

R-14-'80

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

Studies on the Effect of Organic Wastes on the Soil Ecosystem
Progress Report In 1978-1979

THE NATIONAL INSTITUTE FOR ENVIRONMENTAL STUDIES

環境庁 国立公害研究所

序

太陽が人類にとって最大のエネルギー、ネグントロピー供給者であるのに対し、地球表面の土壤は、その保有している物質保持機能や、土壤微生物とその生産する酵素などによって、エネルギーの生産や変換とともに有機汚染の浄化に象徴されるようなネグントロピー供給を行っており、人類の生存にとって重大な役割を果たしている。

われわれの生活圏外にある太陽と違い、土壤は人間の生活圏そのものであり、日常各種のインパクトにさらされているうえ、大気圏、水圏とも接して物質循環大系で欠かせない役割を演じている。このように土壤が環境質変化にかかわる意義は極めて大きい、加えられる汚染やインパクトに対する土壤の抵抗力、環境容量はもとより限りがある。われわれは例えば土壤に与える汚染の強さや種類別にみた、量-効果あるいは量-反応の関係を注意深く求めねばならない。

大気や水を経由して人体に影響を与える環境物質については、上記の関係が詳しく研究され、しきい値などが明らかにされているのに対し、土壤に対する化学物質の施用限界はもとより、そうした物質が土壤に加えられることの定性的意義すら定かでないものが多く、このため土壤環境の安全管理は肝腎の“よるべ”がないに等しい状況である。そ菜や穀類などの食品は、重金属や有機塩素化合物に関し、含有の許容基準が定められているものの、その栽培環境中存在度、存在形態との具体的な関係について十分なデータがあるわけではなく、施用量と食品の含有値の間に一義的な量的関係を対応させることができない。

ことに重要なのは、生活系由来の廃水処理汚泥還元利用の問題である。廃棄物処分問題の行き詰まりにより、大量の生活系汚水汚泥は、その肥効成分からみて農・緑地あるいは林地等へ施用されるのが望ましく思われるが、含有している重金属の施用土壤での濃縮、移行、形態変化、微生物活性への影響などいまだ不明確な点が多い。

本研究の基盤は既述のごとくで、環境物質と土壤特性、土壤微生物、作物との関係を明らかにすべく、土壤化学、同微生物学、工学の立場からアプローチを試みた。三年継続の特別研究の中間報告である。

国立公害研究所

水質土壤環境部長

合 田 健

目 次

序 (合田 健)

1. 研究の概要	1
藤井 國博	
2. 合成凝集剤の土壤環境に与える影響 (I), コカブ幼植物および緑藻類に与えるポリアクリルアミド誘導體 (合成高分子凝集剤) の影響	7
久保井 徹・藤井國博	
3. 合成凝集剤の土壤環境に与える影響 (II), 土壤中でのポリアクリルアミド誘導體の分解	21
藤井國博・山口浩一・久保井 徹・矢崎仁也	
4. 底泥の限界掃流力に関する実験的研究	33
村岡浩爾・大坪国順	
5. 底質中の物質の流れによる溶出に関する基礎的研究	57
村岡浩爾	
6. 降雨による土壤中の不飽和浸透に伴う栄養塩の吸着と流出に関する実験的研究	69
村岡浩爾・細見正明	
7. 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ラインメーター実験 (I)	79
藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一	
8. 下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ラインメーター実験 (II)	111
藤井國博・久保井 徹・服部浩之	
9. 下水汚泥の施用によるほ場環境の変化 (I), 下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響	159
久保井 徹・服部浩之・藤井國博	
10. 有機廃棄物施用土壤に関する研究 (I), 土壤の理化学性に与える影響	177
久保井 徹・服部浩之・藤井國博・高松武次郎・向井 哲	
11. 有機廃棄物施用土壤に関する研究 (II), 有機廃棄物施用土壤の微生物フロラおよび土壌酵素活性	185
藤井國博・久保井 徹・服部浩之	
12. 生活廃水汚泥中の重金属の由来について	203
田井慎吾・岡田光正・須藤隆一	
13. ほ場および有底枠ほ場の均一栽培試験成績	213
久保井 徹・藤井國博	

岡田光正・森 忠洋・須藤隆一

CONTENTS

Preface

T. GODA

1. Outline of Performed Researches 1
K. FUJII
2. Effect of Synthetic Flocculants on the Soil Environment (I),
Effect of Polyacrylamide Derivatives (Synthetic Flocculants) on
Growth of Turnip Seedlings and of Green alga 7
T. KUBOI and K. FUJII
3. Effect of Synthetic Flocculants on the Soil Environment (II),
Decomposition of Polyacrylamide Derivatives in Soil 21
K. FUJII, K. YAMAGUCHI, T. KUBOI and J. YAZAKI
4. Experimental Studies on the Critical Shear Stress of Cohesive
Bed Soil 33
K. MURAOKA and K. OTSUBO
5. Fundamental Study on Elution of Dissolved Matter from Porous
Bed to Stream Water 57
K. MURAOKA
6. Experimental Study on Adsorption and Infiltration of Nutrients
in Unsaturated Soil due to a Series of Rainfalls 69
K. MURAOKA and M. HOSOMI
7. Effect of Sewage Sludge Application on the Soil Environment,
A Lysimeter Study (I) 79
K. FUJII, H. MORI, T. KUBOI, T. YOSHIDA and E. TAKAHASHI
8. Effect of Sewage Sludge Application on the Soil Environment,
A Lysimeter Study (II) 111
K. FUJII, T. KUBOI and H. HATTORI
9. Environmental Changes in Farm Lands Caused by Sewage
Sludge Application (I), Effect of Sewage Sludge Application
on Growth of Eggplants 159
T. KUBOI, H. HATTORI and K. FUJII

10.	Effect of Organic Waste Application on Soil Properties : A Field Servey (I), Changes of physico-Chemical Properties and Heavy Metal Contents of the Soils	177
	T. KUBOI, H. HATTORI, K. FUJII, T. TAKAMATSU and S. MUKAI	
11.	Effect of Organic Waste Application on Soil Properties (II), Microflora and Enzyme Activity in Soils Applied with Organic Wastes	185
	K. FUJII, T. KUBOI and H. HATTORI	
12.	Origin of Heavy Metal Containd in Domestic Sewage Sludge	203
	S. TAI, M. OKADA and R. SUDO	
13.	A Preliminary Cultivation of Corn and Wheat on Fields and Lysimeters in the Institute	213
	T. KUBOI and K. FUJII	
14.	Investigation on the Possibility of Sewage Sludge Treatment by Earth Worms——Mathematical Simulation of Population Dynamics of Earth Worms and Prediction of Optimum Strategy for Sludge Treatment——	233
	M. OKADA, T. MORI and R. SUDO	

1.

研究の概要

藤井國博¹

Outline of Performed Researches

Kunihiro FUJII¹

1. はじめに

近年わが国においては産業活動の進展や公害諸規制の強化に伴ない各種廃棄物の発生量は増加の一途をたどり、その処理、処分対策は深刻な問題となりつつある。これらの廃棄物は、従来、埋立や海洋投棄等の処分が行われてきたが、埋立地の確保が困難なことや海洋投棄の規制強化等から従来の処分方法だけでは、その処分が困難な情勢となりつつある。

わが国の農業は、昭和30年代後半から始まった高度経済成長政策に沿って機械化と省力化が進行し、これに伴って化学肥料の使用量が急激に増加した。ここにわが国の農業は、それまでの地力維持型農業から地力消費型農業へと大きく転換した。この転換の当然の帰結として最近農用地の地力の低下が顕著となり有機物の施用による地力の回復が叫ばれるようになってきている。

一方、化学肥料の供給面でも第1次石油ショックを契機に肥料資源の有限性が再確認され、資源の有効利用が世界的に検討されている。わが国においては、リン酸およびカリ肥料原料のほとんどは輸入に依存しており、窒素肥料の生産も輸入される石油に依存している。このため将来の食糧生産の確保（飢餓からの脱出）をはかるためにも資源の有効利用に真剣に取り組む必要に迫られている。

このような背景（廃棄物の処理・処分、農用地の地力培養、資源の有効利用）のもとに廃棄物と一緒に廃水の生物処理に伴って副産される汚泥や都市ゴミを堆肥化したものなどの有機物を含有するいわゆる有機廃棄物の農用地への還元（施用）が積極的に進められようとしている。

有機廃棄物の土壌還元に関する研究は、古くから実施され多数の研究報告がなされているが、わが国における研究は、肥料としての効果と含有される重金属の問題に主眼が置かれており、土壌施

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

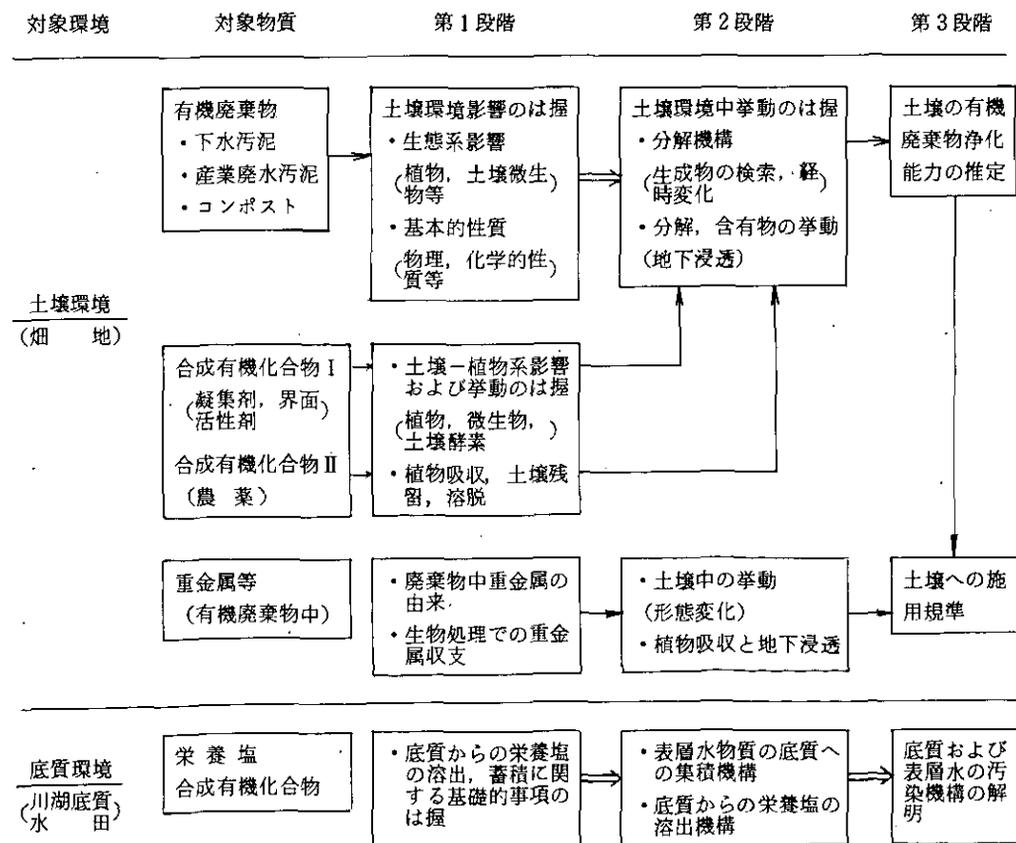
用による土壌の物理・化学性、植物の生育、土壌生態系、土壌中での物質循環、土壌水水質など土壌環境の受ける影響を総合的に解明した研究はない。本特別研究の目的は、有機廃棄物の土壌施用が土壌環境に与える影響を廃棄物に付随する合成有機化合物および重金属等有害物質の挙動も含めて総合的には握することにある。

2. 研究組織と研究課題

本特別研究の目的を達成するために四つのサブテーマを設け、土壌学、土壌微生物学、土壌生化学、植物栄養学、分析化学、水理学、水文学、衛生工学などの学問的背景を有する2部13名の研究者が参加するとともに多数の客員研究員、協同研究員の協力を得て本研究を推進している。

研究課題

1. 土壌・底質環境における合成有機化合物の分解と挙動に関する研究
2. 土壌・底質環境に及ぼす有機廃棄物の影響に関する研究
3. 土壌環境における有機廃棄物随伴重金属等の影響と挙動に関する研究
4. 環境汚染物質の土壌処理に関する研究



○研究担当者所属・氏名

プロジェクト・リーダー 水質土壌環境部長 合 田 健
 53年度 54年度

水質土壌環境部

土 壌 環 境 研 究 室	藤 井 國 博	藤 井 國 博
	高 松 武 次 郎	高 松 武 次 郎
	向 井 哲	向 井 哲
	久 保 井 徹	久 保 井 徹

服 部 浩 之

陸 水 環 境 研 究 室	須 藤 隆 一	須 藤 隆 一
	田 井 慎 吾	田 井 慎 吾
	岡 田 光 正	岡 田 光 正
	細 見 正 明	細 見 正 明

水 質 環 境 計 画 研 究 室	村 岡 浩 爾	村 岡 浩 爾
	福 島 武 彦	福 島 武 彦
	大 坪 国 順	大 坪 国 順

生物環境部

陸 生 生 物 生 態 研 究 室	米 山 忠 克	米 山 忠 克
-------------------	---------	---------

○研究協力者

	53年度	54年度
筑波大学環境科学科	吉 田 富 男	吉 田 富 男
”		石 塚 皓 造
筑波大学応用生物化学系	大 羽 裕	大 羽 裕
東京大学農学部	高 井 康 雄	和 田 秀 徳
京都大学農学部	高 橋 英 一	高 橋 英 一
名古屋大学農学部	谷 田 沢 道 彦	谷 田 沢 道 彦
北里大学衛生学部	大 野 茂	
日本大学農獣医学部	矢 崎 仁 也	矢 崎 仁 也
”		板 坂 泰 明

3. これまでに得られた成果の概要

53年度は、土壌環境実験棟関連施設である地温制御大型ライシメーター、地温制御グロースチャ

ンバー、グロースキャビネット、農業チャンバー等の整備と予備実験、エンドレス循環水路等底質関連実験装置の製作と予備実験、畑地ほ場および有底枠試験地の整備と均一栽培試験等の準備段階を経て第一段階の研究が着手され54年度へ進出している。これまでの研究成果の概要をサブテーマごとに述べる。

サブテーマ1

下水汚泥の凝集剤として使用されている合成凝集剤ポリアクリルアミド誘導体の植物、土壤微生物、土壤酵素活性などに与える影響とその挙動に関する研究(論文2, 3)が行われ、カチオン系ポリアクリルアミド誘導体がコカブ幼植物の根の伸長と土壤藻類の一種であるクラミドモナスの生育を低濃度で阻害すること、この毒性は含有される不純物によるものではなくポリアクリルアミド誘導体そのものの毒性であること、多量に添加されると土壤中の酵素活性を阻害すること、土壤中では土壤微生物により分解されること、土壤中での下水汚泥中空素の分解を阻害しないことなどが明らかにされた。

底質の基本的性質に関しては、表層水の水質や生物生態系に大きな影響を与える流れによる底泥の巻き上げ現象について底泥の含有物質と土質特性の関係で検討され(論文4)、粘土の流送形態は三つに大別されること、流送形態は底質の物性と含水比に密接に関係すること、粘土に有機物が混入することによって粘土の流送抵抗力が変化し、有機物の種類によって変化の様相が全く異なることなどが明らかにされた。

底質からの栄養塩の溶出機構に関してエンドレス循環水路を用いて基礎的研究が実施され(論文5)、エンドレス循環水路が流れによる溶出実験を行う上で従来の開水路流れによる方法に比しより一般的な現象を対象とすることができ、計測および資料整理が容易であることなどの利点を有すること、砂層中からの塩分の溶出速度および累加溶出量は数式化できること、溶出は複雑な水理現象であることなどが明らかにされた。

表層土中の各種成分の土壤浸透機構を理論的に解明する試みが、霞ヶ浦沿岸の浅層地下水層に関係する主要地層である成田砂を用いて行われ(論文6)、降雨中の土壤吸着性物質(アンモニア態窒素、リン酸)、非吸着性物質(硝酸性窒素、塩素イオン)の浸透についての現象面での概念が把握された。すなわち非吸着性物質は、降雨の浸透と同様の機構をもち不飽和多孔体の鉛直浸透として扱うことができることおよびアンモニア態窒素は表土に集中して吸着され、持続的供給がある場合表土から順次下方に向かって飽和吸着量に達していくとみられることである。

サブテーマ2

本課題は、この特別研究の主体をなすテーマでありサブテーマ3および4にも関連の深い課題である。53年度は淡色黒ボク土壤(火山灰)を充てんした小型ライシメーターを実験装置として下水

汚泥の土壌施用が表層土の土壌微生物フロラ、土壌酵素活性、窒素および炭素の変化ならびに土壌水の水質に与える影響について予備実験が実施され（論文7）、土壌水の採取法として土層内に埋設されたポーラスカップによる方法が有効なこと、硝酸態窒素、カルシウム、マグネシウム、ナトリウムの地下浸透が起り、これらの物質の移動速度は3か月で約20cmであること、汚泥施用量の増加とともに土壌微生物数が増加すること、土壌酵素（ウレアーゼ、フォスファターゼ）活性も汚泥施用量の増加に伴って増加することなどが明らかにされた。54年度は、日本の代表的な土壌の一つである黒ボク土壌を充てんした小型ライシメーターで下水汚泥施用土壌の土壌微生物フロラ、土壌中での物質変化および成分の地下浸透に関する研究が、植物栽培の有無、土壌条件と組合せて実施され、途中経過が報告された（論文8）。この中で土壌微生物の連続的変化の様相、地表部での窒素の形態変化および土壌水中の物質負荷と汚泥成分の地下浸透が植物栽培の有無、土壌条件との関連で明らかにされつつある。

当研究所の畑地は場および有底枠試験地は、53年度に均一栽培が実施され（論文13）、自然環境下での研究が実施できるかどうか検討された。有底枠については夏期、冬期の風による影響が大きく対策が必要なこと、ほ場については生産力が均一でないことから実際の研究実施にあたっては試験区の数や配置に考慮が必要なが明らかにされた。54年度は、下水汚泥の施用が植物生育や土壌の物理・化学性等土壌環境に与える影響に関する研究が、ほ場および有底枠試験地で実施された。植物生育に与える影響については夏作（ナス）の成績がとりまとめられ（論文9）、肥沃な土壌で汚泥の施用効果が大きく、やせた土壌では小さいこと、汚泥の施用は生育後期の果実収量を増大にさせる傾向がみられることなどが明らかにされた。

下水汚泥の施用が土壌生態系に与える影響に関しては、ピーカーレベルから屋外ライシメーター、畑地ほ場レベルの実験が実施され（論文11）、主として火山灰畑土壌における土壌微生物の連続的変遷とその特徴（放線菌数の増加）が明らかにされた。一方、土壌酵素活性ではウレアーゼがとりあげられ、日本各地の有機廃棄物施用土壌のウレアーゼ活性が測定され有機廃棄物の施用により活性が高まることが明らかにされた。

有機廃棄物の土壌施用が土壌環境に与える影響を明らかにするため53年度より現地調査が実施されている。その調査結果の一部がとりまとめられ（論文10）、有機廃棄物の施用は、土壌の全炭素および全窒素、最大容水量、陽イオン交換量、pH、重金属含量等に影響を与えることが明らかにされた。

サブテーマ3

生活廃水中に含有される微量重金属の汚泥への濃縮（5,000倍）と生活廃水由来の下水汚泥中の重金属濃度が測定されるとともに生活用品、食品、飲料水等の重金属の由来が明らかにされた（論文12）。

サブテーマ4

下水汚泥の土壤処理を考えるにあたって、汚泥の減量化をはかる方策を見い出すことも重要である。論文14は、シマミズズの個体群の動態に関するシミュレーションを行い、シマミズズによる汚泥処理量を最大にする条件を明らかにした。

4. 今後の展望

54年度半ばに土壤環境実験棟内に設置されている地温制御大型ライシメーター4基の予備実験が終了し、地温、気温、湿度、土壤水分、地下水位等の土壤環境条件を制御した実験が可能となった。54年9月よりこのライシメーターを使用して、火山灰畑土壤（淡色黒ボク土）への下水汚泥施用が土壤生態系、土壤の物理・化学的性質および土壤中での物質変換に与える影響並びに汚泥成分の地下浸透に関する研究が開始された。55年度は引続き連続施用実験が行われる予定である。一方、54年度において当研究所畑地ほ場で土壤水を土壤構造を破壊することなく採取できることが明らかにされ、55年度は下水汚泥成分の地下浸透も含めて下水汚泥の土壤環境影響が自然条件下で経時的に追跡される予定である。大型ライシメーターおよびほ場での研究によって火山灰土壤における下水汚泥の土壤環境影響が総合的に解明され、下水汚泥の土壤処理に関する基礎資料が得られるものと予想される。

下水汚泥以外の有機廃棄物については、53年度より実施されている全国各地の現地調査が継続されその土壤環境影響が明らかにされるものと考えられる。

有機廃棄物に随伴する合成有機化合物については、合成凝集剤に加えて界面活性剤の土壤生態系や植物への影響が55年度において解明されるものと考えられる。同じく有機廃棄物に含有される重金属に関しては、廃水の生物処理における重金属の収支が主として活性汚泥法で検討されるとともに重金属含有汚泥の土壤施用による植物の重金属レベルや土壤水中の重金属レベルの上昇の可能性の有無が検討される予定である。

底質環境に関しては、引続き基礎的研究を行い底泥の性質の解明につとめるとともに栄養塩の溶出・集積機構に関する研究が予定されている。

これらの研究によって有機廃棄物の土壤・底質環境への影響を総合的には握し、環境影響を考慮した有機廃棄物の適正な利用および処分方法を確立することが将来の目標である。

2.

合成凝集剤の土壤環境に与える影響(I),
コカブ幼植物および緑藻類に与えるポリアクリルアミド誘導体
(合成高分子凝集剤)の影響

久保井 徹¹・藤井國博¹

Effect of Synthetic Flocculants on Soil Environment (I),
Effect of Polyacrylamide Derivatives (Synthetic Flocculants)
on Growth of Turnip Seedlings and of Green Alga

Toru KUBOI¹ and Kunihiro FUJII¹

Abstract

The effect of polyacrylamide derivatives on growth of turnip seedlings and of *Chlamydomonas* sp., green alga, was determined in relation to their ionic properties. Although the growth of turnip seedlings in a liquid shaking-culture was not affected by the noionic or anionic derivatives, the cationic ones were highly toxic to the elongation of the roots. The cationic derivatives also inhibited the growth of *Chlamydomonas* sp. isolated from a sandy soil.

1. はじめに

合成高分子凝集剤は1950年代にはじめて開発されたが、固液分離能が良いことから次第に従来の無機凝集剤にかわり使用例が増加してきている。高分子凝集剤のうち現在最も広く使用されているのはポリアクリルアミド誘導体およびこれに類似の構造をもつもの(以後PAMと総称する)である。PAMは下水処理、し尿処理等をはじめ脱色、水質の改善等幅広い用途を持っており、ソ連やチェコスロバキア等では飲料水浄化にも使用されている。

それに伴ないPAM等高分子凝集剤の、人間を含めた環境に与える影響が検討されはじめている¹⁾。しかし、凝集剤自体が毒性を示す例は少なく、むしろ神経毒であるアクリルアミドモノマーの混入が重大視されている現状である。わが国においても凝集剤製造メーカー各社およびその連絡

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

会を中心に安全性に対する研究・報告がなされている^{2,3)}が、魚類に急性毒性を与えるほかは顕著な害作用は報告されていない。凝集剤の使用にあたって厚生省および通商産業省はアクリルアミドモノマー含有量と重金属含有量の規制を行っているが、PAM自体の排水中残存濃度については定めていない⁴⁾。

PAMは下水処理に使用されることにより、下水汚泥の農地施用に伴って、また処理水の（かんがい）等により土壌に持ち込まれることになるが、PAMが植物生育を含めた土壌環境に与える影響に関する研究は、上記製造業者のものを除けば栗原、渡辺⁵⁾がある程度である。

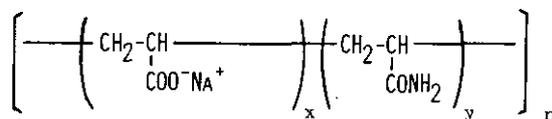
本報告は未だ環境影響の解明が不十分なPAMについて、植物および藻類に及ぼす影響を一部明らかにすることを目的に行ったものである。

2. 実験方法

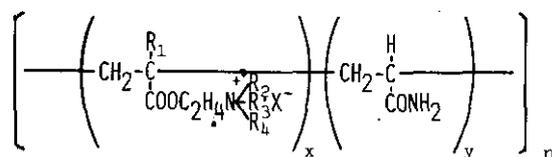
2.1 供試PAM

供試したPAMは、凝集剤製造各社および化学薬品会社2社より供与または入手した総計24種である。なお、アクリルアミドモノマーも薬品会社より購入し試験に供した。これら24種をイオン性により分類するとカチオン性16種、ノニオン性4種、アニオン性4種となり、それぞれC1~C16、N1~N4、A1~A4と仮称した（図1）。

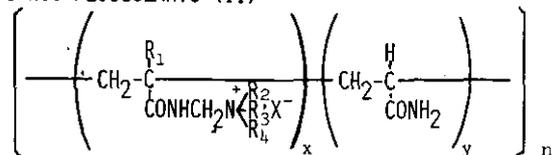
NOIIONIC OR ANIONIC FLOCCULANTS



CATIONIC FLOCCULANTS (I)



CATIONIC FLOCCULANTS (II)



R₁: H OR CH₃, R₂: H OR LOWER ALKYL GROUP,
R₃, R₄: LOWER ALKYL GROUP, X: ANION

図 1 合成高分子凝集剤の代表的構造

Fig. 1 Typical structures of synthetic flocculants

2.2 実験材料

植物は金町コカブ (Turnip; *Brassica rapa* L.) を主として用いた。ごく一部コマツナ (Rape; *Brassica juncea*) およびハクサイ (Chinese cabbage; *Brassica oleracea* L.) も使用した。また土壌藻類は千葉県長生郡一宮町より採取した砂質土壌 (畑地) から分離し, *Chlamydomonas* sp. と同定された。この砂質土壌自体も実験に使用し, 緑藻の発生を追跡した。

2.3 試験方法

2.3.1 コカブ幼植物試験

3.1 節に論述した通りの検討を行った結果, それ以降は以下述べる方法に従った。

種子約50粒 (コカブ; 100 mg) を 100 ml 容三角フラスコにとり, 蒸留水20mlとともに暗所下, 30°Cで振とうする (振とう数毎分80回)。24時間後, 発芽程度の同一な10個体を選択し, pH6に調整したPAM20mlとともに, さらに振とうを継続する。処理46~48時間後に植物体を取り出して計測し, 処理以降の根の伸長からPAM影響を判定する。なお対照は蒸留水とした。

2.3.2 土壌藻類の培養

砂質土壌から分離した緑藻, *Chlamydomonas* sp. をC-培地⁶⁾で8日間前培養した後, PAMを添加したC-培地に0.5 ml接種し, 25°C人工光下 (12L, 12D, 3000 lx) で培養を続けた。適宜675nmの吸収を測定して生育量とした。またPAMを含むBristol⁷⁾の培地10mlに風乾した砂質土壌1gを加えて25°C, 人工光下で培養した。適宜西条⁸⁾の方法によりクロロフィルaを測定し, 藻類の発生量とした。純粋培養, 土壌培養とも径18mmの試験管にアルミキャップをかぶせて容器とした。

3. 結果

3.1 コカブ幼植物に対するPAMの影響

3.1.1 検定法の検討

多種類のPAMの植物影響を簡易, 正確かつ短時間にスクリーニングする方法を試験に先だって開発した。液体振とう培養法は通常微生物や植物細胞などの培養に用いられているが, 植物種子の発芽と初期生育にも適用できることが判明したため, PAM影響の解明に応用した。方法は以下の通りである。コカブ種子100 mg (約50粒) を 100 ml 容三角フラスコに入れ, 蒸留水20mlとともに30°C暗所下で往復振とうした (毎分80回)。開始時, 24, 48および72時間後にPAM溶液 (pH6)に移し, さらに24あるいは48時間培養を続けた。いずれの処理においても種子浸漬後24時間目に生育のそろった10個体を選択してその後の培養を行った。培養終了後, 各処理個体の根長, 茎長, 新鮮物重を測定した結果 (図2), 根の伸長はPAMにより阻害されるが, 茎長および新鮮物重は大

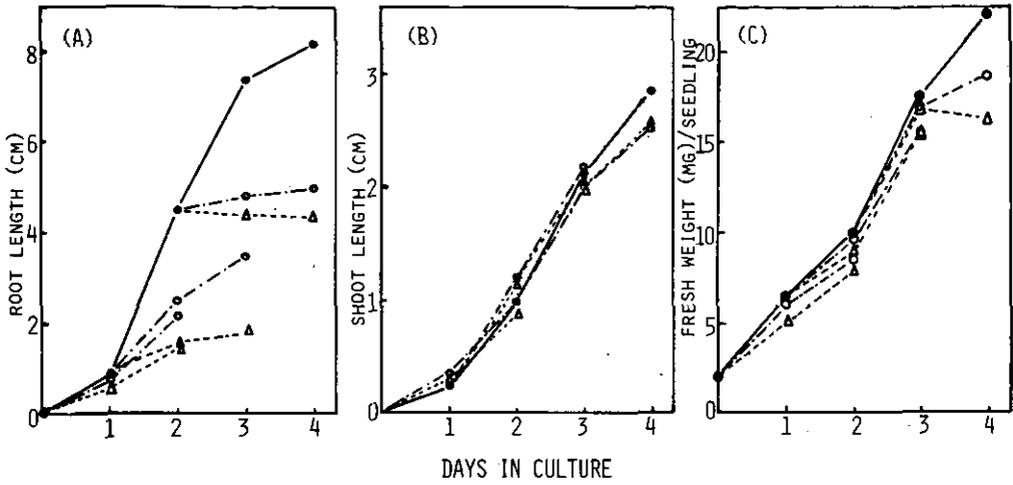


図 2 凝集剤 C-2 がコカブの根長(A), 茎長(B)および新鮮物重(C)に与える影響
 薬剤処理は播種直後, 24時間後および48時間後の3とおりで行った。
 —●—, 蒸留水; ---○---, 100ppm C-2; ---△---, 500ppm C-2

Fig. 2 Effect of C-2 on root length (A), shoot length (B), and fresh weight (C) of turnip

The seeds or seedlings in distilled water (—●—) were transferred into 100 ppm (---○---) and 500 ppm (---△---) concentrations of C-2 at 0, 24 and 48 hours after seeding.

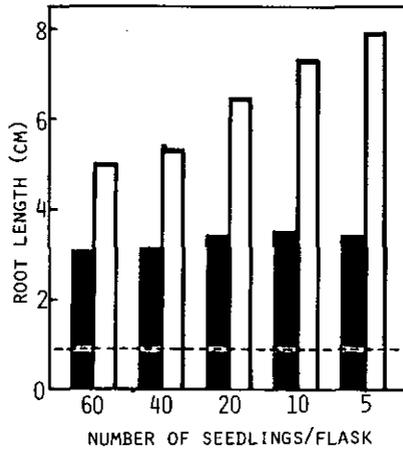


図 3 フラスコ内の個体密度とコカブ根の伸長(□, 蒸留水; ■, 100ppm C-2)の関係
 点線は播種24時間後の根長を示す。

Fig. 3 The relation of turnip root length in distilled water (□) and in 100 ppm C-2 solution (■) to the planting density.

A dotted line means the root length after 24 hours of seeding.

きな影響を受けないことが認められた。またこの結果から、種子浸漬後1日目に処理を開始し、その後2日目に根長を測定すると最も処理の差を明確にできると考えた。フラスコ内の個体密度は対照(蒸留水)区における根の伸長に大きな影響を与えた(図3)。密度が小さいほどPAMによる根の伸長阻害は大きくなったが測定誤差を考慮して10個体/フラスコが最適と考えた。振とう速度は100往復/分以上になると根の切断が起こるため最低速度(80往復/分)とした。

また生育のそろった10個体を選択した場合と任意の10個体を用いた場合、個体間変動係数はそれぞれ6~17%および12~28%となり、またフラスコ間の変動係数はそれぞれ3.5%と7.6%となって選択の効果が認められた(表1)。以後通常の実験では種子選抜を行った後、1処理2~3連で精度の良い結果が得られることが認められた。

表 1 芽生えの選抜による測定精度の向上

Table 1. Improvement of accuracy by selection of the seedlings in the turnip root assay

NO.	SELECTED			NOT SELECTED		
	AVE. (CM)	S.D.	CV(%)	AVE. (CM)	S.D.	CV(%)
1	80.4	10.02	12.5	67.4	13.00	19.3
2	80.0	6.63	8.29	76.3	13.24	17.4
3	75.2	5.05	6.71	72.7	8.87	12.2
4	75.9	13.44	17.7	65.2	15.74	24.2
5	81.7	6.36	7.79	78.4	19.14	24.4
6	76.4	10.16	13.3	67.3	19.37	28.8
1-6	78.3	2.75	3.51	71.2	5.39	7.58

S.D. and CV mean standard deviation and coefficient of variation, respectively.

3.1.2 各種PAMの毒性試験

3~500 ppmのC-2溶液がコカブ根の伸長に与える影響を図4に示した。6 ppm程度の低濃度から影響が出はじめることが明らかである。そこで24種のPAMおよびアクリルアミドモノマーについて100 ppmにおけるコカブ根伸長に対する影響を検討した(表2)。結果は処理後48時間に伸長した根の長さを対照区を100とした相対値(伸長率)で表わしたが、カチオン性PAMのみが強い阻害を示した(写真1)。カチオン性PAMについては50%阻害濃度も決定し表2に付記した。このうちC-4, C-9, C-10は50%阻害濃度が5 ppm以下となり、特に毒性が著しく、またアクリルアミドモノマーは220 ppmであった。また100 ppmのC-2について、コマツナとキャベツの根の伸長率を調べたところコカブとほぼ同じ結果を得た(表3)。

なお、C1~C6, A1~A4, N1~N4の14種について、100 ppm溶液にコカブ種子を浸漬

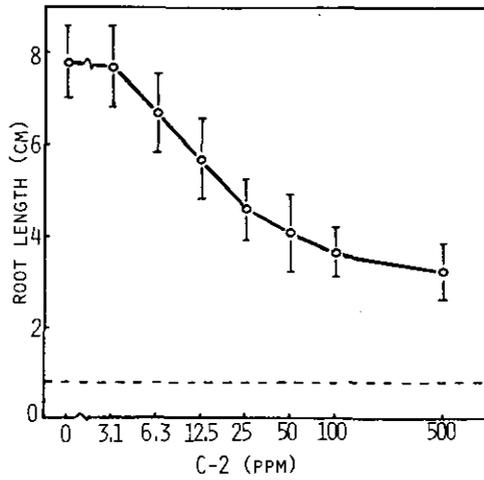


図 4 C-2 溶液の濃度とコカブ根の伸長

点線は播種24時間後の根長を示す。また棒線は標準偏差の2倍を示す。

Fig. 4 Root length of turnip seedlings treated with various concentrations of C-2
A dotted line indicates the root length after 24 hours of seeding the length of a bar means two times of the standard deviation.

表 2 種々の凝集剤およびアクリルアミドモノマーがコカブ根の伸長に与える影響

Table 2. Effect of various kinds of synthetic flocculants and that of acrylamide on elongation of turnip roots

IONIC PROPERTY	FLOCCULANT	ELONGATION* RATE (%)	LI 50** (PPM)	IONIC PROPERTY	FLOCCULANT	ELONGATION* RATE (%)	LI 50** (PPM)
CONTROL	D.W.	100	-	CATIONIC	C-13	39	12
CATIONIC	C-1	13	7.5	"	C-14	32	7.1
"	C-2	45	38	"	C-15	24	10
"	C-3	33	17	"	C-16	23	5.2
"	C-4	20	4.2	ANIONIC	A-1	104	-
"	C-5	14	18	"	A-2	104	-
"	C-6	33	62	"	A-3	98	-
"	C-7	26	28	"	A-4	94	-
"	C-8	18	6.8	NONIONIC	N-1	110	-
"	C-9	13	5.0	"	N-2	99	-
"	C-10	17	4.0	"	N-3	112	-
"	C-11	48	82	"	N-4	104	-
"	C-12	28	17	ACRYLAMIDE MONOMER		61	220

*; RELATIVE ELONGATION OF ROOT IN 100PPM SOLUTION AT PH 6

**; LIMITS OF 50% INHIBITION OF ROOT ELONGATION AT PH 6

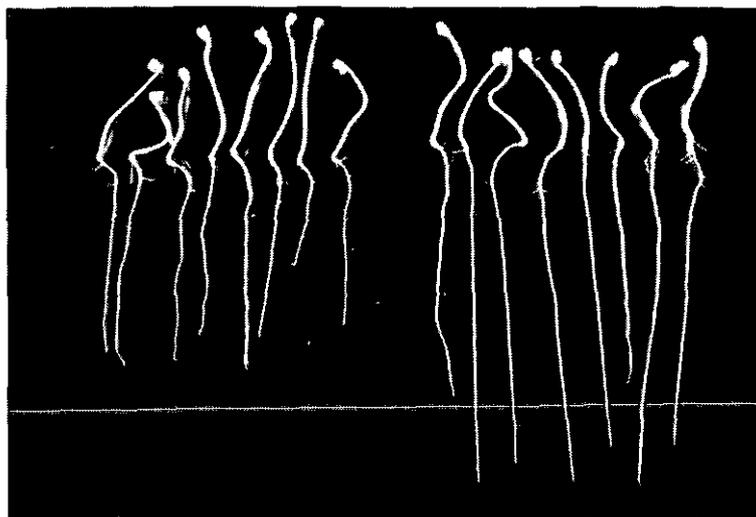


写真 1 C-2によるコカブ根の伸長阻害
左側, C-2 50ppm 処理; 右, 対照

photo 1. Inhibition of turnip root elongation by C-2

Seedlings at the left hand are treated with 50 ppm of C-2 and those at the right are the control.

表 3 C-2によるコカブ, キャベツおよびコマツナの根の伸長阻害

Table 3. Inhibition of root elongation in turnip, chinese cabbage and rape seedlings by a flocculant C-2

PLANT	ROOT ELONGATION (MM)		ELONGATION (%)
	CONTROL	C-2 (100PPM)	
TURNIP	60.0	26.8	44.7
CHINESE CABBAGE	67.1	37.9	56.5
RAPE	38.4	18.5	48.2

して発芽率を調べたが, 処理区, 対照とも96~100%と良好であり, 特に影響を認めなかった。

次に, カチオン性PAMの毒性が製品内に混入している低分子物質によるものであるか, 高分子の性質によるものであるかを推定する実験を行った。第1に透析チューブを通して毒性が及ぶかどうかを確認した。8/32規格の透析チューブの内液を2ml, 外液を18mlとし, 表4のとおり処理を行った結果, 実験に供したC-2, C-4ともに透析チューブを通して阻害効果を及ぼさなかった。分散分析の結果もこれを追認した。第2にC-2溶液を80%メチルアルコールにより沈殿させ, アルコール洗浄により精製したものと原製品の毒性を比較した(表5)。両者の平均値差検定によ

り、精製品の方がむしろ高い毒性を持つことが判明した。

表 4 透析膜を隔てた凝集剤の影響

Table 4. Effect of synthetic flocculants (C-2 & C-4) through cellulose membrane on elongation of turnip roots

No.	TREATMENT (I) / (O)	ROOT LENGTH (MM)							F	t	
		REPLICATES									
C-2	1	D.W./D.W.	63.4	59.1	59.3	66.6	69.0	62.9	63.4	1.141	0.094
	2	100PPM/D.W.	63.8	65.4	67.4	61.7	67.4	67.4	65.5		
	3	100PPM/100PPM	49.9	42.0	38.9	42.9	43.0	43.9	43.4		
C-4	1'	D.W./D.W.	43.1	50.0	50.7	41.3	42.1	57.2	47.4	2.750	1.142
	2'	50PPM/D.W.	51.4	39.8	52.6	52.7	49.0	40.9	47.7		
	3'	50PPM/50PPM	16.3	13.4	12.4	16.6	16.4	14.0	14.9		

THE FLOCCULANT SOLUTION WAS PACKED IN (I) THE CELLULOSE TUBE. TURNIP SEEDLINGS WERE CULTURED IN LIQUID OUTSIDE (O) OF THE TUBE.
 $F(5,5;0.025)=7.146$, $t(10;0.05)=2.228$

表 5 C-2 の精製に伴う根の伸長阻害の増加

Table 5. Increased inhibition of turnip root elongation by purified C-2 compared with that by the original C-2

TREATMENT	ROOT LENGTH (MM)								F	t	
	REPLICATES										
D.W.	71.2	69.7	69.0	73.8	71.4	68.9	70.7	1.87			
C-2 (50PPM)	NOT PURIFIED	42.8	48.6	49.5	51.2	47.3	45.8	47.5	2.96	1.018	4.638**
	PURIFIED	39.4	43.1	41.9	40.9	35.6	36.8	39.6	2.93		

3.2 緑藻類の生育に与えるカチオン性PAMの影響

砂質土壌から分離した *Chlamydomonas* sp. のクローンの生育に与える C-2 と C-4 の影響を検討した。両製品とも終濃度 1, 2, 5, 10, 25, 50 および 100ppm として 6 日間にわたりこの緑藻を生育させた。その結果 C-2 は 10ppm 以上で明らかに本藻類の生育を阻害した。また C-4 は 1ppm ですでに C-2 10ppm よりも強い阻害を示し、5ppm 以上では全く本藻類の生育を許さなかった (図 5, 6)。以上のとおり本藻類はコカブより PAM 害を受けやすいことが明らかであった。

砂質土壌からの藻類の発生に与える C-2 の影響を次に検討し、結果を図 7, 図 8 に示した。純粋培養の場合と同様に C-2 濃度の増加に伴って発生が抑制されていた。なお、発生した藻類を鏡したところ、全て *Chlamydomonas* sp. であり、C-2 の濃度の相違によるフロラの変化は認め

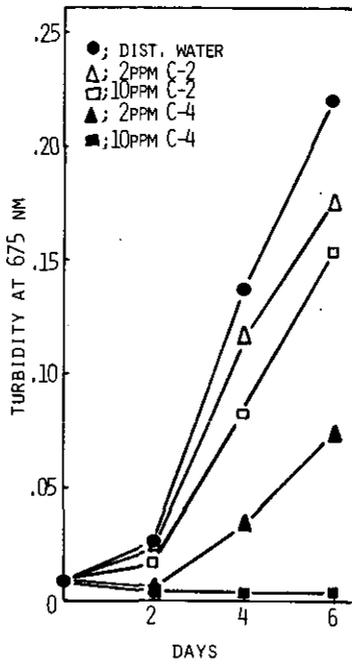


図 5 クラミドモナスの生育に与えるC-2とC-4の影響
 Fig. 5 Effect of C-2 and C-4 on growth of *Chlamydomonas* sp.

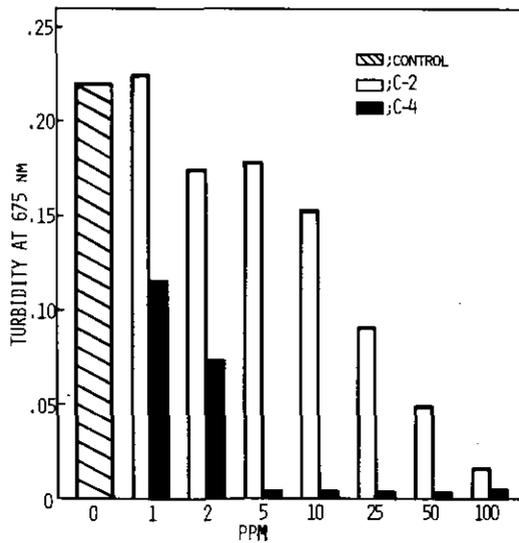


図 6 種々濃度のC-2とC-4で6日間培養したクラミドモナスの生育量
 Fig. 6 Growth of *Chlamydomonas* sp. in media containing various concentrations of C-2 and C-4 at the sixth day of the culture

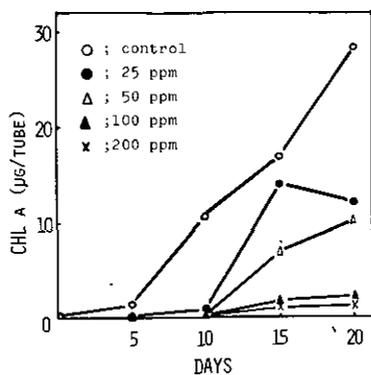


図 7 砂質土壌からの緑藻類発生に与えるC-2の影響
chl; chlorophyll

Fig. 7 Genesis of green alga from sandy soil in media containing C-2

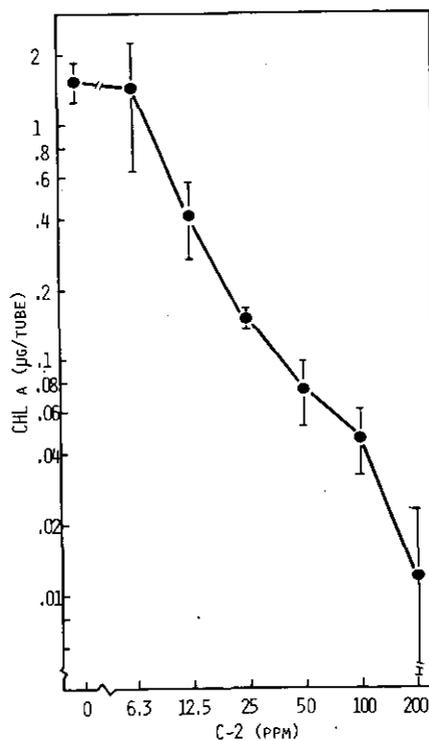


図 8 C-2 濃度の増加に伴う砂質土壌からの緑藻類発生量の変化 (培養 5 日目)
棒線は 2 連の測定値の幅を示す。

Fig. 8 Changes in the rate of algal genesis from sandy soil by increasing concentrations of C-2 after the 5th day of incubation
A bar indicates the variation between two tubes.

られなかった。

4. 考 察

高分子凝集剤懇話会^{2,3)} はじめ製造業社による報告および試験において多種類の植物に対するPAMの影響が検討されている。その結論は、少なくとも通常の使用濃度では全く植物の発芽や生育に影響を与えず、また、1,000 ppm程度の高濃度でも少数の例を除いて害作用がないとしている。

しかし、今回得られた結果は条件によって数 ppm程度のPAMが高等植物に著しい害を与えることを示しており、従来の結果と異なっている。また、従来の報告^{2,3)} では高濃度域における発芽や生育阻害の原因をPAMの粘性、pH（酸性・アルカリ性）、不純物の影響と考えているが、今回の結果はそのいずれも低濃度のPAM害の原因とはならないことが明らかである。すなわち i) カチオン性PAMより粘性の高いノニオンおよびアニオン性PAMが数百ppmまでほとんど害を示さず、ii) pHは植物生育に最適の6に補正してあり、またiii) 透析物質が悪影響をもたず、さらに、iv) 精製により害が高まるからである。また不純物の中で重要視されているアクリルアミドモノマーよりカチオン性PAMの方が毒性が強いからでもある。害作用がカチオン性製品にかぎられ、また同一業者の製品中ではカチオン基導入量の多いものほど毒性が強い（データ未公表）ことから、陰荷電の多い植物根にPAMが強く付着して根表面のイオンバランスがくずれてPAMによる伸長阻害が起こったのであろう。栗原・渡辺⁵⁾ はカチオン性PAMの土壌施用によりハクサイとダイコンの葉色が淡化したと報告しているが、これは根による養分（イオン）吸収の不均衡を示唆するものである。

一方、カチオン性PAMが *Chlamydomonas* sp. の生育をコカブより更に低濃度で阻害したことは、PAMを利用して処理を行った後の放流水が流域のマイクロフローを大きく変える危険性を示す。放流水中に1 ppmのPAMが含まれることは十分考えられるからである。さらに放流水を灌漑に利用した場合には土壌生態系の変化も考慮すべきであろう。

PAMを土壌に施用した場合、著者ら⁹⁾ も植物に害を与えるような結果を得ていない。しかし、黒土（おそらく黒ボク土壌）に、¹⁴C標識したPAMの250ppm液を加え、コマツナを生育させた試験¹⁰⁾ においてPAMは根に吸着しており、PAMが土壌溶液中に溶解していることを示唆させる。このことは土壌に持ちこまれたPAMが特に幼植物に害を与える可能性を示しているのではないだろうか。

いまのところカチオン性PAMの定量法には確立されたものがなく、通常はヒメダカによる生物検定法が使用されている。今回行ったコカブ振とう試験法は、植物生育試験としては精度や再現性が良好で、従来のシャール・ろ紙発芽試験法による根長のバラツキ（CV, 30~70%）の数分の一であること、50%阻害濃度の $\frac{1}{2}$ ~ $\frac{1}{10}$ の低濃度から根長がPAM濃度に応じて直線的に変化することから、生物試験にも使用できる可能性をもつ。*Chlamydomonas* sp. は更に低濃度から生育量に

変化がみられ、カチオン性 PAM の検定法として今後検討する価値があるのではないだろうか。

飲用水中の PAM の規制値は英国、0.5 ppm 以下；米国とフランス、1 ppm 以下（いずれも添加量）；ソ連と東ドイツ、2 ppm 以下（残存量）となっている⁴⁾。これらの基準がカチオン性 PAM にも適用された場合、ヒメダカの半数致死濃度が 0.42～0.76 ppm、ニジマスで 0.21～0.30 ppm である¹¹⁾ ことから魚類に影響を及ぼすことになる。また今回の実験から藻類に影響を及ぼすことも予想される。今後 PAM の及ぼす環境影響に関し詳細な検討が必要であろう。

本報告は現在までに得られた結果の中間報告であり、今後植物に対する PAM の毒性発現の機構や発現条件を解明するとともに、土壌微生物等を含めた土壌-植物生態系への合成有機化合物の影響を検討していく予定である。

5. まとめ

ポリアクリルアミド誘導体がコカブ幼植物と *Chlamydomonas* sp.（緑藻類）の生育に与える影響を調べた。ノニオン性およびアニオン性のポリアクリルアミドは、コカブ幼植物の生育にほとんど影響を与えなかったが、カチオン性のものは根の伸長を著しく阻害した。

カチオン性ポリアクリルアミドは砂質土より分離した *Chlamydomonas* sp. の生育も阻害した。

謝 辞

本研究を遂行するにあたり、*Chlamydomonas* sp. の分離培養および同定をして下さり、また有益な御助言をいただいた、本研究所水質土壌環境部海洋環境研究室の渡辺 信博士に感謝する。

引 用 文 献

- 1) WHO 国際文献センター・水道専門班（1975）：浄水処理における高分子凝集剤使用の健康に与える影響。公害と対策，11，137-148（翻訳）。
- 2) 高分子凝集剤懇話会（1978）：ポリアクリルアミド系（ノニオン性，アニオン性）高分子凝集剤の安全性について。pp. 1-27，同懇話会。
- 3) 同上（1978）：ポリアクリルアミド系（カチオン性）高分子凝集剤の安全性について。pp. 1-24，同上。
- 4) 同上（1974）：ポリアクリルアミド系高分子凝集剤残存モノマーに関する自主規制とその参考資料。p.6。
- 5) 栗原 淳・渡辺光昭（1976）：ポリアクリルアミド系凝集剤の植生に及ぼす影響。農技研肥料化学科資料，第 189 号。pp. 17-30，農林水産省農業技術研究所肥料化学科。
- 6) Ichimura, T. (1971): Sexual cell division and conjugation-papilla formation in sexual reproduction of *Closterium strigosum*. Proc. VIIIth Intern. Seaweed Symp, pp. 208-214.
- 7) 田宮 博・渡辺 篤（1965）：藻類研究法。pp. 68-104，南江堂。
- 8) 西条八束（1975）：クロロフィルの測定法。Jpn. J. Limnol., 36, 103-109.
- 9) 藤井國博・向井 哲・久保井 徹・村岡浩爾・福島武彦・大坪国順・高井康雄・矢崎仁也（1979）：土壌・底質環境における合成有機化合物の分解と挙動に関する研究。国立公害研究所年報，昭和53年度，pp.

48-50.

10) 栗田工業 KK (1976): 高分子凝集剤の安全性資料, pp. 48-50, 栗田工業 KK

11) 田端 健二 (1976): 水産生物におよぼす高分子凝集剤の毒性について, 埋立と浚渫, No. 69, 33-42.

3.

合成凝集剤の土壤環境に与える影響(II),
土壤中でのポリアクリルアミド誘導体の分解

藤井國博¹・山口浩一²・久保井 徹¹・矢崎仁也²

Effect of Synthetic Flocculants on the Soil Environment (II),
Decomposition of Polyacrylamide Derivatives in Soil

Kunihiro FUJII¹, Koichi YAMAGUCHI²,
Toru KUBOI¹ and Jinya YAZAKI²

Abstract

The decomposition of polyacrylamide derivatives (PAM) in soils and the effect of PAM on the mineralization of organic nitrogen in sewage sludge and urease activity in soils were studied. These studies were made using a cationic PAM with molecular weight in the region of 6×10^6 .

A model experiment on the aqueous solution of PAM inoculated with soil microorganisms showed that PAM was decomposed and its organic nitrogen was converted into the inorganic nitrogen by soil microorganisms under aerobic condition.

A dried and ground sewage sludge obtained from Karasuyama sewage treatment plant in Tsuchiura, Ibaraki, was incorporated into a Yatabe light colored andosol at rates of 5, 10 and 20% of the soil. The soil-sludge mixtures were applied with PAM at rates of 100, 300 and 500 $\mu\text{g/g}$ of soil, and incubated at 30°C for 14 days. Then ammonium nitrogen contents in the soil-sludge mixtures were measured. The mineralization of organic nitrogen in sewage sludge was not suppressed with the addition of PAM and ammonium nitrogen contents in the soil-sludge mixtures were increased with the addition of PAM.

PAM was added to Miyota and Zentsuji pasture soils and Toyosato and Toyosato and Fukuyama upland soils at rates of 500 and 1,000 $\mu\text{g/g}$ of soil. Urease activity in these soils was measured. PAM showed a little effect on urease activity in these soils, and with the heavy application (1,000 $\mu\text{g/g}$ of soil), urease activity was

-
1. 国立公害研究所 水質土壤環境部 〒 305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番 2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies,
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305 Japan.
 2. 日本大学農獣医学部農芸化学科 〒 154 東京都世田谷区下馬 3-34-1
Faculty of Agriculture, Veterinary, and Medicine, Nihon Univ.,
Shimouma, Setagaya-ku, Tokyo 154, Japan.

decreased by approximately 10%.

1. はじめに

水処理における凝集剤および凝集補助剤として当初は可溶性でんぷん、ゼラチン、アルギン酸ナトリウム、活性シリカのような天然の有機・無機高分子凝集剤が用いられていたが、その後の合成高分子物質の開発によって水処理プロセスにおける合成高分子凝集剤の使用が増加している¹⁾。高分子凝集剤のうち現在もっとも広く使用されているのはポリアクリルアミド誘導体およびこれに類似の構造をもつもの（これらをまとめてポリアクリルアミドと呼びPAMと略記する）である。ポリアクリルアミド系凝集剤もその一つであり活性汚泥法による水処理の余剰汚泥の凝集剤として使用されている。

近年、余剰汚泥の農地への還元がはかられようとしているが、余剰汚泥の凝集剤として使用され、その90%以上が汚泥中に入るといわれているポリアクリルアミドの土壤中での挙動あるいは植物生育への影響に関する研究は非常に少なく汚泥の農業利用を行うために凝集剤ポリアクリルアミドに関する十分な研究が必要と指摘されている²⁾。

このような状況を考慮して著者らはポリアクリルアミドの土壤中での分解と土壤の生物活性および植生への影響に関する研究を開始した。本報告はその中間報告であり、土壤中での挙動の解明に必要な微量分析法の検討、モデル実験による分解性の検討、土壤の生物活性に与える影響そして土壤による下水汚泥中空葉の無機化能および土壤のウレアーゼ活性に与える影響を検討したものである。

2. ポリアクリルアミドの測定法の検討

2.1 はじめに

微量のポリアクリルアミド（以下PAMと記す）の測定法はまだ確立されておらず、わずかに大谷ほか³⁾がメチレンブルーによる方法を報告しているのにすぎない。この方法の原理は、水酸化ナトリウムによってポリアクリルアミドをポリアクリル酸ナトリウムに加水分解する。このポリアクリル酸ナトリウムと反応したメチレンブルーの吸光度を測定するものであり、測定操作は以下のとおりである。

〔測定操作〕試料液の適量（PAMとして40 μ g以下）をポリエチレン製容器にとり2N水酸化ナトリウム溶液を0.2Nになるように加え、沸とう水中で40分間加熱する。冷却後底部に1gの炭酸カルシウムを充てんしたろ過器を用いて吸引ろ過し、凝集剤を炭酸カルシウムのろ層に吸着させる。少量の蒸留水で数回洗い、ついでメチレンブルー溶液（ 1×10^{-4} M）5mlを通過させる。炭酸カルシウムを取り出し蒸留水20mlに分散させ青色の着色物質を溶解させたのち遠心分離（3,000rpm, 10分間）し炭酸カルシウムを沈降させ上澄液の吸光度を波長660nmで測定する。あらかじめ

め作成しておいた検量線から凝集剤の濃度を求める。なお同一条件で空試験を行って結果を補正する。

この操作では炭酸カルシウムの分離を遠心分離によっているが、炭酸カルシウムの微粒子は沈降せず測定値がばらつくことが判明した。そこでこの炭酸カルシウムの分離法を検討するとともに分子量の異なる3種のカチオン性PAMについて検量線を求めた。

2.2 炭酸カルシウムの分離方法

2.2.1 実験方法

分子量約600万のカチオン性PAMである試料Aを用いて前記測定操作に従ってメチレンブルー通過後の炭酸カルシウムを蒸留水20mlに分散させた。この分散液を次のように操作し上澄液の吸光度を測定した。

- ① 24時間放置
- ② 遠心分離 (3,000 rpm, 10分間)

なお分光光度計は島津製作所製UV 150-02型を用いた。

2.2.2 結果と考察

図1に示したように、24時間放置後測定した吸光度は分散後直ちに遠心分離した場合の吸光度よ

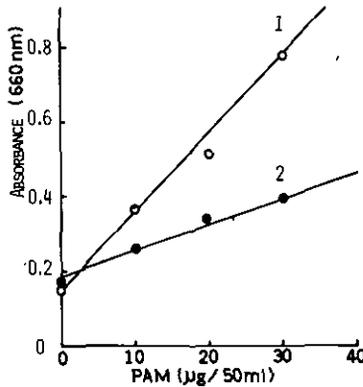


図 1 炭酸カルシウムの分離法とメチレンブルーの吸光度の関係

1. 24時間放置
2. 遠心分離 (3,000rpm, 10分間)

Fig. 1 Relationship between the method for separation of calcium carbonate and the absorbance of methylene blue

1. Stand for 24 hours
2. Centrifuge (3,000 rpm, 10 min.)

り高いことが明らかになった。これは青色着色物質の溶解が十分に行われることによると推察される。この結果から炭酸カルシウムの沈降は24時間静置法に変更することとした。

2.3 ポリアクリルアミドの検量線

2.3.1 実験方法

2.2節の測定操作に従って分子量の異なるカチオン性ポリアクリルアミド誘導体3試料(A 分子量600万, B 分子量500万, C 分子量300万)の検量線を求めた。

2.3.2 結果と考察

図2に示したように試料AとBについては検量線が得られたが、試料Cについては $10\mu\text{g}$ と $40\mu\text{g}/50\text{ml}$ の吸光度の差がほとんどなく検量線となりえないことが明らかとなった。試料Cは分子量が小さいため炭酸カルシウムに吸着されず測定されなかったものと考えられるが、原因の究明や測定方法は検討を要する。

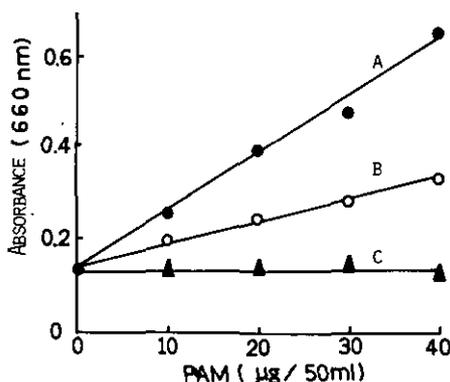


図 2 ポリアクリルアミドの検量線

分子量：試料A 6×10^6 , 試料B 5×10^6 , 試料C 3×10^6

Fig. 2 Calibration curve for polyacrylamide

Molecular weight: sample A 6×10^6 , sample B 5×10^6 , sample C 3×10^6

試料Aの測定範囲は $5 \sim 40\mu\text{g}/50\text{ml}$ であった。 $10\mu\text{g}/50\text{ml}$ および $20\mu\text{g}/50\text{ml}$ における変動係数は5.5および3.8%でありかなり正確に測定できるものと考えられる。

3. 土壌からのポリアクリルアミドの回収

3.1 はじめに

土壌に添加されたポリアクリルアミドの挙動は、十分に解明されていない。このPAMの挙動を

解明するために、分子量約 600 万の試料 A を用いて土壌からの回収率を検討した。

3.2 実験方法

火山灰土壌（谷田部淡色黒ボク土壌）1 g に 200～1,500 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の PAM を含有する PAM 水溶液 1 ml を加えしばらく放置後 49 ml の蒸留水を加えよくかき混ぜた後ろ過し、ろ液を 2 節の方法に従って分析し PAM 量を測定した。

3.3 結果と考察

試料 A を用いて行った PAM の土壌からの回収実験の結果を表 1 に示した。表 1 に示したようにいずれの添加量についても回収率は著しく低く残存 PAM の測定による土壌中 PAM の分解性の検討にメチレンブルーによる測定法は使用できないことが判明した。これは PAM が土壌粒子と粒子の間を結ぶ橋の役割を果たすことが知られており¹⁾、土壌に加えた PAM は土壌粒子に吸着し抽出溶媒である水にはごく一部しか溶出しないものと考えられる。

表 1 火山灰土壌に添加したポリアクリルアミドの回収率 (%)
Table 1. Recovery percentage of polyacrylamide from volcanic ash soil

Added PAM ($\mu\text{g}/\text{g}$ dry soil)	Found PAM ($\mu\text{g}/\text{g}$ dry soil)	Recovery (%)
200	45.0	22.5
400	52.5	13.1
600	72.5	12.1
800	107.5	13.5
1,000	145.0	14.5
1,500	387.5	25.8

4. PAM の分解と無機態窒素の生成について

4.1 はじめに

3 節で示したように土壌に添加した PAM は容易に回収されないことから土壌中での分解を直接的に検討することが不可能となった。そこで PAM を含有する溶液に土壌懸濁液を加えたモデル系を用いて振とう培養し好氣的条件下での PAM の分解とアンモニア態窒素等無機態窒素の生成を追跡した。

4.2 実験方法

100 ml の三角フラスコにカチオン性 PAM（分子量約 6×10^6 ，試料 A）9 mg および 15 mg を含む PAM 水溶液 30 ml を入れ火山灰土壌の表層土のけん濁液（土壌 10 g + 蒸留水 90 ml）1 ml を加

え線栓をして30℃暗所下で振とう培養した。実験開始後12, 22, 32および54日目にPAM量, アンモニア態窒素 ($\text{NH}_4\text{-N}$) および亜硝酸と硝酸態窒素の含量 ($\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$) をそれぞれ測定した。PAMは2節の方法, $\text{NH}_4\text{-N}$ はインドフェノール比色法⁴⁾, $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$ は紫外部吸収法⁵⁾で測定した。使用した分光光度計は島津製作所製UV-150-02型であった。

4.3 結果と考察

PAMの分解が土壤中で起こるとすればそれはおそらく微生物の作用であろうと考えPAMの水溶液に土壤微生物の供給源として土壤けん濁液を加え30℃ (PAM濃度 300 および 500 $\mu\text{g}/\text{ml}$) で振とう培養した。なおPAM溶液にはPAMと土壤けん濁液以外の添加物質は添加せず, また加熱によるPAMの変性を避けるために殺菌もしなかった。

溶液中のPAMの残存量を図3に, 溶液中の無機態窒素量を図4に示した (PAM 15mg の場合は10日目測定値が欠落している)。与えたPAMと残存PAMからその分解率を求めると, 9 mg PAMの場合は10日で31%, 22日で87%が分解され, 15 mg PAMの場合は, 10日で3%, 22日で39%が分解された。一方PAMの分解量は, 9 mg PAMでは10日間で2.8 mg, 15 mg PAMの場合は10日間で0.4 mgであり, 低濃度の方が分解され易いものと考えられる。高濃度の場合の分解

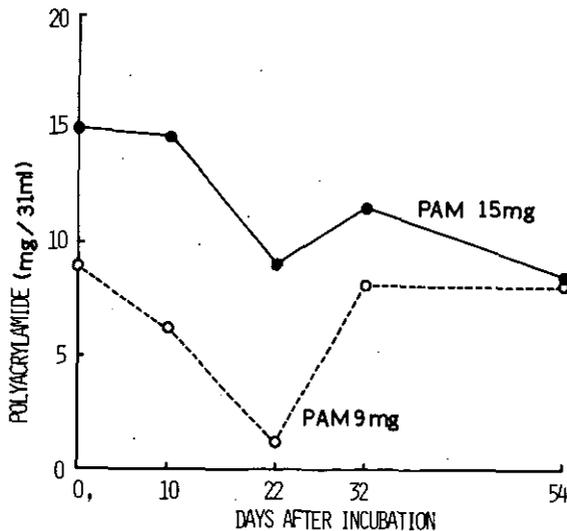


図 3 土壤微生物によるポリアクリルアミドの分解
ポリアクリルアミド溶液に土壤けん濁液を加え30℃で振とう培養した。

Fig. 3 Decomposition of polyacrylamide by soil microorganisms
polyacrylamide solution was inoculated with soil suspension and incubated at 30°C in the shaking culture.

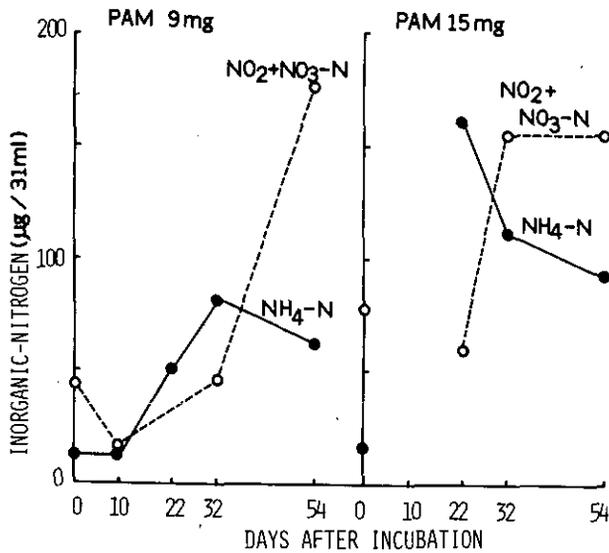


図 4 ポリアクリルアミド中の有機態窒素の無機化
Fig. 4 Mineralization of organic nitrogen in polyacrylamide

の遅れはおそらく PAM による微生物の生育抑制によるものと考えられる。

PAM に含有される窒素は土壤中で分解され無機態の窒素となると一部では推測されている。これは、栗原・渡辺²⁾による PAM の原料であるアクリルアミドモノマーの土壤中での分解性に関する報告に基づいている。この推測を裏付けるために本実験では PAM の分解を検討すると同時に溶液中の無機態窒素を測定した。図 4 に示したように PAM に含有される窒素は無機化されアンモニアとなり続いて硝酸化成作用によって硝酸となることが明らかにされた。

なお図 3 に示したように溶液中 PAM 量はその分解により存在量が少なくなるが、実験途中から増加しはじめた。これは PAM の再合成によるものではなく微生物菌体の増加により菌体が炭酸カルシウムに吸着され、それがメチレンブルーと反応したためと考えられる。

5. 土壌中での下水汚泥の分解に与えるポリアクリルアミドの影響

5.1 はじめに

土壌中に施用された下水汚泥の分解に対して PAM がどのように影響するかを凝集剤を含有しない生活系下水汚泥と火山灰土壌（谷田部淡色黒ボク土）を用い汚泥に含有される窒素の無機化を指標として検討した。なお供試した下水汚泥および谷田部淡色黒ボク土壌は本報告書の下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響、小型ライシメーター実験 (I)⁹⁾ で用いたものと同じである。また PAM は分子量 6×10^6 の試料 A を用いた。

5.2 実験方法

下水汚泥を5, 10および20%含有する谷田部淡色黒ボク土壌(2 mmのふるいを通した風乾土) 100 gを200 ml容三角フラスコに入れ, これにPAMを0, 10, 30および50 mg水溶液として加え, さらに蒸留水を加えて土壌の水分状態を最大容水量の60% (畑条件) とした。このときのPAM添加率はそれぞれ100, 300および500 ppmであった。三角フラスコを穴を開けたアルミニウム箔で覆い30℃暗所下で14日間培養した。水分の補給は3日ごとに減量を補う方法で行った。14日後に土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ を10%塩化カリウム液で抽出し, インドフェノール比色法⁴⁾により測定した。分光光度計は島津製作所製UV 150-02型を使用した。

5.3 結果と考察

表2に $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成量を示した。14日間培養後の $\text{NH}_4\text{-N}$ 量はいずれの汚泥量の場合もPAM添加区で無添加区より増加した。このようにPAMは下水汚泥の窒素の無機化を抑制せず添加PAMも分解されその窒素が無機化しているものと考えられる。しかしながらPAM添加量の増大に伴う $\text{NH}_4\text{-N}$ 量の増加は認められなかった。汚泥の分解に与えるPAMの影響についてはさらに詳細な検討が必要であろうが, 供試濃度範囲内では下水汚泥中の窒素の無機化に影響を与えないものと考えられる。

表 2 下水汚泥中の有機態窒素の無機化に与えるポリアクリルアミドの影響
Table 2. Effect of polyacrylamide on the mineralization of organic nitrogen in sewage sludge

rate(%)	(NH ₄ -N μg/g dry soil)			
	Added PAM, mg/100g dry soil			
	0	10	30	50
5	176	256	256	258
10	392	506	574	494
20	750	1,000	1,000	1,000

6. 土壌のウレアーゼ活性に与えるポリアクリルアミドの影響

6.1 はじめに

土壌中には5節で検討した無機化能のほかに種々の生物活性が存在することは広く知られている。ここでは土壌の生物活性として菌体外酵素であり尿素をアンモニアと炭酸ガスに分解するウレアーゼ活性をとりあげPAMの影響を検討した。

6.2 実験方法

2 mmのふるいを通した風乾土壌 5 gを50 mlのメスフラスコにとり、1 mlが 5 mg の PAM (試料A)を含むPAM液を土壌 5 gがPAMを 0, 2.5および5 mg含むように加える。さらに蒸留水を加えて全水量を 1.5 mlとする。30分間放置後トルエン 0.2 mlと 0.05 Mトリス緩衝液 7.5 ml, 尿素液 1 mlを加えたのち Tabatabai⁸⁾の方法によってウレアーゼ活性を測定した。なお遊離アンモニアの測定インドフェノール比色法を利用した自動分析法⁶⁾によった。ここで使用した土壌は、御代田放牧地土壌、豊里畑地土壌、福山畑地土壌および善通寺放牧地土壌であり、御代田および善通寺は牛の新鮮排せつ物が投下された土壌である。また福山土壌は牛の排せつ物を堆肥化したものが施用されており、豊里土壌は豚舎排水の酸化池の水でかんがいされた土壌である。

6.3 結果と考察

表3に4種の土壌のウレアーゼ活性に与えるPAMの影響を検討した結果を示した。表3に示したようにPAMのウレアーゼ活性阻害度は大きくなく、1,000 $\mu\text{g/g}$ 土壌の多量添加でも約10%の活性低下が認められただけであった。

今後はウレアーゼ活性への影響について種々の土壌試料で検討するとともに他の酵素活性に与える影響について検討する予定である。

表 3 土壌のウレアーゼ活性に与えるポリアクリルアミドの影響
Table 3. Effect of polyacrylamide on urease activity in soils

Polyacrylamide addition rate ($\mu\text{g/g}$ dry soil)	Released NH_3 $\mu\text{ mol/g}$ dry soil/hr			
	Miyota pasture soil	Toyosayo upland soil	Fukuyama upland soil	Zentsuji pasture soil
0	2.07 (100)	1.04 (100)	4.52 (100)	1.99 (100)
500	2.02 (98)	0.89 (86)	4.21 (93)	1.66 (83)
1,000	1.94 (94)	0.88 (86)	4.16 (92)	1.70 (85)

() Relative activity.

7. 今後の課題

土壌中でのポリアクリルアミドの挙動追跡のために土壌からのポリアクリルアミドの抽出方法と微量分析方法の検討、湛水条件での分解性、土壌微生物や土壌酵素活性および植生への影響などさらに詳細な検討が必要である。

8. まとめ

土壌中におけるポリアクリルアミド誘導体の分解と、土壌中での下水汚泥に含有される有機態窒素の無機化と土壌のウレアーゼ活性に与えるポリアクリルアミド誘導体の影響について検討した。

土壌微生物を接種したポリアクリルアミド誘導体（分子量 6×10^6 ）の水溶液を用いるモデル実験によってポリアクリルアミドは土壌微生物により分解され、含有される有機態窒素は無機態窒素になることが明らかとなった。

土浦市内烏山下水処理場から採取した汚泥を谷田部淡色黒ボク土壌に 5, 10 および 20% 混合し、さらにポリアクリルアミド（分子量 6×10^6 ）を 100, 300 および 500 $\mu\text{g/g}$ 乾土添加し 30°C で 14 日間培養した実験において供試ポリアクリルアミドは、汚泥中の窒素の無機化を抑制せず、アクリルアミドの添加により $\text{NH}_4\text{-N}$ 生成量が増加することが明らかとなった。

御代田および普通寺放牧地土壌と豊里および福山畑土壌のウレアーゼ活性はポリアクリルアミドの添加によってわずかに影響をうけ、高濃度添加（1,000 $\mu\text{g/g}$ 土壌）で約 10% 阻害された。

謝 辞

本実験の遂行にあたり住友化学工業(株)にはポリアクリルアミド誘導体を提供いただいた。また農林水産省四国農業試験場、同中国農業試験場、同草地試験場山地支場ならびに茨城県筑波郡豊里町 金子藤吉氏には供試土壌を提供いただいた。なお栗田工業(株)には汚泥を提供していただいた。記して深謝する。

引 用 文 献

- 1) 岡沢和好・池田 修・早川哲夫・岡崎 誠 (1975): 浄水処理における高分子凝集剤使用の健康に与える影響・WHO = 水道国際文献センター, 水専門班レポート, 公害と対策, 11, 137 - 148.
- 2) 栗原 淳・渡辺光昭 (1976): ポリアクリルアミド系凝集剤の植生に及ぼす影響. 農技研肥料化学科資料, 第 189 号, 17-30.
- 3) 大谷 謙・若松峯雄・松井秀弘 (1978): 水中微量アクリルアミド系凝集剤の分析法. 水道協会雑誌, No. 524, 15-21.
- 4) Scheiner, D. (1976): Determination of ammonia and kjeldahl nitrogen by indophenol method, *Water Research*, 10, 31-36.
- 5) 日色和夫・川原昭宣・田中 孝 (1978): 紫外部吸収法による水中の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の含量の簡易測定法. *分析化学*, 27, 283 - 287.
- 6) Technicon instruments corporation (1973): *Industrial method No. 154 - 71 w, Ammonium in water and seawater.*
- 7) Kamphake, L. J., S. A. Hannah, and J. M. Cohen (1967): Automated analyses for nitrate by hidrazine reduction. *Water Res.* 1, 205 - 216.
- 8) Tabatabai, M. A. and Bremner (1977): Effects of trace elements on urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, 9, 9-13.

9) 藤井國博ほか(1980):下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響, ライシメーター実験(I), 本報告書, 79-109.

4.

底泥の限界掃流力に関する実験的研究

村岡浩爾¹・大坪国順¹

Experimental Studies on the Critical Shear Stress of Cohesive Bed Soil

Kohji MURAOKA¹ and Kuninori OTSUBO¹

Abstract

Upflung muds, which have deposited on the bed of polluted rivers and eutrophic lakes, influence the water quality and the aquatic life system seriously.

The mechanism of muds flinging up has not been enough resolved, because it relates closely to the physico-chemical characteristics of muds and the influence of these characteristics on the mud's flinging up has not been made clear.

In this investigation, some kinds of physical tests for mud properties were exercised and the critical shear stress of these muds was obtained by the experiments using the pipe flow with rectangular cross section. The water content and organic content of muds in above tests and experiments were controlled artificially.

On the basis of obtained experimental results, the relationship among the physical variables concerning the mechanism of cohesive soil transport may be introduced as follows;

- (1) In considering the cohesive soil transport, it is necessary to define two critical conditions, the limit of soil particle's movement and the limit of bed destruction. On the basis of this definition, the forms of cohesive soil transport are grouped into three types. These forms relate closely to the physico-chemical characteristics of mud and water content.
- (2) The critical shear stress of cohesive mud changes according to containment of organic matter in mud.
- (3) In regard to each critical condition, the dimensionless equation concerning the critical shear stress of mud was obtained.

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

1. まえがき

汚濁河川、富栄養湖に堆積している底泥の巻き上げは、水質や水生生物生態系に大きな影響を及ぼしていることは周知の事実である。底泥の巻き上げの力学的機構についても最近研究が活発になっているが、底泥の含有物質と土質特性の関係が、巻き上げ現象に及ぼす影響が極めて複雑であるため必ずしも実際の現象を正しく解明しているとは言い難い。

この論文では、含有成分を人工的に制御した底質を用いて、各種の物理試験と限界掃流力を求める実験を行って、粘性土の限界掃流力の特性の解明を試みた。限界掃流力とは、河床を構成する物質を巻き上げ、流送するために必要な最低限の底面せん断力のことである。底質の流送に対する抵抗力が大きいほど限界掃流力は大きくなる。底質の流送抵抗力は底質の物理化学的性質と密接な関係があり、その性質の解明も必要となる。そのため、本論文では、2節において、底質の物理化学的性質について概略を示す。3節では、底質の物性の実験結果を示す。4節において今回行った底質の限界掃流力の実験についての方法や結果を示し、限界掃流力を支配する物理的無次元量について考察した結果を述べる。

2. 底質の物理化学的性質

底質の物理化学的性質は、特に粘性土において問題が多い。粘土鉱物の種類と性質、粘土粒子表面の水とイオンの作用および粘土粒子間の相互作用、さらに粘土と有機物の相互反応が、底質の力学的挙動に少なからぬ影響を与える。本節では、粘性土の物理化学的性質についての一般的な知識^{1), 2), 3)}を概略して述べる。

2.1 粘土鉱物とカチオン

粘土を構成する粘土鉱物には、結晶質と非結晶質とがあり、前者はアルミニウム、鉄、マグネシウム、アリカリ金属からなる層構造珪酸塩類である。層構造は図 2.1¹⁾に示すように、シリカ四面体およびアルミナ八面体といわれる2種の構造単位からなり、その重なり方によって、粘土鉱物のタイプは、2:1型(モンモリロナイト、イライト(粘土雲母)など)、2:1:1型(緑泥石)、および1:1型(カオリナイトなど)に分類される。このうち最も水分子の影響を受け易いのは2:1型構造の粘土鉱物である。一方、非結晶質の粘土鉱物としてはアロフェンがある。比表面積の大きな粘土鉱物ほど粘土の活性度は増し、吸水性などのコロイド的な性質が顕著になる。

粘性土は何らかの粘土鉱物を含有しており、その粘土鉱物の多くは、普通のpH値の範囲では、端部に正の電荷を、面部または粒子全体としては負の電荷を帯びるので、層構造の本来のタイプについて、粘土粒子の界面的性質に大きな影響を及ぼす要因はカチオン(陽イオン)である。水中のカチオンは常に水分子と結びついている。これをカチオンの水和という。カチオンの水和の程度はLi, K, Naのようにカチオンの原子価が低いものほど大きいので、粘土粒子表面の水和の仕

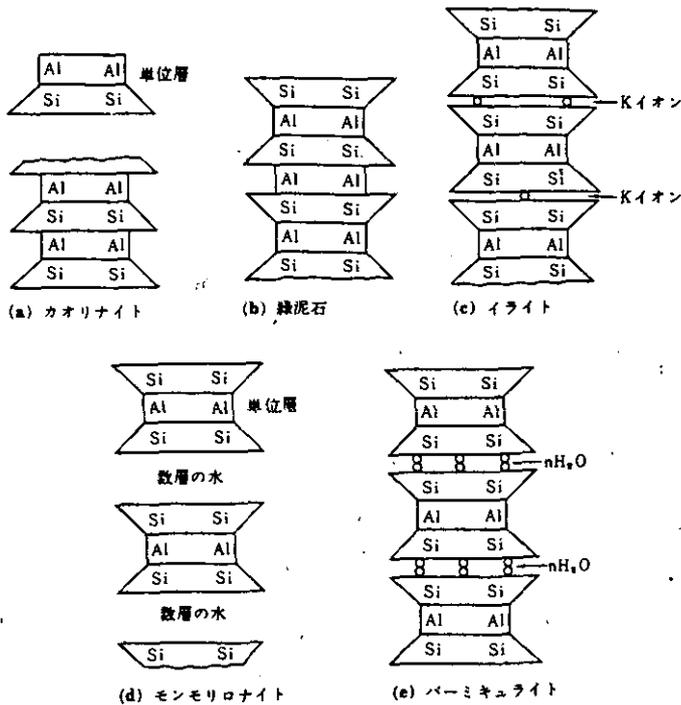


図 2.1 代表的な粘土鉱物の模式的な構造¹⁾

Fig. 2.1 Schematic structures of representative clay minerals

方もまた、存在するカチオンの種類によって変化する。吸着カチオンが何であるかによって、粘性土の力学的挙動は変化すると思われる。

2.2 粘土-有機物複合体

粘土鉱物はある種の有機物と粘土-有機物複合体（以下、有機複合体と略称する）を生成する。粘土と有機物の相互反応の様相は、粘土鉱物の種類、化学的組成、層面の荷電状態、層間に存在する水の量と無機陽イオンの原子価、ならびに有機物の種類、形、大きさ、極性基の存否などの多くの因子に支配される。

粘土と有機物の相互反応にはイオン交換反応と、極性吸着が考えられる。一般に、有機陽イオンはイオン交換反応により粘土と結合し、有機性有機物は極性吸着により有機複合体をつくる。

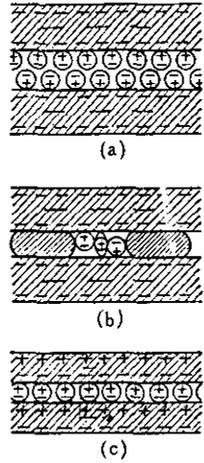
(1) イオン交換反応

正電荷をもつ有機物の粘土への吸着は、粘土の交換座において、静電力と Van der Waals 力の両方によって起こる。また $C-H \cdots O$ (粘土表面) の水素結合も関与するという説もある。有機物

が粘土に吸着すると、粘土の陽イオン交換容量の変化、粘土層間隔の伸長、吸着水量の変化、粘土の粘度の変化が起こることが知られている。

(2) 有極性分子の吸着

粘土鉱物の構造は有極性であり、また多くの有機物は双極子となっている。よって粘土鉱物が有極性有機物を含む溶液あるいは懸濁液と接触すると、粘土の正および負電荷の中心は、液中の有極性分子のそれぞれ負および正電荷の中心をひきつけ極性吸着が起こる。極性基は主としてC-H…O（粘性表面）の水素結合により粘土表面に吸着されるという考え方もある。極性吸着では、すでに粘土表面に吸着されていたイオンを当量的に交換浸出しない。極性吸着による有機複合体の生成過程は、粘土の種類によって異なる。すなわち粘土の各層間に露出している表面の帯電状態によって異なる。図2.2³⁾は有機複合体の生成過程を模式的に示したものである。



- a) モンモリロナイトと有極性有機物との結合
- b) モンモリロナイトと極性部分を含む非極性有機物との結合
- c) メタハロイサイトと有極性有機物との結合

図 2.2 モンモリロナイトおよびメタハロイサイトの有機複合体生成過程³⁾
 Fig. 2.2 Processes of clay-organic complex productions of montmorillonites and metahalloysites³⁾

2.3. 粘土粒子の反発と牽引

(1) 反発力と牽引力

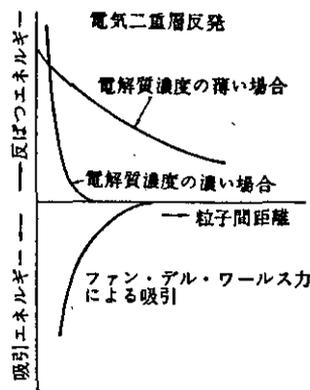
粘土粒子には、交換性カチオンの水和層（拡散電気二重層ともよばれる）を介して、反発力と牽引力が互いに作用し合う。2粒子間の反発力は、同型の水和層が重なると現れ、水和層の厚さに大

きな影響を受ける。また、粘土粒子間の牽引力としては、①Van der Waals 力、②Coulomb 力（異種の電荷間に生ずる力）、③非粘土物質による粒子の結合、④有機物と鉱物質の間の電氣的結合、⑤有機物による粘土粒子と粗粒子との結合があげられる。

粘土粒子間に働く実際の牽引力は、このように幾つかの力の組み合わせであるのに加えて、不規則な幾何学形状と土粒子のランダムな配列のため、反発力と牽引力を正確に表すことはほとんど不可能である。

(2) 粘土懸濁液の分散と凝集

懸濁液中の粒子間の反発力と牽引力を、粒子間の距離に対してまとめると、図 2.3²⁾ に示すように要約される。反発力が牽引力に比べてはるかに大きければ、懸濁液は分散の状態にあるが、反発力がある程度まで小さくなれば凝集の状態に変わる。このような分散と凝集の説明は、懸濁液だけでなく、スラリーの状態や、さらに土塊としての形を保ちうるような含水状態に対してもかなり応用できる。粘土粒子の分散と凝集作用は、土の液性限界 (L.L.)、塑性限界 (P.L.)、したがってその差である塑性指数 (P.I.) の値を変化させる。特に比表面積の大きな粘土 (モンモリロナイト etc.) は大きな影響を受ける。



図・2.3 土壤粒子の反発と吸引エネルギー²⁾

Fig. 2.3 Reactive energies and suction energy of clay particles

(3) 粘土の堆積構造

粘土粒子の堆積の仕方を粘土の堆積構造といい、粘性土の挙動を論ずるうえで重要なパラメータである。土構造は、個々の粒子の反発力と牽引力をはじめ、種々の要因によってタイプが決まる。図 2.4¹⁾ に示すように、幾つかの堆積構造が提案されている。その最も基本的な堆積構造は、ランダム構造 (図 (e)) と綿毛構造 (図 (a)) とである。

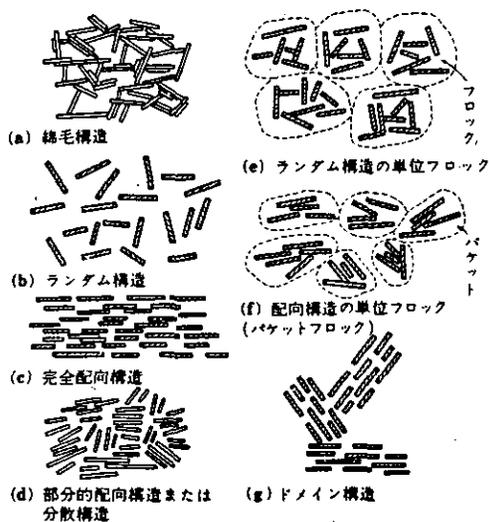


図 2.4 代表的な粘土の堆積構造の二次元的モデル
 Fig. 2.4 Two-dimensional models of representative soil structures

2.4 土のせん断特性

(a) せん断特性の物理化学的解釈

粘性土の場合、粘着力とせん断抵抗角で代表される土のせん断特性は、土の物理化学的性質に関係することが多い。

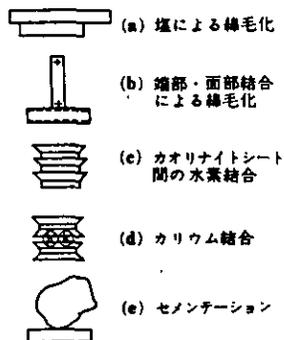


図 2.5 粘着力の要因のタイプ⁴⁾
 Fig. 2.5 Factors of adhesion and cohesion⁴⁾

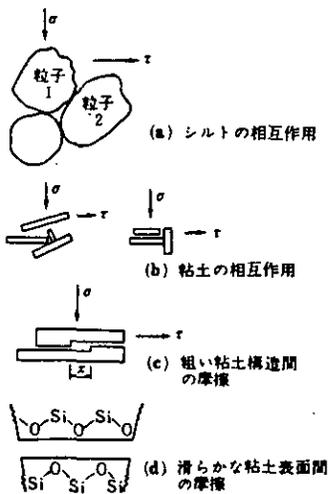


図 2.6 粒子間摩擦のタイプ⁴⁾
 Fig. 2.6 Types of interparticle friction⁴⁾

粘着力は、粘土粒子間の相互作用の組合せによって発揮される。粒子間の相互作用は、粒子の吸着水、交換カチオンの水和層の接触および粒子の直接の接触があげられるが、一部は土構造にも影響を受ける。粘着力のタイプは、図 2.5⁴⁾ に示すように、幾つかに分類される。(a), (b)は十分な電解質が存在するとき起こる。(c)と(d)は、個々の粒子を幾らか、より大きい粒子に成長させる効果を伴う。(e)に示すセメンテーションは、種々の塩やある種の有機物が粒子間の接着剤として働く。

せん断破壊面上の摩擦抵抗成分は、主に粒子間の相対的なすべり運動と粒子間のインターロッキングによって発揮される。粘性土中の摩擦の微視的なメカニズムは、図 2.6⁴⁾ に示すように分類される。上述によって説明される粘着力と摩擦抵抗成分は、せん断ひずみに対して図 2.7⁴⁾ に示すような過程を経ながら発揮されると考えられている。

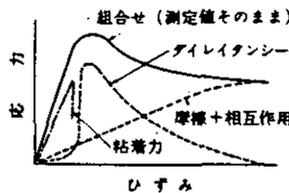


図 2.7 粘性土のひずみ-応力関係におけるせん断抵抗成分⁴⁾

Fig. 2.7 Components of shear resistance to stress-strain curve of cohesive soil⁴⁾

(b) 粘土の堆積構造の影響

粘性土でも、最初の土構造のタイプによって、ひずみ-応力関係やせん断強さに違いが現れる。綿毛構造ではひずみ-応力関係において小さいひずみでピークを生じるが、ランダム構造ではピークを生じない。せん断強さも一般に前者が后者より大きい。

また粘着力の大きさは、粒子の配向の方向とせん断の方向との関係によって異なることが知られており、一般に、粒子の配向の方向とせん断の方向とが直角の場合のほうが平行の場合より粘着力は大きくなる。

3. 粘性土の物性

粘土の物理的性質を表す重要な要素として、土粒子の形状、粒子表面積、土粒子の比重、粒度分布、コンシステンシー指標、含水比、単位体積重量、粘度、粘土の構造、粘土の分散度、水中沈定容積、土壌の膨張度、収縮度などが挙げられる。上述の諸要素のうちで、含水比によらないものは前の4要素であり、後の7要素は多かれ少なかれ含水比の影響を受ける。

土質工学の分野でよく行われる物理的試験は、土粒子の比重試験、含水量試験、粒度試験、コンシステンシー試験、単位体積重量試験である。

今回の研究でも、単位体積重量試験を除いた全ての試験を行った。単位体積重量 (γ_t) については、粘土の間隙中を水が100%占めるということから

$$\gamma_t = \frac{\gamma_w G_s (100 + w)}{100 + G_s w} \quad (3.1)$$

なる式より求めた。ここで γ_w : 水の単位体積重量, G_s : 土粒子の比重, w : 含水比 (%) である。また、コンシステンシー指標として、各粘土の液性限界 (L.L.) と塑性限界 (P.L.)、塑性指数 (P.I.) を求めた。さらに、今回の研究では、各粘土について含水比 (w) と粘度 (μ_s) との関係を求めた。

粒度分布の測定にはピペット法を用い、粘度の測定には単一円筒回転式粘度計を用いた。

3.1 粘性土の物性に関する実験結果

底質として用いた資料の種類と、平均粒径、液性限界、塑性限界、塑性指数を表3.1に示す。表中、泥Aは、霞ヶ浦高浜入で採集した底泥であり、泥Bは、その底泥を H_2O_2 で処理して有機物を減少させたものである。泥Aと泥Bの強熱減量比はそれぞれ、17.1%と12.1%である。実験に

表 3.1 流送実験に用いた底質の平均粒径とコンシステンシー
Table 3.1 Mean diameters and consistencies of cohesive soils used for the experiment

Bed Materials	d_m (μm)	L.L.	P.L.	P.I.
Kaolin	4.21	51.05	38.54	12.54
Kaolin + Starch(5%)		46.70	34.23	12.47
Kaolin + Starch(10%)	4.41	42.28	27.87	14.41
Kaolin + Starch(15%)		42.54	22.68	19.86
Kaolin + Starch(20%)	4.35	45.04	16.58	28.46
Kaolin + Agar(5%)		155.40	33.90	121.5
Kaolin + Agar(10%)	81.66	225.0	49.80	175.2
Kaolin + Agar(15%)		246.9	57.70	189.2
Kaolin + Agar(20%)		329.8	49.30	280.5
Bentonite	14.44	186.5	32.95	153.5
Bentonite + Starch(5%)	13.20	167.5	24.80	142.7
Bentonite + Starch(10%)	13.60	162.5	21.74	140.8
Bentonite + Starch(15%)	13.30	164.8	22.17	142.3
Bentonite + Starch(20%)	10.42	151.2	20.73	130.5
Bentonite + Agar(2.5%)		242.9	29.30	213.6
Bentonite + Agar(5%)		276.6	29.40	247.2
Bentonite + Agar(10%)	80.44	250.3	34.70	215.6
Agar(15%)		316.7	39.30	277.4
Mud A	20.70	212.5	70.70	141.8
Mud B	14.63	95.9	44.50	51.4
Mud B + Starch(10%)	9.01	97.1	31.30	65.3
Mud B + Agar(10%)	70.84	272.0	48.40	223.6

用いた粘土は、カオリンとベントナイトであり、これらの粘土に混合させた有機物は、可溶性デンプンと寒天である。表中の(%)は有機物の含有率を重量百分率で示したもので、有機物/(粘土+有機物)で定義される。

有機物含有粘土の作成にあたっては、有機物を水に混入し加熱して溶解させた後、粘土を加えて練り上げて、それを自然冷却させた。寒天含有粘土は冷却することによって、いわゆる寒天状のかたまりとなるので、それを乳鉢でつぶし、0.3 mmのふるい(篩)で裏ごしして団粒をつぶした。

粘土の平均粒径 d_m は、大きい方から順に、泥A>泥B>ベントナイト>カオリンである。カオリンとベントナイトにデンプンを混合させても d_m はほとんど変化しない。しかし、寒天含有粘土は $80\mu\text{m}$ 程度に増加した。デンプン含有の泥Bの d_m は若干減少し、寒天含有の泥Bは $73\mu\text{m}$ に増大した。写真3.1は、カオリンの顕微鏡写真である。(A)がカオリン、(B)カオリン+デンプン5%、

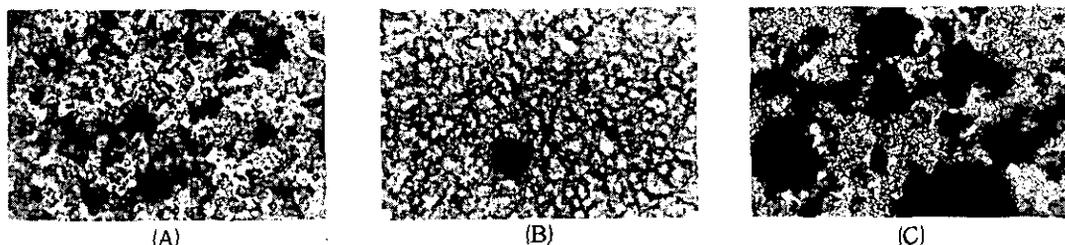


写真 3.1 カオリンおよび有機物含有カオリンの顕微鏡写真
Photo 3.1 Microscopic photographs of Kaolin Organic complexes

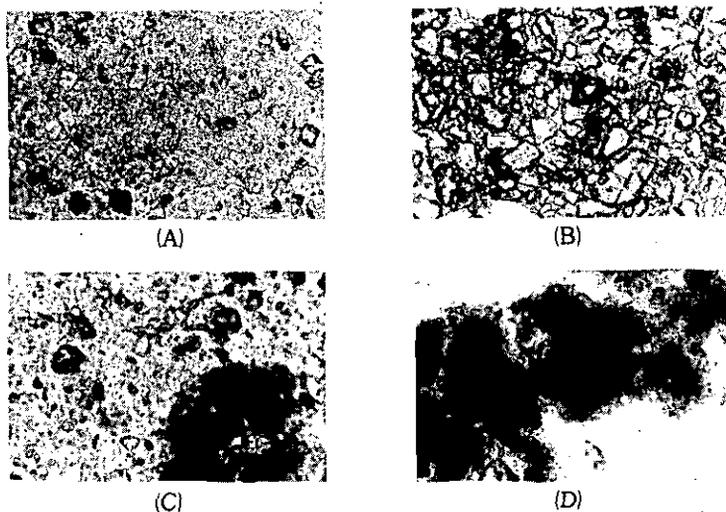


写真 3.2 ベントナイトおよび有機物含有ベントナイトの顕微鏡写真
Photo 3.2 Microscopic photographs of Bentonite and Bentonite-organic complexes

(C)がカオリン+寒天5%である。カオリンとデンプン含有カオリンでは、粘土鉱物が結合することなく、単一粒子で存在しており、粒度もそろっていることがわかる。一方、寒天含有カオリンの場合は、単一粒子の存在のほかに、多数のカオリン粒子が寒天塊の内に取り込まれた形の粘土塊が多く存在している。

粘土塊の大きさはカオリン粒子の数十倍から数百倍になっている。写真3.2はベントナイトの顕微鏡写真である。(A)はベントナイト、(B)はデンプン含有のベントナイト(含有率10%)、(C)、(D)は寒天含有のベントナイトで、含有率はそれぞれ2.5%と5%である。ベントナイトとデンプン含有のベントナイトでは粘土の構造に差異が見あらず、粘土構造が単粒子で存在している。粒子の粒度はカオリンに比して、かなり不ぞろいで、 $1\mu\text{m}$ 以下のものから $20\sim 30\mu\text{m}$ のものまで認められた。(C)、(D)の写真には、カオリンの場合と同様に、多数のベントナイトが寒天塊の内に取り込まれた形の粘土塊の存在が認められる。含有率が大きいほど、粘土塊の大きさも、数も増加する。写真3.3は霞ヶ浦で採集した底泥の顕微鏡写真である。(A)は泥Aの場合であり、有機物によって粘土鉱物が結合したと考えられる粘土塊が多数存在するとともに、植物遺骸も少なからず存在した。(B)は泥Bの場合であり、粘土塊は認められず、植物遺骸も認められなかった。

顕微鏡写真で見える限りにおいては、寒天含有のベントナイトの粘土塊と泥Aの粘土塊は非常に類似した様相を示す。また寒天含有のカオリンの粘土塊は、粘土鉱物の集中の度合が前の二つより大きいようである。

寒天含有の粘土の平均粒径が増大したのは、これらの粘土塊の存在のためと考えられる。

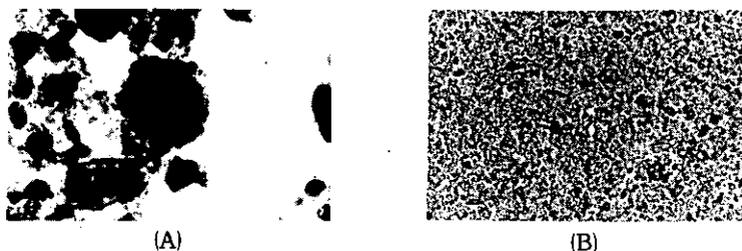


写真 3.3 霞ヶ浦底泥の顕微鏡写真

Photo 3.3 Microscopic photographs of natural mud gathered at Lake Kasumigaura

3.2 各底質のコンシステンシー

カオリンは、デンプンを含有することにより、液性限界も塑性限界も減少する傾向にある。しかし、塑性指数は増加する傾向にある。また、寒天含有の場合は、液性限界は急激に増大する。一方塑性限界も増加はするが、液性限界ほどではない。塑性指数は寒天含有につれて増加する。ベント

ナイトの場合は、デンプンの含有によって、液性限界、塑性限界とも下がり、塑性指数も低下する。寒天含有によっては、液性限界、塑性限界ともに増加するが、液性限界の増加が著しいので、塑性指数は増加する。泥Aの場合は液性限界、塑性限界共に、カオリンやベントナイトより大きい。しかしH₂O₂処理した泥Bは、液性限界は泥Aの $\frac{1}{2}$ 以下となり、カオリンより大きくベントナイトより小さくなる。塑性限界は、泥Aの $\frac{2}{3}$ 以下となるが、カオリン、ベントナイトより大きい。泥Bにデンプンを含有させると、液性限界はやや増加し、塑性限界は低下する。寒天を含有した場合には、液性限界は著しく増加して泥Aの値より大きくなるが、塑性限界は泥Bより若干増加する程度で泥Aの値より小さい。塑性指数は、大きい順に、寒天含有の泥B、泥A、デンプン含有の泥B、泥Bとなっている。上の結果から共通していえることは、デンプンは、土の液性限界、塑性限界は低下させる役割を果たし、寒天は、土の液性限界を著しく増加させ、塑性限界を若干増加させる役割を果たすということである。

3.3 各底質の粘度と含水比の関係

図 3.1 から図 3.4 は各底質の含水比 (w) と粘度 (μ_s) の関係を示したものである。図 3.1 はカオリンを用いて、含有する有機物の種類によって、含水比-粘度の関係がどのように変化するかを検討したものである。有機物としては、デンプン、寒天、ゼラチン、サラダ油を用いた。これらの有機物は分子量が大きい鎖状分子構造をしており、非電解質で極性をもたない。そのため、有機物が粘土と有機複合体を生成する機構としては、2.3節で述べたイオン交換反応や極性吸着による場合はきわめて少なく、大部分は粘土鉱物が有機物の高分子構造の中に機械的に取り込まれるとい

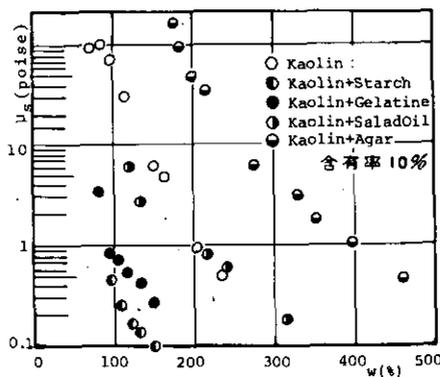


図 3.1 粘性土の粘度と含水比の関係 (含有する有機物の影響)

Fig. 3.1 Relations between viscosity and water content of cohesive soils (Influences of a kind of contained organic material)

う機構によるものと考えられるが明確なことは分かっていない。図 3.1 から、有機物を含有したカオリンの粘度は、寒天含有の場合を除いて、同一含水比でカオリンのみによる場合より小さくなるのが分かる。デンプンは保護コロイドの状態となり、粘土鉱物の凝集を抑制し、粒子間の潤滑剤の役割を果たすため粘度が低下すると思われる。ゼラチンやサラダ油を含有したカオリンは、数10～数100 μm の粘土塊を生成するが、この粘土塊の集合体は保水能力が小さく、粘土塊は沈殿しやすい。そのため、寒天含有の場合ほど粘度が大きくなると考えられる。図 3.2 は、有機物含有

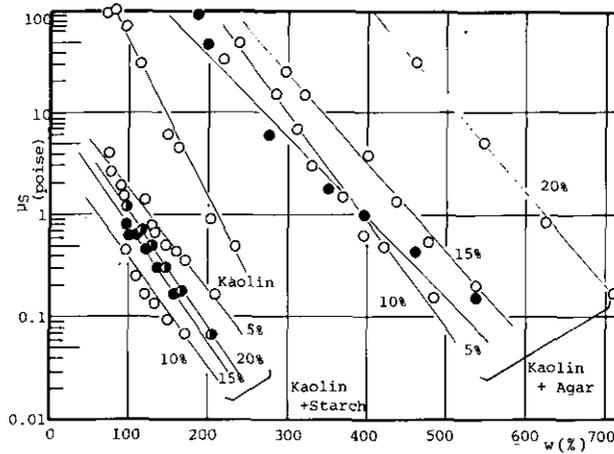


図 3.2 カオリンにおける粘度と含水比の関係 (有機物含有率の影響)
 Fig. 3.2 Relation between viscosity and water content of Kaolin
 (Influences of rate of organic contents)

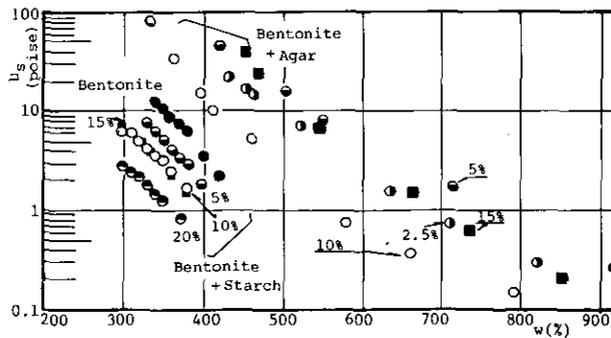


図 3.3 ベントナイトにおける粘土と含水比の関係 (有機物含有率の影響)
 Fig. 3.3 Relations between viscosity and water content of Bentonite
 (Influences of rates of organic contents)

率がカオリンの粘度 (μ_s) に及ぼす影響を示したものである。デンプン含有カオリンは、同一含水比でカオリンのみより粘度が低下する。粘度の大きさは、5%、20%、15%、10%の含有率の順となる。寒天含有カオリンは同一含水比でカオリンのみより粘度は大きく、寒天含有率と共に増加する傾向がある。図 3.3 はベントナイトについての有機物含有率と粘度との関係を示す。カオリンと同様にデンプンを含有すれば粘度は下がり、寒天含有により粘度は上がる。デンプンの含有率が高いほど粘度は下降し、寒天含有の場合は、5%、15%、25%、10%の順で大きい。寒天の場合、含有率と粘度に一定の傾向が現れなかった原因として次のことが考えられる。粘土中の水は二つの形態で存在する。一つは粘土塊の形成時に粘土塊中に取り込まれたもの、他の一つは粘土塊が粘土粒子間の空隙を埋めているものである。同一含水比でも前者の形態で存在する水の割合が多いほど粘土は半固体状態に近く粘度が大きくなる。今回の実験では、粘土塊を形成させる際の水の量について、特別な規定を設けなかったために、割合が一定でない。このことが、同一含水比において、寒天含有率の大きな粘土の粘度が必ずしも大きくならない一因と考えられる。図 3.4 は霞ヶ浦で採集した底泥の粘度と含水比との関係を示したものである。泥 A と泥 B では粘度に大きな差が現れた。泥 B にデンプンが入った場合粘度は若干下がり、寒天が入ると粘度は大きく上がり、泥 A のそれに匹敵する。

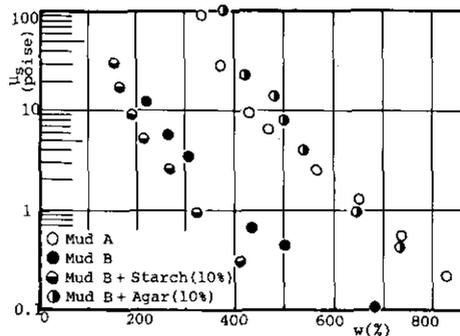


図 3.4 霞ヶ浦底泥における粘土と含水比の関係

Fig. 3.4 Relations between viscosity and water content of natural muds gathered at Lake Kasumigaura

4. 粘性土の限界掃流力

4.1 実験目的と実験方法

表 3.1 に示した底質を用いて、底質が水流によって流送し始める時の、底質に働く底面せん断力を求めた。このせん断力は限界掃流力といわれ、非粘着性の砂れきについては、限界掃流力を与え

る公式がいくつか示されている⁵⁾。しかし、粘土など粘着性を示す底質の限界掃流力についての研究は現象の複雑性ゆえにかなり遅れている。今回は、各底質の限界掃流力に及ぼす含水比、有機物含有量の影響を実験的に検討した。

限界掃流力を測定する実験では安定した壁面せん断力を得るために、高さ5 cm × 幅15 cm × 長さ7 mの長方形断面の透明アクリル製の管水路を用いた。水路上流端の4.5 m下流部から、高さ2 cm × 幅10 cm × 長さ90 cmの凹部を設けた。今回の実験は、この凹部の $\frac{1}{3}$ の長さを移動床として利用した。底質は水路に直接には敷かず、凹部にぴったり収まる試料箱に厚さ1.5 cmで充填し、それを水路に設置した。底面せん断力はピエゾ水頭こう配から求めた。また流量は下流に設置した三角せき（堰）で測定した。

流送実験の手順は、原則として1分間隔で流速を約2.5 cm/sずつ増加させてゆき、限界時にピエゾ水頭こう配と流量を読み取り、併せて採水を行う。また特徴的な現象に際しては河床面を正面（河床の真上）と側面から写真撮影した。限界の判定には、目視による方法とレーザー濃度計の出力の変化から判定する方法とを併用した。

4.2 流送時の底質の表面状態

今回の実験で十種類の底質について、種々の含水比での限界掃流力(τ_c)を測定した。粘土の流送形態は底質によっても含水比によっても異なることが明らかとなった。その結果、粘土の流送に関しては、二つの限界掃流力を定義することが妥当であると考えた。一つは底質が流送し始める限界であり、いわゆる砂粒での限界掃流力に対応するもの、他の一つは、河床面が破壊して河床高を維持できなくなる限界である。前者を流送限界、後者を破壊限界と定義する。破壊が生じると大量の底質が流送され、短時間のうちに河床が低下する。湖沼や河口での水質汚濁を問題にする場合には、破壊限界の τ_c が重要な要素となる。今回の実験によれば、粘土の流送形態は三つに大別される。

- (1) 流送限界と破壊限界が存在する場合で、破壊限界に至るまでは大した河床低下がない。
- (2) 流送限界のみが存在する場合。低含水比で見受けられ、河床低下はほとんどない。
- (3) 流送限界を越えると、せん断力の増加につれて底質の流送量が著しく増加して河床低下が進行するが、河床面の急激な破壊は起こらない。

また、破壊限界に至る過程にも三つの形態がある。

- (1) wavy bed (波長5 cm~10 cm, 波高1 mm~5 mm) が形成され、その一部から崩壊が始まる型。
- (2) 河床の一部に流れと直角方向のヒビ割れが生じ、そのヒビが広がって破壊に進む型。
- (3) 高含水比の場合で、河床面にさざ波状のゆらぎ(波長1 cm~2 cm, 波高2 mm~5 mm) が発生し下流へ流下してゆく型である。

また、底質によっては、流送限界の前後で表面の粗さが異なるものもあり、流送限界前に河床面にもやのような横縞や縦縞が現れるものもあった。さらに、底質の違いによって、粘土の移動形態にも違いが見られ、表面からへん平な片鱗がはがれてゆく型と微小粒子が転動・巻き上がってゆく型とがある。

写真4.1～写真4.3は底面せん断力の増加に伴う粘土の流送形態の変化を示したものである。写真4.1はデンプン含有ベントナイトの場合で、河床面にもや状の縦縞が現れ、せん断力の増加につれてwavyな河床が形成されてcrestの部分から崩壊してゆく様子を示す。写真4.2は泥Aの場合で流送前の表面は滑面であるが、表層がはがれるとアバタ状の床面となり、せん断力の増加と共にwavy bedが形成されてtrough部にヒビが生じてその下流部から破壊が始まる。写真4.3は寒天含有の泥Bの場合で、表面は最初からザラザラした感じで、流送限界を越えるとせん断力の増加と共に著しく巻き上がり河床低下が進行するが急激な破壊は起こらない。

次に各底質の流送形態の特徴を概略的に述べる。カオリンの場合：カオリンはwavy bedを形成せず破壊に至るが、デンプンや寒天を含有すると、含水比のある範囲でwavy bedを形成し、troughの部分にヒビが生じそこから破壊する。ベントナイトの場合：ベントナイトは常にwavy bedを形成したのちcrest部が下流へ押し潰される形で破壊する。泥Aの場合：滑面の表層がはがれ、アバタ状の床面になり、含水比の低い場合は一部にヒビが生じて破壊し、含水比が高くなるとwavy bedを形成しtrough部にヒビが生じその下流から破壊する。泥Bの場合：デンプン含有の泥Bの場合にはwavy bedを形成しcrest上流側斜面から破壊する。泥Bと寒天含有の泥B

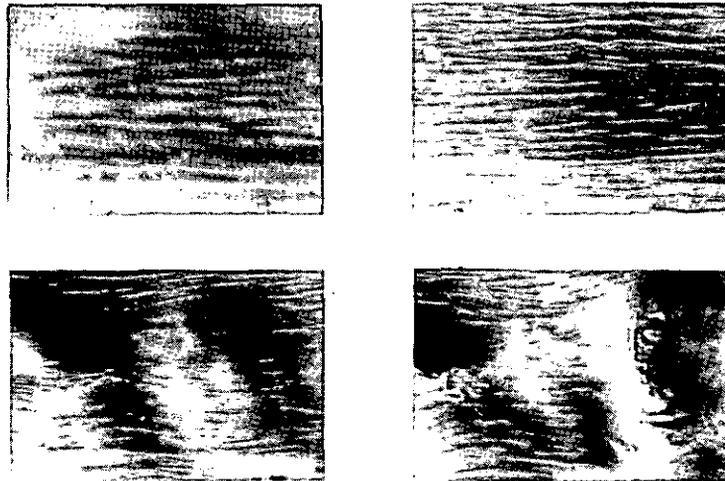


写真 4.1 底面せん断力の増加に伴う粘土の表面状態の変化 (デンプン20%含有のベントナイト, 含水比232.9%)

Photo 4.1 Changes of the state of bed surface during increase of bed shear stress (Bentnite+Starch (20%), water content : 232.9%)

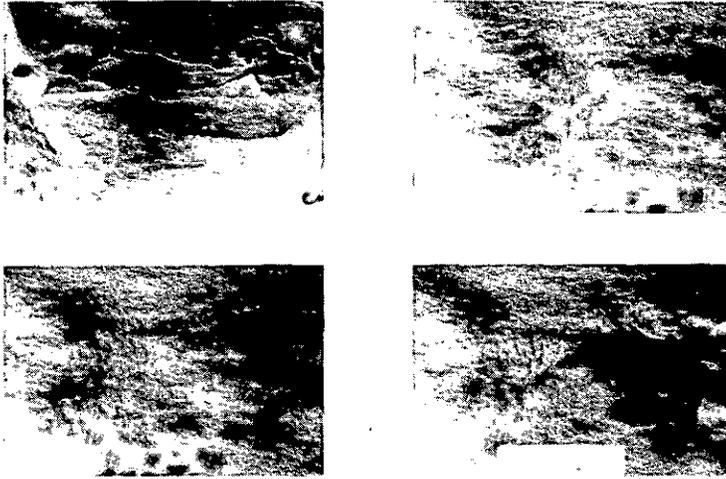


写真 4.2 底面せん断力の増加に伴う粘土の表面状態の変化 (泥A, 含水比529%)
 Photo 4.2 Changes of the state of bed surface during increase of bed shear stress. (Mud B+Agar (10%), water content : 529%)

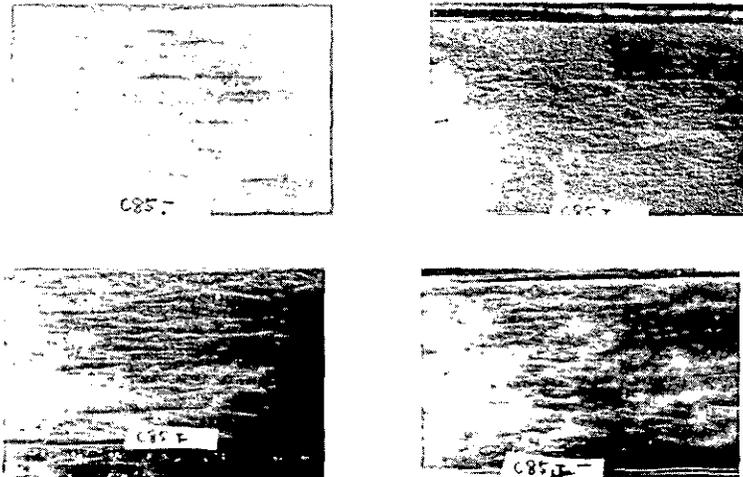


写真 4.3 底面せん断力の増加に伴う粘土の表面状態の変化 (寒天10%含有の泥B, 含水比513.7%)
 Photo 4.3 Changes of the state of bed surface during increase of bed shear stress. (Mud B+Agar (10%), water content : 513.7%)

の場合には、せん断力の増加と共に一様は巻き上がりが激しく、急激な河床破壊は生じないが河床低下は著しい。

4.3 限界掃流力と物性との関係

図 4.1～図 4.3 は、各粘土の限界掃流力 (τ_c) と含水比 (w) との関係を示したものである。図 4.1 はカオリンの場合、図 4.2 はベントナイト、図 4.3 は霞ヶ浦の底泥の場合である。各底質とも若干のばらつきはあるが、 τ_c の値は含水比の増加に対して低下する傾向にある。カオリンとベントナイトの場合、流送限界、破壊限界の τ_c の値は、共に同一含水比においてデンプン含有すれば減少し、寒天含有すれば増加する傾向がある。流送される粒子は、粘土のみの場合とデンプン含有の場合には $4\text{ mm}^2 \sim 9\text{ mm}^2$ の大きさのへん平な片鱗であり、寒天含有の場合、微小粒子と径 0.5 mm 程度の球状粒子が混在し、流送限界付近では球状粒子の転動が目立った。泥 A と泥 B の限界掃流力には大きな差があり、 H_2O_2 処理することによって流送抵抗力がかなり低下することがわかる。泥 B の場合、寒天含有によって流送抵抗はかなり回復するが泥 A までには至らない。デンプン含有によっても限界掃流力が増加する点がカオリンやベントナイトの場合と異なる。図 4.4 はカオリンに含有する有機物量と限界掃流力との関係を示したものである。デンプン含有の場合 τ_c は含有率の増加とともに減少する傾向がある。寒天含有の場合は同一含水比での比較はできないが、 τ_c は含有率に対して増加する傾向にある。図 4.5 はベントナイトについての結果である。デンプ

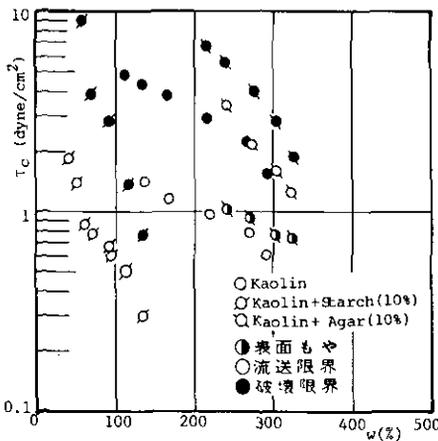


図 4.1 限界掃流力と含水比との関係
(カオリンの場合)

Fig. 4.1 Relations between critical shear stress and water content (In the cases of Kaolin and Kaolin-organic complexes)

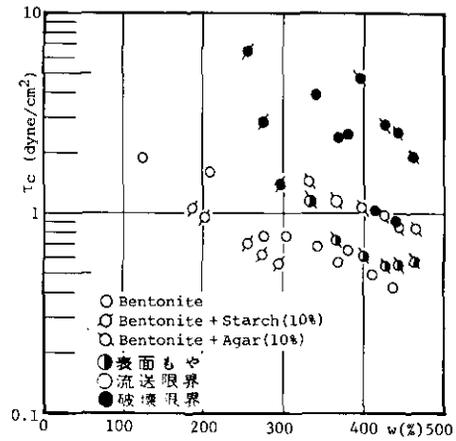


図 4.2 限界掃流力と含水比との関係
(ベントナイトの場合)

Fig. 4.2 Relations between critical shear stress and water content (In the cases of Bentonite and Bentonite-organic complexes)

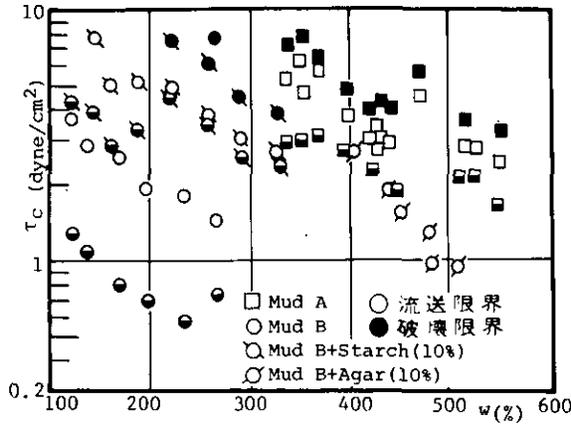


図 4.3 限界掃流力と含水比との関係 (霞ヶ浦底泥)
 Fig. 4.3 Relations between critical shear stress and water content (In the cases of Mud A, Mud B and Mud B-organic complexes)

ンの場合、含水比のばらつきにより明言はできないが、全般的に含有率の増加に対して τ_c は減少の傾向がある。寒天含有の場合は τ_c は含有率5%で極大値をとった。

底質の粘度と限界掃流力の関係を検討すると、カオリン、ベントナイトともに同一含水比において粘度が低ければ限界掃流力は小さくなる。一方、泥Bでは、デンプンを含有すると、同一の含水比で粘度は泥Bより低下するが限界掃流力は大きくなっている。またデンプン含有カオリンにおいても、粘度の大きさに対する含有率の順と限界掃流力の大きさによる含有率の順は異なっている。

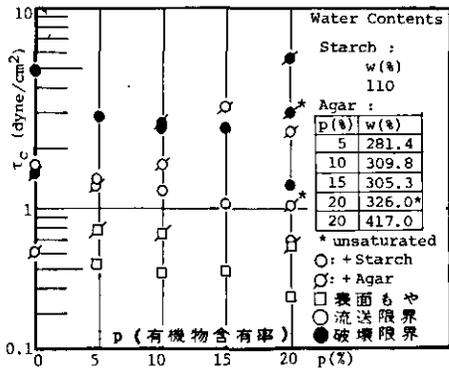


図 4.4 限界掃流力と有機物含有率との関係 (カオリンの場合)
 Fig. 4.4. Relations between critical shear stress and percentage of organic contents in clay (In the case of Kaolin)

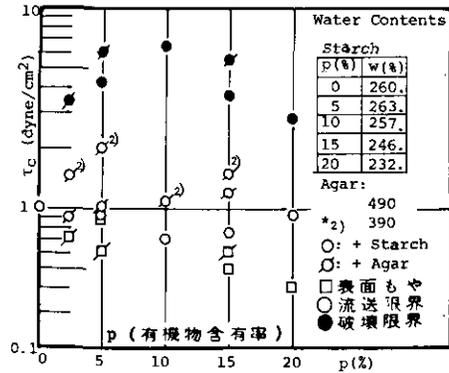


図 4.5 限界掃流力と有機物含有率との関係 (ベントナイトの場合)
 Fig. 4.5 Relations between critical shear stress and percentage of organic contents in clay (In the case of Bentonite)

粘度と限界掃流力の間には同一粘土であれば必ず正の相関があるが、異なる底質で限界掃流力の大小を比較した場合、同一含水比で粘度が大きなもの、限界掃流力が大きいとは限らない。

4.4 限界掃流力に関する次元解析的考察

一般に、河床の限界掃流力は流れの底面せん断力が河床の流送抵抗力と等しくなる状態として定義される。粘土の流送抵抗力としては主に重力に起因する力と粒子間の粘着力の二つが挙げられる。粘土の場合、粒子径が非常に小さいので重力の項が無視され、流体力と粘着力の釣り合いで移動限界が議論されることが多い。しかし、粘着力の評価が難しく、いままでの研究では粘着力の適当な指標が見い出されていない。一つの考えとして、粘土のビンガム流体としての降伏値(τ_y)を用いて、 τ_c/τ_y の値の検討^{6), 7)}がなされたが、 τ_c/τ_y が含水比(w)によって大きく変化し、 w が小さくなると、 τ_c/τ_y が1より急激に小さくなり、 $w=60\%$ では $\tau_c/\tau_y=10^{-4}$ となることが報告されている⁶⁾。 τ_y は粘土の粘着性を示す一つの指標であるが、流送抵抗に関する粘着力とは同一なものではなく、両者の関係も明らかでない。

また、含水比の高い場合、水流と粘土河床の界面現象が密度流と類似している点に注目して、限

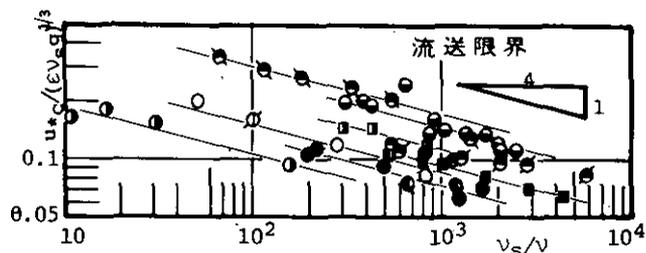


図 4.6 $u_{*c}/(\epsilon v_s g)^{1/3}$ と v_s/ν との関係 (流送限界の場合)
 Fig. 4.6 Relations between $u_{*c}/(\epsilon v_s g)^{1/3}$ and v_s/ν (In the case of limit of the soil particle's movement)

- Kaolin
- Kaolin+Starch(5%)
- Kaolin+Starch(10%)
- Kaolin+Starch(15%)
- Kaolin+Starch(20%)
- Kaolin+Agar(5%)
- Kaolin+Agar(10%)
- Kaolin+Agar(15%)
- Kaolin+Agar(20%)
- Bentonite
- Bentonite+Starch(5%)
- Bentonite+Starch(10%)
- Bentonite+Starch(15%)
- Bentonite+Starch(20%)
- Bentonite+Agar(2.5%)
- Bentonite+Agar(5%)
- Bentonite+Agar(10%)
- Bentonite+Agar(15%)
- Mud A
- Mud B
- Mud B+Starch(10%)
- Mud B+Agar(10%)

(図4.6~図4.10に適用)

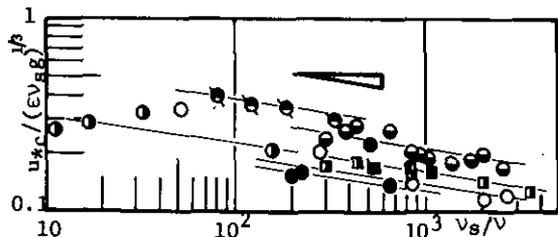


図 4.7 $u_{*c}/(\epsilon v_s g)^{1/3}$ と v_s/ν との関係 (破壊限界の場合)
 Fig. 4.7 Relations between $u_{*c}/(\epsilon v_s g)^{1/3}$ and v_s/ν (In the case of the limit of bed destruction)

界掃流力 (τ_c) を密度流における混合を支配するパラメータで整理する考え方がある⁷⁾。図 4.6, 図 4.7 はこの考え方に基づいて τ_c を整理したものである。縦軸は $u_{*c}/(\epsilon\nu_s g)$, 横軸は ν_s/ν である。ここに u_{*c} : 限界摩擦速度 ($=\sqrt{\tau_c/\rho}$) , $\epsilon = (\rho_s - \rho)/\rho$, ρ_s : 粘度の見かけの密度, ρ : 流体の密度, ν_s : 粘土の動粘性係数, g : 重力加速度である。図 4.6 は流送限界に対して, 図 4.7 は破壊限界に対しての結果である。 $K = u_{*c}/(\epsilon\nu_s g)$ とおくと, K は ν_s/ν に対して減少の関係にあり, 細井・住友・岩井⁷⁾ の述べるような $K = \text{const.}$ なる結果とはなっていない。

次に, 粘土の限界掃流力を支配する無次元量を次元解析によって求める。現象に関係する量として, u_{*c} , d , ν_s , ν , ρ_s , ρ , γ_s , h , τ_y が考えられる。ここに $\gamma_s = g(\rho_s - \rho)$, d : 代表粒径, h = 水深であり他は前述の定義に順ずる。これら 9 個の物理量から 6 個の独立な無次元量が得られる。それらは, $u_{*c} d/\nu$, ν_s/ν , $\gamma_s d^3/\rho\nu_s$, ρ_s/ρ , $\tau_y d^2/\rho\nu_s^2$, h/d である。いま $\epsilon = (\rho_s - \rho)/\rho$ なる関係を用いると $\gamma_s d^3/\rho\nu_s = \epsilon g d^3/\nu_s^2$ となる。これら六つの無次元量は次の関係式を満足する。

$$\frac{u_{*c} d}{\nu_s} = \varphi_1 \left(\frac{\nu_s}{\nu}, \frac{\epsilon g d^3}{\nu_s^2}, \frac{\rho_s}{\rho}, \frac{\tau_y d^2}{\rho\nu_s^2}, \frac{h}{d} \right) \quad (4.1)$$

その他, 関係する無次元量としては, L. L., P. L., 分散比, 粒度分布, 粒子形状, 比表面積などが挙げられる。式 (4.1) は全ての河床物質の限界掃流力に関する無次元関数形である。図 4.8 は底質の種類ごとに, $u_{*c} d/\nu_s$ と ν_s/ν との関係を示したものである。各底質に対して,

$$\frac{u_{*c} d}{\nu_s} = \alpha_1 \cdot \left(\frac{\nu_s}{\nu} \right)^{0.9} \quad (\alpha_1 : \text{比例定数}) \quad (4.2)$$

なる関係式が成立するが, 液体が水のみの結果なので ν は一定値をとり, ν が異なる条件での (4.2) 式の妥当性に問題が残る。そこで次に, $u_{*c} d/\nu_s$ と $\epsilon g d^3/\nu_s^2$ との関係を検討した。図 4.9, 図 4.10 はそれぞれ, 流送限界時, 破壊限界時の $u_{*c} d/\nu_s$ と $(\epsilon g d^3)^{1/2}/\nu_s$ との関係を各底層ごとに示したものである。二つの図から次の二つの関係式が導びかれる。

$$(\text{流送限界}) \quad \frac{u_{*c} d}{\nu_s} = \beta_1 \cdot \frac{(\epsilon g d^3)^{1/2}}{\nu_s} \quad (4.3)$$

$$(\text{破壊限界}) \quad \frac{u_{*c} d}{\nu_s} = \beta_2 \cdot \left\{ \frac{(\epsilon g d^3)^{1/2}}{\nu_s} \right\}^{0.9} \quad (4.4)$$

β_1 , β_2 は各底質ごとの比例定数で, 含水比に関係ない土の物理量 (L. L., P. L., 分散比, 平均粒径, 粒度分布, 粒子形状, etc) によって決まる量である。

今後は, さらに実験を重ね, (4.3) 式, (4.4) 式の妥当性を確認するとともに, β_1 , β_2 の値と土の物性との関係を明らかにしてゆく必要がある。

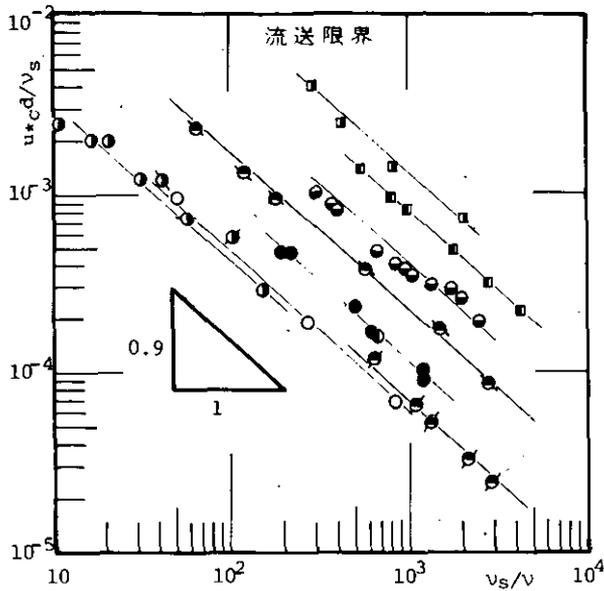


図 4.8 u_{*cd}/ν_s と ν_s/ν の関係 (流送限界の場合)
 Fig. 4.8 Relations between u_{*cd}/ν_s and ν_s/ν (In the case of the limit of soil particle's movement)

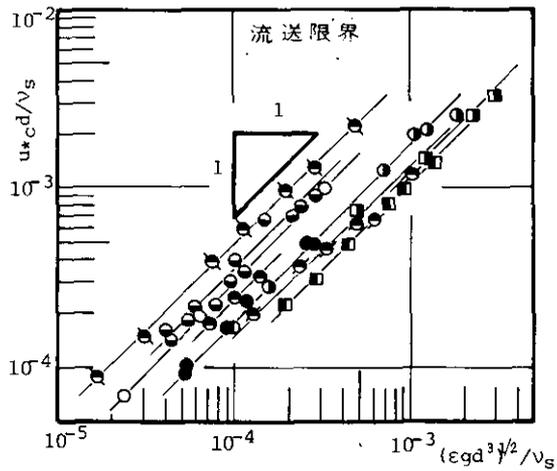


図 4.9 u_{*cd}/ν_s と $(\epsilon g d^3)^{1/2}/\nu_s$ の関係 (流送限界の場合)
 Fig. 4.9 Relations between u_{*cd}/ν_s and $(\epsilon g d^3)^{1/2}/\nu_s$ (In the case of the limit of soil particle's movement)

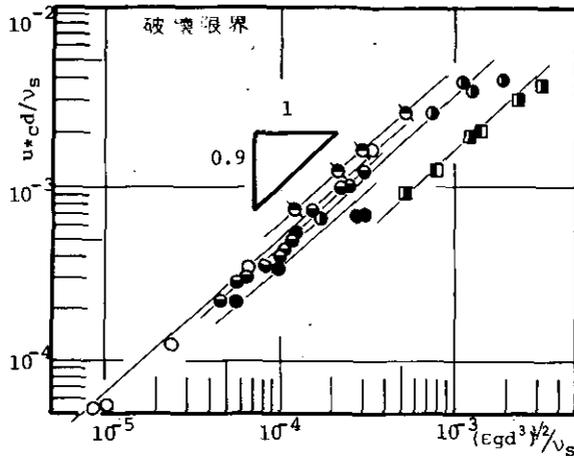


図 4.10 u_{*cd}/ν_s と $(\epsilon g d^3)^{1/2}/\nu_s$ との関係 (破壊限界の場合)

Fig. 4.10 Relations between u_{*cd}/ν_s and $(\epsilon g d^3)^{1/2}/\nu_s$ (In the case of the limit of bed destruction)

5. 結論

本研究で得られた知見を以下にまとめる。

(1) 粘土の流送を考える上では、流送限界と破壊限界の二つの限界を定義する必要がある。それによって粘土の流送形態が三つに大別された。流送形態は底質の物性と含水比に密接に関係する。

(2) 粘土に有機物が混入することによって、粘土の流送抵抗力は変化する。今回の実験では、寒天含有によって全ての粘土の抵抗力が増し、デンプン含有によってほとんどの粘土の抵抗力が低下した。

(3) 二つの移動限界の限界掃流力を支配する無次元関係式が求まった。流送限界に関しては(4.3)式、破壊限界に関しては(4.4)式で与えられる。

最後に、この研究に際し、東京理科大学工学部 吉野善彌教授に種々の御教示と研究遂行に御協力を賜った。また、東京理科大学工学部4回生 高野恒雄氏、本研究所技術部技官 小黒良二氏には実験にあたり多大の援助を賜った。ここに併せて深謝の意を表する次第である。

参考文献

- 1) 土木学会編 (1974): 土木工学ハンドブック. 上巻, 技報堂, 259 - 263.
- 2) 川口桂三郎・熊田恭一・青峯重範・古坂澄石・岡島秀夫・佐々木清一・高井康雄・山根一郎・船引真吾 (1974): 改訂新版土壌学. 朝倉書店, 127 - 142.

- 3) 日本粘土学会編 (1967): 粘土ハンドブック. 技報堂, 95 - 137.
- 4) Lambe (1958): A mechanistic picture of shear strength in clay. Proc. ASCM, Res. Conf. on Shear strength of cohesive soils, 555 - 580.
- 5) 土木学会編 (1971): 水理公式集. 技報堂, 200 - 202.
- 6) 澤井健二 (1977): 粘着性流路床の変動機構に関する土砂水理学的研究. 京都大学学位論文, p. 6.
- 7) 栗谷陽一・楠田哲也・海田輝之 (1979): 底泥の巻き上げに関する基礎的研究. 第15回衛生工学研究討論会講演論文集, 21 - 26.
- 8) 細井由彦・住友 恒・岩井重久 (1979): 底泥の巻き上げに関する実験的研究(II). 第15回衛生工学研究討論会講演論文集, 28 - 32.

5.

底質中の物質の流れによる溶出に関する基礎的研究

村岡浩爾¹

Fundamental Study on Elution of Dissolved Matter from Porous Bed to Stream Water

Kohji MURAOKA¹

Abstract

The behavior of pollutant oozing out of river bed is one of the problems to be solved in the water pollution process with the interaction between hydrosphere and soilsphere. Usual way to carry out the elution test is to use a batch in the laboratory, and this has been successful in understanding the biochemical mechanism for the purpose of quantitative analysis of pollution or eutrophication in the land water. However, the batch method seems to have a weak point that hydraulic characteristics to relate the material elution could not be discussed. Some researchers tried to use a straight open channel, but this has still difficulty to set up the ideal bed model and to establish the accurate measuring system in simple way. Remembering these conditions, the experiment in this report was done by using a endless circular flume of which current is generated by the wind shear action in the wind tunnel covered on the flume. The method and some results of this experiment are summarized as follows;

- (1) Bed sediments consist of uniformly grained sand and stream velocity is set as fast as the sediments cannot be moved by tractive force.
- (2) Salinity was selected as the solvent initially contained in the pore of sand bed because salinity has no adsorption force against the sediment particles and other convenient properties for measuring system and analytical approach.
- (3) Elution rate at bed surface is easily introduced to the mathematical model, but it is different from one deduced from the diffusion theory for two semi-infinite media where one is regarded as stream zone and the other as sediments layer.
- (4) The difference above-mentioned might be caused by the existence of densimetric boundary at the bed surface which would interfere the diffusion or mixing of salinity, and the occurrence of horizontal flow in the sand layer is also able to become one of the reasons for discussing the difference.

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

1. はじめに

およそ国土において、自然作用による物質の移動は、河川を通じて海洋に運搬される経路が物質循環の基本の一つであると言える。したがって流水と相互作用のある底質は、流れによって底質中の物質そのものが掃流や浮流によって運ばれるほか、底質中の物質が溶出することによって流送される現象もあるため、最近のように水質汚濁や土壌汚染が進展する状況下で、土壌圏と水圏とを橋渡しする汚染環境の一つとして底質は特異な存在であることが認識されつつある。

底質中の物質は、溶出現象を経て流水に参加する型と、物質が底質と同時に流送する型とがある。後者の場合は、流水の掃流力によって主として水理学的な観点から底質の動きがとらえられるが、前者の場合は、流れのもつ水理学的特性は存在するとは言え、従来から多くの場合はバッチ式による溶出実験によってその現象が基礎的にとらえられてきたと言える。それによる現象の解明は物質の溶出に関し興味ある成果を得ているが、現実の汚濁河川における底質中の物質の挙動を知るには不完全な実験方法であると言わねばならない。しかしながら、ここにまとめた円形循環水路（エンドレス水路）の実験においても、その方法は上述の不備がすべて改善されるわけではない。バッチ式では可能な種々の微生物による生物化学的変化の測定や、水温、照度などの環境条件の設定は、循環水路では現状において困難を伴うことが多い。ただ、流水条件を極めて簡便に設定できるため今後の溶出に関する現実的な問題の解明に寄与する点が多いと考え、基礎的な実験を行ったものである。

実験の目的は以下の通りである。

- (1) 底質の洗掘や浮上を伴わない流水条件で底質中の物質の溶出実験を行う。
- (2) 底質中の物質は底質材料に吸着せず、かつ底質中で生物化学的変化を伴わない物質として塩素イオンを採用し、流れの水理条件と溶出特性との関係を実験的に考察する。

2. 実験装置と実験方法

2.1 円形循環水路

水路長を事実上無限とみなせるエンドレスタイプの円形循環水路を作製した。水路中心線は直径3 mの円形で、水路幅20 cm、水路高さ50 cmであるが、水路底はかさ上げにより任意の高さに設定できるため、必要な水深で実験が行える。水路部の上部は風洞となっており、風洞の一部分に設置したファンにより風を循環し、水路部では風起因の循環流を生ぜしめることができる。今回の実験とは直接関係ないが、風温を外気に対し+15℃まで調節することもできる。ファンの回転数は最高2,500 rpmであり、本実験の設立条件では最大平均風速約5 m/s、これに対する水流は最大平均流速にして10 cm/sである。水路の一部には風の吹送を乱すことなく外部より計測器プローブの配置が調節できる測定部がある。また最大風速のとき、波高約1.5 cm、波長約10 cmの風波が生ずるが、本溶出実験には直接の影響はないものとする。

従来から河川漂砂もしくは底質の流送実験は開水路を用いるのが普通である。多くの流砂実験、移動床実験はこれによって行われている。しかし底質の影響を受ける水質汚濁に関する実験を行うには、このような長水路実験は種々の困難を伴うので、簡便化された水路によって行うことが多くそのため現象を正しくは握するには精度その他の問題が生ずることがある。これらにかんがみ今回用いた循環水路は底質実験を正しく行うべく計画したものであるが、これとても長所短所をもってるといわなければならない。長所については

- 1) エンドレスであるため、有限の水路によって無限長に相当する状態、ならびに平衡状態の現象が簡単に得られる。
- 2) 底質に関する実験においては、流れ方向の境界がないため、底質内の浸透流などはほぼ理想状態で実験することができる。

などが考えられるが、一方短所については

- 1) 曲線水路であるため、二次流の発生は避けられない。
- 2) 装置の性格上、流れの特性は風によるせん（剪）断流となり、開水路流れを再現することはできない。

などがある。これらの短所については流速分布特性を検討し、底質からの溶出実験に対してはそれ程の支障はないものと判断した。

2.2 実験方法

底質は、2 mm のふるいを通過し、0.5 mm のふるいに滞まる川砂を用いる。両ふるいの目の中間値を平均粒径とすれば $d = 1.25 \text{ mm}$ となる。実験砂は水道水でよく洗浄し、天日で十分乾燥した上、水路床に 5 cm の厚みで敷く。所定濃度の塩水を砂層の底部より浸透させ、砂表面まで浸潤さ

表 1 実験諸量一覧
Table 1. List of experimental values

	Case 1	Case 2
Rotary number of fan	1,600 rpm	2,400 rpm
Mean wind velocity (W)	3.25 m/s	4.70 m/s
Water depth (H)	8 cm	8 cm
Mean stream velocity (V)	4.05 cm/s	8.24 cm/s
Average diameter of bed sand (d_m)	1.25 mm	1.25 mm
Depth of bed layer (D)	5 cm	5 cm
Initial saline concentration in water flow (C_1)	0.0140 %	0.0435 %
Initial saline concentration in pore water of sand layer (C_2)	2.12 %	2.90 %
Measuring points for concentration	$z=0.5, 2.5, 4.5, 7.5 \text{ cm}$	5.5 cm
Test term (min)	240	180

せた後、上部より水道水を静かに灌水させる。水深は8 cmとした。実験は、ファンの回転数1,600 rpm（実験時間4時間）、2,400 rpm（同3時間）の2ケースとした。この2ケースの実験諸量を表1に示す。

測定項目は風洞部における風速、流水部における流速および電気伝導度である。流速計は超音波流速計で流れ方向と水路幅方向の二成分をとる。また測点は水路中心線上とし、同流速計を上下さ

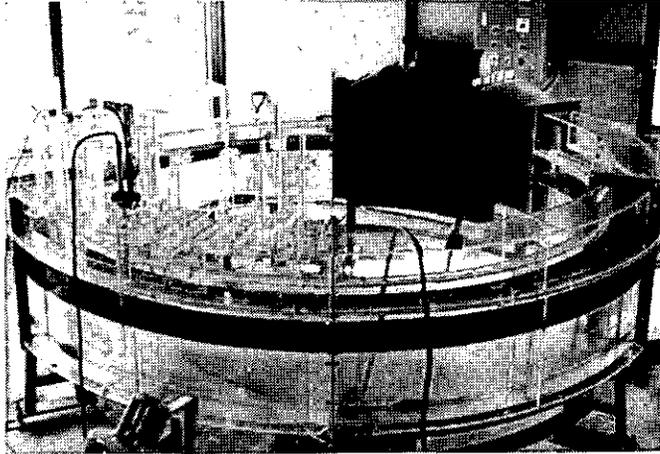


写真 1 エンドレス循環水路全景

Photo 1. Whole view of circular endless flume

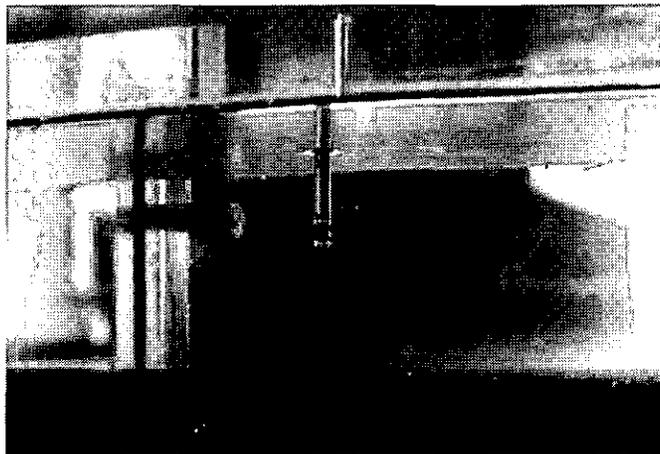


写真 2 塩分濃度計

Photo 2. Setting up view of salinometer

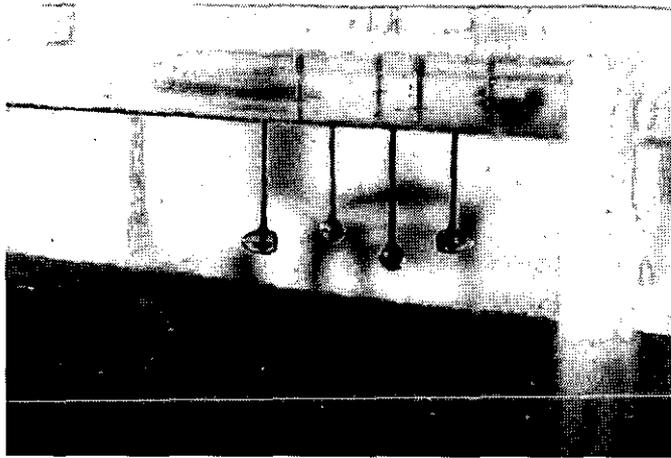


写真 3 超音波式2方向流速計
Photo 3 Setting up view of velocity meter (2 dimensional ultrasonic type)

せて定常流の流速分布を測定する。電気伝導度は電気伝導度計4基を用い、所定の水深での時間変化を記録するほか、上下移動によって鉛直方向の分布も測定する。電気伝導度はあらかじめの検定により塩分濃度に換算して資料解析を行っている。水路全景、流速計および電気伝導度計の設置状態を写真に示す。

3. 実験結果と検討

3.1 流れの特性

水路の接線方向の流速の鉛直分布を図1に示す。平均流速はファン回転数1,600rpmのとき4.05 cm/s, 2,400rpmのとき8.24 cm/sである。分布形はそれ程大きな変化はないが水面下 $\frac{1}{2}$ 付近で幾分凹んだ形となっており、開水路流れの対数分布もしくは放物線分布とは趣を異にしている。このことは吹送流の特性と二次流の影響を受けた結果とみられるが、詳細は未知である。二次流は、真の流向と接線方向とのずれを観測することにより存在が確認できる。記録によると、水底付近では2ケースのいずれの場合も流向が接線方向に対し23度外側にずれており、水底からの距離が大きくなるにつれ、ずれ角度は一樣に小さくなり、水面付近では逆に3~7度内側にずれている。しかし、ずれ角度20度に対する接線方向への補正量は6%程度であるため、底質からの物質溶出実験においてはさほど問題にはならないと考える。

対数分布をなす開水路流れの平均鉛直渦粘性係数 $\overline{\varepsilon_z}$ はElderによって次式で与えられる¹⁾。

$$\overline{\varepsilon_z} = 0.068 U_* H \quad (1)$$

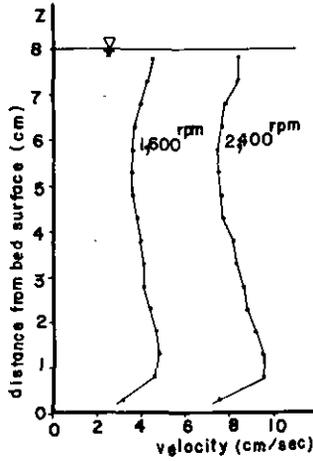


図 1 流速分布
Fig. 1 Vertical profile of velocity

ことに U_* : まさつ速度, H : 水深である。また τ_0 を底面剪断力として

$$U_* = \sqrt{\frac{\tau_0}{\rho}} = \sqrt{gHI} \quad (2)$$

であるが、エネルギーこう配 I は開水路ではよく用いられるが、循環水路の吹送流では求め得ない。従って U_* の近似値を求めるために、循環水路で生じた平均流速がマンシングの平均流速公式 ($n = 0.012$ として) に従うと仮定して求めた I から U_* を推定すると; ケース 1 では $U_* = 0.37 \text{ cm/s}$, ケース 2 では $U_* = 0.75 \text{ cm/s}$ を得る。これよりケース 1, 2 における平均渦動粘性係数は、それぞれ、 $\overline{\varepsilon_z} = 0.20 \text{ cm}^2/\text{s}$, $\overline{\varepsilon_z} = 0.41 \text{ cm}^2/\text{s}$ と求まり、Reynolds の仮定によりこの値は鉛直方向の拡散係数 K_1 と同等とみなせる。長さのスケール H に対する拡散の時間スケール T は

$$T = H^2 / K_1 \quad (3)$$

で表されるため、ケース 1, 2 の時間スケールは、それぞれ、320 秒, 156 秒程度であり、循環水路の流れ場では物質が溶出されることによる濃度変化より水路内の混合速度がよほど迅速であることが予想される。このことは、砂面からの溶出物質の拡散は数分程度の時間スケールであるため、数時間の実験期間では流水中の濃度変化は溶出物質の瞬間混合とみなして観測してさしつかえないと考えられる。

3.2 流水中の塩分濃度特性

後述の理論的考察との対応も考え、初期塩分濃度は砂表面 ($z = 0$) を境に砂層部 ($z < 0$) で一定濃度、流水部 ($z > 0$) で濃度 0 と設定することが望ましい。しかし実際には水道水の湛水時

に底面付近で水質の混合が生じ、理想的なステップ形状の濃度分布を作ることは困難である。ケース2において実験開始直前の静水中の塩分濃度分布は図2に示している。横軸は比濃度で C_2 は初

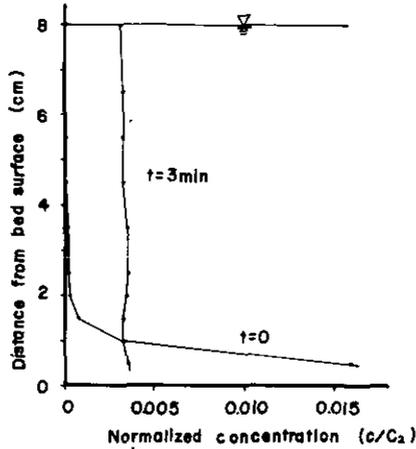


図 2 初期塩分濃度分布 (ケース2)
Fig. 2 Vertical profile of initial saline concentration (case 2)

期砂中濃度、 c は測定濃度から実験水(上水)濃度 C_1 を差し引いた値である。図のように初期状態で砂面上5 mmの地点で砂中濃度の1.5%程度の濃度が生じている。このことより、逆に砂中の砂面近傍でも若干の濃度変化があるものとみられる。しかし実験開始後3分の時点ではほぼ鉛直方向に混合しているから、循環水路では流水中の濃度経時変化は水中の代表点で観測すればよいとみられる。

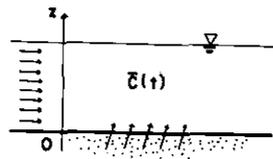


図 3 説明図 I
Fig. 3 Schematic figure 1

図3に示すごとく、流水中の平均塩分濃度 \bar{c} 、底面から単位面積、単位時間当たりの塩分溶出量 q (以下溶出速度という) とすると、連続式より

$$\frac{d(\rho AH\bar{c})}{dt} = Aq \quad (4)$$

ここに A : 循環水路の全底面積, H : 水深, ρ : 流体密度である。 $C_2 (= \text{const})$ を初期砂中水の塩分濃度として

$$\tilde{c} = \bar{c} / C_2 \quad (5)$$

なる比濃度で整理すると(4)式より溶出速度は

$$q = \rho HC_2 \frac{d\tilde{c}}{dt} \quad (6)$$

また, 累加溶出量を Q とすると

$$Q = \int q dt = \rho HC_2 \cdot \tilde{c}(t) \quad (7)$$

を得る。ここに $t=0$ のとき $\tilde{c}(0)=0$ とみなしている。(6)式の $\tilde{c}(t)$ は測定値から求められ, これを図示したのが図4である。ここにケース1の $\tilde{c}(t)$ は $z = 0.5, 2.5, 4.5, 7.5$ cm の4測

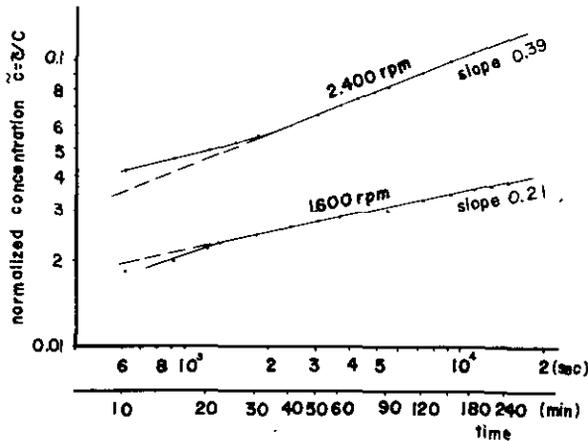


図 4 流水中の比濃度の時間変化

Fig. 4 Time-variation of normalized concentration in stream water

点の平均値より, ケース2は $z = 5.5$ cm の測点の値より描かれている。図では $t > 30$ 分で対数紙上で直線とみなされるが, $t < 30$ 分ではそうではない。この理由は, t が小さいとき初期に存在した水中の塩分が累加溶出量を上回ることや, ファンの回転開始から流れが定常になるまでに溶出機構が一樣な法則に従わないために生じたものと考えられる。 $t > 30$ 分では溶出機構が安定したものと考えられ, この部分を対象としてグラフより

$$\bar{c}(t) = at^m \quad (8)$$

を得る。またこれを(5), (6)式に代入して次式を得る。

$$q = am\rho HC_2 t^{m-1} \quad (\text{g/s/cm}^2) \quad (9)$$

$$Q = a\rho HC_2 t^m \quad (\text{g/cm}^2) \quad (10)$$

a , m の値はグラフより

$$\text{ケース 1 の場合 } a = 5.1 \times 10^{-3}, \quad m = 0.21$$

$$\text{ケース 2 の場合 } a = 2.9 \times 10^{-3}, \quad m = 0.39$$

と求まる。 a , m の物理的意味については後述する。

3.3 拡散理論による考察

本実験の現象を図5のようなモデルに置きかえて考察する。すなわち、媒体1は拡散係数 K_1 を

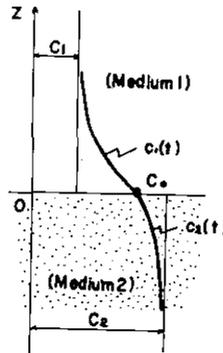


図 5 説明 図 II
Fig. 5 Schematic figure II

もち流水部に相当させ、媒体2は拡散係数 K_2 をもち砂層部に相当させる。空間領域は $-\infty < z < \infty$ とする。基礎方程式

$$\left. \begin{aligned} \frac{\partial c_1}{\partial t} &= K_1 \frac{\partial^2 c_1}{\partial z^2} \\ \frac{\partial c_2}{\partial t} &= K_2 \frac{\partial^2 c_2}{\partial z^2} \end{aligned} \right\} \quad (11)$$

を初期条件

$$t = 0, \quad \begin{cases} z > 0, & c_1 = C_1 \\ z < 0, & c_2 = C_2 \end{cases}$$

のもとで解くと

$$\left. \begin{aligned} c_1 &= C_0 - 2(C_0 - C_1) \left\{ \Phi \left(\frac{z}{\sqrt{2K_1 t}} \right) - \frac{1}{2} \right\} \\ c_2 &= C_0 + 2(C_2 - C_0) \left\{ \Phi \left(\frac{-z}{\sqrt{2K_2 t}} \right) - \frac{1}{2} \right\} \end{aligned} \right\} \quad (12)$$

ここに

$$C_0 = \frac{\sqrt{K_1} C_1 + \sqrt{K_2} C_2}{\sqrt{K_1} + \sqrt{K_2}} \quad (13)$$

で、 $z=0$ における濃度（一定）を表す。また $\Phi(x)$ は正規確率分布関数で

$$\Phi(x) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^x e^{-\frac{u^2}{2}} du \quad (14)$$

と定義される。これらより $z=0$ における物質移速度（溶出速度に相当）は

$$\begin{aligned} q &= -\rho K_1 \frac{\partial c_1}{\partial z} \Big|_{z=0} = -\rho K_2 \frac{\partial c_2}{\partial z} \Big|_{z=0} \\ &= \rho (C_2 - C_1) \frac{\sqrt{K_1 K_2}}{\sqrt{K_1} + \sqrt{K_2}} \frac{1}{\sqrt{\pi t}} \end{aligned} \quad (15)$$

累加溶出量は

$$Q = 2\rho (C_2 - C_1) \frac{\sqrt{K_1 K_2}}{\sqrt{K_1} + \sqrt{K_2}} \sqrt{\frac{t}{\pi}} \quad (16)$$

となる。 $C_1=0$ とおき、もし $K_1 \geq K_2$ であるならば(16)式は

$$Q = 2\rho C_2 \sqrt{\frac{K_2 t}{\pi}} \quad (17)$$

となり、これは $-\infty < z \leq 0$ の半無限域で、 $z=0$ において $c=0$ （一定）として求まる解と同等である。また(17)式は茂庭²⁾が求めた解（ $n=1$ の場合）とも同じである。

この拡散理論においては(15)式からわかるように $Q \sim t^{1/2}$ の関係が一義的に求まり、これは(7)式において $m=1/2$ に相当する。また拡散係数は $K_1 \geq K_2$ であることは十分予測できるので、 a については(10)式と(17)式との比較により、 $a \sim K_2^{1/2}$ の関係にある。

茂庭²⁾はガラスビーズ（平均粒径 $72 \mu m$ ）を底質とし、有限区間の底層をもつ開水路で底層内の塩分減少量の測定から溶出量を求め、 $m=1/2$ となることを確認している。実験の手法が若干異なるとは言え、著者の結果で $m < 1/2$ となったことについて、溶出機構に関しいくつかの問題点が検討されなければならないと考えられる。以下に検討事項をまとめよう。

(1) 流水による溶出機構は単に鉛直方向の拡散現象のみに支配されるものかどうかを考えるべきである。砂層部は多孔体と考えられるから、上方の水流にひきずられる水平流が砂層帯に存在する

ことが考えられる。河川流に対する河床材料内の流れは過去に多く観測されている。従って開水路における有限区間の砂層帯は上下流を境界でさえぎられるため、循環水路のようなエンドレス底層の場合と砂層帯の流れ特性の違いが溶出機構に影響を及ぼしている可能性がある。

(2) 初期砂中塩分濃度が数%に及ぶ場合には底面付近で明らかに密度成層が生じていることが考えられる。上層部（流水部）に関する内部フルード数

$$F_{i1} = U / \sqrt{\varepsilon g H}, \quad \varepsilon = (\rho_2 - \rho_1) / \rho_1 \quad (18)$$

は、ケース1で0.314、ケース2で0.546とかなり小さく、成層度は高いとみられる。また界面付近のリチャードソン数

$$R_i = \frac{-g \frac{\partial \rho}{\partial z}}{\rho \left(\frac{\partial u}{\partial z} \right)^2} \quad (19)$$

を推定するため、砂面近傍の流速および濃度の急変層厚を図2の流速分布、図3の濃度分布、また茂庭²⁾が測定した底質表層付近の濃度分布などを参考にして、1 cm とみなすと、ケース1で $R_i = 1.27$ 、ケース2で $R_i = 0.42$ となり、界面の安定域 $R_i \geq 0.25$ を十分に満足する。したがって Ellison-Turner による下層から上層への連行量³⁾を塩分の連行速度で表した式

$$q = \rho_2 E C_2 U \quad (20)$$

における連行係数 E は、ケース1では無視できる程度に小さく、ケース2で $E = 0.015$ 程度とみられる。ケース2の場合、連行速度は(20)式より $q = 3.6 \times 10^{-3} \text{ g/s/cm}^2$ となる。一方、(9)式による溶出速度は t の関数であるが、同じくケース2の場合、 $t = 30$ 分のとき $q = 2.7 \times 10^{-6} \text{ g/s/cm}^2$ となり、ケース1では連行が無視されるのに、ケース2では連行速度が実験で得た溶出速度を大きく上回ってしまう。もとより、実験での成層状態は下層が砂層であるため、成層流の連行理論がそのまま成り立つものではないが、現象が密度成層の影響を受けていることは確実である。この詳細を究めるには今後の検討にまたねばならないが、密度成層が生じない物質の溶出実験を行うことも有効であろう。

4. まとめ

底泥からの汚染物質の溶出現象を解明するため、循環水路を用いて砂層中の塩分の溶出実験を行った。溶出物質として塩分を対象としたことは、現実の溶出現象に照らして必ずしも一般性を有するものではないが、溶出の機構を解明するには簡便な方法であり、いくつかの基礎的知見を得た。これと現象に関する問題点、および今後の展望をまとめると以下のようである。

(1) 循環水路は流れによる溶出実験を行うのに、従来の開水路流れによる方法に比して、より一般

的な現象を対象とすることができること、計測および資料整理が容易であることなどの利点がある。

- (2) 砂層中からの塩分の溶出速度および累加溶出量は、それぞれ、(9)式(10)式で数式化されることが認められ、式中の係数 a 、 m を実験的に決定することができた。
- (3) 特に係数 m については、溶出現象を鉛直方向の拡散現象とみなす理論では $m = 1/2$ となるが、本実験では $m < 1/2$ となることから現象を純粋な拡散現象とみなすことはできず、砂層帯における水平流の発生、砂面を界面とする密度成層の存在などに関係して溶出は複雑な水理現象であることが確認された。
- (4) 少なくとも密度成層の影響を回避するには密度変化を生じないトレーサーによる実験が必要であり、底質の土質特性および物質の吸着特性も考慮に入れた実験を含め、今後検討する必要がある。

謝 辞

この研究に関し、循環水路の設計の段階から、本実験の準備および計測に至るまで、精力的な協力を頂いた 水質土壌環境部 大坪国順、福島武彦および技術部 小黒良二の三氏に心から謝意を表する次第である。

引 用 文 献

- 1) 合田 健編著 (1979) : 水環境指標 思考社, 320 pp.
- 2) 茂庭竹生 (1978) : 底泥が河川水質に及ぼす影響に関する研究, 水質汚濁研究, 1(1).
- 3) 土木学会水理委員会編 (1977) : 水理公式集 技報堂 585 pp.

6.

降雨による土壌中の不飽和浸透に伴う栄養塩の
吸着と流出に関する実験的研究

村岡浩爾¹・細見正明¹

Experimental Study on Adsorption and Infiltration of
Nutrients in Unsaturated Soil due to
a Series of Rainfalls

Kohji MURAOKA¹ and Masaaki HOSOMI¹

Abstract

Being coupled with the increase of ground water demand at agricultural land near lake, the pollution process through the circulating water system among lake water, soil water, and ground water has been noticed recently as a problem to be solved. This report deals with the infiltration process in which agricultural waste or residual fertilizer permeates downward through the pore of soil medium as dissolved state in rainfall water accompanied with or without adsorption at soil particles.

The method of this research and some main results are summarized as follows;

- (1) The medium is unsaturated soil column of which height and soil characteristics have the same condition as that of the representative site near the Lake Kasumigaura.
- (2) Solvents dissolved in rainfall water are four types of nutrients, in which two are adsorbable and others are not.
- (3) The run-off towards the ground water has so short term as the nutrients permeating through the column do not change biochemically.
- (4) $\text{NO}_3\text{-N}$ and Cl^- attend no adsorption at soil particles through the infiltration, so their movement seems to be the same as water.
- (5) $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{PO}_4\text{-P}$ are the adsorbable nutrients; especially, $\text{NH}_4\text{-N}$ supplied from rainfall solution is almost all adsorbed by the particles beneath the soil surface until adsorption amount would be saturated, while the adsorption characteristics of $\text{PO}_4\text{-P}$ is not evident through whole $\text{PO}_4\text{-P}$ is adsorbed in the soil column.

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

1. はじめに

土壌圏と水圏とを結ぶ汚染機構は土壌中の浸透流および地下水流が大きな役割をなすことはいうまでもない。土壌中の水分の移動が極めて緩慢であるか、もしくは間隙水や吸着水としてほとんど停滞しているとみなせる場合には、汚染物質と土壌に対する汚染機構は種々の生物的化学的変化を伴う複雑な現象となる。ここではそのような長期の土壌汚染を扱うのではなく、土壌表面から地下水帯に至る間の浸透媒体において、地表または表土の汚染物質が降雨によって浸透を開始するとき、物質の吸着現象を含む浸透機構と短期的な地下水帯への流出特性の解明を主眼とするものである。このことは、最近のように浅層地下水の汲み上げが著しい状態では、本来自然に生ずるべき土壌水の移動が人為的な影響を受け、地下水そのものの汚染とも関連し、土壌環境の変動が極めて短期的に生じていると予想されるためである。

また、霞ヶ浦沿岸の水田、畑地にみられるごとく、浅層地下水および湖水の農業利用に伴って、土壌水、地下水、湖水の三態の水循環システムに随伴する余剰農肥、農薬、農産廃棄物の物質循環も性急な状態におかれているとみられ、この立場からも土壌浸透と地下水への流出を探究する価値があると判断される。

今回の実験の目的と研究手法を要約すれば以下の通りである。

- (1) 不飽和浸透を対象とし、その浸透層として土壌コラムを用いる。
- (2) 降雨による浅層地下水への短期流出を対象とし、浸透中に生物化学的変化が無視できることを前提とする。
- (3) 物質は土壌への吸着可能物質および非吸着物質を対象とし、具体的には栄養塩物質とする。
- (4) 降水の流出、物質の流出の特性の違いを明らかにし、吸着特性がそれらにどのような影響を及ぼすかを究明する。

2. 実験方法

用いた土壌コラムは、内径190 mm、高さ1.5 mの亚克力製円筒容器に1.4 mの成田砂を詰めたものである。成田砂は霞ヶ浦沿岸の浅層地下水帯に関係する主要地層で、その土質特性は表1に示す通りである。またその試料は美浦村の同層の切り土から採取したものである。円筒容器の底部

表 1 成田砂の土質特性
Table 1. Soil characteristics of NARITA sand

Specific gravity	2.695
Average grain diameter	0.18 mm
Porosity	51.2 %
Void ratio	1.02
Permeability	$0.91 \times 10^{-3} \text{ cm/s}$

は浸透水が速やかに流出するよう、径 3 mm 程度のガラスビーズをじょうご状に詰め、更に細管で外部に放流させ、流出水の流量計測と物質分析のための試料水の採取を行う。試料砂は底部より約 30 cm 厚ごとに所定の突き固めを繰返して積層する。堆積層を 1.4 m としたのは、霞ヶ浦沿岸の浅層地下水表面が地表下 1 m ないし 2 m 付近にあることが多いためである。コラムの地表面にろ紙を敷き、定量ポンプで送水された雨水がろ紙上の数か所に滴下し、一様に砂中に浸透するよう工夫している。以上の土壌コラムの概要を図 1 に示す。

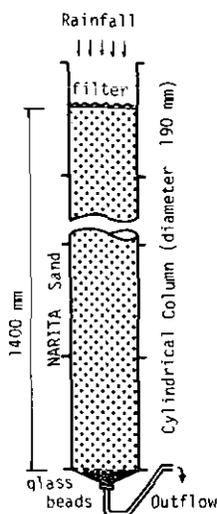


図 1 土壌コラム
Fig. 1 Soil column

降雨による汚染物質の土壌への浸透は、現実には地表もしくは表層の物質が浸透するわけであるが、ここでは浸透層を一様として定量的に現象を把握するため、物質はすべて蒸留水に溶解させ雨水に含有する形で投入した。用いた物質と濃度は、 $\text{PO}_4\text{-P}$ (5 ppm), $\text{NH}_4\text{-N}$ (10 ppm), $\text{NO}_3\text{-N}$ (10 ppm), Cl^- (205 ppm) である。このうち $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ は吸着性の物質である。また実験開始前のコラム内土壌の初期汚染は $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, Cl^- についてはなく、 $\text{PO}_4\text{-P}$ のみが $65 \mu\text{g/g}$ の吸着量を示した。

降雨は日常的な降雨から大きく逸脱しないようなパターンを考える。すなわち、1週間を1サイクルと決め、7サイクルまで実験を行うこととし、各サイクルの1日目、2日目、3日目に各々降雨強度 30 mm/h, 継続時間 4 時間の降雨を与えるものとする。従って各サイクルの残り 4 日間は無降雨である。また物質の投入はサイクル 5 までとし、サイクル 6, 7 は蒸留水のみ降雨である。実験開始に先立ち、土壌コラムに降雨強度 30 mm/h の蒸留水降雨を 3 日間降らせ、微細な濁質を除き、更に 1 週間放置したものを初期状態としている。

3. 降雨および物質の流出特性

流出水の流量はメスシリンダーの読みで測定する。栄養塩分析は Technicon 社の Auto Analyzer II で、 Cl^- は塩素イオン電極（オリオン社）で測定した。流出水および流出物質の流出曲線を全サイクルについて示したのが図2である。降雨の流出は各サイクルの降雨 R_1 , R_2 , R_3 のそれぞれ終了時ごろから始まっている。第1降雨 R_1 による流出曲線は各サイクルでふぞろいであるが、 R_2 , R_3 によるものはほぼ同形である。また物質の流出開始はサイクル1の降雨 R_1 の後2日目の R_3 の終了時ごろから観測されているが、この物質をトレーサーと考えれば、流出水は対応する降雨の水ではなく、押し出し作用による前期の土壤コラム中の毛管水帯および間げき水が流出していることは明らかである。このような不飽和浸透において、押し出し作用が実証されている例は、

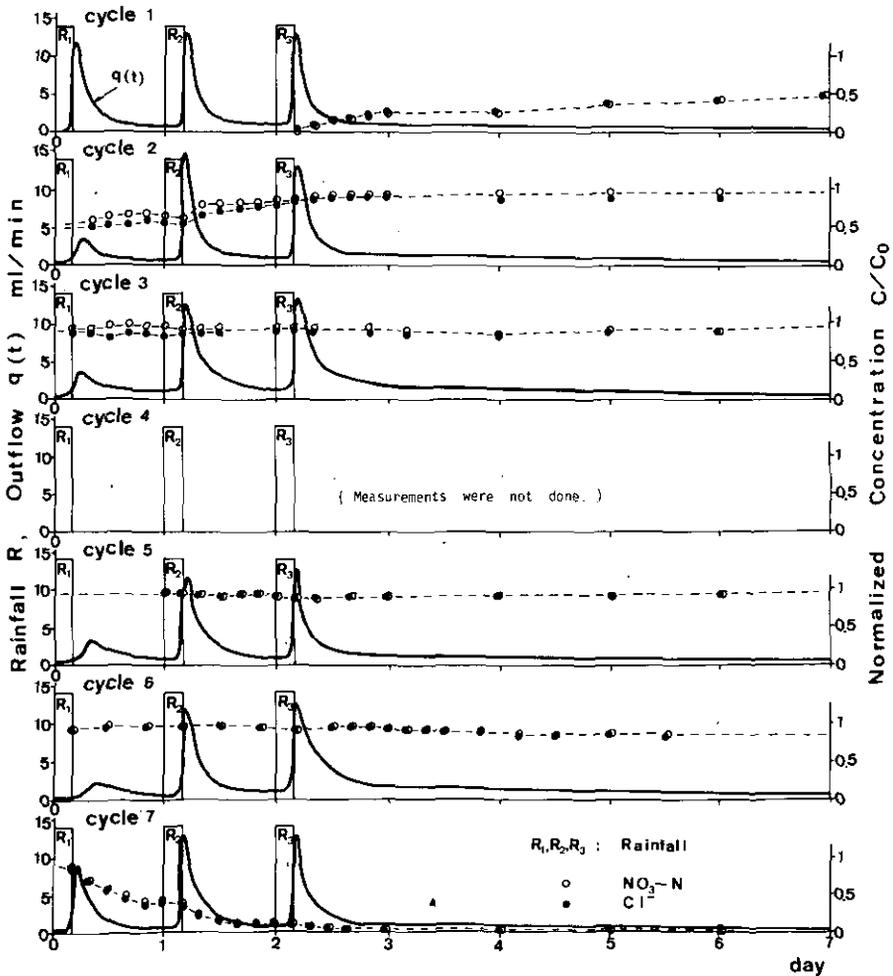


図 2 降雨流出曲線および物質流出曲線
Fig. 2 Runoff curves of water and materials

樋根¹⁾、木下²⁾の研究にもみられ、重要な現象の一つといえよう。また、浸透水の浸透速度は、 R_1 、 R_2 、 R_3 の3降雨の継続時間(4h×3=12h)の後に1.4mのコラムを経て物質流出がみられたことから、およそ12cm/hの値を持つが、この推定は無降雨期間は浸透が進まないと考えているから概算の域を出ない。

流出されてきた物質は $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 Cl^- のみで、 $\text{PO}_4\text{-P}$ および $\text{NH}_4\text{-N}$ は全く流出しなかった。従って後二者はすべて土壤に吸着したとみられる。前二者の流出物質はサイクル2の半ばではほぼ比濃度が1となり、最終の物質投入(サイクル5)の後、サイクル6の半ばから濃度を感じ、サイクル7の終了時にはそれが極く小さくなる。各サイクルごとの流入、流出量は図3に示されてい

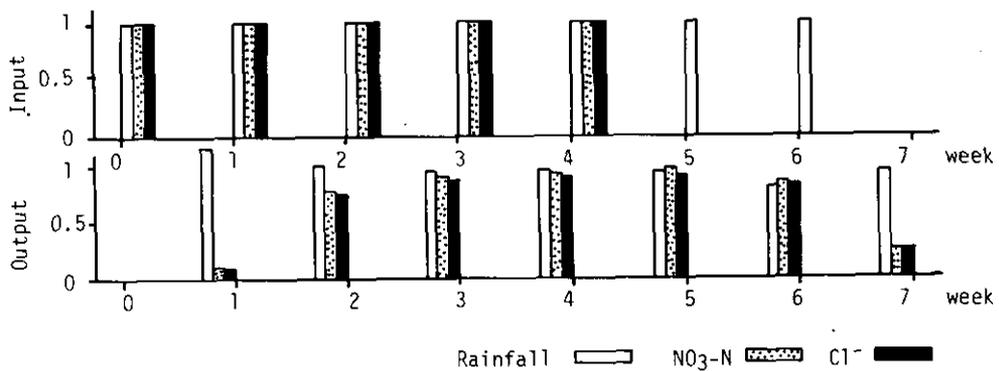


図 3 週毎の流入・流出量(無次元量)
Fig. 3 Weekly input and output (normalized values)

る。雨水は各サイクルで1に近い流出率を示すが、吸着のない物質の流出は時間遅れがあるため、サイクル3ごろから流出率が1に近い値となる。全7サイクルの流入量に対する流出率は、表2に後述するごとく、いずれも90数パーセントに達する。この損失量は、土壤コラムの残存量、計測誤差などによるものであろう。

4. 吸着試験

降雨流出実験において、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は全く流出しなかったため、本実験に用いた成田砂の吸着特性をは握る目的で、以下のような吸着実験を行った。

成田砂をフタ付200ml容量遠沈管に30g入れ、一定濃度に設定した栄養塩溶液(pH 6.1~6.2)を100ml加え、24時間振とうする。その後遠沈して上澄液について各栄養塩濃度を求め、初期濃度との差より吸着量を求める。この方法をここではバッチ法という。また上澄液濃度は平衡濃度と定義される。

この方法によって、初期濃度を種々に変えて実験を行ったが、栄養塩のうち $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 Cl^- は吸

着が認められなかった。PO₄-P, NH₄-N の各平衡濃度に対する吸着量の関係は図4に示すように、いずれも Freundlich 型の吸着等温線 (吸着量 = $KC^{\frac{1}{n}}$, ただし $K, \frac{1}{n}$ は定数) がよく適合しているが、巨視的にみて二本の直線で構成されているとみられる。すなわち、平衡濃度の低い部分と高い部分でこの配が異なり、両域での物質の吸着機構が用いた砂試料について異なっていると考えられ、吸着機構に及ぼす因子について何らかの方法で今後検討することが必要とみられる。

初期濃度に対する吸着量の変化は図5に示すように、図4と類似のグラフが得られ、これより初期濃度 NH₄-N 10 ppm に対する吸着量 28.6 μg N/g 砂, PO₄-P 5 ppm に対しては 15.6 μg P/g 砂が得られる。

土壌コラムによる降雨流出実験では、時間的に常に新たな一定濃度の物質が雨として供給されるため、上記のようなバッチ式で得られる吸着特性と異なった性状を示すことになる。バッチ法において、もし溶液量を無限に大きくすることができればよいが、これは困難であるため、次のような繰り返しバッチ法によって飽和吸着量を求めた。すなわち、10 g の実験砂の入ったフタ付遠沈管に降雨流出実験と同濃度の NH₄-N 10 ppm, PO₄-P 5 ppm の溶液を 200 ml 加え振とうし、一日ごとに 100 ml 引き抜き、新たに同濃度の溶液を加えて引き抜き溶液の濃度が初期濃度に達するまでこの操作を繰り返す。この結果、図6, 図7に示す通り、NH₄-N は10日で、PO₄-P 5日で平衡状態となった。それぞれの累積吸着量は 146 μg N/g 砂, 24 μg P/g 砂となり、これらが 10 ppm の NH₄-N, 5 ppm の PO₄-P 溶液に対する実験砂の飽和吸着量と考えられる。この飽和吸着量は初期の溶液濃度によって異なることが予想されるが、当面、土壌コラムの吸着量と対比するため、

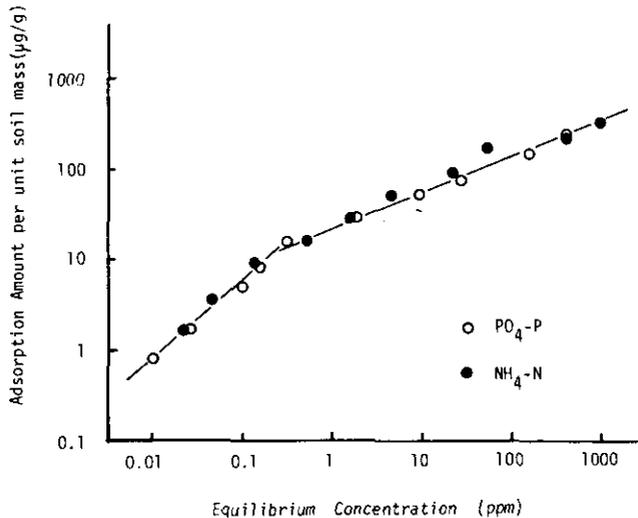


図 4 成田砂の吸着等温線 (バッチ法)

Fig. 4 Adsorption isotherm of PO₄-P and NH₄-N on NARITA sand (by batch method)

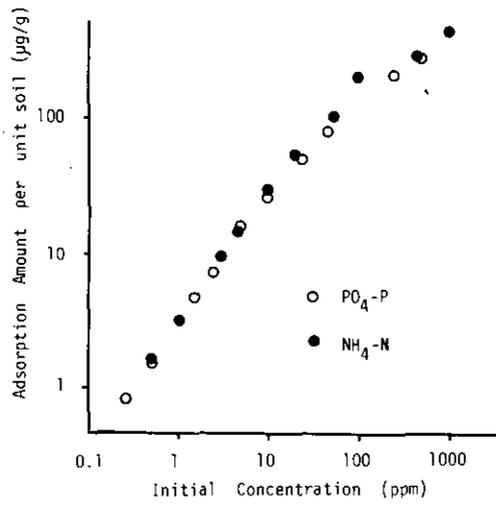


図 5 成田砂の吸着可能量 (バッチ法)
 Fig. 5 Adsorbable amount of NARITA sand (by batch method)

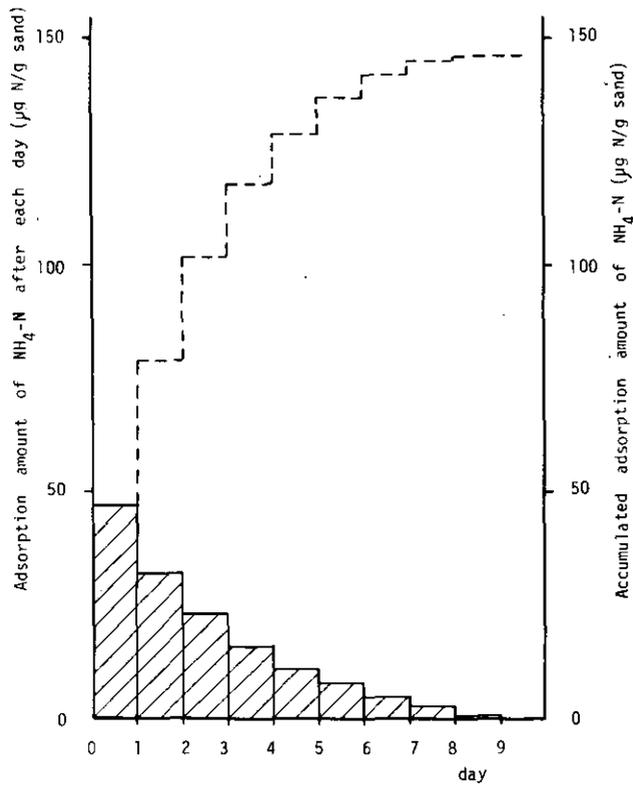


図 6 NH₄-N 10ppm 溶液に対する成田砂の飽和吸着量 (繰り返しバッチ法)
 Fig. 6 Limit adsorption amount of NARITA sand for 10ppm solution of NH₄-N by repeated batch method

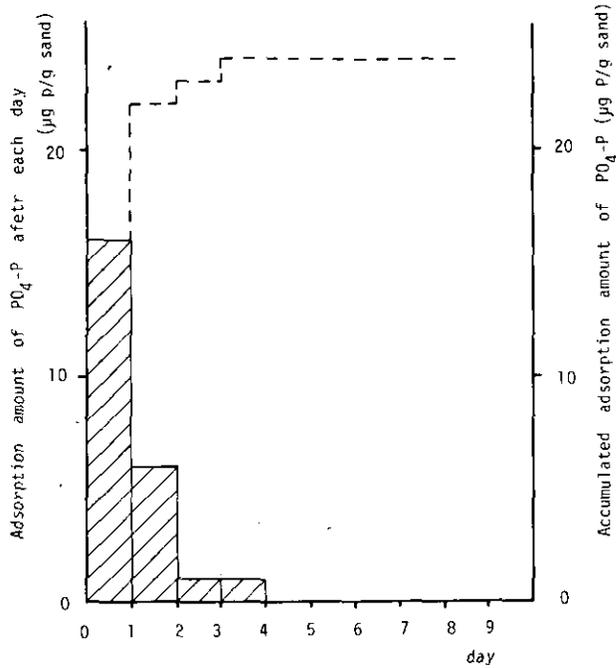


図 7 PO₄-P 5 ppm 溶液に対する成田砂の飽和吸着量（繰り返しバッチ法）
 Fig. 7 Limit adsorption amount of NARITA sand for 5ppm solution of PO₄-P by repeated batch method

上記の濃度で実験したものである。

5. 土壌コラムの吸着量分析

降雨流出実験終了後、コラムの土壌を鉛直方向に6層（おのおの3サンプルずつ）サンプリングを行い物質の吸着量を求めた。NH₄-N、NO₃-Nは1N KCl抽出によって吸着量を求めた。PO₄-Pについては、その吸着機構が解明されていないことや、吸着したリンの抽出方法も明らかにされていないので、ここでは有機物含量が少ない本実験砂に、短時間のうちに吸着したリンは、少なくとも無機態リンとして存在していると考えられるので、土壌や底質中の無機態リンの分析³⁾に準じて求めた。したがってPO₄-Pの場合、実験前後の無機態リンの差をもって吸着量とした。ここに実験前の実験砂の吸着量は、NH₄-N、NO₃-Nについては認められなかったが、リンについては無機態リンとして65 µg/g 砂であった。

上記の方法によって調べた土壌コラムの残存物質量の分析を図8に示す。また土壌コラムにおける物質収支について表2にまとめた。これらから次のことが言える。NH₄-Nは第1層のみに吸着しており、140 µg N/gという吸着量は、先に述べたバッチ法による吸着試験で得られた28 µg N/gより大きく、繰り返しバッチ法の吸着試験で求めた146 µg N/gとほぼ一致する。したがって流出実

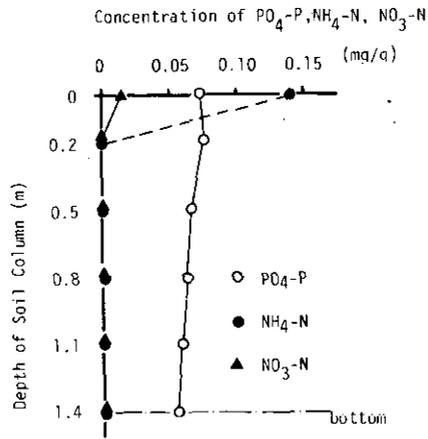


図 8 吸着量の鉛直分布

Fig. 8 Vertical distribution of residual materials in NARITA sand

表 2 土壌コラムの全流入出・吸着量

Table 2. Total input and output mass and adsorption amount through soil column

	Rain fall	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₃ -N	Cl ⁻	Note
Input mass (mg)	¹⁾ 68.8ℓ	252	504	504	10,283	¹⁾ Input water volume
Output mass (mg)	²⁾ 65.9ℓ	0	0	475	9,466	²⁾ Output water volume
runoff coefficient	0.96	0	0	0.96	0.92	
Adsorption before test (mg)	—	3,392	0	0	0	
Adsorption after test (mg)	—	3,429	523	106	0	
Limit adsorption amount (mg)	—	³⁾ 4,645	7,621	0	0	³⁾ Initial amount 3392 mg added to limit amount 1253 mg due to repeated batch test

Soil volume column : 39.7ℓ. Sand mass of column : 52.2kg

験の条件下において土壌コラムの表層は、ほぼ飽和に達していると考えられる。さらに、実験後の吸着量（ただし、NH₄-Nの吸着量は第1層から第2層へ直線的に減少していると仮定）は、コラムへの全流入NH₄-N負荷量にほぼ等しい。

吸着しないと考えられたNO₃-Nが第1層の地表面付近で存在しているが、これはサンプリングまでに地表付近のNH₄-Nが硝化されてNO₃-Nとなり、土壌の間げき水に取りこまれたためと考えられる。また、PO₄-Pに関しては、流入負荷252 mgに対して実験前後の無機態リンの差が37 mgと収支が合わない。この原因として、実験方法で述べた通り、まず土壌コラムを蒸留水で洗浄したわけであるが、流出実験前の無機態リンの測定は、洗浄する前の砂を用いて行ったことにある。すなわち、洗浄した際に多量の濁質が流出し、その中に無機態リンが含まれていることから65

4g P/g という値は過大評価していることになる。したがってここで求めた吸着量は、流出実験で吸着したリン量を少なめに評価する結果となったからである。今後、吸着したリンのみを抽出する方法について検討することが必要である。

6. まとめ

降雨による短期の物質の土壤浸透について実験を行った結果、次のような結果を得た。

- 1) 物質として $\text{PO}_4\text{-P}$ 、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、 Cl^- の4種の栄養塩をとると、前二者の吸着性物質と後二者の非吸着性物質とで浸透に対する概念を考える必要がある。
- 2) 非吸着性物質は、浸透中に生物化学的な変化を起こさない早い流出過程において降雨の浸透と同様の機構をもつと考えられ、したがってこれらについては不飽和多孔体の鉛直浸透として扱うことができる。
- 3) 吸着性物質のうち、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は明らかに表土に集中して吸着される。従って持続的な供給がある場合、表土から順次下方に向かって飽和吸着量に達して行くと思われる。
- 4) $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{PO}_4\text{-P}$ とでは吸着特性が異なるため、同様の浸透吸着特性をもつとは限らない。 $\text{PO}_4\text{-P}$ については、実験砂に初期汚染があったこと、吸着リンの抽出方法が確立されていないこともあって、明確には現象を解明するには至らなかった。

以上のように、本実験では土壤コラムをブラック・ボックスとして扱い、吸着の詳しい機構にふれることなく現象解明に努めたものであるが、コラム内の物質移動を吸着特性と対応させて解明する実験方法を確立し、浅層地下水への栄養塩供給機構を解明することが今後の課題である。

謝 辞

この研究の実験には埼玉大学工学部建設基礎工学科 学生 飯沢雅人氏の精力的な協力を頂いた。また埼玉大学 佐藤邦明助教授には不飽和浸透流に関する有益な示唆を頂いた。ここに合わせて謝意を表する次第である。

参 考 文 献

- 1) 榎根 勇・田中 正 (1979) : 重水を追跡子とした土壤水の流動に関する研究. 昭和53年度 文部省科学研究費 試験研究(2). p. 37.
- 2) 木下武雄・富永雅樹 (1979) : 雨水の浸透と地下水流出実験. 土木学会第34回年次学術溝概要集, II-353, p. 701.
- 3) Wildung, R. E. and R. L. Schmidt, (1973) : Phosphorus Release from Lake Sediments. p. 185, EPA-R3-73-024, U. S. Environmental Protection Agency Washington, D. C.

7.

下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響
ライシメーター実験(I)*

藤井國博¹・森 久之²・久保井 徹¹・吉田富男²・高橋英一³

Effect of Sewage Sludge Application on the Soil Environment
A Lysimeter Study (I)

Kunihiro FUJII¹, Hisayuki MORI², Toru KUBOI¹,
Tomio YOSHIDA² and Eiichi TAKAHASHI³

Abstract

Effect of sludge application on inorganic components of soil water and microbial population in a Yatabe light colored andosol was studied in a small lysimeter (75 x 75 x 50 cm). Dried and ground sludge from Karasuyama sewage treatment plant in Tsuchiura, Ibaraki, was applied to the soil of surface layer (0 - 10 cm) at five rates, 0.2, 0.5, 2, 5 and 10% of the soil (1.78, 4.45, 17.8, 44.5 and 89 metric tons/ha, respectively). Soil water was collected with porous cups embedded at 10, 20, 30 and 40 cm depth below the soil surface and leached solution was collected from the drainage pipe of the lysimeter.

The light application of 0.2 and 0.5% had little effect, but the heavy application of 2, 5 and 10% caused the increase in the concentration of ammonium nitrogen, nitrite nitrogen, nitrate nitrogen, potassium, calcium, magnesium and sodium in soil water collected at 10 cm layer. Phosphorus and heavy metals were not detected in soil water at any depth. Nitrate nitrogen, calcium, magnesium and sodium moved downward and were detected in soil water at 30 cm layer after 105 days. The leaching of ammonium nitrogen, nitrite nitrogen and potassium was not recognized.

* 本論文の一部は昭和54年度日本土壌肥科学会(1979年8月,札幌)にて発表し,日本土壌肥科学雑誌に投稿中である。

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies,
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 筑波大学 環境科学科 〒305 茨城県新治郡桜村
Environmental Science Division, Tsukuba Univ.,
Sakura-mura, Nihari, Ibaraki 305, Japan.
3. 京都大学 農学部農芸化学教室 〒606 京都市左京区北白川追分町
Faculty of Agriculture, Kyoto Univ., Kitashirakawa, Sakyo-ku, Kyoto 606, Japan.

Microbial population in surface soil (0 - 5 cm depth) after 109 days were increased with increasing doses of sewage sludge. Especially, ammonium-oxidizing bacteria, proteolytic bacteria and actinomycetes were markedly increased. With the heavy application, population of actinomycetes were more increased than those of bacteria. The activity of soil urease and phosphatase was also increased with increasing doses of sewage sludge.

1. はじめに

現在わが国の下水道普及率は全人口の約3割であるが、公共下水道はじめの流域下水道の整備による下水道の普及と、水質規制の強化に伴う処理の高度化に伴って下水汚泥の発生量は今後ますます増加するものと予想される。建設省の調査によると昭和53年度における下水汚泥の最終処分量は、約240万トンであり、この処分形態は陸上埋立が40.9%、海面埋立が39.1%、海面投入が6.5%、有効利用が13.5%でおよそ80%が埋立処分されている。また建設省の試算として昭和55年には680万トン、昭和60年には1,150万トン（含水率70%脱水ケーキ換算）になるものと想定されている。このように現在は80%が埋立処分されているが、埋立地の確保が次第に困難になっており、汚泥処分の今後における重要な問題となっている。この打開策として①緑農地その他への有効利用、②海洋還元が将来とも安定した処分方法として期待されている¹⁾。

下水汚泥の農業利用に関しては古くから肥料として利用しようとする動きがあり昭和28年に発行された肥料の成分表²⁾にも名古屋市、大阪市等の活性汚泥の成分分析成績が記載されている。しかし下水汚泥の農用地への還元について本格的に取り組むれだしたのは最近のことである。下水汚泥の土壤還元（農業利用）については土木学会の報告書^{3~5)}をはじめとして多数の報告^{6~8)}がありそれらの成績をとりまとめた成書も出されている⁹⁾。しかしながら欧米諸国における下水汚泥の土壤還元に関する研究が作物生産、土壤の物理・化学的性質、浸透水中の成分分析まで幅広く行われている^{10~20)}のに反してわが国における研究は、主として農作物の収量と土壤の条件の変化に中心が置かれており下水汚泥の土壤還元による土壤溶液の成分富化や地下水水質への影響に関する研究はほとんどない。また土壤微生物や動物など土壤生態系に与える影響に関する報告もごく少なく土壤微生物に与える影響に関して初歩的な報告がなされているにすぎない²¹⁾。

本報告は生活排水汚泥を試料とし淡色黒ボク土壤（アカノッポ）表層土への下水汚泥の施用が、下層土の土壤溶液の成分にどのような影響を与えるかを解明するために行った小型ライシメーター実験に関するものであり、同時に下水汚泥の施用が、土壤生態系とくに土壤微生物フロラと土壤酵素活性に与える影響も検討した。なお本実験では植物は栽培しなかった。

2. 実験装置, 実験材料および実験方法

2.1 装置

本研究所土壌環境実験棟の気温25℃, 湿度60%に設定された自然光温室内に設置した幅75cm, 奥行75cm, 深さ50cm(内法寸法)実容積約280lのステンレス製小型ライシメーター(写真1), 6基を用いた。本ライシメーターはその側面に5cm間隔で計18個の土壌および土壌水採取用の穴を備えている(図1)。

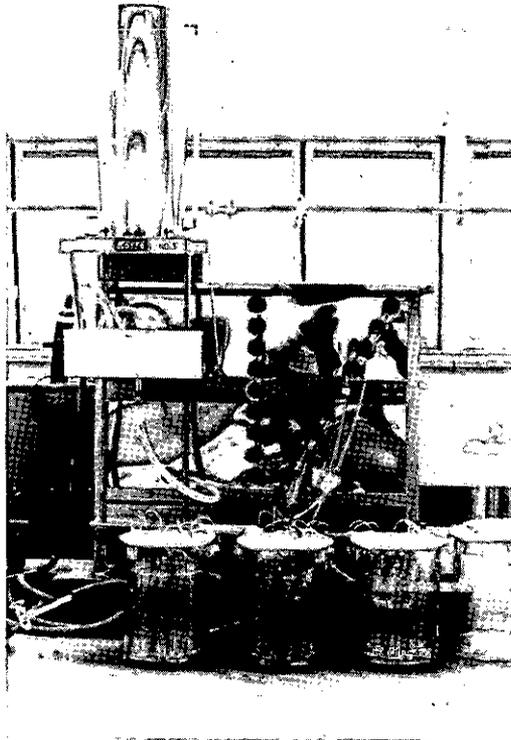


写真 1 小型ライシメーター
Photo 1. Lysimeter

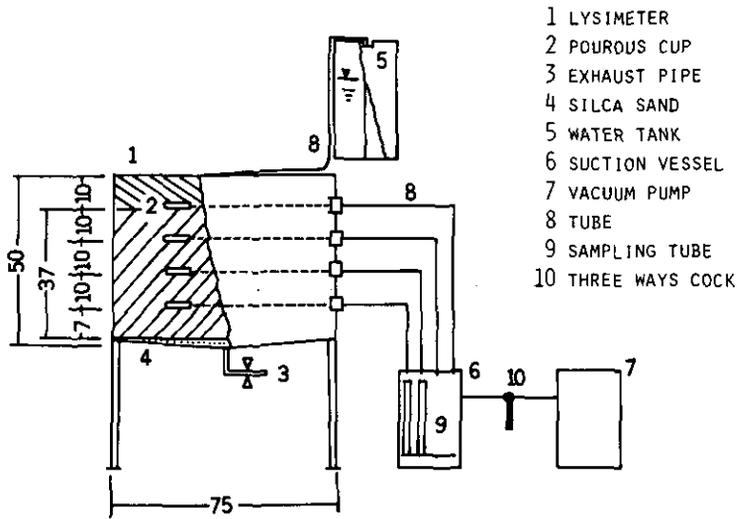


図 1 実験装置概略図 (寸法 cm)
Fig. 1 Experimental apparatus and dimensions of lysimeter (cm)

2.2 土 壤

供試した土壤は本研究所構内より採取した火山灰土壤（低腐植淡色黒ボク土壤）の表層土および下層土であり、元は落花生等が栽培されていた畑地であったが、採取以前数年間は作物栽培は行われていなかった。本土壌の性質は表 1 に示した。成分含有量は表 2 と表 3 に示した。

表 1 供試淡色黒ボク土壤の性質
Table 1. Properties of light colored andosol used

Soil	pH		Base-exchange Capacity m.e.*	Exchangeable			Exchangeable Base m.e.*	Base Saturation %	
	H ₂ O	KCl		Ca m.e.*	Mg m.e.*	K m.e.*			Na m.e.*
Surface Soil	6.2	5.5	19.9	5.3	0.9	2.20	0.08	8.49	42.7
Subsoil	6.4	6.0	17.1	7.1	0.5	0.96	0.09	8.65	50.6

* m.e./100g dry soil

2.3 ライシメーターへの土壤の充てんと採水用ポーラスカップの設置

ライシメーター最下層には30~40メッシュの洗浄した石英砂を3cmの厚さに敷き、その上に37cmの厚さに風乾後5mmのふるいを通した下層土を充てんし、さらに風乾後2mmのふるいを通した表層土を10cmの厚さに充てんした。土壤は7~10cmの厚さに相当する重量を秤りとりライシメーターに入れ、均一な硬度となるようにてん圧し充てんした。土壤硬度の測定には山中式土壤硬度計

を用いた。この47 cmの厚さの土層内に土壌面から10 cm ほどの深さに内径 0.8 mm の耐圧チューブを付した素焼きのポーラスカップ（長さ70 mm，径15 mm）を各層3個ずつ設置した。設置位置は上から見てポーラスカップが重ならないように配慮した。設置は土壌充てん時に行った。ポーラスカップに付したチューブはライシメーター壁面の採土採水用孔に付したゴム栓を貫通する径0.8mmのステンレス管に接続した（図1）。このポーラスカップは、カップ表面が水で覆われていると空気を通さず水だけを通す性質をもっている。

2.4 供試下水汚泥と土壌への施用方法

供試下水汚泥は、土浦市内の住宅団地内下水処理場の活性汚泥処理装置の返送汚泥を水とともに採取し天日乾燥後径 2 mm 以下に粉砕したものを使用した。下水汚泥の採取は昭和53年5月中旬に行った。この下水汚泥の成分含有量等は表2と表3に示した。なおこの下水汚泥は凝集剤は含有しないが、活性汚泥爆気槽においてpH調整のため消石灰（水酸化カルシウム）が添加されていた。

この下水汚泥を表層土10 cm（45 kg）に対して0，0.2，0.5，5，10%施用した（以下それぞれ無施用区，汚泥0.2%区，汚泥0.5%区，汚泥2%区，汚泥5%区，汚泥10%区と記す）。施用方法は、表層土50 kgのうち5 kgでライシメーター壁面に壁を作成しておき、この内側に上記割合で下水汚泥を添加した45 kgの表層土をよく混合後充てんした。これは下水汚泥中成分や分解生成物がライシメーター壁面と土層の間隙を通過して移動するのを防止するためであった。

表 2 供試淡色黒ボク土壌および下水汚泥の成分組成

Table 2. Chemical composition of light colored andosol and sewage sludge used

Samples	T-C %	T-N %	NH ₄ -N μg/g	NO ₃ -N μg/g	NO ₂ -N ng/g	Soluble-P μg/g
Surface soil	3.55	0.27	3.29	21.30	12	N.D.
Subsoil	1.61	0.13	4.63	2.55	5	N.D.
Sewage sludge	14.44	2.41	705	3.83	1,550	108

N.D. Not detected

表 3 供試淡色黒ボク土壌および下水汚泥の金属含有量

Table 3. Metal content of light colored andosol and sewage sludge used

Samples	mg/g dry matter					μg/g dry matter					
	K	Ca	Mg	Mn	Cu	Zn	Cd	Ni	Cr	Pb	Na
Surface soil	1.5	1.0	1.7	1,310	86	97	tr.	tr.	55	3	530
Subsoil	1.2	4.5	2.2	1,156	119	110	tr.	tr.	59	2	346
Sewage sludge	2.4	1.6	1.2	177	90	250	tr.	tr.	68	4	1,017

上記施用量は10アールあたり施用量に換算すると178 kg, 445 kg, 1,780 kg, 4,450 kg, 8,900kgに相当する。

2.5 かん水

かん水には蒸留水を使用した。実験開始時の土壌水分は、最大容水量の60%に調節したが、以後は、ライシメーターのかん水タンクから内径0.8 mmのチューブによりサイフォンかん水を行った。実験期間中のかん水量は表4に示した。このかん水は実験開始に先立って行った大型シャールによる土壌からの水の蒸散量の測定結果に基づいて行った。

表 4 かん水量
Table 4. Amounts of irrigation

Period	Irrigation L/day/lysimeter	Rainfall mm/month
8/ 4- 8/18.	5	267
8/19- 8/31	2.5	133
9/ 1- 9/16	5	267
9/17-11/20	2	107

2.6 土壌水の採取

ライシメーター側壁のゴム栓を貫通するステンレス管と樹脂製真空器を内径0.8 mmの耐圧チューブで接続し、真空ポンプでゆるく吸引し、真空容器内の採水管に採水した(図1参照)。これを以下土壌水と記した。またライシメーター底部排水口から得られた試料水は、浸透水であるが、結果を示す図表中では50 cm 層土壌水として表示した。

2.7 実験期間と条件、試料採取時と試料調製

実験期間は昭和53年8月4日～11月20日の108日間であり、実験条件は、温度25℃、湿度60%(自然光温室条件)であった。分析用試料の採取は、土壌分析用試料を8月4日(実験開始時)、8月18日(実験開始後14日目、以下14日目と記す)、9月19日(同46日目)、10月18日(同75日目)、11月21日(同109日目、実験終了時)に行い、土壌水の採取を8月4日(実験開始時)、8月17日(実験開始後13日目、以下13日目と記す)、9月18日(同45日目)、10月17日(同74日目)11月17日(同105日目)に行った。

なお下層土については実験終了時に採取した。土壌分析試料は、土壌表面から5 cmの深さまでの試料を表層土試料とし、10 cm以下を下層土試料とした。

土壌水は各層3か所のポーラスカップから別々に採取した後1容器に集め混合後分析に供した。

土壌試料は、ライシメーター各辺の4等分線の交点9か所から採取し、ポリエチレン袋中でよく混合後分析に供した。

3. 分析項目と方法

3.1 土壌分析

土壌分析は、水分含量、pH、全炭素および全窒素について以下の方法で分析、測定した。

3.1.1 土壌水分含量

湿潤土壌を105℃で5時間乾燥し減量を土壌水分とした。

3.1.2 土壌 pH

湿潤土壌につき常法²²⁾にしたがって測定した。pHメーターはベックマン社製 Expandomatic SS-2型を使用した。

3.1.3 全炭素および全窒素

風乾後2mmのふるいを通した土壌試料を炭素窒素同時分析法²³⁾により全炭素および全窒素を測定した。分析には柳本製CNコーダーMT 500型を用いた。

3.2 土壌水の成分分析

土壌水の分析項目はpH、アンモニア態、亜硝酸態および硝酸態窒素、水溶性リンおよびカリウム、カルシウム等無機成分であり、以下の方法で測定した。

3.2.1 pH

採取した土壌水について直接pHメーターにより測定した。

3.2.2 アンモニア態窒素

ニトロプルシドを発色促進剤とするインドフェノール吸光光度法²⁴⁾により測定した。

3.2.3 亜硝酸態窒素

グリース変法²⁵⁾による吸光光度法により測定した。

3.2.4 硝酸態窒素

亜硝酸態窒素との合量を測定しグリース変法により測定した亜硝酸態窒素量を差し引いて求めた。合量の測定は8月4日と8月17日の2回分については紫外外部吸収法²⁶⁾、それ以後はヒドラジン還元-吸光光度法による自動分析²⁷⁾により測定した。

3.2.5 水溶性リン

モリブデンブルー吸光光度法²⁸⁾を利用した自動分析により測定した。

3.2.6 無機成分分析

試料液を直接噴霧する原子吸光光度法により測定した。

3.2.7 使用機器と機種

pHメーターは土壤分析と同一機種、分光光度計は島津製作所製オートサンプルチェンジャー付UV-150-02型、自動分析計は、テクニコン社製オートアナライザーAA II型、原子吸光度計は日立製作所170-50A型を使用した。

3.3 土壤微生物数および大腸菌群数の測定方法

土壤の微生物数は実験終了時の表層土(0~5 cm)について好気性細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌および硝酸化成細菌(アンモニア酸化細菌)を測定した。大腸菌群数は、実験開始時と実験終了時の表層土(0~5 cm)と下層土(10 cm以下)について測定した。

3.3.1 好気性細菌と放線菌

好気性細菌と放線菌数は、表5に示したアルブミン寒天培地²⁹⁾を用いる希釈平板法により測定した。

3.3.2 糸状菌

糸状菌数は、表5に示したローズベンガル寒天培地²⁹⁾を用いる希釈平板法により測定した。

3.3.3 タンパク質分解菌

タンパク質分解菌数は、表5に示したゼラチン-ストリエント寒天培地を用いる希釈平板塗沫法³⁰⁾により測定した。タンパク質分解能の判定は、塗沫平板を30℃で72時間培養しコロニーを形成した平板について飽和硫酸アンモニウム液を平板上に流し、直径1 mm以上の透明域をコロニーの周囲

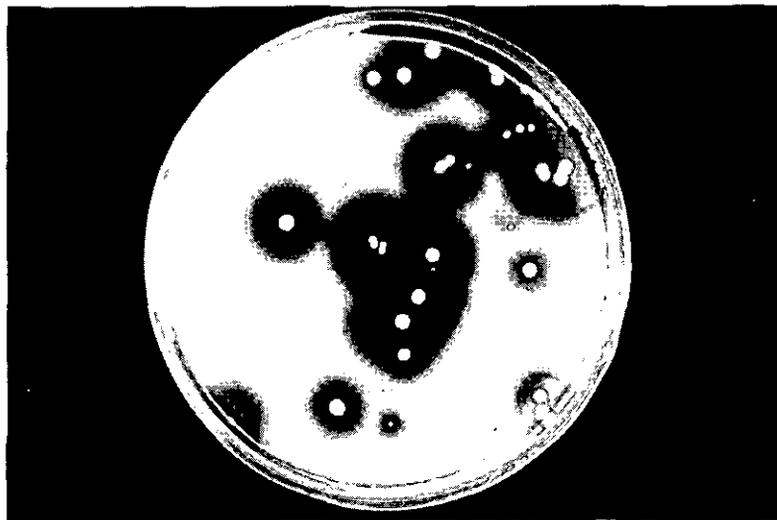


写真 2 タンパク質分解菌のコロニー
Photo 2. Colonies of proteolytic bacteria

に形成したものをタンパク質分解能をもつコロニーとした（写真2）。

3.3.4 アンモニア酸化細菌

表5に示したアンモニア酸化細菌計数用培地²⁹⁾を用いる希釈ひん度法（10培希釈5連）により測定した。

3.3.5 大腸菌群数

大腸菌群数は、デオキシコレート培地を用いる平板培養法³¹⁾により測定した。

なお希釈平板法および希釈ひん度法は、土壤微生物実験法（1975）³⁷⁾によった。

3.4 土壤酵素活性の測定方法

2mmのふるいを通した実験終了時の湿润表層土（0～5cm）のウレアーゼとフォスファターゼ（フォスフォモノエステラーゼ）活性を測定した。

3.4.1 土壤ウレアーゼ活性の測定方法

土壤ウレアーゼ活性は、生成物であるアンモニア態窒素を測定する Tabatabai & Bremner (1972)³²⁾の方法を一部改変して測定した。改変部分は、アンモニア態窒素の測定法を蒸留法からニトロプロシンドを発色促進剤とするインドフェノール吸光光度法を利用した自動分析法に変更したことである。自動分析計は、テクニコン社製オートアナライザー AA II 型を使用した。ウレアーゼ活性は、遊離 NH_3 $\mu\text{mol/g}$ 乾土 / 時で表示した。

表 5 土壤微生物測定用培地

Table 5 Media for counting of microbial population in soil

1. Albumin Agar ²⁹⁾		2. Rose Bengal Agar ²⁹⁾	
Albumin, from eggs	0.25 g	KH_2PO_4	1.0 g
Glucose	1.0	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.5
K_2HPO_4	0.5	Peptone	5
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.2	Glucose	10
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	tr.	Rose Bengal	0.033
Agar	15	Agar	20
Dist. Water	1,000 ml	Dist. Water	1,000 ml
pH	6.8-7.0	pH	6.8
3. Medium for Proteolytic Bacteria ²⁹⁾		4. Medium for Ammonium-oxidizing Bacteria ²⁹⁾	
Nutrient Agar	23 g	$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$	0.5 g
Gelatin	4	NaCl	0.3
Dist. Water	1,000 ml	K_2HPO_4	1.0
		$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.3
		$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.03
		CaCO_3	7.5
		Dist. Water	1,000 ml

3.4.2 土壌フォスファターゼ活性の測定方法

p-ニトロフェニルリン酸ナトリウムを基質として生成された *p*-ニトロフェノール量を測定する Tabatabai & Bremner (1969)³³⁾の方法により測定した。活性は遊離 *p*-ニトロフェノール $\mu\text{mol/g}$ 乾土/時で表示した。図2に *p*-ニトロフェノール検量線を示した。

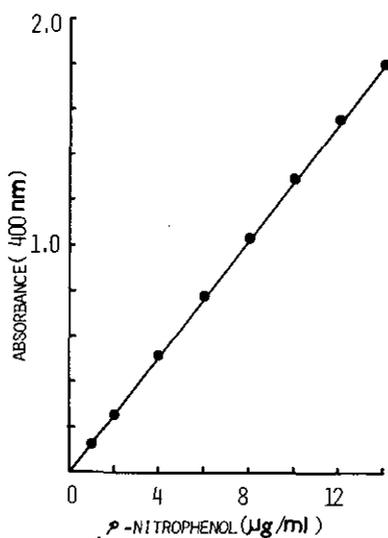


図 2 *p*-ニトロフェノール検量線
Fig. 2 Calibration curve for *p*-nitrophenol

4. 結果

4.1 表層土壌の水分含有率

表 6 表層土および下層土の水分含量 (%)
Table 6. Moisture content of surface soil and subsoil (%)

Date	Sludge application rate (%)					
	0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	52.2	52.1	52.0	51.3	49.9	47.9
8/18(14)*	73.2	73.3	72.5	73.0	73.6	74.3
9/19(46)*	72.1	73.1	72.7	72.5	71.9	73.0
10/18(75)*	76.6	76.2	73.6	74.4	72.0	70.6
11/21(109)*	79.9	75.6	74.4	74.0	75.8	74.0
Subsoil(109)*	79.2	77.0	74.9	72.2	72.7	68.7

*: Days after incubation

表6に実験期間中の表層土壌の水分含有率を示したが、表層土壌は、70~80%の水分状態にあった。

4.2 表層土壌の pH(H₂O) の変化

表層土壌(0~5cm)のpH(H₂O)の変化と実験終了時(開始109日後)の下層土(10cm以下)のpH(H₂O)を図3および図4に示した。供試土壌のpH(H₂O)は表1に示したように表層土壌で6.2、下層土で6.4であったが、図3に示したように実験開始時の表層土壌のpH(H₂O)は、下水汚泥が施用されても全く影響をうけなかった。供試汚泥のpH(H₂O)は6.0であった。

汚泥無施用土壌のpH(H₂O)は、ほとんど変化しなかったが、実験後期にはやや上昇した。汚泥施用区のうち0.2%区および0.5%区のpH(H₂O)変化は、無施用区と同様の傾向を示した。2%区では、実験開始後14日目やや低下した後75日目まではほぼ一定の値を示したが、終了時にはやや上昇した。5%区は、ほぼ2%区と同様の傾向を示したが、pH(H₂O)値の変動幅は2%区より大きかった。10%区では、他の区と異なり実験開始後46日目に最低pH(H₂O)を示すとともに5%区の

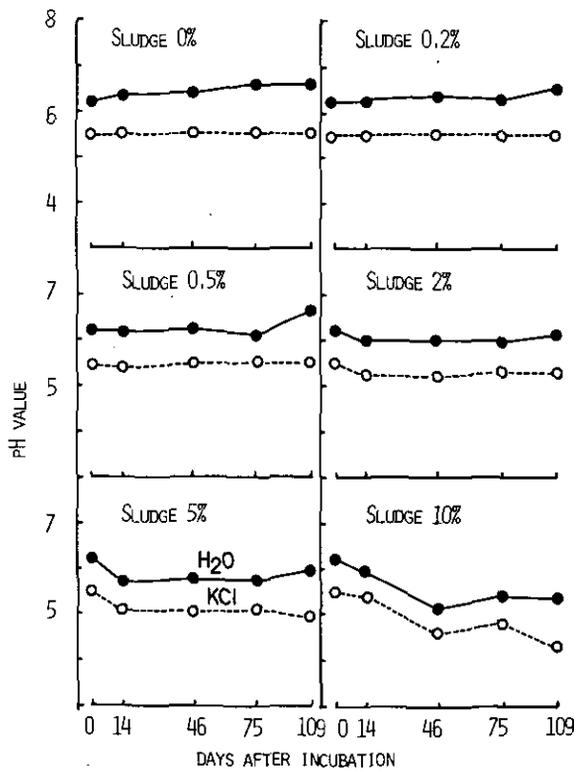


図. 3 表層土のpH

Fig. 3 The pH values of surface soil

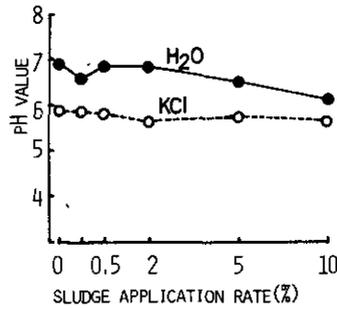


図 4 下層土のpH (109日後)
Fig. 4 The pH values of subsoil (109 days after incubation)

2倍近い pH(H₂O) の低下が認められた。この区においても実験後期における pH(H₂O) の上昇が認められた。

実験終了時に測定した下層土の pH(H₂O)(図4) は、0.2%区を除いて表層土壌への汚泥の施用量が増加するとともに低下する傾向にあった。10%区では、表層土壌の pH(H₂O) 低下度に匹敵する pH(H₂O) の低下が認められた。

4.3 下水汚泥施用土壌の全炭素量の変動

表層土(0~5 cm)および下層土(10 cm 以下)の全炭素量を測定した結果を表7に示した。ただし実験開始時の表層土の全炭素量は、実験開始時に土層を乱すことを避けるために供試土壌および供試下水汚泥の分析値(表2)から計算で求めた。それ以後の値はいずれも実測値である。

土壌中の全炭素含有量は汚泥無施用区と0.2%区で実験終了時(109日目)、汚泥0.5%区と2%区で46日目、汚泥5%と10%区で実験開始後75日目に最低値を示した。また汚泥0.5~10%の109日目の全炭素量は最低値よりやや高い値を示した。最低値を示した時点での土壌中炭素の減少率は、

表 7 表層土および下層土の全炭素量 (mg/g 乾土)
Table 7. Total-carbon content of surface soil and subsoil (mg/g dry soil)

Date	Sludge application rate (%)					
	0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	35.5	35.7	36.0	37.5	40.2	44.5
8/18(14)*	31.7	32.5	32.3	34.1	38.2	43.4
9/19(46)*	30.4	31.4	31.3	32.7	35.3	42.8
10/18(75)*	30.4	29.2	31.8	32.7	34.7	38.2
11/21(109)*	30.3	28.8	32.5	33.0	35.6	38.6
Subsoil(109)*	16.0	16.0	17.0	17.2	17.5	17.9

*: Days after incubation

それぞれ15.5, 19.3, 13.1, 12.8, 13.7, 14.2%であった。

表7から8月4日から8月18日までの14日間, 8月19日から9月19日までの32日間, 9月20日から10月18日までの29日間および10月19日から11月21日までの25日間の土壌中の全炭素の減少量を求めた。それによると土壌中の炭素の減少は, 汚泥無施用区, 0.2, 0.5, 2%区では最初の14日間でもっとも進行しそれぞれ全減少炭素の73, 46, 79, 71%がこの時期に減少した。汚泥5%区では8月19日から9月19日までの32日間の減少量をもっとも多く全減少量の53%が減少した。また, 実験開始時からこの時点までに全減少量の89%が減少した。一方, 10%区では初期の減少量は少なく46日間の減少量は全減少量の27%にすぎないが, 9月20日から10月18日までの実験中期の減少量をもっとも多く全減少量の73%が減少した。

実験終了時の下層土の全炭素含量は表7に示したが, 表層土への下水汚泥の施用量の増加に伴ってわずかに増加した。汚泥10%区の炭素量は無施用区の炭素含量より12%増加した。

4.4 下水汚泥施用土壌の全窒素量の変動

表層土および下層土の全窒素量を測定した結果を表8に示した。ただし実験開始時の表層土の全窒素量は, 全炭素の場合と同様に計算で求めた。

表層土の全窒素含量は, 無施用区で実験終了時(109日目), 汚泥0.2と2%区で46日目, 汚泥0.5, 5, 10%区で76日目にそれぞれ最低値を示し, 実験開始時の全窒素の21, 24, 17, 18, 16および21%に相当する窒素が減少した。

全炭素と同様に実験期間中の全窒素の減少量を求めた。それによると汚泥無施用, 汚泥0.2~5%区では最初の46日間で全窒素減少量の68~100%に相当する窒素が減少したが10%区ではこの期間の減少量は全減少量の36%にすぎず実験中期(9月20日~10月18日)に全減少窒素の60%以上が減少した。

表 8 表層土および下層土の全窒素量 (mg/g 乾土)
Table 8. Total-nitrogen content of surface soil and subsoil (mg/g dry soil)

Date	Sludge application rate (%)					
	0	0.2	0.5	2	5	10
8/4(0)*	2.69	2.73	2.80	3.12	3.71	4.63
8/18(14)*	2.42	2.40	2.49	2.84	3.47	4.36
9/19(46)*	2.23	2.08	2.48	2.55	3.21	4.27
10/18(76)*	2.18	2.20	2.33	2.55	3.13	3.64
11/21(109)*	2.12	2.23	2.33	2.56	3.15	3.89
Subsoil(109)*	1.25	1.32	1.37	1.38	1.73	1.89

*: Days after incubation

実験終了時の下層土の全窒素量は表8に示したように表層土への下水汚泥の施用量の増加とともに増加し5%区では無施用区の38%増, 10%区では51%の増加となった。

4.5 土壤水の pH の変動

各層位の土壤水の pH 測定結果を図5に示した。汚泥0~5%区の10~40cm 層および汚泥10%の20~40cm 層の土壤水の pH は6~7の間であり大幅な変動は示さなかった。一方, 汚泥10%区10cm 層の土壤水の pH は酸性側に大幅に変化し, 実験開始13日目以後急激に低下した(開始時 pH 6.7, 74日目 5.3)。また50cm 層すなわち浸透水の pH は, 土壤水より高く7~8時には9近くまで上昇した。

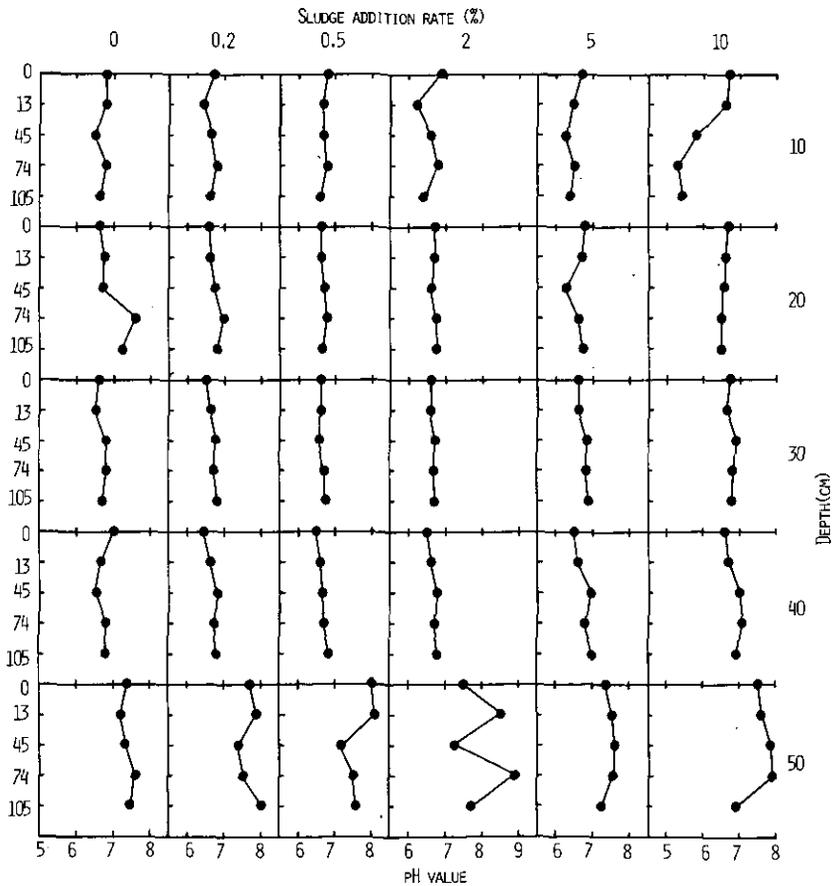


図 5 土壤水の pH

Fig. 5 The pH values of soil water in soil profiles

4.6 土壌水中成分の分析結果

15週間にわたり5回の分析を行った結果を表9～16に示した。これらの表に示したように汚泥無施用土壌の土壌水に含有される成分がありこのままでは解析がはん雑となるので、下水汚泥施用区の各層位の測定値と対照区（汚泥無施用区）の相当層位の測定値の差を求めた。これが図6～10に示した $\Delta \text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\Delta \text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\Delta \text{NO}_3\text{-N}$ 、 ΔK 、 ΔCa 、 ΔMg および ΔNa であり、これによって土壌層内でのこれら成分の変化を検討した。

4.6.1 土壌水の無機態窒素含量とその変化

土壌水中のアンモニア態窒素（以下 $\text{NH}_4\text{-N}$ と記す）濃度を表9に、その変化を図6に示した。実験開始時 $\text{NH}_4\text{-N}$ が検出されたのは、汚泥施用区の10cm層の土壌水であり、この層の土壌水

表 9 土壌水のアンモニア態窒素濃度 ($\mu\text{g/ml}$)

Table 9. Ammonium nitrogen concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	10	0	0.33	1.05	1.62	26.25	55.50
	20	0	0	0	0	0	0.04
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0	0
8/17(13)*	10	0	0	0.07	1.30	19.10	111.67
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0	0
9/18(45)*	10	0	0	0	0	0.08	0.68
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0.03	0	0
10/17(74)*	10	0	0	0	0	0	0.03
	20	0	0	0	0	0.01	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0.01	0	0	0	0	0
	50	0.04	0.03	0.01	0.05	0	0.01
11/17(105)*	10	0	0	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0.02	0	0	0	0	0
	50	0.04	0.03	0.01	0.01	0.03	0.01

*: Days after incubation

では汚泥の施用量の増加とともに検出濃度も増加した。この $\text{NH}_4\text{-N}$ は、汚泥中の $\text{NH}_4\text{-N}$ に由来するものと考えられる。この 10 cm 層土壌水中の $\text{NH}_4\text{-N}$ も 10% 区を除き 13 日目には減少し 45 日目およびそれ以後にはほとんど検出されなかった。10% 区では実験開始後 13 日目には実験開始時の 2 倍の $\text{NH}_4\text{-N}$ が検出された。しかし 45 日目には急激に減少した。また 20 cm 以下の層の土壌水中に

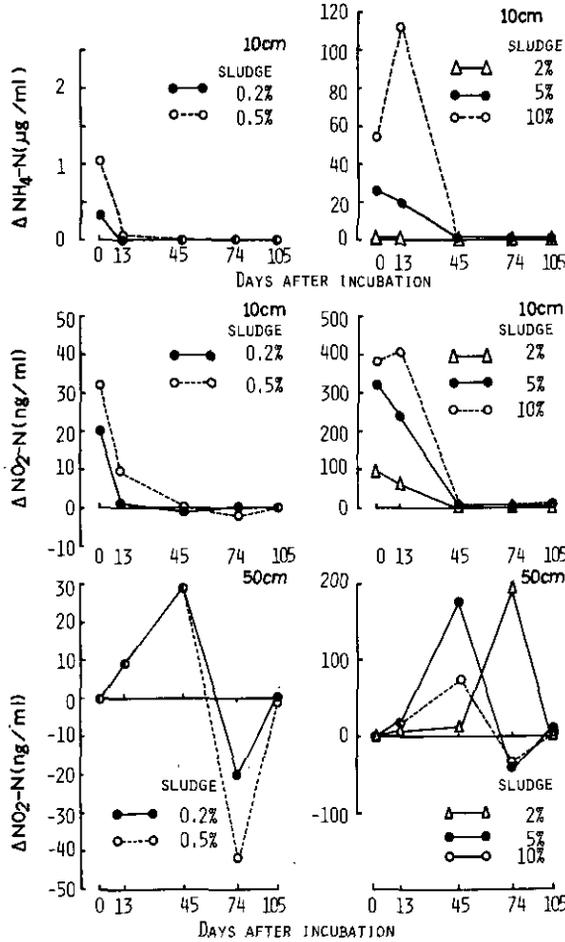


図 6 土壌水中のアンモニア態窒素と亜硝酸態窒素濃度の変化
 $\Delta\text{NH}_4\text{-N}$ と $\Delta\text{NO}_2\text{-N}$ = (汚泥施用土壌の土壌水中 $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$) -
 (汚泥無施用土壌の $\text{NH}_4\text{-N}$ と $\text{NO}_2\text{-N}$)

Fig. 6 Changes in the ammonium nitrogen and nitrite nitrogen concentrations of soil water in soil profiles

$\Delta\text{NH}_4\text{-N}$ and $\Delta\text{NO}_2\text{-N}$ = ($\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_2\text{-N}$ concentrations of soil water in soil with sludge application) - ($\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_2\text{-N}$ concentrations of soil water in soils without sludge application)

は全期間、全処理区とも $\text{NH}_4\text{-N}$ はほとんど検出されなかった。したがって図6には10 cm 層だけ示した。

土壌水中の亜硝酸態窒素（以下 $\text{NO}_2\text{-N}$ と記す）濃度とその変化を図6に示した。

下水汚泥の施用によって土壌水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度が無施用区の $\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度より高くなるのは、実験開始時および13日目であった。土壌水中 $\text{NH}_4\text{-N}$ の変化を図6でみると、5%までの汚泥施用区の $\text{NO}_2\text{-N}$ は13日目で減少し、0.2および0.5%区では極めて少量となったが、10%区では増加した。しかしながら45日目では10%区をはじめとして土壌水中の $\text{NO}_2\text{-N}$ は極めて少量となった。また $\text{NO}_2\text{-N}$ の下層への移行は認められなかったが、45日目および74日目の50 cm 層（浸透水）にかなりの $\text{NO}_2\text{-N}$ が検出された。

表 10 土壌水の亜硝酸態窒素濃度 (ng/ml)
Table 10. Nitrite nitrogen concentrations of soil water in soil profiles (ng/ml)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	10	5	25	37	95	323	390
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	13	16	10	12	9	12
8/17(13)*	10	1	2	10	57	239	406
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	1
	40	0	0	0	0	2	2
	50	0	9	9	10	18	18
9/18(45)*	10	1	0	1	2	6	6
	20	2	1	1	3	3	4
	30	1	2	1	1	2	1
	40	26	1	1	2	1	1
	50	13	42	42	25	190	86
10/17(74)*	10	2	2	0	2	4	4
	20	2	0	0	0	14	3
	30	0	0	0	0	2	2
	40	6	1	0	0	0	2
	50	54	34	12	250	14	18
11/17(105)*	10	0	0	0	0	0	6
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	4	0	0	0	0	0
	50	4	4	3	5	14	6

*: Days after incubation

土壌水中の硝酸態窒素（以下 $\text{NO}_3\text{-N}$ と記す）濃度を表11に、その変化を図7に示した。下水汚泥は表2に示したように $3.8 \mu\text{g/g}$ 乾物の $\text{NO}_3\text{-N}$ を含有していたが表層土が $21.3 \mu\text{g/g}$ 乾土の $\text{NO}_3\text{-N}$ を含有するため実験開始時10 cm 層の土壌水中 $\text{NO}_3\text{-N}$ は、汚泥無施用区とはほぼ同一レベルないしそれ以下であった。

汚泥 0.2 および 0.5 各区の土壌水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ は、2%以上の施用区と比較して低いが特徴ある変化を示した（図7参照）。両区とも10 cm 層土壌水の $\text{NO}_3\text{-N}$ は実験開始後13日目に最高濃度となり以後減少した。一方20 cm 層の $\text{NO}_3\text{-N}$ は10 cm 層より遅れ45日目に最高値に達し74日目では減少した。また30 cm 層では75日目にやや増加し96日目もほぼ同レベルを保っていた。40 cm 層では両区ともほぼ30 cm 層の74および96日目のレベルを保っていた。50 cm 層では、0.2%区では開始

表 11 土壌水の硝酸態窒素濃度 ($\mu\text{g/ml}$)
Table 11. Nitrate nitrogen concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/4(0)*	10	20	19	15	21	12	14
	20	1	1	3	1	1	1
	30	4	7	8	5	8	4
	40	5	8	8	9	8	6
	50	1	8	2	8	5	5
8/17(13)*	10	9	23	30	182	260	324
	20	6	5	6	6	4	5
	30	3	5	8	6	6	4
	40	5	8	9	9	9	6
	50	4	9	5	9	7	5
9/18(45)*	10	2	3	8	10	148	325
	20	5	13	16	91	120	263
	30	10	13	13	20	10	15
	40	6	8	11	9	10	11
	50	4	9	8	10	10	9
10/17(74)*	10	0	1	4	24	45	243
	20	3	4	10	33	116	193
	30	6	12	15	39	29	30
	40	3	9	12	15	12	12
	50	1	7	11	10	12	12
11/17(105)*	10	1	2	5	41	86	184
	20	3	6	10	37	91	152
	30	4	10	13	35	50	43
	40	2	8	11	16	13	13
	50	0	6	11	14	13	12

*: Days after incubation

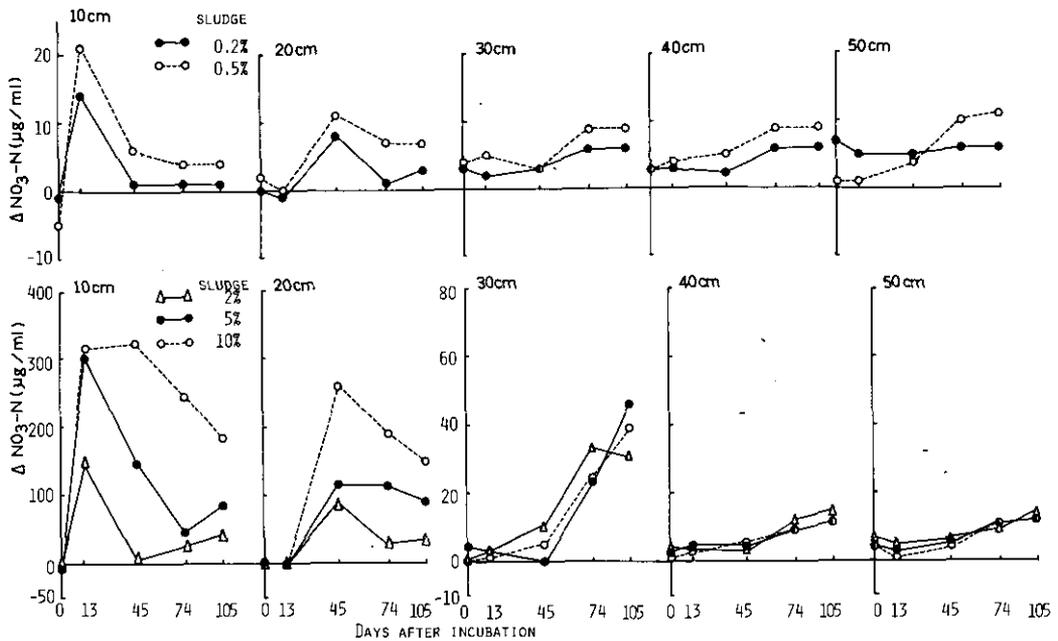


図 7 土壤水中の硝酸態窒素濃度の変化
 $\Delta\text{NO}_3\text{-N}$ は $\Delta\text{NH}_4\text{-N}$ と同じ。

Fig. 7 Changes in the nitrate nitrogen concentrations of soil water in soil profiles
 For legends, see Fig. 6.

時より低下していたが、0.5%区では74、96日目に40 cm 層よりやや高い値であった。これは20 cm 層の74および96日目の値よりやや高かった。

2~10%区の土壤水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は高く、低施用区より明確な特徴を示した。すなわち2%区10 cm 層土壤水の $\text{NO}_3\text{-N}$ は、13日目に最高に達した後急激に低下し45日目ではかなりの低レベルとなった。一方20 cm 層の $\text{NO}_3\text{-N}$ は13日目までは無施用区と全く同じレベルであったが10 cm 層の $\text{NO}_3\text{-N}$ が低下した45日目には増加し最高に達した。この層のレベルはその後減少したが30 cm 層のレベルは74日目には上昇し31 $\mu\text{g}/\text{ml}$ の値となった。40 cm および50 cm 層の $\text{NO}_3\text{-N}$ は、低い(10 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 前後)が、実験後期(74、96日目)には実験初期より増加した。5%および10%区の $\text{NO}_3\text{-N}$ の変化は、20 cm 層までのピーク時や減少の様相が異なるだけでは2%区と同様であり、30 cm 層土壤水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ も実験後期に上昇した。表層への汚泥施用量と土壤水中濃度の増加量の関係は20 cm 層までは表層土への下水汚泥の施用量が多いほど高くなる傾向が認められたが30 cm 層では、この傾向は認められず2%区で31 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、5%区で46 $\mu\text{g}/\text{ml}$ 、10%区で39 $\mu\text{g}/\text{ml}$ であった。

4.6.2 土壤水中の可溶性リン酸濃度

表12に示したように10~40 cm 層までの土壤水中にリン酸はほとんど検出されなかった。ただし、

表 12 土壤水の可溶性リン酸濃度 ($\mu\text{g/ml}$)

Table 12. Soluble phosphate (PO_4) concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	10	0	0.01	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0.01	0.03	0	0	0	0
8/17(13)*	10	0	0	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0.02	0.02	0	0	0	0
9/18(45)*	10	0	0	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0	0	0	0	0	0
10/17(74)*	10	0	0	0	0	0	0
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0.01	0	0	0	0	0
11/17(105)*	10	0	0	0	0	0	0.02
	20	0	0	0	0	0	0
	30	0	0	0	0	0	0
	40	0	0	0	0	0	0
	50	0.04	0.04	0.02	0.06	0.04	0.08

*: Days after incubation

浸透水中には96日目でごく微量検出された。

4.6.3 土壤水中の無機成分含量とその変化

本実験において測定した土壤水中の無機成分は、カリウム、ナトリウム、カルシウム、マグネシウム、マンガン、銅、亜鉛、カドミウム、ニッケル、クロム、鉛であったが、マンガン、銅、亜鉛、カドミウム、ニッケル、クロム、鉛は検出されなかった。

カリウム（以下Kと記す）の土壤水中の濃度を表13に、汚泥2～10%区の10 cm 層土壤水のK濃度の変化を図8に示した。Kは表13に示したように実験開始時から終了時まで全層位の土壤水に検出されたが、汚泥0.2%と0.5%区の10 cm 層および全区の20 cm 層以下のKレベルは無施用区のレベルとほとんど変わらなかったので図示しなかった。しかしながら2, 5, 10%区10 cm 層では実験開始時から無施用区の2倍以上のKが検出された。これらの区の汚泥施用によるKの増加は

13日目が最高 (14, 21, 46 $\mu\text{g}/\text{ml}$) となり, 汚泥施用量の増加に伴って増加した。13日目以降は時間の経過とともに減少したが, 後述するカルシウムやマグネシウムと異なり下層への移動は認められなかった。

表 13 土壤水のカリウム濃度 ($\mu\text{g}/\text{ml}$)
Table 13. Potassium (K) concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g}/\text{ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/4(0)*	10	7.30	9.65	6.30	17.70	16.20	18.50
	20	1.03	1.05	1.30	1.37	1.22	1.45
	30	1.20	1.45	1.52	1.46	1.33	1.46
	40	1.17	1.45	1.22	1.35	1.37	1.45
	50	1.42	2.52	2.27	1.75	1.67	2.64
8/17(13)*	10	4.81	8.60	6.60	18.50	26.00	50.70
	20	0.82	0.77	1.07	1.13	1.94	1.13
	30	0.83	1.07	1.13	1.08	1.98	1.07
	40	0.87	1.06	1.02	1.02	1.98	1.07
	50	1.77	3.05	2.97	2.60	2.30	2.55
9/18(44.5)*	10	3.80	4.86	3.65	5.10	13.70	24.00
	20	0.66	0.75	1.01	1.83	2.00	2.74
	30	0.73	0.93	1.08	1.08	0.97	0.91
	40	0.74	0.93	0.91	0.98	0.93	0.93
	50	0.82	1.07	0.98	1.03	1.30	1.66
10/17(74)*	10	3.13	3.35	3.12	5.00	7.70	19.00
	20	0.57	0.59	0.86	1.12	1.85	2.25
	30	0.60	0.82	0.96	1.26	1.13	0.94
	40	0.65	0.85	0.87	0.99	0.90	0.82
	50	1.01	1.16	1.43	1.84	1.25	1.30
11/17(105)*	10	2.90	3.24	2.73	5.55	10.00	14.70
	20	0.63	0.70	0.85	1.15	1.67	2.17
	30	0.70	0.85	0.97	1.20	1.18	1.10
	40	0.72	0.90	0.88	0.98	0.95	0.85
	50	1.18	1.48	2.08	2.27	1.58	1.07

*: Days after incubation

カルシウム (以下 Ca と記す) の土壤水中の濃度を表14に, その変化を図9に示した。実験開始時の汚泥施用区10 cm 層の土壤水中の Ca は, いずれも無施用区より少なかったが13日目には大幅に上昇し, 0.2~5%区では最高となった。10%区では45日目に最高となった。図9に示した土壤水中の Ca の変化をみると, 実験初期に10 cm 層土壤水中に溶出した Ca が時間の経過とともに下方に移動し, 実験終了時には30 cm 層に達していることが明らかとなった。ただし0.2%, 0.5%の低施用区での Ca の移動は明確ではなかった。また2~5%区30 cm 層の Ca 量は表層土への汚泥の

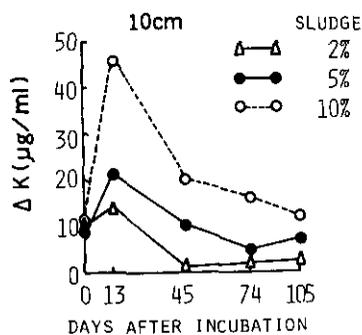


図 8 土壤水中のカリウム濃度の変化

ΔKはΔNH₄-Nと同じ。

Fig. 8 Changes in the potassium concentrations of soil water in soil profiles

For legends, see Fig. 6.

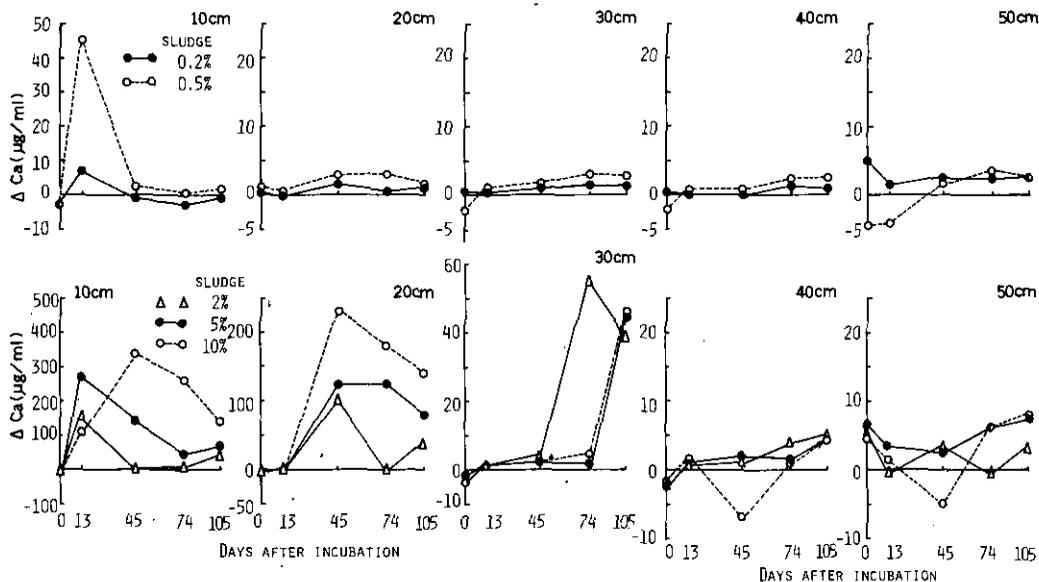


図 9 土壤水中のカルシウム濃度の変化

ΔCaはΔNH₄-Nと同じ。

Fig. 9 Changes in the calcium concentrations of soil water in soil profiles

For legends, see Fig. 6.

施用量とは無関係であった。20 cm 層土壤水の Ca 量は、表層土への汚泥の施用量の増加とともに増加した。

マグネシウム（以下 Mg と記す）の土壤水中の濃度を表15に、汚泥 2～10%区の Mg 量の変化を図10に示した。なお汚泥 0.2, 0.5%区の Mg 量は微量のため図示しなかった。図10に示したよう

表 14 土壤水のカルシウム濃度 ($\mu\text{g/ml}$)

Table 14. Calcium concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/4(0)*	10	16.8	14.2	13.4	14.5	13.0	14.6
	20	14.7	15.1	15.9	13.0	13.1	13.5
	30	16.3	16.9	14.0	13.9	14.2	13.5
	40	16.2	16.5	14.1	13.9	14.0	14.4
	50	8.2	13.1	3.8	13.5	14.7	13.0
8/17(13)*	10	12.4	19.0	57.5	167.2	285.0	124.8
	20	16.2	16.3	16.8	17.4	16.4	17.3
	30	16.2	16.6	17.2	17.4	17.5	17.5
	40	16.5	16.7	17.1	17.2	17.8	18.1
	50	14.9	16.4	10.7	14.5	18.8	16.5
9/18(45)*	10	10.0	8.9	12.5	11.0	150.5	345.6
	20	15.0	16.5	17.8	117.2	138.3	244.2
	30	15.9	16.8	17.4	20.0	17.9	18.8
	40	16.2	16.3	17.1	17.4	18.3	18.5
	50	14.6	17.0	16.5	18.0	17.1	9.5
10/17(74)*	10	9.1	6.1	9.7	18.2	54.5	271.0
	20	14.9	15.5	17.7	14.4	139.3	195.0
	30	16.5	17.9	19.5	71.2	20.6	21.0
	40	16.6	17.9	19.1	20.7	18.2	17.8
	50	11.2	13.6	14.7	10.5	17.5	17.4
11/17(105)*	10	7.7	6.5	9.3	48.0	77.0	147.0
	20	12.9	13.9	14.5	53.0	93.0	155.0
	30	13.8	15.0	16.5	53.0	58.0	59.5
	40	14.0	15.0	16.4	19.0	18.5	17.9
	50	11.1	13.6	13.5	14.2	18.5	19.1

*: Days after incubation

に土壤水中の Mg 量は $\text{NO}_3\text{-N}$ や Ca より少ないが、これらによく似た変化を示した。すなわち実験初期表層土 (10 cm) の土壤水中に溶出した Mg が時間の経過とともに下層に浸透し実験終了時には 30 cm 層に到達した。30 cm 層における Mg 量と表層土への汚泥施用量との関係は量的に少ないために明確ではなかったが、20 cm 層の Mg 量は汚泥の施用量とともに増加した。

ナトリウム (以下 Na と記す) の土壤水中の濃度を表16に、その変化を図10に示した。なお汚泥 0.2 および 0.5 各区の土壤水中の Na 量は極めて低いため図示しなかった。汚泥 2~10% 区 10 cm 層の Na は、下水汚泥の施用により増加した。これらの区の 10 cm 層の Na 量は 13 日目に最高に達した後時間の経過とともに低下した。一方 10 cm 層の Na 量の減少に伴って 20 cm 層の Na 量が増加し、さらに時間が経過し実験終了時には 30 cm 層の Na 量が増加し、Na の 30 cm 層への浸透を示唆する結果が得られた。汚泥施用量と土壤水の Na 量との関係は 20 cm 層および 10 cm 層で明確に現われ汚

泥施用量の増加とともに土壌水中 Na 量も増加した。

表 15 土壌水のマグネシウム濃度 ($\mu\text{g/ml}$)
Table 15. Magnesium concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	10	3.75	3.15	2.75	3.95	3.10	3.80
	20	2.25	2.35	2.45	2.25	2.30	2.65
	30	3.00	3.25	3.50	3.15	3.10	2.85
	40	3.00	3.75	3.50	3.50	3.60	3.15
	50	1.80	3.55	1.40	3.75	4.20	3.90
8/17(13)*	10	2.25	4.20	5.00	28.00	41.00	44.00
	20	2.65	2.60	2.70	3.00	3.00	3.35
	30	2.65	2.80	3.35	3.25	3.45	3.50
	40	3.20	3.65	3.80	4.10	4.10	3.85
	50	3.20	4.00	2.40	3.20	4.60	4.00
9/18(45)*	10	1.85	1.75	2.45	2.45	23.50	56.00
	20	2.65	4.35	4.50	15.50	20.00	44.00
	30	3.80	4.30	4.05	5.15	4.05	4.90
	40	3.30	3.70	4.05	3.85	4.35	4.70
	50	3.30	4.05	3.85	3.90	4.15	3.40
10/17(74)*	10	1.60	1.15	2.00	4.30	6.50	38.00
	20	2.40	2.55	3.45	5.50	20.00	31.00
	30	3.10	3.90	4.50	7.50	5.50	N.A.**
	40	2.80	3.60	4.25	4.75	4.65	4.65
	50	2.70	3.35	N.A.**	3.35	4.45	4.45
11/17(105)*	10	2.25	2.05	2.90	5.30	14.60	37.00
	20	3.45	4.20	4.57	6.30	18.60	38.00
	30	4.15	4.98	5.50	6.30	7.50	8.00
	40	3.95	4.80	5.50	6.70	6.70	6.00
	50	4.85	5.95	6.70	7.70	5.00	4.50

*: Days after incubation

** : Means not available

4.7 下水汚泥施用土壌の微生物フロラと土壌酵素活性

実験終了時の表層土 (0 ~ 5 cm) の土壌微生物数の測定結果を図11に示した。この図は横軸に汚泥施用量を、縦軸に菌数を取り汚泥施用量に対して菌数がどのように対応するかをみたものである。

好気性細菌は、2%区で無施用区の3倍、5%区で9倍、10%区で11倍の菌数を示し、放線菌は、2%区で無施用区の6倍、5%区で24倍、10%で27倍と汚泥施用量の増加とともに菌数も大幅に増加した。タンパク質分解菌 (放線菌も含む) は、2%区で無施用区の6倍、5%区で20倍、10%区

表 16 土壤水のナトリウム濃度 ($\mu\text{g/ml}$)

Table 16. Sodium concentrations of soil water in soil profiles ($\mu\text{g/ml}$)

Date	Depth (cm)	Sludge application rate (%)					
		0	0.2	0.5	2	5	10
8/ 4(0)*	10	8.45	9.90	7.75	27.30	20.00	29.80
	20	7.15	7.10	7.70	7.70	7.70	8.15
	30	7.60	7.59	8.25	8.15	7.95	7.80
	40	7.60	8.20	8.25	8.20	8.10	7.80
	50	7.90	14.65	10.60	12.00	11.35	13.15
8/17(13)*	10	7.15	10.15	9.75	41.00	67.50	101.50
	20	7.15	7.15	7.65	7.95	7.95	8.30
	30	7.15	7.55	7.95	7.95	8.15	8.10
	40	7.45	8.05	8.15	8.15	8.15	7.95
	50	11.85	20.10	17.30	17.60	15.65	17.00
9/18(45)*	10	5.30	4.00	5.95	4.45	22.70	61.50
	20	7.05	7.55	8.45	13.45	15.30	38.00
	30	7.55	8.15	8.45	9.00	8.45	8.45
	40	7.55	8.20	8.30	8.30	8.35	8.20
	50	8.20	9.20	8.70	8.90	10.80	12.90
10/17(74)*	10	3.75	2.95	4.70	3.95	8.25	41.00
	20	6.60	6.75	7.70	9.10	15.45	41.00
	30	7.30	7.95	8.50	10.10	9.55	9.10
	40	7.35	8.20	8.35	8.50	8.35	8.15
	50	9.15	9.70	10.70	13.10	10.70	11.50
11/17(105)*	10	3.30	2.35	4.50	3.95	8.50	17.70
	20	6.35	6.70	7.40	9.45	13.50	24.00
	30	6.95	7.70	8.15	9.70	10.10	9.50
	40	7.10	8.10	8.15	8.65	8.20	7.70
	50	10.00	11.45	15.10	15.80	11.80	9.60

*: Days after incubation

で30倍と汚泥施用量の増加とともに大幅に菌数も増加した。糸状菌は、2%区で無施用区の9倍、5%区で12倍、10%で14倍とここで測定した他の微生物より低施用量で増加した。アンモニア酸化細菌数は図12では明確でないが、ここで測定した微生物のうちもっとも大幅に菌数が増加した。すなわち無施用区の菌数は、 0.2×10^4 個/g 乾土であり汚泥0.2%区では無施用区の20倍、0.5%区で30倍、2%区で60倍、5%区で210倍、10%区で205倍となった。このように汚泥の施用は、土壤中の微生物数を増加させた。また細菌数に較べて放線菌数が著しく増加し、2%以上の施用量では細菌数と同等あるいはそれ以上の菌数となった。

大腸菌群数は、実験開始時と実験終了時の表層土(0~10cm)と下層土(10~47cm)について測定したが、0.2~2%汚泥区では表層土、下層土とも検出されず、5および10%区表層土でそれぞ

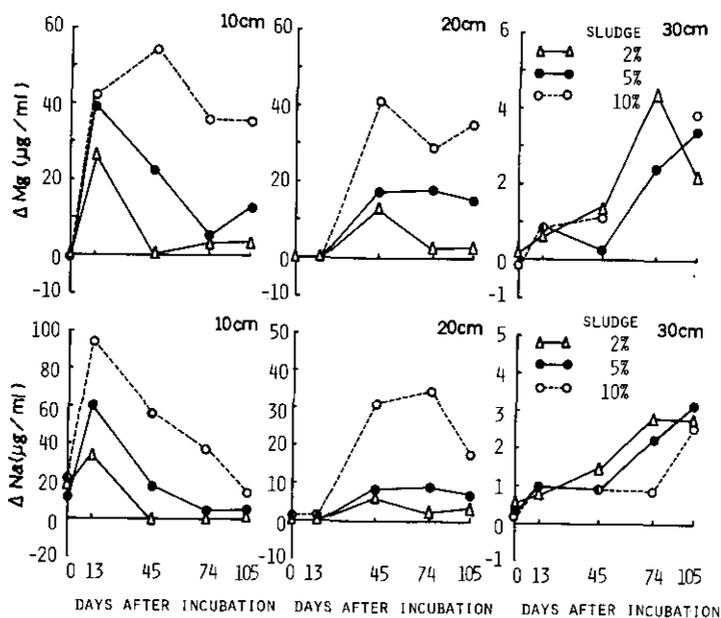


図 10 土壤水中のマグネシウムおよびナトリウム濃度の変化
 ΔMg および ΔNa は ΔNH_4-N と同じ。

Fig. 10 Changes in the magnesium and sodium concentrations of soil water in soil profiles

For legends, see Fig. 6.

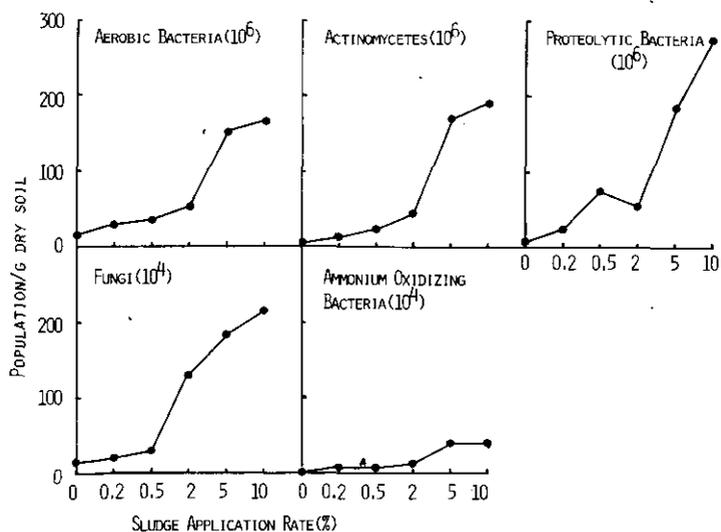


図 11 下水汚泥施用土壤の土壤微生物数

Fig. 11 Microbial population in soil receiving sewage sludge application

れ10, 20個/g 乾土の大腸菌群数が測定されたが, 下層土では全処理区とも検出されなかった。

土壌酵素活性は, ウレアーゼとフォスファターゼ(フォスフォモノエステラーゼ)活性を測定しその結果を図12に示した。この図は横軸に汚泥施用量をとり縦軸にそれぞれの酵素活性を示すアンモニア(NH₃)とp-ニトロフェノールの1時間当たり乾土1g当たりの生成量をとったものである。この図に示したように, ウレアーゼ活性は, 5および10%区で無施用区の2.4~3.2倍となった。またフォスファターゼ活性もウレアーゼ活性と同様に5および10%で無施用区の2.2~3.1倍となった。

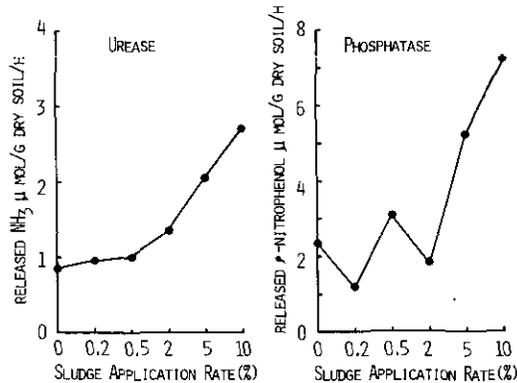


図 12 下水汚泥施用土壌のウレアーゼおよびフォスファターゼ活性
Fig. 12 Urease and phosphatase activity in soil receiving sewage sludge application

5. 考 察

本実験では, 土壌水を土層内に設置したポーラスカップにより採取し分析に供することにした。そのためポーラスカップにより土壌水の採取が可能な水分状態を調査しておく必要があった。そこで予備実験により土壌水採取の可否を検討した結果, 土壌の水分条件を最大容水量の60%以上とすれば良いことが判明した。これをもとに実験開始時のライシメーター充てん土壌の水分条件を最大容水量の60%とし, 以後は蒸散量に見合う量の水を補給する方法でかん水することとした。蒸散量は大型シャレーによってライシメーター設置温室内で測定した。この結果をライシメータースケールに換算し, かん水したが, 測定スケールと実際のスケールの違い, 土層の厚さの違いなどにより実験期間中のライシメーター中の土壌は過剰かん水気味となり, 土壌の水分状態は含水比として70~80%となった。

しかしながら吉田富男は³⁴⁾によると, 土壌中の硝酸化成作用の最適水分条件は, 土壌水分が58~80%とされている。この硝酸化成作用が好気性細菌である硝酸化成細菌により行われることから本実験の土壌水分70~80%でも土壌は好気性菌の生育が十分保証される好气的条件にあったものと考

えられる。これは10cm 層土壌水中に $\text{NO}_2\text{-N}$ や $\text{NO}_3\text{-N}$ が検出されたことから明らかである。

実験開始時の表層土の pH は、下水汚泥を多量に施用しても変化しなかったが、10%施用区では著しく pH が低下し実験開始後46日目に最低の pH を示した。供試汚泥は凝集剤を含まない。このような汚泥では多量に施用すると土壌 pH の低下を起す可能性があることが明らかとなった。一方下層土の pH も表層土同様多量施用区でかなりの低下を示した。これは表層土で生成した $\text{NO}_3\text{-N}$ の下層への移行によるものと考えられる。

表層土における下水汚泥中の炭素の分解については、炭酸ガス生成量の測定によらなければならないが、下水汚泥施用土壌の全炭素は、その13~19%が分解された。低施用区では初期にほとんどが分解されるが、多量施用区の炭素の分解はかなり遅れるものと考えられる。下層土の全炭素量は表層土への下水汚泥の施用量の増加に伴って増加した。これは下水汚泥中あるいは分解により生成された水溶性炭素化合物の下層土への移行によるものと推測される。この点は今後明らかにする必要があろう。また全窒素は施用時の16~24%が表層土において減少した。下層土の全窒素量も全炭素と同様に増加の傾向を示した。この増加の理由としては、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 浸透によるものと考えられる。

土壌水中の成分の分析は、15項目について行ったが、マンガン、銅、ニッケル、亜鉛、カドミウム、クロム、鉛等重金属は全く検出されなかった。供試下水汚泥中のこれら重金属含量は表3に示したように低く、また土壌水にも検出されなかったことから供試汚泥の土壌施用による地下水の重金属汚染の可能性は考えられない。

下水汚泥無施用土壌の土壌水中濃度より下水汚泥施用土壌の土壌水中濃度の高い成分—下水汚泥の施用により増加した成分は、 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ 、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、K、Ca、Mg、Naであった。このうち下位の土壌水への浸透が認められたのは、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、Ca、Mg および Na であった。 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、Ca、Mg は30cm 層土壌水に検出されたが、40および50cm 層への浸透は判然としなかった。これはライシメーター—底部排水口を常時閉鎖しており採水時のみ開けたため30cm層以下への土壌水の移動が妨げられていたためと考えられる。これら3成分の20cm層の土壌水中の濃度間には正の相関関係が認められることから相互に関連しながら浸透しているものと考えられる。

$\text{NO}_2\text{-N}$ は、通常すみやかに $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化されているために土壌中では検出されないとされているが、下水汚泥多量施用区の10cm 層土壌溶液中に $\text{NO}_2\text{-N}$ が検出された。これは吉田ほか³⁴⁾や栗原・二宮³⁵⁾が指適した下水汚泥や産業排水汚泥の土壌施用による $\text{NO}_2\text{-N}$ の集積を裏付けるものである。

$\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{NO}_2\text{-N}$ および K の下層への浸透は認められなかった。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は土壌粒子に吸着されるためと硝酸化成により亜鉛酸を経て硝酸に酸化されるため、 $\text{NO}_2\text{-N}$ は $\text{NO}_3\text{-N}$ に酸化されるため、また K は土壌に吸着されるために下層への浸透が起らなかったものと考えられる。

土壌微生物と土壌酵素活性に与える下水汚泥施用の影響については、実験終了時の表層土についてその微生物数とウレアーゼおよびフォスファターゼ活性を測定しただけでありさらに詳細な検討

が必要であるが、下水汚泥の施用により土壤微生物数が増加し土壤酵素活性も高まることが明らかにされた。とくにアンモニア酸化細菌、タンパク質分解菌、放線菌数は著しく増加した。アンモニア酸化菌数の増加は、土壤中での硝酸化成作用を反映しており、10 cm層での $\text{NO}_3\text{-N}$ の集積がこれを証明している。栗原・藤井³⁶⁾が指摘しているように活性汚泥中の窒素の60%以上がタンパク態窒素であることから土壤への汚泥の施用は、タンパク質分解菌の増加を促すものと考えられる。

放線菌数の増加も特徴の一つであり、下水汚泥多量施用区では細菌数より多い菌数を示した。この放線菌数の増加については、さらに詳細な検討が必要であろう。

土壤酵素活性についても下水汚泥の施用により活性の上昇が認められたが、微生物と同様に詳細な検討が必要であろう。

大腸菌数は、乾燥汚泥として施用したためほとんど検出されず問題ないものと考えられる。

6. まとめ

生活系下水汚泥を施用した腐植含量の少ない淡色黒ボク土壤を用いて下水汚泥の施用が土壤水中の無機成分と土壤微生物に与える影響について小型ライシメーター実験により検討した。下水汚泥は乾燥粉末を用い表面から10 cmまでの土壤に0.2, 0.5, 2, 5, 10% (178 kg, 445kg, 1.78t, 4.45t および 8.9t/10a) 施用した。土壤水は土壤表面から10, 20, 30および40 cmの深さのポータスカップにより採取した。またライシメーター排水口から浸透水を採取した。

下水汚泥を少量施用した場合 (0.2~2%) はほとんど影響はなかったが多量施用 (5および10%) すると10 cm層の土壤水中の $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, K, Ca, Mg および Na濃度の増加が起こった。リンおよび重金属は土壤水中に検出されなかった。 $\text{NO}_3\text{-N}$, Ca, Mg および Naは下層へ移動し、105日後には30 cm層の土壤水に検出された。 $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ および Kの下層への浸透は認められなかった。

表層土 (0~5 cm)中の土壤微生物数は、下水汚泥の施用量の増加とともに増加した。とくにアンモニア酸化細菌、タンパク質分解菌および放線菌の菌数は著しく増加した。下水汚泥を多量に施用すると細菌数より放線菌数が多くなった。

土壤のウレアーゼおよびフォスファターゼ活性は、下水汚泥の施用量の増加に伴って増加した。

謝 辞

本実験を遂行するにあたり下水汚泥の採取にご協力いただいた栗田工業(株)の関係各位に深謝の意を表します。

引用文献

- 1) 遠山 啓 (1979) : 下水汚泥の資源利用, その将来方向と課題. 日本下水道新聞, 528号.
- 2) 林 義三 (1953) : 肥料の成分表 172 - 173.
- 3) 土木学会 (1970) : 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書. 昭和44年度, 23 - 104.
- 4) 土木学会 (1971) : 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書. 昭和45年度, 3 - 134.
- 5) 土木学会 (1972) : 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書. 昭和46年度, 5 - 147.
- 6) 建設省都市下水道部, 日本下水道事業団 (1978) : 下水汚泥の農業利用に関する調査. 昭和52年度, 259 pp.
- 7) 高橋和司 (1969) : 下水汚泥の農業利用について. 下水道協会誌, 6, 62 - 68.
- 8) 香川尚徳・白石忠男・栗原 康 (1978) : 水田土壌における下水汚泥の分解. 用水と廃水, 20, 1435 - 1438.
- 9) 熊沢喜久雄 (1976) : 環境・資源・地力問題としての汚泥の緑農地還元の意義. 汚泥の緑農地還元肥料化対策資料集, フジテクノシステム出版部.
- 10) Sommers, L. E. (1977) : Chemical composition of sewage sludge and analysis of their potential use as fertilizers. J. Environ. Qual., 6, 225 - 232.
- 11) Epstein, E. (1975) : Effect of sewage sludge on some soil physical properties. J. Environ. Qual., 4, 139 - 142.
- 12) Sabey, B. R. and W. E. Hart (1975) : Land application of sewage sludge : 1. Effect on Growth and chemical composition of plants. J. Environ. Qual., 4, 252 - 256.
- 13) King, L. D., A. J. Leyshon and L. R. Webber (1977) : Application of municipal refuse and liquid sewage sludge to agricultural land, II. Lysimeter study. J. Environ. Qual., 6, 67 - 71.
- 14) Stucky, D. J. and T. S. Newman (1977) : Effect of dried anaerobically digested sewage sludge on yield and element accumulation in tall fescue and alfalfa. J. Environ. Qual., 6, 271 - 274.
- 15) Elsewi, A. A., A. L. page and F. T. Bingham (1978) : Availability of sulfur in sewage sludge to plants: A comparative study. J. Environ. Qual., 7, 213 - 217.
- 16) Epstein E., D. B. Keane, J. J. Meisinger and J. O. Legg (1978) : Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. J. Environ., 7, 217 - 221.
- 17) Soon, Y. K., T. E. Bates and J. R. Moyer (1978) : Land application of chemically treated sewage sludge : II. Effects on plant and soil phosphorus, potassium, calcium, and magnesium and soil pH. J. Environ. Qual., 7, 269 - 273.
- 18) Dowdy, R. H., W. E. Larson, J. M. Titrud and J. J. Latterell (1978) : Growth and metal uptake of snap beans grown on sewage sludge-amended soil: A four-year field study. J. Environ. Qual., 7, 252 - 257.
- 19) Mitchell, M. J., R. Hartenstein, B. L. Swift, E. F. Neuhauser, B. I. Abrams, R. M. Mulligan, B. A. Brown, D. Craig and D. Kaplan (1978) : Effect of different sewage sludges on some chemical and biological characteristics of soil. J. Environ. Qual., 7, 551 - 559.
- 20) Koterba, M. T., J. W. Hornbeck and R. T. Pierce (1979) : Effects of sludge applications on soil water solution and vegetation in Northern Hardwood stand. J. Environ. Qual., 8, 72 - 78.
- 21) 栗原 淳・麻生昇平 (1979) : 部門別進歩総説 第10部門 肥料および施肥法. 日本土壤肥科学雑誌, 50, 465 - 473.
- 22) 森 信行・嶋田永生 (1970) : 酸度, 肥沃度測定のための土壌養分分析法. 土壌養分測定法委員会編, 養賢堂, 29 - 32.
- 23) 田辺市郎・蘭 道生 (1970) : 炭素窒素同時分析法. 同上, 139 - 147.

- 24) Scheiner, D. (1976) : Determination of ammonia and kjeldahl nitrogen by indophenol method. *Water Research*, **10**, 31-36.
- 25) 深山政治・井田 明・草野 秀・徳永美治・森 哲郎 赤塚 恵 (1970) : 亜硝酸態窒素, 肥沃度測定のための土壌養分分析法. 土壌養分測定法委員会編, 養賢堂, 195 - 197.
- 26) 日色和夫, 川原昭宣, 田中 孝 (1978) : 紫外部吸収法による水中の硝酸態窒素と亜硝酸態窒素の含量の簡易測定法. *分析化学*, **27**, 283 - 287.
- 27) Kamphake, L. J., S. A. Hannah and J. M. Cohen (1967) : Automated analyses for nitrate by hydrazine reduction. *Water Research*, **1**, 205 - 216.
- 28) Murphy, J. and J. P. Riley (1962) : A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chem. Acta*, **27**, 31-36.
- 29) 土壌微生物研究会編 (1975) : 培地組成とつくり方. 土壌微生物実験法, 養賢堂, 431 - 446.
- 30) Hankin, L., D. C. Sands and D. E. Hill (1974) : Relation of land use to some degradative enzymatic activities of soil bacteria. *Soil Sci.*, **118**, 38-44.
- 31) 日本規格協会 (1974) : 工場排水試験方法. JIS-K 0102 - 1974, 161 - 164.
- 32) Tabatabai, M. A. and J. M. Bremner (1972) : Assay of urease activity in soils. *Soil Biol. Biochem.*, **4**, 479 - 487.
- 33) Tabatabai, M. A. and J. M. Bremner (1969) : Use of *p*-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. *Soil Biol. Biochem.*, **1**, 301 - 307.
- 34) 吉田富男・向井 哲・米山忠克 (1976) : 土壌生態系の化学的環境負荷の評価とその改善・制御に関する研究. 文部省特定研究(1), 135 - 140.
- 35) 栗原 淳・二宮啓輔 (1974) : 肥料化産業廃棄物の土壌中での分解と肥効. 農技研肥料化学科資料, 第173号, 25-53.
- 36) 栗原 淳・藤井國博 (1974) : 各種産業廃棄物に含有される肥料関連成分の分析結果. 農技研肥料化学科資料, 第173号, 1-23.
- 37) 近藤 照・加藤邦彦 (1975) : 土壌中の微生物計数法. 土壌微生物実験法, 養賢堂, 21-42.

8.

下水汚泥の土壌施用が土壌環境に及ぼす影響
——ライシメーター実験(II)——

藤井國博¹・久保井 徹¹・服部浩之¹

Effect of Sewage Sludge Applications on the Soil Environment
A Lysimeter Study (II)

Kunihiro FUJII¹, Toru KUBOI¹ and Hiroyuki HATTORI¹

Abstract

Sewage sludge was applied to a Toyosato humic andosol and changes in chemical composition of soil water, contents of inorganic nitrogen and water soluble phosphorus of surface soil and microbial populations were investigated for 15 weeks under a constant atmospheric condition (25°C, 60% relative humidity). Twelve lysimeters in combination of different sludge application rates (0, 1 and 5% of surface soil), soil pH (limed and not limed) and planting (bare soil and *Brassica juncea* cultivation) were used.

- (1) Soil water collected from various soil profiles (10, 24, 32, 40 and 46 cm from surface) were analyzed for NH₄-nitrogen, NO₂-nitrogen, NO₃-nitrogen, PO₄, Cl, Na, K, Ca, Mg and H⁺ concentrations, with the following results;
 - 1) The impact of the 5% application on the concentrations of these elements in soil water was greater than that estimated from the sludge application rate (5%/1%) except for NO₂-nitrogen, PO₄ and H⁺.
 - 2) The planting decreased the impact of sewage sludge application on the soil water quality.
 - 3) Nitrate-nitrogen, Cl, Ca, Mg, K, Na and H⁺ leached to ground water (46 cm from the soil surface) were increased after 15 weeks of incubation.
- (2) The soil samples collected from surface layer (0 - 5 cm) were analyzed for NH₄-nitrogen, NO₂-nitrogen, NO₃-nitrogen and water-soluble PO₄ concentrations, measurement of soil pH and counts of microbial populations were made, with the following results;
 - 1) The light application of sewage sludge (1%) showed a little effect, but the heavy application (5%) caused an increase in the concentrations of NH₄-nitrogen and NO₃-nitrogen. Ammonium-nitrogen concentration reached to

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

the maximum at one week after the incubation and the accumulation of NO_3 -nitrogen followed. Nitrite-nitrogen was accumulated in the limed soil at one week after the incubation. Water-soluble PO_4 was slightly increased with the heavy application. The soil pH was markedly decreased with the heavy application.

- 2) The liming suppressed the nitrification in the soil.
- 3) The planting decreased NO_3 -nitrogen in the soil. Nitrate-nitrogen in the bare soil had two maximums. The first one was found at 6 weeks and the second was at 15 weeks of the incubation.
- 4) The microbial population was markedly increased with the heavy application of sewage sludge (5%). After the increase of aerobic bacteria, fungi and proteolytic bacteria reached to the maximum, followed by actinomycetes and ammonium-oxidizing bacteria, and finally nitrite-oxidizing bacteria increased.
- 5) In the later period of the incubation, the ratio of actinomycetes/aerobic bacteria (A/B ratio) markedly increased.
- 6) Proteolytic bacteria and NH_4 -nitrogen in soil applied with sewage sludge increased in the same period. But the increase of nitrifiers was not concomitant to the formation of NO_2 -nitrogen and NO_3 -nitrogen in soil with received sludge application, and the populations of nitrifiers increased later than the accumulation of NO_2 -nitrogen and NO_3 -nitrogen in the soil.
- 7) The planting with *Brassica juncea* did not affect the microflora. The liming suppressed the growth of actinomycetes and nitrite-oxidizing bacteria and stimulated the growth of gram-negative bacteria in soil applied with sewage sludge.

(3) Growth of rape plants on the soil applied with sewage sludge was determined.

Although the germination was slightly inhibited initially by the heavy (5%) application, the application stimulated the growth after the second week of germination. The liming increased the yield after 62 days of the culture. The heavy application produced abnormal leaves in the later stage of the growth.

1. はじめに

近年下水汚泥（以下「汚泥」と記す）の農用地施用が実施されはじめるとともに、その効用や問題点についての試験研究がなされてきた¹⁻⁵⁾。しかしながらこれらの試験は、汚泥の肥効や汚泥随伴重金属の作物吸収に関する検討が中心であり、汚泥施用が土壤生態系や地下水水質等の土壤環境に与える影響はまだ十分解明されていない。汚泥やふん尿の処分池における地下水汚染が報告^{6,7)}されている現在、農用地においても汚泥の多量施用や長期連続施用（連用）が地下水水質に影響を与えることは十分予測されよう。

前報⁸⁾では腐植含有量の低い淡色黒ボク土壌における汚泥成分の地下浸透や土壤微生物フロラに与える影響などについて小型ライシメーターを用いて検討し、汚泥施用量と汚泥成分の浸透量の関連を明らかにするとともに汚泥の施用による土壤微生物数および土壤酵素活性の増加を明らかにし

た。今回は前報⁸⁾ で用いた淡色黒ボク土壌より腐植含量の多い淡色黒ボク土壌を用いて汚泥施用量、土壌pHおよび植物栽培の有無が汚泥成分の地下浸透に与える影響、表層土壌における無機成分の変動、土壌微生物フロラの変化ならびに植物の生育状況について小型ライシメーター実験を継続した。本報告はその中間結果をとりまとめたものである。

2. 実験方法

2.1 実験装置

実験に使用したライシメーターは内寸75×75×50(深さ)cmのステンレス製(小糸工業製)であり前報⁸⁾と同一規格である。これを本研究所土壌環境実験棟内の自然光温室(AC-2)に12基設置した。土壌水の採取装置は真空ポンプ、試料捕集容器および土壌各層に埋設したポーラスカップより成り、系内を陰圧にすることにより試料を得られる構造となっている⁸⁾。

2.2 供試土壌および供試汚泥

供試した土壌は茨城県筑波郡豊里町の元芝畑から採取した黒ボク土壌(洪積世火山灰土壌)である。その理化学性は表1に示した。一方、供試汚泥は土浦市郊外の住宅団地の下水処理場において採取した余剰汚泥である。採取後直ちに天日乾燥し粉碎後保存して使用に備えた。供試汚泥および供試土壌の成分含量は表1に示した。

表 1 供試土壌および汚泥の性質と成分組成

Table 1. Properties and chemical compositions of soil and sludge used

		Soil	Sludge			Soil	Sludge
pH	(H ₂ O)	5.4	6.5	Base saturation(%)	42.5	—	
	(KCl)	4.7	—	T-C (%)	6.1	13.2	
Base-exchange capacity(m.e.)*		32.5	—	T-N (%)	0.4	2.3	
Exchangeable	Ca (m.e.)*	7.4	—	C/N	14.5	5.7	
	Mg (m.e.)*	4.5	—	NH ₄ -N(μg/g)**	0.9	207.5	
	K (m.e.)*	1.8	—	NO ₂ -N(μg/g)**	0.1	0.3	
	Na (m.e.)*	0.12	—	NO ₃ -N(μg/g)**	27.2	114.9	
Exchangable base	(m.e.)*	13.82	—	PO ₄ ***(μg/g)**	0.3	10.6	

*: m.e./100g dry soil.

** : μg/g dry soil.

***: Water soluble PO₄

2.3 試験設計

2.3.1 試験区の設定

汚泥施用量3水準(0, 1, 5%; 対表土風乾物重量パーセント), 土壌pH2水準(補正区:pH

(H_2O) = 7.0, 無補正区: $pH(H_2O) = 5.8$), 栽植(コマツナ)の有無2水準を組み合わせ
て12処理区を設け, ライシメーター1基を1区とした1反復制で実施した(表2)。なお汚泥施用
および pH 補正(石灰施用)は表層10cm, 壁面から5cmより内側について行った。

表 2 試験設計
Table 2. Treatments

Lysimeter No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Sludge(%)*	0	1	5	0	1	5	0	1	5	0	1	5
Liming**	-	-	-	+	+	+	-	-	-	+	+	+
Planting***	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-

*: The application rate (0, 1 and 5% of surface soil)

** : Soil $pH(H_2O)$ was adjusted to 7.0 by $Ca(OH)_2$

***: Rape plants were cultivated

各処理区は, 汚泥を施用した区を汚泥施用区, 汚泥を施用しなかった区を汚泥無施用区, 植物を
栽培した区を植栽区, 植物を栽培しなかった区を裸地区, 石灰で土壌 pH を補正した区を石灰施用
区, 土壌 pH を補正しなかった区を石灰無施用区とした。

2.3.2 採水層位の設定

土壌充てんと共に下層からポーラスカップを埋設した。この結果, 埋設位置は地表面から10, 24,
32, 40cmとなり, それぞれ上からA, B, C, D層とした。土壌底面は地表下46cmであり, その
下に石英砂層約3cmがあるが, 物質吸着を起こさないで浸透水は地下46cm(E層とする)から
出ているものとした。

2.3.3 環境条件の設定

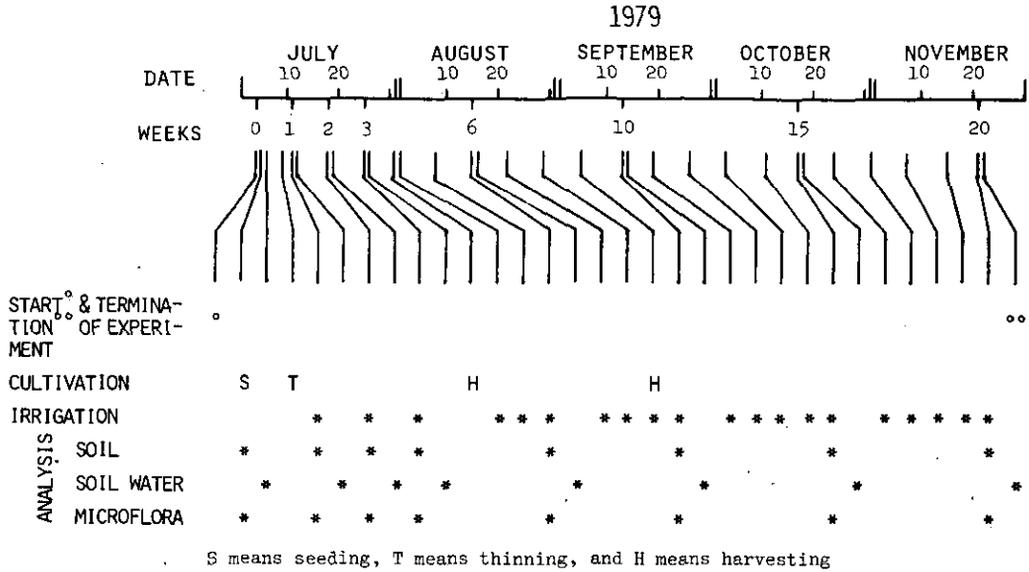
温室内空調条件は気温 $25^{\circ}C$, 湿度60%一定とした。光量は自然光であるが, 室外の60~70%であっ
た。降雨量は週1回2日間にわたり35.5mm(ライシメーター1基当たり20l)とし, 蒸留水をジョ
ロにより与えた。これは水戸における7~10月の平均降雨量⁹⁾から算出した値である。

2.3.4 試験日程

昭和54年7月4日に汚泥を施用して試験を開始した。施用直後(2日目), 1, 2, 3, 6, 10,
15, 20週目にそれぞれ土壌水を採取し直ちに分析した。試験は同年11月22日(20週間)に終了した。
表3に土壌水および土壌試料の採取日程と植物栽培日程を示した。

表 3 試験日程

Table 3. A timetable for the lysimeter experiment



2.4 土壤水分析

pH, アンモニア (NH₄), 亜硝酸 (NO₂), 硝酸 (NO₃), 無機リン酸 (PO₄), クロライド (Cl), ナトリウム (Na), カリウム (K), カルシウム (Ca), マグネシウム (Ma) の濃度を測定した。

2.4.1 pH ; コーニング製125型 pH メーターを使用し, 常法通りに測定した。処理区間の水素イオン濃度差 (ΔH^+) はモル濃度で表示した。

2.4.2 NH₄, NO₂, NO₃, PO₄, Cl ; いずれもテクニコン製オートアナライザー II 型を使用して測定した。NH₄, NO₂, NO₃ は各化合物中の窒素量に換算しそれぞれ NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N として表した。

NH₄-N は, インドフェノール法を利用した自動分析法¹⁰⁾ により測定した。

NO₂-N は, スルファニルアミドと反応させ生成したジアゾ化合物を測定する自動分析法¹¹⁾ を一部改変して測定した。

NO₃-N は, ヒドラジンで NO₂ に還元した後, NO₂ と同様に自動分析法¹²⁾ により測定した。この方法では NO₃-N と NO₂-N の含量を測定しているため NO₂-N 含量が多い場合はこれを差し引いて NO₃-N 量とした。

PO₄ は, モリブデンブルーの生成を利用した自動分析法¹³⁾ を一部改変して測定した。

Cl は, チオシアン酸鉄の生成を利用した自動分析法¹⁴⁾ に従い測定した。この方法により得た測定値はイオンクロマトグラフィによる測定値とほぼ一致することを任意の 8 試料について確認した。

Na, K, Ca 及び Mg は島津製作所 A.A-640-12 型原子吸光光度計を用いて分析した。

2.5 土壌分析

土壌の水分含量, pH, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ および水溶性リン酸 (PO_4) を測定した。

2.5.1 水分含量

土壌を秤量びんに入れ, 110°C で5時間以上加熱を続け, その減量を水分含量とした。

2.5.2 pHの測定

常法¹⁵⁾にしたがって, pH (H_2O) を測定した。

2.5.3 $\text{NH}_4\text{-N}$ の定量

生土10 g を200 ml 三角フラスコにとり, 10%塩化カリウム溶液100 ml を加え, 30分間往復振とうした後, ろ過した¹⁶⁾。ろ液をインドフェノール法を利用した自動分析法¹⁰⁾により測定した。

2.5.4 $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, PO_4 の定量

生土10 g を200 ml 三角フラスコにとり, 硫酸カルシウム0.1 g, 蒸留水50 ml を加え, 10分間振とうした後, ろ過した¹⁶⁾。ろ液について, 自動分析計^{11, 12, 13)}を用いて, 同時分析を行った。

分析に用いた機器は, コーニング製125型 pH メーター, およびテクニコン社製オートアナライザー A A II 型であった。

2.6 土壌微生物数の測定

土壌微生物数は, 好気性細菌, 放線菌, 糸状菌, タンパク質分解菌, 硝酸化成細菌 (アンモニアおよび亜硝酸酸化細菌) およびクリスタルバイオレット耐性細菌について実験開始後1日目, 1, 2, 3, 6, 10, 15週目に測定した。なお実験開始後1日目の微生物数を実験開始時の微生物数とした。

好気性細菌, 放線菌, 糸状菌, タンパク質分解菌およびアンモニア酸化細菌数は, 前報⁸⁾と同一培地と同一方法を用いて測定した。亜硝酸酸化細菌は表4に示した亜硝酸酸化細菌計数培地を用い

表 4 グラム陰性細菌および亜硝酸酸化細菌用培地

Table 4. Media for gram-negative bacteria and nitrite-oxidizing bacteria

1. Medium for Gram-negative Bacteria ¹⁹⁾		2. Medium for Nitrite-oxidizing Bacteria ¹⁹⁾	
Albumin, from eggs	0.25 g	KNO_2	0.006 g
Glucose	1.0 g	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.03 g
K_2HPO_4	0.5 g	K_2HPO_4	1.0 g
$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.2 g	CaCl_2	0.3 g
$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	tr.	NaCl	0.3 g
Crystal violet(0.1%)	5 ml	CaCO_3	1.0 g
Agar	15 g	$\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0.1 g
Dist. water	1,000 ml	Dist. water	1,000 ml
pH	6.8-7.0		

る希釈ひん度法^{17, 18)} クリスタルバイオレット耐性細菌は表4に示した計数用培地を用いる希釈平板法^{17, 19)}により測定した。なおクリスタルバイオレット耐性細菌は、3週目以降に測定した。また、クリスタルバイオレット耐性細菌数はグラム陰性菌数を反映しているといわれている¹⁹⁾ので以後グラム陰性菌とした。

2.7 植物生育状況調査

植物栽培区 (No 1 ~ 6) にいずれもコマツナ (Rape; *Brassica juncea*) を同一方法で栽培した。

2.7.1 栽培概要

栽植密度・栽植位置：15cm等間隔とし、1基当たり16か所に播種した (図1)。

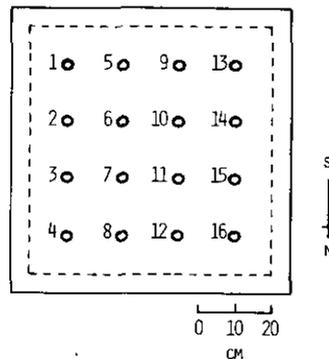


図 1 コマツナの栽植位置

○印は栽植位置を示し、その左手の数は地番を示す。

Fig. 1. Planting site of rape in a lysimeter

A circle means the planting site and a number beside the circle means the registration of individual plant.

播種：一夜间流水下で催芽処理した後、所定位置に3粒ずつ播種 (7月5日) した。

間引：7月9日 (播種後4日) に行い各地点1本ずつを残した。同時に発芽率を調査した。

収穫 (1回目)：7月31日 (播種後26日)。栽植位置2, 4, 5, 7, 10, 12, 13, 15の計8株を収穫し、収量を測定した。残り8株についても葉数、葉長を測定した。

収穫 (2回目)：9月5日 (播種後62日)。残る8株を収穫し収量調査を行った。

2.7.2 生育および収量調査

葉数：1株当たりの本葉総数とした。

葉長：株ごとの最長葉について根際から測定した。

新鮮物重：株ごとに測定した。

乾物重：水道水、次に蒸留水で洗った後通風乾燥機にて80℃数時間、その後60℃で3~4日乾燥

し、ラインメーター（処理区）ごとに秤量した。

なお1回目の収穫物は植物体全体について、また2回目の収穫物は地上部と根部に分けて新鮮物および乾物重量を測定した。

2.7.3 その他

処理区の規模、内容、空調条件、かん水量等は、2.1、2.2、2.3の項を参照されたい。

3. 結果

3.1 土壌水の分析結果

20週間にわたり8回分析を行ったが、そのうち15週まで7回の分析結果について整理した。土壌中にはここで測定した各要素がすでに含まれており、分析結果をそのまま記載すると結果の解析が複雑になるため、本報告では概要を簡単に記すに留めた。そこで汚泥施用の効果（汚泥による負荷）のみを示すために、汚泥施用区の各層位の測定値とその対照区（Na 2、Na 3に対してNa 1、Na 5とNa 6に対してNa 4、Na 8とNa 9に対しNa 7、Na 11とNa 12に対してNa 10がそれぞれ対照区となる）の相当部位の測定値の差を求め、さらに汚泥施用量、石灰施用の有無、および植物栽培の有無について平均効果を算出した（図2～10）。なお採水不能等により欠落したデータは平均効果の算出に際して除外した。結果はすべて土壌水中の濃度で示した。

3.1.1 $\text{NH}_4\text{-N}$ ：土壌充てん（試験開始）直後には汚泥無施用区（Na 1、4、7、10）においてもA層（地表下10 cm）で100 ppb以上の $\text{NH}_4\text{-N}$ が検出されたが、B層（同24 cm）、C層（同32 cm）、D層（同40 cm）では全処理区、全区間を通じて20 ppb以下が大半を占めた。その結果、汚泥施用は土壌下層に $\text{NH}_4\text{-N}$ 負荷を全く与えなかった（図2-B、C、D）。しかし、A層では汚泥施用により $\text{NH}_4\text{-N}$ が著しく増大し、施用1週間後に最大となった。しかしその後急減し、3週目には汚泥無施用区と同等の含量に戻った（図2-A）。汚泥1%区と5%区の $\text{NH}_4\text{-N}$ の負荷量比は8倍（2日目）～56倍（2週目）となり施用量比=5より著しく高かった（図2-(1)A）。土壌pHの相違は $\text{NH}_4\text{-N}$ の最大負荷量には影響を与えなかったが、石灰無施用区では試験開始1週目以降における $\text{NH}_4\text{-N}$ 減少が遅れ、高負荷量を維持していた（図2-(2)A）。また、植物の栽培は $\text{NH}_4\text{-N}$ 含量の消長に影響を与えなかった（図2-(3)A）。

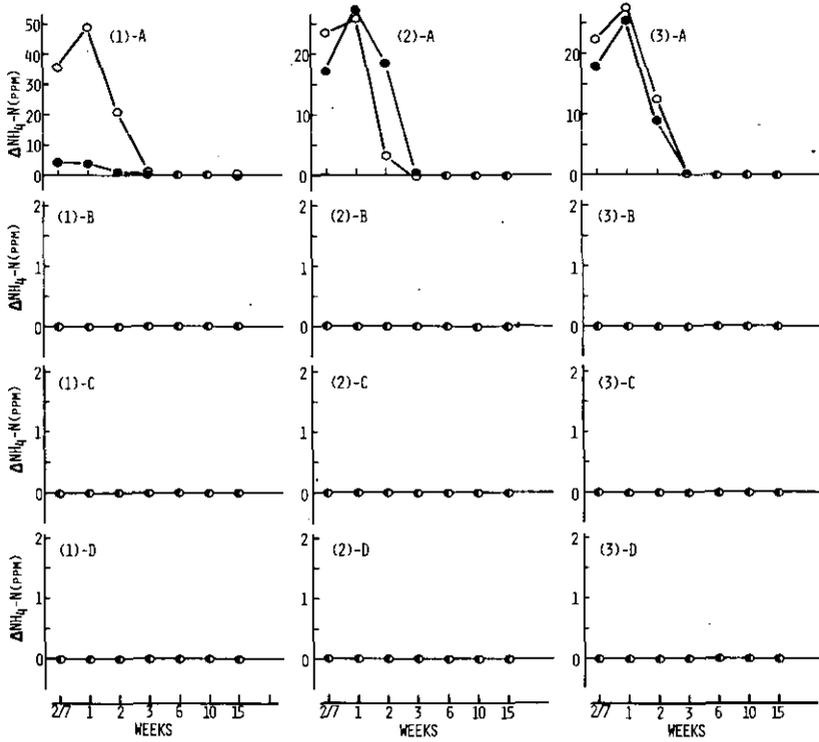


図 2 下水汚泥の施用が土壤水中のアンモニア態窒素に与える影響
 (1), (2), (3)はそれぞれ汚泥施用率(○, 5%, ●, 1%), 石炭施用(○, 施用; ●, 無施用)および植栽(○, 裸地; ●, 植栽)がアンモニア負荷におよぼす平均効果を示す。
 A, B, C, Dはそれぞれ地表から10, 24, 32, 40cmの層位を示す。

Fig. 2 Effect of ammonium-nitrogen in soil-water with application of sewage sludge
 (1), (2) and (3) indicate the mean effect of sludge application-rate (○, 5%; ●, 1%),
 liming (○, limed; ●, not limed) and planting (○, not planted; ●, planted) on the
 impact, respectively. A, B, C and D are the sampling depth; 10, 24, 32, and 40 cm,
 respectively, from the soil surface in a soil-profile.

3.1.2 $\text{NO}_2\text{-N}$: B, C, Dの下層では全処理区ともほとんど検出されず、汚泥施用は土壌下層に $\text{NO}_2\text{-N}$ の負荷をもたらさなかった(図3-B, C, D)。一方, A層では汚泥施用区において2週目まで検出され, 汚泥施用による $\text{NO}_2\text{-N}$ 負荷は汚泥5%施用で2日目, 1%施用で1週目に最大となった(図3-(1)A)。この現象は石灰施用(pH補正)区に特異的であり, 施用1週目には無施用区の80倍に達していた(図3-(2)A)。また栽植区の方が負荷は若干少なかった(図3-(3)A)。

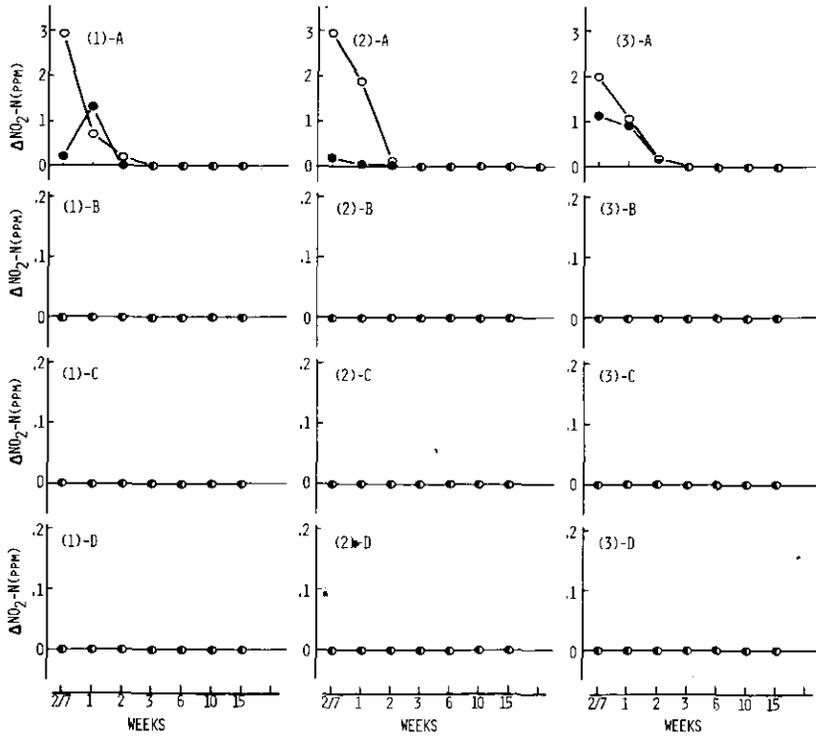


図 3 下水汚泥の施用が土壌水中の亜硝酸態窒素に与える影響
記号は図2参照。

Fig. 3 Effect of nitrite-nitrogen in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.3 $\text{NO}_3\text{-N}$: 試験開始直後にはB, C, D層で30~40 ppm, 無処理区A層で50~80 ppmであったが, その後処理の違いにより各層の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度は大きく変化した。汚泥施用による $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷はA層では2~3週間に最大となっていた(図4-A)が, B層では10週目(図4-B), C層では10~15週目(図4-C), D層では15週目以降(図4-D)に極大値があり, 徐々に地下浸透を起こしていた。汚泥施用量の違いは, A層では $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷量の違いに忠実に現われていたが, 下層では5%施用による負荷は1%施用によるそれをはるかに超えようが(凌駕)していた(図4-(1))。また石灰施用により, A層における $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷は約2倍に増加し, これを反映して下層でも同様の傾向がみられた(図4-(2))。植栽区では3週目から6週目にかけて土壌全層とも $\text{NO}_3\text{-N}$ 量が激減し, とくに汚泥施用区では数ppm となって無施用区より低濃度となった。そのために, 汚泥による $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷量は植栽区において6週目以降ほとんどなくなった(図4-(3))。

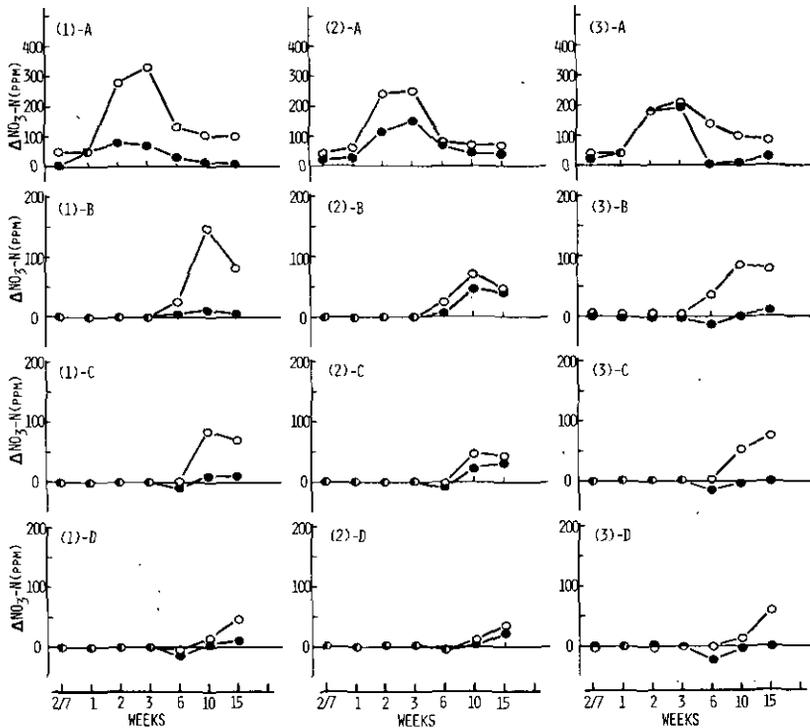


図 4 下水汚泥の施用が土壌水中の硝酸態窒素に与える影響
記号は図 2 参照。

Fig. 4 Effect of nitrate-nitrogen in soil -water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.4 PO₄: 水溶性無機リン酸の土壤溶液中濃度は非常に低く大多数が50 ppb 以下であった。しかし、A層では汚泥施用量に伴ってわずかに増加しており、また、汚泥施用植栽区では6~10週目にかけて全層にわたり高濃度に検出された。とくに10週目のNo 5-C層では1 ppm 以上も記録した。このため汚泥施用によるPO₄ 負荷は植栽区に顕著となった(図5)。

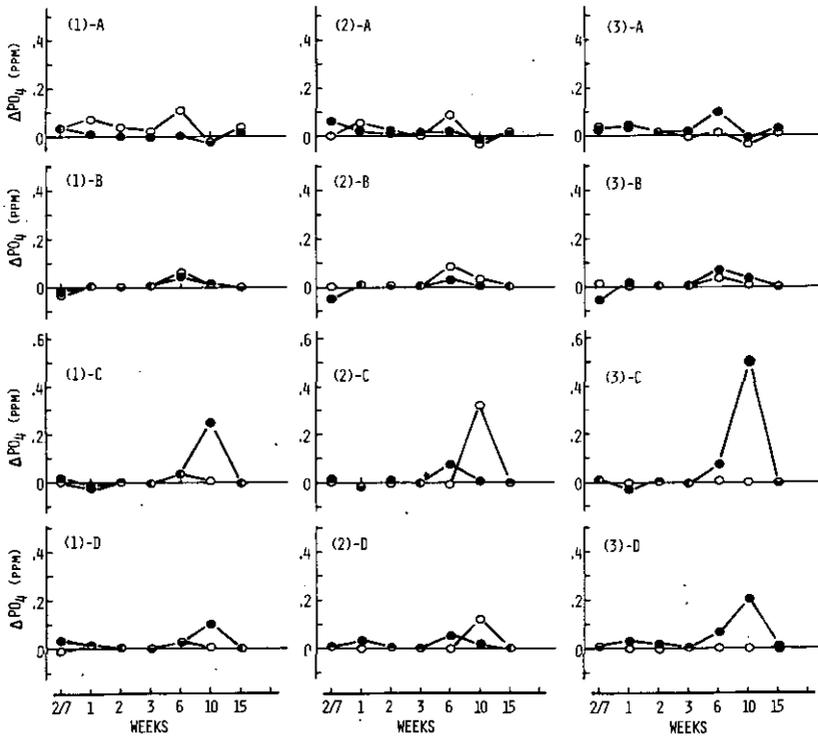


図 5 下水汚泥の施用が土壤水中のリン酸に与える影響
記号は図2参照。

Fig. 5 Effect of phosphate in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.5 Cl: 汚泥の施用量増加に伴ってA層のCl濃度は増大していたが、日数の経過とともに徐々に低下していった。逆に下層ではCl濃度は次第に増加し、地下浸透が認められた。これらの濃度変化を反映して、Clの負荷量はA層では2日～1週間目、B層では10週目、C層では10～15週目、D層では15週目以降に最大となった(図6)。

また各層位におけるClの負荷量は汚泥施用量、土壌pHの補正(石灰施用)、植栽等により変化した。A層では汚泥施用量にはば対応した負荷量を示したが、B、C層では汚泥1%添加はCl負荷をほとんど起こさなかった(図6-(1))。石灰によるpH補正は汚泥施用によるCl負荷を増大させ、さらにB、C層への移行量、速度とも増加させる傾向にあった(図6-(2))。植物の栽培はA層における負荷には影響を与えなかったが、B、C、D層では植栽区のCl負荷は6～10週目にかけて消滅した(図6-(3))。

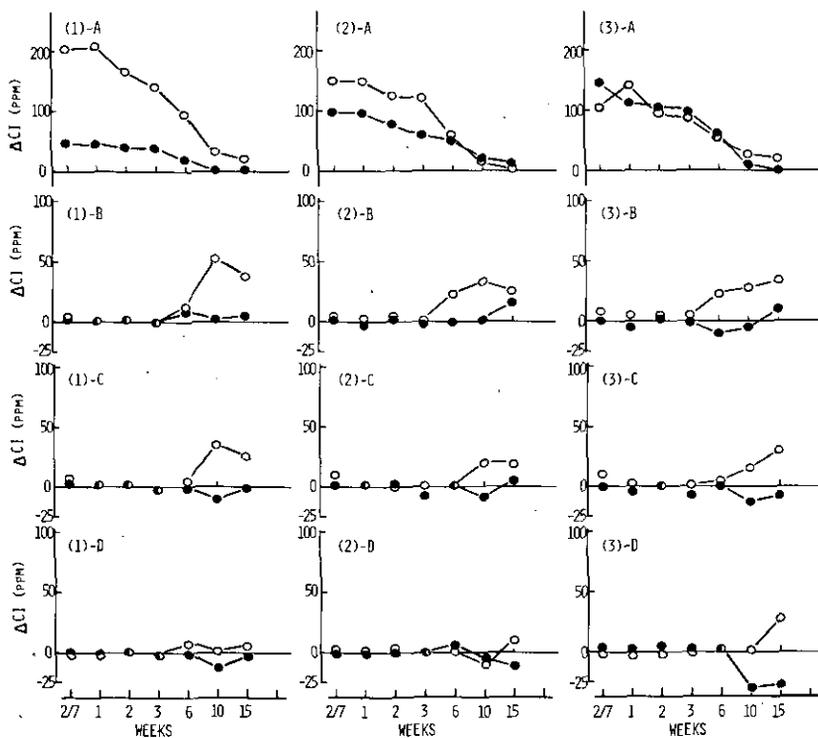


図 6 下水汚泥の施用が土壤水中の塩素に与える影響
記号は図2参照。

Fig. 6 Effect of chloride in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.6 Na : 土壤水中の濃度の変動, 各層位における負荷量の変化とも $\text{NO}_3\text{-N}$ と Cl の中間的な挙動を示した。汚泥施用量が多く, 土壤 pH が高く, また裸地であると汚泥による Na 負荷が増大したが, A 層では石灰施用と植栽の影響は小さかった (図 7)。石灰施用区では無施用区より Na の移動速度が速い傾向がみられた (図 7-(2))。

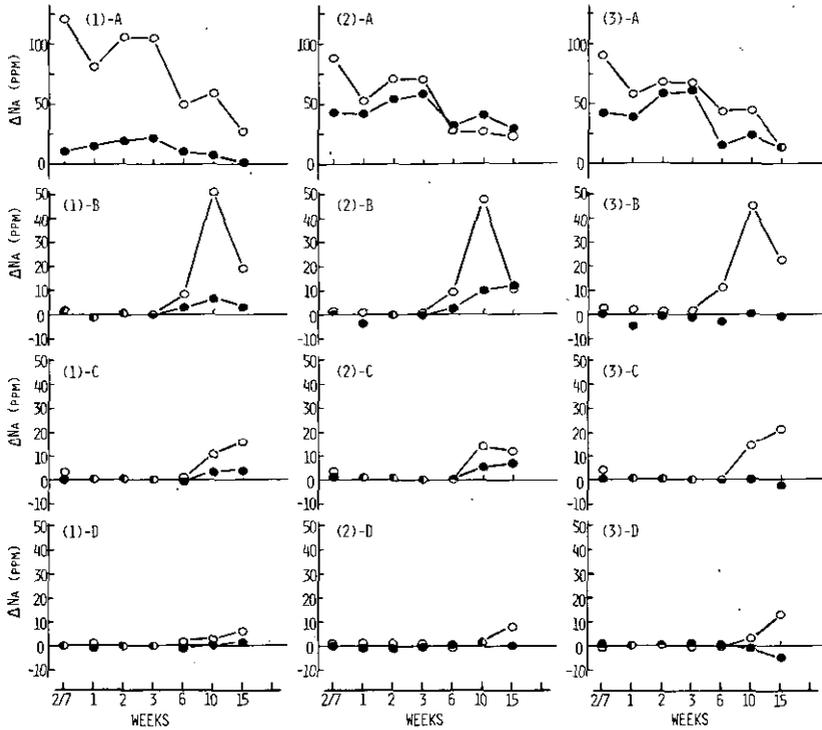


図 7 下水汚泥の施用が土壤水中のナトリウムに与える影響
記号は図 2 参照。

Fig. 7 Effect of sodium in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.7 K : Na と類似した挙動を示したが、植栽区におけるK 負荷は6 週目以降ほとんどなくなり、むしろ汚泥施用区のK 濃度が汚泥無施用区のそれより低くなった時点で Na の場合と異なっていた (図8)。

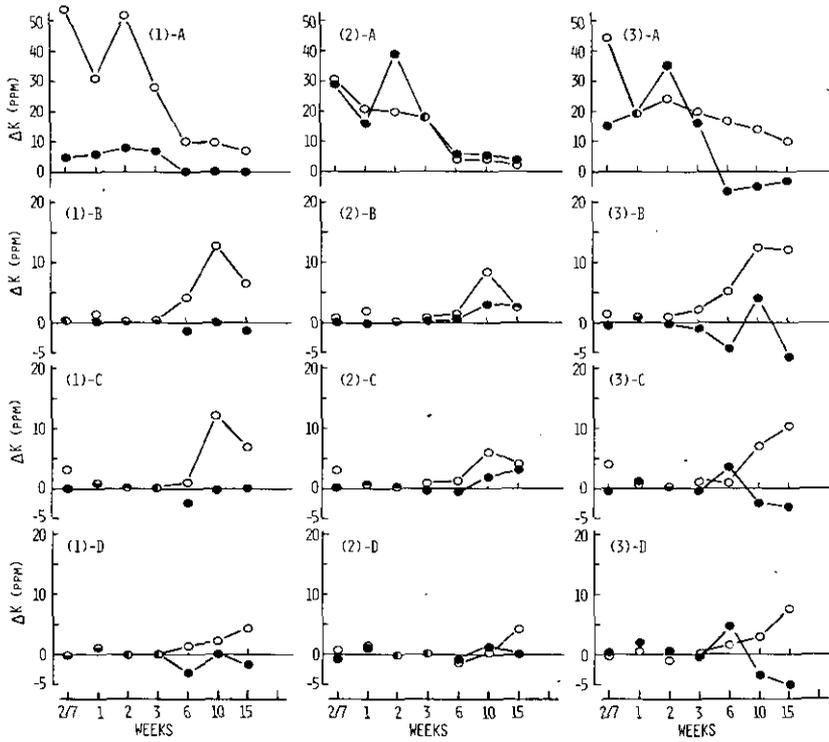


図 8 下水汚泥の施用が土壌水中のカリウムに与える影響
記号は図2 参照。

Fig. 8 Effect of potassium in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.8 Ca: 土壤 pH の補正を水酸化カルシウムにより行ったために、石灰施用区では土壤水中の Ca 濃度は無施用区よりかなり高くなっていった。その点を除いて汚泥による Ca 負荷量の変動パターンは $\text{NO}_3\text{-N}$ の場合と酷似していた (図 9, 図 4)。

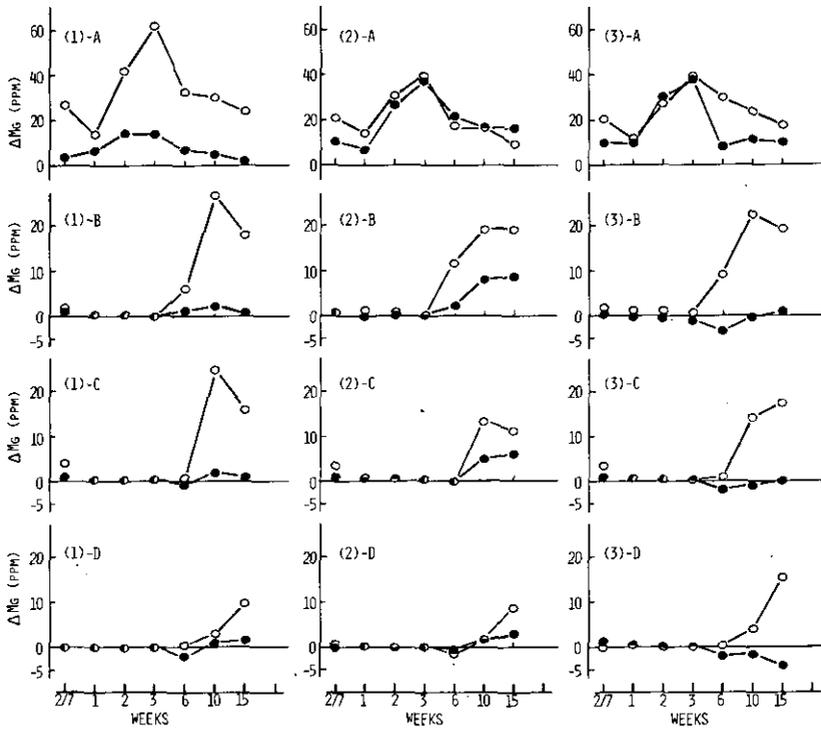


図 9 下水汚泥の施用が土壤水中のマグネシウムに与える影響
記号は図 2 参照。

Fig. 9 Effect of magnesium in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.9 Mg : Ca (図9), NO₃-N (図4) とほぼ同じ挙動をとったが, A層では石灰施用の効果は弱かった (図10)。

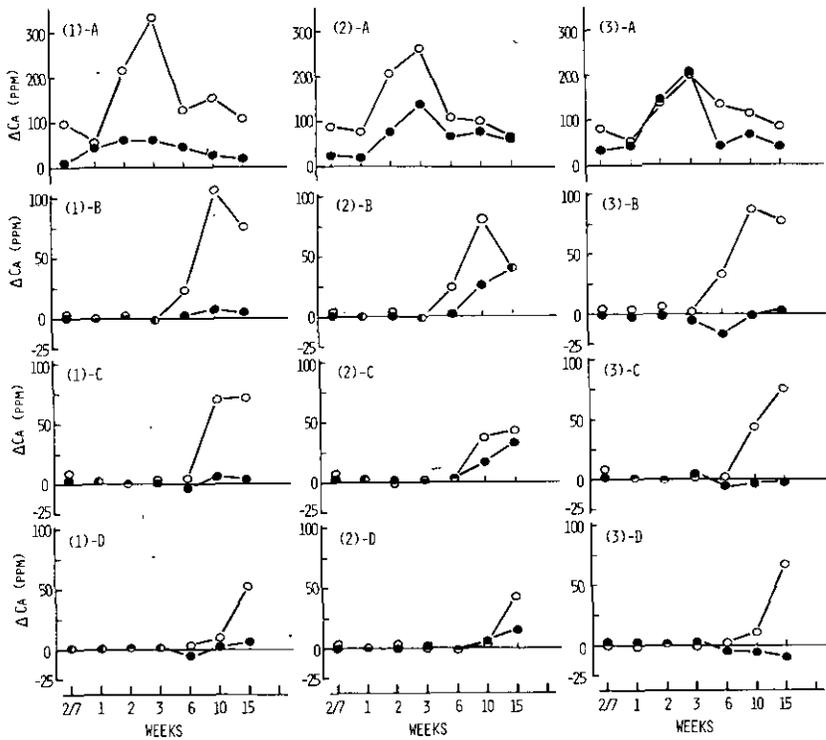


図 10 下水汚泥の施用が土壌水中のカルシウムに与える影響
記号は図2参照。

Fig. 10 Effect of calcium in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.1.10 pHおよび H^+ : pHは処理, 層位および日時の経過により変動した。全般にA層のpHはB~D層のそれより高く, また時間の経過に伴って低下していく傾向がみられた。石灰施用 (pH補正) 区ではA層のpHは無施用区より常に高かったがB~D層では無施用区と変わらず, 10週目以降はむしろ低くなっていた。

汚泥を5%施用した場合には各層位とも水素イオン (H^+) 負荷がみられ, 層位による時間のずれも認められたが1%施用による負荷はあまりなかった (図11-(1))。また石灰無施用 (pH無補正) 区の方がA層では負荷が高かったが, B~D層では10週目以降石灰施用区で負荷が高くなる傾向が認められた (図11-(2))。さらに植栽区では3週目から6週目にかけて各層とも汚泥施用区と無施用区の H^+ 濃度差が減少し負の値となった。

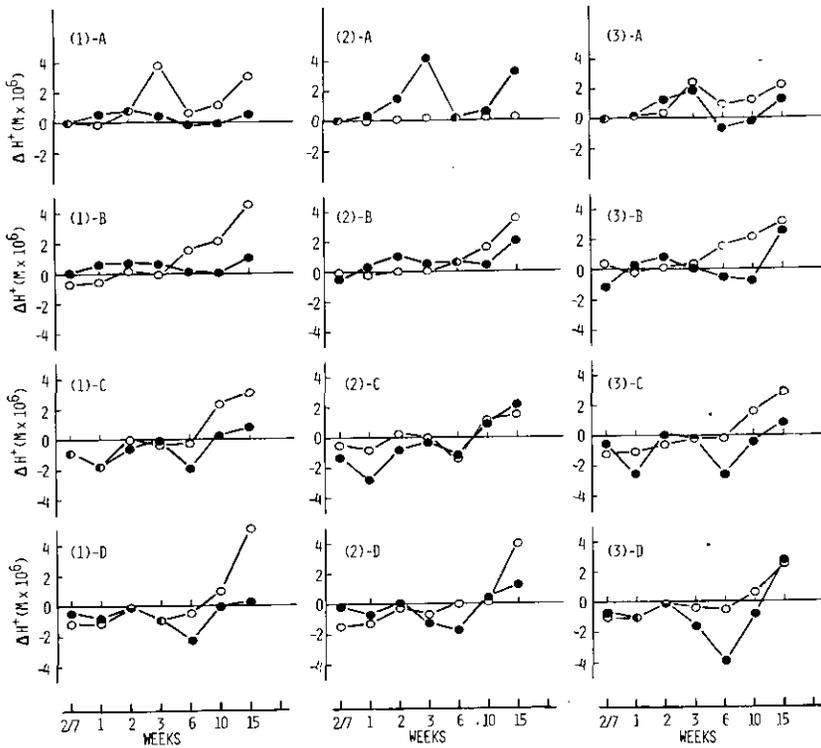


図 11 下水汚泥の施用が土壌水中の水素イオンに与える影響
記号は図2参照。

Fig. 11 Effect of hydrogen ion in soil-water with application of sewage sludge
For legends, see Fig. 2.

3.2 地下水分析結果

地下水（土壌浸透水）は実験開始後3～4週間目から裸地区において流出しはじめた。植栽区ではNo.1を除いて10月にはいるまでほとんど流出しなかった。その結果15週間の総流出量は裸地区で64～80 l（対降雨量比20～27%）であり、植栽区で7～47 l（同比3～16%）となった。また裸地区において石灰施用区の流出量が無施用区より少なく、汚泥施用区では無施用区より流出量が少ない傾向がみられた（表5）。

流出液の成分組成は10週目まで処理区間に差がみられなかったが、15週目に至って処理区間の差が明瞭になった（表5）。NO₃-N, Cl, K, Na, Ca, Mgの濃度は裸地区では汚泥施用により増加し、植栽区では逆に減少した。pHは15週目において裸地区では汚泥施用により1以上低下したが、植栽区では処理区間に顕著な差を認めなかった。また植栽区における各要素の濃度は、Na

表 5 水収支と7元素の流亡量

Table 5. The water balances and the leachings of 7 elements from the lysimeters

No.	Treatment			Water balance			Amount and concentration of each element						
	Plant	Ca	Sludge (%)	Ground water(L)	Irrigation(L)	Ratio (%)	NO ₃ -N	Cl	K	Na	Ca	Mg	pH
1	+	-	0	47.5	300	16	(7.2)	(36.8)	(9.9)	(15.4)	(22.3)	(10.5)	(6.66)
2	+	-	1	22.9	300	8	(8.1)	(12.4)	(6.4)	(13.6)	(16.2)	(8.1)	(6.15)
3	+	-	5	7.4	310	2	(7.7)	(3.1)	(4.6)	(12.9)	(19.2)	(7.5)	(6.53)
4	+	+	0	30.8	300	10	(6.9)	(30.8)	(8.4)	(15.5)	(25.7)	(10.0)	(6.74)
5	+	+	1	13.1	300	4	(6.7)	(27.1)	(5.6)	(13.0)	(18.5)	(7.7)	(6.55)
6	+	+	5	8.1	320	3	(10.1)	(6.3)	(4.7)	(14.6)	(19.9)	(8.1)	(6.29)
7	-	-	0	80.2	300	27	3.1 (38.1)	3.9 (50.2)	1.7 (18.7)	1.7 (19.1)	4.9 (56.7)	1.4 (18.4)	(6.93)
8	-	-	1	75.5	300	25	3.6 (57.9)	3.8 (50.7)	1.7 (22.4)	1.6 (21.9)	5.0 (75.9)	1.4 (23.0)	(5.67)
9	-	-	5	71.8	300	24	3.5 (67.9)	3.5 (45.2)	1.7 (24.0)	1.6 (23.2)	4.9 (78.9)	1.4 (24.4)	(5.87)
10	-	+	0	66.7	300	22	2.8 (42.1)	3.4 (49.0)	1.5 (20.5)	1.4 (19.2)	4.2 (60.7)	1.2 (19.6)	(6.85)
11	-	+	1	70.7	300	24	3.5 (54.6)	3.7 (50.2)	1.8 (29.5)	1.8 (34.9)	5.9 (124.7)	1.7 (38.0)	(5.80)
12	-	+	5	63.8	300	21	3.1 (52.0)	3.5 (69.4)	1.5 (21.0)	1.4 (22.2)	4.3 (67.0)	1.3 (22.6)	(5.73)

Figures on the upper column in a treatment mean the total leached amount (g) during 15 weeks, and the ones in parenthesis on the lower column mean the concentration (ppm) of each element or the pH value in leached water at the 15th week.

を除いて裸地区の値の数分の1にすぎず、植物による吸収の影響が大きかった。しかし、実験期間中に流亡した総量をNo.7~No.12(裸地区)について推定したところどの要素にも差は認められなかった(表5)。

NO₂-N, NH₄-NおよびPO₄の流亡は極くわずかであった。

3.3 汚泥の土壌施用による水質変化の特徴

3.1節および3.2節において得られた多様な結果を土壌各層の負荷量の消長、汚泥施用量の増加に対する反応性、土壌pHの相違および植物栽培の影響等に関して概略を表6にまとめた。表6からそれぞれの要因に関して次のような特徴がみられる。すなわち、

- 1) A層において負荷量が山型カーブを描いて消長するもの(NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, Ca, Mg, H⁺)と減少一方のもの(Cl, K, Na)の2種類があること、
- 2) 土壌下層へ負荷が浸透していくもの(NO₃-N, Cl, Ca, Mg, Na, K, H⁺)と下層に負荷を及ぼさないもの(NH₄-N, NO₂-N, PO₄)の2種類があること、
- 3) 汚泥施用量比(5%/1%=5)とはほぼ同等の増加率を施用量の増加に伴って示すもの(A層; NO₂-N, NO₃-N, Cl, Ca, Mg, H⁺, 下層; なし)と施用量比以上の増加率を示すもの(A層; NH₄-N, Na, K, 下層; NO₃-N, Cl, Ca, Mg, Na, K)の2種類があること、
- 4) 石灰施用により負荷量が著しく増加するもの(A層; NO₂-N), かなり増加するもの(A層;

表 6 下水汚泥の施用が土壌溶液の水質に与える負荷

Table 6. Impact of the sludge application on soil water qualities

Factor	Soil Profile	H ⁺	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	PO ₄	Cl	Ca	Mg	Na	K
Time of Maximum impact (week)	A	3	1	2/7~1	3	-	2/7~1	3	3	2/7~3	2/7~3
	B	15<	-	-	10	-	10	10	10	10	10
	C	15<	-	-	10~15	-	10~15	10~15	10~15	15	10~15
	D	15<	-	-	15<	-	15<	15<	15<	15<	15<
	E	15<	-	-	15<	-	15<	15<	15<	15<	15<
Response to the application rate	A	+	++	+	+	+	+	+	+	++	++
	B~D	+	±	±	++	±	++	++	++	++	++
	E	+	±	±	+	±	++	+	+	+	+
Response to liming	A	--	-	+++	++	±	++	++	+	+	±
	B~D	±	±	±	+	±	+	++	++	++	+
	E	±	±	±	±	±	+	±	±	±	±
Response to planting	A	-	±	±	-	+	±	-	-	-	--
	B~D	-	±	±	-	++	-	--	--	--	--
	E	-	±	±	--	±	--	--	--	-	--

The positive symbols, the negative symbols, and the ± indicate the positive, negative and no effects, respectively. Number of + or - mean the degree of response.

NO₃-N, Cl, Ca, 下層; Ca, Mg, Na), わずかに増加するもの (A層; Mg, Na, 下層; NO₃-N, Cl, K), 増加しないもの (A層; PO₄, K, 下層; H⁺), 減少するもの (A層; NH₄-N, H⁺, 下層; なし) の5種類があること,

5) 植物に吸収されて土壤中負荷量が著しく低下するもの (A層; K, 下層; Ca, Mg, Na, K), ある程度低下するもの (A層; NO₃-N, Ca, Mg, H⁺, 下層; NO₃-N, Cl, H⁺), 変化のないもの (A層; Cl), 植物の存在により増加するもの (全層; PO₄) の4種類がみられたことの5点である。

3.4 土壤分析結果

3.4.1 水分含量

水分含量を表7に示した。全般的に約40%であったが、1週目38~40%から、20週目43~44%まで徐々に増加する傾向にあった。1週目、2週目では、汚泥の量が多い区ほど水分は少なくなる傾向にあった。とくに、石灰施用区の汚泥5%区 (No. 6, 12) では、かなり低めの値になった。植栽区の汚泥5%施用区 (No. 3, 6) では、6週目、10週目で30%前後と極端に減少した。その後、15週目、20週目には、他とほぼ同じ水分含量に回復した。

表 7 下水汚泥施用土壤の水分含量(%)

Table 7. Water content of surface soil (0~5cm) applied with sewage sludge. (%)

No.	Week	0	1	2	3	6	10	15	20
1		43.7	39.8	42.9	42.7	44.7	44.6	44.6	43.4
2		44.0	40.1	42.9	42.6	42.6	40.1	40.1	43.0
3		43.4	39.3	42.5	42.3	34.1	31.9	31.9	42.0
4		44.0	39.3	42.2	42.9	43.3	42.6	42.6	43.1
5		43.8	39.2	41.9	42.6	41.8	34.8	34.8	42.3
6		43.0	37.8	40.9	41.4	30.4	29.6	29.6	36.8
7		43.9	40.0	43.2	43.7	44.6	45.7	45.7	43.6
8		43.5	39.3	42.3	43.4	44.0	45.0	45.0	43.4
9		43.2	38.4	41.9	42.8	43.9	45.3	45.3	43.9
10		42.9	38.6	41.9	42.6	43.5	44.3	44.3	43.0
11		42.0	37.0	40.8	42.2	43.5	44.6	44.6	43.4
12		40.9	34.8	39.7	41.0	43.2	44.6	44.6	43.6

3.4.2 pHの変動

裸地区の pH の変動を図12に示した。10週目は、pH メーターの故障で測定できなかった。石灰無施用区では、汚泥無施用の場合、pH は徐々に高くなる傾向にあり、20週目には、最初より、約0.5高くなった。汚泥1%施用の場合は、無施用よりやや低めではあったが、ほぼ同じように変動

した。汚泥5%施用の場合は、1週目にやや高くなった後は低下を続け、6週目には5以下にまで低下した。一方、石灰施用区では、汚泥無施用、1%施用の場合は、ほとんど差がなく、全体を通して、ほぼ一定の値をとり続けたのに対して、汚泥5%施用の場合は、大きく低下した。

植栽区のpHの変動を図13に示した。汚泥無施用、汚泥1%施用の場合は、裸地区とほぼ同じような変動を示した。汚泥5%施用の場合は、石灰の有無にかかわらず、3週目に最低に達した後、徐々に上昇し、もとのpHに回復しつつあった。

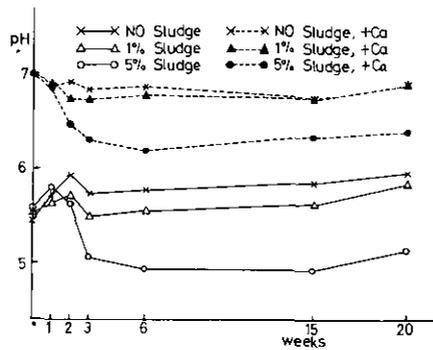


図 12 下水汚泥施用土壌のpH

1. 裸地

Fig. 12 The pH values of surface soil (0~5cm) applied with sewage sludge

1. Bare soil

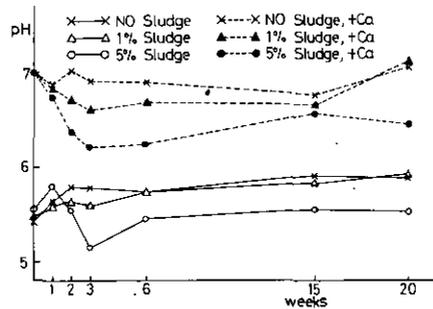


図 13 下水汚泥施用土壌のpH

2. 植物栽培土壌

Fig. 13 The pH values of surface soil (0~5cm) applied with sewage sludge

2. Rape cultivated soil

3.4.3 無機態窒素の変動

NH₄-Nの変動を図14, 図15に示した。いずれの場合も、1週目で最大になり、以後減少し、3

週目以降はほとんど検出されなくなった。生成する $\text{NH}_4\text{-N}$ 量は、施用した汚泥の量にはほぼ比例した。石灰施用の有無では、石灰施用区で2週目で急激に減少してきたのに対して、石灰無施用区では、おくらせて3週目に急激に減少するという違いがみられた。一方、植物栽培の有無による差はみられなかった。

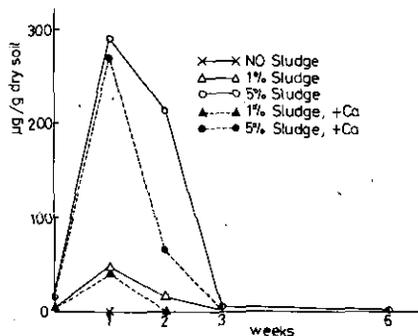


図 14 下水汚泥施用表層土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の変動

1. 裸地

Fig. 14 Changes in $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in surface soil applied with sewage sludge

1. Bare soil

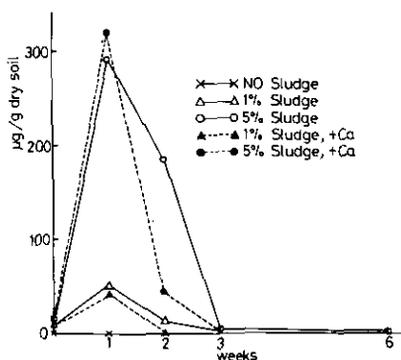


図 15 下水汚泥施用表層土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ の変動

2. 植物栽培土壌

Fig. 15 Changes in $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations in surface soil applied with sewage sludge

2. Rape cultivated soil

$\text{NO}_2\text{-N}$ の変動を図16, 図17に示した。汚泥の量による差よりも、石灰の有無による差が顕著であった。石灰無施用区では、ほとんど変動しなかったのに対して、石灰施用区では、1週目で他に比べて多量の $\text{NO}_2\text{-N}$ が検出された。検出された $\text{NO}_2\text{-N}$ 量は、汚泥の施用量に比例せず、1%施用の場合でも、5%施用した場合の1/2量以上であった。植物の有無による差はほとんどなかったが、1週目に検出された $\text{NO}_2\text{-N}$ 量が、植栽区では少なめだった。

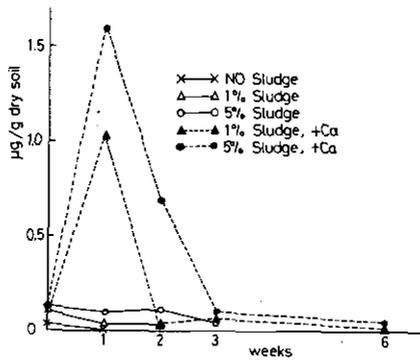


図 16 下水汚泥施用表層土壌中のNO₂-Nの変動

1. 裸地

Fig. 16 Changes in NO₂-N concentrations in surface soil applied with sewage sludge

1. Bare soil

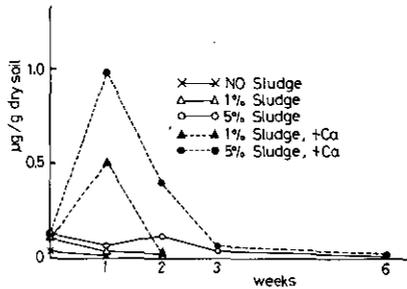


図 17 下水汚泥施用表層土壌中のNO₂-Nの変動

2. 植物栽培土壌

Fig. 17 Changes in NO₂-N concentrations, in surface soil applied with sewage sludge.

2. Rape cultivated soil

裸地区のNO₃-Nの変動を図18に示した。石灰施用区では、2週目に急激に増加して、最大に達した。その後、徐々に減少し、汚泥1%の場合は6週目、汚泥5%の場合は10週目でほとんど検出されなくなった。石灰無施用区では、ややおくれて3週目から急激に増加し、6週目に最大に達し、10週目には大きく減少した。さらに、石灰の有無にかかわらず、15週目には再び増加し、20週目には減少するというように大きな変動がみられた。蓄積量は、石灰無施用区のほうが多かった。また、3週目までは、NO₃-Nの量は施用する汚泥量に比例したが、6週目以降は、汚泥5%施用区で1%汚泥施用区の10数倍の値になった。植栽区のNO₃-Nの変動を図19に示した。3週目までは、植物無栽培区とほとんど同じ変動を示したが、6週目には急激に減少して、ほとんど検出されなくなった。

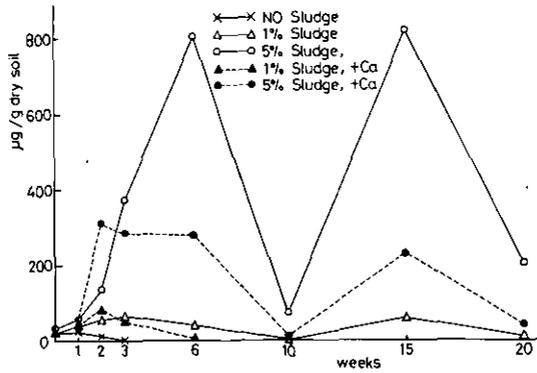


図 18 下水汚泥施用表層土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の変動

1. 裸地

Fig. 18 Changes in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in surface soil applied with sewage sludge

1. Bare soil

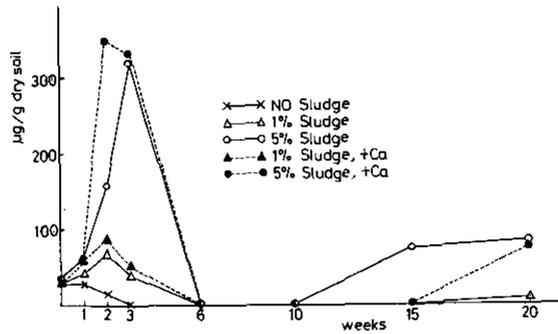


図 19 下水汚泥施用表層土壌中の $\text{NO}_3\text{-N}$ の変動

2. 植物栽培土壌

Fig. 19 Changes in $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations in surface soil applied with sewage sludge

2. Rape cultivated soil

3.4.4 水溶性リン酸の変動

水溶性リン酸の変動を図20, 図21に示した。最大でも $0.8 \mu\text{g/g}$ 乾土と少量であった。全般に、汚泥の量が多いほど、水溶性リン酸量もわずかながら多くなり、変動の幅も大きかった。また、石灰無施用区のほうが、石灰施用区より多くなる傾向にあった。植物栽培の有無による差は、ほとんどみられなかった。

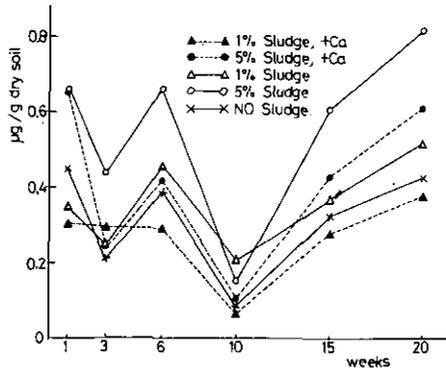


図 20 下水汚泥施用表層土壌中の水溶性リン酸の変動
1. 裸地

Fig. 20 Changes in water-soluble PO_4 concentrations in surface soil applied with sewage sludge
1. Bare soil

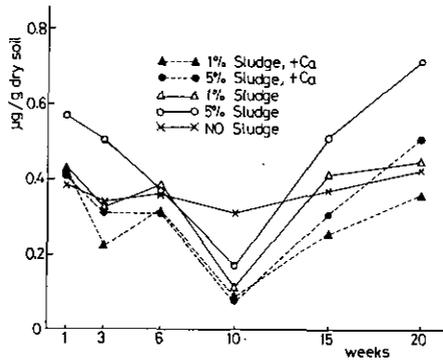


図 21 下水汚泥施用表層土壌中の水溶性リン酸の変動
2. 植物栽培土壌

Fig. 21 Changes in water-soluble PO_4 concentrations in surface soil applied with sewage sludge
2. Rape cultivated soil

3.5 土壤微生物数の測定結果

各処理区の好気性細菌，放線菌，糸状菌およびタンパク質分解菌の菌数を表8に示した。

表 8 汚泥施用土壌の好気性細菌，放射菌，糸状菌およびタンパク質分解菌の菌数
Table 8. Populations of aerobic bacteria, actinomycetes, fungi and proteolytic bacteria
in soil applied with sewage sludge

Treatment No.	(population/g dry soil)						
	0*	Weeks after incubation					
	1	2	3	6	10	15	
Aerobic bacteria (10 ⁶)							
1	10.4	14.1	9.7	11.8	18.4	21.4	15.5
2	40.2	58.4	45.5	24.8	43.6	37.1	36.0
3	156.1	218.4	135.7	160.3	98.6	179.6	64.3
4	9.0	7.4	10.2	12.5	19.5	40.4	17.9
5	61.8	100.8	38.7	63.6	50.3	28.9	62.4
6	64.0	494.1	160.9	251.8	104.1	154.8	137.1
7	5.6	5.8	9.7	9.4	18.8	9.2	7.8
8	30.6	119.8	53.8	45.5	55.3	20.0	27.8
9	267.5	446.8	292.8	157.4	187.2	91.0	52.6
10	7.1	20.4	19.0	16.3	29.5	17.9	10.9
11	94.9	91.3	69.2	56.2	72.6	27.2	52.2
12	196.8	444.7	174.1	203.4	173.3**	142.3	144.7
Actinomycetes (10 ⁶)							
1	1.5	4.6	2.7	1.8	1.4	2.3	3.1
2	3.1	34.6	33.8	38.8	41.8	15.5	26.8
3	0.5	164.9	149.0	199.3	269.2	108.2	103.1
4	1.5	0.8	1.7	1.7	1.5	1.1	1.5
5	1.8	16.5	16.6	28.3	28.4	13.0	23.7
6	3.5	229.0	156.6	217.6	175.9	156.2	73.3
7	2.0	1.7	2.4	1.9	2.1	1.3	1.9
8	2.4	27.6	36.4	34.9	31.2	24.8	23.4
9	0.3	134.0	177.7	201.1	213.9	126.2	148.8
10	2.0	2.0	1.2	1.4	1.8	2.1	1.6
11	1.8	20.3	36.7	35.9	33.6	18.4	27.8
12	0.9	207.0	273.5	296.6	99.0**	61.4	97.5

*: 1 days after incubation.

** : 8 weeks after incubation.

表 8 (つづき)

Table 8. (Continued)

Treatment No.	(population/g dry soil)						
	Weeks after incubation						
	0*	1	2	3	6	10	15
Fungi (10 ⁴)							
1	2.9	2.9	2.3	2.1	2.5	4.2	3.8
2	5.1	8.8	10.5	8.3	3.5	15.2	5.4
3	19.9	43.3	37.0	31.6	19.3	13.9	26.3
4	3.3	4.1	2.2	1.9	2.6	12.6	4.3
5	6.6	11.5	8.6	4.8	4.3	12.4	16.0
6	48.6	63.9	50.0	22.6	9.7	11.6	25.7
7	2.8	1.7	3.4	2.3	2.4	2.5	2.4
8	4.2	10.3	11.7	7.5	3.9	5.2	8.8
9	15.8	28.8	31.4	23.2	32.1	9.5	19.2
10	3.0	2.4	2.3	2.7	1.8	2.3	2.0
11	4.2	12.3	9.3	13.0	2.9	3.6	4.1
12	71.0	57.5	46.8	41.1	20.7	8.8	22.2
Proteolytic bacteria (10 ⁶)							
1	4.4	16.6	1.8	2.9	9.8	5.1	6.5
2	5.9	54.3	65.7	52.3	94.1	49.3	23.2
3	8.8	193.7	174.0	199.3	174.4	108.7	51.8
4	2.7	32.9	3.8	7.0	6.0	8.7	5.7
5	8.9	69.1	63.6	47.9	82.5	32.7	56.6
6	9.2	417.7	198.1	149.3	186.7	208.8	75.2
7	5.4	20.9	8.8	4.9	3.6	1.8	5.0
8	8.9	94.8	86.7	44.2	53.6	14.5	35.5
9	10.6	487.4	211.8	394.0	115.9	137.2	101.0
10	4.9	32.6	3.9	5.2	5.3	7.5	8.9
11	13.8	95.3	80.2	90.8	35.4	23.5	53.0
12	16.9	299.0	331.6	453.0	189.9**	144.5	21.3

*: 1 days after incubation.

**: 8 weeks after incubation.

3.5.1 好気性細菌数

各処理区の好気性細菌（以下細菌と記す）数の変化を図22に示した。

汚泥無施用区の細菌数は $10^6 \sim 10^7$ であり、ほとんど変化を示さなかった。汚泥1%施用区の菌数は 10^7 であり大幅な菌数の変動は認められなかったが、植物栽培、石灰施用区（No.5）および裸地、石灰無施用区（No.8）では実験開始1週目に最高菌数に達しわずかながら菌数の変動が認められた。汚泥5%施用区の細菌数は汚泥無施用区より著しく増加し、実験開始後1週目に最高菌数に達した後急激に減少するという著しい菌数変化を示したが、植物栽培、石灰無施用区の菌数は、他処理区

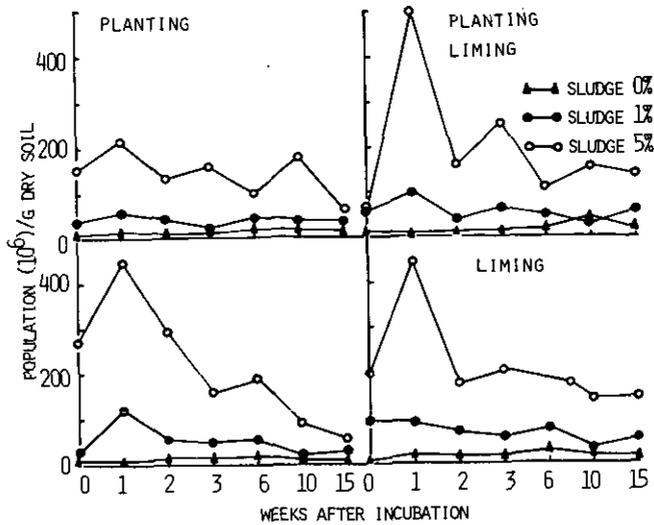


図 22 汚泥施用土壌の細菌数の変化

Fig. 22 Changes in the population of aerobic bacteria in soil applied with sewage sludge

と同様に1週目に最高菌数となったが他処理区ほど著しい菌数増加を示さなかった。

また実験開始1日目(図では0週と表示した)の細菌数は、無施用区より多く、細菌の増加は下水汚泥施用後直ちに起こるものと考えられる。

以上のように下水汚泥の土壌施用により好気性細菌数は増加したがとくに5%汚泥区の菌数の増加が著しかった。また好気性細菌数は実験初期(汚泥施用後1週目)に最高菌数に達した。

植物栽培の有無が好気性細菌に与える影響については、石灰施用区では汚泥1および5%区とも細菌数にはほとんど影響しなかった。また石灰無施用区の1%区でも1週目で裸地区の菌数が植栽区の2倍となった以外はほとんど両処理区の差はなかった。石灰無施用区の汚泥5%区では裸地区の菌数が2週目まで植栽区より多かったが、以後一定の傾向を示さず3週目ではほぼ同数、6週目では裸地区が多く、10週目では植栽区が多く、15週目では両区ともほとんど同じ菌数となった。

石灰施用すなわち実験開始時の土壌pHの調整(7.0)が細菌数に与える影響については、汚泥1%区では影響は認められなかったし、5%区でも裸地区では6週目まではほとんど差は認められなかったが、15週目の下水汚泥施用区の菌数は石灰施用区が無施用区より2~3倍多かった。汚泥5%植物栽培区では実験初期(1週目)では石灰施用の菌数が無施用区より2.5倍多い菌数を示した。

このように植栽および無石灰区の1週目細菌数が他の処理区ほど増加しなかったために植物の有無と石灰(土壌pH)の影響が現れた。

3.5.2 放線菌

各処理区の放線菌数の変化を図23に示した。実験開始後1日目の放線菌数は下水汚泥の施用によ

て増加しなかった。図22に示したように放線菌数は下水汚泥の施用により無施用区の菌数より大幅に増加した。石灰施用区では植物の有無にかかわらず汚泥施用量の増加に見合った菌数の増加が認められた。石灰施用区ではこの関係は認められず5%区では、1%区より大幅な増加が認められた。また汚泥施用量の増加率以上の菌数増加を示した。

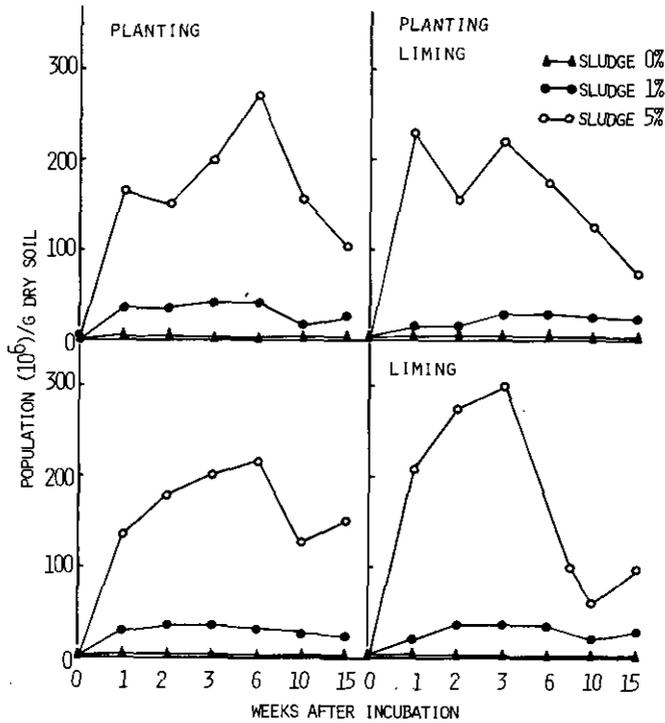


図 23 汚泥施用土壌の放線菌数の変化

Fig. 23 Changes in the population of actinomycetes in soil applied sewage sludge

汚泥1%区(2, 5, 8, 11)の放線菌数は、実験開始後1日目から1週目にかけて無施用区の8~21倍に増加した後6週目までほぼ同じ菌数(10⁷)で経過したのち漸減したが、各処理区の最終菌数はほとんど変わらなかった。汚泥5%施用区の放線菌数は、石灰無施用区(3, 9)では実験開始後6週目に最高となり、石灰施用区(6, 12)では、植栽区(6)で1週目に最高となり2週目ではいったん減少した後3週目に再び増加しほぼ1週目と同程度なった後急激に低下した。一方石灰施用、裸地区(12)では3週目に最高となり以後急激に減少した。実験終了時の放線菌数は各処理区とも汚泥無施用区および汚泥1%区より多い菌数を示した。

以上のように下水汚泥の多量施用により放線菌は著しく増加した。

植物栽培の有無が下水汚泥施用土壌の放線菌数に影響を与えるかどうかについては、汚泥1%施

用区では植物栽培の有無は放線菌数に影響を与えなかった。汚泥5%施用区では、石灰無施用の場合は6週目に植物栽培区の菌数がやや多くなったが、両者間にはほとんど差がないものと思われた。一方石灰施用区では2, 3週目で裸地区の菌数が植物栽培区より多くなった。以上のように植物栽培の有無は放線菌の菌数にほとんど影響しないものと考えられる。

土壌 pH の補正（石灰の施用）が放線菌数に与える影響については、汚泥1%区ではほとんど差が認められなかったが、汚泥5%区では、実験初期（3週目まで）は石灰施用区、実験後期（6週以降）は石灰無施用区の菌数が多くなる傾向が認められた。

3.5.3 糸状菌

図24に各処理区の糸状菌数の変化を示した。汚泥無施用区においては糸状菌は 10^4 の菌数を示したが、植物栽培および石灰施用による菌数変化は認められなかった。細菌や放線菌と同様に下水汚泥の施用により菌数は増加したが、それほど著しい増加ではなかった。とくに汚泥1%施用区の菌数は汚泥無施用区よりやや多い程度であった。汚泥5%区では6週目まで汚泥無施用および汚泥1%区よりかなり多い菌数を示し、とくに石灰施用区では無施用区に比較して菌数が多い傾向にあった。10週目では汚泥1%区とほとんど変わらない菌数となったが15週目では再び増加した。

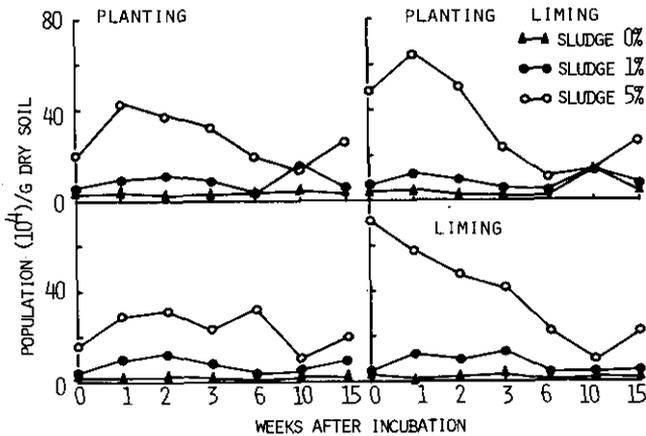


図 24 汚泥施用土壌の糸状菌数の変化

Fig. 24 Changes in the population of fungi in soil applied with sewage sludge

糸状菌数は実験開始後1日目でも下水汚泥の多量施用によって著しく増加した。

植物の影響は、両区の菌数の差は少なくほとんど影響しないと考えられる。一方、石灰施用（土壌 pH の補正）と糸状菌数の関係は、汚泥5%施用区では実験初期石灰施用区の菌数が多い傾向がうかがえるが、菌数差は大きくなかった。

3.5.4 タンパク質分解菌

図25に各処理区のタンパク質分解菌数の変化を示した。いずれの処理区においても下水汚泥の施

用によりタンパク質分解菌は著しく増加した。

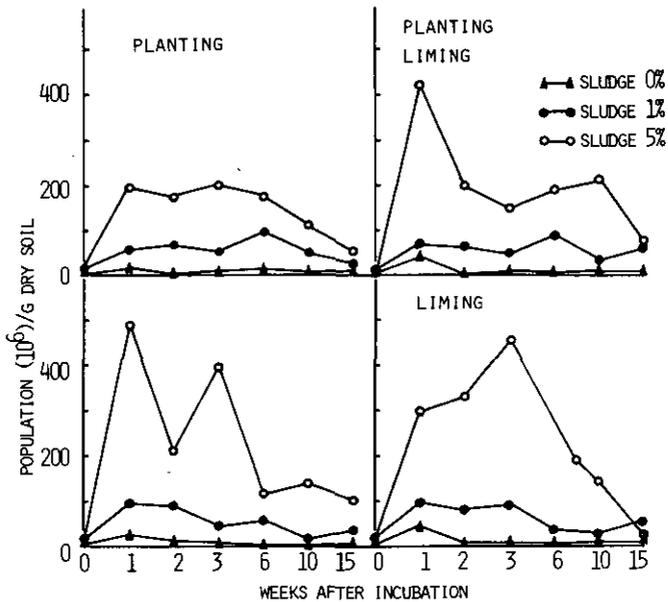


図 25 汚泥施用土壤のタンパク質分解菌数の変化
 Fig. 25 Changes in the population of proteolytic bacteria in soil applied with sewage sludge

汚泥 1% 施用区の菌数は実験開始後 1 週目で 7~10 倍と急激に増加した後ほぼ同程度の菌数を保っていた。一方、汚泥 5% 区の菌数は植物栽培および石灰施用等の処理区で一定の傾向を示さず植物栽培無石灰区 (3) では 1 週目に 10^8 の菌数になった後 6 週目まではほぼ一定の菌数で経過したがそれ以後漸減した。同じ植物栽培区でも石灰施用区 (6) では 1 週目に最高となったが 2 週目では急激に低下した。その後 6~10 週目にはやや増加したが、15 週目には汚泥 1% 区とほぼ同程度の菌数まで低下した。裸地無石灰区 (9) は 1 週目に最高となるが 2 週目には急激に減少し 3 週目に再び急増後 6 週目には著しく低下した。その後はほぼ 6 週目と同程度の菌数で経過した。裸地石灰施用区 (12) では、1 週目で急激に増加後 3 週目にピークに達するまでゆるやかに増加し以後急激に低下し 15 週目には汚泥 1% 区より少くほぼ汚泥無施用区の菌数近くまで減少した。

汚泥 1% 区では、植物の栽培の有無は菌数に影響を与えなかったが、汚泥 5% 区の菌数は無石灰区 (3, 9) で実験初期に裸地区が多く石灰区 (6, 12) で 2~3 週目に裸地区が多くなった。

石灰施用が菌数に与える影響は、汚泥 1% 区では認められず汚泥 5% 施用では植物栽培区 1 週目で石灰施用区が多く、裸地区では 1 週目で石灰無施用区が多かった。その他の場合にはほとんど差がなかった。タンパク質分解菌について植物の栽培や石灰施用は菌数に影響を与えないものと考え

表 9 汚泥施用土壌のアンモニア酸化細菌数

Table 9. Population of ammonium-oxidizing bacteria in soil applied with sewage sludge

Treatment No.	(population/g dry soil)							
	0*	1	2	3	6	10	15	
1	3.0×10^3	5.8×10^3	19.3×10^3	3.0×10^3	2.4×10^3	4.3×10^3	19.4×10^3	
2	2.0×10^3	4.1×10^4	85.8×10^3	9.4×10^4	19.2×10^4	13.2×10^3	28.1×10^4	
3	3.0×10^3	4.0×10^4	22.6×10^4	60.7×10^4	25.8×10^4	6.8×10^3	27.6×10^4	
4	3.0×10^3	8.1×10^3	2.9×10^3	16.1×10^3	4.9×10^3	4.2×10^3	29.9×10^3	
5	6.2×10^3	15.1×10^4	8.4×10^4	61.0×10^4	53.3×10^3	3.7×10^3	27.7×10^4	
6	9.5×10^3	25.7×10^4	59.3×10^4	78.5×10^4	50.3×10^4	15.6×10^3	55.4×10^4	
7	4.1×10^3	4.7×10^3	4.2×10^3	3.0×10^3	2.5×10^3	1.4×10^3	8.7×10^3	
8	2.3×10^3	4.0×10^4	16.0×10^4	8.3×10^4	4.3×10^4	8.4×10^3	30.1×10^4	
9	3.9×10^3	3.9×10^4	93.0×10^4	29.7×10^3	14.1×10^4	14.4×10^3	30.3×10^4	
10	3.9×10^3	8.0×10^3	27.5×10^3	27.9×10^3	9.6×10^3	0.9×10^3	30.2×10^3	
11	3.6×10^3	5.6×10^4	28.7×10^4	29.4×10^4	9.6×10^4	10.5×10^3	30.1×10^4	
12	4.7×10^3	8.3×10^4	89.5×10^4	22.0×10^3	$96.7 \times 10^{4**}$	43.4×10^3	42.5×10^4	

*: 1 day after incubation.

** : 8 weeks after incubation.

られる。

3.5.5 アンモニア酸化細菌

表9に各処理区のアンモニア酸化細菌数を示した。

実験開始後1日目では下水汚泥の施用により菌数は増加しなかった。汚泥無施用区の菌数は $10^3 \sim 10^4$ でありほぼ一定の菌数で経過したが15週目の菌数は10週目よりかなり増加した(4~33倍)。また、汚泥無施用区では、石灰施用区の菌数が無石灰区の菌数より多くなる傾向が認められた。

汚泥1%施用区の菌数は無施用区より著しく増加した。この区の菌数は、実験開始後1週目から増加しはじめ2~3週目に最高となった後急激に低下し10週目には実験開始時程度となった。しかし15週目には再び著しく増加した。ただし植物栽培、無石灰区では6週目に最高となった。汚泥5%施用区では汚泥1%区よりさらに菌数は著しく増加し、その菌数変化も1%区より明確となった。すなわち3週目に最高菌数となったのち10週目にはほぼ実験開始時と同程度となったが15週目では再び著しく増加した。

植物栽培の有無の影響は、汚泥5%施用区3週目で無栽培区の菌数が栽培区の菌数より3~5倍多い菌数を示した以外は認められなかった。

石灰施用の影響については、植物栽培区の汚泥1および5%施用区とも石灰施用区がやや多くなったが裸地区ではその差は明確ではないと考えられる。

表 10 汚泥施用土壌の亜硝酸酸化細菌数

Table 10. Population of nitrite-oxidizing bacteria in soil applied with sewage sludge

Treatment No.	(population/g dry soil)						
	0*	1	2	3	6	10	15
1	22.9×10^3	3.8×10^2	2.3×10^2	1.6×10^2	6.3×10^5	$> 4.3 \times 10^5$	3.5×10^2
2	3.9×10^3	3.8×10^2	2.3×10^3	4.0×10^2	6.1×10^5	$> 4.0 \times 10^5$	3.5×10^2
3	38.9×10^3	3.8×10^2	5.7×10^2	3.0×10^3	13.0×10^5	$> 3.5 \times 10^5$	3.5×10^2
4	5.9×10^3	3.8×10^2	0.8×10^2	3.0×10^2	3.9×10^5	$> 4.2 \times 10^5$	1.4×10^3
5	6.0×10^3	8.1×10^2	3.8×10^3	1.4×10^4	27.5×10^5	$> 3.7 \times 10^5$	7.8×10^2
6	61.4×10^3	3.7×10^2	91.4×10^3	6.0×10^4	34.5×10^5	$> 3.4 \times 10^5$	3.5×10^4
7	8.2×10^2	3.8×10^2	1.4×10^2	4.1×10^2	2.5×10^5	$> 4.3 \times 10^5$	1.4×10^3
8	1.7×10^3	5.4×10^2	4.0×10^2	4.1×10^2	4.3×10^5	$> 4.4 \times 10^5$	1.9×10^3
9	6.2×10^3	3.7×10^2	1.3×10^3	3.7×10^3	28.5×10^5	$> 4.4 \times 10^5$	2.3×10^3
10	3.0×10^3	3.8×10^2	4.0×10^2	3.0×10^2	6.2×10^5	$> 4.3 \times 10^5$	1.4×10^3
11	9.3×10^3	7.3×10^2	8.3×10^3	5.7×10^3	28.3×10^5	$> 4.3 \times 10^5$	11.3×10^3
12	4.7×10^3	3.5×10^2	26.5×10^4	9.2×10^4	$43.0 \times 10^5^{**}$	$> 4.3 \times 10^5$	42.5×10^3

*: 1 day after incubation.

**: 8 weeks after incubation.

3.5.6 亜硝酸酸化細菌数

亜硝酸酸化細菌数は表10に示した。実験開始後1週目には開始時の菌数より減少した。亜硝酸酸化細菌はアンモニア酸化細菌と異なり無施用区の菌数が6週目で 10^5 レベルに増加した。しかし15週目にはほぼ開始時ないし1週目のレベルに近い菌数となった。

下水汚泥施用による亜硝酸酸化細菌の増加は、石灰無施用汚泥1%区では決ずしも明確ではないが5%施用区および石灰施用区の1%区では汚泥の施用による菌数増加効果が2~6週目にかけて現れた。なお10週目の菌数測定は 10^5 希釈まで行ったが全ての処理区でスケールアウトした。したがって亜硝酸酸化細菌数のピークは6~10週目にあると推定される。

亜硝酸酸化細菌数に与える植物の有無の影響は、汚泥1%石灰施用区で3週目に植物栽培区が裸地区の23倍となった。また汚泥5%石灰施用区で2週目に裸地区が栽培区の3倍の菌数を示したが、植物の有無はほとんど影響しないと考えられる。一方石灰の施用は、いずれの区においても下水汚泥施用土壌の菌数に影響を与え石灰施用区の菌数は非施用区の菌数より多かった。

3.5.7 グラム陰性細菌

この細菌は2週目から測定項目に加えたので詳細は不明である(表11)が、この細菌も図26に示したように下水汚泥の施用とくに多量の施用(5%)により著しく増加したが、石灰施用区における菌数が無施用区に比較して少ない傾向にあった。汚泥5%無石灰区で10週目に植物区の菌数が裸地区の約4倍となったが、植物栽培の有無はあまり菌数に反映しないものと思われる。

表 11 汚泥施用土壌のグラム陰性細菌数 ($\times 10^6$)

Table 11. Population of gram-negative bacteria in soil applied with sewage sludge ($\times 10^6$)

Treatment No.	Weeks after incubation				
	2	3	6	10	15
1	1.5	1.1	7.1	10.9	6.7
2	19.3	8.3	7.8	25.6	8.7
3	91.3	52.4	39.4	180.6	25.0
4	1.1	1.9	9.7	19.5	11.0
5	6.5	14.8	20.6	16.9	5.8
6	29.6	38.0	31.6	74.9	11.9
7	1.1	2.4	3.9	10.9	1.1
8	16.5	10.2	22.8	6.6	3.3
9	85.3	56.0	78.9	37.5	12.4
10	1.9	1.9	4.1	0.9	1.1
11	16.5	11.3	18.1	6.5	2.1
12	40.6	49.2	54.6*	35.7	22.2

*: 8 weeks after incubation

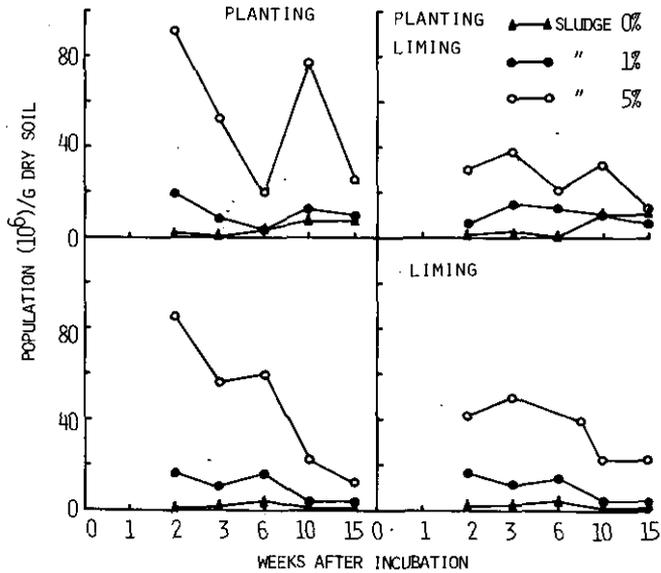


図 26 汚泥施用土壌のグラム陰性細菌数の変化

Fig. 26 Changes in the populations of gram-negative bacteria in soil applied with sewage sludge

3.6 植物の生育・収量調査結果

3.6.1 発芽時の状況

播種は地表下1cmに行い覆土したが、3~4日後には大多数が発芽し、全般的に発芽率は良好であった。しかし汚泥5%施用区(No.3, No.6)ではわずかに発芽率が低く90~96%であり(表12)また発芽個体にも子葉がいびつな形状を示すなどの異常がみられた。

3.6.2 初期生育状況および第1回収量調査

表 12 下水汚泥の施用がコマツナの発芽に与える影響
Table 12. Effect of sewage sludge application on germination of rape

No.	1	2	3	4	5	6
sludge addition rate (%)	0	1	5	0	1	5
Ca(OH) ₂	-	-	-	+	+	+
germination percentage	100	100	96	98	100	90

表 13 収量調査結果(7月31日)
Table 13. Growth and yield of rape at 31, July

No.		1	2	3	4	5	6
treatment	sludge addition rate (%)	0	1	5	0	1	5
	Ca(OH) ₂	-	-	-	+	+	+
	n	16	16	16	16	16	16
number of leaves	\bar{x}	5.25 (100)	6.06 (115)	7.38 (141)	5.06 (100)	6.00 (119)	7.69 (152)
	S.D.	0.58	1.00	0.96	0.57	0.82	1.14
	n	16	16	16	16	16	16
leaf length (cm)	\bar{x}	17.89 (100)	25.81 (144)	33.84 (189)	15.50 (100)	22.84 (147)	32.88 (212)
	S.D.	3.44	4.29	4.60	3.10	5.46	4.37
	n	8	8	8	8	8	8
fr.wt. (g)	\bar{x}	6.38 (100)	19.82 (311)	39.76 (623)	2.99 (100)	13.88 (464)	47.98 (1604)
	S.D.	4.27	8.50	20.72	2.13	7.81	27.25
	n	8	8	8	8	8	8
dry wt. (g)	\bar{x}	0.53 (100)	1.44 (270)	2.22 (416)	0.27 (100)	1.03 (376)	2.70 (985)

A figure in a parenthesis means the percent of growth in relation to the growth of the control (No.1 or No.4)

n, number of plants; \bar{x} , mean; S.D., standard deviation



写真 1 異常葉の出現 (No.6 ライシメーター 8月30日)

Photo 1. Abnormal leaves observed on the No. 6 lysimeter at 30, August



写真 2 コマツナの生育状況 (8月30日)

左, No.6; 中央, No.5; 右, No.4)

Photo 2. Growth of rape at 30, August

Lysimeters at the left hand, the middle, and the right hand are No. 6, No. 5, and No. 4, respectively.

発芽時にみられた汚泥5%施用による障害はその後回復し、発芽後2週間をすぎると汚泥施用区の個体は急激に生長を始めた。また葉色も無施用区より濃緑となった。26日後の調査時には処理区間の差が極端に開き、最大16倍 (No. 6 / No. 4・新鮮物) となった。各測定項目とも汚泥施用量を伴って測定値は増大したが、葉数より葉長に処理区間の差が顕著に現われた (表13)。土壌 pH を補正した場合 (石灰施用), 汚泥無施用区 (No. 4) の生育は pH 未補正 (石灰無施用) 区 (No. 1) より劣っていたが、これは汚泥施用により回復し、5%施用の場合、石灰施用区 (No. 6) の方が無施用区 (No. 3) より収量が多くなった。

3.6.3 中・後期生育状況および第2回収量調査

第1回目の収穫後も残した8株 (1基当たり) はその後も栽培を続けた。8月中旬 (播種後約40

表 14 収量調査結果 (9月5日)
Table 14. Growth and yield of rape at 5, September

No.		1	2	3	4	5	6	
	sludge addition rate (%)	0	1	5	0	1	5	
	Ca(OH) ₂	-	-	-	+	+	+	
number of leaves	n	8	7	8	7	7	8	
	\bar{x}	14.00 (100)	18.29 (131)	31.13 (222)	16.43 (107)	17.57 (107)	25.13 (153)	
	S.D.	3.12	6.07	14.29	2.37	6.00	15.76	
leaf length (cm)	n	8	7	8	7	7	8	
	\bar{x}	57.75 (100)	62.00 (107)	66.88 (116)	59.14 (100)	65.43 (111)	67.50 (114)	
	S.D.	7.07	7.92	8.77	6.79	9.18	10.94	
STEM+LEAVES	fr. wt. (g)	n	8	7	8	7	7	8
		\bar{x}	223.7 (100)	437.5 (196)	621.5 (278)	301.8 (100)	425.4 (141)	635.6 (211)
		S.D.	122.1	208.8	326.5	158.0	332.2	349.0
STEM+LEAVES	dry wt. (g)	n	8	7	8	7	7	8
		\bar{x}	16.71 (100)	30.22 (181)	48.44 (290)	22.40 (100)	39.72 (177)	56.61 (253)
		S.D.	8.24	11.85	34.22	11.11	36.30	36.98
ROOT	fr. wt. (g)	n	8	7	8	7	7	8
		\bar{x}	15.53 (100)	38.68 (249)	49.20 (317)	21.44 (100)	43.67 (204)	41.99 (196)
		S.D.	8.80	22.14	46.90	16.43	45.32	29.40
ROOT	dry wt. (g)	n	8	7	8	7	7	8
		\bar{x}	1.26 (100)	3.49 (277)	4.91 (390)	1.73 (100)	4.43 (256)	4.34 (251)

For legends, see Table 13

日)には汚泥5%区 (No. 3, No. 6) の個体は極端に肥大して過繁茂状態となり、個体間の生育差が目立った。またNo. 3とNo. 6では新葉の先端が壊死し、葉全体が縮れる異常が認められた(写真1)。8月下旬にはいと汚泥無施用区 (No. 1, No. 4) の個体の生育と、多用区 (No. 3, No. 6) の個体の生育差が減少してきた(写真2)。またライシメーター側壁の観測孔から観察した結果、全処理区とも下層(地下45 cm)まで根の伸長を認めた。この頃からNo. 3とNo. 6に生育する個体は、かん水後数日でいちよう(萎凋)しはじめた。

9月上旬(播種後62日目)に全個体を収穫し、収量調査を行った(表14)。前回と同様に汚泥施用量に伴って収量は増加していたが、その差は3倍程度 (No. 3 / No. 1 地上部乾物重)であり、肉眼観察の結果と一致した。葉数および葉長も汚泥施用量に伴い増加していたが、葉数の区間差に比べ葉長の区間差ははるかに小さく、前回の調査結果とは全く逆であった。

4. 考察

4.1 下水汚泥の土壤施用に伴う土壤水化学組成の変化について

3.3節に5点の特徴を挙げて層位ごとに元素群を分類した。しかし同一分類に含まれる元素群であってもそれぞれに原因は異なっているものと思われる。全般にA層とB以下の層では各要因に対する元素の挙動が異なっている。これはA層が汚泥や石灰を施用した表層土に接しているために、汚泥の分解や土壤pHの影響を直接反映しているのに対し、下層ではA層で起こった変化が各元素の地下浸透のために間接的に結果として現れたからであろう。

3.3節1)において無機窒素化合物の挙動は明らかに微生物によるアンモニア化成と硝酸化成^{20, 21)}を示している。一方、CaとMgは、汚泥中で不溶性化合物を形成していたものが、有機物の分解とそれに伴うpHの変化によって可溶性になったため一時的に増加したのではないだろうか。同様にCl, K, Naは元来大部分が可溶性であったためその挙動がCa, Mgと異なったのであろう。

2)において $\text{NO}_2\text{-N}$ は硝酸化成の中間体であり表層にあるうちに $\text{NO}_3\text{-N}$ へ酸化されたため下層に存在しなかったと思われるが、 $\text{NH}_4\text{-N}$ は $\text{NO}_2\text{-N}$ と同じ理由の他、土壤粒子による捕捉が大きな原因であると考えた。 PO_4 は火山灰土壤によるリン酸吸収のため、とくに下層では検出されなかったのであろう。

3)において汚泥施用量比以上に負荷が高まった元素のうちカチオンには土壤の陽イオン交換反応が関与していると推察した。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、表層土壤の分析(KCl抽出)によると汚泥施用量にはほぼ相当した増加を示している(図14, 図15)が、A層土壤水中では施用量比よりはるかに大きい負荷が汚泥5%施用で認められ、一方、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は土壤分析結果と土壤水分析結果が一致しているからである。土壤下層において汚泥1%施用によるカチオン負荷が著しく減少する現象や、4)において石灰施用によりカチオン負荷が増大し、かつ下層への浸透速度が速くなる現象は土壤の陽イオン捕捉力によるのではないだろうか。

陰イオンのうち $\text{NO}_3\text{-N}$ が下層で施用量比以上に5%施用区で負荷量が増加している現象は脱窒により1%施用による負荷が減少したためであろう。また、A層で石灰施用により $\text{NH}_4\text{-N}$ の減少が速かにおこり、 $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ 負荷が増大した原因はアンモニア化成や硝酸化成に関与する微生物の活性を反映したためと推察できる。Clの汚泥施用量や石灰施用に対する反応はなお原因が不明であるが、火山灰土壌で20 meq / 100 g 土壌程度あるといわれる土壌の陰イオン交換能²²⁾ が関与しているかもしれない。

コマツナの生育は3週目から6週目にかけて汚泥施用区で著しく、かつ根が土壌全層にわたって分布したために、この時期に各元素とも土壌から植物に吸収されたものと思われる。このため3.3節5)にみられた変化が起こり、とくに植物の必須元素が影響をうけたのであろう。 PO_4 が汚泥施用植栽区で増加した現象は非常に興味深い、その再現性を含めて今後の検討課題とする。

H^+ 負荷に関して観察された種々の変化は各種イオンの総量と組成を反映した結果であると思われる。

一般に土壌中にはいる雨の量が土壌の容水量以上になった場合水の浸透が起こり、これに伴って各種元素が流亡するが、浸透水量は降雨量、葉散、植物の存否、土壌の性質等多数の要因により変化することが指摘されている²³⁾。本実験で浸透水量は植物の生育に反比例し、また裸地区では汚泥施用により減少する傾向がみられた。本実験は恒温、恒湿下で週当たり35 mmの降雨を設定して行ったために浸透水量の処理区間差にある程度処理の差を反映したのであろう。

ライシメーター1基当たりの浸透水量は週平均6.0 lであり(裸地区)、また1基当たりの保水量は水飽和時に25 l前後と推定できるため、1ヶ月に1回ライシメーター内の水が入れ換わると概算した。水の移動量に比べ各元素の移動速度はかなり遅いといえるがこれは前述の通り土壌の吸着体としての性質やイオン交換体としての性質から考えれば当然である。藤井ほか⁸⁾により同一ライシメーターを用いて行われた汚泥施用試験において110日間に移動した各元素の距離は $\text{NO}_3\text{-N}$; 30 cm, K ; 20 cm, Na ; 20~30 cm, Ca ; 30 cm, Mg ; 20 cm であり今回得られた結果よりかなり遅かった。藤井ほか⁸⁾ は採水時以外、浸透水の流出を許さなかったために各元素の移動が少なかったためであろう。

下水汚泥や家畜糞尿が大量に土壌投下された場合には長年月のうちに地下数 m ~ 10 m 近くまで $\text{NO}_3\text{-N}$ や Cl が高濃度に浸透し^{6, 7, 24, 25, 26)}、地下水汚染を進行させる。それゆえ、長期間にわたる汚泥連用や多量施用は今後問題となるだろう。本研究において明らかにしたように、汚泥の多量施用は少量施用時の負荷量や浸透速度から予想される以上に土壌や地下水質に負荷を与えるために、汚泥の連用や多量施用により各種元素の賦与量が土壌の捕捉力(許容量)以上となった場合には、予想外の土壌および地下水汚染を引き起こす可能性があるからである。汚泥に随伴する重金属類もまた、このような状況のもとで可溶化し、植物に吸収移行したり、地下へ浸透する可能性を秘めているのではないだろうか。

今回測定した10元素（Nの各種形態を含む）は通常土壌中に存在するイオンの大半をカバーしているため、今後20週目の測定結果を加えた後に各元素の挙動の特徴や類似性を解析していくことにより、重金属を含めたその他の溶質の動きを予測することも可能であると思われる。本実験はあくまで特定の土壌、汚泥、環境のもとで特定の測定項目を分析したものであるが今後研究を積み重ねることにより汚泥施用が土壌や地下水水質等の環境に与える影響を評価していく所存である。

4.2 表層土における無機成分の変動

汚泥中に含有される窒素の大部分はタンパク質の形で存在すると考えられている²⁸⁾。有機物が土壌に施用されるとその含窒素化合物は微生物の脱アミノ作用をうけアンモニアに変化する。これをアンモニア化成作用といい²⁷⁾、この作用は土壌の温度、反応、水分、通気、土壌の種類などの条件に左右される。また、環境条件は同じでも有機物の量と組成とくに炭素と窒素の割合（炭素率）と密接な関係があり、炭水化物の比較的多い有機物（炭素率の大きいもの）を土壌に加えた場合には、微生物は盛んに繁殖するから有機物は分解されてもアンモニアは蓄積せず、土壌中の $\text{NH}_4\text{-N}$ あるいは $\text{NO}_3\text{-N}$ までも微生物に吸収利用される。一方、炭水化物に比較して窒素の多い有機物（炭素率の小さいもの）を土壌に加えると、微生物の体を構成するのに必要な窒素よりもその有機物中の窒素の方が多いため、この余分の窒素はアンモニアとして放出される²⁷⁾。これらの限界の炭素率（C:N比）は、有機物の組成、炭素源の種類、窒素の形態その他の条件によって違いますが、およそ15といわれている。一般に炭素率が15より小さい有機物は、分解の当初からアンモニアを生成するが、炭素率が15より大きいものは、分解の初期はアンモニアを生成せず、分解が進み炭素率が10程度に近づくとつれてアンモニアが生成されるとされている²⁷⁾。供試した汚泥の炭素率は5.7であり、施用後初期に $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成が予測された。3.4に示したように下水汚泥施用土壌の $\text{NH}_4\text{-N}$ は、施用後1週目で最高濃度に達し、この汚泥の窒素が非常に分解し易いことが明らかにされた。

土壌中のアンモニアは、畑条件下では、硝酸化成細菌によって亜硝酸を経て硝酸に酸化される²⁷⁾。本実験においても生成された $\text{NH}_4\text{-N}$ の消失に伴って $\text{NO}_3\text{-N}$ の増加が認められた。汚泥施用土壌における硝酸化成作用（硝化作用）は、石灰施用区の方が早目に起る傾向が認められた。すなわち石灰施用区（土壌pHを7.0に補正した土壌）では、汚泥施用後2週目に $\text{NH}_4\text{-N}$ が急激に減少し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が急激に増加したのに対して、石灰無施用区（土壌pH 5.5）では3週目に $\text{NH}_4\text{-N}$ が急減し、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が急激に増加した。硝化作用は一般に土壌pHが7前後が最適であり、pH 10以上及び5以下では著しく阻害されるといわれている²⁷⁾。石灰施用土壌と無施用土壌のpHの差は1近くあることと、石灰施用土壌のpHが7付近にあることが原因となって硝化作用の遅速が現れたものと考えられる。

石灰施用区と無施用区での無機態窒素の変動の差として認められたことに石灰施用区の汚泥多量施用区で $\text{NO}_2\text{-N}$ が生成・蓄積されたことがある。一般に通常の畑条件下では $\text{NO}_2\text{-N}$ は蓄積し

ない（すなわちアンモニアの亜硝酸への変化と亜硝酸の硝酸への変化は相伴って進行する）が、アルカリ性土壌では亜硝酸が蓄積する場合があります、このような土壌では、アンモニアが存在する間は亜硝酸の酸化は起こらないとされている²⁹⁾。石灰施用区の $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積は、土壌 pH が石灰施用により中性であったためにアンモニア化成作用によって生成されたアンモニアのために土壌 pH が上昇し部分的に前述のようなアルカリ性土壌における硝化作用（ $\text{NO}_2\text{-N}$ の蓄積を伴う）が起こったことによるものと推測しているが、この点は今後の検討課題である。

汚泥施用土壌の硝化作用は、 $\text{NO}_3\text{-N}$ が最大に達する6週目にはほぼ終了するものと考えられる。通常の土壌の陰イオン保持量は、リン酸以外は、ごくわずかと考えられているので²²⁾、土壌中の硝酸は一部は脱窒されるものの大部分は水の動きに伴って上層から下層へ移動するかあるいは植物によって吸収されると考えられる。したがって裸地で6週目までに蓄積した硝酸は、10週目には大部分が下層へ移動したものと考えられる。土壌水の分析結果からこれが裏付けられた（土壌水分析結果の項参照）。また土壌水分析結果から土壌水中の $\text{NO}_3\text{-N}$ は石灰施用区が無施用区より2倍近く多いことが認められた。したがって石灰施用区での $\text{NO}_3\text{-N}$ の蓄積量が無施用区より少ないのは下層へ移動しやすいためといえよう。

植栽区で6週目に $\text{NO}_3\text{-N}$ が急減したのは、植物（コマツナ）による吸収であると考えられる。

裸地区では $\text{NO}_3\text{-N}$ は10週目に減少した後15週目に再び増加し、6週目とはほぼ同じレベルとなった。この原因については不明であるが、汚泥中に含有される難分解性物質の分解によるもの、いったん微生物体内にとりこまれていた窒素の無機化によるものなどが考えられる。この点についても今後検討が必要であるが、このような裸地での硝酸の変動は大型ライシメーター実験においても認められた（未発表）。

火山灰土壌では、大部分のリン酸は、土壌に吸着、固定され不溶性となり、水溶性のリン酸は、ごく一部にすぎない。汚泥の施用によって、水溶性リン酸は微増するにすぎなかった。したがって、汚泥中のリン酸、あるいは、汚泥の分解によって生じるリン酸も、大部分が不溶性になってしまったものと考えられる。

pHの変動は、硝酸の消長と関係があると思われる。すなわち、汚泥を施用した場合、石灰施用区では2週目、石灰無施用区では3週目に硝酸が増加するが、それとはほぼ一致してpHも下がっている。特に、汚泥5%施用の場合は、硝酸が多量に蓄積したため、pHも大きく低下したと思われる。植物区では、6週目以降、硝酸がほとんどなくなるため、3週目に大きく下がったpHは、徐々に上昇するとみられる。汚泥1%施用では、硝酸は、さほど蓄積しないので、pHもわずかに下がるだけだといえよう。汚泥無施用かつ石灰無施用でpHが徐々に増加するのは、当初、土壌に含まれていた酸性物質が、洗い流されたためではないかと思われる。

4.3 汚泥施用土壌の微生物フロラ

前報⁸⁾において、汚泥施用後109日目の土壌の微生物数は、汚泥施用量の増加とともに増加することを報告した。今回は黒ボク土壌を用いて微生物数を経時的に追跡した。

下水汚泥の多量施用（5%）により土壌中の微生物数は著しく増加した。そのうち特定の分解能や活性を目安にしない一般微生物である好気性細菌、放線菌および糸状菌は細菌と糸状菌が汚泥施用後比較的短期間に著しく増加した後急激に減少した。これらの減少後に放線菌が増加した。前報⁸⁾において下水汚泥の多量施用土壌（5および10%）の放線菌数/細菌数の比（A/B比）が著しく増加することを指摘し、A/B比の上昇が従来農用地に施用されてきた堆肥等の有機物を施用した土壌の微生物フロラの特徴と一致することを報告した。表15に本実験で計測した放線菌数と細菌数から求めたA/B比を示した。これによるとA/B比が1を越える一放線菌数が細菌数より多くなるのは細菌数が減少する2週目以降であった。前報⁸⁾の低腐植黒ボク土壌（火山灰土壌）においては微生物数は実験終了時（開始後109日目）に測定したが、その時点のA/B比は汚泥5%施用区で1.13であり細菌数より放線菌数が多かった。本実験で前報⁸⁾に相当する処理区はNo.9の処理区の15週目でそのA/B比は、2.83で前報⁸⁾と同様に細菌数より放線菌数が多くなった。このように下水汚泥の施用による放線菌数の増加は、放線菌数自体も増加することは明らかであるが最高菌数が細菌のはば $\frac{1}{2}$ であり、放線菌の最高菌数が細菌の最高菌数を上回るわけではなく細菌と放線菌の増加と減少時期の相違の結果として実験後期に認められる現象であると考えられる。

表15に示したように石灰を施用し実験開始時に土壌pHを7に矯正した場合のA/B比は、矯正

表 15 下水汚泥施用土壌の放線菌/細菌化（A/B比）

Table 15. Ratio in number of actinomycetes to bacteria (A/B ratio) in soil applied with sewage sludge

Treatment No.	Weeks after incubation						
	0*	1	2	3	6	10	15
1	0.144	0.326	0.278	0.153	0.076	0.107	0.200
2	0.077	0.592	0.501	1.565	0.959	0.418	0.744
3	0.003	0.755	1.098	1.243	2.730	0.602	1.603
4	0.167	0.108	0.166	0.136	0.077	0.027	0.084
5	0.029	0.164	0.429	0.445	0.565	0.450	0.380
6	0.055	0.463	0.973	0.864	1.690	1.009	0.535
7	0.357	0.288	0.247	0.202	0.112	0.141	0.244
8	0.078	0.230	0.677	0.767	0.564	1.240	0.842
9	0.001	0.300	0.607	1.278	1.143	1.387	2.829
10	0.282	0.098	0.063	0.086	0.061	0.117	0.147
11	0.019	0.222	0.530	0.639	0.463	0.676	0.533
12	0.005	0.465	1.571	1.458	—	0.431	0.674

*: 1 day after incubation

しない場合に比較して低かった。このように土壌 pH を矯正した場合の A / B 比はそれほど高くないものと考えられる。

タンパク質分解菌も細菌と同様に初期に急激に増加した。活性汚泥の余剰汚泥中に含有される窒素の60%以上がタンパク態窒素であるといわれており²⁸⁾、汚泥の土壌施用はタンパク質分解能をもつ菌群の増加を促すということは容易に予想されるが、ここで得られた下水汚泥の施用によってタンパク質分解菌が急激にしかもごく初期に増加したという結果は、この予想を裏付けるとともに、下水汚泥に含有されるタンパク質は、ごく初期に利用・分解されるものと推定される。またタンパク質分解菌が最高菌数に達する時期と土壌中にアンモニア態窒素が蓄積する時期が一致していることからこれらタンパク質分解菌は、下水汚泥中のタンパク質をアンモニア態窒素まで分解する能力をもつものが主体であると考えられる。

硝酸化成細菌も下水汚泥の施用により増加したが土壌中での亜硝酸および硝酸態窒素の集積時期と一致せずかなり遅れて菌数の増加が起こることが明らかになった。この理由は不明である。

植物栽培と裸地、土壌の pH 矯正が土壌微生物数に与える影響のうち植物栽培の有無と微生物数については植物栽培区のサンプリングを株間で行ったために差はほとんど認められなかった。一方、実験開始時の土壌 pH の矯正の有無も微生物数に大きな影響を与えなかったが放線菌および亜硝酸酸化細菌では矯正区の菌数が、グラム陰性細菌では、無矯正区菌数が多くなる傾向が認められた。

4.4 汚泥の施用がコマツナの生育に与える影響

多くの作物のうち葉芽類はとくに窒素要求量が高く、下水汚泥を農地に施用した場合の肥効もとくに著しく現れ易いとされている³⁾。そこで本実験では実験植物としてコマツナを選び汚泥の土壌施用が植物の生育に与える影響を発芽期（播種後4日目）、収穫適期（同26日目）、長期栽培後（同62日目）にわけ検討した。また植物は養分を土壌中から収奪するのみならず土壌の物理・化学性を変化させ、さらに特異的な根圏環境を形成すること等により土壌環境とも深い関連をもっている³⁰⁾。それゆえに汚泥の土壌施用に伴って起こる成分の分解、地下浸透及び微生物活性等は植物の有無や生育量と相互に関連するものと考えられる。

汚泥の多量施用は、しばしば作物種子の発芽不良や初期生育の不良をもたらす³⁾が、今回の実験においても5%施用による発芽率の低下と発芽個体の異常が認められた。この時期は、汚泥施用後1～7日目に相当し、アンモニア態窒素が乾土当たり300 μ g (Na 6 施用後7日目)、また亜硝酸態窒素が同1 μ g (Na 6 施用後7日目)程度蓄積している(3.4土壌分析の項参照)。大沢・池田(1975)³¹⁾によれば植物の亜硝酸害は、数ミリ当量以上(水耕栽培)で発現するため汚泥によるコマツナの発芽障害は、アンモニアあるいは他の塩類の高濃度障害であろう。

コマツナは通常播種後25日前後(夏期)で収穫する³²⁾ため、本実験の第1回収穫はほぼ慣行と一致する。本実験では汚泥単用によりコマツナを生育させたが、効果は著しく、とくに葉の伸長・肥

大が収量増をもたらしたものと見える。また土壌 pH (H₂O) は石灰施用・汚泥無施用区 (No 4) で 7.0 (発芽後 2 週目) と高く、これが収量低下の原因と考えられる。しかし汚泥を 5% 施用した場合は pH (H₂O) は 6.4 (2 週目) と適正になり肥効が著しかったのであろう。

通常の作期以上に長期間栽培を続けても汚泥による肥効は認められたが、生育後期における収量増は葉数の増加により得られた。このように同一作物においても汚泥の肥効は生育時期によって内容が異なるものと思われる。また一般に汚泥の施用による作物の肥効は茎葉部に強く発現し、根部では効果を得にくいとされている³⁾ が、コマツナの地下部収量は地上部収量以上に汚泥施用により増大しており、今後検討の余地があるだろう。

しかし汚泥の単用はとくに生育後期の栄養状態に関していくつかの問題を含んでいる。すなわち汚泥施用により植物体はぜい弱となり窒素過剰の徴候を示すこと、さらにカルシウム欠乏、あるいはカリウム欠乏とみられる異常³³⁾ が認められることなど植物体の養分量が不均衡になっていると思われるからである。本実験では生育後期に至り汚泥施用区の土壌水分は 30% 前後にまで低下し (汚泥無施用区では 42~44%, 3.4 節参照)、また土壌全層にわたって各種無機養分が著しく減少する (3.1 節土壌水の分析結果参照) など汚泥施用区の植物による土壌水と養分の収奪が著しかったために上記の障害が顕著に現れたのであろう。今後汚泥施用による作物の収量増の利点をとりあげるだけでなく作物体内の成分にも留意する必要がある。

本中間報告は主として汚泥施用が植物の生育に与える影響を論述したが、最終報告では重金属を含めた植物体の成分分析結果も含め考察する予定である。

5. まとめ

黒ボク土壌の表層に下水汚泥を施用し、土壌各層 (地表から 10, 24, 32, 40, 46 cm) の土壌水の水質の変化、表層土の無機態窒素と水溶性リン酸含量および土壌微生物の変化を 15 週間追跡した。また汚泥の施用量と土壌 pH の補正がコマツナの生育に与える影響も検討した。この実験では汚泥施用量 (0, 1, 5%), 土壌 pH (石灰施用と無施用) および植物栽培 (裸地およびコマツナ栽培) の処理を組合せた 12 基の小型ライシメーターを用いた。

各層から採水した土壌水の NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄, Cl, Na, K, Ca, Mg および H⁺ 濃度を測定し次の結果を得た。

1) NO₂-N, PO₄ および H⁺ 以外の成分濃度は、汚泥施用量を増加させるとその増加率以上の負荷を土壌水水質に与えた。

2) 植物栽培は、土壌水の水質に影響を与えた。

3) 汚泥起源の NO₃-N, Cl, Ca, Mg, K, Na および H⁺ は、試験開始後 15 週目には地下水まで浸透した。

表層 (0~5 cm) から採取した土壌試料について NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, 水溶性リン

酸および H^+ の分析と土壤微生物数の計数を行い次の結果を得た。

1) 下水汚泥の少量施用(1%)は、わずかに影響を与えたが、多量施用は表層土中の NH_4-N と NO_3-N を増加させた。 NH_4-N は実験開始後1週目に最高に達した後急激に減少した。これに続いて NO_3-N の蓄積が起こった。石灰施用土壤では NO_2-N の蓄積が認められた。水溶性リン酸は多量施用区でもわずかに増加しただけであった。土壤pHも多量施用により著しく低下した。

2) 石灰施用は土壤中での硝化作用に影響を与えた。

3) 植物栽培は NO_3-N に影響を与えた。すなわち、裸地では15週目に再び硝酸の蓄積が起こった。

4) 下水汚泥の多量施用(5%)により土壤中の好気性細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌、硝酸化成細菌およびグラム陰性細菌が著しく増加した。好気性細菌、糸状菌およびタンパク質分解菌が最初に増加し最高菌数に達した後放線菌、アンモニア酸化細菌が増加し、もっとも遅れて亜硝酸酸化細菌が増加した。

5) 下水汚泥施用土壤では実験後期に放線菌/好気性細菌の比(A/B比)が著しく大きくなった。

6) タンパク質分解菌数と土壤中のアンモニア態窒素の増加時期は一致していたが、土壤中での亜硝酸および硝酸態窒素の蓄積と硝酸化成細菌の増加は一致せず亜硝酸および硝酸態窒素の生成より遅れて硝酸化成細菌は増加した。

7) 植物栽培の有無は、微生物フロラに影響を与えなかった。石灰の施用は、放線菌、亜硝酸酸化細菌およびグラム陰性細菌に影響を与えた。石灰施用土壤の放線菌と亜硝酸酸化細菌数は無施用土壤より多くなった。またグラム陰性細菌数は石灰無施用土壤で多くなった。

コマツナの生育に与える汚泥施用量(0, 1, 5%)と土壤pHの補正の影響を検討し、次の結果を得た。

発芽率は汚泥5%施用区でわずかに低下した。しかし発芽後2週間目頃からは逆に汚泥施用量に依りて生育が著しく増加した。また石灰施用(pH補正)により収量が若干増加した(発芽後62日目)。しかし生育後期には汚泥5%区に異常葉が出現した。

謝 辞

本研究を行うに当たり下水汚泥の採取に御協力下さった栗田工業(株)および実験の補助をして下さった中村てる子、羽成淑子両氏に感謝する。

引 用 文 献

- 1) 土木学会(1970): 下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書. 昭和44年度, 23-103.
- 2) 同上(1971): 同上. 昭和45年度, p. 3-134.

- 3) 同上 (1972) : 同上. 昭和46年度, p. 5 - 150.
- 4) 同上 (1973) : 同上. 昭和47年度, p. 5 - 74.
- 5) 同上 (1974) : 同上. 昭和48年度, p. 15 - 158.
- 6) Lund, L. J., A. L. Page and C. O. Nelson (1976) : Nitrogen and phosphorus levels in soils beneath sewage disposal ponds. *J. Environ. Qual.*, 5, 26-30.
- 7) Chang, A. C., D. C. Adrian and P. F. Pratt (1973) : Waste accumulation on a selected dairy coral and its effect on the nitrate and salt of the underlying soil strata. *J. Environ. Qual.*, 2, 233 - 237.
- 8) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男・高橋英一 (1980) : 下水汚泥の施用が土壤環境におよぼす影響, ライシメーター実験 (I). 本報告書, 79 - 109.
- 9) 東京天文台編 (1977) : 理科年表. 気象部. 丸善, 気18.
- 10) Technicon Instruments Corp. (1973) : Ammonia in water and seawater. Technicon industrial method 154 - 71 w / Tentative.
- 11) Technicon Instruments Corp. (1977) : Nitrite in water and waste-water. *ibid.* 102 - 70 w / C.
- 12) Technicon Instruments Corp. (1975) : T. O. N. / nitrite in water and waste-water. *ibid.* 186 - 75 E / Provisional.
- 13) Technicon Instruments Corp. (1973) : Orthophosphate in water. *ibid.*, 94 - 70 w / Tentative.
- 14) Technicon Instruments Corp. (1974) : Chloride in water and waste-water. *ibid.*, 99 - 70 w / C.
- 15) 森 信行・嶋田永生 (1970) : 2 酸度, 土壤養分分析法. 養賢堂, 29 - 32.
- 16) 深山政治ほか (1970) : 無機態窒素. 同上, 184 - 200.
- 17) 近藤 熙・加藤邦彦 (1975) : 土壤中の微生物計数法. 土壤微生物実験法. 養賢堂, 21 - 27.
- 18) 西尾道徳 (1975) : 硝化菌の計数と分離. 同上, 193 - 197.
- 19) 牛越淳夫 (1975) : 好気性細菌の計数と分離. 同上, 44 - 59.
- 20) 田辺市郎ほか (1970) : 畑土壌のアンモニア化威力. 土壤養分分析法. 養賢堂, 155 - 158.
- 21) 井田 明ほか (1970) : 畑土壌の硝酸化威力. 同上, 158 - 170.
- 22) 吉永長則 (1976) : 陰イオンの交換および固定. 植物栄養・土壤肥料大事典, 養賢堂, 491 - 492.
- 23) Lyon, T. L. and H. O. Beckman (三井進午訳) (1950) : 土壤学. 朝倉書店, 193 - 200.
- 24) Liebhardt, W. C., C. Golt and J. Tupin (1977) : Nitrate and ammonium concentrations of ground water resulting from poultry manure applications. *J. Environ. Qual.*, 8, 211 - 215.
- 25) Adriano, D. C., L. T. Novak, A. E. Erickson, A. R. Wolcott and B. G. Ellis (1975) : Effect of long term land disposal by spray irrigation of food processing wastes on some chemical properties of the soil and subsurface water. *J. Environ. Qual.*, 4, 242 -
- 26) King, L. D., A. J. Leyshon and L. R. Webber (1977) : Application of municipal refuse and liquid sewage sludge to agricultural land. *J. Environ. Qual.*, 6, 67 - 71.
- 27) 甲斐秀昭 (1976) : 窒素化合物の代謝. 植物栄養・土壤肥料大事典, 養賢堂, 444 - 452.
- 28) 栗原 淳・藤井國博 (1974) : 各種産業廃棄物に含有される肥料関連成分の分析結果. 農技研肥料化学資料, 第173号, 1 - 24.
- 29) Alexander M. (1977) : Nitrification, Introduction to soil microbiology, 2nd Ed., John Wiley & Sons, 251 - 271.
- 30) 川口桂三郎ほか (1974) : 土壤学. 朝倉書店, 1 - 9.
- 31) 大沢孝也・池田英男 (1975) : そ菜の亜硝酸害に関する研究 (第2報). 園芸学会雑誌, 44, 273 - 280.
- 32) 藤井健雄編 (1975) : 蔬菜の栽培技術, 誠文堂新光社, 392 - 407.
- 33) 前田正雄編 (1968) : 作物の要素欠乏・過剰症, 農山漁村文化協会, 67 - 89.

9.

下水汚泥の施用によるほ場環境の変化(I)
下水汚泥の施用がナスの生育に与える影響

久保井 徹¹・服部浩之¹・藤井國博¹

Environmental Changes in Farm Lands Caused by
Sewage Sludge Application (I),
Effect of Sewage Sludge Application on Growth of Eggplants

Toru KUBOI¹, Hiroyuki HATTORI¹ and Kunihiro FUJII¹

Abstract

Limed sewage sludge was applied to andosols of different fertilities at various levels (0, 12.5, 25 and 50 t/ha), and the growth and the yield of eggplants were compared with those applied with inorganic fertilizers.

The result showed: i) the growth and the yield were increased with the increasing levels of the application, but were not superior to those in the control; ii) fruit yield was increased the most with the application among the growth and the yield parameters surveyed; iii) effect of sludge application on the growth and on the yield was more marked in a rich field than in a poor field; and iv) the effect was larger in the later stage of growth than in the earlier stage. No significant difference was found in disease and insect injuries among the treatments with different levels of the application.

1. はじめに

下水汚泥（以下汚泥と記す）は生活、工場廃水を活性汚泥法により浄化する際に得られる余剰汚泥である。近年その発生量が急激に増大し、廃棄、再利用を含めて多岐にわたる処分法が検討実施されているが、汚泥の大部分が微生物菌体等の有機物であるために、土壌改良剤や有機質肥料として農地に還元する方式が次第に増加している¹⁾。しかし、汚泥の農地施用に伴う種々の問題点も指摘されており、特に汚泥随伴重金属は、それが土壌に集積することによって農産物の重金属汚染につながる可能性があるために、注目を集めている^{2) 3)}。さらに、汚泥成分の不均衡、汚泥施用による

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

地下水汚染や土壌生態系の攪乱、石灰等無機凝集剤に起因する土壌 pH の上昇、あるいは有機凝集剤の毒性等、今後問題を引き起こす可能性がある。

しかしながら、わが国では長期にわたる汚泥の連用試験が少なく、また研究体制上の制約から汚泥の土壌施用に関する総合研究がなされていない。そこで汚泥施用が農地環境全般に与える影響——植物の生育および重金属の吸収、汚泥成分の分解・集積と地下浸透、土壌微生物等土壌生態系の変化など——を総合的に実施する必要がある、本研究を企画した。

本研究は約5アールの畑ほ場4面と16m²の屋外有底枠ほ場8基を使用して遂行し、畑ほ場では実際の農地における汚泥施用による環境変化を、また有底枠では特に地下水質の変化と物質収支を数種の土壌を用いて解析することを目的とする。昭和53年度はほ場生産力と生育分布のは握を行い、その結果は本中間報告書第13編に収めた。昭和54年度は均一栽培の終了を待って7月に汚泥施用した後、ナスを栽培し10月に収穫した。この間生育調査、土壌分析、微生物測定、植物および土壌試料の採取、有底枠における浸透水分析を行ったほか、畑ほ場における土壌溶液採取の予備実験を行った。昭和54年11月からは汚泥を連用し、小麦を播種して現在に至っている。来年度は汚泥の連用を続け、ナスの連作を含めて数種の作物を栽培するとともに土壌溶液の採取、分析を行う予定である。

本報告は昭和54年度夏作について畑ほ場におけるナスの生育結果のみをとりまとめたものである。なお有底枠については植物体、土壌および浸透水等の分析結果と併せて検討するため最終報告に譲る。

2. 供試汚泥の起原および性質

供試汚泥は茨城県取手市の好意により、同市郊外にある住宅団地の下水終末処理場から分与された。同処理場の汚泥は純生活廃水を活性汚泥法により処理し、石灰および塩化第2鉄により凝集させ加圧脱水して得られたものであり含水量約70%であった。無機凝集剤の影響で pH は11~12のアルカリ性を示し、また全窒素は3%前後(対乾物)であった。

この汚泥は当研究所に搬入後約2週間天日乾燥し、水分約30%の状態では場に施用した。

3. 汚泥施用と栽培・調査

3.1 利用施設および土壌

利用施設は当研究所本構内畑ほ場2面と別団地畑ほ場2面であり各およそ5アールである(本報告書第13編——均一栽培——図1参照)。

本試験において各ほ場の名称を以下の通りとする。本構内畑ほ場B-1区画; I-1, 区B-2区画; I-2, 別団地畑ほ場A-1区画; II-1, 同B-1区画; II-2。

また土壌は淡色黒ボク土壌(火山灰土)であり、通称「赤ノッポ」と呼ばれている。II-1ほ場はこれまでほとんど施肥されておらず生産力が低い、他の3ほ場は施肥によりある程度の生産力

を維持している（本報告書第13編参照）。

3.2 試験区の構成，施肥量，汚泥施用量等

汚泥施用量は1回1.25 t，2.5 t，5 t / 10 a（水分70%換算）とし，少量区（1.25 t）は年2回（S区），中量区（2.5 t）は年1回（M1区）および年2回（M2区），大量区（5 t）は年1回（L区）それぞれ各作直前に表土15 cmに混合施用し，化学肥料は加えないこととした。他に無施肥区（C区），化学肥料区（FC区）を加え6試験区を設けた（表1）。ただし54年夏作は試験開始直後であるため，M1区とM2区は同一内容である。今回これをM区とした。

各ほ場内24の実験区（本報告13編図4参照）のうち18区にこれら6試験区をわりつけ，3反復と

表 1 処理区とその内容

Table 1. Treatments and their contents in the experiment

Name of treatment	Fertilizer*	Sewage** sludge	Application*** per year
C	-	-	-
FC	+	-	2
S	-	small	2
M ₁	-	middle	1
M ₂	-	middle	2
L	-	large	1

*: Compound fertilizer (8-8-5) ; 1 t/ha
Ground dolomitic lime stone; 1 t/ha
Fused phosphate ; 0.6 t/ha

** : Amount of application
small ; 12.5 t/ha
middle; 25 t/ha as 70% water content
large ; 50 t/ha

*** : 1; Before summer-cropping
2; Before summer- and winter-croppings

表 2 処理区の配置

Table 2. Allotment of the treatments to small plots in the fields

Field I-1, II-2

Field I-2, II-1

1 C*	5 S	9 FC	13 C	17 L	21 M ₁
2 C*	6 M ₂	10 M ₁	14 L	18 FC	22 C
3 C*	7 C*	11 S	15 M ₂	19 M ₁	23 M ₂
4 C*	8 C*	12 C	16 L	20 S	24 FC

1 M ₁	5 C	9 L	13 S	17 C*	21 C*
2 FC	6 M ₂	10 S	14 M ₂	18 C*	22 C*
3 L	7 C	11 M ₁	15 FC	19 M ₁	23 C*
4 M ₂	8 FC	12 S	16 L	20 C	24 C*

* : the reserved plots

した(表2)。各ほ場とも6区画は予備区であるが無処理であり今回はC区として含めた。また4ほ場とも同一の試験設計で実施し、ほ場間の差にも注目した。

3.3 実験植物およびその栽培

実験植物として千両2号ナス(eggplant, *Solanum melongena* L.)を選定した。播種後約1か月のポット苗を南北50 cm, 東西75 cm 間隔, 1実験区当たり12株となるように定植し, 試験区外も同一密度で栽培で栽植した(図1)。栽培管理は支柱結索, ほ場周辺の防風ネット設置および移植直後のかん水のほか除草を適宜行うにとどめ, 薬剤散布, 摘芽, 摘枝等は行わなかった。また収穫までに生育調査を2回, 摘果を1回行った。

栽培経過は以下の通りである。6月16日, 播種(3号ポット); 7月9日, 汚泥施用, 施肥, 耕耘; 7月16日, 苗定植(ほ場Ⅰ); 7月19日, 苗定植(ほ場Ⅱ); 8月21日, 第1回生育調査(ほ場Ⅰ); 8月22日, 同左(ほ場Ⅱ); 8月28日, 摘果(ほ場Ⅰ); 9月5日, 同左(ほ場Ⅱ); 9月11日, 第2回生育調査(ほ場Ⅰ); 9月12日, 同左(ほ場Ⅱ); 10月8日, 第3回生育調査(ほ場Ⅰ, Ⅱ); 10月9日, 収穫および収量調査(ほ場Ⅰ); 10月12日, 同左(ほ場Ⅱ)。

なおナス苗は川上農場(株)より購入した。

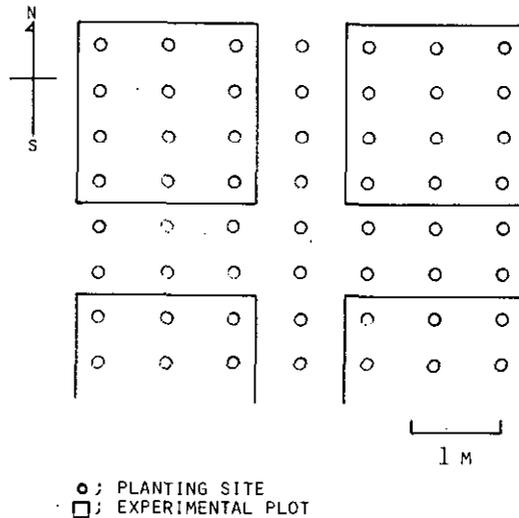


図 1 栽植様式
Fig. 1 Planting pattern in a field

3.4 生育調査および収量調査の方法

3.4.1 生育調査

前2回の調査は各実験区中央列(南北方向)の4個体(Ⅱ-2ほ場は各区東端列を加え8個体)を対象とし、第3回調査は全ほ場ともⅡ-2と同様8個体を対象にして行った。測定項目およびその内容は以下の通りである。1)草丈;根際から主枝最上部の生長点までの長さ、2)葉数;展開した本葉の総数とし落葉は含まない、3)花数;花芽、花および果実の総数、4)病害および虫害;それぞれ被害程度を視認し4段階に分類、すなわち(-)無被害、(+)株の40%以下が被害、(++)40~60%、(+++)60~100%とし、被害内容を記録。以上いずれの項目も個体当たりの値として表示した。

3.4.2 収量調査

各実験区中央と東端の2列、計8個体を収穫し、以下の項目を測定した。地上部新鮮物重;果実を除いた茎葉について収穫後直ちに秤量した、果実新鮮物重;摘果後直ちに秤量し株単位で記録した、茎葉部乾物重;各実験区から1個体ずつ抽出し処理区ごとにまとめて乾燥後秤量した。果実乾物重;茎葉と同様に扱ったが、新鮮物の多い場合は2分法、あるいは4分法により一部について乾燥し秤量した。乾燥は通風乾燥機を用い、数時間80℃で経過した後60℃にて3~4日間行った。

3.5 業務分担

試験設計と分析は土壌環境研究室が、また栽培管理は技術部ほ場係が行った。生育・収量調査は両者の共同で実施した。

4. 結果

4.1 定植時の生育状況

表 3 定植時のナス生育
Table 3. Growth of eggplants at transplanting stage

		Field I	Field II
	<i>n</i>	20	20
Plant height (cm)	ave.	23.50	23.61
	S.D.	1.30	2.24
Number of leaves	ave.	6.95	4.30
	S.D.	0.60	0.80
Fr. wt. (g) of leaves+stem	ave.	6.99	3.11
	S.D.	1.13	0.71

S.D.; standard deviation

表 4 ナス栽培結果の要約

Table 4. Summary of the growth of eggplants

	Date	C	FC	S	M	L
Plant height (cm)	Jul., 16, 19	23.56				
	Aug., 21, 22	38.47 (100)	52.04 (135)	43.85 (114)	45.24 (118)	47.62 (124)
	Sept., 11, 12	50.38 (100)	62.99 (125)	56.78 (113)	57.17 (113)	59.66 (118)
	Oct., 8	53.74 (100)	71.00 (132)	60.46 (113)	61.51 (114)	63.76 (119)
Number of leaves	Jul., 16, 19	5.63				
	Aug., 21, 22	27.02 (100)	45.88 (170)	35.56 (132)	39.22 (145)	43.21 (160)
	Sept., 11, 12	32.45 (100)	57.03 (176)	43.58 (134)	48.68 (150)	51.13 (158)
	Oct., 8	28.50 (100)	57.48 (202)	40.15 (141)	42.60 (149)	48.05 (169)
Number of fruits+flowers	Jul., 16, 19	0				
	Aug., 21, 22	4.75 (100)	7.79 (164)	6.63 (140)	7.28 (153)	7.49 (158)
	Sept., 11, 12	8.11 (100)	12.90 (159)	11.18 (138)	10.80 (133)	10.85 (134)
	Oct., 8	2.69 (100)	7.44 (277)	3.42 (127)	4.57 (170)	4.75 (184)
Stem+leaves	Fr. wt. (g)					
	Oct., 9, 12	92.4 (100)	184.4 (200)	136.3 (148)	130.3 (141)	148.4 (161)
	Dry wt. (g)					
	Oct., 9, 12	17.03 (100)	31.71 (186)	25.53 (150)	22.89 (134)	25.31 (149)
Fr. wt. (g) of fruits	Aug., 28	147.7	350.9	229.7	257.8	293.1
	Sept., 5	(100)	(238)	(156)	(175)	(198)
	Oct., 9, 12	291.9 (100)	540.2 (185)	466.9 (160)	498.6 (171)	528.2 (181)
	Total	439.6 (100)	891.1 (203)	696.6 (158)	756.4 (172)	821.3 (187)
Dry wt. (g) of fruits	Aug., 28	6.96	16.27	9.56	11.61	13.58
	Sept., 5	(100)	(233)	(137)	(167)	(195)
	Oct., 9, 12	18.88 (100)	34.79 (184)	30.93 (164)	34.37 (182)	33.22 (176)
	Total	25.84 (100)	51.06 (198)	40.49 (157)	45.98 (178)	46.80 (181)

Values in this table are averaged from Tables 5, 7 and 8.

A figure in a parenthesis means the percentage of growth in relation to the growth of (C).

表 5 第 1 回生育調査結果

Table 5. Growth of eggplants at the first survey

		Field I-1					Field I-2				
		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits* min.	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits* min.
Plant height (cm) ^t	C	36	50.31	7.170	52.73	47.88	36	55.67	6.122	57.74	53.59
	FC	12	63.75	7.886	68.76	58.74	12	67.92	4.481	70.76	65.07
	S	12	57.33	6.786	61.64	53.02	12	61.08	7.549	65.88	56.29
	M	24	57.83	5.418	60.12	55.54	24	63.38	6.170	65.98	60.77
	L	12	60.17	8.288	65.43	54.90	12	65.50	3.872	67.96	63.04
Number of leaves	C	36	39.89	10.44	43.42	36.36	36	48.83	10.12	52.26	45.41
	FC	12	67.17	18.98	79.23	55.11	12	70.00	10.35	76.57	63.43
	S	12	51.50	14.41	60.65	42.35	12	60.50	11.29	67.68	53.32
	M	24	58.08	12.73	63.46	52.71	24	66.33	15.03	72.68	59.99
	L	12	58.17	20.28	71.05	45.28	12	75.58	9.985	81.93	69.24
Number of fruits+flowers	C	36	7.500	2.384	8.306	6.693	36	7.972	2.049	8.665	7.278
	FC	12	12.50	3.450	14.69	10.31	12	10.75	1.712	11.84	9.662
	S	12	9.666	2.534	11.28	8.055	12	13.08	1.928	14.31	11.86
	M	24	12.00	2.797	13.18	10.82	24	11.75	2.893	12.97	10.53
	L	12	10.75	2.632	12.42	9.077	12	13.58	2.108	14.92	12.24
		Field II-1					Field II-2				
		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	max.	min.	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	max.	min.
Plant height (cm)	C	36	24.11	2.896	25.09	23.13	71	23.77	5.020	24.96	22.59
	FC	12	37.50	4.852	40.58	34.42	24	39.00	4.577	40.13	37.07
	S	12	27.42	3.800	29.83	25.00	24	29.58	6.149	32.18	26.99
	M	24	27.38	4.679	29.35	25.40	48	32.40	4.765	33.78	31.01
	L	12	29.33	5.348	32.73	25.94	24	35.46	5.090	37.61	33.31
Number of leaves	C	36	8.888	1.429	9.371	8.404	71	10.45	4.031	11.40	9.498
	FC	12	16.75	5.561	20.28	13.22	24	29.58	5.911	32.08	27.09
	S	12	9.500	1.834	10.67	8.334	24	20.71	7.207	23.75	17.66
	M	24	9.583	2.224	10.52	8.643	48	22.88	6.840	24.86	20.89
	L	12	10.50	3.000	12.41	8.593	24	28.58	7.790	31.87	25.29
Number of fruits+flowers	C	36	1.805	0.749	2.058	1.551	71	1.718	0.959	1.945	1.492
	FC	12	3.583	1.083	4.271	2.894	24	4.333	1.274	4.871	3.795
	S	12	1.666	0.492	1.978	1.353	24	2.078	1.041	3.147	2.268
	M	24	2.000	0.780	2.329	1.670	48	3.375	1.330	3.760	2.989
	L	12	2.166	0.718	2.621	1.710	24	3.458	1.250	3.985	2.930

n; number of samples

\bar{x} ; mean

s; standard deviation

*; $\alpha=0.95$

ほ場ⅠとⅡに定植したナスはいずれも6月中旬に播種したものであり、管理方法も同一であったが、育苗場所が異なっており、そのため生育状況に相違がみられた。ほ場Ⅰ定植分のナスは草丈23~24 cm、葉数6~8、地上部重6~8 gであったのに対し、ほ場Ⅱ定植ナスの草丈はⅠと同程度であったものの、葉数4~5、地上部重3 g前後でかなり小さかった(表3)。花芽はいずれの苗にも付いていなかった。また、育苗中直接の薬剤散布は避けていたために、一部の個体がニジュウヤホシテントウの食害を受けていたが罹病はなく、概ね健全な苗であった。

定植後の活着状況に処理区間の差はなく、いずれも極めて良好であった。しかし、7月末(定植後約10日)にはすでに処理区間に生育差が視認できるに至った。

4.2 第1回生育調査時(定植後34~36日)の生育状況

虫害はあったが全般に草勢よく、特に化学肥料区(FC)と汚泥多量区(L)のナスが繁茂していた。草丈、葉数、花数とも汚泥施用量に応じて測定値が大きくなっていったが、化学肥料区(FC)

表 6 処理区間(C, S, M, L)の生育差に関する分散分析
Table 6. Analysis of variance of the growth between C, S, M and L

Field	Date	F-ratio		
		Plant height	Number of leaves	Number of flowers + fruits
I-1	Aug. 21	0.462	1.242	3.494
	Sept. 11	0.347	2.404	2.152
	Oct. 8	0.319	0.762	1.449
I-2	Aug. 21	1.336	4.383*	4.729*
	Sept. 11	1.441	6.856*	1.597
	Oct. 8	2.050	1.956	7.318*
II-1	Aug. 22	0.575	0.533	0.355
	Sept. 12	1.469	1.510	0.252
	Oct. 8	3.110	2.655	1.213
II-2	Aug. 22	8.667**	13.990**	7.596**
	Sept. 12	10.421**	18.116**	9.264**
	Oct. 8	7.647**	14.799**	2.557
Field	Date	Fr. wt. of leaves + stem	Fr. wt. of fruits	Fr. wt. total
I-1	Oct. 9	0.465	3.468	2.198
I-2	Oct. 9	1.234	5.412*	4.124*
II-1	Oct. 12	1.762	2.006	2.800
II-2	Oct. 12	13.013**	18.143**	16.597**

* and **; significant at the 5% and 1% levels, respectively

の測定値が最も大きく（表4）、観察の結果と一致していた。また無処理区（C）の値に対する他の区の相対値で比較すると葉数、花数に施肥、汚泥施用効果が顕著であり、草丈には大きな差がなかった。以上の結果は各ほ場で得られた値の平均から導いたものであるが、これを各ほ場別に検討するといくつかの特徴が見い出された（表5）。すなわち、ほ場Ⅰの個体は、移植時のナス生育を反映してほ場Ⅱのものよりはるかに大きく、特に花数が非常に多かったこと、Ⅱ-1ほ場は著しく生育が劣り、汚泥施用の効果がみられなかったことである。また汚泥施用の3区（S, M, L）および無施用区（C）区間においてナス生育量の差を検定したところ、Ⅱ-2ほ場に有意差がはっきり認められた（表6）。

4.3 第2回生育調査時（定植後55～57日）の生育状況

前回の調査結果と同様に、各項目の測定値は汚泥施用および施肥に対応して増加していた（表4）。特に花数は前回の調査時より大幅に増加していたが、無施用（C）区の花数に対する他の処理区の相対値は前回よりやや低下した（表4）。ほ場Ⅰに栽植したナスは、初期生育が盛んであったために、生育の伸びが各項目とも低かったが、ほ場Ⅱ-2では前回の時点（表5）よりかなり生育していた（表7）。またⅡ-1を除いた他の3ほ場では、各処理区の生育（草丈、葉数、花数）が無処理区（C）の生育をはるかにしのいでいたが、Ⅱ-1では化学肥料の効果（FC）が目立ち、汚泥施用の効果は小さかった（表7）。C, S, M, L区間における草丈、葉数、花数の測定値の相違について分散分析を行った結果（表6）、Ⅱ-2ほ場において3項目とも1%水準で有意差を認めたが、他のほ場ではⅠ-2の草丈に有意差（5%水準）があるのみであった。

4.4 第3回生育調査時（定植後81～84日）の生育状況

熟果が多くなり一部は過熟により落果した。また、台風後には落葉も多く草勢の衰えが認められた。この傾向はほ場Ⅰにおいて著しく、ほ場Ⅱでは軽微であった。

今回の調査でも各項目の測定値は $FC > L > M > S > C$ であり、汚泥施用および施肥により高くなっていた。この傾向は特に花数に顕著であった（表4）。第2回目の調査時より葉数は減少し、花数は激減していたが減少率は $C > S > M > L > FC$ であった（表4）。葉数、花数の減少はほ場Ⅰで極端であり（表7, 8）、花数の内訳はすべて果実になっていた。ほ場Ⅱ-2においても葉数は増加せず花数は減少していたが、Ⅱ-1では葉数、花数とも特に汚泥施用・施肥区（M, L, FC）において増加が目立った（表8, 図2）。汚泥施用によるナス生育に関して行った分散分析により、Ⅰ-2の草丈（5%水準）およびⅡ-2の草丈、葉数（いずれも1%水準）に有意差を認めた。

表 7 第 2 回生育調査結果

Table 7. Growth of eggplants at the second survey

		Field I-1					Field I-2				
		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence limits*		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence limits*	
					max.	min.				max.	min.
Plant height (cm)	C	36	67.31	7.359	69.80	64.81	36	63.83	5.916	65.87	61.79
	FC	12	77.75	10.55	84.45	71.05	12	76.25	6.180	80.18	72.32
	S	10	73.50	10.69	81.15	65.85	12	71.42	7.751	76.34	66.49
	M	24	71.54	7.824	74.85	68.24	24	73.29	8.660	76.95	69.63
	L	12	75.08	7.609	79.92	70.25	12	74.08	9.481	80.11	68.06
Number of leaves	C	36	49.36	8.315	52.18	46.55	36	49.81	11.10	53.63	45.98
	FC	12	79.83	13.25	88.25	71.41	12	77.92	15.52	87.78	68.05
	S	10	64.50	18.65	77.84	51.16	12	64.67	10.33	71.23	58.11
	M	24	68.96	13.44	74.64	63.28	24	73.38	15.10	79.75	67.00
	L	12	72.58	19.53	84.99	60.18	12	74.58	11.48	81.88	67.29
Number of fruits+flowers	C	36	12.78	3.287	13.89	11.66	36	11.28	3.291	12.39	10.16
	FC	12	18.50	6.775	22.80	14.20	12	16.08	7.585	20.90	11.26
	S	10	17.40	6.603	22.12	12.68	12	15.33	3.700	17.68	12.98
	M	24	16.08	5.249	18.30	13.87	24	14.88	6.674	17.69	12.06
	L	12	15.58	5.053	18.79	12.37	12	14.17	4.509	17.03	11.30
		Field II-1					Field II-2				
		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	max.	min.	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	max.	min.
Plant height (cm)	C	36	29.69	4.187	31.11	28.28	71	40.69	7.583	42.48	38.90
	FC	12	44.25	5.395	47.68	40.82	24	53.71	6.125	56.25	51.17
	S	12	31.92	4.581	34.83	29.01	24	50.29	9.345	54.24	46.34
	M	24	33.29	4.418	35.16	31.43	48	50.54	5.488	52.13	48.95
	L	12	35.42	5.976	39.19	31.64	24	54.04	5.908	56.54	51.55
Number of leaves	C	36	9.972	2.893	10.95	8.99	71	20.66	8.327	22.63	18.69
	FC	12	24.17	8.233	29.40	18.93	24	46.08	10.41	50.48	41.69
	S	12	9.833	3.639	12.15	7.520	24	35.33	8.952	39.11	31.55
	M	24	12.46	3.387	13.89	11.03	48	39.92	8.307	42.33	37.51
	L	12	13.92	5.930	17.68	10.15	24	43.42	9.802	47.56	39.28
Number of fruits+flowers	C	36	2.611	1.201	3.017	2.204	71	5.760	2.320	6.307	5.212
	FC	12	7.083	1.781	8.214	5.951	24	9.916	2.842	11.12	8.715
	S	12	2.750	1.912	3.964	1.535	24	9.250	3.247	10.62	7.878
	M	24	3.166	1.340	3.731	2.600	48	9.062	2.478	9.780	8.343
	L	12	2.916	1.781	4.047	1.784	24	10.71	3.653	12.25	9.165

For legends, see Table 5

表 8 収量調査結果

Table 8. Growth and yield of eggplants at the third survey

		Field II-1					Field II-2				
		<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits mix.	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits mix.
Plant height (cm)	C	34	33.82	6.48	36.08	31.57	71	49.01	9.69	51.31	46.72
	FC	12	59.67	5.94	63.44	55.89	24	64.08	7.02	67.05	61.12
	S	12	36.35	4.63	39.19	33.31	24	56.75	8.20	60.21	53.29
	M	24	39.00	8.04	42.40	35.60	48	59.40	6.68	61.33	57.46
	L	12	44.58	9.82	50.82	38.34	24	59.54	6.87	62.44	56.64
Number of leaves	C	34	13.88	7.78	16.59	11.17	71	24.13	9.86	26.46	21.79
	FC	12	48.75	10.52	55.43	42.07	24	48.42	10.03	52.65	44.18
	S	12	20.17	7.31	24.81	15.52	24	34.75	11.33	39.54	29.96
	M	24	23.96	10.02	28.19	19.73	48	40.60	7.23	42.70	38.51
	L	12	30.08	11.17	37.18	22.99	24	42.29	14.56	48.44	36.14
Number of fruits+flowers	C	34	1.94	2.00	2.64	1.25	71	3.28	2.44	3.86	2.70
	FC	12	14.33	5.21	17.64	11.02	24	7.08	5.02	9.20	4.96
	S	12	2.58	1.08	3.27	1.89	24	3.58	2.96	4.83	2.33
	M	24	4.29	4.84	6.34	2.25	48	5.71	5.41	7.28	4.14
	L	12	6.33	7.61	11.17	1.50	24	5.50	4.70	7.48	3.52
Fr. wt. (g) of leaves+stem	C	72	27.17	34.48	35.26	19.07	70	62.67	31.23	70.12	55.22
	FC	23	159.0	75.35	191.5	126.4	24	173.1	68.16	201.9	144.3
	S	24	30.25	13.80	36.08	24.42	24	109.4	48.72	130.0	88.84
	M	48	55.58	49.54	69.96	41.21	48	125.7	40.30	137.4	114.0
	L	24	65.13	64.25	92.26	37.99	24	145.9	60.63	171.5	120.3
Fr. wt. (g) of fruits	C	72	91.79	31.34	99.15	84.43	70	181.0	82.09	200.6	161.5
	FC	23	142.7	120.1	194.6	90.74	24	445.4	164.0	514.6	376.1
	S	24	73.71	40.82	90.95	56.47	24	356.8	146.6	418.7	294.9
	M	48	86.67	52.01	101.8	71.58	48	366.5	141.7	407.6	325.4
	L	24	109.5	43.77	127.9	90.97	24	451.5	181.9	528.3	374.7
Total fr. wt. (g)	C	72	119.0	36.46	127.5	110.4	70	244.0	94.11	266.4	221.5
	FC	23	301.7	144.1	364.0	239.3	24	618.5	174.2	692.1	544.9
	S	24	104.0	42.70	122.0	85.92	24	457.9	165.5	527.8	388.0
	M	48	142.0	52.48	163.5	120.5	48	489.8	135.4	529.1	450.6
	L	24	174.6	77.76	207.4	141.7	24	597.4	217.2	689.1	505.6

For legends, see Table 5

表 8 (つづき)
Table 8. (Continued)

	Field I-1					Field I-2					
	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits mix.	<i>n</i>	\bar{x}	<i>s</i>	confidence max.	limits mix.	
Plant height (cm)	C	36	66.53	7.45	69.05	64.01	36	65.58	6.63	67.83	63.34
	FC	12	80.17	12.90	88.36	71.97	12	80.08	6.07	83.94	76.23
	S	10	76.30	12.67	85.36	67.24	12	72.42	6.95	76.83	68.00
	M	24	72.00	6.97	75.94	69.06	24	75.63	8.11	79.05	72.20
	L	12	73.75	10.13	80.19	67.31	12	77.17	9.81	83.40	70.93
Number of leaves	C	36	38.11	10.54	41.68	34.54	36	37.89	9.83	41.21	34.56
	FC	12	65.42	22.27	79.57	51.27	12	67.33	14.37	76.47	58.20
	S	10	50.50	25.90	69.03	31.97	12	55.17	22.11	69.21	41.12
	M	24	50.25	15.52	56.80	43.70	24	55.58	16.82	62.69	48.48
	L	12	56.25	24.21	71.63	40.87	12	63.58	21.32	77.13	50.04
Number of fruits+flowers	C	36	2.89	1.04	3.24	2.54	36	2.64	0.93	2.95	2.32
	FC	12	4.50	1.98	5.76	3.24	12	3.83	1.40	4.73	2.94
	S	10	3.20	1.23	4.08	2.32	12	4.33	0.78	4.83	3.84
	M	24	4.21	1.25	4.74	3.68	24	4.08	1.25	4.61	3.56
	L	12	3.92	1.98	5.17	2.66	12	3.25	0.97	3.86	2.64
Fr. wt. (g) of leaves+stem	C	72	143.2	43.77	153.5	132.9	71	136.6	50.55	148.5	124.6
	FC	23	214.0	102.0	258.1	169.8	24	191.6	73.71	222.7	160.5
	S	22	178.2	90.68	218.4	138.0	24	227.3	121.4	278.5	176.0
	M	48	176.8	71.25	197.4	156.1	48	162.9	75.72	184.9	140.9
	L	24	201.2	91.13	239.7	161.7	24	181.4	66.69	209.5	153.2
Fr. wt. (g) of fruits	C	72	486.4	161.3	524.3	448.5	71	408.2	125.9	438.0	378.5
	FC	23	799.8	221.4	895.5	704.0	24	773.0	335.5	914.6	631.3
	S	22	699.4	208.1	791.7	607.1	24	737.5	169.2	808.9	666.0
	M	48	781.8	197.6	839.1	724.4	48	759.4	296.2	845.3	673.4
	L	24	803.6	241.1	905.4	701.8	24	748.0	274.2	864.3	631.8
Total fr. wt. (g)	C	72	617.1	197.5	663.4	570.7	71	545.0	163.3	583.6	506.3
	FC	23	1014	278.5	1134	893.3	24	964.5	391.4	1130	799.2
	S	22	877.6	283.7	1003	751.8	24	964.7	257.9	1074	855.8
	M	48	958.5	248.7	1031	886.4	48	922.3	356.5	1026	818.8
	L	24	1006	313.3	1137	872.5	24	929.4	319.0	1064	794.7

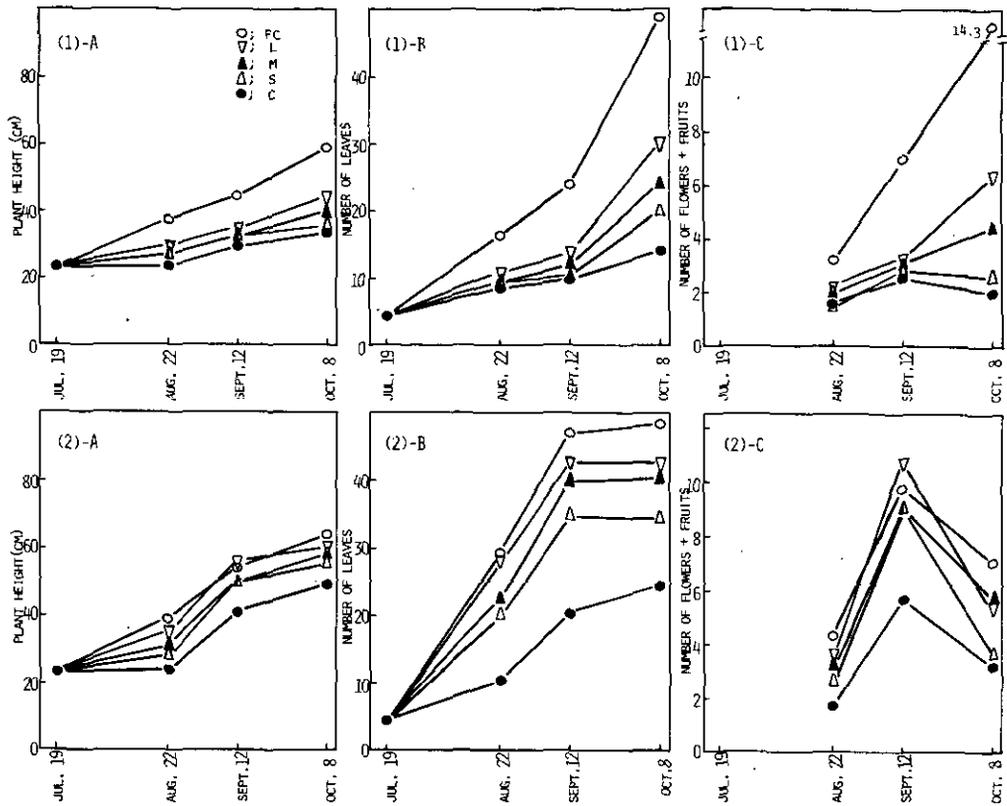


図 2 ほ場IIにおけるナスの生育

(1)はII-1ほ場, (2)はII-2ほ場を示す。A, B, Cはそれぞれ草丈, 葉数および花数を示す。

Fig. 2 Growth of eggplants in the field II

(1) is the field II-1 and (2) is the field II-2. A, B, and C indicate plant height, number of leaves, and number of flowers and fruits, respectively.

4.5 収量調査結果

8月28日(ほ場I), 9月5日(ほ場II)の摘果時, 10月の収穫時とも果実収量(新鮮物, 乾物)はFC > L > M > S > Cであり, 汚泥施用, 施肥の効果が著しかった。また, 摘果以後にあげた収量は, 摘果時の収量の2倍前後であった(表4)。特にII-1ほ場では, FC区以外は摘果時にほとんど収穫できない状態であったが, その後他の試験区でもある程度の収穫をみた(図3, 表8)。なお果実収量は各ほ場24実験区全体から, I-1; 292 kg, I-2; 280 kg, II-1; 33 kg, II-2; 142 kgであった。

茎葉部重量は新鮮物, 乾物とも無施用区(C)より他の試験区の方が高かった(表4)。特にほ

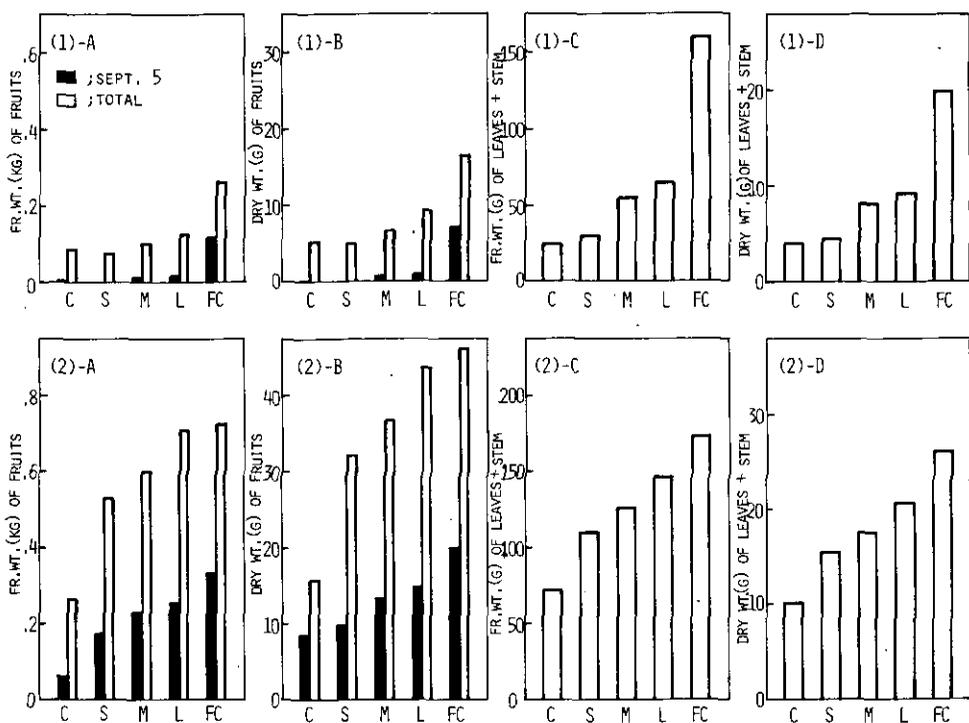


図 3 果実の新鮮物(A), 乾物(B)収量と茎葉部の新鮮物(C), 乾物(D)重量〔II-1は場(1), II-2は場(2)〕
すべて1株当たりの重量で表示した。

Fig. 3 Fresh (A) and dry (B) weights of fruits, and fresh (C) and dry (D) weights of leaves and stems of eggplants grown in the field II-1 (1) and II-2 (2).
The values are based on one plant.

場 II では落葉が少なく、汚泥施用量や施肥に応じて重量が多くなっていた(表8, 図3)。生育調査結果と同様に II-1 は場では汚泥施用の効果が小さく、L区においても FC区の50%以下であり、S区とC区の差もほとんどなかった(図3)。

分散分析により、C, S, M, L区間で地上部重、茎葉重および果実重のすべてに有意差の認められたは場は II-2 (1%水準)であり、I-2は場では果実重と地上部総重量に5%水準で有意差があった(表6)。

4.6 病害虫

害虫の種類および被害程度に試験区間の差はなかった。定植直後からニジュウヤホシテントウが発生しはじめ、8月下旬にはどのほ場とも大部分の個体が食害を受けるに至った(表9)。その後テントウは減少し、9月にはいつてからは、アブラムシがかなり発生した。

表 9 病害虫による被害

Table 9. Disease and insect injuries of eggplants

Field	Date	Disease injury	Insect injury
I-1	Aug. 21	—	++ ~ +++
	Sept. 11	++ ~ +++	+++
	Oct. 8	+++	+++
I-2	Aug. 21	—	++
	Sept. 11	+ ~ ++	+++
	Oct. 8	+++	+++
II-1	Aug. 22	—	++ ~ +++
	Sept. 12	++	++ ~ +++
	Oct. 8	++ ~ +++	++ ~ +++
II-2	Aug. 22	—	++
	Sept. 12	++	++ ~ +++
	Oct. 8	+++	+++

一方、病気被害は8月下旬までほとんどなく、ごく一部の個体にうどんこ病、萎縮病および立枯病を認めたに留まった。しかしその後うどんこ病がまん延し、収穫時には大半の個体が冒された(表9)。病害程度に試験区間の差は認められなかったが、ほ場間ではIほ場が最も被害を受けII-1ほ場が比較的軽微であった。

欠株率はC, 3 / 288 (1.0%) ; FC, 1 / 96 (1.0%) ; S, 2 / 96 (2.1%) ; M, 0 / 192 (0%) ; L, 0 / 96 (0%) であり、処理により差が認められなかった。

5. 考 察

農業利用に供される下水汚泥には種々の形態があり¹⁾、その成分にも大きな変動がみられるが、適量の汚泥施用はおおむね植物の生育・収量に良好な結果をもたらす⁴⁾。しかしながらその程度は汚泥の種類や施用量、土壌の種類、作物の種類や栽培法等によって異なり、汚泥施用が明らかに生育や収量を低下させる例も多い^{2) 4)}。

本研究では土壌の理化学性、微生物生態、各種成分の土壌浸透等と与える汚泥施用の影響を考察するために、汚泥はすべて単用し、化学肥料との混用を行っていない。そのため他の試験結果と直接比較することはできないが、汚泥施用量に伴って植物の生育や収量が増加する点で従来得られている傾向と同様である。

今回のナス作では全般的に収量はかなり低かったが、これは播種および定植期が通常より著しく遅れたことと、その後の栽培管理を意識的に行わなかったためであると考えられる。この条件下で

生育および収量は5 t / 10 a の施用量まで増加し続けており、施用量を更に増加させれば、汚泥単用でも化学肥料と同等の収穫をあげることは可能かもしれない。しかし、後述するように、これはある程度の生産力を持ったほ場において予測できることであり、汚泥のみを連用して高収量を維持できるとは考えられない。また、汚泥の多量施用により生理病と思われる徴候も観察されているため（本報告書第8編・小型ラインメーター試験）、汚泥の多量連用は何らかの障害をもたらす可能性があろう。

今回の試験において選択した調査項目のうちで、草丈に汚泥施用効果が小さく、葉数が施用により著しく増加したことはナスが側枝を多数出す性質をもつためであろう。葉数の増加に示される草勢の良好が着花数の増加を促し、これが果実収量にも反映したと思われる。汚泥施用による生育増は必ずしも果菜類の収量増に結びつくものではない⁴⁾が、今回得られた結果は富山市におけるナス栽培試験の成績と類似するものである⁴⁾。

生育時期の相違による汚泥施用効果の違いは草丈には認められないが、葉数と花数は収穫時の方がそれ以前の時期より大きい。これは生育終期に施用区の方が無施用区より落葉が少なく、また不稔による落花も少なかったためであると思われる。一方、果実収量は、総量では収穫時の方が摘果時より多くなっているが、無施用区に対する施用区の収量増加率は逆に収穫時の方が低下する傾向にある。これは化学肥料区（FC）においても認められ、特に汚泥施用に特有の現象ではないが、汚泥施用区の収量に対する化学肥料区の収量の比率は収穫時の方が摘果時より小さくなっており、特にⅡ-1ほ場で顕著である。一般に汚泥は易分解性であり³⁾生育後期の収量増に必ずしも期待できないが、汚泥施用により硝酸態窒素が波状変動を示す（本報告書第8編・小型ラインメーター試験）ことを考慮すれば、汚泥が生育後期の増収に寄与している可能性もある。

ほ場間における汚泥施用効果の違いはⅡ-1とⅡ-2に最も顕著に現れていたが、これは土壤の給肥力の差を反映したものであろう。Ⅱ-2ほ場のように生産力の高いほ場（本報告書第13編・均一栽培試験）では土壤の給肥力に汚泥成分が上積みされるために汚泥単用でも施用効果が現れるのに対し、Ⅱ-1のようにやせたほ場では汚泥成分の不均衡（通常窒素が多く、カリウムが少ない）のため、十分な生育ができないのであろう。はなはだしく有機物の欠乏した基盤造成地で汚泥の多量施用が作物の増収に卓効を示した例⁵⁾も報告されているが、今回の結果は、火山灰性土壌の場合にはやせた土地の改良を目的として汚泥を施用してもその効果を期待できないことを示している。

ごくまれに汚泥施用により病害が増加したとの報告がある⁴⁾が、今回の試験では病害虫の被害程度に処理区間の差は認められず、ウドンコ病は個体の繁茂による通気性不良が原因でまん延したものと考えた。むしろ今後問題となるのは特定作物の連作による特定元素の収奪と汚泥成分の不均衡が、要素欠乏や過剰を招いて生理病を引き起こす可能性であろう。

今回の試験は均一栽培試験（本報告第13編）の結果を参考にして小試験区制を採用し、またほ場周辺に防風ネットを設置したためにほ場内の生育不均一性はかなり改善された。特に防風ネットの

設置により台風の被害を最小限に留めることができ、別団地Ⅱ-2ほ場では精度の良い試験成績が得られた。

今後土壌分析、植物体分析、微生物測定等の結果の整理を待って、54年上半年期の試験を総括するとともに、下半年期および来年度も各ほ場の特性を生かして汚泥連用試験を継続していく予定である。特に今回の試験において、ポーラスカップによる野外の土壌溶液採取が可能であることが判明したため、来年度は汚泥由来の物質の土壌浸透をほ場においても解析していく所存である。

6. まとめ

生活廃水系の下水汚泥を脱水ケーキの状態（凝集剤；石灰・塩化第2鉄）では場に施用し、ナスを栽培した。この汚泥を10アール当たり1.25 t、2.5 t、5 tの3水準で単用し、表層約15 cmに混合した。また無処理区と化学肥料区を設け対照とした。草丈、葉数、花数、茎葉新鮮物重および乾物重、果実新鮮物重および乾物重の7項目について調査を行った結果、以下のことが明らかになった。すなわち、1) これら7項目の測定値は汚泥施用量に伴い増加するが慣行施肥による生育にはおよばないこと、2) 汚泥施用の効果は特に果実収量に顕著に現れること、3) 肥沃な土壌で汚泥施用の効果が大きく、やせた土地では小さいこと、4) 汚泥施用は生育後期の果実収量を増大させる傾向がみられたこと、5) 病害虫による被害は処理区間で特に差を認めなかったこと、などである。

謝 辞

本試験を遂行するに当たり助言および協力をいただいた技術部圃場係長 山口武則氏、同植物専門官 藤沼康実氏および委託作業において多大な協力をいただいた淵川上農場の関係者に深謝する。

引 用 文 献

- 1) 土木学会（1975）：下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書、昭和49年度、5-12。
- 2) 同上（1973）：同上。昭和47年度、5-71。
- 3) 建設省都市下水道部・日本下水道事業団（1978）：下水汚泥の事業利用に関する調査。190-199、200-213。
- 4) 土木学会（1972）：下水汚泥の処理・処分および利用に関する研究報告書、昭和46年度、6-147。
- 5) 高橋和司（1969）：下水汚泥の農業利用について。下水道協会誌、6、62-68。

10.

有機廃棄物施用土壌に関する研究(I)

土壌の理化学性に与える影響

久保井 徹¹・服部浩之¹・藤井國博¹・高松武次郎¹・向井 哲¹

**Effect of Organic Waste Application on
Soil Properties; A Field Survey (I),
Changes in Physico-Chemical Properties and
Heavy Metal Contents of the Soils**

Toru KUBOI¹, Hiroyuki HATTORI¹, Kunihiro FUJII¹,
Takejiro TAKAMATSU¹ and Satoshi MUKAI¹

Abstracts

A field survey was done concerning in the effect of land application of organic wastes (sewage sludges, municipal refuses, food processing wastes, animal manure, etc.) on physico-chemical properties and on heavy metal contents of the soils collected from various regions in Japan.

The application increased the contents of the total carbon and the total nitrogen in the soils regardless of the wastes. Maximum water-holding capacity, cation exchange capacity, and pH of the soils were increased with the application of fecal composts and municipal refuse composts, but were not affected with the application of raw feces. The application of organic wastes elevated nickel, copper, zinc and lead levels in the soils.

1. はじめに

現代の農業において主流を占めている化学肥料は、施用効果が高く、かつ投下労働力が少なくて済む利点を持つ反面、土壌の構成要素たる腐植等種々の有機物質の補給が行われないために、その単用は農耕地を荒廃させる原因ともなっている。最近に至り農耕地に対する堆きゅう肥等有機物補給の必要性が喚起されるとともに、人間の生活・生産活動に付随して産出される有機性廃棄物を農地に施用する例がふえている。

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

筆者らは各地においてこれらの実態を調査するとともに、有機物の種類、量、施用法、土壌の種類、気候、土地利用形態等の相違が有機物施用による土壌の物理的、化学的性質、土壌酵素活性、重金属を含む元素組成等に与える影響を調べる目的で現地の土壌を採取し分析を行っている。上記の目的を達成するためには、更に多項目にわたる分析を行い、また多数の試料を収集する必要があるが、今回の報告においては、昭和53年秋から54年冬にかけて主として西日本各地から採取した土壌の分析結果を記す。

2. 方法

土壌試料の採取：土壌試料は土壌表層（0～10 cm）から採取し、当研究所に持ち帰った。これを室内で風乾した後2 mm のふるいを通過させ、測定および分析に供した。

最大容水量：Hilgard¹⁾の方法に従って測定した。

pH：土：水またはINKClを1:2.5として測定した²⁾。

塩基置換容量（CEC）、置換性カルシウム、マグネシウム、カリウム、ナトリウム、置換性塩基、塩基飽和度：CEC決定の際におけるアンモニア定量は、インドフェノール法を自動化して行い³⁾、金属元素は原子吸光光度計を用いて測定した。その他はすべて常法⁴⁾に従った。

全炭素、全窒素、C/N比：柳本製CNコーダー500型を用い馬尿酸を標準物質として測定した。カリウム、カルシウム、チタン、マンガン、鉄、ニッケル、銅、亜鉛、ヒ素、ルビジウム、ストロンチウム、鉛の全分析：ORTEC社製TEFA-6110型けい光X線分析装置を用い、高松⁵⁾の方法により測定した。

3. 結果

3.1 最大容水量

火山灰土壌（No. 1, No. 2）の最大容水量が非常に高く、次いで長崎の鉾質土壌（No. 9～11）が高い値を示した。また林地の土壌は放牧地（No. 2, No. 8）より低いが、化学肥料を施肥した樹園地（No. 9～11）より高いことを認めた。牛ふん堆肥（No. 4, No. 6）、野積み牛ふん（No. 3）、都市ゴミコンポスト（No. 9, No. 10）および豚ふん（No. 1）の施用土壌は対照（化学肥料）土壌より最大容水量が大きかったが、生牛ふんの施用（No. 5）は全く影響を与えなかった（表1）。

3.2 pH

林地土壌のpHは草地（No. 2, No. 8）、樹園地（No. 9, 10, 11）、畑（No. 9）より低い傾向にあった。野積み牛ふん（No. 3）および牛ふん堆肥（No. 4, No. 6）を施用した土壌のpHは対照（化学肥料）土壌よりも高かったが、都市ゴミコンポストを施用した場合は対照地より高い場合（No. 10）と低い場合（No. 9）がみられ、生ふん施用土壌（No. 1, No. 5）では対照地より低

表 1 有機廃棄物施用土壌の理化学性.

Table 1. Effect of organic waste application on physico-chemical properties of soils

NO.	Place	Soil	Type of land	Fertilizer	MHC ^{a)}	pH		T-C ^{b)}	T-N ^{c)}	C/N (%)	CEC ^{d)}	Exchangeable ^{e)}				Base saturation (%)	
						(H ₂ O)	(KCl)					Ca	Mg	K	Na base		
1	Ibaraki	Andosol	Farm land	Chemical	90	6.4	5.4	6.1	0.42	14.5	32.5	7.4	4.5	1.8	0.12	13.8	42.5
			Farm land	Pig feces	100	4.4	4.1	-	-	-	27.8	1.1	0.21	1.9	0.04	3.3	11.7
2	Nagano	Andosol	Forest land	-	105	5.7	5.0	4.0	0.28	14.3	14.0	1.2	0.40	0.41	0.04	2.1	14.6
			Pasture land	Cattle feces	111	7.0	6.1	6.8	0.49	13.9	28.4	8.3	6.5	2.6	0.03	17.4	61.4
3	Hiroshima	Mineral soil	Farm land	Chemical	41	5.8	4.6	0.9	0.10	9.0	8.3	1.5	0.27	1.3	0.03	3.1	37.5
			Farm land	Piled cattle feces	62	6.6	6.0	1.4	0.15	9.3	12.4	4.4	1.2	2.3	0.03	7.9	64.0
4	Kagawa	Mineral soil	Paddy field	Chemical	48	5.3	4.8	1.2	0.13	9.2	7.5	2.6	0.61	1.1	0.02	4.3	57.7
			Paddy field	Cattle manure	75	6.3	5.6	4.9	0.49	10.0	19.4	6.3	1.8	1.1	0.03	9.2	47.6
			Paddy field	" (light)	59	5.6	4.5	2.4	0.18	13.3	11.6	2.8	0.61	0.38	0.03	3.8	32.9
			Paddy field	" (heavy)	60	6.6	5.3	3.3	0.23	14.3	13.4	4.4	1.1	0.94	0.04	6.5	48.4
5	Kagawa	Mineral soil	Paddy field	Chemical	55	6.1	5.2	1.8	0.18	10.0	9.4	3.2	1.1	0.93	0.07	4.6	49.1
			Paddy field	Cattle feces	55	6.0	5.0	2.3	0.22	10.5	9.5	3.3	0.79	1.1	0.06	5.3	55.4
6	Kagawa	Mineral soil	Orchard	-	53	6.3	5.3	1.6	0.15	10.7	12.9	3.7	1.6	1.6	0.04	6.9	53.8
			Orchard	Chemical	43	4.1	3.5	0.7	0.07	10.0	7.9	0.71	0.14	1.2	0.03	2.1	26.4
			Orchard	Rapeseed meal	47	5.4	4.6	1.8	0.18	10.0	12.1	2.8	0.6	2.2	0.01	5.6	46.4
			Orchard	Cattle manure	53	6.8	5.9	2.3	0.18	12.8	14.8	4.8	2.8	1.6	0.03	9.2	62.4
7	Kagawa	Mineral soil	Forest land	-	62	4.5	4.1	3.5	0.21	16.7	14.8	2.4	1.4	0.81	0.03	4.6	31.4
			Pasture land	Cattle feces	73	4.8	3.8	-	-	-	23.4	4.2	3.4	1.7	0.03	9.2	39.9
8	Fukuoka	Mineral soil	Forest land	-	58	4.9	4.0	-	-	-	3.9	0.35	0.33	0.69	0.05	1.4	15.9
			Pasture land	Cattle feces & sewage sludge	77	8.2	7.8	-	-	-	13.4	15.2	3.6	0.81	0.05	19.7	147
9	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	77	5.4	4.0	2.7	0.24	11.3	22.7	3.3	2.8	1.0	0.07	7.2	31.6
			Orchard	Chemical	72	7.2	6.3	3.2	0.29	11.0	25.1	12.1	3.8	1.9	0.04	17.8	71.1
			Farm land	Municipal refuse (heavy)	117	5.7	4.9	6.8	0.73	9.3	55.4	16.5	8.0	8.7	0.1	33.4	60.2
10	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	86	4.8	3.9	5.2	0.34	15.3	23.0	1.4	0.81	1.6	0.04	3.8	16.7
			Orchard	Chemical	75	6.4	5.2	2.8	0.22	12.7	30.0	9.2	3.0	2.8	0.04	15.0	50.1
			Orchard	Municipal refuse (heavy)	85	7.1	6.4	6.7	0.50	13.4	30.9	17.5	3.3	2.8	0.06	23.7	76.6
11	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	79	4.9	4.0	3.2	0.25	12.8	19.1	1.6	1.1	1.4	0.03	4.1	21.6
			Orchard	Municipal refuse (light)	72	7.8	7.0	2.9	0.26	11.2	20.3	13.5	3.4	3.7	0.04	20.6	102

a), Maximum water-holding capacity (g/100g dry soil); b), Total carbon (%); c), Total nitrogen (%);

d), Cation exchange capacity (m equivalent/100 g dry soil); e), (m equivalent/100 g dry soil)

くなっていた（表1）。

3.3 塩基置換容量，置換性カルシウム，同マグネシウム，同カリウム，同ナトリウム，置換性塩基，塩基飽和度

塩基置換容量（CEC）は火山灰土壌と長崎鉍質土壌で高く，その他の鉍質土壌では比較的低い傾向にあった。また林地は農用地より全般的に低かった。野積牛ふん（No. 3），牛ふん堆肥（No. 4，No. 6），コンポスト（No. 9，No. 10）施用土壌のCECは対照地より高くなっていたが，生ふん施用土壌ではCECは対照地より低くなる（No. 1）かほとんど変化がなかった（No. 5）（表1）。

置換性Ca，Mg，Kは農用地で高く，さらに野積牛ふん（No. 3），牛ふん堆肥（No. 6），コンポスト（No. 9）施用地では対照地より高くなっていた。しかし牛ふん堆肥やコンポスト施用地でもNo. 4やNo. 10では置換性Kは増加せず，生ふん施用地（No. 1，No. 5）の置換性3元素は対照地より減少，または差がなかった。置換性Naは全般的に少量で施肥内容や土壌による差を認めなかった。置換性塩基の大半はカルシウムとマグネシウムであるため，土壌や施肥内容による変化はCaとMgの場合に類似した。塩基飽和度は置換性塩基とCECの比であり，上述各項目にみられた傾向が複合して現れていた（表1）。

3.4 全炭素，全窒素，C/N比

全炭素（T-C），全窒素（T-N）は，ともに火山灰土壌が最も高く，次いで長崎土壌，その他の鉍質土壌の順であった。また林地では比較的高い値を示し，農用地では有機物の施用により顕著に増加した。C/N比も有機物施用により多少増加し，特にT-Cの増加率が高いことをうかがわせた（表1）。

3.5 元素の全分析

Kは長崎（No. 10，No. 11），香川（No. 4，No. 6，No. 7）および火山灰（No. 1，No. 2）の土壌に少なく，福岡の土壌（No. 8）に多かった。Caは傾向不明であり，Tiは広島畑（No. 3），香川水田（No. 4），福岡（No. 8）の土壌に少なかった。Mnは特に傾向を認めず，Feは火山灰土壌（No. 1，No. 2），長崎土壌（No. 9～No. 11）に多く，砂岩と花コウ岩を母材とする香川土壌（No. 3，No. 4）に少なかった。NiとCuは長崎土壌（No. 9～No. 11）が高く，また茨城土壌（No. 1）はCuが高かった。Znは茨城土壌（No. 1）と長崎土壌（No. 9～11）が比較的高く，Asは火山灰土壌（No. 1，No. 2）で高かった。Rbは広島（No. 3），香川（No. 3，No. 4），福岡土壌（No. 8）で高く，Srは火山灰土壌（No. 1，No. 2）で高かった。Pbは香川土壌（No. 4～7）でわずかに高かった（表2）。

家畜ふん尿およびその堆肥化物施用土壌中のKは対照地よりも少なかったが，コンポストの施用

表 2 有機廃棄物施用土壌の元素組成

Table 2. Effect of organic waste application on the contents of 12 elements in soils

No.	Place	Soil	Type of land	Fertilizer	Total contents (mg/g dry soil)											
					K	Ca	Ti	Mn	Fe	Ni	Cu	Zn	As	Rb	Sr	Pb
1	Ibaraki	Andosol	Farm land	Chemical	7.420	7.929	8.413	1.466	75.39	0.028	0.117	0.114	0.021	0.060	0.115	0.014
			Farm land	Pig feces	6.773	5.241	9.728	1.560	82.81	0.038	0.150	0.133	0.021	0.056	0.118	0.013
2	Nogano	Andosol	Forest land	-	7.042	18.89	5.660	0.742	52.96	0.016	0.042	0.075	0.015	0.034	0.198	0.004
			Pasture land	Cattle feces	7.943	23.37	5.412	0.888	50.56	0.017	0.045	0.086	0.011	0.035	0.194	0.009
3	Hiroshima	Mineral soil	Farm land	Chemical	32.84	5.302	2.255	0.493	23.05	0.001	0.013	0.076	0.007	0.171	0.088	0.033
			Farm land	Piled cattle feces	33.29	4.575	2.286	0.459	23.33	0.004	0.014	0.080	0.012	0.172	0.075	0.030
4	Kagawa	Mineral soil	Paddy field	Chemical	29.53	3.759	2.172	0.905	14.91	N.D.	0.006	0.042	0.004	0.122	0.102	0.024
			Paddy field	Cattle manure	22.95	7.079	2.262	0.393	12.38	0.007	0.016	0.101	N.D.	0.113	0.116	0.029
			Paddy field	" (light)	10.03	2.057	4.505	0.245	14.28	0.003	0.006	0.044	0.006	0.071	0.040	0.026
			Paddy field	" (heavy)	11.00	2.624	4.163	0.195	16.71	0.003	0.009	0.053	0.004	0.076	0.041	0.031
5	Kagawa	Mineral soil	Paddy field	Chemical	36.59	5.000	2.261	0.291	13.13	N.D.	0.009	0.072	N.D.	0.152	0.121	0.036
			Paddy field	Cattle feces	34.10	5.469	2.024	0.468	11.94	0.006	0.008	0.071	N.D.	0.143	0.132	0.033
6	Kagawa	Mineral soil	Orchard	-	18.20	3.309	6.207	0.982	30.05	0.006	0.012	0.059	0.001	0.094	0.073	0.041
			Orchard	Chemical	17.30	1.928	8.375	2.331	47.40	0.007	0.009	0.045	0.007	0.075	0.061	0.047
			Orchard	Rapaseed meal	18.20	2.749	7.852	5.135	50.02	0.005	0.020	0.096	0.001	0.086	0.067	0.089
			Orchard	Cattle manure	18.60	4.132	6.941	1.844	40.17	0.007	0.014	0.073	0.006	0.087	0.071	0.051
7	Kagawa	Mineral soil	Forest land	-	10.98	1.687	11.805	2.479	39.29	0.002	0.023	0.071	N.D.	0.065	0.057	0.057
			Pasture land	Cattle feces	10.82	3.784	7.164	0.493	39.84	0.021	0.025	0.099	0.004	0.071	0.084	0.042
8	Fukuoka	Mineral soil	Forest land	-	28.80	0.961	2.735	0.312	25.38	0.006	0.007	0.069	0.008	0.130	0.087	0.021
			Pasture land	Cattle feces & sewage sludge	45.59	56.57	2.141	0.759	37.12	0.006	0.068	0.612	N.D.	0.117	0.212	0.065
9	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	10.98	2.942	11.68	1.989	56.31	0.036	0.048	0.124	0.006	0.078	0.070	0.027
			Orchard	Chemical	6.558	20.56	15.10	1.905	71.29	0.046	0.326	0.214	0.007	0.037	0.161	0.019
			Farm land	Municipal refuse (heavy)	9.488	20.40	6.528	0.667	51.24	0.068	0.061	0.390	0.002	0.042	0.189	0.040
10	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	2.131	1.020	8.769	0.590	55.98	0.046	0.034	0.088	0.011	0.031	0.025	0.010
			Orchard	Chemical	2.684	4.797	9.086	1.133	61.80	0.061	0.079	0.142	0.012	0.027	0.031	0.022
			Orchard	Municipal refuse (heavy)	3.009	11.05	7.509	0.898	55.98	0.054	0.166	0.259	0.003	0.026	0.042	0.042
11	Nagasaki	Mineral soil	Forest land	-	5.523	1.318	10.545	4.171	58.08	0.023	0.029	0.135	0.008	0.052	0.032	0.027
			Orchard	Municipal refuse (light)	4.365	11.94	9.065	0.703	59.70	0.042	0.040	0.259	0.005	0.032	0.048	0.032

N.D. means not detected

はKを増加させた。CaはNo. 3, 5, 6, 10で有機物施用により増加し、MnはNo. 4, 6, 9, 10で低下、FeはNo. 5, 6, 9, 10で有機物施用により低下した。Ti, As, Rbには特に明確な傾向は認められず、SrはNo. 3, 5, 9, 10で有機物施用により増加した。

対照地と有機物施用地の比較が可能な7地点のうちNiは4地点 (No. 1, 4, 5, 9), Cuも5地点 (No. 1, 3, 4, 6, 10), Znは6地点 (No. 1, 3, 4, 6, 9, 10), Pbは5地点 (No. 3, 4, 6, 9, 10) で有機物施用により増加した (表2)。

4. 考 察

今回の調査において施用が認められた有機廃棄物は、豚ふん、牛ふん (放牧地における脱ふんおよび堆肥を含む)、都市ゴミコンポストおよび下水汚泥の堆肥 (牛ふんと混用) であった。これら有機廃棄物の施用が土壌の理化学性に与える影響を、化学肥料のみを施肥した対照地と比較して論じることとする。

T-C, T-Nは有機廃棄物の施用により増加する傾向が認められ、廃棄物の種類による差は認められなかったが、これは有機物中の炭素、窒素が土壌に持ちこまれた結果を直接反映しているであろう。最大容水量、土壌pH、およびCECは野積牛ふん、牛ふん堆肥、都市ゴミコンポストの施用により高くなり、土壌の性質が作物栽培により適した状態に改善されたといえる。しかし生ふんの施用はこれら3項目の測定値をむしろ低下させ、土壌の改善に効果をもたらしていないようである。

置換性陽イオンのうちCa, Mg, Kは植物の必須要素であり、またCaは土壌酸性の矯正の目的で農地に施用される。このため林地に比べこれら置換性要素は農地で高くなっており、土壌中全含量でも同じ傾向にある。化学肥料による慣行施肥に代替して有機廃棄物を施用した場合、これら要素の増減は各地で様ではなかったが、土壌や廃棄物の種類、化学肥料との混用などによりはっきりした傾向がつかめなかったであろう。

牛ふん・汚泥堆肥混用草地 (福岡) とコンポスト施用果樹園 (長崎 No. 11) では塩基飽和度が100%以上であったが、これは過剰のCa, Mgが土壌水中に遊離していたためであろう。また土壌中元素の全分析の結果、Cu, Ni, Zn, Pb含有量は有機廃棄物の施用により高くなる例が多く、特にZnは7地点中6地点で有機物の施用により増加していた。有機物の施用によるこれら重金属の増加には、畜産廃棄物と都市廃棄物との差は認められないが、いずれも土壌に多量施用 (10a当たり1t以上) されるものであり、有機物の連用を繰り返すことにより土壌の重金属含量は次第に高まっていくものと思われる。通常、植物に対する可給態の重金属量は全含量よりはるかに少ないために、今回の分析結果 (全分析) が直ちに土壌汚染の進行を示しているとはいえない。しかし、重金属自然賦存量の多い土壌に有機廃棄物を多量に施用し、CEC以上の陽イオンが存在するに至った時には土壌溶液中に遊離の重金属イオンが存在することになり、急速に土壌汚染地となる可能性も考えられる。

今回の調査および分析は11地点について行ったにすぎず、有機廃棄物の施用が土壌の理化学性に与える影響に関して、土壌の種類、有機廃棄物の種類と施用量、土地利用形態等の相違を考慮した明確な推察、結論を出すには至っていない。今後調査地点をひろげて内容を充実させていく所存である。

5. まとめ

有機廃棄物の農地施用が土壌の理化学性と重金属含量に与える影響を調べる目的で、各地の有機廃棄物施用土壌を採取し、分析した。

その結果、有機物の施用は一般に土壌の全炭素、および全窒素含量を増加させること、堆肥化した有機物は土壌の最大容水量、陽イオン交換容量、および pH を増加させるが、生の廃棄物はこれらの値に大きな変化を与えないこと、重金属のうちニッケル、銅、亜鉛および鉛は有機物施用により若干増加すること等の傾向がうかがえた。

謝 辞

本研究を遂行するに当たり、各種の土壌試料を御提供下さった香川県農業試験場、農林水産省四国農業試験場、同中国農業試験場、同草地試験場山地支場、同九州農業試験場および長崎県農業総合試験場の関係各位に深く感謝する。

引 用 文 献

- 1) 東大農芸化学教室 (1960): 実験農芸化学 (上). 69-70, 朝倉書店.
- 2) 土壌養分測定法委員会 (1970): 土壌養分分析法. 30, 養賢堂.
- 3) Technicon Instruments Corp. (1973): Ammonia in water and seawater. Technicon Industrial method, 154-71 w/TENTATIVE
- 4) 土壌養分測定法委員会 (1970): 土壌養分分析法. 33-44, 養賢堂.
- 5) 高松武次郎 (1978): 岩石および底質試料の非分散型 X 線分析法. 分析化学, 27, 193-198.

11.

有機廃棄物施用土壌に関する研究(II)

有機廃棄物施用土壌の微生物フロラおよび土壌酵素活性

藤井國博¹・久保井 徹¹・服部浩之¹

Effect of Organic Waste Application on Soil Properties (II),
Microflora and Enzyme Activity in Soils Applied with Organic Wastes

Kunihiro FUJII¹, Toru KUBOI¹ and Hiroyuki HATTORI¹

Abstract

Dried and ground sewage sludge from a sewage treatment plant in Tsuchiura, Ibaraki, was incorporated into Ichinomiya sandy soil, Toyosato volcanic ash soil (humic andosol) and Yatabe volcanic ash soil (light colored andosol) at rates of 2, 5 and 10% of soil. The soil-sludge mixtures were incubated at 25°C for five weeks. Microbial population in soils increased with increasing doses of sewage sludge. Especially, actinomycetes, nitrifiers and proteolytic bacteria were markedly increased. There were no significant differences in microbial population among soils which had received sewage sludge application. The heavy application of sewage sludge caused a remarkable increase in the ratio in number of actinomycetes to bacteria (A/B ratio). A incubation experiment on a Ichinomiya sandy soil applied with sewage sludge at the rate of 10% of soil showed that aerobic bacteria, fungi and proteolytic bacteria reached to the maximum at one week after the incubation and actinomycetes and nitrifiers reached to the maximum at two weeks after the incubation.

Dewatered and limed sewage sludge from a sewage treatment plant in Toride, Ibaraki, was applied to kinu river sand, Fujioka alluvial paddy soil, Yatabe volcanic ash subsoil and Tsukuba volcanic ash soil in outdoor lysimeters at the rate of 25 metric tons/ha and eggplants were cultivated. Microbial population in these soils were measured at 47 and 105 days after the sludge application. There were no significant differences in microbial population among soils which had received sludge application and the control soils applied with chemical fertilizers. Microbial population in the river sand were very poor even with sludge application. Contrary to the incubation experiment; the application of sludge did not increase the A/B ratio.

The same sludge used in the lysimeter experiment was applied to four farmlands

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

(Yatabe light colored andosol) at rates of 12.5, 25 and 50 metric tons/ha and eggplants were cultivated. Microbial population were measured two times in the growing season of eggplant (August and October). Microbial population were increased with increasing doses of sewage sludge. Especially, actinomycetes, nitrifiers and proteolytic bacteria were markedly increased. These were the same results obtained in the incubation experiment.

Urease activity in farmland (vegetable, paddy, orchard and pasture) soils was increased with the application of fresh and composted cattle manure.

1. はじめに

近年大きな問題となりつつある有機廃棄物の処理・処分対策の一つとしてこれら廃棄物の農用地への還元が進められようとしている。しかしながら、これらの有機廃棄物が重金属等有害物質を多量に含有する場合もあり長期にわたる農用地への還元は、土壤汚染につながるものとして懸念されている。有機廃棄物の土壤への還元は、重金属汚染ばかりでなく植物を含めた土壤環境全体に与える影響を長期的かつ体系的に解明した後で適正に行われるべきであろう。しかしながら現在までの研究は作物生育に与える影響に主眼が置かれており、土壤中における物質循環の担い手であり地上の植物生育に重要な役割を演じている土壤中の生物に与える影響についてはほとんど解明されていない。

本報告は有機廃棄物の施用が土壤生態系に与える影響のうち土壤微生物フロアと土壤酵素活性に与える影響に関する中間報告である。小型ライシメーターによる下水汚泥の施用が土壤微生物フロアに与える影響については、すでに報告した。本報では下水汚泥の施用が土壤微生物フロアに与える影響の土壤間差異をピーカー実験および屋外ライシメーター実験により検討した結果と当研究所畑地ほ場で実施した下水汚泥施用土壤の微生物フロアの調査結果ならびに畜産廃棄物を施用した農用地土壤の土壤酵素活性の現地調査結果について報告する。

2. 下水汚泥の施用が土壤微生物フロアに与える影響の土壤間差異

2.1 ピーカー実験

2.1.1 実験材料および方法

本実験に使用した土壤の理化学性は表1に示した。土壤はいずれも畑土壤であり採取地は表1の欄外に示した。なお火山灰土壤Ⅰは腐植の多い黒ボク土壤であり、火山灰土壤Ⅱは腐植の少ない淡色黒ボク土壤であり、火山灰土壤Ⅰは、下水汚泥の土壤施用が土壤環境におよぼす影響——ライシメーター実験(Ⅱ)——において使用した土壤と同一土壤であった。一方、火山灰土壤Ⅱは、下水汚泥の土壤施用が土壤環境に及ぼす影響——ライシメーター実験(Ⅰ)——で使用した土壤と同一土壤であった。供試下水汚泥は土浦市内の住宅団地から採取したものであり——ライシメーター実験(Ⅰ)——で使用したものと同一汚泥であった。供試土壤の性質については表1に示した。汚泥の成分含量に

表 1 供試土壌の性質 (室内実験)

Table 1. Properties of soils used in the laboratory experiment

Soil	pH		Base-exchange capacity m.e.*	Exchangeable				Exchangeable Base			
	H ₂ O	KCl		Ca m.e.*	Mg m.e.*	K m.e.*	Na m.e.*	base m.e.*	saturation %	T-C %	T-N %
Sandy soil	6.1	5.4	4.46	1.5	0.39	0.45	0.02	2.36	52.9	0.4	0.04
Volcanic ash soil I	5.5	4.7	32.5	7.4	4.5	1.8	0.12	13.82	42.5	6.1	0.4
Volcanic ash soil II	6.2	5.5	19.9	5.3	0.9	2.2	0.08	8.49	42.7	3.6	0.2

*: m.e./100g dry soil

Sandy soil: Ichinomiya-machi, Chiba

Volcanic ash soil I: Toyosatomachi, Ibaraki (Humic andosol)

Volcanic ash soil II: Yatabemachi, Ibaraki (light colored andosol)

については前報³⁾を参照されたい。

供試土壌に施用量が0, 2.5 および10%になるように下水汚泥 (水分含量7%) を加え混合したのち200 ml 容のガラスビーカーに充てんした。土壌量は砂質土壌で200 g, 火山灰土壌で150 gであった。土壌の水分状態が最大容水量の60%となるように蒸留水を加え25℃のみ卵器中で2および5週間培養した。培養終了後土壌中の微生物の計数を行うと同時に土壌のpHおよび無機態窒素を測定した。また砂質土壌では微生物フロアの連続的変動を追跡するために汚泥0および10%区について1週目および3週目の微生物数およびpH, 無機態窒素を測定した。なお2日ごとに減量水分を補給し土壌水分状態が一定に保たれるようにして培養した。

土壌の微生物は好気性細菌 (以下細菌と記す) 放線菌, 糸状菌, 硝酸化成細菌 (アンモニア酸化細菌と亜硝酸酸化細菌) およびタンパク質分解菌の菌数を測定した。細菌と放線菌は, アルブミン寒天培地, 糸状菌はローズベンガル寒天培地を用いる希釈平板法, タンパク質分解菌はゼラチン培地を用いる塗沫平板法, 硝酸化成細菌は最確植法で計数した。培地組成および方法は前報¹⁾を参照されたい。

土壌pHおよび無機態窒素の測定方法は前報¹⁾と同様であった。

2.1.2 結果と考察

土壌のpH値は土壌のもっとも重要な性質の一つであり土壌中の微生物もpHに影響される。とくに酸性条件では微生物の生育や活動が制約されることが多く有機物の分解や各種の機能が低下すると言われている。また, 土壌のpHは微生物の活動によっても変化する。すなわち土壌微生物によって生産された物質によって直接土壌のpHが変動する。

ここで使用した砂質および火山灰土壌ⅡのpHは6-6.5の微酸性であり, 火山灰土壌はこれらの土壌より低く5.5-5.9の弱酸性の範囲にあった。一方, 下水汚泥のpHは6.5であり, 土壌よりやや高い値であった。これらの土壌と下水汚泥の混合物のpHは図1に示したように汚泥の施用

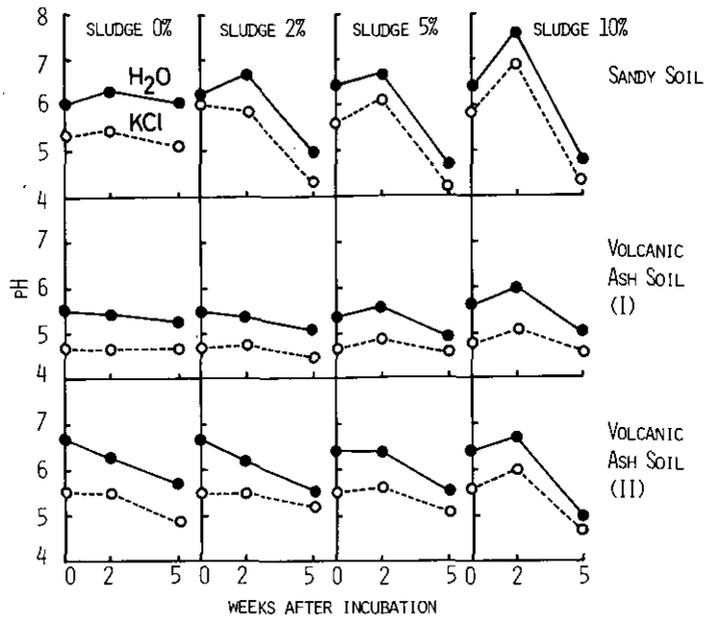


図 1 土壤のpHの変化
Fig. 1 Changes in the soil pH

によって著しく変化せずほとんど供試土壤と変わらなかった。下水汚泥施用土壤を2および5週間培養した場合の土壤pHは図1に示したように火山灰土壤では汚泥施用量5%までは汚泥無施用土壤とほとんど変わらない変化を示した。しかし、汚泥を10%施用すると火山灰土壤ⅡでもpHは大きく変化した。一方、砂質土壤では汚泥2%施用からpHは大きく変化した。これは土壤の緩衝能の差によるものと考えられる。

下水汚泥は微生物の集合体であり、汚泥の土壤への施用は土壤中の微生物にとってその生育や活動を支える基質が与えられることを意味し、土壤の微生物数が増加することが予想される。表2に示したように土壤中の微生物数は下水汚泥の施用により増加し、施用量の増加とともに増加することが明らかにされた。また土壤の違いと培養期間の違いも微生物数に影響を与えた。以下に下水汚泥施用土壤について微生物数の土壤間差を検討した。

細菌数については2週目では砂質土壤>火山灰土壤Ⅱ>火山灰土壤Ⅰの順に菌数が多くなった。5週目では火山灰土壤Ⅱ砂質土壤=火山灰土壤Ⅰであった。細菌の増殖は下水汚泥施用後比較的短い期間(1~2週目)に起こるものと考えられるが、火山灰土壤Ⅱでは5週目でも2週目とほぼ同程度の菌数に保たれていた。このように土壤により培養期間により細菌数も変化するようになった。

放線菌数は、供試土壤中の菌数が少なく汚泥の施用による増加割合は著しく大きかった。火山灰

表 2 下水汚泥施用土壌の微生物数

Table 2. Microbial population in soils applied with swage sludge

(population/g dry soil)

Sludge application rate(%)	2 weeks after incubation			5 weeks after incubation		
	Sandy soil	Volcanic ash soil		Sandy soil	Volcanic ash soil	
		I	II		I	II
Aerobic bacteria (10^6)						
0	78.1	8.9	11.9	9.7	20.4	18.2
2	190.6	25.8	124.5	43.7	108.0	96.0
5	296.5	277.7	208.8	58.9	85.1	232.4
10	284.6	56.0	215.8	99.8	75.5	198.0
Actinomycetes (10^6)						
0	1.5	2.8	6.7	1.8	5.5	6.3
2	78.7	104.9	186.8	37.5	171.4	154.5
5	136.1	539.4	467.6	66.2	484.7	431.6
10	374.2	272.0	473.1	196.6	687.1	598.1
Fungi (10^4)						
0	1.5	2.9	5.4	1.0	1.8	4.2
2	22.7	64.0	102.1	18.5	41.4	63.9
5	127.1	119.5	417.5	34.2	79.2	137.8
10	372.1	356.0	481.4	181.5	275.6	577.5
Ammonium-oxidizing bacteria (10^4)						
0	1.0	0.8	0.6	0.6	0.7	0.2
2	95.6	8.8	18.3	4.2	13.7	15.4
5	59.3	53.0	55.1	1.3	23.7	28.2
10	158.6	112.0	158.0	2.9	5.3	89.1
Nitrite-oxidizing bacteria (10^4)						
0	2.9	0.03	0.4	0.3	0.1	0.2
2	157.0	0.3	1.3	6.4	0.5	1.3
5	424.0	2.1	2.8	2.9	0.7	5.8
10	207.0	7.8	11.6	22.0	2.6	89.1
Proteolytic bacteria (10^6)						
0	—	—	—	23.4	13.1	11.8
2	—	—	—	59.5	171.4	116.9
5	—	—	—	242.0	256.0	498.0
10	—	—	—	1,210.0	755.0	660.0

土壌Ⅱは汚泥無施用区の放線菌数も多いが汚泥の施用によりさらに増加した。2週目における放線菌数は火山灰土壌Ⅱ>火山灰土壌Ⅰ>砂質土壌の順に多く5週目においては火山灰土壌Ⅰ>火山灰土壌Ⅱ>砂質土壌の順に多く、火山灰土壌の放線菌数は、砂質土壌より多い傾向が認められた。とくに5週目でその傾向が著しかった。

糸状菌数は、5週目において顕著な差が現れ火山灰土壌Ⅱ>火山灰土壌Ⅰ>砂質土壌の順序であった。放線菌と同様に糸状菌数も火山灰土壌>砂質土壌の関係が認められた。

硝酸化成細菌も下水汚泥の施用により増加した。アンモニア酸化細菌については、2週目では土壌間差はほとんど認められなかったが、5週目では火山灰土壌>砂質土壌の傾向が認められた。一

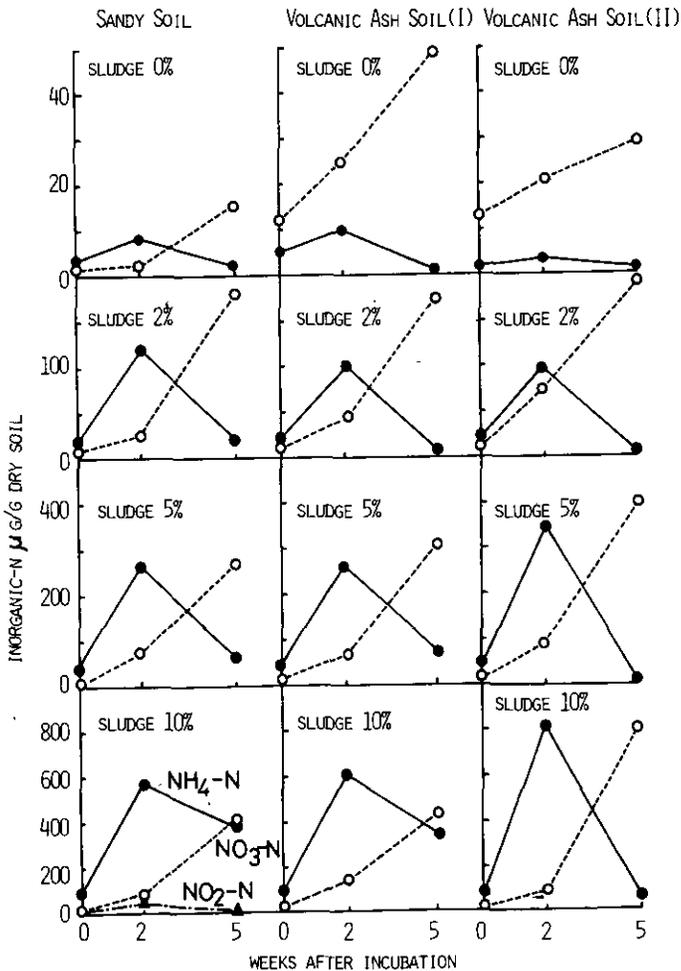


図 2 下水汚泥施用土壌の無機態窒素の変化
 Fig. 2. Changes in the inorganic nitrogen concentrations in soil applied with sewage sludge

方、亜硝酸酸化細菌については2週目の砂質土壌の菌数が火山灰土壌より著しく多かった。5週目では砂質土壌の菌数は著しく低下した。火山灰土壌では一定の傾向は認められなかった。これら硝酸化成細菌の菌数と土壌中の無機態窒素の消長を合わせてみると(図2),砂質土壌では10%区を除き2週目ではアンモニアの亜硝酸への酸化は終了しすでに亜硝酸の硝酸への酸化もかなり進行しているものと思われる。これは2週目の亜硝酸酸化細菌数がアンモニア酸化細菌数より多いことから裏付けられるものと思われる。5週目では亜硝酸の硝酸への酸化もほとんど終了し亜硝酸酸化細菌数も減少したものと考えられる。一方、火山灰土壌では土壌中の無機能窒素の変動は砂質土壌とはほぼ同じであるが、硝酸化成細菌はこれに対応していなかった。前報〔ライシメーター実験(II)〕¹⁾において火山灰土壌Ⅰの硝酸化成細菌数の変化と土壌中無機能窒素の変化が一致しないことを明らかにしたが、同様の現象が本実験においても認められた。この原因については今後検討が必要であろう。

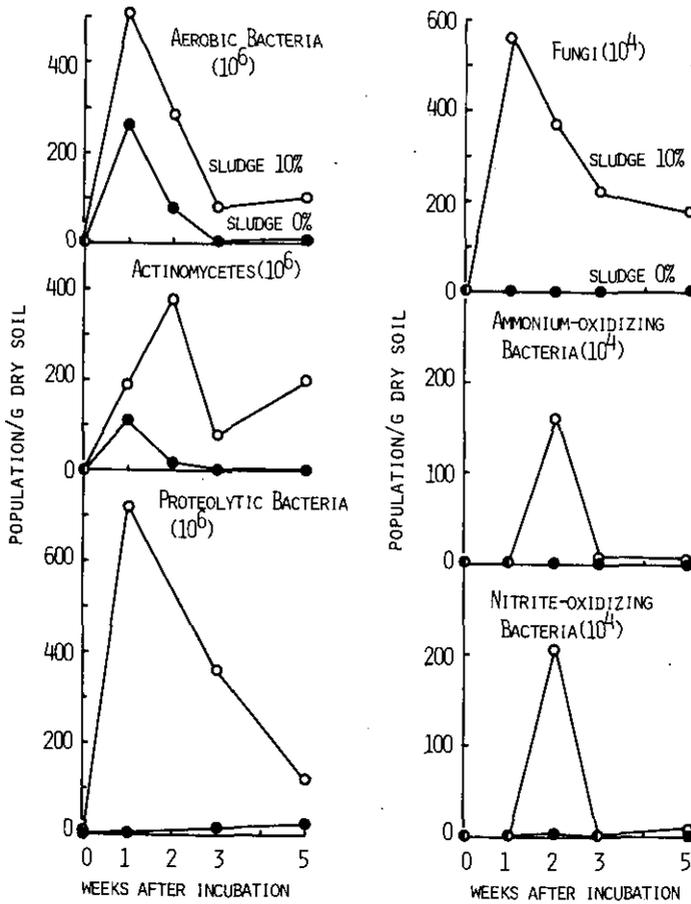


図 3 砂質土壌における微生物数の変化
Fig. 3 Changes in the microbial population in sandy soil

汚泥10%区では施用量が多いために2週目ではアンモニアと亜硝酸の酸化が同時に起こるような状態にあるものと考えられる。これは土壤中に亜硝酸が検出されたことから推測する。

汚泥中の窒素の60~90%がタンパク態窒素であると報告²⁾されている。したがって、汚泥の土壌への施用はタンパク質分解菌の増加を促すものと考えられるが、表2に示したように汚泥の施用によりいずれの土壌でも菌数が増加した。しかしながら、土壌の違いによる菌数の差は認められなかった。

以上のように下水汚泥施用土壌における微生物は単に数が増加するだけでなく培養期間によっても変化することが明らかになった。そこで砂質土壌を用いて微生物数の連続的変化を追跡した。その微生物数の変化を図3に、土壌pHの変化を図4に、土壌中無機態窒素の変化を図5に示した。図3に示したように細菌、糸状菌およびタンパク質分解菌は1週目に最高に達した後、急激に減少した。一方、放線菌および硝酸化成細菌数は2週目に最高に達した。硝酸化成細菌の菌数変化と土

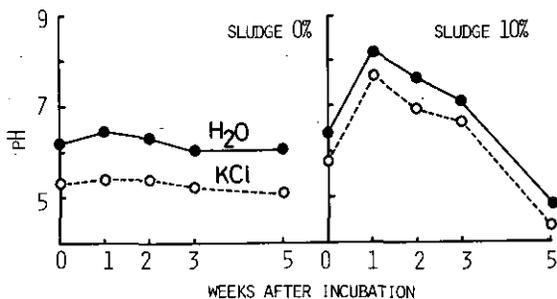


図 4 砂質土壌のpHの変化
Fig. 4 Changes in the pH values in sandy soil

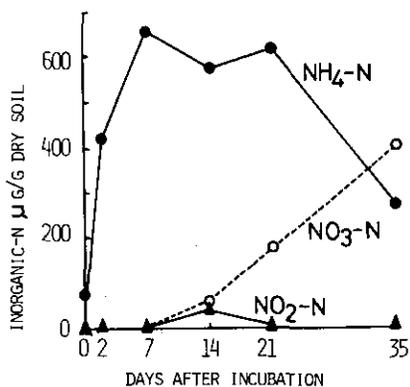


図 5 下水汚泥施用砂質土壌における無機態窒素の変化 (汚泥10%)
Fig. 5. Changes in the concentrations of inorganic nitrogen in sandy soil applied with sewage sludge (10%)

表 3 下水汚泥施用土壌の放線菌数と細菌数の比 (A/B比)

Table 3. Ratio in number of actinomycetes to bacteria in soils applied with sewage sludge (A/B ratio)

Soil	Incubation period(week)	Sludge application rate (%)			
		0	2	5	10
Sandy soil	2	0.02	0.41	0.46	1.31
	5	0.18	0.86	1.12	1.97
Volcanic ash soil I	2	0.32	4.06	1.94	4.87
	5	0.27	1.59	5.70	9.10
Volcanic ash soil II	2	0.56	1.50	2.23	2.19
	5	0.35	1.61	1.86	3.02

壤中の無機態窒素の変化については明確な関係は認められなかった。一方、土壌 pH は土壌中の無機態窒素の変化とよく一致していた。前報 (ライシメーター実験Ⅱ, 火山灰土壌 I を供試)¹⁾において細菌が増加後やや遅れて放線菌が増加することを報告したが、ここに示したように砂質土壌においても同様の現象が認められた。また、これまでの報告^{1,3)}において下水汚泥の施用により細菌数に対する放線菌数の比 (A/B比) が増加することを報告したが、表3に示したようにこのピーカー実験でも同様の結果が得られた。また A/B比は火山灰土壌 > 砂質土壌の関係が認められた。

2.2 屋外ライシメーター実験

2.2.1 はじめに

下水汚泥の長期連続施用が浸透水の水質と植物生育に与える影響を解明するために当研究所構内の屋外ライシメーター (有底枠と呼んでいる) 8基を用いて昭和54年7月9日から下水汚泥施用試験を開始した。この試験のなかで汚泥施用後47日目および105日目に土壌を採取して土壌微生物数を測定した。なお、これらのライシメーターには4種の土壌が充てんされており下水汚泥施用土壌における微生物フロラの土壌間差異を検討した。

2.2.2 実験方法

使用したライシメーターは、4m × 4mの大きさで有効土層厚は1.2mであり浸透水の採水が可能である。実験に使用した土壌は、砂質 (鬼怒川川砂) 火山灰土壌Ⅱ (黒ボク土壌表土), 沖積土壌 (水田表土) および火山灰土壌Ⅰ (淡色黒ボク土壌下層土) であり、火山灰土壌はいずれも元の畑地であった。一つの土壌が2基のライシメーターに充てんされていた。一方に化学肥料を施肥し一方に下水汚泥を施用した。化学肥料の施用量は、化成肥料 (8-8-5) 1.5kg (105kg/10a), 熔成リン肥 2kg (140kg/10a), 苦土石灰 2kg (140kg/10a) であり下水汚泥の施用量は、水分70%換算で36.1kg (2.5t/10a) であった。なお、下水汚泥は取手市内住宅団地排水処理場より

脱水ケーキとして採取し天日乾燥後粉碎せず有姿のまま使用した。土壤への混入は、ロータリー耕耘により10~15 cmの深さまで鋤込んだ。供試汚泥の凝集剤は消石灰（水酸化カルシウム）と塩化第2鉄であった。成分含有量は、全窒素3.65%、全炭素27.34%、pH10であった。下水汚泥の土壤施用と混合は昭和54年7月9日に行い、7月16日にナス（千両2号）を移植した。土壤微生物数物の測定は、8月25日（47日目）と10月22日（105日目）に行い、好気性細菌、放線菌、糸状菌、タンパク質分解菌、グラム陰性細菌および硝酸化成細菌数を測定した。測定方法および測定に使用した培地は前報^{1,3)}と同一であった。

2.2.3 結果および考察

下水汚泥施用後47日目（8月25日）と105日目（10月22日）の土壤微生物数の測定結果を表4に示した。下水汚泥施用土壤の微生物数の土壤間差は川砂と他の土壤間差が著しく大きかった。一方、火山灰土壤Ⅰ、Ⅱおよび沖積土壤間の差は少なかったが、火山灰土壤Ⅱ>火山灰土壤Ⅰ=沖積土壤の順序で微生物数が多くなる傾向が認められた。

化学肥料施用区と下水汚泥施用区の微生物数は加えた養分量が違うことから単純に比較できないものと考えられるが、仮に菌数に2倍以上の開きがある場合を差があるとして個々の微生物について検討すると、施用後47日目では、川砂区の細菌、放線菌、グラム陰性細菌は、肥料区より汚泥区が多くなった。火山灰土壤下層土(Ⅰ)では放線菌、細菌、糸状菌、グラム陰性細菌、アンモニア酸化細菌について川砂と同様汚泥区>肥料区となった。沖積土壤ではグラム陰性細菌だけについて汚泥区>肥料区の関係が認められた。火山灰土壤Ⅱでは放線菌および亜硝酸酸化細菌で汚泥区>肥料区、アンモニア酸化細菌で肥料区>汚泥区の関係が認められた。一方、実験開始後105日目では川砂区で、好気性細菌、グラム陰性細菌、放線菌および亜硝酸酸化細菌が汚泥区>肥料区であった。火山灰下層土（火山灰土壤Ⅰ）では放線菌、タンパク質分解菌および亜硝酸酸化細菌において汚泥区>肥料区の関係が認められた。沖積土壤においては、タンパク質分解菌で汚泥区>肥料区の関係が、亜硝酸酸化細菌で肥料区>汚泥区の関係が認められた。火山灰土壤Ⅱでは放線菌、タンパク質分解菌、グラム陰性細菌、亜硝酸酸化細菌は汚泥区>肥料区、アンモニア酸化細菌は肥料区>汚泥区の関係が認められた。全体的には汚泥施用区の微生物数が肥料施用区より多い傾向にあった。

これまでに下水汚泥施用土壤では放線菌が増加し、細菌数より多くなる場合があることを報告してきた^{1,3)}。この屋外ライシメーター実験では汚泥施用量はこれまでの実験より極端に少ないため比較はできないが、放線菌数/細菌数比を求め、化学肥料区と汚泥施用区との比較を試みた。表5に示したように実験開始後47日目のA/B比は全土壤について汚泥区>肥料区の関係が認められたが、沖積土壤では両者の差は非常に小さかった。一方、実験開始後105日目では両火山灰土壤で汚泥区>肥料区であったが、沖積土壤および川砂では全く差がなかった。しかし前述したように火山灰土壤の汚泥区の放線菌数は、化学肥料区より確実に増加している。したがって、火山灰土壤における下水汚泥施用が土壤微生物相に与える影響の一つは放線菌数の増加であると考えられる。

表 4 化学肥料および下水汚泥施用土壌の微生物数 (屋外ライシメーター実験)
 Table 4. Microbial population in soils applied with chemical fertilizer and sewage
 sludge (the outdoor lysimeter experiment)

Soil	Treatment	(population/g dry soil)						
		Aerobic Bacteria (10 ⁶)	Actino- mycetes (10 ⁵)	Fungi (10 ⁴)	Proteolytic Bacteria (10 ⁶)	Gram- negative Bacteria (10 ⁵)	Ammonium- oxidizing Bacteria (10 ⁴)	Nitrite- oxidizing Bacteria (10 ⁴)
47 days after treatment								
River sand	Fertilizer	1.3	6.1	3.9	10.6	0.9	0.5	1.4
	Sludge	6.7	46.7	5.3	10.6	7.4	0.5	1.4
Volcanic ash soil I	Fertilizer	15.1	15.1	10.7	29.4	17.6	1.6	4.6
	Sludge	31.7	147.1	26.0	34.0	48.3	16.6	7.4
Alluvial soil	Fertilizer	59.6	120.5	27.3	33.9	38.7	27.9	30.4
	Sludge	52.7	132.8	50.1	21.5	120.0	14.1	30.9
Volcanic ash soil II	Fertilizer	98.3	80.0	64.7	66.0	105.9	19.8	5.0
	Sludge	68.5	218.2	61.6	91.9	145.5	7.5	19.9
105 days after treatment								
River sand	Fertilizer	6.0	6.9	4.8	2.4	1.9	0.13	0.41
	Sludge	12.6	14.6	6.4	—	10.2	0.24	2.24
Volcanic ash soil I	Fertilizer	24.5	18.3	31.9	9.3	17.9	7.91	7.91
	Sludge	41.8	122.1	41.1	37.0	25.4	10.36	51.8
Alluvial soil	Fertilizer	99.2	104.5	44.1	13.1	151.1	10.3	70.5
	Sludge	102.6	110.4	31.5	65.0	136.2	7.2	22.0
Volcanic ash soil II	Fertilizer	56.0	104.7	67.9	22.6	64.0	55.0	12.4
	Sludge	95.7	227.6	84.8	70.6	207.9	26.7	37.7

Volcanic ash soil I: Subsoil of light colored andosol.
 Volcanic ash soil II: Surface soil of humic andosol

表 5 化学肥料および下水汚泥施用土壌の放線菌数と細菌数の比 (A/B比)
 Table 5. Ratio in number of actinomycetes to bacteria in soils applied with chemical fertilizer and sewage sludge (A/B ratio)

Soil	Treatment	Days after treatment	
		47	105
Sandy soil	Fertilizer	0.47	0.12
	Sludge	0.70	0.12
Volcanic ash soil I	Fertilizer	0.10	0.07
	Sludge	0.46	0.29
Alluvial soil	Fertilizer	0.20	0.11
	Sludge	0.25	0.11
Volcanic ash soil II	Fertilizer	0.08	0.19
	Sludge	0.32	0.24

3. 下水汚泥の施用が土壌微生物フロラに与える影響 — ほ場実験 —

下水汚泥の長期連続施用が、土壌の性質や植物の生育および地下水の水質に与える影響を自然条件下で明らかにしようとして昭和54年7月9日よりほ場実験を開始した。このほ場について土壌微生物フロラを検討した結果を報告する。

3.1 実験方法

実験に使用したほ場は、公害研究所内ほ場2面（以下ほ場Ⅰ-1,Ⅰ-2と記す）と飛地ほ場2面（以下ほ場Ⅱ-1,Ⅱ-2と記す）でありいずれも腐植含有量の少ない淡色黒ボク土壌である。下水汚泥は屋外ライシメーター実験で用いたものと同一であり7月9日に土壌に混合施用した。植物はナス（千両2号）を、ほ場Ⅰは7月16日、ほ場Ⅱは7月19日に移植した。ほ場Ⅰ-1およびⅠ-2、ほ場Ⅱ-2は、実験開始前18か月は化学肥料を施肥して均一栽培が行われ、ほ場Ⅱ-1では無肥料

表 6 ほ場実験の試験設計
 Table 6. Treatments for the farmland experiment

Name of treatment	Fertilizer*	Sewage** sludge
C	—	—
FC	+	—
S	—	Small
M	—	Middle
L	—	Large

*: Compound fertilizer; 100 kg/10a
 (8-8-5)
 Ground dolomite
 limestone; 100 kg/10a
 Fused phosphate ; 60 kg/10a
 **: Amount of application
 Small; 1,250 kg/10a
 Middle; 2,500 kg/10a
 Large; 5,00 kg/10a

で栽培が行われていた。ほ場Ⅰの所在地は茨城県筑波郡谷田部町小野川であり、ほ場Ⅱは同町小白碓である。施肥量および汚泥施用量は表6に示した。各処理区は全ほ場とも同一ではほ場1面につき3回の繰返しを設けた。なお、ほ場一区画の面積は約5アールで各処理区は面積は4m²でランダムに配置した。微生物数は8月24日(汚泥施用後46日目)にⅡ-1ほ場、8月28日(施用後50日目)にⅠ-2ほ場、10月24日(施用後107日目)にⅠ-1、Ⅰ-2、10月25日(施用後108日目)にⅡ-1、Ⅱ-2について測定した。微生物の測定項目および方法は屋外ライシメーター実験と同一であった。なお、汚泥の施用率は、水分70%に換算して少量で1.25%、中量で2.5%、多量で5%に相当した。

3.2 結果および考察

土壌中の微生物数を測定した結果を表7に示した。下水汚泥の施用により微生物数は、増加するし、施用量の増加とともに微生物数も増加する傾向が認められた。とくに著しい菌数の増加を示したのは、亜硝酸酸化細菌、アンモニア酸化細菌、タンパク質分解菌、放線菌であった。細菌と糸状菌は、汚泥施用量の増加に伴って増加したが、増加率は低かった。これまで下水汚泥施用土壌において放線菌/細菌(A/B)比が増加することを報告してきた^{1,3)}。本実験においても得られた放線菌数と細菌数の比を求めその結果を表8に示した。表8に示したようにほ場Ⅱにおいては下水汚泥の施用量の増加に伴ってA/B比も増加し放線菌数が細菌数より多くなる場合があることが認められたが、ほ場Ⅰでは無処理区の値より大きくはなるが、ほ場Ⅱのように放線菌数が細菌数より多くほ場Ⅰという現象は認められなかった。これはほ場ⅠとⅡの放線菌数は大差がなかったのに対してほ場Ⅱの細菌数がほ場Ⅱより多いことによる。

以上のように両ほ場間で細菌数に差異が認められたので他の微生物について屋外ライシメーターの場合に採用した2倍以上の差を基準として汚泥5t/10a区について検討してみると、8月下旬のほ場Ⅰ-2とⅡ-1では、細菌、グラム陰性細菌および硝化菌ともⅠ-2>Ⅱ-1であったが、放線菌、糸状菌およびタンパク質分解菌では差が認められなかった。

10月下旬の菌数の同一地区内ほ場間差については、ほ場Ⅰ-1とⅡの間には全微生物とも差は認められなかったが、ほ場Ⅱでは硝化菌についてⅡ-1とⅡ-2のほ場間に差が認められた。一方、両地区間差(ほ場ⅠとⅡの差)は、前述の細菌以外にグラム陰性細菌および亜硝酸酸化細菌数ではほ場Ⅰ>ほ場Ⅱの関係が認められたが、放線菌、糸状菌およびタンパク質分解菌では両地区ほ場間には差は認められなかった。一方、アンモニア酸化細菌はほ場Ⅱ-1とⅡ間差が著しく比較できない。これらの差を生ずる原因については、今後検討する必要がある。

硝化菌は化学肥料の施用によって菌数が増加したが、これは肥料として施用されたアンモニア態窒素に対応するものであり当然の結果であった。

以上のように環境条件が制御された室内実験において明らかにされた下水汚泥の施用による土壌微生物数の増加現象を自然条件下でも確認した。一方、下水汚泥施用土壌の微生物フロラの特徴と

表 7 下水汚泥施用土壌の微生物数 (ほ場実験)

Table 7. Microbial population in soil applied with sewage sludge (Farmland experiment)

Treatment	(population/g dry soil)						
	Aerobic Bacteria (10 ⁶)	Actinomyces (10 ⁶)	Fungi (10 ⁴)	Proteolytic Bacteria (10 ⁶)	Gram-negative Bacteria (10 ⁵)	Ammonium-oxidizing Bacteria (10 ⁴)	Nitrite-oxidizing Bacteria (10 ⁴)
Field I-2, 28 August (50 days after treatment)							
C	12.9	2.3	7.3	6.7	50.3	1.6	0.5
FC	17.9	7.8	6.3	17.7	39.2	11.2	31.1
S	20.2	9.0	8.1	9.3	76.5	6.8	0.4
M	36.0	13.7	11.1	28.0	120.2	15.3	21.1
L	40.6	22.0	20.8	32.6	125.8	18.2	48.9
Field II-1, 24 August (46 days after treatment)							
C	5.8	2.1	3.3	5.7	2.1	0.4	0.4
FC	9.5	1.9	4.5	4.9	3.9	5.0	5.0
S	5.9	6.3	8.8	29.3	11.1	5.1	1.2
M	12.2	10.3	18.3	23.4	20.0	5.6	6.4
L	16.5	25.9	25.2	32.3	32.0	5.0	24.4
Field I-1, 24 October (107 days after treatment)							
C	35.3	8.9	10.9	4.5	1.8	8.0	0.5
FC	32.4	14.8	13.0	32.4	1.7	24.6	23.6
S	24.1	11.5	28.2	44.6	10.6	52.0	23.8
M	57.9	24.5	27.1	44.6	11.3	35.6	41.6
L	102.7	37.9	48.6	51.3	22.6	55.3	173.7
Field I-2, 24 October (107 days after treatment)							
C	48.3	12.5	7.3	8.2	6.9	8.4	0.8
FC	54.3	27.1	25.6	23.3	9.7	54.3	54.3
S	42.2	16.2	32.4	31.6	10.4	12.5	37.9
M	54.0	25.8	48.6	67.3	15.7	37.6	109.6
L	62.3	33.1	60.4	77.9	24.8	37.4	123.1
Field II-1, 25 October (108 days after treatment)							
C	8.1	3.4	4.1	11.9	0.8	0.8	0.5
FC	19.7	4.9	10.4	17.5	1.0	5.4	4.3
S	8.4	10.9	6.7	31.6	1.9	5.5	5.5
M	10.3	14.5	54.8	—	2.4	8.5	3.8
L	33.5	58.8	41.3	93.5	7.8	8.4	26.5
Field II-2, 25 October (108 days after treatment)							
C	12.2	9.7	9.3	16.8	1.4	2.0	1.5
FC	11.8	8.4	9.5	17.6	1.2	8.4	54.7
S	24.0	19.3	13.1	20.4	6.2	5.5	3.6
M	34.5	31.3	34.1	72.9	8.8	25.4	55.5
L	38.5	38.5	50.5	72.2	15.0	147.6	56.2

Treatment C: Control, Treatment FC: Chemical fertilizers,
 Treatment S: Sludge 1,250 kg/10a, Treatment M: Sludge 2,500 kg/10a,
 Treatment L: Sludge 5,000 kg/10a

表 8 下水汚泥施用土壌の放線菌数と細菌数の比 (A/B比)

Table 8. Ratio in number of actinomycetes to Bacteria in soils applied with sewage sludge (A/B ratio)

Field No.	Days*	Treatment				
		C	FC	S	M	L
I-2	50	0.18	0.44	0.45	0.38	0.54
II-1	46	0.36	0.20	1.07	0.84	1.57
I-1	107	0.25	0.45	0.47	0.42	0.37
I-2	107	0.26	0.50	0.38	0.48	0.56
II-1	108	0.42	0.25	1.30	1.41	1.76
II-2	108	0.80	0.71	0.80	0.90	1.00

*: Days after treatment

C: Contrl

FC: Chemical fertilizers

S: Sludge 1,250 kg/10a

M: Sludge 2,500 kg/10a

L: Sludge 5,000 kg/10a

して環境制御条件下で認められた放線菌数の増加については、自然条件下では確認される場合とそうでない場合があり更に検討が必要である。

4. 有機廃棄物施用土壌のウレアーゼ活性について

ウレアーゼは尿素をアンモニアと炭酸ガスに分解する酵素であり、土壌中には菌体外酵素として存在している⁴⁾。この酵素の活性は土壌条件の変化による影響を受けにくいとされている⁴⁾。

ここでは昭和53年度に採取した有機廃棄物（主として畜産廃棄物）施用土壌のウレアーゼ活性を測定した結果を報告する。

4.1 実験方法

ウレアーゼ活性の測定法としては遊離するアンモニアを測定する方法と残存尿素を測定する方法とがある⁵⁾が、遊離アンモニアを測定する Tabatabai & Bremner (1972)⁶⁾の方法にしたがって測定した。なおアンモニアの測定は前報³⁾に示したように自動分析計で測定した。供試土壌は風乾した後2 mmのふるいを通したものを使用した。供試土壌の性質等は表9にウレアーゼ活性とともに示した。

4.2 結果および考察

ウレアーゼ活性の測定結果は表9に示した。土地利用形態に関係なく有機物施用土壌ではウレアーゼ活性が、無施用土壌より高い傾向が認められた。放牧地土壌のように常に家畜の排せつ物が

表 9 供試土壌の性質とウレアーゼ活性

Table 9. Properties and urease activity of soil samples used

Sampling Places	Soil	Land use	Treatment	pH (H ₂ O)	C.E.C* m.e.	T-C %	T-N %	Urease activity**
Nagano	Volcanic ash	Pasture	Cattle feces	7.0	28.4	6.8	0.49	6.21
		Forest		5.7	14.0	4.0	0.28	2.23
Hiroshima	Granite	Vegetable	Composted cattle feces	6.6	12.4	1.4	0.15	4.57
Kagawa	Sand stone and Granite	Paddy	Chemical fertilizers	5.3	7.5	1.2	0.13	1.62
		"	Composted cattle feces	6.3	19.4	4.9	0.49	7.37
	" "	"	" (Heavy)	6.6	13.4	3.3	0.23	2.74
		"	" (Light)	5.6	11.6	2.4	0.18	1.34
	Andesite	Orange orchard	Non fertilizers	6.3	12.9	1.6	0.15	1.98
			Chemical fertilizers	4.1	7.9	0.7	0.07	0.39
		"	Rapeseed meal	5.4	12.1	1.8	0.18	1.80
		"	Composted cattle feces	6.8	14.8	2.3	0.18	2.35
Andesite	Pasture	Cattle feces	4.8	23.4	—	—	2.77	

* : m.e./100g dry soil

** : Released NH₃ μ mol/g dry soil/hr.

投下されている土壌においてウレアーゼ活性が高いのは当然であるが、牛ふん堆肥のように堆肥化工程を経たものを土壌に施用した場合も活性が高いのは堆肥自体が高い活性をもちそれが土壌に施用されるために土壌全体の活性が高まるものと推定されるが、下水汚泥施用土壌における活性の上昇も含めてさらに検討が必要である。

5. 今後の課題

実験室内の研究によって下水汚泥の土壌施用が微生物フロラに与える影響についてはほぼ明らかにされたので自然条件下における下水汚泥施用土壌の微生物フロラを明らかにするとともに他の有機廃棄物の影響を室内および自然条件下で明らかにしたい。また土壌の生物活性も指標となる活性の検索も含めて検討する必要がある。

6. まとめ

土浦市内の下水処理場の汚泥の乾燥粉末を豊里火山灰土壌(黒ボク土)一宮砂質土壌および谷田部火山灰土壌(淡色黒ボク土)に2.5および10%添加し、土壌—汚泥混合物を25℃で5週間培養した。微生物数は汚泥施用量の増加に伴って増加した。とくに放線菌、硝酸化成細菌およびタンパク質分解菌は著しく増加した。下水汚泥を施用した土壌間では微生物に著しい差は認められなかった。下水汚泥を多量に施用すると放線菌と細菌数の比(A/B)が著しく増加した。また、10%の下水汚泥を添加した砂質土壌では、培養開始1週目で好気性細菌、タンパク質分解菌および糸状菌が

最高となり以後急激に減少した。一方、放線菌および硝酸化成細菌は2週目に最高となることが明らかにされた。

取手市内の下水処理場の脱水汚泥（凝集剤、石灰と塩化第2鉄）を屋外ライシメーター中の鬼怒川川砂、谷田部火山灰土壌下層土、筑波火山灰土壌および藤岡沖積水田土壌に2.5 t/10 a 施用シナスを栽培した。施用後47日および105日後に土壌の微生物数を測定した。汚泥施用土壌と化学肥料施用土壌の微生物数の間に著しい相違は認められなかった。川砂の微生物数は汚泥施用でも非常に少なかった。培養実験と違って汚泥を施用してもA/B比は増加しなかった。

ライシメーター実験で用いた汚泥を1.25, 2.5および5 t/10 a 施用シナスを栽培したは場（谷田部淡色黒ボク土）の微生物数をナスの生育期間中に2回（8月と10月）測定した。下水汚泥を施用したは場の土壌の微生物数は下水汚泥の施用量の増加とともに増加した。とくに放線菌、硝酸化成細菌およびタンパク質分解菌は著しく増加した。この結果は培養実験と同じであった。

牛の排せつ物およびその堆肥を施用した土壌（野菜、水田、果樹園および放牧地）のウレアーゼ活性は非施用土壌より高かった。

謝 辞

本実験を遂行するに当たり汚泥採取には取手市役所および栗田工業㈱、土壌試料の採取には農林水産省四国農業試験場、同中国農業試験場、同草地試験場山地支場および香川県農業試験場の関係各位にご協力をいただいた。記して深謝の意を表する。

引 用 文 献

- 1) 久保井 徹・服部浩之・藤井國博(1980)：下水汚泥の土壌施用が土壌環境におよぼす影響 — ライシメーター実験 II —。本報告書, 111 - 157.
- 2) 栗原 淳・藤井國博(1974)：各種産業廃棄物に含有される肥料関連成分の分析結果。農技研肥料化学科資料, 第173号, 1 - 23.
- 3) 藤井國博・森 久之・久保井 徹・吉田富男(1980)：下水汚泥の土壌施用が土壌環境におよぼす影響 — ライシメーター実験(I) —。本報告書, 79 - 109.
- 4) 早野恒一(1978)：畑土壌の酵素活性について。土と微生物, 第20号, 19 - 25.
- 5) 早野恒一(1975)：ウレアーゼ活性測定方法。土壌微生物実験法, 養賢堂, 347 - 348.
- 6) Tabatabai, M. A. and J. M. Bremner (1972)：Assay of urease activity in soils. Soil Biol. Biochem., 4, 479 - 487.

12.

生活廃水汚泥中の重金属の由来について

田井慎吾¹・岡田光正¹・須藤隆一¹

Origin of Heavy Metal contained in Domestic Sewage Sludge

Shingo TAI¹, Mitsumasa OKADA¹ and Ryuichi SUDO¹

Abstract

The domestic sewage sludge contains about Fe 30,000 ppm, Zn 1,000 ppm, Mn 500 ppm, Cu 200 ppm, Pb 100 ppm, Cr 30 ppm, Ni 30 ppm, As 5 ppm, Co 4 ppm and Cd 3 ppm. The sludge produced on the municipal waste water treatment plant, which contains industrial waste water, shows the content of Cr, Ni and Zn ten times as domestic sewage sludge. The heavy metal loading within food occupies about 50% of heavy metal in domestic sewage sludge.

1. はじめに

下水道の普及に伴って下水汚泥量が増大し、その処理、処分が下水道における重要な課題となっている。一方、農業側においては長年にわたる化学肥料のみの施用による農地の地力低下、無機化が有機物施用を必要としている。ここから、有機物である下水汚泥を農業利用することによって上記の問題を一挙に解決できるのではないかという発想が生まれた。しかし、下水汚泥の農業利用には多くの問題を含んでおり検討すべき点を要約すると、

- (1) 下水汚泥の施肥効果 (有機化も含めて)
- (2) 悪臭の除去
- (3) 肥料としての形状
- (4) 安全性
- (5) 流通方法

などとなる。この中で最も問題となるのは有害重金属、病原性生物などについての安全性である。昭和40年ころまでは下水道整備が一部の地域のみであり、天日乾燥した下水汚泥を肥料として農業

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

利用していたが、下水道の整備促進に伴う汚泥量の増加で機械脱水されるようになり、一方では化学肥料の普及で農業利用は行われなくなった。さらに、都市化、工業化に伴って下水中に占める工場廃水の割合が増加し、したがって下水中の重金属濃度が高くなった。

2. 下水および下水汚泥中の重金属濃度

都市の下水道は生活廃水、工場廃水および街路排水を流集して主として活性汚泥法によって処理している。したがって都市下水汚泥は微生物体を主体として生活由来、工場由来など種々雑多の有機、無機化合物を含んでいる。図1に下水汚泥の区分と発生源の関係を示したが、下水汚泥は住宅団地などの生活廃水を主体とした処理場（浄化槽）からの汚泥とこれに工場廃水を含む都市下水汚泥に分けられる。

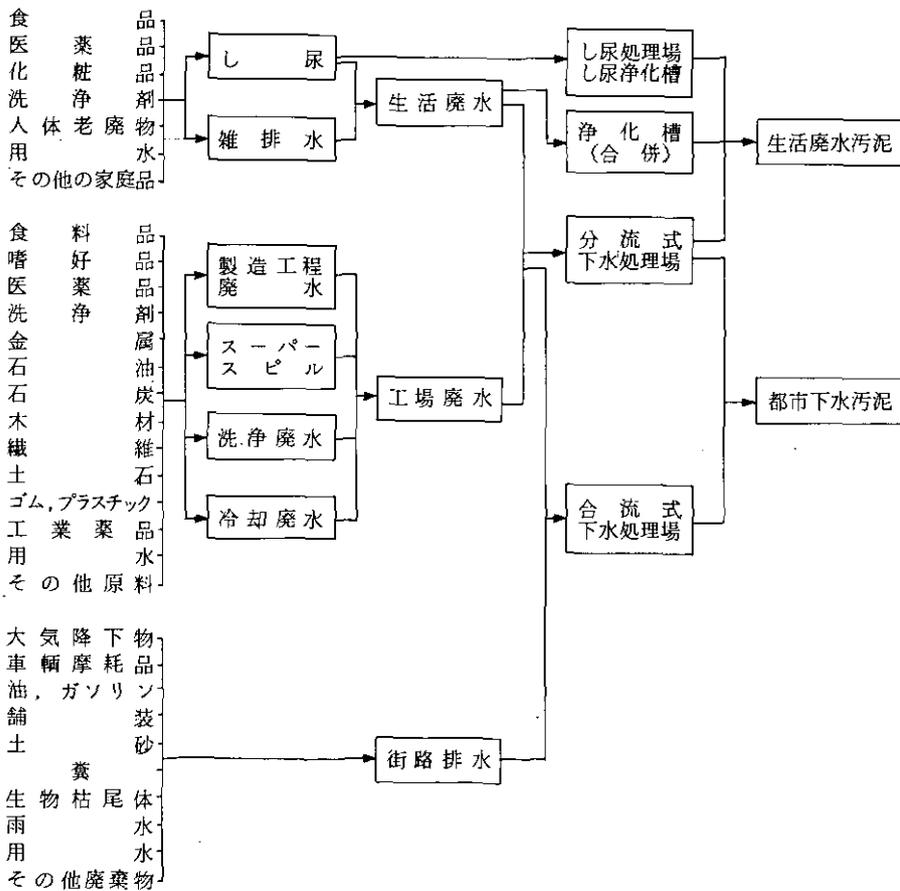


図 1 下水汚泥中の重金属の由来
Fig. 1 Origin of Heavy Metal in Sewage Sludge

表 1 下水汚泥中の重金属濃度

Table 1. Heavy Metal Content in Sewage Sludge

	S.T.P.	Cd	Pb	Cr	Ni	Cu	Zn	Hg	As	Fe
Raw sewage (mg/ℓ)	A	0.010	0.057	0.15	0.199	0.18	2.5	0.0003	0.001	4.4
	B	0.0082	0.15	0.48	0.32	0.42	2.75	0.0014	0.0058	11.3
	C	0.0042	0.015	0.007	0.013	0.034	0.21	0.0002	0.0001	2.15
2nd effluent (mg/ℓ)	A	0.0024	0.013	0.03	0.134	0.058	0.92	0.0003	0.0004	1.2
	B	0.0027	0.01	0.022	0.082	0.014	0.19	0.0004	0.0005	0.35
	C	0.0049	0.004	0.004	0.008	0.012	0.08	0.0000	0.0003	0.33
Activated sludge (mg/SS-kg)	A	20.7	316	1430	277	1200	9700	0.76	8.5	35400
	B	9.9	185	760	365	698	5960	2.1	6.3	27000
	C	6.7	148	30	31	221	1025	0.77	2.7	26200

A ○----- $Y=5,000 X^{1.04}$ $r=0.9803$

B ●---- $Y=1,700 X^{1.07}$ $r=0.9981$

C ●— $Y=5,760 X^{1.16}$ $r=0.9707$

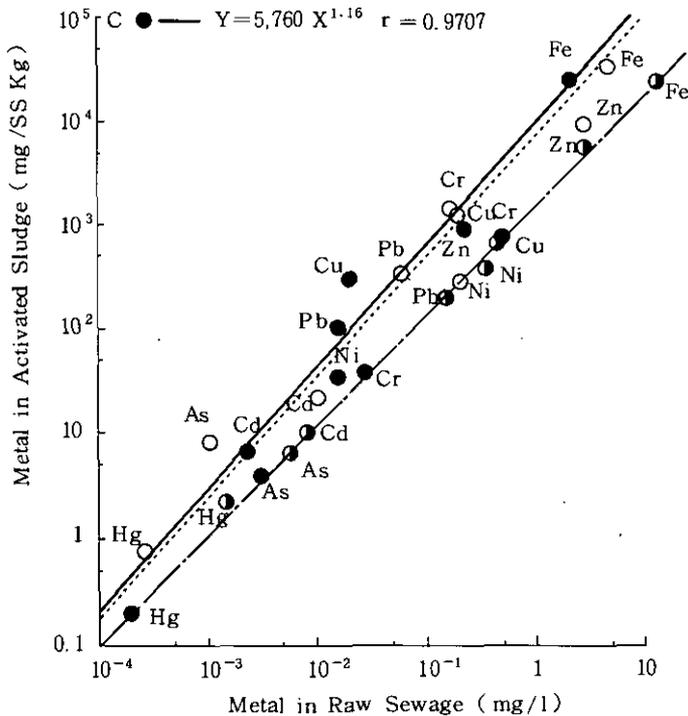


図 2 流入下水と活性汚泥の重金属濃度の関係

Fig. 2 Relation between Heavy Metal Concentration in Raw Sewage and Heavy Metal Content in Activated Sludge

表1に、生活廃水を主体とする団地下水汚泥、工場廃水を含む都市下水汚泥の重金属濃度を示した。なお、この表には流入下水と下水処理水中の重金属濃度も併わせて示した。A処理場は工場廃水の流入する合流式の都市下水処理場、C処理場は生活廃水を主体とした分流式の団地下水処理場、B処理場は両者の中間的な処理場である。この表で工場廃水を含む場合は団地下水の場合と比較してすべての重金属で流入下水、処理水、汚泥とも高い値を示しており、ことにCr, Ni, Znで著しい差が見られる。また、汚泥中の重金属濃度は流入下水中の濃度が高くなるにつれて高くなっていく。図2にA, B, Cの3処理場の流入下水と下水汚泥（活性汚泥）中の重金属濃度の関係を示した。B処理場は流入下水中のSS濃度が高く最初沈殿池で沈殿汚泥として除かれるため活性汚泥中の重金属濃度はA, B両処理場に比べて低くなっているが、活性汚泥中の重金属は流入下水の約5,000倍に濃縮（乾燥重量当たり）されている。

3. 生活廃水汚泥中の重金属の由来

金属製品の利用などに伴って食品、飲料水などあらゆる日用品に重金属が存在し、工場廃水を含まない生活廃水の下水汚泥にも重金属が存在する。表2に生活廃水を主体とする下水処理場の活性汚泥中の重金属濃度を示したが、平均的な濃度はFe 30,000 mg/SS・kg, Zn 1,200 mg/SS・kg, Mn 650 mg/SS・kg, Cu 161 mg/SS・kg, Pb 85 mg/SS・kg, CrとNiがそれぞれ25と27 mg/SS・kg, Cd, Co, Asは数mg/SS・kgである。我が国の生活様式は地域差はあまり見られないため、飲料水中に特定の重金属が高濃度に含まれていない限りにおいてはほぼこの程度の濃度と考えて良いであろう。表2には地殻中の重金属濃度も示したが、この濃度よりも生活廃水汚泥において高いのはZn, Pb, Cdである。また、Cuは数倍の値を示している。

表 2 生活廃水汚泥中の重金属濃度

Table 2. Heavy Metal Content in Domestic Sewage Sludge

mg/SS·kg

	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb	Cd	Co	As	Source
Contents within activated sludge	36,780	2,330	1,290	131	62	45	52	2.8	7.5	8.5	(1)
	5,040	98	1,180	116	38	1.4	8	0.6	1.0	7.0	(2)
	30,200	501	930	86	18	20	88	1.5			(3)
	29,600	394	1,030	243	25	44	145	5.1			"
	48,300	282	1,160	161	17	24	58	2.9			"
	54,600	709	1,160	139	28	39	102	3.2			"
	17,800	220	1,420	187	10	11	82	1.8			"
	26,200	—	1,025	221	30	31	148	6.7	—	2.7	C
ave.	31,100	650	1,210	161	25	27	85	3.1	4.3	6.1	
Contents in the earth's crust	47,000	900	40	55	100	75	13	0.2	10	1.5	(4)
	56,000	1,000	70	100	370	200	20	0.5	40	5	

表3に兼子ら⁶⁾の調査した10例の平均値からし尿と雑廃水の重金属(1日1人当たりの負荷量)の全体に占める割合と計算して示したが、Mnを除いて雑廃水の占める割合が高いようである。また雑廃水の中では洗濯廃水の割合が一番高くなっている。

以下、発生源別に重金属濃度を調査した結果を示す。

表 3 生活廃水中の重金属の負荷(5)

Table 3. Heavy Metal Loading in Domestic Sewage

unit of loading; mg/capita·day

	Waste Water from Kitchen		Waste Water from Washing		Waste Water from Bath		total ①		Fresh Nightsoil ②		①+② total	
	Loading	%	Loading	%	Loading	%	Loading	%	Loading	%	Loading	%
Cd	0.063	22.7	0.094	33.9	0.070	25.2	0.227	81.9	0.050	18.1	0.277	
Pb	0.65	29.9	0.95	43.7	0.45	20.7	2.05	94.2	0.126	5.8	2.176	
Cr	0.28	19.3	0.36	24.8	0.23	15.9	0.87	60.0	0.58	40.0	1.45	
Cu	1.53	26.8	0.96	16.8	1.76	30.8	4.25	74.4	1.46	25.6	5.71	
Ni	0.55	26.3	0.60	28.7	0.44	21.1	1.59	76.1	0.50	23.9	2.09	
Zn	8.9	24.7	9.2	25.6	9.0	25.0	27.1	75.3	8.9	24.7	36.0	
Fe	21.3	21.5	36.7	37.0	28.8	29.0	86.8	87.5	12.5	12.5	99.3	
Mn	2.4	24.5	1.41	14.4	0.6	6.1	4.41	45.0	5.4	55.0	9.81	

3.1 上水

表4に表1のC処理場および120戸程度の合併処理の浄化槽(E)、温泉地の旅館廃水を主体とする下水処理場(D)の3者について廃水の1日当たりの重金属負荷と用水中の重金属濃度と廃水量から求めた用水の重金属負荷を示した。C処理場ではPbが20%弱の割合を占めるが、他の重金

表 4 用水と生活廃水の重金属量

Table 4. Heavy Metal Loading of Domestic Sewage and Tap Water

g/day

S.T.P.	C		D		E	
	sewage	tap water	sewage	tap water	sewage	tap water
Cd	112	0.0			0.14	0.0
Pb	401	69.4			2.3	—
Cr	187	10.7			0.72	0.0
Ni	347	10.7			1.4	0.0
Cu	908	88.1	29.7	0.0	33.1	13.0
Zn	5,607	534	104	14.9	17.3	15.8
Hg	5.3	0.0				
As	2.7	0.0				
Fe	57,405	3,471	624	119	133.9	40.3
Mn	6,275	—	1,262	460	9.5	0.0

属は数%である。D処理場ではFe, Mnの占める割合が高いが、水道原水が地下水で無処理である。E処理場はCu, Zn, Feの割合が高いが、霞ヶ浦の湖水を原水としていることが原因かどうか検討を要する。このように上水道の重金属濃度は原水および浄水処理の程度に左右されるようで、表5の各地の水道水濃度によってもわかる。

表 5 水道水中の重金属濃度
Table 5. Heavy Metal Concentration in Tap Water

	Cd	Pb	Cu	Zn	Source
Warabi City	0.001		0.004	0.035	
Kawaguchi City	0.001		0.004	0.088	
Ushiku City	0.00014	0.0015	0.002		
Kyoto City	0.00004	0.00024	0.0008	0.003	(6)

3.2 食品

食堂における食品から重金属の摂取量を調査した結果を表6に示したが、Cdは21.3 $\mu\text{g}/\text{人}\cdot\text{日}$ で他の研究所のデータ (50~60 $\mu\text{g}/\text{人}\cdot\text{日}$) の半分程度であった。表7のように1日の食事のうち米飯による摂取量は全体の50%程度である。また、調査地域は異なるがPbを除いて表3の新鮮尿尿の負荷には近い値を示している (表7参照)。

なお、表3で、台所廃水と尿尿の重金属の占める割合は生活廃水全体の50%程度を占めていることがわかる。

表 6 食事からの重金属の負荷
Table 6. Heavy Metal Loading in Meal

	region	average
Cd	16.5 ~ 24.1	21.3
Pb	14.2 ~ 70.4	32.7
Ni	359.6 ~ 524.5	457.1
Cu	833 ~ 1,663	1,165
Zn	4,868 ~ 6,410	5,728

表 7 食品中の重金属濃度
Table 7. Heavy Metal Content in Meal

date	assortment	foodstuff				heavy metal									
			(g)	(g)	(g)	Cu		Zn		Ni		Pb		Cd	
			wet weight	dry weight	water content	content (μg/g)	intake (μg)								
1976 7/4	break fast	boiled rice	186.6	73.2	60.8	2.61	191.0	10 31	754.7	0.95	69.5	0.04	2.9	0.052	3.8
		raw egg	37.8	9.1	75.9	3.87	35.2	36 15	329.0	0.00	0.0	0.15	1.4	0.000	0.0
		kidney beans	40.0	8.6	78.6	3.04	26.1	33 52	288.3	0.00	0.0	0.06	0.5	0.000	0.0
		konnyaku	22.7	4.6	79.8	7.06	32.5	41 39	190.4	4.30	19.8	0.20	0.9	0.000	0.0
		flake of fish	22.8	10.5	54.2	2.02	21.2	20 94	219.9	1.00	10.5	0.09	1.0	0.031	0.3
		pickles	9.0	1.7	80.8	2.82	4.8	10 93	18.6	0.25	0.4	0.00	0.0	0.000	0.0
		miso soup	115.7	6.1	94.7	6.21	37.9	63 83	389.2	1.55	9.5	0.16	1.0	0.241	1.5
		total	434.6	113.8	-	-	348.7	-	2,190.1	-	109.7	-	-	0	-
	lunch	boiled rice	186.6	73.2	60.8	2.61	191.0	10 31	754.7	0.95	69.5	0.04	2.9	0.052	3.8
		pork	49.6	28.2	43.1	3.41	96.2	23 08	651.4	0.00	0.0	0.04	1.1	0.000	0.0
		cabbage	30.2	1.8	94.0	25.42	45.8	70 64	127.2	0.72	1.3	0.00	0.0	0.000	0.0
		salad	61.7	6.4	89.6	4.21	26.9	28.18	180.4	0.73	4.7	0.01	0.1	0.043	0.3
		soup	101.1	3.0	97.1	2.39	7.2	73.55	220.7	1.56	4.7	0.92	2.8	0.219	0.7
		total	429.2	112.6	-	-	367.1	-	1,933.7	-	80.2	-	6.9	-	4.8
		supper	boiled rice	186.6	73.2	60.8	2.61	191.0	10.31	754.7	0.95	69.5	0.04	2.9	0.052
	onion & ginger		5.8	0.4	92.8	2.97	1.2	62.25	24.9	5.55	2.2	2.65	1.1	0.000	0.0
	eggplant, cucumber and ginger		19.9	3.1	84.5	5.06	15.7	21.60	67.0	0.00	0.0	0.41	1.3	0.028	0.1
	shrimp		13.0	4.4	66.0	18.85	82.9	59.46	261.6	1.69	7.4	0.09	0.4	0.000	0.0
	tofu		145.4	14.8	89.8	13.85	205.0	31.76	470.6	4.67	69.1	0.09	1.3	0.006	0.1
	cabbage & carrot		56.6	4.9	91.4	2.89	14.2	16.15	239.0	1.81	8.9	0.12	0.6	0.036	0.2
	boiled fish paste		102.2	4.9	75.5	10.81	53.0	64.86	317.8	1.13	5.5	0.03	0.2	0.351	1.7
	miso soup		47.2	11.5	95.2	0.76	8.7	13.12	150.9	0.62	7.1	0.05	0.6	0.013	0.2
	total		576.7	117.2	-	-	571.7	-	2,286.5	-	169.7	-	8.4	-	6.1
	total of a day	1,440.5	343.6	-	-	1,287.5	-	6,410.3	-	359.6	-	31.3	-	16.5	

3.3 トイレットペーパー

水食品以外に日常利用のひん度の高い物にトイレットペーパー、石ケン、合成洗剤、化粧品、タバコなどがある。また空気は1日1人当たり20 m³を摂取する。

表 8 トイレットペーパーによる負荷

Table 8. Heavy Metal Loading in Toilet Roll

	$\mu\text{g}/\text{capita}\cdot\text{day}$
Cd	0.57
Pb	14.7
Ni	9.2
Cu	97.6
Zn	352

このうち、トイレットペーパーは1日1人当たり8g程度を使用するといわれている。表8に1日1人当たりのトイレットペーパーによる重金属負荷量を示したが、1日の全負荷に対して数%の割合である。ただ、トイレットペーパーによってはCd 0.3 $\mu\text{g}/\text{g}$ ペーパーと高いものが見られた。

4. 今後の課題

下水汚泥に含まれる重金属のうち工場廃水によるものはメッキ工場、皮革工場など発生源が特定できるため、下水道へ流入させないなどの対策は比較的たてやすい。しかし生活廃水由来のものは食品による割合が高く、大気、水、土壌を通して食物に濃縮したものと思われ発生源で除くことはできない。下水汚泥を農業利用した場合に土壌中および浸透水の重金属含量、さらには植物中の含有量を高めないための下水汚泥中の許容濃度と施用量、すなわち施用の限界を明らかにする必要がある。このためには土壌中での重金属の物理化学的挙動を明らかにするほか、土壌微生物の重金属の濃縮、微生物への重金属の影響なども検討する必要がある。

今後、土壌微生物に対する重金属の影響、下水汚泥を添加したことによる土壌微生物活性の変化を最近、生物活性の測定に利用され始めているカロリメーターによって検討する予定である。

5. まとめ

生活廃水中に含まれる微量の重金属は廃水の生物処理の過程から発生する汚泥に濃縮（生活廃水の約5,000倍程度）し、生活廃水由来の下水汚泥中の重金属濃度は、おおむね、Fe 30,000 mg/SS·kg, Zn 1,000 mg/SS·kg, Mn 500 mg/SS·kg, Cu 200 mg/SS·kg, Pb 100 mg/SS kg, Cr および Ni 30 mg/SS·kg, As 5 mg/SS·kg, Co 4 mg/SS·kg, Cd 3 mg/SS·kg, である。この重金属は用水、食品、医療品、紙、洗剤、化粧品などに由来するが、なかでも使用量の多い用水、食品の占める割合が高い。食品は個々に濃度が異なるが摂取量の多い米が食事による重金属の全摂取量の50%以上を占めるようである。また尿中の重金属と台所廃水からの重金属は生活廃水重金属負荷の50%程度を占める。

このように生活廃水汚泥の重金属は食品に依存する割合が高く、これを発生源で除くことは非常に困難であるため農業利用においては施用方法の検討が必要である。

引用文献

- 1) 寺町和宏・神山桂一 (1976) : 下水汚泥重金属濃度の評価に関する研究. 第12回衛生工学研究討論会論文集.
- 2) 寺町和宏・神山桂一 (1975) : 下水汚泥の重金属バックグラウンドー農業利用のために. 第11回衛生工学研究討論会論文集.
- 3) 松重一夫・田井慎吾他 (1978) : 研究所廃水汚泥の性状とその処分. 第29回廃棄物処理対策全国協議会講演集.
- 4) 合田 健他著 (1979) : 水環境指標. 384 - 385.
- 5) 白川 清 (1975) : 琵琶湖底質ならびに原水, 給水の重金属とその試験方法. 用水と廃水, 17 (6), 19.
- 6) 兼子・杉下ら (1976) : 家庭雑廃水と尿尿の負荷及び処理性に関する実験. 第13回下水道研究発表会.

13.

ほ場および有底枠ほ場の均一栽培試験成績

久保井 徹¹・藤井國博¹

A Preliminary Cultivation of Corn and Wheat on Fields and Lysimeters in the Institute

Toru KUBOI¹ and Kunihiro FUJII¹

Abstract

Experimental fields and lysimeters were newly constructed in our institute in winter 1977 and spring 1978, respectively. Prior to the field experiments, corn and wheat were planted preliminarily. The authors used four blocks of fields, in all 20 areas, and six lysimeters.

Growth of dent corn was better at the southern side than that in the northern side of the fields, while the growth was poor at the south-east side in all the lysimeters. Un-uniformity of the corn growth in the fields was likely to be caused by a pan under surface soil. On the other hand, the un-uniformity in the lysimeters was caused by the prevailing wind in summer. Growth of wheat was poor at the west side of fields and lysimeters, due to wind in winter. The order of producibility and uniformity of wheat growth among the fields were as follows; II-2 field > I-1 and I-2 fields > II-1 field.

These results strongly suggest the necessity of the protection from the wind and of the replicated treatments with small plots in a field experiment.

1. はじめに

当研究所本構内畑地ほ場および別団地畑地ほ場は昭和52年12月に造成された。また本構内には有底枠も設置され、53年5月に土壤充てんを完了した。いずれも新規に造成、整備されたため、これらのほ場を試験研究の目的に使用するには各ほ場内および枠内、枠間の生育分布をは握するとともに、あらかじめ同一作物を栽培して地力の平均化を図り¹⁾、また、同一土壤を充てんした枠間の生育差をは握しておく必要がある。

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

そのために本構内畑地ほ場および有底枠では1年間に3作, また別団地畑ほ場では1作栽培を行い, ほ場生産力, 生育分布等を調べる目的で試験を行った。

なお, 栽培管理は当研究所技術部が担当した。生育, 収量調査は土壤環境研究室および技術部が行った。

2. 使用ほ場とその土壤および栽培歴

2.1 試験地の位置および使用ほ場・有底枠

当研究所の保有するほ場・有底枠のうち以下を試験に用いた(図1)。

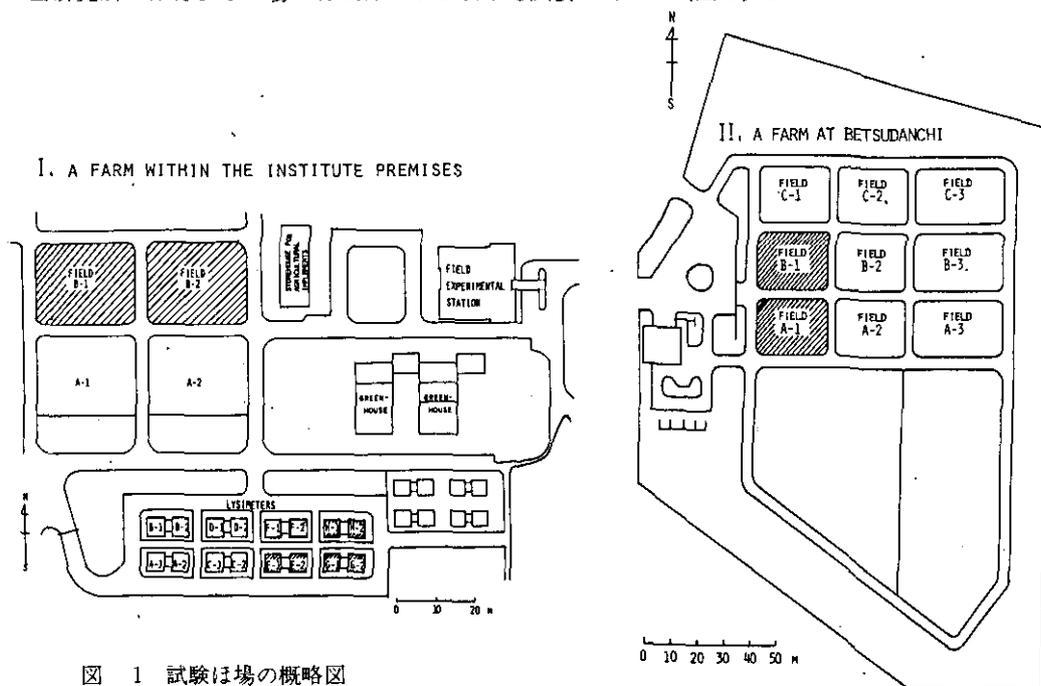


図 1 試験ほ場の概略図

本報告において各ほ場を次のように呼ぶ: I-B-1, I-1; I-B-2, I-2; II-A-1, II-1; II-B-1, II-2。 : 本試験に使用したほ場

Fig. 1 Maps of experimental farms in the institute

In this paper, these fields are called as follows: I-B-1, I-1; I-B-2, I-2; II-A-1, II-1; II-B-1, II-2. The shaded portions are used in this experiment.

2.1.1 畑地ほ場

I. 当研究所本構内畑地ほ場のうちB-1(以下I-1と称する)およびB-2(以下I-2と称する)区画各5アール2面。II. 別団地畑地ほ場(筑波郡谷田部町小白裕)のうちA-1(以下II-1と称する)およびB-1(以下II-2と称する)区画各5アール2面。

2.1.2 屋外有底枠

当時建設中のものを含め, 本構内に設置された24基のうちE-1, E-2, G-1, G-2,

H-1, H-2 の6 枠を使用した。それぞれ 4 m × 4 m, 深さ 1.2 m (有効土層として) の大きさである。

2.2 土壤条件およびほ場の特性

ほ場および有底枠の土壤条件はそれぞれ表 1, 2 のとおりである。畑地ほ場の土壤は関東ロームの赤土 (淡色黒ボク土壤) であり, 施肥歴, 土壤の排水性等に若干差がある。また有底枠に充てんした各土壤は表 2 にあげた各地より運搬してきたものである。

表 1 畑地ほ場の性質
Table 1. Properties of experimental fields

	Field I		Field II	
	1	2	1	2
Parent Material	Volcanic ash			
Soil Series	Light colored andosol			
Natural Drainage	Low		High	
Slope	Plain		Plain	
	[Down slope from N to S before land leveling]		[Down slope from E to W before land leveling]	

表 2 使用有底枠とその土壤
Table 2. Soil types in the lysimeters

Lysimeter No.	Soil	Gathered from
E-1 E-2	Sand	Kinu river
G-1 G-2	Alluvial soil (Arakida)	Fujioka city, Gunma
H-1 H-2	Humic andosol	Tsukuba town, Ibaraki

2.3 栽培歴および施肥歴

ほ場, 有底枠により栽培作物, 施肥量が異なっているものがありそれを表 3 にまとめた。肥料としては化学肥料のみを用い, 堆肥は II-2 ほ場のみ施用した。ほ場 I におけるトウモロコシ栽培では慣行施肥量でも肥量でも倒伏を起こし, I ほ場はかなり肥沃であると考えられる。ほ場 II-1 はほとんど施肥しておらず, また II-2 は最も多肥である。

表 3 ほ場履歴

Table 3. Summary of fertilization and croppings in the fields and the lysimeters

Field	Crop	Duration	Fertilizers (Metric ton/ha)				
			Compound Fertilizer	Fused Phosphate	Ground Dolomitic Lime-Stone	Compost	
I-1 & I-2	Dent Corn	1978 June-Aug.	0.9*	1.2	1.2	0	
	Sorghum	1978 Aug.-Oct.	0	0	0.6	0	
	Wheat	1978 Nov.- 1979 June	0.28*	0.21	0.43	0	
II-1	Wheat	1977 Oct.- 1978 April	0.3*	0.6	2.2	0	
	Buck-Wheat	1978 June-Sept.	0	0	0	0	
	Wheat	1978 Nov.- 1979 June	0	0	1.0	0	
II-2	Wheat	1977 Oct.- 1978 April	0.83*	0.97	1.6	4.36	
	Sunflower	1978 Jul.-	1.0**	1.2	0.6	10	
	Sorghum	-1979 Oct.	0	0	0	2.24	
Lysimeter	E · G · H	Dent Corn	1978 June-Aug.	0.94*	1.25	1.25	0
		Sorghum	1978 Aug.-Oct.	0	0	0.63	0
		Wheat	1978 Nov.- 1979 June	0.31*	0.23	0.39	0
	F	Poplar	1978 May- 1979 Jan.	6.25*	0	3.13	62.5 (kl)

*: 8-8-5 **: 3-10-10

3. 実験ほ場における均一栽培成績

3.1 デントコーン栽培成績

昭和53年5月から8月にかけて、ほ場I-1およびI-2に飼料用トウモロコシ（デントコーン）を栽培した。生育途中1回生育調査を行った後、8月初旬に一部倒伏したため青刈りの状態で収穫し収量調査を行った。

3.1.1 方法、栽培概要

イエローデントコーン（dent corn, *Zea mays* L. var. *indentata* Bailey）を3粒/株の割で播種。東西畝で条播きした（22条/5a）。栽植密度は畝間75cm，株間25cmとした。また、栽培経過は以下のとおりである。施肥5月12日，播種6月13日，間引き6月27日（2個体1株），生育調査

7月12日，収穫および収量調査8月2，3日。なお施肥量は表3に記載した。

生育および収量調査：各ほ場を3 m×3 mの28区画に分割し（図2），生育調査は1，4，6，7，9，12，14，15，17，20の10区画について，また収量調査は1～24区画を対象として行った。各区画とも図2の斜線部（1.5×1.5 m）内の24個体のみを測定対象とした。調査項目は草丈（生育および収量調査）と地上部の新鮮物重量（収量調査）である。

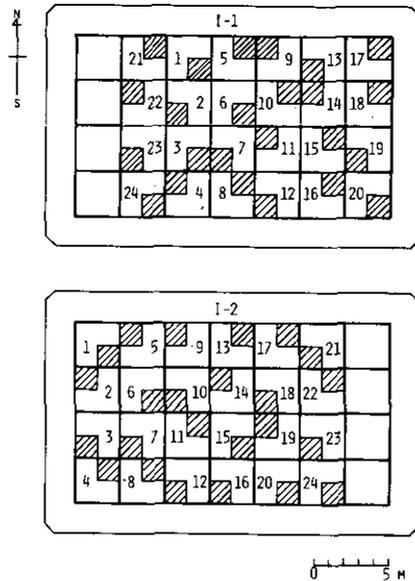


図 2 調査区画の設定および調査地点（トウモロコシ）

////: 生育調査地点

Fig. 2 Setup of experimental blocks in corn cultivation

////: Site of growth measurement

3.1.2 結果

草丈は7月12日にI-1，I-2ほ場とも平均97cmであったが，8月初旬には両ほ場とも259～260cmとなった。地上部新鮮物重は収穫時にI-1で1個体当たり537g，I-2で546gであった（表4）。各測定値の標準偏差もほ場間で差がなかった。また各測定項目について，その分散と平均値のは場間差をそれぞれF検定，t検定により調べたが有意差は認められなかった。

次に各測定値のは場内分布状況を調べた。表4は生育，収量調査結果を各測定区画ごとにとまとめたものであり，縦，横の欄外にそれぞれ東西および南北同一列の平均を示した。なお欄外右下に総平均を示した。7月12日と8月2～3日のいずれの調査も各ほ場北側に生育する個体の草丈は南側のものより低いことを示している。地上部新鮮物重にも同じ傾向が認められた。収量調査時におけ

表 4 トウモロコシ生育のは場内分布

Table 4. Distribution of corn growth within the experimental fields

I-1								I-2								
PLANT HEIGHT (cm) (JULY, 12)	21	1	5	9	13	17	90	1	5	9	13	17	21	95		
			92		88		90			97		96		95		
	22	2		6	10	14	18	92	2	6	10	14	18	22	95	
				90		93		98			98		92		100	
	23	3	7		11	15	19	98	3	7	11	15	19	23	100	
			97		99		107			102		97		100		
24	4	8		12	16	20	107	4	8	12	16	20	24	100		
			106		108		107				94		100	100		
	average								average							
	99	94	98	96	98	97		102	100	93	95	98	97			
S.D.; 7.64								S.D.; 4.61								
PLANT HEIGHT (cm) (AUG., 3)	21	1	5	9	13	17	224	1	5	9	13	17	21	237		
			**	**	**			249		**	**	**	**	**	255	
	22	2		6	10	14	18	249	2	6	10	14	18	22	255	
				245	254	243	251	249			241	251	263	259	271	245
	23	3	7		11	15	19	270	3	7	11	15	19	23	271	
			265	278	250	267	275			278	285	268	-	273	256	
24	4	8		12	16	20	282	4	8	12	16	20	24	278		
			270	289	294	287	282			280	276	272	276	277	278	
	average								average							
	255	265	254	260	259	259	259	263	260	256	249	270	256	260		
S.D.; 20.6								S.D.; 19.9								
FRESH WEIGHT (g) (AUG., 3)	21	1	5	9	13	17	492	1	5	9	13	17	21	488		
							513							535		
	22	2		6	10	14	18	513	2	6	10	14	18	22	535	
				450	550	525	520	420			500	500	560	520	580	550
	23	3	7		11	15	19	558	3	7	11	15	19	23	572	
			610	550	580	580	530			600	520	540	-	550	650	
24	4	8		12	16	20	587	4	8	12	16	20	24	592		
			540	650	700	560	550			630	600	570	550	600	600	
	average								average							
	553	558	569	553	523	490	537	560	503	525	527	548	608	546		
S.D.; 65.3								S.D.; 64.7								

* and **: significant at the 5 % and 1 % levels, respectively
S.D.; standard deviation

る各ブロックの草丈の測定値を、当該は場の全測定個体を母集団として検定すると、北側に生育不良区が、また南側に生育良好区が偏在していた（表4-星印）。図3は草丈のは場内分布を示したものであるが南北間の生育分布を明瞭に示している。そこで東西間、南北間の生育差を各は場、測定項目ごとに一元配置法を用いて検討したところ、南北間に生育差のあることが確認された（表5）。

トウモロコシ栽培試験に引き続きソルガムを栽培したが、53年度夏期の早ばつ被害とスプリングクラ-かん水のムラにより生育が著しくふぞろいであったため収量調査を行わなかった。

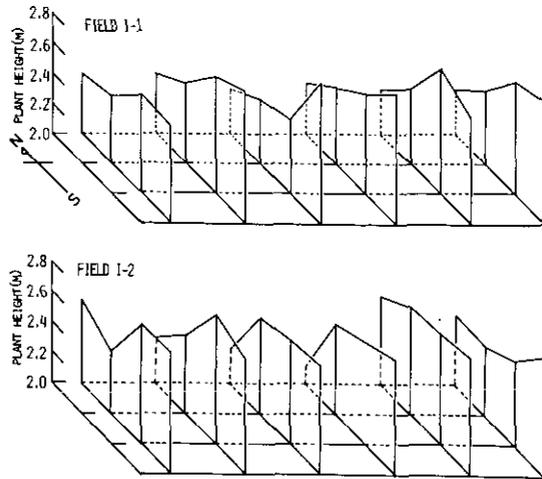


図 3 トウモロコシのは場内草丈分布 (収穫時)
 Fig. 3 Distribution of corn height in the experimental fields at the harvesting

表 5 トウモロコシ生育の東西間, 南北間差
 Table 5. Analysis of variance of corn growth between east and west, and between north and south in the field I

	Field	F-ratio	
		Plant Height	Fr. Wt. of Shoots
East-West	I-1	0.118	0.724
	I-2	0.387	1.426
North-South	I-1	40.161**	12.710**
	I-2	3.477*	4.289*

E-W; $F(5, 18; 0.05)=2.773^*$
 $F(5, 18; 0.01)=4.248^{**}$
 N-S; $F(3, 20; 0.05)=3.098^*$
 $F(3, 20; 0.01)=4.938^{**}$

3.2 小麦栽培成績

前作に引き続き昭和53年11月から54年6月まで小麦を栽培した。本作から別団地畑地は場Ⅱ-1およびⅡ-2を試験対象に加え、本構内は場2面と合わせ計4面で試験を行った。なお小麦栽培試験では収量調査のみを行った。

3.2.1 方法

栽培概要：小麦 (*Triticum aestivum* L.) (農林61号) を南北畝ですじ播きした。播種量は10ℓ/

5 a であり、畝間を 50 cm とした。栽培経過は以下の通りである。播種、11月8日 (I-1, I-2), 11月4日 (II-1, II-2), 麦踏み, 12月と1月に各1回, 収穫および収量調査, 54年6月12日 (I-1, I-2) 13日 (II-1, II-2)。

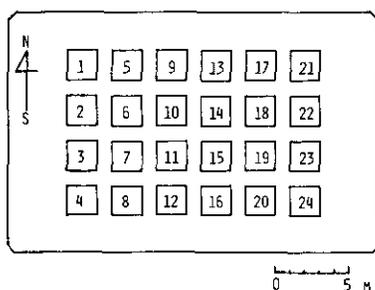


図 4 調査区画の設定 (小麦)

Fig. 4 Setup of experimental blocks in wheat cultivation

表 6 小麦の収量調査結果

Table 6. Summary of wheat growth in the experimental fields

			Plant Height (cm)	Fr. Wt. (g) of Shoots	Number of Ears	Fr. Wt. (g) of Ears
Within the institute premises (I)	I-1	<i>n</i>	192	192	192	192
		Ave.	103.7	419.7	106.4	123.9
		S.D.	6.30	109.4	24.7	28.2
		CV(%)	6.1	26.1	23.2	22.8
Betsudanchi (II)	II-1	<i>n</i>	192	192	192	192
		Ave.	28.49	12.48	54.70	
		S.D.	4.05	2.76	8.80	
		CV(%)	14.3	22.1	16.1	
Betsudanchi (II)	II-2	<i>n</i>	191	191	191	191
		Ave.	111.9	555.9	138.4	150.4
		S.D.	3.27	87.45	20.41	31.94
		CV(%)	2.9	15.7	14.7	21.2

n, the number of samples; Ave, average; S.D., standard deviation; CV, coefficient of variation

収量調査: 調査時の麦は完熟し, 茎葉は枯死しはじめた状態であった。調査に先立ち新たにほ場内区画を設定した (図4)。すなわち各ほ場とも区画間を 1 m 明け, 1 区画 2 m × 2 m で 24 区画に



写真 1 小麦の生育状況
右側、II-1は場; 左側、II-2は場

photo 1. Growth of wheat
A field of the right hand is II-1, and another one at the left is II-2

表 7 小麦生育のは場間差
Table 7. Analysis of difference of wheat growth between the four fields

		Plant height				Number of ears			
Fr. wt. of ears	I-1	**	**	**	I-1	**	**	**	
	**	I-2	**	**	**	I-2	**	**	
	**	**	II-1	**	Fr. wt. of shoots	II-1	**	**	
	**	**	**	II-2	**	**	II-2	**	

**; significant at the 1% level

分割し、それぞれの区画ごとに収量調査を行った。区画内の4畝を南北端からそれぞれ50cm 畝長まで収穫し、これを調査対象とした。調査項目は草丈、地上部新鮮物重、穂数および穂重とし、草丈は各調査単位中の個体の最高値を、また他の項目は調査単位中の総量とした。

3.2.2 結果

4は場の生産力は草丈、地上部重、穂数、穂重とも $II-2 > I-1 \geq I-2 \gg II-1$ であり(表6) II-2は場の生産力が最も高く II-1は場のそれが著しく低い(写真1)。そこで表6の数値から4は場の生産量の差を測定項目別に検討した(表7)。その結果、小麦の生育は4測定項目と

表 8 小麦のは場内生育分布

Table 8. Distribution of wheat growth in the experimental fields

I-1

PLANT HEIGHT (cm)	1	5 *	9	13	17	21	average
	104	106	107	105	104	100	
	2 **	6	10	14 **	18	22	
	99	101	106	110	108	102	
	3 **	7 *	11	15	19	23	
92	99	102	106	105	100		
4	8 **	12 **	16 **	20	24	average	
99	110	111	109	107	100		
average							
98	104	107	107	106	100		
104					104		

S.D.; 6.30

FRESH WEIGHT (g) OF SHOOTS	1	5	9	13	17	21	average
	411	444	484	476	457	384	
	2 **	6 **	10	14 **	18	22	
	296	329	469	508	493	408	
	3 **	7 *	11	15	19	23 **	
254	325	371	434	347	311		
4	8 **	12 **	16 *	20	24	average	
378	571	601	512	434	377		
average							
335	417	481	482	433	370		
420					420		

S.D.; 109

NUMBER OF EARS	1	5	9	13	17	21	average
	106	106	113	114	118	104	
	2 **	6 *	10	14 **	18	22	
	81	87	113	119	116	103	
	3 **	8 *	11 *	15	19	23 *	
76	87	89	107	89	85		
4	8 **	12 **	16 *	20	24	average	
109	143	148	127	115	102		
average							
95	106	116	116	110	99		
106					106		

S.D.; 24.7

FRESH WEIGHT (g) OF EARS	1	5	9 **	13	17	21	average
	132	137	151	131	131	117	
	2 *	6	10	14 **	18	22	
	99	108	140	136	135	122	
	3 **	7	11	15	19 **	23 **	
88	104	106	119	96	96		
4	8 **	12 **	16	20	24	average	
120	171	160	134	124	117		
average							
112	130	139	130	121	113		
124					124		

S.D.; 28.2

I-2

PLANT HEIGHT (cm)	1	5	9	13	17	21	average
	101	103	103	101	95	108	
	2 **	6	10 **	14	18	22	
	108	102	109	105	102	109	
	3	7 **	11	15	19	23	
98	95	102	100	100	111		
4 **	8 *	12 **	16	20	24	average	
93	99	98	102	98	99		
average							
100	100	103	102	99	107		
102					102		

S.D.; 5.93

FRESH WEIGHT (g) OF SHOOTS	1	5	9	13	17 **	21 *	average
	330	382	373	347	298	444	
	2 **	6	10 **	14	18	22	
	498	336	486	376	346	557	
	3	7	11	15 **	19	23	
323	255	356	311	328	501		
4 **	8	12 **	16	20	24	average	
286	355	322	379	348	357		
average							
359	332	384	353	330	465		
371					371		

S.D.; 90.7

NUMBER OF EARS	1	5	9	13	17 *	21 *	average
	96	109	106	96	93	120	
	2 **	6	10	14	18	22 **	
	127	94	124	108	98	148	
	3 *	7	11	15	19	23 **	
91	81	103	92	96	133		
4 **	8	12	16	20	24	average	
86	109	96	109	106	108		
average							
100	98	108	101	98	127		
105					105		

S.D.; 20.5

FRESH WEIGHT (g) OF EARS	1	5	9	13	17 *	21	average
	109	127	120	106	99	129	
	2 **	6	10 **	14	18	22 **	
	155	110	146	117	104	157	
	3	7 **	11	15 **	19 **	23	
104	87	107	95	95	145		
4	8	12	16	20	24	average	
95	111	102	113	106	109		
average							
111	104	114	103	97	131		
110					110		

S.D.; 24.6

* and **; significant at the 5 % and 1 % levels, respectively

S.D.; standard deviation

表 8 (つづき)
Table 8. (Continued)

II-1

PLANT HEIGHT (cm)	1	5	9	13	17	21	average
	30.4	27.0	27.3	26.3	31.1	29.1	
	2	6 **	10	14	18	22	
	27.4	23.4	26.9	29.3	27.3	30.1	
	3	7	11	15	19 **	23 *	
26.4	26.0	27.3	25.6	34.5	32.4		
4 **	8	12	16	20 **	24 **		
24.0	25.5	25.5	29.9	32.9	33.6		
average							
27.0	25.5	26.7	27.8	31.5	31.4	28.4	

S.D.; 4.05

FRESH WEIGHT (g) OF SHOOTS	1 **	5	9	13 *	17	21	average
	15.1	13.3	14.1	10.5	11.8	11.1	
	2	6	10	14	18 *	22	
	13.6	11.1	13.8	12.1	11.1	12.1	
	3	7	11	15	19 *	23	
12.6	11.4	11.5	12.5	14.8	13.5		
4 *	8	12	16	20	24		
10.5	10.3	11.8	12.4	14.3	14.1		
average							
13.0	11.5	12.8	11.9	13.0	12.7	12.5	

S.D.; 2.77

NUMBER OF EARS	1	5	9	13	17	21	average
	58.9	53.4	57.1	50.5	54.6	54.8	
	2	6 **	10	14	18	22	
	54.8	45.6	52.1	57.3	56.4	55.9	
	3	7	11	15	19	23	
54.6	53.8	54.9	55.6	60.0	57.5		
4	8	12	16	20 *	24		
52.5	51.5	57.3	49.0	61.4	53.4		
average							
55.2	51.1	55.4	53.1	58.1	55.4	54.7	

S.D.; 8.80

II-2

PLANT HEIGHT (cm)	1	5	9	13	17**	21	average
	114	112	110	112	110	113	
	2	6	10	14	18	22	
	114	112	113	112	112	114	
	3	7	11**	15	19	23 *	
109	111	110	114	112	114		
4	8	12	16	20	24		
109	110	113	108	113	113		
average							
112	111	112	111	112	113	112	

S.D.; 3.27

FRESH WEIGHT (g) OF SHOOTS	1	5	9	13	17	21	average
	531	544	566	573	573	499	
	2	6	10	14	18	22	
	590	583	571	546	551	518	
	3 **	7	11	15 *	19 **	23	
461	546	598	620	654	531		
4 **	8	12	16	20 *	24		
475	568	534	578	635	498		
average							
514	560	567	579	603	511	556	

S.D.; 87.5

NUMBER OF EARS	1	5 *	9	13	17	21	average
	140	121	143	144	139	141	
	2	6	10	14	18**	22	
	128	139	141	133	121	141	
	3 **	7	11	15 *	19	23	
119	142	142	154	148	145		
4 **	8	12	16	20	24		
120	134	141	147	151	149		
average							
127	134	142	145	140	144	138	

S.D.; 20.4

FRESH WEIGHT (g) OF EARS	1	5	9	13	17	21**	average
	144	147	151	163	141	119	
	2	6	10	14	18	22	
	156	155	156	150	150	133	
	3	7	11	15 *	19 *	23	
133	161	162	178	179	140		
4	8	12	16	20	24		
129	157	153	168	165	131		
average							
140	155	156	165	158	131	151	

S.D.; 31.9

表 9 小麦生育の東西間、南北間差

Table 9. Analysis of variance of corn growth between east and west, and between north and south in the fields

	Field	F-ratio			
		Plant Height	Fr. Wt. of Shoots	Number of Ears	Fr. Wt. of Ears
East-West	I-1	4.377**	2.448	1.008	1.251
	I-2	1.833	2.355	2.833*	1.721
	II-1	5.248**	0.700	2.432	
	II-2	0.679	3.943**	2.482	5.532**
North-South	I-1	1.527	3.684*	7.183**	6.142**
	I-2	3.576*	2.292	1.473	2.969
	II-1	0.215	0.154	0.487	
	II-2	1.084	0.250	0.653	0.981

E-W; F(5, 18; 0.05)=2.773*
 F(5, 18; 0.01)=4.248**
 N-S; F(3, 20; 0.05)=3.098*
 F(3, 20; 0.01)=4.938**

もほ場間で差があることがt検定により認められた。t値はII-1とII-2間で最大であり、I-1とI-2の間で最小であった。また草丈から得たt値が最大であり、ほ場間差を最も反映するものと思われた。一方、各ほ場内における生育のばらつきを変動係数により比較すると(表6)いずれの項目ともII-2 < I-2 < I-1であった。II-1では地上部重、穂数の変動はIほ場より小であったが草丈の変動は4ほ場中最大であった。

次には場内の生育分布を検討した。表8にIほ場とIIほ場における測定値をブロックごとに記載し、図5に草丈分布を示した。II-2ほ場は統計的に有意差のあるブロックが最も少なく、II-1ほ場がこれにつぐ。また東西間、南北間の生育差をF検定により調べたところ(表9)、4ほ場とも東西間に有意差のある測定項目が存在したが、南北間ではI-1の3項目とI-2の1項目に有意差があることが判明した。4ほ場とも西側のブロックで生育が劣る傾向があり(表8、図5)I-1では東端、I-2では南側にも生育の悪いブロックが出現した。

4. 有底枠ほ場均一栽培試験成績

有底枠(Lysimeter)は土壌中への各種成分の浸透および溶脱を調べる目的で容器に土を充てんし下部に排水孔をつけた装置であり、ここに使用した有底枠はコンクリート製で面積4m×4m有効土層1.2mである。

表2のとおり3種の土壌を充てんした6枠を用い昭和53年5月~54年6月まで3作行い、うちトウモロコシと小麦について枠内の生育分布状況と枠間の生育差を調べた。

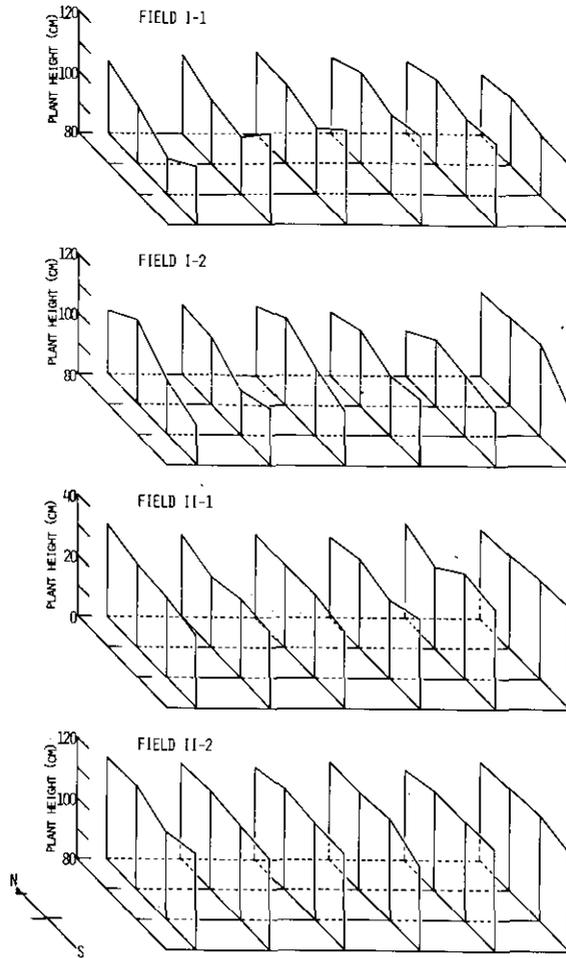


図 5 小麦草丈のほ場内分布
Fig. 5 Distribution of plant height of wheat in each field

4.1 デントコーン栽培成績

4.1.1 方法

図6の栽植位置に播種し栽培を行った。栽培経過、および生育・収量調査項目は3.1.1と全く同じである。なお生育・収量調査は4株(8個体)を1単位とし枠内中央部の8地点について測定した(図6)。

4.1.2 結果

土壤により植物の生育量に大きな差を認めた。生育調査時(播種後29日)の草丈は沖積土壤(G) > 黒ボク土壤(H) > 川砂(E)であったが収量調査時(播種後51日)には沖積土壤≒黒ボク土壤

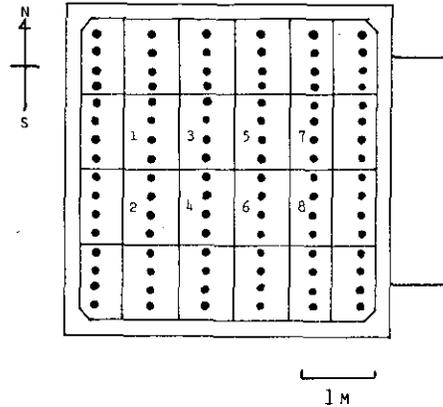


図 6 トウモロコシの収穫単位
Fig. 6 Harvesting unit of corn in a lysimeter

川砂となった(表10)。地上部重量は黒ボク土壌 \geq 沖積土壌 \gg 川砂の順であった(表10)。同一土壌を充てんした枠間の生育差は、収量調査時において川砂を充てんした枠(E)間の地上部収量に有意性を認めたものの、それ以外では分散(F値)、平均値(t値)とも有意性を示さなかった(表10)。

7月12日にE-1では全個体の草丈を測定した。これを東西、南北の各列ごとに平均すると(図7)南東側の生育が劣ることが明白であった。表10では測定位置間の差は明確でないが、南側で草丈が劣る傾向がみられた。

4.2 小麦栽培成績

4.2.1 方法

栽植位置は図8, 施肥量は表3に示した。収量調査は図8のとおり各枠東西端および南北端から1mずつを除いた中央6条を南北に2分し12区画にわけて収穫後、測定した。その他は3.2節と同様である。

4.2.2 結果

トウモロコシと同様に小麦においても生育に土壌間差が認められた。生育量は黒ボク土壌(H) $>$ 沖積土壌(G) $>$ 川砂(E)の順であった(表11)。この差は地上部重量に顕著であり草丈で小さかった。また同一土壌を充てんした枠間の生育差は沖積土壌(G)に有意性が認められた。

枠内東西間の生育に有意差の認められたものはE-2(地上部重)。G-1(地上部重, 穂重), H-1(地上部重, 穂数, 穂重)であり、南北間差が有意であったものはG-2(草丈, 穂重)のみであった。また全ての枠で西側の生育が劣り、また草丈は北側の生育がわずかに低い傾向がみられた(表11)。

表 10 トウモロコシの生育・収量調査結果 (有底枠)
調査位置の配列は図6の通り

Table 10. Summary of corn growth on lysimeters
The order of the sites corresponds with that in Fig. 6

soil	block	plant height (cm)				n	Ave.	S.D.	CV	F	t
		in each site									
sand	E-1	78 69	77 83	74 81	70 75	8	76	7.6	9.9	1.467	0.676
	E-2	74 68	79 73	81 82	83 87	8	78	6.2	7.9		
alluvial soil	G-1	110 109	117 103	118 109	108 89	8	108	9.0	8.4	1.548	0.422
	G-2	100 102	109 109	109 104	121 98	8	107	7.3	6.8		
volcanic ash soil	H-1	79 87	85 75	86 78	83 86	8	82	4.5	5.4	1.344	0.155
	H-2	83 81	90 83	89 82	88 74	8	82	5.2	6.3		
soil	block	plant height (cm)				n	Ave.	S.D.	CV	F	t
		in each site									
sand	E-1	154 152	173 186	175 184	165 170	8	170	12.5	7.4	1.025	0.796
	E-2	168 140	169 154	181 166	168 174	8	165	12.6	7.7		
alluvial soil	G-1	250 243	262 252	268 247	241 214	8	246	14.9	6.1	1.176	0.644
	G-2	252 229	267 259	253 253	264 222	8	250	16.1	6.5		
volcanic ash soil	H-1	242 243	237 237	249 227	237 251	8	240	12.1	5.0	2.158	0.788
	H-2	236 241	264 251	257 242	237 227	8	244	12.1	5.0		
soil	block	fresh weight (kg)/8 plants				n	Ave.	S.D.	CV	F	t
		in each site									
sand	E-1	1.8 1.7	2.1 2.3	2.0 2.3	1.7 2.0	8	2.0	0.37	18.6	1.791	2.263*
	E-2	1.8 1.1	1.7 1.4	2.0 1.8	1.9 1.9	8	1.7	0.30	18.0		
alluvial soil	G-1	3.8 3.9	4.4 5.0	3.6 4.5	5.2 3.4	8	4.2	0.66	15.5	1.740	0.805
	G-2	4.9 3.5	4.5 3.1	4.8 3.9	4.3 2.5	8	3.9	0.75	19.1		
volcanic ash soil	H-1	4.3 4.7	4.4 3.8	4.4 4.7	4.9 5.3	8	4.6	0.48	9.8	1.215	0.000
	H-2	3.7 4.6	5.0 4.4	4.7 5.0	5.3 4.4	8	4.6	0.49	10.6		

$F(7, 7; 0.025)=4.955$ $t(14; 0.05)= 2.145$

*: significant at the 1 % level

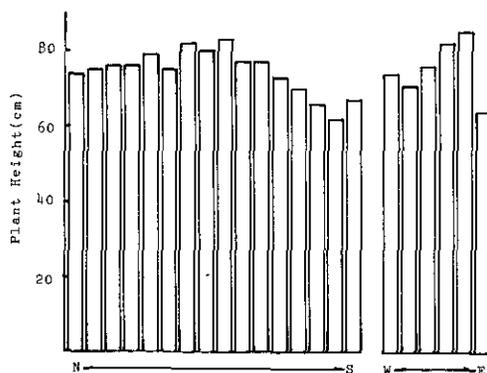


図 7 トウモロコシ草丈の枠内分布 (E-2, 播種後29日)
 Fig. 7 Distribution of plant height of corn in the lysimeter, E-2
 (29 days after seeding)

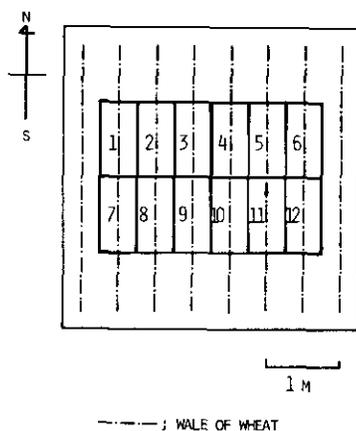


図 8 小麦の収穫単位
 Fig. 8 Harvesting unit of wheat in a lysimeter

5. 考 察

試験は場は地勢や地力が均一であることが理想であり、また土質、心土の状態、耕土の深さ、土壤水分や地下水の状態、土壤反応、光線や通風性等の諸条件もは場内で均一であることを要求される²⁾。しかしながら今回行った均一栽培試験においてはは場内の生育がかなり不均一であった。

夏作(トウモロコシ)ではは場北側の生育が劣っていた。本構内は場(1)はは場整備を行う以前に北高南低の緩傾斜地であり、整備後もこれが硬土層として残っている可能性がある。また、これに伴っては場内に水分の偏りを生じ、その影響で北側の地下水位が相対的に低くなっている可能

表 11 小麦の有底枠内生育分布
調査位置の配列は図8の通り

Table 11. Distribution of wheat growth within the lysimeters
The order of the sites corresponds with that in Fig. 8

	PLANT HEIGHT (CM)							FR.WT. (G) OF SHOOTS						
E-1	70	75	69	67	72	74	ave. 71	68	145	79	70	130	147	ave. 107
	75	77	70	64	71	67	ave. 71	125	182	108	39	121	77	ave. 109
	73	76	average 70	66	72	71	71	97	164	average 94	55	126	112	108
E-2	71	79	77	67	75	69	ave. 73	111	164	148	81	125	96	ave. 121
	74	73	74	73	74	73	ave. 74	93	124	143	102	114	95	ave. 112
	73	76	average 76	70	75	71	73	102	144	average 146	92	120	96	116
G-1	98	91	91	95	95	96	ave. 94	390	501	433	485	532	609	ave. 492
	88	98	92	96	96	95	ave. 94	396	512	421	576	500	534	ave. 490
	93	95	average 92	96	96	96	94	393	501	average 427	531	516	572	491
G-2	94	104	99	99	98	97	ave. 99	473	500	546	614	529	541	ave. 534
	104	102	99	102	103	95	ave. 101	628	696	502	674	673	642	ave. 636
	99	103	average 99	101	101	96	100	551	598	average 524	644	601	592	585
H-1	90	101	99	106	105	112	ave. 102	622	770	701	974	1005	1207	ave. 880
	109	99	101	101	107	110	ave. 105	610	843	699	1034	1043	1033	ave. 877
	100	100	average 100	104	106	111	103	616	807	average 700	1004	1024	1120	878
H-2	99	104	103	108	104	103	ave. 104	793	952	898	918	829	873	ave. 877
	101	105	108	107	101	107	ave. 105	760	881	723	959	859	969	ave. 859
	100	105	average 106	108	103	105	104	777	917	average 811	939	844	921	868

性も考えられよう。いずれも作物の根の伸長に大きな影響を与える要因であり、トウモロコシは特に深根性であることから夏作における生育の不均等はこれらは場の特性と作物の性質によって引き起こされたものと推察した。

冬作（小麦）では夏作と生育分布が全く異なり、は場西側の生育が劣っていたが、小麦はトウモロコシほど深根性ではないために地盤の影響は受けず、むしろ冬期の北西季節風の影響が強く現れたのであろう。西側の生育低下は4は場、有底枠を通じて観察でき、また本構内は場では西方に障害物が全くなく、特に1-1は場で東西差がはっきり現れているからである。夏期の風向は冬期と逆であるが冬期ほど強くないためは場では影響が出にくく、地上部60 cm に地表面のある有底枠では若干影響が現れたのであろう。

は場生産力の相違は各は場の施肥歴とほぼ対応しており、試験は場の土壌は施肥によりかなりの生産性を保つことができるものの、土壌 pH の補正のみでは（1-1は場）正常な生育を望めない

表 11 (つづき)
Fig. 11 (Continued)

	NUMBER OF EARS							FR.WT. (G) OF EARS						
E-1	50	66	44	39	61	54	52	30	61	30	32	52	51	43
	65	82	63	32	44	48	56	44	61	41	13	29	30	36
	average							average						
	58	74	54	36	53	51	54	37	61	36	23	41	41	40
E-2	57	72	63	42	55	51	57	53	69	57	42	56	37	52
	45	59	61	48	50	45	51	39	48	60	54	49	34	47
	average							average						
	51	66	62	45	53	48	54	46	59	59	48	53	36	50
G-1	115	137	127	134	139	156	135	123	152	132	148	163	187	151
	123	140	107	147	129	136	130	132	168	129	174	152	172	155
	average							average						
	119	139	117	141	134	146	133	128	160	131	161	158	180	153
G-2	148	127	140	151	140	137	141	168	146	171	179	167	166	166
	153	143	108	160	169	164	150	192	202	152	203	209	187	191
	average							average						
	151	135	124	156	155	151	145	180	174	162	191	188	177	179
H-1	165	158	142	192	188	227	179	180	218	215	302	283	332	255
	121	169	111	199	185	200	164	163	234	200	330	311	301	257
	average							average						
	143	164	127	196	187	214	171	172	226	208	316	297	317	256
H-2	172	188	169	166	154	170	170	238	289	261	291	266	270	269
	169	166	143	184	168	182	169	233	261	211	282	275	237	250
	average							average						
	171	177	156	175	161	176	169	236	275	236	287	271	254	260

ものと結論した。また本構内 I-1 および I-2 は場は風の影響さえ改善すれば (冬作) はほぼ同等の生育を示すであろう。

有底枠において施肥量は各枠とも同一であるため、土壌間の生育差はそのまま各土壌の性質を反映して黒ボク土壌 > 沖積土壌 > 川砂となったと思われる。一般に黒ボク土壌は腐植に富み、pH を補正することによってかなり肥沃になるが、沖積水田土壌は重粘で透水性や通気性が悪く、また川砂は保肥力がほとんどなく、いわゆる土壌の緩衝力が小さいからである。また同一土壌を充てんした枠間に生育の有意性が認められたのは、夏作における川砂 (E-1 > E-2) と冬作における沖積土壌 (G-1 < G-2) のみであるが、有意性のなかった枠間でも夏作では両側の沖積土壌 (G) でやはり東側の G-2 の生育がわずかに低い傾向があり、逆に冬作では各土壌とも西寄り枠の生育が劣っている傾向がみられる。それゆえ、ここにみられる枠間の生育差は風向の影響と結論した。

は場試験において作物の生育や収量が場所間、年間および個体間で変動することはある程度避け難いものであるが、地力差や季節差等の必然的誤差の原因と程度をは握し、できる限りの対策をた

てるとともに実験誤差と区別できるような試験設計が望まれる²⁾。今回予備試験を実施したほ場および有底枠では全般に作物の生育が風の影響を受けやすいことが明らかである。そのため今後試験研究に使用する際には防風ネットの設置等風の影響を軽減する措置が必要である。また本構内ほ場Ⅰ-1およびⅠ-2には地盤の偏りがあり試験結果に影響を与えるため、小試験区制をとり反復数を増やすことによって試験結果を正しく把握できるようにすべきである。

これらの点を考慮すれば本構内Ⅰ-1とⅠ-2ほ場に地力差が認められないため、両ほ場を同時に利用した試験も可能であると思われる。一方、別団地Ⅱ-2ほ場は最も生産力が高く、誤差もまた少ないために精密な試験に適しており、Ⅱ-1ほ場はほとんど施肥歴のない貴重なほ場であるとともに肥効試験に最適であると考えた。

6. まとめ

当研究所本構内実験ほ場2面(各5a)、別団地実験ほ場2面(各5a)および屋外有底枠6基を試験研究の目的に使用するために均一栽培試験を実施した。土壌は両畑地ほ場とも淡色黒ボクであり、また有底枠には黒ボク土壌、沖積土壌および川砂が各2枠ずつ充てんされている。試験は昭和53年5月から54年6月まで継続し、この期間に飼料用トウモロコシと秋播小麦を栽培した。ただし、別団地ほ場は麦作のみを試験対象とした。

トウモロコシの生育は本構内ほ場の北側で不良であり、ほ場整備前の地盤の傾斜が深根性のトウモロコシ生育に影響したものと推察した。一方有底枠では南東側の生育が劣り、風の影響が強かった。冬作の小麦生育は全般に西側の生育が劣り季節風の影響によるものと判断した。またほ場生産力、ほ場内均一度はいずれも別団地-2ほ場>本構内-1ほ場≒本構内-2ほ場>別団地-1ほ場であった。これらの結果から、実験ほ場を使用する際、(1)防風ネットを設置し風の影響を軽減することおよび(2)小区画制を採用し、反復数を多くすることが必要と思われた。

引用文献

- 1) 戸蒔義次ら編(1956): 作物試験法. p.11, 農業技術協会.
- 2) 東大農学部農芸化学教室(1960): 実験農芸化学. p.108-111, 朝倉書店.

14.

シマミミズによる汚泥処理の可能性に関する研究
——ミミズ個体群の動態に関するシミュレーションと
汚泥処理のための最適条件の推定——

岡田光正¹・森 忠洋²・須藤隆一¹

Investigation on the Possibility of Sewage Sludge Treatment
by Earth Worms
——Mathematical Simulation of Population Dynamics of
Earth Worms and Prediction of Optimum Strategy
for Sludge Treatment——

Mitsumasa OKADA¹, Tadahiro MORI² and Ryuichi SUDO¹

Abstract

A simulation model based on several basic experiments which is capable of predicting population dynamics of earth worms fed by sewage sludge compost was presented. Experimental results showed that hatchability of cocoons was 70% at 20°C. Average number of young worms hatched from one cocoon was three and its survival ratio was 95% during 60 days. Population density of worms in sewage sludge compost was from 3,000/m² to 20,000/m² and its effect on cocoon production rate was found to follow the *Drosophila* type equation.

Based on the prediction of the model proposed here, maximum harvest of worms can be obtained by ways of maintenance where half of the adult worms are harvested every 30 days or harvested when population density exceeds 15,000/m². Whereas maximum rate of sludge treatment or excreta production can be obtained when no worms are harvested.

1. 国立公害研究所 水質土壌環境部 〒305 茨城県筑波郡谷田部町小野川16番2
Water and Soil Environment Division, The National Institute for Environmental Studies,
Yatabe-machi, Tsukuba, Ibaraki 305, Japan.
2. 日本下水道事業団試験部 〒335 埼玉県戸田市下巻目西原
Research and Technology Development Division, Japan Sewage Works Agency,
Nishihara, Shimosasame, Toda-city, Saitama 335, Japan.

1. はじめに

従来細菌、放線菌などの微生物の働きを利用して汚泥処理が行われてきた。好気性消化、嫌気性消化およびたい肥化などがその例である。しかし、自然界では微生物以外に動物もまた有機物の分解に関与している。とくに土壤動物はその機能が大であると考えられている。ミミズはその代表的なものの一つであり、元来有機物が多く、含水率の高い場所に生息し、有機物の摂取量が多いとされている。このためミミズを利用したパルプ、食品工場の汚泥処理が既に試みられ、糞は有機肥料、ミミズ自身はつり餌として企業化に成功する段階に至っている。

都市下水汚泥についても同様な試みがなされている。その基礎研究として汚泥たい肥によるシマミミズの飼育を行い、生長、再生産（卵包の生産）、呼吸、排出、および汚泥の摂取等の諸速度が求められている¹⁾。

しかしながら実際にシマミミズと糞の生産もしくは汚泥の処理という二つの目的を遂行するためには生産過程だけでは不十分である。さらに個体群の動態を知り、シマミミズまたは糞収穫のための最適条件を検討する必要がある。

本研究の目的は、ふ化率、卵包からふ化する幼体数、幼体死亡率、生息密度および卵包生産に及ぼす生息密度の影響を検討し、その結果と生産過程の諸量、および幾つかの仮定を導入して、個体群の動態のシミュレーションを行い、ミミズの収穫または汚泥処理のための最適条件を推定することにある。

2. 実験方法

2.1 ふ化率、ふ化幼体数およびふ化時間

ふ化率およびふ化幼体数の検討を行うためにまず、シマミミズ飼育槽の数か所から卵包をランダムに採取した。10個を二つ1組にして5組をそれぞれ湿った濾紙上（5 B）におき、その上に湿った濾紙をかぶせ、さらにその上を小さな穴のあいたプラスチックシャーレ（直径5 cm）で覆った。濾紙を常に湿潤状態にするため、濾紙は水を張った容器中（長さ50 cm × 高さ10 cm）のスポンジの上においた。そしてほぼ毎日1回観察を続け、卵包からふ化した幼体数を計数した。この様な観察を90日間続行し、この期間にふ化した卵包数を実験に用いた卵包数で割ってふ化率とした。温度は10、20および30℃とした。

2.2 幼体死亡率

約50個の卵包を前述の湿潤濾紙上に置き、ふ化した30個体の幼体をアクリル容器（直径15 cm × 高さ9 cm）中の500 gのコンポストに放ち、10、20および30℃における60日後の生残率を求め（1 - 生残率）をそれぞれの温度における死亡率とした。

2.3 生息密度

生息密度を求めるためには、調査場所に25 cm×25 cmのクアドラートを設け、その中の土壌またはたい肥を20 cmまたは30 cmの深さにわたって採取し、成体および幼体数を計算した。調査対象地域としては牛舎廃棄物をたい積した牛舎の裏庭（埼玉県坂井市赤尾）および保存飼育槽（長さ1 m×幅1 m×高さ50 cmの木製の箱にたい肥を30 cm程度たい積）を選んだ。

2.4 卵包生産に及ぼす密度効果

2.2節と同様に堆肥500 g（湿重）が入ったアクリルの容器中へ成体を8, 16, 32および64個体入れ、20℃において30日間飼育し、その間に生産された卵包数を計数し、卵包生産速度に与える生息密度の効果を検討した。密度効果は容器の大きさに関係しないと仮定し、生息密度は用いた容器の面積（176 cm²）をm²あたりに換算して表した。

3. 実験結果

3.1 ふ化率、ふ化幼体数およびふ化時間

表1に10℃、20℃および30℃におけるふ化率、ふ化幼体数およびふ化日数を示す。10℃および20℃におけるふ化率は70%であったが25℃および30℃になるとふ化率が上がり、それぞれ100および90%になった。

表 1 一つの卵包よりふ化した幼体数
Table 1. Number of young worms hatched from single cocoon

Temperature ℃	Periods Days	Hatchability %	Range in number of young worms	Average number of young worms
10	21-68	70	1~5	3.3
20	21-68	70	1~6	2.7
25	24-35	100	2~7	3.5
30	10-19	90	1~4	2.2

一つの卵胞からふ化した幼体数は温度に関係なく1~7個体であり（平均約3個体）、ふ化した幼体数が多いほど1個体当たりの体長が短く細いという傾向にあった。ふ化に要した時間は10℃および20℃では21~68日であったが、25℃および30℃では短くなり、それぞれ24~35日および10~19日であった。実験に用いた卵包の日令が不明なのでふ化するのに必要な日数は不明であるが、本実験でふ化に要した最大日数をふ化時間と仮定すれば、10および20℃で約60日、25℃で30日、30℃で20日程度と考えられる。

3.2 幼体死亡率

幼体死亡率を求めるため、各温度におけるふ化直後の幼体の60日後の生残率を求め表2に示した。10℃における生残率は86±5%、20℃では95±5%、30℃では91±9%であった。

以上の結果から、10℃および30℃における幼体死亡率はそれぞれ15%および10%程度であったが20℃では5%となった。このようにシマミズズの幼体死亡率はきわめて低いことがわかった。

表 2 幼体の生存率
Table 2. Survival ratio of young worms

Temperature ℃	Survival Ratio* %
10	86±5
20	95±5
30	91±9

* On 60 days after hatching

3.3 生息密度

牛舎廃棄物中のシマミズズ生息密度の調査結果を表3（3月に調査）および表4（8月に調査）

表 3 3月における牛舎廃棄物中のミズズ生息密度
Table 3. Population density in manure in March

Number of worms/kg (wet)			Number of worms/m ²		
Adult	Young worms	total	Adult	Young worms	total
7.5	92.0	99.0	1,248 (8)*	15,312 (92)	16,560 (100)
15.6	37.6	53.2	2,416 (29)	5,840 (71)	8,256 (100)
101.8	8.2	110.0	9,120 (93)	736 (7)	9,856 (100)

* () %

表 4 8月における牛舎廃棄物中のミズズ生息密度
Table 4. Population density in manure in August

Number of worms/kg (wet)	Number of worms/m ²
16	2,560
56	7,200
81	6,464

に示す。3月に調査した3か所での生息密度（成体と幼体の和）は8,000～17,000個体/m²であった。成体と幼体の割合は成体の方が多く73%であった。一方、2月に行った飼育槽内の生息密度は6,000～18,000個体/m²でそのほとんど（76～99%）は成体であった（表5参照）。

以上の結果からたい肥中における生息密度は3,000～20,000個体/m²であることが推定された。

表 5 2月におけるコンポスト中のミミズ生息密度
Table 5. Population density in compost in February

Number of worms/kg (wet)			Number of worms/m ²		
Adult	Young worms	total	Adult	Young worms	total
49.5	0.5	50.0	9,964 (99)*	101 (1)	10,065 (100)
89.0	2.6	91.6	17,916 (97)	523 (3)	18,439 (100)
30.1	9.7	39.8	6,059 (76)	1,953 (25)	8,012 (100)

* () %

3.4 卵包生産に及ぼす密度効果

卵胞生産速度は図1に示すように、生息密度が454個体/m²（容器中に8個体存在）の場合に最

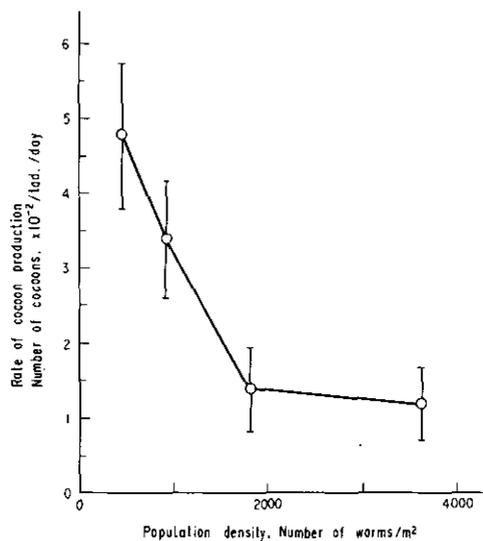


図 1 卵包生産速度に及ぼす生息密度の効果

Fig. 1 The effect of population density on the rate of cocoon production

も大きく、1個体当たり 5×10^{-2} 個 / 日程度であったが、生息密度が増加するに従って急激に減少し、生息密度が約 2,000 個体 / m^2 では 1.5×10^{-2} 個 / 日程度になり、その後も徐々に減少する傾向にあった。従って、卵包生産速度に与える密度効果はその曲線の型からみて *Drosophila* 型²⁾に近いものと思われる。

4. 個体群の動態に関するシミュレーション

4.1 数式モデル

個体群の動態に影響を及ぼす環境因子としては種々考えられるが計算の簡略化のための次の仮定を設けた。

- 1) シマミズはエサである汚泥たい肥を常に十分与えられている。
- 2) たい肥の温度は $20^{\circ}C$ 、pH は中性とする。
- 3) 卵包生産速度は成体の日令に依存せず生息密度だけに依存する。
- 4) 寿命は成体になってから 1,000 日とする。従って卵胞として産出されてからは 1,120 日目に死亡すると仮定した (図 2 参照)。

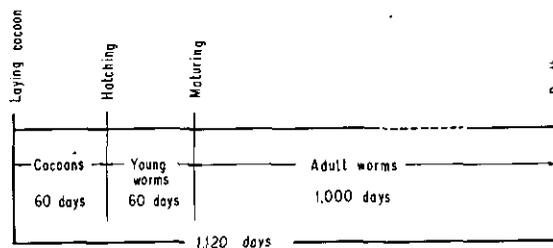


図 2 *Eisenia foetida* のライフサイクル
Fig. 2 Life cycle of *Eisenia foetida*

卵包のふ化率、1卵包から生産される幼体数およびふ化時間は 3.1 節のデータからそれぞれ 70% 3 個体 / 卵包および 60 日とした。

従って、1日当たりのふ化率 α は次式から求めることができる。

$$E_{60} = E_0 (\alpha)^{60} = 0.7 E_0 \quad (1)$$

ここで E_{60} は 60 日後にふ化した卵胞数、 E_0 は実験に用いた卵包数を示す。

(1)式から、

$$\alpha = 0.994 \quad (2)$$

が求められる。

ふ化直後の幼体の生垂量は平均 5.2 mg, シマミミズの含水率および炭水含有率はそれぞれ83および46%であったので¹⁾ ふ化直後の幼体の体重 $C_w(0)$ (炭素ベース) は

$$C_w(0) = 5.2 \times 0.17 \times 0.46 = 0.41 \text{ (mgC)} \quad (3)$$

となる。

ふ化後60日間の生残率は表 2 に示したように95%なので, 幼体の1日当たりの生存率 β は次式から求めることができる。

$$X_{60} = X_0(\beta)^{60} = 0.95 X_0 \quad (4)$$

ここで X_{60} はふ化後60日のシマミミズの個体数 X_0 はふ化直後の幼体の個体数を示す。

(4)式から

$$\beta = 0.999 \quad (5)$$

が求められる。

卵包の生産速度に及ぼす密度効果は 3.4 節で述べたように, 次式で表される *Drosophila* の式が適用できると考えられる。

$$E(N) = a - b \log N \quad (6)$$

ここで $E(N)$ は卵包の生産速度 (個体 / 日), N は生息密度 (個体 / m^2), a , b は定数を表す。

$1 m^2$ 当たりの最大生息密度は 3.3 節から, 20,000 個体 / m^2 またはそれ以上の場合は

$$E(20,000) = 0 \quad (N \geq 20,000) \quad (7)$$

と仮定する。

また $20^\circ C$ における卵包生産速度は $E = 0.11$ 個 / 日であった¹⁾。これは生息密度 570 個体 / m^2 の時の値でありこれを理想的な環境条件における最大卵包生産速度とすれば

$$a - b \log 570 = 0.11 \quad (8)$$

となる。(7)および(8)式から

$$a = 0.31, \quad b = 0.071 \quad (9)$$

が求められる。これらを(6)式に代入すれば次式が求められる。

$$E(N) = 0.31 - 0.071 \log N \quad (N < 20,000) \quad (10)$$

これを炭素ベースとして表せば

$$E(N) = 0.67 - 0.15 \log N \quad (11)$$

となる。

① 卵胞およびシマミズ個体数の計算

個体数の変化を計算するためには離散的な時間モデルを用いた³⁾。ミミズの寿命は図2に示すように卵胞、幼体および成体の期間をそれぞれ60、60および1,000日とし、日単位で表した。

従って時刻 t 日における日令 i のシマミズ 1 m^2 当たりの個体数を $N(i, t)$ とおけば $t+1$ [日] における卵胞およびシマミズの個体数 $N(i, t+1)$ は次のようになる。

卵胞の個数：

$i = 1 \sim 60$ までは卵胞の期間であるので、 $N(1, t+1)$ は卵胞の生産速度に対応する。従って(10)式を導入して

$$N(1, t+1) = \sum_{i=120}^{1,120} N(i, t) \times \{0.31 - 0.071 \log_{10} NW(t)\} \quad (12)$$

が求められる。ここで $NW(t)$ は時刻 t における成体と幼体数の和である。すなわち

$$NW(t) = \sum_{i=61}^{1,060} N(i, t) \quad (13)$$

前述のように 20°C におけるふ化率は70%であったので1日当たりのふ化率 0.994 (2)式を代入して次式が求められる。

$$N(i, t+1) = N(i-1, t) \times 0.994 \quad (14)$$

幼体数：

$i = 61 \sim 120$ 日は幼体期と仮定しているので $N(60, t)$ はふ化1日前の卵胞数、 $N(61, t)$ はふ化した幼体数を表す。一つの卵胞からふ化した幼体数は平均3個体であったので(3.1)次の式が成立する。

$$N(61, t+1) = N(60, t) \times 3 \quad (15)$$

幼体の生存率 $\beta = 0.999$ を考慮すれば(5式) ,

$$N(i, t+1) = N(i-1, t) \times 0.999 \quad (16)$$

となる。ここで $i = 62 \sim 120$ 日である。

成体数：

成体の日令の範囲は $i = 121 \sim 1, 120$ 日，その間の死亡率を 0 とし，成体になってから，1,000 日目に死亡すると仮定しているので，成体の個体数の間には次式が成立する。

$$N(i, t+1) = N(i-1, t) \quad (17)$$

ここで $i = 121 \sim 1, 120$ 日。

個体重の変化はふ化直後の重量を 0.41 mgC/個体 として次式で表される¹⁾。

$$W(61) = 0.41 \quad (18)$$

$$W(i+1) = W(i) + 0.375 W(i)^{\frac{2}{3}} - 0.116 W(i) \quad (19)$$

ここで $i = 61 \sim 1, 120$ ， $W(i)$ = 日令 i のミミズ中の炭素量 (mg C/個体)

② 排出量

時間 t における排出速度 $CF(t)$ (mg C/d. m^2) は次式で表される¹⁾。

$$CF(t) = \sum_{i=61}^{1120} 0.52 W(i)^{0.88} \times N(i, t) \quad (20)$$

$0 \sim t$ 日間に生産された排出量の積算値 $CFT(t)$ (mg C/m^2) は次式で表される。

$$CFT(t) = \int_0^t CF(t) dt \quad (21)$$

③ 摂取量

時間 i, t における生長 $CG(t)$ ，呼吸 $CR(t)$ および卵胞生産 $CC(t)$ は，それぞれ以下の式で表すことができる¹⁾。

$$CG(t) = \sum_{i=61}^{120} \{ 0.375 \times W(i)^{\frac{2}{3}} - 0.116 W(i) \} N(i, t) \quad (22)$$

$$CR(t) = \sum_{i=61}^{1120} 0.052 W(i)^{0.64} \times N(i, t) \quad (23)$$

$$CC(t) = \sum_{i=121}^{1120} \{ 0.67 - 0.15 \log NW(t) \} \times N(i, t) \quad (24)$$

摂取速度 $CI(t)$ は

$$CI(t) = CF(t) + CG(t) + CR(t) + CC(t) \quad (25)$$

であるから $0 \sim t$ 日間の全摂取量 $TCI(t)$ (mg C/m^2) は (25) 式を積分して求めることができる。すなわち

$$TCI(t) = \int_0^t CI(t) dt \quad (26)$$

上記の量は物質収支をとるという目的からすべて炭素量を基準として計算された。しかし実用上は測定や認識がしやすい単位に換算することが望ましい。摂取量、糞排出量を湿重量を基準として表すと次のようになる。排出物中の水分はたい肥と同じ65.4%と仮定し炭素含有率は35.7%であったので¹⁾、 t 日における排出量 $ACF(t)$ (湿重mg) は次式で表される。

$$ACF(t) = 4.28 CF(t) \quad (27)$$

またたい肥の水分は65.4%、炭素含有率は38.7%であったので摂取量 $ACI(t)$ (湿重mg) は次式で表せる。

$$ACI(t) = 3.95 CI(t) \quad (28)$$

5. 結果および考察

4.1節で述べた式を用い、シマミミズ (成体) の収穫を全く行わない場合、生息密度が、5,000, 10,000, 15,000, 20,000 個体/ m^2 になった時、または15, 30, 60, 90, 120ごとにその時生息する成体の半数を収穫する場合のシマミミズおよびふんの収穫量 (1年間における積算値) を求めた。なお初期の投入個体数は成体 1,000 個体/ m^2 とした。

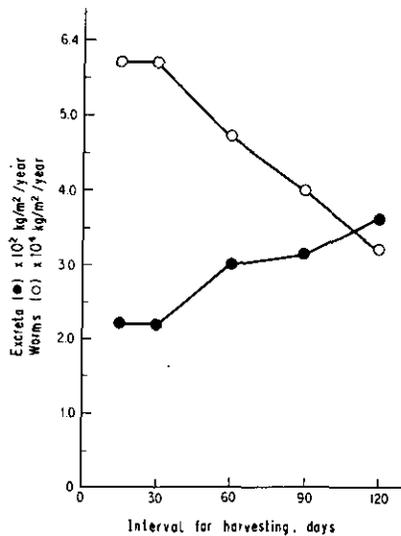


図 3 ミミズおよびフン土の収穫量 (1)
Fig. 3 Worms and excreta harvested (1)

その結果、図3に示すようにシマミミズの収穫量は15または30日間隔で収穫する場合最大となり約 6×10^4 個体/m²/年である。しかし収穫間隔が長くなれば減少し、120日間隔の収穫では15または30日間隔の収穫量の半程度になった。糞の生産量はシマミミズを全く収穫しない場合最大で 600 Kg/m² 1年となり、収穫する期間を短くする程、糞の生産量が減少した。これは、糞の生産量は

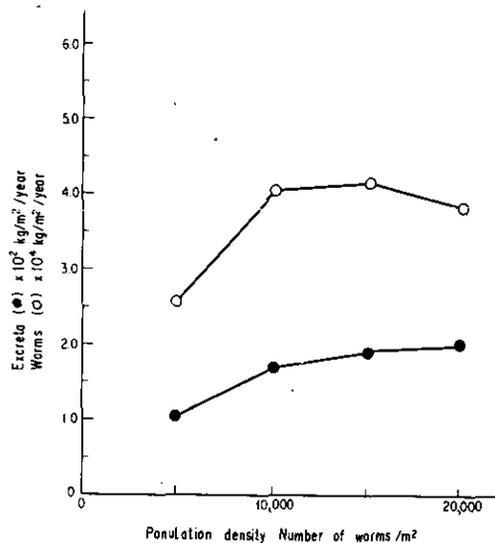


図 4 ミミズおよびフン土の収穫量 (2)
Fig. 4 Worms and excreta harvested (2)

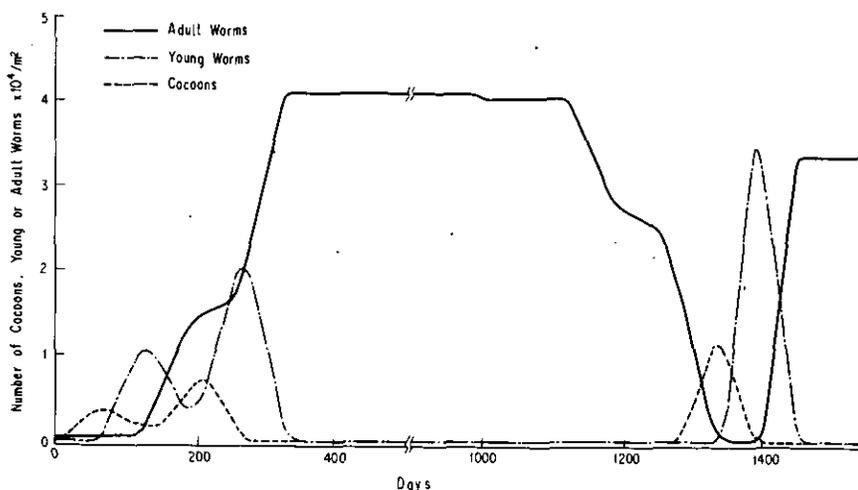


図 5 卵包、幼体、成体数の変化 (収穫しない場合)
Fig. 5 Variation in number of cocoons, young worms and adult worms (1)
(Not harvested)

シマミズの生産量のべき乗に比例するので多数のミズが存在する程、糞の生産量が多いためである。

一方、生息密度が一定値に達した時の成体の半数を収穫する場合、 $15,000$ 個体/ m^2 程度で極大値をとり 4×10^4 個体/ m^2 1年であった。生息密度が $5,000$ 個体/ m^2 のように比較的少ない場合に収穫すれば、密度が $10,000 \sim 20,000$ 個体/ m^2 1年で収穫する場合に比較して60%程度になった(図4)。糞の生産量は一定間隔で収穫した場合と同様にミズを全く収穫しない場合が最大となり、ミズの収穫量が少ない(生息密度が高い)場合の方が多くなった。

卵包、幼体および成体数の変化の例を図5~図9に示す。ミズを全く収穫しない場合(図5参照)、まず投入された $1,000$ 個体の成体が卵包を生産しはじめるので卵包が増加し、次いで幼体が増加し、成体となるので成体数が急速に増加し、350日程度で 4×10^4 個体/ m^2 となり一定となった。生息密度が $20,000$ 個体/ m^2 以上で卵胞の生産速度を0と仮定しているので、1,000日間程度は卵胞と幼体数は0となり、成体が死亡して $20,000$ 個体/ m^2 以下となれば、再び卵包と幼体が生産されるというサイクルになった。

生息密度が $10,000$ 個体/ m^2 になった時成体数の半分を収穫する場合、卵包、幼体および成体数とも、約200日の周期で振動し、個体数はそれぞれ 1.5×10^4 、 4.5×10^4 および 1.0×10^4 以内であった(図6参照)。

生息密度が $20,000$ 個体/ m^2 になった時成体数の半分を収穫する場合(図7参照)、 $10,000$ 個体/ m^2 で収穫する場合に比較して周期はほぼ同じ200日程度であったが、卵胞と幼体数のピークは低下しそれぞれ 0.7×10^4 、 2.8×10^4 個体/ m^2 、成体数は増加し 2.0×10^4 個体/ m^2 となった。

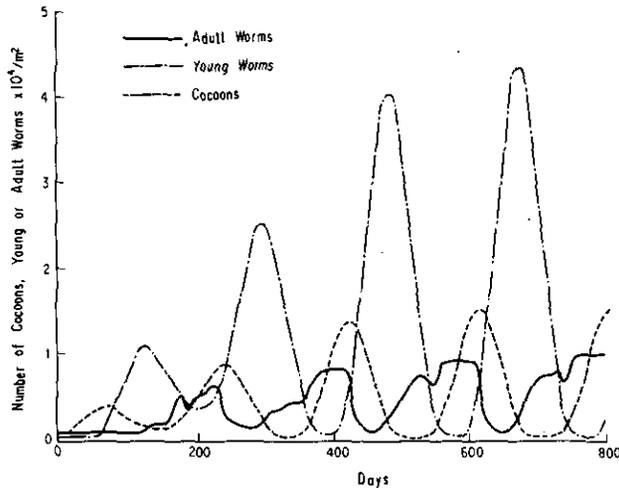


図 6 卵包、幼体、成体数の変化 ($10,000$ 個体/ m^2 で収穫する場合)
 Fig. 6 Variation in number of cocoons, young worms and adult worms (2)
 (Harvested at population density of $10,000/m^2$)

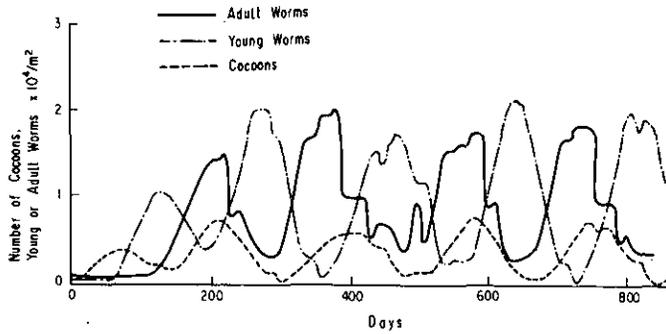


図 7 卵包, 幼体, 成体数の変化 (20,000個体/m²で収穫する場合)
 Fig. 7 Variation in number of cocoons, young worms and adult worms (3)
 (Harvested at population density of 20,000/m²)

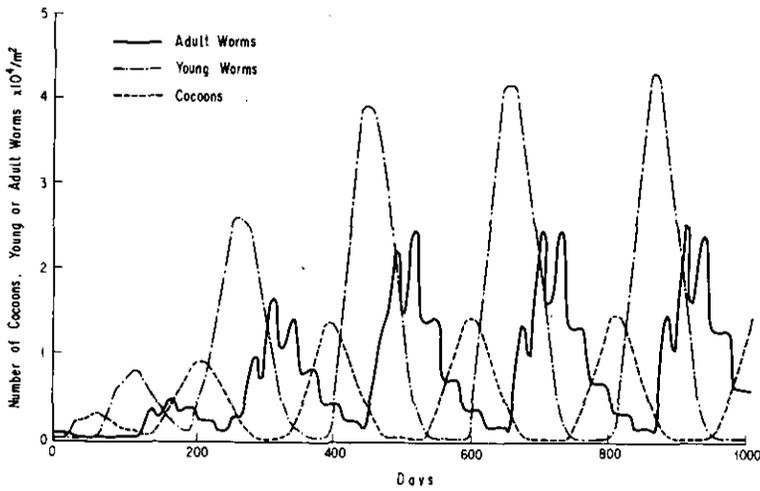


図 8 卵包, 幼体, 成体数の変化 (30日ごとに収穫する場合)
 Fig. 8 Variation in number of cocoons, young worms and adult worms (4)
 (Harvested at each 30 days)

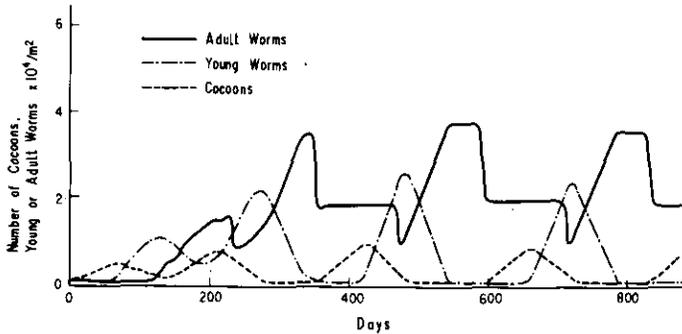


図 9 卵包, 幼体, 成体数の変化 (120日ごとに収穫する場合)
 Fig. 9 Variation in number of cocoons, young worms and adult worms (5)
 (Harvested at each 120 days)

一方、一定の期間で成体数の半分を収穫する場合（図8および図9参照）、30日間隔の収穫に比較して、120日間隔の収穫は幼体数のピークが低くなり、成体数のピークが高くなった。

以上の結果から、成体を収穫するほど（生息密度および収穫の間隔を小さくする）、卵胞生産を抑制する生息密度以下になる場合が多いので、卵胞生産量と幼体数のピークが高く、成体数のピークが低くなるという結果を得た。

6. まとめ

- (1) 10℃および20℃におけるふ化率は70%であったが25℃または30℃になればふ化率は90%以上に上昇した。ふ化のために必要な日数は10℃で60日、20℃で30～60日、30℃で30日程度であった。
- (2) 一つの卵胞から生産された幼体数は1～7個体、平均すれば約3個体であった。幼体の死亡率は10℃で14%、20℃で5%、30℃で9%程度であった。
- (3) たい肥中における生息密度は3,000～20,000個体/m²であった。
- (4) 卵胞の生産速度と密度効果の関係はDrosophila型の曲線を示した。
- (5) 以上の結果を用いて個体群の動態に関するシミュレーションを行い、シマミズまたは汚泥処理量を増大にするための条件を検討した。その結果シマミズの収穫数を最大にするためにはシマミズを15～30日間隔または生息密度15,000個体/m²になった時の成体の半数を採取すればよいことが分かった。また汚泥処理量を最大にするためには全く成体を採取しない方がよいことが分かった。

引用文献

- 1) 森 忠洋・岡田光正 (1978) : シマミズによる汚泥処理の可能性に関する研究(I) 下水汚泥堆肥を用いたシマミズの飼育とその個体生産諸過程の検討. 水質汚濁研究, 1, 127 - 132.
- 2) 内田俊郎 (1950) : 動物の実験個体群 — 生物の集団と環境. 民科理論生物学研究会編, p. 10.
- 3) Pielou, E. C. (1969) : An Introduction to Mathematical Ecology. John Wiley & Sons, p. 315.

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. (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)
- 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. (1979)
- 第7号 A morphological study of adults and immature stages of 20 Japanese species of the family Chironomidae (Diptera). (1979)
- 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)
- 第12号 Multielement analysis studies by flame and inductively coupled plasma spectroscopy utilizing computer-controlled instrumentation. (1980)
- 第13号 Studies on chironomid midges of the Tama River. (1980)
- 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)