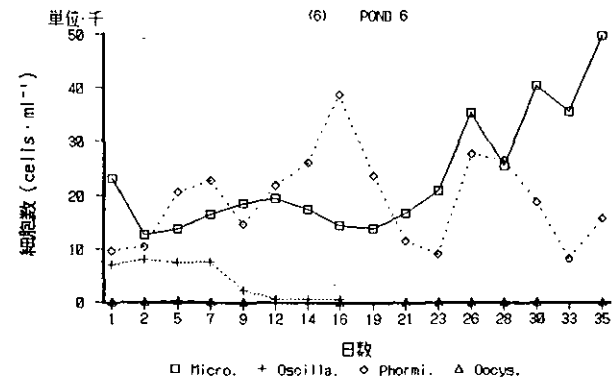
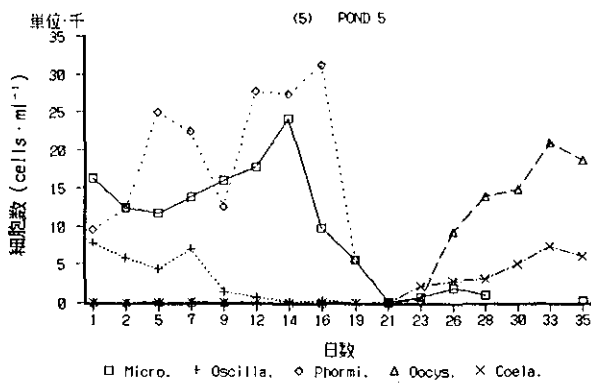
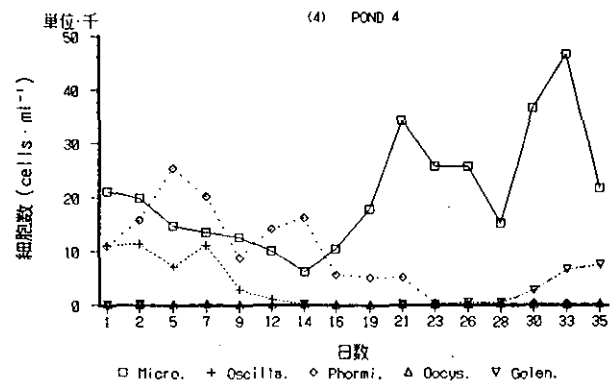
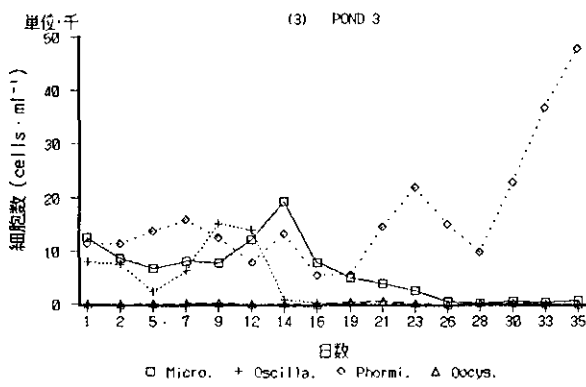
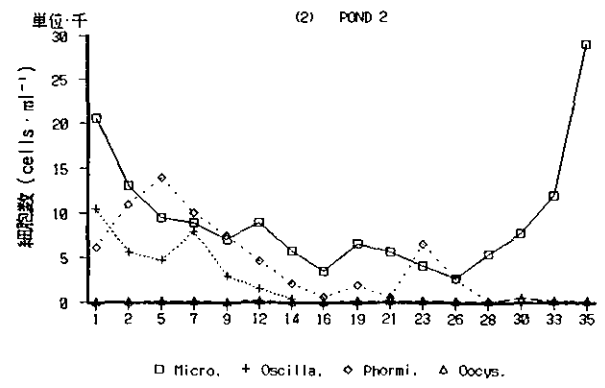
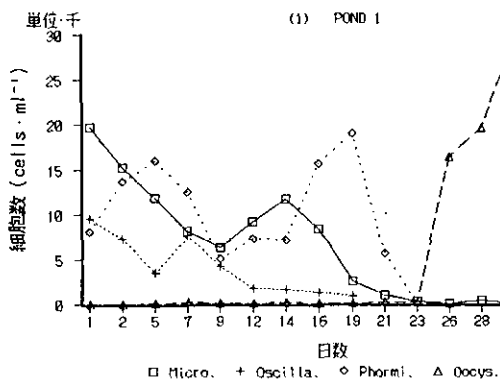


図2 屋外実験池における主な藻類種の経日変化

Micro. : *Microcystis*, Oscilla. : *Oscillatoria*, Phormi. : *Phormidium*,  
Oocys. : *Oocystis*, Coela. : *Coelastrum*, Golen. : *Golenkinia*

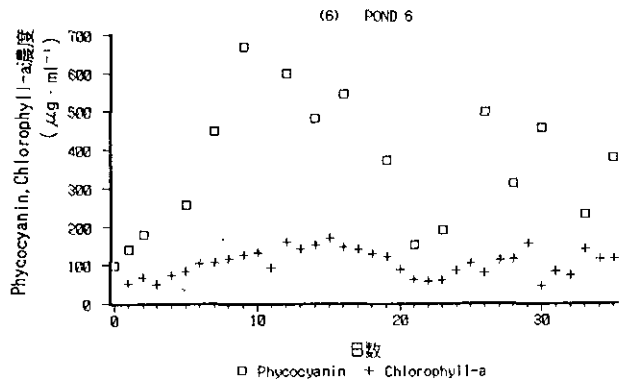
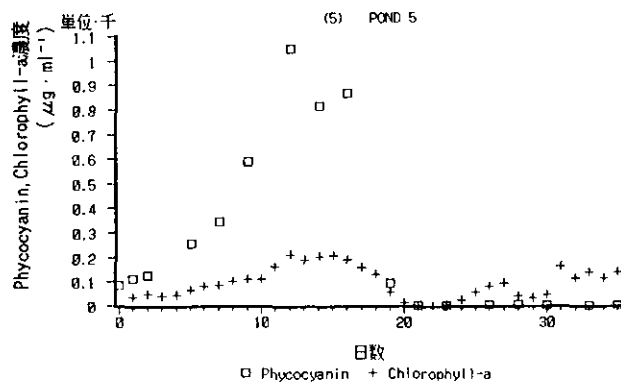
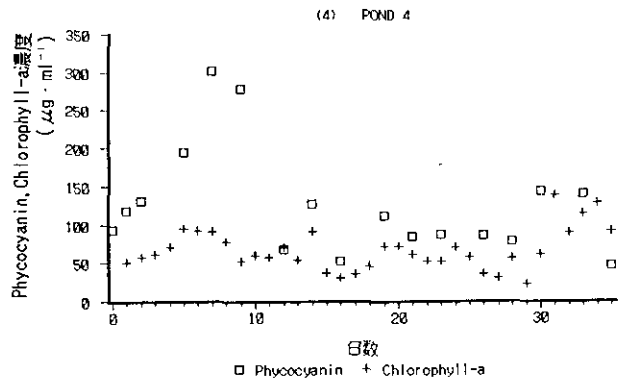
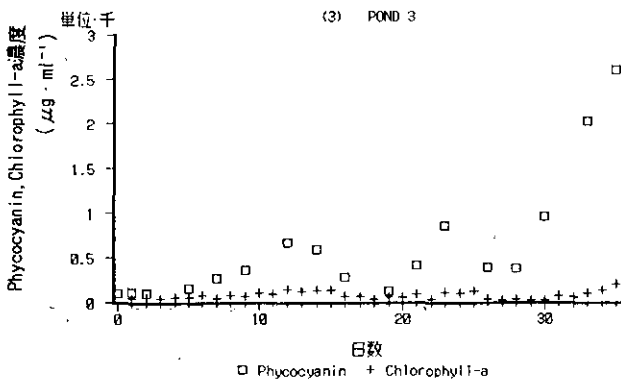
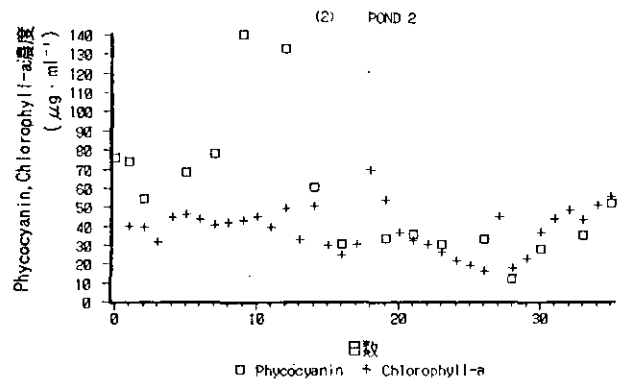
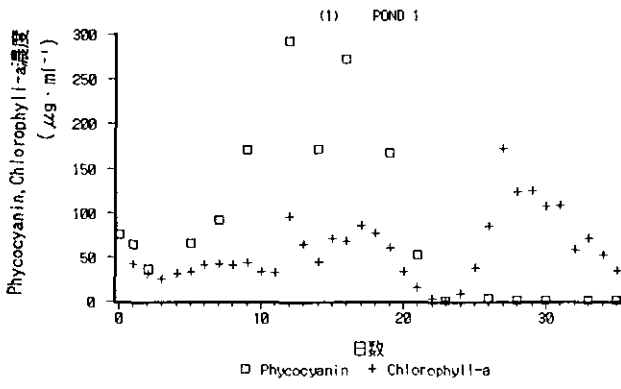


図3 屋外実験池におけるフィコシアニン濃度，クロロフィル-a濃度の経日変化

シアニン濃度は初期の $80 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ から $140 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ まで増加したが16日目頃から $40 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 前後まで下がったまま推移した(図3の(2))。

Pond 4: 実験期間中、終始ラン藻類が優占した。開始後14日目までは*Microcystis sp.*と*Phormidium sp.*とが交互に優占種となった。開始後16日目には、優占種が*Microcystis sp.*だけになり、最大 $50000 \text{個} \cdot \text{ml}^{-1}$ 付近まで増えた。初期にみられた*Oscillatoria sp.*は14日目には消滅した。フィコシアニン濃度は実験開始時 $100 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ だったが、開始後7日には $300 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ に増加した。その後減少し $100 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 前後を推移した(図3の(4))。

Pond 6: 実験期間中、終始ラン藻類が優占した。開始直後から*Microcystis sp.*と*Phormidium sp.*とが競合するかのようになり、優占種は交互に変わった。しかし、開始後30日目には*Microcystis sp.*だけが優占種になり、最大約 $50000 \text{個} \cdot \text{ml}^{-1}$ に増加した。初期にみられた*Oscillatoria sp.*は12日目頃にはほぼ消滅した。フィコシアニン濃度は実験開始時 $100 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ だったが、開始後9日には $700 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ に増加した。その後減少し、 $400 \mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ 前後を推移した(図3の(6))。

藻類の細胞数はPond 2 < Pond 4 < Pond 6の順に多い傾向が見られた(図1の(2),(4),(6))。これは、フィコシアニン濃度及びクロロフィル-a濃度にも共通してみられた現象である(図3の(2),(4),(6))。

また、実験の後期には、*Microcystis sp.*が優占した。それでも、アオコ状態(相崎, 1995)になることはなかったが、これは鉄不足によるものであることが並行して行われたバイオアッセイ試験から明らかになっている(相崎 私信)。

### 3. 2 供給N/P比の違いが藻類の現存量及び種組成に与える影響

表2に実験期間中の藻類の現存量の平均値を示した。

藻類の現存量は、細胞数やフィコシアニン濃度及びクロロフィル-a濃度でも、若干例外があるが、供給N/P比の大きい方が多くなる傾向が認められた。特に金魚を投入した系にそれが顕著に現れた。

供給N/P比が大きくなることによって、特に優占種が糸状ラン藻類に変わる傾向は見られなかった。さらに供給N/P比の違いの藻類の種組成への影響には一定の傾向は認められなかった。

### 3. 3 金魚が藻類の現存量及び種組成に与える影響

魚の有無と藻類の現存量の関係については、指標に何を選ぶかによって異なった。すなわち、細胞数からみると、N/P比6では魚を投入していないほうが多く、N/P比12と24では逆に魚を投入した系のほうが多くなった。クロロフィル-a濃度からみると、N/P比6と12では魚を投入していない系のほうが多く、N/P比24ではその逆になった。フィコシアニン濃度からみると、ラン藻類が優占種に変わったN/P比12だけで比較をすると、魚を投入していないほうが多い結果となった(表2)。魚がいると藻類量が増えるという傾向は必ずしもみられなかった。これらの指標に、藻類の種組成の違いの影響が比較的強く表れたものと考えられる。

また、経日変化をみると、フィコシアニン濃度ではもちろんのこと、細胞数やクロロフィル-a濃度でも魚を投入していないほうが急激に変化する傾向がみられた。

金魚を投入しない系では、Pond 1やPond 5で緑藻類が優占種に変わり、Pond 3ではラン藻類*Phormidium sp.*が優占種に変わった。一方、金魚を投入した系では、どの池でも実験の最後にはラン藻類*Microcystis sp.*が優占種に変わった。このことは、金魚の存在が藻類の種組成に一定の影響を与えていることを示していると考えられる。

表2 実験期間中の藻類現存量の比較(平均値)

	供給N/P比	金魚	細胞数 ( $\text{個} \cdot \text{ml}^{-1}$ )	クロロフィル-a ( $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ )	フィコシアニン ( $\mu\text{g} \cdot \text{ml}^{-1}$ )
Pond 1	6	×	23200	56.8	86.9
Pond 2	6	○	18600	38.2	56.0
Pond 3	12	×	28800	75.1	640
Pond 4	12	○	34400	66.1	127
Pond 5	24	×	28800	94.3	267
Pond 6	24	○	46000	104	369

魚が生態系に及ぼす影響については1)藻類及び動物プランクトンを捕食すること。2)その結果として、藻類の種組成や量が変わること。3)栄養塩の濃度及び循環速度を変えたりすること。4)その結果として、藻類の種組成や量が変わること,等が言われている。

今後、栄養塩類の挙動及び動物プランクトン現存量の変化に関するデータ等を加えて藻類の種組成の変化要因についてさらに検討を加えたい。

#### 引用文献

相崎守弘, 青山亮爾(1995): 屋外実験池を用いたアオコ発生実験における植物プランクトン組成の変化, 国立環境研究所資料集, F-72-'95/NIES, 105-114  
Hamada, A., (1995): What has caused the decrease of fishery catch in Lake Kasumigaura?, 第6回世界湖沼会議 霞ヶ浦'95 論文集, Vol.2, 785-788

福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴 濟哲, 石川慎二, 孔 東壽(1994): 魚の水質変動に及ぼす影響, 国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-8-, F-63-'94/NIES, 35-37

Otsuki, A., T. Omi, S. Hashimoto, M. Aizaki and N.Takamura(1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake, Water, Air and Soil Pollution, 76:383-396.

Takamura, N., A. Otsuki, M. Aizaki and Y. Nojiri (1992): Phytoplankton from nitrogen dependence to phosphorus dependence of primary production in Lake Kasumigaura, Japan. Arch. Hydrobiol., 124, 129-148

# 実験池の物質動態の1993年と1994年の比較

松永千会<sup>1</sup>・秦三和子<sup>1</sup>・細見正明<sup>1</sup>・福島武彦<sup>2</sup>・松重一夫<sup>2</sup>・大久保卓也<sup>3</sup>

(<sup>1</sup>東京農工大学, <sup>2</sup>地域環境研究グループ, <sup>3</sup>滋賀県琵琶湖研究所)

## 1. はじめに

富栄養化した湖沼や隔離水界による実験から、プランクトン食性魚がない、又はごく少ない場合、植物プランクトン特にラン藻類が減少することが知られている(Shapiro, j. 1990)。これを利用した富栄養化対策として、プランクトン食性魚を除去する等、生態系を制御することにより、植物プランクトンの現存量を削減するBiomaniipulation(バイオマニピュレーション)という方法が注目されている。これにより①動物及び植物プランクトンの種類、現存量が大きく変化すること、②魚や動物プランクトンの排泄により栄養塩の循環特性が変化する等の機構が知られている。しかし、プランクトン食性魚が増加し、ラン藻類が減少したという報告(Shei Ping. 1994)もあり、同じような系の実験を行っても、現れる現象が異なることがある。これは生物間の相互作用が複雑で、様々な機構が関連しているため、このような魚の影響を定量的に評価することは困難である。そこで、外来からの影響や、生態系を構成する生物種が比較的少ない実験的研究が有効である。そこで本研究では実験池を用いて、①2連で実験を行い、魚の影響について再現性を確認し、②生物量、水質、循環速度等を測定し、魚による生態系への影響を把握することを目的としている。

## 2. 方法

国立環境研究所臨湖実験施設にある小型屋外実験池6個を用い、初期条件としてN/P比を10( $\text{NO}_3\text{-N}$ ; 2mg/l,  $\text{PO}_4\text{-P}$ ; 0.2mg/l)とし、滞留時間が20日となるよう、初期濃度と同じ栄養塩を添加した砂ろ過後の湖水を流入した。この池へ自然の溜池で大量発生した*Micyocystis* sp. をクロロフィルa濃度で約10 $\mu\text{g/l}$ となるよう加えた。魚には金魚(Gold fish; *Carrasius auratus*)を用い、魚のいない池 NP(Pond 1, 4)、魚の少ない池 LP(1.6gC/m<sup>3</sup>; Pond3, 6)と魚が多い池 HP(14.0gC/m<sup>3</sup>; Pond2, 5)の3通りに分け実験は2連で行った。サンプリング期間は、1993年8月2日~9月10日、1994年8月6日~9月10日とした。

両年ともに実験終了時に魚密度の測定を行った。採水はPond1~3については毎日、Pond4~6及び流入水については週3回行った。動物プランクトン試料は、開口部100 $\mu\text{m}$ のプランクトンネットで池水10Lを通過させ試料とし、動物、植物プランクトンサンプルはホルマリンで固定後、沈降濃縮したものを検鏡した。 $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{PO}_4\text{-P}$ , DTN, DTP, TPはオートアナライザー法(Brant+Luebbe Traacs-800), POC, PONは、乾燥重量(DW)を秤量後のフィルターを、CHNコーダー(柳本MT-5)で測定した。Chlorophyll-a濃度は UNESCO SCOR法、フィコシアニン濃度はOtsuki *et al.*(1994)の方法で測定した。それぞれの実験終了時には金魚量の測定を行った。一方、沈殿瓶(Fukushima *et al.* 1987)をPond 1~3の底面上30cmに設置し、2~3日後に引き上げ、瓶に溜まったものを沈殿物とし乾燥重量、炭素、窒素、リン含量を水の懸濁態成分と同様な方法で測定した。さらに、Pond 1, 2(1994年はPond 1~3)は、フリーウォーター法により生産速度、呼吸速度の推定を行った(福島ら, 1995; 秦, 1995)。

## 3. 結果

### 3.1 1993年と1994年の違い

(1)1993年と1994年における魚密度を、表1に示す。1993年に比べ1994年は、一匹当たりの湿重量が増加した。特にLPでの増加が大きく、魚密度にすると、1994年にはLPとHPの区別は出来なくなった。

(2)日射量及び水温の変化を図1, 2に示す。日射量、水温共に1994年の方が、平均値が高く変動が少なかった。つまり、1993年に比べ1994年は天候が良く、安定していたことが分かる。

(3) $\text{PO}_4\text{-P}$ とDINの濃度変化を図3, 4に示す。1年目は、栄養塩の水中濃度が減少傾向にあり、2年目はほぼ一定で推移した。また、 $\text{PO}_4\text{-P}$ とDINの平均濃度(表2)は2年目の方が低く、1年目と2年目では栄養塩濃度にかかなりの差があった。しかし、 $\text{T-N} > 0.39\text{mg/l}$ ,  $\text{T-P} > 0.035\text{mg/l}$ という湖沼でのラン藻類が優占するための栄養塩の条件(藤本ら, 1995)は、両年ともに全ての池が満たしていた。

表1 屋外実験池の魚の湿重量及び魚密度

	Mean of fish wet weight[g]				fish density[gC/m <sup>3</sup> ]			
	Initial		End		Initial		End	
	1993.8.3	1993.9.10	1994.8.2	1994.9.9	1993.8.3	1993.9.10	1994.8.2	1994.9.9
P2	2.86	3.65	7.50	7.50	14.00	17.9	8.18	8.18
P5	2.86	3.51	11.70	9.60	14.00	14.5	6.89	5.65
P3	2.86	5.53	16.70	15.60	1.61	3.11	4.67	4.36
P6	2.86	7.18	16.30	10.10	1.63	4.16	8.30	5.14

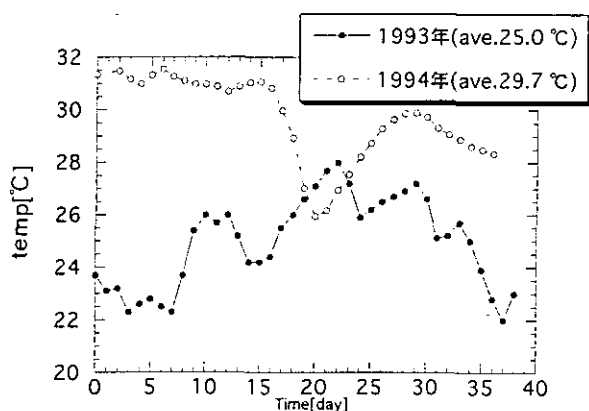


図1 1993年, 1994年の水温

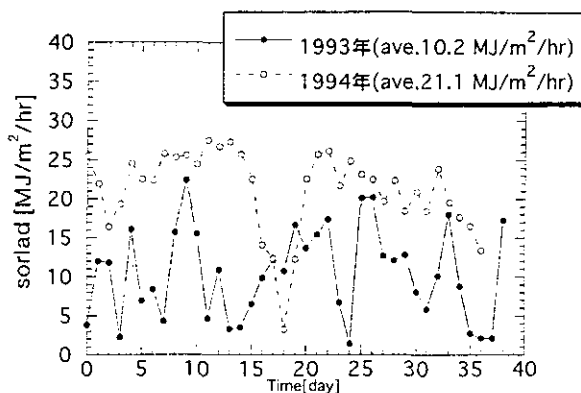


図2 1993, 1994年の日射量

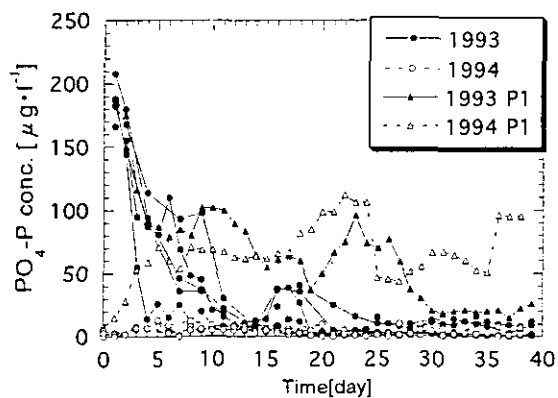


図3 1993年及び1994年のPO₄-P濃度変化

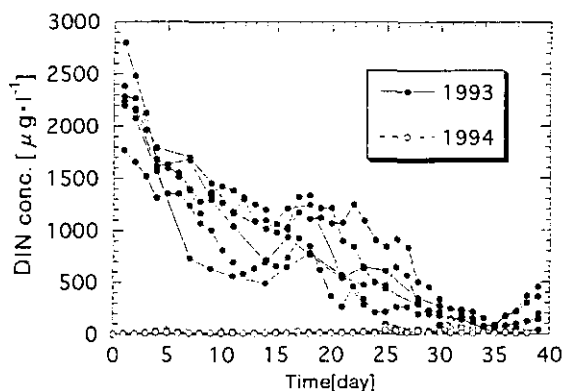


図4 1993年及び1994年のDIN濃度変化



(4)Chlorophyll-aの濃度変化を図5-a, bに示す。栄養塩濃度に大きな違いがあったが、Chlorophyll-aの平均濃度(表2)に大きな差は見られなかった。しかし、1993年

の方が、Chlorophyll-a濃度の変動は大きかった。この理由として、1993年の天候が悪く、不安定だったという気象条件が影響したことが考えられる。

表2 実験期間中の水質

1993年							
	Pond 1	Pond 2	Pond 3	Pond 4	Pond 5	Pond 6	Inflow
Chla[ $\mu\text{g/l}$ ]	65 $\pm$ 40	144 $\pm$ 71	74 $\pm$ 29	82 $\pm$ 52	142 $\pm$ 63	74 $\pm$ 30	2.1 $\pm$ 1.3
Phyco.[ $\mu\text{g/l}$ ]	10 $\pm$ 17	1.0 $\pm$ 2.5	70 $\pm$ 56	3.9 $\pm$ 6.7	326 $\pm$ 257	27 $\pm$ 26	1.5 $\pm$ 2.2
DOC [mg/l]	3.3 $\pm$ 0.3	4.4 $\pm$ 0.7	3.4 $\pm$ 0.3	3.2 $\pm$ 0.4	3.6 $\pm$ 0.4	3.8 $\pm$ 0.8	2.7 $\pm$ 0.1
POC [mg/l]	4.1 $\pm$ 2.0	4.5 $\pm$ 1.8	3.5 $\pm$ 1.3	4.5 $\pm$ 2.5	6.4 $\pm$ 3.2	3.2 $\pm$ 1.2	0.3 $\pm$ 0.1
NH4-N [mg/l]	0.019 $\pm$ 0.016	0.021 $\pm$ 0.031	0.014 $\pm$ 0.019	0.01 $\pm$ 0.007	0.015 $\pm$ 0.023	0.014 $\pm$ 0.013	0.006 $\pm$ 0.002
NO2-N [mg/l]	0.014 $\pm$ 0.004	0.058 $\pm$ 0.017	0.013 $\pm$ 0.009	0.008 $\pm$ 0.004	0.028 $\pm$ 0.026	0.015 $\pm$ 0.007	0.003 $\pm$ 0.003
NO3-N [mg/l]	0.959 $\pm$ 0.585	0.85 $\pm$ 0.673	0.572 $\pm$ 0.499	0.601 $\pm$ 0.674	0.845 $\pm$ 0.782	0.827 $\pm$ 0.688	0.561 $\pm$ 0.114
NOx [mg/l]	0.974 $\pm$ 0.585	0.908 $\pm$ 0.669	0.586 $\pm$ 0.501	0.608 $\pm$ 0.674	0.873 $\pm$ 0.780	0.842 $\pm$ 0.686	0.564 $\pm$ 0.114
DIN [mg/l]	0.993 $\pm$ 0.020	0.929 $\pm$ 0.047	0.600 $\pm$ 0.028	0.618 $\pm$ 0.011	0.888 $\pm$ 0.049	0.856 $\pm$ 0.021	0.570 $\pm$ 0.005
DTN [mg/l]	1.47 $\pm$ 0.52	1.57 $\pm$ 0.55	1.02 $\pm$ 0.47	1.02 $\pm$ 0.63	1.45 $\pm$ 0.70	1.32 $\pm$ 0.64	0.87 $\pm$ 0.12
DON [mg/l]	0.48 $\pm$ 0.10	0.64 $\pm$ 0.17	0.42 $\pm$ 0.08	0.40 $\pm$ 0.08	0.56 $\pm$ 0.14	0.47 $\pm$ 0.09	0.30 $\pm$ 0.06
PON [mg/l]	0.65 $\pm$ 0.26	0.77 $\pm$ 0.28	0.59 $\pm$ 0.20	0.68 $\pm$ 0.33	1.21 $\pm$ 0.58	0.55 $\pm$ 0.17	0.04 $\pm$ 0.02
TN [mg/l]	2.12 $\pm$ 0.31	2.34 $\pm$ 0.51	1.60 $\pm$ 0.38	1.70 $\pm$ 0.43	2.66 $\pm$ 0.28	1.87 $\pm$ 0.52	0.91 $\pm$ 0.11
PO4-P [mg/l]	0.066 $\pm$ 0.040	0.019 $\pm$ 0.036	0.028 $\pm$ 0.043	0.038 $\pm$ 0.051	0.038 $\pm$ 0.062	0.04 $\pm$ 0.062	0.035 $\pm$ 0.009
DTP [mg/l]	0.102 $\pm$ 0.047	0.051 $\pm$ 0.033	0.05 $\pm$ 0.044	0.059 $\pm$ 0.051	0.062 $\pm$ 0.057	0.059 $\pm$ 0.061	0.043 $\pm$ 0.010
PP [mg/l]	0.092 $\pm$ 0.032	0.097 $\pm$ 0.044	0.075 $\pm$ 0.019	0.09 $\pm$ 0.026	0.15 $\pm$ 0.036	0.075 $\pm$ 0.017	0.006 $\pm$ 0.006
TP [mg/l]	0.195 $\pm$ 0.027	0.147 $\pm$ 0.050	0.124 $\pm$ 0.045	0.149 $\pm$ 0.041	0.212 $\pm$ 0.034	0.134 $\pm$ 0.065	0.049 $\pm$ 0.010
DW [mg/l]	14.8 $\pm$ 6.2	17.2 $\pm$ 6.1	13.7 $\pm$ 4.2	17.9 $\pm$ 9.5	21.3 $\pm$ 10.0	13.2 $\pm$ 6.3	1.7 $\pm$ 1.0

1994年							
	Pond 1	Pond 2	Pond 3	Pond 4	Pond 5	Pond 6	Inflow
Chla[ $\mu\text{g/l}$ ]	75 $\pm$ 32	57 $\pm$ 24	119 $\pm$ 33	52 $\pm$ 17	84 $\pm$ 30	95 $\pm$ 42	1.3 $\pm$ 0.9
Phyco.[ $\mu\text{g/l}$ ]	0.3 $\pm$ 1.1	59 $\pm$ 74	166 $\pm$ 176	23 $\pm$ 44	69 $\pm$ 62	101 $\pm$ 203	0.1 $\pm$ 0.5
DOC [mg/l]	5.0 $\pm$ 0.2	4.1 $\pm$ 0.3	5.6 $\pm$ 0.6	4.6 $\pm$ 0.2	4.1 $\pm$ 0.4	4.2 $\pm$ 0.2	3.2 $\pm$ 0.2
POC [mg/l]	8.8 $\pm$ 1.6	5.8 $\pm$ 1.1	10.7 $\pm$ 1.3	6.4 $\pm$ 1.3	9.4 $\pm$ 2.2	8.3 $\pm$ 2.2	0.3 $\pm$ 0.0
NH4-N [mg/l]	0.011 $\pm$ 0.007	0.011 $\pm$ 0.012	0.009 $\pm$ 0.007	0.008 $\pm$ 0.006	0.007 $\pm$ 0.005	0.007 $\pm$ 0.004	0.011 $\pm$ 0.011
NO2-N [mg/l]	0.003 $\pm$ 0.002	0.002 $\pm$ 0.002	0.002 $\pm$ 0.002	0.002 $\pm$ 0.002	0.001 $\pm$ 0.002	0.001 $\pm$ 0.001	0.002 $\pm$ 0.003
NO3-N [mg/l]	0.014 $\pm$ 0.020	0.008 $\pm$ 0.010	0.004 $\pm$ 0.004	0.006 $\pm$ 0.006	0.004 $\pm$ 0.004	0.005 $\pm$ 0.005	0.472 $\pm$ 0.082
NOx [mg/l]	0.017 $\pm$ 0.021	0.009 $\pm$ 0.010	0.007 $\pm$ 0.003	0.008 $\pm$ 0.006	0.006 $\pm$ 0.003	0.006 $\pm$ 0.005	0.474 $\pm$ 0.082
DIN [mg/l]	0.027 $\pm$ 0.023	0.020 $\pm$ 0.016	0.015 $\pm$ 0.007	0.017 $\pm$ 0.009	0.013 $\pm$ 0.005	0.013 $\pm$ 0.005	0.486 $\pm$ 0.078
DTN [mg/l]	0.68 $\pm$ 0.07	0.49 $\pm$ 0.09	0.53 $\pm$ 0.08	0.60 $\pm$ 0.08	0.49 $\pm$ 0.11	0.48 $\pm$ 0.07	0.78 $\pm$ 0.15
DON [mg/l]	0.65 $\pm$ 0.08	0.47 $\pm$ 0.09	0.52 $\pm$ 0.08	0.58 $\pm$ 0.08	0.48 $\pm$ 0.11	0.46 $\pm$ 0.06	- $\pm$ -
PON [mg/l]	1.25 $\pm$ 0.23	0.73 $\pm$ 0.24	1.25 $\pm$ 0.32	0.77 $\pm$ 0.18	0.98 $\pm$ 0.18	0.92 $\pm$ 0.34	0.04 $\pm$ 0.01
TN [mg/l]	1.93 $\pm$ 0.30	1.22 $\pm$ 0.33	1.78 $\pm$ 0.41	1.37 $\pm$ 0.26	1.47 $\pm$ 0.29	1.40 $\pm$ 0.41	0.82 $\pm$ 0.16
PO4-P [mg/l]	0.071 $\pm$ 0.019	0.003 $\pm$ 0.002	0.004 $\pm$ 0.003	0.007 $\pm$ 0.003	0.003 $\pm$ 0.002	0.003 $\pm$ 0.002	0.066 $\pm$ 0.015
DTP [mg/l]	0.085 $\pm$ 0.022	0.012 $\pm$ 0.002	0.012 $\pm$ 0.002	0.021 $\pm$ 0.005	0.012 $\pm$ 0.007	0.010 $\pm$ 0.002	0.061 $\pm$ 0.016
PP [mg/l]	0.048 $\pm$ 0.034	0.037 $\pm$ 0.005	0.073 $\pm$ 0.009	0.057 $\pm$ 0.015	0.053 $\pm$ 0.013	0.045 $\pm$ 0.018	0.000 $\pm$ 0.012
TP [mg/l]	0.133 $\pm$ 0.026	0.048 $\pm$ 0.006	0.085 $\pm$ 0.010	0.078 $\pm$ 0.016	0.064 $\pm$ 0.013	0.056 $\pm$ 0.018	0.049 $\pm$ 0.016
DW [mg/l]	21.9 $\pm$ 3.7	15.5 $\pm$ 2.8	30.5 $\pm$ 3.9	16.2 $\pm$ 2.9	25.2 $\pm$ 5.8	22.4 $\pm$ 5.2	1.3 $\pm$ 0.3

\* 平均値  $\pm$  標準偏差

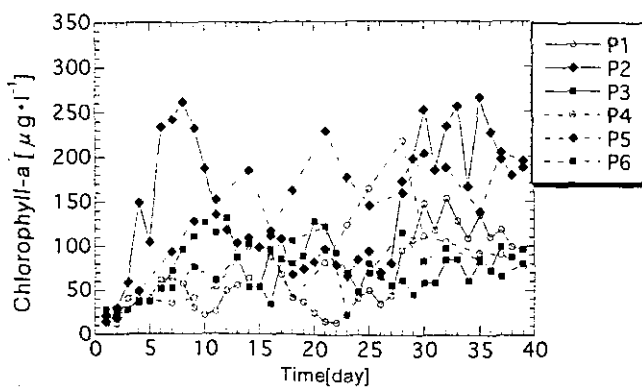


図5-a 1993年のChlorophyll-a濃度変化

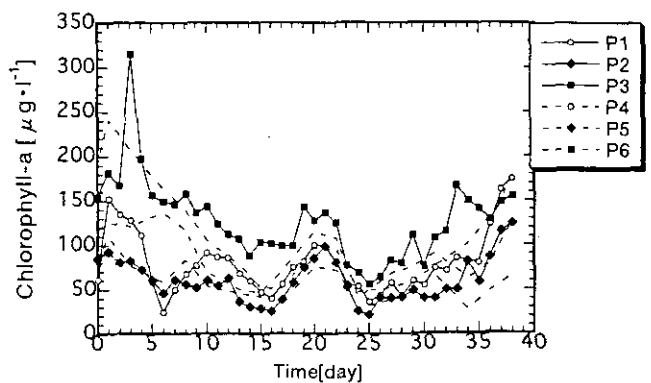


図5-b 1994年のChlorophyll-a濃度変化

表3 植物プランクトン4種の割合と多様性指数

1993年	[%]				Total [×100cells/ml]	多様性指数
	Cyanophyta	Chromophyta	Chlorophyta	Others		
P1	15	6	78	5	486	0.77
P4	18	4	77	3	568	0.80
P2	12	25	46	18	571	1.31
P5	65	14	28	4	1007	1.28
P3	60	6	23	13	612	1.47
P6	20	9	31	42	526	1.28

1994年	[%]				Total [×100cells/ml]	多様性指数
	Cyanophyta	Chromophyta	Chlorophyta	Others		
P1	1	0	98	0	1067	0.16
P4	17	1	81	1	1200	0.54
P2	65	0	33	3	729	0.73
P5	67	0	33	0	1035	0.80
P3	78	0	22	0	1506	0.76
P6	56	0	43	1	793	0.74

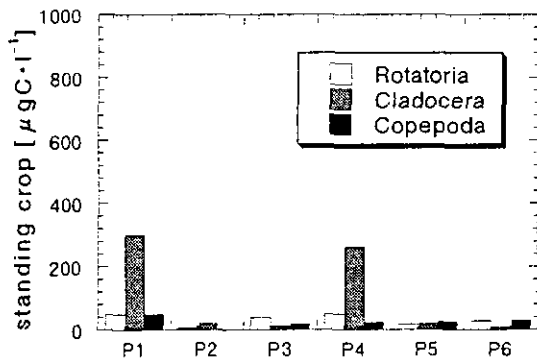


図6-a 1993年の動物プランクトンの平均現存量

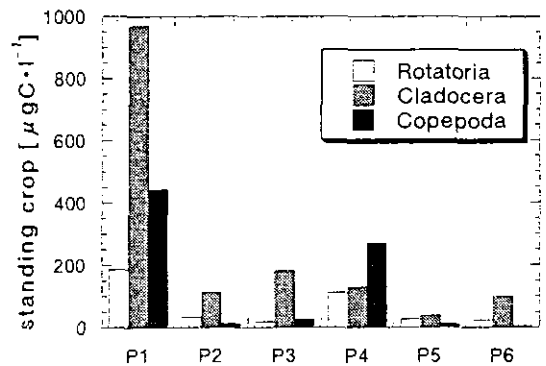


図6-b 1994年の動物プランクトンの平均現存量

(5)表3に、植物プランクトンの個体数平均値とラン藻、珪藻、緑藻、その他のR4種類に分けた際の割合とシャロンの多様性指数を示す。1年目は、各池について4種類全てが観察されたが、2年目には、珪藻類とその他はほとんど見られず、緑藻類とラン藻類のみに占められており、多様性が低下した。

(6)図6-a, bに動物プランクトンの現存量を示す。これは、種類別の個体数密度に、種ごとの乾燥重量を乗じ、さらに炭素含有率を50%として炭素濃度に換算した(福島ら, 1995)。これより、1994年の方がバイオマスが増加した。原因としては、1994年には底泥ができ、逃げ場所や産卵場所が確保されたことが推測される。また、最初から底泥のある系では、CladoceraとCopepodaの個体数密度が高い(岩熊敏夫 1993)という報告もあり、底泥の有無による影響が大きかったと考えられる。

(7)図7-a, bに植物プランクトン、デトライタス等の平均現存量を示す。植物プランクトン態の濃度は、POCか

ら動物プランクトン態、流入水中のPOCを差し引いた値(POC')とChlorophyll-a濃度の関係から、POC'に対するChlorophyll-a濃度の比を求め、それぞれChlorophyll-a濃度とこの比の積から植物プランクトン態の炭素濃度を求めた。POC'に対するChlorophyll-a濃度の回帰直線については表4に示す。1993年の回帰直線は原点を通り、相関係数が危険率0.01%で有意と判定される。つまり、1993年にはデトライタスはほとんど存在していなかったことが推測される。そこで、1993年の比をこれらの植物プランクトン態中のChlorophyll-aに対する炭素の比とする。ここで、表3からある藻類が50%以上を占めている場合、その藻類が卓越した池とすると、1993年、1994年のPond 1, 4は緑藻類、1993年のPond 3, 5, 1994年のPond 2, 3, 5, 6はラン藻類の池となる。1993年の緑藻類、ラン藻類の池の比を1994年の同じ藻類の池で用いた。デトライタス中の炭素濃度については、POCから動物プランクトン態、流入水中のPOC、植物プランクトン態の

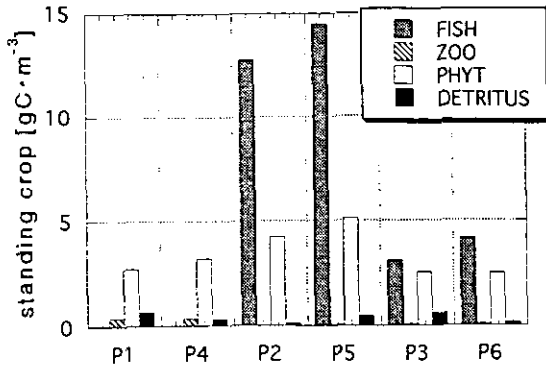


図7-a 1993年の平均現存量変化

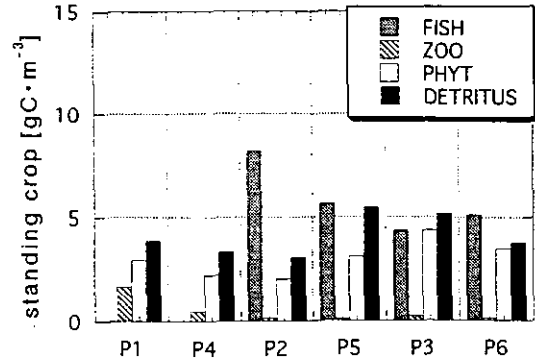


図7-b 1994年の平均現存量変化

表4 1994年のPOC/Chl-a, PON/Chl-aの回帰直線

	Pond 1	Pond 2	Pond 3	Pond 4	Pond 5	Pond 6
$r^2$ POC/Chl-a	0.360	0.460	0.568	0.103	0.361	0.855
PON/Chl-a	0.361	0.300	0.320	0.001	0.217	0.797
Ratios POC/Chl-a*	28.6	33.4	34.2	17.0	43.6	59.8
PON/Chl-a*	4.94	4.23	4.61	0.21	2.38	6.39

\*POC/Chl-a, PON/Chl-aはmg/lで計算

ものを差し引いて求めた。図7-a, bより、1993年に比べ、1994年にはデトライタスが多く存在していたことが分かった。しかし、デトライタスが何に由来するかということとは確認できなかった。

(8)物質収支を表5に示す。1993年に比べ1994年では、沈降が2~20倍に増加した。この理由として、1994年の実験終了時のPond 1~3の底泥は、それぞれPond 1では44400mgC/m<sup>3</sup>、Pond 2では68000mgC/m<sup>3</sup>、Pond 3では80300mgC/m<sup>3</sup>であった。これは一日の舞上がりの5~8倍であり、池水循環用の水流ポンプにより巻き上げられるのに十分底泥は存在していた。そして、舞上がった底泥がデトライタスとなり、沈降⇄舞上がりを繰り返したために、1994年には沈降が増加したと予想されるが確認はできなかった。

表5 1993年及び1994年の物質収支

	1993年		1994年 [mg/m3/d]		
	P1	P2	P1	P2	P3
炭素					
流入	873	873	1050	1050	1050
ガス交換	233	248	216	287	359
流出	-973	-998	-1357	-1049	-1226
沈降	-1627	-482	-5497	-13542	-10480
舞上がり*	1475	470	5603	13280	10345
dC/dt	-19	112	15	26	48
窒素					
流入	145	145	142	142	142
流出	-115	-125	-103	-62	-90
沈降	-294	-68	-766	-1489	-1191
舞上がり**	233	86	729	1447	1161
dC/dt	-30	38	1	38	21
リン					
流入	12.4	12.4	13.4	13.4	13.4
流出	-10.5	-7.2	-6.7	-2.5	-4.4
沈降	-47.0	-22.0	-60.9	-117.4	-101.2
舞上がり**	42.3	20.7	52.4	111.0	-111.6
dC/dt	-2.8	4.0	-1.7	4.5	-1.3

\* 舞上がり=流入+ガス交換+流出+沈降-dC/dt

\*\* 舞上がり=流入-流出-沈降-dC/dt

### 3.2 まとめ-1

1993年と1994年の違いをまとめると以下ようになる。

- ①気象条件が異なる
- ②栄養塩濃度、底泥の有無等の初期条件の影響を受けた
- ③魚、動物プランクトン、デトライタス等の現存量が異なっていた

### 3.3 魚の影響

1993年と1994年では魚が多い池と少ない池の区別がでなくなかった(表1, 図7-a, b)。そこで、魚がいる池、いない池に分けてその特徴を整理した。

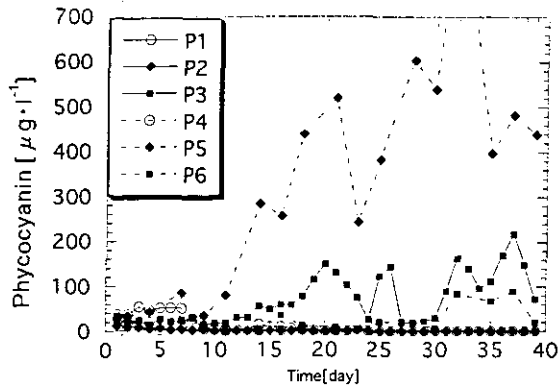


図8-a 1993年のPhycocyanin濃度変化

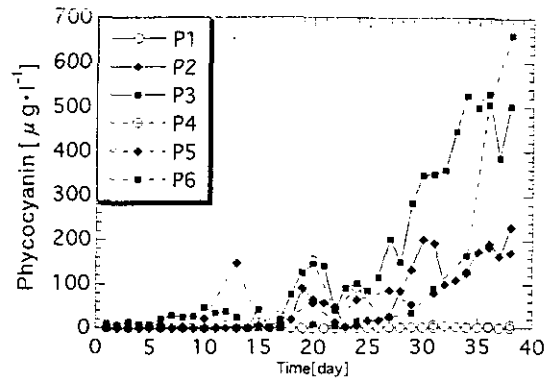


図8-b 1994年のPhycocyanin濃度変化

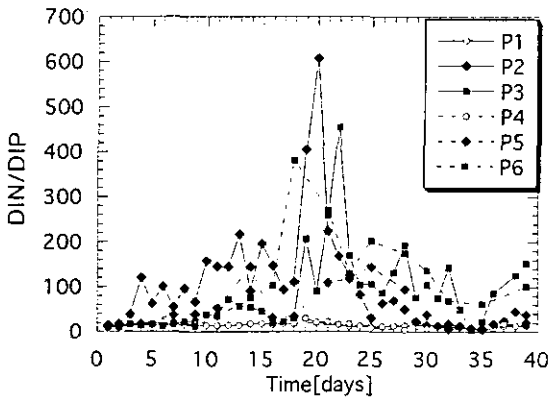


図9-a 1993年のDIN/DIP

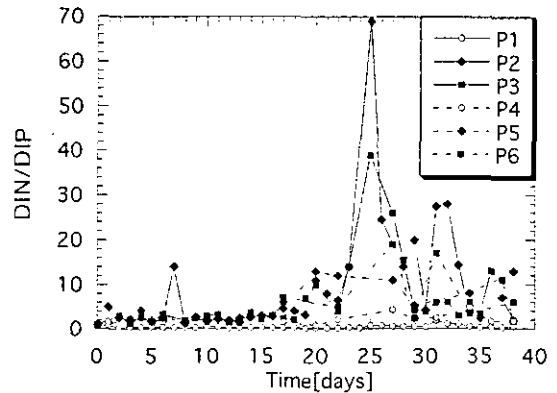


図9-b 1994年のDIN/DIP

(1)1994年には魚のいる池で、50%以上をラン藻類が占めた(表3)。ここで1993年には、Pond 2で珪藻類、その他の藻類(鞭毛藻類等)が多く発生したが、Pond 2のみ防水シートを交換したために、*Microcystis aeruginosa* に対する増殖阻害効果を確認し(北村 私信)、Pond 6でその他の藻類(鞭毛藻類等)が最も多く発生したが、その理由は不明である。ラン藻類に特有な色素であるPhycocyaninの濃度変化を図8-a, bに示す。ラン藻類が卓越した時期は実験期間の後半からであり、これは魚のいる池で共通であった。

(2)魚のいる池では、いない池に比べ動物プランクトンの現存量は1/2以下であった(図6-a, b)。

(3)DIN/DIP比の変化を図9-a, bに示す。1年目は2年目よりも1オーダー大きい、魚のいない池では低くレンジが小さく、ほぼ一定であり、魚のいる池では高くレンジが大きく、変動が大きいという傾向が見られた。

(4)生産速度、及び栄養塩の取り込み速度と回転時間を表6に示す。但し、取り込み速度は、生産速度に光合成産物の炭素に対する窒素、リンの比(動物プランクトン態と流入水中のものを差し引いた値)をかけて求めた。

また、栄養塩の濃度(DIN,  $PO_4\text{-P}$ )について、1993年は後半10日間、1994年は全期間の平均値)を取り込み速度で割った値を窒素及びリンの回転時間とした。魚のいる池の方が生産速度、栄養塩の取り込み速度ともに高かった。また、栄養塩の取り込み速度は、流入速度(N; 約140mg/m<sup>3</sup>/d, P; 約13mg/m<sup>3</sup>/d)と比較しても約2倍大きく、栄養塩は供給されるよりも内部で再利用される方が多かった。リンの回転時間については、1994年のPond 1は、 $PO_4\text{-P}$ が高かったため、回転時間が長くなったのでこれを除き、1993年のPond 1と魚のいる池を比較した場合、魚のいる池の方が半分程度回転時間が短かった。窒素の回転時間については、1993年と1994年の差は見られるが、魚による影響はほとんどなかった。

### 3.4 まとめ-2

魚の影響をまとめると以下ようになる。

- ①ラン藻類が優占する
- ②動物プランクトンが減少する
- ③DIN/DIP比が高く、変動が大きい
- ④生産速度が上がり、リンの回転時間が短くなる

表6 生産・取り込み速度及び回転時間

	1993年		1994年			
	P1	P2	P1	P2	P3	
C ; 生産	2088	3813	2538	2811	4214	[mg/m <sup>3</sup> /d]
N ; 取り込み	328	637	355	343	485	
P ; 取り込み	47.1	80.2	12.5	15.6	27.1	
N ; 回転時間	0.71	0.60	0.08	0.07	0.03	[day]
P ; 回転時間	0.47	0.20	6.08	0.29	0.13	

#### 4. 今後の課題

1993年と1994年では気象条件等の違いがあるにも関わらず、魚がいるとラン藻類が優占するという結果を得た。その理由として、3.4の②～④が考えられるが、②と④は実験期間を通して言えることなので、魚のいる池で植物プランクトンのバイオマスが増加する理由にはなるとしても、実験後半にラン藻類が優占する理由とは考えづらい。

そこで、DIN/DIP比の変動とPhycocyaninの濃度上昇の時期が重なるので、一つの可能性として、DIN/DIP比の変動がラン藻類の優占する理由として考えられる。そこで、ラン藻類とその他の藻類の栄養塩の取り込みに関わる生理特性の点から検討し、DIN/DIP比の変動がラン藻類増殖の原因か結果かどうかを確認したい。

#### 参考文献

- 1)岩熊敏夫(1993): コレグナス投入のプランクトン群集に及ぼす影響。西條八束, 坂本充 編, メソコスムー湖沼生態系の解析, p. 207-236. 名古屋大学出版会
- 2)藤本尚志, 福島武彦(1995): 湖沼における藻類種と環境因子との関係, 国立環境研究所資料, F-72-795/NIES, 115-122.
- 3)Fukushima, T. *et al.*(1987): Characteristics of autochthonous deposition and resuspension of sediments in the Takahameiri Bay of Lake Kasumigaura. *Japanese Journal of Limnology*, 48, S107-S117.
- 4)福島武彦, 松重一夫, R. S. J. Weisburd, 秦三和子, 細見正明(1995): D0, pH連続測定結果をもとにした実験池の物質循環, 生物代謝特性の評価, 水環境学会誌, 18, 10, 755-765
- 5)福島武彦, 松重一夫, 相崎守弘, 朴濟哲, Rokaya Hussein, 孔東壽(1995): 魚の水質, 物質循環に及ぼす影響に関する実験的研究, 水環境学会誌, 18, 11, 883-893.
- 6)秦三和子(1995): pHとD0の連続測定による植物プランクトンの生産量及び呼吸量の評価, 東京農工大学物質生物工学科卒業論文.
- 7)Otsuki, A. *et al.*(1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake. *Water Air Soil Pollution*, 76, 383-396.
- 8)Shapiro, j.(1990): Biomanipulation: the next phase - making it stable. *Hydrobiologia*, 200/201, 13-27.
- 9)Shei Ping.(1994): Alteration in plankton community structure accompanying with a remarkable increase in productin of two planktivorous fishes, silver and bighead carps, in a shallow, hypereutrophic chinese lake, In: Liu, J. K. *et al.*(ed): Annual Report of State Key Laboratory for Freshwater Ecology and Biotechnology of China (FEBL) for 1990. International Academic Publishers, Beijing, China, pp. 9-34.

## II. シンポジウム

企画担当：春日清一（地域環境研究グループ）

多くの機能を持つ湖沼は、これまで利水、治水、干拓と言った単目的な構造改変が行われてきた。しかし、このような行為が生み出す様々な矛盾によって、日本の湖沼は攪乱状態にあると言えよう。自然環境の復元こそ今、主張されなければならないが、その復元は難しいことが多い。今後、このような湖沼を改善し、管理するとき、湖沼の持つ様々な機能を最も効果的に働かすことのできる総合的判断に立脚しなければならない。しかし、現在の湖沼評価はCODや透明度といった水質評価によることが多く、他の機能に十分な注意が払われていない。水質による評価は、飲用水や工業用水のための基準を念頭に置いたもので、機械的な判断による基準と言ってよい。水質を管理する行政官庁は水質変動を、また湖沼の漁業を管理する水産行政官庁は漁獲量変動を問題にしており、水質と漁獲量は極めて密接な関係にあるにも関わらず、両者を考慮した分析は少ない。

北海道には多くの湖沼があり、またその多くは自然環境が比較的良く残されているものが多い。しかし、漁獲量はしばしば大きな変動を示し、その原因は漁業管理のまずさによることも多く、また近年、水質保全の目的で、湖沼周辺の排水を系外に放流したり、流入河川の改造によって落葉等の湖内への流入が無くなる等の人為的環境変化が影響を与えている可能性が示されている。そこで北海道で湖沼調査を多く手掛けた今田和史、伴 修平の両氏に北海道の湖沼の現状を報告して頂く。また霞ヶ浦では人為行為が湖内生態系構造の変化を引き起こし、これが水質変動に大きな影響を与えていることを春日が報告する。

近年、Foodweb Manipulation（食物網操作）やBiomanipulation（生物操作）によって水質改善を計ろうとする試みも行われているが、効果を上げるためには各々の湖沼の生態系構造を十分把握する必要がある。漁業は生態系構造を支配する食物連鎖の最も上位の捕食者を扱う産業であり、魚類操作が食物網を操作する唯一の手段である。その意味で漁業は湖沼の生態系管理上重要な役割を担っている。このシンポジウムでは漁獲変動と水質変動の関係を明らかにし、より効果的な湖沼管理を提案しようとするものである。

# 霞ヶ浦の漁業と水質

春日清一（地域環境研究グループ）

## 1. 霞ヶ浦の透明度変化（図1）

霞ヶ浦の最も古い透明度の記録は1910～1912年に湖内各地で何回か観測されており、最大は2.13m、最小は0.9mである（茨城県 1912）。その平均値は夏、冬共に1.5m程度である。その後記録は少なく、1950年夏には平均1.35m、また12月に2.5mが記録されている。その後1955年より茨城県水産振興所により毎月観測が行われるようになり、一部欠測が見られるが、現在に至っている。また最近は多くの機関で湖沼観測が行われており、多くのデータが存在する。1985年以降は春日によるほぼ毎週の観測結果によっている。透明度は冬季(12-3月)と夏季(4-11月)に分け、その平均値で示している。

1955年以降1967年までは透明度の平均値は、夏季、冬季共に1mを割ることは無く、この頃の夏季及び冬季の透明度の平均値はそれぞれ1.27、1.58mである。ところが1968年夏季に平均透明度は0.76mに低下し、その後夏季及び冬季でも平均透明度はしばしば1mを割るようになる。しかし1984年の冬季透明度は1.70mと高くなりその後1992年までの9年間の冬季透明度は高い傾向を示す。この間夏季透明度も1m内外で、やや高い値が見られる。ところが1992年夏季より透明度は低下し、これまで見られた冬季の透明度上昇が起きず、年間通して透明度は1mを越えることが少なくなっている。

## 2. 霞ヶ浦における漁獲量の変動とその要因

農林水産統計年報による1955年から1994年までの霞ヶ浦の漁獲量変動を図2に示した。総漁獲量は1965年頃まで比較的安定し、5,000トン内外であったがその後急速に漁獲量は増加し、1978年には13,948トンが漁獲されて

いる。しかしその後漁獲量は減少傾向にあり、1984年には5,611トンと急激な減少が見られる。その後やや回復が見られるが、1988年頃より減少傾向は続き1994年には遂に4,000トンを割り、3,986トンと最低値を記録した。

総漁獲量変動はそれを構成する魚種組成にも大きな変動を伴っている。まず、ワカサギは1964年以前は多少の漁獲量変動が見られるが、1,000トン前後の漁獲量が維持されてきた。ところが1965、66の両年にワカサギ漁獲量がほぼ2,000トン漁獲され、その後漁獲量は急速な減少が見られる。1980年には僅か46トンと記録した。その後ワカサギ漁獲量は低迷を続けるが、1984年には1290トンのかかなり高い漁獲があった。しかし800トン台の漁獲が3年間続いた後は1988年より漁獲量が減少している。ワカサギ漁獲量の減少とは逆にハゼ・エビ類の漁獲量は1967年以降急速に増加している。ハゼ・エビ類漁獲量はその後高い漁獲量を維持した。しかし、1988年頃を境に3,000トン前後を低迷している。

ワカサギ、及びハゼ・エビ類漁獲量の増減関係を比べたものを図3に示した。1965、66年まではワカサギ漁獲量の変動が起きても、ハゼ・エビ類漁獲量は殆ど変化していない。しかし、その後ワカサギ漁獲量が減少するに伴って、ハゼ・エビ類漁獲量が増加する。この両者の関係は1987年まで続き、 $y=6317-3.096x$  ( $y$ :ハゼ・エビ類年間漁獲量、 $x$ :ワカサギ年間漁獲量、 $n=21$ ,  $r=-0.772$ )で示される。これはワカサギが1量減少すればハゼ・エビ類が3倍量増加することを示している。ところが1988年以降この関係から明らかに離れて、ワカサギ、ハゼ・エビ類共に減少することとなった。

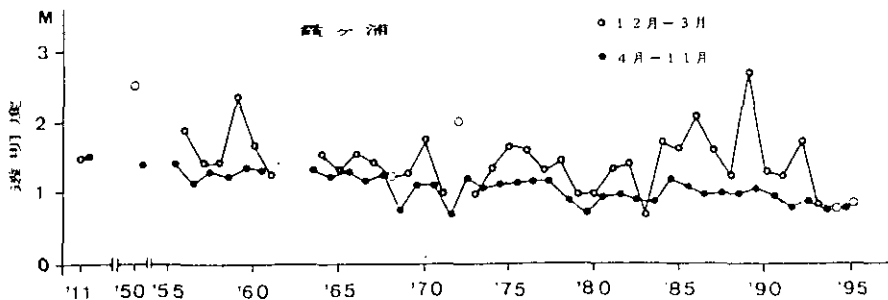


図1 霞ヶ浦の透明度変化



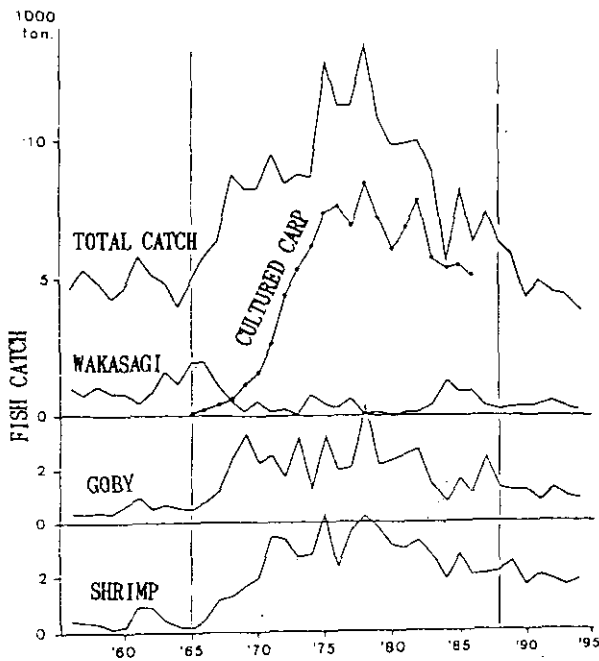


図2 霞ヶ浦の漁獲量の年変化

ここで1965年、及び1988年に明らかに湖内の魚類生産構造に変化が起きていることが示されている。1955年は霞ヶ浦のワカサギ漁法が帆曳網からトロール漁法が導入された年であり、ワカサギが乱獲されることによりワカサギ資源量を減少させ、それに変わってワカサギの捕食を受けていたハゼ・エビ類が捕食を免れ増加したものであり、漁法の機械化が魚類の生産構造に大きな影響を与えている。一方1988年に見られるワカサギ、ハゼ・エビ類両者の漁獲量減少は、この頃増加しはじめた帰化魚の捕食による可能性が高い。近年霞ヶ浦ではオオクチバス、ブルーギル、ベヘレイ、またアメリカナマズの著しい繁殖が確認されている。

そこで1965年から1987年までのワカサギやハゼ・エビ類の漁獲量変動が何故起きるかが問題となる。この期間ハゼ・エビ類はワカサギに捕食を受けることによってその資源量を決定されており、ワカサギ資源量に依存している。そこでワカサギ資源量が何故変動するかが問題となるが、漁法や漁期の変化がなく12月10日に漁期を終了した後の残存資源量、即ち親魚の資源量変化に大きな違いが起きていることは考え難く、ワカサギ稚子魚期の生残率がその年の資源量を決定する要因と考えられる。

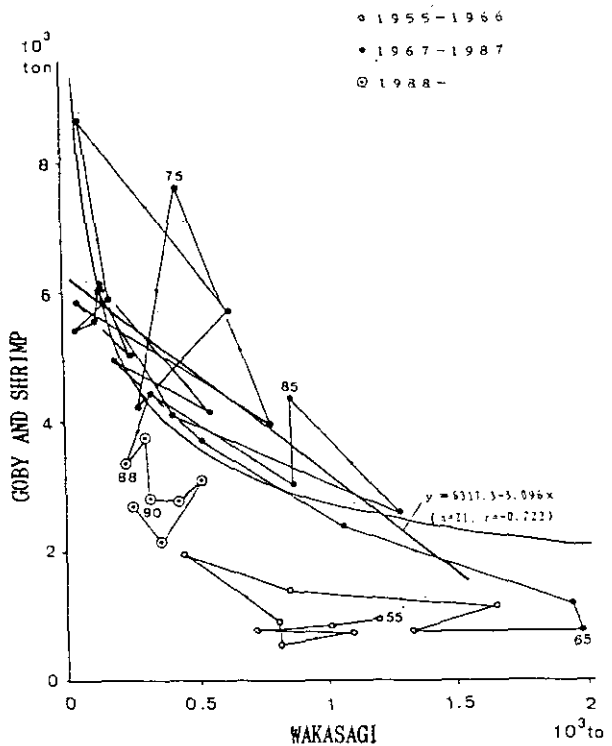


図3 霞ヶ浦におけるワカサギ及びハゼ・エビ類漁獲量関係の年変化

ワカサギの初期餌料はワムシが重要であるが、霞ヶ浦におけるワカサギ孵化期である3、4月のワムシ類の現存量はイサザアミ現存量に依存しており、イサザアミは動物プランクトン食性が強く、やわらかで運動速度の遅いものが選ばれる。ワムシは最も好適な餌料である。またワカサギ孵化仔魚もまた運動力は弱くイサザアミの餌の対象となりうる。このことはイサザアミの高密度水域ではワカサギ仔魚は初期餌料が得られず、さらにイサザアミの捕食も受け、生残率を低下させることになる。

汽水性のイサザアミは近年塩分濃度の低下した霞ヶ浦では特に夏季、雨量の多い年に現存量が著しく抑制されることがあり、この様な年の次の冬季に動物プランクトンの現存量が増加する。この時冬季に動物プランクトン捕食者の少ない霞ヶ浦では大型の枝角類であるミジンコ類が大繁殖し、植物プランクトンを摂食し、植物プランクトン密度を著しく低くする。これにより1984年から1992年まで見られた霞ヶ浦の冬季から春季での高い透明度現象が起きている。1984年のワカサギ漁獲量の突然の上昇はワカサギ孵化期のイサザアミの低現存量による好餌量環境によってもたらされた高生残率によって得られたものと考えられる。

さて1988年以降の霞ヶ浦での漁獲量の著しい低迷ほどの様に説明されるであろうか。採集した試料の処理とデータの十分な検討がまだ行われていないが、条件が良いにも係わらず秋季のイサザアミの著しい増加が見られないこと、また冬季の動物プランクトン、特にミジンコの大繁殖が見られないなど、漁獲対象魚類のみならず、動物プランクトンにも大きな捕食圧がかかっている可能性が高く、帰化魚による広範な捕食現象が存在することが示唆されている。

### 3. 漁獲変動と透明度

1955年から1981年までの夏季透明度と環境要因や漁獲量等の相関を検討した(表1)。その内容は同じ年の冬季の透明度、冬季の平均水温、夏季の(7~9月)の平均水温、年平均塩素濃度、コイ養殖生産量、及び魚種別漁獲量である。魚種別漁獲量では代表種であるハゼ及びワカサギを示した。

表1 霞ヶ浦の夏季透明度と環境要因の相関

環境要因	相関係数	
冬の平均透明度(12~3月)	0.5469**	
水温 {	冬期(12~3月)	0.0044
	夏期(7~9月)	0.1324
年平均塩素濃度	-0.0076	
コイ養殖生産量	-0.4841*	
漁獲量 {	ハゼ	-0.6401***
	ワカサギ	0.5999**

\* P<0.05, \*\* P<0.01, \*\*\* P<0.001

夏の透明度と最も相関の高いのはハゼやエビ、ワカサギの漁獲量であった。その値は高い相関が得られている。また冬の透明度やコイ養殖生産量は有意な値が得られているが、冬季及び夏季の水温、また塩素濃度とは関係が無い。

夏季透明度と漁獲量の関係はワカサギ漁獲量が増加する時透明度が高くなり、ハゼ・エビ類漁獲量が増加する時透明度が低下している。ここで漁獲量変動は漁法の変化により起こっていることは先に述べた通りであり、水質が良い時ワカサギ漁獲量が高くなったり、水質が悪いとハゼ・エビ類が増加するのではなく、ワカサギ資源量を上げるような生態系構造が透明度の高い水質を作りだし、ハゼ・エビ類の漁獲高が多くなる生態系構造は透明度が低下することを示している。これは湖内生態系を人為管理により水質(透明度)を管理することが出来ることを示している。

近年見られる帰化魚侵入後の霞ヶ浦の透明度低下は植物プランクトン捕食者の減少によっているものと考えられるが、動物プランクトンの減少だけでなく、底生生物であるユスリカ幼虫、特に秋季に羽化し、冬季活発に摂食し成長するアカムシユスリカの極端な減少が見られ、ここ2、3年の冬季透明度の低下は、植物プランクトン捕食者全般にわたる減少により引き起こされている可能性が高い。

近年見られる、霞ヶ浦の激しい水質変化は、湖外からの栄養塩流入量変動によるものではなく、湖内生態系構造の激しい変動により引き起こされている。このことは漁業を含めた湖内魚類の管理が水産業のみならず、水質にも影響を与えることを示している。

# 湖沼環境要因の変化と漁業資源の変動

## — 阿寒湖，支笏湖，阿寒パンケ湖を例として —

今田和史（北海道立水産孵化場）

### 1. はじめに

北海道には大小、深浅、成因など様々な湖が多数あり、なかでもカルデラ湖と海跡湖は国内の半数が北海道に集中し、カルデラ湖ではヒメマス（ベニサケの陸封型）が、海跡湖や堰止湖ではワカサギが水産増殖の対象魚種として長年にわたって利用されている。ヒメマスは、阿寒湖に原産していたものを1894年（明治27年）支笏湖に移殖し、阿寒パンケ湖には1937年（昭和12年）に移殖されている。ワカサギは、汽水湖である網走湖産が、1926年（大正15年）に洞爺湖へ、1928年（昭和3年）に阿寒湖へ移植された。北海道でのワカサギの漁獲量は約750トン、生産額で3億5千万円と、湖沼漁業では生産量、額ともに大きな位置を占めている。

これまで、湖沼漁業は必ずしも安定した生産をあげ

てはいないが、北海道では最近このヒメマス、ワカサギの漁獲量が減少して回復の兆しが見えない湖がある。資源減少の原因は明らかにはなっていないが、社会的条件の変化によって湖沼を取り巻く環境要因にも変化が生じ、影響を与えてきたことは否定できない。

安定した資源が維持された湖沼漁業が行われるためにも、環境条件の変化と漁業資源の変動事例を検討し、資源減少の原因解明と対策が急がれる時期にあり、演者は北海道の湖での例を取り上げた。

### 2. 対象湖沼の特徴

対象とした湖は北海道中央部の支笏・洞爺国立公園にある支笏湖と道東の阿寒国立公園にある阿寒パンケ湖と阿寒湖である（図1）。これらの湖の諸元を表1に示した。

阿寒パンケ湖は面積、容積とも最も小さいが、周辺は広葉樹、針葉樹の森林に囲まれた山中にあり、表面積に対する集水面積は1:17と極めて大きいことから、滞留時間も短い。支笏湖は年間200万人の観光客の集まる湖であり、排出された下水は全て湖内に流入していたが、1983年に公共下水道が整備され、湖内への流入が止った。一方、阿寒湖は年間100万人の観光客が集まり、公共下水道は1985年から供用が開始され、周辺の市街地や温泉街からの排水流入はなくなったが、河川水の流入量も多く滞留時間も短い。支笏湖、阿寒湖への年間の観光客の入込み数（1971-1980年の平均値）と宿泊者数（1972-1978年の平均値）を単位面積あたりでは、支笏湖では入込み数が28,000人/km<sup>2</sup>、宿泊者数は1,750人/km<sup>2</sup>、阿寒湖ではそれぞれ84,000人/km<sup>2</sup>、33,000人/km<sup>2</sup>で、支笏湖と阿寒湖では大きな開きがみられる。

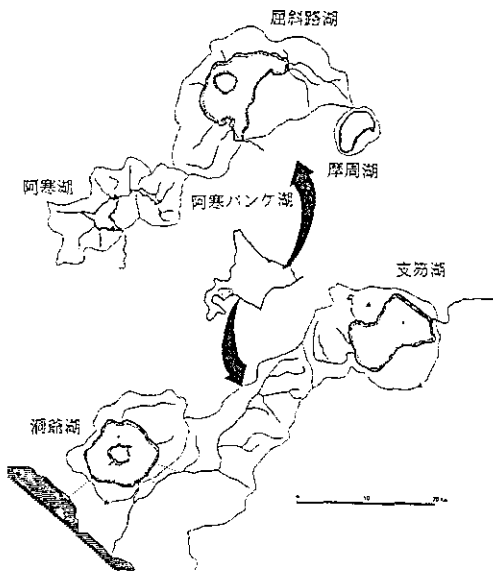


図1 調査対象湖沼位置

表1 対象3湖沼の緒元

湖沼名	面積 (km <sup>2</sup> )	最大水深 (m)	容積 107 m <sup>3</sup>	平均水深 (m)	集水面積 (km <sup>2</sup> )	滞留時間 (年)	流域人口
支笏湖	78.8	363	1975	252.3	218.8	43	370
阿寒パンケ湖	2.8	54	0.068	23.9	47.8	1.4	0
阿寒湖	13.3	37	2	17.8	98.4	1.16	2,200

表2 3湖沼の環境条件の比較

	支笏湖 (1991-1993)	阿寒パンケ湖 (1991-1993)	阿寒湖 (1991-1993)
結水期 栄養段階 成因	無 貧栄養 カルデラ湖	12月中-5月上 貧栄養 堰止湖	12月中-5月上 富栄養 堰止湖
透明度 (m)	11.0-28.5 (19.4)	8.7-17.6 (13.1)	2.7-6.0(4.5)
クロロフィルa(μg/l)	0.2-1.3	0.4-3.7	1.1-14
全リン (mg/l)	<0.003	<0.003-0.025	0.01-0.18
粒状リン (mg/l)	0.001	0.002-0.020	
総窒素 (mg/l)	0.04-0.11	0.06-0.20	0.11-0.38
アルカリ度 (meq/l)	0.80	0.60	1.3
バクテリア* (No./ml)	3.27*10 <sup>5</sup> -1.77*10 <sup>5</sup>	3.54*10 <sup>6</sup> -3.30*10 <sup>5</sup>	2.22*10 <sup>6</sup> -4.59*10 <sup>5</sup>

\*(日野,1993,1994)

### 3. 湖沼環境の特徴

最近の調査で得られた結果から、主要な湖沼環境に関する資料を表2に示した。阿寒湖は、毎年8月末から夏季の成層期には水深15m以深に無酸素に近い酸素欠乏層が生じ、この層ではリン、アンモニアが増加する。11月以降の秋季循環期にはこれらの栄養塩類が湖内に拡散する。春と秋にはアオコが発生したが、最近ではアオコの発生も少ない。支笏湖では周年を通してリン濃度は極めて低いが、クロロフィル濃度は春季に低く、徐々に増加し秋季に最も高くなる。この時、クロロフィルaに占めるナノ・ピコプランクトンの比率は70%以上に達している。基礎生産も同様に秋季に向かって高くなる。透明度は春季に高く、秋季に低くなる傾向がある。

結水する阿寒パンケ湖では春季の透明度が低く、同時にクロロフィル濃度も高く、結水しない支笏湖とは変動が異なるが、ここでも、クロロフィルaや基礎生産に占めるナノ・ピコプランクトンの比率は極めて高い。

### 4. 漁獲量の変動と透明度の変化

つぎに長期的な漁獲の変動と透明度の観測値の変化を図2～4に示した。

支笏湖の生息魚はヒメマスである。支笏湖の透明度は最初に観測されてから80年程の歴史があるが、この間ほとんど変化はなく、平均すると20m前後にある。1970年代をはさんで20年近くは比較的漁獲量が豊富な期間があったにもかかわらず、この10年来は極めて資源が減少し、回復の兆しは見えていない(図2)。

阿寒パンケ湖の生息魚もヒメマスである。かつては、ヒメマスの稚魚放流が50-70万尾の規模で行われ、湖内

の生物生産環境が壊滅的な影響を受けたこともあったが、現在は年間5-8万尾の放流数が保たれており、この10年近くの資源は安定している。透明度も10-20mの間での変動であり、上昇あるいは低下の傾向をみることはできない(図3)。

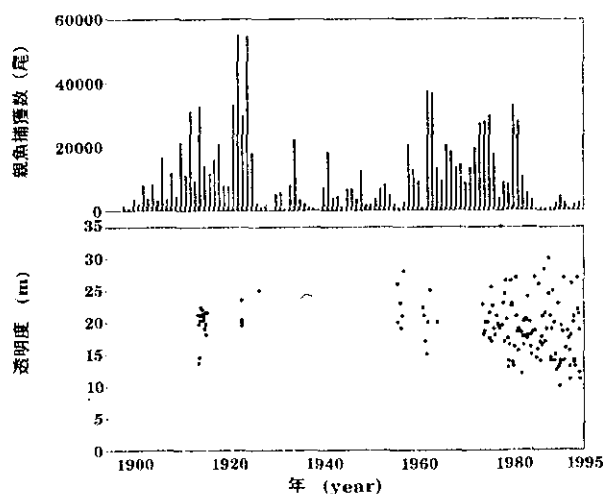


図2 支笏湖のヒメマス親魚捕獲数と透明度の変化

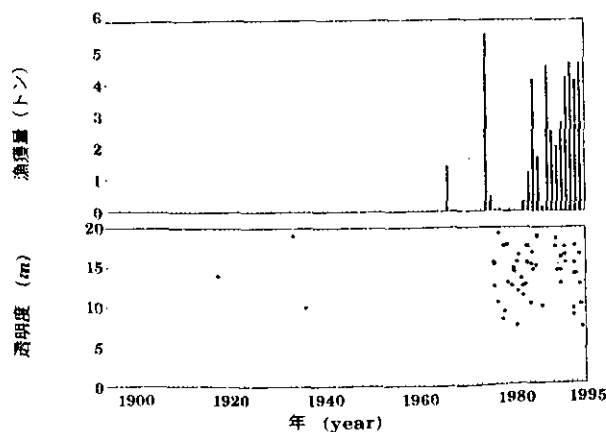


図3 阿寒パンケ湖のヒメマス漁獲量と透明度の変化

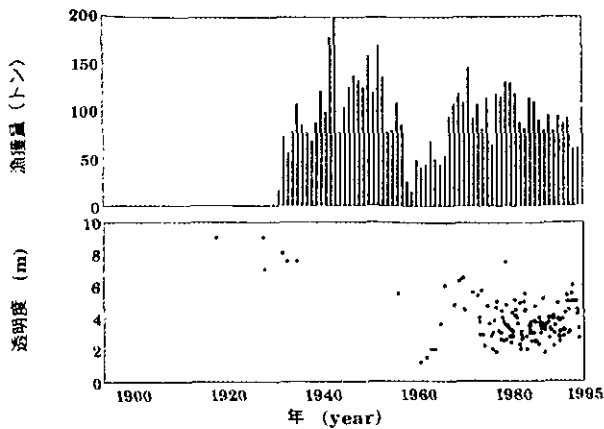


図4 阿寒湖のワカサギ漁獲量と透明度の変化

阿寒湖の主要な生息魚はワカサギで、漁獲量もワカサギで90%以上を占めている。1920年前後に測定された7-9mの透明度も、1980年代には2-5m前後まで低下している。ごく最近の測定では5-6mの測定例も増えてきているが、明確な環境の変化と断言することは難しい。阿寒湖には内水面漁業を生業とする漁業組合があり(1928年設立)、ワカサギの人工孵化放流数も8-10億粒と毎年安定した量の放流が行われており、資源管理が行き届いた湖といえる。ワカサギ資源には増減の変動もあったが、この十年来は減少傾向にあり増加する兆しはみられていない(図4)。

### 5. 資源変動の原因について

いずれの湖でも長期的な資源量の変動には、減少と増加が交互にみられていたが、この十年来は支笏湖、阿寒湖とも増加に転じる兆しがないのが大きな特徴である。

1955年ころから、北海道でも大きな観光地では加速度的に観光客の入込み数が増加し、これに呼応するように旅館、ホテルも収容能力を高めていった。またこの時期には、国内の有リン合成洗剤の生産も加速度的に増加している。観光地という特性上、食器・衣類の洗濯に合成洗剤が利用され、その排水は湖内に放出されていた。支笏湖、阿寒湖ともに1960年頃から漁獲数の増加がみられるのは、このことが一つの要因と推測される。しかし、透明度の測定結果からは必ずしも環境の変化をうかがうことはできない。阿寒バンケ湖ではこの様な周辺環境の変化がないにもかかわらず、前述のように大量のヒメマス稚魚を放流しており、漁獲の増加とはならず、逆に湖沼環境の破壊に近い打撃を与えている。

1977年頃から合成洗剤からはリンが除かれ、その数年後には下水道の整備が完了し、これまで湖内に流入していた排水もなくなり、支笏湖、阿寒湖ともにこれに呼応するように漁獲が減少している。最近の阿寒湖では、アオコの発生も少なくなり、生物群衆の役割も変り、富栄養化度が低下している(日野, 1993)。貧栄養湖ではナノ・ピコプランクトンから直接動物プランクトンへの食物連鎖が提唱されており、ナノ・ピコプランクトンの重要性が注目され、演者らの貧栄養湖湖水への栄養塩類添加実験でも、ごく僅か(2 $\mu$ g/l)のリン添加でも基礎生産が上昇することが確認されている。このようなことから、排水からのリンの供給のように、拡散によって低濃度となっても絶えず流入することが生物生産を高揚させていたと推測される。このように、湖沼環境を取り巻く外部環境の変化も湖沼の漁業生産を左右する一因と考えられる。

他方、現在の阿寒バンケ湖では安定した漁獲が営まれ、逆に上昇の傾向さえうかがえる。阿寒バンケ湖では、放流数を安定的に維持していることに加えて、河川、湖内の湧出水、枯葉などから有機物やリンの供給も多いものと推測され、栄養塩と生物生産との循環が良好であり、かつ貧栄養状態が保たれている湖沼と考えられる。

### 6. おわりに

これまで、北海道の湖での漁業生産は、湖沼を取り巻く社会的な変化から生じる環境要因についてはほとんど考慮されず、常に一定の生産力があるものと考え、稚魚の放流が行われてきた。また、透明度やCODなど、環境指標に表れる変化も小さいため、気がつきにくいこともあり、ヒメマスやワカサギの直接の餌量となる動物プランクトンの寡多に調査の目も向けられていた。さらに、ヒメマスやワカサギなど、魚類の人工孵化技術そのものは完成しており、これらの稚魚を放流し成魚として捕獲することは、一方的に湖の栄養塩類を外部に取りだすのみで、産卵後にへい死して自ら栄養塩の供給者になる回帰経路も断っている。

これからの湖沼漁業では、周辺環境の変化、湖内の基礎生産力、生物生産への栄養塩類の循環、環境収容力の評価などによって、科学的な基準も持った資源管理が必要であると考えられる。

# 洞爺湖の漁業と動物プランクトン

伴 修平・坂野博之・春名寛幸・上田 宏

(北海道大学)

## 1. はじめに

洞爺湖は北海道有数の観光名所として知られるが、国内で最も早くからヒメマスの放流事業の行われてきた内水面漁業の盛んなところでもある。洞爺湖へのヒメマスの移植は、1890年代にまでさかのぼるが、1926年にはワカサギも移植され、以後は両魚種とも重要な漁獲対象魚となってきた。1940年頃から1964年までは、年変動はあるものの、ヒメマスが50-150トン、ワカサギが5-25トン漁獲されていた。しかし、硫黄鉱山からの酸性水の影響で1965年以降急激に湖水が酸性化し、両魚種ともほとんど漁獲されなくなった。湖水の中和処理によって、1980年以降再び漁獲されるようになったものの、ヒメマスの漁獲量は10トン未満しかなく、ワカサギの漁獲量は数トンから50トンと極めて大きい年変動を示す。

ヒメマス、ワカサギともに典型的なプランクトン食者として知られ、これらの現存量変動には、その主な餌である動物プランクトンの動態を知ることが必要不可欠である。しかし、洞爺湖における動物プランクトンに関する研究は、これまでほとんどなされてこなかった。演者らは、洞爺湖における魚類生産を支える低次生産とその過程を明らかにすべく、1992年5月より定期観測を行っている。ここでは、1995年夏までの、水温、クロロフィルa量、透明度、そして、1994年夏までの動物プランクトンのそれぞれ観測結果をもとに、洞爺湖の過去数年間の水質と低次生産の動態をご紹介し、ヒメマスとワカサギの漁獲量あるいは成長との関連について考察したい。

## 2. 動物プランクトンの動態

調査は、洞爺湖臨湖実験所沖2kmに設けた定点（水深、約170m）において、およそ10日間隔で行った（ただし、1月から4月は月1-2回）。動物プランクトンは、濾水計を装着した、口径30cm、目合0.1mmのプランクトンネットを用いた0-100m鉛直曳によって採集した。採集と同時に、水温、各種栄養塩類そしてクロロフィルa量（ $<50\mu\text{m}$ ）を、0, 10, 20, 30, 40, 60, 80, 100, 120mの9層で測定した。動物プランクトン試料は、5%サッカロ

ース・フォルマリンで固定・保存した後、実験室に持ち帰り、適宜分割して、種別、発育段階別（卵を含む）、性別に分けて計数した。個体数は、 $1\text{m}^3$ 当たりの個体数密度で表した。さらに、これら動物プランクトン個体群の動態を把握するため、Egg ratio法による瞬間出生率と瞬間死亡率を計算した。

湖水は、いずれの年も5月下旬から昇温し初め、6月から11月にかけて成層構造を示した。温度躍層は、10-20mにみられ、表水層では7-8月に $20^\circ\text{C}$ を上回ることもあったが、35m以深の深水層では周年を通して $5^\circ\text{C}$ 以下であった。冬期も結水することはなく、1月から5月中旬までの期間は全層均一な温度分布となり、2-4月には $4^\circ\text{C}$ まで低下した。周年を通して窒素塩は比較的豊富に存在するものの、リン酸塩は検出限界以下であった。クロロフィルa量は、いずれの年も成層期には60m以浅に、混合期には全層均一に分布した。0-120m水柱当たりの平均値で見ると、経時的な変化はほとんどみられず $0.5-1\mu\text{g l}^{-1}$ で安定していたが、有光層内の平均値では大きな季節変化がみられ、1994年6月には $1.5\mu\text{g l}^{-1}$ を、1995年5月と8-9月には $2\mu\text{g l}^{-1}$ をそれぞれ上回った。

動物プランクトンの出現をみると、夏や秋の一時期に輪虫類の*Asplanchna herricki*と*Conochilus unicornis*が増加する以外は、橈脚類と枝角類が優占し、*Cyclops strenuus*、*Daphnia rosea*、*Bosmina coregoni*の3種が、調査期間を通して、動物プランクトン総個体数の99%以上を占めた。1992年は枝角類が50-80%を占めたが、1993年以降は橈脚類が優勢となり、1993年の12月以降はほとんど*C. strenuus*のみで占められるようになった。これら優占種の個体数密度の季節的変動をみると、*C. strenuus*が比較的安定していたのに対して、*D. rosea*と*B. coregoni*は、ともに大きく変動した（図1）。これら2種の枝角類は、1992年、1993年ともに6-7月にかけて $3-6 \times 10^3 \text{ ind m}^{-3}$ まで増加したが、以後は急激に減少し、冬期間は $0.5 \times 10^3 \text{ ind m}^{-3}$ 以下の低密度となった。特に、1993年12月以降はほとんど採集されなかった。

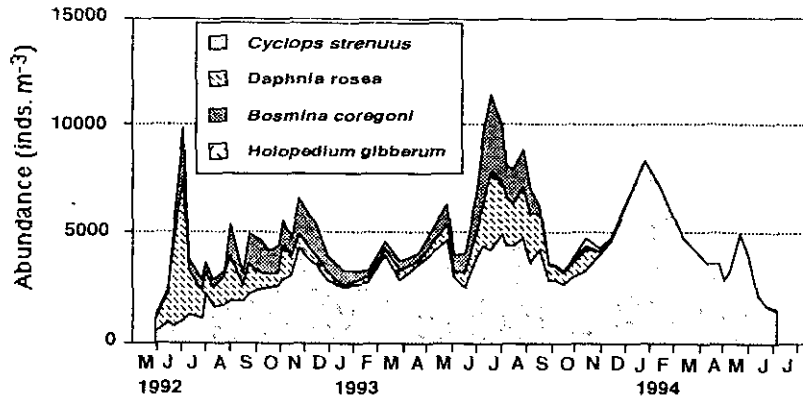


図1 洞爺湖に出現する動物プランクトン4種の個体数変動

出生率と死亡率を計算してみると、冬でも春の増殖期と同程度の出生率がみられ、冬期の低い個体数密度は、低温による出生率の低下ではなく、出生率と同程度かあるいはそれを上回る死亡率によるためであることが分かった。この高い死亡率は、この時期の高いegg ratioと高いクロロフィルa濃度から、捕食など飢餓以外の要因によって生じたものと考えられることができる。これとは逆に、6-7月の個体数増加の後にみられた高い死亡率は、低いegg ratioと低いクロロフィルa濃度を伴い、餌不足による影響が示唆された。一方、比較的個体数変動の安定していた*C. strenuus*も発育段階別にみるとその個体数密度は大きく変動しており、コホートを追跡すると、親になるまでにおよそ1年を要することが分かった。1992年生まれのコホートは比較的生存率が高かったのに対し、1993年生まれは冬期間の初期コペポダイト幼生期に高い死亡がみられた。

### 3. ヒメマス、ワカサギと動物プランクトンの関係

ヒメマスの漁獲量は、1992-1993年には8-10トンであったが、1994年には2.5トンまで減少した。年級群毎の成長率も、やはり1992-1993年が高く1994年は減少した(図2)。1992-1993年はちょうど動物プランクトン、特に*Daphnia*の現存量が高かった年であり、1994年は極めて低かった年である。そして胃内容物調査から、洞爺湖におけるヒメマスの主な餌は*Daphnia*であることが分かっている。つまり、ヒメマスの漁獲量および成長は*Daphnia*の現存量に依存している可能性が強い。一方、ヒメマス稚魚の放流尾数は、1992-1994年の間に50万から30万尾に減少したが、放流稚魚が漁獲サイズに成長するには3年を要するため、この放流尾数の減少が漁獲量の減少を反映したとは考えにくい。

ワカサギの漁獲量も1993年から1994年にかけて、25トンから5トンまで減少したが、この減少はヒメマス同様

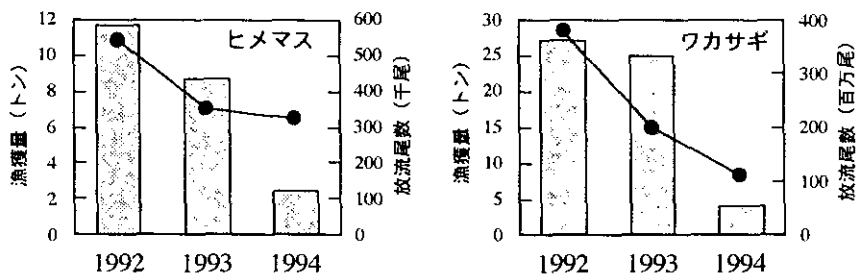


図2 1992-1993年のヒメマスおよびワカサギの漁獲量と放流尾数

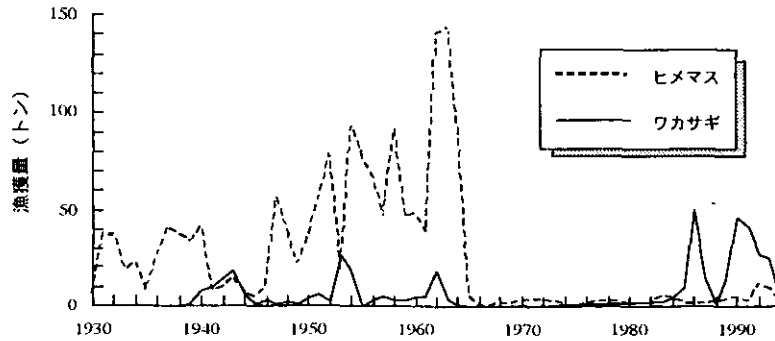


図3 1930-1994年のワカサギおよびヒメマスの漁獲量変動

に餌不足に求めることができるだろう（ワカサギもプランクトン食であり、やはり *Daphnia* を主食とする）。漁獲量はヒメマスの2-3倍に相当するが、放流尾数も3桁程度多い。まだ3年間のデータしかないため、全くのスペキュレーションでしかないが、個体数密度の高いワカサギが餌をめぐる競争に勝利した結果として、1992-1994年の両魚種の現存量が決定していたのではないかと推察する。あるいは、大型のヒメマス現存量が低いためにこれの捕食によるワカサギの減耗が少なかったのかもしれない。

このような仮説を元に、過去65年間の漁獲データを振り返ると、比較的ヒメマスの豊漁だった1964年以前にはワカサギの漁獲量は現在の1/2以下であり、ワカサギの漁獲量が特に高かった年にはヒメマスの漁獲量は低い

(図3)。以下のようなストーリーを考えてみた。1964年以前には年変動はあるものの比較的大型で老齢群のヒメマス現存量は安定しており、これがワカサギの増えすぎを調節していたが、湖水の酸性化によってほとんどのヒメマスが死滅した後は、ワカサギを捕食するサイズのヒメマス現存量の回復を待たずに大量のワカサギを放流したためにヒメマスの成長が抑えられて今日に至るのではないかと推察する。これはまだ全くの空想でしかなく、お話に過ぎないが、洞爺湖の生態系を考える上でワカサギは確かにキーストーン種であると言える。

ワカサギの放流効果を確かめ、現存量を推定し、ワカサギが動物プランクトン群集に与える影響を定量することが極めて重要な今後の課題と言えようである。



### III. 資料

福島武彦<sup>1</sup>・相崎守弘<sup>2</sup>・松重一夫<sup>1</sup>・春日清一<sup>1</sup>

(1地域環境研究グループ, 2水圏環境部)

## 1. 調査方法

表の最終欄にLと記したものを除いて、取水塔0.5m深から用排水処理施設棟へポンプで湖水を引き込み、その一部を採水した。Lと記したものは、船で取水塔に行き、採水した。なお、ろ過はすべてWhatman GF/Fフィルターを用いて行った。

## 2. 分析方法

分析方法、担当者は以下の通りである。

- \* 水温(WT), 溶存酸素(DO), pH: 市販のポータブル機; 委託業務
- \* クロロフィルa (Chla): メタノール抽出後, SCOR/UNESCO法(1966); 相崎
- \* フィコシアニン(Phyco): Otsuki *et al.* (1994); 相崎
- \* アンモニア態窒素(NH<sub>4</sub>-N), 亜硝酸態窒素(NO<sub>2</sub>-N), 硝酸態窒素(NO<sub>3</sub>-N), 溶存態有機窒素(DTN - NH<sub>4</sub>-N - NO<sub>2</sub>-N - NO<sub>3</sub>-N), 全溶存態窒素(DTN), リン酸態リン(PO<sub>4</sub>-P), 溶存態リン(DTP), 全リン(TP): テクニコンTraacs-800を用いて大槻ら(1981), 大槻(1982)の方法; 福島
- \* 乾燥重量(SS): フィルターの秤量; 福島
- \* 懸濁態有機炭素(POC)・窒素(PON): CHNコーダー(柳本MT-5); 福島
- \* COD・BOD・溶存態COD(D-COD)・溶存態BOD(D-BOD): JIS法; 松重
- \* 溶存態有機炭素(DOC): 乾式酸化法(島津TOC-5000); 福島
- \* 紫外部吸光度(UV260): Beckman DU-7で260 nmの吸光度; 福島
- \* Cl, Si, Ca: オリンパスKL-500; 春日

## [参考資料]

- 大槻 晃・河合崇欣・相崎守弘(1981): 霞ヶ浦高浜入におけるリンおよび溶存無機態窒素の動態, 国立公害研究所研究報告, 22, 3-21.
- 大槻 晃(1982): 水質調査測定法, 日本水質汚濁研究協会(編)湖沼環境調査指針, 公害対策技術同友会, 121-145.
- Otsuki, A. *et al.*(1994): HPLC fluorometric determination of natural phytoplankton phycocyanin and its usefulness as Cyanobacterial biomass in highly eutrophic shallow lake. *Water Air Soil Pollution*, 76, 383-396.
- UNESCO (1966): Determination of photosynthetic pigments in seawater. *Monographs on Oceanographic Methodology*, 1, UNESCO Paris, 69pp.

	WT	DO	pH	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	D-COD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca		
1994	4/1	11.8	10.36	8.94	34	1	22	10	237	272	541	2	7	61	18.8	3.86	0.65	6.3	3.4	3.08	0.0534	28.5	4.86	16.9	
	4/4				63	4	24	6	37	272	339	2	7	47	18.5	3.69	0.69	6.3	4.4	3.05	0.0511	27.8	4.22	16.8	
	4/6				24	11	54	8	216	257	535	2	7	62	18.6	3.56	0.64	6.2	4.4	3.23	0.0483	29.8	4.52	17.1	
	4/11				36	9	21	1	20	265	307	1	5	54	21.2	4.03	0.75	6.2	4.3	3.42	0.0504	31.5	4.35	16.9	
	4/13				39	16	24	8	140	255	427	1	4	69	22.1	4.42	0.80	6.4	4.3	3.36	0.0504	32.0	4.33	17.4	
	4/15	15.4	13.38	7.80	12	1	1025	1	16	490	1532	48	93	159	13.7	2.90	0.56	9.2	2.97	0.0503	31.5	5.12	19.5	L	
	4/18				46	15	20	2	16	310	348	0	3	78	25.9	4.72	0.78	8.5	4.7	2.89	0.0466	33.3	3.73	17.1	
	4/20				43	15	18	2	14	279	313	0	3	90	35.8	5.34	0.89	9.0	5.0	3.35	0.0431	32.2	3.58	17.0	
	4/22	16.3	12.55	7.42	13	1	480	1	16	72	569	8	16	72	9.6	1.72	0.31	5.8	3.9	2.72	0.0477	32.6	4.43	18.5	L
	4/25				34	12	30	1	24	290	345	0	6	76	22.6	4.13	0.68	8.5	4.2	3.17	0.0466	32.4	2.94	14.1	
	4/27				34	7	27	6	35	374	442	4	8	64	15.5	2.75	0.47	8.6	4.6	3.28	0.0490	34.0	2.96	17.3	
	5/2				42	3	143	6	29	281	459	4	6	45	13.8	2.41	0.44	7.1	4.6	3.08	0.0490	38.9	2.88	17.5	
	5/6	18.0	11.83	7.45	36	7	150	10	121	356	637	7	8	56	15.6	2.31	0.39	8.5	5.7	3.09	0.0590	40.6	4.21	18.8	L
	5/9				45	18	86	3	15	288	392	4	9	76	25.2	3.49	0.58	8.6	5.8	2.97	0.0594	37.5	2.67	17.6	
	5/11				34	12	116	12	55	245	428	6	9	56	14.2	2.34	0.39	7.9	4.4	3.07	0.0561	40.8	3.38	18.6	
	5/13	29.2	6.84	9.30	30	22	112	14	111	281	518	4	8	55	11.7	2.02	0.38	7.6	4.5	3.05	0.0587	33.9	2.02	17.5	L
	5/18				32	18	81	4	23	248	356	6	8	72	16.8	3.00	0.47	7.6	4.8	2.95	0.0594	34.3	1.26	17.4	
	5/20	18.8	9.51	7.49	27	27	21	4	46	302	373	4	8	57	19.9	2.88	0.52	6.9	4.5	2.97	0.0594	35.1	1.58	17.6	L
	5/23				22	19	52	3	21	275	351	3	7	46	12.7	2.38	0.37	7.7	4.1	2.83	0.0519	40.1	3.14	17.7	
	5/25				38	13	132	4	23	237	396	4	7	64	15.4	2.87	0.48	6.5	4.4	2.87	0.0570	38.8	2.32	18.2	
	5/27	21.1	7.80	7.54	37	43	64	4	57	228	353	7	11	93	18.9	3.13	0.54	7.2	4.3	3.06	0.0667	37.7	1.49	17.7	
	5/30				29	37	300	7	58	151	516	16	17	82	18.1	2.79	0.51	6.8	4.4	2.89	0.0646	38.6	2.59	18.4	
	6/3	24.0	10.24	7.95	20	16	88	5	24	276	393	8	19	81	16.9	3.15	0.47	6.5	4.8	2.80	0.0586	41.0	2.22	18.3	L
	6/7				41	72	174	11	87	240	512	21	35	141	37.6	5.47	1.01	7.3	4.1	2.88	0.0664	42.4	2.79	18.9	
	6/10	23.4	8.62	7.99	36	35	29	7	32	279	347	9	22	77	15.7	3.23	0.61	5.2	4.0	2.83	0.0583	44.1	3.05	18.8	L
	6/13				12	25	83	5	29	266	383	6	16	89	16.3	3.36	0.55	7.2	4.4	3.21	0.0707	48.4	4.15	19.6	
	6/15				12	5	28	1	0	266	295	1	10	63	13.5	3.09	0.48	6.4	4.5	3.03	0.0656	55.8	3.38	19.9	
	6/17	26.2	9.60	7.82	21	8	20	4	15	278	317	5	13	70	13.4	2.92	0.46	7.5	5.4	3.06	0.0659	52.2	3.54	19.6	L
	6/20				40	88	282	12	79	215	588	28	44	136	24.5	4.22	0.83	7.6	4.1	3.05	0.0603	44.9	2.97	19.6	
	6/22				28	34	83	7	87	269	446	15	27	81	14.2	2.79	0.56	5.9	3.9	3.19	0.0701	52.0	3.76	19.2	
	6/24	22.9	12.04	7.81	20	8	54	1	43	271	369	6	19	75	14.6	3.28	0.54	6.6	4.7	3.24	0.0734	54.2	4.33	19.5	L
	6/27				29	11	103	5	101	106	315	18	37	92	10.0	2.73	0.53	7.3	4.7	3.25	0.0733	54.5	4.18	20.1	
	6/29				14	17	48	1	70	211	330	9	19	71	14.9	2.94	0.59	6.4	4.2	2.86	0.0603	47.2	3.37	19.2	
	7/1	22.6	10.25	7.41	20	47	45	2	65	223	335	7	17	87	10.6	3.41	0.60			2.91	0.0703	52.3	4.29	20.1	L
	7/4				32	62	10	0	44	278	332	10	28	101	24.7	4.16	0.64			3.25	0.0730	49.9	4.50	19.1	
	7/6				27	14	4	3	5	255	267	5	20	89	15.4	3.98	0.67			3.13	0.0680	48.1	4.26	19.4	
	7/8	26.5	10.32	8.63	27	48	4	2	5	269	280	7	25	78	13.8	3.13	0.54			3.25	0.0684	47.3	4.35	19.8	L
	7/11				28	46	4	4	14	245	267	16	29	65	14.8	3.54	0.62			3.38	0.0654	48.8	4.84	19.9	
	7/13				28	96	7	2	22	235	266	12	28	79	16.9	3.99	0.71			3.38	0.0657	49.0	4.70	19.6	

	WT	DO	pH	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	D-COD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca	
7/15	29.4	9.64	7.81	38	82	7	2	48	260	317	16	29	90	17.6	4.31	0.69			3.28	0.0656	50.8	5.09	20.0	L
7/18				28	55	52	4	63	314	433	20	33	78	11.0	2.42	0.48	7.6	5.3	3.48	0.0704	51.0	5.23	20.3	
7/20				39	67	239	25	104	405	773	60	74	131	19.1	3.05	0.60	7.2	5.6	3.44	0.0690	47.3	5.52	17.7	
7/22	29.1	11.52	7.48	24	32	161	7	94	290	552	38	54	129	24.7	3.34	0.60	5.5	4.8	3.35	0.0680	54.7	5.68	18.0	
7/25				17	15	70	9	133	353	565	31	51	85	10.2	2.03	0.29	7.2	6.1	3.52	0.0749	56.9	6.07	18.3	
7/27				27	21	83	13	127	371	594	27	43	101	17.3	2.63	0.48	7.3	5.2	3.83	0.0819	55.5	6.05	18.9	
8/1						72	4	63	413	552	39	57	99	18.2	3.04	0.51	6.9	5.9	3.81	0.0766	53.3	6.52	18.2	
8/3				27	22	81	8	85	381	555	39	56	104	15.1	2.39	0.43	7.3	5.2	3.78	0.0753	53.7	6.26	18.2	
8/8				25		83	19	133	486	721	47	64	151	16.9	2.91	0.50	6.6	5.8	4.13	0.0813	55.8	6.58	18.4	
8/10				30	33	215	28	74	559	876	110	121	222	16.0	2.60	0.47	7.7	6.1	4.13	0.0864	55.7	6.68	18.8	
8/15				48	32	45	10	64	437	556	51	72	123	15.0	2.57	0.47	7.5	5.9	4.10	0.0857	53.1	6.51	18.4	
8/17				38	13	57	12	72	490	631	90	117	163	15.3	2.91	0.52	7.6	5.6	4.19	0.0896	51.0	6.15	18.0	
8/19	31.1	7.79	7.86	35	18	212	13	20	529	774	102	125	208	14.1	2.58	0.48	7.1	5.7	4.34	0.0897	50.6	6.24	18.9	L
8/22				52	14	158	32	172	379	741	88	100	168	17.9	2.38	0.44	6.4	5.2	4.64	0.0837	48.0	5.61	18.2	
8/24				79	44	253	58	143	418	872	80	90	148	23.2	3.45	0.64	7.5	5.2	4.22	0.0843	50.6	4.96	18.3	
8/26	28.5	12.67	8.42	38	42	9	9	65	366	449	27	30	108	22.2	3.70	0.66	7.2	5.6	4.42	0.0976	52.6	4.41	17.8	L
8/29				26	51	79	17	97	431	624	35	38	124	33.7	5.75	1.08	6.1	4.8	4.34	0.0966	56.1	3.66	19.1	
8/31				23	18	234	14	59	495	802	54	55	140	18.5	3.51	0.54	6.0	4.4	4.20	0.0960	56.2	3.56	18.8	
9/2	28.8	7.20	7.46			828	2	11	332	1173	82	109	140				5.9	4.7	3.76	0.0911	56.0	4.68	18.9	L
9/5				27	10	138	9	94	410	651	32	30	34	23.0	3.48	0.57	7.0	5.8	4.10	0.0867	57.4	2.72	18.9	
9/7				43	29	90	9	99	433	631	25	45	125	22.1	3.18	0.54	8.6	5.9	4.46	0.1014	47.7	2.95	17.7	
9/9	29.7	7.07	8.67	29	15	18	3	47	292	360	12	29	98	22.2	3.58	0.56	6.5	4.6	4.71	0.1014	52.4	1.12	18.0	L
9/12				55	29	31	3	44	340	418	12	29	94	37.4	4.30	0.73	8.9	5.8	4.12	0.0906	55.1	0.56	18.2	
9/14				71	1	98	6	110	285	499	23	40	99	35.0	3.85	0.65	7.4	5.6	4.16	0.0843				
9/19				46	13	37	8	147	416	608	12	28	82	22.4	3.31	0.47	5.4	4.6	4.31	0.0919	52.0	0.17	17.6	
9/21				50	1	42	5	153	268	468	15	31	66	17.6	3.10	0.40	7.8	5.7	4.38	0.0889	53.4	0.22	17.9	
9/26				64	27	149	15	220	31	415	26	41	95	20.7	2.68	0.42	9.1	6.7	3.97	0.0811	51.0	0.23	17.9	
9/28				46	48	31	5	69	453	558	10	25	60	14.5	2.54	0.41	8.7	6.4	4.06	0.0791	52.1	0.19	17.3	
10/3				61	49	78	20	204	463	765	18	29	83	20.5	3.93	0.45	7.7	5.5	3.85	0.0821	41.9	0.25	16.9	
10/5				65	34	131	16	201	503	851	18	27	78	18.0	2.86	0.47	6.1	4.0	3.80	0.0789	41.7	0.39	17.0	
10/7	22.8	11.19	8.12	42	27	18	2	44	488	552	6	13	60	15.3	2.85	0.48	6.9	4.4	4.07	0.0789	43.1	0.24	16.4	L
10/11				59	37	247	32	143	296	718	36	43	44	15.1	2.64	0.47	9.0	6.0	3.91	0.0826	40.5	0.14	16.7	
10/12				37	26	70	21	116	848	1055	12	15	40	10.6	1.92	0.34	7.7	5.6	3.83	0.0813	43.6	0.14	16.6	
10/17				30	2	84	22	122	531	759	10	18	39	12.8	2.25	0.31	6.5	4.7	3.78	0.0803	41.4	0.14	16.8	
10/19				54	21	241	33	161	619	1054	40	48	78	15.7	2.41	0.37	7.2	5.5	4.31	0.0837	44.8	0.16	17.0	
10/21	19.6	7.33	7.58	55	13	112	10	100	527	749	10	10	47	17.8	2.61	0.45	7.3	5.6	4.02	0.0817	46.3	0.16	17.3	
10/24				52	33	50	4	59	555	668	4	16	41	13.6	2.39	0.43	7.5	5.5	4.03	0.0807	46.1	0.12	17.0	
10/26				14	3	143	3	20	402	568	10	15	21	3.7	1.14	0.16	6.0	4.5	3.03	0.0973	45.6	0.38	17.2	
10/28	18.3	7.62	7.77	45	33	119	23	108	553	803	16	24	44	15.0	2.88	0.47			4.06	0.0831	45.2	0.17	16.6	
10/31				60	50	27	7	144	452	630	7	10	48	16.5	3.32	0.63			4.52	0.0914	43.2	0.15	16.1	

	WT	DO	pH	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	D-COD	DOC	UV260	Cl	SI	Ca
				55	59	28	12	85	498	623	6	11	40	17.1	3.20	0.57			5.88	0.0864	43.5	0.15	16.2
	11/4	16.0	10.00	7.46	73	41	49	6	47	518	620	10	17	47	15.8	3.51	0.58		4.25	0.0889	43.8	0.29	15.8 L
	11/7				48	17	56	6	136	503	701	6	10	26	18.9	3.23	0.55		4.00	0.0826	44.6	0.24	16.4
	11/9				35	26	62	4	47	478	591	10	23	54	35.9	5.24	0.85		3.95	0.0830	43.1	0.26	16.4
	11/11	15.8	8.32	8.39	49	12	46	4	40	474	564	7	19	39	12.4	2.85	0.46		4.71	0.0893	44.7	0.20	16.1 L
	11/14				33	1	83	8	97	533	721	6	11	39	36.9	5.54	0.93		3.99	0.0789	44.9	0.27	16.9
	11/16				25	1	33	3	28	454	518	8	11	26	12.8	2.59	0.38		4.50	0.0791	48.3	0.20	16.7
	11/18	13.1	8.42	7.52	25	1	50	7	111	513	681	11	13	41	19.5	3.12	0.50		4.26	0.0796	47.4	0.23	17.0 L
	11/21				38	1	44	6	83	500	633	7	12	23	10.6	2.36	0.40		3.98	0.0780	49.6	0.20	17.0
	11/24				36	1	14	2	35	460	511	5	15	69	14.3	2.78	0.48		3.88	0.0756	46.4	0.15	16.9
	11/25	11.6	5.70	8.27	56	1	2	2	38	448	490	1	7	55	7.2	1.92	0.33		3.89	0.0747			L
	11/28						39	7	108	499	653	9	20	80	17.6	3.52	0.59		3.93	0.0793	44.8	0.13	16.8
	11/30				24	1	14	2	38	351	405	2	13	48	9.3	2.03	0.30		3.82	0.0729	43.2	0.12	16.6
	12/2	11.8	6.71	8.50	20	1	16	3	38	402	459	5	13	46	8.3	2.35	0.33		4.06	0.0729	43.5	0.11	16.4
	12/5				9	1	8	2	35	361	406	0	9	47	8.4	1.90	0.31		3.81	0.0747	44.4	0.14	16.7
	12/7				21	1	15	2	29	374	420	3	13	51	9.9	2.09	0.34		4.41	0.0706	47.4	0.27	17.1
	12/9	9.8	11.88	8.30	26	1	10	2	34	397	443	5	13	58	9.6	2.02	0.33		5.64	0.0764	50.2	0.47	17.5 L
	12/12				20	1	51	8	102	362	523	3	13	48	10.3	1.84	0.32		4.04	0.0633	40.4	0.17	17.0
	12/14				31	1	21	5	49	402	477	9	23	66	11.0	2.29	0.38		3.88	0.0660	49.2	0.12	17.2
	12/16	8.2	10.43	8.18	11	1	13	2	7	334	356	1	7	46	11.0	2.52	0.36		4.90	0.0683			
	12/19				20	1	21	4	69	372	466	3	9	37	8.5	1.66	0.28		3.72	0.0631	44.1	0.11	16.9
	12/21				9	1	4	0	480	302	786	6	10	31	8.5	1.14	0.18		3.57	0.0566	44.5	0.27	17.5
	12/22	6.2	6.67	7.09	26	1	18	4	43	377	442	2	9	40	11.5	2.12	0.34		3.65	0.0637	47.7	0.21	17.5 L
	12/26				23	1	12	3	36	381	432	2	11	45	13.4	2.59	0.44		4.13	0.0777	45.3	0.14	17.4
	12/28	6.8	10.80	7.33	24	1	12	3	25	376	416	2	11	48	9.8	2.29	0.34		3.74	0.0664	45.4	0.10	17.3 L
1995	1/4				21	1	16	4	43	369	432	2	9	54	30.7	4.21	0.68		4.21	0.0681	48.8	0.18	17.7
	1/6	5.7	13.50	7.95	32	1	18	5	50	394	467	3	8	41	9.1	2.38	0.39		3.51	0.0644	49.2	0.60	18.0 L
	1/9				23	1	28	7	91	390	516	3	12	55	15.1	3.19	0.55		3.67	0.0694	47.0	0.32	17.8
	1/11				29	1	46	14	169	442	671	2	13	59	11.7	2.31	0.40		3.68	0.0663	44.2	0.28	18.0
	1/13	5.5	13.68	7.06	29	1	15	3	22	394	434	3	10	49	11.2	2.68	0.45		4.14	0.0711	45.9	0.20	17.3 L
	1/17				34	1	35	8	123	383	549	3	12	62	14.2	2.64	0.44		3.67	0.0607	45.5	0.38	18.1
	1/18				28	1	46	12	141	404	603	3	11	65	12.2	2.35	0.40		3.65	0.0651	47.4	0.29	18.2
	1/20	3.4	14.69	7.22	27	1	14	5	33	369	421	2	9	53	11.2	2.32	0.38		3.88	0.0660	48.4	0.38	18.2 L
	1/23				28	1	21	5	45	395	466	4	11	74	16.1	3.42	0.68		3.64	0.0656	47.2	0.34	17.6
	1/25				33	1	17	5	38	380	440	2	8	52	12.5	2.64	0.45		3.77	0.0644	46.6	0.30	17.3
	1/27	4.9	13.92	7.49	30	1	13	4	208	339	564	2	8	54	12.7	2.11	0.34		3.41	0.0603	48.2	0.41	17.9 L
	1/30				38	1	14	4	31	374	423	2	8	63	17.2	3.25	0.55		3.72	0.0660	49.4	0.36	18.2
	2/1				34	1	19	4	40	388	451	3	8	58	13.2	2.88	0.50		4.00	0.0630	55.0	0.43	18.4
	2/3	5.1	11.44	7.51	37	1	23	7	125	396	551	2	10	66	16.8	3.43	0.55		3.74	0.0609	46.8	0.59	18.0
	2/6				23	1	4	6	104	381	495	1	8	52	16.9	3.57	0.61		3.90	0.0617	49.1	0.49	18.1

	WT	DO	pH	Chl-a	Phyco	NH4-N	NO2-N	NO3-N	DON	DTN	PO4-P	DTP	T-P	SS	POC	PON	COD	D-COD	DOC	UV260	Cl	Si	Ca
2/8				33	13	10	5	102	410	526	1	8	49	12.3	2.90	0.50			3.65	0.0616	47.8	0.51	18.2
2/10	6.8	11.53	8.03	20	10	9	4	53	377	445	1	7	58	14.6	2.98	0.50			3.74	0.0606	48.9	0.24	18.0
2/13				25	1	53	30	321	332	736	4	11	106	34.3	4.28	0.72			2.98	0.0529	48.4	0.44	18.4
2/15				37	16	11	5	47	383	446	1	5	55	16.2	3.21	0.58			3.63	0.0619	44.6	0.42	17.6
2/17	5.6	11.50	7.80	41	18	9	2	28	409	448	1	6	49	11.8	2.85	0.50			3.74	0.0641	49.8	0.24	18.1
2/20				39	16	11	4	43	392	450	0	6	58	14.8	3.10	0.54			3.81	0.0623	48.5	0.58	18.4
2/22				43	14	10	4	80	367	461	1	9	77	22.0	3.74	0.66			3.65	0.0577	48.9	0.61	18.4
2/24	7.0	12.27	8.05	41	11	10	5	109	386	510	1	8	55	14.6	2.79	0.50			3.75	0.0544	48.7	0.89	18.6
2/27				42	17	11	5	85	393	494	0	8	61	14.7	2.97	0.52			3.71	0.0586	48.8	0.72	18.3
3/1				38	20	14	3	41	410	468	0	9	64	24.7	3.67	0.65			3.64	0.0593	45.9	0.53	16.2
3/3	8.2	8.92	8.11	36	36	10	2	24	407	443	0	9	56	14.0	2.79	0.51			3.70	0.0633	46.6	0.45	16.4
3/6				32	34	12	5	67	414	498	0	8	63	14.1	3.10	0.58			3.76	0.0517	49.6	0.60	16.8
3/8				38	42	23	6	109	457	595	0	10	76	18.0	3.54	0.59			3.86	0.0616	51.1	0.31	17.5
3/10	8.4	8.58	8.06	31	26	8	2	22	418	450	0	8	62	15.8	3.39	0.53			3.60	0.0567	46.6	0.43	16.3
3/13				39	41	30	5	165	392	592	1	10	79	21.0	3.48	0.59			3.63	0.0573	44.2	0.48	16.4
3/15				36	57	20	4	102	398	524	1	8	64	19.9	3.60	0.65			3.81	0.0569	46.6	0.56	16.8
3/17	10.5	8.21	8.11	39	55	15	2	38	357	414	2	10	66	19.5	3.70	0.65			3.54	0.0529	49.8	0.93	16.7
3/20				50	74	47	7	120	415	589	3	11	105	25.9	4.27	0.77			3.66	0.0526	48.5	0.81	16.8
3/22				45	49	64	12	331	440	847	3	12	100	22.9	3.84	0.70			3.40	0.0506	49.0	2.13	17.6
3/24	10.9	8.32	7.66	45	55	5	3	28	388	424	0	8	70	19.8	3.69	0.65			3.58	0.0524	49.4	0.51	16.5
3/27				50	72	15	2	31	392	440	1	9	103	30.0	5.25	0.98	5.5		3.62	0.0537	45.0	0.08	15.8
3/29				44	51	25	5	114	426	570	2	10	96	23.7	4.12	0.73			3.77	0.0534	45.4	0.18	16.4
3/31	11.2	7.87	8.16	38	62	7	2	26	396	431	1	10	73	17.9	3.69	0.64	6.2	5.3	3.40	0.0604	46.9	0.14	15.9
	°C	mg/l		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	Abs.	mg/l	mg/l	mg/l

---

国立環境研究所	地球環境研究グループ	野尻 幸宏
//	地域環境研究グループ	福島 武彦
//	//	松重 一夫
//	//	春日 清一
//	水圏環境部	相崎 守弘
北海道大学		上田 宏
//		伴 修平
茨城大学		加藤めぐみ
//		小高 聡
//		村上 和則
筑波大学		内海 真生
東京工業大学		石川 忠晴
東京水産大学		朴 済哲
//		山本 五秋
//		野沢 岳史
東京農工大学		細見 正明
//		松永 千会
千葉工業大学		滝 和夫
//		小峯 信幸
韓国国立環境研究院		金 相敦
北海道立水産孵化場		今田 和史
北海道環境科学研究センター		石川 靖
北海道環境研究所		福山 龍次
長野県衛生公害研究所		小澤 秀明
茨城県霞ヶ浦対策課		船橋 牧男
茨城県公害技術センター		稲田 敏之
//		栗田 初美
茨城県内水面水産試験場		岩崎 順
//		浜田 篤信
//		外岡 健夫
土浦の自然を守る会		山根 幸美

---

実験施設名	研究テーマ	研究者名	研究期間
多目的実験池			
(大型池)	*動物相を用いた湖沼環境指標化に関する研究(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
(小型池)	*生態系構造と溶存有機物の挙動に関する研究(湖沼環境指標特研)	相崎, 福島, 松重	92/4~97/3
	*N/P比変動の影響解析(湖沼環境指標特研)	相崎, 福島, 松重	92/4~97/3
	*pH, DOの変動特性からの生態系評価方法に関する研究 (湖沼環境指標特研)	福島, 松重	93/4~97/3
(成層池)	*水草帯の分布とその変動に関する研究(生物経常)	野原	90/4~永続
	*湖水中の溶存ガスの挙動に関する研究(地域経常)	福島, 松重	93/4~97/3
人工水路	*水耕栽培による水質浄化に関する研究(水質経常)	相崎	90/4~95/3
フリースペース	*霞ヶ浦に侵入した外来性魚類, 特にオオクチバスとブルーギルに関する研究(地域経常)	春日	92/4~97/3
	*実験用水生生物の保存(地域経常)	春日	90/4~長期
用排水棟	*生物活性炭流動床パイロットプラントによる高度処理と微小動物による有害藻類の捕食分解(生活地域流動)	高木, 稲森, 西村	94/3~96/3
	*汚濁湖沼水の微生物固定化法による水改善手法に関する研究 (地域経常)	高木, 稲森	92/4~96/3
取水塔	*水質連続測定に関する研究(湖沼環境指標特研)	松重, 福島, 河合	90/4~長期
実験管理棟			
(モニター室)	*気象・水質等モニターデータの整理(計測経常)	河合	90/4~長期
(実験室)	*霞ヶ浦の生物動態調査 (湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
	*霞ヶ浦の魚類調査(湖沼環境指標特研)	春日	92/4~97/3
	*環境変動に伴う天然水中の微量成分の挙動に関する研究(地球経常)	野尻	90/4~長期
	*霞ヶ浦からのメタン・亜酸化窒素の放出に関する研究 (地球推進費, 温暖化現象)	野尻	90/4~96/3
	*生物資源保護に果たす霞ヶ浦の役割(地域経常)	春日	90/4~長期
	*霞ヶ浦の環境に関する基礎的研究(地域経常, 特別経常)	相崎	92/4~97/3
	*無酸素水塊形成機構に関する研究(閉鎖性海域特研)	竹下, 木幡, 中村	91/4~95/3
	*植物プランクトン, 特にピコプランクトンの種類と光環境の 関係について(湖沼環境指標特研)	高村	91/4~95/3
	*硝酸性窒素による地下水汚染に関する研究(地域密着)	平田	91/4~96/3
	*溶存有機物の動態, 分画, 起源に関する研究(湖沼環境指標特研)	今井, 福島, 相崎	93/4~97/3
	*アオコの増殖機構について(湖沼環境指標特研)	相崎	93/4~97/3
	*霞ヶ浦底泥からの栄養塩及び有機物の溶出に関する研究 (湖沼環境指標特研)	相崎, 福島	95/4~96/3
	*穴塚大池及びびこい養殖池の水質変動	春日	95/4~97/3
素堀池	*霞ヶ浦の貴重動・植物の保存(地域経常)	春日	89/4~永続
	*水質変動のモニター(モニター)	福島	93/4~97/3



誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	発表年
金 周永, 杉浦則夫, 伏見 聡, 稲森悠平, 西村 修, 須藤隆一	生物活性炭における細菌の付着能と高濃度気質分解特性	日本水処理生物学会誌	1994
T. Fukushima, H. Harasawa, M. Naito, K. Amano, Y. Nakamori	A long-term prediction system for aquatic environments in the Tokyo metropolitan area	Bilateral Symp. Fluid Manage. tools Environ.	1994
福島武彦	農業負荷の湖沼富栄養化に及ぼす影響	閉鎖性水域における富栄養化の評価と農業のかかわり (農業研究センター)	1994
福島武彦	世界の水質汚濁	地球環境ハンドブック (不破敬一郎編著)	1994
福島武彦	森林とゴルフ場	ひとと湖とのかかわり-霞ヶ浦-(STEP)	1994
相崎守弘	霞ヶ浦のシンボル「ひょうたん島」の構想	ニュー茨城	1994
相崎守弘	水生植物を使った池の浄化	緑の読本	1994
相崎守弘	生産者・消費者・分解者, 霞ヶ浦の富栄養化, 霞ヶ浦の大規模浚渫	ひとと湖とのかかわり-霞ヶ浦-(STEP)	1994
A. Imai, K. Onuma, Y. Inamori, E. Sudo	Biodegradation and adsorption in refractory leachate treatment by the biological activated carbon fluidized bed process	Water Res.	1994

口頭発表

発表者	題目	学会名称等	発表年
野尻幸宏, 中村岳史, 大槻 晃	霞ヶ浦における溶存メタンの酸化IIメタン酸化活性の季節変化	日本陸水学会第59回大会	1994
野尻幸宏, 中村岳史	霞ヶ浦における溶存メタン濃度変動	日本陸水学会第59回大会	1994
金 周永, 近山憲幸, 福武朗子, 杉浦則夫, 稲森悠平, 須藤隆一	生物活性炭流動床法における低濃度汚濁湖沼水の水質浄化能と各種生物変動	第28回水環境学会年会	1994
稲森悠平, 金 周永, 須藤隆一, 近山憲幸, 橋本貴行, 杉浦則夫	パイロットスケール生物活性炭流動床法による水道原水の直接浄化に関する研究	第28回水環境学会年会	1994
春日清一	霞ヶ浦におけるベヘレイの自然繁殖について	平成6年度日本水産学会春季大会	1994
春日清一	霞ヶ浦における珪酸の枯渇とその変動要因	日本陸水学会第59回大会	1994
福島武彦, 松重一夫, R. S., Weisburd	Free Water 法による光合成, 呼吸, 大気との交換速度の推定について	日本陸水学会第59回大会	1994
J. S. Weisburd, M. Ishii, T. Fukushima, A. Otsuki	High precision measurements of dissolved inorganic carbon with a commercial ND-IR instrument	日本陸水学会第59回大会	1994
中島 淳, 福島武彦, 孔 東壽, 相崎守弘	Grazer構成が異なる実験池で見られたフェオ色素組成の特徴	日本陸水学会第59回大会	1994
R. H. Goma, T. Fukushima, M. Aizaki, A. Otsuki,	Significance of zooplankton activity as a source of dissolved organic nitrogen in Lake Kasumigaura : outdoor experimental results	日本陸水学会第59回大会	1994
R. H. Goma, T. Fukushima, M. Aizaki, A. Otsuki	The effect of goldfish on the presence of dissolved organic nitrogen in eutrophic experimental pond water	日本陸水学会第59回大会	1994
藤本尚志, 須藤隆一, 福島武彦, 稲森悠平	藍藻類の発生と環境因子の関係の全国湖沼データの解析による評価	第29回日本水環境学会年会	1995
福島武彦, 松重一夫	山地河川における流域特性と水質との関係について	第29回日本水環境学会年会	1995
相崎守弘, 中里広幸	水耕生物ろ過法による土浦港浄化実験II, 水質変化	第29回日本水環境学会年会	1995
中里広幸, 相崎守弘	水耕生物ろ過法による土浦港湖水浄化実験I	第29回日本水環境学会年会	1995
今井章雄, 福島武彦	藍藻類増殖におけるシデロフォア生成とフミン物質の影響	土木学会第49回年次学術講演会	1994

【平成8年2月19日編集委員会受理】

[国立環境研究所資料 F-88-'96/NIES]

霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会

講演報告集 -10-

問い合わせ先 霞ヶ浦臨湖実験施設 松重一夫

---

平成8年3月29日発行

発行 環境庁 国立環境研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16番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