

当社の汚泥処理技術

KOBELCO ECO-SOLUTIONS's
Technology for Sludge Treatment



技術開発本部
水・汚泥技術開発部汚泥処理室
齊 藤 彰
Akira Saito

地球環境の保全や資源の枯渇が大きな問題としてクローズアップされている今日、わが国においても循環型社会を構築することは大きな課題である。このなかで汚泥・生ゴミ等の高含水有機性廃棄物は全廃棄物の中で大きな割合を占めており、この減量化、エネルギー化を図ることは循環型社会構築に大きな力となる。そこで当汚泥処理室においても、水処理系の汚泥減量化としてエステプロセス[®]、汚泥処理系での汚泥減量化、エネルギー化としてレセルシステム[®]、畜産資源、食品資源の処理系での減量化、エネルギー化としてメタン発酵プロセスにつきそれぞれ取組みを進めており、その概要をここに紹介する。

Reduction and recycle of the organic waste with high moisture content is the main theme in these days when conservation of global environment and depletion of resources are public concern. Present R&D activities includes 1) S-TE[®] process for agriculture wastewater and meat processing wastewater, 2) RESER[®] system for sludge treatment with hydrolysis for energy and 3) methane fermentation system for reduction and recycle of resources. This paper introduces those applications and test data, including quantification methods for microbes.

Key Words :

汚 泥 処 理	Sludge treatment
汚 泥 減 量 化	Sludge reduction
可 溶 化	Solubilization
消 化	Digestion
メ タ ン 発 酵	Methane fermentation
バ イ オ マ ス	Biomass

ま え が き

1900年に制定された「汚物掃除法」に「汚物とは塵芥、汚泥、汚水およびし尿」と記されたのが廃棄物関係の言葉が正式使用された始まりといわれている。この言葉は現在では下水汚泥、家庭系厨芥、食品廃棄物、畜産廃棄物等の高含水有機性廃棄物に置き換えることができ、ここ100年の間にこの廃棄

物発生量は急増しているおり、年間2億トン以上の発生となっている。

この現状に対し、「廃棄物の処理及び清掃に関する法律」に基づき、2003年に減量計画が策定されており、2010年度の廃棄物の最終処分量を2000年度の1/2に削減することが目標とされており、減量化が急務となっている。

一方で2002年12月に国は「バイオマス・ニッポン総合戦略」を策定し、このなかで上記廃棄物をバイオマスとして見直し、エネルギー化を促進する取り組みが開始されている。

つまり、高含水有機性廃棄物の減量化、エネルギー化を図る技術の開発が強く求められる状況下にある。

1. 現状の処理

高含水有機性廃棄物の現在の発生量は表1のようになっており、処理法としては図1に示すように生物処理を採用しているケースが多い。この処理の課題としてはこれまで述べてきた減量化、エネルギー化に加えコストダウンであり、その点を配慮の上、以下の開発を進めている。(2章, 3章, 4章参照) また、この生物処理の新規診断法として期待される競合PCR法による微生物の定量化技術についても紹介する。(5章参照)

2. 水処理系の汚泥発生抑制技術・エステプロセス®

有機物濃度1%以下の廃棄物である下水、工業排水については活性汚泥法による処理が一般的である。この際に排出される余剰汚泥については、産業廃棄物処理場の処分地の確保が難しくなり、処分費用も高騰しているため、減量化を推進する動きが強まっている。とくに中・小規模の排水処理場では余剰汚泥を資源として有効利用するよりも、発生量そのものを削減する汚泥減量化のニーズが高い。そこで当社では汚泥を高温好気条件において好熱性細菌が分泌する細胞外酵素により汚泥を可溶化し、曝気槽で無機化分解して減量化するエステプロセス®を開発した。

表1 日本での高含水有機性廃棄物発生量

下水汚泥	9 000万t/年
家庭系厨芥	1 030万t/年
食品廃棄物	1 370万t/年
畜産廃棄物	9 000万t/年
合計	2億1 300万t/年

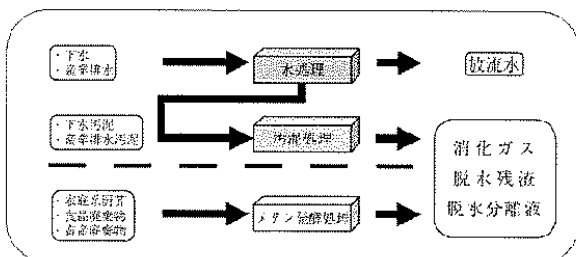


図1 汚泥処理技術

エステプロセス®の基本処理フローを図2に示す。汚泥減量化システムでは、汚泥の強靱な細胞壁をいかに効率よく分解するかが重要なプロセスとなるが、エステプロセス®では好熱性細菌が分泌する酵素の働きで細胞壁を溶解し汚泥を可溶化する。本技術でもちいる好熱性細菌は *Bacillus stearothermophilus* に分類される自然界より分離した病原性のない細菌で、好気性条件のもと60~70℃で活発に増殖して汚泥可溶化酵素を分泌する。この好熱性細菌は50℃以下では活性が無く増殖しないため、好熱性細菌を含む可溶化汚泥を生物処理槽に循環しても排水処理をおこなう活性汚泥に悪影響は及ぼさない。また好熱性細菌は、50℃以下でも死滅することなく一部は芽胞の状態で存在するため、沈殿槽を経て再び汚泥可溶化槽に戻り60℃以上の環境になれば再び活性を取り戻して汚泥可溶化酵素を分泌するため、好熱性細菌の追加接種は原則不要である。通常、汚泥可溶化槽で約1.5日可溶化処理をおこなうと汚泥中の揮発性固形分(VSS)のうち25~30%が可溶化される。よって推定される余剰汚泥量の約3倍量の汚泥を汚泥可溶化槽に循環することで汚泥発生量を80%程度削減することが可能になる。

エステプロセス®はまず公共下水道での実証を目的として1998年から2001年にかけて日本下水道事業団(JS)との共同研究を実施した。共同研究終了後、運転を継続し約3年が経過した。2003年度にはJSにより事後調査が実施されるとともに、技術評価委員会での技術評価作業がおこなわれている。

また、公共下水道での実証と並行して、民間化学工場を中心に導入を進め、すでに数件の実績がある。また本技術は、海外企業を含む3社に技術供与をおこなっており幅広い営業活動を展開している。現在は本技術のさらなる拡販に向けて、農業集落排水への適用や、民間工場排水の分野拡大にむけた実証テストを実施中であり、本報告ではその一部を紹介する。

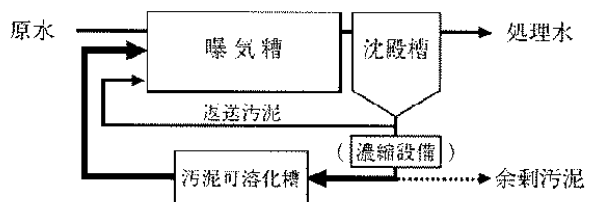


図2 エステプロセス®基本処理フロー

2.1 農業集落排水処理設備への適用

2.1.1 開発概要

農業集落排水処理施設のような地域分散型水処理施設では発生する余剰汚泥を資源循環の思想から肥料として農地還元を図ることが汚泥処理の有効な手段と考えられている。しかしながら、各地域や季節によっては肥料の需要が低下する等の問題から、余剰汚泥の発生量低減が求められている。そこで供用中の農業集落排水処理設備にエステプロセス®を導入し、汚泥減量性能や排水処理に及ぼす影響を検証した。なお、本実証試験は(社)地域資源循環技術センター(JARUS)(旧(社)日本農業集落排水協会)との汚泥量調整機構の実用化に関する研究の一環として実施した。

2.1.2 実証試験設備の概要

処理施設の概略を以下に示す。

計画人口：470人(2002年度供用人口：368人)

計画水量：126.9 m³/d

処理方式：長時間曝気方式

実証試験設備の全景を写真1にフローシートを図3に示す。返送汚泥の一部を返送ラインより引抜き濃縮機で余分な水分を分離する。濃縮した汚泥を汚

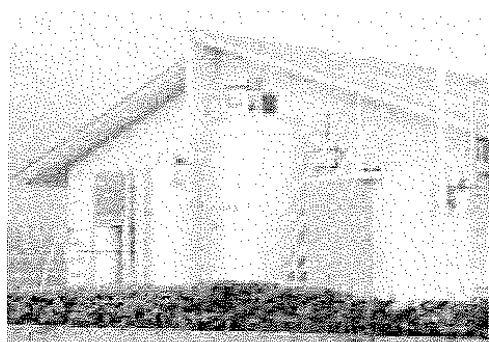


写真1 実証試験設備の全景

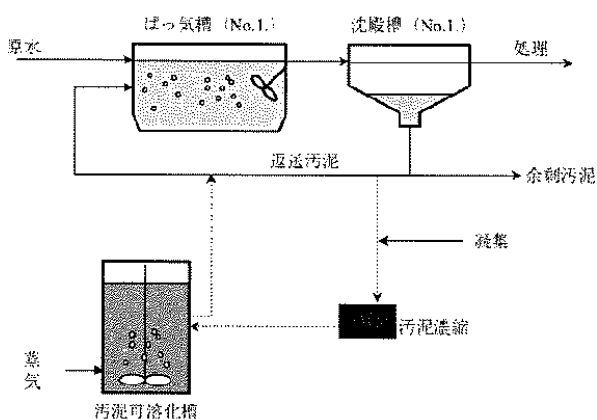


図3 実証試験設備のフロー

泥可溶化槽(S-TE槽)に投入し、65℃、約1.5日間可溶化処理をおこなう。可溶化処理した汚泥は熱回収の後に既設の返送ラインに戻され、曝気槽で炭酸ガス等に分解される。このように返送ラインから汚泥の一部を引抜き可溶化処理液を再び返送ラインに戻す箇所を除けば大がかりな既設排水処理設備の工事は必要としない。

2.1.3 試験結果

表2に汚泥減量化試験の運転条件と結果を示す。汚泥可溶化槽に推定される汚泥発生量の約2倍量を投入した実験では約80%の汚泥減量化を達成することが出来た。処理水の水質については水温低下時に若干T-Nが上昇する傾向が認められたが、曝気時間を延長し適切なA-SRTを維持することで水質は改善することができ、通常の管理業務でおこなわれる軽微な運転調整で排水処理設備を維持管理することが可能であった。また、汚泥減量化時に発生する余剰汚泥の金属含有比は肥料取締法公定規格を十分に下回る数値であり、余剰汚泥を堆肥として利用しても安全である。ランニングコストの試算例を表3に示す。エステをもちいて80%の汚泥減量化をおこなった場合は、従来処理と比較して処理費用半減が可能であった。

2.2 食肉生産排水への適用

2.2.1 開発概要

食肉センターにおけると畜処理工程で発生する動物の血液を主成分とする排水は、下水などと同様に生物処理により処理されている。昨今、社会的にとりあげられたBSE問題により余剰汚泥の搬出が一時的に規制されるなど、余剰汚泥の廃棄方法について

表2 汚泥減量化試験の結果

	単位	対照試験	実証試験
運転期間	[d]	60	126
汚泥循環比	[Qs/Qw]	—	2.0
S-TE槽滞留時間	[d]	—	1.5
推定汚泥発生量	[kg-DS/d]	—	10.9
汚泥発生量	[kg-DS/d]	8.7	2.0
汚泥減量化率	[%]	—	82
VSS可溶化率	[%]	—	39

表3 エステプロセスのランニングコスト

項目	従来法	エステプロセス
電気代	—	¥ 445 /d
燃料代	—	¥ 775 /d
薬品代	—	¥ 340 /d
汚泥処理コスト	¥ 6 540 /d	¥ 1 200 /d
トータルコスト	¥ 6 540 /d	¥ 2 760 /d
	¥ 600 /kg-DS	¥ 253 /kg-DS

不透明な要因があり、発生量そのものを削減するニーズが急速に高まっている。そこで実稼働中の食肉センター排水処理設備に実設備規模のエステプロセス[®]を導入し、汚泥減量性能を検証するため実証テストを実施した。本開発は（財）日本食肉生産技術開発センターの食肉処理施設総合改善効率化技術開発事業として同センターの委託の元で実施された。

2.2.2 実証試験設備の概要

食肉センター事業規模：980頭/日（小動物換算）
汚泥発生量：354 kg-DS/d

（2003年4月～9月実績値）

実証試験設備の全景を写真2にフローシートを図4に示す。実施場所が寒冷地であるため汚泥の可溶化をおこなう汚泥可溶化槽（RC製）のみ屋外に設置し、濃縮機、熱交換器、ボイラおよびプロリ等の付帯機器は建屋内に設置している。基本処理フローは前記農業集落排水と同様である。

2.2.3 試験結果

2003年9月の汚泥発生量の推移を図5に示す。家畜の処理頭数から算出した推定汚泥発生量（0.955 kg-DS/小動物1頭）の日平均372 kg-DS/dに対して実際の汚泥発生量は57 kg-DS/dであったことから約85%の汚泥減量化を実証した。このときの処理水質はT-BOD、n-HexおよびSSともに放流規制

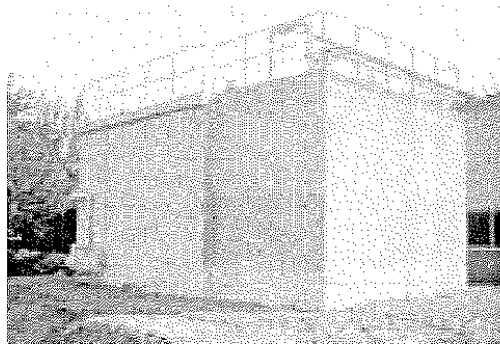


写真2 食肉生産排水の実証設備

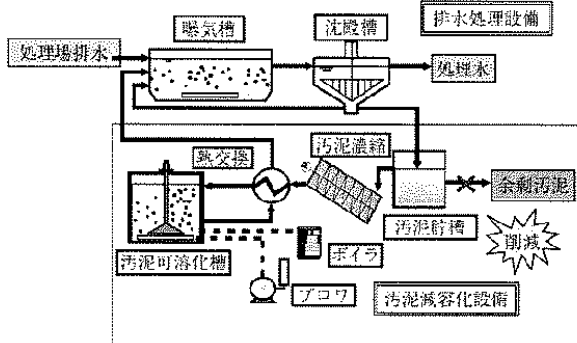


図4 食肉生産排水のフロー

値である20 mg/Lを十分にクリアする水質を維持できており、汚泥中に金属類や無機物が蓄積し続かなかったことから既設の排水処理に及ばず影響は認められなかった。

2.3 今後の展開

S-TE PROCESS[®]はこれらの実証テストの結果に示されるとおり、さまざまな分野で適用できる技術である。今後は4章に記す高負荷メタン発酵プロセスの排水処理に当プロセスの適用を検討していく予定である。

3. 汚泥処理系の処理技術

—レセルシステム[®]—

有機物濃度1～10%の廃棄物である下水汚泥、工場排水汚泥も、最終処分場の不足により処分費用が高騰しており、汚泥の減量化が強く求められている。この対策として、消化設備で汚泥中の有機物をメタンガスとして回収した後、脱水汚泥をそのまま堆肥化しての利用などが進められている。しかしながら消化設備は設備必要面積が大きい割に汚泥の減量化が少なく、発生メタンガス量も自己消費分以上の発生がないため、全国下水処理場の約1/5程度にしか普及していない。ただ、消化設備は下水処理場での唯一エネルギー回収可能な設備であり、上記の問題が解決できれば今後普及が期待できる。そこで当社ではノルウェーのCambi社より導入した加水分解設備を組みこんだ汚泥処理システム「レセルシステム」を開発し、新潟県と2002年7月に共同研究契約を締結の上、信濃川下流域下水道長岡浄化センターにおいて流入下水20,000 m³/dの大規模な実証試験を実施した。

この実証試験において、共同研究目標として設定

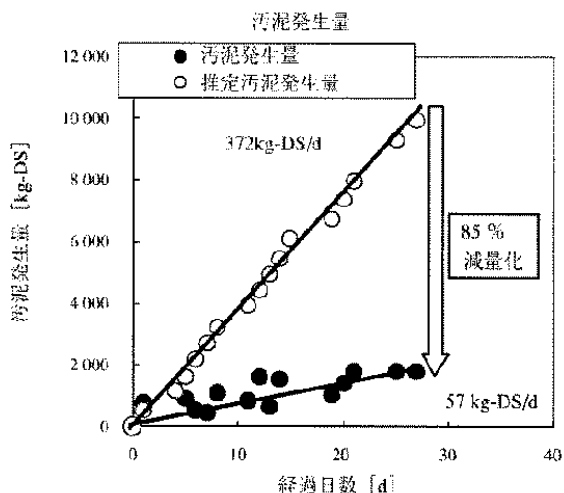


図5 食肉生産排水の汚泥発生量

した(1) 30日以上連続安定運転、(2) 汚泥減量化率50~60%については、目標を達成したので、この成果について報告をおこなう。

3.1 実証試験フロー

図6に長岡浄化センターの全体フローおよび実証系フローを示す。水処理は標準活性汚泥法が採用されている。汚泥処理は、濃縮—嫌気性消化—脱水の工程から構成され、2系列で処理されている。この汚泥処理の1系列へ必要設備(高濃度濃縮工程、加水分解工程、分離液処理工程)の追加設置、消化槽の削減(従来の1/3)、配管等の必要改造を実施し、試験設備とした。

システムの流れとしては、まず、下水処理場の水処理設備から発生した汚泥を高濃度濃縮工程で、固形物濃度15%まで濃縮し、加水分解工程へ投入する。加水分解工程は、バルバー、リアクター、フラッシュタンクの三つの圧力容器で構成されており、まず、バルバーで、高濃度濃縮汚泥を受け入れ、リアクターの余剰蒸気により予熱をおこなう。次に、リアクターで、蒸気を供給し可溶化促進に最適な温度/圧力状態を保持することにより汚泥を可溶化する。フラッシュタンクは、リアクターより排出される可溶化汚泥を貯留する。その汚泥は消化温度より高温なため熱回収後、消化に適切な温度で固形物濃度10%で消化槽へ供給する。

消化工程は長岡浄化センターの2系2次消化槽(1590 m³)のみを使用し、従来容量の1/3で単段消化をおこなった。消化槽攪拌機、汚泥供給ポンプ等は既存の設備を使用した。また、脱水工程も長岡浄化センターのベルトプレス脱水機を使用した。(写真3~5)

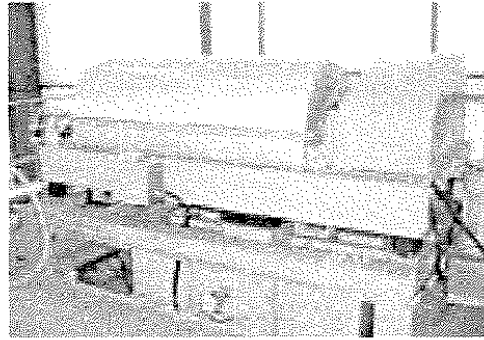


写真3 実証設備 (高濃度濃縮機)

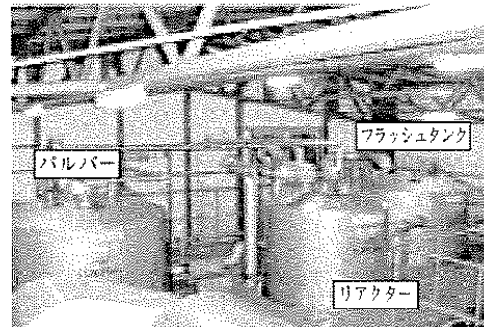


写真4 実証設備 (加水分解工程)

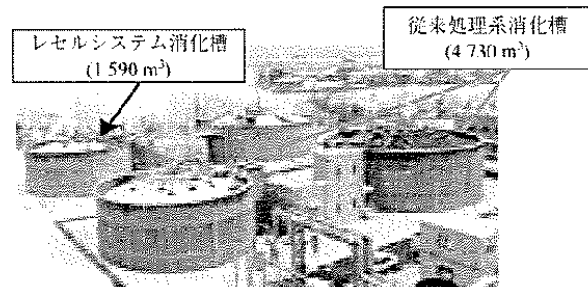


写真5 実証設備 (既存消化槽)

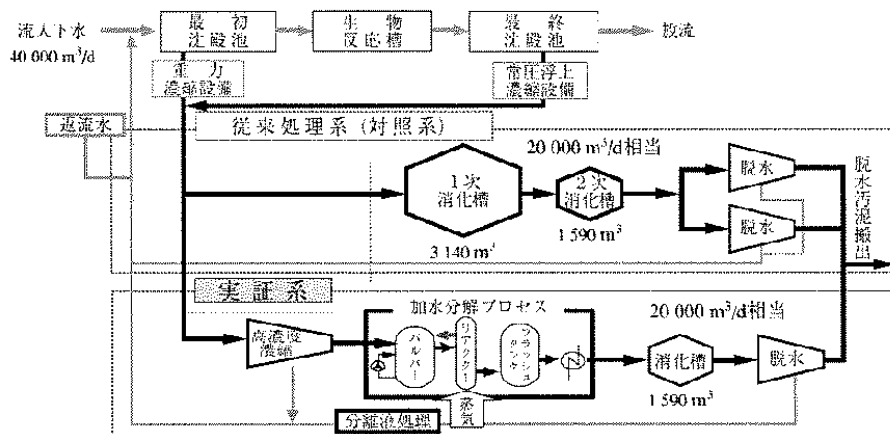


図6 レセルシステム実証試験フロー

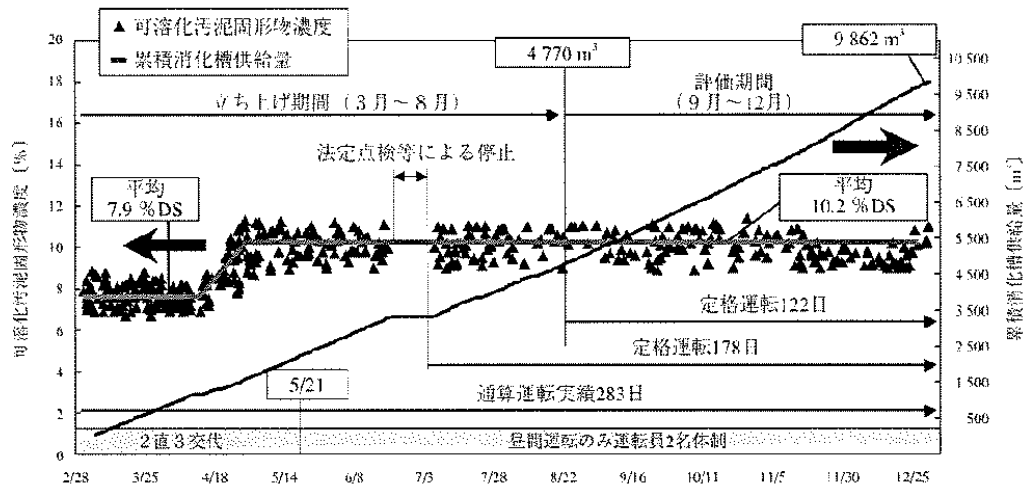


図7 可溶化汚泥固形物濃度と消化槽累積供給量の推移

表4 運転条件

工程	条件	設定値
加水分解	温度	165℃
	保持時間	30 min
	可溶化汚泥固形物濃度	10%
消化	温度	38-39℃
	消化日数	45 d

3.2 運転実績

3.2.1 運転条件

表4に示す運転条件は、すでに数件ヨーロッパで実機稼動中である実績からえられた情報や国内の知見等¹⁾を参考とし、実証に先立ち、実験室レベルで条件検討の予備試験を実施した上で決定した。

3.2.2 運転データ

2003年3月から連続実証運転を開始し、消化槽への可溶化汚泥固形物濃度を7.9%から定格の10%へ上げ、濃縮汚泥処理量も長岡浄化センター全体処理量の約33%から約50%へ負荷を上げた。8月末に可溶化汚泥供給量が、消化槽容積1,590 m³の3倍になる4,770 m³に到達したことで、消化槽が実証系の汚泥にほぼ入れ替わり、システムとしての評価ができる段階になった。(図7)

評価期間については、システム立ち上げ終了後の2003年9月~12月とする。

図8に各評価項目の推移を示す。

① 混合濃縮汚泥

混合濃縮汚泥中の固形物処理量は平均3.9 t/dと定格処理となったが、混合濃縮汚泥の固形分濃度の変動が激しく、濃縮汚泥量としては80~120 m³/d

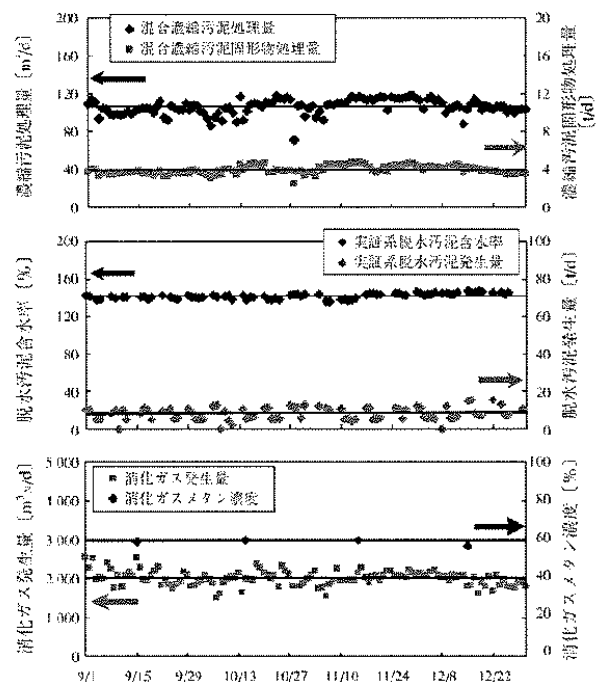


図8 各評価項目の推移

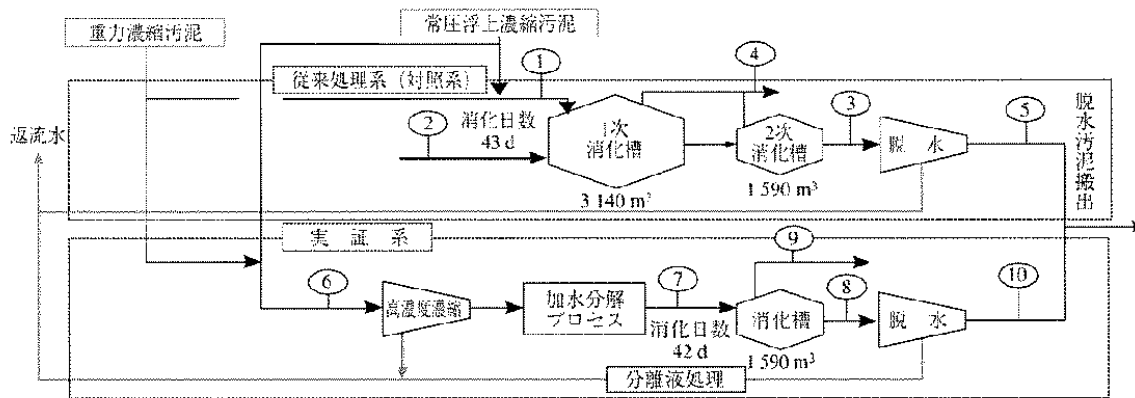
とかなり変動したが設備は十分対応でき、ほぼ長岡浄化センターの処理量半分の処理を継続して実施できた。

② 脱水汚泥

実証系から発生する脱水汚泥量は、ほぼ安定しており、長岡浄化センターの汚泥処理に支障をきたさなかった。含水率も従来処理系82%に対して実証系で約70%と安定して低減することができた。

③ 消化ガス

消化ガスの発生量は投入汚泥の有機物濃度等の性状変化および運転条件等に影響されるため、12



	①	②	③			④			⑤
	混合濃縮汚泥 (t/d)	加温用蒸気等 (t/d)	消化汚泥 (t/d)	有機物減少率 (%)	有機物容積負荷 (kg-VS/m³・2)	消化ガス (m³/d)	含水率 (%)	脱水機供給固形物量 (t/d)	脱水汚泥発生量 (t/d)
有機物量	3.4		1.4						
無機物量	0.6		0.6						
水分量	106.4	13.5	120.2						
消化ガス量						1872			
計	110.5	13.5	122.3	59	0.73		82.2	2.0	10.5
	⑥	⑦	⑧			⑨			⑩
	混合濃縮汚泥 (t/d)	可溶性汚泥 (t/d)	消化汚泥 (t/d)	有機物減少率 (%)	有機物容積負荷 (kg-VS/m³・2)	消化ガス (m³/d)	含水率 (%)	脱水機供給固形物量 (t/d)	脱水汚泥発生量 (t/d)
有機物量	3.3	3.2	1.2						
無機物量	0.6	0.5	0.5						
水分量	101.6	35.4	38.5						
消化ガス量						2011			
計	105.4	39.1	40.2	62	1.99		68.9	1.7	5.1

図9 物質収支結果

月の消化ガス発生量がやや低調であったが、1月に入り約2,200 m³/dで安定してきた。評価期間での平均では約2,000 m³/dで安定しており、また、メタン濃度もほぼ60%で安定して推移した。

この結果、定格負荷条件のもと目標である30日以上の連続運転を大きく上回る122日間の連続運転が達成できた。なお、立ち上げ期間も含めた通算運転日数は、総計283日間となった。

3.3 汚泥減量化効果

2003年9月～12月の連続安定運転期間での物質収支を検討した。物質収支結果を図9に示す。

この結果より長岡浄化センターの濃縮汚泥総発生量のほぼ1/2を実証系で処理しているのので、実証系と従来处理系から発生する脱水汚泥量を比較し、汚泥減量化率を算出した。

汚泥減量化率は、従来处理系と比較して実証系より発生する脱水汚泥量の減量化効果を表すものであり、下記の式で定義する。

$$\text{減量化率} = \frac{\{ \text{従来处理系発生汚泥量} - \text{実証系発生汚泥量} \}}{\text{従来处理系発生汚泥量}} \times 100$$

ここで脱水汚泥含水率については、図10に示すよ

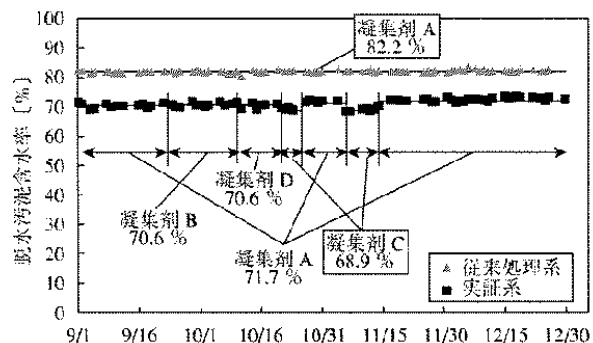


図10 脱水汚泥含水率推移 (凝集剤選定試験合)

うに既設ベルトプレス脱水機を使用し、実証系消化汚泥に最適な凝集剤を選定する試験をおこなった。試験にはメーカーの異なる4種の凝集剤を使用した。

この結果、凝集剤Cは従来品と性状が異なり、薬注率も従来品の1.5～2.0倍必要となったが含水率は他3種にくらべ2%弱下げることが可能であった。よって、今回の減量化率の検討には、凝集剤Cを採用した際の脱水汚泥の含水率を採用した。

従い、従来处理系、実証系より発生する脱水汚泥量は、従来处理系：10.5 t/d、実証系：5.1 t/dであり、汚泥減量化率は52%となった。

$$\{ (10.5 - 5.1) / 10.5 \} \times 100 = 52\%$$

この結果より目標である汚泥減量化率50~60%はほぼ達成できたと考える。

3.4 消化槽省スペース

消化槽における運転条件、運転管理指標を表5に示す。レセルシステムの評価期間にて、この運転条件で運転した結果、運転管理指標である消化汚泥揮発性有機酸が平均500 mg/L、消化汚泥アンモニア濃度が平均3 200 mg/Lではほぼ安定して推移し、消化ガス発生量も従来処理系に比べ、約10%増加した。

また、消化槽攪拌機についても既設攪拌機定格負荷の約60%であり、従来処理系の攪拌機とほぼ同じであること、従来処理系の消化汚泥と粘度がほぼ同じであること（従来処理系：139 mPa・s/レセルシステム：142 mPa・s）からレセルシステム用に取換えずに既設が流用可能であることがわかった。

したがって、消化槽容積1/3にした固形物負荷約3倍の高負荷条件での消化を安定して運転できた。

3.5 消化ガス有効利用量の増加

消化槽から発生する消化ガスは、消化槽の加温用燃料として使用して残ったガスは、余剰ガス燃焼装置で燃焼処分されることが多い。しかし、エネルギー回収の観点からはこの余剰ガスを有効に利用することが望ましい。

余剰ガスを有効利用するに当たっては、年間を通して利用可能量に変動が少ないほうが有利である。従来処理系では、消化ガス使用量が気温の影響を受け季節変動をとまうため、安定利用可能な消化ガス量は限られる。一方、レセルシステムは加水分解用の熱源として消化ガスを使用し、高濃度なものを昇温すること、加熱する容器が小さいことから消化ガス使用量が年間を通して安定している。したがって、安定利用可能な消化ガス量が従来処理に比べて多くなる。

表5 消化槽運転条件/運転管理指標

条件項目	基準	備考
運転条件		
消化槽容積	1 590 m ³	従来処理系の1/3 4 730 m ³ (1次+2次消化槽)
消化汚泥固形物濃度	4.3 %	従来処理系:1.7 %
消化槽固形物負荷	2.4 kg-DS/m ³ ・d	従来処理系の約3倍 0.9 kg-DS/m ³ ・d
消化日数	42 d	従来処理系とほぼ同じ43 d
消化温度	38-39 ℃	
消化槽攪拌機	既設流用	
運転管理指標		
消化汚泥揮発性有機酸濃度	最大5 000 (mg/L)	消化の運転状況確認のため設定
消化汚泥アンモニア濃度	最大4 000 (mg/L)	消化の運転状況確認のため設定

図11に有効利用ガス量の推移を示す。これらの推移のうち、年間を通して安定利用できる最小量は、従来処理系で800 m³/d、レセルシステムでは1 127 m³/dで、レセルシステムは従来処理系にくらべて約1.4倍となる。

レセルシステムは、消化槽容積を1/3にした高負荷な運転であるにもかかわらず、エネルギー回収の観点でも優れたシステムであることが確認できた。

3.6 まとめ

今回の評価により、本システムの安定連続運転性と発生する脱水汚泥の半減化を確認することができ、共同研究の目標をほぼ達成することができた。上記以外の消化槽省スペース化、消化ガス有効利用量の増加等の副次的な効果についても確認でき、本システムの実証は今回の共同研究をとおしてほぼ終了した。

4. 食品廃棄物、畜産廃棄物の高負荷対応メタン発酵処理プロセス

4.1 背景と目的

食品リサイクル法により食品廃棄物対策が求められているが、従来のメタン発酵技術では、

- ① 高濃度窒素含有廃棄物を高温メタン発酵する場合、アンモニア阻害で効率が低下する。
- ② 発酵残さおよび消化液処理工程で発生する余剰汚泥の処分に多大な経費を要する。

という問題を抱えており、メタン発酵技術の普及のブレーキとなっている。

これらの課題に対し、新しい加圧型の膜分離装置と好熱菌を利用した有機性固形物減量化技術を組み合わせ、

- ① 膜分離により発酵槽内微生物濃度を高めると同時にアンモニアの蓄積を防止する。
- ② 好熱菌の作用で発酵残さおよび消化液処理工程で発生する余剰汚泥を大幅に減量する。

ことにより、コンパクトで高効率なメタン発酵プロセスを実現する。

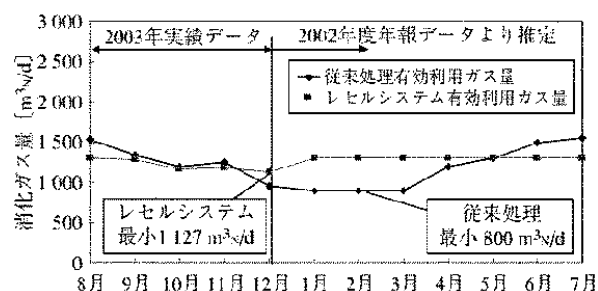


図11 消化ガス有効利用量

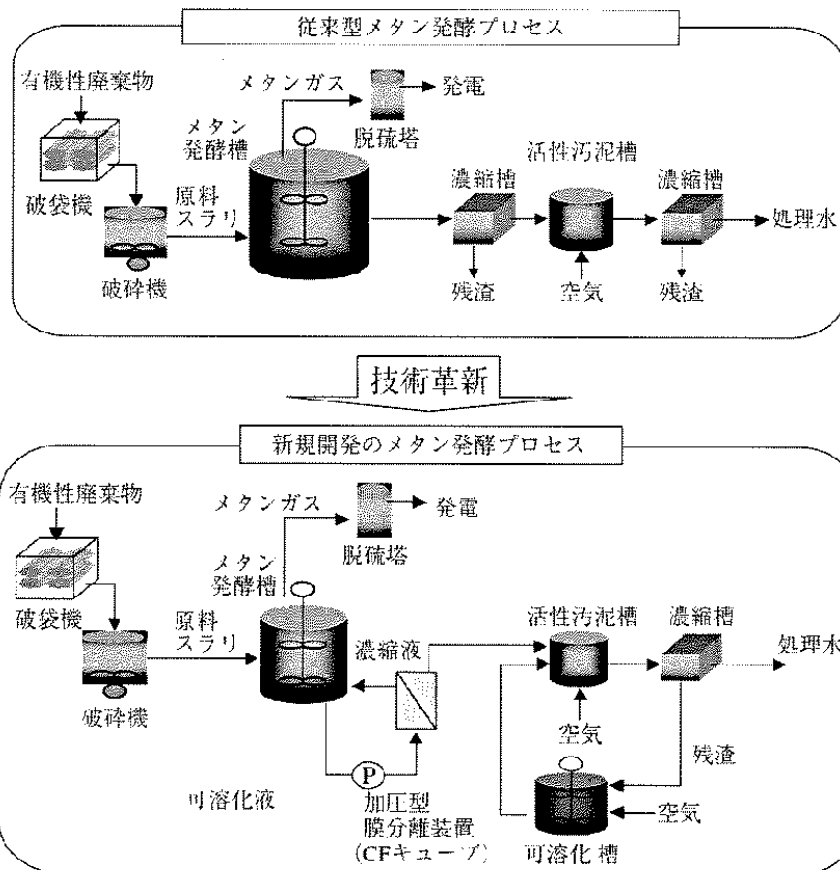


図 12 従来型と開発メタン発酵プロセスの比較

本件は、農林水産技術会議事務局が所管する「農林水産バイオリサイクル研究」の研究課題として、(独)農業・生物系特定産業技術研究機構より、研究委託を受けて実施するものである。膜分離型メタン発酵技術を確立するため、2002年度は、室内実験において発酵液濃縮の効果を確認し、2003年度に、パイロット規模の実験で安定運転を実証することにした。

4.2 開発プロセスの概要

従来型と開発プロセスの比較を図12に示す。従来のFill & Draw型の処理（微生物が汚泥の引抜きにともなって系外に排出されるため、槽内の微生物濃度が低い）をおこなった場合、原料の有機物量、T-N量が過剰になると、メタン発酵槽内のVFA（Volatile Fatty Acid：揮発性脂肪酸）、アンモニア性窒素が高濃度となり、これがメタン生成菌に対して阻害を引き起こす欠点があった。この解決のために、加圧型膜分離装置による汚泥濃縮をおこない、メタン細菌濃度を高めることで、高負荷処理とアンモニア阻害回避を可能とするプロセスを開発する。濃縮汚泥型メタン発酵の利点として以下のことが挙げられる。

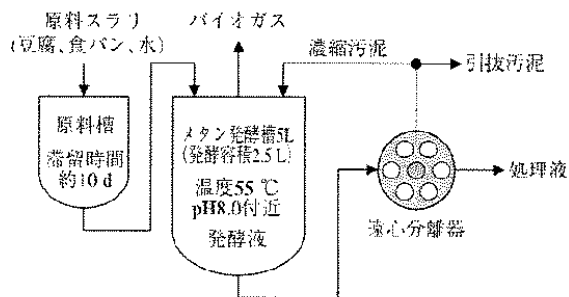


図 13 室内実験フロー

- ① 微生物量増加により発酵速度が向上する。
- ② 高負荷処理（槽のコンパクト化）が可能。
- ③ 菌体当たりのアンモニア負荷が減り、アンモニア阻害を抑制できる。
- ④ 原料廃棄物の濃度や量が変動しても、安定的な処理をおこなえる。
- ⑤ 固形物滞留時間が増加するため、有機物の分解率が向上する。

4.3 室内実験による汚泥濃縮型メタン発酵プロセスの検討

4.3.1 実験方法

図13に実験フローを示す。実験の手順は以下に示

すとおりである。

- ① 豆腐、食パン、水（湿潤重量比6：4：23）をブレンダーで破砕し、原料スラリー（TS約9%、COD_{Cr}約13%）を調製、原料槽に貯留する（原料スラリーには金属栄養源を微量添加）。
- ② 原料槽から間欠的に所定量の原料スラリーをメタン発酵槽（55℃）に投入する。投入は1日数回に分けておこなう（1回約80 mLずつ）。
- ③ 発酵液を週2回所定の水位まで引き抜き、遠心分離（10 000 rpm、5分）する。上澄みは処理液として排出し、沈殿物はサジでほぐしてメタン発酵槽に戻す。

※対照系として、遠心分離をおこなわず、汚泥をそのまま排出した実験もおこなった。

4.3.2 実験結果

表6に非濃縮系、濃縮系の性能比較を示す。濃縮系では、非濃縮系の2.5倍の有機物負荷において運転が可能であり（COD_{Cr}容積負荷20 kg/m³/dで1ヶ月以上運転）、ガス化率も7%向上することがわかった。また、非濃縮系では槽内NH₄-N濃度が2 000 mg/Lを超えるとガス発生が停止したのに対し、濃縮

系では、槽内NH₄-N濃度が2 000~3 000 mg/Lで活性を維持した。このことから、汚泥濃縮によるメタン発酵の効率化、処理の安定化効果を確認することができた。

4.4 パイロット実験

室内実験でえられた結果をもとに、パイロットスケール実験装置を製作した。兵庫県宍粟郡長田産業（株）寿製麺工場内に設置し、主に廃棄麺を対象とした実証実験を実施している。

4.4.1 パイロット装置

パイロット装置のフローを図14に、外観を写真6に、仕様を表7に示す。

表6 室内実験非濃縮系と濃縮系の性能比較

		非濃縮系	濃縮系
運転条件	COD _{Cr} 容積負荷 [kg/m ³ /d]	8	20
	滞留時間 [d]	17	7
バイオガス	ガス発生量 [L/d]	9	25
	ガス化率 [%]	76	83
濃度減少率 (原料スラリー→処理液)	TS [%]	79	82
	VS [%]	82	85
	SS [%]	85	90
槽内NH ₄ -N濃度上限		2 000 mg/L	3 000 mg/L

表7 パイロット実験装置仕様

名称	規格、寸法等	容量
バルブ	騒型 (15 kW×4 P×60 Hz×220 V)	0.5 m ³
原料槽	φ1 000 mm×SH2 700 mm	2 m ³
メタン発酵槽	φ1 500 mm×SH2 900 mm	5 m ³
膜原水槽	φ600 mm×SH1 000 mm	0.2 m ³
膜分離装置	UFキューブPAN製 膜面積1.6 m ²	
活性汚泥槽	φ1 500 mm×SH1 500 mm	2.5 m ³
重力濃縮槽	φ1 000 mm×SH1 100 mm	1 m ³
可溶化槽	φ700 mm×SH1 950 mm	0.7 m ³

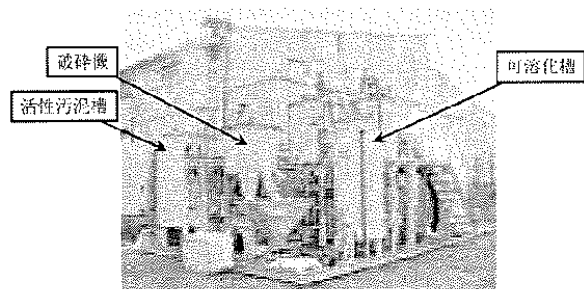


写真6 膜分離型メタン発酵パイロット装置外観

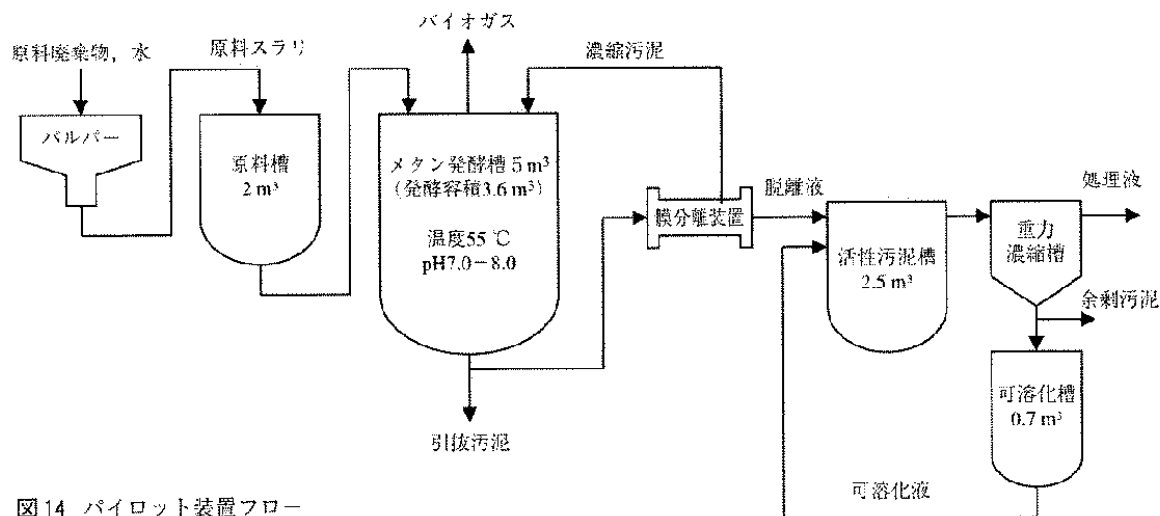


図14 パイロット装置フロー

廃棄物を水で2倍希釈(w/v)し、バルバーでスラリ状に破碎する。原料スラリには金属栄養源を微量添加した。原料槽に一時貯留した原料スラリをメタン発酵槽に投入し、バイオガスを回収する。メタン発酵消化液は膜分離装置において濃縮され、濃縮汚泥はメタン発酵槽に返送される。膜分離液は活性汚泥槽にて排水処理される。余剰汚泥は可溶化槽にて可溶化され活性汚泥槽にて分解される。

4.4.2 運転状況

図15に立ち上げ運転におけるCOD_{Cr}容積負荷とガス発生量の推移を示す。2004年3月までの実験期間中、ガス化率80%をこえる順調な処理が継続している。現在、計画の40%の負荷(COD_{Cr}容積負荷8kg/m³・d)である。表8に原料スラリ200L/d運転時の水質データを示す。TS、VS、COD_{Cr}分解率は80%以上、SS分解率は90%以上の性能が確認された。なお、膜分離装置の運転はまだ間欠的であり、汚泥濃度はまだ約6000mg/Lである。

表8 原料スラリ200L/d投入運転時の水質データ

	原料スラリ	メタン発酵液	分解率
TS	11.8 %	2.3 %	80.5 %
VS	11.0 %	1.6 %	85.5 %
SS	8.4 %	0.6 %	92.9 %
COD _{Cr}	15.8 %	3.0 %	81.0 %

COD_{Cr} 容積負荷 8 kg/m³・d
 滞留時間 18日
 NH₄-N 1500-1800 mg/Lで推移

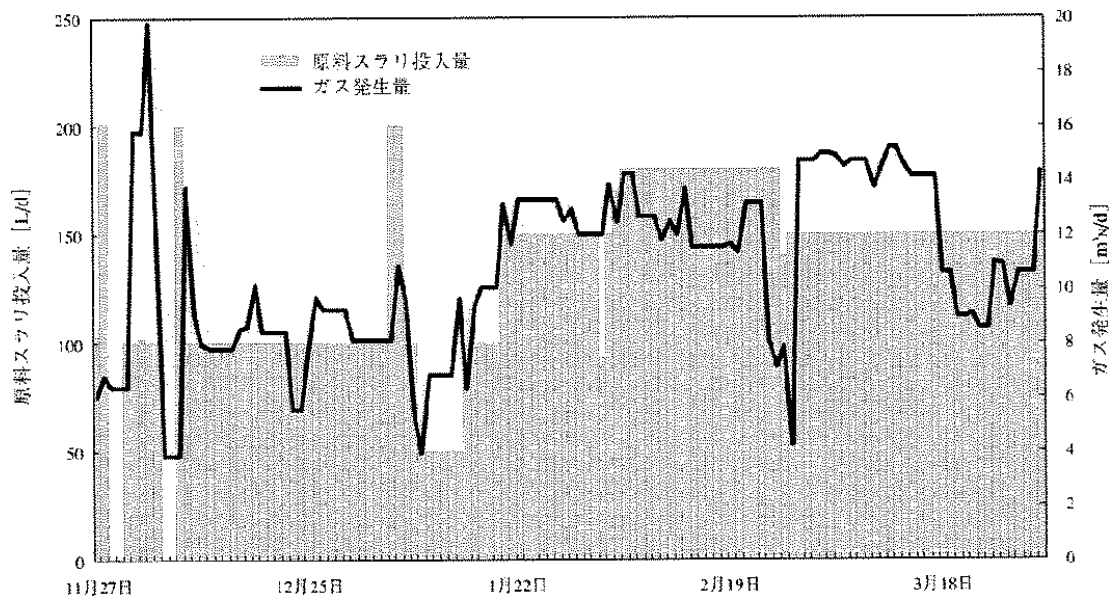


図15 立ち上げ運転状況

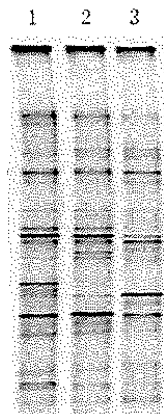
4.5 今後の課題

今後の課題は、

- ① 膜分離装置連続運転により汚泥濃縮をおこない、高負荷、高濃度アンモニア条件下での安定運転を実証する。
 - ② 経済性試算により、膜分離型メタン発酵のトータルプロセスの見極めをおこなう。
- 等に取組んでいく。

5. 分子生物学的手法をもちいた廃水処理装置の診断

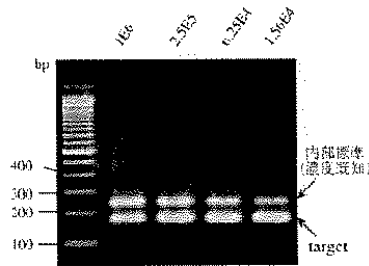
活性汚泥法をはじめとする生物学的廃水処理装置の運転は、主に動力的な手法により管理され、その主役である微生物自体に着目した管理はほとんどおこなわれていない。装置内の微生物量の指標としてMLSSやMLVSSはもちいられてきたが、その中身(何種類の微生物が生息し、それらのなかで処理に寄与する微生物がどれでどれだけ生息するのか)についてはまったく不明としてきた。その理由のひとつとして、廃水処理槽内には多種多様の微生物が生息しているが、従来はこの複合微生物を解析する適切な手法がなかったことがあげられる。近年の分子生物学的手法の進歩により従来ブラックボックスとして扱われてきた装置内の微生物が徐々に明らかになり、それらの情報を排水処理装置の運転管理に適用しようとする機運も高まってきている。本項では、廃水処理設備の微生物のモニタリングにもちいられている主な手法を解説するとともに、当社により実施した解析例についても報告する。



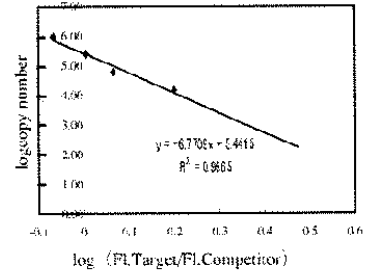
バンド1本1本が1種類の細菌に相当する。サンプリング日の異なる3つのサンプル細菌群集構造が異なる。

図16 DGGE法による活性汚泥の細菌群集構造解析

内部標準の温度



(A) c-PCR産物のアガロースゲル電気泳動



(B) 検量線による定量

図17 qPCR法による微生物の定量例

5.1 微生物の多様性の解析技術

前述のように、処理装置内には種々の微生物が生息するが、その群集構造、つまり、何種類の微生物が生息するかを解析できる技術が開発された。この技術をもちいることにより今まで不可能であった処理槽内の微生物の変遷をモニタリングできるようになり、処理に深くかかわる微生物を特定して運転管理に役立てようとする動きも見られるようになった。

5.1.1 変性剤濃度勾配電気泳動 (Denaturing Gradient Gel Electrophoresis : DGGE)⁴⁾による解析

DGGE法は、細菌の遺伝子 (通常16 SrRNA遺伝子の特定領域 (variable regionと呼ばれる領域で、その配列は細菌種により異なる)) をPCR (Polymerase Chain Reaction) によりターゲットとする遺伝子を増幅したのち、ポリアクリルアミドを支持体とするゲルで電気泳動し、遺伝子の配列の違いにより分離する方法である。図16に活性汚泥を対象に解析した実施例を示す。図中、バーコード状のバンド1本1本が1種類の細菌に相当する。したがって、バンドの数を数えることにより何種類の細菌が生息するかを大まかに知ることが可能である。また、同じ位置のバンドの濃度を比較することにより、その細菌数の変遷を追跡することも可能である。バンドパターンと処理性能や運転条件との関連性を詳細に調査することにより、その指標となる微生物を特定したり、装置の診断や原因の分析も可能になるものと期待される。

5.1.2 Terminal Restriction Fragment Length Polymorphism (T-RFLP)⁵⁾による解析

DGGE法と同様に処理装置のなかの微生物の群集構造を解析する方法である。蛍光標識したプライマーをもちいてPCRをおこない、その増幅産物を制限

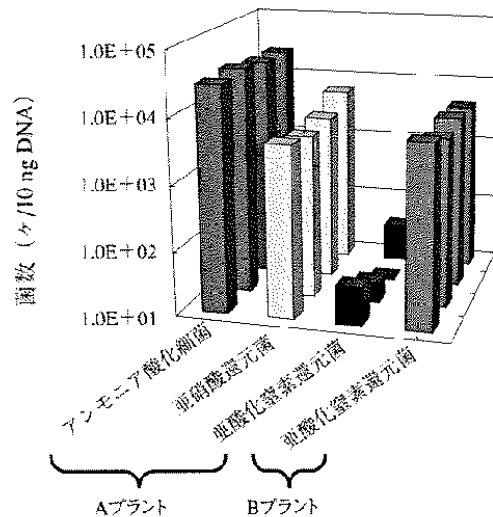


図18 プラント間の硝化菌数と脱窒菌数の比較

酵素で切断して、DNAシーケンサーで分離・検出する方法である。本法の特長として、DGGE法にくらべ迅速であることと、個々のバンドの定量化が可能であること、および、データの共有化が可能であることがあげられる。

5.2 微生物数の定量化技術

上記の技術では、処理層内の微生物量を定量化することは不可能である。最近、PCR法をもちいて槽内の特定の細菌を短時間に精度よく定量する技術が開発され、処理性能と微生物数との関連性を解析することも可能になり、従来のMLSS (MLVSS) を指標にした管理から処理に関与する微生物数を指標にした管理も可能になりつつある。とくに、硝化細菌のように増殖がきわめて遅い微生物を定量するには非常にパワフルな技術であり、従来の最画数法

(MPN法)では2~3ヶ月必要としていたものが3日以内で定量可能となり、今後装置の診断や運転管理に適應されるものと考えられる。

5.2.1 競合PCR法(Competitive PCR (cPCR))⁶⁾

濃度(数)が既知のcompetitorと呼ばれるDNAと同時にPCRをおこない、電気泳動により可視化したのち、competitorとの比較により目的のDNAの量(数)を推定する方法である(図17)。図18にcPCRにより、AプラントとBプラントの活性汚泥中の硝化細菌(アンモニア酸化細菌)と脱窒細菌(亜硝酸還元細菌、亜酸化窒素還元細菌)の定量例を示す。アンモニア酸化細菌数は両プラントともほぼ同じであったが(data not shown)、Aプラントの脱窒細菌(亜酸化窒素還元細菌)はBプラントにくらべ非常に少なく、何らかの対策が必要であることが示唆された。

5.2.2 リアルタイムPCR法

PCRによる目的遺伝子の増幅過程を蛍光検知装置によりリアルタイムで追跡し、そのPCR反応曲線をプロファイリングして定量する技術である。つまり、遺伝子の増幅と定量が同時にできるため、迅速性に優れる利点がある。この技術は医学・獣医学、農学の分野での利用が急速に進んでいるが、この技術を利用して活性汚泥中の硝化菌の定量を実施した報告もあり^{7), 8), 9)} 今後実装置の診断手法として普及するものと思われる。

5.3 今後の展望

分子生物学的手法の適應により、従来まったくブラックボックスであった生物学的排水処理装置内の微生物に関する理解が大幅に向上した。今後、これ

らのデータがさらに蓄積され、共有化されることによりこの技術が装置の診断や運転管理に適應されるものと期待され、当社の商品の付加価値を高めることができるよう検討を進めたい。

むすび

今回は高含水有機性廃棄物の処理技術を中心に紹介してきたが、この処理技術からの生成物である消化ガス、消化残渣の有効利用技術についても並行して開発を進めており、これらを組合わせて総合的な環境ソリューションを提供できる企業を目指し貢献していきたいと考えている。

[参考文献]

- 1) 「余剰活性汚泥の嫌気性消化に及ぼす前熟処理および滞留時間の影響」李玉友、野池達也、水質汚濁研究第12巻2号 1989
- 2) 「浸漬平膜を用いた膜型メタン発酵システムによる生ごみ等有機性廃棄物からのエネルギー回収」師正史、ニューメンブレンテクノロジーシンポジウム2002 (2002)
- 3) 「食品廃棄物の無希釈高速メタン発酵技術の構築」李玉友ら、第12回廃棄物学会研究発表会講演論文集
- 4) Muyzer, G., Waal, E. and Uitterlinden, A. (1993). Appl. Environ. Microbiol., 59, 695.
- 5) Liu, W., Marsh, T. L., Cheng, H. and Forney, L.J. (1997). Appl. Environ. Microbiol., 63, 4516.
- 6) Zimmerman, K. and Mannhalter, J. W. (1996). BioTechniques, 21, 268.
- 7) Hall, S.J. et al., (2002). Wat. Sci. Tech., 46, 267.
- 8) Dionisi, H. M., et al. (2003). Appl. Environ. Microbiol., 69, 6597.
- 9) Harms, G. et al. (2003). Environ. Sci. Technol., 37, 343.