

(58) 下水汚泥の緑農地利用を目的とした好気性消化法に関する研究

Investigation of Aerobic Digestion Process
for Agricultural and Horticultural Use of Sewage Sludge

庄司 仁*, 落 修一*, 尾崎正明*

Tadashi SHOJI*, Shuuichi OCHI*, Masaaki OZAKI*

ABSTRACT; The application of modified aerobic digestion process (liquid-composting) was examined for agricultural and horticultural use of sewage sludge. Experiments were carried out using a lab-scale airtight reactor under different temperature conditions (20, 35, 50, 60 and 70 degrees centigrade). To keep aerobic condition, the reactor was filled with oxygen gas (2 atm). The CO₂ emission under each condition was measured to estimate stabilization (or composting) process of the sewage sludge. The effect of the liquid compost on Komatsuna (*Brassica campestris* L.) was estimated by seedling experiment. Moreover, microbial communities were analyzed using PCR-DGGE assay. The following results were obtained from the experiment: 1) the sludge was stabilized by biological degradation for 10-14 days except 70 degree condition, 2) although the liquid compost of 60 and 70 degree conditions included inhibitor for the growth of Komatsuna, it could be degraded under 20 or 35 degree conditions, and 3) the microbial community under each condition had drastically changed for one week operation. A further direction of this study will be to apply the present process to the composting of other liquid biomass with sewage sludge.

KEYWORDS; aerobic digestion, composting, microbial community, sewage sludge

1 はじめに

活性汚泥法による下水処理の過程では、余剰汚泥や嫌気性消化汚泥といった液状のバイオマスが大量に発生する。地球温暖化防止への取り組みや循環型社会の構築が求められる社会状況の下では、これらのバイオマスを有機物資源として利活用することが重要である。このような背景から、たとえば国土交通省は「バイオソリッド利活用基本計画策定マニュアル」を取りまとめて、下水汚泥のマテリアル利用あるいはエネルギー回収を積極的に推進している¹⁾。マテリアル利用の一形態として取り上げられている緑農地利用は、下水汚泥の有効利用量の2割程度を占める手法である¹⁾。緑農地利用は、(1) 汚泥の含む有機物に加えて栄養塩類や無機分なども活用できること、(2) 農産物を經由して汚泥に集積した土壌の各種成分を循環利用できること、(3) 家畜排泄物のように緑農地利用が可能なバイオマスと効率的な集約処理が可能であること²⁾、といった利点を有する。したがって、下水汚泥の効率的かつ安価な緑農地利用手法を開発することは、バイオマス利活用の促進という社会的な課題に対して大きく貢献できる。

下水汚泥を緑農地利用するためには、液状の汚泥を脱水した後に、コンポスト化すなわち有機物の好気的な安定化を行うことが一般的である。実際、緑農地利用の約8割はコンポスト化されたものであり¹⁾、衛生

* (独) 土木研究所 材料地盤研究グループ リサイクルチーム (Recycling Research Team, Public Works Research Institute)

上の安全性や取り扱いの容易さといった安定化のもたらす効果は大きいとされる³⁾。しかしながら、有機物を好氣的に安定化させることは、脱水工程を経なくても実現できる。たとえば溶存酸素濃度を十分に維持した好気性消化は、コンポスト化と同様の好氣的な安定化手法として位置付けられる。そこで本研究では、好気性消化法を液状のコンポスト肥料（以下、液体コンポストと称する）の生産手段とみなして、好氣的な消化の過程および生産された液体コンポストの特徴を調査した。具体的には、実下水処理場の汚泥（嫌気性消化汚泥）を対象として、工夫された装置を用いた液体コンポストの生産を行った。さまざまな温度条件における有機物の無機化や可溶化の推移を検討するとともに、反応を担っていると推定される系内の細菌群集を解析した。生産された液体コンポストの有効性および有害性は、コマツナを用いた幼植物試験で評価した。このような検討によって、下水汚泥の緑農地利用を目的とした好気性消化法について、実用化のための基礎的な知見を集めることが本研究の目的である。

2 実験方法

2.1 液体コンポスト化の反応装置

Fig.1に示すステンレス製の密閉容器（有効容量2.2ℓ）、ガラスビーカー（同1ℓ）、マグネティックスターラー、恒温水槽もしくは恒温室で構成される反応装置を用意した。この装置の特徴は、曝気ではなく充填した酸素の溶解によって溶存酸素濃度を維持することである。これは、曝気にともなう発泡やスカム発生を防ぐとともに、消費エネルギーおよび運転費用の低減を意図したためである。実験開始時に2気圧（20℃）相当の酸素を充填して、スターラーによる搅拌と合わせて好気条件を設定した。溶存酸素濃度の確認は行っていないが、気相中の酸素濃度（60%以上）とメタンガス（不検出）の測定から、酸素の供給は十分であると判断した。温度条件は20、35、50、60、70℃の5系列を設定したが、70℃の系列のみ、途中で20℃および35℃に切り替えた。種汚泥は濃縮汚泥を各温度条件で液体コンポスト化したもの⁴⁾（100ml）で、基質となる嫌気性消化汚泥（700ml）と混合して実験を開始した。用いた汚泥は、水処理に標準活性汚泥法、汚泥処理に中温嫌気性消化法を採用している下水処理場から採取したものである。

2.2 化学分析

実験開始からほぼ7日ごとに装置内の液体を採取して、pH、電気伝導度、MLVSS（遠心分離法）、溶解性TOC（Shimadzu TOC5000）、アンモニア性窒素・硝酸性窒素・リン酸（Bran Luebbe オートアナライザー）を測定した。気体の採取は（休日を除く）毎日行い、ガスクロマトグラフ分析器（Shimadzu GC3BT）を用いて酸素、二酸化炭素、メタン濃度を測定した。

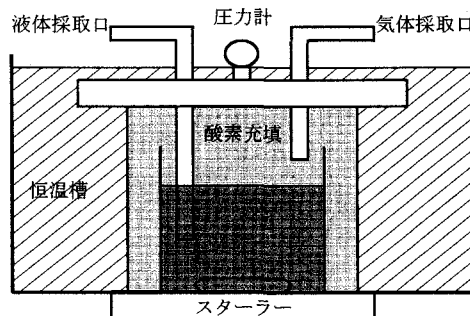


Fig. 1: 液体コンポストの反応装置

2.3 幼植物試験

肥料取締法に規定されているノイバウエルポット試験法に準じた幼植物試験³⁾を行った。ただし液体コンポストの量が少なかったため、約 1/5 の規模に改変した。赤土と沸騰石を入れた容器 (約 100ml) に適量の窒素・リン・カリを加えて、コマツナを 5 粒ほど播種した。10, 20, 30, 40ml ずつの液体コンポストを加えた実験系と、何も加えない対照系を設定して、屋内の窓際で 32 日間 (対照系で本葉が 3~4 枚に育つ程度) 栽培した。温度の調整を行わなかったため、日中の気温で約 15℃、夜間の気温で 5~10℃となっており、標準的な試験法に比べて低温な条件であった。必要な給水にはイオン交換水を用いた。

2.4 細菌群集解析

まず DNA 抽出キット FastDNA SPIN Kit For Soil (Q-BIOgene) で試料から核酸を抽出した。抽出した核酸は、精製キット MonoFas (ジーエルサイエンス) により不純物を取り除いた。次に DNA 抽出液と 10× PCR Buffer, dNTP, Taq Polymerase (いずれも Applied Biosystems) を混合して、サーマルサイクラー (PE9700, Perkin Elmer) で 30 サイクルの反応を行った。用いたプライマーは、真性細菌の 16S rRNA 遺伝子を標的とする 341fGC と 518r である⁵⁾。この PCR 産物を対象に、変性剤濃度 40%~70%とした 8% のポリアクリルアミドゲルと D-Code システム (Bio-Rad) による DGGE を行った。泳動条件は 130V, 60℃, 5 時間である。泳動終了後、SYBR Gold (Amersham) で 20 分の染色を行い、トランスイルミネータで画像を撮影した。一部のバンドは、泳動・染色後のゲルから切り出して、凍結融解、PCR 反応 (20 サイクル)、DGGE を一本のバンドとなるまで繰り返した。単一のバンドを凍結融解して得られた溶液は、GC クランブなしの 341f と 518r プライマーで増幅した。さらに核酸の精製と同じキットで残存プライマー等を取り除き、塩基配列の解読に供した。シーケンシング反応には BigDye Terminator v3.1 Cycle Sequencing Kit を、塩基配列の解読には ABI377 (いずれも Applied Biosystems) をプロトコルに従って使用した。解読した塩基配列は、BLAST (DNA Data Bank of Japan, <http://www.ddbj.nig.ac.jp>) で近縁な既知配列を検索した。

3 結果と考察

3.1 二酸化炭素発生量による安定化の評価

コンポスト化においては、分解にともなう温度の上昇や二酸化炭素の発生を有機物安定化の指標とすることが一般的である⁶⁾。本研究では温度を制御したので、二酸化炭素の発生量から系内の反応過程を評価する。Fig.2 に二酸化炭素の累積発生量を示したが、種汚泥に由来する有機物負荷が系列ごとに若干異なるので (系内の初期濃度として 1g-MLVSS/l 程度の差)、MLVSS あたりの二酸化炭素発生量とした。

まず 70℃の系列は、運転開始直後に急激な発生が見られるが、2 日目以降の傾向からは、高温すぎて生物反応が進んでいないと考えられる。そのため急激な発生の主な原因は、熱分解あるいは溶存二酸化炭素の揮発 (IC 濃度の変化は Fig.4 参照) のような物理化学的反応であろう。なお、有機物の分解がほとんど進まなくなったと判断した 14 日目で運転を打ち切り、内容物を 2 つに分けて、ひとつには 20℃の汚泥を体積相当で 10%加えてから 20℃の条件に、もうひとつには 35℃の汚泥を同様に加えてから 35℃の条件に設定した。この条件変更直後から急激な二酸化炭素の発生が見られたので (結果は省略)、70℃の条件には生物分解可能な有機物が多く残存していたことになる。

その他の温度条件では、運転開始から 2~3 日間の急激な増加、7~14 日目までの緩やかな増加を経て、以降の発生量は少ないという共通の傾向を示している。したがって、二酸化炭素発生量の推移からは、汚泥の安定化に 2 週間を要したことが分かる。温度条件の影響は、(1) 温度が高いほど、初期の急激な増加と後期の緩やかな増加の差が大きい、(2) 最終的な発生量は、20℃と 50℃に比べて 35℃と 60℃の系列で多くなって

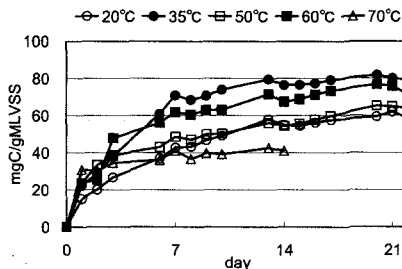


Fig. 2: 二酸化炭素発生量の推移 (本研究)

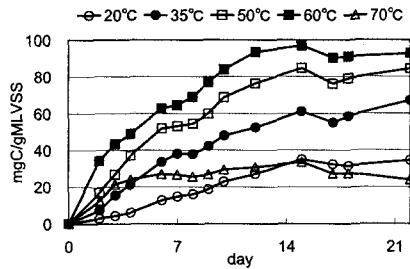


Fig. 3: 二酸化炭素発生量の推移 (濃縮汚泥投与)

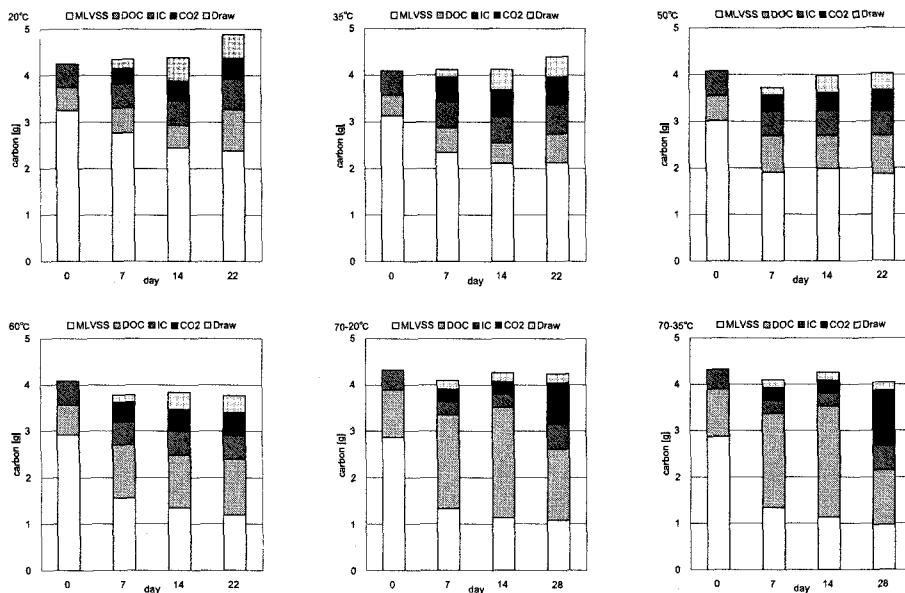


Fig. 4: 各温度条件における汚泥の分解過程

注: Draw は水質測定のために引き抜いた炭素量である。70℃から温度を変更する際には液量も減らしているが、液量の比を乗じる換算を行い、連続的な結果として表示している。

いる、という2点に表われている。(1)の特徴に関しては、高温ほど運転初期に物理化学的な反応(熱分解および揮発)の影響を受けやすいという理由が挙げられる。一方(2)の特徴は、たとえば濃縮汚泥を用いた実験では、単純に温度が高いほど発生量も多くなり(既報⁴⁾からFig.3に再掲)、必ずしも一般性のあるものではなかった。また濃縮汚泥との比較では、温度条件ごとの差が小さいことにも気付く。このことは、濃縮汚泥にある種の前処理(嫌気性消化)を施すことによって、好気的な分解率に対する温度の影響が緩和されたことを示唆している。したがって、分解率に対する温度の影響は、対象とする基質ごとに検討する必要がある。

なお、脱水汚泥のコンポスト化(一次発酵)と比較すると、安定化までに要する期間はほぼ同じである³⁾。本研究で用いた手法は、液状汚泥なので容易に完全混合を実現できること、そのために反応が早く進むことという利点を想定していたが、その効果は見られなかった。ただし運転開始直後に発生量が最大となることは特徴的である。脱水汚泥コンポスト化において二酸化炭素発生量を連続的に測定した事例では、60℃に保った実験装置において、種コンポストを混合しない場合だと30~100時間後、乾燥重量で24%相当を混合した場合だと20~90時間後に多かったと報告されている⁸⁾。反応の立ち上がりが速いことを全体の反応速度の向上につなげるために、運転条件のさらなる改良を検討する必要がある。

3.2 汚泥の分解過程を考慮した反応の推移

二酸化炭素の発生量は汚泥の分解（無機化）された量を反映している。ただし汚泥の分解は単一の反応ではなく、固形分の可溶化、加水分解のような低分子化、生物による酸化分解といった過程を経ている。これらの反応過程の進捗状況を明らかにするため、測定項目から炭素に関するものを選び、その存在形態の推移を Fig.4 に示した。なお MLVSS の組成は $C_5H_7NO_2$ （炭素含有率 53%）と仮定している。また測定のために採取した気体中の二酸化炭素は、全炭素量の 1% 以下であったので省略した。

Fig.4 において、汚泥の可溶化は MLVSS の減少として、無機化は二酸化炭素および溶解性無機炭素（IC）の増加として表現される。まず汚泥の可溶化は、高温条件において進みやすく、なおかつ運転初期に集中して進行する傾向が見られる。実際、熱分解による汚泥の可溶化という観点から、70℃の条件では 1 時間で余剰汚泥の 20～25% 程度が可溶化したという報告もある⁷⁾。この特徴は、先に述べた二酸化炭素の発生量に関する特徴と共通するものである。したがって、一般的な有機物分解過程と同様に、固形分の可溶化が汚泥の分解における律速段階となっていたことを示唆している。次に生物分解は、60℃以下においては IC の変化が少なかったため、二酸化炭素発生量に直接的に表われている。二酸化炭素発生量の推移は 3.1 で述べたとおりであるが、Fig.4 からは、高温になるほど、無機化された量が可溶化された量に比べて小さいことが分かる。言い換えると、同じように安定化が達成された状況でも、高温条件ほど溶解性有機物が多く、低温条件ほど固形有機物が多く残存している。

3.3 生産された液体コンポストの性状

まず、生産された液体コンポストの外見的特徴を述べる。運転開始時に投入した嫌気性消化汚泥は黒色であったが、液体コンポスト化したものは好気的な活性汚泥に近い色を呈していた。ただし 70℃では若干の白色化が見られた。遠心分離後の上澄み液は、どの温度でも茶褐色であった。臭気に関しては、70℃のみオートクレーブによる有機物の熱分解にともなうような臭気が強く、それ以下の温度では、高温側では通常のコンポスト臭を有していたが、20℃や 35℃のものは腐葉土のような臭気をかすかに感じるだけであった。なお 70℃の後で 20℃や 35℃に変更したものは、臭気も腐葉土臭へと変化していた。冷暗所で 1ヶ月ほど保管した後も、黒変や硫化水素臭の発生といった色や臭気の変化は見られなかった。特に 20℃や 35℃条件における臭気の著しい低減およびその持続効果は、本手法の実用的な利点として挙げられる。

次に、液体コンポストの分析結果を Table1 に示す。代表的な肥料成分である溶解性のアンモニア性窒素は、高温ほど MLVSS の減少すなわち汚泥の可溶化によって供給量が増える一方で、揮発による減少量も多くなることから、35℃で最大の濃度となっている。ただし、どの条件でも基質である嫌気性消化汚泥より高

Table 1: 液体コンポストの分析結果

	pH	EC	MLVSS	TOC	NH ₄ -N	PO ₄ -P
	[—]	[mS/cm]	[g/ℓ]	[mg/ℓ]	[mg/ℓ]	[mg/ℓ]
嫌気性消化汚泥			7.7	1040	680	89
20℃ (day22)	7.1	7.3	6.4	1280	930	150
35℃ (day22)	6.9	9.6	5.7	881	950	130
50℃ (day22)	7.2	10.1	4.9	1150	880	98
60℃ (day22)	7.1	10.5	3.2	1690	890	110
70℃ (day14)	7.6	6.9	2.8	3130	700	93
→20℃ (day28)	7.4	6.6	2.7	2020	930	120
→35℃ (day28)	7.4	7.6	2.4	1550	910	100

濃度となっている。また溶解性のリン酸についても、液体コンポストで高濃度となっているものの、温度に応じた傾向は見られない。溶解性の TOC は、生物分解の進まなかった 70℃の系列で著しく高濃度であり、それ以外の条件でも、22 日目時点で最も高濃度だった 60℃の系列は低濃度だった 35℃の系列の 2 倍となっている。コンポストにおける有機物は、植物自身や有益な土壌微生物の活性を高めるという利点をもたらす場合と、土壌の酸素不足や植物の根に障害を与えるといった問題を引き起こす場合とがある。一般には、生物にとって難分解性の有機物であれば前者の利点が大きく、易分解性ならば後者の欠点が大きくなるとされる⁶⁾。今回の液体コンポストに関しては、70℃の系列のみ易分解性の有機物が多く残存しており、他は難分解性の有機物が残存しているものと推定される。生分解性だけでなく、固形分あるいは溶解成分といった存在形態によっても、有機物・窒素・リンの肥料効果に違いが生じる可能性は高い。将来的には、このような観点から肥料成分の再評価を行う必要があるだろう。

3.4 液体コンポストの植物の生育に対する影響

コマツナを対象とする幼植物試験の結果として、播種から 32 日後の生育状況を Fig.5 に写真で示す。対照系も含めて、温度が低かったことと日照が十分でなかったことにより生育状態は良くなかったが、系列ごとの比較には支障なかった。溶解性 TOC の濃度が最低の 35℃系列 (22 日目)、最高の 70℃系列 (14 日目)、生物分解されたものとしては最高の 60℃系列 (22 日目)、70℃から 35℃に条件を変更した系列 (条件変更から 14 日目) を取り上げた。

20℃から 50℃までの液体コンポストを与えた場合には、与えた量と関係なく対照系と同程度の生育状況を示した。つまり今回の幼植物試験の範囲では、植物の生育に対する促進ならびに阻害効果は見られなかった。液体コンポストを与えたことで、それぞれ 10~40mgN/鉢および 1~5mgP/鉢に相当するアンモニア性窒素とリン酸が供給されている。しかし、幼植物試験の主な目的は阻害効果の確認であり、対照系を含めたすべての鉢に 10mgN 相当の硫酸アンモニウムと約 3mgP 相当の過リン酸石灰を添加している。そのため、生育初期にあたる播種後 32 日の段階では、窒素やリンの効果がほとんど表れなかったものと考えられる。また、有機物を添加することの効果に関しても、長期間に及ぶ観察が必要である。

一方 60℃や 70℃の液体コンポストには、植物の生育に対する阻害効果が見られた。添加量が少なければそれほど問題とならないが、40ml/鉢を与えたもの (Fig.5 における右端の鉢) は生育状況が悪かった。この結果は、多量の溶解性 TOC が植物に有害であることを示唆しているようであるが、単純に TOC の値だけから判断することはできない。なぜならば、70℃から 35℃に変更した系列にも 60℃の系列と同等の溶解性 TOC が含まれていたにもかかわらず (Table1), 生育の阻害が見られないからである。さらに 70℃の系列と

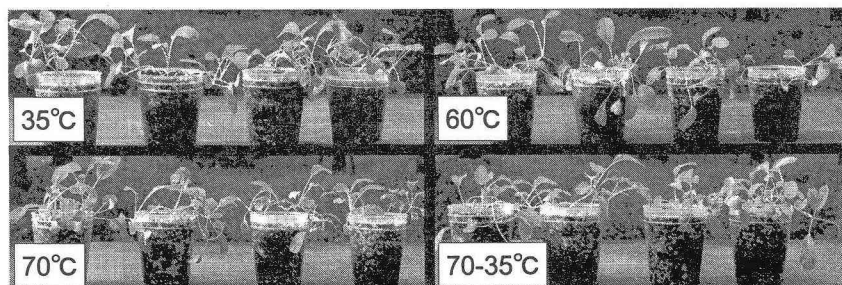


Fig. 5: 幼植物試験の結果 (播種から 32 日)

各系列の 4 鉢における液体コンポストの添加量は、左から順に 10, 20, 30, 40ml/鉢である。

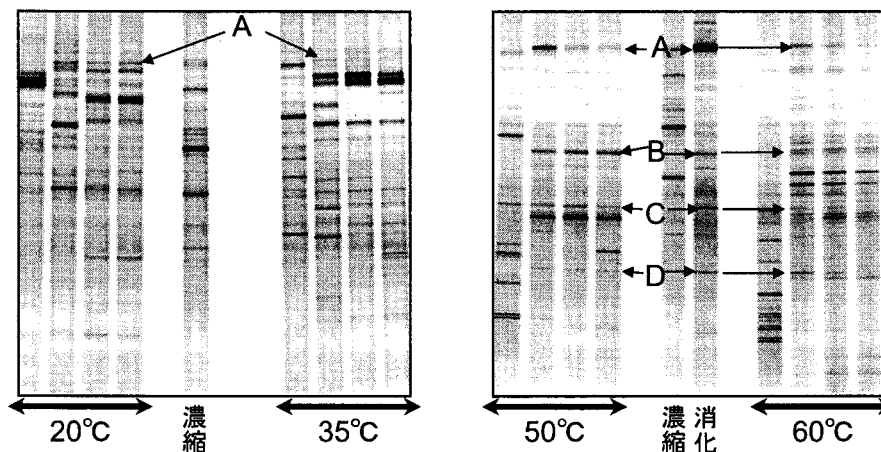


Fig. 6: DGGE の結果

「濃縮」は濃縮汚泥を、「消化」は嫌気性消化汚泥を表す。各温度条件における4つの列は、左から種汚泥（濃縮汚泥による液体コンポスト）、7日目、14日目、22日目である。

60℃の系列とを比べても、TOCに2倍の開きがあるほどには阻害効果の差は大きくない。これらの結果から、高温条件で生産した液体コンポストには、植物の生育を阻害する成分が含まれていたと考えられる。高温条件ほど溶解性TOC濃度が高かったことを考慮すると、阻害成分は溶解性有機物の形態であった可能性が高い。そして50℃以下の条件では、阻害物質が生成されないか、生成したとしても分解されてしまうと考えられる。多様な有機物を含んでいる液体コンポストにおいて、このような阻害物質を同定・定量することは難しい。しかしながら、50℃以下の条件で一定期間の反応を行えば、実用的には問題とならない。

3.5 系内の細菌群集解析

真性細菌16S rRNA遺伝子のV3領域を標的としたPCR-DGGEの結果をFig.6に示す。なお70℃の系列からは核酸を回収できなかったため、DGGEまで至らなかった。全体的な傾向として、種汚泥や基質（嫌気性消化汚泥）の細菌群集構造が1週間で大きく変化して、その後は比較的安定していることが分かる。共通しているバンドもいくつか存在しており、たとえば嫌気性消化汚泥で非常に強度の高いバンドAは、すべての条件において最低でも1週間は残っている。また、嫌気性消化汚泥と50℃や60℃の系列には共通すると思われるバンドが複数存在している（バンドB, C, D。ただしバンドCは種汚泥にも近い位置のバンドが存在する）。このうちバンドA, C, Dは塩基配列の解読に成功しており、Aは汚泥の嫌気性消化槽から検出されたクローン（Accession番号CR933093）と1塩基違い（195/196）であったが、系統的な位置は不明であった。バンドCの近縁種としては、Accession番号AY693834のような緑色非硫黄光合成細菌が数多く検索されたが、最も近縁な配列とも163/170しか一致しなかった。バンドDは、高温好気性消化槽から単離されたHydrogenophilaceaeに属する株（Accession番号AJ504663）の配列と完全に一致した（194/194）。

本研究における細菌群集解析の目的は、基質や温度によって大きく異なる細菌群集構造と、前節までに述べた液体コンポストの諸性質との関係を考察することである。特に液体コンポスト化の実用性という意味では、新たな基質である嫌気性消化汚泥を投入して1週間後までに、その分解に対応した、また各温度条件に対応した細菌群集構造へと変化していることに注目したい。このことは、本研究で提案する手法に対して、安定化反応の立ち上がりが速いことや、さまざまな基質に対して柔軟に対応できる可能性を示唆している。有機物安定化の過程へのPCR-DGGE法の適用例としては、稲わら¹⁰⁾や厨芥¹¹⁾のコンポスト化、人工下水の

高温接触酸化¹²⁾でも報告されている。本研究での細菌群集構造は、コンポスト化よりも変化が早く、高温接触酸化法と同程度であった。この原因を特定することは難しいが、十分に攪拌されていることや、それによって酸素との十分な接触が保たれていることが一因として挙げられる。

3.6 実用化に向けた手法の評価および検討課題

これまでの実験結果から、汚泥を液体コンポスト化して緑農地利用するためには、少なくとも最終的に 50℃以下の温度条件を設定する必要がある。そして、その条件さえ満たされれば、有機物の安定化に必要な日数は温度条件によらず 10～14 日程度であった。一方、液体コンポストの実用化を想定すると、加温を最小限にとどめることは運転費用の低減に対して重大な意味を持っている。ただし、たとえば常温での液体コンポスト生産については、次に挙げる 2 点の課題を検討しておく必要がある。第一に、常温 (20℃) では固形分の可溶化が遅いため、安定化の達成された液体コンポスト中に多くの固形分が残存することである。本研究での幼植物試験では、50℃以下の条件で固形分あるいは溶解性 TOC 濃度の影響は見られなかったが、長期的な悪影響の有無や肥料効果の高低は今後の検討課題である。第二に、衛生上の安全性の問題である。下水汚泥 (脱水汚泥) コンポストの製造に際しては、病原性微生物の殺菌などの観点から、65℃を 48 時間以上保つという温度管理の技術指針が示されている³⁾。液体コンポストに関しても、同様の条件を設定することは避けられないだろう。これらの課題を踏まえると、液体コンポスト化の運転条件は、60～70℃を 2 日間ー常温で 10 日間程度といった高温と常温を組み合わせた形が望ましいだろう。このような条件では、衛生上の安全性が確保されることに加えて、物理化学的な分解と生物学的な分解という異なる反応の組み合わせによる安定化期間の短縮も期待できる。また、高温条件で植物の生育阻害物質が生成されたとしても、後段の常温条件で生物分解されて問題とならないことは幼植物試験の際に述べたとおりである。

なお液体コンポスト化の位置付けとしては、運転管理の容易なバイオマスの緑農地利用手法と想定している。液状バイオマスに関して、脱水工程が不要であり、切り返しや含水率の管理のような熟練を要する作業がないことは、大きな利点である。したがって将来的な検討課題としては、有害物質を含まない各種の液状バイオマスと下水汚泥を混合した液体コンポストの生産が挙げられる。たとえば牛糞と下水汚泥の融合コンポストは、下水汚泥に不足するカリを補えるために、コンポストの肥料効果すなわち製品価値を向上させられる²⁾。また普及の進みつつあるメタン発酵の残渣についても、下水汚泥を嫌気性消化したものと同様に液体コンポスト化の適用対象となる。現在のところ、このような液状バイオマスの多くは処理の難しい廃棄物とみなされているが、本手法の適用によって、広範囲な原料から容易に液体肥料を生産できる。その際に、嫌気性消化汚泥と濃縮汚泥の違いならば 1 週間程度で順応できるという、細菌群集解析で得られた基質に対する柔軟性も利点となる。

4 まとめ

下水汚泥の緑農地利用を目的として、工夫された好気性消化法による液体コンポストの生産実験を行い、次のような結果が得られた。

- ★ 20℃から 60℃までの条件では、生物反応により 10～14 日間で有機物の安定化が達成された。70℃の条件では、運転開始直後に物理化学的な反応で二酸化炭素の発生が見られたが、生物反応はほとんど起こらなかった。
- ★ 液体コンポストの成分に対する温度条件の影響は、有機物の存在形態に最も大きく表れた。すなわち低温ほど固形有機物の割合が高く、高温ほど溶解性有機物の割合が高くなった。

- ★ 生産された液体コンポストを幼植物試験に供したところ、60℃や70℃のものに生育阻害効果が見られた。70℃の後に20℃や35℃で反応させたものには阻害効果がなかったため、原因物質は、常温から中温条件において容易に生物分解されるか、そもそも生成しない。
- ★ 液体コンポスト化の過程では、種汚泥や基質（嫌気性消化汚泥）の細菌群集構造が1週間で大きく変化して、その後は比較的安定していた。したがって、運転開始から1週間後までに、与えた基質および温度条件に対応した細菌群集構造へと変化したと考えられる。

以上の実験結果、さらには運転費用の低減や衛生上の安全といった要求を踏まえると、60～70℃を2日間～常温で10日間程度のように高温と常温を組み合わせた運転条件が適切である。このような運転条件による液体コンポスト化を各種の液状バイオマスに適用するとともに、生産された液体コンポストの肥料効果について、成分の特徴とあわせた評価を行うことが今後の課題である。

謝辞

汚泥の採取に際して守谷浄化センター（茨城県守谷市）の協力を、実験装置の運転にあたって井上義康氏（長岡技術科学大学）の協力を得た。ここに記して謝意を表する。なお、本研究は国土交通省国土技術政策総合研究所委託事務「下水処理水・汚泥の再利用の適正化に関する研究」の中で行われた。

参考文献

1. 国土交通省都市・地域整備局、日本下水道協会 (2004) バイオソリッド利活用基本計画策定マニュアル。
2. 平山孝浩、渡部春樹、落修一、木村龍介、川崎晃 (1996) 下水汚泥と牛糞の融合コンポスト化について、再生と利用, **19**(72):48-51。
3. 日本下水道協会 (2005) 下水汚泥の農地・緑地利用マニュアル。
4. 庄司仁、落修一、尾崎正明 (2005) 濃縮汚泥の高温好気消化による液体コンポストの生産、第42回下水道研究発表会講演集, 510-512。
5. Muyzer G, Waal EC and Uitterlinden AG (1993) Profiling of complex microbial populations by denaturing gradient gel electrophoresis analysis of polymerase chain reaction-amplified genes coding for 16S rRNA., *Appl Environ Microbiol*, **59**:695-700。
6. de Bertoldi M, Vallini G and Pera A (1987) The biology of composting: a review., *Waste Management Res*, **1**:157-176。
7. 長谷川進、三浦雅彦、桂健治 (1997) 好熱性微生物による有機性汚泥の可溶化、下水道協会誌, **34**(408):76-82。
8. Nakasaki K, Sasaki M, Shoda M and Kubota H (1985) Change in microbial numbers during thermophilic composting of sewage sludge with reference to CO₂ evolution rate., *Appl Environ Microbiol*, **49**:37-41。
9. Cahyani VR, Matsuya K, Asakawa S and Kimura M (2003) Succession and phylogenetic composition of bacterial communities responsible for the composting process of rice straw estimated by PCR-DGGE analysis., *Soil Sci Plant Nutr*, **49**(4):619-630。
10. Ishii K, Fukui M and Takii S (2000) Microbial succession during a composting process as evaluated by denaturing gradient gel electrophoresis analysis. *J Appl Microbiol* **89**:768-777。
11. Kurisu F, Satoh H, Mino T and Matsuo T (2002) Microbial community analysis of thermophilic contact oxidation process by using ribosomal RNA approaches and the quinone profile method., *Water Res*, **36**:429-438。