

Bulletin
of the
Agricultural Research Institute of Kanagawa Prefecture

No. 123

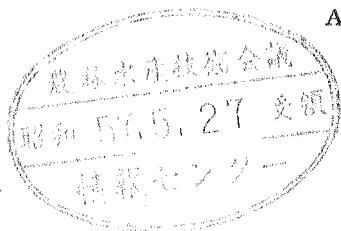
神奈川県農業総合研究所
研究報告

第 123 号

昭和 57 年 3 月

神奈川県農業総合研究所
(神奈川県平塚市寺田縄)

Agricultural Research Institute of Kanagawa Prefecture
Teradanawa, Hiratsuka-shi, Kanagawa-ken, Japan

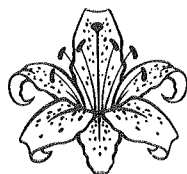


略 号

神奈川農総研報 第123号

Bull, Agri. Res. Inst.

Kanagawa Prefect. No. 123



研究（執筆）担当

研究主査 水沢芳名*, 佐藤静夫*

研究担当

第1章

第1・2節 ○鎌田春海, 山田裕, 井上隆弘*****, 郷間光安, 藤原俊六郎, 松崎敏英

第2章

第1節 ○増山幸三, 山本実, 米倉正直, 依田慶司*****

第2節 ○宇田川晃, 水沢芳名*, 竹沢秀夫

第3節 ○鎌田春海, 山田裕, 藤原俊六郎, 郷間光安, 松崎敏英

第3章

第1節 ○林英明, 望月正之, 水野信義**, 平岡達也

第2節 ○山田裕, 鎌田春海, 藤原俊六郎, 郷間光安

第3節 ○水野信義**, 平岡達也

第4節 ○宇田川晃, 竹沢秀夫

第4章

第1節 ○和地清, 松崎敏英, 前野道雄***

第2節 鎌田春海, ○山田裕, 小林宏信*****, 津村昭人*****, 小倉健*****, 田畑敏正*****, 高部弘*****, 有川彰浩*****, 志賀美奈子*****, 有満秀信*****

- 原稿執筆者
- * 元神奈川県農業総合研究所
- ** 現神奈川県園芸試験場
- *** 現神奈川県環境部
- **** 神奈川県足柄農業改良普及所
- ***** 神奈川県内広域水道企業団水質試験所
- ***** 農林水産省農業技術研究所
- ***** 荏原インフィルコ株式会社

(研究報告書の総括と編集は鎌田春海と山田裕が行った)

目 次

浄水汚泥の農業利用に関する開発研究

緒 論

第1章 浄水汚泥の農業利用上の特性	4
第1節 浄水汚泥の理化学的特性	4
第2節 浄水汚泥の分解特性	13
第2章 浄水汚泥による水稻箱育苗並びに水稻栽培	16
第1節 水稻箱育苗	16
第2節 水稻箱育苗と病害防除	26
第3節 水稻の生育と養分吸収	28
第3章 浄水汚泥の畑作物栽培への適用	36
第1節 畑客土と野菜栽培	36
第2節 浄水汚泥の施用と野菜の生育	40
第3節 浄水汚泥の砂耕的利用	51
第4節 浄水汚泥による病害検定用植物の育苗	54
第4章 浄水汚泥の安全性	56
第1節 重金属含量と作物への吸収	56
第2節 浄水汚泥中アクリルアミドの作物への吸収	61
総合考察	69
要 約	72
引用文献	74
Summary	76

浄水汚泥の農業利用に関する開発研究

Development Research on the Utilization of water Purification Sludge for Agriculture

論文要旨

浄水汚泥は無機質を主体とする資材であり、これを農業用客土あるいは培養土として広く活用することが期待されている。本研究は、資材の特性、作物に対する適応性ならびに安全性を確認し、農業利用の可能性を明らかにしようとするものである。

1) 汚泥は品温が200°C程度で乾燥された粒状の排水良好な資材であり、かつ優良な粘土鉱物によって構成され、陽イオン交換容量が大きく、保肥力が優れるなどの特性をもち、客土資材として好適である。

2) 水稲箱育苗培土として、資材の利用技術を確立し、さらに大型共同育苗施設や機械移植適性の高いことを確認した。また水田に対する客土量は10アール当たり10～50トンが適当であることを明らかにした。

3) 畑地への客土量は10アール当たり10～30トンが適当であり、また資材に対する有機物の施用効果の高いことを解析し、本資材の施用技術を確立した。

4) 汚泥中の重金属含量を明らかにし、資材の施用に伴うCdの吸収抑制効果を確かめた。また、汚泥中のポリマーおよびモノマーの分解、植物への吸収、体内残留等一連の関係を明らかにし、本資材の施用に伴う食品安全性に問題のないことを確認した。

緒 論

水は我々人類の生命や日常生活の維持に対して欠くことのできない重要なものである。そして、水の需要量は文明の発達や経済活動の向上に対応して増大し、水資源の確保と良質かつ安全な上水の供給は今後ますますその重要性を増すものと考えられる。また、浄水場は原水を浄化する上で、その存在と機能は極めて重要である。

原水中には必ずSS (Suspended Solids, 浮遊物質) が含まれている。河川の水はまず沈砂池に汲み上げられ、この段階のSSは、自然流下式により薬物の添加もなく除去される。沈砂池で粗大のSSを除去した原水は、さらに浄水場に導入され、微細なSSを取除くための浄水作業が繰返される。この浄水過程で分離されるSSがいわゆる本研究の対象である浄水汚泥であり、従来産業廃棄物の対象となり、埋立造成地の材料として処分されてきた。浄水汚泥はもともと山林、原野、農耕地等の土砂を主体とするものであり、農耕地への還元あるいは植物の培養土としての利用など資源再循環の立場から幅広い検討が必要となる。

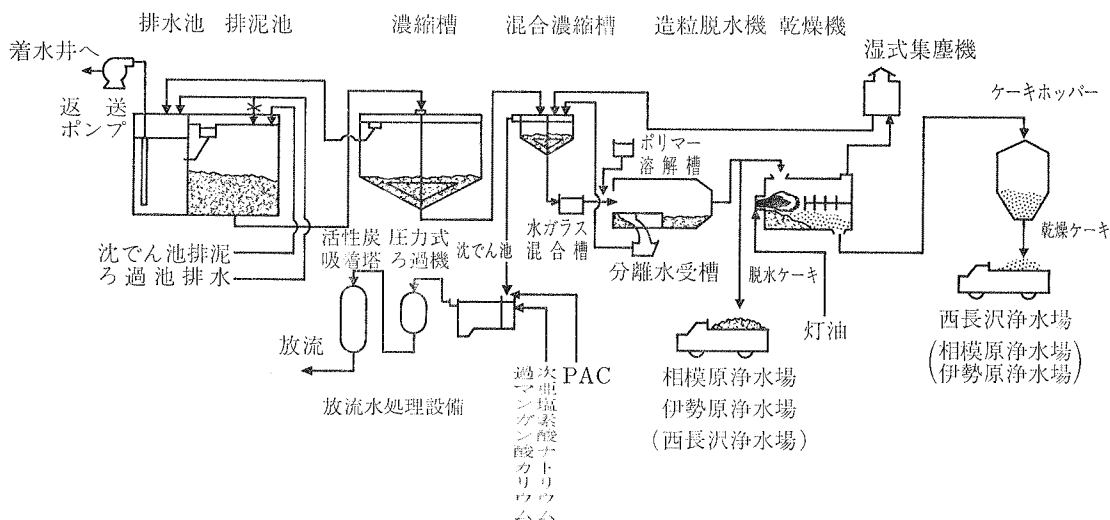
浄水汚泥の性質は、基本的には河川、湖の流域における土壌の性質や水質によって決るが、さらに浄水過程における薬品添加あるいは汚泥の処理方法によって大きく変化する。したがって、浄水汚泥を農業に利用する場合には、汚泥の種類・性質と利用目的、土壌の種類・性質について十分相互の関連性を調査検討する必要がある。

汚泥の処理法には、凝集剤として消石灰あるいはポリマー (ポリアクリルアミド・高分子凝集剤) を添加する方法並びに薬物の添加を伴わない凍結融解法の3つに大

別することができる。消石灰を添加した場合の汚泥^{8,19, 23, 36, 37)}は、そのpHが異常に高まる場合があり、またポリマーを添加した場合¹²⁾は補助添加剤に起因するNaの多量の存在が認められる。凍結融解法⁵⁰⁾は濃縮槽中の泥土に薬液を加えず自然沈降法で濃縮し、これを凍結融解装置内で凍結した後生成させる。泥土中の水分は凍結処理中に土粒子から分離し、土粒子は氷結の膨張圧で砂状大の粒団が形成されるものである。

本研究の対象となる浄水汚泥は神奈川県内広域水道企業団が相模川 (相模湖・津久井湖) および酒匂川 (丹沢湖) より取水し西長沢、相模原および伊勢原の各浄水場で産出するポリマーの添加による造粒脱水処理物であり、この排水処理方式によるフローシートは第1図¹⁷⁾に示すとおりである。沈砂池およびろ過池排水の上澄水は、着水池に返送され再び原水として使用する。排泥池の汚泥は濃縮槽および混合濃縮槽で徐々に濃縮され、ポリマーを乾物汚泥に対して0.15~0.36%および水ガラスを3~5%程度加え凝集効果を高める。その後、汚泥は回転円筒形の湿式造粒脱水機に移り、含水率が75~80%程度に脱水される。さらに、汚泥は乾燥機に入り、乾燥炉のバーナー温度約800°Cで乾燥され、水分含有率30~35%の粒状乾燥汚泥が得られる。

排水処理汚泥の産出量はおおむね原水の濁度と処理水量によってきまる。第1表は西長沢浄水場における年次月別平均濁度とSS発生量 (汚泥量) の推定値¹⁸⁾について示したものである。これによると1975年度の濁度は7月が40ppm、8月が92ppmであり、この間のSS発生量



第1図 排水処理設備フローシート (西長沢浄水場)

第1表 原水平均濁度の月別推移とSS推定発生量（西長沢浄水場）

項目		月											
		4	5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3
'75 年度	平均濁度 ppm	9.7	9.7	12	40	92	11	24	23	5.7	2.7	11	17
	SS推定発生量 t s s	120	144	191	630	1,571	178	356	304	99	43	136	267
'76 年度	平均濁度 ppm	8.9	10	35	19	5.9	12	5.6	8.0	3.7	3.1	4.3	17
	SS推定発生量 t s s	125	141	492	337	129	223	118	119	65	49	70	226

(注)

1. SS推定発生量 = $Q \left\{ K \cdot T \cdot P \cdot d \cdot m \cdot \frac{2Al(OH)_3}{Al_2O_3} \right\} \times 10^{-6} (t-SS)$

Q : 処理水量

K : 濁度~SS換算係数 (≠1)

T : 濁度

P : PAC注入率(ppm)

d : PAC比重 (=1.23)

m : PACのAl₂O₃濃度 (=0.1)

$$\frac{2Al(OH)_3}{Al_2O_3} \doteq 1.53$$

2. 月別処理水量は省略されている。

3. 推定発生量と実際の生産量は異なる。

が年間の54%を占めている。また、降水量の少ない冬期では濁度の低下に従いSS量が減少している。1976年度は平均濁度が相対的に低く、これに伴ってSS量の少ないことがわかる。このように、浄水場における汚泥の産出量は年次間による気象条件とくに降水量とその強度によって変動するものと考えられる。今後、浄水汚泥の農業利用が可能となれば、農業需要期と非需要期における資材供給をどう調整するかが問題となろう。また、同時に時期別の汚泥の性質についても十分な検討が必要と思われる。

前述のとおり、浄水汚泥の種類とその性質は地域や浄水場によって大きく変化する。したがって、各種浄水汚泥の農業利用に関する成果をどのように評価するかは困

難なことであるが、特定の資材の特徴を生かした利用法または対象土壌の選択が適切な場合に最大の効果を収めている事例が多い^{8,23,36,37,50}。いずれにしても、本汚泥の有効利用をはかるためには、ポリマー処理という汚泥の特性^{11,12}とその安全性¹³を見極め、広範にしかも連続的な土壌施用が可能となるような技術体系の確立が望まれる。

本研究は、神奈川県内広域水道企業団の依頼によって、当所技術研究部元部長水沢芳名（1975~'77）および同前部長佐藤静夫（1977~'78）を主査とするプロジェクト研究を4カ年に亘って実施し、その成果をとりまとめたものである。なお、本浄水汚泥は研究完了後“さがみ粒土”の名称で流通されるようになった。

第1章 浄水汚泥の農業利用上の特性

第1節 浄水汚泥の理化学的特性

浄水汚泥の理学的特性

1. 目的

浄水汚泥の粒径組成、粘土鉱物組成などの特性を明らかにして農業利用上の基礎資料とする。

2. 試験方法

粒径組成（土性）：分析試料（とくに生汚泥）は風乾処理によって強く固まったので乳鉢で粉砕後分析に供した。粗砂の分離は70メッシュの篩で常法により行った。粒子の分散剤は10%NH₃水および0.4Nヘキサメタリン酸ソーダを使用した。シルトと粘土はピペット法により細砂はシルトおよび粘土を流し去り求めた。

容積重と最大容水量：通常の方法⁴⁾に準じて行った。

加熱と色：温度処理は粉砕試料を電気炉に入れ所定の温度で3～4時間加熱し、色はマンセル土色帖により測定した。

粘土鉱物組成：供試試料は対照汚泥（薬品未加用・未加熱）、生汚泥（薬品加用・未加熱）、乾燥汚泥（薬品加用・加熱）の3種とし、1975年3月西長沢浄水場より採取した。前処理は各試料ともNaOHで分散後、超音波200Wで15分間処理した。粒径組成はくり返し分散法、粘土鉱物組成は分別溶解分析（Na-citrate処理、1/2N NaOH処理）およびX線回折（対陰極Cu、フィルターNi）により行った。

3. 結果と考察

(1) 粒径組成（土性）

浄水汚泥の粒径組成は第2表に示した。薬品を加えない対照の生汚泥は砂（2～0.02mm）含量が20～25%であ

り、シルト（0.02～0.002mm）含量が50%内外、粘土（0.002mm以下）含量が24～26%であり、土性はSiCLおよびSiCであった。

薬品加用の生汚泥および乾燥汚泥は分散剤の種類にかかわらず砂含量が45%内外、シルト含量が35～40%の値を示した。これに対して、粘土含量は16～18%と低い値を示し、土性がCLとなった。供試した3つの汚泥はそれぞれ採取時期を異にするが、薬品（ポリマー、水ガラス）の加用によって粘土およびシルト含量の減少をもたらすことが推定できた。

粒径組成は土壌の基本的性格を示し、しばしば土壌間の比較に用いられる。土性の幅（強粘質～砂質）は耕耘の難易に関係し、また化学的性質の陽イオン交換容量（保肥力）や粘土鉱物の種類などと関連性をもつことになる。

本浄水汚泥は粘質であるため農耕地へ多量の客土を行う場合に易耕性の点でやや問題があっても、保肥力の大きい点で有利な面があり、客土材として検討することの意義があるものと思われた。

(2) 容積重および粒度分布

容積重、粒度分布などの結果は、第3表に示すとおりである。乾燥汚泥の容積重（風乾細土容積重）は68gであり、本県に分布する腐植に富んだ火山灰土壌の値とほぼ類似していた。最大容水量は77%であり、これは低地土壌（河成堆積）の場合とほぼ同様であった。

乾燥汚泥の粒度分布は、2～1mmの部分が約40%で最も多く、1～0.5mmおよび0.5mm以下がそれぞれ25%内外であり、3～2mmは9%の値を示していた。

(3) 加熱による浄水汚泥の色、水分、pHの変化

加熱に伴う浄水汚泥の変化は第4表に示すとおりである。加熱温度を上げることにより、生汚泥の色は灰黄色から橙色に変化した。水分含量は加熱温度に伴ない減少の傾向が明らかであった。pHは水分と同様に低下する

第2表 浄水汚泥の粒径組成

種類	分散剤	粗砂 %	細砂 %	砂計 %	シルト %	粘土 %	土性
1. 対照汚泥 (薬品未加用・未加熱)	アンモニア カルゴン	6.9 6.5	17.8 14.7	24.7 21.2	51.0 52.6	24.3 26.2	SiCL SiC
2. 生汚泥 (薬品加用・未加熱)	アンモニア カルゴン	0.1 0.5	45.3 45.8	45.4 46.3	38.3 36.8	16.3 16.9	CL CL
3. 乾燥汚泥 (薬品加用・加熱)	アンモニア カルゴン	0.2 0.3	44.6 46.6	44.8 46.9	39.6 35.1	15.6 18.0	CL CL

- (注) 1. 試料採取時期（西長沢浄水場）No.1 '75年4月 No.2 '74年12月 No.3 '75年3月
2. 薬品とはポリマー、水ガラスをいい、加熱は約200℃内外を示す。
3. 分散剤 カルゴン：ヘキサメタリン酸ソーダ

第3表 浄水汚泥の容積重・粒度分布など

種類	容積量 g	最大 容水量 %	粒度分布(%)				
			3mm<	3-2	2-1	1-0.5	0.5>
乾燥汚泥	68.2	76.9	2.9	8.9	39.4	25.1	23.7

(注) 1. 試料採取期(西長沢浄水場) '75年3月

第4表 浄水汚泥の加熱による色・水分変化

温度処理	色	水分 %	pH (H ₂ O)
1. 風乾物	2.5Y7/2 (灰黄)	8.8	8.3
2. 200℃ 処理	2.5Y6/3 (にぶい黄)	3.1	6.7
3. 400℃ "	7.5YR6/6(橙)	2.4	7.3
4. 600℃ "	7.5YR6/8(橙)	1.6	6.9
5. 800℃ "	5YR6/8 (橙)	0.2	6.5
6. 乾燥汚泥 (粉砕物)	2.5Y6/2.5(灰黄~にぶ い黄)	23.1	8.2
7. 乾燥汚泥 (粒状物)	大粒 2.5Y6/1 (黄灰)	25.1	8.2
	小粒 2.5Y6/2 (灰黄)		

(注) 1. 試料採取時期(西長沢浄水場)
生汚泥 '74年12月
乾燥汚泥 '75年3月

傾向が認められた。乾燥汚泥の加熱に伴う変化は生汚泥風乾物の場合とほぼ同様であった。

浄水場では、乾燥汚泥の生成過程で使用される乾燥機のバーナー温度が約800℃におよんでいる。この場合、汚泥はその品温が高いほど品質を低下させるおそれがある。本実験は、土色の測定によって温度と品質の関係を推定しようとしたものである。その結果、乾燥汚泥は生汚泥風乾物との間に色の変化が認められず、客土材として品質が維持されていることが推定できた。

(4) 浄水汚泥の粘土鉱物

ア、粒径組成

粒径組成の分析結果は第5表に示した。これによると粒子の分散能は無処理、ポリマー添加、加熱処理に対応して、粘土画分は減少(38→35→31%)し、シルト画分は増加(41→50→55%)した。しかし、後述のとおり粘

第5表 粒径組成 (乾土%)

試料	粗砂	細砂	シルト	粘土
1. 対照汚泥(薬品未加用・未加熱)	4.8	15.3	41.8	38.1
2. 生汚泥(薬品加用・未加熱)	0.3	14.4	50.4	34.9
3. 乾燥汚泥(薬品加用・加熱)	0.3	13.7	55.3	30.7

第6表 画分別R₂O₃, アロフェン組成
(無機物, 乾土%)

区分	画分別組成比			画分別存在量		
	R ₂ O ₃	アロフェン	結晶性鉱物	R ₂ O ₃	アロフェン	結晶性鉱物
粘土画分	8.8	18.7	72.5	3.1	6.5	25.3
シルト・砂画分	—	—	—	9.2	3.8	52.1
全土壌	12.3	10.3	77.4	12.3	10.3	77.4

(注) 1. 供試汚泥は生汚泥(薬品加用・未加熱)

土画分のX線回折の結果からは、試料の相違による粘土鉱物の差がほとんど認められなかった。

イ、画分別R₂O₃, アロフェン組成

R₂O₃およびアロフェンの定量は試料の脱Fe処理(Na-citrate)および脱アロフェン処理(1/2N NaOH)により行ない、その結果は第6表に示すとおりである。

画分別存在量は全体としてR₂O₃が12%、アロフェンが10%、結晶性鉱物が77%であった。また、結晶性鉱物はシルト・砂画分に52%、粘土画分に25%が含まれ、アロフェンは粘土画分に多く、R₂O₃はシルト、砂画分にかかった。

ウ、X線回折による粘土鉱物の同定

分析試料は粘土鉱物の同定を容易にするため、MgとKの飽和、グリセロールの添加および加熱処理等をそれぞれ行った。X線回折は3種試料について行った結果、ほぼ同様の回折がえられた。第2図は生汚泥(薬品加用・未加熱試料)の粘土とシルトについて示したものである。

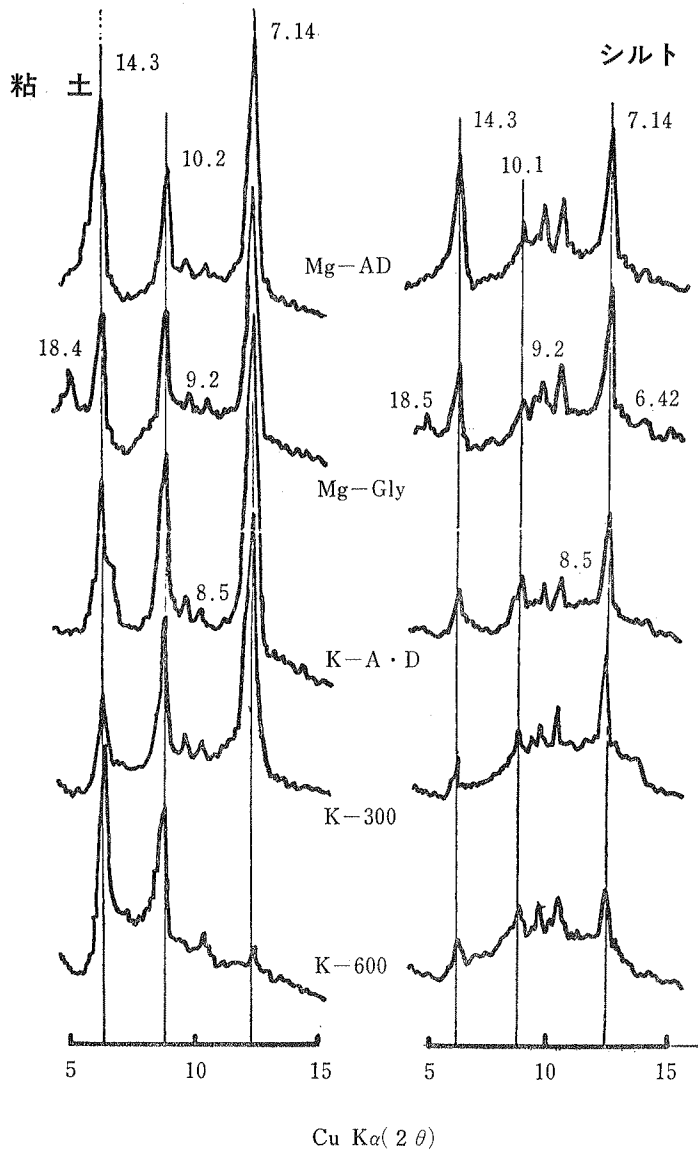
(7) 粘土

Mg飽和粘土風乾試料は14.3Åにクロライト、15Åにモンモリロナイト、10.2Åにイライト、9.2Åにゼオライト、8.5Åに角閃石、そして7.14Åにカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが認められる。

Mg飽和、グリセロール添加粘土は18.4Åにモンモリロナイト、14.3Åにクロライト、10.2Åにイライト、9.2Åにゼオライト、8.5Åに角閃石、そして7.14Åにカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが認められる。

K飽和粘土風乾試料は14.3Åにクロライト、12Åにモンモリロナイト、10.2Åにイライトのピークがあり、9.2Åにゼオライト、8.5Åに角閃石のピークがある。7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)の大きなピークが認められる。

K飽和粘土300℃加熱試料は14.3Åにクロライト、12



- (注) 1. 試料(生汚泥)は'74年12月西長沢浄水場より採取。
 2. Mg-AD: Mg⁺⁺飽和・風乾, Mg-Gly: Mg⁺⁺飽和・グリセロール添加, K-AD: K⁺飽和・風乾
 K-300: K⁺飽和・300°C加熱, K-600: K⁺飽和・600°C加熱。

第2図 X線回折図(定方位)

Åにモンモリロナイト, 10.4Åにイライトのピークがある。9.2Åにはゼオライト, 8.5Åには角閃石のピークがある。7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが認められる。

K飽和粘土600°C加熱試料は14.3Åにクロライト, 12Åにモンモリロナイト, 10.2Åにイライトのピークがある。8.5Åには角閃石のピークがあり, 7.14Åにはクロライト(2次反射)の小さなピークが認められる。

(4) シルト

Mg飽和粘土風乾試料は14.3Åにモンモリロナイトとクロライト, 10.1Åにイライトのピークがあり, 9.2Åにゼオライト, 8.5Åに角閃石が認められる。7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが認められる。なお, 3.23Åから3.19Åには長石のやや鋭いピークが認められた(回折図省略)。

Mg飽和グリセロール処理粘土は18.5Åにモンモリロナイトのピークがあり, 14.3Åにクロライト, 10.1Åにイライトのピークがそれぞれ認められる。9.2Åにはゼオライト, 8.5Åに角閃石が認められ, 7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが存在する。また, 6.42Åには長石の2次反射が認められる。

K飽和粘土風乾試料は14.3Åにクロライト, 10.1Åにイライトとモンモリロナイトのピークが認められる。9.2Åにはゼオライト, 8.5Åに角閃石のピークがあり, 7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)の鋭いピークが認められる。

K飽和粘土300°C加熱試料は14.3Åにクロライト, 10.1Åにイライトとモンモリロナイトのピークが認められる。9.2Åにはゼオライト, 8.5Åに角閃石のピークがあり, 7.14Åにはカオリンおよびクロライト(2次反射)のピークが存在する。

K飽和粘土600°C加熱試料は14.3Åにクロライト, 10.1Åにイライトとモンモリロナイトのピークが認められる。9.2Åにはゼオライト, 8.5Åに角閃石のピークがあり, 7.14Åにはクロライト(2次反射)のピークが存在する。

以上, 分別溶解分析およびX線回折の結果から粘土鉱物組成比率を推定すれば第7表に示すとおりである。これによると, 粘土画分ではアロフエン, クロライト, カオリン, モンモリロナイト, イライト等が多く, その他ゼオライト, 角閃石, 石英等が認められる。シルト画分では石英, 長石が多く, アロフエン, クロライト, モンモリロナイト, ゼオライト, 角閃石が中程度で, その他カオリン, イライトが認められる。

これらのことを総合すれば, 浄水汚泥の粘土鉱物組成

第7表 粘土鉱物組成

画分	R ₂ O ₃	Allo	Ch	Kn	Mt	Il	ZeO	Hb	Q ₂	Fd
粘土	+	+	+	+	+	+	+	±	±	
シルト	+	+	+	±	+	±	+	+	+	+

(注) 1. 供試汚泥は薬品加用・未加熱(生汚泥)
2. 記号

R₂O₃: Al₂O₃, Fe₂O₃ Allo: アロフエン
Ch: クロライト Kn: カオリン
Mt: モンモリロナイト Il: イライト
ZeO: ゼオライト Hb: 角閃石
Q₂: 石英 Fd: 長石

は各鉱物がほぼ均一に機械的に混在している点に特徴がある。この状態は一般農耕地土壌では認められないことであり, 浄水場に導入される河川水がかなり広域にわたって集水され, かつ各種各様の土壌(粘土鉱物)を包含していることを証明している。農耕地に対する客土材の具備条件としては, 土壌の改良目的によっても異なるが, 一般的に取扱いが容易であり, かつ良質の粘土鉱物(陽イオン交換容量が大きく, 塩基吸着力が強い)を多量に含有することが望ましい。本浄水汚泥は, 上述の条件を十分に満足させるものであり, 客土材として適当なものであることがわかった。

浄水汚泥の化学的特性

1. 目的

浄水汚泥の一般化学的成分, 汚泥の加熱と塩基含量の変化および水浸出による汚泥の除塩効果などを明らかにして農業利用上の基礎資料とする。

2. 試験方法

(1) 一般化学的成分³⁾

生汚泥は風乾し, またいずれの試料も粉砕したのち分析に供した。pHはガラス電極法, ECは電気伝導度法によりそれぞれ測定した。可給態のPはトルオーグ法により, 磷酸吸収係数は2.5% (NH₄)₂HPO₄ (pH7.0) 溶液による常法に従った。置換性塩基の測定はショーレンバーガー法に従った。T-Cは小坂・本田・井嶋法(重量法), T-Nはケルダール法により測定した。NH₃-Nは10% KCl 溶液抽出後セミマイクロ分析の常法に従った。NO₃-Nはフェノール硫酸法によった。

(2) 汚泥の加熱と塩基含量の変化

汚泥の加熱処理は風乾した生汚泥の試料を所定の温度で3~4時間処理した後, ショーレンバーガー法によって置換性塩基および陽イオン交換容量の測定³⁾を行った。

③ 水浸出による汚泥の除塩効果

水浸出による除塩は内径15.8cm(196cm³)のワグネルポットに乾燥汚泥(西長沢浄水場1975年3月)2,975gを入れ、脱塩水を湛水状態となるよう添加し、ポット下部の排水口より排水し、分析試料の採取を行った。除塩間隔は毎日、1日おき、2日おきの3区分とした。調査期間は1975年5月9日より6月23日までの約43日間であった。排水の分析は、pHをガラス電極法、ECを電気伝導度法、塩基は原子吸光分析法により、それぞれ行った。

3. 結果と考察

(1) 一般化学的成分

浄水汚泥の化学的成分の分析結果は第8表、第9表、第10表にわたって示した。第8表の一般成分によれば、pH(H₂O)は対照汚泥が6.7に対し、生汚泥8.0、乾燥汚泥7.5という高い値を示した。このpHの高い原因は、汚泥の脱水過程で添加される水ガラスに由来するものと思われた。置換酸度Y₁は乾燥汚泥がやや高い値を示した。電気伝導度(EC)は乾燥汚泥>生汚泥>対照汚泥

第8表 浄水汚泥の化学的性質(一般成分)

(乾物100g当たり)

種 類	水分 %	pH		置換酸度 Y ₁	EC (1:5) mV/cm	可給態 P ₂ O ₅ mg	全P ₂ O ₅ mg	磷酸吸収係数
		H ₂ O	KCl					
1. 対照汚泥(薬品未加用・未加熱)	4.2	6.7	5.9	0.50	0.28	17.5	125	1,670
2. 生汚泥(薬品加用・未加熱)	8.7	8.0	6.4	0.35	0.37	15.3	232	2,017
3. 乾燥汚泥(薬品加用・加熱)	17.8	7.5	6.2	1.00	0.47	10.2	705	2,554

(注) 1. 試料採取時期(西長沢浄水場)

No. 1 '75年4月 No. 2 '74年12月 No. 3 '75年3月

2. 薬品とはポリマー、水ガラスをいい、加熱は約200℃内外を示す。

第9表 浄水汚泥の化学的性質(塩基)

(乾物100g当たり)

種 類	mg				me				全塩基 me	陽イオン交換容量 me	塩基飽和度 %
	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O			
1. 対照汚泥(薬品未加用・未加熱)	618	181	37	26	22.04	8.98	0.79	0.84	32.65	26.11	125.0
2. 生汚泥(薬品加用・未加熱)	701	222	40	426	25.00	11.01	0.85	13.74	50.60	40.26	125.7
3. 乾燥汚泥(薬品加用・加熱)	806	268	53	384	28.74	13.29	1.13	12.39	55.55	46.85	118.6

(注) 1. 試料採取時期(西長沢浄水場)

No. 1 '75年4月 No. 2 '74年12月 No. 3 '75年3月

2. 薬品とは、ポリマー、水ガラスをいい、加熱は約200℃内外を示す。

第10表 浄水汚泥の化学的性質(窒素)

(乾物100g当たり)

種 類	T-C %	T-N %	C/N	NH ₃ -N mg	NO ₃ -N mg	湛水28日間	
						30℃ NH ₃ -N mg	40℃ NH ₃ -N mg
1. 対照汚泥(薬品未加用・未加熱)	3.94	0.28	14.1	5.98	0.79	16.89	17.12
2. 生汚泥(薬品加用・未加熱)	1.56	0.28	5.6	8.57	1.07	21.90	18.95
3. 乾燥汚泥(薬品加用・加熱)	2.99	0.41	7.3	18.06	0.49	44.85	42.89

(注) 1. 試料採取時期(西長沢浄水場)

No. 1 '75年4月 No. 2 '74年12月 No. 3 '75年3月

2. 薬品とは、ポリマー、水ガラスをいい、加熱は約200℃内外を示す。

の順位を示した。可給態のPは乾燥汚泥が10mgで最も低い値を示していた。T-Pは乾燥汚泥が705mgで最も多く、生汚泥が232mg、対照汚泥は125mgであった。磷酸吸収係数は乾燥汚泥と生汚泥が2,000~2,500で比較的高い値を示し、対照汚泥は1670でやや低い値を示した。

第9表より、浄水汚泥の置換性塩基は両汚泥とも対照汚泥より高い値を示した。とくに、Naは400mg内外で異常に高い値を示した。全塩基、陽イオン交換容量は生汚泥および乾燥汚泥が高く、塩基飽和度は120~125%内外の値を示していた。塩基飽和度の高いことは水ガラスに由来するものであり、pHの高いことと一致していた。

第10表より、T-Cは対照汚泥がやや高く、生汚泥が低かった。T-Nは乾燥汚泥が高く、C/N比は汚泥(生、乾)が6~7であったのに対し、対照汚泥は14であった。NH₃-Nは乾燥汚泥が18mgで他の2倍の値を示した。試料を蒸水状態で保温するとNの無機化量は乾燥汚泥がとくに顕著であった。蒸水時の温度を30°Cから40°Cに上げてNの無機化量に差は認められなかった。

以上、浄水汚泥の化学的特性は、Ca、Mg、K等の養分含量が多く、かつ陽イオン交換容量が大きく客土材としての適性を有することがわかった。しかし、反面ではNa含量の多いこと(pHも高くなる)について、さらに植物の栽培をとおしての検討が必要である。また、乾燥汚泥のNH₃-Nの多いことはその一部として汚泥の脱水過程で添加されるポリマーに由来するものが含まれているものと考えられ、この問題も今後の検討が必要である。なお、分析試料はその採取時期が違うが汚泥の種類に対応した性質を示しているものと思われる。

(2) 汚泥の加熱と塩基含量の変化

汚泥の加熱に伴う成分変化は第11表に示した。これによると、置換性Ca含量は200°Cに加熱すると約1/3の235mgに減少し、さらに温度の上昇につれて減少し800°Cでは65mgに低下した。

置換性Mg含量は、200°Cまでの変化がなく400°C以上になると徐々に低下した。置換性K含量は200°Cでやや減少し、400°Cが風乾物と等しく、600°Cでは141mgとなり風乾物の約3倍の値を示し、800°Cでは急激に減少した。

置換性Na含量および置換性全塩基含量は処理温度に比例して徐々に減少した。陽イオン交換容量は200°Cの減少が小さく、400°C以上では温度に比例して急激に減少した。塩基飽和度は風乾物から600°Cまでは104~128%の範囲内にあったが、800°Cでは210%を示していた。

浄水場の排水処理施設より得られる乾燥汚泥は生汚泥風乾物と200°C処理の中間的数値を示しており、汚泥乾燥時のバーナー温度が800°Cであるにもかかわらず汚泥の品温がそれほど高くないことが推定できる。この場合、汚泥の採取時期の相違は当然含有成分にも変化をおよぼすが、上記の推論は色の変化とも併せ考えるとほぼ妥当と思われる。

(3) 水浸出による汚泥の除塩効果

調査結果は第12表に排水のpH変動、Ca、Mg、Kの溶脱積算量を示し、第3図には排水中のNaの積算量を示した。また第4図には排水のECの変動について示した。

排水のpHは、毎日排水が7.4~7.8、1日おき排水と2日おき排水がともに7.3~7.6の変化を示した。

排水のEC値は、毎日排水の初回が2mσ/cmから調査最終回の0.43mσ/cmにおよび、1日おきが同じく1.9~0.8、2日おきが同じく2~1.4を示した。このことより、同一排水量の場合には排水回数が多い方が少ないものよりEC値の低下が顕著であった。

排水に伴う塩基の溶脱積算量(第12表)は、毎日排水が排水量806mmでCaO 152mg、MgO 36mg、K₂O 69mgとなり、1日おき排水が排水量417mmで同じく163mg、47mg、57mgであり、2日おき排水が排水量223mmで同じく132mg、42mg、42mgであった。このことからCa、Mg、Kの溶脱

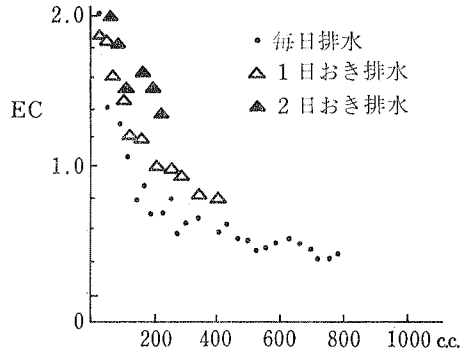
第11表 浄水汚泥の加熱に伴う成分変化 (乾物 100g中)

温 度 処 理	mg				me					陽イオン交換容量 me	塩基飽和度 %
	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	全塩基		
1. 風 乾 物	599	163	46	591	21.36	8.09	0.98	19.07	49.50	38.82	127.5
2. 200°C 処 理	235	166	31	476	8.38	8.23	0.66	15.36	32.63	30.03	108.7
3. 400°C "	167	86	47	348	5.96	4.27	1.00	11.23	22.46	18.68	120.2
4. 600°C "	140	72	141	123	4.99	3.57	2.99	3.97	15.52	14.88	104.3
5. 800°C "	65	46	25	36	2.32	2.28	0.53	1.16	6.29	3.00	209.7
6. 乾燥汚泥 (粉碎物)	476	209	55	589	16.97	10.37	1.17	19.00	47.51	40.27	118.0
7. " (粒状物)	562	139	52	656	20.04	6.89	1.10	21.16	49.19	44.44	110.7

(注) 1. 試料採取時期 (西長沢浄水場) 生汚泥 '74年12月 乾燥汚泥 '75年3月

第12表 排水に伴う pH 変化と塩基溶脱量

排水区分	排水回数	排水積算量 mm	pH	塩基積算量 (mg/P)		
				CaO	MgO	K ₂ O
毎日	2	57.1	7.4	34	8	9
	4	117.4	7.4	56	12	16
	7	195.7	7.6	76	17	24
	11	317.0	7.7	99	21	34
	14	413.5	7.6	113	24	42
	17	515.2	7.7	125	27	50
	20	608.7	7.8	134	30	56
	23	710.2	7.8	145	33	63
1日おき	2	46.6	7.3	16	4	6
	4	100.1	7.4	32	10	14
	8	211.0	7.6	97	27	33
	11	300.0	7.5	133	38	44
	15	416.6	7.5	163	47	57
2日おき	2	41.9	7.3	31	8	7
	5	110.2	7.6	70	20	19
	10	223.3	7.4	132	42	42



第4図 排水量と電気伝導度 (EC)

量は汚泥粒子と水の接触時間の長い場合の方が短いものより単位排水量当たりの除塩効率のよいことが明らかになった。

Na の溶脱量 (第3図) は、塩基の場合と同様に除塩間隔の長いものほど単位排水量当たりの値が増加していた。処理別の水量と Na の除塩効果の関係は、毎日排水処理が200mmでNa₂O1400mg、400mmで2400mgおよび800mmで3700mgであった。1日おき排水処理では200mmで1800mg、400mmで3000mgであり、2日おき排水処理では200mmで2000mgの除塩が可能であった。なお、毎日排水処理の積算水量800mmではNa₂Oの約39%を除塩することができた。

浄水汚泥中には主として水ガラス由来する Na が多量に含まれている。浄水汚泥の農業利用に当たってはこの多量の Na の存在が植生にどのような影響を与えるかについて詳細な検討が必要である。本項はその基礎資料として水田客土の場合を想定し、水による除塩がどの程度可能であるかを明らかにしようとしたものである。その結果、毎日20~25mmの排水処理を行ない総水量が800mmになれば、汚泥中の Na は総量の39%が溶出されることが明らかとなった。

このことより、本浄水汚泥の5~10トン/10a程度の水田客土では水稻の植生に大きな影響を与えることなく客土後短期間で除塩できることが推定された。

浄水汚泥成分の変動

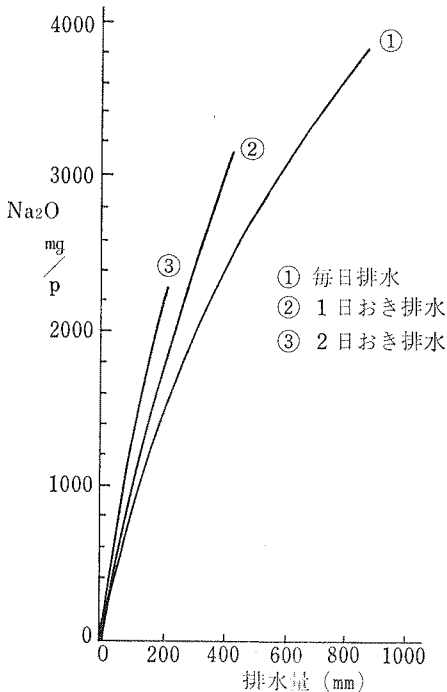
1. 目的

浄水汚泥成分の年間変動並びに浄水場間の変動を調査し、農業利用における基礎資料とする。

2. 試験方法

(1) 分析試料

神奈川県内広域水道企業団相模原浄水場より毎月定時



第3図 溶出 Na の積算量

に試料を採取し分析を行った。

(2) 化学的成分の分析

分析方法は前項の浄水汚泥の化学的特性に準じて行った。

3. 結果と考察

(1) 浄水汚泥成分の年間変動

浄水汚泥成分の年間変動の分析結果は第13表および第14表に示した。第13表によれば、水分含量は平均23%で

第13表 浄水汚泥成分の年間変動 (その1)

(乾土当たり)

月	水分 (%)	pH		電気伝導度 (mV/cm)	可給態P ₂ O ₅ Truog (mg/100g)	NO ₃ -N (mg/100g)	T-N (NO ₃ -Nを除く) (mg/100g)
		H ₂ O	KCl				
6	10.0	7.05	6.17	0.50	18.19	0.03	259
7	27.3	7.20	6.28	0.46	19.10	0.29	238
8	17.5	6.97	6.17	0.38	25.66	0.07	289
9	16.5	7.16	6.31	0.37	22.00	0.63	201
10	20.5	6.92	6.25	0.34	22.66	2.56	210
11	18.8	7.05	6.29	0.37	31.28	0.07	237
12	32.3	6.94	6.24	0.40	22.23	0.11	256
1	35.8	6.70	6.08	0.55	26.83	0	406
2	37.5	6.64	6.08	0.57	20.46	0	389
3	20.0	6.70	6.09	0.47	44.18	0.01	363
4	25.0	6.81	6.03	0.53	32.93	0	180
5	15.0	6.88	6.05	0.53	25.69	0	275
平均	23.0	6.92	6.17	0.46	25.93	0.31	275
標準偏差	8.6	0.18	0.01	0.08	7.31	0.73	74
変異係数(%)	37.4	2.6	0.2	17.4	28.2	235.5	26.9

(注) 分析試料は乾燥汚泥、相模原浄水場より採取 (76.6~77.12)

第14表 浄水汚泥成分の年間変動 (その2)

(乾土当たり)

月	(mg/100g)				(mg/100g)				全塩基 (me/100g)	陽イオン交換容量 (me/100g)	塩基飽和度 (%)
	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O			
6	691	88	46	310	24.64	4.36	0.98	10.00	39.98	42.76	93.5
7	747	92	53	323	26.64	4.56	1.13	10.42	42.75	45.25	94.5
8	801	109	53	222	28.56	5.41	1.13	7.16	42.26	44.08	95.9
9	685	89	50	224	24.43	4.41	1.06	7.23	37.13	38.08	97.5
10	787	98	53	185	28.06	4.86	1.13	5.97	40.02	40.81	98.1
11	768	92	54	208	27.39	4.56	1.15	6.71	39.81	44.90	88.7
12	779	95	41	223	27.78	4.71	0.87	7.19	40.55	41.28	98.2
1	904	121	46	248	32.24	6.00	0.98	8.00	47.22	51.23	92.2
2	867	100	45	158	30.92	4.96	0.96	5.10	41.94	42.81	98.0
3	816	100	63	171	29.10	4.96	1.34	5.52	40.92	41.93	97.6
4	700	83	40	237	24.96	4.12	0.85	7.65	37.58	42.13	89.2
5	744	88	42	300	26.53	4.36	0.89	9.68	41.46	44.16	93.9
平均	774	96	49	234	27.60	4.77	1.04	7.55	40.97	43.29	94.8
標準偏差	68	10	7	53	2.41	0.52	0.14	1.72	2.61	3.19	3.4
変異係数(%)	8.8	10.4	14.3	22.6	8.7	10.9	13.5	22.8	6.4	7.4	3.6

(注) 1. 分析試料は乾燥汚泥、相模原浄水場より採取 (76~77.12)

2. 塩基は置換性を示す。

第15表 浄水汚泥成分の浄水場間における変動

(乾土当たり)

浄水場	水分 (%)	PH		電気伝導度 ($m\sigma/cm$)	可給態 P_2O_5 ($mg/100g$)	(mg/100g)				全塩基 ($me/100g$)	陽イオン交換容量 ($me/100g$)	塩基飽和度 (%)
		H ₂ O	KCl			CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O			
西長沢	21.3	6.70	6.33	0.46	24.90	823	119	54	264	44.94	47.90	91.9
相模原	19.2	6.47	6.14	0.35	26.68	816	112	65	178	41.70	45.40	93.8
伊勢原	14.6	7.01	6.29	0.23	30.76	674	85	66	319	39.95	39.97	99.9
平均	18.4	6.73	6.25	0.35	27.45	771	105	62	254	42.20	44.42	95.2
標準偏差	3.4	0.27	0.10	0.12	3.00	84	18	7	71	2.53	4.05	4.2
変異係数(%)	18.5	4.0	1.6	34.3	10.9	10.9	17.1	11.3	28.0	6.0	9.1	4.4

(注) 1. 分析試料は乾燥汚泥を採取(78.12.14)

あり、12月から2月にかけて高い傾向が認められた。変異係数は37%であった。pHの平均値はH₂O浸出が6.92、KCl浸出が6.17であり、変異係数はともに小さかった。電気伝導度は平均値が0.46で月別の変動傾向が認められなかった。

可給態Pは平均値が26mgであり、18mgから44mgの変動を示し、変異係数は28%であった。NO₃-Nは9月と10月に僅かに認められた。T-Nは平均で275mgを示し、1月から3月にかけて多い傾向があり、変異係数は27%であった。

置換性塩基と陽イオン交換容量は第14表のとおりであり、その平均値はCa 774mg, Mg 96mg, K49mg, Na 234mg, 陽イオン交換容量43me, 塩基飽和度95%であった。変異係数はCa 9%, Mg 11%, K 14%, Na 23%, 全塩基(me)が6%, 陽イオン交換容量7%, 塩基飽和度4%であった。

以上、月別に変異係数の大きい成分は、水分、可給態P、T-N、Na等であり、変異係数の小さい成分はpHと塩基飽和度であった。

(2) 浄水汚泥成分の浄水場間変動

浄水汚泥成分の浄水場間の変動について示したのが第15表である。これによると、浄水場間で変異の大きい項目は電気伝導度とNaであり、中位には水分、Mg、P、K、Ca等が該当し、とくに小さいものにはpHと全塩基が含まれていた。

浄水汚泥の農業利用に当っては、資材の効果を常に同一水準で発揮させる必要がある。この目的を達成するためには、提供される資材の均一性が求められる。本調査は、浄水汚泥の成分変動が、原水の性質の差に基づくもの、汚泥製造過程における薬注条件によるものおよび浄水場相互間によるもの等によって生じるものと推定し、月別、場別に行ったものである。

その結果によれば、とくに可給態P、T-NおよびNa

等の成分変動の大きいことがわかった。このうち、とくに植物の生育に影響をおよぼすと思われるT-Nについてはさらに詳細な検討が必要である。また、浄水場間の成分比較は1回だけでは不十分であり、月別調査が必要と思われる。なお、成分の不均一性に基づく植物生育の不揃いを回避するためには、汚泥を均一に混合するか、または汚泥の主要な化学成分を調査した上で農業利用をはかるなどの配慮が必要である。

総括

本節の検討は浄水汚泥の基本的性格を把握し、農業利用の可能性を明らかにするため、つぎの5項目に重点をおいて行った。

- (1) 汚泥の一般理化学的性質を明らかにする。
- (2) 汚泥の粘土鉱物組成から客土材あるいは培土としての適応性を明らかにする。
- (3) 汚泥の乾燥に伴う加熱処理がその理化学的性質におよぼす影響を明らかにする。
- (4) 汚泥に対するポリマーおよび水ガラスの添加がその理化学的性質におよぼす影響を明らかにする。
- (5) 汚泥の化学成分の変動を明らかにする。

(1)の汚泥の一般理化学的性質は、土性がCL、陽イオン交換容量が40ミリグラム当量で保肥力が大きく、かつ養分含量が多量に含まれており、客土材あるいは培土として適応性のあることが明らかとなった。しかし、一方ではNa含量が多いという欠点を持っていることがわかった。なお、この点については後述(4)で除塩について検討を行った。

(2)の粘土鉱物組成はアロフエン、クロライト、カオリン、モンモリロナイトおよびイライト等が多く、その他ゼオライト、角閃石、石英等が認められた。このように汚泥中の粘土鉱物は各鉱物が機械的に混在している点で特異性が認められた。鉱物の特性としては、モンモリロ

ナイト、クロライト、イライト、ゼオライト等陽イオン交換容量が大きく、かつ塩基吸着力の強いものが多量に含まれ、本汚泥が客土材あるいは培土として適していることが明らかとなった。なお、粘土鉱物組成は、生汚泥と乾燥汚泥の間に差違が認められなかった。

(3)については、汚泥の乾燥過程における加熱処理が品温をどの程度高め、またこのときの汚泥の理化学的性質がどう変化するかを明らかにするために行ったものである。この結果、色の変化は温度の上昇に従って赤味を増し、pHは同じく低下し、置換性塩基と陽イオン交換容量は同じく著しく減少した。しかし、浄水場の排水処理施設より得られる乾燥汚泥は生汚泥と200°C処理の中間的数値を示しており、客土材あるいは培土としての適性が維持されていることがわかった。

(4)については、汚泥の脱水過程で添加されるポリマーおよび水ガラスが、汚泥の理化学的性質にどのような変化を与えるかを明らかにし、かつ作物栽培時の作物に対する影響を予測しようとするものである。ポリマーの影響は、NH₃-N含量で認められ、とくに汚泥を乾燥させるとNH₃-Nの生成量が増加した。このことより、汚泥に添加されるポリマーはある程度形態が変わりNの有効化するものと考えられる。したがって、作物の栽培に当ってはNの肥効が十分に予測できる。この問題については、ポリマーの土壌中における分解の可能性、作物への移行性などの確認が必要と考えられた。

汚泥に対する水ガラスの添加は置換性Naの著しい増加をもたらし、かつpHを上昇させる。本汚泥による作物栽培では多量のNaの存在が他の塩基の吸収を阻害するおそれがあると考えられた。そこで、Naに対する検討は水田への客土を想定して行った結果、毎日20~25mmの排水処理で水量が800mmになると約39%のNaを除塩できることが明らかとなった。したがって、10アール当たり5~10トン程度の水田客土では水稻の植生に大きな影響を与えることなく、Naの除塩も2カ年程度で可能と思われた。水ガラスの添加に伴う汚泥のアルカリ化現象は作物の生育反応をとおしてさらに検討するのが妥当と考えられた。

(5)の汚泥の化学成分の変動については、相模原浄水場について年間調査を実施し、月別に変異係数の大きい成分は、水分、可給態P、T-N、Na等であり、変異係数の小さいものはpHと塩基飽和度であった。浄水場間の成分変動を調査した結果では、変異の大きい項目として電気伝導度とNaがあげられた。汚泥中成分の変動は、水質、薬剤添加および浄水場間等によって生じるものと推定された。また、成分の不均一性に基づく植生の不揃

いを回避するためには、汚泥の混合または主要成分の分析調査等を行う必要性が指摘された。

摘要

(1) 浄水汚泥(生、乾)の粘土含量は16~18%であり、土性はCLであった。乾燥汚泥の容積重(仮比重)は68g、最大容水量は77%であった。粒度分布は2~1mmが約40%、1~0.5mmおよび0.5mm以下がそれぞれ25%、3~2mmは9%の値を示していた。

(2) 浄水汚泥の粘土鉱物組成は粘土画分、シルト画分ともにあらゆる鉱物が機械的に混合した状態にあり極めて特異的であった。粘土画分ではアロフェン、クロライト、カオリン、モンモリロナイト、イライト等が多く、その他ゼオライト、角閃石、石英等が認められた。

(3) 浄水汚泥の化学的性質はpHが7.5~8.0でやや高く、可給態Pが10~15mg、磷酸吸収係数が2000~2500であった。置換性塩基はCaが700~800mg、Mgが200~270mg、Kが40~50mg、Naが400mg内外で異常に高かった。全塩基量は50~55me、陽イオン交換容量が40~47me、塩基飽和度が120%内外の値を示した。NH₃-Nは生汚泥が9mg、乾燥汚泥が18mgであり、湛水30°Cではそれぞれ22mgおよび45mgとなり、加熱乾燥によるNの有効化が認められた。

(4) 生汚泥の加熱乾燥は汚泥の化学成分(Nを除く)、鉱物組成等に大きな影響をおよぼさなかった。

(5) 乾燥汚泥の湛水除塩効果は毎日排水20~25mmで水量が800mmになると約39%のNa除去が可能であった。

(6) 乾燥汚泥の成分を月別に調査(相模原浄水場)した結果、変異係数の大きい成分には、水分、可給態P、T-N、Na等が該当し、小さいものにはpHと塩基飽和度が含まれた。

(7) 3浄水場間の汚泥成分の変動を調査した結果では変異の大きい成分は電気伝導度とNaであり、中位には水分、Mg、P、K、Caが該当し、とくに小さいものにはpHと全塩基が含まれた。

第2節 浄水汚泥の分解特性

浄水汚泥中窒素の無機化機構

1. 目的

浄水汚泥と水稻生育との関係は第2章で検討し、水稻生育が極めて良好であることがわかった。水稻の生育が良い理由の一つとしては、浄水汚泥の処理過程で添加されるポリマーに由来するNの有効化が考えられる。本項はこの仮説に基づく検討を行ないNの放出機構を明らか

にしようとするものである。

2. 試験方法

水耕試験：水耕試験の容器は直径25mm深さ150mmで、試験溶液50mlを採取し、処理はポリマー（アニオン系）1000, 100, 10, 0ppm, 硫安（N157ppm）の5区2区制とし、水稲クサエを使った。

培養試験：湛水培養は浄水汚泥約5~10gをガラス容器に充填し、2~3区制として30°Cおよび40°Cで28日間湛水条件下で培養した。また、畑培養は浄水汚泥の乾土20g相当量をコニカルピーカーに採取し、水分は最大容水量の60%相当量を加え、20°Cおよび30°Cに所定の日数放置した。硝化菌の測定は細菌計数培地を使用し、希釈頻度法に従い行った。硝化菌の接種は沖積土壌1gに対して水100mlの抽出液を1ml添加する方法で行った。Nの分析はNH₃-Nをセミマイクロ蒸溜法、NO₃-Nをフェノール硫酸法により行なった。

生浄水汚泥の加熱処理：生浄水汚泥は風乾後、所定温度の電気炉で2時間加熱した。Nの分析はセミマイクロ蒸溜法に従い行なった。

3. 結果と考察

(1) 水耕試験

水稲の水耕栽培の結果は第16表に示すとおりである。ポリマー添加区の水稲の葉色は試験実施の約1カ月間常に黄色を示し、Nの肥効は認められなかった。新根の発

生はN供給の行なわれないポリマー区と蒸溜水の場合に顕著であり、硫安区の場合はほとんど新根の発生が認められなかった。なお、硫安区は初期より濃緑色を示していたが、約20日間で枯死した。

(2) 培養試験

湛水培養：汚泥をそれぞれ湛水状態（水田の条件）で培養した結果は第17表に示すとおりである。薬品（ポリマー、水ガラス）添加の生汚泥は湛水状態で保温するとNH₃-Nの生成量が多く、汚泥100g当たり30°Cで56mg、40°Cで106mgを示し、両者間の差は50mgであった。

生浄水汚泥を一旦風乾した場合は30°CのNH₃-N量が約14mg増加するが、40°CのNH₃-N量が減少し、温度効果は17mg程度であった。

第4区の乾燥汚泥を測定した結果では、30°Cで45mg程度のNH₃-Nの生成が認められるが、40°Cの生成量は僅かに増加する程度であった。なお、第2, 3区の生汚泥と第4区の乾燥汚泥とはその採取時期が異なるので厳密な比較ができなかった。

畑培養：乾燥汚泥を畑条件下で温度別に培養した結果は第5図のとおりである。供試汚泥のT-N含量は100g中254.4mgであり、そのうちNH₃-N12.7mg、NO₃-N0.7mgが含まれていた。第5図の無機化N量は、培養によって生じた正味のN量で原土の13.4mgNを差し引いて算出したものである。30°C培養の場合は、NH₃-Nの生成がNO₃-N

第16表 ポリマー濃度と水稲生育

処 理	草丈(cm)		新生根長(mm)			葉 色
	S 7.	51. 15	6.	16	6. 24 7. 15	
1. ポリマー1000ppm (N 157ppm)	19.1		52		73 128	黄 色
2. " 100 " (N15.7ppm)	16.7		65		76 93	"
3. " 10 " (N1.57ppm)	15.2		60		94 94	"
4. " 0 " (N 0)	15.1		55		92 104	"
5. 硫 安 (N 157ppm)	初期濃緑色、新生根伸長なし、7月1日枯死					

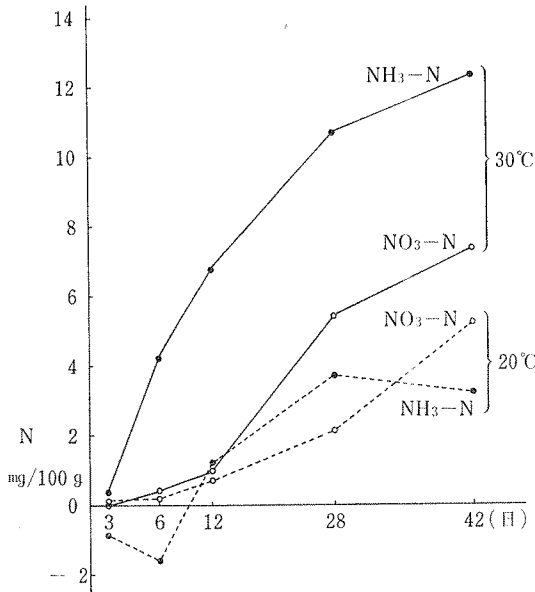
(注) 水耕(76.6.11~7.15)

第17表 各種汚泥の湛水培養による窒素の有効化量 (乾土100g中mg)

汚 泥 の 種 類	NH ₃ -N (28日間培養)		
	30°C	40°C	(40-30)°C
1. 生汚泥(薬品未添加、風乾物) (75.3)	19.28	18.30	-0.98
2. 生汚泥(ポリマー、水ガラス入り) (76.5)	55.58	105.59	50.01
3. 生汚泥(ポリマー、水ガラス入り、風乾物) (76.5)	69.99	87.04	17.05
4. 乾燥汚泥(ポリマー、水ガラス入り、200°C処理) (75.3)	44.99	48.09	3.10

(注) 1. 試料は西長沢浄水場より採取。

2. 第1区の生汚泥中にはポリマーが多少混入していると思われる。



第5図 畑培養による無機化窒素量の変動
(注) 試料採取 (相模原浄水場 S55.5.28)

の生成より先行し、42日間で12mgが生成した。NO₃-Nは12日以降に増加し42日間で約7mgが生成した。20°Cの場合は培養初期のN生成量が少なく、28日以降に増加していた。42日目のT-Nに対するN無機化率は30°Cが7.7%、20°Cが3.3%であった。

浄水汚泥の畑培養に伴う硝化菌の接種効果は第18表に示した。これによると、両細菌とも接種効果が大きく現

第18表 硝化菌の接種効果

処 理	アンモニア酸化菌	亜硝酸酸化菌
培養前	0.21 × 10 ³	0.95 × 10 ³
培養28日間	1.54 × 10 ⁵	4.92 × 10 ⁴
同、土壌溶液添加	1.06 × 10 ⁶	1.39 × 10 ⁶

第19表 生汚泥(風乾物)の加熱処理と窒素の有効化量
(乾土100g中mg)

処 理	NH ₃ -N
1. 室内風乾処理	20.61
2. 100°C 2時間処理	21.37
3. 200°C "	34.57
4. 300°C "	30.75
5. 400°C "	10.41
6. 600°C "	9.05
7. 800°C "	8.92

(注) 試料は西長沢浄水場より採取('74.12月)

われており、とくに亜硝酸酸化菌の増加が顕著であった。

(3) 生浄水汚泥の加熱処理

生浄水汚泥の加熱処理結果は第19表に示した。これによると、生浄水汚泥風乾物の加熱処理によるNH₃-Nの生成量は無処理が21mg、100°Cが21mg、200°Cが35mgで最高を示し、300°Cが31mg、400°Cが10mgとなり、急激に減少している。このNの減少は加熱に伴うNガスによる損失と考えられた。

(4) 考 察

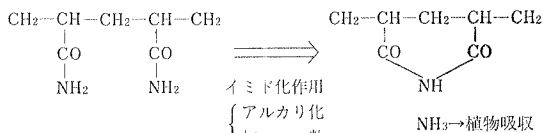
ポリマーの水耕試験、汚泥の培養試験および加熱処理により、浄水汚泥中の窒素の無機化機構を検討した。第2章で明らかのように、浄水汚泥による水稲への初期の著しいNの供給は、その一部が汚泥の処理過程で添加されるポリマーに由来するものと思われた。

ポリマーは一般的に安定な物質で、分解しないものとされている。本検討においても、ポリマー加用による水稲の水耕栽培ではNの肥効が葉色に現われず安定な状態(第16表)であることがわかった。しかし、浄水場で生産される生汚泥は常温あるいは加温によって多量のNの生成が認められた。このことは、ポリマー単独ではN供給が起きないが、水ガラスの加用または加熱によってNが遊離することを示している。

ポリマーと温度処理の検討(第19表)は浄水場における汚泥処理過程のバーナー温度800°Cを想定して行なったものである。この生汚泥にはポリマーと水ガラスが添加されているが、温度処理によって明らかにNH₃-Nの生成量が違い、200°C内外(実際の品温)が最大値を示し最も効率的であった。

このように、ポリマーに対する水ガラス加用によるアルカリ効果および加熱効果は、第6図のN放出機構として示すことができる。このNの放出機構はアルカリおよび熱処理によってアミノ基(NH₂)がイミド化(NH)とし、このときNH₃が遊離するものと考えられる。そしてこのNH₃-Nは直接植物へ供給され、さらに畑地ではNO₃-Nに変化して吸収され肥効を示すことが推定される。

汚泥中に当初から存在するNH₃-Nは上に論じたポリマーのイミド化によって生じるものと思われるが、この汚泥を培養するときさらにNの有効化が認められる。この



第6図 ポリマー中窒素の放出機構

$\text{NH}_3\text{-N}$ はポリマーに由来するものとそれ以外のNの含量を示すものである。ポリマー以外のN源としては原水中に含まれる動植物遺体の分解残渣に由来するアミノ酸態N、ヘキソサミン態N、アミド態N等¹⁰⁾と考えられ、培養に伴う微生物分解によって容易にNが有効化されるものと思われる。また、薬品添加の生汚泥は温度効果(40°CのN量-30°CのN量)が50mg/100gにおよんだ。これは培養温度の上昇に伴う微生物活性の増大によるものであり、易分解性N源の存在を示すものである。

畑条件で乾燥汚泥を培養すると(第5図)、 $\text{NH}_3\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の生成が培養日数に比例して増加する。培養温度30°Cは20°Cに比べてNの生成量が多く、また $\text{NH}_3\text{-N}$ が $\text{NO}_3\text{-N}$ よりも多い(とくに30°C)ことがわかる。これは、いずれの場合も微生物活性に基づくN発現作用であることを示している。畑作物は、一般に $\text{NO}_3\text{-N}$ を $\text{NH}_3\text{-N}$ よりも好む性質¹⁰⁾があることより、浄水汚泥中の $\text{NH}_3\text{-N}$ をなるべく早く硝化させることが、本資材を農業利用する場合の留意点と思われる。このようなことから、第18表に示す硝化菌の接種効果を検討した結果、汚泥中の細菌数が明らかに増加することがわかった。

以上、浄水汚泥のNの無機化は、第一段階として汚泥の処理過程で添加されるポリマーのイミド化に起因する $\text{NH}_3\text{-N}$ の富化現象と思われた。さらに、汚泥の培養に伴って生成するNは、その主体が汚泥に含まれる動植物遺体に起因するものと思われ、これが微生物作用によって無機化されるものと推定された。

摘要

(1) ポリマーは水耕栽培によっても水稲へのN供給が起こらなかった。

(2) 生汚泥の湛水培養に伴う地温上昇効果(40°Cと30°Cの差)は50mg/100gであった。生汚泥の乾土効果は14mgであり、この場合の温度効果は17mgであった。なお、乾燥汚泥のN生成量は生汚泥の場合より劣っていた。

(3) 乾燥汚泥を畑条件で温度別に培養した結果、培養によるN生成量は42日間でT-Nに対して30°Cが7.7%、20°Cが3.3%であった。畑培養に伴う硝化菌の接種効果は、亜硝酸酸化菌の場合が顕著であった。

(4) 生汚泥風乾物の加熱処理結果では、200°Cが35mg/100gで最も効率が高く、この温度は浄水場の処理品温とはほぼ一致していた。

(5) 乾燥汚泥中に多量に存在する $\text{NH}_3\text{-N}$ はポリマーのアルカリ化あるいは加熱に伴うイミド化作用に起因するものと推定できた。また、培養によって生成するNは汚泥が本来的に保有している植物あるいは動物の遺体に由来するものと思われた。

第2章 浄水汚泥による水稲箱育苗並びに水稲栽培

第1節 水稲箱育苗

N施用量試験

1. 目的

浄水汚泥の水稲田植機箱育苗用床土への適用の可能性を明らかにするためN施用量について検討する。

2. 試験方法

試験は1976年と'78年の2カ年に亘って実施した。

1976年：品種は日本晴、育苗は木箱を用い、床土の消毒はタチガレン粉剤を箱当たり5g施用して行った。播種量は一箱当たり乾燥糶換算160gとし、出芽は室内育苗器(30°C)、緑化はガラス室内、硬化以後の管理は露地でそれぞれ行った。苗の調査は4月15日播を5月10日(25日苗)、5月14日播を6月1日(18日苗)にそれぞれ行った。試験区の構成は第20表に示すとおりである。

1978年：品種は日本晴、育苗は樹脂製稚苗用育苗箱を使用し、床土の消毒は箱当たりタチガレン粉剤5gとダユニール粉剤20gを施用して行った。その他、緑化をビニールハウスで行った以外は、'76年の場合に準じた。播種は9月8日、苗調査を9月28日(20日苗)に行った。試験構成は第21表に示すとおりである。

3. 結果と考察

(1) 1976年

播種期を変えて、浄水汚泥のN施用量について検討した結果は第20表のとおりである。早播(4月15日)の場合、汚泥区の葉色はN施用量に比例して緑色が増加しており、N-0g区の葉色は沖積土標肥区および火山灰土標肥区とはほぼ同様であった。草丈は葉色にほぼ比例して伸長したが、標準施肥のN-1.6g以上では徒長気味の生育であった。地上部乾物重は葉色、草丈の傾向と同様であった。床土のpHはN施用量に比例して低下する傾向を示した。普通播(5月14日)の場合、汚泥N-0g区で火山灰土標肥区とはほぼ同等の生育状態を示した。また、葉色はN施用量に比例して緑色が強くなり、N-1.6g区は早播の場合よりも軟弱気味の生育を示し、N-2.4g以上では乾物率の低下など明らかにN過剰の現象が認められた。なお、汚泥区は土壤の乾燥がやや進行するように見受けられた。

(2) 1978年

汚泥と火山灰土に対するN施用量を箱当たり0~2.5

第20表 N 施用量と苗の生育 (1976)

播種	試験区	項目	葉数 (枚)	草丈 (cm)	同左 C.V. (%)	葉色	茎葉乾 物重 (mg/本)	乾物率 (%)	床土 pH (H ₂ O)		備考
									播種時	育苗後	
4 月 15 日	汚泥 N- 0g		2.0	10.0	6.9	2	12.3	23.4	7.01	6.94	原土 pH
	" N-1.6g		2.0	11.0	6.7	3	13.6	27.4	7.03	6.70	汚泥 7.46
	" N-3.2g		2.3	13.5	5.9	4	15.3	28.8	6.94	6.40	火山灰土 6.08
	沖積土 標肥		1.8	9.6	6.4	1	11.9	28.7	6.34	5.76	沖積土 6.83
	火山灰土 "		1.9	10.0	5.1	2	13.0	28.4	5.79	5.51	
5 月 14 日	汚泥 N- 0g		2.5	15.0	5.4	2.5	13.5	16.0	6.99	7.02	原土 pH
	" N-1.6g		2.5	15.4	8.6	3.5	13.2	16.0	6.85	6.90	汚泥 7.25
	" N-2.4g		2.8	16.6	8.5	4	13.9	15.6	6.81	6.88	火山灰土 5.95
	" N-3.2g		2.7	16.0	9.1	5	13.0	15.4	6.76	6.84	沖積土 6.58
	沖積土 標肥		2.1	14.1	6.0	1	11.4	19.7	6.03	6.20	
火山灰土 "		2.2	14.8	6.3	3	13.1	20.2	5.44	5.70		

(注) 1. 火山灰土は黒色土を使用
 2. 葉色 1. 淡緑 2. やや淡緑 3. 緑 4. やや濃緑 5. 濃緑
 3. 標肥, N-1.6g/箱, 各区共通, P₂O₅ 16, K₂O 1.8g/箱

第21表 施肥量と苗の生育 (1978)

試験区	項目	葉数 (枚)	枯葉数 (枚)	草丈 (cm)	同左 C.V. (%)	第2葉 鞘長 (cm)	茎葉乾 物重 (mg/本)	乾物率 (%)	成苗率 (%)	茎葉 (%)	
										T-N	P ₂ O ₅
汚 泥	N- 0g	2.3	0.1	20.0	5.9	8.9	11.4	18.3	96.9	5.48	1.46
	N-0.5g	2.2	0.3	21.5	5.8	10.2	11.6	18.3	100.0	5.49	1.57
	N-1.0g	2.3	0.2	21.8	7.5	10.3	12.0	19.3	99.2	5.55	1.57
	N-1.5g	2.3	0.3	22.8	9.1	10.8	12.8	17.1	100.0	5.44	1.55
	N-2.0g	2.3	0.2	23.0	11.8	11.2	12.9	16.5	99.1	5.48	1.62
	N-2.5g	2.5	0.2	23.7	8.5	11.4	13.3	17.5	99.1	5.60	1.66
火 山 灰 土	N- 0g	1.9	0	13.3	6.8	—	9.0	23.7	100.0	2.69	1.34
	N-0.5g	2.0	0.2	16.6	9.2	6.1	10.2	21.3	100.0	2.91	1.36
	N-1.0g	2.0	0.5	19.0	4.6	7.8	11.2	19.0	98.6	3.29	1.38
	N-1.5g	2.1	0.9	21.3	3.8	9.0	11.7	18.9	100.0	3.55	1.44
	N-2.0g	2.2	0.9	23.3	7.8	10.1	12.6	17.4	100.0	3.95	1.51
	N-2.5g	2.2	0.6	23.4	7.5	10.3	13.1	16.9	100.0	4.26	1.56

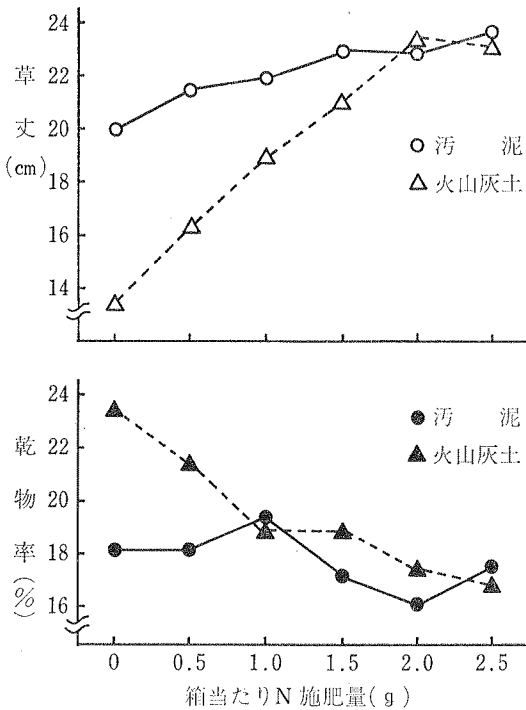
(注) 1. 火山灰土は黒土を使用
 2. P₂O₅ 1.6, K₂O 1.8g/箱

gまで0.5gきざみで検討した結果は第21表および第7図のとおりである。汚泥区はN施用量に応じて、草丈、第2葉鞘長、乾物重が増加する傾向にあり、乾物率は逆に減少の傾向が認められた。外観上の生育はN施用量による差異が火山灰土ほど明らかでなかったが、N-0.5~1.0g区の生育が健全と思われた。

火山灰土では、N施用量に比例して生育が旺盛となったが、N-2g以上では、草丈、乾物重の増加が少なく、

また乾物率はN施用量の増加に反比例して減少していた。このようなことから、火山灰土のN適量は1.5~2gと考えられ、坂本ら⁴⁾の結果と類似した値を示していた。

稚苗茎葉の T-N 含量を調査した結果では、汚泥区はNの施用量による差が少なく5.5~5.6%程度の値を示し、かつ火山灰土の2~1.3倍程度を示した。火山灰土はN-0g区が2.7%で施用量に比例して増加し、N-2.5



第7図 箱育苗の施肥量と苗の生育

g区においても4.3%の値であった。

(3) 考察

浄水汚泥を稚苗箱育苗の床土に適用できるかを明らかにするため、1976年は早播及び普通播における稚苗生育の特徴を調査し、'78年はN施用量と稚苗の生育との関係について、火山灰土と比較検討した。'76年の試験では、汚泥の同一N施用量区は早播区が普通播区より劣る生育を示した。これは出芽後の育苗環境条件の差、すなわち気象条件とくに気温の差によるものと考えられる。苗調査までの育苗期間が早播で25日、普通播が18日であったにもかかわらず、生育に差の現われたことはこのことを示している。また、葉色は普通播区が相対的に緑色が強いことおよびN施用量の増加による生育量増大の傾向が早播でより大きいことから、汚泥の保有するNの放出が気温の上昇に伴い効率的に行われ、植物に吸収されたことが推定でき、早播の場合は施用したNの影響が苗の生育に大きく現れたが気温の高い普通播ではN施用量間の生育上の差異が小さくなったものと考えられる。

'78年の試験は汚泥のN供給力の大きいことに着目して詳細な検討を行った結果、火山灰土の適量が箱当たりN 1.5~2.0gであったのに対し、汚泥では0.5~1.0gと推定され、火山灰土の約半が健全な苗の育成に対して適当

であることがわかった。また土壌のpHは7.5程度でも短期間の水稲稚苗の生育に対して悪影響が認められなかった。しかし早播等の低温時育苗においてはpHと立枯症状との関連についての検討が必要である。なお、汚泥は土壌の乾燥がやや進む傾向にあるので、この点については別途検討が必要と思われる。

自然土壌との混合利用

1. 目的

浄水汚泥の水稲箱育苗用床土への利用に当たって、自然土壌の増量材としての効果を確認するため、その混合割合を検討する。

2. 試験方法

自然土壌としては、火山灰土(黒色土)と沖積土(灰褐色の壤土)を使用し、浄水汚泥とそれぞれ混合した。供試品種、播種期および育苗法はN施用量試験(1976)に準じて行った。苗調査は4月15日播を5月10日(25日苗)、5月14日播を6月1日(18日苗)に行った。試験構成は第22表に示すとおりである。

3. 結果と考察

試験結果を第22表に示した。苗の生育は両播種期ともに汚泥区が沖積土および火山灰土より優り、葉色も緑色が強かったが、やや軟弱気味の生育状態を示していた。沖積土と火山灰土との比較では早播は火山灰土が優る傾向がみられたが、普通播では両者に差が認められなかった。

汚泥と土壌の混合比率では、早播は汚泥の割合が2:1になるとその生育の様相が汚泥単独の場合に類似し、普通播の場合にはさらにこの傾向が強まり、軟弱気味の生育となることが認められた。

播種期の違いが苗の生育に及ぼす影響は、気温の高い場合の草丈、乾物重、緑色度等の増大傾向が明らかに認められた。土壌の混合に伴うpHの変化は、汚泥量の多い場合に小さい傾向があり、土壌の種類では火山灰土の場合にpHの低下割合が大きかった。なお、自然状態の沖積土や火山灰土を篩分けして床土を調整する場合に、土壌の過湿条件下ではその作業に困難性を伴うことがあるが、乾燥汚泥の混合で本作業の能率向上の得られることがわかった。

以上、汚泥を自然土壌と混合して床土を調整する場合には、1:1程度が適当と考えられた。しかし、本試験の事例では播種期が4月15日の早播の場合、汚泥窒素の肥効が葉色には十分に現われないが、5月14日の普通播の場合には汚泥窒素の肥効が生育や葉色等に十分現われることより、前項の試験と同様に汚泥のN供給が気温の

第22表 汚泥と土壌の混合条件と苗の生育 (1976)

播種	試験区	項目	葉数 (枚)	草丈 (cm)	同左 C.V. (%)	葉色	茎葉乾 物重 (mg/本)	乾物率 (%)	pH (H ₂ O)		備考
									播種時	育苗後	
4 月 15 日	汚泥		2.0	11.0	6.8	2	13.6	27.4	7.03	6.70	原土 pH
	汚泥 1 : 1 沖積土		1.8	9.5	7.8	1	11.8	25.9	6.76	6.64	汚泥—7.46
	“ 2 : 1 “		1.9	9.7	8.9	1	11.7	27.4	6.86	6.71	沖積土—6.83
	汚泥 1 : 1 火山灰土		1.9	11.0	7.9	1	11.8	26.3	6.31	6.26	火山灰土—6.08
	“ 2 : 1 “		2.0	10.9	11.7	2	13.1	27.3	6.61	6.49	
	沖積土 火山灰土		1.8 1.9	9.6 10.0	6.4 5.1	1 2	11.3 13.0	23.4 32.9	6.34 5.79	5.76 5.51	
5 月 14 日	汚泥		2.5	15.0	8.6	4	13.2	16.0	6.85	6.90	原土 pH
	汚泥 1 : 1 沖積土		2.3	15.6	3.4	3	12.0	15.4	6.79	6.71	汚泥—7.25
	“ 2 : 1 “		2.6	15.4	4.1	3	13.1	15.7	6.87	6.89	沖積土—6.58
	汚泥 1 : 1 火山灰土		2.4	14.7	4.7	3	13.2	17.4	6.39	6.44	火山灰土—5.95
	“ 2 : 1 “		2.5	15.5	3.7	4	13.1	16.2	6.63	6.62	
	沖積土 火山灰土		2.1 2.2	14.1 14.8	6.8 6.3	1 2	11.4 13.1	19.7 20.2	6.03 5.44	6.20 5.70	

(注) 葉色 1. 淡緑, 2. やや緑, 3. 緑, 4. やや濃緑, 5. 濃緑

上昇に伴って円滑に行われたためと思われる。このことから、N施用量については施肥標準量を下回ったところに適量があるものと考えられる。なお、汚泥のN含量は産出時期によって差異があるので、分析調査の上適宜Nを加減することが重要と考えられた。

水稻箱育苗における水管理

1. 目的

水稻箱育苗を健全に行うためには、浄水汚泥の実用的な水分特性を明らかにする必要がある。本項の検討は水稻稚苗の生育をとおして、箱づめ前床土の適水分状態、播種時の灌水量並びに苗硬化期間の灌水量について明らかにするため試験を行った。

2. 試験方法

(1) 箱づめ前床土の適水分

床土として粒径の異なる汚泥A(1977・大粒)、汚泥B(1975・小粒)および火山灰土(黒色土)を使用した。箱づめ前の床土の適水分は手で握って固まらない程度が一般的指標とされているので、この概念による予備調査を行ったのち、第23表による試験構成に従い、1978年3月28日試験を行った。

(2) 播種時の灌水量

汚泥と火山灰土(黒色土)を用い、(1)試験の検討で得られた適水分に近い状態の原土に、箱当たり水量を第26表に示すように4段階設けて、播種時の灌水量について検討を行った。育苗には樹脂製稚苗用育苗箱を使用し、

第23表 試験区の構成

(箱当り)

床土	原土量	加水量 (c.c.)
汚泥 A	2 kg	700, 750, 800
“ B	“	“ “ “
火山灰土	2.5	500, 550, 600, 650

(注) 供試床土の乾燥：ガラス室自然風乾
調査時期：3月28日

標準育苗法で行った。品種は日本晴、播種期は1978年9月9日、苗調査は9月29日で20日苗について行った。

(3) 苗硬化期間の灌水量

床土には汚泥、火山灰土の黒色土および黄色土の3種類を使い、標準的な方法で出芽および緑化した苗を露地で硬化し、雨天時にはビニールで被覆を行った。箱当たり灌水量は4段階設け、その構成は第28表に示すとおりである。床土に対する灌水方法は土壌の乾燥が進行して苗箱外縁部分の苗の萎凋が認められた場合に規定量を灌水した。調査は1978年9月11日から27日まで行った。

3. 結果と考察

(1) 箱づめ前床土の適水分

供試した汚泥の粒径分布は第24表に示すとおりであり、汚泥Aは0.5mm以下が6.5%、0.5~2.0mmが58.5%、2mm以上が34.9%であった。汚泥Bは0.5mm以下が13.3%、0.5~2.0mmが73.7%、2mm以上が12.8%であった。このことより汚泥Aは粒子が比較的粗く、汚泥Bは粒子

第24表 原土の粒径分布

床土	粒径(mm)						g	備考
	< 0.5 (%)	0.5~1.0 (%)	1.0~2.0 (%)	2.0~3.0 (%)	3.0 < (%)			
汚泥 A	6.5	26.9	31.6	27.3	7.6	750	1977	
〃 B	13.3	39.2	34.5	12.0	0.8	760	1975	
火山灰土(黒)	30.8	36.3	16.6	11.8	4.5	950		

第25表 添加水量と床土含水比

床土	原土量	原土含水比 (%)	加湿水量 (c. c.)	加水(湿)後			最大容水量比 (%)	備考
				重量 (kg)	容量 (ℓ)	含水比 (%)		
汚泥 A	2 kg (2.6ℓ)	8.02	700	2.68	2.81	43.7	52.3	やや乾燥大きい粒未吸水部分残る 適湿さらさらしている ややべとつくがほぼ適湿
			750	2.74	2.86	46.9	56.2	
			800	2.78	3.04	49.6	59.4	
汚泥 B	2 kg (2.6ℓ)	8.78	700	2.68	2.84	44.9	44.0	汚泥Aに準ずるが800cc加用区でもべとついた感じなく適湿
			750	2.74	2.89	47.7	46.8	
			800	2.78	3.05	50.2	49.2	
火山灰土(黒)	2.5kg (2.61ℓ)	5.87	500	2.99	3.16	26.9	26.1	乾燥気味かん水をはじく ほぼ適湿 適湿 やや過湿
			550	3.04	3.19	29.1	28.2	
			600	3.08	3.27	30.8	29.9	
			650	3.13	3.30	33.1	32.1	

(注) 加湿後の容量測定：汚泥A・Bとも700cc加用区…1ℓシリンダーの底をかるくし2度たたき、750cc加用区…700cc加用よりやや強くたたき、800cc加用区…底にすき間ができるのでかなり強くたたき、洪積土各水量区ともシリンダーの底を普通に3回たたき、最大容水量：汚泥A83.5%，B102.0%，火山灰土103.0%

の細かいことがわかる。

添加水量とこれに伴う土壌水分の変化は第25表に示した。床土量は育苗箱に床土を充填し、5mmのかき取りを行ったものについて示した。

汚泥Aの加水後の土壌水分は、700cc区が43.7%、750cc区が46.9%、800cc区が49.6%であった。また、最大容水量に対する割合は700cc区が52.3%、750cc区が56.2%、800cc区が59.4%であった。700cc加水区では、大粒の吸湿が不十分でやや乾燥気味であり、750cc加水区が最も適湿でさらさらした状態を示していた。800cc加水区は、加水直後はべとつき感があり過湿状態であったが、時間の経過にもない水分の土粒子内への吸湿がなされたと考えられ、4～5時間後には適湿状態となった。

汚泥Bの加水後の土壌水分は、700cc区が44.9%、750cc区が47.7%、800cc区が50.2%であった。また、最大容水量に対する割合は、それぞれ44.0%、46.8%、49.2%であった。本汚泥の場合は、汚泥Aの傾向とはほぼ同様であったが、800cc加水区でもべとつき感がなく適湿状態を示していた。

対照の火山灰土壌は土壌水分が26.9%から33.1%の範囲に分布し、最大容水量に対する割合は26.1%から32.1%におよんでいた。500ccの加水区では乾燥気味で、水分のはじき現象が認められた。550cc区は適湿に近く、600cc区が適湿状態とみられ、650cc区の場合には過湿状態を示した。

(2) 播種時の灌水量

床土の土壌水分を適湿状態に保ち、箱詰め後規定量の灌水を行い、播種覆土後および緑化時の土壌水分を測定した結果は第26表のとおりである。汚泥の場合、0.5ℓ灌水区の播種覆土後の土壌水分は64.9%であり、1ℓ灌水区で75.5%、1.5ℓ以上の灌水区では箱下への漏出により1ℓ区に近い76%内外を示した。緑化時の土壌水分は0.5ℓ区が60.6%、1ℓ区が73.5%、1.5～2ℓ区は79～80%であった。

火山灰土の場合0.5ℓ灌水区の播種覆土後の土壌水分は51.5%、1ℓ区で58.5%、1.5～2ℓ区は59～63%（箱下から漏出）の範囲内にあった。緑化時の土壌水分は0.5ℓ区が46.8%と播種覆土後よりかなり低下がみられ

第26表 かん水量と土壌水分(1987)

床土	床土水分 (%)	かん水量 (ℓ)	土 壌 水 分		備 考
			播種覆土後	緑 化 時	
汚泥	48.6	0.5	64.9	60.6	かん水量不足 苗の出芽おくれる
		1.0	75.5	73.5	" 適量
		1.5	76.8	78.5	" 過剰 過剰分流出
		2.0	76.7	80.2	" " "
火山灰土(黒)	35.9	0.5	51.5	46.8	かん水量不足 苗の出芽おくれる
		1.0	58.5	58.5	" 適量
		1.5	59.3	58.4	" やや過剰 過剰分流出
		2.0	62.6	62.7	" 過剰 "

- (注) 1. 土壌水分は含水比
 2. 最大容水量：汚泥 76.9%，火山灰土 103.0%
 3. かん水後直ちに播種，覆土，覆土後のかん水は行わない

第27表 苗 の 生 育 (1978)

床土	項目 試験区	葉 数 (枚)	第2葉軸 長 (cm)	草 丈 (cm)	同 左 C. V. (%)	茎葉乾物 重 (mg/本)	乾物率 (%)	出芽率 (%)	成苗率 (%)
	1.0ℓ "	2.4	12.8	25.4	5.6	13.4	12.6	100.0	96.8
	1.5ℓ "	2.4	12.6	25.9	8.4	13.3	12.9	100.0	95.6
	2.0ℓ "	2.3	11.4	23.5	6.8	13.2	13.9	100.0	97.7
火山灰土(黒)	0.5ℓかん水	2.0	7.0	19.3	5.9	12.1	16.2	100.0	96.4
	1.0ℓ "	2.0	8.5	20.6	6.2	11.5	14.9	100.0	95.6
	1.5ℓ "	2.0	7.8	20.4	4.7	11.9	15.7	100.0	95.1
	2.0ℓ "	2.0	7.7	20.1	6.2	11.3	15.5	100.0	96.2

たが1~2ℓ灌水区では播種覆土後にはほぼ等しい土壌水分状態を示した。

出芽状況は汚泥の場合0.5ℓ灌水区の出芽が遅れかつ不揃いであった。1~1.5ℓ灌水区は障害がなく、2ℓ灌水でも過湿による出芽への影響はとくに認められなかった。

火山灰土の場合も0.5ℓの灌水では出芽が遅れたが、1ℓ以上灌水では影響が認められなかった。

苗の生育状況は第27表に示した。これによると、出芽のおくれた0.5ℓ灌水区は生育が劣る傾向を示し、2ℓ灌水区は草丈のやや短い傾向が認められた。

(3) 苗硬化期間の灌水量

灌水の実施状況は第28表に示した。調査期間中の灌水回数は床土の種類に関係なく、1回当たり0.5ℓ区が13回、1ℓ区が8回(自然土壌7回)、1.5ℓ区が6.5回および2ℓ区が6回であった。1回0.5ℓ区は1日3回灌水が1回、1日2回灌水が3回あった。1回1ℓ区は1日2

回灌水が1回あった。また、1回の灌水量が1.5~2.0ℓの場合には灌水日に1回行うことで十分に足りた。

1回0.5ℓ灌水区は育苗後期に各床土とも乾燥し、1日3回の灌水が必要であった。床土別の乾燥程度は汚泥>黄色土≥黒土の傾向が認められた。1回1ℓ灌水区は、育苗初期には箱底部からの漏水が認められたが、後期には不足気味となり、汚泥でその傾向が大きかった。しかし、1日に2回の灌水を行えば萎凋は認められなかった。1回1.5ℓ灌水区は、汚泥が火山灰土に比べてとくに萎凋するという現象は認められなかったが、育苗後期になると1日1回の灌水ではやや不足気味の傾向がみられた。

1回2ℓ灌水区は、水量が多過ぎ、水の損失も大きいことが明らかになった。

灌水量と苗の生育の関係は第29表に示した。各床土とも1回0.5ℓの灌水では草丈がつまる生育を示した。1回1.5ℓ~2ℓの灌水区は、茎葉乾物率の低下が認められ、とくに生育の初期からの多量灌水は、苗の徒長や苗質の

第28表 供試床土とかん水状況

床土	かん水日 かん水時	9.11	9.16	9.18	9.19	9.20	9.21	9.22	9.25	9.26	9.27
		13	17	9.13.17	9.13.17	9.13.17	9	9.13.17	13.17	9.13	13.17
汚泥		○	○	○ ○	○	○ ○		○ ○ ○	○	○ ○	○
火山灰黒	0.5	○	○	○ ○	○	○ ○		○ ○ ○		○ ○	○
火山灰黄		○	○	○ ○	○	○ ○		○ ○ ○		○ ○	○
汚泥		○	○	○ ○		○		○	○	○	
火山灰黒	1.0	○	○	○ ○		○		○		○	
火山灰黄		○	○	○ ○		○		○		○	
汚泥		○	○	○	○		○	△		○	
火山灰黒	1.5	○	○	○	○		○	△		○	
火山灰黄		○	○	○	○		○	△		○	
汚泥		○	○	○	○			○		○	
火山灰黒	2.0	○	○	○	○			○		○	
火山灰黄		○	○	○	○			○		○	
天候		くもり雨	雨くもり	晴	くもり後晴	晴時々くもり	くもり雨	くもり	晴	晴	晴くもり

(注) 9月12日雨, 13日雨, 14日くもり, 15日雨, 17日晴後くもり, 23日雨後くもり, 24日雨後晴
△印は1/2量かん水

第29表 かん水量と苗の生育(1978)

床土	試験区	項目	葉数	草丈	同左	第2葉	第2葉	莖葉乾	乾物率	出芽率	成苗率
			(枚)	(cm)	C.V. (%)	鞘長 (cm)	身長 (cm)	物重 (mg/本)	(%)	(%)	(%)
汚泥	かん水区	0.5l	2.1	20.9	7.7	9.3	11.7	11.4	20.2	98.5	96.3
		1.0l	2.4	23.4	5.0	11.7	11.7	13.5	21.7	98.2	96.4
		1.5l	2.4	23.3	8.8	12.0	11.5	13.5	17.7	100.0	100.0
		2.0l	2.1	24.0	11.8	12.1	11.9	12.4	16.9	99.1	92.1
火山灰(黒)	かん水区	0.5l	2.0	21.4	7.5	8.6	13.2	12.3	23.1	99.0	96.2
		1.0l	2.0	21.6	9.8	8.1	13.5	12.3	24.0	99.2	98.5
		1.5l	2.1	23.6	7.0	9.6	14.1	12.4	19.8	98.3	96.7
		2.0l	2.0	23.5	4.7	9.5	14.0	12.4	21.5	98.4	98.4
火山灰(黄)	かん水区	0.5l	2.0	20.6	7.2	8.5	12.1	11.9	22.4	100.0	100.0
		1.0l	2.0	22.2	6.6	9.7	12.5	12.0	23.9	100.0	100.0
		1.5l	2.1	23.8	4.6	10.7	13.1	12.0	18.9	99.2	98.5
		2.0l	2.1	24.0	6.7	10.7	13.3	12.6	17.8	99.0	96.2

低下を招くことがうかがえる。

(4) 考察

水稲箱育苗における水管理は育苗条件の1因子として大きなかわりをもっているが、一方、播種作業時における微粒子(ほこり)の飛散が作業環境上問題となる場合が想定される。箱づめ前床土の適水分に関する検討は上述の問題を解決する上からも重要であり、かつその意

義が大きいと考えられる。

本汚泥は脱水造粒の過程で、汚泥の性質や薬品添加量あるいは乾燥機内の温度条件などによって粒子の大小が生じるものと考えられる。このようなことから、本検討は汚泥の粒子分布が粗い(A)ものと、細かい(B)ものを選定して調査した結果、細かい汚泥(B)は箱当たり800ccの加水でもべとつき感がなく適湿状態を示し、

粗い(A)ものと異なる傾向を示した。この理由は粒子の細かい場合は水分の土壌粒子へのとり込みが効率的に行われるためと思われる。なお、本研究における浄水汚泥は土粒子自体が緊密状で空隙がなく、粒子自体の保水力は小さいものと考えられる。したがって有効保水量は火山灰土に比べて劣るものと推定される。いずれにしても浄水汚泥に対する水添加量は箱当たり(風乾汚泥2kg)750~800ccであり、水分含量は45~50%が適当と推定された。

ついで播種時の灌水量は出芽期間中の土壌水分を確保する上で重要であり、かつ出芽後の稚苗の生育におよぼす影響が大きいため、この種の検討を欠くことができない。箱詰め、灌水、播種、覆土後の土壌水分含量を最大容水量に対する比率で示せば箱当たり灌水量0.5ℓが約84%、1ℓが約97%、1.5ℓ以上では100%以上(満潤)を示した。一方、出芽状況は1~1.5ℓが良好であったことにより、播種時の灌水量は1ℓが適当であることがわかった。また、火山灰土(黒土)の場合には最大容水量の約57%に相当する1ℓの灌水量が良好であり、本土壤と汚泥の土壌構造の基本的差異が水分特性にも現われたものと考えられる。

苗硬化期間中の灌水は、稚苗の生育を調整して機械(田植機)作業への適合や本田における活着及び初期生育に対しても影響するところが大きいので、育苗上の重要なポイントとなっている。本検討は1回当たりの灌水量を固定して行った結果1回0.5ℓ区が合計13回・6.5ℓ、1回1ℓ区が合計8回・8ℓ、1.5ℓ区が合計7回・9.5ℓ、2ℓ区が合計6回・12ℓの水量を必要とした。この灌水量の合計値と苗生育の関係をみれば、1~1.5ℓ区に相当する8~9.5ℓ灌水量区が相対的によい成績を示していることがわかる。

しかし、本検討は1回当たりの灌水量が水稻苗の生育量に関わりなく定められたという点で今後の検討を必要とするが、水稻苗の萎凋現象との関係で1日3回の灌水を行うなど精密な操作が行われたことから、本結果に基づく生育時期別灌水量を推定すれば育苗の初期は0.5~1ℓの1日1回灌水、中期は1ℓの1日2回灌水、後期は1~1.5ℓの1日1~2回灌水が適当と思われ、これによって合理的な水管理が可能と考えられる。

水稻共同育苗施設への適応

1. 目的

水稻共同育苗施設の播種プラントに対する浄水汚泥の適応性を明らかにする。

2. 試験方法

試験は小田原市稲山にある大型共同育苗施設で行った。使用した床土は汚泥と火山灰土(黄色土)であり、試験区の構成は第30表に示すとおりである。供試品種は

第30表 試験区

区	施肥量	備 考
汚泥無肥料	無	標準肥：N-1.6, P-1.6, K-1.8g/箱
〃 〃	〃	床土消毒：タチガレン粉剤5g/箱
〃 標肥	標肥	ダコニール粉剤20g/箱
汚泥1：1火山灰土	〃	播種量：催芽種200g/箱
火山灰土標肥	〃	

1978年4月12日播がコシヒカリ、同じく5月12日播がアキニシキであった。育苗法としては、播種を播種プラント、出芽を蒸気出芽(30℃)、緑化をガラス室内多段緑化方式、硬化をガラス室内(4月12日播)と露地(5月12日播)でそれぞれ行った。床土のプラント適応性調査は1区16~17箱を用いて行った。苗調査は4月12日播を5月13日(31日苗)、5月12日播を6月1日(20日苗)にそれぞれ行った。なお本試験は'77年と'78年の両年に行ったが、ほぼ同様の成果が得られたので、本報は'78年について記述した。

3. 結果と考察

(1) 結果

播種プラントに対する床土の適応性に関する調査は第31表に示した。汚泥の土壌水分は63~74%程度でやや湿り気味であったが、床土投入および播種時間は対照の火山灰土とほとんど差がなく、かつ床土の線出し性能も極めて良好で、汚泥がこの種大型プラントへ十分に適応できることが明らかとなった。また汚泥と火山灰土の1：1の混合床土の場合についても良好な結果が得られ、実用性の高いことが認められた。

苗の出芽は汚泥と火山灰土の間に差が認められなかった。

苗の生育については4月12日播を第32表に、5月12日播を第33表にそれぞれ示した。4月播(早播)の汚泥区はNの施用量に比例して草丈が伸び徒長気味となり乾物重/草丈比率が低下するなど苗質が悪化する傾向が認められた。5月播(普通播)の場合にも施肥量と生育量は4月播と同様の傾向を示していた。対照の火山灰土とほぼ同様の生育を示したものは、4月播では汚泥 $\frac{1}{2}$ 施肥区、5月播では無肥料区であった。なお汚泥区の茎葉N含量は4月播はN施用量に比例し、5月播はN施用量間に差が認められず、火山灰土は汚泥の $\frac{1}{2}$ の値を示した。

第31表 播種プラント適応性(1978)

項目		4月12日播					5月12日播				
		播種時 床土水分 (%)	床土投入 (20箱)	播種時間 (17箱)	かん水量 (ℓ/箱)	出芽 良否	播種時 床土水分 (%)	床土投入 (20箱)	播種時間 (16箱)	かん水量 (ℓ/箱)	出芽 良否
汚 泥	無肥	65.1				良	73.9	1' 10	4' 40	0.82	良
	1/2肥	64.7	55	4' 5	0.85	〃	68.9	1' 15	4' 45	〃	〃
	標肥	63.4				〃	69.7	1' 15	4' 40	〃	〃
1:1混土		59.2	55	4' 20	0.85	良	61.2	1' 05	4' 45	0.82	良
火山灰土標肥		56.6	55	4' 10	0.85	〃	56.6	1' 15	4' 30	〃	〃

(注) 床土土壤水分……含水比

第32表 4月12日播苗調査結果(1978)

区	項目	葉数 (枚)	草丈 (cm)	同左 C.V. (%)	第2葉 鞘長 (cm)	茎葉乾物重 (mg/本)	乾物重 草丈	成苗率 (%)	乾根重 (mg)	苗マット 抗張力 (g)	茎葉(%)	
											T-N	P ₂ O ₅
汚 泥	無肥料	2.4	12.6	5.9	5.8	12.2	1.0	96.2	614	1,083	2.32	1.32
	1/2肥	2.1	14.7	3.6	9.6	14.8	1.0	98.3	600	830	2.63	1.19
	標肥	2.2	16.8	3.5	11.1	15.5	0.9	96.7	537	800	3.31	1.17
1:1混土		2.3	16.1	3.4	10.4	13.7	0.9	97.2	601	745	4.16	1.33
火山灰土標肥		2.2	15.7	4.0	10.4	15.8	1.0	98.9	444	675	2.85	1.29

(注) 乾根重5×5×3cmの根風乾重、抗張力巾3cm長さ10cmのマットの張力

第33表 5月12日播苗調査結果(1978)

区	項目	葉数 (枚)	草丈 (cm)	C.V. (%)	第2葉 鞘長 (cm)	茎葉乾物重 (mg/本)	乾物重 草丈	成苗率 (%)	乾根重 (mg)	茎葉(%)	
										T-N	P ₂ O ₅
汚 泥	無肥料	2.7	14.2	5.2	7.6	18.3	1.3	98.8	296	4.53	1.19
	1/2肥	2.6	15.8	3.0	8.9	16.4	1.0	98.1	381	4.86	1.28
	標肥	2.7	17.5	3.2	9.6	16.2	0.9	98.0	367	4.76	1.39
1:1混土		2.4	14.7	4.7	8.7	18.1	1.3	99.1	383	4.24	1.18
火山灰土標肥		2.0	13.0	5.5	8.2	15.6	1.2	95.7	341	2.35	1.12

(注) 乾根重第16表と同じ

大型育苗施設で育苗した稚苗の田植機への適応性並びにその後の生育収量について調査した結果は第34表のとおりである。調査の結果では欠株率や1株苗数で代表される植付精度は汚泥区と火山灰土区の差が認められず、田植機への適応性の高いことがわかった。また、水稻の生育および収量においても両者間に差異が認められず、汚泥の育苗への利用に問題がなく実用性の高いことが確認された。

(2) 考察

前項までの試験で、浄水汚泥が水稻の稚苗育苗に使え

ることがわかった。本項は、播種プラントを利用する共同育苗施設に汚泥がどの程度適応するかを明らかにするため検討したものである。その結果、汚泥の土壤水分が適湿条件をやや上回っていたのにもかかわらず、予め行った肥料の混合作業にも支障がなく、その後の機械の操業性にも問題がなく、十分適応できることが認められた。

汚泥に対するN施用量と播種期が苗の生育に及ぼす影響は実験規模の場合と同様の傾向を示した。さらに稚苗中のN含量は稚苗の苗質をよく反映しており、早播の場

第34表 田植機適応及び生育収量調査結果(1978)

区	項目	欠株率 (%)	1株苗数(本)			7月28日		稈長 (cm)	穂長 (cm)	穂数 m ² (本)	a当玄米重 (kg)
			平均	最高	最低	草丈 (cm)	莖数 (本)				
汚泥	無肥料	1.8	3.9	8	1	74.8	465	38.3	18.2	404	48.1
	塚肥	1.7	4.5	8	1	73.9	430	34.3	18.4	347	47.8
	標肥	1.5	4.5	11	2	74.1	451	33.6	18.6	347	46.8
	1:1混土	2.5	4.3	8	1	76.3	563	38.7	18.6	432	48.7
	火山灰土標肥	1.5	4.6	9	1	72.9	500	36.8	18.4	384	48.0

(注) 7月28日莖数はm²当り

試験は場 小田原市栢山 田植時期 6月2日 栽植密度 30cm×16.3cm (20.4株/m²)

施肥(a当)元肥(9-5-7.3)化成2.5kg, 追肥(16-0-16)化成 7月上旬1.5kg, 8月中旬1.0kg

品種 アキニシキ

合がとくに明らかであった。すなわち、N施用量に比例して苗が軟弱気味の生育を示していた。このようなことから、汚泥に対するN施用量は標準の塚とするか、汚泥と火山灰土を1:1に混合してN施用量を3/4程度にするのが適当と思われる。

総括

水稻箱育苗に使用する床土は、火山灰土のような自然土壌あるいは人工床土であっても、つぎの具備条件が必要と考えられる¹⁴⁾。その第1は、保水性に富むこと、第2は透水性が大きいこと、第3は床土の反応がpH5.0前後であること、第4は養分保持力が大きいこと、第5は土壌の緩衝能が大きいこと、第6は機械適応性の高いことなどである。本浄水汚泥は保水力の点でやや劣るが、透水性が大きく、養分保持力が強く、かつ養分含量に富むことから、上記諸条件をある程度満たしていることがわかったので、つぎの点に重点をおいて水稻箱育苗への適応性を検討した。

- (1) 汚泥床土に対するN施用量と苗の生育の関係を明らかにする。
- (2) 汚泥と自然土壌の混合割合を苗生育との関係で明らかにする。
- (3) 汚泥床土に対する水管理条件(箱づめ前、播種時、硬化期)と生育との関係を明らかにする。
- (4) 汚泥床土が水稻共同育苗施設に適応できるかどうかを明らかにし、かつ機械植付精度と本田の生育および収量性について明らかにする。

(1)のN施用量について検討した結果、早播(4月)と普通播(5月)ではN施用量と稚苗生育に差が現われ、早播ではN施用量と苗の生育がよく一致し、N多用で軟弱な生育をもたらしたが、普通播ではN施用量の関係が不明瞭で苗は過剰生育気味の状態を示した。このことは、汚泥中にかなりの有効N量が存在し、気温の上昇に

伴って分解が進みその供給量が增大したためと思われる。いずれにしても、火山灰土のN適量が箱当たり1.5~2gであったのに対し、汚泥の場合には0.5~1.0gであり標準の塚の施肥量で健全な稚苗の育成が可能であることがわかった。

(2)の汚泥と自然土壌との混合割合についての検討は、本汚泥の保水力がやや劣ることから行ったものである。その結果、汚泥と自然土壌を混合して床土を調整する場合には、1:1程度が適当と考えられた。この場合、N施用量は標準施肥量をやや下回ったところ(3/4程度)に適量があるものと考えられた。

(3)の汚泥床土の水管理条件についての検討は、水が箱育苗の因子として非常に重要であり、かつ播種作業時における微粒子の飛散を防止し、労働環境の保全の上からもその意義が大きい。汚泥の粒度分布の粗密と箱づめ前床土の水分条件を検討した結果では、汚泥の細かい場合には多少加水量が上昇する傾向があったが、両者を通して箱当たり(乾燥汚泥2kg)750~800ccの加水量でよく、この場合の水分含量は45~50%が適量と推定された。

播種時の水分含量は出芽に直接影響をおよぼす点で重要である。本検討結果では、播種時に箱当たり1ℓを灌水することによって出芽状況も良好であることがわかった。この場合の土壌水分含量は76%内外で、最大容水量に対する割合は約97%に相当していた。

苗硬化期間の灌水量は1回0.5ℓでは苗の萎凋が起きやすく、1回1~1.5ℓが相対的に苗生育との関係でよい結果が得られた。この検討では苗の生育量に関係なく灌水量を固定して調査したが、苗萎凋現象や灌水回数などを総合化して、生育時期別に灌水量を示すと、育苗の初期は0.5~1ℓの1日1回灌水、中期は1ℓの1日2回灌水、後期は1~1.5ℓの1日1~2回灌水がそれぞれ適当と認められた。

(4)の汚泥床土の水稲共同育苗施設への適応性を検討した結果では、肥料の混合作業や播種プラントの操業性に問題がなく、稚苗の生育状況は実験規模の検討結果と同様であり、本汚泥の大規模育苗施設への適用が可能であることがわかった。さらに、本稚苗の機械化栽培適性も他の床土との間に差が認められず、その後の生育収量についても両者間に差が認められなかった。

摘要

(1) 汚泥床土による早播(4月)ではN施用量に応じて苗が軟弱な生育を示した。普通播(5月)ではさらにこの傾向が大きかった。

(2) 汚泥床土に対するN施用量は箱当たり0.5~1gの間にあるものと推定され、標準施肥量(1.5~2g)の $\frac{1}{2}$ 以下であった。

(3) 汚泥床土の土壌反応がpH7程度であっても稚苗の生育に対して影響が認められなかった。

(4) 汚泥と自然土壌との混合割合は1:1が適当であり、N施用量は標準施肥量の $\frac{3}{4}$ 程度がよいものと推定された。

(5) 箱詰め前汚泥床土の適水分量は、箱当たり(風乾土2kg)750~800ccの加水量でよく、この場合の水分含量は45~50%が適量と推定された。なお、火山灰土は箱当たり(風乾土2.5kg)600ccの加水で、水分含量は30%程度であった。

(6) 播種時の汚泥床土に対する灌水量は箱当たり1ℓが適量で出芽が良好であった。この場合の水分含量は76%内外で、最大容水量の97%に相当していた。なお、火山灰土の場合には、それぞれ59%と57%であった。

(7) 苗硬化期間の灌水は、1回当たり0.5, 1, 1.5, 2ℓの4段階で検討した結果、1~1.5ℓ灌水で苗質がよくなることがわかった。このことから、育苗の初期は0.5~1ℓの1日1回灌水、中期は1ℓの1日2回灌水、後期は1~1.5ℓの1日1~2回灌水が適当と認められた。

(8) 汚泥床土は共同育苗施設において肥料の混合作業や機械の操業性が慣行床土と同様で問題がなく、大規模育苗への適応性の高いことが確認された。

(9) 汚泥床土の播種プラントによる育成稚苗は機械植における精度が他の床土と同様であり、かつ本田の生育収量にも床土間の差が認められなかった。

第2節 水稲箱育苗と病害防除

水稲箱育苗と苗立枯病防除効果

1. 目的

浄水汚泥が水稲の箱育苗培土として利用できるかを、苗立枯病防除との関連で検討する。

2. 試験方法

試験Ⅰ：イネ品種ニホンマサリを用い、4月26日に播種し、5月16日(20日苗)に生育、苗立枯病発生等の調査を行った。あらかじめ全ての種子をホーマイ200倍液に24時間浸漬して種子消毒し、箱当たり180gづつばら播きして育苗した。温室内で出芽させ露地で硬化させた。浄水汚泥区は無消毒とし、慣行培土区は箱当たり3gのタチガレン粉剤を土壌と混和した。施肥(g/箱)は、N1.6区(N1.6, P₂O₅1.7, K₂O1.8), N2.0区(N2.0, P₂O₅1.7, K₂O1.8), P2倍区(N1.6, P₂O₅3.4, K₂O1.8)とした。試験区の構成は第35表の試験区に示すとおりである。

試験Ⅱ：品種日本晴を用い5月22日に箱当たり324cc播種し、20日後に苗立枯病の発生および生育調査を行った。全ての種子は慣行法によりベンレートT水和剤200倍+スミチオン乳剤1,000倍液に24時間浸漬して種子消毒し、慣行培土(火山灰土)の消毒は箱当たりタチガレン粉剤5g+ダコニール粉剤20gを播種3日前に土壌と混和した。育苗箱は、細菌性苗立枯病の自然発病株を細切して細菌懸濁液を作り、これに24時間浸漬汚染させてから使用した。そして育苗箱消毒はOK509F500倍液に瞬間浸漬した。火山灰土無消毒区に、有機微生物資材オーレスGを箱当たり20g混用して苗立枯病防除効果を調べた。またオーレスGをオートクレーブで常法殺菌した場合の効果についても調べた。施肥は箱当たりN1.6g, P₂O₅1.7g, K₂O1.8gの割合として、硫酸8g, 過石9g, 塩加3gを施用した。試験区の構成は第36表の試験区に示すとおりである。

3. 結果と考察

本県のように都市化の進んだところでは、各種作物の育苗培土の入手が必ずしも容易ではないので、本浄水汚泥の農業利用は極めて有意義と考えられる。この汚泥の特徴は、その処理過程で加熱処理が行われていることであり、このことが各種土壌病害の発生をコントロールすることができれば、省力的かつ経済的なものとして技術

の体系化も可能と思われる。

試験Ⅰの結果から、浄水汚泥区は無肥料でも慣行の畑土壌や水田土壌の肥料施用区よりもイネ苗の生育がすぐれ、葉色も濃かった。汚泥区には苗立枯病の発生は認められなかった。慣行培土区には全て土壤消毒剤を添加したが、いずれの区にも苗立枯病が少発生した。このことから通常使用する火山灰土や沖積土にタチガレンを施用するよりも汚泥の方が有効と思われた（第35表）。

試験Ⅱの結果から、浄水汚泥区は慣行の火山灰土区よりもイネ苗の生育がよかった。汚泥無消毒・育苗箱無消毒区において、供試した育苗箱4箱のうち2箱に細菌性苗立枯病が発生した。対照の汚泥無消毒・育苗箱消毒区では発病がみられなかったので、汚染した育苗箱からの感染によるものと思われる。慣行培土（火山灰土）を用いた区ではいずれも苗立枯病は認められなかった。従って火山灰土の消毒の有無およびオーレスGを添加した場合の土壤の静菌力を考察することはできなかった（第36表）。

以上のことから、浄水汚泥は箱育苗イネ用の培土として、土壤消毒なしで、造粒化されているためふりにかける必要もなく、使用することが可能と思われる。しかし、浄水汚泥はpHが高く（pH7.5）、Naが多いことおよび殺菌土壤であるため、育苗箱が病原菌に汚染されていたり不注意な使い方をして病原菌が侵入した場合には、慣行培土以上に苗立枯病が激発する恐れもある。従って使用に当たっては病原菌の汚染には充分注意する必要がある。

摘 要

(1) 水稲の箱育苗用培土として、無消毒の浄水汚泥の実用性について慣行培土（火山灰土、沖積土）と比較検討した。汚泥を用いるとイネ苗の生育がすぐれ葉色もよく、苗立枯病の発生も認められなかった。

(2) 浄水汚泥は、育苗箱の汚染と病原菌の侵入に充分注意すれば、無消毒で肥料の減施が可能となりさらにふりにかけることなく、水稲の箱育苗用培土として使用することが可能と思われた。

第35表 浄水汚泥、慣行培土における箱育苗イネの生育と苗立枯病の発生 (1)

試 験 区	草 丈 cm	葉 数 枚	第2葉 鞘長cm	個体当 mg		乾重/草丈	5 cm × 5 cm × 3 cm		床 土 P H	立枯病発 生の有無
				生体重	乾物重		乾根重g	比 率		
浄水汚泥 無肥料	12.9	2.0	5.1	66	13.0	1.0	0.493	117.1	7.25	無
N 1.6	14.2	2.1	5.4	67	13.5	1.0	0.514	122.1	6.91	〃
N 2.0	16.4	2.1	6.0	74	14.8	0.9	0.513	121.9	6.85	〃
P 2倍	15.3	2.0	5.6	66	13.2	0.9	0.553	131.4	6.73	〃
慣行培土 火山灰土 N1.6	12.4	2.0	4.8	59	12.8	1.0	0.421	100.0	5.65	有
〃 N2.0	12.8	2.0	4.5	57	13.0	1.0	0.427	101.4	5.16	〃
沖積土 N1.6	12.5	2.0	4.6	58	12.2	1.0	0.362	86.0	6.23	〃
〃 N2.0	12.4	2.0	4.4	61	13.5	1.0	0.351	83.4	6.15	〃

第36表 浄水汚泥、慣行培土における箱育苗イネの生育と苗立枯病の発生 (2)

試 験 区	発 病 率 %	草 丈 mm	葉 数 枚	個 体 当 mg		乾 物 率 %
				生 体 重	風 乾 重	
浄水汚泥 無消毒・育苗箱無消毒	2.9	148.0	2.4	143.3	22.5	14.3
〃 〃 ・ 〃 消毒	0	172.5	2.3	145.8	22.0	15.1
火山灰土 無消毒・〃 無消毒	0	114.7	1.9	127.8	22.0	17.2
〃 消毒・〃 〃	0	130.7	2.0	119.5	20.5	17.2
〃 〃 ・ 〃 消毒	0	133.0	2.0	118.0	19.8	16.8
〃 無消毒・オーレスG 20g・〃 〃	0	132.9	2.0	127.3	23.5	18.5
〃 〃 ・ 殺菌オーレスG 20g・〃 〃	0	116.4	1.9	123.0	22.0	17.9
〃 〃 ・ 〃 〃	0	129.0	1.9	113.0	22.0	19.5

第3節 水稻の生育と養分吸収

浄水汚泥の施用量と水稻生育

1. 目的

本検討は、浄水汚泥の施用量と水稻生育との関係を明らかにし、水田客土に対する基礎資料とする。

2. 試験方法

標準土壌には灰色低地土壌の加茂統（土性：L，腐植含量：含む）の作土を使用し、作物は水稻のクサブニ（稚苗）を使った。栽植密度は5,000分の1アールワグネルポット3本植とし、試験規模は3区制とした。水稻の播種期は1975年5月19日、田植期が6月17日、収穫期が10月6日であった。肥料は燐加安42号3.57g（各成分0.5g）を全量元肥として、6月17日に施用した。試験区の処理は区名量に従い標準土壌を乾燥汚泥と置き換え混合した（注、100トン区は全量汚泥）。供試した乾燥汚泥は1975年3月西長沢浄水場から採取し、ポリマーと水ガラスを含んだpH（H₂O）が7.5の資材である。

植物体の分析は⁴²⁾、T-Nがケルダール法、その他成

分は湿式分解のち、P₂O₅をメタバナジウム法、SiO₂を灰化重量法で行い、塩基は原子吸光度計により行った。

3. 結果と考察

(1) 生育・収量

乾燥汚泥施用区的水稻は活着直後より極めて順調に生育し、葉色も濃緑色を示していた。水稻の生育状態は第37表に示すとおりであり、7月23日の草丈と茎数は乾燥汚泥50トン区が優り、100トン区は草丈がやや劣っていた。無肥料区の生育は乾燥汚泥が標準土壌より良好であった。

収穫期の稈長、穂長および穂数は乾燥汚泥の施用量に比例して増大する傾向が認められた。水稻の収量は第38表に示すとおりであり、乾燥汚泥区のわら重はその施用量に比例して増加し、100トン区の場合には69%が増加していた。無肥料の乾燥汚泥区は施肥標準区（0トン）に対して15%増加していた。

水稻の穂重はわら重の場合と同様の傾向を示し、50トン区が49%、100トン区は129%増収した。

(2) 成分含有率と養分吸収量

水稻の成分含有率はわらを第39表に、穂を第40表にそれぞれ示した。これによると、わらのT-NとNaは乾

第37表 浄水汚泥の施用と水稻生育

(ポット当たり)

区名	7月23日		収穫期		
	草丈 cm	茎本数	稈長 cm	穂長 cm	穂本数
1. 乾汚泥 0トン相当量	77.8	39.7	73.8	16.2	19.0
2. " 10トン "	77.3	36.3	80.7	17.6	18.3
3. " 50トン "	80.0	45.7	80.8	17.5	30.0
4. " 100トン "	68.0	40.0	88.8	19.3	42.0
5. " 0トン相当量・無肥料	54.0	4.3	65.0	13.8	3.0
6. " 100トン "	64.2	32.0	80.2	20.1	33.0

第38表 浄水汚泥の施用と水稻収量

(ポット当たり)

区名	全重 g	わら重 g	穂重 g	比	
				わら	穂
1. 乾汚泥 0トン相当量	71.3	41.3	29.9	100	100
2. " 10トン "	72.3	41.0	31.3	99	105
3. " 50トン "	98.3	53.7	44.6	130	149
4. " 100トン "	138.2	69.6	68.6	169	229
5. " 0トン相当量・無肥料	7.0	3.9	3.2	9	11
6. " 100 "	104.8	47.3	53.4	115	179

第39表 水稲の成分含有率 その1 わら

(乾物%)

区	名	T-N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O	SiO ₂
1.	乾汚泥 0トン相当量	0.41	0.32	1.19	0.54	0.26	0.11	17.33
2.	" 10トン "	0.44	0.27	1.18	0.51	0.26	0.08	19.28
3.	" 50トン "	0.57	0.26	1.07	0.45	0.21	0.24	18.19
4.	" 100トン "	0.78	0.22	0.83	0.41	0.28	1.36	16.19
5.	" 0トン相当量・無肥料	0.66	0.21	1.63	0.47	0.19	0.21	24.04
6.	" 100トン "	0.89	0.24	0.59	0.42	0.28	1.38	17.66

第40表 水稲の成分含有率 その2 穂

(乾物%)

区	分	T-N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O	SiO ₂
1.	乾汚泥 0トン相当量	1.16	0.80	0.40	0.11	0.19	0.03	4.28
2.	" 10トン "	1.23	0.78	0.37	0.08	0.18	0.03	4.23
3.	" 50トン "	1.49	0.89	0.45	0.07	0.22	0.04	3.55
4.	" 100トン "	1.74	0.89	0.49	0.11	0.25	0.06	5.77
5.	" 0トン相当量・無肥料	1.53	0.69	0.42	0.09	0.16	0.04	6.50
6.	" 100トン "	1.57	0.82	0.42	0.08	0.22	0.06	4.84

第41表 水稲の養分吸収量

(ポット当たり mg)

区	名	N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O	SiO ₂
1.	乾汚泥 0トン相当量	468	336	562	233	151	51	7776
2.	" 10トン "	515	323	552	213	149	39	8460
3.	" 50トン "	874	486	707	249	192	134	10409
4.	" 100トン "	1563	693	839	333	338	921	14103
5.	" 0トン相当量・無肥料	67	28	70	19	10	9	1048
6.	" 100トン "	1137	507	461	225	229	636	10127

注 N利用率は乾汚泥0トン(標準土壌)が80.2%, 乾汚泥100トン(全量汚泥)が85.2%である。

燥汚泥の施用量に応じて増加し, K, Si, CaおよびPは減少あるいはその傾向を示した。無肥料系列のT-N, NaおよびMgは乾燥汚泥区が高く, KとSiは標準区が高かった。

穂のT-NとNaは乾燥汚泥の施用量に応じて増加し, KとMgは増加の傾向を示した。無肥料系列の乾燥汚泥区は標準区に比べてP, MgおよびNaが高く, Siは低かった。

水稲の養分吸収量は, 第41表に示すとおりである。これによると, 各成分は乾燥汚泥の施用量に比例して増加していた。なお, 無肥料系列の乾燥汚泥区は肥料施用系列の50トン相当内外の値を示していた。

(3) 考察

以上の試験結果から, 水稲の生育が乾燥汚泥の施用量に比例して旺盛となった理由は湛水条件下における汚泥の分解が進行し, 水稲へのNの供給が十分行なわれたことによるものと推定できる。このことは, わらおよび穂のN含有率やN吸収量からみても明らかである。

乾燥汚泥中に多量に存在するNaの影響はわらと穂のNa含有率を高め, 一方わらのK, CaおよびP含有率を低下させ, 拮抗的現象³¹⁾を示した。しかし, この現象は植物体の多量生育によって消去され, 養分吸収面での影響が認められず, 返って乾燥汚泥の施用量の多いものほど, K, Caなどの吸収量が増加するという結果が得ら

れた。このことから、乾燥汚泥中のNaは水稻の生育量の確保という点で問題のないことが明らかとなった。

乾燥汚泥100トン施用区(第4区)は初期生育が劣っていたのにも拘らず生育の後半で急激に回復した。試験終了後の水稻根群の調査結果では、乾燥汚泥の多量施用区は全般的に根が太いことと、左右に彎曲するという現象が認められた。このことから、水稻の生育初期では土壌が緊密のため根の発達が不十分となり養分の吸収が劣り生育が遅延したのに対し、生育の後半期では健全な根群の発達に伴う生育の回復が十分に行なわれ収量の増加をもたらしたものと考えられる。

浄水汚泥の種類と水稻の生育・養分吸収

1. 目的

本検討は前項の試験で明らかにされた浄水汚泥の効果とくに養分の供給能を汚泥の種類と水稻の生育時期の関連で調査し、水稻の生育に大きな影響をおよぼすNに焦点をおいて論議しようとするものである。

2. 試験方法

使用した標準土壌は、前項の試験と同様である。生汚泥は1976年5月、乾燥汚泥は1975年3月にそれぞれ西

長沢浄水場において採取したものであり、ともにポリマーとホガラスを含み、乾燥汚泥は約200℃の乾燥物である。

供試作物は水稻のクサブエで、栽植密度は5,000分の1アールワグネルポット3本植とし、試験規模は1区制とした。水稻の播種期は1976年5月20日、田植期が6月10日収穫期が10月22日であった。肥料は標準区に対して燐加安42号3.57g(各成分0.5g)を加用し、浄水汚泥の両区はNを施用しないで過石2.5g(P₂O₅0.5g)と硫加1.0g(K₂O0.5g)をそれぞれ全量元肥として6月10日に施用した。

試験区の設定は標準、生汚泥および乾燥汚泥の3区とした。分析試料は5回に亘って採取し、成分の分析は前項の試験と同様に行なった。

3. 結果と考察

(1) 生育・収量

水稻の初期の葉色は、生汚泥が他より濃緑色を示していた。乾燥汚泥の葉色は7月下旬より徐々に緑が深まる傾向が認められた。

水稻の生育状態と収量の調査結果は第42表に示した。これによると、草丈は7月中旬より8月上旬まで標準区

第42表 水稻の生育・収量

(ポット当たり)

区名	草丈(cm)			稈長(cm) 穂長(cm)		茎数* (本)				穂数(本)	わら重(g)	穂重(g)	穂重比
	月日 7.15	7.23	8.4	10.22		7.15	7.23	8.4	10.22				
標準	62.2	81.3	87.7	80.0	14.9	19.8	34.8	35.7	23	49.6	31.4	100	
生汚泥	56.5	75.4	81.2	80.0	13.8	31.2	42.5	45.0	29	56.8	43.9	140	
乾汚泥	48.3	64.9	75.7	72.0	17.1	15.2	30.0	39.3	32	54.9	58.7	187	

が最も高く、生汚泥、乾燥汚泥の順に低下していた。茎数は初期より7月中旬まで生汚泥が最も優り、標準、乾燥汚泥の順に低下していたが、8月上旬には生汚泥>乾燥汚泥>標準の順位を示していた。

収穫期の稈長は乾燥汚泥が劣り、穂長は乾燥汚泥が最も優り、穂数は乾燥汚泥>生汚泥>標準の順位を示していた。

わら重は生汚泥が最も優り、標準が劣っていた。穂重は生汚泥が標準に比べて40%増収し、同じく乾燥汚泥は87%増収していた。

水稻根の伸長は生汚泥が初期より盛んであったが、7月下旬より根傷み現象を起こし、その1部に黒変が認められた。乾燥汚泥は、生汚泥に比べて初期より伸長が遅く、かつ太い根の多いことが特徴的であった。

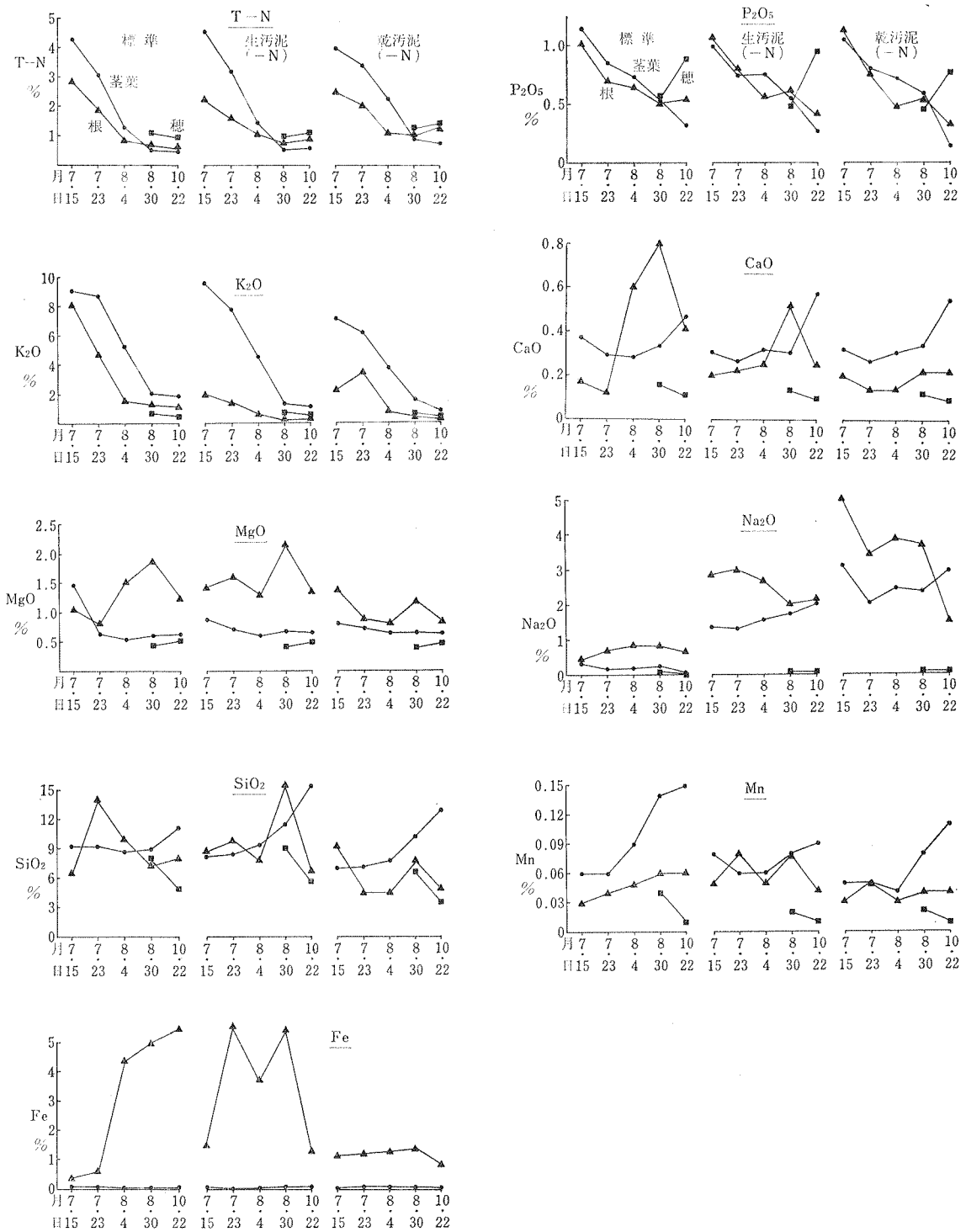
(2) 時期別乾物生産量

時期別の茎葉乾物生産量は第43表に示すとおり、7月下旬より8月上旬までは標準≒生汚泥>乾燥汚泥の傾向

第43表 水稻の乾物生産量の推移

(ポット当たりg)

区名	部位	月日				
		7.15	7.23	8.4	8.30	10.22
標準 (+N)	茎葉	4.1	12.4	33.8	34.8	45.7
	根	0.7	2.2	7.5	12.7	13.0
	穂	—	—	—	7.2	28.1
生汚泥 (-N)	茎葉	5.2	12.6	29.6	35.5	52.3
	根	1.2	3.5	9.0	16.5	12.6
	穂	—	—	—	8.6	39.3
乾汚泥 (-N)	茎葉	2.2	7.5	27.9	40.6	50.6
	根	0.5	1.6	4.7	10.7	9.5
	穂	—	—	—	11.3	52.5



第8図 時期別成分含有率

を示した。しかし、8月下旬にはそれ以前とは逆の傾向を示し、収穫期には生汚泥<乾燥汚泥>標準の傾向が認められた。

根部乾物重は生汚泥<標準>乾燥汚泥の傾向が認められた。また、穂部乾物重は乾燥汚泥<生汚泥>標準の関係が認められた。

(3) 時期別成分含有率

時期別成分含有率は、N, P, K, Ca, Mg, Na, Si, Mn, Feについて第8図に示した。

ア, N

T-N含有率は各部位ともほぼ全期間に亘って乾燥汚泥<生汚泥>標準の順位で経過していた。なお、各区の茎葉と根部のT-N含有率は生育が進行するに従い減少していたが、収穫期の浄水汚泥の両区は増加する傾向を示していた。

イ, P

P含有率は茎葉、根ともに生育初期と中期における区間差が認められなかったが、収穫期では標準<生汚泥>乾燥汚泥の傾向が認められた。また、いずれの場合も生育が進むにつれてP含有率が低下していた。

ウ, K

茎葉の含有率は全生育期間に亘って標準<生汚泥>乾燥汚泥の傾向が認められた。根のK含有率は標準が最も高く、ついで乾燥汚泥が高い傾向を示していた。また、いずれの部位も生育が進むにつれてK含有率が低下していた。

エ, Ca

茎葉のCa含有率は区間差が認められなかったが、生育の初期と中期はほぼ横遣い傾向で、収穫期には最高値を示していた。根は8月以降に標準<生汚泥>乾燥汚泥の傾向が認められた。また、根は標準の8月上旬および生汚泥の8月下旬に高い値を示したが、全般的に生育が進むにつれ横遣いあるいは増加(標準)の傾向を示していた。

オ, Mg

茎葉のMg含有率は区間による差が認められず、生育時期別には初期がやや高く、その後はほぼ横遣いの傾向を示していた。根は生汚泥が高い傾向が認められたが、生育時期別には、8月下旬が高い値を示していた。

カ, Na

茎葉と根のNa含有率は全期間に亘って乾燥汚泥<生汚泥>標準の関係が認められた。生育時期別変化は、標準では徐々に低下し、両汚泥区は上昇の傾向を示した。なお、穂のNa含有率はいずれの場合も極めて低かった。

キ, Si

茎葉のSi含有率は7月下旬まで標準<生汚泥>乾燥汚泥の傾向が認められたが、8月以降は生汚泥<乾燥汚泥>標準の傾向を示していた。生育時期別には、生育に従い上昇する傾向があった。根のSi含有率は乾燥汚泥が低い傾向を示していたが、生育時期別には明らかな傾向が認められなかった。

ク, Mn

Mn含有率は、茎葉では標準が、根では生汚泥がともに高い傾向を示した。生育時期別には、茎葉は生育が進むにつれ上昇の傾向を示し、根は横遣いあるいは上昇の傾向を示した。

ケ, Fe

茎葉のFe含有率はいずれも極めて低い値を示したが、生育の初期は標準が他区より高かった。根は標準と生汚泥が高く、乾燥汚泥が低かった。なお、生汚泥は生育中後期における変動が大きかった。

(4) 時期別養分吸収量

時期別養分吸収量は、N, P, K, Ca, Mg, Na, Si, Mn, Feの各々を第9図に示した。

ア, N

Nの全吸収量は、7月下旬まで生汚泥<標準>乾燥汚泥の傾向を示したが、8月上旬以降は乾燥汚泥<生汚泥>標準の傾向が認められた。各区の時期別N吸収量は生育が進むにつれて増加したが、8月下旬には一時減少する現象が認められた。収穫期のN吸収量の多かった乾燥汚泥は穂の吸収割合が最も高かった。

イ, P

生育初期のPの全吸収量は、生汚泥<標準>乾燥汚泥の傾向があったが、生育後期には標準と乾燥汚泥が逆転していた。各区の時期別吸収量は生育が進むにつれて増加したが、収穫時の穂の吸収割合が最も高かった。

ウ, K

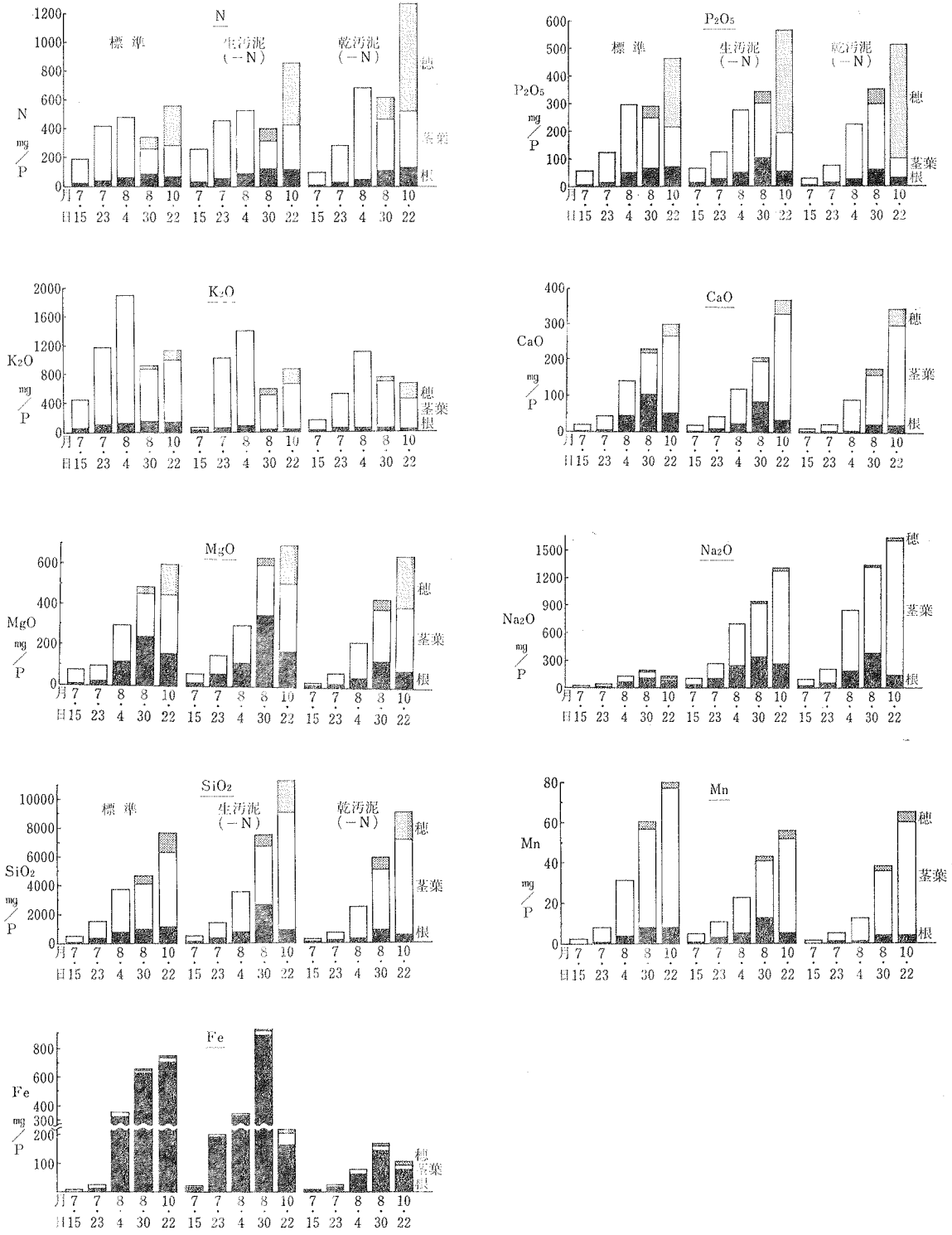
Kの全吸収量は標準<生汚泥>乾燥汚泥の傾向を示していた。また、各区とも8月上旬に吸収のピークを示し、以後は減少した。収穫時の穂へのK吸収割合は乾燥汚泥が最も高かった。

エ, Ca

浄水汚泥の両区は8月下旬まで標準より劣ったが、その後逆転し増加していた。汚泥間では生汚泥<乾燥汚泥>の関係が認められた。なお、根のCa吸収量は乾燥汚泥が低い値を示していた。

オ, Mg

Mg吸収量は全生育期間に亘って生汚泥が乾燥汚泥より優っており、標準は両者の中間の値を示していた。各区のMg吸収量は生育が進むにつれて増加したが、根の



第9図 時期別養分吸収量

Mg 吸収量は8月下旬が最高を示した。また、乾燥汚泥のMg 吸収量は根が少なく、穂が多かった。

カ, Na

Na 吸収量は、初期より7月下旬までは生汚泥が乾燥汚泥より優っていたが、8月以降は乾燥汚泥が上回っていた。時期別には8月以降の吸収が比例的に増加した。また、標準区は汚泥区の10分の1以下であり、穂の吸収量は汚泥区の1/10程度であった。

キ, Si

Si 吸収量は、全生育期間に亘って生汚泥が乾燥汚泥を上回っていた。標準は生育の初期で優り、後期には汚泥より劣っていた。時期別吸収量は生育の進行に応じて増加していた。

ク, Mn

Mn 吸収量は、標準が最も多く、汚泥間では生汚泥が収穫期を除いて多い傾向を示していた。時期別吸収量は生育の進行に応じて増加していた。

ケ, Fe

Fe 吸収量は、生育の前中期には生汚泥が標準より多い傾向にあったが、収穫期には逆転していた。汚泥間の比較では乾燥汚泥の Fe 吸収量の少ないことが特異的であった。時期別には生育の進行に応じて増加していたが、汚泥区は収穫期に減少していた。なお、Fe 吸収量は根への吸収割合が極めて高かった。

(5) 浄水汚泥のN収支

浄水汚泥のN収支について示せば第44表のとおりである。

第44表 浄水汚泥の窒素収支 (ポット当たり)

区名	乾土重 g	汚泥中 T・N量 (A) mg	水稻N 吸収量 (B) mg	N利用率 B/A × 100 %	備 考 NH ₃ -N 40°C 28日 mg/100g
生汚泥	1410	6444	863	13.4	105.59
乾汚泥	2050	7216	1264	17.5	48.09

る。この場合のN利用率は水稻の吸収したN量を浄水汚泥が保有するN量で除し100倍した値を示している。これによると、生汚泥が13.4%、乾燥汚泥が17.5%であった。

(6) 考 察

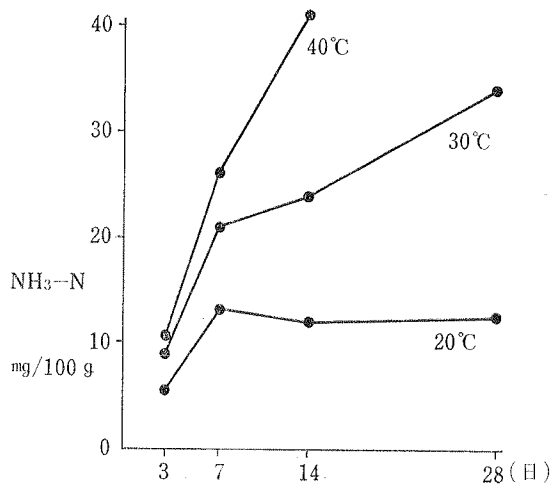
浄水汚泥中には多量のNを含むため、水稻に対するN供給が十分に行なわれた。しかし、生汚泥の場合には、初期の生育が順調であったにも拘らず、中期には異常還元に伴う根系障害(根の黒変化)を誘発し、乾物生産量の減退やN吸収量の吸収抑制による穂重の減少をもたらした。

一方、乾燥汚泥は初期生育が緩慢であったのにも拘らず、8月上旬以降のN吸収量が飛躍的に増大する秋まじりの傾向を示し、穂重の増加をもたらしたものと考えられる。

乾燥汚泥の初期生育が劣った理由を考えると、乾燥汚泥の根群発達が特異的であったことをあげることができる。この現象は、緊密化した汚泥粒子に対する根の貫入抵抗が大きくなり、根の生育が横方向(太り)に発達し、たて方向(伸び)の発達が劣ることによるものと思われる。また、生汚泥は根の貫入抵抗が小さいので、根は自由に伸びるため細くなり乾物重も高い値を示した。本検討では、根の活性度についての調査を行なわなかったが、肉眼観察の結果によれば、乾燥汚泥の根は生汚泥の根よりも極めて健全な状態が認められ、養分の吸収が円滑に行なわれたものと思われる。

水稻の生育はもとより土壌のN供給能によってきまるが、本検討でも、浄水汚泥中のNの分解速度と水稻の養分吸収がよく一致していることがわかる。これは第44表で明らかのように生汚泥の湛水40°C 28日間の生成NH₃-N量が100mg程度あり生育の初期から水稻へのN供給が極めて良好であり、乾物生産量も乾燥汚泥を上回ったものと考えられる。一方、乾燥汚泥はNH₃-Nの生成量が生汚泥の2分の1以下であり、生育初期のN供給能が劣り、乾物生産量の低下をもたらしたものと考えられる。

水稻生育期間中の温度条件を想定した乾燥汚泥のN無機化量は第10図に示すとおりである。これによれば、温度20°Cの場合には、7日目まで13mgのNH₃-Nが生成され、



注) 1. 乾燥浄水汚泥 (西長沢: '77. 3)
2. 値は原土のNH₃-Nを含まない

第10図 湛水下の温度別窒素無機化量

それ以降は横這いの傾向を示している。30℃と40℃の場合には、7日目の $\text{NH}_4\text{-N}$ の生成量が20~25mgであり、7日目以降も徐々に温度に比例してN無機化量が増加している。この実験結果から推定できることは、水稻栽培の中期に無機化された多量のNが健全な根によって吸収され、穂の生産に効率よく使われたことである。

浄水汚泥中に多量に存在するNaの影響は、他の塩基の吸収を阻害する傾向を示したが、水稻の生育と収量の低下をもたらすまでには至らなかった。

以上のことより、浄水汚泥中のNが水稻の生育期に応じて可給化し、収量の確保が可能であることがわかった。なお、生汚泥は異常還元をもたらす水稻の根系障害を起こすことより、農業利用上からは好ましくないものと思われた。

総括

本節の検討は浄水汚泥と水稻生育との関係を具体的に栽培面から追求し、水田への汚泥客土の基礎資料を得ようとするものであり、つぎの2項目に重点を置いて実施した。

(1) 水田客土における汚泥の施用適量を推定する。

(2) 浄水汚泥の形態(生, 乾)と水稻の生育, 収量および養分吸収量の関係を明らかにし, 水田客土に対する形態の適否を明らかにする。

(1)について、水田土壌に対して乾燥汚泥を10, 50, 100トン/10アールの割合で添加して水稻を栽培した結果では、穂重は汚泥の施用量に比例して増加し、50トン区が49%、100トン区が129%それぞれ標準区に対して増収した。収量増加の要因は汚泥の分解に伴うN供給が水稻に対して十分行なわれたためであり、このことは分析調査の結果からも明らかである。汚泥を多量に施用すると、初期の水稻生育が劣り、後期では回復するという特異な現象を示した。この理由は、乾燥汚泥の多量施用に伴う土壌の緊密化が初期の根の発達を阻害したものと推定された。また、汚泥中に存在する多量のNaの影響はK, Ca, P等の含量を低下させたが、植物の多量生育で消去され、養分吸収量は逆に増加するという現象を示した。以上のことより、水稻の健全な発達を生育の初期から期待するためには、水田に対する汚泥の客土量は10アール当たり10~50トン程度が適量と考えられた。

(2)の検討は、標準土壌(N肥料添加)と汚泥(生汚泥, 乾燥汚泥: N肥料無添加)に対する水稻の生育, 収量および養分吸収について調査を行なったものである。生汚泥は水稻の初期生育が順調であったが、中期には土壌の異常還元に伴う根の障害を誘発し、乾物生産量の減退やN吸収量の減退による穂重の減少をもたらした。

一方、乾燥汚泥は初期生育が緩慢であったにも拘らず、8月上旬以降のN吸収量が飛躍的に増大する秋まきり傾向を示し、収量の増加が得られた。両汚泥の生育状態を根の発達経過と対比すれば、乾燥汚泥は緊密な汚泥粒子に対する根の貫入抵抗が大きく、根の生育は横方向(太り)に発達し、たて方向(伸び)への発達が劣っていた。一方、生汚泥は根の貫入抵抗が小さく、自由に伸びて細く長く発達し、乾物重も高い値を示した。

汚泥のN供給能は生汚泥が大きく、乾燥汚泥の場合は生汚泥より劣っていたがNを効率的に利用していた。生汚泥の収量の劣った原因は、初期の多量のN供給と中・後期の土壌の異常還元が軟弱な根の発達を助長し、かつ障害を起こしたものと推定された。なお、汚泥の保有するN量と水稻の吸収量からN利用率を試算した結果では生汚泥が13.4%、乾燥汚泥が17.5%であった。以上、水田への客土に当たっては、生汚泥の利用は望ましいものではなく、乾燥汚泥の客土が好ましいことがわかった。

摘 要

(1) 乾燥汚泥は、その施用量に比例して水稻の生育収量が良好となり、穂重は10トン区が5%、50%トン区が49%、100トン区が129%それぞれ増収した。

(2) 生汚泥は水稻の初期生育に対して多量のNを供給できるが、7月下旬より根系障害を生じ、秋落現象を示し収量の減退をもたらした。

(3) 乾燥汚泥はNの供給能が生育の初期で劣るが、中後期では極めて順調であり、また根の生育が健全であるため養分吸収が円滑で生産の効率がよく高収量が得られた。

(4) 水稻のN利用率は、生汚泥が13.4%、乾燥汚泥が17.5%であった。

(5) P, K, Ca, Mg, Si等の水稻による吸収量は生汚泥が乾燥汚泥より多い傾向が認められた。Naの吸収量は、汚泥(乾燥汚泥>生汚泥)が標準土壌の10倍以上の値を示し、穂の吸収量は3倍程度であった。なお、Kの吸収量は標準区が最も多く、汚泥区が劣っていたが、これは汚泥中に多量に存在するNaによる拮抗作用と思われた。

(6) 水田の客土に汚泥を利用する場合には、生汚泥は不適當であり、乾燥汚泥を10アール当たり10~50トン程度施用するのが適當と思われた。

第3章 浄水汚泥の畑作物栽培への適用

第1節 畑客土と野菜栽培

畑客土と野菜の生育・収量

1. 目的

本検討は、浄水汚泥の野菜畑への適正な客土方法を確立するために、畑規模における客土量と野菜の生育、客土に伴う土壌の理化学性の変化を明らかにしようとするものである。

2. 試験方法

試験は1975年から77年にかけて、当所内のほ場（灰色低地土：藤代統）で実施した。75年5月に一筆の畑に4×11mの区画を4つ作り、10a当り0, 10, 50, 100tの浄水汚泥を客土して、それぞれの試験区とした。客土方法は、各区の所定汚泥量を均一に散布したのち、ロータリー耕で深さ0～15cmの土層とよく混合した。

野菜の栽培方法は当所の慣行によったが、栽培した野菜の種類と栽培時期は第45表のとおりである。また、野菜の生育・収量調査および土壌の分析調査²⁾も常法によって行った。なお、土壌中の塩基（測定は原子吸光光度法）は当所土壌肥料科が担当した。

3. 結果と考察

(1) 野菜の生育収量

本検討は主に葉根菜類を直播することによって行ったが野菜の生育は発芽並びに初期生育がその後の生育に大きく影響するものと考えられたので、客土初年目の主要な作目について発芽状態の調査を実施し、その結果は第46表に示すとおりである。これによると、ハウレンソウは客土量に比例して発芽が不良となり、その原因は汚泥の客土により地表面の乾燥が進行し、発芽阻害を起こしたものと想われた。また、シュンギクとコマツナについては50～100トン区の場合に発芽の劣ることが観察された。

客土量と野菜の収量との関係は第47表に示した。野菜の収量は、その種類と作付時期によってかなり変化が認められるが、概して10トン区の収量が最も多く、ついで0トン区であり、50トン区と100トン区は0トン区を下回る傾向が認められた。汚泥の客土直後には、客土量に比例して野菜の収量が増加するが、客土量がある限界量を越えると収量は逆に減少する傾向が認められた。本検討では野菜の収量を最高にする客土量を正確に把握することはできなかったが、おおよそ10a当り10トンから50トンの間にあるものと考えられた。

第45表 供試作目とは種期

は種年月日	作 目	品 種 名
1975年5月22日	ハウレンソウ	深緑
	シュンギク	中葉
	コマツナ	ごせき晩生
	サラダナ	岡山
	ミツバ	関西白茶
	ニンジン	金港3寸
	コカブ	理想金町
9月17日	コマツナ	ごせき晩生
	コカブ	理想金町
1976年5月20日	ハウレンソウ	深緑
	コマツナ	ごせき晩生
	サラダナ	岡山
	ミツバ	関西白茶
	コカブ	理想金町
9月21日	ハウレンソウ	深緑
	コマツナ	ごせき晩生
	サラダナ*	岡山
9月24日	ミツバ	関西白茶
	コカブ	理想金町
1977年8月29日	ハクサイ	野崎早生

注：1) *は10月9日に苗床から本ほに定植。

2) 無印は直まき。

3) 1975年5月20日に、10a当り32kgのCaOと15kgのMgOを苦土石灰で施用。

4) 1975年と1976年は、1作につきN、P₂O₅、K₂Oを10a当り各15kg、増加安42号（N15%、P₂O₅15%、K₂O15%）で施用。施肥は元肥のみ。

5) 1977年は、元肥としてN14kg、P₂O₅17kg、K₂O13kgを増加安42号（N14%、P₂O₅17%、K₂O13%）で施用。追肥はNK化成（N16%、K₂O16%）で10a当りN8kg、K₂O8kgを施用。

第46表 客土量と野菜の発芽

試験区	ハウレンソウ	シュンギク	コマツナ
0t	中	良	良
10	やや悪	良	良
50	悪	やや良	良
100	悪	中	やや良

(注) 1975年5月22日まきのを同年5月30日に観察。

第47表 客土の量と野菜の収量

は 種 年 月 試 験 区	1975年 5 月				1975年 9 月			
	0 t	10 t	50 t	100 t	0 t	10 t	50 t	100 t
ホ ウ レ ン ソ ウ	1.76 (100)	2.82 (160)	1.35 (77)	0.97 (55)				
シ ュ ン ギ ク	2.47 (100)	2.47 (100)	2.48 (100)	1.51 (61)				
コ マ ツ ナ	2.81 (100)	2.54 (90)	3.43 (122)	2.69 (96)	1.78 (100)	2.25 (126)	2.10 (118)	1.99 (112)
サ ラ ダ ナ	2.38 (100)	2.05 (86)	1.78 (75)	1.07 (45)				
ミ ツ バ	1.12 (100)	2.89 (258)	2.67 (238)	2.24 (200)				
ニ ソ ン	3.34 (100)	3.86 (116)	2.21 (66)	1.99 (60)				
コ カ ブ	3.87 (100)	3.85 (99)	5.37 (139)	4.64 (120)	3.18 (100)	3.21 (101)	2.32 (73)	3.10 (97)

は 種 年 月 試 験 区	1976年 5 月				1976年 9 月			
	0 t	10 t	50 t	100 t	0 t	10 t	50 t	100 t
ホ ウ レ ン ソ ウ	2.07 (100)	2.06 (100)	2.55 (123)	2.02 (98)	2.63 (100)	3.04 (116)	2.83 (108)	3.53 (134)
コ マ ツ ナ	3.41 (100)	3.83 (112)	3.74 (110)	3.54 (105)	3.02 (100)	3.50 (116)	3.25 (117)	3.77 (125)
サ ラ ダ ナ	2.47 (100)	2.31 (94)	1.48 (60)	1.58 (64)	1.08 (100)	1.02 (94)	0.76 (70)	0.78 (72)
ミ ツ バ	2.61 (100)	2.23 (85)	1.39 (53)	1.53 (59)				
コ カ ブ	5.98 (100)	6.25 (105)	5.96 (100)	6.32 (106)	5.28 (100)	7.90 (150)	3.55 (67)	5.67 (107)

は 種 年 月 試 験 区	1977年 8 月			
試 験 区	0 t	10 t	50 t	100 t
ハ ク サ イ	6.65 (100)	6.85 (103)	7.34 (110)	7.44 (112)

- (注) 1. 収量は m^2 当たり kg 。
 2. () 内は無客土区の収量を100としたときの百分率。
 3. 試験区は10a当たりの客土量を示す。

(2) 土壌水分

汚泥の客土に伴う土壌理化学性の変化をしる手がかりとして土壌水分の調査を行った結果を第48表と第49表に示した。まず、土壌水分を重量法で測定した結果(第48表)では、5月28日と9月1日のいずれの場合も、汚泥の客土量に比例して土壌水分が増加する傾向を示した。この傾向は土壌の層位別調査を行った結果からも同様の現象が確認された。

つぎに、この重量法による水分含量の区間差を解析する目的で、テンシオメーターを使用した水分張力による土壌水分を深さ10cmについて測定した結果、客土量による区間差は認められなかった(第49表)。以上の調査結果から、浄水汚泥の保水力は本調査は場の砂壌土よりかなり大きいことが推定できた。しかし、重量法による土

壌水分含量は客土量に比例することより、汚泥粒子中に大部分の水分が保持されており、発芽時などに有効に利用されないものと考えられる。このことはPF表示による水分含量に差違のないことから容易に説明することができる。なお、本汚泥は一般土壌のような孔隙が認められないことから、土壌水分の有効利用には難点があり、有機物の加用などによる土壌空隙の賦与とこれに伴う土壌水分の確保が極めて有効と考えられる。

(3) 土壌の化学性

浄水汚泥の客土に伴う野菜畑の化学性の変化を知るため、土壌のpH変化を第11図に、EC値と NO_3-N の調査結果を第50表に、土壌塩基の動向を第51表にそれぞれ示した。第11図によれば、pH(H_2O)は客土量に比例して高くなる傾向が認められた。このことは、汚泥中に多量に

第48表 土壤水分 (1975年)

月 日	試験区	深 さ	水 分
5. 28	0 t	0 ~ 15cm	24.8%
	10	" "	24.4
	50	" "	27.3
	100	" "	26.4
9. 1	0	0 ~ 5	18.6
		5 ~ 10	23.7
		10 ~ 20	25.3
	10	0 ~ 5	18.4
		5 ~ 10	24.5
		10 ~ 20	25.9
	50	0 ~ 5	20.3
		5 ~ 10	26.0
		10 ~ 20	27.9
	100	0 ~ 5	23.8
		5 ~ 10	28.8
		10 ~ 20	28.6

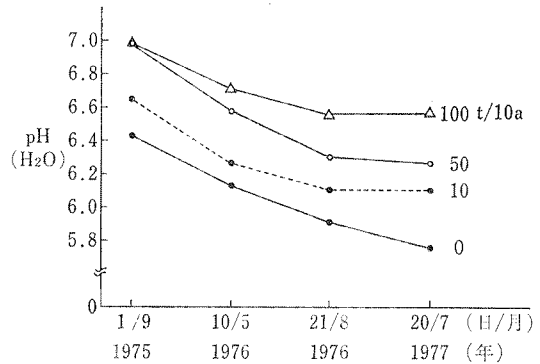
(注) 105℃、24時間乾燥で水分を測定。

第49表 土壤水分 (1976年)

測定期間	試験区	P F	
9月22日 から 10月13日 まで	0 t	1.71 ±	0.47
	10	1.77 ±	0.28
	50	1.72 ±	0.50
	100	1.71 ±	0.50

(注) 1. テンシオメーターで毎日10時に測定。
2. 深さ10cmを測定。
3. 17日間の平均値と標準偏差。

含まれる塩基類に由来するものと考えられるが、同時に優良な粘土鉱物の客入による塩基保持能の改善によるものとも考えられる。また、客土後の pH の推移は経時的に低下しているが、1.5年以降の低下は緩やかであり、上述の粘土鉱物面における改善効果が推定できる。



第11図 pH (H₂O) の推移

EC 値の測定結果では、客土直後は客土量に比例して値が上昇していたが、ほぼ1年以降は区間差が認められず測定値も低かった。この EC 値は土壤中の NO₃-N と相関が高く、第1作終了時の測定結果では、両者の比例関係が明らかに認められた。第1作跡地の NO₃-N 含量の高い理由は、汚泥中に含まれるNが有効化したものと考えられ、このことは客土量に比例して NO₃-N が多かったことから明らかである。客土と塩基含量について、客土量に比例して増加した成分は Ca と Na であり、Mg と K はほとんど変化が認められなかった。これら成分の増加量は汚泥の客入による富化量であり、その結果は pH の項で明らかにしたとおりである。CEC (陽イオン交換容量) の値と塩基飽和度が客土量に比例して上昇していることは、さらに上記の現象を証明しているものといえよう。なお、Na の富化と作物の生育収量の関係は明らかでなかったが、Na は土壤の塩基バランスあるいは養分吸収面での拮抗作用と⁴⁷⁾関係するものと思われる、別途検討の必要があるものと考えられる。

第50表 客土畑における土壤の EC および NO₃-N 含量の経時変化

試験区	1975年9月1日①		1975年12月15日②	1976年5月10日③		1976年8月21日④		1977年7月20日⑤
	EC	N-NO ₃		EC	N-NO ₃	EC	N-NO ₃	
0 t	0.05	1.35	0.40	0.04	0.8	0.04	0.8	0.03
10 t	0.07	1.50	0.40	0.06	1.6	0.05	1.0	0.02
50 t	0.12	2.10	0.40	0.06	1.4	0.05	1.1	0.03
100 t	0.22	5.50	0.35	0.08	1.6	0.07	1.6	0.03

注: 1) EC の単位は mv。
2) NO₃-N の単位は mg/乾土 100g。
3) ①は客土後の第1作が終って、第2作目の施肥直前。
4) ②は第2作後。
5) ③は第3作の施肥直前。
6) ④は第4作の施肥1ヶ月前。
7) ⑤は第5作の施肥直前。

第51表 客土の量と土壌の塩基含量, CEC, 塩基飽和度

調査 年月日	試験区	mg/乾土100g				me						塩基 飽和度
		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	全塩基	CEC	
1975. 9. 1	0 t	491	96	30	11	17.51 (74.7)	4.76 (20.3)	0.64 (2.7)	0.35 (1.5)	23.26 (99.2)	23.45 (100)	99.2
	10 t	540	107	28	23	19.26 (74.1)	5.31 (20.4)	0.59 (2.3)	0.74 (2.8)	25.90 (99.7)	25.99 (100)	99.7
	50 t	569	102	28	65	20.29 (72.2)	5.06 (18.0)	0.59 (2.1)	2.10 (7.5)	28.04 (99.8)	28.11 (100)	99.8
	100 t	608	107	35	106	21.68 (69.4)	5.31 (17.0)	0.74 (2.4)	3.42 (10.9)	31.15 (99.7)	31.25 (100)	99.2
1975. 12. 15	0 t	420	74	19	12	14.98 (63.0)	3.67 (15.4)	0.40 (1.7)	0.39 (1.6)	19.44 (81.8)	23.77 (100)	81.8
	10 t	425	76	20	27	15.16 (60.9)	3.77 (15.1)	0.42 (1.7)	0.87 (3.5)	20.22 (81.2)	24.90 (100)	81.2
	50 t	469	72	23	64	16.72 (61.9)	3.57 (13.2)	0.49 (1.8)	2.06 (7.6)	22.84 (84.6)	26.99 (100)	84.6
	100 t	497	70	28	117	17.72 (58.9)	3.47 (11.5)	0.59 (1.9)	3.77 (12.5)	25.55 (85.0)	30.07 (100)	85.0
1976. 5. 10	0 t	354	58	27	6	注: 1) ①は客土後の第1作が終って、第2作の施肥前の時期。 2) ②は第2作が終った時期。 3) ③は第3作の施肥前の時期。 4) ④は第3作が終った時期。 5) ()内はCECを100としたときの各塩基の百分率。						
	10 t	336	59	26	13							
	50 t	386	60	29	34							
	100 t	400	62	25	49							
1976. 8. 21	0 t	336	42	27	5							
	10 t	333	47	27	10							
	50 t	377	44	34	20							
	100 t	444	40	40	36							

総括

野菜畑に対する浄水汚泥の施用適量を推定するためには、客土後の土壌の物理性と化学性について十分注意を払い、作物の生育収量に対する効果を十分に見きわめる必要がある。

客土量と野菜の生育収量との関係では、発芽障害が10~50トン程度で現われる場合があり、また収量は10トンが最高であった。野菜の収量が低下する要因としては、土壌の理化学性とくに土壌水分が関係し、本資材の特有的なものとして土粒に空隙を伴わないため、粒子の保有する水分が野菜の発芽、生育に有効に作用しないで干ばつを助長したと考えられた。したがって、本資材の有効活用をはかるためには、有機物を積極的に導入し土壌の通気性と保水性を高める手段を欠くことができないものと考えられた。

一方、土壌の化学性とくに塩基状態を良好に保つためにはNaの存在に注目する必要がある、客土量の目安も土壌の種類、状態に応じて決定することが重要である。

いずれにしても、本土壌に対する客土の適量を推定すれば、10a当たり10~30トン程度であり、この場合には作物の生育が安定し、土壌の化学的性質の改善に効果の現われることが明らかになった。

摘要

- (1) 浄水汚泥の野菜畑への適正な客土方法を確立するため、客土の量と野菜の収量の関係、客土と土壌の理化学性の変化について検討した。
- (2) 10a当たり0t, 10t, 50t, および100tの浄水汚泥を客土した区を作って野菜を栽培したところ、野菜の収量は10t区がもっとも多く、次いで0t区が多く、50t区と100t区の収量は0t区より少なかった。
- (3) 浄水汚泥の客土によって土壌のCaO含量, Na₂O含量およびNO₃-N含量が増加した。また、客土によってCECが大きくなると共に、pHも高まることがわかった。
- (4) 浄水汚泥の客土によって地表面の乾燥が促進され、野菜の発芽が阻害されるように観察された。

(5) 浄水汚泥の客土量については、一般沖積畑で10a当たり10~30t程度が適量と考えられた。

第2節 浄水汚泥の施用と野菜の生育

浄水汚泥の施用量と野菜の生育

1. 目的

本検討は第1節と同一設計により、汚泥の施用量と野菜の生育との関係をポット試験で検討し畑客土に対する基礎資料を得ようとするものである。

2. 試験方法

標準土壌には腐植に類する富む火山灰土壌(土性L)を使用した。試験規模は5,000分の1アールワグネルポット3連制とし、耕種概要は第52表に示した。

第52表 ポット試験耕種概要

作数	作物	品	種	播種期	収穫	栽植密度 (株/ポット)
1作	コマツナ	早生種,	秋元種苗	'75. 7. 4	'75. 7. 23	9
2作	コカブ	岸金町小蕪,	坂田種苗	'75. 10. 27	'76. 2. 3	5
3作	コマツナ	早生種,	秋元種苗	'76. 2. 26	'76. 4. 15	9
4作	コマツナ	早生種,	秋元種苗	'76. 4. 15	'76. 5. 17	9
5作	コマツナ	早生期,	秋元種苗	'76. 5. 17	'76. 6. 14	9

3. 結果と考察

(1) 生育・収量

野菜の生育、生体重および乾物重は第53表、第54表および第55表に示すとおりである。1作のコマツナの発芽は順調であったが、浄水汚泥100トン区は生育が劣る傾向にあり、葉縁には僅かにクロロシスが認められた。浄水汚泥100トン区の収穫時の草丈は肥料施用の有無に関わりなく劣っていた。コマツナの生体重および乾物重は浄水汚泥10トン区が最も多く、50トン区がこれにつき、

第53表 浄水汚泥の施用と野菜の生育 (cm)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
	草丈	草丈	球径	草丈	草丈	草丈
標準	18.2	18.7	3.09	12.6	7.4	8.3
浄水汚泥10トン	20.1	18.4	2.52	15.9	9.3	8.3
浄水汚泥50トン	19.1	16.7	1.86	18.9	14.3	11.8
浄水汚泥100トン	10.9	(9.8)	(3.2)	19.7	17.5	22.0
浄水汚泥・無肥料	13.5	—	—	18.9	15.9	17.6
標準・無肥料	8.4	7.3	4.3	6.1	5.2	8.1

(注) ()内は1ポットのみの数値を示す。

肥料は燐加安42号をポット当たり7.14g(各成分1g)を第1作播種時に施用し、第2作以降は無肥料栽培とした。

試験区の処理は区名量に従い、標準土壌を乾燥汚泥で置き換え混合した(100トン区は全量汚泥)。供試乾燥汚泥は昭和50年3月西長沢浄水場で採取し、ポリマーおよび水ガラスを含み、pH(H₂O)が7.5の資材である。

ポットの管理は日中を屋外、夜間をガラス室内とし(冬期はガラス室内)、給水は表面灌水により行った。

土壌の分析³⁾はpHをガラス電極法、ECを電気伝導度法、置換性塩基をショールンパーガー法により行った。植物体の分析⁴⁾は全窒素をセミマイクロケルダール法とフェノール硫酸法により、その他の成分は試料を湿式分解した後磷酸をメタバナジウム酸法、塩基を原子吸光光度法により行った。

第54表 浄水汚泥の施用と野菜の生体重 (g/ポット)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	47.2	83.8	69.0	37.0	8.1	6.1
浄水汚泥10トン	53.5	70.8	47.9	65.1	12.3	6.4
浄水汚泥50トン	52.1	39.2	23.6	80.6	46.2	19.2
浄水汚泥100トン	31.7	3.1	—	85.8	68.2	88.6
浄水汚泥・無肥料	23.3	—	—	103.3	65.3	56.7
標準・無肥料	5.4	11.1	—	5.3	2.9	4.3

第55表 浄水汚泥の施用と野菜の乾物重 (g/ポット)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	4.1	7.4	5.1	2.3	0.7	0.4
浄水汚泥10トン	4.5	5.8	3.5	4.2	1.3	0.4
浄水汚泥50トン	4.2	3.4	1.5	4.8	4.0	1.5
浄水汚泥100トン	1.1	0.2	—	4.6	4.9	5.5
浄水汚泥・無肥料	1.9	—	—	6.3	5.0	3.7
標準・無肥料	0.5	0.2	—	0.5	0.3	0.3

浄水汚泥 100 トン区は著しく低下していた。

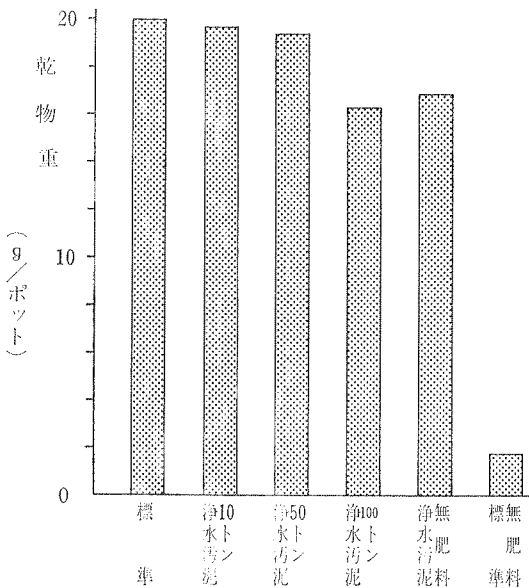
2 作コカブの発芽は良好であったが、1 月下旬には汚泥施用量が多いものほど生育が劣り、全量汚泥区には欠株が目立った。また、標準・無肥料区のコカブの葉色は黄緑色を示していた。収穫時の草丈は浄水汚泥の施用量が多いものほど短く、葉部および根部の収量もこれに類似して低下した。

3 作コマツナの発芽と生育は順調に進み、標肥区の収穫時の草丈は浄水汚泥の施用量に伴って長くなる傾向を示した。生体および乾物重は草丈の傾向と類似して施用量に比例して増加した。

4 作コマツナの発芽は順調であり、標準区の葉色は黄緑色を示したが浄水汚泥 100 トン区は緑色～濃緑色となり盛んな生育を示していた。収穫時の草丈は浄水汚泥の施用に伴って長くなる傾向を示した。生体重および乾物重は草丈の傾向と類似して施用量に比例して増加した。

5 作コマツナの発芽も良く、初期生育は順調に進んだが、浄水汚泥100 トン区の葉色が緑色～濃緑色を示したのに対し、その他の区では黄緑色を示していた。収穫時の草丈は浄水汚泥の施用量に伴って長くなる傾向を示した。生体重および乾物重は草丈の傾向と同様に施用量に比例して増加した。

各作の野菜の乾物収量を合計して第12図に示した。浄水汚泥10トンおよび50トン区的全乾物収量は、標準区に比較して差が認められなかったが、浄水汚泥全量の両区の乾物収量は標準区の約80%程度であり、標準・無肥料



第12図 浄水汚泥の施用と野菜の全乾物収量(1～5作)

区は著しく低下した。

(2) 成分含量と養分吸収量

野菜の N, P₂O₅, K₂O, CaO, MgO および Na₂O の含量は第56表から第61表に亘ってそれぞれ示した。

第56表 野菜の T-N 含量 (乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	7.62	5.02	3.47	3.87	2.48	2.73
浄水汚泥10トン	7.30	5.43	4.32	5.01	1.84	2.25
浄水汚泥50トン	8.21	6.19	4.61	7.20	4.45	2.50
浄水汚泥100トン	4.91	—	—	7.92	7.45	8.07
浄水汚泥・無肥料	5.31	—	—	7.48	6.95	3.48
標準・無肥料	4.53	5.90	—	5.15	4.18	4.42

第57表 野菜の P₂O₅ 含量 (乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	1.50	1.74	1.97	1.44	1.61	1.65
浄水汚泥10トン	1.55	1.60	1.83	1.43	1.86	1.94
浄水汚泥50トン	1.63	1.61	1.74	1.44	1.44	1.95
浄水汚泥100トン	1.60	—	—	1.35	1.21	1.62
浄水汚泥・無肥料	2.11	—	—	1.60	1.30	2.06
標準・無肥料	0.94	1.30	—	1.15	0.71	0.93

第58表 野菜の K₂O 含量 (乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	7.03	5.37	4.07	2.19	1.95	2.63
浄水汚泥10トン	7.29	4.98	4.52	4.42	1.74	3.48
浄水汚泥50トン	6.28	4.56	2.74	5.98	2.72	3.94
浄水汚泥100トン	2.69	—	—	6.60	4.27	4.47
浄水汚泥・無肥料	3.09	—	—	4.61	2.46	3.21
標準・無肥料	5.68	4.69	—	3.19	3.11	4.59

第59表 野菜の CaO 含量 (乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	3.04	6.06	0.91	5.88	5.02	4.71
浄水汚泥10トン	2.84	6.34	1.04	4.62	3.24	3.98
浄水汚泥50トン	2.42	5.01	1.04	3.91	3.22	3.15
浄水汚泥100トン	1.02	—	—	2.98	3.63	3.76
浄水汚泥・無肥料	1.42	—	—	2.88	3.31	3.09
標準・無肥料	2.77	4.32	—	6.09	4.31	4.70

第60表 野菜のMgO含量(乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	0.61	0.64	0.42	0.97	1.16	1.22
浄水汚泥10トン	0.61	0.62	0.49	0.86	0.85	1.03
浄水汚泥50トン	0.54	0.54	0.58	0.76	0.68	0.77
浄水汚泥100トン	0.45	—	—	0.51	0.62	0.63
浄水汚泥・無肥料	0.41	—	—	0.52	0.62	2.18
標準・無肥料	0.67	0.71	0.87	0.91	3.25	

第61表 野菜のNa₂O含量(乾物中%)

区名	1作	2作		3作	4作	5作
		葉部	根部			
標準	0.39	0.53	0.42	0.74	0.31	0.46
浄水汚泥10トン	1.70	1.53	1.26	1.42	0.70	0.64
浄水汚泥50トン	2.79	3.32	2.91	3.07	2.05	1.90
浄水汚泥100トン	3.38	—	—	3.67	3.28	3.74
浄水汚泥・無肥料	3.67	—	—	4.75	4.85	1.10
標準・無肥料	0.29	0.58	0.47	0.40	0.14	

T-N含量は1作と2作が浄水汚泥50トン区が高く3作以降は浄水汚泥の施用量に伴って増加していた。

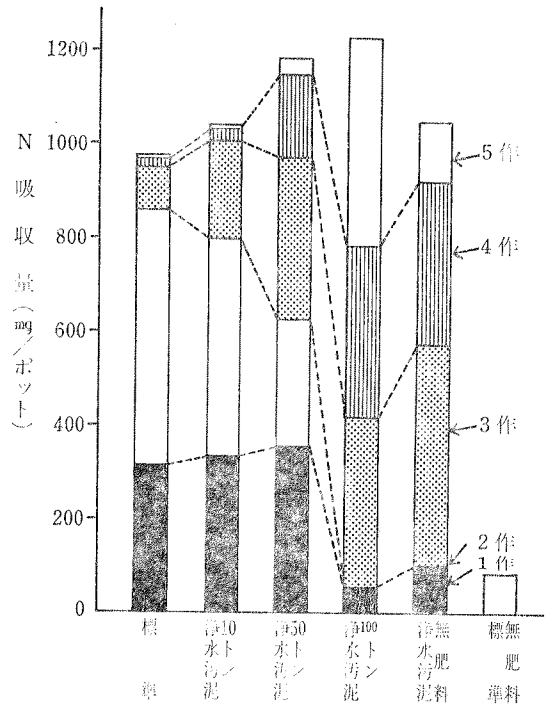
P₂O₅含量は1作と2作には処理の差がなく、3作以降は浄水汚泥の施用量が多い場合に低下する傾向にあった。K₂O含量は1作と2作は浄水汚泥の施用量が多い場合に低下し、3作以降は逆に増大する傾向にあった。

CaO含量は1作から3作までは浄水汚泥の施用量が多い場合に低下する傾向を示し、4作以降はその差が小さくなることが認められた。MgO含量は各作とも浄水汚泥の施用量が多い場合に低下する傾向を示し、Na₂O含量は各作とも浄水汚泥の施用量の増加に伴って増大していた。

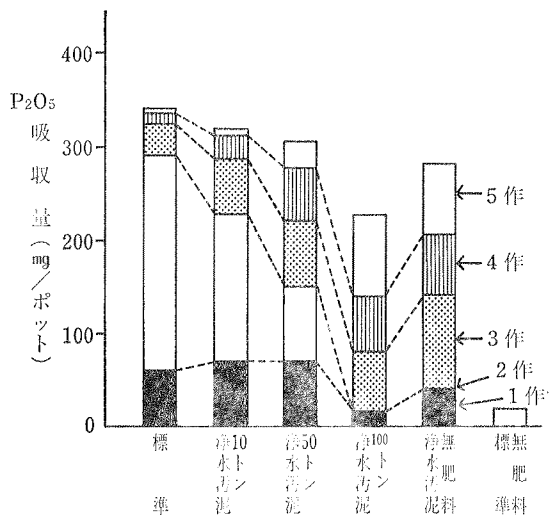
野菜のN、P₂O₅、K₂O、CaO、MgOおよびNa₂Oの吸収量は第13図から第18図に亘ってそれぞれ示した。N吸収量は1作が浄水汚泥50トン区が多く、100トン区の減少が著しかった。2作のN吸収量は、標準区が最も多く、浄水汚泥10トン区がこれについていた。3作以降のN吸収量は浄水汚泥の施用量に伴って増加する傾向にあった。5作合計のN吸収量は浄水汚泥の施用量に伴って増加する傾向にあり、浄水汚泥100トンの無肥料区においても標準区を上回った。

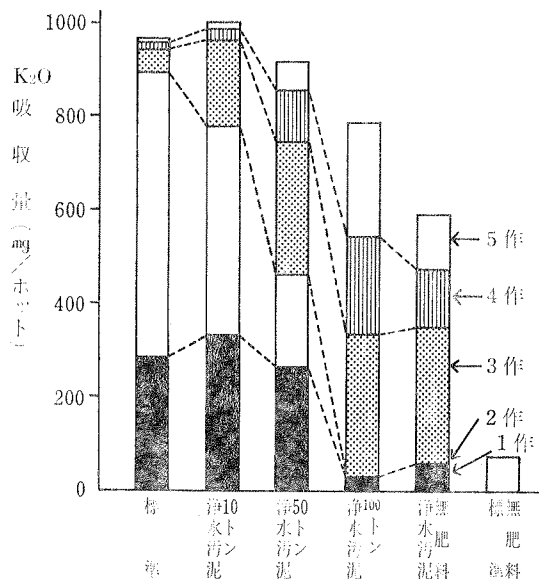
P₂O₅吸収量は1作の浄水汚泥100トンが少なく、2作は浄水汚泥の施用量が多い場合に少なく、標準区を下

回っていた。4作以降は浄水汚泥の施用量が多い場合にP₂O₅吸収量が増大していた。5作合計のP₂O₅吸収量は、浄水汚泥の施用量が多い場合に減少し、全乾物収量の傾向と類似していた。

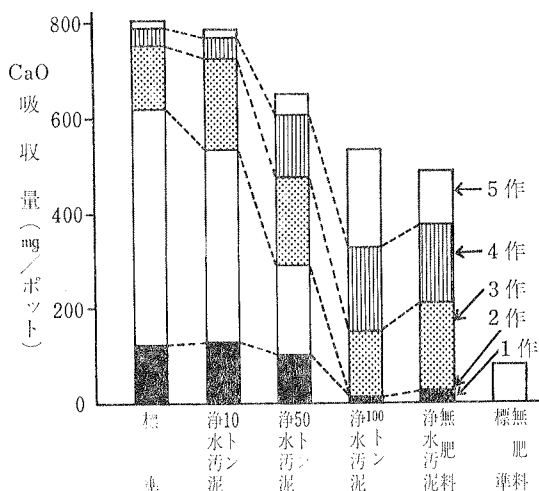


第13図 野菜のN吸収量

第14図 野菜のP₂O₅吸収量



第15図 野菜のK₂O吸収量

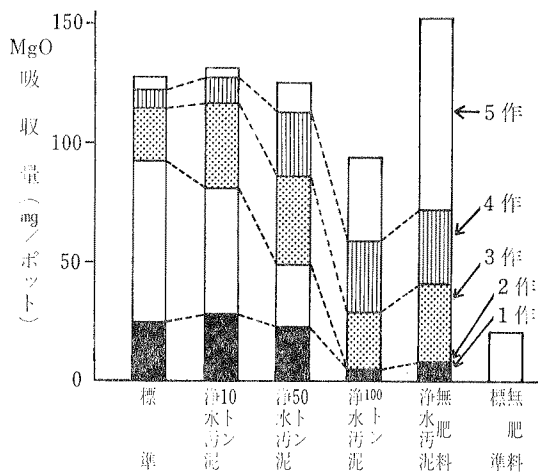


第16図 野菜のCaO吸収量

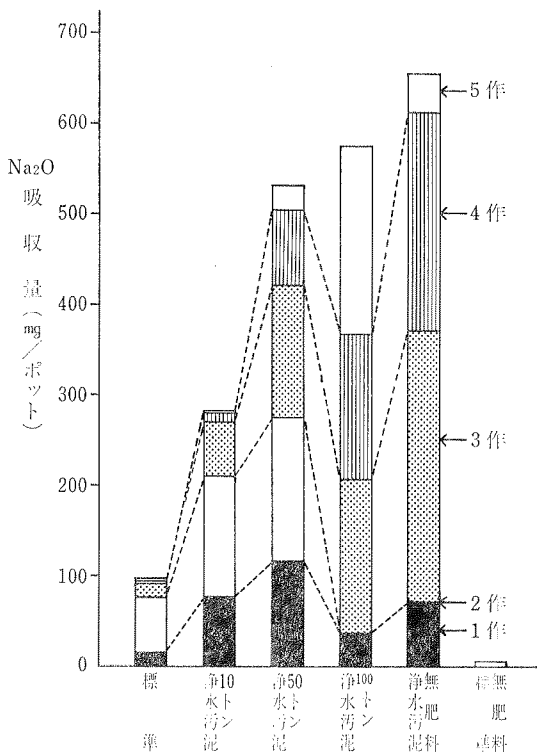
K₂O吸収量は2作までが浄水汚泥の施用量が多い場合に減少する傾向を示し、3作以降は逆に増加する傾向を示した。5作合計のK₂Oの吸収量は浄水汚泥100トン区が劣り、無肥料区はさらに低下していた。

CaO吸収量は1作から3作までは浄水汚泥の施用量に伴って減少し、4作以降は逆に増加した。5作作合計のCaO吸収量は浄水汚泥の施用量に伴って減少する傾向にあった。MgO吸収量はCaOの場合と類似していた。

Na₂O吸収量は各作および5作合計ともに浄水汚泥の



第17図 野菜のMgO吸収量



第18図 野菜のNa₂O吸収量

施用量に伴って増加する傾向にあり、浄水汚泥施用の各区は標準区より著しくNa₂Oの吸収量が增大していた。

(2) 土壌の化学性

2作終了時の上接塩基の動向は第62表に示した。置換

第62表 土壤塩基の動向・2作終了時 (乾土100g中)

区名	置換性塩基 (mg)				CEC (m. e.)	塩基飽和度 (%)		
	CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O		CaO	Na ₂ O	全塩基
標準	330	33	8	11	37.07	31.8	1.0	37.6
浄水汚泥10トン	363	36	15	51	36.47	35.5	4.5	45.8
浄水汚泥50トン	476	57	28	372	37.62	45.1	31.9	86.1
浄水汚泥100トン	665	78	55	536	44.87	52.9	31.5	102.6
浄水汚泥・無肥料	655	74	35	635	45.40	51.4	45.1	106.3
標準・無肥料	358	35	9	9	37.81	33.7	0.8	39.6

第63表 跡地土壤の化学性・5作終了時 (乾土100g中)

区名	PH		EC (mV/cm)	置換性塩基 (mg)				CEC (m. e.)	塩基飽和度 (%)		
	H ₂ O	KCl		CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O		CaO	Na ₂ O	全塩基
標準	5.3	4.6	0.09	342	32	2	7	40.34	30.2	0.5	34.8
浄水汚泥10トン	5.4	4.8	0.13	365	38	5	29	40.91	31.9	2.3	32.4
浄水汚泥50トン	5.9	5.2	0.22	488	54	15	136	41.26	42.2	10.7	60.2
浄水汚泥100トン	6.7	5.7	0.38	654	68	45	317	46.12	50.7	22.2	82.3
浄水汚泥・無肥料	7.2	6.0	0.22	703	68	27	338	46.05	54.5	23.7	86.7
標準・無肥料	5.9	5.0	0.00	369	37	3	8	39.01	33.8	0.7	39.3

性塩基は浄水汚泥の施用量に比例して増加し、各塩基の飽和度も同様の傾向を示した。

5作終了時の土壤の化学性は第63表に示した。pH、ECは浄水汚泥の施用量が多い場合に上昇する傾向を示した。土壤塩基は2作終了時と同様の傾向を示したが、Na₂Oおよび全塩基飽和度の減少が顕著であった。

(4) 考察

浄水汚泥10トンおよび50トン相当量の施用で1作の野菜の生育、収量は標準区を上回ったが、浄水汚泥全量区では1、2作の生育が極度に不良であった。しかし、この浄水汚泥全量区は3作以降より生育が旺盛となり、特異的な現象を示した。

一方、作物の体内成分はNa₂Oの吸収が浄水汚泥の施用に比例して増加し、これに伴いK₂O、CaO、MgOの各塩基の含量が低下する拮抗現象が認められた。この傾向はK₂Oでは3作以降でなくなり、逆にK₂O含量が増大するようになり、作物の生育状態の傾向と一致していた。また、浄水汚泥の5作終了時のNa₂O飽和度は、3作開始時よりかなり減少しており、K₂Oの作物への供給が順調に行われることが推定できた。

全乾物収量と浄水汚泥100トンの無肥料区の養分吸収量から、本浄水汚泥の養分供給能について考察すると、N供給量が高く、P₂O₅がこれに次ぎ、K₂Oはやや低い

ことが明らかとなった。

以上の結果からは、全量浄水汚泥による1、2作の野菜の生育不安定の要因を明らかにすることができなかったが、畑地への客土を想定する場合には10アール当たり10~50トン程度が好ましいことがわかった。

浄水汚泥に対する有機物と微量元素の効果

1. 目的

前項の検討で、浄水汚泥に野菜を栽培すると、その生育が不安定となる現象が認められたが、その原因は明らかでなかった。本検討は有機物および微量元素を加用することによって野菜の生育安定をはからうとするものである。

2. 試験方法

標準土壌には腐植に類する富む火山灰土壌(土性L)を使用し、作物はコマツナ(ごせき晩生)を供試した。栽植密度は5,000分の1アールワグネルポットにコマツナの9株仕立とし、3連制で実施した。作物の播種期は1977年11月5日で、収穫期は12月19日であった。

肥料は磷加安42号7.14g(ポット当たり各成分1g)を11月4日に全層に混合し施用した。その他微量元素としてポット当たりキレート鉄60mg、硫酸マンガン300mg、ホウ砂20mg、ミリブデン酸ナトリウム1mgを施用した。

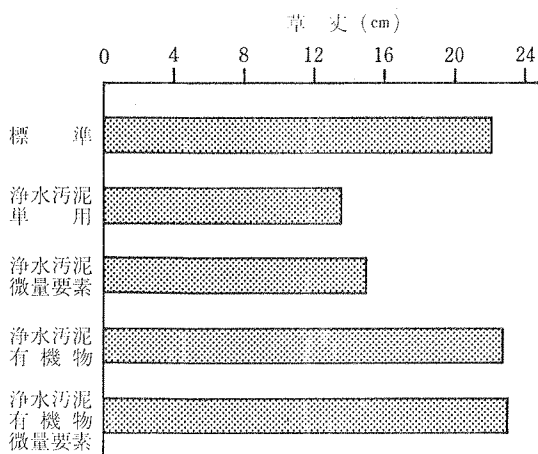
また、有機物は牛糞堆肥をポット当たり40g（10アール2トン相当）施用した。試験区構成は第19図の区名に示すとおりである。

供試乾燥汚泥は1975年3月西長沢浄水場で採取し、ポリマーおよび水ガラスを含むpH（H₂O）7.5の資材である。ポットの管理はガラス室内で行ない、給水は表面灌水により行った。植物体の分析は前項の試験に準じた。

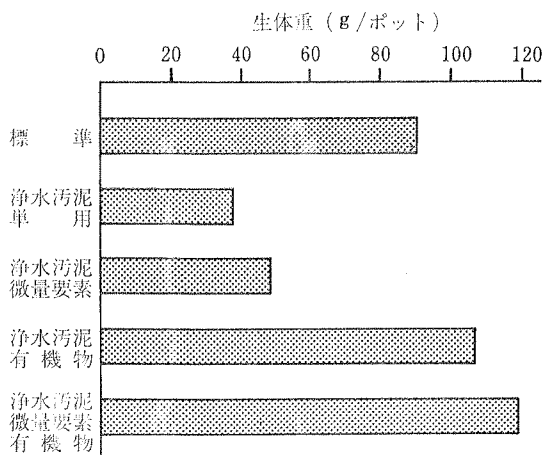
3. 結果と考察

(1) 生育・収量

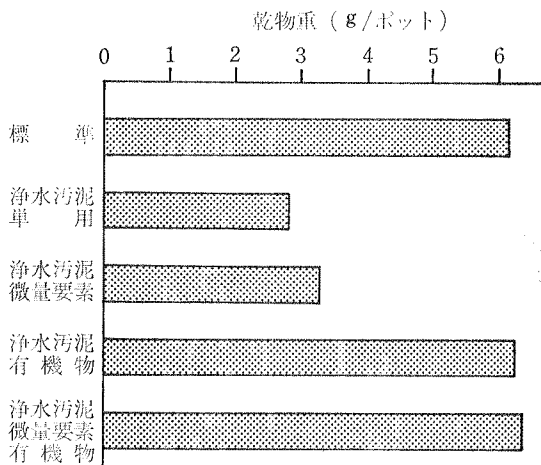
コマツナの生育、収量は、第19図その1に生育、その2に生体収量、その3に乾物収量として示した。収穫期の草丈は浄水汚泥区および同微量元素加用区が、火山灰土壌の標準区に比較して劣ったが、汚泥に有機物を加用することによって標準区の生育を上回る好成績を示した。



第19図(その1) コマツナの生育



第19図(その2) コマツナの生体収量



第19図(その3) コマツナの乾物収量

コマツナの生体重と乾物重は草丈の傾向と一致していた。また、浄水汚泥に微量元素を加用することにより、汚泥単独の場合よりコマツナの生育、収量がやや優る傾向が認められた。

(2) 成分含量

コマツナの成分含量を第64表に示した。ケルダールNは浄水汚泥区と微量元素加用区が高く、逆にNO₃-Nが低い値を示し、特異的であった。また、この両区はP₂O₅含量が高く、CaOとMgO含量が低い傾向を示していた。浄水汚泥の各区は火山灰土壌の標準区に比較してCaO、MgO、K₂O含量が低く、Na₂O含量が高い値を示していた。

(3) 考察

本項は、前項の検討で明らかにされた浄水汚泥における野菜の生育不安定要因を解明する手がかりとして、有機物による土壌の化学的、物理的および生物的機能の向上並びに汚泥の高pHに伴う微量元素の不可給態化を回避するため、Fe、Mn、B、Mo等の施用効果について検討したものである。

本検討においても、浄水汚泥区のコマツナの生育と収量は火山灰土壌に比較して半減し、前項の結果と同様の傾向を示した。この汚泥に有機物を10アール当たり2トン相当量を加えることにより、その生育、収量は火山灰土壌の水準に回復することがわかった。しかし、有機物の効果がどの要因によるものかは明らかでなかった。微量元素加用の効果は明らかでなく、pHが7.5程度の土壌反応では微量元素の欠乏を誘発しないことがわかった。また同時に、本汚泥中には微量元素が十分に含まれていることが、作物の生育状態から推定することができた。

第64表 コマツナの成分含量 (乾物当り%)

区名	ケルダール-N	NO ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O
標準	6.26	2.14	1.48	9.56	4.90	1.06	0.26
浄水汚泥	7.13	0.02	1.99	5.17	1.43	0.37	4.17
〃・微量元素	7.33	0.02	2.00	5.58	1.40	0.36	4.07
〃・有機物	6.55	1.88	1.55	4.35	2.71	0.47	5.29
〃・微量元素・有機物	6.66	1.88	1.55	4.61	2.65	0.47	5.38

植物体の分析結果では、汚泥区の Na₂O 含量が火山灰土壌に比較して著しく高く、逆に K₂O、CaO および MgO 含量が低下し、Na が塩基類の吸収に対して拮抗現象を示していた。なお、有機物施用によって Na₂O、CaO および MgO の含量が上昇し、P₂O₅ と K₂O は低下する傾向が認められた、この有機物施用と塩基類の吸収促進あるいは減退の現象は有機物の直接作用か、有機物との相互作用によって生じたものかは明らかにすることができなかった。

浄水汚泥に対する有機物施用効果の解析

1. 目的

本検討は、有機物のもつ機能的側面とくに生物的機能の解析を滅菌有機物の施用によって行なおうとするものである。

2. 試験方法

試験区の構成は第20図の区名に示すとおりである。標準土壌には腐植に類する富む火山灰土壌(土性L)を使用し、作物はコマツナ(ごせき晩生)を供試した。栽植密度は5,000分の1アールワグネルポットにコマツナの9株仕立とし、3連制で実施した。コマツナの播種期は1978年5月30日で、収穫期は6月22日であった。

肥料は燐加安42号7.14g(ポット当たり各成分1g)を5月30日に全層に混合して施用した。有機物は牛糞堆肥をポット当たり40g(10アール2トン相当)施用し、滅菌処理有機物は牛糞堆肥40gを120℃、20分間のオートクレーブ処理を行った後施用した。

供試乾燥汚泥は前項の試験と同様であり、ポットの管理は昼間屋外、夜間ガラス室内とし、給水は表面灌水により行った。

3. 考果と考察

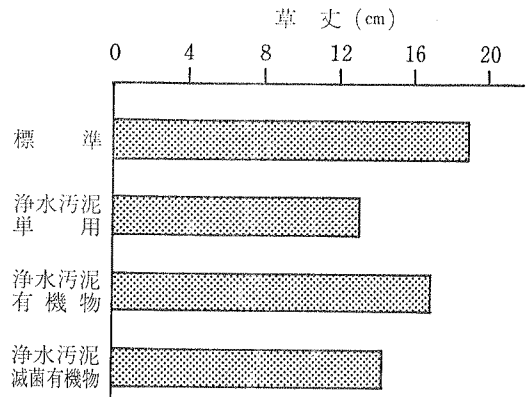
(1) 生育・収量

コマツナの生育、収量は第20図その1に生育、その2に生体収量、その3に乾物収量として示した。コマツナの発芽は良好であり、生育も順調に経過した。収穫期の草丈は標準の火山灰土壌区が最も長く、浄水汚泥の有機

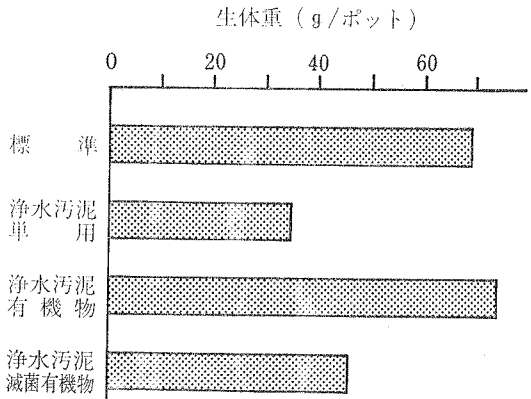
物加用区がこれにつき、滅菌有機物加用区はさらに劣り、浄水汚泥単用区は最も劣り、標準区に対して69%の比率を示していた。

生体重は浄水汚泥の有機物加用区が標準区を上回っていたが、浄水汚泥単用区は草丈と同様に最も劣っていた。

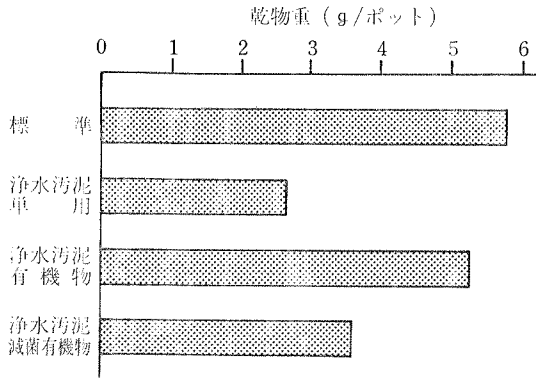
乾物量は標準区が最も多く、浄水汚泥の有機物加用区は約10%、滅菌有機物加用区は約40%減収し、浄水汚泥単用区の収量は半減していた。



第20図(その1) コマツナの生育



第20図(その2) コマツナの生体収量



第20図 (その3) コマツナの乾物収量

(2) 成分含量

コマツナの成分含量は第65表に示した。ケルダールN含量は生育の劣った浄水汚泥単用および減菌有機物の両区がやや高い傾向を示したが、NO₃-N含量は逆にこの両区が極めて低く特異な傾向を示した。P₂O₅含量はNO₃-N含量の低い場合に高くなる傾向を示していた。K₂O含量は浄水汚泥の各区が標準区に比較して低い値を示していたが、このうち有機物区がやや高い値を示した。CaOおよびMgO含量はK₂O含量と同様な傾向を示した。Na₂O含量は浄水汚泥の各区が標準区に比較して10倍以上の高い値を示し、特に有機物区が高い値を示していた。

(3) 考察

今までの検討結果から、浄水汚泥に野菜を栽培するとその生育が不良であったが、有機物を加用するとその回復が極めて顕著であった。本項は有機物の施用により、有機物のもつ化学的、物理的および生物学的効果を明らかにしようとするものである。

減菌処理を行い生物活性を部分的に消去した有機物の施用効果は、汚泥単用区に比較してコマツナの多少の収量増加が得られた。一方、無処理の有機物施用区はその収量が飛躍的に増加しており、このことは有機物のもつ生物学的機能による効果が極めて大きく現われことを意味

している。

有機物のもつ生物学的機能の一つとしては、浄水汚泥に硝化菌を付与することであり、汚泥中のNH₃-Nの硝化が速かに進行し、作物根のNO₃-N吸収がより円滑に行われ収量の増加をもたらしたものと思われる。このことは、作物体のNO₃-Nが汚泥単用区や減菌有機物施用区でその含量が極めて低いことから推定が容易である。

減菌有機物の施用による収量増加要因としては、物理的および化学的機能の両側面が考えられた。化学的効果としては、作物の生育を主体的に支配する要素としてのNをあげることができるが、汚泥自体のN供給能が大きいことより、有機物によるN寄与率は相対的に小さいものと考えられた。また、有機物は陽イオン交換容量が大きいことより、汚泥中のNaをある程度吸着保持し、作物への吸収制を行うものと考えられたが、作物のNa吸収量からみれば、その効果は期待できなかった。このようなことから、本事例では有機物が汚泥の物理性の改善に寄与しているものと推定された。

浄水汚泥における施肥窒素形態と野菜の生育

1. 目的

浄水汚泥中にはNO₃-Nの存在量がNH₃-Nよりも少ないことより、施肥Nの形態と野菜の生育との関係を明らかにし、さらにNaの影響についても検討しようとするものである。

2. 試験方法

試験区の構成は第21図の区名に示すとおりである。供試土壌は腐植に頗る富む火山灰土壌(土性L)であり、供試浄水汚泥は1979年3月西長沢浄水場から採取したもので、ポリマーおよび水ガラスを含み、200℃乾燥汚泥である。

作物はコマツナ(ごせき晩生)を供試し、栽植密度は5,000分の1アールワグネルポットに9株仕立とし、3連制で実施した。コマツナの播種期は1979年5月14日、収穫期は6月9日であった。

肥料はNを硫酸および硝酸カルシウム、Pを過石、Kを硫酸とし、ポット当たり各成分1g相当量を5月14日

第65表 コマツナの成分含量

(乾物中%)

区名	ケルダールN	NO ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O
標準	6.24	2.17	1.60	9.21	3.21	0.95	0.33
浄水汚泥単用	6.76	0.08	2.36	5.29	1.44	0.42	3.40
〃・有機物	6.19	1.73	1.66	6.17	2.46	0.49	4.42
〃・減菌有機物	6.55	0.10	2.50	5.81	1.51	0.41	3.61

に全層に混合し施用した。また、火山灰土壌の水ガラス処理区は、浄水汚泥のNa飽和度相当量のNaを水ガラスにより添加した。有機物は牛糞堆肥をポット当たり40g(10アール2トン相当量)施用した。

ポットの管理および植物体の分析は前項の試験と同様であり、土壌の分析は前記と同様であった。

3. 結果と考察

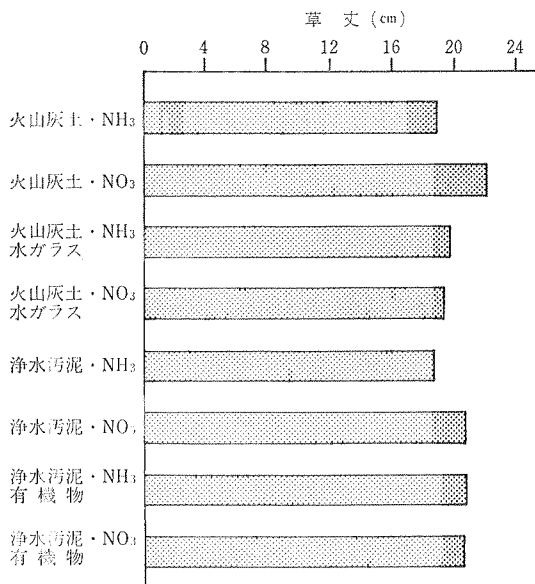
(1) 生育・収量

コマツナの生育、収量は第21図その1に生育、その2に生体収量、その3に乾物収量として示した。コマツナの発芽は良好であり、生育も順調に経過した。収穫期の草丈は火山灰土壌のNO₃-N区、浄水汚泥のNO₃-N区および浄水汚泥の有機物区が優り、その他はほぼ同程度であった。生体重は火山灰土壌のNO₃-N区が最も多く、ついで火山灰土壌のNH₃-Nの水ガラス区であり、浄水汚泥の各区は低下する傾向を示したが、NH₃-N区が最も劣った。

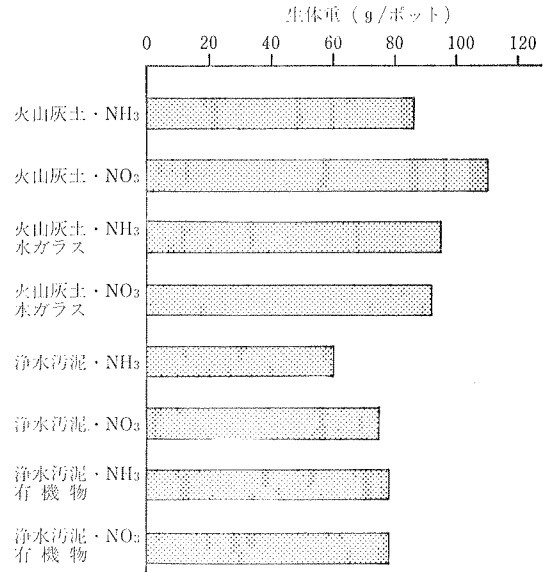
乾物重は火山灰土壌のNO₃-N区がやや高く、浄水汚泥の各区は生体重と同様に低下する傾向を示した。

(2) 成分含量

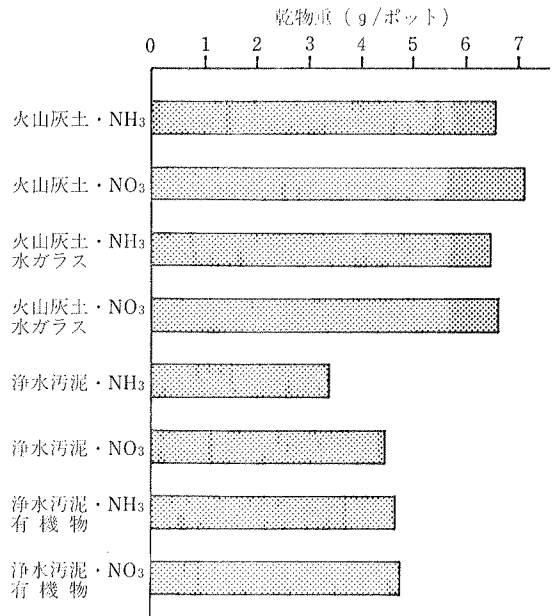
コマツナの成分含量は第66表に示した。ケルダールN含量は浄水汚泥区が火山灰土壌区より高い傾向を示したが、NO₃-N含量はこの逆の傾向にあった。また、前項までの試験結果では、浄水汚泥単独で栽培したコマツナのNO₃-N含量は微量であったが、本試験では有機物施用区のNO₃-N含量に近い値であった。P₂O₅含量および



第21図 (その1) コマツナの生育



第21図 (その2) コマツナの生体収量



第21図 (その3) コマツナの乾物収量

Na₂O含量は浄水汚泥区が高い値を示したが、他の塩基含量は火山灰土壌区が高い傾向にあった。水ガラスを添加した火山灰土壌のコマツナのK₂O、CaOおよびMgO含量は無添加のものに比較して低く、逆にNa₂O含量が著しく高まり、Naの存在による塩基の吸収阻害が明らかであった。

第66表 コマツナの成分含量

(乾物中%)

区	名	ケルダール-N	NO ₃ -N	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO	Na ₂ O
火山灰土	・NH ₃	6.24	2.43	1.26	9.74	3.12	0.96	0.22
	・NO ₃	6.05	2.71	1.23	9.86	3.81	0.88	0.22
	・NH ₃ ・水ガラス	6.17	2.92	1.18	8.12	2.81	0.93	2.94
	・NO ₃ ・水ガラス	6.21	2.98	1.07	7.99	2.66	0.79	3.25
浄水汚泥	・NH ₃	8.16	1.74	1.61	5.42	1.88	0.43	1.71
	・NO ₃	8.07	1.74	1.51	5.27	2.01	0.44	1.80
	・NH ₃ ・有機物	7.86	1.87	1.60	5.49	2.03	0.42	1.96
	・NO ₃ ・有機物	7.81	2.07	1.58	5.43	2.37	0.45	1.95

第67表 跡地土壤の化学性

(乾土100g中)

区	名	PH		EC (mv/cm)	NO ₃ -N (mg)	CEC (m.e.)	塩基飽和度(%)				
		H ₂ O	KCl				CaO	MgO	K ₂ O	Na ₂ O	合計
火山灰土	・NH ₃	5.71	5.15	0.58	23.6	38.91	58.4	20.1	1.4	0.6	80.5
	・NO ₃	5.82	5.23	0.51	30.1	38.18	60.3	23.8	1.5	0.7	86.2
	・NH ₃ ・水ガラス	6.10	5.38	0.82	28.4	40.09	52.0	21.3	3.3	13.3	90.0
	・NO ₃ ・水ガラス	6.25	5.38	0.62	31.5	40.53	54.4	23.3	2.1	12.9	92.8
浄水汚泥	・NH ₃	6.25	5.80	2.23	104.0	55.06	69.9	13.2	3.7	16.3	103.2
	・NO ₃	6.47	6.02	2.12	114.5	57.43	75.5	13.0	3.5	16.7	108.7
	・NH ₃ ・有機物	6.36	5.89	2.29	113.7	54.54	71.0	14.1	3.6	16.5	105.2
	・NO ₃ ・有機物	6.50	6.01	2.02	111.4	56.64	74.4	13.3	3.6	16.1	107.5

③ 栽培跡地土壤の化学性

コマツナ栽培後の土壤の化学性を第67表に示した。pHは浄水汚泥区が高い値を示し、水ガラスを添加した火山灰土壤区のpHが高まる傾向にあった。ECはpHと同様の傾向にあったが、とくに浄水汚泥区が極めて高い値を示した。NO₃-NはECと同様に浄水汚泥区が極めて高い値を示し、多量のNO₃-Nが残留することが明らかであった。CaO、K₂OおよびNa₂O飽和度は浄水汚泥区が高い傾向を示したが、逆にMgO飽和度は低い値を示していた。水ガラスを添加した火山灰土壤のNa₂O飽和度は、浄水汚泥区より低くなっていたが、Na吸収量から換算すると水ガラス添加量が初期の目標値を下回ったためであった。

④ 考察

前項の検討では、汚泥に対する有機物の施用効果がその生物学的因子に負うところの大きいことを明らかにした。

これは汚泥中にNO₃-Nの存在が少ないことを意味しており、一般的な畑作物のN吸収がNO₃-Nを主体に行われている¹⁰⁾ことからすれば好ましいことではなく、硝化

作用の促進あるいは施肥Nの形態を検討することは意義あることと思われる。

施肥N形態の検討は汚泥と火山灰土壤を比較して実施したが、両者ともNO₃-N肥料がNH₃-N肥料よりも生育、収量ともに優っていた。このことより、この種汚泥のように加熱処理され微生物相の貧弱な資材に対する施肥N形態はNO₃-N肥料がより一層好ましいことが明らかになった。

さらに、汚泥に有機物を加用した効果はN肥料の如何にかかわらず収量の増加が得られていることより、前項の検討でも明らかのように有機物のもつ生物学的機能の現われであることがわかった。

今までの検討では、汚泥単用区の作物体中NO₃-N含量が極めて低い値を示していたが、本結果では相対的に高い値を示しており、さらに有機物の施用効果が前項ほど大きく現われなかった。この原因を明らかにするため、第68表に両資材の化学性を示した。これによると本試験の供試汚泥はEC、T-N、NH₃-Nおよび水分含量が前回の汚泥より高い値を示していた。また、今回の汚泥は屋外に1週間程度放置した後、降雨を避けて貯蔵した

第68表 供試浄水汚泥の化学性 (乾物100g中)

採 取 年 月	水 分 (%)	PH		EC (m μ /cm)	T-N (%)	NH ₃ -N (mg)	NO ₃ -N (mg)
		H ₂ O	KCl				
'75 年 3 月	9.3	7.50	6.06	0.44	0.33	14	0.4
'79 年 3 月	41.7	6.62	5.95	0.94	0.78	107	1.7

ものであるのに対し、前回までに使用した汚泥はガラス室内で乾燥状態で貯蔵したものであった。このことから本検討による汚泥は、照外放置期間中に高水分含量のもとで微生物が付加し、栽培期間中に硝化作用が促進され、NO₃-Nの生成とその植物根による吸収が円滑に行われたものと考えられ、栽培跡地土壌の分析結果からもこのことが推定できる。さらに供試汚泥のN含量、とくにNH₃-N含量が高いことが植物の生育に対する悪影響を及ぼし¹⁰⁾、有機物の施用効果が現われなかったものと考えられた。

なお、Naが作物の生育に及ぼす影響を火山灰土壌について調査した結果では、その生育、収量は標準区とほぼ同様であった。このことから、浄水汚泥単独による作物生育の遅延はNaが直接的に関与するものではなく、硝酸化成の遅れによるN吸収に起因するものと思われた。

総 括

浄水汚泥を効利用するに当たっては、作物の栽培をとおして汚泥の性格を明らかにし、さらに作物の生育を安定させる方法についても検討する必要がある。本節はつぎの諸点に重点をおいて実施した。

- (1) 浄水汚泥の施用割合と野菜の生育との関係を明らかにする。
- (2) 浄水汚泥に対する有機物並びに微量元素の施用効果を明らかにする。
- (3) 浄水汚泥に対する有機物の施用効果を解析する。
- (4) 浄水汚泥に対する施肥Nの形態について検討する。

(1)の浄水汚泥の施用割合と野菜の生育との関係について検討した結果では、汚泥の単用による1作と2作の生育が極めて不良であり、3作から5作にかけては著しい生育促進が認められた。この場合の植物体の成分含量はNa₂Oが著しく高く、他の塩基類の含量が低下する拮抗現象が認められた。3作以後は汚泥中のNa₂O含量も減少し、野菜のK₂O吸収量の増加、生育・収量の増大が得られた。

このことから、作物の生育・収量を1作目から確保するためには、10アール当たり10～50トン程度の畑客土が

望ましいことがわかった。

(2)については、(1)から浄水汚泥の単用による1作あるいは2作の作物生育の不安定要因を解消するため、有機物並びに微量元素加用の効果を検討した。有機物の施用効果は10アール当たり、2トン程度で顕著に現われたが、有機物のもつ化学的、物理的並びに生物的機能のいずれによるものかは解明することができなかった。作物の生育不良に対するFe、Mn、B、Mo等微量元素の施用効果は明らかでなく、pHが7.5程度では微量元素の不可給態化は起こらないことがわかった。また同時に、本汚泥中には微量元素が十分に存在していることが推定された。

(3)の有機物の施用効果を解析するため、滅菌処理を行い生物活性を部分的に消去した有機物を施用したところ、コマツナの収量は汚泥単用区に比べて多少の増加にとどまった。一方、有機物(無滅菌)区はその収量が飛躍的に増加しており、有機物のもつ生物的機能が極めて大きく現われた。この生物的機能は有機物施用が浄水汚泥に硝化菌を持ち込む結果として現われ、汚泥中のNH₃-Nの硝化が速かに進行し、作物根によるNO₃-Nの吸収がより円滑に行われ収量の増加が得られることが推定できた。

なお、滅菌有機物の施用効果は物理的要因が化学要因よりも優先しているものと考えられた。

(4)の施肥Nの形態に関する検討は、畑作物がNO₃-NをNH₃-Nよりも好むこと、一方汚泥中にはNO₃-Nの存在量が少ないこと等に着目して実施したものである。その結果、NO₃-N肥料はNH₃-N肥料よりも生育、収量ともに優っていた。このことは、この種汚泥のように加熱処理され、微生物相の貧弱な資材に対する施肥Nの形態はNO₃-N肥料がより一層好ましいことを意味している。さらに、汚泥に有機物を施用した効果は、(2)および(3)の試験結果に比べて小さかったが、肥料形態に関係なく現われており、前項で明らかのように有機物のもつ生物的機能を証明することができた。

以上、浄水汚泥を畑地へ客土して利用する場合には、10アール当たり10～50トン程度が適量と推定され、有機

物は一般土壌の場合に準じて施用することが効果的であった。

摘要

- (1) 火山灰土壌に浄水汚泥を10, 50, 100トン(全量)相当量を施用して野菜を栽培したところ、10~50トン相当区は標準土壌とほぼ同一水準の収量が得られた。
- (2) 浄水汚泥100トン相当区は1, 2作は生育不良で、3作以降は生育が良好となった。
- (3) 浄水汚泥中には多量のNaが存在するため、野菜の養分吸収は塩基の吸収がとくに抑制され拮抗現象を示していた。
- (4) 浄水汚泥に有機物を施用すると初作より生育が旺盛となり、火山灰土壌と同程度の収量水準が得られた。なお、微量元素の効果は認められなかった。
- (5) 浄水汚泥に対する有機物の施用効果は、滅菌有機物の施用により検討した結果、生物的機能の大きいことが明らかとなった。
- (6) 有機物もっている生物的機能は、浄水汚泥の硝化作用に寄与し、作物の養分吸収を促進し収量の増加をもたらすものと推定された。
- (7) 浄水汚泥がNO₃-Nに乏しい場合には、施用N肥料の形態はNO₃-NがNH₃-Nより好ましいことがわかった。
- (8) 浄水汚泥を畑地に利用する場合には、10アール当たり10~50トン程度が客土量として適当であり、有機物は一般土壌に準じて施用することが望ましい。

第3節 浄水汚泥の砂耕的利用

砂耕的利用による軟弱野菜の栽培

1. 目的

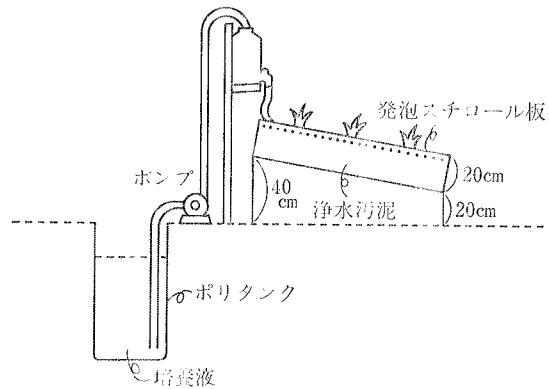
本浄水汚泥は粒状を示している点に特徴があり、砂に代る資材としての利用が考えられるので、その手始めに砂耕的栽培における利用の可能性を種々の軟弱野菜について検討する。

2. 試験方法

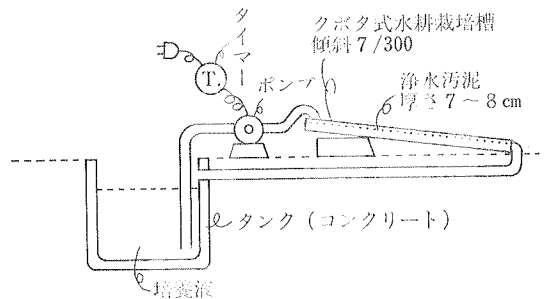
供試した作目及び品種は、サラダナ‘岡山’、ラディシュ‘サクラ’、ホウレンソウ‘深緑’、カイワレダイコン‘早生40日’、ツマミナ‘雪白体菜’、シュンギク‘中葉’及びコカブ‘もちばな’である。

サラダナとラディシュは、ビニール張りパイプハウス内に、第22図のような装置を作って試験した。また、ホウレンソウ、カイワレダイコン、ツマミナ、シュンギク及びコカブは、ボンセット張りの鉄骨ハウス内に第23図

の様な装置で試験した。培地については、サラダナは新しい浄水汚泥を用い、ラディシュはサラダナが終わったあと同じ浄水汚泥を用いて行ない、他の5作目は、そのつど新しい浄水汚泥を用いた。なお、カイワレダイコンは5回連続して同じ浄水汚泥を用い、ツマミナも2回連続して同じ浄水汚泥を用いた。カイワレダイコン、ツマミナについては同じハウス内に、対照に土耕区を設けた。



第22図 砂耕的栽培装置 (サラダナ, ラディッシュ)



第23図 砂耕的栽培装置 (ホウレンソウ, カイワレダイコン, ツマミナ, シュンギク, コカブ)

は種日は、サラダナが1976年4月24日、ラディシュは1976年6月4日と同7月12日、ホウレンソウは、1977年10月22日、カイワレダイコンは、1978年10月11日、同10月28日、同11月17日、同12月12日、及び1979年1月22日の5回、ツマミナは、1978年10月11日と同11月17日の2回、シュンギクは、1980年3月24日、コカブは、同3月18日であった。

栽植様式については、サラダナが15cm×15cmで、サラダナ以外は、条間10cmの条は、ラディシュ、コカブは間引きによって、株間をそれぞれ9~10cmにした。他の作

目の種量は、ハウレンソウ $18\text{ml}/\text{m}^2$ 、カイワレダイコン $130\text{ml}/\text{m}^2$ 、ツマミナ $10\text{ml}/\text{m}^2$ 、シュンギク $10\text{ml}/\text{m}^2$ とした。

灌水方法は、サラダナとラディッシュは、直径 1cm のビニル管に 10cm 毎に 1mm の穴を開け、深さ 3cm に埋めて行かない、ハウレンソウ、カイワレダイコン、ツマミナは、培地上に 20cm 間隔でパイアフロー(かん水チューブ)を並べて行かない、シュンギクとコカブは、培地の表面下 5cm にエパフロー(かん水チューブ)を埋めて行なった。培養液濃度は、農林省園芸試験場の均播培養液を標準として、サラダナは、標準の $1/2$ 、ラディッシュについては、1976年6月4日まきは水道水のみ、同7月12日まきは、標準の $1/4$ 、ハウレンソウは、標準の $1/4$ 、カイワレダイコン、ツマミナは、標準の $1/4$ を原則としたが、水道水をかけたこともあった。シュンギクとコカブは標準の $1/4$ にした。そして、微量要素はそれぞれの濃度の倍量とした。灌水間隔及び灌水量は、3~4日に1回の割で、1回当たり 5mm 相当量灌水を原則とした。なお、カイワレダイコンとツマミナの七料栽培では、慣行法で管理し、灌水は水道水を適宜行なった。

3. 試験結果

サラダナ(第69表)は、発芽が不ぞろいで、葉縁の枯れ、葉色が濃すぎるなどで初期生育がわるかった。生育後半には、これらの症状が軽くなり、生育も良好となった。は種後40日で収穫し、収穫率はやや低かったが、全般的には順調といえた。

ラディッシュ(第70表)は、6月4日まきは、カップ状葉がわずかに見られた。収穫物は、根色、肉質、根型が良好であり、裂根などの下物が少なかった。7月12日まきは、高温期のため、6月4日まきに比べて、やや劣ったが、生理障害はなかった。

ハウレンソウ(第71表)は、明らかな生理障害は認められなかったが、下葉の黄化が早く、収量的にも少なかった。

カイワレダイコン(第73表)は、連続5作栽培したが、病気の発生はほとんどなく、良好な生育を示した。また、土耕区との比較でも、常に生育がまさった。

ツマミナ(第75表)は、2回連作したが、葉縁が黄色くなって、生育は不良であり、土耕区に比べても生育がわるかった。なお、pHとECは低下する傾向を示した(第74表)。

シュンギク(第76表)は、生育・収量はわるくなかったが、葉色が濃く、黒紫色斑点が葉全体にみられ、特に葉の縁に多くみられた。

コカブ(第77表)は、葉色が濃く、双葉・下葉の黄化が早

く、収量もやや少なく、裂根、亀裂病変症も多かった。品質的にも、直根部が太く、根部のつやもやわらかかった。

また、カイワレダイコンについて行なったpH、ECの変化(第72表)では、pHは徐々に下がり、ECも全体にやや下がる傾向にあった。

第69表 サラダナの生育調査 6月3日

現在 葉数	最大葉		芯の大きさ		全重	調整重	収穫率
	たて	よこ	たて	よこ			
18.5 枚	16.5 cm	12.1 cm	1.9 cm	1.5 cm	53.5 g	47.7 g	72.7 %

第70表 ラディッシュの生育調査

は種日	調査日	現在葉数	最大葉		根 径		
			たて	よこ	たて	よこ(長)	よこ(短)
6月4日	6月23日	4.9 枚	14.9 cm	5.3 cm	2.8 cm	2.7 cm	2.4 cm
7月12日	8月5日	5.0	16.1	6.1	2.9	2.9	2.6

第71表 ハウレンソウの収量調査(m^2 当り) 12月26日

上 物		下 物		合 計	
株 数	重 さ	株 数	重 さ	株 数	重 さ
本 178	g 1,060	本 41	g 23	本 219	g 1,083

第72表 カイワレダイコン pH、ECの経時変化

項目	調査日	1978年	10.24	11.14	12.6	1979年	2.13
		10月9日				1月17日	
pH		7.00	7.07	6.93	6.51	6.19	5.71
EC		0.90	0.56	0.44	0.94	0.71	0.63

pHは H_2O による。

第73表 カイワレダイコン収量、生育調査

項目	回数	1	2	3	4	5
		は種日	1978年 10月11日	10.28	11.17	12.12
調査日		10.23	11.11	12.5	12.31	
浄水 汚泥	m^2 当収量	g 2,823	3,040	2,687	3,073	3,413
	草丈	14.1	15.1	14.9	13.2	13.4
土 耕	m^2 当収量	g 2,094	2,473	2,187	2,373	2,780
	草丈	13.2	13.3	12.3	9.9	10.7

第74表 ツマミナ pH, EC の経時変化

項目	調査日	11.7		1979年 1月17日
	1978年 10月9日			
pH	7.05	6.78		6.27
EC	0.93	0.49		0.77

pHはH₂Oによる。

第75表 ツマミナ収量, 生育調査

項目	回数	1		2	
		1978年 10月11日		11.17	
は	種	11.2		12.25	
調	査	11.2		12.25	
浄水汚泥	m ² 当収量	1,387 ^g		487	
	葉数	2.1		3.8	
	草丈	10.3 ^{cm}		10.1	
土耕	m ² 当収量	1,570 ^g		1,573	
	葉数	2.5		3.4	
	草丈	13.9 ^{cm}		12.8	

第76表 シュンギクの生育・収量調査 5月1日

現在葉数	草丈	最大葉		m ² 当り 収量
		たて	よこ	
枚	cm	cm	cm	g
8.5	21.2	10.6	2.8	4,600

第77表 コカブの生育収量調査 5月9日

現在葉数	最大葉		根型		10株重	
	たて	よこ	たて	よこ	茎葉	根
枚	cm	cm	cm	cm	g	g
9.7	26.3	8.4	3.2	4.0	232	319

4. 考察

砂は農業上いろいろな利用法がある。砂耕はその名の通り、砂だけの栽培であり大量の砂を必要とし、大阪南部に多くみられる軟弱野菜栽培では、大量の砂を客土して連作障害を回避している。また、変わった利用法として、茅ヶ崎市に多い覆下コカブ栽培では、地温を高く保つことによる生育促進と品質向上のため、は種後うすく砂をまいている。さて、浄水汚泥の特徴の一つに、粒状構造が壊れにくいことがある。1976年6月から、1978年

9月まで2年2ヶ月にわたって、浄水汚泥を粒径の大きさで分けて、コマツナを連続11回栽培した結果によると、原品中で35.7%と最も多量にある、粒径1~2mmでは、11作後も79%がやはり粒径1~2mmの大きさを保っていた^{20,21)}。また、砂耕に適した粒径は、0.5~2mmといわれ、浄水汚泥は、0.5~2mmの割合が55.5%、0.5~3mmでは、70.1%²⁰⁾も占めていることより、砂の代替性が示唆される。

7種の軟弱野菜を浄水汚泥だけで栽培したところ、サラダナ、ラディッシュ、カイワレダイコンは比較的生育が順調であり、ホウレンソウ、ツマミナ、シュンギク、コカブは、栽培法をさらに工夫しなければ、生育品質が十分とはいえないと思われた。

サラダナについては、浄水汚泥だけの栽培で、生育後半に生育があるいとの結果があり¹⁹⁾、品種、栽培時期を変えての検討が必要と思われる。ラディッシュについては夏期での栽培は良品質のものが得られないので、栽培時期に注意がある。カイワレダイコンは、栽培期間が12~19日と短いため、生育障害が出にくいことが考えられるが、土耕と比較しても、生育がよく、また、出荷調整がしやすいので最も適しているといえよう。

シュンギクの黒紫色の斑点の症状については、Mn過剰が考えられ、その解明が待たれる所であるが、培養液の組成をかえるなど、栽培法を検討すれば、適した作目になる。

コカブについては、直根が大きくなるなど、品質的にも問題があり、浄水汚泥だけの砂耕的栽培には不向きと思われた。ホウレンソウについても、栽培法の検討が必要であろう。

浄水汚泥の砂耕的栽培で、生育障害としては、下葉の枯れが早く、葉の縁が枯れることが多く見られるが、原因としては、過湿、養分の不均衡などが考えられる。過湿害はひんばんな適量の灌水や、水はけをよくすることなどで回避し、養分の不均衡については、浄水汚泥が畑の土とは組成的にかなり異なるので、本資材の砂耕的栽培に適した培養液組成を、検索して是正する必要がある。

また、浄水汚泥は、水はけがよい反面、乾くと散水しても水が表面だけ流れて、下部に浸透しない性質がある。このため、灌水のやり方によって、過湿や過乾になりやすく、灌水には細心の注意が必要となる。

果菜類のトマトについては、砂栽培と同様の結果だったとの報告もあり、本試験で、浄水汚泥だけで生育不良だった作目についても、栽培法を変えれば、良好な生育を示すものと思われる。

摘要

- 1) 浄水汚泥を砂の代りとして、砂耕栽培に用いた場合の作目別適否を検討した。
- 2) 収穫物の品質、収量をみると、本栽培に好適な作目は、ラディッシュ、カイワレダイコンであり、サラダチンもほぼ適すると思われ、ホウレンソウ、ツマミナ、シエンギク及びユカブは不適当であった。

第4節 浄水汚泥による病害検定用植物の育苗

ウイルス検定用植物の育苗

1. 目的

作物の病害の検査や診断をするとき、とくにウイルス病ではウイルスに感受性の高い若い数種類の検定植物を必要とする。年間を通じて常に病害の検査、診断の依頼を受けているので、常時若い検定植物を無菌的に育てておかねばならない。また検定植物がたとえ無病徴であっても、土壤伝染性の病害に感染していたのでは検査結果を誤まることになる。浄水汚泥が検定植物の育苗培土として有効に利用できるならば、土壤消毒の省力化に役立つのでその実用性について検討する。

2. 試験方法

試験Ⅰ：浄水汚泥にウイルス検定用植物のうち6種類を栽培して、生育の良否、使いやすさ等を検討した。各植物をそれぞれ、汚泥および殺菌土壌（慣行の腐葉土と堆肥を入れた黒土）の入った育苗パットに播種した（7

月5日）。その後、同一培土の入った直径12cmの鉢に1～2本ずつ移植した（7月28～30日）。7月27日および8月11日に生育調査および肉眼観察を行なった。鉢植え植物では12～13株について調査した。

試験Ⅱ：試験Ⅰでは浄水汚泥と殺菌土壌の単独の使用法について検討したが、本試験はさらに両者を混合した場合についても検討した。4種の検定植物を育苗パットの殺菌土壌に播種し、生育の揃った苗を汚泥と殺菌土壌を各割合に混合した直径12cmの鉢に2株ずつ移植した。

第78表 試験区の構成

区別	汚泥	殺菌土	汚泥の割合
ア	1	0	100%
イ	3	1	75
ウ	1	1	50
エ	1	3	25
オ	0	1	0

移植24日後(4月27日)に各区6株ずつ生育調査および肉眼観察を行なった。試験区の構成は第78表のとおりである。

3. 結果と考察

試験Ⅰの結果から、育苗パットに播種したときわめて若い苗では、供試6植物のいずれもが浄水汚泥と殺菌土壌の両区間に、生育差が認められなかった。しかし、実用的にウイルス検定に用いられる鉢植えの場合に、汚泥単独使用では4種植物 (*Physalis floridana*, シロバナヨウシュ、ウシユセンアサガオ、トウガラシ、キサランNN

第79表 浄水汚泥、慣行殺菌土壌におけるウイルス検定植物の生育 (1)

供試植物	育苗パット (7月27日)	植木 (8月11日)		
		汚泥	殺菌土	備考
タバコ (キサランNN)	発芽、生育とも良好。汚泥、殺菌土の差なし。	6.7cm	9.8cm	最大葉長
タバコ (ブライトエロー)	〃	9.5	10.1	〃
<i>Physalis floridana</i>	〃	8.0	14.1	草丈
シロバナヨウシュ ウシユセンアサガオ	〃	14.8	20.0	〃
トウガラシ (タカノツメ)	〃	8.3	10.1	〃
<i>Chenopodium quinoa</i>	〃	22.0	21.7	〃

(注) 鉢植え植物は12～13株の平均値

第80表 浄水汚泥、慣行殺菌土壌におけるウイルス検定植物の生育 (2)

供 試 植 物	汚 泥 の 割 合					備 考
	100%	75%	50%	25%	0%	
タバコ (キサンチNN)	6.5cm	6.8cm	8.5cm	9.5	11.5cm	最大葉長
シロバナヨウシュ チュウセンアサガオ	8.0	9.2	12.0	13.0	10.0	〃
<i>Physalis floridana</i>	2.5	3.3	4.0	4.8	5.5	〃
<i>Chenopodium amaranticolor</i>	7.2	13.0	16.8	17.5	13.0	草 丈

(注) 各区とも6株の平均値

タバコ)で生育が悪く、しかも葉が硬く育ち、2種植物 (*Chenopodium quinoa*, プライトエロータバコ)で殺菌土壌と同等の生育を示したが、これらも検定用としては長持ちしない傾向があった。いずれの植物でも病害の発生はなかった(第79表)。

試験Ⅱの結果から、浄水汚泥を殺菌土壌と25~50%混合(1:3, 1:1)すると、2種植物 (*Chenopodium amaranticolor*, シロバナヨウシュチュウセンアサガオ)で生育がよく、やわらかく、長持ちすることが明らかとなった。また2種植物 (*Physalis floridana*, キサンチNNタバコ)で殺菌土壌よりは劣るが、汚泥を25~50%まで混合して使用することも可能と思われた。汚泥の割合が100%または75%以上の場合には供試植物の生育、やわらかさ等がきわめて劣った。いずれの植物でも病害の発生はなかった(第80表)。

以上のことから、浄水汚泥は無菌的であるので、育苗パットに播種したきわめて若い苗を多量にウイルスの抵

抗性検定等に用いる場合には、汚泥単独でも育苗培土として使用することができると思われる。

ウイルス検定植物を実用的に鉢植えとする場合には、汚泥単独では使用することはできないが、汚泥を慣行殺菌土壌に25~50%混合することによって育苗培土として使用することができるし、土壌消毒の省力化に役立つものと思われる。

摘 要

- (1) 浄水汚泥をウイルス検定用植物の育苗培土として利用することを検討した。育苗パットに播種したきわめて若い苗を多量に使用する場合には、汚泥単独でも育苗培土として使用することができた。
- (2) 浄水汚泥単独で通常使用の鉢植え植物に使用することは困難であったが、慣行殺菌土壌に汚泥を25~50%混合することによって育苗培土として使用することができた。

第81表 乾燥汚泥の全重金属含量の年間変動
(相模原浄水場 '77年) (ppm/乾土)

月	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Mn
1	1.18	182	182	31.2	35.0	1495
2	1.07	168	185	30.6	31.6	1389
3	1.03	168	176	26.3	35.1	1336
4	0.88	177	181	24.9	36.9	1410
5	0.68	176	174	23.9	33.8	1426
6	0.86	181	191	26.3	33.6	1412
7	0.97	180	198	29.5	33.9	1533
8	1.13	176	206	32.3	31.9	1557
9	0.96	175	192	26.6	36.1	1538
10	0.80	169	174	22.0	38.8	1495
11	0.67	164	160	20.5	38.5	1415
12	0.69	162	161	19.0	38.0	1488
M	0.91	173	182	26.1	35.3	1458
SD	0.18	7	14	4.3	2.4	69
CV(%)	19.8	4.0	7.7	16.5	6.8	4.7

第4章 浄水汚泥の安全性

第1節 重金属含量と作物への吸収

汚泥の重金属含量に関する調査

1. 目的

汚泥中の重金属含量の動向を明らかにするため、3浄水場間の変動並びに相模原浄水場における年間変動を調査する。

2. 試験方法

重金属含量の年間変動調査の分析には、相模原浄水場の加熱乾燥汚泥及び未加熱汚泥を1977年1月～12月にわたり12回採取したものをを用いた。浄水場間の調査には、西長沢、相模原、伊勢原の3浄水場の加熱乾燥汚泥を1980年10月2日に採取した。汚泥はガラス室内で風乾後、平式紡律器にかけ微粉末に調整したものを分析に用いた。

汚泥中のCd, Cu, Zn, Pb, Niの全量分析は硝酸、過塩素酸による湿式分解、ADDC-MIBK抽出、原子吸光光度法に従い、Mnは分解液を希釈後、直接原子吸光光度法により定量した。Asは過塩素酸分解、Ag-DDC比色法で、Hgは石英管燃焼—金アマルガム—原子吸光光度法により定量した。可溶性含量は0.1N塩酸浸出法、pH4.5及び7.0のN酢酸アンモニウム浸出法による^{31,32)}。

3. 結果と考察

本汚泥を産出した浄水場の水源は、県の西部を流れる酒匂川であり、近年の水質調査³³⁾では県内でももっとも汚濁の少ない河川である。しかし、過去において取水でき上流の支流河川の流域で工場排水による重金属の水質及び土壤汚染の経緯がある。河川に流入した重金属類は、水中の懸濁物質等に吸着され、これが底質に移行堆積されると考えられる。汚泥は源水中の懸濁物質等(微細な土砂)を主体とするため、河川を流下する過程で底質の影響を強く受けるものと思われ、これが汚泥中の重金属含量を高めることも有得るので調査を行なった。

まず、相模原浄水場の乾燥汚泥について年間変動と平均含量の調査結果を第81表に示した。全重金属含量の変動は、Cdが約20%、Pbが約17%でやや大きかったが、Cu, Zn, Ni, Mn等はいずれも10%以下で小さかった。Cd含量は1月から3月、7月から9月の間がやや高いようで、Pbの場合もほぼ同じ傾向であった。他の元素は変動が小さく、月別の傾向は明らかでない。各元素の

平均含量は、Cd 0.91ppm, Cu 173ppm, Zn 182ppm, Pb 26ppm, Ni 35ppm, Mn 1458ppmであった。これらの含量は、土壤の天然含量の範囲にあると思われるが、Cd, Cu, Znはやや高い部類に属するものと考えられる。汚泥等の含量を比較する場合、農業利用の立場からすれば基本的には土壤中の天然含量を目安にすべきものと考えられる。ただし、天然含量も母材や土壤生成の過程などによって地域的にかなりの幅があることが知られている。これに関する調査研究には、農林水産省農業技術研究所を中心に実施されたわが国土壤の天然賦存量の調査結果³⁴⁾や小林³⁵⁾、牧等³⁶⁾の現場における調査結果がある。

次に、0.1N塩酸可溶含量の変動(第82表)をみると、Znが37%、Cuが36%で大きかったが、季節的な傾向はみられなかった。Cdの変動は15%で全含量と大差なく月別の傾向も似ていた。Pb, Niは5%以下で小さかった。各元素の平均値は、Cd 0.53ppm, Cu 1.56ppm, Zn 5.28ppm, Pb 0.83ppm, Ni 0.51ppm, Mn 399ppmであった。0.1N塩酸可溶含量については農林水産省の全国調査³⁷⁾及び本県での実態調査³⁸⁾があり、本県の調査によれば、水田土壤の平均値は、Cd 0.68ppm, Cu 17.9ppm, Zn 21.1ppm, Pb 2.2ppmで、畑、樹園地土壤ではCd 0.38ppm, Cu 8.7ppm, Zn 26.9ppmである。Ni, Mnについてはないが、Niは通常0.5～数ppmとされている。汚泥の可溶性含量は、これらと比較するとMnを除いてはいずれも大差なく問題はない。

第82表 乾燥汚泥の 0.1N-塩酸可溶重金属含量の年間変動(相模原浄水場'77年) (ppm/乾土)

月	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Mn
1	0.58	0.71	3.43	0.84	0.49	387
2	0.55	1.01	3.61	0.85	0.49	399
3	0.57	1.50	5.26	0.77	0.51	355
4	0.53	2.26	5.86	0.89	0.51	369
5	0.40	1.04	2.87	0.78	0.51	369
6	0.49	2.45	9.21	0.88	0.54	366
7	0.58	1.09	3.84	0.83	0.52	475
8	0.68	1.59	6.79	0.85	0.53	546
9	0.61	2.06	7.80	0.88	0.54	467
10	0.52	1.69	6.01	0.77	0.50	381
11	0.44	1.25	3.78	0.84	0.48	318
12	0.44	2.07	4.84	0.79	0.49	359
M	0.53	1.56	5.28	0.83	0.51	399
S D	0.08	0.56	1.94	0.04	0.02	64
C V (%)	15.1	35.9	36.7	4.8	3.9	16.0

浄水場間における変動は第83表および第84表のとおりである。

浄水場間の変動を全含量についてみると、各元素とも比較的小さく、年間変動と較べても大差なかった。可溶性含量の変動は Cu, Zn で大きかったが、これについては脱水助剤の添加量等の影響が考えられる。全含量の平均値はいずれの元素も通常値と大差ないものであった。可溶性含量も Mn を除いては問題がなかった。

可溶性(0.1N塩酸可溶)Mn は年間変動調査のときと同様3浄水場とも平均値で559ppmと著しく含量が高い。浄水汚泥の可溶性Mn含量が高い事例としては戸田等の¹⁰⁾報告にもあり、強熱処理によって増加することを認めている。そこで、通常可溶性Mnの測定に用いられるpH4.5及び7.0N-酢酸アンモニウム抽出液で、相模原浄水場の乾燥汚泥(乾燥温度800℃、品温約200℃)と未加熱汚泥について調査を行なった。その結果は第24図に示した。

N-酢酸アンモニウム可溶Mnは、乾燥汚泥の場合、

第83表 浄水場間における全重金属の変動 ('80.10.2採取)

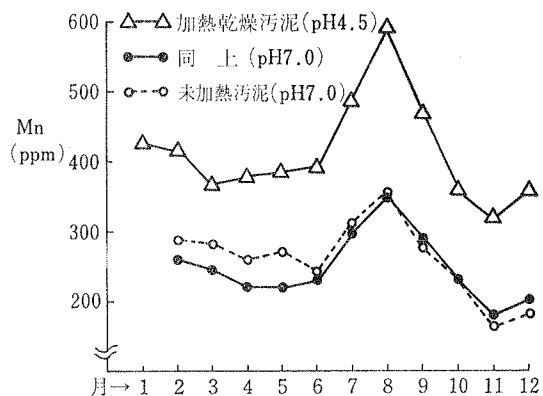
(ppm/乾土)

浄水場	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Mn	As	Hg
西長沢	0.57	141	169	21.8	30.3	1495	4.90	0.41
相模原	0.71	165	190	25.7	31.4	1447	4.81	0.39
伊勢原	0.57	166	171	19.9	31.5	1283	4.57	0.32
M	0.62	157	177	22.5	31.1	1408	4.76	0.37
S D	0.08	14	12	3.0	0.7	111	0.17	0.05
C V (%)	12.9	8.9	6.8	13.3	2.3	7.9	3.6	13.5

第84表 浄水場間における 0.1N-塩酸可溶重金属含量の変動('80.10.2採取) (ppm/乾土)

浄水場	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Mn
西長沢	0.32	0.94	4.81	0.78	0.66	690
相模原	0.36	3.13	9.78	0.84	0.74	553
伊勢原	0.26	2.22	8.84	0.70	0.70	434
M	0.31	2.10	7.81	0.77	0.70	559
S D	0.05	1.10	2.64	0.07	0.04	128
C V (%)	16.1	52.4	33.8	9.1	5.7	22.9

pH4.5では平均412ppm、pH7.0では245ppmといずれも高い含量を示した。また、未加熱汚泥でも平均259ppmを示し、乾燥汚泥と全く大差なかった。従って可溶性Mnの高い原因は加熱処理とはあまり関係がないもの



第24図 加熱乾燥汚泥と未加熱汚泥の N-酢酸可溶Mn含量

と考えられる。Mn は pH が低くなったり、還元状態下では Mn^{2+} となり易く、また、土壤の蒸気消毒によっても可溶化し、過剰害の原因になることが知られている^{40,44)}。浄水場の排水処理工程においては、排泥池、濃縮槽、混合濃縮槽等の下部は還元状態にあるものと思われ、この影響が現われるものと考えられる。第1図において7月から9月にかけて含量が高まるのは池槽中の水温が上昇し還元化が助長される結果と思われる。いずれにしても、土壤中の可溶性 Mn 含量は通常 3~10ppm といわれており、汚泥中の含量はこれに比較して著しく高く、作物によっては過剰害が生じるおそれがある。Mn 過剰害の発生し易いメロン等の育苗培土として利用する場合は、他の資材との併用、pH の調整、多量灌水を避ける等の配慮が必要と思われる。

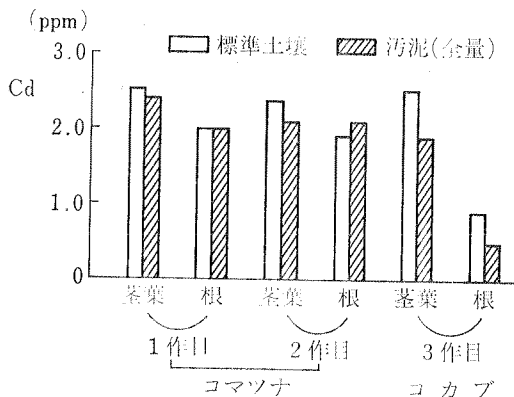
作物体の重金属含量に対する汚泥施用の影響

1. 目的

汚泥中に含まれる重金属が作物体にどの程度吸収されるかを明らかにするため、水稲と野菜について検討する。

第85表 水稲体の重金属含量に対する汚泥施用の影響

年度	区名	穂 (ppm/乾物)					わら (ppm/乾物)				
		Cd	Cu	Zn	Ni	Mn	Cd	Cu	Zn	Ni	Mn
'77年 (2作目)	標準土壤	0.04	4.0	30.2	1.5	97	0.29	4.6	93	1.8	972
	乾汚泥 10t相当	0.07	4.4	35.7	1.5	93	0.35	5.0	121	1.8	857
	〃 100t(全量)	0.04	4.9	32.8	1.4	96	0.23	6.3	102	1.5	781
'78年 (3作目)	標準土壤	0.10	6.0	37.3	1.7	90	0.41	3.4	83	1.1	497
	乾汚泥 10t相当	0.08	4.4	38.8	1.8	77	0.32	3.4	84	0.8	435
	〃 100t(全量)	0.03	3.8	32.9	1.3	52	0.16	2.7	81	1.1	254



第25図 野菜のCd含量に対する汚泥施用の影響

2. 試験方法

水稲の試験は第2章第3節水稲の生育と養分吸収の場合に準じて行った。野菜については後述の「作物のカドミウム吸収抑制に対する汚泥施用の効果」と平行して実施した。

作物体中の重金属の分析は、硝酸、過塩素酸による湿式分解後、APDC-MIBK抽出、原子吸光度法により定量した。ただしMnは分解液を希釈後、直接原子吸光度法で測定した^{3,34)}。

3. 結果と考察

浄水汚泥の施用が作物の重金属含量に及ぼす影響を標準土壤を対照に検討した。第85表は水稲ポット試験の2、3作目について分析した結果である。表にみられるように、2作目の汚泥施用区における穂、わら中の重金属含量は、標準土壤と比較しても大差はない。3作目における汚泥100t(全量)区の穂のCd含量は0.03ppm、わらでは0.16ppmで、標準土壤の穂の0.10ppm、わらの0.41ppmに比べると明らかに低かった。Mn含量についてもCd含量と同様な傾向がみられた。

野菜のポット栽培での分析結果は第25図に示すとおりである。コマツナの茎葉、根部におけるCd含量は、標準土壤と汚泥全量とでは1、2作目ともほとんど差は認められなかった。3作目のコカブでは、茎葉、根部のCd含量は、汚泥全量区の方が低い傾向にあった。以上データが少ないきらいはあるが、汚泥の施用により作物体中の重金属含量が大きく変化することはないものと考えられる。

作物のCd吸収抑制に対する汚泥施用の効果

1. 目的

汚泥中の優良粘土に由来する高陽イオン交換能がCdなど重金属類の作物への吸収を抑制するかどうかを明らかにする。

2. 試験方法

供試作物は水稲（日本晴）、コマツナ（ごせき晩生）およびコカブ（耐病ひかり）である。供試土壌は所内の

畑土壌（灰色低地土：藤代統）であり、汚泥は西長沢浄水場の乾燥汚泥（1975年3月採取）を用い、その性質は第86表に示すとおりである。

第86表 供試土壌及び汚泥の一般化学性

項目	pH		T-C (%)	T-N (%)	陽イオン交換容量 (me)	置換性全塩基 (me)	塩基飽和度 (%)	石灰飽和度 (%)	置換性塩基 (mg%)				磷酸数 収係数	T-Cd (ppm)
	H ₂ O	KCl							CaO	MgO	K ₂ O	NaO		
土 壌	6.50	5.15	1.29	0.12	24.2	22.5	92.9	68.4	464	109	15	6	1457	0.3
汚 泥	7.40	6.07	2.99	0.41	41.6	47.9	115.0	57.9	676	75	87	565	2181	0.8

試験規模は水稲が5000分の1アールワグネルポット、野菜は2000分の1アールワグネルポットとし、それぞれ2連制で実施した。施肥量及び耕種概要は、水稲がN, P₂O₅, K₂Oを各々0.5g, コマツナ（1作目）は2.0g, 2作目は無肥料, コカブ（3作目）はN1.4g, P₂O₅1.0g, K₂O 1.3gを全量元肥として施用した。水稲の移植期は1976年6月23日, 収穫期が10月26日であった。コマツナ（1作目）の播種期は昭和51年4月20日であり, 収穫は5月17日に行ない, 同じく2作目の播種期が5月21日, 収穫期が6月15日であった, コカブ（3作目）の播種期は8月17日, 収穫期は10月8日であった。

試験区の構成は、水稲が第87表、野菜は第88表にそれぞれ示すとおりである。区名の汚泥施用量は、10a当り相当量で示した。土壌と汚泥は均一に混合し、これにカドミウムを乾土当りで10ppmになるよう添加した。なお、土壌および作物体の重金属の分析法は、第1項および第2項の試験に準じて行った。

3. 結果と考察

ア、水稲

水稲の生育、収量調査結果は第89表のとおりである。初期の生育は汚泥施用区がやや劣っていたが、その後は良好な生育を示し、最高分けつ期以降では施用量に応じて勝る傾向を示した。収量はわら重、穂重、玄米重とも

第87表 水 稲 試 験 区

No.	区 名	沖積土壌	乾燥汚泥	Cd添加濃度
1	対 照	3.5kg	—kg	10ppm
2	汚泥 25 t / 10 a	3.0	0.5	10
3	” 50 t	2.5	1.0	10
4	” 100 t	1.5	2.0	10
5	” 150 t	0.5	3.0	10
6	対照（非汚染）	3.5	—	—

第88表 野 菜 試 験 区

No.	区 名	沖積土壌	乾燥汚泥	Cd添加濃度
1	対 照	12.0kg	—kg	10ppm
2	汚泥 25 t / 10 a	10.7	1.3	10
3	” 50 t	9.5	2.5	10
4	” 100 t	7.0	5.0	10
5	” 200 t	2.0	10.0	10
6	対照（非汚染）	12.0	—	—

汚泥区が高く、施用量に応じて増加する傾向が認められた。Cdを10ppm添加した対照区の収量は、非汚染区に比較し明らかに低く、Cdの影響がみられた。このことから、汚泥の施用は、Cd被害を軽減することにも役立つ

第89表 水 稲 の 生 育、 収 量 調 査 結 果

(P o t 当り)

No.	区 名	7/27		稈長 (cm)	穂数 (本)	穂長 (cm)	全重 (g)	わら重 (g)	穂重 (g)	玄米重 (g)	指 数		
		草丈 (cm)	葉数 (本)								わら	穂	玄米
1	対 照	51.5	25.5	63.5	18.5	17.9	57.9	32.6	25.3	18.8	100	100	100
2	汚泥 25 t / 10 a	53.4	39.0	71.0	29.5	18.3	90.9	50.5	40.4	29.8	155	160	159
3	” 50 t	52.8	36.5	73.3	34.0	18.7	103.9	58.8	45.1	34.0	180	178	181
4	” 100 t	52.5	32.0	78.9	42.0	19.4	128.3	65.8	62.5	47.7	202	247	254
5	” 150 t	48.6	30.0	79.7	45.0	19.5	148.6	69.3	79.3	61.1	213	313	325
6	対照（非汚染）	55.9	29.0	72.0	19.5	18.3	67.6	36.1	31.4	23.6	111	124	126

つのではないかと思われた。

玄米及び跡地土壌のCd分析結果は第90表に示した。玄米中Cd含量は汚泥の施肥量が増すにつれ減少する傾向が認められた。汚泥150t区のCd含量は0.12ppmで、対照区の1.38ppmに対し約 $\frac{1}{10}$ の含量を示した。また、跡地土壌の0.1N塩酸可溶Cd濃度は汚泥施肥量が増すにつれて低下し、pHは上昇する傾向を示している。これは汚泥のpHが高いため当然であり、土壌pHの上昇によりCdが不溶化されるためと思われる。また重金属は、土壌中の粘土鉱物の持つ性質により、物理的あるいは物理化学的吸着によって不活性化する能力を持っている⁴³⁾。本汚泥は、優良な粘土を含み、CECが大きいのでこれらの要素もCdの吸収抑制に寄与しているものと考えられる。

イ、野菜

野菜(コマツナ、コカブ)の収量調査結果は第91表に、野菜及び跡地土壌の分析結果は第92表に示した。

コマツナの収量は、1作目では汚泥区が明らかに高い

第90表 水稲玄米及び跡地土壌のCd分析結果

No.	区名	玄米		跡地土壌	
		Cd (ppm)	同比	Cd (ppm)	pH (H ₂ O)
1	対照	1.38	100	11.4	6.66
2	汚泥 25 t / 10 a	0.47	34	9.1	6.81
3	〃 50 t	0.23	17	9.0	6.95
4	〃 100 t	0.20	14	8.7	7.35
5	〃 150 t	0.12	9	7.6	7.39
6	対照 (非汚染)	0.05	—	0.3	6.77

(注) 跡地土壌のCd濃度: 0.1N-HCl可溶値

結果を示したが、2作目では大差なかった。コカブ(3作目)の収量は、根部では汚泥区がやや勝っていたが、茎葉部は対照区と同じであった。

コマツナのCd含量は、1、2作目とも汚泥の施肥量に応じて減少する傾向を示したが、とくに2作目の減少効果が大きかった。これは1作目比べて2作目では全体的に含量が高まったが、上昇程度が対照区で大きく汚

第91表 野菜の収量調査結果

(Pot当り)

No.	区名	コマツナ (1作目)			コマツナ (2作目)			コカブ (3作目)					
		葉重 (g)			葉重 (g)			葉重 (g)			根重 (g)		
		生体	乾物	同比	生体	乾物	同比	生体	乾物	同比	生体	乾物	同比
1	対照	128.4	8.0	100	157.3	7.6	100	377	27.2	100	300	17.6	100
2	汚泥 25 t / 10 a	147.0	9.7	121	181.4	9.0	118	365	27.5	101	318	18.7	106
3	〃 50 t	165.7	11.2	140	164.3	7.7	101	372	26.8	99	315	18.4	105
4	〃 100 t	152.5	11.0	138	148.5	6.9	91	363	26.7	98	331	18.6	106
5	〃 200 t	189.9	11.6	145	181.5	7.9	104	377	27.1	100	395	19.3	110
6	対照 (非汚染)	143.9	10.4	130	163.7	8.3	109	374	28.8	106	321	17.7	101

第92表 野菜及び跡地土壌のCd分析結果

(ppm/乾物, 乾土)

No.	区名	コマツナ				コカブ				跡地土壌			
		(1作目)		(2作目)		(3作目)				(2作目)		(3作目)	
		葉Cd	同比	葉Cd	同比	葉Cd	同比	根Cd	同比	Cd	pH (H ₂ O)	Cd	pH (H ₂ O)
1	対照	48.0	100	137.6	100	91.4	100	20.3	100	10.8	5.85	8.7	5.23
2	汚泥 25 t / 10 a	38.1	79	80.8	59	71.1	78	14.6	72	10.1	6.05	8.3	5.57
3	〃 50 t	41.2	86	59.8	43	49.6	54	13.7	67	8.9	6.25	8.1	5.76
4	〃 100 t	39.8	83	54.1	39	41.4	45	10.7	53	8.9	6.35	8.0	6.07
5	〃 200 t	26.7	56	28.2	20	21.2	23	6.1	30	8.3	6.64	7.1	6.44
6	対照 (非汚染)	2.5	—	2.4	—	2.5	—	0.9	—	0.3	5.51	0.3	5.22

(注) 跡地土壌のCd濃度: 0.1N-HCl可溶値

泥区で小さく、さらに汚泥区内でも施肥量が増すほどの傾向が大きかったためである。従って対照区に対するCd含量の減少率は汚泥50 t以上では1作目の約2倍となった。コカブ(3作目)のCd含量もコマツナと同様に汚泥施肥量が増すにつれ減少した。葉部と根部では、葉部の減少率がやや大きかった。根部における減少率は、汚泥200 t区で70%を示し、対照区の約1/3の含量であった。

跡地土壌の0.1 N塩酸可溶Cd濃度は、汚泥の施肥量に伴ない徐々に低下し、pHは徐々に上昇する傾向が認められた。この傾向は水稲の場合と同様であったが、効果としては水稲の方が大きいようである。

以上、一年間だけの試験で、長期間にわたる持続性等に関する問題は残されてはいるが、本汚泥の性状等から判断してCd等重金属汚染農用地に対する客土資材として利用が可能と考えられる。

総括

浄水汚泥等を農業に利用する場合、とくに注意すべきことは、食糧の生産に対して安全性が保障されることである。さらに農用地が有害物質等で汚染されないことである。

本節はつぎの諸点に重点をおいて検討を行なった。

(1)汚泥中の重金属含量とその年間変動並びに浄水場間の差異を明らかにする。

(2)汚泥の施用に伴う作物体への重金属類の吸収、移行の関係を明らかにする。

(3)Cd汚染土壌に対する汚泥の施用が、作物によるCdの吸収抑制に効果があるかどうかを明らかにする。

現在汚泥等産業廃棄物を農業資材として利用する場合、肥料取締法で特殊肥料の重金属含量に規制値を設定している。その基準はHg 2 ppm, Cd 5 ppm, As 50 ppm(対乾物)とされており、他の金属類については基準がない。また、土壌汚染防止法では水田土壌について、Cuは125 ppm(0.1 N-塩酸可溶)、Asは15 ppm(N-塩酸可溶)という基準が定められている。本汚泥中のHg, Cd, As含量をこれらの基準と対比すると、いずれも大幅に低い値を示している。さらに土壌の天然含量と比較してもほぼその範囲内に含まれると考えられる。

重金属含量の年間変動並びに浄水場間の変動は比較的小さく問題はない。(1)での問題点としては汚泥中の可溶性Mn含量が高いことで、作物によっては多量客土で過剰害の発生が心配される。従って利用に当たっては、この点を考慮に入れて施用することが望ましい。

(2)について、水稲に対する影響をポット試験で調査した結果、水浄汚泥の施用によって水稲体の重金属含量が

高まるような傾向は認められなかった。野菜のコマツナではCd含量を調査したが、標準土壌と比べても差は認められず、水稲と同じように3作目ではむしろ汚泥施用区が低い含量となっている。以上のことから浄水汚泥の施用が作物の重金属吸収を助長するようなことはないものと推定された。

(3)については、人為的に土壌にCdを高濃度に添加し、これに浄水汚泥を混合し、作物によるCdの吸収状況を調査したところ、水稲では100~150 t/10 a施用区ではほぼ対照区の1/3の含量を示しCdの吸収が顕著に抑制された。コマツナでも水稲と同じ傾向であったが、吸収抑制効果はやや小さかった。また、浄水汚泥の施用はCdによる作物の生育障害を軽減する効果も認められた。従って本浄水汚泥はCd等重金属汚染農用地への客土資材として十分利用できるものと考えられる。

摘要

(1) 3浄水場汚泥の全重金属含量は、ほぼ土壌の天然含量の範囲にあるものと思われる。また、含量の年間変動及び浄水場間の変動は比較的小さかった。可溶性重金属含量は、Cd, Cu, Zn, Pb, Niについては問題がなかったが、Mn含量は3浄水場とも高い含量を示した。

(2) 汚泥施用区の水稲の重金属含量は、標準土壌区とほとんど差がなく、3作目のCd, Mn含量については、汚泥施用区の方が低い傾向にあった。野菜のCd含量も水稲と同じ傾向であった。

(3) 浄水汚泥の施用は、作物のCdによる生育障害を軽減し、収量の低下を抑えた。また、作物体の含量は、汚泥の施用により明らかに減少し、Cdの吸収を抑制する効果が認められた。このことから、浄水汚泥はCd等重金属汚染農用地への客土資材として利用が可能であると考えられた。

第2節 浄水汚泥中アクリルアミドの作物への吸収

水稲による¹⁴Cの吸収

1. 目的

浄水汚泥中に存在するポリマーおよびモノマー(アクリルアミドモノマー)の水稲への移行を¹⁴Cを使用して検討し、両物質の安全性を確認するための基礎資料とする。

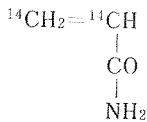
2. 試験方法

(1) 土耕試験

供試土壌は灰色低地土壌・加茂統(土性L, 腐植含む)

の作土を使用し、作物は水稻のクサブエを用いた。栽植密度は5,000分の1プールワグネルポット3本植とし、試験規模は2~4連割とした。水稻の播種期は1977年5月20日、田植期が6月15日、収穫期が10月22日であった。

肥料はポット当たり P_2O_5 2g, K_2O 0.72g を全量元肥として6月15日に施肥した。モノマーに対する ^{14}C のラベルは第26図に示すように2, 3の炭素に行い、ポリ



第26図 モノマーの ^{14}C ラベル位置

マーは ^{14}C ラベルのモノマーの合成により調整した、ポット当たり施用量はポリマー区が $100 \mu Ci$ 、ポリマーに水ガラスを加用した区が $50 \mu Ci$ (水ガラス 67g) であり、モノマー区は $50 \mu Ci$ であった。なお、ポリマー区はポット当たり ^{14}C ラベル 125.97mg と非ラベル 100mg の

ポリマーを添加した。水稻の栽培は農林水産省農業技術研究所 RI ガラス室で行い、試料の分解はオートオキシデーションにより、測定は液体シンチレーションカウンター (バックカード製) で行った。

(2) 水耕試験

水耕液は農業技術研究所の水道水を使用し、pHを5.4~5.5に調整し、作物は水稻のクサブエを用いた。栽植密度はビン当たり4株とし、1977年10月3日に播種した稚苗を11月9日に移植し、11月18日までの9日間水耕栽培を実施した。処理はポリマーおよびモノマーをビン当たり $50 \mu Ci$ とし、それぞれを水道水 500ml に溶解させた。試料の調整並びに測定法は土耕試験に準じた。

3. 結果と考察

(1) 土耕試験

ポリマーに水ガラスを添加した場合は、土壌に対するアルカリ効果により水稻の生育が不良となったため、移植15日後に他の同一土壌とその半量を交換し、再移植を行った。従って本処理区の生育は不均一であった。第93表に土耕試験における水稻の生育および収量を示した。

第93表 土耕試験における水稻の生育・収量

(ポット当たり)

区名	稈長 (cm)	穂数 (本)	穂数 (個)	精粒数 (個)	糞数 (個)	1穂数 (個/穂)	千粒重 (g)	乾物重 (g)						
								葉身	葉鞘	茎	籾	稈	穀	玄米
1. 対照	73.2	5.0	305.0	295.0	10.0	61.0	18.1	2.68	3.15	1.85	6.67	1.33	5.34	14.35
2. ポリマー	75.1	4.5	241.0	233.0	8.0	53.6	18.2	2.31	2.72	1.64	5.28	1.04	4.24	11.95
3. ポリマー+ 水ガラス	70.8	12.8	404.0	359.0	45.0	31.7	21.7	4.34	7.25	4.01	9.62	1.83	7.79	25.22
4. モノマー	74.3	6.0	237.0	214.0	23.0	39.5	18.3	2.29	2.84	1.60	4.60	0.69	3.91	11.33

水稻の生育状況は水ガラス添加区の稈長が劣り、穂数は他の2処理区の倍以上の値を示した。おら重、玄米重はポリマー、水ガラス加用区が多く、対照区、ポリマー区、モノマー区の順に低下する傾向にあった。また、ポリマー、水ガラス加用区は穂数が最高の値を示したが、糞の割合が高いことが認められた。モノマー区は穂数の値が低くかつ糞の割合も高い傾向にあった。

水稻による ^{14}C 吸収と体内分布および含量を第94表に示した。 ^{14}C の吸収はモノマー区がポリマー区より著しく多く、全吸収率は前者が0.48%、後者が0.01%であった。水ガラス添加区は吸収率がポリマー単用区よりやや高い傾向にあった。 ^{14}C の体内分布割合は各区とも葉鞘と葉身が高く、茎、籾殻が低く、玄米は中間の値を示した。各区の比放射能は葉身が最も大きく、葉鞘、茎、玄米、籾殻の順に低下したが、玄米への移行率はポリマー

が高かった。

(2) 水耕試験

水耕試験における水稻の生育量および ^{14}C 吸収量を第95表に示した。草丈、葉重、根重、全重ともにポリマー区に比較してモノマー区が勝っていた。水耕試験における水稻の ^{14}C 吸収量はモノマー区がポリマー区の約30倍多く、土耕試験の場合と同じ傾向を示した。オートラジオグラフィの調査結果では、 ^{14}C モノマー区では若い葉に多く、ポリマー区では葉鞘に多く分布することが認められた。

(3) 考察

浄水汚泥中に存在するポリマーおよびモノマーの作物への吸収を確認するため、両者に ^{14}C のラベルを行って検討した結果、モノマーの吸収率が土耕栽培で0.48%、水耕栽培では5.32%を示した。植物根はモノマー程度の

第94表 土耕試験における水稲による¹⁴C吸収と体内分布および含量

区名	¹⁴ C 投与量 ($\mu\text{Ci}/\text{p}$)	器管別		器管別				¹⁴ C 全吸収率 (%)	玄米への 移行率 (%)
		部位	重量 (g/p)	比放射能 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{g}$)	相対比 器管/全体	含量 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{p}$)	分布割合 (%)		
2. ポリマー区	ポリマー 100	葉身	2.31	1.344	1.543	3.105	29.85	0.0104	32.21
		葉鞘	2.72	1.294	1.486	3.521	33.85		
		茎	1.64	0.524	0.602	0.860	8.27		
		稈殻	1.04	0.368	0.423	0.383	3.67		
		玄米	4.24	0.598	0.687	2.534	24.36		
		計	11.95	0.871	1.000	10.403	100.00		
3. ポリマー+ 水ガラス区	ポリマー 50	葉身	4.34	0.291	1.094	1.261	18.81	0.0134	10.85
		葉鞘	7.25	0.576	2.165	4.178	62.33		
		茎	4.01	0.127	0.477	0.510	7.61		
		稈殻	1.83	0.054	0.203	0.098	1.46		
		玄米	7.79	0.084	0.316	0.656	9.79		
		計	25.22	0.266	1.000	6.703	100.00		
4. モノマー区	モノマー 50	葉身	2.29	40.273	1.896	92.237	38.33	0.481	17.74
		葉鞘	2.84	30.146	1.419	85.615	35.58		
		茎	1.60	13.283	0.626	21.261	8.83		
		稈殻	0.69	7.654	0.360	5.281	2.19		
		玄米	3.91	9.274	0.437	36.263	15.07		
		計	11.33	21.241	1.000	240.657	100.00		

第95表 水耕試験における水稲の生育量及び¹⁴C吸収量

区名	¹⁴ C 投与量 ($\mu\text{Ci}/\text{ビン}$)	草丈				茎葉部 ¹⁴ C			根部 ¹⁴ C		
		草丈 (cm)	茎葉重 ($\text{g}/\text{ビン}$)	根重 ($\text{g}/\text{ビン}$)	全重 ($\text{g}/\text{ビン}$)	比放射能 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{g}$)	含量 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{ビン}$)	吸収率 (%)	比放射能 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{g}$)	含量 ($\text{m}\mu\text{Ci}/\text{ビン}$)	吸収率 (%)
1. ポリマー	50	43.0	0.76	0.24	1.00	122.6	93.2	0.186	1655.4	397.3	0.795
2. モノマー	50	48.5	0.92	0.36	1.28	2893.3	2661.8	5.32	45826.9	16497.7	32.99

分子量の物質を十分に吸収する可能性をもつものと思われる⁴⁹⁾が、ポリマーの吸収についてもその可能性を栽培試験の結果から推定することができる。一方、供試ポリマーはラベルモノマーの合成によって調整したものであり、未反応モノマーが吸収されたということも推定できるが、その証明は不可能であった。

土耕栽培と水耕栽培によるポリマーとモノマーの吸収率の差は前者が4ヶ月間、後者が僅かに9日間という短期の栽培によるもの以外に栽培法の違いが値に差をもたらしたものと考えられるが、その理由は明らかでなかった。

モノマーは植物に吸収され、さらに玄米へ18%程度移行していることがわかった。しかし、この玄米中の¹⁴C

が当初のモノマーの形態で存在するものか、あるいは同化産物として非モノマーの形態で存在するかについては判定が不可能である。このようなことから、本問題を基本的に解決するためには、作物の収穫時期における体内でのモノマーの存在を直接確かめ、その安全性を検討する必要がある。なお、モノマーは土壤中で分解されるという報告³²⁾から、土壌施用に伴うモノマーの分解過程も合わせて検討することが重要と思われる。

植物によるモノマーの吸収

1. 目的

本検討は¹⁴Cの追跡では植物によるモノマーの吸収および植物体中での存在形態が不明のため、植物体のモノ

マーを直接定量することにより、モノマーの残留性の解明を行うものである。

2. 試験方法

(1) 水稲土耕試験

供試土壌は灰色低地土壌・加茂統(土性L, 腐植含む)の作土を使用し、クサブエ(稚苗)を供試した。栽植密度は5,000分の1アールワグネルポット3本植とし、試験規模は5連制とした。水稲の播種期は1978年5月19日、田植期が6月23日、収穫期が10月17日であった。肥料はポット当たり燐加安42号3.57g(各成分0.5g)を全量元肥として、6月23日に施用した。モノマーは電気泳動用アクリルアミド(以下の試験も同様)を乾土当り100ppbおよび10ppm相当量を元肥施用時に添加した。

(2) 水稲水耕試験

クサブエを供試し、5,000分の1アールワグネルポットに12本植とし、試験規模は5連制とした。播種期は1978年5月19日、移植期が6月23日、収穫期が7月17日であった。水耕培養液は木村氏B⁵²液3ℓを使用し、3〜4日ごとに更新した。モノマーは7月11日および7月14日にそれぞれ100ppb相当量を培養液に添加した。

(3) 水稲箱育苗試験

標準土壌は火山灰土壌(心土・黄褐色)とし、浄水汚泥は1978年7月7日に西長沢浄水場より採取した乾燥汚泥を供試した。浄水汚泥はポリマー、水ガラスを含み、モノマーを乾物当り111ppb含有していた。品種はクサブエを用い、育苗には機械田植育苗箱を使用し、試験規模は2連制とした。施肥量はN₂、P₂O₅ 2.0、K₂O 3.0(g/箱)とし硫酸、過石、塩加を播種時に施用した。また、標準土壌並びに浄水汚泥はタチガレンおよびダコニール粉剤で土壌消毒を行った。水稲の播種期、調査期はそれぞれ7月8日、7月24日であった。

(4) コマツナ土耕試験

供試土壌は火山灰土壌(土性L・腐植頗る含む)および浄水汚泥(1975年3月西長沢浄水場採取、ポリマー、水ガラスを含む、200℃乾燥)を使用した。供試品種はごせき晩生であり、栽植密度は5,000分の1アールワグネルポット9株仕立とし、試験規模は5連制とした。播種期は火山灰土壌区が1978年9月1日、浄水汚泥区が9月5日、収穫期が10月3日であった。肥料はポット当たり燐加安42号7.14g(各成分1.0g)を全量元肥として播種時に施用し、浄水汚泥区は牛糞堆肥40g(2t/10a相当)を同時に施用した。モノマーは乾土当り100ppb相当量を元肥施用時に添加した。

(5) コマツナ水耕試験

供試品種はごせき晩生であり、5,000分の1アールワ

グネルポット6株仕立とし、試験規模は5連制とした。1978年6月23日にパーミキュライトに播種し、7月3日にポットに移植、7月27日に調査を行った。水耕培養液は3ℓとし、3〜4日ごとに更新し、栽培期間中はエアープンプで通気した。培養液の養分濃度はN35、P10、K43、Ca 33、Mg 20ppmであり、その他に微量要素を添加した。モノマーは7月22日および7月25日にそれぞれ100ppb相当量を培養液に添加した。

(6) 水稲に吸収されたモノマーの残留性試験

(2)の水稲水耕試験に準じ、モノマーを添加した培養液でクサブエの稚苗を水耕栽培した。試験規模は5連制とし、水稲の播種期は1979年5月18日、水耕栽培移植期が6月10日であり、モノマーを6月10日および6月14日にそれぞれ100ppb相当量を培養液に添加した。6月21日に水稲の一部を上耕試験に移し、残りはモノマーの分析に使った。

土耕試験は灰色低地土壌・加茂統(土性L・腐植含む)の作土を使用し、5,000分の1アールワグネルポット3本植とし、試験規模は3連制とした。施肥量は燐加安42号を使用し、ポット当たり3.57g(各成分0.5g)を全量元肥として施用した。施肥期は6月21日、収穫期が10月19日であった。

(7) モノマーの分析法

植物体からのモノマーの抽出および定量は有川らの方法に準じた。

ア、抽出方法

コマツナ、水稲稚苗および水耕試験の水稲は、試料を細分化し、その一定量に純水50mlを加え、ミキサで粉砕した後、分液ロートに移し、純水450mlを加えて20分間振とうしてモノマーの抽出を行った。抽出液は吸引ろ過し、残渣を少量の純水で洗浄し、洗液はろ液と合わせて500mlとし、これを試験溶液とした。土耕試験の水稲はガラス室で風乾後各部位に分け、ウィリー粉砕機を通過させて分析試料とした。わら、稈穀からのモノマーの抽出は上記の方法に準じ、玄米はその一定量を純水100mlに1時間浸漬後、上記と同様に抽出操作を行った。

イ、定量方法

試験溶液100mlを分取し、硫酸(1+2)を用いてpHを1.0に調整した後、共栓付三角フラスコに移し、臭化カリウム30gおよび0.1M臭素酸カリウム溶液10mlを加えて密栓し、冷蔵庫に30分以上静置し、2,3-ジブロムプロピオンアミド(以下2,3-DBPA)を生成させた。静置後ろ過してろ液を300ml分液ロートに移し、酢酸エチル50mlを加えて2,3-DBPAを抽出した。酢酸エチル抽出は2回繰り返して、分離した各々の酢酸エチル層を合わせ、

無水硫酸ナトリウムを加えて脱水し、K-D濃縮器またはロータリーエバポレーターで溶媒を留去した。残留物にベンゼン 50ml を加え、2,3-DBPA を溶解させ、フロリジル (Floridin社製 60~80 mesh) 10g を充填したカラムに流速 3 ml/min で流し、2,3-DBPA を吸着させた。次いでカラムにエタノール：n-ヘキサン (1:49) 100

ml を流速 5 ml/min で流下させた後、アセトン：ベンゼン (2:3) 100ml を流速 3 ml/min で流下させて2,3-DBPA を溶離させた。溶離液はK-D濃縮器またはロータリーエバポレーターで濃縮し、正確に 5 ml とし、ECD 付ガスクロマトグラフで2,3-DBPA を定量した。ガスクロマトグラフの測定条件は第96表に示した。なお、試料ご

第96表 ガスクロマトグラフ測定条件

条 件	分 析 者		
	A	B	C
充 填 剤	10% FFAP Chromosorb G AW (80~100 mesh)	10%DEGS+2%KBr Chromosorb W AW DMCS (80~100 mesh)	10%DEGS+2%KBr Chromosorb W AW DMCS (80~100 mesh)
担 体	1.5 m	2 m	2 m
カラム長さ	N ₂ 40ml/min	N ₂ 40ml/min	N ₂ 40ml/min
キャリアーガス	170° C	170° C	170° C
カラム温度	⁶³ Ni	⁶³ Ni	⁶³ Ni
検 出 器	210° C	210° C	210° C
注 入 口 温 度	210° C	210° C	210° C
検 出 器 温 度	5 mm/min	5 mm/min	5 mm/min
チャートスピード	日本電子 20K	目 立 163	島 津 5 A
ガスクロマトグラフ			

とに2,3-DBPAの回収率を求める必要があるため、検液にモノマーを添加して標準添加法により定量し、測定値は現物中のモノマー濃度として表示した。

3. 結果と考察

(1) 水稲土耕試験

水稲の生育、収量を第97表に、各部位におけるモノマー濃度を第98表に示した。水稲の初期生育はモノマー10 ppm区の莖数が勝ったが、草丈には明らかな差が認められなかった。収穫期の水稲生育はモノマー100ppb区の稈長がやや勝り、収量はモノマー100ppb区がやや劣る傾向にあったが、明らかな差は認められなかった。水稲のモノマー含量はわら、玄米、籾殻の各部位ともに定量限界値以下であった。

(2) 水稲水耕試験

水稲の生育、収量およびモノマー濃度を第99表に示した。モノマー100ppb区の莖葉重が標準区に比較して劣ったが、草丈、全重には差が認められなかった。莖葉のモノマー濃度は51ppbおよび163ppbで、その平均値は107ppbであり、平均値から算出したモノマーの吸収率は0.47%であった。

(3) 水稲籾育苗試験

水稲籾苗の生育およびモノマー濃度を第100表に示した。水稲籾苗の草丈は浄水汚泥区が勝った。モノマー濃度はB(測定機因)が、5.4ppbであったが、他の2者は定量限界値以下であった。

(4) コマツナ土耕試験

コマツナの生育、収量およびモノマー濃度を第101表に示した。モノマー100ppb区の生体重が標準土壌区に

第97表 土耕試験における水稲の生育・収量

(ポット当たり)

区 名	'78 7.16		'78 7.26		'53 10.17			収 量 (g)			
	草丈 (cm)	莖数 (本)	草丈 (cm)	莖数 (本)	稈長 (cm)	穂長 (cm)	穂数 (本)	全重	わら重	玄米重	籾殻重
1. 標準区	29.9	5.4	77.4	38.2	71.9	16.9	22.6	83.46	47.32	29.30	6.83
2. モノマー100ppb区	29.8	5.0	79.5	40.6	76.8	17.8	21.2	80.34	45.44	28.28	6.63
3. モノマー10 ppm区	30.7	5.4	75.8	45.8	72.2	17.8	23.8	86.80	49.07	30.40	7.33

比較して劣っていた。また、浄水汚泥区は草丈、生体重が劣っていたが、播種期の差によるものであった。コマツのモノマー濃度は標準土壤区および浄水汚泥区ともに定量限界値以下であった。

第98表 土耕試験における水稻の部位別モノマー濃度 (ppb)

区名	測定者		わら		玄米		籾殻	
	B	C	B	C	B	C	B	C
1. 標準区	—	—	—	—	—	—	—	—
2. モノマー100ppb区	<3	<7	<3	<7	<3	<13		
3. モノマー10ppm区	<3	<7	<3	<7	<3	<13		

(注) B, Cは測定機関名を示す。

第99表 水耕試験における水稻の生育・収量・モノマー濃度

区名	草丈 (cm)	生体重 (g/ポット)		モノマー (ppb)		吸収率 (%)
		茎葉	根合計	A	B	
1. 標準区	50.4	31.2	27.4	58.6	—	—
2. モノマー100ppb区	48.7	26.1	28.2	54.3	51	163

(注) モノマーの吸収率はモノマーの平均値から求めた。A, Bは測定機関名を示す

第100表 水稻箱育苗試験における水稻の生育・モノマー濃度

区名	草丈 (cm)	モノマー (ppb)		
		A	B	C
1. 標準区	24.6	—	—	—
2. 浄水汚泥区	28.9	<5	5.4	<3.3

(注) A, B, Cは測定機関名を示す

第103表 水稻の生育・収量

(ポット当り)

区名	水耕試験		土耕試験						
	草丈 (cm)	生体重 (g)	稈長 (cm)	穂長 (cm)	穂数 (本)	全重 (g)	わら重 (g)	玄米重 (g)	籾殻重 (g)
1. 標準区	13.2	1.31	74.5	16.7	18.8	78.45	45.11	7.01	26.32
2. モノマー区	13.4	1.14	75.5	17.0	20.8	79.25	45.35	6.94	26.95

生育はモノマー区の穂数が勝る傾向にあり、収量は両区に差が認められなかった。

水稻のモノマー濃度を第104表に示した。水稲水耕試

第101表 土耕試験におけるコマツナの生育・収量・モノマー濃度

区名	草丈 (cm)	生体重 (g/ポット)	モノマー (ppb)	
			B	C
1. 標準土壤区	29.8	125.8	—	—
2. 標準土壤, モノマー100ppb区	29.5	108.9	<2	<7
3. 浄水汚泥, モノマー100ppb区	21.6	63.0	<2	<7

(注) B, Cは測定機関名を示す

(5) コマツナ水耕試験

コマツナの生育、収量およびモノマー濃度を第102表に示した。コマツナの草丈は差がなく、生体重はモノマー100ppb区が勝る傾向にあった。コマツナのモノマー濃度は平均171ppbであり、平均値から算出したモノマーの吸収率は2.1%であった。

第102表 水耕試験におけるコマツナの生育・収量・モノマー濃度

区名	草丈 (cm)	生体重 (g/ポット)	モノマー (ppb)			吸収率 (%)
			A	B	C	
1. 標準区	20.3	65.0	—	—	—	—
2. モノマー100ppb区	19.3	72.0	116	202	196	171

(注) モノマーの吸収率はモノマーの平均値から求めた。

A, B, Cは測定機関名を示す

(6) 水稻に吸収されたモノマーの残留性試験

水耕試験および土耕試験における水稻の生育、収量を第103表に示した。水耕試験の水稻の草丈は両区に差がなく、生体重はモノマー区が劣った。土耕試験の水稻の

モノマー濃度はモノマー区が390ppbであった。モノマーを含有する水稻を土耕で栽培した結果、収穫期の水稻のモノマーはわら、玄米、籾殻ともに定量限界値以

下であった。

第104表 水稲中のモノマー濃度

区名	部位	モノマー (ppb)
1. 水耕試験	茎葉	390
2. 土耕試験	わら	<7
	玄米	<5
	籾殻	<14

(注) 測定機関A

(7) 考察

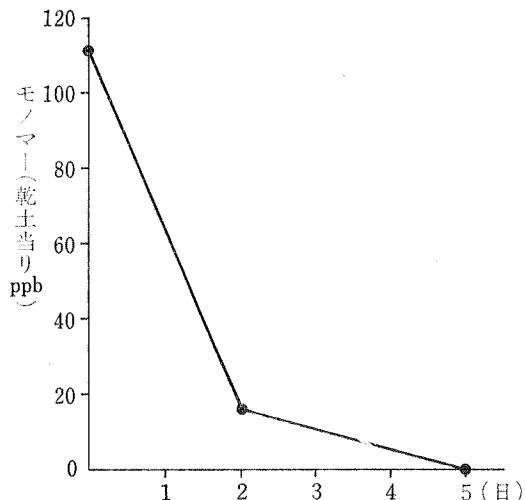
モノマーの添加により、水耕栽培の水稲茎葉重の低下、土耕栽培のコマツナ収量の低下、水耕栽培のコマツナ収量の増加等が認められ、モノマーが植物生育に及ぼす影響については一定の傾向が認められなかった。この点について、園田⁴⁶⁾らはモノマーの土壌添加により、水稲と白菜に対する生育障害が発現し、この場合モノマーは高濃度のものほど障害が顕著であること、また作物では白菜の感受性の高いことを報告している。

モノマーは水耕栽培において水稲、コマツナともに植物体中に検出され、植物根によるモノマーの形態による吸収が確認された。一方、土耕栽培においては水稲、コマツナともにモノマーが検出されなかったが、水稲箱育苗試験の水稲稚苗は微量であったがモノマーが検出された。

モノマーの分解については、有満²⁾が自然界に放出されたモノマーが短期間に分解すること、西川³²⁾らは畑条件においてモノマーが15日間で分解されるが、水田条件下の分解は緩慢であることをそれぞれ報告している。

第27図に水稲箱育苗試験と同一条件における浄水汚泥中のモノマーの経時変化を示した。当初111ppb存在していた汚泥中のモノマーは、3日後に16ppbとなり、5日後に消失した。これらのことから、土壌中ではモノマーが短期間に分解するため、植物によるモノマーの吸収は起こらないものと考えられた。水稲稚苗中に検出されたモノマーは、栽培期間が短期間であるため初期に吸収されたモノマーが体内に残留したものと考えられた。

水稲に吸収されたモノマーの残留性について検討した結果では、水耕栽培で調製したモノマー含有植物を土耕栽培に移すと、栽培初期に存在していた多量のモノマーは収穫期には検出されず、生育期間中に分解するものと推定された。園田⁴⁵⁾らは水稲のモノマー濃度の経時変化を検討し、水稲中のモノマーは経時的に漸減する傾向に



第27図 浄水汚泥中のモノマーの経時変化

あり、体内蓄積は起こらず、生育段階が進むにつれ分解、消失するものと推定しており、本報においても同様の結果が得られた。

総括

浄水汚泥の農業利用に当たっては、浄水場における汚泥の処理過程で添加される薬品についての検討を欠くことができない。そこで本項ではポリマーとポリマー中に含まれる製造過程における未反応モノマーについての安全性の検討を行うことにした。両物質の毒性についての研究成果はつぎのとおりである。

ポリマーは哺乳類に対する経口的な投与で体内への吸収、蓄積がほとんどないことが報告²⁹⁾されている。また、ポリマーの毒性は弱く^{29, 30)}、マウスおよびラットに対する経口急性毒性 (LD₅₀) は1000mg/kg以上あるいは4000mg/kg以上が示されている。

一方、ポリマーの慢性毒性については McCollister²⁹⁾らが2年間の試験により、ラットで500mg/kg・day、ビーグル犬で2000mg/kg・dayを無作用量とし、鈴木は⁴⁸⁾約100mg/kg・dayを1年半ラットに投与した結果、全く影響がなかったことを報告している。

モノマーの毒性については石津⁹⁾の詳細な報告があり、その神経障害の発症機作については橋本⁷⁾らの報告がある。モノマーの急性毒性はラット、モルモット、ウサギについてLD₅₀を150~180mg/kgとする報告²⁸⁾がある。

また、モノマーの反復投与による慢性毒性については毎日の投与量がラットで10~11mg/kg、ネコで0.3~1mg/kg、サルで1~3mg/kgが無作用量とする報告^{5, 26)}がある。

本節の検討は食品安全性の観点からつぎの項目に重点をおいて行った。

(1)ポリマーおよびモノマーの植物の生育に及ぼす影響を明らかにする。

(2)ポリマーおよびモノマーの植物への吸収を確認する。

(3)モノマーの植物体内における残留性を明らかにする。

(4)モノマーの土壌中における分解特性を明らかにする。

(1)のポリマーとモノマーの添加による植生への影響は必ずしも明らかでなかったが、本浄水汚泥に添加されるポリマー量あるいはモノマーの残存量程度では直接的に大きな悪影響がないものと思われた。

(2)のポリマーとモノマーの植物への吸収を ^{14}C ラベルの手法によって検討した結果では、明らかに両者の吸収が認められた。ポリマーの植物への吸収はポリマー中の未反応モノマーによるものと思われたが、その証明は不可能であった。モノマーは植物体に吸収されることが明らかとなり、しかも玄米への移行が確認された。しかし、この ^{14}C で果して植物体内においてモノマーの形態を維持しているかについては明確でなかった。そこで、植物体中のモノマーを直接定量する手法で検討した結果では、十分にモノマーの存在を確認することができた。

(3)のモノマーの植物体内における残留性を調査した結果では、当初水稲に390ppb含まれていたものが、収穫時には定量限界値以下に減少していることがわかった。

このことから、吸収されたモノマーは体内で分解され、食品の安全性の点で問題のないことがわかった。

(4)のモノマーの土壌中における分解特性を検討した結果では、汚泥中の111ppbのモノマーは5日間で分解さ

れ、通常の汚泥の農業利用では問題のないことが明らかとなった。

以上の結果、浄水汚泥中に残存するモノマーは植生への影響並びに食品の安全性の上から問題のないことが確認された。

摘 要

1. モノマーの植物に対する生育障害については明らかな傾向が認められなかった。
2. 土耕試験における水稲中の ^{14}C 分布割合は葉身、葉鞘が高く、茎、籾殻が低く、玄米が中間の値を示した。
3. 水耕試験における水稲は比放射能、 ^{14}C 吸収率ともに土耕試験より数段高い値であった。
4. ポリマー区の ^{14}C の植物体への吸収は供試ポリマー中の未反応モノマーに由来するものと考えられた。
5. 水耕試験においては植物によるモノマーの吸収が認められた。
6. 土耕試験においては植物によるモノマーの吸収が認められなかったが、水稲箱育苗試験における水稲稚苗からモノマーを検出し、栽培期間が短いことによるものと推定した。
7. 植物に吸収されたモノマーの残留性は認められなかったことにより、モノマーの体内分解が明らかとなった。
8. 土壌中のモノマーは短期間に分解されるため、通常の栽培条件下では作物によるモノマーの吸収はほとんど認められず、さらに残留性がないことから、浄水汚泥中のモノマーに関する安全性が確認された。

総合考察

浄水汚泥の農業利用に当っては、資源の有効活用という観点からの基礎研究が必要であるが、一方資材の持っている特性が農業利用の場面で実的にどの程度適合するか点についても十分に追求する必要がある。筆者らは、このような考え方から、つぎの4つの目標を立て共同研究を推進した。

- (1) 浄水汚泥の理化学的特性と肥効上の分解特性を明らかにする。
- (2) 水稻の稚苗育苗床土並びに水稻栽培に対する適応性を明らかにする。
- (3) 畑作物栽培への適応性を明らかにする。
- (4) 浄水汚泥中の重金属含量並びに添加薬品の安全性を確認する。

1. 浄水汚泥の理化学的特性と分解特性

浄水汚泥の理化学的特性については、汚泥の土性がCLを示し、粘土鉱物組成はアロフエン、クロライト、カオリン、モンモリロナイトおよびイライト等が多く、汚泥中に各鉱物が機械的に混在している点で特異性が認められた。水系と汚泥の粘土鉱物組成との間にはかなり関係のあることが指摘³⁾されているが、本汚泥は良質の鉱物を多量に含んでいることより、酒匂川および相模川水源地域が好ましい粘土鉱物組成によって構成されていることが推定できる。農耕地に対する客土材の具備条件としては、一般的に取扱いが容易であり、かつ良質の粘土鉱物を含有し塩基吸着能の大きいことがあげられる。本汚泥は上記条件を満たしているばかりでなく、Ca, Mg, K等の塩基含量も多いことから客土材としての適性が認められた。

しかし、反面では脱水過程で添加される水ガラスに由来するNa含量の多いことが指摘されたが、後述のとおり、Naの植生におよぼす影響はそれほど大きいものではなかった。また、Naの存在は土壤粒団を崩壊させる^{3b)}ことより好ましいことではないが、本浄水汚泥は粒状構造を持っていることよりNaイオンそのものの土壤構造におよぼす影響は認められなかった。

客土材としての品質を確認するために行った汚泥の加熱処理の調査結果では、処理過程の乾燥バーナー温度が200℃程度の上昇にとどまり、陽イオン交換能が破壊されず、客土材としての機能が保持されていることがわかった。

浄水汚泥を有効に活用するためには、汚泥成分を的確に把握する必要がある。相模原浄水場の年間成分を検討

した結果では、月別変異の大きい成分として水分、可給態P, T-N, Na等があり、変異の小さい成分としてpHと塩基飽和度があげられた。浄水場間の成分変動の調査結果では変異の大きい項目として電気伝導度とNaがあげられた。いずれにしても、汚泥成分の不均一に基づく作物生育の悪影響を回避するためには、産出汚泥を均一に混合したり、あるいは汚泥の化学成分を調査した上で農業利用をはかる必要性が指摘された。

浄水汚泥の分解とくにNの無機化機構について検討した結果では、汚泥処理過程で添加されるポリマーと水ガラス並びに加熱処理の影響の大きいことがわかった。すなわち、ポリマー単独ではNの遊離が起きないが、水ガラスの加用あるいは加熱処理によってN供給量が増大することが証明された。このNの遊離放出機構はアミノ基(NH₂)のイミド化(NH)によるものである。さらに、汚泥中にはポリマー由来以外のNの存在が考えられる。このN源としては、原水申の動植物遺体の分解残渣に由来するアミノ酸態N、ヘキソサミン態N、アミドN等⁴⁾が考えられる。また、消石灰を凝集剤に使用した浄水汚泥中N組成の調査結果⁴⁾では、アンモニアおよびアミド態N画分が約20%、アミノ態態Nが数%、アミノ酸態Nが約40~50%、未同定態Nが約15~20%、非加水分解性Nが約10%であるとしている。いずれにしても、汚泥の培養によって発現するNのかかなりの部分が微生物菌体に由来するものと考えられる。以上のことより、浄水汚泥のN無機化は、第1段階として凝集剤であるポリマーのイミド化によるNH₂-Nの放出であり、さらに第2段階として生成するNは動植物遺体あるいは菌体由来のNであることが推定できた。

2. 水稻の稚苗床土並びに水稻栽培適応性

本汚泥の水稻稚苗育苗床土への適応性を検討した結果汚泥床土に対するN施用量と苗の生育の関係は、早播(4月)ではN施用量と苗生育がよく一致していた。しかし、普通播(5月)では両者間に差が現われず、苗の生育はN過剰による過繁茂となった。標準として使用した火山灰土のN適量が箱当たり1.5~2.0gであったのに対し、本汚泥の場合には0.5~1.0gであった。さらに、汚泥の保水力がやや劣る点を改善するために自然土壌(火山灰土)が50%になるよう混合した結果では、N施用量は標準の4割程度が適量と推定された。このように、汚泥の利用によってNの発現する理由は、汚泥中に存在するN源が気温の上昇に伴って分解が進行し植物体へ吸収されるものと思われた。

汚泥床土の水管理条件の検討は、水の因子が箱育苗の重要な位置を占め、かつ播種作業時の微粒子の飛散防止

や労働環境上からも大きな意義を持っている。まず、箱詰め前床土の水分条件は汚泥の細粗を通じて乾燥汚泥2kgに対して750~800ccの加水量でよく、この場合の水分含量は45~50%が適量であった。播種時の水分含量は出芽に直接影響する点で重要であり、その検討結果では播種時に箱当たり1ℓの灌水量で出芽状態も良好であることがわかった。この場合播種覆土後の水分含量は76%内外であり、最大容水量としては約97%に相当していた。さらに、苗硬化期間の灌水量は、育苗初期が0.5~1ℓの1日1回灌水、中期は1ℓの1日2回灌水、後期は1~1.5ℓの1日1~2回灌水がそれぞれ適当と認められた。

汚泥床土の水稲共同育苗施設への適応性を検討した結果では肥料の混合作業、播種の操業性などに問題がなく、稚苗の生育状況も実験規模の場合と同様であり、本汚泥の大規模育苗施設への適用が可能であることがわかった。また本稚苗の機械化栽培適性も他の床土との間に差のないことがわかった。

稚苗床土の具備条件としては、保水性と透水性がともに大きいこと、pH(H₂O)が5内外のこと、養分保持力が大きいこと、土壤の緩衝能の大きいこと、機械適応性の高いことなどがあげられる。本汚泥は保水性がやや劣るが上記検討のように火山灰土の混合により、あるいは本汚泥に適した灌水法によって十分対応できることがわかった。pHについては、本汚泥が若干高い傾向にあり、かつ部分殺菌汚泥であることより苗立枯病原菌の汚染に対しては弱点を持っていることがわかる。この点について検討した結果では、対照の火山灰土や沖積土に苗立枯病が認められたのにも拘らず浄水汚泥には発生しなかった。このことから通常の場合そのまま使用できるが、育苗箱の汚染あるいは不注意による病原菌の侵入に対しては、慣行者土以上の苗立枯病の激発のおそれがあるので十分な注意が必要である。なお、病原菌の汚染が予測される場合には予めメチゲレン粉剤あるいはダコニール粉剤の加用が適切である。

浄水汚泥の水田客土に当っては、その施用適量を推定し、かつ浄水汚泥の形態(生、乾)と水稲の生育、収量並びに養分吸収の関係を明らかにする必要がある。水田土壤に対して乾燥汚泥を10アール当たり10、50、100トン相当量を加えて検討した結果では、総重は汚泥の施用量に比例して増加し、50トン区が49%、100トン区が129%それぞれ標準区に対して増収した。汚泥を多量に施用すると、初期の水稲生育が劣り、後期では回復するという特異の現象を示した。これは、汚泥の多量施用に伴う土壤の緊密化が起り水稲根の発達を阻害した結果であ

り、生育の後半では健全な根の発達に伴う旺盛な養分吸収により増収をもたらすことが明らかにされた。汚泥中に存在する多量のNaはK、Ca、P等の含量を低下させたが、植物体の生育量で消去され、養分吸収量は逆に増加するという現象を示した。以上のことから、水稲の健全な生育を初期より期待するためには10アール当たり10~50トン程度の客土が適量と考えられた。

水田への汚泥客土を考える場合、乾燥汚泥に代えて生汚泥の利用が可能となれば、汚泥処理に要する経費の節減効果が大きい。このような考え方から、汚泥形態の差違について検討した結果、生汚泥は水稲の初期生育が順調に進んだが、中期には土壤の異常還元に伴う根の障害を誘発し、乾物生産量およびN吸収量の減退を招き、穂重の減少をもたらした。乾燥汚泥は初期生育が劣ったが、8月上旬以降のN吸収量が増加して秋まざり的傾向を示した。両汚泥による水稲根発達の経過は生汚泥が細く、たて方向に伸び、乾燥汚泥は太く、たて方向の伸びが不十分となり、結果的には乾燥汚泥が生育の後半で養分吸収の円滑化をもたらした。生汚泥はN供給能が乾燥汚泥より勝っていたが、上述のとおり水稲の初期生育に対してNの過剰供給という形で現われ、さらに中後期の吸収利用が劣った結果、その利用率は13.4%にとどまり、乾燥汚泥の17.5%に比べ低い値を示した。このようなことから、浄水汚泥を水田へ客土する場合には生汚泥の利用は望ましくなく、乾燥汚泥の利用が適しており、また取扱いも容易である。

3. 畑作物栽培適応性

浄水汚泥の理化学的特性を十分に引出し、畑作物への栽培適応性を明らかにするため、畑地への客土、汚泥と有機物、微量要素および施肥N形態等との相互関係、汚泥の砂耕的利用法、汚泥による病害検定植物の育苗など多面的な検討を行った。

野菜畑に10アール当たり10、50、100トンの汚泥を客土して8種類の葉根菜類を栽培しその施用適量を求めた。客土量と野菜の生育収量の関係では、10~50トン程度で発芽障害が現われる場合があり、収量は10トンが最高であった。野菜の収量が低下する要因としては、土壤水分があげられ、これは資材の特性として粒子内に孔隙が存在しないため土壤の有効保水量を確保することができず、土壤の干ばつを助長したものと思われた。このため、本汚泥の畑利用に当っては有機物の積極的導入を欠くことのできないことが指摘された。いずれにしても、汚泥の客土によって土壤の化学的性質の改善に効果の大きいことにより、この種灰色低地土(藤代統)に対する客土量は10アール当たり10~30トンが適量とされた。

さらに、本県には火山灰土壌が広く分布することより、鉢栽培による客土量の推定を前記ほ場試験と同一施用割合によって検討した。汚泥単用で野菜を栽培すると1~2作は生育が極めて不良であり、3~5作は著しい生育促進が認められた。また、養分的にはNaの吸収が多く他の塩基の吸収が阻害された。このことから、作物の生育収量を1作目から確保するためには、10アール当たり10~50トン程度の客土が適量とされた。

汚泥単独による1~2作の生育収量不振の原因を明らかにするため、有機物と微量要素の加用による改善効果を検討した結果、有機物10アール2トン程度の施用で標準土壌相当の生育収量の確保が可能となった。なお、微量要素はpH7.5程度では不可給態化が起こらず、汚泥自体に十分含まれていることがわかった。

汚泥に対する有機物の施用効果を検査するため、有機物の滅菌処理を行ない施用したところ、収量は多少の増加にとどまった。一方、滅菌しない有機物は収量が飛躍的に増大した。この原因は有機物の保有する生物効果が硝化菌の持込みという形で現われ、汚泥中における $\text{NH}_3\text{-N} \rightarrow \text{NO}_3\text{-N}$ の形態変化が円滑に進行し、野菜の栄養生理条件に合致してNの吸収が促進されたものと推定した。

このような考え方から、汚泥に対する施肥N形態について検討した結果、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 肥料は $\text{NH}_3\text{-N}$ 肥料に比べて生育収量が優っていた。このことは、この種汚泥のように加熱処理され微生物相の貧弱な場合には、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 肥料が畑作物に対してより一層好ましいことを示している。さらに、有機物の効果は生物的作用の大きいことを証明するものである。

浄水汚泥の砂耕的利用法については、砂耕用砂の粒径が0.5~2mmを最適とすることより、本汚泥が0.5~2mmの割合が55%、0.5~3mmが70%程度保有することから、砂の代替としてその活用が考えられた。そこで7種類の軟弱野菜を本汚泥で栽培したところ、サラダナ、ラディッシュ、カイワレダイコンは比較的生育が順調であり、ホウレンソウ、ツマミナ、シュンギク、コカブは、栽培法の工夫が必要とされた。砂耕的栽培の生育障害としては下葉の枯れ上りが多発し、これは過湿と養分の不均衡が関与するものと思われた。また、シュンギクには葉部に黒紫色の斑点が現われる場合があったが、Mn過剰によるものかは不明確であった。

浄水汚泥による病害検定用植物の育苗は、育苗条件として無病微生物を作り、かつ土壌伝染性病害に感染していないということを前提として検討した。その結果、育苗バットによる播種床土としては若い苗を多量にウイルス

ス抵抗性検定等に使用することが可能であった。しかしさらに検定植物を鉢植に移すと、汚泥単独の利用は困難であり、他の殺菌土壌を25~50%混合する必要性が指摘された。

4. 浄水汚泥の安全性

浄水汚泥の有効利用をはかる場合とくに注意の必要な点は、食糧の生産に対して安全性が保障されることである。さらに農用地が有害物質等で汚染されないことである。現在、汚泥等産業廃棄物を農業資材として利用する場合、肥料取締法で特殊肥料の重金属含量をHg 2ppm、Cd 5ppm、As 50ppmとして規制している。また、土壌汚染防止法では、水田土壌にCu 125ppmとAs 15ppmを認定している。本汚泥のHg、Cd、As含量を上記の基準に比べてみれば、いずれも低い値を示し、さらに一般土壌の天然含量と比較してもほぼその範囲内に含まれると考えられる。しかし、Mn含量については、高い値を示していることより、作物の種類によっては汚泥の多量客土で過剰毒の発生が予想されるが、10アール当たり10~50トン程度の客土では問題の発生は少ないものと考えられる。

浄水汚泥中に含まれる重金属が水稲および野菜にどの程度吸収されるかを調査した結果では、水稲体の重金属含量が高まる傾向は認められなかった。野菜のコマツナではCdの吸収動向を調査したが、標準土壌と差が認められなかった。

このようなことから、汚泥の持っている高い陽イオン交換能が添加Cdの吸着を促し、作物体への供給を抑制する効果が想定されたので、水稲と野菜について検討を行った。水稲では汚泥を10アール当たり100~150トンを施用することによってCdの吸収が標準の約1/2に減少し顕著な抑制効果を示した。コマツナも水稲と同様の傾向を示し、Cd吸収の抑制効果が大きく現われた。したがって、本浄水汚泥はCd等重金属汚染農用地への客土材としてその活用が期待できることがわかった。

浄水過程で添加される薬品についての配慮は重金属と同様に欠くことができない。本検討では凝集剤として使用されているポリマーとポリマー中に含まれる製造過程の未反応モノマーの安全性に焦点を絞って実施した。ポリマーの毒性は、マウスとラットに対する経口急性毒性(LD₅₀)が1,000~4,000mg/kg以上とされ²⁹⁾、またラットで500mg/kg・day、ビーグル犬が2,000mg/kg・dayを無作用量とし、さらに100mg/kg・dayの1年半投与で全く影響のないことが報告⁴⁹⁾されている。モノマーの急性毒性はラット、モルモット、ウサギについてLD₅₀が150~180mg/kgとする報告²⁸⁾がある。モノマーの反復投

与による慢性毒性については、毎日投与のラットで10～11mg/kg、ネコで0.3～1 mg/kg、サルで1～3 mg/kgが無作用量であったと報告され^{5,29)}ている。

本報告による安全性の確認は、ポリマーとモノマーの植物の生育におよぼす影響、両者の植物への吸収の確認、モノマーの植物体内における残留性、モノマーの土壌中での分解性をそれぞれ明らかにすることにより行った。ポリマーとモノマーが植生におよぼす影響は、本汚泥に添加されるポリマー量および残存モノマー量では明らかでなく健全な生育が観察された。

ポリマーとモノマーの植物への吸収を確認するため¹⁴Cラベルによって検討した結果、両者は明らかに植物体内に移行し、モノマーの移行率がとくに高い値を示した。ポリマーの吸収については、未反応モノマーによるものと思われたが、その証明はできなかった。いずれにしても、¹⁴Cが植物体内に存在することは明らかになったが、果してモノマーの形態で吸収され存在していたかは明確にすることが不可能であった。そこで、モノマー含有培養液で作物を栽培し、植物体内のモノマーを直接定量する手法の開発を行ない検討した結果では、明らかに植物体内のモノマーの存在を確認することができた。

ついで、植物体に吸収されたモノマーがどの程度残留するかを検討した結果、当初水稲に390ppb含まれていたものが、収穫時には定量限界値以下に減少していることがわかった。このことより、吸収されたモノマーは体内で分解され、食品の安全性の点で問題のないことがわかった。

さらに汚泥中に存在するモノマーの分解特性を明らかにできれば、植物体へのモノマーの吸収を予測できるので、安全性の確認をさらに高めることが可能となる。この考え方による検討結果では、当初汚泥中に111ppb存在していたモノマーが5日間分解されることがわかった。このことから通常の汚泥を農業に利用する場合には、土壌中でのモノマーの分解が先行し、さらに植物体内への吸収が行なわれた場合にも体内で分解され、食品の安全性に問題を生じないことが確認された。

要 約

水は我々人類の生命や日常生活の維持に対して欠くことのできない重要なものである。そして水の需要は今後益々増加し、これに伴う汚泥の発生量も増加の一途をたどるものと思われる。従来、汚泥は産業廃棄物として埋立造成地などに処分されてきたが、今後は資源の有効活用の立場から、幅広い検討が必要である。浄水汚泥はもとも山林、原野、農耕地等の土砂を主体とするものであり、農耕地への還元あるいは植物の培養土としての活用が理想的と考えられる。浄水汚泥の農業利用を推進するには資材の持つ特性や安全性を確認するための基礎研究が必要であるが、同時に農業利用の場面で実用的にどのように適合するかについて十分に検討する必要がある。このような考え方から、本共同研究はつぎの4つの目標のもとに推進された。

- (1) 浄水汚泥の理化学的特性と肥効上の分解特性を明らかにする。
- (2) 水稲の種育苗苗床土並びに水稲栽培に対する適応性を明らかにする。
- (3) 畑作物栽培への適応性を明らかにする。
- (4) 浄水汚泥中の重金属含量並びに添加薬品の安全性を確認する。

1. 浄水汚泥の理化学的特性と分解特性

汚泥の土性はCLであり、粘土鉱物組成はアロフェン、クロライト、カオリン、モンモリロナイトおよびイライト等が多く、汚泥中に各鉱物が機械的に混在している点で特異性が認められ、かつ優良な粘土鉱物が多量に含まれていた。さらに、塩基吸着能が大きい(CEC40meq)ばかりでなく、Ca, Mg, K等の塩基含量が多く、客土資材としての適性が認められた。しかし、一方では汚泥の処理過程で添加される水ガラスに由来するNa含量が多く含まれていたが、土壌粒団を崩壊させず、また植生に大きな影響を与えなかった。

汚泥成分の年間変動を相模原浄水場について調査した結果、月別変異の大きい成分としては水分、可給態P, T-N, Na等があり、変異の小さい成分としてpHと塩基飽和度があげられた。浄水場間の成分変動では電気伝導度とNaの大きいことがわかった。

汚泥の分解とくにNの無機化機構について検討した結果では、汚泥の処理過程で加用されるポリマーのアミノ基が水ガラスの添加によるアルカリ化、または加熱処理によってイミド化し、NH₃の遊離することがわかった。さらに、汚泥を培養することによって生じるNはか

なりの部分が微生物菌体由来するものと思われた。

2. 水稻の育苗床土並びに水稻栽培適応性

水稻育苗床土に対する汚泥の適応性を検討した結果では、汚泥中Nの供給量が多く稲苗の過繁茂が認められ、標準火山灰土の箱当たりN適量が1.5~2.0gであったのに対し、汚泥は0.5~1.0gであった。さらに、本汚泥の保水性の改善を行うために火山灰土を等量混合した結果では、N施用量は標準の3/4程度が適量と推定された。

水分条件を検討した結果では、箱詰め前床土の水分は乾燥汚泥2kgに対して750~800ccの加水量でよく、この場合の水分含量は45~50%であった。播種時の水分含量は箱当たり1ℓの灌水量が出芽に好結果をもたらし、この場合の水分含量は76%内外であった。さらに、苗硬化期間の灌水量は、育苗初期が0.5~1ℓの1日1回灌水、中期は1ℓの1日2回灌水、後期は1~1.5ℓの1日1~2回灌水がそれぞれ適量と認められた。また、汚泥床土の水稻共同育苗施設に対する適応性は十分に認められ、かつ本稲苗の機械化栽培に対する適応性も他の床土との間に差のないことがわかった。

稲苗育苗に伴う苗立枯病について検討した結果では、対照の火山灰土や沖積土に苗立枯病が認められたのにも拘らず、本汚泥には発生しなかった。しかし、本汚泥は部分殺菌床土のため病原菌の侵入が予想される場合には薬剤の施用など十分な注意が指摘された。

水田土壤に汚泥を10アール当たり10, 50, 100トン相当量を加えて検討した結果、50トン区が49%, 100トン区が129%それぞれ標準区に対して穂重が増収した。汚泥を多量に客土すると初期生育が劣ったことより、水稻の健全な生育を初期より期待するためには10アール当たり10~50トン程度の客土が適量と考えられた。さらに、生汚泥と乾燥汚泥の客土適応性を検討した結果では、生汚泥は初期のN供給が優っていたが、中後期には異常還元による生育減退がおり、乾燥汚泥とは逆の現象を示した。このことから、水田客土には乾燥汚泥が生汚泥よりも適していることがわかった。

3. 畑作物栽培適応性

浄水汚泥に対して畑作物がどのように適応するかを明らかにするため2~3の検討を行った。まず、野菜畑に10アール当たり10, 50, 100トンの汚泥を客土して8種類の葉根菜類を栽培し、その施用適量を求めた。野菜の収量は10トン区が最高となり、多量施用で収量の低下が認められたが、その要因として土壌の干ばつがあげられた。さらに、本汚泥は土壌の化学性に対する改善効果が大きいことより、この種土壤に対する客土量は10アール

当たり10~30トンが適量とされた。

本県に広く分布する火山灰土壌を対象として、鉢栽培による客土量の検討を行った結果、10アール当たり10~50トン程度が適量であった。汚泥単独による生育収量の低下現象を解決するため、有機物と微量要素の加用による改善効果を検討した結果では、有機物の10アール2トン相当量の施用で標準土壤相当の生育収量の確保が可能となったが、微量要素の効果は認められなかった。有機物の施用効果を解析した結果では、有機物の持つ生物学的効果即ち硝化菌の持ち込み効果として現われ、汚泥中の $\text{NH}_3\text{-N}$ が速かに $\text{NO}_3\text{-N}$ に変化し、畑作物の養分吸収条件とよく一致し収量が向上したものと考えられた。また、このことをN肥料の形態との関連で検討した結果では、この種汚泥のように加熱処理され微生物相の貧弱な場合には $\text{NO}_3\text{-N}$ 肥料が適していることがわかった。

汚泥の砂耕的利用法についての検討は、汚泥粒子の崩壊が小さいことより砂の代替として利用の適否を明らかにしたものである。その結果、サラダナ、ラディッシュ、カイワレダイコンは比較的生育が順調であり、ホウレンソウ、ツマミナ、シュンギク、コカブは栽培法についてさらに工夫が必要であることが指摘された。

汚泥の利用による病害検定用植物の育苗は、育苗条件として無病微植物を作り、かつ土壤伝染性病害に感染していないという前提で検討した。その結果、播種床土としての適応性は認められたが、育苗鉢床土としてはその単独利用が不可能であり、他の殺菌土壌を25~50%混合する必要がある。

4. 浄水汚泥の安全性

浄水汚泥の安全性を重金属類について検討した結果、Cd, Cu, Zn, Pb, Ni, As, Hg等の含量は、肥料取締法および土壤汚染防止法の基準値を下回るとともに、一般土壤の天然含量と比較してもほぼその範囲内に含まれた。しかし、Mn含量は高い値を示したことより作物の種類によっては注意の必要性が指摘された。

汚泥中の重金属類が水稻と野菜にどの程度吸収されるかを検討した結果では、両作物とも標準土壤と差が認められなかった。さらに、Cdを添加した土壤に汚泥を客土し、Cdの作物への吸収抑制効果を検討した結果では汚泥を10アール当たり100~150トン施用することによってCdの吸収が標準の約1/2に減少するという顕著な効果を見わせた。このことから、本汚泥はCd等重金属汚染農用地への客土材としての活用が期待できることがわかった。

浄水過程で添加される薬品についての検討は、凝集剤として使用されているポリマーとポリマー中に含まれる

製造過程の未反応モノマーに限って行った。最初に植生におよぼすポリマーとモノマーの影響は認められず作物の健全な生育が観察された。ついで、ポリマーとモノマーの植物への吸収を¹⁴Cによって確認した結果では、両者が体内へ移行したが、モノマーの移行率がとくに高かった。なお、ポリマーの植物への移行は、ポリマー中の未反応モノマーによるものと考えられた。

植物体に吸収されたモノマーがどの程度残留するかを検討した結果では、当初水稲中に390ppb含まれていたものが、収穫時には定量限界値以下に減少していることがわかった。このことより、吸収されたモノマーは体内で分解されることがわかった。

さらに、汚泥中のモノマーの分解について検討した結果では、当初汚泥中に111ppb存在していたモノマーが5日間で分解されることがわかった。以上のことから、通常の汚泥を農業に利用する場合には、まず土壤中のモノマーの分解が先行し、さらに植物体内へのモノマーの吸収が行われた場合にも体内で分解され、最終的に食品の安全性に問題を生じないことが確認された。

引用文献

- 1) 有川彰浩・志賀美奈子：分析化学 Vol. 29, No. 7, T-33 (1980)
- 2) 有満秀信・池袋逸人・勢渡巖：水道協会雑誌 第487号 31-39 (1975)
- 3) 土壤養分測定法委員会：土壤養分分析法 養賢堂 東京 (1970)
- 4) 土壤物理性測定法委員会：土壤物理性測定法 養賢堂 東京 (1975)
- 5) Fullerton, P. M. et al: Br. J. Ind. Med. 23, 210-221 (1966)
- 6) 浜田道之介：植物栄養土壤肥料大事典 349 養賢堂 (1976)
- 7) 橋本和夫, 安藤剛：医学のあゆみ, 78, 686-689, (1971)
- 8) 稲垣育雄, 早川岩夫, 浅野峯男, 木下忠孝, 有澤道雄：浄水場発生土の野菜畑に対する客土効果 愛知農総試研報11, 366-371
- 9) 石津澄子：職業病とその対策 P599-614, 興生社 (1964)
- 10) 岩田正利：近代農業における土壤肥料の研究 第2集 84-93養賢堂 (1971)
- 11) 鎌田春海・井上隆弘・郷間光安・松崎敏英：浄水場排水処理汚泥の農業利用 (第1報) 神奈川県農総研土壤肥料研究成績 第9号 16-25 (1977)
- 12) 鎌田春海・山田裕・藤原俊六郎・郷間光安・松崎敏英：浄水場排水処理汚泥の農業利用 (第2報) 神奈川県農総研土壤肥料研究成績 第10号 14-27 (1978)
- 13) 鎌田春海・山田裕・小林宏信・津村昭人・小倉健・田畑敏正・高部弘・有川彰浩・志賀美奈子・有満秀信：浄水場排水処理汚泥の農業利用 (第4報) 第11号 39-44 (1979)
- 14) 上郷千春：植物栄養土壤肥料大事典634-635 養賢堂 東京 (1976)
- 15) 神奈川県：公共用水域水質測定結果 (1979)
- 16) 神奈川県地方保全対策協議会：新肥料等試験展示園成績書 昭和54年度 (1980)
- 17) 神奈川県内広域水道企業団：資料 (1974年3月)
- 18) 神奈川県内広域水道企業団：資料 (1977年3月)
- 19) 神奈川県農業総合研究所：企業庁水道局東川浄水場受託試験総合成績書 浄水汚泥の土壤還元に関する試験 (1981年3月)

- 20) 神奈川県農業総合研究所：葉根菜科試験成績 No.9 (1979)
- 21) 同 : 同 No.10 (1980)
- 22) 神奈川県農政部：測定診断法 (1970)
- 23) 加藤虎治・岩田久史・澤田守男・森健治郎：浄水場発生土の有効利用に関する研究 (第1報) 愛知農総試研報11, 360~365 (1979)
- 24) 小林隆等：公害と対策, 9, 10, 17~21 (1973)
- 25) 前野道雄等：神奈川県農総研研報, No.117, 11 (1977)
- 26) 牧幸男等：公害と対策, 9, 5, 45~50 (1973)
- 27) 松永由来：化学工業 5, 48~54 (1963)
- 28) McCollister, D. D. et al : Toxicology and Applied Pharmacology 6, 172-181 (1964)
- 29) McCollister, D. D. et al : Toxicology and Applied Pharmacology 7, 631-651 (1965)
- 30) 水沢芳名：関東東山病虫害研究会年報 24, 14-15 (1977)
- 31) 村山登：植物栄養土壌肥料大事典 167-168 養賢堂 東京 (1976)
- 32) 西川治光・原徹夫・園田洋次：日本土壌肥科学会講演要旨集 Vol. 26, 164 (1980)
- 33) 農林省農蚕園芸局：昭和48年度土壌汚染防止対策調査成績, 土壌保全対策資料第48号, (1974)
- 34) 農林水産技術会議：土壌及び作物中の重金属分析法 (1971)
- 35) 農林水産技術会議：研究成果92, 32, (1976)
- 36) 岡部達雄・勝木博人・遠藤宗男・深山政治・白崎隆夫・安藤光一：浄水場発生土の農業利用に関する試験 (1976~79年) 千葉県農業試験場 1980年3月
- 37) 岡高明・松本薫：浄水場汚泥の農業面への利用 水道協会雑誌 第557号 35~41, (1981, 2)
- 38) 奥田東・川口桂三郎・小林章・五島善秋・塚本洋太郎：土壌肥料ハンドブック 27 養賢堂 (1966)
- 39) Rakmania, N. A., et al : Nauchn. Tr. Akad. Konimun, khoz 22, 56-59 (1963)
- 40) 坂井弘監修：農業公害ハンドブック, P145, 地人書館 (1974)
- 41) 坂本侑・島田裕之ほか 茨城県農試特別研究報告 No.2 7~9 (1972)
- 42) 作物分析法委員会：栽培植物分析測定法 養賢堂 東京 (1976)
- 43) 渋谷政夫他：環境汚染と農業, P163, 博友社 (1974)
- 44) 静岡農試：温室メロンの蒸気土壌消毒に関する研究 特別報告, 第10号 (1971)
- 45) 園田洋次・宮本好・原徹夫・武藤良雄・西川治光：日本土壌肥科学会講演要旨集 Vol. 24, 175 (1978)
- 46) 園田洋次・宮本好・原徹夫・武藤良雄・西川治光：日本土壌肥科学会講演要旨集 Vol. 25, 281 (1979)
- 47) 杉山直儀：野菜の栄養生理と施肥技術 誠文堂 新光社 (1968)
- 48) 鈴木善雄, 他 : The Journal of Toxicological Sciences Vol. 1, No. 1, 39-49 (1976)
- 49) 高井康雄, 早瀬達郎, 熊沢喜久雄編：植物栄養土壌肥料大事典, P163, 養賢堂 (1976)
- 50) 戸田敏一, 中野直, 生杉佳弘, 東上剛：浄水ケーキの農業利用について P P M 12 16~27 (1977)
- 51) 戸田敏一等：三重県農技セ研報, No. 8, 73, (1980)
- 52) 戸刈義次, 松尾孝嶺, 畑村文好, 山田登, 原田登五郎, 鈴木直次編：作物試験法, P164, 農業技術協会 (1957)
- 53) 和田光史：日本土壌肥科学雑誌 37, 1, 9~12 (1966)
- 54) 山田裕・鎌田春海：土壌肥料試験研究成績 第13号 23-41 (1981)

SUMMARY

For a human life, water is indispensable. Need of water will undoubtedly increase in future, so that water filtration plant for city water supply from rivers has to be increased. Accordingly, the sludge as a product from water filtration plant increases naturally in its amounts. In the past, sludges were wastely dumped to areas in shallow sea-shore for reclamation. However, it seems that the sludge should be more used in many fields under the purpose of conservation of resources. The sludge used commonly consists of sand and soil derived from hills, forests and farm-lands, so that it looks to be suitable to return the sludge to farm-lands again or to apply to crops as a kind of compost.

On the sludge promotion for agriculture, it needs to study on its properties, especially about its safety use for human life. In the same time, it is necessary to confirm its adoptability to agricultural use. Under such purposes, this study was carried out by checking following four items:

- (1) To clarify physical and chemical properties of the sludge and the decomposition processes after its use to farm-lands,
 - (2) To confirm the adoptability of sludge use for rice cultivation, especially on its application for one of the materials of rice seedling bed.
 - (3) To make clear sludge use for upland crop cultivations.
- and
- (4) To confirm the safety of sludge use for agriculture in relation to the content of heavy metals and added chemicals.

1. Physico-chemical Properties and decomposition

The texture of sludges used is mostly in the category of clay-loam. Clay mineral composition of the sludge is consisting of allophane, chlorite, kaolinite, montmorillonite, illite, and others. It should be noted that those clay minerals contained in sludges are found in a state of mechanical mixture. Moreover, the cation exchange capacity of sludges is commonly found as high as more than 40 milliequivalent per 100 grams of soil. Due to having high contents of exchangeable cations such as Ca, Mg, K and others, it is confirmed that the sludges can be used as the soil dressing material. On the other hand, the sludges contain a large quantity of sodium, originated from added water-glass (sodium-silicate) during the sludge treatment processes. A fact that the sludge application for lands might give no effects for destroying soil aggregates and no marked responses by plants.

The followings are found from the results obtained on the examination of component variation of sludges during one year period taken from the Sagamihara Filtration Plant:

- a. Moisture content, available phosphorus, total nitrogen and sodium content of the sludges are highly fluctuated simultaneously, and
- b. Their pH and the degree of base saturation vary least during the period.

Electrical conductivity and sodium content of the sludges taken from other three filtration plants are shown highly fluctuated values respectively.

On the results obtained on sludge decomposition especially on the mineralization of nitrogen, it is confirmed that NH_3 is released from added polyacrylamide which is changed through processes of water glass addition and heating, respectively. Moreover, a certain amount of inorganic nitrogen is found to be derived from microorganisms when the sludge is incubated.

2. Sludge application for rice seedling bed and paddy fields

Sludge application for rice seedling bed as one of the dressing materials is examined and results obtained are summarized as follows:

(1) As nitrogen derived from the sludge is much, the excess-growth of rice seedling is observed. Although nitrogen application for a case (box) of volcanic ash soil as seedling bed is usually recommended in the range of 1.5 to 2.0 grams, it should be reduced to a range of 0.5 to 1.0 gram when the sludge is applied.

(2) When the sludge is applied to volcanic ash soil in the ratio of 50:50, nitrogen should not exceed more than three-quarter to the standard amount.

(3) When two kilograms of dried sludge is applied to one box of seedling bed, water should be added by a range of 750 to 800 ml. which is equivalent to 45 to 50% to the moisture content of the bed.

(4) At the seedling time, the moisture content of a seedling box should be maintained at about 76% , which can be resulted by an addition of 1 liter of water.

(5) Moreover, amounts of water to be applied for a case of seedling bed added with the sludge are recommended as follows;

During the early seedling period 0.5 to 1 liter of water in one time a day, at the intermediate period about 1 liter of water in two times a day; at the later period 1 to 1.5 liters of water in one to two times a day.

(6) There seems to be no differences on the effect of seedling growth between the sludge applications and those of other materials.

(7) As the results, the sludge application for rice seedling bed is fully confirmed.

It should be noted that there is no occurrence of rice seedling blight in sludge application, though the disease is observed to occur in cases of volcanic ash soil and alluvial soil. It is therefore necessary to give the chemical protection measure to rice seedling whenever the sludge is supposed to be contaminated by the disease bacteria.

Results obtained from the experiment on sludge application to paddy fields under the rate of 100, 500 and 1,000 tons/ha respectively, are summarized as follows:

(1) Respective increases of rice ear-weight by sludge application are 49 % up for 500 tons and 129 % up for 1,000 tons to that of the control, respectively.

(2) Sludge application of 100 to 500 tons per hectare looks to be suitable for maintaining healthy growth of rice from the beginning.

(3) Fresh sludge application causes an excess state of chemical reduction in the soil in the later part which restrains rice growth, though nitrogen supply from fresh sludge is much more than that from dried sludge in the early stage of growth.

(4) Therefore, the dried sludge is recommended to apply for paddy fields.

3 Sludge application for upland crops

Experiments on sludge application for different types of upland crops are carried out: namely, 8 different vegetables are planted on plots where the sludge is applied in the rates of 100, 500 and 1,000 tons per hectare, respectively. Results obtained are as follows:

(1) An optimum yield of the vegetables is obtained by the treatment of 100 tons/ha and yields of the other treatment plots are reduced due to drought.

(2) As the effect on improving chemical properties of soil are marked by sludge applications, the amount of sludge application is supposed to be suitable at the range of 100 to 300 tons/ha for common upland fields and that for volcanic ash soils which are widely distributed over this Prefecture, is confirmed to be within the range of 100 to 500 tons/ha.

(3) It is also recommendable to apply organic substances by the rate of 20 tons/ha together with the application of sludge to field. Effect on microelement application for upland fields where the sludge is applied, however, are not clearly observed.

(4) Accordingly, it is recommendable to apply $\text{NO}_3\text{-N}$ typed fertilizers not $\text{NH}_4\text{-N}$ typed fertilizers, because there are very poor numbers of microorganisms in the sludge.

Since particles of the sludge used are not easily collapsed, utilization of the sludge for sand culture as a sand material is examined. The results obtained are as follows:

Although the growth of vegetable tested such as head lettuce, radish and seedling of Japanese radish looks to be well, it should be necessary to study further techniques for the cultivation of spinach, seedling of Brassica rape L., garland chrysanthemum and turnip.

And also it is confirmed that the processed sludge is available as one of the materials for seed bed, but it is unfavorable for raising seedling bed, when it is used for growth of uninfected test plant.

4 Safety of the sludge use

Contents of heavy metal in the sludge such as cadmium, copper, zinc, lead, nickel, arsenic, mercury, etc., are examined chemically under the purpose of checking them within the standard limits settled by the Fertilizer Control Act and Soil Anti-pollution Act. It can be reported that the contents are within the same range of natural occurrence of heavy metals. Instead of those metal contents, the manganese content shows a high value, so that it is necessary to pay more careful attention for the sludge application to vegetable cultivations.

There is no significant differences on heavy metal contents between paddy rice plant and vegetables grown on the soil added sludge and on the control. According to the other experiment, the sludge application under the rate of 1,000 to 1,500 tons/ha controls cadmium uptake by plants, keeping less than one-tenth to that of the control. Therefore, it is noted that the sludge can be applied to polluted fields by heavy metals as one of the dressing materials.

Furthermore polyacrylamide is used as one of the coagulants for sludge dehydration. Effects of polyacrylamide to plants are also examined. There is no marked influences given to plant growth by the addition of poly- or mono- acrylamides. It is noted that the uptake of monoacrylamide by plants is confirmed through tracking of carbon-14 labelled agent. Translocation of acrylamides in plants looks to be mostly carried on by the uptake of monoacrylamide.

Although monoacrylamide is absorbed about 390 ppb (part per billion) in the early stage by paddy rice, it is getting to be reduced to N.D. by the end of growth. Therefore it may indicate that the absorbed monoacrylamide is decomposed in rice plant during the period of its growth. And it is also found that monoacrylamide which is contained about 111 ppb in the sludge used, is decomposed completely in 5 days. It should be then concluded that when the sludge is applied to fields monoacrylamide containing in the sludge is well decomposed in soil then completely in plant. Finally, it can be noted that there is no problem on the safety for foods taken from sludge-applied fields.

編 集 委 員

瀬 戸 嘉 祐

井 口 睦 夫

山 本 実

小 川 政 則

根 岸 正 好

増 山 幸 三

鎌 田 春 海

昭和57年3月25日 発行

神奈川県農業総合研究所

研究報告

第123号

著作兼 神奈川県農業総合研究所
発行 者

神奈川県平塚市寺田縄496

印刷者 西 岡 桃 代
横浜市南区吉野町5丁目22番地

印刷所 西岡印刷株式会社
横浜市南区吉野町5丁目22番地