

電解による汚泥処理とその利用に関する研究

RESEARCH ON SEWAGE SLUDGE TREATMENT BY FLUORIDE ELECTROLYSIS,
AND ITS UTILIZATION

大木 宜章*・金井 昌邦**

By Takaaki OKI and Masakuni KANAI

As one of the utilization of sewage sludge, we should try to let it to be fertilization and soil reformation. The natural sewage sludge is not suited to effective use in many standpoints of view, especially in the case of utilization as a fertilizer. On the treated sludge by Fluoride Electrolysis, the most defect above shown has been successfully get rid of in our recent papers. Nothing remains but stopping on excess of nitrogen in water by rapid decomposition of organic matter, yet. In this report, material (especially nitrogen and phosphate) being contained within treated sludge could be dissolved rarely in water and so become to be too slowly and usually effective fertilizer. Moreover the organic fibers (principally made of protein) made to combine soil particles each other and soil has more permeability. According, floating soil are prevented and the granulation makes it to be stabilized and organized.

1. 下水汚泥の肥料としての利用の基本的考察

下水道普及率¹⁾は、55年度全国平均で30%、処理人口約3454万人となり、処理による汚泥発生量は1人当たり1.70~5.95 m³/年、平均4.60 m³/年となり、したがって発生する汚泥は膨大な量となる。この汚泥の最終処分は陸上埋立て45%、海面埋立て34%、有効利用14%、海洋還元7%となっている。陸上埋立ての際は、農地還元が最も望ましいが、親水性有機物としての汚泥をそのまま脱水処理しているので、水に溶解する割合は、N、P……を始めとして重金属までが短時間で大量の溶解をすることから養分過剰となる。この過養分は植物の浸透圧障害を招き、根腐れ等の現象を生じ植物の枯死の原因となる。したがって汚泥の性質の改善、その安定化は肥料化するための必須条件となる。このように大量発生する汚泥こそ資源の乏しいわが国では、もっと有効利用すべき有機資源であると思われるが、現実には二次公害発生源等の厄介物としか思われていない。この汚泥を農作物に利用すべく、本研究は肥料化問題について検討

するものである。しかし汚泥の肥料化に際し環境汚染、衛生上利用上の問題などいまだ未解決の問題を多く含んでおり、一部には農地還元の危険性²⁾が叫ばれている。現在下水汚泥の有効利用状況は、建設省下水道部の資料³⁾によれば表一となる。

表中で農地還元される下水汚泥は特殊肥料または有機質土壌改良剤とも称されている。この利用に際して脱水ケーキは含水率60%まで下げ粉砕させ腐熟し、コンポスト化させているが、多量施用の場合石灰によるアルカリ障害、窒素過多等を生じる。このため英国では農地施用に対して規制(DENWC 1977)を設けている。わが国では「有害な産業廃棄物に係る判定基準を定める総理府令」による溶出試験の判定基準以下でなくてはならないと定められている。この下水汚泥の農地還元に関して種々の環境影響が挙げられるが^{4)~6)}、汚泥施用による環境影響への検討事項は次のごとくである。

表一 下水汚泥の有効利用状況

(S.54.11.1~55.10.31) 単位千m³

	脱水 ケーキ	焼却灰	乾燥 汚泥	ポスト	消化 濃縮	合計
緑農地利用	278	10	4	5	13	310
建設資材利用	0	19	0	0	0	19
合計	278	29	4	5	13	329

* 正会員 工博 日本大学講師 生産工学部土木工学科
(〒275 習志野市泉町1-2-1)** 正会員 理、医博 日本大学教授 生産工学部土木工学科
(同上)

1) 汚泥の処理性質の影響：施用に関し、取り扱いやすい水分量の汚泥と、施用しやすい粒度、さらに無臭化が要求される。石灰処理した汚泥施用の場合、土壌のpH上昇により低分子の繊維を含めた有機物質はアルカリ分解を起こし、放置すると細菌の繁殖および悪臭を発生し、さらにこのような急激な有機物分解は植物の生育にも障害等を起こしかねない。

2) 作物の生育に対する影響：(汚泥の遅効性の有無等は後述する。)

3) 病原菌等による影響：汚泥中には代表的微生物⁷⁾のほとんどが含まれているとされるが、この一般の微生物もさることながら、腸チフス等の病原菌が含まれることは重大である。このうち土壌中に長時間生き残れるのは一部のウィルスとバクテリアであるといわれている。このため野菜等の葉物に施用する場合は、衛生面での影響もあり、さらに降雨等で水系を汚染させるおそれもある。

4) 汚泥中の重金属の影響：総理府令および農林省告示「特殊肥料指定のための基準化」では、PCB, Hg, Cr, Pb等が規制されている。下水処理汚泥は菌体を利用するものであり、一般に菌体内に重金属元素を濃縮している。したがって農耕地に連用すれば土壌への転移による植物および水系への汚染の問題も発生する。この1)~4)の問題に対し、これまでの一連の研究成果により解決している事項を挙げる。1)は外観および取り扱い上の問題であり、現行の脱水ケーキは75%と含水率が高く、取り扱い上60%まで低下させる必要がある。しかし電解法を用いた汚泥処理では、処理もpH中性付近で行われることから処理汚泥pHはほぼ中性であり、脱水ケーキも60%まで低下する^{8),9)}。3)の病原菌混入においても、金井および千葉大医学部の研究結果から、F⁻イオンが浸透すると細胞液の浸透圧の低下とそれによる収縮のため細胞膜との間に空隙を生成して代謝不全を起こし細菌は死滅する。また放線菌等のカビ類、寄生虫に対してもこの効果は認められている。これらの殺菌能力は汚泥処理実験での殺菌効果^{8),9)}から妨害物質、pH、温度、イオン強度に左右されず有効であると結論した。4)の重金属問題は、過去の発表^{11),12)}より、電解処理汚泥は安定化されるので、重金属の溶出は起こりにくいと結論した。残る問題は2)の作物の生育に対する影響である。汚泥の肥料成分として窒素とリン等が挙げられるが、堆肥と比較して平均的に窒素含有量は2倍以上、リン酸では7倍近く高い。この窒素成分は試料の急激な分解による大量のアンモニア発生で土壌中の酸素不足、カビやバクテリアの異常発生を招き、このため作物根の活性化の低下、さらには根腐れ等が起こると報告^{11),21),4)}されている。このように作物に与える影響は大きく、したがって

急激な窒素成分の分解を起こさない遅効性の性状が必要とされる。なお肥料分として汚泥中に含有される有機物質は粗蛋白質、粗炭水化物、脂肪に分類されるが、これまでのわれわれの報告¹³⁾によれば、主に蛋白質が汚泥の性状を左右すると同時に電解処理によりこの蛋白質は生成繊維物質となり、汚泥の性状変化を計ることができると結論した。なおこの成分元素であるC, N, O, P, H (COOH, NH₂等を含む)は肥料分としても重要な要素である。以上の基本的考察より本研究は作物の生育に対する影響に関し、電解処理した汚泥中の有機物質が、肥料分として作物に吸収可能なイオンに分解する変化と、さらにこの分解度合から生育に悪影響を及ぼす急激な分解を起こさない遅効性肥料としての効果を検討するものである。さらに電解汚泥を土壌に混合したとき、土壌の物理性の改善が期待されることから、この検討も行う。

2. 実験方法

(1) 試料作成方法

試料はF市のN下水処理場から採取した余剰汚泥と初沈汚泥(1:1の割合)を混合した汚泥(以後原汚泥と記す)を電解処理(以後電解汚泥と記す)、さらに対照検体として電解処理と同じ薬注条件(ただし電解と同じ添加薬および量で薬注沈殿させ、電解は行わない処理)で処理した汚泥を用いた(以後この汚泥を薬注汚泥と記す)。この3種類の汚泥を試料とした。なお電解処理での処理条件は原汚泥の全蒸発残留物量に対し、ZnCl₂とBaCl₂(1:1)15%、またはFeCl₃(15%)とCaCO₃(10%)、どちらにもCaF₂(5~10%)を添加する。なお電解処理では極板保護と汚泥の安定化¹⁰⁾のために必ずCaF₂を添加させている。

なお電解条件は処理量25lに対し総電流10A・H、3V以上、処理1時間とした。なお各汚泥は分離水を生ずるため固液分離をした汚泥を試料とし、溶出実験ではさらに炉乾燥させ、乾燥汚泥(含水率約10~15%)として用いた。

(2) 溶出実験方法

乾燥汚泥は表面積5cm×5cm、重量12gになるよう

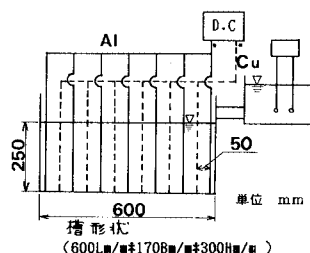


図-1 電解装置

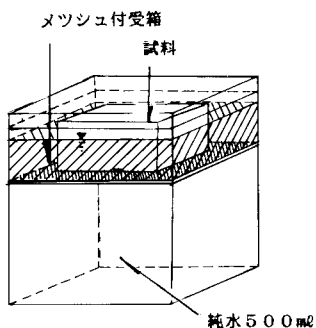


図-2 溶出試験装置

に整形し、形を統一させた。この試料を NY 100 メッシュの汙布を張った容器 (5.4 cm × 5.4 cm × 1.5 cm < 深さ >) に入れ、図-2のごとく、0.5 l 純水中に浸るようセットし、温蔵庫 (26°C ± 2°C) に保存した。

結果は保存の期間を短期 (7 日間)、長期 (56 日間) とし、この溶出液の NH₄⁺-N, PO₄³⁻, COD, 色度, 針入度を分析した。さらに固液分離後の湿潤汚泥を用いた実験は洗浄培養法で行った。本方法における窒素およびリンの無機化試験では洗浄を週 1 回とし、プレムナー法により浸出定量試験を行った。この洗浄法で用いた電解汚泥はすべて FeCl₃ (15%), CaCO₃ (10%), CaF₂ (5%) の添加薬剤で処理した。

3. 結果および検討

結果は各分析値を図および表で示すが、プロットした点は各溶出装置からの値を平均したものである。参考として初めに各汚泥中に含有される養分の三要素および C/N 比を表-2 に示した。

(1) 乾燥汚泥の水への溶出についての検討

まず溶解性の基本として考えられることは、水分子が水素結合するためであるといえる。一般に有機物質を構成しているアミノ基、カルボキシル基は親水性が強く、この水素結合のポテンシャルエネルギーは高い。したがって水和状態では物質構造上安定であり、拘束している水和水を放出させると不安定な物質となる。よって親水性の試料を乾燥させると結晶部分の分極が強いため、水和作用が強く働き溶解しやすくなる。しかし、疎水性物質では構造に極性がなく uniform なので親水性物質と

表-2 汚泥の養分および炭素率

	乾物 4% 時				
	C	N	P ₂ O	K ₂ O	C/N
初沈汚泥	18.89	1.62	1.50	0.57	10.43
余剰汚泥	3.92	0.49	0.78	0.27	6.64

は異なり安定である。したがって水和は難しく不溶であるといえる。本実験では前記した不安定状態 (汚泥を乾燥) にすることで各汚泥の溶出特徴が現われると思われる、この変化を検討するものである。

a) NH₄⁺-N 溶出変化

汚泥中に含有される窒素分は表-2 に示したが、一般に下水汚泥は易分解性の物質であるといわれている。したがって原汚泥の NH₄⁺-N 量変化は大きいものと推測されるが、電解汚泥ではどのような溶出か、実験および検討した。この NH₄⁺-N の溶出結果を図-3 に示す。

図より原汚泥は急激な溶解曲線を描いていることが判明する。この原汚泥の溶出は初期 (1~14 日) に急激な増加を示し、7 日目では 40~70 ppm と電解汚泥値の 3~4 倍にもなるが、14 日以降についてはわずかな増加率にとどまる。なおこの溶解状態は (c) の試料溶解の性状で記すが、原汚泥に含有される物質は親水性部分が多量に残留しているため、試料の軟弱化が早急になり溶解面積が加速度的に増加し、急激な溶解を起こすものと思われる。電解汚泥での溶出は初期にやや多いが、しかし全般的にはほぼ一定した溶出傾向とみることができ。すなわち添加した CaF₂ の弗化物が電解効果を得て、汚泥物質の OH 基と置換することにより疎水化物質に変化するので水和作用は起こしにくく、したがって急激な溶解もなく徐々に溶出する結果となる。一般に汚泥に含有されている有機物質、主にこの大部分を占める粗蛋白質のペプチド結合は加水分解によりアミノ基が生成される。この基は親水性が強く水素結合エネルギーを必要とし、このため水分子を結合するので溶出の原因であると思われる。電解汚泥は添加した弗化物が電解効果により、汚泥中の OH 基と置換し疎水性物質に変化するばかりでなく、“汚泥中の有機物が電解効果を得て新しい構造

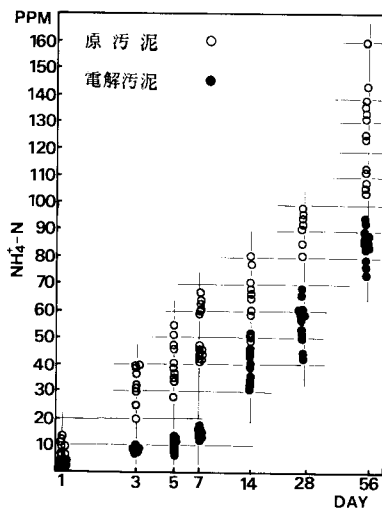


図-3 NH₄⁺-N の溶解結果

をもった有機物となり、さらに繊維状の物質となる”と報告^{13),15)}した。この現象から水分子との水素結合よりも、生成繊維相互の極性の消去効果の方が強力であるといえる。したがって電解汚泥の水和は困難となり、急激な溶出が起らない。この窒素成分の溶出は“利用の考察”における主たる検討事項であり、このため急激な溶出をする初期段階の状態をさらに日溶出実験(図-4)をもとに考察する。なお日溶出実験とは、日ごと(24時間)に溶出した水を純水と交換し、この日溶出した量を測定したものである。

図-4から原汚泥のNH₄⁺-N量は3日目をピークに急激な増加を示しその後の減少変化から、試料はいつきに溶解し果てることを示している。電解汚泥もほぼ3日目がピークとなるが溶出量は全体的に低く、このピーク時でも原汚泥の約1/5以下にとどまり、急激な溶解の変化はみられない。これらの結果からNH₄⁺-N溶出は初期に汚泥処理の相違による特徴が現われ、14日以降の溶出度合は図-3よりどの汚泥もほぼ平行線を描くことから同じような溶出度合といえる。したがって電解汚泥の窒素分は徐々に分解し溶解するので前記2)の作物の生育に対する影響、主に遅効性の肥効効果を満足するといえる。

b) リンの溶出変化

人が排出するリンは成書によると1.5g/人/日であり、したがって下水汚泥のリン分は堆肥の7倍近く高い含有量である。またこのリンは汚泥の種類さらに処理に用いる凝集剤でもリンの形態が異なる^{14),15)}。さらにpHはリン酸のプロトン解離や金属イオンのヒドロキソ錯体の形成にも関係するとしている。したがって溶出実験での溶出水のpHはこれら結合物質の解離に、温度は溶出されるリン酸形態に影響を及ぼしかねない。本実験での溶出は水温28°C±2°C、pH7の条件で行ったが長期溶

出ではpHの変動はまぬがれない。なお分析はJIS 102によるPO₄³⁻として行った結果を図-5に示す。

図より原汚泥は短期間で急激な溶出となり7日目で約100~60ppmとなる。しかしこの時点を境に溶出度合は減少し、56日目では200ppmにとどまる。しかし処理した汚泥の溶出は微量で7日目には原汚泥の約1/100の1~0.6ppmにすぎず、長期にわたっても(56日目)約4ppmにしかならない。すなわちリンはAl³⁺、Fe³⁺、Ca²⁺と結合しやすく、このためAlPO₄、FePO₄、またはFe₃(PO₄)₂、Ca₅(OH)(PO₄)₃等の不溶解物質に変化した結果である。特にCaF₂・Ca₃(PO₄)₂は不溶性である。このリンも先のNH₄⁺-N同様、日溶出量結果(図-6)からほぼ3日目が最大溶出日となっている。

したがって下水汚泥中の多量なリンは凝集剤と結合し、不溶解性の物質となるので、溶出は微量である。し

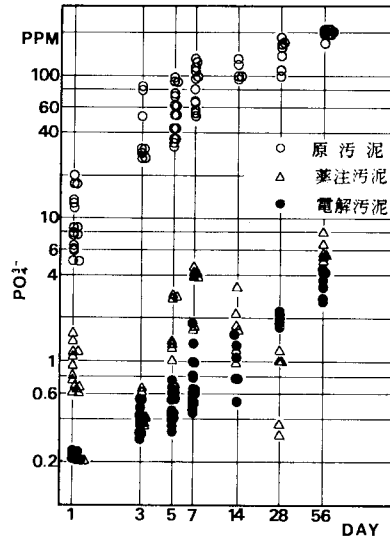


図-5 PO₄³⁻ 溶出結果

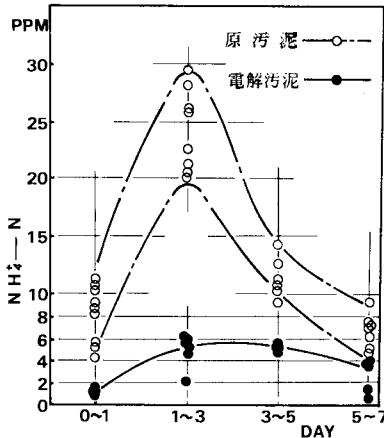


図-4 NH₄⁺-N 日溶出量結果

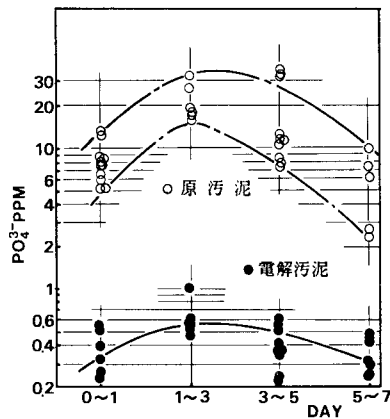


図-6 PO₄³⁻ 日溶出量結果

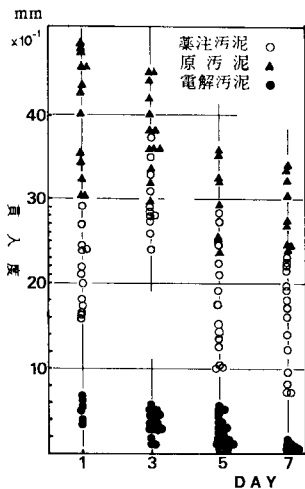
かし溶出するとすば、リンを含む粒子が単離するためである。

c) 試料溶解性状の検討 (COD, 針入度について)

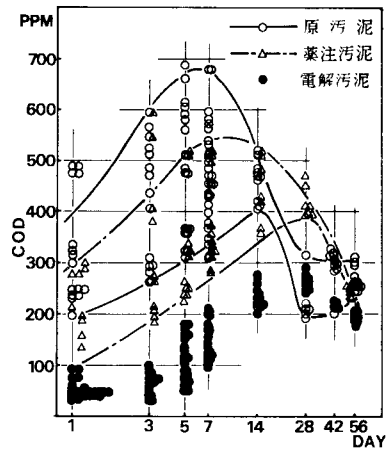
これまでの $\text{NH}_4^+\text{-N}$, PO_4^{3-} の溶解はすべて処理汚泥性状に基づくものと思われ、この溶出傾向を示す各試料の要因を解明すべく検討を行う。溶出実験において重要な水和作用は、先に含有物質に残在する親水性部分の多少によると結論した。この水和作用は吸水による試料の柔軟性によっても表わされ、この柔軟性を針入度試験より検討した。なお針入度とは溶出した後の試料上に錘を付けた針を当て、5秒間でこの針が試料に貫入する深さである(詳細はアスファルト試験法による。なお錘の重量は50gとした)。針入度試験結果を図一七に示す。図より吸水作用による膨潤は試料を軟弱化し、溶解さらには流出を容易にさせる。したがってこの膨潤が著しい時期に針入度は高く、しかも測定値のばらつきも多い。しかし水和が完了すると試料状態は安定し、針入度も低下する。この原汚泥、薬注汚泥では初日から3日目が最大

貫入深さ ($25\sim45\times 10^{-1}$ mm) となることから試料は急激な吸水をし、軟弱化することが判明する。しかし電解汚泥では貫入量もわずかであり、この結果からも急激な吸水を起こさず徐々に柔軟化するといえる。さらにこれらの溶出液は日ごとに濃厚になり、この濃度を図一八の色度変化として表わした。

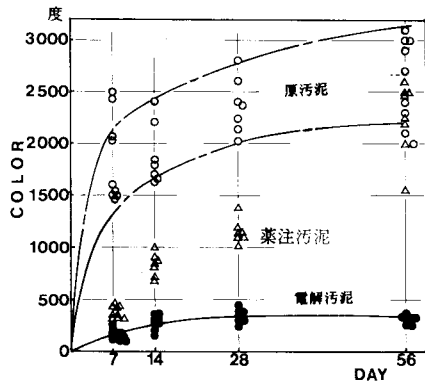
この針入度と色度結果から各試料の溶解の大小は定性的に推測されるが、この溶出量をCOD物質として定量することとした。結果は図一九に示す。なお溶出液は試料の吸水柔軟化現象により、溶液中に多量のコロイド物質がみられる。特に原汚泥はこのコロイド物質がCOD分析に影響を与え、値にばらつきを生じさせる原因となった。図より原・薬注汚泥とも1週目まで急激な値の上昇を示している。その後原汚泥は急減し、薬注汚泥では2週間目、電解汚泥は4週間目をピークに減少している。なおこのCOD値変化は溶出量の積分値として増加曲線で描かれるはずである。この検討は後述するとして、急激な変化をする7日目までの日溶出結果を図一〇に示す。電解汚泥と原汚泥の差は著しく、1日目で約5~6倍、薬注汚泥とは2~5倍となり、その後の溶出は徐々



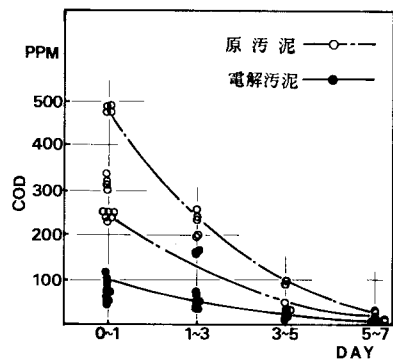
図一七 針入度試験結果



図一九 COD 溶出結果



図一八 色度変化結果



図一〇 COD 日溶出結果

に減少し各汚泥ともほぼ同一の値となる。

この COD と針入度は図—7、図—10 より 1 日目の値が最大値となり、試料の軟弱化が溶出となることを示している。ここで $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ については前記したごとく 3 日目が最大溶出日である。すなわちこの 2 日の差は COD 成分に含まれるこれら $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ が解離するに必要な時間であると思われる。

とすれば、汚泥試料 \rightarrow COD 成分 \rightarrow 養分の解離の過程を経ることとなり、この成分を保持する機構が土壤になれば流失することとなる。

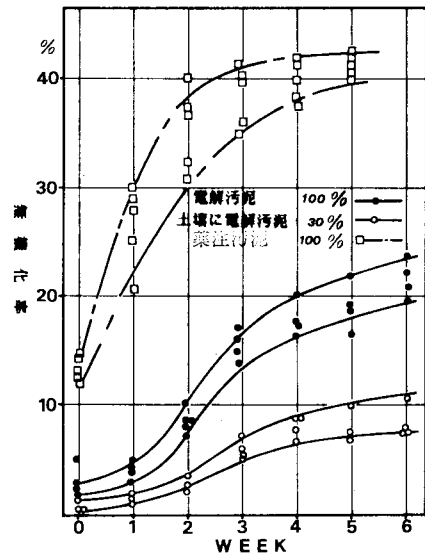
図—9 に戻ると COD 値は前記した各週をピークに減少曲線を描くと記した。この現象は視覚的観察によると、溶出液中の懸濁物質が集合浮上しゼリー状の塊となり、この塊が最終的に互いに結合し試験容器を覆い、水面が封鎖される時期と一致する。すなわち試料からの有機物質等の溶出により溶液はしだいに嫌気性状態となるうえ、バクテリア分解を受け、ゼラチン質膜を形成する凝集作用を起こすものと思われる。さらに溶解濃度により、液の浸透圧が大となり、有機物が有機物を吸着および凝集した結果とも考えられる。一般に嫌気性条件下での有機物の分解は遅くなることから、このような凝集作用が溶出より大きくなり、減少曲線を描くものと思われる。しかし長期的な溶出は嫌気性状態が長い間、前記の現象を含めた COD 成分の除去、分解もあり、この図—8 では単に溶出量変化といえない。しかし COD 日溶出量の図—10 から、溶出水を換えた、すなわち好気性条件下の 7 日目ですでに微量の溶出であることから推測すれば、その後の溶出も全量からみればわずかな割合でしかないといえる。以上のことから COD 変化は短期の溶出で決定され、その後の変化は嫌気性下での有機物の分解量も少ないことをも考慮すると、図—9 の一部は COD 成分の除去、分解傾向変化ともいえる。

(2) 湿潤試料の溶出についての検討

先の乾燥汚泥では試料の水和が溶出に重要な意義をもつと解明された。したがって含水率 90 % 程度の電解汚泥と、さらに土壤に混合させた試料の溶出について検討した。なお実験は a) 窒素分の無機化、b) 施用試験とに分け、a) については洗浄培養法で行う。b) については露地における植物栽培を目的とし、施用は地表面から 15 cm 厚に土壤（立川ローム）と電解汚泥を混合施用（汚泥混合率 70 %、50 %、30 %、0 %）した。この混合土を苗床として中葉新菊を植え、2 か月後に土壤中の肥料成分を分析した。

a) 窒素分の無機化（洗浄培養法による）

一般に有機質肥料の大半が窒素を主体とする肥料であり、汚泥肥料の商品価値も菌体タンパク質による有機窒素をもって評価される。したがって窒素の無機化速度よ



図—11 窒素分の無機化変化

りその肥効力の性質を知ることが重要とされ、ここでは洗浄培養法により無機化率を測定した。各試料に含有される窒素分の無機化変化は図—11となる。図より、各試料は当初より無機化の窒素を含み、その量は電解汚泥で約 4 %、薬注汚泥では 12 % であった。各汚泥とも無機化率の差はあるものの、3 週目まで急激な増加率を示した。薬注汚泥ではその後ほとんど変化がなく分解の限界であると思われる。しかし電解汚泥では当初の無機化率より減少するが、しかし 3~4 % の分解率で持続している。

この結果から、薬注汚泥の窒素分は短期間に無機化し、終了するが電解汚泥では無機化の速度は遅く、長期にわたり徐々に分解する傾向を示している。この変化は先の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出とほぼ同様な結果を示していると思われる。一般に有機質肥料（ナタネ油、バク堆肥等）では 5 週間間の無機化率をもって判断され、60 % 前後であれば速効性、5 % 程度で遅効性であるといわれている。この基準から 5 週目の各汚泥の無機化率をみると、薬注汚泥は 40 % と速効性に近い値であるが、電解汚泥では約 20 % と緩効性を示し、土壤混合（電解汚泥を 30 % 土に混合）では 10~7 % となることから、遅効性の肥効であることが判明する。

b) 施用試験と pH

土壤施用での有機物無機化反応は土壤中の微生物が関与し進行するが、この反応は気候にも影響される。すなわち雨量が少ないと蒸発の繰り返しによる塩類集積のためアルカリ性となり、湿潤地帯は亜硫酸ガスを含む雨水が弱酸性であり、また有機物の分解による CO_2 溶解も加味し酸性土となる。さらに土の反応は土の生成様式に

より異なり、また反対に土の反応が土の生成変化に影響を及ぼすことで、土中での物質溶解等に影響を与えたと考えられる。すなわち土の反応に汚泥中の酸やアルカリが加わることによりこの性質が変化するため、土壌中の微生物に影響を与えかねない。この微生物は種類によって異なるが細菌、放線菌では pH 5.5 以下で働きが鈍くなり、腐食の分解速度が著しく低下する。しかし現行処理汚泥中には多量の石灰分を含むので、逆に pH 11 以上の強いアルカリとなり土壌中の微生物の死滅、さらに有機物質のアルカリ分解を起こしかねない。電解汚泥の pH はほぼ中性であり、これらに関する影響は少ないと思われる。

イ) 窒素分の無機化

施用 2 か月後の土壌中の各肥料分を乾土 (100 g 当たり) に対する % として表-3 に示す。

結果から、土壌と電解汚泥を混合した土壌とでは炭素量 (C) と窒素量 (N) に大きな相違がみられるが全リン酸、 K_2O においてはあまり差は認められない。なお耕地での窒素量は平均 0.2 % とされるが本土壌は耕地外であり、表からもこの値は 0.06 % と極端に低く、したがって混合土壌中の窒素量は電解汚泥から溶出した窒素分といえる。なお無機化の指標となる C/N 比についてはこの値が大きいほど無機化は遅く、小さいほど早い傾向を示す。この C/N 比は放置した電解汚泥で 24.30、

土壌のみで 17.33 となるが、混合土壌での値はこれらより低く 15~16 となり、無機化しやすくなったといえる。以上のように肥料分の分析においては N 値すなわち窒素量変化が重要な要素となる。この全窒素分をさらに詳細に分類すると表-4 となる。なお本試験は外気温度 3~12°C とやや低温下で行ったので分解度合の多少の低下は免れない。

表より窒素のほとんどが有機態窒素として分析され、無機態窒素の割合は微量でしかない。すなわち、無機態窒素はすでに植物に吸収されたか、または流失したとも考えられる。なお土壌中のアンモニウムイオンは溶存、置換、固定の状態で存在し、この一部は溶脱しない性質をもつ土壌の有機部分と反応することが知られており、この結果ではアンモニア固定状態で溶脱しない値も含まれる。同時に電気エネルギーを与えられた電解汚泥中の生成有機物質はこのゼラチン質の強い付着により土壌粒子と結合し、一時的に不溶な状態を作るとも考えられる。しかし、この窒素の固定化および無機化傾向からは植物に吸収される可能性をもつ貯蔵形態としての有機窒素が多いことから電解汚泥は長期的な窒素補給源として有効であるといえる。

ロ) リン分の無機化

全リン量については表-3 から混合土 70 % で乾土当たり 0.70 % (704 mg/乾土 100 g) と土壌のリン分 0.37 % (368 mg/乾土 100 g) の 2 倍となるが、他の混合率ではわずかな増加でしかない。したがって、汚泥を混合してもリン分の増加は期待されない。またこれは先の b) リンの溶解の結果と同じ傾向といえ、リンが Al^{3+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} と結合し不溶性な物質に変化した結果と思われる。

このリン分は表-5 から窒素分同様、このほとんどが有機態リンとして検出され、無機リンは施用率に関係なく約 60~80 mg/乾土 100 g (10^{-6} kg/乾土 100 g) となった。なお、無機化したリンは植物に吸収、さらに流出したとも考えられるが、土壌中の粘土粒子のイオン交換機能により、リンは土壌吸着し固定化され溶出しないとも考えられる。無機化した肥料分は土壌の pH により植物

表-3 土壌中の肥料分
100 g 乾物当たり%

	C	全窒素 (N)	全リン酸	K_2O	C/N	PH
土壌に電解汚泥 70%	7.59	0.48	0.70	0.41	15.81	6.80
50%	5.75	0.36	0.60	0.41	15.83	6.65
30%	3.49	0.22	0.45	0.41	15.86	6.60
表土	1.04	0.06	0.37	0.36	17.33	6.60

表-4 施用試験における窒素分の挙動
N mg/乾土 100 g

	全窒素	有機態窒素	無機態窒素	
			NH_4^+-N	NO_3^-N
土壌に電解汚泥 70%	482.91	466.43	15.89	0.59
50%	422.53	418.21	4.18	0.14
30%	221.94	220.35	1.00	0.58
表土	59.93	59.10	0.38	0.45

表-5 施用試験におけるリン分の挙動
N mg/乾土 100 g

	全リン酸	有機リン酸	無機リン酸
土壌に電解汚泥 70%	704	624	80
50%	585	505	80
30%	448	368	80
表土	368	224	144

吸収される割合¹⁰⁾が異なる。すなわち植物が利用できる栄養元素の調整を pH が司るためである。この最適利用度の pH はリンが6~8, 窒素, カリで6以上となり石灰を多量に添加した汚泥では、さらに利用される割合が少ないものと思われる。

(3) 土壌の養分保持機構について

土壌の分解機能は土壌粒子のイオン交換、微生物等によってバランスを保っているが、この機能にも限度がある。すなわち急激な分解を起こし、一時に大量溶出する速効性肥料では土壌物理性状等に急変を招き、これら土壌分解機能のバランスを失わせる危険性がある。また前記した植物に対する影響もさることながら、水系への流出による環境汚染の問題も生ずる。遅効性を有する肥料では徐々に養分が溶出するのでこれらの分解機能をそこの可能性は少ないが、分解が長期にわたるのでこの肥料分を保持する機構が土壌に必要とされる。施用率試験を観察すると各混合試料の容積は自重によりだいに減少する。すなわち原汚泥混合土での目減りは大きく、電解汚泥を混合した土壌では団粒構造を作るので変化は少ないといえる。電解汚泥の生成繊維は土壌粒子と結合(写



写真-1 立川ロームと電解汚泥 (2:1)×30

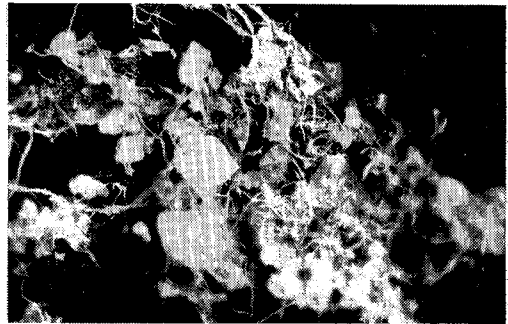


写真-2 川砂と電解汚泥 (2:1)×40

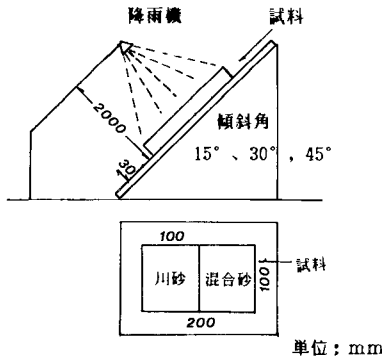


図-12 流出試験装置

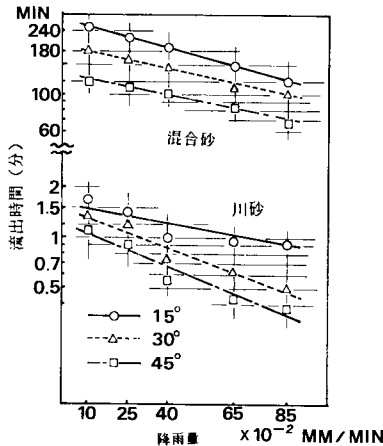


図-13 流出試験結果

真一1)して団粒構造となり、土壌中にクッションの構造を作る。したがってこの土壌構造により空気の流れや保水能力が向上し、植物の養分吸収が助成される。またこの団粒構造化は養分と土壌粒子との結合を意味し、遅効性肥料に必要とする長期間の養分保持、および分解をも兼ねた土壌機構であるといえる。さらに団粒化は土壌の流出防止にも役立つことを予想し、次の実験を行った。

実験は降雨量と土壌流出の関係を図-12の装置により行った。

なお試料は川砂と川砂+電解汚泥 (1:1) の2種類とし、1週間風乾状態で放置して用いた。この試料を傾斜角15°, 30°, 45°とし、2mの高さから霧状に6~56 mm/h降雨させた。結果は図-13に示す。図より川砂は6~12 mm/hの降雨によりどの傾斜角度でも1~2分で全流出したが、川砂+電解汚泥では120~180分、さらに40 mm/hの大雨で90~150分もの耐久性があった。これらの結果から電解汚泥は川砂粒子と結合(写真-2)し流出しにくいと結論される。以上の結果から、電解汚泥を土壌に混合させると土壌流出防止に十分有効であるといえる。なお汚泥の混合比についてはさらに検討したい。

4. 総 括

下水汚泥の肥料化は環境汚染防止、衛生的立場、また利用上の問題から悪臭、重金属、殺菌、分解等いまだ未

解決とする点が多く、このため一部に農地還元危険性がいわれている。しかし電解汚泥では悪臭、重金属、殺菌の問題についてはすでに解決済みであり、本研究は主に肥料分の分解性について検討し、次のことを明らかにできた。

(1) 下水汚泥中の有機物質は易分解性(C/N比からも)であり、初期に急激な大量分解を起こす。したがって土壌中では酸素不足となり嫌気性発酵を起こすので、悪臭発生の原因となるばかりでなく、カビ、バクテリアが著しく増殖する。これらは作物根の活性低下などの弊害を起こしかねない。溶出試験において、これら微生物の発生は原汚泥で3日目、薬注汚泥で5日目頃から観察され、悪臭を発生しながら短期間に試料の全面を覆うほどとなる。しかし電解汚泥では急激な分解もなく一定持続溶出するためこのような兆候はみられなかった。

(2) 汚泥肥料において窒素の分解が最も重要な要素である。電解汚泥は一定量持続性の分解傾向を示すが、原汚泥では初期に大量の $\text{NH}_4\text{-N}$ 溶出となり、その後は急減する。なおリンについては凝集剤と結合し、不溶解物質となるので微量の溶出にとどまる。したがって、この肥料効果は期待しにくい。

(3) 乾燥した試料は処理の方法により水和の度合が異なるものの、どの汚泥もほぼ1日で水和は完了する。この水和による試料の軟弱化は原汚泥、薬注汚泥で著しく小片となり崩れ落ちる。したがって試料の溶解面積は加速度的に増加し大量溶解の原因となり、この溶解物質がCOD値として顕著に現われる。なおこのCOD値を与える物質から $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 PO_4^{3-} は溶解されるが、この溶解には2日のtime-lagがあり、汚泥から溶出するこれらの肥料分を保持する土壌機構が必要である。

(4) 湿潤試料の窒素、リンの無機化は混合する土壌の性状に左右されるが、この無機化より電解汚泥は遅効性の肥効であるといえる。さらに電解汚泥の生成繊維は土壌粒子と結合し養分保持機構を作り、長期養分補給源として有効である。この機構は団粒化現象でもあり土壌の流出を防止する。

これらの結果から乾燥、湿潤試料とも電解汚泥は十分

に遅効性をもつ肥料(土壌改良剤)として有効である。また湿潤試料は土壌と混合することにより単に肥料としての効用ばかりでなく、土壌流出を防止するのでこの方面の活用も期待できる。最後に本試験に際しご協力いただきました東洋大の石田哲郎氏、日進化成の今井元衛氏に謝意を表します。

参考文献

- 1) 日本土壌肥料科学会編：下水汚泥リサイクルのために、博友社、pp.53-61, 89-103, 159-163, 1982.
- 2) 登川 新：下水汚泥農地還元の危険性、公害研究、岩波書店、Vol.7, No.1, pp.31-33, 1977.
- 3) 建設省都市局下水道部編：日本の下水道、pp.170-171, 237-244, 1982.
- 4) 松崎敏栄：堆肥等の有機物施用効果と留意点、用水と廃水、産業用水調査会、Vol.19, No.10, pp.29-35, 1977.
- 5) 熊沢喜久雄ほか：下水汚泥の堆肥化実例集、アイピーシー、pp.20-25, 1979.
- 6) Bolt, G. H. : Soil Chemistry, Elsevier, Scientific Publishing, pp.213-294, 1976.
- 7) 須藤隆一：廃水処理の生物学、産業用水調査会、pp.465-488, 1977.
- 8) 大木宜章ほか：電解による下水汚泥の脱水、下水道協会誌、Vol.21, No.246, pp.50-59, 1984.
- 9) 大木宜章ほか：電解法を用いた汚泥脱水の基礎実験、下水道協会誌、Vol.19, No.220, pp.71-79, 1982.
- 10) 大木宜章ほか：汚泥処分の環境影響に対する安全性の検討、下水道協会誌、Vol.20, No.228, pp.45-52, 1983.
- 11) 生体硬組織の光学的研究(三森・金井)：都立工業高等専門学校研究報告、Vol.17, pp.67-80, 1982.
- 12) 金井・三森：Optical study of Naceous Layer of Shell. J. JAP, Vol.15, No.18, 1976.
- 13) 大木宜章ほか：電解による汚泥の脱水性の改善に関する研究、下水道協会誌、Vol.19, No.22, pp.61-69, 1982.
- 14) 栗山光史：化学処理・凝集沈澱処理による脱リン法、再生水の造水と利用技術、フジテクノシステム、pp.122-133, 1973.
- 15) 松本利通ほか：窒素除去・リン除去技術、脱窒脱磷技術と富栄養化対策、アイピーシー、pp.481-1111, 1977.
- 16) Jone W. Moore : Environmental chemistry, Academic Press Inc., pp.269-291.

(1984.10.25・受付)