

国立公害研究所研究報告 第97号  
Research Report from the National Institute for Environmental Studies, Japan, No. 97, 1986.

## 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(Ⅲ)

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

## 水路及び土壌による水質浄化

Self-purification in Stream and Soil

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

国立公害研究所研究報告 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浄化

R-97 正 誤 表

ページ	行	誤	正
36	12	ecognized	recognized
41	24	呈した者	呈したもの
50	30	unknown	Unknown algae
89	表2	土壌の窒素, リン及び N, P and	土壌の窒素, 炭素及び N, C and
101	5	2.9 $\mu\text{g}$	2.9 $\mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$

## 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月で中間点を迎えた。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3分冊で、水路及び土壌の自然浄化機能を解明するべく行った8編の研究報告が収録されている。

この分冊に盛られた各研究で共通した標的となっているものはいわゆる生活雑排水であり、下水道の普及率が34%前後で足踏み状態が続いている今日、何らかの省資源・省エネルギー的方法で、中小規模の雑排水処理を進展させる方法を模索せざるを得ない。しかし、いかに中小規模といってもやはりプロセスであり、制御・管理に手がかかり、財政事情のよくない地方で、しかも人手をかけずそれを行うには限界がある。だから、本冊の研究者たちはまず、自然や人工の水路に接触媒体をおくだけで、付着微生物がどのような浄化力を発揮するか、微生物相を支配する要因は何か、といったことを探究することに意を注いだのであり、報文1～3にみられるようにそれぞれ相当の成果を収めたのである。

一方、土壌は今一つの重要な浄化媒体であり、表土には特に微生物が種・量ともに多く、複雑な生態系を構成している。ひと口に雑排水と呼ばれるものにも、有機物、各態栄養塩の他種々の問題物質が存在しており、これをどのような形で土壌に散布浸透させるかによって、土壌の受容能力、浄化機能、物質収支に大きな違いがでてくる。報文4～8はそうした課題をいろんな角度から分析、調査したもので、多くの注目すべき成果が盛られている。

以上の成果をふまえ、後期段階の諸研究、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

I. 研究の概要 .....	1
須藤隆一	
II. 報 文	
1. 水路における浄化とその意義 .....	5
稲森悠平・林 紀男・須藤隆一	
2. 水路における生物相と水質浄化特性 .....	35
稲森悠平・林 紀男・須藤隆一	
3. 水路に出現する微小後生動物わむし類 <i>Philodina</i> sp.の増殖特性 .....	63
稲森悠平・林 紀男・須藤隆一	
4. 土壌による水質浄化 (I) 土壌浸透実験装置の概要 .....	73
矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一	
5. 土壌による水質浄化 (II) 土壌の種類及び負荷水量の処理水質への影響 .....	85
稲垣典子・矢木修身・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一	
6. 土壌による水質浄化 (III) トリハロメタン生成能の変化 .....	107
矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一	
根本雄二・笹本和博	
7. 土壌による排水の自然浄化—浄化能と目づまりについて— .....	121
岡田光正・土屋重和・須藤隆一	
8. ほ場における土壌水分分布予測モデルとシミュレーション .....	131
乙間末広・久保井徹	

# CONTENTS

I. Outline of the Studies .....	1
Ryuichi SUDO	
II. Papers	
1. The Importance of Stream Purification Process .....	5
Yuhei INAMORI, Norio HAYASHI and Ryuichi SUDO	
2. Relationship Between Biota and Characteristics of Water Purification in Experimental Stream .....	35
Yuhei INAMORI, Norio HAYASHI and Ryuichi SUDO	
3. Effect of Environmental Factors on Growth of <i>Philodina</i> sp. Appearing in Stream .....	63
Yuhei INAMORI, Norio HAYASHI and Ryuichi SUDO	
4. Improvement of Water Quality by Land Application ( I ) Structure and Mechanism of Lysimeter .....	73
Osami YAGI, Noriko INAGAKI, Yuhei INAMORI, Kazuo MATSUSHIGE, Shingo TAI and Ryuichi SUDO	
5. Improvement of Water Quality by Land Application ( II ) Effect of Class of Soils and Influent Loadings on Qualities of Leachates .....	85
Noriko INAGAKI, Osami YAGI, Yuhei INAMORI, Kazuo MATSUSHIGE, Shingo TAI and Ryuichi SUDO	
6. Improvement of Water Quality by Land Application ( III ) Reduction of Trihalomethane Formation Potential .....	107
Osami YAGI, Noriko INAGAKI, Yuhei INAMORI, Kazuo MATSUSHIGE, Shingo TAI, Ryuichi SUDO, Yuji NEMOTO and Tokihiro SASAMOTO	
7. Natural Purification of Wastewater in Soil —Purification Capacity and Clogging— .....	121
Mitsumasa OKADA, Shigekazu TSUCHIYA and Ryuichi SUDO	
8. Model Simulations of Water Content Changes in the Field Soil .....	131
Suehiro OTOMA and Toru KUBOI	

# I

## 研究の概要 Outline of Performed Researches

須藤隆一<sup>1</sup>  
Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

### 要 旨

公共用水域における水質汚濁は、湖、内湾などの閉鎖系水域及び都市内の中小河川において依然として進行している。この主要な要因の一つとして生活雑排水のたれ流しが指摘されており、生活雑排水の処理法として省資源、省エネルギー的である自然浄化機能を活用した手法の開発が期待されている。水路及び土壌は自然浄化機能を活用する最良の場所と考えられる。本報告は、水路及び土壌のもつ自然浄化機能の解明とその応用について検討を加えたものである。

### Abstract

Water pollution in the public areas such as lakes, inland sea and rivers in urban areas is increasing. The reason of this phenomena is significantly due to a large amount of discharge of the untreated grey water. The grey water should be treated by sewage treatment facilities. However, the sewer system covers is increasing at only one % in a year. Therefore, cheap construction cost and least work for maintenance of treatment systems are required.

Streams and soils have high abilities to purify the polluted water. The present studies were conducted to clarify the purification mechanisms and to apply the natural purification process in streams and soils.

### 1 本研究のねらい

水路及び土壌の有する自然浄化機能はかなり大きいと予想できるので、これを生活排水等の小規模排水対策に積極的に活用するために、本研究は水路及び土壌の自然浄化機能を解明し、これらの場を水質浄化システムに組み込むことを目指して実施している。

---

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2

Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

## 2 研究成果

本報告書は、「水路に関する研究」3編、「土壌に関する研究」5編の研究成果を中間報告としてまとめたものである。

### (1) 水路に関する研究

まず、接触材を充てんした水路において、自然流下で汚水を流して浄化を計ろうとする、いわゆる水路浄化説の現地調査をふまえて、その問題点に検討を加えるとともに、浄化効率を向上させるための基本条件を示した。次いで、水路内の生物膜に優占的に増殖する微生物の種類及び現存量を環境条件と関連させて観察した。このうち、特にわむし類の *Philodina* が高い浄化機能を有することが認められたので、その増殖特性を明らかにした。

### (2) 土壌に関する研究

まず、土壌のもつ浄化機能を解明するために5種の土壌を別々に充てんした土壌浸透実験装置(2×2×2.5m)を10基製作した。この装置に霞ヶ浦湖水を(50l/m<sup>2</sup>・d<sup>-1</sup>, 250l/m<sup>2</sup>・d<sup>-1</sup>)供給し、1.5年連続運転を行い、土壌の種類及び水量負荷が水質浄化に与える影響を調べた。COD及びリンの最も高い除去率は、淡色黒ボク土で得られた。土壌処理は低濃度の有機物の除去に有効であり、トリハロメタン生成能も最高で80%減少した。次いで実験室の小型カラムで土壌の目づまりについて検討を加え、汚水流入点のごく近くで目づまりが起りやすいことを観察した。さらに土壌水分を予測するための計算容易な離散型モデルを構築し、これが実測値とよく一致することを確認した。

本報告書以外の研究成果の発表は以下のとおりである。

### 〔口頭発表〕

- (1) 矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・田井慎吾・松重一夫・須藤隆一：土壌による湖水の浄化—水質の変化—, 第19回水質汚濁学会, 東京(60.3)
- (2) 矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・田井慎吾・松重一夫・須藤隆一・笹本和博・根本雄二：土壌による湖水の浄化—トリハロメタン生成能の変化—, 第19回水質汚濁学会, 東京(60.3)

### 〔印刷発表〕

- (1) 須藤隆一・稲森悠平(1983): 生物相からみた処理機能の診断. 産業用水調査会, p.321.
- (2) 須藤隆一(1983): 雑排水をどうするか. 用水と廃水, 25(4), 47.
- (3) 須藤隆一・稲森悠平(1983): 水処理における微生物の制御. 微生物の生態11, 学会出版センター.
- (4) 稲森悠平・須藤隆一(1983): 微生物による環境制御・管理技術マニュアル, 環境技術研究会.
- (5) 須藤隆一(1983): 環境浄化のための微生物学, 講談社サイエンティフィック.

- (6) 須藤隆一 (1984) : 生活雑排水の処理技術, 水質汚濁研究, 7, 146-153.  
 (7) 須藤隆一 (1984) : 微生物による水処理技術の新しい展望, 産業公害, 20, 324-331.

### 3 研究体制

本研究は、水質土壌環境部、総合解析部、技術部の研究室のほか、客員研究員それぞれ分担した。研究担当者所属・氏名は以下のとおりである。

---

#### 水質土壌環境部

部 長	合 田 健
陸水環境研究室	須 藤 隆 一, 矢 木 修 身 稲 森 悠 平, 岡 田 光 正
土壌環境研究室	細 見 正 明, 稲 垣 典 子 高 松 武 次 郎, 久 保 井 徹 向 井 哲, 服 部 浩 之 広 木 幹 也
水質環境計画研究室	相 崎 守 弘
臨湖実験施設	田 井 慎 吾

#### 総合解析部

部 長	内 藤 正 明
第1グループ	乙 間 末 広

---

#### 客員研究員

広島大学工学部	今 岡 務
東京大学応用微生物研究所	大 竹 久 夫
広島大学工学部	寺 西 靖 治
鳥取大学農学部	松 本 聰

---



## II-1

# 水路における浄化とその意義 The Importance of Stream Purification Process

稲森悠平<sup>1</sup>・林 紀男<sup>2</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Yuhei INAMORI<sup>1</sup>, Norio HAYASHI<sup>2</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

### 要 旨

河川などの公共用水域の水質は全国的にはかなり改善されてきている。しかし、湖沼などの閉鎖性水域では必ずしも水質は改善されずむしろ汚濁の進行しているところもある。これは特に雑排水のたれながしなどに起因するところが大きい。本来この雑排水などの生活系排水は下水道で処理されるべきものであるが下水道が普及されるまでは汚濁源の削減をはかれない。それ故、建設費・維持管理に多額の費用を要さない処理システムが要求されるようになってきた。その一つの方法として水路内に接触材を充てんして浄化することを特徴とする水路浄化法がある。本法は、スクリーン、沈殿槽を前置し夾雑物、土砂等を除いた上澄水を波板プラスチック接触材、ひも状接触材などの充てんした水路に流下させ、接触材表面に形成される生物膜で浄化するのを基本フローとしている。現在我が国ではパイロットプラント規模から実規模の水路浄化施設までを含め数多く稼動しているが、我々の調査によると接触材の目づまり、衛生害虫の発生、低負荷運転でないと高い浄化を望めないなどの問題点のあることが明らかにされている。

今後水路浄化法を普及させていく上では、効率を高めるために水深を深くして曝気する曝気式水路などについての技術開発も必要であろうと考えられる。

### Abstract

Water quality in public water areas such as rivers have been improved in Japan recently. But, water pollution is increasing in closed water bodies such as lakes. These phenomena is due to the discharge of the domestic waste water. Essentially, these domestic waste water such as gray water should be treated by sewage treatment facilities, but these polluted water is not able to remove before the diffusion of sewerage system. Therefore, low cost and easy maintenance treatment system have been required in the areas such as non-urban areas which the sewerage system is not

- 
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60年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学大学院理学研究科 〒274 千葉県船橋市三山)  
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Biological Institute, Faculty of Science, Toho University, Funabashi, Chiba 274, Japan.

provided.

The stream purification process with packed media is one of the effective domestic waste water treatment system. This process is composed of screen, sedimentation tank to remove sand and refuse, and reactor with packed media called stream to remove organic substances by biological film.

In recently, pilot scale and full scale stream purification process have been operated in Japan, but it was made clear that this process had many problems such as decreasing of purification efficiency by clogging of packed media, occurrence of harmful insect and so on. To diffuse this process, it will be necessary to develop the newly type process such as aerated stream, in future.

## 1 はじめに

水路はその利用形態に応じて都市下水路、農業用水路などに分類される。これらの水路は流下距離が比較的短くかつ流速が速いため通常水路に生活系排水等の汚濁源が流入した場合浄化がそれほど行われないうちに河川、湖沼に流達する場合が多い。自然水域の水質汚濁を防止するためにはこれらの汚濁源は河川、湖沼に流入する以前に可能な限り処理することが必要である。その対策の一つが水路による浄化法である。この水路における浄化は基本的には河川における浄化と共通している。すなわち、河川に有機物を含む排水が流入すると、河川の水質は一時的に悪化する。しかし、河川を流下するにつれて浄化が進行し、水質は排水の流入する以前の状態にまで回復する。これは、河川の自浄作用と呼ばれるもので水路でも溶存酸素濃度が十分確保される程度でかつ流速がそれほど速くない場合はこのような浄化が進行する。この自浄作用には食物連鎖低次レベルの細菌、菌類から、食物連鎖高次レベルの原生動物及び微小動物が大きく貢献する<sup>1)</sup>。

それ故、自浄作用により汚濁源を除去することを期待するためにはこれらの微生物から大型生物に至る食物連鎖からなる生態系が効率よく機能することが必要とされる。水路や河川に排出される有機物量が過剰になると、大型生物の生息は困難となり食物連鎖低次レベルの微生物のみが増殖し、捕食が追いつかなくなり、いわゆる貧腐水性の環境から強腐水性の環境に遷移する。このように、自浄能力を超えるようになると汚濁が進行し、環境保全上大きな障害が引き起こされる。水域の水質汚濁を防止するには、河川に流入する以前で可能な限り有機物を除去することが必要である。そのためには上記したように河川、湖沼に流入する水路における浄化対策を強化することが重要である。本報では水路の最終流達点である河川、湖沼のうち河川を例とした汚濁の状態を述べた後、水路生態系の特徴について述べ、次に生態系を構成している生物の働きに基づく自浄作用について述べ最後に自浄作用を増強する方策について述べることにする。

## 2 自然水域における汚濁の現状

水路などを経て汚濁源が流入している全国の1級河川の生活環境に係る水質汚濁の経年変化について有機性汚濁の代表指標のBODでみたのが図1である<sup>2)</sup>。昭和50年度以降はおおむね一定の

値を示し、水道水源として望ましいとされる水質である BOD 3 mg/l 以下を満足しているのが82%程度、利水環境に望ましくないとされている水質である BOD 10mg/l 以上を示しているのが5%程度、その中間が13%程度であり、地域により河川の汚濁の程度はかなり異なる。また、我が国の河川の環境基準の達成率の経年変化は図2に示すとおりである<sup>3)</sup>。なお、河川の水質環境基準は表1に示した<sup>4)</sup>。昭和56年度では60%程度であり昭和40年代初期に比べると河川の水質は向上してきたが、まだ十分とはいえない。特に、大和川、綾瀬川、鶴見川などでは季節によっては BOD が15~20mg/l を示す場合もあり<sup>5)</sup>、河川に流入する以前において強力な浄化対策のおし進められることが望まれる。このような、河川の汚濁は人為的である場合が多いが表2は多摩川において汚濁のはなはだしくなった前後の水質を示したものである<sup>6)</sup>。このことから、浄化対策が講じられなければ河川の汚濁は著しく進行することがわかる。上記は河川について述べたものであるが、閉鎖性水域の湖沼、中小河川及び水路においては水質汚濁は更に深刻である。

### 3 水路生態系の特徴

水路において浄化に大きな役割を果たしているのは、細菌類、菌類、原生動物、後生動物である。すなわち、水路は、各種の生物からなる生態系で構成されており、有機物の無機化がこれらの生物により行われる。貧腐水性の水路では流下する有機物は極めて少なく、沈殿物も大型動物などが捕食するので、嫌気性環境までは進行しにくい。しかし、汚濁が進むほど生物膜は過剰となり酸素の供給が不足し嫌気性消化が活発となる。中小河川では流れの速い早瀬と緩やかに流れる平瀬、水のだんだん淵とから構成されている<sup>7)</sup>ため(図3)、これらの部分でかなりの水質浄化が行われている。すなわち河川においては早瀬及び平瀬では河床の生物膜による接触酸化作用によって水質浄化が行われ、淵では早瀬や平瀬で生長した生物膜のはく離片を含む流下浮遊物質の沈殿が行われ、浮遊物質除去による浄化が起こることが明らかにされている。なお、沈殿物中の有機物は嫌気性消化作用によって分解が進行する。このように、河川では酸化分解と消化が流下方向に交互に起こって浄化が進行する<sup>8)</sup>。このような浄化はコンクリート張りの水路では起こりづらいことから水路設計においてはこのような構造を適用する工夫が必要であると考えられる。なお、水路では太陽エネルギー及び水中の無機塩類を利用して有機物を生産する(細菌類が有機物を分解して浄化するのに対し有機物を生産するので自濁作用と呼ばれる)藻類も増殖するが、これらは光合成過程において多量の酸素を生産して好気性環境を維持し、かつ吸収した塩類を食物連鎖を通じて外界に取り出す仲間としての役割も果たしている。

このように、水路には多種の生物が存在し、有機物、無機塩類を介して相互に作用しながら生態系を構成しているが、水路の汚濁の程度によって出現する生物の種類と量は著しく異なる。この出現する生物の種類組成の違いに基づいて有機汚濁の程度を分類する方法に汚水生物系列がある。汚水生物系列は有機汚濁の程度を指標生物を用いて分類することにより評価することの特徴とするが、この指標生物のリストは Kolkwitz & Marsson<sup>7)</sup>、Liebmann<sup>8)</sup>、津田ら<sup>9)</sup>により作成され

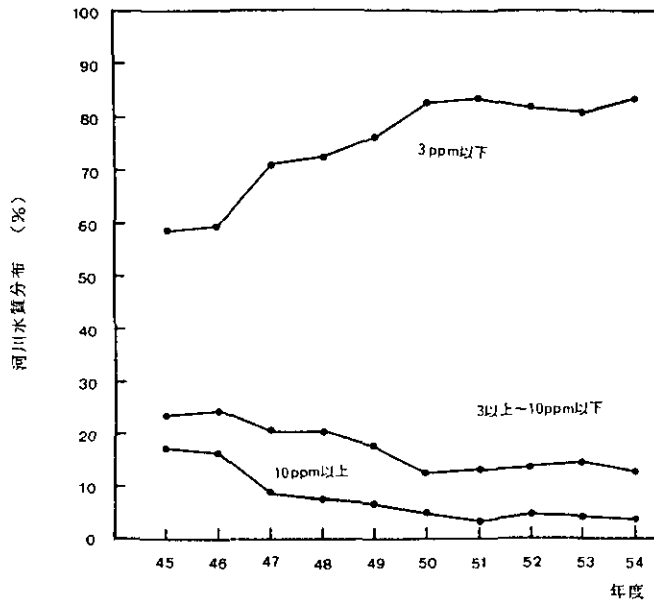


図 1 1級河川におけるBODの経年変化  
 Fig. 1 Annual change of BOD in the first class river in Japan

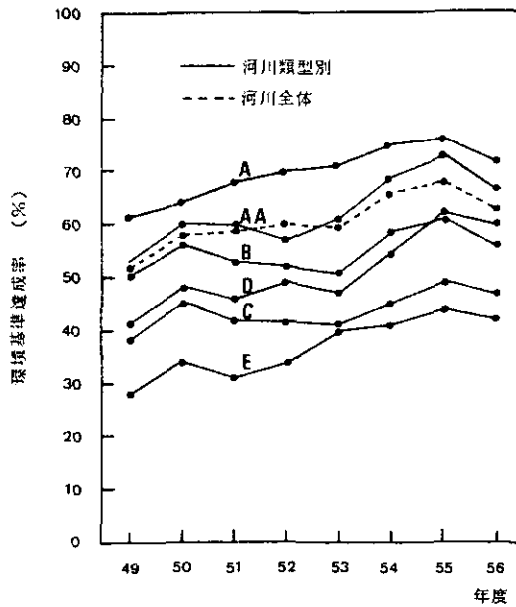


図 2 河川類型別環境基準達成率の推移  
 Fig. 2 Change of achievement ratio of environmental water quality standard in the various river

表 1 河川の生活環境項目にかかわる水質環境基準

Table 1 Environmental water quality standard of Japan in the river

項目 類型	利用目的の 適応性	基準値					大腸菌群数 該当水域
		水素イオン 濃度 (pH)	生物化学的 酸素要求量 (BOD)	浮遊物質 量 (SS)	溶存酸素量 (DO)		
AA	水道1級 自然環境保全及 びA以下の欄に 掲げるもの	6.5以上 8.5以下	1ppm 以下	25ppm 以下	7.5ppm 以上	50 MPN/100 m/以下	別に水域類型 ごとに 指定する水域
A	水道2級 水産1級 浴槽 及びB以下の欄 に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	2ppm 以下	25ppm 以下	7.5ppm 以上	1,000 MPN/100 m/以下	
B	水道2級 水産2級 及びC以下の欄 に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	3ppm 以下	25ppm 以下	5ppm 以上		
C	水産3級 工業用水1級 及びD以下の欄 に掲げるもの	6.5以上 8.5以下	5ppm 以下	50ppm 以下	2ppm 以上		
D	工業用水2級 農業用水 及びEの欄に掲 げるもの	6.0以上 8.5以下	8ppm 以下	100ppm 以下	2ppm 以上		
E	工業用水3級 環境保全	6.0以上 8.5以下	10ppm 以下	ゴミ等の浮 遊物が認め られないこと			
測定方法		規格8に掲 げる方法	規格16に掲 げる方法	規格10.2.1 に掲げる方 法	規格24に掲 げる方法	最確数によ る定量法	

備考1. 基準値は、日間平均値とする(湖沼、海域もこれに準ずる)。

2. 農業利用水点については、水素イオン濃度 6.0 以上 7.5 以下、溶存酸素量 5 ppm 以上とする(湖沼もこれに準ずる)。

(注)

1. 自然環境保全：自然探勝等の環境保全
2. 水道 1級：ろ過等による簡易な浄水操作を行うもの  
2級：沈殿ろ過による通常の浄水操作を行うもの  
3級：前処理等を伴う高度の浄水操作を行うもの
3. 水産 1級：ヤマメ、イワナ等貧腐水性水域の水産生物用並びに水産2級及び水産3級の水産生物用  
2級：サケ科魚類及びアユ等貧腐水性水域の水産生物用及び水産3級の水産生物用  
3級：コイ、フナ等、 $\beta$ -中腐水性水域の水産生物用
4. 工業用水1級：沈殿等による通常の浄水操作を行うもの  
2級：特殊の浄水操作を行うもの  
3級：特殊の浄水操作を行うもの
5. 環境保全：国民の日常生活(沿岸の遊歩を含む)において不快感を生じない程度

表 2 多摩川下流における汚濁による水質変化

Table 2 Comparison of water quality between before and after occurring water pollution in the Tama river

a)

年度	BOD*	濁度 (度)	アルカ リ度	塩素* イオン	硝酸性* 窒素	亜硝酸* 性窒素	アンモニア* 性窒素
1955	1.0	24.3	38.5	8.75	1.55	0.023	0.067
1964	5.9	36.2	84.8	35.1	2.08	0.16	5.13

b)

年度	KMnO <sub>4</sub> * 消費量	総硬度*	比導電率 (10 <sup>-6</sup> μmho)	一般細菌数 (N/ml)	大腸菌群数 (N/100ml)
1955	3.86	48.6	112.9	13,030	16,800
1964	16.8	86.2	296.8	281,000	163,000

\* 単位 (mg/l)

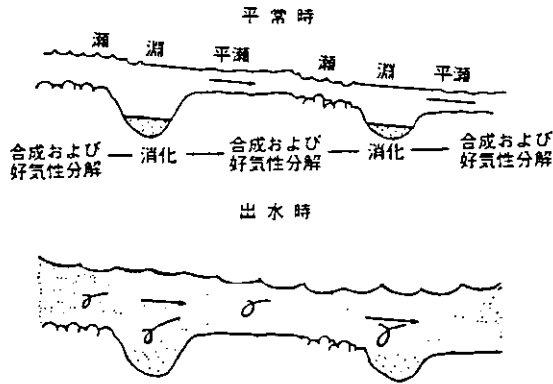


図 3 河川の浄化パターン

Fig. 3 Self-purification in the river

ている。すなわち、水路の水質は河川におけると同時に生物群集の構成状態により、強腐水性 (Polysaprobic),  $\alpha$ -中腐水性 ( $\alpha$ -mesosaprobic),  $\beta$ -中腐水性 ( $\beta$ -mesosaprobic), 貧腐水性 (Oligosaprobic) に分類される。原生動物の多くは水質変化に感受性が高いので、水質階級の指標生物としてよく用いられている<sup>10)</sup>。有機汚濁の4段階の特徴は次に示すとおりである<sup>10,11)</sup>。各段階のBODの範囲はSládeček<sup>12)</sup>に基づく。

1) 強腐水性 (BOD 10mg/l 以上) : 硫黄細菌の *Beggiatoa*, 鉄細菌の *Sphaerotilus natans* が大量に出現する。*Oscillatoria* などのラン藻類は出現するが、ケイ藻類, 緑藻類及び高等植物は出現しない。原生動物では、べん毛虫類, 繊毛虫類, アメーバ類が現れる。太陽虫類, うずべん毛

虫類、吸管虫類は出現しない。後生動物では、わむし類、環形動物、昆虫類の幼虫が少数出現することがある程度で、ヒドラ、淡水海綿、蘚苔動物、小形甲かく類、貝類、魚類は出現しない。

2)  $\alpha$ -中腐水性(BOD 5~10mg/l)：ラン藻類、緑藻類、ケイ藻類などの藻類が多量に出現する。原生動物としては、太陽虫類、吸管虫類が現れる。べん毛虫類及び繊毛虫類もかなり出現するが、強腐水性よりは少ない。後生動物では、二枚貝類、巻貝類、甲かく類、昆虫類及びコイ、フナ、ナマズなどの魚類が出現する。

3)  $\beta$ -中腐水性 (BOD 2~5 mg/l)：生物の個体数は非常に多くなるが、一種類で優占化されることはなく、多くの種類のケイ藻類、緑藻類が出現する。原生動物では、太陽虫類、吸管虫類、うずべん毛虫類が多く出現し、その他のべん毛虫類及び繊毛虫類はそれほど多く出現しない。後生動物では、ヒドラ、二枚貝類、甲かく類、昆虫類が数多く出現する。多くの種類の両生類及び魚類が出現する。

4) 貧腐水性(BOD 0~2 mg/l)：付着藻類は多いが、水中の藻類は個体数及び種類数ともに減少する。原生動物ではべん毛虫類、繊毛虫類、肉質虫類がごく少数現れるのみである。昆虫の幼虫及び各種の後生動物が出現する。

表3は有機汚濁の指標となる原生動物の一例が示してある<sup>10)</sup>。本表より、繊毛虫類、動物性べん毛虫類の多くは強腐水性及び $\alpha$ -中腐水性の指標生物となり、植物性べん毛虫類の多くは、 $\alpha$ 及び $\beta$ -中腐水性の指標生物となることがわかる。

このように、生物群集は水路という特別の環境内でお互いに密接な関係を保って生活を営み、いわゆる水路生態系を形成している。それらの関係は図4に示すとおりである。すなわち、水路生態系はピラミッド型の食物連鎖で表される。つまり、全生物群集をささえているのは1次生産者の付着藻類であり、これを捕食して生活する水生昆虫や微小動物などが2次生産者であり、さらにこれらを捕食する魚類が3次生産者であり、最終的に食物連鎖の上位を占める大型動物が4次生産者となる。

ここに示した水路生態系のピラミッドは水路の汚濁の程度により変化する。すなわち、貧腐水性の汚濁されていない水路では、水中の栄養塩類が少なく、藻類の生産量も少ないため、2次・3次生産量も少なくなりピラミッドの底辺は小さくなり、食物連鎖の生物間のバランスが保たれ、沈殿物の生成はほとんど認められない<sup>6)</sup>。しかし、汚濁が進行し強腐水性になると捕食者の大型生物の生息が困難となり、藻類や細菌類が著しく増殖するため生物膜は肥厚し、最終的には内部が嫌気分解してはく離流下し、 $\text{NH}_4\text{-N}$ や浮遊物質濃度が増加して水質が悪化する<sup>6)</sup>。このように、水路生態系は、流入する有機物濃度の大小により著しく変化する。有機物濃度以外では水路生態系に大きな影響を及ぼす因子としては、水深、光、温度、流速、水路の形状、底質などの物理化学的因子があげられる。図5は人工水路における、微生物相に及ぼす流速の影響を示したものである<sup>13)</sup>。これは、水路に3種類の有機物濃度からなる排水を1年以上流した場合の結果である。これより、①最も汚濁した排水を流した水路Iには *Zoogloea* 状の細菌がいずれの流速でも現れる

表 3 有機汚濁の指標原生動物の一例

Table 3 Example of protozoa as index organisms of organic pollution

生 物 名	強腐水性	$\alpha$ -中腐水性	$\beta$ -中腐水性	貧腐水性
<i>Cryptomonas</i>		+++	++	
<i>Dinobryon stipitatum</i>	+	+++	+	
<i>Eudorina elegans</i>			+++	++
<i>Chlamydomonas</i>	+	+++	+	+
<i>Pandorina morum</i>			+++	+
<i>Trachelomonas</i>		+++	+++	+
<i>Euglena</i>	+++	++	+	
<i>Oicomonas</i>	+++	+		
<i>Chilomonas</i>	+++	+		
<i>Peranema</i>	+++	+		
<i>Anthophysa</i>		+++		
<i>Carchesium polypinum</i>	+	+++		
<i>Vorticella microstoma</i>	+++	+		
<i>Vorticella convallaria</i>	+	+++	++	
<i>Epistylis plicatilis</i>		+++	+++	
<i>Litonotus fasciola</i>	+++	+++		
<i>Tetrahymena pyriformis</i>	+++	++		
<i>Glaucoma scintillans</i>	+++	+		
<i>Colpidium campylum</i>	+++	+		
<i>Paramecium caudatum</i>	+++	++		
<i>Cyclidium glaucoma</i>	+	+++		
<i>Stentor polymorphus</i>		+++	++	
<i>Spirostomum ambiguum</i>		+++		
<i>Aspidisca lynceus</i>	+	+++	+	
<i>Stylonychia mytilus</i>		+++	++	
<i>Amoeba</i>	+++	++		
<i>Arcella vulgaris</i>	+++	++		
<i>Euglypha tuberculata</i>	+	+++	+	
<i>Actinosphaerium eichhorni</i>			+++	

+++ 頻繁に多量に出現, ++ しばしば出現, + ときどき少量出現



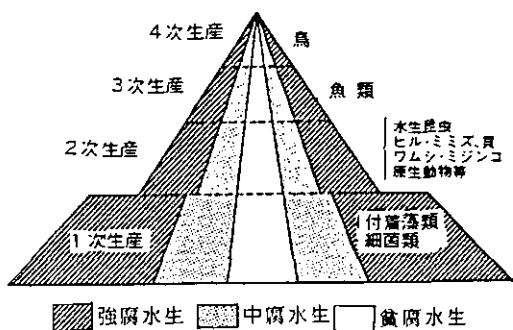


図 4 汚濁階級からみた水路生態系

Fig. 4 Ecological system in the stream from aspect of saprobiensystem

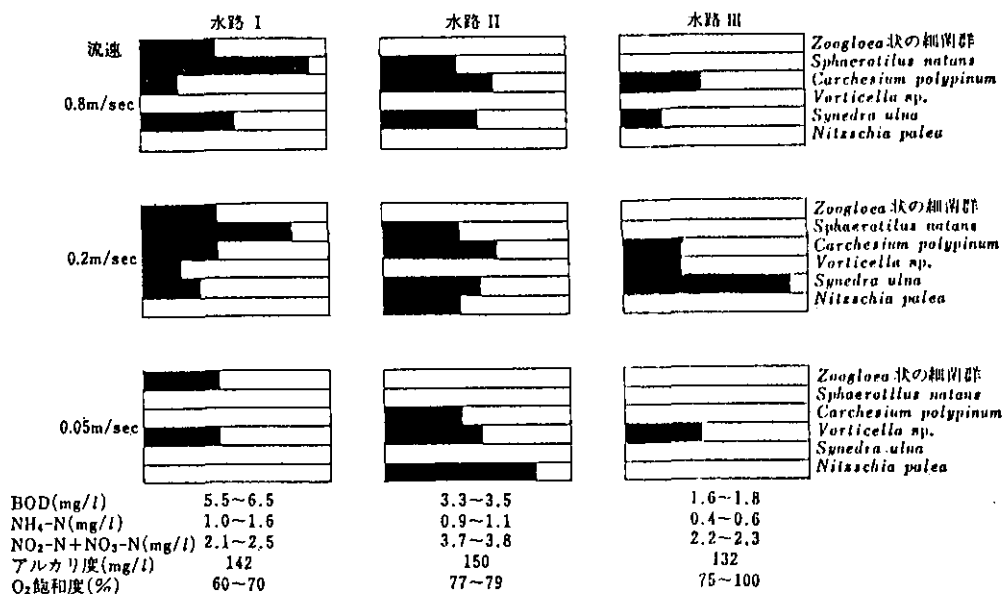


図 5 人工水路の付着微生物相に及ぼす水質及び流速の影響

Fig. 5 Effect of water quality and water current speed on biota in attached biofilm in the artificial stream

こと、② 水路IIでは *Sphaerotilus natans* が出現しているが、流速が0.05m/sになると全く出現しなくなること、③ 原生動物の *Carchesium polypinum* は流速の速い水路に、*Vorticella* sp.は流速のおそい水路に出現すること、すなわち流速は生物相に大きな影響を与えることがわかる。

なお、ここで、水路の浄化作用と密接な関係を有する、付着生物膜の生態系の特徴について述べることにする<sup>10)</sup>。付着生物膜は、光の届く場所では主として藻類で構成されている。藻類の中で

もケイ藻類と緑藻類が多いが、しばしばラン藻類や植物性べん毛虫類も出現する。しかし、有機物の多い場合は藻類は出現しない。すなわち、有機物濃度の大小により付着生物膜の種構成は次のように変化する。

① BOD: 10mg/l 以上の有機物の多い水路では、*Zoogloea ramigera*, *Sphaerotilus natans*, *Beggiatoa* などが大発生し、ミズワタと呼ばれる羊毛状の微生物集団を形成する。ミズワタ中には大きな群体を形成する固着性の繊毛虫類である *Carchesium*, *Epistylis*, 及び自由遊泳性の *Colpidium*, *Paramecium* などもかなり出現し、ミズワタの構成種となっている。汚濁物質の流入点はこのようなミズワタでおおわれていることが多い。

② BOD: 3~10mg/l の自浄作用を受けて有機物の減少した地点あるいは有機汚濁物質の流入量のそれほど多くない地点の河川では、汚濁に強い藻類が河床に著しく増殖する。これらは、付着藻類と呼ばれ、緑藻類の *Stigeoclonium*, *Cladophora*, ケイ藻類の *Synedra*, *Nitzschia*, *Achnanthes* などが優占種になることが多い。これらの藻類が増殖した生物膜の内部や表面には、*Vorticella*, *Colpidium*, *Paramecium*, *Uronema*, *Aspidisca*, *Stylonychia*, *Cyclidium* などの繊毛虫類, *Monas* をはじめとする動物性べん毛虫類, *Arcella*, *Euglypha*, *Diffugia* などの肉質虫類及び *Euglena*, *Peranema*, *Phacus*, *Astasia*, *Trachelomonas*, *Chlamydomonas* などの植物性べん毛虫類が出現する。

③ BOD: 1~3 mg/l 以下の清澄な水路では、生物膜は主としてケイ藻類で構成されており、原生動物はあまり認められない。付着生物膜に生息する原生動物を多摩川を例としてまとめると表4のとおりである<sup>10)</sup>。このように、付着生物膜の生物相は廃水の生物処理の程度が指標生物から評価できる<sup>14)</sup>のと同様に浄化の程度を反映していることから、生物相を観察することは水路生態系を知る上で極めて意義深い。

#### 4 水路における浄化の原理

水路に流入した有機物は、主として水が流動する際付着生物膜と繰り返し接触することにより減少するが、同時に希釈されたり、沈殿物を形成することによっても減少する。有機物の減少過程を自浄作用と定義するならば、①流送、②希釈・拡散、③沈殿、④化学的酸化・還元、⑤生物学的酸化・還元のいずれもが自浄作用であるといえる。しかし、有機物の無機化を自浄作用と定義するならば①、②、③は真の浄化作用とはいえない。このように、自浄作用は定義のしかたによって解釈が異なる。しかしながら、一般的には、水路の自浄作用は、

$$L_2 = L_1 \cdot 10^{-k_1 t} \quad (1)$$

ここで、 $k_1$ : 自浄係数と呼ばれ、水中の溶存酸素の消費を伴う汚濁物質の減少速度係数  $k_1$  (水路では BOD の減少係数を用いる) と沈殿などの溶存酸素の消費を伴わない減少速度係数  $k_2$  に分けられる、 $L_1$ : 上流側の汚濁負荷量、 $L_2$ : 下流側の汚濁負荷量、 $t$ : 2 地点間の流達時間の基礎式

表 4 付着生物膜中の原生動物の質的量的構成

Table 4 Composition of quality and quantity of protozoa in the biological film

生 物 名	羽 村 堰		日 野 橋		二 子 橋	
	夏	冬	夏	冬	夏	冬
<i>Chlamydomonas</i>	620		36,000		70,000	
<i>Trachelomonas</i>	180					
<i>Euglena</i>			2,000	880	1,800	840
<i>Astasia</i>			1,200			
<i>Peranema</i>			500	160	80	120
<i>Monas</i>	1,600	280	11,000	26,000	3,200	2,500
<i>Colpidium colpoda</i>				1,300		1,600
<i>Paramecium caudatum</i>				160		900
<i>Amphileptus claparedei</i>			600			
<i>Trachelophyllum pusillum</i>			600			
<i>Litonotus faciola</i>					280	140
<i>Uronema</i>	220	130	160	320	1,300	780
<i>Epistylis</i>			600	800		300
<i>Vorticella convallaria</i>			700		2,000	
<i>Oxytricha</i>			800			
<i>Aspidisca lynceus</i>			400			
<i>Stylonychia</i>			500		400	
<i>Stentor</i>			300		2,100	
<i>Spirostomum</i>			400			
<i>Tetrahymena pyriformis</i>					360	
<i>Chilodonella cucullulus</i>			1,300			
<i>Tokophrya</i>			400		240	
<i>Cyclidium litomensum</i>	250					
<i>Euglypha</i>					550	130
<i>Diffugia</i>					300	220
<i>Amoeba</i>					600	400
<i>Arcella vulgaris</i>			1,800	800	500	400

\* 夏は 1982 年 8 月、冬は 1972 年 12 月、数値は個体数/cm<sup>2</sup> で示した

羽村堰：夏（水温 17℃、BOD 0.9 mg/l）、冬（水温 10℃、BOD 2.2 mg/l）

日野橋：夏（水温 27℃、BOD 3.8 mg/l）、冬（水温 12℃、BOD 12.8 mg/l）

二子橋：夏（水温 29℃、BOD 5.2 mg/l）、冬（水温 12℃、BOD 9.8 mg/l）

から説明される<sup>15)</sup>。

すなわち、広義には水路の自浄作用とは水域において生物分解、沈殿、吸着などの作用により汚濁物質が時間の関数として減る現象として定義することができる。

なお、Hynes<sup>16)</sup>は、自浄作用を図 6 のように表している。本図より、① BOD で表される炭水化物、タン白質などの有機物質は生物化学的に炭酸ガスなどの無機物に分解され流下に伴い減少する、② BOD の分解には、水中の溶存酸素が必要とされるため酸素消費が起こるが、大気からの再曝気による酸素供給が、BOD 分解で消費される酸素量を上回るようになると、溶存酸素は高まる、

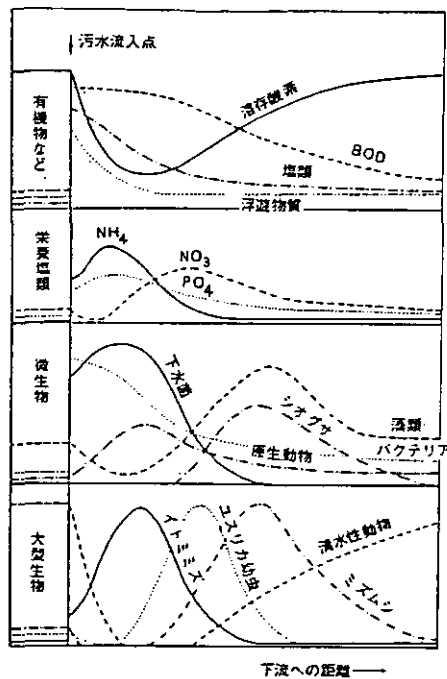


図 6 汚水流入直後の流下距離ごとの有機物汚濁の影響  
(完全な嫌氣的部分が生じない程度のかなり強い汚濁を受けた場合)

Fig. 6 Self-purification process in the stream after addition of organic waste water

③有機物質とともに流入した窒素、リンなどの栄養塩類は形態を変化（窒素の場合は  $\text{NH}_4\text{-N} \rightarrow \text{NO}_2\text{-N}, \text{NO}_3\text{-N}$ 、リンの場合は各種形態のリン $\rightarrow$ オルソリン）し、さらに微生物に取り込まれて減少する、④生物相については、前述したように、有機物濃度が高く、酸素濃度の低いところに細菌、ミズワタ、イトミミズ等が出現し、有機物濃度が減少し溶存酸素の増加したところにユスリカの幼虫が出現するようになり、更に浄化が進むとカゲロウ、トビゲラなどの大型動物が出現するようになる、などが理解できる。

また、桜井<sup>17)</sup>は有機汚濁物質の挙動を河川を例として図7のように模式化することにより、浄化作用を説明している。上流部に  $L_1$  の負荷をもつ有機汚濁物質が流入すると、下流に移動していくにつれて、生物・物理・化学的作用をうけて浄化が進行し汚濁物質は減少していく。本図において  $b_1$  は主として従属栄養生物のみ、 $b_2$  は従属栄養生物に独立栄養生物が加わった場合の汚濁物質の分解及び無機化反応の状態を表している。すなわち、 $b_1$  では、流入した汚濁物質は沈殿、再生産、無機化、分解反応により  $b_1 \sim b_2$  に示すような物質へ変換する。ここで、 $b_1$ 、 $b_2$  は BOD 成分とはならないが、 $b_1$ 、 $b_2$ 、 $b_{2-h}$ （例えば、有機汚濁物質の流入点付近に発生するミズワタ）、 $b_{2-a}$ （例えば、河床に発生する付着藻類）は BOD 成分となる。すなわち、 $b_{2-h}$  と  $b_{2-a}$  はそれぞれ有機汚濁物質の

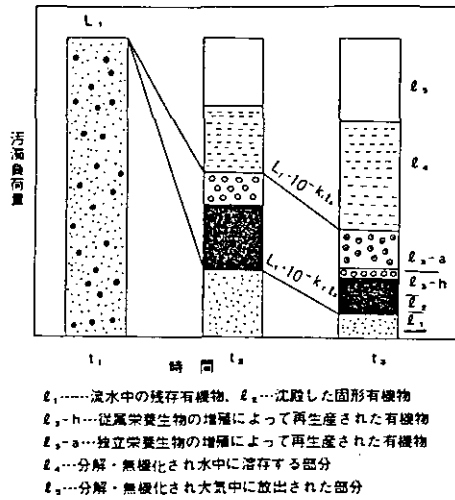


図 7 汚濁有機物質の流下距離ごとの挙動を示す模式図

Fig. 7 Relationship between removal of organic substances and distance from the inlet

分解及び無機化の過程に伴って増殖する付着細菌類，及び付着藻類のことを意味しており，出水時には  $l_2$  と一緒に洗い出されて，下流に運ばれて新たな汚濁源となることが予想される。しかし，付着微生物の中でも  $l_{3-h}$  は自浄作用に大きく貢献していることも事実である。それ故，沈殿物の生成及び付着微生物の増殖による有機汚濁物質の減少を浄化と考えるか否かにより自浄作用による有機汚濁物質の減少率は大きく異なってくる。すなわち，自浄係数として  $k_1$  がとられたとするならば，残存負荷量は  $l_1 + l_2 + l_{3-h} + l_{3-a}$  となり自浄作用による減少率は

$$L_1 \cdot 10^{-k_1 t} / L_1 = l_1 + l_2 + l_{3-h} + l_{3-a} / L_1 \quad (2)$$

となり，自浄係数として  $k_r (=k_1 + k_3)$  がとられたとするならば，残存負荷量は主として流水中の  $l_1$  しかみこまれないので，自浄作用による減少率は，

$$L_1 \cdot 10^{-k_r t} / L_1 = l_1 / L_1 \quad (3)$$

となる（自浄作用による浄化率は（3）式で計算すると（2）式の場合に比べて極めて高くなる）。

このことから，自浄作用を考える上で沈殿した固形有機物及び付着微生物の取り扱いについては十分注意しておくことが必要である。

大垣ら<sup>18)</sup>は，自浄作用と密接な関係を有する，溶存酸素濃度について，次に示すストリーター・ヘルプス (Streeter-Phelps) 式を基礎式として，数理的解析を行っている。

すなわち，ストリーター・ヘルプス式は，（4），（5）式で表される。

$$u \frac{\partial c}{\partial x} = -K_1 C \tag{4}$$

$$u \frac{\partial D}{\partial X} = K_1 C - K_2 D \tag{5}$$

ここで、 $C$ ：最終 BOD 濃度、 $U$ ：平均流速、 $K_1$ ：自己減衰係数、 $D$ ：溶存酸素不足量、 $K_2$ ：再曝気係数

$X = 0$  において  $C = C_0$ 、 $D = 0$  とすると(4)、(5)式より(6)式が導かれる。

$$\frac{C}{C_0} = \exp \left\{ -K_1 x / u \right\} \tag{6}$$

(6)式において  $K_1 \neq K_2$  のとき(7)式が、 $K_1 = K_2$  のとき(8)式が導かれる。

$$\frac{D}{C_0} = -\frac{K_1}{K_2 - K_1} \left\{ \exp \left\{ -K_1 \frac{X}{U} \right\} \right\} \tag{7}$$

$$\frac{D}{C_0} = K_1 \frac{X}{U} \exp \left\{ -K_1 \frac{X}{U} \right\} \tag{8}$$

ここで、 $f = K_2 / K_1$  (無次元量で Fair の自浄係数と呼ばれる)をパラメーターとすると(7)、(8)式は図8のように表される。本図において  $f$  が大きくなるほど溶存酸素の低下は小さくなることを意味している。また、溶存酸素濃度が最小となる時の時間  $t_c$  とそのときの溶存酸素不足量  $D_c$  の  $t$  による変化は図9に示すとおりである。本図において  $f > 5$  の場合

$$K_1 t_c \approx 0.3 \quad (K_1 = 0.23 \text{日}^{-1} \text{とすると } t_c \approx 1 \text{日}),$$

$$D_c / D_0 \approx 0.1 \quad (C_0 = 50 \text{mg/l} \text{とすると } D_c = 5 \text{ mg/l}) \text{ となる。}$$

$K_1$  の値としては、通常  $0.1 \sim 0.3/\text{d}$  程度であることが知られていることから、再曝気係数が大きい流水の場合は、溶存酸素濃度の最小値はそれほど小さくならず、また最小値が表れるまでにかなりの流下時間を必要とすることになる。BOD100mg/l 以上の高濃度の有機汚濁物質の流入する

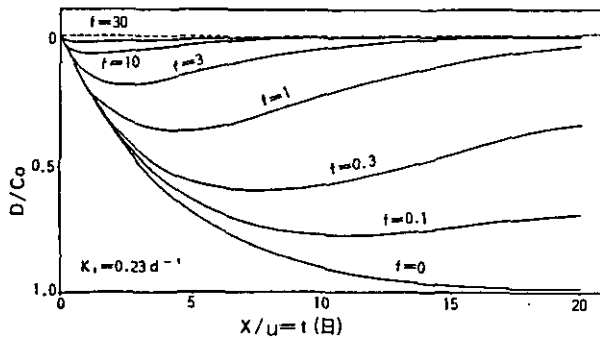


図 8 溶存酸素低下曲線  
Fig. 8 Dissolved oxygen sag curve

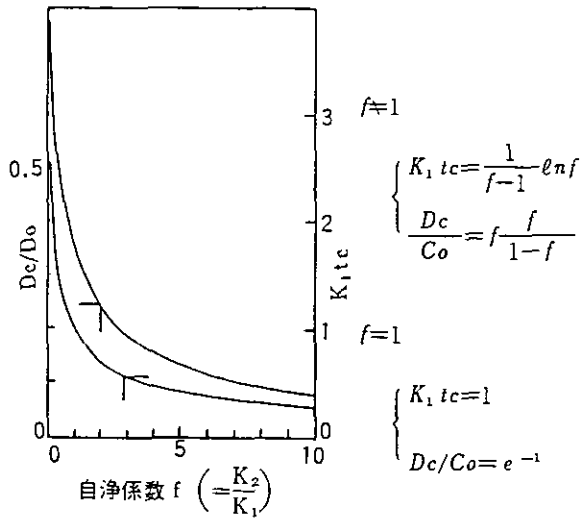


図 9 溶存酸素不足量と自浄係数

Fig. 9 Relationship between amount of lack of dissolved oxygen and self-purification coefficient

水路においては水深が浅く大きな再曝気係数を期待できるので、 $C_0$ が大きくても  $f$ が大きくなり、水中の溶存酸素はそれほど不足しない。このように、大垣らは流水の水中のみを対象とした解析を行っているが、付着微生物の役割が大きいこと、最近自浄作用を強化するために、接触材などを充てんして付着微生物による有機物等の除去能の向上を期待する方法が盛んに取り入れられてきていることから、今後は水路生態系における、付着生物膜、沈殿汚泥などまでを考慮した解析が必要である。

### 5 自浄作用の増強法

水路生態系の原理を応用した自浄作用の増強法としては、薄層流法、礫間接触酸化法、伏流浄化法及び接触材充てん水路浄化法がある。これらの浄化対策は水路生態系を構成する、細菌群、微小動物群などからなる有機物の分解者の働きを、流量、溶存酸素などの因子を制御して効果的に機能せしめることを特徴とするが、この方法を適切に利用すれば汚水浄化対策としても効果を発揮するものと考えられる。

これらの浄化法の原理及び特徴は次のとおりである。

#### 5.1 薄層流法<sup>6)</sup>

水路の浄化は主として付着生物膜に依存しているが、これに着目し、生物膜の付着面積を増加させるか、流量を減らして付着面積当たりの水量を減少させることによって河川において直接浄

化能を向上させることを期待するものである。すなわち、川幅を広げて水深を数 cm の薄い層にして、河川の自浄作用を現在の数倍から10数倍にすることを旨とした増強法である。しかし、本法を適用した場合、従来法に比べて景観や生態系の変化することが予想されるので適用するに当たっては十分な事前調査を行うことが必要である。

## 5.2 伏流浄化法(立型集水井法)<sup>6,19)</sup>

河床から地下浸透してかん養された水のことを伏流水というが、その水質は一般的に良好である。伏流浄化法では伏流水を人為的にポンプアップ(図10)して河川水に加えて希釈浄化すると同時に、地下浸透速度を速めることにより浸透過程における浄化を期待することができる。本法

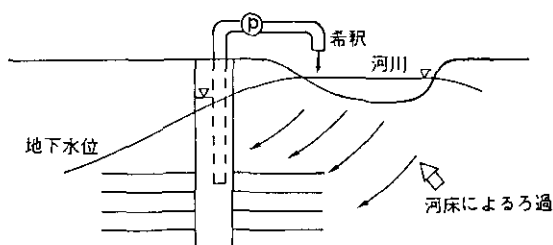


図 10 伏流浄化法の概念図

Fig.10 Permeating treatment process in river

の原理は微生物膜法の水道水の処理法として以前盛んに行われていた緩速ろ過法とおおむね同じである。伏流浄化法による処理を考える場合、確保可能な取水量とろ過可能な伏流量について十分な情報を得ておくことが必要である。伏流量と取水量を完全にバランスさせるには、集水管を河床の下部に埋設して取水する集水埋渠方式があるが、この場合取水量は河床の構造、設置する集水管の深さ、管径に左右される。なお、伏流浄化法の処理効果は河床の構造、地下水位、地下水の流れの方向、などにより異なるため、河川ごとにその状況を十分把握して検討することが必要である。

## 5.3 礫間接触酸化法

自浄作用により河川水質を向上させることを期待する場合、河床の付着生物膜が一層しかないため、かなり長い流下距離を必要とする。本法は付着生物膜を多層にすることにより、河川を浄化することを目的として河川外に新たに礫充てん層をつくり浄化能を増強することを目指したものである。矢野ら<sup>19)</sup>は多摩川の河川水を原水として実用化試験を行っている。

本装置は河川敷に設置されたコンクリート製の槽に礫を充てんし、そこに BOD 30mg/l 以下の汚濁水を流下させ (BOD 30mg/l 以上の場合は曝気を行う) て、礫に形成された付着微生物によ



り浄化させることを特徴とする。その構造及び仕様は図11、表5に示すとおりである。図12に示した通水量における処理性能は図13に示すとおりである。なお、BOD除去率と滞留時間との関係は図14に示すとおりである。本図より、経済性を考えてBOD除去率75%を期待するとすれば、滞

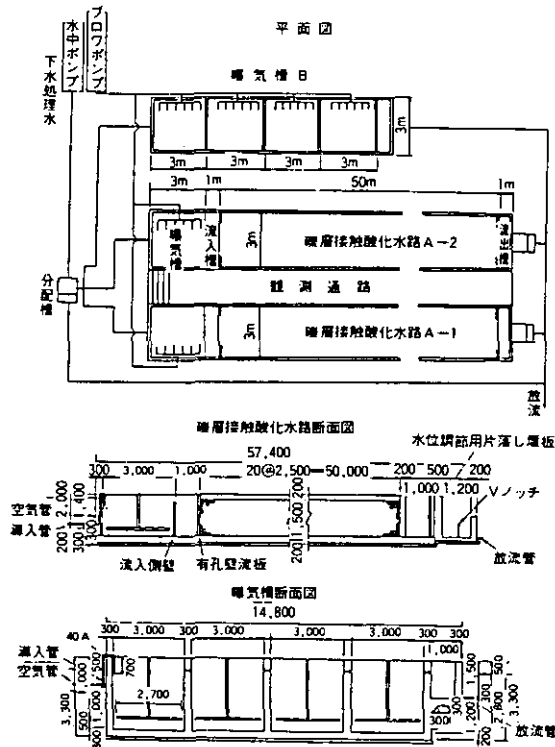


図 11 礫間接触酸化法の浄化フロー

Fig.11 Flow sheet of submerged biological film process packed stone in the stream

表 5 礫間接触酸化法の装置の仕様

Table 5 Structure of full scale stream packed stone as media

装置	仕様	幅 (m)	長さ (m)	水深 (m)	備	考
分配槽		1.0	1.3	1.0	余剰水はノッチを越えて浸透池へ	
前曝気槽		3.0	3.0	1.7(1.4)	流入槽へは越流して流入	
流入槽		3.0	1.0	1.7(1.4)	水路とは多孔板で区切られる	
接触酸化水路		3.0	50.0	1.7(1.4)	ふるい分けた直径10mm以上の礫を充てん	
流出槽		3.0	1.0	1.7(1.4)	水路とは多孔板で区切られる	
単純曝気槽		3.0	3.0	3.0(2.5)	4槽直列、各槽は越流で連なる	

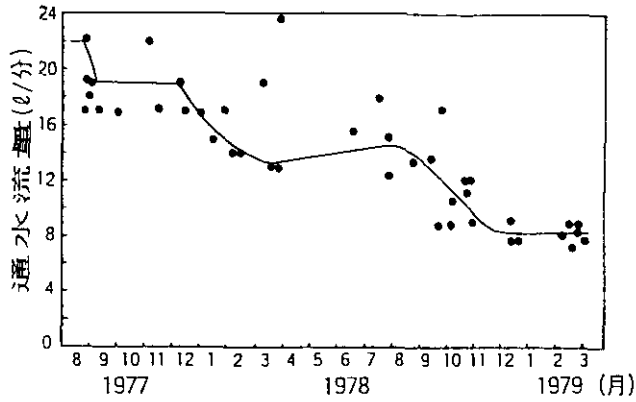


図 12 礫間接触酸化槽への通水量  
 Fig.12 Influent water volume of submerged biological film process packed stone in the stream

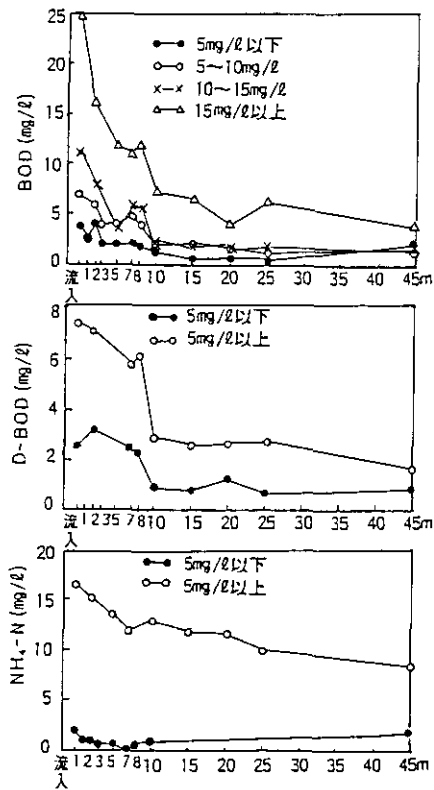


図 13 礫間接触酸化法の浄化能  
 Fig.13 Purification efficiency of submerged biological film process packed stone in the stream

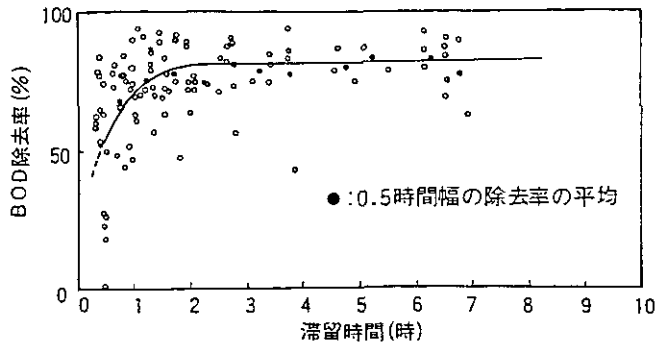


図 14 礫間接触酸化法における滞留時間と BOD 除去率との関係

Fig.14 Relationship between HRT and BOD removal in submerged biological film process packed stone in the stream

留時間は1.25時間となる。礫間接触酸化法でより高度の浄化を期待しようとする場合には、曝気を行えばよい。曝気式礫間接触酸化法で BOD 除去率90%を得るためには、滞留時間は2.2時間に設定することが必要である。

このように、礫間接触酸化法は汚濁した河川水を浄化するために効果を発揮するものと考えられるが、生成した汚泥の引き抜きを定期的に行わなければ安定した浄化を期待できないため、汚泥の処理処分法まで十分検討しておかなければならない。

なお、本法を用いた実施設としては図15に示す野川施設がある<sup>20)</sup>。本法の原理を水路に適用した施設は埼玉県草加市にあり反応槽にプラスチック接触材を充てんして曝気することから曝気水路とも呼ばれている。

#### 5.4 接触材充てん水路浄化法

礫間接触酸化法と同じように水路の浄化機能を増強させるために、接触材を充てんして付着生物量を増加させることは重要である。この接触材充てん水路浄化法は都市下水路、かんがい用水路、バイパス水路などの比較的小規模のものを対象としており浄化の原理は礫間接触酸化法と同じである。

特に、接触材充てん水路浄化法は、生活雑排水やし尿浄化槽放流水などにより汚濁された比較的有機物、窒素及びリン濃度の高い水路を対象とするのに適しているといわれている。以下においては、須藤ら<sup>21,22)</sup>により行われた接触材充てん水路浄化法の研究について述べることにする。

水路浄化法の特徴については、まず幅2.5cm、高さ5cm、長さ2mの水路を15本直列(30m)に接続し、ひも状接触材を2本平行に充てんした実験装置を用いて検討が行われた。接触材としては、波板状あるいは網目状のプラスチック板について検討した結果、ひも状接触材の方が付着状況が良好であったことから、ひも状接触材が用いられた。本装置は20℃の恒温室に設置され BOD

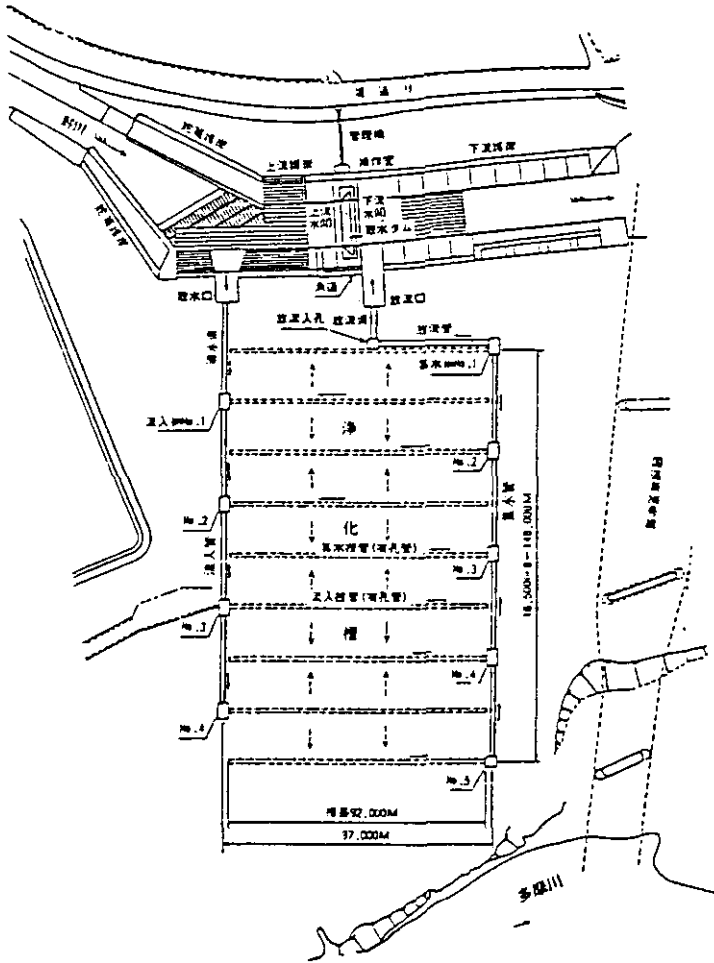


図 15 野川浄化施設のフロー  
 Fig. 15 Flow sheet of NOGAWA purification facility using submerged biological film process packed stone

25, 50, 100, 200mg/lの人工下水が5 l/hの流量で供給された。実験開始時には、水路内に活性汚泥が植種源として接種された。この流量における水深はおおむね2 cmであり、水路における平均滞留時は約3 hとなる。図16には流入水 BOD 及び COD の減少曲線を示してあるが、BOD の減少速度は1次反応に従っているのがわかる。図17及び図18は流入水 BOD 50mg/l, 100mg/l の場合の全窒素、アンモニア性窒素、酸化性窒素の変化をそれぞれ示したものである。これらより、硝化は流入水 BOD 100mg/l 以上では起こらないが、50mg/l 以下では十分に起こり、処理水中の窒素はほとんど  $\text{NO}_3\text{-N}$  にまで形態変化することがわかる。このことは、水路浄化法を効率よく機能させるためには、流入水中の有機物濃度は低い方が望ましいことを示唆している。

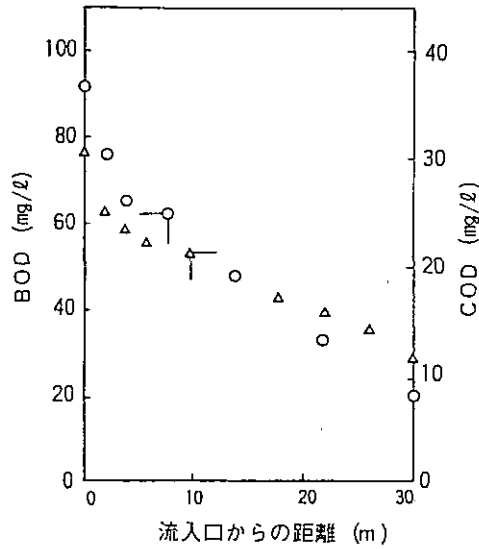
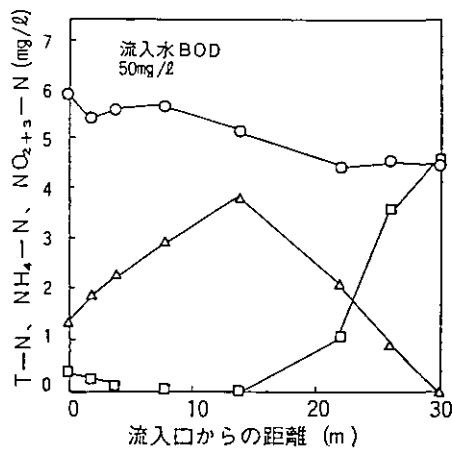
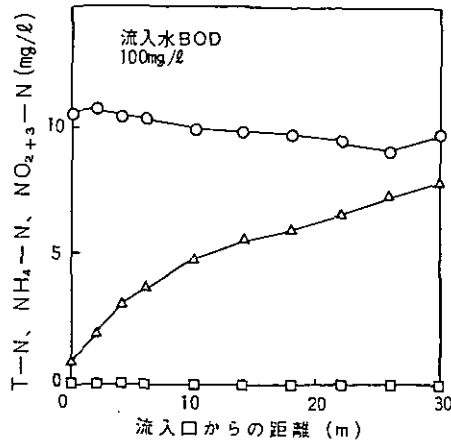


図 16 接触材を充てんした水路の BOD, COD と流下距離との関係  
 Fig.16 Relationship between distance from the inlet and BOD, COD in the stream packed string as media



○ : T-N, △ : NH<sub>4</sub>-N, □ : NO<sub>2+3</sub>-N

図 17 接触材充てん水路の窒素化合物の形態と流下距離との関係 (BOD50mg/l)  
 Fig.17 Relationship between distance from the inlet and shape of nitrogen compound in the stream packed string as media in case of influent BOD 50mg/l



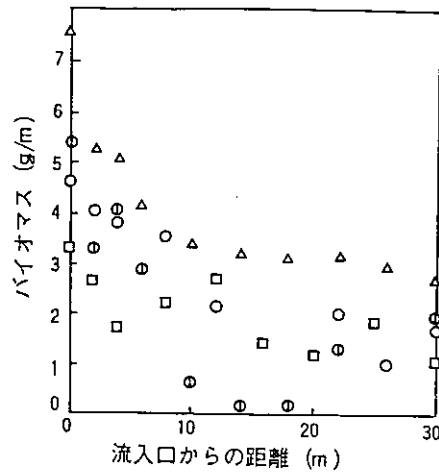
○ : T-N, △ : NH<sub>4</sub>-N, □ : NO<sub>2+3</sub>-N

図 18 接触材充てん水路の窒素化合物の形態と流下距離との関係(BOD 100mg/l)  
 Fig. 18 Relationship between distance from the inlet and shape of nitrogen compound in the stream packed string as media in case of influent BOD 100mg/l

なお、BOD 除去能については次に示すとおりである。すなわち、流入水 BOD 200mg/l の場合は、処理効率が悪く、除去率が55%程度で悪臭を伴うが、BOD 100mg/l では80%、BOD 50mg/l 以下で90%の BOD 除去率が得られ悪臭を全く伴わない。図19には流下距離ごとの生物膜(乾燥重量)を示してあるが、いずれの場合においても流入口付近が多く、流下に伴って生物膜の減少が認められる。生物膜量は流入水の BOD 濃度が低いほど少なかったが、BOD 25mg/l の場合でも生物膜量は MLSS 換算で15,000mg/l 程度にもなる。このように、生物量に対する流入有機物量の比(F/M 比)が小さいために汚泥発生量も小さく、流入水 BOD 100mg/l 以下では除去 BOD 当たり 5%以下となる。表6は流入水 BOD 100mg/l の場合を例として水路の生物膜中の生物相を示したものである。流入口付近では *Beggiatoa* (硫黄細菌) やその他の細菌、微小べん毛虫類が優占的に増殖し、繊毛虫類はほとんど現れないが、4~10m では、*Aeolosoma* (アブラミミズ)、*Cinetochilum* などが優占的に出現し、流出口付近では *Podophrya*, *Philodina* 等も出現するようになる。なお、流入水 BOD 濃度が100mg/l 以下になると、ミジンコ、*Nais*, *Pristina* などの有機物濃度の低いところに出現しやすい指標生物が多く観察されるようになる。

このように、人工水路に接触材を充てんすれば、接触材表面に多量の生物膜が形成されて浄化機能の高められることが、上記室内実験から明らかにされた。このことから実際の場にシミュレートした野外水路に接触材を充てんした検討も行った。結果は次に述べるとおりである。

ひも状接触材を充てんした水路は100m あり、処理フローは図20に示すとおりである。



流入BOD  $\text{mg}/\ell$  : ○ : 200, △ : 100  
□ : 50, ⊕ : 25

図 19 接触材充てん水路の生物膜(バイオマス)量と流下距離との関係

Fig. 19 Relationship between distance from the inlet and amount of biomass in the stream packed string as media

接触材は50cm幅の水路に16本(3cm間隔)はってある。水深は2~3cmであり、この水路に生活雑排水を1.5~7.0 $\text{m}^3$ 程度流入させて浄化能の検討が行われた。この接触材を接触曝気法で用いる場合は、通常1 $\text{g}/\text{m}\cdot\text{d}$ のBOD負荷をかけている。本水路の接触材に対するBOD負荷は0.1~1.5 $\text{g}/\text{m}\cdot\text{d}$ (通常0.5 $\text{g}/\text{m}\cdot\text{d}$ )程度であるから接触曝気法よりは低い。運転開始時には、活性汚泥の余剰汚泥を接触材に植種したが、排水を流入開始後1~2週間で生物膜の生成が認められ、浄化能が発揮されるようになった。なお、昼夜試験におけるコンポジットサンプルの水質測定結果の一例は表7に示すとおりである。水量2.0 $\text{m}^3/\text{d}$ 以下では30m下流でBOD除去率60~70%程度が期待でき、100mではBODは5 $\text{mg}/\ell$ にまで低下する。また、窒素も硝酸性窒素にまで変化している。生物相はいずれの負荷においても流入点近くは、生物膜は黒色を呈し原生動物としては微小べん毛虫類、細菌類としては顕微鏡で判定できる*Beggiatoa*が主であったが、水量負荷が小さくなると*Paramecium*, *Colpidium*の出現が認められた。表8は生物相の一例を示したものであるが、100m地点では*Vorticella*, *Euplotes*などの通常の生物処理施設の生物膜に出現する原生動物が認められた。また、高水温時にはユスリカ、チョウバエの幼虫が多数観察され、採取生物膜1 $\text{ml}$ 中最高でチョウバエ10個体、ユスリカ5個体であり、これらが羽化して水路周辺に飛散するのが認められた。

上記の室内実験と野外実験をBOD負荷をパラメーターとしてまとめたのが図21である。本図より、水路浄化法で高い浄化能を期待するためには、低負荷に設定しなければならないことがわか

表 6 接触材充てん水路の生物膜の生物相  
 Table 6 Biota of bio-film in the laboratory scale stream packed string as media

流入口からの距離 (m)	0	4	10	18	30
バイオマス (mg/cm)	91.9	27.0	31.7	26.8	13.8
生物相 (個/cm)					
<i>Aeolosoma</i>	310	1,570	1,490	490	1,520
<i>Philodina</i>		590	910	1,150	2,280
Nematoda	160	1,960	490	1,310	610
<i>Nais</i>			500	50	
<i>Aspidisca</i>			890		
<i>Colpidium</i>		7,040		3,600	
<i>Paramecium</i>		1,410	1,120	1,180	
<i>Spirostomum</i>		400	3,900	700	4,400
<i>Cinetochilum</i>		11,300	33,500		39,300
<i>Podophrya</i>			2,230	1,180	6,600
<i>Peranema</i>		4,320	21,200		7,640
Small flagellata	59,000	61,000	62,000	59,000	5,500
<i>Beggiatoa</i>	cc	cc	cc	cc	

cc:極めて多量に出現

(流入水BOD 100mg/l の場合)

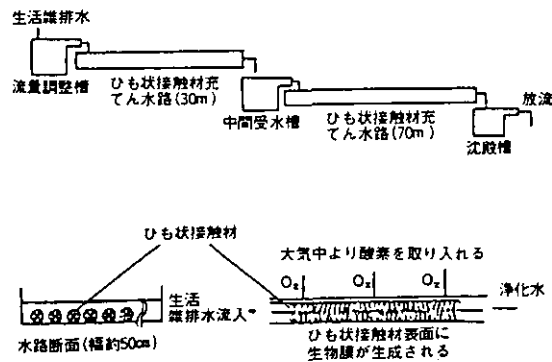


図 20 野外人工水路のフロー

Fig. 20 Flow sheet of pilot scale artificial stream



表 7 野外人工水路の水質

Table 7 Water quality in the pilot scale stream packed string as media

項目	実 験 1				実 験 2			
	原 水	水 路 1		水路 2	原 水	水 路 1		水路 2
		30m	100m			30m	30m	
水 量 (m <sup>3</sup> /d)	—	1.9	—	3.4	—	1.7	—	6.7
水 温 (°C)	22.1	22.9	24.0	22.1	20.3	18.8	18.7	19.3
pH	6.8~7.4	7.0~7.6	7.2~7.7	7.1~7.3	6.8~7.1	7.1~7.3	7.2~7.4	6.9~7.2
透視度 (cm)	12~18	27~41	100 >	25~35	10~16	16~25	84~100	12~17
COD (mg/l)	28	18	7	20	33	25	15	29
BOD ( " )	94	30	5	44	99	41	14	90
T - N ( " )	7.6	5.9	2.9	6.3	7.4	6.5	5.3	7.4
NO <sub>2+3</sub> - N (mg/l)	0.02	0.05	0.84	0.02	0.0	0.0	0.1	0.0
T - P (mg/l)	1.4	0.96	0.85	1.1	1.6	1.3	1.0	1.4

注) 水路 1 は 100m、水路 2 は 30m

表 8 野外人工水路の生物膜の生物相

Table 8 Biota of bio-film in the laboratory scale stream packed string as media

流 下 距 離	0 m	15m	30m	60m	100m
Small flagellata	470	2,800	20	540	250
<i>Paramecium</i>	20	100	90	30	
<i>Colpidium</i>	30				
<i>Uronema</i>				680	370
<i>Spirostomum</i>					60
<i>Vorticella</i>					620
<i>Euglypha</i>				270	700
<i>Amoeba</i>					250
<i>Beggiatoa</i>		c	cc	r	
<i>Nitzschia</i>				1,100	
<i>Fragilaria</i>				+	
<i>Euplotes</i>					250

生物膜 1 mg 中の個体数

cc: 極めて多量に出現, c: 多量に出現,

+: 普通に出現, r: わずかに出現

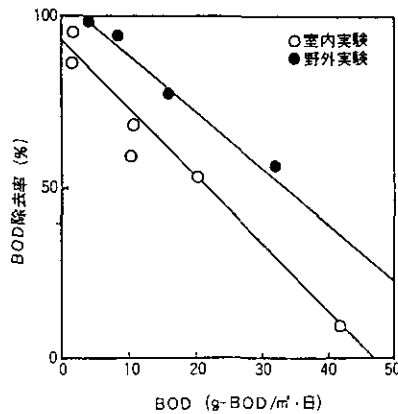


図 21 室内及び野外人工水路における BOD 負荷と BOD 除去率との関係  
 Fig. 21 Comparison of BOD removal between laboratory and pilot scale artificial stream under various BOD loading

る。

また、水路浄化法として、波板プラスチック接触材を充てんした処理も行われているが<sup>23,24)</sup>、結果は表 9 に示すとおりである<sup>25)</sup>。

これらの水路浄化法は、①水深30cm以下、②流速10cm/s以下、③水路長30~100m以上の場合効果を期待できるものと考えられる。しかし、発生した汚泥の回収及び処分法、衛生害虫対策、悪臭対策、維持管理対策など、実用化する上で解決しなければならない点がいくつかある。

以上、自浄作用を増強する方法について述べてきたが、西独及びオランダでは河川に流入する以前の水路で浄化能を強化するのではなく河川浄化対策として、滞水池及び浸透池法の検討を行っている。

滞水池法とは、下水処理水を貯水池に滞留させて浄化した後河川に放流することを特徴とする(図22)<sup>26)</sup>。浄化能は滞留時間により左右され BOD 除去率は10hで10%であるが90hで60%に達する(図23)<sup>26)</sup>。しかし、最近では、本法でも不十分であるとして、砂利を充てんした浅い池を流下させ、その後通常の貯水池に滞留させ河川に放流するポリシングラングーンが用いられてきている<sup>26)</sup>。放流水 BOD は滞留時間と大きな相関があり平均 BOD 除去率は50%程度である。本法は我が国の礫間接触酸化法と機能は類似していると考えられる。

浸透池法はオランダのアムステルダムで行われており、広大な砂丘に河川水を導き浸透処理を行い水道水源とすることを特徴としている(図24)<sup>27,28)</sup>。浸透水の滞留時間は2~3か月である。本法は従来取水していた砂丘浸透地下水への河川水によるかん養的要素が大きい。

これらの方法について我が国での検討例は現在のところ見当たらないが、その思想を汲み入れることは意義あることと考えられる。

表 9 波板状接触材を充填した人工水路による浄化能

Table 9 Purification efficiency in the artificial stream packed wave type plastic board as media

流入排水の種類	生活雑排水 河川水	生活雑排水	し尿2次 処理水	生活雑排水 農業用水	
原水水質 mg/l	BOD 20 T-N 2 T-P 1	BOD 150 T-N 18 T-P 4	BOD 30 T-N 119	BOD 37 T-N 3.65 T-P 1.14	
放流水水質* mg/l	BOD 3 T-N 0.5 T-P 0.1	BOD 30 T-N 11~12 T-P 3~32	BOD 17 T-N 68	BOD 6 T-N 1.0 T-P 0.4	
原水量 m <sup>3</sup> /d	20	110	200	10	
波板接触材 の比表面積 m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup>	175	71	129	129	
人 工 水 路	充 填 量 m <sup>3</sup>	4.3	57.6	51.8	2.7
	接 触 流 下 時 間 時間	2.3	3.4(中央水路) 1.0(東水路)	6	2.7
	処 理 水 質 B O D mg/l	5	19 (中央水路) 26 (東水路)	17	8

\* 水生植物栽培池放流水

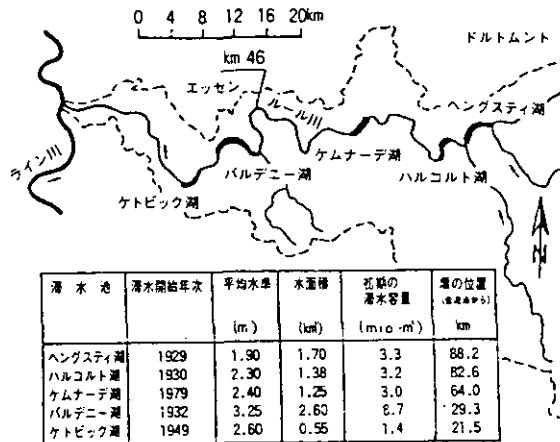


図 22 ルール河流域の滞水池

Fig.22 Reservoir in the area of Ruhr river

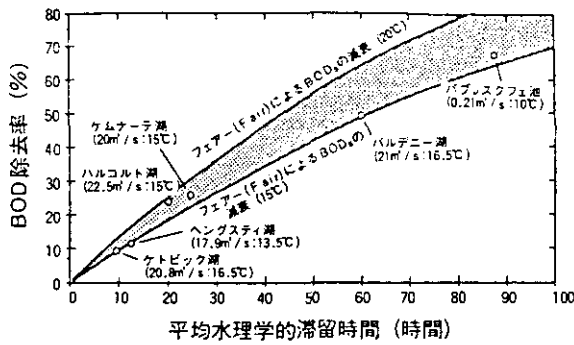


図 23 ルール河流域の滞水池の BOD 除去率と水理的滞留時間との関係  
 Fig.23 Relationship between BOD removal and HRT in the reservoir of the area of Ruhr river

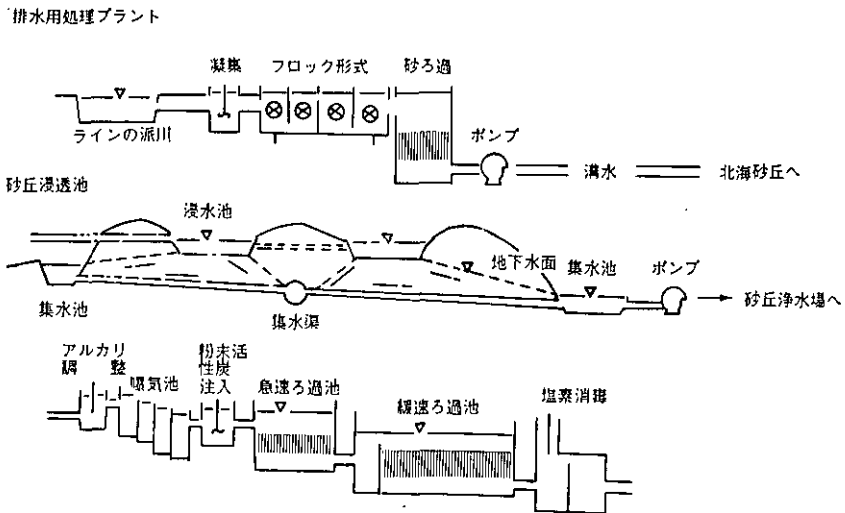


図 24 砂丘浸透池の浄化フロー  
 Fig.24 Purification flow sheet using natural sand filter process

## 6 おわりに

水路における浄化はそこに生息する細菌類、菌類、原生動物、後生動物からなる生態系がバランスよく機能することにより達成される。それ故、汚濁した水路で浄化を期待するためにはこれらの生物群の働きが極めて重要となる。最近では、水路生態系で大きな役割を果たしている有機物分解能の高い付着微生物の増殖を最適に制御して自浄作用を増強させる、接触材充てん水路浄化法、隙間接触酸化法などに対する検討がなされるようになってきた。これらの浄化方法は、大きな効果を発揮するものと考えられる。しかしながら、美観をそこなわず、かつ増殖した付着生

物膜のはく離汚泥の処理処分法までを考慮した方策が確立されなければ、これらの自浄作用を増強した方法を安易に適用することには問題がある。

今後、水域の環境を向上させていくためには、これらの問題点を解決する努力を行うことが必要であろう。

#### 引用文献

- 1) 須藤隆一 (1977) : 廃水処理の生物学, 産業用水調査会, 638p.
- 2) 建設省河川局監修 (1980) : 1979日本河川水質年鑑, 山海堂, 1,006p.
- 3) 環境庁編 (1982) : 環境白書, 大蔵省印刷局.
- 4) 合田健編 (1979) : 水環境汚染指標, 思考社.
- 5) 小島貞男 (1974) : 衛生工学ハンドブック, 降水および地表水, 朝倉書店, 943p.
- 6) 小島貞男 (1982) : 自然の浄化力を利用した水質改善, 用水と廃水, 24 (1), 5-12.
- 7) Kolkwitz, R. und M. Marsson (1908) : Oekologie der pflanzlichen Saprobien. Ber deutsch. Ges., 26, 505-519.
- 8) Liebmann, H. (1951) : Handbuch d. Frischwasser und abwasserbiologie Bd. 1.
- 9) 津田松苗 (1964) : 汚水生物学, 北隆館, 258p.
- 10) 須藤隆一 (1981) : 原生動物図鑑 (猪木正三編) 水域の原生動物の生態.
- 11) 津田松苗 (1972) : 水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会, 229p.
- 12) Sládeček, V. (1967) : The ecological and physiological trends in the sprobity. Hydrobiologia, 30, 513-526.
- 13) Heukelekian, H. and N. C. Dondero (1963) : Principles and application in aquatic microbiology. Wiley, 452p.
- 14) 須藤隆一・稲森悠平 (1983) : 生物相からみた処理機能の診断, 産業用水調査会, 321p.
- 15) 建設省編 (1974) : 流域別下水道整備総合計画調査指針と解説, 下水道協会.
- 16) Hynes, H. B. N. (1966) : The biology of polluted waters. Liverpool Univ. press, 300p.
- 17) 桜井善雄 (1976) : 河川の浄化作用, 用水と廃水, 18 (3), 7-11.
- 18) 大垣真一郎 (1983) : 下水道ハンドブック, 河川, 松本順一郎編, 建設産業調査会
- 19) 矢野洋一郎 (1982) : 自浄作用を応用した河川の浄化, 用水と廃水, 24 (1), 13-24.
- 20) 建設省京浜工事事務所 (1981) : 野川浄化施設概要
- 21) 須藤隆一 (1982) : 生活雑排水からの負荷とその処理対策, 用水と廃水, 24 (4), 7-17.
- 22) 須藤隆一 (1983) : 雑排水をどうするか, 用水と廃水, 25 (4), 47-53
- 23) 須藤隆一・稲森悠平 (1983) : 排水処理による富栄養化防止対策の検討. 国立公害研究所水特研研究内容検討会資料.
- 24) 麻生昌則 (1982) : 下水溝を利用した水質改善, 用水と廃水, 24 (1), 78-86.
- 25) 三菱樹脂株式会社内部資料 (1982).
- 26) 石橋多聞 (1982) : Kuhr 地方 (西独) の水管理と水道, 水道協会誌, (579), 2-14.
- 27) Public relations office municipal water works, Amsterdam (1980) : Drinking water for Amsterdam, 250p.
- 28) 円保憲仁 (1981) : 水道水中のトリハロメタン問題, 用水と廃水, 23 (8), 3-10.

## II-2

# 水路における生物相と水質浄化特性 Relationship Between Biota and Characteristics of Water Purification in Experimental Stream

稲森悠平<sup>1</sup>・林 紀男<sup>2</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Yuhei INAMORI<sup>1</sup>, Norio HAYASHI<sup>2</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

### 要 旨

水路内に接触材を充てんして付着生物膜量を増加させ、自浄能力を増強させて水質向上をはかる方法の一つに水路浄化法がある。このような水路内には細菌、菌類、原生動物、微小後生動物などが多数生息し浄化に大きく貢献しているといわれている。しかし、生物相の構造と水質浄化特性との関係についての知見は少ない。そこで本研究では、実験水路で光を照射した系としない系を作り、流入水のBOD濃度を10, 20, 50mg/lの3段階に変化させて水路における浄化特性と生物相の質及び量との関連を明らかにするための検討を行った。得られた成果は次のとおりである。①水路浄化法では、光存在下で光合成を行って増殖する藻類の有効利用法が確立されないかぎり、光は遮断することが望ましい。②浄化効率を向上させるためには、流入有機物濃度は低く設定することが望ましい。③流入有機物濃度が低い方が硝化率は向上したが、硝化率の程度と生物膜中の硝化菌数との間には比例関係のあることがわかった。④ミジンコ類は水塊中の有機物濃度が低いときの指標生物であるといわれているが、このことはミジンコ類が流入有機物濃度が低いときに出現することから裏づけられた。⑤水路に出現する微小後生動物の占める比率は流入有機物濃度が低くなるほど、また、浄化能が向上するほど高まったが、この場合、特にわむし類、貧毛類、渦虫類の出現頻度が高かった。

### Abstract

Stream purification method strengthening the self-purification ability with large amount of biofilm on the packed medium have been spotlighted to improve the water quality. In this stream, bacteria, fungi, protozoa and smaller metazoa contribute well

- 
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 (東邦大学理学部生物学科 〒274 千葉県船橋市三山)  
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Biological Institute, Faculty of Science, Toho University, Funabashi, Chiba 274, Japan.

to water purification. But there are only a few reports about the relationship between structures of biota and characteristics of water purification. Therefore, the relationship between characteristics of water purification and qualities and quantities of biota in stream with and without light at the load of influent BOD concentrations of 10, 20 and 50mg/l were investigated in this paper.

The results may be summarized as follows. (1) It is necessary to shut out the light unless the effective utility method of algae produced in stream is established. (2) Efficient of the purification in stream was promoted under low influent BOD. (3) High nitrification was occurred under low influent BOD. And then, there was proportional relationship between nitrification ratio and the number of nitrifying bacteria. (4) Cladocera are known to be an indicator of low concentration of organic matters. This was supported in our results that Cladocera were not recognized in high influent BOD, but appear in low influent BOD. (5) Lower the influent BOD concentration and more the progressed purification, the higher was the smaller animals such as Rotatoria, Oligochaeta and Tubellaria.

## 1 はじめに

生活雑排水などの有機物を含む排水が河川及び水路を流下すると浄化が進行する。これは自浄作用と呼ばれるものであり、主として水が流動する際に水塊中の汚濁物質と河床に付着した生物膜とが繰り返し接触することにより有機物の無機化、及び沈殿物形成による水塊からの有機物除去が行われることに基づいている。すなわち、自浄作用とは一般的には自然水域において汚濁物質が生物分解、沈殿及び吸着などの作用により漸次減少する現象として定義されている<sup>1)</sup>。この自浄作用には、活性汚泥法や生物膜法の人工生態系の場合でも水路・池沼などの自然生態系の場合でも食物連鎖低次レベルの細菌、菌類から食物連鎖高次レベルの原生動物及び後生動物などの混合微生物群が大きく貢献しているといわれている<sup>2-6)</sup>。それ故、自浄作用を効果的に行わせるには、これらの細菌類から大型動物に至る食物連鎖からなる生態系が効率よく機能できる場を設定することが必要となる。

この自浄作用を効果的に発揮させ、浄化力を増強させて水質を向上させる方法の一つとして水路浄化法がある<sup>7)</sup>。この水路浄化法は、浄化能を増強させるために水路内に接触材を充てんして付着生物膜量を増加させることを大きな特徴としている<sup>8)</sup>。しかし、水路浄化法における生物相の質及び量、すなわち生物相の構造と光の存在の有無、流入水の有機物などの浄化能と密接に関連する因子との関係についての研究は極めて少ない。なお自浄作用を強化する上では、特に細菌類から大型動物に至る生物相の構造を明らかにし、それぞれの生物が効率的に機能できる場を設定することが重要であると考えられるので、生物学的側面からの基礎的研究が必要とされる。そこで本研究では、水路の物理、化学的条件を変化させた場合の生物相の構造と水質浄化特性との関連を解析し、浄化能を向上させる上で重要な因子を明らかにすることにより、実際の水路浄化法の最適運転条件を確立することを目的として実験水路における検討を行った。

## 2 実験材料及び方法

### 2.1 実験水路の構造

図1は本研究に使用した実験水路の概要である。水路は長さ150cm、幅6cm、深さ4cmの透明アクリル製のものであるが、この水路を段状に4本接続したものを実験水路とした。

水路の内部には、ひも状接触材(リングレース)を流下方向に2本平行に充てんした。このひも状接触材は図2に示すとおり、塩化ビニリデン製の輪状体に編まれた細い糸をひも状に連続的につないだものである(比重1.7、単位重量10g/m、外径約1cm、表面積0.3m<sup>2</sup>/m)。

なお、生物相の観察、生物膜量の測定を行うために、ひも状接触材は各水路の中央部5cm間隔が着脱可能なように接続した。

光照射系実験水路では、照度が4,000 lxになるように水路と平行に蛍光灯を設置した。一方、光遮断系実験水路は全体を暗幕で完全に覆って遮光した。

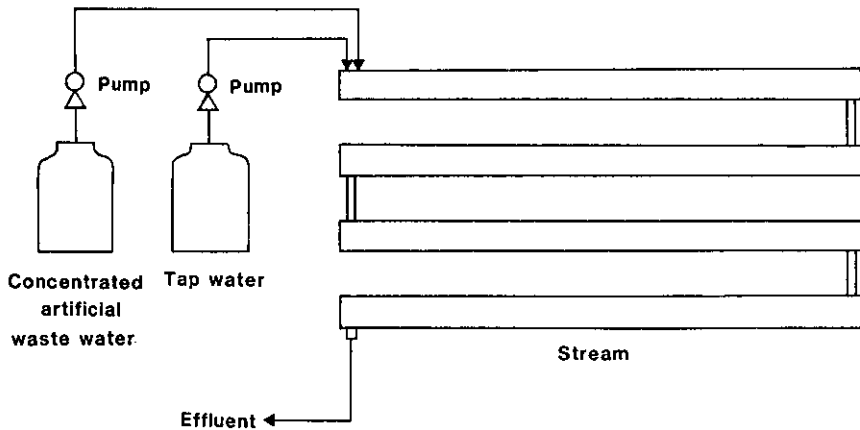


図 1 水路模式図

Fig. 1 Experimental apparatus

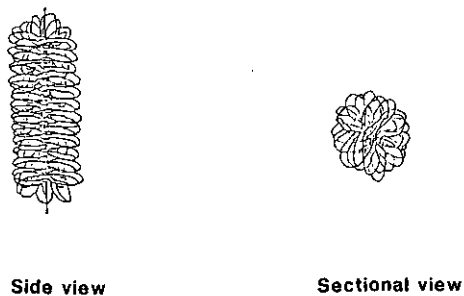


図 2 ひも状接触材 (リングレース)

Fig. 2 String type packed medium (Ring lace)



実験水路への流入水は、濃縮人工排水供給用の定量ポンプと水道水供給用の定量ポンプにより、濃縮人工排水タンク (10*l*) 及び水道水貯留タンクから導いた。なお、定量ポンプの流量を変化させることにより、流入水の有機物濃度を変化させるようにした。

本実験装置は、20℃の恒温室に設置した。

## 2.2 実験水路の運転方法

### 2.2.1 運転条件

実験水路は、光の有無及び流入有機物濃度を変化させた6系統からなる。すなわち、表1に示すように実験水路は、光照射系(4,000lx)と光遮断系の二つに大きく分け、かつ各々について流入有機物濃度をBODで10、20及び50mg/lに変化させて運転した。

### 2.2.2 流入排水

流入排水としては、表2に示すペプトン、酵母エキス、肉エキスを主成分とする人工排水を用

表 1 運転条件

Table 1 Operational conditions

Run NO.	Light conditions	Influent BOD (mg/l)
1		10
2	24hr. Light	20
3		50
4		10
5	24hr. Dark	20
6		50

表 2 人工下水の組成

Table 2 Composition of artificial waste water

BOD 10 mg/l	
	(mg/l)
Dextrin	1.53
Peptone	3.27
Yeast ext.	3.27
Meat ext.	3.73
NaCl	0.34
MgSO <sub>4</sub>	0.20
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0.93
KCl	0.67

いた。本表は流入水 BOD 10mg/l における組成を示したものであり、流入水 BOD 20 及び 50 mg/l の場合の流入水質はこの 2 倍量及び 5 倍量の値となる。なお、BOD 10 mg/l の場合の流入水質は表 3 に示すとおりである。また、実験水路における水理学的滞留時間は 40 分、流速は 15cm/min になるように設定した。

表 3 流入水質  
Table 3 Influent quality

BOD	10
COD	3.3
TOC	5.25
T-N	1.36
T-P	0.27
	(mg/l)

### 2.2.3 接種生物

運転開始時における接種生物としては、霞ヶ浦湖水中の付着板上の生物膜、都市下水路の付着生物膜及び回転円板法の生物処理装置の生物膜を均一に混合したものをを用いた。各実験水路に接種した生物の種構成及び個体数は表 4 に示すとおりである。

## 2.3 水質分析方法

実験水路の 4 分割点を、水質測定用の採水地点とした。これは流入点から放流点に対して 150、300、450 及び 600cm 流下した地点に位置する。水質分析に際しては採水後、直ちにガラスフィルター紙 (Whatman GF/C) でろ過し、そのろ過水を試料とした。BOD (生物化学的酸素要求量) 及び COD (化学的酸素要求量) は、下水試験方法に準じ各々ウインクラーアジ化ナトリウム変法及び 100°C 酸性下における過マンガン酸カリウムによる酸素消費量法、T-P (全リン) は、EPA の混合試薬法、また NH<sub>4</sub>-N (アンモニア性窒素)、NO<sub>2</sub>-N (亜硝酸性窒素)、NO<sub>3</sub>-N (硝酸性窒素) 及び PO<sub>4</sub>-P (無機リン酸) は、テクニコンオートアナライザー法によって分析を行った。なお、T-N (全窒素) については、全窒素自動分析計 (三菱化成 T-N 02 型) により測定を行った。

## 2.4 バイオマスの測定方法

水質分析の場合と同様に実験水路における 4 分割点を生物膜採取地点とした。試料の採取は、水路の 4 分割点で長さ 6 cm、幅 5 cm の 30cm<sup>2</sup> 区画内の付着生物膜を完全にはく離させることに

表 4 接種生物個体数 (N/水路)

Table 4 Individuals of inoculum biota (N/stream)

<i>Aelosoma hemprichi</i>	2,800	<i>Cinetochilum</i> sp.	7,280
<i>Nais</i> sp.	700	<i>Euglypha</i> sp.	82,300
Nematoda	3,920	<i>Centropyxis aculeata</i>	23,800
<i>Philodina</i> sp.	21,800	<i>Entosiphon</i> sp.	3,920
<i>Rotaria</i> sp.	6,300	<i>Stentor</i> sp.	700
<i>Chaetonotus</i> sp.	2,100	<i>Trochilia</i> sp.	700
<i>Monostyla</i> sp.	74,500	<i>Chilodonella</i> sp.	4,900
<i>Lecane ludwigii</i>	2,100	<i>Vaginicola</i> sp.	700
<i>Colurella colurus</i>	2,100	<i>Hypotricha</i> sp.	2,800
		<i>Spirostmum</i> sp.	700
<i>Monas</i> spp.	16,800	<i>Stylaria</i> sp.	700
<i>Trachelomonas</i> spp.	8,400		
<i>Chlamydomonas</i> sp.	5,600	<i>Microcystis aeruginosa</i>	182,000
<i>Pleuromaonas jaculans</i>	15,100	<i>Anabena spiroiles</i>	4,200
<i>Oicomonas</i> sp.	15,700	<i>Oscillatoria</i> sp.	5,600
<i>Bodo</i> sp.	2,000	<i>Lyngbya</i> sp.	129,000
<i>Peranema</i> sp.	3,360	<i>Phormidium tenue</i>	2,800
<i>Amoeba</i> sp.	5,880	<i>Scenedesmus</i> sp.	47,600
<i>Vahlkampfia limax</i>	400	<i>Oocystis</i> sp.	5,600
<i>Trachelophyllum</i> sp.	2,800	<i>Navicula</i> sp.	393,000
<i>Litonotus</i> sp.	700	<i>Coscinodiscus</i> sp.	104,000
<i>Tokophrya</i> sp.	8,960	<i>Melosira granulata</i>	168,000
<i>Coleps</i> sp.	2,800	<i>Synedra acus</i>	336,000
<i>Colpidium</i> sp.	600	<i>Nitzschia limax</i>	1,000,000
<i>Euglena</i> sp.	1,200		
<i>Vorticella campanulla</i>	700	<i>Beggiatoa alba</i>	+
<i>Vorticella alba</i>	27,400	<i>Zoogloea</i> sp.	+
<i>Vorticella</i> sp.	7,000	<i>Sphaelotilus natans</i>	cc
<i>Epistylis picatilis</i>	14,000		
<i>Aspidisca lynceus</i>	15,700		
<i>Aspidisca costata</i>	7,700		

より行った。採取した生物膜は、均一に分散させた後、生物相観察用の試料とした。なお、各試料中の微生物数は試料のSS（バイオマス濃度：mg/l）と液量（ml）の測定及び試料1 ml当たりの個体数の計数を行うことにより、生物膜1 mg当たり、あるいは水路1 cm<sup>2</sup>当たりの個体数として算出した。

#### 2.4.1 細菌類

細菌類は、従属栄養細菌(Heterotrophic bacteria)、亜硝酸菌(アンモニア酸化細菌：Ammonium oxidizing bacteria)、硝酸菌(亜硝酸酸化細菌：Nitrite oxidizing bacteria)及び脱窒菌(Denitrifying bacteria)について、生菌数を測定した<sup>9)</sup>。

生菌数測定に際しては、生物相観察用の試料30mlを氷冷した超音波処理(25W, 2分)し、細菌を均一に分散させた後、10倍希釈法により10<sup>11</sup>まで段階的な希釈を行うことにより、生菌数測定用試料を調整した<sup>10)</sup>。

##### (1) 従属栄養細菌

従属栄養細菌数は、生菌数測定用試料1 mlを標準寒天培地(表5a)を用いて20℃、14日間平板培養した後のコロニー数から評価した。なお、1試料について10<sup>4</sup>、10<sup>5</sup>、10<sup>6</sup>の希釈段階ごとに3枚ずつ培養した。培養後、シャーレ内のコロニー数が30~300の範囲内にあるものについて計数し、その平均値から生菌数を算出した。なお二つの希釈段階でコロニー数が上記範囲内に入った場合は、コロニー数の多い希釈段階のものを評価対象とした。

##### (2) 亜硝酸菌

亜硝酸菌数は、MPN法(最確数法)に準じて測定した。計数培地は、付着媒体としての石英砂と緩衝剤としての炭酸カルシウムの入った試験管を乾熱滅菌した後、亜硝酸菌用培地(表5b)を5 ml注入して調整した。亜硝酸菌の生菌数は、生菌数測定用試料1 mlを計数培地の入った試験管に入れ、30℃、40日間培養した後、スルファニルアミド、リン酸、N-1-ナフチルエチレンジアミン二塩酸塩からなる亜硝酸菌発色試薬(表5c)を滴下し赤色を呈した者、及び発色しなくても亜鉛末を添加した場合に赤色を呈したものの両者を陽性としてMPN表から算出した。なお、生菌数測定用1資料につき10<sup>1</sup>、10<sup>2</sup>、10<sup>3</sup>、10<sup>4</sup>、10<sup>5</sup>、10<sup>6</sup>、10<sup>7</sup>、10<sup>8</sup>の8段階の希釈濃度について、それぞれ5本ずつ合計40本の培養を行った。

##### (3) 硝酸菌

硝酸菌数は、亜硝酸菌と同じくMPN法に準じて測定した。なお、亜硝酸菌計数の場合との相違点は、培地として硝酸菌用培地(表5b)を用いること、培養期間が30℃、60日間と長くなること及び、亜硝酸発色試薬を滴下しても赤色を呈さなかったものを陽性判定とすることであり、その他はすべて亜硝酸菌の場合と同じであった。

##### (4) 脱窒菌

脱窒菌数は、亜硝酸菌及び硝酸菌と同じくMPN法に準じて測定した。脱窒菌の計数に際して

は、試験管内に脱窒菌用培地（表 5d）を 5 ml 入れ、さらにこのなかにダーラム発酵管を沈めた後、希釈操作を行った生菌数測定用試料 1 ml を接種し、30℃、14日間の培養を行った。脱窒作用が生じたものは、ダーラム管内に気泡がたまるので、これを陽性と判定して MPN 表から生菌数を算出した。なお、生菌数測定用 1 試料につき  $10^3$ 、 $10^4$ 、 $10^5$ 、 $10^6$ 、 $10^7$ 、 $10^8$ 、 $10^9$ 、 $10^{10}$ 、 $10^{11}$  の 9 段階の希釈濃度について、それぞれ 5 本ずつ合計 45 本の培養を行った。

表 5 各種細菌用培地

Table 5 Medium for cultivation of bacteria

(a) 標準寒天培地

(a) Standard agar medium

Standard agar medium	
Tryptone	5g
Yeast ext.	2.5g
Glucose	1g
Agar	15g
/Distilled water 1 l	
pH 6.9-7.1	
autoclave	

(b) 硝化細菌用培地

(b) Medium for nitrifying bacteria

$\text{KH}_2\text{PO}_4$	100mg
EDTA-Fe	6mg
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	50mg
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	20mg
$\text{NaHCO}_3$	200mg
# 1 $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	6mg as N
# 2 $\text{NaNO}_2$	6mg as N
/Distilled water 1 l	
# 1 for ammonium oxidizing bacteria	
# 2 for nitrite oxidizing bacteria	

(c) 発色試薬

(c) Color reagent

$\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$	10g
$\text{H}_3\text{PO}_4$	100ml
$\text{C}_{10}\text{H}_7\text{NHCH}_2\text{CH}_2\text{NH}_2 \cdot 2\text{HCl}$	0.5g
/Distilled water 1 l	

表 5 (つづき)

Table 5 (Continued)

(d) 脱窒菌用培地

(d) Medium for denitrifying bacteria

Giltay's medium					
A	KNO <sub>3</sub>	1g	B	Na <sub>3</sub> C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> O <sub>7</sub> ·2H <sub>2</sub> O	8.5g
	Asparagine	1g		MgSO <sub>4</sub> ·7H <sub>2</sub> O	1.0g
	1% BTB alcoholic solution	5ml		FeCl <sub>3</sub> ·6H <sub>2</sub> O	0.05g
	／Distilled water 500ml			KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	1.0g
				CaCl <sub>2</sub> ·2H <sub>2</sub> O	0.2g
				／Distilled water 500ml	
Mix A and B					
pH 7.0-7.2			autoclave		

### 2.4.2 藻類

生物相観察用試料を界線(1 mm 方眼)入りスライドグラスに0.05ml 滴下し、顕微鏡下で種構成及び種別個体数を観察した<sup>11)</sup>。糸状体をなす藻類は、計数と同時に糸状体の長さの測定を行い定量的に評価できるようにした。

### 2.4.3 微小動物

微小動物は、生物相観察用試料を界線(1 mm 方眼)入りスライドグラスに0.05ml 滴下し、顕微鏡下で種構成及び種別個体数を定量的に観察した<sup>11)</sup>。また、水生ミミズ、プラナリア、カイミジンコなどの後生動物については計数誤差を少なくするために、生物相観察用試料 1 ml を枠つき界線入りのスライドグラスに滴下し、計数を行った。

## 3 結果及び考察

### 3.1 水質浄化特性

表 6 に各実験水路の水質浄化特性を示す。処理水 BOD 及び BOD 除去率は、流入水の BOD 濃度が、10mg/l の水路においては、光照射系で各々0.7mg/l, 93%, 光遮断系で各々1.2mg/l, 88%であったのに対し、流入水の BOD 濃度が高まり50mg/l になると、光照射系で各々11.1mg/l, 78%, 光遮断系で21.5mg/l, 57%と低下した。また、硝化率は、流入水の BOD 濃度が10mg/l の水路においては、光照射系で96%, 光遮断系では79%と高い硝化率が得られたのに対し、流入水の BOD 濃度が50mg/l に高まると、光照射系で19%, 光遮断系では 9%と硝化率は著しく低下し

表 6 水質浄化特性

Table 6 Effluent qualities of the stream submerged with ring lace

Run No.	Light condition	Influent BOD (mg/l)	BOD		COD		N				P		
			(mg/l)	Removal (%)	(mg/l)	Removal (%)	T-N (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	NO <sub>2</sub> -N (mg/l)	NO <sub>3</sub> -N (mg/l)	Nitrification ratio (%)	T-P (mg/l)	PO <sub>4</sub> -P (mg/l)
1	24hr Light	10	0.7	93	2.0	39	0.50	0.02	0.08	0.40	96	0.20	0.16
2		20	2.5	88	3.1	53	1.24	0.52	0.28	0.44	58	0.41	0.38
3		50	11.1	78	8.7	47	1.52	1.23	0.10	0.19	19	1.27	1.20
4	24hr Dark	10	1.2	88	2.2	33	1.00	0.21	0.09	0.70	79	0.26	0.21
5		20	2.9	86	3.9	41	1.71	1.58	0.02	0.11	8	0.52	0.49
6		50	21.5	57	8.9	46	2.21	2.02	0.01	0.18	9	1.31	1.23

た。これらの結果は、光の有無にかかわらず、流入水の有機物濃度が低い水路ほど BOD 除去率、硝化率などの水質浄化能の高まること、また、同一流入有機物濃度の水路においては、光照射系の水路は光遮断系の水路と比較して高い浄化能が得られることを示唆している。

図 3 は、流入水の有機物濃度と BOD 除去率及び硝化率との関係をまとめたものである。光照射系で高い浄化能が得られたのは、後述するが、細菌類、藻類、原生動物及び微小後生動物からなる生物膜の現存量が光遮断系の水路に比べ著しく大きく、また、藻類の光合成で発生する酸素が細菌類、微小動物類に効果的に利用されたために溶存有機物の生物体への摂取が活性化されたものと考えられる。また、各実験水路とも、BOD 除去能は高かったのに対し、COD 除去能は低かった。すなわち、処理水の COD 及び COD 除去率は、流入水の COD 濃度が 3.3mg/l の水路において、光照射系で各々 2.0mg/l, 39%、光遮断系で各々 2.2mg/l, 33% また、流入水の COD 濃度が 16.5mg/l の水路においては、光照射系で各々 8.7mg/l, 47 % 光遮断系で各々 8.9mg/l, 46% といずれにおいても BOD と比較すると除去能は低かった。これは使用した人工排水の組成が、デキストリン、ペプトン、酵母エキスといった生物分解性のよい有機物を主成分としているためであると考えられる。つまり、水路を流下する際、生物分解しやすい有機物は容易に分解されてゆくが、その一方で生物分解されにくい代謝産物が生成されているからだと考えられる。このことは、BOD/COD 比がおおむね 3 前後の流入水が処理水では 0.5 前後になっていることから裏づけられる。なお、硝化率は、全窒素 (T-N) 濃度に対する亜硝酸性窒素 (NO<sub>2</sub>-N) 濃度及び硝酸性窒素 (NO<sub>3</sub>-N) 濃度の比率で評価したが、この硝化率と流下距離との関係を示したのが図 4 である。この図より硝化率は流下に従い有機物濃度が低くなるほど向上することが理解できるが、これは後述する各実験水路における硝化菌数と高い相関を有していた。これらの事実は、硝化率を高める上では硝化細菌の増殖活性を高める条件設定が必要なことを意味している。

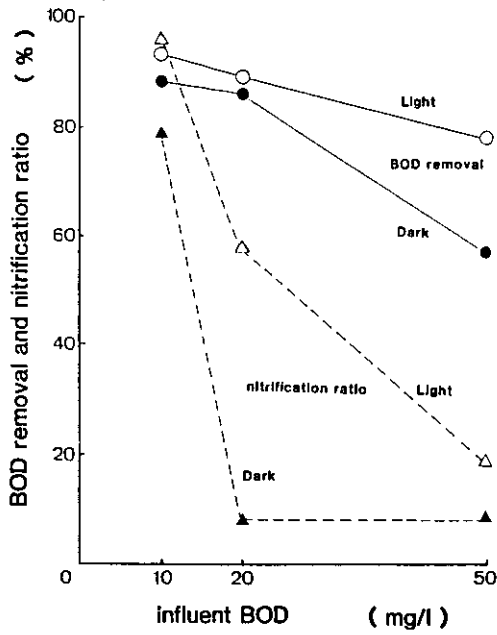


図 3 BOD 除去率, 硝化率と流入有機物濃度との関係  
 Fig. 3 Relationship between BOD removal, nitrification ratio and influent BOD

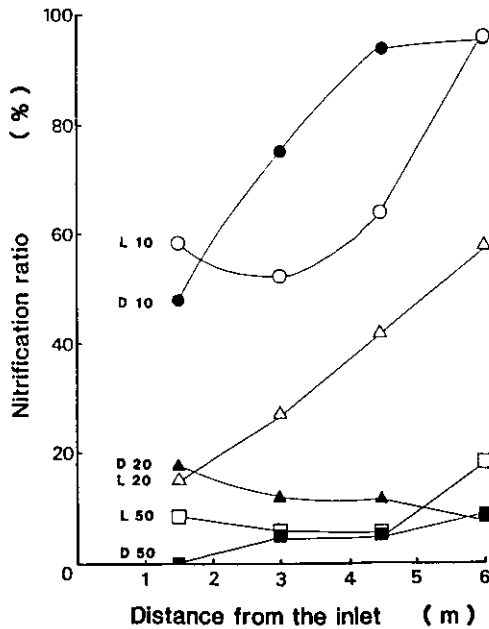


図 4 硝化率と流下距離との関係  
 Fig. 4 Relationship between nitrification ratio and distance from the inlet



### 3.2 生物相

#### 3.2.1 細菌相

実験水路において有機物の分解に関与する細菌類は多種存在するが、それらの細菌類と物質代謝との関係は簡潔にまとめると図5に示すとおりである。以下においては、これらの細菌類の生菌数と有機物分解能との関係について述べることにする。

表7は各実験水路の流下距離ごとの従属栄養細菌、亜硝酸菌、硝酸菌及び脱窒菌の単位生物膜乾燥重量当たりの生菌数を示したものである。これらを流下距離と生菌数の変化との関係で表したのが図6である。従属栄養細菌は、各実験水路とも流入点付近で最も多く流下し浄化の進行とともに減少した。亜硝酸菌は、各流下地点で生菌数に大きな変化は認められなかったが、硝酸菌は、流入地点から流下するにつれて増加する傾向にあった。これらの結果は、流入水中のBOD等の有機炭素源は流入と同時に従属栄養細菌に摂取され減少するのに対し、流入水中の有機窒素は流入点で従属栄養細菌による脱アミノ化並びにアンモニア化が行われるようになることを意味している。このことは、流下距離ごとの水質浄化特性からも裏づけられる。なお、脱窒菌については、各実験水路とも流入点と放流点での生菌数に大きな変化はなく、生菌数と流下距離との間に相関を認めることはできなかった。これは、脱窒菌が亜硝酸塩または硝酸塩を還元して窒素または酸化窒素として気散させる能力を有する細菌の総称であるが、大部分の脱窒菌が通性嫌気性菌

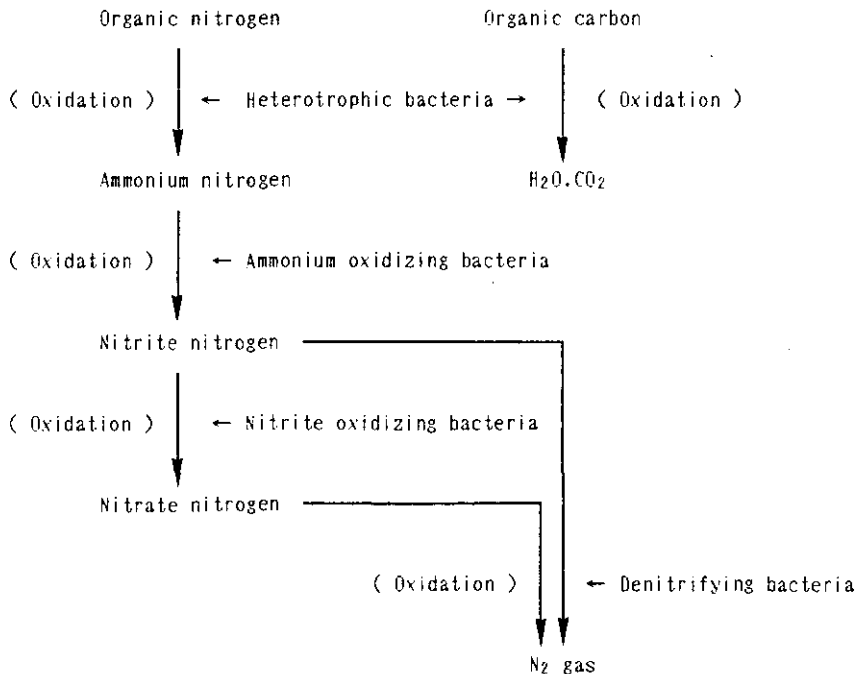


図 5 各種細菌類の作用

Fig. 5 Biological metabolism of organic substances

に属し、好氣的条件下では分子状酸素を直接有機物の酸化に利用し、嫌氣的条件下では亜硝酸塩または硝酸塩中の結合酸素を酸化反応に利用することができるので、脱窒菌の生菌数測定において脱窒活性を有する菌のみが計数されたわけではないからだと考えられる。

また、Run 4, 5の実験水路の浄化能はRun 6に比べると高かったが、これは生物膜内に数多  
16 く生息していた環形動物門、貧毛綱に属する *Aeolosoma* 属、*Nais* 属、*Dero* 属及び *Pristina* 属等

表 7 単位生物膜乾燥重量あたりの生菌数

Table 7 Number of viable bacteria in biofilm of stream submersed with ring lace

Run NO.	Light condition	Influent BOD (mg/l)	Distance from the inlet (cm)	Heterotrophic bacteria (N/mg)	Ammonium oxidizing bacteria (N/mg)	Nitrite oxidizing bacteria (N/mg)	Denitrifying bacteria (N/mg)	
1	24hr. Light	10	75	$1.0 \times 10^9$	$4.3 \times 10^8$	$5.1 \times 10^7$	$4.3 \times 10^{11}$	
			225	$2.5 \times 10^8$	$6.8 \times 10^8$	$9.6 \times 10^7$	$1.9 \times 10^{11}$	
			375	$2.9 \times 10^8$	$2.0 \times 10^8$	$5.5 \times 10^8$	$3.3 \times 10^7$	
			525	$2.7 \times 10^8$	$3.3 \times 10^8$	$1.4 \times 10^8$	$2.9 \times 10^7$	
2		20	75	$1.9 \times 10^{10}$	$5.1 \times 10^7$	$1.8 \times 10^8$	$5.8 \times 10^{11}$	
			225	$1.2 \times 10^{10}$	$2.3 \times 10^9$	$1.8 \times 10^8$	$2.3 \times 10^9$	
			375	$9.2 \times 10^9$	$2.0 \times 10^8$	$2.0 \times 10^8$	$1.2 \times 10^8$	
			525	$1.0 \times 10^{10}$	$3.9 \times 10^7$	$1.7 \times 10^9$	$8.4 \times 10^7$	
3		50	75	$5.3 \times 10^{10}$	$2.5 \times 10^7$	$2.5 \times 10^6$	$3.7 \times 10^9$	
			225	$4.4 \times 10^{10}$	$2.8 \times 10^7$	$4.2 \times 10^6$	$1.8 \times 10^9$	
			375	$3.1 \times 10^{10}$	$1.2 \times 10^8$	$4.7 \times 10^6$	$1.0 \times 10^{10}$	
			525	$3.5 \times 10^{10}$	$1.5 \times 10^8$	$2.4 \times 10^7$	$2.1 \times 10^9$	
4		24hr. Dark	10	75	$4.5 \times 10^9$	$3.3 \times 10^9$	$5.4 \times 10^7$	$5.5 \times 10^9$
				225	$5.0 \times 10^9$	$5.5 \times 10^9$	$4.0 \times 10^8$	$1.8 \times 10^{10}$
				375	$1.1 \times 10^{10}$	$1.5 \times 10^{10}$	$8.5 \times 10^8$	$2.8 \times 10^{10}$
				525	$1.8 \times 10^{10}$	$7.1 \times 10^9$	$3.3 \times 10^9$	$1.1 \times 10^{12}$
5	20		75	$1.4 \times 10^{10}$	$1.9 \times 10^6$	$8.9 \times 10^4$	$5.1 \times 10^{10}$	
			225	$1.4 \times 10^{10}$	$3.8 \times 10^7$	$3.8 \times 10^5$	$5.6 \times 10^{10}$	
			375	$9.1 \times 10^9$	$1.4 \times 10^7$	$3.4 \times 10^5$	$3.6 \times 10^9$	
			525	$1.3 \times 10^{10}$	$1.9 \times 10^7$	$5.8 \times 10^5$	$3.2 \times 10^{10}$	
6	50		75	$3.6 \times 10^{11}$	$3.6 \times 10^6$	$5.0 \times 10^5$	$3.6 \times 10^{10}$	
			225	$3.6 \times 10^{11}$	$9.4 \times 10^6$	$9.1 \times 10^5$	$3.4 \times 10^{10}$	
			375	$1.7 \times 10^{11}$	$2.3 \times 10^6$	$1.0 \times 10^6$	$2.3 \times 10^{11}$	
			525	$1.4 \times 10^{11}$	$3.6 \times 10^6$	$5.1 \times 10^6$	$5.4 \times 10^{12}$	

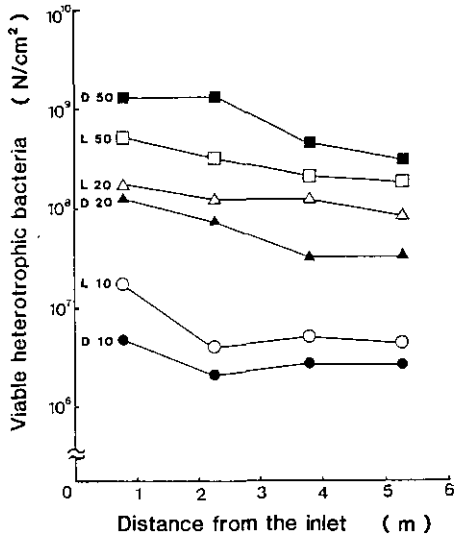


図 6-a 従属栄養細菌の生菌数と流下距離との関係

Fig. 6-a Relationship between viable heterotrophic bacteria and distance from the inlet

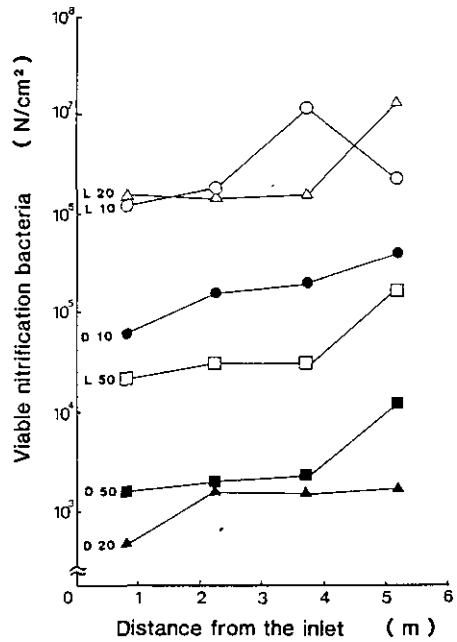


図 6-b 硝酸菌の生菌数と流下距離との関係

Fig. 6-b Relationship between viable nitrifying bacteria and distance from the inlet

の水生ミミズが、バイオターベーションすなわち生物膜内部をほふくすることにより、水塊中の溶存酸素を生物膜内部に供給し、細菌類の活性を増大させ浄化能を高めたからだと考えられる。しかし、Run 6のように水生ミミズの出現しない実験水路では、多量に付着した生物膜内部への酸素供給量が不足したことにより、嫌気的狀態が形成され浄化能が低下したものと推定される。このことは、溶存酸素濃度が低下し嫌気的狀態のときに出現する指標生物である糸状性細菌の *Beggiatoa alba* が特異的に異常増殖していたことから裏づけられた。また、糸状性細菌の *Sphaerotilus natans* いわゆるミズワタは、Run 5の実験水路に特異的に増殖した。この *Sphaerotilus natans* は、好気性の微生物であり大きな群体を形成し、その群体塊内に細菌類及び原生動物などの生息する小生態系を形成することが知られている。

*Sphaerotilus natans* は、止水域でなく水路のような流水域で有機物濃度がそれほど高くなく、溶存酸素が存在する場に特異的に発生しやすい生物であるので、Run 5の実験水路で優占化したことは理解できる。このように、顕微鏡下で観察できる糸状性の細菌である *Beggiatoa alba* が Run 6の溶存酸素濃度の低い強腐水性の実験水路に、また *Sphaerotilus natans* が Run 5のβ-中腐水

性的実験水路に出現することがわかったが、これらの事実は、従来の知見を支持するものである。

### 3.2.2 藻類

表8は各実験水路の流下距離ごとの藻類の種構成とその個体数の変化を示したものである。藻類は光照射系の水路にのみ出現し、光遮断系の水路には当然出現しなかった。図7は、各実験水路の流下距離ごとの単位水路面積当たりの藻類総数の対数と流下距離との関係を示したものである。本図より、流入水のBOD濃度が10mg/lから20mg/l、50mg/lと高まるにつれて藻類の個体数も $10^5$ 、 $10^6$ 、 $10^7$ と高まることがわかる。このように、流入有機物濃度が高い水路ほど生物膜に藻類の占める割合が高まっているのは、水塊中のリン、窒素濃度はいずれの水路においても過剰に存在していたことから考えて、有機物濃度の違いにより出現する藻類種が変わったこと、また、それらの藻類種の違いにより摂取リン量に対する藻類増殖量が有機汚濁の進行したところにおいて出現する藻類の方が高いからではないかということから説明できるものと思われる。なお、流入点から放流点に向かって有機物の浄化が進行したにもかかわらず、藻類総数がそれにつれて減少していないのは、有機物浄化と藻類増殖による窒素、リンなどの無機栄養塩類除去とが一致していないためであると考えられる。

藻類の種構成と運転条件との関係についてみると、流入有機物濃度の低いRun 1の実験水路で

表 8 Run 1, Run 2 及び Run 3 における藻類の比較

Table 8 Comparison of flora between Run 1, Run 2 and Run 3

(Run 1)

Distance from the inlet (cm)	75	225	375	525
Total algae (N/cm <sup>2</sup> )	73,000	150,000	26,000	68,000
Cyanophyta				
<i>Oscillatoria</i> spp.		30,000	6,000	
<i>Lyngbya</i> spp.	3,600		3,600	1,200
<i>Phormidium</i> sp.	1,200		1,200	2,400
Bacillariophyceae				
<i>Synedra acus</i>		54,000	3,600	1,200
<i>Synedra ulna</i>		48,000	11,000	2,400
<i>Nitzschia</i> spp.		12,000		48,000
<i>Fragilaria</i> sp.				1,200
<i>Achnanthes</i> sp.	2,400	1,200		
Chlorophyta				
<i>Scenedesmus</i> spp.	2,400	1,200	1,200	
<i>Ankistrodesmus</i> sp.				9,600
<i>Cladophora</i> sp.	63,000	2,400		

表 8 (つづき)  
Table 8 (Continued)

(Run 2)

Distance from the inlet (cm)	75	225	375	525
Total algae (N/cm <sup>2</sup> )	840,000	1,100,000	870,000	780,000
Cyanophyta				
<i>Oscillatoria</i> spp.	660,000	60,000	570,000	240,000
<i>Lyngbya</i> spp.	12,000	12,000		
<i>Phormidium</i> sp.	60,000	24,000	42,000	12,000
Bacillariophyceae				
<i>Synedra acus</i>			72,000	170,000
<i>Synedra ulna</i>			24,000	110,000
<i>Fragilaria</i> sp.	36,000	1,000,000	140,000	250,000
Chlorophyta				
<i>Scenedesmus</i> spp.	12,000			
<i>Cladophora</i> sp.	48,000	24,000	12,000	
Unknown algae	12,000			

(Run 3)

Distance from the inlet (cm)	75	225	375	525
Total algae (N/cm <sup>2</sup> )	4,300,000	3,300,000	2,300,000	760,000
Cyanophyta				
<i>Oscillatoria</i> spp.	12,000	600,000	360,000	450,000
<i>Lyngbya</i> spp.	24,000		24,000	12,000
<i>Phormidium</i> sp.			12,000	
Bacillariophyceae				
<i>Nitzschia</i> spp.		24,000	54,000	180,000
<i>Fragilaria</i> sp.		12,000	200,000	36,000
Chlorophyta				
<i>Scenedesmus</i> spp.	24,000	36,000		36,000
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	24,000		12,000	
unknown	4,200,000	1,800,000	1,600,000	420,000

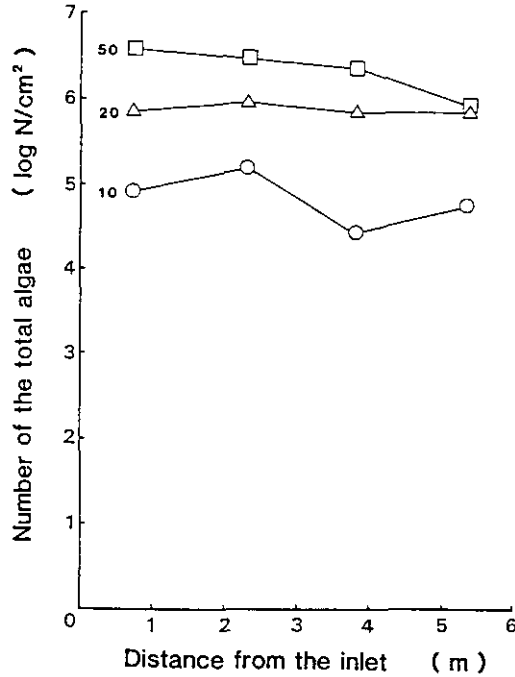


図 7 藻類総数と流下距離との関係

Fig. 7 Relationship between total algae and distance from the inlet

は、ケイ藻類の *Synedra acus*, *Synedra ulna*, *Nitzschia* spp., また、緑藻類の *Scenedesmus* spp. などの有機物濃度の低いところを好む種が優占的に出現し、流入有機物濃度の高い Run 3 の実験水路では、ラン藻類の *Oscillatoria* spp. 及び *Lyngbya* spp. などの汚染に対して耐性を有する種が、優占的に出現するのが認められた。この傾向を顕著に示す代表として *Synedra* spp. 及び *Oscillatoria* spp. の個体数と流下距離との関係をヒストグラムで示したのが図 8 である。

このように、出現する藻類の種類は実験水路の汚濁の程度により異なることがわかった。

### 3.2.3 微小動物

表 9 は各実験水路の流下距離ごとの原生動物及び微小後生動物の個体数を、種別に示したものである。これらの微小動物は、排水の生物処理において、浄化能の良否を判定する指標生物として用いられている<sup>12-14)</sup>。そこでまず、水路の浄化能と出現した微小動物との関係から、水路の汚濁の程度を検討することを試みた。その結果、①流入水の有機物濃度が高い水路では *Trachelophyl- lum* sp., *Paramecium* sp., *Glaucoma* sp., *Spirostomum* sp., *Amoeba* spp., *Colpoda* sp. 及び *Blepharisma* sp. ②流入水の有機物濃度が低い水路では, *Vorticella* sp., *Lecane* sp., *Colurella* sp., *Monostyla* sp., *Cephalodella* sp. 及び *Cypridopsis* sp. (カイミジンコ) が、高い頻度で出現すること、③いずれの水路でも認められたが、特に流入有機物濃度の低い水路に数多く出現した種

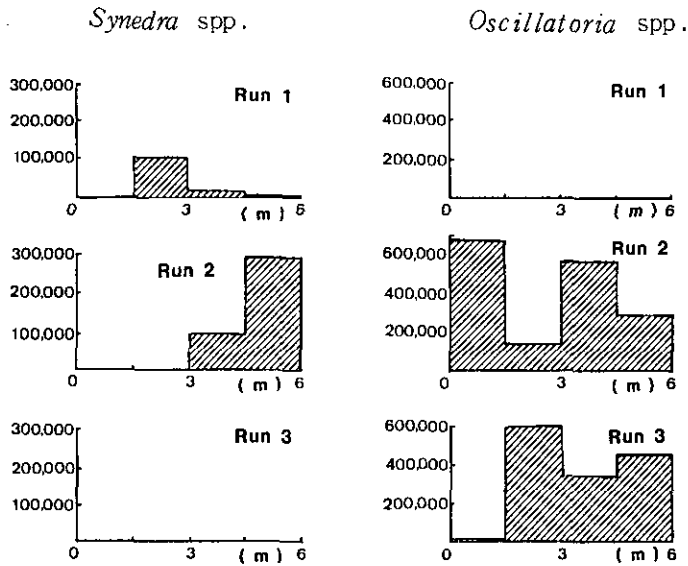


図 8 各流入有機物濃度における藻類と流下距離との関係

Fig. 8 Relationship between algae and distance from the inlet on each influent organic concentration stream

としては、*Litonotus* sp., *Aspidisca* sp., *Philodina* sp., *Pristina* sp., *Centropyxis* sp., *Euglypha* sp., *Macrobiotus* sp.及び Planariidae が挙げられること、また、④指標性の認められなかった種は *Cinetochilum* sp.及び Nematoda であることがわかった。これらの知見は、従来の排水の生物処理で得られている指標性を裏づけるものである。なお、有機物濃度の高いところで優占化した *Paramecium* sp.逆に、低いところで優占化した *Cypridopsis* sp.及び指標性の認められなかった *Cinetochilum* sp.に着目して、これらの個体数と流下距離との関係を各流入有機物濃度別に示した一例が、それぞれ図9-a、9-b及び9-cである。

微小動物の現存量に及ぼす光の存在の影響については、光照射系水路と光遮断系水路の両系を比較することにより検討した。両系についての種別個体数の比較は表9に示すとおりである。

本表より、光の有無で微小動物の個体数に著しい差異は認められなかったが、それでも水質浄化能が、光遮断系に比べ光照射系の実験水路で高い効率を示したのは、藻類の存在する光照射系水路においては、好気性従属栄養細菌、原生動物及び微小後生動物などに必要とされる酸素が藻類の光合成により供給されることにより、酸素消費者であるこれらの微小動物群の活性が高まり、効率よく浄化が進行したからだと考えられる。また、これらの微小動物は、汚泥の減量化にも大きく貢献することが、排水の生物処理研究から明かにされていることから、水路浄化法に於いても発生生物量を減少させる上では、微小動物が優占化することが必要であろうと考えられる。それ故、今後は、水路において特定の微小動物が優占化する条件を明かにすることが必要となろう。

表 9 Run 1, Run 2, Run 3, Run 4, Run 5 及び Run 6 における動物相の比較

Table 9 Comparison of fauna between Run 1, Run 2, Run 3, Run 4, Run 5 and Run 6

(Run 1)

流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	13.1	11.6	10.5	10.2
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Trachelophyllum</i> sp.		360		
<i>Chilodonella</i> sp.			720	
<i>Paramecium</i> sp.	180	120		
<i>Uronema</i> sp.	1,100			
<i>Colpidium</i> sp.		300	360	
<i>Cinetochilum</i> sp.	3,600	2,500	2,200	2,000
<i>Cyclidium</i> sp.		1,100		720
<i>Spirostomum</i> sp.	480	900	60	360
<i>Aspidisca</i> sp.	2,200			1,100
<i>Euplotes</i> sp.	300			
<i>Euglena</i> sp.			360	1,400
Small flagellata				12,000
Planariidae	3	18	9	3
<i>Colurella</i> sp.			60	
<i>Philodina</i> sp.	60			
Nematoda	420	2,600	840	540
<i>Acolosoma henprichi</i>	90			
<i>Nais</i> sp.				15
<i>Pristina</i> sp.	60	21	15	75
<i>Cypridopsis</i> sp.	1,000	600	1,100	900

(Run 2)

流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	14.7	12.1	11.5	11.1
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Coleps</i> sp.				9
<i>Trachelophyllum</i> sp.	1,100		1,100	
<i>Paramecium</i> sp.	180			60
<i>Cinetochilum</i> sp.	7,500	1,800		160
<i>Vorticella</i> sp.			1,100	
<i>Spirostomum</i> sp.	6,000	13,000	2,400	4,600
<i>Aspidisca</i> sp.	2,900	2,500	4,700	1,800
<i>Euplotes</i> sp.	60	3,600	360	480
<i>Euglena</i> sp.	720		720	360
<i>Eutosiphon</i> sp.	1,400	1,800		
Small flagellata	5,400	2,200		3,200
<i>Amoeba</i> sp.		11,000	2,300	
<i>Centrotyxis</i> sp.	3,900	7,500	4,500	2,200
<i>Euglypha</i> sp.		2,200	3,600	2,200
Planariidae	420	600	6	3
<i>Philodina</i> sp.		1,800	900	
<i>Chaetonotus</i> sp.			120	
Nematoda			660	
<i>Nais</i> sp.	60			
<i>Pristina</i> sp.	1,200	60	210	51
<i>Macrobrotus</i> sp.		120		
<i>Cypridopsis</i> sp.	3		69	360



表 9 (つづき)  
Table 9 (Continued)

(Run 3)

流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	25.7	24.9	23.7	23.5
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Coleps</i> sp.	360			
<i>Trachelophyllum</i> sp.				2,500
<i>Paramecium</i> sp.	900	1,200	3,000	1,400
<i>Colpidium</i> sp.	360	7,900	39,000	22,000
<i>Cinetochilum</i> sp.	11,000	360	6,500	1,400
<i>Spirostomum</i> sp.	23,000	10,000	26,000	6,800
<i>Blepharisma</i> sp.	720	360		
<i>Aspidisca</i> sp.	2,900	720		
<i>Euploes</i> sp.	1,200	1,000	1,900	1,200
<i>Euglena</i> sp.			1,100	1,600
<i>Entosiphon</i> sp.				300
Small flagellata	2,200			2,200
<i>Amoeba</i> sp.	28,000	21,000	17,000	22,000
<i>Centropyxis</i> sp.	2,500	1,400		
Planariidae	300	33	180	110
<i>Philodina</i> sp.	300	60	300	240
Nematoda	720	300	600	360
<i>Pristina</i> sp.			24	120
<i>Cypridopsis</i> sp.		21		

(Run 4)

流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	1.5	0.6	0.4	0.2
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Coleps</i> sp.			45	45
<i>Trachelophyllum</i> sp.			360	
<i>Litonotus</i> sp.		1,100		
<i>Cinetochilum</i> sp.		4,700	5,400	1,100
<i>Vorticella</i> sp.				30
<i>Spirostomum</i> sp.		60	45	120
<i>Aspidisca</i> sp.	1,100	720		
<i>Euploes</i> sp.		2,900	240	300
<i>Entosiphon</i> sp.		720		
Small flagellata	3,200	4,300	8,600	4,300
<i>Centropyxis</i> sp.	5,100	600	2,200	1,100
Planariidae		3	66	6
<i>Colurella</i> sp.	60			
<i>Philodina</i> sp.	60	120		
<i>Lecane</i> sp.			60	
<i>Cephalodella</i> sp.		9		3
<i>Chaetonotus</i> sp.	300	6	12	
Nematoda	120	180	180	45
<i>Nais</i> sp.	12	15	12	3
<i>Pristina</i> sp.	6		3	6
<i>Cypridopsis</i> sp.			160	15
<i>Sphaerotilus natans</i>	+			
Filamentous Bacteria		+		

表 9 (つづき)  
Table 9 (Continued)

(Run 5)

流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	4.8	3.8	3.4	3.1
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Coleps</i> sp.	4,400	6,600	1,100	360
<i>Litonotus</i> sp.	180	60		
<i>Colpoda</i> sp.		360		
<i>Paramecium</i> sp.	180	900	840	
<i>Cinetochilum</i> sp.	5,400	4,000	720	
<i>Spirastomon</i> sp.	1,300	4,000	5,600	5,500
<i>Blepharisma</i> sp.	60	600	600	600
<i>Aspidisca</i> sp.			360	
<i>Euplates</i> sp.		60	900	600
<i>Entosiphon</i> sp.	3,600		1,100	
Small flagellata		3,200	2,200	
<i>Amoeba</i> sp.				360
<i>Centrocyxis</i> sp.		720	2,500	1,800
<i>Philodina</i> sp.	420	60	120	2,900
<i>Chaetonotus</i> sp.	120			
Nematoda	2,200	300		
<i>Nais</i> sp.	120	33	110	18
<i>Macrobrotus</i> sp.		60	120	300
<i>Beggiatoa alba</i>			+	
Filamentous Bacteria	cc	cc		

(Run 6)

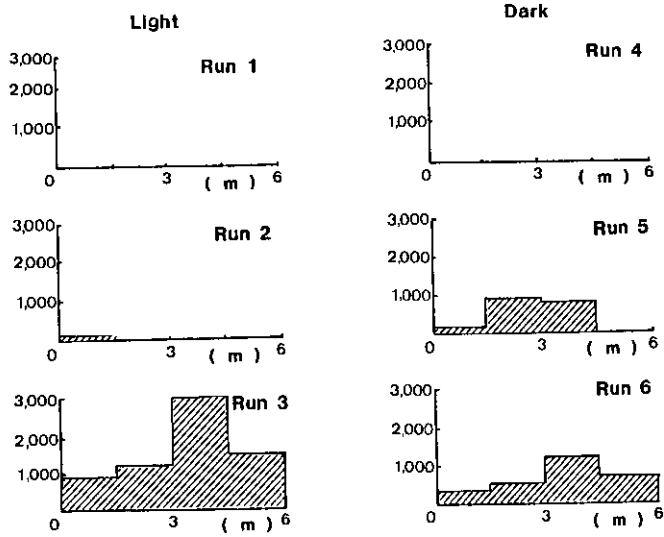
流下距離 (cm)	75	225	375	525
Biomass (mg/cm <sup>2</sup> )	8.9	6.4	5.0	4.1
Biota (N/cm <sup>2</sup> )				
<i>Litonotus</i> sp.		420		
<i>Colpoda</i> sp.	1,100	120		
<i>Paramecium</i> sp.	300	420	1,200	600
<i>Colpidium</i> sp.		2,900	2,500	2,900
<i>Cinetochilum</i> sp.	5,800	1,800		
<i>Glaucoma</i> sp.	1,400	2,200	1,800	
<i>Spirastomon</i> sp.	300	600	3,000	3,000
<i>Blepharisma</i> sp.			1,100	300
Small flagellata	2,200	11,000	12,000	17,000
Nematoda	540	360	420	360
<i>Acalosoma humprichi</i>		12	6	3
<i>Beggiatoa alba</i>	cc	cc	c	cc

### 3.3 バイオマス量

表10は各実験水路の流下距離ごとの生物膜の現存量を示したものである。これは、ひも状接触材の5 cm 区間に付着増殖した生物膜を完全にはく離させて乾燥重量を求め、実験水路の1 単位水路の長さである150cm 当たりの生物膜現存量として換算したものである。水路内の生物膜量 (バ

*Paramecium* sp.

(a)



*Cypridopsis* sp.

(b)

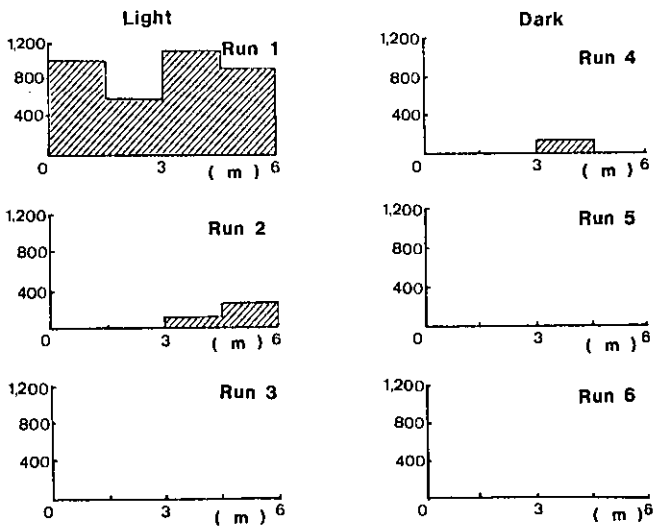


図 9 各流入有機物濃度の水路における微小動物と流下距離との関係

Fig. 9 Relationship between smaller animals and distance from the inlet on each influent organic concentration steam

*Cinetochilum* sp.

(c)

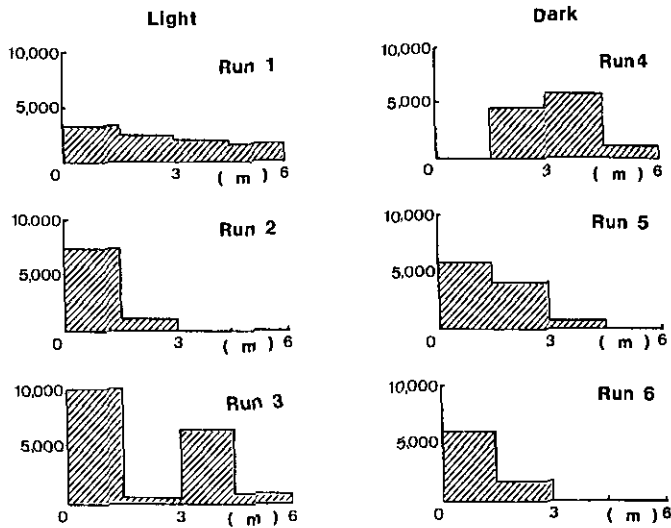


図 9 (つづき)

Fig. 9 (Continued)

表 10 水路内生物膜現存量

Table 10 Total biomass of the stream

Run NO.	Light condition	Influent BOD (mg/l)	1 st (0~150cm) (g)	2 nd (151~300cm) (g)	3 rd (301~450cm) (g)	4 th (451~600cm) (g)	Total biomass (g)
1	Light	10	9.83	8.69	7.90	7.65	34.1
2		20	11.0	9.09	8.60	8.33	37.0
3		50	19.3	18.7	17.8	17.6	57.6
4	Dark	10	1.10	0.45	0.29	0.18	2.03
5		20	3.58	2.88	2.54	2.34	11.30
6		50	6.66	4.80	3.71	3.08	18.20

イオマス量)は、流入水の BOD 濃度が、10, 20, 50mg/l の場合、光照射系の水路においては各々 34.1g, 37.0g, 57.6g 光遮断系の水路においては各々 2.0g, 11.3g, 18.2g となり、流入水の有機物濃度が高い水路ほど多く、また同一水路内においても、流入点付近が最も多く、流下して浄化が進行するにつれ減少した。これは、流下するにつれて微小動物の増殖に必要とされる有機物含量が低下するからではないかと考えられる。これらの各実験水路の生物膜現存量と流下距離との関係は、図10に示すとおりである。

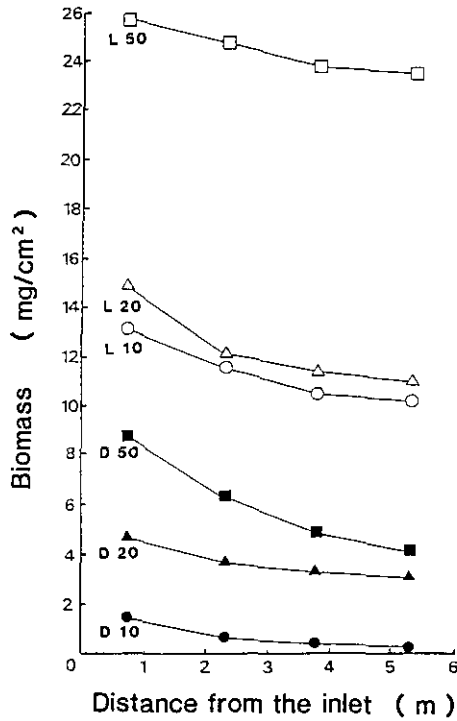


図 10 生物膜現存量と流下距離との関係

Fig. 10 Relationship between biomass and distance from the inlet

また、各実験水路における摂取有機物量と余剰バイオマス量との関係を示したのが図11である。このバイオマスの増殖量は、光照射系水路で34~57gと、光遮断系水路の2~18gに比べ著しく多かった。これは、光照射系水路において、藻類の光合成による一次生産が行われているからだと考えられる。また表11は、実験水路の浄化能が安定した2か月間の物質収支をバイオマスに着目してまとめたものである。ここで、流入有機物濃度と処理水中の有機物濃度の差を、生物膜に摂取された有機物量とした。また、懸濁物質として処理水中に流亡したバイオマス量と水路内の生物膜量を適正に維持するために人為的にはく離させたバイオマス量との合計を余剰バイオマス量とした。すなわち、余剰バイオマスとは、水路生態系内の微生物現存量を一定とした場合における系外に排除された微生物量のことを意味する。なお、水路生態系内にとりこまれた有機物量に対する生産された生物膜量の比は、図11からわかるように、光照射系で30~50%、光遮断系では10%程度であった。光照射系で光遮断系の3~5倍の値が得られたのは、光合成による空気中の炭素固定すなわち有機物の再生産が行われたからである。光遮断系で10%と値が小さかったのは、水路内の多量の生物膜による自己酸化と微小動物の存在により食物連鎖が長くなることによる呼吸エネルギーの消散量が大であったからではないかと考えられる。ここで流入水のリン濃度に対

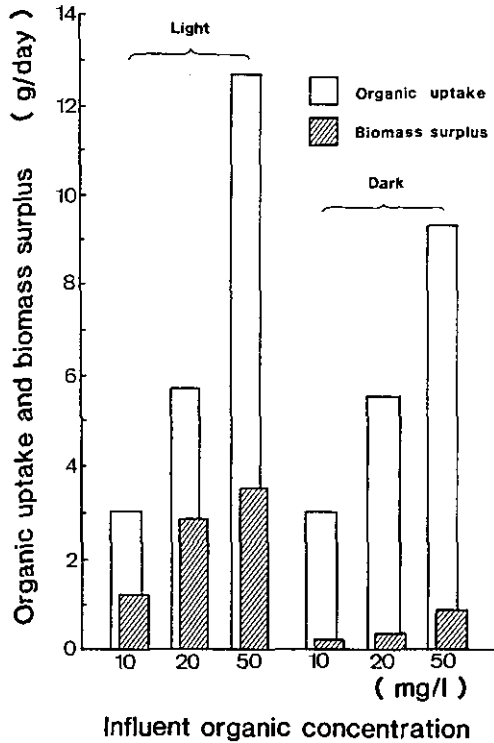


図 11 摂取有機物量と余剰バイオマスとの関係

Fig. 11 Relationship between organic uptake and biomass surplus

する除去されたリン濃度を、流入水 BOD 10, 20 及び 50 mg/l の光照射系及び光遮断系においてリン除去率として比較すると前者がそれぞれ 26, 24, 6% 後者が 4, 3, 3% となり Run 1 の光照射条件で流入 BOD 10 mg/l の系が最もリン除去が高率で行われていることがわかる。そこでこの Run 1 についてリン収支を算出してみると、流入水の T-P 0.27 mg/l に対して処理水の T-P 0.20 mg/l、つまりこの差 0.07 mg P/l が系内の生物膜に吸着されたことになる。また、表 11 から Run 1 における余剰バイオマスは、1.30 g/d であったことがわかるが、このバイオマス増殖が全て藻類によるものであり、かつリン 1 mg で藻体 50 mg が生産されると仮定すると、このバイオマス増加において、26 mg P/d リンが取り込まれることになる。これを水路流量 389 l/d を用いて濃度換算すると 0.067 mg P/l というリン除去理論値が求まる。これは、先の 0.07 mg P/l というリン除去実測値に近似しており Run 1 においては、藻類増殖に伴うリンの取り込みが行われていたことが明かとなった。この他の Run 2, Run 3 では流入有機物濃度が高まるにつれ、リン除去率の低下が認められた。このことはバイオマスに対するクロロフィル *a* 含量比率の低下からも裏づけられた。以上のことから、水路浄化法において水塊中のリンを除去することを期待するとすれば、水路から頻繁に藻体を取り出して常に水路内の藻類を対数増殖期に維持することが必要ではないかと考えられる。

表 11 水路生態系におけるバイオマス収支  
Table 11 Mass balance of the biomass in the stream

Run No.	Light condition	Influent BOD (mg/l)	Organic uptake			Biomass surplus		
			Influent organic compound (g/day)	Effluent organic compound (g/day)	(g/day)	Sloughed biomass (g/day)	Excess biomass (g/day)	(g/day)
1	24hr Light	10	3.24	0.28	2.96	0.35	0.95	1.30
2		20	6.48	0.81	5.67	0.37	2.54	2.91
3		50	16.2	3.60	12.6	0.40	3.15	3.55
4	24hr Dark	10	3.24	0.39	2.85	0.30	0.003	0.30
5		20	6.48	0.94	5.54	0.35	0.015	0.37
6		50	16.2	6.77	9.23	0.38	0.52	0.90

#### 4 総合討論

本研究は、光の存在の有無と流入有機物濃度の違いが、実験水路の生物相の構造にいかなる影響を及ぼすかについて検討したものである。その結果いくつかの知見が得られた。それらの知見をもとに細菌類、藻類及び微小動物に着目すると、その栄養構造 (Trophic structure) から光照射系水路と光遮断系水路の生態系における生物間の相互作用は、図12のように模式される。すなわち、光照射系水路においては、流入有機物は細菌類に摂取され、細菌類は微小動物に捕食され、かつ水中の窒素、リン及び光エネルギーを利用して増殖した藻類は、細菌類、微小動物に酸素を供給すると同時に、細菌類、微小動物の呼吸で発生した炭酸ガスを取り込むという物質代謝が行われる。また、光遮断系水路においては藻類が存在しないので、流入有機物は細菌類に摂取され細菌類が微小動物に捕食されるという、より単純な物質代謝が行われることになる。このように、光の存在する場合は、有機物の再生産が行われ、光の存在しない場合は、有機物の分解のみが進行することになる。

通常、窒素 1 mg から藻体10mg, リン 1 mg から藻体50mg が生産される<sup>15)</sup>ことから、この増殖した藻体を回収し有効に利用する方法を開発することは極めて重要なことである。しかし、現状においては再生産された藻類の効果的な利用法が見いだされていないため、水路では光を遮断すること、つまり、水路に光が供給されない構造にすることが必要であると考えられる。また、流入有機物濃度を変化させた実験からは、水路浄化法の効率を向上させる上で、流入有機物濃度は低いほうがより効果的であること、及び、流入有機物濃度が高い場合、水路はより長い方が効果的であることが明らかとなった。なお、光照射系の実験水路の生物膜が極めて厚かったのに、光遮断系に比べて有機物除去能が高かったのは、光合成で生産された分子状酸素が、好気性微生物の活性上昇に貢献したからだと考えられる。

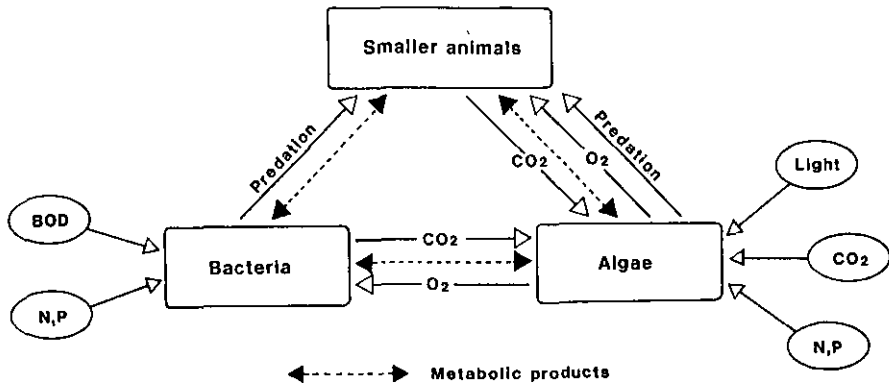


図 12 生物間の相互作用模式図

Fig.12 Interactions between bacteria, algae and smaller animals

自然条件下の実規模の水路では、食物連鎖高次レベルの生物が多量に増殖できる条件を設定し、生物種の多様性を増大させることが重要になる。実規模の水路では、実験水路に比べてより複雑な混合培養系が確立され、より高次レベルの生物なども数多く出現するようになると考えられる。このように、食物連鎖高次レベルの生物が多くなり、生物種の多様性が増し、食物環が複雑になるほど生態系は安定し、水質変動に対応し得るようになると考えられる。

## 謝 辞

本研究の遂行に当たり、終始有益なる御指導を賜った東邦大学理学部生物学科生物物理学教室助教授岡田光正先生、同助手中山克己先生に対し、ここに謹んで感謝の意を表します。

## 引 用 文 献

- 1) 桜井善雄 (1976) : 河川の浄化作用, 用水と廃水, 18 (3), 7-11.
- 2) 須藤隆一 (1977) : 廃水処理の生物学, 産業用水調査会, p.638
- 3) Curds, C. R. and H. A. Hawks (1983) : Ecological aspects of used-water treatment. Academic press, London, 340.
- 4) Kolkwitz, R. and Marsson, M. (1908) : Oekologie der pflanzlichen saprobien. Ber deult Sch. Ges., 26, 505-519.
- 5) Pike, E. B. and C. R. Curds (1971) : The microbial ecology of the activated sludge process. In : Microbial Aspects of Pollution, (ed.) Sykes, G. and F. A. Skinner, Academic press, London. 123-147
- 6) Liebmann, H. (1951) : Handbuch d. Fischwasser and abwasserbiologie Bd 1.
- 7) 須藤隆一・稲森悠平 (1983 a) : 水処理における微生物制御, 微生物の生態11, 学会出版センター, 188 p.
- 8) 稲森悠平・須藤隆一 (1983) : 微生物による環境制御・管理技術マニュアル, 環境技術研究会, 475p.
- 9) 日本下水道協会編 (1974) : 下水試験方法—1974年版—, 社団法人日本下水道協会, 507p.



- 10) 建設省土木研究所下水道部編(1981)：生物学的硝化脱窒処理による窒素の除去, 土研資料, 第1664号.
- 11) 須藤隆一・稲森悠平 (1983 b)：生物相からみた処理機能の診断, 産業用水調査会, 321p.
- 12) 津田松苗 (1964)：汚水生物学, 北隆館, 258p.
- 13) 津田松苗 (1972)：水質汚濁の生態学, 公害対策技術同友会, 229p.
- 14) 津田松苗・森下郁子 (1974)：生物による水質調査法, 山海堂, 238p.
- 15) 須藤隆一 (1983 c)：環境浄化のための微生物学, 講談社サイエンティフィック, 221p.

II-3 水路に出現する微小後生動物わむし類  
*Philodina* sp. の増殖特性  
Effect of Environmental Factors on Growth  
of *Philodina* sp. Appearing in Stream

稲森悠平<sup>1</sup>・林 紀男<sup>2</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Yuhei INAMORI<sup>1</sup>, Norio HAYASHI<sup>2</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

要 旨

水路には細菌、菌類、原生動物、微小後生動物などの多数の微生物が生息し浄化に大きく貢献している。なかでも微小後生動物は食物連鎖高次レベルに位置し、細菌類等に比べて種々の環境因子に対して鋭敏に反応することから浄化能を把握する上での重要な指標生物となっている。特にわむし類の *Philodina* sp. は出現頻度が極めて高く凝集体形成の促進、及び懸濁物質の捕食などの働きにより浄化に大きく貢献しており、優占的に増殖したときの水塊中の有機物濃度は極めて低くなることが知られている。しかしながら、*Philodina* sp. の増殖特性についての知見は極めて少ない。本研究では、*Philodina* sp. の増殖特性に及ぼす環境因子の影響について二者培養条件下で比増殖速度 ( $\mu$ ) を指標として検討を行い次の成果を得た。

① 増殖に対する最適水温は30℃である。② 塩濃度はリン酸緩衝液濃度として0から1/50M, pHは5.5から8.3の範囲において増殖に対して影響を及ぼさない。③ 生物処理施設から分離した7種類の細菌のいずれをも摂食して増殖できる広食性の微小後生動物である。④ 増殖はかくはん強度によりほとんど影響を受けない。⑤ 食物濃度と *Philodina* sp. の  $\mu$  との関係をMonod式を適用して解析したが、 $\mu_{max}$  及び  $K_s$  は食物源として細菌を用いた場合、それぞれ0.4d<sup>-1</sup>, 8.4mg/l, 滅菌汚泥を食物源とした場合、それぞれ0.39d<sup>-1</sup>, 139mg/l である。

Abstract

The purpose of this study is to reveal the characteristics of the growth of *Philodina* sp. appearing in stream. The effects of various environmental factors on the growth of *Philodina* sp. were estimated from specific growth rate ( $\mu$ ). The results may be

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60年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学大学院理学研究科 〒274 千葉県船橋市三山)  
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Biological Institute, Faculty of Science, Toho University, Funabashi, Chiba 274, Japan.

summarized as follows. 1) The optimum temperature on growth rate of *Philodina* sp. was around 30°C. 2) The effect of phosphate buffer concentration (0-1/50M), pH (5.5-8.3) and shear stress (100-3,000rpm) on the growth of *Philodina* sp. were not recognized. 3) *Philodina* sp. is euryphagous smaller metazoa, which ingested seven strains of bacteria isolated from biological treatment process. 4) Maximum specific growth rate ( $\mu_{max}$ ) and half-saturation coefficient ( $K_s$ ) of *Philodina* sp. were 0.4d<sup>-1</sup>, 84mg/l, respectively for activated sludge bacteria and were 0.39d<sup>-1</sup>, 139mg/l, respectively for sterilized activated sludge.

## 1 はじめに

水路における浄化は、その底面及び側壁に形成される生物膜に生息している多種の細菌、菌類、原生動物及び微小後生動物の働きによるところが大きい。これらの生物膜中に生息する微生物の種類及び個体数は水路を流下する水塊中の有機物濃度や流速などに左右されるといわれている<sup>1)</sup>。特に、家庭から排出される生活雑排水が流れ込み、十分な量の有機物が水塊中に存在し、かつ酸素が十分供給されるだけの流速が確保された水路では生物相は豊富である。この場合、出現微生物の質・量は汚水を浄化するための生物膜法や活性汚泥法などの生物処理施設の場合に匹敵するほどである。

このような水路に出現する微生物の中で、どの種が浄化に貢献するかについては十分に明らかにされていない。しかし、いくつかの水路の生物相の調査によると、微小後生動物のわむし類の *Philodina* sp. が優占的に増殖しているときに良好な浄化能が得られることが観察されている<sup>2)</sup>。この *Philodina* sp. は生物膜及び活性汚泥のいずれにも多量に出現するが、そこではフロック形成の促進、懸濁物質の摂食などの働きにより、浄化に大きな役割を果たしているものと考えられている<sup>3)</sup>。

本研究では、水路に数多く出現する微小動物の中でも、通常の生物処理施設で水質浄化に大きく貢献していると考えられる *Philodina* sp. に着目し、その増殖特性を明らかにすることを目的として実験的検討を行った。

## 2 実験方法

### 2.1 供試動物の分離法

実験に用いた *Philodina* sp. は生活排水を処理している生物膜法の処理施設から分離したものであるが、水路浄化に出現する種と同一のものである。この *Philodina* sp. はわむし類に属し、体の大きさは300~500 $\mu$ m で遊泳あるいはほふく運動を行い、頭部にある繊毛環で強力な水流を起こし、食物源である細菌などを摂取し増殖する。通常は単為生殖で増殖(2倍体の夏卵から雌が発生する)し、生息環境が悪化した場合、減数分裂により生じた1倍体の卵から雄が発生し、受精すると夏卵より厚い壁をもつ耐乾性の冬卵(休止卵)を形成する。生息環境が良好になるとこの冬卵から雌が発生する<sup>4)</sup>。

このような特性を有する *Philodina* sp. の分離は、20～100倍の実体顕微鏡下で菌類、他の微小動物が存在しなくなるまで滅菌水で繰り返し洗浄するピペット洗浄法で行った。なお、分離した *Philodina* sp. は微小動物の分離用培地として従来から用いられている LE 培地 (Lettuce and Egg yolk medium) に活性汚泥細菌を増殖させ、これを食物源として継代培養したものを実験に供した。

## 2.2 培養条件

*Philodina* sp. の増殖特性については、増殖に影響を及ぼす重要な因子である温度、pH、食物源としての細菌の種類及び濃度に着目して実験を行った。この場合、培養に当たっての食物源としては、リン酸緩衝液中の懸濁させた滅菌活性汚泥及び LE 培地中に増殖させた細菌懸濁液の両者を用いた。培養条件は以下に示すとおりである。

① 温度：培養温度は 5, 10, 15, 20, 25, 30 及び 35℃ の 7 段階に設定して培養し、他の生物との定量的な比較を行うために Arrhenius 式に基づいて活性化エネルギーを求めた。

② pH：培養液の pH は  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  と  $\text{K}_2\text{HPO}_4$  の混合比を変化させることにより、pH5.5～8.3 の範囲に設定して培養した。

③ 塩濃度：pH6.5 に調整したリン酸緩衝液の濃度を 0 から 1/50M の範囲に設定して培養した。

④ 食物源としての細菌の種類：活性汚泥から分離した 7 種類の細菌を各々 30℃ で 48 時間肉汁液体培地で培養した菌懸濁液を 8,000 rpm で 5 分間遠心分離し、この沈殿物を 1/750M のリン酸緩衝液で 2 回洗浄し、1/750M リン酸緩衝液に懸濁させて食物源として用いた。なお、この時の細菌濃度は、最高の比増殖速度 ( $\mu_{\max}$ ) が得られるように 300mg/l に設定して培養した。

⑤ かくはん強度：シーソー型振とう器を用いて、かくはん強度を 0～100rpm の範囲で変えて培養した。

⑥ 食物濃度：食物源としては活性汚泥から分離した細菌と滅菌活性汚泥を用いた。細菌濃度の *Philodina* sp. の増殖に及ぼす影響については、細菌相をより実際の活性汚泥に近づけるために、活性汚泥から分離した 7 種類の細菌を混合し、その濃度を 0～50mg/l の範囲に設定して培養し、比増殖速度 ( $\mu$ ) と細菌濃度との関係から Monod 式より  $\mu_{\max}$ ,  $K_s$  を算出した。また、汚泥濃度の *Philodina* sp. の増殖に及ぼす影響については、生活排水を処理している長時間曝気活性汚泥法の返送汚泥をオートクレーブで滅菌した後、0～15,000mg/l の濃度範囲になるように 1/750M リン酸緩衝液で調整した汚泥混合液で培養し、比増殖速度 ( $\mu$ ) と汚泥濃度との関係から Monod 式より  $\mu_{\max}$ ,  $K_s$  を算出した。

なお、*Philodina* sp. の培養は、①～④は直径 3 cm のペトリ皿に培養液が 4 ml になるように入れ静置下で培養し、⑤～⑥は 50ml 容の L 型培養管に培養液が 10ml になるように入れ振とう下で培養した。①以外の系における培養温度は 20℃ に設定した。①～⑥のいずれの系においても *Philodina* sp. の初期接種個体数は 20 個体/ml とした。なお、培養過程における個体数は接種後おおむね 5 日ごとに計数し、5 回の計数値を平均し、平均値を 1 ml 当たりに換算して求めた。

①～⑥における環境因子の *Philodina* sp.に及ぼす影響については比増殖速度 ( $\mu$ ) から評価した。なお、 $\mu$  は次式より求めた。

$$\mu = \frac{2.303 \log (N - N_0)}{t - t_0} \quad (1)$$

ここで、 $N$  :  $t$  日目の個体数 ( $N/ml$ )  
 $N_0$  : 0 日目の個体数 ( $N/ml$ )  
 $t$  : 培養  $t$  日目  
 $t_0$  : 培養 0 日目

また、 $\mu_{\max}$ ,  $K_s$  については、Monod 式

$$\mu = \mu_{\max} \cdot \frac{S}{K_s + S} \quad (2)$$

を変形した次式より

$$\frac{1}{\mu} = \frac{K_s}{\mu_{\max}} \cdot \frac{1}{S} + \frac{1}{\mu_{\max}} \quad (3)$$

ここで、 $\mu_{\max}$  : 最大比増殖速度 ( $1/d$ )  
 $S$  : 細菌及び汚泥濃度 ( $mg/l$ )  
 $K_s$  : 飽和定数

$1/\mu$  を  $1/S$  に対してプロット (Lineweaver-Burk プロット) して、その直線の縦軸切片 ( $\mu_{\max}$ ) とこう配 ( $K_s$ ) から求めた。

### 3 結果及び考察

水路に出現する微小動物の中で、*Philodina* sp.を本研究の対象とした理由は、表 1 に示すように実験水路、屋外水路のいずれにおいてもその出現頻度が高かったことに基づいている。

表 1 水路に出現する重要なわむし類

Table 1 List of importance Rotatoria found in stream

<i>Philodina</i>
<i>Rotaria</i>
<i>Cephalodella</i>
<i>Colurella</i>
<i>Lecane</i>
<i>Lepadella</i>

*Philodina* sp.がこれらの水路で優占的に増殖したときの水質浄化能は高い。しかし、この *Philodina* sp.の増殖特性については現在までのところ得られた知見は少なく、また優占的に増殖させる条件も十分解明されていない。以下においては、*Philodina* sp.の増殖と密接に関連する環境因子に着目し、その増殖の最適条件について得られた成果を述べることにする。

*Philodina* sp.は通常単為生殖で増殖するが、20℃における典型的な増殖曲線は図1に示すとおりであり、0日目から15日目までは直線的な増殖が認められ、この直線範囲内における値から $\mu$ を求めると $\mu$ は $0.31d^{-1}$ である。

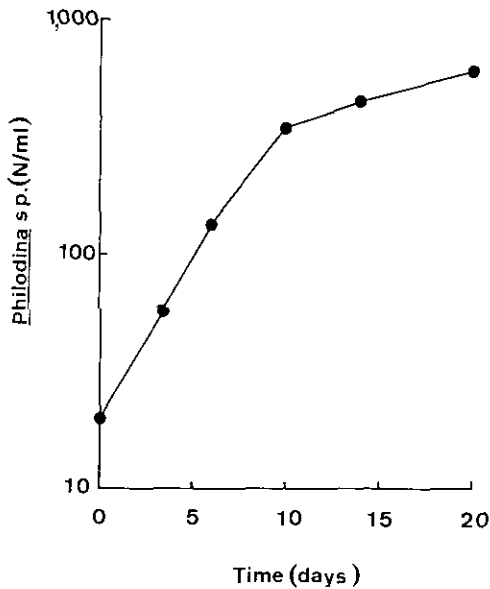


図 1 *Philodina* sp.の増殖曲線

Fig. 1 Growth rate of *Philodina* sp.

#### ① 水温の影響

生物を培養する場合の重要な環境条件である温度が増殖速度に及ぼすかについて、水温を5℃から35℃の範囲で変えて $\mu$ の測定を行った。なお、ここで用いた *Philodina* sp.は20℃で前培養したものであり、高温及び低温への順致は行っていない。図2は *Philodina* sp.の増殖に及ぼす温度の影響を Arrhenius プロットしたものである。*Philodina* sp.の $\mu$ は30℃で最大となり35℃では急激に低下した。なお、15℃と30℃間の直線関係の得られた範囲における増殖に対する活性化エネルギーは17,900cal/mole( $Q_{10}$ では約2.5に相当する)であった。これは、*Philodina* sp.の増殖は温度により大きく影響を受けることを意味している。

#### ② 塩濃度及び pH の影響

生物を培養する場合、溶液中の塩濃度及び pH は生存及び増殖に大きな影響を及ぼす重要な因子

として考えられている。ここでは、まずリン酸緩衝液濃度を 0 から 1/50M の間で変化させた場合の *Philodina* sp. の  $\mu$  を調べ、その後その最適条件下で pH を 5.5 から 8.3 の間で変化させ、*Philodina* sp. の増殖に及ぼす pH の影響について調べた。

表 2 はリン酸緩衝液濃度と *Philodina* sp. の  $\mu$  との関係を示したものである。*Philodina* sp. はいずれの濃度でも増殖し、塩濃度に対する耐性が極めて高いことがわかった。

また、pH を変化させた場合の *Philodina* sp. の  $\mu$  に及ぼす影響は表 3 に示す。pH 5.5~8.3 の間では  $\mu$  に変化は認められず、この範囲の pH は *Philodina* sp. の増殖に影響を及ぼす環境因子とならないことがわかった。

### ③ 食物源としての細菌の種類

*Philodina* sp. は頭部にある繊毛環で強力な水流を起こし、分散状の細菌及び微小なべん毛虫類を摂食するろ過摂食者である。しかし、*Philodina* sp. が食物源としての細菌種が変わった場合、増殖能がどのような影響を受けるかについては明らかにされていない。そこで、生物処理施設から分離した 7 種類の細菌を用いて食性に関する検討を行った。表 4 は実験に用いた細菌の諸特性をまとめたものである。使用した菌種の 2 種類がグラム陽性、5 種類が陰性で、コロニーは赤色、黄色、オレンジ色を呈していた。表 5 はこれら 7 種類の細菌に対する *Philodina* sp. の食性を増殖速度を指標として調べたものである。本表より D 株、G 株の  $\mu$  が  $0.16d^{-1}$  前後で、その他の 5 株に比べやや低いが、*Philodina* sp. はいずれの細菌をも摂食し増殖できることが明らかになった。このことは *Philodina* sp. が広食性であることを意味しており、幅広い環境条件下で出現することと密接な関係があるものと考えられる。

### ④ かくはん強度の影響

水路とくに接触材の充てんされたところでは、流量変動に応じて生物膜には物理的強度すなわちかくはん強度が加わる。このようなかくはん強度に対して *Philodina* sp. の増殖がいかなる影響を受けるかは、水路における *Philodina* sp. の生存及び増殖に対する適正範囲を知るうえで必要である。かくはん強度の影響はシーソー型振とう器を用い、食物源としては滅菌汚泥を添加して行った。その結果を図 3 に示す。汚泥濃度を 100, 1,000, 3,000mg/l の 3 段階に変えたいずれにおいてもかくはん強度の影響は極めて小さく、むしろかくはん強度が高まるほど最高個体数は高まった。このことは、*Philodina* sp. はかなり流速のある場合でも生物膜表面で生息し増殖可能なことを意味している。

### ⑤ 食物濃度

*Philodina* sp. は細菌及び汚泥成分のいずれをも摂食して増殖できる広食性の生物であることは上記より確認されている。そこで、食物濃度の  $\mu$  に及ぼす影響について細菌と滅菌汚泥の両者を用いて調べた。細菌濃度の  $\mu$  に及ぼす影響については分離した 7 種類の細菌を等量ずつ混合し、細菌濃度が 0~500mg/l になるように調整した後、 $\mu$  と細菌濃度の関係を求めた。図 4 は *Philodina* sp. の増殖速度と細菌濃度との関係を示したものであるが、 $\mu$  と細菌濃度との間には双曲線関係の

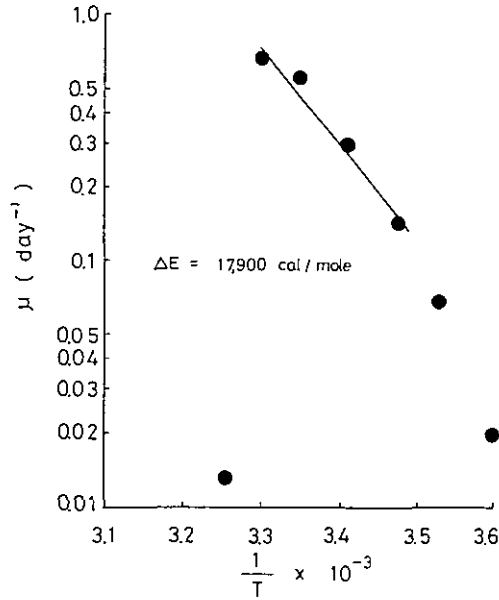


図 2 *Philodina* sp.の増殖に及ぼす水温の影響

Fig. 2 Effect of temperature on growth rate of *Philodina* sp.

表 2 *Philodina* sp. の増殖に及ぼすリン酸緩衝液濃度の影響

Table 2 Effect of phosphate buffer solution concentration on growth of *Philodina* sp.

Concentration of phosphate buffer	growth rate
	$\mu$ (d $^{-1}$ )
M	
0	0.29
1/2,000	0.28
1/1,000	0.27
1/500	0.27
1/200	0.28
1/100	0.28
1/50	0.29

表 3 *Philodina* sp. の増殖に及ぼす pH の影響

Table 3 Effect of pH on growth rate of *Philodina* sp.

pH	growth rate
	$\mu$ (d $^{-1}$ )
5.5	0.27
5.7	0.28
6.1	0.25
6.4	0.28
6.9	0.29
7.3	0.27
7.7	0.29
8.3	0.27



表 4 細菌の諸特性  
Table 4 Characteristics of bacteria

Strain	Gram stain	Color of colony	Cell	
			Shape	Mobility
A	Positive	Yellow	Coccus	Presence
B	Positive	Yellow	Coccus	Absence
C	Negative	Red	Rod	Absence
D	Negative	Orange	Rod	Absence
E	Negative	Orange	Rod or Coccus	Absence
F	Negative	Creamy	Rod or Coccus	Absence
G	Negative	Red	Rod	Absence

表 5 *Philodina* sp. の増殖に及ぼす細菌の影響  
Table 5 Effects of bacteria on growth rate of *Philodina* sp.

Strain	growth rate
	$\mu$ ( $d^{-1}$ )
A	0.37
B	0.32
C	0.24
D	0.17
E	0.33
F	0.33
G	0.16

得られることがわかる。この範囲において Monod 式を適用すると、 $\mu_{max}$ は $0.4d^{-1}$ 、 $K_s$ は $8.4mg/l$ となる。

また、汚泥濃度の  $\mu$  に及ぼす影響については滅菌汚泥を 1/750M リン酸緩衝液で希釈し、0~1,5000mg/l になるように調整した後、 $\mu$  と汚泥濃度の関係を求めた。その結果を図 5 に示すが、食物源として懸濁細菌を用いた場合と同様に  $\mu$  と汚泥濃度との間には双曲線関係が得られることがわかった。この範囲において Monod 式を適用すると、 $\mu_{max}$ は $0.39d^{-1}$ 、 $K_s$ は $139mg/l$ となる。

食物源が異なっても  $\mu_{max}$ は同等の値が得られたが、 $K_s$ は両者で約10倍以上の差があった。

これは、細菌懸濁液に比べて汚泥懸濁液の方では *Philodina* sp.の口部構造より径の大きいフロックが存在するため摂食するのが困難だからではないかということが理由の一つとして考えられる。

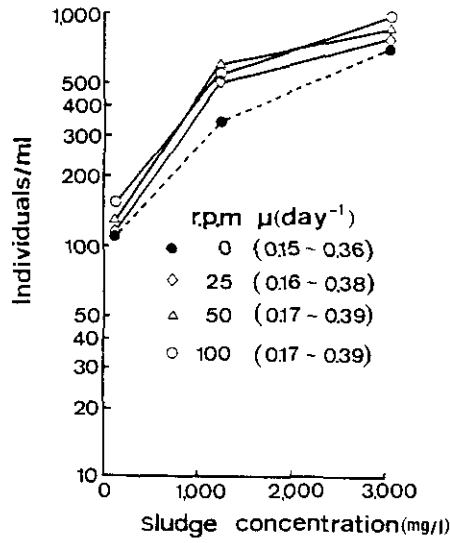


図 3 *Philodina* sp.の増殖に及ぼすかくはんの影響

Fig. 3 Effect of shaking on growth rate of *Philodina* sp.

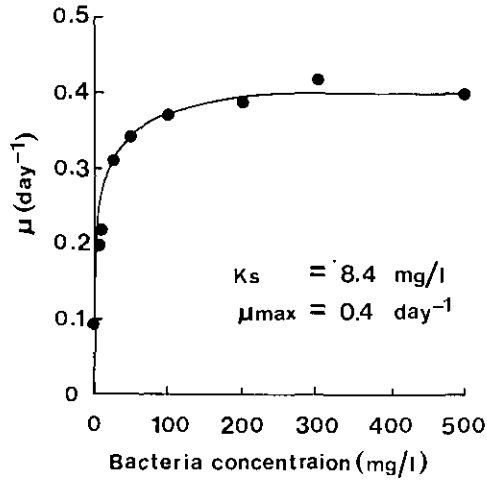


図 4 *Philodina* sp.の比増殖速度に及ぼす細菌濃度の影響

Fig. 4 Effect of bacteria concentration on  $\mu$  of *Philodina* sp.

以上、水路に出現するわむし類の中で出現頻度の高い *Philodina* sp.の増殖に及ぼす環境因子の影響について、二者培養条件下で特に比増殖速度を指標として検討を行った。その結果、*Philodina* sp.が出現するための環境条件としては、pH、塩濃度、かくはん強度及び食物源となる細菌の種類の影響は極めて小さく、水温と食物濃度が非常に重要な因子であることを明らかにすることができた。

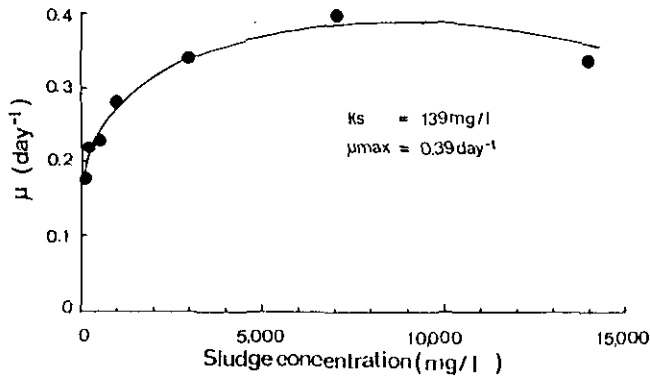


図 5 *Philodina* sp.の比増殖速度に及ぼす汚泥濃度の影響

Fig. 5 Effect of sludge concentration on  $\mu$  of *Philodina* sp.

このように、*Philodina* sp.は幅広い環境条件下で増殖できることが明らかにされたが、このことは、水路だけではなく、生物膜法及び活性汚泥処理施設においても出現頻度の高いことから裏付けられる。

#### 4 まとめ

水路でしばしば大量に出現する *Philodina* sp.の増殖特性に及ぼす環境条件の影響を特に水路において観察される因子に着目して検討したが、得られた知見は以下のように要約される。

- ① *Philodina* sp.の増殖に対する最適水温は30℃であった。
- ② 塩濃度はリン酸緩衝溶液として0から1/50M, またpHは5.5から8.3の範囲内において *Philodina* sp.の増殖に対して影響を及ぼさないことがわかった。
- ③ *Philodina* sp.は活性汚泥から分離した7種類のいずれをも摂食して増殖できたことから広食性の微小後生動物であることがわかった。
- ④ かくはんは *Philodina* sp.の増殖に対し影響を及ぼさないことがわかった。
- ⑤ 食物濃度と *Philodina* sp.の  $\mu$  との関係を Monod 式を適用して解析した。細菌を食物源とした場合の  $\mu_{\text{max}}$  と  $K_s$  はそれぞれ0.4d<sup>-1</sup>, 8.4mg/lであり, 滅菌汚泥を食物源とした場合では, 0.39 d<sup>-1</sup>, 139mg/lであった。

#### 引用文献

- 1) Heukelekian H. and N. C. Dondero (1963) : Principles and Application in Aquatic Microbiology. Wiley., 452 p.
- 2) 国安祐子・稲森悠平・林 紀男・須藤隆一 (1984) : 第30回水処理生物学会講演要旨集, 54 p.
- 3) 稲森悠平・須藤隆一 (1983) : 生物相からみた処理機能の診断. 産業用水調査会, 321 p.
- 4) 内田清之助・内田 亨 (1976) : 新日本動物図鑑 上巻. 北隆館, 679 p.

II-4

土壤による水質浄化 (I)  
— 土壤浸透実験装置の概要 —  
Improvement of Water Quality by Land Application (I)  
— Structure and Mechanism of Lysimeter —

矢木修身<sup>1</sup>・稲垣典子<sup>1</sup>・稲森悠平<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>・田井慎吾<sup>1</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>

Osami YAGI<sup>1</sup>, Noriko INAGAKI<sup>1</sup>, Yuhei INAMORI<sup>1</sup>,  
Kazuo MATSUSHIGE<sup>2</sup>, Shingo TAI<sup>1</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

要 旨

土壤浄化能を明らかにすべく臨湖実験施設に設置された土壤浸透実験装置の構造、土壤の充てん法及び流入水量の制御方法について紹介した。縦、横、高さが2 m×2 m×2.5 mのラインメーター10基の構造及び鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、真砂土、川砂の5種の土壤の充てん法、並びに供給汚濁水である霞ヶ浦湖水を2種類の水量負荷条件 (50及び250 l・m<sup>-2</sup>・d<sup>-1</sup>) で連続的にライシメーターに供給するフィードバック制御方法について述べた。

Abstract

The lysimeters were constructed in Kasumigaura Water Research Station to evaluate the land application of polluted water. The structures of lysimeters were described precisely, and filling up methods of soils into lysimeters and influent supply methods were also exhibited. The size of lysimeter was 2m by 2m in dimensions and the height was 2.5 m. Five kinds of soils, Kanuma soil, andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil were filled up to lysimeters. The Kasumigaura lake water was continuously supplied to lysimeters by feedback control methods at the water loading of 50 and 250 l・m<sup>-2</sup>・d<sup>-1</sup>.

- 
1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environmental 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.

## 1 はじめに

湖沼及び都市内の中小河川などの水域では、依然として水質汚濁が進行しており、その原因が水質汚濁防止法の適応されない小規模な工場、畜舎、家庭雑排水に起因することが指摘されている。特に家庭排水は水域への窒素、リン、有機物負荷の最大の要因となっており、水質の浄化には家庭排水の浄化対策をたてることが急務となっている。

家庭排水は基本的には、公共下水道で処理することが望ましいが、下水道の普及率が30%の現在これを飛躍的に普及させることは多額の費用を必要とすることから大変困難であり、別の方法で処理する必要がある。したがって、維持管理が容易で、設備コストが安価でかつ良好な水質が得られる家庭排水の処理方法がいろいろと検討されている。土壌処理はこのような条件を備えているため全国各地で採用されているが、必ずしもすべてがうまくいっているわけではなく、良好な水質が得られない場合も存在する。これは、土壌を用いる処理方法、処理条件、土壌の浄化能について不明の点が多いためである。そこでこれらの点を解明すべく、臨湖実験施設に設けられた土壌浸透実験装置（ライシメーター）を用いて、湖水を材料とし土壌の浄化能についての基礎的研究を開始した。

本論文は、土壌浸透装置の構造と湖水の供給方法について述べたものである。

## 2 土壌浸透実験装置の構造

土壌浸透実験装置の平面図、側面図を図1、図2に示した。図1に示すように5基のライシメーターが2列に並んでおり、合計10基のライシメーターが屋外に設置されている。各々のライシメーターは縦、横が2 m×2 mの正方形であり、深さは最深部で2.5mほどであり、鋼鉄製であるが内面はブチルゴムライニングが施されている。

図3にライシメーターの構造を示すが、ライシメーターの内部に、集水管、採水管、トレンチが設けられている。ライシメーターの底部は、一方の最深部が2.5m、他方が2.3mと20cmの勾配がついており、底に集水管が設けられ、最深部2.5mのところ浸透水が流出するようになっている。

また給水はトレンチを用いて行われた。トレンチの構造を図4に示すが、縦、横、高さがそれぞれ30×150×30cmの家型でその中央に給水用の直径6.5cmのパイプが入っている。パイプには上部に2箇所（直径9 mm）、横の部分に10箇所（直径6 mm）が2列計20箇所の穴があいており、ここから湖水が土壌中へ供給される。またパイプの周囲には火山礫が充てんされている。

## 3 土壌の充てん方法

ライシメーターの底部に設置された集水管の上に（写真1）、平均粒径40mmの礫を十分洗浄した後平らに敷きつめた（写真2）。底部が傾斜しているため最深部25cm、最浅部5 cmの厚さである。この上に十分洗浄した25mm及び15mmの礫を各5 cmずつ敷き、この上に上層の砂の礫へ

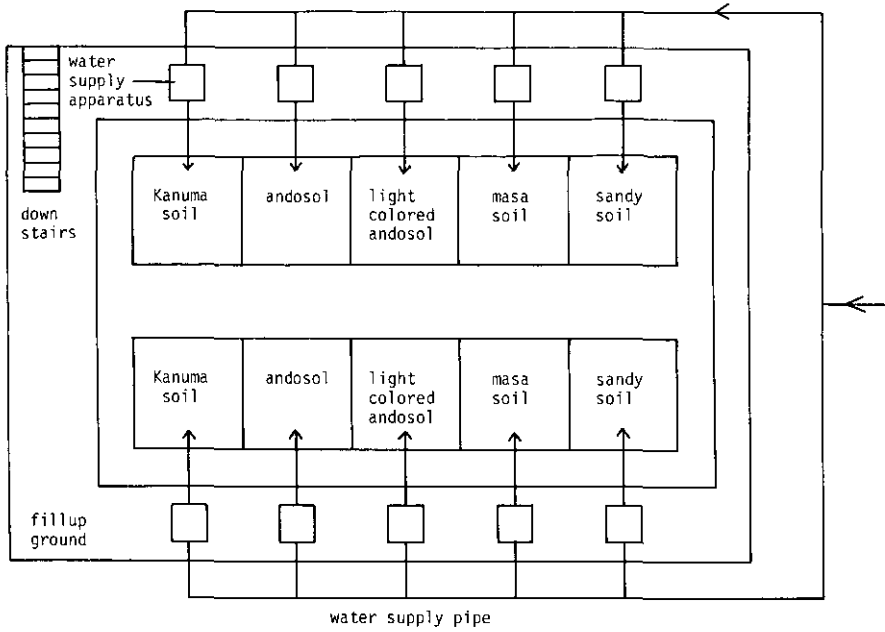


図 1 土壤浸透実験装置の平面図

Fig. 1 A plane figure of lysimeter

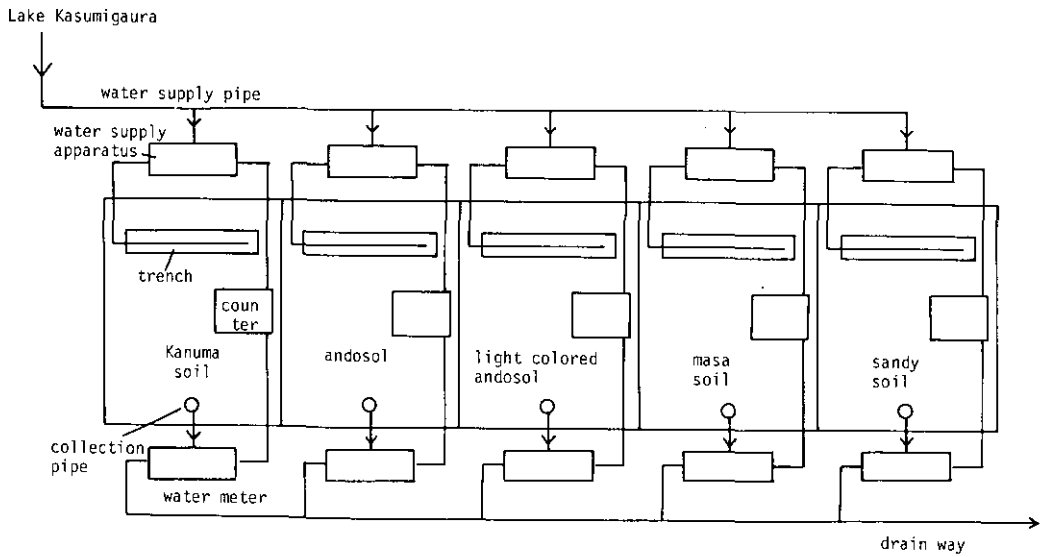


図 2 土壤浸透実験装置の側面図

Fig. 2 A side view of lysimeter

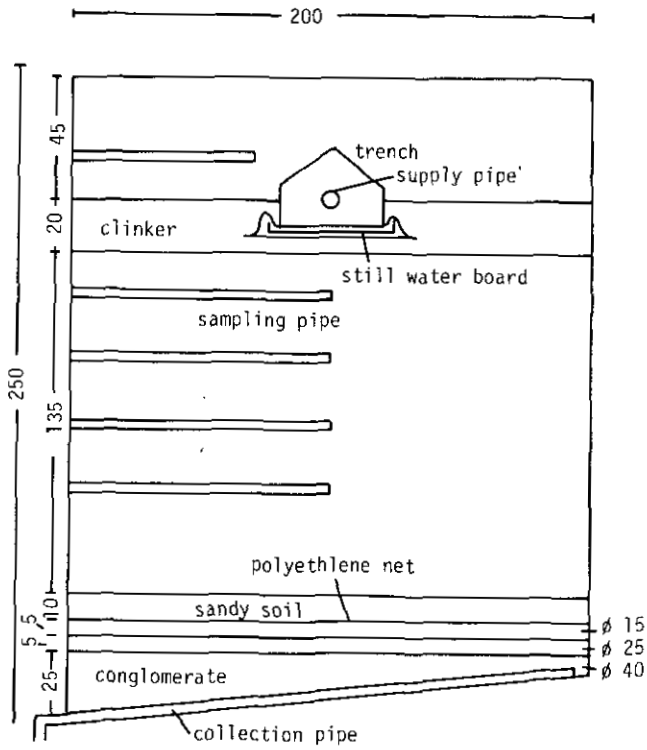


図 3 ライシメーターの構造

Fig. 3 Structure of lysimeter

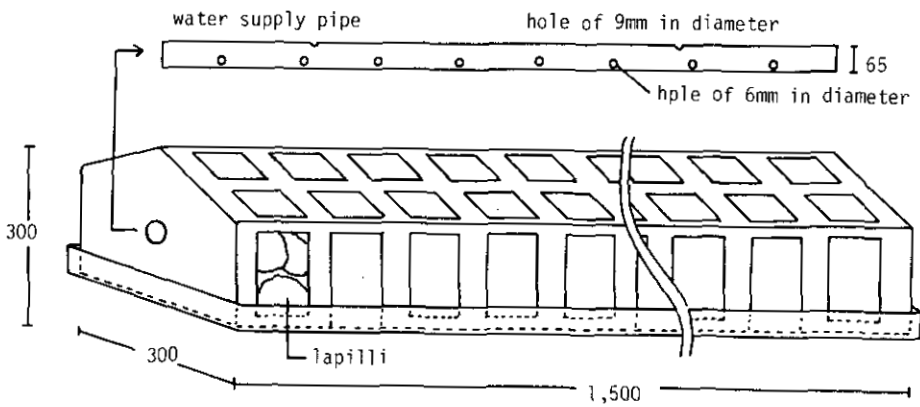


図 4 トレンチの構造

Fig. 4 Structure of trench

の混入を防ぐため2 mmの網目のポリエチレン製網をかぶせた(写真3)。この網の上に十分洗浄した川砂を10cmの層に充てんした(写真4)。さらにこの砂層の上に各種の土壌をそれぞれライシメーターに135cm充てんした。(写真5)に示すような器具を用いて押し固めながら充てんした。さらにトレンチからの流入水が土壌全体に浸透するようにクリンカーを敷き(写真6)、その上に不織布、止水板(写真7)、さらに不織布をおき、この上にトレンチをのせた(写真8)。クリンカーの厚さに20cmであり、トレンチの下部の1/3がクリンカーに埋められている(写真9)。クリンカーの上にさらに再度土壌を45cm充てんした。充てん土壌表面は、ライシメーターの外枠より5 cm低くなるようにした(写真10)。以上のような操作で、5種の土壌を2基ごとに充てんした。10基のライシメーターの充てんに約1か月を要した。

土壌充てん後、各々のライシメーターの中に、先端が磁製のポーラスカップよりなる長さ105cmの採水管が5本挿入され、深さ方向の採水が可能となっている。

充てん土壌は以下の5種のものを用いた。

1. 鹿沼土(栃木県鹿沼市)
2. 黒ボク土(神奈川県横浜市戸塚区並木田)
3. 淡色黒ボク土(茨城県笠間市南吉原)
4. 真砂土(茨城県笠間市南吉原)
5. 川砂

#### 4 給水制御の方法

この装置の給水制御は当初ニードルバルブとタイマーで動作する電磁弁によって流速と流入時間の積で制御する方法であったが、給水に濁質が多いためニードルバルブによる調整では流速が定まらずその調整に多大な時間を要し精度もよくなった。そこで流量測定用に設置された転倒升式流量計の信号を用い、ワンボードのマイクロコンピュータを使用してフィードバック制御を行うこととした(図5)。詳細を次に説明する。

既存の設備には流量調整用のニードルバルブ、タイマーによって開閉する電磁弁及び流量測定用の転倒升式流量計がある。コンピュータに各10個の装置に設置された転倒升式流量計の計数信号を入力ボードを介して入力し、所定時間内で各装置ごとに所定カウント数の入力があるようにコンピュータから各装置の給水電磁弁を開閉する信号をリレーボードを介して出力する方法により制御する。

設置された転倒升の容量は100mlである。これはコンピュータが転倒升から受け取った1カウントの計数信号が装置に100mlの給水があったことを意味する。実験装置の1日の給水量は低負荷の装置では $200l(50l/m^2 \cdot d^{-1})$ 、高負荷の装置では $1,000l(250l/m^2 \cdot d^{-1})$ である。これは転倒升のカウントにすると2,000カウント及び10,000カウントである。1日は86,400秒なので400回に分割すると216秒である。そこで216秒ごとにコンピュータから全部の電磁弁へ開の信号を出し各々



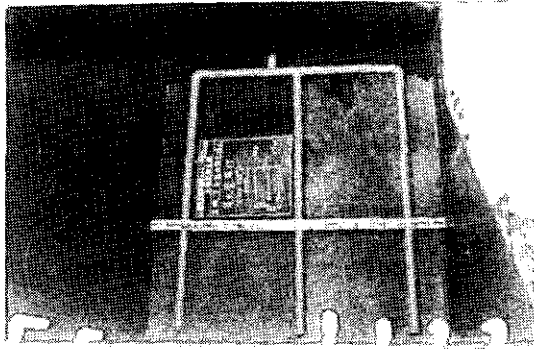


写真1 集水管

Photo 1 Collection pipe

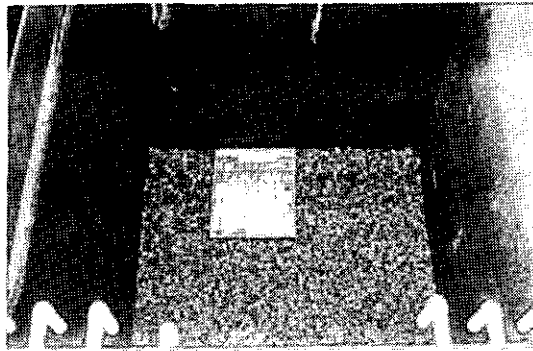


写真2 礫の充てん

Photo 2 Filling up of conglomerate



写真3 ポリエチレン製網を敷く

Photo 3 Polyethylene net

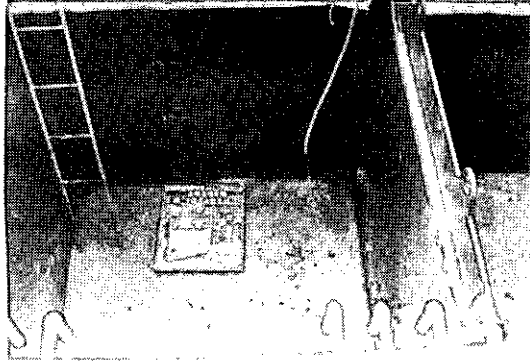


写真4 砂を10cmの厚さに敷く  
Photo 4 Filling up of sandy soil

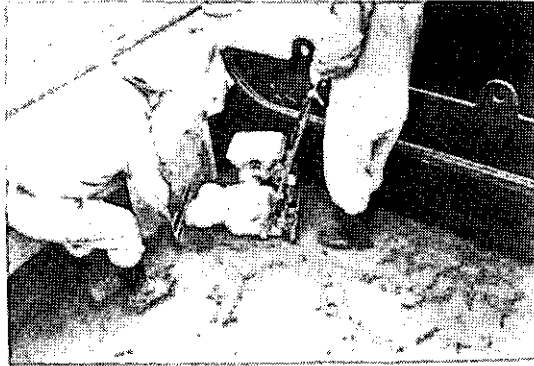


写真5 土壤の充てん  
Photo 5 Filling up of soil

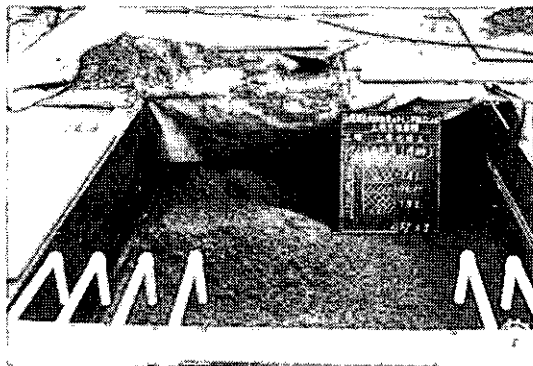
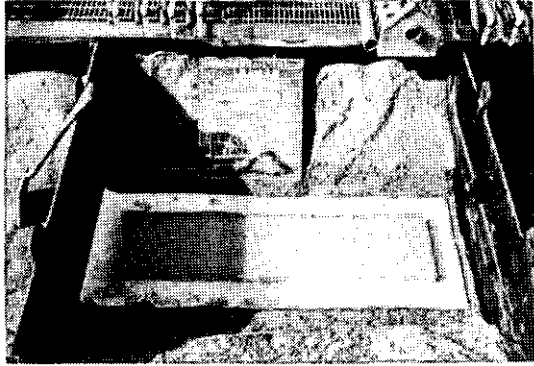
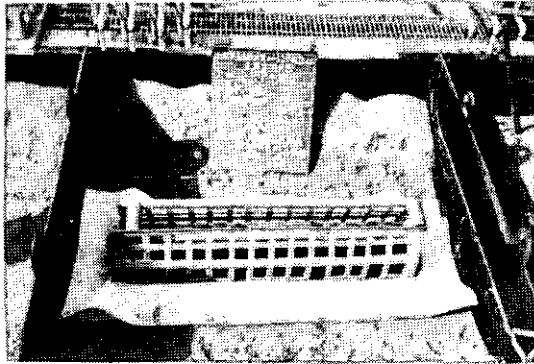


写真6 クリンカーの充てん  
Photo 6 Filling up of clinker



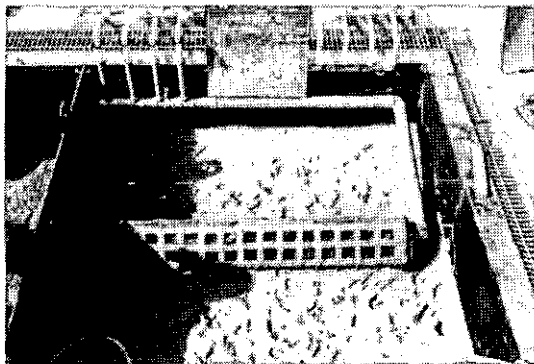
写 真 7 不織布と止水板

Photo 7 Sheet and still water board



写 真 8 トレンチ

Photo 8 Trench



写 真 9 トレンチの1/3のクリンカーで埋める

Photo 9 Trench and clinker

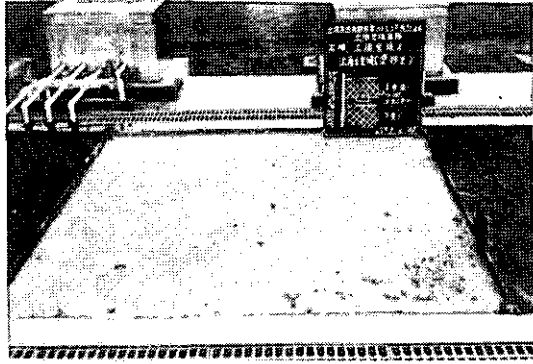


写真10 土壤充てん終了  
Photo 10 Final filling up of soil

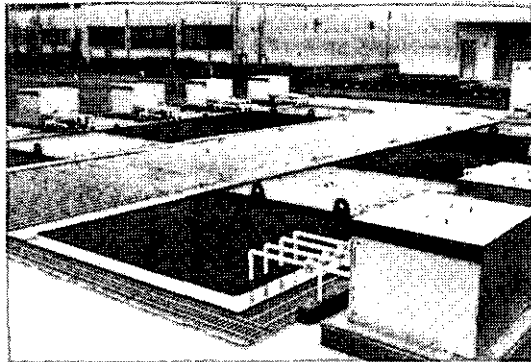


写真11 土壤浸透実験装置  
Photo 11 Lysimeters

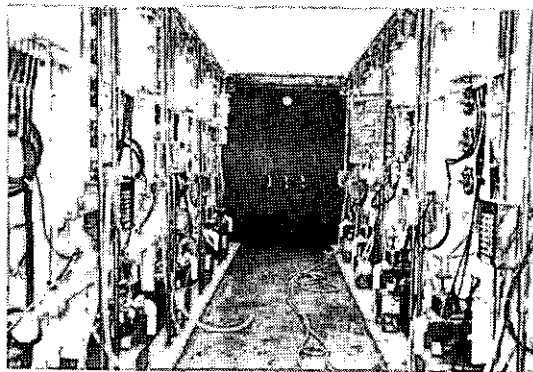


写真12 土壤浸透実験装置の側面  
Photo 12 Side view of lysimeters

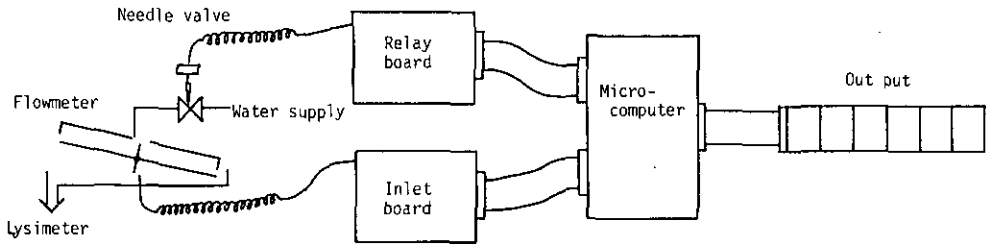


図 5 コンピューターによるフィードバック制御  
 Fig. 5 Feedback control systems of supply water

転倒弁から 5 回及び 25 回の計数信号があるまで待ち、計数の終わった装置の電磁弁を閉じることにより給水量を制御する。

この制御に用いたワンボードのマイクロコンピュータは CPU に Z80 を使用し、8255PIO (プログラムで任意に入出力が設定できる 8 ビットのポートを 3 個持つ LSI) が 3 個ある市販の物を購入して使用した。制御する流量の設定値などあまり頻繁に変更することがないので制御プログラム及び制御データは ROM に書き込んで使用することとした。その制御プログラムのフローチャートを示す (図 6)。また給水量の確認が簡単に行えるように各々の装置の 1 日の計数値を 7 日間記憶させ表示器に表示するようにした。

転倒弁からの入力信号は機械式接点のためチャタリングがあり、また弁の転倒時に弁のバウンドのため二重に計数されることがある。そこで入力信号は 1 度 RS-FF (セットリセット-フリップフロップ) IC のセット端子で受けた。そして読み出しは 250 ミリセカントごとに行い、読み出し直後にリセットをかけることにより計数抜け及びチャタリングによる 2 重計数をなくした。これでほとんどの 2 重計数は防げるがリセット前後のバウンドによる 2 重計数の可能性があるので続いた 2 回の読み出しで同一の入力信号があったときはその入力信号を無視して 1 度の計数として処理することにより計数の間違いをなくした (通常の給水速度では 50 ミリセカント以内で 2 回の計数はない。)

その他、電磁弁がモーターバルブであるため動作速度が遅くコンピュータからの閉信号を受けてから弁が完全に閉まるまでに転倒弁がカウントしたり、弁に微細なごみがかかり完全に閉じきらず少量の水漏れによって計数することがあるので、これらのオーバーカウントは次の 216 秒の間の計数となるようにプログラムすることにより正しく計数できるようにした。

この制御方式に変更して以後電磁弁の破損によって制御が不能になったことはあるがそれ以外では 1 週間に 1、2 度ニードルバルブの詰まりを点検することによって完全な制御を行うことができた。

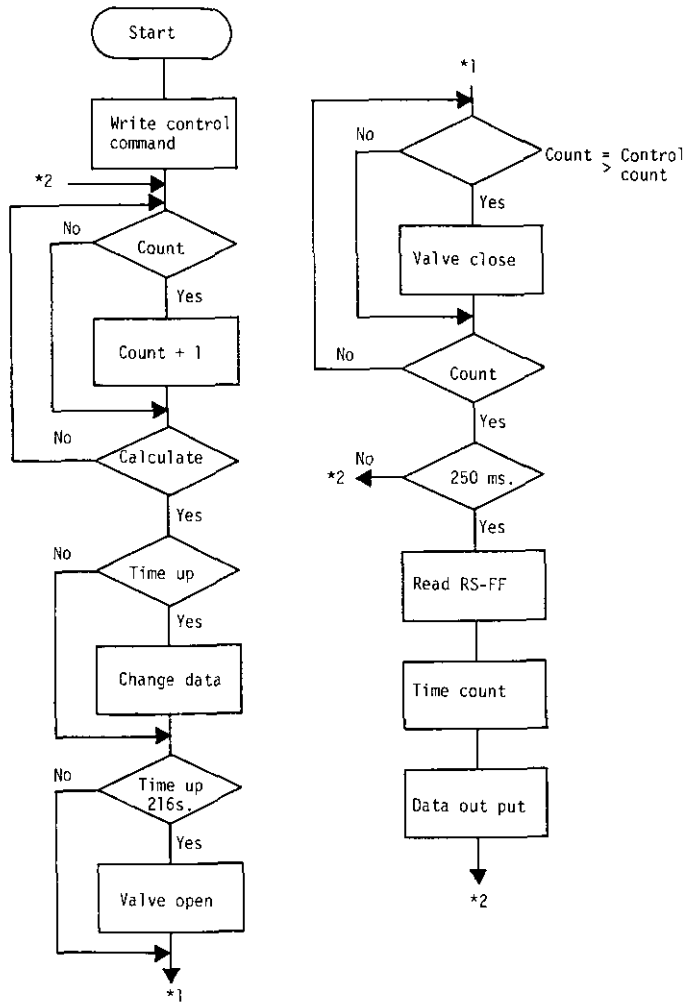


図 6 制御プログラムのフローチャート  
Fig. 6 Flow of control program

引用文献

- 1) 高橋一三 (1974) : 土壌の汚染と浄化作用. 産業用水調査会, 291p.
- 2) 毛管浄化研究会編 (1983) : 土壌の科学——土壌浄化法の基礎——. 土壌浄化センター, 352p.
- 3) 相田徳二郎 (1984) : 土壌浸透における浄化機構. 用水と廃水, 26, 3-8.
- 4) 松本聡 (1984) : 生活排水の土壌処理. 用水と廃水, 26, 9-15
- 5) 稲森悠平, 矢木修身, 須藤隆一(1984) : 土壌浸透水の藻類生産の潜在能力. 用水と廃水, 26, 50-57.
- 6) 山浦源太郎・鈴木富雄・樋口澄男(1984) : トレンチによるし尿浄化槽放流水及び生活雑排水の土壌処理. 用水と廃水, 26, 16-22.

II-5 土壌による水質浄化 (II)  
— 土壌の種類及び負荷水量の処理水質への影響 —  
Improvement of Water Qualities by Land Application (II)  
— Effect of Class of Soils and Influent Loadings on Qualities of Leachates —

稲垣典子<sup>1</sup>・矢木修身<sup>1</sup>・稲森悠平<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>・田井慎吾<sup>1</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>  
Noriko INAGAKI<sup>1</sup>, Osami YAGI<sup>1</sup>, Yuhei INAMORI<sup>1</sup>,  
Kazuo MATSUSHIGE<sup>2</sup>, Singo TAI<sup>1</sup> and Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

要 旨

土壌による低負荷汚濁水の浄化について検討を行った。10基のライシメーターに5種類の土壌を各々2基ずつ充てんし、各土壌について流入水量を低負荷 $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 、高負荷 $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の2通り設定した。5種の土壌は鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂とし、低負荷汚濁水としては霞ヶ浦の湖水を使用した。1984年5月9日に流入を開始し、流入水及び浸透水の水質分析を行い、土壌の種類及び負荷水量が、COD、窒素、リンの除去能に及ぼす影響について検討した。今回の実験の結果、土壌処理はCOD及びリンに対しては、良好な除去能を示し、年平均COD除去率及び年平均T-P除去率が10基のライシメーターを通して64~84%、91~98%であった。全窒素は黒ボク土では溶出が認められたが、他の土壌では、低・高負荷通して17~33%と若干の除去が認められた。COD及びリンに対する最も高い除去能を示した土壌は、低、高負荷ともに、淡色黒ボク土であり、COD除去率年間平均が低負荷84%、高負荷80%、T-P除去率年間平均が、低負荷97%、高負荷98%であった。全窒素はマサ土が最も高い除去率を示し、年間平均が低負荷24%、高負荷33%であった。

負荷水量の影響は5種の土壌共通した傾向が認められ、CODに対しては低負荷が高い除去能を示した。T-Pは負荷条件による差はなかった。また淡色黒ボク土、マサ土の高負荷において、運転開始9か月後から目づまりが生じた。

- 
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.

### Abstract

Land application of polluted water was investigated using lysimeters. Five kinds of soils, Kanuma soil, andosol, light colored andosol, masa soil, and sandy soil were filled in ten lysimeters. Half of them were supplied with the lake water at the low loading ( $50\text{ l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ), the others were supplied at the high loading ( $250\text{ l} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ ). The water of Lake Kasumigaura was used as a low polluted water. Water qualities of influents and leachates, COD, T-N, T-P were analyzed to evaluate the land application of the polluted water.

As a result of experiment, the land application exhibited a high ability to remove COD and T-P at the high and low flowrate. The annual averages of COD removal were 64-84% and the annual averages of T-P removal were 91-98%. However, the highest value of T-N removal was 33%.

At both the flowrate, the light colored andosol gave the highest ability to remove COD and T-P. The annual averages of COD removal at the low and high loading were 84% and 80%, respectively. The annual averages of T-P removal at the low and high loading were 97% and 98%, respectively. The masa soil gave the highest ability to remove T-N. The annual averages of T-N removal at the high and low loading were 24% and 33%, respectively.

The COD removal at the low loading was higher than at the high loading. There is no difference of T-P removal between at the low and high loading. The clogging was observed in the light colored andosol and masa soil at the high loading after nine month operation.

## 1 はじめに

土壌処理は土壌のもつ物理化学的、生物化学的作用によって、汚水中に含まれる有機物、窒素、リンを除こうとするものである。

物理化学的作用<sup>1)</sup>として、ろ過、吸着、不溶解塩の生成、生物化学的作用<sup>2-4)</sup>として、有機物の分解、リン<sup>5)</sup>などの取り込み蓄積、脱窒<sup>6-8)</sup>などが考えられる。この生物化学的作用は陸地の生態系サイクルを利用するものであり安全で、メンテナンスの楽な合理的方法といえる。また処理水の水質も活性炭吸着法、凝集沈殿など高度処理を行った場合と同等かそれ以上の水質が得られ<sup>9)</sup>、下水の2次処理、生活雑廃水<sup>10)</sup>の処理方法として期待され、実際にも活用されている。また近年の水質汚濁の進行に伴い良好な飲料水、工業用水を確保することが困難となっており、土壌処理を用いて汚濁した水を処理し、利用可能な水を得るための検討は重要なことと考えられる。土壌処理は大別して表面かんがい法<sup>11)</sup>とろ過かんがい法に分けられるが、傾斜の急な日本の地形にはろ過かんがい法が適しており<sup>12)</sup>、主にろ過かんがい法中の地下かんがい法が研究され、実用に供されている。土壌処理は土壌の性質及び処理される水の性質により、負荷できる水量が著しく変化する。ライシメーターを用いたトレンチによる地下かんがい法の実験やカラム実験では負荷水量 $10\sim 60\text{ l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$ 程度<sup>1,13)</sup>の範囲で実験が行われており、実際に食堂、旅館などの排水の処理では<sup>14,15)</sup>トレンチ1 mに当たり $25\sim 350\text{ l}$ の負荷が行われており、大きな幅を持っている。また処理に供され



る水の濃度は実験では COD  $10\sim 20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  程度、実装置では  $10\sim 290\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  BOD と比較的広範囲の汚濁への適用が試みられている。

このように土壌、被処理水の多様性から一般的に土壌処理においてはどの程度の負荷まで適応可能かの一般的な指針がなく、土壌処理の問題点である連続散水の結果生じる目づまりの問題、及び必要な面積の割り出し、また地下水に与える影響<sup>16-18)</sup>など不明な点が多い。

今回は、土壌処理における土壌の性質と負荷水量が目づまり、処理水の水質に与える影響を明らかにし、低負荷汚濁水の浄化への土壌処理の応用の基礎的データをを得るために、日本に多く分布する特徴的な5種の土壌を用いて、通常行われている散布水量  $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  及びその5倍の  $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  の水量設定により実験を行った。

## 2 実験方法

### 2.1 充てん土壌

実験には関東近県4箇所から採取した5種類の土壌、鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂を用いた(表1)。土壌の炭素窒素含量は、充てん土壌を風乾後、Yanaco CN Corderにて測定した。また1984年12月4日に検土壌にて深さ35cmから45cmの部位のサンプリングを行い、水分、炭素、窒素の分析を行った。

表 1 充てん土壌の性質

Table 1 Character of filled soils

Class of soils	sampling point	C cont. (mg/g dry soil)	N cont. (mg/g dry soil)
kanuma soil	kanuma city	1.23	0.067
andosol	yokohama city	70.4	4.74
light colored andosol	kasama city	0.83	0.068
masa soil	kasama city	0.13	ND
sandy soil	kinu river	0.23	ND

### 2.2 流入水

土壌への流入水としては、霞ヶ浦湖岸150mにある取水口から取水した湖水を用い、1984年5月9日に流入を開始した。負荷水量は、実際に土壌処理に用いられている上限の  $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  を低負荷、その5倍の  $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$  を高負荷とした(図1)。高負荷の装置の淡色黒ボク土、マサ土において給水開始9か月めから目づまりが生じたので、流入可能な水量に適宜水量を減少させていった。

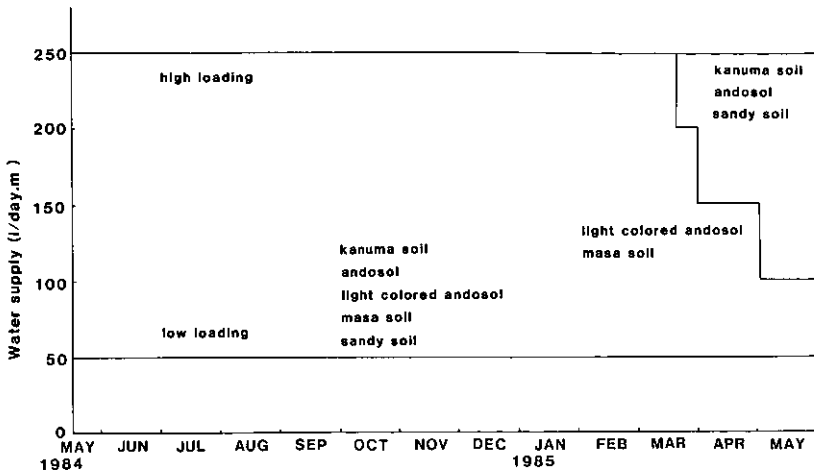


図 1 流入水量

Fig. 1 Volume of water supply

### 2.3 水質分析

土壌への流入水と、土壌からの浸透水について、1984年5月から10月の期間は月2回、1984年11月から1985年5月までの期間は月1回の頻度でサンプリングを行い、一年間分析を行った。分析項目は pH、水温、DO、COD、SS、T-N、硝酸態、亜硝酸態窒素( $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ )、アンモニア態窒素( $\text{NH}_4\text{-N}$ )、T-P 及び無機態リン( $\text{PO}_4\text{-P}$ )とし、適宜 TOC の分析を行い、1984年10月及び12月には重金属の分析もあわせて行った。

T-N は三菱化成の T-N 計にて測定した。 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  はスルファニル酸法、 $\text{NH}_4\text{-N}$  はインドフェノール法、 $\text{PO}_4\text{-P}$  はモリブデン酸法を用いて、テクニコンオートアナライザーにて分析した。T-P は過硫酸カリウム分解後  $\text{PO}_4\text{-P}$  と同様に測定した。TOC は島津 TOC 計を用い、重金属は 1.5%  $\text{HNO}_3$  溶液とした後プラズマ発光分光分析を行った。流入水の  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、重金属及び可溶性 COD の測定にはワットマン GF/C のろ液を使用した。

## 3 結果及び考察

### 3.1 土壌分析結果

使用土壌の C 含量は(表 1)、黒ボク土が著しく高く 70.4 mg/g 乾土、鹿沼土、淡色黒ボク土がわずかに含み 1.23 mg/g 乾土、0.83 mg/g 乾土、マサ土、川砂はほとんど含まなかった。N 含量も C 含量と同様の傾向を示し、黒ボク土で 4.74 mg/g 乾土、鹿沼土、淡色黒ボク土で 0.067 mg/g 乾土、0.068 mg/g 乾土、マサ土、川砂は 0.01 mg/g 乾土以下であった。流入開始 7 か月後のライシメーター中の土壌の C 含量は表 2 に示したが、淡色黒ボク土においては、低負荷 1.77 mg/g 乾土、高負荷で 1.79 mg/g 乾土と流入前に比べて増加した。他の土壌においては、流入前後で変

表 2 土壌の窒素、リン及び水分含量  
(1984年12月10日 採取)

Table 2 N, P and water volumes of soils  
(10 Dec. 1984 sampling)

condition	soil	water (%)	C conc. (mg/g dry soil)	N conc. (mg/g dry soil)
low loading	kanuma soil	61.6	1.20	0.06
	andosol	51.4	74.7	4.68
	light colored andosol	19.2	1.77	0.17
	masa soil	16.0	0.13	ND
	sandy soil	3.4	0.23	ND
high loading	kanuma soil	62.8	0.89	0.05
	andosol	52.2	75.8	2.42
	light colored andosol	25.8	1.79	0.17
	masa soil	19.8	ND	ND
	sandy soil	8.6	0.33	ND

化がなかった。N 含量も淡色黒ボク土で低、高負荷ともに、0.17 mg/g 乾土と流入前に比して増加して他の土壌では変化が認められなかった。

### 3.2 供給水及び浸透水の季節変化

#### (1) 水温

流入水及び浸透水の水温の季節変化を低負荷浸透水については図2に、高負荷浸透水については図3に示した。水温は季節とともに変化し、浸透水の水温は土壌による差異はあまり認められず、年間3℃から30℃の間で、また流入水は6℃から30℃の間で推移した。平均して流入水が浸透水より、1.7℃程度高めであった。

#### (2) pH

流入水及び浸透水のpHの季節変化は、図4,5に示した。流入水のpHは夏期に上昇し、pH7.6から9の間で変動した。浸透水のpHは実験開始から4か月間に変動が激しかったが、その後は安定し、一年間を平均して、鹿沼土低負荷pH6.4、高負荷pH6.9、黒ボク土pH6.1、pH6.3、淡色黒ボク土pH6.0、6.4、マサ土pH6.4、7.1、川砂pH7.1、7.4であった。土壌種により浸透水のpH間に差異が認められ、黒ボク土と淡色黒ボク土が低い値を示した。この理由としては、土壌から浸透水中への物質の溶出、流入水中のリンなどの土壌への吸着による浸透水のpHの変化、微生物活動に伴うNO<sub>2+3</sub>-Nなどの増加が引き起こすpHの低下などが考えられる。また、どの土壌に

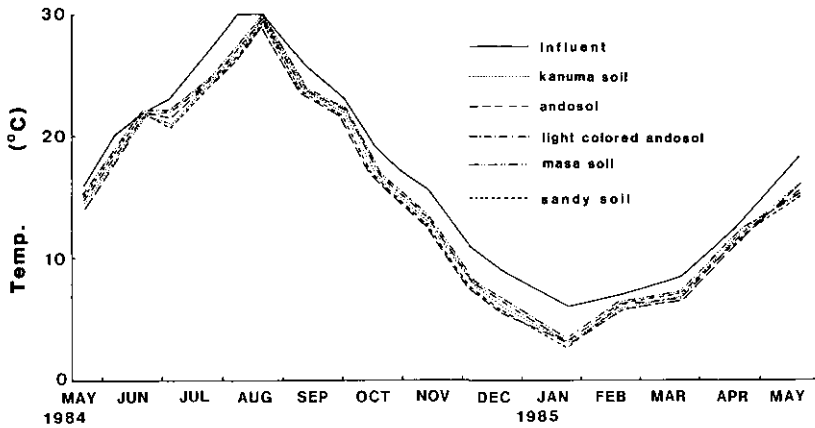


図 2 流入水及び浸透水（低負荷）の水温の季節変化

26 Fig. 2 Seasonal changes of temperature of influent and leachates at low loading

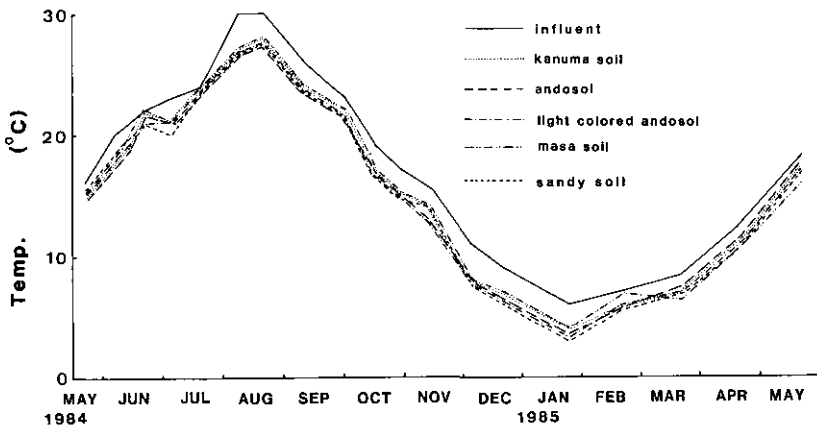


図 3 流入水及び浸透水（高負荷）の水温の季節変化

Fig. 3 Seasonal changes of temperature of influent and leachates at high loading

においても高負荷設定のほうが高い pH を示した。

(3) DO

流入水及び浸透水の DO の季節変化は図 6, 7 に示したが、全体として DO は夏期に低下し、冬期に上昇した。流入水の DO は  $5.1 \sim 12.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の間で変動した。浸透水の DO は冬期には、流入水とほぼ同じであったが、黒ボク土及び淡色黒ボク土については夏期に著しく低下し、黒ボク土低負荷  $2.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $3.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土低負荷  $3.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $3.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  まで減少した。他の 3 土壌については、夏期でも最低 DO が鹿沼土低負荷  $6.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負

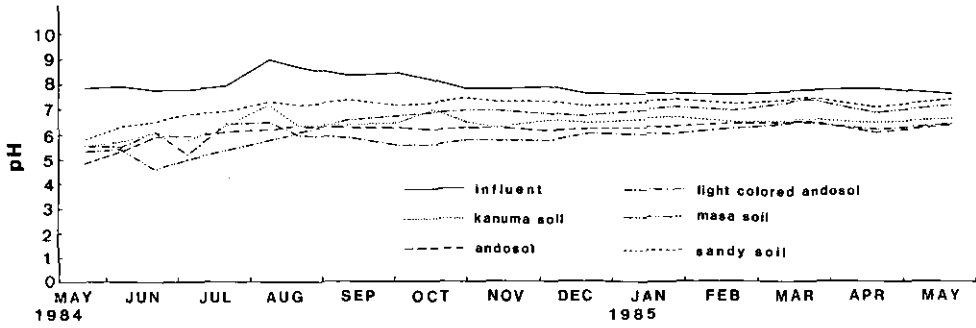


図 4 流入水及び浸透水(低負荷)の pH の季節変化

Fig. 4 Seasonal changes of pH of influent and leachates at low loading

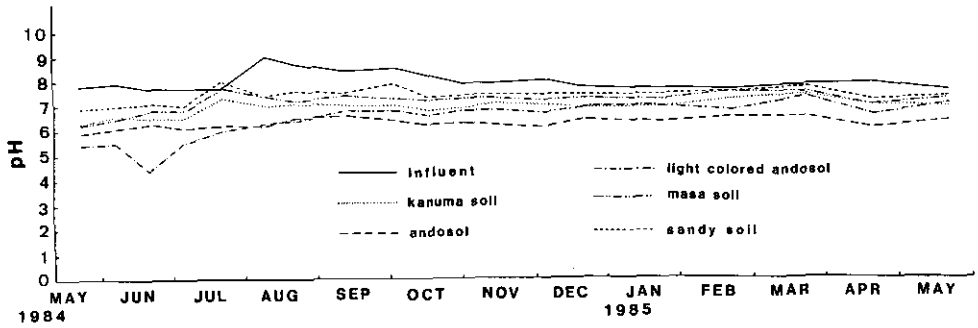


図 5 流入水及び浸透水(高負荷)の pH の季節変化

Fig. 5 Seasonal changes of pH of influent and leachates at high loading

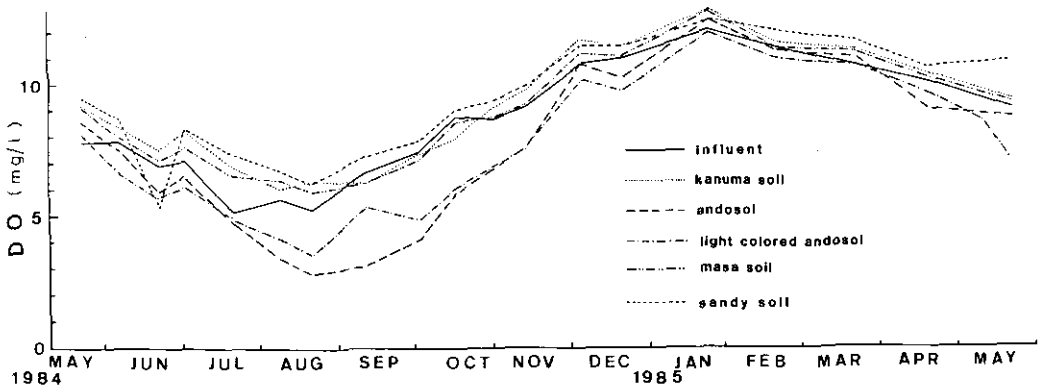


図 6 流入水及び浸透水(低負荷)の DO の季節変化

Fig. 6 Seasonal changes of DO in influent and leachates at low loading

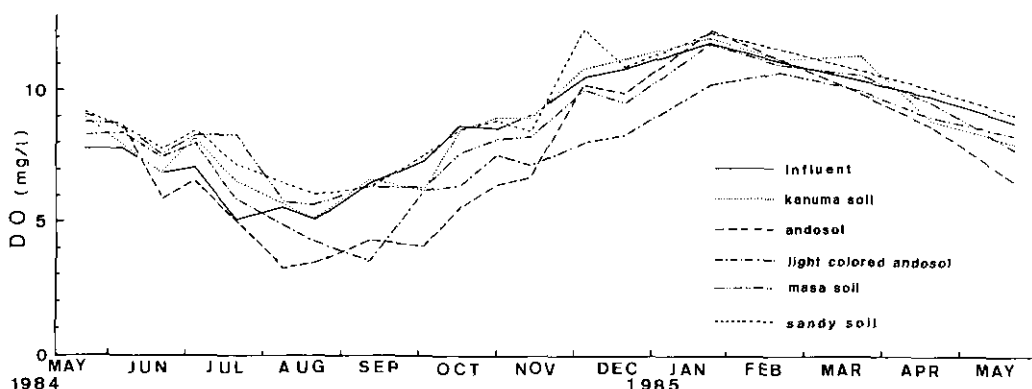


図 7 供給水及び浸透水(高負荷)の DO の季節変化

Fig. 7 Seasonal changes of DO in influent and leachates at high loading

荷 $5.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、マサ土低負荷 $5.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $5.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂低負荷 $6.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $6.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ までしか下がらず、流入水よりも高めであった。このように夏期でも浸透水中の DO は残存しており、土壤中は全体としては常に好氣的条件に保たれていたと考えられる。

#### (4) COD

流入水の COD は夏期に増加する傾向があり、年間を $4.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $12.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で変動した(図8)。流入水の可溶性 COD は SS を含む COD に比べて変化が少なく、一年間を通して、 $3.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $6.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間であった。

浸透水の COD は低負荷のものは流入開始から安定した値を示し(図9)、通常は鹿沼土で $0.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $2.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土で $0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $2.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土で $0.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、マサ土で $0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂で $1.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で推移した。高負荷条件の浸透水中の COD は流入開始直後やや高い値を示したが、4 か月経過したころより変動が少なくなった(図10)。ただしこの時期より鹿沼土と川砂の COD に上昇の傾向が認められる。高負荷で安定した水質が得られているものは、淡色黒ボク土と黒ボク土であり、淡色黒ボク土の COD が $0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土が初期を除いて $0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間であった。マサ土は初期を除いて $0.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $2.1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間であり、鹿沼土と川砂はやや高めに推移し、鹿沼土 $1.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $3.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂が $1.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $3.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と変動も大きかった。これを COD の除去率で検討すると、低負荷のものは、初期は除去率が低く徐々に上昇して、4 か月後くらいから安定してどの土壤でも70%以上の除去率を示している(図11)。高負荷のものは流入開始3 か月で安定しどの土壤でも70%以上の除去率を示したが、6 か月経過時から8 か月にかけて鹿沼土と川砂において除去率が低下し、一年経過した時点では50~60%の除去率で安定している(図12)。黒ボク土と淡色黒ボク土は比較的安定して80%

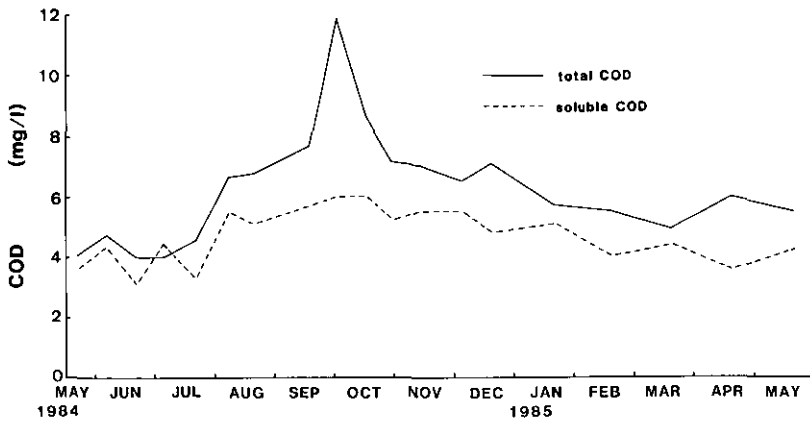


図 8 供給水の COD の季節変化

Fig. 8 Seasonal changes of COD in influent

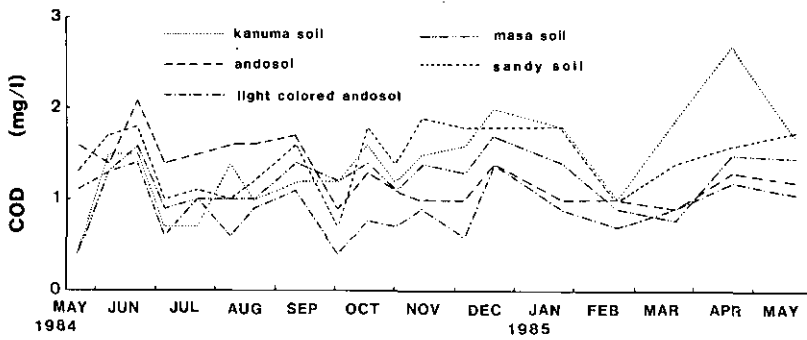


図 9 浸透水（低負荷）の COD の季節変化

Fig. 9 Seasonal changes of COD in leachates at low loading

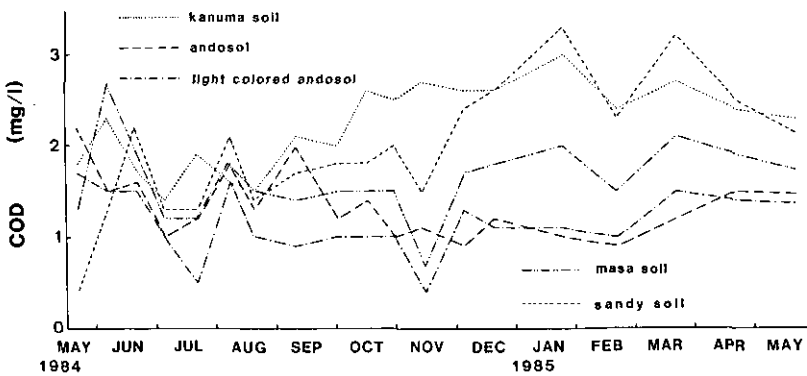


図 10 浸透水（高負荷）の COD の季節変化

Fig. 10 Seasonal changes of COD in leachates at high loading

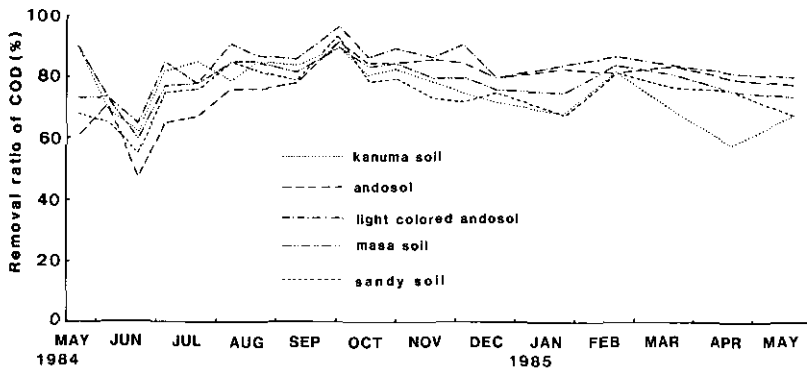


図 11 低負荷条件における COD 除去率の季節変化

Fig. 11 Seasonal changes of removal ratio of COD at low loading condition

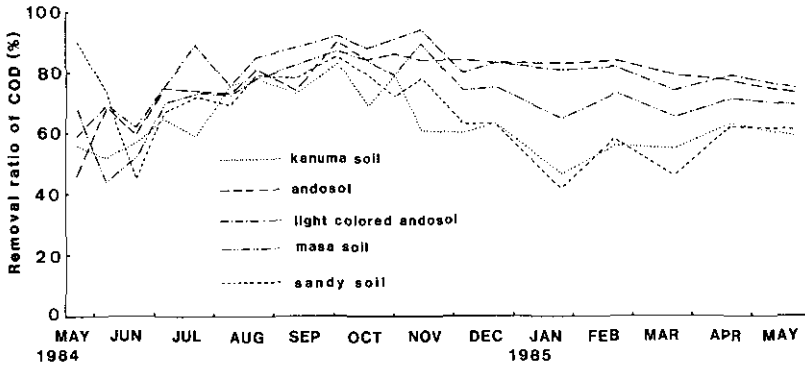


図 12 高負荷条件における COD 除去率の季節変化

Fig. 12 Seasonal changes of removal ratio of COD at high loading condition

程度の除去率を示しているが、10か月経過時から徐々に除去率が低下する傾向が認められた。マサ土は安定後70%程度の除去率を示し、変化は黒ボク土などと同様の傾向にある。

土壌による浄化の機構として、SSの除去、土壌による吸着、分解による浄化が考えられる。可溶性のCODは土壌による吸着、分解により浄化されると考えられるので、この可溶性のCODがどの程度除去されたかを図13、14に経年変化の形で示した。すべての土壌において可溶性CODの減少が認められた。低負荷では安定後可溶性CODの除去率でも60~80%を示している。高負荷では鹿沼土、川砂の除去率の低下がはっきり認められ、一年経過で30~40%まで下がっている。一方黒ボク土、淡色黒ボク土は70%程度の除去率を保っている。この違いは低負荷がどの土壌の浄化能でも対応できる負荷であったので、良好な除去が認められ、他方高負荷側ではかなりきつい条件を与えたので土壌のもつ能力の違いがはっきり表れたものと考えられる。



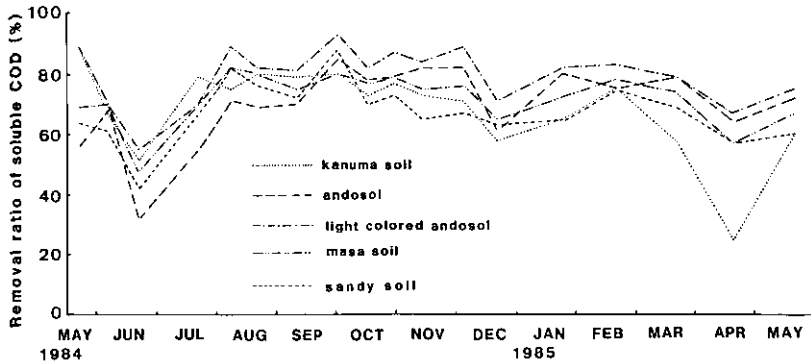


図 13 低負荷条件における可溶性 COD 除去率の季節変化

Fig. 13 Seasonal changes of removal ratio of soluble COD at low loading condition

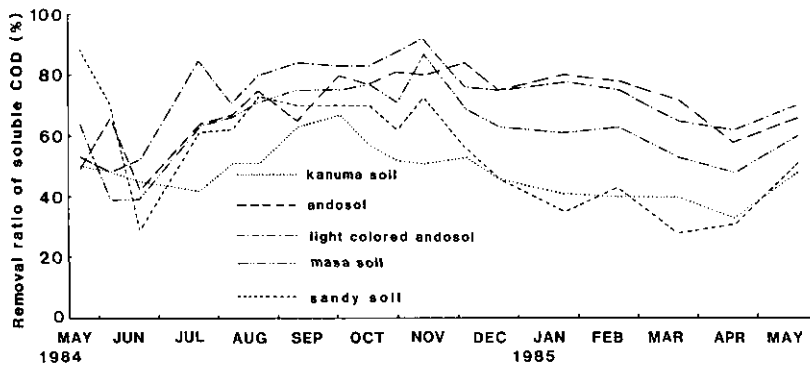


図 14 高負荷条件における可溶性 COD 除去率の季節変化

Fig. 14 Seasonal changes of removal ratio of soluble COD at high loading condition

(5) T-N

流入水の T-N (図15) は秋と春に増加する傾向があり、年間 $0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $1.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で変動した。

浸透水の T-N は、低負荷、高負荷ともに (図15, 16) 黒ボク土で初期に高濃度を示し、他の4種の土壌でも初期に小さきみな変動が認められた。両負荷とも、どの土壌も流入開始6か月経過時に安定し低い値、鹿沼土低負荷 $0.46 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $0.61 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土低負荷 $0.61 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土低負荷 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $0.40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、マサ土低負荷 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $0.45 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂低負荷 $0.50 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷 $0.51 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を示し、その後上昇の傾向が認められる。黒ボク土の浸透水の高い T-N は、土壌からの溶出と考えら

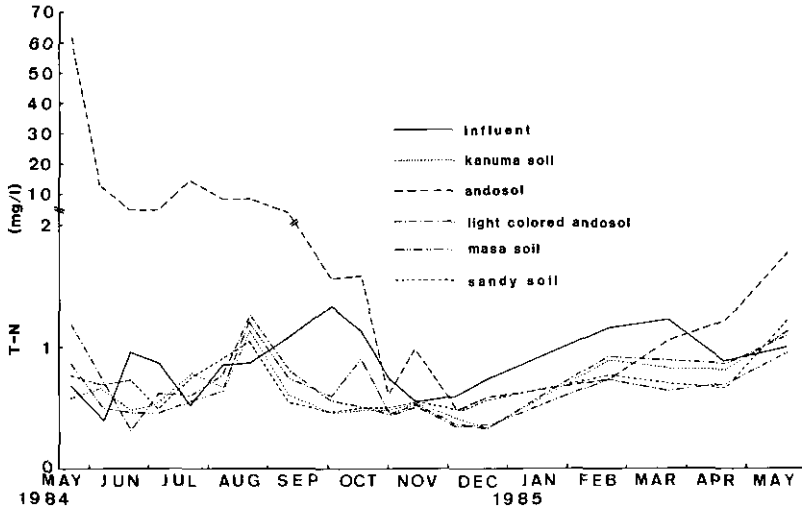


図 15 流入水及び浸透水（低負荷）の T-N の季節変化

Fig.15 Seasonal changes of T-N in influent and leachates at low loading

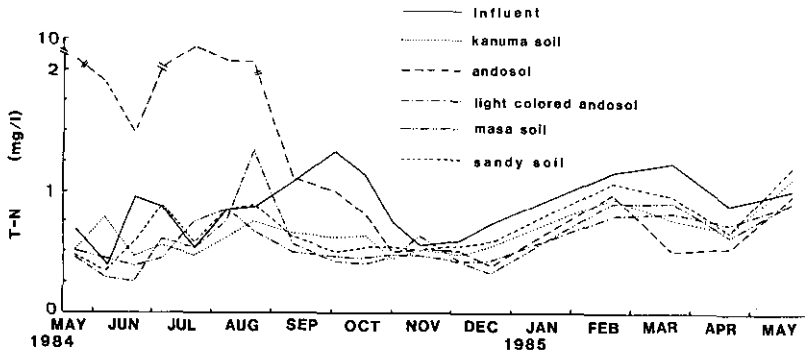


図 16 流入水及び浸透水（高負荷）の T-N の季節変化

Fig.16 Seasonal changes of T-N in influent and leachates at high loading

れ、低負荷では1984年5月が $61 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と最も高くその後減少して10月では $1.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ となり、その後も他の土壌よりもやや高めに推移している。高負荷では初期濃度は1984年7月の $7.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ が最高で低負荷ほど高い濃度とはならず、4か月以後は他の土壌と同じかやや低い値を示している。このように高負荷において土壌からの窒素溶出による浸透水の T-N の濃度増加の影響が小さかったのは希釈によるものと水が実際に移動している表面からの溶出が流量が多いことによって速やかに行われたためと考えられる。

(6)  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$

硝酸態、亜硝酸態窒素は(図17, 18)流入水では秋に減少し、冬期に増加し $0.03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と一年間で大きく変動した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は流入水、浸透水ともに年間を通じて $0.03 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。流入水のT-Nが $0.5 \text{ mg}$ から $1.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ が少ないことから、流入水の窒素はかなりの部分が有機態窒素であると考えられる。一方浸透水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ は鹿沼土低負荷 $0.23 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.68 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 高負荷 $0.17 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 淡色黒ボク土低負荷 $0.31 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.74 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 高負荷 $0.18 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.74 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , マサ土低負荷 $0.27 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.74 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 高負荷 $0.15 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ から $0.78 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , 川砂低負荷 $0.21$

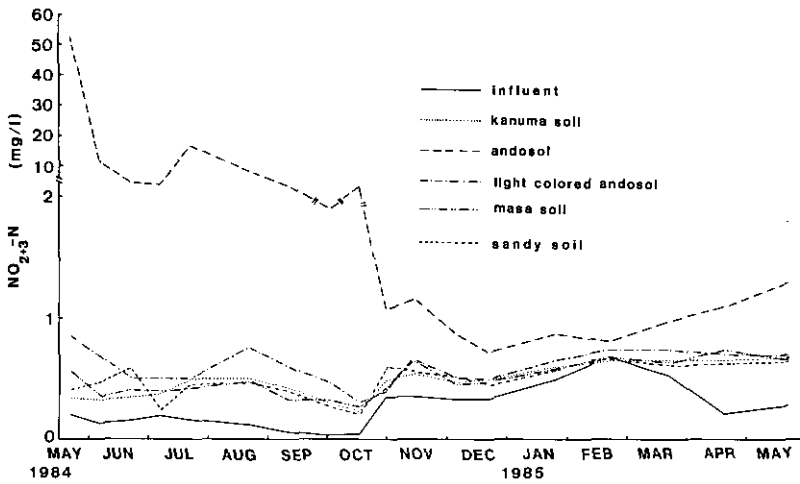


図 17 流入水及び浸透水 (低負荷) の  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の季節変化

29 Fig.17 Seasonal changes of  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  in influent and leachates at low loading

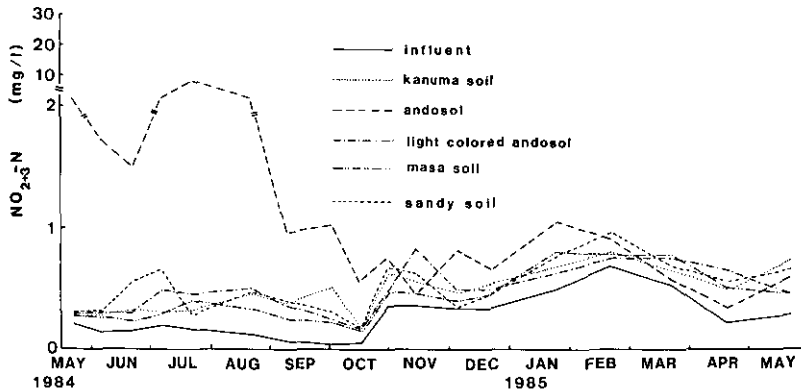


図 18 流入水及び浸透水 (高負荷) の  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の季節変化

Fig.18 Seasonal changes of  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  in influent and leachates at high loading

mg · l<sup>-1</sup>から0.68 mg · l<sup>-1</sup>, 高負荷0.17 mg · l<sup>-1</sup>から0.96 mg · l<sup>-1</sup>と流入水に比べて高い値で推移し、土壌内で有機態窒素の分解、硝化が起きていると考えられる。黒ボク土のNO<sub>2+3</sub>-Nは低負荷、高負荷ともT-Nとほぼ同じ値で変動し、黒ボク土の浸透中水の窒素はほとんどがNO<sub>2+3</sub>-Nであった。

(7) リン

流入水及び浸透水のT-Pの季節変化を図19, 20に示した。流入水のT-Pは秋に著しく高い値を示し、年間20~120μg · l<sup>-1</sup>の間で変動した。

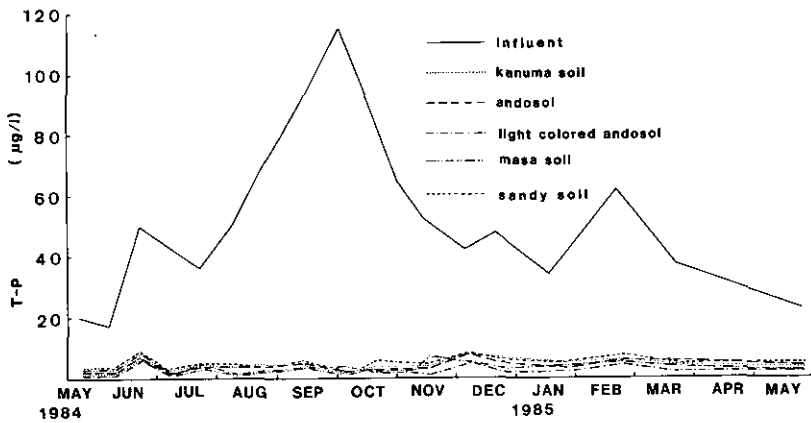


図 19 流入水及び低負荷浸透水の T-P の季節変化

Fig.19 Seasonal changes of T-P in influent and leachates at low loading

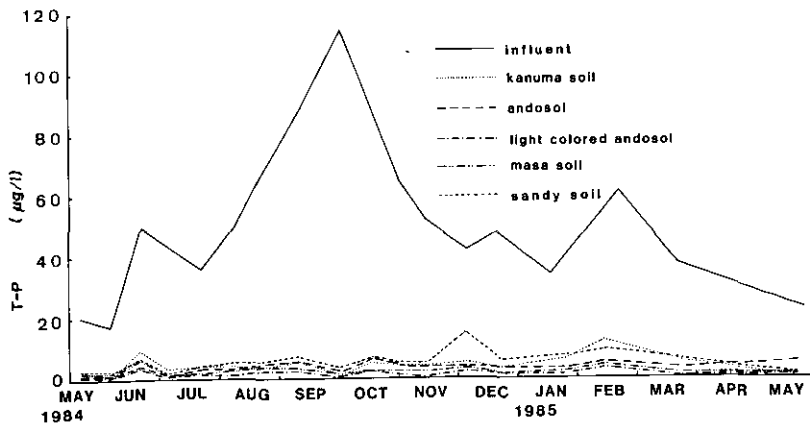


図 20 流入水及び高負荷浸透水の T-P の季節変化

Fig.20 Seasonal changes of T-P in influent and leachates at high loading

浸透水の T-P は流入開始直後から、低い値を示し、低負荷ではすべての土壌について一年経過後も変動は認められず、 $1 \sim 10 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  の範囲内であった。高負荷浸透水の T-P も全体として流入水に比べて低濃度であるが一年経過時で鹿沼土、川砂、黒ボク土の浸透水の T-P 濃度が初期よりも増加してきており、鹿沼土  $1 \sim 12 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂  $1 \sim 15 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土  $1 \sim 6.3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  の間で推移している。淡色黒ボク土とマサ土は高負荷においても、一年経過の段階で濃度の上昇は見られず、この二つの土壌はリンの吸着能が大であると考えられる。

$\text{PO}_4\text{-P}$  は流入水でも  $1 \sim 11 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  と T-P に比べて低い値で大きな変動も認められず、流入水のリンは有機態リンがほとんどであった。浸透水は流入水よりも一層わずかしか  $\text{PO}_4\text{-P}$  を含まず  $5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  以下で検出限界 ( $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ ) 以下であることが多かった。

### 3.3 年間平均

#### (1) COD

一年間の COD の平均値により土壌及び流入負荷量の違いによる浸透水の COD を図21に示した。浸透水の COD の平均が最も低い値を示した土壌は両負荷ともに淡色黒ボク土で、低負荷  $0.91 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $1.16 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  であった。他の4種については負荷量により違いがあり、低負荷ではマサ土  $1.25 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土  $1.32 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、鹿沼土  $1.40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂  $1.46 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の順で平均 COD が増加し、高負荷では黒ボク土  $1.34 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、マサ土  $1.62 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂  $1.96 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、鹿沼土  $2.21 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の順であった。

負荷量による影響は黒ボク土が最も小さく低負荷  $1.32 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $1.34 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  とほとんど差がなかった。一方マサ土、川砂、鹿沼土では低負荷に比べて高負荷の浸透水が高い平均 COD 値を示し、マサ土では30%、川砂で34%、鹿沼土で57%、高負荷の平均 COD が低負荷の平均 COD

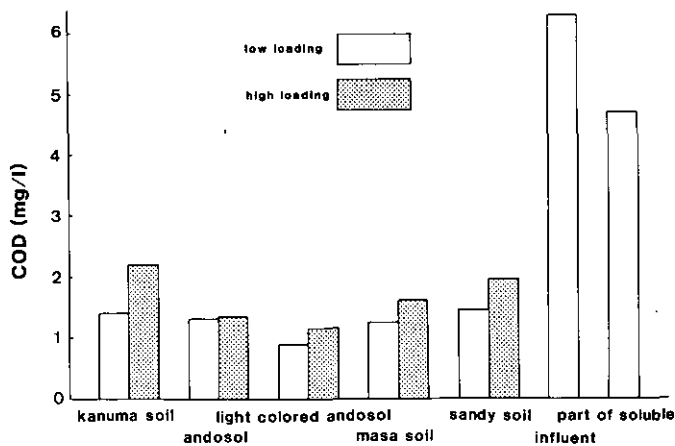


図 21 流入水及び浸透水の COD の年平均値 (1984年 5月21日—1985年 5月21日)

Fig. 21 Yearly mean values of COD in influent and leachates (21 May 1984-21 May 1985)

より増加していた。

除去率としては(図22)、全体として60%以上の除去率が得られた。最も良好な除去能を示したものは淡色黒ボク土の低負荷で85%の除去率を示し、最も低い除去率64%を示した鹿沼土の高負荷との間に20%の差が認められた。

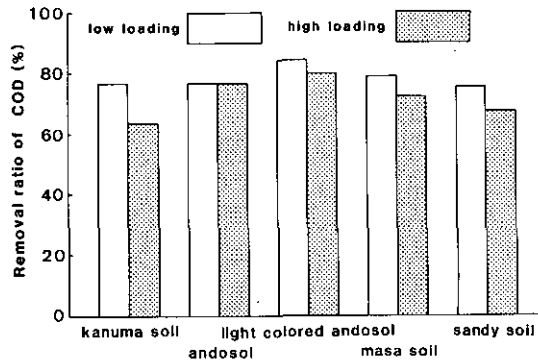


図 22 COD 除去率の年平均値 (1984年5月21日—1985年5月21日)

30 Fig. 22 Yearly mean values of removal ratio of COD (21 May 1984-21 May 1985)

## (2) 窒素

流入水及び浸透水の T-N,  $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の年間平均値を図23に示した。流入水の T-N の年間平均は  $0.86 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  であった。

浸透水の T-N の年間平均 (ただし黒ボク土では1984年10月から1985年5月まで7か月の平均) は黒ボク土の低負荷が  $0.93 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  と高かった以外はマサ土の高負荷の  $0.58 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  と淡色黒ボク土低負荷の  $0.71 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  の範囲で土壤による差は小さかった。負荷量の影響も黒ボク土以外は小であり、川砂では、低・高負荷ともに  $0.69 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、鹿沼土低負荷  $0.66 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $0.64 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  と全く差の認められないものもあった。黒ボク土は低負荷が  $0.93 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷が  $0.60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  で高負荷が低い値を示し、淡色黒ボク土 (低負荷  $0.71 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $0.60 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ )、マサ土 (低負荷  $0.65 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $0.58 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) においても高負荷が低い平均 T-N 値を与えた。 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$  の T-N に占める割合は流入水では25%であった。浸透水では全体にこの割合は高く、低高負荷ともに黒ボク土で100%、淡色黒ボク土で80%程度、鹿沼土、マサ土、川砂では60~70%前後となった。この違いは土壤中で起こっている分解、硝化作用の違いによるものと考えられる。T-N の除去率の年平均は図24に示したが、マサ土の高負荷が最も良好な除去能を示し32%であり、黒ボク土では溶出があったため低負荷では負の除去率(-8%)となった。他の条件でも20~30%の除去率であり、低負荷汚濁水を土壤処理する場合には窒素の高い除去効果は期待できないといえる。

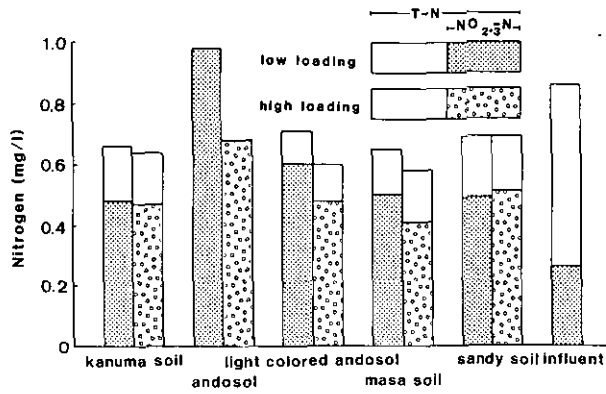


図 23 流入水及び浸透水の T-N 並びに NO<sub>2+3</sub>-N の年平均値(1984年 5 月21—1985年 5 月21日)

Fig. 23 Yearly mean values of T-N and NO<sub>2+3</sub>-N in influent and leachates (21 May 1984-21 May 1985)

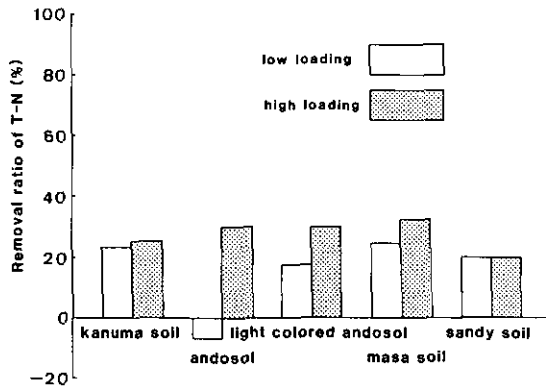


図 24 T-N 除去率の年平均値 (1984年 5 月21日—1985年 5 月21日)

Fig. 24 Yearly mean values of removal ratio of T-N (21 May 1984-21 May 1985)

### (3) T-P

流入水の年間平均 T-P は  $52.3 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、浸透水では  $1 \sim 5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  と  $1/10$  以下となっていた(図25)。土壌別では淡色黒ボク土の浸透水が高負荷で  $1.2 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  と最も低い値を示し、低負荷でも最も低い値  $1.7 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  を示した土壌は淡色黒ボク土であった。以下マサ土高負荷  $2.1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、低負荷  $2.5 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、黒ボク土低負荷  $2.9 \mu\text{g}$ 、高負荷  $3.4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、鹿沼土低負荷  $3.4 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $3.8 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、川砂低負荷  $3.8 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ 、高負荷  $4.6 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$  の順で増加し、川砂の高負荷は、淡色黒ボク土の低負荷の 4 倍の値となった。

T-P に対しては、すべての条件で90%以上の除去率が得られ、最も良好な淡色黒ボク土の高負荷で97.7%，最低の川砂の高負荷で91.2%と、リンに関しては、どの土壌を用いても良好な除去効果が期待できることがわかった(図26)。

PO<sub>4</sub>-P としては流入水で年間平均 3 μg・l<sup>-1</sup>以下，浸透水では川砂以外では平均1.0μg・l<sup>-1</sup>，川砂の低負荷が1.5μg・l<sup>-1</sup>，高負荷が2.5μg・l<sup>-1</sup>の値となった。

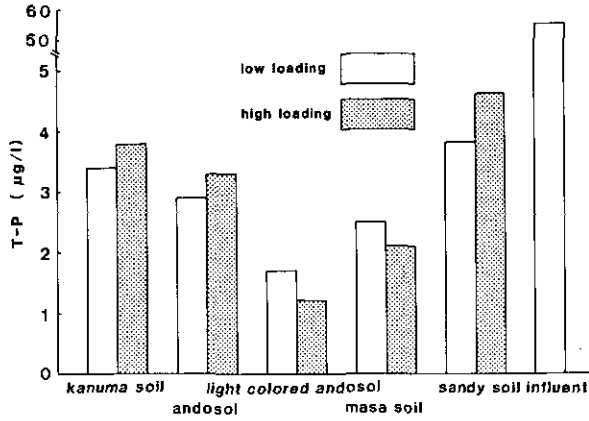


図 25 流入水及び浸透水の T-P の年平均値 (1984年 5 月21日—1985年 5 月21日)

Fig. 25 Yearly mean values of T-P in influent and leachates (21 May 1984-21 May 1985)

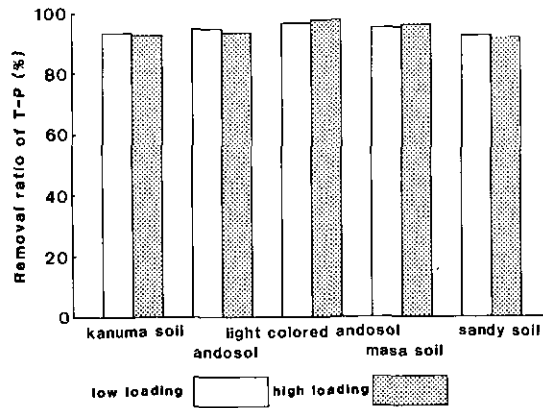


図 26 T-P 除去率の年平均値 (1984年 5 月21日—1985年 5 月21日)

Fig. 26 Yearly mean values of removal ratio of T-P (21 May 1984-21 May 1985)



### 3.4 金属

流入水及び浸透水の金属濃度を図27に示した。アルカリ金属(Na, K)及びアルカリ土類金属は流入水とはほぼ同程度か若干減少した。

Na, Ca, Kについては淡色黒ボク土の減少が大きく、吸着か置換されたと考えられる。黒ボク土においては、この4種の金属の浸透水中の量に負荷量の違いの影響はなかったが、他の4土壌については低負荷のほうが減少が大きく、特にKの低負荷は淡色黒ボク土、マサ土川砂で流入水の1/3以下まで減少していた。Siはマサ土では流入水よりわずかに減少したが、他の土壌では増加しており土壌から洗い出されたものと考えられる。特に低負荷での増加が大きく、窒素と同様土壌よりの物質の増加は流量が少ないほうが大きいと考えられる。特に黒ボク土の低負荷では流入水の4倍の $15\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に達している。鉄は流入水中にも、 $27\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ しか含まれていなかったが、土壌を通すことによってほとんど除かれている。Mn, Znは流入水では検出限界以下であった。Mnは高負荷では淡色黒ボク土で $25\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 存在したが、他では検出されなかった。低負荷では黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土で検出され、時に淡色黒ボク土では $74\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高濃度に存在した。Znは鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土の浸透水中に検出され、特に淡色黒ボク土の高負荷では $81\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高濃度に検出された。

### 4 まとめ

1年間の給水の結果、低負荷では目づまりは起こらず、COD, T-Pの除去率もすべての土壌においてそれぞれ70%以上、90%以上を示した。一方高負荷では、淡色黒ボク土、マサ土に9か月めから目づまりが生じ、鹿沼土と川砂においては初期に比してCOD除去能の低下が認められた。またT-Pについても一年経過時で初期に比べ鹿沼土、川砂、黒ボク土においてわずかではあるが除去率の低下が認められた。T-Nについてはすべての系について良好な除去は得られなかったが、特に黒ボク土の低負荷が一年経過後も他に比べて高い値を示している。以上から火山灰由来及び風化花崗岩由来で粘土質の多い淡色黒ボク土、マサ土は $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の負荷量では目づまりを生じ、川砂、鹿沼土のような粒径の大きな土壌では、高負荷では分解などが追いつかないことが明らかとなった。黒ボク土のみが $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ で良好な状態を保っている。

処理水の水質として黒ボク土でSi, Mn, Znの淡色黒ボク土でMn, Zn, の土壌からの流出が認められた。

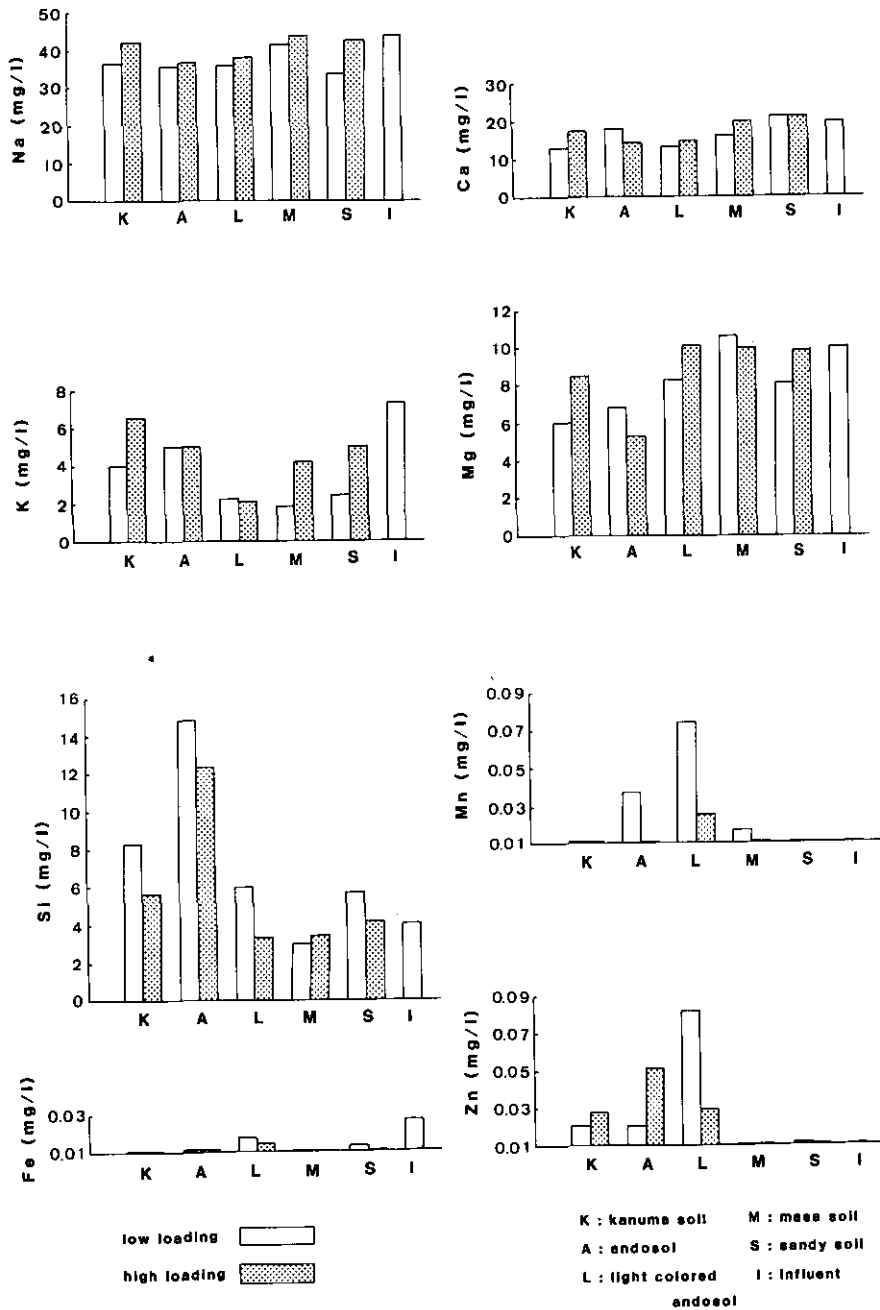


図 27 流入水及び浸透水の金属濃度 (1984年12月4日)

Fig.27 Metal concentrations in influent and leachates (4 Dec. 1984)

引用文献

- 1) Enfield, G. C., T. Phan, D. M. Walters and R. Ellis (1981) : Kinetic model for phosphate transport and transformation in calcareous soils I. Kinetics of transformation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 1059-1064.
- 2) Reddy, K. R. and D. A. Graetz (1981) : Use of shallow reservoir and flooded organic soil systems for waste water treatment, nitrogen and phosphorus transformation. *J. Environ. Qual.*, **10**, 113-119.
- 3) Khalid, R. A. and W. H. Patrick (1981) : Kinetics of nitrogen loss in simulated wastewater treatment in a soil plant system. *Soil Sci.*, **132**, 325-329.
- 4) Pal, D. and F. E. Broadbent (1981) : Leaching of calcium and magnesium from soil columns as affected by form of nitrogen in applied sewage. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **45**, 56-60.
- 5) Hill, D. E. and B. L. Sawhney (1981) : Removal of phosphorus from waste water by soil under aerobic and anaerobic conditions. *J. Environ. Qual.*, **10**, 401-405.
- 6) Feigin, A., S. Feigenbaum and H. Limoni (1981) : Utilization efficiency of nitrogen from effluent and fertilizer applied to corn plants growing in a clay soil. *J. Environ. Qual.*, **10**, 284-287
- 7) Lance, J. C., R. C. Rice and R. G. Gilbert (1980) : Renovation of wastewater by soil columns flooded with primary effluent *J. WPCF*, **52**, 381-388
- 8) Smith, C. J., R. L. Chen and W. H. Patric (1981) : Nitrous oxide emission from simulated overland flow wastewater treatment systems. *Soil Biol. Biochem.*, **13**, 275-278
- 9) 寺西靖治 (1984) : 下水2次処理水の土壌処理. *用水と廃水*, **26**, 385-391.
- 10) 松本 聡 (1984) : 生活排水の土壌処理. *用水と廃水*, **26**, 351-357.
- 11) Iinden, D. R., C. E. Clapp and J. R. Gilley (1981) : Effects of scheduling municipal waste-water effluent irrigation of reed canarygrass on nitrogen renovation and grass production. *J. Environ. Qual.*, **10**, 507-510
- 12) 洞沢 勇 (1984) : 土壌処理の設計指針. *用水と廃水*, **26**, 365-370.
- 13) 長谷川清 (1984) : 大型ライシメータを用いた土壌処理実験. *用水と廃水*, **26**, 400-404
- 14) 鈴木富雄・山浦源太郎・樋口澄男 (1983) : トレンチ方式による旅館排水の処理とその土壌への影響. *水質汚濁研究*, **6**, 343-352
- 15) 山浦源太郎・鈴木富雄・樋口澄男 (1984) : トレンチによるし尿浄化槽放流水および生活雑排水の土壌処理. *用水と廃水*, **26**, 358-364
- 16) Uebler, R. L. (1984) : Effect of loading rate and soil amendments on inorganic nitrogen and phosphorus leached from a wastewater soil absorption system. *J. Environ. Qual.*, **13**, 475-479.
- 17) Schalscha, E. B., M. Morales, I. Vergara and A. C. Chang (1982) : Chemical fractionation of heavy metals in wastewater-affected soils. *J. WPCF*, **59**, 175-180.
- 18) Kowal, N. E. and H. R. Pahren (1982) : Health effects associated with wastewater treatment and disposal. *J. WPCF*, **54**, 677-687.

II-6

土壤による水質浄化 (III)

—トリハロメタン生成能の変化—

Improvement of Water Quality by Land Application (III)

— Reduction of Trihalomethane Formation Potential —

矢木修身<sup>1</sup>・稲垣典子<sup>1</sup>・稲森悠平<sup>1</sup>・松重一夫<sup>2</sup>

田井慎吾<sup>1</sup>・須藤隆一<sup>1</sup>・根本雄二<sup>3</sup>・笹本和博<sup>3</sup>

Osami YAGI<sup>1</sup>, Noriko INAGAKI<sup>1</sup>, Yuhei INAMORI<sup>1</sup>

Kazuo MATSUSHIGE<sup>2</sup>, Shingo TAI<sup>1</sup>, Ryuichi SUDO<sup>1</sup>

Yuji NEMOTO<sup>3</sup> and Tokihiro SASAMOTO<sup>3</sup>

要 旨

湖水の再利用を目的とし、大型ライシメーターを用いて、霞ヶ浦の湖水を土壤処理した場合の水質浄化について検討を加えた。特に飲料水で問題となっているトリハロメタン生成能の変化について調べた。土壤として鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、真砂土、川砂の5種類を用い、50及び250 $l \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ の2種の水量荷負条件で湖水を処理した。

湖水は59~89 $\mu g \cdot l^{-1}$ のトリハロメタン生成能を有していたが、土壤処理することによりトリハロメタン生成能を38~80%減少させることができた。トリハロメタン除去率は、淡色黒ボク土の低負荷条件で最大の値を示した。土壤処理は有機物の除去に大変有効であり、有機物含量が低くなるにつれトリハロメタン生成能も低下した。土壤処理水は原水に比べ塩素を含むトリハロメタンの生成割合が著しく低くなった。

Abstract

The improvement of water quality of Kasumigaura lake water by land application using lysimeter was investigated. The control of trihalomethane (THM) in drinking water is very important. Therefore, the reduction of THM formation potential by

1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2  
Water and Soil Environmental 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.
3. 昭和59~60年度 国立公害研究所共同研究員(茨城県衛生研究所生活環境部 〒310 茨城県水戸市愛宕町4-1)  
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Life and Environmental Division, Ibaraki Prefectural Institute of Health, Atago-cho, Mito, Ibaraki 310, Japan.

soil treatment was measured. Five kinds of soil, Kanuma soil, andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil were used and the lake water was supplied at two different conditions, high ( $250\text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}$ ) and low ( $50\text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ ) loading.

The THM formation potential of the influent were  $59\sim 89\mu\text{g l}^{-1}$  and the reduction of THM formation potential was  $38\sim 80\%$  by soil treatment. The highest reduction was observed at the low loading condition of light colored andosol. A good correlation between THM formation potential and COD of the water was observed. The ratio of the chlorinated THM to total THM formation potential decreased significantly by soil treatment.

## 1 はじめに

全国各地で湖沼及び河川水が水道原水として利用されているが、水域の水質汚濁に伴い良好な水道水原を得ることが困難になりつつある。特に富栄養化した湖沼を浄水原とする場合、増殖した藻類による過障害、異臭味の発生などが問題となっているが、最近では発癌性があるといわれるトリハロメタン(以下 THM と略す)の生成が大きな問題となってきた。水道水中の THM は浄水の処理過程において添加される塩素と水中の有機物との反応で生成される<sup>1,2)</sup>。しかしながら、原水の水質の悪化に伴い水中の有機物が増加し、現在浄水処理の中心となっている急速ろ過システムではその対応が困難になってきている。

THM の低減化を計るためには、生成された THM を除去するよりも、THM 生成の原因となる原水中の有機物を除去することが有効である<sup>3,4)</sup>。有機物の除去方法として生物処理法、凝集剤添加法、樹脂による吸着、塩素処理法等が考えられているが、省資源、省エネルギー的な見地から新しい方法が望まれている。

土壌浸透による排水の処理は近年その経済性、維持管理の容易さ等から注目されているが<sup>5)</sup>、これまでは家庭排水や畜舎排水などの比較的高濃度の排水の処理について検討がなされてきたが、水道原水のように有機物の少ない低濃度排水への応用例は少ない。

そこで著者らは、低濃度排水の代表として水質汚濁の進行している霞ヶ浦の湖水を用いて土壌処理により水質がどの程度浄化されるのか、特に飲料水として利用する場合に問題となるトリハロメタンの生成能に着目し、その低減化能について検討を加えた。

## 2 実験方法

### 2.1 土壌浸透実験装置の概要

実験に使用したライシメーターは、幅 2 m、奥行き 2 m、高さ 2.5m、内面ブチルゴムライニングの鋼鉄製で、礫、川砂を敷いた上に土壌を約 2 m 充てんしたものであり、10基いずれも屋外に設置されている。給水は深さ 60cm のトレンチを用いて給水され、浸透水は最下層に設置された集水管に集められた。

ライシメーターに、鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、真砂土、川砂の 5 種類をそれぞれ 2 基

ずつ詰め、一方は給水量を  $50\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 、他方を  $250\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$  とし低負荷と高負荷の2種の条件で実験を行った。

採水は、土壤浸透実験装置最下部に設置された浸透水採水口より土壤処理水を採水した。土壤処理原水である霞ヶ浦の湖水は、土浦市阿見町国立公害研究所臨湖実験施設の沖合い150m、水深0.5mから採水したものであり、これを貯留槽に留めた後ライシメーターに供給した。

採水は、1984年5月21日、6月21日、9月20日、12月20日の計4回を行った。

## 2.2 水質分析

一般水質分析項目

COD、色度、鉄、塩素要求量は上水試験方法に準拠して行った<sup>6)</sup>。

## 2.3 THM 生成能の測定法<sup>3)</sup>

試料水の一定量に塩素水を  $20^{\circ}\text{C}$ 、24時間後の残留塩素が約  $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  となるように加え、 $0.1\text{NaOH}$  又は、 $0.1\text{N H}_2\text{SO}_4$  で pH を 7 に調整する。これを  $20^{\circ}\text{C}$  の恒温槽で24時間施置した後、10%リン酸、0.5%亜硫酸ナトリウムを加え、溶媒抽出法<sup>7)</sup>でガスクロマトグラフ分析を行いピーク面積より生成された  $\text{CHCl}_3$ 、 $\text{CHCl}_2\text{Br}$ 、 $\text{CHClBr}_2$ 、 $\text{CHBr}_3$  を定量し、これらの合計をもって THM 生成能とした。

ガスクロマトグラフ条件は以下のとおりである。

装置：日立063型ガスクロマトグラフ ECD 付

充てん剤：DC550 20% silicone/chromosorbw (AWPMCS) 60~100mesh

カラム：Glass  $\phi 3\text{mm}\times 3\text{m}$

カラム温度： $100^{\circ}\text{C}$

注入口温度： $200^{\circ}\text{C}$

検出器温度： $230^{\circ}\text{C}$

$\text{N}_2$ ガス流量： $40\text{ml}/\text{min}$

また実験には蒸留水としてイオン交換蒸留水を2回再蒸留し、20分間煮沸したものを、塩素水として食品添加物用の次亜塩素酸ナトリウム溶液(有効塩素約10%)を希釈し、有効塩素濃度を約  $1.000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  としたものをを用いた。臭素イオンは広瀬、大沼らの方法を用いた<sup>8,9)</sup>。

## 3 結果及び考察

### 3.1 水質分析結果

COD、色度、鉄、 $\text{Cl}^-$ 、 $\text{Br}^-$ に関する水質分析結果を表1に示した。原水のCODは、9月が  $7.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  と最も高く、次いで12月で、5月、6月は約  $4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  とほぼ同じであった。このことから原水のCODは最も高い9月<sup>10)</sup>と最も低い5月で約2倍開きがあることがわかる。

表 1 原水と土壌処理水の水質

Table 1 Water quality of influent and leachate

Sample	Loading ( $l \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )	Month	COD ( $mg \cdot l^{-1}$ )	Color	Fe ( $mg \cdot l^{-1}$ )	Cl <sup>-1</sup> ( $mg \cdot l^{-1}$ )	Br <sup>-1</sup> ( $mg \cdot l^{-1}$ )
Influent							
Total		May	4.1	15	0.13	-	-
		Jun.	4.0	25	0.16	-	-
		Sep.	7.7	28	0.35	-	-
		Dec.	6.5	23	0.54	59.0	0.18
Filtrate		May	3.6	-	-	-	-
		Jun.	3.1	-	-	-	-
		Sep.	5.7	-	-	-	-
		Dec.	5.5	-	-	-	-
Leachate							
Kanuma soil	50	May	0.4	0	0.05	-	-
		Jun.	1.5	0	0.04	-	-
		Sep.	1.2	0	0.08	-	-
		Dec.	1.6	0	0.02	56.2	0.18
	250	May	1.8	0	0.04	-	-
		Jun.	1.7	0	0.02	-	-
		Sep.	2.1	0	0.02	-	-
		Dec.	2.6	0	0.02	57.5	0.17
Andosol	50	May	1.6	0	0.06	-	-
		Jun.	2.1	0	0.07	-	-
		Sep.	1.7	0	0.02	-	-
		Dec.	1.0	0	0.03	56.8	0.16
	250	May	2.2	0	0.06	-	-
		Jun.	1.6	0	0.02	-	-
		Sep.	2.0	0	0.02	-	-
		Dec.	0.9	0	0.03	56.8	0.17
Light colored andosol	50	May	0.4	0	0.07	-	-
		Jun.	1.4	0	0.03	-	-
		Sep.	1.1	0	0.04	-	-
		Dec.	0.6	0	0.02	57.0	0.18
	250	May	1.7	0	0.04	-	-
		Jun.	1.5	0	0.02	-	-
		Sep.	0.9	0	0.02	-	-
		Dec.	1.3	0	0.02	56.1	0.16
Masa soil	50	May	1.1	0	0.06	-	-
		Jun.	1.6	0	0.03	-	-
		Sep.	1.4	0	0.03	-	-
		Dec.	1.3	0	0.03	57.4	0.17
	250	May	1.3	0	0.05	-	-
		Jun.	1.9	0	0.16	-	-
		Sep.	1.4	0	0.01	-	-
		Dec.	1.7	0	0.00	55.7	0.15
Sandy soil	50	May	1.3	0	0.07	-	-
		Jun.	1.8	0	0.04	-	-
		Sep.	1.6	0	0.02	-	-
		Dec.	1.8	0	0.00	54.0	0.16
	250	May	0.4	0	0.11	-	-
		Jun.	2.2	0	0.02	-	-
		Sep.	1.7	0	0.03	-	-
		Dec.	2.4	0	0.00	58.6	0.17

処理水の COD を、まず低負荷 $50\text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ についてみると、いずれの月でも原水より COD が低く、土壌処理による COD 成分の除去が認められた。また、原水の COD にかかわらず処理水の COD はいずれの土壌においても $1.5\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後とほぼ一定であった。高負荷 $250\text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ についても低負荷と同じことがいえるが、土壌の種類により COD の変動が低負荷よりやや高い値を示した。

図 1 は原水及び処理水の COD の平均値を示したものである。原水の COD は平均で $5.6\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。処理水の土壌ごとの平均 COD は、最も高かったのが、鹿沼土、高負荷の $2.1\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、最も低かったのは淡色黒ボク土、低負荷の $0.9\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。負荷の違いによる COD の差は、鹿沼土、淡色黒ボク土では、高負荷の方が高い COD を示したが、黒ボク土、真砂土、川砂では負荷の違いによる COD の差はほとんどみられなかった。

この間の土壌ごとの平均 COD 除去率は最も高かったのは、淡色黒ボク土の83%であった。全体では、低負荷では、68%~83%、高負荷では、62%~72%の範囲であり、低負荷の方が高い除去率を示したが、いずれの場合もかなり高い除去率を示し、湖沼水のような有機物の少ない水においても、COD 成分を有効に除去する性質が認められた。

また飲料水で比較的問題となりやすい色度と鉄について検討を加えたが、色度は原水で15度~28度であったが土壌処理により処理水ではすべて0度であった。鉄は原水では $0.13\sim 0.54\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であったが処理水では $0.00\sim 0.16\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ でかなり除去された。

一方原水中の塩素濃度は $59.0\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で処理水は $54.0\sim 58.6\text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ でほとんど土壌には吸着されないものと考えられ、臭素も原水と処理水の差はわずかであり、塩素と同様に土壌に吸着しないものと考えられた。

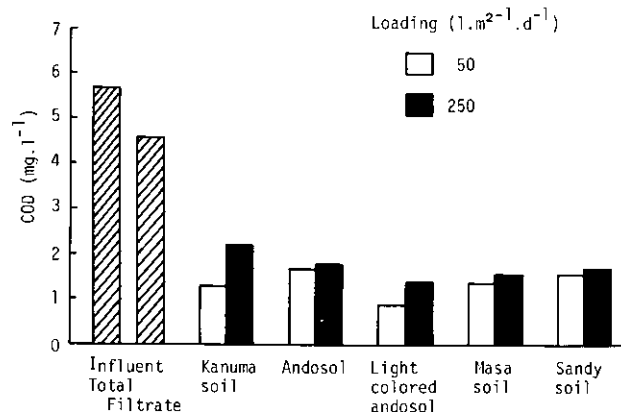


図 1 原水及び土壌処理水の平均 COD

Fig. 1 Average COD of influent and leachate



### 3.2 THM 生成に及ぼす Cl<sup>-</sup> イオン濃度の影響

1984年12月20日に採水した原水、土壤浸透水を用いて、塩素濃度の THM 生成に及ぼす影響について調べた。すなわち浸透水に塩素を 5 ~ 50 mg · l<sup>-1</sup> 添加し24時間反応させた後に THM の生成量を調べた。その結果を図 2 に示した。塩素濃度が增大するにつれ THM の生成量は高くなり、いずれの土壤浸透水の場合も 50 mg · l<sup>-1</sup> でほぼ最大の生成量を示した。土壤浸透水の中で最も COD の高い川砂の高負荷の場合、塩素が 20mg · l<sup>-1</sup> で THM の生成量は 104 μg · l<sup>-1</sup> と最大の 98%、5 mg · l<sup>-1</sup> で THM は 58 μg · l<sup>-1</sup> と 55% であり、COD が浸透水の中で最低の低負荷の淡色黒ボク土の場合、塩素が 20mg · l<sup>-1</sup> で THM は 23 μg · l<sup>-1</sup> と最大の 88%、5 mg · l<sup>-1</sup> で 12 μg · l<sup>-1</sup> と 46% であった。このように土壤浸透水の場合、5 mg · l<sup>-1</sup> の塩素濃度の添加で最大の約 50% 程度の THM が生成されるものといえよう。

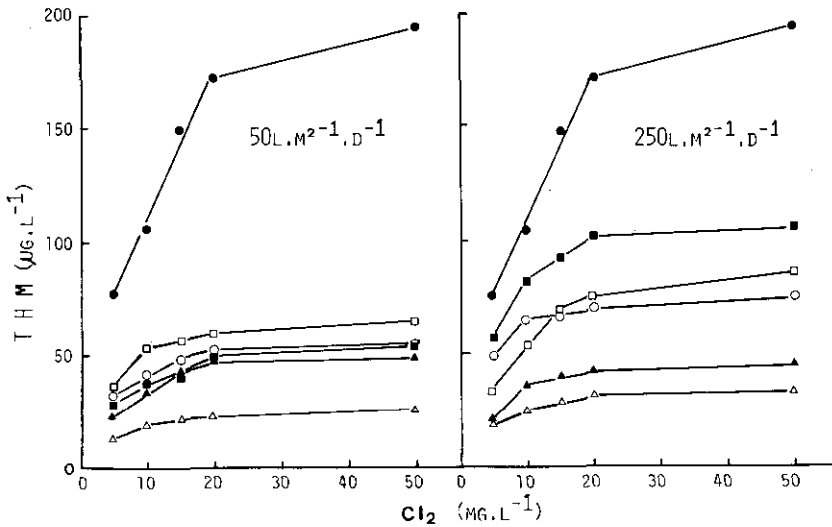


図 2 トリハロメタン生成に及ぼす塩素濃度の影響

Fig. 2 Effect of Cl<sup>-</sup> concentration on THM formation

● : Influent ○ : Masa soil ▲ : Andosol △ : Light colored andosol ■ : Masa soil  
□ : Sandy soil

### 3.3 THM 生成に及ぼす反応時間の影響

12月の試水に塩素を 50 mg · l<sup>-1</sup> 添加した後、7日間 THM の生成量を調べ、反応日数の影響を調べた。結果を図 3 に示したが、7日間ではほぼ最大量の THM を生成する傾向が認められた。1日の反応での THM の生成量は土壤浸透水により差は認められるが、最大の 68~86% を示し、2日の反応では 76~92%、3日の反応では 93~100% の生成率であった。1日の反応では最大量のほぼ 70% の THM が生成されるものと考えられた。したがって、以後の実験では残留塩素が 1日後

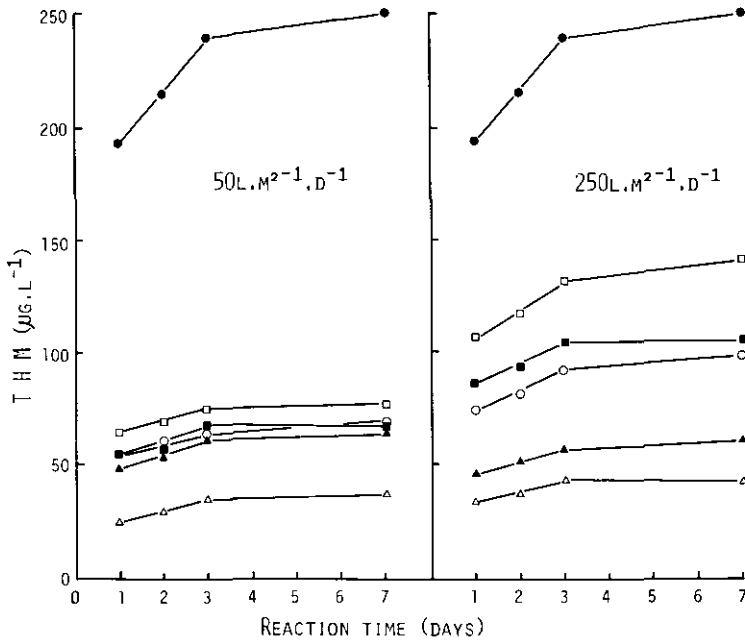


図 3 トリハロメタン生成に及ぼす塩素の反応時間の影響

Fig. 3 Effect of chlorination time on the THM formation

● : Influent ○ : Masa soil ▲ : Andosol △ : Light colored andosol ■ : Masa soil  
□ : Sandy soil

に  $1 \sim 2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  残る濃度で、1日間反応させてその生成量を調べた。

### 3.4 原水及び処理水の THM 生成能

表 2 に原水及び浸透水の THM の生成量を示した。原水の THM 生成量は、5月が  $89 \mu\text{g}/\text{l}$  と最も高く、次いで12月で、6月及び9月は約  $60 \mu\text{g}/\text{l}$  とほぼ同じであった。

処理水の THM 生成量はいずれも原水の THM 生成量よりも低く、土壌処理による THM 生成量の減少が認められ、土壌処理は THM の低減化に有効であることがわかった。また原水の THM 生成量の高い5月、12月は処理水の THM 生成量も6月、9月に比べて高い値を示した。

図 4 に土壌ごとの THM 生成能除去率の経月変化を示した。除去率は以下の式によった。

$$\text{THM 生成除去率} = \left( 1 - \frac{\text{処理水の THM 生成量}}{\text{原水の THM 生成量}} \right) \times 100$$

各種土壌の THM 生成能の除去率は、低負荷では31%~87%で高負荷では25%~82%の範囲であり、最高は6月の低負荷、淡色黒ボク土及び真砂土の87%で、最低は、12月の高負荷、川砂の25%であった。除去率の最も高かった土壌はいずれの月も低負荷、高負荷ともに淡色黒ボク土で

表 2 原水及び土壌処理水からの4種トリハロメタンの生成量  
 Table 2 Production of 4 kinds of THM from influent and leachate

	Loading ( $l \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )	May					Jun.				
		CHCl <sub>3</sub>	CHCl <sub>2</sub> Br	CHClBr <sub>2</sub>	CHBr <sub>3</sub>	Total	CHCl <sub>3</sub>	CHCl <sub>2</sub> Br	CHClBr <sub>2</sub>	CHBr <sub>3</sub>	Total
Influent	-	25	29	24	11	89	22	16	19	4	61
Kanuma soil	50	4	8	13	12	37	1	4	5	4	14
	250	5	8	12	15	40	1	4	5	3	13
Andosol	50	4	8	17	32	61	11	6	7	3	27
	250	4	9	12	12	37	1	5	6	3	15
Light colored andosol	50	3	1	4	22	30	0	2	2	4	8
	250	2	2	4	8	16	1	4	4	3	12
Masa soil	50	3	2	5	17	27	0	2	2	4	8
	250	3	0	1	6	26	1	5	7	3	16
Sandy soil	50	7	8	15	20	50	2	4	6	4	16
	250	8	12	15	13	48	5	9	13	6	33
		Sep.					Dec.				
Influent	-	21	19	18	1	59	32	21	19	5	77
Kanuma soil	50	1	5	10	1	17	7	11	10	3	31
	250	4	12	17	4	37	11	15	17	5	48
Andosol	50	1	9	13	3	26	4	7	9	3	23
	250	2	8	13	1	24	4	7	8	3	22
Light colored andosol	50	2	2	5	1	10	2	3	5	2	12
	250	0	5	8	1	14	3	6	8	3	20
Masa soil	50	1	5	9	1	16	5	8	11	4	28
	250	2	8	12	3	25	6	10	13	5	34
Sandy soil	50	2	7	11	3	23	6	10	12	4	32
	250	4	13	18	4	39	17	17	16	8	58

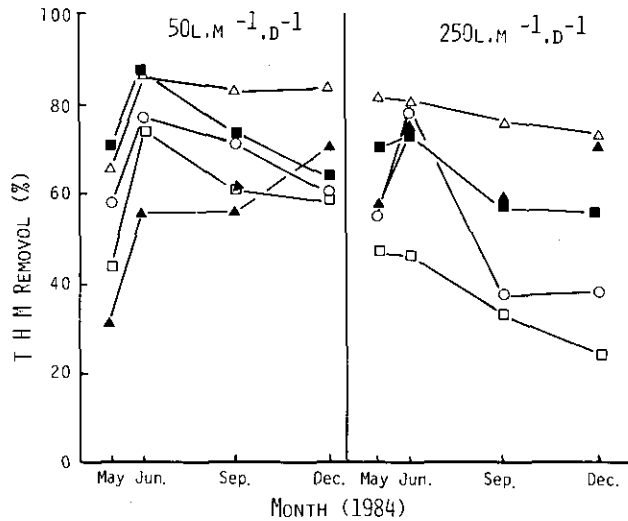


図 4 トリハロメタン生成能除去率の季節変化

Fig. 4 Seasonal changes of removal of THM formation potential

● : Influent ○ : Masa soil ▲ : Andosol △ : Light colored andosol ■ : Masa soil  
□ : Sandy soil

あった。低負荷の場合すべての土壌で運転開始直後の5月は、除去能が著しく低かったが、運転開始1か月後は除去能が安定した。しかし川砂とマサ土は長期間の運転で除去能の低下が認められた。

図5に土壌ごとのTHM生成能の平均除去率を示した。低負荷の場合平均除去率は53~80%の範囲であり、淡色黒ボク土が最も高く、マサ土、鹿沼土、川砂、黒ボク土の順であった。一方、高負荷の場合は、平均除去率は38~78%の範囲であり、淡色黒ボク土が最も高く次いで黒ボク土、マサ土、鹿沼土、川砂の順であった。黒ボク土は低負荷では平均すると低除去率となったが、これは運転の初期が低かったせいであり、期間が長くなるにつれ除去率が高くなる傾向が認められた。一方、高負荷では黒ボク土はかなり高い除去率が得られ、水量負荷により大きく影響を受けた。この理由として黒ボク土が有機物を多く含む土壌であるため、土壌からの有機物の溶出が運転の初期に起こったのではないかと考えられる。

### 3.5 原水及び処理水のCODとTHM生成能の関係

図6に原水及び処理水のCODとTHM生成能の関係を示した。この図から処理水は同じ位のCODであっても、そのTHM生成能がかなりの幅をもっていることがわかる。これは土壌により除去されるCOD成分の性質が異なるのではないかと考えられる。しかし、全体的にはCODとTHM生成能は正の相関を示しており、相関係数は低負荷で $r=0.721$ 、高負荷で $r=0.632$ であった。こ

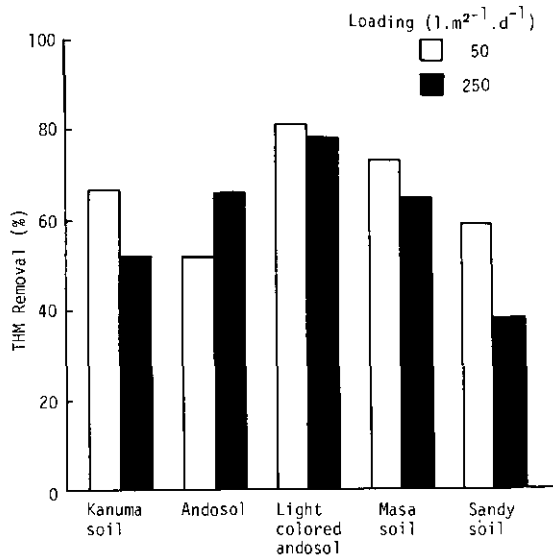


図 5 トリハロメタン生成能の平均除去率  
Fig. 5 Average removal of THM formation potential

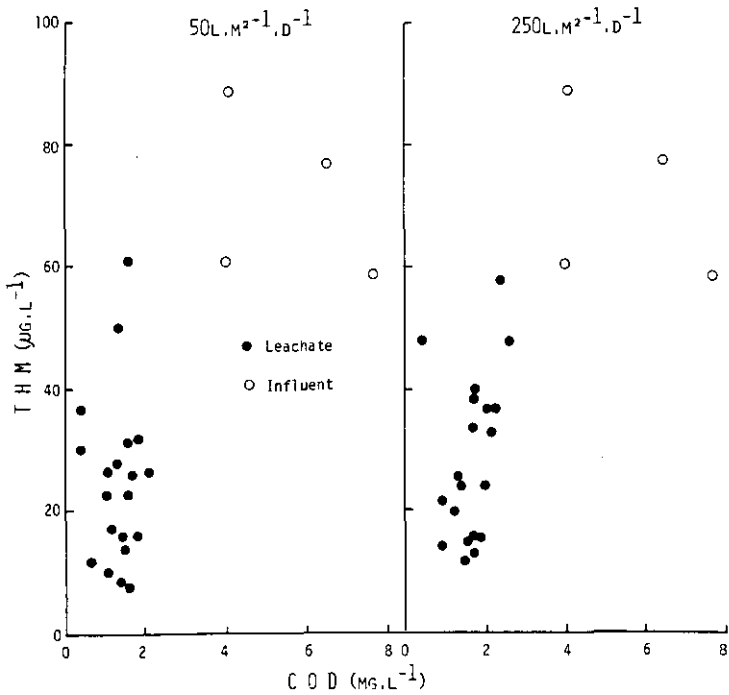


図 6 COD と THM 生成能との相関  
Fig. 6 Relationship between COD and THM formation

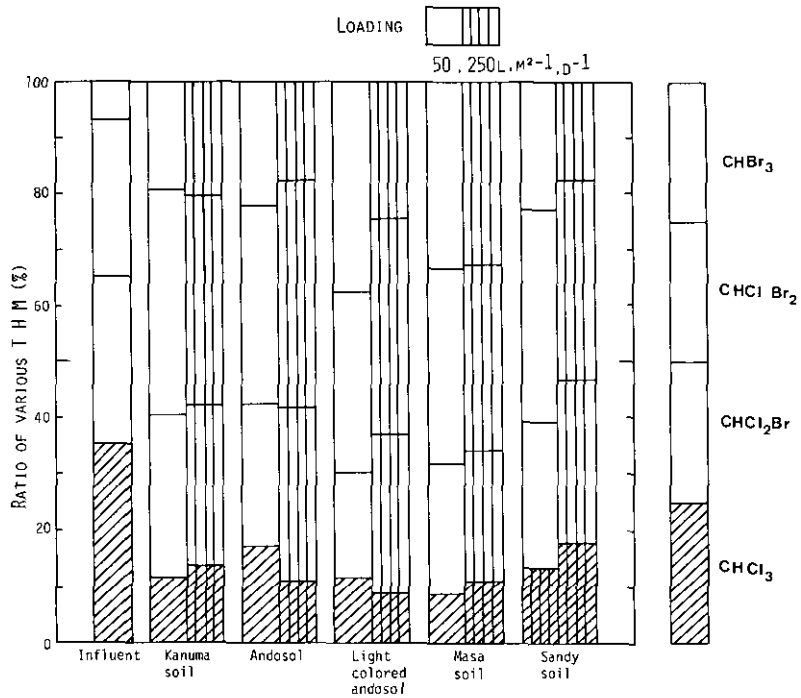


図 7 臭素化トリハロメタンの全トリハロメタンに対する割合

Fig. 7 Ratio of brominated THM to total THM

のことから、土壌処理により THM 生成能が除去されるのは、COD 成分である有機物が除去されるためと考えられた。

### 3.6 生成 THM の組成比

表 2 に原水及び処理水から生成された THM 4 成分の生成量を示した。原水では  $\text{CHCl}_3$  が最も多く、次いで  $\text{CHCl}_2\text{Br}$ 、 $\text{CHClBr}_2$ 、 $\text{CHBr}_3$  の順であるが、処理水では  $\text{CHCl}_3$  が極端に減少していた。 $\text{CHCl}_2\text{Br}$ 、 $\text{CHClBr}_2$  も減少しているが、その割合は  $\text{CHCl}_3$  ほどではなかった。また  $\text{CHBr}_3$  は、原水と処理水でその濃度はほとんど同じであった。この傾向はすべての土壌について認められた。

図 7 に原水及び処理水からの THM 生成量の年平均値を THM 4 成分の比率に分けて示した。原水では、 $\text{CHCl}_3$  の割合が最も高く、全体の約 40% を占めていたが、処理水では  $\text{CHCl}_3$  の割合は十数%と著しく減少し、臭素を含む THM 成分である  $\text{CHCl}_2\text{Br}$ 、 $\text{CHClBr}_2$ 、 $\text{CHBr}_3$  の割合が増加した<sup>11,12)</sup>。

表 3 に 12 月の原水及び処理水について、水中の臭素イオン及び添加した塩素からの THM への転換率を示した。塩素の転換率は 0.34%~1.7% であるが、臭素の転換率は 4.5%~16.4% と塩素の転換率に比べ約 10 倍高く、臭素化の反応が進行しやすいものと考えられた。

表 3 原水及び土壌処理水から生成される全トリハロメタンに対する塩素化及び臭素化トリハロメタンの比率

Table 3 Ratio of chlorinated and brominated THM to total THM from influent and leachate

	Influent	Kanuma soil		Andosol		Light colored andosol		Masa soil		Sandy soil	
		50	250	50	250	50	250	50	250	50	250
Loading ( $l \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$ )											
$\frac{THM-Cl^-}{Cl^-} \times 100$	1.7	0.53	0.81	0.34	0.34	0.17	0.28	0.42	0.50	0.49	1.1
$\frac{THM-Br^-}{Br^-} \times 100$	16.4	8.8	14.7	8.2	7.2	4.5	7.4	9.5	13.1	11.1	10.6

(%)

#### 4 まとめ

(1) 水道原水として使用されている霞ヶ浦の湖水を土壌処理した結果、原水の THM 生成能は  $59 \sim 89 \mu g \cdot l^{-1}$  の範囲であったが、土壌処理によりその 25~87% が除去され、土壌処理は THM の低減化に有効であることが判明した。

(2) 土壌として鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、真砂土、川砂の 5 種類を用いたが、最も THM 除去率の高いものは淡色黒ボク土の 87% であった。

(3) 土壌処理による THM 生成の低減化は COD 成分である有機物の除去に起因するものと考えられた。

(4) 土壌処理水では、原水に比べて臭素を含む THM の生成割合が高くなった。これは土壌処理により有機物が除去され、処理水が原水に比べ、反応性が高くかつ保存性物質である臭素イオンの有機物に対する比率が高くなったためと考えられた。

#### 引用文献

- 1) Rook, J. J. (1974) : Formation of haloforms during chlorination of natural water. Water Treat. Exam. 23, 234-243.
- 2) Bellar, T. A., J. J. Lichtenberg and R. C. Kroner (1974) : The occurrence of organohalides in chlorinated drinking water. JAWWA, 66, 703-706.
- 3) トリハロメタンに関する対策について (1981) : 日本水道協会「技術資料」, 12-39.
- 4) 環水第47号, 昭和56年3月25日, 水道におけるトリハロメタンに係る留意事項について, 厚生省水道整備課長通知.
- 5) 新見 正・有水強共著 (1977) : 汚水の土壌浄化法研究. 土壌浄化センター, 211-254.
- 6) 上水試験方法 (1978) : 日本水道協会, 174-175, 234-236, 313-316, 335-337, 398.
- 7) 環水第15号, 昭和59年2月18日, 厚生省水道環境部長通知, 別表12-17.

- 8) 広瀬義文・鈴木章・松田義彦・鈴木敏正・興津知明(1983)：ヘッドスペース法による水道水中の臭素イオン、ヨウ素イオンの分析，日本薬学会第103年会講演要旨集。
- 9) 大沼章子・茶谷邦男・浜村憲克 (1984)：県下の水環境における臭素とよう素の存在量について，第21回全国衛生化学技術協議会年会講演集。
- 10) 茨城県企業局水質年報，第12報-第15報（昭和55年度～昭和58年度）茨城県企業局。
- 11) 相沢貴子・鈴木信司・真柄泰基 (1982)：トリハロメタンに及ぼす臭素イオンの影響，第18回衛生工学研究会討論会講演論文集。
- 12) 八木正一・梶野勝司 (1981)：塩素処理過程におけるフミン酸の臭素化反応機構の研究，土木学会「公共用水域における有機塩素化合物発生メカニズムとその除去に関する研究」報告書。



II-7

土壤による排水の自然浄化  
——浄化能と目づまりについて——  
Natural Purification of Wastewater by Land Application  
——Purification Capacity and Clogging——

岡田光正<sup>1,3</sup>・土屋重和<sup>2</sup>・須藤隆一<sup>3</sup>

Mitsumasa OKADA<sup>1,3</sup>, Shigekazu TSUCHIYA<sup>2</sup> and Ryuichi SUDO<sup>3</sup>

要 旨

実験室内の小型カラムに土壤及び対照として石英砂を充てんし、人工下水を流入させることによって土壤系の自然浄化能に関する基礎的な検討を行った。

得られた結果は次のとおりである。

- 1) 土壤系に排水(生活排水レベル)を流入させた場合、その浄化は主として流入点のごく近傍(10cm以下)で行われる。これは土壤表面に散布しても、また土壤中に流入させても同様である。
- 2) 排水を過剰に流入させたときの生物学的な目づまりも、流入点のごく近傍で発生しやすい。
- 3) 土壤と石英砂とでは、同一条件の場合土壤の方が硝化が進みやすく、処理水も良好であった。

Abstract

Synthetic wastewater was introduced into laboratory columns filled with natural soil or quartz sands to study the natural purification capacity of soil system.

The results obtained are as follows:

- 1) Purification capacity was noted mainly in neighborhood (less than 10cm) of the point where the wastewater (domestic wastewater) was introduced. The same phenomena were noted both in surface application and subsurface infiltration.
- 2) Biological clogging tend to happen only in the neighborhood of the inflow point if wastewater was introduced in excess amount.

- 
1. 現在：東京農工大学工学部 〒184 東京都小金井市中町2-24-15  
Present address: Department of Chemical Engineering, Tokyo University of Agriculture and Technology, Nakamachi, Koganei, Tokyo 184, 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.
  3. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒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.

3) Natural soil showed better performance in the quality of effluent than sands and also better in nitrification.

## 1 はじめに

排水の土壌への還元は、土壌のもつ自然浄化能力を応用した排水処理の一方法として近年注目されてきている<sup>1-3)</sup>。特に土壌還元により、BOD、SSは極めて良好に除去され、清澄な処理水が得られること、またリンもそのほとんどが吸着除去されることが知られている。当然のことながら、かくはん、曝気などの動力が不要なため、極めて運営経費の小さな処理法であろう。

しかしながら、土壌処理は比較的広い面積を要すこと、また土壌還元に伴って、排水中の窒素や有害物質が地下水に達し、地下水汚染を引き起こす危険性があることなどが知られている。また、土壌の自然浄化力を上回るほど排水を過剰に還元した場合、処理水質が低下したり、土壌が目づまりを起こして排水が地表にあふれ出ることもある。本研究においては後者の目づまりの問題に着目した。目づまりの原因としては、土壌の押し固め、懸濁物質、シルトの蓄積のような物理的要因、ナトリウム塩による土壌の団粒破壊のような化学的要因もあるが、特に過負荷の土壌処理装置に見られる目づまりは主として生物学的要因によると考えられている。これは、排水中の可溶性有機物によって微生物が増殖し、土壌粒子表面にスライムが生成することに由来する。それは水の浄化には重要であるものの増殖が著しい場合には土壌粒子の間げきをふさぎ、水の浸透性を著しく妨げる結果となる。ここではこのような土壌中における微生物の増殖による目づまりに着目し、その機構と速度とに検討を加えることにより、土壌の持つ自然浄化能の評価を行った。

## 2 実験装置及び方法

### 2.1 円筒カラム

図1は本実験に使用した円筒カラムを示す。カラムは透明塩ビ製で直径が10cm、基底の集水部(高さ約5 cm)を除く高さが10~80cmである。浸透集水用の基底部と土壌カラムとの間にはステンレス製のメッシュを置き、その上に平均粒径3 mmの石英砂と0.5mmの石英砂を敷いた。このベース上に土壌もしくは石英砂を充てんした。充てんした土壌もしくは石英砂の高さは5~65 cmの範囲である。なお用いた土壌はローム土で長野県の土壌処理実験施設付近で採取されたものである。石英砂は平均粒径0.1mmのものを用いた。石英砂は土壌と比較して全く不溶性の粒子と考えられるため、土壌の吸着、イオン交換等の特性を評価するための比較対照として選んだ。これらのカラムはすべて20±2℃の恒温室に設置して実験に供した。

### 2.2 散水方法

土壌処理には地表面に下排水を散布したり、流下させる方法(傾斜地の場合)、及びトレンチを

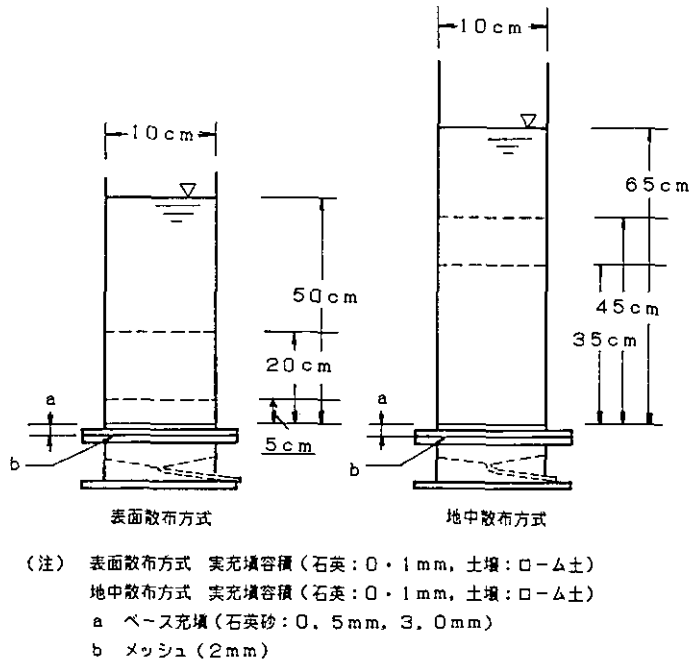


図 1 円筒カラム実験装置

Fig. 1 Experimental apparatus

掘り, その中にパイプを挿入して地中に浸透させる方法とがある。本実験でも排水の散布方法は表面散布と地中散布の両方式で行った。表面散布ではパイプで導いた排水を土壌面にできる限り均一になるように散布, 浸透させた。また実験によって浸透深さを変えた。地中散布方式ではいずれのカラムも浸透深さが30cm となるようにしたため, 表1に示すようにカラムの長さによって異なる深度に流入させた。

表 1 円筒カラム内のセンサー及び排水流入深度

Table 1 Depths of ORP sensors and wastewater inflow in columns

地中散布方式	石英:35cm 土壌:35cm		石英:45cm 土壌:45cm		石英:65cm 土壌:65cm	
	カラム表面 からの距離	注入管 注入点	カラム表面 からの距離	注入管 注入点	カラム表面 からの距離	注入管 注入点
注入管流入点	5cm	0cm	15cm	0cm	35cm	0cm
テンションメーター	10cm	-5cm	20cm	-5cm	40cm	-5cm
ORP電極(上)	3cm	2cm	13cm	2cm	33cm	2cm
ORP電極(中)	10cm	-5cm	20cm	-5cm	40cm	-5cm
ORP電極(下)	20cm	-15cm	30cm	-15cm	50cm	-15cm

流入した排水はデキストリン、ペプトン、コウボエキス、肉エキスを主成分とする人工下水である。その組成及び水質を表2に示す。実際には表に示したものの10倍濃度の人工下水原液を調整し、オートクレーブ(120℃, 15分)処理後、水道水で希釈しながらカラムに流入させた。

負荷量は通常望ましいと言われている負荷量,  $2 \text{ gBODm}^{-2}\text{d}^{-1}$ ,  $10 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ を参考にし, 目づまりを起こしやすくするため, それより10倍程度の負荷とした。すなわち, BOD負荷は $16 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ , 水量負荷は $100 \text{ l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ とした。

表 2 人工下水組成及び濃度

Table 2 Composition and quality of the synthetic wastewater

人工下水組成		流入水質	
デキストリン	28.8 mg/l	BOD	160 mg/l
ペプトン	61.3	TOC	100
コウボエキス	61.3	COD	58
肉エキス	70.0	T-N	22
NaCl	6.3	T-P	3
MgSO <sub>4</sub>	3.8	pH	7.0~7.2
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	3.1		
KCl	12.5		
BOD負荷		19.7g/m <sup>2</sup> ・d	
カラム当たりのBOD負荷		0.155g/カラム・d	
水量負荷		40ml/h	

### 2.3 水質・土壌分析

処理水については運転開始直後より1週間に1回ずつTOC (TOC計, 島津10-B), NH<sub>4</sub>-H, NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>-N (以降NO<sub>2+3</sub>-Nと略記する), SS等の分析(下水道試験法)を行った。これは目づまりして浸透水が得られなくなるまで継続した。同時にORPセンサーを土壌中のいくつかの深度(表2参照)にセットし, 目づまりに至るまでのORPの変化を測定した。

目づまりした後はカラムを深さ方向に1~5 cmごとに分割し, 土壌の深度ごとの有機物の蓄積状況を調べた。分析にはCHNコーダー(島津製作所製)を用いた。

## 3 結果と考察

### 3.1 表面散布方式

はじめに排水を土壌もしくは石英カラム上に散布し, 目づまりに至るまでの浸透水質を経時的に測定した。表3には浸透水のTOC, NH<sub>4</sub>-N, NO<sub>2+3</sub>-Nにつき, 運転開始時から目づまりに至る期間の平均値及び標準偏差を示す。なお, 目づまりが起こるまでの期間は石英カラムでは約140

表 3 処理水質(平均値±標準偏差)

Table 3 Effluent quality (average ± Std. deviation)

	カラム充てん条件	TOC(mg/l)	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N(mg/l)	NO <sub>3+2</sub> -N(mg/l)
表面 散布 方式	石英: 5cm	14.06±3.67	9.85±3.65	3.41±3.00
	石英: 20cm	13.14±3.82	8.63±4.80	3.63±3.02
	石英: 50cm	5.72±1.06	2.13±3.77	10.94±4.34
	土壌: 5cm	10.20±5.31	8.17±3.00	6.37±5.04
	土壌: 20cm	2.28±1.45	3.19±2.60	7.87±4.83
	土壌: 50cm	0.87±0.63	0.03±0.02	10.03±6.02
地中 散布 方式	石英: 35cm	11.44±4.30	16.70±1.56	1.06±1.47
	石英: 45cm	11.25±3.18	15.65±1.20	0.65±0.63
	石英: 65cm	8.70±3.90	15.90±0.14	0.50±0.50
	土壌: 35cm	2.71±1.77	2.50±2.15	19.30±1.90
	土壌: 45cm	3.01±1.94	0.79±1.31	19.20±1.69
	土壌: 65cm	3.26±2.14	0.08±0.05	18.30±2.34

日間、土壌カラムでは約75日間であった。この期間を通じて処理水質には大幅な変動が見られなかったが、目づまりが起これ、湛水が始まる時点では10~20% TOCが上昇する場合があった。したがって表中の平均値の計算に際しては、湛水開始したときのTOCは除外している。なお、ここではカラムの土壌(石英)表面が湛水し、水深が2 cm以上になったときを目づまりとし、排水の流入を停止した。

平均処理水質は土壌、石英砂カラムともに、その層厚が大きいほど良好であった。TOCも低い値を示し、硝化についても、層厚が大きいほどよく進行した。しかし、浸透距離がわずか5 cmでも流入TOCの85%以上が除去された。したがって土壌における浄化は排水の流入地点のごく近傍でその大部分が進行しているものと考えられる。

目づまりが生じたときのカラム内の有機炭素の分布を図2に示す。石英の場合には5 cm以下でほぼ0となり、土壌の場合、約10cm以下では土壌本来の有機物含有量になっている。この蓄積した有機物量は粒子表面に付着した微生物の量に比例していると考えられる。これは、カラムの5 cmまでの深度で流入有機物のほとんどが除去されたことと良く一致している。また、表面のみに生物膜が付着していたことより目づまりが表面のみで生じていたと考えられる。事実、表土をかき取ると目づまりが解消し、再び排水がカラム中に浸透するようになった。

### 3.2 地中散布方式

表面散布方式の結果によると、排水の浄化に主として貢献するのは表面の5 cmであり、20cm

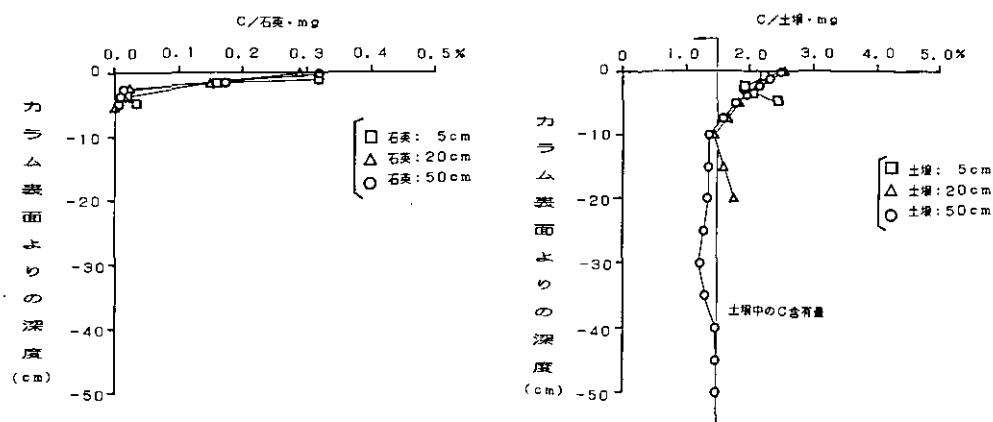


図 2 表面散布カラム内の有機物蓄積量

Fig. 2 Organic carbon accumulated in columns fed with wastewater from the surface

でも十分な処理水質が得られることがわかった。このため、地中散布方式では散布深度より下のカラムの長さ(浸透距離)を30cmとした。また散布深度の影響を明らかにするため、その深度を5cm, 15cm, 35cm, の3種類とした。

地中に散布した場合、石英カラムの目づまりは35cm, 65cmカラムでは約70日, 45cmカラムでは40日以下で起こった。これに対し, 35cm, 45cmの土壌カラムでは, 目づまりに至るまで約200日を要した。また, 65cmのカラムでは230日もの間目づまりを起こさなかった。このように土壌カラムに比較して石英カラムでは短期間で目づまりを起こしたがその理由は不明である。目づまりに至るまでの処理水は表面散布方式と同様に非常に安定しており, 目づまり時のみやや悪化する場合があった。運転期間中の処理水質の平均値を表3に示す。土壌カラムの処理水が極めて良好であったのに対し, 石英カラムの処理水質は悪かった。また, 石英カラムではほとんど硝化が進行しなかった。なお, 散布深度は5~35cmの範囲であるが, この範囲では処理水質の差, 及び目づまりに至る期間の差はほとんど認められなかった。

図3及び図4はそれぞれ石英カラム, 土壌カラムにおける深度別(散布深度より上2cm, 下5cm, 15cm)のORP測定値を示す。排水の散布開始時はいずれもORPが正の値で好氣的であることを示した。石英カラムの場合, 好氣的条件にもかかわらず硝化が進行しなかったのは初期に硝化菌がほとんど存在せず, その増殖以前に目づまりを起こしたためと推定される。また, 目づまりを起こす直前には35cmカラムの上2cmを除きORPが低下し, 負荷となった。これは目づまりに伴ってカラムが次第に嫌氣的になったものと思われる。

土壌カラムの場合も散布開始時は好氣的であったが, 流入深度より上2cmのORPが次第に低下する傾向を示した。同時に処理水中にアンモニア性窒素がやや残存するようになった。完全に

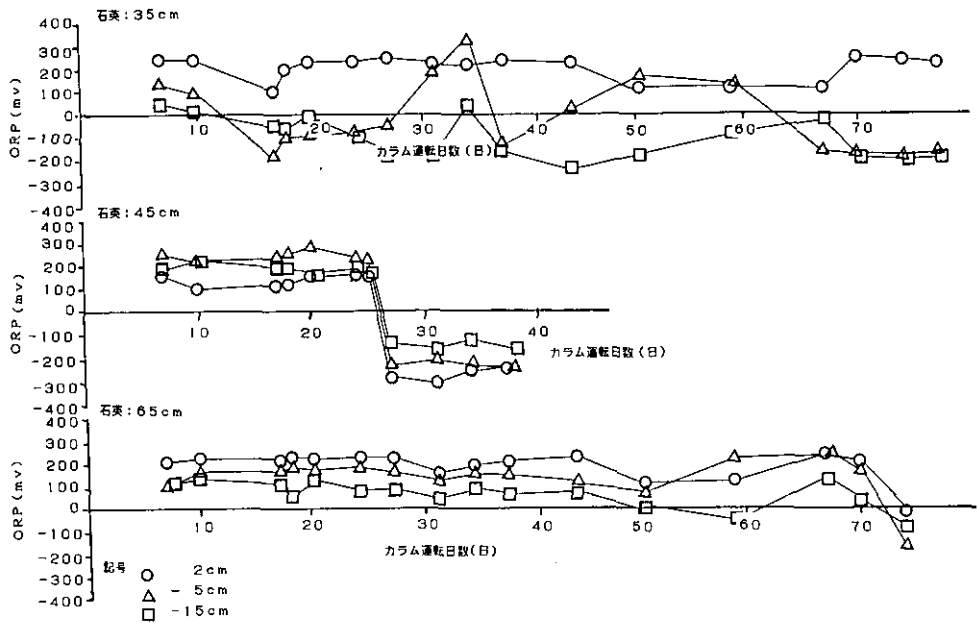


図 3 地中散布石英カラムの ORP

Fig. 3 ORP values in quartz sand columns fed with wastewater into the column

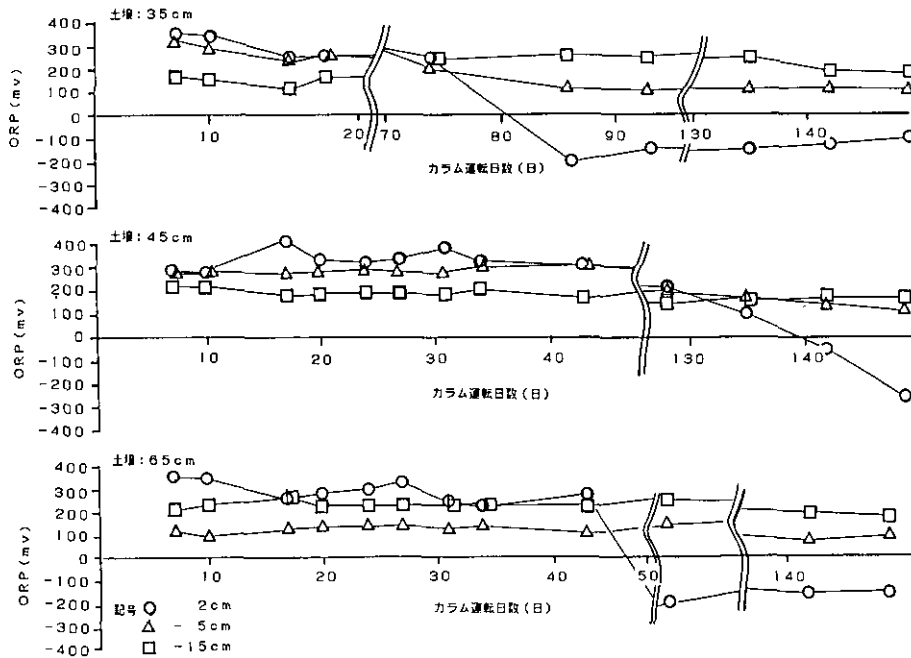


図 4 地中散布土壌カラムの ORP

Fig. 4 ORP values in soil columns fed with wastewater into the column

目づまりとなった後にはすべての深度で ORP は負となり、カラム全体が嫌氣的となった。したがって土壤中の ORP の低下、アンモニア性窒素の残存など土壤中の嫌気性化の傾向は生物学的な目づまりに至る過程と考えられる。

図 5 は 35cm, 65cm の石英カラムが目づまりを起こした後の有機炭素の深さ方向の分布を示す。いずれの場合も排水の流入深度付近に有機物量のピークがあった。しかし、10cm 以深にはほとんど有機物の蓄積がなく、表面散布の場合と同様に、流入点近傍でほとんど浄化が行われており、目づまりもその付近で生ずるものと推定された。なお、65cm のカラムでは流入点より上方、特にカラム表面に有機物の蓄積が認められたが、これは目づまりに至る直前には下方向に浸透しにくくなり、このため流入水がカラム上方向にも浸透していったためと推定される。

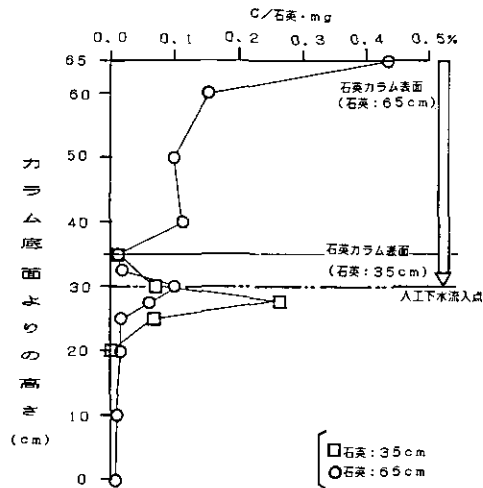


図 5 地中散布カラム内の有機物蓄積量

Fig. 5 Organic carbon accumulated in columns fed with wastewater into the column

### 3.3 炭素収支

運転開始から目づまりするまでの流入、流出 TOC 量及びカラム内に蓄積した炭素量より、排水の土壤浸透における有機物の収支をまとめた結果を表 4 に示す。表面散布方式の場合、土壤、石英ともにその 70~90% が分解された。しかし、石英の場合には残りの多くが流出したのに対し、土壤では蓄積する傾向が認められた。

地中散布方式の場合、分解量は相対的に低下し、蓄積量が見かけ上増加した。しかし、土壤の場合には目づまりを起こしにくく、したがって総流入量が多かったため、総分解量としては表面散布の場合より増加している。また、目づまり時には表面散布と比較して 5 倍程度の有機物がカラム内に蓄積していた。以上の炭素収支によれば、表面散布は分解が相対的に卓越し、ごくわず



表 4 円筒カラムの有機物収支  
Table 4 Carbon balance in columns

			流入量*	流出量**	分解量**	蓄積量**
表面 散布 方式	石英	5cm	12.3	23.9	71.6	4.5
		20cm	12.3	21.8	74.7	3.7
		50cm	12.3	6.6	89.4	4.1
	土壌	5cm	7.2	10.3	70.5	19.1
		20cm	7.2	1.7	79.2	19.1
		50cm	7.2	4.7	77.0	18.3
地中 散布 方式	石英	35cm	6.1	13.1	66.4	20.4
		45cm	—	—	—	—
		65cm	6.1	11.2	34.3	54.4
	土壌	35cm	18.7	3.5	32.1	64.4
		45cm	18.7	3.6	42.5	56.8
		65cm	21.0	4.6	35.0	60.4

\* 流入有機炭素量, g

\*\* 流入量に対する割合, %

かの微生物の蓄積でも目づまりを起こすのに対し、地中散布では分解が進行するとともに多量の生物を蓄積しても目づまりが起りにくいと推定された。

#### 4 まとめ

土壌及び石英カラムを用いた土壌の自然浄化能に関する実験を行った。その結果、土壌中での排水の浄化は排水流入点のごく近傍(10cm以内)で主として行われること、また目づまりもその部分で起こりやすいと推定された。なお、土壌と不活性な石英とでは、土壌の方が硝化も進みやすく、良好な処理水が得られた。

#### 引用文献

- 1) 高橋一三 (1974) : 土壌の汚染と浄化作用, 産業用水調査会, 291p.
- 2) 毛管浄化研究会編 (1983) : 土壌圏の科学, 土壌浄化センター, 352p.
- 3) 相田徳二郎 (1984) : 土壌浸透における浄化機構, 用水と廃水, 26, 13—8.



rather than those in unsaturated hydraulic conductivity.

Some simulations were carried out under a situation that precipitation continued constantly at various feasible intensities. The results indicate that the soil can temporary hold and buffer a huge amount of water because, regardless of the precipitation intensity, it takes as long as almost one day to change the flowing direction at 1 m depth from upward to downward.

## 1 はじめに

土壤水分の動態を定量的に把握することは単に水収支を明らかにするにとどまらず、水を溶媒として土壤中を移動する種々の物質の挙動を解明するうえで不可欠である。特に、土壤による廃水処理など積極的な土壤利用が期待されている今日、定量的把握の意義は大きい。

現象を定量的に把握する手法の一つは何らかの数学モデルを導入することである。これは限られた情報を有効に利用し、現象を一般的な形で記述するのに役立つとともに、その対象に関連する計画・設計を立てたり、対象を操作するための方針を見いだすのに不可欠である。そのため、従来よりモデルシミュレーションによる土壤水分の挙動を扱った論文も多くみられる。しかし、その多くは実験室レベルのものであり、実際のフィールドにおける実データに基づいた研究<sup>1,2)</sup>は少なく、モデルの実用性が十分検証されているとは言えない。その主たる原因は、フィールドにおける現象の不確かさや複雑さに加え、野外における土壤水分の長期間測定の高難しさによるものと思われる。

本報では、比較的簡易な数式モデルを構築し、実測データをもとにほ場における土壤水分分布のシミュレーションを試み、さらにこれに基づいて浸透水量に対する土壤の性質と降雨強度の影響を検討したので報告する。なお、ここで使用した土壤水分実測データの測定方法と機器システムについては、実測データの精度的検討とともに別報<sup>3)</sup>にて詳細に記している。

## 2 フィールド及びその土壤

実測を行ったフィールドは国立公害研究所畑ほ場(茨城県筑波郡谷田部町八幡台3)の一角で、A-1と名づけられた約5aの試験ほ場であり、昭和54年以来、下水汚泥の施用試験が行われている<sup>4)</sup>。ほ場の土壤は淡色黒ボク土(丸山統)であり、地表から約1mまでがA層に属しその直下にB層が続く。A層の表層20cmは作土層であるが昭和54年以降は表層13~15cmを耕うんしている。本報における実測データは裸地区のものであり、シミュレーション対象領域は地表から1mのA層とした。

土壤の保水性は表層20cmの作土とそれ以下の下層土とは大きく異なる。図1は作土と下層土についての吸引水頭と体積含水率の関係を吸引法と遠心法<sup>5)</sup>により作成したものである。下層土の吸引圧は含水率の減少とともになめらかに上昇するが、作土の吸引圧は含水率0.5当たりから急激に上昇するのが特徴である。また、同一含水率で比較すると、飽和近傍のごく一部の高水分域を

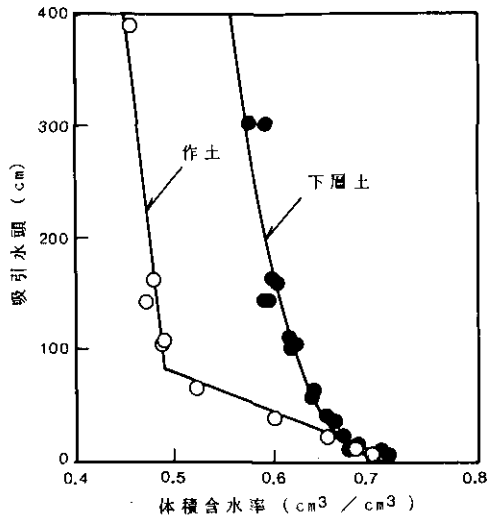


図 1 吸水圧水分曲線

Fig. 1 Water pressure head versus volumetric water content of field soils

除けば、全般にわたって下層土の方が作土より高い吸水圧を示す。なお、作土及び下層土の飽和含水率はそれぞれ0.729、0.716であった。

吸水水頭  $h$  を含水率  $W$  の関数として数式近似すると、作土に対しては、

$$h = \begin{cases} 7.80 \times 10^3 (0.490 - W) + 83.41, & W \leq 0.490 \\ 3.49 \times 10^3 (0.729 - W), & W > 0.490 \end{cases} \quad (1)$$

となり、下層土に対しては、

$$h = 6.17 \times 10^4 (0.716 - W)^{2.74} \quad (2)$$

となった。なお、関数形は実測データの分布を参考にしながら、なるべく簡単でかつ飽和含水率のとき吸水水頭が0となることを基準に選択した。式(1)、(2)は図1に実線で示してあり、推定式とデータとの相関係数は、作土で0.959、下層土で0.934であった。

### 3 シミュレーションモデル

#### 3.1 水収支モデル

土壌水分の変化は場所的・時間的に連続であるため、その水収支は厳密には時間( $t$ )と場所( $x, y, z$ )に関する偏微分方程式<sup>6)</sup>で表現される。しかし、解析の目的や適用するデータの精度などによって、扱いやすい離散的な表現で十分近似できる場合が多い。ここでも要求される精度や用いたデータの信頼幅などを考慮した結果、離散化した近似モデルを採用する。

図2は土壤中に想定した各層を通過する水の流れを模式的に示したものである。各層内では含水率が均一であるとする。第1層に関する水収支モデルは以下ようになる。

$$W_{1j} = \frac{\Delta t}{L_1} (P_j - E_j - F_{1j} - S_{1j}) + W_{1,j-1} \quad (3)$$

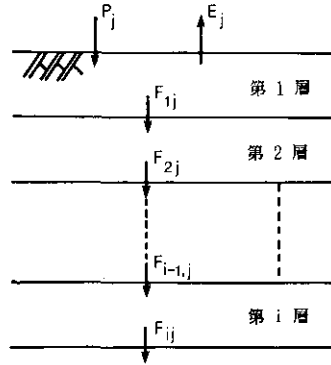


図 2 土壌水分流の模式図

Fig. 2 Schematic diagram of the system

また、第  $i$  層 ( $i \neq 1$ ) に関しては、

$$W_{ij} = \frac{\Delta t}{L_i} (F_{i-1,j} - F_{ij} - S_{ij}) + W_{i,j-1} ; i = 2, 3, \dots, n \quad (4)$$

となる。ここに、

- $W_{ij}$  : 時刻  $j$  における層  $i$  の体積含水率 ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ )
- $F_{ij}$  : 時刻  $j$  における層  $i$  から層  $(i+1)$  への浸透流束 ( $\text{cm}/\text{d}$ )
- $S_{ij}$  : 時刻  $j$  における層  $i$  での消滅速度 ( $\text{cm}/\text{d}$ )
- $P_j$  : 時刻  $j$  における降雨強度 ( $\text{cm}/\text{d}$ )
- $E_j$  : 時刻  $j$  における蒸散強度 ( $\text{cm}/\text{d}$ )
- $L_i$  : 層  $i$  の厚さ ( $\text{cm}$ )
- $\Delta t$  : 時間間隔 ( $\text{d}$ )

消滅項  $S_{ij}$  は主に植物による吸収であるが、今回シミュレーションの対象とした区画は植栽のない裸地であるため  $S_{ij} = 0$  とした。時間間隔  $\Delta t$ 、層厚  $L_i$  をどの程度にするかは数値解の精度、安定性、さらには計算量にかかわる問題である。 $\Delta t$  を小さくすればするほど数値解の精度は良くなり安定性を増すが、計算量が膨大になる。一方、 $L_i$  を小さくすることは解の精度を向上させるが計算量を増加させるうえ、解の安定条件が厳しくなり解が発散しやすくなる。ここでは、試行錯誤

の結果  $\Delta t$  を 1 min とし、 $L_i$  は一律 5 cm とした。なお、対象とする土壌は表層 1 m であるから  $n=20$  となる。

浸透流束  $F_{ij}$  を記述するモデルとして従来より多く用いられている<sup>9)</sup> 次のダルシー則を適用する。

$$F_{ij} = -K_i \left( \frac{H_{i+1,j} - H_{ij}}{L} \right) \quad (5)$$

ここに、

$H_{ij}$  : 時刻  $j$  における層  $i$  の全水頭 (cm)

$K_i$  :  $i$  と層  $(i+1)$  との境界における透水係数 (cm/d)

全水頭  $H_{ij}$  は位置水頭から吸引水頭を減じたものに等しい。よって、時刻  $j$  における層  $i$  の吸引水頭を  $h_{ij}$  (cm) とすると、式(5)は次の式(6)となる。

$$F_{ij} = K_i \left( \frac{h_{i+1,j} - h_{ij} + 1}{L} \right) \quad (6)$$

さらに、 $K_i$  としては層  $i$  の不飽和透水係数  $k_i$  と層  $(i+1)$  の不飽和透水係数  $k_{i+1}$  との調和平均を用いる。すなわち、

$$\frac{1}{K_i} = \frac{1}{2} \left( \frac{1}{k_i} + \frac{1}{k_{i+1}} \right) \quad (7)$$

吸引水頭は  $h_{ij}$  は式(1)、(2)により推定可能である。しかし、不飽和透水係数  $k_i$  はフィールド条件下で測定するのが容易でないため、本ほ場においても測定されていない。そこで、Campbell<sup>9)</sup> や服部<sup>9)</sup> の提案に従って不飽和透水係数と含水率の関係を次のように仮定する。

$$k_i = a (W_{ij})^b \quad (8)$$

式中の  $a, b$  は作土、下層土に対してそれぞれ決定されるパラメーターであり、ここでは含水率の時系列変化から逆に推定する。

### 3.2 蒸散モデル

式(3)に含まれる降雨強度  $P_j$  は容易に実測可能であるが、蒸散強度  $E_j$  を直接実測することは困難であり、他の観測容易な気象データから推定するのが一般的手法である。一般気象データから蒸散量を推定する式としては Penman<sup>10)</sup>、Monteith<sup>11)</sup> の半理論式や Thornthwaite<sup>12)</sup> の経験式など数多く提案されている<sup>13)</sup>。しかし、どれも気候等の地域特性によって左右されるパラメーターを含んでおり、それらの数値をそのまま他の地域適用するのは危険である。

古藤田<sup>14)</sup>はライシメーター実験から次の経験式を誘導している。

$$E = 0.812 \left( \frac{R_n}{L_w} \right) + 0.0262 \quad (9)$$

ここで、 $E$ は草地からの蒸散量(cm/d)、 $R_n$ は純放射量(cal/cm<sup>2</sup>・d)、 $L_w$ は水の蒸発潜熱(≒580 cal/g)である。さらに、純放射量 $R_n$ は全日射量 $R$ と次の関係にあったと報告している。

$$R_n = (1.0 - 0.22) R - 79.68 \quad (10)$$

古藤田の式は必要とするデータが日射量のみで簡単であることと、実験がここで対象としているは場と同じ筑波研究学園都市内で行われていることから、式(3)に含まれる蒸散量 $E_j$ の推定式として適当と思われる。なお、式(9)は草地に対するものであり、ここでは対象区が裸地のため1.38倍の補正<sup>10)</sup>を行うと蒸散量推定式の最終形は次式ようになる。

$$E = 1.51 \times 10^{-3} R - 1.18 \times 10^{-1} \quad (11)$$

## 4 結果及び考察

### 4.1 平衡含水率分布

降雨強度 $P_j$ 、蒸散強度 $E_j$ をゼロまたは一定の状態に長時間維持すると、各層の含水率 $W_{ij}$ もやがては変化がなくなり一定値に停まる。ここでいう平衡含水率分布とはこのように全ての値に時間変化がなくなり一定となったときの土壤含水率分布をいう。この分布を知ることによって、

1) 土壤の保水能力がより明確になるうえ、2) 限られたサンプルデータから全体の分布状態を推定する手がかりになる。

平衡状態の変数をそれぞれ $P$ 、 $E$ 、 $W_i$ とすると、式(3)、(4)、(6)より

$$K_i \left( \frac{h_{i+1} - h_i}{L} + 1 \right) = P - E ; i = 2, 3, \dots, n-1 \quad (12)$$

となる。式中の $h_i$ 、 $K_i$ は式(1)、(2)、(7)、(8)に示されているように含水率分布 $W_i$ の関数である。式(12)を $W_i$ について解くには、境界条件及び式(8)に含まれる透水係数にかかわるパラメーター $a$ 、 $b$ を必要とするが、ここでは後述する考察の結果から境界条件としては1 m層の含水率 $W_{20} = 0.65$ とし、 $a$ 、 $b$ の値は次節で推定されたものを用いた。

図3は降雨強度 $P = 0$ の下で、蒸散強度 $E = 0$ とした場合と $E = 0.25$ cm/dとした場合の平衡含水率分布を示している。図からもわかるように、作土と下層土では含水率に著しい差がみられ、作土では含水率が0.46~0.48であるのに対し、下層土では0.61~0.65となる。また、深さ方向による変化はほぼ直線的となる。蒸散の有無による影響は作土では少しみられるが、下層土ではほ

とんどみられず、全体として影響は小さいと言える。

図3の平衡含水率分布は境界条件  $W_{20}=0.65$  の仮定のもとに求められたものである。この仮定が妥当であるかどうかを調べるため、75cm層における実測含水率と平衡含水率を比較したのが表1である。また、実測値の変化幅は図3にも示してある。測定時期により多少異なるが実測値はかなり安定しており、平衡値にも近いことから、ここで用いた境界値は妥当と思われる。また、式(12)の形からみると境界値によって変化するのは平衡含水率の絶対値のみで、全体の分布パターンには大差ないものと思われる。

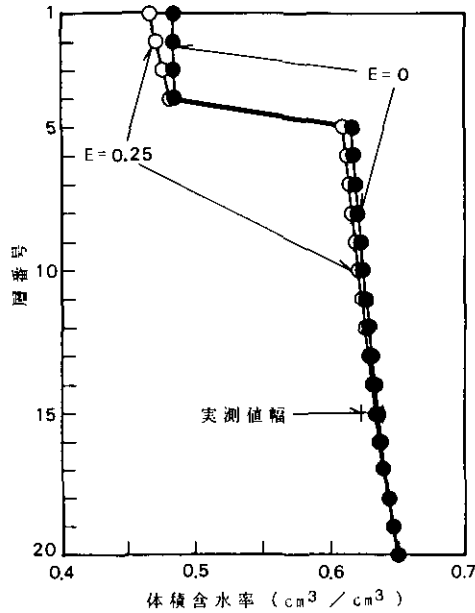


図 3 平衡含水率分布

Fig. 3 Equilibrium profiles of volumetric water content

#### 4.2 実データによるシミュレーションと推定不飽和透水係数

30分間隔で測定された降雨量及び日射量の実測値をもとに、表1に示されている四つのケースについて含水率変化のシミュレーションを試みた。計算の対象としたのは作土で比較的水分変化の大きい15cm層と、下層土に属し水分変化の小さい45cm層とした。

一連のモデル式を解くには境界値と初期値が必要である。境界値としては前節と同様1 m層において含水率を0.650とし、初期値としては、前節で求めた平衡含水率パターンと実測データを参考に図4のように定めた。シミュレーションによる計算値と実測含水率の適合度は、式(8)の不飽和透水係数に関するパラメーター  $a$ ,  $b$  の最適値とともに表2にまとめてある。表上段は各ケースごとに最適パラメーターを求めシミュレーションした例であり、下段は四つのケースを1セッ



表 1 75cm 深さにおける体積含水率

Table 1 Statistics of volumetric water content at soil depth of 75 cm

ケース	期 間	サンプル数	平均値	標準偏差
			— cm <sup>3</sup> /cm <sup>3</sup> —	
1	昭和58年 8月15日～8月25日	457	0.641	0.007
2	9月3日～9月10日	382	0.623	0.008
3	9月11日～9月20日	478	0.637	0.005
4	10月1日～10月10日	478	0.635	0.004
全ケース一括の場合		1795	0.634	0.006
平衡値 (E=0)		—	0.636	—
平衡値 (E=0.25)		—	0.634	—

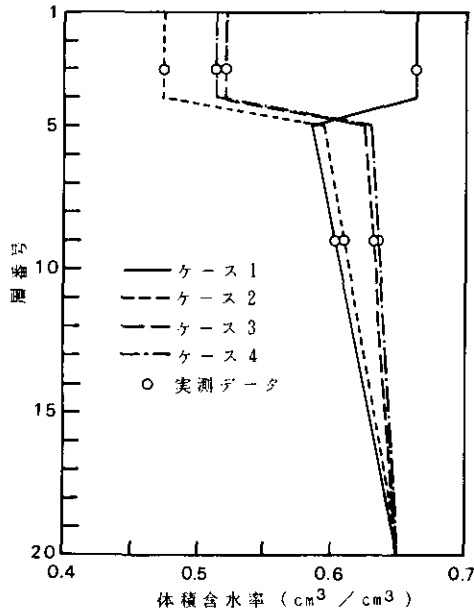


図 4 シミュレーションに用いた初期含水率分布

Fig. 4 Initial profiles of volumetric water content used in simulations

トのパラメータでシミュレーションした例である。当然のことながら誤差の推定標準偏差は上段の方が小さくなる。

各ケースごとに推定したパラメータ値はケースを一括したときの値とかなり異なり、かつケースごとのばらつきが大きい。しかし、実測値との適合度においてはケースごとの推定と一括推定の両者に大差はない。すなわち、誤差の推定標準偏差で多少差があるものの相関係数ではほと

表 2 不飽和透水係数の最適パラメーター  $a$ ,  $b$  及び含水率の計算値と実測値の適合度

Table 2 Estimation of parameters  $a$  and  $b$  in the function of hydraulic conductivities, and degree of agreement between calculated and measured water contents

	作 土		下 層 土		誤差の推定 標準偏差	相 関 係 数	
	$a$	$b$	$a$	$b$		15cm層	45cm層
- $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ -							
ケース 1	762.5	14.7	126.9	9.1	0.0098	0.988	0.812
	552.9	12.9	694.7	14.1	0.0126	0.973	0.866
ケース 2	429.1	11.3	321.4	16.2	0.0129	0.974	0.935
	552.9	12.9	694.7	14.1	0.0172	0.957	0.942
ケース 3	351.1	11.8	33.6	9.8	0.0118	0.931	0.824
	552.9	12.9	694.7	14.1	0.0137	0.921	0.824
ケース 4	1835.3	14.7	69.5	5.1	0.0098	0.974	0.788
	552.9	12.9	694.7	14.1	0.0110	0.963	0.787

注) 最適パラメーターの推定に当たり、各ケースごとに推定したものを上段に、全ケースを一括して推定したものを下段に示してある。各パラメーターの内容については式(8)を参照。

んど変わらない。このことは、表下段の値を本土壌の推定パラメーター値として採用してもよいことと、パラメーター  $a$ ,  $b$  さらには不飽和透水係数  $K$  の含水率変化パターンに与える影響が比較的小さく、感度の鈍いことを示している。

図5は推定不飽和透水係数であり、作土と下層土ではあまり差のないことがわかる。特に含水率の高い領域では、両者の透水係数がともに増大するにもかかわらず、その差はほぼ一定で相対的にはむしろ差が縮まる。このことから、モデルの適用目的や必要とする結果の精度によっては作土と下層土に対して同一の透水係数を仮定することもできよう。

図6は四つのケースの実測パターンとシミュレーションによって得られたパターンを比較したものである。ケース1は測定以前からかなりの降雨があり、15cm層の含水率が初期から45cm層のものより上回っている。ケース2は前半かなり乾燥した状態が続いたのち、突然強い雨が短期に降った場合であり、ケース3とケース4は比較的穏やかな雨が2日程度続いたものである。

どの状態においても、45cm層では実測値よりもシミュレーション値の方がなだらかな変化を示す。また、15cm層で含水率が0.50以下になると昼夜で周期的な波状パターンがシミュレーション値に表れる。これは日射量変化による蒸散の影響が直接出たもので、土壌がある程度以上乾燥すると日射量に関係なく蒸散が抑制される機構がモデルに組み込まれていないためであろう。また、ケース1やケース3のようにシミュレーション値が実測値と初期に大きくずれるのは初期値の推

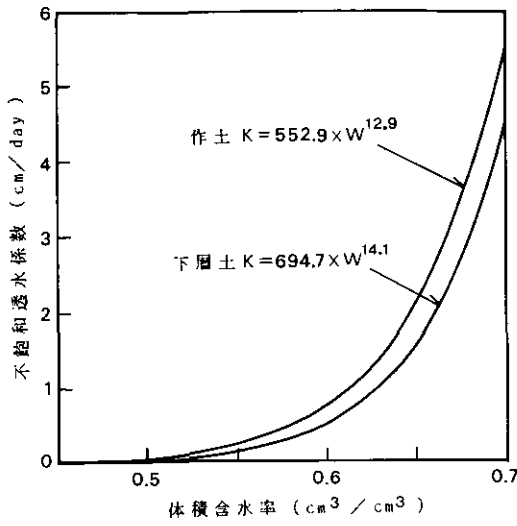


図 5 推定不飽和透水係数

Fig. 5 Estimated hydraulic conductivities of field soils

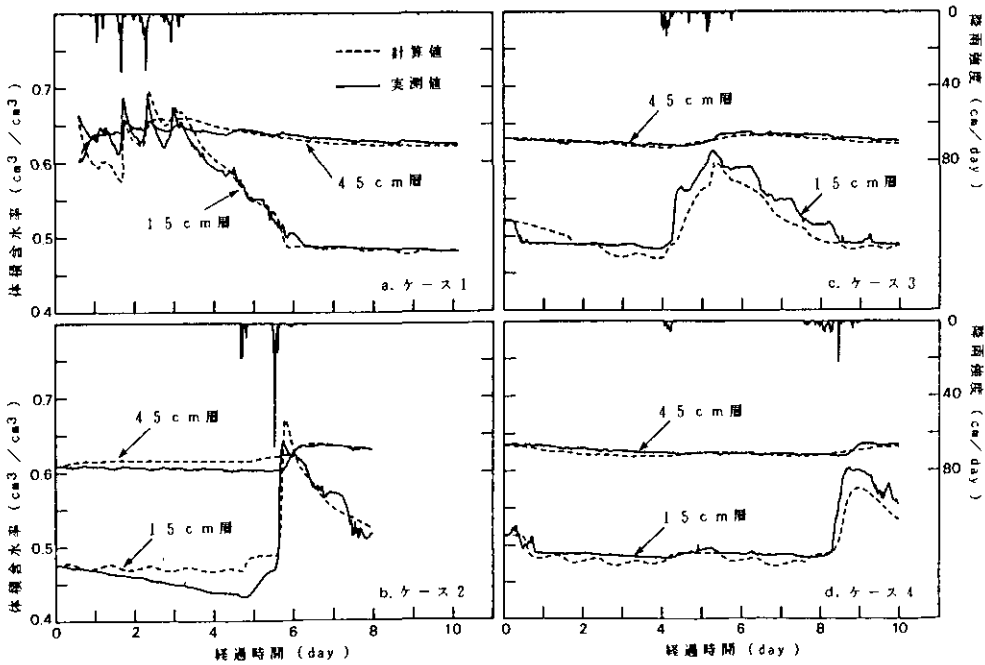


図 6 シミュレーションと実測値の比較

Fig. 6 Comparisons between calculated and measured volumetric water contents

定誤差によるものと思われる、改善の余地がある。

細かい問題はまだまだ残っているがシミュレーション全体としては実測値とよく一致していることから、モデルが妥当であり、実用上十分な精度を与えうることを示している。

シミュレーションに基づく各ケースの水収支は表3にまとめてある。ここでいう通過量とは、 $F_{20}$  (1 m 層) のことであり、ほぼ地下水としてかん養される量と考えてよいであろう。ただし、負号は地表方向への流れを意味する。初期水量と蓄積量は測定開始時に表層 1 m 土壌に含まれる全水量とその変化量を表す。表の最右列の置換率は通過量を初期水量で割ったもので、土壌水がどの程度降雨で置換されたかを示す。

表 3 各ケースの水収支  
Table 3 Water balance for each case

	降雨水量	蒸散水量	通過水量*	蓄積水量*	初期水量*	置換率
	cm					
ケース 1	6.18 (100%)	2.03 (32.8%)	6.78 (109.3%)	-2.60 (-42.1%)	62.68	0.108
ケース 2	3.71 (100%)	2.52 (67.8%)	-0.86 (-23.1%)	2.05 ( 55.3%)	59.28	-0.014
ケース 3	3.05 (100%)	2.11 (69.1%)	2.12 ( 69.7%)	-1.18 (-38.9%)	61.41	0.035
ケース 4	2.79 (100%)	2.58 (92.2%)	0.22 ( 8.0%)	-0.01 ( -0.3%)	61.48	0.004

\* : 1 m の土層に対する値

ケース 1 のように強度の雨が長期に続くとかかなりの水量が通過するが、ケース 2 のように短期の場合は表層土壌にほとんど蓄積され通過しない。また、ケース 3 やケース 4 のような穏やかな雨のときは、蒸散量が水収支に大きくきいており、通過量をも支配している。しかし、いずれのケースも降雨量に比べて初期水量が大きく、置換率は最大で約 10%、他は数%以下である。これらの数値は収支期間のとり方により変化すると思われるが、1 週間から 10 日間程度の水収支であるならオーダー的な変化はないものと推測される。

#### 4.3 通過水量に対する不飽和透水係数及び吸引圧水分曲線の影響

前節までのシミュレーションにおいて、土壌の性質として関与しているのは、式(8)の不飽和透水係数と式(1)、(2)の吸引圧水分曲線の二つのみである。これらの性質は実測または何らかの方法で推定されるのであるが、いずれにしても誤差の含まれることは不可避である。また、モデルを他の地域に適用する際にも最も大きく変化するのはこの土壌の性質である。ここでは地下水

への影響と最もかわりあると思われる通過水量を指標として土壌の性質を変化させたときの影響を試算した。

図7は推定された不飽和透水係数を0.5~1.5倍に変化させたときの通過水量の変化である。すなわち、

$$\hat{K} = \alpha K \tag{13}$$

とし、推定値  $K$  にかえて  $\hat{K}$  を用いてシミュレーションした結果である。どのケースも透水係数が大きくなるに従って通過水量も増大するが、増大幅はもともと通過水量の少ないケースほど大きい。 $\alpha=0.5$ から $\alpha=1.5$ までの増大幅の最大はケース2の30%、最小はケース1の8%となり、比較的变化幅が小さい。これは前節でみられた不飽和透水係数は含水率変化パターンにあまり影響しないという結果とも一致している。

吸引圧水分曲線についても同様に、

$$\hat{h} = \beta h \tag{14}$$

とし、 $\beta$ を0.5~1.5まで変化させたときの結果が図8である。吸引圧の増大に伴い通過水量は減少するが、不飽和透水係数の場合と異なり、もともと通過水量の多いケース1や通過水量の少ないケース2では減少幅が小さく、中間のケース3やケース4で減少幅が大きくなる。減少幅の最大はケース4で60%、最小はケース1で30%である。

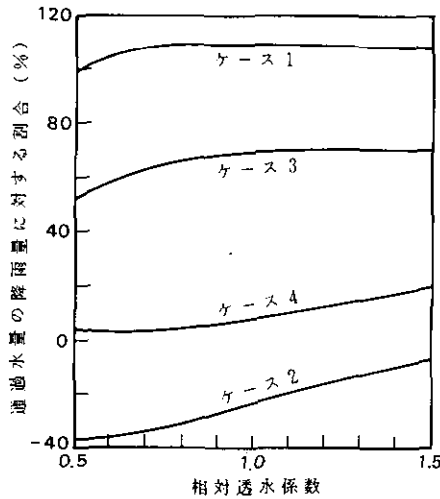


図7 通過水量に対する不飽和透水係数の影響

Fig. 7 Effect of change in hydraulic conductivities on amount of water flowing through at soil depth of 1 m

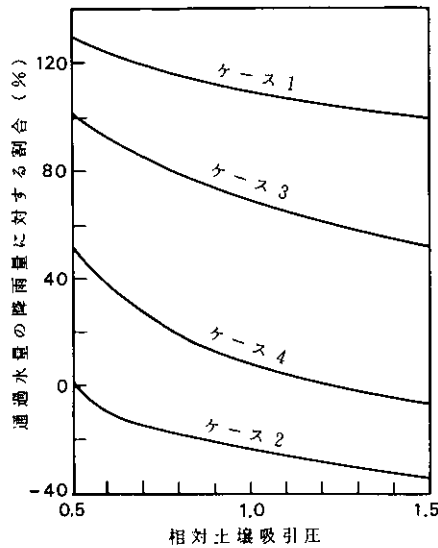


図 8 通過水量に対する吸引圧水分曲線の影響

Fig. 8 Effect of change in pressure head-water content relationship on amount of water flowing through at soil depth of 1 m

以上の結果から、土壌性質の通過水量に対する影響としては不飽和透水係数よりも吸引圧水分曲線の方が大きいといえる。また、不飽和透水係数の変化は乾燥時期に大きく影響するが、吸引圧水分曲線の変化は逆に乾燥時期や降雨湿潤時期には影響が小さくなる。

#### 4.4 通過水量に対する降雨強度の影響

降雨強度によって通過水量は大きく変化するものと思われる。図9は降雨強度の変化とともに降雨強度と通過水量の比が時間的にどのように変わるかを示している。ただし、降雨強度は一定、蒸散強度は0.25cm/dとし、初期状態は蒸散ありの平衡含水率分布を仮定してシミュレーションをした。

降雨強度に関係なく初期は蒸散のため土壌水が上方に移動する。その後、時間とともに降雨の影響が表れ出し、カーブは急激に立ち上がり、水移動は下方へと変化する。P=1.0のカーブにおいて顕著にみられるように、立ち上がりの途中一度ゆるやかになり再び急カーブになるのは土壌が作土と下層土の2層になっているためである。図中破線で示されているのは通過水量(流束)が降雨強度のx%となるところで、破線と各カーブとの交わる間隔が右方へ行くほど長くなる。このことは、この点への到達時間が降雨強度の減少とともに急激に長くなることを示している。

図10はx%への到達時間  $T_x$  を降雨強度の関数として示したものである。 $T_0$ は深さ1m層で水移動が上方から下方に変化する時間であり、降雨強度にあまり影響されずに0.8~1.0日程度かか

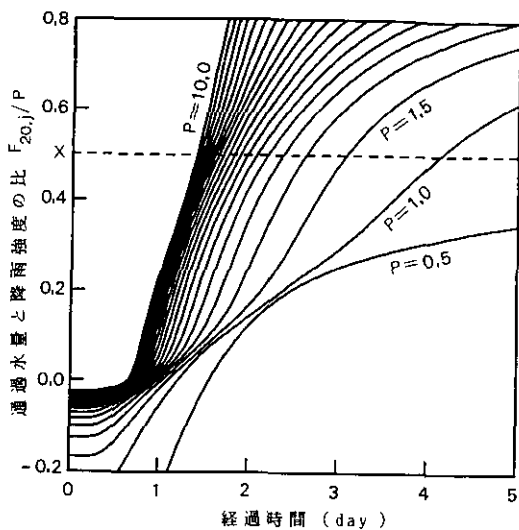


図 9 通過水量の経時変化

Fig. 9 Time-varying ratio of water flux at soil depth of 1 m to intensity of precipitation

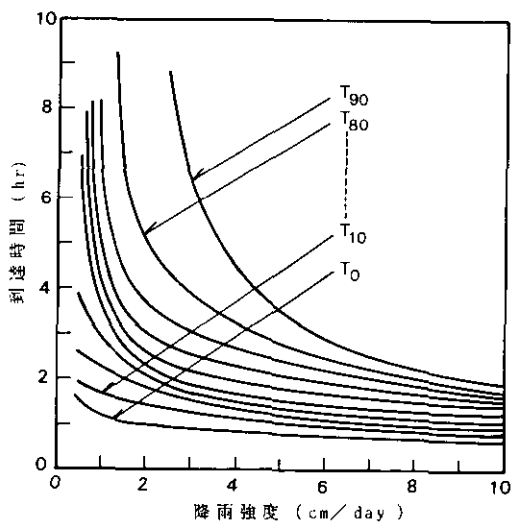


図 10 降雨強度と到達時間の関係

Fig. 10 Intensity of precipitation versus time of flowing through soil of 1 m depth

り、土壌が降雨に対してかなりのバッファ能力をもつことがわかる。また、この図から、降雨強度の増加とともに到達時間が急激に減少するが、5 cm/d を過ぎたところから到達時間はあまり変化しなくなることもわかる。

ここでは、降雨強度の影響を明確にするため、ステップ状の連続降雨を想定し、通過水量の時間変化を検討したが、より実際的である断続的降雨パターンや散水パターンに対しても本モデルは容易に適用でき、種々の予測・制御に応用できる。

## 5 要約

ほ場における土壌水分分布を予測するために離散型の数学モデルを構築し、計算結果と実測値とを比較するとともに、1 m 層を通過する水量に対する土壌の性質や降雨強度の影響をモデルシミュレーションによって検討した。その結果と得られた知見の概要は次のとおりである。

- 1) 初期値推定法や蒸散モデルの改良等の細かい問題は残っているが、計算値は全体として実測値とよく一致しており、モデルは実用上十分な精度を有している。
- 2) 本ほ場における平衡含水率は作土と下層土では著しい差がみられる。また、平衡含水率分布は蒸散の有無にあまり影響されない。
- 3) 作土と下層土の不飽和透水係数には大差なく、さらに含水率分布の変化に対する不飽和透水係数の感度も鈍い。
- 4) 1 m の土層を通過する水量(通過水量)は降雨量や降雨強度とともに蒸散強度にも大きく影響される。
- 5) 通過水量に影響する土壌の性質としては不飽和透水係数よりも吸引圧水分曲線の方が大きい。また、不飽和透水係数の変化は乾燥時期に比較的大きく影響するのに対し、吸引圧水分曲線の変化は穏やかな降雨を含む時期に影響が大きい。
- 6) 連続的な降雨を仮定したとき、深さ 1 m 層において水移動が上方から下方に変化するまでに要する時間は、降雨強度に関係なく 0.8~1.0 日であった。このことは土壌が降雨に対して膨大なバッファ能力を持つことを示している。

土壌の自然浄化能を人為的かつ積極的に利用しようとするとき、周辺の地下水系や土壌自身への影響を十分配慮しなければならない。これらの影響を定量的に予測し最適な利用方法を探索するには、数式モデルによる解析やシミュレーションが不可欠である。本研究はそのための第 1 段階として位置づけられ、ここで扱った水量のみでなく水質をも同時に予測できるモデルの開発とその応用が今後の課題と方向と考えられる。

## 謝辞

本研究を進めるに当たり、国立公害研究所内藤正明総合解析部長、藤井國博水質土壌環境部土壌環境研究室長(現農業環境技術研究所環境資源部)には指導と論文の校閲を賜った。また、同研究所広木幹也土壌環境研究室研究員には pF 曲線の作成に当たり御協力を得、山口武則技術部生物施設管理室ほ場係長と(株)川上農場の方々には機器の維持・管理に御協力を得た。ここに記して深謝する。



引用文献

- 1) Beese, F., R. R. Van der Ploeg and W. Richter (1977) : Test of a soil water model under field conditions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **41**, 979-984.
- 2) Cameron, D. R. (1979) : Prediction of field soil water content. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **43**, 390-394.
- 3) 乙間末広・久保井 徹・森 忠保 (1984) : ほ場における土壤水吸引圧自動測定システムとその精度の検討. *日本土壤肥科学雑誌*, **55**, 499-506.
- 4) 山口武則・久保井 徹・服部浩之・広木幹也・藤井國博・小林峰雄・矢崎仁也 (1983) : 下水汚泥連用淡色黒ボク土における植物の生育—ほ場試験. 国立公害研究所研究報告, 第46号, 147-174.
- 5) 寺沢四郎 (1980) : 土壤物理性測定法, 土壤物理性測定法委員会編, 養賢堂, 東京, 134-157.
- 6) Bear, J., D. Zaslavsky and S. Irmay (1968) : *Physical Principles of Water Percolation and Seepage*, UNESCO, France, 465p.
- 7) 服部重昭 (1980) : 流出過程における不飽和水分流動の研究 III. 数値計算による土壤水分プロファイルの推定, *日本林学会誌*, **62**, 82-88.
- 8) Campbell, S. G. (1974) : A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.*, **117**, 311-314.
- 9) 服部重昭 (1978) : 流出過程における不飽和水分流動の研究 II. 不飽和透水係数の推定, *日本林学会誌*, **60**, 290-297.
- 10) Penman, H. L. (1948) : Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. R. Soc. London, Ser. A*, **193**, 120-145.
- 11) Monteith, J. L. (1965) : Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exper. Biol.*, **19**, 205-234
- 12) Thornthwaite, C. W. (1948) : An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.*, **38**, 55-94.
- 13) Kos, Z. (1982) : Stochastic Water Requirements for Supplementary Irrigation in Water Resource System. IIASA Pub., RR-82-34, 61p.
- 14) 古藤田一雄 (1980) : ライシメータ蒸発散量とエネルギー収支法による蒸発散量の比較. 筑波大学水理実験センター報告, No. 4, 1-9.

## 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, 重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- ※第 15 号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究——昭和54年度 特別研究報告。(1980)

- 第 16 号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測。(1980)
- ※第 17 号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果——臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究——昭和53, 54年度 特別研究報告。(1980)
- 第 18 号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)  
(環境標準試料「リョウブ」の調製, 分析および保証値)
- ※第 19 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (III) ——霞ヶ浦 (西浦) の湖流——昭和53, 54年度, (1981)
- 第 20 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IV) ——霞ヶ浦流域の地形, 気象水文特性およびその湖水環境に及ぼす影響——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 21 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (V) ——霞ヶ浦流入河川の流出負荷量変化とその評価——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 22 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VI) ——霞ヶ浦の生態系の構造と生物現存量——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 23 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VII) ——湖沼の富栄養化状態指標に関する基礎的研究——昭和53, 54年度 (1981)
- 第 24 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (VIII) ——富栄養化が湖利用に及ぼす影響の定量化に関する研究——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 25 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (IX) ——*Microcystis* (藍藻類) の増殖特性——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 26 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (X) ——藻類培養試験法による A G P の測定——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 27 号 陸水域の富栄養化に関する総合研究 (XI) ——研究総括——昭和53, 54年度。(1981)
- 第 28 号 複合大気汚染の植物影響に関する研究——昭和54, 55年度 特別研究報告。(1981)
- 第 29 号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)  
Part 3. Species of the subfamily 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 特別研究中間報告。(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 土壤環境の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 本流に発生するユリカ類の分布に関する 6 月の調査成績とユスリカ亜科に属する 15 新種等の記録——  
——第 6 報 多摩本流より 6 月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について——  
——第 7 報 多摩本流より 3 月に採集されたユスリカ科の各種について——)
- 第 44 号 スモッグチャンバーによる炭化水素—窒素酸化物系光化学反応の研究——環境大気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 特別研究中間報告。(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53~55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かく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 汚泥の土壌還元とその環境影響に関する研究 —— 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。(1984)
- 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 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)  
(日本の湖沼に発生するユスリカ類の研究)
- 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運動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 analysis 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)

※印 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 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 argal 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 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.
- ※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 significance of sediment in nutrient 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 fishes and crustacea in Lake Kasumigaura. — 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 oxides-sulfur oxides system —Photochemical ozone formation studies by the evacuable smog chamber —Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds —Research report in 1980-1982, Part1. (1984)
- No. 60\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system —Formation mechanisms of photochemical aerosol —Research report in 1980-1982, Part2. (1984)
- No. 61\* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system —Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1) —Research report in 1980-1982, Part 3. (1984)
- No. 62\* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems —Progress report in 1980-1983. (1984)
- ※No. 63\* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment —Progress report in 1981. (1984)
- ※No. 64\* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Final report in 1979-1981. (1984)
- No. 65 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 1. (1984)
- ※No. 66 Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Part 2. (1984)
- No. 67\* Studies on unfavourable effects on human body regarding to several toxic materials in the environment, using epidemiological and analytical techniques —Project research report in 1979-1981. (1984)
- ※No. 68\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil —Research report in 1981-1982. (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. (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 formulae (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 in 1980-1982. (1985)
- No.80\* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report 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 in 1983-1984, Part 1 (Research Papers 1). (1986)
- No.94\* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to soil (II) —Research report in 1983-1984, Part 2 (Research Papers 2). (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)

\* 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. 97

国立公害研究所研究報告 第97号

(R-97-'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 フクダ工芸株式会社

東京都中央区新川1丁目3番3号

Published by the National Institute for Environmental Studies

Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan

March 1986