

第2回 環境容量シンポジウム

——流域管理と湖沼生態系管理——

——Proceedings of 2nd Symposium on Aquatic Carrying
Capacity and its Application——

期日 平成元年3月13日

会場 国立公害研究所

特別研究「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」
シンポジウム報告

海老瀬潜一編

Edited by Senichi EBISE

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

序

昭和62年度から開始した特別研究「環境容量から見た水域の機能評価と新管理手法に関する研究」は、水環境保全の研究としてこれまで行ってきた内容と若干趣を異にしている。当研究所内の経緯からみると、昭和50年から湖沼の富栄養化現象の解明や防止対策、そして自然浄化力について、霞ヶ浦を主たる研究対象とした、言わば現象の機構にスポットを当てることを基本とした研究姿勢であった。また、わが国の湖沼環境の保全からみると、従来の水質汚濁防止法に加え、昭和59年制定の湖沼水質保全特別措置法によって施策が積極的に推進されている。しかしながら湖沼の環境基準の達成率は、ほぼ40%と依然として低率である。このような背景から、これから行政施策に役立つ調査研究としては、一旦現象解明の主体性をさしひかえ、環境容量という概念を通して必要な現象解明や、その資料に基づく応用成果を生み出す方向で、この研究を行うことになったものである。

平成元年6月

水質土壌環境部長 須藤 隆一

目 次

I. 流域管理

1. 流域の汚濁負荷レベルと汚濁負荷構造…………… 1
海老瀬 潜一 国立公害研究所 水質土壌環境部
2. 流域構造と流域管理…………… 15
仲上 健一 大阪産業大学 経営学部
3. 環境負荷量配分計画のコンフリクト分析
ー閉鎖性水域を対象として…………… 23
岡田 憲夫 鳥取大学 工学部

II. 湖沼生態系管理

4. 屋外実験池におけるアオコの優占培養…………… 35
相崎 守弘 国立公害研究所 水質土壌環境部
5. 木崎湖における生物相の変遷…………… 49
林 秀剛 信州大学 理学部
6. 相模湖（神奈川県）に大発生する藻類の現状とその抑制…………… 59
綿貫 知彦 神奈川県 衛生研究所
7. カビ臭生成 *Phormidium tenue* の細菌および微小動物による分解・除去…… 69
稲森 悠平 国立公害研究所 水質土壌環境部

資 料 …………… 80

1. 第2回「環境容量シンポジウム」参加者氏名一覧

I . 流 域 管 理

1. 流域の汚濁負荷レベルと汚濁負荷構造

海老瀬潜一（国立公害研究所）

1. はじめに

流域の土地利用形態が異なれば、汚濁負荷の流出レベルが異なる。これは流域特性と言われるものの中で、各流域の潜在的な部分も含めての負荷の存在量に、地形条件や水文条件などに支配される負荷の流出のし易さ（負荷の流出係数）を加味した「流出負荷ポテンシャル」が異なるからである。とくに、各種の負荷発生源から成る各流域の汚濁負荷構造や水文条件が経年変化を伴うため、各流域の正確な年間流出負荷量の算定を困難にしている。また、河川流域からの汚濁負荷流出の削減をはかるための目標レベル設定には、流域住民の理解が得られるような説得材料があることが望ましい。流出先に湖沼や内湾などの閉鎖性水域がある場合、その富栄養化を抑制する目標レベルと連動させて設定されることが多い。

しかし、その閉鎖性水域と直接的に接することの少ない流域住民にとって、例えば、「アオコが出現しない」等の実際的な湖沼水質の管理目標も実感を伴わないことが多い。このような河川とその流出先、あるいは、河川の上流側と下流側ではその地理的環境、水利用などの違いを前提として、流域ブロックごとに目標レベルを設定した方が理解を得やすい。それには、各流域の土地利用の違いや上・中・下流部等河川の中で占める各々の位置関係ごとに、それぞれの汚濁負荷レベルやシェアを示し、その負担割合の理解を得て、どのレベルまでを目標に汚濁負荷削減の施策を取るべきかその汚濁負荷構造との関係から提示するのが良策であろう。そのため、代表的な土地利用形態の流域あるいは河川の上流部・下流部等で精度の高い年間総流出負荷量を算定し、「降雨」→「山地」→「農耕地・市街地」→「湖沼・海域」といった図式の水の流れに応じた各流域の汚濁負荷流出レベルの算定と、その算定値の流域相互間での比較検討を行うとともに、流域側の汚濁負荷レベルの変化の受水域側の湖沼への影響を評価する研究が必要であろう。ここでは、その前半部分についての研究を記すことにする。

したがって、ここでは短期的な水質変動を捉えるのではなく、長期的な水質変化としての統計的な解析が中心となる。

2. 調査の概要

霞ヶ浦を研究対象とするため、その集水域で典型的な山地流域、田園地流域、市街地流域の3つの流域を選んで流出負荷量調査を行った。河川上流部の山地流域として、恋瀬川支流の川又川の上流部の大作沢（流域面積3.11km²）と小桜川（同7.99km²）を対象とし、上流部の田園地流域として同じ川又川の上流部で山地に農耕地も加わった寺山沢（同6.31km²）も併せて調査対象とした。これら3つの小河川は図1のように筑波山系を水源として互いに流域を接しておりほぼ同じ水文条件と見ることができる。調査期間は1984年5月～1987年4月の3年間で、毎月1回以上の

頻度で合計78回の調査回数となった。

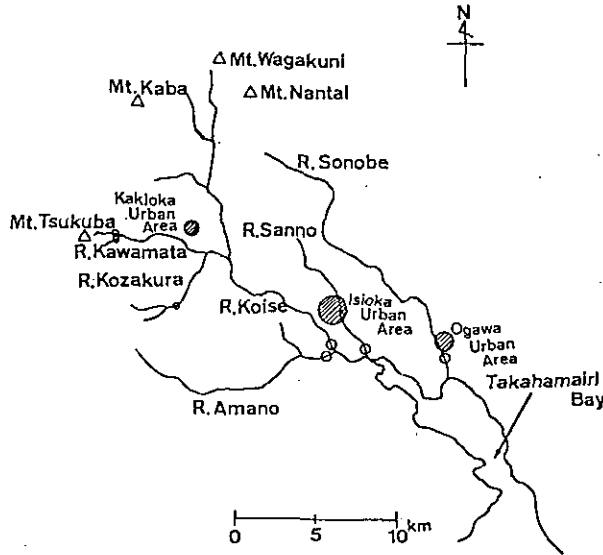


図 1 調査河川と調査地点

河川下流部での流出負荷量調査は田園地河川として恋瀬川の主流と(同147.4km²)その下流部で合流する最も大きな支流の天の川(同53.1km²)と市街地河川として山王川(同12.9km²)を対象とした。これら両河川は流域を接して、共に霞ヶ浦高浜入に流入する河川で、ほぼ同じ降水条件として取り扱える。恋瀬川は上流部に筑波山系の山地が存在し、中・下流部は樹園・畑・水田等の農耕地を中心とした田園地流域である。山王川は上流部に工業団地、中流部に市街地、下流部に畑・水田等の農耕地が存在する流域であるが、負荷発生源の大きさから見て全体を市街地流域として取り扱うことができる。調査の頻度は毎週1回定時で年間52回で、期間は1978年6月～1980年5月の2年間連続でその後7年間において1987年6月～1988年5月の1年間の調査であった。ただし、天の川については後半の1年間の調査であった。この連続2年間の調査結果より、各年の水文条件の違いによる流出負荷量の差異が、前半の連続2年間の調査結果と後半1年間の調査結果の比較から汚濁負荷構造の経年変化による流出負荷量への影響度が明らかになることが期待できる。

また、これらの流域へのほぼ一樣な入力負荷、あるいは、ベース負荷やバックグラウンド負荷としての降水負荷量についても併せて調査を行った。調査地点は恋瀬川流域内の柿岡での降雨時自動開閉式サンプラーによる観測と、流域からおよそ20km隔たった国立公害研究所3階屋上での降雨ごとの採取による観測を行った。調査期間は柿岡地点では、1985年3月～1987年3月の2年間であり、国立公害研究所では1984年6月から1988年5月の4年間であった。

3. 流域からの年間流出負荷量と汚濁負荷ポテンシャル

広範囲な地域や集水域から1年間を通して排出される汚濁負荷量を見積る場合は、工・鉱業等の工業出荷額当りの汚濁負荷発生原単位、水田・畑・樹園等の農耕地や林地の面積当りの汚濁負荷排出原単位、市街地の道路・屋根等の面積当りの堆積負荷量原単位、人口や家畜についてもその単位基数当りの汚濁負荷発生原単位等の算定値や推定値が用いられる。これらそれぞれの原単位の値と基数は、集水域や地域ブロックの汚濁負荷構造の基本構成要素である。しかし、これらが地域によって、また社会・経済的な構造や水文条件の経年変化によって変わることが認識されながらも、その変化を追跡する努力が十分払われていない現状である。

一般に、環境管理計画としてはこの集水域あるいは地域ブロックごとの年間総流出負荷量を求め、その汚濁負荷ポテンシャルとしてよく見極めた上で、その土地利用別シェアや人口・家畜数および工業・事業所排出負荷量等の汚濁負荷構造との関係をまず検討する。そうした上で、管理手法としては、湖沼や河川の中でそれぞれの占める位置関係等を考慮して、その集水域あるいは地域ブロックにふさわしい流出負荷量レベルを設定し、その目標レベルを達成するべく諸施策により段階的に汚濁負荷削減を推進する手順が考えられよう。

霞ヶ浦への流入河川で、ほぼ同一の水文条件として取り扱えるような互いに隣接する河川に対して、1984年以降に定期的な調査を続けてきた。調査は、上流部が山地で中・下流部が農耕地の典型的な恋瀬川流域と典型的な市街地河川の山王川流域が調査対象であり、流域ブロックの位置関係や土地利用形態を考察して、降水負荷量調査、河川上流部調査、河川下流部調査から成っている。これらの調査結果を年間負荷量の値として整理したのが表1である。

表 1 流域相互間での汚濁負荷レベルの相違

流域	面積	調査期間	比流量	T-N	T-P	T-COD	Cl
	km ²		mm/y	kg/km ² /y	kg/km ² /y	kg/km ² /y	kg/km ² /y
降水負荷量 (国公研)		'87June~'88May	(1,307)	(951)	(30)	3,330	1,870
上流部山地流域 (大作沢)	3.11	'84May~'87April	1,318	1,940	81	4,260	7,100
上流部山地流域 (小桜川)	7.99	'84May~'87April	1,018	1,830	76	4,700	6,000
上流部田園地流域 (寺山沢)	6.31	'84May~'87April	1,324	2,650	137	5,500	10,500
田園地流域 (恋瀬川本流)	147.4	'87June~'88May	617	1,843	128	4,706	8,530
田園地流域 (天の川)	53.1	'87June~'88May	502	2,453	112	4,031	10,100
市街地流域 (山王川)	12.9	'87June~'88May	1,112	3,278	384	9,275	35,900

降水負荷量は、平均的な年間降水量であった最近の1年間の値であり、河川上流部の年間流出負荷量は河川下流部のそれと比べて調査頻度が低いため3年間の平均値で示してある。河川上流部の調査では流量の大きい時期の観測値が多く含まれていたため、比流量の平均値としてはかなり大きい値となり、降雨時流出の補正が不要となるような結果となった。河川下流部の調査は毎週1回定時で年間52回の頻度であり、年間平均でほぼ4日に1度で約15mmの降雨時流出の影響を十分反映した結果とはなっていないため、降雨時流出分の補正が必要である。ほぼ平年並みの降雨量であった1987年6月～1988年5月の1年間の降雨時流出分の補正を行えば、年間総流出負荷量はT-PとT-CODで約2倍、T-Nで約30%増、Clで約15%増となる。したがって、河川下流部の補正後の年間総流出負荷量は河川上流部のそれよりも大きくなるものがほとんどである。

これらをまとめると、降水<山地<田園地<市街地の順に、また、降水<上流部<下流部の順に流出負荷量が増加して行く図式が明確になる。これには、各流域の土地利用形態や流域ブロックごとの人口密度の差と、入力負荷の大きさや物質循環機能の違いのほか、汚濁負荷の流出し易さも加わった結果であろう。

4. 年間流出負荷量の経年変化

流域からの年間流出負荷量の大きさは、各年の降水量を主とした水文条件の違いや、社会・経済的な変化に伴う生産・生活活動の変化や排水処理システムの変化など汚濁負荷構造の変化によって異なって来る。霞ヶ浦高浜入への流入河川で互いに流域を接する典型的な田園地河川の恋瀬川と典型的な市街地河川の山王川での連続2年間かつ7年間をおいてさらに1年間に、それぞれ年間52回で毎週1回定時の流出負荷量調査を行った結果を年間平均流出負荷量として表2と図2に示す。1978年6月から1979年5月までの1年間と1979年6月から1980年5月までの1年間の連続2年間の年間平均負荷量の違いから、年間降水量を主とした水文条件の影響の大きさの検討ができる。さらにこれら連続2年間の年間平均流出負荷量と1987年6月から1988年5月までの1年間の年間平均流出負荷量との比較から、各流域内の社会・経済的な変化に伴う汚濁負荷入力の違いや用排水システムの変化など汚濁負荷構造変化の影響の検討ができる。

図2のように田園地河川の恋瀬川では、年間平均流量が大きくなるのに対応して多くの水質項目の年間平均流出負荷量が大きくなる関係となっているが1987年6月～1988年5月のT-Pの流出負荷量はその流量に対応したほど大きな値とならず、 PO_4-P の流出負荷量は流量増加にもかかわらず減少した結果となっている。これは、1980年6月～1982年5月の2年間の調査後の合成洗剤の無リン化の進行の主たる効果に、1982年の「茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例」の施行に伴う種々の効果が加わった結果もたらされたものと考えられる。

市街地河川の山王川については、田園地河川の恋瀬川のように年間平均流量の大きさに対応して各種水質項目の年間平均流出負荷量が大きくなるという通常の関係は1978年6月～1980年5月の2年間だけで、1979年6月～1980年5月の1年間と1987年6月～1988年5月の1年間はほぼ同

表 2 年間流出負荷量の経年変化

Period	R. Koise			R. Sanno		
	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5
Flow	1.91	2.38	2.89	0.39	0.47	0.46
NH ₄ -N	0.77	1.03	1.08	0.37	0.43	0.28
NO ₂ -N	0.09	0.13	0.11	0.07	0.14	0.06
NO ₃ -N	2.80	4.19	5.97	0.35	0.60	0.58
Org-N	1.15	1.49	1.46	0.38	0.62	0.42
T-N	4.81	6.84	8.62	1.17	1.79	1.34
PO ₄ -P	0.11	0.22	0.11	0.17	0.15	0.08
Org-P	0.22	0.37	0.49	0.05	0.14	0.08
T-P	0.33	0.59	0.60	0.22	0.29	0.16
T-COD	—	10.1	22.0	—	4.2	3.8
Cl	28	32	40	10	12	15
SS	65	69	139	8	12	10

[Flow : m³/s, Others : g/sec]

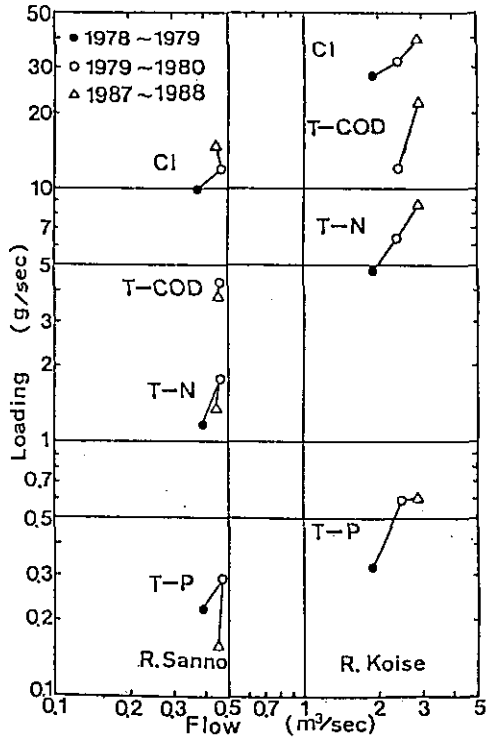


図 2 恋瀬川と山王川の年間負荷量の変化

じ年間平均流量に対する各水質項目の年間平均流出負荷量の違いが明瞭である。後者の関係は、上述の合成洗剤の無リン化や霞ヶ浦条例の種々の効果もあるが、この間の流域内での汚濁負荷構造の変化として、1983年以降の石岡市街地での下水道普及地区の拡大の結果を反映したものと考えられる。なぜなら、河川の流出率で100%を超える人為的な排水量のウエイトの大きな河川である山王川では、その生活雑排水の下水道への切り替え、一部の合併浄化槽の下水道への切り替えに伴い、汚濁排出負荷量だけでなく人為的な排水量も減少しているからである。

定期調査による年間平均流量は、その調査間隔と年間降水量の大きさやその降雨の構成内容の違いとの対応関係を反映した結果であろうが、表2の恋瀬川の例のように毎週1回の観測頻度の場合には年間降水量の大きさだけでは十分説明できない結果となっている。したがって、調査日の流量はその当日降雨と過去数日間の先行降雨を併せた影響の結果であるとして、以下で定義する「影響降雨」での説明を試みた。これまでに、表3に示すように1年に1回程度の確率の百mmを超えるような降雨があった場合に、およそ10間ほどその降雨による流量への影響が続くという観測経験がある。

表 3 年間降雨の分類

Period	Range(mm)	>100	71~100	61~70	51~60	41~50	31~40	21~30	16~20	11~15	6~10	1~5	Total
1978 June	Frequency(times)	1	1	1	—	1	6	6	8	6	15	35	80
∩	Subtotal(mm)	137	80	67	—	41	199	147	143	71	122	85	1,092
1979 May	Ratio(%)	12.5	7.3	6.1	—	3.8	18.2	13.5	13.1	6.5	11.2	7.8	100
1979 June	Frequency(times)	1	—	1	2	3	5	11	7	12	14	38	94
∩	Subtotal(mm)	105	—	69	111	131	163	274	128	158	112	81	1,332
1980 May	Ratio(%)	7.9	—	5.2	8.3	9.8	12.2	20.6	9.6	11.9	8.4	6.1	100
1987 June	Frequency(times)	—	—	1	—	6	5	9	7	12	12	48	100
∩	Subtotal(mm)	—	—	69	—	272	168	211	121	149	91	112	1,193
1988 May	Ratio(%)	—	—	5.8	—	22.8	14.1	17.7	10.1	12.5	7.6	9.4	100
Annual Mean	Frequency(times)	1.1	0.8	1.3	0.9	2.4	5.2	8.3	7.0	8.3	13.5	38.6	87.4
1976 June	Subtotal(mm)	155.3	69.3	86.3	50.3	108.3	178.2	206.1	124.8	104.9	102.6	86.4	1,272.7
1988 May	Ratio(%)	12.2	5.4	6.8	4.0	8.5	14.0	16.2	9.8	8.2	8.1	6.8	100

したがって、調査当日を $n = 0$ として、各調査日当日を含む前10日間の n 日目の降水量 $R(n)$ に $1/(n+1)$ の荷重を付した和 $\sum_{n=0}^9 R(n)/(n+1)$ が調査当日の流量に影響を及ぼす「影響降雨」として、各調査年間の平均流量との関係を示したのが表4である。

表 4 河川の観測流量と影響降雨

Period		1978.6~1979.5	1979.6~1980.5	1987.6~1988.5
Flow	R. Sanno	0.391 m ³ /s	0.469 m ³ /s	0.455 m ³ /s
	R. Koise	1.907 m ³ /s	2.381 m ³ /s	2.885 m ³ /s
Annual rainfall		1,092 mm	1,332 mm	1,193 mm
Influenced rainfall		408.4 mm	481.9 mm	503.7 mm

これにより、恋瀬川の年間平均流量の経年変化の説明が影響降雨を用いることで改善された。しかし、荷重関数を $1/(n+1)$ と非常に単純化したため、さらに多くのデータを用いて改善する余地は残っている。

この年間平均流量と影響降雨についての3年間のデータについて回帰関係を求めて、平均的な年間降水量の場合の各河川の年間平均流量を推定することを試みた。恋瀬川流域内に存在する AMeDaS 観測地点の柿岡での1976年6月以降の12年間の平均年間降水量 (1,272.7mm) の場合に7日に1度の観測頻度の年間総影響降水量 $IR_m (=532.5\text{mm})$ に対する当該調査年の年間総影響降雨量 IR_t の比、すなわち、 IR_t/IR_m と各河川の年間平均流量 Q_t の間で直線回帰式を求めた。その結果、以下の式が得られた。

$$\text{恋瀬川について } Q_t = 4.9488 \cdot (IR_t/IR_m) - 0.9488 \quad (r=0.949) \quad (1)$$

$$\text{山王川について } Q_t = 0.4103 \cdot (IR_t/IR_m) + 0.0829 \quad (r=0.925) \quad (2)$$

したがって、平均的な年間降水量の場合に、7日に1度の観測頻度で得られる年間平均流量は恋瀬川で $3.021\text{m}^3/\text{sec}$ 、山王川で $0.509\text{m}^3/\text{sec}$ であることが推定できる。なお、山王川流域ではこの数年間に下水道の普及により、一部生活系排水が流域外に持ち出されたことに伴い、その排水量分の流量が減少した。その減少分を岡田・須藤の排水量原単位を用いて補正した場合の山王川の回帰式は、以下のように相関係数がさらに良くなった。

$$Q_t = 0.5103 \cdot (IR_t/IR_m) + 0.0010 \quad (r=0.993) \quad (3)$$

5. 流域の汚濁負荷構造の変化

流域からの流出汚濁負荷量を左右する汚濁負荷構造の最近の主な変化は、流域へのベース負荷あるいはバックグラウンド負荷としての大気からの降下物負荷量の変化であり、家庭用合成洗剤の無リン化等による生活雑排水負荷量の変化であり、下水道や浄化槽の普及に伴う排水処理・処分形態の変更による汚濁負荷量の変化であろう。

さらに、最近では週休二日制の進行や食生活なども含めたライフスタイルの変化による影響も大きくなると考えられる。

5.1 大気からの降下物負荷量の経年変化

大気からの降下物負荷量は、最近の大気汚染の質的・量的変化の状況を反映しており、 $\text{NO}_3\text{-N}$ や SO_4 などが酸性雨等としての植生や土壌あるいは生態系への影響の面から注目されている。安部によれば国立公害研究所での1978年以降の全無機態窒素の年間降下量は図3のように増減を繰り返しながら増加の傾向を示しているほか、図4のように年間降水量の増加に対して年間降下

量が増大する傾向であることを示している。また、全リンの年間降水量は、多少の増減はあるものの明瞭な経年的変化は認められないことを明らかにしている。

表5は著者が1984年6月以降に国立公害研究所で降水のみによる負荷量を調査した結果である。全無機態窒素や PO_4-P の負荷量は降水量の多い年に大きく、少ない年に小さい。しかし、T-CODの負荷量は経年的な増加傾向が明らかである。他の水質項目の負荷量も大きくは降水量の大きさに左右されて増減していることがわかる。

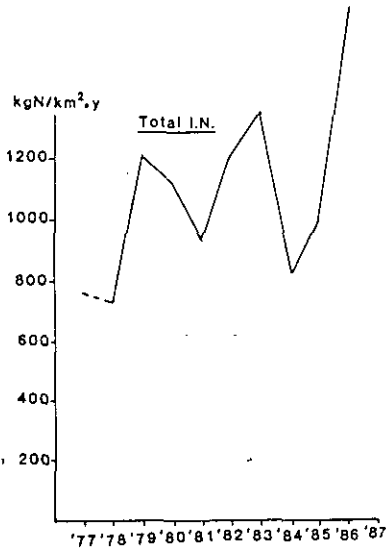


図3 無機態窒素降下量の経年変化(安部)

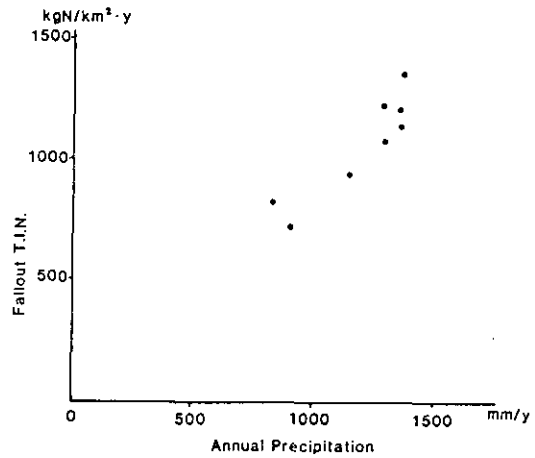


図4 年間降水量と年間無機態窒素降下量との関係(安部)

表5 降水負荷量の経年変化

Period	Precipitation	NH_4-N	NO_2-N	NO_3-N	Inorg.-N	PO_4-P	Cl	COD	SiO_2	SO_4	Ca	Mg
'84 June - '85 May	807 mm	0.267	0.004	0.191	0.461	0.003	1.03	1.76	0.046	1.36	0.187	0.093
'85 June - '86 May	1,388 mm	0.736	0.008	0.435	1.180	0.038	2.40	2.17	0.328	3.39	0.578	0.312
'86 June - '87 May	1,110 mm	0.423	0.008	0.389	0.821	0.012	1.61	2.24	0.050	1.70	0.166	0.093
'87 June - '88 May	1,307 mm	0.468	0.010	0.473	0.951	0.030	1.87	3.34	0.081	2.33	0.352	0.145

5.2 合成洗剤の無リン化に伴うリン流出負荷量の減少

家庭用合成洗剤の無リン化の進行は1980~1984年の間に急速に進行し、粉末状の合成洗剤の無リン化率は通産省の統計によれば販売量で1985年に94.4%、1986年に95.0%、1987年には96.3%に達しており、一部の地域や一部の用途で有リン洗剤が使用されるのみの状態となっている。したがって、1978年6月~1980年6月の2年間と比べて1987年6月~1988年5月の1年間の恋瀬川と山王川のリンの流出負荷量はかなり減少したはずである。合成洗剤がほとんど有リンであった

1980年以前の生活雑排水によるリンの汚濁負荷排出原単位は、1977～1980年に調査された4つの文献値の平均値は0.47g/人・日である。また、最近の生活雑排水のリンの汚濁負荷排出原単位は細見らによって1986年度に茨城県内の八郷町で測定された0.21g/人・日である。

したがって、1987年6月～1980年5月の1年間の年間流出負荷量に、家庭用合成洗剤の無リン化の影響が100%反映されていると仮定して、恋瀬川と山王川の無リン化によるリンの流出負荷量減少分の推定を試みた。1987年10月1日現在の住民人口に前述のリンの汚濁負荷排出原単位の差(0.47-0.21=0.26g/人・日)を乗ずると恋瀬川(恋瀬橋地点)で3,116kg/年、山王川で2,227kg/年の減少量となる。これらは、平年並みを少し上まわる年間降水量で合成洗剤がまだほとんど有リン状態であった1979年6月～1980年5月の1年間の流出負荷量の恋瀬川で16.7%、山王川で24.5%に相当する。ただし、山王川の場合は下水道の普及に伴う汚濁負荷量の減少がさらに加わることになるためその減少量の推定は次の項で行うことにする。ここではリンについてのみ注目した検討となったが、生活雑排水の排出原単位は、他の水質項目も含めて、食生活環境も含めたライフスタイルの変化の影響を受けるほか、合成洗剤のコンパクト化による影響についても今後調査を進める必要がある。

5.3 下水道普及に伴う河川流出負荷量の減少

山王川の中流部に位置する石岡市街地では1983年度以降に下水道が徐々に普及して、これまで山王川に排出されていた生活雑排水の一部と、下水道普及地区に入った合併浄化槽排水が下水道に切り替わってきた。したがって、1987年6月～1988年5月の1年間の山王川の流出負荷量と流量は、その排水の下水道への切り替え分の流出負荷量と流量が減少したはずである。石岡市によると、下水道普及人口は水洗化済の給水栓戸数に4人を乗じて普及人口が算出されており、1987年度末で8,947人となっている。しかし、下水道普及地区は石岡市の中心街で商店や事業所数が多いため、著者の調査によると常住人口では6,215人程度と少な目に算定される。生活雑排水の原単位は、最近の調査で調査回数や調査地の観点から細見らの八郷町の25戸の住宅団地における1986年度調査結果があるほか、1982年度の調査になるが岡田らによる200～280戸、さらに多くの戸数を対象とした土浦市での調査結果がある。いずれも1982年9月「茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例」の施行後の調査であり、有リン洗剤の使用量は無視できる状況であった。後者の原単位を用いて、下水道普及人口を8,947人とした場合の生活雑排水の下水道への切り替えによる河川への排出負荷量減少量の推定値は表6に示す。

表 6 生活雑排水の原単位と下水道による排水負荷量減少分

	Discharge	BOD	COD	T-N	T-P	SS
Per capita loading	0.23 m ³ /cap/d	18 g/cap/d	7.1 g/cap/d	1.6 g/cap/d	0.23 g/cap/d	13 g/cap/d
Sewer system contribution	0.024 m ³ /s	1.9 g/s	0.74 g/s	0.17 g/s	0.024 g/s	1.3 g/s

実際の山王川での流出負荷量の減少量はこれを上まわる結果であった。この原因は、前述の「条例」による種々の効果が加わった結果や、下水道普及人口の推定値と昼間人口や夜間人口との差異によるものであろうと思われる。むしろ、リンに関しては、下水道の普及の有無にかかわらず合成洗剤の無リン化による流出負荷量の減少がある。したがって、下水道普及と合成洗剤無リン化による排出負荷量の減少分を1987年6月～1988年5月の1年間の流出負荷量に加えると、ほぼ1979年6月～1980年5月の1年間の流出負荷量に近い値となる。

5. 4 窒素負荷量の増加傾向と各態窒素成分の変化

流域からの汚濁負荷の流出特性を汚濁負荷構造にまで立ち入って考察するには、流出負荷量の大きさだけでなく、その水質構成内容からの検討が必要であり、水質濃度の変化にも注目しなければならない。表7に恋瀬川と山王川の年間52回調査の流量重みづけ平均水質濃度を示す。調査を実施した3カ年の変化として、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の増大傾向が共通して見られる。また恋瀬川ではT-Nの増大傾向も目立っている。さらに、Org-Pが恋瀬川では増加して、山王川では減少している。恋瀬川のOrg-Pの流量重みづけ平均濃度は年間平均流量の増大に対する懸濁態成分の増大による結果であり、Org-P (=T-P- $\text{PO}_4\text{-P}$)の多くを占める懸濁態リンの増加が原因と考えられる。山王川はその減少は合成洗剤の無リン化や下水道の普及等に伴うT-Pや $\text{PO}_4\text{-P}$ の濃度や負荷量の減少が大きかったことによるものと推定される。

表 7 流量重みづけ平均濃度の変化

Period	R. Koise			R. Sanno		
	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5
$\text{NH}_4\text{-N}$	0.405	0.432	0.373	0.936	0.921	0.620
$\text{NO}_2\text{-N}$	0.048	0.054	0.036	0.166	0.307	0.130
$\text{NO}_3\text{-N}$	1.466	1.759	2.068	0.890	1.269	1.275
Org-N	0.605	0.626	0.510	1.003	1.326	0.922
T-N	2.524	2.871	2.987	2.995	3.823	2.947
$\text{PO}_4\text{-P}$	0.058	0.093	0.038	0.432	0.322	0.171
Org-P	0.113	0.156	0.170	0.120	0.296	0.174
T-P	0.171	0.249	0.208	0.552	0.618	0.345
T-COD	—	4.93	7.63	—	8.87	8.34
Cl	14.5	13.4	13.8	26.8	24.8	32.3
SS	34.0	29.0	48.3	20.4	24.9	21.5

[mg/l]

表 8 各態窒素成分の比率の変化

Period	R. Koise			R. Sanno		
	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5	1978.6~ 1979.5	1979.6~ 1980.5	1987.6~ 1988.5
NH ₄ -N/T-N	0.161	0.151	0.125	0.313	0.241	0.210
NO ₂ -N/T-N	0.019	0.019	0.012	0.055	0.080	0.044
NO ₃ -N/T-N	0.581	0.613	0.692	0.297	0.332	0.433
Org-N/T-N	0.240	0.218	0.170	0.335	0.347	0.314

T-N と NO₃-N の流量重みづけ平均濃度の変化については、表8に示す各態窒素成分の T-N 中に占めるウェイトの変化と、表7を併せて見れば窒素の各態成分の変化としても捉えられる。NO₃-N の T-N に対するウェイト増大とは逆に NH₄-N と Org-N の T-N に対するウェイトの減少が明らかとなる。これらの窒素負荷量の変化とその各態窒素の構成比率の変化の原因は、5.1の大気からの降下物による窒素負荷量の増加のほか、農耕地への施肥や各種排水の土壤処理・処分等による蓄積的な影響が考えられる。さらに、三輪・小川によれば、近年のわが国の食料等輸入量の飛躍的な増大に伴い、食生活廃棄物や畜産廃棄物等として毎年約117万トンの窒素が環境中に排出されており、通常の土壤等の窒素循環機能を上まわることから、その水域への影響も考えられる。したがって、今後はこのような経年的な変化傾向の閉鎖水域への影響も含めた監視が必要であろう。

6. 流域から河川・湖沼へ

陸域から水域へ排出された汚濁物質の多くは河川を通じて、湖沼や海域に達する。各水域の場の特性、とくに滞留時間の違いによって、種々の水質問題が生じているが、これを各水域での汚濁物質の物質収支がとれる形で、同じ環境指標の物差しで原因-結果あるいは対策効果が一体的に評価できれば水質管理も行い易くなる。湖沼や内湾の対症療法的な段階にある富栄養化現象を取り扱う場合には、栄養塩や植物プランクトンの構成元素を考えると、C, N, P が最も重要な対象元素となることは容認される。それゆえ、この C, N, P とその関連水質項目に的を絞って以降の検討を行うことにする。

例として、霞ヶ浦高浜入最奥部の高崎入に流入する河川についての T-COD も含めて C, N, P を中心とした各河川の汚濁負荷量レベルをその構成比も把握できるように示したのが図5である。この恋瀬川本流と湖への流入端近くで本川に合流する最大支川の天の川、および山王川の C, N, P の構成比を示したのが表9である。

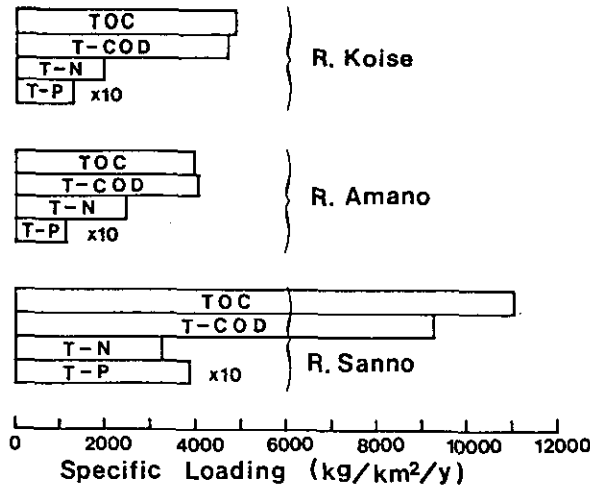


図 5 3河川の比流出負荷量の比較

表 9 河川水質構成比率

河川	TOC : T-N : T-P	TOC : T-N	TOC : Org-N : Org-P	TOC : Org-N
恋瀬川	41.3 : 20.6 : 1	2.00 : 1	58.2 : 4.3 : 1	13.4 : 1
天の川	43.3 : 32.1 : 1	1.35 : 1	63.6 : 4.9 : 1	13.0 : 1
山王川	27.0 : 8.4 : 1	3.23 : 1	63.1 : 6.0 : 1	10.4 : 1

流域面積当りの流出負荷量（比流出負荷量）では、田園地河川の恋瀬川本流や天の川と、市街地河川の山王川の大きさの違いだけでなく、TOC : T-N : T-P の違いが明らかである。ただ、TOC : Org-N : Org-P の値の違いは小さい。また、TOC と T-COD の値がいずれの河川でもほぼ同じくらいであるため、TOC を T-COD に入れ替えてもかなり似た結果となる。このような年間平均の水質構成の汚濁流入負荷があり、その滞留時間との関係もからんで湖水の水質構成が結果としてもたらされている。

表10に3河川流域の人口・家畜数密度と土地利用形態別の比率を示す。現在、市街地部で下水道普及拡大が進行中であるが、豚の数が人口を上まわる流域もあり、この排水処理状態の改善によっては、まだ河川を通じて流出する C, N, P の汚濁負荷レベルやその構成比率が変化すると考えられる。これらの考察の基となった調査データは毎週1回定時の観測頻度であり、表10にその面積比率を示した市街地・農耕地・山地等の面源負荷の流出形態が降雨を介した流出であることを考慮すると、降雨時流出負荷量を補正した上で、さらに検討し直すことが重要である。

表 10 流域の人口・家畜数密度と土地利用

	調査流域面積	人口密度	豚数密度	牛数密度	市街地	水田	畑地	樹園地	林地・原野
		人/km ²	頭/km ²	頭/km ²					
恋瀬川	147.4 km ²	223	214	18.4	20.3%	15.1%	7.4%	5.7%	51.5%
天の川	53.1 km ²	321	448	14.6	23.9	14.3	7.3	13.7	40.8
山王川	12.9 km ²	1,819	113	5.1	64.6	10.0	8.6	8.2	8.6

霞ヶ浦の流入河川では、先述のように毎週 1回の調査結果に年間の降雨条件にもよるが T-COD や T-P でおよそ50%増し、T-N で約30%増しの補正となる。これに関する TOC のデータはないけれども補正後は T-P に対する T-N の比率が減少し TOC の比率はほとんど変わらないものと推定できる。

このように今後の下水道や合併浄化槽の普及拡大、畜産排水処理の普及によってはさらに、これらの C, N, P の大きさのレベルと比率の変化が考えられる。残る面源負荷の全体の負荷に占めるウェイトの増大や、生物処理等で十分除去できなかった難分解性有機物の増加に焦点を絞った対策が今後は重要となろう。

引用文献

- 1)海老瀬潜一(1988)小河川流域の流出負荷量とその流出特性, 国立公害研究所研究報告, 第116号, pp.133-147.
- 2)海老瀬潜一(1988)流域からの流出負荷量の降水負荷量による評価, 土木学会第43回年次学術講演会講演概要集, 第2部, pp.796-797.
- 3)海老瀬潜一(1981)霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価, 国立公害研究所研究報告, 第21号, p.130.
- 4)岡田光正・須藤隆一(1986)生活系排水の原単位, 国立公害研究所研究報告, 第95号, pp.7-20.
- 5)安部喜也(1988)大気からの栄養塩降下量とその変動, - 降水とドライフォールアウトによるものの特性 -, 国立公害研究所研究報告, 第116号, pp.13-24.
- 6)日本石鹼洗剤協会(1985)水質年報第11.
- 7)細見正明・稲葉一穂・原沢英夫・須藤隆一(1988)生活雑排水の汚濁負荷原単位, 国立公害研究所研究報告, 第116号, pp.39-52.
- 8)三輪勲太郎・小川吉雄(1988)集中する窒素をわが国は消化できるか, 科学, 58, pp.631-638.
- 9)海老瀬潜一(1984)霞ヶ浦流入河川による総流入負荷量の評価, 国立公害研究所研究報告, 第50巻, pp. 41-58.

2. 流域構造と流域管理

仲上健一（大阪産業大学経営学部）

1. はじめに

水資源の開発・利用・管理は流域圏の人間活動と一体不可分のもとに展開されてきた。水資源開発の方向は経済効率の側面を重視する伝統的な開発から環境・社会的影響をも考慮する流域管理へと転換しつつある。1)開発途上国における環境管理を考える専門家ワークショップ（UNCRD/ILEC/UNEP, 1986）では、水資源計画を「水が人間生活にとって不可欠な資源であり、あらゆる社会経済活動にかかわりをもつとともにさまざまな環境要素の統合機能をもつため、開発途上国における環境管理を考えるさいのもっとも適切な導入テーマ」と位置づけた。水資源に焦点をあわせた環境管理の能力づくりのためには、次の4点に配慮すべきだと指摘した。

- ①水資源に焦点をあわせた環境管理では、エコロジカル・アプローチとともに開発途上国の社会・文化・経済・政治的背景で生じる諸問題への配慮の必要性
- ②環境管理担当者の政策分析能力強化の必要性
- ③流域全体を視野にいれた水資源管理アプローチの必要性
- ④環境・資源管理にかかわる諸機関の調整・協調を促すような制度的枠組みの整備・強化の必要性

このような背景をもとに、河川・湖沼流域を視野にいれた水資源管理に関するワークショップ（UNCRD/ILEC/UNEP, 1988）では、流域全体を視野にいれた総合的な地域環境・資源管理アプローチの確立をめざして、次の3つの問題領域に焦点をあてた議論が展開された。*

- ①水資源開発事業にともなう環境・社会的影響
- ②流域内の土地利用変化による水資源への影響
- ③水資源の利用競合と配分問題

流域管理上の基本的課題として、「水資源利用形態が持続的であり、その目的が地域社会全体の福祉にどのように反映しているか」、「水資源管理問題に地域社会システムがどのように対応しているか」、「水資源の利用に関する意思決定に流域外の要因が反映しているか」等の政策対応課題が議論された。

* 第2回湖沼・河川流域に配慮した水環境資源管理に関する研修セミナーは、1989年1月16～25日、タイのバンコク市、ハジャイ市で開催された。各セッションのタイトルは次のとおりである。①湖沼・河川流域に配慮した水環境資源管理、②水環境資源管理の方策、③水・土地利用の相互作用から生じる環境社会問題への政策対応、④水配分における競合的水利用問題への政策対応である。

これらの課題に対して水資源が基本的に流域の自然メカニズムに依存している以上、その管理には流域全体を視野にいれ、そこでの社会経済的な動向をふまえた総合的なアプローチが不可欠であることが確認された。そのためには、戦略的概念を流域全体を視野にいれ、そこでの社会経済的な動向をふまえ流域管理の方式に導入することは有効な方向である。流域管理の課題は多様な問題構造を有しかつ深刻であり、その決定にともなう地域社会への影響はきわめて大きい。そのためには問題の全体と部分についての考慮がなされなければならない。本研究では、このような問題意識にもとづいて、流域管理の戦略概念を明確にし、戦略的意思決定にもとづくアプローチを具体化することを目的とする。

2. 何故流域管理なのか

2.1 流域構造

流域の社会経済的意味は歴史の変遷とともに大きく変化してきた。水系という単位にこだわることなく発展を続けてきた鉄道網、道路網の整備により、河川の舟運や流域内の上・下流の種々の社会的な交流は減少した。古典的な生活圏域であった“流域圏”という計画的発想は未消化なイメージのまま、計画圏域としては十分には展開されなかったといえよう。“流域圏”という理念や計画技法が完成されるためには、流域圏の資源・環境の体系的整理と運用ルールの確立が必要である。流域管理の基本理念を考察するために、まず流域圏の範囲について整理しよう。流域管理計画の対象圏域を設定する場合には、流域にかかわる問題を中心視点として把握することに意義が見出される。具体的には、流域の大きさよりも、その問題の影響が及ぼす範囲が一つの流域内で完結するときは“問題完結型流域圏”，一つの流域内だけでなく周辺流域もしくは下流域の隣接都市へも関連するときは“問題共通型流域圏”と規定する。さらに、多様な存在形態を有する流域圏を計画対象圏域として設定するためには、現実の流域の特性を統合化した抽象的概念で取り扱う必要がある。すなわち、流域圏を形成する自然的営力の基盤である土地：「土」、河川：「水」および森林：「木」と人為的営力の根源である人々の生活・生産活動：「人」との関連において流域をとらえることにより、戦略的概念フレーム・ワークが構成される。流域圏は環境問題、都市問題、産業立地問題などの種々の問題群の総合的処理対応の総合概念である。流域圏における主要要素の関連性を基本として地域特性を多側面から統一的にとらえることにより流域圏が明確化でき、そこに流域圏構成の意義が発見できる。流域圏の基本構造を構成するそれぞれの面を次のように規定する。

A：流域利用面：流域活動による土地利用変化の水量・水質への影響面（「人」，「土」，「水」）流域圏の生活・生産活動に伴う土地利用変化が河川・湖沼の水量・水質に影響を及ぼす。

B：流域保全面：山地開発による流域保全への影響面（「人」、「木」、「土」）山地・林地における都市の開発（宅地・工場用地）による土地利用変化が、流域保全に影響を及ぼす。

C：流域開発面：林相変化による河川流出への影響面（「人」、「木」、「水」）山地開発により林相が変化し、ひいては河川流出形態に影響を及ぼす。

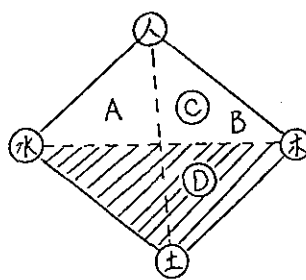


図 1 流域圏の構造

D：流域基盤面：流域における諸活動の影響面（「土」、「水」、「木」）流域圏の自然的営力を構成する基本的要素である。

流域圏における構成要素は、地形・地質に代表される自然的要素、人口・産業構造などに代表される社会的要素がある。これらの要素を基本としながらも、水資源の利用という視点で流域の環境要素を整理すると次のように分類できる。

- ①基礎的資源・環境：流域の形態，自然特性および資源・環境的特性
- ②社会・経済環境：流域圏の経済的基盤と社会的行動様式
- ③活動環境：流域圏の活動状況および発展の可能性
- ④快適環境：流域圏における生活環境の状況

2. 2 流域管理と社会的協議

水と人とのかかわりは、地域の生活様式、生産様式の変化に伴って変化する。水利用へのアプローチは水の存在形態（たとえば湖沼、河川、地下水など）によっても異なってくる。また、集落規模の拡大により水と人との接触形態も変化してくる。人間社会と水環境との関係は歴史的経過とともに形成され、日常化されていく。日常化された水環境が変化することにより、新たに直接的・間接的な利害関係が発生する。このような過程においてインタレスト・グループが形成される。近年、事業に関与するインタレスト・グループが多数化し、かつ個々の利益集団の目的・目標は多元化する傾向にある。公共的意思決定過程へインタレスト・グループの意思を反映させるためには、集団としての目標および行動原理の確立が必要である。しかし、インタレスト・グループ相互間の緊張関係の変化に応じて目標が変化するため、行動原理の統一的に規定することは不可能である。したがって、インタレスト・グループが流域管理をはじめ各種の公共政策において、一貫した独自の見解・行動を有することは困難である。しかしながら、流域圏の限定され

た状況におけるインタレスト・グループの行動原理の確立は可能である。これは、計画内容、政策手段を豊富化することともなり、換言すれば、計画作成過程において各インタレスト・グループの見解の異なる課題についての合理的意思形成を行うことを意味している。流域圏の資源・環境を社会経済的な視点からみて、最適な利用状況に誘導するためには、利用に関するインタレスト・グループ間の合意形成が必要である。そのためには、インタレスト・グループの欲求を反映する社会的協議の制度化が必要となってくる。流域圏の資源・環境利用における社会的協議を有効にするためには、次の3点に留意する必要がある。

- ①流域圏における資源・環境利用の方向をめぐる意思決定ルールについてインタレスト・グループ間で事前に合意を得る。
- ②インタレスト・グループ間における流域圏の資源・環境利用の目標を統合し、他の目標についても、その共同目標を損なわないように調整する。
- ③資源・環境利用率（対象となる資源・環境利用期間中における一定時間単位あたり資源・環境利用量）を決定するためには、インタレスト・グループ間における情報の共用を実現する。

現代経済社会における技術進歩、地域振興が、地域のもつ固有の環境条件を確実に変化させている。この変化過程を関連するインタレスト・グループを軸として、その社会経済構造的な背景に基づいて把握することにより、流域圏の資源利用と環境保全の調和が整備されよう。流域圏に発生する多目的問題をより合理的な方式で解決するためには、インタレスト・グループ間の公平性を保障するとともに、現実の要求に合う形で政策形成と具体的な提言が必要である。インタレスト・グループが個別に意思決定能力を有する場合、問題を動的に把握することが必要であり、単純な最適解を求める機械的な解決法は無力となる。社会的協議が、社会の常識的な方法論として受け入れられるために、地域環境形成における住民意識を流域管理計画づくりに反映させるための計画技法水準をより高めていくことが必要である。開発と環境の調和の展望は、われわれのまわりの個々の環境変化を、いかに鋭く観察し、いかに総合的に解決の方策を見出したかという経験の蓄積によって開かれるものであろう。ここに社会的協議を流域管理の手法として重視する積極的意義が見いだせるのである。しかし、発展途上国においては、大都市圏でも、農村地域でも大多数の地域住民は、いわゆる「声なき民」である場合が多く計画策定プロセスに主体的に参加することは困難な状況である。そのためには、流域管理計画が既存の社会開発計画、経済発展計画とも連動してそれぞれの発展途上国の社会政治的な状況のなかで現実化されていくことが重要である。

3. 流域管理の戦略概念

3. 1 流域管理の戦略的アプローチの有効性

開発過程に、環境、人口、資源、開発の相互関係を考慮すべきことが、1980年12月5日の国連総会における決議案35/36に採用された。環境容量というフレームの中で、人々は資源を補完的關係、競合的關係、中立的關係のいずれかの形態で利用してきた。人口の爆発的な増加と跛行的な経済成長は、土地の許容能力に裏付けされた人間生活の均衡を破り、その影響範囲は、地球的規模にまで達しようとしている。われわれの生活・生産基盤を形成している資源・環境は、もはや人間の意識に基づいた計画、管理、創造という営為により制御されなければ持続的開発が不可能といえよう。資源・環境利用は利用主体の諸関係（中立的・競合的・補完的關係）において種々の価値を生み出していく。この価値を高め、制御していくためには、戦略的な管理が必要となる。流域圏の戦略的管理は流域圏の発展の歴史と深く関連しながら、現状の課題の解決とともに将来の発展方向をも展望する性格をもっている。ここに、流域管理をつうじての持続的開発についての概念の発展性が見いだせるのである。流域圏の資源・環境の利用をめぐる人間と人間との関係が地域特性、歴史的條件を制約として形成されるため、より総合的な管理の必要性が発生する。戦略的意思決定は、「一方で変化に対する適応を重視しなければならないとともに、他方において長期的視野に立つことを要求されるという点において、対立的な要請にこたえなければならないという、きわめて困難性を有する決定である」（宮川公男：意思決定論，丸善，1975）と定義される。

戦略的意思決定は、インタレスト・グループにとっての最適解を達成するために有効な技法である。すなわち、

- ①問題解決にあたっての意思決定が一回限りであり、かつ非常に重大な意味を有するため、多くの関連要素に影響を有し、また長期間にわたって拘束する。
- ②目的を自ら創造する方式の意思決定であり、かつ問題自身に複雑なトレード・オフ問題を内在している。
- ③意思決定にあたって多くの関連要素を有し、かつそれらが非数量的要因で構成されているため、新たな独創的アプローチで取り組む必要がある。

流域管理の戦略的概念フレーム・ワークは次の3段階に分類できる。

- ①戦略段階：流域管理の基本的理念を構想する段階。
- ②戦術段階：流域管理計画の課題を明確にして、計画策定のプロセスを確立する。
- ③実施段階：流域管理計画の実施するために必要な事項の決定をおこなう。

3. 2 流域管理計画の理念

(a) 流域管理計画の目標

流域管理計画は流域圏の経済的發展および流域保全を保障するための総合的計画に策定することを目標とする。最終的には、流域圏の諸活動の活動水準を規定する都市構造、産業構造、土地利用のあり方、流域住民の生活のあり方についての規範ならびに行動計画を策定することを目標とする。

(b) 流域管理計画の内容

流域管理計画の内容は次の三つとする。

- ① 河川を軸とした流域圏全域および部分流域の開発と環境保全の調和水準の設定。
- ② 人口集中域における地域的資源・環境からみた生活・生産の適正な活動水準の設定。
- ③ 年と産業の適性立地による土地利用体系の整備。

(c) 流域管理計画の進め方

流域管理計画にかかわる基本理念、基本情報をもとに、管理目標を設定する。次に、この目標を具体化するための計画策定を行うとともに、実現化するための方策を検討し、その体制化をはかる。なお、設定された目標、および流域管理に関与するインタレスト・グループの判断基準をベースに計画内容および実施内容の評価を行なう。流域圏を国土計画、地域計画の計画圏域として設定する場合、その圏域に内包される非計画的な諸要素を含む種々の課題にも対処しながら流域管理計画の最終的な目標に到達することが望まれる。そのためには、課題の設定から計画の実施に至るまでの過程を表現した明示的な合理的計画技法が必要である。個々の流域特性（資源・環境）を基本に、問題の発見から問題の解決までの過程を定式化することは、計画の整合性、合目的性を保障するうえでも不可欠な条件である。計画技法の確立は、流域管理計画の統一の方策を効率的に誘導するばかりでなく、個々の流域特性に応じた計画および管理の体制の特異性が相対的に把握できるという利点を有する。

流域管理の戦略、戦術、実施の各段階に従って、図2に示すような流域管理計画策定のフレームを提案する。

4. 流域管理の新展開

流域管理実施にともなう法的制度、行政的対応、住民参加が各国の状況に応じて展開されるためには、多くの課題が残っている。流域管理は流域圏の發展の歴史とも深く関連するとともに、将来の發展方向をも規定する。これは、単なる河川管理、水資源管理にとどまらず、国の經濟開發、社會開發をも含むものである。さらに、流域管理をつうじて、開發と環境の調和概念である持続的開發の理念の新しい展開の具体的実践例ともなるのである。流域管理の新展開のための課題を整理すると次の5点となろう。

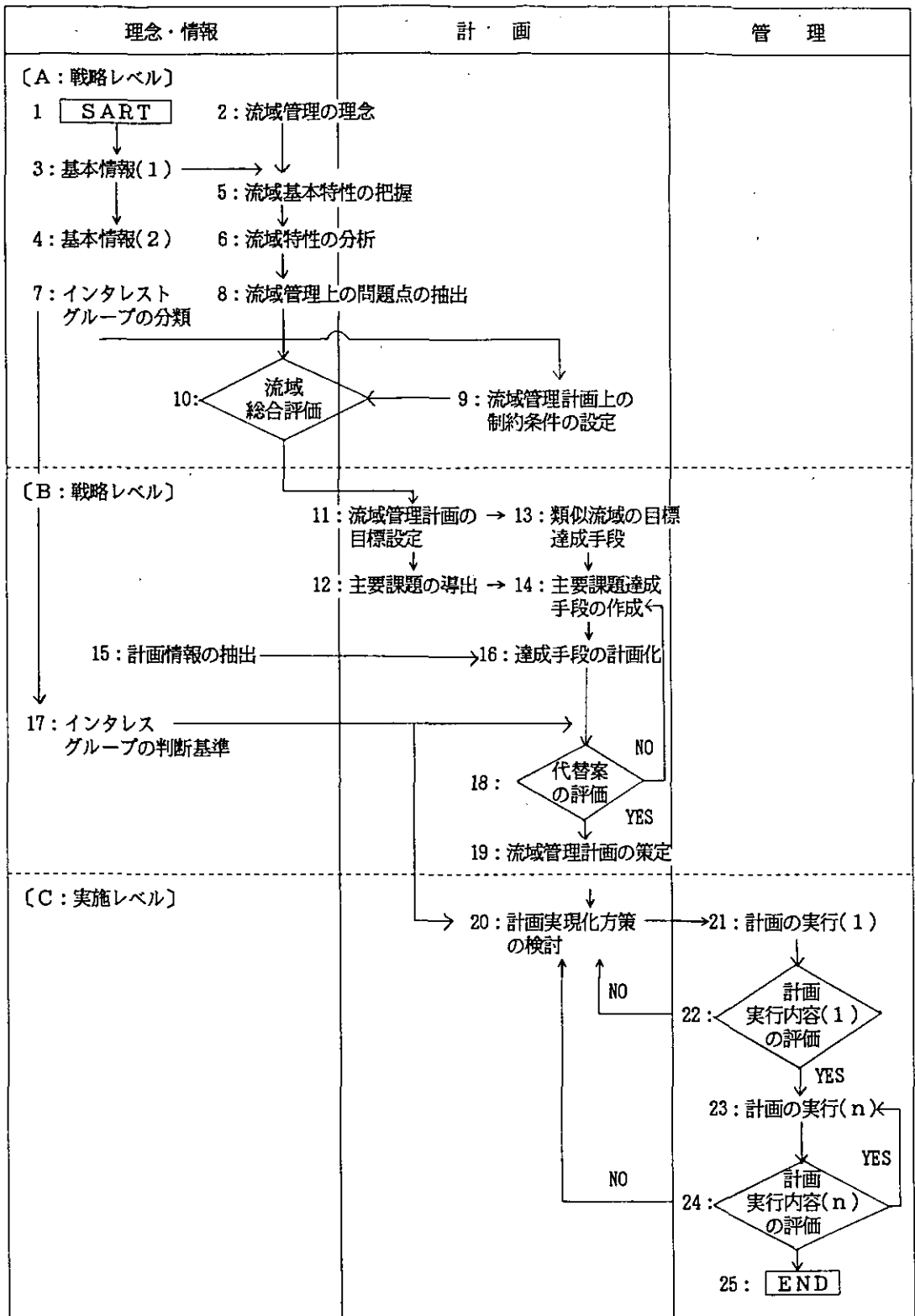


図 2 流域管理計画のフローチャート

- ①流域管理システムの確立：流域管理を進めるにあたって、戦略段階（流域管理の基本的理念）、戦術段階（流域管理計画）、実施段階（流域管理計画の実施事項）の関係を系統的に体系化する。
- ②流域圏創造運動の展開：流域全体の経済的発展および流域保全を保障するための流域圏創造運動を展開する。流域圏の都市・産業の構造、土地利用のあり方、流域住民の生活のあり方についての規範ならびに行動計画を策定する。
- ③流域管理法の整備：流域管理にかかる総合的な法体系として流域管理法を整備する。この法律では地域住民の意思が公共的意思決定過程へどのようなプロセスで反映させることができるかを明示的にする。
- ④流域管理の運営機構の整備：水資源・水環境の造成、運用、維持・管理までを含んだ一体的な運営機構の整備を行なう。この機構の運用のもとに流域における上・下流間の公平性、効率性に基づいた調整、合理的な費用負担のルールを策定をおこなう。
- ⑤流域管理評価システム確立：流域管理計画の実施がどの程度の効果を発揮し、持続的開発という視点で現行の流域管理システムの有効性を総合的に評価する。この評価にあたっては、関連するインタレスト・グループの評価のみならず、中立的な第三者による客観的な評価を導入することが必要である。

[注] 本報告は、Ken-ichi Nakagami "A STRATEGIC CONCEPT OF RIVER/LAKE BASIN MANAGEMENT AND PLANNING" Second Expert Group Workshop on River/Lake Basin Approaches to Environmentally Sound Management of Water Resources, 16-25 Jan., 1989, Bangkok and Hat Yai, Thailand の一部を要約したものである。また、基本的考え方は、仲上健一、「環境経済システム論」、4章、6章、実教出版、1986による。

3. 環境負荷量配分計画のコンフリクト分析

— 閉鎖性水域を対象として

岡田憲夫 (鳥取大学工学部)

1. はじめに

昭和53年6月には瀬戸内海環境保全臨時措置法及び水質汚濁防止法の一部を改正する法律が施行され、瀬戸内海を始めとする閉鎖性水域の新たな水質保全対策として、水質の総量規制制度が設けられることになった。これにより指定を受けた水域や地域にあっては指定された水質項目につき、国から示された総量削減基本方針に沿って総量削減計画を策定し、さらにそれに基づいて指定地域内事業場ごとにそこから排出される排水の一日当りの汚濁負荷量について許容限度を定めることになった。

このように総量規制を推し進める法体制の枠組みが整うにつれて、これを計画論的にどのような位置づけ、科学的なシステムズアプローチを提示すべきかについては種々の研究がなされるようになってきた。そこで関心をよんだ大きなテーマは削減されるべき対象としての「削減必要量」やその裏返しの「開発可能量」が「環境容量」という概念にかかわっており、これをどのように明確に定義し、評価・設定するかということであった。^{1), 2), 3), 4)}

本稿ではこの大テーマはとりあえず棚上げにして、何らかの形で環境保全の目標として設定された「環境容量」を「(許容)環境負荷量」と呼ぶ。これを与件として「環境負荷量」をどのような形で汚濁排出源に割り当てるかという問題を取り上げる。これは最低限の目標としての「削減負荷量基準値」を汚濁源に割り当てる問題と表裏の関係にある。ここではこの種の問題を「(環境)負荷量配分」と呼ぶことにする。以下では対象とする環境システムは閉鎖性水域であり、「環境負荷量」はたとえばCOD負荷量としておこう。

本稿の主たる論点はこの種の負荷量配分問題が典型的なコンフリクト調整問題の形態をとることを明らかにする点にある。同時に、合理的な解決の基準を見いだす上で、後述するゲーム論的枠組みのモデル分析が有用であることを示す。^{5), 6), 7), 8), 9)}

2. コンフリクト調整問題としてみた負荷量配分

2.1 本モデルで想定している計画プロセス

ここでは図1に示すような階層型の計画プロセスを想定して、負荷量配分に伴うコンフリクト調整の具体的な課題について説明しよう。すなわち第1段階では本閉鎖性水域についてCODの総排出負荷量基準Aとその排水源(ここでは各都市)への割り当て率 ρ_i ($i=1, 2, \dots, n$)を決定する。この問題を総負荷量配分指針計画と呼ぼう。これは都市への許容排出負荷量の配分問題に相当している。当然のことながら、このような負荷量を多く割り当てられた排出源ほど環境容量の制約が緩くなるから、限られた許容排出負荷量の配分をめぐる排出源間でコンフリクトが生

ことになる。

ついで第2段階では各都市がそれぞれに課せられた排出負荷量基準を全部で共同して達成し、最適な施設建設パターンを決定するとして。ただし各都市はこのような全員参加方式（全提携）ではなくて、自身が単独（単独方式）または一部参加の共同方式（部分提携）で、自身またはそのグループに課せられた排出負荷量基準（の総和）を達成することも可能である。このいずれの場合にも、最適な施設建設パターンが単独またはグループで採択されるとする。ここで「最適」とは、最小の費用で同一の処理水準を充足すること、あるいは同一の費用で最大の処理水準を充足するような施設建設パターンを指す。費用関数が処理水準に関して単調増加（処理水準が高くなるほど限界費用が増加）の形（これは後述するように「負荷量関数」が費用に関して逓減することと同じである）として。このとき、各都市は最大の規模の提携（これを「全提携」という）を組んで、グループ全体に課せられた排出負荷量基準の総和を全体で協力しあって達成するのが最も効率的になる。この場合、都市の中には自身では処理を行わず、より処理効率の高い都市にその分を肩代わりをしてもらうことも可能と考えよう。つまりこれは実処理の対象となる負荷量についての排出源（都市）間の取引が可能であることを想定している。本問題を総負荷量配分施設計画と呼ぶ。上記の第1段階とこの第2段階目の計画を合わせて単に総負荷量配分計画と呼ぼう。

第3段階ではこの共同事業の総費用を各自の貢献度に応じて割り当てる問題を取り扱う。これを費用割り振り計画という。この場合、各自の「貢献度」をどのように計量するかが大きな課題となるが、以下のモデル分析ではゲーム理論の枠組みを援用する。つまり、第2段階目の総負荷量配分施設計画において、全提携方式以外の部分提携方式あるいは単独方式についても最適な施設建設パターンを見いだしておくこと考える。このような情報が各自の（潜在的な）貢献度の尺度として用いられることになる。

第4段階では各都市の割り当て処理レベルでの施設建設費と第3段階で決まった割り振り費用

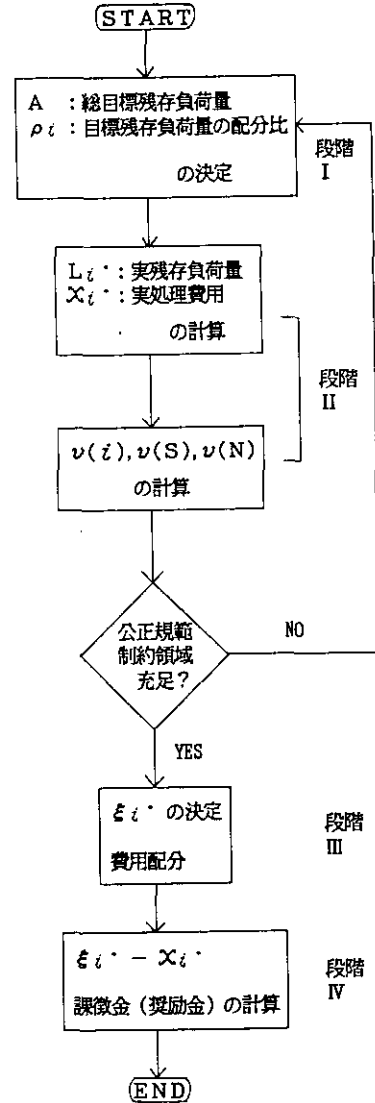


図 1 計画プロセス

との差額を課徴金として他の都市に拠出するか、逆に奨励金として他の都市から受け取るかを定める。これを調整費用割り振り計画という。また第3段階と第4段階の計画を合わせて単に費用割り振り計画という。

2. 2 総負荷量配分指針計画のための公正規範

実はこれまでの議論では、第1段階の総負荷量配分指針計画においてどのように総排出負荷量基準Aや各都市への割り当て ρ_i ($i=1,2,\dots,n$)を決定すべきかについて明示していない。この点については後の具体的な計算事例で説明しよう。

3. モデル化

以下、モデルの定式化について説明する。⁸⁾

①ある湖の周囲に立地したn個の都市 ($i=1,2,\dots,n$)からの排水に対してこの水域を広域的に管理する広域行政体(以下、仮に「国」と呼ぼう)は、総流入COD負荷量を基準値A (t/日)以下に規制することを考えている。

なお都市*i* ($i=1,2,\dots,n$)からの現在の排出負荷量を \hat{L}_i (t/日)とすると自明の条件として次式が成立する。

$$A \leq \sum_{i \in N} \hat{L}_i \quad N=\{1,2,\dots,n\} \quad (1)$$

②国は都市*i* ($i=1,2,\dots,n$)に対して何らかの形で総COD排出負荷量基準(値)Aを配分して、各都市排水の充足すべき負荷量水準(これを「割り当て負荷量水準」という)の値を設定する。

③都市*i* ($i=1,2,\dots,n$)はこれに対する一つの方策として単独で下水道処理場を建設し、課せられた割り当て負荷量水準を満たすことを考える。いま、都市*i* ($i=1,2,\dots,n$)が作る処理プラントの処理後の水質(COD残存負荷量)が投資額 X_i の単調減少関数で表せるとすると、

②で述べたことにより、

$$\left. \begin{aligned} L_i(X_i) &\leq A \rho_i \quad (i=1,2,\dots,n) \\ \sum_{i \in N} \rho_i &= 1 \end{aligned} \right\} \quad (2)$$

が成立しなければならない。ここに $L_i(X_i)$ は都市*i*のプラントから排出される残存COD負荷量を表し、投資額 X_i の関数である。また ρ_i ($i=1,2,\dots,n$)は、流入総負荷量水準Aの

都市 i への配分比率を表す。(なお明らかに i ($i=1,2,\dots,n$) に対して $\hat{L}_i=L_i(0)$ が成立するから、 $A \leq \sum_{i \in N} L_i(0)$ でもある。)

④このとき都市 i は (1) の条件下で投資費用の最小化を図るとすると、この都市の関心は

$$\hat{X}(\{i\}) = \min \{X_i \mid L_i(X_i) \leq A \rho_i, \sum_{i \in N} \rho_i = 1\} \quad (3)$$

を満たす $\hat{X}_i = \hat{X}(\{i\})$ を求めることである。

⑤都市 i ($i=1,2,\dots,n$) は上述のような単独対策の代わりに、全都市が協力して(全提携で)処理水準を調整し、あわせて費用の節減を図ることを考える。

このとき問題は

$$X^*(N) = \min \left\{ \sum_{i \in N} X_i \mid \sum_{i \in N} L_i(X_i) \leq A \right\} \quad (4)$$

となる X_i^* ($i \in N$) と $X^*(N)$ を求めることになる。ここに、 $L_i(X_i)$ は必ずしも都市 i を汚濁源とする負荷量でなくてもよく、いわば都市 i が他都市から実理を請け負うことも可能であるとす。

⑥この他に都市のいくつかは部分提携 S を形成して、そのグループ内で総費用の最小化を図ることも可能であるとする。すなわち、

$$\tilde{X}(S) = \min \left\{ \sum_{i \in S} X_i \mid \sum_{i \in S} L_i(X_i) \leq A \rho_S, \rho_S = \sum_{i \in S} \rho_i \right\} \quad (5)$$

となる \tilde{X}_i ($i \in S$) と $\tilde{X}(S)$ を求めればよい。

⑦さて一般に既述した負荷量関数の特性から考えて、各都市が自身に課せられた規制を単独で充足するよりは部分提携が、また部分提携よりは全提携の方が経済効率上有利となるはずである。そこで全都市は全提携を組んで協力し合うことになるが、その際、この共同事業の経費をどのように配分すべきかという、いわゆる費用割り振り問題が生じる。

⑧一般にこの共同事業が成立するためには、費用割り振りに当たって次のような公正規範が成立しなければならない。いま、単独行動、部分提携ならびに全提携の非効用(ここでは効用の負の概念を採用する)を規定するパラメータ(特性関数)を $v(\{i\})$ 、 $v(S)$ 、 $v(N)$ で表し、次式を定義する。

$$v(\{i\}) = \hat{X}(\{i\}) \quad (6)$$

$$v(S) = \tilde{X}(S) \quad (7)$$

$$v(N) = X^*(N) \quad (8)$$

このとき、都市*i*への費用割り振り額を ξ_i ($i=1,2,\dots,n$) で表すと次式が成立する。

$$\xi_i \leq v(\{i\}) \quad (i=1,2,\dots,n) \quad (\text{個人合理性}) \quad (9)$$

$$\sum_{i \in S} \xi_i \leq v(S) \quad (\text{集団合理性}) \quad (10)$$

$$\sum_{i \in N} \xi_i = v(N) \quad (\text{全体合理性}) \quad (11)$$

⑨式(9)～(11)で表される ξ_i ($i=1,2,\dots,n$)の解領域はコアと呼ばれる。Young et alはこのコアに基づいた費用割り振り法として仁、弱仁および比例仁を用いた配分法を提案し、その長所・短所を比較考察している。また必ずしもコアを充足するとは限らないが、シャプレイ値を用いた配分法の有効性についても言及している。¹¹⁾いまこれらを一括して費用割り振り法と呼び、そのうちのいずれかを適用して求めた費用割り振り値を ξ_i^* ($i=1,2,\dots,n$)と表記しよう。

⑩このようにして各都市が分担すべき費用が ξ_i^* ($i=1,2,\dots,n$)と決定されたならば、各都市はそれぞれの処理レベル(残存負荷量) $L_i(X_i^*)$ に要する費用(施設建設費) X_i^* に応じて、 ξ_i^* との差額を課徴金または奨励金として拠出するかあるいは賦与されることになる。すなわち $\xi_i^* - X_i^* > 0$ なら課徴金、 $\xi_i^* - X_i^* \leq 0$ なら奨励金となる。

4. 事例分析

本モデルの実用性を例示するために、主として2人ゲームを取り上げて議論しよう。

(1) 負荷関数の同定

過去の実績値を参考に負荷関数は建設費 X の関数として

$$L(X) = L(0) \{1 - 0.6671 \ln(X/Q^{0.737} + 1)\} \quad (12)$$

で近似できる。⁶⁾また、この逆関数 X は $L(X) = L$ として次のような建設費用関数となる。

$$X = Q^{0.737} [\text{EXP}\{1.5(1 - L/L(0))\} - 1] \quad (13)$$

(2) 2人ゲーム

2人ゲームにおいては以下の3つのケースについて考えよう。

a) ケース1

①都市排水として、いずれの都市も生活排水のみを考え、しかも処理対象汚水量とCOD負荷量は人口のみによって決まるとする(表1, 表2参照)。

②人口は都市2が都市1の3倍と大きいので当然汚水量, 負荷量ともに都市2の方が大きくなる。しかしながら予め総負荷量水準Aおよび負荷配分比 ρ_1, ρ_2 が適正に決定されないと、各自が単独で行動した場合の事業費が $X_1 > X_2$ すなわち $v(1) \geq v(2)$ となって汚水量や負荷量が大きい都市の方が実処理費用が安いという不合理なことが生じうる。このことにより $v(1) < v(2)$ なる条件が負荷量配分計画を規定する上で不可欠な公正配分条件になると考えられる。また各都市は何らかの形で費用を負担すべきであるから、当然 $v(1) > 0, v(2) > 0$ でなければならない。

表 1 計画プロセスで用いる変数名

段階	変 数 名
I	A : 総目標残存負荷量 (t/日) ρ_i : 目標残存負荷量の配分比 ($i=1,2,3,\dots,n$)
II	L_i : 実残存負荷量 (t/日) X^* : 実処理費用 (億円) $v(\{i\}), v(S), v(N)$: 単独、提携における処理費用関数
III	ξ^* : 配分費用 (億円)
IV	$\xi^* - X^*$: 課徴金 (奨励金) (億円)

表 2 ケース1, 2, 3で用いる値

ケース	都市	P_i	q^D	w^D	Q_i	$L_i(0)$
1	1	25	0.003	26×10^{-6}	750	6.5
	2	75	0.003	26×10^{-6}	2250	19.5
ケース	都市	S_{ix}	q_{x^i}	w_{x^i}	Q_i	$L_i(0)$
2	1	200	0.0069	692×10^{-6}	1.38	0.14
	2	306	0.0045	1400×10^{-6}	1.38	0.43
3	1	200	0.0069	692×10^{-6}	1.38	0.14
	2	275	0.0045	1400×10^{-6}	1.24	0.39

③図2は総負荷配分指針計画においてAと ρ_1 を変数としたときの $v(1) < v(2)$ かつ $v(1) > 0$, $v(2) > 0$ が成立する領域を表している。図中 $\rho_1 = 0.25$ は ρ_1 を総負荷配分量 W_1 と W_2 の比率(従って人口の比率でもある)にとることを意味している。本ケースでは $A = 26$ (t/日)(現状維持)の場合を除けば $\rho_1 = 0.25$ という実績値をそのまま用いた配分方式が妥当化されることが分かる。このような実績値比率配分法は実際によく用いられるもっとも関便な方法であるが、本ケースの場合には公正規範に照らしても一応妥当化されることが分かる。

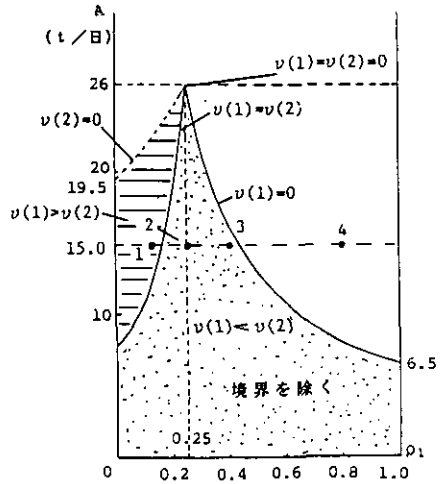


図 2 公正規範領域(ケース1)

④表3には、 $A = 15$ (t/日)で ρ_1, ρ_2 を図2の点1, 2, 3, 4にとったときの都市1, 2の費用配分額 ξ_1, ξ_2 があげてある。これより $v(1) < v(2)$ の条件を満たさない点1あるいは点4では、都市1の方が都市2より負担額が多くなったり、 $v(1), v(2) > 0$ なる条件すら満足し得なかつたりして結局不合理になってしまうことが分かる。

⑤表4は表3で求められている配分費用 ξ^* (億円)と実処理費用 α^* (億円)の差すなわち課徴金(負の場合は奨励金)を表している。(ただし妥当な費用配分となる点についてのみ計算を

行った。)これより、総負荷量配分計画において点2を選んだ場合には最終段階の費用配分調整計画では都市1に課徴金45.1(億円)が課せられ、都市2には45.1(億円)が奨励金として与えられることになる。

表 3 ρ_i における建設費用と配分費用(ケース1, 2, 3,)

ケース	点番号	ρ_1	ρ_2	$v(1)$ (億円)	$v(2)$ (億円)	$v(12)$ (億円)	ξ_1 (億円)	ξ_2 (億円)	A (t/日)
1	1	0.100	0.900	285.4	173.3	371.9	242.0	127.0	15.00
	2	0.250	0.750	116.5	261.9		113.3	258.6	
	3	0.400	0.600	16.1	667.2		10.4	361.5	
	4	0.800	0.200	-94.5	755.9		-	-	
2	1	0.200	0.800	1.12	0.58	1.04	0.79	0.25	0.40
	2	0.244	0.756	0.70	0.70		0.52	0.52	
	3	0.300	0.700	0.27	0.86		0.23	0.81	
	4	0.600	0.400	-0.85	1.98		-	-	
3	1	0.200	0.800	2.04	1.24	2.27	1.54	0.73	0.25
	2	0.264	0.736	1.51	1.39		1.20	1.07	
	3	0.400	0.600	0.65	1.75		0.59	1.68	
	4	0.800	0.200	-0.62	2.15		-	-	

表 4 課徴金(奨励金)の計算(ケース1, 2, 3)

ケース	点番号	都市	ξ_i	X_i	$\xi_i - X_i$
1	2	1	113.30	68.20	45.10
		2	258.60	306.70	-45.10
	3	1	10.40	68.20	-57.80
		2	361.50	303.70	57.80
2	3	1	0.23	0	0.23
		2	0.81	1.04	-0.23
3	3	1	0.59	0	0.59
		2	1.68	2.27	-0.59

b) ケース 2

①都市排水として、いずれの都市も産業排水のみを考える。(すなわち都市1は果実缶詰製造業、都市2は植物油脂製造業を想定している。)この場合、処理対象汚水量とCOD負荷量は出荷額(百万円)のみによって決まるとしよう。ただしCOD負荷量は都市2の方が都市1より大きいが($L_1(0) < L_2(0)$), 汚水量はほぼ等しい($Q_1 = Q_2$)という例を考えた。(表1, 表2参照)

②図3はケース1と同様にAと ρ_1 を変数としたときの $v(1) < v(2)$ が成立する領域を示している。図中 $v(1) = v(2)$ の条件で規定される公正規範の境界線(公正規範領域に含まれない)はAが小さい値の場合を除けば $\rho_1 = 0.244$ すなわち ρ_1 を実績値の比率($L_1(0) / L_2(0)$)にとることに相当している。この実績値比率配分法は現実によく用いられるが、本ケースではAが0(t/日)に近い場合を除けば $0 < A < 0.566$ の範囲のいずれに

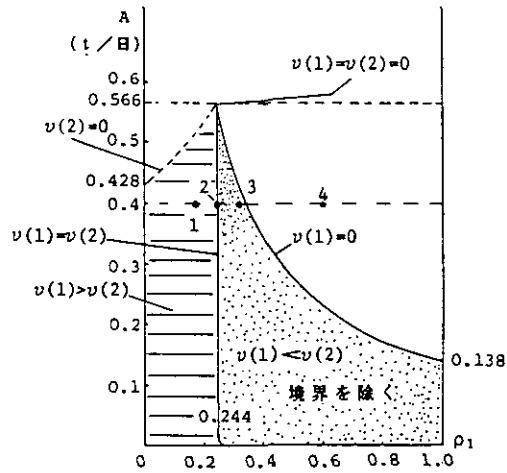


図 3 公正規範領域(ケース2)

設定しても公正規範を充足し得ないことになる。よって $\rho_1 = 0.244$ という実績値をそのまま用いた配分方式は本ケースでは妥当とはいえない。

③表3には図3において $A = 0.4$ (t/日)で切ったときにできる断面図において点1, 2, 3, 4に ρ_1, ρ_2 をとったときの都市1, 2の費用配分額が掲げている。これより点1, 4はケース1と同様不合理であるが、点2すなわち実績値を用いた配分比の場合も割り振られる費用が等しくなるとやはり不合理な結果になり、②で述べたことが具体的に裏付けられることが分かる。

④表4よりこのケースの点3の場合、実処理費用は、都市1が全く処理せず、都市2のみが処理する形であることが分かる。よって都市1に課徴金0.23(億円)が課せられ、都市2には0.23(億円)の奨励金が与えられることが分かる。

c) ケース 3

①ケース2と同様に、産業排水のみを考える。(業種はケース2と同じ)ただし、負荷量は都市2の方が都市1より大きいが($L_1(0) < L_2(0)$), 汚水量は逆に都市1の方が都市1より大きい($Q_1 > Q_2$)という例を考えた。(表1, 表2参照)

②図4, 表3より点1, 4はもちろんのこと、点2($\rho_1 = 0.264$)すなわち実績値による配分比を用いた場合でも明らかに $v(1) < v(2)$ の領域に入っていないことが分かる。ただし本

ケースの場合は処理負荷量については1, 2, 3の順に大きくなるが汚水量では逆の関係にあり, $v(1) < v(2)$ を公正規範にすることは保留しなければならない。ただ総負荷量規制の立場からは, 汚水量の増大につれて濃度が小さくなることでメリットを得る方式には抵抗があろう。

③表4よりケース2の点3と同様, このケースの点3の場合も都市1は実際には処理を行わず, 都市1から2へ0.59(億円)が移動していることが分かる。なおこの他に Okada and Kilgour は2人ゲームを取り上げることにより, 費用関数の特性および各水源の固有の水利用特性と公正な負荷量配分パターンとの関係について基礎的分析を行っている。⁸⁾

(3) 3人ゲーム

2人ゲームを拡張して3都市(3排水源)の場合についても同様のゲームが考えられる。岡田・錦織はこのような拡張形についても分析し, 上述した2人ゲームと同様の結果が概ね成立することを示している。⁹⁾

5. 汚染源(排水源)規制方式から被害地点保護方式への拡張

これまでの議論では基本的には汚染源(排水源)レベルのみの総量規制を想定していたが, 厳密には水域における主要な被害地点(あるいは水質基準地点)レベルでの負荷量の制御が有効な場合もあろう。つまり, 排出源と被害地点間の汚濁物質の輸送伝播メカニズムを考慮した汚濁負荷量の広域制御方式を導入する場合である。これはアナロジー的には酸性雨汚染制御問題と同様のモデルで分析が可能である。岡田・三上は, この種の問題についても上述したゲーム論的分析が有効であることを示している。¹⁰⁾

6. むすび

以上の議論を最後にまとめておこう。

- ①環境負荷量配分計画問題はその性格上, 多段階のコンフリクト調整問題として捉えられる。またこれを科学的に取り扱う上でゲーム理論モデルが有効である。
- ②この種のコンフリクト調整問題を論じるためには, 単なる水質汚濁のメカニズムに関する技術論的な議論のみでなく, 社会的公正規範に関する分析・評価が不可欠である。
- ③現在慣用的によく用いられる実績値に基づく配分方式は必ずしも適切ではない。その是非は汚水源(都市)の固有の水利用特性に大きく掛かっている。
- ④汚染源(排出源)規制方式から被害地点保護方式へモデルの拡張を図ることも可能である。

引用文献

- 1)内藤正明(1977)：環境容量に関するシステム論的考察，環境情報科学，6(4)。
- 2)内藤正明(1987)：環境容量論，環境情報科学，16(3)。
- 3)末石富太郎(1980)：環境保全(V)－環境の制御・管理，技報堂。
- 4)環境庁・国立公害研究所(1988)：第1回環境容量シンポジウム－環境容量の概念と応用。
- 5)岡田憲夫・錦織敦(1984)：環境負荷量配分問題に関するゲーミング分析，鳥取大学工学部研究報告，第15巻第1号。
- 6)岡田憲夫・錦織敦(1986)：ゲーム理論を用いた環境負荷量配分モデルに関する研究，土木計画学研究論文集，No. 3。
- 7)岡田憲夫・錦織敦(1986)：環境負荷量配分計画のためのゲーム理論モデル，京都大学防災研究所年報，第29号，B-2。
- 8)Kilgour, D. M., N. Okada, and A. Nishikiori (1988): Load Control Regulation of Water Pollution: An Analysis using Game Theory, Journal of Environmental Management, 27.
- 9)岡田憲夫, D. M. Kilgour (1988)：水資源配分問題のコンフリクト分析－環境負荷量配分のゲーム論的アプローチ，地域学研究，第18巻。
- 10)岡田憲夫，三上祥子(1989)：環境負荷量配分計画問題のゲーム論的分析－酸性雨汚染防止計画を対象として－，土木学会中国四国支部研究発表会講演概要集(発表予定)。
- 11)Young, H. P., N. Okada and T. Hashimoto (1982)：Cost Allocation in Water Resources Development - A case study of Sweden, Water Resources Research, Vol.18, No. 3., June.

<補遺>

シンポジウムの発表時の議論において，次のような論点を補足した。

- ① ここではあくまで方法論としての環境負荷量配分方式についてモデル分析を行っている。このモデルにおいては「効率性原則」，つまり，「最小の投資による最大の処理効果の達成」の原則に基づき，環境負荷量の取り引きが許容されるとの前提を設けている。この前提は，米国などの酸性雨汚染防止規則関連法案の大綱に組み込まれる傾向にある。しかし，この前提を認めるか否かのいわば「環境(保護)論理」の問題についてはここでは議論を保留している。今後，この観点からの研究も必要であろう。
- ② 負荷量関数が種々の形式(たとえば分離形以外の形)をとったときの理論的帰結についてもモデル的に種々に検討する必要がある。
- ③ 本コンフリクト分析でも一種の階層構造を想定しているが，この構造の想定の仕方にも種々の形が考えられる。

- ④ 計画論的にはプレイヤーを「都市」とみるか、「企業」とみるかあるいは公共主体によって運営される1つの処理場とみるかによって解析結果の解釈や意味付けが異なり得ることに留意が必要である。

II . 湖 沼 生 態 系 管 理

4. 屋外実験池におけるアオコの優占培養

相崎守弘, 河合崇欣 (国立公害研究所), 青山莞爾 (東邦大学理学部)

1. はじめに

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

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

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

2. 実験方法

2.1 屋外水槽を用いた実験

これまで得られた知見に基づき、pH, 鉄及び EDTA の影響について主に調べた。実験には霞ヶ浦臨湖実験施設の屋外に設置した200リットル容量のポリカーボネイト製水槽12個を用いた。各実験水槽には、霞ヶ浦の除濁湖水(砂濾過湖水)200リットルに、 KH_2PO_4 (P; 0.46mg/l) と NaNO_3

(N; 3.22mg/l) を加え、pH を7~8, 8~9, 9~10および10以上の4段階に制御し、各 pH 範囲ごとに鉄(クエン酸鉄; 0.6mg/l) および EDTA (1mg/l) を加え添加効果を調べた。各水槽には実験開始時に霞ヶ浦で採取した集積アオコを添加した。実験開始時のクロロフィル-a濃度は40~60 $\mu\text{g/l}$ 程度であった。pH はほぼ毎日塩酸または水酸化ナトリウムで調整した。実験は1987年8月4日に開始し、約3週間継続した。

2. 2 屋外実験池における実験

臨湖実験施設にある多目的実験池6個を用いて実験した。それぞれの実験池は一辺が3mの六角形をしており、深さが1.75m、容量が約40m³の池である。実験条件を表1に示す。滞留時間は20日とし、P1からP3の池ではリン濃度を0.23mg/l (リン負荷量20mg/m²·d)、P4からP6の池では0.46mg/l (リン負荷量40mg/m²·d)とした。リンの試薬としてはKH₂PO₄を用いた。またN/P比が10になるようにNH₄NO₃を加えた。各池にはクエン酸鉄を3mg/lの濃度になるように加えた。またP1およびP4の池には米ぬかの熱水抽出液を、P2とP5の池にはEDTAを加えた。米ぬかの熱水抽出液は20g/lの熱水抽出(オートクレーブ、120℃、15分)液を原液として1ml/lの濃度になるように、EDTAは1mg/lの濃度になるように加えた。クエン酸鉄及び米ぬかの熱水抽出液はバッチ方式で週2回添加した。そのほかの試薬は連続的に添加した。実験開始時には、各池ともリン濃度0.23mg/l、窒素濃度2.30mg/lになるように試薬を添加した。排水はP5を除きサイホン方式で底層水を排水した。実験は1988年8月3日より約1ヶ月間行った。実験開始時には、霞ヶ浦高浜入りで採取したネット濃縮アオコ15リットルづつを各池に接種した。添加量は実験池中のクロロフィル-a濃度として2 $\mu\text{g/l}$ 程度であった。また8月3日から8日まではバッチ式で培養し、8日以後連続培養に切り替えた。

表1 実験条件

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

3. 実験結果

3. 1 屋外水槽を用いた実験

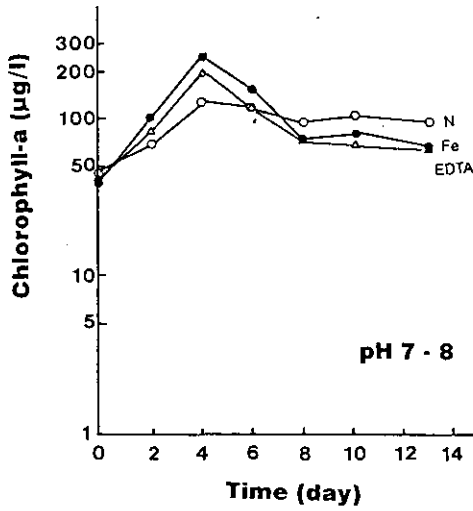


図 1 屋外水槽におけるクロロフィル-a 濃度の変化 pH 7~8 Aug. 1987.

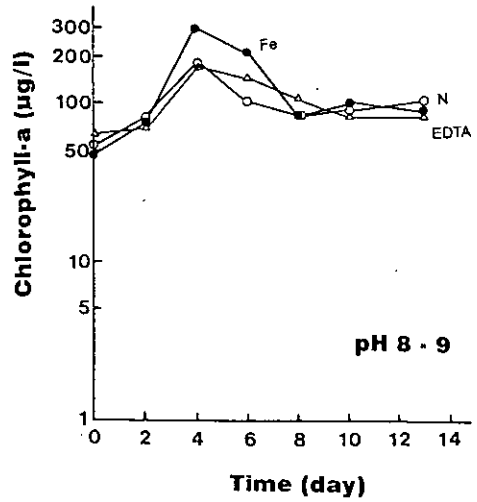


図 2 屋外水槽におけるクロロフィル-a 濃度の変化 pH 8~9 Aug. 1987.

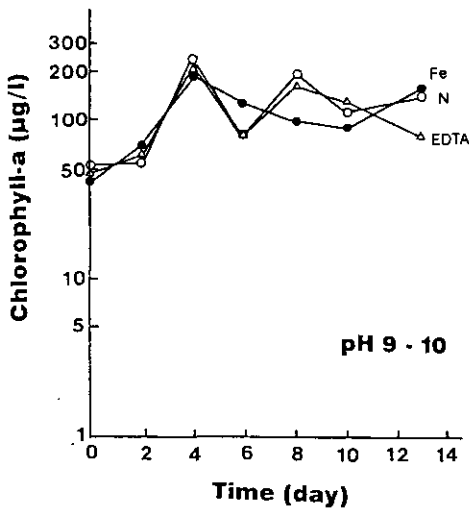


図 3 屋外水槽におけるクロロフィル-a 濃度の変化 pH 9~10 Aug. 1987.

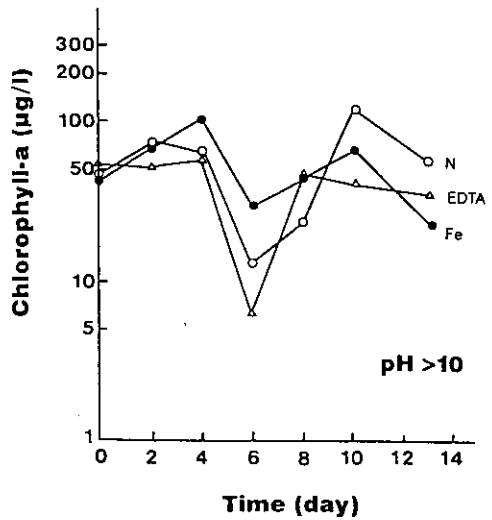


図 4 屋外水槽におけるクロロフィル-a 濃度の変化 pH 10以上 Aug. 1987.

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

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

87 0806	Total No.	2.0x10 ⁵	1.9x10 ⁵	3.6x10 ⁵	1.4x10 ⁵	1.8x10 ⁵	2.9x10 ⁵
	Domi.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.	Micro.
	%	97	96	94	94	80	80
	Micro(%)	97	96	94	94	80	80

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

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

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

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

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

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

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

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

3. 2 屋外実験池を用いた実験

図5にリン濃度の変化を、図6にアンモニア及び硝酸態窒素の濃度変化を示す。PO₄-P濃度は、負荷濃度が高かったP4～P6の池ではほとんどの場合0.1mg/l以上残存しており、P1～P3でも8月中旬まではかなりの濃度存在していた。P1を除き、溶存リンの大部分はPO₄-Pであった。P1の池では溶存有機リン濃度が高くなったが原因は不明である。一方、無機態窒素濃度変化を見ると、NH₄-N濃度の変化が著しく、8月中旬にはかなり残存していたがそれ以外ではかなり低濃度になった。これに対して硝酸態窒素は実験期間中ほとんどの池で高濃度残存していた。NO₂-Nの増加も観測されたことから、NH₄-Nの減少は植物プランクトンによる吸収の他に、硝化作用による減少もかなり含まれるものと考えられた。栄養塩の濃度変化から、窒素及びリンともミクロキステイスの増殖の制限因子となるとは考えられず、ひいてあげればNH₄-Nだけが制限的に働く可能性が考えられた。

図7にクロロフィル-*a*濃度の変化を示す。クロロフィル-*a*濃度は実験開始直後に増加し、バッチ式だったためか6日後にはかなり低下し、その後連続培養に切り替えてから再び増加した。図8に40 μm のメッシュで分離したクロロフィル-*a*濃度の変化を示す。40 μm 以上の植物プランクトンは顕微鏡観察ではほとんどの場合その大部分がミクロキステイスであった。図から明らかのごとく、P1、P3では8月中旬に40 μm 以上の植物プランクトンのクロロフィル-*a*濃度が約50 $\mu\text{g/l}$ に達した。P6、P2では8月下旬から9月になって増加がみられた。一方、P4では8月中旬から増加し、下旬には188 $\mu\text{g/l}$ という大変高い値となった。採水は1.2mの柱状採水を行っているところから、この濃度は池の平均濃度を示しており、40 μm 以上の植物プランクトンのクロロフィル-*a*濃度が40 $\mu\text{g/l}$ 程度以上では池水表面ではミクロキステイスは集積してアオコ状態に

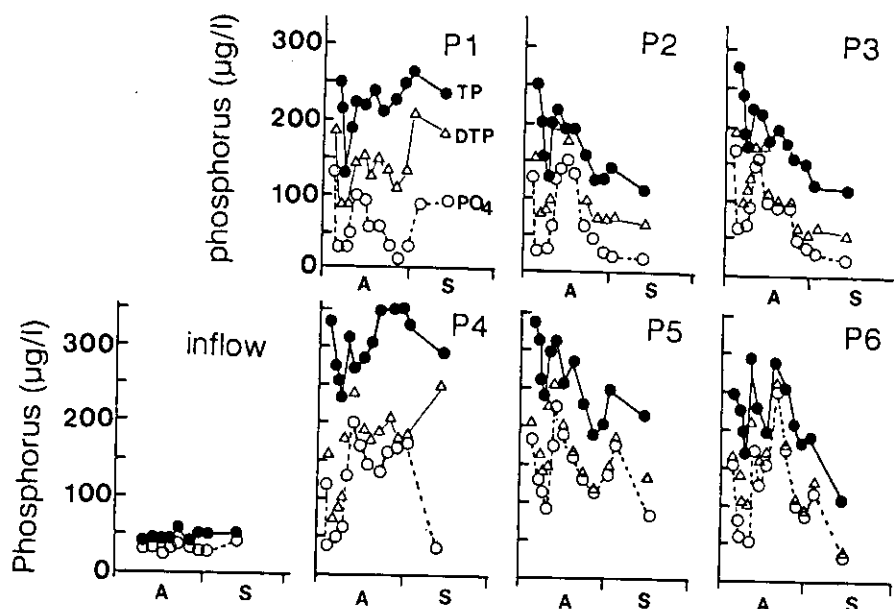


図 5 屋外実験池におけるリン濃度の変化 Aug.~Sep. 1988

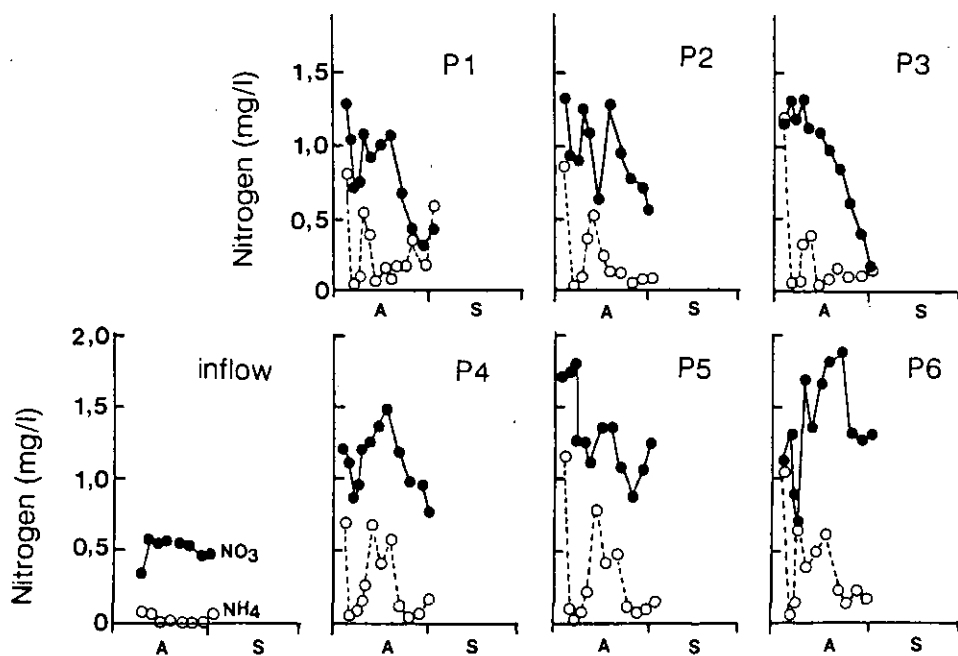


図 6 屋外実験池における窒素濃度の変化 Aug.~Sep. 1988

00000 ? 0000000

Chl-a (ug/l)

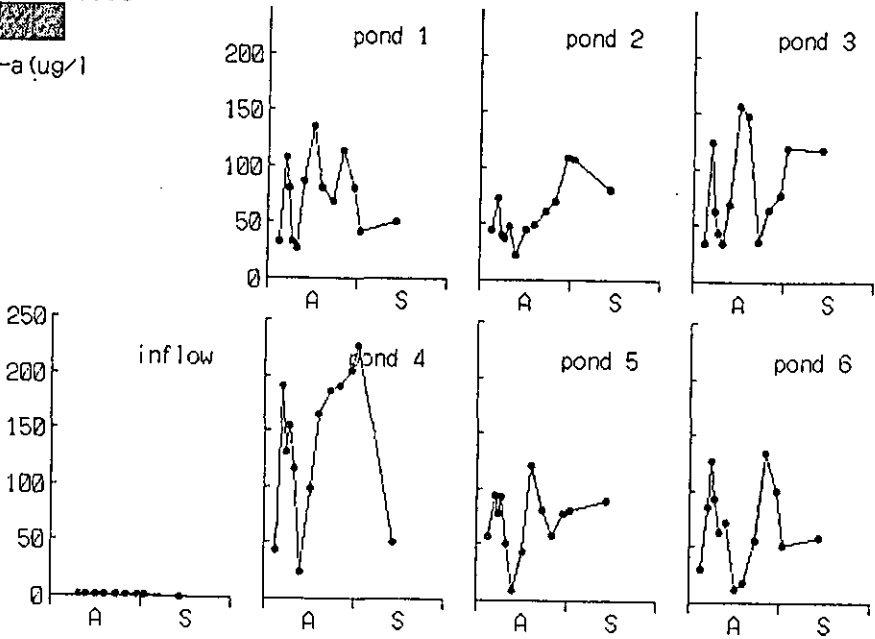


図 7 屋外実験池におけるクロロフィル-a濃度の変化

Aug. ~ Sep. 1988

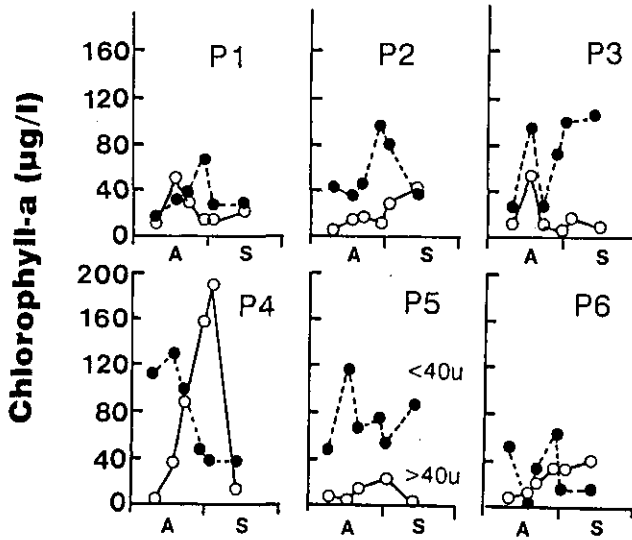


図 8 屋外実験池における $40\mu\text{m}$ 以上及び以下の植物
プランクトン中のクロロフィル-a濃度の変化

なっていた。

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

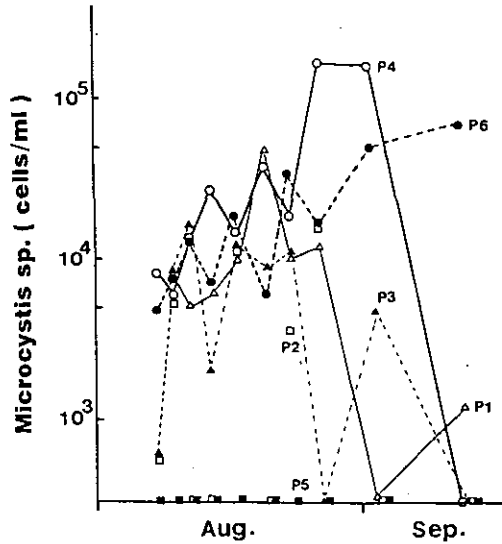


図9 屋外実験池におけるミクロキステイス細胞数の変化

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

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

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

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

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

Date		P1	P2	P3	P4	P5	P6
88 0808	Total No.	4.8x10 ³	4.5x10 ³	5.3x10 ³	4.1x10 ⁴	2.7x10 ⁴	3.0x10 ⁴
	Domi.	-	Crypto.	Crypto.	Phormi.	Nephro.	Crypto.
	%	-	49.2	44.5	25.2	41.0	19.4
	Micro(%)	3.3	12.1	11.2	20.2	0.5	16.2
88 0810	Total No.	3.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴	3.2x10 ⁴	2.7x10 ⁴	2.3x10 ⁴	2.3x10 ⁴
	Domi.	Dictyo.	Micro.	Oscilla.	Micro	Oscilla.	Micro.
	%	43.0	22.3	32.8	22.4	24.6	33.6
	Micro(%)	24.4	22.3	25.9	22.4	19.5	33.6
88 0812	Total No.	5.4x10 ⁴	4.6x10 ⁴	1.1x10 ⁵	6.6x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.2x10 ⁴
	Domi.	Dictyo.	Oscilla.	Micro.	Micro.	-	Micro.
	%	29.1	23.9	24.5	59.9	-	22.7
	Micro(%)	11.8	1.1	24.5	59.9	0.8	22.7
88 0815	Total No.	5.4x10 ⁴	4.6x10 ⁴	1.1x10 ⁵	6.6x10 ⁴	4.7x10 ⁴	1.2x10 ⁴
	Domi.	Pando.	Coela.	Dictyo.	Micro.	Coela.	Micro.
	%	22.5	48.8	56.1	41.0	56.0	59.2
	Micro(%)	11.1	14.2	1.7	41.0	0.8	59.2
88 0818	Total No.	2.8x10 ⁴	4.4x10 ⁴	5.5x10 ⁴	1.5x10 ⁵	5.0x10 ⁴	2.4x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Micro.	Dictyo.	Coela.	Coela.	Micro.
	%	33.3	24.9	43.4	60.1	33.3	77.6
	Micro(%)	33.3	24.9	22.0	9.5	0.2	77.6
88 0822	Total No.	8.4x10 ⁴	5.1x10 ⁴	3.4x10 ⁴	2.1x10 ⁵	4.4x10 ⁴	2.6x10 ⁴
	Domi.	Micro.	Scened.	Dictyo.	Coela.	Scened.	Micro.
	%	56.5	26.7	30.1	31.3	56.3	24.2
	Micro(%)	56.5	0.8	25.9	18.2	0.0	24.2
88 0825	Total No.	5.4x10 ⁴	5.7x10 ⁴	6.8x10 ⁴	4.7x10 ⁴	4.8x10 ⁴	7.5x10 ⁴
	Domi.	Scened.	Scened.	Kirch.	Micro.	Scened.	Micro.
	%	61.2	51.4	42.7	39.9	39.9	45.8
	Micro(%)	18.0	6.2	15.9	39.9	0.0	45.8
88 0829	Total No.	3.7x10 ⁴	6.6x10 ⁴	3.8x10 ⁴	1.8x10 ⁵	4.6x10 ⁴	7.4x10 ⁴
	Domi.	Scened.	Coela.	Kirch.	Micro.	Scened.	Kirch.
	%	43.6	31.1	54.6	93.2	33.6	57.6
	Micro(%)	32.0	24.9	0.0	93.2	0.0	23.3
88 0901	Total No.	4.0x10 ⁴	3.6x10 ⁴	4.2x10 ⁴	2.0x10 ⁵	6.2x10 ⁴	6.6x10 ⁴
	Domi.	Kirch.	Oocyst.	Coela.	Micro.	Scened.	Micro.
	%	38.4	37.7	31.9	80.4	33.9	77.4
	Micro(%)	0.8	1.0	11.1	80.4	0.0	77.4
88 0913	Total No.	6.3x10 ⁴	3.3x10 ⁴	4.9x10 ⁴	3.1x10 ⁴	6.1x10 ⁴	1.0x10 ⁵
	Domi.	Phormi.	Scened.	Tetraed.	Scened.	Scened.	Micro.
	%	90.3	59.5	46.5	36.4	35.2	69.6
	Micro(%)	1.9	0.0	0.0	0.1	0.0	69.6

0000 ? 000000



PON (ppb)

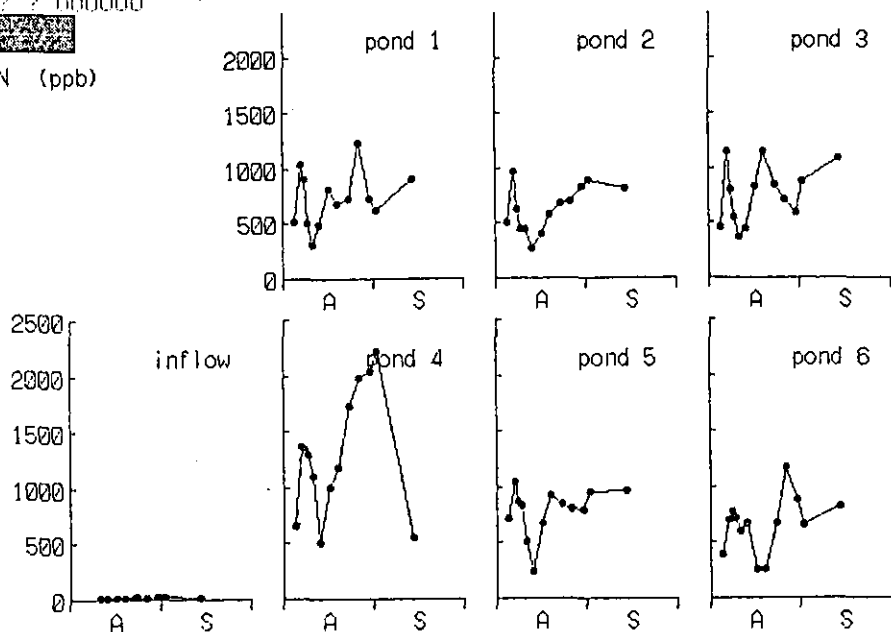


図 10 屋外実験池における懸濁態窒素濃度の変化

0000 ? 000000



Total Zoo

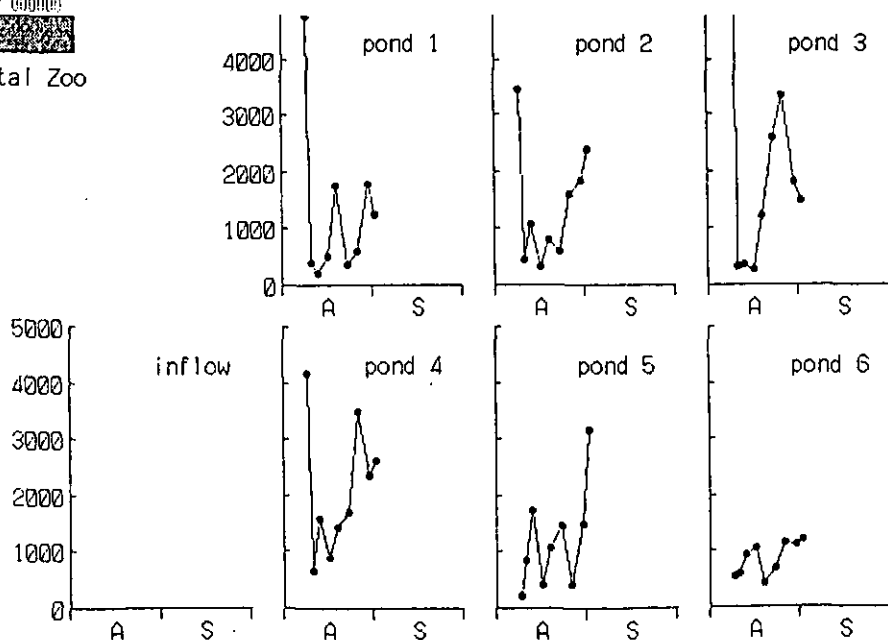


図 11 屋外実験池における動物プランクトン総数の変化

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

4. 考察

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

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

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

引用文献

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

5. 木崎湖における生物相の変遷

林 秀剛 (信州大学理学部)

1. はじめに

“環境容量”を、生態学での環境収容力 (carrying capacity) と同義として、ある水系の生物相の変遷と環境要因の関係を考えてみたい。環境容量の変化は、生物相の変遷をもたらす。この場合、生物種の内的要因としての環境変化への耐性と、インパクトの大きさととの兼合いで現象が決定される。それぞれをどう評価するかが問題となる。現状では、こうした問題を考える場合、生物的要因はあまりにも個別的であり、また、複雑過ぎる。したがって、例えばモデル化するような場合にも生物種に関する要因は度外視されるか、よくてブラックボックス内に一括して取りこまれることが多い。要するに、生物種の出現ないしは維持の条件が、特定の種を除いて、ほとんど分かっていない。なぜ、この種が出現したかはある程度分かるが、なぜこの種でなくてはならなかったかという問にはほとんど答えられない。この因果関係が分からなくては、capacity を論ずることは不可能であろう。したがって、現状では、現象を出来るだけ忠実に追いかけて、これらのいろいろな要因間の分離が出来るかどうかを模索する段階であろう。

大町市北に位置する仁科三湖の生物相については、古くからの研究がある。1920年代後半からの水産試験場関係者による一連の研究 (中野他 1935, 畑 1935, 川尻他 1940 等) や、田中 (1930), Miyadi (1931) 等である。近年では、名古屋大学水圏科学研究所の研究者による物質循環に関する多くの研究があり、我が国の湖沼のうちでも比較的状況が詳しく調べられている湖の一つであろう。しかし、近年これらの湖を取りまく環境の変化に加えて、人為によるいくつかの生物種の導入によるものと思われる生物相の急激な変化が観察されている。これらの変化を解析することによって、生物種の変化が引き金となって進行する湖の物質代謝についての知見が得られ、さらに湖の生物的要因の果たす役割の大きさも推定することが可能となろう。

2. 近年の木崎湖とその周辺環境の変遷

仁科三湖は、上流から育木湖、中綱湖、木崎湖と連なり、それぞれの間は上農具川、中農具川で結ばれている。木崎湖からは下農具川として流出し、最終的には犀川に合流する。それぞれの諸元を表1に示す。

これらの湖は、田中 (1930) が“北アルプス湖沼群”のひとつとして扱っていることが示すように、山間の清冷な湖であった。しかし、我が国の他の湖と同様、開発の波が押し寄せ、また、富栄養化現象も認められるようになった。これらの湖は流域面積は小さいが、湖自体が小さく、滞留時間も長いので、周辺の影響は直接的に湖に影響してくる。

表 1 仁科三湖（木崎湖，中綱湖，青木湖）の諸元

	木崎湖	中綱湖	青木湖
標高 (m)	764	815	822
面積 (km ²)	1.40	0.14	1.86
最大深度 (m)	29.5	12.0	58.0
平均深度 (m)	17.9	5.7	29.0
容積 (m ³)	2.506×10 ⁷	7.98×10 ⁵	5.394×10 ⁷
平均滞留日数 (days)	186	25	193
流域面積 (km ²)	362.00	126.00	86.25

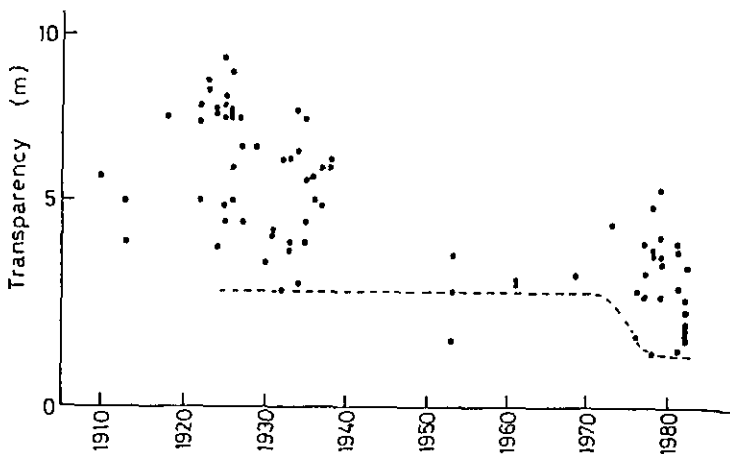


図 1 木崎湖湖心における夏期（6～8月）の透明度の変化

湖の過去の状況を知るため、比較的信頼出来る目安に透明度がある。木崎湖湖心における夏期（6～8月）の透明度の変化を、これまでに報告されている資料と最近の測定結果を合わせて図1にプロットした。1920～30年代では最低約 4m，最高 8mの値を示しているが、比較の変動幅は小さい。1970年代後半から最低値は 2m強，最高値は 5m前後とかなり下がっていることが明らかである。

図2は木崎湖湖心における1981～1988年の透明度の変化を示す。1981～1983年には最低値は 1 m以下，最高値も 5mを超えることはほとんどなく、富栄養湖の状況であった。1984，85年の夏から秋にかけては、透明度が急激に上昇し，最高値は13mにもなった。1986年以降は再び1983年以前の状態に戻っているが，1988年からは下降気味である。

湖の周辺環境についてみると，集水域内の人口は1925年頃とほとんど変わっていないが，1960年代から1975年頃までは，経済の高度成長と消費生活の向上，スキー場開設，観光人口の増加等の状況が重なり，河川，湖沼の富栄養化または汚濁が進行した。生活排水の処理は現在でも，ほ

とんどが河川への放流または地下浸透である。木崎湖周辺では、1930年頃までは河川や湖沼の水が飲料水として、利用されていたが、1930年から1957年頃までに上水道が設置された。

湖自体の変化としては、湖岸の改変状況が重要であるが、1979年の調査によると、全湖岸延長7kmのうち自然湖岸ないしは半自然湖岸と判定される区域はたったの1.6km(23%)にすぎないことが明らかとなった。また、挺水植物群落の認められる区間は2.7km(38.5%)であった。現在でも、周辺サイクリング道路の建設等で、沿岸部の改変は続いている。

さらに、木崎湖、青木湖では冬期(12月1日~3月31日)、それぞれ最大1.5m、21mまでの発電用取水による水位低下がある。さらに、湖水自体も本来の集水域外の鹿島川からの導水が多量に入り、独立した湖としてはものが考えられぬ状況となっている。

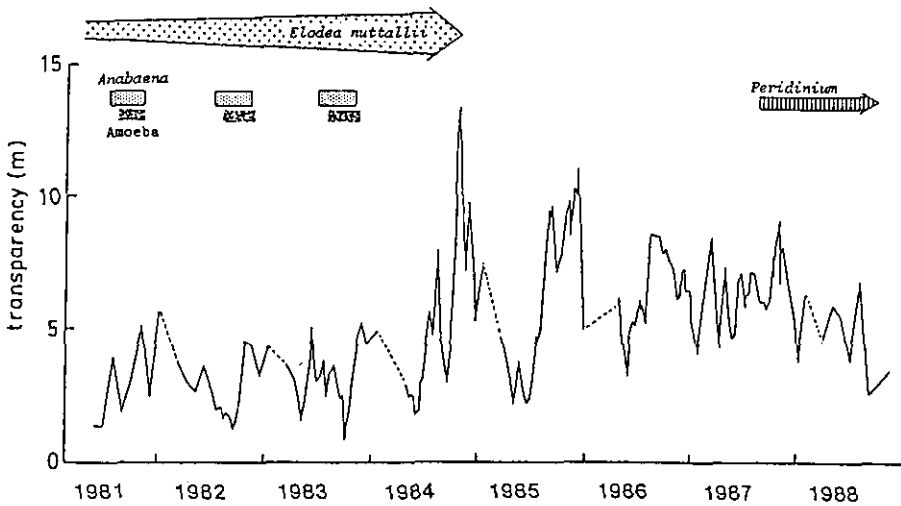


図 2 木崎湖湖心における1981~1988年の透明度の変化

3. 木崎湖の生物相の変遷

3.1 動植物プランクトン

図3に木崎湖湖心におけるクロロフィル-a ($\mu\text{g/l}$)の垂直分布の変化(1981~1988)を示した。5月以降の水温の成層にともない、表面にクロロフィルの分布が偏ることが明らかである。とくに、*Anabaena*のブルームが観察された1982, 1983年では著しいが、その他の年でも同じようなパターンを示している。また、1987, 88年の場合は、後に述べる渦鞭毛藻類 *Peridinium*のブルームによるピークである。

ここでもうひとつ注意しなくてはならないことは、4~5月にかけての春のブルームである。図4に、木崎湖湖心における単位水柱当りのクロロフィル量 (mg/m^2) (1982~1983年)の変化を示

した。この時は、さきに述べた *Anabaena* のブルームがあった年であるが、この図から明らかなように、*Anabaena* の盛期である夏より、春先のクロロフィル総量のほうが多い。このことは、木崎湖の植物プランクトンの生産が、春の循環期において最大であり、この時期にはこれを支える栄養塩等が存在することを示唆するものである。因みに、4月から5月にかけての流入河川（中農具川、稲尾沢川）水中の栄養塩濃度はかなり高い傾向を示している。

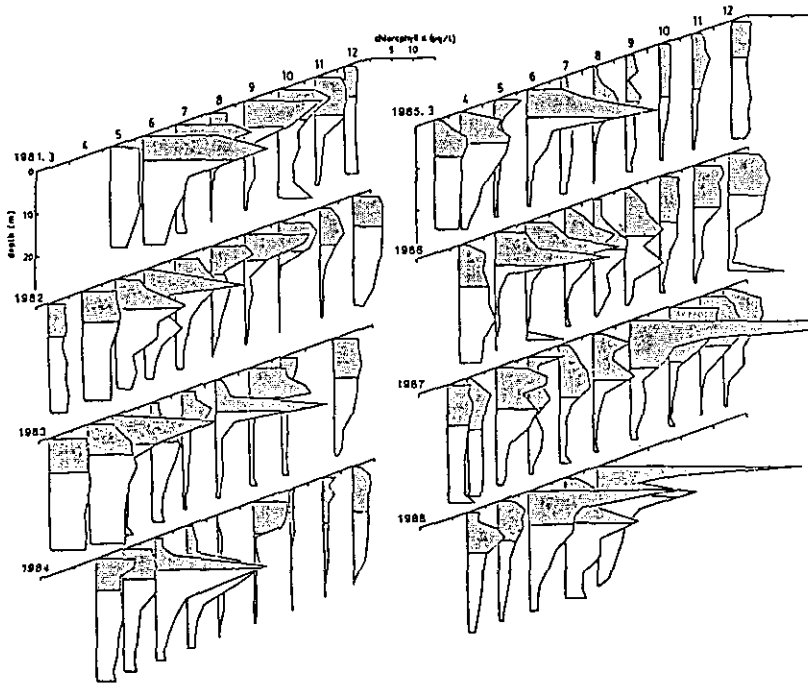


図 3 木崎湖湖心におけるクロロフィル-a ($\mu\text{g/l}$) の垂直分布の変化 (1981~1988)

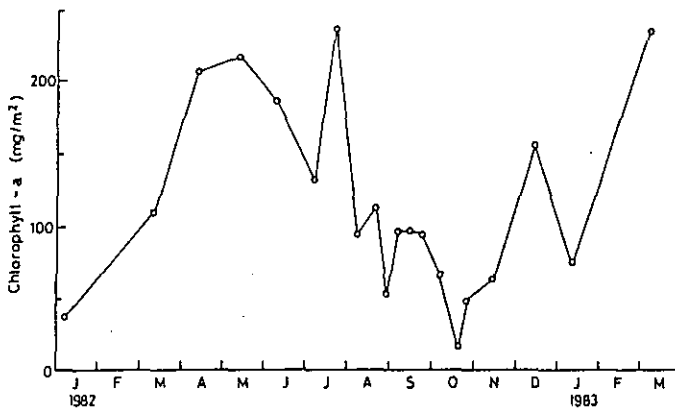


図 4 木崎湖湖心における単位水柱当りのクロロフィル-a量 ($\mu\text{g/m}^2$) の変化 (1982~1983)

1982~83年には、藍藻類 *Anabaena* のブルームとそれに伴う藻食性アメーバの大発生が観測された。このときの木崎湖湖心表層における藍藻 *Anabaena* と藻食性アメーバの細胞数の変動状況を図5に示した。アメーバの増加にともない、捕食される *Anabaena* が減少し、アメーバが減少すると *Anabaena* が増加する様子が良くわかる。

1987年秋から1988年いっぱいにかけては、*Peridinium* による淡水赤潮が発生した。図6に、1987年9月2日の湖心と南部の定点、および中農具川河口部における *Peridinium* 細胞数の分布状況を示した。調査当日は、わずかに南風が吹く、穏やかな気象条件であり、北部農具川河口部に濃厚な赤潮が発生した。この状況は、多くのダム湖での発生状況と似ている。

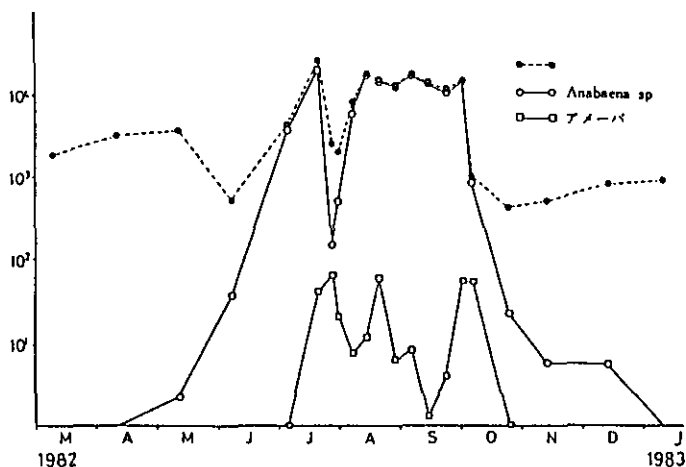


図 5 木崎湖湖心表層における藍藻類 *Anabaena* と藻食性アメーバの細胞数の変動状況

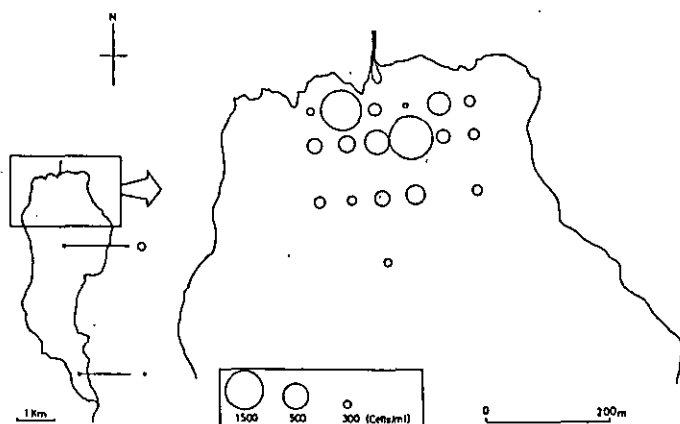


図 6 湖心と南部の定点および中農具川河口部における、*Peridinium* 細胞数の分布状況 (1987年9月2日)

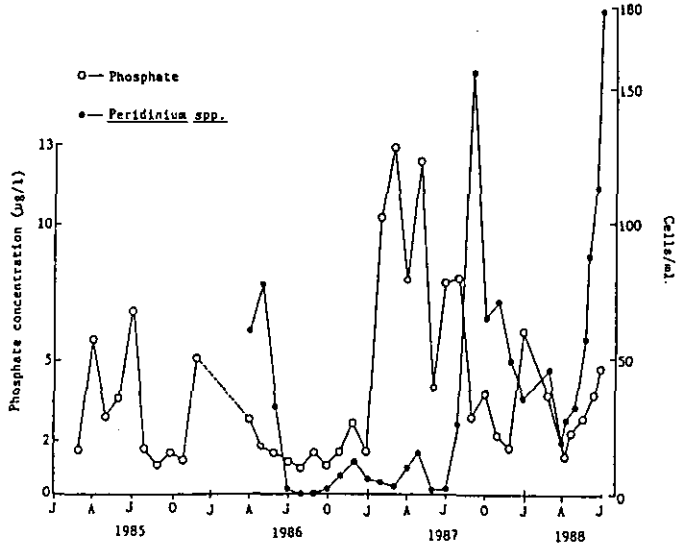


図 7 木崎湖湖心での *Peridinium* sp. の細胞数と PO_4 -P 表層から10 mまでの平均値として示した

図7に湖心定点での *Peridinium* の細胞数と PO_4 -P の表層から10mまでの平均値を示した。*Peridinium* は表層に偏って分布し、風により沿岸部に吹きよせられることが多く、湖心部ではあまり濃縮することはないが、それでも湖水の着色がしばしば認められた。1986年では4月過ぎにピークが認められ、夏期に減少している。秋から翌年の春にかけては増減を繰り返すが、この間、 PO_4 -P が急増していることが興味深い。1987年7月以降急激に増殖しており、1988年までかなりの細胞数で増減を繰り返す。1987年7月の *Peridinium* の急増期には、 PO_4 -P が減少しているが、1988年では異なる。

このほか、秋から冬にかけて、小型の緑藻類が増加し（1985年9月の *Sphaerocystis* の増殖など）、透明度が下がることもしばしば観察されている。

動物プランクトンについては、近年の個体数変動が著しい。図8に動物プランクトンの個体数変動を、1983年から1987年までについて示した。

ワムシ類については、1983および1984年には *Conochilus*, *Trichocerca*, *Keratella cochlearis* などにピークが認められる。これに対し、1985年にはこれらのいずれの種も大きなピークは示さず、動物プランクトンが非常に少ないことが特徴的である。さらに、1987年には、*Keratella quadrata* のみが大きなピークを示している。

枝脚類では、*Bosmina*, *Bosminopsis* は1983, 1984年に多かったが、その後ほとんど出現していない。*Daphnia* のみがあまり極端な減少をしていない。

橈脚類は、いずれも *Daphnia* と同様な変動を示している。

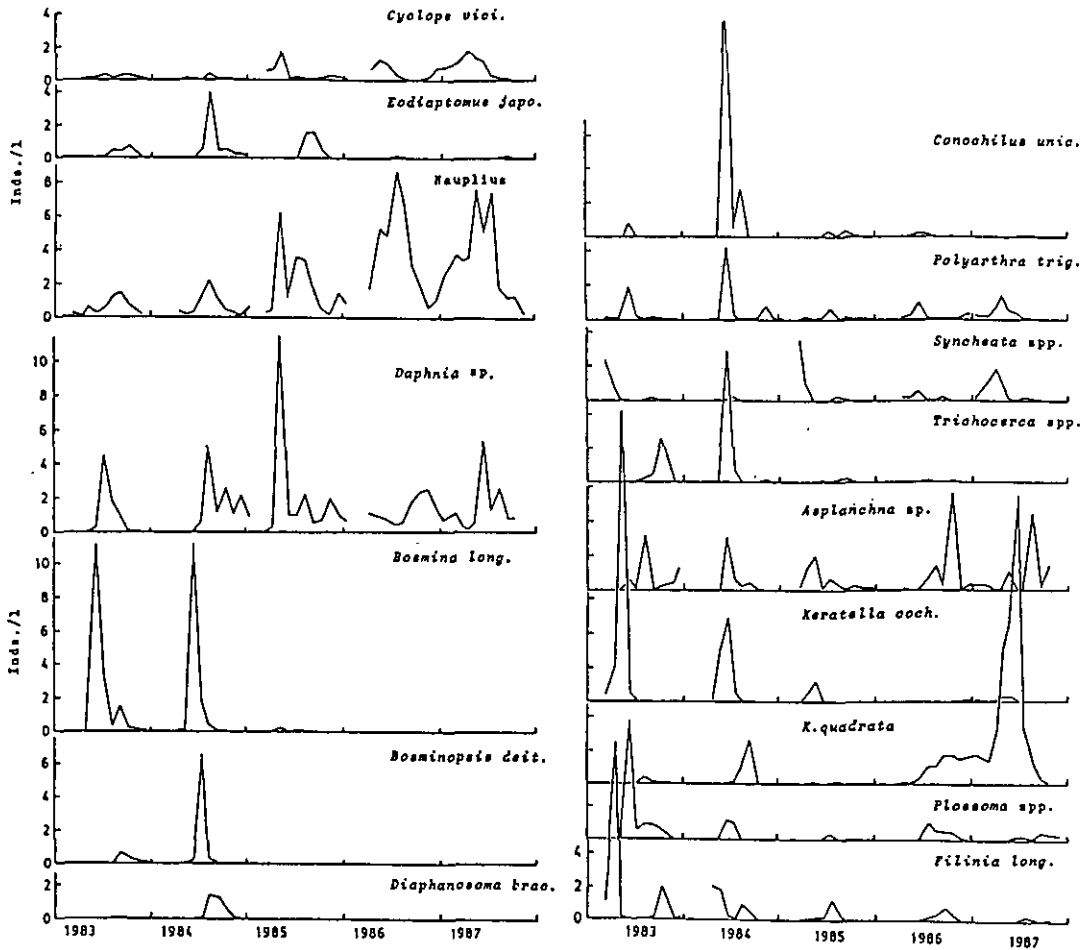


図 8 動物プランクトンの個体数変動 (1983~1987)

3. 2 水草

1979年, 西岸で, ただ 1本採取されたコカナダモ *Elodea nuttallii* は, その後急速に繁茂し, 1981, 82年にはすでに在来植生を圧倒し, 沿岸帯一面にマット状となった(船越ら, 1983)。1982, 83および85年には浮上した植物体を取り上げる作業が行われた。新聞報道によると各年の取り上げ量はそれぞれ30, 50, 14tonであった。船越(1988)は1986年9月の調査で, コカナダモが激減していることを報告している。1988年秋の採集の際も, 長さ数cmの個体が若干採取されただけであり, コカナダモ群落がなんらかの原因により壊滅状態となっていることが分かった。

3.3 ベントス

ベントスとしては、Chironomus nipponensis が優占しており、湖全域に分布している。宮地（1931）、北川（1973）等と比較すると、近年の木崎湖ではベントスの生育にとっての深部環境が酸素欠乏等により悪化し、浅い地点に追いやられている傾向が認められる。これと関連して、Chaoborus 幼虫が、多いことも目立った。

3.4 魚類

前述のコカナダモの繁茂に対して、1983年ソウギョが放流された。捕獲されたソウギョの体重をプロットした成長曲線を、中村（1958）による上田市近郊の養魚池・溜池における成長と比較すると、1985年頃から中村（1958）の曲線を、かなり下回る傾向を示した。この原因としては、生育温度が低いことも考えられるが、先述のコカナダモの消長と関係づけられる可能性はある。

また、1980年頃から、ブラックバスが木崎湖に侵入し、その後急速に増殖した。1983、84年頃からは、それまで豊富に見られた沿岸帯の小魚の姿が目立って減少してきたが、これはブラックバスの影響であると考えられる。このほか、キザキマスの採卵、放流も近年本格的に行われるようになり、これも考慮する必要がある。

3.5 堆積物

ベントスの生息環境としての湖底堆積物が悪化していることは前に触れた。湖心部のコアサンプルでは、表層約 8cmまでは浮泥状であり、酸化還元電位も-200~-300mV と低い。堆積物中の珪藻殻の分布を見ると、表層には Fragilaria、Asterionella、Synedra 等の無溝亜目の珪藻が圧倒的に多いが、深い部分では中心目珪藻の Cyclotella がほとんどである。Washington 湖での富栄養化とその後の浄化過程で立証された珪藻種の変遷ともよく一致している。

4. 木崎湖で起こっている現象の意義

これまで木崎湖において観察された生物種の相互関係を図9に整理してみた。ここで、生物相の変遷をもたらしていると推定される要因を列挙すると次の通りとなる。

- 1) 富栄養化（貧栄養化）：Anabaena、Peridinium 等藻類のブルーム形成
- 2) 餌環境の変化：Anabaena を捕食することによるアメーバの大発生
- 3) 住み場所の変化：沿岸帯の破壊（水位変動、護岸工事）

底層の貧酸素化によるベントス相の変化

ソウギョによる水草帯の消失

- 4) 侵入種：competition（キザキマス vs. ブラックバス、コカナダモ vs. 在来植生）
predation（ブラックバス → 子魚、水生昆虫）

- 5) その他

環境の収容力を明らかにするには、これらの要因の定量化が必要である。矢印の太さや方向、登場する種についてもいまだ検討を要することが多い。しかし、ここで注意すべきことは、新たに侵入したことが明らかな生物種（ソウギョ、ブラックバス、コカナダモ等）が重要な位置を占め、生態系を攪乱していること、さらに、富栄養化現象にともなう *Anabaena*, *Peridinium* 等のブルームが様々な連鎖的変化のきっかけとなっていることであり、これらの現象は現在もまだ進行中であるため、解析の余地が十分あることである。このような観点からの生物相の変遷の追跡は、その原因となる要因の量的、質的な評価を可能とし、さらには湖沼生態系における生物的要因の果たしている役割の解明の手掛かりを与えてくれるものともいえる。さらに長期的な視点での追跡を試みたい。

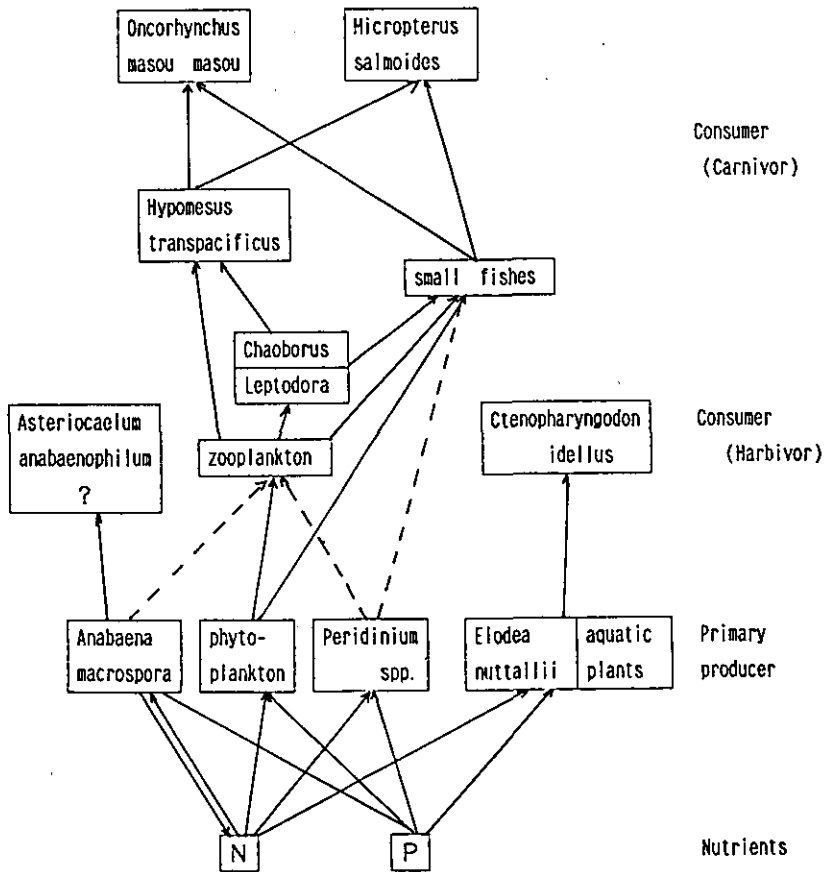


図 9 木崎湖における生物種間の予想される相互関係

引用文献

- 1) 林 秀剛他 (1985) らん藻アナベナによる“水の華”の消長と藻食性アメーバ, 『環境科学』研究報告集, B258-R12-7, PP.100.
- 2) 林 秀剛他 (1985) 木崎湖におけるプランクトン等の発生機構解明調査 (長野県生活環境部公害課委託), PP.46.
- 3) 朴 虎東・木田浩司・林 秀剛 (1988) 木崎湖における *Peridinium* spp. の発生について, 日本陸水学会第53回大会 (松山) 講演要旨集, p. 30.
- 4) 林 秀剛・森 正幸他 (1988) 木崎湖における溶存酸素の変動 (1982~1988) と細菌群集について, 日本陸水学会甲信越支部会報, p.81-82.
- 5) 林 秀剛・市川忠史 (1988) 木崎湖におけるクロロフィル量の変遷 (1982~1988), 日本陸水学会甲信越支部会報, p.84-85.

相模湖（図1）は相模川河口より約50km上流で、富士山麓の山中湖と忍野の湧水に源を発し、多くの支流を合わせて約50km流下し相模湖に至るが、秋山川などの支流および人家、観光施設からの排水など約20地点からの流入があり、これらの流入とその割合は桂川がほぼ全体の90%を占める。

湖水の滞留日数は全貯水量に対して、16.6日で交換はかなり激しいといえる。図2に示すように、流入河川から運び込まれる土砂は、全貯水量の約21%、1,330万 m^3 を越えている（昭和58年）。湖水は発電に利用された後、神奈川県民の約30%の水道水を賄っている。

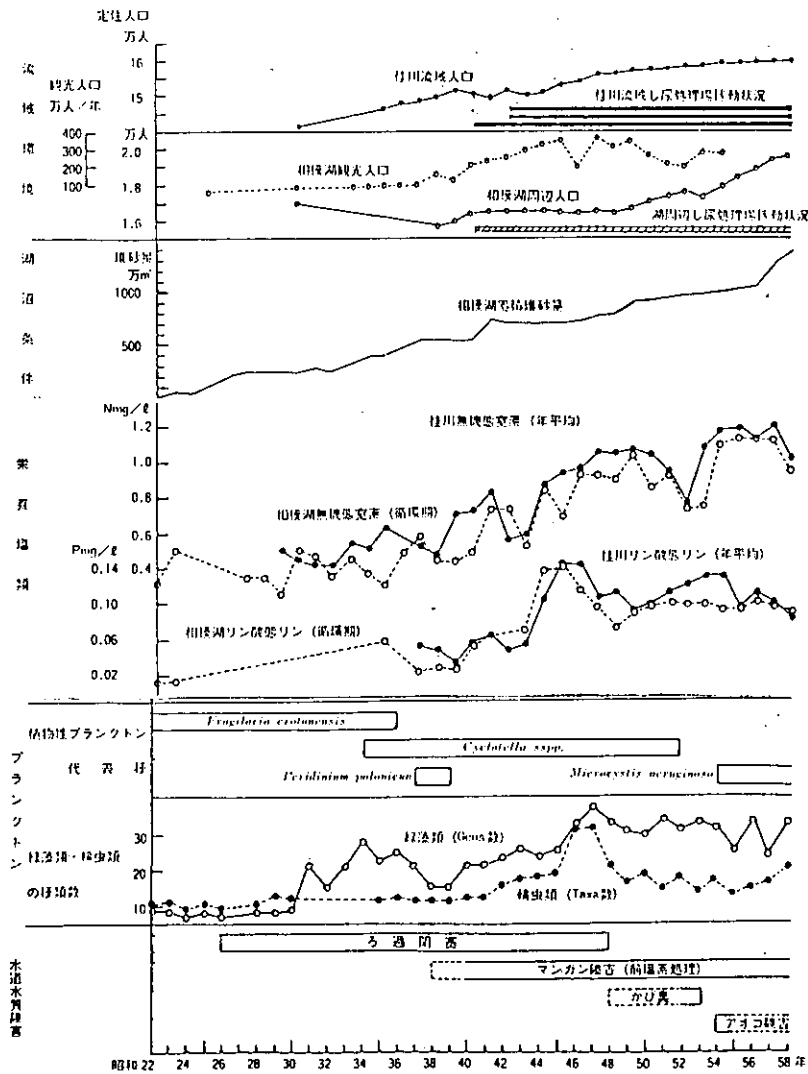


図 2 相模湖に係わる環境等の変化と水質・プランクトンおよび水道水質障害の推移

2. 2 富栄養化の推移

相模湖に流入する桂川の水質（図2）のうち、無機態窒素は昭和30年代では0.5mg/l前後のものが、昭和40年代に入り増加し、昭和50年代後半には1.2mg/l程度、リン酸態リンは昭和40年代半ばまでは0.05mg/l前後であったものが、以後急増し、昭和50年代後半は0.1mg/l程度で高いレベルを保持している。

相模湖における循環期表層の無機態窒素とリン酸態リンの湛水以来の推移は、図2に示す通りわずかである。湛水直後の窒素0.3mg/l、リン0.02mg/lは昭和40年代の前半までは僅かな増加であったが、以後急増に転じ、主な流入河川の桂川にほぼ比例し、最近の濃度は窒素 1.1mg/l、リン 0.09mg/l程度である（橋本 1984）。

なお、神奈川県別に実施された調査によれば、昭和55年から昭和57年度の全窒素、全リンの年平均値はそれぞれ 1.5mg/l強、0.1mg/l前後である。

2. 3 プランクトンの発生推移

橋本（1984）によれば湛水以来、相模湖に出現したプランクトンは植物性約200種、動物性約80種であるが、その経年変化は、年とともに新しい種類が加わる反面、消失するものもあって、プランクトン組成の変遷はかなり激しい。これらのうち、量的に最も多く継続して出現した、代表的な植物性プランクトンは図2に示すように、当初より出現していた中栄養性の珪藻 *Fragilaria crotonensis* は昭和36年以降衰退し、昭和34年から中～富栄養性の珪藻 *Cyclotella* spp. が昭和52年まで続き、昭和54年から富栄養性の藍藻類の *Microcystis* 属に移っている。

なお、昭和37年～昭和38年には、渦鞭毛藻 *Peridinium polonicum* による淡水赤潮が発生し、多数の魚類が被害を受けた。また、1987年（昭和61年）には相模湖で初めて、2～4μmの小型緑藻 *Dic.* が 10^6 cells/mlと大量に発生し、注目され、浄水処理にも困難を極めた（坂本ら 1988）。*Microcystis* は昭和40年に初めて発生したが、湖表面水 1mlあたりの年間最大値を図3に示した。昭和42年より毎年発生を繰り返し、昭和54年以降の細胞数は $10^5 \sim 10^6$ cells/mlであり、さらに昭和57年以降は 10^6 cells/mlと高密度で、昭和59年 9月 1日には湖水位低下にともない、濾過障害が発生し、一部の水道では取水制限をした。これらにともないアオコフェンスの設置、昭和57年には湖心近くでエアレーションの設置などの対策を取っている。

3. 相模湖に大量発生する *Microcystis* と *Dic.* の培養による比較

培養試験に供試した *M. aeruginosa* は1986年 9月 5日に相模湖で発生した材料より分離した。また、*Dic.*は1987年 6月の材料より分離したものをを用いた。

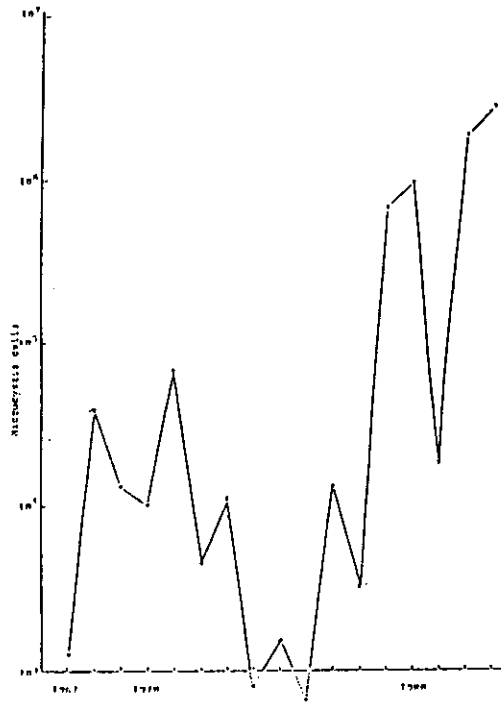


図 3 桂川の *Microcystis* の細胞数の経年変化

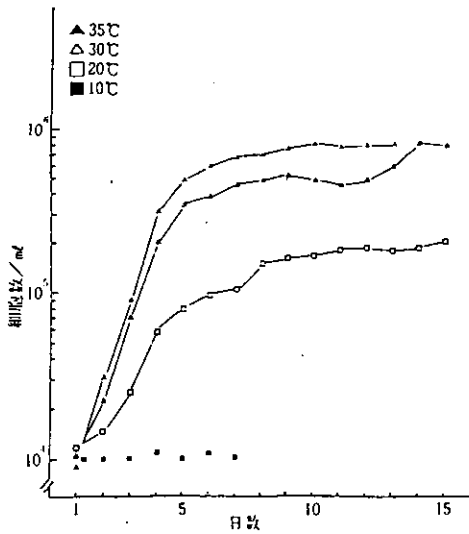


図 4 アオコの増殖におよぼす

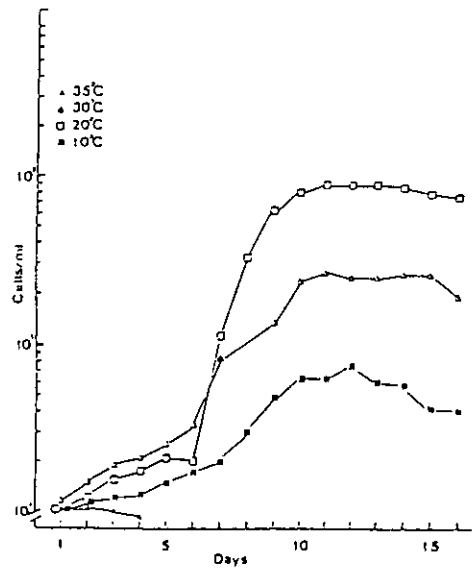


図 5 *Dic. sp.* の種々の温度に対する

図4に *M. aeruginosa*, 図5に *Dic.* の増殖に及ぼす温度の影響を知るために, 10, 20, 30 および35°C, 5000lx静止培養での増殖曲線を示した。10°Cでは *M. aeruginosa* の増殖は認められなかったが, 20°Cでは培養4日目の細胞数は 6.0×10^4 cells/mlに達し, 1~4日目が対数増殖期に相当すると考えられ, 培養期間の最大細胞数は 2.0×10^5 cells/ml。培養温度30°Cの対数増殖期は 9.0×10^5 cells/ml, 35°Cでもほぼ同様な値が得られ30~35°Cは10および20°Cに比べて著しく良好な増殖効果がみられた。

一方, *Dic.* の増殖に及ぼす温度の影響は, 10, 20 および30°Cでの培養は6日目から4日間が対数増殖期と考えられ, 35°Cではほとんど増殖しなかった。培養期間中の各培養温度における最大細胞数は, 10°Cで 6.0×10^4 cells/ml, 20°Cで 8.0×10^5 cells/ml, 30°Cで 2.3×10^5 cells/mlであった。

表1に *M. aeruginosa* と *Dic.* の増殖に及ぼす温度の影響について増殖速度, 世代数および倍加時間について示した。

表 1 *Dictyosphaerium pulchellum* と *Microcystis aeruginosa*
の増殖におよぼす温度の影響の比較

培養温度	増殖速度		世代数		倍加時間		最大細胞数(ml)	
	D.	M.	D.	M.	D.	M.	D.	M.
10 °C	0.3	—	1.7	—	55.3	—	6.0×10^4	—
20 °C	1.1	0.6	7.6	2.6	15.2	28.8	8.0×10^5	2.0×10^5
30 °C	0.5	1.0	3.0	4.3	33.7	17.0	2.3×10^5	9.0×10^5
35 °C	—	1.2	—	5.0	—	14.0	—	7.0×10^5

M. aeruginosa は10°C, *Dic.* は35°Cの培養温度で増殖が共に著しく悪かった。*M. aeruginosa* の30, 35°Cでの増殖速度は1.0, 1.2, *Dic.* は20°Cで1.1であった。倍加時間は *M. aeruginosa* は30, 35°Cで17, 14時間で *Dic.* は20°Cで15時間などと *M. aeruginosa* の30および35°Cと *Dic.* の20°Cで類似した値が得られた。相模湖で1987年に *M. aeruginosa* が発生する前の6月に *Dic.* が大発生しており, 両者の発生状況の差異は水温によると考えられた。

4. ホテイアオイによるアオコの抑制

藻類に限らず, 生物の増殖を抑制, 阻害または阻止する物質は多種多様で, その作用機序も多岐にわたっていると考えられている。更に, 殺藻剤としての利用も考えられるが, 効果と経済面から制約を受ける。また, 環境保全の立場から, その選択にあたっては, 慎重を期さなければならない。このような理由から生物種間の拮抗作用を応用したバイオコントロールに関心が持たれている。

ある植物が産生する化学物質を介して、他種の発芽あるいは成長などが直接、間接に害または益を受け、その結果、引き起こされた現象をアレロパシー（他感作用）と言うが、水生植物では *Chara globularis*, *Eleocharis microcarpa* などから珪藻や藍藻に生育阻害を示す生理活性物質が知られている (Anthoni ら 1980; Van Allerら 1985)。

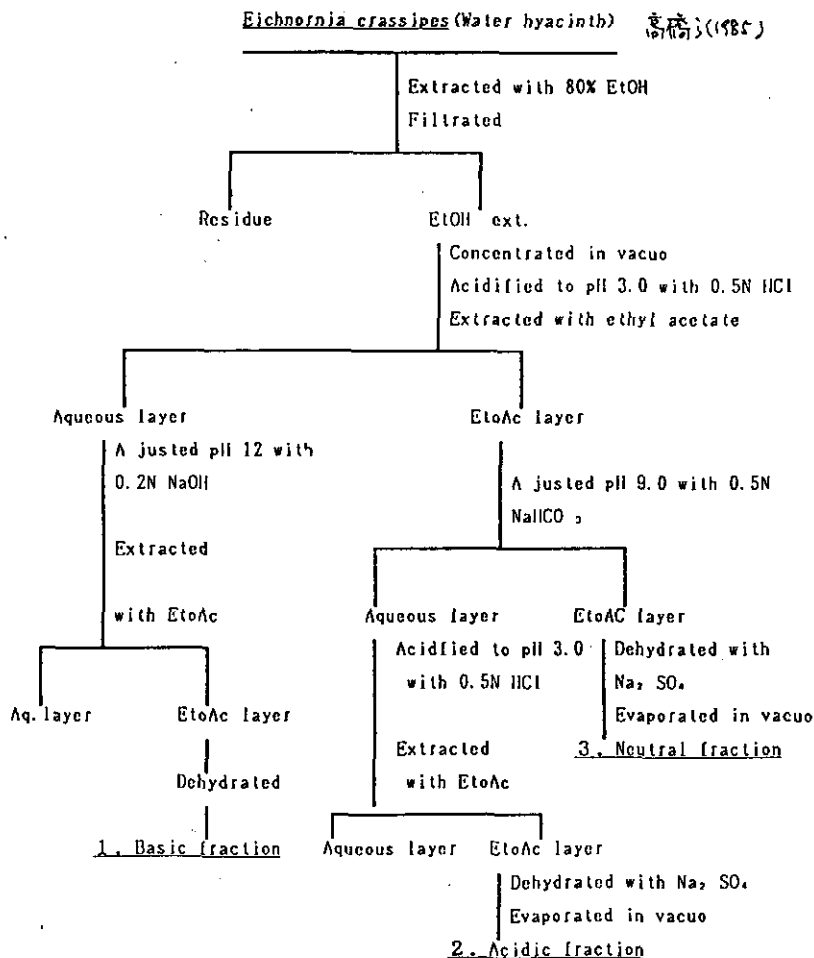


図 6 *Eichhornia crassipes* (Water hyacinth) の抽出方法

ここでは、アオコに対するホテイアオイによるアレロパシーについて検討した。抽出方法は高橋ら (1985; 図 6) に従い、(1)塩基性画分、(2)酸性画分、(3)中性画分に分け、光合成活性阻害について検討した。各画分を添加しないコントロールの光合成活性を100%として、各濃度の光合成活性を図 7 に示した。酸性画分は塩基性および中性画分に対して、阻害作用が認められ、4.0~8.0 mg/lで50%の光合成活性の低下が認められた。これらの作用機序については今後の問題点であると考えられた。

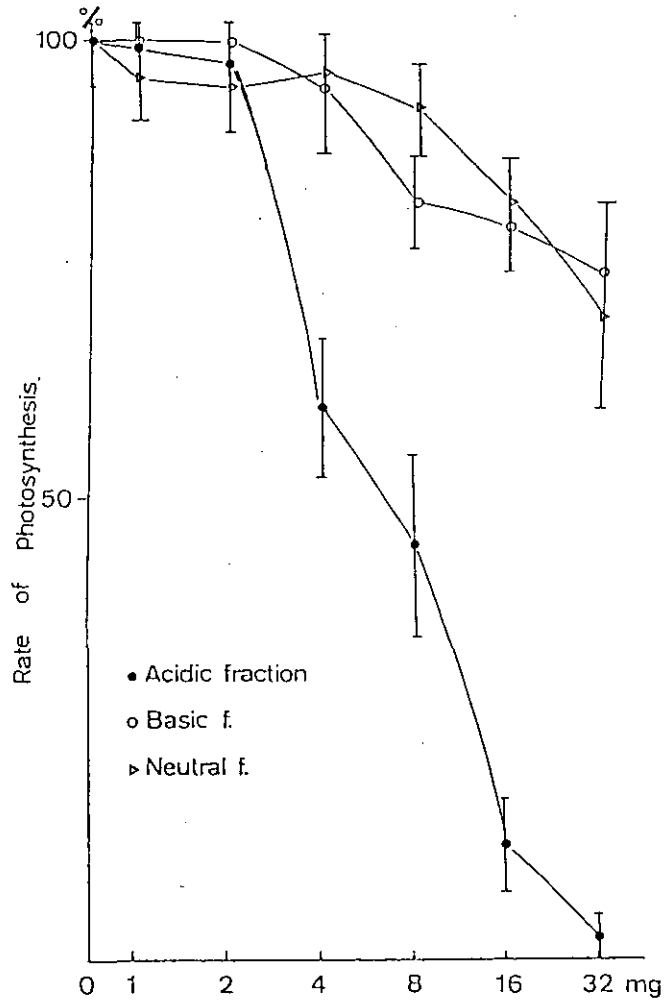


図 7 各画分濃度の光合成活性

【付記】

Dictyosphaerium pulchellum v. minutum について

本種は主に夏期に発生し、時に養魚池、貯水池で異常繁殖し、水の華を形成することが報告されている。しかし、Dictyosphaerium 属の一種が水の華を形成したという報告はない。

Komarek and Fott(1983) によれば本属は12種有り, adult cellが球形をしているのは6種で, *D. botorytella* Kom. & Perm. (1978) と *D. subsolitarim* Vangoor (1924) とは細胞サイズで *D. chlorelloides* (Naum.) Kom.& Perm. (1978) とは紐状体の構造で, *D. sphagnale* とは紐状体と自成胞子の形態, そして *D. granulatum* とは細胞壁面の粒状物質の存在において相違している。また, *D. pulchellum* Wood v. *pulchellum* は adult cell のサイズは, かなり大型であるので異なる。

本種の群体における細胞数(図8)は最大細胞数は32で16以下の群体が約94%を占め, 4~8細胞のものがもっとも多く, 84%であった。

細胞間を連絡する紐は見えにくく, ゲンチアナバイオレットまたはメチレンブルー・ニュートラルレッドの混合液で観察された。

細胞は球形で, そのサイズは径2.4~6.2 μm で, 平均3.3 μm , 4.3 μm 以下のものは76%, それ以上のものは24%であったが, 約3.0 μm の細胞がもっとも多かった(図9)。

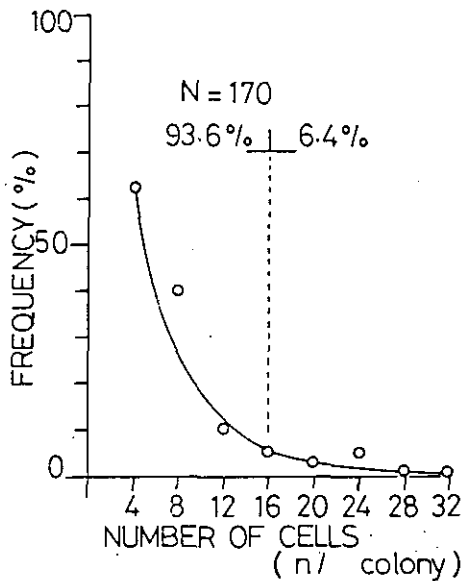


図 8 群体中での *D. pulchellum* v. *minutum* の細胞数

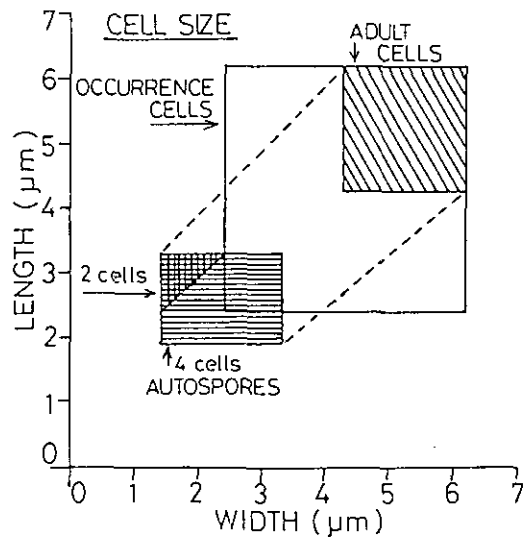


図 9 細胞のサイズ

自成胞子は幅広い楕円形からほぼ球形に近い形状で、幅1.4~3.3 μm 、長さ1.9~3.3 μm で、それぞれの平均は2.2, 2.7 μm であった。また、母細胞内と開裂中の自成胞子について計測すると、幅と長さの比には2つのピークがあり、自成胞子の時の比は1.2で81%、2個の時の比は1.6で19%であった(図10)。

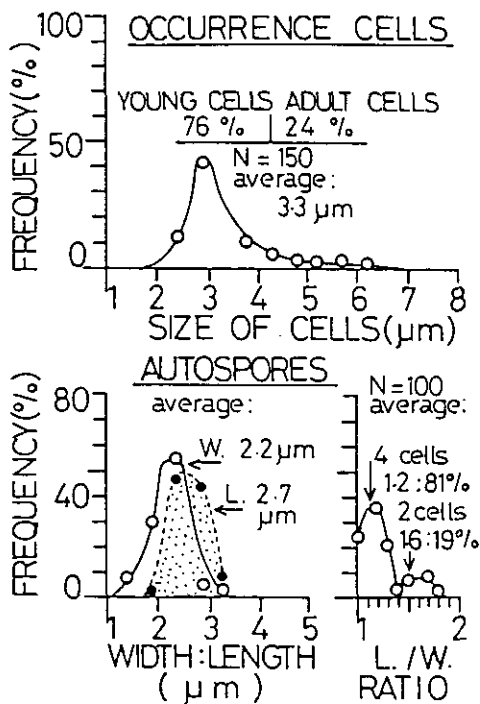


図 10 細胞のサイズと形状

7. カビ臭生成 *Phormidium tenue* の細菌 および微小動物による分解・除去

稲森悠平, 須藤隆一 (国立公害研究所)

1. はじめに

汚濁湖沼水を水源としている浄水場において、浄水工程の前段に生物膜法の一つである接触酸化法を用いて生物処理する方法が注目されている。本法は反応槽内に充填されたハニコム状、ひも状、板状の接触材上に形成された生物膜により浄化することを特徴としている。生物膜には細菌、菌類、原生動物、後生動物が生息しておりこれらの混合微生物群が有機物の分解・除去に貢献している。とくに懸濁状の藻類の除去・分解には捕食者としての微小動物の役割が大きいものと考えられる。汚濁湖沼水中には藍藻類、非糸状性のアオコの原因生物である *Microcystis aeruginosa*, *M. wesenbergii*, 糸状性のカビ臭生成原因生物である *Phormidium tenue* などが年間を通して各時期に出現するが、これらの藻類の生物膜処理反応槽内における微小動物による捕食分解能についてはほとんど知られていない。特に糸状藍藻類の *Oscillatoria* 属, *Phormidium* 属などが異常増殖する湖水を上水源としているところでは水道水の異臭味とくにカビ臭が大きな問題となっており、これらを接触酸化法で効果的に除去するための条件を明らかにすることが要望されている。

本研究では上記の点を鑑み汚濁湖沼水に生息する藻類の中で、出現頻度が高くかつカビ臭を生成する障害藻類として知られている糸状性の *Phormidium* 属の藍藻類を対象とし、このような糸状藻類を摂食するのに適したやな器という細胞小器官を有する *Trithigmotoma cucullulus* および細菌とに着目し、これらの細菌および微小動物の生物膜処理反応槽におけるカビ臭を生成する糸状藻類の除去特性について明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

2. 方法

2.1 供試藻類

藻類としては糸状藻類の藍藻類 *Phormidium tenue*, *Oscillatoria agardhii* の2種と非糸状性の緑藻類 *Scenedesmus acuminatus* var *tetradesmoides*, *Chlorella vulgaris*, 藍藻類 *Microcystis aeruginosa* の3種の合計5種を用いた。これらの供試藻類のいずれも霞ヶ浦から分離し継代培養しているものである。培養は国立公害研究所微生物系統保存施設の微細藻類の培養方法に準じて行った。

2.2 供試微小動物

微小動物としては原生動物繊毛虫類の *Trithigmotoma cucullulus* を用いた。これは生物膜法の処理施設から分離し継代培養しているものである。なお、ここで用いた *T. cucullulus* は糸状

藻類を摂食するのに適した口部構造を有しているのを特徴としている（図1）。

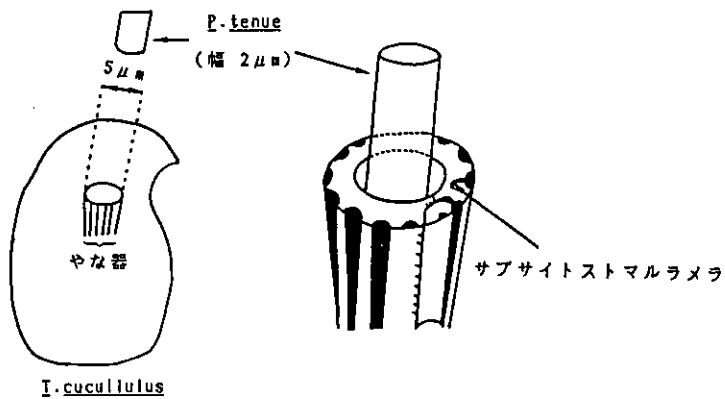


図 1 *I. cucullulus* の捕食機構

2. 3 供試培地

基本培地として M-A 培地を用いた。培地組成は表 1 に示す通りである。培地は15分間オートクレーブで滅菌した後用いた。

表 1 M-A 培地の組成

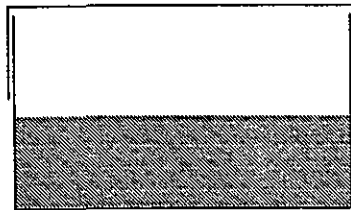
Ca(NO ₃) ₂ · 4H ₂ O	5	mg
KNO ₃	10	mg
NaNO ₃	5	mg
Na ₂ SO ₄	4	mg
MgCl ₂ · 6H ₂ O	5	mg
β-Na ₂ glycerophosphate	10	mg
Na ₂ EDTA	0.5	mg
FeCl ₃ · 6H ₂ O	0.05	mg
MnCl ₂ · 4H ₂ O	0.5	mg
ZnCl ₂	0.05	mg
CoCl ₂ · 6H ₂ O	0.5	mg
Na ₂ MnO ₄ · 2H ₂ O	0.08	mg
H ₃ BO ₃	2	mg
Bicine	50	mg
Distilled water	100	ml

pH 8.6

2. 4 実験条件

1) 回分培養

藻類と微小動物の混合培養は、1/750Mリン酸緩衝液の入った直径1.5cmのペトリ皿で食物源としての藻類と捕食者としての微小動物の存在のもとで暗所・静置下で行った(図2)。糸状藻類の中で特に *P. tenue* については水温, pH, 塩濃度, 食物濃度などを変化させて微小動物の捕食・分解に及ぼす環境因子の影響を検討した。pH は湖沼で観察される6.5から 9付近の範囲に, 塩濃度はリン酸緩衝液の濃度で1/75~1/1500Mの範囲に, 温度は 5~30°Cの範囲に, 生育因子としての汚泥抽出 (Sludge extract:SE) 液は添加比率が培養液量の 1~10%になる範囲に設定した。また, これらの環境条件についての実験を行った後, 捕食者としての *T. cucullulus* の初期摂取個体数を 1mlあたり10, 25, 50, 100, 200個体と変えた場合の分解能についてに検討と *P. tenue* を分解する細菌を分離培養についての検討を加えた。なお, 糸状藻類の微小動物による捕食の程度は糸状藻類の乾燥重量の変化あるいはクロロフィル aの減少量から, 微小動物の増殖の程度は比増殖速度 (μ) および最大個体数などから評価した。糸状藻類の摂食速度は顕微鏡下で単位時間当たりの糸状体の消失速度, すなわち摂食中の微小動物を糸状藻類と一緒に写真撮影あるいは顕微鏡下肉眼で観察し糸状体の長さの変化を計算することにより求めた。また, 培養液の臭気の程度は TON および 2-MIB から評価した。



培養器 \varnothing 4.5cmペトリ皿
水温 20°C 暗所 静置
接種原生動物 *Trithigmostoma cucullulus*
食物源 *Phormidium tenue*
汚泥抽出液の添加

図 2 培養条件

2) 連続培養

連続培養装置は *P. tenue* 貯留槽, ひも状接触材を充填した接触酸化槽, 沈殿槽から構成され(図3), 滞留時間は48時間で運転した。このような装置を 2系統作り, 一方には *T. cucullulus* とカビ臭分解菌を含む細菌類を定着させる系, 他方はカビ臭分解細菌を含む細菌類のみの系として運転し, クロロフィル a量, 濁度, TON, TOC, DOC, 2-MIB の分析を行った。

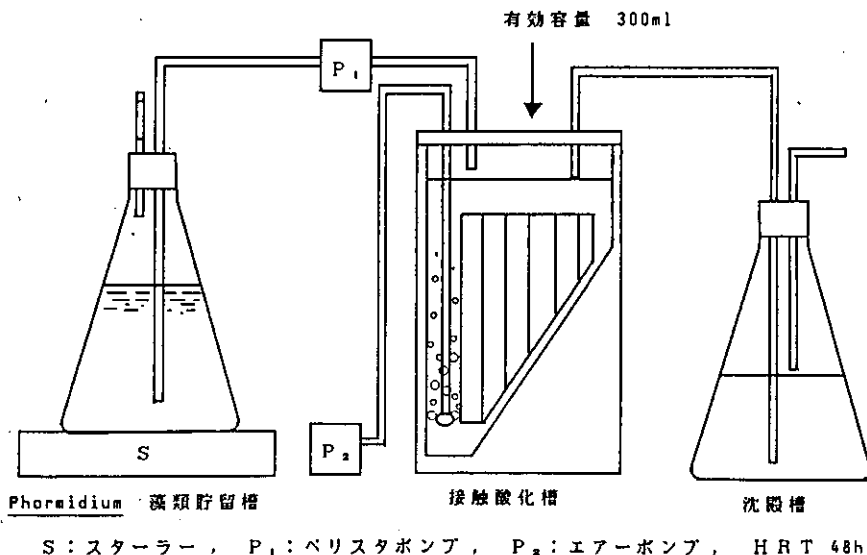


図 3 接触酸化法連続培養装置

2.5 測定法

①微小動物の個体数：培養液を均一なるように混合した試料を滅菌ピペットで採取し、スライドグラスに10ヶ所に分けてのせ実体顕微鏡下で5回ずつ検鏡し平均値を培養液1ml当りの個体数に換算して求めた。②細菌の生菌数：培養液を均一に混合した試料1mlを採取し滅菌水9mlのはいた乾熱滅菌済みの試験管に入れ、超音波破砕機で30秒処理した後、この原液を無菌条件下で10倍ごとの希釈段階をつかって生菌数測定用の試料とした。これらの希釈段階ごとの試料をそれぞれ1mlずつ採取して無菌シャーレに滴下し、ここに10倍希釈標準寒天培地10mlを分注し、寒天が固まった後、20°Cで10日間平板培養し、生じたコロニーを計数して生菌数を求めた。なお、1試料につき平板培養を3枚ずつ行い平均値から評価した。③TOC（全有機性炭素）：培養液を均一にかくはんした懸濁液および培養液を1時間静置した後の上澄み液を採取しそれぞれを試料として有機性炭素分析計（島津制作所 TOC-103 型）を用いて分析した。④DOC（可溶性有機性炭素）：GF/C4.7cmでろ過したろ液を、有機性炭素分析計で分析した。⑤T-N（全窒素）：三菱化成工業株式会社の全窒素分析装置（TN-02）で分析した。⑥D-N（可溶性窒素）：GF/C 4.7cmでろ過したろ液を、全窒素分析装置で分析した。⑦T-P（全リン）：リンモリブデン酸ブルー法で行った。⑧クロロフィルa：試料10ccをワットマンGF/C 4.7cmでろ過し、水蒸気でろ紙を蒸し試験管に入れた90%アセトンに10cc加え一晩かけクロロフィルaを抽出させ630, 645, 663 および750の吸光度を測定する。全操作にわたりできるだけ遮光し、アイスボックスを用いて低温で実験を行った。計算は750nmの値を引いてから次式を用いて行った。
$$\text{Chl-a } (\mu\text{g/l}) = \{1.164 (E_{663} - E_{750}) - 216 (E_{645} - E_{750}) + 0.1 (E_{630} - E_{750})\} \times 10\text{cc}$$
⑨比増殖速度 (μ)：微小動物の個体数を測定し、次式より対数増殖期における μ を算出した。
$$\mu = 2.303 \log (N - N_0) / t - t_0$$
ここで μ ：比増殖速

度 N : t 日目の個体数 N_0 : 0日目の個体数。⑩臭気物質: TON の測定は上水試験方法に従い, 無臭水で検水を希釈し, カビ臭が最後に残ったところの希釈倍率を TON とした。2-MIB の分析はガスクロマトグラフ法を用い, 分析条件はカラム充填剤10%SE-30, カラムのサイズ $2m \times \phi 3mm$, カラム温度 $180^\circ C$, キャリアガス N_2 ($60ml/min$) とし, FID 検出器を使用した。

3. 結果および考察

3. 1 I. cucullulus の増殖と環境条件

1) 食性: I. cucullulus の食性について調べた結果は表2に示すとおりであるが, これより I. cucullulus は糸状性藻類を好んで捕食するのが確認された。

2) 汚泥抽出液濃度: I. cucullulus の分離培養を行う際, 食物源としての P. tenue をリン酸緩衝液に懸濁させて培養した場合, 死滅し増殖することができなかった。これは増殖に対して生育因子が必要であるからだと考えられた。そこで種々の物質が含有され生菌数の測定にも使われる, 汚泥抽出液を添加して増殖能を調べた。結果は表3に示すとおりである。これより I. cucullulus は汚泥抽出液を添加しない対照系では全く増殖が認められなかったのに対し, 汚泥抽出液を培養液量のわずか 1% 添加するだけで高い増殖速度を示すことがわかる。

表 2 I. cucullulus の μ に及ぼす食物源としての藻類の影響

供 試 藻 類			μ (day^{-1})
非	緑藻	<u>C. vulgaris</u>	0
糸	緑藻	<u>S. acuminatus</u>	0
状	藍藻	<u>M. aeruginosa</u>	0
糸	藍藻	<u>P. tenue</u>	1.39
状	藍藻	<u>O. agardhii</u>	1.61

表 3 I. cucullulus の μ に及ぼす汚泥抽出液濃度の影響

SE 培地の比率	0.1	0.05	0.02	0.01	対照
μ (day^{-1})	1.25	1.45	1.25	1.10	0

3) 水素イオン濃度 (pH) : 霞ヶ浦における年間の湖水の pH は6.5から 9付近であることから 1/750M のリン酸緩衝液で種々の pH の溶液を作成し、ここに *P. tenue*, 汚泥抽出液を添加し、*T. cucullulus* の培養を行った。初期 pH に比べ培養 3日後の pH は中性付近に近づいているが pH 7から 8程度までは増殖は全く影響を受けず通常 *P. tenue* の出現する時期の湖水の pH では *T. cucullulus* は十分増殖できることがわかった。

4) 塩濃度: 微小動物の増殖は塩濃度により大きく影響を受けることが知られているが、ここではリン酸緩衝液を用い種々の塩濃度に設定して増殖に及ぼす塩濃度の影響をみた。結果は表4に示すとおりである。これより *T. cucullulus* はリン酸緩衝液濃度で1/700M 程度に維持されなければ増殖阻害を受けることがわかる。*T. cucullulus* は塩濃度に対する耐性の比較的小さい微小動物であることがわかった。

表 4 *T. cucullulus* の μ に及ぼすリン酸緩衝液濃度の影響

リン酸緩衝液濃度(M)	1/75	1/150	1/300	1/700	1/1500
$\mu(\text{day}^{-1})$	0	0	0	0.92	0.98
td(day)	-	-	∞	1.33	1.41

5) 温度: 水温は微小動物の増殖および捕食活性に影響を及ぼす重要な因子であるが、ここでは霞ヶ浦で観察される水温の範囲内程度における *T. cucullulus* の増殖特性を調べた。結果は表5に示すとおりである。これより 5°Cでは全く捕食するのが認められず増殖も行われなかったのに対し、10°Cでは捕食するのが確認され、20°Cでは最高の増殖速度を示し、30°Cになると増殖能力が若干低下するという現象が確認された。

表 5 *T. cucullulus* の μ に及ぼす温度の影響

温度(°C)	5	10	15	20	25	30
$\mu(\text{day}^{-1})$	0	0.36	0.67	1.54	1.45	1.20

3. 2 回分培養におけるカビ臭除去と *T. cucullulus*

1) *P. tenue* の分解と *T. cucullulus*

食物源を *P. tenue* とし捕食者を *T. cucullulus* とした系において二者培養を行ったが *T. cucullulus* の最大比増殖速度は 1.61day^{-1} であり、最大 $1,200\text{N/ml}$ の個体数まで増殖可能なことがわかった。なお藻類の微小動物による捕食の程度はクロロフィル a の減少量から評価できることから、クロロフィル a 量を *T. cucullulus* を接種した系と接種しない系に分けて調べた。その結果、6日後におけるクロロフィル a 量の除去率は微小動物を接種しない系では約 25% であったのに対し、接種系では初期接種個体数が 50N/ml 以上になると約 80% と非常に高い値を示した。このことから *T. cucullulus* は糸状藻類の *P. tenue* の捕食・分解に貢献しているものと考えられた。また、水質の浄化の程度は濁度や有機物などの減少量から評価できることから、ここでは濁度の変化を *T. cucullulus* を接種する系と接種しない系に分けて調べた。濁度の除去率は微小動物を接種しない系では 0% と全く除去されていなかったのに対し、接種系では初期接種個体数が 25N/ml 以上で約 70% と高い値を示した。また、微小動物を接種した系ではフロックの形成が多く認められた。これらのことから微小動物が存在する系では微小動物による捕食・分解およびフロック形成能により水質が向上したものと考えられた。

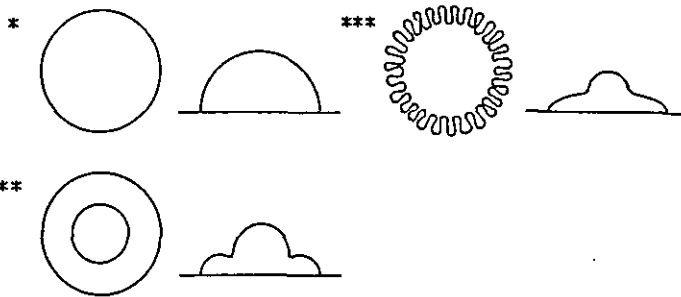
カビ臭除去の程度は TON の変化を *T. cucullulus* を接種した系と接種しない系に分けて調べた。微小動物を接種しない系では TON の除去率は約 23% であったのに対し、接種した系では初期接種個体数が多いほど除去率も高く 200N/ml のとき約 65% であった。また、このとき同時に生菌数の測定を行なった。*T. cucullulus* を接種しない系では $1.9 \times 10^8 \text{N/ml}$ であったのに対し接種した系では、初期接種個体数が 10N/ml では $1.8 \times 10^8 \text{N/ml}$ 、 100N/ml では $1.1 \times 10^8 \text{N/ml}$ 、 200N/ml では $9.6 \times 10^7 \text{N/ml}$ であった。これらのことから細菌のみではカビ臭除去能は小さく、*T. cucullulus* が捕食・分解することによってカビ臭除去能が著しく向上するものと考えられた。また、*T. cucullulus* の *P. tenue* に対する捕食速度を測定した結果 1秒間に $30\mu\text{m}$ 程度の速度で捕食することが明らかとなった。更に *T. cucullulus* の捕食によるカビ臭除去の機構について明らかにするために原生動物が食物を捕食した後、食胞内で消化する過程で pH が酸性になることに着目し、*P. tenue* の生成カビ臭物質 2-MIB を pH 7 と pH 3 で反応させる検討を行ったが pH 7 ではほとんど 2-MIB が分解されないのに対して pH 3 では 2-MIB は 85% 分解されることがガスクロマトグラフ法の分析により明らかとなった。これより、*T. cucullulus* によるカビ臭分解は捕食して食胞内で消化される過程で行われることが推定できた。

2) *P. tenue* の分解とカビ臭分解細菌

1) においては細菌によるカビ臭除去効果は低かったが、霞ヶ浦から分離した細菌についてのコロニーの特徴とカビ臭分解能についてまとめたのが表 6 である。霞ヶ浦から分離した細菌は 7 種類で、このうち 4 種類は色素を生成する細菌であった。カビ臭分解能が認められた細菌は 3 種類であり、このうち白色で表面がやや粗で均質な形態をとる細菌 E と半透明で表面が平滑で中央部が凸状で縁が葉脈状に切り込んでいる細菌 G は比較的カビ臭分解能が高く、中央部が黄色で周辺部が半透明な細菌 B はカビ臭分解能が認められた。

表 6 湖水から分離した細菌のコロニーの特徴およびカビ臭分解能

細菌の種類	色	表面構造	形態	カビ臭分解能
A	黄	平滑	*均質	-
B	黄(中央部)	平滑	均質	+
C	橙々	平滑	均質	-
D	橙々	平滑	**同心円波紋状	-
E	白	やや粗	均質	+
F	半透明	平滑	均質	-
G	半透明	平滑	***中央部：凸 縁：葉脈状	+



3. 3 連続培養におけるカビ臭除去と *T. cucullulus*

連続培養を行うにあたって、まず霞ヶ浦より分離した 3 種類のカビ臭分解細菌を接触酸化槽内のひも状接触ろ材に付着増殖させた。その後一方の系に *T. cucullulus* を接種し増殖させ *T. cucullulus* の存在の有無と浄化能との関係を調べた。クロロフィル a 量の除去率はカビ臭分解細菌のみのときは約 68%，*T. cucullulus* が存在すると 81% であった。また、濁度の除去率は *T. cucullulus* が存在すると 75%，存在しないと 53% という結果であった (図 4)。さらに TOC、DOC の除去率は *T. cucullulus* が存在することにより高まることが明らかとなった。

また、カビ臭物質 2-MIB の生物膜法による分解・除去能について TON およびガスクロマトグラフ法を用いて *T. cucullulus* の分解に果たす役割を調べた。TON の除去率は *T. cucullulus* が存在しない系では約 48% であったのに対し、*T. cucullulus* が存在すると 65% と高い値の得られることがわかった。また、*T. cucullulus* の存在の有無と 2-MIB の除去効果についてのガスクロマトグラムの結果の一例を図 5 に示した。2-MIB の除去率はカビ臭分解細菌のみのときは 51.4% であるのに対し *T. cucullulus* が存在すると 72.3% と高い値を示し、*T. cucullulus* が存在することによりカビ臭物質 2-MIB の除去効果の高まるのが明らかとなった。このように *T. cucullulus* の存在は TON および 2-MIB の分解除去に大きく貢献することがわかった。

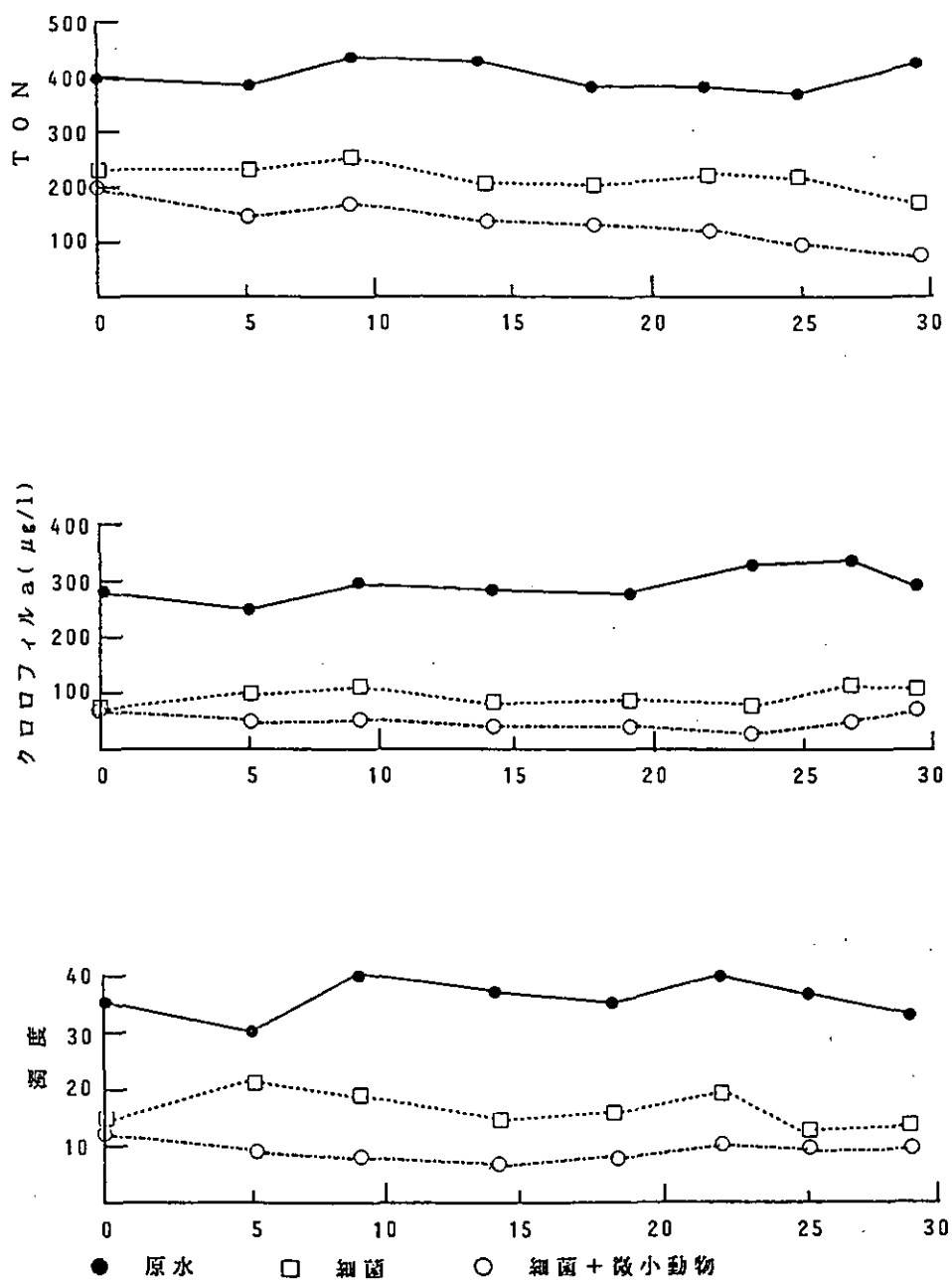


図 4 接触酸化法連続培養装置における *T. cucullulus* の存在の有無と浄化能との関係

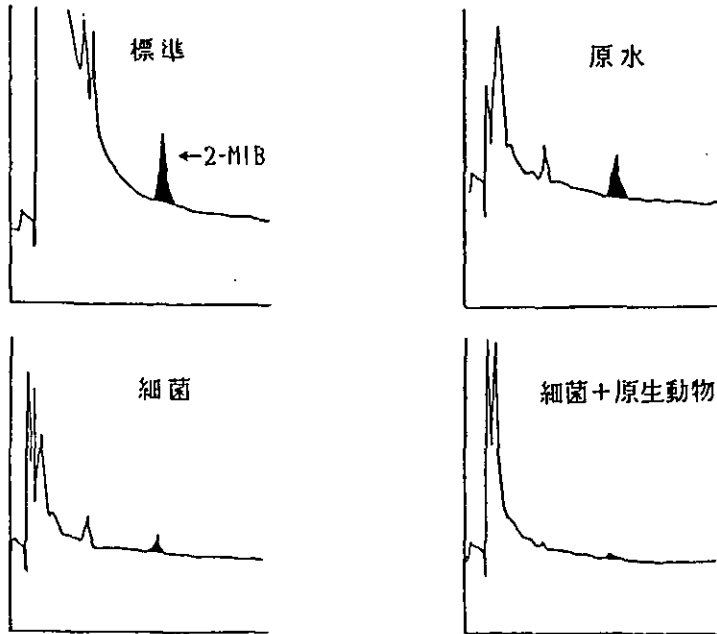


図 5 カビ臭 2-MIB の分解除去のガスクロマトグラムによる評価

4. まとめ

本研究は汚濁湖沼水の接触酸化処理反応槽内に出現する微小動物 *T. cucullulus* のカビ臭生成藻類 *P. tenue* 分解、除去に果たす役割等について検討を加えたものであるが得られた成果は以下のようにまとめられる。

- ① *T. cucullulus* の増殖の生育因子として活性汚泥の抽出液が極めて効果的なことが明らかとなった。
- ② *T. cucullulus* の最適増殖温度は20～25℃程度であり生存、増殖には好気性条件の維持されていることの必要であることが明らかとなった。
- ③ 藻類の中では糸状性の *P. tenue* が *T. cucullulus* の好適食物源となることがわかった。
- ④ 糸状藻類を食物源とした場合の *T. cucullulus* の摂食速度は10～30 μm/秒程度であることが確認された。
- ⑤ *T. cucullulus* の *P. tenue* を捕食した場合の最大比増殖速度は1.61day⁻¹であり、また最大個体数は1,200N/mlまで増殖できたことから *P. tenue* を好適食物源として捕食、分解することの可能なことがわかった。
- ⑥ *T. cucullulus* の存在は TON, 2-MIB, クロロフィル a 量, 濁度, TOC, DOC などの除去効率を高める上で大きな効果を有することがわかった。
- ⑦ カビ臭分解細菌を霞ヶ浦より分離し継代培養することに成功した。

⑧カビ臭分解細菌や T. cucullulus などのカビ臭を分解する微生物を接触酸化処理反応槽に定着させることによりカビ臭の除去効果は著しく高まり、浄水の高度処理が達成されることが TON の測定および 2-MIB のガスクロマトグラフによる分析より実験的に明らかにされた。

5. おわりに

P. tenue はカビ臭を生成する糸状藻類として知られているが、これを T. cucullulus 等の微小動物が摂食し、カビ臭物質を分解すれば、水道原水の異臭味物質の生物的除去法としての活用が期待できることになる。すなわち、糸状藻類を摂食する微小動物を汚濁湖沼水の生物処理法の接触酸化反応槽内に大量に定着させることができれば、カビ臭物質の分解に大きく貢献させることができるものと考えられる。今後は更に T. cucullulus のみではなく他の微小動物および細菌のカビ臭分解等との関係についての検討も必要であると考えられる。

引用文献

- 1) 稲森悠平・大内山高広・桜井英三・須藤隆一 (1985) : Microcystis aeruginosa の分解における輪虫類, 貧毛類の単独および共存の効果, 日本水処理生物学会第22回大会
- 2) 稲森悠平・大内山高広・国安祐子・須藤隆一 (1986) : 原生動物 Trithigmostoma cucullulus による糸状藻類の摂食特性, 日本水処理生物学会第22回大会
- 3) 須藤隆一・大内山高広・国安祐子・稲森悠平 (1986) : 繊毛虫類 Trithigmostoma cucullulus による糸状藻類の捕食特性, 第21回水質汚濁学会
- 4) 稲森悠平・国安祐子・須藤隆一・大内山高広 (1987) : カビ臭生成糸状藻類 Phormidium tenue の Trithigmostoma cucullulus による分解および脱臭, 日本水処理生物学会第24回大会
- 5) 須藤隆一・稲森悠平・国安祐子・大内山高広 (1988) : カビ臭生成藻類の TON およびクロロフィル a 分解に果たす Trithigmostoma cucullulus の役割, 第22回水質汚濁学会
- 6) Sudo, R., Inamori, Y., Kuniyasu, Y. and Uchiyama, T. (1988) : Predation and deodorization of musty odor producing filamentous algae by the protozoa Trithigmostoma cucullulus, 14th Biennial Conference & Exhibition on Water Pollution Control 17-22 July Brighton England
- 7) 稲森悠平・須藤隆一・大内山高広・杉浦則夫 (1989) : カビ臭物質の細菌および微小動物による分解・除去, 第23回水質汚濁学会

第2回環境容量シンポジウム参加者氏名一覧

氏名	所 属	氏名	所 属
相崎 守弘	国立公害研究所 水質土壌環境部	内藤 正明	国立公害研究所 総合解析部
阿部 薫	農林省 農業研究センター	仲上 健一	大阪産業大学 経営学部
天野 耕二	国立公害研究所 総合解析部	中西 弘	山口大学 工学部土木工学科
安藤 正義	京都市水道局	中村 以正	筑波大学 応用生物化学系
一瀬 諭	滋賀県 環境衛生センター	野尻 幸宏	国立公害研究所 計測技術部
稲葉 一穂	国立公害研究所 水質土壌環境部	原沢 英夫	同上 総合解析部
稲森 悠平	同上 水質土壌環境部	原島 省	同上 水質土壌環境部
伊野 昂	茨城県 水戸保健所	早水 輝好	環境庁 水質規制課
井上 隆信	国立公害研究所 水質土壌環境部	花木 啓祐	東京大学 工学部都市工学科
今井 章雄	同上 水質土壌環境部	平田 健正	国立公害研究所 水質土壌環境部
海老瀬 潜一	同上 水質土壌環境部	林 秀剛	信州大学 理学部
大井 紘	同上 環境情報部	原沢 英夫	国立公害研究所 総合解析部
大久保 紀男	同上 共同研究員	日野 幹雄	東京工業大学 工学部土木工学科
大槻 晃	同上 計測技術部	福島 武彦	国立公害研究所 水質土壌環境部
大野 泰宏	同上 共同研究員	不破 敬一郎	同上 所長
大橋 敏行	同上 研究企画官	松井 晋	同上 共同研究員
岡田 憲夫	鳥取大学 工学部	松重 一夫	国立公害研究所 技術部
小川 吉雄	農林省 農業環境技術研究所	松森 賢治	農林省 農業環境技術研究所
尾崎 保夫	農林省 農業研究センター	溝口 次夫	国立公害研究所 計測技術部
加瀬 林成夫	茨城県 公害技術センター	向井 哲	同上 水質土壌環境部
片山 靖夫	岡山県 環境保健センター	村岡 浩爾	同上 水質土壌環境部
河合 崇欣	国立公害研究所 計測技術部	村尾 崇	同上 共同研究員
権 五相	韓国国立環境研究院	矢木 修身	同上 水質土壌環境部
北畠 能房	筑波大学 社会工学系	山本 達也	大阪府 環境局交通公害課
國松 孝男	滋賀県立短期大学 農業部	山本 哲也	茨城県 公害技術センター
合田 健	摂南大学 工学部土木工学科	綿貫 知彦	神奈川県 衛生研究所
小泉 明	国立公害研究所 副所長	三田村 徳子	滋賀県 環境衛生センター
小松 正博	大阪府 環境局水質課	山中 直	同上
坂田 康一	北海道 公害研究所	李 寅善	韓国国立環境研究院
園 正	滋賀県 衛生環境センター		
徐 胤洙	韓国国立環境研究院		
菅原 正孝	大阪産業大学		
末田 一秀	大阪府 環境局水質課		
須藤 隆一	国立公害研究所 技術部		
関根 雅彦	山口大学 工学部土木工学科		
相馬 悠子	国立公害研究所 計測技術部		
田井 慎吾	(株)環境研究センター		
滝 和夫	千葉工業大学 工学部土木工学科		
橘 治国	北海道大学 工学部衛生工学科		
田中 伸幸	国立公害研究所 共同研究員		
塚本 俊一	同上 共同研究員		
津野 洋	京都大学 工学部衛生工学科		
富岡 典子	国立公害研究所 水質土壌環境部		

[平成元年5月10日編集委員会受理]

[国立公害研究所資料 F-10-'89/NIES]

第2回 環境容量シンポジウム

—流域管理と湖沼生態系管理—

問い合わせ先 水質土壌環境部 水質環境計画研究室 海老瀬潜一

平成元年6月30日発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県つくば市小野川16-2

印刷 株式会社 イセブ

住所 茨城県つくば市天久保2-11-20