

## し尿系汚泥と生ごみを対象とした メタン発酵実施施設の処理特性<sup>注)</sup>

米 山 豊\* 竹 野 勝 彦\*\* 清 水 紀久夫\*\*  
内 藤 龍 雄\*\* 板 垣 文 夫\*\* 安 原 義 光\*\*  
中 田 六 雄\*\*

### Cogeneration through the processing of Domestic Kitchen Waste and Night Soil Sludge in a Full-scale Sludge Treatment Plant

by Yutaka YONEYAMA, Katsuhiro TAKENO, Kikuo SHIMIZU, Tatsuo NAITO, Fumio ITAGAKI, Yoshimitsu YASUHARA,  
& Mutsuo NAKADA

A sludge recycling and treatment center that makes use of thermophilic methane fermentation from domestic kitchen waste and night soil sludge started operation in Japan in 2000. The characteristics of the raw material (night soil sludge, domestic kitchen waste), the performance of methane fermentation, the effect of recycle flow on the water treatment system and the cogeneration of electric power has been studied by collecting methane fermentation data for two years. During this periods, stable methane fermentation performance was achieved. The highest electrical power generation by methane gas was 2,243 kWh/day. This was equivalent to about 15.3% of the power consumed at the entire sludge treatment plant. Due to the return water flow from the methane fermentation process, the BOD/Kj-N of the activated sludge influent water was lower compared to when there is no recycle flow. Therefore, there was a tendency for the amount of methanol charged into the secondary denitrification tank to increase. However, the cost of this consumed methanol was small compared to the total running costs. Results indicate that is possible to implement a full-scale treatment plant that makes practical use of organic waste.

**Keywords:** Methane fermentation, Full-scale process, Night soil, Septic tank sludge, Household kitchen waste

### 1. はじめに

環境負荷の増大に伴いわが国では、大量生産・大量消費型の経済社会から脱却し、持続的発展が可能な経済社会システムへの転換が求められている。し尿分野においても有機性汚泥をコンポスト、メタン発酵などにより資源回収する循環型処理施設の拡大が急務となっている。一方、一般廃棄物処理は焼却が主流ではあるが、水分の多い生ごみによる燃焼の不安定化、ダイオキシンの発生という問題を抱えており、今後容器包装リサイクル法が軌道に乗れば生ごみ比率は更に増加するものと予測され

る。この中で1997年厚生省（現 厚生労働省）から挙げられた汚泥再生処理構想がある<sup>1)</sup>。これは、し尿や浄化槽汚泥処理技術によって発生する汚泥や生ごみを混合し、メタン発酵によるエネルギー回収や資源としてコンポストなどの回収を図るものである。

実装置化を図る前にいくつかのパイロットプラント規模の実証実験が行われ、生ごみ、し尿系汚泥からのメタン発酵によるエネルギー回収の有用性が確認されている<sup>2~4)</sup>。これらのパイロットプラント実験では、生ごみは事業系からのものを使用した例がほとんどで、一般家庭からの生ごみによるメタン発酵処理の知見は少ない。生ごみの高温メタン発酵処理では、中温メタン発酵に比べて有機物分解率が高く、滞留日数を短くできるなどの長所がある<sup>5)</sup> 反面、メタン菌へのアンモニア阻害を受けやすいため、生ごみ投入濃度を調整する必要がある。また、メタン発酵処理後のアンモニア性窒素を多く含む脱水ろ液の水処理系に及ぼす影響について考慮する必要がある。

\* 環境エンジニアリング事業部 水環境開発センター 水環境プロセス開発室

\*\* 同 同 汚泥再生技術部

\*\* 上越地域広域行政組合

\*\* 上越市下水道センター（元上越地域広域行政組合）

注) 廃棄物学会論文誌 vol.15, No 3, pp.155-164, 2004に掲載された論文に加筆、修正したものである。

このような背景の中、2000年から国内で4箇所、メタン発酵によるエネルギー回収を目的とした汚泥再生処理の実プラントが稼動し始めた<sup>6~9)</sup>。その中の一つに新潟県の上越市で稼動したプラントがある。他のプラントが事業系の生ごみを対象としているのに対し、本プラントは一般家庭の生ごみを収集・分別後、し尿系汚泥と混合しメタン発酵処理している。2000年3月~4月にかけてし尿処理の中温消化汚泥を種汚泥として高温メタン発酵処理に切り替え運転を行い、約2箇月の短期間で立ち上げ運転を完了後、定常運転に入った<sup>10~12)</sup>。約4年間経過した現在もプラントは順調に稼動を続けている。

本論文では、上越市の汚泥再生処理センターにおける約2年間の定常運転データから原料性状（し尿系汚泥、生ごみ）の把握、メタン発酵処理での有機物処理特性の把握、メタン発酵処理系から水処理系への返流水の影響の検討及びガス発電によるエネルギー回収状況の把握を行うことによって、資源有効利用の効果の検証を行った。

## 2. 施設概要

本汚泥再生処理センターは、メタン発酵処理（前処理施設を含む）、汚泥処理、水処理の三つの施設から構成

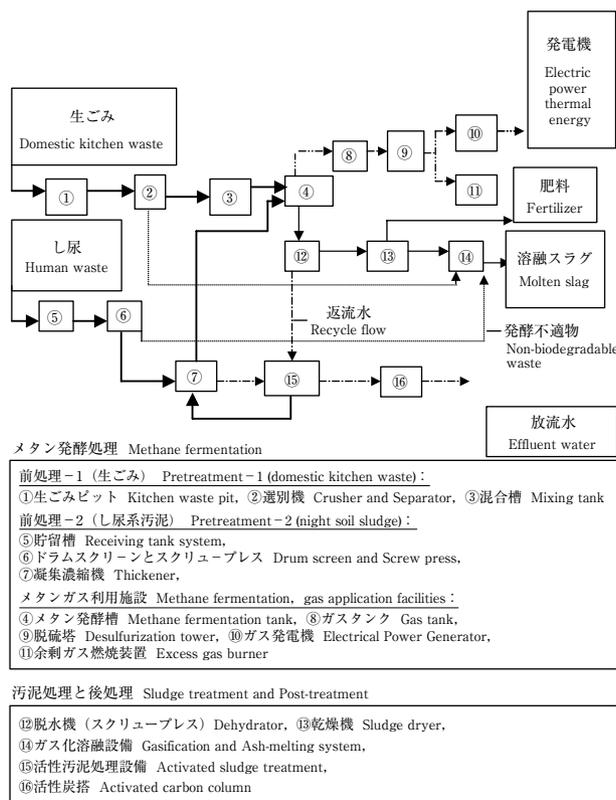


図1 汚泥再生処理センターの処理フロー  
 Fig. 1 Flow sheet of Sludge Pretreatment Center

されている。計画処理量はし尿70 kl/d, 浄化槽汚泥170 kl/d, 家庭からの生ごみ8 t/dである。汚泥再生処理センターの処理フローを図1に示す。

### 2-1 メタン発酵処理施設

メタン発酵処理施設は前処理施設とメタン発酵・ガス利用施設からなる。前処理施設は収集生ごみ中の発酵不適物を分別する前処理施設-1と収集し尿, 浄化槽汚泥を凝集濃縮汚泥と凝集処理水に分離する前処理施設-2からなる。

#### (1) 前処理施設-1

収集された生ごみはピット①に貯留された後、処理量に応じ選別機②によりビニル, プラスチックなどの発酵不適物が除かれた後、混合槽③に移送される。混合槽で加温, 濃度調整が行われた後、メタン発酵槽④に投入される。(以後、混合槽で濃度調整された選別後の生ごみを生ごみと記す)

#### (2) 前処理施設-2

収集し尿, 浄化槽汚泥は貯留槽⑤に貯められた後処理量に応じドラムスクリーン・スクリュープレス⑥で除き後、活性汚泥プロセスの余剰汚泥と共に凝集濃縮機⑦で濃縮汚泥(以後、前記濃縮汚泥をし尿系汚泥と記す)と処理水とに分離され、し尿系汚泥は直接メタン発酵槽に投入される。凝集処理では無機凝集剤(硫酸ばんど, ポリ鉄)ポリマを使用している。

#### (3) メタン発酵槽・ガス利用施設

メタン発酵槽④は有効容量900 m<sup>3</sup>で、滞留日数16日の条件で高温メタン発酵処理を行っている。メタン発酵からの発生ガスはガスタンク⑧に貯留され、脱硫塔⑨で脱硫され、ガス発電機⑩で電気エネルギーに変換された後、場内で使用される。余剰ガスが発生した場合は余剰ガス燃焼装置⑪で燃やされる。

### 2-2 汚泥処理施設

汚泥処理施設はメタン発酵処理水を脱水, 乾燥する施設と乾燥汚泥, 前処理施設で発生する発酵不適物を処理するガス化溶融施設からなる。メタン発酵処理後の排出汚泥はスクリュープレス⑫で脱水処理され、脱水ケーキは乾燥機⑬で含水率40%にした後、一部肥料として利用され、その他の乾燥汚泥は生ごみ選別機②から出るビニル, プラスチックとし尿, 浄化槽汚泥のドラムスクリーン・スクリュープレス⑥から出るしきなどの発酵不適物と共に、ガス化溶融設備⑭で溶融スラグとなり、建設材料などに有効利用される。

### 2-3 水処理施設

水処理施設では前処理施設-2からのし尿系排水(凝

集処理水)とメタン発酵処理からの脱水ろ液を処理する。メタン発酵処理の脱水ろ液はほかの場内雑排水と混合され、し尿系排水(し尿、浄化槽汚泥及び余剰汚泥の凝集処理水)と共に活性汚泥処理設備⑮でBOD、窒素が処理される。活性汚泥処理設備は脱窒素槽261 m<sup>3</sup>、硝化槽397 m<sup>3</sup>、第2脱窒素槽185 m<sup>3</sup>、再曝気槽466 m<sup>3</sup>の2系列ある。液中膜で分離された活性汚泥処理水は活性炭塔⑯で色度、COD成分が除去された後放流される。

### 3. 調査項目と調査方法

#### 3-1 し尿系汚泥及び生ごみの性状

有機物濃度〔VTS(強熱減量)、CODcr〕、窒素、リンの性状及び有機物組成(炭水化物、たんぱく質、脂質)などを調査した。し尿系汚泥は汚泥投入ポンプの出口側、生ごみは混合槽で採取し、それぞれ分析を行った。生ごみには粒径の大きな固形分が多いため、ミキサで細かく破碎し均一にした後に分析に用いた。

#### 3-2 メタン発酵処理特性

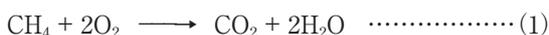
投入有機物量とガス発生量の変化、メタン発酵処理における有機物、窒素の処理変化、投入有機物量と発生メタンガス量の関係などを中心に調査を行った。

し尿系汚泥と生ごみは別々にメタン発酵槽に投入させるため、メタン発酵原水の性状〔TS(蒸発残留物)、CODcrなど〕はし尿系汚泥と生ごみそれぞれの分析結果と投入量からの計算値とした。メタン発酵処理水は槽中央部にある循環ポンプ出口から採取した。発生ガス量は横河電機の渦流式流量計で測定した。発生ガスは脱硫塔の前後で適時採取して分析すると共にガス発電機前に設置したメタン濃度計(ドレッサー製ルーツガス流量計DJ200SSM型)で自動測定を行った。

#### 3-3 メタン発酵処理におけるし尿系汚泥と生ごみの有機物分解率

各月の全有機物負荷量に占めるし尿系汚泥由来の有機物(VTS、CODcr)負荷の割合と有機物分解率及びCODcr換算のメタンガス量の関係について検討した。

CODcr換算のメタンガス量(以後、メタンガス発生率と記す)は(メタンガスをCODcr換算した値)/(投入CODcr)とした。メタンのCODcr当量は(1)式によった。



#### 3-4 メタン発酵処理系からの返流水の水処理系に及ぼす影響

##### 3-4-1 し尿系排水とメタン発酵処理系からの返流水及び放流水性状

し尿排水はし尿、浄化槽汚泥、余剰汚泥を凝集処理したものであり、メタン発酵処理系からの返流水はメタン発酵処理水の脱水ろ液とほかの場内排水が混合した雑排水であり、放流水は活性炭処理後のものである。各水質の主な分析項目はpH、M-アルカリ度、SS、BOD、CODcr、Kj-N、NH<sub>4</sub>-N、NO<sub>x</sub>-N、PO<sub>4</sub>-Pである。

水処理にはし尿系の凝集処理水とメタン発酵からの返流水が流入するため、両者の水質分析を行い、水処理原水性状はそれぞれの水質分析結果と水量からの計算値とした。

##### 3-4-2 活性汚泥処理における窒素収支

活性汚泥プロセスに流入した全窒素は第1脱窒素槽と第2脱窒素槽から窒素ガス、余剰汚泥からKj-N及び処理水から残存NO<sub>x</sub>-Nとして排出されるとした。余剰汚泥による窒素排出量は余剰汚泥発生量(kg/d)×余剰汚泥中の窒素含有率(-)により算出した。第2脱窒素槽の除去窒素量はメタノール消費量と脱窒素で消費されるBOD量をBOD/N比3.0<sup>13)</sup>として算出した。第1脱窒素槽のN除去量は(2)式により算出した。

$$\begin{aligned} \text{第1脱窒素槽のN除去量} = \\ \text{流入N} - (\text{処理水N} + \text{第2脱窒素槽除去N} \\ + \text{余剰汚泥排出N}) \dots\dots\dots(2) \end{aligned}$$

#### 3-5 ガス発電によるエネルギー回収

ガス発電量とディーゼル発電量の月変化及び日変化を調査した。月変化は各月の積算値を日単位の平均値として表示した。日変化は、メタンガス発生量が多く正常値を示した2001年11月12日～11月26日の2週間のデータを表示した。

#### 3-6 分析方法

CODcrはHACH社製のCODcr濃度計、VFAは液体クロマトグラフィー及びHACH分析計(Esterification Method)、炭水化物はフェノール硫酸法(グルコース基準)、たんぱく質は有機体窒素×6.25、脂質はn-ヘキサン:イソプロパノール=5:3の溶媒抽出後重量法にてそれぞれ測定し、その他の分析はJIS K 0102及び下水試験方法に準拠した。

## 4. 結果と考察

#### 4-1 し尿系汚泥及び生ごみ性状

し尿系汚泥及び生ごみ性状を表1に示す。平均値で見

表1 し尿系汚泥と生ごみの性状

Table 1 Characteristics of thickened night soil sludge and domestic kitchen waste

	し尿系汚泥 Thickened night soil sludge		生ごみ Domestic kitchen waste	
	範囲 Range	平均 Average	範囲 Range	平均 Average
pH (-)	4.7~7.9	6.6	4.0~5.9	4.5
TS (g/l)	56~112	80	77~207	141
VTS (g/l)	43~90	63	62~184	118
CODcr (g/l)	59~139	98	107~348	193
S-CODcr (g/l)	0.5~7.2	2.4	12~111	83
NH <sub>4</sub> -N (g/l)	0.01~1.48	0.22	0.27~1.60	0.77
Kj-N (g/l)	3.17~6.37	4.35	2.38~7.47	5.14
PO <sub>4</sub> -P (g/l)	0.001~0.089	0.011	0.28~1.60	0.69

S-CODcr : 溶解性CODcr (1.0 μメンブレンフィルタによるろ過水)  
soluble CODcr (filtrated by 1.0 μ membrane filter)

るとし尿系汚泥はTS濃度 80 g/l, VTS濃度 63 g/l, CODcr濃度 98 g/l, S-CODcr濃度 2.4g/l, NH<sub>4</sub>-N濃度 0.22 g/l, Kj-N濃度 4.35 g/l, PO<sub>4</sub>-P濃度 0.011 g/lである。また、生ごみはTS濃度 141 g/l, VTS濃度 118 g/l, CODcr濃度 193 g/l, S-CODcr濃度 83 g/l, NH<sub>4</sub>-N濃度 0.77 g/l, Kj-N濃度 5.14 g/l, PO<sub>4</sub>-P濃度 0.69 g/lである。生ごみの有機物濃度はし尿系汚泥の約2倍であった。

し尿系汚泥と生ごみの構成物質の割合を図2に示す。このデータは2001年2月~11月の期間に4回分析した平均値である。し尿系汚泥のTS濃度 78 g/lに対する各物質の割合は、無機物 22%, 炭水化物 30%, たんぱく質 35%, 脂質 12%, その他 1%であった。その他は乳酸, 酢酸, プロピオン酸などの有機酸を含んでいる。し尿系汚泥は貯留槽での酸発酵を行わず、直接メタン発酵槽に投入したため有機酸の割合は低かった。

生ごみのTS濃度 142 g/lに対する各物質の割合は無機物 19%, 炭水化物 22%, たんぱく質 20%, 脂質 12%, その他 27%であった。その他の割合が高いのは生ごみ貯留ピットで酸発酵が進み、乳酸を主体とした有機酸が多く含まれているためである。したがって、既報の生ごみの物質割合と比べると炭水化物の割合が低くなっている<sup>14)</sup>。生ごみのCODcr中、約50%が溶解性物質のS-CODcrでS-CODcr中約50%が乳酸, 酢酸などの有機酸が占めていた。

#### 4-2 メタン発酵処理成績

##### 4-2-1 投入有機物負荷とメタンガス発生量の変化

メタン発酵槽へのし尿系汚泥と生ごみの投入量, し尿系汚泥と生ごみのVTS濃度, し尿系汚泥と生ごみの投入VTS量及びメタンガス発生量の変化を図3に示す。

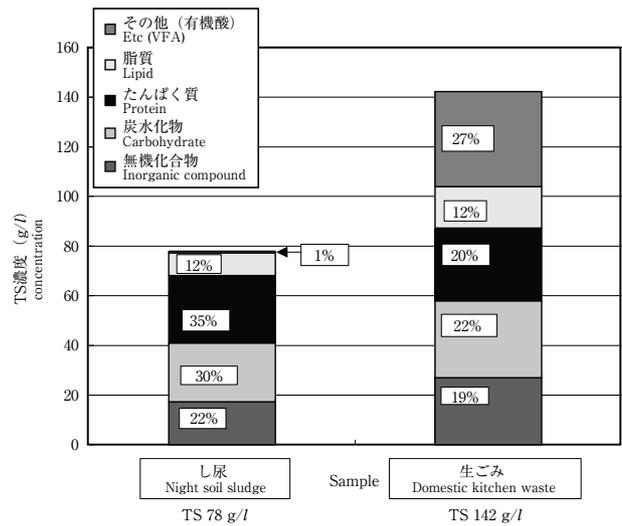


図2 し尿系汚泥と生ごみの成分構成  
Fig. 2 Composition of night soil sludge and domestic kitchen waste

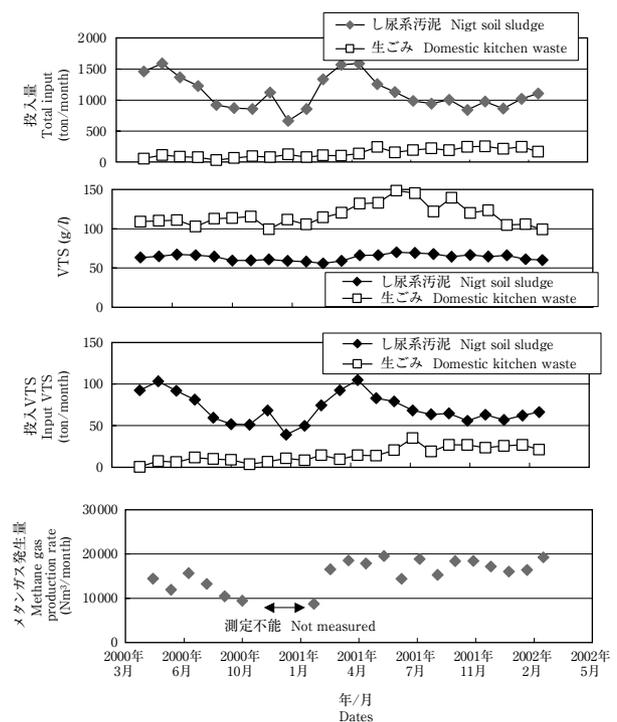


図3 メタン発酵処理経過  
Fig. 3 Profile of methane fermentation

し尿系汚泥の投入量は冬期に減り、4月頃から増える傾向にある。これはこの地域に冬期積雪が多く、浄化槽汚泥の搬入がしにくいいため、雪どけ後の4月~7月に収集が増加するものと考えられる。生ごみ投入量は2001年6月までが100 t/月前後あり、それ以降は200 t/月前後に増加している。これは同時期に上越市の生ごみ収集が始

まり、生ごみ搬入量が増加したことが影響している。

し尿系汚泥のVTS濃度は60 g/l前後で一定値を示しており、生ごみのVTS濃度は100～140 g/lの範囲であった。し尿系汚泥のメタン発酵槽へのVTS負荷量は前述のように投入量に影響し、冬期に減り、4月頃から増える傾向にある。生ごみのメタン発酵槽へのVTS負荷量は生ごみ量の増加に従い、徐々に増加する傾向にあった。

メタンガス発生量は2000年9月～2001年2月の期間減る傾向にある。これはし尿系汚泥の投入量が減ったためと考えられる。2000年11月～2001年1月の期間はガスメータ故障のためガス量測定不能であったが、ガス量は少なかったことが予測される。

2001年4月からはメタンガス発生量は30000 m<sup>3</sup>/月(1000 m<sup>3</sup>/d)前後に増加した。この結果は生ごみ投入量増加と対応している。

#### 4-2-2 メタン発酵処理成績

生ごみはし尿系汚泥に比べてメタン発酵での有機物分

解率は高く、メタンガス発生量は多くなる。そこで、メタン発酵処理の安定した2000年10月以降で、生ごみ投入量の少ない期間(2000年10月～2001年6月：以下期間-1と記す)と生ごみ投入量の多い期間(2001年7月～2002年3月：以下期間-2と記す)に分けてメタン発酵処理成績をまとめた。結果を表2に示す。

期間-1では汚泥投入量37 m<sup>3</sup>/d、生ごみ投入量3.2 m<sup>3</sup>/d、VTS負荷3.6kg/(m<sup>3</sup>・d)、滞留日数22日の条件で原水のVTS濃度66 g/lに対し、処理水のVTS濃度34 g/l、VTS除去率48%であり、ガス発生量766 m<sup>3</sup>/dであった。また処理水のS-CODcr濃度6 g/l、VFA濃度0.9 g/l (asCODcr)、NH<sub>4</sub>-N濃度1.5 g/lであった。

期間-2では汚泥投入量32 m<sup>3</sup>/d、生ごみ投入量6.7 m<sup>3</sup>/d、VTS負荷4.2 kg/(m<sup>3</sup>・d)、滞留日数19日の条件で原水のVTS濃度75 g/lに対し、処理水のVTS濃度36 g/l、VTS除去率52.4%であり、ガス発生量1000 m<sup>3</sup>/dであった。また処理水のS-CODcr7.3 g/l、VFA濃度1.3 g/l (asCODcr)、NH<sub>4</sub>-N濃度2.0 g/lであった。

両期間を比較すると、し尿系汚泥投入量は同じであるが、生ごみ投入量は期間-2は増加している。このためガス発生量も期間-2は期間-1に比べて約1.3倍に増加している。一方、メタン発酵処理水水質面では、処理水S-CODcr濃度、VFA濃度は両期間ほぼ同じ値を示している。一方、原水のNH<sub>4</sub>-N濃度は0.3 g/lに対し、処理水のNH<sub>4</sub>-N濃度は1.5 g/lから2.0 g/lの範囲で変化した。

また、生ごみ投入量の多い期間において、メタン発酵処理水NH<sub>4</sub>-N濃度は2.0 g/l以上に増加しているが、55℃の高温メタン発酵処理のアンモニア阻害はpH7～8、NH<sub>4</sub>-N濃度2.5 g/lから3.0 g/l以上で起こると言われていることより<sup>15)</sup>、本プラント運転ではアンモニア阻害はなかったものと考えられる。このように約2年間を通じ安定したメタン発酵処理が得られている。

#### 4-3 し尿系汚泥と生ごみの有機物分解率

ベンチ実験と違い実装置では、し尿系汚泥と生ごみは混合してメタン発酵されるため、し尿系汚泥、生ごみ個々のメタン発酵処理での有機物分解率を求めることは困難である。ここで、各月の全有機物負荷量に占めるし尿系汚泥由来の有機物(VTS, CODcr)負荷の割合と有機物(VTS, CODcr)メタンガス発生率の関係について整理した。

し尿系汚泥の占めるVTS負荷の割合とVTS分解率の関係を図4に示す。し尿系汚泥の占めるCODcr負荷の割合とCODcr分解率の関係を図5に示す。また、し尿系汚泥の占めるCODcr負荷の割合とメタンガス発生率

表2 メタン発酵処理性能 (平均)  
Table 2 Methane fermentation performance (average)

	期間1 2000年10月～2001年6月 Period1 Oct.00～Jun.01		期間2 2001年7月～2002年3月 Period2 Jul.01～Mar.02	
	原水流入 In	処理水排出 Out	原水流入 In	処理水排出 Out
VTS負荷 (kg/m <sup>3</sup> ・d) VTS load	3.6		4.2	
CODcr負荷 (kg/m <sup>3</sup> ・d) CODcr load	6.4		7.2	
し尿系汚泥投入量 (m <sup>3</sup> /d) Night soil sludge	37		32	
生ごみ (m <sup>3</sup> /d) Domestic kitchen waste	3.2		6.7	
滞留日数 (d) HRT	22		19	
メタンガス発生量 (m <sup>3</sup> /d) Gas production rate	776		1000	
メタンガス濃度 (v/v%) Methane gas concentration	60		60	
PH (-)	-	7.7	-	7.8
M-アルカリ度 (g/l) M-alkalinity	-	7.4	-	10
TS (g/l)	83	48	94	52
VTS (g/l)	66	34	75	36
CODcr (g/l)	98	53	115	56
S-CODcr (g/l)	9.0	6.0	16.4	7.3
NH <sub>4</sub> -N (g/l)	0.3	1.5	0.3	2.0
有機体窒素 (g/l) Organic-N	4.0	2.5	4.2	2.2
有機酸 (g/l 酢酸) VFA (g/l as acetic acid)	-	0.9	-	1.3

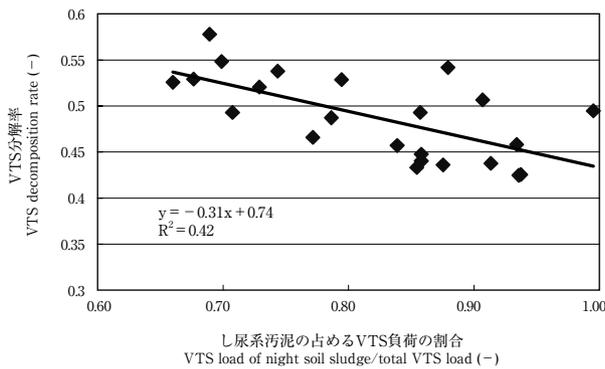


図4 し尿系汚泥の占める VTS 負荷の割合と VTS 分解率の関係  
Fig. 4 Correlation between ratio of VTS load of night soil sludge to total VTS load ratio and VTS decomposition rate

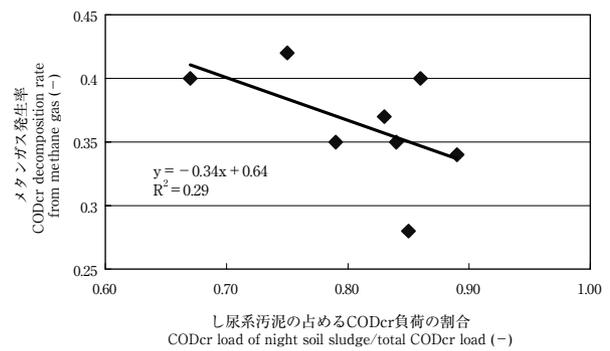


図6 し尿系汚泥の占める CODcr 負荷の割合とメタンガス発生率の関係  
Fig. 6 Correlation between ratio of CODcr load of night soil sludge to total CODcr load ratio and methane production rate based on CODcr

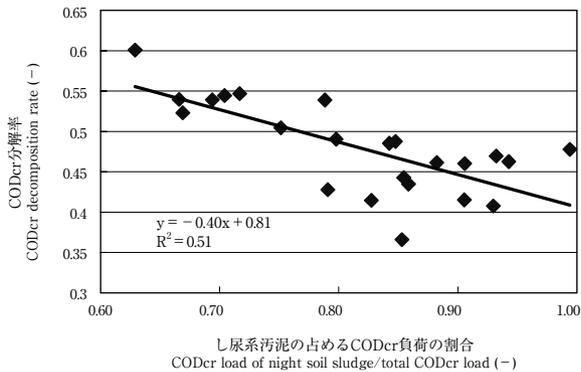


図5 し尿系汚泥の占める CODcr 負荷の割合とメタンガス発生率の関係  
Fig. 5 Correlation between ratio of CODcr load of night soil sludge to total CODcr load ratio and CODcr decomposition rate

表3 し尿系汚泥のメタン発酵分解率およびガス発生率の推定  
Table 3 Estimation of methane fermentation decomposition and gas production rate of night soil sludge

	し尿系汚泥 Night soil sludge
VTS 分解率 VTS decomposition rate	(-) 0.44
CODcr 分解率 CODcr decomposition rate	(-) 0.40
ガス発生率 Gas production rate based on CODcr	(-) 0.30

の関係を図6に示す。し尿系汚泥の占める VTS 負荷の割合と VTS 分解率 (図4) でみると、し尿汚泥 VTS 割合が0.7の時 VTS 分解率0.52, し尿汚泥 VTS 割合が0.9の時 VTS 分解率0.46であり、し尿系汚泥の割合が高くなるに従い VTS 分解率は低くなっている。この傾向はし尿系汚泥の占める CODcr 負荷の割合と CODcr 分解率の関係 (図5), し尿系汚泥の占める CODcr 負荷の割合とメタンガス発生率の関係 (図6) も同様であった。

次に、し尿系汚泥の割合が1.0 (生ごみ0) の時の有機物分解率をし尿系汚泥の有機物分解率として各図の近似線からし尿系汚泥のメタン発酵処理での有機物分解率を推定した。結果を表3に示す。し尿系汚泥の有機物分解率は VTS で0.44, CODcr で0.40, メタンガス発生率で0.30であった。パイロットプラント実験ではメタン発酵でのメタンガス発生率はし尿系汚泥で0.30, 浄化槽汚泥で0.35であった<sup>2)</sup>。パイロットプラント実験結果と前記推定

値を比較すると、し尿系汚泥 (浄化槽汚泥とし尿系汚泥との混合したもの) 分解率の推定値はパイロットプラント結果に比べるとやや低いものの近い値を示している。

#### 4-4 水処理に及ぼす返流水の影響

生ごみはメタン発酵処理で有機物の大半はメタンガスに変換される反面、たんぱく質の分解に伴い、NH<sub>4</sub>-Nの生成が多くなり、メタン発酵処理系の返流水が水処理に流入すると、水処理系の BOD/N 比は低くなる。ここでは、生ごみ投入量の多くなった期間-2 (2001年7月~2002年3月) のメタン発酵からの返流水の水処理に及ぼす影響について検討した。

##### 4-4-1 水処理原水性状と返流水性状及び放流水性状

し尿系排水とメタン発酵処理系の返流水性状, 水処理原水性状と及び放流水性状を表4に示す。また, 水処理原水中の BOD, 窒素のし尿排水とメタン発酵からの返流水の割合を図7に示す。

し尿排水の BOD 濃度 2260 mg/l, Kj-N 濃度 840 mg/l, メタン発酵処理系からの返流水の BOD 濃度 460 mg/l, Kj-N 濃度 630 mg/l である。返流水中の BOD 及び Kj-N

表4 後処理の水質 (2001年7月~2002年3月)  
Table 4 Characteristics in the post-treatment (July 2001 ~ March 2002)

	し尿排水 Night soil wastewater	メタン発酵 処理からの 返流水 Recycle flow from methane fermentation	水処理原水 for activated sludge Raw wastewater	最終流出水 Final effluent
Q (m <sup>3</sup> /d)	311	113	424	416
SS (mg/l)	3500	870	2800	< 1
BOD (mg/l)	2260	460	1780	1.0
Kj-N (mg/l)	840	630	790	-
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	480	570	510	< 1
NOx-N (mg/l)	-	-	-	24.6
PO <sub>4</sub> -P (mg/l)	40.2	8.5	31.8	1.8

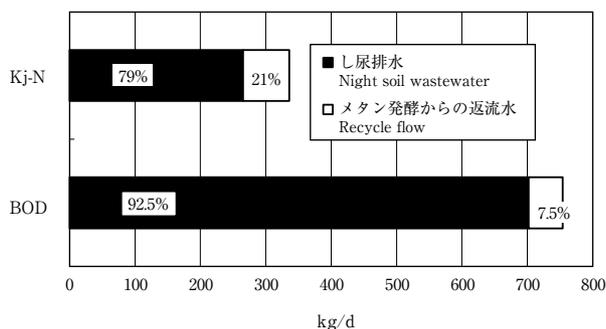
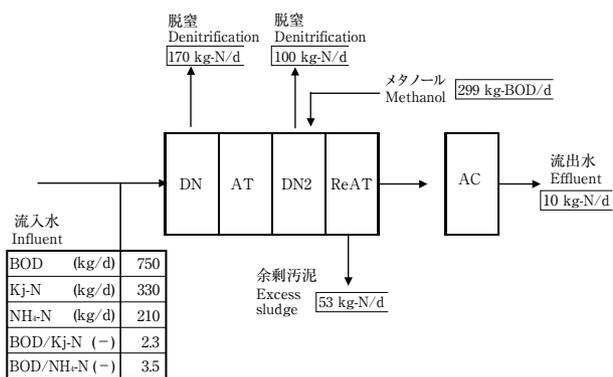


図7 水処理原水中のBOD, 窒素のし尿排水とメタン発酵からの返流水の割合  
Fig. 7 Influent BOD and Kj-N

の割合は処理原水に対してそれぞれ、7.5%及び21%であり、BODに比べ返流水による窒素の負荷割合が高い傾向にあった。したがって、BOD/N比 ( $750/330 = 2.3$ ) は返流水を含まない場合 ( $700/260 = 2.7$ ) に比べて低くなっている。このため、水処理において生物学的脱窒素処理を行う上で、BOD源が不足し第2脱窒素槽でのメタノール消費量が多くなった。しかし、全体のランニングコストに占めるメタノール消費コストは2%であり、返流水の流入によるメタノール添加量の増加は全体コストへの影響はわずかであった。

水処理原水(し尿排水と返流水の混合したもの)はSS濃度2800 mg/l, BOD濃度1780 mg/l, Kj-N濃度790 mg/l, NH<sub>4</sub>-N濃度510 mg/lに対し、最終放流水のSS濃度1 mg/l以下, BOD濃度1.0 mg/l, NH<sub>4</sub>-N濃度1 mg/l以下, NOx-N濃度24.6 mg/lである。本処理施設のT-N保証値は25 mg/lであり、窒素処理目標値に応じて第2脱窒素槽でのメタノール量を調整した運転を行っており、目標に近い窒素処理水質が得られている。



DN: 脱窒素槽 Denitrification tank AT: 硝化槽 Nitrification tank  
DN2: 第2脱窒素槽 Secondary denitrification tank  
ReAT: 再曝気槽 Reaeration tank AC: 活性炭塔 Activated carbon column

図8 返流水のある場合の活性汚泥処理における窒素収支 (2001年7月~2002年3月)

Fig. 8 Mass balance of nitrogen for activated sludge in case of recycle flow (July 2001 ~ March 2002)

#### 4-4-2 活性汚泥処理における窒素収支

メタン発酵からの返流水が混合することで、活性汚泥処理での窒素処理に影響を及ぼしているかを明らかにするために、窒素収支の概算値を求めた。図8に活性汚泥プロセスにおける窒素収支を示す。流入T-N333 kg/dに対し、処理水T-N10 kg/dであり、97%以上の窒素が系内で除去されている。活性汚泥処理での窒素除去の内訳を見ると、第1脱窒槽で170 kg-N/d、第2脱窒槽で100 kg-N/d、余剰汚泥で53 kg-N/d処理され、第2脱窒槽でメタノールが299 kg/d消費されている。余剰汚泥として排出された窒素分を除いた系内での窒素除去量は270 kg/dであり、BOD/N比は  $(754 + 299)/270 = 3.9$  であった。脱窒素に必要なBOD/N比は理論的には2.86<sup>12)</sup>と言われているが、し尿系排水中にはSS性BOD成分が含まれていることなどを考慮すると前記数値は妥当な値と考えられる。

#### 4-5 ガス発電によるエネルギー回収

本プラントではメタン発酵槽で発生したメタンガスを脱硫後ガス発電機で電気エネルギーに変換している。ガス発電機は200 kWのもので、発生メタンガス量が足りない場合はディーゼル発電機に切り替えて発電を行っている。また、メタン発酵槽の加温エネルギーは発電による余熱で十分賄えている。月ごとのガス発電、ディーゼル発電状況を図9に示す。2000年5月~2001年2月の期間はメタン発酵槽からのメタンガス発生量が少なかったため、ガス発電量500~1000 kWh/dであった。2001年3月以降はガス発電量は1500~2200 kWh/dとなり約2倍に増加した。これは生ごみなどの投入量が増えメタン

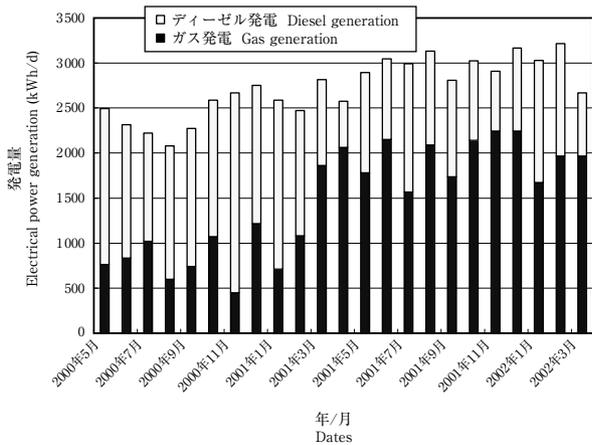


図9 月ごとのガス発電，ディーゼル発電状況  
Fig. 9 Monthly changes in electrical power generation

ガス発生量が増加したためである。この時期よりガス発電量はディーゼル発電量より多くなり，ガス発電量の総発電量に占める割合は10%以上になり，最大15.3%（2001年11月）に達した。

メタンガス発生量の多かった2001年11月12日～11月26日の2週間のデータを図10に示す。し尿汚泥，生ごみのメタン発酵槽への投入は週末にはないため，メタンガス発生量は減り，ガス発電からディーゼル発電に切り替わっている。11月15日，11月16日及び11月22日にはガス発電量3000 kWh以上が得られ，ガス発電の稼働が100%となった。この結果，場内使用電力量の2割を賅うことができた。

このように，メタン発酵によるエネルギー回収は順調に行われ，有機性廃棄物（し尿系汚泥と生ごみ）の有効利用が可能となった。

### 5. おわりに

し尿系汚泥と生ごみを対象にした汚泥再生処理センターにおける高温メタン発酵処理設備の約2年間の運転結果から以下の知見が得られた。

- (1) し尿系汚泥性状はTS濃度80 g/l, VTS濃度63 g/l, CODcr濃度98 g/l, S-CODcr濃度2.4 g/l, NH<sub>4</sub>-N濃度0.22 g/l, Kj-N濃度4.35 g/lであり，生ごみ性状はTS濃度141 g/l, VTS濃度118 g/l, CODcr濃度193 g/l, S-CODcr濃度83 g/l, NH<sub>4</sub>-N濃度0.765 g/l, Kj-N濃度5.14 g/lであった。生ごみは貯留ピットにおいて酸発酵が進行するため，乳酸を主体とした有機酸が有機物の1/4を占めていた。
- (2) メタン発酵処理の安定した2000年10月以降で，生

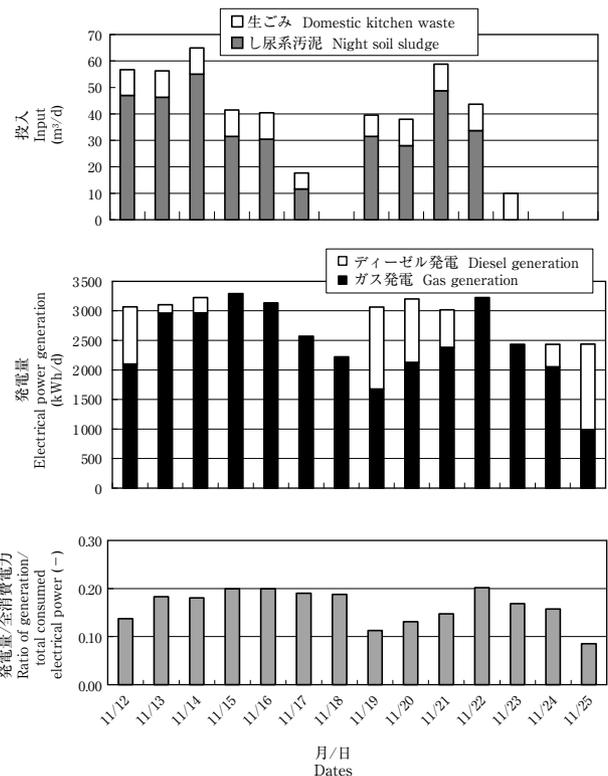


図10 発電量の変化（2001年11月12日～25日）  
Fig. 10 Time course of electrical power generation (12th ~ 25th November 2001)

ごみ投入量の少ない期間-1と生ごみ投入量の多い期間-2に分けてメタン発酵処理成績をまとめたところ，メタンガス発生量は期間-2は期間-1に比べて約1.3倍に増加した。メタン発酵処理水のS-CODcr濃度，VFA濃度は両期間ほぼ同じ値を示しており，約2年間を通じ安定したメタン発酵処理が得られた。

- (3) 全有機物負荷量に占めるし尿系汚泥由来の有機物（VTS, CODcr）負荷の割合と有機物分解率及びメタンガス発生率の関係について検討した結果，し尿系汚泥の割合が多くなるに従い，有機物（VTS, CODcr）分解率は低くなった。し尿汚泥のメタン発酵処理での有機物分解率を推定したところ，有機物分解率はVTSで0.44, CODcrで0.4, メタンガス発生率で0.30であった。
- (4) 生ごみ投入量の多い期間-2について，水処理系へのメタン発酵処理系の返流水の影響を検討したところ，返流水の割合はBODで7.5%, Kj-Nで21%であり，BOD/N比は2.3（返流がない場合2.7）であり，返流がない場合に比べて低くなっていた。このため第2脱窒素槽のメタノール添加量が多くなった。しかしメタノール増加量は全体のコスト面からみると影響は

わずかであった。

- (5) 生ごみなどの投入量が増え、メタンガス発生量が増加した2001年4月以降はガス発電量の総電力量に占める割合は10%以上になり、最大15.3% (2001年11月)に達した。し尿系汚泥と選別後生ごみによるメタン発酵によるエネルギー回収は順調に行われた。

#### 参考文献

- 1) 厚生省水道環境部環境整備課:今後のし尿処理施設のあり方, 都市清掃, 第50巻, 第220号, pp.430-431 (1997)
- 2) 米山 豊, 石田健一, 山田紀夫, 中森良洋, 鈴木芳郎:メビウスプロセス実証試験装置による有機性廃棄物のメタン発酵処理, エバラ時報, 第185号, pp.11-20 (1999)
- 3) 菊地 理, 毛塚博明, 久芳良則:REMシステム, 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.36-39 (2001)
- 4) 坂上正美, 藤田雅人, 土井知之:リネッサシステム(2段発酵システム)について, 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.40-44 (2001)
- 5) 李玉友, 佐々木宏, 鳥居久倫, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫:生ごみの高濃度消化における中温と高温処理の比較, 環境工学研究論文集, 第36号, pp.413-421 (1999)
- 6) 清水紀久夫:汚泥リサイクルパークの紹介, 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.46-49 (2001)
- 7) 早川豊雄:「くり～んひる西部」の事例, 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.50-54 (2001)
- 8) 長谷川久清:東蒲原広域衛生組合「奥阿賀汚泥再生センター」, 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.55-57 (2001)
- 9) 片山芳明:生駒市エコパーク21(衛生処理場), 都市清掃, 第54巻, 第244号, pp.58-61 (2001)
- 10) 竹野勝彦, 矢野 聡, 大塚江里:メタン発酵によるし尿処理技術【新潟県上越地域広域行政組合の実施例】, 第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集, pp.274-276 (2000)
- 11) 米山 豊, 竹野勝彦:し尿系汚泥と生ごみを対象とした実施施設規模のメタン発酵処理, 第38回下水道研究発表会講演集, pp.701-703 (2001)
- 12) 清水紀久夫, 米山 豊, 竹野勝彦:し尿系汚泥と生ごみを対象としたメタン発酵処理, 新潟県上越地域広域行政組合の実施例, 第23回全国都市清掃研究発表会講演論文集, pp.391～393 (2002)
- 13) 栗林宗人編:下水道実務講座7 高度処理と再利用, 山海堂, p.193
- 14) 李玉友, 佐々木宏, 奥野芳男, 関廣二, 上垣内郁夫:生ごみの高温メタン発酵に及ぼす投入濃度の影響, 環境工学研究論文集, 第35巻, pp.29-39 (1998)
- 15) 船石圭介, 山下耕司, 佐々木宏, 李玉友:有機性廃棄物の高濃度メタン発酵に及ぼすアンモニアの影響, 第36回日本水環境学会年会講演集 p.416 (2002)

