

自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅳ)

Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management (Ⅳ)

自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用

Development and Application of Wastewater Treatment

Technologies Utilizing Self-purification Ability

昭和58～59年度 特別研究報告

Research Report in 1983-1984

合田 健 編

Edited by Takeshi GODA

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

序

自然の浄化機能を応用した水質改善の特別研究は、いわゆる霞ヶ浦特別研究（2期）のあとを受けて、昭和58年度から発足し、昭和60年3月中間点を迎えた。そこでこの2年間の研究成果を各個の研究報告にまとめることとし、その全体を4分冊構成とした。本冊はその第4分冊で、自然の浄化機能を活用した処理技術の開発と応用と題し、9編の報文を収録している。

この場合、処理技術という述語は、単にイン・プラント的な処理技術のみを指すのではなく、自然界のエネルギー、例えば風力などの活用、システムとしての浄化処理プロセスの位置づけ、自然浄化機能を活用したプロセスを選択するフレーム、流域管理支援のための計画モデルの考えかた、更にそのためのデータベース、あるいは処理システムの最適化といった、ハード・ソフト両面にまたがる広範な研究成果を盛込んでいる。

ここで計画対象としたのは小規模な雑排水処理システムばかりでなく、大規模・集中型の下水処理システム、中小規模分散型の下水処理システムをも対象としている。また、非点源負荷発生源を含めたトータル・システムを考え、その中にある水質変換・浄化サブシステムとしての各規模下水道、処理場の機能を含めた分析・総合を行っている。ハードな研究としては、霞ヶ浦臨湖実験施設における風力利用の回転円板処理法、嫌気・好気循環ろ床や嫌気・好気活性汚泥法によるCOD、N、P同時除去の研究があり、注目すべき成果を得た。今一つ、異色ある研究として、水辺環境のアメニティー評価に関する実験・実証的な研究が含まれており、興味ある結果が得られた。

以上の成果をふまえ、後期段階での諸研究、解析が展開されている。

昭和61年3月

国立公害研究所 水質土壌環境部

部長 合 田 健

(プロジェクト・リーダー)

目 次

Abstract	1
I. 研究の概要	3
原沢英夫	
II. 報文	
1. 風力エネルギーを利用した水質改善システム	7
田井慎吾・松重一夫	
2. 嫌気・好気循環ろ床法による生活排水の浄化特性	19
稲森悠平・谷野 充・須藤隆一	
3. 生物学的リン摂取機構に及ぼす嫌気好気活性汚泥法における嫌気性条件の効果	39
稲森悠平・高橋智己・須藤隆一	
4. 水辺の快適性評価の方法	61
青木陽二・中島昭寛	
5. 水環境管理における自然浄化機能を活用した処理システムの位置づけ	73
中杉修身・天野耕二・内藤正明	
6. 自然浄化機能を活用した処理システム選定のフレームワーク	85
原沢英夫・中杉修身・内藤正明	
7. 流域管理のための計画モデル	101
原沢英夫・中杉修身・内藤正明	
8. 水環境管理を支援するデータベースについて	119
天野耕二・福島武彦・中杉修身・内藤正明	
9. 環境影響を考慮した広域廃棄物埋立処分システムの最適化	133
乙間末広・河村清史・田中 勝・内藤正明	

CONTENTS

Abstract	1
I. Outline of the Studies	3
Hideo HARASAWA	
II. Papers	
1. Biological Water Purification System Using of Wind Energy as Source of Power	7
Shingo TAI and Kazuo MATSUSHIGE	
2. Domestic Waste Water Treatment Using Anaerobic-aerobic Recirculation Bio-film Process	19
Yuhei INAMORI, Mituru TANINO and Ryuichi SUDO	
3. Effects of Anaerobic Conditions on Biological Phosphorus Removal by Activated Sludge Process	39
Yuhei INAMORI, Tomomi TAKAHASHI and Ryuichi SUDO	
4. Evaluation Methods of Waterside Amenity	61
Yoji AOKI and Akihiro NAKAJIMA	
5. Functions of Self-purification Processes in Conserving Water Quality in Closed Water Areas	73
Osami NAKASUGI, Koji AMANO and Masaaki NAITO	
6. Selection of an Appropriate Wastewater Treatment System Utilizing Self-purification Process	85
Hideo HARASAWA, Osami NAKASUGI and Masaaki NAITO	
7. Computer Models for River Basin Management — A State-of-the Art Review —	101
Hideo HARASAWA, Osami NAKASUGI and Masaaki NAITO	
8. Study on Data Base Supporting Watershed Management	119
Koji AMANO, Takehiko FUKUSHIMA, Osami NAKASUGI and Masaaki NAITO	

9. Optimization of a Regional Solid Waste Disposal System 133

Suehiro OTOMA, Kiyoshi KAWAMURA, Masaru TANAKA and Masaaki NAITO

Abstract

In this report included are the following research topics, namely evaluation of the wastewater treatment technologies, evaluation method of waterside amenity, and application of wastewater treatment system utilizing self-purification ability.

A biological water purification system with use of wind energy as a source of the power running biodisk was developed. The experimental equipment was composed of a wind-driven generator plant with a propeller (1.8m of a revolution diameter) and a experimental scale rotating biological contactor with supply of the electric power converted from wind energy, and is located in the site of Kasumigaura Water Research Station of NIES on the lakeside of Lake Kasumigaura. It was proved that the wind energy is effective as a power source of the small scale treatment plant.

The effects of recirculation ratio on the performance of anaerobic-aerobic biofilm process for domestic sewage treatment was examined. It was found that nitrification efficiency and BOD, COD, TOC removal were independent upon the recirculation ratio and that nitrogen removal was highest in four times recirculation ratio.

The effects of addition of anaerobic conditions in aeration tank on water quality and sludge property were examined. Results obtained were that high organic substances removal with high phosphorus uptake to activated sludge was attained in case of high BOD/P ratio and that the growth of filamentous microorganisms causing bulking could be controlled remarkably.

To develop an evaluation method of waterside amenity, two practical experiments were undertaken. At the first experiment, superior waterscapes of opposite side were examined by using slides. The people's impression showed great interest in the distance of 3-4km. At the onsite evaluation experiment, the impression of respondents on the physical features were asked and simultaneously the physical quantities of site were measured. The impression provided the structure of psychological evaluation of pleasant waterside and the effective physical factor of pleasant waterside.

The present state and some problems of the existing centralized wastewater treatment system and the characteristics of alternative treatment systems such as small distributed system, individual onsite facilities, and natural treatment process were reviewed. In selecting the most appropriate wastewater facility from the various technologies available for rural or suburban unsewered communities, three major ruling factors were extracted. We proposed a research framework of systems approach to plan and design the optimal alternative wastewater treatment system considering the above mentioned factors.

Computer modeling and model use which facilitate the exploration, analysis, and synthesis of alternative wastewater treatment plans and design. Mathematical models found in the literature were

revised and classified into 3 categories. An example of optimization model, a regional solid waste disposal system were developed using the dynamic programming technique.

An comprehensive data-base which supports the watershed management was developed. Using this data-base system, an example of statistical analysis of major lake basin in Japan was demonstrated.

研究の概要 Outline of the Studies

原沢英夫¹
Hideo HARASAWA¹

要 旨

本報告書では、自然浄化機能を活用した処理システムの開発と応用にかかわる研究課題について排水処理技術の評価、水辺環境評価手法の確立、自然浄化機能を活用した処理システムの確立についてこれまでに得られた研究成果を報告する。

小規模排水処理施設の動力源として、風力エネルギーを利用したシステムの開発を行い、その効果について評価を行った。霞ヶ浦湖畔にある国立公害研究所の霞ヶ浦臨湖実験施設に回転直径1.8 mの二枚羽根プロペラを持った風力発電装置と発電電力を回転動力として利用する実験規模の回転円板装置を設置し実験を行った。霞ヶ浦湖畔の年平均風速は3.9 m/sであり、これから得られる電力で1日1 m³の排水を処理しうることが分かった。

嫌気・好気循環ろ床法の浄化特性に及ぼす循環比の影響を検討し、硝化及び有機物除去能は循環比に関係しないこと、窒素除去能は循環比4において最大となることが判明した。また、嫌気・好気活性汚泥法のリン除去特性について原水中のBODとリンの比が大きい場合、有機物除去能を低下させることなく、汚泥中のリン含有量を高め、処理水リン濃度を低下させることができるとともに、バルキングを引き起こす糸状微生物の増殖を顕著に抑制しうることが判明した。

水辺環境を評価する方法を開発するため、被験者を用いた室内実験と野外実験を行った。スライドを用いた室内実験からは、湖岸の見えかたに対しては3～4 kmの距離で良い評価を得ることが確認された。現場実験からは、水辺に対する被験者の意識と現地の物理的諸量を測定し、快適性の評価構造及びそれに影響する物理的条件を明らかにした。

水質汚濁防止対策としての現行の大規模・集中型の下水処理システム、小規模・分散型下水処理システム及び自然浄化機能を活用した処理システムの現状と問題点について整理した。また下水処理技術を組み合わせて地域全体でみて効率的な処理システムを選定する際に検討すべき要因として①処理技術の評価、②地域特性の評価、③処理技術選択の基準を抽出し、これらを考慮しながら地域特性に応じた処理システムの組合せを選定する研

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.

究のフレームワークを示した。

非点源負荷発生源の現状把握や将来予測、そして制御方策としての下水道システムの計画、設計に数理モデルや、流域関連情報のデータベースが有用な道具として役立っている。非点源汚濁負荷制御を目的とした流域水質管理計画の策定や下水処理システムの設計を支援する数理モデルを、①予測モデル、②最適化モデルに分類してその特徴について整理した。また、環境影響を考慮しつつ、最適な広域廃棄物処理処分システムを求めるための数学的モデルを開発し、具体的に適用するとともにこうした数学モデルによる処理システム計画・設計の問題点を整理した。流域管理計画の策定に当たっては水質データ、流域関連情報など多くの情報が必要とされる。全国の任意流域を対象として総合的水質汚濁解析を可能し、また流域管理計画策定を支援するデータベースの在り方を整理し、具体的に日本の主要湖沼流域を対象とした解析事例を示した。

1 研究の目的と概要

下水道の建設や工場排水規制により水環境の危機的な汚染状況は脱したものの、従来の排水処理技術や法的規制下では制御しきれない生活雑排水や農畜産排水など、いわゆる非点源負荷による汚染が顕著に現れて以来、非点源負荷が実効ある水質管理施策を立案・実施するうえで、最も重要な検討課題となっている。これらの非点源負荷が問題となるのは、いずれも下水道整備対象区域外や整備の進捗状況が芳しくない地域であることを考慮すれば、これらの発生源を制御する処理技術とその適用技術の確立が優先的課題と言えよう。一方、生活雑排水などのたれ流しにより道路側溝や小川、農業用水路など住宅周辺の身近な水辺を汚濁し、魅力のないものになっている。身近な水辺の復活、さらには快適な水辺空間の創造など住環境の整備の面からも非点源負荷の制御方策を確立することが必要となっている。

本報告書は自然浄化特別研究のうち自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用に関する3研究課題、(1)「排水処理技術の評価」、(2)「水辺環境評価手法の確立」、(3)「自然浄化機能を活用した処理システムの確立」に関してこれまでに得られた研究成果をまとめたものである。それぞれの研究課題の目的と概要は以下のとおりである。

(1) 既存の処理技術並びに自然浄化促進技術を処理機能、経済性、エネルギー効率等の諸側面から評価するとともに、この観点から技術開発を目的とする。特に技術開発では、排水処理技術に対する自然エネルギーの応用として風力エネルギーを活用した排水処理システムと嫌気性処理を組み合わせた簡便な処理技術の開発を行い、その有効性について実験的に検討した。

(2) 親水性をもたらす水辺の物理的、生物的条件を明らかにし、これらの知見をもとに親水性のある水辺空間の評価・設計方法を確立することを目的としている。特に被験者による水辺評価意識と水辺の物理的条件との関連性について定量化する方法を開発し、水辺環境評価の基礎的知見を得ている。

(3) 既存の処理技術や新たに開発された自然浄化機能を活用した処理技術を適用対象地域の自然・社会的条件など地域特性のなかで、どの技術を選択し、組み合わせて採用するのが最も適切であるかを決定する方法論を確立することを目的としている。地域特性に適合した処理システムの選定には、(a) 処理技術の評価、(b) 適用すべき地域の特性、及び(c) 適切な処理技術の選択基準を明確化することが必要となるので、研究課題のフレームワークを整理するとともに流域の水環境管理の視点からの位置づけ及びこのための支援技術としての計画モデルやデータベースについて検討を加えた。

本分冊にまとめた上記3研究課題に関する研究成果は中間的なものであり、各研究の相互の関連もいまだ十分ではないが、60年度以降はこれらの研究成果を踏まえつつ各研究及び他グループの研究との有機的な連携をはかりながら研究を発展させる計画である。

2 研究組織

本研究は国立公害研究所の3部（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、及び共同研究員が参加した（表1、2）。

表1 研究担当者所属・氏名

総合解析部	内藤正明・中杉修身・乙間末広・原沢英夫・天野耕二 青木陽二・仁科克己
水質土壌環境部	田井慎吾・稲森悠平・須藤隆一・福島武彦
技術部	松重一夫

表2 客員研究員・共同研究員

(客員研究員) 田中 勝	国立公衆衛生院衛生工学部
(客員研究員) 河村清史	〃
(共同研究員) 谷野 充	東邦大学理学部
(共同研究員) 高橋智己	〃
(共同研究員) 中島昭寛	滋賀県公園緑地事務所

3 研究成果の発表

昭和58年度及び59年度までに得られた研究成果をまとめたものが、この中間報告書(国立公害研究所研究報告、第98号)である。この他関連する学会、研究雑誌等において研究成果が公表された(表3)。

表3 発表リスト

口頭発表

- 天野耕二 (1985) : 閉鎖性水域関連モデルの研究動向について～現状の整理・分析～. 日本陸水学会第50回大会, シンポジウム講演要旨集.
- 稲森悠平・谷野充・須藤隆一 (1985) : 嫌気性ろ床を組み合わせた生活排水中の脱窒処理に及ぼす循環比の影響, 日本水処理生物学会, 第21回大会講演要旨集, 70.
- 稲森悠平・高橋智己・須藤隆一 (1985) : 嫌気好気活性汚泥法と好気活性汚泥法の処理性能の比較, 日本水処理生物学会第21回大会講演要旨集, 72.
- 松重一夫・田井慎吾・土井賢二郎・横内正彦 (1984) : 風力エネルギーによる排水処理システム. 京都大学環境衛生工学研究会, 第6回シンポジウム講演論文集, 114-119.
- 田井慎吾・松重一夫・土井賢二郎・横内正彦・伊藤陸雄 (1985) : 風力エネルギーによるシステム. 京都大学環境衛生工学研究会, 第7回シンポジウム講演論文集, 289-294.

印刷発表

- 天野耕二・福島武彦・中杉修身 (1986) : 統計データによる湖沼特性と水質の関係. 土木学会衛生工学研究論文集, **22**, 87-102.
- 天野耕二 (1986) : 水質汚濁現象の予測手法の現状と問題点. 環境情報科学, **15**(1), (印刷中).
- 青木陽二 (1986) : 現場実験による水辺快適性の評価, 環境情報科学, **14**(3), 43-46.
- 中杉修身 (1984) : 雑排水処理対策の考え方. 水質汚濁研究, **7**(3), 21-26.
- 原沢英夫・天野耕二・内藤正明 (1985) : 排水処理プロセスにおける数学モデル (I). 水質汚濁研究, **8**, 53-65.
- 原沢英夫・天野耕二・内藤正明 (1985) : 排水処理プロセスにおける数学モデル (II). 水質汚濁研究, **8**, 122-128.
- 稲森悠平・谷野充・須藤隆一 (1985) : 嫌気・好気ろ床法の浄化特性に及ぼす循環比の影響. 下水道協会誌, **22**(8), 32.
- 稲森悠平・高橋智己・須藤隆一 : 嫌気性条件の活性汚泥法における効果. 下水道協会誌 (印刷中).
- 田井慎吾・松重一夫・土井賢二郎 (1986) : 風力エネルギーを利用した廃水処理システム. 土木学会衛生工学研究論文集, **22**, 187-194.
-

II-1 風力エネルギーを利用した水質改善システム Biological Water Purification System Using of Wind Energy as Source of Power

田井慎吾¹・松重一夫²

Shingo TAI¹ and Kazuo MATSUSHIGE²

要 旨

小規模排水処理施設や自然浄化機能を活用した水質改善施設の動力源として、風力エネルギーを利用したシステムの構築を検討した。霞ヶ浦湖畔にある国立公害研究所の霞ヶ浦臨湖実験施設に回転直径1.8mの二枚羽根プロペラ型風車を持った風力発電装置と、これによって発電された電力を回転円板の回転動力として利用する実験規模の回転円板装置を設置し、実験を行った。その結果、霞ヶ浦湖畔の年平均風速は3.9m/sであり、これから得られる電力は0.54kWh/dであった。バッテリーにおける充・放電でのエネルギー散逸を差し引いても、0.4kWh/dの電力が利用できるので、この風力発電装置で1日1m³の排水を処理できることが分かった。我が国の海岸部や山岳部では、年平均風速4.0m/s以上の所が多く、このような地域での排水処理施設や水質改善施設の動力源として風力発電装置を利用したシステムが適用可能であることが確認された。

Abstract

It is the purpose of this paper to develop the biological water purification system using of the wind energy as a source of the power running biodisk. The experimental equipment is composed of a wind-driven generator plant (200W of maximum electric power at 10m/s of wind velocity) with a propeller (1.8m of a revolution diameter) and a experimental scale rotating biological contactor using of the electric power converted from wind energy, and established in the site of Kasumigaura Water Research Station of NIES on the lakeside of Lake Kasuigaura.

The average wind velocity of a year was 3.9m/s. The average electric power of a year

-
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. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

which was converted from the wind energy was 0.54kWh/d. The $1\text{ m}^3/\text{d}$ of polluted water is purified by the water or wastewater treatment plant using the wind energy. It was proved that the wind energy is available as a power source of the small scale treatment plant of polluted water, at the mountainous region or seaboard where the strong wind is blowing throughout a year.

1 はじめに

自然エネルギーの一利用面として、小規模排水処理施設や自然浄化機能を活用した水質改善施設への適用が考えられる。また、商用電力が得にくい離島、山岳部あるいは半島の先端などは観光地となりやすく、自然エネルギーを利用した排水処理が考えられる。排水処理や廃棄物処理には、本来質の高い商用電力を使用するよりも、自然エネルギーを利用した方が環境側面から見て、望ましいわけである。

排水処理や自然浄化機能利用施設の動力源として、風力エネルギーに着目し、年間を通しての風速の変動と平均値、風速と発電電力との関係、発電電力と消費電力との関係などを実験装置によって求め、風力エネルギー利用の可能性と問題点について検討を加えた。

2 実験装置

2.1 システムの概要

風力発電装置から得られた電力と商用電力との2系統で、同一の小型の実験用回転円板法装置を運転するとともに、別に風向・風速計を設置して風向、風速データを収集する実験システムを構築した。すなわち図1に示したように、実験システムは測風部、発電部、記録部及び利用部からなっている。

2.2 風力発電装置

風力発電装置は、写真1のような Winco-Division of Dyna Technology 社製のプロペラ型 Win-charger 風車によって直流電気を発生させる装置である。装置の仕様は表1に示したように、最大発電電流は風速10m/s のとき14A (15V, 210W)であり、風速がこれ以上になると遠心力によってガバナー・フラップが開いて風車に直結したブレーキ・ドラムを抑えて回転を抑え、強風による風車、発電機の破壊を防ぐようになっている。なお、このガバナー・フラップは風速が激しく変動する時に、この変動を吸収する役目も果たしている。しかし逆に、停止した風車はガバナー・フラップの重さによって風速が3～4 m/s 以上にならないと回転を始めない。また、発生した直流電力は回転円板の回転動力として直接利用するとともに、残余は12V, 100AH のバッテリー2台に蓄電し、発電電力が無いときに放電させて利用できるようにした。

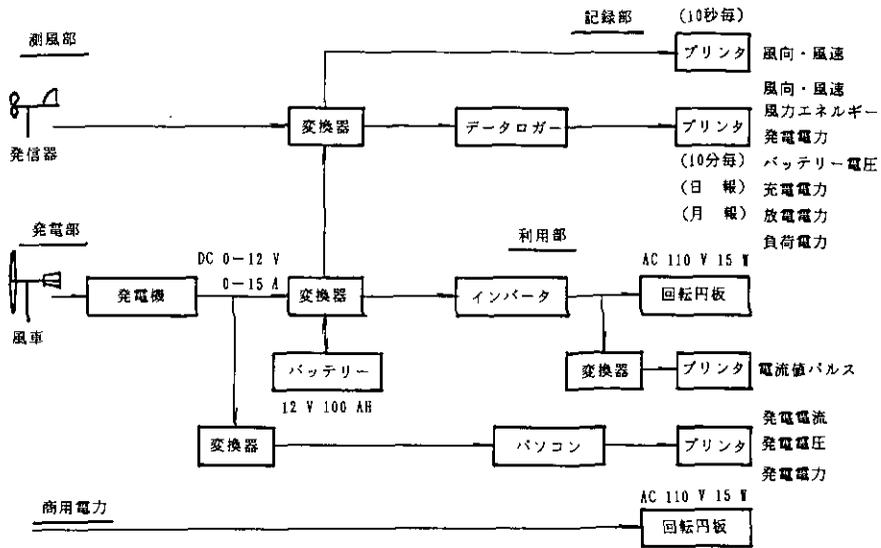


図 1 風力エネルギーを動力源とした生物学的浄化システムのフローシート
 Fig. 1 Schematic diagram of biological water purification system using of the wind energy as the source of power

表 1 風力発電装置の仕様
 Table 1 Specifications of wind-driven generator plant

プロペラ	タイプ	2ブレード
	寸法	回転直径 1.8 m
	材質	木製
	回転数範囲	270-900 rpm
発電機	タイプ	直流4極
	最大電流	14A
	最大電圧	15V
ブレーキ	タイプ	カバナー方式
風速範囲		3-10 m/s
風速と発電電力との関係		*平均風速4.5 m/s 月約 20 kWh *5.3 m/s で26 kWh *6.3 m/s で30 kWh
風速と発電電流との関係		* 3 m/s で0 A * 10 m/s で14A



写真 1 風力発電装置

Photo 1 Wind-driven generator plant

2.3 データ収集装置

風力発電装置の近くに風向・風速計を設け、アナログ記録計に記録させるとともにデータロガーに収録し、10分間平均値として風速、風向データをチャートに印字させるようにした。また、データロガーのチャートには風力エネルギー、発電電力、バッテリーの充・発電電力、消費電力も併せて印字させるようにした。データロガーのチャートの一例を図2に示した。

PAGE 489
9-11

```

***** コクワツコウカ イケンキウシヨ リンコ フウリョクニツホウ DATE 1985 9 11 *****
***** フウリョク *****
***** バッテリー *****
*
シカク フウコウ フウソク フウリョク バッテリー シュウテン ホウテン フカ
(J.S.T) (M/S) エネルギー デンリョク デンアツ デンリョク デンリョク デンリョク
(Wh) (Wh) (V) (Wh) (Wh) (Wh)
00:10 ENE 5.6 17.9 4.9 12.1 1.3 0.2 3.8
00:20 ENE 5.2 14.3 3.4 12.0 0.6 1.0 3.8
00:30 ENE 5.3 15.2 4.4 12.1 1.2 0.6 3.8
00:40 ENE 4.9 12.0 3.0 11.7 0.3 1.1 3.7
00:50 ENE 4.7 10.6 1.2 12.2 0.8 1.3 1.6
01:00 ENE 4.6 10.0 1.0 12.2 1.0 0.0 0.0
    
```

図 2 データロガーの印字項目

Fig. 2 Digital informations written in the records

2.4 回転円板法装置

風力発電電力によって運転する排水処理施設として、表2に示したような仕様の回転円板法装置を採用した。発電電力は円板の回転動力のみに利用し、給水ポンプの動力は商用電力によった。円板回転は15Wの交流モーターであるため、直流の風力発電電力とバッテリーからの放電電力をDC-ACインバータによって交流に交換した。回転円板法装置への原水は、霞ヶ浦の湖水を用いた。回転円板法装置は同じものを2台用意し、1台は商用電力のみで運転し、風力発電電力による場合との処理水質、付着生物量などが比較できるようにした。

表 2 実験用小型回転円板法装置の仕様

Table 2 Specifications of experimental rotating biological contactor

装 置	円 板	直径17 cm, 24枚
	全表面積	1.089 m ²
	回転動力	15 W の交流モーター
		回転数可変(電流制御)
	消費電力	15 W の時1.25 kW/m ³
運転条件	原 水	霞ヶ浦湖水
	供給量	200 ml/min, 0.288 m ³ /d
	水量負荷	0.264 m ³ /m ² ・d

3 実験結果

3.1 風速

1984年5月から1985年4月までの1か月の、霞ヶ浦湖岸における10分間平均値の月間瞬間最大風速(m/s)及び月間最多風向、月平均風速(m/s)を表3に示した。風向・風速計は霞ヶ浦西岸の岸から約10m、湖面から約7mの高さに設置した。この風向・風速計から得られた風向データは、夏期においては太平洋からの東の、冬期においても北西の「筑波おろし」ではなく湖面を渡って来る北北東の風が卓越しており、年間を通して北北東の風が卓越していることを示している。一方風速については、8月は安定した太平洋高気圧によって他の月に比べて風が弱いだが、この8月を除くと月平均風速が3m/s以上あり、一年間の平均風速は3.9m/sであった。風速計を設置した霞ヶ浦臨湖実験施設は、鹿島灘沿岸から25kmの距離にあり、間に高い山も無いため海岸における風速に近いと言える。図3に1961年から1970年までの10年間の地上10mにおける平均風速の分布(本間, 1979)から、3.5m/s以上の地点を抜粋して示したが、平均風速が3.5m/s以上の地点は、すべて島や半島の先端などの海に面した地域と山岳部であることが分かる。

表 3 霞ヶ浦湖岸における月間最多風向・風速
Table 3 Most frequent wind direction and velocity of a month on the lakeside of Lake Kasumigaura

年	月	瞬間最大風速(m/s)	月間最多風向	月平均風速(m/s)	
1984.	5	16.6	NE	4.8	
	6	12.0	NE	4.2	
	7	19.7	E	3.5	
	8	9.8	E	2.8	
	9	10.7	ENE	4.0	
	10	12.8	NE	4.5	
	11	14.2	NE	3.4	
	12	12.8	NNE	3.2	
	1985.	1	11.2	NNE	3.1
		2	13.3	NNE	4.0
		3	13.7	NNE	4.5
		4	17.4	NE	4.6
平	均	19.7	NNE	3.9	

3.2 発電電力

受風面積 A の理想的な風車を取り出すことができるエネルギー W は、

$$W = 1/2 \rho \cdot A \cdot AV^3$$

で表されるが、実際には風の持つエネルギーに対して、風車からの出力は小さい。両者の比を出力係数(power coefficient; C_p)と言い、風車個々でその値が異なる。したがって、実際の風車にお

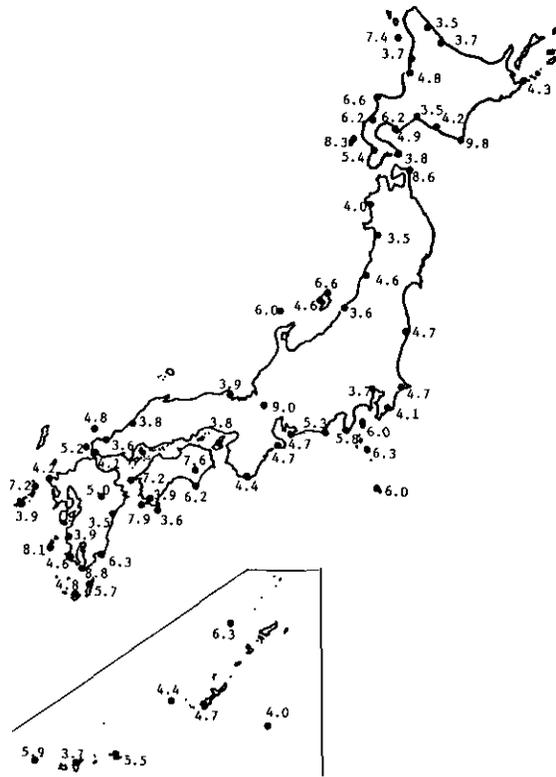


図 3 10年間の平均風速が3.5m/s以上の地域 (本間琢也, 1979)
 Fig. 3 Regions above 3.5m/s of average wind velocity of ten years

る出力と風速との関係は,

$$W = 1/2 C_p \cdot \rho \cdot A \cdot V^3$$

となる。C_pは、プロペラ型で0.45、サボニウス型で0.15であり、理論的的最大値は0.593である。なお、ρは空気密度(1.2kg/m³)である。

実験に用いた風車の出力(風力エネルギー)は、A=2.5447m²(回転直径1.8m)であるから、C_pを0.40として、

$$W \text{ (ワットW)} = 0.6125V^3$$

によって計算で求めた値である。データロガーに印字された風力エネルギーの値は、10秒ごとの風速値から、10分間の積分値すなわち電力量(Wh)として表示したものである。

さらにこの風力エネルギー発電機によって電気エネルギーとされる。図4に1985年5月4日における風速Vと発電電力量E(Wh)の関係を、また図5に同じ日の風力エネルギー量W(Wh)と発電

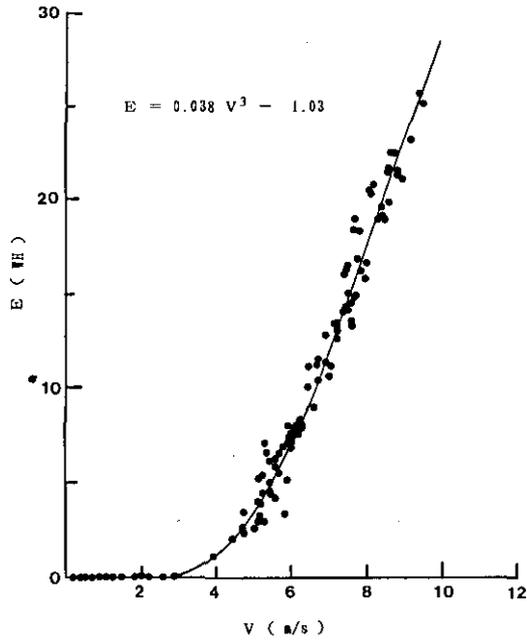


図 4 風速と風力発電電力との関係

Fig. 4 Relationships between wind velocity and electric power converted from wind energy

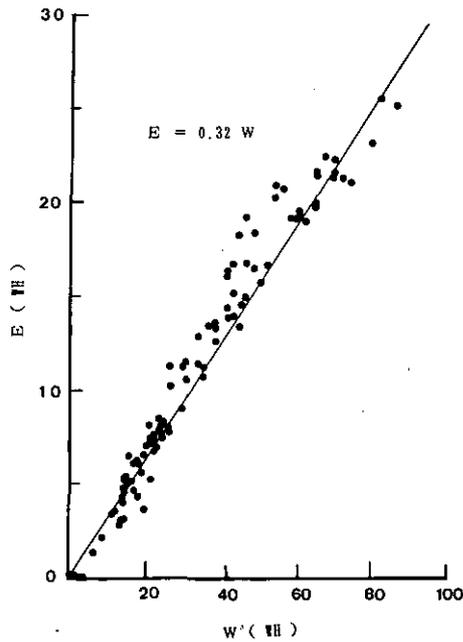


図 5 風力エネルギーと風力発電電力との関係

Fig. 5 Relationships between wind energy and electric power converted from wind energy

電力量 E との関係を示した。風速と発電電力量の間には、

$$E \text{ (Wh)} = 0.038V^3 - 1.03,$$

の関係が、風力エネルギーと発電電力量の間には、

$$E \text{ (Wh)} = 0.32W,$$

の関係が得られた。風速がほぼ 3 m/s 以上にならないと風車が回転していても発電せず、また発電電力が風力エネルギーの30%程度であることを示している。風車の効率45%と発電機の効率30%とから、この風車の受風面積 2.5447 m^2 の持っている風力エネルギーの電気エネルギーへの変換効率は13.5%ということになる。

3.3 消費電力

1984年10月から1985年4月までの7か月間の風力エネルギー量、発電電力量、回転円板法装置での消費電力量、バッテリー及びDC-ACインバータなどでの散逸エネルギー量の合計値を表4に示した。また、表4には発電電力によって回転円板を駆動した月別延時間、同じく月別発電電力量と消費電力量を示した。この電車の出力(風力エネルギー量)は7か月間で412kWhであるが、電気エネルギーとして取り出し得たのは112kWhであり、発電機の効率は約27%であった。また、風力発電電力によって回転円板を駆動させた延時間は、7か月間で約125日であり、7か月間(212日)の59%であった。

表 4 風力発電電力による実験用小型回転円板法装置の運転時間と消費電力
Table 4 Operation period and consumption of electricity on experimental rotating biological contactor

年	月	運転時間 A (分)	商用電力による 運転時間 B (分)	A/B (%)	発電電力 (Wh/月)	消費電力 C (Wh/月)	C/A (Wh/10分)
84.	10	28,570	44,640	64.0	19,200	13,100	4.59
	11	19,790	43,200	45.8	11,600	8,800	4.45
	12	20,870	44,640	46.8	10,000	8,900	4.26
85.	1	15,000	44,640	33.6	7,200	6,900	4.60
	2	28,100	40,320	69.7	18,100	13,200	4.70
	3	37,050	44,640	83.0	23,500	19,200	5.19
	4	30,340	43,200	70.2	22,800	14,500	4.78
計(平均)		179,720	305,280	(58.9)	112,400	84,600	(4.71)

4 考察

4.1 発電電力と消費電力

直流電気を交流電気に変換する DC-AC インバータでの散逸エネルギーは7.8W であり、実験データ収集用変器での散逸エネルギーは0.9W である。図6において、風力発電装置からの電力量のうちバッテリーで27%、インバータで20.8%、変換器で2.4%が失われていることになる。したがって、実際に円板の駆動のために利用されたのは発電電力の52%に過ぎない。回転円板の駆動モータに直流モータを使用すれば、DC-AC インバータでのエネルギー散逸は避けられる。またデータの収集用変換器も使用しなければ、発電電力のうち75.3%を円板の駆動に利用することが可能となる。

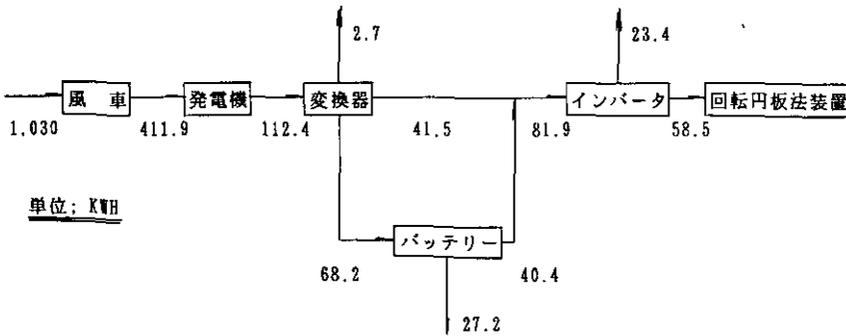


図 6 風力エネルギーを利用した生物学的浄化システムにおけるエネルギー収支
 Fig. 6 Balance of energy for biological purification system operated by wind energy

一方、エネルギー原単位からみると、図6において58.5kWhの電力量で表4に示したように、回転円板を179,720分間駆動し、湖水35.9m³を処理したわけであるから、単位処理量当たりの消費電力量は1.63kWh/m³となる。表5に回転円板法による都市下水処理プラントのエネルギー原単位を示した(日本下水道協会, 1984)が、平均的なエネルギー原単位(円板駆動と給水ポンプ駆動の両者)は0.32kWh/m³である。実験用の回転円板法装置の場合は円板駆動のためだけで都市下水処理の場合の5倍である。

小規模排水処理施設の場合は表4の都市下水処理の場合より、そのエネルギー原単位は大きくなると思われる。エネルギー原単位を0.4kWh/m³とすると、図6の例で、実装置として円板と給水ポンプの駆動に利用できる電力量は84.6kWhであるから、212m³の排水を処理することができることになる。7か月間は212日であるから、実験に用いた直径1.8mの風車による風力発電装置で、ちょうど、1m³/dの排水を処理することが可能となる。仮にエネルギー原単位を0.4kWh/m³とすると一戸分の家庭排水の浄化槽の消費電力をまかなえることになる。

1日10m³の排水を処理するためには1日4kWhの電力が必要となる。風力発電電力は風車の直

表 5 回転円板法による都市下水処理における電力消費原単位(日本下水道協会, 1984)

Table 5 Consumption of electricity per unit volume of effluent of rotating biological contactor receiving house-hold wastewater

処理場名	計画処理量 m ² /d	計画水量負荷 l/m ² ・d	実処理量 m ² /d	エネルギー原単位 kWh/m ³
八 帖	28,000	138	20,100	0.314
高 野 山	4,000	62	3,795	0.248
中 央	31,000	99	30,041	0.159
湯 西 川	800	40	500	0.660
志 比	1,150	32	848	0.156
宮 原	850	34	634	0.378
平 均	—	68	—	0.319

径の2乗に比例して大きくなり、風車の位置を高くするほど大きくなるから、おおむね直径4～5 mの風車を地上10mの位置に設置し、バッテリーでバックアップすれば風力発電電力のみで10m³/dの排水処理が可能となる。

4.2 回転円板法装置

風力発電電力で円板を駆動できた時間は、7か月間のうち60%であった。したがって円板が回転を停止し、円板表面に付着した微生物が乾燥し、乾燥した部分の円板が軽くなって、円板の回転停止時は常に同じ部分が水面上に出て乾燥した。このため表6に示したように、付着微生物量が商用電力によって駆動している円板の付着微生物量の2/5程度となった。したがって表7のように処

表 6 実験用小型回転円板法装置の付着生物膜の性状

Table 6 Biofilm on surface of biodisk of experimental rotating biological contactor

		1985, 4.30			g/m ²
		S S	V S S	T O D	V S S / S S
風力発電電力	入口	11.8	3.8	1.3	31.0%
	出口	3.3	1.4	0.8	42.4%
	平均	7.5	2.6	1.1	34.7%
商用電力	入口	37.1	9.7	6.3	26.2%
	出口	13.5	4.0	3.3	29.8%
	平均	25.3	6.9	4.8	27.3%

*風力発電電力による円板は回転停止時に乾燥し、表面積の3/5に生物が付着していない。

*装置の底に沈積した泥は、風力発電電力による方がS S 27.1, V S S 5.4, T O D 3.4(g), 商用電力による方がS S 39.8, V S S 6.9, T O D 5.6(g)であった。

表 7 湖水と実験用小型回転円板法装置処理水の水質
 Table 7 Qualities of lake water and effluent of experimental rotating biological contactor

単位 : mg/l

年 月 日	原 水 水 質		処 理 水 質			
	T O D	C O D	風力発電電力 T O D	風力発電電力 C O D	商 用 電 力 T O D	商 用 電 力 C O D
1985, 4, 3	10.5	4.5	7.0	4.2	7.0	3.5
4, 9	12.5	4.8	10.5	4.8	10.0	4.6
4, 15	15.5	5.4	12.0	4.5	10.0	4.3
4, 23	15.0	5.5	13.5	4.8	11.0	4.6
4, 30	15.0	5.0	14.5	4.8	12.0	4.0

処理水の水質も、商用電力による場合よりも悪くなっている。このことから、風力発電電力のみで排水処理する場合には回転円板法は不向きであり、発電電力が得られないときでも微生物膜が水中に浸っている上向流式の浸漬ろ床法の方が望ましいと思われる。

5 おわりに

風力発電装置を組み込んだ水質浄化システムの可能性について、風力発電装置とこれから得られる電力によって実験用小型回転円板法装置を運転して検討した。発電電力と負荷電力とをバランスさせるならば、風速が年間平均4.0m/s程度の地域では、風力発電電力のみでも浄化槽などにおける必要エネルギーを十分まかないうることが確認された。なお現在、回転円板法装置に代えて小型の浸漬ろ床法装置を用いて検討を続けている。

引 用 文 献

- 本間琢也編 (1979) : 風力エネルギー読本, 285p.
 日本下水道協会編 (1984) : 下水道統計, No.39, 970p.

II-2 嫌気・好気循環ろ床法による生活排水の浄化特性 Domestic Waste Water Treatment Using Anaerobic-aerobic Recirculation Bio-film Process

稲森悠平¹・谷野 充²・須藤隆一¹

Yuhei INAMORI¹, Mitsuru TANINO² and Ryuichi SUDO¹

要 旨

嫌気・好気循環ろ床法の浄化特性に及ぼす循環比の影響について検討し、次の成果を得た。1) 硝化及び有機物除去能はいずれの循環比でも大きな差はない、2) 窒素除去能は循環比4において最も高まる、3) 汚泥転換率はいずれの循環比でも6%以下と極めて低い、4) 循環系の嫌気性ろ床ではメタン発酵と脱窒は同時に行われる、5) 嫌気性ろ床に出現する特徴的な微生物は *Trimyema*, *Paramecium*, *Beggiatoa* であったが、これらの出現は ORP と密接な関連がある。

このように嫌気・好気循環ろ床法は有機物だけでなく窒素の除去能も優れており、生活排水から汚濁源を除く効果的な方法になると考えられる。

Abstract

The purpose of this study is to reveal the effects of recirculation ratio on performance of anaerobic-aerobic bio-film process for domestic sewage treatment. The results obtained summarized as follows.

1) Nitrification efficiency and BOD, COD, TOC removal were independent upon the recirculation ratio. 2) Nitrogen removal was highest in four times recirculation ratio. 3) Sludge conversion ratio per BOD removed were less than 6% in all recirculation ratio. 4) Methane fermentation and denitrification was occurred simultaneously in anaerobic bio-filter. 5) Typical microorganisms appeared in anaerobic bio-filter were *Trimyema*, *Paramecium*, *Beggiatoa* which could increase in low ORP environment.

-
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59年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学理学部 〒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.

1 はじめに

嫌気性ろ床法は1970年代始めよりBOD 1,000mg/l程度の有機性排水から省エネルギー的に有機物を除去することを目的としてYoungら(1969), Plummerら(1969), Tambllynら(1970)等により、活発な研究がなされてきた。そして現在ではBOD 200mg/l程度の下水及び生活排水のような低濃度有機性排水に対しても本法が効果的なことが(稲森ら, 1982, 1983; 北尾ら, 1982; 黒田ら, 1983)明らかにされるようになってきた。しかし、窒素, リンの環境基準及び排水基準が制定(1982, 1984)されたことから明らかなように自然水域の有機汚濁及び富栄養化を抑制する上では地域によっては嫌気性ろ床で従来対象とされてきた有機物を除去するだけでは不十分であり、今後は窒素リン等の栄養塩類の除去までもが行われるプロセスが組み込まれることが必要になるものと考えられる。この栄養塩類を除去する方法として最近注目を浴びているのが嫌気性槽と好気性槽とを組み合わせた生物処理法である。本法は活性汚泥法のような浮遊微生物が嫌気性槽と好気性槽を繰り返し循環することによる環境条件のサイクリックな変化により窒素, リンを同時に除去することを目的とした方法として発展してきている。しかし、嫌気性ろ床と好気性ろ床を組み合わせて栄養塩類を除去しようとする場合は微生物が接触材に固定された状態で存在し、微生物が嫌気性槽と好気性槽を循環することがないので栄養塩類としては窒素の除去が主対象となる。嫌気性ろ床と好気性ろ床を組み合わせた硝化脱窒法は従来の生物学的硝化脱窒法に比べて嫌気性槽の酸化還元電位が極めて低いことを特徴とするものと考えられるが、その窒素除去特性についての報告は従来はほとんど行われていない。特に農村地域においては水稻の徒長を防ぐため生活排水由来の窒素の除去が望まれていることから、嫌気性ろ床を組み込んだ窒素除去法は効果を発揮するものと期待される。そこで本研究では生活排水のような低濃度有機性排水を対象として嫌気性ろ床と好気性ろ床とを組み合わせた新しい処理法である嫌気・好気循環ろ床法における循環比が、浄化能に及ぼす影響を及ぼすかを明らかにし有機物及び窒素除去を効率的に行うための最適条件を設定することを目的とした。

2 材料及び方法

2.1 実験装置

本実験に用いた装置は図1に示すように水道水貯留槽, 人工排水貯留槽, 嫌気性ろ床, 流入水供給用定量ポンプ, 好気性ろ床, エアーポンプ, 循環水用定量ポンプからなる。嫌気性ろ床は有効容積4lになるように側面にオーバーフローパイプが取り付けられている。好気性ろ床は有効容積1lの曝気槽と有効容積0.5lの沈殿槽とからなるが沈殿槽の上澄水が最終処理水として流出する。嫌気性ろ床と好気性ろ床内には塩化ビニリデン製のひも状接触材がステンレス製の枠組に張られており、嫌気性ろ床では横方向に総長290cm, 好気性ろ床では縦方向に総長100cm 充てんされている。また、嫌気性ろ床上部には発生ガスの組成を調べるために図2に示すガス捕集器が取り付けられている。

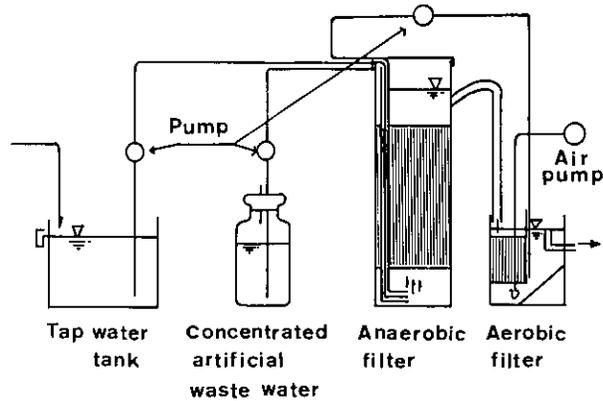


図 1 実験装置
Fig. 1 Experimental apparatus

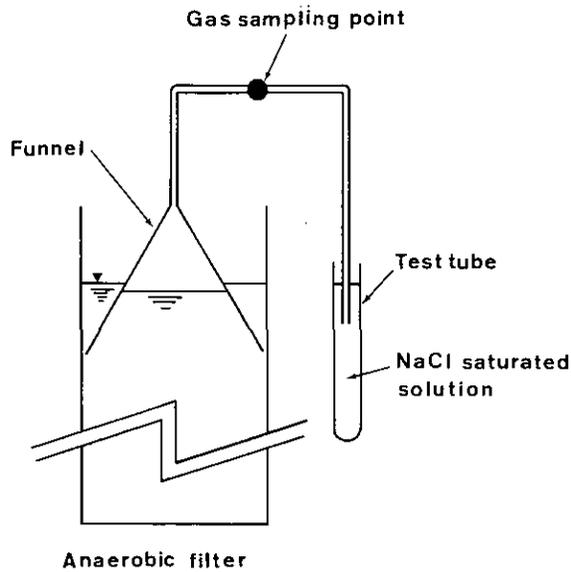


図 2 ガス捕集器
Fig. 2 Apparatus for gas collection

2.2 流入排水

流入水は表1に示すデキストリン、ペプトンを主成分とした人工排水を用いた。なお、人工排水貯留槽のBODは1,300mg/lであるが、水道水供給用の定量ポンプと人工排水供給用の定量ポンプから嫌気性ろ床底部に導かれた地点で生活排水の有機物濃度と同じ程度のBOD 200mg/lになるように流量を調整した。表2はBOD 200mg/lに設定した人工排水の水質分析結果を示したものであ

表 1 人工下水の組成
Table 1 Composition of artificial wastewater

Composition	Concentration (mg/l)
	BOD 200
Dextrin	30.6
Bactopeptone	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

表 2 流入排水の水質
Table 2 Influent quality

Items	Concentration (mg/l)
BOD	200
COD _{Mn}	66
TOC	105
T-N	27.2
NH ₄ -N	0
NO ₂ + ₃ -N	0

る。なお、人工排水は腐敗を防ぐために121°C 15分間オートクレーブした後使用した。

2.3 実験条件

本実験では嫌気性ろ床と好気性ろ床を組み合わせた方法における窒素除去能を明らかにすることを目的としているが、窒素除去能と密接に関係する重要な因子の一つが好気性ろ床流出水の嫌気性ろ床への循環比である。ここでは20°Cの恒温室に実験装置を設置し一定温度条件下における循環比の窒素除去能に及ぼす影響を検討することにした。循環法としては好気性ろ床の沈澱槽の上澄水を定量ポンプで嫌気性ろ床底部に循環する方法をとった。運転条件は表3に示すとおりである。循環比0は全く循環を行わない対照系で循環比1, 2, 4, は流入水量に対する循環水量の比率を示している。なお、本実験においては汚泥接種直後は嫌気性ろ床と好気性ろ床の循環は行わず、水質が安定したことを確認した後、循環を開始した。

2.4 測定方法

本実験におけるpH, BOD, COD, アルカリ度, 透視度, VFA(揮発性有機酸), SS, TOC, T-N,

表 3 運転条件
Table 3 Operational conditions

Items		Recirculation ratio			
		R-O	R-1	R-2	R-4
Temperature	($^{\circ}$ C)	20	20	20	20
Influent BOD	(mg/l)	200	200	200	200
Water volume	(l/d)	3.2	3.2	3.2	3.2
Recirculation volume	(l/d)	0	3.2	6.4	12.8
Anaerobic filter: HRT	(h)	30	15	6.4	3.8
Aerobic filter: HRT	(h)	7.5	3.5	1.6	0.8

$\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 等の水質, 生物相, 汚泥の性状などについては主として下水試験方法(日本下水道協会編, 1974)に準じて測定した。なお, 水質分析用の試料は嫌気性ろ床流出水, 好気性ろ床流出水, ガス分析用の試料は嫌気性ろ床発生ガス, 生物相用の試料は嫌気性ろ床及び好気性ろ床の生物膜, また汚泥性状用の試料については, 嫌気性ろ床及び好気性ろ床の実験終了時の槽内はく離汚泥を用いた。嫌気性ろ床と好気性ろ床における汚泥転換率については実験期間中において除去された BOD 量と実験期間中に流出した SS 量及び実験終了時の槽内 SS 蓄積量との比から求めた。なお, 発生ガスの分析は, ガスクロマトグラフィーを用いて窒素ガス, メタンガスについての分析を行った。このとき, 窒素ガス, メタンガスの分析にはモルキュラーシーブ 5A を充てん剤として使用し, ヘリウムガスをキャリアーガスとして分析に用いた。このときの条件温度は 40°C に設定して分析を行った。

3 結果及び考察

本実験における結果を評価する上では嫌気性ろ床の浄化能が安定していることが重要なことである。そこで実験開始後流出水の T-N, TOC を指標として経日的な変化を追跡した。その結果は図 3, 4 に示すとおりである。本図より, 実験開始 60 日以降に水質の安定することがわかった。それ故, 本実験では 60 日目から実験終了時の 350 日目までの測定値の平均値を評価対象とすることにした。

3.1 窒素の形態変化と循環比

嫌気・好気循環ろ床法においては有機性窒素の脱アミノ反応によるアンモニア化がまず嫌気性ろ床において起こり, その後, 好気性ろ床におけるアンモニアの硝化が行われ最終的に好気性ろ床流出水が嫌気性ろ床に循環されることにより $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の窒素ガスへの脱窒が行われることになる。これらの窒素形態変化は図 5 に示すようにまとめられる。それ故, 本法において窒素を除去するためには, 有機性窒素から, アンモニア性窒素, 亜硝酸性窒素, 硝酸性窒素, 窒素ガスへの反応が遅退なく進行することが必要とされる。なかでも硝化反応が行われていない限り脱窒反応は進行しないことから, 好気性ろ床における硝化反応は嫌気性ろ床での窒素除去を行う上での反応律速となる。

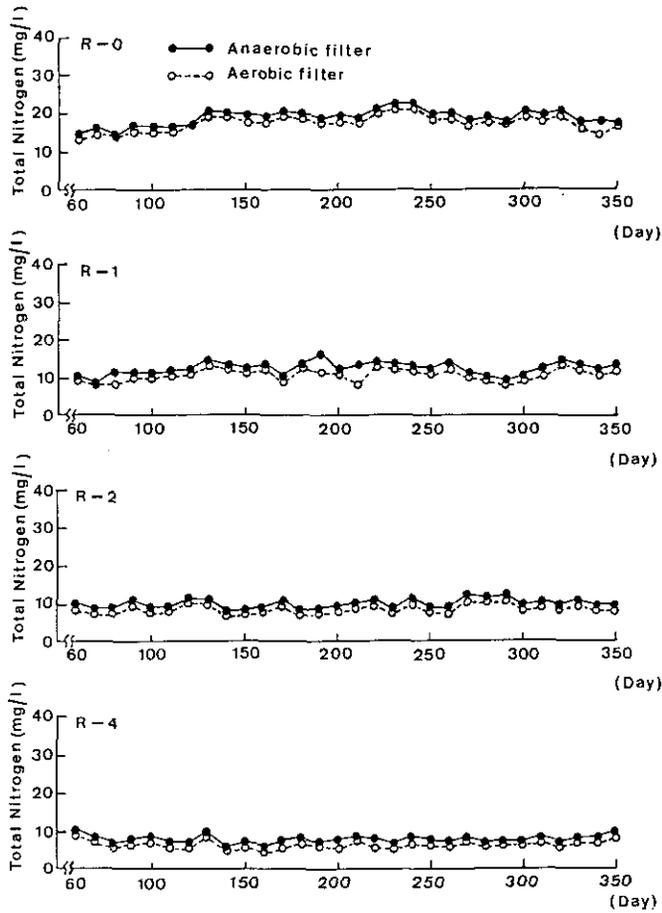


図 3 嫌気性ろ床及び好気性ろ床流出水の T-N の経日変化
 Fig. 3 Change of effluent T-N obtained from anaerobic filter and aerobic filter

そこで特に本実験では好気性ろ床における硝化反応と嫌気性ろ床における脱窒反応についての検討がなされた。

3. 1. 1 アンモニアの亜硝酸及び硝酸化

循環比を変化させた場合の好気性ろ床流出水の T-N 及び $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の形態別の窒素濃度は図 6 a) に示すとおりである。本図より, $\text{NH}_4\text{-N}$ はいずれの循環比においても 1.49mg/l 以下と低く, ほとんどが $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ として存在することがわかる。図 6 b) は循環比と硝化率との関係についてまとめたものである。ここで硝化率は好気性ろ床の流入水と流出水の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の収支から求めた。硝化率は滞留時間の長い循環比 1 の系において 99% と最も高かったが, 循環比 4 の滞留時間の短い系でも 92% と効率よく硝化の起こることがわかった。上記の事実は本実験条件の範

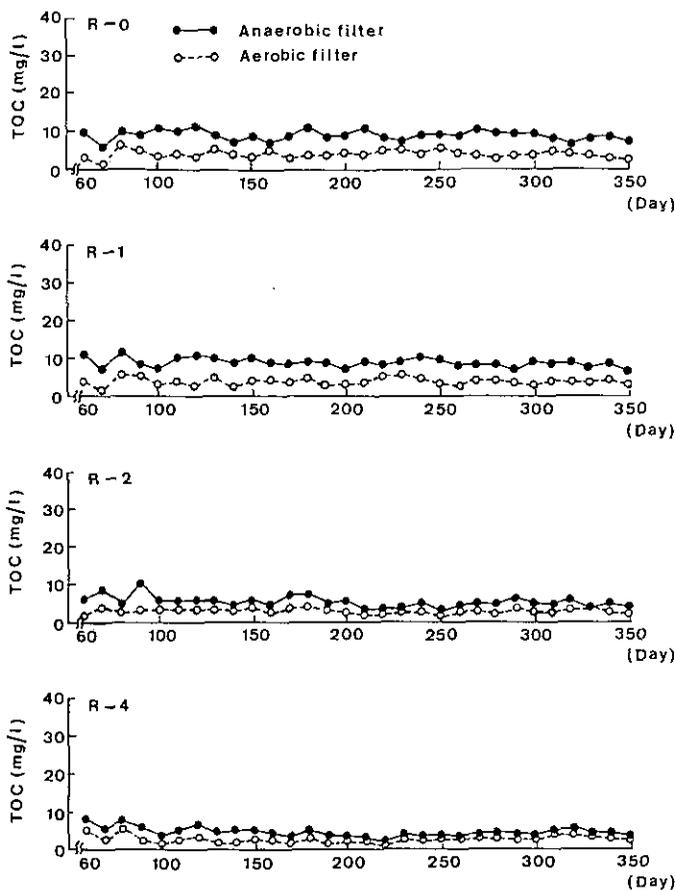


図 4 嫌気性ろ床及び好気性ろ床流出水の TOC の経日変化

Fig. 4 Change of effluent TOC obtained from anaerobic filter and aerobic filter

圈内では、循環比は硝化反応にほとんど影響を及ぼさないことを意味している。なお、硝化の影響を及ぼす因子としては、溶存酸素、温度、pH、アルカリ度、アンモニア性窒素負荷などいくつかあげられるが、本実験においては溶存酸素濃度と温度の影響を考察しなくてもよいように溶存酸素濃度は 5 mg/l 以上温度は 20°C 一定にして運転したことから、pH、アルカリ度、アンモニア性窒素負荷が対象因子とされた。

1) アルカリ度及び pH

好気性ろ床でアンモニア 1 mol が酸化されると 2 mol の水素イオンが放出されることにより pH の低下が起こる。硝化細菌は pH 6 以下になると代謝活性の低下することが知られているが循環比を変化させた本実験系では循環比 0 でも pH は 6.3 で pH 6 以下に低下することはなく高い効率で硝

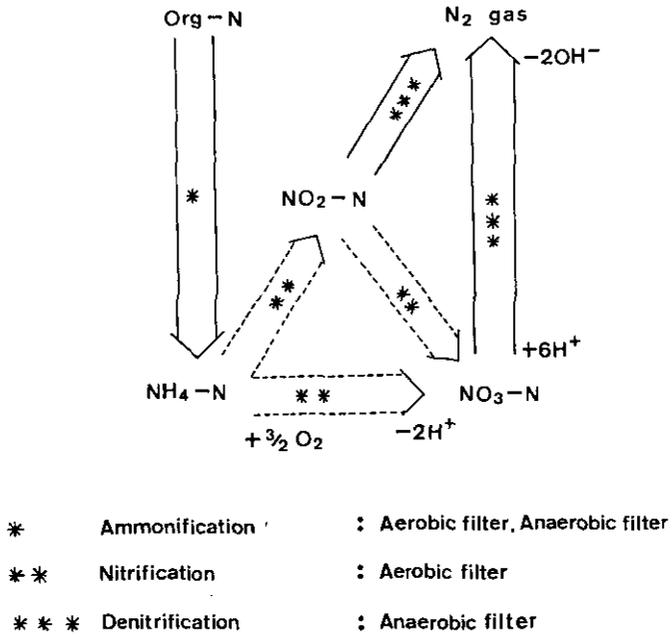


図 5 嫌気性ろ床及び好気性ろ床における窒素の形態変化
 Fig. 5 Change from organic nitrogen to N₂ gas in anaerobic filter and aerobic filter

化が行われていた。これはおそらく好気性ろ床におけるアンモニア負荷が低かったからであると考えられる。なお、循環系において pH が高かったのは嫌気性ろ床で NO₂+₃-N 1 mol が窒素ガスに還元される際に 2 mol の水酸イオンが放出されるためこの水酸イオンによるアルカリ度分及び嫌気性ろ床における有機性窒素のアンモニア化におけるアルカリ度分が好気性ろ床における硝化反応で放出される水素イオンを中和する方向に働いたことにより、pH 低下が抑制されたと考えられる。このことは図 7 に示した好気性ろ床における循環比とアルカリ度及び pH との関係において循環比が大きくなるほど pH とアルカリ度が上昇していることから裏付けられる。

2) アンモニア負荷

硝化細菌は独立栄養細菌に属する好気性細菌であり、無機栄養源である NH₄-N を選好して摂取し増殖するが過剰の NH₄-N が存在すると硝化反応は阻害されることが知られている。本実験の好気性ろ床におけるアンモニア負荷は図 8 に示すとおりである。ここで得られた値は足立ら (1975) の報告による硝化を行うための限界窒素濃度である 0.35kg/m³・d (20°C) より極めて小さい。このように好気性ろ床で硝化が高率に行われたのはアンモニア負荷が小さかったことと密接に関係あると考えられる。このことは下水程度の窒素濃度の排水を本法の BOD 負荷で処理する場合、硝化能は影響を受けることのないことを意味している。

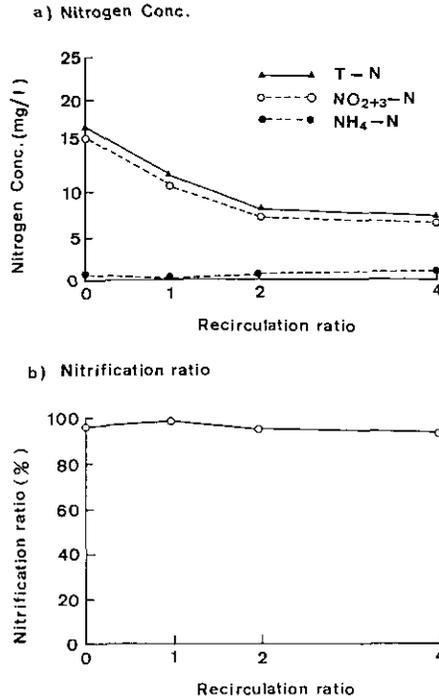


図 6 好気性ろ床の硝化率及び流出水の窒素濃度と循環比との関係
 Fig. 6 Relationship between recirculation ratio and effluent nitrogen concentration, nitrification ratio of aerobic filter

3. 1. 2 亜硝酸及び硝酸の窒素ガス化

脱窒は有機性炭素の存在下で嫌気性ろ床内の従属栄養細菌に属する通性嫌気性細菌である脱窒細菌の働きによって行われる。脱窒細菌は硝化細菌と異なり増殖するのに有機炭素源を必要とするために従来はエネルギー源としてメタノールが用いられていた。しかし、本実験では水素供与体としての有機性炭素源は嫌気性ろ床下部に流入する人工排水から供与されることになる。このような条件下の嫌気性ろ床における脱窒能は好気性ろ床流出水の NO₂₊₃-N の濃度の差から知ることができる。なお、T-N 濃度に着目すると循環比が異なるため流入水の窒素濃度は変化するが各々の循環比における流入水 T-N 濃度は次式で求まる。

$$N = \frac{W_N \times Q_W + C_N \times Q_C}{Q_W + Q_C}$$

W_N : 人工排水窒素濃度

C_N : 循環水窒素濃度

Q_W : 人工排水量

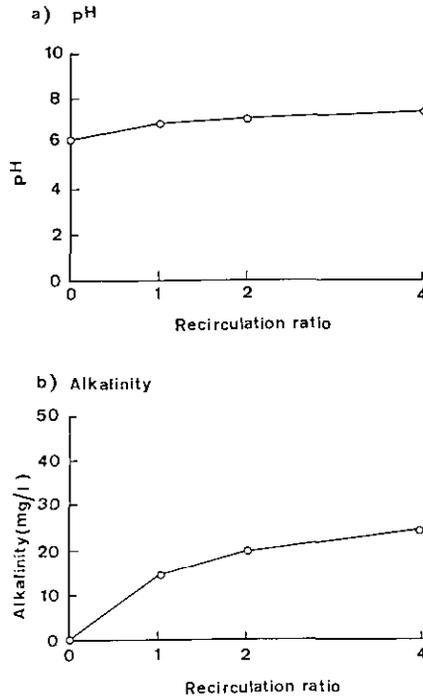


図 7 好気性ろ床の流出水, pH 及び, アルカリ度と循環比との関係

Fig. 7 Relationship between recirculation ratio and effluent pH, alkalinity of aerobic filter

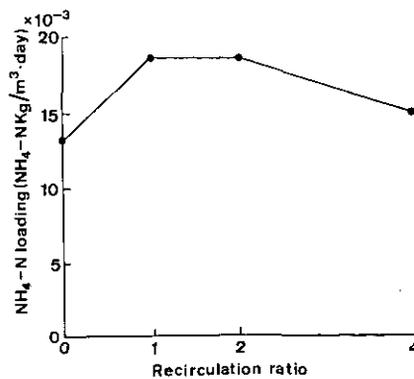


図 8 好気性ろ床におけるアンモニア負荷と循環比との関係

Fig. 8 Relationship between recirculation ratio and $\text{NH}_4\text{-N}$ loading in aerobic filter

C_c:循環水量

本式より求めた窒素濃度は表4に示すとおりである。また、嫌気性ろ床の流入水と流出水との窒素濃度の差分として表したのが図9である。ここでNO₂₊₃-Nの減少分は脱窒細菌の働きによって還元され窒素ガスとして空气中に放出された窒素を意味し、また、T-NとNO₂₊₃-Nの差は嫌気性ろ床内の微生物によって取り込まれた窒素を意味すると考えられる。このように窒素濃度の変化量は循環比1において最も高く、循環比が高まるにつれて低下することがわかった。循環比2、4の系において除去T-N量と除去NO₂₊₃-N量の差が小さかったのは窒素除去分がNO₂₊₃-Nの脱窒に起因していることを示唆している。これは循環比が高まるにつれて脱窒細菌の代謝活性が低下したからではないかと考えられる。このことは図10に示す嫌気性ろ床生物膜当たりの脱窒速度からも裏付けられる。そこで脱窒速度と密接に関係するといわれている因子である、DO、ORPについて着目し循環比との関係について調べた。結果は図11、12に示すとおりである。DOは嫌気性ろ床内では全く検出されず好気性ろ床から持ち込まれる酸素の影響はないことがわかる。ORPは溶存酸素がない条件下における酸化還元状態の程度を知る重要な指標であるが循環比の違いにより大きく異なり、対照系で-280mV 循環比1, 2, 4において各々-260mV, -125mV, -50mVであり循環比が高まるにつれてORPも上昇する傾向にあることがわかった。特にORPが-50mVを示す循環比4において脱窒速度の低下が認められたが、このことは脱窒を効果的に行わせる上では、ORPが極めて重要なことを意味している。このように嫌気性ろ床における脱窒速度はORPと密接な関係にあり、循環比2の-125mV付近を示す系で最も高まることがわかった。これは脱窒のための最適ORPが-100~-200mV付近であるという渡辺ら(1984)の報告と一致している。循環比2の系でORPが最適範囲にあったのは、好気性ろ床からORPの高い循環水が嫌気性ろ床に流入したためであろうと考えられる。しかし、脱窒速度は反応槽内の生物膜当たりの脱窒量を表していることから生物膜量の違いにより脱窒量は変化する。そこで嫌気性ろ床における脱窒能をみるには各循環比における1日当たりの窒素除去量という観点からの評価が必要となる。そのような観点にたってまとめたものが図13である。これにより窒素除去能は循環比4において最も高まることがわかる。なお、図中において嫌気性ろ床内で除去されたT-NとNO₂₊₃-Nの差、すなわち対照での28%分と循環比1, 2, 4における10%分とは嫌気性微生物の増殖で必要とされた分であろうと考えられる。

表 4 嫌気性ろ床流入水の窒素濃度と循環比との関係

Table 4 Relationship between recirculation ratio and influent nitrogen conc. of anaerobic filter

Nitrogen conc.	Recirculation ratio			
	R-0	R-1	R-2	R-4
T-N (mg/l)	27.2	19.1	14.0	11.0
NH ₄ -N (mg/l)	0.0	0.1	0.2	0.2
NO ₂₊₃ -N (mg/l)	0.0	5.9	5.1	5.3

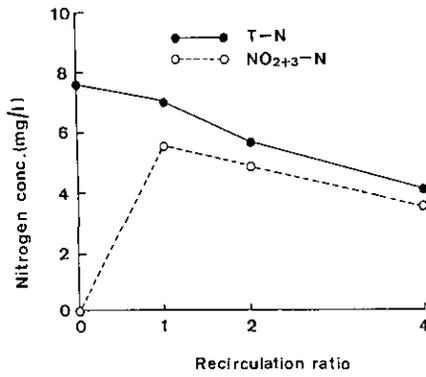


図 9 嫌気性ろ床において除去された窒素濃度との関係
 Fig. 9 Relationship between recirculation ratio and removed nitrogen concentration in anaerobic filter

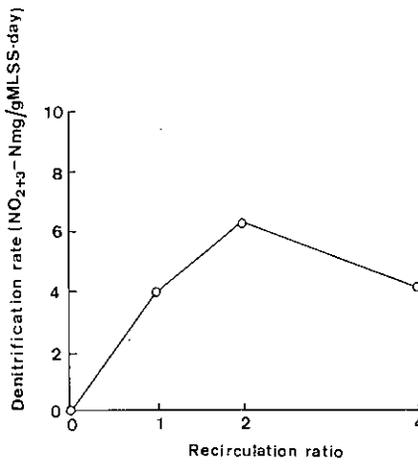


図 10 嫌気性ろ床における脱窒速度と循環比との関係
 Fig. 10 Relationship between recirculation ratio and denitrification rate in anaerobic filter

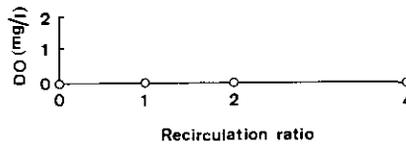


図 11 嫌気性ろ床の溶存酸素と循環比との関係
 Fig. 11 Relationship between recirculation ratio and DO in anaerobic filter

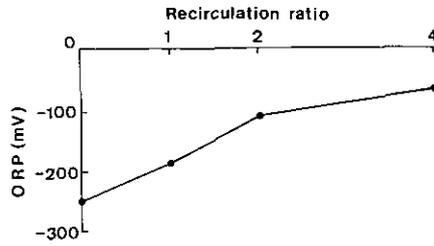


図 12 酸化還元電位と循環比との関係
Fig. 12 Relationship between recirculation ratio and ORP

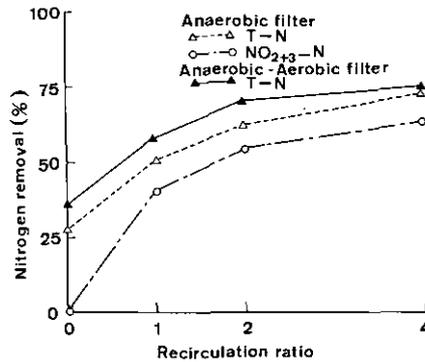


図 13 窒素除去率と循環比との関係
Fig. 13 Relationship between recirculation ratio and nitrogen removal

3. 2 有機物除去と循環比

嫌気性ろ床における有機物除去能は特に TOC に着目し、嫌気性ろ床及び好気性ろ床の流出水 TOC の安定した60日以降の結果から評価を行った。安定期における 処理水の有機物濃度は図14 に示すとおりである。嫌気性ろ床流出水の TOC は対照の8.3mg/l に対して循環比 1, 2, 4 で各々 8.5mg/l, 6.5mg/l, 4.4mg/l, 好気性ろ床流出水の TOC は対照の4.0mg/l に対して循環比 1, 2, 4 で各々3.6mg/l, 3.2mg/l, 3.0mg/l であり有機物のほとんどが嫌気性ろ床で除去されていることがわかる。なお、循環比が高まるほど流出水の TOC が低下しているのは、嫌気性ろ床における NO₂₊₃-N の脱窒の際に必要とされる水素供与体としての有機物炭素が反応過程で利用されたことと、好気性ろ床から TOC の低い循環水が嫌気性ろ床に流入するための希釈による効果であると考えられる。しかし、いずれの循環比においても嫌気性ろ床、好気性ろ床とも TOC は90%程度以上除去されており循環比は有機物除去能に大きな影響を及ぼさないと判断して問題ないものと考えら

れる。嫌気性ろ床で有機物除去能が高かった理由の一つとして図15に示すようにBOD 負荷が低かったこともあげることができる。なお、有機物除去能という観点からは嫌気・好気循環ろ床法における好気性ろ床の役割は小さいが浮遊物質の除去による透視度の向上、臭気の除去という点から大きな効果を発揮することも同時に確認された。

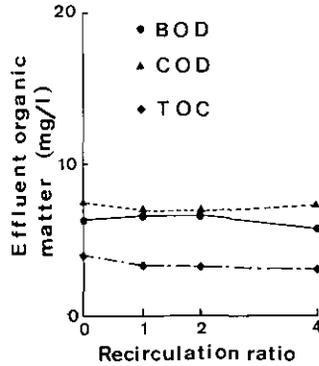


図 14 好気性ろ床流出水の有機物濃度と循環比との関係
 Fig. 14 Relationship between recirculation ratio and effluent organic concentration of aerobic filter

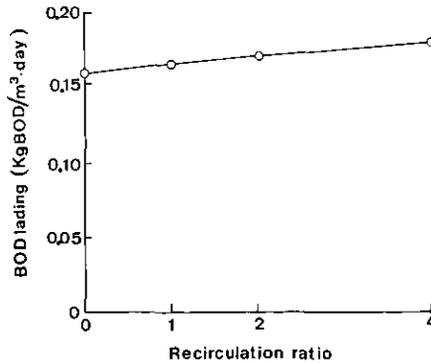


図 15 嫌気性ろ床におけるBOD 負荷と循環比との関係
 Fig. 15 Relationship between recirculation ratio and BOD loading in anaerobic filter

3. 3 ガス組成と循環比

嫌気・好気循環ろ床法による脱窒を行う場合、循環比によって嫌気性ろ床内部の生物反応の活性の程度は変化するものと考えられる。特に嫌気性ろ床は省エネルギー的に有機物を除去することを

大きな目的としているので循環比を高めた場合のメタン発酵の程度を知ることは重要なことである。そこで嫌気性ろ床上部に取り付けたガス捕集器中の発生ガス組成を調べた。ガスクロマトグラフィーによる分析においては特にメタンガスと窒素ガスに着目し循環比0を100%とした場合の組成比として評価することにした。結果は図16, 17に示すとおりである。メタンガスの割合は対照系に対して、循環比1, 2, 4で84%, 77%, 70%となり循環比が高くなってもメタン発酵の停止は認められなかった。また、窒素ガスの割合は対照系の循環比に対して循環比1, 2, 4で144%, 162%, 180%であった。このことは図11の嫌気性ろ床における窒素除去率との関係からも裏付けられる。

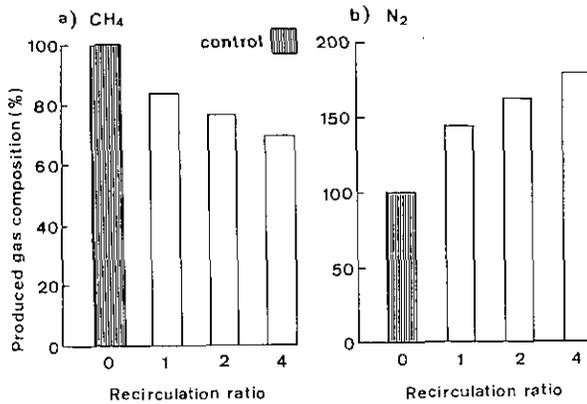


図 16 対照と循環比1, 2, 4のメタンガス及び窒素ガスの組成比
 Fig. 16 Comparison of produced CH₄, N₂ gas composition between control and recirculation ratio 1, 2, 4

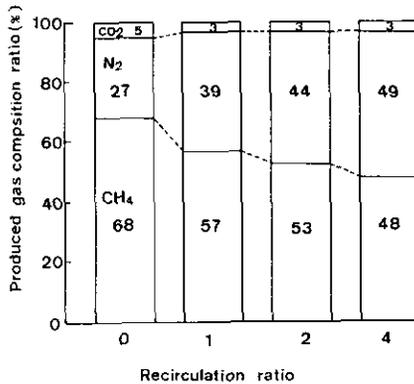


図 17 循環比とガス組成比との関係
 Fig. 17 Relationship between recirculation ratio and produced gas composition ratio

このように、嫌気性ろ床において循環比が高まるにつれて、脱窒は効果的に行われることが確認された。なお、対照系で窒素ガスが検出されたことについての理由は明らかではないが Kobayashi ら (1983) は嫌気性ろ床において発生ガスの30%程度が窒素ガスであったこと、また、これは流入排水中の窒素ストリッピングが大きな原因ではないかということを描しているが、これと同様な反応が本装置でも行われたものと考えられる。

3.4 汚泥特性と循環比

嫌気性ろ床における汚泥特性については、汚泥の圧密性を表す指標である SVI、及び汚泥転換率からの評価を行った。結果は表5に示すとおりである。嫌気性ろ床では循環比が高まるほど SVI が上昇する傾向にあったが、それでも80程度であり良好な圧密性を呈していた。また、好気性ろ床でも SVI は高くても70程度で良好な圧密性を呈していた。すなわち、汚泥の圧密性という観点からは循環比が高まっても影響はないと判断される。汚泥転換率については本実験では嫌気・好気の組み合わせた条件下における汚泥発生量と除去 BOD 量から求めたがいずれの循環比においても通常の標準活性汚泥法に比べると極めて低い6%以下の値が得られた。なお、対照系、循環比1、2、4の順で汚泥転換率は若干高まる傾向にあったが、図16、17からわかるようにこれは循環比が高まるほどメタン発酵が抑制されガス化する分が少なくなったからではないかと考えられる。このように汚泥転換率が小さいということは発生汚泥の処理処分という観点からもまた処理装置の維持管理という観点からも本法が極めて有効な方法であることを意味している。以上3-1から3-4において嫌気・好気循環ろ床法における窒素の形態、窒素除去能、有機物除去能、発生ガス組成、及び汚泥特性に、ついて述べてきたが得られた結果をまとめると表6に示すとおりである。

表 5 嫌気性ろ床及び好気性ろ床の汚泥の性状
Table 5 Comparison of sludge property

Recirculation ratio		R-0	R-1	R-2	R-4
SVI	anaerobic filter	85.3	51.6	56.1	80.4
	aerobic filter	70.3	57.7	70.6	63.1
Yeild (%)	anaerobic-aerobic filter	3.2	4.1	4.2	5.8

3.5 生物相と循環比

嫌気性ろ床において循環比を変えると嫌気性ろ床における酸化還元電位が上昇しかつメタン発酵の程度が低下することが明らかとなったが、ここでは顕微鏡下で観察できる微生物相と循環比との関係について調べた。表7a) は嫌気性ろ床における微生物相について示したものである。表中で嫌気性雰囲気を選好する微生物としては繊毛虫類の *Trimyema*, *Paramecium*, 糸状性硫黄細菌の *Beggiatoa* 及び微小べん毛虫類があげられる。なお、*Uronema* は嫌気性と好気性のいずれの条件下

表 6 安定期における嫌気性ろ床及び好気性ろ床流出水質の平均値

Table 6 Effluent quality of anaerobic filter and aerobic filter in stationary period

a) Anaerobic filter		Recirculation			
Items		R - R	O - 1	R - 2	R - 4
TOC	(mg/l)	8.3	8.5	6.5	4.4
T-N	(mg/l)	19.5	12.5	8.8	7.0
NH ₄ -N	(mg/l)	17.2	11.5	7.6	3.7
NO ₂₊₃ -N		0.2	0.1	0.3	1.9
ORP (mV)	Above	-282	-262	-122	-60
	Middle	-258	-220	-112	-50
	Bottom	-249	-192	-111	-40
DO	(mg/l)	0	0	0	0
pH		7.3	7.3	7.2	7.2

b) Aerobic filter		Recirculation ratio			
Items		R - 0	R - 1	R - 2	R - 4
BOD	(mg/l)	6.3	6.5	6.6	5.6
COD	(mg/l)	7.6	6.9	6.9	7.2
TOC	(mg/l)	4.0	3.6	3.2	3.0
T-N	(mg/l)	17.2	11.3	8.0	6.9
NH ₄ -N	(mg/l)	0.6	0.1	0.4	0.3
NO ₂₊₃ -N	(mg/l)	16.7	11.2	7.6	6.6
VFA	(mg/l)	12.5	11.0	12.1	13.0
Alkalinity	(mg/l)	2	14	19	23
ORP	(mg/l)	+118	+100	+105	+109
DO	(mg/l)	6.4	6.5	7.0	6.6
pH		6.3	6.9	7.0	7.3
Trans	(cm)	100	100	100	100
SS	(mg/l)	2.0	1.2	1.0	1.4

でも出現する生物である。また、好気性条件下で出現しやすい微生物としては繊毛虫類の *Euplotes*、貧毛類の *Nais* 及び線虫類があげられる。循環を行わない対照系では嫌気性雰囲気を選択する微生物のみから構成されているが循環比が高まり循環比4になると好気性微生物である *Nais*, *Euplotes* が出現するようになる。また、特に嫌気性雰囲気を選択する微小動物といわれる *Trimyema* は循環比が高まるほど、その個体数の減少が認められる。このことは好気性ろ床から嫌気性ろ床へ溶存酸素を多量に含有する循環水が持ち込まれることになり嫌気性ろ床内部が還元状態から酸化状態に移したからではないかと考えられる。このことは酸化還元電位が対照系で-280mV 循環比4で-50mV 付近にまで高まったこと、また発生ガス中のメタンガスの含有比率が循環比が高まるほど減少したことからも裏付けられる。表7b) は好気性ろ床における微生物相について示したものである。なお、嫌気・好気循環ろ床法における好気性ろ床の役割は透視度を高く有機物濃度を低くする

表 7 嫌気性ろ床及び好気性ろ床の生物相
Table 7 Biota of biofilm in anaerobic filter and aerobic filter

a) Anaerobic filter				
Biota (N/mg)	Recirculation ratio			
	R-0	R-1	R-2	R-4
<i>Trimyema</i>	1,650	1,250	730	330
<i>Paramecium</i>	140	80	50	10
<i>Euplotes</i>				10
<i>Uronema</i>		1,410	1,300	
<i>Nais</i>				10
Small flagellata	9,850	1,580	650	160
<i>Beggiatoa</i>	c	c	c	c

*C: indicate the large amount appearance

b) Aerobic filter				
Biota (N/mg)	Recirculation ratio			
	R-0	R-1	R-2	R-4
<i>Pristina</i>	1	5	5	1
Hydracarina				1
Nematoda		100		30
<i>Philodina</i>	30	50	40	30
<i>Monostyla</i>		10	10	
<i>Chaetohotus</i>			10	50
Planariidae	1	1		
<i>Vorticella</i>	10	100	80	110
<i>Peranema</i>	30			
<i>Euplotes</i>	70	40	80	30
<i>Euglypha</i>	42,900	55,400	43,200	65,400
<i>Centropyxis</i>	4,000	3,000	780	500
<i>Aspidisca</i>	360			
<i>Amphileptus</i>		10		
<i>Uronema</i>		420		
<i>Litonotus</i>		120		
<i>Spirostmum</i>		10		
<i>Cinetochilum</i>			130	230
Small flagellata	450	200	750	450

だけではなく硝化反応を十分に行わせることにある。表中で硝化反応が十分に進行したときに出現する指標生物は肉質虫有殻アメーバー類の *Euglypha*, *Centropyxis* であるが、これらはいずれの循環比の系においても大量に出現しており、硝化反応が進行していることを示唆している。このことは、いずれの好気性ろ床においても硝化率が90%以上であったことから十分に裏付けられる。なお、嫌気性ろ床から好気性ろ床へ嫌気性微生物の一部ははく離して流出すると思われるが好気性ろ床で

は嫌気性ろ床で認められた *Trimyema*, *Paramecium*, *Beggiatoa* 等は全く観察されなかった。このことも *Trimyema*, *Paramecium*, *Beggiatoa* といった種は嫌気性雰囲気を選好して生息することを裏付けている。

4 まとめ

本研究は嫌気・好気循環ろ床法における浄化特性について特に循環比に着目して検討を行ったものである。得られた成果は次のようにまとめられる。

1) 好気性ろ床における硝化反応はいずれの循環比においても pH が嫌気性ろ床における脱窒に際してのアルカリ度の補給によりおおむね中性付近に保たれていたこと及び、BOD 負荷が低かったことから効率よく行われ、硝化率90%以上が得られた。

2) 嫌気性ろ床における脱窒反応は循環比により大きな影響を受け循環を行わない系で-280mV 付近であったのが循環比4では-50mV まで上昇した。なお、脱窒速度としては循環比2において最も高い値が得られたが、嫌気性ろ床槽1日当たりの窒素除去量からみると循環比4が最も高かった。

3) 嫌気性ろ床及び好気性ろ床の有機物除去能は、いずれの循環比においても大きな差はなく嫌気性ろ床のみで BOD, TOC の90%程度が除去されることがわかった。なお、嫌気性ろ床流出水と好気性ろ床流出水の性状の大きな違いは、透視度であるが好気性ろ床を経るといずれの循環比においても100cm 以上に向上した。

4) 嫌気性ろ床からの発生ガス中のメタンガスの比率は循環しない系で68%, 循環比4で48%であり、循環比4でもメタン発酵と脱窒が同時に行われていることが確認された。また、発生ガス中の窒素ガスの比率は循環比1において40%, 循環比4で50%であり循環比が高まるほど、嫌気性ろ床槽容積当たりの脱窒能の高まることが明らかとなった。

5) 汚泥の圧密性は嫌気性ろ床及び好気性ろ床のはく離生物膜のいずれにおいても SVI は100以下と良好であり、循環比の影響は認められなかった。また、汚泥転換率は循環比が高くなるほど値が高まったがこれは循環比が高くなったことによりメタン発酵によるガス化の比率が小さくなったからではないかと考えられる。しかし、いずれの循環比においても除去 BOD 量当たりの発生汚泥量の比率は標準活性汚泥法に比べて6%以下と極めて小さいことがわかった。

6) 嫌気性ろ床に出現する特徴的な微生物としては繊毛虫類の *Trimyema*, *Paramecium*, *Beggiatoa* であったがこれらの種の中で特に前二者は循環比が高まると減少し、好気性状態で出現しやすい繊毛虫類の *Euplotes* 及び微小貧毛類の *Nais* が観察されるようになった。このことは酸化還元電位の上昇と密接に関係していることを意味している。

7) 好気性ろ床に出現する特徴的な微生物は肉質虫有殻アメーバ類の *Euglypha*, *Centropixys* であり、極めて多量に出現した。これらが多量に出現する環境は硝化が高率に行われていることを意味するが、このことは90%以上の硝化率が得られたことから裏付けられた。

引用文献

- 足立 喬・佐々木隆・野中信一 (1975) : 生物処理による新しい窒素除去法. 水処理技術, **16** (2), 55-63.
- Kobayashi H. A., M. K. Stenstrom and R. A. Mah (1983): Treatment of low strength domestic wastewater using the anaerobic filter. *Water Res.*, **17** (8), 903-909.
- 稲森悠平・佐野亮一・国安克彦・岡田光正・須藤隆一 (1982). 嫌気性プロセスを組み込んだ生活排水の処理. 用水と廃水, **24** (9), 55-68.
- 稲森悠平・池谷正雄・須藤隆一 (1982) : 嫌気性ろ床処理に及ぼす温度の影響. 第3回生物膜法研究会講演集, 80.
- 北尾高嶺・野中英市 (1982) : 嫌気性濾床による有機性廃水の処理, 有機性廃水処理. 技術総集編環境技術研究会, 302p.
- 黒田正和・湯沢 恩・榊原 豊 (1983) : 嫌気 (メタン発酵), 好気2槽式膜処理槽による廃水処理. 第20回下水道研究発表会講演集, 308-310.
- 日本下水道協会編 (1974) : 下水試験方法, 507p.
- Plummer, A. H (1969): Stabilization of Low solids Carbohydrate waste by an anaerobic submerged filter. *Proc 24th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Ext. Ser.*, **135**, 462-468.
- Tamblyn, T. A. and B. R. Sword (1970): The anaerobic filter for denitrification of agricultural subsurface drainage. *Proc 25th Ind. Waste Conf. Purdue Univ. Ext. Ser.*, **136** (1), 135-140.
- Young, J. C and P. L. Macarty (1969): The anaerobic filter for waste treatment. *J. WPCPF.* **41**, R 161-165.
- 渡辺昭二・馬場研二・野北舜介 (1984) : 生物学的脱窒素プロセスのための管理指導の実験的検討. 下水道協会誌, **121** (10), 66-75.

II-3 生物学的リン摂取機構に及ぼす嫌気好気
 活性汚泥法における嫌気性条件の効果
 **Effects of Anaerobic Conditions on Biological
 Phosphorus Removal by Activated Sludge Process**

稲森悠平¹・高橋智己²・須藤隆一¹

Yuhei INAMORI¹, Tomomi TAKAHASHI² and Ryuichi SUDO¹

要 旨

活性汚泥法の曝気槽の一部を嫌氣的にした場合、水質特性、汚泥特性及び生物特性に対していかなる効果が生じるかについて実験的検討を行った。

その結果、①原水中のBODとリンの比が大きい場合有機物除去能を低下させることなく汚泥中のリン含有率を高め、処理水リン濃度を低下させうる、②バルキングを引き起こす原因生物の糸状微生物の増殖を顕著に抑制しうる、③微小動物が *Acinetobacter calcoaeticus* をはじめとするリン蓄積菌を捕食して増殖できたことからリン蓄積菌の集積に対する微小動物の関与は小さく嫌気・好気の繰り返しで集積された細菌が大きな役割を果たしている、④リン含有率の高い汚泥への転換率が高いため緑農地還元する手段を講ずる必要があるなどの知見が得られた。

Abstract

Effects of addition of anaerobic conditions in aeration tank on water quality and sludge property were examined. Results obtained were as follows. ① High organic substances removal with high phosphorus uptake to activated sludge was occurred in case of high BOD/P ratio, ② The growth of filamentous microorganisms causing bulking was controlled remarkably, ③ Smaller animals did not almost participate in enrichment of phosphorus accumulating bacteria, but cyclic change of anaerobic-aerobic conditions was important, ④ As the production of sludge containing high phosphorus was much, these sludge should be utilized to the land application.

-
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59年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学理学部 〒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.

1 はじめに

湖沼や内湾などの閉鎖性水域における富栄養化問題は、ここ数年来、特に大きくとりあげられるようになってきた。それは、富栄養化現象の進行により自然の景観が悪化したこと、また、湖沼の場合多くが上水源として利用されており水道水としての価値が低くなったことなどにより人間生活に大きな影響を及ぼすようになったからである。この富栄養化の大きな原因の一つとして閉鎖性水域に流入する排水中に含有される窒素、リンがあげられる。一般的には、富栄養化を抑制する上では、窒素、リンの両者を除けば達成できるといわれている。それ故、排水中の窒素、リンを除去することは、極めて重要な操作となる。これらの窒素、リンを除去する方法として、現在窒素に対しては、硝化・脱窒法という生物学的方法が技術的に確立されている。しかし、リンに対しては物理化学的方法以外は、ほとんど技術的に確立されていない。なお、2次公害を生み出さずにリンを効果的に、低コストで除去する方法である生物学のリン除去法は、現在、研究開発の行われている段階である(稲森, 1984)。この生物学のリン除去法は、薬剤を使用することなしに、嫌気条件下で放出したリンを好気条件下で、微生物の細胞内に過剰に取り込ませて余剰汚泥の形として系外に取り出すことを大きな特徴としている(須藤・稲森, 1983)。すなわち、微生物が特別の環境条件においては、通常の微生物の代謝に必要な量だけではなく過剰量のリンを取り込むという生物現象を応用したものである(Marais, 1982; Harold, 1966; 松尾ら, 1982)。しかし、リンの除去がいかなる条件で適切に行われるかについては、十分には明らかにされていない。そこで、本研究では、生物学のリン除去法が、嫌気条件と好気条件を適切に組み合わせた方法であることに着目し、好気活性汚泥法と嫌気・好気活性汚泥法の両者における水質特性、汚泥特性、生物特性を比較することから生物学のリン除去法の浄化特性についての基礎的知見を得ることを目的とした。

2 実験方法

2.1 実験装置

実験装置は、図1に示すとおりである。図1aは、従来から用いられている好気活性汚泥法(Oxic process)の前段階に嫌気工程を組み込んだ嫌気・好気活性汚泥法(Anoxic-oxic process)の装置であり、図1bは、好気活性汚泥法の装置である。嫌気・好気活性汚泥法の嫌気槽は、0.5lの密閉三角フラスコを3個連結したものであり、スターラーによる活性汚泥のかくはんが行われている。好気槽は、1lの角型槽を3個連結したものであり、槽底部のディフューザーを通してエアポンプから供給された空気を送り込み曝気かくはんを行っている。好気活性汚泥法は、1.5lの角型槽を3個連結したものからなっており、嫌気・好気活性汚泥法の好気槽と同様に、曝気かくはんが行われるようになってきている。なお、両フローにおける反応槽容積は、4.5lであり同一容積になるように設定してある。いずれのフローとも沈殿槽からの汚泥返送率は100%とし、定量ポンプによって沈殿槽の固液分離後の沈殿汚泥の返送が行われるようになってきている。なお、余剰汚泥は沈殿槽の界面の高さが一定になるように引き抜きを定期的に行った。

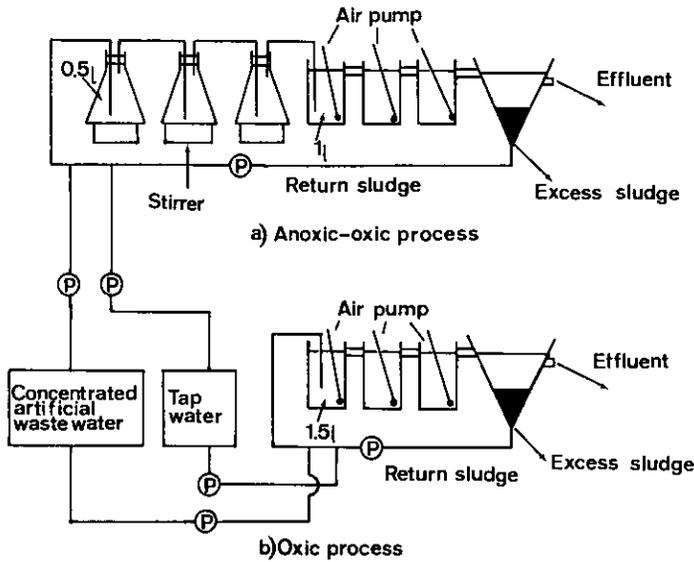


図 1 実験装置

Fig. 1 Experimental apparatus

2.2 供試排水

人工排水の組成は表1に示したとおりである。ここで、酢酸、ペプトン、酵母エキスを主成分としたのは、Fuhs & Chen (1975) がリン蓄積菌の一種である *Acinetobacter calcoaceticus* の分離及び大量培養用として開発した培地組成に可能な限り近づけることを目的としたからである。人工排水は、腐敗を防ぐために120°C、15分間オートクレーブをして使用した。なお、装置に流入する人工排水の濃度は、表2に示すようにRun 1, 2, 3において3とおりに変化させたが、水道水用の定量ポンプと濃縮人工排水用定量ポンプの流量を変化させることにより流入点で設定濃度になるように調整した。Run 1においては、汚泥中のリン含有率の臨界上限値を求めるためにBODを120mg/l、T-Pを12mg/lとし通常の排水のBODとリンの比率の数倍である100:10と低い値に設定した。Run 2においては、生物学的リン除去法を下水に適用することを考えてBODを120mg/l、T-Pを4

表 1 人工排水の組成

Table 1 Composition of artificial waste water

Acetic acid	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
Peptone	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
Yeast extract	NaCl
KH_2PO_4	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$

表 2 流入水質
Table 2 Influent quality

Run No	Run 1 (H-120)	Run 2 (L-120)	Run 3 (L-200)
BOD (mg/l)	120	120	200
TOC (mg/l)	70	70	120
T-N (mg/l)	20	15	25
T-P (mg/l)	12	4	6
BOD : P	100 : 10	100 : 3	100 : 3

mg/lとしBODとリンの比率は、100：3に設定した。Run 3においては、生物学的リン除去法を生活排水に適用することを考えてBODを200mg/l、T-Pを6 mg/lとしてBODとリンの比率は、100：3に設定した。

2.3 運転条件

Run 1, 2, 3の運転条件は、表3に示すとおりである。水理的滞留時間(Hydraulic retention time, HRT)は、嫌気・好気活性汚泥法では、嫌気槽で1.5時間(1槽当たり0.5時間)、好気槽で3時間(1槽当たり1時間)となるように、また好気活性汚泥法では好気槽の1槽を1.5時間とし3槽で4.5時間となるようにし、HRTが両法で同一になるように設定した。また、両法ともにBOD容積負荷は、 $0.65\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ 、pHは流入第1槽において6.7になるように調整した。これらの実験装置は、20°Cの恒温室内に設置した。

表 3 運転条件
Table 3 Operational condition

	Anoxic-oxic	Oxic
HRT (h)	1.5 3	4.5
BOD loading ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$)	0.65	0.65
Temp. (°C)	20	20
pH*	6.7	6.7

* pH was adjusted by pH auto controller at the input

2.4 測定項目及び方法

本実験では、嫌気槽、好気槽から採取した遠心上澄水、沈殿槽上澄水(以下、処理水という)及び、活性汚泥混合液を分析試料とした。測定項目は、遠心上澄水及び処理水については pH, TOC(全有機性炭素), T-P(全リン), BOD(生物化学的酸素要求量), 活性汚泥混合液については、T-P, MLSS(活性汚泥混合液浮遊物濃度), SV_{30} (活性汚泥混合液を30分間沈降させたときの沈殿汚泥量, 汚泥容量), SVI(汚泥容量指標, $SV_{30}/MLSS \times 10,000$)とした。分析は主として下水試験方法(1974)に準じて行った。なお、各反応槽における ORP については、各単位槽ごとに測定した。これらの測定項目の中で pH はガラス電極法, BOD はウィンクラー・アジ化ナトリウム変法, T-P は EPA の混合試薬法, ORP は塩化銀電極法, また、TOC は島津製作所 TOC-10B 型全有機性炭素分析計を使用して測定した。

2.5 生物試験

活性汚泥に出現する細菌、菌類、原生動物、微小後生動物の中で顕微鏡下で判定することのできる微生物についてはその質及び量的構成を観察した。その場合、原生動物については、0.05ml を界線入りスライドグラスにとり、また微小後生動物については、1 ml をワク付界線入りスライドグラスにとり顕微鏡下で計数した。なお、供試試料は嫌気・好気活性汚泥、好気活性汚泥のいずれも好気3槽目から採取した。

2.6 微小動物の捕食能

生物学的リン除去においては、リンを過剰に蓄積する菌が反応槽内に集積され活性を発揮することが重要である。そのためには、嫌気と好気が繰り返されることにより特定のリンを蓄積する微生物の集積が起こる、及び活性汚泥に生息する微小動物がリン蓄積菌以外の細菌を捕食することによりリン蓄積菌のみが集積されるようになるなどの推定の域を脱していない機構について明らかにすることが必要である。本研究では、前者については嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥のリン除去能、汚泥中のリン含有率から前記実験装置を用いた処理実験で評価を行うことにしたが、後者については微小動物を捕食者、リン蓄積菌を被食者とした二者培養実験で、評価することにした。二者培養実験は、50ml 容の三角フラスコに、1/750M リン酸緩衝液で嫌気・好気活性汚泥から分離したリン蓄積菌の一種である *Acinetobacter calcoaceticus* (分離液を異にする A, B 株)及びリン酸をポリリン酸として蓄積する能力を有している細菌(C, D, E, F, G 株)を懸濁させた溶液と微小動物の培養液とを入れて振とう条件下で培養することにより行った。この場合リンを蓄積しない *Escherichia coli* (H 株)及び継代培養に用いている LE 培地(レタスと卵黄の抽出液)に増殖する混合細菌を対照として用いた。なお、ここで用いたリン蓄積菌の菌株は酢酸ナトリウム、ペプトンを主成分とする培地で分離し保存してあるものであるが、その形態的特徴は表4に示すとおりである。これらのリン蓄積能を有する細菌は表1の組成の人工排水すなわちペプトン培地を用いて30°Cの恒温室

表 4 微小動物の食物源としたリン蓄積菌の形態的特徴
 Table 4 Morphological properties of poly P accumulating bacteria used as smaller animals

Food bacteria	Color	Agar colony type	Morphology	Poly p staining test
A	White	Spherical	Rods or Coccus	+
B	White	Spherical	Rods or Coccus	+
C	Orange	Notched spherical	Rods or Coccus	+
D	White	Spherical	Rods or Coccus	+
E	Orange	Spherical	Rods or Coccus	+
F	Orange	Spherical	Rods or Coccus	+
G	Orange	Circle	Rods or Coccus	+

で48h 培養を行い、その後、遠心洗浄した後、実験に供した。なお、*E. coli* は LE 培地で培養し同じ手順で集菌したものを実験に供した。供試微小動物としては、原生動物では *Colpidium campylum* (膜口目に属する遊泳性繊毛虫類)、*Tetrahymena pyriformis* (膜口目に属する遊泳性繊毛虫類)、微小後生動物では *Philodina* sp. (ヒルガタワムシ目に属するワムシ類) を用いた。リン蓄積菌に対する捕食能は、それぞれの細菌懸濁液における微小動物の比増殖速度 (Specific growth rate μ) を求めることにより評価した。なお、 μ は次式

$$\mu = 2.303 (\log N - \log N_0) / t$$

(ここで、 N_0 は初期の接種個体数、 N は終期の個体数、 t は培養日数) から算出した。

3 結果及び考察

3.1 水質特性からみた嫌気性条件の効果

嫌気・好気活性汚泥法と好気活性汚泥法における浄化特性を評価する上では、少なくとも有機物及びリン除去能が安定していることが必要である。そこで安定期に達しているか否かについて有機物除去能、リン除去能が著しく高くなった運転開始1か月後から特に処理水中の T-P、BOD、TOC の測定を行うことから評価し、その後各単位槽の水質特性についての検討を行った。

3.1.1 安定期における有機物及びリン除去能

(1) 有機物除去能

有機物の除去能は、有機物の指標である BOD、TOC に着目して評価した。Run 1, 2, 3 における処理水の経日変化は図 2, 3 に示すとおりである。嫌気・好気活性汚泥法は、従来から有機性排水の生物処理法として採用されてきた好気活性汚泥法に嫌気工程を組み込んだ方法であるが、Run 1, 2, 3 のいずれの運転条件下でも BOD、TOC は効率よく浄化された。なお、嫌気・好気活性汚泥法、好気活性汚泥法の両者において前者が後者に比べて処理水質の有機物濃度の低くなる

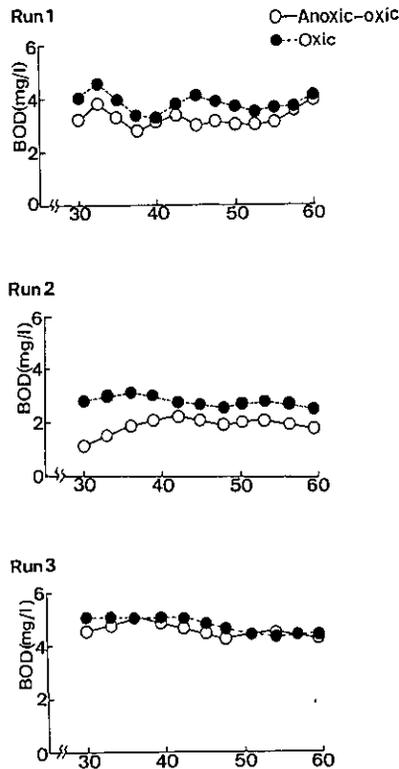


図 2 AO法とO法における処理水BODの経日変化
Fig. 2 Comparison of effluent BOD between A-O process and O process

傾向にあるのが確認されたがそれほど大きな違いはなくいずれにおいてもおおむねBODで98%、TOCで96%の除去率であり同程度の浄化能力を有していると判断された。これらの結果は、好気活性汚泥法に嫌気工程を組み込んでも有機物除去能は低下することはないことを意味している。

(2) リン除去能

リン除去能は、処理水中に含有されるT-P濃度から評価した。Run 1, 2, 3におけるT-P濃度の経日変化は図4に示すとおりである。いずれの系においても処理水中のT-P濃度は、好気活性汚泥法に比べて嫌気・好気活性汚泥法において著しく低かった。特に下水を対象とした排水、生活排水を対象とした排水における処理水T-P濃度は、好気活性汚泥法が3.1mg/lであったのに対して嫌気・好気活性汚泥法では0.3, 0.1mg/lまで低下することがわかった。なお、Run 1においては、嫌気・好気活性汚泥法の処理水T-Pが好気活性汚泥法に比べ低かったにもかかわらず、それでも4 mg/lも検出された。これは、流入水のBODとリンの比が100:10と著しく低くリン蓄積菌が高いリン摂取能力を有しているにもかかわらずリン負荷量が高すぎるため水中のリンが消失する程度にまで細胞中にリンを摂取しきれなかったからだと考えられる。このことは、前記した

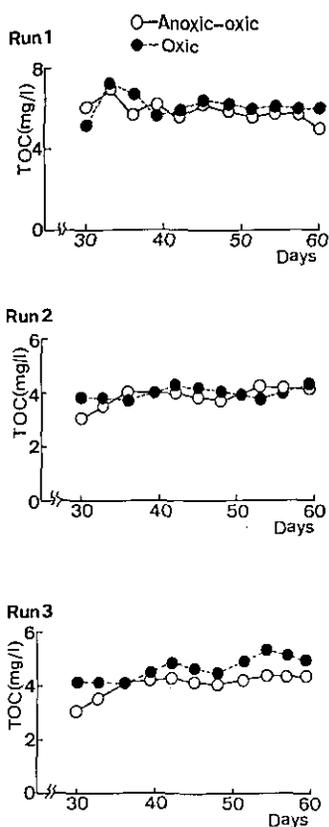


図 3 AO 法と O 法における処理水 TOC の経日変化
 Fig. 3 Comparison of effluent TOC between A-O process and O process

BOD とリンの比を 100 : 3 とした Run 2, 3 における嫌気・好気活性汚泥のリン除去率が Run 1 で認められた 67% から 97% 以上にまで向上していることから説明できる。すなわち、生物学的リン除去法として嫌気・好気活性汚泥法を適用する場合には、流入水の BOD とリンの比が高い場合には、効果的であるが低い場合には、効果を期待できなくなるため流入水中の BOD とリンの比が適正であるか否かを明らかにしておくことが極めて重要となる。

以上において嫌気・好気活性汚泥法と好気活性汚泥法のリン除去能、有機物除去能についての検討を行ったわけであるが、運転開始 30~60 日の間においては、処理特性からみて浄化能は安定していたと判断される。

3. 1. 2 有機物及びリン除去能安定期における各単位槽の特性

好気活性汚泥法及び嫌気・好気活性汚泥法のいずれにおいても運転開始 30~60 日の間おおむね安定した浄化能が得られることがわかったので、この安定した時期における嫌気工程の有無が処理特

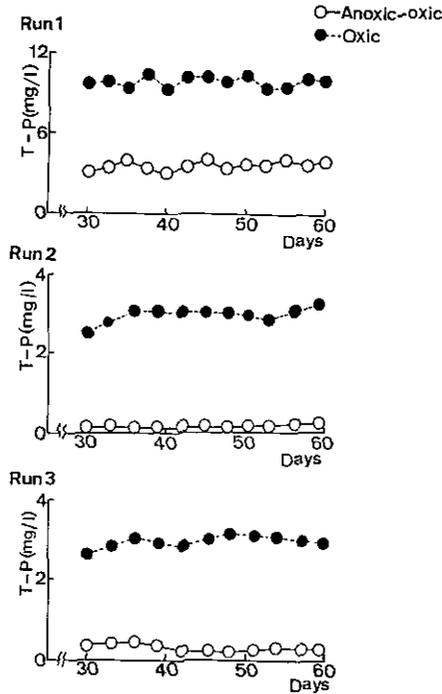


図 4 AO 法と O 法における処理水 T-P の経日変化

Fig. 4 Comparison of effluent T-P between A-O process and O process

性にいかなる影響を及ぼすかについての検討を行った。なお、嫌気槽(A-1, 2, 3)及び好気槽(O-1, 2, 3)の各単位槽における処理特性については、5回の測定値の平均から評価した。

(1) リン

Run 1, 2, 3の各単位槽における T-P 濃度の変化は図5に示すとおりであるが、いずれにおいても、嫌気・好気活性汚泥法では嫌気工程におけるリンの放出、好気工程におけるリンの摂取が顕著に行われているのが認められる。それに対して、好気活性汚泥法では好気工程の1, 2, 3槽目のいずれにおいても T-P 濃度にほとんど変化は認められずかつ処理水中の T-P 濃度も高い値を示していた。すなわち、嫌気・好気活性汚泥法と好気活性汚泥法の T-P 濃度の変化パターンに著しい差の認められることがわかった。なお図中には示していないが同じ嫌気・好気活性汚泥におけるリンの放出・摂取のパターンにおいて、嫌気工程におけるリンの放出量が多い程、好気工程におけるリンの摂取量が過剰におこる傾向にあることも確認された。これらの結果は、生物学的にリンを除去するためには、嫌気工程と好気工程が組み合わせられることが必要なこと、また嫌気工程におけるリンの十分な放出が好気工程における過剰摂取を行わせる上で極めて重要なことを示唆している。これらの事実は、従来から報告されている結果を支持するものである。

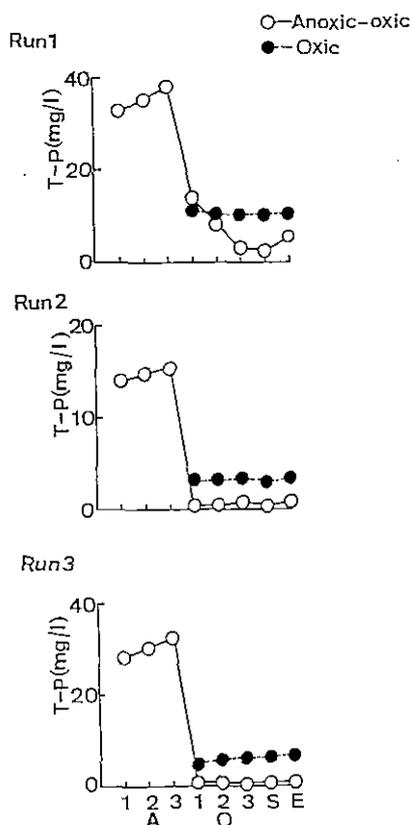


図 5 AO 法と O 法における各単位槽の T-P の変化
 Fig. 5 Change of T-P under anoxic and oxic conditions

(2) ORP

ORP (酸化還元電位) は、活性汚泥の酸化状態と還元状態を表す指標であり、リンの放出及び摂取と密接に関係する因子である。古畑ら (1982) は、嫌気工程におけるリンの放出は ORP が -300mV 前後で高まり、 -150mV 程度で低下することを報告しているが本研究では、図 6 に示す結果を得た。すなわち、嫌気・好気活性汚泥法の嫌気工程でリンの放出が効果的に行われるときの ORP は -150mV 前後であり、リンが効果的に摂取されるのは $+50\text{mV}$ 以上であり、Run 1, 2, 3 のいずれにおいても同様な傾向が認められた。嫌気工程から好気工程における ORP の急激な上昇とリン濃度の急激な低下とは、完全に負の相関に従っているのが認められ、ORP の急激な変化はリン蓄積菌の細胞内から細胞外へのリン放出と細胞外から細胞内へのリン摂取を支配する重要な因子であることが確認された。このことは、ORP が $+150\text{mV}$ 程度で酸化状態の常時維持されている好気活性汚泥法においてリンの放出・摂取が認められなかったことから裏付けられる。

(3) TOC

Run 1, 2, 3 の各単位槽における TOC の変化は図 7 に示すとおりである。いずれにおいても

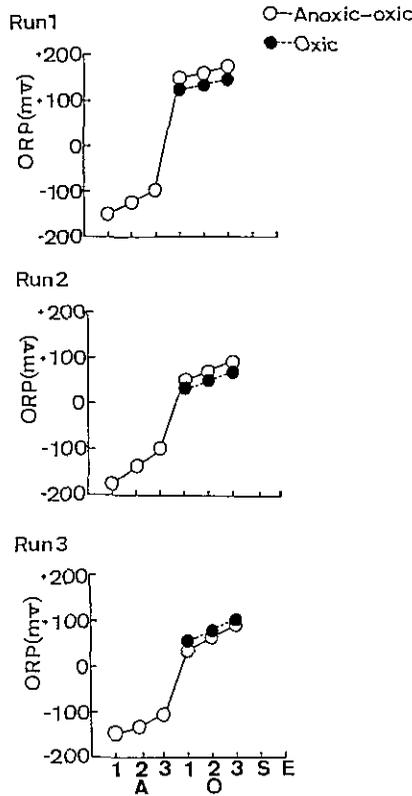


図 6 AO 法と O 法における各単位槽の ORP の変化
 Fig. 6 Change of ORP under anoxic and oxic conditions

嫌気・好気活性汚泥法，好気活性汚泥法を問わず流入第 1 槽で TOC の 90% 以上が除去されかつ処理水でも両者ではほとんど差は認められなかった。これは，嫌気・好気活性汚泥法では，好気工程で細胞内に蓄積されたポリリン酸を嫌気工程において加水分解するとき放出されるエネルギーによって有機物が細胞内貯蔵物質である PHB (poly- β -hydroxybutyrate)，グリコーゲン等に変換され細胞内に蓄積される工程で有機物が除去されたからであり，好気活性汚泥法では酸化的リン酸化反応で生成されるエネルギーで有機物が無機化されたからだということから説明できる。すなわち，このことは従来の好気活性汚泥を構成する混合微生物群の好気条件下における有機物除去能と嫌気・好気活性汚泥を構成するリン蓄積菌をはじめとする混合微生物群の嫌気条件下における有機物除去能は，変わらないことを示唆している。

(4) pH

Run 1, 2, 3 のいずれにおいても酢酸を主体とする人工排水を用いており原水の pH が酸性を呈するため流入第 1 槽において pH を活性汚泥生物の存在に影響の生じないと言われる中性付近に調整したが各単位槽における pH の変化は図 8 に示すとおりである。図 8 より生物反応を経るにつ

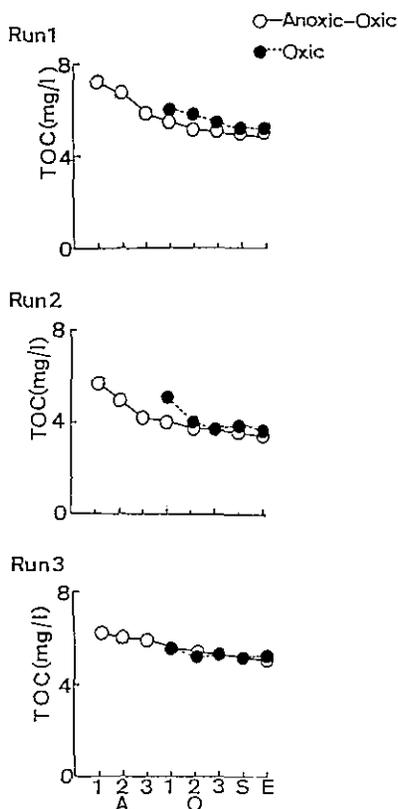


図 7 AO 法と O 法における各単位槽の TOC の変化
 Fig. 7 Change of TOC under anoxic and oxic conditions

れて pH は上昇するのが認められた。しかし、処理水 pH について好気活性汚泥法と嫌気・好気活性汚泥法とを比較すると前者が後者に比べ若干低い傾向にあったが、両者において顕著な差は認められなかった。

なお、嫌気・好気活性汚泥法における pH とリンの放出、摂取との関係については定量的なデータを得ることはできなかったが、安定期に達する前後における観察によると処理水の pH が中性付近では、リン除去能は低く、アルカリ側に傾き 7.8 程度になると極めて高いリン除去能の発揮されるのが観察された。このことは特にリンの摂取工程において pH が重要な要因になることを示唆している。

3. 2 汚泥特性からみた嫌気性条件の効果

嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥における浄化能は、汚泥の圧密性、汚泥のリン含有率などの汚泥特性と密接な関係を有していると考えられる。特に汚泥の圧密性が悪化すると沈降性も低下し

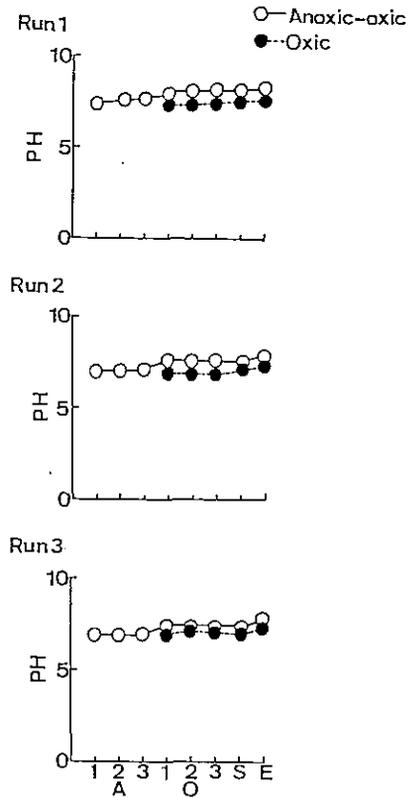


図 8 AO 法と O 法における各単位槽の pH の変化
 Fig. 8 Change of pH under anoxic and oxic conditions

固液分離がうまく行われなくなり処理水質は劣化するし、水塊中からのリンの摂取能が低下すれば汚泥のリン含有率が低下し、処理水中の T-P 濃度が高くなる。それ故、これらの汚泥特性を明らかにすることは、極めて重要なこととなる。

3. 2. 1 汚泥の圧密性

嫌気・好気活性汚泥法及び好気活性汚泥法の好気 3 槽目から採取した汚泥の圧密性を示す指標である SVI の変化は図 9 に示すとおりである。嫌気・好気活性汚泥の SVI は Run 1 で 140, Run 2 で 230, Run 3 で 190 程度を示し圧密性は良好であったが、好気活性汚泥の SVI は Run 1 で 300 前後、Run 2, Run 3 で 850 前後を示し完全なバルキング状態を呈し圧密性の極めて劣化するのが認められた。好気活性汚泥の SVI が著しく高かったのは、汚泥を膨化させる原因生物である糸状微生物が優占化していたことから裏付けられた。なお、生物学的にリンを除去する場合に汚泥の圧密性が高ければ反応槽当たりの汚泥濃度である MLSS を高めることができるのでそれだけリン摂取量を増大させることができる。図 10 は嫌気・好気活性汚泥法と好気活性汚泥法の MLSS を示したものであ

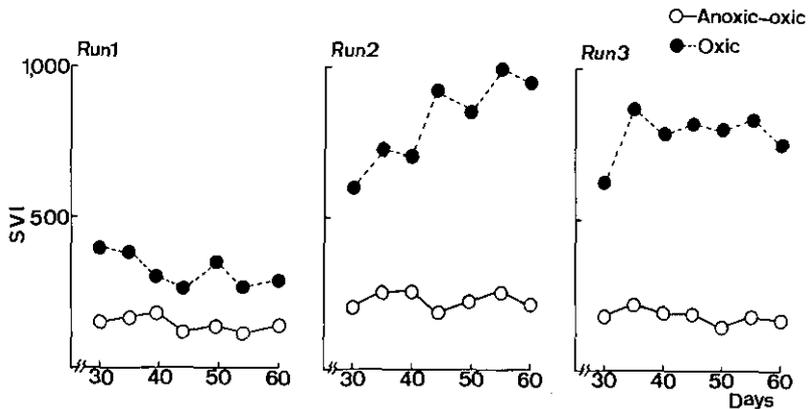


図 9 AO 法と O 法における SVI の経日変化
 Fig. 9 Comparison of SVI between A-O process and O process

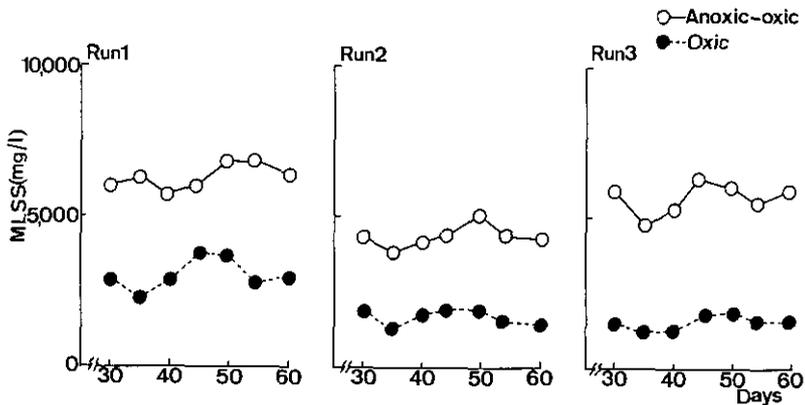


図 10 AO 法と O 法における MLSS の経日変化
 Fig. 10 Comparison of MLSS between A-O process and O process

る。嫌気・好気活性汚泥法では、MLSS を Run 1, 3 で 6,000mg/l 前後、Run 2 で 5,000mg/l 前後まで高められたのに対し、好気活性汚泥法では MLSS を Run 1 で 3,000mg/l 前後、Run 2, 3 で 1,500mg/l 前後までしか高めることはできなかった。沈殿槽での汚泥の引き抜きは上澄水と汚泥との界面が一定になるように行っていることから、嫌気・好気活性汚泥法は好気活性汚泥法に比べて汚泥濃度を高める上で極めて有効であると考えられる。これらの事実は、汚泥の圧密性が好気活性汚泥法に比べて嫌気・好気活性汚泥法において著しく高まること、すなわち嫌気工程の存在することは汚泥の膨化を抑制する上で重要な効果を発揮しているのではないかとすることを意味している。そこで、この嫌気工程が汚泥の膨化に対していかなる効果を有しているかを Run 2, 3 の運転条件下で嫌気・好気活性汚泥を好気活性汚泥に切り換えた場合の SVI の変化から評価することに

した。結果は、図11に示すとおりである。嫌気・好気活性汚泥で運転していたときのSVIは200前後であったのに対し、好気活性汚泥で運転をはじめたところ除々にSVIは高くなり12日後にはSVIはRun 2で850、Run 3で1,000となり完全にバルキングを呈することがわかった。このことは、汚泥の膨化を引き起こす糸状微生物の増加が嫌気と好気という溶存酸素のない条件とある条件のサイクルの繰り返しにより、抑制されることを示唆している。しかし、完全なバルキングを呈している好気活性汚泥を嫌気・好気活性汚泥法で運転してもバルキングは解消されなかった。これらのことから考えると、嫌気工程の存在は糸状微生物のフロック形成細菌に対する割合が小さいときには、増殖抑制に効果的に働くが、極めて大きいときには、効果が発揮されにくいこと、すなわち嫌気工程を設けた場合、両者の割合が糸状微生物の抑制に対しては影響を及ぼしているのではないかと考えられた。

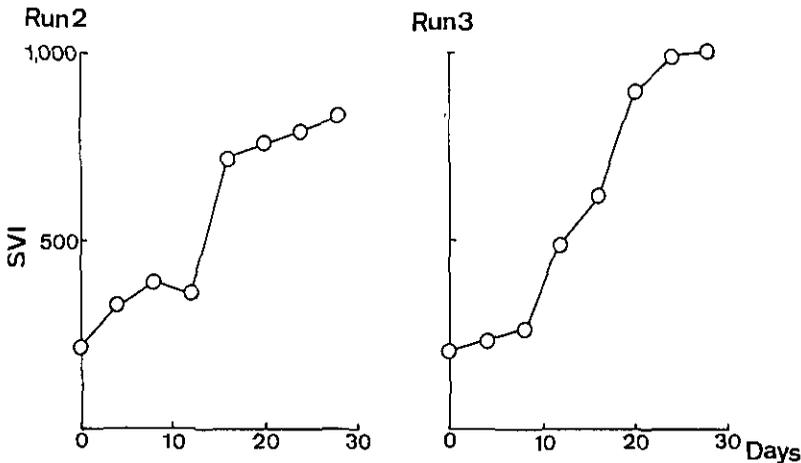


図 11 AO法をO法に切り換えた後のSVIの経日変化

Fig. 11 Transition of SVI after change of operation conditions from A-O process and O process

3. 2. 2 汚泥のリン含有率

汚泥中のリン含有率は、生物学的にリンを除去する場合に極めて重要となる。それは、リン含有率の高い汚泥ほど水塊中のリンを細胞内に摂取する能力が優れていると判断できるからである。図12には、嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥の好気3槽目のリン含有率の変化を示したものである。Run 1は、流入水のBODとリンの比を低くして汚泥中のリン含有率の臨界上限値を知ることを目的としたものであるが、リン含有率は嫌気・好気活性汚泥で7%程度まで高まったのに対し好気活性汚泥では最高2.5%程度であった。Run 2, 3は、流入水BODとリンの比を下水、生活排水の標準に近い100:3にして汚泥のリン摂取能をみたものである。この場合、嫌気・好気活性汚泥のリン含有率は6%程度でRun 1の場合に近い値が得られたのに対し、好気活性汚泥では2.5%以上に

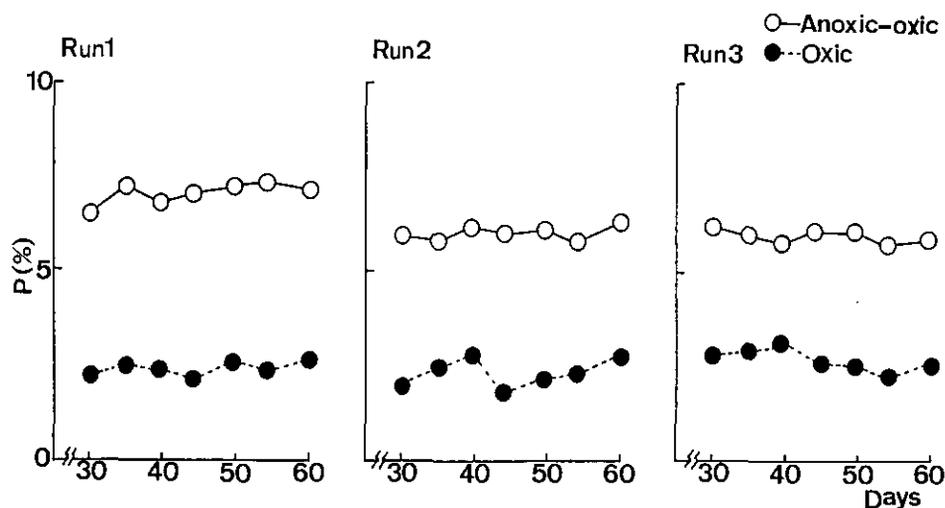


図 12 AO 法と O 法における汚泥中のリン含有率の経日変化

Fig. 12 Comparison of phosphorus content between A-O process and O process

高まることはなかった。このように Run 1, 2, 3 のいずれの条件下においてもリン含有率は嫌気・好気活性汚泥では、好気活性汚泥の 3~4 倍あり、リンを過剰に摂取する上で嫌気と好気のサイクルの繰り返しが極めて重要なことが明らかにされた。

3. 2. 3 汚泥転換率

汚泥転換率とは、流入水の有機物が活性汚泥の微生物に摂取され微生物体すなわち汚泥に転換される比率のことをいう。この増殖した汚泥は焼却、埋め立て、緑農地還元などで処理処分されるが、この処理処分には多大の経費を供うことから現在では、汚泥発生量の少ない生物処理プロセスが望まれている。そこで新しい生物処理法である嫌気・好気活性汚泥の従来からの好気活性汚泥に対する汚泥発生量の違いを汚泥転換率から比較した。両プロセスにおける汚泥転換率の結果は表 5 に示した。汚泥転換率は好気活性汚泥で Run 1, 2, 3 のすべてにおいて 0.3 程度であったのに対し嫌気・好気活性汚泥で Run 1, 2, 3 のいずれも 0.4~0.5 と約 50% 増であった。これらの結果は、嫌気・好気活性汚泥は従来から用いられている好気活性汚泥に比べて発生汚泥量の増大することを意味している。このように、嫌気・好気活性汚泥が好気活性汚泥より汚泥転換率の高い理由としては、好気活性汚泥では流入水中の有機物は好気工程で効率よく分解されるのに対し嫌気・好気活性汚泥では嫌気工程でグリコーゲン、PHB などの形で貯蔵された流入水中の有機物が好気工程で完全に分解されず汚泥中に蓄積された状態にあるからではないかと考えられる。なお、嫌気・好気活性汚泥は汚泥発生量は大きいですが、リン含有率が高いので今後は緑農地還元する方策を積極的に講じることが必要なこととなろう。

表 5 AO法とO法における汚泥転換率

Table 5 Comparison of sludge yield between A-O process and O process

Run No.	1		2		3	
	AO	O	AO	O	AO	O
Excess Sludge(g)	72,038	43,001	79,626	45,729	262,152	70,218
Removed BOD(g)	145,044	143,208	144,432	142,841	624,171	239,414
Yield(%)	49.7	28.9	55.1	32.0	42.2	29.2

3.3 生物相からみた嫌気性条件の効果

活性汚泥は、細菌、菌類、原生動物、微小後生動物の混合微生物群から構成されているが、これらの生物の中で特定の原生動物、微小後生動物と浄化能の間には密接な関係のあることが知られている。しかし、従来からの嫌気・好気活性汚泥法に関する研究では細菌レベルについての検討のみがなされ微小動物がいかなる役割を演じているかについての検討はなされていない。それ故に、嫌気・好気活性汚泥における微小動物の役割を明らかにすることは極めて重要なことである。そのためには、まず嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥における生物相の質的、量的構成を明らかにすることが必要となる。表6は実験期間中数回以上観察した生物相についてまとめたものである。なお、表中で●は出現個体数が多くかつ出現ひん度が高かった微生物、○は出現個体数が少なくかつ出現ひん度の低かった微生物、◐は●と○の中間に存在する微生物を表してある。Run 1, 2, 3の相互を比較すると各Run間の嫌気・好気活性汚泥及び好気活性汚泥では出現する微小動物に差は認められたが、各Runごとの嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥の間には大きな違いは認められなかった。なお、嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥において最も大きな生物相の違いは、糸状微生物が好気活性汚泥で優的に出現したのに対し嫌気・好気活性汚泥では、極めて少なかったことである。これらの事実は、活性汚泥の処理プロセスに嫌気工程が組み込まれた場合、微小動物相は大きな影響を受けないが糸状微生物量が大きな影響を受けることを意味しており、嫌気性条件の存在はバルキングを引き起こす糸状微生物の増殖を抑制する上で大きな効果を有していると考えられる。

3.4 微小動物のリン蓄積菌に対する捕食能

微小動物相には嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥で大きな違いは認められなかったが最も重要なことは嫌気・好気活性汚泥における生物学的リン除去という観点から、微小動物のリン蓄積菌に対する捕食能であると考えられる。それは、微小動物がリン蓄積菌を捕食できないとすればリン蓄積菌のみが集積することになるからである。なお、嫌気・好気活性汚泥法及び好気活性汚泥法の汚泥中のリン含有率及び処理水のリン濃度から活性汚泥の処理フローの中に嫌気工程を設けることはリン蓄積菌を集積し活性を発揮する上で効果のあることが3.1の水質特性、3.2の汚泥特性から明らかにされている。そこで、上記の点に鑑み反応槽内におけるリン蓄積菌の集積に対して微小動

表 6 AO 法と O 法における活性汚泥の生物相
Table 6 Comparison of biota between A-O process and O process

Run NO	1		2		3 3	
	AO	O	AO	O	AO	O
Metazoa						
<i>Aelosoma</i>	●	●				
<i>Philodina</i>	●	●				
<i>Lepadella colurella</i>		●			○	
<i>Macrobiotus</i>	●	○	●	●	●	●
Protozoa						
<i>Vorticella</i>	●	●	●	●	●	●
<i>Carchesium</i>				●		○
<i>Zoothamnium</i>		●				
<i>Epistilis</i>	●	●	●	○	●	○
<i>Aspidisca</i>	●	●	○		●	
<i>Euplotes</i>				●		
<i>Tokophrya</i>	●					
<i>Litonotus</i>	●		○	●	○	●
<i>Ampileptus</i>	○	●				
<i>Chilodonella</i>	●	●	●	●	●	●
<i>Colpidium</i>				●	●	●
<i>Uronema</i>	●	●		○		●
<i>Paramecium</i>	●		○	●		○
<i>Euglypha</i>	●					
<i>Amoeba</i>	●					
<i>Peranema</i>		●				
<i>Entosiphon</i>			●		●	
Bacteria, Fungi						
Filamentous						
<i>Organisms</i>	○	●	○	●	○	●

物の捕食作用がいかに関与しているかを検討した。

微小動物が嫌気・好気活性汚泥におけるリン蓄積菌の集積に対していかなる役割を演じているかを明らかにするために嫌気・好気活性汚泥から分離した蓄積菌に対する原生動物 *Colpidium campylum*, *Tetrahymena pyriformis* 微小後生動物 *Philodina* sp. の捕食能を μ から評価した。各々の微小動物に対して得られた結果は表 7 に示すとおりである。本表において H 株は、リンを蓄積しない *E. coli* 及び I 株は継代培養に用いている LE 培地中に増殖する混合細菌を意味するものである。

表 7 微小動物の増殖に及ぼすリン蓄積菌の影響

Table 7 Effect of species of food bacteria on μ of *C. campylum*, *T. pyriformis* and *Philodina* sp.

Foods	Animals	<i>C. campylum</i>	<i>T. pyriformis</i>	<i>Philodina</i> sp.
A		2,489	2,809	0.328
B		2,720	2,550	0.261
C		0	0	0
D		2,658	2,394	0.261
E		1,639	1,354	0.180
F		1,192	0	0.227
G		1,523	1,337	0.119
H		3,085	2,223	0.261
I		1,950	2,700	0.230

(1) *Colpidium campylum*

A 株, B 株及び D 株を食物源としたときの μ は 2.5 前後であり対照の H 株の μ とおおむね同じであった。また, E, F, G 株を食物源としたときの μ は 1.5 前後であり, A, B, D に比べて低かったが十分増殖できた。しかし, C 株を食物源とした場合は, 全く増殖するとはできなかった。

(2) *Tetrahymena pyriformis*

A, B 株を食物源としたときの μ は 2.5 前後, D, E, G 株を食物源としたとき μ は 1.4 前後で, これらの菌株のいずれにおいても増殖できた。なお, C, F 株は食物源に適さず増殖することはできなかった。

(3) *Philodina* sp.

微小後生動物 *Philodina* sp. は対照である H 株の μ が 0.261 であったのに対し, D, F 株では 0.23 ~ 0.26 の範囲で極めて良好な食物源となること, また, E, G 株において μ は 0.2 程度で食物源として適することがわかった。

なお, 対照系の H 株の増殖曲線と *Acinetobacter calcoaceticus* の増殖曲線を *Colpidium campylum*, *Tetrahymena pyriformis*, *Philodina* sp. について比較したのが図 13 である。図より微小動物はリン蓄積菌の一種である *Acinetobacter calcoaceticus* を対照と同等以上に捕食し増殖できることがわかる。

これらの結果は従来よりリン蓄積菌として知られている *Acinetobacter calcoaceticus* が反応槽内に集積する過程においては微小動物の関与は極めて小さく, リン蓄積菌の一種である C 株が優占的に増殖する過程においては微小動物が大きく関与する可能性のあることを示唆している。しかし, 供試したリン蓄積菌のほとんどを微小動物が捕食できたことからリン蓄積菌の集積に対しては, 細菌に対する嫌気・好気という環境条件の変化が重要であり, 微小動物の果たす役割は小さいものと考えられる。

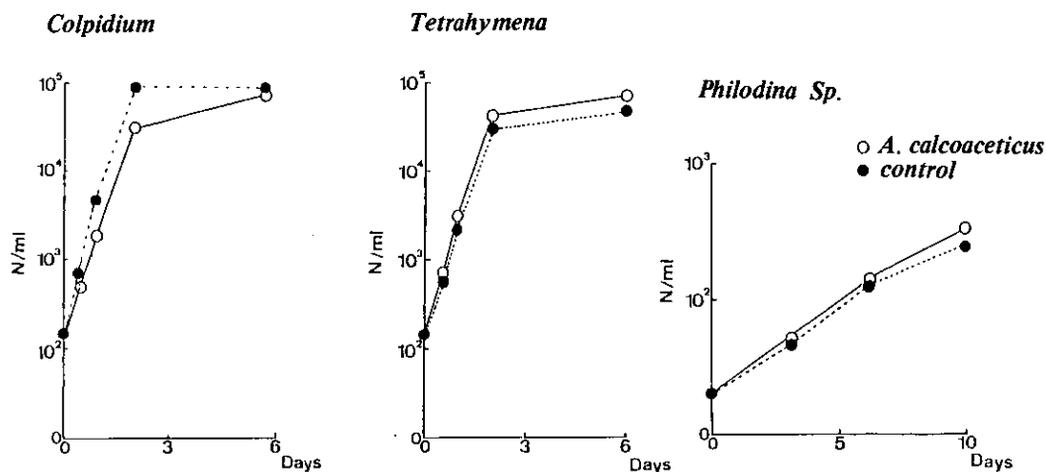


図 13 *Acinetobacter calcoaceticus* を食物源とした場合の微小動物の増殖曲線
 Fig. 13 Effect of *Acinetobacter calcoaceticus* on growth of smaller animals

4 まとめ

活性汚泥法の曝気槽の一部を嫌気性条件にすることによりいかなる効果を生ずるかについて明らかにすることを目的とし好気活性汚泥法と嫌気・好気活性汚泥法の室内規模の実験装置を運転し、以下の知見を得た。

1) 有機物除去能については、好気活性汚泥と嫌気・好気活性汚泥とでほとんど差は認められず、従来からの生物処理プロセスに嫌気工程を組み込んでも浄化能が低下することはない。

2) リン除去能については、好気活性汚泥に比べ嫌気・好気活性汚泥が著しく高い能力を有しており BOD とリンの比が100 : 3 程度の生活排水、下水のような有機性排水では処理水 T-P 濃度を 0.1mg/l 以下まで低下させるのに効果を有していることがわかった。

3) 汚泥の圧密性を表す指標である SVI は、嫌気・好気活性汚泥では平均200程度であるのに対し好気活性汚泥では糸状微生物が優占化し最高1,000程度まで高まったことから嫌気工程は、汚泥の膨化を引き起こす糸状微生物の増加を抑制する上で大きな効果を有しているのが明らかにされた。

4) 汚泥中のリン含有率は、嫌気・好気活性汚泥では最高8%、平均6%前後であったのに対して、好気活性汚泥では最高2.5%前後であり嫌気工程の存在は、リンを汚泥中に過剰に蓄積させる上で大きな効果を有していることが確認された。

5) 嫌気・好気活性汚泥と好気活性汚泥に出現する検鏡下で観察できる微生物の中で微小動物相には、大きな違いは認められなかったが、汚泥の膨化を引き起こす糸状微生物には違いが認められ特に嫌気・好気活性汚泥は糸状微生物の増殖を抑制する上で大きな効果を有することが明らかにされた。

6) 嫌気・好気活性汚泥から分離したリン蓄積菌に対する活性汚泥に生息する微小動物の捕食能を明らかにするために二者培養を行ったが、微小動物はほとんどのリン蓄積菌を選好して捕食することがわかった。このことは、微小動物がリン蓄積菌を捕食できないことにより反応槽内にリン蓄積菌が集積されるのではなく溶存酸素の存在する反応槽としない反応槽を混合微生物群が循環するような環境条件がリン蓄積菌の集積、活性化に大きく貢献していることを意味する。

7) 本研究において嫌気・好気活性汚泥は好気活性汚泥法の曝気槽容量の1/3を嫌気的にしたものであるが本法は有機物除去能、リン除去能が高いというだけでなく好気槽の一部を嫌気的にした分だけ酸素供給量が少なくなっており動力費の節減という観点からも効果的である。

引用文献

- Fuhs, G. W. and M. Chen (1975): Microbiological basis of phosphate removal in the activated sludge removal for the treatment of wastewater. *Microbial Ecology*.
- 古畑義正・安斉純雄 (1982): 嫌気・好気法によるリンの除去. *用水と廃水*, **24** (10), 27-34.
- Harold, F. M (1966): Inorganic polyphosphates in biology structure, metabolism and function. *Am. Soc. Microbiol. Bacteriol. Rev.*, **30**, 772.
- 稲森悠平 (1984): 生活雑排水および尿浄化槽放流水による公共用水域の富栄養化とその対策. *建築設備と配管工事*, **22** (2), 39-46.
- 稲森悠平・須藤隆一 (1983): 生活雑排水中の窒素, リン対策について. *公害と対策*, **19** (7), 48-55.
- Marais G. V. R., R. E. Lbewerthal and I. Siebritz (1982): Review; Observations supporting phosphate removal by biological excess uptake. IAWPR Post conference seminar on phosphate removal in biological treatment process. 382p.
- 松尾吉高・北川政美・田中俊博・宮 晶子 (1982): 生物脱リン法-嫌気・好気法のし尿および下水への適用. *土木学会第18回衛生工学討論会講演集*, 82-87.
- 日本下水道協会編 (1974): 下水試験方法, 507p.
- 須藤隆一・稲森悠平 (1983): 下水からの窒素およびリン除去の意義と処理技術の動向. *下水道協会誌*, **20** (7), 12-23.

Ⅱ-4

水辺の快適性評価の方法
Evaluation Methods of Waterside Amenity

青木陽二¹・中島昭寛²

Yoji AOKI¹ and Akihiro NAKAJIMA²

要 旨

現在使われている水質を中心とする水域の評価の方法に対して、水辺全体の評価の方法を開発するため、被験者を用いた室内実験と屋外実験を行った。対岸距離を変化させたスライドを用いた室内の実験では、湖岸の見えかたに対しては3～4kmの距離で良い評価を得ることが確かめられた。また、水辺の総合的な快適性を評価する現場実験では、多様な水辺を被験者に体験させ、同時に現場の物理的諸量を測定した。その結果、総合評価は水辺への降りやすさと水辺の快適性によってもたらされ、その快適性は土手からの眺めと水遊びのしやすさによってもたらされているという水辺評価の構造が明らかとなり、またそのような心理的評価をもたらず水辺の物理的条件が明らかとなった。

Abstract

In recent years, people of Japan have become aware of the importance of living environment amenity. In urban area, waterside amenity is a most important component of pleasant environment and is now eagerly sought particularly at high density residential area. To satisfy this requirement, rebuilt plan of waterside are now proposed by many local administrations.

In this study, two practical experiments were undertaken to find useful planning factors of watersides. At first experiment, superior waterscapes opposited were found by using slides which were taken in various distances to the opposited side ahead. The people's impression shows great interest in the distance of 3～4km. The second experiment use on-site evaluation of respondents. This method is able to task the kinesthetic experience to the respondents. They were asked the impression of the physical features and the observers

-
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.
 2. 昭和58年度 国立公害研究所共同研究員 (滋賀県公園緑地事務所 〒520-21 滋賀県大津市南瀬田大萱町1740-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Park Office of Shiga Prefecture, Minamisetahogayamachi 1740-1, Otsu-city, Shiga 520-21, Japan.

simultaneously measured the physical quantities of site. The results provided the structure of psychological evaluation of pleasant waterside and found the effective physical factors to the pleasant waterside.

1 今までの水辺評価

水辺の評価として最初に考えられたのは、水の汚れに対する評価である。水質の悪化が引き金となり水質の検査によって川や池の評価が始まったのである。透明度、BOD、PH、SS等数多くの項目が測定され、水の評価がされるようになった。しかしながらこのような測定による水の汚れの測定だけでは、一般の人々の水環境が悪化しているという感覚を十分には表してははいないようである。近年下水道の整備による河川水の減少を嘆いたり(加藤, 1973)、護岸の整備による親水性の減退が指摘されること(吉村・芝原, 1985)からも問題の広いことがわかる。人々の要求は水質の向上にとどまらず底質や植生、護岸など水辺全体の快適性を求めるようになったのである。

2 地図指摘法による水辺景観の評価

水辺全体としての評価を得るため人々が景観を見るに良いと感じている地点の指摘を得、その特性を探った。霞ヶ浦の周辺50集落に住む人々に対し、水辺における景観の優れた地点を1/5000の縮尺の地図に指摘させ、738票を得、77.8%の人から回答を得た。その結果図1に示すように岸辺と台地の緑に多くの視点が見いだされた。それらの地点では視対象の多くを水面(84%)に求め、対岸や筑波山、遠く富士山にまで及んでいた。視対象としては筑波山は116地点(全体の7割)から見られていたが、水際線方向によく指摘されていた(図2)。これは筑波山を見る仰角が最大で2.5度、

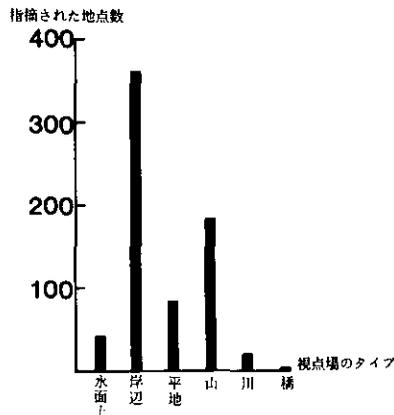


図 1 視点場のタイプ分布
Fig. 1 Types of view points

最小1.1度であり山単独では視対象とならず水際線の視線誘導効果によって実際より筑波山を大きく見せているからであるとも言われている(中島, 1983)。この結果に対して湖の対岸を見ている場合, 対岸までの距離の分布を見ると, 図3のように3~4 kmのところは頻度の多い結果となっている。これはこの距離が対岸を見るに良い距離であることを示していると解釈もできるが, 湖の地形的な特性と考えることも可能であるので別の実験的方法で調べる必要がある。

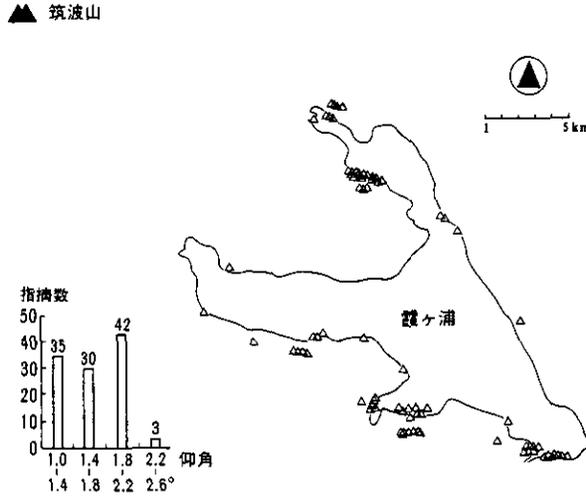


図 2 筑波山を見ている場所と仰角の分布
Fig. 2 Distribution of view point and view angle

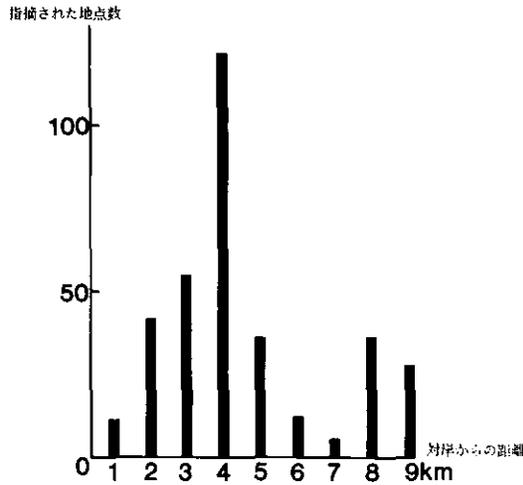


図 3 対岸距離の出現頻度 (湖岸)
Fig. 3 Frequency distribution of opposite waterscape

3 室内実験による対岸距離の評価

先の調査の結果より、対岸に対する評価がある距離に集中していることが分かった。しかし先の研究では人々の評価に共通した尺度や評価の相互比較が困難であった。その理由は評価者である人々が地点ごとに異なり、また見ている対象もそれぞれ異なるからである。そこでこれを明らかにする為にスライドを用い同一の被験者によって評価させて調べることにした。まず湖に船を浮かべ、図4のように同一の対岸に対して距離が遠いところから順に10, 8, 6, 4, 3, 2, 1, 0.6, 0.1, 0.05kmの地点で写真をとった。写真は1983年1月26日10~12時の間に写され晴天であり視程40~50kmで十分であった。そのスライドを用いて被験者30人に評価を行わせた。その結果図5に示すように対岸距離3kmのところの高い評価が得られた。

このことは先の調査結果が実験的に確かめられ、対岸の見せ方について一つの知見が得られたことになる。

4 現場評価実験の可能性

今までの快適な水辺評価の研究は、景観を中心とした視覚刺激に関する要素について進められてきた。そのため評価方法は回答者が住居もしくは実験室で回答する方法での成果を得ていた。しかしながら先に述べたように水辺は触覚や動感覚など多様な感覚を満足させるものである。そのような感覚と水辺環境の要素との関係を明らかにするには、現場の状況を明らかにして、回答者がイメージし、評価している対象である物理的諸量を特定化して調べる必要がある。そこで被験者を多様な水辺へ誘導し体験してもらう実験方法が試みられた。

4.1 現場実験の方法

実験地点を選定するに当たり研究所近辺に分布する水辺を調べる岸辺の状況、水質、流速、ゴミ、水底の性状などをチェックした(土田, 1983)。それらをもとに17地点を選定した。

実験は20名の被験者を募り、1982年8月にバスで現場を訪れた。被験者を水辺に誘導し、写真1のように水のなかに入ってもらうとともに、その地点の物理的諸量の測定を写真1のように同時に行った。

心理的評価は写真1のようにアンケート票に現場で回答を記入させ、回答は選択肢法によって得た。被験者は性別年齢などの属性項目のほかに居住地や出身地で水辺までの距離、水との接触度合などを回答している。

物理的な諸量としては、天候条件、土手や河川敷の形状、植生の高さと被率、水温、流速、水質などの水の性状を調べた。水の色はフォーレルウーレの水色計、SS、CODは水を採取し持ち帰って分析した。油膜や悪臭は知覚による判断を用い、ゴミは人工物と思われるものについて、水際のコドラート(1×1m)内の数を数回数えた。

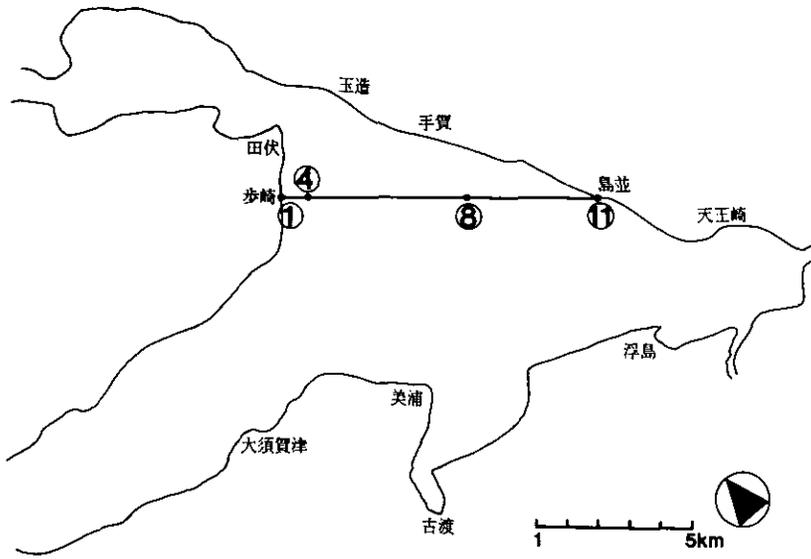


図 4 スライド撮影地点
Fig. 4 Location of photograph point

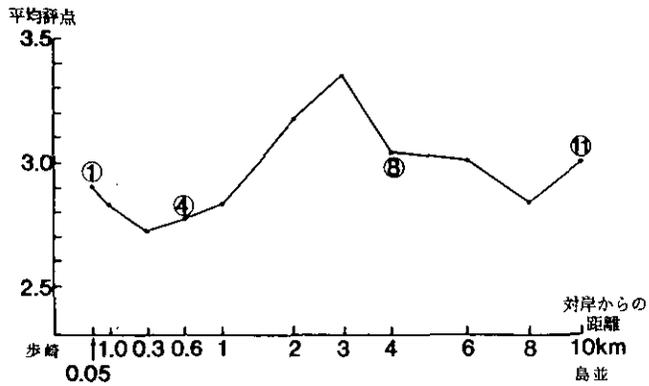


図 5 対岸距離の評価の関連 (歩崎—島並)
Fig. 5 Appraisals of photographs at each location

4.2 水辺快適性の構造

心理的評価は良悪、快不快などのカテゴリーデータで得られる。このようなデータを用い心理的評価の構造を探るにはCATDAP(坂元・赤池, 1981)を用いて最適説明変数の組み合わせを求める方法が良い。分析の手順は青木ら(1983)が示すように総合評価に当たる項目を最初の目的変数とし、以後目的変数となった変数を除いた変量からそれを説明する変数を求めていく方法をとる。この方法では、物理的諸量を変数として用いる代わりに現場の地点そのものを一つの変数として取り込むことができる。分析した結果、説明変数がこの現場の地点に結びついたとき、その被説明変数は、この実験で用いた心理的項目を介せず物理的諸量と結びついたことを示し、心理的反応の構造が明らかとなる。

本研究では訪れた地点の総合的な評価として、再度の来訪を望むか否かを取り上げた。この項目を目的変数にして関連する説明変数を求めると図6のように土手からの降りやすさと水辺の快適さから成っていることがわかった。土手からの降りやすさは現場の地点と結びつき、これ以上心理的反応との結びつきを追うことはできなかった。

一方水辺の快適さは土手からの眺めと水遊びに適するかどうかと結びついた。土手からの眺めは現場の地点と結びついてしまったが、水遊びは水の中への入りやすさと土手の斜度、性別と結びついた。被験者の年齢が若いにもかかわらず性別が寄与したことは、水辺との触れ合い方になんらかの性差があるのかも知れない。しかしながらサンプル数が20名なので、今後の研究を待ちたい。

水の中への入りやすさ及び土手の斜度は現場の地点と結びついてしまった。これら現場の地点と結びついた項目は現場の物理的諸量と結びついているものと推測される。

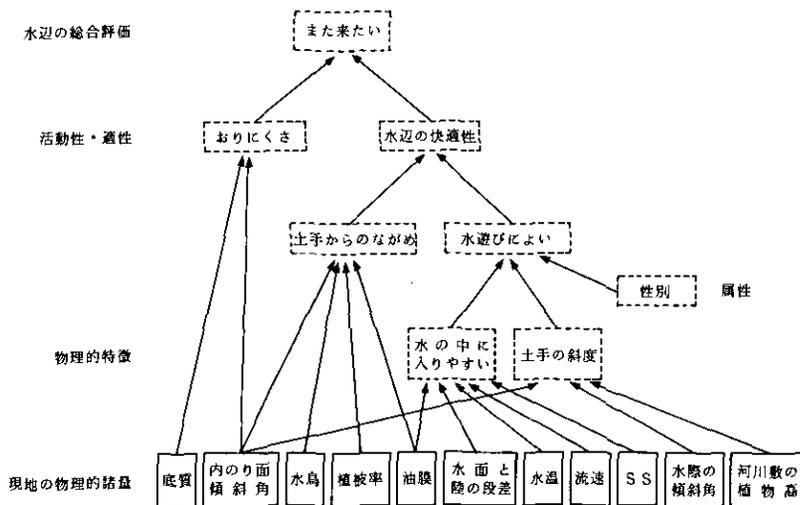


図 6 水辺評価の構造

Fig. 6 Structure of the appraisals at waterside



写真 1 水辺評価の方法

Photo 1 Evaluation on-site

4.3 水辺の快適性をもたらす物理的諸量

現場の地点と結びついた項目と関連する物理的諸量を明らかにするには、心理的反応を地点ごとにまとめ、各地点で測定した物理的諸量との相関の強さを求める方法が考えられる。このような分析には多変量による重回帰分析が有効であり、説明に有効な変数を選択できる方法が望ましい。そこで奥野(1979)の提案する PSS(予測平方和)を用いることにした。

各項目に対する被験者の回答を地点ごとにまとめ、現場において測定された物理的諸量との関連を求めると表1のようになった。物理的諸量と人間の感覚の関連は対数則があるという心理学からの知見も取り入れて分析したが、一次線型の結果を採用することになった。また心理的反応と物理的諸量との関連は心理的評価が悪い場合に良く関連していることがわかる。水の中に入りたいという反応は入りたくないという反応と完全に排反の事象であったので、一方についてのみ報告する。

土手からの降りにくさは表2のように土手の外りの面傾斜角と底質のよって説明された。これは外りの面傾斜角が急な程降りにくく、底質がコンクリートや砂でない程降りにくいことを示している。

土手からの眺めは説明変数の数が地点数より多いので、最初2回に分けて分析し、そこで選ばれた変数を用いて更に分析し、最適な組み合わせを求めた。その結果表3のように眺めの悪さは外りの面傾斜角が急な程、油膜が水面にある場合悪くなり、水鳥がいて植物が生えていると良い評価を

表 1 各地点における被験者の回答 (百分率)

Table 1 Appraisals fo features of sites

地 点 名	土手の斜度		水の中へ	土手の眺め		降りやすさ	
	急である	ゆるい	入りたい	良い	悪い	降りやすい	降りにくい
1 新川	75	25	0	5	35	35	65
2 ヨットハーバー	0	100	5	50	20	100	0
3 桜町	85	15	0	25	15	25	75
4 安中	0	100	35	85	0	100	0
5 潮来	30	70	20	85	0	100	0
6 天王崎	10	85	45	100	0	100	0
7 乙戸沼	30	70	25	70	0	90	10
8 上ノ室	100	0	10	5	30	0	100
9 大曽根	95	5	45	20	30	5	95
10 池田	100	0	50	35	20	10	90
11 真岡	25	75	95	85	0	85	15
12 大清水	5	25	30	20	0	30	0
13 小貝川	55	45	10	45	0	80	20
14 八間堀	100	0	0	5	80	0	100
15 豊水橋	5	95	90	25	5	100	0
16 境	60	40	10	45	0	40	60
17 埼玉大橋	60	40	85	45	10	10	90

表 2 土手の降りやすさに寄与する物理的諸量

Table 2 Physical features contribute to descend from the bank

物理的諸量	降りやすい	降りやすい log	降りにくい	降りにくい log
天端幅		+14.4		
外のり面の長さ				
内のり面の長さ				
外のり面傾斜角				
内のり面傾斜角	-2.8		+3.4	+29.8
水面と陸の段差				
水際傾斜角度				
河川敷表面質		-6.4		
底質	+29.7	-8.9	-28.5	
河川敷の植物高				
水際の植物高				
定数項	+99.1	+37.6	-16.7	-37.9
修正重相関係数	0.653	0.418	0.802	0.647
PSS	2.06×10^4	2.73×10^4	1.19×10^4	2.40×10^4

数字は偏回帰係数を示す

得ていた。

次の水の中への入りやすさについて分析した。その結果表4のように水面と陸の段差が小さい程、水温が高い程、流速があるほど、油膜がなくSSが少ないほど、入りやすいと回答していることが分かった。

土手の傾斜は表5のように外のり面傾斜角が大きい程、水際の傾斜角が大きい程、また河川敷の植物高が高い程、急であるように感じられていることが分かった。

これらの関連を式にまとめると次のようになる。

$$Y(1) \text{ (土手の降りにくさ)} = 3.4X(1) \text{ (内のり面傾斜角)} - 28.5X(2) \text{ (底質)} - 16.7 \quad (1)$$

$$Y(2) \text{ (土手からの眺めの悪さ)} = 0.97X(1) \text{ (内のり面傾斜角)} + 28.6X(3) \text{ (油膜)} - 16.6X(4) \text{ (水鳥)} - 0.19X(5) \text{ (植被率)} - 0.9 \quad (2)$$

$$Y(3) \text{ (水の中への入りやすさ)} = -0.88X(6) \text{ (水面と陸の段差)} + 4.9X(7) \text{ (水温)} + 68.1X(8) \text{ (流速)} - 8.2X(3) \text{ (油膜)} - 0.017X(9) \text{ (SS)} - 107.8 \quad (3)$$

$$Y(4) \text{ (土手の斜度)} = 2.9X(1) \text{ (内のり面傾斜角)} + 0.19X(10) \text{ (水際の傾斜角)} + 0.18X(11) \text{ (河岸の植物高)} - 21.4 \quad (4)$$

表 3 土手からの眺めに寄与する物理的諸量
Table 3 Physical features contributed to view on the bank

物理的諸量	良い眺め	良い眺め log	悪い眺め	悪い眺め log
低水敷幅				
外のり面の長さ				+ 15.3
内のり面の長さ				
外のり面の傾斜角度				
内のり面の傾斜角度			+ 0.97	+ 4.6
水面と陸の段差				
水際傾斜角度	- 0.36	- 5.1		
河川敷表面質				
底質				
水の色				
濁度		+ 9.9		
油膜	- 29.7	- 11.8		- 13.7
COD			+ 28.6	+ 9.5
SS				
悪臭				
河川敷の植物高				+ 2.5
水際の植物高				
水鳥	+ 29.2	+ 3.4		
魚			- 16.6	
植被度				- 2.5
ゴミ		+ 8.0	- 0.19	
水際ゴミ				
定数項	+ 53.0	+ 8.4	- 0.94	+ 47.4
修正重相関係数	0.510	0.733	0.810	0.870
PSS	1.09×10^4	8.33×10^3	3.86×10^3	3.02×10^3

数字は偏回帰係数を示す

5 まとめ

地図を用いた景観評価と室内実験を組み合わせることにより望ましい対岸距離を見いだすことができた。また現場に被験者を誘導するという新しい方法を採用し、水辺の評価を得るとともに現場の物理的諸量を測定し、相互の関連分析をすることにより、次の2点が明らかとなった。

(1) 水辺の快適性総合評価は水辺への降りやすさと水辺の快適性によってもたらされ、水辺の快適性は土手からの眺めと水遊びによってもたらされ、水遊びは水の中への入りやすさと土手の斜度によってもたらされているという心理的評価の構造が明らかとなった。

(2) 水辺の快適性を評価する心理的項目(降りにくさ、土手からの眺めの悪さ、水の中への入りやすさ、土手の斜度)は水辺の構成する物理的諸量、外のり面傾斜角、底質、水鳥、植被率、油膜、水面と陸の段差、水温、流速、SS、水際の傾斜角、河川敷の植物高と関連あることがわかった。

表 4 水の中への入りやすさに寄与する物理的諸量
Table 4 Physical features contribute to wade into the shore

物理的諸量	水の中に入りたい	水の中に入りたいlog
内のり面の長さ		
内のり面の傾斜		
水面と陸の段差	-0.88	-6.1
水際傾斜角度		
河川敷表面積		
底質		-3.1
水温	+4.9	
流速	+68.1	
水の色		
濁度		
油膜	-8.2	
COD		-24.7
SS	-0.017	+20.3
悪臭		
河川敷の植物高		
水際の植物高		-3.0
水鳥		
魚		
植被度		
ゴミ		
水際ゴミ		
定数項	-107.8	+24.5
修正重相関係数	0.881	0.917
PSS	4.01×10^3	4.08×10^3

数字は偏回帰係数を示す

今後はこれらの結果を踏まえ有効と思われるいくつかの物理的諸量を変えてデータを求め、その量と快適さとの関連を明らかにする実験を続け計画の目安となる量を求めたい。またそのような物理的諸量の可変性を多様な水辺において検討し、快適な水辺の創造に寄与する資料としたい。

謝 辞

本研究を実施するに当たり水辺景観の見方を指導して頂きました、東京工業大学社会工学科の中村良夫教授及び山梨大学環境整備工学科の北村真一助教授に感謝致します。

表 5 土手の傾斜感に寄与する物理的諸量

Table 5 Physical features contribute to feel the steep slope

	土手が急である	土手が急である log	土手がゆるい	土手がゆるい log
天端幅				+18.6
外のり面の長さ				
内のり面の長さ				
外のり面傾斜角				
内のり面傾斜角	+2.95	+34.4	-2.6	
水面と陸の段差				
水際傾斜角度	+0.19	+8.7	-0.89	
河川敷表面積				
底質		-3.6		
河川敷の植物高	+0.18		-0.26	
水際の植物高			+0.25	
定数項	-21.4	-77.0	+122.1	-3.5
修正重相関係数	0.899	0.755	0.853	0.568
PSS	5.62×10^3	1.53×10^4	1.07×10^4	1.65×10^4

数字は偏回帰係数を示す

引用文献

- Aoki, Y. (1981): A study of on-site evaluation for site planning; Lake Kasumigaira. Landscape Planning, 8, 235-256.
- 青木陽二・西岡秀三 (1982): 自動車の走行がもたらす心理的影響の測定. 交通工学, 17 (3), 21-28.
- 加藤 迪 (1973): 都市がほろぼした川. 207p.
- 中島昭寛 (1983): 霞ヶ浦地域の景観に関する研究. 東京工業大学社会学部卒業研究, 52p.
- 奥野忠一 (1978): 予測平方和による変数選択. オペレーションズリサーチ, 5, 290-298.
- 坂元慶行 (1981): カテゴリーデータの解析. 数理科学, 213, 24-29.
- 土田 明 (1983): 水辺評価と環境項目の関連に関する研究. 筑波大学環境科学科修士論文, 93p.
- 吉村元男・芝原幸夫 (1985): 水辺の計画と設計. 205p.

II-5 水環境管理における自然浄化機能を活用した
処理システムの位置づけ
Functions of Self-purification Processes in Conserving
Water Quality in Closed Water Areas

中杉修身¹・天野耕二¹・内藤正明¹
Osami NAKASUGI¹, Koji AMANO¹ and Masaaki NAITO¹

要 旨

閉鎖性水域の水質汚濁は依然として改善の兆しが見られず、国においても従来の水濁法に基づく規制に加えて窒素及びリンの基準の設定や湖沼法の制定等、新たな対応を行っているが、各都道府県でも国に先行して様々な水環境管理計画を策定し、総合的な水環境管理施策を実施している。これらの施策は汚濁物質の排出・処理段階で展開されるものが多いが、その技術として従来からの装置化された処理技術に加えて、自然浄化機能を活用した処理技術が注目を集めている。自然浄化機能を活用した技術はその特性から考えて、それのみですべての汚濁物質を分解・除去することは難しく、装置化された処理技術を補完するものとして活用すべきである。

Abstract

In Japan water quality of closed water areas such as inland seas, inner bays, lakes and reservoirs, has been not yet ameliorated. The national government enforces new measures such as the establishment of the environmental standards for nitrogen and phosphorous, the establishment of the Law Concerning Special Measures for Conservation of Lake Water Quality and so on. The local governments also enforce comprehensive measures including strengthening of effluent standards, improvement of sewerage, improvement of monitoring and surveillance system and so on.

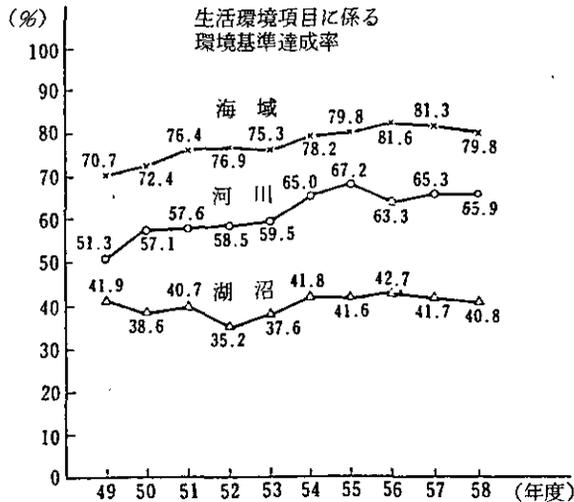
As one of these measures, self-purification processes attract attention. The self-purification processes need less artificial control and are inexpensive, compared with the wastewater disposal processes operated in equipments. But the former processes are less effective and can't used for higher polluted wastewater, thus the processes are useful to compensate the latter processes.

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.

1 はじめに

昭和59年度における公用水域測定点の水質汚濁に係る環境基準の適合率をみると、人の健康の保護に関する項目では99.9%以上が基準に適合しているが、生活環境の保全に関する項目の内、有機汚濁を表すBOD(河川)及びCOD(湖沼及び海域)は適合率が67.7%と低い。水域別にみると、図1に示すように閉鎖性である湖沼で適合率が低く、開放系である海域での適合率が高い。海域の中でも東京湾や伊勢湾などの閉鎖性海域では全体と比べて適合率が低い。また、水域の水質の状況は天候に左右される部分が多いが、河川の適合率はわずかずつながら改善されているのに対し、湖沼の適合率は依然として低く、閉鎖性海域でも横ばいであり、改善の兆しが見られない。このため、深刻な産業公害や大気汚染が一応鎮静化の傾向を見せている中で、各種排水に起因する閉鎖性水域の汚濁は相対的に重要な問題としてクローズ・アップされてきた。

このような状況に対応すべく、環境庁は総量規制を含め、従来から実施してきた工場・事業場から排出される有機汚濁等に対する排出規制に加えて、いくつかの新たな対応を行っている。一つは閉鎖性水域の汚濁が内部生産による比率が高いことから、窒素及びリンに対して環境基準を設定し、その排出を規制したことである。昭和57年12月に湖沼に対して全窒素及び全リンに係る環境基準が



(備考) 1. 環境庁調べ。

2. 達成率は、 $\frac{\text{環境基準達成水域数}}{\text{環境基準当てはめ水域数}} \times 100\%$ 。

3. 生活環境項目に係る環境基準は、利用目的に応じ河川については6類型、湖沼については4類型、海域については3類型に設けられている。

出典：昭和59年度環境白書

図 1 水質汚濁の推移

Fig. 1 Water quality trend in ambient water bodies

定められ、それに基づいて排水基準が設定されている。窒素及びリンの環境基準も他の項目と同様、利用目的に応じて湖沼を分類し、その類型に応じて基準値が設定されている。

さらに、富栄養化の進行している湖沼の水質改善には従来の水質汚濁防止法(水濁法)等に基づく対策のみでは汚濁源が多岐にわたる閉鎖性水域の汚濁には十分な対応ができないとの認識から、昭和59年7月に湖沼水質保全特別措置法(湖沼法)が制定された。この法律では、まず国が湖沼水質保全基本方針を定める。次に内閣総理大臣が都道府県知事の申し出に基づき、水質環境基準が確保されていない、又は確保されなくなるおそれが著しく、利水状況及び汚濁の推移等から水質保全に関する総合的施策の実施が必要と認められる湖沼(指定湖沼)及びその汚濁に関係すると考えられる地域(指定地域)を指定する。これを受けて都道府県知事は、湖沼水質保全基本方針に基づき、5年ごとに、指定湖沼の水質を保全するため、指定地域で実施する施策をとりまとめた湖沼水質保全計画を策定し、これに基づき、下水道、し尿処理施設の整備、しゅんせつ等の事業の推進、新增設の工場、事業場に対する汚濁負荷の抑制、畜・水産施設の管理の適正化、湖辺の自然環境の保護等、総合的な対策の実施に努めることになっている。従来の水濁法に基づく施策と湖沼法における施策の主な違いを図示すると図2のようになる。

現在は、窒素及びリンの環境基準については琵琶湖について類型当てはめが完了し、霞ヶ浦等、いくつかの湖沼について作業が進められているところである。また、湖沼法の手順の中では湖沼の指定について都道府県知事からの申し出が行われようとしているところである。

水質汚濁防止法		湖沼水質保全特別措置法
公共用水域の水質保全	目的	湖沼の水質保全(指定湖沼に係る特別措置)
	保全計画	「湖沼水質保全計画」の策定 ↓ 水質保全に資する事業及び規制等の措置の計画的実施
工場・事業場(特定事業場) — 排水規制(濃度規制) (全国一律基準 上乗せ基準 (必要に応じ) 総量規制)	規制措置	<ul style="list-style-type: none"> ・工場・事業場(特定事業場) — 新・増設の汚濁負荷量の規制(湖沼特定事業場)(必要に応じ)総量規制 ・一定規模のし尿浄化槽等(みなし特定施設) — 排水規制 ・畜舎・魚類養殖施設 — 構造・使用方法の規制(指定施設等)
公共用水域の水質監視等	その他	規制対象外の者に対する指導、助言、勧告 湖辺の自然環境の保護

出典：昭和59年度環境白書

図 2 水質汚濁防止法と湖沼水質保全特別措置法との比較

Fig. 2 Comparison of the Clean Water Act and the Lake Water Quality Conservation Act

2 都道府県における水環境管理の現状

閉鎖性水域に中心とした水質汚濁に対する国の対応状況は以上のとおりであるが、富栄養化した水域を抱えたところを中心に各自治体では国に先行して様々な対応が行われている。湖沼法で策定が求められている水質保全計画についても、その内容には大きな違いがあるものの、多くの自治体の水環境を保全するための計画を策定している。60年1月に47都道府県と10大都市を対象に実施した「水質管理計画策定状況に関するアンケート調査」の結果でも、回答があった52自治体の内、35自治体がなんらかの水質環境管理計画を有する、あるいは策定中であると回答しており、水質汚濁が全国的な問題であることが分る。

これらの計画は、その対象とする水域をみても富栄養化の著しい霞ヶ浦(霞ヶ浦富栄養化防止基本計画)や諏訪湖(諏訪湖水質保全計画)等のように特定の水域、多くの場合は閉鎖性水域である湖沼や海域を対象としたものから、神奈川県、大阪府、岡山県等のように府県内の全水域を対象としたものまで多種多様である。特定湖沼に対する管理計画は市町村レベルでも策定しているところがある。

また、その内容についても、湖沼法で求められているように、実施する施策をも取りまとめたものから、対象水域の水質及びその汚濁にかかわるデータベースまで、盛り込まれている項目やその具体性等に大きな開きがある。

実施する施策をとりまとめたものの代表例は霞ヶ浦富栄養化防止計画であるが、これは霞ヶ浦富栄養化防止条例に基づいて策定されたもので、

- ① 計画策定の趣旨、
- ② 計画の性格、
- ③ 計画の目標、
- ④ 目標達成のための基本的施策、
- ⑤ その他の事項、

からなっている。③計画の目標の中では目標とする水質と、それを実現するために対象項目として窒素及びリンについて発生源別の削減目標を定めており、④目標達成のための基本的施策の中で、そのための生活系排水、工場、事業場排水、農業排水、畜産排水、魚類養殖、湖内等浄化のそれぞれの対策について基本的施策をとりまとめるとともに、⑤その他の事項の中で、これらの施策を推進するための県民運動の展開、調査研究の推進、水質の監視・観測について述べている。

このような施策については他のいくつかの自治体でも計画の中に盛り込まれている。アンケート調査の際に収集した資料をもとに自治体レベルで考えられている水環境管理施策を分類・整理すると、表1のようにまとめることができる。このまとめは調査対象である都道府県や政令市の立場からみた管理施策の分類である。汚濁物質の流れの各段階で様々な保全施策は考えることができる。横軸はその行為あるいは汚濁物質の流れに沿った分類であり、縦軸は行政が実施する施策の内容からの分類である。

表 1 水環境管理施策の分類

Table 1 Classification of water quality management measures

対象活動 対策種類	立地 (土地利用)	生産・消費	排出・処理	河川 (流出・流達)	閉鎖水域 (物質循環)	用水	環境保全
防除対策			下水道 し尿処理施設 ごみ処理施設 合併浄化槽	底泥除去 河川清掃 浄化用水導入	アオコ除去 底泥除去 浄化用水導入		動植物保護 河川敷公園
規制	地域指定 土地公有化 行為規制	砂利採取 干拓・埋立	し尿浄化槽 上乘せ基準 横出し規制 不法投棄 総量規制				
制度	環境影響評価		し尿浄化槽取扱い				河川占有許可
監視			工場排水 砂利採取排水 不法投棄	河川	湖沼		
行政指導	工業立地 畜産、漁場	施肥 用水管理 稚魚の管理 含リン原材料 の使用制限	共同処理施設 排水基準遵守 農地還元促進 処理施設維持管理 廃棄物適正処理	河川敷利用法			緑地・造林の 促進
補助・助成			合併浄化槽、雑排 水処理施設、事業 所排水処理				
啓発・教育		粉石けんの使 用	ごみの減量化		一斉清掃		環境学習、優良 事例発表会、実 践者交流、体験 学習、副読本 組織づくり
調査・研究	工場立地規制	非リン原料使 用、循環かん がい方式、水 の高度使用	リン・窒素除去 家畜し尿処理	水質浄化機能 調査	汚濁機構の解 明、赤潮発生 機構の解明		

横軸では、②汚濁負荷の発生から、多くの場合に処理を伴う③汚濁物質の排出，河川・水路等を経由する④流出・流達，閉鎖性水域内での⑤物質循環，その⑥利水に至るまでの水に伴う汚濁物質の流れと，汚濁負荷の発生の基となる①土地利用あるいは立地と，直接は水の汚濁にはかかわらないが，水環境管理には重要な意味を持つ周辺の⑦自然環境の保全に分類している。縦軸は，①行政自らが実施する事業，②法令等による罰則を伴う規制，③法制度の整備，④汚濁物質の排出や水域の汚濁状況の監視，⑤罰則を伴わない指導，⑥民間あるいは下位の自治体の事業に対する助成，⑦住民等の教育・啓発，⑧汚濁防止あるいは除去のための調査研究の実施に分類している。ただし，得られた資料の範囲では行政指導と補助・助成についての区別は明確ではなく，自治体によっては別のマトリックスに分類される可能性もある。

この分類の中では水利用に伴う対策も水環境管理施策の一つとして位置づけているが，各自治体の計画は汚濁された水域を浄化してから利用しようとする考え方に立つものであり，このため収集

した保全計画の中にはこれに該当する施策は盛り込まれていなかった。

その他のマトリックスの多くは埋められており、特に排出・処理過程には各種の施策が実施されており、水環境管理施策の最も基本的な施策であると言える。生産・消費段階での配慮は規制よりも事業者に対する行政指導と住民に対する啓発・教育が中心的な施策となっている。流達・流出及び閉鎖性水域での施策は事業者や住民が行うものは少なく、行政自らが実施する事業が多くなる。

これらの保全施策を計画ごとに見ると、いくつかの傾向が見られる。いずれの計画にも盛り込まれている施策は下水道の整備促進のみと意外に少ない。その他ではふん尿の堆肥化・農地還元促進がこれに続き、半数以上の水域で採用している対策として、し尿処理施設の整備促進、閉鎖性水域でのしゅんせつ、工場・事業場に対する上乘せ基準の実施・見直し、事前評価の推進、公共用水の水質測定、合併浄化槽の設置・合併化の促進が上げられる。また、調査研究としては汚濁機構解明と排水処理技術開発が多く水域で取り上げられている。

長崎県が都道府県を対象に実施した水質汚濁防止策についてのアンケート調査結果(長崎県, 1984)でも、工場・事業場に対する上乘せ基準による排水規制、畜産排水対策適正処理指針、処理施設設置に対する助成、畜舎改善に対する助成、有機肥料の流通に対する助成等の畜産排水対策や底質汚濁物質のしゅんせつによる除去等が多くの都道府県で採用されている。

水質汚濁の状況との関連で見ると、水質汚濁が進行していると考えられる水域ほど、きめ細かい施策が展開される傾向にある。特にヘドロ・底泥のしゅんせつや浄化用水の導入等の河川や閉鎖性水域に対して直接実施される施策は、汚濁の進行している水域に対する計画で採用される傾向にある。

3 自然浄化機能を活用した処理技術

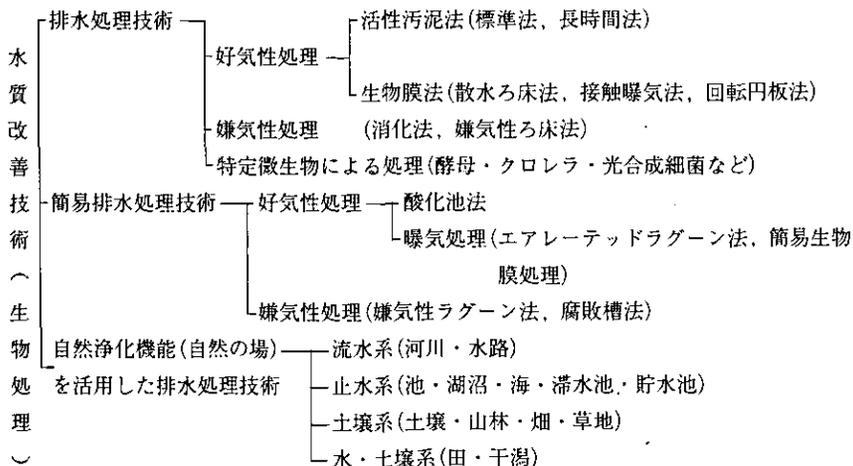
閉鎖性水域の水質の保全のためには、汚濁物質の発生・排出を抑制するとともに、汚濁された水域の浄化が必要となるが、その基本となるのは汚濁物質の分解・除去技術である。汚濁物質の分解・除去は、微生物による分解や土壌への吸着、沈降等、様々な生物的、物理化学的機構によっている。これらの機構に基づく汚濁物質の分解・除去は自然界でも行われており、自浄作用(自然浄化機能)と呼ばれている。負荷が少ない場合には、水域に投入された汚濁物質はこのような機構で分解・除去され、水質が保全されてきた。しかし、負荷が増大するにつれ、河川や湖沼の持つ自然浄化機能だけでは汚濁物質を分解・除去することができず、排出する前の処理によって汚濁物質を分解・除去する必要が生じるようになった。しかし、活性汚泥法をはじめ、生物膜法、凝集沈殿法等、現在排水処理技術として使われているもののほとんどは自然浄化機能と同じ機構に基づくものであるが、装置化することによってその機能を促進したものである。

装置化することによって処理効率は高められたが、一方では排水を集め、施設を用いて処理するためにはその建設に費用を要し、特に汚濁物質の排出源が分散しているところでは、汚水の輸送管路の建設に多額の費用が必要となった。閉鎖性水域の水質汚濁が大きな社会問題となり、多くの自

治体で下水道の設置促進をその対策の柱に掲げているにもかかわらず、その計画の進捗が遅れているのは多額の費用の調達がうまくゆかないことが大きな原因となっている。ここ数年下水道の普及率の伸びは毎年1%程度に過ぎず、閉鎖性水域等、水質汚濁が問題となる地域をすべてカバーするには今後数十年を要する。また、費用効果を考えると、必ずしも排水処理システムとして下水道が最適でない場合があるとの指摘もなされている(西村ら, 1980)。

一方では山地や農地等の面源からの汚濁物質が占める割合が多くなっている。霞ヶ浦における窒素とリンの流入負荷量の算定(津田, 1982)をみても、これら面源負荷の割合は現状で窒素で4割、リンで2割を占めている。このような面源負荷に対してはその排出時に処理して汚濁物質を分解・除去することは不可能である。霞ヶ浦の将来の削減対策によっても点源については窒素で4割、リンで6割が削減されるとしているのに対し、面源については窒素で2割、リンで1割強であり、この汚濁負荷をどのように削減するかが、霞ヶ浦のように、特に富栄養化の進行が著しく、汚濁物質の流入量をできるだけ削減しなければならない湖沼では重要な施策となる。

このようなことから河川、湖沼や土壌が持つ自然浄化機能が見直され、その積極的活用が検討されるようになった。汚濁物質を分解・除去する技術、特に生物処理技術について須藤(1984)は図3のように分類している。これらの処理技術のほとんどは自然浄化機能を基礎としたものであり、どこまでを自然浄化機能を活用した技術というかは難しい問題があるが、その運転に当たって人為的なコントロールがない、あるいは少ないものを自然浄化機能を活用した技術と呼ぶのが適当であろう。もう一つは装置化された処理施設を含め、施設から排出された後で、汚濁物質を分解・除去する技術と定義することもできる。



出典：須藤 (1984) 生活排水の処理技術 水質汚濁研究, 7(3), 14-21

図 3 水質改善技術の分類

Fig. 3 Classification of water quality reclamation technologies

自然浄化機能を活用した技術を運転時のコントロールの多いものから順に上げていくと、酸化池やラグーン等も人工の施設を用いるものであるが、その運転において人為的なコントロールが少ないことから自然浄化機能を活用した技術と呼ぶことができるだろう。自然の池等を利用した場合に は当然自然浄化機能を活用した技術の範ちゅうに入る。

また、雑排水処理に数多く用いられるようになってきた土壌浄化法も一応、人工の施設を用いた方法であるが、同様な理由から自然浄化機能を活用した技術と言える(例えば、伊藤、1982)。山林、原野等への汚水の散布処理も土壌の持つ自然浄化機能を期待するものであり、二次処理水の山林へ散布(辰巳ら、1981)や埋立地浸出水の埋立地への還元散布(松藤ら、1984)等の実験が行われている。

最近、多くの自治体で雑排水処理対策としてモデル実験が行われ(例えば、勝木、1982)、一部では助成も行われている水路を利用した処理技術は自然浄化機能を活用した技術の中でも最も実現可能性の高いものの一つである。この場合に本来、水路が持っている自然浄化機能を促進するため、各種の接触材が水路の中に入れており、現地でのモデル実験によっても有機汚濁に対しては一定の成果を得ている(須藤、1983)。また礫を敷きつめた水路に汚水を流すことによって本来持っている自然浄化機能を高める試みもなされている(紀陸ら、1984)。

水域に排出された窒素やリン等の栄養塩を除去する技術として水生植物を利用したものが研究されている(例えば、青山、1982)。これは水生植物が炭酸ガスを固定して成長する際に水中から栄養塩を吸収することを利用したものである。成長した植物を取り上げることにより、水中から栄養塩が除去されることになる。成長が早く、栄養塩をよく吸収する植物が望ましく、ホテイアオイ、オランダカラシ等を用いた実験がなされている。

生物を用いた浄化方法としては、この他に魚を用いた方法が検討されている。内部生産で発生する藻類を接食する魚を用いるもので、その魚を収穫することにより汚濁物質を除去するものである。霞ヶ浦で発生するアオコをテラピアに食わせて除去する方法が検討されている。また、栄養塩の循環に大きく寄与している生物を魚を用いて除去することにより、栄養塩の循環を阻止する方法が考えられており、霞ヶ浦で底泥からの栄養塩の回帰に大きな役割を果たしているイサザアミの除去にひめますを用いることが提案されている(春日、1984)。

浄化用水の導入は希釈という自然浄化機能の一つを活用した対策と考えることができる。汚濁のひどい水域への浄化用水の導入はそこでの生物の繁殖を可能にし、本来、その水域が有する自然浄化機能を回復させる働きをすることも場合によっては考えられる。このように水域が本来持っていた自然浄化機能を回復させる試みとして汚濁された水域の曝気と考えられ、一部でモデル的に実施されている。これは、貧酸素状態の水塊へ酸素を供給し、微生物が息できるようにするものである。

4 自然浄化機能を活用したシステムの位置づけ

処理システムを選択する際の評価項目の第一は、汚濁物質が効率よく分解・除去できるかどうかであるが、効率よく除去できる技術でも採用されなければ、その効果を発揮することができず、次のような項目についての評価も重要となる(中杉, 1984)。

- ① 経済的に安くできること。
- ② 維持管理が容易なこと。
- ③ 技術的に安定していること。
- ④ 環境に対する二次影響が少ないこと。
- ⑤ 地域社会に対する影響が少ないこと。

自然浄化機能を活用したシステムは人為的なコントロールが少ないことが特徴であり、それゆえに維持管理をあまり必要としないことが前提となる。このことは維持管理をしなくとも十分に効果が得られるように技術的に安定していることが必要となるが、人件費や光熱費等の維持管理に要する費用が少なく、経済的にも安くできることを意味している。

逆に自然浄化機能を活用したシステムは人為的なコントロールを加えないためにその処理効率は装置化した処理に比べて低く、そのみで閉鎖性水域へ流入する汚濁物質を富栄養化を防止するレベルにまで分解・除去することは不可能であり、装置化した各種の処理システムとの組み合わせで用いる必要がある。すなわち、自然浄化機能を活用した処理システムは装置化した処理システムを補完するものとして位置づけるのが適当である。しかし、発生源が分散しており、装置化したシステムを適用するには経済的に不利である場合や、将来下水道等が計画されているところでそれが敷設されるまでのつなぎとして、これら自然浄化機能を活用したシステムが中心となることも考えられる。

自然浄化機能を活用した技術に限らず、排水処理技術の効率は原水の汚濁物質濃度の影響を受ける。特に微生物による分解はその影響を強く受け、汚濁物質濃度が高すぎると、微生物の生存がおびやかされるため、処理効率は低い。一方、汚濁物質の分解速度は一般的には汚濁物質の濃度に比例すると考えられ、濃度の低いところでは分解・除去効率は低くなる。それゆえ、ある程度以上の濃度の汚水に対して適用する必要がある。この点からは自然浄化機能を活用した技術といえども、適切な濃度の汚濁物質に適用しないと効果が低い。汚濁物質濃度がさほど高くない水域に適用する場合には、河川や閉鎖性水域へ排出され、希釈される前に適用するのが望ましい。また、あまり大きな水域に適用すると、人為的な操作が必要となり、自然浄化機能を活用したシステムの持つコントロールを必要としない特徴が生かせなくなる。

また、コントロールを行わないことは、その運転に伴う二次影響もコントロールできないことを意味しており、自然浄化機能を活用した技術は二次影響の発生が少ないことも一つの要件となる。水路に接触材を入れて浄化する実験でも悪臭やユスリカ・チョウバエ等の発生が見られる(須藤, 1984)。屋内の施設であれば、悪臭が外部に漏れるのを防ぐこともできるし、また、害虫の施設内

への侵入を防ぐことでその発生を防ぐこともできるが、自然浄化機能を活用する場合にはこれら二次影響を防ぐ措置をとることができず、システムの運転そのもので二次影響の発生を防ぐことが必要となる。

装置化した処理システムにおいても処理によって発生する残渣の処分が難しい問題であり、できるだけ残渣の発生量が少ない方法を採用し、適切な方法で処分することが重要となるが、自然浄化機能を活用したシステムにおいても同様であり、残渣の発生量が少なく、その処分が容易な方法が望まれる。特にコントロールを必要としないことを一つの目標とする自然浄化機能を活用したシステムでは、残渣の発生量が少ないことが重要である。大水が発生するとこれらの残渣は結局、閉鎖性水域まで流されることになり、閉鎖性水域への汚濁物質の流入量は削減されないことになる。滞水域等を利用した汚濁物質の沈降を利用するシステムでは、大水により洗い流される前に沈降した汚濁物質の除去を十分な頻度で行う必要がある。また、水生植物や魚を利用するシステムでは成長した植物や魚を水中から収穫しないと、それらが死んで腐敗することにより、汚濁物質が再び水中に回帰することになる。特に植物の場合には炭酸同化作用により有機物質を生産しているのだから、逆に有機汚濁を増加させる結果につながりかねない。

水域では様々な機構に基づく自然浄化機能が多くの面で発揮されており、これを活用することは経済的にも、汚濁物質の流れの面から考えても、特に汚濁が進行している閉鎖性水域における水環境管理策として有効であると考えられるが、できるだけコントロールを行わないことがその特徴の一つであり、この面からあくまでも補助的な手段であるとともに、適切な場面で利用しないとかえって環境に対して悪い影響を及ぼすことになりかねない。装置化した処理技術と自然浄化機能を活用した処理技術は幸いに適用する水質あるいは場面は違いが見られ、互いに競合することなく、うまく組み合わせることが可能である。自然浄化機能を活用したシステムは表2に示すようなその得失をあらかじめ十分に勘案し、装置化した処理システムとの組み合わせの中で採用することが望ましい。

表 2 自然浄化機能を活用した処理技術の特性
Table 2 Characteristics of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability

自然浄化機能を活用した処理技術	装置化した処理技術
<ul style="list-style-type: none"> ・人工施設から排出後に適用 ・人為的コントロールが少ない ・建設、維持管理経費が少なくすむ ・維持管理が容易 ・二次影響の防除が困難 ・高濃度原水には適用できない ・残渣の除去が必要 	<ul style="list-style-type: none"> ・人工施設内で適用 ・人為的コントロールが必要 ・建設、維持管理経費がかさむ ・維持管理に技術を要する ・二次影響の防除が可能 ・高濃度原水に適用可能 ・残渣の除去が必要

引用文献

- 青山 勲 (1982) : 水生植物を利用した水質改善. 用水と廃水, **24**, 87-93.
- 伊藤光一 (1982) : 兵庫県における生活雑廃水対策. 用水と廃水, **24**, 442-445.
- 春日清一 (1984) : ニジマスによるイサザアミ制御の可能性. 国立公害研究所研究報告, 第52号, 95-101.
- 勝木依正 (1982) : 滋賀県に於ける生活雑廃水対策. 用水と廃水, **24**, 433-437.
- 紀陸富信・小針美彦・割田三郎 (1984) : 多摩川の浄化事業—野川浄化施設と効果 (礫間接触酸化法) —. 季刊環境研究, **52**, 61-76.
- 須藤隆一 (1983) : 生物処理の管理. 生活雑廃水対策(5). 水, **25**(2), 22-23.
- 須藤隆一 (1984) : 生活雑排水の処理技術. 水質汚濁研究, **7**(3), 14-21.
- 辰巳修三・山中 啓 (1981) : 都市廃水(二次処理水)の林地還元に関する試験研究. 文部省科学研究費試験研究(1)報告書.
- 津田 勉 (1984) : 霞ヶ浦における富栄養化防止対策. 国立公害研究所調査報告, 第21号, 143-154.
- 長崎県 (1984) : 水質汚濁防止対策の体系と施策の現状.
- 中杉修身 (1984) : 雑排水処理対策の考え方. 水質汚濁研究, **7**(3), 21-26.
- 西村 肇・栗原清一 (1980) : 下水道への社会経済学. エコノミスト
- 松藤康司・花嶋正孝・山崎惟義・長野修治・柳瀬龍二 (1984) : 廃棄物と循環式準好気性埋立(4). 第5回全国都市清掃研究発表会講演論文集, 176-179.

II-6 自然浄化機能を活用した処理システム選定のフレームワーク Selection of an Appropriate Wastewater Treatment System Utilizing Self-purification Process

原沢英夫¹・中杉修身¹・内藤正明¹

Hideo HARASAWA¹, Osami NAKASUGI¹ and Masaaki NAITO¹

要 旨

現在、非点源負荷の制御が公共用水域の水質管理の点から、最も重要な課題となっており、既存の下水処理システムを補完するために導入された地域特性に応じた小規模・分散型の下水道や自然浄化力を活用した汚水処理プロセスが注目されている。

本報告は、水質汚濁防止対策としての大規模・集中型の下水処理システムの現状及び問題点を整理するとともに、小規模・分散型下水処理システムや自然浄化機能を活用した処理システムの種類と問題点についても整理した。続いて多種多様な下水処理技術を組合せて地域全体でみて効率的な処理システムを選定する際に検討すべき要因について整理した。これらの要因は ① 処理技術の評価、② 地域特性の評価、③ 処理技術選択の基準に関するものであり、これらを考慮しながら地域特性に応じた処理システムの組み合わせを選定するシステム論的研究の必要性について示した。

Abstract

Since the control of nonpoint source pollution was recognized the most urgent problem in the river basin management, various wastewater treatment technologies have been developed and applied to make up for the disadvantage of the large centralized wastewater treatment system.

This paper summarizes the present state and some problems of the existing centralized wastewater treatment system and reviews the characteristics of alternative treatment systems such as small distributed systems, individual onsite facilities, and natural treatment processes. Next, ruling factors in selecting the most appropriate wastewater facility from the various technologies available for rural or suburban unsewered communities are discussed. Three major factors extracted are as follows.

- ① assessment of the various treatment technologies

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.

- ② evaluation of the regional natural and social conditions
- ③ selection criteria of the appropriate treatment technologies

Systems approach is needed to plan and design the optimal alternative wastewater treatment systems considering these factors.

1 はじめに

今日まで流域下水道、公共下水道は水質汚濁防止対策の最重点対策としての役割を担ってきたが、流域下水道のような大規模な下水処理システムについては、下水道整備の対象地域が次第に地方中小都市に移りつつあることや、石油危機に起因する公共事業費抑制の影響を受けるに及んで、大規模化、集中化のデメリットが顕在化している。しかしながら、一方では、下水道は快適な生活を享受するためには欠くことのできない基盤施設として、住民のニーズも高くなっており、現在下水道の在り方が問い直されている。

整備対象区域外を含め、下水道が未整備の区域では生活雑排水に起因する汚濁負荷の全体の負荷に占める割合が高い。例えば、霞ヶ浦においては流域全体の汚濁負荷量のうち生活排水の割合は、CODで62%、T-Pで35%となっており、COD負荷のうち88%は無処理で放流されている雑排水に起因すると推定されている(中杉, 1984)。こうした現状において、少ない経費で早期に事業効果を上げることができる小規模、分散型の下水処理システムが各地で試験的に導入されて以来その効果が注目されている。小規模・分散型下水処理システムは自然浄化機能を積極的に活用した処理方式を含めて非常に多くの方式が提案されている。研究開発途上にあるものもあるが、例えば土壌処理のように処理技術としてその有効性が認識され、徐々に定着しつつある技術も見られる。小規模処理システムの特徴としては地域特性に密着した方式を選定することが重要な設計要因となるとともに計画・設計から維持管理まで対象地域の住民の関与する部分が多いことが挙げられる。このため処理システム選定に当たっては、処理システムの特性と地域特性(自然条件、社会条件)を十分考慮した体系的な方法を確立するための研究が必要となってきた。

本研究ではまず第2章で現在の下水処理の動向について概観することによって、種々の処理技術のなかで自然浄化機能をも含む小規模下水処理の意義について整理する。しかるのちに第3章においてこれらの処理システムを地域へ適用する際に問題となる事項を整理し、第4章では有効な処理システム選定の基本的フレームワークを示し、今後の研究の方向について要約する。

2 下水処理の現状と問題点

2.1 下水処理システムの類型

家庭排水など下水処理の対象地域は、都市地域(都市計画区域)、農業地域(農業振興地域)におおむね限定され、公共下水道、特定環境保全公共下水道、農業集落排水処理施設や地域し尿処理施設(コミプラ)等による排水処理が実施されている(表1、環境庁, 1984)。しかし、下水道計画区域外

においては、し尿はくみ取り、浄化槽、コミプラあるいは農地還元により、何等かの形で処理されているのに対し、家庭雑排水の多くは未処理のまま公共用水域に放出されるたれ流しの状態にある。

下水道の整備が、水質汚濁防止の最も有力な方策として位置づけられて以来、現在までに、各地で多くの処理システムが計画・供用開始されているが、昭和56年現在で公共下水道の全計画区域(約1720千ha)のうち、認可対象地域は約40%、供用を開始したものが約20%にすぎず、下水道整備の進捗状況(年1~2%)を考慮すると、まだ当分下水道普及率の急速な増大は望めない。

下水道整備の遅れとともに、公共下水道における広域集水・集中処理方式など処理技術面での問題も指摘されている。大規模化した流域下水道や公共下水道の処理技術、汚泥処理建設・維持管理費用の経済性等の問題、上流・下流側の利害対立、上流側の汚水たれ流しに対する批判、また、大規模化することにより、事業効果の発揮に長時間を要するなどの諸点が指摘されている。これに対し、小規模、分散型システムの提案や、その具体的な検討事例もみられるようになってきた(西村ら、1980;中西ら、1982)。

表 1 現行の下水処理システム(環境庁, 1984)

Table 1 Classification of existing wastewater treatment systems (JEA report, 1984)

	公共下水道	小規模下水処理場	地域し尿処理施設	特定環境保全下水道	農山漁村集落排水施設	し尿浄化槽
適用汚水	し尿+雑排水 工場排水	し尿+雑排水	し尿+雑排水	し尿+雑排水	し尿+雑排水 (畜産排水)	し尿+雑排水 あるいはし尿
適用規模	10,000人~	1,000~ 5,000人	101~ 30,000人	1,000人以上 10,000人以下	500~ 1,000人	単独 500人以下 合併 51人以上
処理方法	標準活性汚泥法	標準活性汚泥法 オキシデーション ディッチ法など	標準活性汚泥法 長時間曝気法	標準活性汚泥法など	土壌浄化法 回転円板法 長時間曝気法 汚泥フィルター法	回転板接触法 接触曝気法 散水ろ床法 長時間曝気法 など
指針等	下水道施設設計指針	小規模下水処理場設計指針(案)	地域し尿処理施設構造指針	下水道施設設計指針	農山漁村集落排水処理施設の設計指針(案)	地域し尿処理施設構造指針
所管	建設省	建設省	厚生省	建設省	農林水産省	厚生省
目的	水質保全 都市災害(浸水)の防除	小規模な下水道の効率的な事業実施	地域単位で家庭雑排水とし尿を合併処理	特定地域の環境保全	農業生産環境の維持管理 農村の生活環境の維持保全	家庭雑排水とし尿の処理
備考	市街化区域を対象とし、都市施設として整備される		対象地域としては住宅団地等が多い	都市計画区域にとらわれず実施される公共下水道	地域集水・分散処理汚泥の農地還元 処理水の再循環利用	

このように一方では批判も見られるが、既設流域下水道のコスト分析、仮想的な分散処理システムとの比較など、広域システムの見直しをはかり、流域下水道が他のシステムに比べ有効であるとしている報告も見られる。例えば、望月ら(1985)は、多摩川上流の流域下水道を例に取り上げ、これに替えて各市ごとに公共下水道を設置した場合の費用効果や水質浄化効果の比較を行った結果、流域下水道が有利であることを示している。

一方、農業地域においては、農林水産省所管による農村総合整備モデル事業(通称モデル事業)、農村基盤総合整備事業(通称ミニ総バ)、農業集落排水事業(昭和58年以降単独事業となる)のなかで、農業振興地域を対象に農業集落排水処理施設が整備されつつある。農業集落排水処理施設は人口の集中した都市地域とは異なり、集落が散在する地域を対象とするために、処理システムも地域特性(集落特性)を生かした地域集水・分散処理方式をとるなど技術面、経済面での合理性を追求するといった姿勢が貫かれている(森脇ら, 1980; 大橋ら, 1980)。しかしながら、これらの事業も農業振興地域内の132,000集落のうちわずか0.6%に相当する830集落を対象としているにすぎず、これにコミブラ、特定環境保全公共下水道を加えても、家庭雑排水の処理対策としては不十分であり、その多くがたれ流されているのは前述のとおりである。

しかし、特に水域の汚濁を一時たりとも放置できない状況に至っている地域では、地域全体の処理効率を比較的短期に増大させるには、集中化、分散化といった二者択一的な下水処理計画ではなく、流域下水道から小規模・分散型下水道、個別処理までの各種処理技術を地域の実情を勘案しながら、うまく組み合わせた複合的な方式を採り入れることが最も高い実効性の高い方法であると考えられる。

2.2 自然浄化機能を活用した下水処理

自然浄化機能を活用した下水処理に関しては現在のところ、いまだ明確な定義はなされておらず、また処理方式も十分に評価できる段階ではないが、ここでは自然浄化機能が発揮される“場”に応じた分類を行い、現状におけるこれらの処理方式の問題点を以下に整理してみる(表2参照)。

2.2.1 人工水路、河川、河川敷を活用した処理

自然河川の浄化機能については古くから自浄作用として取り上げられ、定量化についての研究調査が行われているが、さらに河川水中に人工的に接触材を設置して浄化を促進しようとする試みがある。河川内への接触材の設置は洪水時には妨害物として作用することから人工水路や小河川に限定される。例えば、生活雑排水が流入する水路に接触材を充てんし、その効果を検討した水路浄化法の研究事例では、水量が少ない場合では、BOD、窒素除去がある程度期待できるが、降雨による増水時など流量が増加したときには浄化は期待できないこと、また悪臭や害虫の発生など維持管理面での問題もあることが指摘されている(地方自治協会, 1983)。

表 2 自然浄化機能を活用した処理方法

Table 2 Classification of natural treatment processes

	方 法	目 的	運用上の問題点	利点など
人口水路、河川、河川敷	①人口水路、小河川への接触材の設置(水路浄化法) ②堰設置による滞水化 ③河川敷での礫間接触酸化法	表流水の浄化 汚濁物の沈殿除去 表流水の浄化	洪水時の対策、発生スライムの除去 河床勾配小→貯水量少 降雨による増水、滞水の富栄養化 広い河川敷、付近の公園、運動場などの公共用地を持つ河川	
自然湖沼、人口池	①嫌気性ラグーン ②酸化池(オキシダーションディッチ) ③曝気性酸化池 ④複合ラグーン ⑤凝集用ラグーン ⑥ポリシンラグーン ⑦水生植物繁殖池 ⑧魚池	有機物負荷の高い固形物を含む排水処理(高濃度排水、し尿、汚泥)下水処理 上下水道の前処理 下水処理の後処理(下流側の利水対策) 汚水浄化と魚などの生産物回収、下水の二次、三次処理	広大な用地が必要 悪臭、害虫の発生 広大な用地 冬期でも汚水浄化と発生物回収を行なえる植物の利用 管理が適正でないと、栄養塩類の溶出など水質汚染を助長	小面積で高効率の有機物除去/保守管理が容易/分散処理に適する/O. D. の3分の1程度の用地 処理場の将来拡張用地の利用 自然の池、湖沼を利用できるので日本でも広く活用できる可能性あり ホテイアオイを利用したメタン酸酵技術との結合
土壌、地下	①トレンチ(溝)による浸透 ②浸透池による浸透 ③側穴砂ろ過による浸透	小規模下水道、個別処理雨水の地下浸透(大都市)河川水、下水処理水を含めた表流水を地下水として利用していくために効果(地下水涵養)	地下水汚染(特に窒素) 地下でのスライム発生による目詰まり 広大な用地が必要(河川敷、水田) 地下水汚染	特に地下水汲上げによる地盤沈下や塩水侵入が問題となる地域では効果
農林地、原野	①かんがい(スプレーによる散布) ②地表面流下 ③水田かんがい用水	原野、林地などへの有機排水や下水処理水の水質向上 森林肥育、地下水涵養 水質浄化、家畜糞尿処理肥料の節約	土壌中への重金属類、化学物質の蓄積、降雨による地表面堆積汚濁物の流出、地下水中のN濃度上昇、スプレー散布による細菌、ウィルスの飛散、林地の場合では、林産物の腐敗や森林の持つ保全機能の低下 降雨時の地表面流出の防止、地下水汚染防止 土壌中での重金属類や各種化学物質の蓄積、病原菌による汚染、窒素過多による収獲の減少	降雨量、降雨頻度の少ない程度適用価値は高い。下水の栄養塩類が多量に含まれるので植物の生育と排水処理を兼ねる場合は効果が大きい かんがい用水の不足している地区では実際に利用されてきた
簡易生物処理施設	①腐敗槽 ②簡易接触曝気施設 ③浸漬ろ床	欧米を中心に家庭下水の一次処理装置として広く普及、し尿浄化槽の一次処理装置 し尿浄化槽として利用	処理技術の確立 接触材、ろ床材などの改良	有機系固形物の嫌気性分解により汚濁物の量が減少、維持管理が極めて簡単 処理水質の安定

他には堰を設置することによって滞水化をはかり汚濁物の沈殿など物理作用による浄化をはかる方式もあるが、降雨時、洪水時には掃流により沈殿物が一掃され下流部への汚濁負荷をかえて増大させる場合もありうる。

河川敷を利用した礫間接触酸化についても研究例がみられる。多摩川の支流である野川の浄化施設のように汚濁河川の河川敷を利用した浄化も行われており、夏期においてはBOD除去率が平均

70%程度の効果があり、浄化施設としての機能を十分発揮しているとの報告もみられる(建設省京浜工事事務所, 1984)。

2. 2. 2 自然湖沼, 人工池を活用した処理

自然湖沼, 人工池を利用した処理としては, 酸化池(O. D. 法)や各種方式のラグーンが代表的である。これらの処理方式は従来から下水処理の一つとしてあげられるが, 簡単かつ高度処理ができることから中小規模の下水処理方式として脚光を浴びつつある(水口ら, 1985)。いずれも開放系の処理システムであり広い用地を必要とすること, 悪臭, 害虫の発生などの環境影響があるなど適用時の問題もある。用地に関しては従来のO. D. 法に比べ1/3程度ですみ, 小面積で比較的効率のよい有機物除去が期待できる複合ラグーンなどが小規模処理システムとして有望視されている。

水生植物繁殖池や魚池も汚水浄化や魚などの生産物回収や下水の二次, 三次処理水の付加的処理に利用されている。ホテイアオイ, クレソン, バックブンなど汚水に強く, 繁殖力が大きい水生植物を利用した処理が中心であるが, 繁殖池, 魚池を単独で用いる場合は少なく二次, 三次処理水を対象として適用している場合が多い。米国においてはAquacultureによる下水処理として多くの研究事例や実プラントレベルの処理結果が報告されており, これらの処理システムの評価が積極的に実施されている(Hallら, 1983; U. S. EPA, 1980)。水生植物の利用では, 生育期間が限定されるために冬期に処理効率が低下すること, また生物の回収を怠ると腐敗し, かえって水質を悪化させる場合もあるなど問題点もある。ホテイアオイについては, 生活雑排水共同処理施設として流下式接触酸化池と組み合わせた処理システムの例(滋賀県, 1984)やメタン醱酵技術との組み合わせを図るなどトータルシステムとしての設計が検討されている(徳永, 1981)。

2. 2. 3 土壌を活用した処理

土壌を利用した処理としては土壌浄化法が代表的であり, 農業集落排水施設などの小規模下水道で採用する例も多く, 処理効率も高く安定した処理水が得られるとの報告も見られる。他には浸透池による浸透, 間欠砂ろ過による浸透があり, 地下水涵養の目的など, 特に地盤沈下が問題となる地区では有効な方法とされている。

土壌を利用した処理では特に窒素による地下水の汚染や地中でのスライム発生による目詰まりなど環境影響, 維持管理が問題となるが, 処理方法の開発が先行し, こうした環境影響についての研究報告はまだ見られないようである。窒素による地下水の汚染については, 我が国でも深刻な問題となっている地域もある。10大政令都市を含む15都市を対象にした環境庁の地下水汚染実態調査(昭和57年度)では硝酸性窒素及び亜硝酸性窒素の検出率が高く, 対象とした井戸水の10%弱が水道水の基準値10mg/lを超えていた。地下水汚染が地域によっては大きな問題となる可能性がある点については, 土壌を活用した処理を検討する際に十分留意する必要があることを示唆していよう。

2. 2. 4 農林地, 原野を活用した処理

林地, 原野などへの有機排水や, 下水処理水を散布し, 水質の向上をはかることが行われている。例えば, 森林地域にある貯水池の水質保全対策の一つとして, 生活污水の森林への散布を行った実験では, リンの除去率は90%以上に達するものの, 森林土壌のような酸化的環境では, 窒素成分は硝酸塩となるところまでしか分解が進まず, 脱窒能力はほとんど期待できないことが報告されている(一戸, 1982)。また, 水質浄化, 森林肥育, 地下水涵養を目的として処理水を林地に散布還元する方法についても研究が進められている(国松, 1982)。これらの処理方式では処理水のスプレー散布による細菌, ウイルスの飛散や地下水汚染(Goyal ら, 1982; 高木, 1982), 有機化学物質の蓄積, 降雨による流出など特に降雨が多く, 急斜面の山地が多い我が国では問題となる場合が多い。

水田, 畑地への処理水かんがいによる水質浄化も検討されている。水田かんがい用水としての下水処理水利用は農地の土壌生態系による処理効果が期待され, 農業用水のひっ迫している地域などでは実際に利用されている。しかし, 処理水の作物への影響, 土壌中での重金属や各種化学物質の蓄積, 病原菌による汚染, 窒素過多による収穫量の減少など問題とされる点も多い。

2. 2. 5 簡易生物処理施設

表2に示した嫌気槽, 接触曝気, 浸漬ろ床法は他の処理方法と組み合わせられてし尿浄化槽など個別処理を対象としており, 沈殿槽に比べて高い除去率が得られることから処理技術として有望視されている。特に嫌気性処理は単独であるいは他の処理方式と組み合わせることにより, 小規模下水道システムにとって好ましい特徴をもっている。稲森ら(1982)は嫌気性処理の利点として, ① 好気性処理に比べて, エネルギー消費が少ない, ② 排水及び廃棄物の有する潜在的エネルギーをメタンガスなど有効なエネルギーに変換できる, ③ 汚泥の減量化, 資源化が可能, ④ 病原菌が速やかに死滅するなどの諸点をあげている。

以上に挙げた自然浄化機能を活用した処理の応用例は従来の装置型の下水処理に比べ, 対象となる汚水も生活排水, 下水処理水, 汚濁河川の表流水など質量ともに多種多様なものであり, その効率や適用上の問題点等についても公共下水道, 小規模下水道で採用されている処理技術に比べ不明な点が多く, 処理特性については現段階では多くは研究, 調査段階にあるといえる。これらの処理方式で特徴的な点は小規模下水道システムと同様, 適用に際して対象地域の自然条件, 社会条件などの地域特性を十分考慮することが必要であるという点であり, それゆえに処理方式の開発, 処理特性の把握とともに適用条件についての検討が十分なされる必要がある。

3 地域特性に応じた処理システムの必要性

以下では, 下水処理システムの適用の際に問題となるのが都市地域の市街地部分ではなく, 郊外部から周辺農業地域のいわゆる人口スプロール地域にあることを念頭において, 地域に密着した処理システムが必要となるに至った背景を整理してみた。

(a) 空間の多様化

都市地域から農村地域までを模式化し、各地域で問題となる事柄等について整理したのが図1である。特にスプロールが進行している農住混在地域やそれに連担する農業地域では、都市化の影響が顕著であるが、都市化には二つの側面がある。一つは、従来農業が中心である地域に都市的施設が侵入することにより土地利用が複雑化するというフィジカルな面での都市化と、もう一つは農業地域に居住する人々の生活形態、意識などソフト面の都市化である。前者では、スプロール的な宅地化や、大規模住宅団地、ニュータウンや工場団地の建設、後者では水洗化の要望や、水環境に対する意識の変化などが例として挙げられる。都市的施設の建設などにより、従来農業的土地利用を中心とする単一の機能的空間が多く側面で複雑化、多様化しつつあり、かつこうした傾向が広域化しつつある。

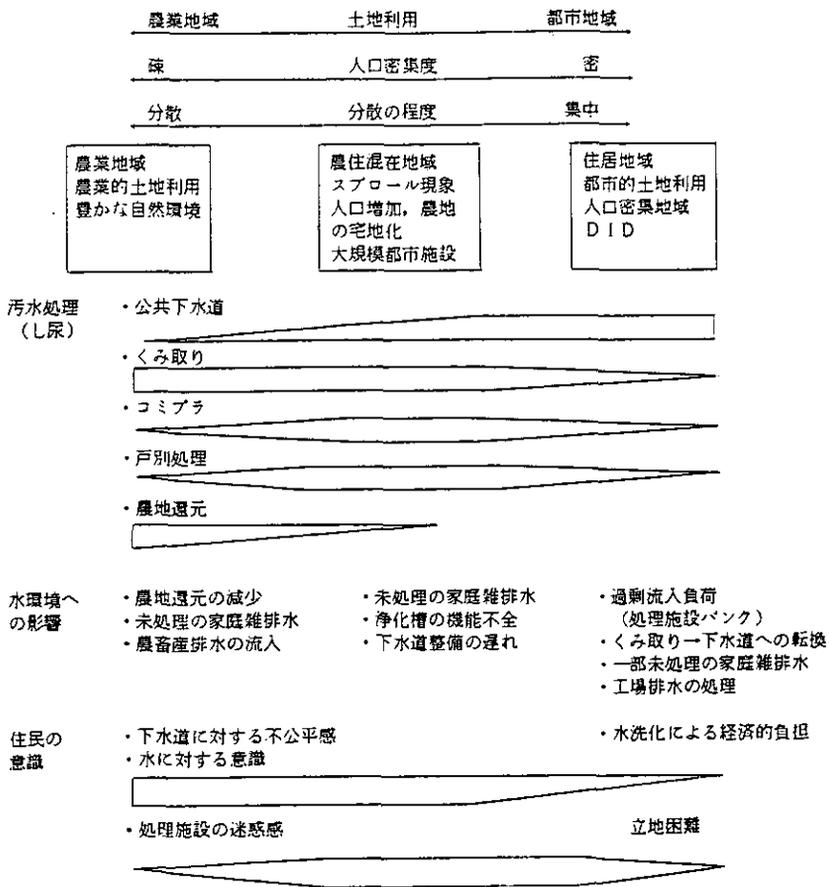


図 1 都市、農業地域の水環境の問題点

Fig. 1 Waste management problems in urban and agricultural area

(b) 排水処理施設などのインフラストラクチャー整備の遅れ

都市化の圧力と排水処理施設などのインフラストラクチャーの整備の立ち遅れが水域の水質汚濁の一大原因になっているが、また一方では、下水道の暫定的(計画区域)、代替的(計画区域外)措置としてのし尿浄化槽の設置が、所有者個人の維持管理の限界などから本来の処理効果が得られず、水質悪化を助長する結果になってしまっている。特に農業地域においてはこの影響が顕著に現れており、従来繰り返し利用など農業に適した水利用形態が水系水質の悪化に伴い崩壊しつつある。

(c) 住民の居住環境整備に関するニーズの増大と多様化

都市住民の農業地域へのスプロール化は、地元住民との意識のずれを生じたり、利害の対立を生むと同時に、地域の連帯意識がうすれ、従来地域住民が共同で自主的に行ってきた集落の水環境の管理機能が衰退する傾向にある。また一方、畜舎や堆肥設備など農村的施設の排水施設の不備に起因する悪臭、害虫の発生に対して新住民が不満を表す場合も見られる。

こうした空間的な機能が多様化した地域の状況を考慮し、かつまた比較的短期間で整備でき必要な処理程度が得られる処理技術の確立と適用技術の開発が緊急課題となっているわけである。

4 地域特性に応じた処理システム選定のための研究課題

地域特性に応じた処理システムを確立するためには、

- ① 各種処理方式の評価
- ② 対象地域の特性評価
- ③ 処理システムの選定要因

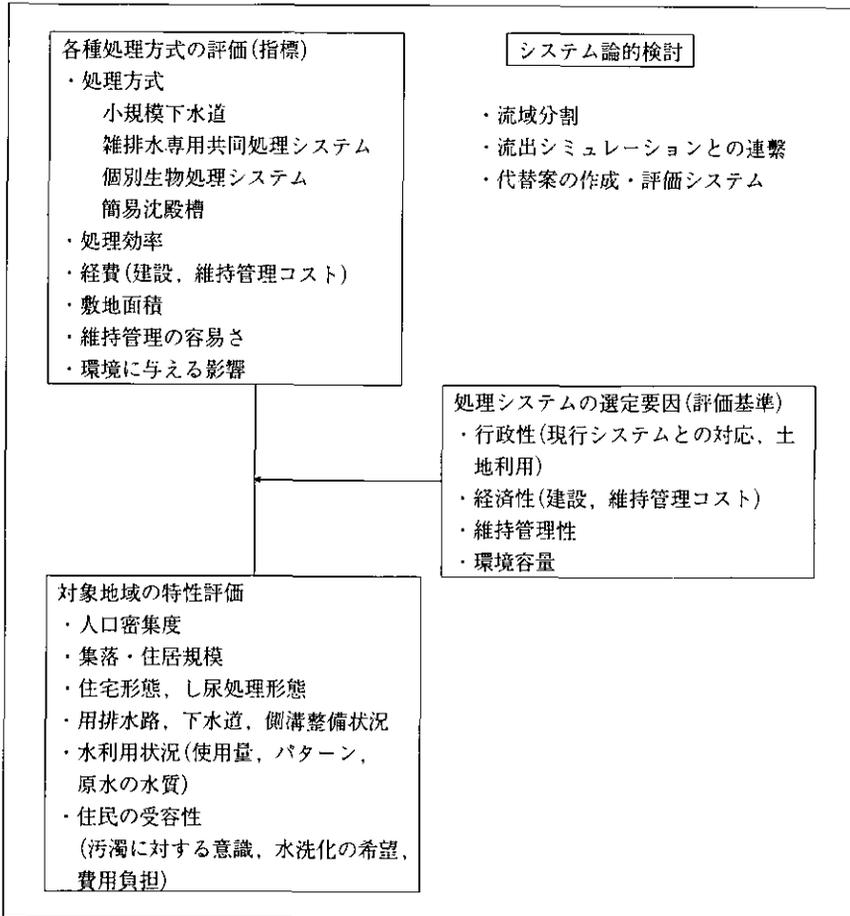
の三つの評価軸が必要であり、さらにこれらを適切に組み合わせ、総合的に評価し、処理システムとして適当なものを選定するシステム論的な研究が必要である。表3はこの点に関する評価軸の関係の概要を示したものである。

4.1 各種処理方式の評価について

小規模で処理効果の優れた処理方式を開発することが第一に要求される。システム論的検討では新たに開発された処理技術や従来からの処理技術の現状を調査、整理する一種のテクノロジーアセスメントを実施し、表3に例示したような項目について定量的な評価を可能とする方法を見いだすことが必要である。

また処理技術の評価は、純粋に技術的な側面と次に述べる地域特性を考慮した応用技術的な側面に分かれるが、特に後者が重要な点である。これにより、処理方式の構造基準、維持管理基準、また処理水の排水基準などを設定していくことが可能となる。例えば農業地域では農業用水に与える影響が大であることから、処理水の繰り返し利用や水路内での自然浄化機能も積極的に評価することが必要になり、このためには排水基準も都市地域を対象とする下水道の一律的な基準ではなく、農業用水として問題となる(例えばN、P)を取り上げるなど、地域の実情に即した適用基準を設定

表 3 地域特性に応じた処理システム選定の関連要因
 Table 3 Relevant factors for selection of an appropriate wastewater treatment system



することが必要となる。

地域適合性の高い処理技術を選定する条件として従来挙げられている点を列挙すると以下のようになる(森脇・田中,1980)。

- ① 施設の規模の大小にかかわらず, 高度処理ができるもの
- ② 分散処理に適合しやすいもの
- ③ 自然環境に融合し, 自然浄化力が活用でき, 省エネルギー的なもの
- ④ 悪臭・蚊・はえ・汚水の飛沫の拡散など, 二次公害の発生のないもの
- ⑤ 冬期寒冷下でも性能の低下の少ないもの

- ⑥ 地元住民でも管理できる程度のもの
- ⑦ 余剰汚泥の発生量の少ないもの
- ⑧ N除去に高度の設備を要せず、性能の優れたもの
- ⑨ 建設費が安いもの
- ⑩ 維持管理費が安いもの

これらの諸点をすべて満たす処理技術はなく、各々を対象地域の特性に応じてうまく組み合わせて所定の要件を満たすことが実用化の観点から要求される。

4.2 対象地域の特性評価

(a) 物的環境特性

処理システムを適用する地域の特性として何をとあげ、どのように定式化して処理技術を連係させるかが問題となる。物的環境面についてその評価指標となりえる地域特性指標を列挙すれば、

- ① 人口密集度—人口密度 (net, gross), 人口分布度, spacity index, 人口増加率
- ② 集落, 住宅規模—形状, 集落類型 (散在, 散居, 集居, 密居), 土地利用混在度, 平均敷地面積
- ③ 住宅形態—独立住宅比率, 集合住宅比率, 建ぺい率, 持家比率
- ④ し尿処理形態—地域還元率, 浄化槽設置率, 下水道普及率
- ⑤ 用排水路の整備状況—護岸の種類 (三面コンクリート張り, 自然護岸), 水路長
- ⑥ 下水道, 側溝整備状況—下水道普及率, 側溝整備率, 道路舗装率
- ⑦ 水利用状況—一人当たりの水使用量, 面積当たりの使用量, 日間変動率, 水道原水構成比率

(b) 社会的特性

更に地域の物的環境要素と処理技術の関係のみではなく処理技術の住民の受容性(受け入れやすさの程度)についても十分把握することが、処理技術の能力を十二分に発揮させるためには必要であろう。これは先述のように、地域住民の価値観の多様化や『生活の質』の向上を求める傾向が顕著であることから、こうした住民の意向を無視しては、効果的な処理対策の実施は困難であろう。受容性に関して評価指標となりえるものには、① 水洗化の要望, ② 費用負担限度額, ③ 水環境に対する意識など主として地域住民を対象とした意識調査結果から得られるものが考えられる(中杉ら, 1981; 中杉・西岡, 1984)。住民の受容性に関しては、従来余り考慮されておらず、関連調査・研究も少ないが、処理システムが地域に密接に関連し、その維持管理も住民の負担となるシステムでは特に受容性の検討が重要であり、この点が処理システムの有効性を左右する重要な要因となると考えられる。

4.3 処理システムの選定要因

処理システムの選定には処理技術を種々な特性を持つ地域に展開する応用的技術の選定要因とそ

の基準の確立は重要であり、これにはハード面とソフト面両方を考慮する必要がある。表に挙げた項目について、評価指標となりえるであろう地域特性指標について列挙すると次のようになる。

- ① 行政性—土地利用比率, 各種土地利用規制の面積比率, 対象人口
- ② 経済性—建設コスト(全体, 一人当たり, 面積当たり), 維持管理コスト(一人当たり)
- ③ 維持管理性—一人当たりの労力負担, 技術レベル
- ④ 環境容量—悪臭の影響人口, 水域への負荷量, 景観変化の程度,
- ⑤ 住民の受容性—4. 2(b)に示した指標

4. 4 システム論的アプローチ

各評価軸を考慮したうえで対象地域に最も適したシステムを選定するわけであるが、処理施設計画を策定し、代替案が数例ある場合には、相互比較評価を行ったうえで、目的を最大限に満たすシステムを選定する方法論が必要となる。

(a) 処理システム適用の目的

システム論的アプローチを取るには、まず処理システムの評価の基準(目的関数)を明確化することが必要であり、それには表4のようないくつかの側面が考えられる。各目的を同時に満足させようとするれば、多目的な評価の方法論が必要になる。

(b) 対象地域の分割(単位処理区域の設定)

処理区域の範囲をいかにとるかが処理システムの適用上問題となる。対象地域の特性に応じた地域区分は、例えば、ひとまとまりの集落や住宅団地を対象とするか、あるいは二つ以上をまとめて一つの単位とするかなどであり、具体的な基準として定性的には以下のような点が挙げられる。

- ① 経済性—施設(管路, ポンプ場, 処理場)建設コスト, 維持管理コスト……
- ② 地縁性—施設の地元管理の難易……
- ③ 行政性—(現行制度との整合性)地域での公共下水道, ニュータウン建設, 道路建設等との関連……
- ④ 環境容量—施設(規模, 処理性能)と施設周辺の自然とのバランス, 二次公害発生の有無……

表 4 処理システム評価の視点
Table 4 Evaluation criteria of wastewater treatment system

評価の視点	最適化の目的
・経済性	} 処理システムの組み合わせ
・環境受容性	
・効用迅速性	整備順序の決定
・住民受容性	住民満足度最大化
・維持簡便性	施設の合理的管理
・行政整合性	公共下水道との関係

- ⑤ 流域界—水系の状況
- ⑥ 効率性—投資効果, 行政効果, 技術効果

特に, 水環境では, 流域界が市町村行政界とは一致しない場合も多く, 処理システムの事業主体を検討する場合には問題となる。

4.5 処理システム選定のシステム論的アプローチのフレームワーク

以上の諸点を考慮したうえで, 本研究全体のフレームワークを示すと,

- ① 流域-家庭 (処理単位) 階層化による地域分割: 処理区域の大きさは, 各種処理システムの適用の観点から, いくつかのレベルに分割することができる。その一例を空間単位との対応から見たものを図2に示した。
- ② 水量収支, 負荷量収支, 水系における変化を扱うシミュレーションモデルとの結合: 単に流域のみを対象とするのではなく, 流入先の水域の水質変化との結合を検討することも, 水域管理の一環として下水処理システムを位置づけることが必要である。この場合, 流域内での水量収支, 負荷量収支は汚濁源の面的広がりを考慮して, メッシュ単位のデータを活用した面的な流出モデルで表

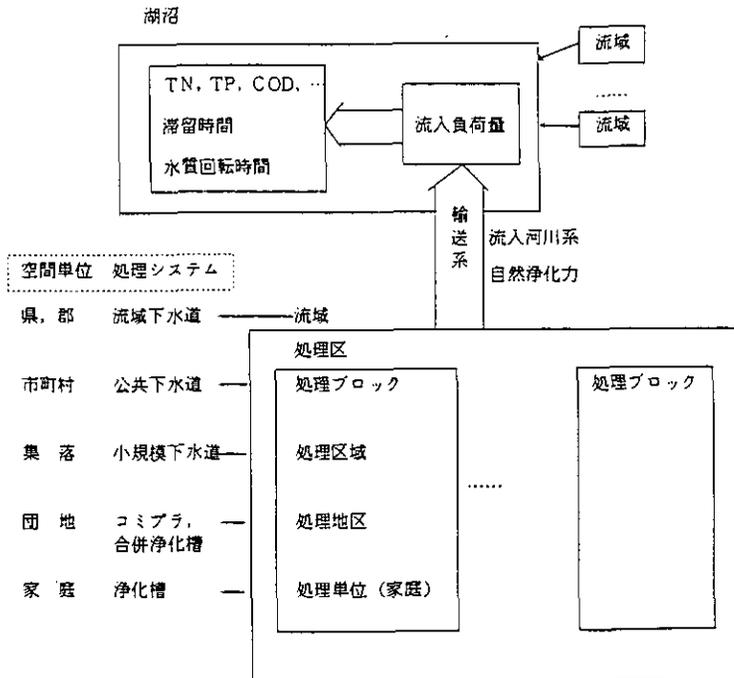


図 2 処理技術の地域適合性

Fig. 2 Schematic view of an appropriate wastewater treatment technology in a lake-watershed system

現し、湖沼内の水質変化については既開発の富栄養化モデル(松岡, 1984)との関係をはかり、有機的な適用をはからねばならない。本研究はこのような総合的な流域水質管理の立場から、処理システムの適正化を検討するものである。

③ シミュレーションモデルを基本とした代替案の作成・評価システム：地域に適合した処理システムは、処理技術、地域特性の多様性から、その選定基準は唯一絶対のものはない。このため、ある目的を満足する処理システム代替案を設計し、その中からより適切なシステムを人間の判断を入れながら決定する方法がこうした複雑なシステム設計の場面では必要であると考えられ、その開発を行う。また、代替案作成・評価の過程では、電算機の計算能力、資料整理能力を有効に活用することが、人間の判断を支援する意味で今後重要な要因となると考えられる。

5 おわりに

雑排水対策に限らず、環境保全対策を検討・立案する際には、まず、その必要性の正確な把握が不可欠であり、さらに対策の選定に当たってはそれに関連する種々の施策との整合性、二次影響を含め項目間の総合評価、また、その実施期間にわたる経年的な総合評価などが必要となる。特に雑排水対策においては、下水道の普及状況を現状と将来にわたって正確に把握し、それを踏まえて対策の必要性の判定や対策間の比較評価を行うことが重要である。

本報告では、従来からの下水道システムとの連携をはかりつつ、地域の実情に即した処理システムの開発、適用が現時点で水質汚濁防止対策としても最も適切な方法であるとの観点から、こうした処理システム選定に関する研究課題を整理した。特に、技術的な側面ばかりではなく、受け入れ側の住民の受容性が処理システムの実効性を握る鍵となるであろうことを強調した。今後は、整理した研究課題を個々に、さらに総合的な観点から検討を加える予定である。

引用文献

- 地方自治協会 (1983)：小規模下水道事業の現況と今後の方向。
- Goyal, S. M., B. H. Keswick and C. P. Gerba (1984): Viruses in groundwater beneath sewage irrigated cropland. *Water Res.*, **18** (3), 299-302.
- Hall, D. H. and J. E. Shelton (1983): Advanced Biological Treatment of Municipal Wastewater through Aquaculture. EPA-600-2-83-007, U. S. Environmental Protection Agency, PB83-159319, 80p.
- 一戸正憲 (1982)：森林土壌浸透による生活污水の浄化処理。用水と廃水, **24** (1), 95-99.
- 稲森悠平・須藤隆一 (1982)：嫌気性処理の最近の動向 (I)。用水と廃水, **24** (2), 43-56.
- 環境庁 (1984)：生活排水対策調査, 環境庁委託業務結果報告書。
- 環境庁水質保全局 (1983)：昭和57年度地下水汚染実態調査結果。
- 建設省京浜工事事務所 (1984)：野川浄化施設の効果。
- 厚生省 (1980)：家庭排水処理対策調査報告書。
- 国松孝男 (1982)：土壌生態系による水質保全 (II) 一林地, 草地, 畑地による水質浄化一。用水と廃水, **24** (1), 61-77。

- 松岡 謙 (1984) : 霞ヶ浦の富栄養化モデル (環境動態モデル). 国立公害研究所研究報告, 第57号, 65-94.
- 水口 保・小野沢一太郎・高野国弘・西本滋一 (1985) : OD 法による下水処理と実証例について. 公害と対策, **21**, 89-92.
- 森脇久嘉・田中義朗 (1980) : 農村集落における汚水の広域処理計画. 農業土木学会誌, **48**, 825-831.
- 望月倫也・岩下久生 (1985) : 流域下水道の経済性と河川の水質浄化効果について—多摩川流域下水道での例—. 月刊下水道, **8** (2), 58-67.
- 中杉修身 (1984) : 雑排水対策の考え方. 水質汚濁研究, **7**, 153-158.
- 中杉修身・原沢英夫・西岡秀三・市川 新・藤原正弘 (1981) : 下水処理代替案に係わる住民の選択. 第9回環境問題シンポジウム講演論文集, 36-41.
- 中杉修身・西岡秀三 (1984) : 水の利用と排出に関わる意識の関連分析—霞ヶ浦と琵琶湖の比較—. 第12回環境問題シンポジウム講演論文集, 24-29.
- 中西準子・沖野外輝夫 (1982) : 下水道計画論駒ヶ根の下水道の環境アセスメント. 武蔵野書房.
- 西村巖・栗原清一 (1980) : 下水道の社会経済学. エコノミスト.
- 大橋欣治・山崎隆信・伊藤正晴 (1980) : 農村における集落排水処理の動向と課題. 農業土木会誌, **48**, 833-843.
- 高木兵治 (1982) : 処理下水の農業利用における衛生的問題点の動向 (II). 用水と廃水, **24** (3) 28-40.
- 滋賀県生活環境部環境室 (1984) : 滋賀県における家庭雑排水対策について.
- 徳永隆司 (1981) : 水生植物の水質汚濁防止への利用. 用水と排水, **23** (2), 3-11.
- U. S. Environmental Protection Agency (1980) : Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: An Engineering Assessment. EPA-430-9-80-007, PB81-156689.

II-7

流域管理のための計画モデル
Computer Models for River Basin Management
—A State-of-the Art Review—

原沢英夫¹・中杉修身¹・内藤正明¹

Hideo HARASAWA¹, Osami NAKASUGI¹ and Masaaki NAITO¹

要 旨

流域管理においては流域内に分散した非点源負荷発生源の制御が最も重要な課題となっている。非点源負荷発生源の現状把握や将来予測、そして制御方策としての下水道システムの計画、設計に数理モデルが有用な道具として役立っている。

本報告は、非点源汚濁負荷制御を目的とした流域レベルでの水質管理計画・管理や下水処理システムの設計を支援する数理モデルについて文献調査を実施し、モデルをいくつかに類型化し、類型ごとにその特徴について考察したものである。数理モデルは、大別して①予測モデル、②最適化モデル、に分類できるが、予測モデルは汚濁源の現状把握やその将来予測、最適化モデルは地域の実情に適した処理システム設計を支援する方法として有効である。さらに近年では、これらのモデルを対話形式で運用する対話型モデルについての研究が見られるようになってきた。対話型モデルは広域にわたる複雑な環境問題を扱う際に有効な支援技術として注目される。

Abstract

From the point of view of water quality management in a watershed, the control of nonpoint (or diffuse) source pollution is one of the most recent problems of environmental science. Computer-assisted mathematical models are useful tools for managers, planners, and policy makers to identify the current state of nonpoint source pollution and to explore, analyze, and synthesize the effective wastewater treatment facility plans and designs.

This paper discusses computer modeling and model use which facilitate the exploration, analysis, and synthesis of alternative wastewater treatment plans and designs. Mathematical models found in the literatures are reviewed and classified into the following three categories in consideration with the model pattern.

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.

- ① simulation model
- ② multiobjective programming model
- ③ interactive computer model

Simulation model such as a nonpoint source model or a watershed model is useful to identify and predict nonpoint source pollution loads. Multiobjective mathematical programming model is a effective tool to evaluate the alternative wastewater treatment facility design. Interactive computer model improves human-computer-model interaction and communication in the planning and decision making process.

1 はじめに

流域管理、特に公用水域の水質管理では従来中心的課題であった点源負荷の制御に加えて非点源負荷の制御が重要な課題となっている。非点源負荷の特徴は下水道未整備地域や整備対象外地域など極めて広範囲に分散しており、かつ各発生源の負荷量が点源に比べて小さいことである。非点源負荷の管理、制御を行うためにはまず非点源負荷の実態を可能な限り定量的に把握することが必要であり、さらに非点源負荷の排出特性に応じた形で負荷量削減方策を検討することである。削減方策としては下水処理が代表的であるが、流域・公共下水道など広範囲な地域を対象とした方式から、自然浄化機能を活用した小規模な処理方式まで各種の方式が考えられる。これらの処理方式を適用するに際して、その効果を事前に予測し、評価することが、有効な制御対策の立案の前提条件となると考えられる。

非点源負荷制御など水質汚濁防止を主たる目的とした下水処理システムの計画・設計の際に有効な道具となるものとして、水質データをはじめとした環境情報及び予測、評価などを定量的に検討しうる数理モデルがある。流域管理においては水域に関する情報や公用水域の水質データなど多くの関連情報を必要とするが、これらのデータを体系化し、集中的に管理し、さらに有効に活用して対策立案、評価の意志決定過程を支援するべく水環境管理システムなど情報システムが構築されつつある。これらのシステムで強調される点は、データの収集、加工、蓄積に加えてデータの情報化すなわち管理、計画プロセスに直接活用できる形態へデータを加工したり、またデータの利用技術の開発、充実をはかることである。利用技術のうち、特に計画を支援する数理モデルはデータを活用しながら意志をはかることである。利用技術のうち、特に計画を支援する数理モデルはデータを活用しながら意志決定を支援する技術として位置づけられ、今後ますます流域管理の各局面での利用が増大することが予想される。

流域管理支援のための数理モデルは大別して表1のように分類できよう。数理モデルの利用は、環境データの情報化に役立つものであり、情報システムのデータと結合することにより有効な管理、計画の意志決定支援の役割を果たしうると考えられる。また最近ではモデル利用に当たっては、モデルの作成者だけでなく、管理、計画に直接携わる行政担当者や意志決定者、場合によっては住民をもモデル運用プロセスに巻き込んでモデルの有効利用を促進する試みもなされている。これらの

表 1 流域管理支援のための数理モデル

Table 1 Mathematical models for the river basin management

モデル類型	目的	モデル例
予測モデル	非点源負荷分布の現状把握、将来予測 土地利用変化の環境影響 各種処理システムの効果評価	非点源負荷流出モデル(流域モデル、広域モデル、小流域モデル) 水質変化モデル(河川、湖沼、海域モデル) 統計モデル(流量・負荷モデル)
最適化モデル	施設配置の計画・設計 処理システム設計	単一目的モデル(線形計画モデル、動的計画モデルなど) 多目的モデル(目標計画モデル、混合整数計画モデルなど) 確率論的モデル

モデルの特徴的な点は、対話形式のモデル運用と従来数値データとして出力されていた結果をグラフ等画像表示する点であり、モデル利用者が計算機との対話を行いながらモデルの実行を行い、政策支援の機能を持たせるものである。

本研究では流域管理、特に公共用水域の水質管理にかかわる意志決定プロセスにおいて、情報を有効に活用した数理モデルについて既存の研究を整理し、その役割を検討するとともに研究対象流域として一貫して取り上げている霞ヶ浦流域においてモデルの開発を行う際の基礎的知見を得ることを目的としている。まず第2章で流域内の非点源負荷からの汚濁物流出、伝播、影響を扱ったモデルについて整理し、第3章で下水処理システム選定の方法論として有効と思われる最適化モデルに関する研究を整理する。さらに第4章ではこれらの数理モデルをより有効に利用すべく新たな方向として提案されている対話型のモデルについて概観する。

2 予測モデル

2.1 非点源負荷流出モデル

流域管理では汚濁物の発生、流出から環境への影響までの各プロセスを可能な限り定量的に追跡することが基本となる(図1)。汚濁物のこれらの過程を総合的な観点から取り上げたモデルとして非点源負荷流出モデルがある。この種のモデルはいくつかの観点から分類することができる。

(a) 汚濁物の発生、伝播、環境影響過程による分類

図2に示したように発生負荷モデル、水質変化モデル、環境影響モデルに分類できる。発生負荷モデル、水質変化モデルの個々については各種のモデルが提案されているが、これらを統合し、現象を総合的に扱うシステムモデルについての研究がみられるようになってきた。環境影響モデルは汚濁物の生態系への影響を予測するものであるが、非常に複雑な系を対象としているため、これまでに得られた知見もわずかであり環境影響を定量的に扱ったモデルはほとんどない。

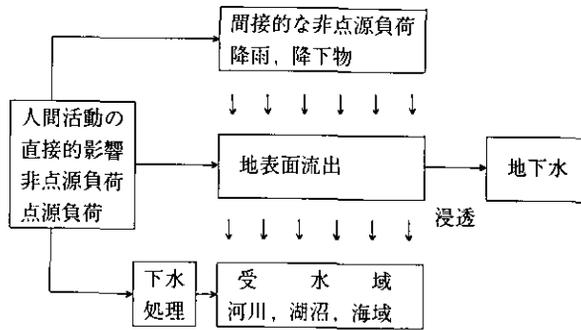


図 1 非点源負荷の挙動
Fig. 1 Schematic view of nonpoint source pollution

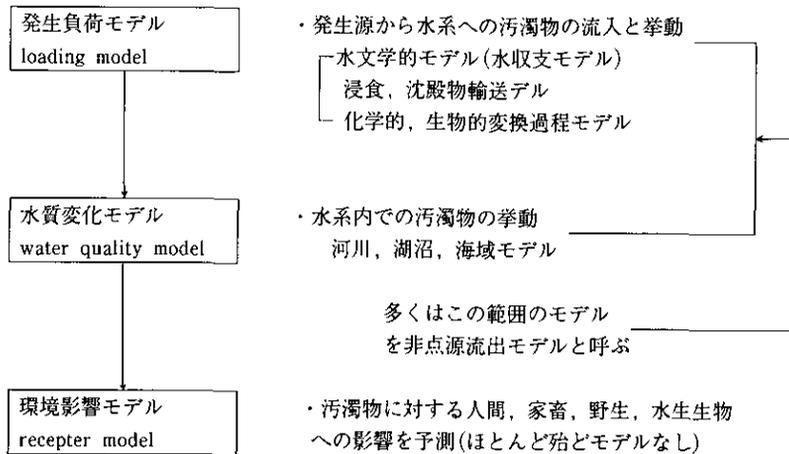


図 2 非点源負荷流出モデルの構成
Fig. 2 Components of conceptual nonpoint source model

(b) 対象地域の空間スケールによる分類

Jolánkai (1983) は、モデルの適用対象とする地域の空間的広がりによりモデルを流域モデル、広域モデル、小流域モデル(あるいは都市域モデル)に分類している(表2)。空間スケールを小さくすると降雨流出、水質変化の物理的過程をより詳細にモデル中に取り入れることができる。実際小流域モデルでは物理的機構を詳細に取り上げたモデルが多いが、モデルを構成するパラメータの数も増大するためにモデルのキャリブレーションデータが多量に必要なこと、計算時間が増大することが欠点となる。

流域モデル、広域モデルでは広い領域を扱うが故に物理過程の単純化が行われているが、小流域

表 2 地理的スケールによる分類 (Jolánkai, 1983を参考に作成)

Table 2 Classification of watershed runoff models in spatial basis (Jalánkai, 1983)

	流域モデル	広域モデル	小流域モデル
対象範囲	200mile ² 以上	200mile ² 以下	支流域、都市域
利用目的	流域水環境の問題点の明確化 発生負荷量の算定 スクリーニングモデル	← ← ←	小流域内の特定汚物の挙動 評価 種々の対策の評価
モデル例	CLENS Tetra Tech Corporationモデル	MRI-QUAL II-WRE モデル Area-Wide Assesmentモデル	この種のモデルは多数ある
モデルの構成要素 ・水収支 ・土壌侵食、流出 ・反応、輸送 ・水質変化	非点源負荷の推定は負荷関数が用いられる 地表面、流水中のプロセスは一般に水理的な輸送、一次反応に限定される	発生負荷モデル { 都市流出モデル (SWMM, STORM) 農地流出モデル (NPS, ARM) 水質モデル { 河川水質モデル QUAL I, II, Auto QUAL DOSAG など 湖沼水質モデル	表面、中間、地下水流出過程と水系内での過程 吸着、脱着、揮発、分解 質の変化
その他	発生負荷量は USLE*から導かれた年平均発生量などマクロなデータに基づいている 意志決定には利用しないほうが良い	負荷流出、水質モデルを組み合わせた総合的なモデルは少ない (総合モデルとしては、EXPLOR, USPF, LINSSE-CHNSED など)	非常に複雑で、比較的多量なキャリブレーションデータ及び計算時間が必要

* USLE: Universal Soil Loss Equation

モデルに比べモデルに必要なデータが少なくすむなどの利点がある。多くの場合、これらの流域、広域を対象としたモデルでは現状把握、将来予測、対策の効果評価のための予備的検討を目的としたモデル(スクリーニングモデル)としての位置づけがなされ、発生負荷量の算定や、流域内の水環境の問題点の抽出や地域の抽出など限定的に用いられ、抽出された問題地域に対してはさらに詳細な小流域モデルが適用される。

(c) モデルの複雑度による分類

非点源負荷流出モデルの最も簡単なモデルは例えば、既存のデータより流量—濃度(負荷)の統計的関係を定量化し、これを基礎式として用いるモデルがある。他には流量と発生量、濃度、負荷量との関係式化する場合があるが、得られた関係式は汚濁物流出の平均的現象を表すものであり、時間スケールは月～年単位のマクロな状態を対象としている。

より複雑なモデルとしてはまず流出の関係を経験的、半経験的モデルにより表現したものと単位

流出図(ユニットハイドログラフ)を用いたものがある。さらに流出過程の物理的機構をモデル化した上で土壌浸食、沈殿物輸送、化学・生物学反応、水質変化機構を組み合わせたシステムモデルがあるが、システムモデルについては次節で研究事例を示す。

2. 2 システムモデルの研究事例

流域内の汚濁物の挙動を表現するシステムモデルはいくつかのサブモデルから構成される。個々のサブモデルについては従来多くの研究がなされているが、これらのサブモデルについての研究事例は少ない。サブモデルは、大別すると水収支モデル、土壌浸食流出モデル、反応輸送モデル、水質変化モデルになる。

既存のモデルの特徴をモデルのタイプ、出力情報、モデルの構成要素、対象とする土地利用、モデルの応用分野について一覧として示したのが表3である。ここで意味するシステムモデルは汚濁物の流出の物理的機構を考慮したモデルであるが、比較のために流出モデルとして単独にまたはシステムモデルの一部として利用されているパラメトリックモデルについて併せて示している。表中の各欄の記号は以下のような意味である。モデル構成のタイプとしてSはシステムモデル、Pはパラメトリックモデルを表している。モデルの空間スケールとしてはMA(流域モデル)、I(広域モデル)、MI(小流域モデル)を区別しているが、システムモデルでは広域レベルの流域を対象としているものが多い。モデルの時間スケールでは、流出現象を連続的に扱えるか(C)、単一降雨など独立して扱うか(D)の差を示している。HSPFモデルでは、降雨流出、低水流出の両方を扱え、また連続的なシミュレーションも単一降雨を対象にした詳細なシミュレーションも可能である。出力情報は、洪水流出、低水流出、水質変化を扱えるか否かの差異を示している。モデルの構成要素としては降水、蒸発散、貯留、浸透、表面流出などの水循環の内のどのプロセスを対象にモデル化しているかを示している。また対象地域の土地利用としては従来のモデルは主として農地か都市域かに限定されており、各々農地流出モデル、都市流出モデルと呼ばれている。前者では汚濁物、肥料、農薬などの化学物質の流出とその伝播、影響が問題になるのに対して、後者では洪水時の汚濁物流出や下水道管きょからの降雨時の汚濁物流出などが主要なシミュレーションの目的となっている。モデルの主たる応用分野としては、研究、計画、設計の三つに分け各モデルの利用について示している。

以上の類型の他にモデルの特徴としては集中定数系として流域内で生じる諸過程を扱うか、あるいは分布定数系として扱うかによってもモデルは異なる。流域の広がり、地域特性を考えると後者の地域を面的に扱える分布定数系モデルが流域管理では有用であると考えられるので、特に分布定数系モデル対象としてその特徴について整理したのが表4である。

分布定数系モデルの特徴としては、流域内の汚濁物の挙動をより正確に扱うこと、また対象地域の土地利用の空間的分布を扱えるので、局所的な土地利用変更の環境影響などを把握解析できることなど、集中定数系モデルに比べ多くの情報がモデルから得られる。反面、モデルの計算時間

表 3 発生負荷流出モデルの比較 (Task Committee, 1975)

Table 3 Comparieon of various watershed runoff models (Task committee, 1975)

モデル	モデルの構成			出力情報			モデルの構成要素						対象とする土地利用				利用目的		
	構造	空間スケール	期間スケール	洪水流出	低水流出	水質	降水融雪	天候蒸発散	貯留	浸透土壌水分	表面流出	その他	都市域	改変地	林山地	農地	研究	計画	設計
システム モデル																			
PTR (Crawford ら, 1973)	S	I	D	○	○	○	○	○	○	○						○	○	○	○
SWMM (Huber ら, 1975)	S	I	D,C	○	○	○	○	○	○	○	下水管	○						○	○
NPS (Danigian ら, 1977)	S	I	C	○	○	○	○	○	○	○		○			○			○	○
HSPF (Johanson ら, 1980)	S	Mi~Ma	D,C	○	○	○	○	○	○	○		○	○	○	○	○	○	○	○
ANSWERS (Beasley ら, 1980)	S	I	D	○	○	○	R	○	○	○			○	○	○	○	○	○	○
CREAMS (Knisee, 1981)	S	I	C	○	○	○	R	○	○	○	池沼				○			○	○
パラメトリック モデル等																			
タンク流出 モデル(海老瀬 ら, 1979)	P	Mi	D	○	○	○	R		○			○			○			○	○
和田モデル (和田, 1984)	P	Mi	D	○	○	○	R		○		分流管 雨水	○						○	
USLE	P	Ma	平均値			○	R					○	○	○	○			○	○
合理式	P	Ma	D	○			R					○	○	○	○				○
STORM	P	Ma	C	○			○	○	○			○	○	○	○				○

表 4 分布定数系の非点源負荷流出モデルの概要

Table 4 Characteristics of distributed parameter models

	目的	特徴	対象流域	水収支	沈殿物流出	対象水質項目	備考
ANSWERS (Beasley, 1980)	降水時の農地からの汚濁負荷流出解析	・分布定数系 ・単一降雨が対象	Black Creek 流域	Huggins and Monke モデル	Porter and Mayer モデル	SS(土壌分布も予測可)	
メッシュモデル (市川ら, 1984)	都市域とくに下水道整備域からの雨天時流出負荷の推定	・10mメッシュ	都市中心河川流域	メッシュ間の流動を傾斜、高度、マンホールの位置、遅れからの決定	_____	_____	
流域解析メッシュモデル (京都大学水道工学研究室, 1977)	発生汚濁量の推定、その流下処理流下過程の再現	100mメッシュ平均的な現象	琵琶湖南湖流域	流量収支(連続式) Manning 式	二次元移流拡散方程式に発生、消滅、項を付加	BOD, SS, N, P	・南湖内の水質変化モデルと運動 ・メッシュ人口は住宅地図からの読み取り
愛知県メッシュ流出モデル (愛知県, 1978)	土地利用と降雨流出量との関係把握 総合的な治水対策推進のためのツール	メッシュデータを入力とする流出モデル	矢作川流域	流域を基本単位に分割し、単位図法を適用	_____	_____	基本情報として、地形・地質、地殻状態・土地利用状態の標準メッシュデータを利用
メッシュ負荷流出モデル	山王川水質汚濁負荷計算	・200mメッシュ	山王川流域	メッシュ間の流動を高度、河道を考慮して決定	メッシュ発生負荷 生活+産業+畜産+面負荷	COD, T-P, T-N	

や記憶容量が増大すること、モデルの入力データについても面的なデータを必要とするため、データの収集、加工など予備的な作業が増大しモデルの利用が限定されることなどが挙げられる。

3 最適化モデルとその応用事例

非点源負荷の制御方策としては下水処理システムの適用が基本的なものであり、省資源・省エネルギー化による発生負荷量の削減とともに今後も重要な役割を果たすことは確かである。下水処理の方式としては流域下水道、公共下水道で標準的に採用されている活性汚泥法から小規模下水道、個別処理などで利用されている土壌浄化機能を活用した処理方式まで多種、多様な方式がある。これらの処理方式を地域に適用する際、施設配置や処理方式の組み合わせなど計画・設計時に合理的な判断基準を与える数値モデルとして最適化モデルがある。

下水道システムを構成する処理場や幹線下水管きょなどの施設の配置を決定する問題に対して各種の最適化手法が適用されている。これらの下水道システム設計に関する研究は以下のように分類される。

① 施設配置、段階的施設整備計画

② 下水処理システムの多目的評価(最適化)

③ 地域特性を考慮した処理システム選定

以下では各項目ごとに研究事例を取り上げる。

3.1 施設配置計画, 段階的施設整備計画

下水道システムにおいて施設配置の基本的問題は『地域に点在して発生する汚濁負荷量の輸送, 処理を行う施設群(処理場, 管きょなど)の配置パターンや規模を地域全体の費用(建設費, 維持費)等が最小となるように決定すること』であり, 当然のことながら同時に水域の環境基準を達成しなければならない。この基本問題についての代表的な研究は内藤ら(1973)によって行われたものであり, 広域水系に建設される処理場群を“どこに”, “どの程度の規模”で配置すれば, 経済的に, また環境的に最適となるかを扱った空間的配置問題である。費用関数としては規模の経済性を示す上に凸の関数を採用している。この中では対象地域に複数の処理場建設候補地がある場合には地域内で発生する汚濁負荷量を環境制約を満たしながら, 最小費用で処理する処理場配置のパターンが組み合わせ問題として解かれている。施設配置計画は広域を対象とした下水処理システムに限らず分散型の小規模下水道システムの計画・設計問題への応用も可能である。

以上の基本的問題の拡張として次のような応用問題及び関連研究が行われている。

① 基本問題への各種最適化手法の適用

② 不確実性の導入

③ 動的施設配置計画

④ 集中処理, 分散処理の評価

⑤ 処理水の再利用をも含めた最適化

以下に項目別にその内容を概観する。

3.1.1 各種最適化手法の適用

施設配置計画問題は, ネットワークの輸送問題としてもとらえることができる。表5はこの種の代表的研究について簡単にまとめたものである。また, 施設配置計画問題に動的計画法を適用した研究(Futagami, 1970)や, 下水道システムを面的整備との関連でとらえ, 基準地点, 初年度の水質と計画目標年度の水質を境界条件とした2点境界値問題として定式化し, 最大原理を用いた研究も見られる(提ら, 1973)。

3.1.2 不確実性の導入

下水道システム計画において入力情報となる発生負荷量の予測値は確率的要素の強い変数である。生活排水を対象とした場合, 発生負荷量は人口に原単位を乗じることによって得られる。結局, 人口予測が下水道システムについては施設規模を決定する重要な要因となる。Hansenら(1980)は

表 5 施設配置を輸送問題として扱った研究例

Table 5 Allocation of waste treatment facilities using a transportation model

	評 価	最 適 化 手 法	特 徴
Deininger ら (1973)	・ 経済性	・ 非線形計画法	・ 処理プラントの除去率一定 ・ 環境面への配慮なし
Joeres ら (1974)	・ 経済性 ・ 環境(水質)	・ 混合整数計画法	・ 費用関数(上に凸)の線形 近似
Mconagha (1973)	・ 経済性 ・ 環境 ・ 公平性(費用配分)	・ heuristic な方法	
Jarvis ら (1978)	・ 経済性	・ ネットワーク法	・ 費用関数の線形近似
Pingry ら (1979)	・ 経済性 ・ 環境 ・ 便益(再利用)	・ 非線形計画法	

人口予測モデルに一次マルコフ連鎖を利用したモデルを提案している。この人口予測モデルは意志決定モデルと連動しており、確率的な混合整数計画法を用いて解かれる。

3. 1. 3 動的な施設計画

施設の空間配置とともに財政事情の逼迫から下水道整備に年月がかかるにつれ、年次的な建設や増設計画及び各時点での処理場制御政策をも考慮した空間的、時間的配置が重要となってきた。動的施設配置の問題については提ら(1973)、Rosmann(1978)に見られる。

3. 1. 4 集中処理、分散処理の評価

広域下水道システムでの集中処理は、その規模の経済性のために大規模化する程費用節約となるという結果を得ている。しかし、集中処理の場合、処理場に関しては規模の経済性が成立する反面、管きょに関しては距離が長くなるにつれて費用が増大するため、管きょ費用が下水道システム経費の大半を占める現状では経済的な観点からも集中化、分散化の選択は重大な問題である。

Yao(1973)は下水処理の集中化、分散化の水質管理上の影響について分析している。集中型、分散型の下水道シミュレーションの評価を行い、集中化は比較的大きな河川に小河川がいくつか流入するような水系では環境保全上有効であるが、上流に位置する多数の小規模処理場に替えて大規模処理場をつくることは、下流の環境に悪影響を与えるとしている。この結果の一般性については問題があるが、いずれにしても下水処理施設の環境影響に対しては、地域特性が重要な支配要因であることを示している。

Adams ら(1972)は、集中化、分散化を費用の面から分析するとともにシステムの安定性、信頼性の点からも評価している。処理場からの放流量、水質は流入下水量、処理プロセスの効率の変

化により変動するために集中化する程、放流水の水環境に与える影響が大きい。このため、水環境への影響源を分散させるという安全性、信頼性の点からも分散型がシステムとして望ましいとしている。

これらの研究で指摘されている問題点に加え、処理を集中化することにより河川維持用水が減少したり、管きよの距離が長大化するために末端地域では事業効果の発揮が遅れるといった問題も指摘されている。

一方、既設の大規模処理システムの事後評価を行い、必ずしも分散化した処理システムが費用的にも有利でないとの反論も見られる(望月・岩下, 1985)。

集中化、分散化の問題はいずれが最適かといった二者択一的な問題ではなく、地域特性を十分に考慮したうえでどの処理システムが適当かあるいは組み合わせて適用する方が適当かという地域特性を考慮した処理システムの最適規模決定の問題として把握することが必要であろう。特に非点源負荷の制御では小規模分散型の処理システムの伸びが著しいとはいえ、いまだ必要とされる処理容量に比べその貢献度は小さいことを考えると従来下水道システムとの最適な組合せ問題が今後重要な研究課題となると考えられる。

3.1.5 処理水の再利用をも含めた最適化

Pingry (1979)は下水処理水の再利用、処分をも組み込んだ下水道システム全体を輸送問題として定式化し、非線形計画モデルによりこれを解いている。すなわち、水利用者(再利用者も含めて)に希望する水量、水質の水を供給し、かつ環境制約を満たすように総費用を最小化する最適化問題である。従来の輸送問題の定式化では、処理場関連費用と輸送管きよ費用に規模の経済性を組み込めなかったり、水量については制約条件が課せられても水質を明示的に扱っていないモデルが多いが、このPingryらのモデルでは両方を制約条件として考慮している。またシステムの構成要素として水源、処理場、各レベルの要求を持つ水利用者、水処分地を考慮に入れている点もユニークな点である。

3.2 下水処理システム評価の多様化(多目的評価)

多目的評価に関しては、多様な下水処理方式の中から、地域特性に応じた最適な処理システムを選択する際の一つの判断根拠を与えるモデルとして最適化モデルの利用が考えられる。各方面でこのような多目的評価モデルの開発が進められているが、これらのモデルを処理システム選定に応用した事例としては混合整数計画法(Joeres, 1974)、目標計画法(Kansakar, 1983)、分岐限定法(Nakamuraら, 1980)などが挙げられる。これらの研究の概要を一覧としたのが表6である。これらの中では、従来処理システムの選定は主としてコスト最適化が中心であったのに対し、コストのみではなくこれらの施設の環境影響や土地利用へのインパクトを評価する多目的最適化モデルの適用が検討されている。これらの研究事例は言わばモデル地域を設定し、例題的に解きあげる手法開

表 6 多目的評価モデルによる処理システム設計

Table 6 Waste treatment system design using a multiobjective programming model

研究者	目的	多目的評価モデル	備考
Lohani ら (1979)	①下水処理のコスト最小化 ②水質基準の達成	目標計画法	
Nakamura ら (1981)	下水処理、汚泥処分システムの ①コスト最小化 ②土地利用への影響の最小化 ③水質への影響の最小化	多目的分岐限定法	水質(BOD)の価値関数を利用
Perlack ら (1985)	汚泥処理、処分システムの ①コスト最小化 ②環境影響最小化 ③影響の変動を最小化	generating 法	クラスター分析による可能解の限定
Kansakar ら (1983)	下水処理、汚泥処分システムの ①コスト最小化 ②土地利用への影響の最小化 ③水質への影響の最小化	目標計画法	

発研究が中心であるために実際に地域への適用性については検討していない場合も多く、水域への環境影響、土地利用への影響など定量的評価については十分な知見が得られていない。しかしながらこれらの手法は下水処理システムの選定に際して一つの判断根拠を与えるスクリーニングモデルとして有用であると考えられ、特に代替案の予備的検討などには有効であると考えられる。

さらに近年、社会的、経済的公平性、便益、安全性、信頼性の点から評価が必要条件となりつつある。しかし、これらの評価項目は定量化が困難であったり、定量化の情報が欠如していたりするため、これらの視点を評価関数に組み込んだ下水道システムの研究はほとんどない。

3.3 地域特性を考慮した下水処理システム選定

ここで意味する処理システム設計は、① 処理方法の最適組み合わせと ② 処理プロセスの最適組み合わせの問題であり、前者は活性汚泥法、陸地還元(land application)など個別処理技術の組み合わせを意味するのに対し、後者は単位処理プロセスの組み合わせ、例えば活性汚泥法を中心とした単位処理プロセスの容量、効率の決定を意味している。後者については既に多くの文献があるので省略し、ここでは処理方法(個別処理技術)の組み合わせを取り上げる。

従来の活性汚泥法等の処理段技術に加えて陸地還元を考慮したシステムが提案されている。いくつかの研究の概略をまとめると表7のようである。陸地還元を考慮した処理システムにおいては、処理水が散布される土地の環境条件が問題となり、表中の研究例のうちでも土地の窒素許容量を制約条件としてシステムに組み込んでいる。

我が国においては下水処理技術としては、活性汚泥法などプラントによるものが中心であり、そ

表 7 処理方式の組み合わせに関する研究例

Table 7 Optimal combination of waste treatment technology

	問 題	評 価	最適化手法	備 考
Chiang (1977)	・ 2次処理水の陸地還元 ・ どの処分地がどの処理プラントを受けもち、その規模をいくにするか。	・ 経済性	・ heuristic な方法	・ 代替案のスクリーニングモデル
Koenig ら (1977)	・ 2次処理された都市下水の land disposal の評価	・ 経済性 ・ 環境 (土壌の N 同化容量)	・ 線形計画法	・ 陸地還元=ラグーン+処理水散布
Haith ら (1977)	・ 最小コストで水質基準(河川、 地下水)を満足する処理方法の 選択	・ 経済性 ・ 環境 〔水質基準(河川、 地下水)〕	・ 試行錯誤法	・ 代替案のスクリーニングモデル
Haith ら (1978)	・ 陸地還元の詳細設計	・ 経済性 ・ 環境 (土壌の N 同化容量)	・ 繰返し法	

して土地が狭いといったことから米国のように下水処理水の大規模散布による陸地還元法が処理技術の代替案とはなっていないが、土壌を利用した自然浄化機能を活用した処理技術が見直されて以来、着実に発展しつつある。代表的な例は、農業集落排水を対象とした小規模下水処理技術の開発、適用である。農村集落のように住居が散在する地域においては、市街地など人口の集中した地域を対象とした下水道システムの建設は不経済であり、地域特性を十分反映した処理技術選択の必要性が強調されつつある。

地域特性のうち人口密度に注目した研究事例として、茅原ら(1984, 1985)は、家庭排水処理システムを経済性を基準として最適規模を求める一次元モデルを開発し、人口密度及び処理人口についての最適規模を求めている。

4 対話型支援システム

2, 3章で示したような流域管理における意志決定支援のための数理モデルを単にモデル作成者が対象地域に適用し、その結果のみを意志決定者が利用する従来のモデル利用に関しては、以下のような欠点が挙げられており、水資源計画、管理や環境管理におけるモデルの役割が再認識されるに至っている(Office of Technology Assessment, 1982)。

- ① 利用しうるモデルに関する情報の欠如
- ② モデルの利用と結果の解釈についての予備知識の不足
- ③ モデル利用者と開発者の意志疎通の不足
- ④ モデル運用に必要とされる支援技術の不足

これらの欠点を改善すべく、新たなモデル利用の動向として、具体的問題に取り組んでいる行政

担当者自身がモデルとの対話を行いながら問題解決をはかるシミュレーションや最適化モデルが提案されている。これらは言わば計算機との対話を通じて、意志決定を支援するシステムであり、モデル作成者だけでなく利用者もモデルのキャリブレーションやモデル実行、出力表示の制御などが容易にできるマン・マシンシステムである。

計算機はデータ入力、加工、蓄積、及び計算処理やグラフ表示など画像処理に関しては高性能を有するが、曖昧な情報の取扱いや多目的評価のように評価項目の選定や各項目の重みづけなどに十分に定量化されていない事柄を処理することは得意ではない。こうした状況下での計算機支援システムとして対話型システムによる heuristic な方法とモデルによるシミュレーションや最適化を組み合わせたモデルが提案されている。

(a) 対話型シミュレーションモデル

Loucks ら(1985)は水資源計画策定に対話形式でのシミュレーションモデルを利用している。従来の意志決定プロセスに対して対話形式のシミュレーションを行うことにより意志決定プロセスが図3のように変化し、モデルを有効利用しようと述べている。こうした対話形式によるシミュレーションとしては他にも Fedra(1983), French ら(1980)の研究事例がある。

(b) 対話型最適化モデル

例えば、多目的最適化モデルの一つである目標計画法では重みは各目標の相対的な重要性を示しているが、その目標の達成度に応じて、あるいは適用対象とする地域の特性に応じて変化すると考えられる。このため目標間の相対的な重要度を既定値として取り扱わず、決定者にその都度決定してもらいながら目標値を満足する解を得ようとする方法が考えられている(Dyer, 1972; 福川, 1976)。この種のモデルを施設配置や処理システム選定に応用した事例はみられないが、多目的評

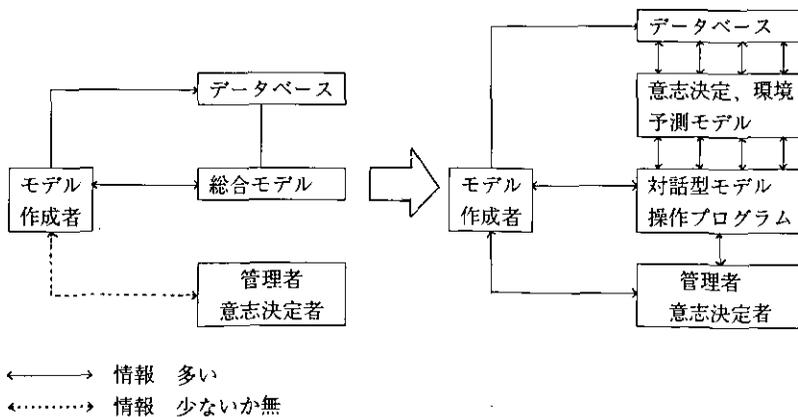


図 3 モデル作成者と利用者の関係の改善

Fig. 3 Improvement of the relationship among managers, model builders, and data-base

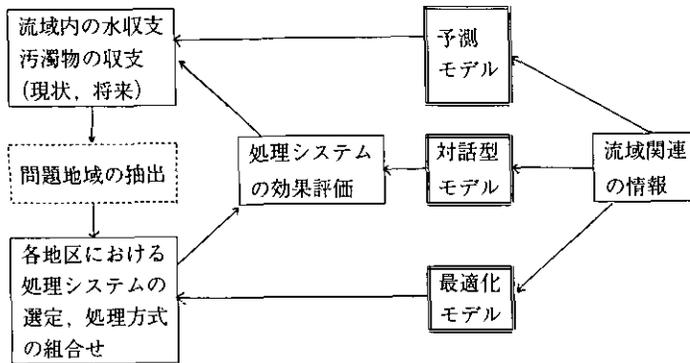


図 4 処理システム選定支援のモデル利用のフロー

Fig. 4 Model use in selection process of appropriate wastewater treatment systems

価における目的の順位づけや重みづけなどあいまいな要素が残る計画・設計問題では意志決定者の的確な判断を導入しようという点でこの分野への応用も可能であると考えられる。

5 おわりに

流域管理における意志決定プロセスを支援する一つの方法として、数理モデルの利用を取り上げ、幾つかに類型化したうえで、モデルについての研究事例や特徴について考案した。モデルは大別するとシミュレーション型の予測モデルと最適化理論を応用したモデルに分類できるが、各々果たす役割が異なるであろうことは表1に示したとおりである。本報告は、自然浄化機能を活用した処理システム選定の方法論開発の一環として実施した文献調査結果を中心に取りまとめたものであり、処理システム選定支援の観点からモデルの利用を考慮すると、図4に示したようなフローが考えられる。今後は、霞ヶ浦流域を対象として具体的なモデルを作成し、上記フローに対応した分析を進める予定である。

引用文献

- Adams, B. J., J. S. Dajani and R. S. Gemell (1972): On the centralization of wastewater treatment facilities. *Water Resour. Bull.*, **8** (4), 669-678.
- 愛知県 (1978): 愛知県メッシュデータを入力する流出モデルの開発について。
- Beasley, D. B., L. F. Huggins and E. J. Monke (1980): ANSWERS: A model for watershed planning, *Trans. Am. Soc. Agri. Eng.*, **23** (4), 938-944.
- Chiang, C. H. (1977): Regional planning for land application of wastewater. *J. Water Poll. Control Fed.*, **49**, 2366-2370.
- 茅原一之・片桐守雄・浅井信宏・関実・辻村征紀・鈴木基之(1984): 家庭排水処理システムの選定に

- おける人口密度と最適規模. 用水と廃水, **26** (11), 10-16.
- 茅原一之・片桐守雄・浅井信宏・関 実・辻村柁紀・鈴木基之 (1985): 家庭排水処理システムの最適規模, 一葉山町でのケーススタディー. 用水と廃水, **27** (2), 43-47.
- Crawford, N. H. and S. A. Donigian (1973): Pesticide transport and runoff model for agricultural lands. EPA-660-2-74-013, U.S.E.P.A. PB235723, 212p.
- Donigian, A. S. Jr. and N. H. Crawford (1977): Simulation of nutrient loadings in surface runoff with the NPS model. EPA-600-377-065, U.S.E.P.A. PB270967, 109p.
- Dyer, J. S. (1972): Interactive goal programming. *Manage. Sci.*, **19** (1), 62-70.
- 海老瀬潜一・宗宮 功・平野良雄 (1979): タンクモデルを用いた降雨時流出負荷量解析. 用水と廃水, **21** (2), 1979.
- French, P. N. *et al.* (1980): Water resources planning using computer graphics. *Proc. ASCE Water Resour. Plan. Manage.*, **106** (WR 1), 21-42.
- 福川忠昭 (1976): 多目的計画問題の対話形解法について. *オペレーションズ・リサーチ*, **21** (3), 156-159.
- Futagami, T. (1970): Dynamic programming for a sewage treatment system. *The 5th International Water Poll. Res. Conf.*, II-21.
- Haith, D. A., A. Koenig and D. P. Loucks (1978): Preliminary design of wastewater land application systems. *J. Water Poll. Control Fed.*, **50**, 2372-2379.
- Haith, D. A. and D. C. Chapman (1977): Best practicable waste treatment screening model. *Proc. ASCE Environ. Eng.*, **102** (EE3), 397-412.
- Hansen, R. D., A. B. Bishop and R. Narayanan (1980): Stochastic approach to waste treatment planning. *Proc. ASCE Water Resour. Plan. Manage.*, **106** (WR 1), 275-287.
- 市川 新・榊原 隆・大口 豊 (1985): メッシュ法の都市河川流域への適用, その手法と実際. *水理科学*, 74-97.
- Joeres, E. F., J. Dressler, C. C. Cho and C. H. Falkner (1974): Planning methodology for the design of regional waste water treatment systems. *Water Resour. Res.*, **10**(4), 643-649.
- Jolánkai, G. (1983): Modelling of Non-Point Source Pollution. *In: Application of Ecological Modelling in Environmental Management, Part A.* 283-355. (*ed.*) S. E. Jørgensen. Elsevier Scientific publ.
- Kansakar, B. R. and C. Polprasert (1983): Integrated wastewater management. *Proc. ASCE Environ. Eng.*, **109** (EE3), 619-630.
- Koenig, A. and D. P. Loucks (1977): Management model for wastewater disposal on land. *Proc ASCE Environ. Eng.*, **102** (EE2), 181-196.
- 京都市水道局 (1982): 琵琶湖水源の現状と将来.
- Lohani, B. N. and P. Adulbham (1979): A multi objective model for regional water quality management. *Water Resour. Bull.*, **15**, 1028-1038.
- Loucks, D. P., J. Kindler and K. Fedra (1985): Interactive water resources modeling and model use: A overview. *Water Resour. Res.*, **21**, 95-102.
- 望月倫也・岩下久生 (1985): 流域下水道の経済性と河川の水質浄化効果について—多摩川流域下水道での例—. *月刊下水道*, **8**(2), 58-67.
- 内藤正明・内藤美紀子・森尾秀治 (1973): 流域下水道計画の一例. *下水道協会誌*, **10**(106), 1-8.
- Nakamura, M. and J. M. Riley (1981): A multiobjective branch and bound method for network structured water resource planning problem. *Water Resour. Res.*, **17**, 1349-1359.

- Office of technology Assessment (1982): Use of models water resources management. U. S. Environmental protection Agency, PB83-10365, 242p.
- Perlack, R. D. and C. E. Willis (1985): Multi-objective decision making in water disposal planning. Proc. ASCE Environ. Eng., **111** (EE3), 373-385.
- Pingry, D. E. and T. L. Shaftel (1979): Integrated water management with reuse : A programing approach. Water Resour. Res., **15** (1), 8-14.
- 提 武・大門良己・中村正久 (1973) : 下水道整備計画に関するシステム論的研究 I—とくに河川汚濁と面的整備について—, 第9回衛生工学シンポジウム, 56-63.
- Rossmann, L. A. (1978): Planning time phased regional treatment systems. Proc ASCE Environ. Eng., **104** (EE4), 685-700.
- Task Committee on Quantifying Land-Use Change Effects of the Watershed Management and Surface-Water Committees of the Irrigation and Drainage Division (1985): Evaluation of hydrologic models used to quantify major land-use change effects. J. ASCE Irig. Drain. Eng., **111**, 1-17.
- Yao, K. M. (1973): Regionalization and water quality management. J. Water Poll. Control Fed., **45** (3), 407-411.
- 和田安彦・三浦浩之 (1984) : 分流式下水道の雨水流出に伴う汚濁負荷流出モデルとその考察, 衛生工学研究論文集, **20**, 19-25.

II-8 水環境管理を支援するデータベースについて Study on Data Base Supporting Watershed Management

天野耕二¹・福島武彦²・中杉修身¹・内藤正明¹
Koji AMANO¹, Takehiko FUKUSHIMA², Osami NAKASUGI¹
and Masaaki NAITO¹

要 旨

流域の水環境を望ましい状態に保つためには、汚濁負荷の発生過程、流出・流達過程、及び河道や湖沼等の水域内における変化過程などを全体として考慮した流域管理計画の策定が必要である。このような管理計画の策定に当たって、その基礎となるのは関連する一次データであり、従来、水質については、ルーチンワークに基づくデータの蓄積があるが、負荷の発生や流達にかかわる流域特性についてのデータを全国規模で、統一的に整備する作業はほとんど進んでいない。そこで、全国の任意の流域を対象として総合的な水質汚濁解析を可能にするためのデータベースについて考察し、あわせて日本の主要な湖沼流域を対象とした解析例を紹介する。なお、本データベースの原データとしては、全国共通の精度で使用可能な行政統計資料や、地形図を数値化した国土数値情報などを基本にしている。

Abstract

In order to preserve a desirable condition of water quality, the watershed management is needed, which should be based on the whole processes of "generation", "run-off", and "transportation" of pollutant loadings. In making such watershed management program, a model should be built which can estimate the future changes of water quality after the enforcement of a policy for preservation and/or a regulation of the sources in the watershed.

But, in building such a model there are a lot of difficulties resulting not only from many black boxes for water pollution phenomena but also from a wide variety of unknown characteristics of natural and social conditions in watershed. So the establishment of a proper data base system including a wide variety of basin characteristics is essential to build a reliable model.

-
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.
 2. 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.

The data of water quality have already been accumulated routinely by a part of previous watershed management program. But accumulation of the data about basin characteristics which governs the generation and run-off process of pollutants is still insufficient throughout the country.

This work is concerned with development of a comprehensive data base which supports the watershed management in the nationwide scale. A demonstration is made of statistical analysis of major lake basins in Japan based on the data base.

1 はじめに

水環境管理についての難しさは、水質汚濁現象自体の解明の不十分さと同時に関連する分野が多岐にわたることと、流域ごとの自然的あるいは社会的な特性が極めて多様性に富むところにある。特に最近では特定の汚濁発生源による、高濃度の局所的な汚染よりも、家庭排水や農畜産排水など不特定多数のいわゆる面的発生源による広域汚染が、より問題を複雑にしている(原沢, 1985)。このように複雑化した水環境管理の計画を策定するに当たっては、保全事業や規制の実施によって、流域の水質がどのように変化するかをわかりやすく予測するための、モデル及びそれを支えるデータの整備が不可欠である。

水質の将来予測手法そのものについては、近年の数学的手法の発展、生物学的・化学的知見の集積、計算機による演算・処理の高速化により、精度の向上がはかられている。しかし、水環境管理計画の策定に直接役立つような、データ収集、水質予測、施策の優先度決定等についての総合的な方法論に関しては、いくつかの地域では試みられているものの、全国の主な水域を網羅するような、共通的、標準的なものはいまだ開発途上の段階にある。

このように、全国スケールでの標準的な水環境管理のあり方について考えるためには、まず、全国規模での解析が可能なデータベースの作成が必要である。そこで、本研究では、日本全国の任意の流域単位で、水環境に関するデータを整備するための手法について検討し、さらに、日本の主要な湖沼流域を対象とした統計解析の一例を紹介する。

2 流域データベース

従来、水環境にかかわるデータベースというと、水質についてのデータがほとんどであり、水質汚濁現象の原因となる発生源や流達過程に関するものは地域的にはかなり詳細なところまで蓄積されている例もあるが、全国的に収集・整理された事例は数少ない(環境庁が全国の主要な湖沼流域について収集したものはある)。水質データについては、現在、環境庁が各省庁並びに都道府県が測定した実測値をとりまとめて「全国公共用水域水質データファイル」として公表されているように、分析法の違い等の若干の問題を除いて全国レベルでの収集・整理はさほど困難なことではない。これに対して発生源や流達過程などの流域特性についてのデータ、すなわち人口や土地利用など「人

為的操作」あるいは「社会・経済活動」の結果を流域単位で集計することは、一般的に多大な労力を必要とし、精度上の問題も解決する必要がある。

全国的なものではないが、ここ数年水環境管理に意欲的な自治体では水質汚濁の原因となる情報を流域単位に整理してデータベース化し、流域管理に役立てようという動きがある。筆者らが60年2月に行ったアンケート調査によると、回答のあった51の自治体(都道府県及び政令指定都市)のうち34の自治体が何らかの水環境管理計画を有している。内訳をみると既に計画が策定済みのものが13自治体、策定中のものが13自治体、及び計画中あるいは予定中のものが8自治体である。対象流域をみると、県内全域の公共用水域を対象にしたものが14自治体、また特定の水域を対象にしたものが20自治体であり、うち閉鎖性水域を対象とする計画をもっているものは10自治体である。これらの自治体では独自に詳細な調査を行い、発生負荷算定にかかわる人口、事業場等のフレーム値や土地利用面積などの流域特性を流域単位に積み上げてデータベース化している。

例えば、愛知県では水質環境管理計画基礎調査の一貫として県内すべての流域を対象とする「データバンクシステム」を持っている(愛知県, 1980)。このシステムは、地域対応データ、生活排水データ、特定事業場等データ、家畜排水データ、公共用水域水質等測定データから成り、1kmメッシュ単位で集計された原データを積み上げて流域に対応させるようにしている。また、神奈川県では県内全域を対象とする水質管理システムの中でデータバンクを位置づけ、収集データ、予測加工データ、データバンクなどの項目をもち、収集データの中に人口や事業場等の発生源にかかわるフレーム値を整理している(神奈川県, 1981)。流域対応は市町村分割と流域分割を重ね合わせた細ブロック単位のデータを積み上げる方法をとっている。

このように流域特性のデータベース化は地域的には、いくつか試みられてはいるが、全国レベルでのデータの比較や解析、あるいは一般的な水環境管理計画を支援するための汎用データベースについての知見はほとんどないといつてよい。

流域特性の基本となる人口、土地利用等の社会活動データは市町村、さらには町丁目単位で集計されているのが実際であり、これら行政統計で把握できるものをどのようにして流域に割りふるかという方法論が重要な問題である。浮田らは兵庫県内の1級河川である揖保川、加古川及び山口県内の2級河川である厚東川を対象として河川の汚濁負荷の降雨時を含めた通年流達率を試算しているが、排出負荷量は各河川ともおおむね市町村区分を流域区分として原単位試算により推定している(浮田・中西, 1985)。また、市川らは東京都内の1級河川である多摩川の流域を行政の最小単位である町丁目ごとに約1,300のブロックに分け、町丁目単位に集計されてある各種の統計資料や自治体のもつ情報をもとに支川流域単位の積み上げを行っている(市川, 1984)。ここでは各資料の精度、把握年度、把握の最小単位等がまちまちで、それらを統合することは極めて困難で、大胆な仮定に基づかざるを得ないとしている。

3 原データ

ここでは、全国レベルでの水質汚濁解析や計画策定手法づくりを支援するデータベースの基本になるデータファイルとして、どのようなものがあるかについて述べる。このようなデータファイルに対して必要とされる条件として

- (i) 日本全国を対象として同一精度で集計されているもの
- (ii) 少なくとも市町村以上の分割単位で整理されているもの
- (iii) 原則として磁気テープで入手できるもの

などが挙げられる。また、原データファイルを大別すると次の四つになる。

- (1) 発生源にかかわるもの
- (2) 流域及び水域の物理的諸元にかかわるもの
- (3) 水環境及び水利用にかかわるもの
- (4) データ変換にかかわるもの

表1に原データファイルの概要を示す。

3.1 発生源にかかわるもの

(i) し尿処理状況ファイル

各地方自治体並びに管轄の保健所が市町村単位に集計したデータを厚生省が収集・整理したものである。居住人口を公共下水道人口、し尿浄化槽人口、計画収集人口、自家処理人口の4分類に分けて、市町村単位に整理している。

(ii) 工業統計ファイル市町村編

各種事業活動にかかわるデータを通産省が市町村別に整理したものの。

(iii) 商業統計ファイル市町村編

各種商業活動にかかわるデータを通産省が市町村別に整理したものの。

(iv) 農業地域構造分析ファイル

農水省が昭和58年度農林業センセスを基に市町村単位に耕地面積、作付け面積、家畜頭数等の農林関係のフレーム値を整理したものの。

(v) 土地利用面積ファイル

国土地理院が地形図を数値化し、全国を3次メッシュ(1km×1km)に分割し、各メッシュごとの土地利用15分類別の面積を集計・整理したものの。

(vi) 気象データファイル

気象庁が全国約1300地点にある自動気象観測ロボット(AMeDAS)の観測データをファイル化したものであり、各観測地点のインデックスには地点の緯度と経度が印されているので、メッシュコード化が可能である。

表 1 原データファイルの概要
Table 1 Summary table of original data files

	ファイル名	集計単位	出所	集計項目
発 生 源	し尿処理状況ファイル 55年度	市町村	厚生省	計画収集人口、自家処理人口、公共下水道人口、し尿浄化槽人口
	工業統計ファイル 55年度	市町村	通産省	規模別事業所数、従業者数、現金給与総額、原材料使用額、製造品出荷額、粗付加価値額
	商業用統計ファイル 55年度	市町村	通産省	商店数、従業者数、年間販売額-----小売業、卸売業、飲食店
	農業地域構造分析ファイルS.58年集計	市町村	農林水産省	耕地面積(田、畑、樹園地、牧草地)、作付延べ面積、作物別作付面積、作物別収穫量、家畜別飼育戸数・飼育頭数
物 理 的 諸 元	土地利用面積ファイル	単位流域	国土地理院	田、畑、果樹園、樹木畑、森林、荒地、建物用地A・B、幹線交通用地、他用地、湖沼、河川地A・B、海浜、海域
	気象データファイル 53年度～57年度	AMeDAS地点毎	気象庁	降水量、風速、気温、日照時間 ----- 時間値、日平均、(月平均、年平均計算)
	標高・起伏量ファイル 表層地質・地形分類・土壌ファイル	3次メッシュ 3次メッシュ	国土地理院 国土地理院	平均標高、最高標高、最低標高、起伏量 未固結堆積物、半固結堆積物、火山性岩石、深成岩、変成岩、その他 山地、丘陵地、火山地、台地、低地、その他 岩石土、岩屑土、未熟土、ポドソル、褐色森林土、赤黄色土、黒ボク土、褐色低地土、グライ土、泥炭土、灰色土
水	環境庁ファイルI S.54年集計	湖沼毎	環境庁自然保護局	各種ファイル対応コード、湖沼名、湖沼成因、湖沼型、標高、湖面積、最大水深、平均水深、湖容積、湖岸長、水位変動、水温、底水温、流入河川数、流出河川数、堆立面積、観光客数(日帰り/宿泊)、流入出水量、漁業
	環境庁ファイルII S.59年集計	湖沼毎	環境庁水質保全局	湖面積、平均水深、流域面積、導水域面積、流入水量、導水水量、流出高、塩素イオン
	環境庁ファイルIII S.58年集計	湖沼毎	環境庁水質保全局	湖面積、平均水深、滞留時間、流域面積、夜間人口、昼間人口、形態別発生負荷フレーム値～生活・産業・家畜
変 換	水質ファイル 53年度～57年度	測定地点毎	環境庁水質保全局	透明度、COD、BOD、SS、T-N、T-P、DP、DN、Cl ----- 月別値、(年間値計算)
	流路-単位流域対応ファイル	流路毎	国土地理院	単位流域コード
	流路-3次メッシュ対応ファイル	流路毎	国土地理院	3次メッシュコード
	3次メッシュ-単位流域対応ファイル 単位流域行政区別流域面積ファイル	3次メッシュ 単位流域	国土地理院 国土地理院	単位流域コード、行政コード、流域面積、非集水域面積 行政コード、流域面積、非集水域面積

3.2 流域及び水域の諸元にかかわるもの

(i) 標高・起伏量ファイル

国土地理院が地形図を基にして全国を3次メッシュに分割し、各メッシュごとの平均標高、最大標高、最低標高、起伏量(最高と最低の差)を集計・整理したもの。

(ii) 表層地質・地形分類・土壌ファイル

これも国土地理院が地形図を数値化し、メッシュごとに集計・整理したもの。

(iii) 環境庁ファイル

環境庁の自然保護局及び水質保全局が各都道府県や国立公園管理事務所を通して、全国の主要な湖沼について、湖岸の改変状況、さらには滞留時間、流域面積、導水状況等の諸元についての情報を収集し、整理したものである。湖沼単位に発生負荷算定のための各種フレームデータを収集したものもある。

3.3 水環境及び水利用にかかわるもの

水質ファイル

公共用水域として各都道府県並びに関係各省庁によって測定された水質データを環境庁水質保全局が収集・整理したもの。

3.4 データ変換にかかわるもの

これらのファイルはすべて国土地理院が地形図をもとに数値化したものである。

(i) 流路一単位流域対応ファイル

任意の流路あるいは水域と、流出入のない単位流域を結びつけるもので、上流、下流の関係がすべてわかるようにコーディングされている。

(ii) 流路一3次メッシュ対応ファイル

任意の流路あるいは水域と3次メッシュコードを結びつけるもの。

(iii) 3次メッシュ一単位流域対応ファイル

任意の3次メッシュ内に存在する単位流域のコードと流域面積をファイル化したもの。

(iv) 単位流域行政区別流域面積ファイル

任意の単位流域について、流域を構成する市町村の行政コードと部分の面積をファイル化したものであり、行政区画単位のデータを流域単位に変換する場合に基本となるファイルである。

4 全国湖沼データベース

望ましい水質を保つためには流域内の人間活動をどのように制御するかをすればよいかといった、直接、水質管理計画に結びつく流域データベースの一例として、ここでは日本全国の湖沼流域を対象としたデータベースについて述べる。

4.1 対象

公共用水域として、環境庁が水質年鑑に水質データを集計してある湖沼のうち、昭和53年度から57年度の5年間のデータが比較的良好に整備されている90湖沼を対象とした。水質予測の基礎となる湖沼の物理的諸元や流域特性についての情報が主にこの5年間に収集、整理されたものであるため、このような選定を行った。したがって、各湖沼を代表する水質データはすべて全地点平均かつ5年間平均値である。

4.2 湖沼特性の算定と統計的特性

既に述べたとおり、今回収集、整理した原データファイルは質・量ともに非常に充実し、多岐にわたっている。最終的にはすべての諸元及び指標は湖沼ごとに再集計されてはいるものの、水質との関係を探るためにはさらに各種の要因ごとの整理が必要である。

水質の変動を説明する因子としては、まず発生負荷量算定の基となる流域のフレーム値に関するもの、次いで湖に流入するまでの面的な流出に関するもの、そして湖内の水質変化にかかわる湖の形状や気象条件等の三つに大別される。そこで本研究では三つの因子ごとに図1で示すような特性値を算定し、水質データとの関係を調べた。表2に水質データの統計特性を、また表3に湖沼特性指標の統計特性を示す。

4.2.1 湖沼の水質

公共用水域水質ファイルから対象湖沼毎に地点平均、5年度(昭和53～57年度)平均を行い、pH、COD、T-N、T-Pの4指標について整理した。

4.2.2 湖沼の物理的諸元

環境庁ファイルⅡ及びⅢより、主要6項目について抽出した。

4.2.3 土地利用特性

環境庁ファイルⅢから湖沼流域ごとの水田、畑地、果樹園、山林及び市街地の面積が湖面積を除く流域面積に対して占める割合を算定したものである。

4.2.4 人口・し尿処理状況

厚生省集計ファイルを基に市町村—メッシュコード変換ファイルを介して、湖沼流域ごとにし尿処理状況別の人口構成を算定したものである。

4.2.5 商工業特性

通産省集計の工業統計、商業統計ファイルを基に人口と同様の方法で、湖沼流域ごとに全事業所

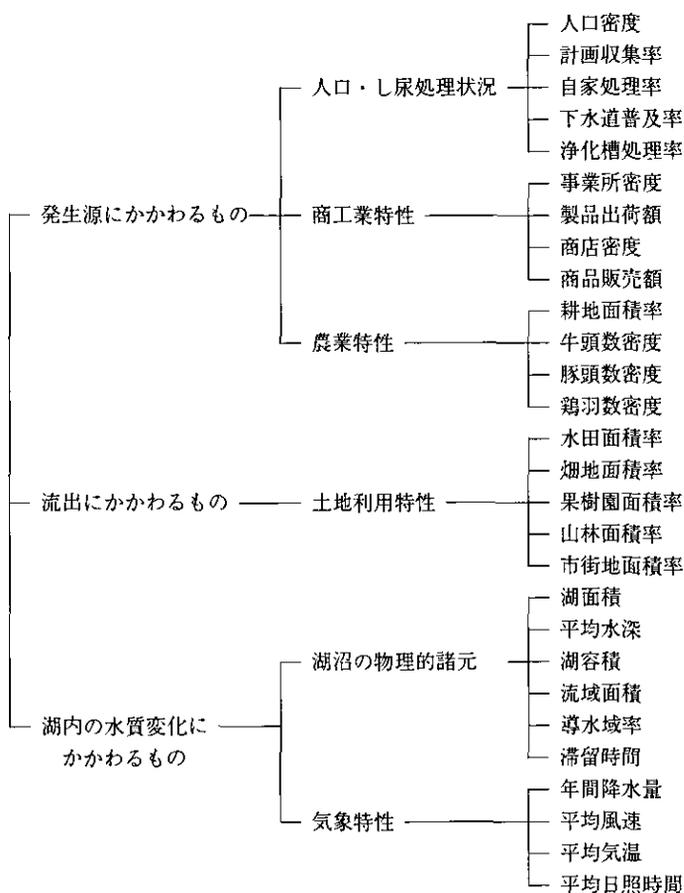


図 1 湖沼特性
Fig. 1 Indices for lake characteristics

表 2 水質データの統計特性
Table 2 Statistical values for water quality of lake

項目	湖沼数	単位	平均値	最大値	最小値	変動係数	歪度	尖度
湖 pH	89		7.56	9.44	4.57	0.10	-1.7	9.0
沼 COD	89	mg/l	4.03	20.41	0.31	0.87	1.9	7.7
水 T-N	82	mg/l	0.72	6.46	0.03	1.41	3.7	18.3
質 T-N	88	mg/l	0.07	0.71	0.003	1.72	3.4	15.2

表 3 湖沼特性指標の統計特性

Table 3 Statistical values for lake characteristics indices

	項目	湖沼数	単位	平均値	最大値	最小値	変動係数	歪度	尖度
湖沼の物理的諸元	湖面積	90	km ²	21.47	673.8	0.14	3.49	7.4	63.7
	平均水深	90	m	24.17	279.0	0.8	1.83	4.2	22.9
	湖容積	90	10 ⁶ m ³	935	27761	0.8	4.08	5.6	35.8
	流域面積	90	km ²	481.7	11799	1.8	2.81	6.7	54.8
	導水域率	90	%	10.1	99.2	0	2.49	2.5	7.8
	滞留時間	90	y	3.24	63.29	0.008	3.26	4.1	19.3
土地利用特性	水田面積率	82	%	9.8	99.6	0.0	1.64	2.8	13.7
	畑地面積率	82	%	4.0	29.5	0.0	1.54	2.3	7.9
	果樹園面積率	82	%	0.7	7.7	0.0	2.40	2.9	11.3
	山林面積率	82	%	68.9	100	0	0.41	-0.9	3.0
	市街地面積率	82	%	4.1	38.6	0	1.74	2.7	11.1
人口・し尿処理状況	人口密度	71	人/km ²	356	3291	3	1.55	3.2	15.0
	計画収集率	71	%	61.1	94.4	20.3	0.26	0.0	2.5
	自家処理率	71	%	13.7	54.1	0.0	0.94	1.0	3.2
	下水道普及率	71	%	5.8	41.2	0.0	1.74	2.0	6.0
	浄化層処理率	71	%	19.5	79.7	1.2	0.72	1.4	6.4
商工業特性	事業所密度	71	数/km ²	1.4	23.3	0.0	2.31	5.0	32.3
	製品出荷額	71	百万円/km ²	639	10654	0.6	2.62	4.7	26.0
	商店密度	71	数/km ²	7.8	86.2	0.1	1.57	4.1	24.8
	商品販売額	71	百万円/km ²	630	10405	1.1	2.36	4.7	28.5
農業特性	耕地面積率	71	%	19.5	71.5	0.1	0.89	1.4	4.3
	牛頭数密度	71	頭/km ²	17.8	190.7	0	1.63	3.7	19.9
	豚頭数密度	71	頭/km ²	53.8	710.9	0	2.08	3.6	18.5
	鶏羽数密度	71	100羽/km ²	9.9	171.9	0	2.63	4.3	23.5
気象特性	年間降水量	54	mm	1632	2577	818	0.24	0.1	2.6
	平均風速	54	m/s	1.67	3.22	0.43	0.35	0.6	3.4
	平均気温	54	℃	10.9	17.5	3.6	0.29	-0.3	2.3
	平均日照時間	54	h/d	5.57	7.37	3.92	0.10	0.2	4.3

数、年間総出荷額、全商店数、年間総販売額を算定し、いずれも流域面積で除して指標化した。

4.2.6 農業特性

農業地域構造分析ファイルを基に人口等と同様に市町村→メッシュ→流域の変換ファイルを通じて湖沼流域ごとに、耕地面積、牛(乳用牛、肉用牛)頭数、豚頭数、鶏(採卵鶏、ブロイラー)羽数を算定し、いずれも流域面積で除して指標化した。

4.2.7 気象特性

気象庁 AMeDAS データファイル(昭和53~57年度)から2次メッシュコード変換で流域近傍にある観測地点の気象4要素(降雨量、風速、気温、日照時間)のデータを湖沼の気象特性として集計し

た。対象90湖沼のうち流域内あるいは近傍に観測点が存在するのは54湖沼であった。

4.3 湖沼特性と水質の関係

次に、算定した28の湖沼特性と水質データの単相関からひとつひとつの湖沼特性を吟味し、さらに、水質を目的変数とした重回帰分析で変数選択を行うことによって、水質予測に直接有効となる要因を探ってみる。水質指標としてはCOD、T-N、T-Pをとり、対象湖沼数はデータ整備状況の関係でCODについて51湖沼、T-Nについて46湖沼、T-Pについて51湖沼である。

4.3.1 湖沼特性と水質の単相関

表4に湖沼特性指標と水質の単相関係数を示す。三つの水質指標に共通して相関の高いものとしては、山林面積率、市街地面積率、人口密度、そして商工業特性である。市街地面積率、人口密度、商工業特性は互いに強い相関をもっており、山林面積率もこれらの流域開発動向を表す指標と負の相関が強いことから、総じて流域の社会活動の動向や開発の程度といった尺度が湖沼の平均的な水質に最も関係が深いことがわかる。

4.3.2 重回帰分析における変数選択

最後に水質濃度(全湖、5年度平均)を目的変数とし、28の湖沼特性指標を説明変数候補とした重回帰分析で変数選択を行った。変数選択の基準はF値(t^2 、ただし t は各変数の偏回帰係数をその標準誤差で除したもの)とし、 $F_{in}=F_{out}=2.0$ に設定して計算した。表5はその結果選ばれた特性について、それぞれ目的変数である水質濃度に対する標準偏回帰係数が示されている。

COD、T-N、T-Pのいずれの水質についても選択されている特性としては水田面積率、人口密度、浄化槽処理率、鶏羽数密度である。この四つの特性指標は相互にあまり相関を持たないため、独立して有効に水質の変動に関与しているものと考えられる。中でも人口密度は標準偏回帰係数の値が極めて高く、これだけで水質の変動のかなりの部分が説明できることがわかる。

さらに要因をしぼって、有効な特性指標を抽出するために、上記の計算結果抽出された特性指標だけを説明変数候補として、 $F_{in}=F_{out}=4.0$ という高い選択基準で重回帰分析を行った。この結果残った特性についての標準偏回帰係数を表6に示す。

人口密度はいずれの水質についてもやはり有効な因子として残っており、水田面積率、浄化槽処理率、商品販売額、鶏羽数密度などについても二つの水質について残っている。商業特性については、回帰係数の正負に解釈に問題があるものの、その絶対値の大きさから要因としての有効性が認められる。

表 4 湖沼特性指標と水質の単相関係数

Table 4 Correlation coefficient of lake characteristics and water quality

	項目	COD	T-N	T-P
湖沼の物理的諸元	湖面積	-0.04	-0.05	-0.06
	平均水深	-0.36	-0.24	-0.22
	湖容積	-0.17	-0.12	-0.11
	流域面積	0.25	0.38	0.44
	導水域率	-0.10	0.03	0.04
	滞留時間	-0.26	-0.17	-0.15
土地利用特性	水田面積率	0.57	0.51	0.43
	畑地面積率	0.62	0.48	0.40
	果樹園面積率	0.32	0.21	0.16
	山林面積率	-0.58	-0.58	-0.51
	市街地面積率	0.67	0.75	0.73
人口・処理状況	人口密度	0.72	0.83	0.71
	計画収集率	-0.25	-0.24	-0.11
	自家処理率	-0.07	-0.09	-0.19
	下水道普及率	0.21	0.07	0.14
	浄化層処理率	0.20	0.30	0.20
商工業特性	事業所密度	0.55	0.70	0.56
	製品出荷額	0.58	0.69	0.63
	商店密度	0.63	0.74	0.61
	商品販売額	0.53	0.53	0.50
農業特性	耕地面積率	0.46	0.37	0.29
	牛頭数密度	0.01	-0.04	-0.06
	豚頭数密度	0.23	0.09	0.09
	鶏羽数密度	0.08	-0.03	0.04
気象特性	年間降水量	-0.16	-0.25	-0.20
	平均風速	0.31	0.09	0.26
	平均気温	0.53	0.42	0.30
	平均日照時間	0.60	0.44	0.52

5 まとめ

流域管理を行うに当たって、水質改善策として従来行われてきた点のないし線的な対策には一定の限界があり、今後の重要な施策として、流域面全体からの汚濁を考慮した水質管理計画の必要性があることについては既に述べた。このような計画策定を支援するための流域データベースに関して、その一般論から、入手しうる原データ、及び湖沼流域を対象とした解析例について論じてきたが、最後にこのようなデータベースに必要とされる条件についてまとめておく。

(i) 把握しうるデータの量と質を考慮しつつ、全国の任意の水域及び流域を同一の精度でとらえ、かつ解析することが可能であること。

(ii) 何らかの対策、規制をなした場合、あるいは社会活動、自然環境の変化等がある場合に対

表 5 湖沼水質予測重回帰モデルにおける標準偏回帰係数 (その1)
 Table 5 Standard regression coefficient in multiple regression model for prediction of lake water quality (case 1)

	項 目	C O D	T - N	T - P
湖沼の物理的諸元	湖面積	-0.27	-0.11	
	平均水深	-0.11		
	湖容積			
	流域面積	0.24		
	導水域率			-0.20
	滞留時間			
土地利用特性	水田面積率	0.30	0.11	0.40
	畑地面積率		0.08	
	果樹園面積率			
	山林面積率		-0.06	-0.15
	市街地面積率			
人口・ し尿処理状況	人口密度	1.30	1.40	1.07
	計画収集率			0.33
	自家処理率			
	下水道普及率		-0.10	
	浄化層処理率	-0.13	-0.20	-0.26
商工業特性	事業所密度		0.17	
	製品出荷額			
	商店密度	-0.95	-0.60	
	商品販売額	0.32	0.53	
農業特性	耕地面積率			-0.62
	牛頭数密度		0.10	0.25
	豚頭数密度	0.33		0.31
	鶏羽数密度	-0.16	-0.12	-0.41
気象特性	年間降水量			
	平均風速			0.12
	平均気温			
	平均日照時間	0.15		

し、その効果もしくは影響を水質の変化として評価できること。

(iii) 対策結果、水環境の変化の影響を長期的に評価できること。水質管理計画はおおむね5年ごとの見直しをすることが一般的であり、それと同等かあるいはその数倍の時間スケールでの予測が可能であること。

謝 辞

なお、本研究に利用した湖沼データベースの作成に当たり、各種の原データの提供について、環境庁はじめ関係各省庁の方々のなみなみならぬ御厚意を得た。ここに記して感謝の意を表する。

表 6 湖沼水質予測重回帰モデルにおける標準偏回帰係数 (その2)
 Table 6 Standard regression coefficient in multiple regression model for prediction of lake water quality (case 2)

	項 目	C O D	T - N	T - P
湖沼の物理的諸元	湖面積			
	平均水深	-0.21		
	湖容積			
	流域面積			
	導水域率			-0.18
	滞留時間			
土地利用特性	水田面積率	0.22	0.10	
	畑地面積率		0.15	
	果樹園面積率			
	山林面積率			
	市街地面積率			
人口・し尿処理状況	人口密度	1.44	1.31	0.93
	計画収集率			0.35
	自家処理率			
	下水道普及率		-0.14	
	浄化層処理率	-0.18	-0.12	
商工業特性	事業所密度			
	製品出荷額			
	商店密度	-1.19		
	商品販売額	0.53	-0.50	
農業特性	耕地面積率			
	牛頭数密度			
	豚頭数密度	0.30		
	鶏羽数密度		-0.25	-0.19
気象特性	日平均降水量			
	平均風速			
	平均気温			
	平均日照時間			

引用文献

- 愛知県環境部 (1980) : 水質環境管理計画基礎調査-概要書-。
 天野耕二 (1985) : 閉鎖性水域関連モデルの研究動向～現状の整理・分析～. 日本陸水学会第50回大会シンポジウム講演要旨集, 178-179。
 天野耕二・福島武彦・中杉修身 (1986) : 統計データによる湖沼特性と水質の関係, 衛生工学研究論文集, 22, 87-101。
 天野耕二 (1986) : 水質汚濁現象の予測手法の現状と問題点. 環境情報科学, 15(1), (印刷中)。
 原沢英夫 (1985) : 自然浄化力を活用した処理システムに関する研究. 国立公害研究所第2回自然浄化シンポジウム報告, 81-95。
 市川 新 (1984) : 河川流域の汚濁発生機構. 第12回環境問題シンポジウム講演論文集, 12-17。

天野耕二ら

- 池田有光・笠原三紀夫・西岡秀三・森口祐一・溝口次夫（1984）：都市・産業構造と大気環境汚染レベルの関連性に関する研究．文部省「環境科学」特別研究報告集，B219-R15-4；15-20.
- 神奈川県環境部（1981）：水質管理システム基本設計書（概要編）.
- 日本水質汚濁協会編（1982）：湖沼環境評価指針，公害対策技術同友会.
- 奥野忠一・久米 均・芳賀敏郎・吉沢 正（1971）：多変量解析法，日科技連出版社.
- 浮田正夫・中西 弘（1985）：河川の汚濁負荷流達率に関する研究．土木学会論文集，**357**，225-234.

II-9 環境影響を考慮した広域廃棄物埋立処分システムの最適化 Optimization of a Regional Solid Waste Disposal System

乙間末広¹・河村清史²・田中 勝²・内藤正明¹
Suehiro OTOMA¹, Kiyoshi KAWAMURA², Masaru TANAKA²
and Masaaki NAITO¹

要 旨

中間処理(焼却)、輸送、埋立処分、浸出液処理の四つのサブシステムから成る、広域廃棄物埋立処分システムの最適化を試みた。最適化の目的関数は、建設費の年間減価償却費と維持管理費の和とし、拘束条件として、放流水のCOD濃度を一定値以下にする条件を加えた。

ここで得られた最適システムは、廃棄物を全量焼却したのち区画埋立をし、出てくる浸出液を三次処理(活性炭吸着)までして放流するというものであった。このシステムで最も費用を必要とするのは焼却施設で、全費用の86%にも達す。

さらに、廃棄物量、輸送距離、浸出液の生物処理効率などが変化したとき、それらが最適システムの設計に与える影響についても検討した。

Abstract

A regional waste disposal system consisting of four subsystems, i. e., intermediate treatment(incineration), transportation, land reclamation and leachate treatment, was optimized by the dynamic programming technique. The sum of construction and running costs was employed as the objective function to be minimized under maintaining the COD concentration of effluent below a certain level.

The optimal system under the study comprised incineration of the whole waste, reclamation by the sectionally controlled filling, and biological leachate treatment followed by the adsorption by activated carbon. The cost of incineration is the largest portion as much as 86% of the total cost. The effects of parameters such as the transportation dis-

-
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.
 2. 昭和60年度 国立公害研究所客員研究員 (国立公衆衛生工学部 〒108 東京都港区白金台4-6-1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Department of Sanitary Engineering, the Institute of Public Health, Shiroganedai 4-6-1, Minatoku, Tokyo 108, Japan.

tance, the amount of waste disposed, and the efficiency of biological leachate treatment on the optimal system design were also examined.

1 はじめに

環境保全に対する配慮は、広域最終処分場計画を円滑に実施するうえで、最も重要視しなければならない項目の一つであり、これまでも環境影響の予測や評価に関する調査(厚生省環境衛生局水道環境部, 1982)などが行われている。しかし、これらはシステム全体から見ると部分的な評価や考察にとどまっている。広域埋立処分システムは廃棄物の収集に始まり埋立処分・浸出液処理に至るまで複数の段階があり、各段階での施設設計や環境保全対策は互いに密接な関係にあることを考えると、より効率的設計やより実効ある環境保全対策を実施するためにはシステム全体を統一的に考える必要がある。

ここでいう「広域廃棄物埋立処分システム」の特徴は、(1)大きな埋立面積及び空間を占有する大規模な埋立処分システムであること、(2)受入れ処理量が大量になること、(3)広域処理であるため、その立地が廃棄物の輸送コストに大きく影響を及ぼすこと、(4)中間処理方式により、輸送コスト、埋立処分規模、ひいては浸出液の水量・水質に影響を及ぼすことなどである。これらのことから、例えば、環境保全上最も重要と思われる最終埋立処分場周辺の水質汚濁対策を考える場合、発生源での分別や中間処理の導入によって環境汚濁負荷の低減を図る方法、埋立時に覆土や埋立て工法を工夫することによって汚濁物質の周辺浸出を極力阻止する方法等、各段階でいくつかの選択可能代替案があり、それらの評価はシステム全体を解析することによって初めて可能となるものである。埋立場からの浸出液の量・質及び処理費用に影響すると思われる代替案のうち、適用可能性の高いものを各段階ごとに整理したのが図1である。

本研究では広域埋立処分システムの全体を多段システムとして最適化することを試みる。従来このような検討がなされた例は皆無であり、ここでは、入手可能なデータや知見、解析手法等からの制約により、対象システムを最適化可能な程度に簡略化せざるをえない。しかし、システム自身が非現実的なものにならないように配慮している。

2 システムの構成

ここで扱うシステムは図2に示されているように中間処理、輸送、埋立処分、浸出液処理の四つのステージから成る。廃棄物発生場所から中間処理場までの収集過程は多分に地域的であり、実現可能でかつシステム全体に大きな影響を与えるような代替案は考えにくいため、ここでは一応除外する。

廃棄物は1箇所から、1,500t/dの割合で混合ごみのみが発生し、設計するシステムの規模はこの廃棄物の10年分を処分しうるものとする。この規模は日本では人口150万人都市のものに相当す

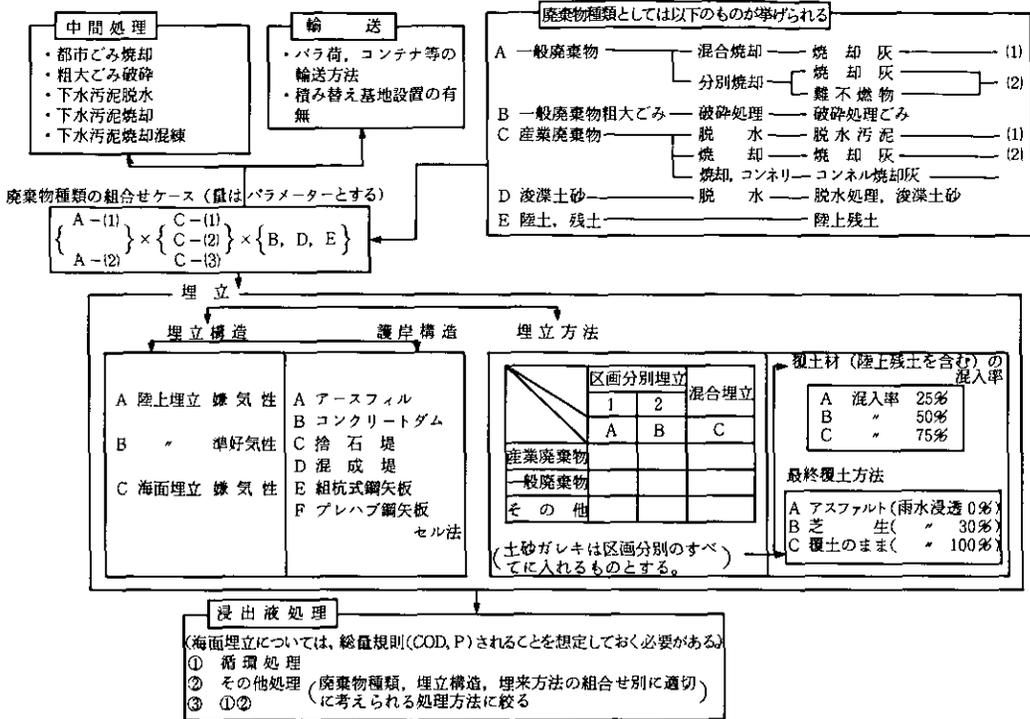


図 1 広域廃棄物埋立処分システムの各段階における方式代替案
 Fig. 1 Alternatives in each stage for synthesizing a regional solid waste disposal system

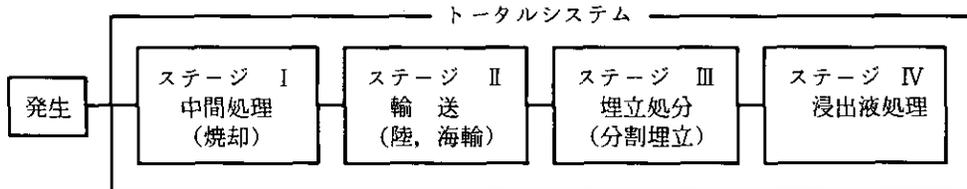


図 2 広域廃棄物埋立処分システムにおける四つの段階 (ステージ)
 Fig. 2 Four stages in the studied system

る。ただし、埋立場では覆土として残土を体積比率で25%混入するが、必要な残土は無料で入手できるものと仮定する。

中間処理には焼却を考え、埋立は区画埋立を前提とする。浸出液処理については生物処理から活性炭吸着処理までいくつかのレベルを考え、必要に応じて設備するものとする。

代替案を作り出す設計変数としては、中間処理では焼却率、埋立処分では区画分割数、浸出液処

理では処理レベルをそれぞれ採用する。輸送過程はステージの前後でごみの量・質が変化しないなど特殊であり、ここでは一応、陸上輸送60km，海上輸送30kmに固定し、代替案はないものとする。代替案の評価は放流水水質を拘束条件にして費用総額で行う。図3はシステムの概要と最適問題構成のための要素を模式的にまとめたものである。

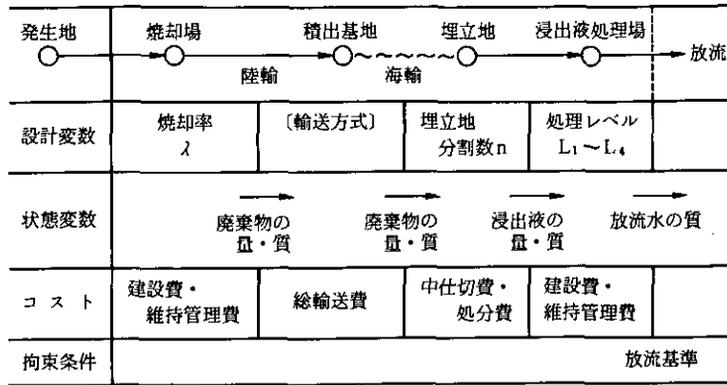


図 3 システムの概要と最適問題の構成要素

Fig. 3 Outline of formulating the optimization problem of the system

3 各ステージの定式化

3.1 中間処理 (焼却)

1) プロセス方程式

廃棄物(混合ごみ)発生量を $Q_0 = 1,500 \text{ t/d}$ ，焼却残渣率 $a_1 = 0.14$ ，焼却率を λ とすると焼却後の廃棄物重量 $Q_1 \text{ (t/d)}$ は次式で計算される。

$$Q_1 = (1 - \lambda) Q_0 + a_1 \lambda Q_0 \quad (1)$$

図4は焼却率と焼却後の重量との関係を図示したものである。最大は焼却なしの場合で $1,500 \text{ t/d}$ ，最小は全量焼却時の 210 t/d となり，その差は $1,290 \text{ t/d}$ である。

後段の輸送過程や埋立処分過程では，重量よりむしろ容積によってシステムが設計され費用が決定される。輸送時の単位体積重量を混合ごみについて $G_1 = 0.4$ ，焼却残渣について $G_2 = 1.3$ とすると輸送時の容量 $Q'_1 \text{ (m}^3\text{/d)}$ は次のようになる。

$$Q'_1 = (1 - \lambda) Q_0 / G_1 + a_1 \lambda Q_0 / G_2 \quad (2)$$

この計算結果は図5に示してある。全量焼却時の容積は $162 \text{ m}^3\text{/d}$ で焼却なしの場合の $3,750 \text{ m}^3\text{/d}$ に比べて4%である。この値は重量比の14% (残渣率) よりも一段と小さい。

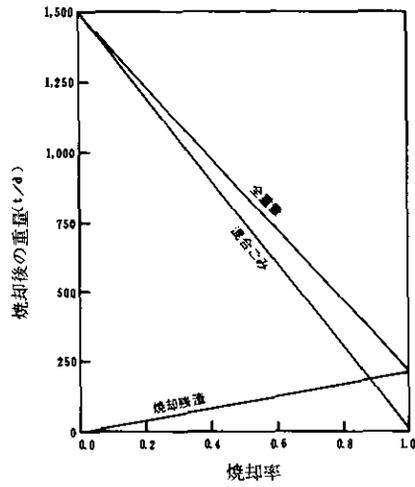


図 4 焼却によるごみ重量の変化
Fig. 4 Change in weight of waste with incineration ratio

2) 費用関数

焼却にかかわる費用は焼却炉建設費と運転費である。ここでは、建設費 I_1 (百万円) を炉の規模 $Q_i = \lambda \cdot Q_0$ t/d の関数として次のように仮定する。

$$I_1 = a_2 \cdot Q_i^3 \tag{3}$$

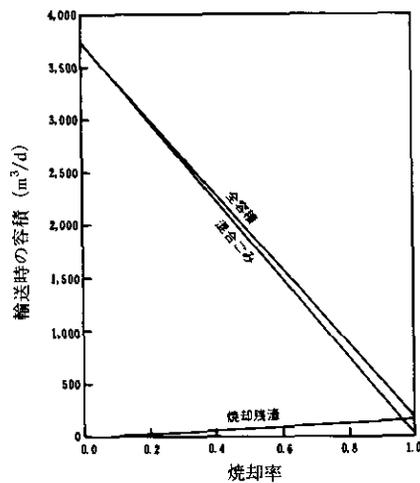


図 5 焼却によるごみ容積の変化
Fig. 5 Change in volume of waste with incineration ratio

さらに、規模の効果 a_3 を0.9とし、係数 a_2 を35.38とする。この式では、例えば焼却量300 t/dの炉では60億円となる。すべての費用を年間費用で比較するため、建設費は減価焼却費に換算する。金利を考慮した減価償却費 C_1 (百万円/y) は

$$C_1 = I_1 \frac{(1+r)^T \cdot r}{(1+r)^T - 1} \tag{4}$$

となる。ここに、 r は年金利、 T は償却期間でここではそれぞれ8%、10年とする。運転費 R_1 (百万円/y) についても建設費と同様の次式を仮定する。

$$R_1 = a_4 \cdot Q_i^{a_5} \tag{5}$$

なお、規模の効果 a_5 、係数 a_4 をそれぞれ0.9、3.54 とすると焼却量300 t/dの炉で年間6億円の運転費が必要となる。図6は焼却にかかわる年間費用 $\Phi_1 = C_1 + R_1$ (百万円/y) が焼却率または焼却量でどのように変化するかを示している。図からもわかるように建設施設減価償却費と運転費の比率はほぼ3対2の割合である。

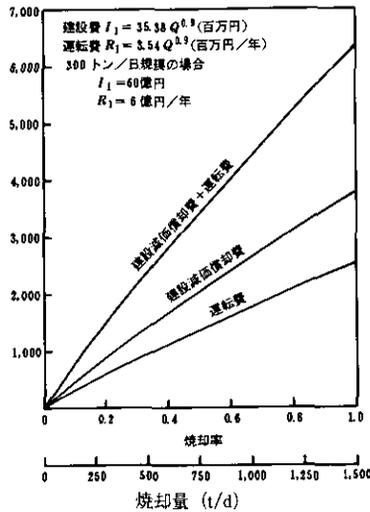


図 6 焼却にかかわる年間費用
Fig. 6 Annual cost of incineration

3.2 輸送

1) プロセス方程式

輸送過程においては廃棄物の量・質が変化しないため、プロセス方程式を省略することができる。すなわち、焼却後の廃棄物の状態がそのまま維持され、埋立処分場に持ち込まれる。

2) 費用関数(運輸省第三港湾建設局, 1978)

輸送費用は陸輸費, 海輸費, 積出港での積替費と揚陸費からなる。陸輸費 C_{2l} (円/ m^3) 及び海輸費 C_{2s} (円/ m^3) はともにそれぞれの輸送距離 d_l, d_s (km) の関数で次ように決める。

$$C_{2l} = 40d_l + 60 \tag{6}$$

$$C_{2s} = 7.8d_s + 180 \tag{7}$$

この算定式よると陸輸10, 20, 30kmではそれぞれ46, 43, 42円/ $m^3 \cdot km^{-1}$ となり, また, 海輸10, 20, 30kmではそれぞれ25.8, 16.8, 13.8円/ $m^3 \cdot km^{-1}$ となる。積み込み費と揚陸費の合計 C_{2c} 円/ m^3 は廃棄物量に関係なく一律

$$C_{2c} = 270 \tag{8}$$

とする。したがって, 日輸送量が Q_1' (m^3/d) の場合の年間費用 Φ_2 (百万円/y) は,

$$\Phi_2 = 365 Q_1' (C_{2l} + C_{2s} + C_{2c}) \times 10^{-6} \tag{9}$$

となり, 陸輸 60 km, 海輸 30 km の場合は,

$$\Phi_2 = 365 Q_1' \times 3,144 \times 10^{-6} \tag{9'}$$

となる。

3.3 埋立処分

埋立深さは水面下10m, 水面上10mの計20mとする。さらに埋立処分地は正方形と仮定し, 検討する区画割は図7に示すように中仕切枚数が0から4までの5通りとする。埋立工法は水深が水面下3mになるまでは薄層多重埋立とし, その後片押し埋立に移行するものとする。なお, 残土混入率は埋立時の体積比率で25%とする。

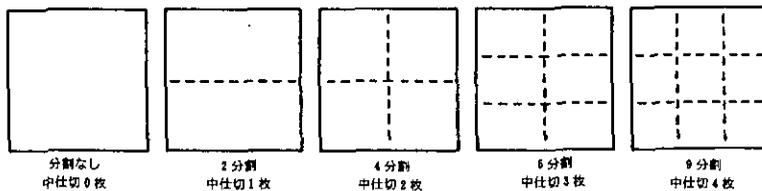


図 7 検討の対象とする埋立処分地の区画割

Fig. 7 Alternatives in partitioning landfill site for sectionally controlled filling operation

1) プロセス方程式

10年間の廃棄物を処分するのに必要となる埋立地容積 $V(\text{m}^3)$ は次式で計算される。

$$V = 3,650 \times \left(1 + \frac{0.25}{1 - 0.25}\right) \times \left(\frac{1 - \lambda}{g_1} + \frac{a_1 \lambda}{g_2}\right) Q_0 \quad (10)$$

ここに、 g_1 、 g_2 は混合ごみと焼却残渣の埋立時における単位体積重量で、ここではそれぞれ1.0、1.3とする。埋立地は深さ20m の正方形と仮定しているため、埋立地1辺の長さ $L(\text{m})$ は

$$L = \sqrt{V/20} \quad (11)$$

となる。この長さは中仕切1枚の長さでもある。廃棄物埋立量または焼却率に対する埋立地容積、面積、一辺の長さの変化は図8に示す。

次のステージである浸出液処理の施設設計には計画処理水量と水質が必要であり、埋立地からの浸出液の最大水量と最高濃度がその目安となる。モデルによるシミュレーションの結果(土木学会, 1985)では、最大水量 $Q_3(\text{m}^3/\text{d})$ は焼却率または廃棄物埋立量に対してほぼ線形であり、次式で近似できる。

$$Q_3 = \begin{cases} 6.00Q_1 - 342, & \text{分割なしの場合} \\ 3.42Q_1 - 202, & \text{2分割の場合} \\ 2.29Q_1 - 142, & \text{4分割の場合} \\ 1.73Q_1 - 114, & \text{6分割の場合} \\ 1.49Q_1 - 102, & \text{9分割の場合} \end{cases} \quad (12)$$

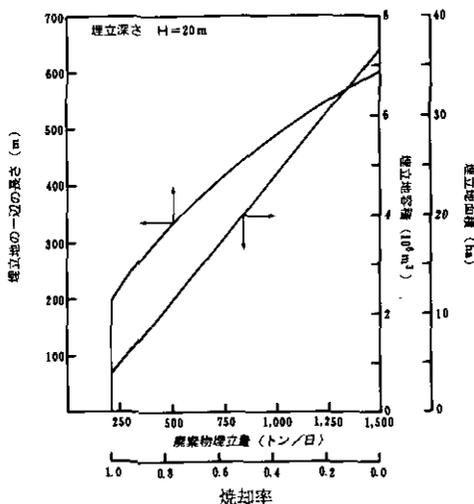


図 8 埋立地規模と廃棄物埋立量の関係

Fig. 8 Change in scale of landfill site with amount of disposed waste

これらの式はシミュレーション値とともに図9に図示している。図からもわかるように分割数の増大とともに最大浸出液量は急激に減少する。

水質に関しては、水量ほどの変化はなく、ここでは薄層多重埋立時の水質を参考にして廃棄物埋立量に関係なく次のように決める。

$$S_3 = \begin{cases} 1,200, & \text{分割なしの場合} \\ 1,400, & \text{2分割の場合} \\ 1,500, & \text{4分割の場合} \\ 1,600, & \text{6分割の場合} \\ 1,700, & \text{9分割の場合} \end{cases} \quad (13)$$

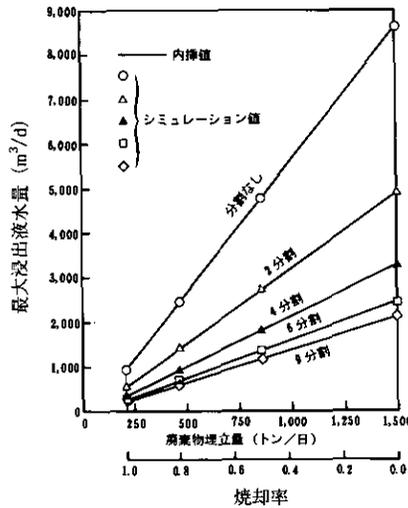


図 9 シミュレーションによって予測された浸出液の日最大水量
 Fig. 9 Maximal daily amounts of leachate forecasted by the numerical simulation

ここに、 S_3 (CODg/m³) は後段の浸出液処理施設を設計するための基礎となる水質である。これらの値は片押し埋立時の最高濃度よりも低いが、片押し埋立時の浸出液量は薄層多重埋立時のものに比べてかなり少ないため、薄層多重埋立時の数値を基にした施設において片押し埋立時の浸出液も十分処理できるものと考えられる。

2) 費用関数

護岸工事費は埋立後の土地売却費と相殺できるものと考え、ここでは中仕切費及び処分費(維持管理費)から費用を算出する。中仕切費を3百万円/mとし、長さ L_m のものを n 枚設けるときの年間減価償却費 C_3 (百万円/y) は

$$C_3 = 3 \times L \times k \times \frac{(1+r)^T \cdot r}{(1+r)^T - 1} \quad (14)$$

となる。処分費 R_3 (百万円/y) は廃棄物埋立量 Q_1 (t/d) に比例するとし、その額を 5 千円/t とすると次式のようになる。

$$R_3 = 0.005 \times 365 \times Q_1 \quad (15)$$

年間埋立費用 $\Phi_3 = C_3 + R_3$ の廃棄物埋立量に対する変化は図10に示す。

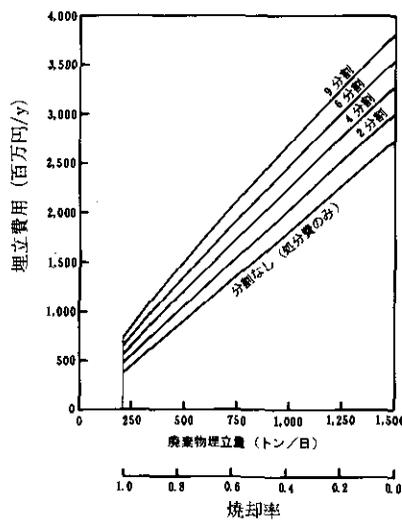


図 10 埋立処分にかかわる年間費用
Fig. 10 Annual cost of landfill reclamation

3.4 浸出液処理

浸出液処理施設としては図11に示す4通りの処理レベルを代替案として考慮する。各ユニットプロセス方程式と費用関数は土木学会の報告書(1985)で詳しく検討されているが、表1にはそれらの中からここで取り上げるものだけをまとめている。

1) プロセス方程式

表1から各処理レベルのプロセス方程式は一括して次のように書ける。

$$S_{out} = \beta \left\{ 0.125 \left(\frac{COD}{BOD} \right) + 0.35 \right\} S_{in} \quad (16)$$

ここに S_{in} , S_{out} はそれぞれ浸出液処理前後の濃度であり、 β は処理レベルによって決まる係数であ

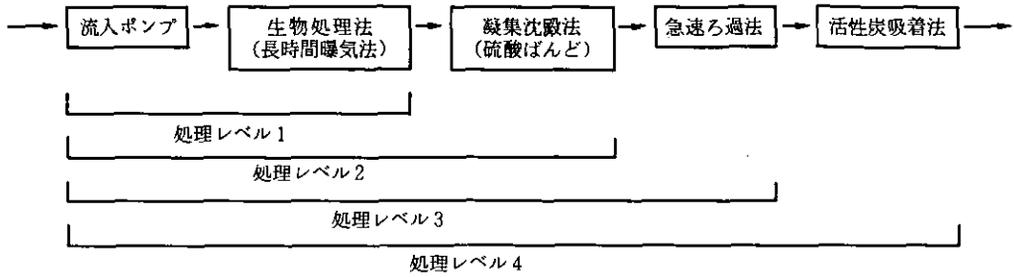


図 11 浸出液処理施設の構成と処理レベル

Fig. 11 Unit processes in leachate treatment plant

表 1 浸出液処理施設における各ユニットプロセスのプロセス方程式とコスト関数

Table 1 Process equations and cost functions of unit processes in leachate treatment plant

ユニット プロセス	プロセス方程式	コスト関数	
		建設コスト	維持管理コスト
流入ポンプ	$C_{out} = C_{in}$	$C = 58.8Q^{0.622}$	$M = 1.3Q^{0.690}$
生物処理法 (長時間 曝気法)	$C_{out} = (0.125 \frac{COD}{BOD} + 0.35) \cdot C_{in}$	水処理 $C = 17.4(\alpha Q)^{0.921} + 36.5Q^{0.814}$	$M = 8.0(\alpha Q)^{0.684} + 2.0Q^{0.684}$
		汚泥処理 $C = 35.3Q^{0.892}$	$M = 1.2Q^{0.857}$
		電気 $C = 177.8Q^{0.479}$	$M = 1.8Q^{0.745}$
		その他 $C = 41.5Q^{0.722}$	
凝集沈殿法 (硫酸ばんど)	$C_{out} = 0.6 C_{in}$	$C = 22.4Q^{0.946}$	$M = 11.3Q^{0.430}$
急速ろ過法	$C_{out} = 0.83 C_{in}$	$C = 107.0Q^{0.636}$	$M = 11.0Q^{0.475}$
活性炭吸着法	$C_{out} = 0.4 C_{in}$	$C = 167.9Q^{0.648}$	$M = 7.4Q^{0.665}$

- 1) 生物処理法の α は COD 容積負荷に原因する生物処理槽の容量補正係数でここでは 10.0 とする。
- 2) 凝集沈殿法(硫酸ばんど)は汚泥処理費(濃縮, 脱水)を含む。

る。処理レベル 1 から処理レベル 4 までの β の値はそれぞれ、1.0, 0.6, 0.51, 0.204 となる。

図12は COD/BOD を 1 とした場合の S_{in} と S_{out} の関係を示したものである。活性炭吸着法まで行うレベル 4 の施設で残留率がほぼ 10%、処理効率でいうと約 90% となる。凝集沈殿以後のユニットプロセスが有効に働くためには凝集沈殿に入る時点、すなわち、生物処理終了時点で浸出液 COD 濃度が $120\text{g}/\text{m}^3$ 以下であることが望ましい。

しかし、埋立地からの浸出液の最高濃度はかなり高く、生物処理終了後の濃度が $120\text{g}/\text{m}^3$ を大きく越えることが予測されるため、何らかの処置が必要となる。ここでは、施設の設計計画流量に余裕をもたせることによって浸出液の高濃度に対処するものとする。すなわち、生物処理後の濃度が $120\text{g}/\text{m}^3$ を越えないように浸出液を希釈しても十分処理できるように施設を設計するのである。こ

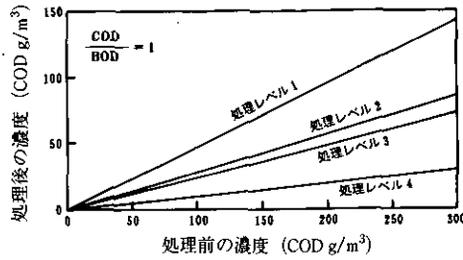


図 12 浸出液処理レベルによって変化する処理前後の COD 濃度
 Fig. 12 COD concentrations of leachate before and after treatment

のことは、生物処理に入る前の浸出液を濃度 S_3 から次式のように希釈調節することを意味する。

$$S_{in} = \begin{cases} \frac{120}{0.125 \left(\frac{COD}{BOD}\right) + 0.35}, & S_3 \geq \frac{120}{0.125 \left(\frac{COD}{BOD}\right) + 0.35} \text{ の場合} \\ S_3, & \text{その他の場合} \end{cases} \quad (17)$$

このときの希釈倍率 γ と浸出液濃度 S_3 との関係は

$$\gamma = \frac{0.125 \left(\frac{COD}{BOD}\right) + 0.35 S_3}{120} \quad (18)$$

となり、計画流量 Q (千 m^3/d) は

$$Q = \gamma Q_3 / 1,000 \quad (19)$$

となる。COD/BOD の値が小さくなると生物処理の処理効率が良くなるため希釈倍率も小さく、施設も小さくてすむ。図13は COD/BOD と S_3 によって変化する γ の等値線を示したものである。

2) 費用関数

表 1 からわかるように浸出液処理施設のコストは計画水量 Q のみによって決定される。ただし、前にも記したようにこの Q は埋立地からの浸出液量そのものではなく、浸出液の水質 S_3 にも影響されている。処理レベル 4 の場合で、COD/BOD 値を 1 としたときの浸出液の水量 Q_3 と水質 S_3 による年間浸出液処理費用の等値線を図14に示す。ただし、建設費は減価償却費で計算されている。

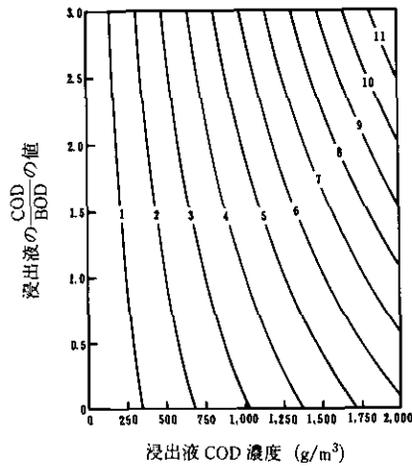


図 13 浸出液の COD 濃度と COD/BOD 値によって変化する希釈倍率の等値線
 Fig. 13 Contours of dilution rate varying with COD concentration and COD/BOD value of leachate

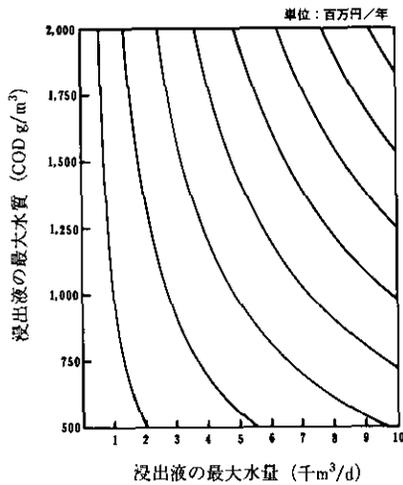


図 14 浸出液の最大水量・水質によって変化する年間処理費の等値線
 Fig. 14 Contours of annual treatment cost varying with maximal daily amount and COD concentration of leachate

4 システムの最適化

各ステージにおける一連のプロセス方程式を満たし、かつトータル費用が最小となるようシステムを最適化する。図 2 に示されているように、ここでのシステムは直列多段システムであり、さらに、最小にすべきトータルシステムの目的関数(費用関数)が各ステージの目的関数(費用関数)の和

となっていることから、最適化手法としてはDP(動的計画法)を採用する。すなわち、最後段のステージから最適設計を進め順次前段へと最適システムを拡張してゆき、最後には最適なトータルシステムに到達するのである。なお、ここでは一応、式(16)に含まれる浸出液の水質にかかわるパラメータCOD/BODは1に、浸出液処理後の放流水の水質は $30\text{g}/\text{m}^3$ 以下に拘束する。

4.1 埋立処分・浸出液処理システムの最適化

式(16)または図12からもわかるように、浸出液の処理レベルを最高のレベル4にしても、処理効率は高々90%である。埋立地から出る浸出液のCODの最高値は埋立地の区画割に関係なく $1,000\text{g}/\text{m}^3$ 以上であるため、放流水の拘束値 $30\text{g}/\text{m}^3$ を維持するには処理レベルを4にしたうえ、さらに浸出液が高濃度時には希釈する必要がある。なお、参考のために記すが、処理レベル3の処理効率が76%であるから、浸出液の最高濃度が比較的低い $1,000\text{g}/\text{m}^3$ のときでも、処理レベル4が不必要となるには放流基準が $240\text{g}/\text{m}^3$ まで緩和されなければならない。このようなことはほとんどあり得ないことである。

浸出液の処理レベルを4に固定した場合の廃棄物埋立量と埋立費用・浸出液処理費用の和との関係を示したのが図15である。図のカーブは埋立地の分割数にそれぞれ対応しているが、値が接近しているためその差はあまり明確でない。図の左上部には各カーブの位値関係を示す模式図が挿入してある。図に示されているように、最適な分割数(最も経済的な分割数)は廃棄物埋立量 Q_1 によって異なり、以下ようになる。

$210 \leq Q_1 < 274$ のとき、2分割の区画埋立

$274 < Q_1 \leq 1,500$ のとき、4分割の区画埋立

分岐点である 274 t/d は焼却率 $\lambda=0.95$ に相当する。

4.2 輸送・埋立処分・浸出液処理システムの最適化

輸送過程に代替案はないとしているため表記の最適システムにかかる費用は4.1で求めたものに輸送費を単に上乗せすればよい。

4.3 トータルシステムの最適化

図16に示すように、焼却費とそれ以後の処理に必要となる費用の間にはトレードオフの関係がある。しかし、焼却率に対する費用関数は両方もわずかながら上に凸であるため、その和である全費用も上に凸となり、最小値は端点である焼却率0または1のどちらかで生じる。ここでの例では、全量焼却(焼却率は1.0)するのが最も経済的であり、焼却なしの場合に比べて年間17億円弱の節約が見込める。

最適なトータルシステムは廃棄物の全量を焼却したのち、残渣を2分割の区画埋立をし、浸出液処理では三次処理の活性炭吸着処理まで行うシステムである。主な設計仕様及び費用は表2にまと

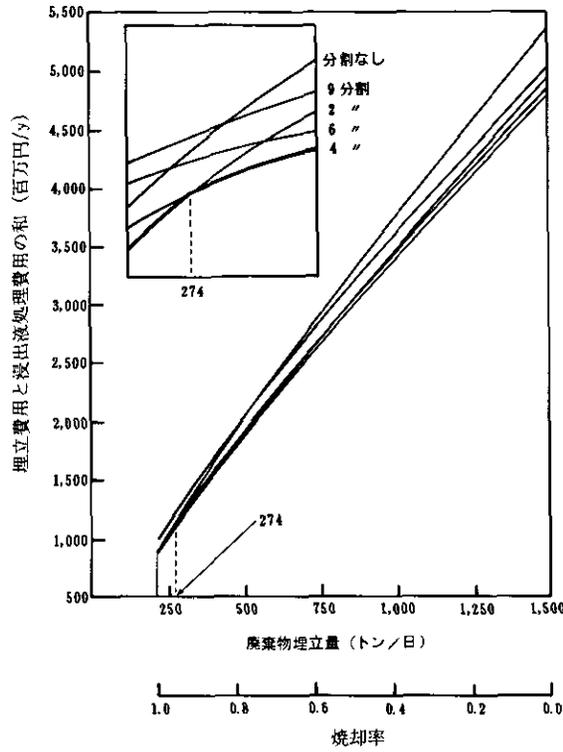


図 15 廃棄物埋立量によって変化する埋立費用と浸出液処理費用の和
 Fig. 15 Amount of disposal waste versus sum of costs of landfill and leachate treatment

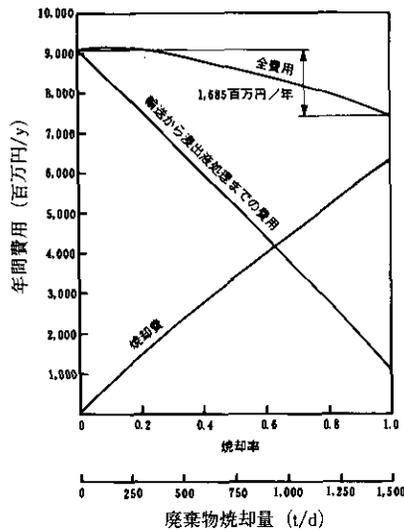


図 16 焼却率によって変化する焼却費及び焼却費以外の費用
 Fig. 16 Changes in annual costs of incineration and others with incineration ratio

表 2 最適トータルシステム
Table 2 Optimal design and costs of the system

単位：百万円/y

ステージ	設計仕様	建設費	維・管理または処分費	費用合計
焼却	全量焼却 (1,500 t/d)	3,806	2,556	6,362 (85.9%)
輸送	162 m ² /d	—	185	185
埋立処分	容積：0.786×10 ⁶ m ³ 面積：3.9 ha 最大浸出液水量： 0.516千 t/d 最大浸出液水質： 1,400 g/m ³ 区画：2分割	89	383	472 (6.4%)
浸出液処理システム	生物処理～ 活性炭吸着処理 規模：2.9千 t/d	247	144	390 (5.3%)
全システム		4,142 (55.9%)	3,268 (44.1%)	7,409 (100%)
1トン当たり(円)		7,565	5,969	13,532

めてある。ただし、末尾の数値の合計が合わないのは四捨五入による誤差である。このシステムの年間必要経費は74億900万円で、うち56%が建設施設減価償却費、44%が維持管理費である。各ステージごとの内訳では、焼却費が86%とかなり大きい。輸送費が2.5%と小さいのは廃棄物発生地から焼却場までの収集の費用が含まれていないため、これを含むとかなり大きくなると思われる。

5 結果の検討

5.1 輸送距離の影響

図17は全費用から輸送費のみを取り出し、他の費用と比較したものである。焼却の有無による輸送費の差は4,118百万円/yでその他の費用の差2,433百万円/yを大きく上回っている。最適システムが全量焼却となったのはこの結果が強く反映されたものであり、輸送距離がもっと短くなり輸送費が軽減されれば最適システムにおいても焼却不要となる。その分岐点となる輸送費用 C_T (円/m³) は次式で算定できる。

$$C_T = \frac{A_1 - A_0}{365 (\bar{Q}_0 - \bar{Q}_1)} \quad (20)$$

ここに、 A と \bar{Q} はそれぞれ輸送費以外の費用(円/y)と輸送量(m³/d)を表し、添字0と1は焼却なしの場合と全量焼却の場合を示す。ここでの例では、 $C_T=1,858$ 円/m³となり、輸送費がこの額を上回る遠方地域では焼却するのが良く、この額以下の近い地域では生ごみのまま埋立地に搬入するのがシステム全体として有利になる。陸輸距離と海輸距離による輸送費の変化は図18に示す。

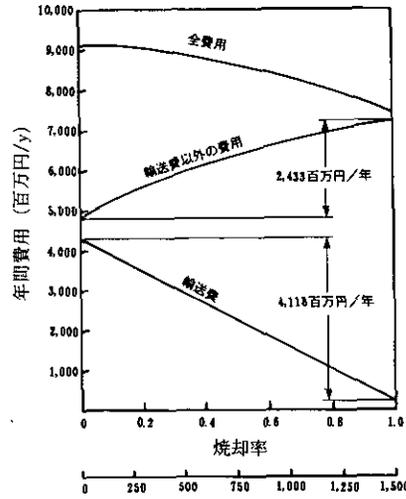


図 17 焼却率によって変化する輸送費及び輸送費以外の費用
 Fig. 17 Changes in annual costs of transportation and other with incineration ratio

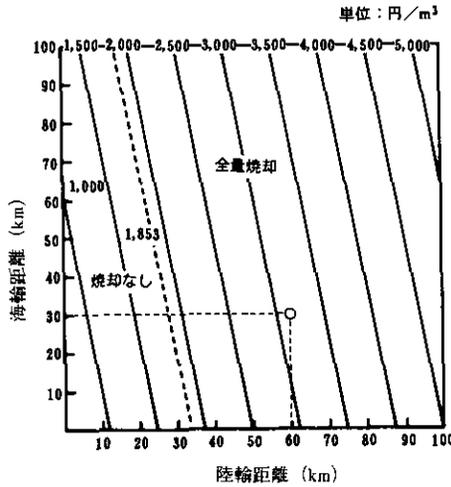


図 18 輸送距離による輸送費の変化
 Fig. 18 Cost of transportation varying with land and sea transportation distances

5.2 廃棄物発生規模の影響

ここでの計算例では廃棄物発生量を1,500 t/d という仮定のもとで最適システムを構成・設計し、それにかかる費用をトン当たり13,532円と算出した。しかし、この費用は廃棄物発生規模によって影響されるのは当然である。図19は発生量を500 t/d から3,000 t/d まで変化させたときの費用の変

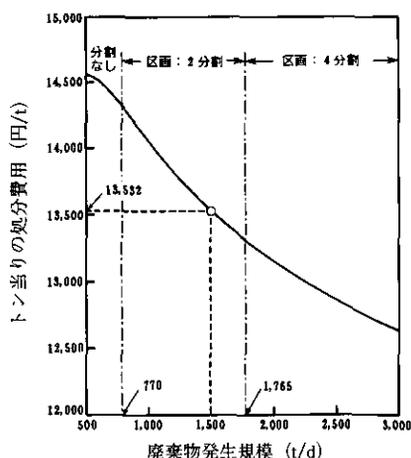


図 19 システムの規模によって変化するトン当たりの総処分費用

Fig. 19 Amount of disposal waste versus annual total cost per a ton of waste

化を示している。廃棄物の発生量が増加するに従ってスケールメリットが生じ、トン当たりの処分費用は減少していくが、その量は小さく発生量が6倍に増加しているにもかかわらず、費用の減少は約14%である。

最適なシステム的设计も発生規模によって変化する。図にも示されているように、発生量が770 t/d 以下では区画埋立の必要はなく、それ以上になると、1,765 t/d までは2分割区画埋立、3,000 t/d までは4分割区画埋立が最適となる。焼却の有無については、発生規模が極端に小さくなれば焼却不用になると思われるが、500 t/d 以上のレンジでは常に全量を焼却した方が有利という結果になっている。

5.3 生物処理プロセスの処理効率の影響

浸出液処理における生物処理プロセスは不確定要因が多く、その処理効率(または残留率)を一意的に決定するのは困難である。文献(土木学会, 1985)でも生物処理プロセスの残留率がレンジで与えられており、ここでの計算に用いた平均的な値を中心に20%程度変化するとしている。もし、残留率が20%低くなると(処理効率は高くなる)、最適なシステムの浸出液処理費用は約120百万円/y 安くなる。これは、平均的な残留率で計算したときの浸出液処理費用390百万円/y のほぼ30%に相当し、かなり大きい。しかし、これを発生廃棄物量当たりに換算すると約220円/t の減額となり、前節で示した処分のための総費用13,532円/t に対する影響としては2%以下となり、小さいといえる。

残留率が平均的な値より20%高くなる場合もほぼ同程度の影響で、浸出液処理費用は約107百万円/y 増加し、全費用では195円/t 増加することになる。

以上のことから、生物処理プロセスの処理効率が、システム全体の設計に及ぼす影響はそれほど大きいものではない。

5.4 受入料金について

廃棄物1トン当たりにかかる処分費用13,532円のうち、埋立処分事業者の負担となるのは埋立処分及び浸出液処理にかかわる費用で全体の11.7%に当たる1,583円である。この値は混合ごみ1トンに対するもので、埋立場に持込まれる時点では混合ごみ1トンは焼却灰140kg(残渣率14%)となっており、焼却灰1トン当たりに換算すると11,309円となる。このうち、最も大きな比率を占めるのは埋立の維持管理費(処分費)の5,000円である。もし、埋立及び浸出液処理にかかる費用を受入料で全額賄うとすると、受入料は1トン当たり11,309円以上でなければならない。

次に持込者の立場から考えてみる。全量焼却の場合の持込者の負担は焼却費、輸送費、及び受入料である。いま、受入料を持込時点で1トン当たりZ円とすると、ここでの例では焼却費と輸送費の和が混合ごみ1トン当たり11,962円かかっているため持込者負担総額は混合ごみ1トン当たり $(11,962 + 0.14Z)$ 円となる。一方、焼却なしの場合は輸送費と受入料のみでその額は $(7,860 + Z)$ 円となる。ここで、輸送費は式(2)及び式(9)より算出した。これらの値から受入料が1トン当たり4,770円を越えるとき、廃棄物を焼却した後、埋立地に持込むことが持込者にとって有利となる。すなわち、経済的インセンティブによって持込者に焼却を促すには4,770円以上の受入料金を設定する必要がある。図20は受入料金と持込者負担額の関係を示しているが、これらの関係が輸送費または輸送距離にも影響されることはいうまでもない。

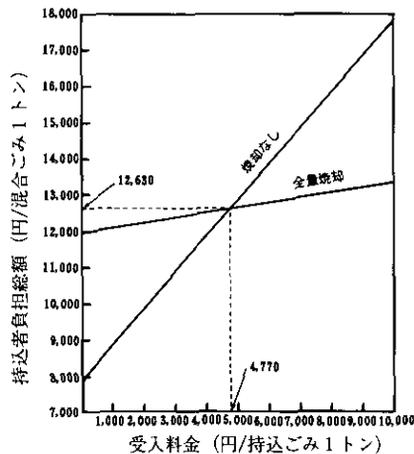


図 20 受入料金と持込者負担額の関係

Fig. 20 Dumping fee versus cost allotted to waste discharger

6 問題点とその考察

廃棄物の最終処分場における環境保全を考える上において、埋立処分場だけでなく、発生から浸出液の処理まで含めた処理システム全体をトータルとして検討することを試みた。この種の問題設定とその解析例はこれまでほとんど見られないので、その第1歩として、ここでは簡略化した問題を設定してシステム解析の考え方と手法を適用した。しかしこのために、対象とする廃棄物を混合ごみに限定するなど、問題設定が現実のものとは若干相違する部分があることを明記しておく必要がある。

ここでは埋立処分場からの環境汚染として水質汚濁だけを対象とした。廃棄物処理に伴う汚染としては当然ながら他にも多くの項目があるが、最終処分場の環境汚染で最も問題になるのが水質汚濁であるということで、ここではとりあえず水質汚濁に注目した。さらに水質汚濁を起こす原因となる埋立処分場からの浸出液の水質評価項目としてはCODが最も注視すべき対象で、かつ他項目(TOC, N, Pなど)の代表項目であると考えて、これを用いた。しかし現実にはこれ以外にも重金属や有機化学物質など環境影響が懸念されている種々の物質がある。これらも同時に加味することは解析手法的にはそれほど困難ではない。しかし難しいのはこれらの項目に関するプロセス方程式(インプット/アウトプットの関係)やコスト関数を決定することであり、現実問題としてこれらを決定するに足るデータが蓄積されていないということが最大の問題である。

さらに、システムの各ステージでは、選択される可能性の高い代替案に絞って解析対象としたが、広域処分計画の内容次第ではより適切な要素技術が存在することもあり、ここでの代替プロセスを十分な検討なく、そのまま採用することは適切でない。

システム評価の視点に関しても、いくつかの問題点が残されている。例えば環境保全のための制約条件としてここではとりあえず浸出液処理水の汚染濃度レベルを排出基準以下としている。しかし放流水域での汚濁蓄積を積分値として評価することの重要性は無視しえないだろう。さらに浸出液処理は埋立終了時で完了するわけではなく、その後の維持・管理費をどこまで加算し、コスト関数に組み込むかについても今後の検討課題となろう。

全体を通じての問題点は、データの精度が必ずしも十分高くないことに加えて、サブシステム毎にそのバランスが十分とれていないことである。したがって、ここでの試算結果そのものを参考にする場合には十分な注意が必要であることを断っておきたい。感度解析はこのようなデータの不確実性を評価するための一つの有力な手法であり、ここでも若干の試算は行っているが、まだ十分とはいえず今後の課題であろう。

以上のことを要約し、本研究の問題点、限界を残された今後の課題という形で一覧にすると表3のようである。

謝 辞

本研究を進めるに当たり、青島縮次郎(豊橋技術大学)、河上省吾(名古屋大学)、盛岡 通(大阪

大学), 和田安彦(関西大学)の各氏には有益な討議と助言を得た。ここに記して深謝する。

表 3 今後の課題
Table 3 Recommendations for a future research

ステージ	各ステージの課題	全体的課題
1. 中間処理過程	*収集過程について必要部分の考察を加味する。	*発生源数を複数にする。 *混合ごみ以外のものも対象とする。
2. 輸送過程	*積出し基地を複数にした複雑な輸送ネットワークへの拡張。	*データ精度の向上と、データ不確実性の感度解析。
3. 埋立過程	*埋立方式と浸出液の水質・量推定精度の向上 *受け入れ基準の設定と、これを超過することによる汚染発生リスクに関する確率的評価の加味。	*汚染項目をCOD以外の他項目に広げたベクトル状態量とする。 *即地的条件の加味手法、その実例の試算。 *埋立終了後の跡地利用の経済評価を加味する。
4. 浸出液処理過程	*代替処理プロセスの選択幅を広げる。 *処理プロセスシステム内での部分最適性と全体最適化を伴せたマルチレベル解析。	

記号説明

記号	単位	説明
a_1	—	焼却残渣率
a_2	—	焼却炉建設費用関数に含まれる係数
a_3	—	焼却炉建設費用関数に含まれる係数
a_4	—	焼却炉運転費用関数に含まれる係数
a_5	—	焼却炉運転費用関数に含まれる係数
A_0	円/y	焼却しないときの総費用から輸送費を引いた額
A_1	円/y	全量焼却したときの総費用から輸送費を引いた額
C_1	百万円/y	焼却炉の減価償却費
C_{2c}	円/m ³	積込費と揚陸費の合計
C_{2l}	円/m ³	陸上輸送費
C_{2s}	円/m ³	海上輸送費
C_3	百万円/y	埋立場施設の減価償却費
C_T	円/m ³	焼却が不用となる分岐点の費用
d_l	km	陸上輸送距離
d_s	km	海上輸送距離
g_1	t/m ³	埋立時における混合ごみの単位体積重量
g_2	t/m ³	埋立時における焼却残渣の単位体積重量

G_1	t/m^3	輸送時における混合ごみの単位体積重量
G_2	t/m^3	輸送時における焼却残渣の単位体積重量
I_1	百万円	焼却炉建設費
k	枚	埋立場の中仕切費
L	m	埋立場の一辺の長さまたは中仕切一枚の長さ
Q	$千m^3/d$	浸出液処理施設の設計流量
Q_0	t/d	廃棄物発生量
Q_1	t/d	焼却後の廃棄物量
Q_2	m^3/d	最大浸出液水量
Q_3	t/d	焼却炉の規模
Q_i	m^3/d	廃棄物の輸送量
\tilde{Q}_0	m^3/d	焼却しないときの廃棄物の輸送量
\tilde{Q}_1	m^3/d	全量焼却するときの廃棄物の輸送量
r	—	年金利
R_1	百万円/y	焼却炉の運転費
R_3	百万円/y	埋立場における年間処分費
S_3	g/m^3	最大浸出液濃度 (COD)
S_{in}	g/m^3	処理前の浸出液濃度 (COD)
S_{out}	g/m^3	処理後の浸出液濃度 (COD)
T	年	減価償却期間
V	m^3	埋立容積
Z	円/t	埋立場受入料金
α	—	生物処理槽の容量補正係数
β	—	浸出液処理のプロセス方程式に含まれる係数
γ	—	浸出液希釈倍率
λ	—	焼却率
Φ_1	百万円/y	焼却にかかる年間費用
Φ_2	百万円/y	輸送にかかる年間費用
Φ_3	百万円/y	埋立にかかる年間費用

引用文献

- 土木学会（1985）：昭和59年度広域最終処分場計画調査. 環境保全計画調査報告書（厚生省委託調査）.
- 厚生省環境衛生局水道環境部（1982）：広域最終処分場計画調査「広域廃棄物海面埋立処分事業の環境影響の評価の考え方とその手法」.
- 運輸省第三港湾建設局（1978）：大阪湾広域廃棄物海面埋立処分場計画調査報告書.

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ー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, 重金属等の土壤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 Orthoclaadiinae 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 Orthoclaadiinae 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56年度 特別研究報告. (1983)
- ※ 第 41 号 土壌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 Orthocladiinae 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 スモッグチャンパーによる炭化水素-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) — 湯ノ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 汚泥の土壤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)
- 第 72 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2) — 昭和55~57年度 特別研究報告(第4分冊). (1985)
- ※ 第 73 号 炭化水素-窒素酸化物-硫黄酸化物系光化学反応の研究. — 昭和55~57年度 特別研究総合報告. (1985)
- ※ 第 74 号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究. 環境指標 — その考え方と作成方法 — 昭和59年度 特別研究報告. (1985)
- 第 75 号 *Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa.* (1985)
(琵琶湖底泥中の元素に関する陸水学及び環境化学的研究)
- 第 76 号 *A Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere.* (1985)
(大気中モノテルペンの挙動に関する研究)
- 第 77 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58年度 特別研究報告. (1985)
- 第 78 号 生活環境保全に果たす生活者の役割の解明. (1985)
- 第 79 号 *Studies on the method for long term environmental monitoring – Research report in 1980–1982.* (1985)
(環境汚染による汚染の長期的モニタリング手法に関する研究)

- 第 80 号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究 — 昭和57～58年度 特別研究報告. (1985)
- 第 81 号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究 — 地方公共団体の制度運用を中心として. (1985)
- 第 82 号 植物の大気環境浄化機能に関する研究 — 昭和57～58年度 特別研究報告. (1985)
- 第 83 号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第 84 号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究 — 昭和57～59年度 特別研究総合報告. (1985)
- 第 85 号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第 86 号 GC/MS スペクトルの検索システムに関する研究. (1986)
- 第 87 号 光化学二次汚染物質の分析とその細胞毒性に関する基礎的研究 — 昭和 53～58 年度総合報告. (1986)
- 第 88 号 都市域及びその周辺の自然環境等に係る環境指標の開発に関する研究Ⅱ. 環境指標 — 応用例とシステム. (1986)
- 第 89 号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSAT リモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第 90 号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動 — 知床国立公園内 100 平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として. (1986)
- 第 91 号 Economic analyses of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
(人間による環境資源利用の経済分析 — 水環境と国立公園地域を対象にして)
- 第 92 号 アオコの増殖及び分解に関する研究. (1986)
- 第 93 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (Ⅰ) — 昭和58～59年度 特別研究総合報告 (第1分冊). (1986)
- 第 94 号 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 (Ⅱ) — 昭和58～59年度 特別研究総合報告 (第2分冊). (1986)
- 第 95 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (Ⅰ) — 汚濁負荷の発生と流出・流達 — 昭和58～59年度 特別研究報告. (1986)
- 第 96 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (Ⅱ) — 水草帯・河口域・池沼の生態系構造と機能 — 昭和58～59年度 特別研究報告. (1986)
- 第 97 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (Ⅲ) — 水路及び土壌による水質の浄化 — 昭和58～59年度 特別研究報告. (1986)
- 第 98 号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究 (Ⅳ) — 自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用 — 昭和58～59年度 特別研究報告. (1986)

※ 残部なし

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 national 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. (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 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. (1984)
- ※ No.71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No.72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides-system – Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere. – Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※ No.73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides-system – Final report in 1980-1982. (1985)
- ※ No.74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality – Environmental indices – Basic notion and formation. (1984)
- No.75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No.76 A Study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No.77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution – Research report in 1983. (1985)
- No.78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No.79 Studies on the method for long term environmental monitoring – Research report 1980-1982. (1985)
- No.80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea – Research report in 1982-1983. (1985)
- No.81* A study on effects of implementing environmental impact assessment procedure – With particular reference to implementation by local governments. (1985)
- No.82* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants – Research report in 1982-1983. (1985)
- No.83 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
- No.84* A comprehensive study on the development of assessment techniques for health effects due to environmental heavy metal exposure – Final report in 1982-1984. (1985)
- No.85 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
- No.86* A novel retrieval system for identifications of unknown mass spectra. (1986)
- No.87* Analysis of the photochemical secondary pollutants and their toxicity on cultured cells – Research report in 1978-1983. (1986)
- No.88* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality II – Environmental indices – Applications and systems. (1986)
- No.89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)

- No.90* National trust movement in Japanese nature conservation--Trustworthy or Illusion ? (1986)
- No.91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic environments and national park regions. (1986)
- No.92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of *Microcystis*. (1986)
- No.93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (I) --Research report and papers (Part 1) in 1983-1984. (1986)
- No.94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (II) --Research report and papers (Part 2) in 1983-1984. (1986)
- No.95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (I) --Drainage and flowing down of pollutant load-Research report in 1983-1984. (1986)
- No.96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (II) --Structure and function of the ecosystems of littoral zone-Research report in 1983-1984. (1986)
- No.97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (III) --Self-purification in stream and soil-Research report in 1983-1984. (1986)
- No.98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality management (IV) --Development and application of wastewater treatment technologies utilizing self-purification ability-Research report in 1983-1984. (1986)

* in japanese

※ out of stock

[昭和60年11月26日受領]

**RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN**

No. 98

国立公害研究所研究報告 第98号

(R-98-'86)

昭和61年3月15日発行

発行 環境庁 国立公害研究所

〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

印刷 株式会社 イセブ

〒305 茨城県新治郡桜村天久保2-11-20

**Published by the National Institute for Environmental Studies
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March 1986**