

国立環境研究所特別研究報告

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

SR-11-93

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

Comprehensive Assessment and Management of Aquatic Environment  
Based on the Notion of Carrying Capacity

昭和62年度～平成3年度

FY 1987～1991

**NIES**

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

Report of Special Research from the National Institute for Environmental Studies, Japan

国立環境研究所特別研究報告

SR-11-'93

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

Comprehensive Assessment and Management of Aquatic Environment  
Based on the Notion of Carrying Capacity

昭和62年度～平成3年度

FY 1987~1991

環境庁 国立環境研究所

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

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」

(期間 昭和 62 年度～平成 3 年度)

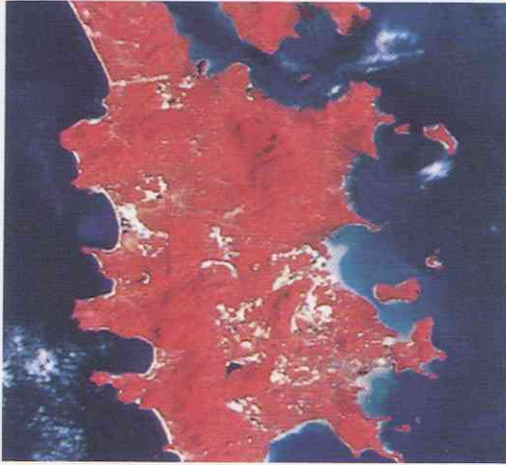
特別研究責任者：村岡 浩爾 水質土壌環境部長 (昭和 62～63 年度)

須藤 隆一 同上 (平成元年度)

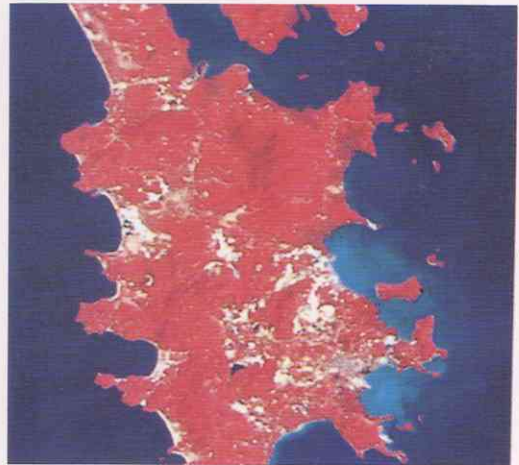
内藤 正明 地域環境研究グループ統括研究官 (平成 2～3 年度)

特別研究幹事：海老瀬潜一・相崎 守弘

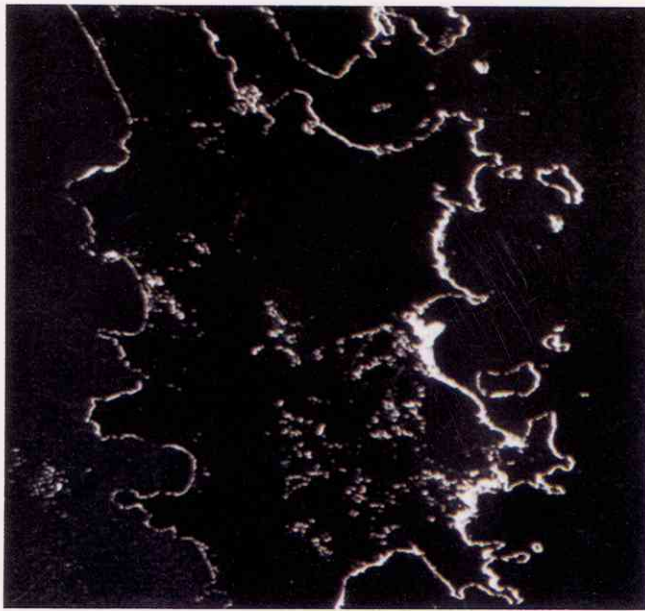
報告書編集担当：相崎 守弘



(a)



(b)

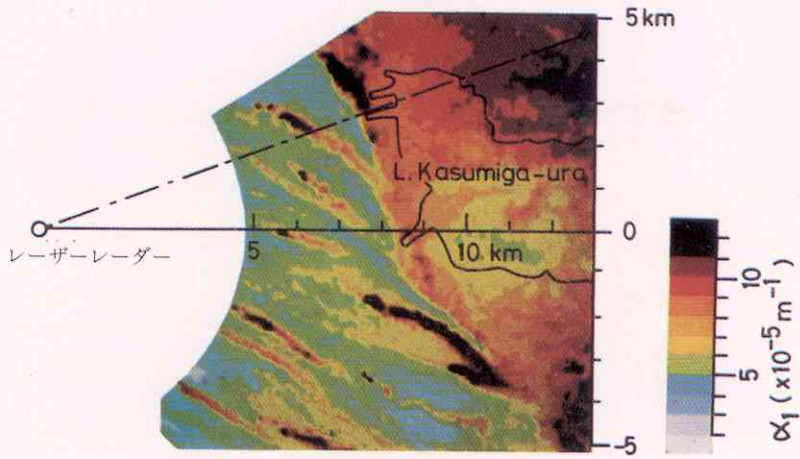


(c)

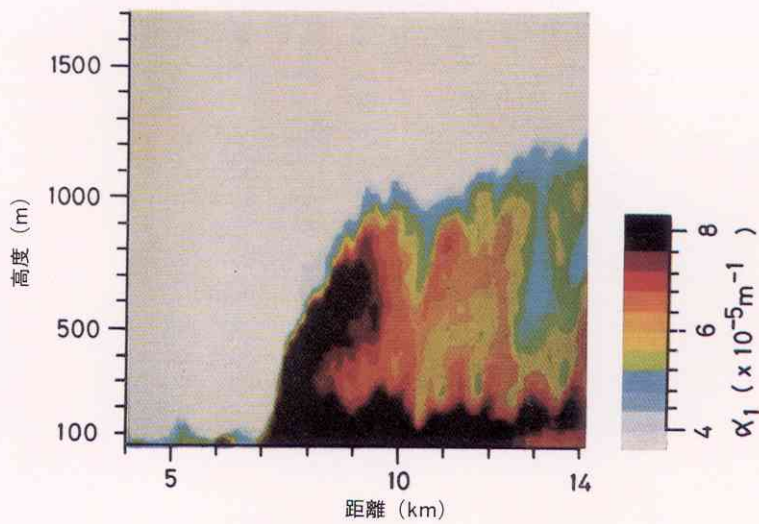
口絵写真1 LANDSAT MSS 画像を利用した土地被覆変化領域の抽出例  
(本文 7, 18頁参照)

(a),(b) 1986年1月23日及び1987年2月15日のタイプケ島における MSS 画像。

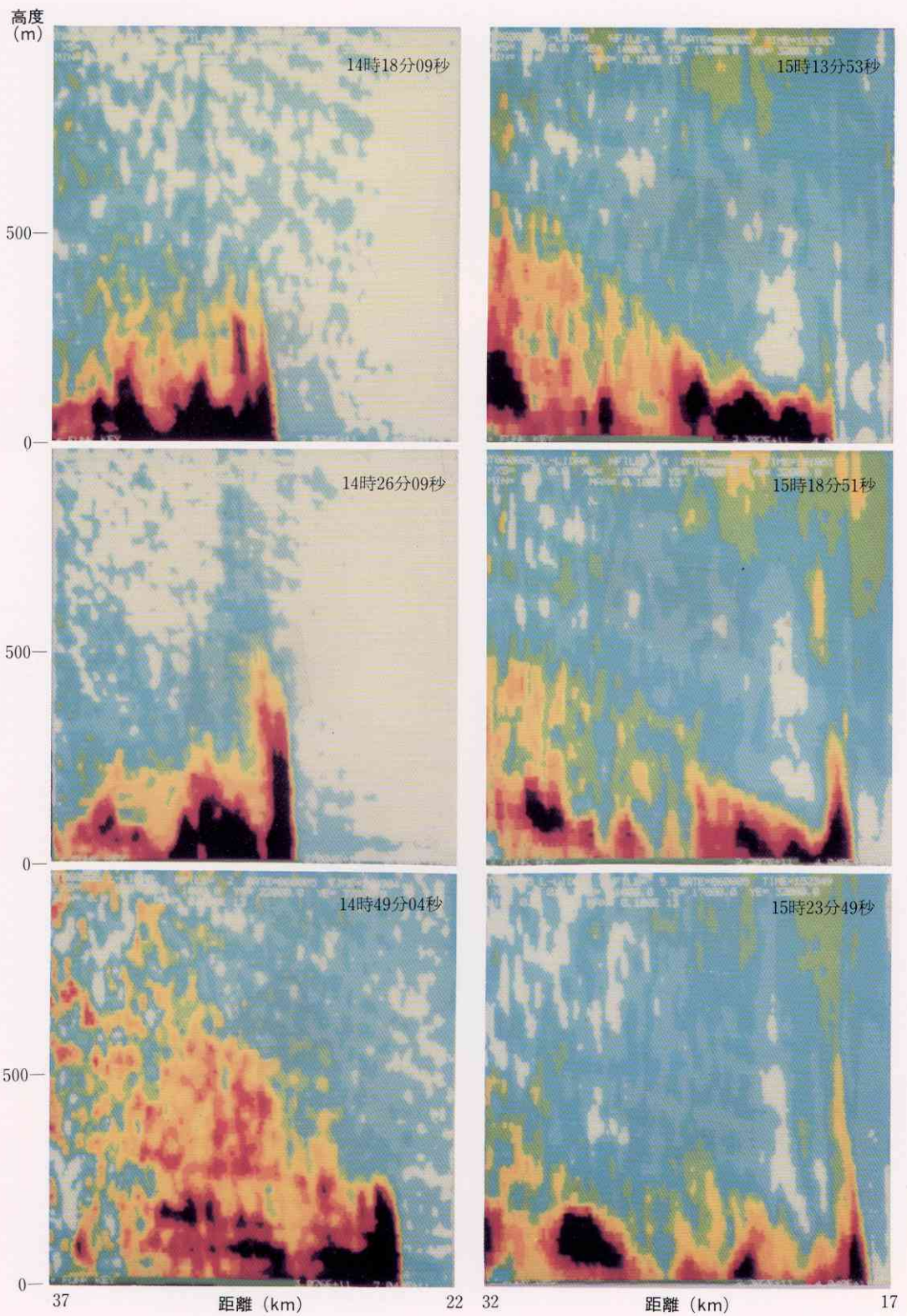
(c) (a),(b)の MSS 画像より抽出された変化領域。



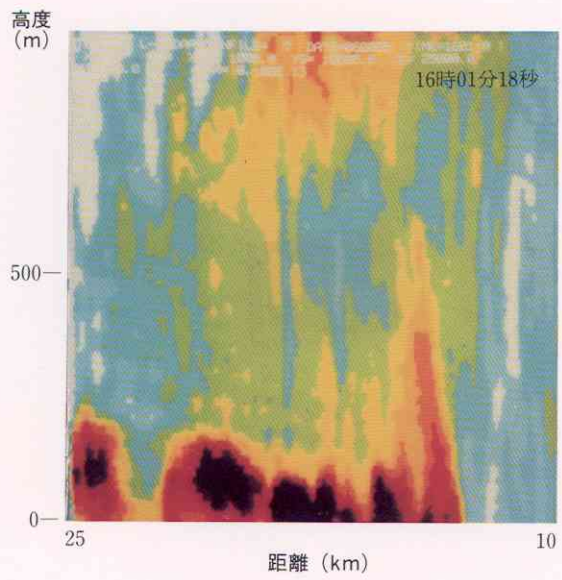
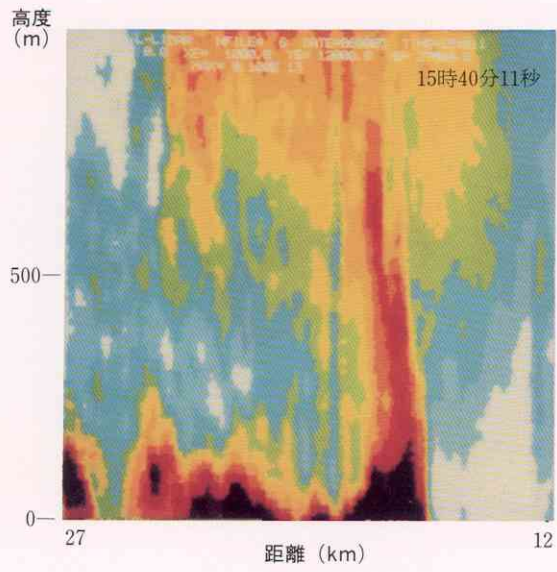
口絵写真2 レーザーレーダーによる PPI 観測から得られたエアロゾル濃度水平分布 (本文 7, 20, 22 頁参照)  
 消散係数  $\alpha_1$  (単位:  $\text{m}^{-1}$ ) の形で得られたエアロゾル濃度は、10 レベルでカラー表示されている。  
 (空気分子による消散係数  $\alpha_2$  は、 $15^\circ\text{C}$ , 1 気圧で  $1.33 \times 10^{-6} \text{m}^{-1}$  である)



口絵写真3 口絵写真2 の一点鎖線に沿って行った PHI 観測によって得られたエアロゾル濃度鉛直面内分布 (本文 7, 22 頁参照)



口絵写真4 海風前線鉛直構造の時間変化 (本文 23 頁参照)



口絵写真4 (つづき)

## 序

湖沼等の閉鎖的水域の環境状態は多方面の努力にもかかわらず、必ずしも改善の傾向はうかがえない。その一方で湖沼環境に対する社会的ニーズは多様化し、また汚濁発生原因や湖内の水質変化メカニズムも近年大きく変わりつつある。

このような状況に対し、湖沼の水域環境を改善するには従来の対策の単なる延長線では限界があり、何らかの新たな対応を探る必要があるとの認識から昭和 62 年に本プロジェクトがスタートした。

本テーマの基本概念は、水系それぞれが人為にしる自然にしる汚濁負荷を受容する能力の上限、つまり“環境容量”を有するものと考え、先ずこれをできるだけ定量的な形で見だし、その容量下で湖沼機能を保全し、活用するための管理手法を追求しようとしたものである。その手法の内容は、流域における発生負荷の管理から、湖内生態系の人為操作による水質制御まで幅広いものである。

湖沼研究は一步深めれば、現象が一步遠ざかるという極めてとらえ難い対象である。したがって、本研究成果もまだ残念ながら切り札となるような新たな管理手法を具体的に提示したという段階ではないが、そのような新たな方向性への第一歩としての役割は果たしたものと考えている。これについても大方の評価と批判を頂き、今後の展開のために役立てたいと思う。

平成 5 年 3 月

国立環境研究所

所 長 市 川 惇 信



## 目 次

1	研究の目的と経緯	1
2	研究の成果	5
2.1	環境容量・環境基準・環境指標	5
2.2	環境基準の現状と問題点	10
2.3	自由連想調査を通じた霞ヶ浦周辺住民の水辺意識	22
2.4	霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化 —流域管理への地理情報システム(GIS)の導入—	31
2.5	流出負荷量ポテンシャルモデルによる流域管理	40
2.6	C, N, Pの現存量と構成比から見た湖沼水質	49
2.7	高次捕食者の制御による湖沼水質管理	52
2.8	屋外実験池におけるアオコの再現実験—アオコの制御を目指して—	54
2.9	霞ヶ浦を取り巻く環境変化と新たな水質保全基準	69
3	まとめと今後の展望	81
	「資料」	
I	研究の組織と研究課題の構成	85
1	研究の組織	85
2	研究課題と担当者	87
II	研究成果発表一覧	89
1	誌上发表	89
2	口頭発表	98

## 1 研究の目的と経緯

本研究所では昭和 50 年度から湖沼の富栄養化現象の解明や防止対策、さらに自然浄化力に関して、主として現象の機構解明やモデル化に力点をおいた研究を進めてきた。その結果、富栄養化の機構、窒素やリンの制御の重要性など多くの事実が明らかにされた。しかしながら、湖沼水質は、生活環境項目にかかわる環境基準の達成率が基準設定以来毎年 40% の前半で推移していることから明らかなように改善の気配がみられていない。このような背景から、これからの行政施策として、従来の規制を主体とした湖沼水質管理とは異なった側面からの水質管理手法の導入が必要と考えられ、その中心的概念として環境容量という概念を検討し、このような概念を通して必要な現象解明や水質管理手法を検討し、それに基づく成果を生み出す方向で、本特別研究が企画された。

本研究では、(1) 環境容量の概念を導入した水域環境管理の研究、(2) 湖沼の物質循環速度と生態系管理に関する研究、(3) 汚濁負荷流出管理に関する研究、(4) 複合利用湖沼の環境保全システムに関する研究の 4 つのサブテーマに分けて研究を行った。本報告書ではこれらのサブテーマの順序を多少変え、またタイトルをそれぞれの研究テーマのタイトルに変えて以下に報告する。

環境容量概念は昭和 42 年頃より議論が始まり、昭和 47 年の中央公害対策審議委員会からの環境庁長官にあてた答申の中で初めて今後の行政課題として取り上げられた。当時検討された環境容量は自然浄化力をベースに考えられたため、自然浄化力の計測が難しいなどの理由から、総量規制の理論的背景とはなったがその後余り発展しないまま今日に至っている。2.1 節においては環境容量概念の歴史的背景と今回再び環境容量概念を湖沼水質管理に導入するための基本的考え方を記述した。環境容量概念は内藤により整理され、第一種環境容量と第二種環境容量の 2 つに整理された。第一種環境容量は「環境の状態量に何らかの外的規範（例えば環境基準）を設定し、この範囲内で人間活動（例えば、汚染の排出総量など）を適正に配分するために基礎を与えるもの」と定義され、第二種環境容量は「自然または社会生態系の安定を保持するというような絶対的な条件の基に、人間活動の限界を設定する根拠とつながるもの」と定義されている。本特別研究では、湖沼環境保全のためにこの概念を導入しようとするものであるところから、容量を設定する領域を、水域及び流域に分け、それぞれの領域において、第一種及び第二種の環境容量概念を導入し、行政的施策に結びつけるための研究を行った。行政的施策に結びつけるためには、環境容量を環境基準や環境指標と結びつけて考える必要があり、研究の大半はこれらの観点から行われた。以下では、各研究がどの領域の第何種環境容量概念に結びついた研究であるかをベースに各研究の経緯を紹介する。

2.2 節においては水域における第一種環境容量の観点から、全国の湖沼環境基準が指定してあ

る 113 湖沼, 197 地点において, 最近 11 年間の COD を中心とした環境基準の達成状況の解析を行った。指定湖沼はその達成状況から 4 つのカテゴリーに分類された。カテゴリー I は毎年基準を達成している地点で 40 地点あった。カテゴリー II はこの 11 年間で 1 ~ 2 年間だけ基準を達成できなかった地点で, 22 地点あった。カテゴリー III はこの 11 年間に 3 年以上基準超過がみられたが, 11 年間の平均値が基準値の 2 倍以内に収まっている地点で, 85 地点と全体の約半数あった。カテゴリー IV はこの 11 年間毎年基準を超えており, かつ 11 年間の平均値が基準値の 2 倍以上になっている地点で, 50 地点あり, 全体の約 25% を占めていた。カテゴリー IV に属する湖沼は当分環境基準の達成は困難であり, 利用目的からのみ決めた基準の決め方に無理があったものと考えられる。これらの湖沼では環境基準が当面の湖沼水質保全基準となっておらず, 何らかの形で新たに水質保全基準を設定する必要があるものと考えられた。霞ヶ浦もカテゴリー IV に属しており, 以下の節では霞ヶ浦及びその流域を対象に新たな水質保全基準の設定にあたっての基礎的な検討が行われた。本節においては, 指定湖沼につき環境基準から各湖沼の許容流入負荷量を算出し, 流域における流出負荷量との比較を行い, それぞれのカテゴリーに属する湖沼の水質環境と流域環境との関連を併せて考察した。

2.3 節においては流域における第一種環境容量の観点から, 流域における人間活動の適正配分を考える場合の基礎となる, 住民の意識調査を行った。意識調査は自由連想法によって行い, 刺激語として「水辺」「霞ヶ浦」を与えたときの連想する言葉から, 住民意識を解析した。調査はアンケート調査によって行い, 霞ヶ浦流域の土浦, 玉里, 石岡及び八郷の 4 地域で行った。水辺という刺激語に対する連想から, 住民が持っていると考えられる理想的な水辺のイメージとして, 静的で情緒的なものと動的で遊びに関連するものが読み取れた。また, 霞ヶ浦という刺激語に対しては, 霞ヶ浦にかかわる多くの多様な要素を表す語が連想された。そして, これらの連想語がいくつかのクラスターを作り, そこから霞ヶ浦のイメージを読みとることができた。2 つのクラスターに「水」「きれい」「汚れ」が共通して含まれており, 実際の回答を見ても「汚れた水をきれいにして欲しい」といった水の浄化を望むものが多く, 地域住民の共通する意識がそこにあるものと考えられた。

2.4 節においては流域における第一種環境容量の観点から, 負荷量配分の基礎となる流域情報に関し, 霞ヶ浦流域を対象にワークステーション上に地理情報システムを作成し, データ管理及び解析, 第二種環境容量の基礎ともなる流域指標の検討, 炭素, 窒素及びリンに関して負荷発生量からモデルを用いて河川及び湖沼水質が推定できるかどうかの検討を行った。このような検討を通して, 霞ヶ浦流域は以下のような 3 つのパターンに分類できることが明らかにされた。(1) 人口急増地域; 市街地面積の増加, 森林・水田・畑地面積, 豚頭数の減少, (2) 人口減少地域; 土地利用面積比率の変化は小さく, 豚頭数の増加, (3) 中間タイプ; 人口, 市街地面積, 豚頭数の若干の増加, 森林・水田・畑地面積の減少。また, 流域特性から計算される排出負荷量と河川で実測された負荷量との関係, 排出負荷強度と河川水質の関係, 河川水質と湖内水質との関係

を検討したが、簡単なモデルを介在させることによってこれらの関係は比較的よく対応することが明らかになった。

2.5 節においては流域における第一種環境容量の観点から、流出負荷量ポテンシャルモデルを作成し、このモデルを用いて流域特性を解析した。多くの河川流域から汚濁物質の流出負荷量ポテンシャルを評価するためには、単位面積当たりの年間流出量としての比較検討が最も適当であり、また流出のしやすさや水文条件を代表させる因子としては、単位面積当たりの年間流出量が最も適当であった。このような解析の結果から、年間流出流量が増加すれば年間流出負荷量が増加するといった回帰直線が得られた。このような汚濁負荷構造の状況下で、湖沼への汚濁負荷量を減少させるためには、河川を通じて流出する排水量を減らすこと、降水の流出率を下げる事が重要であることが分かった。実際の対策としては、工場排水のクローズド化、生活水の節水、農業水の再利用をはじめとする多重利用が考えられた。

2.6 節においては水域における第二種環境容量の観点から、霞ヶ浦、特に流入河川の河口域での炭素、窒素及びリンの挙動を解析し、これらの元素を指標としたときに湖沼におけるこれら元素の収容力をどのように高めるかについて検討した。解析の結果、湖沼河口域の湾形部では、流入栄養塩、特にリンが沈殿しやすいことが明らかになった。一種の潜り堰堤やプレダムの設置、漁網による囲い込みなどの沈殿効果をあげるための工夫を施すことにより、また、沈殿物のしゅんせつによる除去等と組み合わせることにより、河口域を使った水質浄化事業が収容力を高めるために有効であると判断された。

2.7 節においては水域における第二種環境容量の観点から、高次捕食者が湖沼水質に重要な影響を与えていることを明らかにし、高次捕食者の管理によって湖沼における収容力を高めることができることを、霞ヶ浦を対象に透明度を指標として明らかにした。霞ヶ浦においては漁業活動が盛んであり、湖沼生態系の高次に位置している魚類現存量は漁業活動によって制御されている。したがって、漁業活動を通して高次捕食者の制御が可能であり、またそれによって水質管理も可能であることを示した。

2.8 節においては水域における第二種環境容量の観点から、湖沼における典型的な水質不連続点であるアオコの発生に焦点をあてて、アオコの発生環境及び発生因子につき屋外実験池を用いて検討した。その結果、アオコが発生するためには、夏期に高い水温と強い照度が必要であることはもちろんであるが、そのほかに（１）高濃度の栄養塩の負荷が必要である、（２）鉄の供給が必要である、（３）米ぬか等に含まれている微量の有機物が必要である、等の条件が必要であることが明らかになった。また、ツボムシ類はアオコを捕食している可能性があること、アオコの成長を抑制する物質が存在すること、等が明らかになった。アオコが発生することにより、湖水中に栄養物が蓄積され、水質汚濁を促進している機構が明らかにされ、アオコを他の植物プランクトンに変化させることにより、水質が1/2程度まで改善される可能性があることが示された。

2.9 節においては水域及び流域における第二種環境容量の観点から、霞ヶ浦における過去の環境変化を解析し、新たな水質保全基準となるべき水準を求めるための検討を行った。霞ヶ浦は、近年になって海水との交流のある汽水湖から淡水湖に人為的に変化させられ、またそれに伴って水利用形態が大きく変化した湖である。このような背景の基に新たな水質保全水準として以下のような点が考察された。(1) 筑波山から流出する恋瀬川源流域における水質、すなわち、非汚濁河川水質の水質レベルを基準として考えること、(2) アオコの発生しない水質を基準とすること、(3) 魚種の豊かなこと；ワカサギを中心とした生態系を基準とすること、(4) 魚がへい死しないこと、(5) 水質変動が急激でないこと；生態系が単純でないこと。また流域における第二種環境容量概念に基づき、森林面積の減少を抑制し、そのためにはゴルフ場面積に上限を設定する必要があること、流域における窒素の排出源となっていると考えられる豚の頭数について、各小流域ごとに農地還元処理できる範囲での飼育を基準とし、許容頭数を求めその範囲内で飼育すること、霞ヶ浦水域を小水域に分けてそれぞれに新たな水質保全水準を設定することなどが考えられた。

## 2 研究の成果

### 2.1 環境容量・環境基準・環境指標

#### 2.1.1 はじめに

「環境容量」という言葉は、昭和42年頃から使われはじめ、環境行政上表だって取り上げられたのは、昭和47年12月に中央公害対策審議会（中公審）から、環境庁長官に提出された環境保全長期ビジョン中間報告の中であろう。中間報告の中で取り残された問題の第1として、「環境容量の把握」を挙げている。少し長くなるがその部分を引用すると以下のとおりである。

「我々は、いわゆる環境容量の範囲内で人間活動を行うような環境管理システムを作る必要性を痛感するが、容量設定の基礎となる自然浄化能力について、これまで知り得たものはほとんどないといっても過言ではなく、またどういう質の環境を日本列島のどこにどれだけ確保しておく必要があるのかの判断基準も不明な点が多い。この種の問題解明には5年、10年あるいはそれ以上の長い年月をかけた調査研究が基本的には必要であり、そのためには自然サイクルの情報を正確に取り、それを評価していくサーベイランスシステムの確立が急務である。」

環境容量の概念については、例えば、昭和47年に水系を中心とした環境容量に関する調査報告書の中でも定義され、いくつかの具体的事例が紹介されている。環境容量は、中公審の中間報告にあるように、自然浄化力を中心とするイメージが強く、それゆえ定量化も困難な印象を与えるためか環境容量に関する研究については、その後余り進展していない。一方、環境行政の点からは、環境容量概念が、総量規制の一つの理論的背景となって今日に至っている。総量規制は、それまでの濃度規制では水質回復の困難な閉鎖性水域を対象に、水域の「許容汚濁負荷量＝環境容量」を求め、そこへ流入する総汚濁負荷量との差分を削減すべき汚濁負荷量とし、流域に適正配分を図ろうというものである。

従来の環境容量の考え方については、内藤が種々の研究や調査報告を整理し、それぞれで言う「環境容量」の相違を明らかにした上で、統一的な「環境容量」の体系を示し、今後の研究の方向も示している。県レベルの水質管理計画で用いられる環境容量は、内藤の定義によれば、第一種の環境容量に相当する。第一種の環境容量とは、「環境の状態量に何らかの外的規範（例えば環境基準）を設定し、この範囲内で人間活動（例えば、汚染の排出総量など）を適正に配分するための基礎を与えるもの」としている。これに対し、第二種の環境容量として、「自然または、社会生態系の安定を保持するというような絶対的な条件の基に、人間活動の限界を設定する根拠とつながるもの」と定義している。

昭和50年前後から県レベルの水質環境管理計画の策定が開始された。大阪、兵庫、宮城、鹿児島などでは、定義に若干の差はあるものの、上述第一種の環境容量を具体化して、それを基に計画を作成している。

## 2.1.2 第一種環境容量と第二種環境容量

第一種環境容量は、前述したように、環境基準等の制約条件を天下りの設定したもとの、許容活動量（許容排出総量）などを与えるものである。なお、これらの中には動的な概念が含まれないのが普通である。

一方、第二種の容量は自然、社会生態系を含む対象に対して、系の状態を安定平衡点から不安定平衡点にまで移す人為外乱の限界値を持って定義するのが一般的かつ妥当なものであろう。第一種の各種の“汚染容量”なるものは、第二種の定義において“平衡点”に変わって、ある上限値（環境基準など）を与えた特殊ケースとみなせる。

第一種と第二種の容量の基本的な差異は、図1、2に示すとおりである。つまり第二種では価値関数上に安定から不安定に移る一つの閾値的なものがあり、したがって環境質の目標（または基準）としてこの閾値に対応する点を採用することが合理的であると考えられる。一方、第一種ではそのような客観的な条件がないのが普通であり、そのため環境質の目標値を与えるには価値

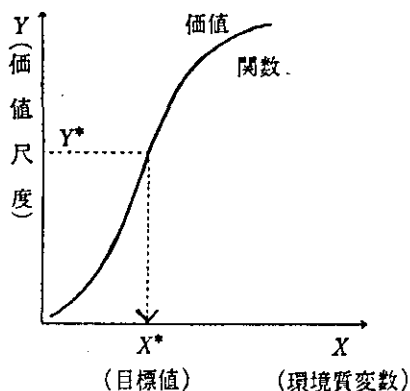


図1 第一種環境容量，環境目標値設定の手順

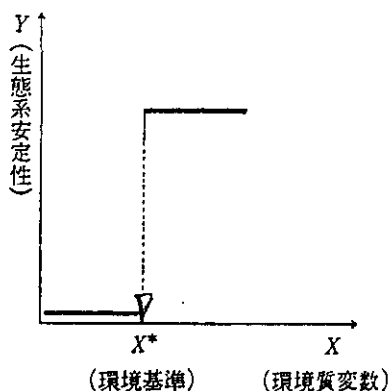


図2 第二種環境容量，閾値タイプの価値関数

尺度上に何らかの外的基準を別途設定する必要がある。湖沼環境の場合は水利用の立場から基準が与えられている。

### 2.1.3 従来の水質管理計画にみられる環境容量の問題点

前述した県レベルの水質管理計画では、環境容量に基づいた総量規制的手法を取り入れている。環境容量に関する問題点を列挙すると、以下のようになる。

#### (a) 自然浄化能力への依存性

環境容量＝自然浄化能力と捉えられており、充分解明されていない自浄作用を基礎としている点で共通しており、自然浄化能力に期待しすぎることがまず挙げられる。人工的な浄化能力も加味している場合もあるが、定義と定量化方法とは対応していない。

#### (b) 地域一律の環境容量の適用

環境容量による総量規制の主たる対象地域は既汚染地域であるため、環境容量を数値化した「許容汚濁量」を、未汚染地域や汚染の軽微な地域に適用するとき、地域の環境をその限度まで汚してよいといった解釈も出てくる。これらの地域では環境容量は0とすべきといった極端な意見もみられる。このことから、環境容量の設定は地域に一律でなく、地域条件や水域の汚染状況をきめ細かく考慮する必要性が指摘できる。

#### (c) 外的基準としての環境基準

第一種の環境容量は環境保全水準などの外的基準を維持し得る許容限度と定義されているが、環境保全水準の設定については、基本となるべき自然浄化能力に関する知見が乏しいことなどの理由から、実際は、環境基準で代表させたり、あるいは、他計画で採用された許容流出負荷量を用いたりしている。環境基準との関連については後で取り上げる。

#### (d) 環境容量の適正配分

算定した許容負荷量は最適化モデルや水質シミュレーションモデルを用いた解析などから、流域の支流域やゾーンに配分される。現況の排出負荷量よりも多い場合には差分を開発可能量、逆の場合は削減必要量という形で、流域内の人間活動、具体的には、用水型の工業立地や負荷源となる住宅地域の開発の適否が検討される。逆に現況の排出負荷量が超えているところでは、下水道の整備など、種々の対策を立てることが緊急課題となる。このことは、解釈によっては開発促進すべき流域といったとらえ方をされる恐れがあり、未汚染地域の保全などの考え方を明らかにし、適正配分の基準を明確にすることが必要である。

### 2.1.4 環境容量、環境基準及び環境指標の関係

環境容量概念を実際の行政施策に適用させるためには、この概念を環境基準や環境指標の中に取り入れる必要がある。第一種環境容量は一般的には環境汚濁物質または汚染物質の収容力をさす。また第二種環境容量は生物の現存量や多様性などの収容力を意味している。容量を決めるた



めには領域の設定が必要である。湖沼での環境容量を求める場合、図3に示すような3つの領域があるように思われる。第1は受け側としての水域、第2は作用者側としての流域、第3は利用者側の領域である。第2と3の領域は、一致することもあるが、東京や大阪などの大都市周辺では流域外での水利用が普通であることから一致しないことも多い。

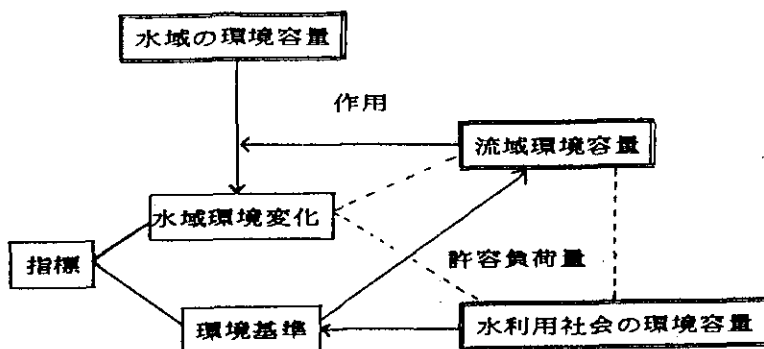


図3 水域における環境容量設定のための3つの領域と指標及び基準との関係

この3つの領域と環境容量の関係は以下のように考えられる。水域における環境容量が明らかになればそれに基づく基準が設定され、そこから流域における許容負荷流出量を求めることができる。現在の環境基準は第一種環境容量の観点から決められており種々の問題を内包しているところから、第二種環境容量概念に基づく基準をどのように求めるかが研究対象となる。流域の中では発生負荷量を技術開発や発生負荷の地域的また業種配分その他の方法で許容流出負荷量内にいかにして納めるか、言い替えれば収容力をいかに高めるかが研究対象となる。また、流域内で第二種環境容量概念に基づく、人間も含めた流域内生態系の保全水準についても検討する必要がある。利用者側の領域では水の循環利用とか、中水道の建設等といった手法により水の量と質の収容力をいかにして高めるかといったことが考えられる。しかしながら、今回は利用者側の領域に関する研究は行わなかった。

水域を対象とした領域の環境容量に関しては、環境容量概念に基づいて基準をいかにして決めるかが問題となる。COD等の物理化学的な指標の場合、連続的に数値が変化するところから、この数値の変化から基準となる値を見つけ容量を求めることはできない。したがってこのような指標を使う限りにおいては、基準となる値は利用目的から決められる。現在の環境基準もこのような観点から決められたものである。現在の環境基準が極めて理想的なものであるならば特に問題はないが、実際には湖沼環境基準は指定以来達成率が極めて低く、後述するように当面達成が困難な湖沼が、指定湖沼の約1/3も存在しているところに問題がある。また現在の環境基準は、生態系や系の安定性などに関しては全く配慮されておらず、湖沼環境保全のための一部を担っているに過ぎない。本報告書では2.2節において、内藤の定義した第一種環境容量概念に基づき、

湖沼環境基準の指定された湖沼について、基準から求められる許容負荷発生量を計算し、実際の負荷量の推定値との比較を行い、現在の湖沼環境基準が抱えている問題点に関し検討した。

水域の水質や水環境はそこに生息する生物の影響を強く受け、生物の種や存在量によって規定されている。物理化学的指標は連続的であるが、生物現象は生物種の交代という形で現れることが多く、不連続的であるので、不連続になる点を基準として容量の算定が可能である。すなわち、生態系の構造の変化点を見つけてその点を湖沼管理の基準としようとする考えで内藤の定義した第二種環境容量にあたる。湖沼環境に関しては不連続点となる代表例としてアオコの発生が挙げられる。本報告書においては2.8節においてアオコの定量化手法の開発、発生環境や発生要因などを検討した結果を述べる。また、2.9節において霞ヶ浦を対象として湖沼環境保全水準の決め方について検討した結果を述べる。

流域を対象とした領域において環境容量概念を生かすためには、負荷排出量の適正配分手法の開発が重要である。従来の環境容量概念の中では自然浄化量のみが強調されていたが、流域における容量を高めるためには人工的な排水浄化や、排出源の適正配置、業種転換などを積極的に考えて行かなくてはならない。そのためにはそれらを総合的に操作できる手法の開発が必要である。本研究では霞ヶ浦流域を対象に各種の社会・経済情報、発生負荷情報、物理的諸元、流域情報、気象情報などをメッシュ情報や市町村単位の情報として収集し、これらの情報と水質情報を組み合わせ、水質変化と流域の土地利用や社会・経済活動状況変化との関係を解析する地理情報システムの開発を行った。得られた結果については2.4節に述べる。

また、流域の中においても第二種環境容量の概念を生かす必要があり、土地利用や産業、居住環境等がこの観点から考えられていく必要がある。本報告書では2.9節に各小流域単位の豚の環境容量を求め、容量の観点からの各小流域ごとの適正頭数を算出した。

### 2.1.5 今後の湖沼水質保全対策のあり方

本特別研究の最終年度である平成3年度に、環境庁水質保全局において「指定湖沼水質保全対策検討委員会」が開催された。その中で、今後の中長期的課題として環境容量概念に基づく水質管理が重要であることが盛り込まれた。以下にその一部を引用する。

「湖沼の水質保全を考える場合、湖沼流域の状況を考慮する必要がある。従来の水質保全施策は、主として、発生源に対する規制措置と湖沼等の直接浄化によって実施されてきた。このうち排水規制に代表される規制措置は、水質保全行政の核をなす施策であり、その効果も十分に認められているところであるが、見方を変えれば、流域における開発等による負荷量の増加を前提とした上で、水質保全のために必要な対策をとることになるので、水質保全施策として一定の限度がある。そこで、今後は、従来の施策は引き続き行うにしても、湖沼の水質保全を未然防止的に行うためには、湖沼の環境基準等目標水質を達成しかつ維持するために、湖沼流域において許容される負荷量を明らかにし、水質保全の観点からみた流域の適正な状況を提示する必要がある。

その上で、湖沼流域のあり方について、その評価手法も含め検討すると共に、流域を適正に管理するための手法について検討する必要がある。

また、流域を適正に管理し、各種水質保全対策を効果的にかつ計画的に実施するため、流域において今後実施すべき施策の実施箇所、規模、時期等を示したマスタープランを策定することが重要である。さらに、湖沼水質保全対策に、流域内の物質循環を管理する考え方を取り入れていくことも必要である。湖沼水質保全対策の基本は、流域における窒素やリンのフローと流域内の環境容量を明らかにし、可能な限り流域内でリサイクルを行い、流域外からの移入を減少させることである。その上で、リサイクル不能部分による水質への影響予測を行って、なお環境基準が達成できない場合には、流域の移入資源依存度を低減させるための新たな規制が必要となる。今後、このような流域における物質循環を適正化するための総合的手法を検討する必要がある。」

「湖沼水質は食物連鎖網を通して湖沼生態系構造の影響を大きく受けており、湖沼水質保全を図るためには、湖沼生態系を適切な状況に保つことが必要である。例えば、湖沼に生息する大型の動物プランクトンは、リン等の沈殿速度を早めることから、水質に影響を与えることが知られている。したがって、それぞれの湖沼で湖岸環境を含めた最も望ましい生態系構造を明らかにすると共に、その管理手法を確立する必要がある。」

湖沼環境保全対策は引用文にもかかれているとおり、従来の規制的対策だけでは限界があり、早急に管理的手法が取り込まれる必要がある。上述した中長期的課題が早急に実施されることが望まれる。

## 2.2 湖沼環境基準の現状と問題点

### 2.2.1 はじめに

公共水域における水質環境基準については、健康項目についてはほぼ完全に基準が達成されるようになってきた一方で、生活環境項目の達成状況に目立った改善が見られないことが問題となっている。河川の環境基準はBOD、湖沼・海域の環境基準はCODで評価されているが、ここ数十年で河川における達成率がやや向上の兆しを見せていることに対して、湖沼における達成率は5割以下のままで横ばい状態である。1988年度までに全国の113湖沼、197地点が環境基準点として指定されているが、類型(AA, A, B, C)別の達成率の他には具体的な達成状況の評価はほとんどなされていなかった。環境基準の達成については、各環境基準地点ごとに年間75%値を年間代表値として基準値と比較することにより判断されている。同じ湖沼に複数の基準点がある場合は、すべての基準点で環境基準が達成されることによって対象湖沼が環境基準を達成していると判断されている。本研究では、過去11年間(1978~1988)の各湖沼の基準点ごとにCOD環境基準の達成状況の変化を明らかにし、基準値との開き、経年変化の傾向、基準値を達成できそうにない湖沼や完全達成まであと一息の湖沼の特性把握等について詳細に検討した。

## 2.2.2 湖沼環境基準の達成状況の解析

表1に11年間における超過年度率（基準を超えた年度の割合）による基準指定197地点の分類結果を示す。C類型の2地点はいずれも神西湖である。全環境基準地点の内約半分の地点ではここ11年間に毎年基準値を超えている。この11年間に毎年基準を達成できた地点は全体の約20%であるが、B類型に限っては10%にも満たない。B類型については、指定された地点の約80%が毎年基準を超えている。A類型に指定された116地点では、基準を毎年守ってきた地点が30%近くある反面、毎年超えている地点も40%以上ある。超過年度2割未満の地点が完全達成されるようになれば、全体の達成状況はかなり改善される。しかし、11年間で1度も基準が達成できなかった地点がB類型を中心に半分以上残っていることは、きわめて深刻な状況であるといえよう。

表1 11年間（1978～1988）における超過年度率（環境基準を超えた年度の割合）の頻度

超過年度率	全類型	AA	A	B	C
毎年基準達成	40	7	31	2	0
超過年度2割未満	22	5	13	4	0
超過年度4割未満	11	4	6	1	0
超過年度6割未満	6	0	5	0	1
超過年度8割未満	6	2	3	0	1
超過年度10割未満	13	3	10	0	0
毎年超過	99	27	48	24	0
合計	197	48	116	31	2

環境基準を超えている場合でもいろいろな状況が考えられ、惜しいところで超えているのか、はるかに超えているのかを評価する必要がある。図4は、ここ11年間のCOD75%値の平均が基準値の何倍になっているかを計算した値の類型別の頻度分布である。2倍を超えるということは負荷量の50%以上をカットしなければ環境基準が達成できないということに近い意味を持つ。A類型は地点数も多いので基準値以下の地点も多いが、基準値を大きく上回る地点も同様に多い。AA類型については、基準値が1mg/lと低いせいもあって、4割以上の地点で基準値の2倍を超えている。手賀沼はB類型であるが、11年間の平均CODが環境基準の5倍にもなっている。

達成状況を評価する観点はいくつか考えられ、データ解析の手法もそれぞれの観点に応じて使い分けなければならない。例えば、基準未達成の地点についても「毎年基準をはるかに超えて経年的にも悪化している」という最悪の状況から「ごくたまに基準をわずかに上回ることもあるが経年的には改善傾向にある」という好ましい状況まで何通りものパターンを考慮する必要がある。

図5に「1978～88年の11年間における基準超年度度の割合」と「基準値を1としたときの1978～88年の11年間における平均COD値」という2つの観点からみた197の環境基準点における達成状況を示す。このような観点から197の環境基準点を4つのカテゴリーに分類した。カテゴリーⅠは毎年基準を達成している40地点で全く問題はない。カテゴリーⅡはこの11年間にわずかに1～2年だけ基準を超える年があった22地点であり、完全達成まであと一息といえる。カテゴリーⅢはこの11年間に3年以上基準超過がみられたが、11年間の平均値は基準値の2倍以内に収まっている85地点である。全基準地点の約半数がこのカテゴリーⅢであるが、基準の達成は決して容易ではない。カテゴリーⅣはこの11年間に毎年基準を超えており、かつ

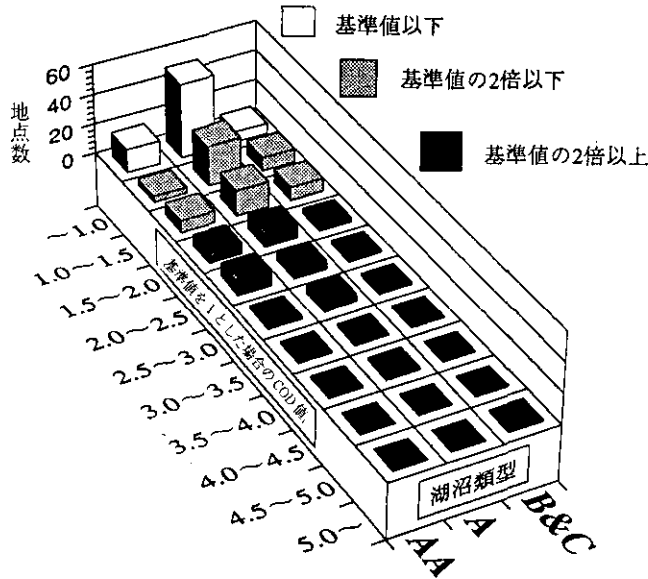


図4 基準値を1としたときの値の頻度分布(全地点)

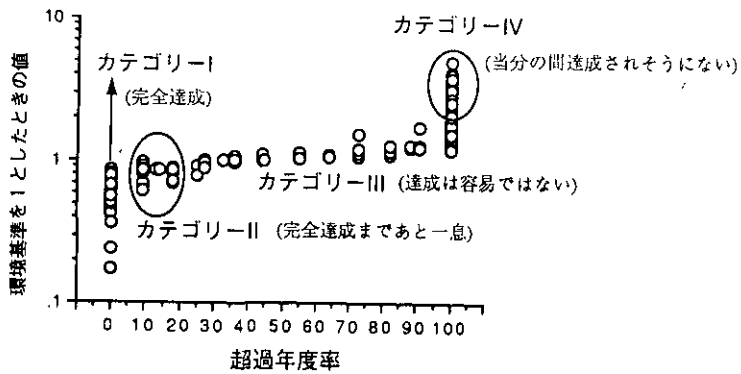


図5 超年度率と超過の程度からみた達成状況の総合評価

11年間の平均値が基準値の2倍以上になっている最悪の50地点である。

環境基準の達成・未達成にかかわらず、水質が経年的に改善傾向にある地点、悪化しつつある地点、不規則に変動している地点などに分類した上で達成状況を評価することも重要である。このような経年変化の傾向を一次近似的に評価するために時系列を直線回帰してみた。図6に経年変化の傾きの頻度分布（カテゴリー別）を示す。これは、ここ11年間のCOD年間75%値の時系列を直線回帰して最小自乗法により求めた経年変化の傾きであり、マイナスが改善傾向、プラスは悪化傾向を示している。回帰の有意性の検定結果から絶対値が0.1以下の場合は横ばい傾向であると判断された。おおむね横ばい傾向の地点が80%を占めている。カテゴリーⅣでは改善傾向の地点も多いが悪化傾向を示す地点もみられる。

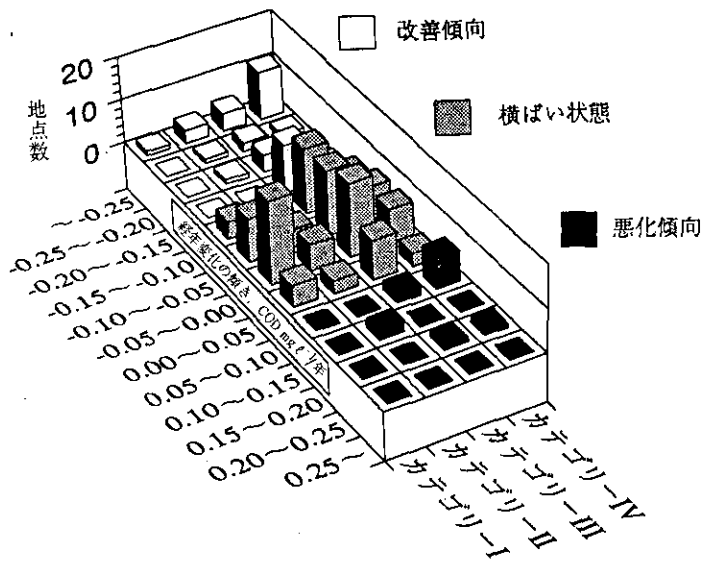


図6 経年変化の傾きのカテゴリー別頻度分布

### 2.2.3 外来性CODと内部生産COD

CODの年間最小値を外来性のCODの指標とする方法は海域におけるデータを用いて提唱されている。湖沼についても、水中のCOD濃度がクロロフィルa濃度と線型関係にある湖沼が多く、その回帰式の切片は外部から流入するCOD濃度の指標になるとされている。そこで、各地点におけるCODの年間最小値を外来性CODの指標として評価してみた。年間最小値を外来性CODと仮定した場合、年間平均値と年間最小値の差が内部生産CODとして評価できる。

図7に達成状況のカテゴリー別の内部/外来COD比率の頻度分布を示す。カテゴリーⅠ・ⅡよりもカテゴリーⅢ・Ⅳの方が内部生産性CODの比率が高い地点が多く、達成状況の悪い湖沼の方が内部生産が大きいことが分かった。

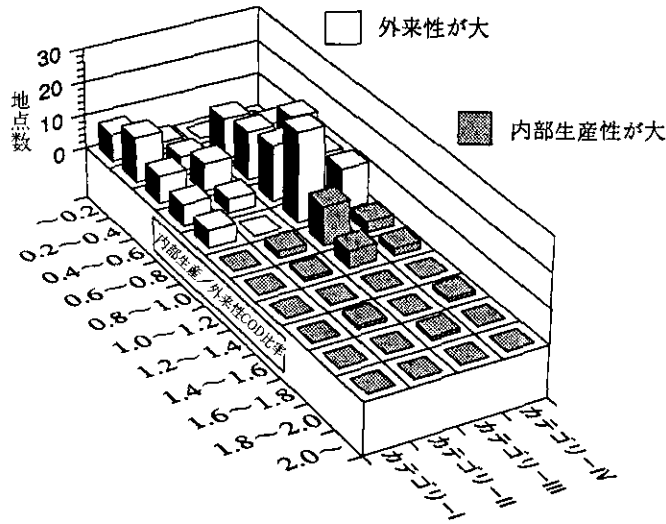


図7 カテゴリー別の内部生産/外来性COD比率の頻度分布

表2にカテゴリーⅣの27湖沼における、環境基準値を1とした場合の内部生産・外来性COD値及び内部/外来比率を示す。27湖沼のうち実に23湖沼までが外来性CODだけで環境基準を超えている。外来性・内部生産性のいずれもが環境基準を超えている絶望的な湖沼は漆沢ダム、森吉ダム、霞ヶ浦(西浦)、印旛沼、手賀沼、木場潟、諏訪湖、油ヶ淵の8湖沼である。内部生産CODだけでも環境基準を超えてしまう湖沼では、外来性CODを100%カットしても環境基準を達成できないという難問に直面し、窒素・リンなどの栄養塩の大幅カットが必要となってくる。手賀沼にいたっては、ここ11年間に毎年外来性CODと内部生産CODの両方がそれぞれ環境基準を超えている。阿寒湖、春採湖、皆瀬ダム、常陸利根川、佐鳴湖、児島湖では内部/外部比が0.5以下であり、外来性CODの影響が大きいことを示している。阿寒湖と児島湖は内部生産性CODは環境基準の半分程度であるが、外来性COD濃度が高いために環境基準を大幅に超えている。これとは対照的に、柴山潟は外来性CODは環境基準の6割程度だが内部生産性CODが高いために環境基準を大幅に超えている。

図8にカテゴリーⅣの50地点の内部/外来COD比率の経年変化を示す。不規則に変動している地点が多いが、全体的に内部/外来比率はここ10年で低下傾向にある。1978~1980年には内部/外来比の平均値は0.8~0.9だったが、最近では0.6~0.7程度にまで下がっている。このことは、全COD濃度が改善傾向にある湖沼が多い中、外来性CODの比率が増加していることを表している。

表2 カテゴリーⅣの27湖沼での内部生産/外来性COD比

湖沼名	汽水:1	滞留時間 年	制限栄養塩	環境基準 類型	環境基準を1としたときの値			内部/外来比
					COD75%値	外来性COD	内部生産COD	
網走湖	1	0.2740	N	A	2.20	1.35	0.74	0.70
阿寒湖	0	1.0700	N	AA	2.86	2.09	0.52	0.26
春採湖	1	0.2865	N	B	3.48	2.05	0.90	0.46
花山ダム	0	0.1339	P	AA	2.65	1.29	0.92	0.80
鳴子ダム	0	0.1186	P	AA	2.16	0.93	0.89	1.08
漆沢ダム	0	0.2141	N	AA	2.68	1.22	1.07	0.93
釜房ダム	0	0.1908	P	AA	2.39	1.43	0.75	0.56
大倉ダム	0	0.0249	P	AA	2.14	1.03	0.87	0.96
八郎湖	1	0.1211	P	A	2.48	1.21	0.98	0.87
森吉ダム	0	0.1488	P	AA	3.01	1.68	1.01	0.63
萩形ダム	0	0.0585	P	AA	2.76	1.65	0.83	0.52
皆瀬ダム	0	0.0855	P	AA	2.73	1.60	0.72	0.45
西浦	0	0.4525	P	A	3.39	2.06	1.04	0.53
北浦	0	0.3448	P	A	2.92	1.73	0.88	0.53
常陸利根川	0	0.0400	P	A	3.04	2.11	0.69	0.34
印旛沼	0	0.0613	P	A	4.17	2.01	1.53	0.79
手賀沼	0	0.0431	N	B	5.04	2.43	1.96	0.85
鳥屋野潟	0	0.0135	N	B	2.12	1.00	0.89	0.90
木場潟	1	0.0163	P	A	2.69	1.15	1.10	0.97
柴山潟	1	0.0118	P	A	2.08	0.63	1.03	1.70
諏訪湖	0	0.0323	N	A	2.57	1.04	1.19	1.21
木崎湖	0	0.4200	P	AA	2.05	0.82	0.92	1.25
佐鳴湖	1	0.0481	N	B	2.75	1.71	0.81	0.49
油ヶ淵	1	0.0199	N	B	2.55	1.19	1.08	0.93
琵琶湖	0	5.3190	P	AA	2.88	1.58	0.98	0.66
湖山池	1	0.1898	P	A	2.25	1.03	0.90	0.89
児島湖	0	0.0469	N	B	2.08	1.43	0.52	0.38

#### 2.2.4 発生負荷量とみかけの流達率

図9にカテゴリーⅣの26湖沼における発生負荷の内訳を示す。負荷量データは1980年度の環境庁水質保全局の調査による(環境庁水質保全局水質規制課, 1983)。佐鳴湖は流域データが未整備のため除いてある。B類型では発生CODの大部分が生活系で占められている。AA類型では面源負荷の占める率が高いが、木崎湖では生活系が8割以上を占めている。霞ヶ浦では畜産系の発生COD負荷の割合が他の湖沼と比較して高く、阿寒湖と諏訪湖は産業系の発生COD負荷が目立っている。次に、流域におけるCODの発生負荷量と年間最小値から推定される湖内の外来性COD濃度との関係を調べ、流域から入ってくるCOD成分のみかけの流達率を評価する。



COD内部/外来比

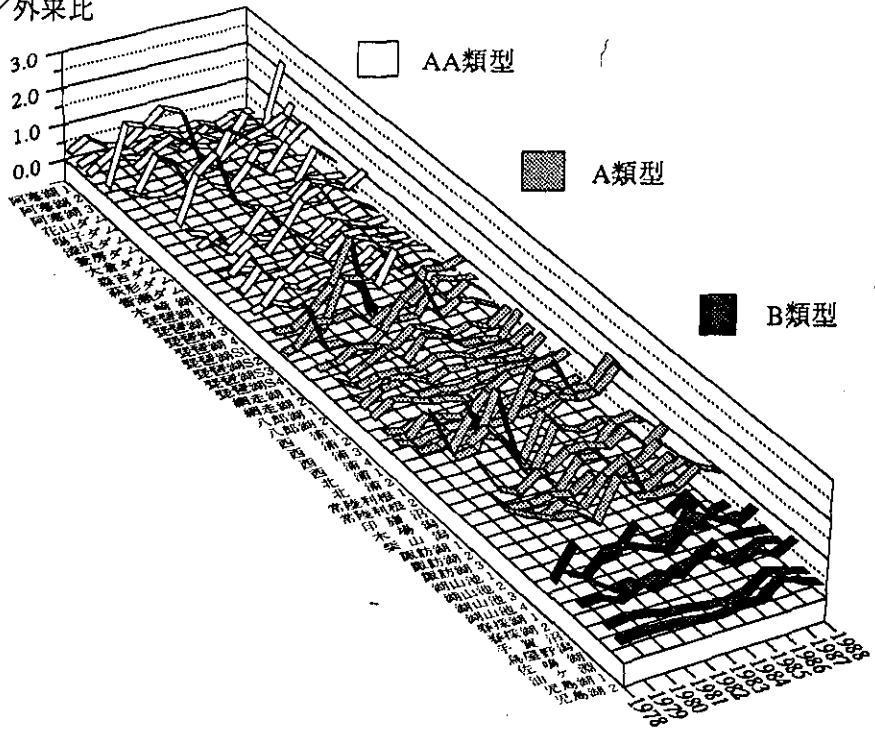


図8 カテゴリーⅣの50地点の内部生産/外来性COD比率の経年変化

みかけの流達率が1以下の湖沼の半分はカテゴリーⅣであり、類型別ではAA類型が半分を占めている。みかけの流達率10以上の湖沼(表3)はほとんどがダム湖であるが、降雨由来の面源負荷を計算するための原単位が実際の状況とかけはなれていることが重要な問題として考えられる。

### 2.2.5 環境基準からみた湖沼の許容負荷量

環境基準の達成を目的とした水質改善には、流域からの負荷量の削減が不可欠である。各湖沼ごとに、年間の平均的な水量負荷などを基にしてCOD環境基準を達成するために許容されるCOD負荷量と栄養塩の負荷量値を試算して、流域から実際に発生している負荷量と比較してみた。栄養塩はTP(全リン)を対象として、Vollenweider型のモデルにより許容負荷量を計算した。このモデルは1)湖沼を完全混合槽とみなし、2)定常状態の年間平均的な現象を扱い、3)流入・流出濃度差を一括して収支残量としてとらえる、等の仮定から成立しており、基本式は次のように与えられる。

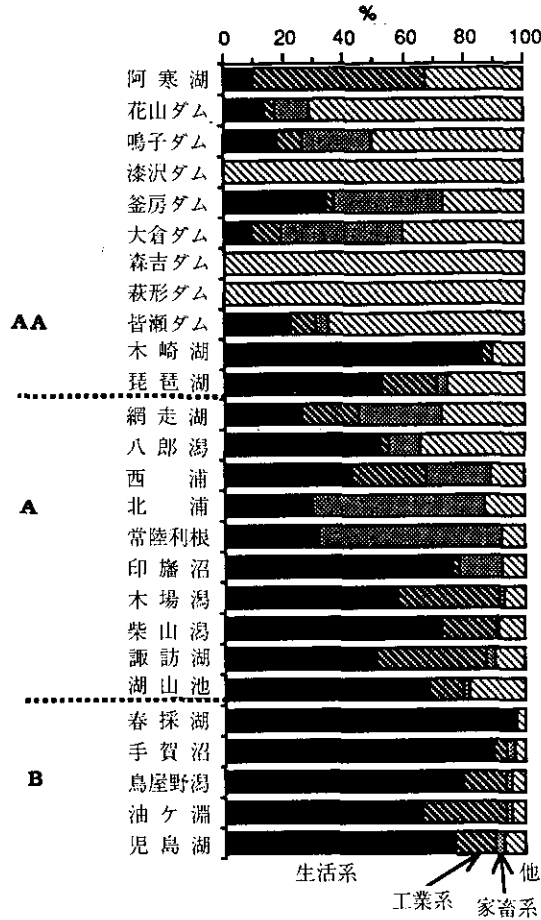


図9 カテゴリーⅣの湖沼における発生負荷の内訳

$$P_j = L(1-R) / q_s = P_i(1-R)$$

$$R = v / (v + q_s) \quad (1)$$

ここに、 $P_j$ は湖水平均濃度 ( $g/m^3$ )、 $L$ は面積負荷 ( $g/m^2/y$ )、 $q_s$ は水量負荷 ( $m/y$ )、 $P_i$ は流入水の平均濃度 ( $g/m^3$ )、 $R$ は蓄積率、 $v$ はみかけの沈降速度 ( $m/y$ )である。すなわち、許容される湖水中のTP濃度を  $(1-R)$  で除することにより流入水中の許容TP濃度を求め、これに年間流入水量を掛けることによって許容負荷量とみなした。湖水中の許容TP濃度は、全国の湖沼調査から得られたCOD濃度とTP濃度の関係と環境基準値から計算した(表4)。また、CODの許容負荷量は環境基準値に年間流入水量を掛けて流達率を1と仮定して求めた。各湖沼における流入水量及び発生負荷量は前述した環境庁水質保全局の調査による値を用い、みかけの沈降速度は  $20m/y$  とした。

表3 COD流達率が10以上と計算される湖沼の特性

湖沼名	汽水：1	滞留時間	制限栄養塩	環境基準 類型	達成状況 カテゴリー	流達率	発生負荷の内訳			
							生活系%	産業系%	畜産系%	その他%
糠平ダム	0	0.3215	P	A	I	11.94	4	6	0	90
岩洞ダム	0	0.3800	P	A	I	22.67	1	0	0	99
石淵ダム	0	0.0407	P	AA	III	16.19	0	0	0	100
豊沢ダム	0	0.3344	P	A	III	19.68	1	0	0	99
花山ダム	0	0.1339	P	AA	IV	13.39	14	4	11	72
漆沢ダム	0	0.2141	N	AA	IV	23.04	0	0	0	100
森吉ダム	0	0.1488	P	AA	IV	30.18	0	0	0	100
素波里ダム	0	0.1309	P	AA	III	18.72	0	0	0	100
萩形ダム	0	0.0585	P	AA	IV	36.11	0	0	0	100
皆瀬ダム	0	0.0855	P	AA	IV	18.60	22	9	4	65
小野川湖	0	0.1661	P	A	I	14.93	39	2	0	59
秋元湖	0	0.1529	P	A	II	22.18	26	0	2	72
田子倉ダム	0	0.3831	P	A	II	21.14	0	0	0	100
奥只見ダム	0	0.6803	P	A	II	18.36	25	2	0	72
常陸利根川	0	0.0400	P	A	IV	18.88	31	0	61	8
精進湖	0	0.3000	P	A	III	10.65	28	24	1	48
新宮ダム	0	0.0906	P	A	I	11.41	22	1	12	66
面河ダム	0	0.2941	P	A	I	21.50	24	8	5	64

表4 COD環境基準値とTSI値およびTP値

	環境基準類型			
	AA	A	B	C
COD(mg/l)	1	3	5	8
TSI*	41	57	65	72
TP**(mg/l)	0.011	0.038	0.073	0.127

\*COD濃度より計算

\*\*TSI値より計算

表5に全国の83湖沼における発生負荷量と許容負荷量の一覧表を示す。また、図10にCOD及びTPの発生/許容負荷比率を棒グラフで示す。基準の完全達成が続いているカテゴリーIの湖沼ではさすがにCOD、TPともに比率が1以下で、許容負荷量の中に収まっている。カテゴリーII、IIIの湖沼についてもCODは許容負荷量の範囲に入っているが、TPが範囲を超えている湖沼が多い。カテゴリーIVの湖沼ではCODが許容範囲を大きく超えている湖沼も目立つが、ダム湖のほとんどはCODについては許容以下である。カテゴリーIII~IVの「基準達成に程遠い湖沼」

表5 全国83湖沼における発生負荷量と許容負荷量

湖沼名	環境基準	達成状況 カテゴリー	発生負荷COD kg/d	発生負荷TP kg/d	発生負荷TN kg/d	水量負荷 m/y	蓄積率	許容COD負荷 kg/d	許容TP負荷 kg/d	発生/許容 COD	発生/許容 TP
網走湖	A	Ⅳ	3290.6	397.9	4374.7	16.6	0.55	4485.2	125.25	0.73	3.18
支笏湖	AA	Ⅰ	853.2	23.7	484.1	4.7	0.81	1004.1	58.52	0.85	0.40
洞爺湖	AA	Ⅰ	927.0	44.4	537.0	8.1	0.71	1560.0	59.62	0.59	0.74
大沼	A	Ⅲ	243.5	20.5	222.7	39.3	0.34	1646.3	31.47	0.15	0.65
阿寒湖	AA	Ⅳ	460.4	45.6	396.4	14.2	0.58	506.0	13.40	0.91	3.40
糠平ダム	A	Ⅰ	190.5	13.1	323.5	51.5	0.28	3477.0	61.16	0.05	0.21
春採湖	B	Ⅳ	263.8	11.4	37.2	13.3	0.60	69.3	2.53	3.81	4.49
小川原湖	A	Ⅲ	4034.2	443.1	2814.4	10.3	0.66	5326.0	198.00	0.76	2.24
岩洞ダム	A	Ⅰ	61.0	2.0	52.3	60.0	0.25	2847.1	48.08	0.02	0.04
田瀬ダム	A	Ⅲ	1334.1	113.3	1135.7	112.6	0.15	5552.1	82.82	0.24	1.37
石淵ダム	AA	Ⅲ	46.2	4.0	112.9	375.7	0.05	1111.8	12.88	0.04	0.31
豊沢ダム	A	Ⅲ	26.9	1.8	49.8	96.2	0.17	1083.4	16.58	0.02	0.11
栗駒ダム	AA	Ⅲ	27.6	1.9	48.8	131.2	0.13	298.3	3.78	0.09	0.51
花山ダム	AA	Ⅳ	71.0	5.5	113.7	112.0	0.15	736.2	9.54	0.10	0.57
鳴子ダム	AA	Ⅳ	163.2	14.5	216.5	205.1	0.09	1180.0	14.25	0.14	1.02
漆沢ダム	AA	Ⅳ	22.3	1.7	47.4	170.3	0.11	420.0	5.16	0.05	0.33
釜房ダム	AA	Ⅳ	369.6	33.0	336.4	65.9	0.23	704.7	10.10	0.52	3.27
樽水ダム	A	Ⅲ	7.2	0.4	8.5	19.3	0.51	64.9	1.68	0.11	0.24
大倉ダム	AA	Ⅳ	92.2	8.7	100.2	91.1	0.18	399.2	5.36	0.23	1.63
伊豆沼	B	Ⅲ	395.8	30.3	215.0	30.1	0.40	1193.2	28.98	0.33	1.05
長沼	B	Ⅲ	113.3	8.8	55.9	7.1	0.74	306.8	17.16	0.37	0.52
八郎湖	A	Ⅳ	2913.5	247.2	2227.3	65.7	0.23	14907.9	246.30	0.20	1.00
森吉ダム	AA	Ⅳ	43.0	3.4	95.3	181.5	0.10	775.6	9.47	0.06	0.36
素波里ダム	AA	Ⅲ	41.1	2.9	81.1	160.2	0.11	842.5	10.42	0.05	0.28
萩形ダム	AA	Ⅳ	29.5	2.4	68.4	251.1	0.07	646.6	7.68	0.05	0.32
夏瀬ダム	AA	Ⅰ	532.5	45.3	384.6	1698.2	0.01	3861.6	42.98	0.14	1.05
皆瀬ダム	AA	Ⅳ	85.4	6.9	143.8	241.7	0.08	993.2	11.83	0.09	0.58
尾瀬沼	A	Ⅲ	23.1	0.9	17.8	14.6	0.58	200.5	6.02	0.12	0.15
松原湖	A	Ⅰ	268.5	10.6	161.1	14.2	0.58	1265.8	38.58	0.21	0.27
小野川湖	A	Ⅰ	83.9	3.2	50.3	294.3	0.06	3386.3	45.81	0.02	0.07
秋元湖	A	Ⅱ	110.9	5.3	111.1	174.6	0.10	5597.3	79.02	0.02	0.07
雄国沼	A	Ⅲ	14.4	0.3	9.4	29.8	0.40	117.5	2.49	0.12	0.14
羽鳥湖	A	Ⅱ	31.6	1.4	38.3	39.1	0.34	648.5	12.42	0.05	0.11
田子倉ダム	A	Ⅱ	406.8	10.2	284.6	273.5	0.07	21469.3	291.83	0.02	0.04
奥只見ダム	A	Ⅱ	332.2	15.4	322.3	159.9	0.11	15112.6	215.37	0.02	0.07
西浦	A	Ⅳ	24734.9	2240.4	13478.9	13.9	0.59	19489.3	602.92	1.27	3.72
北浦	A	Ⅳ	4547.1	689.9	3309.9	17.4	0.53	5144.4	140.12	0.88	4.92
常陸利根川	A	Ⅳ	2916.5	295.0	1401.1	211.7	0.09	26095.9	361.78	0.11	0.82
瀬沼	B	Ⅲ	2894.0	248.2	2294.7	48.1	0.29	6164.4	127.40	0.47	1.95
湯の湖	A	Ⅰ	41.9	2.8	37.4	118.4	0.14	311.5	4.61	0.13	0.60
印旛沼	A	Ⅳ	7600.2	664.4	4310.1	35.7	0.36	3386.3	66.94	2.24	9.93
手賀沼	B	Ⅳ	5746.1	451.9	2828.9	14.6	0.58	1694.5	58.74	3.39	7.69
芦ノ湖	AA	Ⅲ	150.1	6.3	68.5	8.3	0.71	155.6	5.86	0.96	1.08
鳥屋野湯	B	Ⅳ	3264.5	207.1	1223.7	145.6	0.12	3590.1	59.62	0.91	3.47
木場湖	A	Ⅳ	538.5	37.6	218.3	68.0	0.23	614.8	10.08	0.88	3.73
柴山湯	A	Ⅳ	1191.6	91.2	630.8	198.2	0.09	2785.5	38.84	0.43	2.35
河北湯	B	Ⅲ	2446.5	173.8	1380.5	49.1	0.29	5498.6	112.96	0.44	1.54
北湯湖	B	Ⅲ	161.8	13.6	79.1	48.4	0.29	1424.2	29.39	0.11	0.46
三方五湖	A & B	Ⅳ	388.8	27.5	229.1	16.1	0.55	2432.3	79.75	0.16	0.35
山中湖	A	Ⅰ	290.8	21.3	168.2	20.4	0.49	1134.2	28.44	0.26	0.75
河口湖	A	Ⅲ	555.3	31.9	299.9	33.9	0.37	1584.7	31.90	0.35	1.00
西湖	A	Ⅰ	67.7	2.7	48.7	17.1	0.54	298.4	8.19	0.23	0.33

表5 (つづき)

湖沼名	環境基準	達成状況 カテゴリー	発生負荷COD kg/d	発生負荷TP kg/d	発生負荷TN kg/d	水量負荷 m <sup>3</sup> /y	蓄積率	許容COD負荷 kg/d	許容TP負荷 kg/d	発生/許容 COD	発生/許容 TP
精進湖	A	Ⅲ	19.0	1.2	19.1	74.4	0.21	275.3	4.42	0.07	0.27
本柄湖	AA	Ⅲ	72.1	3.1	66.8	9.6	0.68	123.0	4.19	0.59	0.75
源助湖	A	Ⅳ	5141.0	457.7	3123.5	41.4	0.33	4520.5	84.95	1.14	5.39
白樺湖	A	Ⅲ	30.0	2.9	21.3	16.7	0.55	41.1	1.15	0.73	2.54
琴科湖	A	Ⅲ	59.7	5.1	28.9	258.9	0.07	191.5	2.61	0.31	1.96
女神湖	A	Ⅲ	8.6	0.7	11.2	98.0	0.17	80.5	1.23	0.11	0.55
大座法師池	A	Ⅲ	32.7	3.8	16.6	116.0	0.15	47.7	0.71	0.69	5.41
丸池	A	Ⅱ	31.1	4.6	37.0	693.3	0.03	171.0	2.23	0.18	2.07
琵琶湖	A	Ⅲ	90.8	5.7	42.4	253.5	0.07	354.2	4.84	0.26	1.19
みどり湖	A	Ⅲ	10.8	0.8	6.1	316.7	0.06	156.2	2.10	0.07	0.37
美鈴湖	A	Ⅲ	5.3	0.4	2.4	75.0	0.21	61.6	0.99	0.09	0.37
青木湖	AA	Ⅲ	34.2	3.1	27.0	101.0	0.17	514.5	6.78	0.07	0.45
中綱湖	AA	Ⅲ	75.6	5.1	44.1	83.6	0.19	32.1	0.44	2.36	11.63
木崎湖	AA	Ⅳ	238.5	16.0	138.7	37.9	0.35	145.5	2.44	1.64	6.53
野尻湖	AA	Ⅲ	191.2	15.3	129.5	18.4	0.52	196.4	4.51	0.97	3.39
油ヶ淵	B	Ⅳ	1577.6	192.5	647.2	158.1	0.11	1386.3	22.80	1.14	8.44
琵琶湖	AA	Ⅳ	31319.7	1712.6	14080.2	8.4	0.70	15534.2	577.73	2.02	2.96
湖山池	A	Ⅳ	480.2	30.8	217.6	14.3	0.58	806.3	24.54	0.60	1.25
東輝池	A	Ⅲ	481.2	34.6	263.5	24.9	0.45	829.3	18.96	0.58	1.83
中道海	A	Ⅲ	5423.7	406.6	2781.4	39.5	0.34	23589.0	450.02	0.23	0.90
穴道湖	A	Ⅲ	7063.6	503.0	3662.3	23.0	0.47	14712.3	348.39	0.48	1.44
神西湖	C	Ⅲ	623.7	79.9	257.4	57.1	0.26	1689.9	36.22	0.37	2.20
児島湖	B	Ⅳ	8417.0	627.0	4365.1	36.2	0.36	5400.0	122.36	1.56	5.12
鹿野川ダム	B	Ⅰ	1415.9	131.3	1028.6	249.5	0.07	7928.8	125.04	0.18	1.05
黒瀬ダム	A	Ⅰ	99.1	13.8	105.6	86.5	0.19	960.0	14.97	0.10	0.92
柳瀬ダム	A	Ⅰ	95.5	9.8	154.6	182.4	0.10	2323.6	32.66	0.04	0.30
新宮ダム	A	Ⅰ	46.1	4.6	81.6	254.9	0.07	1885.5	25.76	0.02	0.18
面河ダム	A	Ⅰ	23.5	1.4	21.9	151.1	0.12	1552.6	22.27	0.02	0.06
日向神ダム	A	Ⅲ	85.1	4.7	79.3	132.0	0.13	1355.9	19.78	0.06	0.24
鯉池	A	Ⅰ	15.5	0.7	7.8	3.7	0.84	34.8	2.84	0.44	0.25
鶴田ダム	A	Ⅱ	4760.0	644.9	3122.5	436.7	0.04	12957.5	171.65	0.37	3.76

のほとんどは、栄養塩の流入負荷量が許容範囲をはるかに超えているために内部生産COD負荷が大きくなっていることが予想される。

最後に、環境基準未達成湖沼（最近10年間の平均値が基準を超えている63の湖沼）の水質特性と負荷特性の概略を表6、7にまとめてみた。表6は外来性負荷だけでも環境基準を超えてしまう26湖沼の特性を示しているが、ほとんどがカテゴリーⅣ、すなわち、環境基準値の2倍以上の水質レベルを持つ汚濁湖沼である。これらの湖沼では、流域からの外来性COD負荷の大幅な削減が基準の達成に向けての第一歩であると思われるが、ダム湖など面源負荷が主要な発生源となっている湖沼では対策が立てにくい。さしあたっては、生活系の負荷が大きい湖沼における生活雑排水対策が全体の達成率向上に最も効果的であると考えられる。特に、外来性COD負荷が経年的に悪化の傾向を示している春採湖、伊豆沼、印旛沼では対策の実施が急務である。

表7は外来性負荷だけでは基準を超えることはないが、全体として基準を達成できていない

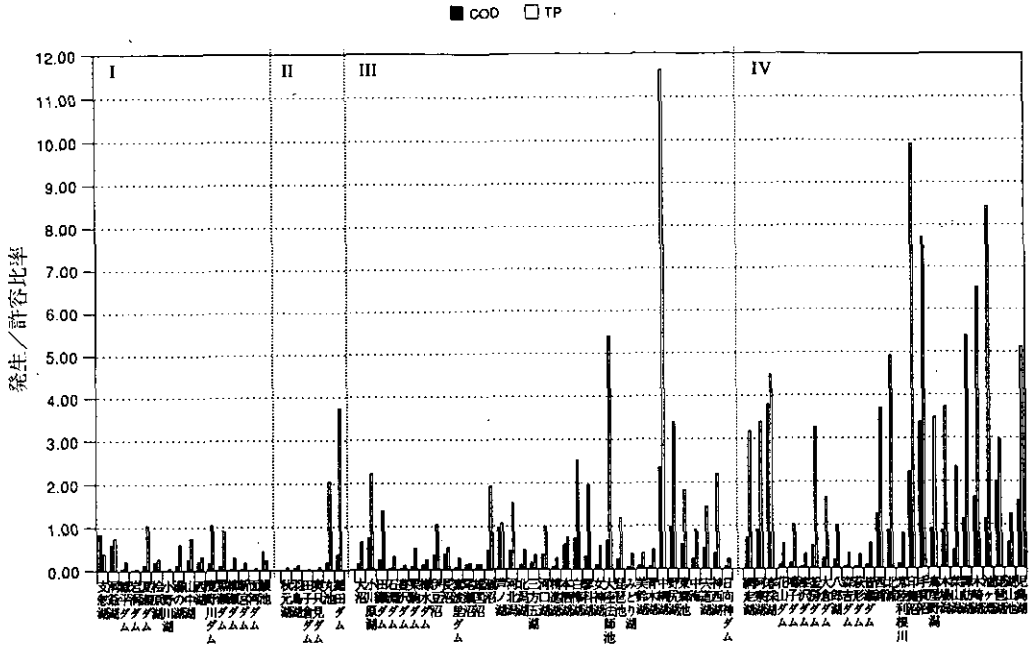


図10 全国 83 湖沼における COD と TP の発生 / 許容負荷量比率

37 湖沼の特性を示している。達成状況はほとんどがカテゴリーⅢに含まれ、超過年度率は 3 ~ 10 割の幅を持っている。これらの湖沼では栄養塩負荷を削減して内部生産を抑制することが基準達成への第一歩であると思われる。特に、中綱湖では TP の発生 / 許容負荷比率が 10 倍以上になっており、TP 負荷の大幅削減が急務である。この他、小川原湖、柴山潟、白樺湖、大座法師池、木崎湖、神西湖でも TP 負荷が許容量の 2 倍以上となっている。

### 2.2.6 おわりに

本報告では、主に 1980 年代における日本の湖沼の COD データを様々な角度から眺めることによって、単純な達成率の推移だけでは分からない環境基準達成状況の定量的な評価を行った。長年にわたる、達成率の低迷の背景には基準値との「どうしようもない開き」を持つ絶望的な湖沼が数多く存在することも確認された。基準達成計画策定の基本となる COD 成分の分離（外来性 / 内部生産性）、制限栄養塩との関係、さらには許容負荷量の算定なども試みたが、基準達成率の向上は厳しいといわざるを得ない。

63 の環境基準未達成湖沼の内、18 の湖沼で COD 75% 値の低下傾向がみられたことがわずかな救いとなっているが、基準値との開き具合を考えると達成率の向上は容易なことではない。本報告で提示した多面的な評価手法が今後の環境基準達成に向けて活用されることを期待したい。

表6 外来性の負荷だけで環境基準を超える26湖沼の水質特性と負荷特性

湖沼名	汽水 (°)	制限 栄養塩	環境基準 類型	達成状況 分類	超過年度率 %	CODの経年変化			TSI(TP)	COD流達率 外来/発生	蓄積率	発生/許容負荷比率		主要な発生源	
						75%値	外来	内部				COD	TP		
網走湖		N	A	Ⅳ	100	×	△	△	67	1.83	0.55	0.73	3.18	畜産	28%
阿寒湖		N	AA	Ⅳ	100	△	△	△	56	2.30	0.58	0.91	3.40	産業	58%
春採湖		N	B	Ⅳ	100	○	×	○	83	0.54	0.60	3.81	4.49	生活	97%
花山ダム		P	AA	Ⅳ	100	△	△	△	43	13.39	0.15	0.10	0.57	面源	72%
漆沢ダム		N	AA	Ⅳ	100	△	△	△	50	23.04	0.11	0.05	0.33	面源	100%
釜房ダム		P	AA	Ⅳ	100	△	△	△	43	2.74	0.23	0.52	3.27	畜産	36%
大倉ダム		P	AA	Ⅳ	100	△	△	△	40	4.47	0.18	0.23	1.63	畜産	40%
伊豆沼		P	B	Ⅲ	100	△	×	△	73	3.33	0.40	0.33	1.05	生活	55%
八郎湖		P	A	Ⅳ	100	△	△	△	61	6.18	0.23	0.20	1.00	生活	52%
森吉ダム		P	AA	Ⅳ	100	○	○	×	35	30.18	0.10	0.06	0.36	面源	100%
萩形ダム		P	AA	Ⅳ	100	○	○	△	40	36.11	0.07	0.05	0.32	面源	100%
皆瀬ダム		P	AA	Ⅳ	100	○	○	△	40	18.60	0.08	0.09	0.58	面源	65%
西浦		P	A	Ⅳ	100	○	○	○	62	1.62	0.59	1.27	3.72	生活	43%
北浦		P	A	Ⅳ	100	△	△	△	61	1.96	0.53	0.88	4.92	畜産	57%
常陸利根川		P	A	Ⅳ	100	○	○	△	61	18.88	0.09	0.11	0.82	畜産	61%
印旛沼		P	A	Ⅳ	100	△	×	△	67	0.89	0.36	2.24	9.93	生活	76%
手賀沼		N	B	Ⅳ	100	○	○	○	88	0.72	0.58	3.39	7.69	生活	89%
鳥屋野湯		N	B	Ⅳ	100	○	△	○	83	1.10	0.12	0.91	3.47	生活	79%
木場湯		P	A	Ⅳ	100	×	△	×	69	1.32	0.23	0.88	3.73	生活	57%
諏訪湖		N	A	Ⅳ	100	○	△	○	69	0.91	0.33	1.14	5.39	生活	51%
野尻湖		P	AA	Ⅲ	100	△	△	△	47	1.09	0.52	0.97	3.39	生活	40%
佐鳴湖		N	B	Ⅳ	100	△	○	△	87	-	-	-	-	-	-
油ヶ淵		N	B	Ⅳ	100	×	△	○	85	1.05	0.11	1.14	8.44	生活	66%
琵琶湖		P	AA	Ⅳ	100	△	△	△	45	0.78	0.70	2.02	2.96	生活	53%
湖山池		P	A	Ⅳ	100	△	△	△	64	1.72	0.58	0.60	1.25	生活	68%
児島池		N	B	Ⅳ	100	△	△	△	77	0.92	0.36	1.56	5.12	生活	77%

○:改善, △:横ばい, ×:悪化

## 2.3 自由連想調査を通じた霞ヶ浦周辺住民の水辺意識

### 2.3.1 はじめに

本節では、霞ヶ浦周辺住民が身近な水辺として霞ヶ浦をどのようにとらえているかを考える。この目的を達成するために、われわれは霞ヶ浦近辺の住民を対象に水辺に対する意識調査を行った。意識調査には、大井らによる自由連想調査法を採用した。ここでは自由連想調査の回答を解析した結果について述べる。一般に自由連想調査では、回答者に対してあることば(刺激語)を提示して、それに対して思うこと、連想することを自由な形式で回答してもらう方法を取る。今回の調査では刺激語として「水辺」と「霞ヶ浦」の2つを採用した。

### 2.3.2 自由連想調査とその解析

#### (1) 自由連想調査

自由連想調査では、回答者は与えられた刺激語に対して連想することを自由な形式で記述することを求められる。刺激語は先に述べたように、水辺と霞ヶ浦を採用した。具体的には、'あな

表7 外来性負荷だけでは環境基準を超えない 37 湖沼の水質特性と負荷特性

湖沼名	汽水 (°)	制限 栄養塩	環境基準 類型	達成状況 分類	超過年度率 %	CODの経年変化			TSI(TP)	COD流達率 外来/発生	蓄積率	発生/許容負荷比率		主要な発生源	
						75%値	外来	内部				COD	TP		
大沼	P	A	A	Ⅲ	82	△	△	△	47	5.07	0.34	0.15	0.65	面源	32%
小川原湖	P	A	A	Ⅲ	41	△	△	○	48	0.92	0.66	0.76	2.24	畜産	42%
石淵ダム	P	AA	A	Ⅲ	91	△	△	△	36	16.19	0.05	0.04	0.31	面源	100%
豊沢ダム	P	A	A	Ⅲ	36	△	△	△	47	19.68	0.17	0.02	0.11	面源	99%
栗駒ダム	P	AA	A	Ⅲ	100	△	△	△	40	9.35	0.13	0.09	0.51	面源	88%
鳴子ダム	P	AA	A	Ⅳ	100	△	△	△	43	6.75	0.09	0.14	1.02	面源	50%
樽水ダム	P	A	A	Ⅲ	91	△	△	△	40	6.67	0.51	0.11	0.24	面源	80%
長沼	N	B	A	Ⅲ	100	△	△	△	62	2.62	0.74	0.37	0.52	畜産	34%
浜波里ダム	P	AA	A	Ⅲ	100	△	○	△	36	18.72	0.11	0.05	0.28	面源	100%
尾瀬沼	P	A	A	Ⅲ	94	△	△	△	40	6.88	0.58	0.12	0.15	面源	75%
雄国沼	P	A	A	Ⅲ	100	△	△	△	40	5.40	0.40	0.12	0.14	面源	100%
淵沼	P	B	A	Ⅲ	100	△	○	△	64	1.95	0.29	0.47	1.95	生活	70%
赤城大沼	P	A	A	Ⅲ	82	×	×	△	40	-	-	-	-	-	-
榛名湖	P	A	A	Ⅲ	82	△	△	△	40	-	-	-	-	-	-
芦ノ湖	P	AA	A	Ⅲ	100	△	△	△	40	0.98	0.71	0.96	1.08	面源	49%
柴山湯	P	A	A	Ⅳ	100	×	△	△	65	1.48	0.09	0.43	2.35	生活	72%
河北湯	P	B	A	Ⅲ	100	△	△	×	67	1.39	0.29	0.44	1.54	生活	77%
北湯湖	P	B	A	Ⅲ	100	△	△	△	64	5.59	0.29	0.11	0.46	生活	55%
三方五湖	P	A & B	A	Ⅲ	34	○	○	○	54	3.10	0.55	0.16	0.35	生活	49%
河口湖	P	A	A	Ⅲ	82	△	△	△	40	1.95	0.37	0.35	1.00	生活	53%
精進湖	P	A	A	Ⅲ	91	△	△	△	48	10.65	0.21	0.07	0.27	面源	48%
本栖湖	P	AA	A	Ⅲ	64	△	△	△	31	0.93	0.68	0.59	0.75	面源	80%
白樺湖	P	A	A	Ⅲ	55	○	△	○	48	0.74	0.55	0.73	2.54	産業	37%
蓼科湖	N	A	A	Ⅲ	55	△	△	△	64	1.56	0.07	0.31	1.96	産業	52%
女神湖	P	A	A	Ⅲ	82	○	△	○	47	5.80	0.17	0.11	0.55	面源	48%
大座法師池	P	A	A	Ⅲ	100	○	×	○	50	1.45	0.15	0.69	5.41	畜産	89%
琵琶湖	P	A	A	Ⅲ	55	△	×	○	58	1.56	0.07	0.26	1.19	産業	92%
青木湖	P	AA	A	Ⅲ	82	△	△	△	22	9.31	0.17	0.07	0.45	面源	54%
中綱湖	P	AA	A	Ⅲ	73	○	△	△	45	0.34	0.19	2.36	11.63	生活	81%
木崎湖	P	AA	A	Ⅳ	100	○	△	△	40	0.50	0.35	1.64	6.53	生活	86%
東郷池	P	A	A	Ⅲ	100	○	△	△	62	1.49	0.45	0.58	1.83	生活	42%
中道湖	N	A	A	Ⅲ	91	△	△	△	63	3.04	0.34	0.23	0.90	生活	53%
宍道湖	N	A	A	Ⅲ	100	△	△	△	60	1.63	0.47	0.48	1.44	生活	59%
神西湖	N	C	A	Ⅲ	55	○	△	○	70	1.26	0.26	0.37	2.20	畜産	48%
香野湖	P	A	A	Ⅲ	100	○	△	△	47	-	-	-	-	-	-
常盤湖	P	B	A	Ⅲ	100	△	△	△	53	-	-	-	-	-	-
日向神ダム	P	A	A	Ⅲ	73	△	△	△	50	7.63	0.13	0.06	0.24	生活	50%

○:改善, △:横ばい, ×:悪化

たは、「水辺」ということから、どんなことを連想しますか。連想されることを、単語、句、文章いずれの形でも結構ですから、なるべくたくさん書いて下さい。という設問に対して回答を求めた。刺激語霞ヶ浦に関する設問も同様である。なお、今後刺激語として水辺、霞ヶ浦を記述する場合には上記のように下線を付けて表すものとする。

## (2) 調査地域と調査方法

調査対象地域は次の4地域である。すなわち、霞ヶ浦沿岸の農村として玉里村（以後、玉里と書く）、霞ヶ浦近辺の市街地として土浦市（土浦）、内陸部の農村として八郷町（八郷）、内陸部



の市街地として石岡市（石岡）である。図 11 に調査地域の略図を示した。斜線で示した部分が調査対象地域である。以下に個々の調査地域について簡単に述べる。玉里は、霞ヶ浦北西部の高浜入沿岸約 5 km にわたって面した静かな農村地帯である。土浦は、霞ヶ浦西部の都市であるが、調査対象地域は霞ヶ浦に面している土浦港南部の港町、港町の南部に隣接している小松地区、蓮河原新町である。JR 常磐線の土浦駅に近く、玉里よりも都市化された地域である。石岡は霞ヶ浦北西部の都市であるが、調査対象地域は市中心部の石岡地区と呼ばれる商業地域を除く住宅地である。八郷は霞ヶ浦北西部に位置し、南北約 15km、東西約 10km にわたる。調査対象地域は中心市街地の柿岡地区を除く全域である。周辺には山が多くいわゆる山村地帯である。

回答者は各調査地域ごとに、住宅地図をもとに系統的抽出法によって 500 人を選んだ。調査票の発送、回収は郵送で行った。発送は昭和 63 年 2 月上旬に行い、同年 3 月で回収を終了した。回収結果を表 8 に示す。ただし、回収数は有効回収数である。農村部である玉里、八郷の回収率が高い。

### （3）自由連想調査結果に対するクラスター分析

本項では、調査結果を解析するためにクラスター分析を採用した。クラスター分析の対象となるデータは、自由連想調査において回答者によって書かれた回答の中に現れる単語である。この調査では、回答者は連想することを自由に書くことを求められるので、回答の形式は長文、短文、

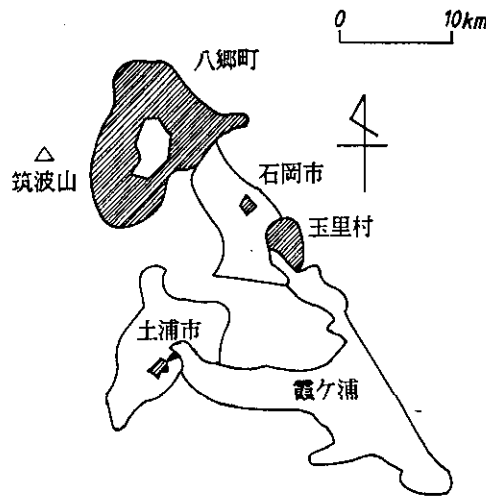


図11 住民意識調査地域

表 8 調査地点ごとの有効回答数

調査地域	石岡	玉里	土浦	八郷
回収数	164	183	163	201

単語の羅列等となる。クラスター分析の対象とするのは全体の回答の中に一定の頻度以上で現れ、しかも意味を持つ単語である。これらの単語に対してクラスター分析を適用するために以下のようにして2つの単語の間の関連性の尺度を表す類似度を定める。いま対象とする単語数を  $n$  個として、それらを  $X = \{x_1, \dots, x_n\}$  と表す。また  $X$  の要素を1つ以上記述した  $m$  人の回答者の集合を  $Y = \{y_1, \dots, y_m\}$  とする。また、回答者  $y_k$  によって  $x_i, x_j$  が記述された回数をそれぞれ  $a_k, b_k$  とする。このとき  $X$  の要素  $x_i$  と  $x_j$  の間の類似度  $s(x_i, x_j)$  は

$$s(x_i, x_j) = \frac{\sum_{k=1}^m \min(a_k, b_k)}{\sum_{k=1}^m \max(a_k, b_k)} \quad (2)$$

と定められる。この類似度は共通した多くの回答者によって数多く記述された単語同士ほど関連性が高くなるように定められている。

### 2.3.3 連想語の出現頻度に関する考察

自由連想調査の回答に現れる連想語の出現頻度を調べてみるだけでも、調査地域の違いによると思われる特徴など興味深い発見を得ることができる。表9、10はそれぞれ、刺激語水辺、霞ヶ浦に対する各調査地域の回答の中に記述された単語のうち、出現頻度10位までの語を頻度順に示したものである。出現頻度の高い語が示すことからは回答者全体の間で関心の高いものであると考えられる。以後、連想語を記述する場合にも、刺激語のときと同様に下線を付けて表す。

表9からすぐ分かるように水の頻度は4地域とも1位である。湖、きれい、子供、魚、葦も頻度が高い。調査地域による違いもみることが出来る。玉里と他の地域では次の点が異なる。すな

表9 刺激語水辺に対する回答中の単語の記述頻度

石 岡		玉 里		土 浦		八 郷	
水	102	水	91	水	95	水	121
川	56	きれい	51	釣 り	61	川	94
釣 り	51	釣 り	51	川	39	小 川	58
湖	44	葦	46	葦	39	きれい	51
子 供	41	魚	41	子 供	37	子 供	48
きれい	41	湖	40	魚	37	流 れ	46
葦	35	水 鳥	39	きれい	32	湖	45
魚	34	霞ヶ浦	38	水 鳥	29	魚	41
水 鳥	34	子 供	35	遊 び	29	遊 び	34
鳥	26	遊 び	33	湖	28	春	32

表10 刺激語霞ヶ浦に対する回答中の単語の記述頻度

石 岡		玉 里		土 浦		八 郷	
水	76	水	90	あ お こ	100	水	121
わかさぎ	74	湖	78	水	90	わかさぎ	94
汚 れ	66	汚 れ	75	わかさぎ	78	湖	58
あ お こ	53	あ お こ	59	汚 れ	62	汚 れ	51
釣 り	42	わかさぎ	59	湖	61	あ お こ	48
筑波山	38	きれい	48	悪 臭	42	帆 掛 船	46
きれい	36	魚	47	ヨ ッ ト	40	こ い	45
帆 掛 船	32	筑波山	39	きれい	33	きれい	41
水 泳	29	水 泳	38	大 き い	32	川	34
土 浦	26	景 色	38	船	30	魚	32

わち、玉里以外では川の頻度が非常に高く、しかも湖よりも高い。これに対して、玉里では川の頻度は22（17位）で湖と川の頻度が逆転する。一方、玉里では霞ヶ浦の頻度が非常に高く、他の地域でのそれは20より低い。これは、水辺という一般的な普通名詞が与えられても、霞ヶ浦沿岸の玉里では身近な具体的水辺を連想する傾向があることを示していると考えられる。八郷の特徴として小川の頻度が高いことが挙げられる。

次に、表10の刺激語霞ヶ浦に対する結果をみてみよう。水、わかさぎ、汚れ、あおこの頻度は各地域共通して5位以内である。きれいの頻度も4地域とも同程度である。地域ごとの特徴をみると、石岡では他の3地域よりも湖の頻度が低い（頻度13、17位）。玉里では景色、八郷では川が他の3地域よりも高くなっている。土浦ではあおこの頻度が非常に高い。

次に、刺激語の違いによって連想語の記述頻度がどのように変わるかをみてみよう。図12は各刺激語に対する特徴的な連想語の頻度を、刺激語ごとにグラフに表したものである。ただし、頻度は各語の4地域の頻度の算術平均値である。

図12から水、きれいは共通して頻度が高いことが分かる。悪臭、あおこ、汚れの頻度は霞ヶ浦に対する方が圧倒的に高いことを示している。これは、回答者が霞ヶ浦に対してかなり悪いイメージを持っていることを示すものである。一方、水辺一般に対してはあまり悪いイメージを持っていないことも分かる。

魚に関する語についても違いがみられる。魚、ふなの頻度は2つの刺激語に対して同程度であるが、霞ヶ浦ではこい、わかさぎが非常に高く、水辺ではめだかが高い。こい、わかさぎは霞ヶ浦の漁獲品目として主要なものである。さらに、船に関する語をみると、帆引船、帆掛船は霞ヶ浦で高く、水辺では非常に少ない。しかし船の頻度は同程度である。帆引船、帆掛船は霞ヶ浦独特の風物となっている漁業用の船である。以上から、霞ヶ浦に対しては、霞ヶ浦固有の漁業に関連する語の頻度が高い。

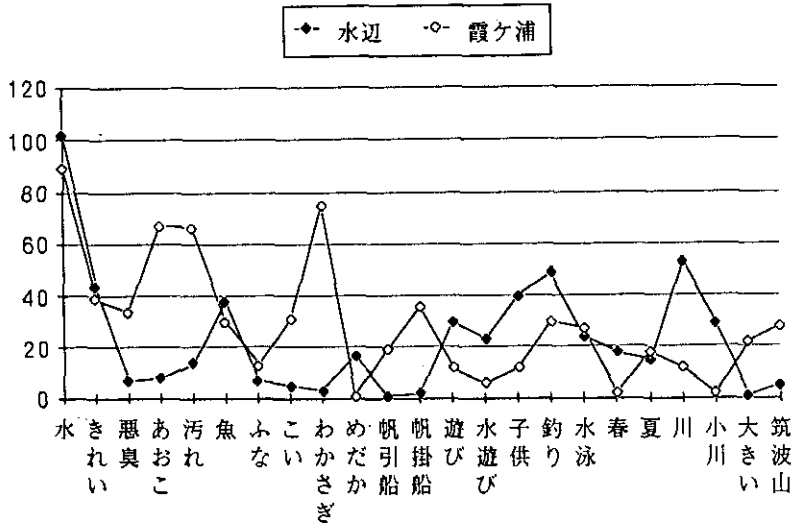


図12 主な連想語の記述頻度 (4地域の頻度の平均値)

次に、遊びに関連する語をみてみると、遊び、水遊び、子供の頻度は水辺に関する方が高く、釣りは霞ヶ浦でも高いが水辺では非常に高い。水泳は同程度である。

川、小川は水辺に対する方が圧倒的に高い。これは、具体的な水辺である霞ヶ浦からは、湖以外の水辺を示す語は連想しにくいことを示すものと考えられる。

霞ヶ浦という刺激語に対して、霞ヶ浦独得の漁業にかかわるこい、わかさぎ、帆引船、帆掛船、日本第2の面積を持つことに関連すると考えられる大きい、さらに筑波山の連想頻度が水辺に対する回答の場合より高くなっている。人々は、固有名詞で水辺を与えられると、その刺激語をいったん水辺一般に還元することなしに、その特定の水辺独自の持つ特性を連想すると考えられる。そして、悪臭、あおこ、汚れが霞ヶ浦の特徴として同じように想起されることが、回答者の霞ヶ浦への認識をすでに端的に表している。夏の頻度の高さも霞ヶ浦でのあおこの増殖時期と一致しているといえる。さらに、遊び、水遊び、子供の頻度が水辺における方が高いことも、汚染のための遊び場として霞ヶ浦が魅力ある水辺と思われていないことを示していると考えられる。また、筑波山という連想語は、水辺がその近辺の他物を含めて一体になったイメージであることを示している。

#### 2.3.4 クラスタ分析結果と考察

ここでは自由連想調査の回答に対してクラスタ分析を適用した結果について述べる。なお、本報告では前に述べた4つの調査地域結果のうち石岡と玉里の結果について述べる。

##### (1) 刺激語水辺に対する解析結果の考察

表 11, 12 に自由連想調査の回答に現れる単語を、前に示した類似度を用いてクラスター分析した結果を示す。表 11 が石岡、表 12 が玉里の結果である。以下にこれらのクラスターの解釈を行うことによって石岡、玉里の住民の水辺に関する意識を考えていく。

まず、A<sub>7</sub>とB<sub>6</sub>を考えよう。両地域とも水、きれいが必ず含まれ、さらに川、湖、霞ヶ浦などの水辺自身を表す語も含まれる。いま着目した水、きれいが記述されている回答を実際に調べてみると、「きれいな水を願う」といった内容のものが大多数である。これは住民の持つ一つの大きな関心事であるわけである。

A<sub>7</sub>とB<sub>6</sub>に属している他の連想語を検討すると、今述べた大きな関心事が何にかかわるものかが分かる。実際、A<sub>7</sub>から石岡では川、湖に、B<sub>6</sub>から玉里では霞ヶ浦にかかわるものであることが分かる。玉里で霞ヶ浦に関心が高いことは、玉里の霞ヶ浦との距離の近さを反映していると思われる。これはまた表9において玉里で霞ヶ浦の出現頻度が高いことに対応している。つまり、頻度が高い語のときと同じように、水辺という刺激語に対して得られたこれら2つのクラスターも、それぞれの地域の身近な水辺の連想を反映していることが分かる。特に玉里のB<sub>6</sub>には、石岡のA<sub>6</sub>(水辺の近景感を示す)の要素がほとんど含まれている。上で述べた霞ヶ浦に対する意

表11 刺激語水辺に対する回答のクラスター分類結果(石岡)

A <sub>1</sub>				A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>				A <sub>4</sub>	A <sub>5</sub>	A <sub>6</sub>		
さ 石 船	め 花 か	静 風 か	小せ 草春 川ら ぎ	憩 鳥 い	子遊 供び	釣水 遊び	水水 遊草 鳥草	散ボ 船 歩ト	池	汚ご れみ	流澄 ん れだ	小泳 岸 魚ぐ	

A <sub>7</sub>		A <sub>8</sub>	A <sub>9</sub>	A <sub>10</sub>
景 水 色	き れ い 川 湖 魚 山 然	霞恋 ヶ瀬 浦川 い	水 海砂 泳	人心

表12 刺激語水辺に対する回答のクラスター分類結果(玉里)

B <sub>1</sub>	B <sub>2</sub>	B <sub>3</sub>	B <sub>4</sub>				B <sub>5</sub>	B <sub>6</sub>				
あ悪 お夏 こ臭 水	と 鳥ん ぼ	小 川 湖 川	子遊 供び	釣水 遊び	水水 泳草	水水 魚船 しい	ま 草こ も	き霞 水れ い浦	泳泳 く魚	小景 岸ん 魚色	澄澄 だだ	静さ 波か 波

B <sub>7</sub>	B <sub>8</sub>	B <sub>9</sub>
めせ 花草 だせ から かき	汚ご れみ 歩	自人生 人心 然間 活

識が近景感として認識されていると考えられ、ここにも玉里の地理的な特徴がみられる。

次に水辺自身を表す語がどのようなクラスターに含まれているか比較してみよう。石岡では水辺の固有名詞が集中するクラスター A<sub>8</sub> が存在している。このようなクラスターの出現は霞ヶ浦、恋瀬川等の特定の水辺と他のことからの関連性が低いことを示している。特に連想語霞ヶ浦に関するこうした傾向は興味深い。前に述べた A<sub>7</sub>、B<sub>6</sub> の考察と合わせて考えるならば、石岡では川や湖といった一般的な水辺を示す語は水辺にかかわることがらと関連を持って連想されていても、霞ヶ浦はそうではない。しかし玉里では霞ヶ浦はさまざまなことと関連を持って連想されている。このことから玉里での霞ヶ浦に対する関心の高さが読み取れる。

次に、悪いイメージを表す語が集中するクラスターについて考えよう。石岡では汚れとごみで1つのクラスターを形成する。玉里でも汚れとごみに散歩が結びついたものと、それ以外に災害と関連する B<sub>1</sub> が現れる。玉里の結果で、悪いイメージのクラスターが石岡よりも多く現れることは、玉里の住民が水辺として悪いイメージの強い霞ヶ浦を石岡よりも強く意識している現れでもある。

(2) 刺激語霞ヶ浦に対する解析結果の考察

表 13, 14 に霞ヶ浦の回答に対するクラスター分析結果を示す。以下で水辺のときと同様に考

表13 刺激語霞ヶ浦に対する回答のクラスター分類結果（石岡）

P <sub>1</sub>		P <sub>2</sub>	P <sub>3</sub>	P <sub>4</sub>	P <sub>5</sub>
汚きわあ帆釣土大こふ養遊 水 れかお掛 き れいさこ船り浦いいな殖び ぎ		筑帆景 波引 山船色	水子生 魚 泳供活	悪へヨ子 ドッ科 臭ロト連	水自 門然
P <sub>6</sub>		P <sub>7</sub>	P <sub>8</sub>		
水 高 船 葦 辺 浜		白ボ汚 ！ 魚ト染	廃水 茨水 夏 満 水質 城道		

表14 刺激語霞ヶ浦に対する回答のクラスター分類結果（玉里）

Q <sub>1</sub>		Q <sub>2</sub>		Q <sub>3</sub>		Q <sub>4</sub>
わ帆こふうへ か掛 なド さ船いなぎ口 ぎ		あ悪 汚 き お水 湖れ魚 こ臭 れ い		筑景 水子澄し水 生 波 船 んじ遊夏 山色 泳供だみび 活		遊美釣自 し びいり然
Q <sub>5</sub>	Q <sub>6</sub>	Q <sub>7</sub>		Q <sub>8</sub>	Q <sub>9</sub>	
大 き い	貝	帆白水 堤洪 引 葦 船魚鳥 防水		汚水廃養用 染質水殖水	高 浜	

察を行う。

ここでは水、きれい、汚れを含むクラスター P<sub>1</sub>、Q<sub>2</sub>に着目する。これら3語が記述されている回答を実際にみても、「汚れた水をきれいにしたい」といった水の浄化を望む内容のものが多い。これが2つのクラスターから共通して読み取れる霞ヶ浦に対する大きな関心事と考えられる。

ところで内陸の石岡の結果では他に具体的なことがらを示す語も多く含まれる。すなわち、石岡では魚に関連する語が含まれている。そして、これらのことがらと浄化に関連させていると考えられる。これに対して沿岸の玉里の結果には具体的なことがらを示す語は含まれない。これは、最初に示した3語の間の関連性が、石岡の結果と比べて相対的に高いことを示しており、水の浄化を望む意識が他の具体的なことがらと関連のない独立したものであることを示すものと考えられる。言い換えれば、沿岸の玉里の住民の方が水の浄化を鮮明に意識していると考えられる。

また玉里のQ<sub>2</sub>では他に悪臭、あおこが含まれ、玉里の住民は霞ヶ浦の浄化と汚染の実状とを石岡の住民よりも強く関連させて意識していることが読み取れる。これは、水辺の結果における玉里の特徴、すなわち、玉里には悪いイメージのクラスターが2つ存在することに対応するものと考えられる。

### (3) 刺激語水辺と霞ヶ浦に対する結果の比較

ここでは、刺激語水辺に対する結果と霞ヶ浦に対する結果の比較を行う。まず、刺激語水辺に対する結果では水ときれいが必ず結びついていたのに対して、霞ヶ浦の結果では水、汚れ、きれいが必ず結びついていることが挙げられる。汚れと水は水辺に対する結果では、異なったクラスターに属する。すなわち、霞ヶ浦に対してのほうが、一般的に水辺といわれたときよりもきれいであってほしい水と汚れとの関連が強く現れることを示している。

霞ヶ浦の結果では、静的で情緒的な語の集まったクラスターと動的で遊びに関連するクラスターはどちらも顕著に認められなかった。これら2種類のクラスターは、水辺に対して人々が抱く理想的なイメージなのであろう。実際、アオコや汚れをその特徴とすると認識されてしまっている霞ヶ浦は、物静かで清澄な情緒とも、水遊びや水泳を通した動的なイメージとも縁遠いのであろう。また、霞ヶ浦でみられる多様な魚や湖上のいろいろな船のイメージは、霞ヶ浦の固有なイメージを静対動という対比と別のものとしているのであろう。

## 2.3.5 おわりに

本節では、自由連想調査法による意識調査を行い、その結果を解析することによって、霞ヶ浦周辺の住民が、水辺一般と霞ヶ浦をどのように認識しているかを考察した。

水辺という刺激語に対する連想から、住民が持っていると考えられる理想的な水辺のイメージとして、静的で情緒的なものと動的で遊びに関連するものが読み取れた。また、霞ヶ浦という刺激語に対しては、霞ヶ浦にかかわる多くの多様な要素を表す語が連想された。そして、これらの

連想語がいくつかのクラスターを作り、そこから霞ヶ浦のイメージを読み取ることができた。この結果は、固有性の豊かな特定の水辺を提示されたとき、人々はその固有性の概念でその水辺を想起するものであって、水辺一般に還元して水辺に共通する要素を表すことがらを連想するわけではないことを示している。一方、一般的な水辺という刺激語が提示されると、回答者は身近な霞ヶ浦の存在に影響されて連想を行う場合もあることを示していると考えられる。特に、玉里の結果における霞ヶ浦という連想語の振る舞いは特徴的である。

人々が個々の水辺の個性を連想することは、水辺の評価と保全においてその個性を尊重することも重要であることを示唆しているものと考えられる。また、上述した水辺の理想的なイメージだけにとらわれて、言い替えば霞ヶ浦を水辺一般として望ましい平均的な水辺として保全し、あるいは整備しても、必ずしも周辺住民のイメージしているアイデンティティを備えた水辺になるとは限らないことを意味していると考えられる。

## 2.4 霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化—流域管理への地理情報システム (GIS) の導入—

### 2.4.1 はじめに

湖沼等の閉鎖性水域の水環境の保全には、水域内での直接対策（浄化用水の導水、バイオマニピュレーションなど）と流域での対策を平行して進める必要がある。後者は、例えば事業、規制・監視、行政指導、補助・助成、教育・啓発、調査・研究などのメニューを有している。すなわち、流域対策の特徴としては（1）多様な手法の組み合わせであること、（2）効果に加えてコスト、問題点を考慮しなければならないこと、（3）流域内の人間活動、自然が刻々と変化し、また対策技術自身も進歩すること、（4）対象物質、問題となる現象も時代とともに変化すること、（5）地域計画の中に具体的なプランとして提案されなければならない、などが挙げられよう。

近年、広域環境管理を目標として情報システムの整備が多くの自治体で実施されつつあるが、それをどのように加工・集約して管理に利用していくかの研究は少ない。このため、我々は流域管理を支援するシステムの構築を考えた。その第1ステップは流域データベースの作成で、流域、対象水域における自然、人間活動などの情報を面的に有していることが条件である。特に、流域、水域の水質の現在と過去とを比較しうること、流域の現況をとらえることが可能な道具（例えばリモートセンシングデータの活用）や面的データを処理する道具（例えば地理情報システム）に支援されたデータベースであることを目標としている。次に第2ステップは、諸対策の効果を定量的に評価するための水質予測モデルである。ここでは、流域諸元に原単位を乗ずる方式で排出負荷量を算定し、次にこの負荷量と河川水質、河川水質と湖内水質との関係を統計モデルで表すことにより、最終的に流域での変化が湖内水質をどのように変えるか評価しうるモデルの作成を目指した。第3ステップは諸対策を選定するための道具で、我々は流域指標を利用する方法を検討した。対策案はそれぞれの地域の特性に適合していなければならない。このため、流域データベースを用いて、各地域がどのような特性を有し、どのような対策案が適当なのかを定量的に示



すことが必要となり、ここでは流域指標という物差しで表現することを考えた。

本節では以下に、流域情報管理システムの概要を示し、そのシステムからの出力として、霞ヶ浦流域を対象に流域の社会環境変化、湖内水質変化、流域と湖内水質変化との対応についてまとめる。実際の流域管理対策案の提示は 2.9 節で行っている。

#### 2.4.2 流域情報管理システムの概要

流域情報管理システムはワークステーション (Sun 4) 上に作成され、その基本、応用機能は表 15 に示すようである。システムに入力したデータを表 16 にまとめる。ここでは霞ヶ浦を対象としてデータベースの収集を行ったが、全国の多くの湖沼流域でも同様なデータベースがあるので、本システムの適用も可能である (負荷量データのみ点源情報を含んでいて一般的には公表されていない)。

本システムの大きな特徴として、基本集計単位への変換機能がある。例えば国勢調査 (総務庁)、国土数値情報 (国土庁) は 1 km メッシュ、ランドサットデータは TM で 30m メッシュ、工業 (通商産業省)、農業 (農林水産省) 統計は市町村、負荷量データは小流域など、異なる集計単位でデータ収集、整理が行われているが、これらと同じ単位で扱うための機能をこのシステムは有している。図 13 はその過程を模式的に示したものである。まず、市町村別 (左) 及び小流域別 (右) に作成した線画 (ベクトル) をラスタ形式 (イメージ) に変換する。この際、あるドット (ピクセル) がどの市町村、小流域に属するかのポリゴン情報を作成する。続いて市町村別に得られ

表15 流域情報管理システムの基本機能, 応用機能

* データベース管理 (検索, 更新, ...)	
* 画像表示 (オーバーレイ機能含む)	
* 異なる集計単位でのデータ変換 (例えば市町村→流域データ)	
* 演算処理 (2画面の線形・論理計算, ...)	
* 集計処理 (指定領域内の統計処理, ...)	
* 領域設定 (幾何学的距離等にもとづく)	
— 応用機能 —	
* 流域モデルへの入力データの切り出し	
* 流域特性の評価	
* 流域指標の計算	
* 河川・湖沼の水質表示 (地点, 経年変化)	

表16 流域情報システムに入れたデータベースの内容

ファイル分類	ファイル名	出典	集計単位	データ採取間隔
社会, 経済	人口(年齢別, …)	総務庁	メッシュ	5年おき
	工業(製品出荷額, 水利用量)	通商産業省	市町村	1年おき
	農業(収穫高, 家畜数, …)	農林水産省	市町村	5年おき
	土地利用	国土庁	メッシュ	
	表面被覆(土地利用)	ランドサットデータ	メッシュ	18日
物理的諸言	標高(平均, 最低, …)	国土庁	メッシュ	
	表層地質, 土壌, 地形	国土庁	メッシュ	
発生負荷量	負荷量(生活, 工場, 畜産, …)	茨城県	メッシュ, 小流域	
地図情報	都市計画位置	国土庁	線データ	
	湖沼位置, 河川流路位置	国土庁	線データ	
	流域界位置	国土庁	線データ	
水質	湖内	国立環境研究所	西浦10地点	1月
	河川	茨城県	20河川26地点	1月



図13 異なるデータ集計単位間でのデータの変換(市町村データから小流域データへの変換例)

ているデータ(例えば人口)を各市町村を構成するピクセル数に割り振る。すなわち面積に応じて比例配分する。小流域を構成するピクセルがどの市町村に対応するかを両方の画像を比較して判定し、小流域のピクセルに割り当て、集計することにより小流域単位のデータを再構成できる。

ランドサットデータの解析は最良線形判別関数による方法を取り入れた画像処理システム(IPSEN-RICA/VAX)を用いた。遠赤外を除いた6チャンネルのTMデータを原データとして、

土地被覆状態の分かっている領域での値をもとに最良線形判別関数を求めて判別するものである。土地被覆分類としては現在、森林、水田、畑地、市街地、水域の5分類としている。恋瀬川流域を解析した結果をカラー図1に示す(1986年11月10日のデータ)。トレーニングエリアの土地被覆類については土地利用現況図を参考にして設定した。図の右上はフォールスカラー表示、左下はトレーニングエリアの位置、左上は判別結果を示す。流域指標とは流域の特性を表現するための指標であり、広い意味では流域人口(あるいは密度)、流域の工業出荷額なども含むが、ここでは対策案の選定に役立つ可能性のある指標を検討した。過去に流域指標として提案されたものとしては、基本自然水質(各流域のベース水質)、開発度(流域間、あるいは同一流域の時間的変遷を表現するのが目的、あるレベルに達したときに負荷の減少をもたらす事業を始める、などに利用する)、分散度(小流域における人、物の散らばり具合を示す指標で、例えば排水処理の選定に際して適切なシステムの選択に利用される)などが挙げられよう。また、流域の環境保全機能の定量の試みも流域指標の一例といえよう。ここでは、特に分散度の定量化を検討した。この指標と汚濁ポテンシャルなどの指標を組み合わせれば、どの小流域から対策を始めるべきかといった対策事業のプライオリティ評価が可能であろう。

#### 2.4.3 霞ヶ浦流域の社会環境変化

昭和43年と平成2年の茨城県統計年鑑から(集計年度は1967年と1989年)、各河川流域ごとに人口、土地利用面積、家畜数、工業出荷額などの数値を2.4.2項で述べた方法で推定し、その変化の程度を解析した。特に人口については、5年に1回の国勢調査結果をもとに1950~1990年までの変化を調べた。図14には全流域と4河川流域での人口変化の様子を示す。流域全

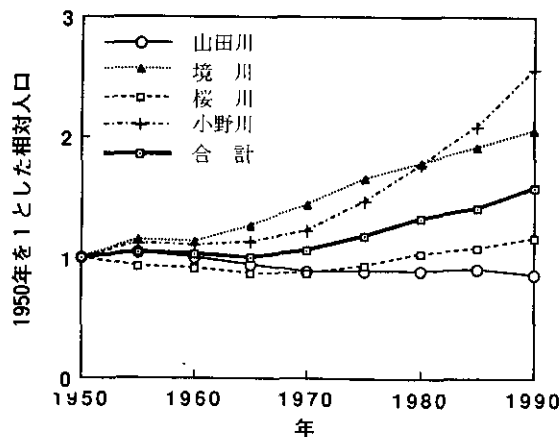


図14 河川流域ごとの人口の経年変化  
(1950年で山田川4,410人、境川12,509人、小野川44,305人、霞ヶ浦流域全体570,350人)

体としてはこの40年間に人口は約1.5倍になった。とりわけ南西部の土浦近郊と鹿島周辺で高い伸び率を示して、1970年以降に人口が倍増した流域もある(カラー図2には1989年と1967年の間の人口変化率を示す)。ちなみに厚生省人口問題研究所(1992)が推計した茨城県の将来人口を各市町村に割り振り、先と同様な方式で流域全体について集計を行うと、2000年以降人口の伸びは鈍化する傾向にあり、2020年には約100万人に達することが予想される。

また、水田面積の変化率をカラー図3に示すが、人口増加地域で大きな減少がみられる。他の諸量の解析とあわせて、以下のような3つのパターンの流域に分類できる。(1)人口急増地域；市街地面積増加、森林・水田・畑地面積、豚頭数の減少(花室川、小野川など)、(2)人口減少地域；土地利用面積比率の変化は小さく、豚頭数の増加(山田川、武田川など)、(3)(1)と(2)の中間タイプ；人口、市街地面積、豚頭数の若干の増加、森林・水田・畑地面積の減少(恋瀬川、園部川など)。

#### 2.4.4 霞ヶ浦とその流入河川の長期水質変化の傾向

流域情報管理システムに組み込んだ河川水質データ(1978~1989年度)と湖内水質データ(1977~1989年度)をもとに解析を行った(表示例；カラー図4)。特徴としては、河川では、(1)COD濃度はゆるやかに低下の傾向、(2)多くの河川での、特に農耕地負荷割合の高い河川での全窒素(TN)濃度の上昇(図15)、(3)市街地河川(家庭排水、工場排水の負荷比率の高い河川)での全リン(TP)濃度の減少(図16)、が挙げられよう。特に(2)については、豚頭数の変化と相関関係があり(図17、TNと人口との間には相関関係がみられない)、また非かんがい期における濃度の増加(図18)が明白である。徐々に高濃度化してきている地下水の流出、急増した豚舎からの排出などが、河川流量の少ない時期に影響している可能性が高い。なお、

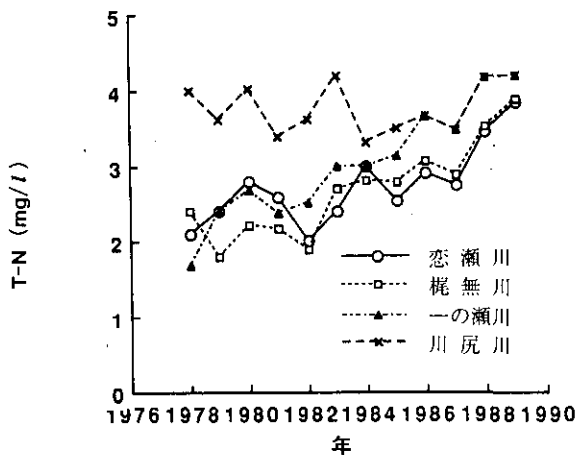


図15 農耕地由来の負荷の大きい河川におけるTN濃度の経年変化

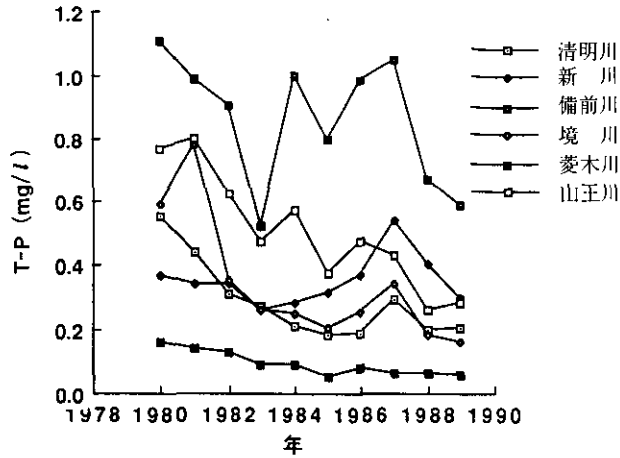


図16 生活系、工業系の負荷割合の高い河川におけるTP濃度の経年変化

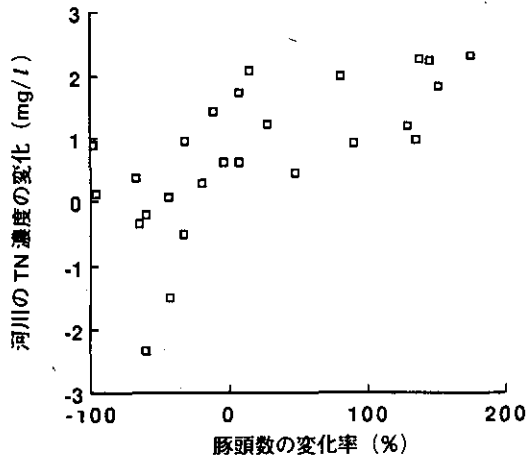


図17 小河川流域ごとの豚頭数の変化率と河川TN濃度の変化率との関係

COD濃度では季節変化の目立った変化傾向はみられない。

次に、湖内での変化を移動平均を取ることから、その傾向をまとめてみると表17のようになる。COD、TPで漸減、TNで増加の地点が多いが、水域によって傾向に差がある。高浜入りではCOD、TPの減少傾向がみられ、流域での下水道の敷設、家庭雑排水中のリン削減運動など流域対策の効果が現れたものといえる。しかし、TNは上昇し、流入河川水の影響を強く受けていることを表す。土浦入り、湖心域ではCOD、TPとも横ばい傾向である。流域対策の効果と人口増による負荷ポテンシャルの増加とがほぼ釣り合っているようである。環境基準の判定は湖心(表17のSt. 9)の測定値により行われるが、霞ヶ浦のように複雑な形状の湖では一点での評価が難し

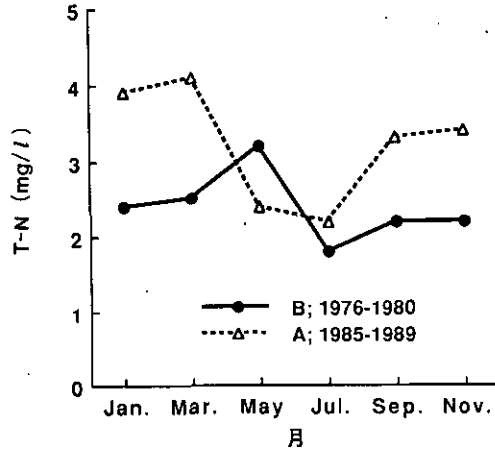


図18 恋瀬川におけるTN濃度の季節変化パターン

表17 霞ヶ浦西浦地点での水質の変化傾向

測定地点 St.	COD	T-N	T-P
高浜入	1 → 減	→ 横ばい	→ 減
	2 → やや減	→ 増	→ 減
	3 → 減	→ 増	→ やや減
	4 → 横ばい	→ 増	→ 横ばい
土浦入	6 → 横ばい	→ 増	→ 横ばい
	7 → 横ばい	→ 横ばい	→ やや減
	8 → 横ばい	→ 増	→ 横ばい
湖心	9 → やや減	→ やや増	→ 横ばい
	11 → 横ばい	→ やや増	→ やや減
湖尻	12 → 横ばい	→ 横ばい	→ やや増

い。逆にいえば、水域ごとによりかなり水質が異なり水利用の点でも水域の使い分けが可能といえよう。

2.4.5 流域特性と湖内水質との関係

第1ステップとしては、流域特性から計算される排出負荷量と河川で実測された負荷量との関係、第2ステップは排出負荷強度（単位面積当たりの排出負荷量）と河川水質との関係、第3ステップは河川水質と湖内水質との関係を調べるにより流域特性から湖内水質を予測するモデルの構築を考えた。まず、第1ステップは1980年の流域特性を対象とした茨城県の調査結果（1982）をもとに原単位法で排出負荷量を予測し、これを1週間に1度以上の頻度で測定された

負荷量の年総量（茨城県公害技術センター 1983, 1984, 1984；海老瀬 1984, 1989）と比較した（図 19）。COD, TN では 1, 2 の河川を除き、実測値は予測値の 0.5～2 倍の範囲に入った。しかし、TP では実測値が予測値の数分の 1 となることも多く、発生源単位、排出率の過大評価、流達率が 1 以下であること、降雨時の負荷量の過小評価などの可能性がある。次に、図 20 には COD を例にして、排出負荷強度と河川水質濃度（1981～1984 の 4 年間の平均値）との関係を示す。水質を問わず高い正の相関関係を示すが、縦軸に正の切片を有しているようである。水の

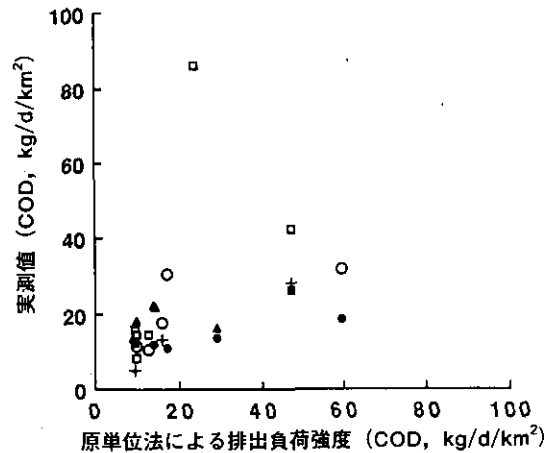


図19 原単位法から計算された排出負荷強度と詳細調査から得られた実測値との関係  
 ○：県データ 1981, ▲：県データ 1982, □：県データ 1983, +：海老瀬データ 1979,  
 ●：海老瀬データ 1981, ■：海老瀬データ 1987

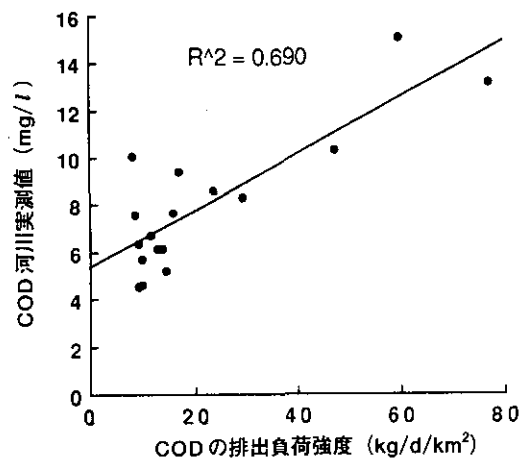


図20 排出負荷強度と河川濃度との関係 (COD)

流出高が高負荷地域で高いこと、などが原因していると考えられる。流出高を  $800\text{mm}/\text{y}$  とすれば (降水量約  $1,300\text{mm}/\text{y}$ , 蒸発量約  $500\text{mm}/\text{y}$ ), COD の負荷発生強度が  $20\text{kg}/\text{km}^2/\text{d}$  のとき、河川で自浄作用がないとするとその濃度は  $9.1\text{mg}/\text{l}$  と予測されるが、図 20 の回帰式はこれに近い。TN でも同様であるが、TP では予測値と比べ  $1/3$  程度である。先と同様な理由によるものと考えられる。

図 21 には高浜入りの St. 3 における COD (実線), 流量重み付け平均した河川の COD, 同様な方式で得た河川 TN, TP 濃度から予測される内部生産 COD, ならびに両者の和として予測される COD 濃度の経年変化を示す。なお、内部生産の制限栄養塩は全期間とも TP と推定された。すなわち、TN は増加しても湖内での COD 濃度を増やさないと考えられる。この図より、予測値は 1981 年に、実測値は 1983 年にピークがあり、若干の時間遅れの傾向がみられるものの、予測結果はかなり良好である。土浦入りの St. 8, 湖心の St. 9 でも同様な結果が得られ、湖内の COD 値はこうした簡単なモデル式を用いて的確に予測されることが分かった。窒素についても同様で、河川水質と湖内水質はよく対応している。

最後に、流域変化の影響が本当に河川水質に現れるかどうかのチェックを行った。図 22 には TN, 図 23 には COD について、流域の変化から予想される負荷量変化の割合を横軸に、実際の河川水質変化の割合を縦軸に取り、両者の関係を調べた。TN については正の相関関係がみられるものの、COD ではあまり明白な関係がみられない (TP でも同様)。これはある種の負荷では発生原単位、排出原単位がこうした長期間の中で変化したためと考えられ、かなり先の水質予測を行う場合には原単位の選定に特に注意しなければならないことが分かる。家庭系の負荷割合が少ない TN で予測が合うことから、変化したのは家庭系の原単位であろうと推定される。

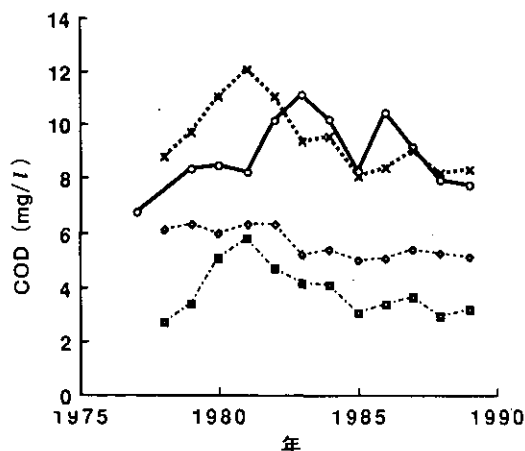


図21 霞ヶ浦高浜入り中央での実測 COD と予測値の経年変化  
 ---○---: 河川由来の COD, ---□---: 内部生産 COD,  
 ---×---: 両者の和, —○—: 高浜入り中央での実測値



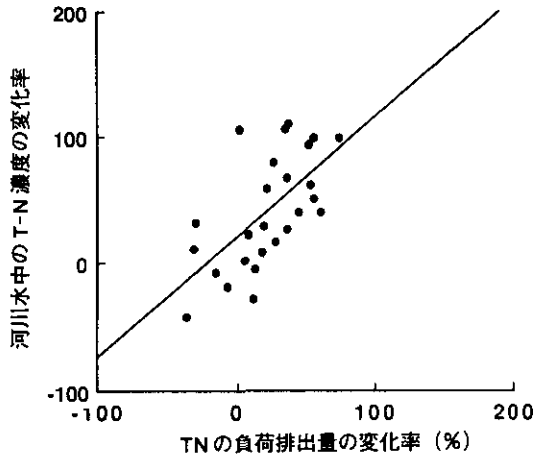


図22 原単位法で予測された排出負荷量の変化率と河川水質の変化率との関係 (TN)

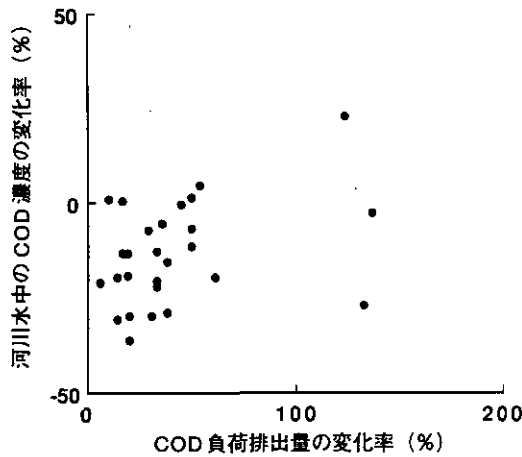


図23 原単位法で予測された排出負荷量の変化率と河川水質の変化率との関係 (COD)

## 2.5 流出負荷量ポテンシャルモデルによる流域管理

### 2.5.1 年間流出負荷量の経年変化

霞ヶ浦への河川を通じての年間流入負荷量は、主に年間降水量で代表される水文条件の変化と集水域の汚濁負荷発生源構造の経年変化に伴い、毎年異なった大きさとなる。特に、年間降水量したがって年間流入流量の年間流入負荷量への影響は大きい。年間降水量は、1976年度から1991年度までの16年間では、恋瀬川流域の柿岡地点の平均値が1,385 mmで、最小値が1984年度の862 mm、最大値が1991年度の2,003 mmでそれぞれ平均値の62%、145%と変動が大

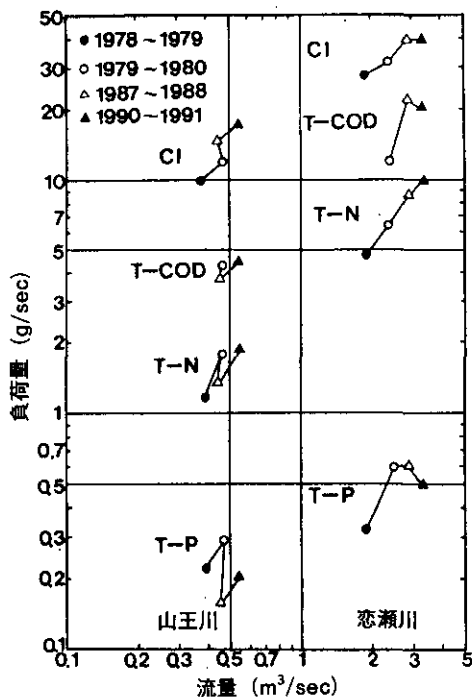


図24 河川からの流入負荷量の経年変化

きい。したがって、面源負荷のウエイトが高い霞ヶ浦では、栄養塩や有機汚濁物質等の年間流入負荷量は、さらに変動が大きいものと推定される。

これまで毎週1回(水曜日)定時で1年間(52回)の流出負荷量調査を4度実施した高浜入への流入河川の恋瀬川(田園地河川)と市街地河川(山王川)では、図24のような年間平均流出負荷量の経年変化がみられた。全般的には、年間平均流量が大きいと年間流出負荷量も大きくなる傾向が明らかである。1982~1984年の合成洗剤無リン化に伴って、家庭雑排水排出原単位の半減によるT-P流出負荷量の減少がみられた。市街地河川の山王川流域では、さらに1981年度から下水道が徐々に普及し始めたため、1981年度以降には下水道による汚濁負荷量カット分の流出負荷量の減少が加わった結果となっている。一方、田園地河川の恋瀬川では、T-N流出負荷量の増加、すなわち、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 流出負荷量の増加傾向が明らかとなった。これまでの農耕地、特に畑地への多量施肥の継続が、排出量の増加として顕在化したものと考えられる。

上述の合成洗剤の無リン化や下水道の普及のほか、1982年9月の霞ヶ浦富栄養化防止条例の施行や、流域住民の休日の増加や生活パターンの変化など生活様式の変化もあり、1982~1987年には大きな汚濁負荷構造の変化がみられた。さらに、常磐線沿線やつくば市の河川流域では、社会的な人口増加が大きく、下水道普及人口の増加を上回るほどの生活雑排水人口の増加もみら

れた。ただ、湖面への直接負荷となり、流域へのバックグラウンド負荷あるいはベース負荷となる栄養塩等の年間の降水負荷量は、無機態窒素では年間降水量が大きいと大きくなる傾向が明らかとなっているが、経年的に特に著しい変化とはなっていない。

## 2.5.2 汚濁負荷ポテンシャルモデルによる解析

流域の水利用や土地利用が異なれば、汚濁負荷構造や汚濁物質の流出負荷量レベルが違ってくる。このため、さらに地形や水文条件に左右される負荷の流出のしやすさの違いも含めて、流域の汚濁物質の総合的な流出負荷量ポテンシャルが評価ができるモデルがあれば好都合である。降水→山地→農耕地→市街地→湖沼・海域といった降水から河川水へ、河川でも上流側と下流側、あるいは、山地・農耕地・市街地の土地利用の異なった流域の汚濁負荷の相対的な比較、さらには、同一流域内でも汚濁負荷構造や気象・水文条件の経年変化の違いも評価できるモデルが望まれている。したがって、河川流域内の点源負荷のような人為的な汚濁負荷の排出と、面源負荷のような降水流出に伴う汚濁負荷の流出を併せて、流域からの汚濁物質流出負荷量ポテンシャルとして評価できるモデルを構築した。

多くの河川流域からの汚濁物質の流出負荷量ポテンシャルを評価するには、単位面積当たりの年間流出負荷量としての比較検討が最も適当で、それも調査頻度の高い年間調査データが適切と考えられる。また、流出のしやすさや水文条件を代表させる因子としては、単位面積当たりの年間流出流量が最も適当である。毎週1回定時で1年間(52回)の流出負荷量調査を行った霞ヶ浦(西浦)の流入河川に対して、この両者の関係の検討を行った。1978年6月から1991年5月までの期間について、合成洗剤の無リン化、下水道の普及、霞ヶ浦富栄養化防止条例の施行等により流域内で汚濁負荷構造の変化がみられた1982~1987年前後で、調査データのグループ分けをして解析し、経年変化の特徴も評価した。

1978年6月~1979年5月調査の園部川、山王川の流下方向に2地点、恋瀬川、1979年6月~1980年5月調査の園部川、山王川の流下方向に4地点、恋瀬川、1981年6月~1982年5月調査の境川、桜川、備前川、花室川、清明川、小野川、新利根川の前半3か年で合計10河川13地点での17個のデータを前期グループとして解析した。1987年6月~1988年5月調査の山王川、恋瀬川の本川流下方向に3地点とその支川の5地点、天の川、1990年6月~1991年5月調査の山王川、恋瀬川、天の川、境川、桜川、備前川、花室川、清明川の後半2ケ年で合計8河川15地点での18個のデータを後期グループとして解析した。各河川の単位面積当たりの年間流出負荷量、すなわち、比流出負荷量  $L_A$  ( $10^3 \text{ kg/km}^2/\text{y}$ ) と、単位面積当たりの年間流出流量、すなわち、比流量あるいは流出高  $Q_A$  ( $10^6 \text{ m}^3/\text{km}^2/\text{y} = \text{m/y}$ ) を算定して、その関係を図25(a)~(f)に示す。

これらの図から、前半3ケ年の前期グループと後半2ケ年の後期グループとも、 $L_A$  と  $Q_A$  の間に次式の線形の回帰関係が成り立つことが明らかである。

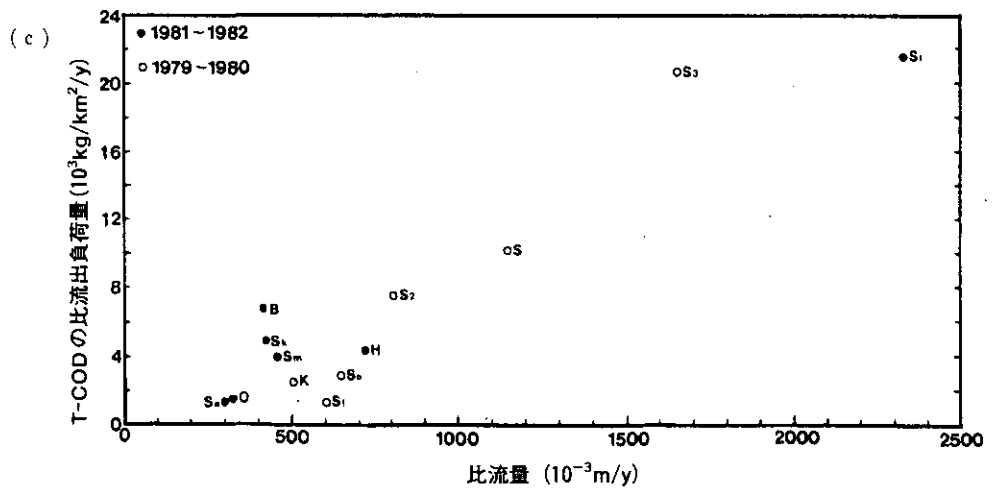
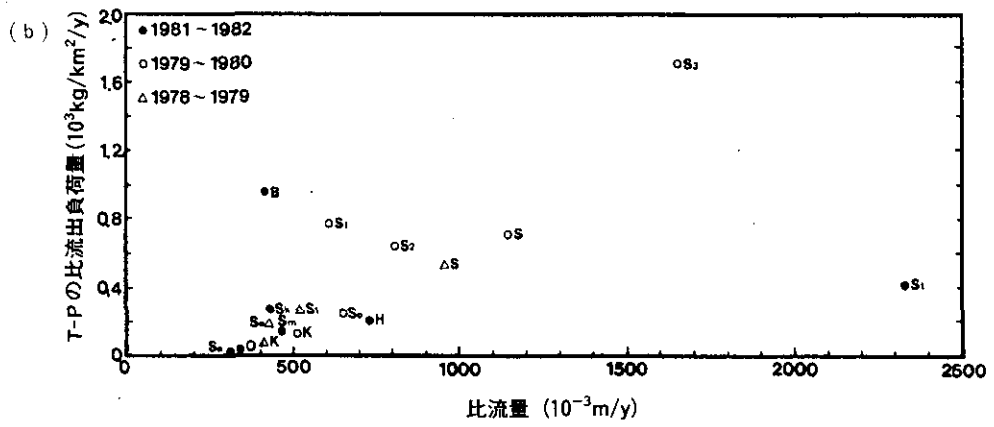
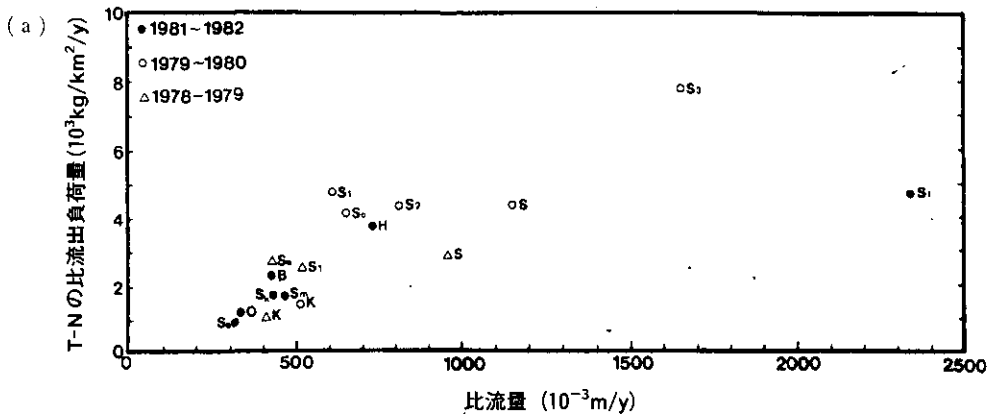
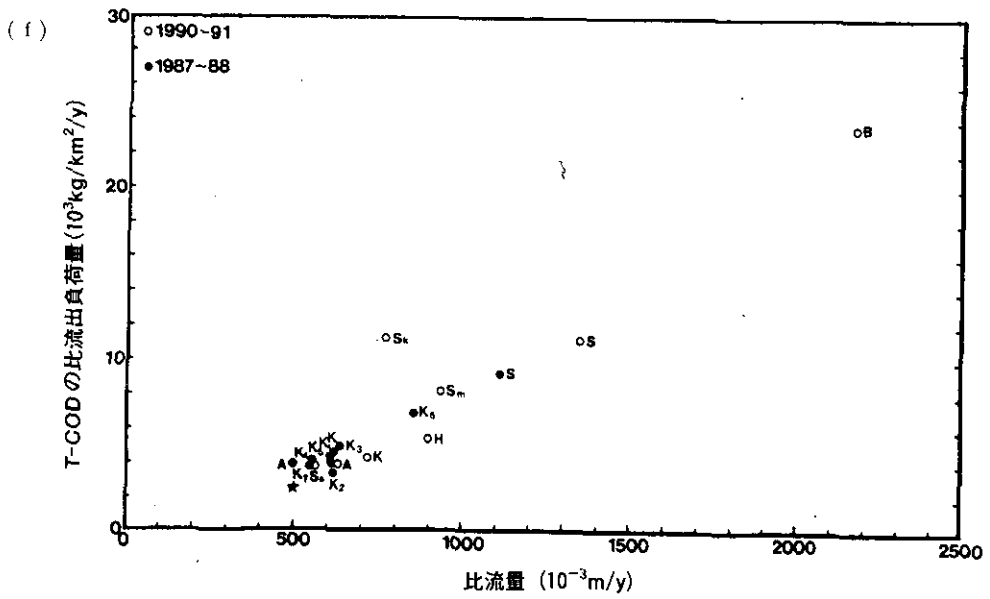
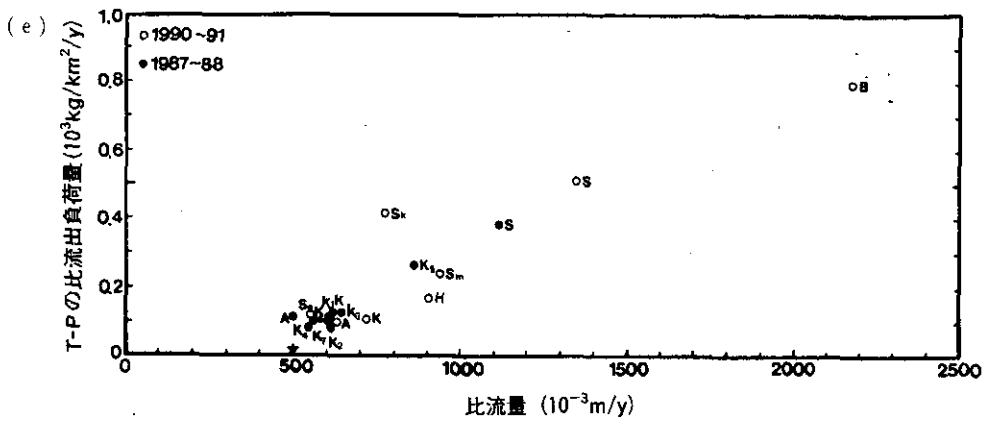
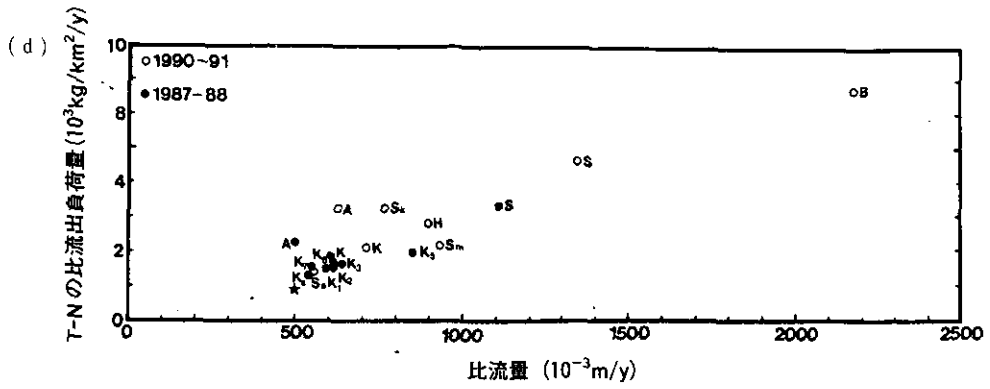


図25 前期・後期データ別の  $L_A$  と  $Q_A$  との関係



$$L_A = pQ_A + q$$

(3)

この式は、年間流出流量が増加すれば、すなわち、年間降水量が増えるか年間排水量が増えれば、年間流出負荷量はその回帰直線に沿って増加することを示している。しかし、前半3ケ年の前期グループと後半2ケ年の後期グループでは、その回帰直線の勾配が異なる。両グループ併せて11の解析対象河川のうち8河川がどちらのグループにも含まれているため、これら2つのグループの調査期間の間にはかなり大きな汚濁負荷構造の変化があったと推定できる。この両調査データグループでの回帰直線の違いを明らかにするために、それぞれのグループの主要な水質項目について(3)式の関係と相関係数rを表18、19にまとめて示す。

この流出負荷量ポテンシャルモデルの直線回帰の関係は、このような汚濁負荷構造の状況下で湖沼への汚濁負荷の流入を減少させるには、河川を通じて流出する排水量を減らすことと、降水の流出率を下げることである。農業排水・工場排水・生活排水の排水量の減少が必要なことは、自明である。降水の流出率を減少させることは困難であり、少なくとも、雨水の地表面下への浸透をはかるために市街地化の抑制が必要と考えられる。しかし、流域内の水利用や土地利用の変化をはじめとする汚濁負荷構造の変化があれば、また異なった関係となろう。

図25中には、流域へのバックグラウンド負荷あるいはベース負荷としての年間降水負荷量の

表18 流出負荷量ポテンシャルモデル (1978~1982年; 前期データ)

水質項目	調査期間		相関係数
	1978~1979, 1979~1980 & 1981~1982		
T-N	$L_A = 2.46 \cdot Q_A + 1.24$		0.724
T-P	$L_A = 0.447 \cdot Q_A + 0.070$		0.584
T-COD	$L_A = 10.7 \cdot Q_A - 1.47$		0.940
Cl	$L_A = 31.9 \cdot Q_A - 1.60$		0.942
SS	$L_A = 28.3 \cdot Q_A - 2.07$		0.916

表19 流出負荷量ポテンシャルモデル (1987~1991年; 後期データ)

水質項目	調査期間		相関係数
	1987~1988 & 1990~1991		
T-N	$L_A = 3.12 \cdot Q_A - 0.016$		0.874
T-P	$L_A = 0.448 \cdot Q_A + 0.143$		0.941
T-COD	$L_A = 9.10 \cdot Q_A - 0.935$		0.955
TOC	$L_A = 12.1 \cdot Q_A - 3.46$		0.936
Cl	$L_A = 34.5 \cdot Q_A - 10.9$		0.947
SS	$L_A = 66.6 \cdot Q_A - 15.8$		0.814

値（国立環境研究所屋上での最近7年間の平均値）を比較対照のために、比流量の最小値近くの500 mm/yの位置に★印で示した。この値と田園地河川や市街地河川の値とを比較すると、いかに市街地河川（備前川、山王川等）の流出負荷量ポテンシャルが高いかが明らかとなる。まず、市街地河川の工場排水・生活排水の排水量の減少が必要であろう。実際の対策としては、工場排水のクローズド化、生活用水の節水、農業用水の再利用をはじめとする多重利用等が考えられる。

### 2.5.3 流出負荷量ポテンシャルの経年変化の特性

市街地河川の山王川では、1978～1991年の間に4ケ年の調査データがあり、その間に合成洗剤の無リン化や下水道の普及に伴う家庭雑排水によって、主として市街地部からの汚濁負荷量の減少がみられた。山王川下流地点の流出負荷量ポテンシャルの経年変化をT-P、 $PO_4$ -P、 $NH_4$ -N、Org-N及びClについて $L_A$ と $Q_A$ の関係として検討した。図26はT-Pと $PO_4$ -Pの場合であるが、1981～1986年間の $L_A$ の減少が大きく、 $Q_A$ の増加に対してT-Pの $L_A$ の増加は大きいが $PO_4$ -Pの $L_A$ はほぼ横ばい傾向となっており、その増加の勾配は後期は前期に比べてかなり小さくなっている。 $NH_4$ -NとOrg-Nの場合は、 $PO_4$ -Pに似た傾向を示したが、 $NH_4$ -Nの後期の $L_A$ は $Q_A$ の増加に対して若干減少し、Org-Nのそれは少し増加の形となった。Clの場合は、 $Q_A$ の増加に対して $L_A$ の若干の増加傾向がみられたが、その勾配 $p$ があまり小さくなく、ほぼ一定に近いかなり狭い範囲に納まる分布形態となっている。

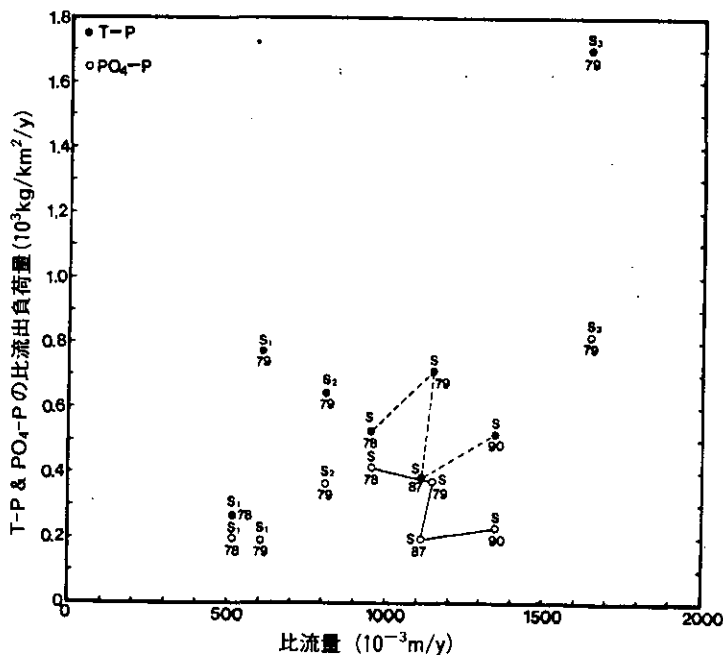


図26 山王川でのT-P及び $PO_4$ -Pの $L_A$ の経年変化

農耕地河川の恋瀬川本流下流地点についても山王川と全く同じ期間の4ヶ年の調査データがあるほか、1987～1988年の1年間には恋瀬川本流の上・中・下流の3地点に加えて、上・中流部の5支川の本流への流入端近くでの調査データが存在する。霞ヶ浦集水域の農耕地河川で最近注目されているT-N、特に $\text{NO}_3\text{-N}$ について、その流出負荷量ポテンシャルの経年変化を検討した。図27に $L_A$ と $Q_A$ の関係を示す。調査年が限られているけれども、1978～1979年から1990～1991年にかけての $Q_A$ の増加傾向に伴い、 $L_A$ が大きな勾配で経年的な増加傾向となっていることは明らかである。これは畑地面積の多い恋瀬川の結果であり、農耕地でも畑地面積のウエイトが高い流域での $\text{NO}_3\text{-N}$ の高濃度化傾向を支持する結果となった。

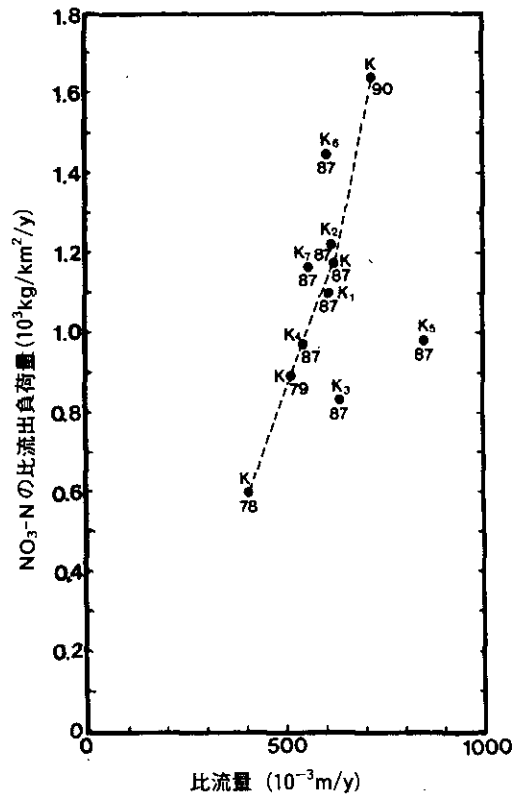


図27 恋瀬川での $\text{NO}_3\text{-N}$ の $L_A$ の経年変化

#### 2.5.4 河川からの流入負荷量の湖沼への流入特性

富栄養化対策として流域での栄養塩や汚濁物質の排出負荷の削減対策に加えて、湖内でも可能な効果的な対策を選択するには、河川を通して湖沼に流入する栄養塩や汚濁物質の流入特性を把握しておかねばならない。河川からの年間流入負荷量の大きさと水質構成比は、年間降水量した



がって年間流入流量に支配されている。年間流入負荷量は、年間降水量が多ければ多いほど大きくなり、降雨規模の大きい降雨が多いほど大きくなる。しかし、水質項目によってその大きくなる程度が異なるため、降雨の規模や間隔により水質構成比は異なってくる。図 28 は、年間 52 回の毎週調査における流入流量の変化に対する PTP/T-P の比の変化を示している。懸濁態リンのほとんどが大きな流入流量の降雨時流入で流入し、T-P 流入負荷量の大部分が懸濁態リンであることが分かる。

湖沼の富栄養化にとって最も重要な元素は、光合成による藻類増殖を考えれば C, N, P の 3 元素であり、有機汚濁の環境基準水質項目の COD を加えて、霞ヶ浦高浜入への流入 3 河川（山王川：流域面積 12.9 km<sup>2</sup>、恋瀬川本流：同 147.4 km<sup>2</sup>、天の川：同 53.1 km<sup>2</sup>）を併せた結果として表 20 に示す。T-N : T-P の比の違いが大きい。降雨時流入の流入流量が大きいときの流入負荷量の大きくなり方が T-N で小さく、T-P で大きいからである。T-P に対する T-COD や TOC の比はいずれも高流量時に高負荷量となるために、あまり大きな違いとはなっていない。湖内での沈殿物とも関係する流入負荷量の懸濁態成分の構成比を表 21 に示す。各調査における

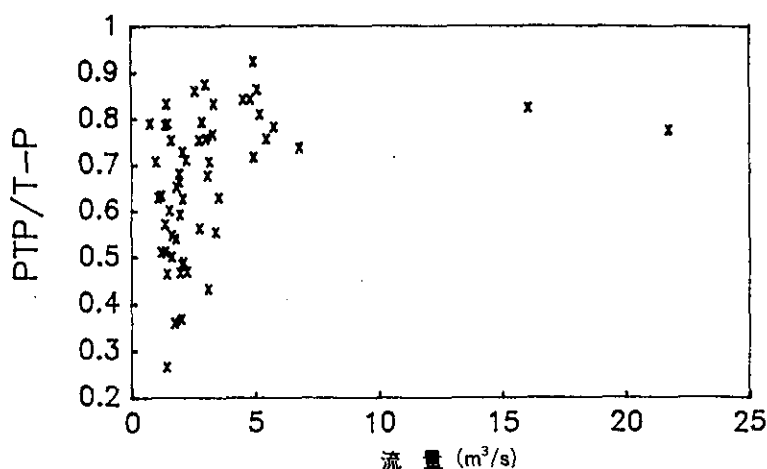


図28 恋瀬川における懸濁態リンの全リンに対する比の流量との関係

表20 流入栄養塩の構成比と懸濁態成分比率

調査の種類	T-COD : TOC : T-N : T-P	P-COD/T-COD	POC/TOC	PTN/T-N	PTP-T-P
'87~'88毎週調査	34.5 : 23.7 : 14.2 : 1	52.6%	57.0%	10.2%	63.9%
'90~'91毎週調査	35.3 : 26.8 : 19.4 : 1	41.9%	51.3%	7.7%	70.2%
'87~'88 4回調査	37.1 : 28.6 : 16.6 : 1	17.2%	30.4%	7.7%	54.7%
23mm 降雨時調査	34.5 : — : 11.8 : 1	63.4%	—	29.8%	85.7%
28mm 降雨時調査	29.1 : 23.6 : 14.1 : 1	49.4%	71.0%	14.0%	82.3%

表21 流入栄養塩の懸濁態成分構成比

調査の種類	P-COD	POC	PTN	PTP
'87～'88毎週調査	28.4	21.1	2.3	1
'90～'91毎週調査	21.1	19.6	2.1	1
'87～'88 4回調査	11.7	15.9	2.3	1
23mm 降雨時調査	25.5	—	4.1	1
28mm 降雨時調査	17.4	20.4	2.4	1

降雨時流入の影響割合によって大きく異なることが明らかになり、年4回の晴天時流入調査と2回の降雨時流入調査では大きさの違いが分かる。

## 2.6 C, N, Pの現存量と構成比から見た湖沼水質

### 2.6.1 霞ヶ浦湖水のC, N, P平均濃度の経年変化

霞ヶ浦（西浦）では、1976年7月以降毎月1回以上の頻度で湖内全域での水質調査を実施している。TOC（POC+DOC）については1988年度からの分析である。湖内10地点での観測値を8ブロックに分け、各ブロック内の1あるいは2地点の観測値がそのブロック内の水質濃度を代表しているとし、各ブロックの湖水量に湖水位の変化を考慮して、湖水全体としての年間平均現存量を算定した後、平均濃度を求めて経年変化を示したのが図29である。最近4年間は年間降水量が平年値を上回っており、水位の上昇に伴う平均湖水量が増加したこともあり、T-NやT-Pがわずかに増加傾向にある。T-CODはほぼ横ばいに近い経年変化となっている。

霞ヶ浦（西浦）全体と高浜入湾奥部について1年間平均の湖水の水質構成比を算定した。霞ヶ浦全体は前述の8ブロックで、高浜入湾奥部はそのうちの1ブロック（2観測地点）として各水質の年間平均現存量の比から求めた。TOCの測定値が存在する1988年度以降の4年間について表22に示した。年ごとにこれらの比は変化し、霞ヶ浦全体と高浜入湾奥部の比の違いも明らかである。高浜入湾奥部では霞ヶ浦全体と比べてT-N/T-Pが大きく、TOC/T-Pが小さい。この原因は、大きくはそれぞれにおいて、湖内での内部生産と河川からの流入負荷量の影響のウエイトが違うことによると考えられる。

### 2.6.2 流入栄養塩から湖水・底質への水質構成比の変化

霞ヶ浦の湖全体と高浜入湾奥部に分けて、流入河川水の栄養塩が湖水・アオコ・沈殿物・底質へと変化するとC:N:Pの構成比がどのように変化するか、さらに、湖沼のどの水域でどのような変化となるかを検討するために、C:N:P比をまとめて表23に示す。湖内の表層底質（0～2cm）の構成比は、相崎らによる1981年の湖内25地点でのコアサンプル底質調査結果のそれぞれの平均値であり、沈殿物は福島らによる1984年の降雨時流入調査によるものである。ち

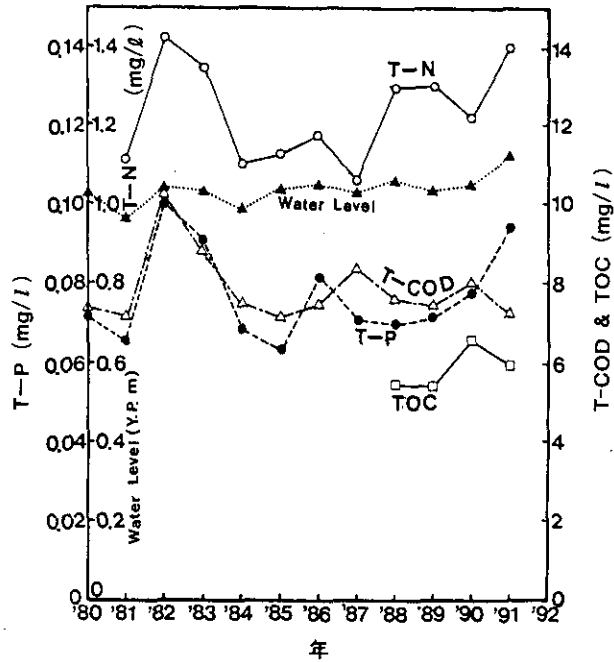


図29 霞ヶ浦湖水全体で平均した全COD, 全窒素, 全リン, TOCと水位の経年変化

表22 湖水中のC:N:P比

調査年度	霞ヶ浦全体				高浜入湾奥部			
	T-COD	TOC	T-N	T-P	T-COD	TOC	T-N	T-P
1988年度	109	78	19	1	73	62	22	1
1989年度	103	75	18	1	74	58	23	1
1990年度	103	85	16	1	63	53	17	1
1991年度	77	63	15	1	41	39	14	1

なみに、高浜入湾奥部での1981~1982年の1年間の新生沈殿物の構成比はC:N:P=44~176:6~34:1であった。アオコは高村らによる夏季の *Microcystis aeruginosa* の値であり、江戸崎入で岩熊が1年間を通して測定した藻類の構成比はC:N:P=68:12:1である。また、湖面への直接の入力負荷となる降水負荷量も国立環境研究所屋上の測定値を適用して、併せて示した。

表21と表23の水質構成比の類似性から、高浜入湾奥部については流入河川の懸濁態成分、沈殿物、表層底質への流れが推測され、降雨時流入の沈殿物への寄与、とくにリンの沈殿量の大きさが指摘できる。これに対して、湖全体の場合は流入河川水に、湖内の内部生産、沈殿等の代謝活動の結果によるウエイトが大きいと推定される。これは、湖全体と高浜入湾奥部の平均滞留

表23 C:N:P 構成比の変化

	霞ヶ浦(西浦)全体	高浜入湾奥部
流入河川水	TOC : T-N : T-P 37 : 17 : 1 (毎季調査データ)	TOC : T-N : T-P 36 : 14 : 1 (毎週調査データ)
湖沼水	TOC : T-N : T-P 78 : 19 : 1 (毎月調査データ)	TOC : T-N : T-P 62 : 22 : 1 (毎月調査データ)
表層底質 (相崎ら)	POC : PON : PTP 45 : 5.3 : 1 (25地点サンプル)	POC : PON : PTP 25 : 2.9 : 1 (2地点サンプル)
沈殿物 (福島ら)		POC : PON : PTP 29 : 3.5 : 1 (降雨時4日間)
アオコ (高村ら)	POC : PON : PTP 53 : 14 : 1 (夏季データ)	
降水	DOC : DIN : DIP 262 : 43 : 1 (年間データ)	

時間の大きさ(湖全体:約210日, 高浜入湾奥部:約15日)の影響の違いにもよっている。

### 2.6.3 湖沼河口域での水際作戦

前述のように湖沼河口域の湾形部では、流入栄養塩、とくにリンの沈殿の大きさが明らかとなった。したがって、この湖沼水域の流入栄養塩の挙動特性を活かした富栄養化対策が取られることが望ましい。河川の流入する先が湾形部となる水域は、高浜入と江戸崎入があり、その湖盆形状を上手に利用し、さらに沈殿効率の上がる工夫をしてその沈殿物をしゅんせつ・除去すべきである。湾形部がなければ、河口ラグーン・沈殿池等を構築するなどして効果的な沈殿を誘発し、沈殿物の除去を行えばリンや有機物質の湖内への拡散を抑制することができるだけでなく、この河口域で重点的にしゅんせつを実施すれば、湖の浅化や湖容量の減少を阻止することにもつながる。

この場合、降雨時流入の沈殿物のウエイトが大きいことに留意する必要があるが、沈殿効果を上げるための工夫に際しては、治水上の問題や舟行の問題をクリアしなければならない。したがって、一種の潜水堰堤やプレダム等の設置、漁網による囲い込みが考えられる。粗い目の漁網を間隔をあけて張った場合でも、沈殿池や酸化池としての効果が十分上がることは過去に確かめられている。そして、現在も行われていて、さらにその規模拡大が予定されているしゅんせつの重点

水域として、河口域での沈殿物の除去が実施されれば、結果的には沖合部への栄養塩の供給も減少することになり、排出源での汚濁負荷の削減対策と併せればさらに効果が上がることになる。

これは、流入栄養塩を湖沼への入口の河口域で効果的に除去する手法であり、湖沼河口域での水際作戦といえるものである。これに対して、夏季に異常増殖したアオコを吸引して回収したり、ホテイアオイを水面に植栽して栄養塩を植物体として回収する湖内での面的な対策は、じゅうたん作戦となる。効率的には、沈殿・しゅんせつの水際作戦が最も望ましい。

## 2.7 高次捕食者の制御による湖沼水質管理

漁業は湖内生態系構造を決定する最も大きな要因である。霞ヶ浦では近年湖水の塩分濃度低下や外来魚種の著しい増加によると見られる湖内生物相変化が見られ、著しい透明度上昇などが見られている。本研究では霞ヶ浦における水質と湖内生態系構造との関係を明らかにし、その管理手法を検討した。

霞ヶ浦の夏季の透明度は1967年頃から著しく低下した。この時期霞ヶ浦では1965年から許可されたトロール漁法が帆曳網に変わり開始され、漁獲量の増加と、それに伴うワカサギ漁獲量の減少、及びハゼ・エビ類の増加が起こっている。トロール漁法の導入以後の霞ヶ浦のワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量は強い逆相関を示し(図30)、ワカサギ(Xトン)が1量減少するとハゼ・エビ(yトン)が3量増加する次式によって示される。

$$y = 6317.3 - 3.096 X \quad (n = 21, \quad r = -0.722) \quad (4)$$

この両者の漁獲量は捕食関係により支配されていると考えられる。すなわち霞ヶ浦で春、最も早く産卵ふ化するワカサギはエビ・ハゼ類のふ化してくる5月以降にはエビ・ハゼ類の稚仔を捕食できる大きさに成長しており、ワカサギが食う、食われる関係ではハゼ・エビ類の上位に位置し、ワカサギ資源量の多い年にはハゼ・エビ類はワカサギの捕食を受けて減少することになる。この捕食関係を考慮し、両者の漁獲量は次式によって示すこともできる。

$$y = 40,904.7 X^{-0.3928} \quad (5)$$

このようにワカサギとハゼ・エビ類の漁獲量の相関がきれいな関係を示すのは、霞ヶ浦の漁業による漁獲率が極めて高く、霞ヶ浦における生産量をよく反映しているためであろう。エビの漁獲率を試算すると99%以上となった。そこで霞ヶ浦におけるワカサギの最大資源量は2,000トン強、またハゼ、エビ類は8,000トン内外であろうと推定された。

それではワカサギの漁獲変動は何に支配されているのであろうか。霞ヶ浦の漁獲率が極めて高いことは先に述べたとおりであるが、この高い漁獲率のため、湖内の魚類群集構造は極めて単純化し、春から夏季に生まれた魚類は秋までにはほとんど漁獲され冬季に魚類が著しく減少し、動物プランクトン食者であるイサザアミが多量に存在する。そのため、ワカサギのふ化直後の餌であ

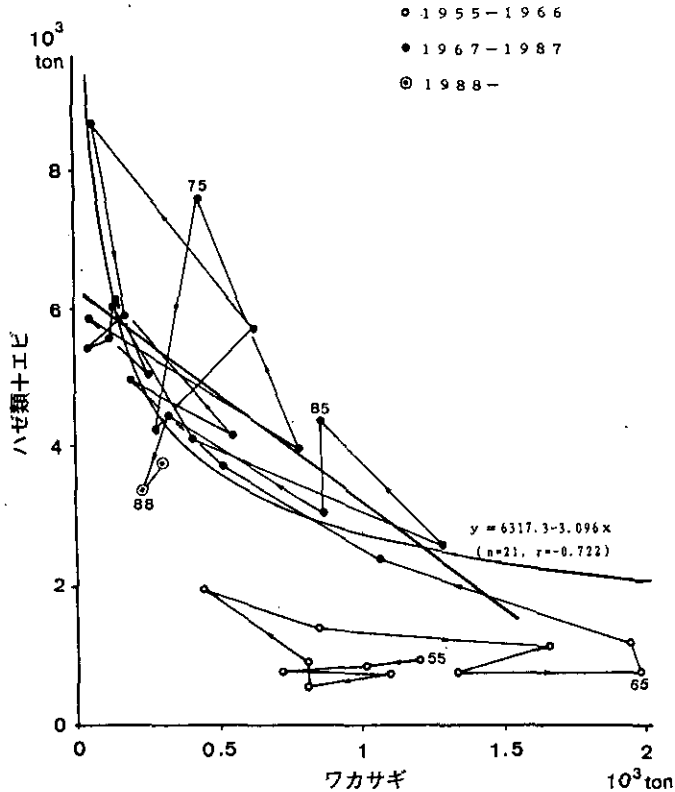


図30 霞ヶ浦におけるワカサギ漁獲量とハゼ・エビ漁獲量の関係

るワムシ等の動物プランクトン量が減少し、ワカサギの生残率を低下させている。このワカサギのふ化直後の生残が多いか少ないかでその年のワカサギの資源量は決定されている。

霞ヶ浦の夏季の透明度が何に支配されているかをいくつかの環境要因との関係から分析すると水温や湖水の塩素濃度とは関係なく、コイ養殖量の変動や冬季の透明度との関係は有意であり、さらに漁獲量、特にワカサギやエビ・ハゼ類の漁獲量変動との関係が高い相関を持つことが示されている。このことは霞ヶ浦の透明度が湖内生態系構造と深い関係を持つことを示している。すなわちワカサギ漁獲量の多い年には透明度が高いことを示しており、ワカサギ資源量を多くするような生態系構造を維持することが透明度、すなわち水質を安定に維持するために必要である。ここでワカサギ資源量はワカサギふ化期の餌となるワムシを主とした動物プランクトン量に依存していることから、ワカサギふ化期である3月の動物プランクトン量を維持することが重要であり、またこの頃の透明度はワカサギ漁獲量と相関を示し、冬季の透明度が高いほどワカサギ漁獲量は増加している。また冬季の透明度は、透明度を決定する植物プランクトンを捕食する動物プランクトン量に依存しており、動物プランクトンの多い年に透明度が高くまたワカサギの漁獲量

も多くなることをよく説明している。

ところで、近年透明度が5mを超えるような異常現象がみられ、このとき *Daphnia* spp. の大繁殖が起きている。このような年のワカサギ漁獲量は少ない。これは大型動物プランクトンがワカサギ仔魚の餌に適していないためであろう。*Daphnia* の異常増殖は霞ヶ浦の塩分濃度の低下により汽水性のイサザアミが減少し、冬季魚類と共に動物プランクトンの捕食者が霞ヶ浦に著しく少なくなったためである。さらにここ2、3年外来魚であるオオクチバスやブルーギルの著しい増加が目立ち、生態系構造に影響を与え始めている。

以上述べたように、霞ヶ浦の生態系構造は極めて単純化した構造となっており、恒常性が失われつつある。霞ヶ浦では、ワカサギ・シラウオ型の生態系構造が最も適していると考えられ、そのためには漁獲規制による冬季のワカサギ資源量の保存や、産卵場所確保のために湖岸や流入河川等の構造を複雑化させるなどの積極的な対応が必要と考えられる。

## 2.8 屋外実験池におけるアオコの再現実験—アオコの制御を目指して—

### 2.8.1 はじめに

富栄養化した湖ではアオコが毎年発生し、大きな社会問題となっている。環境庁が1985年に行った自然環境保全基礎調査の湖沼調査では、調べられた487湖沼の内アオコが発生していた湖沼は46湖沼あり、全体の約1割に達していた。アオコが発生している湖沼の水質は富栄養化状態指標(TSI)でみると60以上の湖沼が多かった(図31)。TSI値の60という水質は透明度、1.3m;クロロフィルa濃度、26 $\mu\text{g}/\text{l}$ ;全リン濃度、0.050 $\text{mg}/\text{l}$ ;COD、3.6 $\text{mg}/\text{l}$ 程度の水質

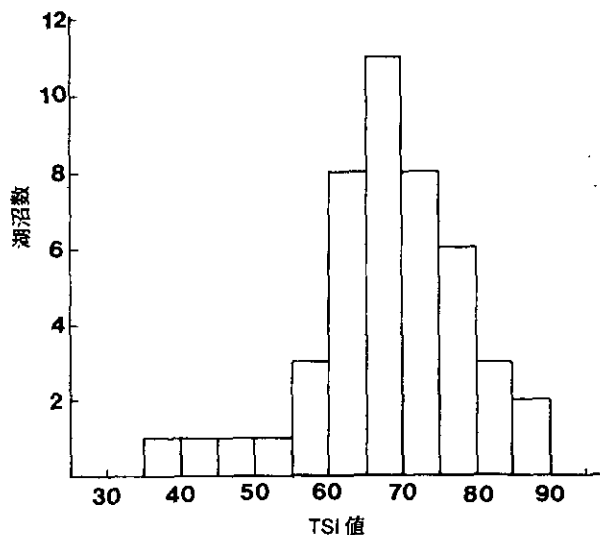


図31 全国湖沼調査におけるアオコの発生した湖沼での TSI の頻度分布

である。この濃度以下の水質に保てばアオコの発生は抑制される可能性が高い。また、これとは反対に、TSI値で60以上の湖沼でもアオコが発生していない湖沼も多くあり、栄養塩レベルだけでは整理しきれない状況にある。

アオコは水の表面に浮き、集積しやすい性質を持ったラン藻類の総称である。アオコは視覚的には容易に判別できるが、定量的計測は顕微鏡により識別した個体数を数えることで行っており、高度な専門的知識と多大な時間を必要としている。そこでアオコ量の簡便的な計測法として物理化学的手法による定量法に関して研究を行った。

ラン藻類の中でもミクロキスティスはアオコの代表的構成種である。富栄養化した湖では毎年発生するアオコであるが、人為的に増やそうとすると培養が難しい。実験室でミクロキスティスの純粋培養ができるようになったのは日本では1970年代後半からである。したがって屋外でのアオコの再現実験はほとんど試みられていない。ここでは、霞ヶ浦臨湖実験施設にある屋外実験池を用いて種々の条件を変え、アオコ状態を再現することを目的に実験を行った。屋外で人為的にアオコ増殖を制御できれば、アオコ発生の機構解明に役立つと共に、その制御手法の開発が可能となる。また、植物プランクトン種の違いが湖沼の窒素やリンの環境容量にどのように関与しているのかについても知見が得られるものと考えられた。

## 2.8.2 アオコの計測方法に関する研究

本研究では、より簡易な方法で、多くの試料を短時間で識別するための方法の開発を行った。2つの方法を開発したが、いずれも高速液体クロマトグラフィーを用い、藻類に含まれている光合成色素を分析する方法である。1つはカロチノイドの分析から、もう1つはフィコシアニンの分析からアオコの現存量を推定した。

### (1) カロチノイド組成から計測する方法

高等植物や緑藻の光合成色素の主成分は似ているが、他の光合成生物の群はそれぞれ特徴的なカロチノイド組成を持っており、単一種でのカロチノイド組成が決められれば藻類の識別が可能となる。それぞれの属に特有なカロチノイド組成を明らかにするため、微生物系統保存施設の保存株のうち、霞ヶ浦に多く出現する緑藻4種、ラン藻4種、ケイ藻2種、黄色ベン毛藻及び褐色ベン毛藻1種ずつのカロチノイド組成を調べた。その結果、それぞれの属に特異的で、かつ培養条件でクロロフィル色素に対する比が余り変化しないカロチノイドとして以下のカロチノイドを選定し、それぞれのカロチノイドの濃度比を組み合わせることによって藻類種の現存量を推定できることが分かった。アナベナ(ラン藻)、*canthaxanthin*；緑藻、クロロフィル $b$ と *lutein*；クリプトモナス(褐色ベン毛藻)、*crocoxanthin*；ミクロキスティス(ラン藻、アオコの主成分)、*echinenone* からアナベナ分を差し引く；黄色ベン毛藻、*antherxanthin* から緑藻分を差し引く；ケイ藻、*fucoxanthin* から黄色ベン毛藻を差し引くことによって定量できることが明らかになった(図32)。霞ヶ浦の高浜入り中央部(St. 3)、湖心(St. 9)及び高浜入り出口(St. 4)にお



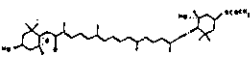
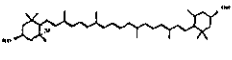
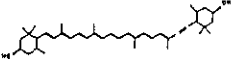
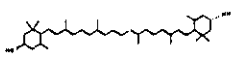
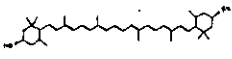
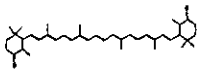
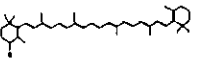
名称	構造式	対象藻類
フコキサンチン (Fucoxanthin)		ケイ藻, 黄色ペン毛藻
アンサラキサンチン (Antheraxanthin)		緑藻, 黄色ペン毛藻
ディアトキサンチン (Diatoxanthin)		ケイ藻, ミクロキスティス
ルテイン (Lutein)		緑藻
ツェアキサンチン (Zeaxanthin)		ミクロキスティス, 緑藻, 黄色ペン毛藻
キャンサキサンチン (Canthaxanthin)		アナベナ
エチネノン (Echinenone)		アナベナ, ミクロキスティス
クロロフィルb		緑藻
クロロフィルa		全部

図32 植物プランクトンの定量に使用したカロチノイドとクロロフィル色素

ける 1989 年度のアオコの主成分であるミクロキスティスとアナベナの現存量の変化を図 33 に示す。アナベナは 6 月初旬から増えはじめ、7 月にピークになり、8 月初旬にはほとんど見られなくなった。ミクロキスティスはアナベナと入れ替わるように 7 月中旬から急速に増加し、9 月末まで優占した。8 月初めと、9 月初めにピークが観測され 2 山型になった。10 月から 12 月にかけてはケイ藻類が優占した。図から明らかなように、カロチノイド組成を定量することによって、霞ヶ浦に出現する藻類種の変化が明瞭に追跡できた。

#### (2) フィコシアニン濃度から定量する方法

フィコシアニンはフィコピリンたん白色素の 1 つであり、紅藻類、ラン藻類及びある種のクリプト藻にのみ存在し、細胞中の可溶性蛋白の 60 % 以上を占めるといわれている。フィコシアニンをゲルろ過高速液体クロマトグラフィーを用いて分離し、高感度な蛍光検出によって定量する方法を開発した。なお、淡水湖においては紅藻の存在及び夏期におけるクリプト藻のブルームは報告されていないところから、フィコシアニンの量はラン藻類の現存量を表す指標として取り扱うことができる。フィコピリンたん白色素の抽出には 10 mM リン酸緩衝液 (pH 7.0) を用い、冷暗所において一晩静置抽出した。用いたカラムは TSK SW 3000、移動相は 10 mM リン酸緩衝液、流速は 1 ml/min、励起波長は 605 nm、蛍光検出波長は 638 nm を用いた。図 34 にミクロキスティスの培養時におけるフィコシアニンとクロロフィル a 濃度の関係を示す。フィコシアニ

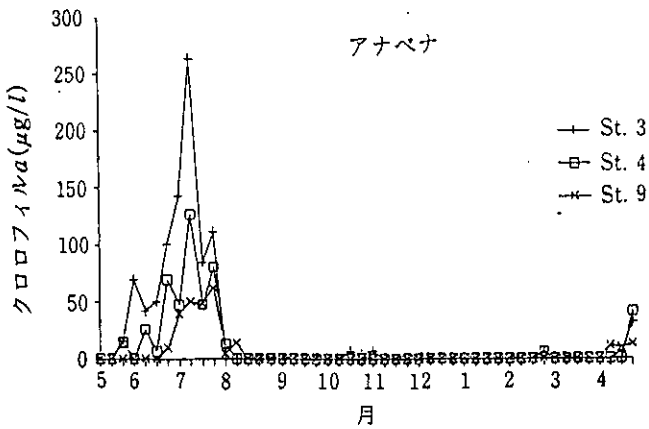
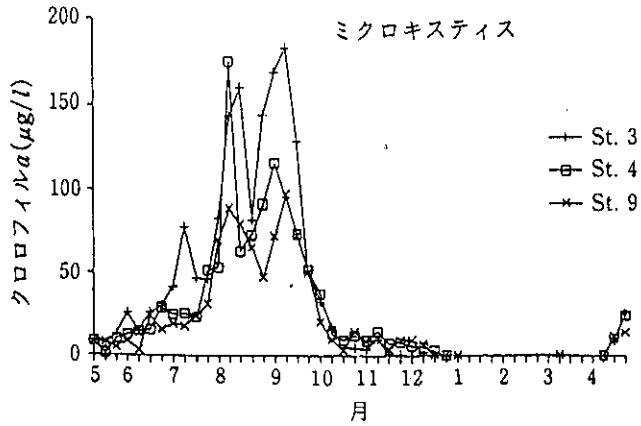


図33 霞ヶ浦3地点でのカロチノイドとクロロフィル濃度から求めたマイクロシステイスとアナベナの現存量変化 (1989年度)

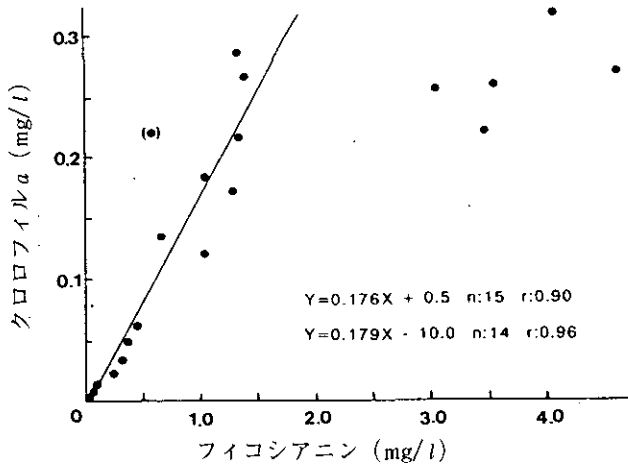


図34 培養したマイクロシステイス中のフィコシアニンとクロロフィルa濃度の関係

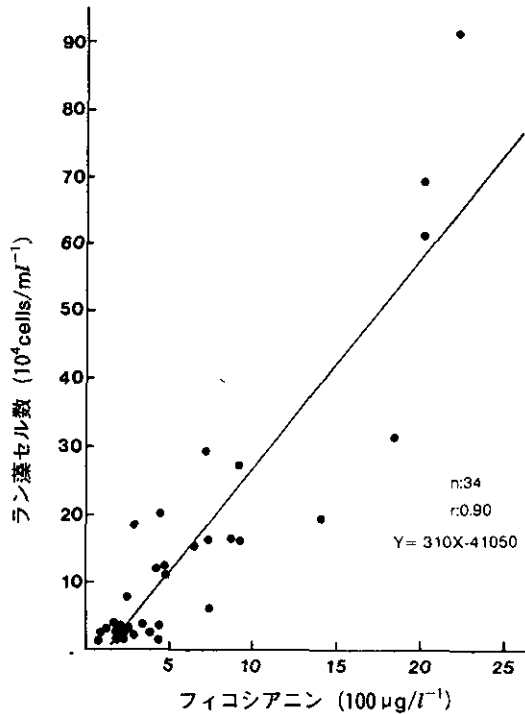


図35 屋外実験池におけるフィコシアニン濃度とアオコを形成するラン藻類の個体数の関係

ンが約 2 mg/l、クロロフィル濃度が 300 µg/l 程度までよい相関関係がみられた。液体クロマトグラフィーで分離すると、分子量の異なる少なくとも 2 つのフィコシアニン色素の存在が確認されたが、相関関係がみられなくなったフィコシアニン濃度の高い状態のときには 2 番目に現れるピークのみが増加した。フィコシアニンが 2 mg/l 以上の濃度で存在しているときはラン藻のみが優占している状態と考えられた。

図 35 に屋外実験池におけるマイクロキスティス、アナベナ、オシラトリア等のアオコを形成するラン藻類の個体数とフィコシアニン濃度との関係を示す。両者にはよい直線関係が得られ、フィコシアニン濃度によってアオコの現存量が推定できることが分かった。なお、今回の実験では肉眼でアオコ状態と認識される値は、フィコシアニン濃度で約 1 mg/l、マイクロキスティスの個体数で  $1 \times 10^5$  cells/ml 以上になった場合であった。

### 2.8.3 屋外実験池におけるアオコの再現実験

#### (1) 実験方法

使用した屋外実験池は国立環境研究所霞ヶ浦臨湖実験施設にある 6 個の実験池で、それぞれの池は 1 辺 3 m の六角形をしており、深さが 1.75 m で容量が約 40 m<sup>3</sup> の池である。実験は夏期を

中心に 1988 年から 4 年間行った。表 24 に各年の実験条件を示す。窒素やリンの栄養塩濃度は霞ヶ浦高浜入りにおける夏期の濃度 (T-P 濃度, 約  $0.23 \text{ mg/l}$ ) を基準として設定した。また、室内における培養実験から鉄の供給が重要であることが明らかになってきたところから、鉄の効果を検討した。また、微量の銅がアオコの増殖を阻害することが明らかにされていることから、EDTA の添加効果を検討した。さらに、栄養塩以外の要素がアオコ増殖に関与していると考えられたところから、微量な有機物に的を絞って実験室的にいくつか検討したところ、米ぬかの熱水抽出液の中にアオコの増殖を促進する物質のあることが分かったので、米ぬか熱水抽出液の添加効果を検討した。米ぬかの熱水抽出液は  $20 \text{ g}$  の米ぬかを  $1 \text{ l}$  の純水で  $120^\circ\text{C}$ ,  $15$  分間抽出後、 $0.4 \mu\text{m}$  のメンブランフィルターでろ過した液を原液とし、それを  $1 \text{ ml/l}$  の濃度になるように添加した。原液  $1 \text{ ml}$  中には凍結乾燥したときに約  $0.6 \text{ mg}$  の固形物が残った。この固形物は  $33.3\%$  の炭素と  $1.8\%$  の窒素と  $6.1\%$  のリンを含んでいた。したがって、米ぬか抽出液を添加することによって約  $0.2 \text{ mg/l}$  の溶存有機炭素、約  $11 \mu\text{g/l}$  の窒素及び約  $37 \mu\text{g/l}$  のリンの増加がもたらされた。実際に実験池に添加したときは荒目の布のフィルターでろ過した液を添加したところから、上記の値より若干高めの添加量になると思われた。実験の開始にあたり、霞ヶ浦から種となるアオコを採取し添加した。採取したアオコは、湖岸にアオコが集積していた場合にはそれを、また、集積アオコがない場合には NXX 25 のプランクトンネットを利用して採取した。実験池からの排水は、サイフォンを用いて下層より排水した。

## (2) アオコ増殖に対する栄養塩濃度の影響

図 36 に 1988 年の実験における各実験池でのフィコシアニン濃度の変化を示す。この実験では、栄養塩濃度が高く、米ぬか抽出液とクエン酸鉄を添加した P4 の実験池だけがアオコ状態になった。この結果から、実験池におけるアオコの再現のためにはかなり高負荷の栄養塩類が必要なことが明らかになった。このため、翌年からは P4 の実験池の栄養塩濃度を基準として用いた。1990 年に再度栄養塩濃度を変化させた実験を行った。図 37, 38 に各実験池のクロロフィル  $a$  濃度及びフィコシアニン濃度の変化を示す。この実験においては、P5 の実験池の栄養塩濃度を他の池の半分の値に設定した。図から明らかのように、P5 の実験池ではクロロフィル濃度も他の実験池に比べて低く、またフィコシアニン濃度の増加も見られずアオコは増殖しなかった。添加したリン濃度、 $0.23 \text{ mg/l}$ ,  $0.46 \text{ mg/l}$  という値は夏期の霞ヶ浦高浜入りの平均的全リン濃度の 1 倍及び 2 倍の値である。実験池では底泥がないため内部からの回帰が少なく、かなり多量の栄養塩類の添加が必要なものと考えられた。図 39 に 1988 年の実験における実験池中のリン濃度の変化を示すが、多くの池ではリン濃度は添加濃度の半分程度まで減少しており、利用可能なリン濃度はかなり低くなっていた。これらの実験からは、滞留時間 20 日の場合リンの負荷濃度が  $0.23 \text{ mg/l}$  以下の場合にはアオコの発生は抑えられるものと推察された。

## (3) アオコ増殖に対する鉄の影響

アオコの増殖に対する鉄の添加効果に関する実験は、1989 年及び 1990 年に行った。1989 年

表24 屋外実験池の実験条件

(A) 1988年\*

池 No.	滞留時間 (日)	P(KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) (mg/l)	N(NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.23	2.3	730	3	—
P 2	20	0.23	2.3	—	3	1.0
P 3	20	0.23	2.3	—	3	—
P 4	20	0.46	4.6	730	3	—
P 5	20	0.46	4.6	—	3	1.0
P 6	20	0.46	4.6	—	3	—

\* 8月3日実験開始

(B) 1989年\*<sup>1</sup>

池 No.	滞留時間 (日)	P(KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) (mg/l)	N(NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	鉄 (mg/l)	EDTA* <sup>2</sup> (mg/l)
P 1	20	0.46	4.6	730	3(クエン酸鉄)	0.2
P 2	20	0.46	4.6	730	3(クエン酸鉄)	0.2
P 3	20	0.46	4.6	—	3(クエン酸鉄)	0.2
P 4	20	0.46	4.6	730	3(クエン酸鉄)	0.2
P 5	20	0.46	4.6	730	0.5(FeCl <sub>3</sub> -Fe)	0.2
P 6	20	0.46	4.6	—	0.5(FeCl <sub>3</sub> -Fe)	0.2

\*<sup>1</sup>7月19日実験開始； \*<sup>2</sup>9月7日より添加

(C) 1990年\*

池 No.	滞留時間 (日)	P(KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) (mg/l)	N(NH <sub>4</sub> NO <sub>3</sub> ) (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 2	20	0.46	4.6	730	—	0.1
P 3	20	0.46	4.6	—	3	0.1
P 4	20	0.46	4.6	730	3	0.1
P 5	20	0.23	2.3	730	3	0.1
P 6	20	0.46	4.6	730	3	0.1

\* 7月27日実験開始

(D) 1991年\*

池 No.	滞留時間 (日)	P(KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) (mg/l)	N (mg/l)	米ぬか (g/EP)	クエン酸鉄 (mg/l)	EDTA (mg/l)
P 1	20	0.35	4.6(NH <sub>4</sub> -N)	730	3	0.1
P 2	20	0.46	4.6(NH <sub>4</sub> -N)	—	3	0.1
P 3	20	0.35	4.6(NH <sub>4</sub> -N)	730	3	0.1
P 4	20	0.35	4.6(NO <sub>3</sub> -N)	730	3	0.1
P 5	20	0.46	4.6(NO <sub>3</sub> -N)	—	3	0.1
P 6	20	0.35	4.6(NO <sub>3</sub> -N)	730	3	0.1

\* 7月26日実験開始

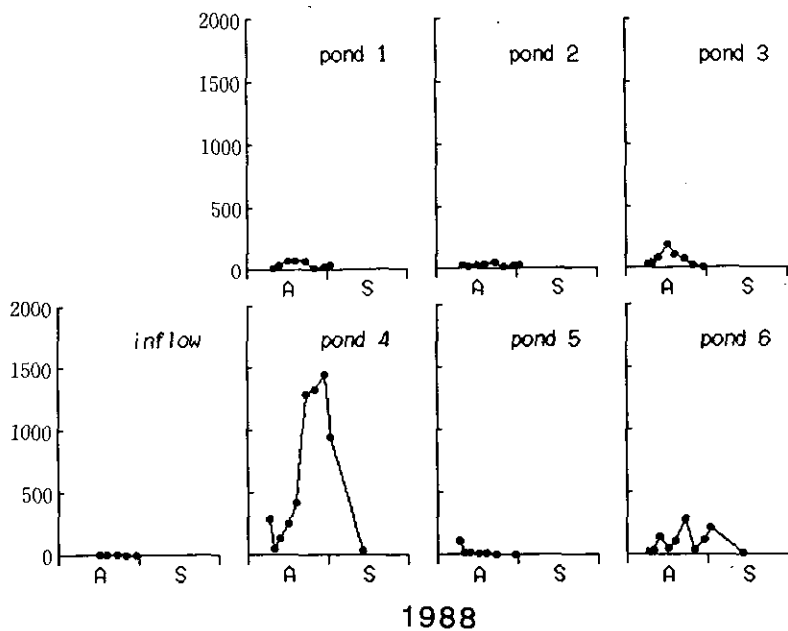


図36 屋外実験池でのフィコシアニン濃度の変化（1988年）

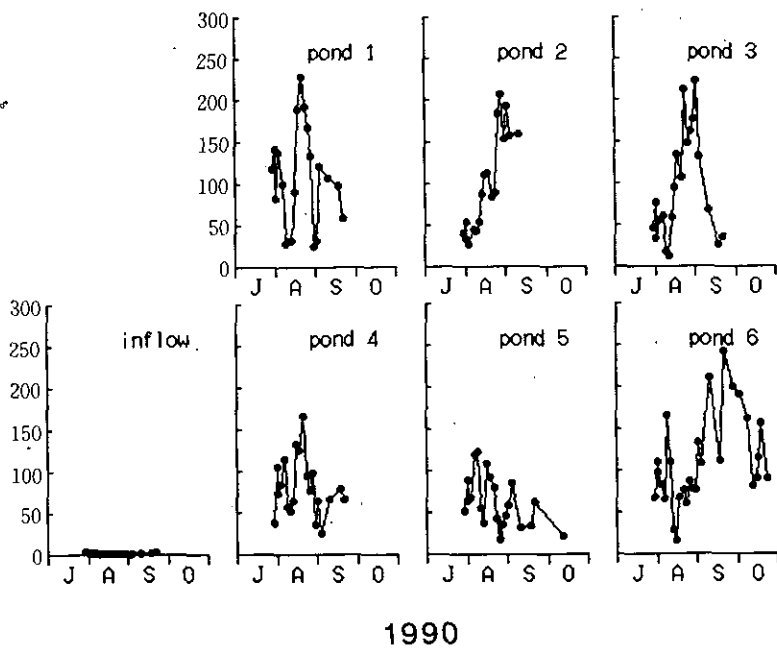


図37 屋外実験池でのクロロフィルa濃度の変化（1990年）

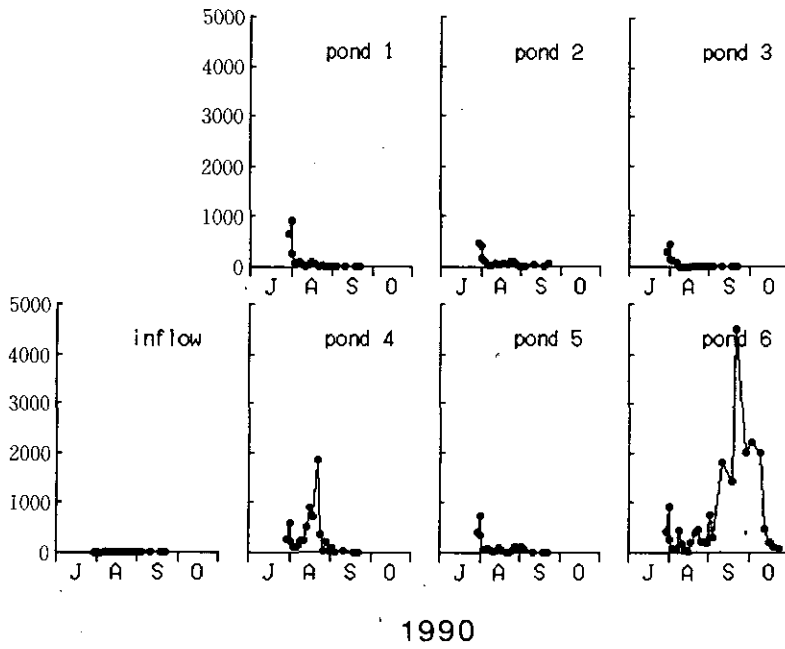


図38 屋外実験池でのフィコシアニン濃度の変化（1990年）

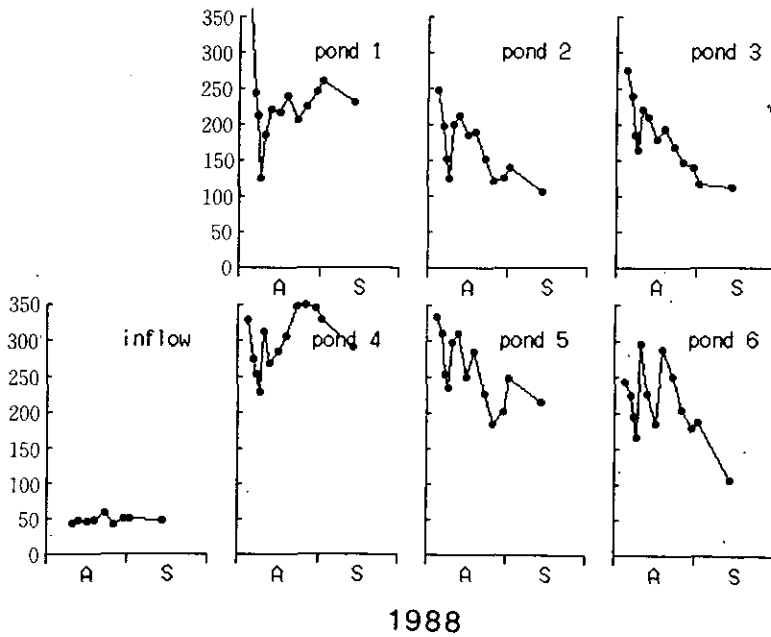


図39 屋外実験池でのTP濃度の変化（1988年）

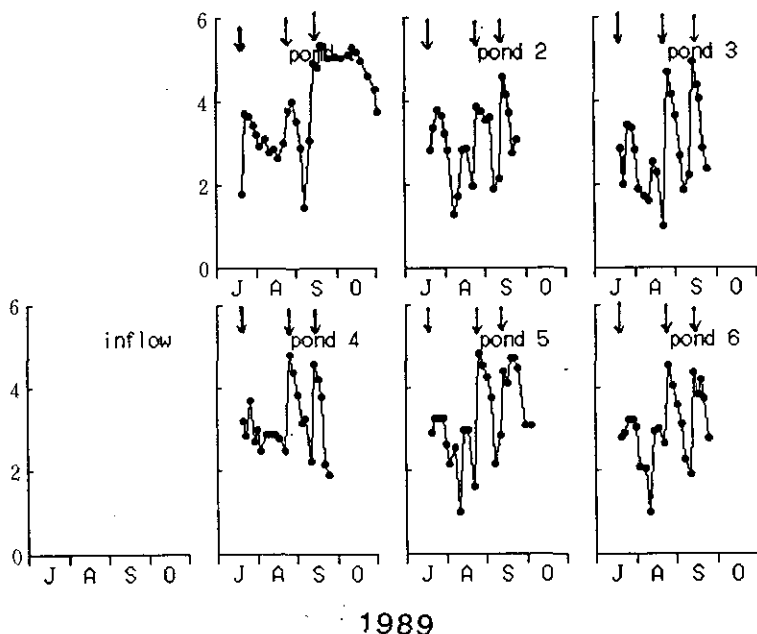


図40 屋外実験池でのミクロキスティス個体数の変化（1989年）  
矢印；霞ヶ浦より採取した濃縮アオコ添加

の実験では、7月19日及び8月23日に霞ヶ浦より濃縮アオコを採取し添加したがいずれも急激に現存量が低下し、アオコが消滅してしまった。そこで、9月7日に各池へEDTAを0.2mg/lの濃度になるように添加し、9月12日に再び霞ヶ浦から採取した濃縮アオコを植種した。図40に各池におけるミクロキスティスの個体数の変化を示す。クエン酸鉄と米ぬか抽出液を入れたP1の実験池ではアオコ状態になるまでミクロキスティスが増殖し、10月末までアオコ状態を維持した。また塩化鉄と米ぬか抽出液を加えたP5の池でも若干増加したが10月初旬にはほぼ消滅した。1990年の実験では、鉄を添加しなかったP2の実験池ではフィコシアニンの濃度増加はみられず、アオコは増殖しなかった（図38）。

図41に培養実験でのミクロキスティスの増殖に対する各態鉄の添加効果を示す。鉄を添加しなかった場合にはほとんど増殖せず、また、Fe-EDTAのような鉄と強いキレートを形成する錯化合物の場合にもあまり増殖しなかった。添加した鉄の中ではクエン酸鉄が最も有効であった。これらのことから、実験池への高濃度のEDTAの添加はミクロキスティスの増殖に阻害的に作用するものと考えられた。また塩化鉄は水中では不安定で、酸化され沈殿してしまうところから、水中に鉄を安定に維持する作用を持つ鉄と弱いキレートを形成する有機物の存在がアオコ増殖に必要なことが明らかになった。

またこれらの実験から、ミクロキスティスの増殖にとって鉄の供給は必須のものであり、鉄の



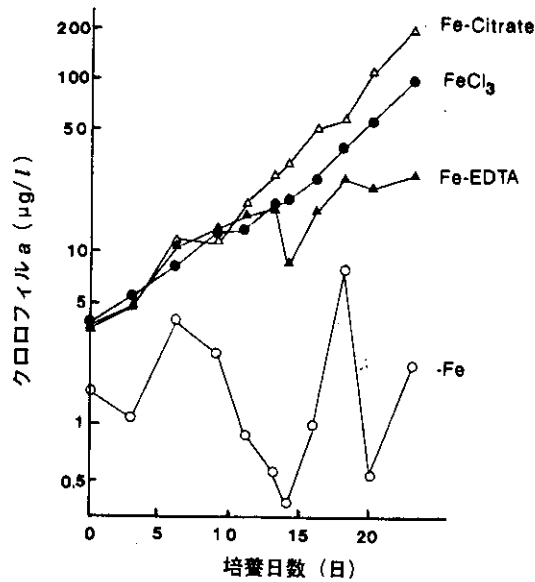


図41 ミクロキスティス増殖に及ぼす各態鉄の添加効果

供給を妨げることができればミクロキスティスの増殖を抑制できることが明らかになった。実際の湖沼では、鉄は底泥から供給されていると考えられ、底泥からの利用可能な形での鉄の供給を阻害することがアオコ抑制手法として有効であろうことが推察された。そのためには、鉄と強いキレートを形成する化合物等の添加による底泥改良手法も今後試みる必要がある。

#### (4) アオコ増殖に対する米ぬか抽出液の影響

図 42 に 1991 年の実験における各実験池中のフィコシアニン濃度の変化を示す。実験開始当初、各池で濃度の増加がみられたがその後減少し、米ぬか抽出液を添加した P1 及び P4 の実験池では再び増加したが、他の池ではあまり増加してこなかった。図 36, 38, 40 に示した 1988 年、1990 年及び 1989 年における実験でも米ぬかの抽出液を添加した池でのみ、アオコ状態を再現できた。アオコ状態の再現がみられた実験池と全く同じ実験条件にした池で、アオコ状態を再現できないケースもしばしばみられたところから、米ぬか抽出液の添加がアオコ状態を再現させるための十分条件にはならなかったが、アオコ状態再現のための必要条件になっていることは明らかになった。

図 41 で示した実験において、各態鉄の添加効果に加えて米ぬか抽出液の添加効果を併せて調べた。米ぬか抽出液の添加によって、鉄を添加しなくてもアオコの多少の増殖が観測された。また、アオコ増殖に対する塩化鉄とクエン酸鉄の効果の違いが解消され、両者ともよく増殖した(図 43)。このことから、米ぬか抽出液は鉄の安定化に寄与している可能性が考えられるが、さらにその機能に関しては今後の検討が必要である。培養実験において米ぬか抽出液中のどのよう

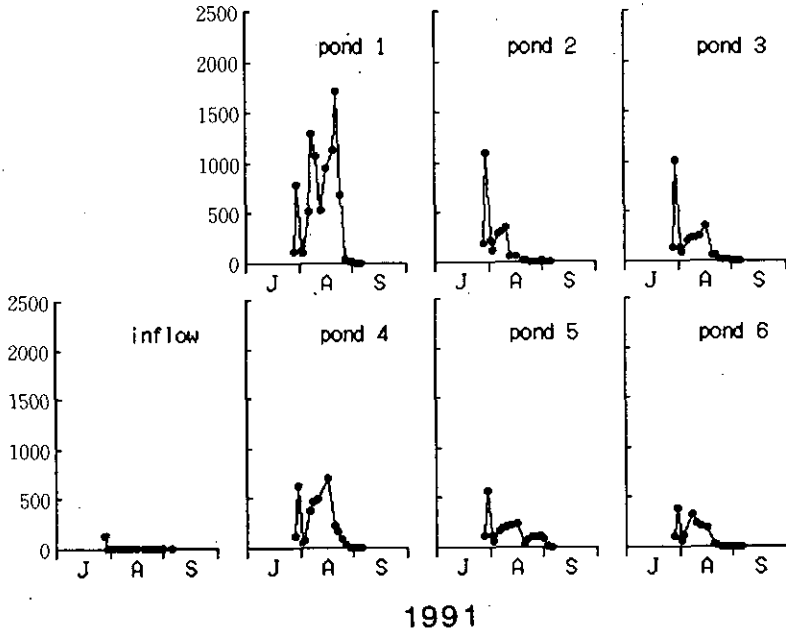


図42 屋外実験池でのフィコシアニン濃度の変化（1991年）

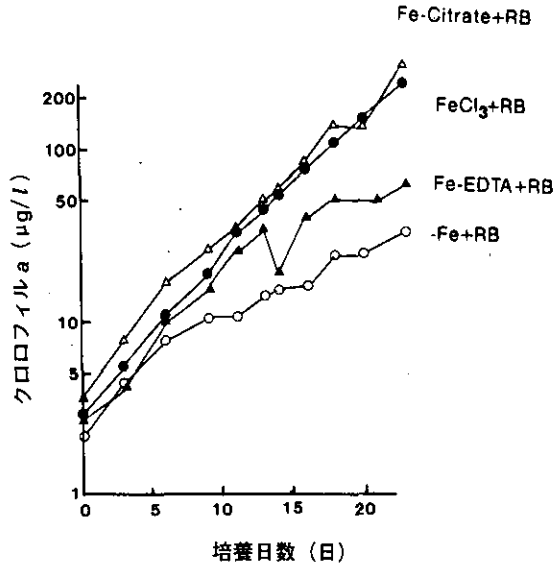


図43 ミクロキスティス増殖に及ぼす各態鉄と米ぬか抽出液の添加効果

な各分がマイクロキスティスの増殖に有効なのかを検したが、実験に用いた霞ヶ浦のろ過湖水の違いによって結果が異なり、再現性のある実験結果が得られなかった。今後さらに検討が必要である。

(5) アオコ増殖に対する窒素源の影響

アオコの窒素源として、アンモニア態窒素を好むという説と、硝酸態窒素を好むという2つの異なった説がある。そこで、1991年の実験では窒素源を変えた実験を行った。図42に示したごとく、アンモニア態窒素を窒素源としたP1、及び硝酸態窒素を窒素源としたP4の実験池でアオコ状態になるまでマイクロキスティスが増殖した。したがって、両者ともよく利用されるものと考えられたが、フィコシアニン現存量やアオコ状態の持続時間などはアンモニア態窒素を使ったP1の方が上回っていた。これらのことから、アオコの増殖にはアンモニア態窒素の方が多少有利であるように推測された。しかしながら、アンモニア態窒素を添加した場合、水中に高濃度の亜硝酸態窒素が蓄積してきた(図44)。また同様な蓄積はマイクロキスティスが増殖したP4の池でも観測された。他のケースでもマイクロキスティスの分解に伴って高濃度の亜硝酸の蓄積が見られた。高濃度の亜硝酸は生物にとって有害であるところから、今後このような現象についてのさらなる検討が必要であろう。

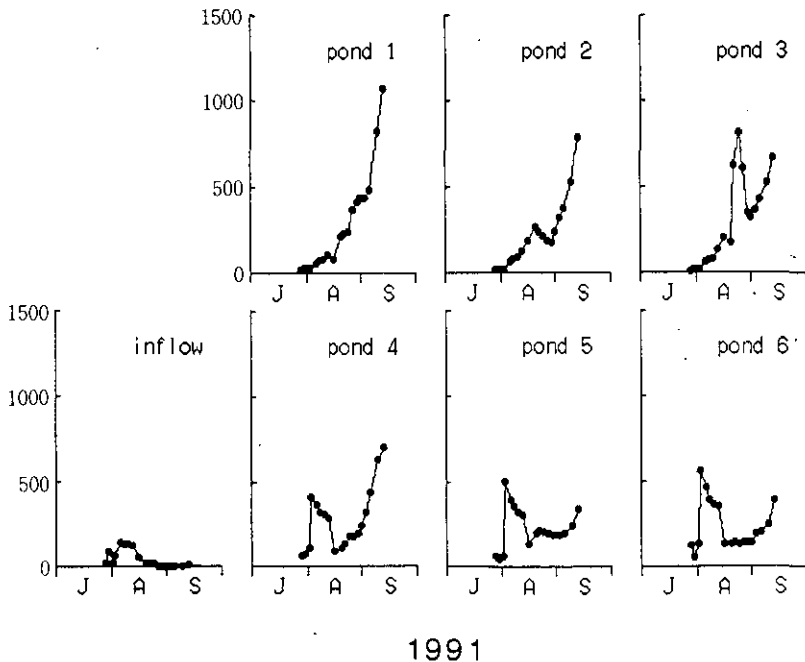


図44 屋外実験池でのNO<sub>2</sub>-Nの変化(1991年)

### (6) アオコ増殖に対する動物プランクトンの影響

アオコは大きなフロックを形成するところから動物プランクトンが直接摂食することができず、ほとんど動物プランクトンの餌として利用されないものと考えられている。しかしながら、実験池における実験では、毎年実験開始直後に植種したアオコの増殖が見られ、その2~3日後にはツボウムシ類 (*Brachionas* spp.) の大発生が見られた (図45)。ツボウムシの増加に伴いアオコ現存量は急激に減少し、一部ではそのまま消滅してしまう現象が見られた。このことは、ツボウムシがアオコを餌として利用し増殖していることを示すものと考えられる。実験池においては *Bosmina* sp. や *Moina* sp. などの枝角類の動物プランクトンの増殖も観測されたが、アオコの増加と連動して増加する傾向があり、アオコと共存している可能性が示唆された。

### (7) アオコ増殖の抑制物質の検討

アオコの増殖を抑制する物質として銅の存在が知られているが、銅以外にも増殖を抑制している物質の可能性が示唆された。図46に霞ヶ浦高浜入り湾奥部において採取した湖水のマイクロキスティスに対するAGP試験の結果を示す。図から明らかごとく冬期の湖水では窒素、リン及びEDTAなどの添加によってマイクロキスティスがよく増殖し、高いAGP値を示した。これに対して、夏期の湖水では窒素、リン、鉄、EDTAすべてを添加してもマイクロキスティスは増殖してこず、たいへん低いAGP値になった。銅などの重金属の影響とすれば、EDTAの添加によってその影響はなくなるものと考えられ、またこれまでの多くの実験から、増殖に必要な養分が不

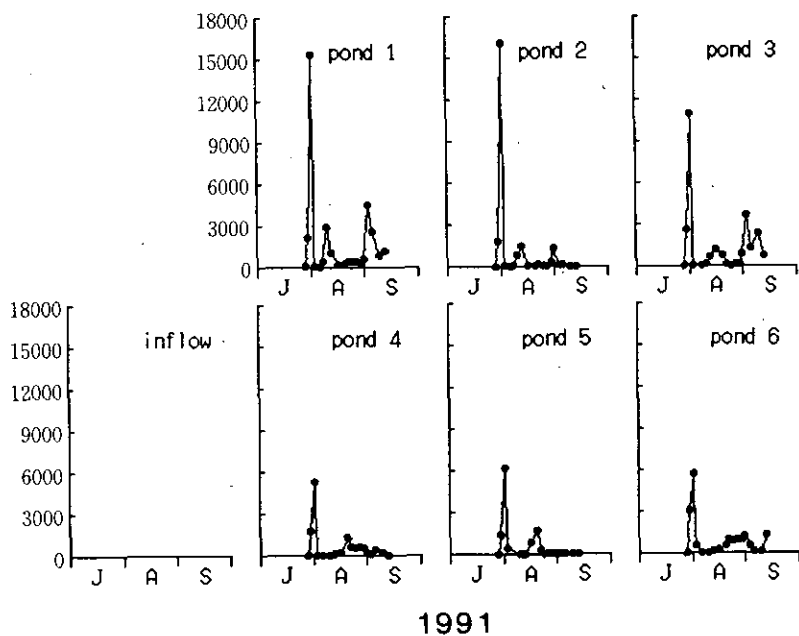


図45 屋外実験池でのツボウムシ類の個体数の変化 (1991年)

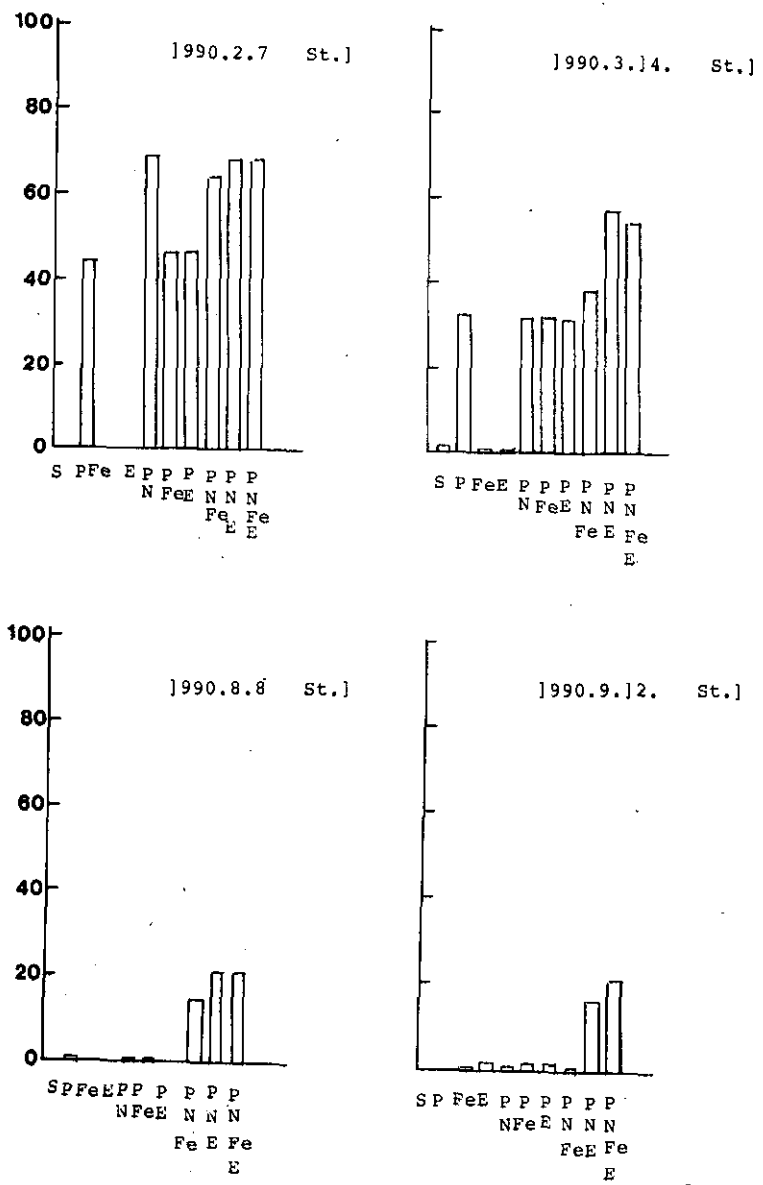


図46 霞ヶ浦高浜入り湾奥部で採水された湖水のミクロキスティスに対するAGP試験結果

足しているとは考えずらいことから、ミクロキスティスの増殖を抑制する物質の存在が示唆された。調査を行った1990年は霞ヶ浦全域においてアオコの発生が見られなかった。これらのことから、アオコには成長を促進させる物質と抑制する物質があり、自然界ではそれらの相互作用によってアオコの発生が微妙にコントロールされているものと推測された。

### (8) アオコ増殖による栄養塩の蓄積効果

アオコ状態になった池では図 47 に示すように添加しているリン濃度に比べ、池中のリン濃度が約 2 倍まで増加していることが分かった。このことから、アオコは湖水中に栄養塩を蓄積する作用もしていることが分かった。緑藻類やケイ藻類ではこのような水中での蓄積作用はなく、水の滞留時間によって決まる 1 以下の蓄積係数を持っている。もしアオコでなく緑藻やケイ藻などの他の植物プランクトンの優占種を変えることができたら、水中のリン現存量は低下し、藻類現存量はアオコが優占した場合の約 1/2 からそれ以下に改善できる可能性が示された。

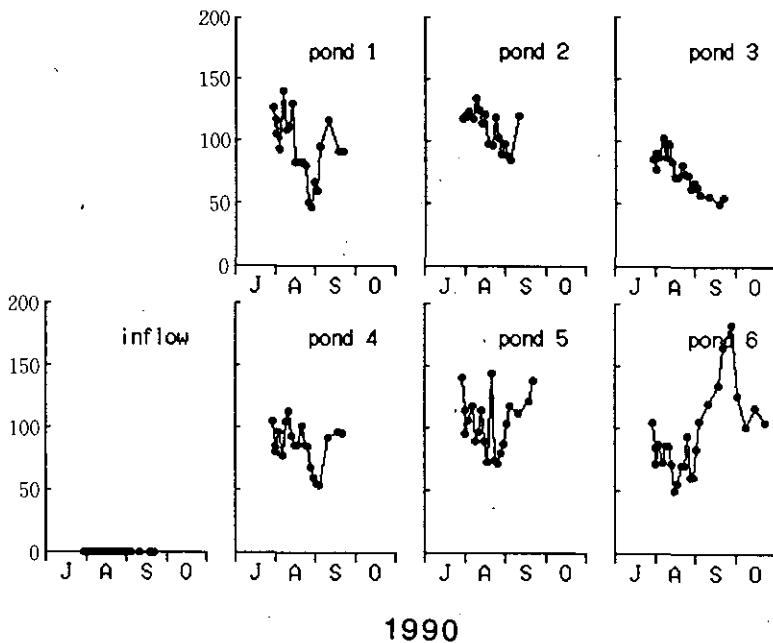


図47 添加水中の全リン濃度に対する各実験池の全リン濃度の比の経時変化 (1990年)

## 2.9 霞ヶ浦を取り巻く環境変化と新たな水質保全基準

### 2.9.1 霞ヶ浦をとりまく環境変化

明治以降の霞ヶ浦関連の年表を表 25 に示す。明治以降今日までの霞ヶ浦をとりまく環境変化は、大きく 4 つの時代に区分される。第 1 の時期は第 2 次世界大戦が終わる昭和 20 年 (1945 年) までの時代、第 2 の時期は常陸川水門の完成した昭和 38 年 (1963 年) までの時代、第 3 の時期は常陸川水門が完成してから水門を完全閉鎖し海水が入らなくなった昭和 49 年 (1974 年) まで、第 4 の時期は水門の完全閉鎖から今日までの時代である。

第 1 の時代は漁業がたいへん盛んで、佃煮の製造技術の導入、帆びき網漁法に代表される各種

表25 霞ヶ浦関連年表

年	社 会 一 般	法 規 等
1876		河川法制定(洪水制御目的)
1896	鉄道(常磐線)の開通	
1919	霞ヶ浦流域及び湖面の干拓開始	開墾助成法制定
1938	大洪水	
1941	大洪水	
1947	霞ヶ浦放水水路事業	
1948		農薬取締法公布
1950		国土総合開発法成立
1954	醸造工場の廃液による清明川の汚濁化	
1955	利根川を中心とした船運が終了 常陸川での塩害	
1956		工業用水法成立
1957	霞ヶ浦上水道事業の認可	多目的ダム法、水道法 利根川特定地域総合開発計画 自然公園法公布
1958	塩害の発生	水質保全法、工場排水法 下水道法制定
1959	常陸川水門の工事開始 水郷筑波国定公園の指定	
1961	霞ヶ浦水道の給水開始	水質源開発促進法 水質源公団法制定 農業基本法制定
1962		利根川水系の水質源開発計画
1963	常陸川水門完成 鹿島臨海工業地帯の建設開始	
1964		地域漁業振興対策事業指定 河川法改正、土地改良法改正
1965	網いけす鯉養殖業の本格的開始	
1966	霞ヶ浦、一般河川の指定 帆曳網漁が機械曳き(トロール)に変化 筑波研究学園都市の建設開始	
1967		公害対策基本法施行
1969	鹿島臨海工業用水の送水開始	水質汚濁防止法施行

表25 (つづき)

年	社会一般	法規等
1970	水浴場が消滅 利根川河口堰完成	水質環境基準の設定
1971	上水道のカビ臭 霞ヶ浦開発事業開始	農薬取締法大幅改正
1972	霞ヶ浦, 水質環境基準 A 類型に指定	河川法改正(流況調整工事) 土地改良法改正
1973	アオコの異常大発生 網いけすの養殖鯉, 大量へい死 常陸川水門の完全閉鎖	水源地域対策特別措置法公布 自然環境保全基本方針告示
1974		茨城県公害防止条例(上乗せ排水基準)
1976		水源地域整備計画決定告示
1979	霞ヶ浦用水事業開始 霞ヶ浦浄化センターが稼働開始	
1980	高浜入り干拓事業の廃止決定	利根川水系水質源開発 第3次フルプラン
1982		霞ヶ浦富栄養化防止条例実施 窒素及びリンに係わる環境基準告示
1983		湖沼水質保全特別措置法公布
1984	霞ヶ浦導水事業, 開始	
1985	霞ヶ浦, 指定湖沼に指定	
1986	全窒素, 全リンに係わる環境基準(Ⅲ 類型, 当面Ⅳ類型達成を目標)が霞ヶ 浦に設定	
1987		総合保養地域整備法制定
1988	冬期の透明度, 異常値(最高値: 5.1m) ゴルフ場の農薬使用, 社会問題化	利根川水系水質源開発 第4次フルプラン ゴルフ場における農薬の安全使用につ いて(農林省通達) ゴルフ場使用農薬に関する水道水の暫 定基準(厚生省) ゴルフ場使用農薬にかかわる指針値 (環境庁)



漁法の改良等が行われ、加瀬林によれば、1910年から1938年にかけては年間約8,000トン漁獲があったそうである。また魚種も、ワカサギや白魚等の高級な魚種が中心であった。またこの時期には水上交通が盛んで、土浦、潮来、鉾田等の沿岸にある大きな町はこの時期の水上交通の拠点として栄えた町である。水上交通は陸上交通の発達と共にさびれてゆき、この時期の終わりにはほとんど消滅状態となった。湖面の干拓事業もこの時期に盛んに行われ、第2の時期の終了までに524ヘクタールの沿岸帯が干拓され水田地帯に変わった。

第2の時代は第1の時代と同様に漁業がたいへん盛んであったが、第1の時期に比べ汽水性が高くなった。昭和10、13、16年と大洪水が頻発したことから昭和23年から水路を確保する目的で、常陸川、北利根川のしゅんせつ事業が開始され、それに伴って、海水の遡上も容易になり、霞ヶ浦の汽水性が高まった。昭和30年頃より常陸川から農業用水を取水している地域で塩害が頻発するようになり、昭和34年から塩害防止と利根川からの逆流洪水防御の目的で常陸川河口に水門建設が始まり、昭和38年に完成した。この時期には汽水性が高まったことを反映して大和じみみの漁獲が高まったり、魚種に変化が見られたりしている。また、昭和36年には霞ヶ浦水道が給水を開始し、水道水源としての利用も始まった。

第3の時代は常陸川水門が完成してから水門完全閉鎖までの期間であるが、流域での大規模開発がいくつも行われ、霞ヶ浦の利用形態や水質が急激に変化した時期である。流域では、水門の完成と時を合わせたように鹿島臨海工業地帯の建設が始まり、昭和41年からは筑波研究学園都市の建設も開始された。霞ヶ浦湖岸堤の工事が開始され、霞ヶ浦総合開発事業が開始された。昭和44年には鹿島臨海工業用水の送水が開始され、工業用水の水源としての利用も始まった。またこの時期には網生け養殖業が始まり、急激に増加した。このころより、水質の悪化が顕著になり、昭和45年には各地にあった水浴場がすべて閉鎖した。昭和47年には霞ヶ浦が水質環境基準Aに指定されたが、昭和48年にはアオコの異常大発生が生じ、網生け養殖の養殖鯉や大和じみみの大量へい死が起きた。この時期の水門操作は、非灌がい期の9月から3月までは漁業との関連でほとんど開放されることになっており、冬期の塩分濃度はかなり高くなっていった。

第4の時代は常陸川水門の完全閉鎖から今日にいたるまでの期間である。この期間の大きな特徴は水需要の増大に伴い、霞ヶ浦を水源地として整備していく各種の施策がとられたことである。また、これらの施策の結果として霞ヶ浦がダム化してきたことである。昭和51年には水源地域対策特別措置法に基づき、整備計画が決定し事業が開始された。この事業の中心は下水道整備であり、昭和54年には霞ヶ浦浄化センターが稼働開始した。

## 2.9.2 霞ヶ浦の水資源開発

利根川水系は首都圏の重要な水資源となっている。上流のダム開発はほぼ限界に達し、新たな水資源として下流域にその開発の力点がおかれるようになってきている。図48に利根川水系の水資源開発の状況、表26に主な水資源開発施設を示す。表27から明らかなように、これらの

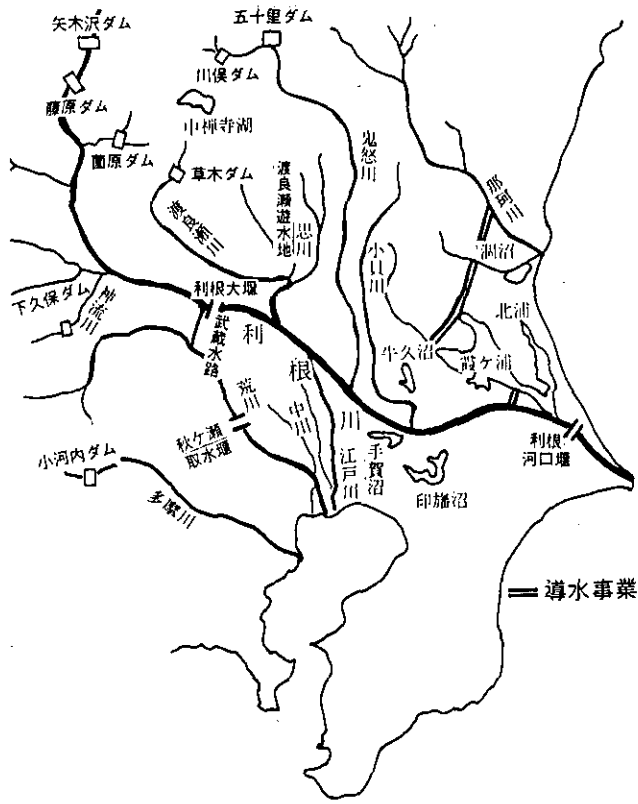


図48 利根川水系での水資源開発の状況

表26 利根川流域の水資源開発計画

	上水	工水	農水	計	完成年度
矢木沢ダム	4.0		13.6	17.6	1967
下久保ダム	14.2	1.8		16.0	1968
草木ダム	7.04	1.88	3.45	12.37	1976
河口堰	15.38	4.62	2.5	22.5	1971
印旛沼開発		5.0	2.54	7.54	1968
霞ヶ浦開発		23.36	19.56	42.92	工事中

開発水量の中で、霞ヶ浦開発による水量が約 43 トン/秒と極めて巨大なことが分かる。霞ヶ浦開発事業による新規水利権は茨城県、千葉県、東京都が保有することになっているが、その中でも茨城県が約 37 トン/秒とその大半を占めている（表 27）。この事業とは別に霞ヶ浦用水事業が開始されている（表 28）。霞ヶ浦用水事業は県西及び県南の 32 市町村に農業用水、水道用水

表27 霞ヶ浦開発事業

目的	都県			
	茨城	千葉	東京	計
農業用水	18.13	1.43	—	19.56
水道用水	2.50	1.56	1.50	5.56
工業用水	16.60	1.20	—	17.80
計	37.23	4.19	1.50	42.92

表28 霞ヶ浦用水事業

用途別	最大送水量	備 考	
水道用水	0.58	給水人口	292,000人
工業用水	1.6	最 大	85,000m <sup>3</sup> /日
農業用水	17.76	かんがい面積	約21,600ha
計	19.40		

表29 霞ヶ浦導水事業

用途別	霞ヶ浦導水事業				
	茨城県	千葉県	東京都	埼玉県	計
水道用水	6.60	1.26	1.40	0.94	10.20
工業用水	2.10	0.40	—	—	2.50
計	8.70	1.66	1.40	0.94	12.70

及び工業用水を供給する総合用水事業であり、出島村地先で取水し一部は新治浄水場で処理され八郷方面の水道用水として、また工業用水として使用される。大部分は筑波山をトンネルで抜けて南椎尾調整地に入りそこから県西方面に供給される。県西方面に供給された水は小貝川や鬼怒川に入るため霞ヶ浦流域外に供給されることになる。

霞ヶ浦導水事業（表29）は霞ヶ浦等の水質浄化及び那珂川、利根川の既得用水等への補給並びに那珂川、霞ヶ浦での新規都市用水の開発を目的として、那珂川と霞ヶ浦及び霞ヶ浦と利根川を導水路で結ぶ事業である。この事業により、新規に12.7トン/秒の水が開発される。利根川と霞ヶ浦を結ぶ導水路（第2導水路、2,250m）はすでに完成しており、那珂川と霞ヶ浦を結ぶ第1導水路の建設が始まっている。

### 2.9.3 霞ヶ浦の水質変化

図 49 に茨城県内水面水産試験所の報告書（1973～1990）を元に作成した霞ヶ浦木原沖における塩素イオン濃度の変化を示す。1974 年までは年間の最小値及び最大値とも激しく変化しており、海水の遡上の影響が強く現れている。前述したように、1963 年には常陸川水門が完成しており、4～9 月までは水門が閉じられていたが、塩素イオン濃度はそれ依然と比べてむしろやや増加の傾向を示している。水門が完全に閉鎖された 1974 年以降は塩素イオン濃度の最小値及び最高値とも変動幅が小さくなり、最高値と最小値の濃度差も少なく、完全な淡水湖に変わった。

湖沼の水質に関する関心は近年になってようやく高まってきた状況のため、環境基準が決められた昭和 47 年以降、実質的には昭和 50 年以降の水質データが充実してきたが、霞ヶ浦においても水質が急激に変化した昭和 30 年から 40 年代にかけてのデータは少ない。そうした中で、透明度に関するデータは茨城県内水面水産試験所及びその前進である霞ヶ浦・北浦水産事務所の調査によって 1950 年以降連続的なデータが残っており、この間の水質変化を知る上で貴重な資料となっている。図 50 に木原沖での透明度の変化を富栄養化状態指標に変換して示す。データの豊富な 1955 年以後の TSI (SD) の経年変化をみると、1968 年を境としてかなり富栄養化が進行したことが明らかである。すなわち、TSI の年平均値をみると 1968 年以前は 60 付近を中心として変動していたものが、それ以降は 65 付近を中心として変動している。また年間の中で

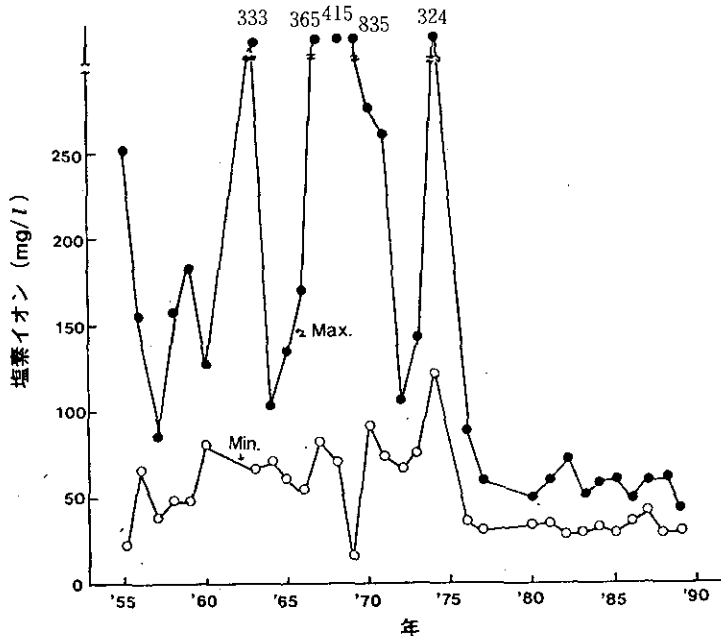


図49 霞ヶ浦木原沖での塩素イオン濃度の経年変化

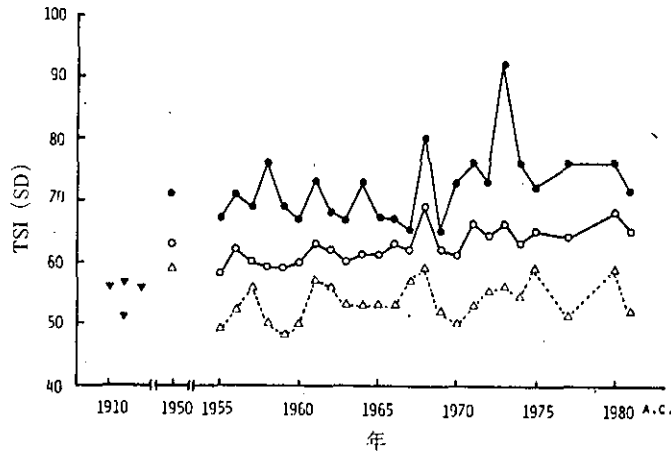


図50 霞ヶ浦木原沖での透明度から計算される TSI 値の経年変化  
●最高値, ○平均値, △最低値

最も透明度が低下したときの TSI 値でも 1968 年以前は 68 付近をベースにしていたものが、それ以後は 73 付近が中心となっている。特にアオコが大発生した 1973 年には 92 という非常に高い値が観測されている。

#### 2.9.4 他の湖沼との比較

ひとは湖を、生活で発生したものが流れてゆく場、生産の場、水の貯め場、魅きつける場などとして使っている。特に、水資源の観点からは量（供給速度）と質（利水障害）が問題となり、需要側の要求との関係で、地域の制約条件となる場合もある。表 30 には 9 指定湖沼の流域にお

表30 8 指定湖沼における食料、生活用水、農業用水の自給率

	人口密度 1/km <sup>2</sup>	食料自給率	生活水自給率	農水自給率	COD mg/l	TN mg/l	TP mg/l	降雨中のN mg/l
釜房湖	48	388%	8443%	1580%	2.2	0.62	0.014	0.70
霞ヶ浦	366	289%	212%	93%	8.2	0.98	0.050	0.67
印旛沼	1073	84%	66%	257%	10	2.50	0.070	1.24
手賀沼	2548	33%	23%	215%	20	4.50	0.420	1.24
諏訪湖	349	80%	1230%	776%	6	1.10	0.077	0.67
琵琶湖	338	133%	722%	492%	2.2	0.30	0.009	0.46
小島湖	1041	81%	159%	133%	10	1.80	0.180	0.67
宍道湖	201	152%	2624%	653%	5.3	0.50	0.045	0.46
中海	228	137%	2287%	672%	5.4	0.50	0.054	0.46

いて、人口密度と食料、生活水、農水の自給率を試算した結果を示す。食料自給率は流域で生産される農作物でまかなえる人口（水田と畑地面積、平均収量、1人当たりの食料必要量から計算される）と実際の人口の比で、生活水自給率は生活用水を森林域の基底流出水（降雨がないときの地下水からの流出水）から得ると考えてその量（森林面積、基底流量）と流域での全生活水必要量（人口、1人1日の生活水使用量）との比で、農水自給率は湖への流入水量と灌がい用水総量（水田面積、単位面積当たりの灌がい用水使用量）との比として計算した。流域の都市化が進んでいる手賀沼、印旛沼では食料、生活水の自給率が1より低く自立性が乏しく、他の流域からの供給が必要なることを示している。流域の水田比率が高い児島湖では農水自給率がほぼ1に近く、霞ヶ浦では1以下となっている。このことは灌がい用水として湖水に大きく依存していることを意味する。表6には水質も示しているが、農業、工業、水産用水として最低必要なCOD 5 mg/l、全窒素（TN）1 mg/l、全リン（TP）0.1 mg/l以下を満足しない所も多く、利水障害が懸念される。

### 2.9.5 霞ヶ浦の水質保全水準

霞ヶ浦に設定された環境基準はCOD 3 mg/l、TN 0.4 mg/l、TP 0.03 mg/lであるのに対して、実際の濃度はその2～3倍である（表30）。環境基準は利水目的との対応で決められているが、ここでは他の条件も考慮して霞ヶ浦の水環境としてのあるべき姿を議論してみよう。

(1) 非汚濁河川での水質；恋瀬川上流の小桜川でCOD 3.1 mg/l、TN 1.4 mg/l、TP 0.05 mg/l、大作沢でそれぞれ2.2、1.3、0.04 mg/lが報告されている。栄養塩濃度から予測される湖内内部生産CODはそれぞれ2.0、1.7 mg/lとなる。こうした河川の有機物は分解されにくく、自浄作用によるCODの減少はあまり期待されない。非汚濁河川での水質以上にするのは極めて難しいので、目標値としてはこれを超えないものにしたほうがよい。また、窒素の場合では、降水中に環境基準値と同程度の濃度がある（表30）。

(2) アオコのでないこと；前述したように、アオコ発生の発生する湖沼の富栄養化状態指数（TSI）は数湖を除いて60以上で、この値は環境基準AならびにⅢ類型の水質とほぼ同じである。また、既往の文献を整理して、TN 0.5 mg/l、TP 0.08 mg/l、水温17℃以上、水深13m以下をアオコの発生条件として挙げている報告もある。

(3) 魚がへい死しないこと；植物プランクトンの遷移に伴う水変わりと枯死による酸欠が原因と考えられている。ともに夏期のアオコの大発生と関係が深いので、アオコの発生が抑制されればへい死は生じないと予想される。

(4) 魚種の豊かなこと；図51には霞ヶ浦（北浦を含む）における漁獲量から計算された多様性指数の経年変化を示す。なお、種としては生活タイプから、ワカサギ・シラウオ、エビ・ハゼ、コイ・フナ・ウナギ、イサザの4種類に分けた。この図より1960年後半から多様性が低下するとともに、その年変動が激しいことが分かる。1966年からワカサギの帆曳き網漁がトロー

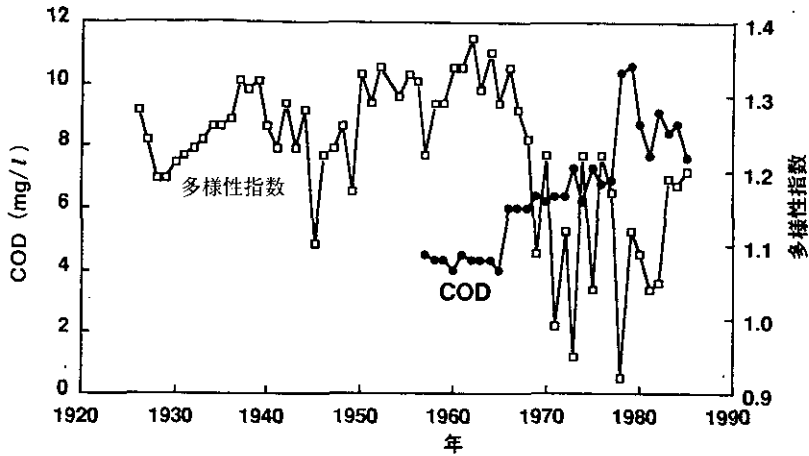


図51 霞ヶ浦の漁獲量から計算される魚種の多様性指数とCOD濃度の経年変化

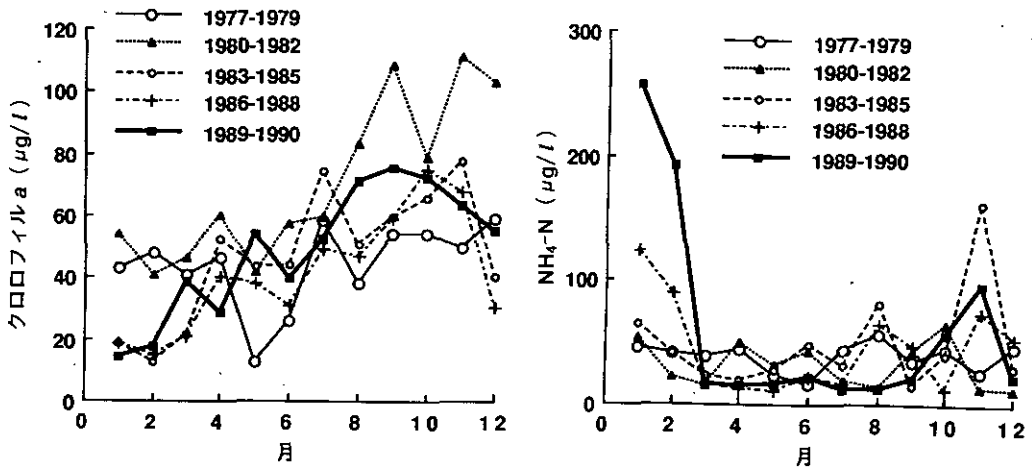


図52 霞ヶ浦湖心におけるクロロフィルa濃度とアンモニア態窒素濃度の3か年ごとの平均値の変化

ル漁に変わったことが主たる原因と考えられる。期を同じくしてCOD濃度が上昇しているが、底生魚の増加に伴い底泥からの栄養塩の回帰量が増えたことも要因の一つであろう。魚の資源量、漁獲量を一定に保つ管理が必要である。ところで、1960年頃のCOD濃度は5-6mg/lであったが、こうした値が水質として一つの目標となるだろう。

(5) 水質変動が急激でないこと；図52には西浦湖心におけるクロロフィル濃度とアンモニア態窒素濃度の季節変化を3年度ごとに平均して示している。1988年以來冬期に透明度が極めて高くなる現象が見られるが、その時クロロフィル濃度は低く、アンモニア態窒素濃度は高い。

後者は0.5 mg/l 程度以上で水生生物、特に魚の稚魚などに影響を及ぼすことが報告されている。こうした現象は、大型の動物プランクトンが大発生したことによるが、生態系が極めて不安定であることを示しているので、(4)とあわせて魚の資源管理が重要であることを表している。

### 2.9.6 容量概念を用いた管理手法

表 30 に示したように霞ヶ浦流域では水田用の灌がい用水は不足がちであることが分かる。しかし、生活用水に関しては、他流域への水供給、水質を考えなければ、現在の2倍程度の人口も許容できそうである。では、水質面ではどうであろうか。以下に容量概念を用いた管理案を検討する。

(1) 上述したように、流域の大部分が森林であるような河川でも現状の環境基準を満足させることが難しい。このためできる限り負荷の削減が必要である。下水道の敷設と処理水の系外放流は救世主のように考えられているが、河川水の減少、他水系の汚濁、莫大な建設費を考えればどの地域に対しても最適なものとはいえない。分散型の処理システムが望まれるゆえんである。現在、し尿を単独浄化槽、くみ取りで処理し、雑排水については無処理放流しているものをすべて合併浄化槽(除去率; COD 83%, TN 58%, TP 94%)に変えることを想定すると、その排出負荷量はCODで47%, TNで5%, TPで24%程度減少することが予想される。CODについてはかなりの効果が望めるが、栄養塩に対しては農地、畜産系、養殖などの負荷削減が課題である。

(2) 良質の生活水の確保のためにも森林面積を減少させない管理が重要である。なお、ゴルフ場は計画中のものも含めて56ある。河川上流の森林にゴルフ場が建設されると2,000~3,300人の雑排水無処理の住宅団地が造成されたのと同じ程度の効果があるという報告もある。このため、河川流域ごとにゴルフ場面積の上限を定めなければならない。

(3) 前述したように流域での豚数の増加は河川での硝酸態濃度の上昇をよく説明した。これは、ふん尿の農地還元処理が一般的であるため、その一部が流出しているためと考えられる。このため、畑面積に見合っただけ許容できる豚数が決まると考えられる。簡単な試算例を実際のものと比較した結果を図53に示すが、北浦など北部の流域で許容量をオーバーしていることが分かる。

(4) 霞ヶ浦の水利用全体のうち、水道水の比率は3%前後と極めて少ない。この程度の量を得るには、土浦入、あるいは高浜入どちらかで十分である。流域全域で汚濁負荷の削減を行うのは難しいので、どちらか一方で管理を徹底させることも有効な方法といえよう。

(5) 大きな水質変動の原因としては、ワカサギなどの乱獲による魚種の偏りが挙げられている。安定な生態系を維持するために漁業を含めた湖内生態系の管理手法が検討される必要がある。



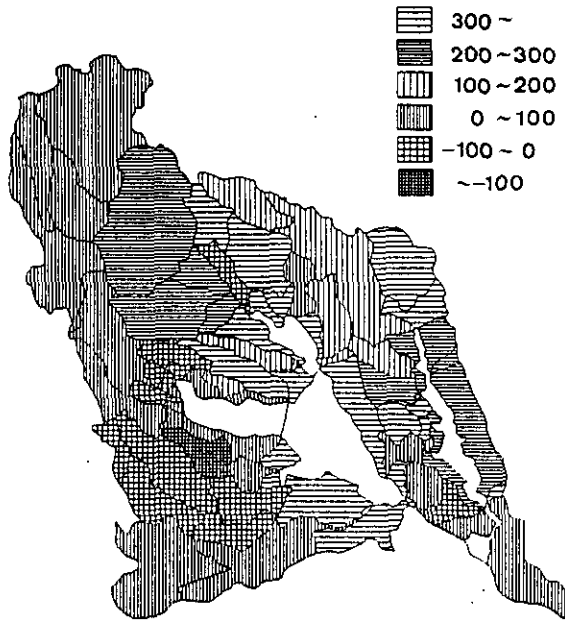


図53 許容可能な豚頭数（畑地面積から計算）をベースとしたときの各小流域  
 単位での過剰な豚頭数（頭数/km<sup>2</sup>）

### 3 まとめと今後の展望

湖沼は国民の資産として、良好な状態を維持し次世代に引き継いで行かなければならない。しかしながら、近年の経済的發展とは裏腹に湖沼環境は悪化し、水質環境基準の設定にもかかわらず、改善の気配がみられていない。従来の大口水利用者に対する排水規制による対策は一定の成果を納め、河川の水質改善に重要な役割を果たしてきた。しかしながら、湖沼環境においては、いわゆる富栄養化と呼ばれる機構により、湖内で新たな有機物生産が行われるところから、従来の規制的対策だけでは水質改善に結びつかず、新たな観点からの対策が模索されるに至っている。また、生活関連の環境基準に関しては、指定当時は湖沼環境に関する科学的知見の集積が十分でなく、主として水利用目的のみから基準が指定されたこともあり、湖沼特性に応じた指定がなされなかった湖沼がかなりあるものと考えられる。その結果として、当面基準達成が困難と考えられる湖沼が全体の約 25%にも達している。

これらのことから、本特別研究では環境容量概念を湖沼環境保全のために導入し、新たな水質保全基準の設定、湖沼生態系を考慮した新たな水質管理手法、流域における人間活動の許容限界と適正配分の手法等に関して研究を行ってきた。ここで基本となる環境許容概念として、内藤によってまとめられた第二種環境容量、すなわち「生態系における安定性や多様性を規範とする環境容量」を考えてきた。しかしながら、本特別研究を通して、この概念を消化吸收し、具体的な施策に結びつけるまでには至らなかつたと思われる。その原因としては、環境容量概念そのものでは施策とは直接結びつかず、その接点として新たな基準や指標の開発が必要とされたが、その点に対しての対応が十分に行われなかつたことによるものと考えられる。言い換えれば、環境容量概念の導入のためには新たな指標や基準の開発が必須であり、その点に向けて今後とも研究を充実させて行く必要がある。これは、湖沼生態系に関する新たな指標の開発を意味するばかりでなく、流域における自然・社会生態系を的確に現せる指標が現時点ではほとんど存在しない現状から、この点に関する指標開発を積極的に行うことが必要とされていると思われる。環境容量概念を目指したこれらの指標の開発により、従来の対策とは異なった観点からの新たな湖沼環境保全対策が可能になるものと考えられる。

[資料]

## I 研究の組織と研究課題の構成

### 1 研究の組織（当時）

#### [A 研究担当者]

水質土壌環境部 部長	村岡浩爾*1 須藤隆一*2
地域環境研究グループ 統括研究官	内藤正明
水質土壌環境部	
水環境計画研究室	海老瀬潜一*3・相崎守弘*4・福島武彦*4・ 平田健正*5・大坪國順*6・井上隆信*3
陸水環境研究室	矢木修身*7・内山裕夫*7・稲森悠平*8 稲葉一穂*9・細見正明*10
総合解析部	原沢英夫*6・天野耕二*11・青柳みどり*12 青木陽二*13
計測技術部	大槻 晃*14・安部喜也*15・河合崇欣*16 相馬悠子*9
生物環境部	春日清一*4・高村典子*17・花里孝幸*18
環境情報部	大井 紘*13・須賀伸介*19
技術部	松重一夫*8

#### \*現在の所属

1) 大阪大学工学部, 2) 東北大学工学部, 3) 水士圏環境部水環境工学研究室, 4) 地域環境研究グループ湖沼保全研究チーム, 5) 地域環境研究グループ有害廃棄物対策研究チーム, 6) 地球環境研究センター, 7) 水士圏環境部水環境質研究室, 8) 地域環境研究グループ水改善手法研究チーム, 9) 地域環境研究グループ化学物質健康リスク評価研究チーム, 10) 東京農工大学工学部, 11) 社会環境システム部資源管理研究室, 12) 社会環境システム部環境経済研究室, 13) 社会環境システム部環境計画研究室, 14) 東京水産大学水産学部, 15) 東京農工大学農学部, 16) 地球環境研究グループ酸性雨研究チーム, 17) 生物圏環境部環境微生物研究室, 18) 地域環境研究グループ化学物質生態影響評価研究チーム, 19) 社会環境システム部情報解析研究室

#### [B 客員研究員]

青山莞爾（東邦大学）	（昭和62～平成3年度）
石橋良信（東北学院大学）	（昭和62～平成元年度）

今田和史 (北海道立水産ふ化場)	(昭和62~平成3年度)
浮田正夫 (山口大学)	(昭和62~平成2年度)
柿沢 寛 (筑波大学)	(昭和62年度)
北畠佳房 (筑波大学)	(昭和62~平成元年度)
北村 博 (東京都立大学)	(昭和62~63年度)
楠見武徳 (筑波大学)	(昭和62年度)
國松孝男 (滋賀県立短期大学)	(昭和62~平成3年度)
合田 健 (摂南大学)	(昭和62~平成3年度)
宗宮 功 (京都大学)	(昭和62~平成3年度)
橘 治国 (北海道大学)	(昭和62~平成3年度)
田中 正 (筑波大学)	(昭和62~63年度)
茅原一之 (明治大学)	(昭和62年度)
津野 洋 (京都大学)	(昭和62~平成元年度)
中原忠篤 (筑波大学)	(昭和62年度)
中西 弘 (山口大学)	(昭和62~平成2年度)
橋本 奨 (大阪大学)	(昭和62年度)
花木啓祐 (東京大学)	(昭和62~平成元年度)
林 陽一 (茨城大学)	(昭和62~63年度)
日野幹雄 (東京工業大学)	(昭和62~平成2年度)
松岡 譲 (京都大学)	(昭和62~平成元年度)
松尾友矩 (東京大学)	(昭和62~平成元年度)
山本達也 (大阪府)	(昭和62~平成元年度)
吉田富男 (筑波大学)	(昭和62年度)
吉見 洋 (神奈川県公害技術センター)	(昭和62~63年度)
山本哲也 (茨城県公害技術センター)	(昭和62~平成3年度)
有賀一郎 (大阪府立大学)	(昭和63年度)
浅野直人 (福岡大学)	(昭和63年度)
一瀬 諭 (滋賀県立衛生環境センター)	(昭和63~平成元年度)
市来正義 ((株)日立造船技術研究所)	(昭和63年度)
駒形和男 (東京大学)	(昭和63年度)
桜井善雄 (信州大学)	(昭和63年度)
祥雲弘文 (筑波大学)	(昭和63年度)
関根達也 (東京理科大学)	(昭和63~平成元年度)
滝 和夫 (千葉工業大学)	(昭和63~平成元年度)

中村以正（筑波大学）	（昭和63～平成元年度）
藤井宏一（筑波大学）	（昭和63年度）
片山靖夫（岡山県環境保健センター）	（昭和63～平成3年度）
日野修次（北海道公害防止研究所 北海道環境科学研究センター）	（昭和63～平成3年度）
矢崎仁也（日本大学）	（昭和63～平成元年度）
山根爽一（茨城大学）	（昭和63～平成2年度）
相田徳二郎（茨城大学）	（平成元年度）
鹿野秀一（東北大学）	（平成元年度）
川端善一郎（愛媛大学）	（平成元年度）
前田 修（筑波大学）	（平成元年度）
三村信男（茨城大学）	（平成元年度）
村岡浩爾（大阪大学）	（平成元年～2年度）
大槻 晃（東京水産大学）	（平成2～3年度）
川村洋司（北海道立水産ふ化場）	（平成2～3年度）
古武家善成（兵庫県立公害研究所）	（平成2年度）
高村義親（茨城大学）	（平成2～3年度）
菊地義昭（茨城大学）	（平成3年度）
田口早智子（仙台市衛生研究所）	（平成3年度）
安田満夫（鳥取県衛生研究所）	（平成3年度）

## 2 研究課題と担当者

[昭和62年度～平成元年度]

### （1）環境容量概念を導入した水域環境管理の研究

内藤正明・福島武彦・原沢英夫・天野耕二・大井 紘・須賀伸介・青木陽二・  
青柳みどり

### （2）湖沼の物質循環速度と生態系管理に関する研究

相崎守弘・春日清一・大槻 晃・河合崇欣・相馬悠子・高村典子・花里孝幸・矢木修身・  
稲葉一穂・細見正明

### （3）バイテク等新技术を応用した水域の浄化機能促進に関する研究

須藤隆一・稲森悠平・矢木修身・内山裕夫・松重一夫

### （4）汚濁負荷流出管理に関する研究

村岡浩爾・海老瀬潜一・福島武彦・平田健正・大坪國順・井上隆信・安部喜也

(5) 複合利用湖沼の環境保全システムに関する研究

海老瀬潜一・福島武彦・相崎守弘

[平成2～3年度]

(1) 環境容量の概念を導入した水域環境管理の研究

天野耕二・福島武彦・原沢英夫・相崎守弘

(2) 湖沼の物質循環速度と生態系管理に関する研究

相崎守弘・春日清一・細見正明・河合崇欣・矢木修身・相馬悠子・高村典子・花里孝幸

(3) 汚濁負荷の流出管理の研究

海老瀬潜一・福島武彦・井上隆信

(4) 複合利用湖沼の環境保全システムに関する研究

相崎守弘・福島武彦・原沢英夫・天野耕二・松重一夫

## II 研究成果発表一覧

### 1 誌上発表

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
[昭和62年度]					
青木陽二	現場実験による都市の水辺評価の試み	環境情報科学	16(2)	62-69	1987
青木陽二	身近な水辺の快適性評価	下水道協会誌	24(279)	13-19	1987
青木陽二	植栽空間測定のための心理的評価指標の選定	森林文化研究	8(1)	73-83	1987
内藤正明	豊かな環境づくりへの新たな挑戦	とうきょう広報	38(12)	18-19	1987
内藤正明	環境問題の展開に伴う環境研究の方向	季刊環境研究	(67)	113-120	1987
Y. Ambe, M. Nishikawa	Variations in different sized water insoluble particulate matter in rain water	Atmos. Environ.	21	1469-1471	1987
Y. Ambe, M. Nishikawa	Emission efficiency for particulate forms of iron and aluminum in rain water measured by inductively coupled plasma atomic emission spectrometry	Anal. Chim. Acta	193	355-360	1987
A. Otsuki, H. Seki, C.D. McAllister, C.D. Levings	Measurement of net growth rates of herbivorous benthic animals using periphyton labeled simultaneously with $^{13}\text{C}$ and $^{15}\text{N}$	Limnol. Oceanogr.	32	499-503	1987
K. Kobayashi, K. Iwase, S. Hashimoto, H. Ueda, K. Fujiwara, A. Otsuki, K. Fuwa, H. Haraguchi	Studies on dissolved metalloenzymes in lake water III. Correlation between dissolved alkaline phosphatase and orthophosphate in lake water	Bull. Chem. Soc. Jpn.	60	925-931	1987
K. Inaba	Determination of trace levels of polyoxyethylenetype nonionic surfactants in environmental waters	Intern. J. Environ. Anal. Chem.	31	63-73	1987
海老瀬潜一	無機イオンの流出負荷量原単位と流出特性	衛生工学研究論文集	24	261-271	1987
海老瀬潜一	水質汚濁防止のための排水処理技術	JETI	36(3)	42-44	1987



発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
大坪國順, 村岡浩爾	底泥の再浮上現象の現地観測およびそのシミュレーション	土木学会論文集	(387)	189-198	1987
平田健正, 村岡浩爾	山地小流域における溶存物質の降雨流出特性について(3)	第32回水理講演会論文集	32	49-54	1988
細見正明, 岡田光正, 須藤隆一	生態系モデルによる湖沼の富栄養化対策の評価	港湾技術要報	100	198-208	1987
M. Hosomi, R. Sudo	Assessment of sediment control on eutrophication using a model of phosphorus release from bottom sediments	Proceeding of the Specialized Conference on Coastal and Estuarine Pollution (ed. Y. Awaya & T. Kusuda, 439p.)		246-253	1987
細見正明, 岡田光正, 須藤隆一	湖沼生態系モデルによる富栄養化防止対策の評価	衛生工学研究論文集	24	151-165	1988
福島武彦, 村岡浩爾, 天野耕二	全国河川を対象とした水質変動特性の解析	衛生工学研究論文集	24	283-292	1988
村岡浩爾	国際河川の水質汚濁・水質管理—ライン川の汚染から何を学ぶか—	地理	32(5)	26-33	1987
村岡浩爾	第7章 コメント—森林と河川の役割—	水資源の保全—琵琶湖流域をめぐる諸問題—(吉良竜夫編, 人文書院, 231p.)		113-118	1987
矢木修身, 須藤隆一, 萩原富司, 高村義親	霞ヶ浦における藻類増殖の制限物質	水質汚濁研究	10(2)	115-122	1987
春日清一	湖沼の動物相管理による水質保全	公害と対策	23(9)	35-41	1987
高村典子	ラン藻による水の華, 特に <i>Microcystis</i> 属の生態学的研究の現状	藻類	36	65-79	1988
N. Takamura, M. Yasuno	Sedimentation of phytoplankton populations dominated by <i>Microcystis</i> in a shallow lake	J. Plankton Res.	10(2)	283-299	1988
須藤隆一	陸水圏における栄養塩類の循環	環境中の物質循環 (農林水産省農業環境技術研究所編, 288p.)		168-188	1987
須藤隆一	バイオテクノロジーと環境保全	月刊浄化槽	(137)	19-27	1987
西嶋 渉, 岡田光正, 須藤隆一	オキシレーションディッチ法による有機物, 窒素, リンの同時除去に関する実験的研究	水質汚濁研究	10	609-617	1987

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
須藤隆一	バイオテクノロジーと環境保全	聖マリア医学	14	21-45	1987
岡田光正, 村上昭彦, 寺崗克博, 須藤隆一	回分式汚泥法による高濃度排水の窒素, リン, 有機物の同時除去	水質汚濁研究	10(12)	741-748	1987
須藤隆一	バイオテクノロジーと環境保全(2) - 生物処理へのバイオテクノロジーの活用 -	月刊浄化槽	(140)	17-23	1987
須藤隆一, 稲森悠平	バイオテクノロジーと環境保全(3) - 微生物固定化法およびバイオテクノロジーの環境影響 -	月刊浄化槽		18-25	1987
須藤隆一, 稲森悠平	汚濁湖沼水の生物酸化処理における微小原生動物の役割に関する研究	昭和60,61,62年度文部省科学研究費補助金[総合研究(A)]		1-10	1987
[昭和63年度]					
K. Amano, T. Fukushima	On the longitudinal and vertical changes in lake estuarine sediments	Water Sci. & Technol.	20(6/7)	143-153	1988
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	全国湖沼底質中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の分布特性	衛生工学研究論文集	25	59-68	1989
H. Shiraishi, F. Pula, A. Otsuki, T. Iwakuma	Behavior of pesticides in Lake Kasumigaura, Japan	Sci. Total Environ.	72	29-42	1988
K. Inaba, K. Amano	HPLC determination of linear alkylbenzenesulfonate (LAS) in aquatic environment. Seasonal changes in LAS concentration in polluted lake water and sediment	Int. J. Environ. Anal. Chem.	34	203-213	1988
K. Inaba, K. Iwasaki, O. Yagi	A method for behaviour analysis of synthetic chemicals in the aquatic environment using their adsorption constants.-A study of linear alkyl-benzenesulfonate in wetland-	Environ. Technol. Lett.	9	1387-1392	1988
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一	嫌気性条件を組み込んだ小規模合併処理浄化槽における脱窒・脱リン	用水と廃水	30(4)	54-60	1988
稲森悠平, 松重一夫, 砂原広志, 須藤隆一	嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす界面活性剤の影響に関する研究	用水と廃水	30(5)	22-29	1988

発 表 者	題 目	掲 載 誌	卷(号)	ページ	刊年
関根孝夫, 松永 旭, 新井喜明, 稲森悠平, 砂原広志	活性汚泥法のSRT制御下における硝化特性と細菌相	下水道協会誌	25(289)	29-37	1988
稲森悠平, 林 紀男, 須藤隆一	アオコの分解における微小動物の役割に関する研究	日本水処理生物学会誌	24(1)	59-69	1988
稲森悠平, 須藤隆一	土壌トレンチ法による生活系及び産業系排水の処理	産業公害	24(8)	25-34	1988
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一	嫌気性ろ床・トレンチ循環処理法による生活排水中の有機物, N, P同時除去	PPM	19(11)	19-26	1988
稲森悠平, 大内山高広, 須藤隆一	生物膜法による汚濁湖沼水浄化における微小動物の役割	環境技術	18	78-81	1989
海老瀬 啓一	集水域の総流出汚濁負荷量とその計測方法	水質汚濁研究	11(12)	748-752	1988
福島武彦, 原沢英夫	環境容量概念利用に関する一考察	環境システム研究	16	93-99	1988
T. Fukushima, K. Muraoka	Simple model to predict water quality in 90 Japanese lakes	Verh. Internat. Verein. Limnol.	23	812-827	1988
福島武彦, 天野耕二, 村岡浩爾	全国富栄養化湖沼の底質特性について	衛生工学研究論文集	25	69-79	1989
村岡浩爾	生活雑排水対策に関する研究の動向	かんきょう	13(6)	19-23	1988
S. Kasuga	Fisheries and water quality in Lake Kasumigaura	Present Situation. Probl. Prospect & Pract. Implementation Program of Agric. Educ. & Res. for Higher Prod. Conserv. Nature & Agroecosyst. (Univ. Tsukuba. 190p.)		165-171	1987
合田 健, 須藤隆一, 生活排水処理システム検討委員会(他13名)	生活排水処理システムの高度化に関する研究	昭和62年度排水処理の高度化に関する総合研究		7-1-7-20	1988
岡田光正, 竹下俊二, 須藤隆一	マイクロコズムを用いた水の華の発生機構とその制御に関する研究	水質汚濁研究	11(6)	371-380	1988
松重一夫, 稲森悠平, 岡田光正, 砂原広志, 須藤隆一	嫌気性ろ床法の負荷変動下における浄化特性に関する研究	下水道協会誌	25(293)	69-80	1988

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
松重一夫, 田井慎吾	生活排水の小規模処理システムにおける費用および処理方式からの評価	用水と廃水	30(6)	569-575	1988
田井慎吾, 松重一夫	小規模生活排水処理システムの経済性による選択	環境技術	17	754-758	1988
[平成元年度]					
天野耕二, 福島武彦, 稲葉一穂, 中杉修身	直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の河川・湖沼水中懸濁物への吸着特性の変化とその要因について	水質汚濁研究	12	506-515	1989
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	湖沼底質中の直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の鉛直分布と季節変動について	水質汚濁研究	12	724-735	1989
稲葉一穂	湿地帯における汚濁物質の挙動と浄化能力	第7回琵琶湖研究シンポジウム記録・水界生態系における浄化機能(滋賀県琵琶湖研究所, 131p.)		2-23	1989
稲森悠平, 国安祐子, 須藤隆一	生物処理における微小原生動物の役割に関する研究	日本水処理生物学会誌	23(2)	15-23	1987
稲森悠平, 竹下俊二, 須藤隆一	湖沼水質保全対策の技術諸法と今後の方向性	公害と対策	23(9)	26-34	1987
稲森悠平, 松重一夫, 高橋智己, 内田達也, 竹下俊二, 須藤隆一	難分解性有機化合物の嫌気・好気循環ろ床法による浄化	用水と廃水	29(6)	24-33	1987
稲森悠平, 千葉和也, 中山久克, 須藤隆一	包括固定化法における浄化特性と微小動物の役割	用水と廃水	29(8)	42-50	1987
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一	小規模事業場における排水処理技術	用水と排水	31(8)	9-18	1989
稲森悠平, 須藤隆一	バイオテクノロジーの水環境保全への活用	Clean Life	27(12)	35-40	1989
古賀みな子, 瀬口 健, 森 忠洋, 稲森悠平, 須藤隆一	鞭毛虫類 <i>Trochiloides recta</i> による糸状細菌の捕食	水質汚濁研究	12(4)	239-245	1989
Y. Inamori, Y. Kuniyasu, R. Sudo, M. Koga	Role of ciliated protozoa in control of the growth of filamentous microorganisms	Proc. The 5th Int. Symp. Microb. Ecol.		422-426	1989

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一	嫌気性ろ床, トレンチ循環処理法 における生活排水の有機物, N, P同時除去	用水と廃水	32(2)	45-52	1990
K. Otsubo	Considerable difference between the velocity of water percolation and that of soil moisture profile in a lysimeter	J. Hydrosoci. & Hyd- raul. Eng.	7(1)	13-22	1989
福島武彦, 原沢英夫	湖沼の比較研究とその湖沼水管理 への応用	環境システム研究	17	82-93	1989
K. Nakagami, T. Fukushima, H. Harasawa, K. Oya, M.V.O. Espaldon	A strategic concept of basin man- agement	立命館経営学	28(4・5)	181-220	1990
M. Hosomi, R. Sudo	Nutrient concentrations in the in- terstitial water of the sediments in Lake Kasumigaura	Jpn. J. Limnol.	48	S119-S129	1987
矢木修身, 大久保紀雄, 富岡典子, 岡田光正	牛久沼における藻類増殖の制限物 質	陸水学会誌	50(2)	139-148	1989
須藤隆一	川を汚さないための台所Q & A	健康な子ども	18(10)	52-53	1989
R. Sudo, Y. Inamori, Y. Kuniyasu, T. Ouchiyama	Predation and deodorization of musty odorproducing filamentous algae by the protozoa <i>trithigmasto- ma cucullulus</i>	Water Sci. & Technol.	21(12)	1743-1746	1989
須藤隆一, 細見正明, 稲森悠平, 松重一夫	水生植物による生活雑排水処理に 関する研究	N-1小領域, 人為起 源物質の環境中の循 環と制御	(GO20)	237-239	1990
須藤隆一	生活排水の処理技術	都市清掃	43(174)	42-49	1990
須藤隆一	使用済みてんぷら油をどう処理す るか	生活と環境	35(2)	20-24	1990
[平成2年度]					
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(1)	霞ヶ浦ネットワーク	2(2)	3-4	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(2)ワカサギ	霞ヶ浦ネットワーク	2(3)	4-5	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(Ⅲ)イサザア ミー①	霞ヶ浦ネットワーク	2(4)	4-5	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(Ⅳ)イサザア ミー②	霞ヶ浦ネットワーク	2(5)	4-5	1990

発表者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(V)エビ	霞ヶ浦ネットワーク	2(6)	6-7	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(VI)フナ	霞ヶ浦ネットワーク	2(7)	7	1990
春日清一	食物連鎖から見た生態系制御	水産海洋研究	54	382-388	1990
福島武彦, 原沢英夫, 天野耕二	流域管理とその支援システム(第 1報)	環境システム研究	18	129-135	1990
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	直鎖型アルキルベンゼンスルホン 酸塩(LAS)による水および底質汚 染の評価と予測	環境科学会誌	3	177-186	1990
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	湖沼河口域における直鎖アルキル ベンゼンスルホン酸塩(LAS)の収 支モデル	水質汚濁研究	13	577-585	1990
[平成3年度]					
M. Aizaki		Limnol. Comp. Caract. Water Qual. Chin. & Jpn. Lakes (159p. Nissei Eblo, Tsukuba)		159p.	1991
M. Aizaki, N. Takamura	Regeneration of nutrient and de- tritus formation from aerobic de- composition of natural phyto- plankton	Jpn. J. Limnol.	52(2)	83-94	1991
M. Aizaki	Natural and social surroundings of Lake Kasumigaura	Environ. Changes & GIS	(2)	472-480	1991
相崎守弘	日中富栄養化湖沼の比較研究	学術月報	44	1101-1105	1991
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(VII)ハゼ①	霞ヶ浦ネットワーク	2(8)	5	1990
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(VIII)ハゼ②	霞ヶ浦ネットワーク	2(9)	4	1990
春日清一	水圏のサイエンスーおさえるポイ ントー	理科教育	(291)	16-19	1991
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(IX)外来魚ー ①	霞ヶ浦ネットワーク	3(4)	5	1991
春日清一	霞ヶ浦のさかなたち(X)外来魚ー ②	霞ヶ浦ネットワーク	3(6)	5	1991
春日清一	霞ヶ浦の生き物達	ニュー茨城	(265)	50-51	1991
T. Hanazato	Species composition of cladoceran community in the highly eutrophic Lake Kasumigaura	Rep. Suwa Hydro- biol.	7	105-112	1991

発 表 者	題 目	掲 載 誌	巻(号)	ページ	刊年
T. Hanazato, M. Aizaki	Changes in species composition of cladoceran community in Lake Kasumigaura during 1986-1989: Occurrence of <i>Daphnia galeata</i> and its effect on algal biomass	Jpn. J. Limnol.	52(1)	45-55	1991
T. Hanazato	Interrelations between Microcystis and cladocera in the highly eutrophic Lake Kasumigaura, Japan	Int. Revue ges. Hydrobiol.	76	21-36	1991
福島武彦	生物学的多様性	地球温暖化による社会影響(技報堂出版, 332p.)		117-126	1991
T. Fukushima, K. Amano, K. Muraoka	Factors explaining sediment concentrations of 16 elements in 28 Japanese eutrophic lakes	Water Sci. & Technol.	23	465-474	1991
T. Fukushima, M. Aizaki, S. Ebise	Dynamics of particulate matter near the mouth of influx river in Takahamairi Bay of Lake Kasumigaura, with special reference to nitrogen and phosphorus	Jpn. J. Limnol.	52(1)	13-26	1991
T. Fukushima, H. Harasawa, M. Aizaki, Tachibana, K. Muraoka	Lake comparative study and its application to management of drainage basin - Lake Dianchi (China), Lake Songkhla (Thailand), Lake Laguna (Philippines), and Lake Kasumigaura(Japan)	Proc. Symp. "Limnol. Comp. Chin. & Jpn. Lake" Hokkaido Univ.		17-36	1991
海老瀬潜一, 井上隆信	支川の合流を伴う河川流下過程における水質変化量の定量評価	水質汚濁研究	14	243-252	1991
海老瀬潜一	山王川の水質変動特性と河川特性	汚濁河川負荷量の評価手法に関する検討調査報告書(日本水質汚濁研究協会, 130p.)		99-113	1991
S. Ebise	Storm runoff loading of nutrient and pollutants in upper rivers	Jpn. J. Limnol.	52(4)	241-253	1991
細見正明, 須藤隆一	手賀沼における窒素およびリンの収支	水環境学会誌	15	105-112	1992
N. Takamura, T. Iwakuma	Nitrogen uptake and C:N:P ratio of epiphytic algae in the littoral zone of Lake Kasumigaura	Arch. Hydrobiol.	121(2)	161-170	1991

発 表 者	題 目	掲 載 誌	卷(号)	ページ	刊年
N. Takamura, M. Aizaki	Change in primary production in Lake Kasumigaura (1986-1989) accompanied by transition of dominant species	Jpn. J. Limnol.	52(3)	173-187	1991



## 2 口頭発表

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
[昭和62年度]				
須賀伸介, 大井 紘, 内藤正明, 原沢英夫	水辺に関する意識調査データの自由記述データの2元クラスタリングによる解析	環境科学シンポジウム1987	東 京	62.11
青柳みどり, 原沢英夫, 細見正明	雑排水対策に対する住民の意識と行動について	土木学会第15回環境問題シンポジウム	東 京	62. 8
青柳みどり, 原沢英夫, 内藤正明	住民による利用面からみた水辺評価	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
天野耕二, 福島武彦	湖沼の底質における直鎖アルキルベンゼンスルホン酸塩(LAS)の残留特性	日本陸水学会第52回大会	札 幌	62.10
K. Amano, T. Fukushima	On the longitudinal and vertical changes in sediment at estuary	Specialised Conference on Coastal and Estuarine Pollution	Fukuoka	62.10
天野耕二, 福島武彦	湖沼底質中のLASの季節変動および空間分布について	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
中杉修身	廃棄物の処理における微量有害物質の問題について	第3回日端廃棄物再資源化技術交流ワークショップ	東 京	62. 5
中杉修身, 北畠能房	ごみ処理有料化の費用効果分析	第9回全国都市清掃研究発表会	横 浜	63. 2
H. Harasawa, K. Muraoka, T. Fukushima, M. Aoyagi	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management, Part II: Various changes through the transfer from brackish water to fresh water	UNCRD/ILEC/UNEP, Expert Group Workshop on River/Lake Basin Approach to Environmentally Sound Management of Water Resources	Otsu, Nagoya	63. 2
原沢英夫, 石橋良信, 内藤正明	水質総合指標の利用上の問題点について	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
石橋良信, 原沢英夫, 内藤正明	カビ臭発生予測を利用目的とした水質総合指標の作成	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
Y. Ambe, M. Nishikawa, H. Mukai	Scavenging of trace elements in atmospheric particulate matter by snowfall during winter monsoon season in Japan	6th Int. Symp. CACGP Gloval Atmos. Chem.	Peterborough (Canada)	62. 8
相崎守弘, 花里孝幸, 河合崇欣, 大槻 晃, 青山莞爾	屋外実験池におけるりんの挙動に対する動物プランクトンの影響	日本陸水学会第52回大会	札 幌	62.10

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
稲葉一穂, 須藤隆一	湿地帯における直鎖型アルキルベンゼンスルホン酸塩の挙動の季節変動	日本陸水学会第52回大会	札幌	62.10
海老瀬潜一	無機イオンから見た河川の水質汚濁の評価	土木学会第42回年次学術講演会	札幌	62.9
海老瀬潜一	降雨による流量増加時の陽イオン濃度の上昇	日本陸水学会第52回大会	札幌	62.10
K. Otsubo, K. Muraoka	Field observation and simulation of sediment resuspension in a shallow lake	Specialized Conference on Coastal and Estuarine Pollution	Fukuoka	62.10
大坪國順	霞ヶ浦での底泥の浮上に対する限界風速について	環境科学シンポジウム	東京	62.11
富岡典子, 矢木修身, 須藤隆一	<i>Microcystis</i> 属藍藻類の増殖に及ぼす重金属の影響	日本農芸化学会昭和62年度大会	東京	62.4
平田健正, 村岡浩爾	筑波山とその周辺の渓流水質	土木学会第42回年次学術講演会	札幌	62.9
福島武彦, 細見正明, 天野耕二	公共用水域水質調査方法(健康項目)に関する一考察	環境科学シンポジウム1987	東京	62.11
福島武彦, 細見正明, 天野耕二, 滝 和夫, 茂庭竹生	底質データベースから見た底質汚濁の一考察	第22回水質汚濁学会	東京	63.3
細見正明, 須藤隆一	水-底泥間における窒素循環モデル	第21回水質汚濁学会	小金井	62.3
細見正明, 須藤隆一	湯の湖における富栄養化モデル	土木学会第42回年次学術講演会	札幌	62.9
M. Hosomi, K. Matsushige, Y. Inamori, R. Sudo, M. Okada, K. Yamada, Z. Yoshino	Removal of nitrogen and refractory organic compounds in municipal landfill leachate by sequencing batch reactor activated sludge processes	13th US/Japan Expert Meeting Manage.Bottom Sediments	Baltimore (USA)	62.11
細見正明	底泥間隙水のサンプリング	第22回水質汚濁学会	東京	63.3
村岡浩爾, 渡辺 信	富栄養湖に発生する有毒アオコに関する研究	環境科学シンポジウム	東京	62.11
國松孝男, 村岡浩爾, 安部喜也, 海老瀬潜一, 浮田正夫, 和田安彦, 浜端悦治	河川による閉鎖性水域に対する汚濁負荷の評価	環境科学シンポジウム	東京	62.11

発 表 者	題 目	学 会 等 名 称	開 催 都 市 名	年 月
K. Muroaka, T. Fukushima H. Harasawa, M. Aoyagi	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management, Part I: Social surroundings of the lake	UNCRD/ILEC/UNEP, Expert Group Workshop on River/Lake Basin Approach to Environmentally Sound Management of Water Resources	Otsu	63. 2
春日清一	イサザアミの動物プランクトン相及び水質に与える影響	昭和62年度日本水産学会春季大会	東 京	62. 4
高村典子, 安野正之	霞ヶ浦高浜入りの水の華発生時における植物プランクトンの生産, 沈降と分解	第34回日本生態学会大会	沖 縄	62. 4
高村典子	陸水域の富栄養化と藻類の異常発生について 2. アオコの場合	日本藻類学会秋季シンポジウム	筑 波	62.11
須藤隆一, 稲森悠平, 国安祐子	かび臭生成糸状藻類の微小動物による除去	第38回水道研究発表会	青 森	62. 5
石橋良信, 原田正光, 佐藤敦久, 須藤隆一	かび臭物質の生物接触化処理による除去及び着臭速度	第38回水道研究発表会	青 森	62. 5
原田正光, 佐藤敦久, 高崎みつる, 須藤隆一, 岡田光正	生物膜の増殖が生物処理性能に及ぼす影響	第38回水道研究発表会	青 森	62. 5
須藤隆一	環境保全におけるバイオテクノロジーをめぐる諸問題	長寿関連基礎科学昭和62年度第2回官民共同プロジェクト研究セミナー	東 京	62.10
須藤隆一, 稲森悠平, 溝口英敏, 茅原一之	嫌気性ろ床・硝化トレンチ循環法による生活排水の浄化	日本水処理生物学会	大 津	62.11
須藤隆一, 国安祐子, 稲森悠平, 志村一彦	嫌気性原生動物 <i>Trimyema compressum</i> の浄化における役割	日本水処理学会	大 津	62.11
須藤隆一, 国安祐子, 稲森悠平, 河野哲郎	微小動物を用いたバルキング制御	日本水処理学会	大 津	62.11
須藤隆一, 稲森悠平, 国安祐子, 大内山高広	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 <i>Trithigmostoma cucullulus</i> の役割	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
須藤隆一, 松重一夫, 稲森悠平, 志村一彦	生物膜法における嫌気性原生動物の浄化に果たす役割	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
松重一夫, 岩見徳雄, 矢木修身, 竹下俊二	大型培養装置(マイクロコズム)での藍藻類の増殖特性	第24回日本水処理生物学会	大 津	62.11

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
〔昭和63年度〕				
須賀伸介, 大井 紘, 原沢英夫, 青柳みどり	自由記述式アンケート調査による 湖沼に関する意識の調査と解析	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
天野耕二, 福島武彦	手賀沼底質中の直鎖アルキルベン ゼンスルホン酸塩(LAS)の鉛直分 布と吸着特性について	日本陸水学会第53回大会	松 山	63.10
天野耕二, 福島武彦	都市河川における合成洗剤の流出 特性	土木学会第43回年次学術講 演会	広 島	63.10
天野耕二, 福島武彦	全国湖沼底質中の直鎖アルキルベン ゼンスルホン酸塩(LAS)の分布 特性と流域特性	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
原沢英夫, 青柳みどり, 福島武彦, 村岡浩爾	河川・湖沼流域管理に関する国際 研究プロジェクトについて	京都大学環境衛生工学研究 会第10回シンポジウム	京 都	63. 7
H. Harasawa, K. Muraoka, M. Aizaki, T. Fukushima, Y. Kawai, M. Yokota, Y. Fukazawa	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environ- mental management Part III. Policy responses to Kasumigaura compre- hensive development	UNCRD/ILEC/UNEP 2nd Expert Group Workshop on River/Lake Basin Approaches to Environ. Sound Manage. of Water Resour.	Bangkok	1. 1
原沢英夫, 内藤正明	住民による身近な水辺の快適性評 価について	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
相崎守弘, 大槻 晃, 河合崇欣	霞ヶ浦及び屋外実験池におけるク ロロフィル：リン比の変動	日本陸水学会第53回大会	松 山	63.10
相崎守弘, 河合崇欣, 大槻 晃	屋外実験池におけるリン蓄積率と 滞留時間の関係	環境科学会1988年会	東 京	63.11
相崎守弘, 河合崇欣, 青山莞爾	屋外実験池におけるアオコの優占 培養について	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
稲葉一穂, 岩崎一弘, 矢木修身	水環境中での化学物質の挙動の解 析手法—湿地帯でのLASを例とし て—	1988年度日本地球化学会年 会	広 島	63.10
稲葉一穂	湿地帯における汚濁物質の挙動と 浄化能力	第7回琵琶湖研究シンポジ ウム	大 津	63.12
稲森悠平, 花里孝幸, 渡辺 信, 須藤隆一, 堂園浩次	<i>Microcystis viridis</i> の微小動物によ る分解	日本水処理学会第24回大会	大 津	62.11
稲森悠平, 国安祐子, 須藤隆一, 大内山高広	カビ臭生成糸状藻類 <i>Phormidium tenue</i> の <i>Trithigmostoma cucullus</i> による分解および脱臭	日本水処理生物学会第24回 大会	大 津	62.11

発 表 者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
稲森悠平, 須藤隆一	包括固定化・生物膜 2 段処理法における高度処理	日本水処理生物学会第24回大会	大 津	62.11
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一, 菊池寿一	生活排水の土壌トレンチ処理に及ぼす Zn および Pb の影響	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
稲森悠平, 花里孝幸, 渡辺 信, 須藤隆一, 堂園浩次	<i>Microcystis viridis</i> の微小動物による分解	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
稲森悠平, 松重一夫, 須藤隆一, 千葉和也, 戒野棟一	包括固定化法の浄化特性に及ぼす嫌気条件の効果	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
大久保卓也, 丁 賢, 岡田光正, 村上昭彦, 稲森悠平	生活雑排水の嫌気・好気処理における負荷変動の影響	第22回水質汚濁学会	東 京	63. 3
古賀みな子, 瀬口 健, 森 忠洋, 稲森悠平, 須藤隆一	<i>Trochirioides recta</i> による糸状微生物の捕食特性	第25回下水道研究発表会	東 京	63. 5
Y. Inamori, R. Sudo, K. Chiba, T. Ebisuno	Advanced wastewater treatment in immobilized microorganism/biofilm two-step process	IAWPRC 14th Bienn.Conf. & Exhib. on Pollut. Control	Brighton	63. 7
Y. Inamori, K. Matsushige, M. Okada, R. Sudo	Small scale waste water treatment using new biological process	The 2nd Natl. Symp. on Environ. Ment. Technol. & Manage.	Chiang Mai	63.10
Y. Inamori, Y. Kuniyasu, R. Sudo, M. Koga	Control of the growth of filamentous organisms using the predating function of ciliated protozoa	The 4th Jpn. Ger. Workshop on Waste Water & Sludge Treat.	Karlsruhe	63.10
稲森悠平, 須藤隆一, 大内山高広, 杉浦則夫	<i>Phormidium tenue</i> のカビ臭除去における細菌・微小動物の役割	日本水処理生物学会第25回大会	川 崎	63.11
国安祐子, 稲森悠平, 須藤隆一, 河野哲郎	<i>T. cucullulus</i> の捕食特性と Type 021N の生理条件との関係	日本水処理生物学会第25回大会	川 崎	63.11
国安祐子, 稲森悠平, 須藤隆一, 河野哲郎	Type 021N と <i>T. cucullulus</i> の捕食特性	第 4 回日本微生物生態学会	仙 台	63.11
稲森悠平	難分解性物質含有排水の生物学的高度処理技術	国立機関公害防止等試験研究総合研究プロジェクト検討会	東 京	1. 3
稲森悠平, 大内山高広, 杉浦則夫, 須藤隆一	<i>Phormidium tenue</i> の産成するカビ臭物質 2-MIB の除去における細菌および微小動物の役割	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
井上隆信, 海老瀬潜一	河床付着生物膜による栄養塩の取り込み	土木学会第43回年次学術講演会	広島	63.10
井上隆信, 海老瀬潜一	河床付着生物膜中の細菌数の変化	日本陸水学会第53回大会	松山	63.10
井上隆信, 海老瀬潜一	農業の河川流下過程における変化	第23回水質汚濁学会	京都	1. 3
海老瀬潜一	雨水対策と水質汚濁防止	第25回下水道研究発表会	東京	63. 5
海老瀬潜一	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	広島	63.10
海老瀬潜一	流域からの窒素の流出負荷量の増加	第23回水質汚濁学会	京都	1. 3
K. Muraoka, H. Harasawa, T. Fukushima, M. Aoyagi	Lake Kasumigaura : Development and environmental variation	3rd Int. Conf. on the Conserv. and Manage.of Lakes "Balaton '88"	Keszthely (Hungary)	63. 9
T. Fukushima, K. Muraoka, M. Aizaki, H. Harasawa, Y. Kawai, M. Yokota, Y. Fukazawa	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management Part IV, Limnological and socioeconomic comparison with Laguna Lake and Lake Songkhla	UNCRD/ILEC/UNEP, 2nd Expert Group Workshop on River/Lake Basin Approaches to Environ. Sound Manage.of Water Resour.	Bangkok	1. 1
樋口澄明, 川村 実, 河野行雄, 原田 勉, 矢木修身	Anabaenaを用いた白樺湖のAGP	第53回日本陸水学会大会	松山	63.10
矢木修身, 大久保紀雄, 岡田光正	ラン藻 <i>Microcystis viridis</i> の増殖特性	環境科学会1988年会	東京	63.11
N. Takamura, T. Iwakuma, M. Aizaki, M. Yasuno	Primary production of epiphytic algae and phytoplankton in the littoral zone of Lake Kasumigaura	4th Int. Work Shop Microalgal Growth : Inputs & Losses Pract. Approaches	La Rochell	63. 4
須藤隆一, 稲森悠平, 溝口英敏, 茅原一之	嫌気性ろ床・硝化トレンチ循環法による生活排水の浄化	日本水処理学会第24回大会	大津	62.11
須藤隆一, 稲森悠平, 国安祐子, 大内山高広	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 <i>Trithigmostoma cucullulus</i> の役割	第22回水質汚濁学会	東京	63. 3
須藤隆一	環境保全の現状と課題	第25回理工学における同位元素研究発表会	東京	63. 7

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
R. Sudo, Y. Inamori, Y. Kuniyasu, T. Ouchiyaama	Predation and deodorization of musty odor producing filamentous algae by protozoa <i>Trithigmostoma cucullulu</i>	IAWPRC 14th Bienn. Conf. & Exhib. on Water Pollut. Control	Brighton	63. 7
須藤隆一	バイオテクノロジーを活用した新処理技術—原生動物鞭毛虫類によるバルキング制御及びカビ臭除去—	第33回生物処理技術部会	東 京	63. 9
須藤隆一	これからの生活排水処理技術	日本廃棄物コンサルタント協会第5回フォーラム	東 京	63.11
須藤隆一, 松重一夫, 稲森悠平, 千葉和也, 菊池寿一	包括固定化・生物膜2段処理法における負荷条件と窒素除去特性との関係	日本水処理生物学会第25回大会	川 崎	63.11
R. Sudo, K. Matsushige, Y. Inamori	Some problems in gray water control	Jpn-Korean Pre-seminar on Biol. Wastewater Treat.	Seoul	63.11
須藤隆一, 国安祐子, 稲森悠平, 古賀みな子, 河野哲郎, 森 忠洋	鞭毛虫類(下口類)による糸状微生物の捕食特性	環境科学会1988年会	東 京	63.11
須藤隆一	これからの生活排水対策	日本水質汚濁研究協会, 中国・四国支部設立記念講演会	広 島	1. 1
須藤隆一, 松重一夫, 稲森悠平	水生植物による生活雑排水処理	重点領域(1)N13-2「環境に適合する分散型排水処理方式の検討」班成果報告会	札 幌	1. 1
松重一夫, 岩見徳雄, 矢木修身, 竹下俊二	大型培養装置(マイクロコスム)での藍藻類の増殖特性(Ⅱ)	日本水処理生物学会第25回大会	川 崎	63.11
松重一夫, 田井慎吾	小規模生活排水処理システムの経済性による選択	廃棄物処理対策全国協議会第39回全国大会	京 都	63.11
松重一夫, 須藤隆一, 稲森悠平, 丁 賢, 北島能房	嫌気性ろ床の低有機物濃度条件下における浄化特性	日本水処理生物学会第25回大会	川 崎	63.11
松重一夫, 矢木修身, 竹下俊二	<i>Microcystis viridis</i> のマイクロコスムでの同調培養	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
松重一夫, 須藤隆一, 稲森悠平, 丁 賢, 北島能房	嫌気性ろ床法の浄化能に及ぼす低能度有機性排水の影響	第23回水質汚濁学会	京 都	1. 3
[平成元年度]				
須賀伸介, 大井 紘, 原沢英夫	自由連想調査を通じた住民の水辺意識に関する研究	土木学会第44回年次学術講演会	名古屋	1.10

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
須賀伸介, 大井 紘, 原沢英夫	自由連想法による水辺の意識調査 より得られる単語データについて	環境科学会1989年会	東 京	1.12
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	湖沼における直鎖アルキルベンゼ ンスルホン酸塩(LAS)の運命予測 モデル	環境科学会1989年会	東 京	1.11
天野耕二, 福島武彦, 中杉修身	湖沼における洗剤汚染の評価と予 測について	第26回衛生工学研究討論会	福 岡	2. 1
原沢英夫, 須賀伸介, 大井 紘	湖環境に対する住民の意識と行動 について	京都大学環境衛生工学研究 会第11回シンポジウム	京 都	1. 7
原沢英夫, 福島武彦	水機能からみた湖沼の比較研究— 霞ヶ浦, ラグナ湖, ソンクラ湖を 例として—	水文・水資源学会1989年発 表会	京 都	1. 8
H. Harasawa, R. Sudo, M. Aizaki, T. Fukushima, S. Yozawa, M. Yokota, T. Nagai	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environ- mental management Part6: Compre- hensive management of Lake Kasu- migaura	3rd Expert Group Work- shop River/Lake Basin Approaches Environ. Sound Manage. Water Resour.	Otsu	2. 2
河合崇欣, 相崎守弘, 野尻幸宏	霞ヶ浦水質変動の最近の特徴につ いて	日本陸水学会第54回大会	東 京	1.10
M. Aizaki, T. Kawai, K. Aoyama	Mass culture of <i>Microcystis</i> sp. in outdoor experimental ponds with continuous flow system	The 5th Int. Symp. Microb. Ecol.	Kyoto	1. 8
相崎守弘	美浦村大山地先における霞ヶ浦の 水質変動特性	日本陸水学会第54回大会	東 京	1.10
相崎守弘	霞ヶ浦のアオコ	日本プランクトン学会・日 本海洋学会1989年度秋季シ ンポジウム	つくば	1.10
稲森悠平, 須藤隆一, 大内山高広, 杉浦則夫	<i>Trithigmostoma cucullatus</i> によるカ ビ臭物質の分解とpHとの関係	日本水処理生物学会第26回 大会	松 江	1.11
井上隆信, 海老瀬潜一	河床付着生物膜の栄養塩取り込み 速度	日本陸水学会第54回大会	東 京	1.10
井上隆信, 海老瀬潜一	流下過程における水質変化と河床 付着生物膜	土木学会第44回年次学術講 演会	名古屋	1.10
井上隆信, 海老瀬潜一	河川調査による河床付着生物膜剥 離量の評価	第26回衛生工学研究討論会	福 岡	2. 1
井上隆信, 海老瀬潜一	水稲移植期における農耕地河川の 農薬・栄養塩流出特性	第24回水質汚濁学会	川 崎	2. 3



発 表 者	題 目	学 会 等 名 称	開催都市名	年月
海老瀬潜一	流入河川の汚濁負荷量と汚濁負荷構造の変化	日本陸水学会第54回大会	東 京	1.10
海老瀬潜一, 井上隆信	水域水質管理のためのCNP比による河川流出負荷量評価	土木学会第44回年次学術講演会	名古屋	1.10
福島武彦, 天野耕二	湖沼底質の粒度別組成について	第24回水質汚濁学会	川 崎	2. 3
T. Fukushima, R. Sudo, M. Aizaki, H. Harasawa, S. Yozawa, M. Yokota, T. Nagai	Comprehensive development of Lake Kasumigaura and its environmental management Part5: Lake comparative study and its application to management of drainage basin	3rd Expert Group Workshop River/Lake Basin Approaches Environ. Sound Manage. Water Resour.	Otsu	2. 2
春日清一	魚群探知機でみた霞ヶ浦のイサザアミ分布	平成元年度日本水産学会春季大会	東 京	1. 4
春日清一	霞ヶ浦の生態系構造決定におけるイサザアミの役割	日本陸水学会第54回大会	東 京	1.10
春日清一	食物連鎖から見た生態系制御	日本プランクトン学会・日本海洋学会1989年度秋季シンポジウム	つくば	1.10
須藤隆一, 稲森悠平, 杉浦則夫	<i>Phormidium tenue</i> の産成するかび臭物質 2-MIB の除去における細菌及び微小動物の役割	第40回全国水道研究発表会	静 岡	1. 5
須藤隆一	生活雑排水対策	日本水処理生物学会第26回大会	松 江	1.11
須藤隆一, 松重一夫, 細見正明, 稲森悠平	アシ原を用いた生活雑排水処理	1989年会環境科学シンポジウム	東 京	1.11
[平成2年度]				
相崎守弘, 木幡邦男	水中分光機を利用した野外での藻類現存量測定に関する研究	第24回水質汚濁学会	川 崎	2. 3
相崎守弘	底泥における細菌分布とその役割	第24回水質汚濁学会	川 崎	2. 3
M. Aizaki, K. Fukushima, H. Tachibana, K. Muraoka, K. Jin, E. Zhang, Y. Liu, H. Liu	Evaluation of water quality of several lakes in Japan and the Yun-nan Province in China using trophic state indexes derived from several parameters	The 4th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes "Hangzhou '90"	杭 州	2. 9

発表者	題 目	学会等名称	開催都市名	年月
相崎守弘	アオコの優占培養に対する米ぬか抽出液の効果	日本陸水学会第55回大会	山 形	2.10
T. Fukushima, K. Amano, K. Muraoka	Factors explaining sediment concentrations of 16 elements in 28 Japanese eutrophic lakes	15th Bienn. Conf. IAWPRC	Kyoto	2. 8
T. Fukushima, H. Harasawa, M. Aizaki	Lake comparative study and its application to management of drainage basin	The 4th Int. Conf. Conserv. & Manage. Lakes	Hangzhou	2. 9
K. Amano, T. Fukushima, O. Nakasugi	Diffusive exchange of linear alkylbenzenesulfonates (LAS) between overlaid water and bottom sediment	5th Int. Symp. Interact. between Sediment. & Water	Uppsala	2. 8
天野耕二, 福島武彦	湖沼における界面活性剤の水/懸濁物/底質各相間の分配	土木学会第45回年次学術講演会	新 潟	2.10
[平成3年度]				
相崎守弘, 木幡邦男	水中分光計測技術—湖沼における波長別吸収特性の測定—	日本陸水学会第56回大会	奈 良	3.11
大槻 晃, 川崎桂一, 相崎守弘, 橋本伸哉	霞ヶ浦におけるラン藻現存量と溶解有機炭素濃度との関係	日本陸水学会第56回大会	奈 良	3.11
金 貞主, 福島武彦, 相崎守弘	韓国における主要な貯水池の水質予測	環境科学会1990年会	東 京	2.11
T. Fukushima	Simulation of lake water quality	韓国水質保全学会	大 邱	4. 2
天野耕二, 福島武彦, 相崎守弘	日本国内の湖沼におけるCOD環境基準の達成状況について	第26回日本水環境学会年会	奈 良	3.10
井上隆信, 海老瀬潜一	組成比による河川懸濁態物質流出負荷特性の評価	日本陸水学会第56回大会	奈 良	3.11
海老瀬潜一, 井上隆信	汚濁負荷構造の変化に伴う有機汚濁物質の質的・量的変化	土木学会第46回年次学術講演会	吹 田	3. 9
細見正明, 松重一夫, 滝 和夫	アシの根圏を利用した廃水処理	日本水処理生物学会	神 戸	3.11
高村典子	霞浦湖微囊藻対C-13, N-15的吸収	中日魚池水生生態学学術検討会	上 海	3. 9
高村典子	中国養魚池超微浮遊生物学的生物量と生産量	中日魚池水生生態学学術検討会	上 海	3. 9

### 3 本特別研究にかかわる刊行物

国立公害研究所資料 F-3-'88/NIES(1988) I. 第1回環境容量シンポジウムー環境容量の概念と応用ー  
II. 環境容量セミナー

発 表 者	題 目	ページ
福島武彦 宗宮 功 原沢英夫 桜井善雄 川那部浩哉 北畠能房 盛岡 通  丹保憲仁 末石富太郎	I. 第1回環境容量シンポジウム	
	環境容量の概念・考え方	1-11
	自然浄化能の定量化	13-20
	環境基準・環境指標・環境容量	21-34
	湖沼沿岸帯における自然環境容量と景観	35-47
	環境容量と生態学	49-58
	環境資源・資産・容量について	59-76
	環境容量と環境管理	77-92
	II. 環境容量セミナー	
	水環境の構造と容量	93-105
環境容量と環境計画	107-128	

国立公害研究所資料 F-4-'88/NIES(1988) 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-3-

発 表 者	題 目	ページ
野尻幸宏 大槻 晃  土谷岳令, 野原精一 野原精一, 土谷岳令, 岩熊敏夫, 白石寛明 春日清一  相崎守弘, 河合崇欣, 大槻 晃, 青山莞爾 河合崇欣 高村典子 一瀬 諭, 野村 潔, 若林徹哉, 園 正, 前川 昭, 山中 直 内藤幹滋, 三田村徳子, 森田 尚, 相崎守弘	イオンクロマトグラフィーによる天然水中の全炭酸の定量	1-4
	<sup>13</sup> C, <sup>15</sup> N二重標識した藻類を用いる植食性動物プランクトンの純生産速度の測定方法	5-6
	ハス群落の葉群の動態	13-15
	河口域における農薬の動態とハスへの残留性	17-21
	実験水槽におけるイサザアミの動物プランクトン及びベントスへの影響(予報)	23-25
	屋外実験池における栄養塩負荷濃度と懸濁態C, N, P及びクロロフィル濃度との関係	27-33
	藻類種組成決定因子としての溶存無機炭素濃度(DIC)とpH	35-43
	なぜアオコ(Microcystis)が優占するのか	47-50
	琵琶湖における「水の華」(アオコ)の消長(昭和60-62年)	51-86
	シンポジウム「アオコはなぜ優占種となるのか?」総合討論まとめ	87-89

国立公害研究所資料 F-10-'89/NIES(1989) 第2回環境容量シンポジウムー流域管理と湖沼ー

発 表 者	題 目	ページ
海老瀬潜一 仲上健一 岡田憲夫	I. 流域管理	
	流域の汚濁負荷レベルと汚濁負荷構造	1-13
	流域構造と流域管理	15-22
	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ー	23-34

発 表 者	題 目	ページ
相崎守弘, 河合崇欣, 青山莞爾 林 秀剛 綿貫知彦 稲森悠平, 須藤隆一	Ⅱ. 湖沼生態系管理	
	屋外実験池におけるアオコの優占培養	35-47
	木崎湖における生物相の変遷	49-58
	相模湖(神奈川県)に大発生する藻類の現状とその抑制	59-67
	カビ臭生成 <i>Phormidium tenue</i> 細菌および微小動物による分解・除去	69-79
	Ⅲ. 資料	80

国立公害研究所資料 F-11-'89/NIES(1989) 国立公害研究所研究発表会予稿集

発 表 者	題 目	ページ
松重一夫	台所や洗濯排水に含まれる汚濁成分	1-6

国立公害研究所資料 F-16-'90/NIES(1990) 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-4-

発 表 者	題 目	ページ
原沢英夫 河合崇欣, 相崎守弘, 野尻幸宏 春日清一	I. シンポジウム「霞ヶ浦はきれいになったか？」	
	霞ヶ浦開発と水質変化	1-14
	霞ヶ浦水質の長期的変動の最近の特徴	31-37
相崎守弘, 河合崇欣, 青山莞爾 野原精一, 土谷岳令	霞ヶ浦の水質とイサザアミ	39-47
	Ⅱ. 臨湖実験施設研究発表会	
	アオコの優占培養に関する研究	73-85
	霞ヶ浦の水位変動のハス群落への影響	101-108

国立環境研究所資料 F-23-'90/NIES(1990) 第3回環境容量シンポジウム-土地利用・湖沼生態系と水質管理-

発 表 者	題 目	ページ
原沢英夫 中根周歩 三輪太郎 稲葉一穂 田淵俊雄	湖沼流域管理のための支援システム	1-13
	ランドサットデータの植生・土地利用変化解析への応用	15-24
	モデル地域の土地利用と環境保全機能の評価手法	25-35
	生活雑排水に含まれる界面活性剤に対する湿地の浄化能	37-45
	畑地流出水中の窒素の水田における除去 ～休耕田活用の提案～	47-55
河合崇欣 春日清一 三浦竹治郎	霞ヶ浦の水質の長期的変動について	57-65
	霞ヶ浦の生態系構造変化と水質管理	67-78
	八郎潟の水質・生物相変化と水質管理	79-89

国立環境研究所資料 F-25-'90/NIES(1990) 霞ヶ浦全域調査資料

発 表 者	題 目	ページ
全域調査グループ (相崎守弘・福島武彦・花里孝 幸・稲葉一穂・白石寛明・河 合崇欣・野尻幸宏・岩熊敏 夫・高村典子・海老瀬潜一・ 細見正明・大槻 晃) 春日清一	霞ヶ浦全域調査データ	1-52
	霞ヶ浦底生魚類調査データ	81-83

国立環境研究所資料 F-30-'91/NIES(1991) 霞ヶ浦臨湖実験施設研究発表会講演報告集-5-

発 表 者	題 目	ページ
福島武彦 相崎守弘, 青山莞爾 大槻 晃	I. シンポジウム「アオコ指標作成に向けて」 アオコ発生湖沼の底質環境 アオコの優占培養に対する米ぬか抽出液の効果 霞ヶ浦におけるラン藻類発生指標としてのフィコシアニン 濃度	1-6 37-43 45-46
相崎守弘, 木幡邦男	II. 臨湖実験施設研究発表 水中分光機を利用した野外での藻類現存量測定に関する研 究	73-74
春日清一, 青野恵美子, 山根爽一 相崎守弘, 権 五相 相崎守弘	霞ヶ浦オナガケンミジンコ( <i>Cyclopus vicinus</i> )の生活史 水耕栽培による水質浄化に関する研究 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	75-80 89-98 99-108

国立環境研究所資料 F-31-'91/NIES(1991) 国立環境研究所研究発表会予稿集

発 表 者	題 目	ページ
天野耕二	湖の底にひそむ合成洗剤-分解されなかったLASはどこへ 行くのか-	1-6

国立環境研究所資料 F-34-'91/NIES(1991) 第4回環境容量シンポジウム-なぜ湖沼環境基準は達成率が低いのか?-

発 表 者	題 目	ページ
相崎守弘 天野耕二, 福島武彦, 相崎守弘, 内藤正明 坂田康一	シンポジウム開催の趣旨 日本の湖沼における COD 環境基準達成状況と水質特性	1-2 3-39
矢島久美子 吉見 洋 須藤隆一 内藤正明 沖野外輝夫	なぜ湖沼環境基準は達成率が低いのか? -北海道の湖沼を例 として- 榛名湖における環境基準の達成状況について 神奈川県湖沼水質の現況と対策について なぜ湖沼の環境基準は達成率が低いのか? 環境基準の問題点と今後の展開 環境基準の達成をめざして, 今後の課題	41-49 51-57 59-66 67-68 69-74 75-80

発表者	題 目	ページ
相崎守弘, 青山莞爾 春日清一	I. 臨湖実験施設研究発表 屋外実験池におけるアオコの優占培養について 霞ヶ浦湖岸帯における水温変動	13-21 23-26
相崎守弘 海老瀬潜一 大槻 晃, 川崎桂一, 橋本伸哉, 相崎守弘	II. シンポジウム「霞ヶ浦を考える」 霞ヶ浦を取り巻く環境変化 霞ヶ浦流入河川の負荷量の経年変化 霞ヶ浦におけるラン藻現存量と溶存有機炭素濃度との関係	33-39 41-44 45-46
春日清一 高村義親	霞ヶ浦の水生生物相変動と鳥 霞ヶ浦研究の一視点	51-55 57-64
春日清一 相崎守弘	III. 資料 霞ヶ浦の水位変動と降水量 臨湖実験施設実験用湖水の水質測定結果	65-68 69-80

平成3年度 編集小委員会

委員長	相馬光之	委員	須賀伸介
副委員長	高松武次郎	〃	彼谷邦光
委員	柳橋泰生	〃	鈴木明記
〃	伊東喜司男	〃	光本茂子
〃	中根英昭	〃	高村典子
〃	高村健二	〃	植弘崇嗣
〃	松本幸雄	事務局	松井文子
〃	兜真徳		

REPORT OF SPECIAL RESEARCH FROM  
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

国立環境研究所特別研究報告

SR-11-'93

平成5年3月31日発行

編集 国立環境研究所 編集小委員会

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

電話 0298-51-6111(代表)

印刷 株式会社 イセブ

〒305 茨城県つくば市天久保2-11-20

Published by the National Institute for Environmental Studies  
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan  
March 1993

本報告書は再生紙を使用しています。