

(5) 高温・中温のハイブリッドフローによる オゾン処理嫌気性消化プロセスの高効率化

小松 和也^{1*}・安井 英斉¹・李 玉友²・野池 達也³

¹栗田工業株式会社 開発本部 (〒329-0105 栃木県下都賀郡野木町川田五丁山1-1)

²東北大学大学院工学系研究科 (〒980-8579 宮城県仙台市青葉区荒巻字青葉6-6)

³日本大学大学院総合科学研究科 (〒102-0073 東京都千代田区九段北4-2-1)

* E-mail: kazuya.komatsu@kurita.co.jp

下水汚泥の嫌気性消化にオゾン処理と固液分離を付加したオゾン処理嫌気性消化プロセスの消化率向上、オゾン消費量の低減を目的として、消化速度の高い高温消化条件への適用を試みた。余剰汚泥を供試した負荷 $0.9 \sim 1.0 \text{ kgTVS/m}^3 \cdot \text{day}$ の条件において、高温条件では、中温条件に比べ、VSS成分の可溶化がより進み、オゾン消費量が18%低減された。しかし、溶解性の高分子有機成分が多く残存し、ガス化率は向上しなかった。この高分子有機成分は、中温条件において、中温汚泥に存在する微生物によって分解、ガス化された。この結果に基づき、遅分解性のオゾン処理汚泥を高温消化の微生物を利用して速やかに分解し、残留する溶解性有機成分を後段の中温消化槽でガス化させる、高温・中温のハイブリッドフローを考案した。このフローにより、高温条件と同等の少ないオゾン消費量で、固液分離性を悪化させることなく、中温条件より8.1%高い78.6%の消化率が得られることを確認した。

Key Words : anaerobic digestion, mesophilic, ozonation, thermophilic, thermophilic-mesophilic phased flowscheme

1. はじめに

地球温暖化問題は、人類の生存基盤に関わる最も重要な環境問題の一つであり、地球温暖化問題についての国際的な枠組みである「京都議定書」(1997年に採択)では、日本は2008～2012年の二酸化炭素等の温室効果ガス排出量を1990年比で6%削減することが国際的な責務となっている¹⁾。このような中、新エネルギーの積極的な導入推進を図るべく「新エネルギー利用等の促進に関する特別措置法」が1997年に制定され、2002年1月には新エネルギーとして「バイオマス」が新たに加えられた。バイオマスは、エネルギー利用過程において二酸化炭素の発生量を増加させないため、温室効果ガス発生量削減に貢献するエネルギー資源として、利用拡大が大いに期待されている²⁾。

我が国の下水処理施設から発生する汚泥は、乾燥重量換算で年間200万トン以上と推計されており、有望なエネルギー資源と位置づけられている。2002年12月に閣議決定された「バイオマス・ニッポン総合戦略」でもそ

の有効利用を推進していくことが述べられている³⁾。

嫌気性消化プロセスは、下水汚泥の減量、安定化処理法として従来から広く採用されており、300以上の施設において、国内で発生する汚泥のおよそ30%が処理されている⁴⁾。嫌気性消化に伴い発生するメタンは回収して発電燃料として有効利用することができ、既に多くの嫌気性消化施設が稼働していることから、下水汚泥からエネルギーを生産することは、他のバイオマスを利用するよりも社会的条件は整っていると考えられる。

しかしながら、現状の下水汚泥の嫌気性消化プロセスでは汚泥有機物のメタン転換率は50%程度に留まっている。これは、下水汚泥のVSS成分に生物分解されにくい特質があるためと指摘されており⁵⁾、この点に着目して、嫌気性消化に際し、汚泥を何らかの方法で前処理することでVSS成分の分解を高めようとする考え方があ⁶⁾。この前処理には、オゾン処理、微生物処理、物理処理、化学処理等の方法が考えられており、中でもオゾン処理は、汚泥の前処理として極めて効果的な方法であると報告されている^{7,8,9,10,11,12)}。我々は、これまでに下

水汚泥の嫌気性消化プロセスにおいて、消化汚泥をオゾン処理して汚泥の VSS 成分を分解されやすい形に改質して消化槽に戻すとともに、消化汚泥を固液分離して消化槽の汚泥滞留時間を長くすることで、消化率の向上、汚泥発生量の減量効果が得られることをベンチスケールおよびフルスケールの試験により確認してきた^{13,14)}。

このオゾン処理嫌気性消化プロセスについて、今後、下水汚泥処理施設に期待される、下水汚泥からの積極的なエネルギー生産、および、下水汚泥と食品廃棄物などのその他のバイオマスとの集約的処理などによる嫌気性消化槽の高負荷化¹⁵⁾に対応するため、微生物活性の高い高温消化反応に焦点を当てた試験を行った。この供試汚泥には、現在の下水汚泥嫌気性消化施設において処理されている最初沈殿汚泥、余剰汚泥、および、今後、下水汚泥とともに集約的処理することが期待されるその他のバイオマスの中で、比較的分解しにくいと考えられる余剰汚泥を用いた。その結果得られた高温消化と中温消化の特性の違いに基づき、高温消化微生物によってオゾン処理汚泥を高速で加水分解するステージと、高温の加水分解反応で残留する溶解性高分子成分を中温微生物によって効率的にメタンに転換するステージの2つを組み合わせた高温・中温のハイブリッドフローを開発することができた。本論文では、この高温・中温のハイブリッドフローの開発経過について報告する。

2. 試験方法

2.1. ベンチスケール連続試験による消化性能の実証

試験装置のフローを図1に示す。試験装置は、槽容量1 m³の嫌気性消化槽、消化汚泥の固液分離用の遠心濃縮機、消化汚泥のオゾン処理装置などから構成される。オゾン処理嫌気性消化プロセスにおける中温消化と高温消化の性能比較を行ったRun 1では、嫌気性消化槽を33～35℃に維持した中温系と、53～55℃に維持した高温系の2系列の運転を同時に行った。Run 1の試験条件を表1に示す。嫌気性消化槽の種汚泥として、中温系ではT下水処理施設の中温消化汚泥を、高温系ではM下水処理施設の高温消化汚泥をそれぞれ用いた。T下水処理施設の加圧浮上濃縮後の余剰汚泥を同量ずつ定期的に嫌気性消化槽に投入し、消化汚泥を引き抜くことなく固液分離のみ行う運転を約5ヶ月間行った。固液分離には遠心濃縮機を用い、カチオン性高分子凝集剤を添加して消化槽に返送する濃縮汚泥と系外に排出する分離液を得た。

嫌気性消化槽内の汚泥濃度が50 g/Lを超えた時点から、消化汚泥のオゾン処理を開始した。オゾン処理は、2系列ともに、1日あたり消化槽保有汚泥量の約1/50にあた

る消化汚泥をオゾン反応槽に連続的に供給し、常温で、オゾンガス（オゾン濃度 約150 g/Nm³）と接触させて行った。オゾン反応率（オゾン反応槽内で消費されるオゾン量とオゾン反応槽に供給される汚泥量の比）は、Goelらの嫌気性消化汚泥のオゾン処理における最適オゾン反応率を検討した結果^{11,12)}を参考にして、0.03 gO₂/gTVSとした。以後、嫌気性消化槽の汚泥濃度が70 gTS/Lを超えない程度に維持されるように、適宜汚泥の引き抜きを行った。

高温・中温のハイブリッド系の性能確認を行ったRun 2では、Run 1の2系列の嫌気性消化槽を直列に連結し、前段を53～55℃の高温に、後段を33～35℃の中温に維持した。Run 2の試験条件を表2に示す。供試汚泥を後段の中温消化槽に投入し、中温消化槽の消化汚泥を固液分離して投入量に見合った分離液を排出するとともに、Run 1と同じ条件でオゾン処理を行い、オゾン処理汚泥を高温消化槽に投入した。高温消化槽からは、投入したオゾン処理汚泥と同量の消化汚泥を引き抜き、中温消化槽に投入した。

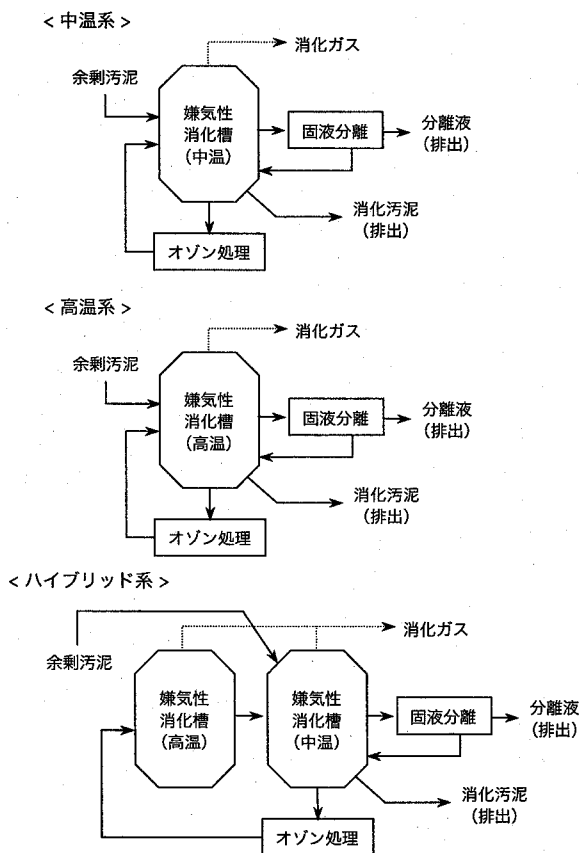


図1 試験装置のフロー

Run 1、2を通じて、供試汚泥、および、消化槽内の汚泥、系外に排出される分離液のTVS濃度を測定し、TVS成分の収支を求めた。分離液については孔径 1 μ mのガラス繊維濾紙を用いてVSS濃度を測定し、TVS濃度とVSS濃度の差を溶解性有機成分濃度とした。

消化槽内の溶解性COD成分の分子量分画は、消化汚泥を遠心分離した上澄液を孔径 0.45 μ mのフィルターで濾過した濾液について、分画分子量 10,000、50,000、200,000のUFで濾過し、それぞれの濾液のCOD_G濃度を測定して行った。

消化汚泥の菌相解析は、微細なビーズを用いて微生物細胞を物理的に破壊するビーズビーダー法により消化汚泥から抽出したDNAについて行った。真正細菌に特異的なプライマー (35fGC/517r) を用いてPCRを行い、増幅した真正細菌のDNAをDGGEにより泳動させて複数のバンドに分離した。得られた各バンドを切り出してシーケンスを行い、系統解析を行った。

表1 Run 1の試験条件

	中温系	高温系
消化槽汚泥量 (L)	915	910
水理学的滞留時間 (HRT) (day)	27	24
TVS負荷 (kg/m ³ ·day)	0.92	0.95
投入汚泥TVS/TSS比 (-)	0.82-0.84	0.82-0.84
消化槽温度 (°C)	33-35	50-53
オゾン処理量 (L/day)	21	20
オゾン反応率 (gO ₃ /gTVS)	0.03	0.03

表2 Run 2の試験条件

	高温槽	中温槽
消化槽汚泥量 (L)	850	860
水理学的滞留時間 (HRT) (day)	30	
TVS負荷 (kg/m ³ ·day)	0.88	
投入汚泥TVS/TSS比 (-)	0.82-0.84	
消化槽温度 (°C)	54	33-35
オゾン処理量 (L/day)	-	32
オゾン反応率 (gO ₃ /gTVS)	-	0.03

2.2. 回分試験による消化汚泥溶解性COD成分の分解、ガス化の検討

ベンチスケール試験装置の嫌気性消化槽より採取した消化汚泥 (中温系、高温系) および、それらを等量ずつ混合した消化汚泥を、35°C、55°Cの恒温槽内に維持して、溶解性COD_G濃度 (遠心分離後の上澄液を孔径 0.45 μ mのフィルターで濾過した試料のCOD_G濃度)、ガス発生量の変化を求めた。

3. 試験結果および考察

3.1. 中温消化と高温消化の性能比較

オゾン処理を開始して3ヶ月が経過し、運転がほぼ定常に達したと見なされた以降の1ヶ月間におけるTVS成分の収支を表3に示す。表3は、それぞれについて、1日あたりの消化槽単位容積あたりの平均値として示している。投入汚泥量から槽内蓄積量、引抜汚泥量、分離液からの排出量 (SS性) を除いた固形性有機物の可溶化率は、中温系の79.8%に対し、高温系では85.3%となり、5.5%向上していた。

表3 TVS成分の収支

	中温系	高温系
投入汚泥量 ①	915 (100%)	947 (100%)
槽内蓄積量 ②	-7 (-0.8%)	45 (4.8%)
引抜汚泥量 ③	149 (16.3%)	17 (1.8%)
分離液からの排出量 (SS性) ④	43 (4.7%)	78 (8.2%)
(溶解性) ⑤	85 (9.3%)	179 (18.9%)
固形性有機物の可溶化量 ①-(②+③+④)	730 (79.8%)	808 (85.3%)
有機物のガス化量 ①-(②+③+④+⑤)	645 (70.5%)	629 (66.4%)

(単位: gTVS/m³·day)

しかしながら、高温系では分離液の溶解性有機成分が中温系の2倍以上排出されており、有機物のガス化率では、中温系の70.5%に対して、66.4%とむしろ低くなった。実際、消化槽内の溶解性COD_G濃度は、図2に示すように、高温系ではオゾン処理開始前から中温系より1,000 mg/Lほど高く推移しており、溶解性有機成分が残存する傾向が見られた。オゾン処理を開始すると、中温系、高温系のいずれも増加したが、高温系の方がより顕著で、定常状態では中温系の3,000 mg/L前後に対し、5,000 mg/L前後で推移していた。そこで、槽内の溶解性COD成分の分子量分画を行ったところ、図3に示すように、高温系で高くなった溶解性COD成分の多くは、分子量50,000以上の高分子成分であることがわかった。有機酸濃度はいずれの系も200 mg/L未満であったため、有機酸の蓄積がガス化の阻害因子とは考えられなかった。

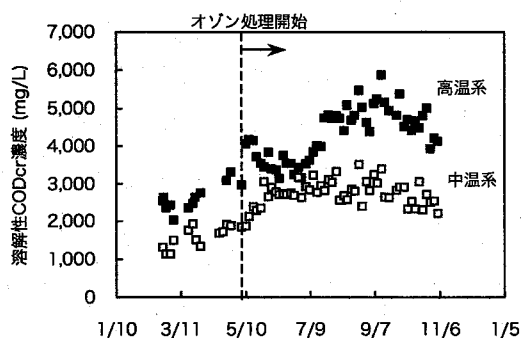


図2 消化槽内の溶解性 COD_G 濃度の推移

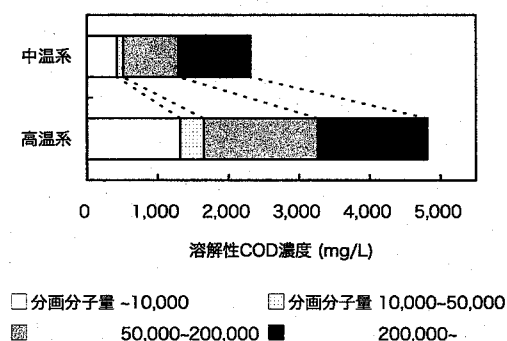


図3 溶解性 COD 成分の分画結果

また、高温系では固液分離性が中温系に比べ著しく悪化する特徴があった。消化污泥の固液分離（遠心濃縮）において、中温系では高分子凝集剤を污泥の TS あたり 0.6% 程度添加することで SS 濃度 1,000 mg/L 以下の清澄な分離液が得られたが、高温系では高分子凝集剤のみでは清澄な分離液を得ることが難しく、無機凝集剤としてポリ塩化アルミニウム (PAC) を約 3% 添加した後、さらに高分子凝集剤を 0.6% 程度添加する必要がある。污泥を遠心分離した上澄液について、コロイド滴定を行ったところ、アニオン度は、中温系の 2.7 meq/L に対して、高温系では 5.1 meq/L と高かった。高温系では、アニオン性の溶解性高分子成分が増加しており、その中和に凝集剤がより多く消費されていると考えられた。

3.2. 高温消化で残留する溶解性有機成分の分解

前節より、高温消化では、中温消化に比べ、固形性有機物の可溶化率は向上するものの、有機成分の多くが溶解性の高分子成分までの分解に留まり、ガスまで十分に分解しないことが確認された。この中温消化と高温消化の違いを微生物相の違いによるものと考え、高温系消化

污泥と中温系消化污泥を単独で、または混合して、それぞれ高温、中温に維持する回分試験を行い、高温消化で残留する溶解性有機成分の分解を検討した。図4の溶解性 COD_G 濃度の推移に示すように、高温系消化污泥を高温に維持したときには、約 1 ヶ月経過しても溶解性 COD_G 濃度の変化がほとんど見られなかった。ところが、高温系消化污泥を中温系消化污泥と混合して中温に維持したところ、高温系消化污泥の溶解性 COD 成分は 10 日前後で分解され、中温系消化污泥を中温に維持したときと同程度までに減少した。このとき発生した消化ガス量は、高温系消化污泥、中温系消化污泥それぞれを中温で維持したときの消化ガス量の和よりも多く、減少した溶解性 COD 成分に見合った量であった。このことから、高温消化で残留する溶解性有機成分は、中温消化污泥中に生育する微生物によって分解、ガス化されと考えられた。また、溶解性 COD 成分の分解に対応して、液中のアニオン度も 3.0 meq/L 以下に低下していた。

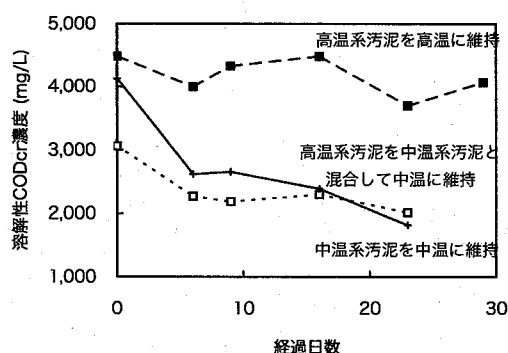


図4 回分試験における溶解性 COD_G 濃度の推移

高温条件において、中温条件に比べて処理水質や污泥の濃縮性、沈降性が悪化すること、また、高温処理の後段で中温処理を行うことにより、それらが改善されることはオゾン処理のない嫌気性処理や好気性処理においても見られる^{19,17)}。

高温消化で残留する溶解性有機成分が中温微生物によって分解された要因としては、高温条件と中温条件の微生物相の多様性の違いが挙げられる。高温系污泥、中温系污泥それぞれについて菌相解析を行った結果、高温、中温ともにタンパク質利用性の酸生成細菌に近縁な微生物が多く検出されたが、高温消化では *Coprothermobacter* を中心とした発酵菌門に集中していたのに対し、中温消化では、*Clostridium* 属をはじめとする発酵菌門、*Bacteroides* 属をはじめとする *Bacteroides* 門、*Spirochaeta* 属をはじめとする *Spirochaeta* 門といった多様な微生物群によって構成されていた。このことから、微生物相の多様性が低く、基質の利用範囲が狭い高温条件で分解されず

に残留する有機成分が、微生物相の多様性が高く、基質の利用範囲が広い中温条件では分解されと考えられた。

3.3. 高温・中温のハイブリッドフローの最適化

以上の試験結果から、遅分解性のオゾン処理汚泥の固形物を高温消化の微生物を利用して速やかに分解し、その際に残留する溶解性高分子有機成分を後段の中温消化槽でガス化させる、高温消化と中温消化を組み合わせたハイブリッドフローが、高温消化におけるガス化率向上と消化汚泥の固液分離性の改善に有効と考えられた。このハイブリッドフローでは、オゾン処理の対象および返送先、固液分離した汚泥の返送先によって、図5に示す(1)～(6)の6種類のフローが考えられる。これらのフローについて、中温消化、高温消化それぞれに関わる微生物が異なる温度条件下では失活すると仮定して、高温、中温各槽の汚泥滞留時間を求めた。消化槽容量の等しい2槽式の嫌気性消化において、消化槽全容量に対する投入汚泥による水理学的滞留時間を $T_1 (=V/Q_{in})$ 、オゾン処理による汚泥滞留時間を $T_2 (=V/Q_{O_3})$ として、前段の高温、後段の中温各槽の汚泥滞留時間を表4に示す。導出にあたっては、汚泥の系外への排出はないものとし、固液分

離における汚泥の濃縮倍率を2倍（濃縮汚泥量は分離液量、投入汚泥量に等しい）と仮定した。 T_1 、 T_2 が一定のとき、各槽の汚泥滞留時間が最も長くなり、汚泥の分解がより進むことが期待された(6)のフローを試験に選定した。(6)のフローは、いずれの槽の汚泥滞留時間も投入汚泥量の変動によらず、オゾン処理量によって一定に保つことができる。また、フロー(4)とともに、下水汚泥を中温消化槽に投入することで、中温消化槽に流入する高温汚泥の熱をそのまま投入汚泥の加温に利用することができるため、熱効率的にも優れていると考えられる。

表4 各フローの高温、中温各槽の汚泥滞留時間

フロー	高温消化槽	中温消化槽
(1)	$T_1 T_2 / 2(T_1 + 2T_2)$	$T_1 T_2 / 2(T_1 + 2T_2)$
(2)	$T_1 T_2 / 2(T_1 + 2T_2)$	$T_1 / 4$
(3)	$T_1 T_2 / (2T_1 + 3T_2)$	$T_1 / 2$
(4)	$T_1 T_2 / (2T_1 + T_2)$	$T_1 / 2$
(5)	$T_1 T_2 / 2(T_1 + T_2)$	$T_2 / 2$
(6)	$T_2 / 2$	$T_2 / 2$

高温消化槽の滞留時間

(1)=(2)<(3)<(5)<(4)<(6)

中温消化槽の滞留時間

(1)<(2)<(3)=(4)<(5)=(6)

(ただし、 T_1 (HRT) < T_2 (オゾン処理による SRT))

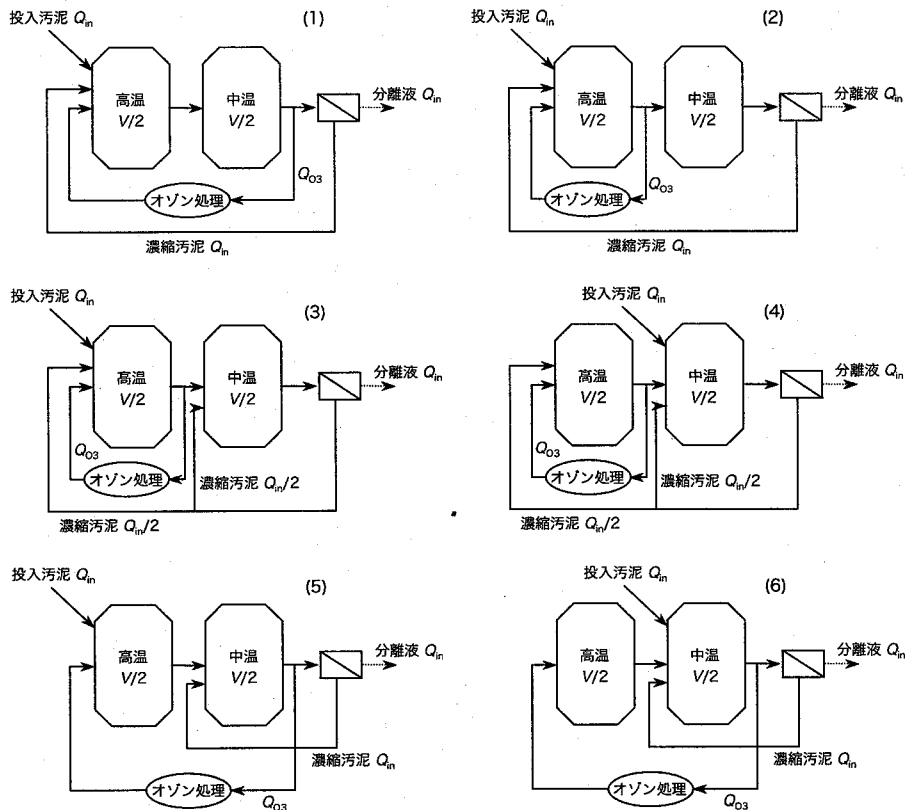


図5 高温・中温のハイブリッドプロセスの各フロー

3.4. 高温・中温のハイブリッドフローの実証

Run 1 から Run 2 へのフロー変更前後における分離液の溶解性有機成分濃度の推移を図 6 に示す。溶解性有機成分濃度はフロー変更後も 2,000 mgVS/L 前後で推移し、中温系と同程度で維持することができた。ハイブリッドフローにより高温消化で残留する有機成分の多くが後段の中温消化槽でガス化されることが確認された。

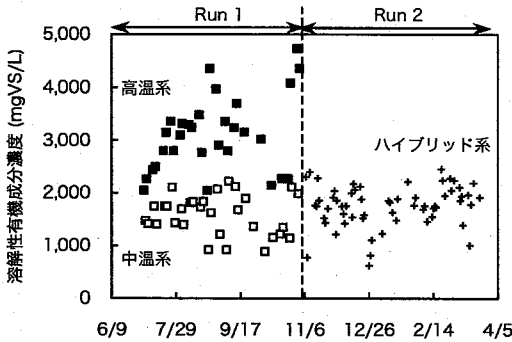


図 6 濃縮分離液の溶解性有機成分濃度の推移

フロー変更後 3 ヶ月が経過し、系が定常に達したと考えられる期間の TVS 成分の収支を表 5 に示す。有機物のガス化率は 78.6%であり、同程度の負荷で運転された中温系より 8.1%向上した。消化ガスの発生量は、中温系の 454 L/m³・day から 503 L/m³・day に 10.8%増加した。

この期間のハイブリッド系のオゾン消費量は 26.7 gO₃/day であった。可溶化された汚泥あたりのオゾン消費量は高温系の 34.5 gO₃/kgVSS とほぼ等しい 34.4 gO₃/kgVSS であり、中温系の 41.8 gO₃/kgVSS より約 18% 低減されていた。また、固液分離における凝集剤添加率は対 TS 0.6%前後であり、中温系と同等の添加率で清澄な分離液を得ることができた。

表 5 TVS 成分の収支

	中温系	ハイブリッド系
投入汚泥量 ①	915 (100%)	877 (100%)
槽内蓄積量 ②	-7 (-0.8%)	-112 (-12.8%)
引抜汚泥量 ③	149 (16.3%)	140 (16.0%)
分離液からの排出量 (SS 性) ④	43 (4.7%)	72 (8.2%)
(溶解性) ⑤	85 (9.3%)	87 (9.9%)
固形性有機物の可溶化量 ①-(②+③+④)	730 (79.8%)	776 (88.5%)
有機物のガス化量 ①-(②+③+④+⑤)	645 (70.5%)	689 (78.6%)

(単位: gTVS/m³・day)

3.5. 各条件における余剰汚泥、オゾン処理汚泥の比ガス化速度

オゾン処理嫌気性消化プロセスにおいて、余剰汚泥、オゾン処理汚泥の分解は一次反応で近似されることが知られており、中温条件における、それらの最大ガス化率、比ガス化速度の値が求められている^{14), 18)}。システム全体のガス化率は、図 7 のようなプロセスモデルの模式図を基に、(1)~(4)式で表される。そこで、試験で得られた TVS 成分の収支と(1)~(4)式を用いて、中温系、高温系、ハイブリッド系それぞれについて、システム全体としての余剰汚泥、オゾン処理汚泥のガス化速度の違いを求めた。ここでは、非生物分解性成分の割合が中温、高温条件で変わらなと考えて、余剰汚泥、オゾン処理汚泥の最大ガス化率として小松ら¹⁴⁾の値をそのまま用い、比ガス化速度については、余剰汚泥、オゾン処理汚泥に共通の補正係数を乗ずることで TVS 成分の収支を満たす値を(1)~(4)式から試行錯誤的に求めた。

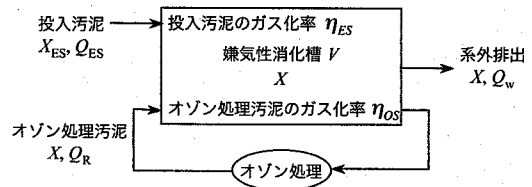


図 7 オゾン処理嫌気性消化プロセスモデルの模式図

$$\eta = 1 - \frac{X Q_w}{X_{ES} Q_{ES}} \quad \dots(1)$$

$$X = \frac{1 - \eta_{ES}}{\eta_{OS} Q_R} \cdot X_{ES} Q_{ES} \quad \dots(2)$$

$$\eta_{ES} = \eta_{\max-ES} \left[1 - \frac{1}{1 + k_{ES} \left(\frac{Q_R}{V} + \frac{Q_w}{V} \right)^{-1}} \right] \quad \dots(3)$$

$$\eta_{OS} = \eta_{\max-OS} \left[1 - \frac{1}{1 + k_{OS} \left(\frac{Q_R}{V} + \frac{Q_w}{V} \right)^{-1}} \right] \quad \dots(4)$$

ここで、 k_{ES} : 余剰汚泥の比ガス化速度 (day⁻¹)、 k_{OS} : オゾン処理汚泥の比ガス化速度 (day⁻¹)、 Q_{ES} : 余剰汚泥の投入量 (L/day)、 Q_R : オゾン処理汚泥の流量 (L/day)、 Q_w : 消化汚泥の引抜流量 (L/day)、 V : 嫌気性消化槽容積 (L)、 X_{ES} : 余剰汚泥濃度 (g/L)、 X : 消化汚泥濃度 (g/L)、 η : 系全体のガス化率 (-)、 η_{ES} : 余剰汚泥のガス化率 (-)、 η_{OS} : オゾン処理汚泥のガス化率 (-)、 $\eta_{\max-ES}$: 余剰汚泥の最大ガス化率 (-)、 $\eta_{\max-OS}$: オゾン処理汚泥の最

大ガス化率(%)である。

得られた余剰汚泥、オゾン処理汚泥の最大ガス化率、比ガス化速度を表6に示す。中温系の比ガス化速度の補正係数は0.96で1に近く、余剰汚泥、オゾン処理汚泥の比ガス化速度は異なる処理施設の汚泥であっても、中温消化の小松らの値とほとんど変わらないものであった。比ガス化速度は、中温系と高温系ではほぼ等しく、余剰汚泥 $0.096 \sim 0.097 \text{ day}^{-1}$ 、オゾン処理汚泥 $0.034 \sim 0.035 \text{ day}^{-1}$ であったのに対し、ハイブリッド系ではそれらの2.3倍の余剰汚泥 0.226 day^{-1} 、オゾン処理汚泥 0.080 day^{-1} になっていた。これは、同じ引抜流量とオゾン処理汚泥流量の下で、中温系とハイブリッド系を比較した場合、ハイブリッド系では、槽内汚泥濃度が中温系より3~4割低くなり、それに対応してオゾン消費量が3~4割少なくなる特性があることを意味する。

表5 各系の比ガス化速度の比較

	中温系	高温系	ハイブリッド系
余剰汚泥 (day^{-1})	0.097	0.096	0.226
オゾン処理汚泥 (day^{-1})	0.035	0.034	0.080
比ガス化速度の補正係数 (中温系との比)	0.96 (1.0)	0.95 (1.0)	2.23 (2.3)

(最大ガス化率: 余剰汚泥: 0.615 (%), オゾン処理汚泥: 0.357 (%))

4. 結論

オゾン処理嫌気性消化プロセスの消化率向上およびオゾン消費量の低減を目的として、高温消化への適用を検討した。高温消化単独では、中温消化に比べ、VSS成分の可溶化が進んだものの、それらの多くはガス化されず、溶解性高分子有機成分が残留した。この溶解性成分は中温微生物によってガス化されることが確認された。この結果を基に考案した、前段を高温、後段を中温としたハイブリッドフローでは、比ガス化速度が中温消化の2.3倍に向上し、余剰汚泥のみを供試したTVS負荷 $0.9 \sim 1.0 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{day}$ の条件において、中温消化より8.1%高い、78.6%の消化率が得られた。消化された汚泥あたりのオゾン消費量は18%低減され、固液分離時の凝集剤添加率が増加することもなかった。中温のオゾン処理嫌気性消化プロセスに比べ、高負荷の嫌気性消化槽に対しても高いガス化率が得られるうえに、オゾン消費量が低減される本プロセスは、今後の下水汚泥処理施設におけるエネルギー生産を具現化するプロセスとして期待できる。

謝辞: 本研究は、新エネルギー・産業技術総合開発機構(NEDO)によるバイオマスエネルギー高効率転換技術

開発プロジェクトの一環で行われた。

参考文献

- 1) 松原誠 (2005) 下水道における地球温暖化対策の推進, 下水道協会誌, Vol. 42 No. 510 pp. 4-9
- 2) 新エネルギー・産業技術総合開発機構 新エネルギー: バイオマスエネルギー高効率転換技術開発 <http://www.nedo.go.jp>
- 3) 農林水産省: バイオマス・ニッポン総合戦略 <http://www.maff.go.jp/>
- 4) 平成15年度下水道統計 (2005) 28 汚泥消化, (社)日本下水道協会
- 5) Eastman J. A., Ferguson J. F. (1981) Solubilization of particulate organic carbon during the acid phase of anaerobic digestion, *JWPCF*, Vol. 53 pp. 352
- 6) Haug R. T., Stucky D. C., Gosset J. M., McCarty P. L. (1978) Effect of thermal treatment on digestibility and dewaterability of organic sludges, *JWPCF*, Vol. 50 pp. 73-85
- 7) Choi H. B., Hwang K. Y., Shin E. B. (1997) Effects on anaerobic digestion of sewage sludge pretreatment, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 35 No. 10 pp. 207-211
- 8) Tiehm A., Nickel K., Neis U. (1997) The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge pretreatment, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 36 No. 11 pp. 121-128
- 9) Strand S. E., Haren G. N., Stensel H. D. (1999) Activated sludge yield reduction using chemical uncouplers, *Wat. Env. Res.*, Vol. 71 No. 4 pp. 455-458
- 10) Yasui H., Shibata M. (1994) An innovative approach to reduce excess sludge production in the activated sludge process, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 30 No. 9 pp. 11-20
- 11) Goel R., Yasui H., Shibayama C., (2003) High-performance closed loop anaerobic digestion using pre/post sludge ozonation, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 47 No. 12 pp. 261-268
- 12) Goel R., Tokutomi T., Yasui H., Noike T., (2003) Optimal process configuration for anaerobic digestion with ozonation, *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 48 No. 4 pp. 85-96
- 13) 小松和也, 安井英斉, 大橋晶良, 原田秀樹 (2004) オゾン処理を用いた高効率嫌気性消化プロセス, 下水道協会誌論文集, Vol. 41 No. 505 pp. 111-117
- 14) 小松和也, 安井英斉, 李玉友, 野池達也 (2005) オゾン処理を用いた嫌気性消化プロセスによる脱水ケーキ排出量の低減, 環境工学研究論文集, Vol. 42 pp. 385-393
- 15) 榊原隆, 加藤聖 (2004) 下水道における資源・エネルギーの有効利用, 下水道協会誌, Vol. 41 No. 506 pp. 4-9
- 16) Reusser S., Zelinka G. (2004) Laboratory-scale comparison of anaerobic-digestion alternatives, *Wat. Env. Res.*, Vol. 76 No. 4 pp. 360-379
- 17) J. Suvilampi, A. Lehtomäki, J. Rintala (2005) Comparative study of

- 18) 安井英斉, 小松和也, ラジブゴエル, 大橋晶良, 原田秀樹
(2004) オゾン処理を用いた高効率嫌気性消化のプロセスモ

(2006. 5. 26 受付)

Improvement of Anaerobic Digestion Process with Ozonation by Thermophilic-Mesophilic-phased Flowscheme

Kazuya KOMATSU¹, Hidenari YASUI¹, Yu-You LI² and Tatsuya NOIKE³

¹R&D Division, Kurita Water Industries Ltd.

²Graduate School of Engineering, Tohoku University

³Advanced Research Institute for the Science and Humanities, Nihon University

The performance of thermophilic (55°C) and mesophilic (35°C) anaerobic digestion with ozonation were evaluated by pilot-scale experiments. Under thermophilic condition, the degradation efficiency of VSS compounds was 5.5% higher (85.3%) than that of mesophilic condition at 0.9-1.0 kgTVS/m³/day and consumption of ozone per decomposed VSS was reduced by 18%. However, the biogas conversion was not improved due to remaining considerable organic fraction in soluble form. This fraction was found to be readily degraded by mesophilic microbes under mesophilic condition. Based on the results, the thermophilic-mesophilic-phased digestion process with ozonation, where ozonated sludge was decomposed rapidly in the thermophilic digester and the residual soluble organic fraction in the thermophilic digested sludge was decomposed to biogas in the mesophilic digester, was developed. The new flowscheme performed 8.1% higher TVS degradation efficiency and corresponding more biogas conversion due to improvement of TVS degradation. Ozone consumption in the new flowscheme was 18% lower than mesophilic condition.