

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI)
Comprehensive Studies on the Eutrophication Control of Freshwaters

富栄養化防止対策
Measures for Eutrophication Control

昭和55~57年度 特別研究報告
1980-1982

岡田光正・須藤隆一・稲森悠平・遠藤一之・佐野亮一
田井慎吾・篠崎克巳・萩原清子・中杉修身・北畠能房
内藤正明

Mitsumasa OKADA, Ryuichi SUDO, Yuhei INAMORI,
Kazuyuki ENDO, Ryoichi SANO Shingo TAI,
Katsumi SHINOZAKI, Kiyoko HAGIWARA,
Osami NAKASUGI, Yoshifusa KITABATAKE
Masaaki NAITO

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

国立公害研究所研究報告 第55号

陸水域の富栄養化防止に関する総合研究(V)
 富 栄 養 化 防 止 対 策
 昭和55～57年度 特別研究報告

正 誤 表

ページ	行	誤	正
10	表 4	BOD loading [$q \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$]	BOD loading [$g \cdot m^{-2} \cdot h^{-1}$]
15	下から10行目	大くなるほど	大きくなるほど
26	図 2	$5 g \cdot m^2 \cdot d$	$5 g / m^2 \cdot d$
27	図 3	$m^2 \cdot d$	$m^2 \cdot d$
30	表 5	脱室	脱窒
35	表 7	BOD ^{soluble} total [mg/l] 1] [mg/l]	BOD ^{soluble} [mg/l] 5.0 19 total [mg/l] 62 140
42	上から1行目	ブDと人工下水ポンプE	ブと人工下水ポンプ
58	下から10行目	付着生物膜	付着生物膜
67	下から16行目	$\Delta S / X_t$	$\Delta S / X_t$
67	下から13行目	k_d	k_d
67	下から12行目	$\Delta S / X$	$\Delta S / X_t$
67	下から11行目	Xが小さい	X_t が小さい
67	下から8行目	<i>Philodima</i>	<i>Philodina</i>
70	(14-n)式	$Q_{2,n}$	$Q_{2,n}$
73	上から13行目	生物膜量	生物膜量

序

湖水が富栄養化してラン藻類などが異常に増殖することを防ぐには、湖に流入する栄養塩類を削減するのが基本的な対策である。しかるにこれらの栄養塩は付近住民の生活排水が処理されずに流入するときに供給されるものである。下水道が完備し、処理施設が十分な機能をもつようになれば栄養塩は除去されよう。しかるにそのためには莫大な投資が必要で完成するまでには長い期間が必要である。ここでは当面の対策として、回転円板法、嫌気性ろ床法、水路浄化法を取り上げ、それらについて実験室並びに実証試験を実施した。また新しい回転円板処理装置を開発し、その性能を試験した。

霞ヶ浦の水質は次第に劣化する傾向が見られる。茨城県ではいろいろな対策を立案しているが、その場合に1990年の水質がどのようになるかを予測した。これは水質予測の標準的な方法と考えるとよいものである。

湖水は多様な利用目的をもっているので、その水質の価値分析は難しい問題である。ここでは飲料として利用する水道事業について富栄養化の経済的な影響を事業者側と消費者である市民側の両方から検討した。

以上のように本報告は主として霞ヶ浦の富栄養化対策を取り上げたものであるが、一般にも応用できる方法を展開している。この問題に関心のある方の参考となれば幸いである。

1984年3月

国立公害研究所

所長 近藤次郎

目 次

I. 研究の概要と今後の課題	1
須藤隆一	
II. 報 文	
1. 回転円板処理装置の処理水質に及ぼす負荷変動の影響	5
岡田光正・須藤隆一	
2. 脱窒用回転円板法による埋立地浸出水の処理	21
稲森悠平・遠藤一之・須藤隆一	
3. 嫌気性ろ床を組み込んだ生活排水の処理	39
稲森悠平・佐野亮一・須藤隆一	
4. 水路浄化法による生活雑排水の処理	57
岡田光正・須藤隆一	
5. 霞ヶ浦の富栄養化防止対策について	75
田井慎吾・篠崎克己	
6. 富栄養化が都市用水供給に及ぼす経済的影響の評価	95
萩原清子・中杉修身・北島能房・内藤正明	
7. 霞ヶ浦における富栄養化防止の制度的・経済的側面	115
北島能房	

CONTENTS

I. Outline of Performed Researches and Future Prospects	1
R. SUDO	
II. Papers	
1. The Effects of Daily Variaton of the Inflow Rate and the Strength of Wastewater on the Performance of Rotating Biological Contactor	5
M. OKADA and R. SUDO	
2. Sewage Sludge Land-fill Leachate Treatment Using Modiefied Biological Rotating Discs Process	21
Y. INAMORI, K. ENDO and R. SUDO	
3. Domestic Sewage Treatment Using Anaerobic Bio-filter Joined with Aerobic Bio-filter	39
Y. INAMORI, R. SANO and R. SUDO	
4. Submerged Filter Streams as Applied to Grey Water Treatment.	57
M. OKADA and R. SUDO	
5. Evaluation of Policy Instruments for Preventive Measures of Eutrophication of Lake Kasumigaura	75
S. TAI and K. SHINOZAKI	
6. Economic Evaluation of Eutrophication Effects on Municipal Water Supply	95
K. HAGIHARA, O. NAKASUGI, Y. KITABATAKE and M. NAITO	
7. Institutional and Economic Aspects of Control of Eutrophication in Lake Kasumigaura.	115
Y. KITABATAKE	

I

研究の概要と今後の課題

Outline of Performed Researches Future Prospects.

須藤 隆 一¹

Ryuichi SUDO¹

1. 本研究のねらい

霞ヶ浦をはじめとして、富栄養化が極度に進行した湖沼には、夏期を中心に *Microcystis* を主成分とした水の華が発生し、魚類の大量へい死、水道のカビ臭発生などの被害が頻繁に生じている。湖沼における富栄養化の進行を抑制し、水質回復を行うためには、藻類や水生植物などの1次生産者の増殖を制限している物質を極度に低下させるより他に方法はない。これらの栄養物質は、炭酸ガスの他に窒素、リン、鉄、その他のミネラルや増殖促進物質である。藻類培養試験によって湖沼における藻類増殖の制限要因を調べた結果によれば、リン、窒素あるいはこの両者で増殖が制限されている。この結果から、窒素及びリンの一方を完全に除去できれば、*Microcystis* などの増殖は起こらないが、一方のみを徹底的に削減することは不可能であるので、富栄養化防止対策では窒素及びリンの両者を対象物質にする必要がある。ここでいう防止対策は、湖に負荷される窒素及びリンを減少させる方策である。

富栄養化防止対策には、発生源対策、湖内対策、対症療法的対策の三つがある。我々が研究対象にしている霞ヶ浦においても、それぞれいくつかの方法が実際に行われているが、発生源対策が最も効果的に窒素及びリンを削減できる。

本報告書では、12研究課題のうち(1)「富栄養化促進物質の処理技術の開発及び実用化」、(2)「富栄養化防止施策の設計・計画」、(3)「防止施策総合評価手法の開発」の防止対策に直接かかわりの深い3研究課題の研究成果をまとめることにする。

それぞれ研究課題のねらいは次のとおりである。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

(1) 富栄養化促進物質の処理技術の開発及び実用化

排水処理におけるリン及び窒素の除去技術は、下水道のような大規模処理の高度処理として開発されてきたために、霞ヶ浦流域のように下水道が未整備の区域では、これらの処理技術を応用することは不可能である。現実に霞ヶ浦流域では生活排水、特に雑排水は未処理のまま水路、河川を通して湖に流入していることが多い。本研究では、下水道に取り込まれない生活排水中の窒素及びリンを除去するため、普及が比較的容易な簡易処理法を確立し、その実用化のための性能評価を行うことを研究のねらいとし、回転円板法、嫌気性ろ床法、水路浄化法を取り上げた。

(2) 富栄養化防止施策の設計・計画

本研究のねらいは、霞ヶ浦に流入する汚濁負荷量(COD, N, P)を排水負荷量、河川水質、河川特性を考慮して算定し、霞ヶ浦富栄養化防止条例による規制、下水道の整備等の富栄養防止施策の霞ヶ浦水質に与える効果を検討することである。

(3) 防止施策総合評価手法の開発

本研究は、湖利用活動に対する富栄養化の影響を定量化するとともに、富栄養化防止施策の社会的受容性を検討することによって、防止施策総合評価の考え方及び評価手法の開発をねらいとする。

2. 研究体制

本研究は、総合解析部、水質土壌環境部、技術部の研究員のほか、客員研究員、共同研究員がそれぞれ分担した。

(1) 富栄養化促進物質の処理技術の開発及び実用化

水質土壌環境部 須藤隆一・田井慎吾・矢木修身・稲森悠平・岡田光正・細見正明・山根敦子
技術部 松重一夫・土屋重和

東京理科大学工学部工業化学科教授(客員研究員)吉野善彌

東京大学工学部都市工学科助教授(客員研究員)大垣真一郎

東邦大学理学部化学科助教授(客員研究員)戎野棟一

国立公衆衛生院衛生工学部主任研究員(客員研究員)国包章一

(2) 富栄養化防止施策の設計・計画

水質土壌環境部 合田健・田井慎吾

(3) 防止施策総合評価手法の開発

総合解析部 内藤正明・中杉修身・北畠能房

(客員研究員) 原沢英夫

(客員研究員) 萩原清子

3. 研究成果の概要

(1) 実験室用のひも状接触材を充てんした嫌気性ろ床処理装置を試作し、水温(5~30°C)、滞留時間(7.5~30 h)の影響を調べたところ、30°C、30 hでBOD除去率95%が得られた。また嫌気性処理水を好気性ろ床で処理した後嫌気性ろ床に循環させることにより、窒素除去率70%が得られ、効果的に窒素が除去できることが実証できた。この成果を応用して、小型合併式浄化槽(5人用、3 m³)を実際の家庭に試験設置し、水質を1年間にわたって調べたが、おおむね良好な性能を示した。

(2) 実験室内の小型回転円板処理装置に人工下水を供給し、生活排水の小規模処理装置にみられるような水質及び水量の変動を与えて、負荷変動が処理水質に及ぼす影響について検討した。水量及び水質の変動が大きくなるほど、処理水質が悪化する傾向が認められた。水質変動よりも水量変動の方に強い影響が現われた。しかしながら、生活排水程度の変動であれば、流量調整機能がなくてもおおむね処理可能であることがわかった。

(3) 下水汚泥埋立て地浸出水中に多量に存在する有機物及び窒素を同時にかつ省エネルギー的に除去できる回転円板法と嫌気性ろ床法を組み合わせた新しい回転円板処理装置を開発した。本装置は、BOD負荷5 g/m²・d以下、回転数16 rpmで操作することによって、窒素除去率90%が得られた。本装置は、雑排水などの窒素除去にも応用できることが実証された。

(4) 実験室に設置した水路(30 m)にひも状接触材を充てんし、排水(BOD 25~200 mg/l)を自然流下で供給し、水路における浄化効率について検討を加えた。BOD 50 mg/l以下では、BOD除去及び硝化の進行も優れていたため、この方法を実際の水路(幅50 cm、長さ100 m)に応用し、水路浄化法の問題点を明らかにした。

(5) 茨城県が所有する資料を用いて、1990年の霞ヶ浦の水質を(a)下水道整備のみ、(b)下水道整備、霞ヶ浦条例による規制及び工場排水、畜産排水、鯉養殖による負荷量の現状固定、(c) (a)(b)に加えて生活排水の完全な処理、の三つの対策別にトレンド方式で予測した。富栄養化防止対策が緊急の課題であることはもちろんであるが、陸域由来のCODが5 mg/l程度もあり、その削減が重要である。下水道整備のほかに生活排水、畜産排水などの流域内に散在している汚

濁負荷量の削減対策が、陸域由来の COD の減少にも極めて大きな意義をもっている。

(6) 霞ヶ浦を対象にして、湖の有する多様な機能の利用構造を法制度との関連でまとめた。富栄養化防止という観点からみた問題点を制度的、経済的側面より検討を加えたところ、これは単に環境保全の問題としてだけでなく、多様な評価目的とのかかわりにおいて達成されることがわかった。

(7) 水道事業に与える富栄養化の経済的影響を供給側と需要側の両面から検討を加えた。供給側では、水質の悪化は薬品費の増大につながるので、原水水質を改善することにより費用節減が可能となる。また需要側では、水質悪化に対して回避行動が顕著になる。

4. 今後の展開

本分冊にまとめた富栄養化防止対策に関する3課題の研究は、それぞれ相互に十分な連携をもって遂行したつもりであるが、成果にみられるようにそれは十分であったとは言えない。本研究を通して、霞ヶ浦の富栄養化防止のためには、生活排水と霞ヶ浦流域に多数存在する零細な養豚排水などの小規模排水の簡易で低廉な処理技術の確立と、さらにこれらの排水が放流された後に公共水域に流入する前に水路、土壌、池沼などの自然浄化機能を積極的に活用することの必要性が示唆された。この観点に立って、防止対策の研究はここに示した研究成果を踏まえつつ、58年度からの特別研究「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」において、新たに展開する予定である。

II-1

回転円板処理装置の処理水質に及ぼす負荷変動の影響

The Effects of Daily Variation of the Inflow Rate and the Strength of Wastewater on the Performance of Rotating Biological Contactor

岡田 光正¹・須藤 隆一¹

Mitsumasa OKADA¹ and Ryuichi SUDO¹

Abstract

Laboratory scale rotating biological contactors (RBC) were operated with synthetic wastewater to study the effects of the daily variation of hydraulic and/or organic loadings as observed in wastewater treatment plants for small communities on effluent quality and the biomass and biota of attached biofilm.

The following results were obtained.

- 1) Daily average effluent COD values during the operation with varying inflow rate and strength of wastewater (variable loading) were higher than those of constant loading (no daily variation of inflow rate nor strength of wastewater) with equivalent BOD and hydraulic loadings.
- 2) Attached biomass did not increase synchronously with the increase of the inflow rate of wastewater to the RBC and this fact seemed to result in the higher effluent COD values during variable loadings.

1. はじめに

近年、小規模集合住宅、学校、中小事業場など小規模施設からの排水が湖沼への汚濁負荷に占める割合が大きいたことが明らかとなった(山中, 1979)。しかし、このような排水の排水量、水質は、流入水質、水量ともに経時的変化の少ない都市下水の終末処理場と異なり、季節、曜日、時間によって大きく変化する(山根ら, 1981)。流入水質、水量が変動し、かつ維持管理要員の常駐が困難な小規模排水処理施設で生物学的処理を行う場合、活性汚泥法と比較して、1) 維持管理が容易である、2) 負荷や環境条件の変動に耐えることができる、3) 汚泥発生量が少ない、な

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川 16 番 2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

どの長所をもつと言われる回転円板処理装置がしばしば採用される(須藤, 1977)。しかしながら, 流入水質, 水量が変動した場合, 処理水質がどのように変化するか詳細に検討した例は少ない(岡田ら, 1983)。

本研究では, 小規模の集合住宅の排水処理装置にみられるような流入水質, 水量の日変化が回転円板処理装置の処理水質及び生物膜量に及ぼす影響について実験的検討を加えた。

2. 実験装置及び方法

2.1 実験装置

本実験で用いた回転円板処理装置は, 接触槽を4段に仕切り, 各段に直径17 cm, 厚さ3 mmの亚克力製円板を6枚, 計24枚設置してある。円板の総面積は1.1 m², 接触槽の総容積は4.2 lである。また, 円板の浸漬率は40%とし, 周速17.1 m・min⁻¹(回転数32 rpm)で運転した。この装置を4台用意し, 20°Cの恒温室に設置して実験を行った。流入排水には, デキストリン, ペプトン, 酵母エキス, 肉エキス, 無機塩類を成分とする人工下水を用いた(岡田ら, 1983)。BODが150 mg・l⁻¹になるように調整したときの人工下水の組成並びに水質を表1に示す。実験に使用するとき, 表1に示した濃度の5~30倍程度の原液を5 l調整した。原液の腐敗を防ぐために, 120°C, 15分間オートクレーブ滅菌したものを使用した。この原液を, それぞれの実験において設定した濃度になるように水道水で希釈しながら回転円板装置に供給した。人工下水原液並びに希釈用水道水の供給には, 微量定量ポンプ(それぞれアトー株式会社製ペリスタミニポンプ SJ-1211型, 東京科学精機株式会社製 CV-2型)を用いた。また, 人工下水原液は5~7日に1度交換した。

表 1 人工下水の組成

Table 1 Composition of synthetic wastewater

Dextrin	28.4	[mg・l ⁻¹]	pH	7.0-7.2
Peptone	60.5		BOD	150 [mg・l ⁻¹]
Yeast extract	60.5		COD	60
Meat extract	69.1		TOC	86
NaCl	6.2		NH ₄ -N	5.6
MgSO ₄	3.7		NO ₂ +NO ₃ -N	0
KH ₂ PO ₄	3.1		T-N	26
KCl	12.3		PO ₄ -P	2.9
			T-P	4.1

本装置のフローシートの一例を図1(run 17~19用)に示す。実験はrun 1よりrun 26まで26通り行った。run 1~16では, 一定の流入水量, 水質で実験を行うため, 人工下水原液, 希釈用

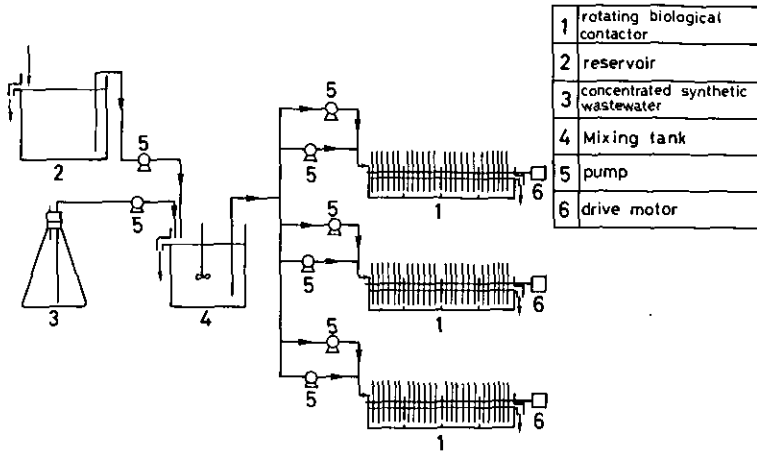


図 1 実験装置概略 (run 17~19)

Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus (run 17~19)

水道水の供給にそれぞれ1台ずつのポンプを使用した。run 17~19では、流入水質を一定とし、流入水質のみを経時的に変化させるため、調整槽(図中4、容積40 l)を設置し、原液と水道水とを混合した。この調製した人工下水を各回転円板装置にそれぞれ2台の定量ポンプ(前記CV-2型)を用いて供給した。2台のポンプのうち1台は常に稼働させ、他の1台は24時間タイマー(松下電工株式会社製自動スイッチ防滴型TB-4655)を用いて一定時間のみ稼働させ流入水量を変化させた。なお、調整槽内での人工下水の腐敗を防ぐため、5°Cに槽内を冷却(大洋科学工業株式会社製cool unit CL-30型)した。調整槽は7~10日に1度洗浄した。run 20~22では、流入水量を一定とし、流入水質のみを経時的に変化させるため、原液供給用のポンプを2台用い、1台は常に稼働させ、他の1台はタイマーを用いて一定時間のみ稼働させることにより流入水質を変化させた。run 23~26では、流入水量、水質ともに経時的に変化させるため、原液及び水道水供給用のポンプをそれぞれ2台ずつ用い、1台は常に稼働させ、他の1台をタイマーで一定時間稼働させた。

2.2 実験方法

実験開始時には、BODが $150 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ になるように調製した人工下水を接触槽に満たし、K団地下水処理場の返送汚泥100 mlを植種した。植種後1日間は下水を供給せずに円板だけを回転させ、翌日より下水の供給を始めた。run 1~16については、所定の一定流入負荷(水量負荷、BOD負荷)で、またrun 17~26については、それぞれ流入負荷の変動を与えながら人工下水の供給を行った。

運転開始後、生物膜が安定した頃(肉眼で見て生物膜の色、厚さが変化しない状態)より、処

理水 COD の測定を始めた。測定は 2～3 日に 1 度行った。run 1～16 については、処理水 COD がほぼ一定となり、±10%の変動幅になった場合を定常とみなし、処理水質を測定した。分析項目は、BOD、COD、DOC（可溶性有機炭素）、アンモニア性窒素、亜硝酸+硝酸性窒素、全窒素である。生物膜量、生物相についても定常を確認した後測定した。run 17～26 については、同じ時刻における処理水 COD がほぼ一定で±10%の変動幅になった場合を定常とみなした。定常を確認した後、処理水 COD、DOC、アンモニア性窒素、亜硝酸+硝酸性窒素の経時的变化を 1～2 時間おきに測定した。また、1 日当たりの負荷に対する除去率を求めるため、処理水を 12 時間(2.4 実験条件参照)連続して集め、その水質を測定した。生物膜量、生物相も定常を確認した後、測定した。

2.3 分析方法

本研究において、分析はろ水についてのみ行った（沈降槽の性能及びはく離汚泥の沈降性は評価しない）。処理水のろ過には、グラスファイバーろ紙（Whatman GF/C フィルター）を用いた。接触槽内の水の採取には注射器を用い、グラスファイバーろ紙を用いてろ過した。

COD、BOD の測定は下水試験方法（日本下水道協会、1974）に従った。DOC は、全有機炭素分析計（島津製作所製 TOC-10 B 型）を用いて測定した。また、アンモニア性窒素はインドフェノール法、亜硝酸+硝酸性窒素はカドミウム還元カラムを用い、N-ナフチルエチレンジアミン-スルファニルアミド発色法により測定した（U. S. EPA, 1976）。全窒素は、全窒素計（三菱化成工業株式会社製 TN-2 型）を用いて測定した。

生物膜については、各段の流入側と流出側の 2 か所より、円板の中心から半径方向にスパーテルを用いて適当な面積（約 20 cm²）をはぎ取り、適量の水で希釈した後検鏡した。また、同時に生物膜量（乾燥重量）を測定した。

2.4 実験条件

（1）流入水量、水質に変動がない場合の処理時性

まず、流入水量、水質に変動がない場合における回転円板装置の処理特性（run 1～16）について検討した。

流入水 BOD を 30, 100, 150, 200 mg·l⁻¹ の 4 とおり、水量負荷を 1.1, 2.2, 4.8, 6.8 l·m⁻²·h⁻¹ の 4 とおりとし、すべての組合せ（計 16 とおり、run 1～16）で運転した。BOD 負荷は、0.03～1.36 g·m⁻²·h⁻¹ となった。表 2 に実験条件をまとめた。

（2）流入水量のみが日変化した場合の処理特性

流入水質を一定（BOD=150 mg·l⁻¹）とし、流入水量に毎日一定の経時的变化を与えた場合における回転円板装置の処理特性について検討した。

表 2 運転条件 (run 1~16)

Table 2 Operating conditions (run1~16)

run No.	influent BOD [$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$]	flow rate [$\text{l}\cdot\text{h}^{-1}$]	hydraulic loading [$\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$]	BOD loading [$\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$]
1	30	1.2	1.1	0.03
2	30	2.4	2.2	0.07
3	30	5.3	4.8	0.15
4	30	7.5	6.8	0.20
5	100	1.2	1.1	0.11
6	100	2.4	2.2	0.22
7	100	5.3	4.8	0.48
8	100	7.5	6.8	0.68
9	150	1.2	1.1	0.16
10	150	2.4	2.2	0.33
11	150	5.3	4.8	0.72
12	150	7.5	6.8	1.02
13	200	1.2	1.1	0.22
14	200	2.4	2.2	0.44
15	200	5.3	4.8	0.96
16	200	7.5	6.8	1.36

流入水量を増加させた時間帯を高負荷時とし、それ以外の時間帯を低負荷時とした。高負荷時の流入水量を低負荷時の流入水量に対し、2倍、5倍、10倍とした(それぞれ run 17, 18, 19)。高負荷時の時間帯は 1:00~4:00 と 13:00~16:00 の 3 時間ずつを毎日 2 回、計 6 時間とした。いずれの実験においても、1 日当たりの水量負荷は $53 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、BOD 負荷は $8.0 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ である。表 3 は低負荷及び高負荷時における流入水量、水量負荷、BOD 負荷をまとめたものである。

(3) 流入水質のみが日変化した場合の処理特性

流入水量を一定(水量負荷 $2.2 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$)とし、流入水質に毎日一定の経時的変化を与えた場合における回転円板装置の処理特性について検討した。

BOD 負荷を増加させた時間帯を高負荷時とし、それ以外の時間帯を低負荷時とする。低負荷時、高負荷時の流入水 BOD をそれぞれ run 20 では、100, 150 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、run 21 では、100, 200 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、run 22 では、30, 200 $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とした。高負荷の時間帯は 0:30~4:30 と 12:30~16:30 の 4 時間ずつを毎日 2 回、計 8 時間とした。表 4 は、低負荷及び高負荷時における流入水 BOD、BOD 負荷をまとめたものである。

表 3 運転条件 (run 17~19)

Table 3 Operating conditions (run17~19)

run No.	flow rate L : H (l·h ⁻¹)	hydraulic loading (l·m ⁻² ·h ⁻¹)	BOD loading (g·m ⁻² ·h ⁻¹)
17	L 1.94	1.76	0.26
	H 3.88	3.53	0.53
18	L 1.22	1.11	0.17
	H 6.10	5.55	0.83
19	L 0.75	0.68	0.10
	H 7.50	6.82	1.02

daily BOD loading=8.0 g·m⁻²·d⁻¹

daily hydraulic loading=53 l·m⁻²·d⁻¹

influent BOD=150 mg·l⁻¹

L ; low loading

H ; high loading (1 : 00~4 : 00, 13 : 00~16 : 00)

表 4 運転条件 (run 20~22)

Table 4 Operating conditions (run20~22)

run No.	influent BOD [mg·l ⁻¹]	BOD loading [g·m ⁻² ·h ⁻¹]	daily BOD loading [g·m ⁻² ·d ⁻¹]
20	L 100	0.22	6.2
	H 150	0.33	
21	L 100	0.22	7.1
	H 200	0.44	
22	L 30	0.07	4.6
	H 200	0.44	

hydraulic loading=2.2 l·m⁻²·h⁻¹

L ; low loading

H ; high loading (0 : 30~4 : 30, 12 : 30~16 : 30)

(4) 流入水量, 水質ともに日変化した場合の処理特性

流入水量, 水質ともに毎日一定の経時的変化を与えた場合における回転円板装置の処理特性について検討した。

流入水 BOD を増加 (BOD=200 mg·l⁻¹) させた時間帯を高負荷時とし, それ以外の時間帯 (BOD=30 mg·l⁻¹) を低負荷とする。高負荷時の流量を低負荷時の流量の 2 倍, 5 倍, 10 倍 (それぞれ run 24, 25, 26), 及び流入水量一定の場合 (run 23) とした。高負荷の時間帯は 0 : 30~4 : 30 と 12 : 30~16 : 30 の 4 時間ずつを毎日 2 回, 計 8 時間とした。いずれの実験において

も1日当たりのBOD負荷は、 $8.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ である。表5は、低負荷及び高負荷時における流入水量、水量負荷、BOD負荷、1日当たりの水量負荷をまとめたものである。

表 5 運転条件 (run 23~26)

Table 5 Operating conditions (run23~26)

run No.	flow rate L : H	($\text{l} \cdot \text{h}^{-1}$)	hydraulic loading ($\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	BOD loading ($\text{g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$)	daily hydraulic loading ($\text{l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$)
23	1 : 1	L	4.23	3.85	92.3
		H	4.26	3.87	
24	1 : 2	L	2.39	2.15	69.5
		H	4.78	4.35	
25	1 : 5	L	1.04	0.95	52.9
		H	5.19	4.72	
26	1 : 10	L	0.53	0.48	46.5
		H	5.33	4.85	

daily BOD loading = $8.0 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$

L ; low loading (influent BOD = $30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

H ; high loading (influent BOD = $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, 0 : 30~4 : 30, 12 : 30~16 : 30)

3. 結果と考察

3.1 流入水量、水質に変動がない場合の処理特性

表6は、流入水量、水質を一定としたrun 1~16における処理水質をまとめたものである。run 1~4では、水量負荷、BOD負荷の違いによって処理水質には顕著な差は認められなかった。run 5~16では、水量負荷、BOD負荷が増加することにより、処理水質は、やや悪化した。特に、硝化の進行度合を表すアンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸+硝酸性窒素 ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$) に顕著な差が認められた。硝化反応の方が有機物除去性能よりも、BOD負荷の影響を受けやすいと思われる。また、水量負荷、BOD負荷の増加に伴う全窒素濃度の低下は、汚泥発生量の増大に起因するものと思われる。

3.2 流入水量のみが日変化する場合の処理特性

図2は流入水量のみが日変化する場合 (run 17~19) の処理水CODの経時変化を示す。本研究では、変動パターンを12時間1周期としているため、一定の安定した周期を示すようになった後12時間の結果のみについて示した。run 17では、ほとんど変化が認められなかったが、run 18, 19では流量の増加とともにCODが増加し、その最大値はrun 18では $23.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、run 19では 35.2

表 6 処理水質 (run 1~16)

Table 6 Effluent quality [mg · l⁻¹] (run1~16)

run No.	BOD	COD	DOC	NH ₄ -N	NO ₂ +NO ₃ -N	T-N
1	1.3±0.69	4.2±0.30	—	0.2	3.9	4.5
2	0.9±0.33	3.7±0.16	2.8±0.38	0.1	3.7	4.5
3	1.6±0.37	5.2±0.44	2.5±0.66	0.1	4.0	4.5
4	1.5±0.31	4.7±0.32	2.3±1.48	0.2	3.3	3.5
5	2.1±0.15	7.5±0.52	—	0.2	12.2	12.4
6	2.0±0.14	7.4±0.43	5.4±0.12	0.4	10.0	11.2
7	5.2±2.28	9.1±1.07	5.8±1.28	3.0	5.7	9.7
8	6.4±1.39	8.4±0.55	4.6±2.09	1.3	6.9	8.2
9	2.2±0.77	8.3±0.70	—	1.5	17.8	19.3
10	3.6±0.21	9.8±0.62	7.3±0.67	1.6	13.7	15.7
11	7.2±0.86	11.6±1.27	7.8±0.91	8.9	4.1	13.6
12	9.7±2.78	11.5±1.29	7.6±2.05	10.9	3.0	13.9
13	3.1±0.77	10.5±1.00	—	4.4	22.6	27.0
14	4.0±0.60	12.7±1.05	9.5±0.25	7.0	12.6	20.1
15	10.6±2.34	15.0±1.07	11.7±0.97	17.0	1.4	19.6
16	10.2±1.17	13.4±0.56	10.3±2.64	17.5	1.6	19.1

(± standard deviation)

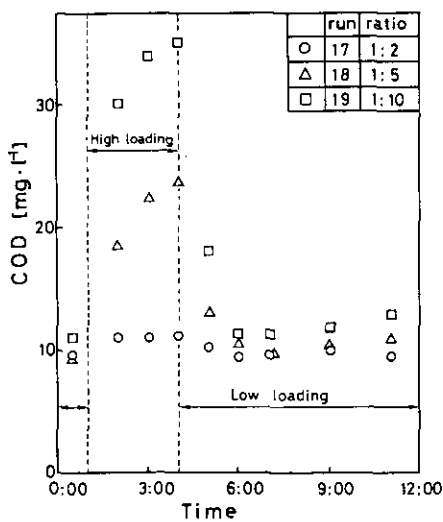


図 2 処理水 COD の変化 (run 17~19)

Fig. 2 Effluent COD in a cycle (run 17~19)

$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となった。しかし、run 18, 19とも低負荷時になってから1~2時間後には、流量が増加する前の状態に回復した。

図3には、処理水中のアンモニア性窒素、亜硝酸+硝酸性窒素濃度の経時変化を示す。いずれの実験においても、流量が増加すると亜硝酸+硝酸性窒素濃度が減少し、アンモニア性窒素が増加した。これは、流量の増加に伴い滞留時間が短くなったため、硝化まで反応が進行する時間がなかったためと考えられる。また、低負荷時になったときのそれぞれの窒素濃度の回復は、CODの回復過程よりもやや長い時間を要した。特に、run 18, 19においては、この傾向が顕著に現れた。低負荷時になって未処理の有機成分がかなり接触槽内に残存していたため、硝化に適さない状態であったと考えられる。このため、硝化反応の回復がCODに比較してやや遅くなったと推定される。

3.3 流入水質のみが日変化する場合の処理特性

図4は流入水質のみが日変化する場合(run 20~22)の処理水CODの経時変化を示す。いずれの実験においても、流入水質が変化しても処理水質の顕著な変化は認められなかった。

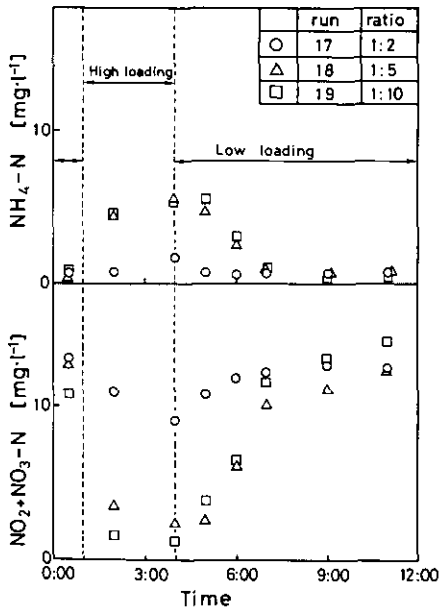


図 3 処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度の変化 (run 17~19)

Fig. 3 Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ in a cycle (run17~19)

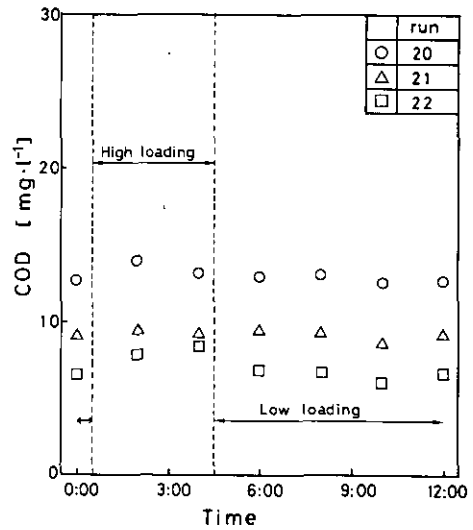


図 4 処理水 COD の変化 (run 20~22)

Fig. 4 Effluent COD in a cycle (run20~22)

図5は処理水中のアンモニア性窒素、亜硝酸+硝酸性窒素濃度の経時変化を示す。いずれの実験においても、処理水COD等の経時変化と同様に、流入水質が変化してもそれぞれの窒素濃度はあまり変化しなかった。これは、流入水質が変化しても有機物除去性能はほとんど低下せず、接触槽内の有機物濃度が硝化反応に適した状態に維持できたためと考えられる。

3.4 流入水量・水質ともに日変化する場合の処理水質

図6は流入水量・水質ともに日変化する場合の(run 23~26)の処理水CODの経時変化を示す。いずれの実験においても、高負荷時になるとCOD値が増加し、run 23では $20.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、run 24では $25.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、run 25では $20.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、run 26では $23.1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となった。低負荷時になると、特に流量変化が小さいほど(1:1)CODは急激に低下した。しかし、流量の変動幅が大きい場合(1:10)、低負荷でも高いCODを示した。

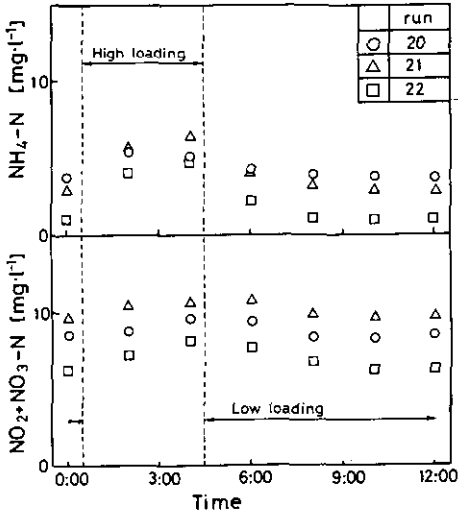


図 5 処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度の変化 (run 20~22)

Fig. 5 Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ in a cycle (run20~22)

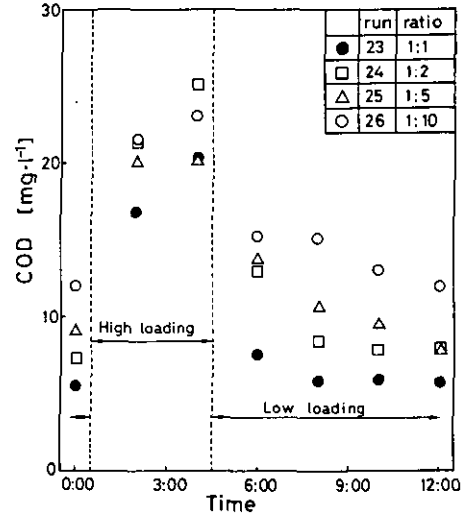


図 6 処理水CODの変化 (run 23~26)

Fig. 6 Effluent COD in a cycle (run 23~26)

図7には、処理水中のアンモニア性窒素、亜硝酸+硝酸性窒素濃度の経時変化を示す。いずれの実験においても、流量が増加すると亜硝酸+硝酸性窒素濃度が減少しアンモニア性窒素が増加した。これは、run 17~19の場合と同様、流量の増加に伴い滞留時間短くなったためと思われる。また、低負荷時において各実験ごとに亜硝酸+硝酸性窒素濃度の差が生じたのは、低負荷時の水

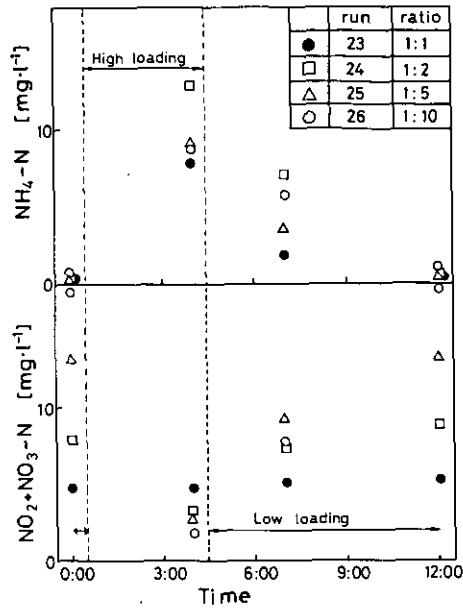


図 7 処理水中の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度の変化 (run 23~26)

Fig. 7 Effluent $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ in a cycle (run 23~26)

量負荷が違うことにより滞留時間が異なったからと思われる。すなわち、run 26 では高負荷時に流入した有機物が低負荷時になっても流出せず接触槽内に滞留していたためと考えられる。

3.5 負荷変動時の日平均処理水質

1日当たりの負荷に対する除去性能を調べるため、run 17~26のすべての負荷変動実験につき12時間連続して処理水を集め、その水質を測定した結果を表7に示す。run 17~19については、有機物除去性能(BOD, COD, DOC 除去性能)が流量の変動幅が大きくなるほど低下した。また、硝化の進行度合についても有機物除去性能と同様な傾向がみられた。しかし、run 20~22において、有機物除去性能はrun 20がrun 21, 22と比較してやや低下したが、run 21とrun 22については顕著な差は認められなかった。また、硝化の進行度合についてもいずれの実験ともあまり差はなかった。水量・水質ともに変化する場合(run 23~26)、処理水BOD, CODは流量の変動幅が大きいほど大きい値を示した。しかしながら、各実験における1日当たりの水量負荷が異なるため、濃度だけでは有機物除去性能を評価できない。1日当たりの有機物負荷量に対する除去率を算出すると、BOD除去率は約90%、COD及びDOC除去率はそれぞれ66~72%、76~78%と実験条件の違いによる差は認められなかった。この理由として、いずれの実験においても1日当たりの有機物負荷量の約8割以上が高負荷時に供給されるため、このときの除去率が1日当たりの除去率

表 7 12時間コンポジットサンプルから求めた日平均処理水質

Table 7 Daily average effluent quality determined from 12 hours composite samples [mg · l⁻¹]

run No.	pH	BOD	COD	DOC	NH ₄ -N	NO ₂ +NO ₃ -N
17	7.1	4	11	15	1.2	11.8
18	7.4	5	18	24	4.1	7.5
19	7.3	20	29	37	4.6	5.4
20	7.4	7	13	10	4.4	8.9
21	7.3	3	9	6	4.2	10.2
22	7.5	3	7	4	2.3	7.1
23	7.4	9	12	14	1.5	7.2
24	7.3	14	17	19	4.8	8.3
25	7.3	16	18	20	5.5	7.2
26	7.3	21	21	24	5.6	8.4

に大きく影響すること、及び高負荷時の除去率には実験条件の違いによる顕著な差がみられなかったことが考えられる。

3.6 処理水質に及ぼす負荷変動の影響

流入水量・水質の日変化がある場合 (run 17~26) の回転円板処理装置の処理水質、特に有機物除去性能を負荷変動がない場合 (run 1~16) と比較検討した。

表 8 に run 17~26 における処理水 COD の日平均値 (水量による荷重平均) 及び経時的に変化

表 8 負荷変動及び一定負荷時の処理水 COD

Table 8 Effluent COD for variable and constant loadings [mg · l⁻¹]

run No.	variable			constant		
	max.	min.	ave.	max.	min.	ave.
17	11.5	9.5	10.5	9.8	9.8	9.8
18	23.8	9.4	18.0	11.6	8.3	9.8
19	35.2	13.0	28.5	11.6	8.3	9.8
20	14.0	12.6	13.1	9.8	7.4	7.4
21	9.5	8.6	9.2	12.7	7.4	8.6
22	8.4	6.0	7.1	12.7	3.7	7.4
23	20.2	5.6	11.6	13.9	4.5	8.3
24	25.1	7.3	17.1	15.0	3.7	8.3
25	20.2	8.9	17.8	15.0	4.2	9.8
26	23.1	12.0	21.4	15.0	4.2	11.6

する COD の最大、最小値をまとめた。表中の一定負荷条件とは、それぞれの実験条件における高負荷時、低負荷時と同一の負荷(水量負荷、BOD 負荷)を連続的に与えた場合の処理水 COD(それぞれ max., min. で示す)、及び 1 日当たりの水量負荷、BOD 負荷を日変化がないように均一に与えた場合の処理水 COD(ave. で示す)である。これらの値は、run 1～16 の結果を補間することによって推定した。ほとんどの実験において、流入負荷の変動がある場合の日平均値(ave.: variable)の方が、同一負荷で変動がない場合(ave.: constant)よりも高い値を示した。また、流入水量を経時的に変化させた run 17～19, 23～26 においては、流入水量の変動幅が大きくなるほど、同一の一定負荷の場合と比較して処理水質が悪化する傾向がみられた。さらに、処理水 COD の最大値(max.: variable)も、高負荷時と同一の流入負荷を連続して与えた場合(max.: constant)より高い値を示した。

これに対し、流入水質のみを経時的に変化させた場合(run 20～22)では、処理水 COD の経時変化は流入水量を変化させた場合と比較して、大きな変化はなかったと言えよう。しかし、流入水 BOD の変動が同じで、水量負荷のみが異なる run 22 と run 23 を比較すると run 22 では、高負荷時になっても処理水質があまり変化しなかったのに対し、水量負荷が大なる run 23 では、高負荷時において処理水質が悪化した。このことより、流入水量を一定とし流入水質のみを経時的に変化させる場合においても、ある程度水量負荷を高くすると高負荷時において、処理水質が悪化する可能性があることがわかった。

以上のことより、流入負荷の日変化が大きい場合、特に水量負荷が経時的に変化する場合においては、1 日当たりの水量負荷並びに BOD 負荷が同一でも、一定負荷の場合と比較して処理水質が悪化することが明らかとなった。このため、負荷の大きな変動がある場合、それを平均した 1 日当たりの水量負荷及び BOD 負荷という概念のみで処理水質を推定することは困難であると言えよう。

図 8 に run 17～26 の各段における生物膜量(図中●で示した)、及びそれぞれの実験条件における高負荷時、低負荷時と同一の負荷(水量負荷、BOD 負荷)を連続的に与えた場合の生物膜量(それぞれ△, □で示した: run 1～16 の結果より補間によって求めた)を示す。run 17～19, 23～26 では、実測値は、高負荷時、低負荷時の生物膜量の中間の値を示した。このように流入水量に変動がある場合の生物膜量は、高負荷時の流入負荷を連続して与えた場合の生物膜量と比較して少なかったため、高負荷時の処理水質が流入負荷に変動がない場合より大幅に悪化したものと推定される。これに対して、run 20～23 の実測値は高負荷時の生物膜量とほぼ同じ、もしくはそれ以上となった。このように、生物膜量が多量に保持できたために流入水質が悪化しても処理水質にあまり変化がみられなかったものと推定される。

4. まとめ

実験室内の小型回転円板処理装置に人工下水を供給し、集合住宅の排水処理装置にみられるよ

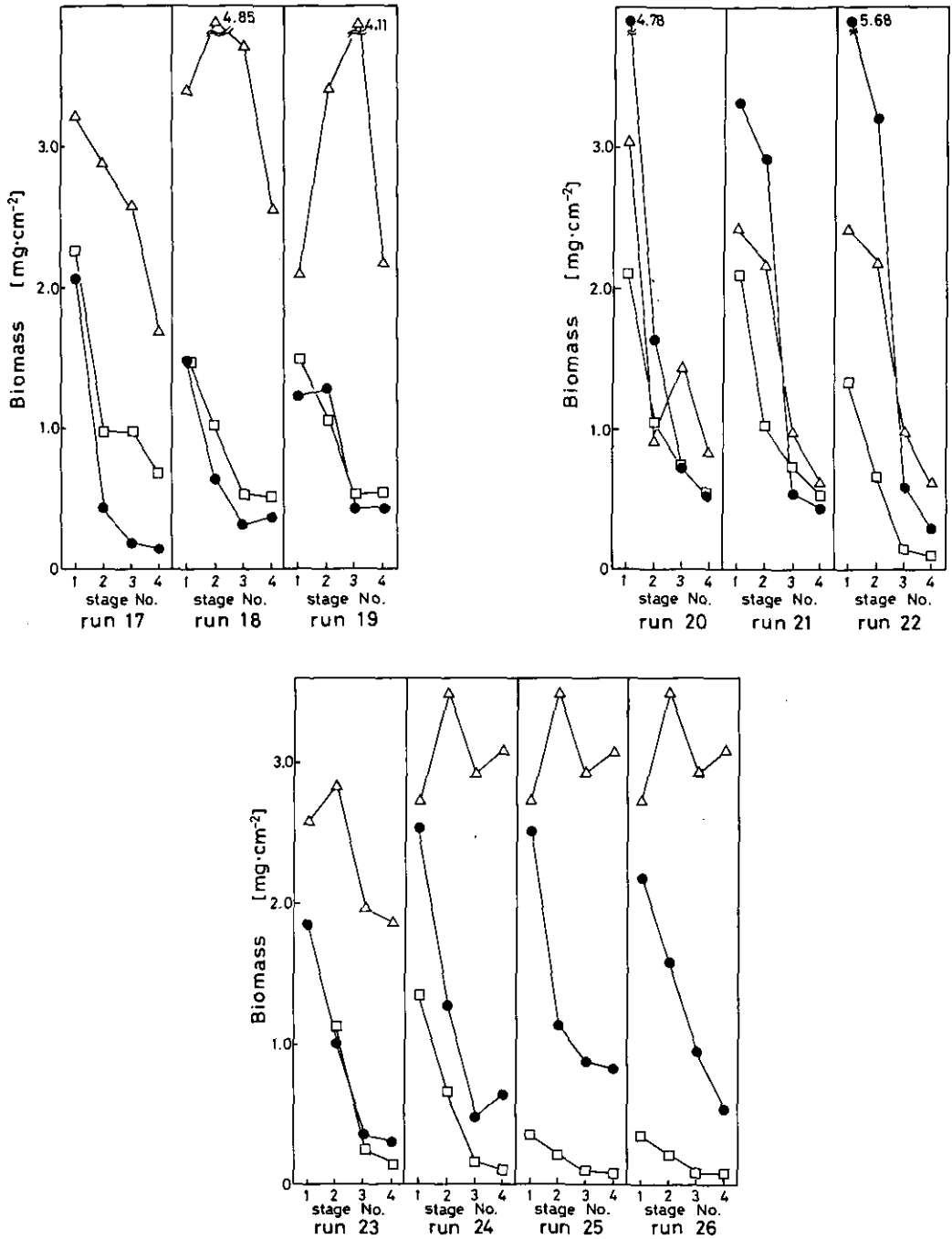


図 8 回転円板上の附着生物膜量

Fig. 8 Biomass of microbial film attached on RBC

● : variable, △ : constant high, □ : constant low

うな流入水量・水質の日変化が回転円板処理装置の処理水質に及ぼす影響について実験的検討を加えた。

本実験結果より次のようなことが明らかとなった。

1) 流入水量・水質が経時的に変化する場合、処理水質の日平均値は1日当たりの水量負荷、BOD負荷を日変化がないように均一に与えた場合の処理水質より悪化した。また、流入水量が経時的に変化した場合、流入水量の変動幅が大きくなるほど処理水質が悪化する傾向が認められた。

2) 流入水質のみが経時的に変化した場合には処理水質に大きな変化が認められなかった。しかし、ある程度水量負荷が高い場合、高負荷時において処理水質が悪化する可能性があることがわかった。

3) 流入水量に日変動がある場合の生物膜量は、日変動のうちの高負荷が連続する場合の生物膜量と比較して少なかった。これが、流入変動がある時、高負荷時の処理水質が流入負荷の変動がない場合よりも悪化した原因と推定された。

引用文献

- 1) 日本下水道協会 (1974) : 下水試験方法. 日本下水道協会.
- 2) 岡田光正・石崎勝久・須藤隆一 (1983) : 回転円板処理装置の処理特性に及ぼす流入水供給停止の影響. 水質汚濁研究, **6**, 393-397.
- 3) 須藤隆一 (1977) : 廃水処理の生物学. 産業用水調査会.
- 4) 山中芳夫 (1979) : 生活系排水による水質汚濁の現況. 用水と廃水, **21**, 1005-1011.
- 5) 山根敦子・岡田光正・須藤隆一 (1981) : 生活排水に占める洗たく用洗剤に由来する汚濁負荷., **18**(11), 1-9
- 6) U. S. EPA (1976) : Method for Chemical Analysis of Water and Wastes. EPA-625/6-74-003 a, 168-172.

II-2

脱窒用回転円板法による埋立地浸出水の処理

**Sewage Sludge Land-fill Leachate Treatment Using Modified
Biological Rotating Discs Process**

稲森悠平¹・遠藤一之²・須藤隆一¹

Yuhei INAMORI¹, Kazuyuki ENDO² and Ryuichi SUDO¹

Abstract

Land-fill leachate of sludge disposed from sewage treatment plant, which contains high concentrated nitrogen, is one of the source of water pollution in closed water bodies in Japan. The purpose of this study is to develop the simple and energy saving treatment process to remove nitrogen, BOD and COD simultaneously, and to compare the treatment efficiency between standard process and modified process. The facility named as modified process developed in this study is a aerobic-anoxic treatment process composed of biological rotating disks process (upper tank) and anoxic filter process (bottom tank) in a single tank. Standard process is meaning of the rotating disks process using generally. The performance of treatment process was studied varying the disks speeds (8, 16, 32 r.p.m.), BOD loading (2, 5, 10 g/m²·day) and supplying actual land-fill leachate.

The results obtained are summarized as follows.

- 1) Nitrogen removal efficiency of modified process were higher than those of standard process under the conditions of disk speeds of 8, 16 r.p.m. and BOD surface loading of 2, 5 g/m²·day which was the conditions of nitrifying occurrence.
- 2) The optimum disk speed and BOD surface loading to remove nitrogen in modified process were 16 r.p.m. and 5 g/m²·day, respectively.
- 3) Nitrification was not occurred under the conditions of BOD surface loading of 10 g/m²·day both modified process and standard process. This fact suggest that nitrogen is not removed by the denitrification under high BOD surface loading.

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 昭和56年度 国立公害研究所共同研究員 (東京理科大学工業化学科 〒162 東京都新宿区神楽坂1-3)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address :
Department of Industrial Chemistry Faculty of Engineering Science University of Tokyo, Shinjuku,
ku, Tokyo 162, Japan.

4) The organic substances (COD) in the land-fill leachate was not removed efficiently by the standard process, but was removed using aerobic treatment joined with anoxic treatment such as modified process. This fact suggest that the combination anoxic reactor with aerobic reactor is effective to remove nitrogen and organic substances, simultaneously.

1. はじめに

我が国における下水道普及率は、昭和53年で約26%であったものが、第4次下水道整備5か年計画終了時の昭和55年においてはその普及率は約30%まで高まった。将来更に普及率は高まるものと考えられるが、それに伴い発生する汚泥量も増加することが予想される。すなわち発生汚泥量は昭和51年度実績では201万 m^3/y (水分含量70%)であったが、昭和55年には約3倍の676万 m^3/y となり、更に昭和60年には約1,165万 m^3/y になることが予想されている。したがってこの汚泥の処理処分は従来にも増して将来大きな社会問題になるものと考えられる。

下水汚泥の処理処分は従来から様々な方法で行われてきたが、その内訳を昭和55年度を例にとってみると、陸上埋立30.2%、海面埋立40.9%、海洋処分7.6%、緑農地還元、土地改良剤などの有効利用21.3%となっている。すなわち汚泥を埋立処分する方法は全体の70%程度を占めている。このように汚泥の埋立処分が広く行われているのは、それに要する経費が低廉であり、新たな土地造成にも使えるなどの理由によるからである。そのため現在においても汚泥の処理処分の有効な方法として実施されている。しかし、この埋立処分法における大きな問題点は、特に生汚泥あるいは消化汚泥を埋立た後の浸出水中に、多量の有機物だけではなく、河川・湖沼などの閉鎖性水域の富栄養化の制限因子の一つである窒素を多量に含有していることにある。したがって浸出水中の有機物と窒素とを除去しなければ、埋立処分しても汚泥の処理処分を解決したことにはならず、かえって2次公害が引き起こされる危険があると言える。それゆえ、浸出水の処理を行うことは環境保全上、極めて重要なことである。

なお、近年この埋立地浸出水の浄化を望む地域住民からの要請などにより、我が国では埋立地の存在する地域において高度処理施設が建設されるようになった。しかし、それらの多くはBOD、COD等の有機物を除去するための槽、窒素成分を生物学的硝化脱窒法で除去するための槽、再ばう気槽及び沈殿槽などから成り、処理プロセスが複雑で建設費も高くまた維持管理に高度な技術が必要とされる¹⁾などの問題を有していた。

そこで本研究では、この下水汚泥の埋立地浸出水中に多量に含まれる有機物及び窒素を同時に、省エネルギー的に除去することができ、かつ維持管理の容易な生物学的処理法を確立することを目的として実験的検討を行った。

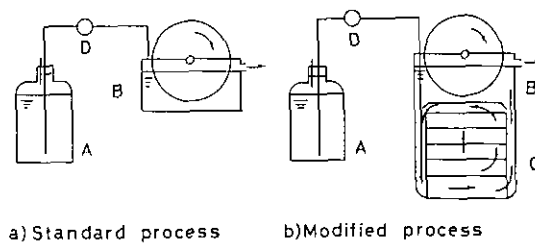
2. 実験方法

2.1 実験装置

本研究では維持管理が容易で省エネルギー的であり、有機物だけではなく窒素の除去が期待できる装置の開発を行うために、いくつかの処理プロセスの検討を行った。その結果有機物除去と硝化が効率的に行われることを特徴とする回転円板法と、有機物除去と脱窒が効率的に行われることを特徴とする嫌気性ろ床法とを組み合わせることが効果的ではないかと考えられた。

図1に本研究に用いた実験装置を示す。なお、ここで図1(a)は従来より使用されている回転円板装置 (Standard process, 以下標準法と称す) を示したものであり、図1(b)は回転円板法と嫌気性ろ床法と組み合わせた装置 (Modified process, 以下修正法と称す) を示したものである。標準法では所定の速度で円板が回転することにより、円板表面に付着増殖した微生物は空気中の酸素を取り込み好気性条件が維持され、かつ円板表面に比増殖速度の小さい硝化細菌が増殖できるため、有機物の酸化分解と同時にアンモニア性窒素の硝化が効率よく行われる。しかし脱窒はそれほど期待できない。修正法は従来の回転円板装置の底部に嫌気性条件下で硝酸・亜硝酸性窒素を還元し N_2 ガスとする能力をもつ脱窒細菌を増殖させ、有機物の除去と同時に脱窒を行わせるためにひも状の接触材を充てんしたものである。すなわち、修正法の装置は上部では回転円板法により有機物の酸化分解及びアンモニア性窒素の硝化を行い、底部では嫌気性ろ床法による硝酸・亜硝酸性窒素の脱窒を行わせることを期待している。なお、標準法は容積 2.1 l の接触槽と直径 17 cm, 総表面積 2,750 cm^2 の回転円板から成っており、修正法は容積 2.1 l の標準法と同等の回転円板を組み込んだ接触槽と容積 4.2 l の嫌気性ろ床槽 (以下において、脱窒槽とも称す) とから成っている。

実験装置への流入水は、原水タンクから定量ポンプを用いて供給した。なお、標準法では回転



A	Feed tank
B	Contact tank Nitrification tank
C	Denitrification tank
D	Feed pump

図 1 実験装置

Fig. 1 Experimental apparatus

円板接触槽へ直接供給したが、修正法ではひも状接触材を充てんした脱窒槽の底部に供給した。これは脱窒細菌が硝酸・亜硝酸性窒素を還元して N_2 ガスに変換する際にエネルギー源として有機物を必要とすることから、この有機物源として原水を利用することを目的としたからである。

2.2 実験条件

回転円板法と嫌気性ろ床法とを組み合わせた実験装置を運転する場合の重要な操作因子として、回転円板の表面積に対する有機物負荷量及び回転円板の回転速度がある。前者は有機物除去及び硝化能を制御する上で重要な因子であり、後者は脱窒能を制御する上で重要な因子であると考えられる。本研究ではまず ①有機物負荷量を一定として回転数を変化させる実験を行い、次に ②回転数を一定として有機物負荷量を変化させる実験を行うことにした。①における有機物負荷は、し尿浄化槽の構造基準第6号(三)に示されている、円板表面積 1 m^2 に対して1日当たり BOD として 5 g 以下にすることを基準とした²⁾。また一般に、回転円板の回転速度は周速で通常 15 m/min (最大 20 m/min) で運転するのが適当であるといわれている³⁾。本研究に用いた修正法の実験装置では脱窒槽の溶存酸素を可能な限り低い値に制御し脱窒能を高める条件を見いだすために、回転速度を 8 r.p.m. (4.5 m/min)、 16 r.p.m. (8.5 m/min)、 32 r.p.m. (17 m/min) の3段階に変化させた。また②における回転数は、①において最も高い処理性能を示した場合の値を採用し、その場合の BOD 負荷を $2, 5, 10 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ の3段階に変化させた。

2.3 下水汚泥埋立地浸出水の性状

本研究で用いた下水汚泥埋立地浸出水の性状を調べるために行った水質分析の結果は表1に示すとおりである。この浸出水は外観は黄色透明で、透視度 100 cm 以上を示し比較的清澄であるが、アンモニア臭と硫化水素臭の強い悪臭を帯びていた。BODは $3,000 \text{ mg/l}$ 、総窒素(以下 T-N と称す) 600 mg/l 、COD 700 mg/l 、全リン(以下 T-P と称す) 0.3 mg/l であり、BOD, COD,

表 1 下水汚泥埋立地浸出水の性状

Table 1 Characteristic of sewage sludge land-fill leachate

pH	[mg/l]	11~12
COD	[mg/l]	700
BOD	[mg/l]	3,000
T-N	[mg/l]	600
$\text{NH}_4\text{-N}$	[mg/l]	460
$\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$	[mg/l]	0.12
T-P	[mg/l]	0.3
$\text{PO}_4\text{-P}$	[mg/l]	0.04
Trans.	[cm]	more than 100

T-N が極めて高く、T-P が極めて低いのが特徴であった。このようにリンが極めて不足しており生物処理を行うのが困難であると予想されたので、リン源として $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ を添加した。なお、生物処理する場合の BOD とリンの適切な比率は 100 : 1 であると言われている⁴⁾が、富栄養化促進物質であるリンの添加量は可能な限り低い値にすることが望ましい。そこでリン添加量は BOD 100 に対してリン 0.25 の比率になるように設定した。なお、この比率が適切か否かを明らかにするために、BOD とリンの比を 100 : 0.5, 100 : 1 とした場合との比較実験も行った。また浸出水の pH は、生物処理で出現する微生物の増殖及び代謝活性を阻害する 11~12 という高い値であったため、硫酸を添加して中性付近に調整した。なお、実際の埋立地では浸出水の性状が場所によって変わる^{1,5)}ので本研究では、研究対象とした実際の埋立地の調査において浸出水の BOD が 1000~1500 mg/l の場合が多かったことから、この値に基づいて原水を水道水で 2 倍に希釈した。

以下においてはこのように調整した埋立地浸出水を実験に用いた。

なお、実験開始時の種汚泥としては、埋立地浸出水に順応した処理施設の汚泥を用いた。また水質分析は運転開始後毎日測定し、処理水質がおおむね安定した 50 日目以降のものを評価の対象とした。

2.4 水質分析

下水汚泥埋立地浸出水の原水及び処理水の測定項目は、pH、COD、BOD、T-N、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ 、T-P、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、透視度である。これらの水質分析法は以下に述べるとおりである。

pH は、ガラス電極法により測定した。COD、BOD 及び透視度は下水試験方法⁶⁾に準じて測定した。なお、COD は 100℃における KMnO_4 酸性法による化学的酸素消費量から、また BOD はウィンクラー・アジ化ナトリウム変法による生物化学的酸素消費量から求めた⁷⁾。T-N は三菱化成 TN-02 型全自動自動分析計を使用して測定した。T-P は EPA の混合試薬法によって測定した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ はいずれもテクニコン製オートアナライザー II 型を使用して以下の方法で分析した。すなわち $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール法 $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ は試料中の $\text{NO}_3\text{-N}$ をヒドラジンで NO_2 に還元後、 NO_2 とスルフェニルアミドと反応させ生成したジアゾ化合物を測定する方法、 $\text{PO}_4\text{-P}$ はモリブデンブルーの生成を利用した方法により測定した。

3. 結果及び考察

3.1 回転数の処理特性に及ぼす影響

回転円板の BOD 面積負荷を $5\text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ に設定し、回転数を 8, 16, 32 r.p.m. としたときのそれぞれの条件下で得られた処理水質の経日変化は図 2, 3 に示すとおりである。以下においては、これらの結果の平均値から評価を行った。

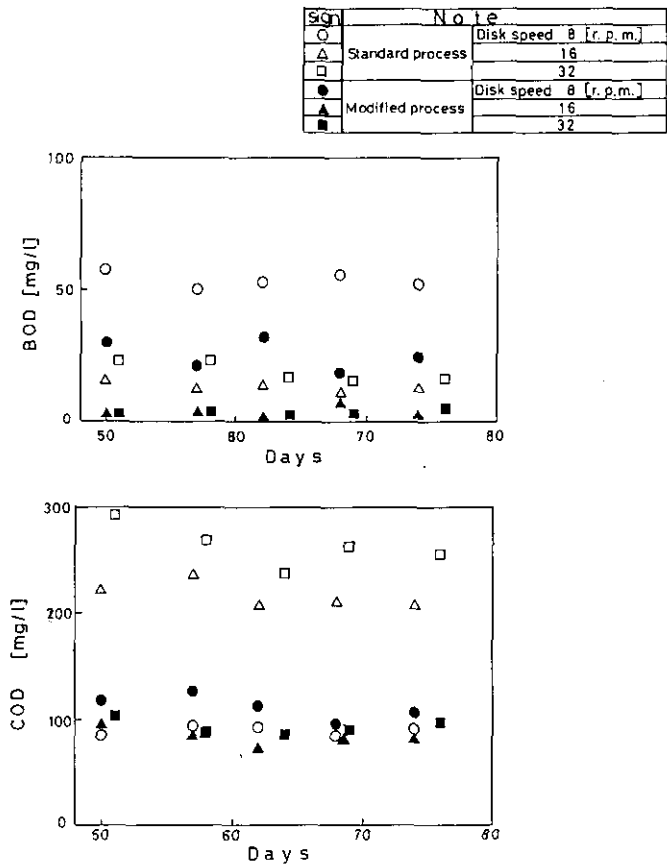


図 2 処理水 BOD 及び COD の経日変化 (BOD 面積負荷 $5 \text{ gm}^2 \cdot \text{d}$)

Fig. 2 Change of effluent BOD and COD (BOD loading : $5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$)

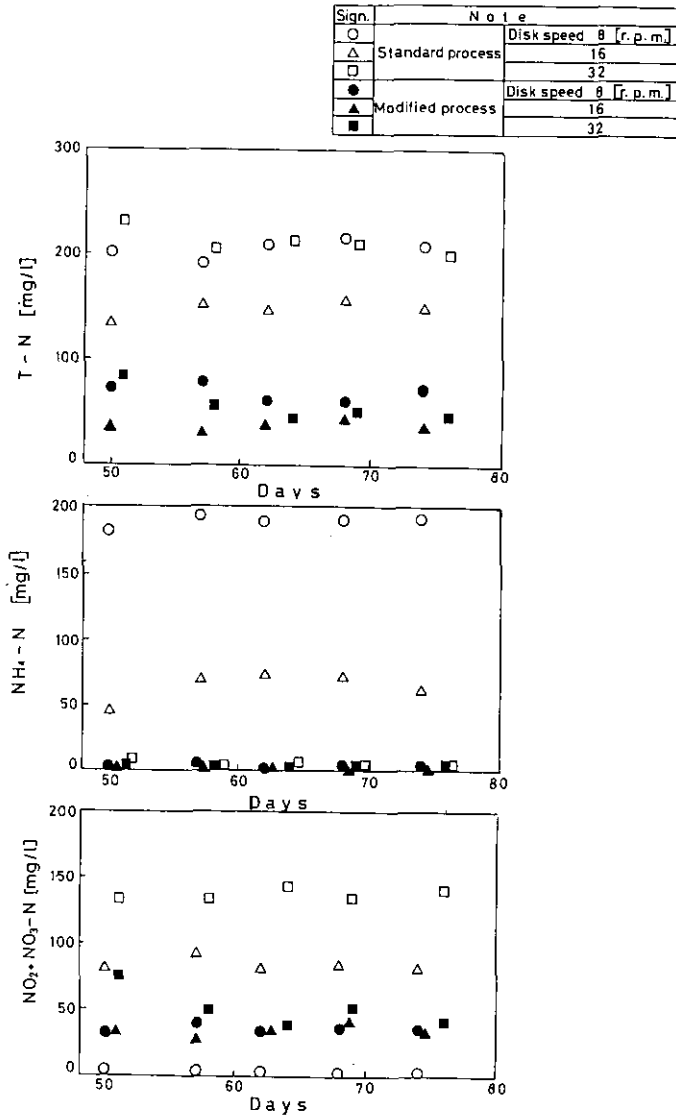


図 3 処理水 T-N, NH₄-N 及び NO₂+NO₃-N の経日変化(BOD 面積負荷 5 g/m²・d)

Fig. 3 Change of effluent T-N, NH₄-N and NO₂+NO₃-N (BOD loading : 5 g/m₂・d)

(1) 8 r.p.m.における処理特性

回転数を 8 r.p.m.に設定した時の処理成績及び槽内の DO 分布は表 2 及び表 5 に示すとおりである。標準法、修正法ともに BOD 成分は 95%以上除去されるが、COD 成分は 70%前後の除去率しか得られなかった。これは浸出水中には生物学的に難分解性の成分が含まれているためではないかと考えられる。処理水中の T-N は、標準法では 205 mg/l であったのに対して修正法では 72 mg/l であり、従来法に比べて修正法では高い除去能の得られることがわかった。また修正法における処理水中の窒素の形態は NH₄-N に比べて NO₂+NO₃-N が極めて高く、流入水中の NH₄-N はほぼ硝化されていた。なお、T-N 72 mg/l から NH₄-N と NO₂+NO₃-N の合計値の 40.3 mg/l を除いた約 30 mg/l が有機性窒素であると考えられるが、この有機性窒素は生物代謝を受けることによって NH₄-N に変化し、その後硝化・脱窒されることになるので、この有機性窒素のアミノ化が効率的に行われれば硝化・脱窒も更に促進されるものと考えられる。なお、修正法の槽内の DO は、接触槽で 2.7 mg/l であったが槽上部、底部とも全く存在しなかった。接触槽の DO は硝化を律速するような値ではなかった。処理水は白濁し、わずかに硫化水素臭が認められた。このことは有機性窒素から NH₄-N 更には NO₂+NO₃-N へと反応を促進させる上では接触槽の DO をより高目に設定するために回転数を上昇させなければならないことを示唆している。

表 2 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数 8 r. p. m., BOD 面積負荷 5 g/m²・d)

Table 2 Comparison of effluent quality between standard process and modified process (Disk speed : 8 r. p. m., BOD loading : 5 g/m²・d)

Parameter		Standard	Modified
pH		7.8	7.7
C O D	soluble [mg/l]	89	110
	total [mg/l]	170	130
B O D	soluble [mg/l]	54	24
	total [mg/l]	72	53
T-N	soluble [mg/l]	205	72.8
	total [mg/l]	224	95.1
NH ₄ -N [mg/l]		189	4.0
NO ₂ +NO ₃ -N [mg/l]		3.0	36.3
T-P [mg/l]		0.2	0.7
PO ₄ -P [mg/l]		0.2	0.6
Trans. [cm]		3.0	12.0

(2) 16 r.p.m.における処理特性

回転数を 16 r.p.m.に設定した場合の処理成績及び槽内の DO 分布は表 3, 5 に示すとおりである。16 r.p.m.のときに得られた処理水は、8 r.p.m.の場合と比べると透視度が向上しており臭気も

表 3 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数 16 r. p. m., BOD 面積負荷 5 g/m²・d)Table 3 Comparison of effluent quality between standard process and modified process (Disk speed : 16 r. p. m., BOD loading : 5 g/m²・d)

Parameter			Standard	Modified
pH			8.1	8.3
C O D	soluble	[mg/l]	210	86
	total	[mg/l]	220	88
B O D	soluble	[mg/l]	12	3.7
	total	[mg/l]	19	9.0
T-N	soluble	[mg/l]	150	38.3
	total	[mg/l]	170	45
NH ₄ -N		[mg/l]	62	1.7
NO ₂ +NO ₃ -N		[mg/l]	86	32
T-P		[mg/l]	0.2	0.6
PO ₄ -P		[mg/l]	0.04	0.4
Trans.		[cm]	100	100

認められなかった。処理水 BOD は標準法で 12 mg/l, 修正法で 3.7 mg/l であり, いずれにおいても BOD 除去能は極めて高かった。処理水 COD は標準法で 210 mg/l であり, 修正法で 86 mg/l であり, 修正法において特に高い除去能の得られることがわかった。この理由としては, 浸出水中に含まれる難分解性の COD 成分は好気性微生物と嫌気性微生物の両者の代謝作用を受けることによって分解能が高まったからではないかと考えられる。また処理水の T-N は標準法で 150 mg/l であったのに対して, 修正法では 38 mg/l であり, 修正法における窒素除去能が極めて高かった。なお, 修正法における N の形態は T-N 38 mg/l に対して NH₄-N 1.7 mg/l, NO₂+NO₃-N 32 mg/l であり流入する N 成分はほとんどが硝化されたものと考えられた。また修正法における槽内の DO 分布は, 接触槽, 脱窒槽上部及び底部において 5.3, 0.1, 0 mg/l であった。すなわち, 回転数を 16 r.p.m.とした場合には, 8 r.p.m.の場合に比べて脱窒槽における DO には変化がなかったのに対して, 接触槽における DO が高まるのが観察された。このことは, 接触槽における硝化細菌, 脱窒槽における脱窒細菌の活性が高まり, 硝化脱窒が効果的に行われたことの裏付けになる。また, BOD が標準法の 12 mg/l に対して修正法では 3.7 mg/l と低かったのは, 微生物相が多様になったことにより有機物除去能が高まったからではないかと考えられる。

(3) 32 r.p.m.における処理特性

回転数を 32 r.p.m.に設定したときの処理成績及び槽内の DO 分布は表 4, 5 に示すとおりである。32 r.p.m.における処理水の透視度は修正法では 100 cm 以上あったが, 標準法では 3.5 cm と極めて低く白濁が認められた。これは標準法では回転数が速すぎて生物膜がはく離し, それが分

表 4 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数 32 r. p. m., BOD 面積負荷 5 g/m²・d)

Table 4 Comparison of effluent quality between standard process and modified process (Disk speed : 32 r. p. m., BOD loading : 5 g/m²・d)

Parameter		Standard	Modified
pH		7.7	7.6
C O D	soluble	[mg/l] 260	95
	total	[mg/l] 290	100
B O D	soluble	[mg/l] 19	3.6
	total	[mg/l] 54	4.4
T-N	soluble	[mg/l] 211	58
	total	[mg/l] 216	61
NH ₄ -N		[mg/l] 4.5	2.6
NO ₂ +NO ₃ -N		[mg/l] 138	54.3
T-P		[mg/l] 0.6	0.6
PO ₄ -P		[mg/l] 0.4	0.6
Trans.		[cm] 3.0	100

表 5 接触酸化槽及び脱窒槽の DO 分布 (修正法, BOD 面積負荷 5 g/m²・d)

Table 5 Comparison of DO between nitrification tank and denitrification tank (modified process, BOD loading : 5 g/m²・d)

Disk speed [r.p.m.]	DO [mg/l]		
	Nitrification tank	Denitrification tank	
		upper	lower
8	2.7	0	0
16	5.3	0.13	0
32	4.6	2.0	0.19

散したからであり、修正法でははく離した生物膜は脱窒槽の接触材に捕そくされたからだと考えられる。なお、処理水の BOD は標準法において 18.5 mg/l、修正法において 3.6 mg/l であり、修正法の場合に高い浄化能が認められた。また処理水の COD は標準法で 264 mg/l、修正法で各々 94.7 mg/l であり、16 r.p.m. の場合と同様に修正法は標準法よりも COD 成分の除去能の優れていることが明らかにされた。窒素については、T-N は標準法で 211 mg/l、修正法で 58 mg/l であり修正法の除去能は標準法に比べて極めて高かった。また、修正法における窒素の形態は、T-N 58 mg/l に対して NH₄-N 2.6 mg/l、NO₂+NO₃-N 54 mg/l であり、流入水中のアンモニア及び有機性窒素はほぼ硝化されていた。なお、脱窒能は 16 r.p.m. の場合とほぼ同等であった。これは修正法の槽内の DO 分布が接触槽で 4.6 mg/l、脱窒槽上部で 2.0 mg/l、脱窒槽底部で 0.2 mg/l とい

うように 16 r.p.m.の場合と同様、槽底部に行くほど DO が低下したからだと考えられる。

以上の BOD 負荷を $5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ に設定し、回転数を 3 段階に変化させる実験を行った結果、① BOD 成分はいずれの回転数においても修正法が標準法に比べて除去能が高いこと、② COD 成分は標準法では効果的に処理できなかったが、好気性条件と嫌気性条件とを組み合わせた修正法では効果的に処理でき、その効率は回転数が 16 r.p.m.のときに最も高くなったこと、③修正法における硝化率は 8 r.p.m.の場合にやや劣り、16、32 r.p.m.の場合には流入するほとんどの窒素成分が硝化されること、④窒素除去率は標準法では 50%以下であったが、修正法ではいずれにおいても 70%以上を示し、特に回転数が 16 r.p.m.のときに 88%の除去率が得られたことなどが明らかにされた。

すなわち、回転円板法と嫌気性ろ床法とを組み合わせた処理プロセスにおいては、回転円板の回転数をコントロールすることが有機物及び窒素を同時に除去する上で極めて重要な因子であり、特に回転数が 16 r.p.m.に制御されたとき、極めて高い効率の得られることが明らかにされた。

このように、し尿浄化槽の槽造基準で定められた BOD 負荷条件において、装置を運転する場合の極めて重要な操作因子となる回転数の適性条件が明らかにされたが、更に実用的な負荷特性を知るために BOD 負荷を変化させた場合の検討を行った。

3.2 有機物負荷量の処理特性に及ぼす影響

回転数を 16 r.p.m.に設定し、BOD 負荷を 2、5 及び $10 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ とした場合に得られた処理水質の経日変化は図 4、5 に示すとおりである。以下においてはこれらの結果の平均値から評価を行った。

(1) $2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ における処理特性

BOD の面積負荷を $2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ に設定した場合の処理成績及び槽内の DO 分布は表 6、8 に示すとおりである。本条件における処理水は標準法・修正法ともに透視度が高く清澄であった。処理水 BOD は、標準法で 8.3 mg/l 、修正法で 3.1 mg/l であり BOD 成分は十分除去されていた。また、処理水 COD は標準法で 230 mg/l 、修正法で 90 mg/l であり、低負荷で運転しても好気性処理のみでは COD は十分に除去されないことがわかった。処理水の T-N は標準法で 139 mg/l 、修正法で 36.5 mg/l であり低負荷においても修正法では窒素除去能は高かった。なお、修正法における処理水中の窒素の形態は T-N 36.5 mg/l に対して、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 1.0 mg/l 、 $\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$ 27.8 mg/l であり、硝化は効果的に行われていた。なお、 $2 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ の BOD 負荷の場合には、DO が接触槽・脱窒槽上部・脱窒槽底部において各々 5.3、3.9、 2.6 mg/l と脱窒槽底部においてもかなり検出されたにもかかわらず、脱窒が行われていた。これは、接触材に付着している生物膜が一定の厚みをもっているため、水塊部に DO が存在したとしても生物膜内においては嫌気性部分が構成されており、この部分が脱窒に貢献したからではないかと考えられる。

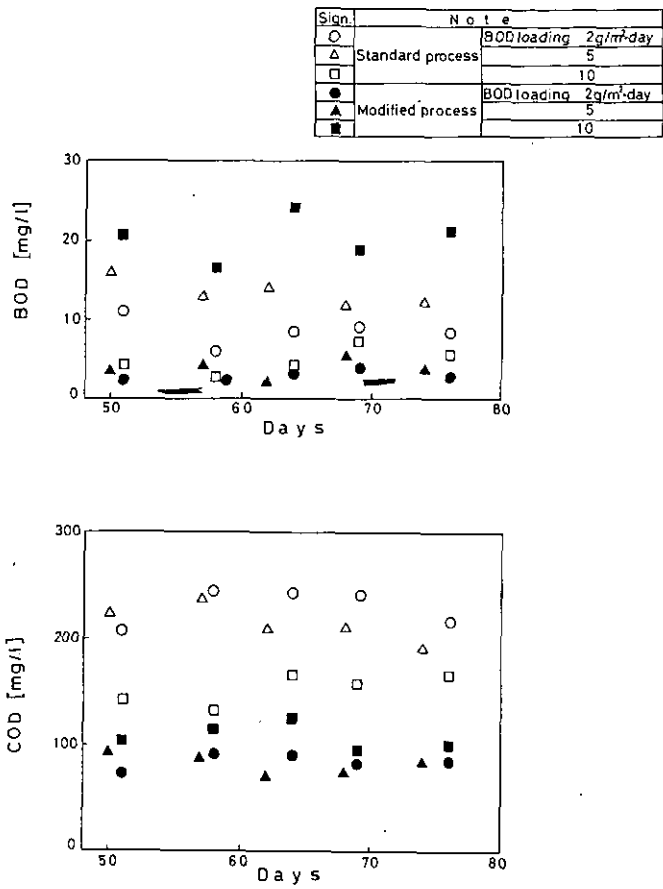


図 4 処理水 BOD 及び COD の経日変化 (回転数 16 r.p.m.)
 Fig. 4 Change of effluent BOD and COD (Disk speed : 16 r.p.m.)

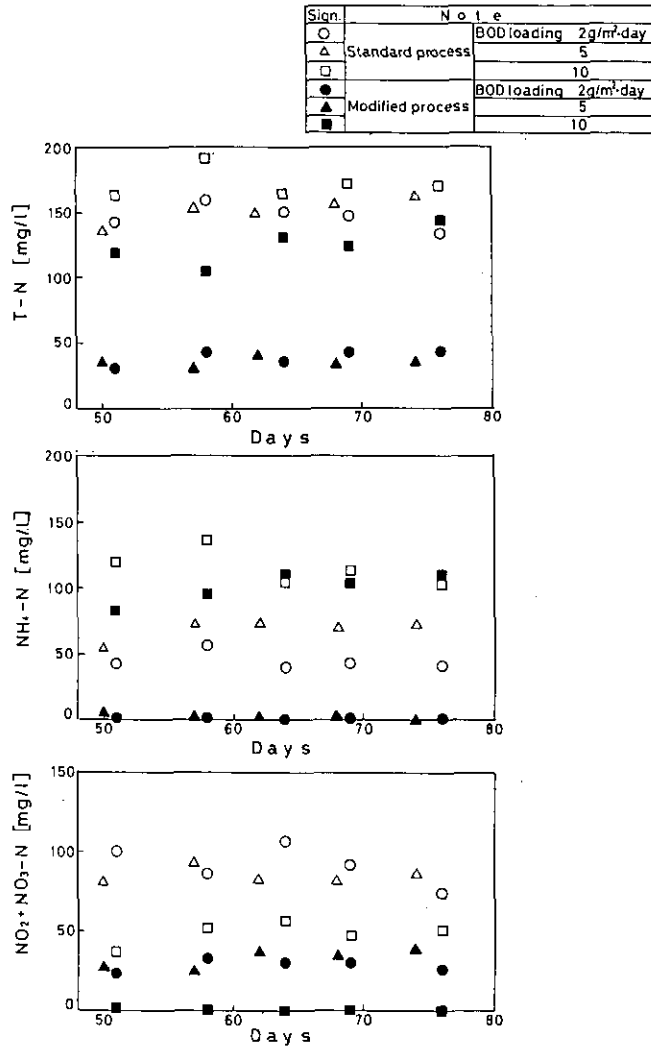


図 5 処理水 T-N, NH₄-N 及び NO₂+NO₃-N の経日変化 (回転数 16 r.p.m.)

Fig. 5 Change of effluent T-N, NH₄-N and NO₂+NO₃-N (Disk speed : 16 r.p.m.)

表 6 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数 16 r. p. m., BOD 面積負荷 2 g/m²・d)

Table 6 Comparison of effluent quality between standard process and modified process (Disk speed : 16 r. p. m., BOD loading : 2 g/m²・d)

Parameter			Standard	Modified
pH			7.1	8.1
C O D	soluble	[mg/l]	230	90
	total	[mg/l]	240	92
B O D	soluble	[mg/l]	8.3	3.1
	total	[mg/l]	15	5.3
T-N	soluble	[mg/l]	139	36.5
	total	[mg/l]	151	42.9
NH ₄ -N		[mg/l]	44.8	1.0
NO ₂ +NO ₃ -N		[mg/l]	98.5	27.8
T-P		[mg/l]	0.6	0.8
PO ₄ -P		[mg/l]	0.1	0.3
Trans.		[cm]	100	100

(2) 5 g/m²・d における処理特性

BOD の面積負荷を 5 g/m²・d に設定した場合の処理成績及び槽内の DO 分布は前述した表 3 及び 5 のとおりである。このし尿浄化槽の槽造基準で定められている負荷条件下では、標準法に比べて修正法の処理性能が極めて高く、有機物除去と同時に硝化・脱窒も高率に起こる。

(3) 10 g/m²・d における処理特性

BOD の面積負荷を 10 g/m²・d に設定した場合の処理成績及び槽内の DO 分布は表 7 及び 8 に示すとおりである。10 g/m²・d という高い負荷条件下においては処理水は白濁し、透視度は標準法、修正法のいずれにおいても 5 cm 以下と極めて低く、嫌気性反応における特有の硫化水素臭が認められた。なお、2 g/m²・d、5 g/m²・d の負荷条件における処理水の溶解性及び懸濁性の BOD、COD、T-N は両者ともおおむね同様な値を示したが、本負荷条件下においては両者の間に極めて大きな差が認められた。すなわち溶解性 BOD は、標準法・修正法において各々 5、19 mg/l であったのに対し、懸濁性 BOD は 52、140 mg/l であり、溶解性 COD は標準法・修正法で各々 150、110 mg/l、であったのに対し、懸濁性 COD は各々、180、190 mg/l であった。窒素成分では溶解性の T-N は、標準法・修正法で各々 172、123 mg/l であったのに対し懸濁性 T-N は各々 175、188 mg/l であった。すなわちこのことは 10 g/m²・d という負荷は多量の懸濁成分が処理水中に流亡するために実際上適用できないことを示唆している。また、修正法における処理水中の窒素の形態は溶解性の T-N 123 mg/l に対して、NH₄-N 106 mg/l、NO₂+NO₃-N、0.5 mg/l という値が得られ、硝化はほとんど進行しないことがわかった。なお、修正法の槽内の DO は、接触槽、脱窒槽

表 7 標準法と修正法の処理水質の比較 (回転数 16 r. p. m., BOD 面積負荷 10 g/m²・d)Table 7 Comparison of effluent quality between standard process and modified process (Disk speed : 16 r. p. m., BOD loading : 10 g/m²・d)

Parameter		Standard	Modified
pH		8.2	8.2
C O D	soluble [mg/l]	150	110
	total [mg/l]	180	190
B O D	soluble [mg/l]	5.0	19
	total [mg/l]	52	140
T-N	soluble [mg/l]	150	123
	total [mg/l]	170	188
NH ₄ -N	[mg/l]	122	106
NO ₂ +NO ₃ -N	[mg/l]	41.8	0.5
T-P	[mg/l]	0.2	0.1
PO ₄ -P	[mg/l]	0.02	0.07
Trans.	[cm]	3.5	3.5

表 8 接触酸化槽及び脱窒槽の DO 分布 (修正法, 回転数 16 r. p. m.)

Table 8 Comparison of DO between nitrification tank and denitrification tank (modified process, Disk speed : 16 r. p. m.)

BOD loading [g/m ² ・day]	DO [mg/l]		
	Nitrification tank	Denitrification tank upper	Denitrification tank lower
2	5.3	2.9	1.6
5	5.3	0.1	0
10	0	0	0

上部及び脱窒槽底部のいずれにおいても検出されなかった。硝化細菌は絶対好気性の細菌であり、DO が存在しなければ増殖できず、10 g/m²・d という条件下では硝化が進行せず、脱窒が起こらなかったのは当然であると考えられる。

以上の回転数を一定として BOD 負荷を変化させた実験を行った結果、① COD 成分は低負荷時においても好気性処理のみでは十分に除去されないこと、② 修正法の脱窒槽底部に DO が多少存在しても、脱窒はある程度効果的に起こること、③ 有機物と窒素の同時除去を効果的に行うためには 10 g/m²・d という負荷は高すぎ、5 g/m²・d 以下の負荷に設定しなければならないことなどが明らかにされた。

3.3 リン添加量の処理特性に及ぼす影響

回転数及びBOD負荷をそれぞれ3段階に設定し、最適な運転条件を求める実験では、処理水中に含まれるリン濃度を可能な限り低くするべきであるという観点から、BODとPの比は100:0.25(Pとして3.75 mg/l)に設定して実験を行った。その結果、このような従来考えられていたBODとPの比よりもかなり低い添加量においても、修正法では有機物及び窒素が、また標準法では有機物が効率的に除去されることが明らかになった。しかし、流入水へのリン添加量が増加した場合、有機物及び窒素の除去能が向上するかどうか、すなわちBODとPの比率を高くした方が効果的かどうかを明らかにするために、2倍及び4倍の添加量、すなわちBODとPの比を100:0.5, 100:1に設定した実験を行った。

修正法において最も処理性能の高かった運転条件である回転数16 r.p.m., BOD負荷5 g/m²・dにおいて、BODとPの比を100:0.5とした場合に得られた処理成績は表9に示すとおりである。すなわち修正法において得られた処理水のBODは4.0 mg/l, COD 89 mg/l, またT-Nは33.2 mg/lであった。これらの値は回転数16 r.p.m., BOD負荷5 g/m²・d, BOD:P=100:0.25における処理成績とはほぼ同様な処理性能の得られていることがわかる。なお、100:1.0でも同様な結果が得られた。また、処理水中のT-Pは、BODとPの比が100:0.25の場合0.6 mg/lであったのに対して100:0.5の場合では3.8 mg/lであった。このことは、添加量の増加分のかなりの部分は処理水中に残存することになることを示している。すなわちこれらの結果から、リンの添加量を増加しても処理水質は向上せず、処理水中のリン濃度が高まるだけであること、リン添加量

表 9 流入水のBOD:P比の処理水質に及ぼす影響 (回転数16 r. p. m., BOD面積負荷5 g/m²・d)

Table 9 Comparison of effluent quality for different concentration of P (Disk speed: 16 r. p. m., BOD loading: 5 g/m²・d)

Parameter	B O D : P		
	100 : 0.25	100 : 0.5	
pH			
	8.3	8.2	
C O D	soluble [mg/l]	86	89
	total [mg/l]	88	113
B O D	soluble [mg/l]	3.7	4.0
	total [mg/l]	9.0	5.7
T-N	soluble [mg/l]	38.3	33.2
	total [mg/l]	45.0	42.0
NH ₄ -N	[mg/l]	1.7	3.0
NO ₂ +NO ₃ -N	[mg/l]	32	28
T-P	[mg/l]	0.6	3.8
PO ₄ -P	[mg/l]	0.4	3.2
Trans.	[cm]	100	100

はBODとPの比で100:0.25程度で十分であり、これ以下の比率でも処理できる可能性の高いことなどが明らかにされた。なお、できれば、生物処理に際してリンを添加する場合には、処理水中に残存リンが検出されない程度にまでリン添加量を制御すべきであると考えられる。

3.4 修正法と標準法の処理性能の比較

3.1, 3.2で述べたように、修正法と標準法において回転円板の面積当たりの負荷を同一とした場合には有機物除去能及び窒素除去能ともに修正法が優れていることが明らかにされた。しかし回転円板面積当たりの負荷を同一にしても、修正法は嫌気性ろ床が組み込まれているため、好気性部分のみの円板の面積負荷だけで比較するのは妥当ではないと考えられる。そこで、BOD容積負荷の概念を取り入れた比較を行った。

修正法と標準法におけるBOD面積負荷を槽容積当たりのBOD負荷に換算して比較した結果は表10に示すとおりである。本表より標準法における $2\text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ の場合と修正法における $5\text{ g/m}^2\cdot\text{d}$ とが、槽容積当たりのBOD負荷がおおむね一致していることがわかる。そこでこの両者において処理性能の高かった回転数16 r.p.m.の場合の処理水質の比較を行った。その結果処理水BODは標準法で 8.3 mg/l 、修正法で 3.7 mg/l 、処理水CODは標準法で 230 mg/l 、修正法で 86 mg/l であった。また、処理水T-Nは標準法で 139 mg/l 、修正法で 45 mg/l であった。このことから、槽容積当たりのBOD負荷が同一の場合でも、好気性処理と嫌気性処理とを組み合わせる方が、好気性処理のみの場合よりも良好な水質が得られることがわかる。このことは好気性微生物と嫌気性微生物が共存し微生物が多様になることにより、微生物に利用されやすいBODの除去能が高まること、またさらに微生物に分解されにくいCODの除去能も好気性微生物のみの場合よりも好気性微生物と嫌気性微生物が共存する方が高まることを意味している。

このように嫌気性と好気性とを組み合わせた処理プロセスにおいて、下水汚泥埋立地浸出水中の有機物及び窒素が効果的に除去されることがわかったが、今後は生物学的に難分解性であると考えられるCOD成分を更に除去するために物理化学的処理まで組み込んだ処理プロセスの検討を行う必要があると考えられる。

表 10 BOD面積負荷と容積負荷の関係

Table 10 Relationship between surface loading and volume loading

Surface loading [BOD] [$\text{g/m}^2\cdot\text{d}$]	Volume loading [$\text{BODkg/m}^3\cdot\text{d}$]	
	Standard	Modified
2	0.26	0.09
5	0.65	0.23
10	1.30	0.44

4. まとめ

本研究では、下水汚泥埋立地浸出水中に含まれる多量の有機物及び窒素を同時にかつ省エネルギー的に除去することを目指して、従来より使用されている回転円板法と嫌気性ろ床法とを組み合わせた新しい装置（修正法）と従来の回転円板法の装置の処理性能とを比較することを目的としたが、得られた知見は以下のようにまとめられる。

1) 埋立地浸出水中に含まれる COD 成分は、好気性処理のみだけでは負荷を低く設定しても十分な除去が行われないが、嫌気性と好気性とを組み合わせた処理法では除去能が高まる。

2) 修正法では硝化・脱窒が効果的に行われ、標準法の 50% に比べて 90% 程度まで高まる。

3) 修正法と標準法との処理性能を回転円板の面積当たりの BOD 負荷を同一として比較した場合でも、槽の容積当たりの BOD 負荷を同一として比較した場合でも、処理性能は標準法に比べて修正法が優れている。

4) 修正法を運転する場合、回転円板の回転数及び BOD 負荷はその処理性能を左右する重要な因子であり、回転数を 16 r.p.m.、BOD 負荷を $5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$ としたときに最も良好な処理成績が得られた。

引用文献

- 1) 村田正春(1980)：回転円板法による清水市宍原廃棄物埋立地の浸出汚水処理，環境技術，9(10)，14.
- 2) 日本建築センター(1982)：尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 3) 洞沢勇(1982)：生物膜法，思考社.
- 4) 須藤隆一(1977)：廃水処理の生物学，産業用水調査会.
- 5) 花嶋正孝・松藤康司・樋口壮太郎・堀内朝夫・山本一郎・島崎武志・北村隆(1977)：廃棄物埋立場浸出水の処理について，水処理技術，18(10)，51.
- 6) 日本下水道協会(1974)：下水試験方法.
- 7) 日本工業規格：JISK 0102.

II-3

嫌気性ろ床を組み込んだ生活排水の処理

**Domestic Sewage Treatment Using Anaerobic Bio-filter Joined
With Aerobic Bio-filter**

稲森悠平¹・佐野亮²・須藤隆一¹

Yuhei INAMORI¹, Ryoichi SANO² and Ryuichi SUDO¹

Abstract

The purpose of this study, which is composed of laboratory scale experiment and full scale experiment, is to reveal the performance of a filter system with anaerobic filter followed by aerobic filter for domestic sewage treatment. The laboratory scale experiment was controlled the parameter of hydraulic retention time (HRT), temperature, input BOD, and fed with artificial domestic sewage.

The full scale experiment was not controlled the parameter mentioned above, and fed with practical domestic sewage.

The results obtained are summarized as follows. From 1) to 5) and from 6) to 9) are the results of laboratory and full scale experiment, respectively.

- 1) The BOD removal efficiency particularly was depend upon the HRT, but were independent upon the kinds of packed media.
- 2) The presence or absence of nitrate in influent did not effect the efficiency of BOD removal.
- 3) The addition of a small aerobic filter after anaerobic filter treatment improved effluent quality.
- 4) The sludge conversion ratio per BOD removed in anaerobic filter was extremely small (0.096) compared with that of standard activated sludge process.
- 5) Small animals did not appeared on a large scale in the anaerobic filter, so it was thought that these organisms did not mainly contributed to the reduce of the amount of sludge produced.
- 6) In practical anaerobic-aerobic filter treatment plant, it took about 5 months

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
 2. 昭和56年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学理学部化学科 〒274 千葉県船橋市三山)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Chemical Institute, Faculty of Science, Toho University, Funabashi-shi, Chiba 274, Japan.

untill the performnce of anaerobic filter was stable.

7) The difference of BOD removal efficiency of anaerobic filter between summer (25°C) and winter (11°C) was not recognized. The effluent BOD and BOD removal were 58mg/l, 67% in summer, 72mg/l, 67% in winter, respectively. The reason, which was not recognized between summer and winter, was thought that BOD loading of anaerobic filter was low.

8) The nitrifying efficiency in aerobic filter was more than 80% both in winter and in summer. As the $\text{NO}_3\text{-N}$ was denitrified rapidly in anaerobic filter in laboratory scale experiment, nitrogen removal might be able to accompolish in the actual plant if the effluent of aerobic filter will be recycled to the anaerobic filter.

1. はじめに

嫌気性処理法は、好気性処理方式に比べてエネルギー消費量が少ない、排水及び廃棄物の有する潜在エネルギーをメタンガスという有効なエネルギーに変換できる、汚泥の減量化・安定化が可能である、嫌気性微生物は好気性微生物に比較すると菌体合成の割合が低いために汚泥生成量が小さい、病原微生物が速やかに死滅する、などの特性を有している。さらに、ここ数年来の石油危機によるエネルギー事情の悪化に伴い省エネルギー化が推進されてきたこと、及び好気性処理に比べて技術開発の余地が残されていることなどの理由により、排水及び廃棄物の処理法として近年再び脚光を浴び、内外における研究も従来にも増して活発に行われるようになってきた。

従来、嫌気性処理の対象とする基質は主として有機物濃度 15,000 mg/l 程度の濃厚排水及びし尿など、あるいは固形物含量 2～7% の下水汚泥などに限定されていたが¹⁾、ここ 10 年近くの間、Young²⁾、Switzenbaum 及び Jwell^{3,4)} などにより新しい処理方式である嫌気性ろ床法、嫌気性流動床法、などの嫌気性の生物膜法が開発され、固形物含量の小さい排水に対してまでも嫌気性処理が適用されるようになってきた。

嫌気性ろ床法は固定された接触材に嫌気性微生物を付着させ、汚泥滞留時間 (SRT) を長くして処理することを特徴とするのに対し嫌気性流動床法は流動する担体に微生物を付着させて嫌気性微生物を高濃度に保持して処理することを特徴とする。特に、嫌気性ろ床法は操作及び維持管理が容易であることから、生活排水のような固形物含量の低い基質に対して積極的な活用が試みられはじめている。

なお、生活排水を処理する小規模な施設として要求される条件は、1) 流量及び水質の著しい変動に耐えられること、2) 汚泥の排出以外の維持管理を行わなくとも高い除去率が得られること、3) 汚泥発生量が少ないこと、4) BOD 以外に窒素及びリンの除去も期待できること、5) 薬剤や電力の消費量が少ないこと、6) 処理施設及び処理水が衛生的に安全であること、7) 建設費が安く耐久性があり、敷地が少なくすむことなどであるが、これらを満足させる処理法として嫌気性プロセスを組み込んだ生物処理法は効果的であると考えられる。

そこで、本研究では嫌気性ろ床法を低濃度有機性排水の処理法として実用化する場合に必要と

される基礎データを得ることを目的として、一定水温、一定水量、一定水質下の室内実験と、水温、水量、水質の変動下におけるフィールド実験において嫌気性ろ床処理に及ぼす環境条件の影響を実験的に検討することにした。

2. 実験方法

2.1 室内実験

本研究に用いた実験装置は図1に示すとおりである。室内実験においては特に嫌気性反応における処理性能を把握することに重点をおいたが、予備実験により嫌気性処理だけでは、有機物はある程度除去されても処理水に臭気が残存する、透視度がそれほど向上しない場合があるなどの点を確認され、嫌気性処理のあとに好気性処理の必要性が感じられたので、好気性ろ床を付加した実験も行った。

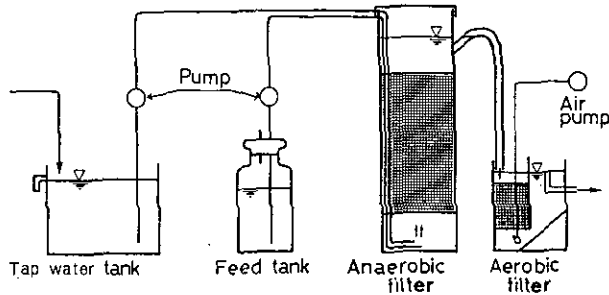


図 1 室内実験装置

Fig. 1 Laboratory scale anaerobic-aerobic treatment apparatus

嫌気性ろ床はアクリル樹脂製の容積5 lの角形槽で、有効容積が4 lになるように側面にオーバーフローパイプを取り付けた。また、好気性ろ床の有効容積は1 lで、接触材としてひも状のリングレースを充てんした。なお、嫌気性ろ床の接触材としては、リングレース、EC、及びバイオコームを用いた。リングレースは塩化ビニリデン製のひも状接触材である。ECは硬質ポリエチレン樹脂製の50 mm角、厚み10~15 mmくらいの扁平な積層網からなる、網状接触材である。バイオコームはプラスチック製の網状接触材である。これらの接触材の充てん方法は、リングレースの場合はステンレスの枠組に横あるいは縦方向に密度を変え、ECの場合はランダムに、バイオコームの場合はステンレスの枠組に段状に充てんした(表1)。なお、本実験で用いた嫌気性ろ床は排水がろ床下部より流入し、上向流式で処理されるようになっているが、定量ポンプにより水道水および人工下水原液を、タイゴンチューブを通して一定量ろ床下部に供給するようにした。この場合、人工下水原液の濃度は装置内に流入した時点でBOD濃度200 mg/lになるように、水ポン

表 1 室内実験接触材の種類

Table 1 Packed media in the laboratory experiment

Run No	Type	Packed method	Density
1	Net (Biocomb)	Horizontal	High
2	String (Ring lace)	Horizontal	Low
3	String (Ring lace)	Horizontal	High
4	Net (E C)	Random	High
5	String (Ring lace)	Vertical	Low
6	String (Ring lace)	Vertical	High

ブ D と人工下水ポンプ E の流量を変えることにより調整した。流入水の BOD 濃度は生活排水の平均値に合わせるために 200 mg/l に設定した。表 2 は、BOD 濃度 200 mg/l のときの人工下水の組成を示したものである。人工下水は腐敗を防ぐため、120°C、15 分間オートクレーブして使用した。

表 2 人工下水の組成

Table 2 Composition of artificial sewage

Composition	Concentration (mg/l)
	BOD 200
Dextrin	30.6
Peptone	65.4
Yeast ex.	65.4
Meat ex.	74.6
NaCl	6.7
MgSO ₄	4.0
KH ₂ PO ₄	18.6
KCl	13.4
KNO ₃ *	144.0

Note ; * I-III : Absence, I'~III' : Presence

本実験においては有機物負荷が処理性能に及ぼす影響を及ぼすかについて明らかにすることを主目的としたが、有機物負荷は水理学的滞留時間を、30 時間、15 時間、7.5 時間の 3 段階に変化させることにより設定した。これらの実験条件は表 3 に示すとおりである。また、排水を嫌気性処理した後その処理水を好気性処理して処理水中のアンモニア性窒素を硝化させ、この硝酸性

表 3 室内実験の運転条件

Table 3 Operational condition

Parameter	I	II	III	I'	II'	III'
Influent (mg/l)	200	200	200	200	200	200
HRT (hr)	30	15	7.5	30	15	7.5
BOD loading (kg/m ³ ·d)	0.16	0.32	0.64	0.16	0.32	0.64
NO ₃ -N	A	A	A	P	P	P

Note ; *A : Absence, P : Presence

窒素を含む好気性処理水を嫌気性ろ床に循環して脱窒を行わせることも目的の一つとしたが、表 3 の実験条件 I'~III' は流入水中に硝酸性窒素として 20 mg/l になるように硝酸カリウムが添加されたことを示している。なお、実験開始時、順応期間を短縮させるために S 下水処理場の嫌気性消化槽の消化汚泥を各槽 2 g ずつ加えた。また、実験装置は 20°C の恒温室内に設置した。

分析項目は、pH、BOD、COD、T-N、NH₄-N、NO₂+NO₃-N、T-P、PO₄-P、アルカリ度、透視度、揮発生有機酸、生物相、汚泥濃度であるが分析方法は、下水試験方法及び JIS 法等⁵⁾に準じた。水質分析の試料には、嫌気性ろ床から流出する嫌気性処理水、好気性ろ床から流出する好気性処理水を供した。また流入水の水質は表 4 に示した。

表 4 室内実験の流入水質

Table 4 Influent quality of laboratory experiment

BOD	200 mg/l
COD	66 mg/l
T-P	5.4 mg/l
T-N	41.2 mg/l
NO ₃ -N*	20.0 mg/l

Note ; * I~III : Absence, I'~III' : Presence.

2.2 フィールド実験

図 2 は、土浦市にある一戸建て住宅に設置した嫌気性ろ床と好気性ろ床とを組み合わせた合併式浄化槽である。この装置はレヌース Y といわれる筒状接触材が充てんされた嫌気槽 A、B、C、D の 4 槽からなっている。水理的滞留時間は、嫌気性ろ床、好気性ろ床において各々約 30 時間であり、し尿及び風呂水、台所排水などの生活雑排水からなる生活排水全体を処理するようになっている。

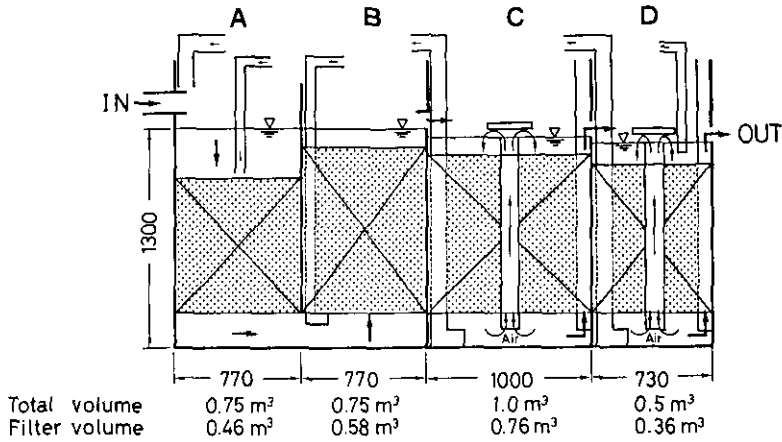


図 2 現場実験装置

Fig. 2 Full scale plant of anaerobic-aerobic filter

図2において、第1嫌気槽Aの流入口より流入した生活排水は第1嫌気槽内を下向流で流れ、第2嫌気槽Bでは上向流で流れるようになっている。この嫌気性処理水は第1好気槽及び第2好気槽で好氣的に処理されるが、溶存酸素濃度を十分に維持するためのばっ気及び循環はブロウを用いて行われた。さらに、第2好気槽から流出した処理水は放流する前に最終的に固形の次亜塩素酸ソーダで塩素消毒されるようになっている。

サンプリングは毎週1回、1日の代表的な水質を示すと考えられる午前10時前後に行い、嫌気槽及び好気槽の流出部から採水して分析試料とした。分析項目及び分析方法は室内実験の場合と同様である。また、嫌気性及び好気性の生物膜中の微生物相はろ床内にアクリルパイプを差し込んで得られた少量の汚泥の顕微鏡観察から評価した。

なお、本実験における嫌気性ろ床は、密閉系ではなく、開放系で運転した。それは、固形物含量及び有機物濃度の高い下水汚泥を基質とする場合に比べて、下水のような有機物濃度の希薄な基質の場合、ガス回収の対象基質としては効率的でないこと、また密閉しなくても嫌気ろ床の上面で分子状酸素の供給が遮断されること、更には嫌気性処理で有機物を削減し好気性処理におけるエアレーションに要する電力量を節約することを主たる目的としたからである。

3. 結果及び考察

3.1 室内実験

3.1.1 処理性能

(1) 嫌気性処理実験1 (硝酸性窒素を含まない糸)

硝酸性窒素を含まない場合の嫌気性処理水の水質及び有機物除去率は表5、6に示すとおりである。

表 5 嫌気性処理水の BOD 及び COD(硝酸性窒素を含まない系)

Table 5 Effluent BOD and COD of anaerobic filter (NO₃-N: Absence)

Run No.	BOD (mg/l)			COD (mg/l)		
	I	II	III	I	II	III
1	21 (90)	36 (82)	88 (56)	14 (79)	17 (74)	19 (71)
2	20 (90)	51 (75)	100 (50)	14 (79)	18 (73)	21 (68)
3	17 (92)	26 (87)	90 (55)	13 (80)	14 (79)	17 (74)
4	18 (81)	35 (83)	114 (43)	14 (79)	17 (74)	22 (67)
5	16 (92)	30 (85)	84 (58)	13 (80)	17 (74)	19 (71)
6	19 (91)	44 (78)	88 (56)	12 (82)	14 (79)	18 (73)

Note ; The value in parentheses is removal ratio(%).

表 6 嫌気性処理水の pH 及びアルカリ度

Table 6 Effluent pH and alkalinity of anaerobic filter (NO₃-N: Absence)

Run No.	pH			Alkalinity (mg/l)		
	I	II	III	I	II	III
1	8.1	7.2	6.9	150	132	104
2	7.9	7.2	6.9	145	127	105
3	7.9	7.2	6.9	154	129	109
4	8.0	7.2	6.9	151	128	113
5	8.1	7.2	6.9	142	131	107
6	7.9	7.1	6.9	143	117	105

HRT が短くなると BOD 除去率が低下したが、これは水量負荷及び有機物負荷が高くなったためと考えられる。なお、処理水質と接触材の形状、接触材の充てん密度との間には相関は認められなかった。Young ら²⁾は、上向流式嫌気性ろ床においてはろ床の底部に生物が多量に存在するため、有機物除去の大部分がろ床下部で起こることを報告しているが、本実験の嫌気性ろ床においても生物膜は大部分がろ床下部に形成されており、この部分における有機物除去能力が大きかったために、接触材の違いによる差が顕著でなかったものと考えられる。

COD は、BOD の場合と比べると HRT が短くなっても大きな変化は認められなかった。ここでも BOD 同様、処理水の COD と接触材の形状、接触材の充てん密度との間には密接な関係は認められなかった。

HRT が短くなるにつれて、pH、アルカリ度の低下が認められた。これは有機物負荷が高まり、揮発性有機酸の生成が促進されるためと考えられる。なお、このことは処理水中の揮発性有機酸が最高 91 mg/l が検出されたことから裏付けられた。しかし、それでもアルカリ度が十分存在し、緩衝能を発揮していたため pH は 6.8 程度までしか低下せず、嫌気性微生物群の増殖が抑制されるといわれる pH 6.5 以下までに低下することはなかった。なお、各負荷条件下において BOD 除去率では差が認められたのに対し、COD 除去率ではほとんど変化が認められなかった理由としては、揮発性有機酸が BOD としては検出されやすいのに対し、COD としては検出されにくいからだと考えられる⁶⁾。このことから、嫌気性処理水の有機物濃度を評価する際、処理水中に揮発性有機酸が多量に含まれている場合、BOD を用いるのがよい。また、正確に物質収支をとるためには TOC で評価することが適切であると思われる。

(2) 嫌気性処理実験 2 (硝酸性窒素を含む系)

硝酸性窒素を含む場合の嫌気性処理水の水質及び有機物除去率は表 7, 8 に示すとおりである。

BOD は HRT が短くなるにつれて低下したが、7.5 h においても除去率は 60% 以上であった。なお、COD の場合は硝酸性窒素を添加しない系と同様に HRT が短くなっても大きな変化は認められず、除去率 60% 以上が維持されていた。

pH についてはいずれの HRT でも平均 7.4~7.6 で安定しており、アルカリ度についても HRT 7.5 時間で若干の低下がみられたにすぎない。これは、処理水中の揮発性有機酸を測定してもほとんど検出されなかったことから、アルカリ度の消費が少なく、緩衝能が十分保持されていたからだと考えられる。

表 7 嫌気性処理水の BOD 及び COD

Table 7 Effluent BOD and COD of anaerobic filter (NO₃-N: Presence)

Run No.	BOD (mg/l)			COD (mg/l)		
	I'	II'	III'	I'	II'	III'
1	34 (83)	44 (78)	66 (67)	22 (67)	22 (67)	23 (65)
2	33 (84)	59 (76)	75 (63)	19 (71)	24 (64)	23 (65)
3	37 (82)	65 (68)	84 (58)	20 (70)	23 (65)	23 (65)
4	30 (85)	62 (69)	76 (62)	18 (73)	22 (67)	24 (64)
5	33 (84)	66 (67)	72 (64)	23 (65)	24 (64)	26 (61)
6	31 (85)	71 (65)	66 (67)	19 (71)	21 (68)	20 (70)

Note ; The value in parentheses is removal ratio(%)

表 8 嫌気性処理水の pH 及びアルカリ度(硝酸性窒素を含む)

Table 8 Effluent pH and Alkalinity of anaerobic filter (NO₃-N: Presence)

Run No.	pH			Alkalinity (mg/l)		
	I'	II'	III'	I'	II'	III'
1	7.6	7.6	7.5	206	189	163
2	7.6	7.6	7.5	174	188	174
3	7.6	7.6	7.6	194	192	185
4	7.6	7.5	7.4	185	183	169
5	7.6	7.4	7.5	200	184	170
6	7.6	7.5	7.4	184	185	162

また、嫌気性ろ床の処理水中には流入水に加えた硝酸性窒素はまったく検出されなかった。このことは本実験で行った7.5~30時間のHRTの範囲内で100%の脱窒が行われたことを示している。このことは、嫌気性処理水を好気性処理して硝化を行わせ、それを嫌気性ろ床に循環させる方法をとれば同時に窒素の削減が可能になることを意味している。

(3) 嫌気性処理実験3 (好気性処理付加系)

自然水域へ生活排水の処理水を放流する場合、放流先が閉鎖性水域か否かなどの地域特性を考慮しなければならない。合併式浄化槽の放流水質基準(第二)はBOD 60 mg/l以下(BOD除去率70%以上)と規定されている⁹⁾。この基準は上記実験から明らかのように嫌気性処理だけでも十分に満足することは可能であるが、地域によっては更に高度な水質が要求される場合が多い。

そこで、嫌気性ろ床のあとに好気性ろ床を付加した実験を行った。なお、ここでは嫌気性処理水を好気性処理した場合の有機物除去能と硝化能を知ることを目的としたため、好気性処理水を嫌気性ろ床へ循環させる実験は行わなかった。嫌気性ろ床のHRTが15時間の場合の処理水質の

表 9 好気性処理水の水質の一例

Table 9 Effluent quality of aerobic filter

BOD	4 mg/l
COD	9 mg/l
T-N	22.3mg/l
NH ₄ -N	6.3mg/l
NO ₂ +NO ₃ -N	15.3mg/l
T-P	7.0mg/l
PO ₄ -P	6.4mg/l
Trans.	more than 100 cm

結果の一例は表9に示したが有機物除去、硝化の両者とも良好な成績が得られている。すなわち、嫌気性処理と好気性処理とを組み合わせた処理法は、有機物除去、硝化の面から優れていることがわかる。なお、生活排水をはじめから好気性処理する場合に比べ、嫌気性処理を組み込めば好気性ろ床の反応槽容積を縮小できることになるがこれは本法の大きな特徴と考えられる。

3.1.2 嫌気性処理実験における汚泥生成量及び出現微生物

(1) 汚泥生成量

嫌気性ろ床の汚泥生成量は実験終了時の槽内の汚泥量と実験期間中に槽外に流出した浮遊物質量から求めた。また、その値と流入水中のBOD量及び除去率から汚泥転換率を求めた。なお、ここで求めた値は、硝酸性窒素のある系とない系において、有機物負荷を変化させた条件下で得られたものを一括してまとめたものであるが、結果は表10に示すとおりである。また、除去BOD当たりの汚泥転換率は0.096であり、通常の標準活性汚泥法の0.5程度に比較するとかなり小さかった。

表 10 嫌気性ろ床における固形物質収支

Table 10 Biological solids balance and synthesis of solids

Item	Units	Value
Time of operation	d	219
Waste flow (Average)	l/d	6.28
Effluent suspended solids (Average)	mg/l	11
Effluent suspended solids (Average)	mg/d	69
Total suspended solids washout	mg	15,000
Total solids in filter	mg	5,770
Influent BOD	mg	275,800
BOD removed	mg	193,200
Solids retention time (Average)	d	84
Yield	mg SS/removed BOD	0.096

(2) 出現微生物

嫌気性ろ床から底泥とスカム及び接触材に付着している生物膜をはい離させ、底泥及びスカムとそれらのコンポジット試料について検鏡した。表11はさまざまな接触材をHRT 30時間、硝酸性窒素無添加で運転した場合の生物相をまとめたものである。嫌気度が高いと考えられる底泥には *Paramecium*, *Colpidium*, 微小べん毛虫類等の自由遊泳性の原性動物が若干観察された。なお、糸状細菌としては *Beggiatoa* が認められたが、らせん菌も多量に確認された。スカムには、外界の空気と接して好気部分が存在するためと考えらるが、微小負毛類の *Pristina*, 輪虫類の *Cephalodella*, *Colurella*, 線虫類の *Diplogaster* のほかに、通常の活性汚泥にしばしば出現する原生動物

表 11 嫌気性ろ床に出現する微生物相

Table 11 Example of biota in the anaerobic bilter (Laboratory experiment)

	Biota	Composite	Scum	Bottom
Metazoa	<i>Pristina</i>	r	+	
	Nematoda	+	c	
	<i>Cephalodella</i>	+	c	
	<i>Colurella</i>		+	
Protozoa	<i>Vorticella</i>	+	c	
	<i>Euplotes</i>	+	c	
	<i>Litonotus</i>	+	c	
	<i>Chilodonella</i>	r	+	
	<i>Cinetochilum</i>	r	+	
	<i>Colpidium</i>	+	c	r
	<i>Paramecium</i>	+	c	r
	<i>Amoeba</i>	+	c	
	<i>Peranema</i>	+	c	
Small Flagellata	cc	cc	+	
Bacteria	<i>Beggiatoa</i>	+	cc	r
	<i>Spirillum</i>	c	c	cc

Note ; rare, + : present, c : common, cc : very common

の *Colpidium*, *Vorticella*, *Litonotus*, *Cinetochilum*, *Amoeba*, *Euplotes*, *Podophrya*, *Peranema* 及び微小べん毛虫類が多量に認められた。なお、コンポジット試料にはスカムと底泥に観察されたもの以外は認められなかった。

以上より、嫌気性ろ床に出現する顕微鏡で確認できる微生物は、底泥及び生物膜では主としてらせん菌、微小べん毛虫類、スカムでは通常の好気性生物処理で観察される種類から構成されていることがわかる。これらの結果及びろ床内の汚泥のかなりの部分が底泥に存在していたことから考えると、嫌気性ろ床における浄化及び汚泥の減量化に対して、原生動物以上の微小動物の果たす役割は小さいものと思われる。

3.2 フィールド実験

水量、水温、水質変動が処理性能に及ぼす影響を及ぼすかを、実際の生活排水を用いたフィールド実験から把握することにした。なお、生活排水を嫌気・好気方式の浄化槽に流入させ始めてから経目的に水質を測定し、処理水質がおおむね安定する時期を知り、それ以降に昼夜試験を行った。この昼夜試験は、水量・水質変動下において水温が処理性能に及ぼす影響を主として知るために行ったものであるが、水温の比較的高い夏季(9月上旬)と水温の低い冬季(12月中旬)の2回行うことにした。なお本実験の処理性能を評価する上で、この嫌気・好気浄化槽

は維持管理を容易にするために、全槽容積当たりの有機物負荷を $0.07 \text{ kgBOD/m}^3 \cdot \text{d}$ と低めに設定して運転した。

3.2.1 嫌気・好気浄化槽の処理性能の経日的変遷

実験開始後、嫌気・好気浄化槽の処理性能が安定するまでどの程度の期間を要するかを、有機物除去能（ここでは嫌気2槽目の処理水及び好気2槽目の処理水の水質を用いた）から評価したが、同時に水温変化、水量変化も測定した。

水温と流入量の経日変化及び嫌気槽処理水、好気槽処理水のBODを図3,4に示した。本図において、150日目は7月末、290日目は12月中旬を示している。水温は季節を問わず 10°C 以上が維持されていた。これは処理施設が地中に埋設されており、外気温の影響を受けにくいからだと考えられる。なお、水温が 10°C のときの外気温は 0°C 以下にまで低下することもあった。また、流入水量はおおむね1日当たり $1,000 \sim 1,300 \text{ l}$ であった。この浄化槽を設置した住宅の家族構成は、大人3人、小人2人の合計5人家族で、上記の流入水量は約 $200 \sim 250 \text{ l/人} \cdot \text{日}$ となる。これは一

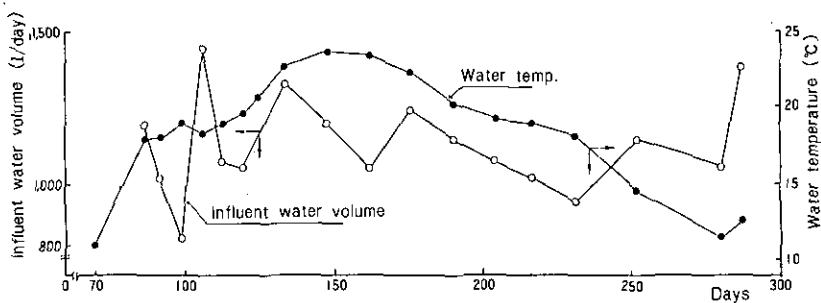


図 3 嫌気・好気浄化槽の流入水量及び水温の経日変化

Fig. 3 Change of influent water volume and water temperature

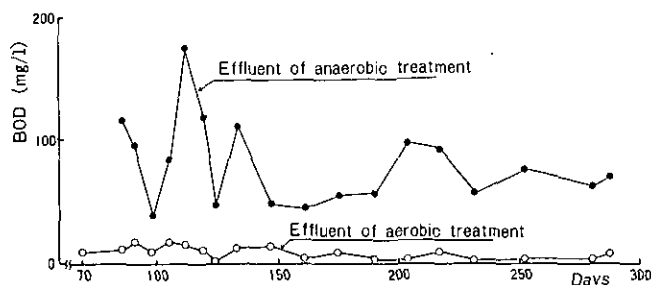


図 4 嫌気・好気浄化槽の処理水 BOD の経日変化

Fig. 4 Change of effluent BOD

一般的に考えられている値とおおむね一致する¹⁰⁾。このことは、本実験が標準的な家庭を対象としていることを示すものであり、ここで得られた結果が一般性を持つことを意味している。

好気性処理水の水質は比較的短時間で安定したが、嫌気性処理水の水質が安定するには約5か月くらいを要した。そこで、水質の安定した時期に水量、水質、水温の違いが処理性能に及ぼす影響を及ぼすかを、9月上旬（夏季）と12月中旬（冬季）に行った昼夜試験から評価した。

3.2.2 嫌気・好気浄化槽の処理性能

水質分析用の試料は、流入口から第1嫌気槽へ流入する流入水、第1嫌気槽から第2嫌気槽へ流入する第1嫌気槽処理水、第2嫌気槽から第1好気槽へ流入する第2嫌気槽処理水、第1好気槽から第2好気槽へ流入する第1好気槽処理水、及び第2好気槽から放流される第2好気槽処理水からなり、これを各時間ごとに採取し、分析した。

夏季の昼夜試験で得られた結果は図5～7に示すとおりである。

図5は流入水量と気温の1日の経時変化を示したものである。水量は、午前8時頃と午後9時頃大きなピークが2回みられた。気温は午後12時過ぎが最も高く、1日の気温差は約10°Cであったが、水温は1日を通して20°Cを維持しており、おおむね安定していた。

図6は、数時間ごとのコンポジットサンプルで得られたBODの測定結果である。これらの図において、C-1～5は各時間ごとのコンポジットサンプルの時間帯を表しているが、C-1は5:00～9:00、C-2は9:00～10:00、C-3は10:00～18:00、C-4は18:00～21:00、C-5は21:00～23:00の間に採水された試料をコンポジットしたものである。

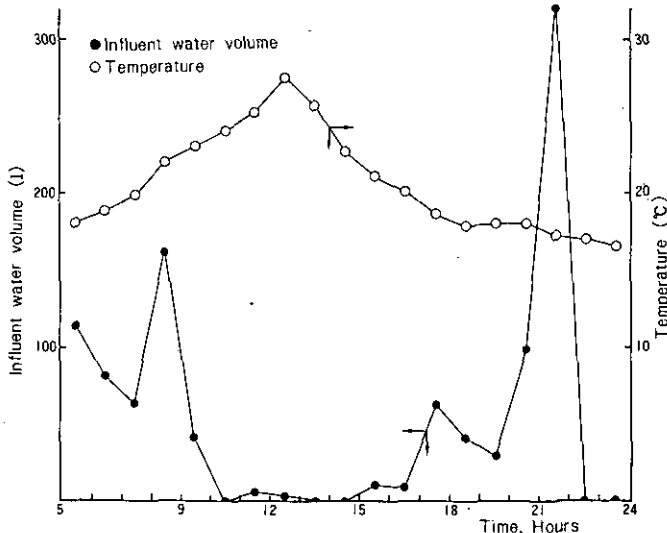


図 5 嫌気・好気浄化槽における流入水量及び気温の経時変化

Fig. 5 Change of influent water volume and temperature

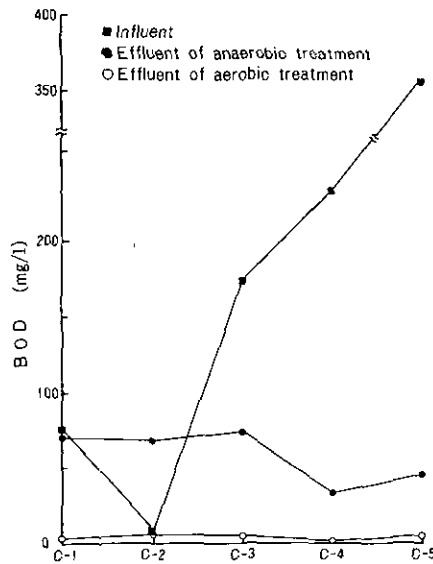


図 6 嫌気・好気浄化槽における BOD の時間変動
Fig. 6 Change of BOD of composite sample

流入水の BOD は時間によりかなり変動したが、第 2 嫌気槽の処理水の BOD はおおむね安定していた。また、第 2 好気処理水に至っては BOD が 2~7 mg/l を示し、水量及び水質変動の影響をほとんど受けないことがわかった。

図 7(a)~(e) はトータルコンポジットサンプルにおける流入水、及び各槽流出水の水質を示したものである。トータルコンポジットサンプルとは、上述の C-1~5 の各時間ごとの一定時間帯のコンポジットサンプルを、各時間の流入水量比を考慮に入れて 1 日当たり平均的試料、すなわち代表値として評価できるように混合して調製したものである。

図 7(a) より、流入水の BOD の 1 日の平均値は 176 mg/l であることがわかるが、これが第 1 及び第 2 嫌気槽で嫌氣的に処理されると処理水の BOD は 58 mg/l となり、おおむね 70% の除去率が得られる。さらにこの嫌気性処理水が第 1 及び第 2 好気槽で好氣的に処理されると、最終処理水の BOD は 4 mg/l となり、BOD 除去率は 98% にも達する。COD についても、BOD の場合と同様に良好な処理成績が得られている。

また、図 7(e) は、窒素の形態変化を示したものである。これより嫌気性反応では有機性窒素がアンモニア性窒素に変換し、好気性反応ではアンモニア性窒素が酸化性窒素（硝酸+亜硝酸性窒素）に変換していることがわかる。なお、好気性反応における硝化率は 87% と極めて高かった。

図 7(c), (d) は pH とアルカリ度の結果を示したものであるが、両者とも生物反応に影響を及

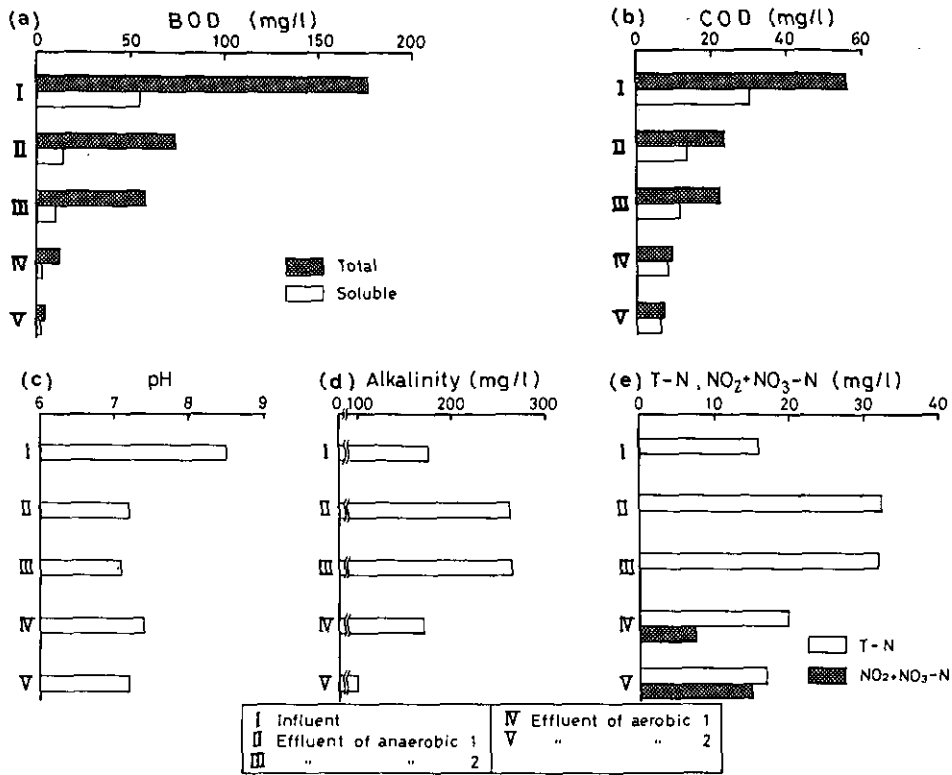


図 7 嫌気・好気浄化槽の各処理過程における BOD, COD, pH, アルカリ度及び窒素の変遷 (夏季)

Fig. 7 Water quality of total composite sample in anaerobic-aerobic treatment process (in summer)

ばす値は検出されなかった。

表 12 は生物膜の微生物相を示したものである。嫌気槽では微小べん毛虫が多量に認められ、好気槽では *Aspidisca*, *Entosiphon* 等の生物膜が良好なときに現れる微小動物及び、硝化が起きている場合に高頻度で出現する *Arcella* が多量に認められた¹¹⁾。

以上の微生物相の観察から、酸素の存在の有無により出現する微生物の種類が変化することがわかった。

嫌気・好気浄化槽の冬季の低水温時における処理性能に関する調査方法は夏季の場合と同様に行ったがおおむね同様な処理成績が得られた。結果は、図 8 (a)~(e) に示すとおりである。

冬季においても夏季と同様に良好な処理成績が得られたのは、前述したように嫌気・好気浄化槽の槽容積負荷を低めに設定したことと、接触材に生物膜が多量に付着し SRT が長くなり、処理性能が安定したからではないかと考えられる。

表 12 嫌気・好気浄化槽における生物膜の微生物相(夏季)

Table 12 Example of biota in the anaerobic-aerobic filter (Full scale experiment, in summer.)

Biota (Indiv./mg)	Anaerobic		Aerobic	
	1	2	1	2
<i>Cyclops</i>			20	10
<i>Philodina</i>			30	
<i>Vorticella</i>			540	70
<i>Aspidisca</i>			120	70
<i>Trachelophyllum</i>			30	
<i>Colpidium</i>	200	40	30	
<i>Arcella</i>			90	1,500
<i>Amoeba</i>			120	
<i>Euglypha</i>				30
<i>Peranema</i>	30			
Small flagellata	12,060		660	30
<i>Entosiphon</i>		80	4,000	370
<i>Sphaerotillus</i>			cc	r

Note ; cc : Very common, r : rare

4. まとめ

人工下水を用いた一定水量、水温、水質下における室内実験及び実際の生活排水を用いた水温、水質、水量の変動下におけるフィールド実験より、得られた知見は次のようにまとめられる。

(1) 室内実験

1) 硝酸性窒素が流入水 (BOD 200 mg/l, COD 66 mg/l) 中に存在しない場合、及び硝酸性窒素が存在する (NO₃-N として 20 mg/l) 場合のいずれでも有機物除去能にはそれほど影響が認められない。両者において、有機物除去能にそれほど差が認められなかった理由としては、硝酸性窒素が存在しない場合の主として嫌気性微生物群の活性度と、硝酸性窒素が存在する場合の主として通性嫌気性微生物群の活性度 (NO₃-N を N₂ ガスにする場合、約 3 倍量の BOD が除去される) が同程度であったからではないかと推測される。

2) 嫌気性ろ床で有機物を低下させたあと、嫌気性ろ床容積の 1/4 の好気性ろ床で好気性処理を行えば、BOD 除去率は 98%、COD 除去率は 95%、硝化率は 70% という良好な処理水を得ることが可能である。

3) 硝酸性窒素が流入水中に含まれる系においては、いずれの HRT においても 100% の脱窒が行われていたが、このことより嫌気性ろ床処理水を好気性処理して硝化を行わせ、それを嫌気性

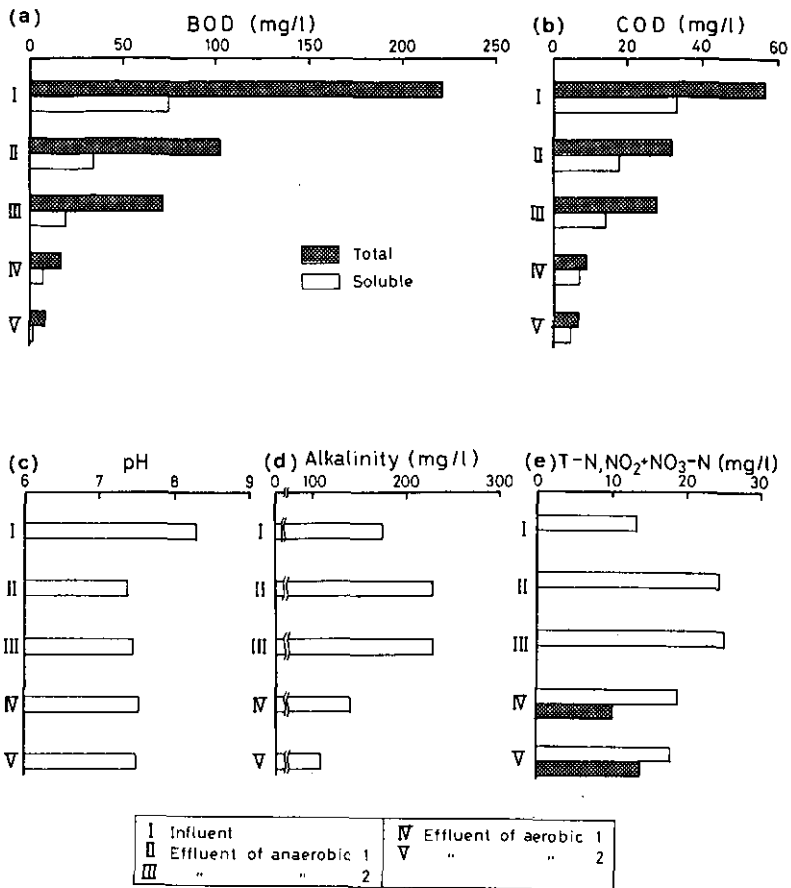


図 8 嫌気・好気浄化槽の各処理過程における BOD, COD, pH, アルカリ度及び窒素の変遷 (冬季)

Fig. 8 Water quality of total composite sample in anaerobic-aerobic treatment process (in winter)

ろ床で再度処理する方式をとれば、富栄養化の制限因子の一つである窒素の削減と同時に有機物も効果的に除去することが期待できる。

4) 嫌気性ろ床における汚泥転換率は 0.096 と好気性処理に比べて小さな値が得られたが、この汚泥の減量化には、細菌類が大きく貢献していることが示唆された。

(2) フィールド実験

1) 生活排水を嫌気・好気浄化槽に流入させた場合、好気性処理は比較的短時間で安定するが、嫌気性処理は安定するまで約 5 か月という長い期間を要する。

2) 水質の安定した夏季と冬季の 2 回にわたり昼夜試験を行ったが、夏季及び冬季の処理水質

は、各々BODで58, 72 mg/l, CODで22, 28 mg/l, BOD除去率で67, 67%, COD除去率で61, 51%, 硝化率87, 82%という成績が得られ、季節の違いにより処理性能に差は認められなかった。夏季(20°C)と冬季(12°C)の水温差が処理性能に影響をほとんど及ぼさなかった理由としては、現場実験で用いた嫌気・好気浄化槽の全体の槽容積負荷が低く設定されていたこと、及び生物反応槽に接触材が充てんされたことにより生物膜の保持量が増し、SRTが増加して処理性能が安定したからだと考えられる。

引用文献

- 1) Jewell, W. J. (1979) : Future trend in digester design. Presented at the First International Symposium on Anaerobic Digestion. Univ. Industry center, Col-lege, Cardiff. Wales.
- 2) Young, J. C. and P. L. Macarty (1969) : The anaerobic filter for waste treatment. J. WPCF, **41**, R161.
- 3) Switzenbaum, M. S. and W. J. Jewell, (1981) : Anaerobic attached-film expanded-bed reactor treatment. J. WPCF, **52**, 1, 953
- 4) Jewell, W. J. M. S. Switenbaum, and J. W. Morris, (1981) : Municipal wastewater treatment with the anaerobic attached microbial film expanded-bed process. J. WPCF., **53**, 482.
- 5) Fry, J. L. (1976) : Practical building of methane power plants. Standard printing, Santa Barbara, Calif.
- 6) 下水道協会 (1974) : 下水試験方法.
- 7) 日本工業規格 : JISK 0102.
- 8) 須藤隆一ほか (1980) : 活性汚泥法, 思考社.
- 9) 日本建築センター (1982) : 尿尿浄化槽の構造基準・同解説.
- 10) 須藤隆一 (1980) : 生物膜法を用いた小規模生活排水処理. PPM, **11** (8), 29.
- 11) 須藤隆一・稲森悠平 (1983) : 生物相からみた処理機能の診断. 産業用水調査会.

II-4

水路浄化法による生活雑排水の処理

Submerged Filter Streams as Applied to Grey Water Treatment

岡田 光正¹・須藤 隆一¹

Mitsumasa OKADA¹ and Ryuichi SUDO¹

Abstract

Domestic wastewater, especially grey water, has been recognized to be a major source of water pollution in many closed water bodies throughout Japan. The purpose of this study is to develop a new, but very simple facility to treat grey water discharged from a house or small communities. The facility developed here in this study is a small shallow stream (laboratory model; width = 2.5cm, length = 30 m, flow rate = 5 l·h⁻¹) equipped with synthetic filter media (Ring Lace) and performance of this facility was studied supplying synthetic wastewater.

The quality of the effluent was equivalent with that of conventional activated sludge processes if influent BOD was less than 100 mg·l⁻¹, i. e. effluent BOD from the facility was less than 21 mg·l⁻¹. For influent wastewaters with BOD values higher than 100 mg·l⁻¹, pretreatment by anaerobic filter (average residence time = 2 days) gave satisfying effluent quality.

The amount of excess sludge produced by the facility was extremely small compared with that of activated sludge processes. Although endogenous rate of respiration per unit biomass attached on the filter media was equivalent with that of activated sludge, the fact that BOD removed per unit biomass was small resulted in the small amount of excess sludge production.

A mathematical model to predict the fate of BOD in the stream was also developed.

1. はじめに

全国各地において、生活排水は水質汚濁の主要な原因の一つになっている。例えば隅田川、江戸川、寝屋川などでは、河川に対する全 BOD 負荷に占める生活排水の割合が 50% を超え、また東京湾、伊勢湾、瀬戸内海ではその全 COD 負荷に占める生活排水の割合が 40% を超えている(武

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川 16 番 2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

藤, 1977; 山中, 1979)。

生活排水のうち、し尿は未処理のまま公共水域に放流することが禁止されている。しかし、生活雑排水の放流に関しては法的な規則がない。このため下水道が敷設されていない地域、及び合併式浄化槽が設置されていない地域では、生活雑排水の多くが未処理のまま公共水域に放流されている現状にある(須藤, 1980)。生活排水中の生活雑排水の割合は、水量で約75%、BOD量で約67%と非常に大きく、生活雑排水の公共水域への汚濁負荷量は無視できない(山中, 1979)。

このような生活雑排水に由来する汚濁負荷量を削減するには、下水道や合併式浄化槽を普及させることが必要であり、かつそれが最も根本的な対策であろう。しかし現在その整備が進みつつあるものの、完全な普及には更に多額の投資を必要とするのみならず、かなり長期間を要する。例えば第5次下水道整備計画が昭和60年に完成したとしても、下水道普及率は44%にすぎない(日本下水道協会, 1981)。また合併式浄化槽についても同じ昭和60年の普及率が5~10%に増大しても下水道と合わせて生活雑排水の50%程度が処理されるにすぎない。

したがって、現在問題となっている水質汚濁に対処するため、下水道や合併式浄化槽の普及を待つことは必ずしも現実的ではない場合がある。また地域によっては浄化槽処理水の放流が事実上認められないこともある。これらの場合、生活雑排水のみを対象とした処理を実施することが必要となろう。

生活雑排水の処理を目的とした装置は何よりもまずその普及が容易でなければならない。したがって次のような特性が要求されよう。

- ①維持管理に多くの人手を要しない。
- ②装置の設備費、運転費が安価である。

ただし、上述の特性を満足する代わりに、汚濁物質の除去率が従来の生物処理と比較してある程度低下することはやむを得ない。

本研究で検討した処理方式は、接触材を充てんした流路である。この流路に雑排水を水頭差で流下させ、接触材表面に生成した付着生物膜で浄化を行う。換言すれば自然の河川の自浄作用を接触材に付着させた生物膜によって促進させた処理装置と言えよう。このような浄化装置の接触材としてはプラスチック成型品、ひも状接触材などが研究されている。

本研究では後者のひも状接触材を設置した実験室内の小型水路を用い、このような流路による雑排水処理の可能性に検討を加えた。

2. 実験装置及び実験方法

2.1 実験装置

図1は本研究に使用した実験装置の概要を示す。本装置は、20°Cの恒温室に設置した。流路(図1の⑤; 以下同様)は長さ2 mの塩化ビニール製(厚さ5 mm)の矩形流路ユニット(幅2.5 cm, 深さ5 cm)を15本階段状に直列に接続したもので延長30 mである。流路のこう配は1/100とし

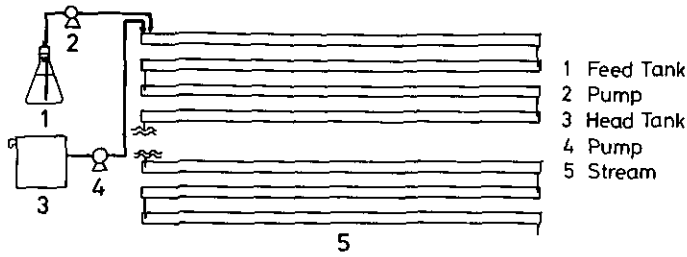


図 1 実験装置概略

Fig. 1 Schematic diagram of experimental apparatus

た。ろ材としてひも状接触材（商品名リングレース）を流路底面に、流下方向に2本平行に設置した。このひも状接触材は塩化ビニリデンの細い糸（太さ約 $80 \mu\text{m}$ ）をリング状に編み、これをひも状に連続的に形成したものである（比重1.7, 単位重量 $10 \text{ g} \cdot \text{m}^{-1}$ ）（櫻村ら, 1981）。

2.2 流入排水

生活排水の原単位は $200 \text{ l} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$, $40 \text{ gBOD} \cdot \text{人}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$ と言われている（武藤, 1977）。したがって生活雑排水の原単位はこの値以下であるが、ここではこの数値を参考にして実験流路に対する負荷量を決定した。まず1軒の家庭から排出される雑排水を幅 20 cm , 長さ 30 m 程度の本装置で処理するものと仮定した。このため幅 2.5 cm とした本実験流路は、 $1/8$ の水量負荷に相当する。ここでは1軒の人数を $4 \sim 5$ 人とし、その排水量の $1/8$ に近い $5 \text{ l} \cdot \text{h}^{-1}$ ($120 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1}$) を流下水量とした。また流路に供給する排水の濃度はBODとしてそれぞれ $200, 100, 50, 25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の4段階とした。

排水としては、表1に示した成分から成る人工排水（ $\text{BOD} 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合）を用いた。表1

表 1 人工排水の組成 ($\text{BOD} = 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合)

Table 1 Composition of synthetic wastewater ($\text{BOD} = 200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Dextrin	30.6
Bacto-peptone	65.4
Yeast extract	65.4
Meat extract	74.6
NaCl	6.7
MgSO ₄	4.0
KH ₂ PO ₄	18.6
KCl	13.4
($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	

に示す濃度の 200 倍の濃度に相当する人工排水原液を調整し、水道水で希釈して実験に用いた。この人工排水原液は、実験期間中の腐敗による変質を防止するため、あらかじめ 120°C、15 分間オートクレーブした後無菌的に保存し、2.4 で述べる方法で流路に供給した。表 2 はこの人工排水の水質を示す。

表 2 処理水質

Table 2 Summary of effluent qualities of the stream

		Influent BOD ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)			
		200	100	50	25
BOD	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	85	21	3	0.5
COD	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	29.9	11.8	5.8	3.3
TOC	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	-	12.2	-	3.9
Trans.	[cm]	58	100	100	100
T-N	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	24.0	10.2	5.2	2.6
$\text{NH}_4\text{-N}$	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	17.2	8.0	0.1	0.0
$\text{NO}_2\text{+NO}_3\text{-N}$	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	0.0	0.0	4.7	2.4
T-P	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	-	2.4	1.1	0.6
$\text{PO}_4\text{-P}$	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	-	2.8	1.1	0.6
pH		7.2	7.4	7.2	7.6
DO	($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	2.9	4.2	3.7	8.0

2.3 植種

まず、K 団地下水処理場の返送汚泥を採取し、これを MLSS が $300 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ になるように BOD $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の人工排水で希釈した。これをこう配 0 となるように調節した実験水路に水深約 1 cm となるように満たした。この状態で約 1 日間放置し、こう配を所定の 1/100 に戻した後、人工排水の供給を開始した。

2.4 人工排水の供給法

人工排水原液 (200 倍; 5 l 三角フラスコ; 図 1 ①参照) は、微量定量ポンプ (アトー株式会社, Perista MINI-PUMP SJ 1211 型; ②) を用いて流路 (前述; ⑤) に供給した。同時に希釈用の水道水をヘッドタンク (60 l; ③) より定量ポンプ (東京科学精機株式会社 CV-2 型; ④) を用いて流路に供給した。人工排水原液と希釈水の流量はそれぞれ $25 \text{ ml} \cdot \text{h}^{-1}$, $4.981 \cdot \text{h}^{-1}$ とし、実験期間中連続的に供給した。

2.5 採水及び水質分析方法

流路内にある程度生物膜が付着し、肉眼的に生物膜の状態が安定しつつあることを確認した後、

本水路の末端 (30 m) からの流出水 (以下処理水と呼ぶ) の COD を分析した。分析は通常 1~2 日に 1 回行った。連続 5 回の COD 分析値がその 5 回の平均値の $\pm 10\%$ の範囲内になった場合、本装置の運転が定常になったと見なした。定常時、流路内の数地点 (0, 2, 4, 6, 10, 14, 22 m) 及び処理水の採水を行った。なお COD をはじめとして BOD, 全窒素 (T-N), 全リン (T-P) の測定は、採水後直ちに沈殿処理を行い、粗大な浮遊物質 (SS) を除いた試水を対象として実施した。沈殿処理では、試水 200 ml を 200 ml のメスシリンダーに入れ、30 分間静置した。このとき上澄水 50 ml を分析に供した。可溶性有機炭素 (DOC), 正リン酸 ($\text{PO}_4\text{-P}$), アンモニア性窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$), 硝酸+亜硝酸性窒素 ($\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$) 濃度は、グラスファイバーろ紙 (Whatman GF/C) でろ過したろ水を分析対象とした。BOD, COD の分析は下水試験方法 (日本下水道協会, 1974) に従った。DOC の分析には全有機炭素分析計 (ベックマン社, モデル 915 B) を用いた。T-N の分析には全窒素自動分析計 (三菱化成 T-N-02 型) を用いた。 $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール法 (U.S.EPA, 1976) で、 $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$ はカドミウム還元カラムを用い N-ナフチルエチレンジアミン-スルファニルアミド発色法で定量した。 $\text{PO}_4\text{-P}$ はアスコルビン酸-モリブデン青法 (Murphy ら 1962) で定量した。T-P は EPA の混合試薬法 (U.S.EPA, 1962) に従ってオートクレーブで加熱分解 (120°C , 70 分間) 後 $\text{PO}_4\text{-P}$ として定量した。なお、 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2+\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, 及び T-P についてはテクニコン自動分析装置を用いた。溶存酸素濃度 (DO) は、サイホンにて試水を静かに DO 瓶に採取し、ウィンクラー-アジ化ナトリウム変法に従って分析した。透視度は、下水試験方法に従い、処理水についてのみ測定した。

2.6 汚泥発生量及び付着生物膜量の測定

沈降分離槽 (角型水槽 (15 l); 水面積負荷 $8.3 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) に処理水を導き、浮遊物質 (SS) を沈降分離した。一定期間中に沈降分離された全 SS 量と越流した SS 量 [(沈降分離槽越流水中の SS 濃度平均値) \times (流量)] を汚泥発生量とした。SS の測定は下水試験方法 (グラスファイバーろ紙法) に従った。

付着生物膜についてはその乾燥重量の測定と微小動物の同定及び計数とを行った。測定地点付近のろ材、及び水路に付着している生物膜 (長さ 2~3 cm 程度) を採取し、適量の水で希釈した後、そのうち 0.05 ml につき検鏡をした。同時に下水試験方法 (グラスファイバーろ紙法) に従って生物膜量を測定した。

発生した汚泥及び付着生物膜中の炭素量は、その一定量をグラスファイバーろ紙 (Whatman GF/C) でろ過した後、CHN コーダー (柳本製作所, MT-3 型) で分析した。なおグラスファイバーろ紙はあらかじめ 500°C で 4 時間加熱し、炭素分を除去したものをを用いた。

2.7 トレーサー実験

装置内の流動状態を把握するために、トレーサー実験を行った。ここでは、生物膜への影響が

少なくなかつ濃度測定が容易である保存物質として約 $1,000 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の食塩水を使用した。トレーサーの流入は流路入口でステップ状とし、30 m 流下後の応答を測定した。濃度測定には、電導度計 (BALSBRUGH 社 MODEL 910-20 C-910-1.0 T) を用いた。

3. 結果及び考察

3.1 処理水質

全条件を通じ、運転開始後 3~4 か月で定常運転 (2.5 参照) となった。以下に示す水質分析値は、すべて定常状態における測定値である。

図 2 には、流下に伴う排水の BOD (S) の変化を流入 BOD (S_0) に対する比 (S/S_0) で示す。図から明らかなように流入 BOD が低いほど流下に伴う初期 (0-10 m) の BOD 減少率が大きく、かつ 30 m 流下後の除去率が大きであった。すなわち、流入水 BOD が $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合、BOD 除去率が 53% に過ぎなかったのに対し、流入水 BOD が $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ では 77%、また流入水 BOD $500 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下では 94% 以上となった。いずれの排水においても流入地点 (0 m) 付近の BOD 除去速度が最も大きく、流下に伴って減少した。これは、流路内に付着した生物膜量の差によるものと考えられる (図 5 参照; 後述)。

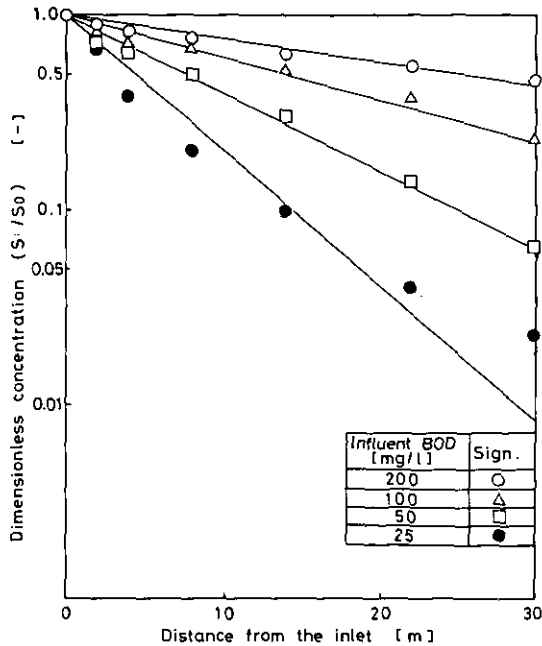


図 2 流下に伴う BOD(S/S_0)の減少

Fig. 2 S/S_0 (BOD) in the stream

図3は、流路内のDOと流下距離との関係を示す。河川における溶存酸素垂下曲線と同様な傾向、すなわち流下距離10mまではDOが急速に減少し（流入BOD $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合）その後徐々に増加する傾向が認められた。流入BOD $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、流下距離10mまでは他の条件と同じ様なDOの低下が認められたが、それ以降DOは急激に上昇し、20m以降のDOはほぼ飽和していた。これは流下距離10m以降のBODが約 $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下と低く、かつ生物膜量も極めて少なかった（図5：後出）ことによると考えられる。

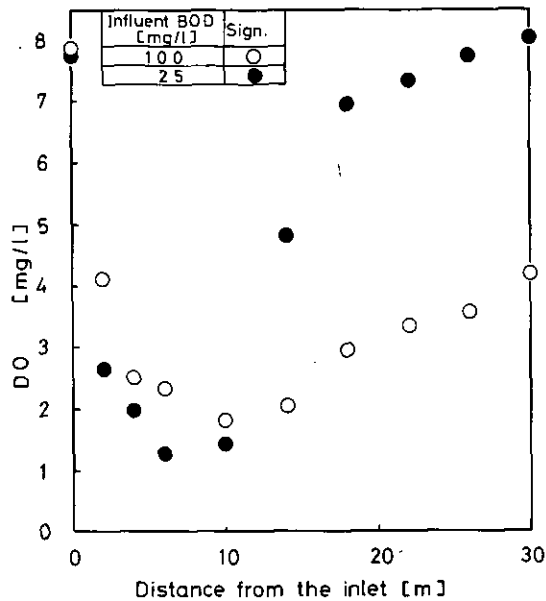


図 3 流路内の DO 分布

Fig. 3 DO in the stream

図4は、流入BOD $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 及び $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度、 $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ 濃度と、流下距離との関係を示す。流入BOD $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、有機性窒素の分解による $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の増加が認められたが硝化は進行しなかった。これに対し、流入BOD $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、0～15mまでは $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度が増加したが、それ以降硝化が進行し、処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ は $0.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と低かった。負荷が高い流入BOD $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ では $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合と、また逆に負荷の低い流入BOD $25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ は $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合と同様な傾向を示した。T-Nの除去率は、流入BOD 200, 100, 50, 25 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ のそれぞれにおいて、0.4, 7.5, 22, 15%と低かった。したがって生物膜により硝化は進行したものの脱窒反応の進行はほとんど認められなかった。

表2は、各々の流入BODごとの処理水質を示す。当然のことながら流入BODが小さいほど良

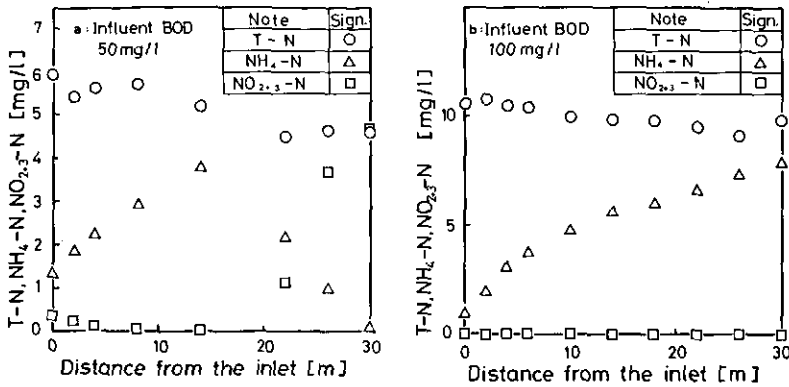


図 4 流路内の窒素(T-N, NH₄-N, and NO₂₊₃-N) 濃度分布(流入 BOD=50(a), 100 (b) mg · l⁻¹)

Fig. 4 Nitrogen (T-N, NH₄-N, and NO₂₊₃-N) concentration in the stream. a : influent BOD= 50 mg · l⁻¹, b : 100 mg · l⁻¹)

好な処理水が得られ、特に流入 BOD 100 mg · l⁻¹以下では処理水 BOD が 20 mg · l⁻¹以下、透視度 100 cm 以上と活性汚泥法に匹敵する処理水質となった。しかも流入 BOD 200 mg · l⁻¹でも 53%の除去率が得られた。pH は、全条件を通じ 7.0~7.6 であった。T-N, T-P の除去率は低かった。

3.2 生物膜量及び汚泥発生量

流路内の接触材に付着した生物膜量(単位長さ当たり換算した)を流下距離に対してプロットした結果を図 5 に示す。いずれの流入 BOD においても流入地点で最大の生物膜量を示し、流下に伴って減少した。流路内に付着した全生物膜量(0~30 m)は、流入 BOD 200, 100, 50, 25 mg · l⁻¹のそれぞれにおいて 74, 93, 58, 34 g であった。流入 BOD が 100 mg · l⁻¹の場合、200 mg · l⁻¹より多量の生物膜が付着したが、それ以下では流入 BOD が小さいほど全生物膜量は減少した。特に、流入 BOD が 25 mg · l⁻¹の場合、流下距離約 15 m 以降流下する水の BOD が 2.2 mg · l⁻¹以下と極めて小さく、生物膜がほとんど付着していない状態となった。

表 3 は各々の BOD における 1 日当たりの除去 BOD 量、汚泥発生量並びに除去 BOD 当たりの汚泥発生量、すなわち汚泥発生率を示す。流入 BOD が 200 mg · l⁻¹では汚泥発生率が 17%であったのに対し、100 mg · l⁻¹以下では 3.5%以下と極めて小さい汚泥発生率を示した。流入水中の SS が少ない場合、標準活性汚泥法、回転円板法の汚泥発生率は、それぞれ 40~50%、30~40%程度と言われている(化学工学協会, 1978)。したがって本装置の汚泥発生率は、これらの値と比較して非常に小さいと言えよう。

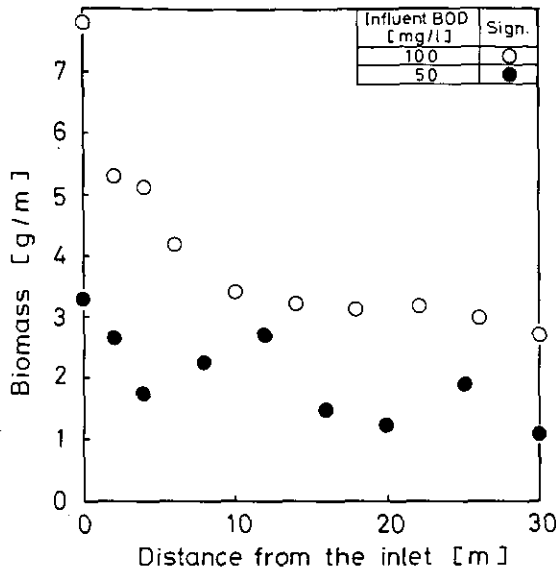


図 5 流路内の付着生物膜量

Fig. 5 Attached biomass in the stream

表 3 汚泥発生量

Table 3 Biomass produced in the stream

Influent BOD ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	BOD removed ($\text{gBOD}\cdot\text{d}^{-1}$)	Net solid synthesis ($\text{gSS}\cdot\text{d}^{-1}$)	Net solid synthesis
			BOD removed ($\text{gSS}\cdot\text{g}^{-1}\text{BOD}$)
200	12.0	2.05	0.17
100	8.74	0.31	0.035
50	5.58	0.08	0.014
25	2.69	0.02	0.008

3.3 炭素収支と汚泥発生量

定常状態における本装置の浄化機構をより明らかにするため、本装置の炭素収支を計算した。図6はここで求めた炭素収支の概念と、流入 BOD $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合の計算結果を示す。流入及び流出する DOC 量 ($\text{gC}\cdot\text{d}^{-1}$) は、DOC 濃度 (2.5 参照) と流量より求めた。また、汚泥発生量 ($\text{gC}\cdot\text{d}^{-1}$) (= 処理水中の懸濁性有機炭素 (POC) 量) 及び装置全体の生物膜量 (gC) は 2.6 に述べた方法で求めた。除去 DOC から汚泥 (炭素量換算) への転換率 (Biomass C/DOC) は BOD の汚泥転換率 (SS/BOD) を 0.6 と仮定し (井手ら, 1977), その値より推定した。すなわち、本排水

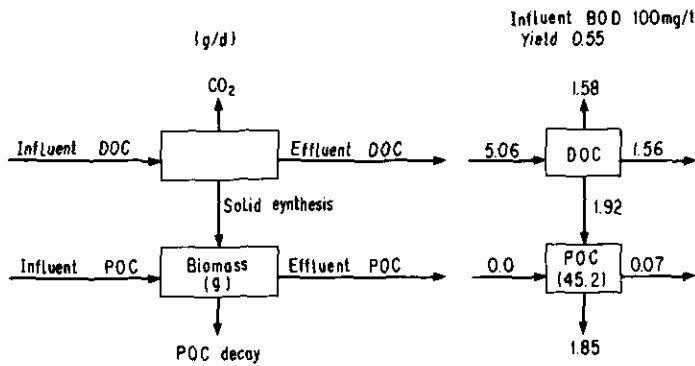


図 6 流路全体の炭素収支

Fig. 6 Carbon balance in the stream

の $DOC/BOC=0.48$ 、また、SS 中の炭素量 $POC/SS=0.44$ であることから、 $POC (=Biomass\ C)/DOC=0.55$ と仮定した。この値より除去 DOC のうち汚泥に転換される量と、 CO_2 として系外に失われる量とを計算した。さらに、汚泥 (=POC) の物質収支より、汚泥の自己分解によって失われる量を推定した。図 6 に示したように流入 $BOD\ 100\ mg \cdot l^{-1}$ の場合、炭素としての除去率 $[1-(\text{流出 } DOC+POC)/(\text{流入 } DOC)]$ は、68%であった。全除去量のうち 46%は、BOD 除去に伴う呼吸によって失われ ($1.58\ g \cdot d^{-1}$)、残りの 54%は汚泥の内生呼吸 ($1.85\ g \cdot d^{-1}$) によって失われた。流入 BOD が 25, 50, 200 $mg \cdot l^{-1}$ のいずれの場合も、両者の量に大差はなかった。すなわち、除去 DOC の 55%は汚泥中の C として形態を変えるが、そのほとんどが内生呼吸によって CO_2 として失われていくため、汚泥の発生量の少ない系が保たれたと言えよう。このように、本流路においては汚泥の内生呼吸が全体としての浄化機能に果たす役割が極めて大きいことがわかった。

表 4 には各々の流入条件下における BOD, SS, 生物膜量の値より求めた内生呼吸速度定数 (k_d, d^{-1}) 及び 1 日当たりの除去基質量と全生物膜量の比 ($\Delta S/X_t$) を示す。ここで標準活性汚泥法の汚

表 4 汚泥の自己分解速度定数

Table 4 Decay coefficient and BOD removed per total biomass in the stream

Influent BOD ($mg \cdot l^{-1}$)	Decay coefficient (d^{-1})	BOD removed Total Biomass ($gBOD \cdot g^{-1}Biomass \cdot d^{-1}$)
200	0.056	0.16
100	0.053	0.092
50	0.057	0.097
25	0.039	0.064

泥転換率 $a=0.6$ を用い、次式に従って求めた。

$$k_d = \frac{a\Delta S - \Delta X}{X_t} \quad (1)$$

ここに

ΔX = 汚泥発生量 [g SS · d⁻¹]

ΔS = 除去 BOD 量 [g BOD · d⁻¹]

X_t = 反応槽内の全生物膜量 [g SS]

a = 汚泥転換率 [g SS · g⁻¹ BOD]

k_d = 汚泥の内生呼吸速度定数 [d⁻¹]

表 4 に示すように、内生呼吸速度定数は全流入条件下を通じ大略一定と考えられ、標準活性汚泥法の内生呼吸速度定数と比較し、小さいかもしくは大差ない数値が得られた。標準活性汚泥法が良好に運転される F/M 比は、0.3~0.6 [g BOD · g⁻¹ Biomass · d⁻¹] であると言われている (化学工学協会, 1978)。標準活性汚泥法では BOD 除去率 90% 以上得られる場合が多い。BOD 除去率を 90% と仮定すると、1 日当たりの除去 BOD と全生物膜量の比 ($\Delta S/X_t = 0.9 \times F/M$) は 0.27~0.54 [g BOD · g⁻¹ biomass · d⁻¹] である。この値と比較して本流路の $\Delta S/X_t$ は著しく小さい。ここで、(1) 式を変形すると次式が得られる。

$$\frac{\Delta X}{\Delta S} = a - k_d \left(\frac{1}{\Delta S/X_t} \right) \quad (2)$$

標準活性汚泥法と流路とを比較した場合、 k_d の値には大きな差がなかった。また a の値は同一と仮定している。この場合、汚泥発生率 ($\Delta X/\Delta S$) は、 $\Delta S/X_t$ の関数である。(2) 式によると $\Delta S/X_t$ が小さいほど $\Delta X/\Delta S$ は小さい値を示す。すなわち、流路においては、 X_t すなわち汚泥保持量が多く、したがって $\Delta S/X_t$ が小さいため、汚泥発生率が小さかったと言えよう。

なお、ここで言う内生呼吸速度には原生動物や後生動物による汚泥の減量化の項も含まれる。流路においては、他の生物膜法と同時に *Aeolosoma*, *Nematoda*, *Philodima* などの微小後生動物が標準活性汚泥法と比較し多数出現した。しかし、 k_d の値が大差なかったことより、これらの生物は内生呼吸速度定数に直接関与しなかったものと推定された。すなわち汚泥発生量が少ないことに対し、後生動物が直接関与することなくバクテリア及び原生動物の内生呼吸量に大きく支配されることを示唆している。

3.4 BOD 除去機構

ここでは、流路内における BOD 除去過程を近似できるモデルを作成し、流下に伴う BOD の除去速度、及びそれに影響を与える因子を明らかにする。

流下に伴う BOD 除去速度を考える上で、流路内における排水の滞留時間は極めて重要である。ここではまず流路内の排水の流動状態を把握する目的でトレーサー実験を行った。流入 BOD $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のそれぞれの運転が定常状態にあるときに行った結果のうち BOD $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合を図 7 に示す。流路内のトレーサー濃度を流入トレーサー濃度で割った無次元濃度を、トレーサー流入時刻を 0 とした経過時間に対してプロットした。流入 BOD $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合(図示せず)押し出し流れに近い応答が見られたが、流入 BOD が高くなるほど流下方向の混合が顕著な応答を示した。平均滞留時間は、流入 BOD= $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のそれぞれに対し、94 min, 104 min, 111 min, 100 min であった。流動状態を解析するため流路を図 8 のように上槽、下槽各々完全混合槽が 100 個直列に並んだ槽列モデルで近似した (Kong, ら, 1979; Soyupak, 1979)。一つの完全混合槽は流路 30 cm に相当する。上槽は生物膜上部を流下する排水、下槽は生物膜内に存在する排水と仮定した。上槽間、及び上槽下槽間の水の交換はあるが、下槽間の水の交換は存在しないと仮定した。上槽、下槽それぞれの第 n 段 ($n = 1 \sim 100$) における着目物質の収支式を次に示す。

$$V_{1,n} \frac{dC_{1,n}}{dt} = (C_{1,n-1} - C_{1,n}) \cdot Q_{1,n} - (C_{1,n} - C_{2,n}) \cdot Q_{2,n} - R_{1,n} \quad (3-n)$$

$$V_{2,n} \frac{dC_{2,n}}{dt} = (C_{1,n} - C_{2,n}) \cdot Q_{2,n} - R_{2,n} \quad (4-n)$$

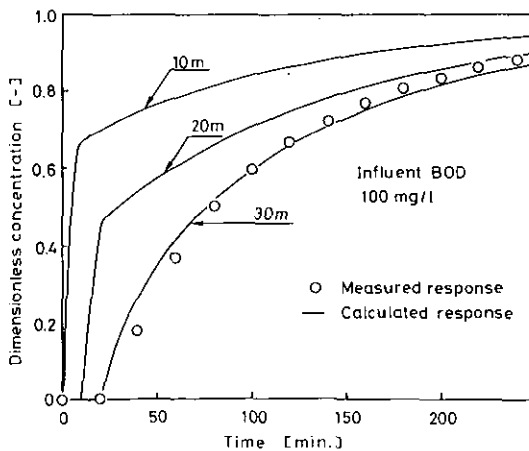


図 7 流出トレーサー(NaCl)濃度の経時変化(ステップ応答: 流入 BOD= $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の水路)

Fig. 7 Step response of the stream (Tracer: NaCl, influent BOD= $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

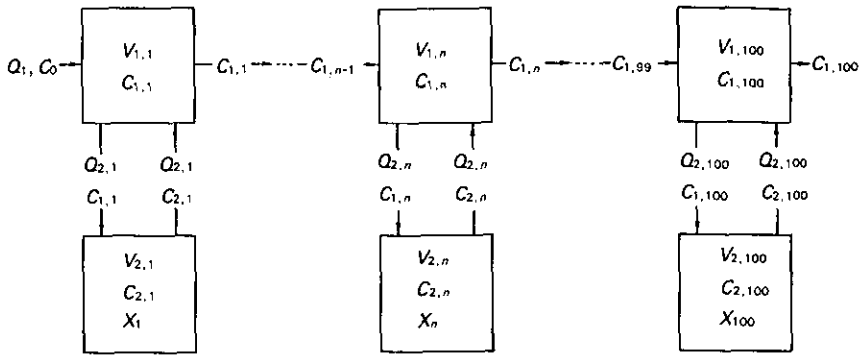


図 8 数理モデルの構造

Fig. 8 Diagrammatic model for the stream

ここで

$V_{1,n}$: 上槽容積 [l]

$V_{2,n}$: 下槽容積 [l]

Q_1 : 流入水量 [$l \cdot h^{-1}$]

$Q_{2,n}$: 上槽, 下槽間の交換水量 [$l \cdot h^{-1}$]

$C_{1,n}$: 上槽着目物質濃度, $C_{1,0} = C_0$ (流入着目物質濃度 [$g \cdot l^{-1}$])

$C_{2,n}$: 下槽着目物質濃度, [$g \cdot l^{-1}$]

t : 時間 [h]

$R_{1,n}$: 上槽における反応速度 [$g \cdot h^{-1}$]

$R_{2,n}$: 下槽における反応速度 [$g \cdot h^{-1}$]

本モデルの目的は、流路内における BOD 除去過程を近似するモデルを作成することにある。したがって、(3-n), (4-n) 式中の着目物質濃度($C_{1,n}$, $C_{2,n}$)を BOD ($S_{1,n}$, $S_{2,n}$) とする。さらに BOD 除去は上槽で進行せず($R_1 = 0$), 下槽内で行われると仮定した。BOD 除去速度は、BOD 濃度に対し 1 次反応になると仮定すると次式が得られる。

$$R_{2,n} = k \cdot x_n \cdot S_{2,n} \cdot V_{2,n} \quad (5-n)$$

ここで

x_n : n 番目の下槽内における生物膜濃度 [$g \text{ SS} \cdot l^{-1}$]

k : みかけの反応速度定数 [$l \cdot g^{-1} \text{ SS} \cdot h^{-1}$] である。

(3-n), (4-n), 式の $C_{1,n}$, $C_{2,n}$ を $S_{1,n}$, $S_{2,n}$ で置きかえ, かつ $R_{1,n} = 0$ とし, さらに(5-n)式を(4-n)

式に代入すると次式が得られる。

$$V_{1,n} \frac{dS_{1,n}}{dt} = (S_{1,n-1} - S_{1,n}) \cdot Q_1 - (S_{1,n} - S_{2,n}) \cdot Q_{2,n} \quad (6-n)$$

$$V_{2,n} \frac{dS_{2,n}}{dt} = (S_{1,n} - S_{2,n}) \cdot Q_{2,n} - k \cdot S_{2,n} \cdot X_n \quad (7-n)$$

ただし、

$$X_n = x_n \cdot V_{2,n}$$

定常状態では $dS_{1,n}/dt = 0$ 、 $dS_{2,n}/dt = 0$ であるから

$$(S_{1,n-1} - S_{1,n}) \cdot Q_1 - (S_{1,n} - S_{2,n}) \cdot Q_{2,n} = 0 \quad (8-n)$$

$$(S_{1,n} - S_{2,n}) \cdot Q_{2,n} - k \cdot S_{2,n} \cdot X_n = 0 \quad (9-n)$$

S_0 , Q_1 , X_n ($n=1 \sim 100$) を代入し, $S_{1,n}$ ($n=1 \sim 100$) を求めることを目的とするならば, $Q_{2,n}$, k を求める必要がある。本研究ではトレーサー実験の結果より $Q_{2,n}$ を求めた。解析するに当たり, (3-n), (4-n) 式中の着目物質濃度をトレーサー濃度とした。トレーサーは反応槽内で変化しないため, $R_1 = R_2 = 0$ となる。したがって (3-n), (4-n) 式は次のように表される。

$$V_{1,n} \frac{dC_n}{dt} = (C_{1,n-1} - C_{1,n}) \cdot Q_1 - (C_{1,n} - C_{2,n}) \cdot Q_{2,n} \quad (10-n)$$

$$V_{2,n} \frac{dC_{2,n}}{dt} = (C_{1,n} - C_{2,n}) \cdot Q_{2,n} \quad (11-n)$$

これらの式に流入トレーサー濃度 (C_0), Q_1 を代入し, パラメータとして $V_{1,n}$, $V_{2,n}$, $Q_{2,n}$ の値を与えると, その解が得られる。なお, ここでは数値解法 (Runge-Kutta-Gill 法) を用いた。さらに, 計算結果とトレーサー実験(前述)の結果が一致するように $V_{1,n}$, $V_{2,n}$ 及び $Q_{2,n}$ を決定した。(図7の計算値参照)。その結果, $V_{1,n}$, $V_{2,n}$, $Q_{2,n}$ は X_n の関数として次のように近似できた。

$$V_{1,n} = (1.8 \times 10^{-2}) (X_n)^{-0.84} \quad (12-n)$$

$$V_{2,n} = 0.09 \cdot X_n \quad (13-n)$$

$$Q_{2,n} = -0.97 X_n + 0.81 \quad (14-n)$$

(12-n), (13-n), (14-n) 式を (10-n), (11-n) 式に代入して計算した結果を図7に示す。図7に示すとおり本モデルは実測値をほぼ再現することができた。このように, $V_{1,n}$, $V_{2,n}$, $Q_{2,n}$ が X_n の関数となったことは, 本装置内の流動が流路内に付着している生物膜量に大きく影響されていることを示している。

(8-n), (9-n) 式に S_0 , Q_1 , $Q_{2,n}$, X_n 及びパラメーター k を代入することにより BOD 除去モデルの解が得られる。

$$S_{1,n} = \frac{Q_1}{\left(Q_1 + \frac{kX_n Q_{2,n}}{Q_{2,n} + kX_n} \right)} S_{1,n-1} \quad (15-n)$$

図9(a)~(d)に各々流入BOD $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ におけるBOD(計算値と実測値)と流下距離との関係を示す。流入BOD $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合には実測値とほぼ一致する計算結果が得られたが流入BOD $25 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ においては、処理水のBODを近似できなかった。流入BODが $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合、反応速度定数 k の値は、処理水質に大きな影響を及ぼさない(図9参照)。したがって、本装置のBOD除去過程においては、基質の生物膜への移動($Q_{2,n}$)が重要な役割を担っているものと推定される。流入BOD $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ において処理水のBODを近似できた k の値は各々 0.1 , 0.5 , 1.0 [$\text{l}\cdot\text{g}^{-1}\text{SS}\cdot\text{h}^{-1}$] である。このように流入BODが低くなるほど、 k の値が大きくなった原因として、生物膜の活性の差異が考えられる。すなわち、流入BODが高いほど、活性な生物膜の割合が少なくなると思われることができる。基質除去に関与する因子の中で流入BODが異なることにより変化する因子は、BOD及び生物膜量である。流入BODが $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のうち、全生物膜量が大きい順を示すと $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、 k が大きい順を示すと、 $50 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $100 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $200 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ である。したがって、 k の値の差異を生物膜量のみで説明することはできず、BOD自身が活性な生物膜の割合に大きく関与するものと考えられる。

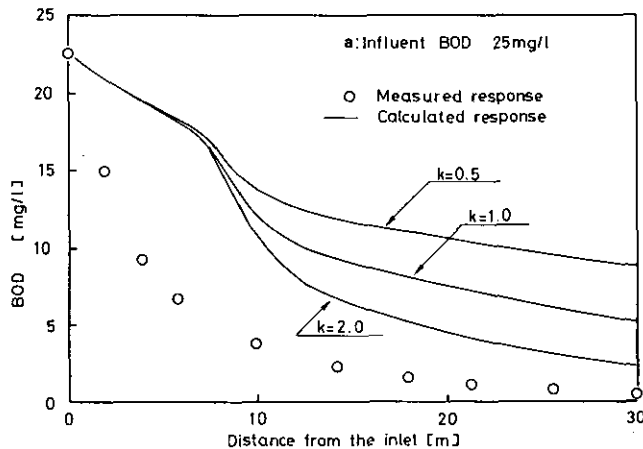


図 9 流下に伴う BOD の変化(—: 計算値, ○: 実測値, 流入 BOD=25(a), 50(b), 100(c), 200(d) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 9 BOD in the stream (—: calculated value, ○: observed values, influent BOD=25(a), 50(b), 100(c), 200(d) $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

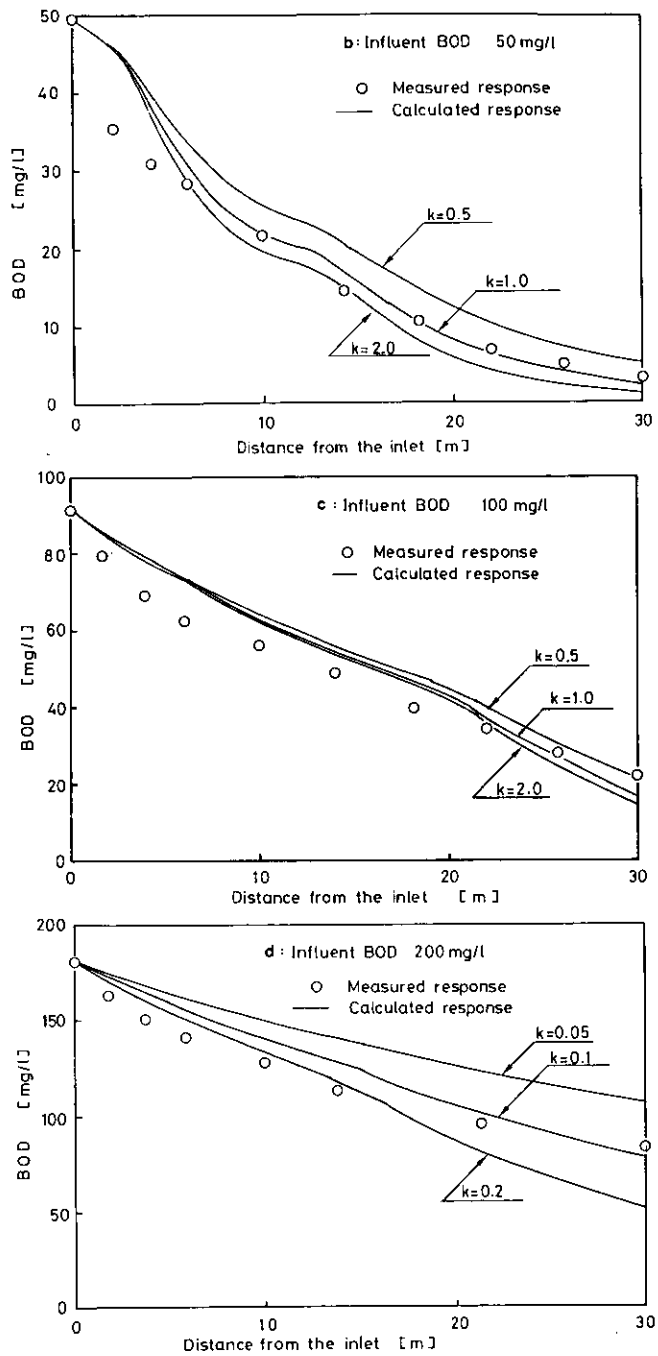


図 9 (つづき)

Fig. 9 (Continued)

4. おわりに

ひも状の接触材を充てんした水路模型に人工排水を自然流下させ、接触材上に形成された生物膜による排水処理性能に検討を加えた。結果は次のとおりである。

1) 流入 BOD $200 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、30 m 流下した後の BOD 除去率は 53% であったが、流入 BOD $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下の場合、処理水の BOD が $21 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下、透視度 100 cm 以上と非常に良好な処理水が得られた。したがって流入排水量及び流下距離を適当に選択すれば、本流路によって生活排水の簡易処理が可能であり、場合によっては標準活性汚泥法に匹敵する水質が得られることがわかった。

2) 本流路からの汚泥発生量は極めて少なかった。流路内の炭素の物質収支を解析した結果、汚泥内呼吸速度定数は活性汚泥法と比較して大差なく、除去 BOD 量に対し汚泥保持量が大きいため汚泥発生量が小さいものと推定された。

3) 上下 2 槽を直列に連続した完全混合槽モデルで本流路における BOD 除去過程及び流動特性を近似できた。流路内の水の流れは生物模量が多い場合、押し出し流れとはならなかった。また、みかけの反応速度定数は流入 BOD が低いほど高い値を示し、活性な生物膜の割合が多かった。流入 BOD が $50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の場合、流路での基質除去は生物膜への基質の移動が律速になると考えられた。

以上、本装置は生活雑排水処理を目的とした簡易処理装置として十分な性能を有する。しかしながら、実際の生活雑排水には SS も多く、生分解性の低い物質も含まれる。また、排水の負荷変動、気温、水温の変化なども考慮しなければならない。よって本装置の実用化に際しては実際の家庭雑排水を用いたパイロットプラントでさらに検討を行う必要がある。

引用文献

- 化学工学協会編 (1978) : 生物学的水処理技術と装置. 培風館.
- 檜村勉・土屋史朗 (1981) : ひも状接触材の性質と応用. 用水と廃水, **23**, 1-4.
- Kong, M. F. and P. Y. Young (1979) : Practical design equations for trickling-filter process. *Biotechnol. Bioeng.*, **21**, 417-431.
- 日本下水道協会編 (1974) : 下水試験方法. 日本下水道協会.
- 日本下水道協会編 (1981) : わが国の下水道普及率. 日本下水道協会.
- Murphy, J. and J. P. Riley (1962) : A modified single solution method for the determination of phosphate in natural water. *Anal. Chem. Acta*, **27**, 31-36.
- 武藤暢夫 (1977) : 生活排水をめぐる諸問題——生活環境との一般的関連. 用水と廃水, **19**, 583-591.
- Soyupak, S., K. L. Murphy and B. E. Jank (1979) : Analysis of denitrification with a completely submerged pilot-scale rotating biological contactor. *Biotechnol. Bioeng.*, **21**, 1787-1798.
- 須藤隆一 (1980) : 生物膜法を用いた小規模生活排水処理. *PPM*, 1980/8, 29-38.
- U. S. Environmental Protection Agency (1976) : *Methods for Chemical Analysis of Water and*

岡田光正・須藤隆一

Wastes. EPA-625/6-74-003a.

山中芳夫(1979)：生活系排水による水質汚濁の現況，用水と廃水，**21**, 1005-1011.

II-5

霞ヶ浦の富栄養化防止対策について

Evaluation of Policy Instruments for Preventive Measures of
Eutrophication of Lake Kasumigaura

田井 慎 吾¹・篠 崎 克 己²

Shingo TAI¹ and Katsumi SHINOZAKI²

Abstract

The annual mean COD concentration in Lake Kasumigaura reaches about 10mg/l because of eutrophication. In this paper, the COD concentration in Lake Kasumigaura (Nishiura and Kitaura) at 1990 is predicted using Trend Analysis for 3 cases (a, b, c) of policy instruments for prevention of eutrophication.

As a result of the analysis, the COD concentrations in Nishiura are a=9.6mg/l, b=7.7mg/l and c=5.9mg/l and in Kitaura a=6.1mg/l, b=6.0mg/l and c=5.4mg/l.

The case c is assumed that the sewer systems have been completely in the watershed of Lake kasumigaura. It is estimated to have a very great difficulty, because this case is a difficult financial problem. Positive preventive method must be taken to decrease the pollutants loads of the domestic sewage and the wastewater of pig raising and carp clture in Lake Kasumigaura.

1. はじめに

霞ヶ浦は湖面積が220 km²で琵琶湖に次ぐ広さを持っているが、平均水深が4 mと浅いため、湖容積で見れば中禅寺湖に次いで我が国第11位の湖となる。霞ヶ浦の湖容積は約8×10⁹m³であり、これに対する流域面積は2100 km²にも及び湖容積に対する流域面積は2.7 m²/m³で琵琶湖の約20倍である。しかも流域は平坦で山地が少なく開発されやすい条件を備えており、湖容積に対

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. Yatabemachi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 昭和57年度 国立公害研究所共同研究員(筑波大学, 現在茨城県公害技術センター大気部 〒310 水戸市石川一丁目4043番36)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Air Environment Division, the Environmental Pollution Research Center of Ibaraki-ken, Ishikawa-1, Mito, Ibaraki 310, Japan.

する流域人口が0.94人/m³と琵琶湖の約30倍に達しており印旛沼、河北潟、諏訪湖について大きい。

このように霞ヶ浦は富栄養化しやすい条件を備えており、CODは環境基準(3mg/l以下)をはるかに超えて10mg/l前後となっている。これに対して、茨城県をはじめとする関係機関が霞ヶ浦の富栄養化防止に努力を払っているわけであるが、先にも述べたように流域全体に人口が分散し、また養豚が盛んで、これも流域全体に広く分散するなど都市域のように下水道整備を行えば解決するという訳にいかず、しかもその下水道整備の遅れ、湖内での鯉養殖などもあって富栄養化は依然として進行している。

茨城県では1971年に公布しその後何度か改正した“茨城県公害防止条例”と1981年に公布した“茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例(いわゆる霞ヶ浦条例)”とによって表1のようなCOD(BOD)とともに窒素、リンの排水基準を定めるとともに含リン洗剤の使用禁止、適正施肥、家畜ふん尿の適正処理、家庭雑排水の処理などの行政指導的な事項も定めている。

霞ヶ浦へ流入する汚濁負荷は湖内での鯉の養殖、湖面への降雨などの直接流入するものの割合も相当大きいと思われるが、やはりその主体は河川を通してのものである。そこで霞ヶ浦流域における汚濁負荷量を流入河川別に整理し、その分布状態を把握するとともに霞ヶ浦条例、下水道整備などの汚濁負荷削減対策による富栄養化防止効果を検討した。すなわち、図1に示したように河川流域別に現況(1980年)の排出負荷量と流達負荷量とから河川別の流達率を求め、これを用いて将来(1990年)の排出負荷量から同じく流達負荷量を求めた。さらに、この河川からの流達負荷量に鯉養殖と降雨による負荷量を加えて1973年から1981年までの9か年の霞ヶ浦への流入負荷量と湖内水質(COD)との関係から1990年の湖内水質を予測した。

2. 現況排出負荷量

汚濁負荷発生源は生活排水や事業場排水などの発生源を特定できる点源負荷と農耕地や市街地から流出する発生源の特定できない面的な広がりを持つ面源負荷とに分けられる。霞ヶ浦流域で発生し河川を通して霞ヶ浦へ流入する負荷と降雨などの直接霞ヶ浦へ流入する負荷の形態別発生源を図2に示した。茨城県では1980年の河川流域別及び霞ヶ浦へ直接流入するCOD、T-N、T-Pの排出負荷量を調査し表2のような結果を得ている¹⁾。これは霞ヶ浦流域を面積約1km²のメッシュに分割し、そこから排出される汚濁負荷を河川流域別に集計したものである。霞ヶ浦流域全体の総排出負荷量のうちCODは、生活排水が62%を占め、次いで畜産排水が15.5%となっている。T-Nについては面源負荷が全体の41%を占め、生活排水が30%を占めている。さらにT-Pでは生活排水と面源負荷の割合が大きくそれぞれ35%と29%となっている。

3. 現況流入負荷量

霞ヶ浦への流入負荷量のうち河川を通しての流達負荷量は一般的には排出負荷量に流達率を乗

表 1 霞ヶ浦にかかわる排水基準（「茨城県公害防止条例」及び「茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例」から抜粋）

Table 1 Effluent standards in the watershed of Lake Kasumigaura (extracted from the ordinances of Ibaraki prefecture)

	排水量 (m ³ /d)		新設(日間平均 mg/l)					既設(日間平均mg/l)				
			BOD	COD	SS	T-N	T-P	BOD	COD	SS	T-N	T-P
食料品製造業	20-50	未満	-	-	-	20	2	-	-	-	25	4
	50-500	未満	10	10	15	15	1.5	20	20	30	20	3
	500	以上	10	10	15	10	1	20	20	30	15	2
金属製反品造業	20-50	未満	-	-	-	20	2	-	-	-	30	3
	50-500	未満	10	10	15	15	1	20	20	30	20	2
	500	以上	10	10	15	10	0.5	20	20	30	15	1
その他の製造業	20-50	未満	-	-	-	12	1	-	-	-	15	1.5
	50-500	未満	10	10	15	10	0.5	20	20	30	12	1.2
	500	以上	10	10	15	8	0.5	20	20	30	10	1
畜産農業	7.5-20	未満	120	120	150	-	-	120	120	150	-	-
	20-50	未満	120	120	150	25	3	120	120	150	50	5
	50-500	未満	10	10	20	15	2	20	20	40	40	5
	500	以上	10	10	20	10	1	20	20	40	30	3
下水道終末処理施設	20-50	未満	-	-	-	20	1	-	-	-	20	1
	50-100,000	未満	10	10	15	20	1	20	20	30	20	1
	100,000	以上	10	10	15	15	0.5	20	20	30	15	0.5
し尿処理施設	20-50	未満	-	-	-	10	1	-	-	-	20	2
	50	以上	10	10	15	10	1	20	20	30	20	2
し尿浄化槽	20-50	未満	-	-	-	15	2	-	-	-	20	4
	50	以上	10	10	15	15		20	20	30	20	4
その他の事業場	20-50	未満	-	-	-	20	3	-	-	-	30	4
	50-500	未満	10	10	15	15	2	20	20	30	25	4
	500	以上	10	10	15	10	1	20	20	30	20	3

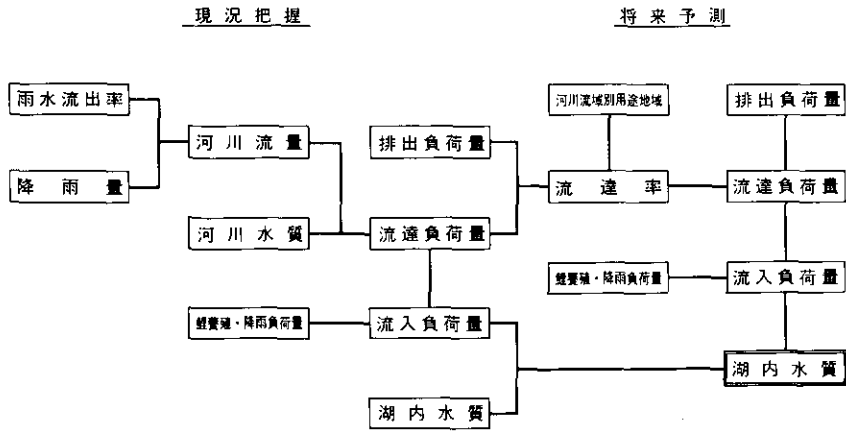


図 1 霞ヶ浦水質予測手順

Fig. 1 Schematic frame work for Trend Analysis

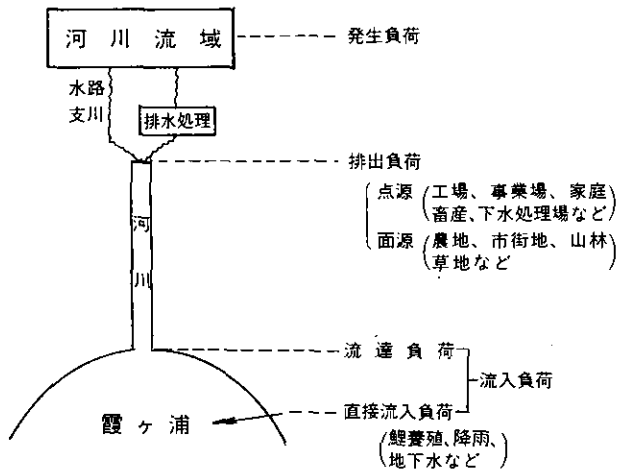


図 2 霞ヶ浦への汚濁負荷流入経路

Fig. 2 Schematic figure of the pollutant migration pathways

表 2 1980 年における排出負荷量¹⁾ (単位: kg/d)

Table 2 Daily load of pollutants into rivers from their basins(1980)

流域	COD	T-N	T-P
新利根川	3,619	1,382	157
小野川	2,003	1,432	171
高橋川	172	78	9
城下川	63	46	5
湖心残流域	1,244	814	93
清明川	443	255	52
花室川	522	353	48
備前川	432	166	28
桜川	3,303	2,066	215
新川	650	233	36
西浦 境川	611	386	125
川尻川	74	71	18
一の瀬川	407	206	22
土浦人残流域	573	618	140
菱木川	225	164	39
恋瀬川	2,032	1,065	126
山王川	646	242	64
園部川	1,267	792	89
鎌田川	154	95	8
梶無川	287	159	19
高浜入残流域	358	208	32
西浦合計	19,085	10,831	1,496
雁通川	53	36	3
蔵川	146	84	6
大円寺川	55	38	6
山田川	155	95	7
北浦 武田川	132	95	7
巴川	985	664	60
鉾田川	663	380	32
大洋川	22	16	1
流川	104	48	6
北浦残流域	942	573	78
北浦合計	3,257	2,029	206
合計	22,342	12,860	1,702

じて求めることが行われるが、霞ヶ浦流域には大小 50 流の河川があり、そのうち 24 流に環境基準の類型指定 (BOD 2 mg/l 以下) がなされている。しかし、これらの多数の河川すべてに流達率は求められていない。そこで 50 河川のうちから図 3 のように水質の定期観測の行われている主要な 27 河川と 4 残流域については流入河川の水質と河川流量とから流達負荷量を求め、更にこの流達負荷量と排出負荷量とから流達率を求めることとした。

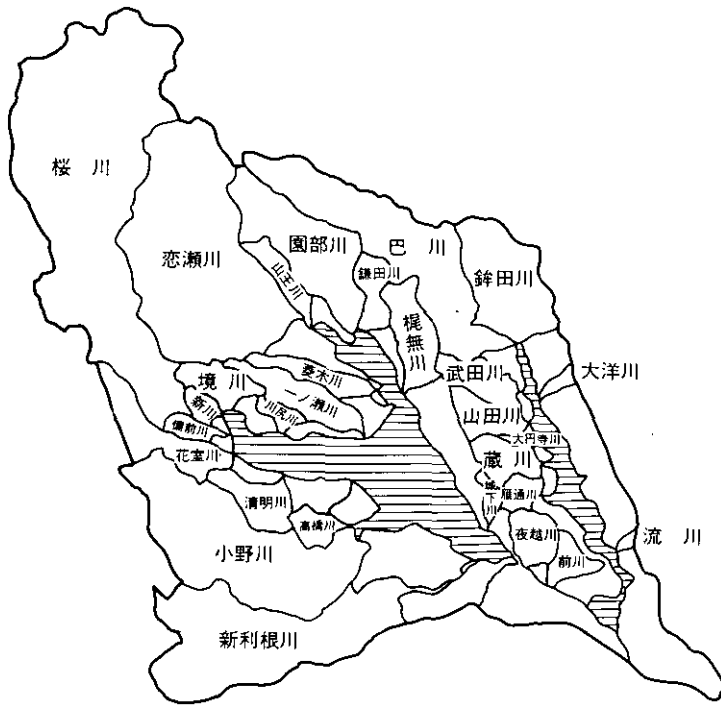


図 3 霞ヶ浦流域の河川別区分図

Fig. 3 Schematic representation of the basins of rivers in the watershed of Lake Kasumigaura

まず流入河川の水質であるが、茨城県では 28 河川について毎月 1 回、水質の定期観測を行っている²⁾。その観測データ一例として桜川の 1972 年から 1981 年までの水質変化(年平均値)を図 4 に示した。

この年平均水質に河川流量を乗じて流達負荷量を求めるわけであるが、水質観測時の流量は晴天時の比較的流量の少ないときのものであり、この流量では年間総流達負荷量の一部しか把握していないことになる。すなわち、降雨時の流量が年間流量のかなりの割合を占め、しかもそのときの流達負荷量が大きいことがいわれており、流達負荷量 (L) と流量 (Q) の間には $L=aQ^n$ の関係があるといわれている。海老瀬³⁾は恋瀬川をはじめ 4 河川について降雨時流達負荷量が定期観測から求めた年間流達負荷量の COD で 59~142%, T-N で 16~45%, T-P で 25~89% に達することを明らかにするとともに、降雨時も含めた観測結果から上記の式の係数として COD で $a=5 \sim 20$, $n=0.7 \sim 1.4$, T-N で $a=2 \sim 6.4$, $n=0.86 \sim 1.2$, T-P で $a=0.18 \sim 0.62$, $n=0.64 \sim 1.1$ の値を得ている。流量の変化に伴って水質も変化するが、ここでは定期観測の水質が降雨時においても変化しないものとして図 4 に示したような各河川の年平均水質に別途降雨量から

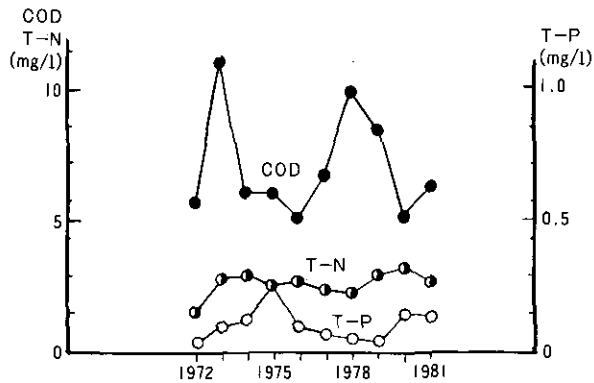


図 4 桜川の年平均水質

Fig. 4 Annual mean concentrations of COD, T-N and T-P in the Sakura River

求めた河川流量を乗じて流達負荷量を求めることとした。

河川流量については一部の河川について観測されているが公表データは乏しい。そこで建設省⁴⁾の求めた1972年における霞ヶ浦流入河川の降雨流出係数と霞ヶ浦流域内の気象観測所⁵⁾及び茨城県内水面水産試験場⁶⁾の降雨データとから、

$$\text{河川流量 (10}^3\text{m}^3\text{/y)} = \text{降雨量 (mm/y)} \times \text{流出係数} \times \text{流域面積 (km}^2\text{)}$$

によって河川流量を求めた。表3に流出係数を表4に降雨量を表5に河川流量を示した。なお、降雨量は河川の最寄の観測所の値を用いた。また流出係数のない河川と残流域については河川及び残流域をその流域の土地利用状況によってクラスター分析を行い、5グループに分類し、そのグループの流出係数の平均値を与えた。表3では()に示した流出係数とその推計値(平均値)である。クラスター分析は相関係数を用いた重心法により、水田(ハス田を含む)、畑地、林地・草地及び市街地の4者を変数とした。図5にクラスター分析によるデンドログラムとA~Eの5グループに属する河川及び残流域を示した。

このようにして霞ヶ浦へ流入する汚濁負荷量のうち河川を通しての流達負荷量を求め表6に示した。

さらに、鯉養殖に伴う負荷を養殖鯉の生産量に原単位COD 133.8 kg/t, T-N 53.4 kg/t, T-P 11.8 kg/t⁷⁾を乗じて算定し、降雨による負荷を茨城県の用いている降雨水質COD 1.28 mg/l, T-N 0.604 mg/l, T-P 0.027 mg/l⁸⁾と表4の降雨量とから求め、表6の河川からの流達負荷量と合わせて表7に示した。

表7の合計値が流入負荷量であるが1974年以降の西浦の流入負荷量を見ると鯉養殖に伴う負荷量が全体のCODで13%, T-N 12%, T-P 40%と大きな割合を占めており、ことにT-Pについては河川からの流達負荷量と同程度の負荷量となっている。鯉養殖に伴う流入負荷量のより正確

表 3 河川別流出係数⁴⁾
Table 3 Runoff coefficient

	河川	流出係数	
	新利根川	0.64	
	小野川	0.24	
	高橋川	(1.03)	
	湖心残流域	(0.53)	
	清明川	0.52	
	花室川	1.12	
	備前川	1.11	
	桜川	0.23	
	新川	1.11	
西浦	境川	0.52	
	川尻川	1.02	
	一の瀬川	0.50	
	土浦入残流域	(0.53)	
	菱木川	0.52	
	恋瀬川	0.44	
	山王川	1.11	
	園部川	0.46	
	鎌田川	0.47	
	梶無川	0.48	
	高浜入残流域	(0.41)	
	城下川	1.02	
		雁通川	0.95
		蔵川	0.96
	大門寺川	(0.51)	
	山田川	0.48	
比浦	武田川	0.96	
	巴川	0.43	
	鉾田川	0.49	
	大洋川	0.95	
	流川	1.05	
	北浦残流域	(0.99)	

() は推計値

表 4 年度別降水量^{5,6)} (単位: mm)
Table 4 Annual precipitation (1972-1981)

観測所	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
柿岡	1225	1185	1390	1501	1524	1386	1067	1419	1256	1160
美野里	1269	1222	1504	1356	1676	1526	1505	-	-	1153
鉾田	1373	1314	1388	1402	-	-	-	1480	1218	1147
土浦	1141	1063	1252	1245	1413	1127	868	1176	1187	1080
江戸崎	1500	1292	-	1337	-	-	1009	1316	1190	1265
鹿島	1454	1220	1435	1529	1438	1379	1100	1593	-	1262
館野	1208	1108	1288	1196	1595	1304	773	1275	1251	1187
玉造	1477	1119	1151	1348	1501	1300	971	1395	-	1380
竜ヶ崎	1418	1211	1348	1363	1604	1170	917	1255	1230	1177

表 5 年度別河川流量 (単位: $10^6\text{m}^3/\text{y}$)

Table 5 Annual flows of rivers into Lake Kasumigaura

河川	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
新利根川	138.4	118.2	131.6	133.0	156.6	114.2	89.5	122.5	120.0	114.9
小野川	51.2	45.4	48.7	47.9	60.3	49.3	33.7	49.0	46.2	46.3
高橋川	23.0	19.8	19.7	20.5	24.4	20.0	15.4	20.1	18.2	19.4
城下川	11.3	9.0	10.0	11.1	11.3	10.3	8.0	11.5	9.4	10.2
湖心残流域	93.6	78.0	85.9	92.7	104.2	86.8	65.8	91.9	84.9	87.9
清明川	18.3	16.2	17.4	17.1	21.5	17.6	12.0	17.5	16.5	16.6
花室川	50.7	46.5	54.1	50.2	67.0	54.8	32.5	53.6	52.5	49.9
備川	9.1	8.5	10.0	10.0	11.3	9.0	6.9	9.4	9.5	8.6
桜川	89.0	82.9	97.7	97.1	110.2	87.9	67.7	91.7	92.6	84.2
西浦 新川	10.7	10.0	11.8	11.7	13.3	10.6	8.2	11.1	11.2	10.2
境川	12.4	11.6	13.6	13.6	15.4	12.3	9.5	12.8	12.9	11.8
川尻川	10.0	9.4	11.0	11.0	12.4	9.9	7.6	10.3	10.4	9.5
一の瀬川	18.3	15.3	16.8	18.2	20.4	17.0	12.9	18.0	16.6	17.2
土浦入残流域	23.7	19.7	21.8	23.5	26.4	22.0	16.7	23.3	21.5	22.3
菱木川	15.7	13.1	14.4	15.6	17.5	14.6	11.0	15.4	14.2	14.8
恋瀬川	117.8	114.0	133.7	144.4	146.6	133.3	102.6	136.5	120.8	111.6
山王川	18.6	18.0	21.1	22.8	23.2	21.1	16.2	21.6	19.1	17.6
園部川	45.9	44.3	53.2	52.6	58.9	53.6	47.3	52.2	46.2	42.6
鎌田川	11.2	10.8	13.2	11.9	14.7	13.4	13.2	13.0	10.7	10.1
梶無川	20.6	17.6	19.9	20.3	23.8	21.2	18.6	20.9	18.3	19.0
西浦合計	805.1	721.3	819.9	840.6	956.7	793.3	606.2	817.6	765.8	739.3
雁通川	12.2	10.9	12.1	12.6	12.4	11.9	9.5	13.2	10.5	10.4
蔵川	22.2	19.9	22.2	23.0	22.6	21.7	17.3	24.1	19.1	18.9
大門寺川	4.2	3.8	4.2	4.4	4.3	4.1	3.3	4.6	3.7	3.6
山田川	13.3	12.7	13.5	13.6	14.6	12.6	9.4	14.4	11.8	11.1
北浦 武田川	26.2	25.1	26.8	28.7	24.8	18.5	28.3	23.3	21.9	
巴川	69.7	67.0	76.3	72.8	88.5	80.6	79.5	78.1	64.3	60.7
鋒田川	42.3	40.5	42.8	43.2	46.2	40.0	29.9	45.6	37.5	35.3
大祥川	4.9	4.7	5.0	5.0	5.4	4.7	3.5	5.3	4.4	4.1
流川	5.8	4.9	5.7	6.1	5.8	5.5	4.4	6.4	4.9	5.0
北浦残流域	134.2	120.2	134.0	139.1	136.5	130.9	104.4	145.9	115.6	114.4
北浦合計	355.0	309.7	342.3	346.6	365.0	336.8	279.7	365.9	295.1	285.4

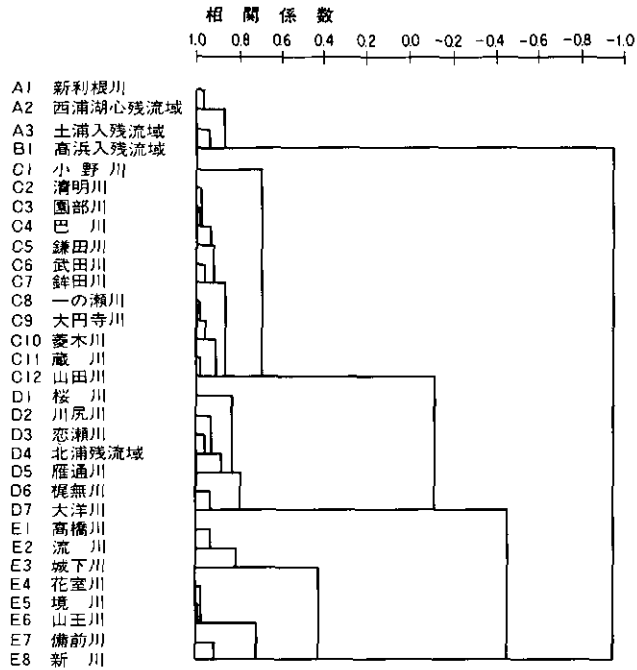


図 5 霞ヶ浦流入河川のクラスター分析による分類

Fig. 5 Cluster diagram of rivers in the watershed of Lake Kasumigaura based on 4 variables

表 6 河川流達負荷量 (単位: t/y)

Table 6 Annual load of pollutants from rivers into Lake Kasumigaura (1972-1981)

項目	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	
西浦合計	COD	7635.7	8201.3	7051.3	5958.5	7037.5	6196.1	4945.3	6476.5	5495.6	538330
	T-N	1592.5	1738.4	2478.0	2233.1	2669.6	2066.1	1760.5	2589.5	2735.7	2290.9
	T-P	85.4	69.3	138.2	342.7	136.1	79.7	51.5	89.2	176.7	183.8
北浦合計	COD	2019.2	1866.5	2106.9	2330.9	2684.6	2048.4	1645.0	2584.5	1906.9	1537.0
	T-N	317.7	308.9	729.7	632.3	771.9	725.1	541.6	778.0	849.7	686.0
	T-P	10.0	12.2	28.1	48.6	25.2	19.7	12.3	30.5	46.9	42.5

表 7 霞ヶ浦への年度別流入負荷量 (単位: t/y)

Table 7 Annual load of pollutants into Lake Kasumigaura (1972-1981)

項目	負荷分類	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
COD	河川流達負荷	7635.7	8201.3	7951.3	5958.5	7037.5	6196.1	4945.3	6476.5	5495.6	5383.0
	養殖負荷	207.1	327.6	803.7	974.9	985.3	907.8	1113.5	945.6	853.6	853.6
	降雨負荷	280.7	234.0	257.8	278.1	312.4	260.3	197.3	275.8	254.5	263.8
	合計	8123.5	8762.9	9012.8	7211.5	8335.2	7364.2	6256.1	7697.9	6603.7	6500.4
西浦 T-N	河川流達負荷	1592.5	1738.4	2478.0	2233.1	2669.6	2066.1	1760.5	2589.5	2735.7	2290.9
	養殖負荷	82.7	130.8	320.8	389.1	393.2	362.3	444.4	377.4	340.7	340.7
	降雨負荷	132.5	110.4	121.6	131.2	147.4	122.8	93.1	130.1	120.1	124.5
	合計	1807.7	1979.6	2920.4	2753.4	3210.2	2551.2	2298.0	3097.0	3196.5	2756.1
T-P	河川流達負荷	85.4	69.3	138.2	342.7	136.1	79.7	51.5	89.2	176.7	183.8
	養殖負荷	18.3	28.9	70.9	86.0	86.0	980.1	98.2	83.4	75.3	75.3
	降雨負荷	5.9	4.9	5.4	5.9	6.6	5.5	4.2	5.8	5.4	5.6
	合計	109.6	103.1	214.5	434.6	229.6	165.3	153.9	178.4	257.4	264.7
COD	河川流達負荷	2019.2	1866.5	2106.8	2330.9	2684.6	2048.4	1645.0	2584.5	1906.9	1537.0
	養殖負荷	9.5	24.6	185.7	149.3	133.7	183.9	155.9	104.9	107.9	107.9
	降雨負荷	56.2	50.3	56.1	58.2	57.1	54.8	43.7	61.0	48.4	47.9
	合計	2084.9	1941.4	2348.6	2538.4	2875.4	2287.1	1844.6	2750.4	2063.2	1692.8
北浦 T-N	河川流達負荷	317.7	308.9	729.7	632.3	771.9	725.1	541.6	778.0	849.7	686.0
	養殖負荷	3.8	9.8	74.1	59.6	53.4	73.4	62.2	41.9	43.1	43.1
	降雨負荷	26.5	23.7	26.5	27.5	26.9	25.8	20.6	28.8	22.8	22.6
	合計	348.0	342.4	830.3	719.4	852.2	824.3	624.4	848.7	915.6	751.7
T-P	河川流達負荷	10.0	12.2	28.1	48.6	25.2	19.7	12.3	30.5	46.9	42.5
	養殖負荷	0.8	2.2	16.4	13.2	11.8	16.2	13.8	9.3	9.5	9.5
	降雨負荷	1.2	1.1	1.2	1.2	1.2	1.2	0.9	1.3	1.0	1.0
	合計	12.0	15.5	45.7	63.0	38.2	37.1	27.5	41.1	57.4	53.0

な把握とともにその削減対策に力点を置く必要のあることを示している。

4. 将来排出負荷量

下水道整備、合併式浄化槽の普及といった生活排水対策や工場排水、畜産排水の規制などの富栄養化防止諸施策が講じられた場合の霞ヶ浦水質の変化を予測するためには、まず霞ヶ浦流域の将来の排出負荷量を算定する必要がある。将来の年次の取り方は任意であるが、霞ヶ浦条例に基づく“霞ヶ浦富栄養化防止基本計画”⁹⁾の計画目標年次が1990年であることから、この条例施行の効果を見ることもあって、ここでも1990年の排出負荷量を算定することとした。

すなわち、1990年の排出負荷量は表8に示したように、

(a) ; 霞ヶ浦条例等の汚濁負荷削減対策がなされず、下水道の整備のみがなされた場合、

(b) ; 生活排水が霞ヶ浦条例の適用を受け、含リン洗剤の使用が禁止され、また工場排水、畜

表 8 1990年の排出負荷量算出に当たってのフレーム(())は排水水質, 単位: mg/l

Table 8 Conditions for the estimation of pollutants load into rivers from their basins (1990)

区 分		(a) 現状で推移した場合	(b) 対策を実施した場合	(c) 対策を実施した場合	
生活排水	下水道	湖北流域下水道 (COD 10) (T-N 20) (T-P 1.0)	普及率 81.1% (COD 10) (T-N 15) (T-P 0.5)	普及率 81.1% (COD 10) (T-N 15) (T-P 0.5)	
		常南流域下水道	普及率 64.2%	普及率 91.6%	
		単独公共下水道	普及率 18.4% (COD 15) (T-N 20) (T-P 1.0)	普及率 18.4% (COD 15) (T-N 15) (T-P 1.0)	普及率 市町村毎全体計画 (COD 15) (T-N 15) (T-P 1.0)
	し尿浄化槽	合併浄化槽	(COD 30) (T-N 30) (T-P 5)	(COD 30) (T-N 20) (T-P 4)	(COD 20) (T-N 15) (T-P 2)
		単独浄化槽	(COD 90) (T-N 156) (T-P 14.3)	(COD 90) (T-N 156) (T-P 14.3)	—
	雑排水	排水量 180 l/人・日 (COD 175) (T-N 27) (T-P 5.3)	排水量 180 l/人・日 (COD 175) (T-N 27) (T-P 3.4)	—	
し尿処理施設	(COD施設毎) (T-N 99) (T-P 1.9)	(COD 20) (T-N 20) (T-P 1.9)	—		
工場排水	現在より63%増の負荷量	1980年と同じ負荷量	1980年と同じ負荷量		
畜産排水	豚 433,400 頭 牛 54,300 頭	1980年と同頭数	1980年と同頭数		
養殖排水	鯉生産量 7,187 トン (COD 133.8 kg/トン) (T-N 53.4) (T-P 11.8)	鯉生産量 5,000 トン (COD 133.8 kg/トン) (T-N 42.2) (T-P 11.8)	鯉生産量 5,000 トン (COD 133.8 kg/トン) (T-N 42.2) (T-P 11.8)		

産排水等の排出負荷量が現在のレベルで抑制されたとした場合,

(c); (b)の対策のほかに霞ヶ浦流域の生活排水をすべて流域下水道, 単独公共下水道(集落下水道)と合併式浄化槽で処理するとした場合

の3ケースについて算定し, 同じく1990年の流入負荷量, 湖内水質の予測をこの3ケースについて検討した。

4.1 生活排水

茨城県全体の1980年における人口には2,558,007人であり、そのうち687,300人が霞ヶ浦流域人口である。茨城県では1990年の県総人口を320万人¹⁰⁾；そのうち霞ヶ浦流域人口を1,013,500人¹¹⁾と予想している。

生活排水の排出は下水道、し尿浄化槽(合併式、単独)、くみ取り及び雑排水の無処理でなされている。表9に1990年における霞ヶ浦流域人口を河川流域別に上記の排出区分に応じて示した。

下水道は常南流域下水道、湖北流域下水道及び単独公共下水道の3者があるが、現在(1980年)の普及率はそれぞれ29.1%、7.2%、3.0%である。1990年における下水道普及率は茨城県の計画¹²⁾によれば常南流域下水道64.2%、湖北流域下水道81.1%、単独公共下水道18.4%であり、霞ヶ浦流域全体では現在の普及率10.3%を51.2%に高めることとなっている。

し尿浄化槽人口は年率10%で増加するとし下水道が普及するに伴って下水道区域内の浄化槽人口には下水道に組み込まれるものとして、

下水道が普及しないとした場合の1990年の下水道区域内浄化槽人口〔A〕=1980年の浄化槽人口 $\times 1.1^{10}$

下水道区域外の浄化槽人口〔B〕=〔A〕 $\times 0.1$

下水道が普及した場合の下水道区域内浄化槽人口〔C〕=〔(A) - (B)〕 $\times (1 - \text{下水道普及率})$

によって求めた。なお、合併式と単独の区分は現在の比率を用いた。

くみ取り人口は総人口から下水道人口と浄化槽人口を差し引いた人口であり、雑排水無処理放流人口は単独浄化槽人口にくみ取り人口を加えたものである。

このようにして求めた表9の排出区分別人口に表8に示した水量と水質濃度を乗じて生活排水からのCOD、T-N、T-P排出負荷量を表10に示した。

4.2 工場排水

霞ヶ浦流域内には水質汚濁防止法にかかわる工場・事業場が3,151か所あるが、このうち茨城県公害防止条例の排水基準の適用を受けるものは340か所である。1980年の工業製品出荷額は10,049.5億円であるが1990年には16,425.2億円と見積もられている¹³⁾。この出荷額の増加に比例して排出負荷量も増加するものとした。なお、1990年の排出負荷量で(b)及び(c)の対策を講じた場合は1980年の排出負荷量で抑えられているものとした。

4.3 畜産排水

霞ヶ浦流域内では養豚が盛んであり、1980年の養豚頭数は339,841頭であり牛も31,693頭飼育されている。茨城県では1990年における霞ヶ浦流域内の飼育頭数を豚433,400頭を予想している¹⁴⁾。

表 9 1990年の排出負荷量算出に当たってのフレーム(())は排水水質, 単位: mg/l
 Table 9 Conditions for the estimation of pollutants load into rivers from their basins (1990)

河川	総数	下水道	浄化槽			くみ取り	無処理放流
			計	合併	単独		
新利根川	120300	76000	3950	770	3180	40350	43530
小野川	109200	72100	3840	1220	2620	33260	35880
高橋川	8200	1500	1340	730	610	5360	5970
城下川	2100	400	80	0	80	1620	1700
湖心残流域	37800	7600	2060	1290	770	28140	28910
清明川	21100	17100	490	300	190	3510	3700
花室川	75300	55200	780	280	500	19320	19820
備前川	20900	17000	350	180	170	3550	3720
桜川	150200	41000	18320	3110	15210	90880	106090
新川	45400	36800	770	80	690	7830	8520
西浦 境川	27400	22200	470	170	300	4730	5030
川尻川	1600	800	70	0	70	730	800
一の瀬川	12200	9900	480	70	410	1820	2230
土浦入残流域	20200	15500	1100	370	730	3600	4330
菱木川	9200	7500	360	210	150	1340	1490
恋瀬川	74000	34800	5660	2750	2910	33540	36450
山王川	32100	26000	1620	200	1420	4480	5900
園部川	39400	17700	2660	870	1790	19040	20830
鎌田川	5800	1500	2400	890	1510	1900	3410
梶無川	9300	2800	2630	980	1650	3870	5520
高浜入残流域	10800	4400	590	440	150	5810	5960
西浦合計	832500	467800	50020	14910	35110	314680	349790
雁通川	2100	400	100	0	100	1600	1700
蔵川	3000	600	150	0	150	2250	2400
大門寺川	1100	100	140	0	140	860	1000
山田川	4200	100	1000	100	900	3100	4000
北浦 武田川	4200	0	1000	100	900	3200	4100
巴川	36500	9200	10560	9520	1040	16740	17780
鉾田川	20900	5000	5430	2450	2980	10470	13450
大洋川	400	0	240	100	140	160	300
流川	3900	700	900	330	470	2300	2870
北浦残流域	37000	3900	2740	930	1810	30360	32170
北浦合計	113300	20000	22260	13530	8730	71040	79770

1990年における排出負荷量は河川流域に対して1980年の飼育頭数の比率で配分した。なお、(b)、(c)のケースでは1980年と同頭数で抑えるものとした。

表 10 1990年における排出負荷量(単位:合計 kg/d, その他 g/d)

Table 10 Daily estimated load of pollutants into rivers from their basins (1990)

ケース	項目	生活排水	工場排水	畜産排水	農地等排水	し尿処理場	他河川から流入	合計
(a)	COD	13964688	1261748	3746200	49400	230540	1664900	20918.0
	T-N	3418909	638906	1414000	4328500	642393	320800	11034.1
	T-P	580708	440345	172800	468000	12329	25700	1699.8
西 浦 (b)	COD	13964688	782900	2496700	49400	129776	1664900	19088.5
	T-N	3394618	374800	938500	4328500	129776	320800	9486.9
	T-P	390555	269100	64300	468000	12329	25700	1229.8
(c)	COD	1627705	782900	2496700	49400		1664900	6621.4
	T-N	1773705	374800	938500	4328500		320800	7736.4
	T-P	182745	269100	64300	468000		25700	1009.9
(a)	COD	3136223	45199	1601600	4800			4787.8
	T-N	1016688	18522	555300	1045900			2636.4
	T-P	154011	12481	41200	77200			284.7
北 浦 (b)	COD	3136223	27500	1142700	4800			4311.1
	T-N	967522	11300	389600	1045900			2414.4
	T-P	106210	7700	15400	77200			206.5
(c)	COD	363912	27500	1142700	4800			1538.9
	T-N	463691	11300	389600	1045900			1910.4
	T-P	42078	7700	15400	77200			142.4

4.4 農地等排水

茨城県¹³⁾では1975年からの10年間に農用地0.7%増、森林・原野4%減、宅地28%増という地目、用途区分面積割合の目標値を示しているが、ここでは1990年の土地利用は1980年と変わらないとし、排出負荷量も現状と変化しないものとして算定した。

4.5 総排出負荷量

生活排水をはじめとする霞ヶ浦流域の1990年における総排出負荷量を(a)、(b)、(c)の3ケースについて求め表10に示した。表2の1980年における排出負荷量と比較するとケース(a)では、西浦の河川流域で各項目について1980年の排出負荷量よりも増加している流域と減少している流域が相半ばしているが、北浦ではすべての河川流域で全項目において増加している。しかし、(c)のケースではほぼ全河川流域、全項目で1990年の排出負荷量が著しく減少している。また、西浦での総排出負荷量をみると(a)では全項目とも1980年と同じかやや増加しているが、(b)では少し減少し(c)では激減している。特にCODは(c)のケースで1980年の排出負荷量の約1/3まで減少している。これは下水道による生活排水の排出負荷量が1980年の12%と著しく減少していることによる。

一方北浦では(a)のケースで下水道計画がないため全項目において1980年の排出負荷量を大きく上回っている。しかし、(b)、(c)と順次減少し、(c)のケースでは下水道によって生活排水の排出負荷量が減少するためCODが1980年の1/2以下に低下している。ただT-Nは1980年の10%が減少するのみである。

このように排出負荷量のうち生活排水によるものが大きな割合を占めており、その対策が霞ヶ浦の富栄養化防止、汚濁防止に欠くことができないことがわかる。しかし、表8のように下水道、し尿浄化槽ともに放流水のT-N、T-PがCODに比べて高く、言い替えれば削減率が小さく、1990年におけるCODの排出負荷量に比べてT-N、T-Pの排出負荷量がそれほど減少していない。更に高度な処理を行うかダイバージョンを行うなどの対策が必要であることを示している。

5. 将来流入負荷量

1990年における霞ヶ浦への流入負荷量のうち河川からの流達負荷量は表2の1980年における排出負荷量と表6の同じく1980年流達負荷量とから流達率を求め、この流達率と1990年における排出負荷量とから算定した。

流達率はクラスター分析によって分類した土地利用の類似したA~Eの5グループについて求め表11に示した。さらに、この流達率を用いて算定した河川からの流達負荷量と鯉養殖による負荷及び降雨による負荷(すなわち1990年における流入負荷量)を西浦と北浦とに分けて(a)、(b)、(c)の3ケースについて表12に示した。

なお、鯉養殖による負荷は茨城県¹¹⁾の推定(削減予定)をしている年間生産量5000tを現状比率で西浦4,400t、北浦600tとし表8の原単位を用いて計算した。また(b)、(c)のケースでは、T-Nは飼料の改善で負荷原単位を42.2kg/tとした。霞ヶ浦における網いけすによる鯉養殖は1965年から始められ、その後増加の一途をたどり1978年をピークに最近やや減少気味であり、1980年

表 11 グループ別流達率(負荷量の単位:t/y)

Table 11 Ratio of pollutants load into Lake Kasumigaura from rivers to pollutants load into rivers from their basins

グループ名	COD			T-N			T-P		
	排出 負荷量	流達 負荷量	流達率	排出 負荷量	流達 負荷量	流達率	排出 負荷量	流達 負荷量	流達率
Aグループ	1321.0	1068.0	0.81	504.5	216.0	0.43	57.5	14.4	0.25
Bグループ	130.6	105.8	0.81	75.8	49.4	0.65	11.5	4.2	0.37
Cグループ	2345.5	1884.3	0.80	1520.7	1260.3	0.83	176.2	56.4	0.32
Dグループ	2106.8	1420.7	0.67	1245.1	737.2	0.59	139.4	33.9	0.24
Eグループ	1168.4	1139.3	0.98	566.1	535.9	0.95	11.8	60.8	0.54

表 12 1990年における霞ヶ浦への流入負荷量(単位:t/y)

Table 12 Annual estimated load of pollutants into Lake Kasumigaura (1990)

負荷分類	COD			T-N			T-P		
	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)	(a)	(b)	(c)
河川流達負荷	5938.0	5425.9	1899.4	2619.5	2246.9	1834.5	203.1	145.8	122.3
湖北流域下水道	226.2	226.2	226.2	452.5	339.4	339.4	22.6	11.3	11.3
西浦 養殖負荷	853.6	588.7	588.7	340.7	185.7	185.7	75.3	51.9	51.9
西浦 降雨負荷	254.5	254.5	254.5	120.1	120.1	120.1	5.4	5.4	5.4
西浦 合計	7272.3	6495.3	2968.8	3532.8	2892.1	2479.7	306.4	214.4	190.9
河川流達負荷	1325.9	1194.4	432.6	730.0	668.5	534.3	30.6	22.4	15.3
北浦 養殖負荷	107.9	80.3	80.3	43.1	25.3	25.3	9.5	7.1	7.1
北浦 降雨負荷	48.4	48.4	48.4	22.8	22.8	22.8	1.0	1.0	1.0
北浦 合計	1482.2	1323.1	561.3	795.9	716.6	582.4	41.1	30.5	23.4

の西浦の生産量は6,380 t, 北浦は807 tである。

また, 1990年の降雨に伴う流入負荷量は表7の1980年の負荷量と同じとした。

表12からCODの流入負荷量は1980年に比べて(c)のケースで大きく減少していることがわかる。しかし, T-N, T-Pは(a), (b), (c)の順に減少しているが(c)のケースでも1972年, 1973年の流入負荷量まで減少していないことを示している。

6. 霞ヶ浦の水質予測

富栄養化した湖沼の流入負荷量に対する湖内水質の予測は, 多くの場合窒素, リン濃度, 水温, 日射量などを変数とした藻類の増殖モデルと湖流などによる拡散, 移流, 沈降といった水理学的モデルを組み合わせた富栄養化のシミュレーションモデルによって行われるが, ここでは簡単に過去及び現在の流入負荷量と湖内水質の関係性を求めこれによって将来の流入負荷量に対する湖内水質を予測するトレンド方式によった。

湖の水質項目としては環境基準項目であるCODをとったが, 湖内のCODは河川等を通して流入する陸域由来(鯉養殖, 降雨も含む)のCODとT-N, T-Pによる藻類増殖に由来するCODとから成っている。したがって, ここでは陸域由来のCODをCOD_iとし藻類由来のCODをCOD_pとして,

$$T-COD = COD_i + COD_p$$

によって湖内のCOD(T-COD)を予測することとした。

まず, COD_iは茨城県の水質観測結果のうち西浦については湖心の, 北浦については釜谷沖の各

年度のCODの最低値(COD_{min})と、その時のクロロフィルa(chl-a)から

$$COD_i = COD_{min} - (chl-a) \times 0.01$$

によって求めた。またCOD_pは年平均T-CODからCOD_iを差し引いた値とした。

このようにして求めた西浦、北浦のCOD_iとCOD_pを表13に示した。年平均値で見れば、西浦・北浦ともに藻類由来よりも陸域由来のCOD(COD_i)の方が大きく、西浦は5 mg/l前後、北浦は4 mg/l前後となっている。湖内CODと流入負荷量との関係についてはCOD_iは流入するCOD負荷量に、COD_pは流入するT-N、T-Pの負荷量によるとしてT-Nが制限因子となる場合とT-Pが制限因子となる場合の両者について求め次式を得た。

西浦：

$$COD_i = 0.00031 \times (\text{COD 流入負荷量}) + 2.53$$

$$COD_p(\text{T-N 制限}) = 0.0003 \times (\text{T-N 流入負荷量}) + 1.26 (\text{T-N} \leq 2,562 \text{ t/y})$$

$$COD_p(\text{T-N 制限}) = 0.0033 \times (\text{T-N 流入負荷量}) - 6.42 (\text{T-N} > 2,564 \text{ t/y})$$

$$COD_p(\text{T-P 制限}) = 0.0135 \times (\text{T-P 流入負荷量}) + 0.21$$

北浦：

$$COD_i = 0.00073 \times (\text{COD 流入負荷量}) + 2.38$$

$$COD_p(\text{F-N 制限}) = 0.00003 \times (\text{T-N 流入負荷量}) + 2.69$$

$$COD_p(\text{T-P 制限}) = 0.0097 \times (\text{T-P 流入負荷量}) + 2.23$$

さらに、これらの式に表12の1990年における流入負荷量を代入して、1990年の湖内水質(COD)を求め表13に示した。T-N制限とT-P制限の場合のCODを平均すると西浦は(a)のケースで9.6 mg/l、(b)のケースで7.7 mg/l、(c)のケースで5.9 mg/lとなる。なお、表14には湖北流域下水道からの放流水をダイバージョンした場合のCODも示したが西浦全体の水質としては大きな改善は望めそうにないようである。また、北浦については(a)6.1 mg/l、(b)6.0 mg/l、(c)5.4 mg/lであり防止対策の結果は顕著に表れていない。

表 13 COD_iとCOD_p

Table 13 Annual mean concentrations of COD_i and COD_p in Lake Kasumigaura (1973-1981)

	項 目	1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981
西 浦	COD _i	5.9	5.5	4.0	2.7	6.3	4.7	6.2	4.3	4.2
	COD _p	2.0	1.0	3.0	3.9	0.5	6.0	5.0	4.5	3.6
北 浦	COD _i	4.9	3.8	4.3	4.9	3.4	6.3	4.5	3.0	3.8
	COD _p	2.9	1.8	3.3	1.1	2.5	2.5	4.0	4.1	2.0

表 14 霞ヶ浦の将来水質予測 (COD) (単位: mg/l)

Table 14 Annual mean concentration of COD in Lake Kasumigaura at 1990

項 目		T-N制限	T-P制限
西 浦	(a)	10.02	9.13
	(b)	7.66	7.65
	(c)	5.46	6.24
西 浦 (diversion)	(a)	8.45	8.75
	(b)	6.50	7.42
	(c)	5.29	6.02
北 浦	(a)	6.17	6.07
	(b)	6.05	5.87
	(c)	5.50	5.25

7. まとめ

茨城県の行政、調査資料を中心として1990年の霞ヶ浦の水質を(a)、下水道整備のみ、(b)、下水道整備、霞ヶ浦条例による規制及び工場排水、畜産排水、鯉養殖による負荷量の現状固定、(c)、(b)に加えて生活排水の完全な処理(合併式浄化槽と集落下水道)の三つの対策別にトレンド方式で予測した。

その結果、西浦については下水道の整備が計画どおりに進捗するかどうか疑問も残るし、茨城県の掲げている1990年にCOD 6 mg/lを達成することは容易なことではないと思われる。また、霞ヶ浦は著しく富栄養化しておりその防止対策が緊急の課題であることはもちろんであるが、西浦では陸域由来のCOD (COD_l)が5 mg/l前後もあり、その削減も重要であることが指摘できる。このことは排出COD負荷量のうち62%を生活排水が占め、また畜産排水が15.5%を占めていることから明らかである。下水道整備のほかに生活排水、畜産排水などの小規模で流域内に散在している汚濁負荷源の削減対策が陸域由来のCODの減少に極めて大きな意味を持っている。

さらに、流入負荷量のうちT-Pの負荷量の40%を鯉養殖に伴う負荷が占めているという結果を得たが、その詳細な調査と負荷削減対策が必要である。また、ここではふれなかったが底泥の影響も明らかにする必要がある。

引用文献

- 1) 地域開発コンサルタント(1982):汚濁負荷削減計画策定調査報告書.
- 2) 茨城県(1972~1981):公共用水域の水質測定結果.
- 3) 海老瀬潜一(1981):霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価. 国立公害研究所研究報告, 第21号, 130 p.
- 4) 村岡浩爾(1981):霞ヶ浦の水収支. 国立公害研究所研究報告, 第20号, 103-119.
- 5) 水戸地方気象台(1972~1981):茨城県気象月報.
- 6) 外岡健夫(1981):玉造における気象観測結果. 茨城県内水面水産試験場調査報告, 第18号, 162-169.
- 7) 浜田篤信ら(1979):網生資養殖の負荷量の算定と対策. 茨城県内水面水産試験場調査報告, 第16号, 45-63.
- 8) 茨城県(1981):霞ヶ浦長期水質予測調査報告書, (EX都市研究所).
- 9) 茨城県(1982):霞ヶ浦富栄養化防止基本計画.
- 10) 茨城県(1980):第2次茨城県民福祉基本計画.
- 11) 茨城県水質審議会(1981)霞ヶ浦の水質浄化の方策について(中間答申).
- 12) 茨城県土木部(1978):茨城の下水道.
- 13) 茨城県(1977):茨城県土地利用計画.

II-6

富栄養化が都市用水供給に及ぼす経済的影響の評価

**Economic Evaluation of Eutrophication Effects on Municipal
Water Supply**

萩原清子¹・中杉修身²・北畠能房²・内藤正明²

Kiyoko HAGIHARA¹, Osami NAKASUGI²

Yoshifusa KITABATAKE² and Masaaki NAITO²

Abstract

Eutrophication effects on municipal water supply are considered from the viewpoint of both supply side and demand side.

On the supply side the benefits of water quality improvement are measured by means of so-called cost saving approach. The annual data from 1973 to 1981 obtained from three municipal water supply plants which withdraw water from Lake Biwa and employ the water treatment of rapid sand treatment system. The cost function is statistically estimated in terms of the data on cost of chemical additives and water quality. Then a benefit is calculated in terms of cost saving, which naturally underestimates the true benefits of water quality improvement.

On the demand side the decrease of the averting behavior of consumers are considered to be one indicator of the benefits of water quality improvement. So, survey questionnaires are undertaken in two comparative regions; one region consists of the city of Tsuchiura and the town of Ami and the other region consists of the city of Ohts. The consumers in the first region receive the municipal water from Kasumigaura municipal water supply plant which withdraw water from Lake Kasumigaura and the consumers of the second region receive the municipal water from Yanagasaki and Zeze municipal water supply plants which withdraw water from Lake Biwa.

The survey results show that 1) the ratio of people taking various forms of averting behavior is higher in Tsuchiura and Ami than in Ohts and 2) the relationship

-
1. 昭和55年度～国立公害研究所客員研究員 (立正大学経済学部 〒141 東京都品川区大崎4-2-16)
Reseach Collaborator of the National Institute for Environmental Studies.
Present Address: Faculty of Economics, Rissho University, Osaki, Shinagawa, Tokyo 141, Japan.
 2. 国立公害研究所 総合解析部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
System Analysis and Planning Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

between water quality and averting behavior is judged to be significant in the first region in terms of χ^2 test. Therefore, if we may transform the data on averting behavior into averting expenditure, we can calculate the benefits of the water quality improvement on the demand side in terms of the changes in averting expenditure.

1. はじめに

水域環境の利用としては、水の利用（フローの利用）、水塊の利用（ストックの利用）、水辺の利用（ストックの利用）、水位差の利用、浄化機能の利用が考えられる（中杉ら, 1982）。湖などの閉鎖性水域の利用としては、上記のストックの利用であるレクリエーション（釣、水泳、ボート等）のように直接、水に接して利用する形態、フローの利用である工業用水、都市用水、漁業等のように水を何らかの生産のために利用する形態と浄化及び貯留機能の利用である廃物の捨て場として利用する形態が考えられる。図1は湖の利用形態を図示したものである。

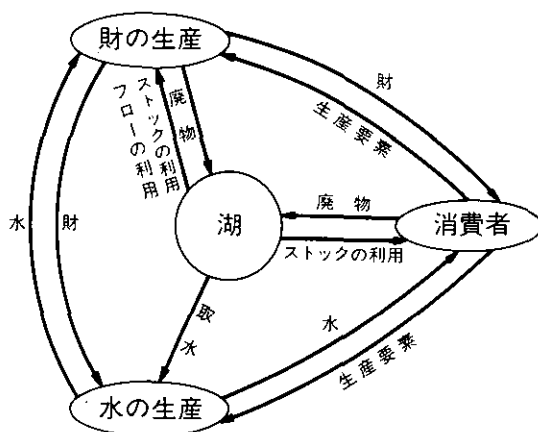


図 1 湖の利用形態

Fig. 1 Schematic view of utilization for a lake

本研究は、この中の都市用水としての利用に湖水質の悪化（富栄養化）が及ぼす影響を評価しようとするものである。都市用水供給への水質悪化の経済的影響の定量化の研究は非常に少なく（OECD, 1982）、また、それらは水質の悪化が浄水生産費用と家庭内の水使用機器への影響について扱っているのみで、水消費者の効用関数に及ぼす影響を明示的には扱っていない。そこで、本研究は水質悪化の都市用水の利用に及ぼす影響を供給側と需要側の両面から考察する。特に、霞ヶ浦と琵琶湖を水源とする浄水場及びそれら各浄水場より用水の供給を受けている土浦市・阿見町と天津市の住民を対象に影響の考察を行う。

2. 分析の枠組

都市用水供給への原水水質の悪化の影響はまず第1に供給側において、安全で飲料に適した水を提供し、また通常の処理では除くことのできない物を処理するための費用が上昇するという形で現れてくる。第2に需要側（消費者）において、供給された水のまずさや不快なにおいを除くための負担や水道水に含まれている物質による水使用機器（パイプ、湯沸器等）への損害、長期的な健康への影響といったものが考えられる。

図2は湖から需要者への水の流れを示している。湖を水源とする浄水場の費用関数は次のように表される。

$$C = C(X, r_1, \dots, r_k, Q) \quad (1)$$

ただし、 X は水生産量、 r_1, \dots, r_k は K 種の生産要素の市場価格、 Q は湖の水質を表している。ここで Q は実際にはいくつかの水質項目と藻類の種類や数で表される値である。(1)式より $\partial C / \partial X$ は限界費用である。

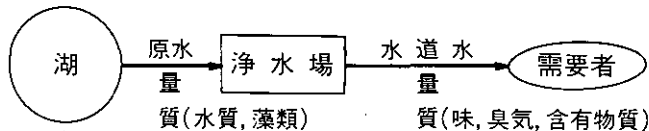


図 2 都市用水供給における供給と需要

Fig. 2 Flow diagram of supply and demand for municipal water supply

萩原ら（1981）で述べたように原水水質変動の影響の側面としては、浄水処理方式の変更、取水地点の変更、浄水生産に必要な資源エネルギー量の変化が考えられる。この中で浄水処理方式の変更と取水地点の変更については長期的観点からのみ考察可能である。

一方、水質基準を満足する上水を一定量生産するために必要な資源エネルギー量の変化については長期・短期の両観点からの考察が可能である。この場合には、(1)式の r_1, \dots, r_k の変化による C の変化を考慮することになる。

取水地点の変更は、原水水質の悪化により現行の処理システムでは水質基準を守れないために、より良い原水を求めて行われるものである。なお、遠隔地の水源から導水する場合には、輸送費用も考慮しなければならない。

浄水処理方式の変更は一般に緩速ろ過方式①急速ろ過方式②急速ろ過方式(活性炭処理を併用)といった形態がとられている。この中、②については水質の悪化によるものと考えられる。一方、①については、量の要求によって処理能力の大きい急速ろ過方式に変えられる場合と原水水質の悪化によって薬品処理を行わなければならないために急速ろ過方式に変えられる場合がある。

原水水質が悪化するにつれて沈殿池で投入される塩素、硫酸バンド、バック等薬品量は多くなる。さらに、かび臭等が発生すれば活性炭処理も行わなければならない。また、藻類等により、ろ過池が目詰まりしやすく、表面洗浄や逆流洗浄の回数を多くする必要がある。このように原水水質の悪化により処理薬品量や洗浄ポンプの電力量が増大する。

また、藻類等の増加に伴う発生汚泥量も経済的影響として考慮しなければならない。これらの影響は、'cost-saving' アプローチ (Freeman, 1975) により、水質が Q_1 から Q_2 へと変化するときの費用の変化

$$C = \int_{Q_1}^{Q_2} \frac{\partial C}{\partial Q} dQ \quad (2)$$

として求められる。

以上は、都市用水の利用を供給側からみたものであったが、次に、需要側をみることにする。

消費者の効用に与える影響の経済的評価は、通常、消費者余剰の概念を用いて行われる (Freeman, 1975 ; Feenberg & Mills, 1980 等参照) が、この評価法を簡単に説明する。

今、代表的消費者の効用関数が次式で表されるものとする。

$$U = U(X, Q') \quad (3)$$

ただし、 X は私的財のベクトル ($X = x_1, \dots, x_i, \dots, x_n$) であり、水使用量も含まれる。 Q' は水道水の味や臭気や含有物質を表す水質を示している。

消費者の予算制約式は

$$\sum_i p_i x_i = M$$

と表される。ただし、 M は所得であり、 p_i は財 x_i の価格である。すると、効用最大化の双対として、ある一定の効用水準 (U^0) を満たすという制約の下で支出 ($\sum_i p_i x_i$) を最小にすることが考えられる。この最小問題の解として次のような支出関数が得られる。

$$E(P, Q, U^0) = M \quad (4)$$

ただし、 P は私的財の価格ベクトル ($P = p_1, \dots, p_i, \dots, p_n$) である。

(4)式より所与の P, U^0 に対して Q の限界支払意思額あるいは限界需要価格 W は次のように表される。

$$W = -\partial E / \partial Q = -E_Q(P, Q, U^0) \quad (5)$$

それゆえ、 Q が Q' から Q'' へと変化することが代表的消費者に与える経済的影響は、

$$B = - \int_{Q'}^{Q''} E_Q(P, Q, U^0) dQ \quad (6)$$

で表される (Freeman, 1979)。

しかしながら、支出関数を定量的に求めることは難しい。また、臭いや味に対する消費者の選好は定量化が困難であるが、においや味を除くためになされる行為 (浄水器を付ける等、例えば x_i で表される) を考慮することにより選好を定量化 ((5) 式の W を求める) することができるであろう (Freeman, 1979)。そこで、本研究では、この回避行動 (averting behavior) を把握することとする。

さらに、消費者への影響として、健康への影響を考慮しなければならないが、この点に関しては、死亡率や疾病率と水質との疫学的関係の解明の必要性や人の生命をどのように評価するかという非常に大きな問題がある (Feenberg and Mills, 1980 ; OECD, 1982 ; Freeman, 1975)。しかしながら、本研究ではこの問題は扱わないこととする。

3. 供給側での影響

3.1 浄水場の状況 (萩原ら, 1982)

霞ヶ浦浄水場は全国の浄水場の中では、富栄養化がかなり進行した湖を水源とする浄水場の一つとみなされる。そして、水利用上の影響としては藻類の増殖に伴う pH 値の上昇による凝集沈殿処理への障害、ろ過池の閉そく及び異臭味の発生等が考えられる。処理方式としては、粒状活性炭ろ過池を有する急速ろ過処理が行われている。このような浄水管理に影響を及ぼす藻類として、ろ過池を詰まらせるケイ藻類の *Melosira*, *Synedra* や緑藻類の *Closterium*, 異臭の原因となるラン藻類の *Oscillatoria*, *Microcystis*, *Phormidium* の存在が認められている。

大津市の浄水場 (柳ヶ崎浄水場, 膳所浄水場, 堅田浄水場) の原水で昭和 26 年から 54 年の間に増加傾向のみられるものは、硬度、塩素イオン、硝酸性窒素、一般細菌数、過マンガン酸カリウム消費量等である。最近 (昭和 47 年から 54 年) に限ってみれば、硬度、塩素イオン、過マンガン酸カリウム消費量、濁度、色度、鉄、亜硝酸性窒素等に増加がみられる。一方、藻類としてはにおいと関連で、*Phormidium* や *Uroglena* が問題となっている。図 3 は臭気発生日数を図示したものであるが、昭和 53 年頃より異臭味が顕著となっている。そこで、活性炭の投入も昭和 53 年頃から多くなってきている。春にはケイ藻類の *Synedra* が多く、沈殿効果を低下させる。また、夏には、緑藻類の *Closterium*, *Pediastrum*, ラン藻類の *Phormidium* が多くなり、沈殿効果の低下やろ過障害を起こす。霞ヶ浦で見られる *Microcystis* はあまり見られなかったが、56 年頃より増えてきた。また、*Anabaena* による水の華の形成が見られる。

図 4 と図 5 は霞ヶ浦浄水場と柳ヶ崎浄水場の代表的な水質項目の処理プロセスに沿った月平均水質変化を示している。図 4 と図 5 より、浄水処理で薬品の役割の大きいことがわかる。

なお、霞ヶ浦浄水場の 1 日最大給水量は、40000 m^3 (生活用水) である。また、データとしては、昭和 53 年 7 月から 54 年 3 月までの日データを使用した。大津市の柳ヶ崎浄水場 (1 日最大給水量 30000 m^3 (急速)), 膳所浄水場 (37500 m^3/d (急速)), 堅田浄水場 (7000 m^3/d (急速)), 昭和

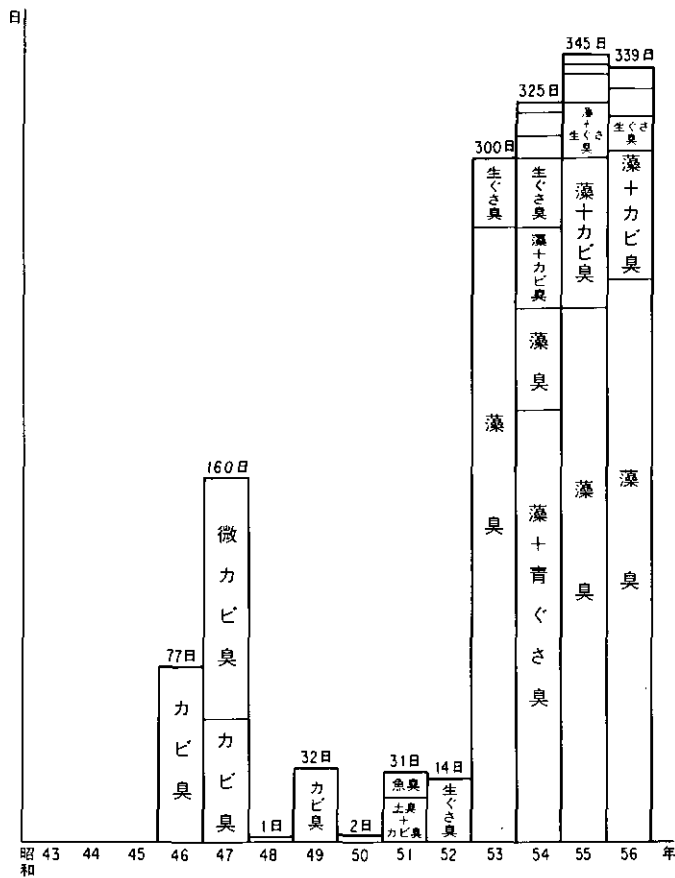


図 3 臭気発生日数

Fig. 3 Emission days of odor in Yanagasaki municipal water supply plant

55年7月に廃止)については、昭和43年から55年までの年データと昭和49年から55年(柳ヶ崎は56年)までの月データを使用した。

3.2 影響の定量化

霞ヶ浦浄水場、大津市の各浄水場とも原水水質の悪化による取水地点の変更は行われていない。ただし、霞ヶ浦浄水場については霞ヶ浦開発事業における補償工事の一環として取水地点を木原から移設しており、現在はかなり沖合(約200m沖)から取水している。

霞ヶ浦浄水場の処理方式は、先に述べたように粒状活性炭ろ過池を有する凝集沈殿急速ろ過方式であるのに対して、柳ヶ崎・膳所両浄水場では、緩速ろ過方式と活性炭処理を併用した凝集沈殿急速ろ過方式を並行して処理を行っている。このように、原水水質の悪化している霞ヶ浦浄水

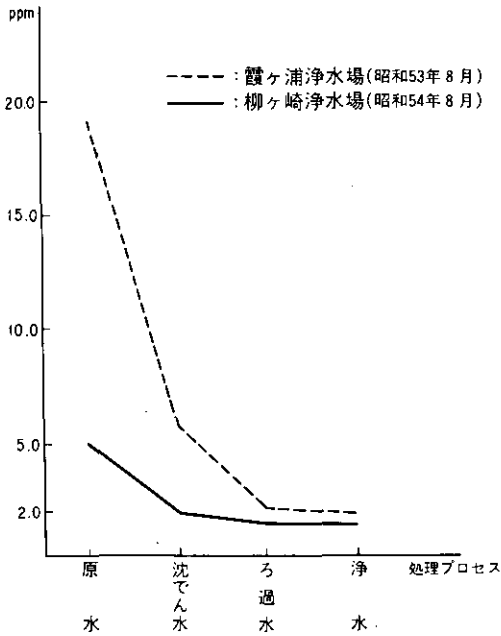


図 4 過マンガン酸カリウム消費量の変化

Fig. 4 Change of potassium permanganate

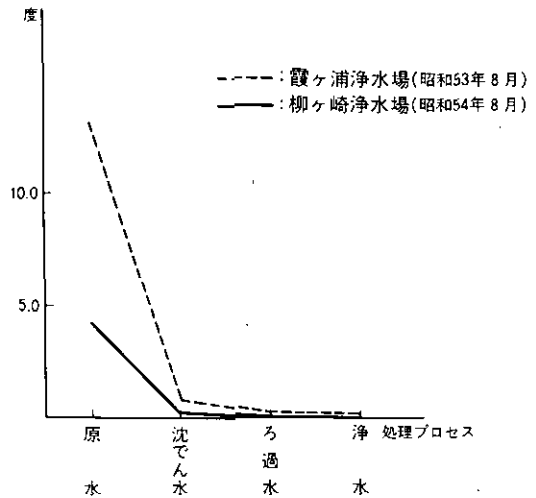


図 5 濁度の変化

Fig. 5 Change of turbidity

場では急速ろ過方式しか採用していないのに対して、霞ヶ浦浄水場に比べて原水水質の良い(図4と図5を参照せよ)大津市の浄水場は、緩速と急速ろ過方式を併用している。こうした点のみからは、霞ヶ浦と大津の浄水場の処理方式の違いは原水水質の悪化によるものと考えられる。しかしながら、大津の浄水場では緩速処理を急速処理とともに行っていることから、急速処理方式への移行は量の要求によるものと将来予想される原水水質の悪化によるものと考えられる。また、急速処理は時代の趨勢だとする見方がある一方で、大津では臭気の問題から緩速処理方式が見直されてもいる。したがって、霞ヶ浦浄水場と大津の浄水場の処理方式の違いが原水水質の違いによるものと判断することはできなかった。このため、薬品・エネルギー量に対する富栄養化影響の定量化を行った。

都市用水企業の限界費用曲線は図6の MC_1 あるいは MC_2 で表される。 MC_1 は水質改善前の限界費用曲線であり、 MC_2 は水質改善後の限界費用曲線である。また、価格は P_x に固定されていると想定する。

水質改善前の可変費用(薬品・エネルギー費)は、OBCXに囲まれた部分で表され、改善後の可変費用は、OADXに囲まれた部分で表される。このとき、水質改善による影響は、(2)式より、ABCDで囲まれる部分(図6の斜線部分)、すなわち水質改善前と改善後の可変費用の差で表すことができる。

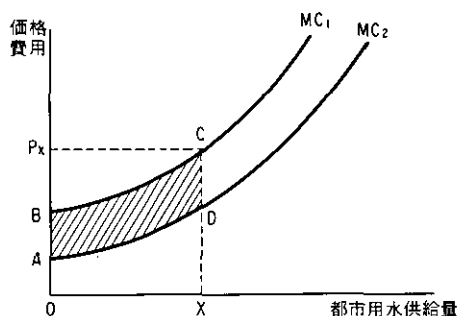


図 6 都市用水企業の限界費用曲線

Fig. 6 Marginal cost curve for municipal water supply plant

霞ヶ浦浄水場の月平均原水水質と単位生産量当たり月平均薬品・エネルギー費を表1に示す(萩原ら, 1981)。なお, 原水水質として過マンガン酸カリウム消費量を選んだのは, 富栄養化の指標の一つとして用いられるCODと過マンガン酸カリウム消費量が関連を有するからである。すなわち, 一般に, COD値は過マンガン酸カリウム消費量の1/4と見積もられる。表1より, 短期間ながら費用の変動は見受けられ, 富栄養化現象が顕著となる夏期に費用が高くなっているのがうかがえる。表2には大津市の柳ヶ崎浄水場について単位生産量当たり年平均薬品・エネルギー費を示している。表1と表2を比較すると霞ヶ浦浄水場と柳ヶ崎浄水場の給水量(規模)はほぼ同じ(30,000~35,000 m³)であるが, 原水水質の差及び処理方式の差が単位生産量当たり費用の差となっているものと考えられる。なお, 計算に用いた単位は次のとおりである。バック: 39.6円/l, 硫酸バンド: 17円/kg, 塩素: 113円/kg, 活性炭: 260円/kg, 電気(夏(7・8・9月)): 17.25円/kWh, 電気(夏以外): 16.2円/kWhであり, すべて56年価格である。

霞ヶ浦浄水場についてはデータが9か月間と短期間のため, 以下は, 大津市の浄水場について計算した。

まず, 年平均薬品・エネルギー費用と原水水質の関係を求めたが, 有意な結果は得られなかった。これは, エネルギー費算定に含まれる表洗・逆洗が原水水質と無関係に行われていることによると考えられる。したがって, 単位生産量当たり年平均薬品費, C , と原水水質の関係式を求めると以下ようになる。 Q は過マンガン酸カリウム消費量である。なお, 計算に用いたデータを表3に示す。

$$C = -0.455 + 0.822 \ln Q \quad (7)$$

$$(-1.336) \quad (4.066)$$

$$R^2 = 0.610, F = 16.529, n = 30$$

ただし, 括弧内の数値は t -値である。 n はサンプル数である。

表 1 霞ヶ浦浄水場の原水水質と月平均薬品エネルギー費

Table 1 Quality of raw water and average monthly cost of energy and chemical additives at Kasumigaura municipal water supply plant

月	項目 過マンガン酸カリウム 消費量 (ppm)	費用 (円/m ³)
7	13.4	13.8
8	19.1	18.0
9	19.2	12.5
10	17.9	8.4
11	16.5	*
12	15.2	*
1	13.0	10.8
2	11.7	11.2
3	13.5	12.4

* : データ欠如

表 2 柳ヶ崎浄水場の原水水質と年平均薬品・エネルギー費の経年変化

Table 2 Annual change of quality of raw water and average annual cost of energy and chemical additives at Yanagasaki municipal water supply plant

年度	項目 過マンガン酸カリウム 消費量 (ppm)	費用 (円/m ³)
49	3.9	5.92
50	4.4	6.44
51	4.0	5.76
52	4.5	5.57
53	5.4	5.59
54	5.9	6.79

(7)式は、生産規模を一定として(1)式を $C/X=C(Q)$ の形で求めたものである。原水水質の変動範囲 (2.6 ppm~5.9 ppm) では費用関数は凹である。上式の当てはまりがそれ程良くないのは、最近、顕著になってきた異臭を取り除くために活性炭が多量投入され費用が高くなってきているにもかかわらず、この異臭を過マンガン酸カリウム消費量が必ずしも的確に反映しないからであると考えられる。この異臭は、藻類の種類に依存し、いわゆる臭気濃度の平均値には反映されにくい。

仮に、この式により、大津市の浄水場の月平均過マンガン酸カリウム消費量の最小値、2.0 ppm (堅田, 54年4月) を用いて費用を求めてみると、0.17 円/m³となる。柳ヶ崎浄水場の昭和54年度の年平均費用は2.21 円/m³であるから、年平均原水水質が昭和54年度の5.9 ppmから2.0 ppmへと改善されると、2.04 円/m³の費用節減となる。柳ヶ崎浄水場の1日最大給水量は30,000 m³で

表 3 薬品費と原水水質

Table 3 Cost of chemical additives and quality of raw water

年度	浄水場	堅田浄水場		柳ヶ崎浄水場		膳所浄水場	
	項目	Q	C	S	C	S	C
43		2.6		3.1		3.5	0.77
44		2.9	0.37	3.5		4.2	0.66
45		3.4	0.42	3.3		4.3	0.88
46		5.5	0.48	4.4		5.5	0.94
47		3.6	0.50	4.8		5.4	0.92
48		4.6	0.54	4.4	0.64	4.5	0.87
49		3.7	0.64	3.9	0.92	4.2	0.96
50		3.4	0.72	4.4	1.02	4.9	0.95
51		3.6	0.75	4.0	0.89	4.3	0.01
52		3.8	0.81	4.5	0.95	4.9	1.07
53		3.6	0.78	5.4	1.01	5.5	1.02
54		4.8	0.96	5.9	2.21	5.9	0.95

あるから年間では、約2,200万円の費用節減となる。大津市の昭和54年の給水原価(萩原ら, 1981参照)は55円/m³であるから、3.9ppmの水質改善は給水原価を約4%押し下げることになる。

4. 需要側での影響

消費者が上水道を利用する際により良い水質を求めて行う行動から消費者の水道水の質に対する選好を把握することができるであろう。そこで、本研究ではアンケート調査によって消費者の回避行動をとらえることを試みた。

4.1 調査の概要

都市用水供給への富栄養化の影響を需要者の側からとらえようとするのがこの調査の目的である。すなわち、上水の水質を需要者がどの程度意識しているか。その意識が何らかの具体的行動として表されているか。そして、需要者は上水の使用に際して、水量と一定の水質基準を満たした使用量に対して水道料金を支払う以外にどのような費用負担(貨幣的並びに非貨幣的)を行っているかどうかを調べようとするものである。

質問項目は大きく分けて、1)上水源、2)上水の質、3)水利用の際の行動形態、4)意見(供給体制、水道料金)、5)需要者の属性、である。

調査は地域住民が日常生活で上下水道の利用やレクリエーションを通して「水」についてどのように感じているかを「水に関する意識調査アンケート」の形で行われた。この調査は下記の要

領で実施された。実査段階及び調査データの磁気テープ化に関する作業は、株式会社センチュリー・リサーチセンタに委託して行われた。

(1) 調査の要領

- (i) 対象地域：霞ヶ浦を水源とする霞ヶ浦浄水場の給水区域内の土浦市と阿見町並びに琵琶湖を水源とする柳ヶ崎浄水場、膳所浄水場、堅田浄水場の給水区域内の大津市
- (ii) 調査対象：対象地域の世帯の主婦あるいは主婦代わりの人
- (iii) 対象数：土浦市は24,594世帯、阿見町は5,441世帯、大津市については64,500世帯
- (iv) 標本数及び抽出方法：各対象地域について住民票からの無作為抽出により、標本数は1,000（土浦：450、阿見：100、大津：450）
- (v) 調査方法：訪問留置法
- (vi) 調査時点：昭和58年3月4日～3月12日

(2) 回収結果

アンケート調査票の有効回収数（回収率）は土浦市は328（72.9%）、阿見町は68（68.0%）、大津市は327（72.7%）である。回答者の世帯主職業構成はいずれの市・町も会社員・公務員の割合が多く60～70%を占めているが、阿見町では農業の割合（22.1%）の高いのが目立っている。居住年数については、各市町とも比較的居住年数が長く、「生れてからずっと」と「11年以上」を合わせると土浦市で63.7%、阿見町が64.4%、大津市が68.5%となる。住居型式については、土浦では83.2%が一戸建、阿見町では91.2%、大津市では77.4%が一戸建となっている。月額的生活費（光熱水道、衣食、雑費）に関しては、いずれの市町も10～20万円の世帯が過半数を占めている。

4.2 調査結果の考察

土浦市・阿見町・大津市の対象地区は上水道区域内にあるが、まず第1に上水（飲料水、炊事、洗濯、風呂などの水）に何を使っているかを調べた。表4はその結果を示している。この結果より大津市では9割以上が上水道を使用しているのに対して土浦市では5割強、阿見町では4割となり逆に井戸水の利用者が6割近くを占めている。

次に、上水道の利用者が上水の質に関してどのように認知しているかを調べた結果を表5と表6に示す。なおについては、8割近くの人が何らかのにおいを感じており、特に土浦と阿見は大津に比べてたびたびにおいと答えた人が多くなっている。

また、においの種類については、土浦では、塩素臭（23.4%）、なんとなくにおう（13.4%）、かなげ臭、あおくさ臭（各々10.5%）の順、阿見では、塩素臭（16.5%）、あおくさ臭（10.1%）の順、大津では、塩素臭（26.4%）、かび臭（16.3%）、なんとなくにおう（13.4%）の順となって

表 4 上水源

Table 4 Forms of water use in households

種類	地区名		
	土 浦	阿 見	大 津
上 水 道	204	29	311
簡 易 水 道	22	4	11
井 戸 水	135	41	7
そ の 他	0	1	0
わ か ら な い	1	0	2

注) 複数の利用世帯があるので合計値はサンプル数と一致しない

表 5 におい

Table 5 Frequency of perception for odor in city water

	土 浦	阿 見	大 津
たびたびにおう	46 (22.5)	11 (37.9)	34 (10.9)
時々におう	105 (51.5)	11 (37.9)	172 (55.3)
ほとんどない	44 (21.6)	7 (24.1)	92 (29.6)

() 内の数字は上水道使用世帯中の割合 (%)

表 6 にごり

Table 6 Frequency of perception for turbidity in city water

	土 浦	阿 見	大 津
たびたびあった	15 (7.4)	7 (24.1)	17 (5.5)
たまにあった	120 (58.8)	18 (62.1)	110 (35.4)
な かつ た	63 (30.9)	4 (13.8)	179 (57.6)

() 内の数字は上水道使用世帯中の割合 (%)

いる。これは霞ヶ浦では青くさ臭を発臭する *Oscillatoria*, *Closterium* 等が比較的多くみられるのに対し、琵琶湖ではカビ臭を発臭する *Phormidium*, *Synedra* 等が比較的多いものと関連があると考えられる。

次いで、水を使うときに何らかの行動を行っているかどうかを調べた結果を表7に示す。また、なぜそのようなことをしているのかその理由を表8に示す。理由で衛生上不安だからという世帯の多いのが目立っている。

さて、表4より土浦と阿見は給水区域内にありながら井戸水を使用している世帯が多い。そこで、現在は水道を主としている世帯、あるいは全然使用していない世帯(井戸水を使用)で表7の6.水道水以外の水を使っていると答えた者についてクロス集計を行うと表9のようになる。土浦では井戸水使用世帯の中で46世帯すべてとは言えないまでも上水道の質に満足しないで水道水以外の水(井戸水)を使用している世帯が3割近くになることになる。また阿見についても2割強の井戸水使用世帯は上水道の質に満足しないで井戸水を使用しているものとみなせうである。理由を見ると土浦・阿見とも衛生上不安だからということで水道水ではなく井戸水を使用し

表 7 a 水利用時の行動 (土浦)

Table 7a Various behaviors at the time of water utilization in Tsuchiura

	い つ も			時 々			めったに やらない
	10年以上 前から	5~6年 前から	ここ 2~3年	10年以上 前から	5~6年 前から	ここ 2~3年	
1. 朝方や長く水を使わなかった後には しばらく水を出しっぱなしにする	39 (11.9)	31 (9.5)	27 (8.2)	12 (3.7)	9 (2.7)	18 (5.5)	74 (22.6)
2. 生水は飲まないようにする	20 (6.1)	12 (3.7)	20 (6.1)	6 (1.8)	8 (2.4)	15 (4.6)	78 (23.8)
3. 湯ざましを使う	13 (4.0)	4 (1.2)	17 (5.2)	3 (0.9)	8 (2.4)	10 (3.0)	84 (25.6)
4. 浄水器を使う	10 (3.0)	10 (3.0)	18 (5.5)	0 (0.0)	4 (1.2)	6 (1.8)	72 (22.0)
5. ミネラルウォーターを使う	1 (0.3)	1 (0.3)	0 (0.0)	0 (0.0)	4 (1.2)	2 (0.6)	78 (23.8)
6. 水道水以外の水を使っている (井戸水を使うとか井戸水をわけてもらう)	37 (11.3)	7 (2.1)	6 (1.8)	0 (0.0)	1 (0.3)	4 (1.2)	48 (14.6)
7. その他	0 (0.0)	3 (0.9)	2 (0.6)	0 (0.0)	1 (0.3)	3 (0.9)	18 (5.5)

() 内の数字は全世帯中の割合 (%) (表 7 b, 7 c についても同様)

表 7 b 水利用時の行動 (阿見)

Table 7b Various behaviors at the time of water utilization in Ami

	い つ も			時 々			めったに やらない
	10年以上 前から	5~6年 前から	ここ 2~3年	10年以上 前から	5~6年 前から	ここ 2~3年	
1. 朝方や長く水を使わなかった後には しばらく水を飲まないようにする	6 (8.8)	5 (7.4)	6 (8.8)	3 (4.4)	1 (1.5)	3 (4.4)	19 (27.9)
2. 生水は飲まないようにする	5 (7.4)	3 (4.4)	2 (2.9)	0 (0.0)	3 (4.4)	2 (2.9)	17 (25.0)
3. 湯ざましを使う	2 (2.9)	2 (2.9)	1 (1.5)	2 (2.9)	2 (2.9)	2 (2.9)	15 (22.1)
4. 浄水器を使う	2 (2.9)	2 (2.9)	3 (4.4)	0 (0.0)	1 (1.5)	1 (1.5)	14 (20.6)
5. ミネラルウォーターを使う	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (1.5)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	16 (23.5)
6. 水道水以外の水を使っている (井戸水を使うとか井戸水をわけてもらう)	9 (13.2)	6 (8.8)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	8 (11.8)
7. その他	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	3 (4.4)

表 7 c 水利用時の行動（大津）

Table 7c Various behaviors at the time of water utilization in Ohtsu

	い つ も			時 々			めったに やらない
	10年以上 前から	5～6年 前から	こ こ 2～3年	10年以上 前から	5～6年 前から	こ こ 2～3年	
1. 朝方や長く水を使わなかった後には しばらく水を出しっぱなしにする	85 (26.0)	32 (9.8)	27 (8.3)	7 (2.1)	8 (2.4)	12 (3.7)	106 (32.4)
2. 生水は飲まないようにする	98 (30.0)	24 (7.3)	22 (6.7)	12 (3.7)	10 (3.1)	9 (2.8)	85 (26.0)
3. 湯ざましを使う	55 (16.8)	10 (3.1)	13 (4.0)	15 (4.6)	7 (2.1)	7 (2.1)	112 (34.3)
4. 浄水器を使う	5 (1.5)	0 (0.0)	3 (0.9)	2 (0.6)	0 (0.0)	1 (0.3)	179 (54.7)
5. ミネラルウォーターを使う	4 (1.2)	1 (0.3)	2 (0.6)	1 (0.3)	0 (0.0)	3 (0.9)	178 (54.4)
6. 水道水以外の水を使っている (井戸水を使うとか井戸水をわけてもらう)	9 (2.8)	0 (0.0)	0 (0.0)	1 (0.3)	0 (0.0)	1 (0.3)	162 (49.5)
7. その他	2 (0.6)	0 (0.0)	2 (0.6)	0 (0.0)	0 (0.0)	0 (0.0)	79 (24.2)

表 8 行動の理由

Table 8 Grounds for various behaviors

	土 浦	阿 見	大 津
1. 衛生上不安だから	99 (22.7)	18 (20.9)	163 (36.5)
2. 水をおいしくするため	94 (21.6)	14 (16.3)	52 (11.7)
3. 子供や病人の健康のため	32 (7.3)	3 (3.5)	64 (14.3)
4. においをけすため	78 (17.9)	10 (11.6)	55 (12.3)
5. その他	31 (7.1)	7 (8.1)	16 (3.6)

ている世帯が多い。

井戸水を使用するために、既に以前から井戸がある場合は別として新たに井戸を掘る場合にはかなりの費用負担になるであろう。次いで費用負担の多い行動は浄水器を使うということになる。浄水器を付けている世帯の理由を見ると(表10)、井戸水使用世帯(表9参照)に比べてにおいを

消すためという理由が多くなっている。

次に、おおいと何らかの行動とその理由についてクロス集計したのが表 11 である。表 8 あるいは表 11 からはおおいと行動の関連がとらえられないので、クラーマーの関連係数を計算してみると、土浦は 0.103、阿見は 0.335、大津は 0.094 となる。クラーマーの関連係数からみると、大津や土浦に比べて阿見は特に強い関連がある。

そこで、次に、各行動とにおいの関連を求めめるためににおいと各行動についてクロス集計を行い、各々について関連を求め、関連のあるものだけを表 12 に示す。この結果からは、阿見については全行動とにおいに関連があるのに対して、土浦ではにおいと生水を飲まないという行動だけ、大津ではにおいと生水を飲まない行動と浄水器を付ける行動に関連のあることがわかる。図 7 はこの関係を図示したものである。

5. おわりに

都市用水供給に与える富栄養化の経済的影響について供給側と需要側の両面から考察を行った。

供給側に関しては、“cost-saving”アプローチにより、水質の悪化（あるいは改善）による薬品費の増大（減少）として定量化した。原水水質の悪化による処理方式の変更が認められなかったことにより、可変費用である資源・エネルギー費のみを扱うことになり、結果的に短期分析となっている。その結果、例えば 3.9 ppm の水質改善は 2.04 円/m³ の費用節減となることがわかった。

需要側に関しては、回避行動を把握するためにアンケート調査を行った。その結果、琵琶湖に比べて水質の悪い霞ヶ浦浄水場の給水地区である土浦と阿見でこの行動が顕著であることが分かった。

供給側での費用節減額を求めたときには、供給量を一定と考えている。しかし、アンケート調査により水道水を利用できるのに井戸水を使用している世帯が見受けられることなどから、水質の改善は水道水の供給増となると考えられる。また、回避行動は私的負担でなされているが、このような回避行動をとらなくてもすむ水質の水を供給するためには公的負担が必要となってくる。したがって、供給側と需要側を結びつけて富栄養化の経済的影響を評価することが必要であり、今後の課題である。

最後に、本研究では人々の健康への影響並びに水施設（家庭内）への影響については考察しなかった。しかしながら、人体への影響をどのように把握するかということが最も大きな問題として残されている。

謝 辞

データの収集並びに処理過程の説明に関して大変御世話になった大津市企業局の方々、また、調査に御協力下さった世帯の方々に深く感謝いたします。

表 9 井戸水使用世帯の行動とその理由

Table 9 Behaviors and grounds for behaviors for households using well water

土 浦	上水道を使っていない			上水道と井戸を併用			計
	10年以上前から いつも	5～6年前から いつも	ここ2～3年 いつも	10年以上前から いつも	5～6年前から いつも	ここ2～3年 いつも	
水道水以外の水を使っている理由	20	8	2	15	0	1	46
1.衛生上不安だから		7			6		
2.水をおいしくするため		9			9		
3.子供や病人の健康のため		1			0		
4.においをけすため		1			4		
5.その他		4			2		
阿 見	上水道を使っていない			上水道と井戸を併用			計
	10年以上前から いつも	5～6年前から いつも	ここ2～3年 いつも	10年以上前から いつも	5～6年前から いつも	ここ2～3年 いつも	
水道水以外の水を使っている理由	5	4	0	2	2	0	13
1.衛生上不安だから		3			1		
2.水をおいしくするため		1			3		
3.子供や病人の健康のため		0			0		
4.においをけすため		0			2		
5.その他		1			1		

表 10 浄水器使用時期と理由

Table 10 Beginning time of using a water purifier and grounds for using it

		土浦	阿見	大津
10年以上前から	いつも	7	1	5
5～6年前から		5	2	0
ここ2～3年		15	3	2
10年以上前から	時々	0	0	2
5～6年前から		4	1	0
ここ2～3年		4	0	1
理由				
1.衛生上不安だから		11	4	6
2.水をおいしくするため		27	2	5
3.子供や病人の健康のため		4	1	4
4.においをけすため		20	4	6
5.その他		1	2	0

表 11 においと行動とその理由

Table 11 Correlation between frequency of perception for odor and various behaviors and grounds for behaviors

行動	土 浦				阿 見				大 津			
	たびたび	時々	ほとんどない	合計	たびたび	時々	ほとんどない	合計	たびたび	時々	ほとんどない	合計
1	26	57	20	103	4	8	5	17	23	96	39	158
2	15	42	6	63	2	5	3	10	23	104	39	166
3	10	23	5	38	2	4	2	8	13	60	22	95
4	10	23	6	39	5	1	1	7	3	5	1	9
5	2	3	2	7	0	1	0	1	2	7	1	10
6	7	18	6	31	2	4	0	6	0	5	0	5
7	2	4	0	6	0	1	0	1	0	2	1	3
合計	72	170	45	287	15	24	11	50	64	279	103	446
理由												
1	16	40	13	69	2	2	4	8	17	93	31	141
2	14	37	12	63	3	4	1	8	5	31	7	43
3	5	11	3	19	1	2	0	3	9	28	15	52
4	25	38	3	66	5	3	0	8	12	31	6	49
5	2	9	4	15	2	1	3	6	3	6	6	15

表 12 においと行動の関連

Table 12 Correlation between frequency of perception for odor and various behaviors

(1) においと生水 (土浦)

生水	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		15	42	6
いいえ		31	63	38

Cr=0.160

(2) においと生水 (阿見)

生水	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		2	5	3
いいえ		9	6	4

Cr=0.197

(3) においと湯ざまし (阿見)

湯ざまし	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		2	4	2
いいえ		9	7	5

Cr=0.126

(4) においと浄水器 (阿見)

浄水器	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		5	1	1
いいえ		6	10	6

Cr=0.277

(5) においと水道以外の水 (阿見)

水道以外の水	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		2	4	0
いいえ		9	7	7

Cr=0.234

(6) においと出しっぱなし (阿見)

出しっぱなし	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		4	8	5
いいえ		7	3	2

Cr=0.25

(7) においと生水 (大津)

生水	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		23	104	39
いいえ		11	68	53

Cr=0.131

(8) においと浄水器 (大津)

浄水器	におい	たびたび	時々	ほとんどない
はい		3	5	1
いいえ		31	167	91

Cr=0.123

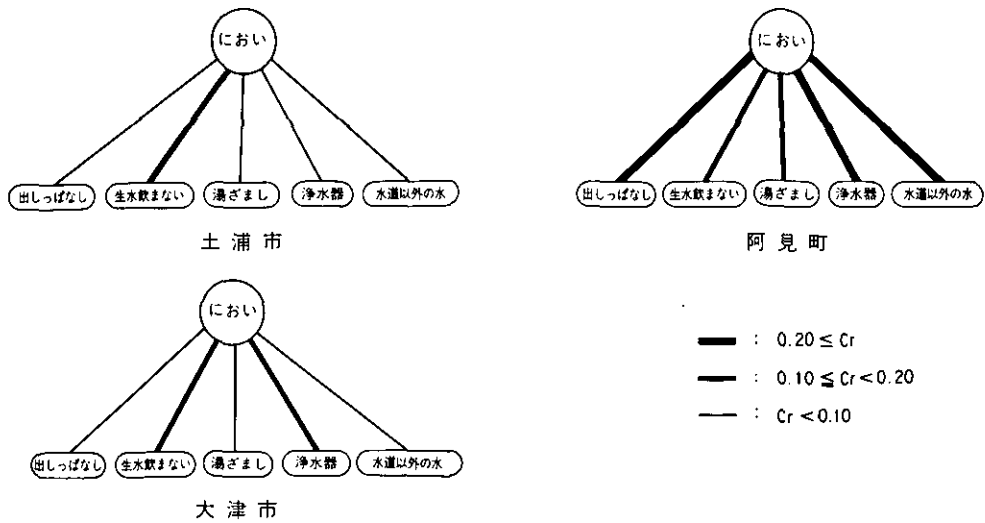


図 7 においと行動

Fig. 7 Correlation between frequency of perception for odor and various behaviors

引用文献

- Feenberg, D. and E. S. Mills (1980) : Measuring the Benefits of Water Pollution Abatement. Academic Press.
- Freeman III, A. M. (1975) : A survey of the techniques for measuring the benefits of water quality improvement. Cost Benefit Analysis and Water Pollution Policy (Peskin and Seskin, Eds.), The Urban Institute.
- Freeman III, A. M. (1979) : The Benefits of Environmental Improvement, Theory and Practice. Johns Hopkins Univ. Press for Resources for the Future.
- 萩原清子・北畠能房・中杉修身・内藤正明 (1981) : 浄水生産に与える富栄養化の経済的影響の予備的解析. 国立公害研究所研究報告, 第24号, 17-26.
- 萩原清子・北畠能房・中杉修身・内藤正明 (1982) : 都市用水供給に与える富栄養化の経済的影響の考察. 第10回環境問題シンポジウム講演論文集.
- 中杉修身・西岡秀三 (1982) : 環境資源としての水域の評価. 第2回水資源問題シンポジウム講演論文集.
- OECD (1982) : Benefits of Environmental Policies as Avoided Damage. Summary, State of the Art and Conclusions, ENV/ECO/82.2.
- 天津市企業局浄水管理事務所水質試験所 (1980, 1982) : 水質試験成績表.
- 天津市企業局浄水管理事務所水質試験所 (1980, 1982) : 水源の水質状況.

II-7

霞ヶ浦における富栄養化防止の制度的・経済的側面*

**Institutional and Economic Aspects of Control of Eutrophication
in Lake Kasumigaura**

北 島 能 房¹

Yoshifusa KITABATAKE¹

Abstract

Lake environment is characterized by its multidimensional nature of water usages. In this paper, first, the institutional framework for water usages in Lake Kasumigaura is historically investigated, which puts legal or social constraints on the form of individual water usage such as flood control, water intake for agricultural, municipal and industrial water, fishery, land reclamation, aquaculture, and recreation. In the process of investigation, economic backgrounds for the rise and fall of individual water usage are explained.

Second, the effectiveness of current conservation measures such as emission control, land use control, and anti-pollution investments are evaluated in terms of the past achievements and the limitations of individual measure in conserving lake water quality.

Third, past researches on eutrophication-caused damages on consumption and production activities in Lake Kasumigaura are summarized for the case of aquaculture and municipal water supply. Especially, based on the study on aquaculture, an insurance scheme is introduced in the paper as a viable means to cope with the eutrophication-caused damage on cultured fish, which was once actually tried in Lake Kasumigaura by a private insurance company.

Finally, the paper discusses that even though individual water usage is lawful and agreeable with respect to the existing institutional framework, there are many evidences concerning the deterioration of lake water quality, and summarizes future tasks

* 本稿は、昭和58年1月17、18日に行われた特別研究「陸水域の富栄養化防止に関する総合研究」研究内容検討会で発表した論文を、討論者のコメントをもとに修正加筆したものである。討論者として詳細なコメントを寄せられた筑波大学橋本道夫教授、大阪大学盛岡 通助教授、茨城県環境局の加瀬林成夫氏に深謝する。ただし、本報告にありうべき一切の誤びゅうについての責任は筆者にあることは言うまでもない。

1. 国立公害研究所 総合解析部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Systems Analysis and Planning Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

for administrators and researchers.

1. はじめに

湖環境は、水ガメとしての用水供給機能だけでなく多様な機能をもっており、これら個々の機能の利用については、慣習をも含む各種の制度によって利用のための枠組が形作られてきた。

そこで本稿では、まず第1に、霞ヶ浦という湖環境の持つ多様な機能がどのように利用されてきたか、湖環境を保全しようとする試みはどのようになされてきたかを歴史的に整理することによって利用ないし保全行為を正当化してきた法律ないし施策の体系を明らかにするとともに、富栄養化防止という観点からみた問題点にも言及する。

第2に、個々の機能利用間にみられる相互作用や外部効果、特に、富栄養化影響の定量化に関する研究例を要約するとともに、こうした相互作用ないし富栄養化影響に対して地域社会がどのように対処してきたかに関して三つの事例を紹介する。

最後に、湖環境の保全に向けて今後検討するべき課題を整理する。

2. 湖環境の持つ多様な機能とその利用の変遷

地域社会によって利用の対象となる湖環境は多様な機能によって特徴づけられる。Havemanの研究¹⁾を参考にすると、機能は大別して4種類考えられる：1) 自然活動及び人間活動により発生する物質の拡散・貯留・同化、2) 人間活動に必要な原材料の供給、3) 人間及び他の生命体のために、生産の場ないし生活の場を提供する、4) アメニティー・サービスの提供。洪水調節機能や汚濁物質の堆積・分解といった機能は第1の機能に、利水や漁獲物の採り上げといったものは第2機能に、水浴といったレクリエーションの場とか、養殖のための湖水面の占用といった利用は第3の機能利用に対応している。第4の機能例としては、景観とか清冽な湖水面というオープンスペースの与える心理的満足感の提供といったものが考えられる。

これら諸機能の利用の多くについては、利用の枠組みが法制度等によって規定されており、その範囲内で市場経済が諸機能の利用水準に影響するという構造になっている。表1は霞ヶ浦を例にとって、治水、利水、漁業、場の利用（自然公園としての利用を含む）並びに環境保全努力が、主として明治から現在までどのようになされてきたかを、また、利用ないし保全の枠組を形作ってきた法律ないし施策は何かをまとめたものである。図1は、表1の参考として霞ヶ浦における開発状況をまとめたものである。

霞ヶ浦は西浦、北浦という二つの湖と鯉川及び常陸利根川（常陸川水門下流を除く）からなっている。西浦の面積は171 km²、最大水深7 m、北浦の面積は34 km²で最大水深10 mである。以下では、個々の湖環境機能の利用の経緯と実態及び問題点を、表1に則してまとめてみたい。

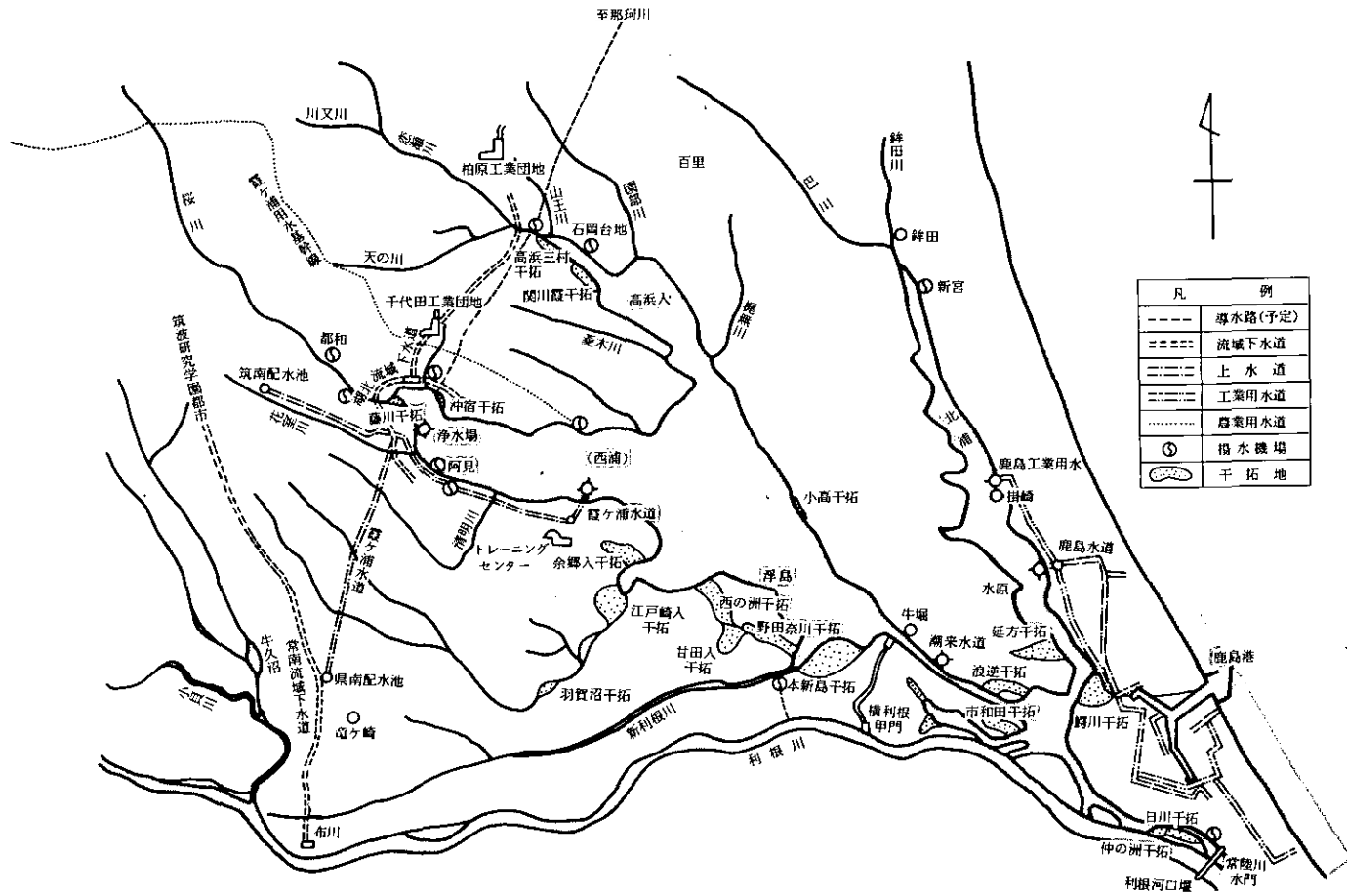


図 1 霞ヶ浦とその周辺の開発状況

(本図は茨城大学農学部霞ヶ浦研究会編「霞ヶ浦」所収の図を一部手直したものである。)

Fig. 1 Development of surrounding regions of Lake Kasumigaura

霞ヶ浦における富栄養化防止の制度的・経済的側面

表 1 霞ヶ浦と地域社会の係わりの変遷史

Table 1 History of interrelationships between Lake Kasumigaura and regional society

	1871	1876	1910	1921	1930	1935	1938	1941	1947	1948	1955	1958	1963.5	1964	1965
	M4	M29	M43	T10	S5	S10	S13	S16	S22	S23	S30	S33	S38	S39	S40
治水	扇切堀割の完成	河川法制定	大洪水 (高水工事のスタート) (洪水制御を主眼とする)	利根川改修工事の竣工	利根川改修工事の竣工	利根川大出水	洪水被害の甚大	洪水被害の甚大	利根川大出水	霞ヶ浦放水路事業 (P2.8に設定)	かんがい用水に塩害 (四年間)	ひば操作要領を定める 建設省・水門完成 常陸川・水門完成	利根川改修	霞ヶ浦が一級河川に指定される	
利水			利根川改修工事			増補計画				改修改定計画					
利水										国土総合開発法成立	工業用水法	計画・補償決定 利根川・補償決定 多目的ダム法	水資源開発促進法制定	水資源開発促進法制定	水資源開発促進法制定
漁業	折本重平氏が蝦夷鱈を改良 (上層曳き・レンジウオ)		帆曳き網の改良(底層曳き可能) (中層曳き・ワカサギ) 藤井伸之助氏が帆曳きを改良	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始	ワカサギ人工ふか放流(二期)開始
干拓															
繁殖・自然公園															
環境保全															

1966	1967	1969	1973.11	1974.4
S41	S42	S44	S48	S49
成陸川内門操作基準試案を作	河川となる霞ヶ浦の管理する	常陸川内門暫定操作に関する	翌年一月にかけて七日間雨	(この年霞ヶ浦用水への塩害)
1963	1964	1966	1969	1970
S38	S39	S41	S44	S45
常陸川地区が工費整備特別地	水ガメ化学事業のスタート	建設研究学術部市	霞ヶ浦工業用地	全霞ヶ浦の開発事業
1971	1973	1976	1979	1980
S46	S48	S51	S54	S55
水産試験場霞ヶ浦支所が	霞ヶ浦用水の需要量	霞ヶ浦用水の需要量	霞ヶ浦用水事業	利根川及び荒川水系の霞ヶ浦用水の供給
1966	1967	1968	1971	1972
S41	S42	S43	S46	S47.1
帆曳きより動力曳への	動力曳きの試験検査期間	動力曳きの試験検査期間	内水面漁運	内水面漁運
1974	1975	1978	1981	1983
S50.4	S50.4	S53.2	S56	S58
一部を残して漁業補償安堵	小割式養殖組合	北浦漁運	北浦に於ける帆曳き漁業の	北浦に於ける帆曳き漁業の
1967	1968	1970	1974	1979
S42	S43	S46	S49	S55
高浜入干拓の起工	羽根沼干拓の開始	米の八割を水田造成(行)	高浜入干拓の起工	高浜入干拓事業中止決定
1969	1973	1974	1978	1981
S44	S48	S49	S53.9	S56
水産試験場霞ヶ浦支所が	霞ヶ浦から全ての水浴場が	霞ヶ浦から全ての水浴場が	霞ヶ浦から全ての水浴場が	霞ヶ浦から全ての水浴場が
1972	1973	1974	1976	1979
S45	S48	S49	S51	S54
水質汚濁防止法公布される	霞ヶ浦北浦に環境基準設定	霞ヶ浦北浦に環境基準設定	霞ヶ浦北浦に環境基準設定	霞ヶ浦北浦に環境基準設定
1967	1968	1970	1973	1974
S42	S43	S46	S48	S49
高浜入干拓の起工	羽根沼干拓の開始	米の八割を水田造成(行)	高浜入干拓の起工	高浜入干拓事業中止決定
1979	1980	1982	1983	1984
S54	S55	S57	S58	S59
霞ヶ浦浄化センター(供用開始)	霞ヶ浦浄化センター(供用開始)	霞ヶ浦浄化センター(供用開始)	霞ヶ浦浄化センター(供用開始)	霞ヶ浦浄化センター(供用開始)

2.1 治水

霞ヶ浦の治水問題は、江戸湾に注いでいた利根の本流を常陸川を経て東流して銚子口から太平洋に注ぐような形に流路変更したときに始まる。この流路変更は徳川幕府によって立案され、1594年に忍（行田市）の城主松平忠吉によって着手されたものであるが、その後、初代備前守忠次以来の伊奈家（関八州郡代）三代にわたる大土木事業の末に1654年、4代将軍家綱の時代に完成をみたものである²³⁾。ところが、この工事の結果、霞ヶ浦は利根川の一大遊水池となった。このため洪水になると利根の流水は霞ヶ浦に逆流し、そのたびに沿岸地方に被害を与えたので、利根川からの逆流を防ぐことに治水の主眼がおかれていた。居切堀割川の開削も治水工事の一例である。これは北浦などにたまっている水をいち早く鹿島灘に放流するための堀割として、幕末に計画され、明治に入って完成を見たものである²⁴⁾が、治水面での効果はあまりなかった。

霞ヶ浦における治水対策が本格的にスタートしたのは明治29年の河川法公布以後である。河川法公布とともに、治水理念がそれまでの舟運の便を考慮した低水工事から洪水制御を主眼とする高水工事に転換した。これをうけて、危険箇所については兩岸を連続堤とする利根川改修計画が明治33年に立てられ、明治43年の大水害による計画改訂を経て、昭和5年に改修計画は竣工した。このように治水工事の主流が低水工事から高水工事に移ったことと、霞ヶ浦から利根川、隅田川を通して日本橋に至る舟運として明治10年に運航を開始した川蒸気船（通運丸）の人氣が、明治27年の総武鉄道（市川・佐倉間）開通、明治29年の常盤線（田端・土浦間）開通とともに陸蒸気にとって代わられたこと²⁵⁾とが、軌を一にしている。

霞ヶ浦を含む利根川の改修工事はその後も続けられたが、特に昭和22年の大洪水を契機として、昭和24年に利根川改修改定計画が定められ現在に至るも実施中である。この計画に基づいて常陸利根川の改修工事が行われ、昭和38年には利根川本川との合流点に常陸川水門が完成した。また、霞ヶ浦の湖岸堤工事も昭和42年に北浦の大洋村居合地先から着手され、現在は大半の工事が終わっている²⁶⁾。

以上が霞ヶ浦における治水対策の歴史であるが、そのハイライトは昭和38年の常陸川水門（通称“逆水門”）の完成である。水門の役割は、必要に応じて水門を操作することによって、洪水の際の逆流防止、及び干ばつ時の農水や上水利用への塩害防止に役立てるものであった。

2.2 利水

第2次大戦後の我が国は領土面積の45%を失い、戦災により主要都市も主要生産設備も著しく荒廃していた。さらに、人口は終戦の2か年間に復員・引揚げ・ベビーブーム等により600万人も増加していた²⁷⁾。その後、食糧増産政策、鉄鋼・石炭・鉄道・電力といった産業に資源を重点的に投入するという政策の効果や、昭和25年に始まる朝鮮戦争による軍需景気などもあって、我が国経済は再び活力を取り戻すとともに都市の復興も着実に進展していった²⁷⁾。

このような我が国経済の復興とともに、工業・都市側からの水要求が顕在化してきたのである。

これに対応して、昭和31年の工業用水法、昭和32年の特定多目的ダム法、水道法といった都市用水関係の利水法が整備されるとともに、水資源開発行政が急テンポで展開されていった。すなわち、昭和36年に制定された水資源開発二法(水資源開発促進法、水資源開発公団法)によって、1)水資源開発水系が指定されて水系一貫の水資源開発という方向が制度化されるとともに、2)指定された水資源開発水系に対し、内閣が責任をもって水資源開発計画を立てること、3)事業主体の一元化が行われて水資源開発公団が設置されることになった。昭和37年には、水資源開発促進法によって利根川が指定水系になるとともに水資源開発基本計画が決定された。

一方、昭和35年の所得倍増計画をもって我が国が高度経済成長時代に入ってまもなくの昭和37年、昭和25年の国土総合開発法に基づいて、全国総合開発計画が策定された。全総は、拠点地域、拠点産業(重化学、鉄鋼、電力等の基幹工業)に公共投資を重点的に配分し、土地・水などの自然資源を工業のために有効に利用することによって、既成工業地帯の密集の弊害及び地域隔差の是正を図るといふ、拠点開発方式によって特徴付けられる。

昭和38年に全総に基づいて、拠点産業として(大量に水を使う)鉄鋼業を選んで鹿島工業地帯を造成するという決定がなされ、昭和41年に筑波研究学園都市の建設が始まるとともに、利水源としての霞ヶ浦の重要性がクローズアップされてきて、もともと治水対策として建設された常陸川水門を治水対策のかなめとして位置付けていくようになる。

このような背景を踏まえて、昭和42年に霞ヶ浦開発事業計画が立案されたのである。この事業は、常陸川水門の完全操作を行い、霞ヶ浦を淡水の貯水池化することによって、YP(+) 1.30 m からYP(±) 0.00 m までの約 2.6 億 m^3 の容量を活用して、新規毎秒 40 m^3 の水資源開発を促進することを主眼としたものである。霞ヶ浦開発事業計画は、昭和45年に全部改訂された利根川水系水資源開発基本計画に採用されることをもって正式にスタートした。事業の実施は法に基づいて水資源開発公団の担当となり、治水対策の一環として工事の進んでいた湖岸堤工事も公団が引き継いで行うことになった。

霞ヶ浦開発事業による開発水量(毎秒 40 m^3)の配分が決定したのは昭和51年4月である。茨城県への配分量は毎秒 34.3 m^3 で残りは千葉県、東京都分である。茨城県分の内訳は、上水道用水に 2.5 m^3 、工業用水に 16.6 m^3 、農業用水に 15.2 m^3 である⁹⁾。

昭和55年に入ると、前々から予想されていたことではあったが、昭和42年に起工されていた高浜入干拓事業が正式に廃止と決定された。干拓事業廃止によって生じた新規の利水量毎秒 3 m^3 を考慮して、霞ヶ浦開発事業の変更と、新たに霞ヶ浦用水事業の追加が決定されたのは昭和55年3月28日である。霞ヶ浦用水事業は、もともとは、昭和33年に茨城県西南部地域を襲った大干ばつの経験に基づいて立案されたものであったが、霞ヶ浦、利根川及び鬼怒川から用水を取水し、県西南部の32市町村に対する農業用水、水道用水及び工業用水を合わせて供給する総合用水事業である。昭和55年3月に正式決定された霞ヶ浦開発事業による開発水量は毎秒 42.92 m^3 である。茨城県への配分量は 37.23 m^3 で、残りは東京都(1.5 m^3)と千葉県(4.19 m^3)分である。茨城県

分の内訳は、上水に 2.5 m^3 、工水に 16.6 m^3 、農業用水に 18.13 m^3 であるが、工水のうちの 1.06 m^3 と農業用水のうちの 8.848 m^3 は霞ヶ浦用水分である。

霞ヶ浦開発事業による開発水量のうち、上水、工水の取水量の経年変化⁹⁾を示したのが図2である。上水の取水量は増加の傾向にあるが、工業用水については再利用が進んだこともあって、鹿島工水の取水量は昭和50年以降減少してきている。ちなみに、昭和54年時点の取水量は日量約 28 万 m^3 ($3.24 \text{ m}^3/\text{s}$)で給水能力の約3分の1、また霞ヶ浦開発事業で予定している工業用水(茨城県分) $16.6 \text{ m}^3/\text{s}$ の五分の1以下となっている。

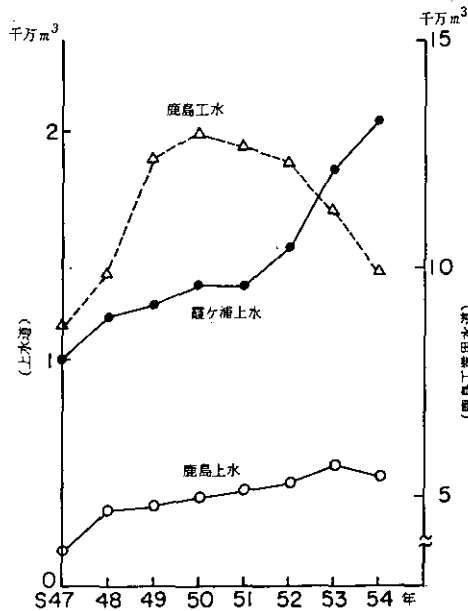


図 2 上工水の取水量

Fig. 2 Intake of municipal and industrial water from Lake Kasumigaura

農業用水の供給に期待されている役割は、これとセットにして実施される土地改良事業を通じて、霞ヶ浦水系に広がる広大な洪積台地を生産性の高い近代農業経営に転換することであるが、その成否は、農業用水の管理を実際に担当する土地改良区の管理能力にあるとみられている¹⁰⁾。さらに農業用水の供給に関して特徴的なことは、霞ヶ浦開発事業の実施の過程で、特に湖岸堤の造成によって使用できなくなった既存の用水施設(樋門、樋管、導水路、揚水機など)の更新の過程で慣行に基づく農業水利権が河川法に基づく許可水利権に切替えられている²⁾。こうしたことは、一方では、取水量等の内容が明確でない慣行水利権を廃止することによって農業用水の合理化を進め、水資源の効率的利用を達成するというメリットをもたらす。しかしながら、農業用水には

地域社会における環境保全用水として機能する面もある。また、現行の土地改良事業の主流が用水系と排水系の分離にあることを考えると、これによって水田から畑作への転換も容易になることや、全体として水利用が増えることが予想される。こうしたことは、一方では農業生産性の向上に資するであろうが、他方では、排水路ないし排水端での浄化策が講じられない限りは、栄養塩の湖内への流入増によって湖環境の悪化をもたらすことが考えられる。

2.3 漁業

霞ヶ浦においては古来から漁業が盛んに行われていたようである。江戸時代初期に定められた「霞ヶ浦四十八津掟書」によれば、沿岸 107 か村を組み合わせる 48 津とし、禁漁区や漁具・網目の制限等を規定しての入会漁業が行われていたことがわかる¹¹⁾。江戸時代からの漁法には笹浸やおだといった素朴な漁法の他に、地引き網や大徳網のようにかなりの人員や資本を必要とするものもあった。ところが明治 13 年に折本良平氏によってシラウオを漁獲するために帆引き網が考案され、その後明治 20 年頃にワカサギを主獲物とする中層びきに改良されるとともに、家族労働力だけで操業しうる漁法という利点もあって、帆引き網漁業は興隆し、霞ヶ浦における代表的な漁業となったのである¹²⁾。

帆引き網漁業のその後の変遷は漁船の動力化によって特徴付けられる。すなわち、昭和 3 年に中泉義五郎氏が動力船をもって帆引き網漁船 5～10 隻を漁場までの往復に使用（えい航）したのが動力化の先駆けであるが、昭和 29 年頃になると帆引き網漁船は単独で動力機関を備えつけるようになった。この動力機関は漁場への行き帰りに使用されるものであったが、昭和 43 年には北浦の南半分を除いて全湖において、わかさぎ・しらうお引き網漁業（トロール漁業）として許可されたのである。トロール漁業、帆引き網漁業と並ぶ主要な漁船漁業であるいさざごろ引き網漁業の動力化も同時期になされた。

一方、茨城農林水産統計年報をみると、霞ヶ浦における総漁獲量（貝類除く）は、昭和 30 年代に 5,000～7,000 t であったものが、昭和 39 年 5,664 t、昭和 40 年 7,008 t、昭和 41 年 8,228 t、昭和 42 年 9,901 t と増え続け、昭和 50 年には 15,689 t にまで達するようになった。漁獲組成の変化についてみると、例えば昭和 36 年で総漁獲量（7,057 t）の 16% がワカサギ・シラウオ、11% がコイ・フナ、31% がハゼ・エビ、30% がイサザアミ、その他 12% であったものが、昭和 44 年には総漁獲量（11,143 t）の 5% がワカサギ・シラウオ、16% がコイ・フナ、53% がハゼ・エビ、15% がイサザアミ、その他 11% となっている。漁獲量データは魚価や漁獲効率の変化といった人間サイドの要因と、常陸川水門の完成による湖淡水化といった環境要因の両方の影響を受けるので、必ずしも資源量変動を正確に反映しているとはいえないが、昭和 30 年代までのワカサギ・シラウオがかなり重要な地位を占めていた湖生態系から、昭和 40 年以降のハゼ・エビ類等の底棲性動物を中心とする生態系に移行した背景には、トロール化によるワカサギ資源量減とともに、ワカサギやシラウオといった浮魚による食圧の低下が考えられる¹³⁻¹⁵⁾。

このような湖生態系の変化と富栄養化の関係については、これまで二つの重要な指摘がなされてきた。まず第1に、浜田・津田¹⁵⁾は、底棲性動物による底泥からの栄養塩回帰量の増加によって湖生態系の変化が富栄養化の進行に寄与した点を指摘するとともに、富栄養化を防止するためにも湖生態系を以前のワカサギ・シラウオ型に戻す必要があるという重要な指摘を行った。第2に、春日¹⁶⁾は霞ヶ浦高浜入における周年の動物相調査の結果に基づいて、1) 西浦では魚類・エビ類・イサザアミなどの動物相が夏期と冬期ではがらりと変わり、夏期にはハゼ科魚類とテナガエビが優占するハゼ・エビ相に、また冬期にはイサザアミのみが優占するという特異な季節遷移がみられること、2) 冬期に優占するイサザアミが3月頃ふ化してくるワカサギ稚仔魚の天敵となりうるだけでなく、動物プランクトンを捕食することによって餌のうへの競合者になっていること、を明らかにするとともに、浜田・津田¹⁵⁾によって指摘された腐生連鎖による富栄養化の促進を防止するためにも、季節的な意味での生物相の単純化を高次の捕食者の乱獲抑制ないし高次捕食者の放流によって達成する必要があることを指摘したのである。

図3は、西浦と北浦におけるワカサギ資源量とハゼ・エビ漁獲量変動、及び木原沖（西浦）と北浦の近接した2地点、水原沖（昭和43, 44, 46年）及び鹿島水道沖（昭和52~55年）における水質（透明度の年平均）の年次変化を示したものである。この図及びトロール漁業の費用関数に関する研究¹⁷⁾より以下の3点が明らかになる。1) 西浦では、昭和40年頃を境にしてワカサギ漁獲量は減少し、代わりにハゼ・エビ類漁獲量が急激に増加しており、このことと透明度の年平均データによって示された湖富栄養化の進行状況とは一応対応していること、2) 北浦でも昭和50年頃までは西浦と同様の漁獲量変動がみられるが、西浦と異なりワカサギ漁獲量は減少したとはいえず、また透明度についても低下しているとはいえないこと、3) ワカサギ漁獲の主要漁業種類であるトロール漁業の収益性（例えば、1単位の漁獲高から得られる利潤）については、両湖においてほとんど差がないとみられるとともに、ワカサギとハゼ類の魚価には数倍の開きがあるので、両湖における漁獲組成の違いの背景には資源量組成の違いがあるものと考えられる¹⁸⁾。

漁船漁業や定置網といった漁業に従事している漁業者は、活動自体は汚濁発生源とならず、かつ、日常的に湖環境と接して活動しているという意味で、環境モニターの役割をも果たしている。それゆえ環境保全に果たす漁業者の役割を積極的に評価していくためにも、また、湖生態系に与える変化をも考慮した漁業管理のあり方、特に帆引き網漁業のもつ資源保全効果と富栄養化の問題ともからめて、今後は西浦と北浦との比較生態系学研究が望まれるのである。この意味で、昭和58年度に試験的に実施された北浦の帆引き網漁業のトロール転換の結果は、注目されることである。

2.4 干拓

霞ヶ浦における干拓事業は江戸時代から行われていたが、特に第2次大戦後は大々的に行われた。茨城大学報告書⁸⁾によれば、大正7年から昭和48年までに行われた湖面干拓面積は2,660 ha

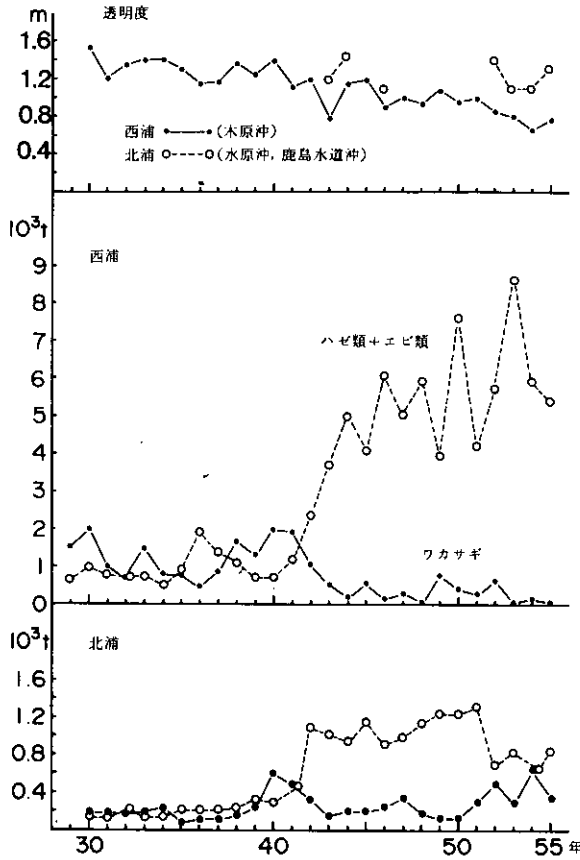


図 3 霞ヶ浦における透明度及び漁獲量の推移

出所：透明度データについては、木原沖については浜田・津田（1976）、水原沖については茨城県資料、その他は水質年鑑。漁獲量データは茨城農林水産統計年報。

Fig. 3 Annual change of fish catch and secchi disk transparency in Lake Kasumigaura

である。しかしながら、昭和45年の米の第1次減反政策、その後の稲作からの作付転換奨励策もあって、最後の一大干拓事業といわれた高浜入干拓事業も昭和55年に廃止決定となった。米の増産から減反へという農政の転換は、一方では干拓というほぼ不可逆的な形の場の利用を減少させたが、他方では、レンコンへの作付転換による蓮田の増加をもたらした。ちなみに、茨城県改良普及課の資料によれば、昭和56年の茨城県のレンコン栽培面積は、1,873 haで全国面積の3割弱を占めているが、このうちの大部分が霞ヶ浦流域にある。また、昭和45年の栽培面積810 haに比べて2.3倍にも増加している。さらに茨城県の普通作物及び野菜耕種基準によれば、蓮田への施肥基準量（窒素で10 a 当たり25 kg）は水田の施肥基準量（窒素で10 a 当たり8～9 kg）に比べて数倍高い。これらのことから、蓮田の増加は汚濁負荷の増大をもたらしたであろうことがわか

る。

2.5 養殖業

昭和30年代後半、霞ヶ浦において水浴場が閉鎖されていくの取って代わるように、湖面利用の一形態として養殖業が導入された。霞ヶ浦への養殖業の導入を語るには、昭和35年に出された農林漁業基本問題調査会の答申を無視できない。調査会答申は、折から高度経済成長時代に突入しつつあった日本経済の現状を踏まえて、農林漁業の生産性の向上及び構造改善を図ることによって、農林漁業部門と工業部門に存在するであろう所得の不均衡を是正することを求めたものであった。この答申に基づいて、農業では農業基本法が制定され、構造改善事業や土地改良事業が、林業では林業基本法が制定され構造改善事業やスーパー林道事業が推進されていったのである。漁業では昭和38年に沿岸漁業等振興法が施行され、霞ヶ浦においても昭和39年から構造改善事業の一環として、国と県の補助金をもって漁業地域振興対策が実施された。この中で、当時の基幹漁業である帆引き網漁業の専業的振興を図るため、漁場利用等から帆引き網漁業と抗争の絶えなかった定置漁業の対策として、網いけす養殖業が導入されたのである。

この養殖業については、計画の当初から「将来における漁場環境の変化，資本装備，漁場利用等十分な考慮を要する問題となっている」と指摘されていた¹⁹⁾が、昭和40年代から50年代初めにかけて養魚の販売価格が比較的高かったことと、霞ヶ浦の自然的条件の優位性のために、養殖業の収益性が良かったため、地元水産加工業者や帆引き網漁業者にも急速に普及したのである。さらに近年、給餌方法の省力化が進むとともに経営規模が大規模化している。まず、養殖業の普及や省力化の推移を霞ヶ浦全体についてみてみる²⁰⁾と、コイ網いけすの使用面数は昭和40年の60面から昭和46年の3,392面、昭和50年6,595面と急増したが、その後徐々に減少して昭和56年には4,751面となっている。また、昭和49年の自動給餌機設置面数は232面であったが、昭和50年314面、昭和51年1,287面と急激に増加して、昭和56年には4,234面と、全使用面数の89.1%については給餌方法の省力化が行われている。

他方、昭和53年時点の調査データに基づいて養殖業の収益性を分析した研究²¹⁾によれば、1)手まきによる給餌を行っている経営体よりも給餌機を使用している経営体の方が生産規模を大きくしやすいこと、すなわち、調査データによれば、前者の最大生産規模が51.4t、後者のそれは173tとなっている、2)養魚の販売高から、餌料代、労賃、減価償却費を差し引いた残りを利益と定義すれば、経営体当たりの最大利益及び最適生産規模はコイの販売価格や配合餌料単価といった価格条件、特にコイの販売価格によって大きく変動するということがわかっている。ちなみに、給餌機を使用している平均的な経営体について、統計的に推定した生産関数を用いて最大利益と最適生産量を試算してみると、単価の高かった昭和53年価格(コイの販売価格445円/kg、配合餌料単価135円/kg)のもとで、それぞれ、888万円、215tとなるが、昭和58年価格(コイの販売価格350円/kg、配合餌料単価110円/kg)のもとでは、それぞれ、401万円、125tとなる。茨城

県の調査資料²²⁾によれば、1面当たりの生産量は経営規模が大になるに従って大きくなる傾向にあり、特に使用面数50面以上の経営体の平均は、1.82tとなっているから、昭和53年価格、昭和58年価格のもとでの最適生産規模は、それぞれ、約118面、69面となる。ただし、現実には漁場計画によって使用面数に制約が課せられているので、誰もが最適生産規模で操業するというわけではない。生産規模を大きくすることのもう一つのメリットは、ある程度まとまった量の通年販売が可能となることによって、市場の値動きに泣かされることが少なくなり、安定した顧客ルートを開拓しうることである。これらのことから、近年みられる養殖生産の規模拡大の背景にはそれなりの経済的理由のあることがわかる。

このように、自動給餌機の導入は、省力化及び生産規模の拡大を可能にすることによって、専業漁家の生活の安定に寄与するというメリットをもたらした。ところが、環境面では、給餌機を設置している経営体の面数当たり投餌量は手まきに比べて多いという調査結果²³⁾もあるので、手まきが主流であった昭和40年代に比べて、全体としての養殖負荷が増えていることが考えられる。このような構造的要因を無視したとしても、湖中に直接エサをばらまくことによる水質悪化の社会的費用が個々の経営者の利益計算に計上されていないという事実は否定できない。

図4は、昭和58年時点における網生けす養殖の漁場を示す区画漁業権漁場の位置²⁴⁾と、昭和54年2月20日時点の透明度の分布²⁵⁾を西浦について示したものである。透明度分布は、日によって季節によっても年によっても変動するが、図4は、西浦の水質の平均的な状況を比較的良く示していると本稿の著者が判断したものである。西浦における最大行使面数4,756面の約半数が、水質条件のよい(透明度の高い)手賀、西蓮寺、荒宿、田伏、坂といった地区に集中している。

このように、大多数の養殖漁家が養殖業への転換の経緯もあって水質条件のよい漁場に立地してきたために、自らが湖富栄養化の被害者であると同時に加害者であるという視点にこれまで欠けていたことは十分考えられることである。それゆえ、今後は、このようなフィードバック関係を十分認識しつつ、養殖漁家と言えども、あくまで、地域社会にとっての共有財産である湖環境の利用者の一員であるという視点にたつて、経営を進められることが望まれている。

2.6 自然公園

昭和6年以来の国立公園法に代わって、自然公園法が公布されたのは昭和32年である。この法律は、国立公園、国定公園、都道府県立自然公園からなる一体とした自然公園体系を作り出すことを目的としたものであった。人口ちゅう密な大都市圏の野外レクリエーション対策の一環として、自然公園法に基づいて水郷国定公園が指定されたのは昭和34年である。公園区域の主要な部分を占める湖水面については、当時干拓計画のあった高浜入を除く西浦全域と北浦の一部、及び外浪逆浦が国定公園普通地域に、また神の池が第3種特別地域に指定された²⁶⁾。

その後昭和30年代後半に入り、日本経済が高度経済成長路線を順調に走りはじめるとともに都市の過大防止と地域隔差の是正が国の重要課題となり、新産業都市整備促進法、工業整備特別地

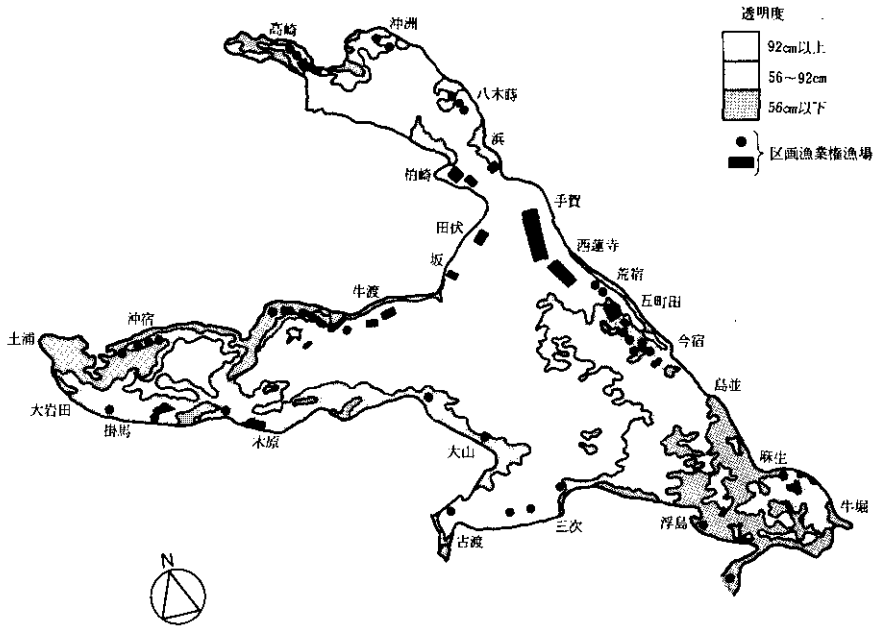


図 4 西浦における区画漁業権漁場と透明度の分布
 出所：茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1979), 安岡善文 (1979)

Fig. 4 Distribution of demarcated fishery grounds and of secchi disk transparency in the west part of Lake kasumigaura

域整備促進法（工特法）といった一連の地域開発法が制定された。これらの法律に基づいて臨海部での大規模工業開発が実行されていった。この一環として「茨城県鹿島地域は、昭和39年、工業整備特別整備地域に指定され、鹿島臨海工業地帯の造成に着手することになったが、そのかなめとなる堀込港湾建設計画地が、水郷国立公園神ノ池特別地域に当たるため、景観上の重要性和当時の国の施策あるいは地域産業の発展を期待する地方行政の立場も勘案し、比較考慮の上、自然公園審議会と地元茨城県の意見を聞き、所定の手続きを経て、昭和40年3月25日、水郷国立公園区域から同地区397ヘクタールが削除された」²⁷⁾のである。

水郷国立公園は、昭和44年に筑波地域が公園区域に編入されると同時に、水郷筑波国立公園と改称されていたが、その後、公園をとりまく社会状況が大きく変化したため、昭和57年3月をもって水郷地域の公園区域等の変更が行われた²⁸⁾。この変更において公園区域の拡張や削除が行われたが、湖水面については、既存の区域を若干拡張するとともに、従来普通地域であったものを、漁港区域を除いて、第3種特別地域に格上げした（後出の図5参照）。

特別地域の保護方針は風致維持を図ることである。ここで風致とは、広義には「人の五感に対して美的感興を与える自然物ないしは自然現象及びこれを包む自然環境ないしはこれらがかもし出す美的雰囲気」²⁹⁾と解釈されている。また、開発行為等の規制方針としては、1) 自然公園法施

行規則第 12 条の規定により第 3 種特別区域内については、通常の農林漁業活動に伴う施設は原則として許可することになっている、2) 自然公園法第 17 条によって、環境庁長官の指定する湖沼に、汚水又は廃水を排水設備を設けて排出する時は、国定公園にあっては都道府県知事の許可をうけることになっているがこれまで指定湖沼になっているのは国立公園内の湖沼について例があるだけである、3) 同じく自然公園法第 17 条によって、国定公園特別地域内において、湖沼の水位又は水量に増減を及ぼさせるときは県知事の許可を受けることになっているが、第 17 条のただし書きによって既存のものや既に事業に着手したものは法の対象にならず、また、新築の場合も、審査指針³⁰⁾によって、公益上必要と認められるものや農業又は漁業に付随して行われるものについては原則として許可の方向で対処されている。

以上の保護方針や行為規制方針からわかるように、湖への汚濁物質の流入や養殖による投餌によって湖内水質が悪化したり、湖岸堤や水門の建設によって水位の変動が生じやすくなって湖生態系の変化をもたらしうるとしても、自然公園の側から防止することは現行法上極めて難しい。

2.7 環境保全

霞ヶ浦という湖環境の保全に関する既存の施策(技術に関するもの除く)には大別して、1) 公害対策基本法に基づくもの、2) 水源地域対策特別措置法に基づくもの、3) 茨城県霞ヶ浦富栄養化防止条例に基づくもの、4) 河川法に基づくもの、5) 国土利用計画法に基づくもの、の五つがある。

2.7.1 第 1 の施策

昭和 42 年に制定された公害対策基本法に基づいて、昭和 45 年に水質汚濁にかかる環境基準が設定されるとともに、水質汚濁防止法が公布された。霞ヶ浦が湖沼類型 A(COD で 3 ppm 以下)、達成期間へ(特に制限ナシ)と定められたのは昭和 47 年である。それ以後、政令で定める物質(COD 等)を含む汚水を出し、かつ一定規模以上の工場ないし事業場の排水については、水質汚濁防止法の排水基準によって規制がかけられてきた。昭和 57 年には富栄養化の主原因である窒素、リンについての環境基準(湖沼)が設定されたが、水質汚濁防止法における排水基準は昭和 58 年 8 月現在決められていない。

2.7.2 第 2 の施策

環境基準達成のための第 1 歩としての諸施策に財源の裏付けを与えたのが、昭和 48 年に公布された水源地域対策特別措置法である。この法律に基づいて、霞ヶ浦周辺地域が水源地域に指定され、昭和 50 年度から総事業費 2,495 億円で整備事業が開始された。総事業費のうち約 51% が国負担、約 11% が県負担、約 25% が市町村負担となっており、残りの約 13% が受益者負担である。

表 2 は、昭和 57 年度末現在で事業の実施状況をまとめたものである。総事業費の 73% が下水道

表 2 霞ヶ浦水源地域整備計画の実施状況

Table 2 Current state of implementation of Lake Kasumigaura reservoir areas development plan

事業計画		当初計画			事業費ベース		事業量ベース		備考
事業区分	件数	総事業費 ^B	予定工期	事業内容及び事業量 ^A	昭和57年度までの累計 事業費 ^C	進捗率 ^{C/B}	昭和57年度まで 事業量 ^F	進捗率 ^{F/A}	
		千円	昭和年度		千円	%		%	
土地改良	52	31,966,540	50-58	県営ほ場整備、団体営ほ場整備 7753 ha	16,505,776	51.6	2671 ha	34.5	13地区削除
河川改修	16	6,936,000	50-58	中小河川改修、小規模河川改修 局部改良 L=39.3 km	5,159,400	74.4	22.8 km	58.0	
流入河川浄化	10	444,000	50-58	延長13 km しゅんせつ土量 101,400 m ³	642,000	144.6	84,390 m ³	83.2	
霞ヶ浦浄化	3	600,000	50-58	しゅんせつ土量 300,000 m ³	1,832,400	305.4	414,000 m ³	138.0	
下水道	流域2 公共27	183,000,000	50-58	流域下水道、公共下水道の建設 排水区域面積 8,276 ha	130,382,453	71.2	3120 ha	37.7	
漁港	11	891,400	50-58	外かく施設、けい留施設など、11港	43,474	4.9	3港	27.3	8港削除
水産資源の保護培養	55	1,273,840	50-58	水質調査研究施設、種苗供給施設 など 55か所	568,541	44.6	11か所	20.0	34か所削除
水産物の流通施設	11	245,000	50-58	魚市場施設、販売センターなど11か所	10,500	4.3	2か所	18.2	8か所削除
自然公園の保護利用	3	244,845	50-54	園地など 69,000 m ² の整備	228,007	93.1	86,000	124.6	完了
簡易水道施設	22	7,631,767	50-58	計画給水人口 56,900人	3,581,740	46.9	26,241人	46.1	
畜産経営に係る 汚水処理施設	68	4,950,731	50-58	家畜ふん尿処理施設等	5,498,245	111.1	-	-	
し尿処理施設	17	6,257,201	50-58	し尿処理施設 656(kl/d)	6,408,968	102.4	451 kl/d	68.8	
ごみ処理施設	15	5,020,232	50-58	ごみ処理施設 352(t/d) 粗大ごみ処理施設 150(t/5H)	4,003,143	79.7	175 t/d 30 t/5H	34.9	
合計		249,461,556			174,864,647	70.1	-	57.6	

出所：茨城県霞ヶ浦対策課資料

の建設に、13%が土地改良事業に当てられている。昭和57年度末での実績をみると、土地改良事業については事業費ベース、事業量ベースでの進捗率が、それぞれ51.6%、34.5%であるが、下水道については事業費ベースで71.2%、事業量ベースで37.7%と費用に比して計画達成率は低い。下水道事業は、霞ヶ浦流域の関連市町村において排水区域面積8,276 ha(流域面積1949.4 km²の約4%)、処理人口43.2万人を対象として、流域下水道2か所、公共下水道27か所を整備するものである。流域下水道は、土浦市を含む霞ヶ浦湖北流域下水道と竜ヶ崎市を含む霞ヶ浦常南流域下水道(後出の図5を参照)であり、公共下水道のうち16か所は流域下水道関連で、残りの11か所が単独の公共下水道である。単独の公共下水道のうち、6町村を束ねて水郷流域下水道(後出の図5を参照)とする計画案が建設省から出ており、茨城県では昭和58年度中に事業計画を作成する意向である。残りの単独公共下水道は、鉾田町、江戸崎町、鹿島町、美浦村、神栖町である。

水源地域整備計画は昭和58年度が予定工期であるが、関連事業である霞ヶ浦開発事業が予定よりも2年以上遅れているので、少なくとも2年間は延長しうる。しかしながら、整備計画の目玉でもある下水道整備の進捗率が低く、しかも事業費の大半を使っているので、水源整備計画を延長するにしても、見直すにしても、国の財政赤字を考慮すると、下水道整備の今後は非常に厳しい状況にあることは確かである。特に霞ヶ浦流域(1949.4 km²)の土地利用状況をみても、畑・樹園地27.8%、水田23.4%という広大な農地に比べて、市街地面積の比率は5%と低い³¹⁾。このことは、流域下水道の幹線管渠沿いの人口密度のバラツキが大きいことを意味している。ちなみに流域下水道の普及している東京都の昭和51年の土地利用状況をみても森林が大部分を占める奥多摩町、檜原村及び島しょを除く全区域(1425.09 km²)が都市計画区域に指定されており、そのうち市街化区域の占める面積は73%である³²⁾。

一般に下水処理場の建設費用は、計画処理量が大になるとともに限界費用が逡減するというスケールエコノミーを持ちうるが、管渠のメートル当たり建設費用は、管径(流量)が大になるとともに逡増する傾向にある³³⁾。こういった費用関数の特徴を踏まえて、KitabatakeとMiyazaki³⁴⁾は、人々の費用負担額(処理場と管渠の建設費用の減価償却額と処理場の維持管理費用の和)と水質改善効果のトレードオフ比、及び非均一人口分布等を考慮した下水処理場の最適立地問題を解析している。多摩川流域についての彼らの試算結果では、所与のトレードオフ比のもとでは人口分布が非均一になるほど下水処理場の数は増える傾向にある。それゆえ、霞ヶ浦流域において下水の集中処理が果たして費用効果の観点から最適なものは検討する価値があるように思われる。また、財政赤字の累積している現下の状況を考えると、今後は、長期的な土地利用状況の変動や国民一般及び地域住民の費用負担意志も踏まえて、費用効果の観点から、流域下水道、単独公共下水道、コミプラ、土壌浄化といった種々の処理方法を、時間的・空間的にどう組み合わせたらよいかの検討が必要である。

2.7.3 第3の施策

第3の施策は、昭和57年9月1日に施行された「茨城県霞ヶ浦の富栄養化の防止に関する条例」（以下、「条例」と略す）に基づくものである³⁵⁾。この条例は、霞ヶ浦における富栄養化の進行は、さまざまな環境上の障害をもたらしており、このまま推移すると、将来、我々及びその子孫の生活と生産活動が重大な危機にひんすることは必至であるという問題意識のもとで、霞ヶ浦の富栄養化の防止に関し、県、市町村、県民及び事業者の責務を明らかにするとともに、1) 富栄養化の防止に関する基本計画の策定、2) 工場又は事業場の排水に含まれる窒素又はリンの量の規制、3) リンを含む家庭用合成洗剤の使用等の禁止、4) 農業、畜産、養殖等からの窒素・リン含有物の排出の抑制、5) 県及び市町村が地域開発施策において霞ヶ浦の富栄養化防止について配慮することを定めたものである。

まず第1の基本計画において、霞ヶ浦の目指すべき水質改善の中期目標及び長期目標が定められるとともに、窒素及びリンの削減目標が面源負荷、点源負荷ごとに明示された。中期目標としては、昭和65年における水質を昭和40年代中頃の水質(COD 6 ppm 台)とすること、長期的には昭和30年代中頃の水質(COD 4 ppm 台)を目指すこととされた。

点源負荷のうち工場、事業場については、削減計画を達成するために新たに窒素・リンにかかわる排水基準が設定されるとともに、施設資金融資制度が設けられた。条例によって届出を義務付けられている工場・事業場(3341)のうち、排水規制対象である排水 20 m³/d 以上の工場・事業場は268であるが、昭和58年8月現在6事業所が排水基準をクリアできていない。また、約25の事業所について総額約5億円の融資がなされる見込みであるが、利子は全額県によって支払われることになっている。点源負荷のうち家庭等の生活系廃水については、洗剤無リン化や昭和65年における下水処理人口を約52万人(昭和55年度実績で8.5万人)等のフレームで削減目標が達成しようとしているが、前述したように下水道整備の進ちょく率をみると、この目標達成はなかなか難しいと言わざるを得ない。

面源負荷の主要部分を占める農地からの負荷や、点源負荷の畜産、水産養殖については、施肥の適正化や肥料の流出防止、畜産排水の分離処理、コイからハクレン・テラピアといった無給餌養殖魚種への転換や餌料の改善といった対策で削減目標を達成しようとしている。しかしながら農地については、都市化や現在実施されている土地改良事業によって水田や畑地の面積(削減目標算定に当たっては、これは将来とも不変と仮定)が変わりうること、流域内にある、1,631の畜産事業場のうち大半の1628事業場が、日排水量 20 m³以下の排水規制対象外であること、養殖についてはハクレン、テラピアといった魚種の市場性に不安があることを考慮すると、削減目標達成には担保する条件の整備が必要と思われる。

この意味で、条例第7条で規定されている地域開発に対する配慮は一步前進である。この規定は、具体的には、県や市町村が工業団地造成といった地域開発策を進める場合に、霞ヶ浦流域においては富栄養化をきたさないよう企業の選定に配慮することを求めたもの³⁶⁾であるが、これがよ

り広く土地利用計画や水資源開発計画といった行政計画レベルで生かされるだけでなく、生産者や消費者の側でも生産活動や消費生活において一層の配慮ないし意識の変革が自主的になされる方向に進むことが望まれる。

2.7.4 第4の施策

第4の施策は、河川法第70条の2項による流況調整河川事業の一つである霞ヶ浦導水事業である。この事業は昭和51年から実施計画調査が行われているが、昭和58年3月に建設省関東地方建設局によって事業の概要が発表された³⁷⁾。それによれば、導水事業は利根川、那珂川、霞ヶ浦といった三つの河川を連絡する導水路を建設し、豊水期に利根川及び那珂川より取水された水を霞ヶ浦に貯留することによって、1)霞ヶ浦及び桜川(那珂川水系)の水質浄化を図ること、2)那珂川及び利根川へ霞ヶ浦の水を逆送することによって両河川の既存用水の取水の安定化を図ること、3)那珂川において毎秒5.2 m³、霞ヶ浦において毎秒7.5 m³の計12.7 m³の新規都市用水を開発することを目的としている。事業の効果のうち霞ヶ浦の水質浄化効果に関して詳しい資料は公表されていないが、上述した事業概要によれば、霞ヶ浦富栄養化防止条例に基づく施策とともに導水事業を行うと、昭和65年時点の霞ヶ浦の平均水質はCODで5.5 ppm、これらに更に浚渫等を行うことにより、おおむね環境基準B類型(COD 5 ppm)相当の水質にすることができるとしている。総事業費は約1,600億円、予定工期は昭和68年度までとなっており、建設省は昭和59年度から建設に着手したいとしている。

総事業費の費用割振りは、河川が約40%、都市用水が約60%となっている。また、著者のヒヤリング調査によれば、代替案として、河川について下水道建設に事業費を振り向けた場合、都市用水についてダム建設で都市用水を確保する場合(利根川水系の開発単価は1 m³につき100億円と言われる)を考慮した結果、それぞれについて導水事業による方が費用効果が高いという結果が得られているそうであるが、詳細は不明である。

導水事業についての議論は、現在のところ、霞ヶ浦の水質浄化よりも、那珂川水系における新規利水(特に水道用水)確保に重点がある。それゆえ、霞ヶ浦の環境保全といった観点から、1,600億という事業費を有効に使う手だては何か(例えば、全額を排水処理対策に向ける)という議論をするには、必然的に、既存及び新規の水需要の中味の妥当性や水需要パターンのシフトの可能性といった議論に踏み込まざるを得ないのである。この意味で、水質問題は水量問題と深い関連をもっている。このことは、ピークロードに対する容量確保という観点から出される発電所の新規立地要求に対して、環境保全の観点から電力需要の中味の妥当性及び省エネの可能性を正確に把握していこうという考えと軌を一にしている。

2.7.5 第5の施策

第5の施策は、昭和49年6月25日に公布された国土利用計画法³⁸⁾に依拠するもので、土地利用

の長期目標に基づいて既存の土地関係法を調整することによって、土地利用を誘導したり、開発行為の規制等を行おうとするものである。

前述したように、霞ヶ浦流域面積 1949.4 km²のうち約半分は水田ないし畑・樹園地で占められている。また山地面積比率が 25%と低く、それゆえ可住区域面積比率 (75%) も非常に高くなっていることから、首都圏のベッドタウンとして、今後、市街化が一層進むことも予想される。このように自然条件として、都市化の進みやすい流域であるということと、一方で土地改良事業によって用排分離が進むとともに水田から畑作への転換が増えることも予想される、といったことを考慮すると、霞ヶ浦の富栄養化防止を長期的、計画的に達成するうえで土地利用関連施策の果たす役割は、霞ヶ浦流域の場合、特に強調されねばならない。

さて、国土利用計画法に基づく一連の土地利用施策の体系は 3 段階から成っている。まず第 1 段階は、国土利用計画、都道府県計画、市町村計画の作成である。土地、水、環境という国土資源の有限性及び土地利用転換の不可逆性を考慮して明らかにされる国土利用の供給面と、将来の人口予測や経済成長、産業構造変化といったものから明らかにされる国土利用の需要面を調整することによって、国土の利用に関する基本的かつ長期的な構想である国土利用計画 (全国計画) が最初に作成される。国土資源としての環境の有限性や、土地利用の可逆性が容易に得られないことが配慮されていることからわかるように、国土計画の作成は国土庁と環境庁が共同で行うことになっている。この際、供給面では、自然環境保全法に基づいて 5 年ごとに行われる自然環境保全基礎調査の結果などが、また需要面では、経済計画、全国総合開発計画、水資源基本計画といった行政計画などが考慮される。現行の国土利用計画 (全国計画) は、昭和 51 年 5 月 18 日に閣議決定されたもので、計画の目標年次は昭和 60 年である。

全国計画に基づいて、県土の利用に関するビジョンを示した都道府県計画が各都道府県によって、またこれに基づいて市町村計画が各市町村によって作成されることになっている。茨城県においても、県政を運営していく指針である「茨城県民福祉事業計画」に基づいて、茨城県土地利用計画³⁹⁾が昭和 52 年に作成されている。市町村計画の作成状況は全国的にも悪い (作成率 26%) が、茨城県の昭和 58 年 8 月現在の作成率は 37% である。

第 1 段階である国土利用計画、県土利用計画、市町村計画の作成は、農用地、森林、原野、水面・河川・水路、道路、宅地等の地目別に将来 (現在のは昭和 60 年) 目標面積を明らかにするものであるが、第 2 段階は土地利用基本計画を作成することである。これは県土計画で示された目標面積を空間的に配分するとともに、既存の土地利用関連法における土地利用調整の総合調整を果たすことを目的としている。土地利用基本計画は各都道府県によって作成され、各都道府県域を 1) 都市地域、2) 農業地域、3) 森林地域、4) 自然公園地域、5) 自然保全地域、の 5 地域に区分 (重複あり、また、いずれの地域にも区分されない白地地域あり) するとともに、土地利用の調整等に関する事項を定めたものである。

第 3 段階は、土地利用基本計画に即して、都市計画法、農業振興地域の整備に関する法律、森

林法，自然公園法，自然環境保全法といった個別法によって細い土地利用区分を行うとともに，開発行為の許認可等の具体的な土地利用規制を行うことである。

図5は，茨城県土地利用基本計画⁴⁰⁾における都市地域及び自然公園地域(湖水面についてのみ表示)を霞ヶ浦流域に関連するものについてまとめたものである。ここで，豊里村は流域外であるが，下水道計画区域に入っているので便宜上含めた。図5中の都市地域は，首都圏整備法に基づくもの，工業整備特別地域整備促進法に基づくもの，都市計画法に基づいて県知事が指定したものに3分類されるが，共に，一体の都市として総合的に開発し，整備し，及び保全する必要がある。

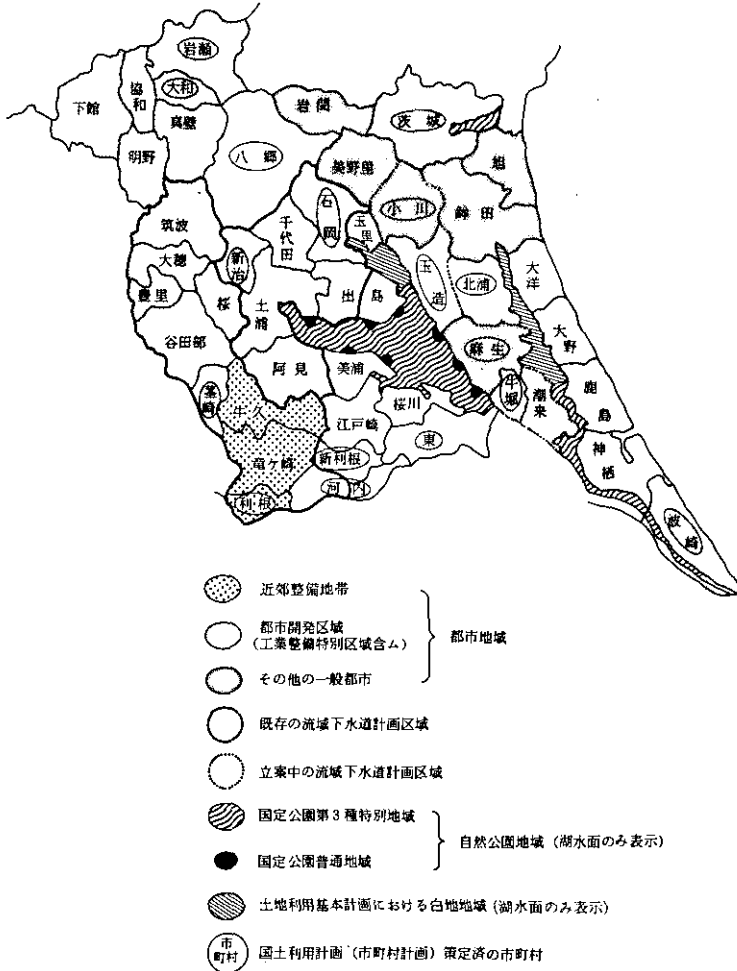


図 5 霞ヶ浦流域における都市地域，自然公園地域等の概要
(昭和58年3月31日現在)

Fig. 5 General features of land use in reservoir areas of Lake Kasumigaura

る地域である。ところが，これら都市地域において，土地利用計画の基本となる市町村計画の作

定されているのは33市町村のうち11市町村と少なく、また2.7.2節で述べたように下水道整備率も一部の地域（研究学園都市区域）を除いて低いので、計画的都市整備の体制に不安がある。こういった状況は、霞ヶ浦富栄養化防止条例に基づく汚濁負荷削減計画の達成を困難なものにしていることは否めない。

図5から読み取れるもう一つの問題点は、霞ヶ浦に白地地域が存在することである。自然公園地域については、自然公園法に基づく開発行為の規制が行われるが、湖水面の白地地域については国土利用計画法体系外の河川法の網がかかるだけである。ところが2.6節において述べたように、富栄養化防止という観点からは、自然公園法の役割に多くを期待できず、また、河川法についても、法第1条に書かれているように、災害の発生防止、河川の適正利用、及び流水の正常な機能の維持といった点に力点があり、湖沼の水質保全是関係し得ても、水辺環境の保全や生態系の保全といった視点に欠けている。それゆえ、今後の課題として、土地利用基本計画の5地域区分のうち、自然保全地域（国土利用計画法においては広く解釈しうる）を霞ヶ浦に適用することが望まれる。こうすることによって白地地域をなくすとともに、昭和48年に告示された自然環境保全基本方針の精神に基づいて霞ヶ浦の保全を図る途が開かれるものと思われる。こうした試みは、現在の土地利用基本計画の策定が個別法による地域ゾーニングを引き移したものにすぎず、上位法としての実質的内容を備えているといえないという批判⁴¹⁾にこたえるものである。

3. 機能利用間にみられる相互作用及び外部効果と対応策

3.1 外部効果の定量化

湖機能の利用間には相互作用ないし外部効果が存在する。例えば、2.3節の示すように、漁業的利用と湖の環境保全機能との間には相互作用が存在する。

外部効果に関しては、例えば、利水・治水目的利用の漁業への外部効果が考えられる。治水・利水目的のために昭和42年から湖岸に築堤工事が進められており、1985年には霞ヶ浦全湖岸の築堤が完了する予定である。この工事はほとんどの場所でこれまでの湖岸線の内側に建設されている。このことと栄養塩の流入負荷（廃物の捨て場としての利用）等のために、湖岸の植物帯を破壊減少させている。桜井⁴²⁾によれば、昭和47年から昭和53年の6年間に西浦の植物量が68%に減少しているという。この植物帯は多くの魚類の産卵場所や成育場所であることから、漁業的利用に影響しうる。

こうした外部効果の定量化は、経済的にみて湖の望ましい保全水準は何かを議論するために不可欠である⁴³⁾。それゆえ、本特別研究においても、原水水質悪化の浄水生産及び消費者の意識や消費生活に与える影響の分析⁴⁴⁾、養殖業に与える富栄養化影響の定量化⁴⁵⁾などを試みてきた。こうした一連の研究から判明することは、第1に、水質や水温といった環境要因だけでなく、浄水生産方式、給餌方法といった生産方式や生産規模、活性炭浄水器や井戸、曝気装置を設置しているかどうかといった影響受容者側での防止対策の有無などの人間側の要因が富栄養化影響の定量化に

影響しうるということである。このことは、人間活動と富栄養化という自然現象とを分離して分析することが困難なことを意味している。

第2に、筑波大学橋本教授が強調されているように、経済的にみて望ましい保全水準について論ずるためにも、富栄養化影響（被害）がどのような時間単位で発生し、空間的にどう広がったかという疫学の基本データと、それに対応する汚染の動態に関するデータが体系的に収集されていることが必要であるが、霞ヶ浦の場合、これが欠けていることである。特に、富栄養化影響は、溶存酸素の急激な低下とか、特定の生物種（例えばマイクロキスティス）の爆発的発生といった現象で生ずる場合が大半であり、これらは従来の水質汚濁防止法等で取り上げられたCOD等の間接指標では適切に把握され得ない。特に、養魚の被害については近年の傾向として、8月後半から9月中旬にかけて発生する例が多く、これらは、富栄養湖で夏場を過ごすことによる疲れが秋口にでていとも考えられるので、富栄養化影響の一つの総合評価指標という観点からも、養魚被害に関する体系的なデータ収集が望まれるところである。

以上の2点は、現状では富栄養化影響に関して厳密な定量化には限度があることを示しており、これまでの主要な研究成果としては1) 富栄養化影響を定量化するには、人間活動と環境変動の相互作用の存在を無視することはできないこと、2) それゆえ、富栄養化影響に関するデータを収集するには、消費ないし生産に関するデータと対にして被害データを収集すべきこと、を明らかにした点にあるものと考えられる。

3.2 地域社会の対応策

それでは、これらの相互作用ないし外部効果は、これまで地域社会によってどのように扱われてきたのであろうか。霞ヶ浦では少なくとも三つの形態がこれまで試みられてきた。

第1の形態は、補償金の支払いや現状機能の回復を主眼とする補償工事の実施である。著者の知る限り、漁業補償金の支払われた最初は、昭和34年の延方干拓着工に際して、直接漁業補償、工事による濁水騒音被害補償、干拓内漁業者の廃業に対する補償、干拓による以外の水域に及ぼす影響に対する補償補償に対して、北浦関連漁協に支払われた総額2,500万円である⁴⁶⁾。この後に計画された西ノ洲干拓、高浜入干拓についても補償金が支払われている。当初、治水対策として建設された常陸川水門については、完成後3年ぐらいたってから漁業への影響が指摘され、茨城県は昭和41年から昭和48年度まで総額6.5億+ α を水門閉鎖協力金という名目で関連漁協に支払っている。昭和45年に霞ヶ浦開発事業がスタートするとともに、常陸川水門が全面的に閉鎖されることになり、水資源開発公団は1) 水門閉鎖に伴う淡水化による漁業影響、2) 水門閉鎖による昇河性の魚族への影響、3) 水位変動による漁業影響、の補償として総額171.9億円を関連漁協に支払うことで妥結した（一部組合については交渉中）。このうち、網イケス養殖業を営む漁業者への補償（第3の漁業影響に対応）は、網イケスの沖出しによって現状機能の回復を図るという補償工事費用を含むものである。霞ヶ浦浄水場の取水点が木原沖に移ったのも補償工事の一例で

ある。

第2の形態は保険制度を利用することである。Dasgupta⁴⁷⁾は保険制度を定式化しているの、彼の研究を霞ヶ浦に適用してみる。今、養殖業を営んでいる同質的な人々が N 人おり、各人の年間所得が \bar{Y} であったとする。漁期中に酸欠死の生ずる確率が $\Pi(Q)$ 、そのときの被害額が L とする。ここで Q は漁場の水質である。酸欠死という事象が独立事象であり、 N が大なるときは被害を被る漁家の比率は π に極めて近くなる。この場合、各漁家が $\Pi(Q)L$ (養魚被害額の期待値) なる保険料を事前に支払うと、被害が起きたときには L なる額の保険金が受け取れるということにしておけば、被害の有無に関係なく各漁家は少なくとも $U(\bar{Y} - \Pi(Q)L)$ だけの効用は確保され、各人が協力し合わない場合に受け取る期待効用 $\{ \Pi(Q)U(\bar{Y} - L) + (1 - \Pi(Q))U(\bar{Y}) \}$ より、各人が危険愛好者でない限り、大なる効用が得られる。ここで $U(Y)$ は所得 Y のもたらす効用である。それゆえ、独立事象、大なる N 、危険回避といった仮定が成り立つならば、保険制度は十分検討に値する。

霞ヶ浦の魅力はこういうことが実際に行われることにある。1979年、東京海上火災は手賀地区、沖宿地区等のコイ養殖業者と動産総合保険の一種である「コイ保険」の契約(全体で100件未満)を行った。小割式養殖漁業協同組合の野原組合長談によれば、手賀地区では保証額1,000万円/人に対して25~26名が加入して、加入時に40万円/人を支払った。保証範囲は酸欠死と事故によって網が破れて逃げたコイの補償であった。ところが、その年の秋の台風で養魚場が全滅したため加入者全員が1,000万円受け取ったとのことである。このように台風被害という思いもかけないことが起きたことと、「酸欠死したというニュースが伝わると、死を免れたコイの値段まで下がる。だから漁業者は、少しぐらいの酸欠死はむしろ騒がない。県霞ヶ浦北浦水産事務所への被害届ささいやがる。…(ところが)酸欠死で保険金が出るなら話は別である。漁業者は…次々に被害を保険会社に届け出た」(朝日新聞1980.10.19日号)という事情のために、コイ保険は1年で御破算になったのである。コイ保険を担当した関係者によれば、1)酸欠死による被害届は上記新聞報道にいわれるほど多くはなかったということ、2)給餌形態、曝気装置の有無、養魚場の立地点(水質)によって保険料率は変えていなかったということ、3)生き物を対象とした保険として試験的にやってみたので、厳密な意味での保険数理的な作業はされていない、4)営業会社としてはコイ保険は失敗であり、担当者も当時のことを忘れたがっている、5)関連する資料は、規則により、保存期間が過ぎて既に焼却された、とのことである。

養魚被害に関する研究報告⁴⁸⁾によれば、環境要因(水質)だけでなく、給餌形態や被害防止設備(曝気装置)の有無が被害率に影響している。また、著者のヒヤリング調査によっても、漁場の水質があまりよくなく、これまでに被害を受けたことのある漁場では、放養密度の低下やエサ止め、曝気装置の点検整備といった種々の防止対策をとっている。それゆえ、従来はあまり生じたことのなかった湖心域の漁場で発生し、これまで生じていた水質のあまりよくない漁場では発生しなかったという昭和58年の被害例は、後者の漁場に比べて前者の漁場の漁業者による防止対

策に手ぬかりがあったことと、漁業者の方で注意すれば被害はある程度防げることを示唆している。このように、養魚被害は、全部が受けるか誰も受けないといった集合事象(洪水や地震など)の事例に比べて、独立事象の様相が強く、その点、保険制度に向いていると考えられる。それゆえ、集合事象である台風被害は保険対象から除外するとともに、前記研究成果などを参考にした保険数理的作業をふまえて、コイ保険をもう一度検討してみる価値はあると思われる。ともあれ、コイ保険は社会的にみて貴重な試みだったのであり、担当者の発想に敬意を表したい。ただし、保険制度の利用は同業者同志で富栄養化被害の補償をスムーズに行おうというものである。それゆえ、この制度自体は養殖業が湖への汚濁負荷発生源の一つであるという側面を扱うものではない。

相互作用に対処する第3の形態は、湖利用規模の適正化を図ることである。この一例としては、S53年の漁業権更新に伴って、網イケス行使面数を7,700面から6,000面弱に削減したことがあげられる。昭和48年の養殖ゴイの大量へい死に代表されるように、養殖業は湖富栄養化の被害者であると同時に、養魚への給餌という行為を通じて負荷の主要な発生源にもなっている。そこでこの二つの側面に対処するために、水質悪化のひどい高浜入奥や巴川沖といった場所をはじめ、一般的に養殖面数の削減を図ったのであった。このことが可能になったのは、前述したように霞ヶ浦開発事業によって養殖業者に補償金が支払われることになってきたために、説得がしやすかったことによる。この辺りの事情を理解するには漁業法のしくみを若干説明しなければならない。すなわち、養魚場には漁業法11条に基づいて漁場計画が設定され、関連する漁業協同組合に区画漁業権が与えられている。さらに漁業法39条の規定によって、公益上必要があると認められるときは漁業権の内容を変更することができるが、補償しなければならないと決められている。このように補償の義務が明定されていることと、39条にいう公益の範囲が、受益者が不特定多数に及ぶ利益であり土地収用法又は住宅地区改良法等土地収用に関する特別法が適用可能なものという具合に、限定的にとらえられているために、利用規模の適正化を図るという形態をなかなかとりえないのが現状である。

4. おわりに

本稿では、霞ヶ浦を対象として、湖環境のもつ多様な機能の利用構造を、特に利用の枠組みを形作ってきた法制度との関連でまとめるとともに、富栄養化防止という観点からみた問題点を、制度的、経済的側面に限って論じてきた。

本稿から明らかになることの一つは、富栄養化防止の問題を単に環境保全の問題としてだけでなく、経済の問題としてとらえるとともに、将来の世代への責任を果たしていく⁴⁸⁾ためにも、著者らが当初試みたような水質向上か防止費用増かという単純なトレードオフ的な考え方⁴⁹⁾から視野を広げねばならないということである。例えば、鹿島工業地帯造成の背景には、都市の過大防止とか地域格差の是正という地域開発目的があり、霞ヶ浦用水事業や霞ヶ浦開発事業の背景には、農業経営の生産性向上や水資源の効率的利用といった政策目的が控えており、また、漁業活動を規

制・誘導する漁業法は、水面を総合的に利用し、もって漁業生産力を発展させ合わせて漁業の民主化を図ることを目的としているので、これら多様な評価目的とのかかわりにおいて富栄養化防止を達成することが必要になってきている。

従来は、主として環境動態の解明、それに不十分ではあるが生態系のしくみの解明や環境影響の把握といった研究が行われてきたが、今後は1)地域社会の共有財産である湖環境をできるだけ目減りしない形で後世に手渡していくという観点から、個別法に基づく湖利用を総合的に調整していく仕組みの検討、2)環境機能利用に関する評価手法の開発、3)政策効果の把握に関する研究、4)環境教育の実践、5)生態系を生かした技術の開発、といった面にも取り組まねばならない。このうち、第1の課題は主として行政の課題である。残りの多くは研究者の課題であるが、政策効果の把握に関しては先駆的研究例¹⁰⁾もあり、また、第5の課題については昭和58年度から国公研において関連する研究がスタートしている。

環境経済の観点からは、第2の研究課題に関して、イ)湖利用間の相互作用を考慮しつつ、多様な評価目的のもとで最適な環境保全策を見つけ出すという作業と、個々の評価目的の妥当性にまで踏み込んで分析することが必要となる、ロ)時間を考慮した評価手法、特に、個々の環境保全策の費用効果が時間軸上にどのように分布していくのかを考慮して環境保全策を評価する方法論の開発、ハ)個別の評価の足し合わせでなく、まとめて湖を保存することの価値をどう評価するかという課題、の三つが重要な検討課題である。

最後に、本稿に関連する資料の収集には、茨城県の各担当者をはじめとする多くの方々のご御助力を頂いた。ここに深く感謝する。

引用文献

- 1) Haveman, R. H. (1975): On estimating environmental damage—a survey of recent research in the United States. Environ. Damage Cost, OECD, 101-135.
- 2) 小林三衛 (1981): 霞ヶ浦における農業水利権. 文人書房.
- 3) 吉田東伍 (1974): 利根の変遷と修治. 利根の変遷と江戸の歴史地理, 守屋健輔編, 嵩書房, 123-174.
- 4) 瀬谷義彦 (1977): 鹿島開発前史—居切堀割の話一. 嵩書房.
- 5) 山本鉦太郎 (1980): 川蒸気通運丸物語. 嵩書房.
- 6) 国土庁土地局国土調査課 (1982): 利根川水系群馬県地域主要水系調査書 (利根川)
- 7) 沢本守幸 (1981): 公共投資 100 年の歩み. 大成出版社
- 8) 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会編 (1977): 霞ヶ浦. 三共出版.
- 9) 村岡浩爾 (1981): 霞ヶ浦の水収支. 国立公害研究所研究報告, 第 20 号, 103-119.
- 10) 志村博康 (1977): 霞ヶ浦用水計画をめぐる諸状況と用水管理の方向についての考察. 現代農業水利と水資源, 東京大学出版会.
- 11) 坂本 清 (1980): 霞ヶ浦の漁撈習俗. 筑波書林.

- 12) 市川 彰 (1982) : 舟運の盛衰と漁業の変遷. 湖は流れる, 土の会編. 三一書房, 78-87.
- 13) 加瀬林成夫・浜田篤信 (1973) : 霞ヶ浦におけるワカサギ資源とその管理. 茨内水試調研究報告, 11, 1-16.
- 14) 津田 勉・浜田篤信 (1973) : 漁場設計に関する研究 I - 区画の役割について, 茨内水試調研究報告, 11, 35-43.
- 15) 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. 茨内水試調研究報告, 13, 29-43.
- 16) 春日清一 (1981) : 霞ヶ浦の富栄養化と動物達. 環境情報科学, 10 (4), 69-75.
- 17) 北島能房 (1981) : わかさぎ・しらうおひき網漁業における水質汚濁影響-被害魚による収量減という観点からの経済的評価. 国立公害研究所研究報告, 第 24 号, 65-80.
- 18) 北島能房 (1983) : 霞ヶ浦におけるわかさぎ・しらうおひき網漁業の経済分析. 北日本漁業, 13, 66-75.
- 19) 茨城県 (1964) : 霞ヶ浦北浦地域振興計画調査報告書.
- 20) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1977, 1980) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状, 昭和 51 年版, 昭和 56 年版.
- 21) 北島能房 (1981) : 養殖業における富栄養化影響の経済的評価. 国立公害研究所研究報告, 第 24 号, 53-64.
- 22) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1980) : 霞ヶ浦北浦における養殖業の現状, 昭和 54 年版.
- 23) 北島能房・青木陽二 (1981) : 霞ヶ浦漁業における水質汚濁影響に関する実証的研究. 国立公害研究所研究報告, 第 24 号, 27-51.
- 24) 茨城県霞ヶ浦北浦水産事務所 (1979) : 霞ヶ浦北浦海区共同・区画漁業権漁場図.
- 25) 安岡善文 (1979) : 遠隔計測による霞ヶ浦の水質計測-クロロフィル *a* の定量. 国立公害研究所研究発表会予稿集, 96-106.
- 26) 厚生省 (1959) : 水郷国定公園区域並びに計画書.
- 27) 環境庁自然保護局 (1981) : 自然保護行政のあゆみ. 第 1 法規出版.
- 28) 環境庁 (1982) : 水郷筑波国定公園 (水郷地域) 指定書及び公園計画書.
- 29) 環境庁自然保護局企画調整課 (1977) : 自然公園法の解説. 中央法規出版.
- 30) 環境庁自然保護局保護管理課 (1981) : 自然公園管理業務実務必携.
- 31) 霞ヶ浦専門部会 (1981) : 霞ヶ浦専門部会中間報告. 霞ヶ浦富栄養化防止条例関係例規集, 茨城県環境局, 107-143.
- 32) 東京都 (1978) : 東京地域公害防止計画.
- 33) 建設省 (1980) : 流域別下水道整備総合計画調査-指針と解説. 日本下水道協会.
- 34) Kitabatake, Y. and T. Miyazaki (1983) : The location of sewage treatment plants on a continuous space-theoretical and empirical analyses. Environ. Plann. A, 15 (9) 1205-1217.
- 35) 茨城県環境局 (1981) : 霞ヶ浦富栄養化防止条例関係例規集.
- 36) 茨城県商工企画課 (1981) : 茨城県工業開発基本方針.
- 37) 建設省関東地方建設局 (1983) : 霞ヶ浦導水事業の概要 (要旨).
- 38) 河野正三 (1977) : 国土利用計画法. 第一法規出版.
- 39) 茨城県 (1977) : 茨城県土地利用計画-豊かな郷土をめざして.
- 40) 茨城県 (1980) : 茨城県土地利用基本計画書, 茨城県土地利用基本計画総括図.
- 41) 塩見 譲 (1978) : 三全総と国土利用計画. ジュリスト増刊総合特集 11 「国土計画と生活圏構想」

76-81.

- 42) 桜井善雄 (1981) : 霞ヶ浦の水生生物のフロラ, 植被面積および現存量-特に近年における湖の富栄養化に伴う変化について. 国立公害研究所研究報告, 第 22 号, 229-279.
- 43) Kneese, A. V. and B. T. Bower (1968) : Managing Water Quality-Economics, Technology, Institutions. The Johns Hopkins Univ. Press.
- 44) 萩原清子・中杉修身・北島能房・内藤正明 (1983) : 富栄養化が上水利用に及ぼす経済的影響の評価. 国立公害研究所研究報告, 第 55 号, 95-114.
- 45) Kitabatake, Y. (1982) : Welfare cost of eutrophication-caused production losses- a case of aquaculture in Lake Kasumigaura. J. Environ. Econ. Manage. 9, 199-212.
- 46) 霞ヶ浦北浦漁業調整委員会 (1961) : 漁業調整委員会その後のあゆみ.
- 47) Dasgupta, P. (1982) : The Control of Resources. Basil Blackwell.
- 48) 正田泰夫 (1983) : 将来の世代への責任. 季刊環境研究, 44, 3.
- 49) 北島能房, 宮崎忠国, 内藤正明 (1977) : 霞ヶ浦環境保全のシステム分析例. 国立公害研究所研究報告, 第 1 号, 111-138.
- 50) 森田恒幸 (1983) : 環境影響評価制度の政策効果に関する研究. 東京工業大学博士論文.

国立公害研究所特別研究成果報告

- 第 1 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究——霞ヶ浦を対象域として——昭和51年度。(1977)
第 2 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)

(改 称)

国立公害研究所研究報告

- 第 3 号 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
(日本産ユスリカ科 *Chironomus* 属9種の成虫, サナギ, 幼虫の形態の比較)
- 第 4 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和52年度 中間報告。(1978)
- 第 5 号 芳香族炭化水素-窒素酸化物系の光酸化反応機構と光酸化二次生成物の培養細胞に及ぼす影響に関する研究——昭和51, 52年度 研究報告。(1978)
- 第 6 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(Ⅱ)——霞ヶ浦を中心として。——昭和53年度。(1979)
- 第 7 号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
(日本産ユスリカ科20種の成虫, サナギ, 幼虫の形態学的研究)
- 第 8 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和52, 53年度 研究報告。(1979)
- 第 9 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究——昭和53年度 中間報告。(1979)
- 第 10 号 陸上植物による大気汚染環境の評価と改善に関する基礎的研究——昭和51~53年度 特別研究報告。(1979)
- 第 11 号 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
(大気汚染物質の植物影響およびその植物毒性の機構に関する研究)
- 第 12 号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第 13 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係—
—第2報 その一支流に見出された Chironominae 亜科の20種について—)
- 第 14 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- 第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果——臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)

- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- 第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅲ) — 霞ヶ浦 (西浦) の湖流 — 昭和53, 54年度.
(1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅳ) — 霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅴ) — 霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅵ) — 霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅶ) — 湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅷ) — 富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅸ) — [*Microcystis*] (藍藻類) の増殖特性 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅹ) — 藻類培養試験法による A G P の測定 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (Ⅺ) — 研究総括 — 昭和53, 54年度. (1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
— 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科 Orthocladiinae 各種の記載と, その分布の下水汚染度との関係について —
— 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載 —)
- 第 30 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 31 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1981)
- 第 32 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究1) — 昭和54年度 特別研究報告. (1982)
- 第 33 号 臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究 — 大気運動と大気拡散過程のシミュレーション — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 34 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和55年度 特別研究報告. (1982)
- 第 35 号 環境面よりみた地域交通体系の評価に関する総合解析研究. (1982)
- 第 36 号 環境試料による汚染の長期モニタリング手法に関する研究 — 昭和55, 56年度 特別研究報告. (1982)
- 第 37 号 環境施策のシステム分析支援技術の開発に関する研究. (1982)
- 第 38 号 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
(環境標準試料「池底質」の調製, 分析及び保証値)
- 第 39 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1982)

- 第 40 号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 — 昭和54年度特別研究報告。(1983)
- 第 41 号 土壤環境の遠隔計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- 第 42 号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- 第 43 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
 Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
 Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
 Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
 (多摩川に発生するユスリカ類の研究
 — 第 5 報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録 —
 — 第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について —
 — 第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について —)
- 第 44 号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究。— 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究 2) — 昭和54年度 特別研究中報告。(1983)
- 第 45 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和53年~55年度 特別研究報告。(1983)
- 第 46 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 1 分冊。(1983)
- 第 47 号 有機廃棄物, 合成有機化合物, 重金属等の土壤生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 — 昭和54, 55年度 特別研究報告 第 2 分冊。(1983)
- 第 48 号 水質観測点の適正配置に関するシステム解析。(1983)
- 第 49 号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 — 昭和57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 50 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (I) — 霞ヶ浦の流入負荷量の算定と評価 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 51 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (II) — 霞ヶ浦の湖内物質循環とそれを支配する因子 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 52 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (III) — 霞ヶ浦高浜入における隔離水界を利用した富栄養化防止手法の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 53 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (IV) — 霞ヶ浦の魚類及び甲殻類現存量の季節変化と富栄養化 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 54 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (V) — 霞ヶ浦の富栄養化現象のモデル化 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 55 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VI) — 富栄養化防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 56 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VII) — 湯の湖における富栄養化とその防止対策 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 57 号 陸水域の富栄養化防止に関する総合研究 (VIII) — 総括報告 — 昭和55~57年度 特別研究報告。(1984)
- 第 58 号 環境試料による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究 — 昭和55~57年度 特別研究総合報告。(1984)

- 第 59 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学スモッグチャンバーによるオゾン生成機構の研究 — 大気中における有機化合物の光酸化反応機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告 (第1分冊). (1984)
- 第 60 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 光化学エアロゾル生成機構の研究 — 昭和55~57年度 特別研究報告 (第2分冊). (1984)
- 第 61 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究 — 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究 (フィールド研究1) — 昭和55~57年度 特別研究報告 (第3分冊). (1984)
- 第 62 号 有害汚染物質による水界生態系のかく乱と回復過程に関する研究 — 昭和56~58年度 特別研究中間報告. (1984)
- 第 63 号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 — 昭和56年度 特別研究報告. (1984)
- 第 64 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 65 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第1分冊)
- 第 66 号 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
(複合大気汚染の植物に及ぼす影響 — 第2分冊)
- 第 67 号 環境中の有害物質による人の慢性影響に関する基礎的研究 — 昭和54~56年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 68 号 汚泥の土壌還元とその環境に関する研究 — 昭和56~57年度 特別研究総合報告. (1984)
- 第 69 号 中禅寺湖の富栄養化現象に関する基礎的研究. (1984)
- 第 70 号 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park (1984)
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park.
(日光国立公園の湖沼のユスリカに関する研究
— 第1部 日光国立公園の湖のユスリカの生態学的研究 —
— 第2部 日光国立公園の湖沼に生息するユスリカ類の分類学的, 形態学的研究 —)
- 第 71 号 リモートセンシングによる残雪及び雪田植生の分布解析. (1984)

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

- No. 1* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1976. (1977)
- No. 2* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1977. (1978)

[Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to:]

Research Report from the National Institute for Environmental Studies

- No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on Cultured Cells – Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment – with special references to Lake Kasumigaura – Progress report in 1977-1978. (1979)
- No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1978. (1979)
- No.10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants – Progress report in 1976-1978. (1979)
- No.11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No.12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No.13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
- Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No.14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1977-1978. (1980)
- No.16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- No.17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes – Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Progress report in 1978-1979. (1980)
- No.18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- No.19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Lake current of Kasumigaura (Nishiura) – 1978-1979. (1981)
- No.20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment – 1978-1979. (1981)

- No.21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura – 1978-1979. (1981)
- No.23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Applicability of trophic state indices for lakes – 1978-1979. (1981)
- No.24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources – 1978-1979. (1981)
- No.25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis* – 1978-1979. (1981)
- No.26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Determination of algal growth potential by algal assay procedure – 1978-1979. (1981)
- No.27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas – Summary of researches – 1978-1979. (1981)
- No.28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Progress report in 1979-1980. (1981)
- No.29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
 Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
 Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- No.30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1979-1980. (1982)
- No.31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1980. (1981)
- No.32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No.33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region – Simulation of atmospheric motions and diffusion processes – Progress report in 1980. (1982)
- No.34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1980. (1982)
- No.35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- No.36* Studies on the method for long term environmental monitoring – Progress report in 1980-1981. (1982)
- No.37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy – The evaluation laboratory of Man-environment Systems. (1982)
- No.38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- No.39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1981. (1983)
- No.40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants – Research report in 1981. (1983)
- No.41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil. (1983)
- No.42* Experimental studies on the physical properties of mud and the characteristics of mud transportation. (1983)
- No.43 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)

Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June, with description of 15 new species.

Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.

Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.

- No.44* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system – Progress report in 1979 – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 2). (1983)
- No.45* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Outlines of special research project – 1978-1980. (1983)
- No.46* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 1. (1983)
- No.47* Studies on the effect of organic wastes on the soil ecosystem – Research report in 1979-1980, Part 2. (1983)
- No.48* Study on optimal allocation of water quality monitoring points. (1983)
- No.49* The development and evaluation of remote measurement method for environmental pollution – Research report in 1982. (1984)
- No.50* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Estimation of input loading of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.51* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – The function of the ecosystem and the importance of sediment in natural cycle in Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.52* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Enclosure experiments for restoration of highly eutrophic shallow Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.53* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Seasonal changes of the biomass of fish and crustacea in Lake Kasumigaura and its relation to the eutrophication. – 1980-1982. (1984)
- No.54* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Modeling the eutrophication of Lake Kasumigaura. – 1980-1982. (1984)
- No.55* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Measures for eutrophication control. – 1980-1982. (1984)
- No.56* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Eutrophication in Lake Yunoko. – 1980-1982. (1984)
- No.57* Comprehensive studies on the eutrophication control of freshwaters – Summary of researches. – 1980-1982. (1984)
- No.58* Studies on the method for long term environmental monitoring – Outlines of special research project in 1980-1982. (1984)
- No.59* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Photochemical ozone formation studied by the evacuable smog chamber – Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds – Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No.60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Formation mechanisms of photochemical aerosol – Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No.61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen-sulfur oxides system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1) – Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)

- No.62* *Effects of toxic substances on aquatic ecosystems – Progress report in 1980-1983. (1984)*
- No.63* *Eutrophication and red tides in the coastal marine environment – Progress report in 1981. (1984)*
- No.64* *Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Final report in 1979-1981. (1984)*
- No.65 *Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 1. (1984)*
- No.66 *Studies on effects of air pollutant mixtures on plants – Part 2. (1984)*
- No.67* *Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques – Project research report in 1979-1981. (1984)*
- No.68* *Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil – Research report in 1981-1983. (1984)*
- No.69* *Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji – Basic research report. (1984)*
- No.70 *Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park – Part 1. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park. – Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)*
- No.71* *Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)*

* in japanese

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN
No. 55

国立公害研究所研究報告 第55号
(R-55-'84)

昭和59年3月31日発行

編集 国立公害研究所編集委員会
発行 環境庁国立公害研究所
茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 日青工業株式会社
東京都港区西新橋2-5-10

Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March, 1984