

第5回 環境容量シンポジウム

— 湖沼環境管理のための新たな発想は？ —

— Proceedings of 5th Symposium on Aquatic Carrying
Capacity and its Application —

期日 平成4年1月14日

会場 国立環境研究所

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

相崎守弘 編
Edited by Morihiro AIZAKI

NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立環境研究所

序

本報告書は、平成4年1月14日に開催された第5回「環境容量シンポジウム」の記録である。前4回のサブテーマを参考までに挙げると「環境容量の概念と応用」、「流域管理と湖沼生態系管理」、「土地利用・湖沼生態系と水質管理」、「なぜ湖沼環境基準は達成率が低いのか？」という、その時々に関心の高い課題を取り上げて討論を持った。

今年のテーマは「湖沼管理のための新たな発想は？」というものである。これはまさに、今日の湖沼を取り巻く社会状況と湖沼自体の環境特性の大きな転換期において求められる、新たな湖沼管理のための方策を模索しようとしたものである。

ここで言う新たな発想とは基本的にはこれまでの“規制的手段”から流域全体を視野に入れた“管理的手段”を意味する。そこでそのような新たな手段が何故必要かを、流域の社会特性、それに由来する汚濁負荷特性、そして湖沼環境の新たな価値基準、という一連の議論に立って導き出すような課題構成をとった。このような一連の話題を構成するために、当所のスタッフに加えて外部から専門家の参加を得た。

以上の話題提供を踏まえて、最後に参加者全員の総合討論を持ったが、その結果導かれた諸点は以下のようなものである。

霞ヶ浦について

- *水域の独立性が高いので、土地利用規制等も含めた集中的な管理を行うモデル地域を設定し、その水質浄化に努力する。
- *畑地面積との対応で畜産頭数を決めるとか、水田の脱窒機能を生かすように畑地を配置するとか、環境保全型の農業への補助などを通して、農畜産業からの負荷削減に努める。
- *水質面から望ましい生態系となるよう、漁業の管理を試みる。

全国湖沼について

- *環境基準の設定にあたっては、自然負荷の程度も考慮してはどうか。
- *開発規制、土地利用規制を行うための、十分な根拠を与える予測手法が必要である。

今回抽出された問題点を今後鋭意掘り下げ、湖沼水質保全のための新たな手法の導入が出来ればと考えている。引き続き外部からのご支援をお願いしておきたい。

平成5年1月

地域環境研究グループ統括研究官

内藤 正明

目 次

1. シンポジウム開催の趣旨	1
相崎 守弘	国立環境研究所 地域環境研究グループ
2. C : N : P比から見た流入負荷量の挙動	3
海老瀬 潜一	国立環境研究所 水圏環境部
3. 規制から流域管理へ	15
國松 孝男	滋賀県立短期大学 農業部
4. 環境の経済的価値の評価	25
保母 武彦	島根大学 法文学部
5. 霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化	29
原沢 英夫	国立環境研究所 地球環境研究センター
6. 複合利用湖沼としての霞ヶ浦の現状と将来	47
相崎 守弘	国立環境研究所 地域環境研究グループ
7. 総合討論「規制から湖沼・流域環境管理へ」のまとめ	59
福島 武彦	国立環境研究所 地域環境研究グループ

資料

1. 第5回「環境容量シンポジウム」参加者氏名一覧	67
---------------------------------	----

シンポジウム開催の趣旨

相崎守弘 (国立環境研究所地域環境研究グループ)

本特別研究は環境容量の概念を水域の管理に適用することを目標に昭和62年度より5年間の計画で開始された。研究は以下の4つのサブテーマに分けて行われている。(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。

初年度は環境容量のこれまでの概念を整理することから始まった。環境容量は環境の収容力と言い替えても良さそうである。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が、生態学では生物の現存量や多様性の収容力を意味している。容量を決める領域は、水環境の場合、図に示すような3つの領域があるように思われる。第1は水域の環境容量(受け側の環境容量)、第2は流域の環境容量(作用者側の環境容量)、第3は利用者側の環境容量である。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。

この3つの環境容量の領域の関係は以下のように考えられる。水域の環境容量を明らかにできればそれに基づく基準を設定し、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。流域の環境容量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的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。利用者側の環境容量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。本特別研究では、第1及び第2の領域の容量を中心に研究を行っている。

環境容量概念の検討を通して、概念そのものの議論よりもそれらの概念をいかにして施策に結びつけるかが問題であるとの結論に至った。第1の水域の環境容量に関しては、容量をいかにして決めるかが問題となっている。水域の環境容量はその生態系構造に依存しており、生態系の構造が異なれば容量も異なってくる。どのような生態系構造が最も汚濁物質の収容力が大きいかを求める必要がある。しかしながら、実際には生態系構造の異なった湖沼でそれぞれの収容力を求めることは不可能に近い。幸い、我々の研究対象としている霞ヶ浦は、生態系構造がここ数年で著しく変化しており、自然の実験の場となっている。これらのデータから、大型の動物プランクトンの存在は水域の汚濁物質の収容力を高めていることが明らかになった。しかしながら、霞ヶ浦の場合、大型動物プランクトンの増加は生態系の単純化によってもたらされたものであり、生物群集の多様性や現存量の収容力を高める観点の環境容量の議論からは好ましい現象とは言えない。

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。湖沼環境基準は指定以来達成率が極めて低いことから、その原因について解析を行った。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流域からの許容発生負荷量を計算し、実際の負荷量の推定値との比較を行った。その結果、COD濃度が環境基準値の2倍以上の濃度を示すような湖沼では、栄養塩の負荷量が許容負荷量の数倍に達している湖沼が多く、栄養塩の削減が重要であるとの結論が得られた。また負荷量の推定に用いている原単位にも検討の余地があり、特に自然由来の負荷量の原単位には問題があることが分かった。

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ある。本特別研究においてはアオコに焦点を当て、アオコを指標とする湖沼管理について、いくつかの県の環境・衛生研究所との共同研究を実施している。

流域の環境容量に関しては、環境容量の概念を流域管理に利用できる手法の開発を行っている。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している。流域の土地利用はかなり急速に変化するところからランドサットデータを利用して土地利用状況の変化を解析する研究も行っている。流域からの発生及び流出負荷量は原単位法を用いて解析される場合が多いが、その検証は非常に困難である。本研究ではモデル地域を設定し、河川水質の高頻度の測定を通して実際に流出される量を正確に把握し、流域の変化との関係を調べている。

本特別研究は環境容量の概念をいかに水域管理と結びつけるかが課題である。これからの湖沼管理にはこのような概念に基づいた施策が必要とされており、水質から水環境へ変化しつつある環境行政に対処するための基本的な手法の提示は本特別研究を通してできるものと考えている。

C : N : P 比から見た流入負荷量の挙動

海老瀬 潜一 (国立環境研究所 水圏環境部)

1. はじめに

かつて河川行政で水系一貫管理が強調された時期があった。多くの湖沼が一級河川等の水系で水管理がなされているが、環境基準をはじめとする水質指標の面では統一された水系一貫管理とはなっていない。このため、物質収支を考慮した水質の水域間の移行過程を追跡し難い状況となっている。しかも、これまでの公共用水域の水質監視データでは、晴天時流出における低流量時の水質濃度を対象としており、一過性の水質変化の河川と、滞留性の湖沼等の閉鎖性水域の水質変化との対応関係を明らかにすることには本来無理がある。とくに、閉鎖性水域の水質改善が未だ十分でなく、さらにきめ細かな水質管理が求められている現況を考慮すると、同一水質項目により物質収支がとれる形で、すなわち、主要な水質の3元素、C、N、Pについての水系一貫の水質管理が望ましいと考えられる。したがって、ここでは霞ヶ浦(西浦)の流入河川について、各種の水質負荷量の大きさあるいは汚濁負荷ポテンシャルの大きさとその経年変化、これらと霞ヶ浦湖水のC、N、Pの3元素の水質の対応関係の検討を行った。

2. 調査の概要

霞ヶ浦集水域の汚濁負荷の大きさや流出特性を明らかにするために、1978年に図1のように多くの河川において毎週1回(水曜日)定時で1年間(52回)の流出負荷量調査を実施してきている。調査は、それだけでなく降水、全流入河川水および湖沼水を対象としている。したがって、集水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降水負荷量、河川の上流域の支流や流下方向の数地点での流出負荷量、集水域から河川を通して流入する湖沼流入端での流入負荷量、これらの負荷入力に対応する湖沼の水質応答としてのそれらのC : N : Pの構成比の対応関係を主として検討した。

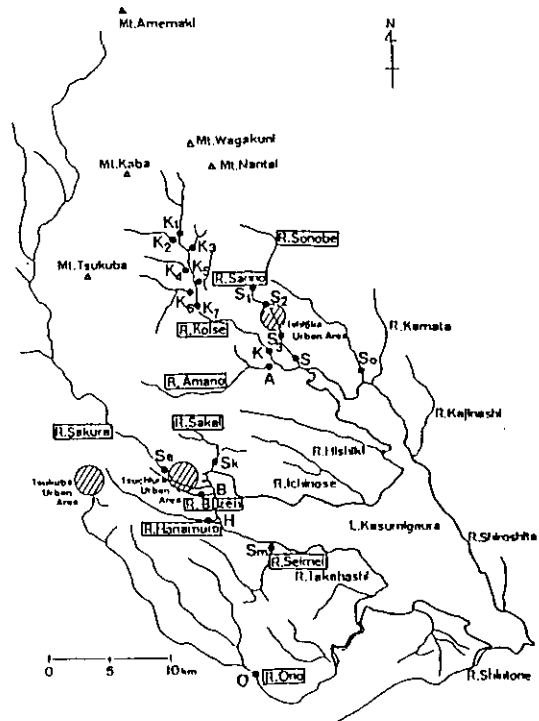


図 1 調査対象の河川流域と観測地点

とくに、霞ヶ浦全体を対象とするだけでなく、湖水の調査地点や調査河川が多くて最も富栄養化の進行している高浜入の高崎入湾形部にも注目した。

3. 河川からの流入負荷量の経年変化の特性

流域の土地利用形態やその流出負荷量の大きさなどを考慮して、高浜入に流入する農耕地河川の恋瀬川（恋瀬橋，流域面積147.4km²）と市街地河川の山王川（同，12.9km²）に対しては、これまで重点的に毎週1回定時で1年間の調査を断続的に実施してきた。恋瀬川では、1978年以降の13年間に合成洗剤の無リン化に伴う家庭雑排水のリン排出負荷量原単位が半減したこと以外には汚濁負荷発生源構造に著しい変化は見られなかった。これに対して山王川では、柏原工業団地の操業工場・事業所数の増加，1983年度からの下水道普及人口の増大，フローラルシティ南台の大規模住宅団地の造成と入居等の変化がさらに加わっている¹⁾。

その結果は、平均流出負荷量と平均流量の関係の

経年変化として図2のように両対数紙上に示される。両河川の全般的な経年変化の傾向としては、年間平均流量が増加すれば年間平均流出負荷量が増加する関係が明らかとなっている。これは、年間降水量が多い年は年間流出負荷量が大きくなることを意味している。また、T-NとClの流出負荷量の経年的な増加傾向が認められる。とくに山王川では、1987~88年のT-P，T-CODの流出負荷量の減少は、下水道の普及に伴う生活雑排水負荷量のカット分の寄与によるものであり、T-Pにはさらに合成洗剤の無リン化によるリン排出負荷量の減少効果が加わった結果となっている。

さらに、この断続的な4年間の調査結果を各種水質項目での経年変化について詳細に見てみると、表1のようにT-N負荷量中でのNH₄-N，NO₂-N，NO₃-NおよびOrg-Nのウエイトが変化していることである。工場・事業所排水，養豚排水，生活排水等からの有機物質が無機物質へ、あるいは無機物質でもNH₄-NからNO₃-Nへと水質形態のシフトした形で排出され、NO₃-Nのみの流出負荷量の増加が見られる。農耕地河川でも、とくに畑地面積比率の高い河川ではこの傾向が著しい。また、T-P中に占めるPO₄-Pのウエイトの減少も経年変化の特徴である。これは、先述の合成洗剤の無リン化に伴う家庭雑排水等の排出負荷量のウエイトの減少によるものである。

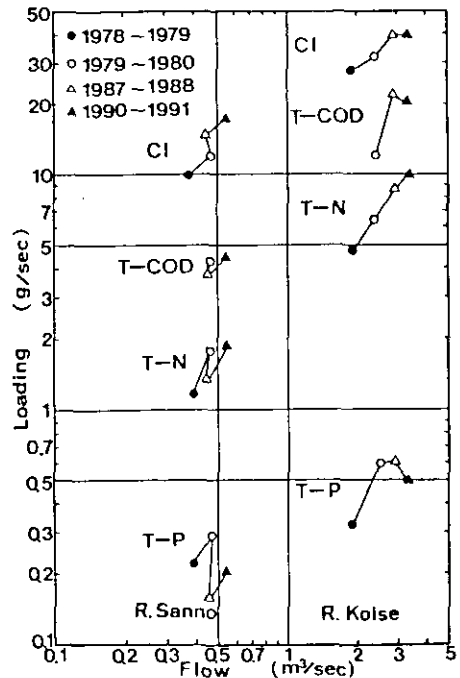


図 2 年間平均流出負荷量と年間流出流量の経年変化

表 1 各態窒素成分およびリン酸態リン成分の比率の経年変化

	調査期間	降水量	流量	NH ₄ -N/T-N	NO ₂ -N/T-N	NO ₃ -N/T-N	Org-N/T-N	PO ₄ -P/T-N
恋瀬川	J.'78~M.'79	1,092 mm	1.91 m ³ /s	0.16	0.02	0.58	0.24	0.34
	J.'79~M.'80	1,332 mm	2.38 m ³ /s	0.15	0.02	0.61	0.22	0.37
	J.'87~M.'88	1,198 mm	2.89 m ³ /s	0.13	0.01	0.69	0.17	0.18
	J.'90~M.'91	1,429 mm	3.35 m ³ /s	0.07	0.01	0.78	0.15	0.18
山王川	J.'78~M.'79	1,092 mm	0.39 m ³ /s	0.31	0.06	0.30	0.34	0.78
	J.'79~M.'80	1,332 mm	0.47 m ³ /s	0.24	0.08	0.33	0.35	0.52
	J.'87~M.'88	1,198 mm	0.46 m ³ /s	0.21	0.05	0.43	0.31	0.50
	J.'90~M.'91	1,429 mm	0.55 m ³ /s	0.14	0.02	0.57	0.27	0.44

4. 河川流域の汚濁負荷ポテンシャルの線型回帰モデル

多くの河川流域の汚濁負荷ポテンシャルを評価するには、頻度の高い調査データに基づいた単位面積当りの年間流出負荷量での比較が最も適切であろう²⁾。しかもその経年変化をも評価の対象とすると、流域内の汚濁負荷構造の変化を考慮する必要がある。幸い、1978~79年、1979~80年、1981~82年の前半の4年間と、1987~88年、1990~91年の後半の4年間に、同じ河川を含むほぼ同数の河川において、その霞ヶ浦への流入端、その上流部の支流や本流部の流下方向の数地点において、毎週1回定時で1年間の流出負荷量調査を行ってきた。

地理的に近くてよく似た気象条件下でのこれらの河川流域を対象に、この同一頻度で同程度の精度を有する調査データから各流域の単位面積当りの年間流出負荷量、すなわち、比流出負荷量 L_A ($10^3\text{kg}/\text{km}^2 \cdot \text{y}$) と、単位面積当りの流出流量、すなわち、比流量 Q_A ($10^6\text{m}^3/\text{km}^2 \cdot \text{y} = \text{m}/\text{y}$) を算定した。この単位面積当りの年間流出流量は、流域からの流出高であり、有効雨量であり、水文学的にも最も重要な因子である。この値が大きいことは、年間降水量が多いか、人為的な排水量が多いかである。むろん、道路や屋根等による不浸透面積比率が高いこともこの流出高を大きくする要因ではあるが、人為的な排水量の多くは、工場・事業所排水、生活排水、農業排水(灌漑用水の排水)によるものである。これらの流域の場合は、ほとんど他流域の水源から持ち込まれた用水の排水であり、残りは地下水の汲み上げによるものである。

最近の調査結果である後半4年間の単位面積当りの年間流出負荷量と年間流出流量の関係をプロットしたものが図3である。図より、流域の単位面積当りの年間流出負荷量 L_A が単位面積当りの年間流出流量 Q_A と比例関係にあることが明らかである。この汚濁負荷ポテンシャルの線型回帰モデルは、

$$L_A = p \cdot Q_A + q$$

で表される。この8河川15地点については、SO₄の場合に相関係数が0.89と、T-N、T-P、T-COD、Cl、TOCの場合の0.92以上の相関係数と比べてわずかに小さいものの、非常に相関の高い関係となった。調査対象河川は、恋瀬川の本流および支流の8地点、山王川、天の川、桜川、境川、備前川、花室川、清明川である。このうち、恋瀬川本流、山王川、天の川は年間降

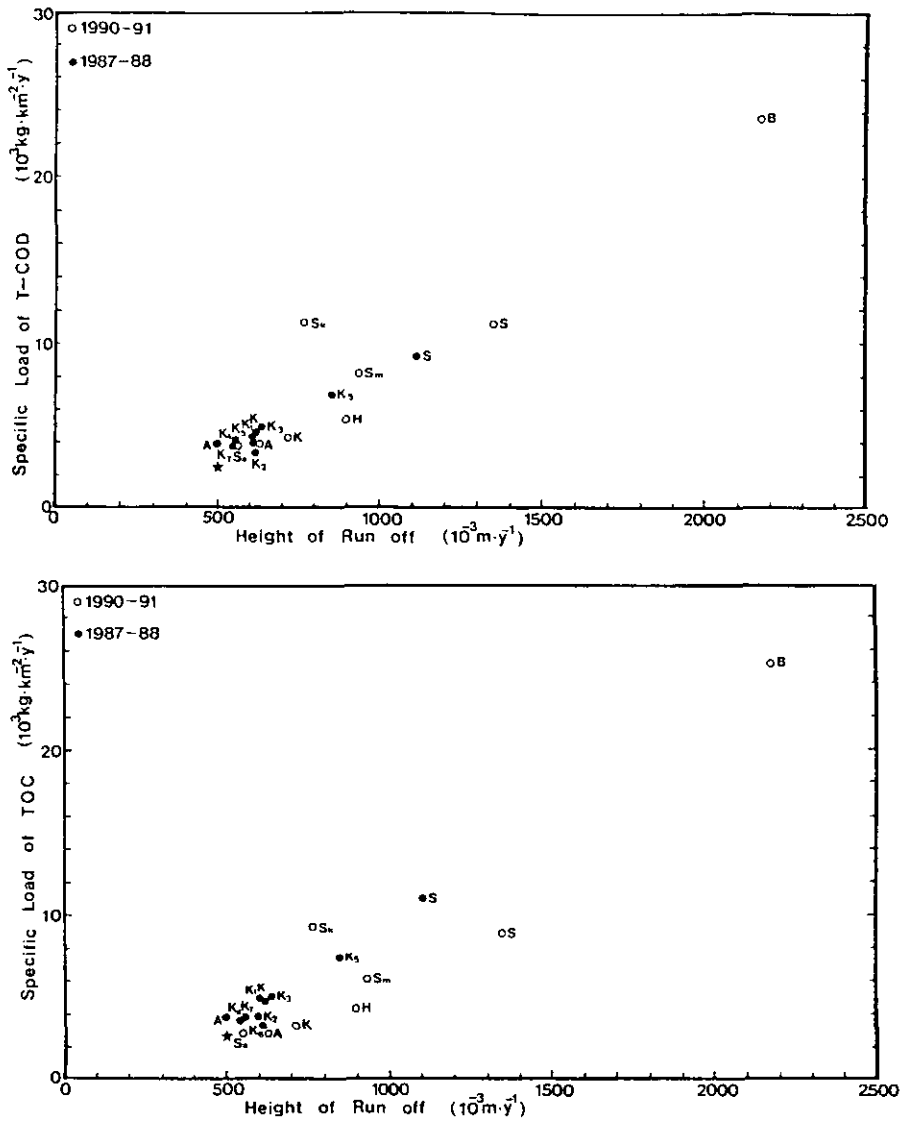


図 3 (b) 単位面積当りの年間流出負荷量と流出流量の関係 (後半4年間)

水量がかなり異なる2年分のデータが入っており、全部で18個のデータとなっている。後半の4年間については、後述のC : N : P比との比較検討を行うために、これら回帰直線の勾配の比を求めると、 $TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl : SO_4 = 27 : 7.0 : 1 : 20 : 77 : 104$ となる。

同様に、前半4年間についても汚濁負荷ポテンシャルの線型回帰モデルの関係の一例を図4に示す。調査対象河川は、恋瀬川本流、山王川の霞ヶ浦流入端および上・中流部の4地点、園部川、

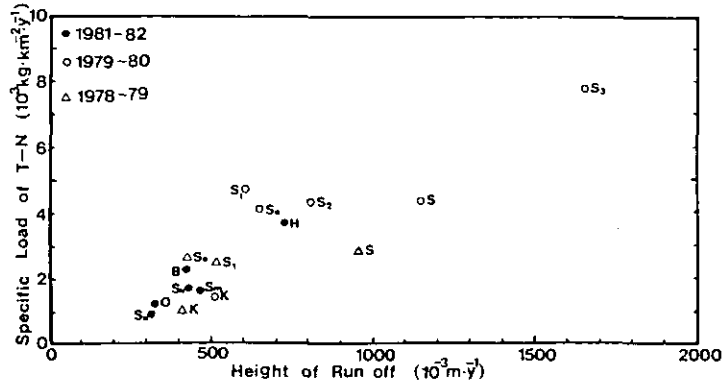


図 4 (a) 単位面積当りの年間流出負荷量と流出流量の関係 (前半4年間)

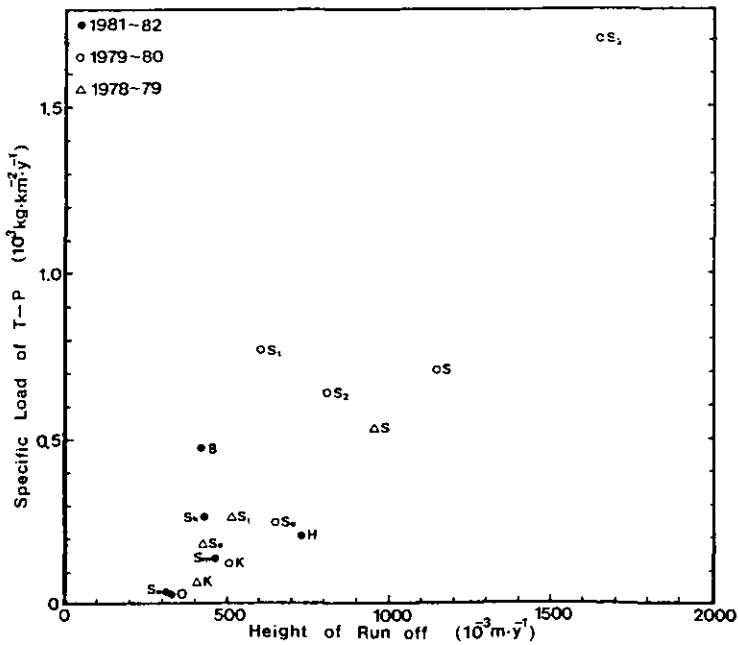


図 4 (b) 単位面積当りの年間流出負荷量と流出流量の関係 (前半4年間)

桜川, 境川, 備前川, 花室川, 清明川, 小野川の9河川の12地点である。このうち, 恋瀬川, 山王川の上流部と霞ヶ浦流入端, 園部川はやはり年間降水量の大きく異なる2年分のデータが入っており, 合計で16個のデータとなっている。前半の4年間はSO₄とTOCのデータがないけれども, T-N, T-P, T-COD, Clの場合とも0.85以上の相関係数となっている。これも, 後半4年間の場合よりわずかに相関係数が小さいものの, 高い相関関係となっている。

表 2 単位面積当りの流出負荷量と流出流量の回帰モデル

水質項目	期間 (1987~88, 1990~91年)	期間 (1978~79, 1979~80, 1981~82年)
T-N	$L_A = 3.12 \cdot Q_A - 0.016$ ($r=0.874$)	$L_A = 4.49 \cdot Q_A + 0.067$ ($r=0.874$)
T-P	$L_A = 0.448 \cdot Q_A + 0.143$ ($r=0.941$)	$L_A = 1.06 \cdot Q_A - 0.283$ ($r=0.888$)
T-COD	$L_A = 9.10 \cdot Q_A - 0.935$ ($r=0.955$)	$L_A = 12.7 \cdot Q_A - 2.67$ ($r=0.916$)
Cl	$L_A = 34.5 \cdot Q_A - 10.9$ ($r=0.947$)	$L_A = 26.8 \cdot Q_A + 1.34$ ($r=0.853$)
SO ₄	$L_A = 46.6 \cdot Q_A - 16.7$ ($r=0.889$)	
TOC	$L_A = 12.1 \cdot Q_A - 3.46$ ($r=0.936$)	

これらの2つの場合の回帰モデルを表2にまとめて示す。この汚濁負荷ポテンシャルの線型回帰モデル ($L_A = p \cdot Q_A + q$) における勾配 p の前半4年間と後半4年間の変化の関係から、これら4年間のあいだの1982~87年の5年間で隔てた霞ヶ浦流入河川の汚濁負荷ポテンシャルの変化は、T-N、T-P、T-CODでは減少、Clでは増加という結果となった。とくに、T-Pでの減少は大きく、Clでの増加は著しい。このうちT-Pについては、下水道の普及状況等の流域内の汚濁負荷構造の変化を考慮すると、いかに合成洗剤の無リン化に伴う家庭雑排水の排出負荷量原単位半減の影響が大きいためであったかが推定できる。Clについては、農耕地河川、市街地河川のいずれでも増加傾向となっているため、家庭雑排水の質的かつ量的変化による影響が大きいと推定される。もちろん、前半の4年間と後半の4年間のデータを併せた場合の解析も可能である。その結果は、T-Nでは0.82と相関係数が若干低くなり、T-Pでは前述の理由で相関係数が0.71と低くなるものの、T-CODとClではそれぞれ0.93と0.87と前半と後半の中間の相関係数の大きさとなっている。

とくに、図3中には降水負荷量も最小流出高付近に★印で示してあり、この値と各河川流域の値との比較から人間の生活・生産活動に伴う人為的な汚濁負荷の大きさも明らかとなる。とくに、この降水負荷量に対する各流域の流出負荷量の比率あるいは倍数をとれば、人為的汚濁負荷の大きさがもっと明瞭となる。むろん、恋瀬川上流部の支川や桜川等の山地や農耕地面積の比率が高く、流域の人口密度の低い流域の河川では、人口密度が高くて市街地面積比率の高い市街地河川と比べて、流域からの単位面積当りの年間流出負荷量、すなわち、汚濁負荷ポテンシャルが小さいことは明らかとなっている。また、この線型回帰モデルでは、現在の状況下においては、人為的な排水量を減らせば、汚濁負荷量の減少はこの回帰直線の左下の方向にほぼ定率（回帰直線の勾配）で減少して行くことが予想できる。すなわち、農耕地河川では、流下方向で灌漑用水のシーケンシャルな重複水利用が流出負荷量を減少させる有効な汚濁負荷削減対策であることが支持される。市街地河川では、用水の再利用やクローズド化等により各種の排水量を減少させることや下水道の普及が有効であろう。しかし、水洗化人口の増加は系全体としては排水量の増加につながることに留意が必要であろう。

5. C : N : P 比から見た河川の汚濁負荷特性

これまで霞ヶ浦（西浦）全流入河川の負荷量の同日一斉調査は7回行われている。このうち、1982年の8月に1回と1987～88年の1年間に各季節1回ずつの4回は著者らが実施した。もう2回は茨城県³⁾が1984年に行っている。これらを1982年、1987～88年、1984年の3回の結果としてまとめると、それぞれの調査時の流量が大きく異なっており、流入負荷量にも大きな違いが見られた。これらの3つの場合のTOC : T-N : T-P : T-COD : Clの比を表3に示す。1987～88年は1982年と比べて、T-Pに対してT-CODの減少とClの増大であった。これらは調査回数としては少いため、調査時毎の流量の大きさが流入負荷量に大きく影響している結果と推定できる⁴⁾。このため、毎週1回で1年間の調査結果の流入負荷量とは同等の精度を有するものとして扱い難いけれども、その水質構成比についてはこのことに留意した上で、後述の各河川流域との比較対照は可能であろう。

毎週1回定時で1年間の調査結果については、高浜入への流入3河川と土浦入への流入5河川のそれぞれ2年分に対して同様の比を表4に示す。2つの場合の1年目の調査年が異なっているために、土浦入への流入5河川の比率の8年間での大きな変化が目立つ。1981～82年と1987～88年との年間降水量は1,127mmと1,198mmとであり、1990～91年のそれは1,429mmと大きく異なり、5河川の場合にはとくに年間平均流量にも大きな違いが見られた。1990～91年の場合は年間平均流量が大きかったため、T-P、T-COD、TOCの流出負荷量の増大比率が他の水質項目の平年のそれを大きく上回った結果となっている。さらに、1981～82年は合成洗剤の無リン化の進行中であり、家庭雑排水のリン排出負荷量が減少段階であったことがこれらの比の変化をもたらしたものと考えられる。

5つの水質項目全ての比が揃っている高浜入流入3河川について示した表5からは、TOCのT-Pに対する比の変化が大きい。その原因として、前述のようにこの2つの調査年の年間降水量、したがって、年間平均流量にかなりの違いがあり、その影響が考えられる。山王川流域では、この間の3年間に下水道普及人口は徐々に増加しているが、その比率の変化への寄与はそう大きな結果とはなっていない。

また、1990～91年に調査された河川の中で農耕地河川と市街地河川のそれぞれ3つずつの比較をしたのが表6である。農耕地河川3つおよび市街地河川3つの中で、河川ごとの違いが見られるものの、両者の違いは、T-N : T-Pの比の違いが最も明瞭である。市街地河川においては、工場・事業所排水の質的・量的違いの影響が大きいと考えられる。しかし、基本的には、細見ら⁵⁾による生活雑排水排出負荷量の水質構成比のTOC : T-N : T-P : T-COD = 44 : 6.3 : 1 : 35 に大きく支配されていることがわかる。

1987～88年には農耕地河川の恋瀬川本流部の上・中・下流部で調査が行われており、この3地点での比率の比較をしたのが、表7である。楕円形に近い盆地状の本流部流域では、上・中・下流部での比率の大きな違いは見られない。また、降水負荷量のTOC : T-N : T-P : T-

表 3 全流入河川の C : N : P : T-COD : Cl 比

調査年	回数	全流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl
1982年 8月	1	22.7 m ³ /s	17 : 1 : 41 : 127
1987~1988年	4	13.0 m ³ /s	37 : 17 : 1 : 37 : 190
1984年	2	9.68 m ³ /s	15 : 1 : 48

表 4 流入3河川および5河川の TOC : T-N : T-P : T-COD 比

調査年	3河川 (恋瀬川, 天の川, 山王川)		調査年	5河川 (境・桜・備前・花室・清明)	
	流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl		流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl
1987~88	4.19 m ³ /s	36 : 14 : 1 : 35 : 76	1981~82	4.69 m ³ /s	17 : 1 : 26 : 113
1990~91	4.96 m ³ /s	27 : 19 : 1 : 35 : 86	1990~91	8.36 m ³ /s	25 : 11 : 1 : 31 : 85

表 5 恋瀬川・天の川・山王川の C : N : P : T-COD : Cl 比の変化

河川名	1987年 6月~1988年 5月		1990年 6月~1991年 5月	
	流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl	流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl
恋瀬川	2.89 m ³ /s	38 : 14 : 1 : 37 : 67	3.35 m ³ /s	30 : 19 : 1 : 40 : 77
天の川	0.85 m ³ /s	35 : 21 : 1 : 36 : 90	1.06 m ³ /s	29 : 32 : 1 : 38 : 113
山王川	0.46 m ³ /s	29 : 8.5 : 1 : 24 : 94	0.55 m ³ /s	17 : 8.9 : 1 : 22 : 83

表 6 農耕地河川と市街地河川の C : N : P : T-COD : Cl の比

河川名	農耕地河川		河川名	市街地河川	
	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl			TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl	
桜川	24 : 12 : 1 : 31 : 82		備前川	31 : 8.4 : 1 : 29 : 72	
恋瀬川	30 : 19 : 1 : 40 : 77		山王川	29 : 8.5 : 1 : 24 : 94	
天の川	29 : 32 : 1 : 38 : 113		境川	22 : 7.7 : 1 : 27 : 50	

表 7 恋瀬川の上流部・中流部・下流部の C : N : P : T-COD : Cl 比 (1987年6月~1988年5月)

流域	面積	流量	TOC : T-N : T-P : T-COD : Cl
上流部	43.7 km ²	0.84 m ³ /s	43 : 13 : 1 : 36 : 66
中流部	132.1 km ²	2.33 m ³ /s	38 : 15 : 1 : 40 : 66
下流部	147.4 km ²	2.89 m ³ /s	38 : 14 : 1 : 37 : 67

COD : C1 = 212 : 71 : 1 : 146 : 115 とは、T-Pの負荷量の違いのために大きく異なっている。ただ、TOC : T-Nの比は降水負荷量に非常に近い比率となっている。

6. C : N : P比による流入河川水質と湖沼水質の対応

1987~88年の1年間には、霞ヶ浦高浜入に流入する3河川の毎週1回定時の負荷量調査と各季節1回ずつ年4回の全流入河川の負荷量調査を実施している。また、霞ヶ浦の湖水については1976年以降毎月1回の定期水質調査が行われている。しかも、1987~88年の場合は湖水についてもTOCの測定データが整っている。このため、1987~88年の場合について流入河川水質と湖沼水質との対応関係の検討を行った。とくに、高浜入の高崎入湾形部は恋瀬川、天の川、山王川が流入して栄養塩が連続的に供給され、一次生産の大きな河口域であることに注目して、流入河川負荷量調査の頻度が高いこともあって、この湾形部も検討の対象に加えた。さらに、湖沼の表層底質、湾形部での沈殿物、アオコ、降水のTOC : T-N : T-Pの比との比較検討も行った。

湖内10地点での毎月1回の調査データを8ブロックに分け、各ブロックの月平均水質濃度を算定した。各ブロックの湖水量は湖心における湖水位の月平均値に基づいて求めた。各ブロックごとの毎月の平均水質濃度と湖水量の積の和から湖水全体の1年間の水質現存量を求め、これを毎月の湖全体の湖水量の年間累積値で除して、湖水全体の年間平均水質濃度を算出した。高崎入湾形部についても同様の算定を行った⁶⁾。これらの結果をまとめて表8に示す。

湖内の底質については、1981年に湖内25地点（高崎入2地点）で相崎ら⁷⁾によって柱状底質試料が採取され、POC : PON :

PTP比が測定されており、その表層底質（0~2cm）の平均値を比較対象とした。さらに、高崎入湾形部において1983年4月19日の23mmの降雨時流出前後における福島ら⁸⁾による沈殿物量の観測結果があり、晴天時流出では流入物質の約55%が、降雨時流出では約40%が湾形部に沈殿物としてトラップされることが明らかにされている。その沈殿物の降雨時流出の4日間の構成比を表8中に比較のために加えている。植物プランクトンについては、夏季に優占種となって年間の現存量で大きなウエイトを

表 8 C : N : P 構成比の変化

	霞ヶ浦（西浦）全体	高崎入湾奥部
流入河川水	TOC : T-N : T-P 37 : 17 : 1 (毎季節調査データ)	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 (夏期データ)	
降 水	DOC : DIN : DIP 262 : 43 : 1 (年間データ)	

占めるアオコについての高村ら⁹⁾によるPOC:PON:PTP比を比較対象とした。アオコと表層底質の間には分解の作用等による変化が考えられる。また、流域へのバックグラウンド負荷量あるいはベース負荷量であり、湖水面への直接負荷ともなる降水負荷量の水質構成比も参考のためにつけ加えた。

湖水全体と高崎入湾形部とでは、湖沼の水質構成比と底質表層の構成比がかなり異なる。流入河川の水質構成ではT-N:T-P比がわずかに違うだけである。いかに湾形部での懸濁物質の沈殿に伴う変化が大きいかわかる。これは、沈殿物の構成比と高崎入湾形部の底質表層の構成比が似かよっていることと、前述の降雨時流出で同時に観測された流入3河川の降雨による流入負荷量の水質構成比がPOC:PON:PTP = 24:3.1:1と前述の両者の比に非常に近い比になっていることから支持される。

7. おわりに

依然として水質改善の進まない湖沼の富栄養化に対しては、集水域からの流入汚濁負荷量の削減をおし進めることが最も肝要である。しかし、事態はそう容易には進行しないため、湖沼水質と流入河川水質の対応を考慮して、重要な元素の中でも富栄養化に対して最も有効な元素の効率の良い削減が望まれている。ここでは、各流域の汚濁負荷ポテンシャルの大きさを明らかにするとともに、降水から河川水、河川水から湖水へと水質変換して行く過程に注目して、それぞれの場におけるC:N:P比の実態を明らかにした。今後は、精度の良い物質収支からの考察を加えて、これらの結果を水質管理の場へとさらに展開することが必要である。

引用文献

- 1) 海老瀬潜一(1989): 土地利用の異なる流域からの年間流出負荷量の大きさの変化, 水質汚濁研究, 第12巻, pp.497-505.
- 2) 海老瀬潜一(1989): 流域の汚濁負荷レベルと汚濁負荷構造, 第2回環境容量シンポジウム(国立公害研究所資料, F-10-'89/NIES), pp.1-13.
- 3) 茨城県公害技術センター・茨城県公害防止協会(1985): 霞ヶ浦流入汚濁負荷実態調査報告集, 第4集, p.194.
- 4) 海老瀬潜一・井上隆信(1989): 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回年次学術講演会講演概要集, 第2部, pp.920-921.
- 5) 細見正明・稲葉一穂・原沢英夫・須藤隆一(1988): 生活雑排水の汚濁負荷原単位, 国立公害研究所研究報告, 第116号, pp.39-52.
- 6) Ebise, S. and T. Inoue (1991): Change in C:N:P ratios during passage of water areas from rivers to a lake, Water Research, Vol.25, pp.95-100.

- 7) 相崎守弘・大坪国順・福島武彦・岩田 敏・村岡浩爾・高松武次郎(1984) : 霞ヶ浦底泥の物性と栄養塩の分布, (2)炭素, 窒素, リンの分布, 国立公害研究所研究報告, 第51号, pp.175-189.
- 8) 福島武彦・相崎守弘・海老瀬潜一(1986) 河口域の降雨時流入物質の挙動, 国立公害研究所研究報告, 第96号, pp.13-27.
- 9) 高村義親・野村和輝・萩原富司・平松 昭・矢木修身・須藤隆一(1981) 霞ヶ浦に発生するアオコと *Microcystis aeruginosa* の化学的組成について, 国立公害研究所研究報告, 第25号, pp.31-46.

規制から流域管理へ

國松孝男 （滋賀県立短期大学農業部）

1. はじめに

1989年度の厚生省の調査によると、全国で何らかの水道被害を受けた人は1,750万人で、そのうちの1,200万人は琵琶湖淀川水系の住人であった。まさに琵琶湖は近畿の水瓶である。今年度、琵琶湖は湖沼水質保全計画の見直しの年である。滋賀県は、昨年度の琵琶湖の水質が南湖・北湖とも暫定目標をクリアできなかったことを滋賀県は公害対策審議会に報告した。達成できなかった主な理由として、①計画最終年度の降水量（1,895mm）が1985年（1,689mm）より多かったために非特定汚染源負荷が多くなったこと、②予想を3.4万人越える人口増加と下水道整備地区の低い水洗化率（76%）、③予想以上の工業出荷額の伸び、を挙げている。琵琶湖集水域（3,043km²）の土地利用は、宅地道路8.7%、農地19.6%（内90.6%は水田）、森林71.8%（その他を含む）で、ここ10年の人口の伸びは年率1%を越え、総生産に占める第2次産業の構成比は全国1位である。このまま琵琶湖と滋賀県民は共存できるのであろうか。

2. 琵琶湖水質の現状

琵琶湖は北湖・南湖ともAA、II類型があてはめられている。図1は筆者らが1978年から琵琶湖の唯一の自然流出河川である瀬田川の南郷洗堰地点で、さらに1981年から北湖水が南湖に流入する琵琶湖大橋中央地点（水深2m）で、週1回以上の頻度で続けている調査データを5項目移動平均してプロットしたものである。南湖流出水のCOD濃度は1979年以降、一時低下したが、1982～83年頃から上昇に転じ、現在もそのまま悪化傾向が続いている。この傾向は北湖流出水についても同様に認められる。逆に、TNはこのところ漸減傾向にある。ところがNO₃-Nは増加傾向にあり、窒素の化学形態に変化が起きていることが分かる。TPはCODと同様に1979年以降、一旦低下し、やはりその後1982～83年頃から悪化傾向が現れたが、そのままここ2、3年は横ばい状態にある。すなわちこの10年間でCOD・TN・TPのバランスが大きく変化してきているが、その理由は不明である。

このように1980年に施行した琵琶湖富栄養化防止条例によって富栄養化に、一時歯止めがかかったように思われ、滋賀県も良性傾向と公表していたが、その後は予測通りに水質は改善されおらず、北湖のリン以外は、琵琶湖条例が1985年に達成することを目標とした水質も環境基準もまだ達成していない。

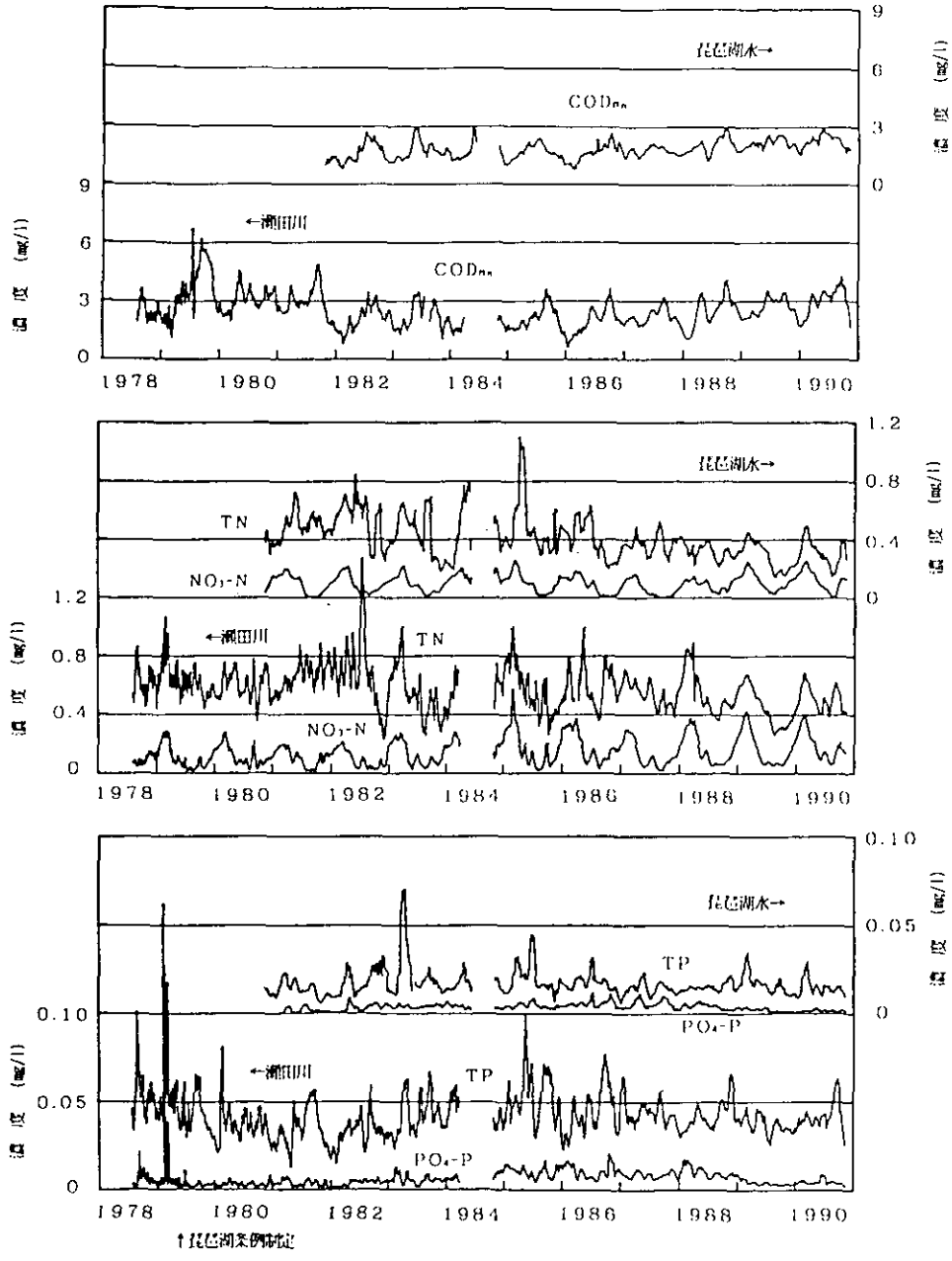


図 1 琵琶湖水質の経年変化 (國松)

琵琶湖水：琵琶湖大橋中央点，瀬田川：南郷洗堰

3. 琵琶湖条例

滋賀県琵琶湖の富栄養化の防止に関する条例，1977年に初めて発生した淡水赤潮を契機にして，1979年10月に制定され，1980～1981年に施行された。条例は琵琶湖の水質を1985年までに1970年代前半頃の水質にまで戻すことを目標にしている。そのためにリン・窒素の琵琶湖への流入の制限を，

- ①工場排水に対するリン・窒素の排出濃度の規制
- ②有リン合成洗剤の販売・使用・贈答の禁止
- ③農業や家庭排水からのリン・窒素の排出の抑制

によって行うこととした。次に琵琶湖水質のその後の推移とこれらの施策の現状を対比してみよう。

3・1 工場排水の濃度規制

1981年以降の10年間で滋賀県下の製造品出荷額は 2.9兆円から 5.5兆円へと 2倍近く増大し，水質汚濁防止法，琵琶湖条例による規制対象工場・事業場（排水量30m³/日以上）の数も 1.5倍に伸びた（表1）。一方，工場排水量は，工業統計による工業用水の補給水量から推定すると，リサイクル率の向上によって 6%の増加に止っている。

工場排水の琵琶湖条例によるリン・窒素の排出濃度の規制値（表2）は，リン 0.5～5ppm以下，窒素 8～25ppm以下で，水濁法による全国一率規制値（日平均 リン 8，窒素 60ppm）よりはるかに厳しい。しかし，下水道整備が遅れている状況下で，濃度規制である限り，企業活動が活発化し排出量が増えればそれだけ汚濁排出量は増えることになると考えるのが企業モラルの現状からすれば自然であろう。事実，この間の業種別行政措置件数（図2）を見ると，琵琶湖条例による工業・事業場排水に対する規制が始まった1981年 7月前後で，件数・内容ともに本質的な変化はない。すなわち琵琶湖条例はいわゆる「濃度規制」であって，「総量規制」にはなっていない。琵琶湖条例の限界である。

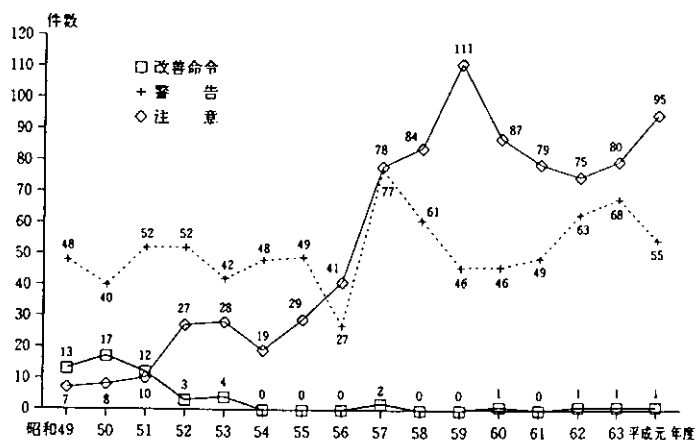


図 2 行政措置件数経年変化（滋賀県環境白書 1990年版）

表 1 滋賀県の人口・下水道・工業・農業の過去10年間の推移

種 別		1981年	1990年	備 考
人口	滋賀県総人口 (万人)	108.7	122.2	10年平均 1.16%増
	公共下水道普及率 ¹⁾ (%)	4.6	23.5	10年平均 1.89%増
	公共下水道未処理人口 (万人)	104.4	100.2	水洗化率 85%, 77%
	農村下水道処理人口 (万人)	0	3.9	水洗化率 56%
工業	製造品出荷額 ²⁾ (兆円)	2.92	5.47	1.87倍
	規制対象工場・事業場 ³⁾ (場)	688	1,052	1.53倍
	工業用水使用量 ²⁾ (万m ³ /日)	50.3	53.3	1.06倍
農業	ほ場整備面積 ⁴⁾ (%)	48.3	70.8	
	窒素肥料使用量 (t)	3,589	2,844	N, 肥料年度
	リン肥料使用量 ⁵⁾ (t)	16,564	8,774	P ₂ O ₄ , 同

- 1) 3月現在, 「滋賀県の下水道1990年版」(滋賀県土木部)
- 2) それぞれ1980, 1989年12月現在, 工業用水は回収水を除く使用量(滋賀県)
- 3) 水質汚濁防止法による特定施設等で, 琵琶湖条例が適用される排水量が30m³/日以下の工場事業場数(滋賀県環境白書1990年版)
- 4) それぞれ1980年, 1989年度末(滋賀県)
- 5) 急減したのは, 最近, 溶リンを含む土壌改良資材の流通が増加したため(滋賀県)

表 2 新設の工場等に係る排水基準(琵琶湖条例)*

区 分	排水量 m ³ /日	窒素 ppm	リン ppm
化学工業	30~ 49	10	1.2
	50~999	8	0.8
	1,000~	8	0.5
食品製造業	30~ 49	20	2
	50~999	12	1.5
	1,000~	10	1
下水道終末処理場	30~	20	0.5
し尿処理施設	30~	10	1
し尿浄化槽**	30~	20	5

* 抜粋, ** 合併処理浄化槽を含む。農村下水道で処理水が琵琶湖に直接流入する施設のリンは1ppm以下(筆者注)。

3.2 有リン合成洗剤の規制

滋賀県下のせっけん使用率は、現在約30%である（図3）。琵琶湖条例制定直後の71%から見れば、この間に約4割もの県民の関心が薄れたということになる。はじめの3年間で急激に（約20%）低下したが、それ以降は毎年1~2%の低下である。これにはこの間に滋賀県に転入してきた人口、すなわち前述した10年間の平均人口増加率1.16%（表1）に相当するほとんどの部分が含まれていると推定されることから、この間のせっけん使用率の低下を、一概に琵琶湖条例制定運動を経験した当時の滋賀県民の熱意がさめたためであると見なすことはできない。

ところで、現在ではせっけん使用率の低下と富栄養化の間には直接の関係はなくなっている。なぜなら、琵琶湖条例以降、滋賀県下で販売されている合成洗剤はすべて無リンになっているからである。しかし、せっけん使用率の低下は琵琶湖と生活排水に対する関心度の低下の反映であり、家庭からの汚濁排出量の増加につながる。せっけん使用率の低下は、やはり琵琶湖の汚染と深く関わっているのである。

最近の変化を見ると、1988年に急に10%弱も低下している。この時期は全自動洗濯機に対応したいわゆるコンパクトせっけんや液体せっけんが売り出された時期と一致している。粉せっけんでの洗濯に約10年間耐えてきた人の中にも、便利さには勝てなかった人が少なくなかったことを物語っている。逆に、1990年には急に約10%せっけん使用率が回復したことになる。これはアンケートの設問の第1選択肢がこの年から「粉せっけんのみを使用」から「主に粉せっけんを使用」に変えられたためである。贈答品として受け取った合成洗剤を返すことも出来ず、他人にあげることも出来ず、さりとて捨てることも燃やすことも出来ず、やむなく使わざるを得なかった県民に対する配慮であろう。

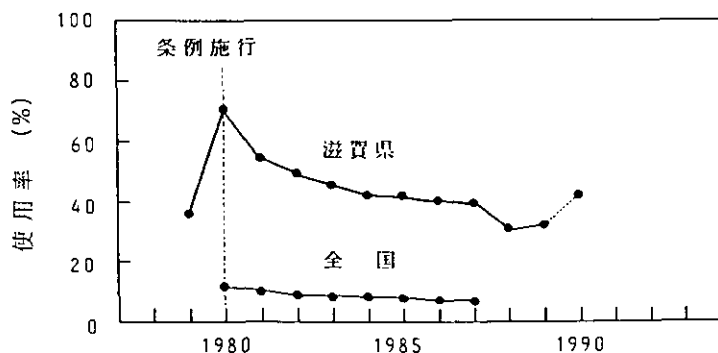


図 3 滋賀県と全国のせっけん使用率
(滋賀県資料を元にして筆者作図)

3.3 農業排水の抑制

琵琶湖条例は、前述したように農業排水のリン・窒素については排出抑制努力を求めているだけで、具体的な規制は示していない。この間、米作りに使う化学肥料使用量の1~2割削減（田植え時の元肥削減など、表1参照）や施肥技術の改善（施肥田植機による深層局所施肥など）などが指導され、濁水防止推進員・農業排水パトロールなどの啓発・自主規制も実施されている。さらに用排水系統を再整備して農業用水を反復利用する事業や内湖の浄化機能の回復・整備事業も進みつつある。農村家庭の排水についてはいわゆる「農村下水道」（農業集落排水処理施設、約160集落）の建設と処理放流水をさらに土壌浄化や水田灌漑用水として再利用する試み、未整備地域では細目ストレーナーの全戸配布などの家庭雑排水対策や啓発などが行われている。

しかし一方で、農業経営の機械化・大規模化の方向はますます進み、基盤整備（表1）は依然として画一的に進められてきた。農業用水の琵琶湖からの揚水（逆水灌漑と呼ばれている）・パイプライン化も進んでいる。上記したような水質保全が考慮された事業は、一部でモデル的に試みられているにすぎない状況の下で、これらが流出抑制努力を帳消しにしている恐れがある。

4. 下水道の効果

滋賀県では、1972年度以来20年間、10年間の時限立法を延長して琵琶湖総合開発計画が進められている（さらに5年間延長の見通し）。計画は下流府県に毎秒40トンの水資源の新規開発と淀川の治水機能の強化を図り、その見返りとして、琵琶湖とその周辺地域に①治水、②利水、③環境保全を主とする諸事業を行うのが国最初で最大級の地域総合開発計画である。この中で琵琶湖の水質保全は主に流域下水道によって図られることになっている。計画では4流域下水道・1単独公共下水道によってほぼ全域がカバーされることになっており、現在、全国平均を上回る水準（最近5年間の下水道人口普及率の増加は年率2.5%）で建設が進められている。滋賀県の下水道終末処理場では、窒素・リンを除去する高度処理が行われているため放流水（処理水）の水質は非常に良好である（表3）。そのために住民は、他地域より高い1m³当たり約100円の下水道使用量を負担している。

表 3 下水の高度処理水質 (mg/l)

種別	処理場		SS	BOD	COD	TN	TP
流域下水道*	湖南中部	流入水	150	186	78.8	27.0	3.56
		放流水	0.5	1.5	5.1	6.0	0.10
	湖西	流入水	130	127	69.7	24.1	2.44
		放流水	0.7	1.1	5.7	5.1	0.03
し尿処理場	県下平均（3次処理，除去率%）				95	95	95

*1989年度平均（滋賀県環境白書1990年版）

最近の10年間を見ると、下水道の整備によって家庭排水による琵琶湖への汚濁負荷は、毎年1.89%ずつ削減されてきたはずである（厳密には下水道による除去率と下水道に転換する前の処理の除去率による補正、すなわち負荷量ベースで評価しなければならないが、削減効果は以前の処理がくみ取り人口で小さく、浄化層人口で大きくなるので、ここで問題になるほどの誤差は生じないであろう）。しかし、実際にそうなっているのだろうか。滋賀県下の実績では下水道による水洗化率は76.6%であることから、下水道で処理されている人口の伸びは、実際には年率1.45%程度になる。その一方で滋賀県では人口が毎年約1.16%ずつ増加している。その差が実際の負荷削減率になるが、その伸びはわずか0.29%に過ぎないことが解る。

結局、琵琶湖条例が施行された1981年から1990年までの10年間で、下水道普及率は約18.9%上昇したが、この間に未処理人口は104.4万人から100.2万人になったに過ぎず、10年前と比較してわずか4.0%（4.2万人）しか負荷は削減されていないのである（表1）。

その一方で、し尿単独処理浄化槽が、毎年、平均 2,310基ずつ増加（1980～89年）している。増加（移入）人口の多くは、小規模開発による一戸建て住宅であればし尿単独処理浄化槽で、大規模な一戸建て開発や集合住宅では合併浄化槽で水洗化された住宅を購入していると思われる。し尿単独処理浄化槽についてその規模を考慮せずに1基当りの処理人数を平均 3.5人とすると、8,080人になり、年間平均増加人口（1.4万人）の約 6割に相当する。これらのし尿単独処理浄化槽の窒素・リンの浄化率は10%～30%に過ぎない（小規模合併処理浄化槽でも現状では大差はないと筆者は考えている）。これらの家庭の窒素・リンの排出量は、従来の汲み取り家庭と比較して窒素 4～5倍、2～2.5倍に増える。すなわち窒素・リンについて見れば、し尿単独処理浄化槽と小規模合併浄化槽の増加によって、排出負荷は人口増加率の倍以上に達しており、これだけで下水道による削減量を上回っていると推測される。なお、高度処理合併浄化槽である農村下水道がすでに114集落・約3.9万人が共用を開始しているが、無処理雑排水と処理水（排水基準は TN 20 mg/l, TP 1～5mg/l以下）の水質からみて、新たな削減にはならず、むしろ窒素・リンの負荷は増大しているはずである。

このように人口増とし尿単独処理浄化槽および合併浄化槽の増加によるリン・窒素の負荷量の増加速度は、下水道による新規削減量を上回っているはずである。すなわち、下水道は生活の利便性の向上と汚濁負荷の削減に確かに役に立ってはいるのであるが、現在のところその琵琶湖に対する汚濁負荷軽減効果は人口圧だけでほぼ完全に打ち消されてしまっているのである。ちなみに、1990年 3月現在の人口普及率は23.5%に過ぎず、その効果が現れるまでには、なお数十年はかかるであろう。すなわち、現状では下水道にのみ頼って琵琶湖の富栄養化を防止することはできないのである。

すなわち、琵琶湖総合開発事業と琵琶湖条例は今のところ琵琶湖の富栄養化の阻止に成功していないのである。

5. 琵琶湖水質の将来と流域管理－むすびにかえて

このように琵琶湖の水質は、依然として改善されていないし、近い将来改善される兆しも、今のところどこにも見当たらないのである。このことは滋賀県が現在進めている湖沼水質保全計画の見直しに係る試算結果を見ても明らかである。すなわち、新たな汚濁負荷削減が期待される規制の強化としては、湖沼法に基づく新・増設工場に対する負荷量規制および小規模畜産施設に対する指定施設・準用指定施設に対する使用及び構造基準の適用と、小規模工場に対する水濁法・公害防止条例による排水基準適用の引き下げ（30 → 20m³）が検討されているだけであり、対策事業としては単独し尿浄化槽と飲食店・レストランなどの排水の合併処理化促進および農村下水道の整備しか挙げられておらず、新たな行政の展開は書き込まれていない。むしろ対策事業によって悪化すると筆者には思える。結局、これらによってカウントされる負荷削減見込みは、1990年ベースで COD 4.2%、TN 1.7%、TP 7.2%に過ぎないという。湖沼“水質”保全法の限界である。

このところ地域活性化という大義名分の下に、行政は再び開発を志向し、住民の間にもそれを期待する機運が強くなってきている。これは全国的な傾向である。滋賀県においても琵琶湖リゾートネックレス構想、びわこ空港、工場団地、サイエンスパーク構想などの開発計画・構想が県、市町村で進められようとしている。その一方で、「ふるさと滋賀の風景を守り育てる条例」（1985）づくり、ヨシ地保護条例が検討されている。

ハイテク・バイテク・新素材産業などに代表される工場から排出される恐れのある未知なる有害物質による汚染、ゴルフ場・スキー場・マリナー・リゾートマンションに代表されるリゾート開発による汚染源の拡大と自然破壊に伴う浄化機能の低下・破壊、行政はこれらの問題にどの様に対処しようとしているのであろうか。風景条例、ヨシ地保護条例、生活雑排水対策要綱などを付け足したとしても、琵琶湖の水質の回復と自然保護が可能とは思われない。湖沼水質保全行政に新たな質が要求されている。

それには工場・事業所に対する総量規制の導入、ハイテク・バイテク産業や新素材産業からの有害物質の排出規制などの規制を進めてももはや不十分であり、開発計画・事業を流域の適正な土地利用、水利用、産業構造、住民福祉などの流域の社会システムや文化と一体として捉え、さらに治水事業は湖岸や河川環境の保全と修復などによる流域の自然浄化機能の回復と生態系の回復・強化などと一体として進めるなど、流域を総合的に捉え管理する必要がある。

流域総合管理のためのシナリオを現実のものにするためには、広範な学術的研究が必要であるが、筆者の専門とする限られた分野で言えば特に農地・森林について窒素・リン・有機物の精度の高い発生・流出負荷に関する研究成果（特に流域の汚濁物質の負荷発生量の推定に原単位法が使われることが多い現状では精度の高い原単位）が必要である。然るに現状は、そのほとんどは1970年代に行われた質的レベルの低いものである。農業や硝酸による地下水汚染の進行が心配されているにもかかわらず、特に畑地についての研究が少ない。再度、これらの非特定汚染源から

の汚濁負荷流出量について精度の高い評価法と機構解明に関する研究を進め、流域における汚濁物質の発生源構造と物質循環を明らかにして精度の高い水質予測を可能にすることによって、シナリオと諸施策の優先順位の決定を誤らないようにするとともに、汚濁負荷流出抑制のための技術開発に寄与する必要がある。

琵琶湖に対する陸域からの汚濁負荷の流入削減が緊急課題であるにもかかわらず、環境部局の行政の現状は、排水規制や個別的な水質改善施策、自動湖中観測ステーションによる単純な調査などを積み重ねるだけで手詰まり状況にある。このような行政を支援するために、流域における物質循環、水文循環、治水、生態系、自然浄化機能、水利用、土地利用などと産業構造、住民福祉などを流域システムとしてとらえ総合的に流域を管理する手法・シナリオを開発する必要がある。

環境の経済外的価値の評価

保母武彦（島根大学法文学部）

1. 環境問題と社会的損失

(1) 環境問題

環境問題は人間の経済活動とりわけ企業活動にともなって、直接間接に生ずる環境汚染あるいは環境の形状・質の変化などによる社会的損失である。それは人間の健康障害や生活環境侵害などの公害を含む広義の概念である。

区別と連続性

- ┌ 人間の広義の健康（公衆衛生）と直接関係する公害
- └ 環境の質・アメニティを悪化させる問題（アメニティ問題）

（宮本憲一『環境経済学』，岩波，pp. 98-99）

(2) 社会的費用論と社会的損失論

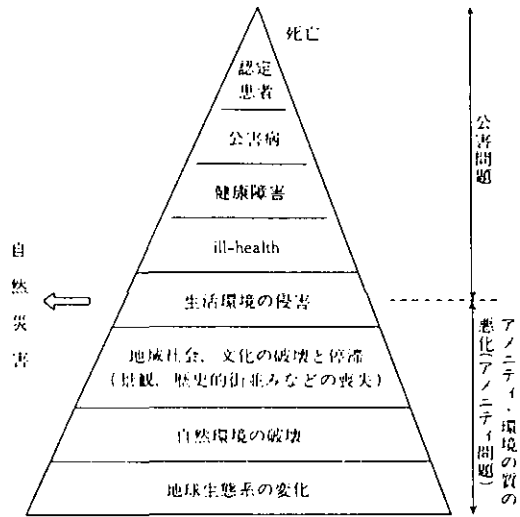
a. ミハルスキー（Michalski, W）

による社会的費用論の分類

- ① 国民経済的総費用。
- ② 社会経済的最適が実現されない時に生ずる国民経済的損失。
- ③ 第三者の非市場的負担。それを惹き起こす経済主体の経済計算で何の顧慮もされていない費用。
- ④ 経済政策的措置を行わなければならないなくなった場合の公共政策実施費用。

ミハルスキーは、基本的に③の立場に立つ。社会的費用を市場経済の例外的現象として学問の対象から排除してきた伝統的経済学の中に、社会的費用を位置付けようとした。（Michalski, W.,

Grundlegung eines operationalen Konzepts der "Social Costs", 1965. 尾上久雄・飯尾要訳『社会的費用論』日本評論社，1969）



環境問題の全体像

b. カップ (Kapp, K, W) の社会的費用論

「(社会的費用という用語は,) 非常に多くの費用要素について言われる。事実われわれの研究の目的のためには, この語は第三者あるいは一般大衆が私的経済活動の結果蒙るあらゆる直接間接の損失を含むものとしてよい。これらの社会的損失の中には人間の健康の損傷という形で現れるものがある。またその中には, 財産価値の破壊あるいは低下および自然の富の早期枯渇として現れるものがあり, それほど有形的でない価値の損傷として現れるものもある。……要するに社会的費用という語は, 生産過程の結果, 第三者または社会が受け, それに対しては私的企業家に責任を負わせるのが困難な, あらゆる有害な結果や損失について言われている。」

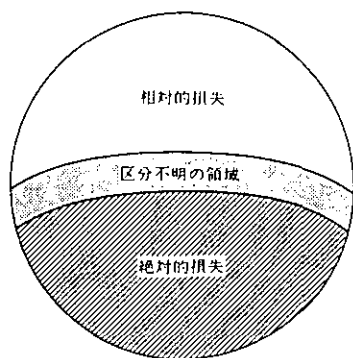
カップも, 基本的にミハルスキーの分類の③の立場。しかし, 資本主義の発展に伴って累積的に増え, 将来は経済の再生産を不可能にすることを指摘, 社会的費用を用いた独自の政治経済学を創造しようとした。(The Social Costs of Private Enterprise, 1950. 篠原泰三訳『私的企業と社会的費用』1963)

2. 社会的費用論と「環境の経済外的価値」

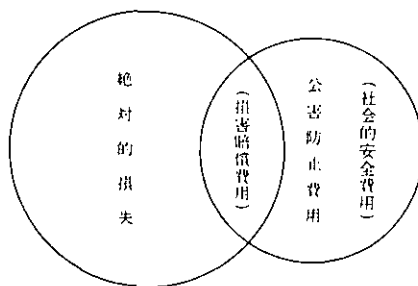
(1) 使用価値概念としての「環境の経済外的価値」

a. 「価値」と「使用価値」

b. 社会的費用と社会的損失の違い



社会的損失



社会的損失と社会的費用

(宮本, 前掲書, p.112, 140)

(2) 貨幣タームで計測できない、してはならない「絶対的損失」の評価

a. 市場で扱いきれない環境の価値

相対的損失の貨幣評価額や社会的費用負担額を計量することは、それはそれとして意味がある。

しかし、貨幣で評価できない価値を正當に位置付ける必要がある。

b. 社会的評価のあり方

- ・カップは、過去150年の歴史を、民衆による社会的費用の認識発展の歴史としてとらえた。
- ・基本的人権、基本的生活権が、評価基準となる。
さらに、本来の「豊かさ」とは何か。
- ・地球環境の保全、再生産。

中海干拓事業の便益と損失一覧

A. 便益としてあげうる主な項目

1. 直接便益

- (1) 干拓地営農による所得拡大。入植という就業機会の増加。
- (2) 沿岸農用水の補給による経営安定、所得拡大。
- (3) 八束町（大根島）の脱離島、交通の利便による経済効果。

2. 間接便益

- (4) 地域所得増加による商業、サービス業等への直接的波及効果。
- (5) これらによる地方財政収入の増加。

B. 損失としてあげうる主な項目

1. 直接損失

- (1) 漁業基盤の破壊による漁業所得減少。これに伴う就業機会の縮小。
- (2) 湖沼環境の破壊による観光関連所得の低下。就業意欲の減退。

2. 間接損失

- (3) 干拓地と競合する作目に依存する農業者の生産所得の減少。
- (4) 地域所得（購買力）減少による商業、サービス業等へのマイナスの間接的波及効果。
- (5) 水質汚濁をはじめとする環境問題への対策費の増加分。
- (6) (1)～(4)による地方財政収入の減少。

3. B1～2と区別され、金銭補償で解決できない不可逆的損失（絶対的損失）。

- (1) ヤマトシジミの国内随一の繁殖地の消失。
 - (2) 学問的にも貴重な汽水環境の消滅。
 - (3) 世界的に激減傾向にあるコハクチョウの飛来南限地の生息条件の破壊。
その他の野鳥の生息地の環境破壊。
 - (4) 藍藻類の大発生、水質汚濁、悪臭発生とすすめば、水都松江をはじめとした沿岸地域の景観の破壊、アメニティの喪失。
-

霞ヶ浦流域の社会環境変化と水質変化

原沢英夫（国立環境研究所地球環境研究センター）

福島武彦（ // 地域環境研究グループ）

天野耕二（ // 社会環境システム部）

1. はじめに

湖沼、内湾等の閉鎖性水域の水質保全では、水域内での直接対策（しゅんせつ、浄化水の導入など）と流域内での発生負荷や流出負荷の削減対策を総合的に実施することが必要である。特に流域対策では、発生源で発生負荷を減少させることが、最も根本的な対策であると考えられる。流域内で実施される対策の特徴としては、(1) 多様な手法の組合せが可能であること、(2) 効果に加えて費用、適用上の問題点についても考慮すること、(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ねばならないこと、などが挙げられる（福島他、1990）。

流域対策の中心となる下水道整備についてみると、平成元年末で全国平均で下水道普及率は42%（建設省、1991）であるが、100万人以上の都市では89%と相当整備は進んでいるものの、10～50～100万人規模の都市では、46%～56%となお一層の投資が必要である。また人口5～10万人では31%、5万人以下では8%と下水道の整備による中小都市からの発生負荷削減について早急な対策効果を期待することは難しい状況である。さらに、当分下水道が整備されない地域や都市域から外れた郊外地域では、下水道の恩恵にあずかることができず、また住民の水洗化希望から合併浄化槽の導入が進められているが、費用負担の問題や維持管理などの問題もあり、次善の対策としての期待にも係わらずあまり進んでいない状況である。

下水道をはじめとした対策を定量的に評価し、複数の対策の効果を総合的に評価しうる支援システムの構築が期待されるが、流域関連情報の統合化とシステムの利用に期待される点はいくつかある。まず第一に、流域管理の基礎となる流域内で発生する汚濁負荷量の推定にはデータの収集・加工・解析・集計など多大な費用と労力を要する。このため既存の流域情報を収集・蓄積しておき利用できれば、こうした対策評価において基礎となる情報が比較的容易に得られる。

第二に河川・湖沼の公共用水域における水質の改善をその主たる効果と見るならば、水質が改善されたかどうかは、単に下水道などの効果として分離するのは困難であり、流域・湖内対策の総合的な効果として、水質変化との対応を評価することが必要となる。流域情報、河川負荷、湖内水質データを空間的・時間的に表示できることにより、効果評価が行える。

第三に、従来の水質変化や社会・経済の傾向については、1年～2年の遅れはあるが、モニタ

リング結果や統計として発表されている。従来報告書、統計書のみであったのが、電算機処理が可能なデータ化が行われてきている。例えば公共用水域における環境基準達成評価のための水質モニタリングが昭和40年代から実施され、水質、水量に関するデータが多く蓄積されていると同時に、電算機による処理が可能なように磁気テープに収録されている。しかし土地利用のような面的なデータの整備は遅れており、湖沼流域全体について土地利用変化を調査し、定量化したデータを得ることは大変困難である。人工衛星によるリモートセンシングデータが水質管理などに適用しうるかが問題となってくる。

霞ヶ浦に関する研究の一環として、流域レベルでの水質管理計画（流域管理）を立案し、実施していく過程を支援することを念頭においた計算機を用いた支援システムの開発に取り組んできた。以下では、開発のアイデア及びこれまでの開発状況を報告し、さらに流域の社会環境変化と水質変化をみるために適用した事例について紹介する。

2. 流域管理システムの概要（福島他，1990）

流域管理システムの概要を図1に示した。第1ステップは流域データベースの作成で、流域における自然、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、流域の現況を捉えることが可能な道具（例えば、リモセンデータの活用）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。第2ステップは、水環境予測のためのモデル群で、各種の数値モデルにより構成されており、流域における水環境の将来予測、対策の実施による効果予測などを行う。第3ステップは流域水環境計画の策定マニュアルで、実際には流域管理メニューから諸対策案をどのように位置づけて選ぶか、それらを空間的・時間的にどのように組み合わせるのか、を合理的に試算できるものである。そのため、モデル群の結果を利用するとともに、ステップ2に並立した流域指標を有効に活用する方法を用いる。

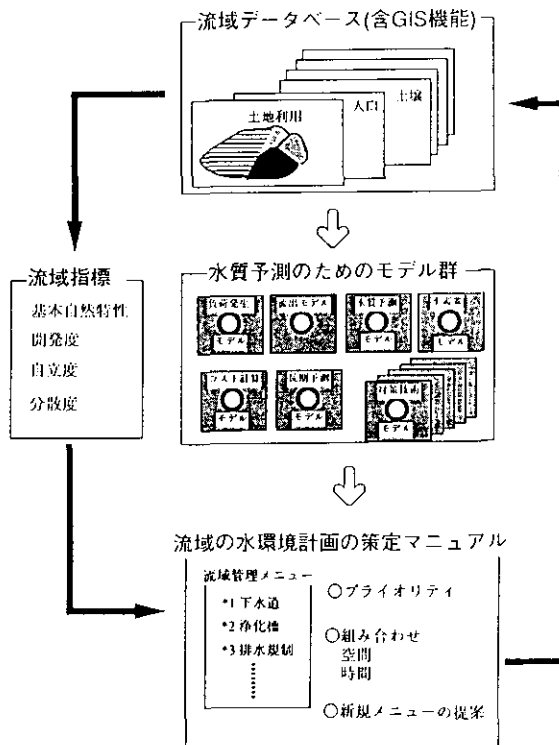
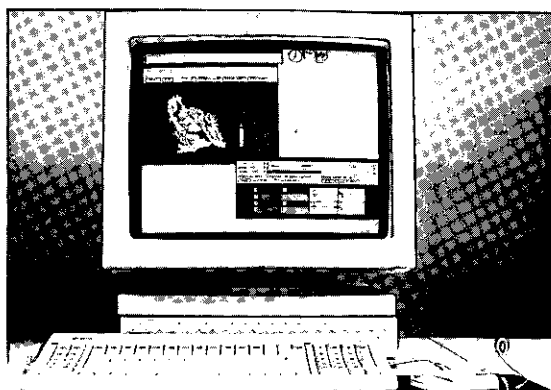


図 1 流域管理支援システムの概要

流域管理に関する研究例としては表1のようなものがあるが、流域指標、流域モデルに関する研究をあわせても、システム化を余り意識したものではない。また、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ているが、収集された大量のデータをどのように加工・集約して管理に利用していくかの研究はあまり多くない。支援システムでは流域情報、モデル、流域指標、対策案の提示といった要素の有機的な連結を目指している。

流域管理の支援システムはワークステーション（Sun4）上に作成され、その基本機能は表2に、想定している利用法は表3に示している。システムに入力したデータは表4にまとめている。異なる集計単位、例えば、国勢調査（総務庁）、国土数値情報（国土庁）は1kmメッシュ、ランドサットデータはTMで30mメッシュ、工業（通産省）、農業（農林省）統計は、市町村、負荷量データは小流域など、おなじ土俵で扱うための機能として、例えば表2中の画像表示、基本メッシュデータへの変換などを基本的な機能として有している。

基本的な解析作業の流れは、図1の流域データベースをもとに、モデルに対して入力情報を切り出すとともに、各種の流域指標を算定し、第3ステップの水環境計画策定の基礎資料を与えるものである。流域全体を一つの数値に代表させることなく、面的な情報として扱ったのは、対策案の提案において具体的な場所の提示が重要であり、また上下流の位置関係が流域環境の評価、流出モデルの計算結果に影響が大きいと考えたためである。図2にはこのシステムから得られた幾つかの表示例を示す。



3. 流域管理システムの適用

3.1 流域指標の算定表示

広い意味では、流域人口や流域の社会・経済活動の指標（例えば、工業出荷額）も流域指標とよべるが、ここではもう少し狭い意味で『流域指標』を使っている。先述のように流域に関しては自然・社会・経済データの蓄積がなされている。これらのデータは、開発計画や環境管理計画の基本データとして用いられるわけであるが、それらを項目間、地域間で集約化して流域の特徴づけを行う方法として指標化がある。

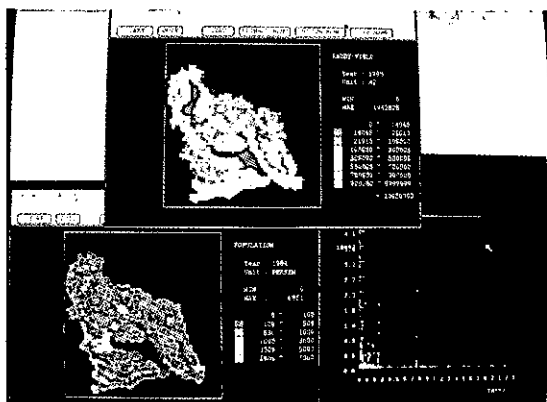


図 2 流域管理システム（上）と出力例（下）

表 1 流域管理手法に関する既往の研究例（流域指標，流域モデルは除く）

a. 流域情報	
*データの保管，表示	滋賀県琵琶湖研究所（1988）
*GISを用いてのデータの切り出し	Osborne & Wiley（1988）
*モデルへの入力データ	Loucks et al.（1985） Still & Shih（1985） Hession & Shanholtz（1988）
b. 流域管理のメニュー	
*地下水を含めた水質管理手法の組合せ	Milon（1987）
*新規手法	環境カルテ・環境家計簿 CRP, CC 大気汚染との問題の結合 政治，制度，財政的問題
	盛岡・末石（1983） Humerik et al.（1987） NSEPB（1987） Novotny（1988）

表 2 流域情報管理システムの基本機能

*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）
*基本メッシュデータへの変換
*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）

表 3 流域情報管理システムの利用法

*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

表 4 データベースのデータ一覧

	ファイル名	出典	集計単位	年度更新
社会・経済	人口（年齢別，…）	総務庁	メッシュ	五年おき
	工業（製造品出荷額，水利用量）	通産省	市町村	一年おき
	農業（収穫量，家畜数，…）	農林省	市町村	五年おき
	土地利用	国土庁	メッシュ	
	表面被覆（土地利用）	技術センター*1	メッシュ	18日
物理的諸元	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，養殖，農地）	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	

*1: ランドサットデータ

例えば、河川水質についてみると、水質項目としては環境基準に代表される項目の他にも、種々の水質項目が測定されている。環境基準項目のうちでも河川では BOD、湖沼・内湾では COD が代表的指標として取り上げられるが、水質全体の変動やさらに水辺の快適性までも含めた水環境を考えるうえで、総合的な指標化が必要になってくる。例えば東京都が水質管理計画のために行った水辺の快適性の指標化が代表的なものである（東京都、1986）。

表5に既往の流域或いは地域指標の算定事例を示した。『基本自然特性』とは、例えば、水質の場合各流域のベースとなるものを意味し、それが同じ流域をエコリージョン (ecoregion) などと呼び、水質基準の設定に利用しようとしている。『開発度』とは、流域間、或いは同一流域の時間的変遷を表現するのが目的で、あるレベルに達した時に負荷の減少をもたらす事業を始める、などに利用することが可能である。『分散度』とは、流域あるいは小流域（湖沼に流入する河川それぞれで、流域特性の異なる上中下流程度に分けたもの）における人、物の散らばり具合を示す指標で、例えば水処理の選定に際して適切なシステム選択に利用される。この指標と汚濁ポテンシャルなどの指標を組合せれば、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優先度の評価が可能となる（福島他、1990）。以下分散度、森林開発度の試算例を示す。

表 5 流域、地域指標の例

A. 基本自然特性	
* Geomorphology, Soils, Vegetation, Climate, Water, Fauna → Ecoregion, ...	Environment Canada
* Primary productivityから見たLand classification	Moss (1985)
* Ecoregionと水質との関係, 水質基準	Hughes & Larsen (1988)
* 自然立地単位	井手・武内 (1985)
B. 開発度 (←自然度)	
* Natural, Hydrological, Social, Economic, Environmental factors → Development function → 流域での対策案	David (1985)
* 汚濁・汚染ポテンシャル	Gilliland & Baxter (1987)
* 緑の国勢調査	
C. 自立度	
* 流域内水利用水量に占める流域起源の水の割合	
* 流域内で発生する負荷の内、流域外に流出しないものの割合	
D. 分散度, 多様性	
* 人口密度 → 処理の費用 (公共下水道, 集落下水道, 合併浄化槽)	中西・沖野 (1982)
* → 処理の効率 (Centralized system, Local tertiary treatment, Wetland filter)	Lowgren et al. (1989)
E. その他	
* 流域の環境保全機能の評価	加藤 (1988)
* 土地利用の適切性	Rojas et al. (1988)

3.2 分散度の定義

統計で言う'分散'とは、例えば正規分布する変数のデータのばらつきの程度を表す指標である。すなわち、データがある値に集中している場合には分散が小さく、広がっていれば分散は大きい。湖沼に流入する支川流域を単位として、分散度を考える。図3に示したように9つのメッシュからなる対象流域を考えると総人口(9)は同じだが、存在パターンは多くの組合せがある。図3(a)のように平均的に分散して居住している場合は、先の分散の意味から広がっているので分散度を1とし、特に一点に集中しているような場合を分散度0となるような関係を考える。流域内の位置座標(i, j)にあるメッシュにおける人口を $P_{i,j}$ とする。中心のメッシュ位置($\bar{X}_{i,j}, \bar{Y}_{i,j}$)は、次式で計算できる。ここで、流域内のメッシュ(i, j)が位置座標($X_{i,j}, Y_{i,j}$)で表されるとする(図3(d))。

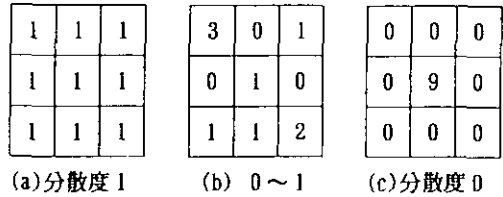
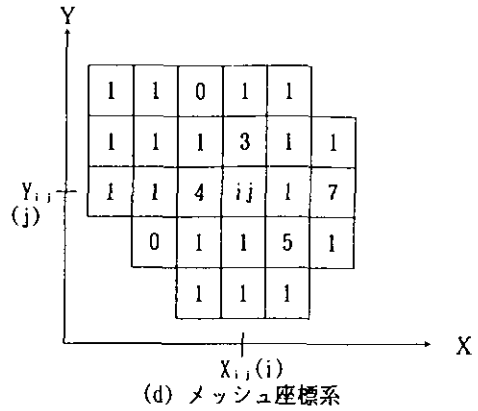


図3 分散度とメッシュ座標系

$$\bar{X}_{i,j} = \frac{\sum_i \sum_j i \cdot P_{i,j}}{\sum_i \sum_j P_{i,j}} \quad 1$$

$$\bar{Y}_{i,j} = \frac{\sum_i \sum_j j \cdot P_{i,j}}{\sum_i \sum_j P_{i,j}} \quad 2$$

分散度を、次式で定義する。

$$S = \frac{\sum_i \sum_j (P_{i,j} \times l_{i,j}^2)}{\sum_i \sum_j l_{i,j}^2 \times \sum_i \sum_j P_{i,j}} \quad 3$$

ここで $l_{i,j}^2$ は、メッシュ(i, j)と中心のメッシュ(\bar{i}, \bar{j})との距離であり、

$$l_{i,j}^2 = (X_{i,j} - \bar{X}_{i,j})^2 + (Y_{i,j} - \bar{Y}_{i,j})^2 \quad 4$$

で計算しうる。

図4は以上の定義に従って計算した分散度(図右下)を表示したものである。人口のデータは1985年の標準メッシュ単位の人口データを用いた。人口の分散度の高い流域として、乙戸川、桜川、恋瀬川流域があげられる。人口の集中している土浦市、石岡市、及び常磐線沿線地域では、分散度は低く、都市域周辺部や、支川上流部で分散度が高い傾向がみられることから、人口分布が疎でかつ分散度が高い地域については、下水道の管渠を延ばし取り込むよりも、戸別合併浄化槽などの排水対策が適していると言えよう。流域の発展に従い、人口のはりつき具合は変化していくものであり、国勢調査データを用いた分散度の経年変化の追跡、対策としての下水道と戸別合併浄化槽の地域的な組合せや緊急度の高い地域の選定などの問題に対してひとつの目安を与える指標となりえよう。

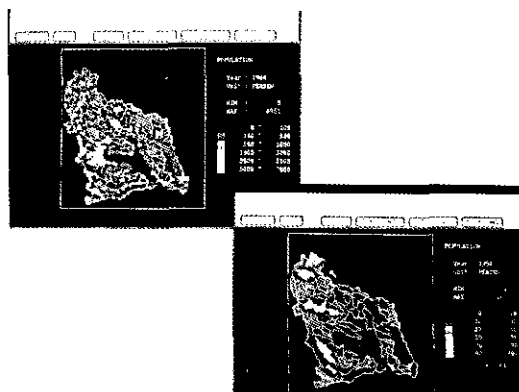


図 4 分散度の表示例(画面右下)

3.3 開発度

開発度については、なにを開発するかに応じていろいろな定義が可能である。例えば都市の開発度として、都市開発度=市街地面積/全面積(水部は除く)。また、農地開発度として、農地開発度=田・畑面積/全面積、等が考えられる。ここでは、自然浄化にも係わる森林開発度(面積比率)について小流域の境界とともに表示した例が図5である。特に都市及びその近郊で森林面積が少ないことが顕著である。

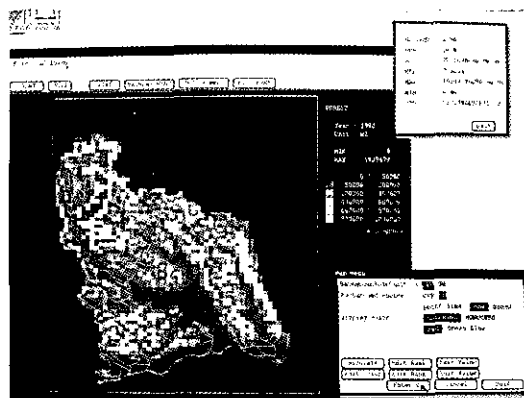


図 5 森林開発度の表示例

3.4 人口密度と発生負荷量

茨城県が実施した流域の発生負荷量の調査結果を参考に、小流域別の人口密度と、COD, T-N, T-Pの排出負荷量を表示したのが図6である。ここで”排出負荷量”とは、発生負荷量のうち汚水処理などにより処理される分を除いた値である。これらの値を面的に表示することにより、流域内の汚濁源の分布状況や、特に水質管理上問題となる地域の特定が可能となる。



図 6 小流域別の人口密度・汚濁負荷量表示例

4. 流域内の社会環境変化

霞ヶ浦流域の社会環境の変化について蓄積した流域データに加えて茨城県統計年鑑、茨城県の資料をもとに、とくに汚染源として重要な生活系と畜産系についてその変化の概況をみる。

4.1 人口の変化

1950年以降の流域関連44市町村の人口データから、流域人口（5年おき）を算定した（図7）。小流域単位のデータが水管理上重要なので、市町村別に得られたデータを小流域単位に変換する。

(1) 小流域単位へのデータ変換

一般に毎年の統計値として利用できるのは、市町村ベースのものが多く、これを基礎とするデータを小流域単位に変換する必要がある。より精密には各標準メッシュがどの市町村或いは小流

域に属するかを地図等で検討したうえで、小流域へデータ値を配分し、集計することが行われる。しかし一般にこの過程は流域数が増加するにつれ、大変時間と労力を要する。ここでは、支援システムに組み込まれている画像処理手法を応用して小流域の人口等の推定を行ってみた。

図8はその過程を模式的に示したものである。まず、市町村別及び小流域別に作成した線画(ベクトル)をラスタ形式(イメージ)に変換する。この際、或るドット(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用いる。市町村については茨城県では8で始まるコードを、小流域については、茨城県が作成した小流域のコードを用いた。例えば、土浦市は8203、小野川は102となる。

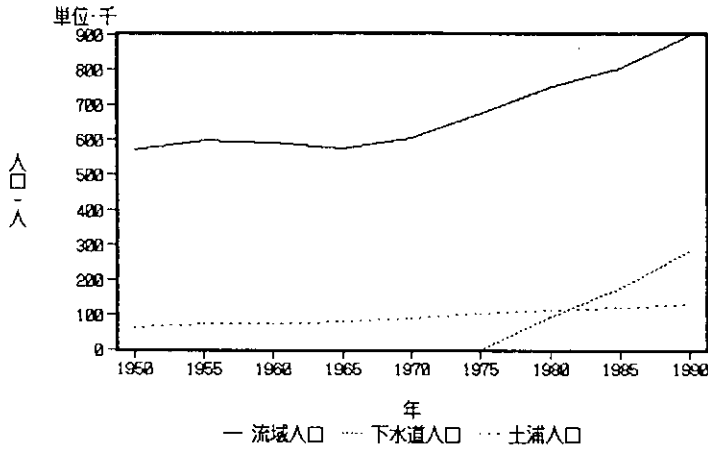


図 7 流域人口等の経年変化

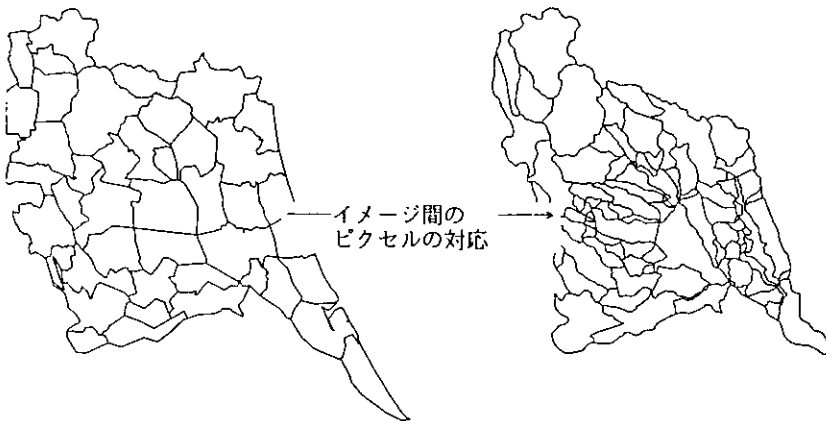


図 8 画像処理による小流域人口の計算

つづいて、市町村別に得られているデータ（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。このようにして得られた人口分布を1960～1990年について経年変化を示したのが、先の図7である。流域総人口は、1950～1965年までほぼ60万人程度であったものが、1965年以降増加しており、1980年に75万人、1990年には約90万人に増加している。1950～65年に比べてほぼ1.5倍となっている。市町村によって人口の増加率は異なるが、例えば、流域内でもっとも人口の多い土浦市では、1960年当時62000人であったが、1990年では13万人と2倍以上に増加している。特に土浦、石岡市などの常磐線沿線の都市、及び研究学園都市など新規開発の地域での人口増加が著しい。ちなみに厚生省人口問題研究所が推計した茨城県の将来人口を、各市町村にブレイクダウンし、同様な集計を流域について行うと、2000年以降人口の伸びは鈍化する傾向にあり2020年には流域人口は約100万人に達すると推定される。

(2) 生活系排水

生活系の発生負荷量の経年変化を見る場合には、建物別及び排水処理別に発生負荷量を算定する必要がある。流域内の発生負荷予測については、茨城県が昭和57年（1982年）に詳細な調査結果を発表している。生活系、工場・事業場系、畜産系、農地・林地系、養殖等の汚濁負荷発生源を可能な限り詳細に分類し、標準メッシュ単位でこれらの関連データを整備しているが、発生負荷の流出過程はモデル化されておらず、対策の評価を行うまでには至っていない。この調査結果を考慮して流域人口を污水処理区分別にプロットしたのが、図9である。生活系排水のうち夜間人口に依存する住宅系からの排水を考える（生活排水のうち住宅系以外からの排水は、1980年時点の換算人口で夜間人口の約半数であり、住宅系からの発生負荷の約40%程度である）。先述の2020年の人口推定値を用いて、2020年まで下水道の普及がほぼ年率で1%で進捗したと仮定した推計を行った。この人口をもとに、CODの発生負荷量、雑排水からの負荷量、及び処理の効果を考慮した排出負荷量について算定したのが図10である。2020年までに、下水道の普及が順調に進むと仮定すると、雑排水の占める割合が減少し、排出負荷量が減少する。ここでは、浄化槽の伸びが下水道の普及に吸収されてほとんどないとしているが、さらに合併浄化槽の普及が進めば、一層排出負荷量は減少することになる。下水道と合併浄化槽の普及については費用の問題もあるので、いくつかの対策代替案（シナリオ）を作成し、比較検討することにより、住宅系排水からの発生・排出負荷量削減の費用効果が検討しうる。

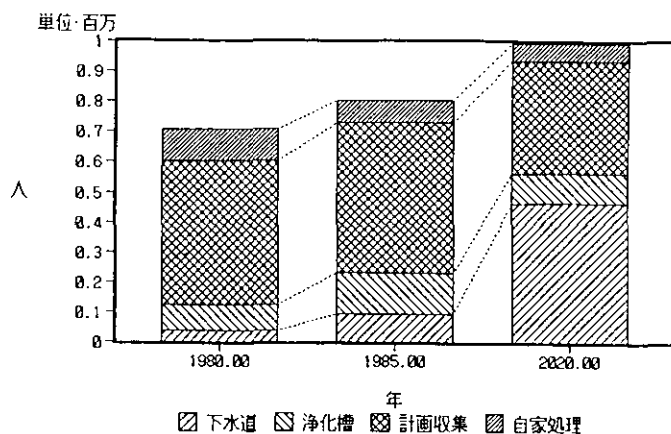


図 9 処理区分別人口の変化

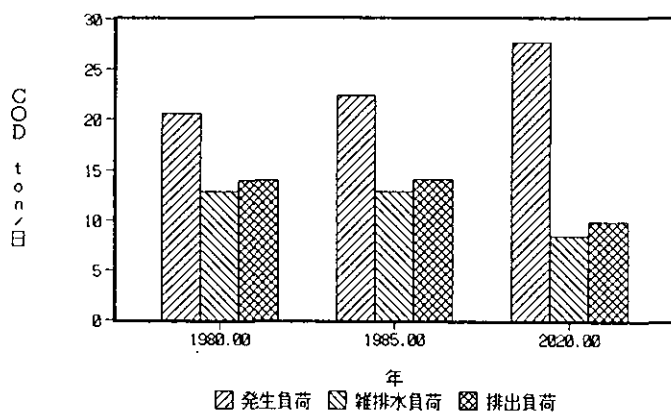


図 10 住宅系発生・排出負荷量の変化

4.2 工場・事業場の変化

流域の工業出荷額は1990年で20,039億円となっている（茨城県, 1991）。工場・事業場からの発生負荷は、茨城県の報告書によると、排出負荷総量のうち、COD で 3%、T-N で 2.6%、T-P で 13.6% と比較的その比重は小さい。工場・事業場からの発生負荷量の簡易的な推定方法として、工業出荷額と負荷発生量との相関を見たが、ほとんど相関は見られなかった。とくに鹿島地域では、出荷額当りの排出負荷量は他に比べて著しく小さいことが特徴である。これは、工場内での発生源対策が大企業ほど進んでおり、工業出荷額の大きさと相関がないことが要因と考えられる。

4.3 畜産業の変化

家畜排水の全排出負荷量に占める割合は CODで15%程度であるが、発生負荷でみると生活系排水の約 2倍の負荷量となる。1990年12月における霞ヶ浦流域内の家畜飼育頭数は牛 4万頭、豚40万頭と報告されている（茨城県,1991）。家畜飼育頭数の経年変化をみるために流域関連40市町村の牛（乳用牛+肉用牛）及び豚の頭数について図11に示した。牛・豚1頭当りの COD発生負荷原単位を 526g/頭・日, 133g/ 頭・日とすると, 1968, 1980及び1990年では, COD の発生負荷は図12のようになる。このうち, 処理方式別に流出率（茨城県, 1982）を仮定し, 流出負荷を推計すると発生負荷のうち約7%が流出することになる。流出率は, 無処理放流で1.0, 農地還元・埋却野積み・素堀池貯溜で 0.06, 簡易処理, 浸透蒸発処理で0.531, 高級処理で0.056 を用いた。処理方式の大半が農地還元（牛で86%, 豚で77%, 1980年）であるので, 相当大量な負荷が農地に肥料として投入されていることになる。90年における負荷量は80年の処理比率を仮定して計算している。1980年と同様な処理方式別の家畜頭数を仮定して, 1968, 1990年についての推計値を図11に併せて示している。

4.4 土地利用変化

土地利用の変化の例として農地面積を取り上げる。田面積の経年変化を図13に示した。沿岸部では, 減反政策による転作指導もあり, レンコン栽培が盛んであり, 1980年には, 1812haの面積を占める。

5. 水質変化

支援システムでは, 流域情報に加えて, 支川（環境基準点）の水質と湖内の水質（10地点）のモニタリング結果を収録しており, 地図上への値のプロットや地点別の水質の経年変化, さらに河川からの流入負荷量と湖水質の関係の解析などの機能を検討している。

1) 流達率

流域からの発生負荷と河川からの流入負荷との関係を支川水質を用いて検討した事例を表6に示した。表6は茨城県が環境基準点について実施している水質データを負荷（水質値×流量）より求めたものと, メッシュ法によってえられた支川別の排出負荷量との対応を流達率で示したものであり CODの流達率は, 0.33~1.21の範囲でバラついており, T-N では0.31~1.11, T-P では, 0.08~0.55となっている。こうした小流域別の流達率は将来予測を行う際の基礎情報となる。

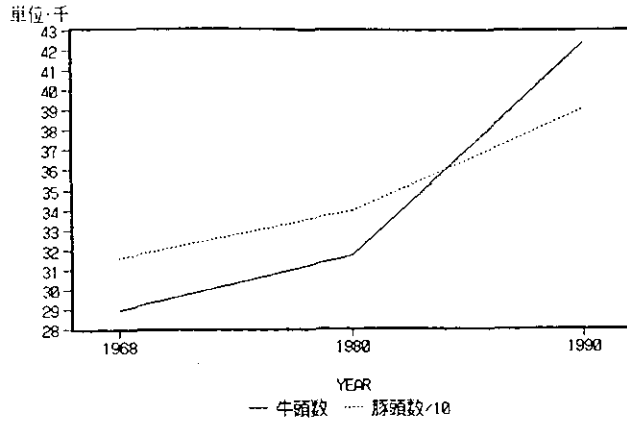


図 1.1 家畜頭数の経年変化

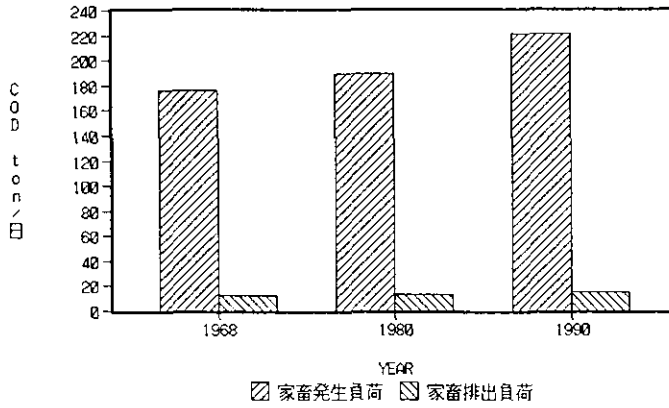


図 1.2 家畜からの発生・排出負荷量

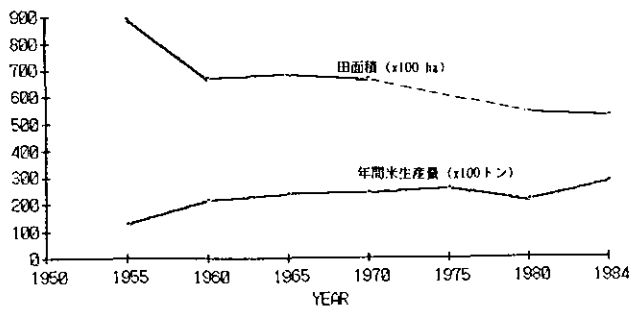


図 1.3 農地(田面積)の変化(茨城県)

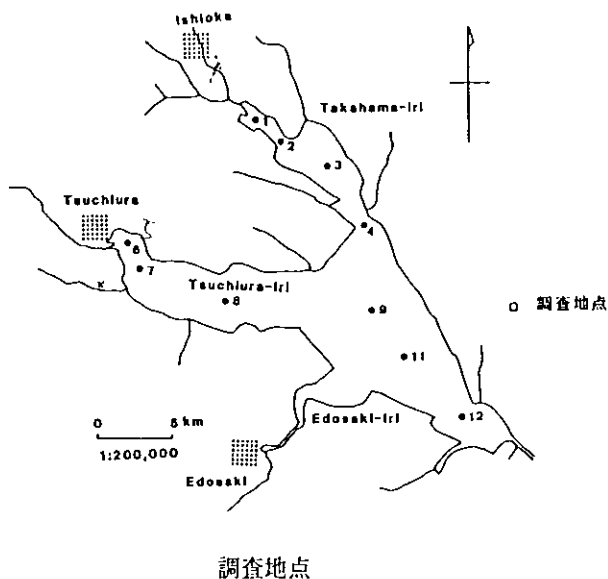
表 6 排出負荷量（推定値）と実測負荷量（河川水質データ）

河川	流域面積 km ²	排出負荷量			流量 m ³ /s	実測負荷量			流達率		
		COD Kg/d	T-N Kg/d	T-P Kg/d		COD Kg/d	T-N Kg/d	T-P Kg/d	COD	T-N	T-P
清明川 梶橋	18.93	442.9	255.3	51.6	0.57	376.1	154.8	10.2	1.16	0.83	0.27
花室川 阿見境橋	34.38	522.4	352.7	47.6	0.96	533.0	230.5	14.4	1.11	0.71	0.33
桜川 銭亀橋	339.28	3302.8	2066.2	215.0	2.71	1091.5	494.5	17.1	0.33	0.24	0.08
新川 神天橋	4.68	650.1	233.0	35.6	0.23	200.4	59.6	7.3	0.56	0.46	0.37
備前川 小松橋	6.48	431.7	166.2	27.5	0.22	297.7	91.1	13.6	0.77	0.61	0.55
境川 境橋	17.58	611.4	385.9	124.7	0.33	219.2	101.0	6.7	0.43	0.31	0.06
菱木川 権現橋	22.74	224.6	183.6	38.5	0.38	133.5	128.3	2.2	0.60	0.80	0.06
恋瀬川 平和橋	218.39	2032.2	1064.6	126.3	4.00	1382.1	1175.6	24.8	0.68	1.11	0.20
山王川 所橋	13.56	646.3	241.6	63.6	0.42	288.1	117.2	12.5	0.45	0.49	0.20
園部川 園部新橋	72.83	1266.7	791.6	89.0	1.27	709.5	466.1	14.5	0.62	0.65	0.18
梶無川 関川橋	28.55	287.0	158.5	18.6	0.32	159.2	91.6	2.4	0.61	0.63	0.14
一ノ瀬川 一ノ瀬橋	28.01	407.4	206.1	21.6	0.37	165.8	118.8	3.3	0.41	0.58	0.15
川尻川 河口	8.60	74.4	70.5	18.1	0.11	90.3	38.0	2.4	1.21	0.54	0.13
城下川 鯉千疋橋	7.58	62.7	45.6	5.1	0.10	68.1	27.0	1.6	1.09	0.59	0.32
高橋川 高橋	14.85	171.8	77.5	9.0	0.26	149.5	78.2	2.7	0.87	1.01	0.30

2) 湖内水質の経年変化

国立環境研究所が1977年以来西浦10地点について継続的に測定している水質データ（COD, T-N, T-P）を用いて水質の経年的な傾向を見た。測定は、各地点で月1回の頻度で実施されている。この値を月代表値と見なして、季節的な変化を示すデータからこの季節的な変化を取り除くために12月移動平均値をとった結果を示したのが図14である。12月移動平均値は、次式で算定した。

$$\bar{X}_j = \sum_{i=J-6}^{J+5} X_i / 12 \quad 5$$



調査地点

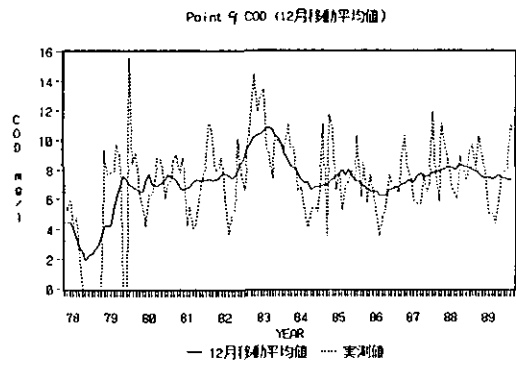
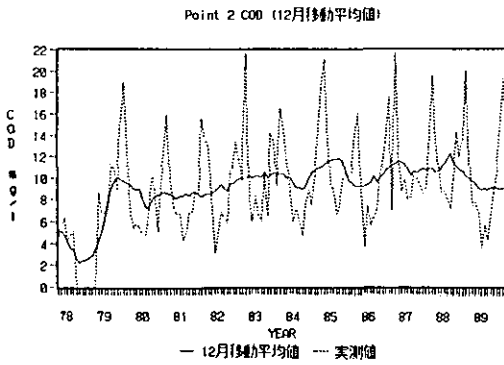
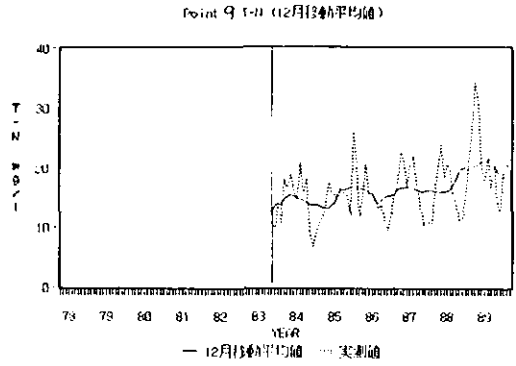
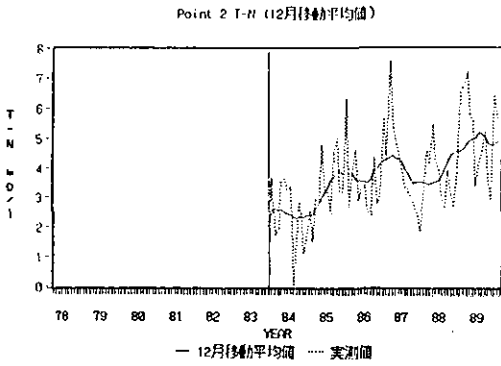
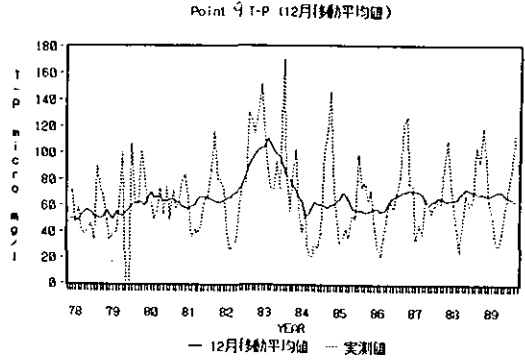
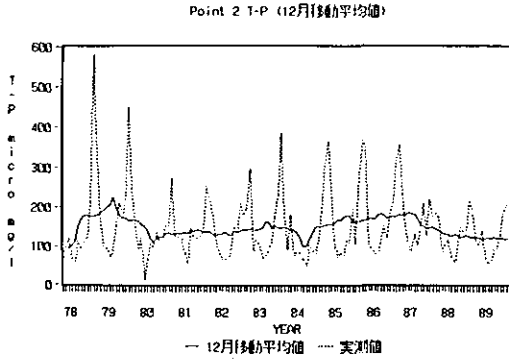


図 1 4 湖水質の 12月移動平均値

図14は地点2,9のCOD, T-N, T-Pの経年変化について示したものであるが、実測値の場合よりも経年的な傾向は明確になる。そこで、各地点の傾向を定性的にはあるが、1985年以降の濃度の増減という表現で一覧としたのが、表7である。環境基準の判定は湖心での測定値を用いて行われるが、10地点の傾向は水域によって特徴があり、霞ヶ浦のような形状の複雑で浅い湖では、湖心一点での水質評価が難しいことがわかる。

表7 西浦水質地点の変化傾向(1985年以降)

水域 No.	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	-	↗ 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

また、高浜入りではここ数年 COD, T-Pでみると減少傾向を示しており、有機物、りん負荷の観点では、流域内における発生負荷対策の効果が現れてきていると言えよう。しかしながら、窒素でみると依然微増か横這いであり、窒素に関しては水質改善は進んでいないと判断される。土浦入、湖心部では COD, T-P はほぼ横這いであるが、窒素が増加傾向にあるのは同様である。ここ数年冬場における高い透明度は水質を決定している流域からの流入負荷量と湖内の生態系が変化しつつあることを意味しており、いずれの要因が効いているかについては以前開発した湖沼生態系モデルによる評価が必要かも知れない。

6. おわりに

現在研究の一環として開発を進めている流域管理を支援するためのシステムの概要を紹介するとともに、流域関連データを用いた解析、流域指標、湖内水質の傾向について示した。西浦ではここ数年冬期に高い透明度が観察されているが、水質の経年的変化でみると一部の水域で改善傾向にあるものの、横ばい状態の水域も多く、また窒素については上昇傾向にある水域もある。改善のみられた水域は、流域内の対策、とくに下水道の整備など発生源対策の効果と考えられる。生活系対策が徐々にではあるが進み一方で、家畜頭数が増加しており、現在の処理形態を考えると今後畜産排水対策の強化がますます重要となろう。今後は、さらに市街地、農地など土地利用の変化等の関連データを収集するとともに、総合的な対策効果の評価を目指したシステムづくりを行う予定である。

参 考 文 献

- 1) 福島武彦・原沢英夫・天野耕二・海老瀬潜一(1990)：流域管理とその支援システム(第1報)，環境システム研究，Vol.18，pp.129-135.
- 2) 東京都(1986)：水域環境総合評価手法による現状評価及び水域環境保全目標設定のための調査.
- 3) 茨城県(1982)：汚濁負荷削減計画策定調査.
- 4) 建設省(1991)：平成2年度建設白書.
- 5) 茨城県(1991)：平成2年度環境白書.

複合利用湖沼としての霞ヶ浦の現状と将来

相崎守弘 (国立環境研究所地域環境研究グループ)

1. はじめに

明治以降の霞ヶ浦をとりまく環境変化を調べると、霞ヶ浦は水上交通の場として、漁業の場として、農業用水の水源としてまた観光の場所として利用されてきたことがわかる。また最近では、水道水の水源として、工業用水の水源としてまたレクリエーションの場として利用されてきている(相崎, 1991)。霞ヶ浦は間違いなく複合利用されている湖沼であるが、その利用のされ方は時代と共に移り変わっており、湖環境も著しく変化している。

本報告では近年の霞ヶ浦をとりまく環境変化及びそれともなう水質の変化を述べ、本特別研究で考えられてきた環境容量の考え方をベースに、今後の霞ヶ浦の利用及び水質保全について考えを述べたい。

2. 霞ヶ浦をとりまく環境変化

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。第一の時期は第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漁法の改良等が行われ、加瀬林(1959)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、銚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、この時期のお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年、13年、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、北利根川の浚渫事業が開始され、それともなって、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しじ

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幾つも行われ、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贄養殖業が始まり、急激に増加した。この頃より、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、網生け贄の養殖鯉や大和しじみの大量へい死が起きた。この時期の水門操作は、非灌漑期の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（塩，1975），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ともない、霞ヶ浦を水源地として整備して行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。茨城県環境白書から整理した昭和51年以降の流域における人口、事業所数及び工業出荷額の変化を図1に、下水道が整備された地域の人口、鯉の網生け贄養殖での生産量及び豚の飼育頭数の変化を図2に示す。

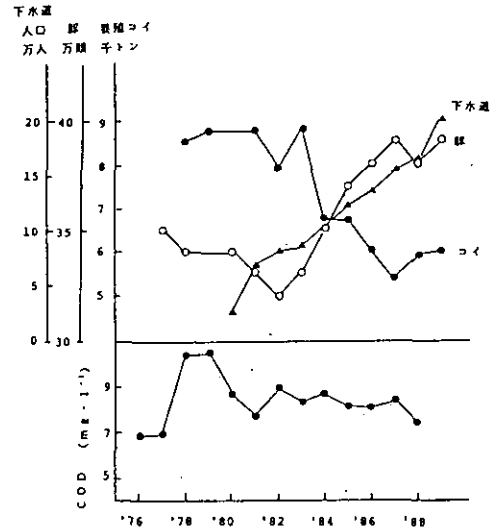


図1 霞ヶ浦流域における人口、事業所数、工業出荷額及び霞ヶ浦のCODの経年変化

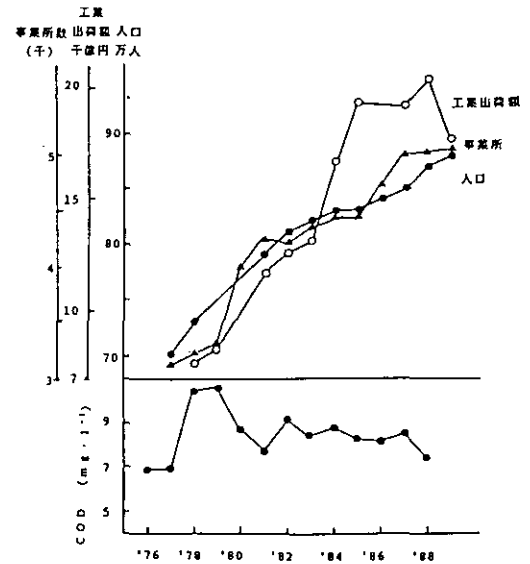


図2 霞ヶ浦流域における下水道人口、豚及び養殖鯉の飼育数の経年変化

昭和51年以降約10年間で流域人口は約20万人増加しており、事業所数は約2倍、工業出荷額は約3倍に増加している。また豚の飼育数も35万頭前後から40万頭に増加している。一方、負荷源の一つである鯉の網生け養殖での生産量は昭和58年の8,800トンから昭和63年には6,000トンにまで減少した。下水道が整備された地域の人口も約200,000人と増加しているが、下水道に接続している人口はこれよりかなり低い値である。

3. 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3に利根川水系の水資源開発

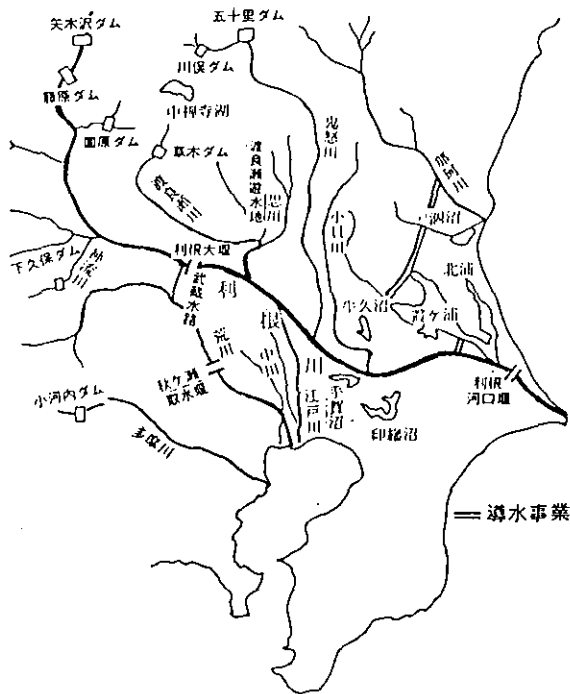


図 3 利根川流域における水資源開発の状況

の状況、表1に主な水資源開発施設を示す。表1から明らかなごとく、これらの開発水量の中で、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わかる。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2)。この事業とは別に霞ヶ浦用水事業が開始されている(表3)。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稚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4)は霞ヶ浦等の水質浄化および那珂川、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, 2,250 m)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。

表 1 利根川流域における水資源開発施設による開発水量

	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

表 2 霞ヶ浦開発事業による新規水利権

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 3 霞ヶ浦用水事業による用途別供給水量

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 85,000 m ³ /日
農業用水	17.76	かんがい面積 約 21,600 ha
計	19.40	

表 4 霞ヶ浦導水事業による開発水量と水利権

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

4. 霞ヶ浦の水質変化

図4に茨城県内水面水産試験場の報告書(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。前述したごとく、1963年には常陸川水門が完成しており、4月から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以前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。

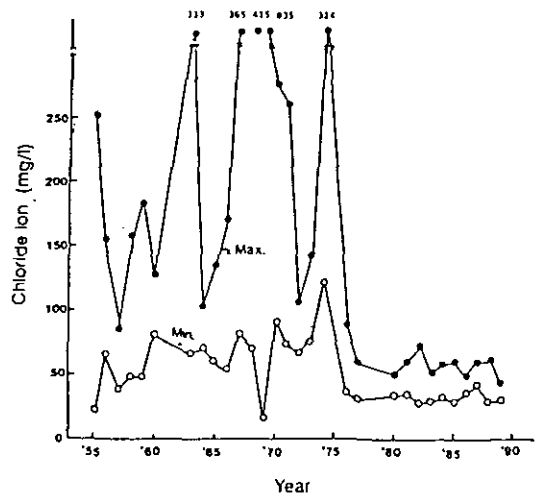


図 4 霞ヶ浦木原沖における塩素イオン濃度の経年変化

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およ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（浜田・津田，1976）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5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) の経年変化を見ると、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の年平均値を見ると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

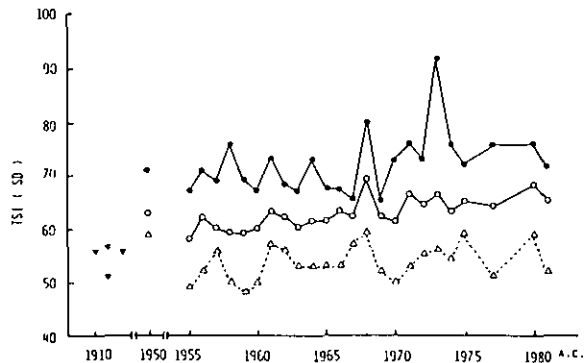


図 5 霞ヶ浦木原沖における透明度から換算した TSI (SD) の最大値 (●), 最小値 (△) 及び平均値 (○) の経年変化

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。霞ヶ浦では種々の水質項目から変換した TSI 値が最近の冬期の透明度の異常上昇期を除いて良く一致することがわかっており、この値から他の水質値を推定することも可能である。例えば、CODに換算すると TSI, 60はCOD, 3.6 mg/l に相当し、同様に、TSI, 65 ; COD, 5.0 mg/l, TSI, 68 ; COD, 6.2 mg/l, TSI, 73 ; COD, 8.7 mg/l にそれぞれ相当している。図6にこの時期の湖内のCOD変化（茨城県環境白書，1975）を示すが、TSI値から推定したCODの値とよく一致している。ところで、1968年を境としてどうして水質が悪化したのであろうか。その原因であるが、浜田・津田（1976）は生態系構造がエビ・ハゼ型に変わることによって底泥からの栄養塩類の回帰量が多くなり、水質悪化をもたらしていると推測している。昭和41年から始まったワ

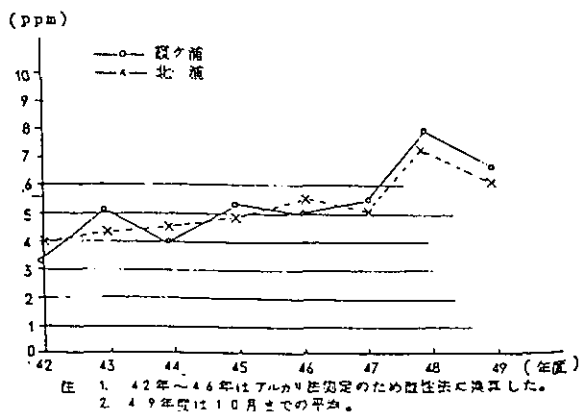


図 6 昭和40年代における COD 値の経年変化

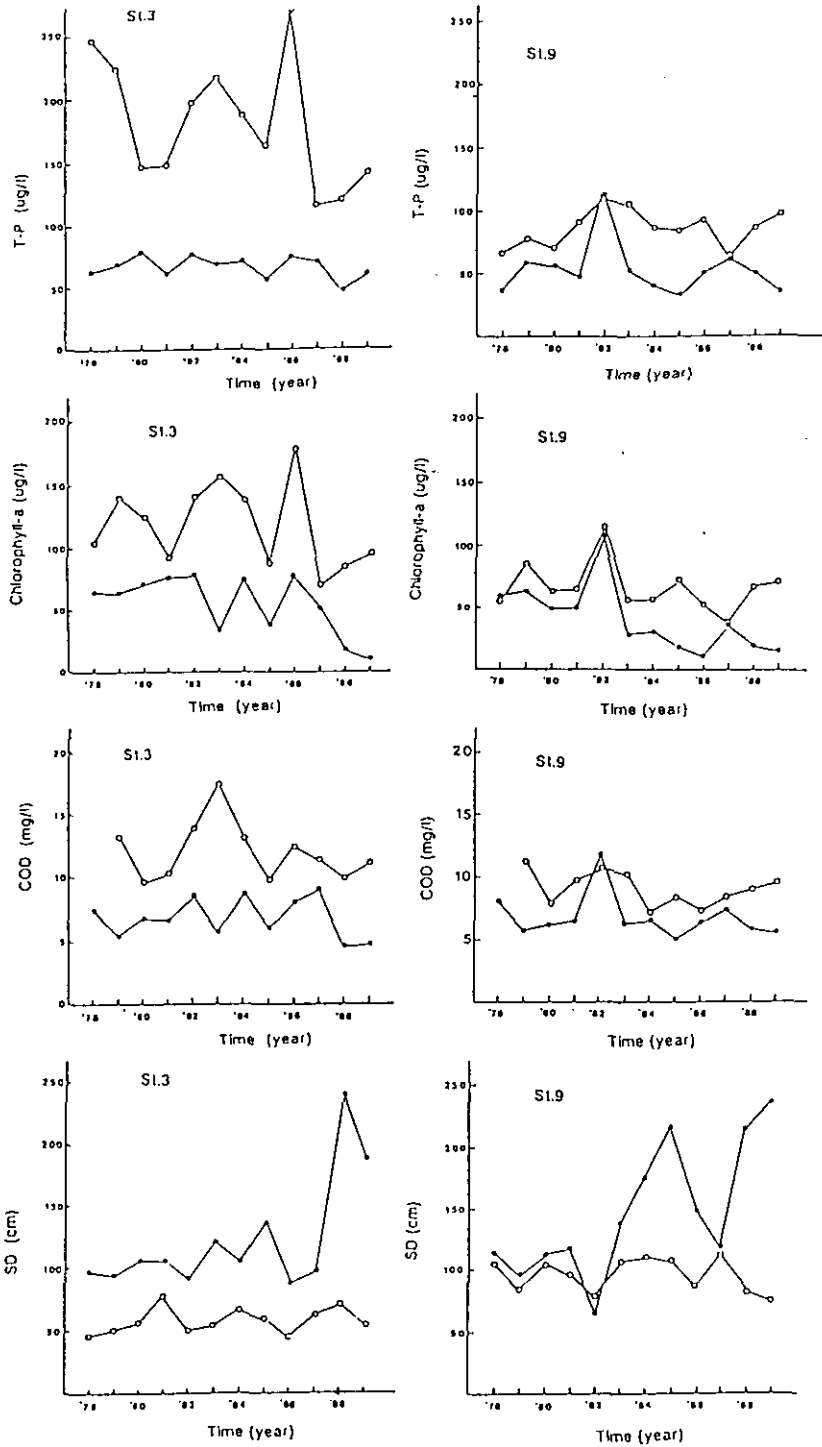


図 7 近年の霞ヶ浦湖心 (St.9) 及び高浜入り湾中央部 (St.3) における
 主な水質の夏期 (○) および冬期 (●) の平均値の経年変化

カサギ漁のトロール化にともない湖内生態系が大きく変化した。昭和41～42年には一時的にワカサギの漁獲量が増加したが、それ以後ワカサギはあまりとれなくなり、ハゼ、エビ等の底生の魚類の漁獲が多くなっている。すなわち、昭和43年前後を境としてワカサギ・白魚型の生態系構造からエビ・ハゼ型の生態系構造に変化し、それにともない、水質が変化したものと推測される。

図7に霞ヶ浦湖心と、高浜入り中央部における、1978年以降の夏期及び冬期の水質変化を示す。近年の冬期の透明度の上昇が顕著である。ここ10年間における水質変化を比較するため、1978年から1981年までの夏期及び冬期の3年間の水質の平均値をTSI値に換算した値と1987年から1989年までの3年間のそれとを比較してレーダーチャート図で示す(図8)。夏期においては、湖心及び高浜入りともほとんど変化なく、水質的にはあまり変わっていない。冬期においては、湖心及び高浜入りとも、透明度、懸濁物炭素及び窒素、クロロフィル濃度等懸濁物質に関する水質項目は後半の3年間でかなり低下してきていることが明らかであるが、窒素・リン等の栄養塩類は同じもしくは増加している傾向を示し、この低下が栄養塩の減少にとまなうものでないことがわかる。Hanazato & Aizaki (1991)によれば、近年の透明度の上昇と動物プランクトンのうち枝角類の増加とに強い相関がみられ、この低下が動物プランクトンの異常増殖によるものであることが明らかとなってきている。すなわち、霞ヶ浦総合開発事業等の進行により、霞ヶ浦の生態系が単純化して単一種が異常増殖しやすい環境になってきたものと推測される。

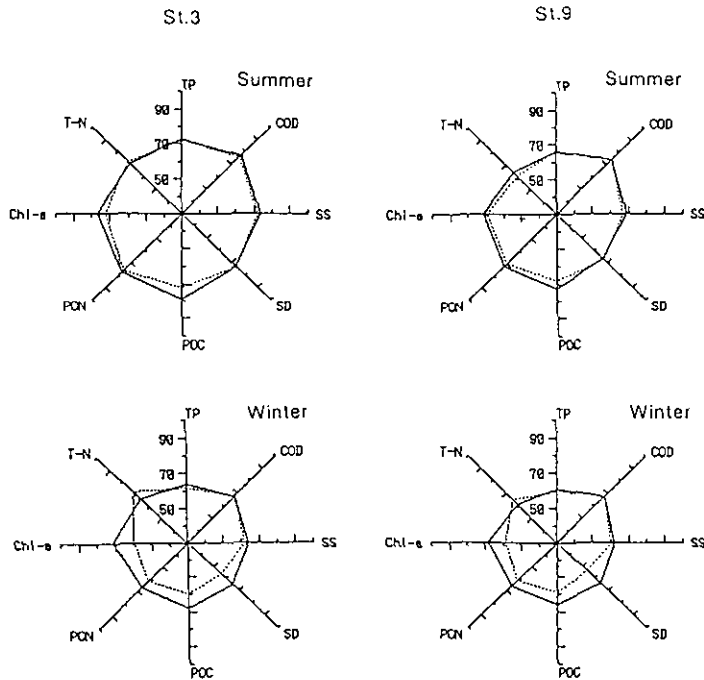


図 8 霞ヶ浦湖心 (St.9) 及び高浜入り湾中央部 (St.3) における1978年から1981年までの冬期及び夏期の水質平均値をTSI値に換算した値(実線)と1987年から1989年のそれ(破線)とを比較したレーダーチャート図

5. 霞ヶ浦の今後の利用及び水質保全について

霞ヶ浦に関する研究は昭和48年のアオコの異常大発生を契機にして精力的に取り組み、膨大な成果が得られている。国立環境研究所においても昭和51年より毎年約30名の研究者が約10年間にわたって研究を行い、多くの提言を行ってきた（例えば、合田，1984）。しかしながら、霞ヶ浦の環境はいっこうに改善の傾向は見えず、水質はほぼ横ばいの値で変化している。

霞ヶ浦は平野部にあり、また浅いため水質が汚濁され易い湖沼である。このような性格を持つ湖沼は日本にもまた世界各国にもたくさんあり、多くのところで霞ヶ浦と同様な問題を抱えている。霞ヶ浦の水質及び環境保全に成功することは、極めて意義のあることである。今後の霞ヶ浦の水利用、水質保全に関してこれまでの成果を基にいくつか考えてみる。

5.1 水資源としての霞ヶ浦

茨城県の資料によれば昭和60年現在の水利用状況は、水道水、1.86 m³/秒、工業用水、6.08 m³/秒、農業用水、48.27 m³/秒、その他、0.16 m³/秒となっており、霞ヶ浦の水利用のうち約86%が農業用水として、約11%が工業用水として残りの約3.3%が水道用水として利用されている。すなわち、農、工業用水が大半であり水道水としての利用は限られたものである。しかしながら、霞ヶ浦の環境基準は水道水として利用することを前提に全域がA類型に指定されている。農、工業用水としての利用ならばB類型で十分である。霞ヶ浦全域をA類型の水質、COD 3mg/l、まで回復させることはほとんど不可能に近い。それならば、霞ヶ浦水域を利用目的に応じて配分し、水道水源水域およびその流域は集中した管理を行って水質回復を計るべきではなからうか。

具体的には、高浜入り水域を水道水源として利用するため、集水域の土地利用を含めた管理を厳しくし、湾内の生態系保全を含めた管理を徹底させる。高浜入り水域は表面積 23 km²、容量 73.1×10⁶ m³で霞ヶ浦全体の面積で10.5%、容量で 9.1%に相当し、域面積は菱木川、梶無川を含めない場合304.2 km²で全流域面積の14.1%、含めた場合は、358.6 km²で16.6%となっている。この水域を水道水源とする利点は、最大の流入河川である恋瀬川流域の自然環境が比較的良好に保全されていること、最大の発生源である石岡市周辺の汚濁物が流域下水道によって流域外に運ばれ処理されるため、直接的流入がないこと、導水事業により那珂川の水が利用できること等にある。この限られた流域ならば、集中的に産業構造や土地利用も含めた対策をとることにより、水道水源として安心できる水質の達成は可能と考えられる。例えば、この流域では養豚産業が盛んであり、養豚産業から他の発生源の少ない産業に産業構造が変化すれば、流入負荷量の大幅な削減がはかれる。この場合、流域に住む人たちの権利を束縛することになることから、何らかの基金的なものを創設し、環境保全型の産業育成を計るべきである。また、この案のもう一つの利点は、土浦市にある流域下水道の終末処理場からの排水と隔離されるため、下水処理水を飲まされているという精神的嫌悪感から開放されることにある。

5.2 流域の地下水資源の保全と雨水の積極的活用

霞ヶ浦の水を飲料水として利用するためには上述したごとく、限られた水面と流域をきびしい管理の基で保持して行かざるを得ない。従って確保できる水量に限度があり、無限に増やして行く訳には行かない。茨城県は、全国でも水道の普及率の低い県である。このことは、茨城県が良好な地下水資源に恵まれていたことを示し、茨城県にとって誇りにできることである。しかしながら、近年地下水の汚染が進行しており飲料水としての利用に注意信号がともされつつある。特に従来霞ヶ浦の水を飲料水として利用していなかった農村地域における硝酸態窒素濃度の上昇が著しく、何らかの対策が図られなければ生活用水として地下水を利用できなくなる恐れが高い。また、従来の工業団地等の開発に関しても地下水の流れ等に関して考慮されてきたとは考えられず、地下水保全のための施策はほとんどなされていない状況と考えられる。地下水を保全し、飲料水源とする事は霞ヶ浦の水利用や流域管理に密接に関係することであり、積極的に対策がとられることが望まれる。同様に、雨水の積極的な利用も計られる必要がある。

5.3 レクリエーション地域としての霞ヶ浦

潮来を中心とする霞ヶ浦は水郷地帯として人々を引き寄せる魅力のある水域であった。また、麻生、浮島地区も観光地として栄えた。これらの水域を親水水域として復活させ霞ヶ浦と人間との距離を近くすることは重要なことである。霞ヶ浦と利根川を結ぶ第2導水路はすでに完成を見ているが、流況調整事業であるため那珂川と霞ヶ浦を結ぶ第1導水路が完成するまでは積極的稼働は困難な状況にある。この第2導水路を使って、利根川の水を導水し、常陸川にある水路等を利用して利根川に再び水を返すことにより、浮島、麻生及び北利根川における湖水の滞留時間を減少させ、この水域の水質改善を計ることが可能である。水質が改善され、湖岸が近自然湖岸になればこの水域がレクリエーションのために積極的に使われるようになるものと考えられる。

5.4 文化学術都市としての土浦市の再生

つくば地区には国や民間の研究施設が集まり、学術都市として定着しつつ有る。しかしながら、つくば地区は人工的色彩が強く、研究集会や、研究者の居住環境としては優れているとはいえない。土浦市は歴史的にも古く、文化遺産も多く残されているところから、つくば地区の応接間として、霞ヶ浦の景観を生かし整備すべきである。そのためには、人工化した護岸を多様性のある自然植生豊かなものとし、湖内における直接浄化などを計りながら整備することが望まれる。また、霞ヶ浦流域では一般住民が分かりやすい水質浄化の目玉となるような事業がなされていない。新川河口にある湖北流域下水処理場の処理水の新川上流に導水し、処理水の高度処理をはかると共に、新川を親水公園として再生する事業等も考えられるべきである。

5.5 湖内生態系の復元

霞ヶ浦の水質はそこに生息する生物活動によって大きく影響されている。最近の生態系の単純化は水質保全の面から見ても決して望まれる現象ではない。霞ヶ浦に最もふさわしい生態系構造を考え、その実現を計る必要がある。霞ヶ浦に最も適した生態系構造は、津田(1990)が提唱しているように、昭和43年以前の状態、すなわちワカサギ・白魚型の生態系構造であろう。ワカサギ・白魚型からエビ・ハゼ型に変化した大きな要因としては乱獲によるものと考えられており、漁業資源管理が十分でなかったことによるものと思われる。漁業者の協力を得て再びワカサギ・白魚型生態系に戻すことにより、昭和40年代前半と逆の効果が起きればCODで1~2mg/l程度水質の浄化が計れるかも知れない。

しかしながら、現在の霞ヶ浦はワカサギの産卵場所である湖岸環境が著しく悪化しているところから、湖岸環境の再生も併せて行わなければ、ワカサギ・白魚型生態系への復元は困難なものと予測される。

5.6 常陸川水門の開放について

常陸川水門の影響評価が霞ヶ浦の問題を議論するときいつでも取り上げられ、適正な評価がなされないまま先送りの状態になっている。常陸川水門は昭和38年に完成し、昭和49年に漁業補償が成立し完全閉鎖されるまでの約10年間は、漁業との関係で閉鎖日数は年間130日と定められており、これ以外の期間は開放されていた。従ってこの期間の水質の評価ができれば、水門開放に関する答が得られるものと考えられる。一番変化の激しかった昭和40年代前半の水質や、流域環境の変化に関する資料が不足しているので、一概に結論付けは困難であるが、この期間に霞ヶ浦の水質が加速度的に悪化して行ったことは確かであり、水門からの逆流水による希釈効果は霞ヶ浦全体の水質改善に対してはあまり役に立たなかったものと考えられる。

また、利根川流域の水資源開発が行われる以前(矢木沢ダムが1号で昭和42年に完成した)の逆流水は利根川の水が多く、汽水性の弱いものであったと考えられる。最近では、利根川流域の開発が進み、常陸川水門のすぐ下流まで高濃度の塩分を含む水となっており、この水を逆流させた場合には霞ヶ浦の塩分濃度が急激に高くなり、種々の利水に障害をもたらす恐れが高い。また、霞ヶ浦から取水する水利用も盛んになってきており、一度入った塩分を押し出す力が弱くなってきているため湖内に塩分が滞留し易い。これらの事情から、霞ヶ浦は淡水湖として再生を計るべきで、水門の開放はあきらめざるを得ないものとする。

引用文献

相崎守弘(1991):霞ヶ浦を取り巻く環境変化,近代化による環境変化の地理情報システム平成2年度総合報告書,271~278.

- 合田 健 (1984) : 湖沼動態解析と水質改善施策, 国立公害研究所, SS/OT-7-84.
- 浜田篤信, 津田 勉 (1976) : 霞ヶ浦の富栄養化に関する研究Ⅲ - 窒素収支について -, 茨城県
内水面水産試験場調査研究報告 No.13, 29-43.
- Hanazato, T. and M. Aizaki (1991) : Changes in species composition of Cladoceran
community in Lake Kasumigaura during 1986-1989; Occurrence of *Daphnia galeata* and
its effect on algal biomass. *Jpn. J. Limnol.*, 52, 45-55.
- 加瀬林成夫 (1959) : 霞ヶ浦北浦における水産の現況, 茨城県.
- 塩 光輝 (1975) : 塩害と逆水門, *農土誌*, 43(3), 142-144.
- 津田 勉 (1990) : 霞ヶ浦の水質浄化と漁業, 茨城県内水面水産試験場調査研究報告, No.26,
61-71.

総合討論「規制から湖沼・流域環境管理へ」のまとめ

福島武彦（国立環境研究所地域環境研究グループ）

1. 討論の目的と資料の説明

進行係の筆者（福島）から、今回の総合討論では湖沼・流域管理について新たな提案をすることが目的であるとの趣旨説明があり、また資料の説明が行われた後、総合討論が始まった。霞ヶ浦を対象としての話と全国湖沼を一般的に扱う話では、その内容、程度などにレベルの差があるので、2つに分けて話を進めることにした。

2. 霞ヶ浦の管理について

(1) 水域毎の環境基準の設定

[資料の付録1；高浜入の水の上水利用，を説明した後，次のような議論があった。]

- *国，県，市町村などいろいろのレベルで流域開発の将来構想があるのだから，それらを含めて霞ヶ浦の将来の水環境を評価しなければならない。その後で，基準の設定などの議論が可能となる。（村岡）
- *流域全体として基本構想がないところに一番の問題がある。これについては，霞ヶ浦研究会（1991，12発足）を中心に議論して，提案してゆきたい。（相崎）
- *農林サイドでは自然立地的な土地利用区分をもとに流域特性を考える。高浜入の流域では水田が少ないことが問題となるであろう。規制により規制区域外へのはみ出し，持ち出し現象なども考慮しなければならない。（増島）
- *國松氏の言うように，流域の構造を変えなければ水質は変わらないだろう。霞ヶ浦をどのようなものとするかの提示が必要。（橘）
- *研究としては，管理目標の設定に環境基準以外の経済外的価値を入れるべきと考えている。ところで従来から，また今も霞ヶ浦を領域分割して，領域ごとに環境基準のあてはめを行うというアイデアはある。この場合，高浜入を酸化池のように使い，湖心域をきれいにしようというものであり，悪い方の類型へ変えようとするものである。流域住民の説得等の点からも，改悪はできない。（山本）
- *集中的な管理がある領域に対して必要ということであり，改悪は考えていない。たとえば，暫定目標を領域毎に変えたらといった意見である。（相崎）
- *モデル地域という見方ではどうか。（海老瀬）
- *領域ごとに達成年度を早めるということではどうか。環境保全型の農業にするとか，森林を増やすとか具体的な提案が必要である。（保母）

*流域が現在のように開発される前の状態に関する情報も必要である。自然状態での水質をもとに管理目標値を定めることには賛成する。(國松)

*水利用形態を定めた後に管理目標値の設定の話となるので、まずその所をつめたい。(相崎)

(2) 畜産、畑地からの負荷管理

[資料の付録1；畜産排水の農地還元と地下水汚染、の説明が途中で行われた。]

*小河川毎にフローダイアグラムを作るべきである。すなわち、地形連鎖に伴い水が流れ、物質が移動する。その流れを的確につかむことが重要であり、我々は一の瀬川でそれを作成してある。こうしたものをもとに、どのような管理を行ったらどのような成果が得られるのかの予測がつく。畜産の問題も同様であり、小流域からの物質の移動を正確につかみ、またそれを管理してゆくことが重要である。次に、豚の糞尿の農地還元の問題については、化学肥料の使い方との関係が一番問題で、農協などの指導、啓蒙が重要である。(高村)

*日本全体では方針がわかって、地域におろしたときどのようなことをしてそれを進めていったらよいのかわからないものがある。畜産の糞尿処理の問題はその代表的なものである。(中西)

*なるべく自立的、循環的な社会を作る方法しかないのではないか。循環の場合、そのサイクルはなるべく小さい方がよい。合併浄化槽排水を農地に戻すなどの試みもやっている。(春日)

*北海道の例では、畑地の面積のもとで畜産頭数を決めている例がある。また、旧西ドイツでは環境保全型の農業には補助金を与えていることにより、生産第一型の農業から環境保全型の農業へ転換している。こうした考え方を霞ヶ浦流域へ応用できないか。(保母)

*現在の生産性を維持しようとするれば家畜の糞尿を戻すだけでは不可能で、化学肥料の投入が不可欠である。このため、環境保全型の農業には補助をという話になる。しかし日本では、畑地からの流出水を水田に入れるなどにより、水田の脱窒機能を生かせる可能性がある。このような工夫が出来れば、流域として窒素排出量を抑えることができるであろう。(増島)

*実際の流域で、畑地、水田といった異なる機能を持つ要素をどのように配置するかが重要である。理想的な配置が可能な流域とそうでない流域とがある。(國松)

*地下水の硝酸性窒素の濃度上昇も各地で問題となっており、畑地、畜産廃棄物の管理手法を早急に検討しなければならない。(浮田)

(3) 湖内の生態系構造

[資料の付録3；霞ヶ浦の水質変化、漁獲量の変化、春日氏によるニジマス放流のすすめが紹介された後、議論が行われた。]

*生態系を管理する手法はいくつか提案されているが、行政としてはその科学的根拠、効果が

はっきりとしたものでなければ使いにくい。なお、10年とか20年とか長期の流域変化を考える場合には、人口などのフレーム値が変わったこともあるが、排出原単位が変化したことも考慮しなければならない。(山本)

*春日氏のニジマス放流論には大変興味があるが、ニジマスがいったんに死んで問題となることはないか。(國松)

*漁獲率は90%以上であるのほとんどのものはとられてしまうだろう。また湖内で死んだものは食べられてしまうので問題とはならない。(春日)

*望ましい生態系というときの望ましいとはなにかはっきりさせなければならない。(庄司)

*霞ヶ浦の望ましい生態系としてはワカサギ・シラウオ型であるとの合意はあるようであり、自分もそのように考えている。(相崎)

*ニジマスを入れるのはワカサギを増やすためである。水をきれいにするという立場ではワカサギ型がよく、漁獲によるもうけの話ではワカサギ型、ハゼ・エビ型あまり変わらず(漁獲量はハゼ・エビ型の方が3倍程度多いが、漁価が1/3程度のため)、リンの回収の観点ではハゼ・エビ型の方がよい。経済外的価値という面では、鳥の渡りの基地としての役割なども重要である。(春日)

*ニジマスの放流には具合いの悪いことは想定できないので、まずトライしてみるのも一つのやり方であろう。(橘)

3. 全国湖沼について

(1) 自然負荷と水質環境基準の決め方について

[付表1. 全国の溪流河川の水質, 付図1. 降水中の硝酸性窒素濃度(mg/l), 付図2. 降水中のアンモニア態窒素濃度(mg/l)などをもとに, 地域によりバックグラウンドの水質が異なることから, 基準にも地域性があってもよいのではないかとの説明があった。]

*自然植生などの考え方に通じるものであり, 自然水質をいろいろな流域で明らかにしてゆこうとする努力は必要である。しかし, すべての地域を自然状態にできるわけではないので, 人間活動による便益とどのように調和させるかが課題である。(國松)

*経済企画庁の豊かさ指標と同じような新しい環境指標を作成してほしい。(保母)

(2) 流域・湖内管理の道具, 手法について

*琵琶湖のような湖でも, 流域に土地利用規制などの手法を使うことは難しい。やはり, 科学的に根拠のある予測手法を提示し, それをもとに議論できるものを作ることによって, やつこうした手法を手にするのできるのではないか。(國松)

*沿岸帯の自然生態系を保持することは重要であり, 各分野でその認識がなされつつある。しかし, 具体的な手法になるとどのようなものがよいのかははっきりとはわかっていない段階で

ある。(桜井)

*開発による利益、危険性も十分に情報として持っていなければならない。それらを含めて、やっど環境の話ができるのではないか。(中西)

(なお、当日時間がなくて紹介してもらえなかったが、長野県では水環境保全総合計画にもとづき水道水源保全地区の指定が可能となったことが、前日の自由討議の席で話題となった。この地区の指定を受けると一定規模以上の土地の形状変更を伴う開発行為に対して事前協議制度を設け、それに反した者に対しては開発中止、原状回復命令が可能となる。)

- 総合討論(規制から湖沼・流域環境管理へ)の資料 -

1. なぜ規制から管理か?

排水規制に代表される規制措置は、水質保全行政の中核をなす施策であり、その役割は今後も重要であるが、その適用範囲は限られ、個別的であるので、水質保全施策として一定の限界がある。このため、規制措置も含めて、湖沼及びその流域の環境改善をめざして、総合的に、全体的に対策案を策定し、実施すること(管理)が必要である(Manageable sources)。

2. なにを具体的に提案するか?

A. 湖沼環境基準の見直し(環境庁へ要望)

- 1) 調和型でない湖沼については基準値を見直す。
- 2) AAあるいはA類型の湖沼ではバックグラウンド水質を明らかにして、それをもとに基準値を見直す(エコリジョン)。
- 3) COD_{Mn}を他の水質指標と変える。あるいは他の新指標を併用する(アオコ指標)。
- 4) 水域に分け、異なる類型の当てはめも可能とする。
- 5) 水利用以外の観点から湖沼の価値を評価して、それをもとに基準を作る。
(野鳥の住処、下流水域への負荷削減、微気象)
- 6) 水利用の実際から環境基準の見直しも考える。

B. 流域管理のあり方

- 1) 県間の調整を行う。
- 2) 現状の負荷発生量を簡単に把握できる方法を作成する。また、同時に対策案の評価も可能なものとする。

3) 流域の大規模な土地利用の変更に対して、なんらかの意見を述べる。

(ゴルフ場の総面積規制)

4) ソフトな対策(環境教育など)についても技術のみがく。

- 5) 浄化槽の流出水、畜産廃水を畑地に戻すなど、肥料等による発生負荷量を減ずるとともに、資源の消費量を抑えることに努める。なお、この際地下水の硝酸態窒素汚染等に注意する。

C. 湖内対策

- 1) 漁獲制限、特定魚種の放流などを行い、望ましい生態系構造に戻す。特に、冬期透明度が3m近くにも上がるのは、夏期のアオコの大発生と並んで、生態系のバランスが失われている証拠である(アンモニア態窒素濃度が0.5mg/lを超える)。
- 2) 自然生態系のための護岸構造とする。

D. 環境容量概念の適用

- 1) 施肥、廃水の土壌処理などにもとづく河川水、地下水における硝酸態窒素濃度の上昇(B-5と組み合わせて豚、畑地の環境容量)。
- 2) 健全な生態系構造を維持しての、魚の持続生産量。
- 3) 比較流域・湖沼管理学の推進。

(●は霞ヶ浦で特に検討が望まれるもの)

付録1 ; 高浜入りの水の上水利用

[供給水量] 流域面積 358.6 km²
流出高 0.49-0.68 m/y
(筑波山, 非超過確率10-90%, 流出率0.47; 村岡 1981)
流量 5.6-7.7 m³/s

[使用水量] 上水; 1.86 m³/s (現在)
5.56 m³/s (霞ヶ浦開発事業)

[水質]

恋瀬川(平和橋; 1987-1989年度; 2回の高流量時は除外; 茨城県)

COD: 4.2, BOD: 2.0, TN: 3.3, TP: 0.08 mg/l

ここで湖内のCODは外部CODと内部生産CODの和とし、外部COD (COD1)は流入河川のCODで、内部生産COD (COD2)は次の予測式で推定されるとする。

$$\text{COD}2 = 21.3 \text{Nu}^{0.789} \quad (\text{滞留時間}0.1\text{年から}1\text{年}; \text{福島他}1986)$$

ここで、NuはMin(TP, TN/11)とする。

この結果、先の恋瀬川の水と降水で高浜入りが満たされるとすると(湖面23km²には、COD 2.1, TN 0.73, TP 0.016mg/lの雨が降るとする; 海老瀬 1989)

$$\text{COD}1 = 3.9, \text{COD}2 = 2.6 \text{より} \text{COD} = 6.5 \text{mg/l}$$

なお、恋瀬川の上流域では、次のような水質である(1984-1986年度; 海老瀬1988; 以下の計算には降雨分は含まず)。

小桜川 COD: 3.1, TN: 1.4, TP: 0.05mg/l
COD1 = 3.1, COD2 = 2.0, COD = 5.1mg/l

大作沢 COD: 2.2, TN: 1.3, TP: 0.04mg/l
COD1 = 2.2, COD2 = 1.7, COD = 3.9mg/l

海老瀬潜一(1988): 小河川流域の流出負荷量とその流出特性, 国立公害研究所研究報告, No. 116, 133-147.

海老瀬潜一(1989): 土地利用の異なる流域からの年間流出負荷量の大きさと変化, 水質汚濁研究, Vol. 12, 497-505.

福島武彦・天野耕二・村岡浩爾(1986): 湖沼水質の簡易な予測モデル2, 水質汚濁研究, Vol. 9, 775-785.

村岡浩爾(1981): 霞ヶ浦の水収支, 国立公害研究所研究報告, No. 20, 103-119.

付録2; 畜産排水の農地還元と地下水汚染(Nの話; 単位はすべてN)

* 1. 豚の負荷発生原単位は、糞として15g/頭・d, 尿として25g/頭・dで、合計40g/頭・d(14.6kg/頭・y)となる(浮田・中西 1989)。

たい肥化しても窒素量は減らないと仮定する。

* 2. 流出率を平均的な数値32%とする(國松 1989)。これはすべて地下浸透とする。

- * 3. 降水の地下浸透量を500mm/yとする。
- * 4. これより、畑地に対する平均的なN投入284kg/ha・y（全量110万t/y；畑地への投入量：水田への投入量=2：1；三輪・小川1988）を行うと、地下水質は18.2mg/lとなることが予想される（降水中の窒素濃度は無視；同じく糞尿中の水分量も無視）。
- * 5. このため、硝酸態窒素（亜硝酸態窒素も含めて）10mg/lの飲料水基準を守るためには、N投入量を減らすか、流出率を減少させるような工夫をするか、土地利用の組合せを工夫しなければならない。
- * 6. このような工夫をすることで、畑地へのN投入の1/2を豚の糞尿でまかなうとすると、9.7頭/haの豚が許容できることになる。
- * 7. 霞ヶ浦流域の畑地面積は約47,000ha（茨城県1982）であるので、豚の許容頭数は45万頭となり、現在の飼育頭数にかなり近い。しかし、すべての豚舎のまわりに均一に畑地があるわけではないので、一部の畑地には過剰なN投入がなされているであろう（農地還元処理率は約78%；茨城県1982）。
- * 8. 以上のような試算から豚の環境容量が決まるとともに、農業と畜産業の最適な組合せ方式等に提案が可能かもしれない。
- * 9. こうしたことを行うメリットとしては発生負荷量の削減、肥料使用量の削減、過剰な量の農地還元に伴う地下水汚染の防止などが考えられる。
- * 10. 同様に、牛の糞尿、合併浄化槽排水の農地還元も同一の枠組みで評価可能であるが、霞ヶ浦では寄与が少ないだろう。
- * 11. 発酵乾燥処理プラントなどの処理法あるいは休耕田の利用などを行えば、豚による排出負荷は減るであろうが、化学肥料が増加するだけで畑地の地下水、下流湖沼への汚濁ポテンシャルはあまり変わらないだろう。

茨城県（1982）：汚濁負荷削減計画策定調査報告書

浮田正夫・中西弘（1989）：特定汚染源からの汚濁負荷，p.11-24，國松・村岡編「河川汚濁のモデル解析」技報堂。

國松孝男（1989）：農耕地からの汚濁負荷，p.50-68，國松・村岡編「河川汚濁のモデル解析」技報堂。

三輪香太郎・小川吉雄（1988）：集中する窒素をわが国の土は消化できるか，科学，Vol. 58，631-638。

付録3；霞ヶ浦の水質変化－流入負荷量が変化したのか湖内の生態系構造が変化したのか？－

表． 付録3－1 霞ヶ浦の水質，流域変化

	湖内COD mg/l	人口 万人	豚頭数 万頭	養殖量 t
1955-1965	4 ^{*1}	60	18	<1000
1965-1975	6	62 (1.03)	29 (1.6)	2000
1980-1990	8	82 (1.4)	38 (2.1)	7000

*1;アルカリ法から予測

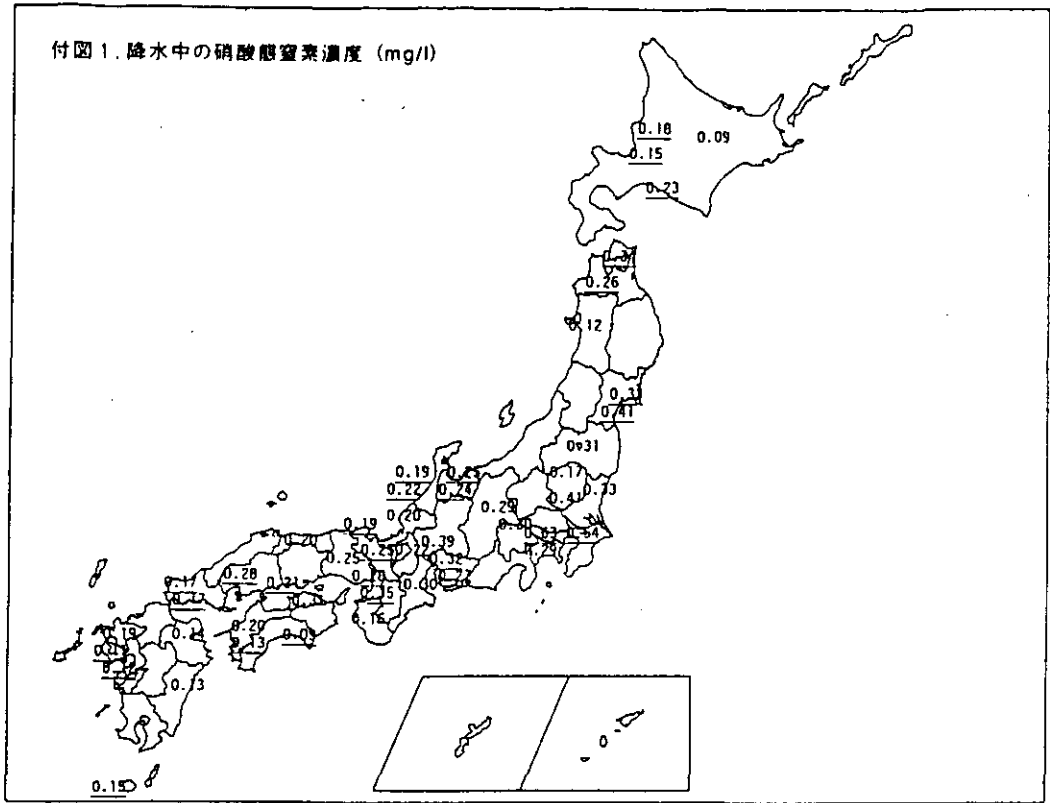
表． 付録3－2 排出負荷割合（%；茨城県 1982）

	COD	N	P
家庭	62	31	27
工場	3	5	26
畜産	15	13	6
農地等		39	18
養殖	11	13	22
系外	6		
処理場	2		

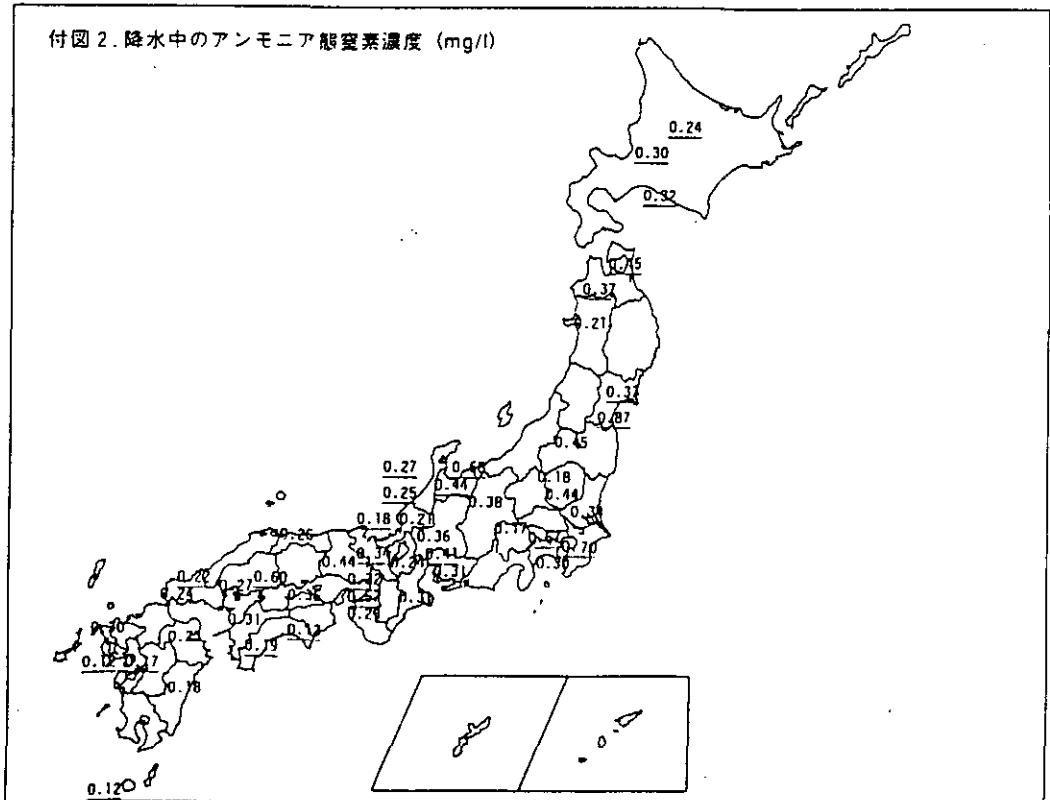
付表1. 全国の溪流河川の水質 (単位mg/l)

	地点	BOD	COD	T-N	T-P	NO3-N	注意	出典
1	網走湖流入河川上流		2.7	0.30	0.020			北海道公害防止研究所(1990)
2	十勝川上流	0.5	1.8	0.18	0.003		比流量を0.02m ³ /s/km ²	北海道公害防止研究所(1989)
3	十和田湖流入河川		2.2	0.16	0.034	0.033	4 河川の平均	青森県公害センター(1989)
4	栗駒ダム流入河川	0.37	0.88	0.103	0.003	0.074		宮城県保健環境センター(1990)
5	花山ダム流入河川	0.37	1.10	0.400	0.029	0.335		同上
6	唐府沢	0.35	1.76	0.172	0.042	0.095		同上
7	鳴瀬川	0.36	1.63	0.146	0.025	0.108		同上
8	七北田川	0.30	2.03	0.179	0.034	0.125		同上
9	真野ダム流入河川	0.82	2.15	0.22	0.006	0.09		福島県衛生公害研究所(1989)
10	筑波山森林実験地			0.81	0.004		N、Pともに無機態	平田、村岡(1989)
11	中禅寺湖流入河川			0.270	0.010		5 河川の平均	相崎他(1984)
12	尾瀬沼流入河川		0.65				3 河川の平均	群馬県衛生公害研究所(1981)
13	小矢部川	0.4	1.5	0.43	0.035	0.33		富山県公害センター(1988)
14	庄川	0.3	1.3	0.26	0.008	0.16		富山県公害センター(1989)
15	神通川	0.5	1.4	0.36	0.014	0.23		富山県公害センター(1990)
16	ハケ岳南麓湧水			0.40	0.10	0.052	2 6 湧水	山梨県衛生公害研究所(1987)
17	多摩川上流	0.5	1.4	0.25	0.025	0.18	8 地点の平均	山梨県衛生公害研究所(1984)
18	志賀高原沢水		1.01	0.11				長野県衛生公害研究所(1975)
19	伊自良湖流入河川		0.40	0.39	0.012	0.32		岐阜県公害研究所(1990)
20	若女実験地			0.117	0.008			堤他(1987)
21	朽木実験地			0.116	0.024			同上
22	竜王実験地			0.191	0.010			同上
23	三田川		0.70	0.29	0.006			国松、吉良(1986)
24	和述川		0.67	0.17	0.005			同上
25	京都市周辺25河川上流部	0.5	1.1	0.349	0.018	0.211	2 5 河川の平均	京都府衛生公害研究所(1984)
26	六甲山溪流上流	0.73		0.93	0.016		8 河川の平均	神戸市環境水質(1989,1990)
27	吉井川上流	0.5	1.4	0.31	0.009			岡山県環境保健センター(1985)
28	吉野川上流	0.52	0.98	0.135		0.086		高知県公害防止研究所(1986)
29	櫻原湿原流入河川	0.7	1.4	0.174	0.025		2 地点の平均	佐賀県佐賀県公害センター(1984)

付図 1. 降水中の硝酸態窒素濃度 (mg/l)



付図 2. 降水中のアンモニア態窒素濃度 (mg/l)



第5回環境容量シンポジウム参加者氏名一覧

氏名	所属	氏名	所属
相崎 守弘	国立環境研究所 地域環境研究グループ	橘 治国	北海道大学 工学部
明山恵美子	大阪府公害監視センター	田中 司	秋田県大潟村役場
天野 耕二	国立環境研究所 社会環境システム部	東野 裕	富士通FIP(株)
伊澤 敏穂	北海道立水産ふ化場	内藤 正明	国立環境研究所 地域環境研究グループ
市川加代子	静岡県衛生環境センター	中村 和光	静岡県衛生環境センター
稲森 悠平	国立環境研究所 地域環境研究グループ	中西 弘	山口大学 工学部
井上 隆信	同上 水土壤圏環境部	根本	茨城県内水面水産試験場
伊野 昂	茨城県県南地方総合事務所	原沢 英夫	国立環境研究所 地球環境研究センター
今田 和史	北海道立水産ふ化場	原田 茂樹	同上 水土壤圏環境部
岩崎 順	茨城県内水面水産試験場	日野 修次	北海道環境科学研究センター
上村 忠司	鹿児島県環境センター	福島 武彦	国立環境研究所 地域環境研究グループ
浮田 正夫	山口大学 工学部	藤井 重雄	鹿児島県環境センター
内山 裕夫	国立環境研究所 水土壤圏環境部	北条 禎恵	栃木県公害研究所
宇都宮高栄	福井県環境センター	保母 武彦	島根大学 法文学部
海老瀬藩一	国立環境研究所 水土壤圏環境部	前田 誠輝	秋田県大潟村土地改良区
及川 逸次	岩手県公害センター	増島 博	茨城大学
大石 京子	九州大学 工学部	松沢 克典	長野県衛生公害研究所
大木 一広	茨城県公害技術センター	松原 尚人	茨城県内水面水産試験場
小澤 三宜	国立環境研究所 研究企画官	松本 幸雄	国立環境研究所 地域環境研究グループ
小沢 秀明	同上 水土壤圏環境部	三上 英敏	北海道環境科学研究センター
大淵脇久治	鹿児島県保健環境部環境保全課	溝田 哲	山口県衛生公害研究センター
春日 清一	国立環境研究所 地域環境研究グループ	村上 敬吾	栃木県公害研究所
加藤 金平	秋田県昭和農業改良普及所	村岡 浩爾	大阪大学 工学部
河崎 正	茨城県内水面水産試験場	本橋敬之助	千葉県水質保全研究所
川村 實	長野県衛生公害研究所	矢木 修身	国立環境研究所 水土壤圏環境部
川村 洋司	北海道立水産ふ化場	矢島久美子	群馬県衛生公害研究所
國松 孝男	滋賀県立短期大学 農業部	矢田 敏晃	大阪府立圃魚試験場
桑名美恵子	茨城県県南地方総合事務所	柳田 洋一	茨城県内水面水産試験場
小池 正純	栃木県公害研究所	山上 信明	石川県衛生公害研究所
小松 正博	大阪府環境局水質課	山中 直	滋賀県立衛生環境センター
桜井 善雄	信州大学 繊維学部	山本 哲也	茨城県公害技術センター
佐藤 敦	秋田立農業短期大学	結城 浩	富士通FIP(株)
澤田 道和	石川県衛生公害研究所	柳 徳熙	国立環境研究所 地域環境研究グループ
須藤 隆一	東北大学 工学部		
庄司 邦男	茨城県内水面水産試験場		
外岡 健夫	同上		
園 正	滋賀県立衛生環境センター		
高村 典子	国立環境研究所 生物圏環境部		
高村 義親	茨城大学 農学部		
滝 和夫	千葉工業大学		
竹下 俊二	国立環境研究所 地域環境研究グループ		