

自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VII)

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

自然浄化機能を活用した水路・土壌による浄化と
処理技術の開発

Use of Self-purification in Soil and Stream, and Development of Biological
Waste Water Treatment Technology

昭和60/61年度 特別研究報告

Research Report in 1985/1986

環境庁 国立公害研究所

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

特別研究 「自然浄化機能による水質改善に関する総合研究」
(期間 昭和58～61年度)

本研究報告(Ⅶ) 「自然浄化機能を活用した水路・土壌
による浄化と処理技術の開発」
(研究期間 昭和60/61年度)

特別研究責任者：合田 健* 水質土壌環境部長 (昭和58～60年度)
村岡浩爾 同上 (昭和61年度)

特別研究幹事：須藤隆一・矢木修身・海老瀬潜一
田井慎吾・中杉修身・原沢英夫

報告書編集担当：稲森悠平

(* 昭和61年3月退任)

序

自然の浄化機能を応用した水質改善に関する本特別研究は、富栄養化防止に関する特別研究(昭和55～57年度)のあとを受けて昭和58～61年度にかけて実施された。現在、湖や内湾などの閉鎖系水域及び都市内の中小河川の水質汚濁が問題となっているが、省資源、省エネルギー的である森林、土壌、水路、池沼及び水草帯の自然の浄化力を定量化し、この浄化力を水質改善に応用することを目的として研究が遂行された。

本特別研究の成果は、9分冊としてまとめられた。第1～第4分冊は、中間報告書として既に昭和61年3月に出版されており、第5～第9分冊が最終報告書としてこのたび刊行される。

本報告書は第7分冊であり、自然浄化機能を活用した水路、土壌による浄化と処理技術の開発と題し、10編の報文を収録している。

本分冊では、河川、湖沼の汚濁負荷源の大きな割合を占める生活系雑排水を自然の浄化機能を活用して可能な限り浄化することを目的として行われた研究成果が盛り込まれている。水路浄化においては水路の中に付着媒体を充てんし、付着微生物のバイオマス量を高めた系における浄化能を環境因子との関係について探求し、浄化能を向上させる上では付着微生物の活性及び微生物相が極めて重要な要因となるなどの注目すべき成果を収めている。土壌浄化においてはトレンチの埋設された土壌における浄化特性、水の流動、微生物相と土壌の種類との関係及び各種土壌におけるリンの吸着形態などについての検討を加え、土壌浄化法は閉塞が起こらないような条件で活用すれば有機物、リンなどを効果的に除去できるという実際に適用する上で有効な成果を収めている。

また、処理技術の開発においては土壌浄化法と嫌気性ろ床法とを適切に組み合わせることにより有機物、窒素、リンを高度に除去できるという成果を得ている。

以上、本研究では生活排水を水路、土壌の機能を活用して浄化する場合、及び自然浄化機能を強化した処理技術で浄化する場合の両面からの検討が加えられているが、実用に当たって注目すべき成果が含まれている。

本研究の成果が、汚濁の進行している湖、河川等の水質改善に広く利用されれば幸いである。

昭和63年3月

国立公害研究所

所長 江上信雄

目 次

Abstract	1
I. 研究の概要	3
稲森悠平	
II. 報 文	
1. 水路浄化法に及ぼす温度の影響.....	9
稲森悠平・林 紀男・須藤隆一	
2. 水路浄化法におけるアオコの分解に果たす微小動物の役割.....	39
稲森悠平・林 紀男・須藤隆一	
3. 土壤による水質浄化 (IV)	67
——土壤処理による水質の長期変動——	
富岡典子・松重一夫・矢木修身・須藤隆一	
4. 土壤による水質浄化 (V)	89
——通水の土壤諸特性に及ぼす影響——	
富岡典子・山本満寿夫・矢木修身・須藤隆一	
5. 土壤トレンチ法を活用した生活排水の高度処理	105
稲森悠平・松重一夫・菊池寿一・矢木修身・須藤隆一	
6. 土壤処理と嫌気性処理を組み合わせた生活排水処理	121
矢木修身・富岡典子・見城卓也・稲森悠平・須藤隆一	
7. 土壤処理過程におけるリンの形態変化	141
細見正明・稲森悠平・須藤隆一	
8. 土壤水分分布及び浸透水量に対する土壤水分特性曲線の影響	151
——無次元式による数値解析——	
乙間末広	
9. 嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす負荷変動の影響	167
稲森悠平・松重一夫・菊池寿一・岩佐克彦・須藤隆一	
10. 小規模排水処理システムの建設費及び管理費について	191
田井慎吾・松重一夫	

CONTENTS

Abstract	1
I . Outline of Performed Researches	3
Yuhei INAMORI	
II . Papers	
1 . Influence of Water Temperature on Stream Purification Method	9
Yuhei INAMORI, NORIO HAYASHI and Ryuichi SUDO	
2 . Experimental Studies on the Role of Smaller Animals with Regard to the Degradation of AOKO in Stream Purification Method	39
Yuhei INAMORI, NORIO HAYASHI and Ryuichi SUDO	
3 . Improvement of Water Quality by Land Application (IV) —Change of Water Quality by Land Application for a Long Term—	67
Noriko TOMIOKA, Kazuo MATSUSHIGE, Osami YAGI and Ryuichi SUDO	
4 . Improvement of Water Quality by Land Application (V) —Influence of Water Supply on Some Properties of Soil—	89
Noriko TOMIOKA, Masuo YAMAMOTO, Osami YAGI and Ryuichi SUDO	
5 . Recent Aspects on the Advanced Domestic Wastewater Treatment Using a Soil Trench Process	105
Yuhei INAMORI, Kazuo MATSUSHIGE, Hisakazu KIKUCHI, Osami YAGI and Ryuichi SUDO	
6 . Treatment of Domestic Wastewater by Land Application Coupled with Anaerobic Filter	121
Osami YAGI, Noriko TOMIOKA, Takuya KENJO, Yuhei INAMORI and Ryuichi SUDO	
7 . Fractionation of Soil Phosphorus Accumulated in Land Treatment Processes.....	141
Masaaki HOSOMI, Yuhei INAMORI and Ryuichi SUDO	
8 . Soil-Water Distribution and Leaching Flux Depending on Hydraulic Characteristics of a Soil —Numerical Analysis by Means of Nondimensional Equation—	151
Suehiro OTOMA	

9 . Effects of Daily Fluctuation of Hydraulic and/or Organic Loadings on the Purification Efficiency of Anaerobic Bio-filter Process	167
Yuhei INAMORI, Kazuo MATSUSHIGE, Hisakazu KIKUCHI, Katuhiko IWASA and Ryuichi SUDO	
10. Cost of Construction and Maintenance of Small Scale Domestic Wastewater Treatment System	191
Shingo TAI and Kazuo MATSUSHIGE	

Abstract

Water pollution in the public areas in Japan such as lakes, inland sea and rivers in urban areas have been increasing. The principal reason of this phenomena is due to large amount of discharge of the untreated grey water.

Primarily, these grey water should be treated by sewage treatment facilities. However the sewer system contribution ratio is increasing at only 1% in a year. And then, the occupation ratio of these domestic wastewater on organic load in natural water body is very high.

Therefore, the treatment systems which have low construction cost and easy maintenance are required. To purify the polluted water, there are two methods. One is the method using natural purification function such as stream and soils, another one is the method using the treatment process combined anaerobic condition with aerobic condition such as bio-film process, activated sludge process and soil trench process.

The present studies were conducted to clarify the purification mechanisms of soils, streams and biological treatment process and to apply the treatment systems using modified purification function.

I

研究の概要
Outline of Performed Researches

稲森悠平
Yuhei INAMORI

要 旨

我が国の湖沼、内湾などの閉鎖性水域及び都市内の中小河川における水質汚濁は依然として進行している。この主たる原因として、生活排水のなかでも生活雑排水のたれ流しがあげられる。これらの排水は公共用水域における汚濁負荷源の高い割合を占めているのが現状である。この生活雑排水の負荷削減を図るための一つの方法として自然浄化機能を活用した方法がある。すなわち、自然浄化機能を活用する場としては水路、土壌及びこれらの自然環境に生息している微生物を集積して効率的浄化を期待した嫌気性ろ床などがあげられる。これらの自然浄化機能を十分に活用できれば生活排水由来の汚濁源の削減は十分期待できることになる。本報告では上記の点に鑑み、水路、土壌における自然浄化機能の解明とその応用及び自然浄化機能を更に強化した新しく開発した処理技術及びその処理システム等について検討を加えた。

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ことが予測できることまた自然浄化機能を強化した処理法では更に汚濁源の削減を期待することができることなどから、本研究ではこれらの機能を解明し生活排水等の小規模排水対策に積極的に活用しかつこれらの各種機能を組み合わせ効果的水質浄化システムを確立することをねらいとしている。

2 研究成果

本報告書は、「水路に関する研究」2編、「土壌に関する研究」3編、「処理技術に関する研究」4編の研究成果をまとめたものである。なお、本研究において昭和58～59年度までに得られた成果については中間報告書でとりまとめてあるので、本報告書では中間報告書の成果を踏まえて昭和60～61年度に行われて得られた研究成果について述べることにする。

2.1 水路に関する研究

接触材を充てんした水路において水温の浄化特性、生物相に及ぼす影響について検討を加え、高い浄化能を得る上では30°C程度の水温が望ましいが、10°C程度の低水温でも水路の滞留時間を

長くすることにより浄化能を維持できること、また、汚濁湖沼水を水路で浄化する方法について検討を加えワムシ類の *Philodina* 及び貧毛類の *Aeolosoma* が共存することにより水路の浄化機能は著しく向上することを明らかにした。すなわち、水路で高い浄化能を得る上では高い水温の維持される地域で浄化能の高い微小動物を優占化、定着化させることの重要なことが明らかとなった。

2.2 土壤に関する研究

鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂の5種類の土壤を充てんした10基の土壤浸透実験装置(2×2×2.5m)に霞ヶ浦湖水を50 l・m⁻²・d⁻¹、250 l・m⁻²・d⁻¹となるように供給し長期間の連続運転を行い水質浄化、目詰まりに及ぼす影響について検討を加え、これより、目詰まりを起こしにくい土壤は鹿沼土で、浄化能の最も高い土壤は淡色黒ボク土であったことから高い除去能と目詰まりの防止を両立させる上では鹿沼土のように透水性の良い土壤と淡色黒ボク土のように浄化能の高い土壤との組み合わせが有効なことが明らかとなった。

また、土壤における浄化を考える上で重要な土壤浸透について土壤の含水率と水分吸引圧の関係を示す土壤水分特性曲線に着目し、その違いが土壤中の水分分布や滞水層への浸透水量に及ぼす影響を及ぼすかについてシュミレーションによる検討を加え、水が地下水面へ浸透を始めるのは不飽和層の空げきをほぼ充満した後に起こること、すなわち土壤水分特性曲線は不飽和帯浸透時の含水率分布には影響を与えるが飽和帯への浸透流速にはほとんど影響しないことなど土壤における浸透に関する新しい知見を得た。

更に、土壤処理過程におけるリン挙動を種々の土壤を用いてここに排水を流下させて検討を行い、除去リン量に対する土壤中の Al-P、Fe-P の値より、長期にわたる土壤による処理過程においてはリンの形態が少しずつ変化するという土壤のリン吸着除去に対する重要な知見を得た。

2.3 処理技術に関する研究

省エネルギー的で電力を必要としない嫌気性ろ床の浄化に及ぼす負荷変動の影響について検討を加え、嫌気性ろ床法は水質、水量変動があっても反応槽の水理的滞留時間を30hに設定すればメタンガス生成量、微生物相、処理水質も大きな影響を受けることのないことを明らかにした。また、嫌気性ろ床法と土壤トレンチ法を組み合わせた生活排水処理システムにおいて浄化能、微生物相等に着目して検討を加え、本法は有機物、リン、窒素を効果的に除去できる有用なシステムであり、放流水質としても極めて良好で湖沼、河川の富栄養化を引き起こす生活排水中の汚濁源を削減する方法としての活用が期待されることが明らかとなった。

更に、小規模生活排水処理システムについて主として費用の面からの検討を加え、処理システムの種類により要する費用に大きな差があること、既設のデータで処理方式によって規模が異なるため費用関数のみで一律に比較できないし、汚泥処理、維持管理の難易など他の因子も重要な

選択枝になることなどを明らかとした。

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 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一：水路における生物相の構造と水質浄化特性。日本水処理生物学会第22回大会，倉敷，(60.11)
- ② 稲森悠平：接触材を充填した水路における水質浄化。日本水処理生物学会第22回大会，倉敷，(60.11)
- ③ 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一：水路における生物相，水質と環境因子。第20回水質汚濁学会，東京，(61.3)
- ④ 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一：水路における浄化特性および生物相に及ぼす温度の影響。日本水処理生物学会第23回大会，猪苗代（福島），(61.10)
- ⑤ 稲森悠平・須藤隆一・林 紀男・畠山寿一：アオコの分解における微小動物の役割。第21回水質汚濁学会，小金井，(62.3)
- ⑥ 乙間末広・久保井徹・藤井國博・内藤正明：ほ場における塩素イオン挙動のモデルシミュレーションと硝酸態窒素供給速度の推定。昭和60年度日本土壌肥料学会，金沢，(60.4)
- ⑦ 乙間末広・久保井徹・藤井國博・内藤正明：ほ場における水分分布モデルとシミュレーション。日本土壌肥料学会，仙台，(59.8)
- ⑧ 田井慎吾・松重一夫・伊藤睦雄：富栄養化湖水の生物学的浄化。京大環境衛生工学研究会第8回シンポジウム，京都，(61.8)
- ⑨ Y. Inamori, R. Sudo and T. Goda: Domestic sewage treatment using anaerobic bio-filter joined with aerobic bio-filter, IAWPRC 1st Asian Congr. Treat., Disposal Manage. Hum. Wastes, Tokyo, (60.10)
- ⑩ 岡田光正・須藤隆一：回分式活性汚泥法による脱窒・脱リン除去能の獲得と消失。化学工学協会第19回秋季大会，名古屋，(60.10)
- ⑪ M. Okada and R. Sudo: Performance of sequencing batch reactor activated sludge process for simultaneous removal of nitrogen, phosphorous and bod as applied to small community sewage treatment, IAWPRC 1st Asian Congr. Treat., Tokyo, (60.10)
- ⑫ 稲森悠平・須藤隆一・松沢克典・岩佐克彦：嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす負荷変動の影響。第23回下水道研究発表会，仙台，(61.7)
- ⑬ Y. Inamori, Y. Kuniyasu and R. Sudo: Role of smaller metazoas in the waste water treatment, Third Ger./ Jpn. Workshop Wastewater Sludge Treat., Tsukuba, (61.9)
- ⑭ 稲森悠平・須藤隆一・鈴木統久：生物膜に出現する嫌気性原生動物。第21回水質汚濁学会，小金井，(62.3)

- ⑮ 須藤隆一・矢木修身・稲森悠平・鈴木統久・畠山寿一：嫌気性ろ床法を活用した生活雑排水の浄化。第21回水質汚濁学会，小金井，(62.3)

〔印刷発表〕

- ① 天野耕二・福島武彦・中杉修身 (1986)：統計データによる湖沼特性と水質の関係。土木学会衛生工学研究論文集，**22**，87-102.
- ② 天野耕二 (1986)：水質汚濁現象の予測手法の現状と問題点。環境情報科学，**15**(1)，13-21.
- ③ 青木陽二 (1986)：現場実験による水辺快適性の評価。環境情報科学，**14**(3)，43-46.
- ④ 中杉修身 (1984)：雑排水対策の考え方。水質汚濁研究，**7**(3)，21-26.
- ⑤ 原沢英夫・天野耕二・内藤正明 (1985)：排水処理プロセスにおける数学モデル(I)。水質汚濁研究，**8**，53-65.
- ⑥ 原沢英夫・天野耕二・内藤正明 (1985)：排水処理プロセスにおける数学モデル(II)。水質汚濁研究，**8**，122-128.
- ⑦ 稲森悠平・谷野 充・須藤隆一 (1985)：嫌気・好気ろ床法の浄化特性に及ぼす循環比の影響。下水道協会誌，**22**(8)，32.
- ⑧ 田井慎吾・松重一夫・土井賢二郎 (1986)：風力エネルギーを利用した廃水処理システム。土木学会衛生工学研究論文集，**22**，187-194.
- ⑨ 稲森悠平・高橋智己・須藤隆一 (1986)：嫌気性条件の活性汚泥法における効果。下水道協会誌，**23**(264)，61-69.
- ⑩ Y. Inamori, R. Sudo and T. Goda (1986): Domestic sewage treatment using an anaerobic biofilter with an aerobic biofilter. *Water Sci. Technol.*, **18**, 209-216.
- ⑪ 稲森悠平・矢木修身・須藤隆一 (1987)：土壌トレンチ法による生活排水処理とその浄化特性。用水と廃水，**29**(1)，51-59.
- ⑫ 須藤隆一・稲森悠平 (1986)：湖沼水質保全のための生活雑排水対策。公害と対策，**28**，825-835.
- ⑬ M. Okada and R. Sudo (1986): Performance of sequencing batch reactor activated sludge processes for simultaneous removal of nitrogen, phosphorus and BOD as applied to small community sewage treatment. *Water Sci. Technol.*, **18**, 363-370.
- ⑭ 西嶋 涉・岡田光正・須藤隆一 (1986)：オキシデーションディッチ法シミュレータの開発。水質汚濁研究，**9**，179-182.
- ⑮ 岡田光正・須藤隆一・江島玄泰・稲森悠平 (1984)：水路浄化法による生活雑排水処理に関する基礎的研究。用水と廃水，**26**(6)，19-28.
- ⑯ 須藤隆一・稲森悠平 (1986)：水路における排水の浄化と餌料化。文部省環境科学研究報告書 R281-R12-1，「河口・沿岸域・水田生態系における環境機能の評価と制御に関する研究」

- ⑬ S. Otoma and T. Kuboi (1985): Model simulation of solute leaching and its application for estimating the net rate of nitrate formation under field conditions. *J. Hydrol.*, **82**, 193-209.
- ⑭ 乙間末広・久保井徹 (1984): 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. *日本土壌肥料学雑誌*, **55**, 499-506.
- ⑮ Tai S. and T. Goda (1985): Entropy analysis of water and wastewater treatment processes. *Int. J. Environ. Stud.*, **25**, 13-21.
- ⑯ 田井慎吾・土井賢二郎 (1986): 風力エネルギーを利用した廃水処理システム, *衛生工学研究論文集*, **22**, 187-193.

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、客員研究員及び共同研究員がそれぞれ分担した。研究担当者所属・氏名は以下のとおりである。

A. 研究担当者

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 細見正明・富岡典子
土壌環境研究室	高松武次郎・久保井徹・向井 哲・服部浩之 広木幹也
技術部	松重一夫
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

B. 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 聡
大阪大学工学部	橋本 奨
岡山大学農業生物研究所	沖 陽子

稲森悠平

明治大学工学部

茅原一之

東京農工大学工学部

村上昭彦

C. 共同研究員

伊藤睦雄 (筑波大学大学院環境科学研究科)

風見敏明 (東邦大学理学部)

谷野 充 (東邦大学理学部)

高橋智己 (東邦大学理学部)

林 紀男 (東邦大学大学院理学研究科)

菊池寿一 (東邦大学理学部)

山本泰広 (東邦大学理学部)

松沢克典 (長野県衛生公害研究所)

岩佐克彦 (東邦大学理学部)

谷内俊昭 (明治大学工学部工業)

戸張邦夫 (東邦大学理学部研究生)

鈴木統久 (東邦大学理学部)

II-1

水路浄化法に及ぼす温度の影響

Influence of Water Temperature on Stream Purification Method

稲森悠平¹・林 紀男²・須藤隆一³

Yuhei INAMORI¹, Norio HAYASHI² and Ryuichi SUDO³

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図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、原生動物及び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、水路浄化法の生物相の構造及び水質浄化特性と密接に関係すると考えられる温度に着目した研究はほとんどない。そこで本研究では、実験水路の水温を5、10、20及び30°Cに設定した系を作り、各々について流入水のBOD濃度を10、20及び50mg・l⁻¹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)水温が高まるにつれ有機物除去能、硝化能及び窒素除去能といった水質浄化能が向上する。(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)水温が高い方が硝化率は向上したが、硝化率と生物膜中の硝化細菌数との間には比例関係がある。(4)水温が高まると、生物膜に出現する微小動物の種類数及び個体数が共に増加する。(5)水温が30°Cまで高まると生物膜内に嫌気条件の場が生じ、溶存酸素濃度が低い場合の指標生物とされる各種繊毛虫類が優占化し特異的な生物相となる。

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 to water purification. But there are only a few research about the influence of tempera-

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和61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:現在,千葉県教育庁文化課博物館準備室 〒280 千葉県千葉市葛城2-10-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Office for the Establishment of Prefectural Museums, Katsuragi 2-10-1, Chiba 280, Japan.
3. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

ture on the structures of biota and characteristics of water purification. Therefore, the relationship between characteristics of water purification and qualities and quantities of biota in stream on the water temperature of 5, 10, 20 and 30°C at the influent BOD concentrations of 10, 20 and 50mg·l⁻¹ were investigated in this paper.

The results may be summarized as follows. (1) Higher water temperature causes higher efficiencies on water purification as organic removals, nitrification ratio and denitrification ratio. (2) Efficiency of the purification in stream was promoted under low influent BOD. (3) High nitrification was occurred under high water temperature. And then, there was proportional relationship between nitrification ratio and the number of nitrification bacteria. (4) In case of higher temperature, number of various kind of smaller animals were increased. (5) When water temperature rises up to 30°C, anaerobic area comes into the biofilms. And the biota become to be composed of low dissolved oxygen indicator ciliata.

1 はじめに

活性汚泥法及び生物膜法の生活排水処理施設においては、四季により水温が変化するため生物相、水質浄化能の変化することが知られている。同様な現象は、水路浄化法においても認められるものと考えられる。しかしながら、小水路を対象とした水温と生物相、水質浄化特性との関係に関する研究は極めて少ない。この水温は生物・化学反応速度¹⁾及び溶存酸素濃度を左右する大きな因子となる^{2,3)}し、微生物の増殖速度をも変化させる因子となることから、四季による水温変動は浄化能、生物相と密接に関連していると考えられる。それ故、水路内生物膜を構成する生物相及び水質浄化特性に及ぼす水温の影響を明らかにすることは重要なことである。

本研究は上記の点に鑑み、5, 10, 20及び30°Cに設定した室内実験水路においてそれぞれの生物相、水質浄化特性を比較し、水路浄化に及ぼす水温の影響を明らかにすることを目的として実験的に検討を行ったものである。

2 実験材料及び方法

2.1 実験水路の構造

図1は本研究に用いた実験水路の概要である。水路は長さ150cm, 幅6 cm, 深さ4 cm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が、ひも状に連続的につながったものである(比重1.7, 単位重量10g·m⁻¹, 外径約1 cm, 表面積0.3m²·m⁻¹)。

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両端部及び中央部が着脱可能なように接続した。

実験装置は5, 10, 20及び30°Cに設定した各恒温室に光を遮断した状態で設置した。また、水

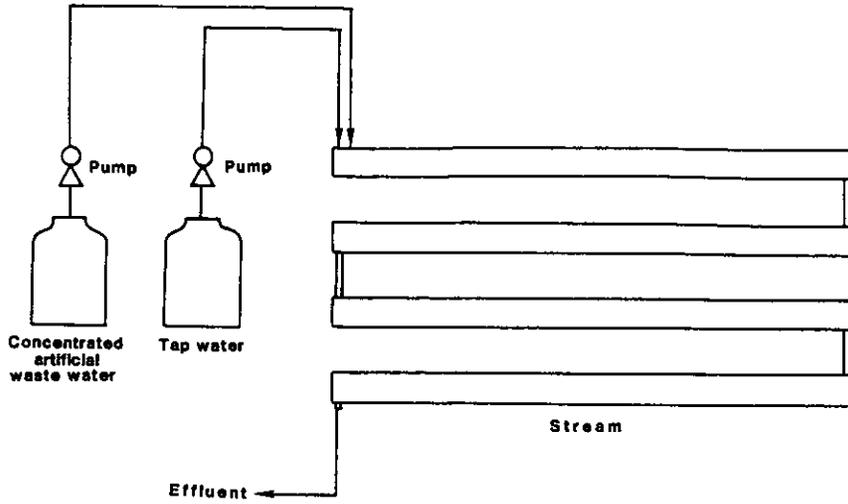


図 1 実験水路の概要
Fig. 1 Experimental apparatus



Side view



Sectional view

図 2 ひも状接触材 (リングレース)
Fig. 2 String type packed medium (Ring lace)

温を設定温度と一致させるために水道水貯留タンクの容量を十分に大きくとり恒温室内での貯留タンク滞留時間を長く設定した。さらに、20及び30°Cの恒温室では電気ヒーターとサーモスタットを用いて設定水温を維持できるようにした。

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(10l)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变化させるようにした。

2.2 実験水路の運転方法

2.2.1 運転条件

実験水路は水温及び流入有機物濃度を変化させた12系列からなる。すなわち、表1に示すように実験水路は水温を5, 10, 20及び30°Cに変化させた4系統に大きく分け、かつ各々について流入有機物濃度をBODで10, 20及び50mg・l⁻¹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、酵母エキス及び肉エキスを主成分とする人工排水を用いた。本表は流入水BOD 10mg・l⁻¹における組成を示したものであり、流入水BOD 20及び50

表 1 運転条件
Table 1 Operational conditions

Run No.	Water temperature (°C)	Influent BOD (mg・l ⁻¹)
1	5	10
2		20
3		50
4	10	10
5		20
6		50
7	20	10
8		20
9		50
10	30	10
11		20
12		50

表 2 人工下水の組成
Table 2 Composition of artificial waste water

BOD 10 mg・l ⁻¹	
	(mg・l ⁻¹)
Dextrin	1.53
Peptone	3.27
Yeast ext.	3.27
Meat ext.	3.73
NaCl	0.34
MgSO ₄	0.20
KH ₂ PO ₄	0.93
KCl	0.67

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
	($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

$\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合ではそれぞれこの2倍量及び5倍量の値となる。なお、BOD $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 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的滞留時間は40分、流速は15 cm/sになるように設定した。

2.2.3 接種生物

運転開始時における接種生物としては、活性汚泥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。

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ろ紙(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⁴⁾に準じ各々ウインクラー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(全リン濃度)はEPAの混合試薬法⁵⁾、また $\text{NH}_4\text{-N}$ (アンモニア性窒素濃度)、 $\text{NO}_2\text{-N}$ (亜硝酸性窒素濃度)、 $\text{NO}_3\text{-N}$ (硝酸性窒素濃度)及び $\text{PO}_4\text{-P}$ (無機リン酸濃度)はそれぞれインドフェノール法、スルファニル酸法、Cd-Cu還元カラムを利用したスルファニル酸法及びモリブデン酸法を用いてテクニコノオートアナライザーによって分析を行った。なお、T-N(全窒素濃度)については全窒素自動分析計(三菱化成 T-N02型)により測定を行った。さらに、脱水素酵素活性は下水試験方法(1984年版)⁶⁾に準じて行った。

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30 cm^2 区画内の付着生物膜を完全にはく離させることにより行った。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： $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)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,あるいは生物膜 1 cm³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⁴⁾。

生菌数測定に際しては,生物相観察用の試料 30ml を氷冷した状態で超音波処理 (25W, 2分) し,細菌を均一に分散させた後,10倍希釈法により10¹¹まで段階的な希釈を行うことにより生菌数測定用の試料を調整した⁷⁾。

(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 を標準寒天培地を用いて20°C, 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10⁴, 10⁵, 10⁶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4)を5ml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1mlを計数培地の入った試験管に入れ30°C, 40日間培養した後スルファニルアミド,リン酸及び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発色試薬(表5)を滴下し赤色を呈したものと及び発色しなくても亜鉛粉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試料につき10¹,10²,10³,10⁴,10⁵,10⁶,10⁷,10⁸の8段階の希釈濃度についてそれぞれ5

表 4 硝化細菌用培地
Table 4 Medium for nitrifying bacteria

KH ₂ PO ₄	100mg
EDTA-Fe	6mg
MgSO ₄ ·7H ₂ O	50mg
CaCl ₂ ·2H ₂ O	20mg
NaHCO ₃	200mg
# 1 (NH ₄) ₂ SO ₄	6mg as N
# 2 NaNO ₂	6mg as N
/Distilled water 1l	
# 1 for ammonium oxidizing bacteria	
# 2 for nitrite oxidizing bacteria	

表 5 亜硝酸発色試薬
Table 5 Color reagent for nitrite

$\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_2\text{NH}_2$	10 g
H_3PO_4	100 ml
$\text{C}_{10}\text{H}_7\text{NHCH}_2\text{CH}_2\text{NH}_2\cdot 2\text{HCl}$	0.5 g
/Distilled water 1l	

表 6 脱窒菌用培地
Table 6 Medium for denitrifying bacteria

Giltay's medium					
A	KNO_3	1g	B	$\text{Na}_3\text{C}_6\text{H}_5\text{O}_7\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	8.5g
	Asparagine	1g		$\text{MgSO}_4\cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1.0g
	1% BTB alcoholic solution	5ml		$\text{FeCl}_3\cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0.05g
	/Distilled water 500ml			KH_2PO_4	1.0g
				$\text{CaCl}_2\cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0.2g
				/Distilled water 500ml	
Mix A and B					
pH 7.0-7.2			autoclave		

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 4)を用いること、培養期間が30°C 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様に行った。

(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。脱窒菌の測定に際しては、試験管内に脱窒菌用培地(表 6)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°C、14日間の培養を行った。脱窒菌により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。

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⁸⁾。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⁸⁾。また、水生ミミズ、プラナリア、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 を枠付き界線入り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

図3は処理水 BOD 及び BOD 除去率と水温との関係を示したものである。すなわち、処理水 BOD 及び BOD 除去率は流入水の BOD 濃度が $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の水路においては水温 5°C でそれぞれ $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 85%, 10°C で $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 85%, 20°C で $1.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 88%, 30°C では $0.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 91%であったのに対し、流入水の BOD 濃度が $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで高まると同様に 5°C でそれぞれ $15.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 69%, 10°C で $12.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 76%, 20°C で $9.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 81%, 30°C では $7.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 85%であった。このことはいかなる水温においても流入有機物負荷の小さい条件ほど BOD 除去能の高まることを意味している。これは従来の知見⁹⁾からも裏づけられている。また、水温による BOD 除去

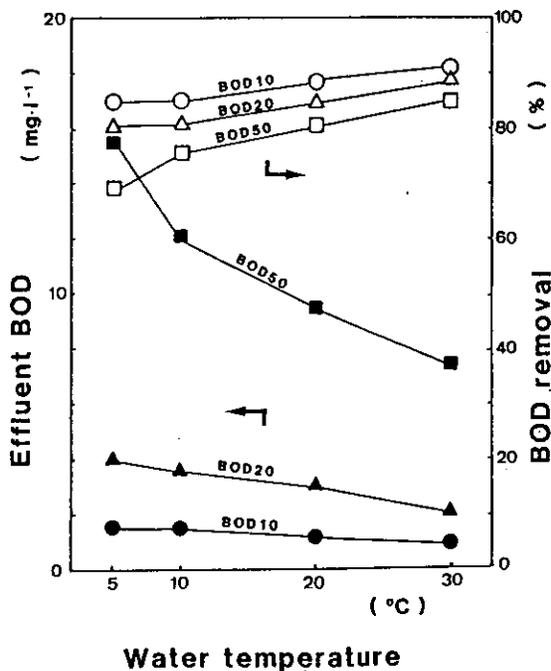


図 3 実験水路における水温と処理水BOD, BOD除去率との関係

Fig. 3 Relationship between BOD, BOD removal and water temperature in the experimental stream

率の違いを見ると水温が上昇するほど効率が高くなることが確認された。このことは後述する生物の活性が5°Cから30°Cの間では水温が高いほど活性化されることを示唆している。

図4は単位水路容積当たりの脱水素酵素活性と水温との関係について流入BOD濃度別に比較したものである。この図から水温の上昇に伴い水路内の脱水素酵素活性が高まることが理解できる。この脱水素酵素活性の値はBOD除去量(生物膜内に取り込まれたBOD量)と非常に密接な関係を有していることが確認された。

図5は処理水COD及びCOD除去率と水温との関係を示したものである。なわち、処理水COD及びCOD除去率は流入水のCOD濃度が $3.3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の水路においては水温5°Cでそれぞれ $2.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 39%, 10°Cで $1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 45%, 20°Cで $1.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 48%, 30°Cでは $0.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 79%であったのに対し、流入水のCOD濃度が $16.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで高まると同様に5°Cでそれぞれ $11.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 30%, 10°Cで $10.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 34%, 20°Cで $9.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 42%, 30°Cでは $7.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, 55%であった。このことはBOD同様のいかなる水温においても流入有機物負荷の小さい条件ほどCOD除去能の高まることを意味している。また、BOD除去能と比較してCOD除去能は著しく低下することが確認された。これは使用した人工排水の組成が表2に示すとおり生物分解されやすいものを主成分としていることと、生物分解されにくい代謝産物の生成が起こっていることに起因するものだと考えられる。これらの事実は光及び有機物に着目して行った研究⁹⁾結果と同様の傾向を示している。また、5, 10及び20°Cと比較して30°Cの水路でCOD除去率の高まりが顕著になる傾向が認められた。これは後述するが30°Cでは生物膜内部に嫌気的狀態のところが出現し、嫌気・好気

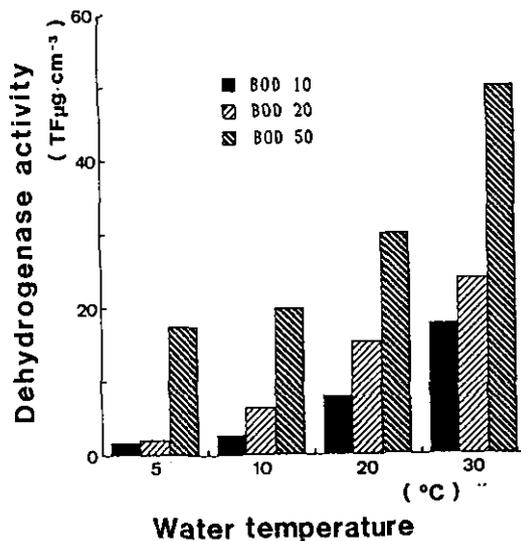


図 4 実験水路における水温と単位水路容積当たりの脱水素酵素活性との関係
Fig. 4 Relationship between water temperature and dehydrogenase activity in the experimental stream

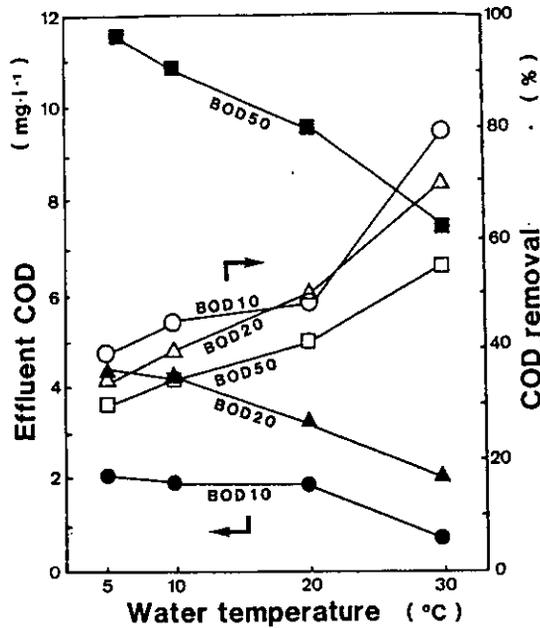


図 5 実験水路における水温と処理水COD, COD除去率との関係
 Fig. 5 Relationship between COD, COD removal and water temperature in the experimental stream

条件がうまく機能したことに起因するものだと考えられる。

図6は硝化率と水温との関係を示したものである。硝化率はT-Nに占める $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の比率として考えた。硝化率は流入水のBOD濃度が $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、水温が5, 10, 20及び 30°C の水路においてそれぞれ46, 81, 93及び100%であった。また流入水のBOD濃度が $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に高まると、同じく22, 65, 85及び98%であった。すなわち硝化率は 30°C では流入水の有機物負荷によらずほぼ100%に達するが、水温が低くなるにつれ硝化率の低下する現象が認められた。この傾向は流入有機物負荷が高まるほど顕著になることがわかる。この硝化率は後述する硝化細菌の生菌数と密接な関係を有している。

生物膜による排水処理を行う場合、環境条件を適正に設定すれば硝化に引き続き脱窒による窒素除去が行われる^{10,11)}ことが知られている。ここでは流入水と処理水との全窒素濃度の差を除去された窒素と考えた。図7は窒素除去率と水温との関係を示したものである。水温が 30°C の場合、流入水のBOD濃度が10, 20及び $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ においてそれぞれ85, 76及び78%という高い窒素除去率が得られた。水温が低下するに従い窒素除去率も低下する傾向が認められる。水温が 5°C まで低下すると窒素除去率は流入水のBOD濃度が10, 20及び $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ においてそれぞれ11, 9及び9%にまで低下することがわかる。このことは窒素除去をになう脱窒菌が通性嫌気性の細菌であることに起因するものだと考えられる。すなわち、脱窒菌は環境条件が嫌気的な場合のみ脱窒

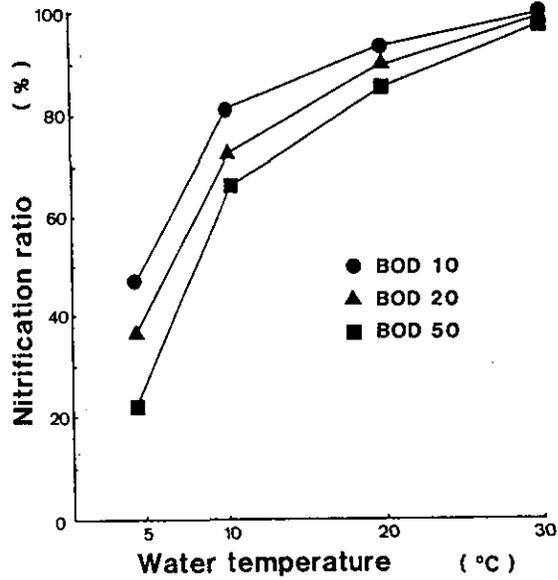


図 6 実験水路における水温と硝化率との関係

Fig. 6 Relationship between water temperature and nitrification ratio in the experimental stream

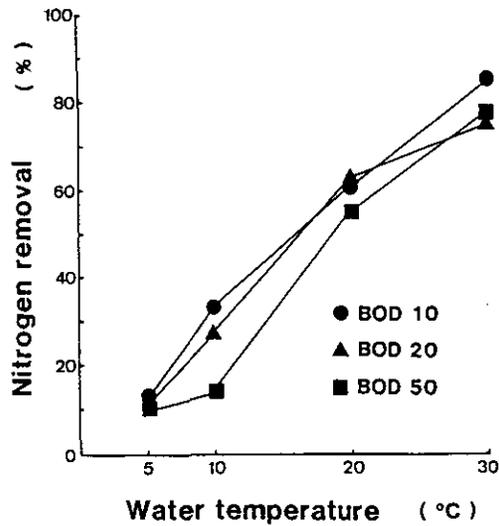


図 7 実験水路における水温と窒素除去率との関係

Fig. 7 Relationship between water temperature and nitrogen removal in the experimental stream

活性を示し溶存酸素が豊富に存在する条件では脱窒を行わないため、溶存酸素が欠乏しやすい高水温の水路においてその活性を発揮したためであると考えられる。このことを裏づけるためそれぞれの水温の水路生物膜の ORP (Oxidation-Reduction Potential: 酸化還元電位) を測定した。

図 8 は ORP と水温との関係を示したものである。水温が 5℃ の場合、流入水の BOD 濃度が

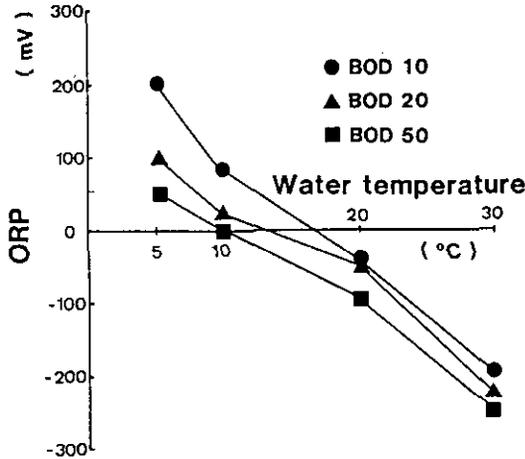


図 8 実験水路における水温と酸化還元電位(ORP)との関係

Fig. 8 Relationship between water temperature and oxidation reduction potential in the experimental stream

10, 20及び50mg・ l^{-1} において ORP はそれぞれ200, 100及び50mV であるのに対し、水温が30℃ の場合には同じく-200, -300及び-350mV とすべてマイナス側の値を示した。このことは30℃ の水路生物膜では生物膜内部が完全に嫌気化し脱窒菌による脱窒活性が発揮されやすい状態であったことを裏づけている。水路生物膜の外観を観察しても30℃の水路生物膜だけは黒色を呈しており明らかに他の生物膜とは異なる状態であることを予想することができた。さらに流入水の BOD 濃度が50mg・ l^{-1} の水路において流下する水をビニールチューブを用いてフラン瓶にサイフォン式に静かに採集し溶存酸素濃度を測定した。その結果は図 9 に示すとおりである。すなわち、水温が5, 10及び30℃における溶存酸素濃度はそれぞれ8.4, 6.9, 2.6及び1.8mg・ l^{-1} であり、水温が高まるにつれ溶存酸素濃度の低下する現象が認められる。これは飽和溶存酸素濃度が同様に水温5, 10, 20及び30℃においてそれぞれ12.7, 10.9, 8.8及び7.5mg・ l^{-1} であることに起因していると考えられる。

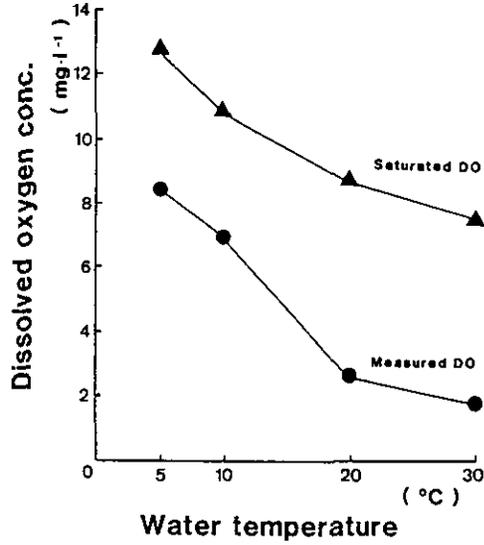


図 9 水路流下水の溶存酸素濃度と水温との関係

Fig. 9 Relationship between dissolved oxygen concentration and water temperature one in the experimental stream water

3.2 生物相

3.2.1 細菌類

表 7 はそれぞれの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水路容積当たりの生菌数を示したものである。各細菌類の生菌数と流下距離との関係は、光及

表 7 単位水路容積当たりの生菌数

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

Run No.	Water temperature (°C)	Influent BOD (mg·l ⁻¹)	Heterotrophic bacteria (N·cm ⁻³)	Ammonium oxidizing bacteria (N·cm ⁻³)	Nitrite oxidizing bacteria (N·cm ⁻³)	Denitrifying bacteria (N·cm ⁻³)
1	5	10	2.2×10^6	6.1×10^9	7.8×10^5	3.2×10^{11}
2		20	1.9×10^{12}	4.4×10^9	5.2×10^7	5.8×10^{11}
3		50	1.2×10^{10}	5.0×10^9	1.3×10^4	4.8×10^{11}
4	10	10	2.3×10^{12}	1.1×10^{12}	2.5×10^{12}	6.6×10^{12}
5		20	3.9×10^{12}	3.8×10^{11}	1.0×10^9	2.7×10^{12}
6		50	4.1×10^{12}	5.9×10^{10}	8.4×10^7	3.8×10^{12}
7	20	10	1.9×10^{12}	3.0×10^9	7.3×10^{10}	3.0×10^{11}
8		20	1.1×10^{12}	3.9×10^{11}	3.3×10^{10}	9.0×10^{12}
9		50	1.5×10^{12}	1.2×10^9	6.9×10^9	4.6×10^{11}
10	30	10	8.2×10^{12}	1.1×10^{12}	7.1×10^{12}	3.5×10^{13}
11		20	3.7×10^{12}	7.1×10^{11}	1.0×10^9	4.0×10^{13}
12		50	5.1×10^{12}	5.4×10^{10}	6.4×10^8	2.1×10^{13}

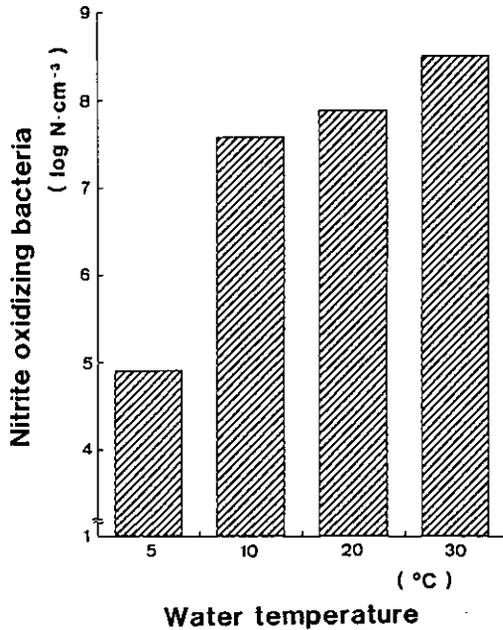


図 10 実験水路における水温と単位水路容積当たりの硝酸菌の生菌数との関係
 Fig. 10 Relationship between water temperature and biables nitrite oxidizing bacteria of stream unit volume in the experimental stream

び有機物に着目して行った研究⁹⁾で得られたものと同様の傾向を示した。すなわち、従属栄養細菌は流入有機物負荷の高い水路ほど生菌数が高く、同一負荷の水路内でも流入点の生菌数が最も高く流下し浄化の進行に伴い生菌数も減少した。また、硝酸菌については、流入有機物負荷の低い水路で高い生菌数が認められ、同一負荷の水路内においては流下し浄化の進行するに伴い生菌数の増大する傾向が認められた。ここでは特に硝化に大きく関与している硝酸菌に着目し水温及び硝化率との関係についての考察を試みた。図10は単位水路容積当たりの硝酸菌の生菌数と水温との関係を示したものである。ここで用いたそれぞれの水温での実験水路における硝酸菌の生菌数の値は計測を行った流下距離ごとの4地点の生菌数をそれぞれの地点の単位水路容積当たりの生物膜乾燥重量を考慮して比率配分し統括したものである。この図から、高水温の水路ほど生菌数が高く水温の低下に伴い生菌数の減少して行くことが明らかとなった。特に5°Cの水路においては顕著に低い生菌数であった。このことは硝化細菌の μ が極めて小さいことに起因するものだと考えられる。後述する5°Cの水路においては糸状性細菌 *Sphaerotilus natans* などの異常増殖が起こるため水路内生物膜現存量を一定に保つため人為的に生物膜をはく離する頻度が高まる。このことは極めて小さい μ を持つ各種硝化細菌の洗い出される量が増大することを意味している。すなわち、低水温の水路においては生物膜の更新が早いために μ の小さい亜硝酸菌及び硝酸菌といった硝化細菌の増殖が抑制される結果となる。このため図10に示すような水温の低下に伴う硝

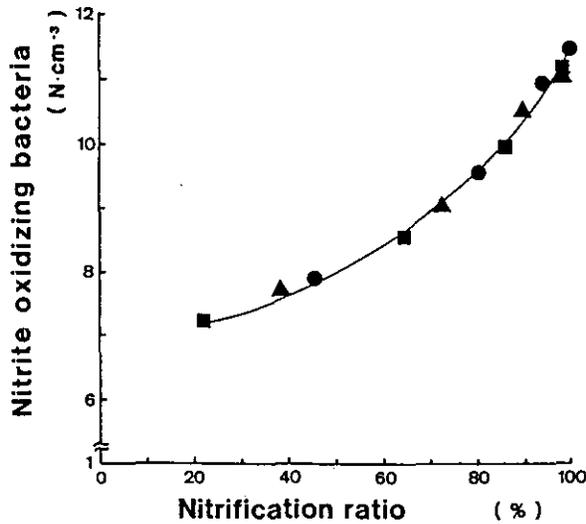


図 11 硝酸菌の生菌数と硝化率との関係

Fig. 11 Relationship between nitrite oxidizing bacteria and nitrification ratio

酸菌の生菌数の顕著な減少が生じるものだと考えられる。次に硝酸菌の生菌数と硝化率を直接比較することを試みた。図11は単位水路容積当たりの硝酸菌の生菌数と硝化率との関係をまとめて示したものである。この図から硝酸菌の生菌数の減少に伴い硝化率の低下が生じることが理解できる。また、両者の関係が曲線関係であることからその傾向が顕著であることが示唆される。これは水温の低下に伴い硝酸菌の生菌数が減少するのに加え硝酸菌1細胞当たりの活性も同時に低下することによる相乗効果のためであると考えられる。

なお、脱窒菌についてはそれぞれの実験水路において計測した4地点の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。このことは、光及び有機物に着目して行った研究⁹⁾において観察された傾向と一致しており先の考察を裏づける結果となった。そこで、ここでも硝酸菌と同様の手法を用いて4計測地点の生菌数を統括しそれぞれの水路における脱窒菌の生菌数代表値として検討を行った。図12はこうして算出した単位水路容積当たりの脱窒菌の生菌数と水温との関係を示したものである。この図から水温の高い水路ほど脱窒菌の生菌数は多く水温の低下に伴い生菌数も減少する傾向のあることが明らかとなった。このことは先述した窒素除去率と正の相関を有していることを裏づけている。

3.2.2 微小動物

表8から表19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。また、それぞれの生物相における出現生物種数、生物個体数及び多様性指数(Diversity index: D.I.)を表20にまとめた。多様性指数とは出現種数と個体数との間に得られる直線に

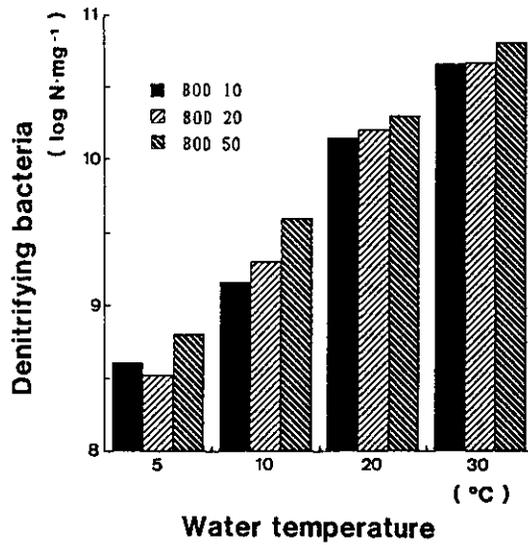


図 12 実験水路における水温と単位生物膜乾燥重量当たりの脱窒菌数との関係
 Fig. 12 Relationship between water temperature and denitrifying bacteria of unit biofilm's dry weight in the experimental stream

表 8 Run 1の生物相
 Table 8 Biota of Run 1

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.	240	120	240	120
<i>Trachelophyllum</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>		660	600	
<i>Vorticella</i> sp.				
<i>Spirostomum</i> sp.	240	240		120
<i>Aspidisca</i> sp.				
<i>Euplotes</i> sp.				
<i>Amoeba</i> sp.		60	120	60
<i>Euglypha</i> sp.	120	60	60	120
Planariidae				
<i>Chaetonotus</i> sp.	60		60	
Nematoda		60	60	
<i>Aeolosoma hemprichi</i>				
<i>Macrobotus</i> sp.			60	60
<i>Paracyclops</i> sp.	9	15	21	21
Filamentous bacteria	CC	CC	CC	CC

表 9 Run 2の生物相
Table 9 Biota of Run 2

Biota ($N \cdot cm^{-2}$)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.			240	240
<i>Trachelophyllum</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>				
<i>Vorticella</i> sp.		270	210	640
<i>Spirostomum</i> sp.	240		120	
<i>Aspidisca</i> sp.	1,140	2,160	1,080	1,080
<i>Euplotes</i> sp.				
<i>Amoeba</i> sp.	540			
<i>Euglypha</i> sp.			640	1,080
Planaiidae	60		180	180
<i>Chaetonotus</i> sp.	60	90	60	
Nematoda	120	60	120	60
<i>Aeolosoma</i> sp.		6	12	9
<i>Macrobotus</i> sp.	90	30		60
<i>Paracyclops</i> sp.	6		18	18
Filamentous bacteria	CC	CC	CC	CC

表 10 Run 3の生物相
Table 10 Biota of Run 3

Biota ($N \cdot cm^{-2}$)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.				
<i>Trachelophyllum</i> sp.		240	120	
<i>Colpoda</i> sp.	220			
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	640		300	480
<i>Vorticella</i> sp.		120	120	320
<i>Spirostomum</i> sp.	180	240	240	120
<i>Aspidisca</i> sp.	1,200	2,000	2,200	1,800
<i>Euplotes</i> sp.			60	120
<i>Amoeba</i> sp.	480	200		
<i>Euglypha</i> sp.		60	60	120
Planaiidae	21	11	28	41
<i>Chaetonotus</i> sp.	60		120	
Nematoda	60	60		60
<i>Aeolosoma</i> sp.		2	18	24
<i>Macrobotus</i> sp.	90	12		24
<i>Paracyclops</i> sp.			10	20
Filamentous bacteria	CC	CC	CC	CC

表 11 Run 4の生物相
Table 11 Biota of Run 4

Biota (N・cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.	360	120	240	240
<i>Trachelophyllum</i> sp.	3,200	1,000		
<i>Litonotus</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.				
<i>Paramecium</i> sp.				
<i>Colpidium</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	3,600	3,000	3,200	3,000
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.		60		
<i>Epistylis</i> sp.			60	120
<i>Spirostomum</i> sp.			240	720
<i>Aspidisca</i> sp.	120	240		
<i>Oxytricha</i> sp.	4,800	1,200	640	720
<i>Euplotes</i> sp.			240	
<i>Euglypha</i> sp.	2,100			
<i>Philodina</i> sp.	840			
<i>Colurella</i> sp.	2,000			
<i>Lecane</i> sp.				
<i>Chaetonotus</i> sp.			120	60
Nematoda	540	240	240	
<i>Aelosoma hemprichi</i>	64	24		18
<i>Nais</i> sp.			3	
<i>Pristina</i> sp.				6
<i>Macrobrotus</i> sp.				60
<i>Cypridopsis</i> sp.	12	18	15	21
<i>Paracyclops</i> sp.	48	57	66	120
<i>Paratanytarsus</i> sp.	1	1	1	1
Filamentous bacteria	+	+	+	+

近い関係を利用しこの傾向の傾きから種の多様性を評価する¹²⁾ものである。ここでは最も広く用いられている¹³⁾Shannonの方法¹⁴⁾を用いた。このShannonの式は群集中の1個体が持つ平均情報量に基づく情報エントロピーを利用したものである。以下に示す式を用いることにより種の豊富さとともに個体数の種間配分状態も考慮した多様性指数を算出することができる。

$$D.I. = -\sum P_i \log P_i$$

ここで P_i は種 i の個体数が全個体数に対して占める割合を意味している。すなわち、 $P_i = N_i / N$ (N : 全個体数、 N_i : 種 i の個体数である)¹⁵⁾。この表20からわかるように5, 10, 20°Cと水温が高まるにつれ出現種数、個体数及び多様性指数とも増大する傾向を示すが水温が30°Cになるとこれらは逆に低下してしまうことが明らかとなった。このことは水温が高まるほどBOD除去率が

表 12 Run 5の生物相
Table 12 Biota of Run 5

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.				
<i>Trachelophyllum</i> sp.	1,200	3,200	3,200	900
<i>Litonotus</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.				
<i>Paramecium</i> sp.				
<i>Colpidium</i> sp.	3,200	1,200		
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>		600	1,200	2,400
<i>Glaucoma</i> sp.	4,800	4,800	1,200	
<i>Vorticella</i> sp.			600	600
<i>Epistylis</i> sp.				
<i>Spirostomum</i> sp.	600		900	1,100
<i>Aspidisca</i> sp.	600	1,100		
<i>Oxytricha</i> sp.	1,100	720		
<i>Euplotes</i> sp.		240	240	1,100
<i>Euglypha</i> sp.			1,200	900
<i>Philodina</i> sp.		600		
<i>Colurella</i> sp.				
<i>Lecane</i> sp.	600	1,200		1,200
<i>Chaetonotus</i> sp.			600	600
Nematoda	2,400	1,200	1,200	3,200
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			18	24
<i>Nais</i> sp.				
<i>Pristina</i> sp.	3		3	12
<i>Macrobotus</i> sp.		600		
<i>Cypridopsis</i> sp.			6	6
<i>Paracyclops</i> sp.		9	57	90
<i>Paratanytarsus</i> sp.			1	1
Filamentous bacteria	CC	CC	CC	CC

高まること、換言すれば水路生物膜に取り込まれる有機物量が水温の上昇に伴い増大することに起因するものだと考えられる。すなわち、取り込まれる有機物量が多いということは細菌類による有機物の菌体変換が盛んに行われ、従属栄養性の細菌類の生菌数が高まることを意味している。その結果、これら細菌類を食物源とする原生動物及び微小後生動物も数多く出現できるようになる。このように水温の上昇は食物連鎖を通して生態系全体の活性化につながる事が明らかとなった。ただし、30°Cの水路においては有機物の取り込みが最も大きいのに反し出現生物種数、個体数及び多様性指数とも減少してしまう傾向が認められる。この現象は30°Cの水路生物膜ではORPなどで明らかのように、膜内部の嫌気化が進行し、その結果溶存酸素濃度の生物膜内外での差が生じ出現し得る生物の種類が限定されてしまったことに起因するものだと考えられる。表8から表11に示した水温30°Cの水路生物膜の生物相を見ると *Colpoda* sp., *Paramecium* sp.,

表 13 Run 6の生物相
Table 13 Biota of Run 6

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.				
<i>Trachelophyllum</i> sp.	1,400	1,800	1,600	1,800
<i>Litonotus</i> sp.	900	600	1,200	600
<i>Colpoda</i> sp.	600		480	
<i>Paramecium</i> sp.	840	620		
<i>Colpidium</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	1,200	2,400	2,400	2,400
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.			600	1,200
<i>Epistylis</i> sp.				
<i>Spirostomum</i> sp.		900	600	600
<i>Aspidisca</i> sp.	1,200	600		
<i>Oxytricha</i> sp.	3,000	1,800		
<i>Euploes</i> sp.		2,400		3,600
<i>Euglypha</i> sp.				
<i>Philodina</i> sp.	600	600	1,200	1,200
<i>Colurella</i> sp.				
<i>Lecane</i> sp.				
<i>Chaetonotus</i> sp.	240	120	360	120
Nematoda	1,200	600	360	480
<i>Aeolosoma hemprichi</i>		4	10	18
<i>Nais</i> sp.				
<i>Pristina</i> sp.		1	4	2
<i>Macrobiotus</i> sp.				
<i>Cypridopsis</i> sp.			2	2
<i>Paracyclops</i> sp.		3	7	20
<i>Paratanytarsus</i> sp.				
Filamentous bacteria	CC	CC	CC	CC

Uronema sp., *Colpidium* sp., *Glaucoma* sp., *Cyclidium* sp. 及び *Metopus* sp. といった低溶存酸素条件に対する耐性を有する原生動物が数多く出現し優占種となっていることがわかる。この高水温水路生物膜の生物相の特徴は先述した考え方を支持するものである。また逆に低水温水路生物膜の生物相の特徴としては、生態系内に取り込まれる有機物量が少ないことから明らかのように細菌類をはじめすべての生物の絶対数が極めて少ないことである。また同時に単位生物細胞体の活性も低下してしまうためこれらの相乗効果により高水温の場合と比較すると顕著に停滞した食物環であるということが出来る。その中において糸状性細菌 *Sphaerotilus natans* の異常増殖だけは著しかった。これは豊富な溶存酸素が存在すること、及び微小動物の捕食活性が低下していることと密接に関係しているものだと考えられる。図13はそれぞれの水路に出現した代表的生物について水温及び流入有機物負荷に着目して整理したものである。ここではそれぞれの生物につ

表 14 Run 7の生物相
Table 14 Biota of Run 7

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.		240		120
<i>Trachelophyllum</i> sp.	1,600	800		
<i>Litonotus</i> sp.	200	120	180	240
<i>Chilodonella</i> sp.	7,200	5,200	3,200	3,800
<i>Colpoda</i> sp.	1,800			
<i>Paramecium</i> sp.				
<i>Colpidium</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	4,800	2,800	3,400	3,000
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.	200	640	480	
<i>Carchesium</i> sp.				
<i>Epistylis</i> sp.	240		1,200	480
<i>Spirostomum</i> sp.			480	600
<i>Blepharisma</i> sp.		180		
<i>Aspidisca</i> sp.			400	
<i>Oxytricha</i> sp.	3,200			
<i>Euplotes</i> sp.	1,200		540	
<i>Centrotyxis</i> sp.		2,400	2,000	2,000
<i>Euglypha</i> sp.	1,800	1,200	1,500	1,200
Planariidae		3	3	6
<i>Philodina</i> sp.	1,200			
<i>Colurella</i> sp.	2,400			
<i>Chaetonotus</i> sp.	360	120	120	
Nematoda	600			120
<i>Aeolosom hemprichi</i>	12	12	6	6
<i>Nais</i> sp.			3	
<i>Pristina</i> sp.	6	12		6
<i>Macrobotus</i> sp.		60	60	
<i>Cypridopsis</i> sp.	21	60	48	45
<i>Paracyclops</i> sp.	90	120	150	150
<i>Beggiatoa alba</i>				r

いて最も数多く出現した水路を基準にして、他の出現個体数は基準となる個体数に対する割合から算定して評価した。この図から糸状性細菌 *S. natans* は水温が低く溶存酸素が豊富に存在する 5°C及び10°Cの水路において、いかなる流入有機物負荷においても特異的に出現していることが理解できる。また、同じく糸状細菌である *Beggiatoa alba* は逆に水温が高く溶存酸素濃度が低くなる傾向を持つ20及び30°Cの水路で特異的に出現し、特にこの傾向の強まる30°Cでは流入有機物負荷によらず著しく多量に出現していることが理解できる。繊毛虫 *Paramecium* spp.も *B. alba* と同様に水温の高い水路で増殖を示しているが流入有機物負荷が高まる程より低水温の水路にも出現してきている。このことは同水温の水路においても流入有機物負荷の高まるほど膜内の嫌気

表 15 Run 8の生物相
Table 15 Biota of Run 8

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.		360	540	540
<i>Trachelophyllum</i> sp.				
<i>Litonotus</i> sp.	3,600	1,200		600
<i>Chilodonella</i> sp.		600	2,400	1,200
<i>Colpoda</i> sp.	4,800	3,600		
<i>Paramecium</i> sp.	1,800			600
<i>Colpidium</i> sp.				
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	6,000	12,000	6,000	
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.			540	600
<i>Carchecium</i> sp.		540	1,200	
<i>Epistylis</i> sp.				
<i>Spirostomum</i> sp.				
<i>Blepharisma</i> sp.	540		270	
<i>Aspidisca</i> sp.	2,400	7,200	6,000	
<i>Oxytricha</i> sp.	1,200	600		
<i>Euplotes</i> sp.			300	600
<i>Centropyxis</i> sp.				400
<i>Euglypha</i> sp.				
Planariidae		6	6	
<i>Philodina</i> sp.	600		600	1,200
<i>Colurella</i> sp.				
<i>Chaetonotus</i> sp.		240		600
Nematoda	180	60	24	120
<i>Aeolosoma hemprichi</i>		24	12	24
<i>Nais</i> sp.				
<i>Pristina</i> sp.	6	6		6
<i>Macrobiotus</i> sp.			600	
<i>Cypridopsis</i> sp.				
<i>Paracyclops</i> sp.			30	90
<i>Beggiatoa alba</i>	r	r	r	+

化が進行することを示唆している。このことは ORP の測定結果からも裏づけられている。甲殻類 *Paracyclops fimbriatus* は流入有機物負荷の低い水路で出現個体数が多くなっているがこれは本種が好気性的の水塊中の有機物濃度の低いところを好む生物であることと一致している。水温との関係を見ると 20°C の水路で最も出現個体数が多く低水温及び高水温の水路では出現個体数の減少する傾向が認められることがわかる。

表 16 Run 9の生物相
Table 16 Biota of Run 9

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Coleps</i> sp.	840	600		
<i>Tracherophyllum</i> sp.		1,200	1,200	1,800
<i>Litonotus</i> sp.	600		1,800	900
<i>Chilodonella</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.	1,200	900		
<i>Paramecium</i> sp.	3,200	3,000	800	
<i>Colpidium</i> sp.	900			
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	4,800	4,200	3,600	4,200
<i>Glaucoma</i> sp.	1,800			
<i>Vorticella</i> sp.			2,000	2,400
<i>Carchecium</i> sp.			840	1,800
<i>Epistylis</i> sp.				
<i>Spirostomum</i> sp.				
<i>Blepharisma</i> sp.				
<i>Aspidisca</i> sp.	6,000	3,600	3,800	
<i>Oxytricha</i> sp.				
<i>Euplotes</i> sp.		2,900		2,700
<i>Centropyxis</i> sp.				
<i>Euglypha</i> sp.				
Planariidae		8	6	12
<i>Philodina</i> sp.	840	600	600	1,200
<i>Colurella</i> sp.				
<i>Chaetonotus</i> sp.			480	320
Nematoda	480	320	320	360
<i>Aeolosoma hemprichi</i>		12	8	20
<i>Nais</i> sp.				
<i>Pristina</i> sp.			6	9
<i>Macrobiotus</i> sp.				
<i>Cypridopsis</i> sp.				
<i>Paracyclops</i> sp.		24	30	42
<i>Beggiatoa alba</i>	+	r	r	

表 17 Run 10の生物相
Table 17 Biota of Run 10

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Chilodonella</i> sp.				
<i>Colpoda</i> sp.	4,800	4,400	3,000	3,600
<i>Paramecium</i> sp.	1,200	800	3,200	2,400
<i>Uronema</i> sp.	520	640	1,200	960
<i>Colpidium</i> sp.	6,400	5,200	1,200	2,400
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>				600
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Cyclidium</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.				
<i>Metopus</i> sp.		1,000	600	
<i>Aspidisca</i> sp.	600		420	600
<i>Entosiphon sulcatum</i>	240	480		
Nematoda	240	240		120
<i>Pristina</i> sp.				60
<i>Macrobotus</i> sp.				60
<i>Paracyclops</i> sp.	3	9	15	15
<i>Beggiatoa alba</i>	C	+	+	+

表 18 Run 11の生物相
Table 18 Biota of Run 11

Biota (N·cm ⁻²)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Chilodonella</i> sp.	600		600	1,200
<i>Colpoda</i> sp.				
<i>Paramecium</i> sp.	4,800	3,600	2,400	600
<i>Uronema</i> sp.	2,100	600	600	
<i>Colpidium</i> sp.	2,400	1,200	1,200	
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>				
<i>Glaucoma</i> sp.				
<i>Cyclidium</i> sp.	6,400	4,200	3,600	
<i>Vorticella</i> sp.		2,400	1,800	4,800
<i>Metopus</i> sp.				
<i>Aspidisca</i> sp.	1,600		420	600
<i>Entosiphon</i> sp.				
Nematoda	60	120	90	
<i>Pristina</i> sp.		3	9	12
<i>Macrobotus</i> sp.				
<i>Paracyclops</i> sp.				
<i>Beggiatoa alba</i>	CC	+	+	

表 19 Run 12の生物相
Table 19 Biota of Run 12

Biota ($N \cdot cm^{-2}$)	Distance from the inlet (cm)			
	75	225	375	525
<i>Chilodonella</i> sp.	6,400	2,400	3,600	
<i>Colpoda</i> sp.	1,200	1,200	800	
<i>Paramecium</i> sp.	4,800	3,600	3,000	480
<i>Uronema</i> sp.	5,400	2,600	1,200	960
<i>Colpidium</i> sp.	840	360	240	
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>				
<i>Glaucoma</i> sp.	3,600	2,100	900	
<i>Cyclidium</i> sp.				
<i>Vorticella</i> sp.			1,200	2,400
<i>Metopus</i> sp.				
<i>Aspidisca</i> sp.	2,400	1,200	640	1,200
<i>Entosiphon sulcatm</i> sp.				
Nematoda	120	60	120	84
<i>Pristina</i> sp.			4	7
<i>Macrobotus</i> sp.				
<i>Paracyclops</i> sp.				
<i>Beggiatoa alba</i>	C	+	+	+

表 20 出現生物種数, 生物個体数及び多様性指数
Table 20 Quantities and qualities of biota and diversity index

Run	Water temperature (°C)	Influent BOD ($mg \cdot l^{-1}$)	Species number of microorganisms	Number of microorganisms in the stream volume ($N \cdot cm^{-3}$)	Diversity Index (D.I.)
1	5	10	9(4)*	903	0.60
2		20	12(6)	2,730	0.75
3		50	15(6)	3,080	0.92
4	10	10	21(11)	8,450	1.22
5		20	20(10)	13,100	1.13
6		50	17(7)	11,100	0.97
7	20	10	26(11)	16,600	1.45
8		20	21(8)	18,200	1.17
9		50	19(7)	17,300	1.06
10	30	10	12(4)	11,800	0.68
11		20	9(2)	12,200	0.51
12		50	10(2)	13,200	0.57

* is the species number of smaller metazoa

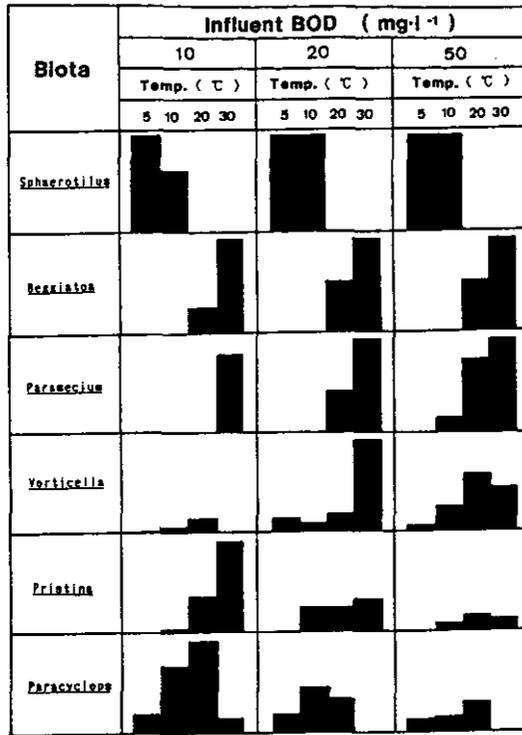


図 13 水路に出現する代表的生物と水温との関係
 Fig. 13 Relationship between water temperature and important microorganisms recognized in the experimental stream

3.3 バイオマス量

表21は各実験水路の流下距離ごとの生物膜現存量を示したものである。また図14は各実験水路ごとの現存量の合計を算出し水温と水路内の生物膜量（バイオマス量）との関係として表したものである。すなわち、水路内のバイオマス量は流入 BOD 濃度が10mg·l⁻¹においては水温 5、10、20及び30°Cにおいてそれぞれ8.4、7.9、5.3及び8.4gであり、水温の上昇に伴いバイオマス量の減少する傾向が認められるが30°Cの水路においては逆に再びバイオマス量の増大の生じることが理解できる。この傾向は流入有機物負荷の高まることによりさらに顕著になることが確認できる。これらの事実は水温の上昇に伴い汚泥の減量化が促進されることを意味している。すなわち、水温の上昇により出現する生物の種の多様性が増大し生物全体としての個体数も増大することに加え生物の捕食及び増殖なども活性化されるため溶解性の有機物が最終的に生物による運動エネルギーとして消散される割合が増大してゆくことに起因していると考えられる。30°Cの水路において逆にバイオマス量が増大してしまったのは嫌気化の進行に伴い生物相の特殊化が生じ、生物膜内部に占める不活性の部分が増大したためではないかと考えられる。これらの事実を裏づ

表 21 水路内生物膜現存量

Table 21 Biomass in the stream

Run No.	Water temperature (°C)	Influent BOD (mg·l ⁻¹)	Amount of biomass (g)				
			1st	2nd	3rd	4th	Total
1	5	10	2.16	2.11	2.08	2.08	8.4
2		20	4.43	4.05	3.83	3.67	16.0
3		50	10.6	10.1	9.86	9.10	39.7
4	10	10	2.05	2.00	1.97	1.92	7.9
5		20	3.56	3.46	3.27	2.97	13.3
6		50	7.86	7.13	6.80	6.48	21.9
7	20	10	1.62	1.40	1.22	1.05	5.3
8		20	1.86	1.62	1.46	1.11	6.1
9		50	2.08	1.89	1.70	1.54	7.2
10	30	10	2.13	2.13	2.08	2.03	8.4
11		20	2.21	2.16	2.11	2.05	8.5
12		50	2.38	2.27	2.19	2.13	9.0

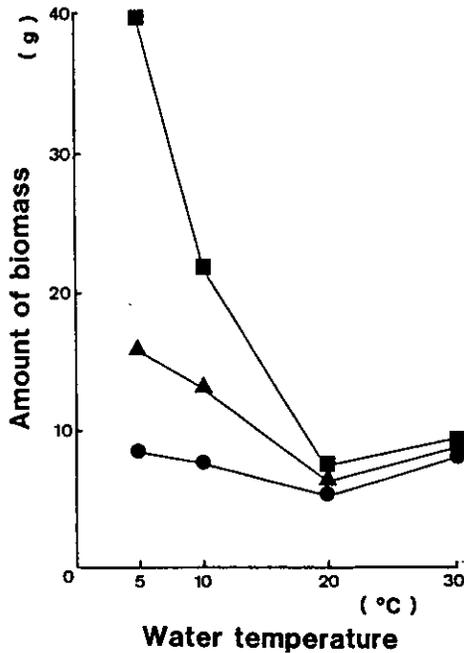


図 14 水路内生物膜現存量と水温との関係

Fig. 14 Relationship between water temperature and biomass in the experimental stream

表 22 BOD 50mg・l⁻¹の実験水路における水温とバイオマス収支との関係
 Table 22 Relationship between water temperature and biomass balance in the experimental stream in case of influent BOD is 50 mg・l⁻¹

Items	Water temperature (°C)			
	5	10	20	30
Removed BOD (g・d ⁻¹) ①	13.4	14.8	15.8	16.5
Excess biomass (g・d ⁻¹) ②	2.42	1.50	0.95	0.43
Biomass in the stream (g)	39.7	21.9	7.2	9.0
Biomass conversion ratio ②/① (%)	18.1	10.1	6.0	2.6
Total number of smaller animals (N・cm ⁻¹)	3.1×10 ³	1.1×10 ⁴	1.7×10 ⁴	1.3×10 ⁴

けるために汚泥収支の検討を試みた。表22は流入 BOD 50mg・l⁻¹の実験水路における水温とバイオマス収支との関係を示したものである。ここで、除去 BOD 量とは流入水と処理水との BOD 濃度の差に 1 日当たりの流量 389l を掛けて算出したもので、水路内に取り込まれた BOD 量を 1 日当たりの重量として示したものである。また、余剰バイオマス量とは実験水路の運転を適正に行うために生物膜量を常に一定に保つことを目的として過剰に増殖した生物膜を人為的にはく離除去したものの乾燥重量及び処理水中に混ざって流亡した SS 分の乾燥重量の合計値を 1 日当たりに換算したもので、すなわち 1 日に発生したバイオマス量である。そしてこの除去 BOD 量に占める余剰バイオマス量の割合が汚泥転換率である。すなわち汚泥転換率とは生物膜内に取り込まれた有機物のうち生物体に変換されたものの占める割合である。一般に生物処理における望ましい姿は汚泥転換率が小さく余剰汚泥の発生が低く抑えられること、処理効率の高いことである¹⁰⁾。このことから考えると汚泥転換率が低下し生物膜による処理効率が高まっているのは表22から水温の高い条件であることが理解できる。それ故、水路浄化法においてもこのような環境条件が満足される場では汚泥の減量化も高まり、かつ高い浄化能が得られるものと考えられる。

4 まとめ

本研究では水温と流入有機物濃度の違いが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水温が 5, 10, 20 及び 30°C の実験水路を用いて検討を行った。その結果いくつかの知見が得られた。それらの知見は以下のようにまとめられる。

① 水質浄化特性については BOD 除去能, COD 除去能, 硝化能及び窒素除去能のいずれもが水温の上昇に伴い高まることが確認された。特に COD 除去能及び窒素除去能については 30°C の水路で著しく高まった。これは高水温では溶存酸素濃度が低下するために生物膜内部に嫌気的狀態の部分が生じ嫌気・好気条件がうまく調和したことに起因するものだと考えられた。

② 異なる水温条件下における生物相を比較検討することにより, 水温の上昇は出現する微小動物の種類数及び個体数を共に増大させる上で大きな働きを果たしていることが明らかとなった。このことは適正な水温に維持されることが生態系全体の活性を高めることにつながり水質浄化能の高まることを裏づけている。

③ 30°C の水路においては溶存酸素濃度が低い場合の指標生物とされる各種絨毛虫類が優占化し特異的な生物相を構成していた。このことから嫌気化の進行した 30°C の水路でも, 生物膜内部は嫌気条件となったものの生物膜表面は好気条件の保持されていることが推定された。このことは表層水には溶存酸素の存在が認められ硝化の進行も認められることから裏づけられた。

④ バイオマス収支より高水温の水路においては汚泥転換率の低下する傾向が認められた。このことは水温が高いほど浄化施設からの汚泥発生量は減し, 維持管理が軽減されることを示唆している。

⑤ ①～④より, 水温の上昇は水質浄化特性及び生物相の構造に対しあらゆる点で有益に作用することが明らかとなった。

なお, 以上の成果は, 水路浄化施設において夏期の高水温時に処理効率が高まり冬期の低水温時には処理効率の低下が生じることを意味しているが, このことは実際に稼働している実規模の施設において得られている結果からも裏づけられた。

引用文献

- 1) Dawes, E. A. (1972): Quantitative problems in biochemistry, Churchill Livingstone, Edinburgh & London, 250p.
- 2) 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, 東京, 60p.
- 3) 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一 (1986): 水路における浄化とその意義, 国立公害研究所研究報告, 第 97号, 5-33.
- 4) 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.
- 5) EPA Water quality office (1971): Methods for chemical analysis of water and wastes Analytical quality control office, Cincinnati, Ohio.
- 6) 日本下水道協会編 (1984): 下水試験方法—1984年版—, 社団法人日本下水道協会, 507p.
- 7) 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, 89p.
- 8) 須藤隆一・稲森悠平 (1983b): 生物相からみた処理機能の診断. 産業用水調査会, 東京, 321p.
- 9) 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一 (1986): 水路における生物相と水質浄化特性. 国立公害研究所研究報告, 第97号, 35-62.

- 10) 須藤隆一 (1979) : 回転円板法による硝化・脱窒, 環境技術, 8(9), 954-961.
- 11) 微生物による環境制御・管理技術マニュアル編集委員会編 (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.
- 12) 岡田光正, 須藤隆一 (1976) : 生物種の多様性指数による水質汚濁の評価, 用水と廃水, 18(6), 40-52.
- 13) Margalef, R. (1958): Information theory in ecology. Gen. Syst., 3, 36-71.
- 14) Shannon, C. E. (1949): The mathematical theory of communication. Univ. of Illinois Press, Urbana.
- 15) Pielou, E. C. (1966): Shannon's formula as a measure of specific diversity: Its use and misuse. Am. Natl., 100, 463-465.
- 16) 須藤隆一 (1971) : 生物処理の維持管理, 下水道協会誌, 14(3), 1-9.

II-2 水路浄化法におけるアオコの分解に果たす微小動物の役割 Experimental Studies on the Role of Smaller Animals with Regard to the Degradation of AOKO in Stream Purification Method

稲森悠平¹・林 紀男²・須藤隆一³

Yuhei INAMORI¹, Norio HAYASHI² and Ryuichi SUDO³

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図る方法の一つに水路浄化法がある。この水路浄化法は生活排水のみではなく、アオコの増殖した富栄養化湖沼水の浄化にも効果を発揮する。この場合、アオコの分解に対しては水路生物膜に多量に出現するワムシ類 *Philodina roseola* 及び貧毛類 *Aelosoma hemprichi* などの微小動物が貢献していると考えられる。そこで微小動物としてこれらのワムシ類、貧毛類に着目し、照射射系及び光遮断系における好気条件下のアオコの分解についての実験的検討を行った。得られた成果は次のように要約される。(1)効率よくアオコの分解を行わせるには光は遮断し、光合成を行わせない条件にすることが重要である。(2)光の有無にかかわらず、*P. roseola* 及び *A. hemprichi* の存在はアオコの分解を促進させる。(3) *A. hemprichi* は凝集体摂食者であるため群体状の藻体を、また *P. roseola* はろ過摂食者であるため分散状の藻体を摂食し浄化に貢献する。(4)微小動物の存在はアオコの分解という直接的効果の他に間接的にも、藻体の分解に伴う溶解性有機物の増大を引き起こすことによる生態系全体の食物連鎖を通しての系内の捕食活動の活性化を励起させる働きをする。

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. Purification ability of this method is not only for domestic waste water but

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和61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:現在、千葉県教育庁文化課博物館準備室 〒280 千葉県千葉市葛城2-10-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Office for the Establishment of Prefectural Museums, Katsuragi 2-10-1, Chiba 280, Japan.
3. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

also for eutrophic lake water dominated with AOKO. In this case, smaller animals such as Rotatoria *Philodina roseola* and Oligochaeta *Aeolosoma hemprichi* contribute well for degradation of AOKO. Therefore, we spotlighted to these Rotatoria and Oligochaeta as smaller animals on the degradation of AOKO, and then some experiments using these smaller animals in aerobic conditions with and without illuminations were made.

The results may be summarised as follows. (1) The degradation of AOKO was promoted efficiently in dark conditions without photosynthesis. (2) Existence of *P. roseola* and *A. hemprichi* promoted degradation of AOKO under both dark and light conditions. (3) Since detritus feeder *A. hemprichi* feeds flocculated AOKO, and filter feeder *P. roseola* feeds dispersed AOKO deflocculated by *A. hemprichi* ingestion, co-existence is much effective to promptly degradate the flocculated AOKO observed in the eutrophic lake. (4) The existence of smaller animals had direct and indirect functions to degradate AOKO. Direct one is degradation of AOKO, and indirect one is activation of total ecosystem through the food chain by increase of dissolved organic matter with degradation of AOKO.

1 はじめに

閉鎖性水域における富栄養化した湖沼では夏期を中心にアオコと呼ばれるラン藻類 *Microcystis* 属を優占種とする水の華が形成される¹⁻⁵⁾。これらの湖沼ではアオコの異常増殖により透明度の低下, pHの上昇による水生生物の存在に対する悪影響, 悪臭による周辺住民への苦情, アオコ分解時の溶存酸素欠乏による魚類のへい死, 発ガン性物質であるトリハロメタンの前駆物質の生成など多くの障害が引き起こされる。それ故, これらの湖沼水を利用する場合にはアオコを可能な限り分解消滅されることが必須となる。このアオコの分解については Jewell & McCarty⁶⁾, 高村ら⁷⁾, Stewartら⁸⁾, 熊谷ら⁹⁾及び稲森ら¹⁰⁾の報告があり, アオコの分解には多くの微生物が関与していることが知られている。また, アオコの分解時には有機物や無機栄養塩類が水塊中へ溶出し汚濁の要因となることも明らかにされている^{9,11,12)}。

本研究では上記の点に鑑み, アオコの増殖した湖沼水を浄化し, アオコを分解消滅させ, 水利用を図ることを目的として水路浄化法を想定し, 水路生物膜に多量に出現する微小後生動物である貧毛類 *Aeolosoma hemprichi* 及びワムシ類 *Philodina roseola* のアオコの分解に果たす役割を実験的に検討することにした。

2 実験材料及び方法

2.1 実験装置

図1は本研究に使用した実験装置の概要である。曝気槽には内径62mm, 長さ400mmの1,000ml容メスシリンダーを用いた。ここに千葉県手賀沼から採集した濃縮ラン藻類 *Microcystis wesenbergii* を手賀沼湖水を用いて希釈し, その懸濁液を800ml入れて培養を行った。*M. wesenbergii*

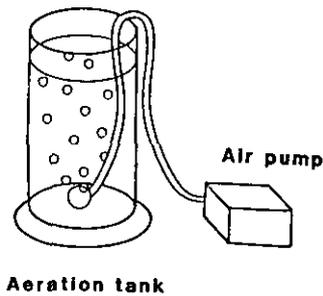


図 1 実験装置の概要
Fig. 1 Experimental apparatus

bergii は細胞直径 3~7 μm の藻体が凝集しフロックを形成したもので内部に偽空胞を有する株^{13,14)}である。培養はエアポンプと散気管により藻体が沈殿しないよう穏やかに曝気かくはんしながら行った。

2.2 実験条件

培養装置は光の有無、藻体濃度及び接種微小後生動物を変化させた総計16系統からなる。すなわち、表1に示すように実験は光照射系 (4,000lx) と光遮断系の二つに大きく分けかつ各々について *M. wesenbergii* 懸濁液濃度が $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 及び $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の2系統として行った。これら四つの系統のそれぞれについて *P. roseola* を接種した系 (MP系)、*A. hemprichi* を接種した系 (MA系)、*P. roseola*、*A. hemprichi* の両者を接種した系 (MAP系) 及び対照として *M. wesenbergii* のみの系 (M系) の四つの実験を行った。なお、*P. roseola* 及び *A. hemprichi* の初期接種個体数はそれぞれ70個体/ml 及び1個体/ml とした。実験に供した *P. roseola* 及び *A. hemprichi* はLE培地 (Lettuce and Egg yolk medium) を用いて継代培養していたものを1/750Mリン酸緩衝液でLE培地の影響がなくなるまで洗浄した後使用した。また、実験用に採集してきた *M. wesen-*

表 1 実験条件
Table 1 Operational conditions

Light conditions	<i>M. wesenbergii</i> ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	Inoculum Biota	System
Light	200	Control (No inoculum)	M
	400	<i>Philodina roseola</i>	MP
Dark	200	<i>Aeolosoma hemprichi</i>	MA
	400	<i>P. roseola</i> and <i>A. hemprichi</i>	MAP

bergii 及び手賀沼湖水はそのまま実験に供した。これは接種した微小後生動物以外にも実際の池沼で環境条件が整えば出現してくる潜在能力を有する包子形成能を有する微小動物を関与させるためである。

2.3 水質分析方法

培養開始時、培養5日後、同12日後、同19日後及び同26日後の合計5回分析を行った。分析項目及び測定方法は以下に示すとおりである。ただし、可溶性物質の測定に際しては採水後直ちにガラスフィルターろ紙(Whatman GF/C)でろ過し、そのろ過水を試料とした。TOC(全有機性炭素)及びDOC(可溶性有機性炭素)は有機性炭素分析計(島津製作所 TOC-103型)、T-N(全窒素)及びD-N(可溶性窒素)は全窒素自動分析計(三菱化成 T-N 02型)により測定した。SS(懸濁物質)及びpHは下水試験方法¹⁵⁾に準じて、T-P(全リン)はEPAの混合試薬法¹⁶⁾により分析した。

2.4 バイオマスの測定方法

水質分析と同時にクロロフィル *a* (Chl. *a*) 量、好気性従属栄養細菌の生菌数及び微小動物相の測定を行った。Chl. *a* は西條の方法¹⁷⁾により分析を行った。すなわち、試料10mlをガラスフィルターろ紙(Whatman GF/C)でろ過し、そのろ紙を風乾後90%アセトン10mlに浸し、Chl. *a* を抽出させ吸光光度計で630、645、663及び750nmの吸光度を測定しそれぞれを E_{630} 、 E_{645} 、 E_{663} 及び E_{750} として次式より算出した。

$$\text{Chl. } a (\mu\text{g/l}) = (11.64(E_{663} - E_{750}) - 2.16(E_{645} - E_{750}) + 0.1(E_{630} - E_{750})) \times 100$$

また、好気性従属栄養細菌の生菌数は試料1mlを滅菌水9mlの入った乾熱滅菌済みの試験管に入れ氷冷下で超音波処理(25W, 2分)した後、10倍希釈法で希釈し、標準寒天培地で20°C、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 10^5 、 10^6 、 10^7 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。

微小動物相は試料を界線(1mm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。また、後生動物については計数誤差を少なくするために試料1mlを枠付き界線入りスライドグラスに滴下し計数を行った¹⁸⁾。

3 結果及び考察

3.1 有機炭素の光照射系及び光遮断系における挙動

M. wesenbergii 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系の TOC の変化は図2に示すとおりで

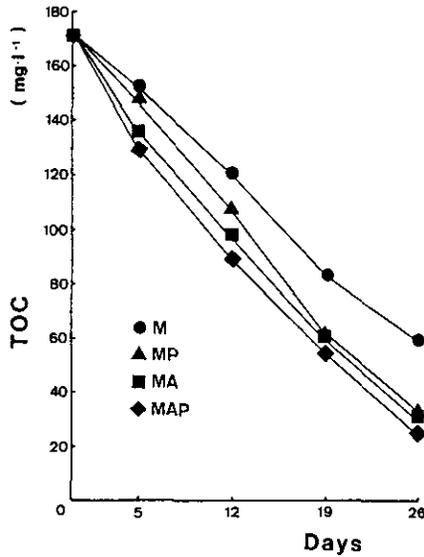


図 2 光遮断系におけるTOCと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg・l⁻¹)

Fig. 2 Relationship between TOC and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration 400mg・l⁻¹)

ある。培養開始時の TOC は171mg・l⁻¹であったが培養を続けるにつれすべての系で TOC が低下して行くことが分かる。培養26日後における TOC は M 系で59.0mg・l⁻¹、MP 系で32.9mg・l⁻¹、MA 系で30.7mg・l⁻¹、MAP 系で24.5mg・l⁻¹であり、TOC 除去率として考えると M 系は約65% であるのに対し MAP 系では約86%に高まった。このことは微小動物を接種することにより有機物除去能が高まることを示唆している。また図3は同じく *M. wesenbergii* 懸濁液濃度400mg・l⁻¹ における光照射系の TOC の変化を示したものである。光照射系では光遮断系と比較して TOC の除去速度は顕著に低下することが明らかとなった。培養26日後における TOC は M 系では152 mg・l⁻¹、また MAP 系でも139mg・l⁻¹と高い値であり TOC 除去率は M 系約11%、MAP 系でも約19%と低かった。これは *M. wesenbergii* が光合成による炭酸固定を行うためである。すなわち、光照射系では光遮断系と同等の有機物除去が生じているとしてもその一方で光合成による有機物合成が行われるため、その除去率が著しく低下したものと考えられる。また *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 200mg・l⁻¹の実験系についても光遮断系、光照射系それぞれについてここに示した *M. wesenbergii* 懸濁液濃度400mg・l⁻¹の実験系と同様の傾向を示した。これらの結果から、光の有無にかかわらず M 系に比べ微小後生動物を接種した他の系で明らかに TOC 除去能が高まることを確認できた。すなわち、*P. rodeola* 及び *A. hemprichi* の存在は有機物除去の促進につなが

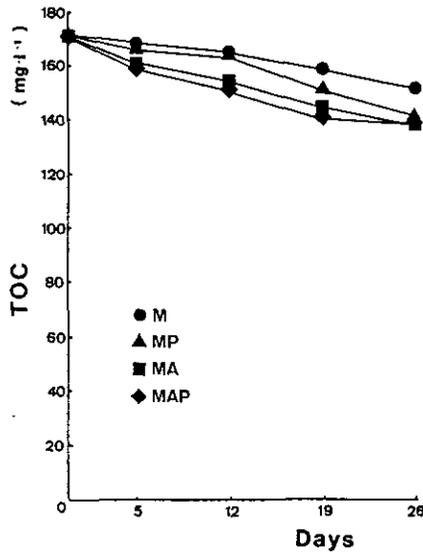


図 3 光照射系における TOC と培養日数との関係
(*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 3 Relationship between TOC and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

ることが示唆された。その根拠については動物相の項で述べることにする。

M. wesenbergii 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の DOC の変化は図 4 に示すとおりである。培養中、DOC 濃度は上昇する傾向を示した。これは、藻体の分解に由来するものであると考えられる。すなわち藻体として存在していた有機炭素が藻体の分解、捕食被食作用を受けることにより溶存性の炭素として培養液中に溶出したことに起因していると考えられる。また、図 5 は同じく *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系の DOC の変化を示したものである。ここでは DOC の顕著な低下が観察された。光照射系では *M. wesenbergii* の分解に起因する DOC の上昇が生じたのに対し、光遮断系では明らかに *M. wesenbergii* の分解が進行しているにもかかわらず DOC の上昇が認められなかった。これは、*M. wesenbergii* の分解により生じた DOC 成分が従属栄養微生物の細菌類などにより直ちに利用されたためであると考えられる。すなわち、溶解性炭素が菌体に変換されたために DOC 上昇が抑制されたためであると考えられる。このことは後述する好気性従属栄養細菌の生菌数からも明らかである。また、*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系における DOC の動向も光照射系、光遮断系それぞれについてここに示した *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系と同様の傾向を示した。

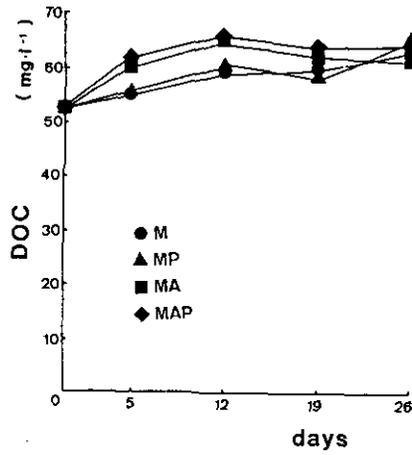


図 4 光照射系におけるDOCと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 4 Relationship between DOC and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

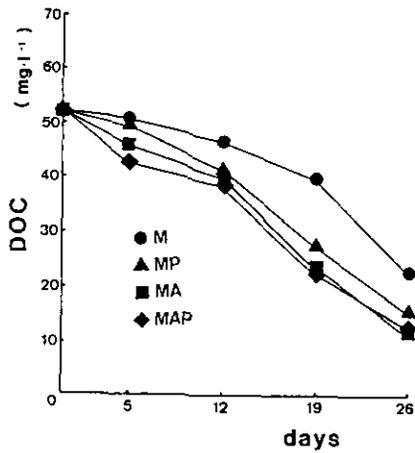


図 5 光遮断系におけるDOCと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 5 Relationship between DOC and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

3.2 窒素の光照射系及び光遮断系における挙動

M. wesenbergii 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系の T-N の変化は図 6 に示すとおりである。培養期間中 T-N 濃度はほぼ横ばい傾向を示しているが、このことは系外への窒素の除去及び取り込みが生じなかったこと示唆している。また、*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の T-N は、図 7 に示すように M 系を除き光遮断系と同様大きな変化は認められなかった。M 系のみは培養開始時 $48.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ だった T-N が培養26日後には $63.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と明らかに増加した。この現象の原因としては、培養中に反応槽内で増殖した *Azotobacter* spp.などの好気性細菌や各種光合成細菌及びラン藻類の異質細胞などによる非共生的な生物的窒素固定等を考えることができるがここでは推測の域を出ない。また、*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系についても光遮断系、光照射系それぞれについて同様の傾向が認められた。

図 8 は、*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系の D-N の変化を示したものである。培養期間中 D-N 濃度は高まる傾向を示した。T-N がほぼ不変だったことを考え合わせると T-N に占める D-N の割合が高まっていったことがわかる。MAP 系では T-N に占める D-N の割合が培養開始時には約35%だったものが培養26日後には約96%にまで高まった。これは藻体の分解に起因するものと考えられる。このことは M 系に比べ MA 系、MP 系で、さらに MAP 系で D-N の上昇が大きいことから裏づけられる。また図 9 は同じく *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の D-N の変化を示したものである。この図から光照射系でも光遮断系と同等に D-N が高まるのがわかる。すなわちこの結果は光照射系でも光遮断系と

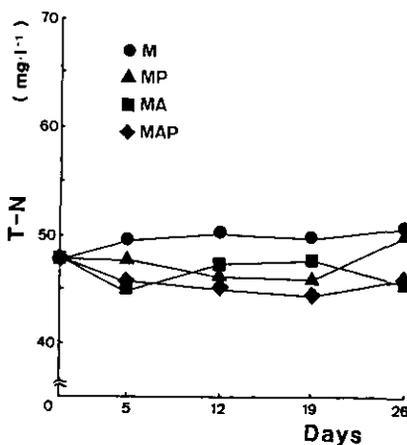


図 6 光遮断系における T-N と培養日数との関係
(*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 6 Relationship between T-N and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

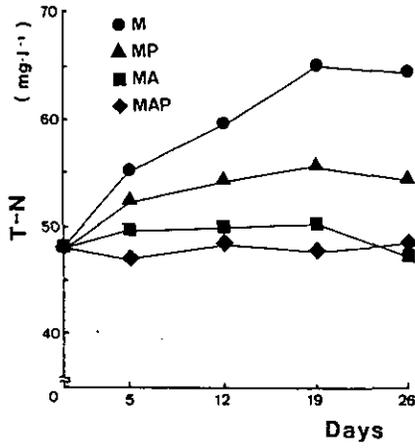


図 7 光照射系におけるT-Nと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg・l⁻¹)

Fig. 7 Relationship between T-N and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration 400mg・l⁻¹)

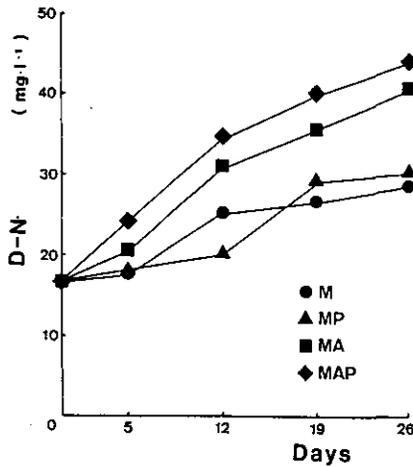


図 8 光遮断系におけるD-Nと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg・l⁻¹)

Fig. 8 Relationship between D-N and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration 400mg・l⁻¹)

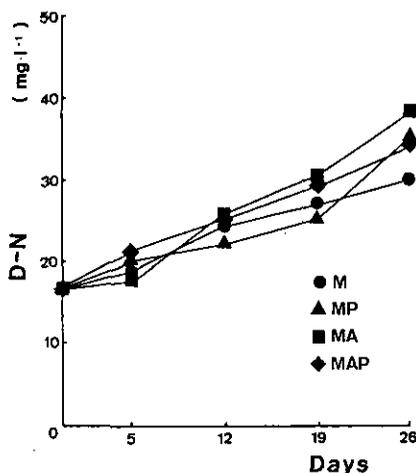


図 9 光照射系におけるD-Nと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg・l⁻¹)

Fig. 9 Relationship between D-N and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration 400mg・l⁻¹)

同等に *M. wesenbergii* の分解が行われていることを示唆している。*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 200mg・l⁻¹の実験についてもここに示した *M. wesenbergii* 懸濁液濃度400mg・l⁻¹の実験系と同様の傾向を示した。

3.3 クロロフィルの光照射系及び光遮断系における挙動

図10は *M. wesenbergii* 懸濁液濃度400mg・l⁻¹における光遮断系の Chl. *a* 量の変化を示したものである。本図より、培養期間中 Chl. *a* 量が漸次減少して行くことがわかる。これは *M. wesenbergii* が細菌、原生動物及び微小後生動物の働きにより分解されることを示唆している。培養開始時に2,280μgChl. *a*・l⁻¹あったものが培養19日後にはM系で370μgChl. *a*・l⁻¹、同MP系で200μgChl. *a*・l⁻¹、同MA系及びMAP系では20μgChl. *a*・l⁻¹といずれもかなり分解が進行していることが確認された。さらに、培養26日後にはすべての系で10μgChl. *a*・l⁻¹にまで分解が進行した。

図11は *M. wesenbergii* 懸濁液濃度400mg・l⁻¹における光照射系の Chl. *a* 量の変化を示したものである。ここでは光合成による *M. wesenbergii* の増殖に伴う Chl. *a* の生産が行われるため光遮断系と比較すると Chl. *a* 量の減少速度が顕著に低下していることがわかる。図10及び図11から明らかなように *M. wesenbergii* の分解速度は光の有無にかかわらず M系<MP系<MA系<MAP系であった。すなわちこのことは、*P. roseola* 及び *A. hemprichi* は *M. wesenbergii* の分解速度を促進させる働きをしたことを裏付けている。*P. roseola* 及び *A. hemprichi* は *M.*

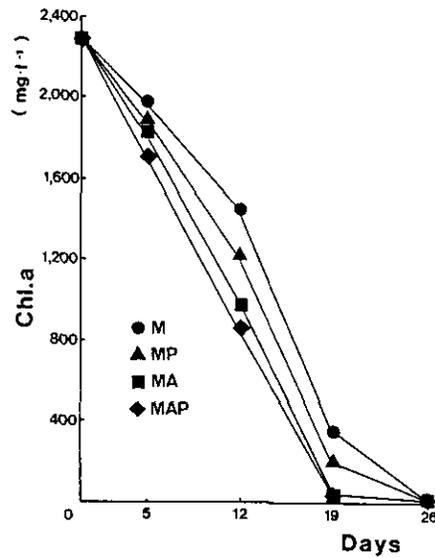


図 10 光遮断系におけるChl. *a*と培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 10 Relationship between Chl. *a* and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

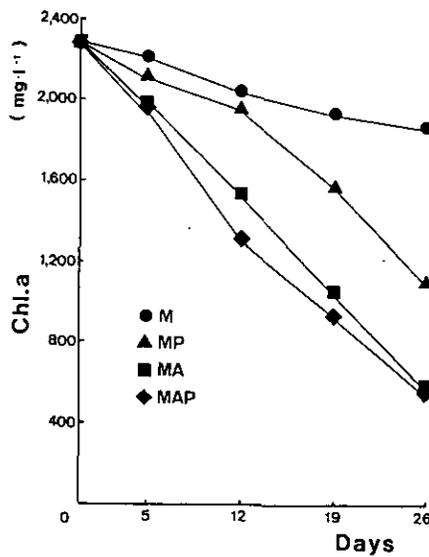


図 11 光照射系におけるChl. *a*と培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 11 Relationship between Chl. *a* and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

wesenbergii を捕食するばかりでなく後述する微小動物とともにバイオマスの活性上昇に寄与しているものと考えられる。また、*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系についてもここに示した *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系と同様の傾向にあった。

3.4 pH の光照射系及び光遮断系における変化

図12は *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の pH の変化を示したものである。*M. wesenbergii* の増殖により培養26日後に M 系では pH が10.5にまで高まったが、*P. roseola* や *A. hemprichi* を接種した系では pH8.9~pH9.5と M 系と比較して pH の上昇は低く抑えられた。これは *M. wesenbergii* 表面のゼリー状物質が *P. roseola* 及び *A. hemprichi* により細かく分断されることにより分解が促進され光合成活性が低下したためであると考えられる。このことは、Chl. *a* 量で示されるように *P. roseola* 及び *A. hemprichi* が積極的に直接 *M. wesenbergii* を捕食分解することに起因していると考えられる。このように *P. roseola* 及び *A. hemprichi* は pH の異常上昇抑制にも寄与するため間接的に他の生物の活性上昇にかかわっていると考えられる。図13は同じく *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系 pH の変動を示したものである。光遮断系では光合成が生じないために pH は6.5~6.9とわずかに酸性側ではあるが中性域を保ち続けることができた。*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系について

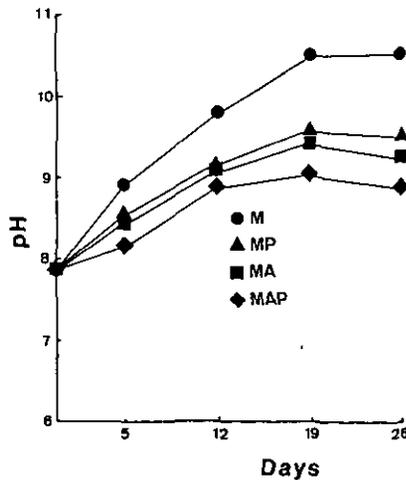


図 12 光照射系における pH と培養日数との関係
(*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 12 Relationship between pH and cultivation time in light system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

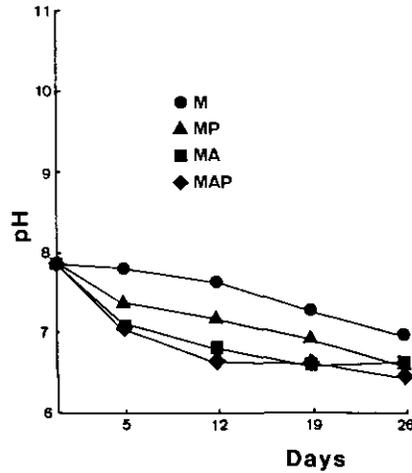


図 13 光遮断系におけるpHと培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 13 Relationship between pH and cultivation time in dark system
(*M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

もここに示した *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の実験系と同様の傾向を示した。

3.5 生菌数の光照射系及び光遮断系における挙動

図14は *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の好気性従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係を示したものである。培養期間中 *M. wesenbergii* の分解に伴い生菌数の増加する現象が認められた。これは *M. wesenbergii* が分解されることにより溶出した溶存性有機物を細菌類が摂取し増殖したことに起因するものだと考えられる。また、M系に比べ他の系で生菌数が顕著に高まったが、このことは微小後生動物の存在するMP系、MA系及びMAP系において *M. wesenbergii* の分解がより活発に行われ溶解性有機物が溶出し、これが細菌類の食物源となったからではないかと考えられる。このことは TOC 及び Chl. *a* 量の結果からも裏づけられた。図15は同じく *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系の好気性従属栄養細菌の生菌数の変化を示したものである。ここでも *M. wesenbergii* の分解に伴い生菌数の増大することが確認された。培養開始後5日目までの生菌数の増加速度を見ると培養開始時に 1 ml 当たりの生菌数が 1.9×10^5 であったものが培養5日後にはM系、MA系、MP系及びMAP系において光照射系でそれぞれ 4.4×10^5 、 5.0×10^5 、 5.9×10^5 及び 5.8×10^5 、また光遮断系でそれぞれ 9.5×10^5 、 1.3×10^6 、 1.1×10^6 及び 1.2×10^6 となった。光照射系に比べ光遮断系で生菌数の増加が約2倍と

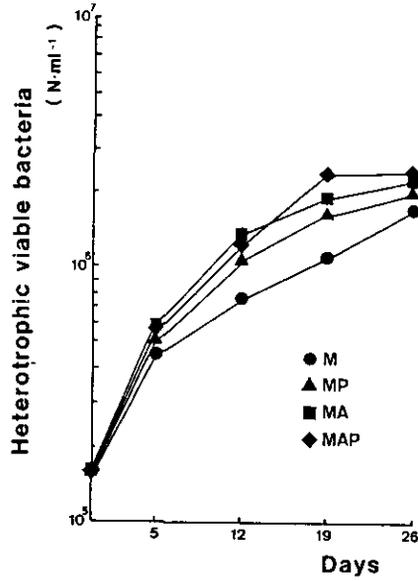


図 14 光照射系における従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係 (*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg·l⁻¹)

Fig. 14 Relationship between viables of heterotrophic viable bacteria and cultivation time in light system (*M. wesenbergii* concentration 400mg·l⁻¹)

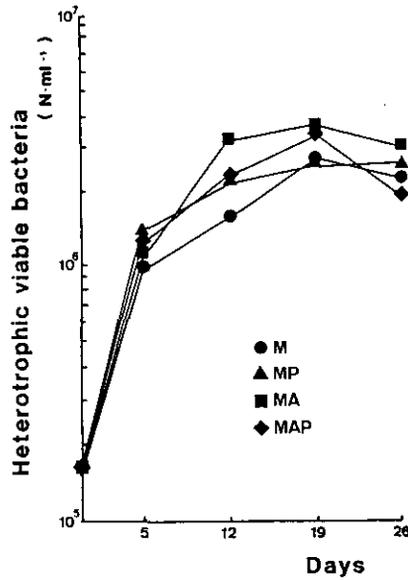


図 15 光遮断系における従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係 (*M. wesenbergii*懸濁液濃度400mg·l⁻¹)

Fig. 15 Relationship between viables of heterotrophic viable bacteria and cultivation time in dark system (*M. wesenbergii* concentration 400mg·l⁻¹)

高かった。これは DOC が光照射系では増加したのに対し光遮断系では減少したことと傾向が一致する。すなわち、前者では *M. wesenbergii* の分解により溶出した溶存性有機物が培養液中に蓄積されたのに対し後者では細菌類が直ちにこれを利用し菌体に変換したものと考えられる。この理由としては光照射系では *M. wesenbergii* の光合成作用に伴う代謝産物の溶出、pH の上昇といった要因が間接的に好気性従属栄養細菌の増殖活性を低下させたことに起因していると考えられる。図16及び図17はそれぞれ *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系及び光遮断系の従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係を示したものである。ここでも先の *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の場合と同様の傾向が認められた。ただし、有機物の供給源としての *M. wesenbergii* の濃度が低いために図17で示した光遮断系では、培養20日目以後では基質不足に起因する生菌数の低下現象が見られた。図16で示した光照射系では光合成による藻体の増殖活動があるため培養期間中生菌数の現象は認められなかった。

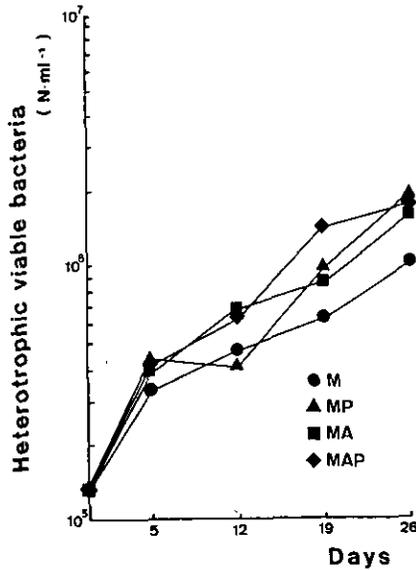


図 16 光照射系における従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

Fig. 16 Relationship between viables of heterotrophic viable bacteria and cultivation time in light system (*M. wesenbergii* concentration $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

3.6 動物相とアオコ分解能

培養開始時、培養5日後、12日後、同19日後及び同26日後の動物相をそれぞれ表2から表11に

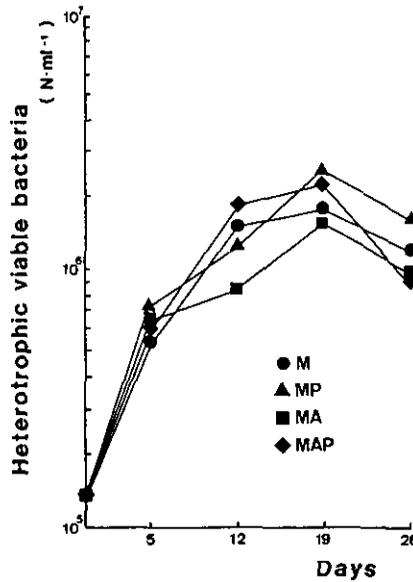


図 17 光遮断系における従属栄養細菌の生菌数と培養日数との関係
(*M. wesenbergii*懸濁液濃度200mg·l⁻¹)

Fig. 17 Relationship between viables of heterotrophic viable bacteria and cultivation time in dark system (*M. wesenbergii* concentration 200mg·l⁻¹)

示した。培養開始時には接種した *P. roseola* 及び *A. hemprichi* 以外には *Glaucoma* sp.のみが顕微鏡下で観察されただけであった。培養を続けるにつれ、培養開始時には認められなかった各種原生動物及び微小後生動物が出現してきた。これは培養を始める際に用いた *M. wesenbergii* 及び希釈用手賀沼湖水中に検鏡で計数できない位少数存在していたもの、包子の状態で存在していたものが環境条件に適正になったことにより増殖してきたためであると考えられる。接種を行った *P. roseola* 及び *A. hemprichi* は単独系 (MA 系及び MP 系) 及び共存系 (MAP 系) のいずれにおいても定着し増殖することが可能であった。*P. roseola* は広食性の動物である¹⁹⁾ため培養槽の中で増殖した細菌類及び細菌の働きでデフロクされた *M. wesenbergii* の藻体細胞を栄養源として捕食し増殖できたものだと考えられる。*A. hemprichi* は *P. roseola* と比較すると狭食性であることが明らかにされている²⁰⁾にもかかわらず *A. hemprichi* の好適食物源となる微生物相になっていたためか接種を行った実験系すべての培養槽において増殖することができた。なお、顕微鏡観察により *A. hemprichi* の体内に藻体の存在を確認することができた。このことは *A. hemprichi* が *M. wesenbergii* の群体を分解・摂食する能力を有していることを意味している。ここで

表 2 *M. wesenbergii*懸濁液濃度200mg・l⁻¹下における培養開始時の生物相
Table 2 Biota of initial the cultivations in case of *M. wesenbergii*
concentration 200mg・l⁻¹

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.								
<i>Trachelophyllum</i> sp.								
<i>Chilodonella</i> sp.								
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.	20	20	20	20	20	20	20	20
<i>Aspidisca</i> sp.								
<i>Oxytricha</i> sp.								
small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		70		70		70		70
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda								
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			1	1			1	1
<i>Macrobiotus</i> sp.								

(N・ml⁻¹)

表 3 *M. wesenbergii*懸濁液濃度200mg・l⁻¹下における培養5日目の生物相
Table 3 Biota of 5 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii*
concentration 200mg・l⁻¹

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.	60	100	160	120	80	120	120	120
<i>Trachelophyllum</i> sp.	240	280	380	300	160	200	180	200
<i>Chilodonella</i> sp.								
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.		40			40	80	40	80
<i>Aspidisca</i> sp.								
<i>Oxytricha</i> sp.	80	120	200	160	80	100	80	80
small flagellata	2,200	2,200			4,300			
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		280		200		360		280
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda								
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			8	12			7	7
<i>Macrobiotus</i> sp.								

(N・ml⁻¹)

表 4 *M. wesenbergii*懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養12日目の生物相
 Table 4 Biota of 12 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.	100				120	300	360	360
<i>Trachelophyllum</i> sp.	60	80	120	120	200		120	
<i>Chilodonella</i> sp.	20	40		80		60	20	80
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.		120	60	140	80	180		120
<i>Aspidisca</i> sp.	40					100	60	
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata	180	600	240	400		240		480
<i>Peranema</i> sp.	240	240	360		360		200	
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		980		900		880		740
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda								
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			90	110			79	100
<i>Macrobotus</i> sp.								

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 5 *M. wesenbergii*懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養19日目の生物相
 Table 5 Biota of 19 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.					120			
<i>Trachelophyllum</i> sp.	120	180		200	60	60	120	20
<i>Chilodonella</i> sp.		480	300	600	60	300	120	180
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.	120		60			60	100	80
<i>Aspidisca</i> sp.	300	480	360	660	400	480	400	520
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata							100	120
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.		40	20	60	20	20	60	80
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		1,100		1,300		2,000		2,000
<i>Chaetonotus</i> sp.	24	36		48	12	18		18
Nematoda	2	6	6	10	4	1	2	8
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			220	180			320	280
<i>Macrobotus</i> sp.	1		2	2		4	1	1

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 6 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養26日目の生物相
 Table 6 Biota of 26 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.								
<i>Trachelophyllum</i> sp.	60	60	120	60	60	120	60	60
<i>Chilodonella</i> sp.	60	60	24		24	180	36	24
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.								
<i>Aspidisca</i> sp.			60	48			120	60
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.	120	240		600			240	840
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		580		200		1,700		880
<i>Chaetonotus</i> sp.		120	120	24	60	24		12
Nematoda	2						1	
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			110	52			230	100
<i>Macrobiotus</i> sp.			1		1	1		

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 7 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養開始時の生物相
 Table 7 Biota of initial cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.								
<i>Trachelophyllum</i> sp.								
<i>Chilodonella</i> sp.								
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.	20	20	20	20	20	20	20	20
<i>Aspidisca</i> sp.								
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		70		70		70		70
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda								
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			1	1			1	1
<i>Macrobiotus</i> sp.								

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 8 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養5日目の生物相
 Table 8 Biota of 5 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.	20	20	20	40	100	80	60	120
<i>Trachelophyllum</i> sp.	120	100	80	100	100	120	180	120
<i>Chilodonella</i> sp.								
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.	40		20		20	20		40
<i>Aspidisca</i> sp.								
<i>Oxytricha</i> sp.	40	40	60	60	80	100	80	100
small flagellata	1,100						1,100	
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		100		100		200		240
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda								
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			6	9			6	8
<i>Macrobiotus</i> sp.								

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 9 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 下における培養12日目の生物相
 Table 9 Biota of 12 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.					240	120		
<i>Trachelophyllum</i> sp.	120	100		240	120	120	200	60
<i>Chilodonella</i> sp.		400	240	480	120	180	60	160
<i>Paramecium</i> sp.			40	20	60	20	20	80
<i>Glaucoma</i> sp.			40			120	180	120
<i>Aspidisca</i> sp.	480	600	480	880	360	480	480	600
<i>Oxytricha</i> sp.							160	240
small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.	180	120			120	60		60
<i>Amoeba</i> sp.								
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		640		720		960		1,020
<i>Chaetonotus</i> sp.								
Nematoda	6	4	4	6	8	2	7	6
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			76	89			80	91
<i>Macrobiotus</i> sp.								

($\text{N}\cdot\text{ml}^{-1}$)

表 10 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 400mg・l⁻¹下における培養19日目の生物相
Table 10 Biota of 19 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii*
concentration 400mg・l⁻¹

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.	60				120		60	120
<i>Trachelophyllum</i> sp.		120	480	120		60	240	240
<i>Chilodonella</i> sp.		180	120	120	120	60		120
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.								
<i>Aspidisca</i> sp.	600	480			360	480	120	600
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.	180	240	240	180	240	240	240	360
<i>Euglypha</i> sp.	200	240	200	360	180	240	360	480
<i>Philodina</i> sp.		2,000		1,800		1,600		1,200
<i>Chaetonotus</i> sp.	60	64		24			24	36
Nematoda	2	6	8	9	4	2	6	10
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			230	180			300	240
<i>Macrobiotus</i> sp.								

(N・ml⁻¹)

表 11 *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 400mg・l⁻¹下における培養26日目の生物相
Table 11 Biota of 26 day after the cultivations in case of *M. wesenbergii*
concentration 400mg・l⁻¹

Biota	Light				Dark			
	M	MP	MA	MAP	M	MP	MA	MAP
<i>Coleps</i> sp.								
<i>Trachelophyllum</i> sp.	120	120		60	120	60		
<i>Chilodonella</i> sp.		60	60		60		60	
<i>Paramecium</i> sp.								
<i>Glaucoma</i> sp.								
<i>Aspidisca</i> sp.	240			120			60	120
<i>Oxytricha</i> sp. small flagellata								
<i>Peranema</i> sp.								
<i>Amoeba</i> sp.	240	840	480	600	240	480	360	600
<i>Euglypha</i> sp.								
<i>Philodina</i> sp.		1,500		920		720		520
<i>Chaetonotus</i> sp.			24	60	36	24		
Nematoda	1	2					2	1
<i>Aeolosoma hemprichi</i>			120	64			200	100
<i>Macrobiotus</i> sp.	1		1	1	1	1		2

(N・ml⁻¹)

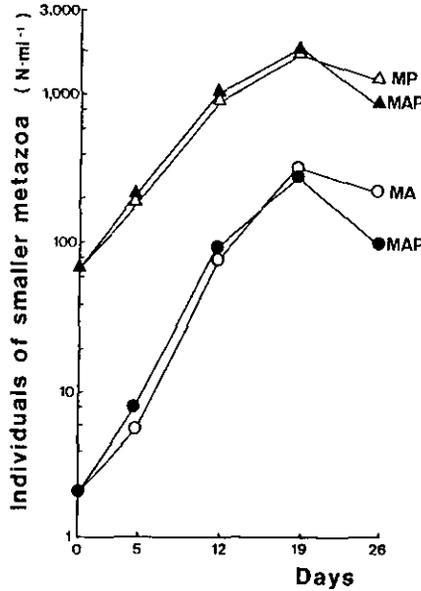


図 18 *M. wesenbergii*懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の *P. roseola* 及び *A. hemprichi*との関係

Fig. 18 Relationship between number of smaller animals and cultivation time in light system through *M. wesenbergii* concentration $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)

図18は *M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光照射系の *P. roseola* 及び *A. hemprichi* の個体数と培養期間との関係を示したものである。*A. hemprichi* 単独の場合 (MA系) 及び *P. roseola* と共存の場合 (MAP系) におけるそれぞれの μ は培養開始後の12日間で見ると 0.31d^{-1} 及び 0.32d^{-1} であった。また同じく *P. roseola* について MP系及び MAP系それぞれでの μ は共に 0.22d^{-1} であった。このように *P. roseola* 及び *A. hemprichi* は共存しても互いの増殖を阻害し合わないことが明らかとなった。これは両者の摂食機構の違いに起因するものであると考えられる。すなわち、*A. hemprichi* はデトリタスフィーダーであり *M. wesenbergii* のフロックを分解し摂食する能力を有しているのに対し *P. roseola* はフィルターフィーダーであるため直接フロックを摂食することはできず分散状の藻体及び藻体の分解により生じた溶解性有機物により増殖した細菌のみを捕食するため直接食物源に対する競争が生じないためであると考えられる。このことは *A. hemprichi* による *M. wesenbergii* の細片化が期待できない MP系では MA系に比較し水質浄化能及び藻体分解速度とも劣っていることから裏づけられる。このような微生物相互の相助作用²¹⁾は Inamori ら²²⁾及び国安ら²³⁾の行った実験でも認められている。

次に微小動物相の総合的な、また数的な評価を行うために、顕微鏡下で観察された微小動物の

平均体長からそれぞれの微小動物 1 個体当たりの生物体容積を試算し検討を試みた。その結果を表12に示した。この平均個体容積と出現個体数を掛け合わせるにより、それぞれの生物相での生物の占める容積を原生動物と微小後生動物に着目して比較整理したものが表13である。これは個体の大きさの違いにより直接比較しにくかった原生動物と微小後生動物についてそれぞれの種別平均個体容積を定め、定量的に生物の量を比較検討しようとするものである。当然、同一種であっても生物体容積には個体差が存在する上、平均生物体容積の算出方法も概算的なものであり、さらに、同一容積の生物体であっても生物種によりその活動能力には大きな差が存在するなど厳密には考慮すべき点が残されている。しかし、ここでは接種した微小後生動物の役割を考察するため、この手法を取り入れ実験系による相違の相対評価を行った。*M. wesenbergii* 懸濁液濃度 $400\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ における光遮断系での培養液 1 ml 当たりの原生動物占有容積は図19に示したとおり、M系及びMAP系でそれぞれ培養 5 日後に $2.6\times 10^{-5}\text{cm}^3$, $3.3\times 10^{-5}\text{cm}^3$, 同12日後には $9.0\times 10^{-5}\text{cm}^3$, $1.9\times 10^{-4}\text{cm}^3$, 同19日後には $8.7\times 10^{-5}\text{cm}^3$, $4.4\times 10^{-4}\text{cm}^3$ 及び同26日後には 8.5×10^{-6}

表 12 生物体単位容積概算値一覧

Table 12 Animal body unit volume list appeared in cultivation ves-seles

Biota	Body volume ($\text{cm}^3\cdot\text{body}^{-1}$)
<i>Coleps</i> sp.	2.4×10^{-8}
<i>Trachelophyllum</i> sp.	2.0×10^{-9}
<i>Chilodonella</i> sp.	3.5×10^{-7}
<i>Colpoda</i> sp.	6.4×10^{-9}
<i>Paramecium</i> sp	4.8×10^{-7}
<i>Colpidum</i> sp.	8.0×10^{-8}
<i>Cinetochilum</i> sp.	1.0×10^{-8}
<i>Glaucoma</i> sp.	7.2×10^{-8}
<i>Cyclidium</i> sp.	1.0×10^{-9}
<i>Aspidisca</i> sp.	3.3×10^{-8}
<i>Oxytricha</i> sp.	2.7×10^{-7}
small flagellata	5.2×10^{-10}
<i>Peranema</i> sp.	9.0×10^{-9}
<i>Actinophrys sol</i>	1.8×10^{-8}
<i>Amoeba</i> sp.	2.5×10^{-6}
<i>Euglypha</i> sp.	2.8×10^{-7}
<i>Philodina rodeila</i>	1.6×10^{-8}
<i>Colurella</i> sp.	8.0×10^{-7}
<i>Chaetonotus</i> sp.	2.4×10^{-6}
Nematoda	7.8×10^{-8}
<i>Aeolosoma hemprichi</i>	5.0×10^{-6}
<i>Macrobiotus</i> sp.	1.9×10^{-5}

表 13 原生動物及び後生動物の占める生物体容積

Table 13 Body volume occupation ratio of protozoa or metazoa in biomass

a) *M. wesenbergii* concentration: 200mg·l⁻¹

Light conditios	Animal classify	System	Cultivation time (days)				
			0	5	12	19	26
Light	Protozoa	M	1.4×10 ⁻⁶	2.5×10 ⁻⁵	6.2×10 ⁻⁵	5.3×10 ⁻⁴	6.1×10 ⁻⁴
		MP	1.4×10 ⁻⁶	3.9×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻⁴	7.5×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻³
		MA	1.4×10 ⁻⁶	5.9×10 ⁻⁵	7.3×10 ⁻⁴	6.5×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻³
		MAP	1.4×10 ⁻⁶	4.7×10 ⁻⁵	1.5×10 ⁻⁴	5.9×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻³
	Metazoa	M	0	0	0	1.4×10 ⁻⁴	1.9×10 ⁻⁵
		MP	1.1×10 ⁻⁴	4.5×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻³	3.4×10 ⁻³	2.5×10 ⁻³
		MA	5.0×10 ⁻⁶	4.0×10 ⁻⁴	4.5×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻³	6.8×10 ⁻⁴
		MAP	1.2×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁴	2.0×10 ⁻³	3.8×10 ⁻³	2.0×10 ⁻³
Dark	Protozoa	M	1.4×10 ⁻⁶	2.9×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻⁵	7.1×10 ⁻⁴	6.2×10 ⁻⁴
		MP	1.4×10 ⁻⁶	3.6×10 ⁻⁵	1.1×10 ⁻⁴	7.0×10 ⁻⁴	1.2×10 ⁻³
		MA	1.4×10 ⁻⁶	2.8×10 ⁻⁵	2.0×10 ⁻⁵	7.1×10 ⁻⁴	9.2×10 ⁻⁴
		MAP	1.4×10 ⁻⁶	3.1×10 ⁻⁵	1.7×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻³	1.5×10 ⁻³
	Metazoa	M	0	0	0	3.1×10 ⁻⁷	1.1×10 ⁻⁴
		MP	1.1×10 ⁻⁴	5.8×10 ⁻⁴	1.4×10 ⁻³	2.6×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³
		MA	5.0×10 ⁻⁶	3.5×10 ⁻⁵	4.0×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻³	1.1×10 ⁻³
		MAP	1.2×10 ⁻⁴	4.8×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻³	3.2×10 ⁻³	1.4×10 ⁻³

(cm³ · cm⁻³)

b) *M. wesenbergii* concentration: 400mg·l⁻¹

Light conditios	Animal classify	System	Cultivated time (days)				
			0	5	12	19	26
Light	Protozoa	M	1.4×10 ⁻⁶	1.2×10 ⁻⁵	1.8×10 ⁻⁵	1.3×10 ⁻⁵	3.2×10 ⁻⁴
		MP	1.4×10 ⁻⁶	1.1×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻⁴	6.2×10 ⁻⁴
		MA	1.4×10 ⁻⁶	1.8×10 ⁻⁵	1.2×10 ⁻⁴	1.7×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻⁵
		MAP	1.4×10 ⁻⁶	1.7×10 ⁻⁵	2.1×10 ⁻⁴	3.8×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻³
	Metazoa	M	0	0	4.7×10 ⁻⁷	7.7×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁷
		MP	1.1×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻⁴	1.0×10 ⁻³	1.8×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³
		MA	5.0×10 ⁻⁶	3.0×10 ⁻⁵	3.8×10 ⁻⁴	1.1×10 ⁻³	8.6×10 ⁻⁴
		MAP	1.2×10 ⁻⁴	3.0×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻³	3.1×10 ⁻³	6.4×10 ⁻⁴
Dark	Protozoa	M	1.4×10 ⁻⁶	2.6×10 ⁻⁵	9.0×10 ⁻⁵	8.7×10 ⁻⁵	8.5×10 ⁻⁶
		MP	1.4×10 ⁻⁶	3.1×10 ⁻⁵	1.0×10 ⁻⁴	1.8×10 ⁻⁴	6.3×10 ⁻⁵
		MA	1.4×10 ⁻⁶	5.7×10 ⁻³	1.0×10 ⁻⁴	2.4×10 ⁻⁴	6.2×10 ⁻⁴
		MAP	1.4×10 ⁻⁶	3.3×10 ⁻⁵	1.9×10 ⁻⁴	4.4×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻³
	Metazoa	M	0	0	6.2×10 ⁻⁷	2.9×10 ⁻⁵	1.6×10 ⁻⁴
		MP	1.1×10 ⁻⁴	3.2×10 ⁻⁴	1.5×10 ⁻³	1.2×10 ⁻⁴	2.8×10 ⁻³
		MA	5.0×10 ⁻⁶	3.0×10 ⁻⁵	4.0×10 ⁻⁴	1.6×10 ⁻³	1.2×10 ⁻³
		MAP	1.2×10 ⁻⁴	4.2×10 ⁻⁴	2.1×10 ⁻³	4.7×10 ⁻³	1.9×10 ⁻³

(cm³ · cm⁻³)

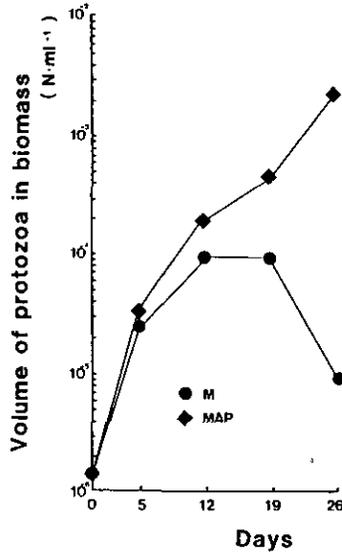


図 19 原生動物細胞体占有容積と培養日数との関係
 Fig. 19 Relationship between cell volume of Protozoa and cultivation time

cm³, 2.1 × 10⁻³ cm³であった。このことは MAP 系では微小後生動物の増殖に伴い原生動物も対数的な増殖を行うことを示唆している。M 系ではこのような現象が観察されないことから微小後生動物が原生動物の増殖を活性化させているのではないかと考えられる。すなわち、*A. hemprichi* の摂食活動により *M. wesenbergii* の細片化・分解が促進され有機物の溶出が多くなり、その結果、有機物を利用して増殖する細菌類の生菌数が高まり、最終的に細菌類を捕食する原生動物が増加したものと考えられる。このことは前述した TOC, DOC 及び好気性従属栄養細菌の生菌数などの結果からも裏づけられる。また、光照射系においても同様の傾向が認められた。このように、微小後生動物の存在は *M. wesenbergii* の分解に直接寄与するばかりでなく、その生態系全体を食物連鎖を通じて活性化させる働きを有しているものと考えられる。

4 まとめ

本研究では富栄養化湖沼で水の華として群体を形成するラン藻類 *M. wesenbergii* の分解に果たす微小後生動物の役割についてワムシ類 *P. roseola* 及び貧毛類 *A. hemprichi* に着目し光照射系及び光遮断系においてそれぞれ好気条件での実験的検討を行った。得られた成果は以下のようによまとめられる。① 微小動物の存在は光合成活性を抑制し pH 上昇を抑制させる効果があるが、*M. wesenbergii* を効率よく分解させるには光は完全に遮断し、藻体に光合成を行わせない条件に

することが最も重要であることが明らかとなった。② 光の有無にかかわらず *P. roseola* 及び *A. hemprichi* の存在は *M. wesenbergii* の分解の促進に貢献していることが明らかとなった。③ *M. wesenbergii* の分解能は *P. roseola* 及び *A. hemprichi* が共存する系で更に高まることが確認できた。このことは、デトリタスフィダーである *A. hemprichi* は *M. wesenbergii* の群体を摂食し細片化させ、フィルターフィーダーである *P. roseola* はこの細片化された分散状 *M. wesenbergii* を捕食するという機構から説明できると考えられる。④ 微小後生動物の存在は *M. wesenbergii* の分解を直接促進するばかりでなく藻体の分解に伴う溶解性有機物の増大を引き起こすと同時にこれを摂取する細菌類の増殖をうながし水路生態系における食物連鎖を通しての系内の活性化を引き起こし、間接的に *M. wesenbergii* の分解を促進させる作用を生じさせていると考えられる。⑤ *P. roseola* 及び *A. hemprichi* は原生動物のバイオマス量を高め *M. wesenbergii* の分解能を向上させる上で密接に関係しているのではないかと考えられる。

5 おわりに

本研究より *P. roseola* 及び *A. hemprichi* は *M. wesenbergii* 懸濁液の中でも定着し増殖することが可能であること、また、微小後生動物の接種を行わない場合には積極的に接種定着化を計った場合と比較して生態系の中での後生動物の比率が極端に低下し、分解能、浄化能も小さくなるということが明らかとなった。食物連鎖高次レベルの生物が数多く出現し生態系の中での食物環が複雑になればなるほど系内の生物相互の関係が安定化することが知られているが、これらのことから考えると、*P. roseola* 及び *A. hemprichi* といった微小後生動物を積極的に接種し定着化させることは生態系をより高い食物連鎖に安定化させ、*M. wesenbergii* の効率的分解を行わせる上で極めて重要であると考えられる。今後は *P. roseola* 及び *A. hemprichi* といった微小後生動物をより大量に定着化させるために、これらの生物の大量培養、定着化の技術を開発してゆくことが重要であろう。

引用文献

- 1) 環境庁編 (1986): 環境白書 (昭和61年版)。大蔵省印刷局, 547p.
- 2) 須藤隆一 (1979): 富栄養化とその対策。日本機械学会誌, 82, 1052-1057.
- 3) 須藤隆一 (1980): 霞ヶ浦における水の華に関する研究。陸水学雑誌, 41, 124-131.
- 4) 沖野外輝夫 (1980): アオコ大発生メカニズム。科学朝日, No. 8, 72-76.
- 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, 221p.
- 6) Jewell, W.J. and P.L. McCarty (1971): Aerobic decomposition of algae. Environ. Sci. Tech., 5, 1023-1031.
- 7) 高村典子・相崎守弘・安野正之 (1985): 霞ヶ浦における植物プランクトンの分解過程について。「第2回自然浄化シンポジウム」報告集, 国立公害研究所, 33-40.
- 8) Stewart, D.P. and M.D. Daft (1977): Microbial pathogens of cyanophycean blooms. Advances in

- Aquatic Microbiology, Vol. 1, 177-218.
- 9) 熊谷光彦・稲垣典子・細見正明 (1986): アオコの好氣的分解. 国立公害研究所研究報告, 第92号, 63-70.
 - 10) 稲森悠平・熊谷光彦 (1986): アオコの嫌氣的分解. 国立公害研究所研究報告, 第92号, 71-87.
 - 11) Depinto, J.V. and F.H. Verhoff (1977): Nitrogen regeneration from aerobic decomposition of green algae. Environ. Sci. Tech., **11**, 371-377.
 - 12) Fallon, R.D. and T.D. Brock (1979): Decomposition of blue-green algal (Cyanobacterial) blooms in Lake Mendota, Wisconsin. Appl. Environ. Microb., **37**, 820-830.
 - 13) 渡辺真之・千原光雄 (1980): 筑波研究学園都市地区の藻類相V. 霞ヶ浦産藍藻プランクトンの分類, 筑波大学筑波環境グループ, 筑波の環境研究 5A, 80-86.
 - 14) 水野壽彦 (1964): 日本淡水プランクトン図鑑. 保育社, 351p.
 - 15) 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.
 - 16) EPA Water quality office (1971): Methods for chemical analysis of water and wastes Analytical quality control office, Cincinnati, Ohio.
 - 17) 西條八束 (1975): クロロフィルの測定法. 陸水学雑誌, **36**, 103.
 - 18) 須藤隆一・稲森悠平 (1983): 図説生物相からみた処理機能の診断, 産業用水調査会.
 - 19) 稲森悠平・林 紀男・須藤隆一 (1986): 水路に出現する微小後生動物わむし類 *Philodina* sp. の増殖特性. 国立公害研究所研究報告, 第97号, 63-72.
 - 20) 稲森悠平・鈴木理恵・須藤隆一 (1984): 微小貧毛類の大量培養. 国立公害研究所研究報告第47号, 125-137.
 - 21) Boughay, A.S. (1973): Ecology of populations (Second Edition), The Macmillan Company, New York, U.S.A.
 - 22) Inamori, Y., Y. Kuniyasu and R. Sudo (1986): The role of smaller metazoa in water purification. Annual meeting on American Society for Microbiology. Washington D.C.
 - 23) 国安祐子・稲森悠平・須藤隆一 (1984): 生物処理における微小動物の役割に関する研究 1. 微小後生動物の有機物除去における役割, 日本水処理生物学会誌, 別巻 4 号, p. 54.

II-3

土壤による水質浄化 (IV)

—土壤処理による水質の長期変動—

Improvement of Water Quality by Land Application (IV)

—Change of Water Quality by Land Application for a Long Term—

富岡典子¹・松重一夫²・矢木修身¹・須藤隆一²

Noriko TOMIOKA¹, Kazuo MATSUSHIGE², Osami YAGI¹

and Ryuichi SUDO²

要 旨

低負荷汚濁水を長期間土壤処理した場合の、土壤の浄化能、目詰まり並びに目詰まりの回復に及ぼす土壤の種類及び流入水量の影響について検討を行った。

10基のライシメータに5種類の土壤を各々2基ずつ充てんし、各土壤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とおり設定した。5種類の土壤は鹿沼土、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日に流入を開始した。最も目詰まりを起こし易かった土壤はマサ土で、高負荷条件で9ヶ月、低負荷条件で2年で目詰まりを生じた。川砂、淡色黒ボク土、黒ボク土は、低負荷条件でも約2年で目詰まりが認められた。鹿沼土が最も目詰まりを起こしにくく、低負荷条件下では約3年経過しても目詰まりは起こらなかった。流入停止による目詰まりの回復の効果は黒ボク土と淡色黒ボク土においては認められ、マサ土、川砂でほとんど認められなかった。浸透水の水質は1年目と2年目以降でほぼ同じ値を示し、目詰まりによる流入停止後流入を再開した場合でも水質の変化はほとんど認められなかった。約3年を平均して、COD除去率は低負荷条件では、淡色黒ボク土>黒ボク土、マサ土>鹿沼土>川砂の順となり、値は各々86%、81%、79%、78%、高負荷条件では、淡色黒ボク土>黒ボク土>マサ土>川砂>鹿沼土の順で、値は各々82%、79%、75%、70%、67%となり、COD除去能は淡色黒ボク土及び黒ボク土が優れていた。T-N除去率は低負荷条件では、マサ土>淡色黒ボク土、川砂>鹿沼土>黒ボク土の順となり、値は各々、34%、32%、26%、-11%、高負荷条件では、マサ土>淡色黒ボク土>鹿沼土>川砂>黒ボク土の順とな

-
1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

り、値は各々42%、36%、30%、27%、-1%となり、T-N除去能はマサ土、淡色黒ボク土が優れていた。黒ボク土についてはT-Nの溶出が認められた。T-Pは土壤の種類、流入水量にかかわらず、約3年間の長期にわたって、90%以上の除去能が得られ、その中でも淡色黒ボク土及びマサ土は平均95%以上の除去率を示した。土壤処理に用いる土壤は高い有機物、窒素、リンの除去能を有し、目詰まりを起こしにくいことが望まれるが、今回試験した土壤ではこの性質は両立せず、目詰まりを最も起こしにくかった土壤は鹿沼土であり、除去能が最も高かった土壤は淡色黒ボク土であった。土壤処理を行う場合、高い除去能と目詰まりの防止を両立させるためには、鹿沼土のように透水性の良い土壤と淡色黒ボク土のように除去能の高い土壤を組み合わせて利用することが有効と考えられた。

Abstract

We investigated water quality of leachates and the clogging by land application of water of Lake Kasumigaura. Five Kinds of soils, Kanuma soil, andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil were filled into lysimeters, respectively. Lake water was supplied at the low and high loading ($50l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$, $250l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$). Experiments were started at May 9, 1984. Under the high loading, light colored andosol and masa soil were choked up after 9 months, andosol was choked up after a years, sandy soil was choked up after a year and 2 months and kanuma soil was choked up 2 years and 6 months. Under the low loading, masa soil, andosol, sandy soil and light colored andosol were choked up in 2 years. Kanuma soil was not choked up during the experiment for 2 years and 10 months. The water supply to andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil at the high loading were started again after 6 or 9 months of the clogging. After then, andosol and light colored andosol were not choked up untill experiment finished (for 6 or 3 months), masa soil and sandy soil were choked up after 1 month.

Water quality was stable at all conditions. At the low loading, the average removal ratio of COD for light colored andosol, andosol, masa soil, Kanuma soil, sandy soil, were 86 %, 81 %, 81 %, 79 %, 78 %, respectively. At the high loading, the avelage of removal of ratio COD for light colored andosol, andosol masa soil, sandy soil, Kanuma soil were 82 %, 79 %, 75 %, 70 %, 67 %, respectively. At the low loading, the removal ratio of T-N for masa soil, light colored andosol, sandy soil, Kanuma soil, andosol were 34 %, 32 %, 32 %, 26 %, -11 %, respectively. And at the high loading, the removal ratio of T-N for masa soil, light colored andosol, Kanuma soil, sandy soil, andosol were 42 %, 36 %, 30 %, 27 %, -1 %, respectively. The removal ratio of T-P was above 90 % at all conditions throughout experiment. Light colored andosol gave the highest ability to remove COD and T-P, masa soil and light colored andosol gave higher ability to remove T-N than other soils.

1 はじめに

我が国における下水道の整備の速度は遅く、全国の普及率は昭和61年度でようやく37%に達したところである。下水道のない地域では、し尿はし尿浄化槽や、合併式浄化槽あるいは汲み取り

方式により処理する規制がなされている。しかし家庭排水の場合は規制がなく、そのまま排水され、河川及び閉鎖性水域への大きな負荷となり、水質の悪化を招いている。特に家庭雑排水は中小河川の中上流域に放流されることが多く、これにより引き起こされる中下流域の水質の富栄養化は、そこを水道源水としている住民も多いことから大きな問題となっている。河川及び閉鎖性水域の富栄養化を防止するためには、排水の高度処理が必要であり、土壌処理は有害物質を含まない家庭排水の高度処理に適した方法として注目されている。土壌処理は土壌及び土壌生態系を活用した汚水処理技術であり^{1,2)}、安価でメンテナンスが容易で長期間高度処理に当たる処理能力を得ることができるものと考えられている³⁾。現在土壌処理は、旅館、林間学校、ゴルフのクラブハウスなど処理水の放流先のない排水の処理に実際に用いられており、調査報告も多数出されている⁴⁻⁶⁾。またライシメータなどを用いた実験結果⁷⁾に基づいてある程度の指針も提出されている⁸⁾。しかしながら、土壌処理は不均質な土壌、複雑な土壌生態系を対象とするために、現状では定量的評価が困難であり、設計のための規格が困難な点も数多く残されている。また硝酸⁹⁾や重金属¹⁰⁾、細菌¹¹⁾による地下水汚染の可能性や、排水の地表への溢水による公衆衛生上の問題など未解決の部分も多い。

今回は5種類の土壌を用いて2種類の水量負荷で、約3年にわたる低負荷汚濁水の長期散水を行い、土壌の持つ浄化能、目詰まりの起こりやすさについて検討した。1984年5月～1985年3月の開始後1年間の結果については既に報告したので¹²⁾、本報告では前半の結果と比較検討しながら、1985年4月～1986年3月までの2～3年目の後半の実験結果を中心に報告する。

2 実験方法

2.1 使用装置及び運転方法

実験に使用したライシメータは既に報告したように¹³⁾、幅2 m、奥行き2 m、高さ2.5 m、内面ブチルゴムライニングの鋼鉄製で、れき、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60 cmのトレンチを用いて行い浸透水は最下層に設置された集水管に集められた。ライシメータには、鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂の5種類を2基ずつ充てんし実験に供した。

2.2 流入水

1984年5月に霞ヶ浦の湖水を使用して10基のライシメータに同時に流入を開始し、1987年3月末まで2年10か月間の間実験を行った。負荷水量は低負荷 $50\text{ l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 、高負荷 $250\text{ l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の2条件設定した。流入の結果目詰まりが生じたものは流入水を減少させ、高負荷で $50\text{ l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ 、低負荷で $20\text{ l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が不可能になった時点で流入を停止、落水し、回復を図るために6または9か月間流入を停止後運転を再開した。

浸透水及び流入水を季節ごとに採水し分析を行った。浸透水は土壌浸透実験装置下部に設置さ

れた採水口より、流入水は土壌への流入部より採水した。分析項目は pH、水温、DO、COD、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測定した。流入水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、及び可溶性 COD は、ワットマン GF/C でろ過したろ液を使用した。

3 結果及び考察

3.1 流入水及び浸透水の季節変化

(1) 流入水量

全期間通しての低負荷及び高負荷の流入水量の変化を図 1、図 2 に示した。

低負荷条件では、2 年経過まですべての土壌で流入可能であったが、マサ土で 2 年後、黒ボク土で 2 年 1 か月後、川砂で 2 年 4 か月後、淡色黒ボク土で 2 年 5 か月後に目詰まりを生じ、 $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が不可能になった。鹿沼土は約 3 年間 $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が可能であった。目詰まり後マサ土、黒ボク土は $20\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ に流入量を減少させて流入を続け、黒ボク土は、2 年 5 か月目で、 $20\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が不可能となったので流入を停止した。一方、高負荷条件では淡色黒ボク土、マサ土で流入開始後 9 か月、黒ボク土で 1 年 10 か月、川砂で 1 年 3 か月後に目詰まりが生じ、 $250\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が困難となったので、流入可能な量に流入水を減少させて流入を継続した。1 年 5 か月後、川砂とマサ土で、1 年 9 か月後に黒ボク土で、2 年後に淡色黒ボク土で $50\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ の流入が困難となったので、流入可能な量に流入水を減少させて流入を継続した。

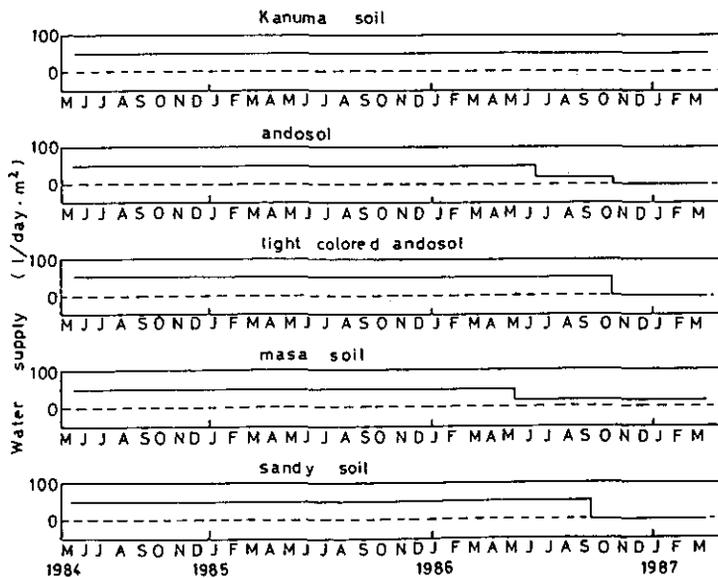


図 1 流入水量 (低負荷)

Fig. 1 Volume of water supply (low loading)

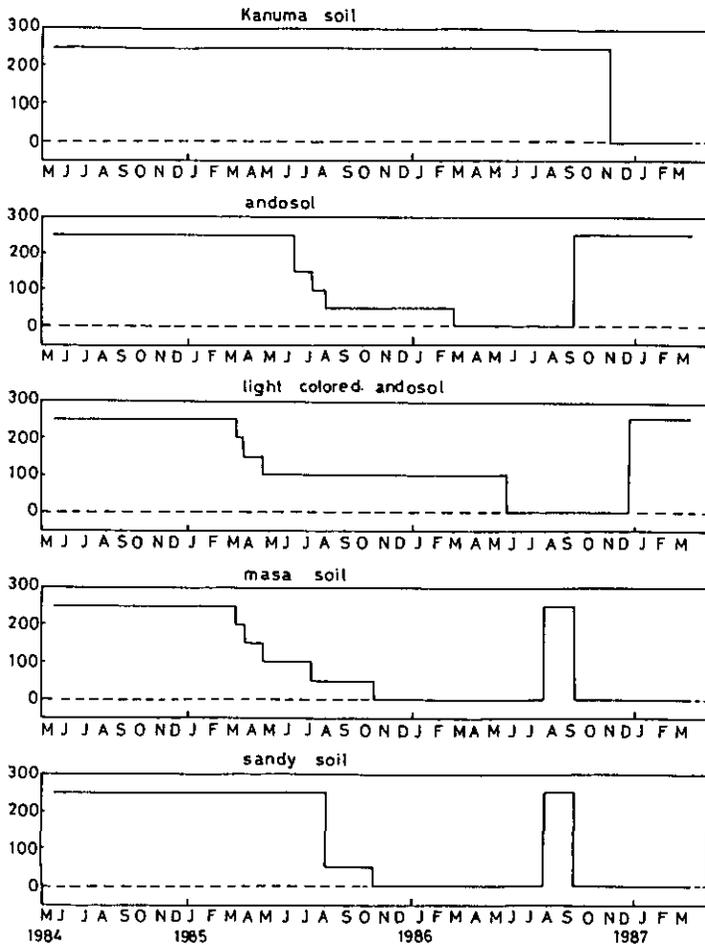


図 2 流入水量 (高負荷)
Fig. 2 Volume of water supply (high loading)

m^{-2} の流入が不可能となったので流入を停止した。鹿沼土は2年6か月後に目詰まりを生じたので流入を停止した。停止後、川砂、マサ土で夏期まで9か月間、淡色黒ボク土、黒ボク土で夏期を含む半年間流入を停止して目詰まりの回復を図り、 $250l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$ で流入を再開した。川砂、マサ土では再開後1か月で再び土壌表面に湛水が起こったので流入を停止した。黒ボク土、淡色黒ボク土では流入再開後各々6か月、3か月経過しても $250l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$ で流入され、目詰まりの回復が認められた。

(2) 水温

流入水及び浸透水の水温の季節変化を、図3、図4に示した。流入水、浸透水の水温は1年目と同様に気温の変化に伴って変化した。浸透水の水温は流入水よりも $1^{\circ}C$ 程度低めで土壌、負荷

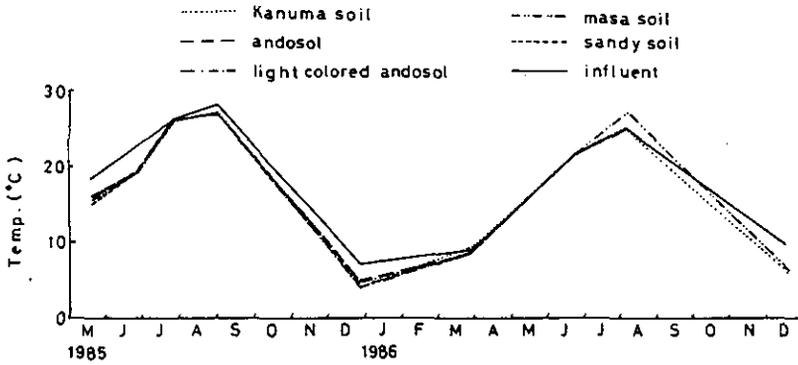


図 3 流入水及び浸透水（低負荷）の水温の季節変化
 Fig. 3 Seasonal changes of temperature of influent and leachates at low loading

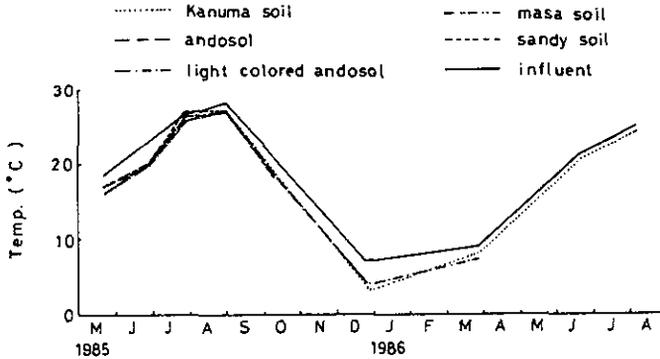


図 4 流入水及び浸透水（高負荷）の水温の季節変化
 Fig. 4 Seasonal changes of temperature of influent and leachates at high loading

量による差異はほとんど認められなかった。

(3) PH

流入水及び浸透水の pH の季節変化を図 5, 6 に示した。流入水の pH は土壌の種類によってほぼ一定の値を示し、1985年6月から1986年12月までの平均値は低負荷、高負荷それぞれ川砂が 7.33, 7.31, マサ土が 7.17, 7.10, 鹿沼土が 6.72, 7.10, 淡色黒ボク土が 6.64, 6.97, 黒ボク土が 6.16, 6.35で、川砂>マサ土>鹿沼土>淡色黒ボク土>黒ボク土の順となり、川砂とマサ土と浸透水は微アルカリ性を示した。1984年5月から1985年5月の1年目と1985年6月から1986年12月の2年目を比較すると、低負荷条件の淡色黒ボク土とマサ土で pH が 0.5以上、鹿沼土では 0.3以上上昇している。これは流入水のアルカリ性が浸透水の pH に影響を及ぼしたためと考えられる。黒ボク土の pH は常に 6~6.5でありほとんど上昇は認められなかった。

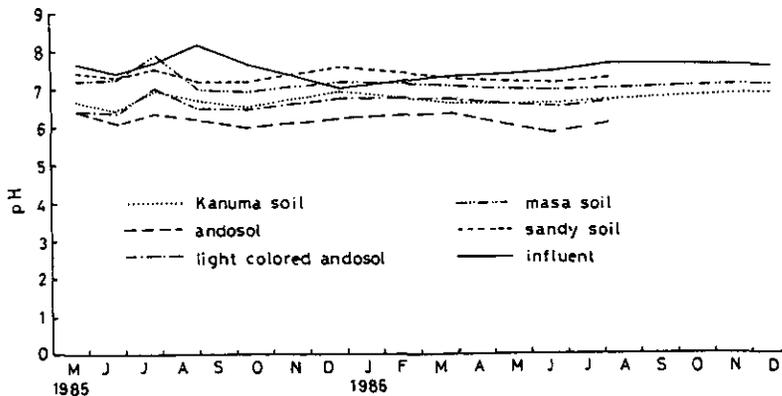


図 5 流入水及び浸透水（低負荷）のpHの季節変化
 Fig. 5 Seasonal changes of pH of influent and leachates at low loading

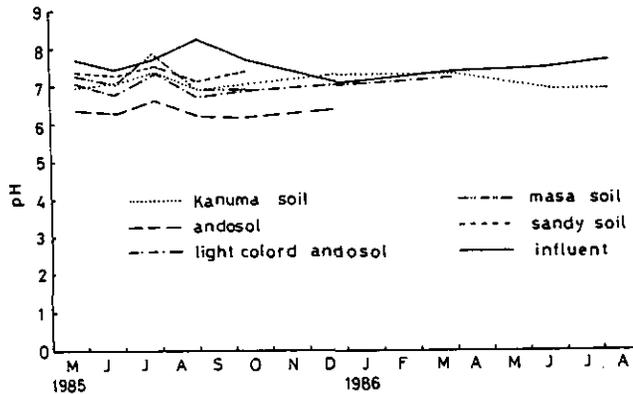


図 6 流入水及び浸透水（高負荷）のpHの季節変化
 Fig. 6 Seasonal changes of pH of influent and leachates at high loading

(4) DO

流入水及び浸透水の DO の季節変化を図 7, 8 に示した。流入水、浸透水ともに 1 年目と同様 DO は冬に増加し夏に減少した。浸透水の DO は川砂では低高負荷ともに流入水より高く、鹿沼土、マサ土では低負荷で流入水よりわずかに高く高負荷ではわずかに低く推移した。黒ボク土、淡色黒ボク土では低負荷、高負荷ともに流入水に比べ $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度低い値を示した。

(5) COD

流入水の COD 及び可溶性 COD の季節変化を図 9 に、低負荷条件の浸透水の COD の季節変化を図 10 に、高負荷条件の浸透水の COD の季節変化を図 11 に、流入水及び浸透水の COD の平均値を図 12 に示した。

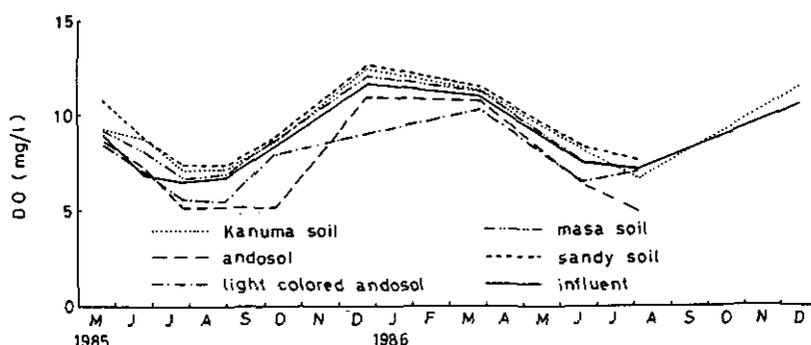


図 7 流入水及び浸透水（低負荷）のDOの季節変化
 Fig. 7 Seasonal changes of DO of influent and leachates at low loading

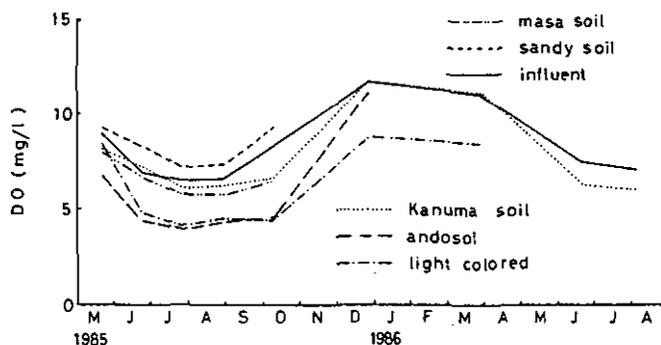


図 8 流入水及び浸透水（高負荷）のDOの季節変化
 Fig. 8 Seasonal changes of DO of influent and leachates at high loading

流入水には霞ヶ浦の湖水を使用した。流入水のCODの値は図9に示すように変動が大きく、最低 $3.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、最高 $11.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。一方流入水の可溶性CODはCODの40%から70%程度で、 $2.5\sim 4.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で変化が小さかった。

低負荷条件の浸透水のCODの季節変化は図10に示したが、5種類の土壌いずれも常に $2.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下であった。淡色黒ボク土の浸透水のCODは $0.6\sim 1.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、1年目に引き続き低い値であった。黒ボク土の浸透水のCODは $0.6\sim 1.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で、1985年10月以降は5種類の土壌の浸透水の中で最も低い値であった。鹿沼土、川砂の浸透水のCODはそれぞれ $0.9\sim 1.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.9\sim 1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、他の3土壌の浸透水に比べて高い値であった。マサ土の浸透水のCODは $0.6\sim 1.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。

図11に高負荷条件の浸透水のCODの変化を示した。高負荷条件では、目詰まりが生じ流入を停

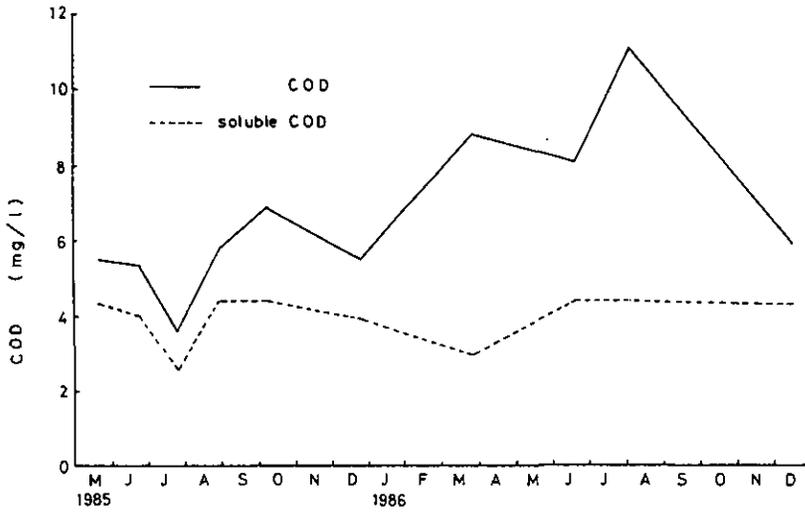


図 9 流入水のCODの季節変化
Fig. 9 Seasonal changes of COD of influent

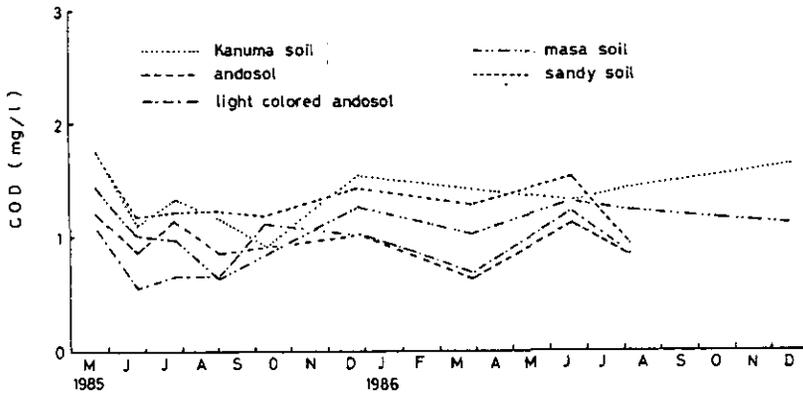


図 10 浸透水 (低負荷) のCODの季節変化
Fig. 10 Seasonal changes of COD of leachates at low loading

止したものは、流入停止までを示した。鹿沼土の浸透水のCODは $1.5 \sim 2.3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、低負荷と比べて1.5倍程度高めで、高負荷条件の中で最も高い値であった。黒ボク土は1985年6月から流入水量を減少させて運転しているが、CODの値は $1.0 \sim 1.8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であり、低負荷と比べて $0.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 程度高めであった。淡色黒ボク土、マサ土は、1985年3月から流入量を減少させているが、浸透水のCODはそれぞれ $0.6 \sim 1.4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、 $0.9 \sim 1.7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ と低負荷条件と比べて $0.1 \sim 0.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 高い程度であった。

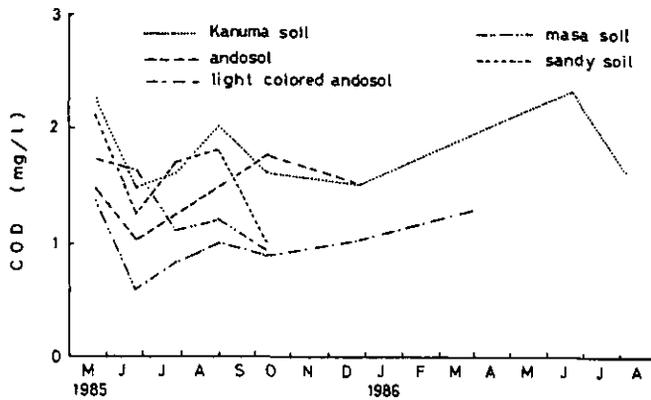


図 11 浸透水（高負荷）のCODの季節変化
 Fig. 11 Seasonal changes of COD of leachates at high loading

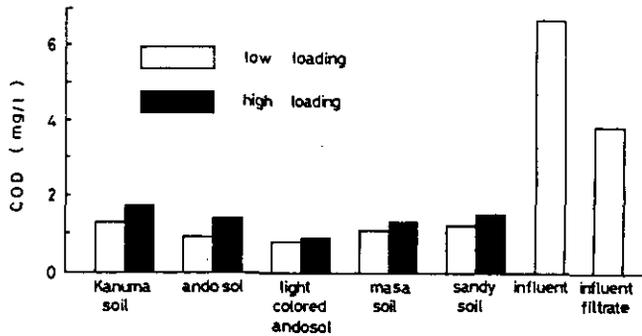


図 12 流入水及び浸透水のCODの平均値（1985年6月24日～1986年12月17日）
 Fig. 12 Mean values of COD of influent and leachates (Jun. 24, 1985- Dec. 17, 1986)

黒ボク土、マサ土、川砂の高負荷条件で6～9か月間の流入停止後、流入を再開したときの浸透水のCODは各々 $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $2.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で停止前とほとんど変わらず、停止の水質への影響は認められなかった。

2年目以降の流入水及び浸透水のCODの平均値を図12に示した。流入水COD及び可溶性CODの平均値は各々 $6.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $3.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。低負荷条件では平均値は鹿沼土、川砂>マサ土>黒ボク土>淡色黒ボク土の順で、値は各々 $1.3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。一方高負荷条件では平均値は鹿沼土>川砂>黒ボク土、マサ土>淡色黒ボク土の順で、値は各々 $1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $0.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。平均値で比較すると、淡色黒ボク土が低負荷、高負荷の両条件下で最も低い値を示し、鹿沼土、川砂は高く、淡色黒ボク土の1.5～1.9倍程度であった。

低負荷、高負荷条件の、COD除去率の季節変化を図13、14に、可溶性COD除去率の季節変化

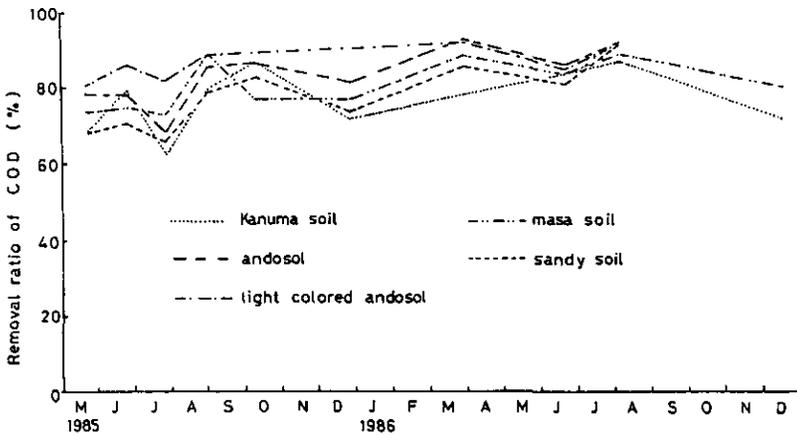


図 13 低負荷条件におけるCOD除去率の季節変化
 Fig. 13 Seasonal changes of removal ratio of COD at low loading

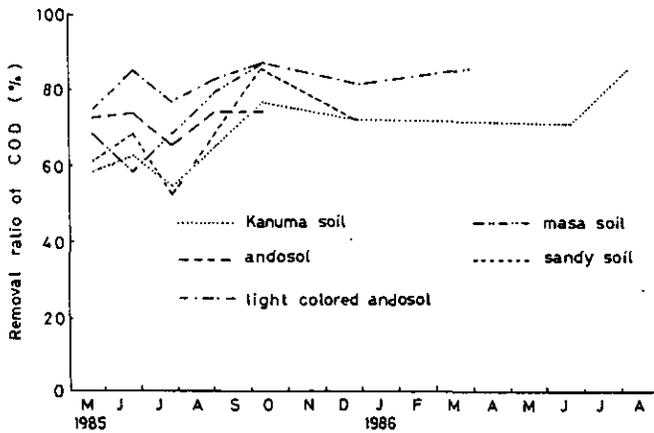


図 14 高負荷条件におけるCOD除去率の季節変化
 Fig. 14 Seasonal changes of removal ratio of COD at high loading

を図15, 16に, COD 除去率の平均値を図17に示した。

低負荷条件の COD 除去率の季節変化は図13に示したが, 1年目に引き続いて淡色黒ボク土が最も高く常に80%以上であった。黒ボク土も高い除去率を示し, 1985年の5月~7月にかけて一時低下した以外は80%以上の除去率を保った。鹿沼土の COD 除去率は1年目が変動が大きかったが, 2年目以降も最低が62%, 最高が87%と他の土壌と比べて変化が大きかった。

高負荷条件の COD 除去率の季節変化は図14に示したが, すべての土壌について低負荷に比べて除去率が低かった。淡色黒ボク土の COD 除去率は75~87%で, 最も高い除去率を示した。黒ボ

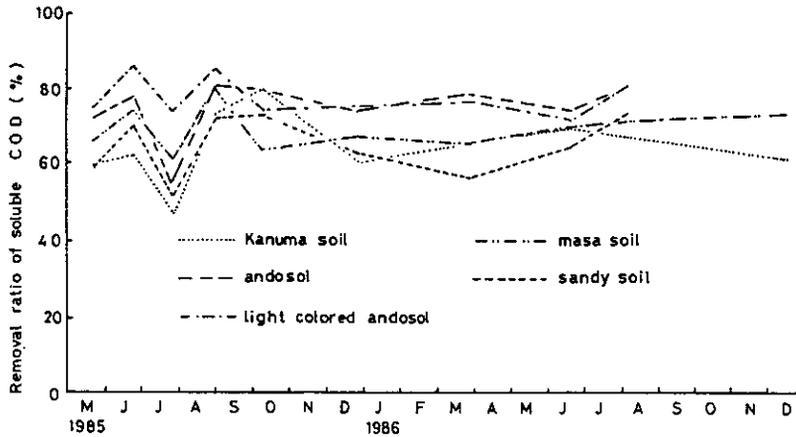


図 15 低負荷条件における可溶性COD除去率の季節変化
 Fig. 15 Seasonal changes of removal ratio of soluble COD at low loading

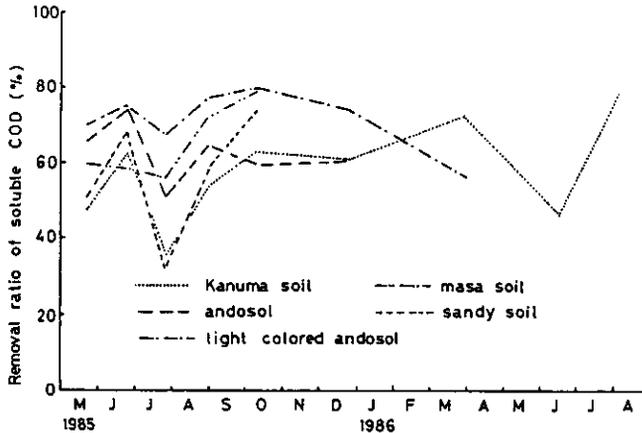


図 16 高負荷条件における可溶性COD除去率の季節変化
 Fig. 16 Seasonal changes of removal ratio of soluble COD at high loading

ク土のCOD除去率は1年目の後半から低下してきており、65~75%と低負荷に比べて10%以上低かった。マサ土、川砂の除去率は各々59~86%、52~85%と大きく変化した。鹿沼土のCOD除去率は1年目の後半は60%程度であったが、2年目の中頃から上昇し、55~91%の間であった。

図15に低負荷条件の可溶性COD除去率の季節変化を示した。流入水中の可溶性CODを100%としたときのCOD除去率は、土壌が有機物を浄化する作用の中のろ過作用以外の吸着作用、分解作用の能力を見る目安となるものと考えられる。最も除去率の高かった淡色黒ボク土では、可溶性CODの除去率の値は72~86%を示し、最も低かった鹿沼土でも1985年7月に著しく低い値であった以外は60~80%であった。また高負荷条件の可溶性COD除去率の季節変化を図16に示し

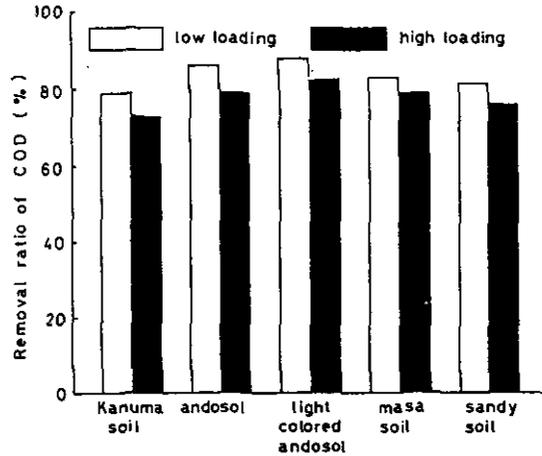


図 17 COD除去率の平均値 (1985年6月24日～1986年12月17日)

Fig. 17 Mean values of removal ratio of COD (Jun. 24, 1985- Dec. 17, 1986)

たが、最も除去率の高かった淡色黒ボク土では70%程度、低かった鹿沼土でもおおむね50%以上の除去率を示した。どの土壌についても浸透水中のCODは流入水の可溶性CODの半分以下になっており、有機物の浄化に吸着作用及び分解作用が働いていることが分かった。

2年目以降のCOD除去率の平均値を図17に示した。低負荷条件では除去率は淡色黒ボク土>黒ボク土>マサ土>川砂>鹿沼土の順となり値は各々88%、86%、83%、82%、80%、高負荷条件では淡色黒ボク土>マサ土>黒ボク土>川砂>鹿沼土の順となり値は各々83%、79%、76%、74%となった。水量負荷で比較すると、どの土壌においてもCOD除去率は高負荷条件が低負荷条件を下回り、低濃度汚濁水の処理においても水量負荷を増加させると除去率が低下することが明らかとなった。

(6) 窒素

流入水、浸透水のT-Nの季節変化を図18、19に、 NO_{2+3} -N態窒素の季節変化を図20、21に、流入水と浸透水のT-N、 NO_{2+3} -N態窒素の平均値、及びT-N除去率の平均値を図22、23に示した。

図18に示すように、流入水のT-Nは $0.9 \sim 1.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で1年目より高かった。低負荷条件の浸透水では、淡色黒ボク土が最も低い値を示し1985年の7月に $1.5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ を示した以外は $0.6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下を示した。鹿沼土、マサ土、川砂はおおむね $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 以下であった。黒ボク土は $0.6 \sim 2.0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ の間で1年目に引き続き他の土壌よりも高かった。特に2年目の7月から10月にかけて黒ボク土の浸透水のT-Nは流入水のT-Nを上回った。高負荷条件のT-Nを図19に示したが、鹿沼土では $0.4 \sim 1.2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土では $0.2 \sim 0.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 、マサ土と川砂では各々 $0.3 \sim 0.9$

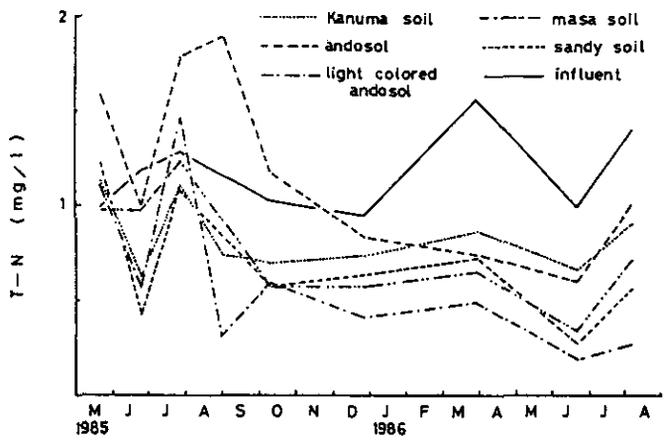


図 18 流入水及び浸透水（低負荷）のT-Nの季節変化
 Fig. 18 Seasonal changes of T-N of influent and leachates at low loading

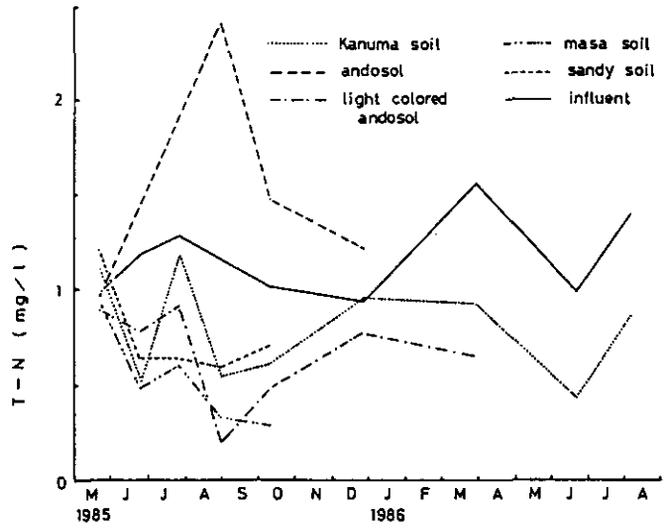


図 19 流入水及び浸透水（高負荷）のT-Nの季節変化
 Fig. 19 Seasonal changes of T-N of influent and leachates at high loading

mg・l⁻¹, 0.6~1.2mg・l⁻¹であった。黒ボク土は0.9~2.4mg・l⁻¹であった。
 流入水と浸透水のNO₂₊₃-N 態窒素の季節変化を図20, 21に示した。流入水のNO₂₊₃-Nは0.2~0.8mg・l⁻¹でT-Nの40%程度であり、一方浸透水ではNO₂₊₃-NはT-Nの60~100%と浸透水の方が硝化の進んだ形となっていた。NH₄-N 態窒素は流入水で0.08mg・l⁻¹以下、浸透水で0.04mg・l⁻¹以下で、いずれも検出限界(0.01mg・l⁻¹)のことが多かった。

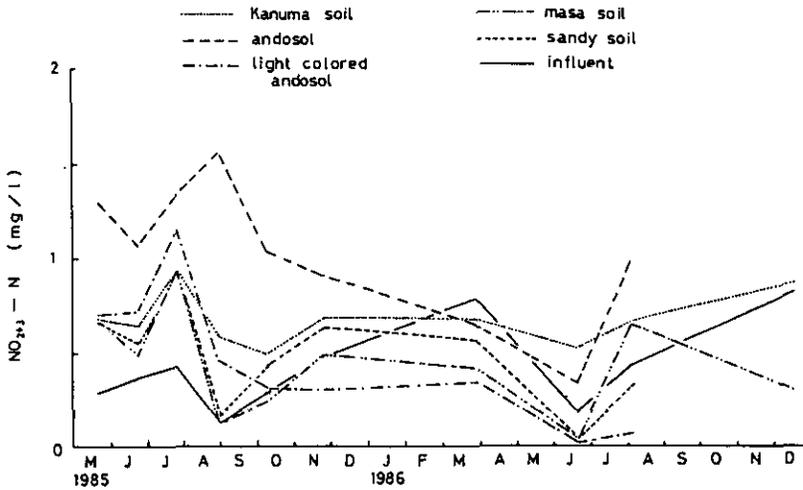


図 20 流入水及び浸透水（低負荷）の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の季節変化
 Fig. 20 Seasonal changes of $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ of influent and leachates at low loading

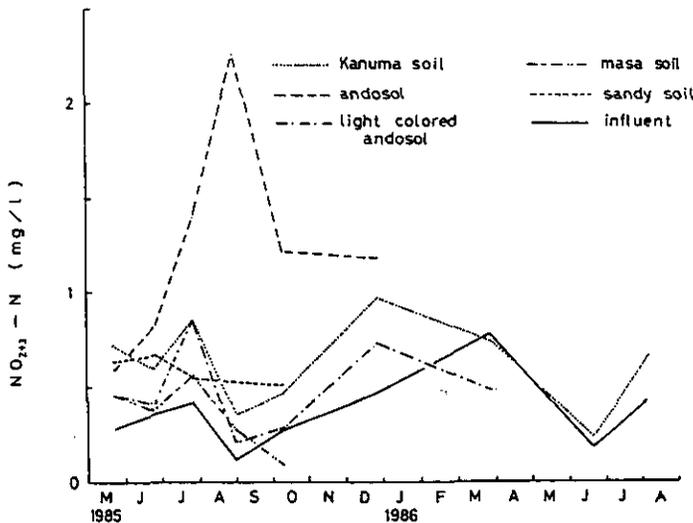


図 21 流入水及び浸透水（高負荷）の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の季節変化
 Fig. 21 Seasonal changes of $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ of influent and leachates at high loading

流入水と浸透水の T-N の平均値を図22に示した。低負荷条件では、平均値は淡色黒ボク土が $0.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、川砂が $0.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、マサ土が $0.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、鹿沼土が $0.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、黒ボク土が $1.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、1年目と比較して淡色黒ボク土では $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、川砂では $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 減少し、マサ土では変化がなく鹿沼土では $0.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、黒ボク土では $0.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 増加した。高負荷条件では、マサ土が最も低い平均値を示し、 $0.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土、川砂、鹿沼土は各々 0.6 、 0.7 、 $0.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で

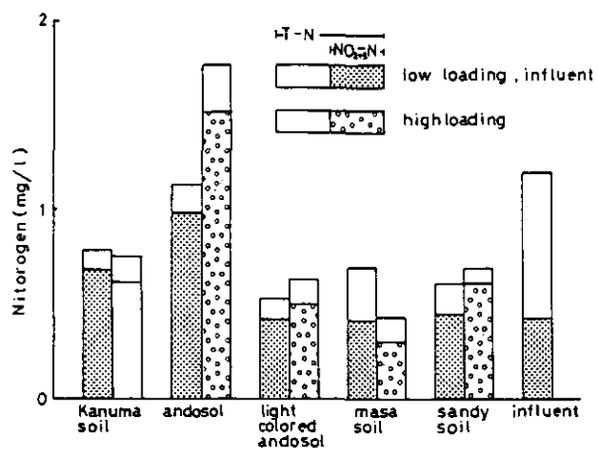


図 22 流入水及び浸透水のT-N及びNO₂₊₃-Nの平均値 (1985年6月24日-1986年12月17日)

Fig. 22 Mean values of T-N and NO₂₊₃-N of influent and leachates (Jun. 24, 1985- Dec. 17, 1986)

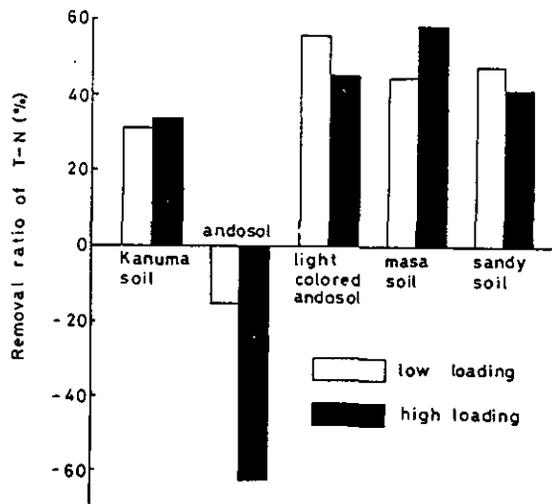


図 23 T-N除去率の平均値 (1985年6月24日~1986年12月17日)

Fig. 23 Mean values of removal ratio of T-N (Jun. 24, 1985- Dec. 17, 1986)

あった。黒ボク土は $1.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で1年目よりも $1.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ も増加し、土壌からの流出が続いていた。

T-Nの除去率を図23に示したが、低負荷条件では淡色黒ボク土>川砂>マサ土>鹿沼土>黒ボク土の順となり、値は各々56%、48%、44%、31%、-15%、高負荷条件ではマサ土>淡色黒ボク

土>川砂>鹿沼土>黒ボク土の順となり値は各々58%, 45%, 42%, 34%, -63%となった。黒ボク土を除いて30%以上の除去率を示した。黒ボク土は、2年目夏期に値が著しく上昇したため除去率はマイナスとなった。黒ボク土を除いては、同じ土壌では、高負荷の方が低負荷よりも除去率が高かった。これは1年目と同様でCOD除去率は低負荷が高いのと逆になっていた。

(7) リン

流入水及び浸透水の T-P の季節変化を図24, 25に示した。流入水の T-P は20~60 $\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で、

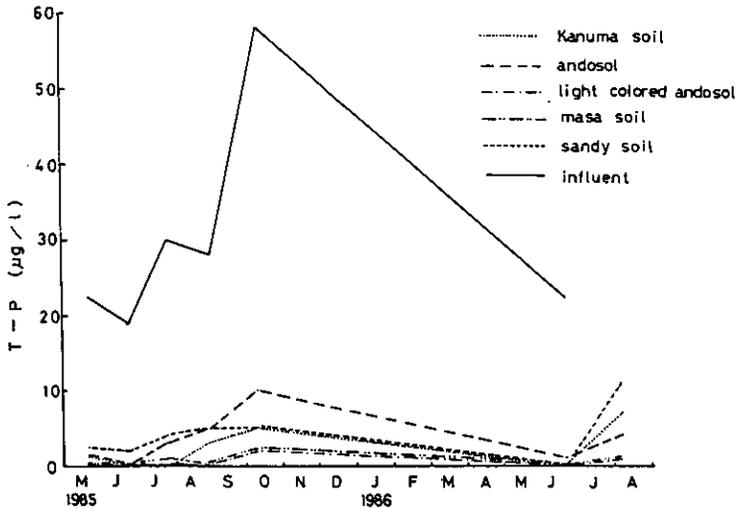


図 24 流入水及び浸透水 (低負荷) のT-Pの季節変化

Fig. 24 Seasonal changes of T-P of influent and leachates at low loading

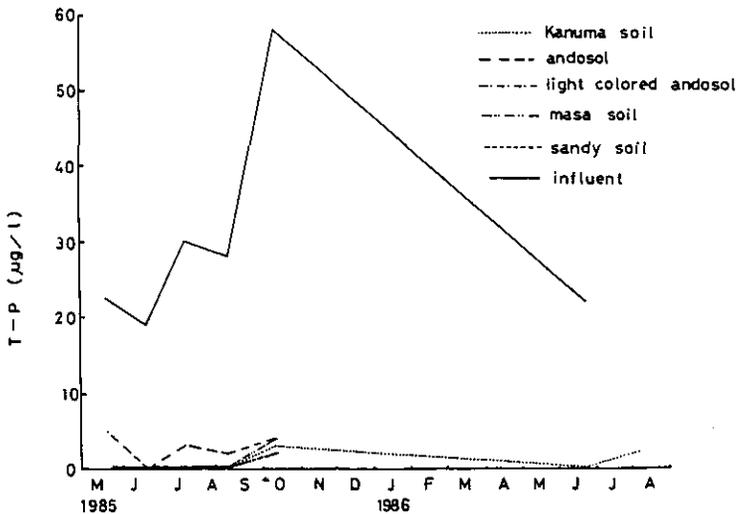


図 25 流入水及び浸透水 (高負荷) のT-Pの季節変化

Fig. 25 Seasonal changes of T-P of influent and leachates at high loading

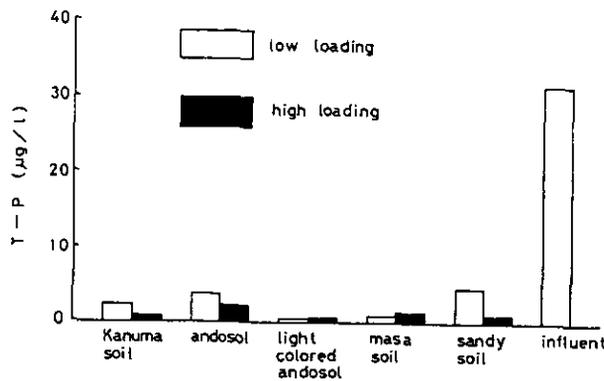


図 26 流入水及び浸透水のT-Pの平均値 (1985年6月24日~1986年12月17日)
 Fig. 26 Mean values of T-P of influent and leachates (Jun. 24, 1985- Dec. 17, 1986)

2年目も1年目と同様に秋に上昇した。低負荷条件の浸透水のT-Pは淡色黒ボク土とマサ土では常に $2\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下であったが、川砂、黒ボク土、鹿沼土では $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ を超えることもあった。高負荷では、すべての土壌で2年目に入ってから $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下であった。

平均値は図26に示したが、低負荷では淡色黒ボク土 $0.4\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、マサ土 $0.7\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、鹿沼土 $2.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、黒ボク土 $3.8\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、川砂 $4.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ で淡色黒ボク土及びマサ土の浸透水のT-Pは流入水の1/50以下であった。高負荷では鹿沼土 $1.0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、黒ボク土 $2.3\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、淡色黒ボク土 $0.5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、マサ土 $1.4\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、川砂 $1.0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と5種類の土壌とも1年目比べて低い値となった。PO₄-P態リンは1年目と同様に流入水でも $1\sim 12\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ と低く、浸透水は常に $5\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下で、検出限界の $1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下のことも多かった。

T-Pの除去率は図27に示したが、すべての条件において90%を上回り、特に、淡色黒ボク土、マサ土では低負荷、高負荷条件ともに95%を上回り、土壌処理が長期間にわたってリンについては良好な除去効果を示すことが分かった。

3.2 土壌の有機物、窒素、PO₄-Pの浄化能力

(1) COD

表1に運転開始から約3年間の浸透水のCOD及びCOD除去率を示した。約3年間の浸透水のCODの平均値は、低負荷の淡色黒ボク土が $0.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で最も低い値を示し、高負荷の鹿沼土が最も高い値を示した。負荷条件ごとに比較すると、低負荷条件では淡色黒ボク土<黒ボク土、マサ土<鹿沼土、川砂の順となり、値は各々 $0.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、高負荷条件では淡色黒ボク土<黒ボク土<マサ土<川砂<鹿沼土の順となり、値は各々 $1.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $1.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、 $2.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となった。除去率では、低負荷条件で淡色黒ボク土>黒ボク土、

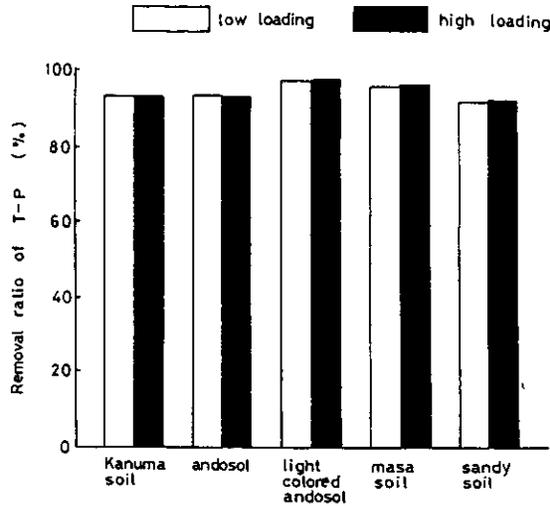


図 27 T-P除去率の平均値 (1985年6月24日~1986年12月17日)
 Fig. 27 Mean values of removal ratio of T-P (Jun. 24, 1986- Dec. 17, 1986)

表 1 浸透水のCOD, COD除去率
 Table 1 COD and removal ratio of COD of leachates

condition	soil	COD (mg/l)			removal ratio of COD (%)		
		May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986	May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986
low loading	Kanuma soil	1.40	1.30	1.37	77.8	80.0	78.5
	andosol	1.32	0.93	1.20	79.1	86.4	81.3
	light colored andosol	0.90	0.82	0.88	85.7	88.4	86.4
	masa soil	1.25	1.13	1.21	80.2	83.2	81.2
	sandy soil	1.46	1.25	1.40	76.9	81.8	78.4
high loading	Kanuma soil	2.21	1.75	2.09	64.9	74.1	67.3
	andosol	1.34	1.43	1.36	78.8	78.9	78.9
	light colored andosol	1.16	0.93	1.10	81.6	83.1	82.0
	masa soil	1.62	1.36	1.57	74.3	79.1	75.3
	sandy soil	1.96	1.56	1.88	68.9	76.0	70.4

マサ土>鹿沼土>川砂の順となり、値は各々86%、81%、79%、78%、高負荷条件では淡色黒ボク土>黒ボク土>マサ土>川砂>鹿沼土の順で、値は各々82%、79%、75%、70%、67%となった。高負荷における鹿沼土の除去率は、最も除去率の高かった低負荷の淡色黒ボク土に比べて20%低かった。同一の土壌における負荷水量による処理水質の違いを比較すると、5種類の土壌とも低負荷の方が除去率が高かった。負荷水量によるCOD除去率の差の大きかったものは鹿沼土の11%と川砂の8%で、差の小さかったのは淡色黒ボク土の4%であった。除去率の高い土壌が、高、低負荷の差が小さく、除去率の低い土壌は差が大きかった。

約3年間で負荷した水量は、目詰まりの起こったものについて通水量の減少、通水の停止を行ったので、土壌により大きく異なった。高負荷条件で、最も多量に負荷できたのは鹿沼土で、平方メートル当たり225m³、CODにして1450g負荷し、980gのCODが除去できたことになる。高負荷で最も負荷水量の少なくなったものは、マサ土で108m³でCODにして697g負荷し、528g除去したことになる。また最も除去率の高かった淡色黒ボク土では124m³、797gのCODを負荷し、660gのCODを除去できたことになる。ことから、一定期間に平方メートル当たり除去できる有機物の量を考える場合、CODなどの除去能と同時に、負荷できる水量についても十分に検討する必要があると考えられる。

(2) T-N

運転開始から約3年間の浸透水のT-Nの平均値を表2に示した。負荷量によるT-N除去率の違いで見ると川砂において低負荷が高かった以外は高負荷が高い除去率を示した。土壌別ではマサ土が最も高い除去率を示し、特に高負荷では42%と高い値であった。高負荷では、マサ土について淡色黒ボク土が36%と高い除去率を示し、鹿沼30%、川砂27%であった。黒ボク土は高、低負荷共に溶出が認められた。低負荷ではマサ土34%、淡色黒ボク土黒32%、川砂32%がほぼ同じ程度の除去率を示し、鹿沼土が26%とやや劣った。高低負荷総合してマサ土、淡色黒ボク土が最も良好な除去能を示し、川砂と鹿沼土はやや劣ることが分かった。有機物含量の多い黒ボク土は土壌自体が持っている窒素により、処理水中の窒素濃度がかえって上昇することが明らかとなった。

表 2 浸透水のT-N及びT-N除去率

Table 2 T-N and removal ratio of T-N of leachates

condition	soil	T-N (mg/l)			removal ratio of T-N (%)		
		May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986	May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986
low loading	Kanuma soil	0.66	0.79	0.70	23.3	31.0	26.3
	andosol	0.93	1.13	1.04	-8.1	-15.0	-11.1
	light colored andosol	0.71	0.53	0.65	17.4	55.8	31.6
	masa soil	0.65	0.69	0.63	24.4	44.2	33.7
	sandy soil	0.69	0.61	0.65	19.8	47.8	31.6
high loading	Kanuma soil	0.64	0.76	0.67	25.6	33.6	29.5
	andosol	0.60	1.76	1.00	30.2	-62.5	-1.1
	light colored andosol	0.60	0.63	0.61	30.2	45.1	35.8
	masa soil	0.58	0.43	0.55	32.6	58.4	42.1
	sandy soil	0.69	0.69	0.69	19.8	41.6	27.3

(3) T-P

運転開始から約3年間の浸透水の T-P, T-P 除去率を表3に示した。約3年間の浸透水の T-P の平均値は、最低が高負荷の淡色黒ボク土の $1.1\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ 、最高が低負荷の川砂の $4.0\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。低負荷と高負荷条件の間には浸透水の T-P 値の差は認められなかった。T-P 除去率を土壌別で見た場合、淡色黒ボク土が低負荷で97%、高負荷で98%、またマサ土が低負荷、高負荷で96%と高い除去率を示した。鹿沼土、黒ボク土は93%程度の除去率を示し、最も除去率の低かった川砂でも92%の除去率を示した。土壌処理は湖水のような薄いリン濃度の水を処理した場合、土壌の種類によらず、また通水量にも関係なく約3年間長期にわたり除去率90%以上の除去能を持つことが明らかとなった。

表 3 浸透水の T-P 及び T-P 除去率
Table 3 T-P and removal ratio of T-P of reachates

condition	soil	T-P (mg/l)			removal ratio of T-P (%)		
		May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986	May 21 1984- May 21 1985	Jun. 24 1985- Dec. 17 1986	May 21 1984- Dec. 17 1986
low loading	Kanuma soil	3.4	2.5	3.1	93.5	92.0	93.5
	andosol	2.9	3.8	3.1	95.0	87.9	93.5
	light colored andosol	1.7	0.5	1.4	96.7	98.4	97.1
	masa soil	2.5	0.7	2.0	95.2	97.8	95.8
	sandy soil	3.8	4.5	4.0	92.7	85.6	91.6
high loading	Kanuma soil	3.8	1.0	3.2	92.7	96.8	93.3
	andosol	3.4	2.3	3.2	93.5	92.7	93.3
	light colored andosol	1.2	0.5	1.1	97.7	98.4	97.7
	masa soil	2.1	1.4	1.9	96.0	95.5	96.0
	sandy soil	4.6	1.0	3.8	91.2	96.8	92.1

4 まとめ

土壌処理の浄化能と目詰まりについて5種類の土壌、2種類の通水条件で、約3年間の通水実験を行った結果、高負荷条件ではマサ土、淡色黒ボク土は流入開始後9か月で、黒ボク土は1年で、川砂は1年2か月で、鹿沼土は2年6か月で目詰まりを生じた。一方低負荷条件では、マサ土が2年、黒ボク土が2年1か月、川砂が2年4か月、淡色黒ボク土が2年5か月後に目詰まりを生じた。鹿沼土は2年10か月经過後も目詰まりは起こらなかった。流入の停止による目詰まりの回復は、黒ボク土と淡色黒ボク土で認められ、マサ土、川砂ではほとんど認められなかった。

浸透水の水質は、1年目と2年目以降で大きな変化は認められず、また停止後流入を再開した場合の水質にも変化はほとんど認められなかった。

約3年間の浸透水の COD の平均値は、低負荷条件で鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ

土, 川砂, 各々1.4, 1.2, 0.9, 1.2, 1.4mg・l⁻¹, 高負荷条件で, 各々2.1, 1.4, 1.1, 1.6, 1.9mg・l⁻¹であった。T-Nの平均値は黒ボク土が1.0mg・l⁻¹, 他の4土壌は0.6~0.7mg・l⁻¹であった。浸透水のT-Nの60から100%がNO₂₊₃-N態窒素であった。T-Pの平均値は5種類の土壌とも4μg・l⁻¹以下であった。

約3年間を平均したCOD除去率は低負荷条件では, 淡色黒ボク土>黒ボク土, マサ土>鹿沼土>川砂の順となり, 値は各々86%, 81%, 79%, 78%, 高負荷条件では, 淡色黒ボク土>黒ボク土>マサ土>川砂>鹿沼土の順で, 値は各々82%, 79%, 75%, 70%, 67%となり, 淡色黒ボク土及び黒ボク土が高い除去率を示した。T-N除去率は低負荷条件では, マサ土>淡色黒ボク土, 川砂>鹿沼土>黒ボク土の順となり, 値は各々, 34%, 32%, 26%, -11%, 高負荷条件では, マサ土>淡色黒ボク土>鹿沼土>川砂>黒ボク土の順となり, 値は各々42%, 36%, 30%, 27%, -1%となり, マサ土, 淡色黒ボク土が高い除去率を示した。黒ボク土についてはT-Nの溶出が認められた。T-Pは土壌の種類, 流入水量にかかわらず, 約3年間の長期にわたって, 90%以上の除去率が得られ, その中でも淡色黒ボク土及びマサ土は, 平均95%以上の除去率を示した。土壌処理に用いる土壌に求められる性質として, 目詰まりを起こしにくい性質を持つものは, 鹿沼土であり, 高いCOD, T-N, T-P除去能を持つものは淡色黒ボク土であることが明らかとなった。

引用文献

- 1) 国松孝男 (1985): 土壌による排水処理の実際と展望。公害と対策, 21, 1357-1377.
- 2) 松本 聡 (1987): 土壌浄化能に係る諸特性。水質汚濁研究, 10, 388-393.
- 3) 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.
- 4) 楠本正康・矢木 博・山浦源太郎・石原光倫 (1982): 土壌による生活系排水の処理(2)。公害と対策, 18, 377-385.
- 5) 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.
- 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, 358-364.
- 7) 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.
- 8) 洞沢 勇 (1984): 土壌処理の設計指針。用水と廃水, 26, 365-370.
- 9) Uelber, R.L. (1984): Effect of loading rate and soil amendments on inorganic nitrogen and phosphorus leached from wastewater soil absorption system. J. Environ. Qual., 13, 475-479.
- 10) 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.
- 11) Kowal, N.E. and H.R. Pahren (1982): Health effect associated with wastewater treatment and disposal. J. WPCF, 54, 677-687.
- 12) 稲垣典子・矢木修身・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一 (1986): 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。国立公害研究所研究報告, 第97号, 85-105.
- 13) 矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・田井慎吾・須藤隆一 (1986): 土壌による水質浄化(I), 土壌浸透実験装置の概要。国立公害研究所研究報告, 第97号, 73-83.

II-4

土壤による水質浄化(V)

—通水の土壤諸特性に及ぼす影響—

Improvement of Water Quality by Land Application (V)

—Influence of Water Supply on Some Properties of Soil—

富岡典子¹・山本満寿夫²・矢木修身¹・須藤隆一³

Noriko TOMIOKA¹, Masuo YAMAMOTO², Osami YAGI¹ and Ryuichi SUDO³

要 旨

低濃度汚濁水を土壤処理した場合に通水が土壤の諸特性に及ぼす影響について検討を加えた。土壤は鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂の5種類を用い、低負荷汚濁水としては霞ヶ浦の湖水を用いた。流入水量は低負荷条件 $50l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$ 、高負荷条件 $250l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$ の2とおり設定した。

2年間の通水で、高負荷条件で、鹿沼土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂において、また低負荷条件で、淡色黒ボク土、マサ土、川砂において、トレンチ近くの土壤に炭素、窒素の蓄積が認められた。低負荷条件で2年間通水を続けた結果、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂に目詰まりが生じ、この時点で、黒ボク土ではトレンチ近傍部の土壤の水分が飽和含水量に達し、淡色黒ボク土、マサ土ではトレンチ近傍部の土壤が液状となり、物理性に变化が認められた。また川砂ではトレンチを包む網に粘質物が付着し、土壤への水の浸透が妨げられていた。鹿沼土は低負荷条件では約3年間通水しても目詰まりは起こらず、土壤の有機物含量にも変化がなく、土壤の状態に肉眼的な変化も認められなかった。鹿沼土の孔げき率は84.4%、目詰まりを起こしやすかったマサ土の孔げき率は53.4%であった。これらから目詰まりを防止するためには現地の土壤の孔げき率などの透水性に影響を及ぼす性質を把握した上で、透水性の低い土壤に対しては、鹿沼土などの透水性の良い土壤やその他土壤の透水性を良くする物質を添加し、土壤の透水性の改善を図ることが必要であることが明らかとなった。

また土壤のリン酸吸収係数は、5種類の土壤とも1000以上であり、2年間の通水で変化

1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和61年度 国立公害研究所客員研究員(信州大学繊維学部 〒386 長野県上田市常田3の15の1)
Visiting Fellow of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Faculty of Textile Science and Technology, Shinsyu Univ. 3-15-1, Tokida, Ueda., Nagano 386 Japan.
3. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

は認められず、2年経過後もリンの良好な除去能を保持していた。2年経過後の土壤のZn, Cd, Pb, Cu, Mn, Fe含量を測定した結果、鹿沼土においてカドミウムが蓄積し、他の4種類の土壤においてカドミウムが減少した。他の重金属含量については大きな変化はなかった。通水後1年及び1年半経った土壤中の細菌数を計数した結果、5種類の土壤の中で黒ボク土中に最も多くの細菌が存在した。黒ボク土中の細菌数は、乾土1g当たり、従属栄養細菌が $10^6 \sim 10^7$ cells, アンモニア酸化細菌が 10^4 cells, 亜硝酸酸化細菌が $10^4 \sim 10^5$ cells, 脱窒菌が $10^4 \sim 10^5$ cellsであった。

Abstract

We investigated the effect of land application of low polluted water on some properties of soil for a long term. Five kinds of soils, Kanuma soil, andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil were filled into ten lysimeters. Lake water was supplied at the low loading ($50 l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$), and at the high loading ($250 l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$).

After 2 years, carbon and nitrogen were accumulated near the trench in Kanuma soil, light colored andosol, masa soil and sandy soil at the high loading, and light colored andosol, masa soil and sandy soil at the low loading. At the low loading, andosol, light colored andosol, masa soil and sandy soil were choked up in 2 years and water content of the andosol near the trench at the low loading was 98% of maximum water-holding capacity, and light colored andosol and masa soil near the trench became muddy. Porosity of Kanuma soil which was not choked up was 84.4%, while porosity of masa soil which was choked up was 53.4%. Phosphate adsorption coefficients of five kinds of soils were more than 1000 and they were not change for 2 years. Concentrations of Zn, Cd, Pb, Cu, Mn, Fe in soils were measured. After 2 years, Cd increased in Kanuma soil and decreased in other soils. Heterotrophic bacteria of $10^6 \sim 10^7$ cells, Ammonium-oxidizing bacteria of 10^4 cells, nitrite-oxidizing bacteria of $10^4 \sim 10^5$ cells, denitrification bacteria of $10^4 \sim 10^5$ cells existed in andosol after the land application. The highest number for the various bacteria was observed in andosol.

1 はじめに

土壤の水質浄化機能¹⁾としては、土壤粒子によるろ過作用、アンモニアなどの陽イオンの吸着作用²⁾、リン酸イオンなどの陰イオンの吸着と固定作用³⁻⁶⁾、土壤中の微生物または微小動物による有機物分解作用⁷⁾、アンモニアの酸化及び脱窒作用⁸⁻¹³⁾などがあげられる。

これらの能力は個々の土壤によって異なり、また土壤に負荷できる水量、汚濁物質の量は土壤の浄化能力、透水性により左右される¹⁴⁾。また汚水を加えることにより土壤の持つ性質にも変化が生じてくる。本報告では、前報¹⁵⁾までに示した大型ライシメータに5種類の土壤を充てんし霞ヶ浦の湖水を土壤処理した場合の個々の土壤の性質と浄化能の関係及び通水による土壤の変化について検討を加えた。

2 実験方法

2.1 使用実験装置及び土壌

実験に使用したライシメータ¹⁵⁾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、れき、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。流入水は深さ60cmに埋設された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。

実験は、ライシメータに鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂の5種類をそれぞれ2基ずつ詰め、霞ヶ浦の湖水を低負荷、高負荷の($50l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$, $250l \cdot d^{-1} \cdot m^{-2}$)の2種の条件で流入させて行った。

2.2 サンプルング

土壌浸透装置の概要図と土壌採取地点を図1に示した。土壌の分析及び細菌数の計数には深さ35から45cm、トレンチ近傍部 (point A)、トレンチから水平に40cmの部位 (point B) の土壌を採取して用いた。

炭素窒素含量 (以下CN含量と記す) の測定には、1984年12月4日に検土壌で採取した土壌と1986年6月19日に掘り起こして採取した土壌を用いた。

リン酸吸収係数、重金属含量の分析、水分含量の測定には、1986年6月19日に採取した土壌を用いた。

充てん土壌の孔げき率は1986年6月19日に装置表面の土壌を100ml容の実容積測定用試料円

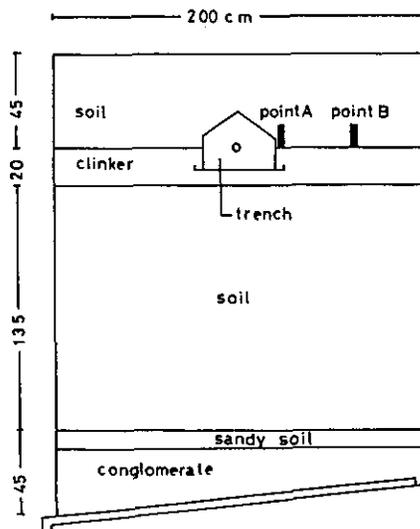


図 1 土壌浸透装置の概要図及び土壌採取地点

Fig. 1 Schematic layout of the lysimeter and soil sampling points

筒を用いて採取した土壌を用いた。

細菌数の計数には、1985年4月19日、1985年10月9日に採取した土壌を用いた。また、通水前の土壌について、CN含量、リン酸吸収係数、重金属含量及び陽イオン交換能(CEC)の測定を行った。

2.3 土壌分析

土壌のCN含量は、土壌試料を風乾後細かくすりつぶし、YANAKO CN Corderにて測定した。

土壌のリン酸吸収係数の測定は、矢木式簡易土壌検定法によった。

重金属の含量は、土壌1gにHNO₃を5ml、HClを15ml、HClO₄を20ml加え、3～4時間加熱分解したものを、1:3 HCl液に溶解後ろ過し、そのろ液についてFe、Mnの測定を、またろ液を0.1%ジチゾン四塩化炭素溶液で抽出した抽出液について、Cd、Zn、Cu、Pbの測定を、原子吸光法により行った。

陽イオン交換容量(CEC)の測定は、Schollenbergerの酢酸アンモニウム法により行った。充てん土壌の孔げき率は、大起理化工業の土壌三相計を用いて測定した。

従属栄養細菌、大腸菌群の計数には、寒天平板培養法を用いた。従属栄養細菌には1/10肉エキス培地(肉エキス0.5g、ペプトン1.0g、寒天15g、水道水1l、pH7.0～7.2)、アルブミン寒天培地¹⁶⁾を、大腸菌群の計数にはデスオキシコール酸塩培地¹⁷⁾を使用した。アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌、脱窒菌の計数には、最確数法を用い、培地はそれぞれ、アンモニア酸化細菌計数培地、亜硝酸酸化細菌計数培地、GILTAYの培地¹⁶⁾を使用した。

3 結果及び考察

3.1 通水による目詰まりと土壌の変化

トレンチに流入水を通水した結果、水が表面にあふれ出してくる現象が生じた場合に目詰まりと判断した。高負荷条件では、マサ土、淡色黒ボク土、黒ボク土、川砂、鹿沼土の順で目詰まり状態が始まり、通水量を減少させて運転を続けたところ、マサ土、川砂、黒ボク土、淡色黒ボク土、鹿沼土の順で50l・d⁻¹・m⁻²の流入が不可能となった。低負荷条件においても、マサ土が最も目詰まりを起こしやすく、次いで黒ボク土、川砂、淡色黒ボク土の順で目詰まりが起こった。鹿沼土は低負荷条件では約3年経過後も目詰まりは起こらなかった。

目詰まりを起こした高負荷条件の装置について、6か月及び9か月間の運転休止期間において目詰まりの回復の有無を検討した結果、黒ボク土、淡色黒ボク土においては、6か月で目詰まりが回復したが、マサ土、川砂は9か月休止後再開1か月で再び表面に水があふれ出し、目詰まりの回復はほとんど認められなかった。

1986年6月の装置表面の土壌の孔げき率、トレンチ付近の水分含量を測定した結果を表1に示

表 1 充てん土壌の孔げき率及び水分量
Table 1 Porosities and water contents of filled soils

soil	condition	porosity (%)	maximum waterholding capacity (g/100g dry soil)	water content (g/100g dry soil)		water content/maximum waterholding capacity (%)	
				point A	point B	point A	point B
Kanuma soil	low	84.4	225.0	176.2	171.8	78.3	76.4
	high			201.3	186.0	89.5	82.7
andosol	low	77.0	150.5	147.2	121.4	97.8	80.7
	high			72.4	85.6	48.1	56.9
light colored andosol	low	61.6	66.1	49.6	43.1	75.0	65.2
	high			48.9	42.9	74.0	64.9
masa soil	low	53.4	41.3	27.3	10.2	66.1	24.7
	high			10.7	10.2	25.9	24.7
sandy soil	low	37.9	26.6	14.1	9.1	53.0	33.8
	high			9.2	4.9	34.6	18.4

sampling at Jun. 19, 1986

した。

鹿沼土では、土壌の水分含量が最大容水量に占める割合（以下飽和度と記すが）はトレンチ近傍部の土壌(point A)では低負荷条件で78.3%、高負荷条件で89.5%であり、トレンチより40cmの部位(point B)では低負荷、高負荷条件で各々76.4%、82.7%であった。point Aとpoint Bの飽和度には差がなく、流入水はトレンチ近傍部の土壌からその周囲へと、一様に浸透していることがわかる。低負荷高負荷ともにトレンチを包んでいる網に付着物は認められなかった。

黒ボク土では、低負荷条件でサンプリングの2週間前から溢水が認められた。トレンチ付近は水がたまった状態で、point Aでは飽和度は97.8%に達していた。point Bの土壌の飽和度は、80.7%で土壌が飽和に達しているのはトレンチのごく近傍であった。表面への溢水はトレンチ近傍部の飽和した土壌から上に向かって上昇流ができて起こったものと考えられる。高負荷条件では目詰まりのための通水停止から4か月が経過しており、土壌は乾燥して飽和度は50%程度となっており、網のまわりの土壌は白く変色していた。

淡色黒ボク土では、低負荷条件でサンプリングから4か月後に目詰まりが起こった。飽和度はpoint Aで75.0%、point Bで65.2%であった。肉眼的にはpoint A付近には多量の水がたまり、土壌は液状になっており、通水により土壌が物理的な変化を受けて、透水性が減少し目詰まりが起こったのではないかと考えられる。トレンチから20cm以上離れると土壌は肉眼的には乾燥した状態となり、目詰まりはトレンチのごく近くの土壌で起こっていた。高負荷条件では、流入を停止してから2週間経過しており、トレンチのまわりの土壌は肉眼的には白く乾燥していたが、飽和度は74.0%であった。

マサ土では、サンプリングを行った時点で低負荷条件下においても目詰まりが生じており、流入水量を $20\text{l}\cdot\text{d}^{-1}\cdot\text{m}^{-2}$ に減少させて運転中であつた。トレンチ付近は水がたまつた状態になっていた。point A の飽和度は66.1%であり point B の飽和度は24.7%で、トレンチ近傍の土壤から周辺の土壤への水の浸透が妨げられていることがわかつた。高負荷条件では、流入を停止してから8か月が経過しておりトレンチ近傍の土壤は灰色に変色しており、point A の飽和度は25.9%であつた。

川砂では、低負荷条件で装置表面の土壤がトレンチ部位のみ湿気を帯びており、サンプリングから3か月後に目詰まりが起こつた。トレンチを包む網には川砂と粘質物の混ざつたものが付着しておりこれを取り除くとトレンチから水があふれ出してきた。point A, point B の水分飽和度は各々53.0%, 33.8%でありトレンチから土壤への水の浸透が妨げられていた。高負荷条件では、通水停止から8か月経過しており、乾燥していたが、トレンチの周りの土壤に肉眼的な変化は認められなかつた。

充てん土壤の孔げき率は、鹿沼土が84.4%と大きく、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂と減少し、川砂は37.9%であつた。土壤の中でマサ土が最も目詰まりを起こしやすく、鹿沼土が最も目詰まりを起こしにくかつたが、目詰まりの起こりやすさと孔げき率の関係を見ると、孔げき率の大きい土壤の方が目詰まりを起こしにくい傾向があることがわかつた。川砂はマサ土よりも孔げき率が小さかつたが、粘土のような微細な粒子を含まない土壤であり、他の土壤とは目詰まりの主な原因が異なっているものと考えられる。

3.2 炭素窒素含量

土壤による有機物の分解及び脱窒は、ある程度有機物を含んだ土壤の方がその能力が高く⁷⁾また土壤に添加された窒素は土壤の有機物の C/N 比が5~20以下でアンモニア化され、また C/N 比が高いものでは微生物に取り込まれる^{8,9)}と言われているなど、土壤の CN 含量及び C/N 比は土壤の浄化能力、目詰まりの状態を判断するための目安として重要と考えられる。

充てんに使用した土壤(以下原土と記す)、通水6か月目の point A の土壤及び通水2年目の point A, point B の土壤の C 含量を図2に、N 含量を図3に示した。

鹿沼土の原土の C 含量は 1.4mg/g dry soil 、N 含量は $0.075\text{mg/g dry soil}$ であり、有機物含量が少なかつた。低負荷条件では、通水6か月後の point B、2年後の point A, point B の土壤ともに CN 含量は原土と比べて変化がなかつた。高負荷条件では、6か月後は CN 含量に変化はなかつたが、2年後では point A で C 含量が 2.7mg/g dry soil と原土の約2倍に増加しており、point B で 1.9mg/g dry soil と有機物の蓄積が認められた。C/N 比は原土では18.4であつたものが2年目の point A において、低負荷条件で11.7、高負荷条件で8.7と低下していた。これは流入水の C/N 比の平均が5.8と低かつたことの影響によるものと考えられる。

黒ボク土は原土で C 含量 81.7mg/g dry soil 、N 含量 5.5mg/g dry soil と高い有機物含量を持つ

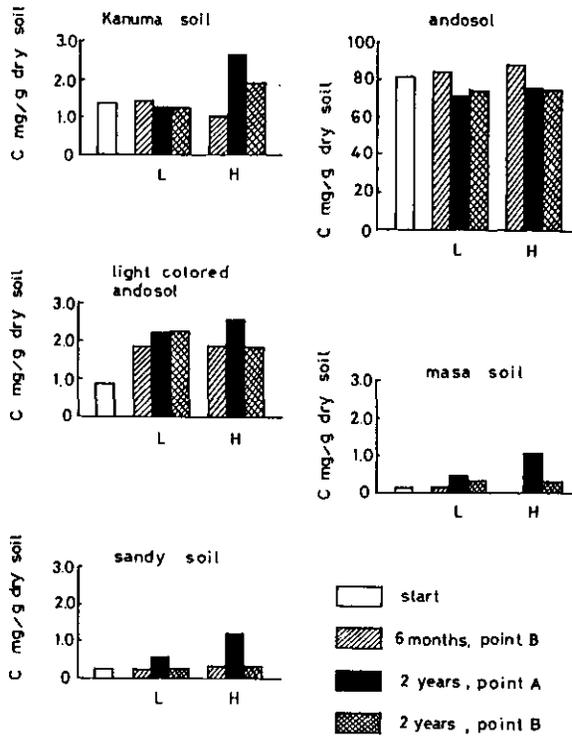


図 2 土壌の炭素含量の変化
Fig. 2 Changes of the carbon contents in soils

ていた。黒ボク土は COD 除去率が高く目詰まりも休止により回復し、有機物を多く含む土壌は有機物の浄化、目詰まりの軽減の点からは汚水の浄化に適していることがわかった。通水による影響は、2 年後には point A, point B ともに CN 含量がわずかに減少し、黒ボク土の浸透水に含まれていた窒素が土壌由来であることがわかった。

淡色黒ボク土の原土は C 含量 0.87mg/g dry soil, N 含量 0.071mg/g dry soil と有機物含量が少なかった。6 か月後の point B の土壌では原土と比べて C 含量が約 2 倍, N 含量が 3 倍弱に増加しておりトレンチ付近に有機物の蓄積が認められた。2 年後には有機物の蓄積量はさらに増加した。低負荷条件では point A と point B の含量がほぼ等しいのに対して高負荷条件下では有機物は point A に局在していた。

マサ土の原土は, C 含量 0.13mg/g dry soil, N 含量 0.01mg/g dry soil 以下とほとんど有機物を含まなかった。2 年後の土壌には有機物の蓄積が認められ, point A で低負荷条件の C 含量が 0.41mg/g dry soil, N 含量が 0.064mg/g dry soil, 高負荷条件の C 含量が 1.06mg/g dry soil, N 含量が 0.079mg/g dry soil であった。

川砂の原土は, C 含量 0.23mg/g dry soil, N 含量 0.01mg/g dry soil 以下とほとんど有機物を

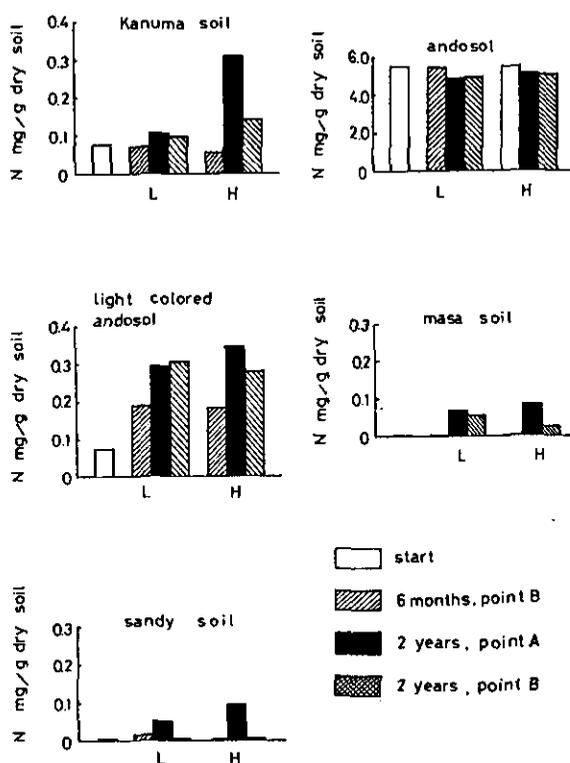


図 3 土壤の窒素含量

Fig. 3 Changes of the nitrogen contents in soils

含まなかった。2年後の point A の CN 含量は低負荷条件で各々0.58, 0.051mg/g dry soil, 高負荷条件で各々1.19, 0.091mg/g dry soil と有機物の蓄積が認められた。point B の有機物含量は point A の半分以下であった。

3.3 土壤のリン除去能及び陽イオン交換能

原土、通水2年目の point A と point B の土壤のリン酸吸収係数を表2に示した。今回使用した土壤のリン酸吸収係数はいずれも1000以上であり、国松の式¹⁹⁾により求めたリン吸着容量は鹿沼土で $35\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、黒ボク土で $130\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、淡色黒ボク土で $246\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、マサ土 $339\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 、川砂 $374\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ となる。約3年で添加されたリンの量は最も流入量の多かった鹿沼土の高負荷で $8.9\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ 低負荷では $1.9\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ で装置1基の充てん土壤量を 5.4m^3 として、低負荷条件で運転した場合には、最もリン吸着容量の少ない鹿沼土でもあと約250年使用できる計算になる。2年運転後の土壤のリン酸吸収係数は原土と比べて変化はなかった。

原土の陽イオン交換容量を表3に示した。陽イオン交換容量はれきや砂など土壤の理化学的性質にほとんど寄与しないものは小さく、粘土、特に破壊原子価を持つものは大きい値を示す¹⁾。今

表 2 リン酸吸収係数の変化

Table 2 Changes of the phosphate adsorption coefficient of soils

soil	condition	the phosphate adsorption coefficient of soil (P_2O_5 mg/100g dry soil)		
		before influent	Jun. 19, 1986	
			point A	point B
Kanuma soil	low	1000	1000	1000
	high		1250	1250
andosol	low	1250	1500	1500
	high		1500	1250
light colored andosol	low	1500	1250	1250
	high		1250	1250
masa soil	low	1500	1250	1500
	high		1500	1250
sandy soil	low	1500	1500	1500
	high		1500	1500

表 3 充てん土壌のCEC

Table 3 CEC of filled soils

soil	CEC
	(me/100g dry soil)
Kanums soil	7.88
andosol	30.33
light colored andosol	7.50
masa soil	2.83
sandy soil	2.56

回使用した土壌は、黒ボク土が腐植を多量に含み30.33me/100g dry soilであったが、他の土壌は鹿沼土、淡色黒ボク土が7.88, 7.50me/100g dry soil またマサ土、川砂が2.83, 2.56me/100g dry soil であった。CEC の高い土壌がアンモニアの吸着が高く、窒素の酸化、脱窒能が高いとの報告があるが¹⁸⁾、本実験においては、土壌による汚水による浄化能と CEC の関係は明らかではなかった。

3.4 重金属

原土及び1986年6月の point A と point B の土壌の Cd, Zn, Cu, Pb, Fe, Mn の含有量を図4に示した。5種の土壌とも測定した重金属の中では鉄を最も多量に含んでいた。鉄の含量は鹿沼土で1.4%, 黒ボク土で6.7%, 淡色黒ボク土で3.5%, マサ土で1.2%, 川砂で1.5%であった。どの土壌にも比較的多量に含まれていた重金属は、マンガンと亜鉛で、マンガンは鹿沼土で251 ppm, 黒ボク土で956ppm, 淡色黒ボク土で492ppm, マサ土で322ppm, 川砂で284ppm 含まれて

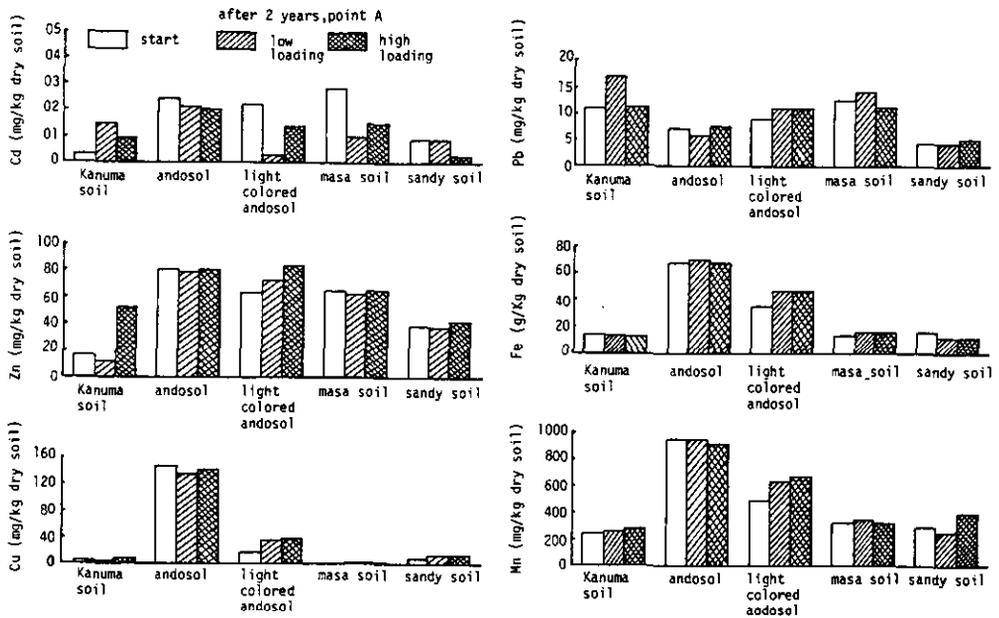


図 4 土壤重金属の変化

Fig. 4 Changes of the heavy metals contents in soils

おり、亜鉛は鹿沼土で17ppm、黒ボク土で80ppm、淡色黒ボク土で62ppm、マサ土で64ppm、川砂で38ppm含まれていた。銅の含量は土壤による差が大きく、黒ボク土では146ppm含まれており、他の土壤の含有量は、淡色黒ボク土16.5ppm、川砂7.2ppm、鹿沼土4.0ppm、マサ土0.7ppmであった。鉛の含量は、最も少なかった川砂が4.0ppm、最も多かったマサ土が12.5ppmで土壤間の差は小さかった。

通水による重金属含量の変化は、2年の通水でカドミウムが鹿沼土の低負荷条件で6倍に、高負荷条件で3倍に増加し、他の4種類の土壤では減少した。他の重金属については淡色黒ボク土が鉄、マンガン、亜鉛について吸着の傾向を示した以外は大きな変化はなかった。

3.5 細菌数

土壤細菌の計数は予備実験を行い、同一土壤で最も高い数値が得られる方法を採用した。従属栄養細菌の計数の条件の設定の予備実験として、検土壤にて採取した土壤をそのまま滅菌水に懸濁したもの、ホモジナイザーを用いて土壤を滅菌水にホモジネートしたもの、ホモジネートした土壤懸濁液を5°Cで30分間または3時間往復振とうしたもの、振とうした土壤懸濁液に50Wの超音波処理を0秒、30秒、3分間行ったものを用意し、各々の上澄液を1/10肉エキス培地、Eggアルブミン培地に植菌した。その結果最も繁殖した菌数の多かった条件は、ホモジネート、30分間

往復振とうを行い、3分間超音波処理後1/10肉エキス培地に植菌したものであったので、今回の計数にはこの条件を採用した。3時間振とう後3分間超音波処理した場合には、採用した条件の2/3程度の菌が増殖し、30分及び3時間振とう後30秒超音波処理した場合には1/6程度、超音波処理なしの場合には1/10程度の菌しか増殖しなかった。またホモジネートを行わなかったものは、同一条件で植菌したプレート間のバラツキが著しく大きかった。培地による違いはあまりなく、Egg アルブミン培地に植菌したものは1/10肉エキス培地の7割程度の数の細菌の増殖があった。

1985年4月及び10月の土壤中の従属栄養細菌数を図5に、アンモニア酸化細菌数を図6に、亜硝酸酸化細菌数を図7に、脱窒菌数を図8に示した。

従属栄養細菌は好氣的に有機物を分解して生育する菌であるが、図5に示すように、実験に使用した土壤の中では黒ボク土に最も多く存在し、4月の高負荷条件で 6.3×10^7 cells/g dry soil、低負荷条件で 5.0×10^7 cells/g dry soil、10月の低負荷条件で 1.6×10^7 cells/g dry soil 高負荷条件で 1.5×10^7 cells/g dry soil 存在していた。最も従属栄養細菌の数が少なかったのは4月では川砂で、低負荷条件で 4.8×10^5 cells/g dry soil、高負荷条件で 2.5×10^5 cells/g dry soil であった。10月ではマサ土、鹿沼土が少なくそれぞれ低負荷条件で 1.0×10^4 cells/g dry soil、 5.0×10^4 cells/g dry soil であった。土壤の有機物含量と従属栄養細菌数を比較すると、C含量が81.7mg/g dry soil、N含量が5.5mg/g dry soil と有機物含量の高かった黒ボク土に従属栄養細菌は多く存在し、川砂、マサ土などC含量が1 mg/g dry soil、N含量が0.01mg/g dry soil 未満の土壤には少数しか存在しないことがわかった。COD除去率と間の関係については、COD除去率が他の土壤に比べて、やや低めであった鹿沼土、川砂は従属栄養細菌の数も少なかった。しかしCOD除去率の最も高かった淡色黒ボク土の従属栄養細菌数は 10^6 程度で、黒ボク土と川砂の間であり、細菌数とCOD除去率の間にはっきりした関係は認められなかった。

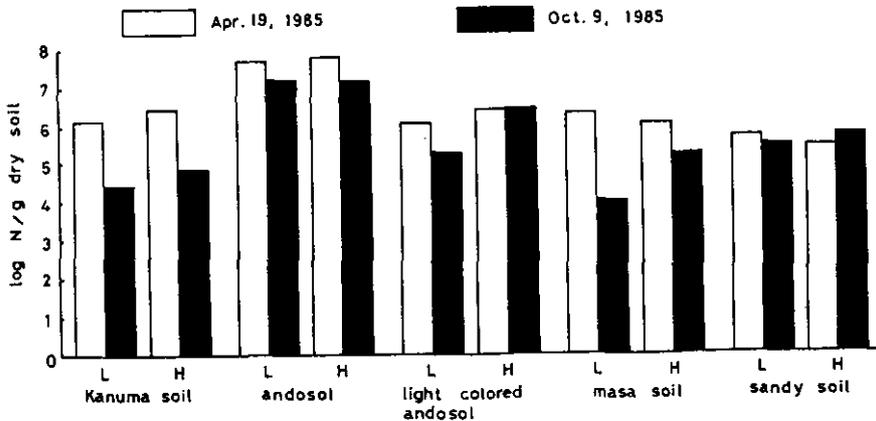


図 5 土壤中の従属栄養細菌数の季節変化
Fig. 5 Seasonal changes of heterotrophic bacteria number in soils

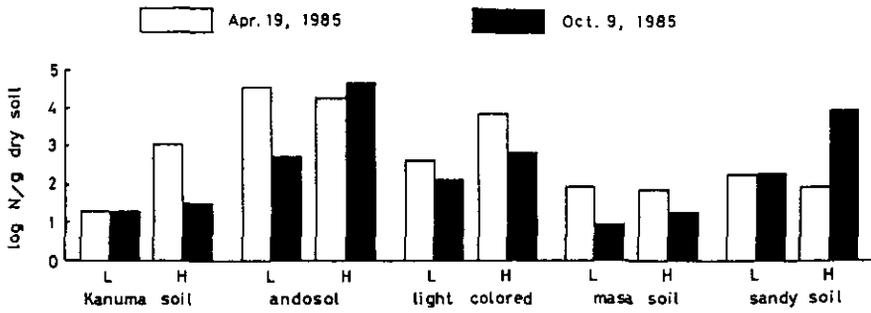


図 6 土壤中のアンモニア酸化細菌数の季節変化
 Fig. 6 Seasonal changes of ammonium-oxidizing bacteria number in soils

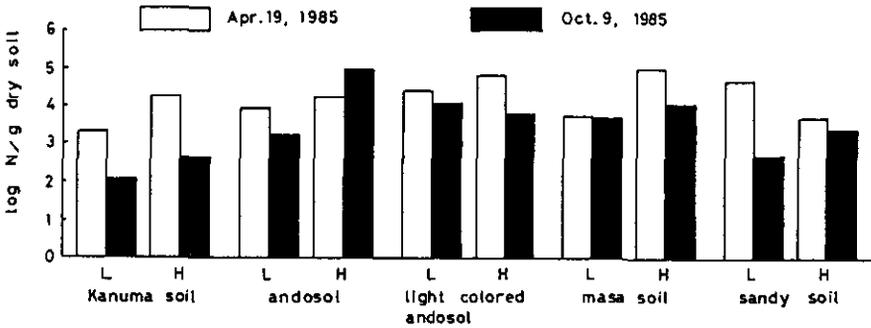


図 7 土壤中の亜硝酸酸化細菌数の季節変化
 Fig. 7 Seasonal changes of nitrite-oxidizing bacteria number in soils

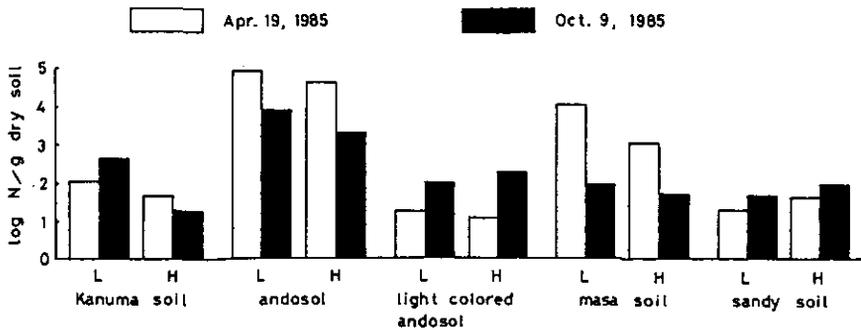


図 8 土壤中の脱窒菌数の季節変化
 Fig. 8 Seasonal changes of denitrification bacteria number in soils

アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌は、土壌に加えられたアンモニアを好氣的条件のもとで酸化してそれぞれ亜硝酸、硝酸に変換する菌の総称である。また、脱窒菌は亜硝酸酸化細菌により生成された硝酸を、嫌気条件下で N_2 、 N_2O に変えて大気中に放出する菌である。

アンモニア酸化細菌は図6に示すように、今回使用した土壌の中では黒ボク土に最も多数存在し、4月の土壌で低負荷、高負荷条件各々 3.6×10^4 cells/g dry soil, 1.9×10^4 cells/g dry soil, 10月の土壌では 5.8×10^2 cells/g dry soil, 4.7×10^4 cells/g dry soil 存在していた。一方、鹿沼土、マサ土、川砂には10から 10^2 程度しか存在せず、土壌による存在数の差が大きかった。

亜硝酸酸化細菌は図7に示すように、4月ではすべての土壌で 10^3 cells/g dry soil 以上存在していた。10月には鹿沼土と川砂が減少して $10^2 \sim 10^3$ 程度になったが、亜硝酸酸化細菌は他の細菌に比べて土壌間の存在数の差が小さかった。

脱窒菌数は図8に示したが、黒ボク土に最も存在数が多く4月の土壌では低負荷、高負荷条件各々 9.2×10^4 cells/g dry soil, 4.5×10^4 cells/g dry soil 存在していた。鹿沼土、淡色黒ボク土、川砂には10から 10^2 cells/g dry soil 程度しか存在せず、マサ土は4月と10月では存在数が大きく異なり、4月は低負荷、高負荷条件それぞれ 1.1×10^4 , 1.1×10^3 cells/g dry soil, 10月は 1.0×10^2 , 5.5×10 cells/g dry soil であった。

窒素の除去能とアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌、脱窒菌の存在数との関係について見ると、窒素の除去能の最も高かったマサ土に特にこれらの細菌が多数存在している傾向はなく、かえってアンモニア酸化細菌は少なかった、またマサ土の亜硝酸酸化細菌は他の土壌と同程度、脱窒菌数は4月と10月の差が大きく今回の実験からは細菌数と窒素の除去能の間に関係を認めることはできなかった。

窒素含量とアンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化菌、脱窒菌の存在数との関係を見ると、窒素含量が他の土壌に比して70倍程度多かった黒ボク土にアンモニア酸化細菌と脱窒菌が他の土壌に比べ

表 4 流入水及び浸透水中の細菌数
Table 4 Bacteria number in influent and leachates

	coliform group bacteria (cells·ml ⁻¹)	heterotrophic bacteria (cells·ml ⁻¹)	ammonium- oxidizing bacteria (cells·ml ⁻¹)	nitrite- oxidizing bacteria (cells·ml ⁻¹)
influent	6	1.5×10^4	43	23
leachate				
Kanuma soil	< 1	1.5×10^2	< 1	43
andosol	< 1	1.4×10^3	< 1	240
light colored andosol	< 1	1.1×10^3	< 1	43
masa soil	< 1	7.5×10^3	< 1	39
sandy soil	< 1	1.5×10^2	< 1	23

sampling at Jun. 25, 1984

sampling at low loading condition

て多かった。

流入水及び浸透水中の細菌数は表4に示したが、流入水中には大腸菌群が 6 cells m^{-1} 、従属栄養細菌が $1.5 \times 10^4 \text{ cells m}^{-1}$ 、アンモニア酸化細菌が 43 cells m^{-1} 、亜硝酸酸化細菌が 23 cells m^{-1} 存在した。浸透水では、大腸菌群及びアンモニア酸化細菌が 1 cells m^{-1} 未満、従属栄養細菌が 1.5×10^2 から 7.5×10^3 と減少していた。亜硝酸酸化細菌は黒ボク土の浸透水で 240 cells m^{-1} と増加し、他の浸透水については流入水と同程度であった。

4 まとめ

土壤への霞ヶ浦湖水の長期通水の結果、高負荷条件 ($250 \text{ l} \cdot \text{d}^{-1} \cdot \text{m}^{-2}$) では5種類の土壤すべてに目詰まり現象が認められた。高負荷条件では、黒ボク土、淡色黒ボク土、マサ土のトレンチのまわりの土壤が変色し、鹿沼土、淡色黒ボク土、マサ土、川砂ではトレンチ接触部の土壤に炭素、窒素の蓄積が、黒ボク土では炭素、窒素のわずかな減少が認められた。グラム土壤当たりの有機物の蓄積は、鹿沼土の高負荷と淡色黒ボク土が特に多く、流入水の影響を受けてC/N比が減少していた。低負荷条件では、2年通水後の黒ボク土のトレンチ近傍部の土壤の水分含量が飽和含水量に達していた。また淡色黒ボク土、マサ土のトレンチ近傍部の土壤は多量の水分を含んで土壤が液状になっており、孔げき率など土壤の物理的性質に変化が生じていることが予想された。また淡色黒ボク土では、トレンチ近傍部に多量の有機物が蓄積しており、これらのトレンチ近傍部の土壤の変化によって、トレンチ近傍部の土壤からまわりの土壤への水の浸透が妨げられて、目詰まり状態が起こるものと考えられる。一方川砂ではトレンチを包む網に粘質物の付着が認められ、この粘質物がトレンチから土壤への水の浸透を妨げていた。鹿沼土は低負荷条件ではトレンチ近傍部に炭素、窒素の蓄積はなく通水による土壤の変化は肉眼的にも認められなかった。鹿沼土は他の土壤に比べて孔げき率が著しく大きく、孔げき率の大きい土壤は目詰まりを起こしにくい傾向のあることがわかった。使用した土壤のリン酸吸収係数はいずれも1000以上でリン吸着容量は霞ヶ浦の湖水を浸透させた場合鹿沼土で $35 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ 、黒ボク土で $130 \text{ g} \cdot \text{m}^{-3}$ と推定された。2年の通水でリン酸吸収係数には変化はなかった。陽イオン交換容量は、黒ボク土が $30.3 \text{ me}/100 \text{ g dry soil}$ で、他の土壤は $8.0 \text{ me}/100 \text{ g dry soil}$ 未満であった。重金属の含量は5種の土壤とも鉄を多量に含み、マンガン、亜鉛が比較的多量に含まれていた。銅は土壤による含量の差が大きく黒ボク土には 146 ppm と多量に含まれていた。通水による重金属の含量の変化はカドミウムが鹿沼土で3~6倍に増加し、他の4土壤では減少した。他の重金属の含量は通水により大きな変化は受けなかった。土壤中の細菌数は有機物含量が他の4土壤に比べて著しく高かった黒ボク土に、従属栄養細菌、アンモニア酸化細菌、亜硝酸酸化細菌、脱窒菌ともに最も多く存在した。COD除去能、窒素除去能と細菌数との間にはっきりした関係は認められなかった。

以上のことから土壤処理を実施する時にはCOD除去能、窒素除去能、リン除去能のほかに目詰まりが大きな問題となり、目詰まりを防止するためには現地の土壤の孔げき率などの透水性に影

響を及ぼす性質を把握した上で、透水性の低い土壌に対しては、鹿沼土などの透水性の良い土壌やその他透水性を良くする物質を添加し、土壌の透水性の改善を図ることが必要であることが明らかとなった。

引用文献

- 1) 松本 聡 (1987) : 土壌浄化能に係る諸特性, 水質汚濁研究, 10, 388-393.
- 2) 楠本正康・矢木 博・矢木修身 (1976) : 土壌による汚水の処理区分 (第1報). 公害と対策, 12, 1030-1036.
- 3) 新井重光・杉原 進 (1987) : 汚染物質の土壌中における挙動と問題点(2)土壌中における窒素・リンの挙動. 水質汚濁研究, 10, 402-406.
- 4) 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.
- 5) 南条正巳・鶴野慶吉・渡辺 裕 (1984) : 反応終点リン酸濃度を一定とした土壌のリン酸保持容量測定法, 日本土壌肥科学雑誌, 55, 325-331.
- 6) Hill, D.E. and B.L. Sawhney (1981): Removal of phosphorus from waste water by soil und by soil under aerobic and anaerobic conditions. J. Environ. Qual., 10, 401-405.
- 7) 杉原 進・新井重光 (1987) : 汚染物質の土壌中における挙動と問題点 (1) 土壌中における有機物の分解と蓄積. 水質汚濁研究, 10, 398-402.
- 8) Iinden, D.R., C.E. Clapp and J.R. Gilley (1981): Effects of scheduling municipal wastewater effluent irrigation of reed canarygrass on nitrogen renovation and grass production. J. Environ. Qual., 10, 507-510.
- 9) 寺西靖治 (1984) : 下水2次処理水の土壌処理. 用水と排水, 26, 385-391.
- 10) 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.
- 11) Khalid, R.A. and W.H. Patrick (1981): Kinetic of nitrogen loss in simulated wastewater treatment in a soil plant system. Soil Sci., 132, 325-329.
- 12) 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.
- 13) Smith, C.J., R.L. Chen and W. H. Patric (1981): Nitrous oxide emission from simulated overland flow wastewater treatment systems. Soil. Biochem., 13, 275-278.
- 14) 楠本正康・矢木 博・山浦源太郎・石原光倫 (1982) : 土壌による生活系排水の処理(2). 公害と対策, 18, 377-385.
- 15) 矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・田井慎吾・須藤隆一 (1986) : 土壌による水質浄化(I), 土壌浸透実験装置の概要. 国立公害研究所研究報告, 第97号, 73-83.
- 16) 土壌微生物研究会 (1979) : 土壌微生物実験法. 養賢堂, 東京, 496.
- 17) 日本下水道協会 (1984) : 下水試験方法. 日本下水道協会, 東京, 643.
- 18) 国松孝男 (1985) : 土壌による排水処理の実際と展望. 公害と対策, 21, 1357-1377.

II-5 土壌トレンチ法を活用した生活排水の高度処理 Recent Aspects on the Advanced Domestic Wastewater Treatment Using a Soil Trench Process

稲森悠平¹・松重一夫²・菊池寿一³・矢木修身¹・須藤隆一²

Yuhei INAMORI¹, Kazuo MATSUSHIGE², Hisakazu KIKUCHI³, Osami YAGI¹
and Ryuichi SUDO²

要 旨

生活排水中の有機物及び栄養塩類を除去する方法としては種々存在する。その中でも土壌トレンチ法を組み込んだプロセスは自然浄化機能を活用した効果的な方法として注目をあびている。本法は今後広く普及する可能性を有しているが、その原理、適用の意義、問題点及び、課題は次に列記するとおりである。

1) 土壌トレンチ法は土壌微生物をはじめとする生物学的作用と土壌粒子の吸着などの物理化学的作用の両者により浄化が進行することを特徴としている。

2) 土壌トレンチ法はリンの吸着能が高いがリン除去可能継続年数はトレンチ1本使用の場合約30年である。

3) 有機物と栄養塩類を同時に除去するための効果的かつ経済的方法是嫌気、好気循環ろ床法と土壌トレンチ法を組み合わせたプロセスである。

4) 生活排水を処理対象とした土壌トレンチ法の実施設を調査したところ3本法は浄化能力が極めて大きいことが明らかとなった。

5) 土壌トレンチ法を活用していく上での大きな問題点として目づまりがあげられるが、これを解決するためには、トレンチ交互使用と同時に、環形動物貧毛類などの土壌動物の生息する環境条件に設定する必要がある。

6) 土壌トレンチ浸透水の $\text{NO}_3\text{-N}$ は今後大きな問題になると考えられるが、窒素除去するためには土壌トレンチに流入させる前に脱窒処理するか、あるいは、土壌トレンチで硝化の進行した浸透水を再度嫌気性ろ床に循環させて脱窒処理しなければならない。

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 3. 昭和62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 〒275 千葉県船橋市三山2丁目2-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present Address: Toho Univ., Funabashi, Chiba 275, Japan.

Abstract

Some of the treatment process to remove organic substances, nitrogen and phosphorus from domestic wastewater are in existence. In these process, soil-trench hybrid treatment system have been spotlighted as effective process using self-purification performance. Therefore, soil-trench process will be applied widely in Japan, in future.

The principles, meaning of application and problems on soil-trench process are summerized as follows.

1) The purification of soil-trench process depend upon the biological performance such as organic degradation by soil organismus and physical-chemical performance such as adsorbance by soil particle.

2) Soil trench process have high phosphorus adsorbance ability. And it was made clear that removal possible continuance period was 30 years by consequence of simulation.

3) The economical effective simoultaneously organic substance, phosphorus and nitrogen removal process was the combied circulatory anaerobic-aerobic filter with soil-trench process.

4) From the investigation of field domestic wastewater soil-trench process, it was made clear that this process have high purification efficiency.

5) Though the most important problem on the application of soil-trench process is clogging, it was suggested from this investigation that the alternately doble trench utiization and establishment of optimum survival and growth conditon for earth worm as ingestor of bio-film in soil were important to solve this problem.

6) As $\text{NO}_3\text{-N}$ in effluent of soil trench is high value, these effluent have possibility cause a $\text{NO}_3\text{-N}$ pollution in ground water. Therefore, we have to apply anaerobic-aerobic filter with trench process in future.

1 はじめに

生活排水に起因する水質汚濁の進行を抑制するための対策として種々の方法がとられている。この処理対策としては水生植物、水路、土壌などの自然浄化機能を活用する方法と活性汚泥法、生物膜法などの人為浄化機能を活用する方法の2通りに分けられる。これらのなかで最近特に、個別家庭から排出される排水に対しては、合併処理浄化槽で対応しようという動きが活発になってきている¹⁾。個別家庭に処理水 $\text{BOD } 20\text{mg/l}$ を満足できる合併処理浄化槽が普及すれば、現在問題とされている生活雑排水及び単独処理し尿浄化槽放流水による水質汚濁の進行を抑制することが可能となる。しかし、合併処理浄化槽を本格的に普及させるには構造基準の改正が必要であること、また、単独処理し尿浄化槽の5人槽を合併式とすると20人槽程度の容積が必要であり、費用負担、設置場所、汚泥処理の問題を解決する必要のあることを考えると、合併処理浄化槽を早急に普及させることは容易ではない¹⁾。それゆえ、下水道あるいは合併処理浄化槽が普及していない地域では、何らかの対策を講じることが必要となってくる。また、生活雑排水及びし尿浄化

槽放流水が湖沼の富栄養化の原因となっている地域においては有機物だけでなくリン、窒素などの栄養塩類を除去する高度処理対策が講じられることが望ましい。

上記の点に鑑み、本報では生活雑排水中の有機物及び栄養塩類を同時に除去する高度処理法として土壌トレンチ法を組み込んだプロセスに着目し、その原理、適用の意義、実例及び問題点と課題について述べることにする。

2 土壌トレンチ法の原理及び浄化機能

土壌は有機物の分解能、リンの吸着能、懸濁物質のろ過能を有していることから古くから排水の浄化法として適用されてきた。この土壌における浄化は有機物の無機化及び脱窒といった生物学的作用とリンの吸着、ろ過などの物理化学的作用に分けられる²⁾。生物学的作用による浄化は表1に示すように土壌中に多量に生息している細菌、放線菌、原生動物などの微生物及び線虫類、貧毛類などの後生動物の働きに依存し、物理化学的作用による浄化はCa、Mg、Al、Feなどを構成成分とする土壌鉱物粒子の立体配列した団粒構造のろ過、吸着などの機能に依存している^{2,3)}。このような機能を応用した土壌による浄化法として土壌トレンチ法がある。その構造は図1に示

表 1 土壌中に生息する微生物

Table 1 Microorganisms appeared in conventional soil

土 壌 生 物	土壌1g中の固体数
細 菌	16,900,000
放 線 菌	1,340,000
嫌 気 性 菌	1,000,000
糸 状 菌	205,000
嫌 気 性 糸 状 菌	1,300
藻 類	500
原 生 動 物	40

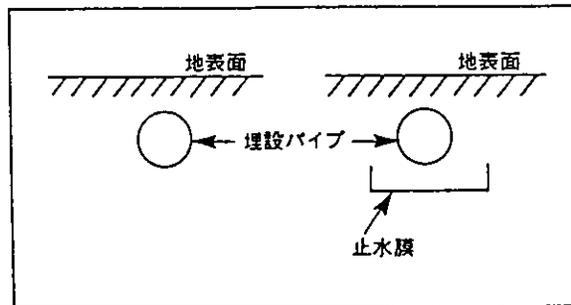


図 1 土壌トレンチの模式図

Fig. 1 Schematic diagram of soil trench

すとおりであり、止水膜のある場合とない場合がある⁴⁾。止水膜を有する土壤トレンチの一例は図2に示すとおりである⁵⁾。すなわち、地表下60cm位に止水膜を張り、砂を20cm程度まで敷いた上に碎石を一面に並べ、その上に陶管を水平に並べ、陶管のまわりに地表下20cmまで碎石を山型に入れ、碎石の上に網をかぶせ、掘り起こした土を地表面まで埋め戻したのが土壤トレンチである。通常、目詰まりなく長期間安定した水質を得るためにこの土壤トレンチを2本作り、6か月程度おきに交互使用することが多い。

この土壤トレンチ法はCOD除去能及び栄養塩類のなかではリン除去能が極めて高いことが特徴である。しかし、窒素については除去能は低く通常の団粒構造下では、有機性窒素→アンモニア生窒素→硝酸性窒素の反応には効果的であるが、間欠湛水させ脱窒菌用の有機炭素源を添加する方法などをとらない限り効果的な脱窒能を期待することはできない。なお、土壤トレンチに流入した排水中の有機物はトレンチと土壤の境界付近で増殖した微生物によりほとんどが摂取除去され、残りは約1mの土壤層を通過する間でほとんど除かれる。この土壤間げきで増殖した微生物の薄膜は貧毛類等の後生動物の食物源となり捕食されることから貧毛類が生息しておれば図3に示すように安定した浄化が進行する⁶⁾。また、土壤層を通過する過程で硝化は漸次進行しリンも吸着除去されることになる。

有機物除去は微生物の働きによるものがほとんどであるから無機化が進行すれば浄化を永続させることも可能であるが、リンは物理的吸着により除去されるから永続させることは困難である。それゆえ、土壤トレンチで排水浄化を目的とする場合、土壤トレンチにおけるリン除去能の継続可能期間は重要な要因となる。なお、合併処理浄化槽(原単位 $200\text{l}\cdot\text{人}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$)で、①土壤のリン酸吸収係数を $2000\text{mg } 100\text{g}^{-1}$ 土壤、②土壤の容積重を $1.0\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$ 、③有効土壤容量を1人当たり

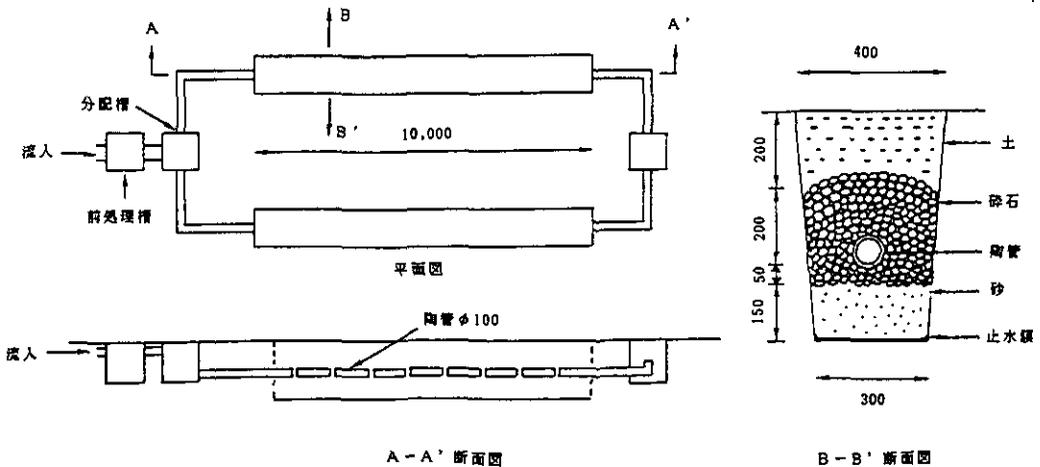


図 2 止水膜を有する土壤トレンチ法の一例
Fig. 2 Example of full-scale soil trench process

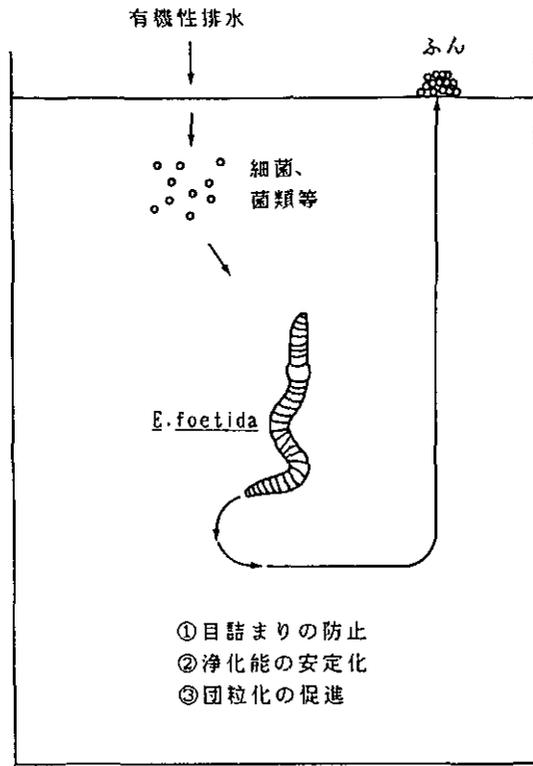


図 3 土壌トレンチにおける貧毛類 *E. foetida* (シママミミズ) の役割
 Fig. 3 Role of *E. foetida* in the soil trench

トレンチ長さ 2 m, 深さ 1 m, 幅 2 m で 5 人分として 20m^3 , ④ 土壌にリン酸溶液を流した破過実験によりリン酸吸収係数の 11% が有効であるという値 (長谷川, 1984) からリン吸着効率を 0.11, ⑤ 流入濃度を浄化槽流入水 $6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ のリンが 2 次処理で 30% 除去されるとして $4.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, ⑥ 散水負荷を $100\text{l}\cdot\text{m}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$ とすると, 土壌のリン吸着可能量は $①\times②\times③\times④=44.000\text{g}\cdots\cdots\text{a}$, 流入リン量は $⑤\times⑥=1.533\text{g}\cdot\text{y}^{-1}\cdots\cdots\text{b}$ となり, リン除去可能継続年数 (a/b) はトレンチ 1 本の場合約 30 年, 2 本交互使用の場合は約 60 年となる。このことから, 通常の土壌トレンチの使用条件が適切に守れば, かなりの長期間浄化能は安定して継続されることになる。

3 土壌トレンチ法に対する設置基準と普及の現状

土壌トレンチ法は生活雑排水を対象とする場合は現状では法的規制を受けないが, し尿を含む場合は設置基準を満足することが必要となる。国の定めた基準としては建設省告示第 1292 号屎尿浄化槽の構造基準の第 5 がある⁹⁾。この告示第 5 は地下浸透処理のし尿浄化槽であり, 腐敗槽で 1 次処理した流出水を土壌トレンチで処理する方法である。しかし, この地下浸透方式のし尿浄化

槽の設置できる区域は特定行政庁が本方式で汚水を処理しても衛生上支障がないと規則で指定するところ、すなわち、市街化区域以外の区域で、十分な地下浸透能力を有する土壤に覆われており、かつ本方式で処理した場合区域内の地下水、水源地、河川その他これらに類する水域で水質保全上重要なものに衛生上支障を及ぼすおそれのない区域と指定されている⁸⁾。我が国の全都道府県を調査した結果によると福岡県において山林、原野緑地に限るという場合を除くと本方式の設置を認めている特定行政庁はほとんどないのが現状である。なお、告示第5の基準の概要は表2に示すとおりである。

また、し尿浄化槽構造基準には単独処理し尿浄化槽における消毒後処理水の地下放流方式に関

表 2 告示第5地下浸透処理のし尿浄化槽の設置基準

Table 2 Standard of the Ministry of construction on the domestic wastewater soil percolating treatment process

1次処理装置による浮游物質量の除去率が55パーセント以上、1次処理装置からの流出水に含まれる浮游物質量が250ppm以下及び1次処理装置からの流出水が滞留しない程度の地下浸透能力を有し、かつ、衛生上支障がない尿尿浄化槽の構造は、次の各号に定める構造としたものとする。

- 1 第1第3号の(一)に定める構造で、かつ、第1第4号に定める構造とした1次処理装置*とこれからの流出水を土壤に均等に散水して浸透処理する地下浸透部分とを組み合わせた構造とすること。
- 2 地下浸透部分は、地下水位が地表面(地質が不透水性の場合においては、トレンチの底面)から1.5メートル以上深い地域に、かつ、井戸その他の水源からの水平距離が30メートル以上の位置に設けること。
- 3 処理対象人員1人当たりの地下浸透部分の面積は、次の表に掲げる数値以上とすること。ただし、土壤の浸透時間は、次号に定める試験方法により測定するものとする。

土壤の浸透時間(単位分)	1	2	3	4	5	10	15	30	45	60
1人当たりの浸透面積(単位 平方メートル)	1.5	2.0	2.5	3.0	3.5	7.0	9.0	11.0	15.0	16.5

- 4 土壤の浸透時間試験方法は、次の(一)~(三)までに定める方法によること。
 - (一) 3箇所ないし6箇所に設置した試験孔においてそれぞれ測定した浸透時間の平均値を浸透処理予定地の浸透時間とすること。
 - (二) 試験孔は、浸透処理予定地又はその近接地において、径を30センチメートル、深さを散水管の深さにおおむね15センチメートルを加算したもの(地盤面より40センチメートル)未満の場合においては、40センチメートル)とした円筒形の下底に厚さがおおむね5センチメートルの砂利を敷いたものとする。
 - (三) 浸透速度の測定は、降雨時を避けて次の順序に従い行うものとする。
 - (イ) 砂利上25センチメートルの深さになるよう清水を注水し、水深が10センチメートル下った時は砂利上おおむね25センチメートルの深さにもどるまで注水し、水深の変動と時間とをフックゲージにより測定し、浸透水量が一定化するまで繰り返すこと。
 - (ロ) 浸透水量が一定化してから20分経過後水位を砂利上25センチメートルにもどし、土質が粘土質の場合にあっては10ミリメートル、その他の場合にあっては30ミリメートル水が降下するに要する時間を測定し、1分当たり浸透水深(単位ミリメートル)で25ミリメートルを除いた数値を浸透時間とすること。
- 5 トレンチは、均等に散水することができる構造とし、幅を50センチメートル以上70センチメートル以下、深さを散水管の深さに15センチメートル以上を加算したものとし、砂利又は砂で埋めること。
- 6 トレンチは、長さを20メートル以下とし、散水管相互の間隔を2メートル以上とすること。
- 7 トレンチは、泥、ごみ、雨水等の浸入を防ぐため地表面を厚さおおむね15センチメートル突き固めた土で覆うこと。

* 1次処理装置とは腐敗槽のことを意味する。

する構造指針もある。これは単独処理し尿浄化槽の消毒後の放流水が滞留しない程度の地下浸透能力を有し、かつ衛生上支障のない構造を定めるものである⁹⁾。その概要は表3に示すとおりである。なお、各都道府県の指導基準もおおむね尿浄化槽の構造基準に準じている。

我が国における土壌トレンチ法の普及の現状調査によると、土壌トレンチの多くが小規模施設に設置され、かつほとんどが2次処理水及び3次処理水の高度処理に用いられている。なお、土壌浸透処理に対する特定行政庁の運用の現状は表4に示すとおりである⁹⁾。

4 土壌トレンチ法を組み込んだ高度処理プロセスの種類

土壌トレンチ法を運用する場合対象排水が生活雑排水であれし尿であれその構造は共通している。しかし、土壌トレンチの前処理の種類により処理プロセスは大きく変わる。いずれのプロセスでも前処理槽では懸濁物質が効果的に分離できることが必要とされる。生活雑排水を対象とす

表 3 単独し尿浄化槽における消毒後処理水の地下放流方式の設置基準
Table 3 Standard of the Ministry of construction on the soil percolating treatment of the biological reactor effluent

建設省告示第1292号（以下「告示」という。）第1に定める処理装置から流出する消毒後の処理水が滞留しない程度の地下浸透能力を有し、かつ、衛生上支障のないものの構造は、次の各号に定める構造としたものとする。

1. 告示第1の構造とした処理装置*とこれからの流出水を土壌に均等に散水して浸透させる装置とを組合せた構造としたものとする。
2. 地下浸透部分は地下水位が地面（地質が不浸透性の場合においてはトレンチの底面）から1.5m以上、かつ、土壌の厚さが1m以上の区域に設けること。また、井戸その他の水源から、水平距離30m以内の位置および斜地崩壊等災害の生ずる危険のある区域に設けてはならない。
3. 処理対象人員1人あたりの地下浸透部分の面積は、一般の土壌の場合4m²以上とし**、不浸透性土壌（粘土質）の場合は、浸透速度を測定して、必要面積も算出すること。
4. 一般の土壌の場合、散水管はトレンチに埋設し、トレンチ内に均等に散水できる構造とすること。トレンチの幅は50cm以上、90cm以下、深さは60cm以上とし、トレンチの底部には15cm以上の砂をしき、その上部に10cm以上の砂利でかこった散水管を敷設し、砂で埋戻すこと。砂で埋戻した上部は、15cm以上の覆土を行うこと。
5. 散水管の間隔は、散水管を中心線として、両側それぞれ1m以上とすること。散水管の流入口から末端までの直線距離は20m以下とすること。
6. 散水管の径は10cm以上の有効管とし、孔は管底に設けて孔径1cm程度とすること。
7. 散水管流入部と管末に水位点検孔を設けること。
8. 浸透部分に目詰り等による浸透能力に支障を生じた場合はトレンチの砂等の交換を行うこと。

* 告示第1の構造とした処理装置とは分離接触曝気方式、分離曝気方式、散水ろ床方式を意味する。***土壌小委員会で再検討中。

注) 自治体によっては、つぎの項目を付加しているところもある。

- 1) 地下放流部分あるいは散水管は隣地境界から2～3m以上離すこと。
- 2) 土地の傾斜は、地下浸透を行う敷地周囲を含めて30%（約16°）以下であって、かつ地すべりのおそれのないこと。
- 3) 浸透水の水質はBOD2mg/l以下、大腸菌群数10N/ml以下を満足すること。
- 4) 浸透水の水質（BOD、大腸菌群数、塩素イオン、アンモニア生窒素、硝酸性窒素）を検水井1箇所について1検体年1回測定し、結果を所轄保健所長に報告すること。

表 4 土壌浸透処理に対する特定行政庁の運用の現状

Table 4 Recent application aspects on the soil trench process in Japan

都道府県	認可の可否	告示第5の 浄化槽の 設置	告示第5以外の土壌浸透処理**		
			浄化槽放流水		生活雑排水
			単 独	合 併	
01	北海道	×	○	○	○
02	青森	×	○	○	○
03	岩手	×	○		○
04	宮城	×			
05	秋田	×	○	○	○
06	山形	×	○		
07	福島	×			
08	茨城	×	○	○	
09	栃木	×	○	○	○
10	群馬	×	○	○	○
11	埼玉	×			○
12	千葉県	×	○	○	○
13	東京都	×			○
14	神奈川県	×	○	○	○
15	新潟	×			
16	富山	×			
17	石川県	×	○	○	
18	福井	×			
19	山梨	×	○	○	○
20	長野	×	○	○	○
21	岐阜	×	○	○	
22	静岡県	×	○	○	○
23	愛知県	×	○	○	
24	三重	×			○
25	滋賀	×			○
26	京都	×			
27	大阪	×	○	○	
28	兵庫県	×	○	○	○
29	奈良	×	○	○	
30	和歌山	×			
31	鳥取	×	○	○	
32	島根	×			
33	岡山	×			
34	広島	×			
35	山口	×	○	○	
36	徳島	×			
37	香川	×			
38	愛媛	×			
39	高知県	×			
40	福岡	○*	○		
41	佐賀	×			
42	長崎	×			
43	熊本	×			
44	大分	×			
45	宮崎	×			
46	鹿児島	×	○		
47	沖縄	×	○	○	○

* 山林、原野、緑地に限る。

** 01~47において設置に対しては特定の制限を設けている特定行政庁もいくつか存在する。また、空欄は調査中であるが土壌浸透処理を一切認めていない特定行政庁もかなり存在する。

る場合、前処理槽としては細目の網で固形物を捕捉する簡易ろ過槽、固形物の分離を目的とした沈殿分離槽、有機物を好気分解した後固液分離させることを目的とした接触曝気槽、有機物を嫌気分解した後固液分離させることを目的とした腐敗槽が用いられる⁵⁾。また、し尿浄化槽放流水を対象とする場合は、前処理としては、通常有機物処理を目的とした活性汚泥法、生物膜法から有機物及び栄養塩類の除去を目的とした回分式活性汚泥法、嫌気・好気循環ろ床法まで多岐にわたる。なお、し尿を対象とする場合は前処理としては腐敗槽のみに限定されている⁸⁾。土壌トレンチ法を組み込んだ処理プロセスの種類は表5に示すとおりである。土壌トレンチ法を組み込んで栄養塩類と有機物を同時に除去するためには表5の10)、11)、12)に示すごとく土壌トレンチの前段で脱窒を行い、窒素濃度の低下した処理水を土壌トレンチに流し、リンを吸着処理する方法が効果的であると考えられる。なお、5)に示したごとく、嫌気性ろ床とリン除去及び硝化用の集水型土壌トレンチを組み合わせ、土壌トレンチ処理水を嫌気性ろ床に循環させ脱窒と脱リンを同時に行わせる方法、及びし尿浄化槽放流水を硝化用集水型土壌トレンチで処理し、その処理水と脱窒用の有機炭素源としての生活雑排水を嫌気性ろ床に導き、脱窒を行わせた後に浸透型土壌トレンチでリンを除去する方法も現在新に検討されている処理プロセスである。なお、土壌トレンチ法における処理性能は前処理の種類によっても変わるが土壌の種類(リン酸吸収係数、浸透係数)、BOD面積負荷、水量負荷等によっても大きく左右されるので適正条件で運転することが重要である。なお、通常BOD面積負荷は $10\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下、水量負荷は $120\text{l}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ 以下で運転されることが多い。

表 5 土壌トレンチを組み込んだ処理プロセスの代表的種類
Table 5 Representative advanced wastewater treatment process with soil trench

対 象 排 水	処 理 プ ロ セ ス の 種 類	除 去 対 象 物 質
生活雑排水	1) 簡易ろ過槽 2) 沈殿分離槽 3) 接触曝気槽 + 土壌トレンチ 4) 腐敗槽 5) 嫌気性ろ床*	有 機 物 リ ン
し尿浄化槽放流水 及び 生活雑排水 +	6) 接 触 曝 気 法 7) 嫌気性ろ床・接触曝気法 + 土壌トレンチ 8) 回 転 円 板 法 9) 活 性 汚 泥 法	有 機 物 リ ン
し尿浄化槽放流水	10) 嫌気・好気循環ろ床法 11) 嫌気・好気循環活性汚泥法 + 土壌トレンチ 12) 回分式活性汚泥法	有 機 物 リ ン 窒 素

*土壌トレンチで硝化の進行した処理水を嫌気性ろ床に循環して脱窒すること可能

5 土壌トレンチ法を用いた生活排水の高度処理対策の実例

土壌トレンチを組み込んだ方法で生活排水を処理する場合対象排水は一次処理水、二次処理水及び三次処理水のいずれかとなる。ここでは、し尿浄化槽放流水すなわち二次処理水を集水型土壌トレンチで処理している施設及び、生活雑排水を嫌気性ろ床を前置して集水型土壌トレンチで処理している施設を調査した場合の浄化特性について主として述べることにする。対象処理施設は、岩手県盛岡市（A施設）、愛媛県松山市（B施設）、長野県飯田市（C施設）、茨城県つくば市（D施設）、茨城県下妻市（E施設）に存在するものであり、フローシートは図4に示すとおりである。また、その概要は表6に示すとおりである。

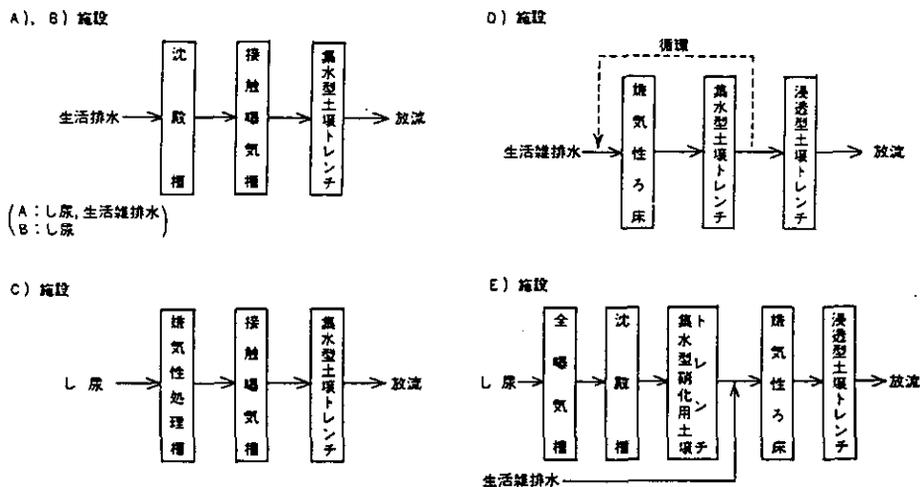


図 4 土壌トレンチを組み込んだ調査対象施設の処理フロー
 Fig. 4 Flow sheet of the full scale facilities combined with soil trench process

表 6 土壌トレンチを組み込んだ調査対象施設の概要
 Table 6 Outline of the investigating full scale facilities combined with soil trench process

項目	施設名	A	B	C	D	E
対象排水		し尿、生活雑排水の2次処理水	し尿の2次処理水	し尿の2次処理水	生活雑排水1次処理水	し尿の2次処理水 生活雑排水
処理対象人員 (人)		51	120	60	5	5
処理対象水量 (m ³ /d)		4.0	6.0	3.0	1.0	1.3
土壌トレンチの長さ(m)		11m×4本	9m×6本	12m×6本	6m×2本	5m×2本
充てん土壌		黒ボク土	真砂土+クリンカー	バイオソイル	淡色黒ボク土	淡色黒ボク土
設置時期 (年/月)		57.10	57.3	54.6	60.6	61.5

A施設は昭和57年10月に社員寮に設置されたものであり、前処理として沈殿分離・接触曝気法がとられている。充てん土壌としては黒ボク土が用いられている。土壌トレンチ槽の表面積は55m²であり、4本のトレンチが総長44mとなるように設置されている。

B施設は昭和57年3月に小学校に設置されたものであり、前処理法はA施設と同じである。充てん土壌としては、土壌表面下20cmまでは花崗岩の風化した真砂土、20～120cmまでは石炭を燃焼させたものを細かく砕いた浸透性を向上させる目的のクリンカーが用いられている。土壌トレンチ槽の表面積は100m²であり、6本のトレンチが総長54mとなるように設置されている。なお、この施設では土壌トレンチ浸透水は水洗トイレ用水として再利用されている。

C施設は昭和54年5月に病院に設置されたものであり、前処理として腐敗槽・接触曝気法がとられている。充てん土壌としては土壌の微生物活性を高めることを目的としてたい肥を混合したバイオソイルが用いられている。土壌トレンチ槽の表面積は108m²であり、6本のトレンチが総長72mとなるように設置されている。

D施設は昭和61年5月に5人家族の個別家庭に設置され、前処理法として嫌気性ろ床が用いられている。6mのトレンチが2本交互使用できるようになっている。

E施設は昭和60年6月に5人家族の個別家庭に設置され、前処理として全曝気型の活性汚泥法が用いられている。充てん土壌としては淡色黒ボク土が用いられている。本施設の特徴は、単独処理し尿浄化槽放流水中のNH₄-Nを硝化用土壌トレンチでNO₂₊₃-Nにまで硝化させた後、脱窒用の炭素源として生活雑排水を加え嫌気性ろ床処理して窒素除去し、その処理水を浸透型の土壌トレンチで浸透させリンを除去することになる。なお、集水型及び浸透型のいずれの土壌トレンチも各々長さ5mとなっている。

これらのA～E施設における土壌トレンチにおける浄化特性は表7、8に示すとおりである。A、B、C、D施設においてはBODは99%以上、CODは80～93%、TOCは76～93%、T-Pは74～99%と高い除去能が得られているが、C施設を除けばT-Nは30%程度以下の除去能しか得られていない。このことは土壌トレンチはBOD、COD、TOC、リンを安定して除去するためにはきわめて大きな効果を発揮するが、窒素を安定して除去するのは困難であることを意味しており、従来の知見を支持するものである。なお、C施設においてはT-N除去率95%が得られていることから、土壌トレンチに用いる充てん土壌及び充てん方法を考慮すればT-N除去能を高めることも可能であろうと考えられる。しかし、土壌トレンチを組み込んだ施設において高い窒素除去能を得るためには、土壌トレンチのみではなく、他の処理プロセスと組み合わせることが重要となる。E施設は、有機物、リンだけでなく窒素除去までも行うことを目的としたものであるが、いずれも90%近い除去能が得られていることがわかる。窒素に着目してみると硝化用土壌トレンチ流出水及び生活雑排水混合水をNO₂₊₃-Nは嫌気性ろ床を通過する過程でほとんど痕跡程度にまで減少しており、嫌気性ろ床で脱窒が99%近く行われたことを意味している。このように処理プロセスの組み合わせを適切に行えば土壌トレンチを組み込んだ生活排水対策の処理プロセスで有

表 7 土壤トレンチを組み込んだA～Dの施設の水質浄化特性

Table 7 Purification efficiency in full scale facilities combined with soil trench process

項目	施設	A		B		C		D	
		流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水	流入水	処理水
BOD	(mg・l ⁻¹)	12.0	0.4	5.0	0.5	30.0	2.0	100	1.0
COD	(mg・l ⁻¹)	17.5	1.2	6.2	1.2	35.0	4.2	47.5	2.5
TOC	(mg・l ⁻¹)	12.0	1.0	4.2	1.0	24.5	4.0	110	3.5
T-N	(mg・l ⁻¹)	48.2	38.0	30.0	28.2	96.5	4.2	12.5	4.8
NH ₄ -N	(mg・l ⁻¹)	13.0	0.02	0.1	0.1	47.0	0.1	6.0	0.1
NO ₂₊₃ -N	(mg・l ⁻¹)	30.5	35.5	25.0	28.0	47.5	1.5	0	2.6
T-P	(mg・l ⁻¹)	5.35	0.01	6.25	1.62	15.50	1.60	2.3	0.01
SS	(mg・l ⁻¹)	10.0	1.4	5.0	1.0	2.5	1.0	—	—
大腸菌群	(N・m ⁻¹)	100	2	5	0	15	1	—	—

表 8 土壤トレンチを組み込んだE施設の水質浄化特性

Table 8 Detailed purification efficiency in full scale facility E combined with soil trench process

項目	目	全曝気型 浄化槽処理水	嫌気性ろ床流入水		嫌気性ろ床 処理水	浸透型 土壤トレンチ 浸透水
		硝化用土壤 トレンチ流入水	硝化用土壤 トレンチ浸透水	生活雑排水	浸透型土壤 トレンチ流入水	
BOD	(mg・l ⁻¹)	80	2	110	23	1
COD	(mg・l ⁻¹)	41	4	54	11	2
TOC	(mg・l ⁻¹)	20	3	31	10	2
T-N	(mg・l ⁻¹)	59	47	7	6	3
NH ₄ -N	(mg・l ⁻¹)	45	4	0.6	3	0.03
NO ₂₊₃ -N	(mg・l ⁻¹)	9	42	2	0.2	2.7
T-P	(mg・l ⁻¹)	13	0.2	0.6	0.3	0.05
SS	(mg・l ⁻¹)	32	4	28	14	3
pH		7.3	6.1	6.6	6.9	6.8
大腸菌群	(N・m ⁻¹)	1,000	9	5,500	2,300	2

機物、窒素、リンが同時に効果的に除去されることになる。なお、松本ら¹⁰⁾、宰田ら¹¹⁾、荻原ら¹²⁾、山浦ら¹³⁾が生活排水を対象として土壤トレンチの浄化特性について検討した結果は表9に示すとおりである。本表で得られた結果とA～E施設で得られた結果とはおおむね一致していることがわかる。また、これらの土壤トレンチ浸透水中の大腸菌数は100個・m⁻¹以上になることは少なく、多くの場合検出されないかもしくは10個・m⁻¹以下であり、土壤トレンチは大腸菌群を吸着除去（吸着された大腸菌群は指数的に死滅する）するうえでも大きな効果を有している。

表 9 生活排水対策として土壌トレンチを組み込んだ施設における浄化特性
Table 9 Purifications efficiency in full scale domestic wastewater treatment facilities combined with soil trench process

項目	対象排水の種類及び施設規模	単独処理し尿浄化槽放流水				合併処理し尿浄化槽放流水			
		嫌気性1次処理水*		2次処理水**		2次処理水		2次処理水***	
		1 m ³ /d		2 m ³ /d トレンチ長さ4 m		トレンチ長さ1,000m		100m ³ /d トレンチ長さ500m	
		流入水	浸透水	流入水	浸透水	流入水	浸透水	流入水	浸透水
BOD	(mg・l ⁻¹)	140	0.8	9.8	0.8	8.3	0.9	10	0.9
COD	(mg・l ⁻¹)	110	5.7	17.2	3.4	—	—	—	—
T-N	(mg・l ⁻¹)	190	160	37.3	28.3	—	—	15	11
NH ₄ -N	(1mg・l ⁻¹)	180	51	10.9	0.03	1.2	0.12	—	—
NO ₂₊₃ -N	(mg・l ⁻¹)	1.4	100	22.44	24.93	10	8.1	11	10
T-P	(mg・l ⁻¹)	17	0.81	3.06	0.26	3.0	0.20	4.0	0.34
SS	(mg・l ⁻¹)	120	10	6.7	1.7	—	—	—	—
pH		7.6	6.5	5.9	6.7	—	—	—	—
大腸菌群	(N・m ^l -1)	260	30	—	—	—	—	1,100	14
水温	(°C)	14.5	12.5	—	—	—	—	—	—

* 土壌トレンチの充てん材として浸潤マットタフガード使用
** 充てん土壌：真砂土80%，パーライト10%，畑土10%。
*** MBAS：流入水0.87mg/l，浸透水0.04mg/l

6 土壌浄化法の問題点と今後の課題

土壌浄化法のなかで土壌トレンチ法は米国の家庭においては30%が使用されているが、非常に高い浄化能力を有しているという反面、目詰まりによる使用不能及び地下水汚染がしばしば問題として取り上げられている。このような問題点を有しているにもかかわらず、有機物除去能、リン除去能、懸濁性物質除去能が高いこと、動力を要さず維持管理費が安いという長所を有していることから、我が国でも広く用いられるようになってきている。この土壌トレンチ法は都市部の人口密集地域での適用は困難であるにしても、富栄養化湖沼を有する自治体、人口非密集地域の郊外では今後適用の範囲が広がることが予想される。それゆえ、土壌トレンチ法を適用するに当たっては適正な条件のもとで稼働できるようにすることが必要となる。そのためには土壌トレンチ法の有する問題点とその対策法を明確にしておくことが必要となる。土壌トレンチ法を組み込んで生活排水の高度処理対策を行う上での問題点とその対策及び課題は次に列記するとおりである。

1) 土壌トレンチ法において水質浄化を目指す場合、閉塞が起こっても対応できるように必ずトレンチ2本を設置し交互使用が可能となるようにする必要がある。また、土壌トレンチ内にシマミズ等の環形動物貧毛類が生息できるようにすれば、この動物が閉塞の原因となる微生物の薄膜を摂食して安定した浄化能が維持されることになるのでこれらの土壌動物が生息できる適正

環境条件を見いだすことが必要である。

2) 土壤による浄化法はリンを除去するうえで効果的なことが明らかにされているが、土壤の種類によりリンの吸着能が異なるので適用する土壤はリン酸吸収係数の高いものを使用することが重要となる。なお、土壤トレンチを設置する場合の土壤のリン酸吸収係数が極めて小さい場合には、リン酸吸収係数の高い土壤と交換することも考える必要がある。すなわち、最適土壤の基準作り¹⁴⁾が今後必要と考えられる。また、土壤トレンチでリン除去を目的とする場合、敷地面積を広く必要とすることから、リン酸吸収係数の高い土壤の適用と同時にリン吸収能の高い植物を栽培することも重要となろう。

3) 土壤粒子表面は負に帯電しており、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ などの陰イオンは吸着されにくく、脱窒反応が起こらない限り、浸透水の移動に伴って地中を移動し、地下水汚染を引き起こす懸念がある。このことから、特に浸透型の土壤トレンチの場合においては、脱窒反応を行うことの可能な処理プロセスと組み合わせるようにすることが重要になると考えられる。我が国において地下水の硝酸根濃度の増加は大きな問題となりつつあり、局所的には飲料水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ 濃度基準値の $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を超えている地下水も認められている。それゆえ、設置費及び管理費が可能な限り安い土壤トレンチ法を組み込んだ硝化脱窒プロセスを開発することが必要であろう。なお、米国では局所的な地下水の硝酸塩濃度が公共環境基準を超えないようにするには住宅の密度は 0.6ha 当たり1軒以内にとされている¹⁵⁾。しかし、我が国における1戸当たりの敷地面積は一般的に狭いことから脱窒プロセスを組み込むことは不可欠となろう。

4) 土壤トレンチ法をはじめとする土壤浄化法において病原性微生物、有機塩素化合物などのBOD、窒素、リン以外の成分の地中における挙動を明確にし、土壤浄化法において現在ブラックボックス的に扱われているところを明らかにすることが必要である。そのことにより、土壤浄化法に対して不安視されている面は解決していくことになるろう。

5) 土壤トレンチ法はし尿を対象とする場合でも生活雑排水を対象とする場合でも、設置されている施設のほとんどが浸透型であり集水型がほとんどないことから、長期間運転後における真の浄化能の評価（リンの吸着飽和特性など）が十分に行われていないのが現状である。このことから、集水型の土壤トレンチによる浄化特性の評価研究を継続しデータをさらに集積することが必要であろう。このような検討を十分加えていくことにより、土壤トレンチ法を適用するうえでの不確定要素は解決されていくことになり、確立した設計手法も見いだされることになるろう。

6) 土壤トレンチ法を組み込んだ施設を設置する場合、集水型トレンチの場合は浄化特性を把握できるが、浸透型トレンチの場合は内部を肉眼で観察することができず当然浄化特性の把握が不可能となることから、必ず浸透水の一部を集水できる検水口を設け、定期的なサンプリングと水質試験を行なうことが義務づけられるようにする必要があるろう。

7 おわりに

土壌浄化法のなかでここでは特に土壌トレンチ法に着目し、その浄化特性、原理、普及の現状、前処理施設との組み合わせの重要性について述べてきたが、土壌トレンチ法は高い浄化能を有している反面まだまだ未解明の点が多々存在することは否めない。今後本法に残されているいくつかの課題が一つひとつ解明されていけば生活雑排水の高度処理対策の一手法としてさらに活用されていくようになるものと考えられる。

引用文献

- 1) 須藤隆一・稲森悠平 (1986) : 湖沼水質保全のための生活雑排水対策. 用水と廃水, 28 (8), 55-65.
- 2) 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 (4), 50-57.
- 3) 須藤隆一編 (1983) : 環境浄化のための微生物学, 講談社サイエンティフィク, 東京
- 4) 稲森悠平・須藤隆一 (1984) : 小規模生活排水処理方式の特徴と問題点, 公害と対策, 20 (5), 23-31.
- 5) 茨城県環境局霞ヶ浦対策課 (1985) : 生活雑排水土壌処理施設設置の手引, 水戸, 20.
- 6) 稲森悠平・山本泰弘・畠中寿一・須藤隆一 (1986) : 土壌トレンチにおけるシマミミズの浄化特性に及ぼす影響. 第20回水質汚濁学会講演集, 51-52.
- 7) 長谷川清 (1984) : 汚水の土壌浸透による浄化法. 地下水と井戸とポンプ, 26(8), 9-19.
- 8) 財団法人建築センター (1982) : 屎尿浄化槽の構造基準・同解説, 東京.
- 9) 財団法人建築センター (1986) : 土壌小委員会審議資料, 20.
- 10) 松本 聡・大塚 茂 (1985) : 土壌処理を併用した脱窒・脱リン装置について, 環境技術, 14 (6), 44-51.
- 11) 幸田育英・吉村 広・板谷 勉・畑 宏・石田立夫 (1984) : 土壌浄化法テストプラントによる生活排水処理に関する調査研究, 第18回水質汚濁学会講演集, 50-51.
- 12) 荻原克久・鈴木富雄・小村正人・山浦源太郎 (1984) : トレンチによる生活系排水の処理, 第18回水質汚濁学会講演集, 46-47.
- 13) 山浦源太郎・鈴木富雄・樋口澄男・釘本 完 (1982) : トレンチによる生活系排水の地下浸透, 第16回水質汚濁学会講演集, 82-83.
- 14) 谷本修志 (1985) : 土壌による汚水処理と応用への課題. 公害と対策, 21(14), 7-11.
- 15) 石崎勝義 (1985) : 米国における土壌式処理技術. 公害と対策, 21(14), 52-59.

II-6 土壌処理と嫌気性処理を組み合わせた生活排水処理 Treatment of Domestic Wastewater by Land Application Coupled with Anaerobic Filter

矢木修身¹・富岡典子¹・見城卓也²・稲森悠平¹・須藤隆一³

Osami YAGI¹, Noriko TOMIOKA¹, Takuya KENJŌ², Yuhei INAMORI¹
and Ryuichi SUDO³

要 旨

土壌処理と嫌気性ろ床処理を組み合わせた、窒素、リン及び有機物を除去する生活排水の処理システムについて検討を加えた。すなわち、し尿排水を好氣的活性汚泥法による浄化槽で処理した後第一次の土壌トレンチ処理を行い、次いで流出水と生活雑排水を混合し嫌気性ろ床処理を行い最後に流出水を第二次の土壌トレンチ処理する方式を検討した。浄化槽流出水は第一次の土壌処理により T-N の約90%が硝化された。この流出液に有機物として生活雑排水を加え、嫌気処理することにより約70%の窒素が除去された。この流出水を第二次の土壌処理したところ、T-N $3.3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、T-P $0.05\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、COD $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、の良好な水質が安定して得られ、本処理システムが大変有効であることが判明した。

Abstract

In order to eliminate the nitrogen, COD and phosphorus concentration in domestic wast ewater, a land application system coupled with an anaerohic filter which was a cheap constraction and an easy maintenance was constructed and evaluated.

The system was as follows. A night soil was treated by an aerobic activated sludge method, and the effluent was treated by 1st stage land application to change $\text{NH}_4\text{-N}$ to $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$. The 1st stage land application effluent was mixed with a graywater and flown into an anaerobic filter to remove the $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$. Finally, the anaerobic filter effluent was treated by 2nd land application to remove the phosphorus.

Each area of 1st and 2nd land application was 5m^2 and the volume of anaerobic filter was 1.5m^3 . This system was constructed in a house garden of 5 person.

Above 90% of $\text{NH}_4\text{-N}$ of the activated sludge effluent was changed to $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ by

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 昭和60年度 国立公害研究所共同研究員 (日本大学生産工学部 〒275 千葉県習志野市泉町1-2-1)
Research Collaborator of National Institute for Environmental Studies. Present address: Engineering Division, Nihon Univ., 1-2-1, Izumi-machi, Narashino, Chiba 275, Japan.
3. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

1st stage land application. And About 70% of nitrogen in 1st stage land application effluent mixed with the graywater was removed by the anaerobic filter.

The mean concentrations of nitrogen, COD and phosphorus in the 2nd land application effluent were 3.3, 1.5 and $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ respectively. It was demonstrated that this system was very effective to eliminate the nitrogen, COD and phosphorus in domestic waste water.

1 はじめに

湖沼及び内湾・内海等の閉鎖系水域並びに都市内の中小河川においては、依然として水質汚濁が進行しており、この原因が水質汚濁防止法に適用されない小規模事業所や家庭雑排水に起因することが指摘されている^{1,2)}。家庭雑排水は、公共下水道や合併式浄化槽等により処理され放流されることが望ましいが、下水道の普及率が、37%と低く、また合併式浄化槽の設置には費用がかかることから、これらに多くを望むことはできない。そこで、これらに代わり得る維持管理が容易で、設備費が安くかつ良好な水質が得られる家庭雑排水の処理方法がいろいろと検討されている^{3,4)}。このような処理法の中で土壌処理は、土地面積を確保する必要があるものの、安価で良好な水質が得られることで全国各地で採用されている。土壌処理は、目詰まりの問題を除けば有機物及びリンに対しては高い除去能を有しているが、窒素の除去能が低く、特に有機態窒素を容易に酸化分解し硝酸態窒素に変えてしまう⁵⁻¹¹⁾。

硝酸態窒素の飲料水中の基準は、 $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、全国の井戸の、10%がこの値を超えており、硝酸態窒素は発癌性と関係があることから地下水中の硝酸態窒素をいかにコントロールするかは大変重要な問題である。したがって、生活排水を土壌処理する場合、窒素を除去することが必要となる。窒素の生物による除去は、脱窒菌のもつ硝酸を窒素ガスにする脱窒作用を活用することが有利でありこの反応は嫌気条件と有機物を必要とする¹²⁾。

本研究は、土壌のもつ硝化能を窒素除去に活用すべく、土壌処理と嫌気性ろ床処理を組み合わせた生活排水処理システムを、国土開発技術研究センターの協力により茨城県下妻市の個人住宅に設置し、本処理システムの窒素、有機物、リン等の除去特設について検討を加えたものである。

2 土壌処理と嫌気性ろ床処理を組み合わせた処理システム

土壌処理・嫌気性ろ床処理システムのフローを図1に示した。まずし尿を全曝気型活性汚泥方式の単独し尿浄化槽で処理する。処理水を第一次土壌トレンチ処理に導き、浄化槽で生成した $\text{NH}_4\text{-N}$ を $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ に硝化させた後、脱窒用の炭素源として生活雑排水を加え嫌気性ろ床処理して窒素を除去し、その処理水を第二次の土壌トレンチ処理に導き、リンを除去するものである。

土壌トレンチの構造を図2に示したが、第一次、第二次トレンチ共に外径10cmの陶管をつなげたもので長さ5mであり、この周囲に碎石を入れ、碎石の上に網をかぶせ、その上に掘り起こした淡色黒ボク土を入れ地表面まで埋め戻したものである。第一次トレンチは全量集水型でトレン

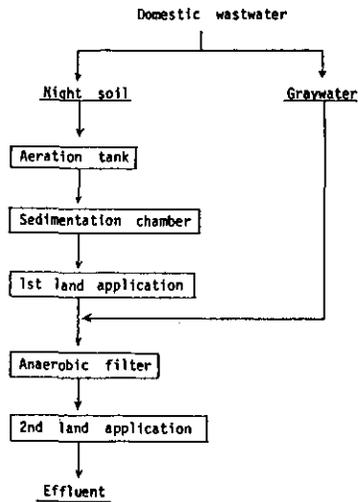


図 1 土壌処理と嫌気性処理を組み合わせた生活排水処理
Fig. 1 Flow of land application coupled with anaerobic filter

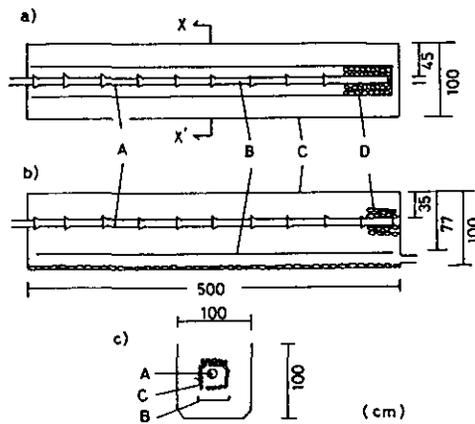


図 2 土壌トレンチの構造
Fig. 2 Structure of land application

チの周囲にビニールシートが入っており、第二次トレンチもビニールシートが入っているが一部が集水可能で全量集水型ではない。第一トレンチは表土より40~50cm, 第二トレンチは65~75cmのところ、に陶管が埋設されている。

嫌気性ろ床装置を図3に示すが、容積は約1.5lで3室になっており、いずれも中にろ材が充てんされている。第一次トレンチ排水と生活雑排水が混合し、嫌気性ろ床に流入する。

本装置は5人家族の個別家庭に設置されたものであり、昭和60年6月から使用開始された。

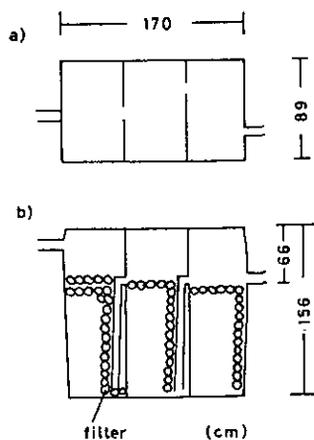


図 3 嫌気性ろ床の構造
Fig. 3 Structure of anaerobic filter

3 水質分析項目

使用開始1か月後から約半年間水質分析を行った。し尿浄化槽処理後の沈殿槽の上澄み(第一次土壌処理流入水)、第一次土壌処理流出水、生活雑排水、嫌気性ろ床処理水(第二次土壌処理流入水)及び第二次土壌処理流出水の5か所の水を採水した。採水日は、昭和60年7月2日、7月22日、8月5日、9月30日、11月1日、12月10日である。

水質分析は、pH、温度、塩素イオン濃度、SS、 COD_t (全COD)、 COD_f (ろ過COD)、 TOC_t (全TOC)、 TOC_f (ろ過TOC)、T-N、 NH_4-N 、 $NO_{2+3}-N$ 、T-P、 PO_4-P 、大腸菌数を調べた。

3.1 塩化物イオン

セントラル科学製のUC-4型のデジタル塩素イオンメータを用いて測定した。

3.2 COD

100°C30分間分解する酸性過マンガン酸カリウム法を用いた。CODまたは試水をワットマンGF/Cでろ過したる液のCODである。

3.3 TOC

島津製作所製全有機炭素分析計TO-10B型を用いた。本装置は燃焼後発生した CO_2 を赤外線吸収法で測定するものである。CF/Cでろ過したる液のTOCを TOC_f とした。

3.4 T-N

三菱化成工業製の全窒素分析装置 TN-02 型を用いた。原理は窒素化合物を NH_3 にし、生成した NH_3 を電量滴定する方法で、試水に懸濁物を含む場合はホモジナイザーで均一にした後に分析に供した。

3.5 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$

$\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール法で、 $\text{NO}_2\text{-N}$ はスルファニルアミドと反応させて生成するジアソ化合物法で、 $\text{NO}_3\text{-N}$ はヒドラジンで $\text{NO}_2\text{-N}$ に還元し、いずれもテクニコン社製オートアナライザーで測定した。

3.6 T-P

過硫酸カリウム共存下で熱処理を行い、リン化合物を $\text{PO}_4\text{-P}$ にし、アスコルビン酸混合試薬を用いるモリブデン青吸光高度法により、オートアナライザー分析を行った。

3.7 大腸菌群数

表 1 に示すデオキシコール酸培地を用い重層寒点平板培養法によった。35°C, 24時間の培養を行った。

表 1 大腸菌群計数用培地
Table 1 Medium for coliform group

Peptone	10g
Lactose	10
Na-cholate	1
NaCl	5
K_2HPO_4	2
Na-Citrate	1
Fe-citrate	1
Agar	15
Bacto-neutral red	0.03
Deionized water	1000ml

4 土壌中の細菌の計数

また生活排水の土壌処理による土壌微生物への影響を調べるため、第一及び第二次土壌トレンチの35~45cm, 55~65cm, 75~85cmの深さの土壌を検土壌採泥器で採取し、従属栄養細菌、大腸菌、硝酸菌、亜硝酸菌、脱窒菌の土壌中の存在量を調べ、生活排水無処理土壌と比較を行った。

土壌試料は、以下の前処理を行い計数を行った。すなわち、湿土壌 4 g を無菌水 200ml に懸濁し、スターラで十分混合した後、この 20ml を採取しガラス製ホモジナイザーで十分土壌粒子を粉

碎する。次いで超音波処理を4分行い、これを無菌水で順次希釈し希釈液を調製した。希釈液0.1~1ml/培地に添加し培養を行った。

4.1 従属栄養細菌

普通寒天培地を1/10に希釈したものをを用いた。組成を表2に示した。計数には寒天平板培養法を用い、20°Cで2週間培養し、生育するコロニーを計数した。

4.2 アンモニア酸化細菌

表3に示す培地を試験管に入れ、これに希釈水を添加し、30°C、1か月培養後 Griees の発色試薬を添加し、紅色を呈したものを MPN 法に基づき計数した。

4.3 亜硝酸酸化細菌

表4に示す培地を含んだ試験管に希釈液を添加し、30°C、1か月間培養後、Griees 試薬を加え、無色のものを MPN 法により計数した。

表 2 従属栄養細菌計数用培地
Table 2 Medium for Heterotrophic Bacteria

Meat extract	0.5g
Peptone	1
NaCl	0.5
Agar	15
Deionized water	1000ml

表 3 アンモニア酸化細菌計数培地
Table 3 Medium for Ammonia Oxidizer

(NH ₄) ₂ SO ₄	0.5g
NaCl	0.3
K ₂ HPO ₄	1.0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	.3
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.03
CaCO ₃	7.5
Deionized water	1000ml

表 4 亜硝酸酸化細菌計数培地
Table 4 Medium for Nitrite Oxidizer

KNO ₂	0.006g
K ₂ HPO ₄	1.0
FeSO ₄ ·7H ₂ O	0.03
CaCl ₂	0.3
NaCl	0.3
CaCO ₃	1.0
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0.1
Deionized water	1000ml

表 5 脱窒菌計数用培地
Table 5 Medium for Denitrifier

A solution	
KNO ₃	1.0g
Asparagine	1.0
1%BTB in alcohol	5ml
Deionized water	500ml
B solution	
Na-citrate	8.5g
MgSO ₄ 7H ₂ O	1.0
FeCl ₃ 6H ₂ O	0.05
KH ₂ PO ₄	1.0
CaCl ₂ ·2H ₂ O	0.2
Deionized water	500ml

注) A液とB液を混合する。

Mix A with B solution. pH 7.0~7.2

4.4 脱窒菌

ダーラム管を含む試験管に表5に示す Giltay の培地を入れ、これに希釈水を添加し、20°C、2週間培養する。NO₃⁻の消失した場合培地はアルカリ性となり濃青色となる。脱窒が生じた場合は、色の変化と同時に多量の N₂ガスが発生し、ダーラム管中にたまる。色の変化とガス発生認められたものを脱窒菌とし MPN 法により計数する。

4.5 大腸菌群数

3.7で示した方法を用いて計数した。

5 結果及び考察

5.1 処理水質

1) 水温及び pH

第一次及び第二次の土壌トレンチ流入水及び処理水（一次及び二次流入水、及び処理水と省略する）、生活雑排水の水温、pHを図4、図5に示した。一次流入水は8°C~27°Cの間で変化した。一次処理水は、流入に比べ夏はやや低く、冬はやや高い値を示した。一次トレンチの陶管は40~50cmの深さに埋没され、二次トレンチの陶管は65~75mの深さに埋没されているため、いずれも流入水、流出水の差は小さかった。

浄化槽の処理水である一次流入水の pH は 7~8 の範囲で弱アルカリ性であるが、一次処理水は 6.5~5.0 とかなり低くなった。これは処理水の NO₂₊₃-N の濃度がかなり高くなるためと考えられた。二次トレンチの場合は嫌気性ろ床処理により脱窒され硝化される窒素源が少ないため、二次処理水の pH はほぼ中性を示した。

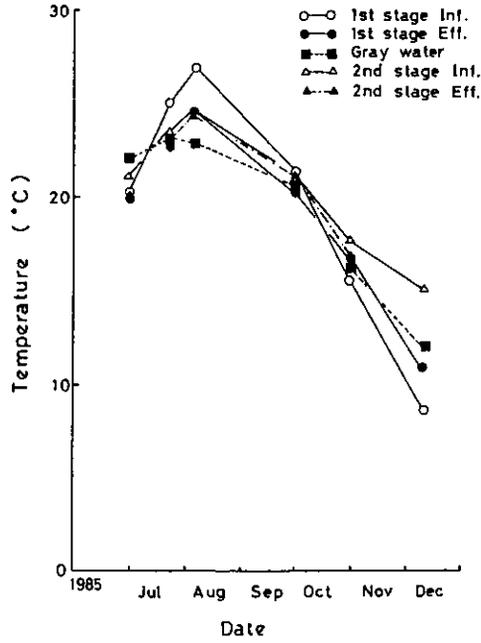


図 4 水温の季節変化
Fig. 4 Seasonal change of temperature

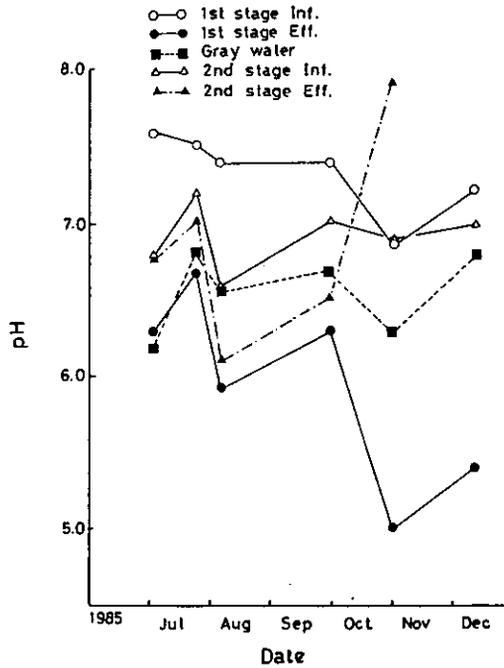


図 5 pHの季節変化
Fig. 5 Seasonal change of pH

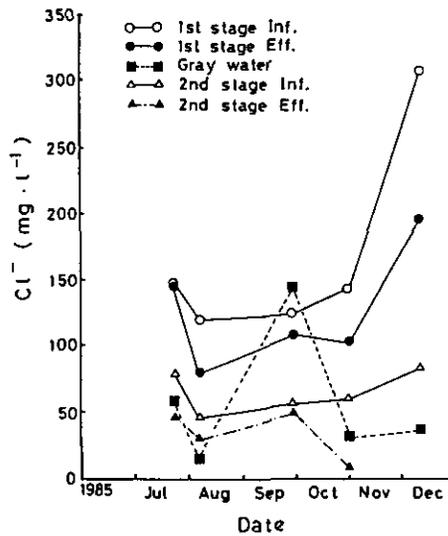


図 6 塩化物イオンの季節変化
Fig. 6 Seasonal change of Cl⁻

2) 塩化物イオン

図 6 は、第一次土壌処理及び第二次土壌処理における塩化物イオンの変化を示したものである。浄化槽処理水の塩化物イオン濃度は120~308mg·l⁻¹と高い値を示し、実験期間中の平均は168mg·l⁻¹であった。一次処理水の塩化物イオンの平均は、123mg·l⁻¹であり土壌処理により約25%が除去されたことは興味深い。第二次土壌処理の場合流入の平均が57mg·l⁻¹、処理水の平均は33mg·l⁻¹であり、この場合も約40%の除去率が認められた。第二次土壌処理は完全な集水型ではないので一部の地下水が混入することもあり、40%そのものが土壌の除去率と考えにくい。第一次処理での減少を考えると塩化物イオンも除去されるものと考えられ、今後さらに詳しく検討する課題と思われた¹³⁾。

3) SS

SSの変化を図7に示した。一次流入水のSSは52mg·l⁻¹から徐々に減少し、半年後15mg·l⁻¹に減少し、平均は32mg·l⁻¹であった。一次処理水は4か月間は3mg·l⁻¹以下と90%以上の除去率が得られた。5か月からやや高くなる傾向が認められたが、いずれも10mg·l⁻¹以下であった。二次流入水は10~20mg·l⁻¹とかなり低い値であるため、二次処理水も5mg·l⁻¹以下となり、全期間の平均は3mg·l⁻¹とSSは著しく低いものであった。

生活雑排水のSSは5.3~66mg·l⁻¹と変動幅が大きいがにもかかわらず、嫌気性ろ床処理後は15mg·l⁻¹前後でほぼ一定であり、嫌気性ろ床処理はSSの除去にも大変有効であるといえる。

4) 有機物

CODの変化を図8に示した。一次流入水は24~73mg·l⁻¹の変動が認められたが、一次処理水は

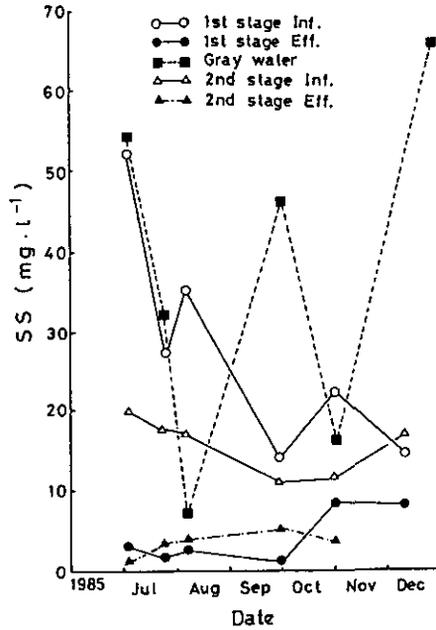


図 7 SSの季節変化
Fig. 7 Seasonal change of suspended solid

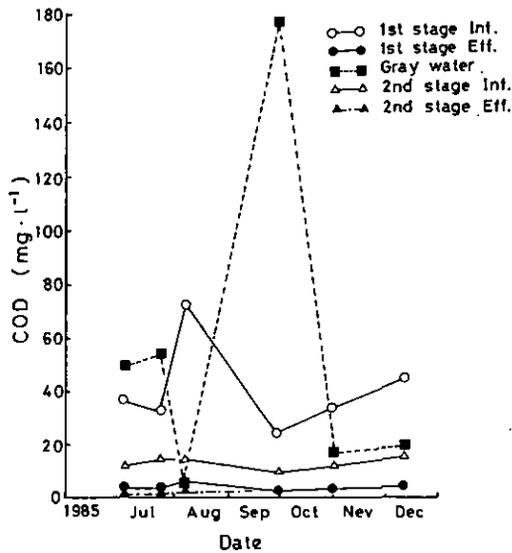


図 8 CODの季節変化
Fig. 8 Seasonal change of COD

最大でも $6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ であった。一次流入水の平均が $41 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ で処理水の平均が、 $3.9 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ でありCODの除去率は90.5%と高い値が得られた。二次土壌処理の流入水のCODは、 $10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ 前後で

あり、嫌気性ろ床処理により COD が著しく減少しているが、二次処理水は平均 $1.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とさらに低下し、除去率は87%であり、一次処理と同様の値が得られた。

土壌処理の場合、負荷量が適切であれば COD の除去率は一般に90%以上が得られる。今回の場合、第一次及び二次の土壌処理の大きさは、 $1\text{m}\times 5\text{m}\times 1\text{m}=5\text{m}^3$ であり、また5人家族であることから、一次土壌処理への流入水量は浄化槽処理水のための $50\text{l}\cdot\text{人}\cdot\text{d}\times 5(\text{人})=250\text{l}\cdot\text{d}$ と考えられ、 5m^3 の土壌は 250l のし尿浄化槽流出水の COD 除去には十分有効であると言える。

生活雑排水の COD は $5\sim 178\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と著しい変動が認められた。この著しい変動は、生活雑排水が排出された際の沈殿升が小さいため、サンプリングに際し上澄み液を採取しているにもかかわらず、SS が混入してしまうためと思われる。

図9は COD_r の変化を示したものであるが、COD と COD_r は土壌処理プロセスでほぼ同じような挙動を示し、 COD_r は COD の70~80%であった。

土壌処理における TOC の変化を図10に示した。一次流入水は $13\sim 43\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ の間で変動したが一次処理水は最大でも $5.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり平均では流入が $20.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、処理水が $3.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で84%の除去率を示した。この値は COD の90.5%よりやや低いが、TOC も COD もほぼ同じ除去率といえよう。第二次処理の場合、流入の TOC の平均が $9.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、処理水の平均が $1.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と除去率が84%であり、この場合も COD とほぼ同じ結果であった。

5) 窒素

窒素は土壌中ではほとんど除去されないことが報告されている^{14,15)}。本システムは窒素の除去を目的としているため、窒素に関し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、T-N、D-T-N の挙動について検討を加

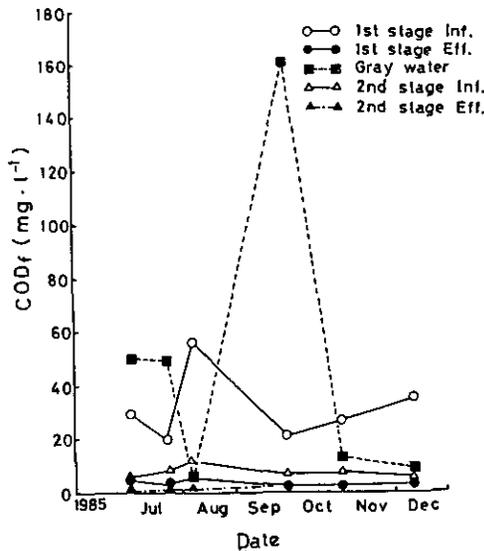


図 9 COD_r の季節変化

Fig. 9 Seasonal change of COD_r

えた。

図11に $\text{NH}_4\text{-N}$ の変化を示したが、一次流入水の $\text{NH}_4\text{-N}$ は $33\sim 68\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と変化し、浄化槽からかなり高い濃度の $\text{NH}_4\text{-N}$ が流出した。これを土壌処理すると $\text{NH}_4\text{-N}$ は $1.3\sim 6.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ に減少した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去率は $83\sim 98\%$ で平均 91% と非常に高い値であった。この値は土壌の硝化能が非常に高いことを示しており、従来報告されているものと同じ結果が得られた。

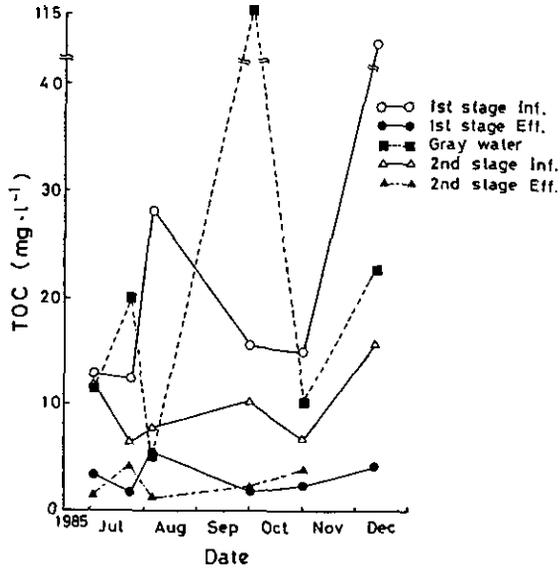


図 10 TOCの季節変化

Fig. 10 Seasonal change of TOC

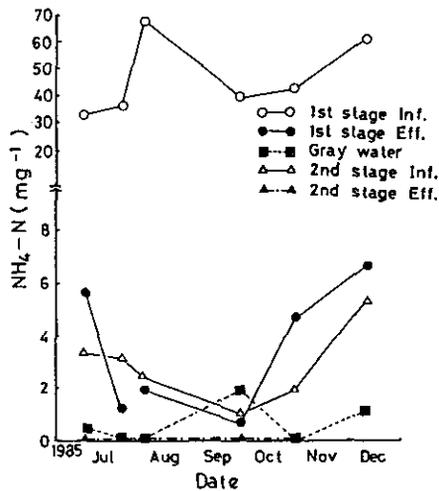


図 11 アンモニア態窒素の季節変化

Fig. 11 Seasonal change of $\text{NH}_4\text{-N}$

第二次土壤処理の場合、嫌気性ろ床処理により窒素が除去されるため、二次流入水の $\text{NH}_4\text{-N}$ は $1.1\sim 5.3\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と著しく低くなるが、二次処理水は $0.01\sim 0.04\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり除去率は98%以上で検出限界値近くまで除去された。

嫌気性ろ床処理での $\text{NH}_4\text{-N}$ の除去効果を調べたところ、嫌気性ろ床への流入水は一次処理水と生活雑排水の混合したものであり、し尿処理水と生活雑排水の比較を1:3とみなすと一次処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均 $3.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、生活雑排水の平均 $0.6\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であるから、流入水の $\text{NH}_4\text{-N}$ は $1.4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ となる。嫌気性ろ床の流出水の平均は $3.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であるから、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は嫌気性ろ床中では増加すると言えよう。

$\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の変化を図12に示したが、浄化槽からの流出水は9月までは濃度が $2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下と低かったが11月~12月にかけて $20\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高い値を示したが、これを第一次土壤処理すると $34\sim 61\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と著しく高い値となった。一次流入水の $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の平均は $8.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、一次処理水の平均は $41.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、処理により4倍以上の値となった。全窒素の挙動を図13に示したが、第一次土壤処理の流入水の T-N の平均は $58.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で処理水の平均は $46.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、第一次土壤処理により T-N は20%が除去された。第一次土壤処理流入水の D-T-N に対する $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の比率は81%、16%と D-T-N のほとんどが $\text{NH}_4\text{-N}$ であったが、一次処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の比率は8%、91%でありほとんどが $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ になっていた。

嫌気性ろ床処理での窒素の除去率を考えてみると、流入水の平均 T-N が一次処理水 $46.8\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、生活雑排水の平均が $7.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であることから流入水は $17\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と考えられ、処理水の平均は $5.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり、除去率は68%となり高い値であった。嫌気性ろ床処理の容量は約 1.5m^3 であり5人家族の生活排水量を $1\text{m}^3\cdot 5\text{人}\cdot\text{d}^{-1}$ とすると滞在日数は約1.5日となりこの日数でかなり良好な除去率が得られた。

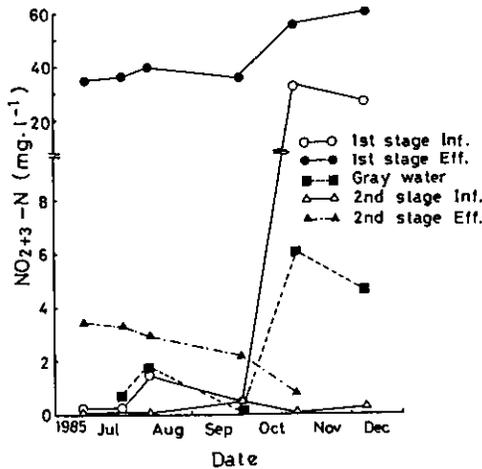


図 12 硝酸及び亜硝酸態窒素の季節変化
Fig. 12 Seasonal change of $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$

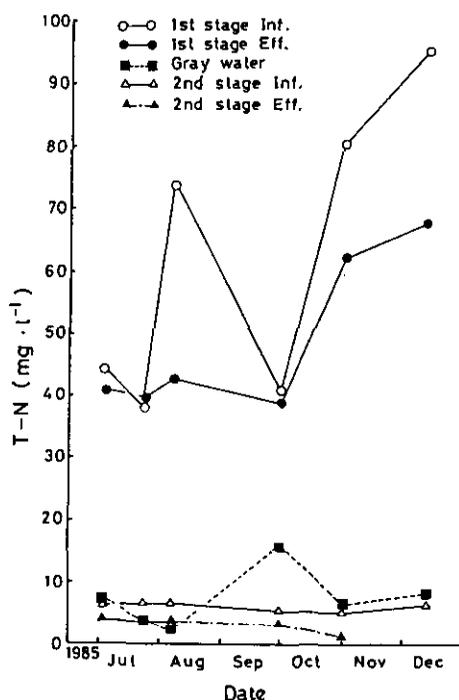


図 13 全窒素の季節変化

Fig. 13 Seasonal change of total nitrogen

第二次土壌処理での $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ の挙動は、図12に示すように流入 $1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下と低く、一方 T-N の平均は図13に示すように $5.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であった。二次処理水の T-N の平均は $3.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であり約40%の除去が認められた。

以上述べたように、生活排水の放流先のない場所でも、し尿の水酸化した排水を単独浄化槽で処理し、約 $60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と高濃度の含窒素排水が排出されても、土壌処理により完全に硝化した処理水に生活雑排水を混入し、嫌気性ろ床処理することにより T-N は $5.5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ まで低下し、再度土壌処理すると T-N は $3.3 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ にまで低下することが明らかになった。したがって、本システムは放流先のない場所でも $\text{NO}_{2+3}\text{-N}$ による地下水汚染を防止する方法として大変有効な方法といえよう。

また表 6 に各処理過程における窒素濃度と形態別濃度、除去率の平均を示した。同時に COD、リンについても付記した。

6) リン

図14にリンの挙動の変化を示すが、第一次処理流入水の T-P 濃度は $5.5\sim 20.4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であったが、処理水は $0.6 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 以下であった。平均すると流入水は $12.9 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 、処理水は $0.2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ で除去率は98%であった。二次処理の場合流入の平均濃度は $0.26 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ と低いが、処理水に平均

表 6 第1次及び第2次土壌処理水の平均水質
Table 6 Mean values of water quality of influent and effluent on land application

parameter	1st land application		graywater	2nd land application	
	influent	effluent (removal%)		influent	effluent (removal%)
pH	7.3	6.1	6.6	6.9	6.8
Cl ⁻ (mg·l ⁻¹)	168	123 (27)	57	57	33 (42)
COD(mg·l ⁻¹)	41.0	3.9 (90)	53.9	11.1	1.5 (87)
T-N(mg·l ⁻¹)	58.5	46.8 (20)	7.2	5.5	3.3 (40)
NH ₄ -N(mg·l ⁻¹)	44.6	3.9 (18)	0.63	3.1	0.03 (99)
NO ₂₊₃ -N(mg·l ⁻¹)	8.9	41.8 (91)	2.2	0.17	2.7 (-)
T-P(mg·l ⁻¹)	12.9	0.20 (98)	0.59	0.26	0.053 (80)
PO ₄ -P(mg·l ⁻¹)	11.1	0.021 (100)	0.13	0.032	0.005 (84)

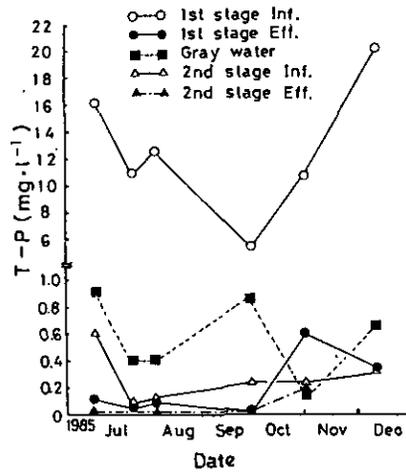


図 14 全リンの季節変化
Fig. 14 Seasonal change of total phosphorus

0.05mg·l⁻¹であり、リンは土壌処理により著しく減少した¹⁶⁾。PO₄-Pの場合を図15に示すが、一次処理流出水の平均は0.02mg·l⁻¹、二次処理流出水の平均が0.005mg·l⁻¹とほぼ完全に除去された。

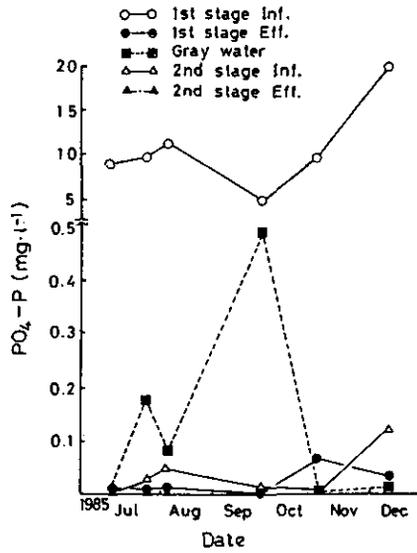


図 15 PO₄-Pの季節変化
Fig. 15 Seasonal change of PO₄-P

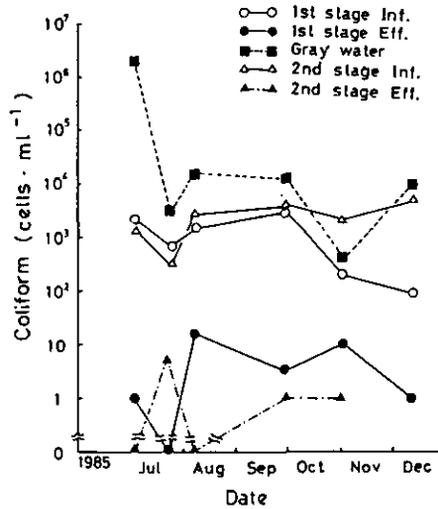


図 16 大腸菌群数の季節変化
Fig. 16 Seasonal change of Coliform group

7) 大腸菌数

図16に大腸菌群の挙動を示すが、第一次及び二次処理の流入水は $10^2 \sim 10^4$ 個・ $mg \cdot l^{-1}$ であるが、土壌処理された処理水は、第一次、二次共に 10 個・ $mg \cdot l^{-1}$ 以下で、土壌処理により大腸菌は著しく減少するものと考えられた。生活雑排水中には、 10^4 前後の大腸菌が検出されたが、この由来は不

明であった。

5 土壌微生物への影響

生活排水を土壌処理した場合の、土壌微生物への影響を調べるため、第一次及び二次土壌トレンチ及び対照土壌の35~45cm, 55~65cm, 75~85cmの深さの土壌を採取し、従属栄養細菌、大腸菌群、アンモニア酸化菌、亜硝酸酸化菌、脱窒菌を計数した。

5.1 従属栄養細菌

図17に従属栄養細菌の深さ方向の変化を示した。第一次土壌、第二次土壌、対照土壌中での従属栄養細菌数は1g乾土中に $1.8 \sim 8.8 \times 10^7$ 個の範囲であり、生活排水の土壌処理による従属栄養細菌への影響はほとんどないものと考えられた。

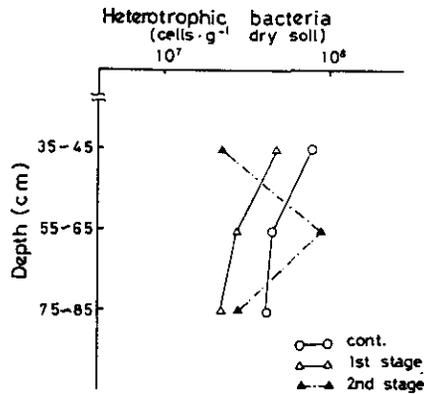


図 17 土壌中の従属栄養細菌数
Fig. 17 Heterotrophic bacteria in land application soil

5.2 大腸菌群

大腸菌群数の深さ方向の変化を図18に示した。対照土壌では55~65cmの所で1g乾土中に140個が検出され35~cm, 75~85cmの所では検出されなかった。一方、第一次処理土壌、第二次処理土壌中1g中には29~300個存在しており、トレンチのある部分がやや高くなる傾向を示したが、対照と比較して、数としてあまり影響を及ぼしていないと考えられた。

5.3 アンモニア酸化菌

アンモニア酸化菌の深さの方向の変化を図19に示した。対照土壌では1g乾土当たり、 $1.5 \times 10^2 \sim 2.7 \times 10^3$ 個存在し深くなるにつれ減少する傾向が認められたが、第一次処理土壌、第二次処理土壌のいずれも深くなるにつれやや増加する傾向が認められた。第一次処理土壌には高濃度のアンモニアが流入するため、アンモニア酸化細菌が多数増殖しているのではないかと考えられたが、

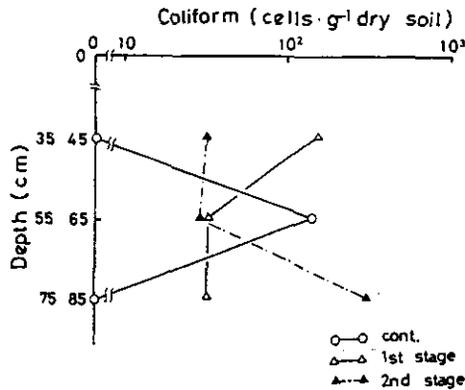


図 18 土壌中の大腸菌群数
Fig. 18 Coliform group in land application soil

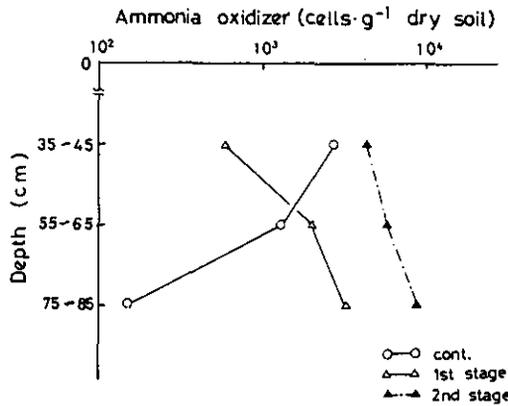


図 19 土壌中のアンモニア酸化細菌数
Fig. 19 Ammonia oxidizer in land application soil

第一次及び第二次処理土壌の差はほとんど認められなかった。しかしながら対照土壌と比べるとトレンチの存在する深い場所でやや増加する傾向が認められた。

5.4 亜硝酸酸化菌

亜硝酸酸化菌数の変化を図20に示した。亜硝酸酸化菌は対照土壌 1 g 乾土中に $7.9 \times 10^3 \sim 7.8 \times 10^4$ 個存在し、深くなるにつれ減少する傾向が認められた。一方、第一次処理土壌、第二次処理土壌では浅い所で対照とほぼ同数存在していたが、深い所でも減少は認められなかった。生活排水の流入により深い所でも減少しないのではないかと考えられた。

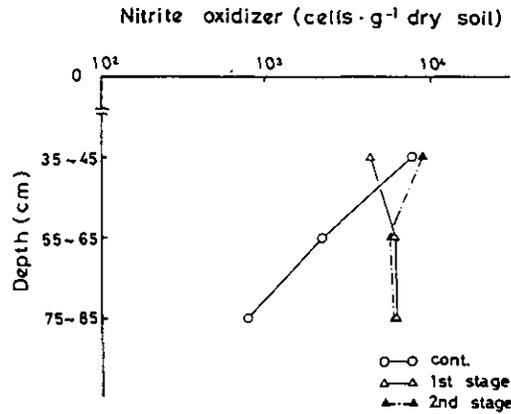


図 20 土壤中の亜硝酸酸化細菌数
Fig. 20 Nitrite oxidizer in land application soil

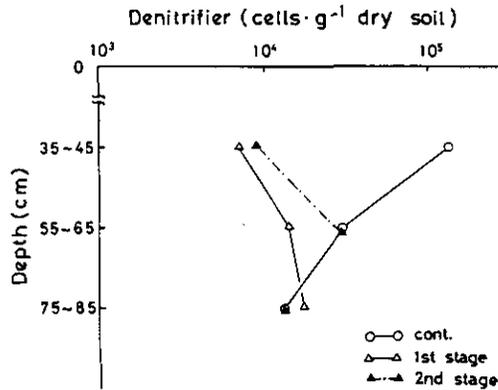


図 21 土壤中の脱窒菌数
Fig. 21 Denitrifier in land application soil

5.5 脱窒菌

脱窒菌の変化を図21に示した。対照土壤では $1.3 \times 10^4 \sim 1.3 \times 10^5$ 個が1g乾土中に存在し、深くなるにつれ減少する傾向が認められた。一方、第一次と第二次処理土壤との差は認められずまた35~45cmの浅い部分では対照よりかなり数が減少した。以上より生活排水の流入は、脱窒にもほとんど作用を及ぼさないものと考えられた。

6 おわりに

下水道のない地域における生活排水の処理方法については、沈殿槽、土壤処理、嫌気性処理等の種々の小規模排水処理法の検討がなされている。土壤処理は高濃度排水や窒素の除去に問題があり、嫌気性処理はリンの除去に難点がある。この両者の欠点を補う方法として土壤処理を嫌気

性ろ床法を組み合わせた生活排水の処理法について検討したところ、5人家族の場合、第一次の5 m²の土壤トレンチ処理は、し尿浄化槽から流出する T-N の90%を NO₃-N に変化させ、これを生活排水と混合し嫌気性ろ床処理することにより滞留時間1.5日で T-N が 5.5mg・l⁻¹にまで低下させることができた。5 m²の第二次土壤トレンチ処理により T-N が 3.3mg・l⁻¹となった。第二次の土壤トレンチ処理流出水の水質は COD で 1.5mg・l⁻¹、T-P0.05mg であり、し尿浄化槽、一次土壤トレンチ、嫌気性ろ床、二次土壤トレンチ処理方式により著しく良好な処理水質が得られることが明らかとなった。本システムの必要土地面積は5人で20m²程度であり1人当たり4 m²であった。今後は、一次トレンチと二次土壤トレンチの併用の可能性を検討することにより、敷地面積をより縮小させることが可能と思われる。本システムは、より長期的な追跡調査が必要ではあるが、放流先のない地域でも本システムを用いることにより容易に水洗化が可能と思われる。

引用文献

- 1) 片山 徹 (1983) : 生活排水対策の現状と課題. 環境技術, 12, 393-394.
- 2) 藤原正弘 (1987) : 生活排水と水質保全. 用水と排水, 29, 5-10.
- 3) 須藤隆一・稲森悠平 (1986) : 湖沼水質保全のための生活雑排水対策. 用水と廃水, 28, 55-65.
- 4) 猪狩三郎 (1987) : 霞ヶ浦流域における生活雑排水対策について. 用水と廃水, 29, 32-37.
- 5) 吉田富男 (1985) : 土壤の浄化機能とその利用について. 地下水と井戸とポンプ, 27, 2-13.
- 6) 楠本正康・吉田富男 (1987) : 汚水の土壤処理に官する技術指針(1). 用水と廃水, 29, 48-54.
- 7) 鈴木富雄・山浦源太郎・樋口澄雄 (1983) : トレンチ方式による旅館排水の処理とその土壤への影響. 水質汚濁研究, 6, 343-352.
- 8) 国松孝男 (1985) : 土壤による排水処理の実際と展望. 公害と対策, 21, 1357-1377.
- 9) 楠本正康・矢木 博・矢木修身 (1976) : 土壤による汚水の処理処分 (第一報). 公害と対策, 12, 40-46.
- 10) 稲森悠平・矢木修身・須藤隆一 (1987) : 土壤トレンチ法による生活排水処理とその浄化特性. 用水と廃水, 29, 51-59.
- 11) 松本 聡 (1987) : 土壤浄化機能に係る諸特性. 水質汚濁研究, 10, 388-393.
- 12) 松本 聡・大塚 茂 (1985) : 土壤処理を併用した脱窒, 脱リン装置について. 環境技術, 14, 44-51.
- 13) 佐久間敏雄・飯塚文男・岡島秀夫 (1975) : 畑土壤における水分と無機塩類の挙動. 日本土壤肥科学雑誌, 46, 126-132.
- 14) 稲垣典子・矢木修身・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一 (1986) : 土壤による水質浄化 (II), 土壤の種類及び負荷推量の処理水質への影響. 国立公害研究所研究報告, 第97号, 85-105.
- 15) J.C.Inman, M.S.McIntosh, J.E.Foss, D.C.Wolf (1982) : Nitrogen and phosphorus movement in compost-amended soil. J.Environ. Qual., 11, 529-532.
- 16) 南条正己 (1987) : 黒ボク土のリン酸イオン化学吸着. 化学と生物, 25, 494-495.

II-7

土壌処理過程におけるリンの形態変化

Fractionation of Soil Phosphorus Accumulated in Land Treatment Processes

細見正明¹・稲森悠平¹・須藤隆一²

Masaaki HOSOMI¹, Yuhei INAMORI¹ and Ryuichi SUDO²

要旨

土壌処理過程におけるリンの挙動を明らかにするため、各種土壌を用いた吸着実験や実際に合成下水や浄化槽放流水を用いた土壌実験を行い、実験前後における土壌中のリンの形態変化について検討した。各土壌試料のリン吸着特性はラングミュア等温吸着式で説明できた。リン最大吸着量と土壌中のAl, Fe, Si等の元素濃度との間に相関が認められた。土壌試料に吸着したリンは、Al-Pとして、48-79%、Fe-Pとして、11~41%回収され、この両者が吸着したリンの大半を占めた。合成下水を流入させた土壌処理実験や浄化槽放流水を添加した土壌処理実験でも、実験後の土壌試料中のT-Pの増加分とΣIPの増加分とがおおむね一致し、さらに除去されたリンは、Al-PあるいはFe-Pとして回収された。土壌処理実験におけるAl-P/除去リン量は、吸着実験のAl-P/除去リン量に比べ減少し、逆にFe-P/除去リン量は増加した。このように、長期にわたる土壌処理過程において、リンの形態が少しずつ変化していくことが示唆された。

Abstract

Design of the land application system and development of model considerations on phosphorus behavior in soil require information on the different chemical forms in which the accumulated phosphorus prevail. Phosphorus in the soils was fractionated before and after phosphorus adsorption experiments and wastewater treatment experiments using various soil columns. The form of the adsorption isotherm for the soils and bottom sediment followed that of a typical Langmuir-shaped curve. Major elements extracted with 1N HCl were correlated with adsorption maximum of phosphorus. Adsorbed phosphorus in the soils mainly consisted of aluminum-bound phosphorus (Al-P) and iron-bound phosphorus (Fe-P). Accumulated phosphorus in soils treated with the synthetic wastewater and the effluent from wastewater purifier (small scale domestic wastewater treatment facility) also mainly consisted of inorganic

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

phosphorus forms. These inorganic phosphorus are particularly Al-P and Fe-P; thus, indicating the dominant role of aluminum- and iron- related reactions in the phosphorus fixation mechanism onto the soils.

1 はじめに

我が国では、近年、土壤の有する浄化機能を活用して生活排水、旅館排水や小規模排水の土壤処理が注目されてきた¹⁻⁴⁾。土壤処理では、有機物のみならず、窒素やリンも除去できる⁵⁻⁸⁾。とりわけ土壤はリン酸を吸収する能力が大きい⁹⁾ため、リンの土壤処理は有効と考えられる。しかしながら、排水中のリンがどれくらい、またどのようにして土壤に吸収されていくのか、さらに吸収されたリンは再び流出しないのかといったリンの挙動について検討された例はほとんどない。本研究では、リンの分画手法を用いて土壤処理過程における土壤中のリンの形態変化について検討した。具体的には、土壤による短期的なリン除去特性については、各種土壤試料を用いた吸着実験により、また中・長期的なリン除去特性については、実際に合成下水や浄化槽放流水を用いた処理実験により、実験前後における土壤中のリンの形態変化を明らかにした。

2 実験方法

国立公害研究所臨湖実験施設で霞ヶ浦の湖水を処理している真砂土、川砂、鹿沼土、黒ボク土、

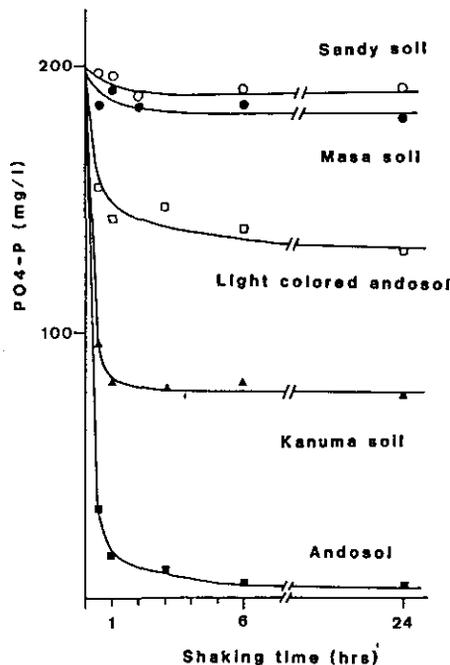


図 1 土壤—溶液 (リンを含む) 系におけるリン濃度と振とう時間との関係
Fig. 1 Phosphate concentrations in the solution vs. shaking time

淡色黒ボク土を試料とした¹⁰⁾。また長野県で採取した砂，ローム土壤も試料とした¹¹⁾。さらに霞ヶ浦湖心底泥も参考試料とした。これらの土壤試料について，以下のようにリン吸着実験を行った。試料 5 g を 100ml 容フタ付き遠沈管に入れ，種々のリン濃度溶液を 50ml 加え振とうする。一定時間後，遠沈して上澄液のリン濃度を測定する。リンの測定は，アスコルビン酸—モリブデン青法に準拠した自動分析装置を用いて行った¹²⁾。図 1 に示すように，予備実験では，6 時間ないし 12 時間後には定常とみなせるので，以下吸着実験では，振とう時間を 1 日とした。一部の土壤試料については，1N HCl で 17 時間振とう抽出し，ICP により金属類の測定を行った。

次に，吸着実験前後の各土壤試料についてリンの分画定量を試みた。リン分画は細見ら¹³⁾の手法に従った。すなわち，全リンは，無機態リン，有機態リンに分画し，さらに無機態リンを NH_4Cl 抽出リン，Al-P，Fe-P，Ca-P に分画する（図 2）。

土壤処理実験は，真砂土，川砂，鹿沼土，黒ボク土，淡色黒ボク土の土壤カラム（ $\phi 10.5\text{cm}$ ，長さ 36cm）を作成し，上部にトレンチ方式で合成下水（BOD $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ，T-N $27\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ，T-P

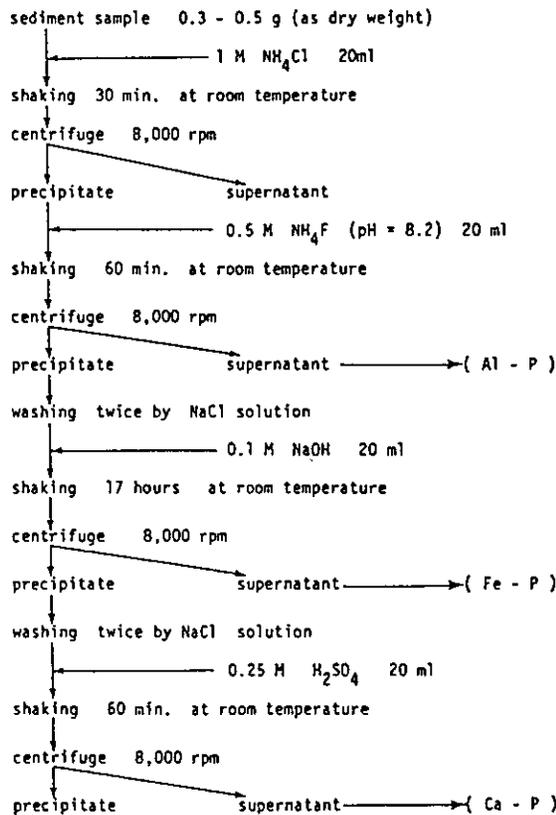


図 2 土壤中の無機リンの分画定量法

Fig. 2 Inorganic phosphorus fractionation in soils

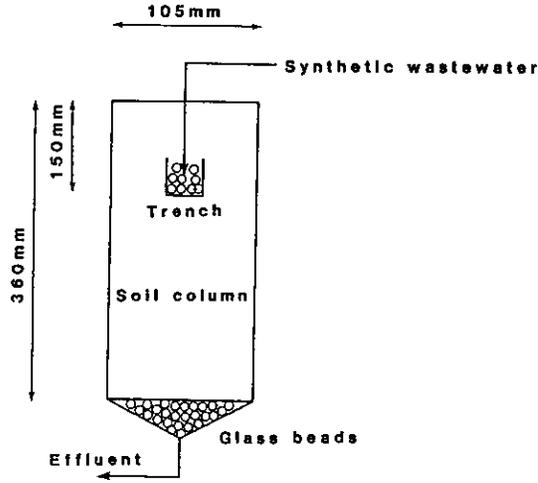


図 3 土壌処理実験装置の概要

Fig. 3 Schematic diagram of experimental system for soil treatment using synthetic wastewater

5.4mg・l⁻¹)を流入させた(図3)。BOD負荷は5~40g・m⁻²・d⁻¹とした。実験期間は、5か月である。処理実験後、各土壌カラムを上、中、下部に分け、土壌試料を回収した。これらの試料についてリンの画分定量を行った。さらに、砂、ローム土壌¹³⁾については、土壌カラム(φ7cm、長さ50cm)上部から単独し尿浄化槽放流水を1日1回、10ml・cm⁻¹で注入した。実験期間は1年である。実験終了後、土壌試料をリン画分定量に供した。

3 実験結果及び考察

3.1 吸着実験

一例として、図4に霞ヶ浦底泥に対するラングミュアプロットを示す。このように各土壌試料ともラングミュア型の等温吸着式で説明できた。したがって、ここでは各土壌のリン吸着特性をラングミュア等温吸着式で整理した。その結果を表1に示す。砂、真砂、川砂のリン最大吸着量は、0.012~0.17mg・g⁻¹と火山灰土壌系の1.14~4.74mg・g⁻¹に比べ、はるかに小さい。土壌の最大吸着量としては、0.1~2mg・g⁻¹の値がよく報告されている¹⁴⁻¹⁸⁾。黒ボク土、ローム土壌は非常にリン吸着能力が大きいと言える。また吸着結合エネルギーに関する定数は、0.05~0.494 l・mg⁻¹であった。McCallisterら¹⁹⁾は、最大吸着量とこの定数とが逆相関にあるとしているが、表1の結果ではそうした傾向は認められない。また彼らは、最大吸着量と非結晶質のケイ素やAl、Feとの相関を認めた。表2に1N HClで抽出した代表的な元素を示した。Al、Feをはじめとして各元素とも表1の最大吸着量と比例関係が認められる。また強熱(600°C、1時間)後、1N HClで熱抽出した各元素についてもほぼ同様の関係が認められた。

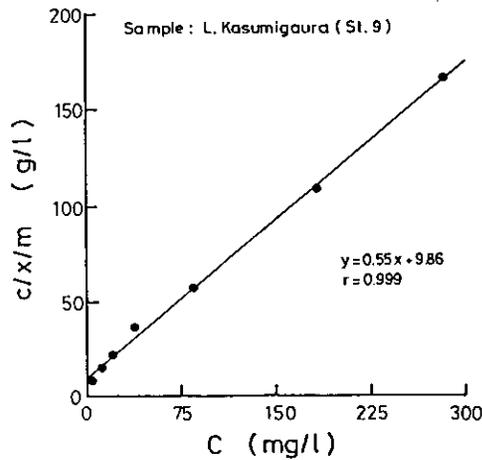


図 4 霞ヶ浦底泥を対象としたラングミュアープロット

Fig. 4 Langmuir adsorption isotherm of bottom sediments in Lake Kasumigaura

表 1 ラングミュアー等温吸着式の諸定数

Table 1 Langmuir isotherm constants

Soils	Adsorption maximum ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}$)	Adsorption energy ($l\cdot\text{mg}^{-1}$)
Masa soil	0.17	0.080
Sandy soil	0.06	0.052
Kanuma soil	2.56	0.051
Andosol	4.47	0.274
light colored andosol	1.14	0.075
Sandy soil (Nagano Pre.)	0.02	0.153
Loam (Nagano Pre.)	4.45	0.494
Lake sediment (Lake Kasumigaura)	1.85	0.054

次に土壤に吸着したリンの形態について検討した。初期リン濃度を $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ とした吸着実験前後における各無機態リンの差を吸着リン量として示したのが表 3 である。吸着リンの総和 (各無機態リンの和, ΣIP) を吸着平衡濃度から求めた吸着リン量で除して回収率を求めた。回収率は 72~147% となった。リン吸着量の少ない試料は 100% を超えることがあった。これは、初期濃度と平衡濃度との差が小さいために生じた誤差と考えられる。各土壤試料に吸着したリンは Al-P として 48-79%, Fe-P として 11-41% 回収され、この両者が吸着したリンの大半を占めた。これは表 2 に示したように、いずれの試料とも Al, Fe の含有料が他の元素に比べ非常に高く、これらの酸化物や水酸化物の表面での配位子交換によりリンが固定化されたものと思われる。

表 2 1N HClで抽出される土壌試料中の各元素濃度
Table 2 Al, Fe, Ca, Si, Na, and Mg concentrations in the soils extracted by 1N HCl

Soils	Al	Fe	Ca	Si	Na	Mg
	(mg·g ⁻¹)					
Masa soil	2.0	1.1	0.5	1.4	0.08	0.3
Sandy soil	3.2	3.7	1.1	2.1	0.15	0.7
Kanuma soil	83	9.8	1.2	26	0.26	0.3
Andosol	98	35	8.2	45	0.29	2.7
Light colored andsol	7.2	7.2	1.6	3.7	0.20	1.1

表 3 吸着実験前後における各態リンの増加量
Table 3 Fractionation of phosphorus accumulated in soils during phosphorus adsorption experiment

Soils	NH ₄ -Cl	Al-P	Fe-P	Ca-P	ΣIP	Recovery* (%)
	(mg·g ⁻¹)					
Masa soil	0.054	0.129	0.024	0.005	0.212	111
Sandy soil	0.013	0.075	0.021	-0.006	0.103	147
Kanuma soil	0.006	0.847	0.0246	0.113	1.212	78
Andosol	0.002	1.23	0.250	0.073	1.555	82
Light colored andosol	0.014	0.557	0.293	0.040	0.904	72
Sandy soil (Nagano Pre.)	0.008	0.035	0.013	-0.007	0.049	98
Loam	0.003	0.917	0.175	0.431	1.526	78
Lake sediment (L.Kasumi.)	0.024	0.216	0.117	0.028	0.385	87

*Recovery: The difference of inorganic phosphorus concentrations in soils before and after phosphorus adsorption experiments was divided by the adsorbed phosphorus estimated by the difference of phosphate concentrations in solutions before and after the experiments.

3.2 土壌処理実験

合成下水を流入させた実験では、鹿沼土、黒ボク土、淡色黒ボク土のリン除去率が95%と非常に高い値を示すが、真砂土は80%、川砂は50%と低い値を示した¹⁹⁾。これはリン吸着実験結果から予測され得る。一例として、淡色黒ボク土の土壌カラム上部、中部、下部において、処理実験期間中に増加した各リン画分を図5に示す。このように、各土壌カラムとも処理実験後の各態リン濃度は、土壌カラム上部が最も高く、深さ方向に減少した。ただ、川砂や真砂土はカラム下部との差が小さくなった。ここでは、土壌カラム上部の土壌を対象として、処理実験前後における各態リンの濃度差を除去リン量として表4に示す。T-Pの増加分とΣIPとが多少逆転する場合もあるが、おおむね一致した結果が得られた。土壌カラムで除去されたリンはAl-P、Fe-Pとして検出される割合が高いことがわかる。ただ注目されるのは、吸着実験でのAl-P/吸着リン量に比

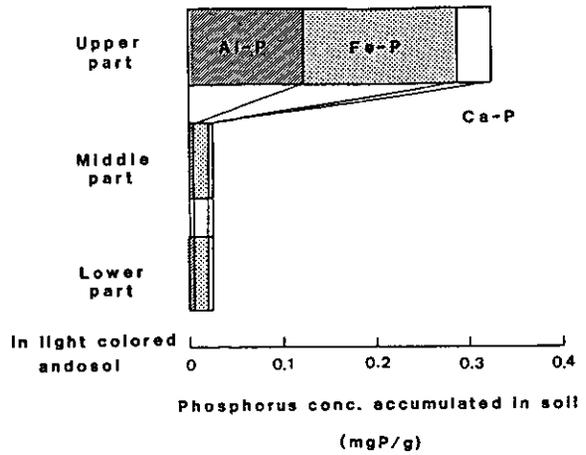


図 5 土壌処理実験により蓄積されたリン画分 (淡色黒ボク土カラム)
 Fig. 5 Phosphorus concentration accumulated in the column of light colored andosol treated with synthetic wastewater

表 4 土壌処理実験前後における各態リンの増加量
 Table 4 Fractionation of phosphorus accumulated in soils treated with synthetic wastewater

Soils	NH ₄ -Cl	Al-P	Fe-P	Ca-P	ΣIP	T-P
Masa soil	0.001	0.033	0.018	0.018	0.070	0.063
Sandy soil	0.002	0.028	0.017	0.006	0.053	0.080
Kanuma soil	0.00	0.136	0.069	0.076	0.281	0.292
Andosol	0.00	0.223	0.090	0.049	0.362	0.397
Light colored andsol	0.00	0.120	0.162	0.030	0.312	0.273

べると、処理実験での Al-P/除去リン量が、いずれの試料とも減少し、代わって、Fe-P/除去リン量の割合が高くなることである。特に淡色黒ボク土 (上部) では、図5に示したように、Fe-Pの方が Al-P よりも高くなった。Beek ら¹⁵⁾は、50年にわたって生下水を土壌処理している砂質土壌のリン画分を行い、対照土壌に比べ、増加しているリンの大半が Al-P であることを示した。これは彼らの用いた砂質土壌の Fe 含量が本実験に用いた土壌試料の1/5~1/20と非常に少ないためと考えられる。

次に、浄化槽放流水を用いた処理実験の砂カラムの結果を表5に示す。T-Pの増加分とΣIPの増加分とがほぼ一致した。このΣIPの増加分を砂カラムへの流入リン量と流出リン量から求めたリン除去量¹¹⁾で除すと、78%の回収率が得られた。ここでも吸着実験(表3)の Al-P/吸着リン量

表 5 砂カラムによる浄化槽放流水の土壌処理実験前後における各態リンの増加量

Table 5 Fractionation of phosphorus in sandy soil (Nagano Pre.) treated with effluent from wastewater purifier (small scale domestic wastewater treatment facility)

Soils	T-P	I-P*	ΣIP**	NH ₄ -Cl (mg·g ⁻¹)	Al-P	Fe-P	Ca-P
Before	0.13	0.12	0.128	0	0.002	0.009	0.107
After	0.22	0.22	0.224	0.001	0.048	0.062	0.113

* I-P : Phosphorus concentration extracted by 1N HCl for 18 hrs

** ΣIP : NH₄-Cl + Al-P + Fe-P + Ca-P

に比べ、処理実験の Al-P/除去リン量が低くなり、逆に Fe-P/除去リン量が高くなった。これらの結果は、長期にわたる土壌処理過程において、リンの形態が少しずつ変化していくことを示唆している。今後、土壌のリン吸着除去にかかわる諸要因について詳細に検討するとともに、吸着除去されたリンがどの程度再可溶化するのかについて定量的に検討する必要がある。

4 結 論

各種土壌を用いた吸着実験や実際に合成下水や浄化槽放流水を用いた土壌処理実験を行い、土壌処理過程における土壌中のリンの形態変化を明らかにした。得られた成果を要約すると以下のようになる。

- (1) 各土壌試料のリン吸着特性はラングミュア一等温吸着で説明できた。
- (2) リン最大吸着量と土壌中の Al, Fe, Si 等の元素濃度との間に相関が認められた。
- (3) 土壌試料に吸着したリンは、Al-P として、48-79%、Fe-P として、11-41% 回収され、この両者が吸着したリンの大半を占めた。
- (4) 合成下水を流入させた土壌処理実験や浄化槽放流水を添加した土壌処理実験でも、実験後の土壌試料中の T-P の増加分と ΣIP 増加分とがおおむね一致し、さらに除去されたリンは、Al-P あるいは Fe-P として回収された。
- (5) 土壌処理実験における Al-P/除去リン量は、吸着実験の Al-P/除去リン量に比べ減少し、逆に Fe-P/除去リン量は増加した。このように、長期にわたる土壌処理過程において、リンの形態が少しずつ変化していくことが示唆された。

謝 辞

砂、ローム土壌を提供して頂いた長野県衛生公害研究所山浦源太郎前水質部長に、また、ICP 分析について御協力を惜しまれなかった計測技術部分析室西川雅高氏に謹んで謝意を表します。

引用文献

- 1) 松本 聡 (1984) : 生活排水の土壌処理。用水と廃水, 26, 351-357.
- 2) 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.
- 3) 原田靖夫 (1984) : 畜舎排水の土壌処理。用水と廃水, 26, 371-376.
- 4) 国松孝男 (1985) : 土壌による排水処理の実際と展望。公害と対策, 21, 1357-1377.
- 5) Thomas, R.E. (1973) : Land disposal II: An overview of treatment methods in. J. Water. Pollut. Cont. Fed., 45, 1476-1484.
- 6) 寺西靖治 (1984) : 下水2次処理水の土壌処理。用水と廃水, 26, 385-399.
- 7) 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.
- 8) 新井重光・杉腹 進 (1987) : 土壌中における窒素・リンの挙動。水質汚濁研究, 10, 402-406.
- 9) 相田徳二郎 (1984) : 土壌浸透における浄化機構。用水と廃水, 26, 345-350.
- 10) 矢木修身・稲垣典子・稲森悠平・松重一夫・田井慎吾・須藤隆一 (1986) : 土壌による水質浄化(I)——土壌浸透実験装置の概要。国立公害研究所研究報告, 第97号, 73-83.
- 11) 山浦源太郎 (未発表)
- 12) Hosomi, M. and R. Sudo (1986) : Simultaneous determination of total nitrogen and total phosphorus in freshwater samples using persulfate digestion. Int. J. Environ. Stud., 27, 267-275.
- 13) 細見正明・須藤隆一 (1979) : 湖沼底泥からのリン溶出に関する研究。水質汚濁研究, 2, 157-162.
- 14) MaCallister, D.L. and T.J. Logan (1978) : Phosphate adsorption-desorption characteristics of soils and bottom sediments on the Maumee River Basin of Ohio. J. Environ. Qual., 7, 87-92.
- 15) Beek, J.F.A.M. de Hann and W.H. van Riemsdijk (1977a) : Phosphates in soils treated with sewage water I General information on sewage farm, soil, and treatment results. J. Environ. Qual., 6, 4-7.
- 16) Beek, J.F.A.M. de Hann and W.H. van Riemsdijk (1977b) : Phosphates in soils treated with sewage II Fractionation of accumulated phosphates. J. Environ. Qual., 6, 7-12.
- 17) Stuanes, A. O. (1984) : Phosphorus sorption of soils to be used in wastewater renovation. J. Environ. Qual., 13, 220-224.
- 18) Ku, W.C., F.A. DiGiago and T.H. Feng (1978) : Factors affecting phosphate adsorption equilibria in lake sediments. Water Res., 12, 1069-1074.
- 19) 稲森悠平 (未発表)

II-8 土壤水分分布及び浸透水量に対する土壤水分特性曲線の影響 —無次元式による数値解析—

Soil-Water Distribution and Leaching Flux Depending on Hydraulic Characteristics of a Soil —Numerical Analysis by Means of Nondimensional Equation—

乙間末広¹
Suehiro OTOMA¹

要 旨

土壤水分特性曲線が土壤水分の分布や浸透流束に与える影響について、無次元式を用いて解析検討した。van Genuchten のモデルをもとに、土壤水のもつエネルギーポテンシャルがどの地点でも等しくなる平衡含水率分布を、各種の土壤水分特性曲線について求めた。その結果、土壤の粒径分布が偏っていて水分特性曲線が急激なS字曲線となる土壤では水分の大半が地下水面近くで保留され、地表付近は乾燥状態となることがわかった。

降雨等による土壤浸透のシミュレーション結果によると、粒径分布が一樣で水分特性曲線がなだらかな土壤では地表近くから順次飽和してゆくが、そうでない場合は不飽和層の下部へも比較的速く水移動が起こった。しかし、いずれの場合も、水が地下水面へ浸透し始めるのは不飽和層の空けきをほぼ充滿した後であった。

Abstract

The equilibrium distributions of water content in a water-unsaturated soil were calculated by using the van Genuchten model, which can represent a variety of soil-water retention curves by assigning adequate values to the model parameters. Having a soil-water retention curve with a large curvature due to a biased distribution of soil particle size, a soil retained a larger part of water in a deep layer near the water table and a surface layer of soil were apt to be dry.

A process of rain water leaching through an unsaturated soil was simulated by the nondimensional differential equation. In a case of a soil-water retention curve with a moderate curvature due to a uniform distribution of soil particle size, a saturation of soil with water proceeded from a surface layer of soil to downward successively. In the other case, rain water moved down swiftly before a surface layer of soil was saturated.

1. 国立公害研究所 総合解析部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
System Analysis and Planning Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2
Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

Whatever shape of water retention curve a soil has, a penetration of water from the unsaturated to the saturated zones began after most of pores in the unsaturated soil was filled up with rain water.

1 はじめに

土壌の性質や気象条件は地域によって著しく異なる。したがって、数値シミュレーション等によって、フィールドにおける土壌水分の分布や浸透水量の予測を行う際には、極力、諸条件を現場の状況に即するように設定することが重要であろう。一方、土壌浸透現象の一般的性質を抽出するには、そのように実際に即すよりも、地域的な特殊性を排除した理想的な系を想定する方がより効果的な場合もある。ここで採用する無次元式による解析も結果の一般性を指向する一つの手法である。

土壌浸透過程を支配する要因は多々あるが、中でも土壌の含水率と水分吸引圧の関係を示す土壌水分特性曲線の影響が大きい¹⁾。そこで、ここでは土壌水分特性曲線を取りあげ、その違いが土壌中の水分分布や滞水層への浸透水量にどのように影響するかを検討する。

2 土壌水分特性曲線

土壌水分特性曲線 (pF 曲線) は土壌粒子の形状や粒径分布によって決定するが、一般的には含水率と図 1²⁾のような関係にある。粒径分布が一樣に近い場合は図中の(b)のようになだらかな曲線となるが、卓越した粒径が存在し粒径分布が特定の狭い範囲に集中する場合は(a)のように急激なS字曲線となる。また、国立公害研究所実験ほ場の土壌水分特性曲線¹⁾のように、含水率の高い領域でS字の片方が切れた形となっているのは、径の小さい土粒子の比率が極端に少ないためである。

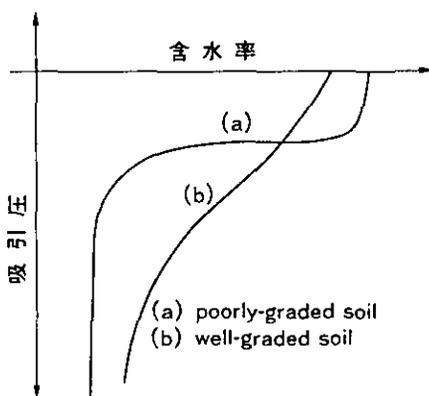


図 1 土壌水分特性曲線²⁾の一般的形状

Fig. 1 General shape of soil-water retention curve²⁾

Brooks & Corey³⁾, Ahuja & Swartzendruber⁴⁾, van Genuchten⁵⁾らは土壌水分吸引圧を含水率の関数で表現するモデルを提案している。中でも、ここで採用した次式の van Genuchten モデルは Stephens & Rehfeldt⁶⁾によって各種の土壌に適用され、その実用性が確認されている。

$$H = -A(W^{-1/M} - 1)^{1/N} \quad (1)$$

ここに、

H : 代表的長さ (ℓ) で無次元化された土壌水吸引圧

W : 相対含水率 ($=w/w_s$)

w : 体積含水率 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)

w_s : 飽和体積含水率 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)

A, M, N : 無次元パラメータ

この式において $M=1$ とすると Ahuja & Swartzendruber のモデルと一致する。しかし、van Genuchten 自身は $1/N=1-M$ とおいて 2 パラメータモデルとして使用した。

$$H = -A(W^{-1/M} - 1)^{1-M}, \quad 0 < M < 1 \quad (2)$$

このモデルは土壌水分特性曲線が満たすべき次の基本的要件を満足している。

$$H = 0 \quad \text{at} \quad W = 1 \quad (3)$$

$$H = -\infty \quad \text{at} \quad W = 0 \quad (4)$$

図 2 の実線は $A=1$ として式 (2) を図示したものである。図中の波線は Brooks & Corey モデルであり、飽和含水率における条件式 (3) を満たしていないが、乾燥領域では両方のモデルがほぼ一致する。

式 (2) のモデルでは、パラメータ A は土壌水分特性曲線の絶対値を支配するスケールファクターであり、パラメータ M は S 字型曲線の曲率を支配するファクターである。これらのパラメータを適宜選択することによって広範な土壌の土壌水分特性曲線を記述することができる。本報では浸透過程によるこれらのパラメータの影響を論議する。

3 基礎式

対象とする系は地表から地下水面までの水不飽和帯で、その熱さは ℓ cm とした。また、土壌は均一で土壌のもつ性質はどの地点でも同じと仮定した。図 3 はここで扱う系の模式図である。

3.1 水収支式 (流動方程式)

水不飽和条件下におけるダルシー側と連続の式 (continuity equation) より、鉛直方向の一次

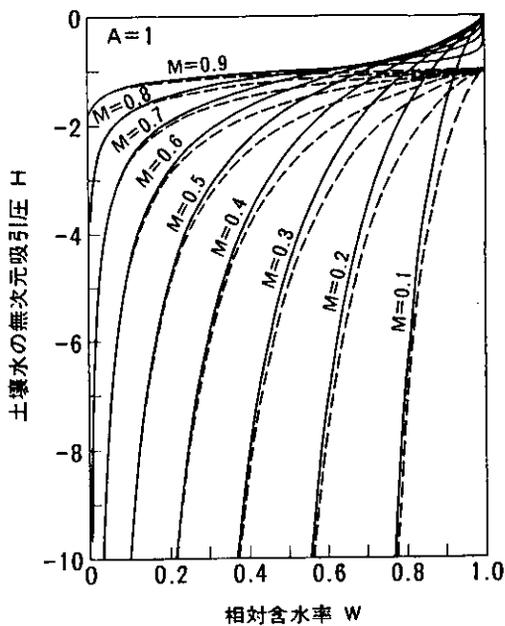


図 2 van Genuchten モデル(実線) と Brooks & Corey モデル(破線) による土壌水分特性曲線

Fig. 2 Soil-water retention curves represented by the van Genuchten model (solid line) and the Brooks & Corey model (broken line)

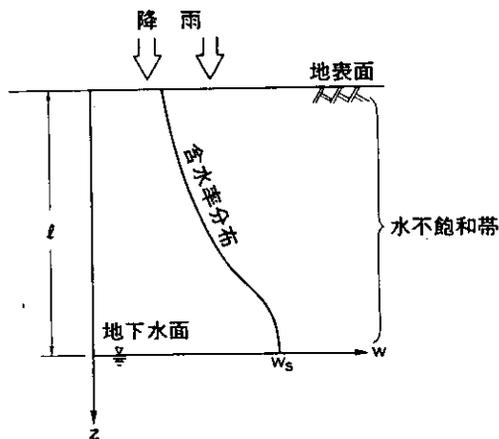


図 3 対象とした系の模式図

Fig. 3 Schematic explanation of the studied system

元浸透に対して次の基礎方程式⁷⁾が得られる。

$$\frac{\partial w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(k \frac{\partial h}{\partial z} \right) - \frac{\partial k}{\partial z} \quad (5)$$

ここに、

- w : 体積含水率 ($\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$)
- h : 土壌水分吸引圧 (cmH_2O)
- k : 不飽和透水係数 ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$)
- z : 深度 (cm)
- t : 時間 (d)

Klute⁸⁾は土壌水分吸引圧 h と不飽和透水係数 k が含水率 w のみの関数であることに着目し、式(5)を次式の移送拡散型偏微分方程式に変換した。

$$\frac{\partial w}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(f \frac{\partial w}{\partial z} \right) - u \frac{\partial w}{\partial z} \quad (6)$$

ただし、

$$f = k \frac{dh}{dw} \quad (7)$$

$$u = \frac{dk}{dw} \quad (8)$$

式(7)の f は土壌水拡散係数と呼ばれている。

ここでは、地表面での境界条件を浸透流束 p ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$) で与えた。

$$-k \left(\frac{\partial h}{\partial z} - 1 \right) = p, \quad \text{at } z = 0 \quad (9)$$

または、

$$-f \frac{\partial w}{\partial z} + k = p, \quad \text{at } z = 0 \quad (10)$$

以下の解析では $p > 0$ として降雨による浸透を想定したが、 $p < 0$ とすればこの式は水分が地表面から蒸発している状態を示す。

一方、地下水面での境界条件は次のように書ける。

$$w = w_s, \quad \text{at } z = \ell \quad (11)$$

式(6)は、境界条件と初期条件が非常に簡単な場合⁹⁾を除いて解析的に解くことは不可能であり、ここでの場合も含めて多くの場合は数値解に頼らざるを得ない¹⁰⁾。

3.2 無次元式

得られた結果がより一般的なものになるように、以下の無次元変数を導入した。

$$Z = z / \ell$$

$$T = k_s t / \ell w_s$$

$$W = w / w_s$$

$$H = h / \ell$$

$$K = k / k_s$$

$$P = p / k_s$$

$$D = f w_s / k_s \ell$$

$$U = u w_s / k_s$$

ここに、 k_s は飽和透水係数 ($\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$) である。これらの無次元変数によって基礎式を書き改めると、以下のようなになる。

$$\text{水収支式: } \frac{\partial W}{\partial T} = \frac{\partial}{\partial Z} \left(D \frac{\partial W}{\partial Z} \right) - U \frac{\partial W}{\partial Z} \quad (12)$$

$$D = K \frac{dH}{dW} \quad (13)$$

$$U = \frac{dK}{dW} \quad (14)$$

$$\text{境界条件 1: } -D \frac{\partial W}{\partial Z} + K = P, \quad \text{at } Z = 0 \quad (15)$$

$$\text{境界条件 2: } W = 1, \quad \text{at } Z = 1 \quad (16)$$

3.3 不飽和透水係数及び土壌水拡散係数

式(12)～式(16)の一連の式を解く上で、欠落している情報は不飽和透水係数 K である。土壌水移動測定の高難さや土壌の不均一性などから、このパラメータを実測し信頼できる値を得る方法はいまだ確立されていない。しかし、Millington & Quirk¹¹⁾、Mualem¹²⁾は土壌水分特性曲線から不飽和透水係数を推定する実用的な方法を提案しており、van Genuchten⁹⁾は自らのモデルである式(2)を Mualem の理論に応用して次式を得た。

$$K = W^{0.5} \{ 1 - (1 - W^{1/M})^M \}^2 \quad (17)$$

Warrick ら¹³⁾, Stephens & Rehfeldt⁶⁾もこの式を適用して良い結果を得ており、ここでもこの式を採用した。

図4は式(17)を図示したものであり、パラメータ M の増大とともに不飽和透水係数 K も増大するのがわかる。また、パラメータ M の値に関係なく $W = 1$ ($w = w_s$) で $K = 1$ ($k = k_s$) となることや、 $W = 0$ で $K = 0$ となるのは当然である。

不飽和透水係数 K が与えられると定義式(13)より土壌水拡散係数 D が求まる。

$$D = \frac{A(1-M)}{M} W^{1/2-1/M} \{ (1 - W^{1/M})^{-M} + (1 - W^{1/M})^M - 2 \} \quad (18)$$

$A = 1$ とした時の土壌水拡散係数 D と含水率 W の関係を図5に示した。パラメータ M の値が0.6ぐらいまでは M の値とともに D の値も増大するが、それ以上になるとほとんど変わらなくなる。含水率の高い湿潤した領域では D の値はむしろ低下する。

式(12)に含まれる U についても式(17)を W に関して微分することによって次式が得られた。

$$U = 0.5W^{-0.5} \{ 1 - (1 - W^{1/M})^M \}^2 + 2W^{1/M-0.5} \{ 1 - (1 - W^{1/M})^M \} (1 - W^{1/M})^{M-1} \quad (19)$$

次節以降では上記の一連の式をもとに検討したが、実際に用いた数値解法については末尾の付録に記した。

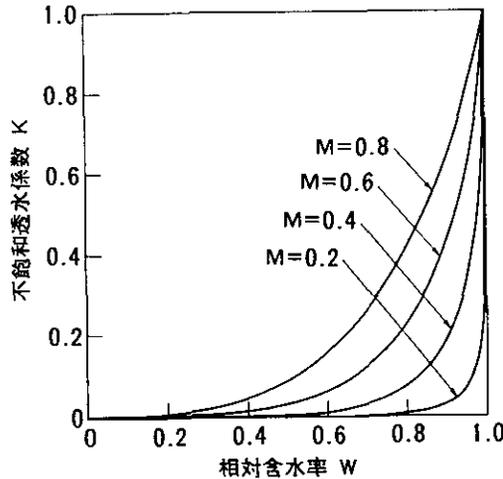


図 4 不飽和透水係数 (本文式(17))

Fig. 4 Permeability coefficient of unsaturated soil (Eq. (17))

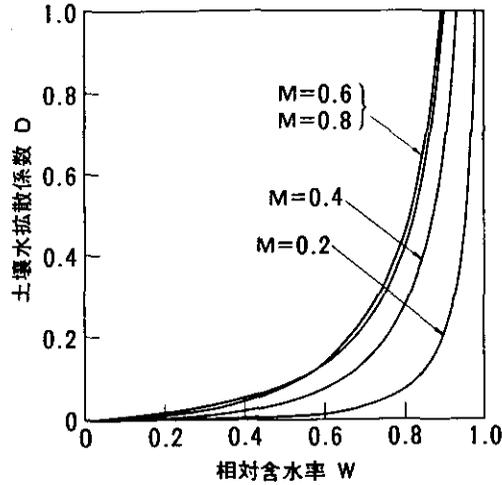


図 5 土壌水拡散係数 (本文式(18))

Fig. 5 Soil-water diffusivity coefficient (Eq. (1))

4 平衡含水率分布

降雨・蒸散のない状態で長時間経過したときに到達する土壌水の分布をここでは平衡含水率分布と呼ぶ。この分布は土壌固有の原分布とも言うべきものであり、土壌水分特性曲線によって決定されるが、実際のフィールドでは種々の変化要因が存在するためめったに生じ得ない分布である。しかし、これに近い分布は常時出現するし、この分布によって土壌水がどの位置（深度）に滞留しやすいかが明らかになる。

平衡含水率分布は、 $\partial W / \partial T = 0$, $P = 0$ とおいて式(12)～式(16)を解くことによっても求めることもできるが、ここではすべての流動が停止する条件「土壌水のもつエネルギーポテンシャルが場所に関係なく一定」という次式から求めた。

$$H - Z = \text{const.} \quad (20)$$

地下水面 ($Z = 1$) における土壌水の吸引圧 (H) は 0 であるから上式の定数項は -1 である。さらに、この式に式(2)の H を代入したのち、 W について解くことによって次式の平衡含水率分布 $W_{\text{eq}}(z; A, M)$ を得た。

$$W_{\text{eq}}(z; A, M) = \left\{ \left(\frac{1-Z}{A} \right)^{1/(1-M)} + 1 \right\}^{-M} \quad (12)$$

図 6 と図 7 は平衡含水率分布 W_{eq} に対するスケールパラメータ A と曲率パラメータ M の影

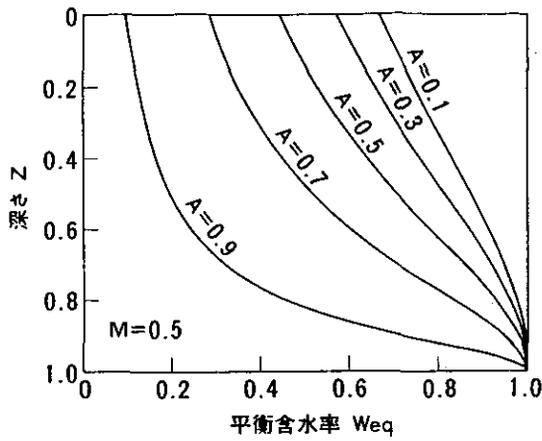


図 6 平衡含水率分布 ($M=0.5$)
 Fig. 6 Equilibrium distribution of water content in soil ($M=0.5$)

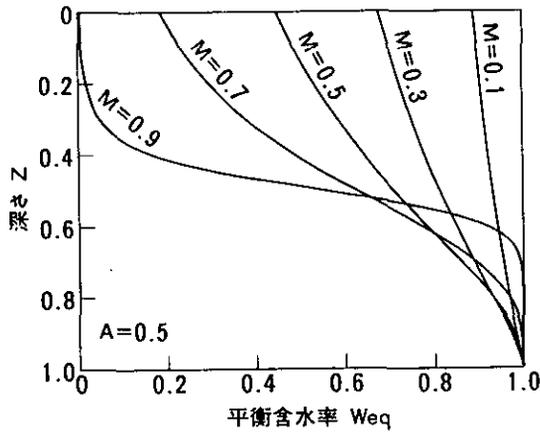


図 7 平衡含水率分布 ($A=0.5$)
 Fig. 7 Equilibrium distribution of water content in soil ($A=0.5$)

響をみたものである。 A が大きくなるに従って W_{eq} は一様に増加する傾向にあるが、 M の増大に対しては深い領域では増加するが浅い領域では極端に減少する傾向にある。言い換えると、粒径分布が偏った土壌 (M が大) では地下水面に近いところに水分が滞留し、地表近くは乾燥した状態になる。地表近くの水分現象は地表からの蒸発水量や植物根による水分吸収などに重大な影響を与える。

平衡時の平均含水率 W_{av} (A, M) は式(21)を $0 \sim 1$ の範囲で数値積分すればよい。

$$W_{av}(A, M) = \int_0^1 W_{eq}(Z; A, M) dZ \quad (22)$$

図 8 にパラメータ A , B によって変化する平均含水率の等値線を示した。総じて曲率パラメータ B が大きくなると平均含水率は小さくなったが、スケールパラメータ A の大きい場合は必ずしもそうとは言えず、 B の値が 0.5 前後で平均含水率が最小となった。

平均含水率を 0.5 に維持しながらパラメータ A と B を変化させた場合の平衡含水率分布を図

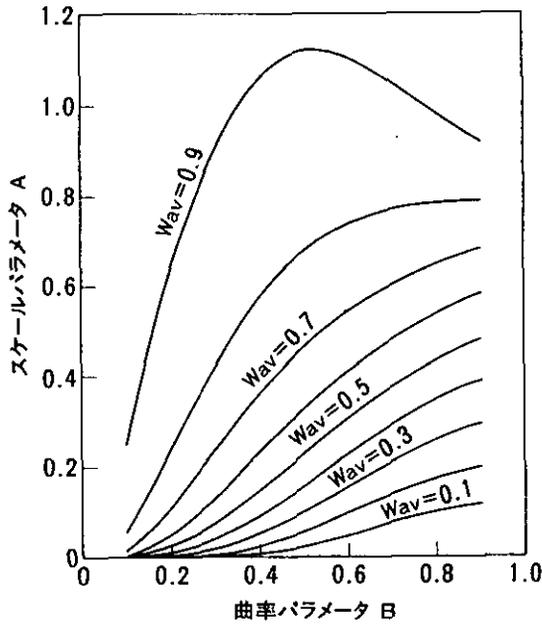


図 8 パラメータ A, M によって変化する平均含水率 W_{av} の等値線
 Fig. 8 Contours of average water content depending on parameters, A and M , in the van Genuchten model

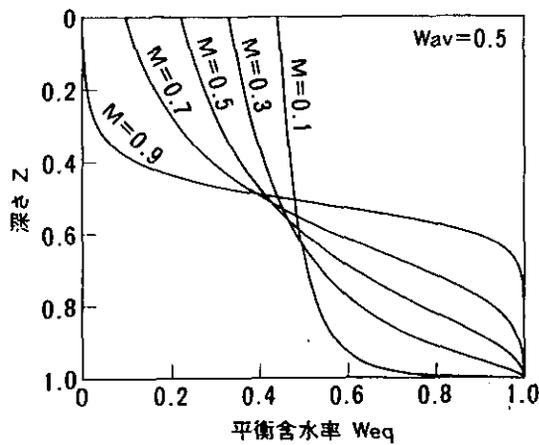


図 9 平衡含水率分布 ($W_{av}=0.5$)
 Fig. 9 Equilibrium distribution of water content in soil ($W_{av}=0.5$)

9に示した。前述のように、 M の増大とともに水の滞留する位置が徐々に下降する様子がよくわかる。

5 浸透時における影響

平均含水率 (W_{av}) で0.5となるような平衡含水率分布を初期分布とし、かつ降雨強度 (P) を1とした場合の浸透過程をシミュレーションした結果が図10である。粒径分布が一様で M 値が比較的小さい土壤では湿润前線が鋭く現れ、土壤上層から順次水飽和状態となった。一方 M 値の大きい土壤では浸透した水は速やかに下層に運ばれる傾向にあった。このことは、パラメータ M が大きくなると土壤水拡散係数 D が大きくなることから説明できる。

土壤全体が湿润飽和するまでの時間は、パラメータ M の値に関係なく無次元時間 (T) にしてほぼ0.5であった。この間に土壤に浸透した実際の水量は無次元変数の定義から、

$$p \times t = (Pk_s) \times (T \ell w_s/k_s) = PT \cdot \ell w_s = 0.5 \cdot \ell w_s \quad (23)$$

となり、シミュレーション開始時に不飽和帯土壤にあった空けき量に一致した。このことは浸透した水はまず土壤の空けき全体をほぼ埋め尽くした後、飽和滞水層へ移動することを示している。

上記の結果は図11によってより明らかである。滞水層への浸透流束を Q とすると、 Q は、

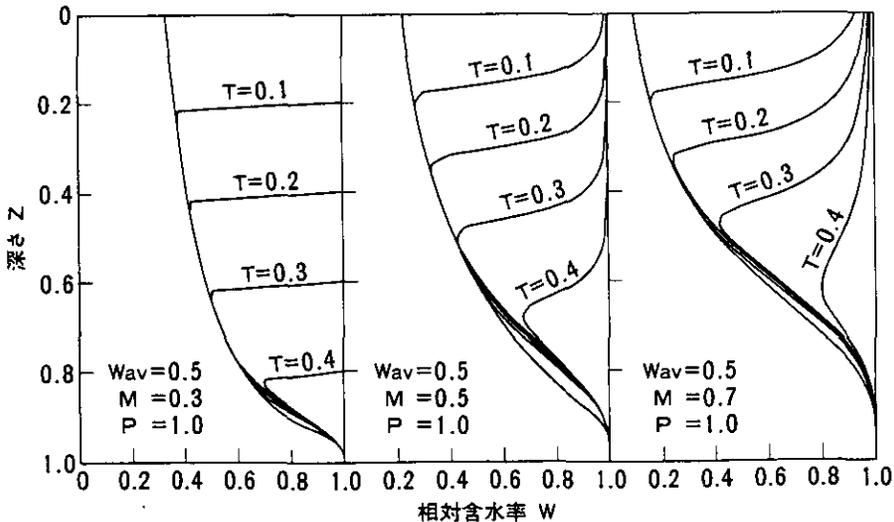


図 10 パラメータ M によって変化する土壤の湿润過程

Fig. 10 Temporal distribution of water content in soil under rainfall

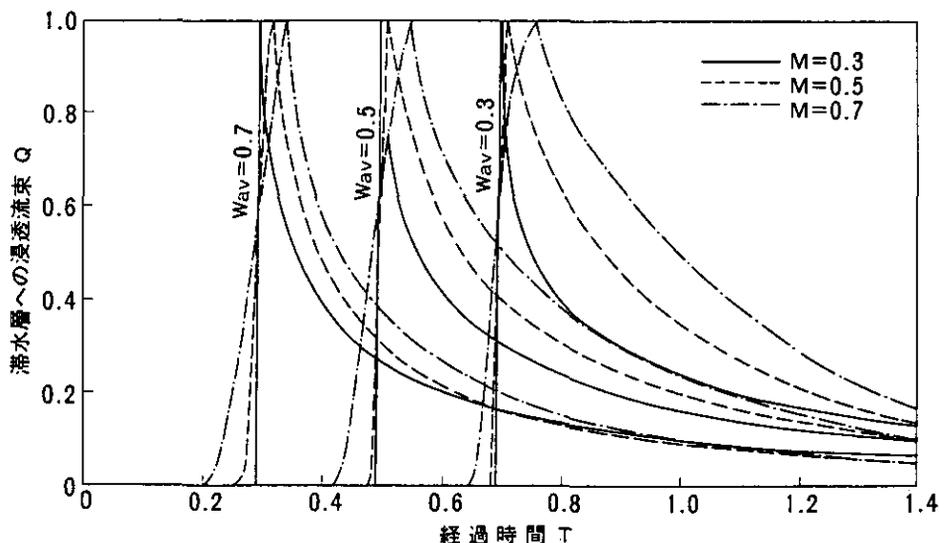


図 11 滞水層への水浸透流束の経時変化

Fig. 11 Water flux of penetration through the water table

$$Q = \left[-D \frac{\partial W}{\partial Z} + K \right]_{z=1} \quad (24)$$

により与えられる。図11は、滞水層への浸透流束 Q の経時変化が初期平均含水率によってどのように異なるかを示したものである。どの場合もほぼ初期の空げき量に相当する時間遅れの後、急激に浸透流束が増し、短時間のうちに降雨量と等しい1に到達した。パラメータ M については、 M 値が大きくなると Q の立上がりかわずかになだらかになった。

図は $Q=1$ となった時点で降雨を停止させ($P=0$)、シミュレーションを続行したもので、乾燥過程における浸透流速の経時変化をも示している。どの条件の場合も大差はなかったが、湿潤過程で浸透流速が急激に立上った M 値の小さい土壌では、乾燥過程でも浸透流速は急激に減少した。 M 値の大きい土壌ではその逆であった。シミュレーションは $T=5$ まで行ったがいずれの場合も依然として $Q>0$ であり、 $Q=0$ となってもとの平衡状態に達するまでにはかなりの時間を要するであろう。

6 要約

van Genuchtenのモデルをもとに、土壌水分特性曲線が土壌水分の分布や浸透流速に与える影響について、無次元式を用いて解析検討した。このモデルには土壌水分特性曲線の絶対値にかかわるパラメータ A とS字型曲線の曲率にかかわるパラメータ M を含んでいる。中でも M は主に土壌の粒径分布に支配されるパラメータで、含水率の関数である透水係数や水分拡散係数の形

状を決定する大きな要因である。

土壌水のもつエネルギーポテンシャルがどの地点でも等しくなる平衡含水率分布を各種の土壌水分特性曲線について求めた。その結果、土壌の吸引圧が大きくなるに従って平均含水率も大きくなるが、粒径分布が偏っている M 値の大きい土壌では水分の大半が地下水面近くで保留され、地表付近は乾燥状態となることがわかった。

降雨等による土壌浸透のシミュレーション結果によると、粒径分布の様な M 値の小さい土壌では水は地表近くから順次飽和してゆくが、 M 値の大きい場合は不飽和層の下部へも比較的に速く水移動が起こった。しかし、いずれの場合も、水が地下水面へ浸透し始めるのは不飽和層の空隙をほぼ充満した後であった。以上の結果から、土壌水分特性曲線は不飽和帯浸透時の含水率分布には影響を与えるが飽和帯への浸透流速にはほとんど影響しないことが明らかになった。

水が多孔質の物質内を飽和状態で移動するとき透水係数が大きな役割を果たすが、不飽和状態のときは Mualem¹²⁾や van Genuchten⁹⁾らの研究にあるように透水係数はむしろ二次的性質であり、土壌水分特性曲線の方がより重要であり影響も大きい。今後とも土壌水分特性曲線に注目した浸透経過の研究が必要であろう。

付録：基礎式の数値解法

式(12)の数値解は D 及び U が W に関する強い非線形関数のため発散しやすい。したがって、ここでは陰形式の差分法を数値解法として採用した。式(12)の左辺と右辺第一項は以下のように近似した。

$$\frac{\partial W}{\partial T} \approx \frac{1}{\Delta T} (W_{i,j+1} - W_{i,j}) \quad (25)$$

$$\begin{aligned} \frac{\partial}{\partial Z} (D \frac{\partial W}{\partial Z}) \approx & \frac{1}{\Delta Z} \left\{ \frac{(D_{i+1,j+1} + D_{i,j+1}) (W_{i+1,j+1} - W_{i,j+1})}{2 \Delta Z} \right. \\ & \left. - \frac{(D_{i,j+1} + D_{i-1,j+1}) (W_{i,j+1} - W_{i-1,j+1})}{2 \Delta Z} \right\} \quad (26) \end{aligned}$$

式(12)の第二項については、差分スキームが無条件安定となるように次式のように上流差分¹⁴⁾とした。

$$U \frac{\partial W}{\partial Z} \approx \frac{(U_{i,j+1} + U_{i-1,j+1}) (W_{i,j+1} - W_{i-1,j+1})}{2 \Delta Z} \quad (27)$$

ここに、 ΔT は時間の刻み幅、 ΔZ は空間の刻み幅、添字 i, j の付いた変数は含水率が $W_{i,j}$ のときのそれぞれの値である。

さらに、式(25)～式(27)が $W_{i,j+1}$ に関する線形方程式に帰するように、

乙間末広

$$D_{i,j+1} \doteq D_{i,j} \quad (28)$$

$$U_{i,j+1} \doteq U_{i,j} \quad (29)$$

として、式(12)を次の漸化式に変換した。

$$-a_{i,j}W_{i-1,j+1} + b_{i,j}W_{i,j+1} - c_{i,j}W_{i+1,j+1} = d_{i,j} \quad (30)$$

ただし、

$$a_{i,j} = \{ (D_{i-1,j} + D_{i,j}) + \Delta Z (U_{i-1,j} + U_{i,j}) \} \Delta T / 2\Delta Z^2 \quad (31)$$

$$b_{i,j} = 1 + \{ (D_{i-1,j} + 2D_{i,j} + D_{i+1,j}) + \Delta Z (U_{i-1,j} + U_{i,j}) \} \Delta T / 2\Delta Z^2 \quad (32)$$

$$c_{i,j} = (D_{i,j} + D_{i+1,j}) \Delta T / 2\Delta Z^2 \quad (33)$$

$$d_{i,j} = W_{i,j} \quad (34)$$

式(15)と式(16)の境界条件も同様に以下のように差分近似を行った。

$$b_{0,j}W_{0,j+1} - c_{0,j}W_{1,j+1} = d_{0,j} \quad (35)$$

$$W_{I,j+1} = 1 \quad (36)$$

ただし、

$$b_{0,j} = -c_{0,j} = (D_{0,j} + D_{1,j}) / 2\Delta Z \quad (37)$$

$$d_{0,j} = P - (K_{0,j} + K_{1,j}) / 2 \quad (38)$$

$$I = 1/\Delta Z \quad (39)$$

式(30)及び式(35)、式(36)をマトリクスとベクトルで一括表示すると次式を得る。

$$\begin{pmatrix} b_{0,j} & -c_{0,j} & 0 & \dots \\ -a_{1,j} & b_{1,j} & -c_{1,j} & 0 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ 0 & -a_{2,j} & b_{2,j} & -c_{2,j} & \dots & \dots & 0 & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots \\ \dots & \dots \\ \dots & \dots \\ \dots & 0 & 1 \end{pmatrix} \begin{pmatrix} W_{0,j+1} \\ W_{1,j+1} \\ W_{2,j+1} \\ \vdots \\ \vdots \\ \vdots \\ W_{I,j+1} \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} d_{0,j} \\ d_{1,j} \\ d_{2,j} \\ \vdots \\ \vdots \\ \vdots \\ d_{I,j} \end{pmatrix} \quad (40)$$

時刻 $j \times \Delta T$ の含水率分布 $W_{i,j}$ が既知ならば、すべての係数 $a_{i,j}$ 、 $b_{i,j}$ 、 $c_{i,j}$ 、 $d_{i,j}$ が計算でき、 ΔT 時間後の分布 $W_{i,j+1}$ は線形方程式(40)を解くことによって求まる。

記号説明

アルファベット

- $a_{i,j}$: 式(31)で定義される係数
 A : 式(1)に含まれる無次元パラメータ
 $b_{i,j}$: 式(32)で定義される係数
 $c_{i,j}$: 式(33)で定義される係数
 $d_{i,j}$: 式(34)で定義される係数
 D : 土壌水の無次元拡散係数 D の値
 $D_{i,j}$: 含水率が $W_{i,j}$ のときの D の値
 f : 土壌拡散係数, $\text{cm}^2 \cdot \text{d}^{-1}$
 h : 土壌水の吸引圧, cmH_2O
 H : 土壌水の無次元吸引圧
 i : 深度に関する添字
 I : 深度に関する添字 i の最大値
 j : 時間に関する添字
 k : 不飽和透水係数, $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$
 k_s : 飽和透水係数, $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$
 K : 無次元不飽和透水係数
 $K_{i,j}$: 含水率が $W_{i,j}$ のとき K の値
 l : 地表から地下水面までの距離, cm
 M : 式(1)に含まれる無次元パラメータ
 N : 式(1)に含まれる無次元パラメータ
 p : 降雨強度または蒸散強度, $\text{cm} \cdot \text{d}^{-1}$
 P : 無次元降雨強度または蒸散強度
 Q : 滞水層への浸透無次元流速
 t : 時間, d
 T : 無次元時間
 u : 式(8)で定義される関数
 U : u の無次元関数
 $U_{i,j}$: 含水率が $W_{i,j}$ のときの U 値
 w : 含水率, $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$
 w_s : 飽和含水率, $\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$
 W : 相対含水率
 W_{av} : 平均含水率
 W_{eq} : 平衡含水率
 $W_{i,j}$: 深度 $i \times \Delta Z$, 時刻 $j \times \Delta T$ における相対含水率
 z : 深度, cm
 Z : 無次元深度

ギリシャ文字

- ΔT : 時間の刻み幅
 ΔZ : 空間の刻み幅

引用文献

- 1) 乙間末広・久保井徹 (1987) : 畑地土壌における水分と諸元素の動態 第8章 : 土壌水分変化のシミュレーション。国立公害研究所研究報告, 第105号, 74-89.
- 2) Bear, J., D. Zaslavsky and S. Irmay (1968): Physical Principles of Water Percolation and Seepage. UNESCO, France, 465p.
- 3) Books, R.H. and A.T. Corey (1966): Properties of porous media affecting fluid flows. ASCE, 92 (IR2), 61-88.
- 4) Ahuja, L.A. and D. Swartzendruber (1972): An improved form of soil water diffusivity function. Soil Sci. Soc. Am. Proc., 36, 9-14.
- 5) van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, 892-898.
- 6) Stephens, D.B. and K.P. Rehfeldt (1985): Evaluation of closed-form analytical models to calculate conductivity in a fine sand. Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 12-19.
- 7) Richards, L.A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous media. Physics, 1, 318-333.
- 8) Klute, A. (1952): A numerical method for solving the flow equation for water in unsaturated materials. Soil Sci., 73, 103-116.
- 9) Philip, J.R. (1957): The theory of infiltration: 1. The infiltration equation and its solution. Soil Sci., 83, 345-357.
- 10) Kovacs, G. (1981): Seepage Hydraulics. Elsevier, Amsterdam, 730p.
- 11) Millington, R.J. and J.P. Quirk (1961): Permeability of porous solids. Trans. Faraday Soc., 57, 1200-1206.
- 12) Mualem, Y. (1976): A new model for predictiong the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. Water Resour. Res., 12, 513-522.
- 13) Warrick, A.W., D.O. Lomen and S.R. Yates (1985): A generalized solution to infiltration. Soil Sci. Soc. Am. J., 49, 34-38.
- 14) 森 正武 (1983) : 有限要素法とその応用。岩波書店, 東京, 190p.

II-9 嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす負荷変動の影響
Effects of Daily Fluctuation of Hydraulic and / or Organic Loadings
on the Purification Efficiency of Anaerobic Bio-filter Process

稲森悠平¹・松重一夫²・菊池寿一³・岩佐克彦⁴・須藤隆一²
Yuhei INAMORI¹, Kazuo MATSUSHIGE², Hisakazu KIKUCHI³,
Katuhiko IWASA⁴ and Ryuichi SUDO⁵

要 旨

嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす水量及び水質の負荷変動の影響について検討し、次の成果を得た。

① 嫌気性ろ床の流出水中の TOC, COD 及び BOD は水量変動・水質一定及び水量・水質変動のいずれにおいてもおおむね定常系と同様に処理された。なお、変動系では SS 濃度が若干高まる傾向にあった。

② 嫌気性ろ床内の ORP は定常系及び変動系を問わず、-250mV 程度を示し、メタン発酵が正常に進行する環境が維持されていた。このことは、処理水の VFA, pH, メタンガス組成から裏付けられた。なお、生成ガス中のメタンガスの比率は定常系、変動系のいずれとも60%程度であり正常な値を示していた。

③ 嫌気性原生動物の *Metopus*, *Urozona*, *Trimyema* は定常系及び変動系を問わず多量に出現し、生物膜の20%程度を占める反応槽も存在した。

④ 接触材の形状及び密度は定常系及び変動系を問わず浄化特性に特に大きな影響を及ぼすことはなかった。しかし、密度が高くなりすぎると短絡が生じるため浄化能の劣化が認められた。

⑤ ①~④より、HRT 30h, BOD 容積負荷 $0.16\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ という条件下で運転すれば、水質一定・水量変動及び水量・水質変動という負荷変動は嫌気性ろ床の浄化能に大き

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies. 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki, 305, Japan.
3. 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 〒275 千葉県船橋市三山2丁目2-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Department of Faculty of Science, Toho Univ., Funabashi, Chiba 275, Japan.
4. 昭和60年度 国立公害研究所共同研究員 (東邦大学理学部 〒275 千葉県船橋市三山2丁目2-1)
Research Collaborator of the National Institute for Environmental Studies. Present address: Faculty of Science, Toho Univ., Funabashi, Chiba 275, Japan.

く影響を及ぼす要因にはならないことが明らかとなった。

Abstract

The purpose of this study is to reveal the effects of daily fluctuation of hydraulic and / or organic loadings on the performance of anaerobic bio-film process for domestic sewage treatment. The results obtained are summarized as follows.

1) Daily average effluent TOC, COD and BOD values observed in operations with varying inflow rate and strength of wastewater (variable loading) were similar to those of constant loading (no daily fluctuation of inflow rate nor strength of wastewater) with equivalent daily BOD and hydraulic loading.

2) ORP values and methane gas ratio in production gas observed in operations were maintained about -250mV and 60 % respectively which need to take place acid fermentation, methane fermentation and gasification successfully on both variable loading and constant loading. These results were supported by the effluent pH and VFA.

3) Great amount of anaerobic protozoa such as *Metopus*, *Urozona*, and *Trimyema* were recognized on both variable loading and constant loading. Occupation ratio of these anaerobic protozoa in biomass was about 20 % on maximum number.

4) The shape and density of the contact media was not an influential factor in the treatment of wastewater on both variable loading and constant loading. But, it was recognized that the purification efficiency became to low in the reactor packed media extremely high density to be occurred short pass.

5) By the facts from 1) to 4), it was made clear that the variable loading of anaerobic bio-film process was not an influential factor in the condition of hydraulic retention time (HRT) 30h and BOD volume loading $0.16\text{kg}/\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$.

1 はじめに

嫌気性ろ床法は低能度の有機性排水から省エネルギー的に有機物を除去することを目的として1960年代後半から開発が進められてきた生物処理法である。これらの研究開発の結果、Youngら¹⁾、Plummerら²⁾、Tamblynら³⁾、Jennett⁴⁾により BOD $1,000\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の有機性排水に、また稲森ら⁵⁻⁷⁾、北尾・野中⁸⁾により BOD $200\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度の有機排水に本法が適用可能なことが明らかにされるようになってきた。この嫌気性ろ床法は反応槽内に充てんされた接触材上に形成された生物膜の嫌気性微生物の働きにより有機性排水を嫌氣的に浄化することを特徴とする方法であり、我が国では特に小規模の生活排水処理施設に普及しつつある。しかしながら、現在においてはまだ安定した浄化能を得るための嫌気性ろ床法の操作条件が確立されるには至っておらず、嫌気性ろ床の浄化能がいかなる因子により影響を受けるかについての知見を集積することの重要性が指摘されている。嫌気性ろ床法の浄化特性に及ぼす環境因子としてはいくつかあげられるが、水温、水理学的滞留時間(HRT)、汚泥滞留時間(SRT)、BOD容積負荷、流入BOD濃度については既に検討が行われており、これ以外の重要な環境因子として負荷変動が残されている。この

負荷変動の生物処理の浄化特性に及ぼす影響については好気性微生物の働きを活用した活性汚泥法及び生物膜法としての回転円板法を対象とした研究ではなされているが、嫌気性微生物の働きを活用した嫌気性ろ床法についてはほとんどなされておらず、早急に検討することが必要とされている。なお、通常、小規模の生活排水処理施設では午前と午後二つの大きな水量、水質ピークが認められ、この時間帯においては反応槽内の水理学的滞留時間は数分の一にまで短縮され、かつ、BOD容積負荷は数倍にまで高まることから、このような負荷変動は浄化能を劣化させる大きな要因になるものと考えられている。それ故、小規模施設で嫌気性ろ床法を活用していく上では、これらの水質・水量の負荷変動が嫌気性ろ床の浄化能に及ぼす影響を及ぼすのかが明らかにされなければならない。

本研究では上記の点に鑑み一定の BOD 容積負荷条件下において、負荷変動を与えない定常系、負荷変動を与える変動系の両者を比較することから負荷変動が嫌気性ろ床の浄化能に及ぼす影響を及ぼすかについて明らかにすることを目的として実験的に検討した。

2 方法

2.1 実験装置

本実験に用いた装置は図 1 に示すように、水道水貯留槽 (A)、濃縮人工排水貯留槽 (B)、嫌気性ろ床 (C)、流入水供給用定量ポンプ (D, E) からなる。嫌気性ろ床はアクリル樹脂で作られた有効容積 4 l の角型の反応槽であり、反応槽の底部から流入した排水が上向流式で処理された後、側面のオーバーフローパイプから処理水として流出するようにした。なお、嫌気性ろ床に負荷変動を与えた場合、充てんした接触材の種類及び充てん密度が浄化特性に影響を及ぼす可能

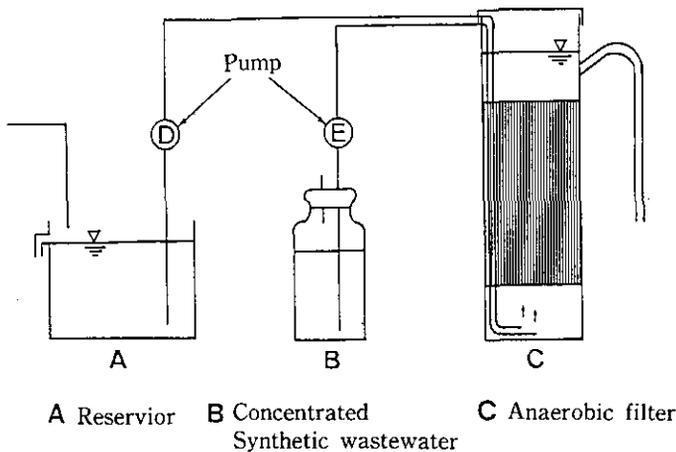


図 1 実験装置

Fig. 1 Experimental apparatus

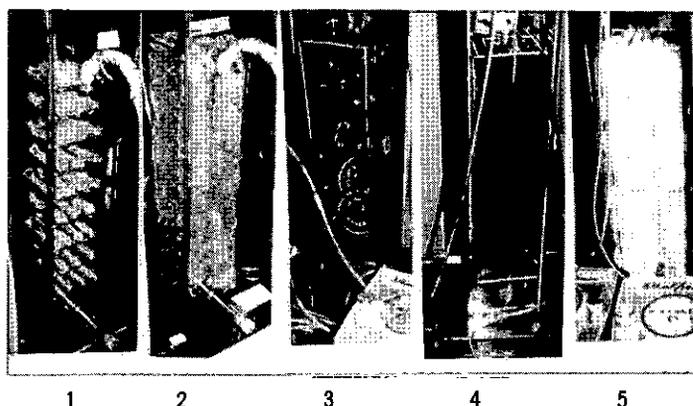


図 2 各種生物ろ材の形状
Fig. 2 Kinds of packed media

- | | |
|-------------------|------------------------|
| 1 : Thin string | 2 : Thick string |
| 3 : Raschig rings | 4 : Rectangle type net |
| 5 : Ball type net | |

性が考えられたため接触材の種類及び充填密度を変えるために図2に示すように5種類の形状の異なったものを用いた。なお、細ひも状接触材では横方向に288cm (9cm×32本)、太ひも状接触材では縦方向に175cm (35cm×35本)を充填し、ラッシヒ管状接触材では40個、網目状接触材では45個、球状接触材では90個をランダムに充填した。また、嫌気性ろ床の上部にはガスの組成を調べるために図3に示すようなガス捕集器を各々の反応槽上部に取り付けた。本装置は20°Cの恒温室内に設定した。

2.2 供試排水

供試排水としてはデキストリン、肉エキス、ペプトンを主成分とする人工排水を用いたがその組成は表1に示すとおりである。なお、流入排水は濃縮人工排水貯留槽及び水道水貯留槽から水道水供給用の定量ポンプ(D)と濃縮人工排水供給用の定量ポンプ(E)を用いて嫌気性ろ床底部に導き、そこで生活排水の有機物濃度と同程度であるBOD 200mg・l⁻¹になるように定量ポンプの流量を調整した。表2はBOD 200mg・l⁻¹に設定した場合の流入排水の水質を示したものである。なお、濃縮人工排水は腐敗を防ぐために121°Cで15分間オートクレーブした後使用した。

2.3 実験条件

負荷変動については水量と水質に着目し、水量・水質ともに一定量の場合を定常系とし流入水量変動・水質一定及び流入水量変動・水質変動の場合を変動系とした。実験条件は表3に示すと

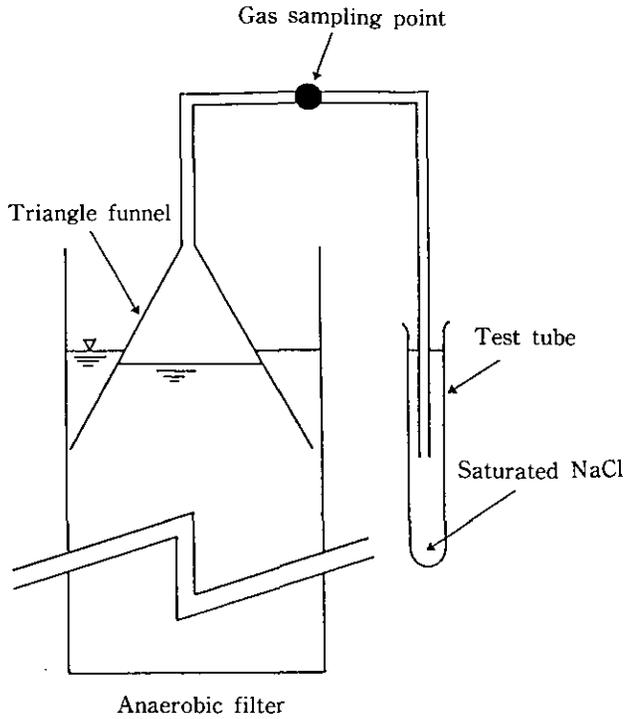


図 3 ガス捕集器
Fig. 3 Collector of anaerobic produced gas

表 1 人工排水の組成
Table 1 Composition of synthetic waste water

Composition	Concentration (mg·l ⁻¹)
	BOD200
Dextrin	30.6
Peptone	65.4
Yeast extract	65.4
Meat extract	74.6
NaCl	6.7
MgSO ₄	4.0
KH ₂ PO ₄	18.6
KCl	13.4

おりである。定常系及び変動系ともに、HRT を 30h, BOD 容積負荷を 0.16kg·m⁻³·d⁻¹に設定して運転した。なお、流入水量変動、水質一定の変動系においては流入水 BOD 200mg·l⁻¹とし小規模施設で認められる水量ピークとおおむね一致するように12時間を1サイクルとして9時間を平

表 2 流入水質
Table 2 Influent quality

Influent	Concentration (mg·l ⁻¹)
BOD	200
COD	66
TOC	105
T-P	6.4
T-N	27.2

表 3 運転条件
Table 3 Operating conditions

Run No.	Inflow rate	Strength	Packed media	Flow ratio**	Influent BOD*** (mg·l ⁻¹)
1	Constant	Constant	Thin string	1 : 1	200
2	Constant	Constant	Thick string		
3	Constant	Constant	Raschig ring		
4	Constant	Constant	Rectangle type net		
5	Constant	Constant	Ball type net		
6	Variable	Constant	Thin string	1 : 6	H : 200 L : 200
7	Variable	Constant	Thick string		
8	Variable	Constant	Raschig ring		
9	Variable	Constant	Rectangle type net		
10	Variable	Constant	Ball type net		
11	Variable	Variable	Thin string	1 : 6	H : 275 L : 50
12	Variable	Variable	Thick string		
13	Variable	Variable	Raschig ring		
14	Variable	Variable	Rectangle type net		
15	Variable	Variable	Ball type net		

* Average HRT: 30h, Average BOD volume loading
0.16kg·m⁻³·d⁻¹

** 1 cycle: 12h (1: 6=9h: 3h)

*** L: Low loading (9h), H: High loading (3h)

常水量, 3時間を平常水量の6倍量を流すようにした。流入水量変動・水質変動の変動系では12時間を1サイクルとして平常水量の供給される9時間はBOD 50mg·l⁻¹, 平常水量の6倍が供給される3時間はBOD 275mg·l⁻¹に設定した。なお, 変動系については12時間1サイクルの中で流入水量及び水質が変化するために処理水を経日的に採取するだけでなく経時的に採取し測定した結果の両者から浄化特性を評価することにした。

2.4 測定項目

測定項目は pH, ORP (酸化還元電位), 透視度, SS, TOC, DOC, BOD, D-BOD, COD, D-COD, VFA (揮発性有機酸), T-N, T-P, アルカリ度, 生物相, ガス組成とし, これらについて分析, 測定を行った。分析については下水試験法⁹⁾及び JIS K0102¹⁰⁾に準じて行った。発生ガス及び二酸化炭素はガスクロマトグラフィーを用いて分析した。なお, カラム充てん材としては窒素及びメタンガス分析の場合モレキュラーシーブ 5 A (カラム長さ 2 m), 二酸化炭素とメタンガス分析の場合シリカゲル (カラム長さ 3 m) を用いた。また, キャリアーガスとしてはヘリウムを用い, 流量は $30\text{ml}\cdot\text{min}^{-1}$, 温度は 120°C に設定して行った。

3 結果及び考察

3.1 水質特性に及ぼす負荷変動の影響

嫌気性ろ床の浄化特性に及ぼす負荷変動の影響についてはまず, 負荷変動のない条件下で浄化能が安定したことを確認してから負荷変動をかけるようにした。なお, 浄化能が安定したか否かについては嫌気性ろ床の流出水の TOC を経日的に測定し, その測定値から判断した。ここでは, 嫌気性ろ床の浄化能が安定した場合に得られた結果から評価した。

(1) 経日変化からみた水質特性

定常系及び変動系における処理水質の経日変化及びその平均値は図 4~7, 表 4 a, b, c に示したとおりである。これらの測定値は 1 日間に排出される処理水を全量集水し均一にかくはんした後分析して得られたものである。定常系 Run No. 1~5 における平均水質は表 4 a に示すとおりである。接触材の形状及び充てん密度の変化によりほとんど差が認められず BOD, COD, TOC はいずれも各々 $6.9\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $8.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $7.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後であった。これを除去率に直すと BOD では 97%, COD では 87%, TOC では 93% となる。なお, 透視度はいずれにおいてもおおむね 100cm 程度であり, SS も $1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度であった。

水量変動・水質一定の変動系における Run No. 6~10 の処理水質は表 4 b に示すとおりである。定常系と比較して大きな水質の変動は認められず, BOD, COD, TOC は各々おおむね $8.2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $10.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $7.1\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後であった。なお, これは除去率では BOD で 96%, COD で 85%, TOC で 93% となる。また変動系における透視度はいずれにおいても 92cm 程度であり清澄な処理水が得られていた。しかし, SS は $4\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後を示し, 定常系に比べて若干高くなる傾向にあった。

水量・水質変動の変動系における Run No. 11, 15 以外の処理水質は BOD, COD, TOC でそれぞれ $8.7\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $11.0\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$, $9.5\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後, 除去率は BOD では 96%, COD では 83%, TOC では 91% を示し水量変動・水質一定の変動系と同様定常系と大きな差は認められなかった (表 4 c)。透視度及び SS は Run No. 11 及び 15 においてもそれぞれ 100cm, $2\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 前後であり定常系と大きな差は認められなかった。なお, 変動系では接触材間の空げきが密なほど変動に対する

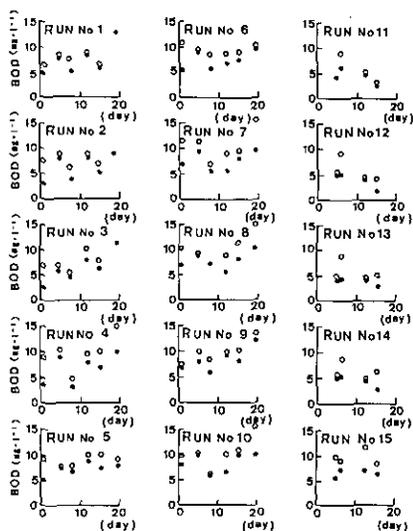


図 4 定常系及び変動系における処理水BOD (○), D-BOD (●) の経日変化
 Fig. 4 Change of daily effluent BOD (○Total BOD, ●Soluble BOD) observed in operations with variable loading and constant loading

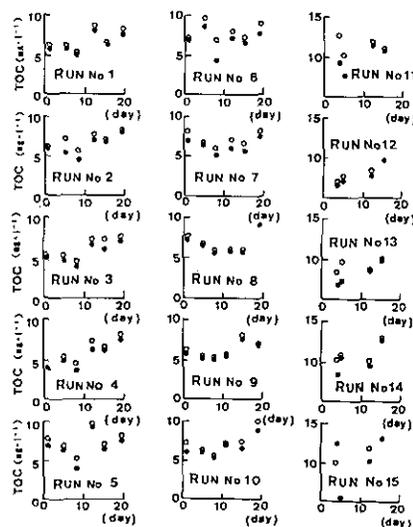


図 5 定常系及び変動系における処理水TOC (○), DOC (●) の経日変化
 Fig. 5 Daily effluent TOC (○), DOC (●) observed in operations with variable loading and constant loading

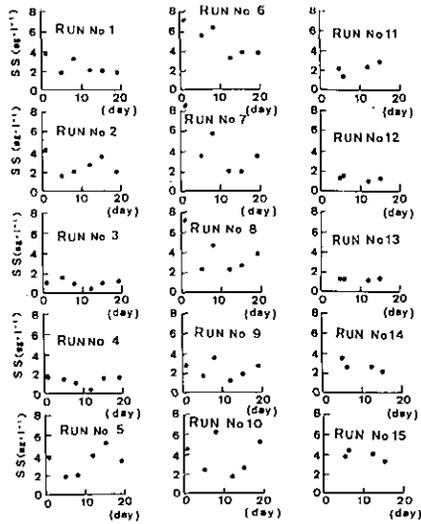


図 6 定常系及び変動系における処理水SSの経日変化
 Fig. 6 Daily effluent SS observed in operations with variable loading and constant loading

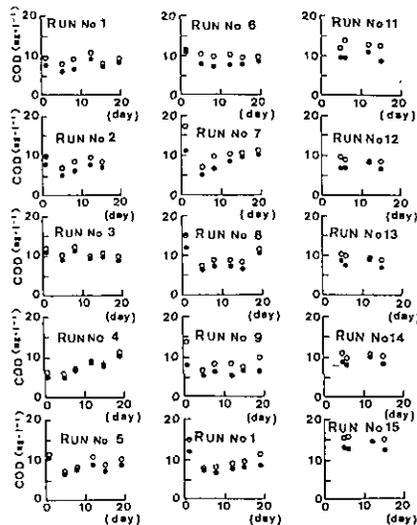


図 7 定常系及び変動系における処理水COD (○), D-COD (●) の経日変化
 Fig. 7 Daily effluent total COD (○), Dissolved COD (●) observed in operations with variable loading and constant loading

表 4 定常系及び変動系における経日変化の処理水質の平均値
 Table 4 Daily average effluent quality observed in operations with variable loading and constant loading

Run No.	BOD (mg・l ⁻¹)	COD (mg・l ⁻¹)	TOC (mg・l ⁻¹)	SS (mg・l ⁻¹)	Transparency (cm)
1	7.9	8.7	7.7	1.7	100
2	6.6	8.3	7.1	1.4	99
a 3	6.2	9.0	6.6	0.5	100
4	7.3	7.5	6.5	0.7	100
5	6.6	8.8	7.8	2.0	91
6	8.7	11.7	8.0	5.0	92
7	9.0	10.9	6.9	4.2	92
b 8	8.1	9.5	6.8	4.7	92
9	7.5	8.5	6.3	2.2	100
10	7.8	10.1	7.3	3.6	87
11	6.7	12.7	10.2	2.2	100
12	7.0	8.4	8.1	1.3	100
c 13	7.3	8.9	8.8	1.2	100
14	8.4	10.0	9.8	2.7	95
15	14.2	14.8	10.6	3.8	94

緩衝力が高まり、粗なほど変動に対する緩衝力が低下するのではないかと考えられたが、特に大きな影響を受けることはなかった。しかし Run No. 15の接触材の充てん密度の極めて高い系では短絡が起こったためか浄化能の劣化が認められた。

(2) 経時変化からみた水質特性

定常系・水質変動・水質一定及び水質・水量変動の変動系における処理水質の経時変化及びその平均値は図8～12及び表5 a, b, cに示すとおりである。この値は定常系では6時間ごとに4回、変動系では低負荷の時間帯に2時間ごとに8回、高負荷の時間帯に1時間ごとに6回処理水を集水して測定し得られたものである。

定常系における処理水質は表5 aに示すとおりであり、経日変化の場合と同様であった。水質変動・水量一定の変動系における Run No. 6～10の処理水質は表5 bに示すとおりである。高負荷の場合と低負荷の場合とでは若干であるが差が認められた。TOCに着目してみると高負荷の時間帯に上昇し、低負荷の時間帯に低下する傾向にあることがわかった。しかしながら、高負荷の時間帯においても TOC 除去率88%が得られており、負荷変動により嫌気性微生物の浄化能が著しく劣化することのないことがわかった。

水量・水質変動の変動系における Run No. 11～15の処理水は表5 cに示すとおりである。高負荷の時間帯と低負荷の時間帯で得られた両者の水質を比較すると COD, TOC, SS, とともに低負荷の時間帯に得られた処理水の方が高負荷の時間帯に得られた処理水よりも高かった。これは、低

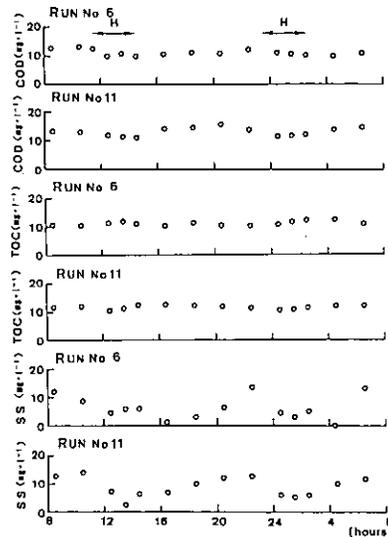


図 8 細ひも状接触材充てん嫌気性ろ床における水質一定・水量変動 (Run No. 6) 及び水質・水量変動 (Run No. 11) の変動系における処理水質のCOD, TOC, SSの経時変化

Fig. 8 Hourly effluent COD, TOC, SS, observed in variable loading RUN No. 6, 11 packed with thin string as media

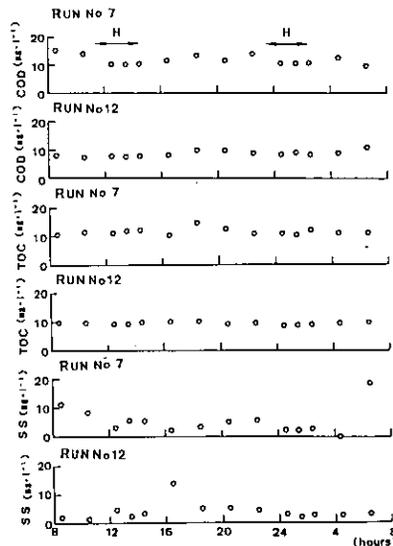


図 9 太ひも状接触材充てん嫌気性ろ床における水質一定・水量変動 (Run No. 7) 及び水質・水量変動 (Run No. 12) の変動系における処理水質のCOD, TOC, SSの経時変化

Fig. 9 Hourly effluent COD, TOC, SS, observed in variable loading Run No. 7, 12 packed with thick string as media

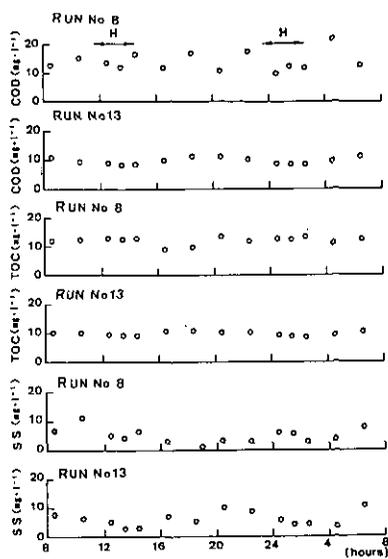


図 10 ラッシュヒ管状接触材充てん嫌気性ろ床における水質一定・水量変動 (Run No. 8)及び水質・水量変動 (Run No. 13) の変動系における処理水質の COD, TOC, SSの経時変化

Fig. 10 Hourly effluent COD, TOC, SS, observed in variable loading Run No. 8, 13 packed with raschig rings as media

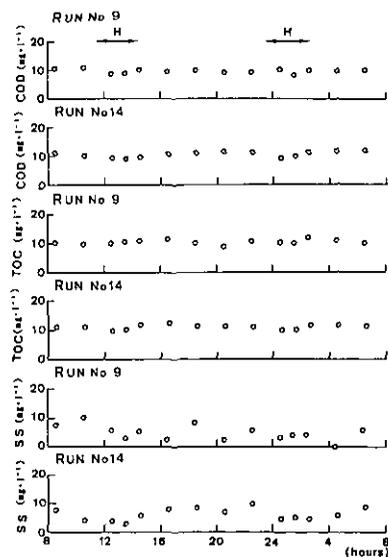


図 11 網目状接触材充てん嫌気性ろ床における水質一定・水量変動 (Run No. 9) 及び水質・水量変動 (Run No. 14) の変動系における処理水質の COD, TOC, SSの経時変化

Fig. 11 Hourly effluent COD, TOC, SS, observed in variable loading Run No. 9, 14 packed with rectangle type net as media

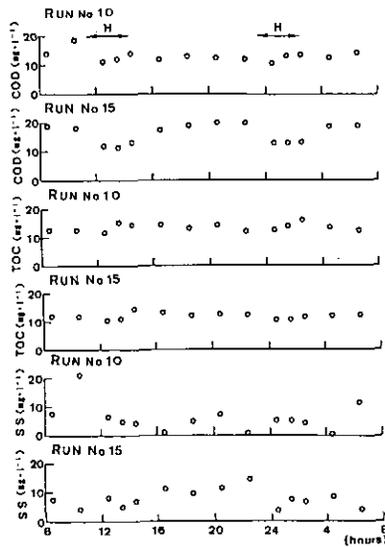


図 12 球状接触材充てん嫌気性ろ床における水質一定・水量変動 (Run No. 10) 及び水質・水量変動 (Run No. 15) の変動系における処理水質の COD, TOC, SS の経時変化

Fig. 12 Hourly effluent COD, TOC, SS, observed in variable loading Run No. 10, 15 packed with ball type net as media

負荷の時間帯の流入 BOD が $50\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ であることから、この低い有機物濃度が嫌気性微生物の増殖及び代謝活性に影響を及ぼしたからではないかということから説明できるものと考えられる。なお、嫌気性ろ床法の浄化能は流入 BOD が $100\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ を境にして低下することからこの結果は妥当であろうと考えられる。また Run No. 15 の浄化能が特に劣化しているのが認められたが、これは接触材の充てん密度が高すぎるために一部に短絡が起こったからではないかと考えられる。しかし、このような負荷変動がかかっても高負荷の時間帯においてさえ TOC 除去率 88% 程度が得られている。このことは、嫌気性ろ床の浄化能に負荷変動は大きな影響は及ぼさないことを示唆している。

3.2 メタン発酵に及ぼす負荷変動の影響

メタン発酵能を把握する指標としては生成ガス中のメタンガス組成比、反応槽内の ORP、処理水 VFA 及び pH があげられる。生成ガス中のメタンガス組成比については従来より Run No. 1 の細目も状接触材を充てんした嫌気性ろ床を用いて環境因子の処理特性に及ぼす影響について検討してきたことから、Run No. 1 のメタンガス量を 100 として比率換算して、定常系及び水量変動・水質一定及び水量・水質一定の変動系におけるメタンガス組成比を評価することにした。結果は図 13, 14 に示すとおりである。これよりメタンガス組成比は定常系及び水量変動・水質一定、水

表 5 定常系及び変動系の経時変化における処理水質の平均値
 Table 5 Hourly average effluent quality observed in operations with variable loading and constant loading

Run No.		COD (mg·l ⁻¹)	TOC (mg·l ⁻¹)	SS (mg·l ⁻¹)
1		8.5	9.2	4.6
2		9.1	9.7	3.4
a 3		10.0	8.0	3.0
4		9.3	8.7	2.5
5		10.9	10.7	3.7
6	L*	13.1	9.4	5.9
	H	11.9	10.6	4.5
7	L	9.7	8.2	6.2
	H	7.6	8.6	3.5
8	L	13.8	8.9	4.9
b	H	9.7	10.2	4.6
9	L	8.2	8.2	6.1
	H	7.5	8.0	4.3
10	L	14.6	10.0	7.7
	H	12.6	11.0	4.8
11	L	12.8	12.7	1.8
	H	10.6	12.1	7.1
12	L	10.5	12.7	3.4
	H	9.2	12.1	2.9
13	L	14.2	13.0	8.4
c	H	11.2	11.3	4.2
14	L	13.6	13.7	7.5
	H	11.1	12.6	4.3
15	L	18.0	14.4	8.8
	H	12.2	12.7	6.2

* L: Low loading (9h), H: High loading (3h)

質・水量変動の変動系の間で大きな差のないことがわかった。また、N₂、CH₄、CO₂のガス組成を比較した場合、定常系においてはN₂ 44%、CH₄ 54%、CO₂ 2%、変動系の水質一定・水量変動においてはN₂ 42%、CH₄ 56%、CO₂ 2%、水量・水質一定においてはN₂ 35%、CH₄ 63%、CO₂ 2%、という値が得られた。この結果は生成ガス中のメタンガスの比率は負荷変動系において定常系よりむしろ高まっていることを意味している。このことは負荷変動はメタン発酵能を阻害する要因にはならないことを示唆している。なお、ガス組成で窒素ガスが多量に検出されたことについての理由は明らかでないがKobayashi¹¹⁾は嫌気性ろ床において発生ガスの30%程度が窒素ガスであったこと、また、これは流入排水中の窒素ストリッピングが大きな原因ではないかと

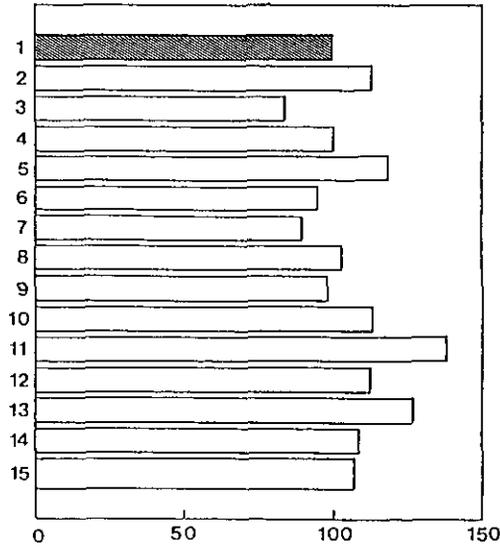


図 13 定常系及び変動系における発生メタンガスの対照に対する比率
 Fig. 13 Comparison of ratio of methan gas production between variable loading and constant loading in case of Run No. 1 is 100

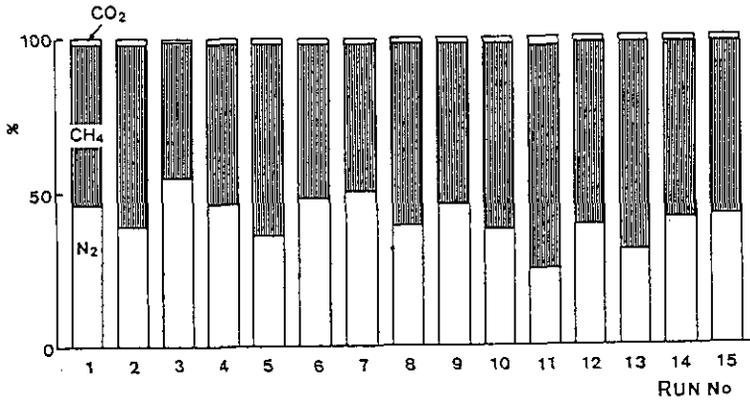


図 14 定常系及び変動系における発生ガスの組成比
 Fig. 14 Comparison of ratio of produced gas composition observed in operations with variable loading and constant loading

いうことを指摘していることから、これと同様な反応が本装置でも行われていたからだと考えられる。

反応槽内の ORP 及び処理水の VFA, pH についての経時変化の測定結果及び平均値は図 15~20, 表 6, 7 に示すとおりである。ORP は定常及び変動系のいずれにおいても, -250mV 程

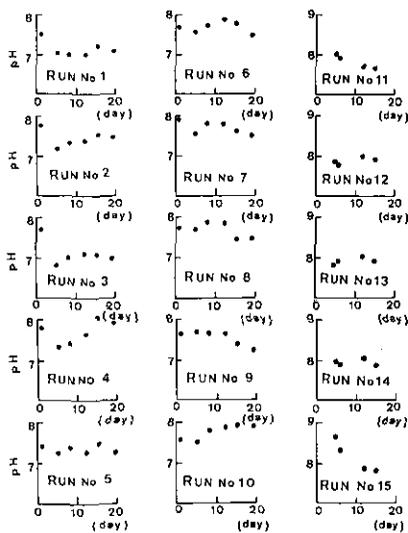


図 15 定常系及び変動系における処理水pHの経日変化
 Fig. 15 Change of daily effluent pH observed in operations with variable loading and constant loading

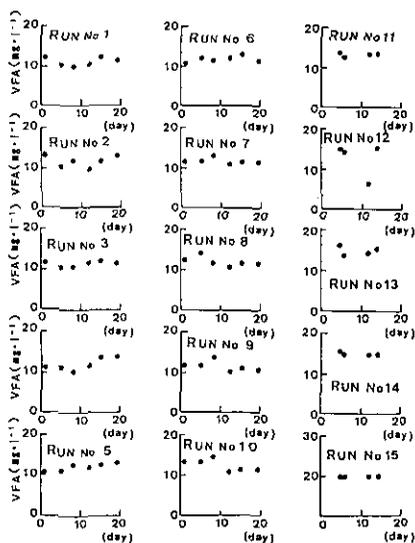


図 16 定常系及び変動系における処理水VFAの経日変化
 Fig. 16 Change of daily effluent VFA observed in operations with variable loading and constant loading

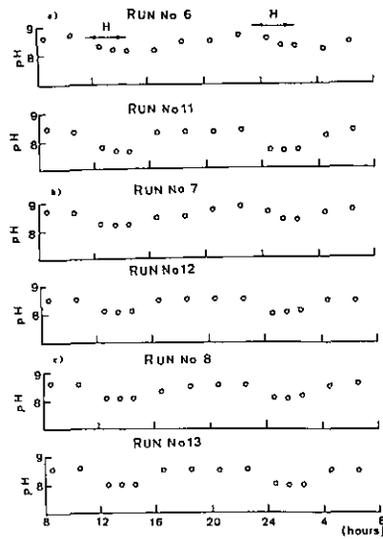


図 17 水質一定・水量変動 (Run No. 6~8) 及び水質・水量変動 (Run No. 11~13) の変動系における処理水のpHの経時変化

Fig. 17 Change of hourly effluent pH observed in operations with variable loading packed with thin string media (Run No. 6, 11), thick string media (Run No. 7, 12) and rasching ring media (Run No. 8, 13)

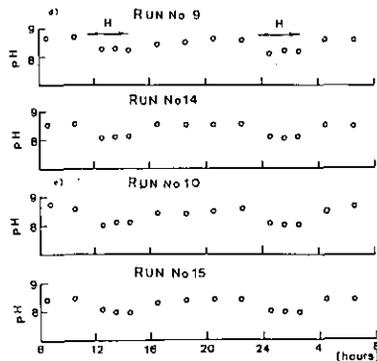


図 18 水質一定・水量変動 (Run No. 9, 10) 及び水質・水量変動 (Run No. 14, 15) の変動系における処理水のpHの経時変化

Fig. 18 Change of hourly effluent pH observed in operations with variable loading packed with rectangle type net media (Run No. 9, 14), and ball type net media (Run No. 10, 15)

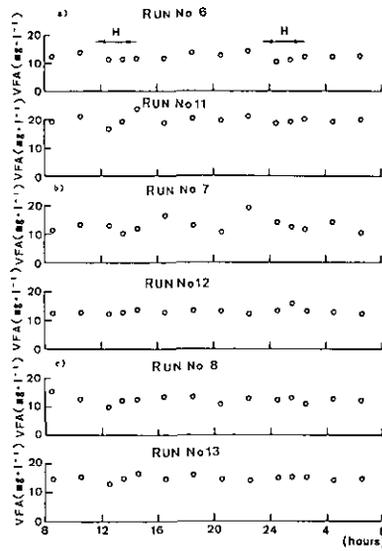


図 19 水質一定・水量変動 (Run No. 6~8) 及び水質・水量変動 (Run No. 11~13) の変動系における処理水質のVFAの経時変化

Fig. 19 Change of hourly effluent VFA observed in operations with variable loading packed with thin string media (Run No. 6, 11), thick string media (Run No. 7, 12) and rasching ring media (Run No. 8, 13)

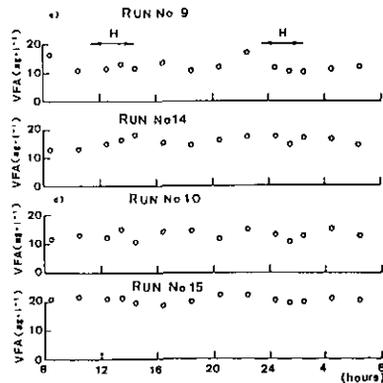


図 20 水質一定・水量変動 (Run No. 9, 10) 及び水質・水量変動 (Run No. 14, 15) の変動系における処理水質のVFAの経時変化

Fig. 20 Change of hourly effluent VFA observed in operations with variable loading packed with rectangle type net media (Run No. 9, 14), and ball type net media (Run No. 10, 15)

度を示しメタン発酵が進行するのに適正な嫌気性環境が維持されていた。pH は定常系及び変動系ともに7～8の範囲にあったが、これは変動系において低級脂肪酸のみの生成能が高まり酸発酵が著しく進行し、メタン発酵能が阻害されなかったことを示唆している。このことはいずれの系においてもVFAが $10\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ 程度を示し低級脂肪酸濃度が低かったことから裏づけられた。なお、Run No. 15においてVFAの値が高いのは接触材の充てん密度が高すぎたために短絡が起こり、嫌気性微生物のメタン発酵能が若干阻害されたからだと考えられる。VFAは定常系と比較して変動のかかっている時間帯の方が若干増加する傾向にあったが、メタン発酵能を阻害するような濃度まで高まることはなかった。

また、図15～20は水質変動・水量一定及び水質・水量変動の変動系における経時変化の処理水質をみたものであるが高負荷の時間帯と低負荷の時間帯においてほとんど差は認められなかった。これらのガス組成、ORP、VFA及びpHの結果から負荷変動は、嫌気性ろ床のメタン発酵能に大きな影響を及ぼすことはないであろうことが明らかにされた。

表 6 定常系及び変動系の経日変化における処理水のVFA、pH及び反応槽内のORPの平均値

Table 6 Daily average effluent VFA, pH and ORP in contactor observed in operations with variable loading and constant loading

Run No.	VFA ($\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$)	PH	ORP (mv)
1	11.4	7.4	-233
2	11.5	7.6	-257
a 3	11.5	7.1	-244
4	12.2	7.7	-268
5	12.5	7.6	-249
6	11.9	7.7	-231
7	11.7	7.7	-257
b 8	11.9	7.6	-228
9	11.3	7.5	-227
10	12.0	7.7	-258
11	13.3	7.9	-241
12	11.4	7.9	-252
c 13	13.8	7.9	-248
14	15.4	7.7	-254
15	19.8	8.1	-249

表 7 定常系及び変動系の経時変化における処理水VFA, pHの平均値

Table 7 Hourly average effluent VFA and pH observed in operations with variable loading and constant loading

Run No.		VFA (mg·l ⁻¹)	pH
1		11.6	7.7
2		11.6	8.7
a 3		11.6	7.1
4		12.1	7.8
5		13.3	7.7
6	L*	12.7	8.6
	H	11.5	8.3
7	L	13.6	8.6
	H	12.1	8.3
b 8	L	13.1	8.6
	H	12.0	8.1
9	L	12.7	8.6
	H	11.5	8.2
10	L	13.5	8.6
	H	12.2	8.1
11	L	19.5	8.3
	H	19.2	7.7
12	L	12.9	8.5
	H	13.7	8.1
c 13	L	14.9	8.5
	H	15.1	8.0
14	L	14.7	8.5
	H	16.0	8.1
15	L	20.5	8.4
	H	20.8	8.0

* L: Low loading (9h), H: High loading (3h)

3.3 生物相に及ぼす負荷変動の影響

嫌気性ろ床に出現する微生物としては通性嫌気性及び絶対嫌気性の細菌がほとんどを占める。しかし、これ以外に嫌気性原生動物もしばしば多量に出現する。嫌気性ろ床に出現する原生動物としては *Metopus*, *Saprodinium*, *Urozoona*, *Trimyema*, 微小鞭毛虫類などがあげられる。これらの形態的特徴は図21に示すとおりである。これらの嫌気性原生動物の役割としては分散細菌を捕食すると同時に凝集化を促進させることにより、処理水の透明性を向上させる、及び発生汚泥

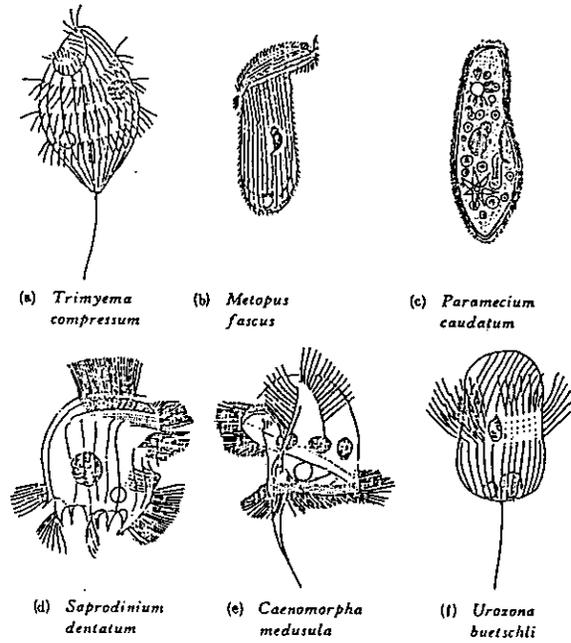


図 21 嫌気性ろ床に出現する原生動物の生態
 Fig. 21 Characteristic of important protozoa appeared in anaerobic bio-film reactor

表 8 定常系及び変動系における生物膜の生物相
 Table 8 Smaller animals in bio-film observed in operations with variable loading and constant loading

Run No.	<i>Metopus</i>	<i>Urozona</i>	<i>Trimyema</i>	Small flagellata
1	8,600	2,500		
2	5,700	300	700	300
a 3	4,400	2,000		400
4	1,700	2,600	200	400
5	2,600	1,800	200	
6	4,900	3,200		5,700
7	3,600	200	100	20,000
b 8	4,000	16,000		7,600
9	3,700	6,300	200	4,000
10	1,800	3,300		
11	7,700	700	700	1,800
12	2,300	200	300	500
c 13	5,600	9,900	1,700	43,300
14	2,400	450		100
15	12,700	5,400		8,700

(N/mg bio-film)

を減量させるなどが考えられる。それ故、これらの原生動物が嫌気性ろ床に出現する環境の形成されることが浄化能を高める上でも発生汚泥量を減ずる上でも必要とされるものと考えられる。なお、定常系及び変動系における嫌気性原生動物の質・量についてまとめたのが表8である。本表より出現した嫌気性原生動物の中では、*Metopus*、*Urozona* の占める割合の高いことがわかる。なお、定常系及び変動系の実験系において最も出現固体数の多かった反応槽の生物幕における動物の占める割合は20%程度にも達するのが観察された。この値は好気性の活性汚泥において占める微小動物の割合に匹敵するぐらいである。また、定常系及び変動系において嫌気性原生動物の固体数を接触材の形状、密度の違いに着目して比較しても特に大きな傾向は認められなかった。

4 まとめ

本研究は嫌気性ろ床の浄化特性に負荷変動がいかなる影響を及ぼすかについて検討したものである。得られた成果は以下のようにまとめられる。

① 嫌気性ろ床の流出水中の TOC, COD 及び BOD は水量変動・水質一定及び水量・水質変動のいずれの変動系においてもおおむね定常系と同様に処理された。なお、変動系では SS 濃度が若干高まる傾向にあった。

② 嫌気性ろ床内の ORP は定常系及び変動系を問わず、 -250mV 程度を示し、メタン発酵が正常に進行する環境が維持されていた。このことは、処理水の VFA, pH, メタンガス組成から裏付けられた。なお、生成中のメタンガスの比率は定常系、変動系のいずれとも60%程度であり正常な値を示していた。

③ 嫌気性原生動物の *Metopus*, *Urozona*, *Trimyema* は定常系及び変動系を問わず多量に出現し、生物膜の20%程度を占める反応槽も存在した。

④ 接触材の形状及び密度は定常系及び変動系を問わず浄化特性に特に大きな影響を及ぼすことはなかった。しかし、密度が高くなりすぎると短絡が生じるため浄化能の劣化が認められた。

以上、本研究で行われた①～④の成果により、HRT 30h, BOD 容積負荷 $0.16\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$ という運転条件下においては、水質一定・水量変動及び水量・水質変動という負荷変動は嫌気性ろ床の浄化能に大きく影響を及ぼす要因にはならないことが明らかとなった。現在小規模生活排水処理施設に設置する嫌気性ろ床の設計基準として HRT 30h 程度を指標として行っていることからこのような実施施設においても本研究で得られた成果と同様に負荷変動の浄化能に及ぼす影響は小さいものと考えられる。

引用文献

- 1) Young J.C. and McCarty P.L. (1969): The anaerobic filter for waste treatment. J. Water Pollut. Control Fed., 41, 161-173.

- 2) Plummer, A.H (1969): Stabilization of low solids carbohydrate waste by an anaerobic submerged filter. Proc. 24th Ind, Waste Conf, Purdue Univ. Ext. Ser., **135** 462-473.
- 3) Tambllyn, T.A. and Sword, B.R. (1970): The anaerobic for denitrification of agricultural subsurface drainage, Proc, 25th Ind, Waste Conf, Purdue Univ. Ext. Ser., **136**, (1), 1135-1150.
- 4) Jennett, J.C. and Dennis, N.D (1975): Anaerobic filter treatment of pharmaceutical waste. J. Water Pollut. Control Fed., **47** (1), 104-121.
- 5) 稲森悠平・佐野亮一・国安克彦・岡田光正・須藤隆一 (1982): 嫌気性プロセスを組み込んだ生活排水の処理, 用水と廃水, **24**(9), 55-68.
- 6) 稲森悠平・須藤隆一 (1983): 有機性排水の嫌気性処理の現状と今後の動向. 用水と廃水, **25**(10), 3-23.
- 7) Inamori, Y., Sudo, R. and T. Goda (1986): Domestic sewage treatment using an anaerobic biofilter with an aerobic biofilter. Water Sci. Technol., **18** (7/8), 209-216.
- 8) 北尾高嶺・野中英一 (1982): 嫌気性ろ床による有機性廃水の処理. 有機性廃水処理技術総集編, 環境技術研究会, 大阪, 302.
- 9) 社団法人日本下水道協会 (1985): 下水試験方法—1984年版—.
- 10) 日本工業規格: 工場廃水試験方法, JIS K 0102.
- 11) Kobayashi H.A., M.K.Stenstrom and R.A.Mah (1983): Treatment of low-strength domestic waste water using the anaerobic filter. Water Res., **17** (8), 903-909.

II-10 小規模排水処理システムの建設費及び管理費について
Cost of Construction and Maintenance of Small Scale Domestic
Wastewater Treatment System

田井慎吾¹・松重一夫²

Shingo TAI¹ and Kazuo MATSUSHIGE²

要 旨

生活雑排水の無処理放流と単独式浄化槽排水の放流によって河川中上域の汚濁と湖沼の富栄養化が進んでおり、その地域の市町村では生活排水処理対策が急務となっている。しかし、これらの市町村の財政基盤はぜい弱であり都市型の下水道をそのまま適用することはできない。関係省庁から種々の小規模な生活排水処理システムが呈示されているが、その選択に当たっては経済的側面が最も重要である。小規模排水処理システムの建設費、維持管理費及びその財源について検討を加え、地域特性に応じた適正処理システムを提示した。また、排水収集システム（管路）を圧送方式とすることによって建設費を低減し、建設期間を短縮できることを示した。

Abstract

The pollution of the middle and upper stream of rivers and the eutrophication of lakes take a turn for the worse by the discharge of gray water without treatment and effluent from household black water disposal unit. Hence, it is necessary to construct as quickly as possible the municipal domestic wastewater treatment system for the small cities, towns and villages where lie in the watersheds of these rivers and lakes. In choice of optimum system from the various small scale domestic wastewater treatment systems that were proposed by the Ministry of Construction and the Japan Association of Rural Sewerage, the economical point of view should be regarded as most important. In this paper, the comparison is made of the sources of revenue of these systems, and the cost of construction and maintenance of 93 small scale systems in operation. From these data, the functional relations are made of the cost of construction and maintenance and the capacity of wastewater treatment plant. As the

-
1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Water and Soil Environment Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
 2. 国立公害研究所 技術部 〒305 茨城県つくば市小野川16番2
Engineering Division, the National Institute for Environmental Studies, 16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.

result of analysis, it is presented that the small scale domestic wastewater treatment facility treating gray water with black water is very high in the cost of construction and maintenance, and a certain type of sewerage system is of advantage in respect of the source of revenue of the construction cost. And, it is shown that the system using pressure sewers, in comparison with the system using conventional gravity sewers, is of advantage in respect of the construction cost.

1 はじめに

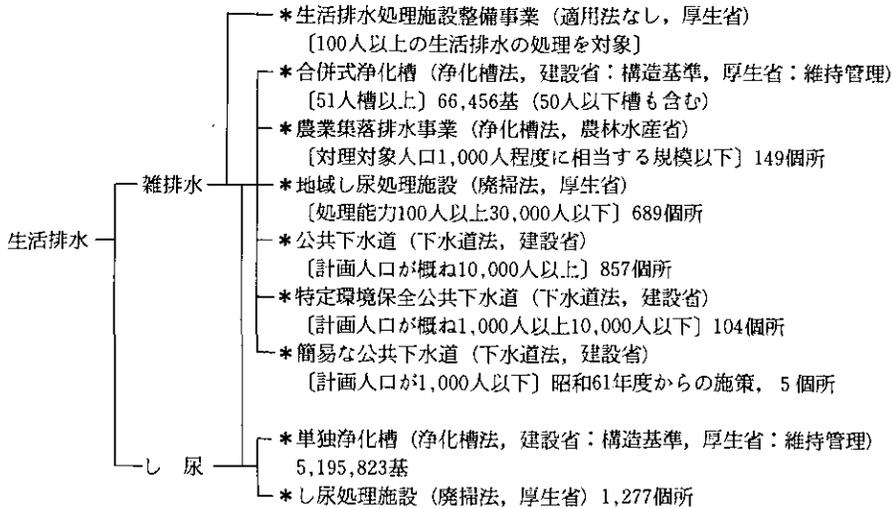
従来、下水道の整備は建設省によって、大都市を中心として進められてきた。したがって、人口100万人以上の指定都市の下水道普及率が昭和60年度末で80%に達し、おおむね終わりに近づいている。その一方で、人口5万人以下の市町村では5%以下の普及率でしかなく、全国普及率36%を大きく下回っている。なかでも町村の普及率は4%程度ある。これは、我が国における下水道事業が大都市の基盤整備に重点を置いて進められてきたことのほかに、町村の財政力のぜい弱さ(全町村の3/4が財政力指数0.4以下)にも因る。したがってこれらの地域に対しては、多額の事業費を必要とする都市型の下水道システムをそのまま適用するのではなく、地域特性、財政規模に見合った排水処理システムを導入することが必要である。

このような事情を背景に、最近では農林水産省による「農業集落排水事業」、建設省による「特定環境保全下水道」や「簡易な下水道」、厚生省による「合併式浄化槽」などの生活排水処理システムが進められるようになってきている。また厚生省所管の、住宅団地の生活排水を対象とした「地域し尿処理施設(いわゆるコミプラ, CP)」も継続されている。いずれにしても、人口規模の小さい市町村に住む人々が生活水準の向上と生活様式の近代化から取り残されて良い理由は無く、生活雑排水の直接放流による河川、湖沼、海域の水質汚濁を防止するためにも、これら地域の排水処理施設の整備を急がなければならない。

一方排水処理技術においても、標準活性汚泥法、長時間エアレーション法、回転円板法など、様々なものがあり、多くの選択肢のなかからその地域に適したものを選択するに当たっては、処理水質、エネルギー消費量、維持管理の難易、建設及び管理費などの面からの検討が必要である。なかでも、小規模な市町村の財政力のぜい弱さを考えれば、国及び県の補助、起債枠と償還条件、融資制度なども含めて、建設及び維持管理に係る費用が選択に当たったの最も重要な因子であると考えられる。

2 建設財源

排水処理システムは排水を1か所に集める施設(管路)と、集められた排水を処理する施設(処理施設)とからなっている。小規模排水処理システムには処理施設のみ、食品生産工場あるいは畜舎などの産業排水の処理施設も含まれるが、ここでは全国的な問題となっており、しかも湖沼等の富栄養化の要因として問題となっている生活排水に限って、その建設財源を整理してみる



注1) 廃掃法：廃棄物の処理及び清掃に関する法律
 注2) 箇所数：公共下水道，特定環境保全公共下水道，農業集落排水事業は昭和60年度末
 その後は昭和59年度末のものである。

図 1 生活排水処理システムの区分
 Fig. 1 Various domestic wastewater treatment systems

こととする。

生活排水を対象とした小規模排水処理システムの所管，適用法令，適用基準は図1に示したとおりである。生活排水はし尿 (black water) と雑排水 (gray water) からなるが，し尿のみを対象とする単独浄化槽とし尿処理施設，雑排水のみを対象とする生活排水処理施設整備事業であり，その他はし尿と雑排水の両者を対象とする。適用法令はそれぞれの事業ごとに，下水道法，浄化槽法，廃棄物の処理及び清掃に関する法律 (廃掃法) 及び建築基準法などがあり，これに基づいて施設の建設及び維持管理に関する事項が定められており，これを根拠として関係省庁から国庫補助，起債等の財政措置がなされている。また，それぞれの事業は処理対象区域の処理人口あるいは計画人口の規模によって適用が分けられている。例えば，農業集落排水事業は農業振興地域内で，処理対象人口がおおむね1,000人程度以下の地域に適用される。

表1にそれぞれの小規模排水処理システムの国庫補助，県費補助，起債制度，融資制度などについての規準を示した。国庫補助率は建設省の公共下水道が最も高い(管きよ50%，処理場55%)が，都市規模や下水道の種類によって国庫補助対象の範囲(補助対象枠)が定められているため必ずしも有利と言えない。すなわち公共下水道の場合，口径300mm未滿の管や処理場の門，塀などは国庫補助の対象にならず，おおむね全事業費の70.5%が補助対象である。昭和56年度における公共下水道事業費を見ると，総事業費13,575億円に対して，国費は4,804億円であり，総事業費

表 1 小規模排水処理システムの建設費に対する補助、起債、融資制度
Table 1 Subsidy, bond and financing for construction cost of domestic wastewater treatment system

1) 国庫補助

事業区分	補助対象枠	国庫補助率
公共下水道	全事業費の70.5% 処理場：門・塀等以外 管渠：口径300以上	国庫補助対象事業費の50%（管），55%（処理場）
特環下水道 （含簡易な下水道） 農業集落排水事業	全事業費の75% 全 上	国庫補助対象事業費の50%（管），55%（処理場） 全事業費の50%
地域し尿処理施設 合併式浄化槽	全事業費（個人の敷地 内の排水設備を除く） 管渠は口径150以上 全事業費（個人の敷地 内の排水施設を除く）	国庫補助対象事業費の1/3（公防計画地域は1/2） 合併式と単独式の設置費の差額の1/3（市町村が補助している場 合のみ）
生活排水処理施設	全 上	設置費の1/3（公防計画地域は1/2）

2) 都道府県費補助

事業区分	補助率等
公共下水道	市町村の管理する公共下水道の建設費に対して国庫補助と同様な見地から補助金を出している府県がある。しかし、昭和59年度の全国の公共下水道の総建設費の0.2%にしか過ぎない。 一方、都道府県が管理する公共下水道、流域下水道の建設費の一部を市町村に負担させている。負担割合は地方負担分の1/2が多い。
農業集落排水事業	都道府県によって補助率が異なる。昭和60年度までの163地区の実績は全事業費の5—25%の範囲であり、約15%が過半数である。
合併式浄化槽	補助制度を有している都県は少ない。昭和61年8月現在、東京都、神奈川県、長崎県、山形県である。昭和62年度からは国庫補助制度が設けられたことによって増加が予想される。また、補助制度の内容も都県によってまちまちであるが、概ね市町村の補助金の一部を補助している。

3) 起債（地方債）

事業区分	充当率等
公共下水道	国庫補助裏に対しては地方負担額の85%，市町村単独事業費に対しては査定事業費の95%
特環下水道 農業集落排水事業	全 上 昭和61年度から建設省の下水道事業と同様に公営企業として位置付けられ、地方負担の財源は地方債と受益者負担金等によって賄うこととなった。 充当率は地方負担額の85%

4) 融資制度

事業区分	内 容
農業集落排水事業	国庫、都道府県費の補助裏について農林漁業金融公庫資金（農林公庫）、農業近代化資金（組合系統金融機関）の融資を、個人の敷地内の排水設備にかかる建設費について、前記資金の他、農業改良資金（都道府県）の融資を受けられる。
合併式浄化槽	昭和62年度から公害防止事業団からの融資制度が発足

の35.4%に過ぎない。これに対して農業集落排水事業の場合は、国庫補助率50%であり、公共下水道に比べてやや低いが、全事業が補助対象であるため市町村や受益者にとって有利である。

都道府県の補助はあまり多いものでなく、農業集落排水事業の場合、都道府県によって補助率が異なり、昭和60年度までの163地区の実績は全事業費の5～25%である。公共下水道の場合は、昭和59年度の全国の総事業費の0.2%に過ぎない。逆に、都道府県の所管する公共下水道や流域下水道事業費の地方負担分の1/2を市町村に負担させている。

起債の充当率はいずれの事業とも、市町村負担分の85%程度である。しかし、起債は借金であり、いずれ使用料として受益者が支払うべきものであることを考えるとあまり望ましいとも言えない。なお、農業集落排水事業においては国庫補助残（非補助事業、補助裏）に対して、国の低利な融資制度（農業改良資金、農業近代化資金、農林漁業金融資金）が用意されている。

地域し尿処理施設は処理能力100人以上が国庫補助対象であり、国庫補助率は事業費の1/3（公害防止計画地域では1/2）である。また、起債は国庫補助残（補助裏）の75%（公害防止計画地域では80%）である。このように財源確保の条件はあまり有利ではないが、公共下水道や農業集落排水事業の適用できない地域ではこれによらざるを得ない。住宅団地などでは、開発者の負担（最終的には居住者の負担になるが）が可能であるため、このシステムが採用される。

合併式浄化槽は一部市町村による補助が行われているが、浄化槽法の施行に伴って、昭和62年度に国庫補助制度が創設された。しかし、昭和62年度の国費は1億円に過ぎない。また、生活雑排水対策として生活雑排水専用の処理施設に対しても約3億円の国庫補助が予算化されている。

3 排水処理システムの技術

3.1 管きょ材料

小規模排水処理システムでは排水流量が小さいため管の口径が小さく、様々な材質の管が使用されている。表2に昭和55年度と昭和59年度に公共下水道と特定環境保全公共下水道で使用された管材料及び口径別の付設延長を示した¹⁾。全体としてはヒューム管の付設延長が長い²⁾が、口径300mm以下では塩化ビニール管と陶管が主流となっている。しかも、昭和55年度に比べて昭和59年度の塩化ビニール管の使用割合が大きくなっている。農業集落排水事業ではおおむね塩化ビニール管を使用している。これは、管材料が安価で施工が簡単であり、施工期間が短縮できることによる。

3.2 排水収集システム

排水の処理技術については活性汚泥法一辺倒から、付着微生物、嫌気性微生物あるいは土壤微生物を利用した排水処理技術が開発され実用化されるなど、各方面で様々な研究、工夫がなされているが、建設費の多くの部分を占める排水収集システムについての改良はあまり行われていない。塩化ビニール管の採用は一つの進歩であるが、システム全体の改良ではない。

表 2 昭和55, 59年度における下水道管の口径別, 材料別付設延長
 Table 2 Length by caliber and quality of sewer pipe lied in fiscal year 1975 and 1984

管の種類	陶管	塩ビ管	強化プ管	ヒューム管	推進管
口径(mm)					
200 以下	662 (514)	913 (1,605)	3 (10)	168 (148)	1 (1)
250-300	351 (577)	749 (1,435)	14 (29)	1,817 (2,239)	17 (104)
350-450	15 (5)	34 (51)	4 (9)	338 (312)	16 (61)
500 以上	— —	9 (14)	18 (24)	590 (441)	353 (419)
合計	1,028 (1,096)	1,706 (3,106)	40 (73)	2,913 (3,140)	387 (585)

建設省の全下水道における管渠延長 (km) であり, 上段の数字は55年度の, 下段の () 内の数字は59年度の延長である。

小規模排水処理システムは雨水を含めず, 水洗便所からのし尿と厨房, 洗濯場などから雑排水のみを収集する分流式である。また, 部分的に中継ポンプ所を設けることはあるが, 全体としては自然流下方式である。したがって, 管きよ径は合流式よりは小さいが下流になるにつれて口径が大きくなり, 埋設位置が深くなって建設費が高くなる。また, 凹地などで下流の地盤が上りこう配の場合, 軟弱あるいは岩盤のある地域では付設しにくい。

かつて, 既設の都市下水道において, メッキ工場廃水などの重金属を含む工場廃水を, それぞれの工場にポンプを設けて既設の下水管きよとは別途に, 細い管を歩道に埋設し, 処理場まで圧送して, 生活排水とは別系統で処理すべきことを提案したことがある²⁾。最近, 各家庭にポンプを設置して生活排水を処理施設まで圧送し, 管きよの建設費を低減させることを狙った「圧力式下水道システム」が検討されている³⁾。このシステムは20年ほど前に米連邦水質汚濁防止協会 (FWPCF) の委託で米国土木学会 (ASCE) が開発したものであり⁴⁾, 米国ではリゾート別荘地, 観光地, 低所得者層住宅地, 地下水位の高い地域, 起伏の多い地域, 岩盤の浅い地域などで採用されており, 10年以上の設計, 施工, 維持管理の実績がある。このような排水の圧送方式は, 今後我が国においても, 人口密度が低く処理対象地域が小さい地域に排水処理システムを適用するに当たって採用されるべきシステムである。特に, 農業集落や観光地などでは最適な排水処理システムであると考えられる。

圧送方式は図2のように各戸の敷地内に設けたポンプユニットから取付管, 本管を經由して, 排水を処理施設まで圧送するシステムであり, 自然流下方式に比べて管きよの維持管理費は高くなるが, 管きよ建設費は大幅に低減できる。このシステムで問題になるのはポンプユニットである。このユニットは排水の貯留槽を兼ねており, 米国ではグラインダーポンプ, 配管, 弁, On-Off

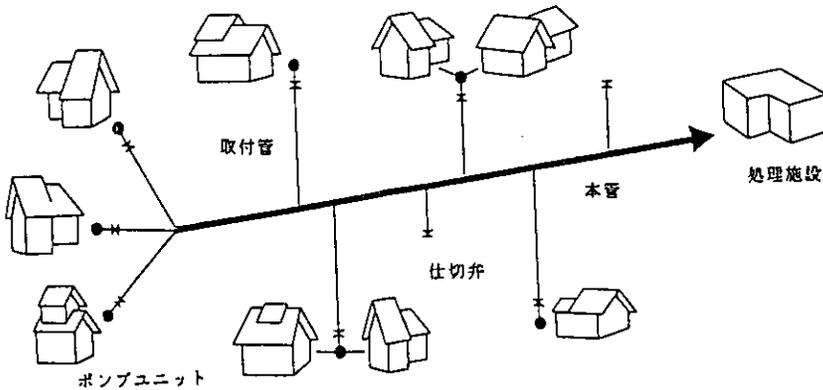


図 2 圧送方式による生活排水処理システムの概念図

Fig. 2 Domestic wastewater treatment system using pressure sewers

用水位センサー、制御盤などを組み込んだFRP製のものが実用化されている。我が国でも排水の中継用のコンクリート製マンホールユニットは開発されているが、FRP製のものはまだ無いが、ユニット化された小型戸別浄化槽が市販されているので、圧送方式が採用されればユニット化は容易であるし、既設の浄化槽をポンプユニットに改良することも可能であろう。

一方、管路は圧力本管、ポンプユニットと本管をつなぐ取付管、逆流を防ぐ逆止弁、ポンプユニットの清掃・修理、取り替えのための仕切弁、負圧によるサイフォン現象を防ぐための空気弁、管の清掃のための清掃口が必要である。本管と取付管はT字管によって接続するが、既設の本管に新たに取付管を接続する場合は分岐サドルによる。取付管の口径は $\phi 30\sim 40\text{mm}$ であり、自然流下方式の $\phi 150\text{mm}$ より細くて済み、本管でも処理人口が1,000人程度であれば $\phi 150\text{mm}$ 以下で十分である。材質も塩化ビニール管で良く、凍結の恐れのない地域では農道などに浅く埋設することも可能である。また、地下水などの侵入を考慮する必要も無い。

圧力式下水道システム研究会では処理人口：990人、処理面積：29ha、戸数：255戸のモデル地域を選んで自然流下方式と圧送方式の経済比較を行っている。表3に建設費、維持管理費及び20年間のライフサイクル費を示した。これによると、圧送方式の管路建設費はグラインダーポンプを含めても自然流下方式の60%である。処理施設の建設費も地下水の侵入を考慮しなくて良いため自然流下方式の93%である。しかし、管路の維持管理費はグラインダーポンプの電気料金、点検修理費、交換費が必要であるため、圧送方式の方が高く、自然流下方式の8.6倍である。処理施設の維持管理費は自然流下方式の方がやや高くなっている。建設費の償還期間を5年据え置き20年、利率を7.1%とした20年間のライフサイクル費では圧送方式の方が9%ほど安くなっている。この経済比較計算では両方式とも、管材質を硬質塩化ビニール管、処理方式を長時間エアレーション方式、ポンプ交換頻度を10年としている。また、自然流下方式の場合、5か所の中継ポンプ所

表 3 圧送方式と自然流下方式の経済比較
 Table 3 Comparison with cost of construction and maintenance of domestic wastewater treatment system using pressure sewers and conventional gravity sewers

	圧力方式	自然流下方式
建設費		
管路工事費（ポンプを含む）	140,600	234,980
処理場建設費	42,030	51,280
合 計	182,630 千円	286,260 千円
維持管理費		
管 路	7,899	917
処理場	6,022	6,450
合 計	13,921 千円/年	7,367 千円/年
ライフサイクル費（20年）		
建設償却費	338,230	530,153
維持管理費	278,420	147,340
合 計	616,650 千円/20年	677,493 千円/20年

を設けることとしている。管路延長は自然流下方式が 3,558m ($\phi 30\sim 150\text{mm}$)、圧送方式がやや長く 3,618m ($\phi 75\text{mm}$ と $\phi 200\text{mm}$) としている。

圧送方式は 1 戸当たりの管路延長が長いほど、建設費に占める管路建設費が大きいほど自然流下方式の方が経済的である。また、ポンプユニットを 2 ないし 3 戸で共有することによって管路建設費と管路の維持管理費を低減することができる。さらに、圧送方式は経済的に有利であることのほかに、地表こう配に関係なく地表面から一定の深さに埋設することが可能であり、建設期間を短縮することができ、また地下水や地表水の侵入を考慮する必要が無いため、処理施設を小さくすることができるなどの利点がある。

3.3 処理施設

処理施設はそれぞれの事業で構造基準や技術指針あるいは技術指導などによって一定の構造、技術水準のものが採用されている。どのような処理方式、構造のものでも設置できるわけではなく、国庫補助を得るためには一定の基準に適合したものでなければならない。現在それぞれの事業で採用されている処理方式は生物学的処理方式が主流であり、物理化学的処理法は高度処理のためなどに採用されている。

(1) 公共下水道，特定環境保全公共下水道

昭和59年度末における、処理能力 $5,000\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 未満の小規模下水処理場の処理方式は表 4 に示したように、標準活性汚泥法とその変法（長時間エアレーション法，オキシデーションディッチ法，ステップエアレーション法，高速エアレーション沈殿池法，回分式活性法，コンタクトスタ

表 4 排水処理施設の処理方式別設置箇所

Table 4 Numbers of small scale sewerage system and rural sewerage system by various wastewater treatment processes

処 理 方 式	公共下水道・特環下水道 (59年度末, 5千㎡・d ⁻¹ 以下)	農業集落排水事業	
		供用開始箇所 採択・計画箇所 (60年度末)	
標準活性汚泥法	49	3	4
長時間エアレーション法	13	6	28
回転生物接触法	9	8	17
オキシデーションディッチ法	8	2	10
ステップエアレーション法	4	—	—
高速エアレーション沈殿池法	2	—	—
高速散水ろ床法	2	—	—
回分式活性汚泥法	1	1	11
コンタクトスタビリゼーション法	1	—	—
簡易沈殿法	1	1	5
土壤被覆式接触曝気法	—	52	296
土壤浄化法 (ニイミ式)	—	33	109
JARUS 1型	—	24	92
JARUS 2型	—	5	36
JARUS 3型	—	2	42
JARUS 4型	—	2	28
接触エアレーション法	—	4	15
ラグーン法	—	1	1
高度処理(凝沈, 砂ろ過, 活性炭)	1	—	—

ビリゼーション法) が主流であり、78か所である。一方、生物膜法は回転生物接触法と高速散水ろ床法の10か所である。このように公共下水道の処理方式が維持管理の難しい活性汚泥法の主流となっているのは、建設省の所管する公共下水道の維持管理者を確保しやすい大都市を中心に整備されてきたためである。今後町村に小規模な下水道を普及させるためには、維持管理が容易で、流量変動を吸収しやすいオキシデーションディッチ法や長時間エアレーション法の採用が多くなってくるものと思われる。

(2) 農業集落排水事業

これまで比較的任意に設置されてきた処理施設は「浄化槽法 (第4条)」に基づいて、その構造は「建築基準法」及び「し尿浄化槽の構造基準 (昭和55年建設省告示第1292号)」の規定に適合しなくてはならなくなった。告示は第1から第8まであり、第7までは規模と地域特性に応じた構造基準が定められている。第8は、今後新しく開発される処理方法が建設大臣によって特認される道を開いた規定である。昭和58年8月1日に発足した「日本農業集落排水協会 (JARUS)」は、この告示第8の規定によって、JARUS1型から4型までの処理方式を開発し、その普及に努めている。表4に示したように、農業集落排水事業の初期の処理方式はニイミ式の土壤被覆式接触曝気法と土壤浄化法の採用が圧倒的に多かったが、最近ではJARUS型が次第に多く採用されるよ

うになっている。

(3) 合併式浄化槽

合併式浄化槽の構造は農業集落排水事業における処理施設と同様に「浄化槽法第4条」の規定に従うことになる。告示第8の建設大臣の認定には、事前に「(財)日本建築センター」の「し尿浄化槽性能評定委員会」の評定を受けることとなっている。告示第1292号では単独式、合併式別に処理方法が認められており、接触エアレーション法、散水ろ床法、回転生物接触法、長時間エアレーション法、標準活性汚泥法などである。

4 費用関数

処理能力 $50,000\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 以下の公共下水道(28か所)、特定環境保全公共下水道(17か所)、地域し尿処理施設(24か所)、農業集落排水事業(25か所)を対象として、処理方式、処理能力、処理面積、処理人口などの諸元と建設及び維持管理費を調査した。全調査対象箇所は93か所であるが、これを処理方式別で見ると、標準活性汚泥法34か所、長時間エアレーション法28か所、接触エアレーション法16か所、回転生物接触法11か所、オキシデーショディッチ法4か所である。

表5に処理方法別の建設及び維持管理費の、処理能力当たりの費用関数(建設費C:千円、維持管理費M:千円 $\cdot\text{y}^{-1}$)を示した。それぞれの費用関数を作成した処理能力範囲は標準活性汚泥法: $881\sim 21,776\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 、長時間エアレーション法: $40\sim 5,800\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 、回転生物接触法: $130\sim 4,000\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ 、接触エアレーション法: $47\sim 365\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ である。したがって、処理能力 $100\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ で比較すると、標準活性汚泥法の建設費が他の処理方式に比べて最も安い。が、 $10,000\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ の場合は接触エアレーション法が最も安価となる。維持管理費は、処理能力 $100\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ と $10,000\text{m}^3\cdot\text{d}^{-1}$ のいずれの場合も接触エアレーション法が最低である。

表 5 処理方式別の費用関数

Table 5 Functional relations by various wastewater treatment processes between cost of construction and maintenance, and capacity of wastewater treatment plant

C:千円 M:千円/d X: m^2/d

処理方式	建設費				維持管理費					
	費用関数	計算例(千円)				費用関数	計算例(千円/年)			
		100 m^2/d	500 m^2/d	1,000 m^2/d	10,000 m^2/d		100 m^2/d^{-1}	500 m^2/d^{-1}	1,000 m^2/d^{-1}	10,000 m^2/d^{-1}
標準活性汚泥法	$C=68X^{1.26}$	22,400	170,400	408,100	7,425,400	$M=452X^{0.58}$	6,533	16,617	24,839	94,436
長時間エアレーション法	$C=4301X^{0.70}$	108,500	335,400	545,200	2,738,900	$M=134X^{0.74}$	4,047	13,315	22,238	122,209
回転生物接触法	$C=1488X^{0.97}$	129,600	617,500	1,209,500	11,287,600	$M=7X^{1.14}$	1,334	8,355	18,412	254,155
接触エアレーション法	$C=10174X^{0.68}$	134,100	330,300	487,000	1,768,000	$M=518X^{0.28}$	1,881	2,951	3,584	6,829

注) 計算例の欄で下線を付した金額は費用関数を導いた処理能力データの範囲内にあるものである。

一方事業別の、単位処理能力 ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) 当たりのおおむねの建設費は合併式浄化槽：90万円、地域し尿処理施設：25万円、農業集落排水事業：65万円、特定環境保全公共下水道及び公共下水道：100万円であった。同じく、処理能力 ($\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$) 当たりの年間維持管理費は、合併式浄化槽：5万円、地域し尿処理施設：4.5万円、農業集落排水事業：6.5万円、特定環境保全公共下水道及び公共下水道：7万円であった。地域し尿処理施設の建設費と維持管理費が最も小さいのは、人口密度の高い住宅団地等を対象とするため、管路建設費が小さいからである。農業集落排水事業と公共下水道の建設費の内、管路建設にかかる費用の割合が大きく、全建設費の50～80%を占めている。このことから、農業集落排水事業や公共下水道において圧送方式を導入すべきであることがわかる。

5 要約

様々な小規模生活排水処理システムについて、主として費用の面から検討した。得られた結果を要約すると次のとおりである。

(1) 公共下水道と特定環境保全公共下水道は、国庫補助率が管きょ50%、処理場55%と高いが補助対象枠があり(公共下水道70.5%、特定環境保全公共下水道75%)、財政基盤のぜい弱な市町村にとって必ずしも有利でない。

(2) 農業集落排水事業は農業振興地域に限られるが、国庫補助率が50%であるのに対して、全事業費が国庫補助対象である。また、5～25%の都道府県費補助と補助裏に対して低利の融資制度があり、財源的には最も有利である。

(3) 起債は公共下水道、特定環境保全公共下水道及び農業集落排水事業に対して、市町村負担の85%である。

(4) 合併式浄化槽と生活雑排水専用処理施設に対して、昭和62年度から国庫補助制度が発足したが、それぞれ1億円と3億円であり、今後の充実が望まれる。

(5) 小口径の管材料として塩化ビニール管が広く採用されている。

(6) 排水処理システムとして、各戸にポンプユニットを設けて排水を小口径の管路で処理施設まで送る圧送方式が建設費と建設期間の面で有利である。特に、人口密度が比較的疎である農業集落に対してはこの方式が望ましい。

(7) 小規模の公共下水道や特定環境保全公共下水道では活性汚泥法が主流となっているが、今後は維持管理が容易で、流量変動を吸収しやすく、汚泥発生量の少ないオキシゲーションディッチ法や長時間エアレーション法が望ましい。

(8) 農業集落排水事業の処理施設としては、JARUS型が採用されるようになっている。

(9) 既設のデータから処理方式別の、建設及び維持管理費の費用関数を求めたが採用した処理能力の範囲が異なるため、一概にどの処理方法が有利であると判定しにくい。ただ、活性汚泥法は $1,000\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ 程度まであれば建設費と維持管理費の両面で有利であるとの計算結果が得られ

た。

(10) 合併式浄化槽の単位処理能力当たりの建設費は90万円、年間維持管理費は5万円であり、公共下水道のそれぞれ100万円と7万円に次いで高い。

(11) 地域し尿処理施設の単位処理能力当たりの建設費と維持管理費はそれぞれ25万円と4.5万円であり、最も安価である。これは人口密度の高い住宅団地などが対象となるため管路延長が短いことによる。ただ国庫補助対象（口径150mm以上）事業費の1/3と低く補助裏は受益者負担となる。

(12) 農業集落排水事業の単位処理能力当たりの建設費は65万円、維持管理費は6.5万円程度であり、公共下水道に次いで高い。これは、公共下水道とともに全建設費に対して、管路建設費の占める割合が大きいことによる。

6 おわりに

生活排水を対象とする小規模排水処理システムの財源を整理し、既設のデータから建設費、維持管理費の費用関数を求めた。費用関数についてはさらに多くのデータを蓄積してより正確なものとする必要があるが、既設のデータでは処理方式によって規模が異なるため費用関数のみで一律に比較することはできない。また、汚泥処理、維持管理の難易などの他の因子も重要な選択枝である。なお、米国で実施されている排水の圧送方式が管路建設費の低減と建設期間の短縮という点で有利な排水処理システムであることを提案した。

謝 辞

費用関数を求めるに当たって、データの収集にご協力をいただいた(社)日本農業集落排水協会技術開発部次長伊藤正晴氏、名鉄環境開発(株)谷野 充氏、中日本建設コンサルタント(株)辻 喜礦氏に謝意を表します。また、圧力式下水道システムの資料を提供していただいた一宮市下水道部次長金岩勇夫氏に厚く御礼申し上げます。

引 用 文 献

- 1) 建設省都市局下水道部 (1986) : 日本の下水道—その現状と課題—(昭和61). 日本下水道協会 105-106.
- 2) 田井慎吾 (1976) : 下水汚泥の処理と含有重金属類への対応. 水道公論, 12(4), 53-58.
- 3) 圧力式下水道システム研究会 (1987) : 圧力下水道システムの手引. 圧力式下水道システム研究会, 東京.
- 4) Clift, M. A. (1968) : Experience with pressure sewerage. J. Sanitary Eng. Div., Proc. ASCE, 91 (SA 5), 849-865.

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 Multi-element analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
(コンピュータ制御装置を利用したフレイムおよび誘導結合プラズマ分光法による多元素同時分析)
- 第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
(多摩川に発生するユスリカの研究
—第1報 その一支流に見出されたユスリカ各種の分布と下水による汚染度との関係
—第2報 その一支流に見出された Chironominae亜科の20種について)
- 第14号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- ※第15号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究—昭和54年度 特別研究報告.(1980)
- 第16号 計測車レーザーレーダーによる大気汚染遠隔計測.(1980)
- ※第17号 流体の運動および輸送過程に及ぼす浮力効果—臨海地域の気象特性と大気拡散現象の研究—昭和53、54年度 特別研究報告.(1980)
- 第18号 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
(環境標準試料「リョウブ」の調整、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AGPの測定 -- 昭和53、54年度。(1981)
- 第27号 陸水域の富栄養化に関する総合研究(XI) -- 研究総括 -- 昭和53、54年度。(1981)
- 第28号 複合大気汚染の植物影響に関する研究 -- 昭和54、55年度 特別研究報告。(1981)
- 第29号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthoclaadiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
-- 第3報 夏期の調査で見出されたエリユスリカ亜科Orthoclaadiinae 各種の記載と、その分布の下水汚染度との関係について
-- 第4報 南浅川の冬期の調査で見出された各種の分布と記載)
- ※第30号 海域における富栄養化と赤潮の発生機構に関する基礎的研究 -- 昭和54、55年度 特別研究報告。(1982)
- 第31号 大気汚染物質の単一および複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 -- 昭和55年度 特別研究報告。(1981)
- 第32号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 -- 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究1) -- 昭和54年度 特別研究中間報告。(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」の調整、分析及び保証値)
- ※第39号 環境汚染の遠隔計測・評価手法の開発に関する研究 -- 昭和56年度 特別研究報告。(1982)
- 第40号 大気汚染物質の単一及び複合汚染の生体に対する影響に関する実験的研究 -- 昭和56年度 特別研究報告。(1983)
- 第41号 土壌環境の計測と評価に関する統計学的研究。(1983)
- ※第42号 底泥の物性及び流送特性に関する実験的研究。(1983)
- ※第43号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1983)
Part 5. An observation on the distribution of Chironominae along the main stream in June with description of 15 new species.
Part 6. Description of species of the subfamily Orthoclaadiinae recovered from the main stream in the June survey.
Part 7. Additional species collected in winter from the main stream.
(多摩川に発生するユスリカ類の研究
-- 第5報 本流に発生するユスリカ類の分布に関する6月の調査成績とユスリカ亜科に属する15新種等の記録
-- 第6報 多摩本流より6月に採集されたエリユスリカ亜科の各種について
-- 第7報 多摩本流より3月に採集されたユスリカ科の各種について)
- 第44号 スモッグチャンバーによる炭化水素-窒素酸化物系光化学反応の研究 -- 環境大気中における光化学二次汚染物質生成機構の研究(フィールド研究2) -- 昭和54年度 特別研究中間報告。(1983)
- 第45号 有機廃棄物、合成有機化合物、重金属等の土壌生態系に及ぼす影響と浄化に関する研究 -- 昭和53~55年度 特別研究総合報告。(1983)
- 第46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、重金属等の土壌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、生態学的研究)
- ※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 A study on the behavior of monoterpens 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)
- ※第80号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究―昭和57/58年度 特別研究報告。(1985)

- 第81号 環境影響評価制度の政策効果に関する研究—地方公共団体の制度運用を中心として。(1985)
- 第82号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~58年度 特別研究報告。(1985)
- 第83号 Studies on chironomid midges of some lakes in Japan. (1985)
(日本の湖沼のユスリカの研究)
- 第84号 重金属環境汚染による健康影響評価手法の開発に関する研究—昭和57~59年度 特別研究総合報告。(1985)
- 第85号 Studies on the rate constants of free radical reactions and related spectroscopic and thermochemical parameters. (1985)
(フリーラジカルの反応速度と分光学的及び熱力学的パラメーターに関する研究)
- 第86号 G C/M S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—昭和59年度 特別研究報告。(1986)
- 第89号 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing. (1986)
(LANDSATリモートセンシングによる霞ヶ浦の水質計測)
- 第90号 ナショナルトラスト運動にみる自然保護にむけての住民意識と行動—知床国立公園内100平方メートル運動と天神崎市民地主運動への参加者の分析を中心として。(1986)
- 第91号 Economic 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)
- 第98号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(IV)—自然浄化機能を活用した処理技術の開発と応用—昭和58~59年度 特別研究報告。(1986)
- 第99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56~59年度 特別研究総合報告。(1986)
- 第100号 バックグラウンド地域における環境汚染物質の長期モニタリング手法の研究—特定汚染選択的検出法及び高感度分析技術の開発—昭和58~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第101号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究—昭和57~60年度 特別研究報告。(1986)
- 第102号 地球規模大気質変動に関する予備的研究。(1986)
- 第103号 環境調和型技術としての電気自動車の評価に関する基礎的研究。(1987)
- 第104号 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
(北海道阿寒国立公園の湖におけるユスリカ相の研究)
- 第105号 畑地土壌における水分と諸元素の動態。(1987)
- ※第106号 筑波研究学園都市における景観評価と景観体験に関する研究。(1987)
- 第107号 遠隔計測による環境動態の評価手法の開発に関する研究—昭和59~60年度 特別研究報告。(1987)
- 第108号 植物の大気環境浄化機能に関する研究—昭和57~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第109号 地域環境評価のための環境情報システムに関する研究。(1987)
- 第110号 海域における赤潮発生のモデル化に関する研究—昭和59~60年度 特別研究総合報告。(1987)
- 第111号 Application of X-Ray Photoelectron Spectroscopy to the Study of Silicate Minerals. (1987)
(ケイ酸塩鉱物研究へのX線光電子分光法の応用)
- 第112号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—有機エアロゾルの生成と挙動に関する研究—昭和58~61年度 特別研究報告。(1988)
- 第113号 光化学汚染大気中における有機エアロゾルに関する研究—昭和58~61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第114号 水界生態系に及ぼす有害汚染物質の影響評価に関する研究—昭和60~61年度 特別研究

- 総合報告。(1988)
- 第115号 複合ガス状大気汚染物質の生体影響に関する実験的研究――昭和57～61年度 特別研究総合報告。(1988)
- 第116号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(V)――汚濁負荷の発生と流出・流達――昭和58～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第117号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VI)――湖沼の生態系構造と自然浄化――昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第118号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VII)――自然浄化機能を活用した水路・土壌による浄化と処理技術の開発――昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)
- 第119号 自然浄化機能による水質改善に関する総合研究(VIII)――自然浄化システムの評価方法――昭和60～61年度 特別研究報告。(1988)

※ 残部なし

Report of Special Research Project the National Institute for Environmental Studies

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

(Starting with Report No. 3, the new title for NIES Reports was changed to;)
Research report from the National Institute for Environmental Studies

- ※No. 3 A comparative study of adults and immature stages of nine Japanese species of the genus *Chironomus* (Diptera, Chironomidae). (1978)
- No. 4* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1977. (1978)
- No. 5* Studies on the photooxidation products of the alkylbenzene-nitrogen oxides system, and on their effects on cultured cells—Research report in 1976-1977. (1978)
- No. 6* Man activity and aquatic environment—with special references to Lake Kasumigaura—Progress report in 1977-1978. (1979)
- ※No. 7 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- ※No. 8* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1977-1978. (1979)
- No. 9* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1978. (1979)
- No. 10* Studies on evaluation and amelioration of air pollution by plants—Progress report in 1976-1978. (1979)
- ※No. 11 Studies on the effects of air pollutants on plants and mechanisms of phytotoxicity. (1980)
- No. 12 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- No. 13 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
Part 1. The distribution of chironomid species in a tributary in relation to the degree of pollution with sewage water.
Part 2. Description of 20 species of Chironominae recovered from a tributary.
- No. 14* Studies on the effects of organic wastes on the soil ecosystem—Progress report in 1978-1979. (1980)
- ※No. 15* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1979. (1980)
- No. 16* Remote measurement of air pollution by a mobile laser radar. (1980)
- ※No. 17* Influence of buoyancy on fluid motions and transport processes—Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Progress report in 1978-1979. (1980)
- No. 18 Preparation, analysis and certification of PEPPERBUSH standard reference material. (1980)
- ※No. 19* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Lake current of Kasumigaura (Nishiura)—1978-1979. (1981)
- No. 20* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Geomorphological and hydrometeorological characteristics of Kasumigaura watershed as related to the lake environment—1978-1979. (1981)
- No. 21* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Variation of pollutant load by influent rivers to Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 22* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Structure of ecosystem and standing crops in Lake Kasumigaura—1978-1979. (1981)
- No. 23* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Applicability of trophic state indices for lakes—1978-1979. (1981)
- No. 24* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Quantitative analysis of eutrophication effects on main utilization of lake water resources—1978-1979. (1981)
- No. 25* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Growth characteristics of Blue-Green Algae, *Mycrocystis*—1978-1979. (1981)
- No. 26* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Determination of algal growth potential by algal assay procedure—1978-1979. (1981)

- No. 27* Comprehensive studies on the eutrophication of fresh-water areas—Summary of researches—1978-1979. (1981)
- No. 28* Studies on effects of air pollutant mixtures on plants—Progress report in 1979-1980. (1981)
- No. 29 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1981)
Part 3. Species of the subfamily Orthocladiinae recorded at the summer survey and their distribution in relation to the pollution with sewage waters.
Part 4. Chironomidae recorded at a winter survey.
- ※No. 30* Eutrophication and red tides in the coastal marine environment — Progress report in 1979-1980. (1982)
- No. 31* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1980. (1981)
- No. 32* Smog chamber studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides system—Progress report in 1979—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere (Part 1). (1982)
- No. 33* Meteorological characteristics and atmospheric diffusion phenomena in the coastal region—Simulation of atmospheric motions and diffusion processes — Progress report in 1980. (1982)
- ※No. 34* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1980. (1982)
- No. 35* Comprehensive evaluation of environmental impacts of road and traffic. (1982)
- ※No. 36* Studies on the method for long term environmental monitoring—Progress report in 1980-1981. (1982)
- ※No. 37* Study on supporting technology for systems analysis of environmental policy — The Evaluation Laboratory of Man-Environment Systems. (1982)
- No. 38 Preparation, analysis and certification of POND SEDIMENT certified reference material. (1982)
- ※No. 39* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1981. (1983)
- No. 40* Studies on the biological effects of single and combined exposure of air pollutants—Research report in 1981. (1983)
- ※No. 41* Statistical studies on methods of measurement and evaluation of chemical condition of soil—with special reference to heavy metals—. (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 Orthocladiinae 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 crustacia 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 studied by the evacuable smog chamber—Atmospheric photooxidation mechanisms of selected organic compounds — Research report in 1980-1982, Part 1. (1984)
- No. 60* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Formation mechanisms of photochemical aerosol—Research report in 1980-1982, Part 2. (1984)
- No. 61* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen 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 1981-1983. (1984)
- ※No. 69 Fundamental studies on the eutrophication of Lake Chuzenji — Basic research report. (1984)
- No. 70 Studies on chironomid midges in lakes of the Nikko National Park
Part I. Ecological studies on chironomids in lakes of the Nikko National Park.
Part II. Taxonomical and morphological studies on the chironomid species collected from lakes in the Nikko National Park. (1984)
- ※No. 71* Analysis on distributions of remnant snowpack and snow patch vegetation by remote sensing. (1984)
- No. 72* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Research on the photochemical secondary pollutants formation mechanism in the environmental atmosphere — Research report in 1980-1982, Part 4. (1985)
- ※No. 73* Studies on photochemical reactions of hydrocarbon-nitrogen oxides-sulfur oxides system—Final report in 1980-1982. (1985)
- ※No. 74* A comprehensive study on the development of indices system for urban and suburban environmental quality—Environmental indices—Basic notion and formation. (1984)
- No. 75 Limnological and environmental studies of elements in the sediment of Lake Biwa. (1985)
- No. 76 A study on the behavior of monoterpenes in the atmosphere. (1985)
- No. 77* The development and evaluation of remote measurement methods for environmental pollution—Research report in 1983. (1985)
- No. 78* Study on residents' role in conserving the living environment. (1985)
- No. 79 Studies on the method for long term environmental monitoring—Research report in 1980-1982. (1985)
- No. 80* Modeling of red tide blooms in the coastal sea—Research report in 1982-1983.

- (1985)
- No. 81* A studies 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 spectro-
scopic 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 systems for urban and
suburban environmental quality II - Environmental indices—Applications and
systems. (1986)
- No. 89 Measuring the water quality of Lake Kasumigaura by LANDSAT remote sensing.
(1986)
- No. 90* National trust movement in Japanese nature conservation - Trustworthy or
illusion? (1986)
- No. 91 Economic analysis of man's utilization of environmental resources in aquatic
environments and national park regions. (1986)
- No. 92* Studies on the growth and decomposition of water-bloom of Microcystis. (1986)
- No. 93* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to
soil(I)—Research report and papers(Part 1) in 1983-1984. (1986)
- No. 94* Studies on the environmental effects of the application of sewage sludge to
soil(II)—Research report and papers(Part 2) in 1983-1984. (1986)
- No. 95* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(I)—Drainage and flowing down of pollutant load— Research report
in 1983-1984. (1986)
- ※No. 96* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(II)—Structure and function of the ecosystems of littoral zone -
Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 97* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(III)—Self-purification in stream and soil—Research report in 1983-
1984. (1986)
- No. 98* Comprehensive studies on effective use of natural ecosystems for water quality
management(IV)—Development and application of wastewater treatment technolo-
gies utilizing self-purification ability—Research report in 1983-1984. (1986)
- No. 99* Effects of toxic substances on aquatic ecosystems—Final report in 1981-1984.
(1986)
- No.100* Studies on the methods for long-term monitoring of environmental pollutants in
the background regions—Development of highly sensitive and selective analyt-
ical methods for measurement of pollutants in the background regions—Progress
report in 1983-1985. (1986)
- No.101* Experimental studies on the effects of gaseous air pollutants in combination
on animals. (1986)
- No.102* A review on studies of the global scale air quality perturbation. (1986)
- No.103* Technological assessment of electric vehicle from the environmental protection
viewpoint. (1987)
- No.104 Studies on chironomid midges in lakes of the Akan National Park. (1987)
Part I. Distribution of chironomid larvae in Lake Akan, Lake Panke and Lake
Kussyaro.
Part II. Chironomid midges collected on the shore of lakes in the Akan National
Park, Hokkaido(Diptera, Chironomidae)
- No.105* Formulation of the dynamic behavior of water and solutes leaching through the
field soil. (1987)
- ※No.106* Appraised landscape and thier environmental value in Tsukuba Science City.
(1987)
- No.107* Studies on remote sensing for spatial and temporal analysis of environment—
Research report in 1984-1985. (1987)
- No.108* Studies on the role of vegetation as a sink of air pollutants—Final report in

- 1982-1985. (1987)
- No. 109* Studies on environmental information system for regional environmental evaluation. (1987)
- No. 110* Modeling of Red Tide Blooms in the Coastal Sea - Final report in 1984-1985. (1987)
- No. 111 Application of X-Ray Photoelectron Spectroscopy to the Study of Silicate Minerals. (1987)
- No. 112* Study on the Organic Aerosols in the Photochemically Polluted Air - Studies on Formation and Behavior of Organic Aerosols - Research report in 1983-1986. (1988)
- No. 113* Studies on the Organic Aerosols in the Photochemically Polluted Air - Final Report in 1983-1986. (1988)
- No. 114* Studies on the Assessment of the Hazard of Chemical Substances to Aquatic Ecosystems - Progress Report in 1985-1986. (1988)
- No. 115* Experimental Studies on the Effects of Gaseous Air Pollutants in Combination on Animals - Final Report in 1982-1986. (1988)
- No. 116* Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management(V)-Drainage and Flowing Down of Pollutant Load- Research Report in 1983-1986. (1988)
- No. 117* Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management(VI)-Lake Restoration and Ecosystems- Research Report in 1983-1986. (1988)
- No. 118* Comprehensive Studies on Effective Use of Natural Ecosystems for Water Quality Management(VII)-Use of Self-purification in Soil and Stream, and Development of Biological Waste Water Treatment Technology- Research Report in 1985-1986 (1988)

* in Japanese
 ※ out of stock

〔昭和62年11月30日受領〕

RESEARCH REPORT FROM
THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES, JAPAN

No. 118
国立公害研究所研究報告 第118号
(R-118-'88)

昭和63年3月31日

発行 環境庁 国立公害研究所
〒305 茨城県つくば市小野川16番2

印刷 フクダ工芸株式会社
〒104 東京都中央区新川1-3-2

Published by the National Institute for Environmental Studies
16-2 Onogawa, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan
March 1988