# 〈研究発表〉

# 高速メタン発酵システムの制御技術

富内 芳昌1,森 豊2,清水 康次3 水田 健太郎4

- 1)メタウォーター(株) R&Dセンター (〒290-8511 市原市八幡海岸通7番地, E-mail: tomiuchi-yoshimasa@metawater.co.jp)
- <sup>2)</sup>メタウォーター㈱ R&Dセンター(〒290-8511 市原市八幡海岸通7番地,E-mail: mori-yutaka@metawater.co.jp)
- <sup>3)</sup>メタウォーター(㈱ R&Dセンター(〒290-8511 市原市八幡海岸通7番地, E-mail: shimizu-yasuji@metawater.co.jp)
- <sup>4)</sup>日本下水道事業団 技術開発研修本部 技術開発部 (〒335-0037 戸田市下笹目 5141, E-mail: Kentarou-Mizuta@jswa.go.jp)

#### 概要

有機性廃棄物処理とバイオマスエネルギーの利用の面から、メタン発酵が注目されている。従来技術より、高速処理を可能とすることで、プラントコストとランニングコストを抑えることが可能となるが、同時に、安定した処理を行うためには、制御が必要不可欠となる。そこで、高温メタン発酵時に問題となる有機物負荷の過剰投入を防止するガス発生量による自動制御、アンモニア阻害の防止制御、亜硝酸型硝化脱窒制御について、実証試験の結果も踏まえて発表する。

キーワード:高温メタン発酵,ガス発生量制御,アンモニア濃度制御,亜硝酸型硝化脱窒法

# 1. 高速メタン発酵システム

#### 1.1 高速メタン発酵システムの概要

# (1) はじめに

廃棄物の削減とバイオマスエネルギー利用の観点から、これまであまり利用されていなかった食品廃棄物や下水汚泥などの有機物からエネルギー回収できるメタン発酵技術が見直され、各社から様々な新技術が開発されている。しかし、現時点において日本国内では、普及しているとは言い難い。これは、経済的な理由が主な原因だと考えられるが、広い設置スペースを必要とすることや、運転管理が煩雑で安定稼動が比較的難しいことが課題として挙げられる。

当社では、従来に比べてコンパクトで高効率、かつ安定性に優れたメタン発酵システムを開発してきた。メタン発酵には、発酵槽における有機物の滞留日数(HRT)が20~40日程度の中温発酵と、10~20日程度の高温発酵があるが、システムの設置スペースをできる限り小さくすることを狙いとして、運転管理は難しいが高速処理が期待できる湿式高温発酵プロセスを採用した。また、発酵槽内には嫌気性微生物を付着させることを目的として固定床担体を充填し、汚泥滞留日数(SRT)を延ばしている。さらに、従来のメタン発酵システムは、発酵槽内の温度制御を除いて、発酵プロセスの特別な制御を行わないことが多いが、当社では微生物の増殖速度を解析した結果に基づいた発酵制御を実施している。これらの技術によりHRTを5日以

下に短縮し、プラント設備の大幅なコンパクト化と低 コスト化を実現した。本発表では、開発した高速メタ ン発酵システムにおける制御技術と、それらを用いて 学校給食残渣や下水汚泥を処理するパイロットプラン トにおける実証試験の結果も併せて報告する。

## (2) 発生バイオガス量による投入負荷制御

Fig.1 に自動発酵制御の概念を示す。投入有機物量から得られるバイオガスの増加量や減少量から微生物の活性を予測し、予測結果の差異から最適な有機物負荷量を投入するように制御する。

## (3) 電気伝導度によるアンモニア性窒素濃度制御

高温発酵では、アンモニア阻害濃度は中温発酵のおよそ半分である。食品残渣などで、窒素含有量の多い廃棄物を対象とした場合、発酵槽内のアンモニア濃度が上昇し、発酵阻害が生じる。そこで、この阻害を抑制するために発酵槽内の電気伝導度を常時監視することで槽内のアンモニア性窒素(NH4-N)を計測し、濃度上昇が起きた場合には、発酵槽を直接希釈する、もしくは、廃棄物の水希釈量を増加する制御を実施した。

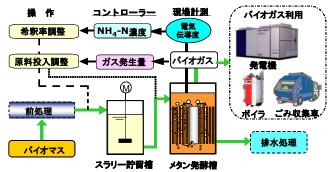


Fig.1. 高速メタン発酵における自動制御

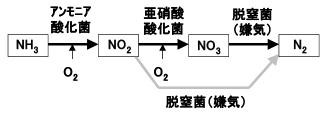
#### 1.2 亜硝酸型硝化脱窒法

#### (1) はじめに

メタン発酵槽から排出されるメタン発酵廃液の処理 では、発酵廃液中に高濃度で含まれる窒素分の除去が 必要である。そこで、亜硝酸型硝化脱窒法を開発した。 この方法は、微生物の働きにより発酵廃液に含まれる NH<sub>4</sub>-N を好気条件下で酸化して亜硝酸性窒素とし、生 成した亜硝酸性窒素 (NO<sub>2</sub>-N) を嫌気条件下で還元す ることで、窒素(N<sub>2</sub>)として除去する方法である。従来 は NO<sub>2</sub>-N をさらに酸化して硝酸性窒素(NO<sub>3</sub>-N)とし た後に脱窒していたので、亜硝酸型硝化脱窒法に比べ、 曝気空気量が多い、反応時間が長いなどの欠点があっ たが、この方式を採用したことで、設備のコンパクト 化と運転費の低減を実現した。

#### (2) 亜硝酸型硝化脱窒法の原理

亜硝酸型硝化脱窒法のフローを Fig.2 に示す。活性汚 泥の中には、NH4-Nから NO2-Nを生成するアンモニ ア酸化細菌と、NO<sub>2</sub>-N から NO<sub>3</sub>-N を生成する亜硝酸 酸化細菌が混在している。ふたつの細菌のうち、アン モニア酸化細菌の増殖速度が亜硝酸酸化細菌より大き くなるように間欠曝気槽の液温度を 30℃に制御し、 pH 変化を利用して亜硝酸酸化細菌がウオッシュアウ トする条件で運転制御を行う。



# ▶ 従来の生物的硝化脱窒法 亜硝酸型硝化脱窒法

Fig.2. 亜硝酸型硝化脱窒法のフロー

## (3) pHによる亜硝酸硝化の終了検知制御

pH 制御による曝気時間の制御結果を Fig.3 に示す。

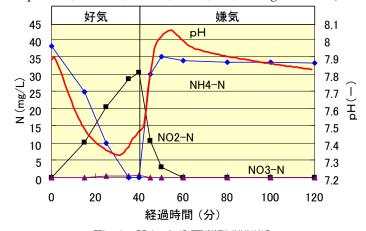


Fig.3.pH による亜硝酸型制御 NH<sub>4</sub>-N が酸化されて NO<sub>2</sub>-N に変化する工程では、

酸が増加するため pH が低下する。NO2-N への移行が 終了した後は、液中の重炭酸イオンと H+との中和反応 のみが進行するため pH が上昇に転じる。この変化点 を捉えて、空気曝気を停止し、停止後にメタン発酵槽 から発酵液を投入するサイクルを繰り返す。

曝気終了時には NH4-N が減少し、NO2-N に変化し ているのがわかる。この変化を捉えて、好気条件から 嫌気条件へと移行させることで、NO3-N に移行するこ となく処理することが可能である。この後、投入され るメタン発酵廃液中にはNH<sub>4</sub>-Nが含まれているため、 pHは上昇する。

# 実証試験

# 2.1 学校給食残渣での実証試験

(財)廃棄物研究財団の廃棄物処理技術開発支援事業 として、東京都日野市クリーンセンター内に学校給食 残渣を対象とした 0.4 t/日のパイロットプラントを 設置し、2003年12月から2005年4月までの約1年 半、日野市と共同で実証実験を行った。プラントのプ ロセスフローを Fig.4 に、実証試験プラントの全景写 真を Photo.1 に示す。



Photo.1. パイロットプラント全景

日野市内の小学校から排出される給食残渣を用いて 実証試験を行った。小学校から集められた給食残渣は、 粉砕分別機で φ 10mm 以下に粉砕するとともに、ビニー ル袋などの発酵不適物を除去し、投入した生ごみに対 し重量比で1~1.5倍の水を加えてスラリー化する。生 ごみスラリーをメタン発酵槽に所定量投入し、HRT4 日で嫌気性発酵させた。嫌気性発酵で発生したバイオ ガスは、発酵槽加温用の温水を生成するボイラの燃料 として利用し、余剰ガスは余剰ガス燃焼装置で燃焼・ 大気放出した。一方、発酵残渣である発酵廃液は、亜 硝酸型間欠曝気式活性汚泥処理で処理したのち下水放 流した。また、間欠曝気槽から排出される余剰汚泥の 一部を80℃で可溶化した後、メタン発酵槽へ返送した。

Fig.5 に生ごみ処理量と発生ガス量の経時変化を示

す。立ち上げ期間中は、自動負荷上昇制御で運転を行い、約20日で定格負荷まで到達した。また、途中12日間の停止期間後の再立ち上げにおいては、約15日間で立ち上がり、計約200日間の実証運転を行った。

運転期間中の各滞留日数における結果を Table.1 に示す。運転期間を通して安定した処理が可能であった。この実証試験で発生したバイオガス量は、平均 176 Nm³/t-生ごみ(平均 905 Nm³/t-VS)で、回収したバイオガスのメタン濃度は約 63%であった。

前処理ユニット

Table.1 パイロットプラント実証試験結果

項目	過負荷	定格	低負荷
滞留日数	3.2 日	4.0 日	8.0 目
CODer 負荷	31	27	15
	kg/m3•d	kg/m3•d	kg/m3•d
CODer 分解率	79%	83%	91%
ガス発生量	860	990	910
	Nm³/t-VS	Nm³/t-VS	Nm³/t-VS

廃液処理ユニット

## ガス浄化・利用ユニット ガスホルダー 余剰ガス 燃焼装置 脱硫塔 学校給食厨芥 生ごみ回収 凝集混和槽 □□ 希釈水 重力沈殿槽 処理水 脱水機 第1発酵槽 第2発酵槽 間欠曝気槽 熱交 污泥可 換器 脱水汚泥 調整槽 粉砕分別機 溶化槽 濃縮汚泥

Fig.4. 実証試験プラントのプロセスフローシート

メタン発酵ユニット

## □ごみ処理量 ○生ごみ当りのガス発生量 ■発生ガス量

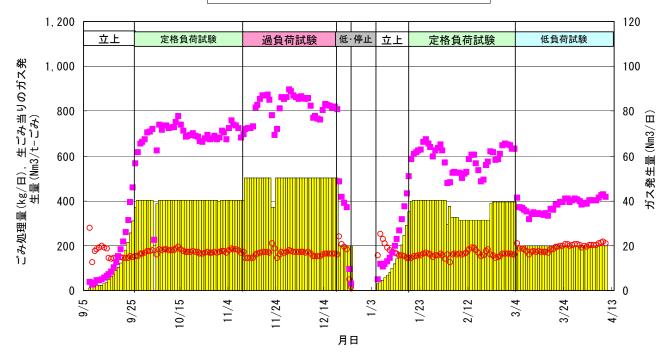


Fig.5. ごみ処理量とバイオガス発生量

Fig.6に、返送汚泥を希釈水として用いて、メタン発酵槽の電気伝導度(=NH4-N濃度)を制御する応答実験の結果を示す。設定値した電気電導度となるように、返送汚泥量が変化することで、発酵槽の電気伝導度(=NH4-N濃度)を制御できる。

#### ■ 電気伝導度 ◆ 汚泥返送量 ▲ スラリー量

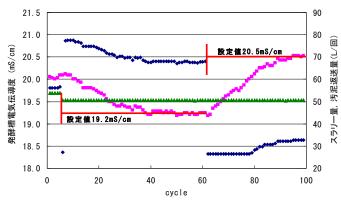


Fig.6 電気伝導度による汚泥返送量の自動制御

実証期間中の発酵液中の  $NH_4$ -N と電気伝導度の推移を Fig.7 に示す。

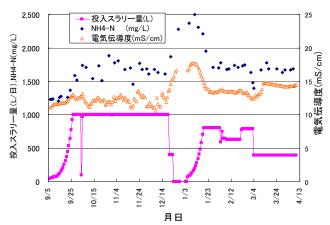


Fig.7 発酵液中の NH<sub>4</sub>-N と電気伝導度の推移

期間中を通じて、電気伝導度から、NH<sub>4</sub>-N を、アン モニア阻害を生じる濃度(約 2,500mg/L)以下になる よう希釈制御することで、安定した発酵を継続できた。 運転期間中の亜硝酸型硝化脱窒槽の好気終了時(亜硝 酸酸化終了時)の水質分析結果を Fig.8 に示す。

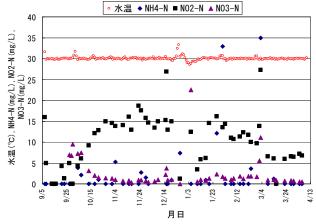


Fig.8. 好気終了時の水質分析結果

NO<sub>3</sub>-N の濃度が低いことから、NO<sub>2</sub>-N の形態を保ったまま脱窒工程へ移行していることが分かる。試験終了後に、弊社千葉工場に移設し、さらに学校給食残渣を用いた実証試験を継続した。この実証試験でも同様な結果が得られた。のべ運転日数は1,000日を超え、長期の安定性と信頼性を確認した。

## 2.2 下水汚泥での実証試験

2007 年 4 月より日本下水道事業団殿と共同で、下水汚泥を対象とした本システムの適用を検討しており、Fig.9 に示すような小規模処理場に適したコンパクトな下水汚泥等からのエネルギー回収利用技術の開発を目指している。

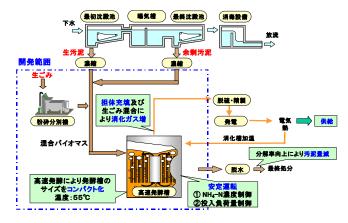


Fig.9 下水汚泥エネルギー回収技術開発の内容

このプラントのメタン発酵処理においても、同様の制御を実施している。現在、稼働中の熊本県八代北部浄化センターでパイロットプラント実証試験では、Table.2 に示す分解特性が得られ、高速処理を達成している。

Table.2 パイロットプラント実証試験結果

対象基質	初沈汚泥	混合汚泥	初沈汚泥+ 生ごみ
消化日数	5 日	10 日	5 日
VS 分解率	58%	55%	68%
ガス発生量	590	540	650
	Nm³/t-VS	Nm³/t-VS	Nm³/t-VS

#### 参考文献

- 1) 清水・他: "富士電機における高速メタン発酵技術の開発"、燃料電池、Vol.7, No.4(2008)
- 2) 清水・他: "高速メタン発酵システムの開発"、クリーンエネルギー、Vol. 18, No. 5 (2009)