

(43)

亜臨界水を用いた下水汚泥の資源化に関する研究

RESOURCE RECOVERY FROM SEWAGE SLUDGE BY SUBCRITICAL WATER OXIDATION PROCESS

今井 剛*、○福田高史*、村上定瞭**、浮田正夫*、関根雅彦*、樋口隆哉*

Tsuyoshi Imai*, Takashi Fukuda*, Sadaaki Murakami**, Masao Ukita*, Masahiko Sekine* and Takaya Higuchi*

ABSTRACT; In this study, the characteristics of solubilization of sewage sludge (primary sludge + excess sludge) from wastewater treatment plant by subcritical water oxidation process were investigated. The process was found to enhance the solubilization considerably. The solubilization rate of sludge, indexed as the reduction rate of MLSS, increased considerably after the treatment (just below 250 °C). More than 95% of phosphorus can be recovered by MAP (Magnesium Ammonium Phosphate) method from the treated sludge by subcritical water oxidation process (more than 200 °C). It was also observed that effective volume reduction was achieved when the treated temperature was 200 °C. As these results, it was shown that the optimum temperature range of this process was between 200 °C and 250 °C. These results also demonstrate the applicability of subcritical water oxidation process as an attractive novel process of sewage sludge solubilization.

KEYWORDS; Subcritical water oxidation process; solubilization; sewage sludge; MAP; volume reduction; solid waste treatment

1. はじめに

現在、我が国における廃水処理は活性汚泥法を中心とした生物処理が一般的に用いられているが、廃水処理によって生じる余剰汚泥は下水道の普及とともに年々増え続けている。汚泥は産業廃棄物の年間排出量の約半分を占め、年に約2億トンが排出されている¹⁾。その中で廃水処理にともなって排出される余剰汚泥はその約1割を占めている。埋め立てて処分するという従来の対応策には、環境保全、埋立処分地の確保など多くの解決すべき問題があり、埋立量の削減が必須となっている。したがって、新たな処理・処分方法の開発とその有効利用技術の発展が社会的に強く求められている。汚泥を再資源化する方法としては、メタンガスとしてエネルギー回収する方法、有用生産物の原料あるいは基質とする方法等が有望であるが、その前処理技術としての可溶化技術の開発が重要である。含水率の高い有機性廃棄物の有効利用技術の大きな流れとしては、燃料化技術と生物学的な資源化処理技術の2つに大別できる。後者の技術については、可溶化等の前処理技術を基幹とした開発が進められている。可溶化技術は水熱反応を用いる方法等^{2)~6)}の高エネルギー分解法や酸・アルカリ・熱処理法⁷⁾、オゾン酸化法^{8)~10)}等の化学的分解法、高温細菌による生物化学的分解法^{11)~16)}、機械的破砕による物理的分解法^{17)~19)}等、様々な技術開発が行われている。

こうした背景から、本研究では最近物質変換技術として注目を集めている高温高圧水を利用して、前処理としての汚泥の可溶化を行った後に嫌気性処理によりエネルギーを回収するとともに減量化を行う、廃水と下水汚泥の合併処理システムの構築を最終的な目的とした。このシステムは、好気性処理、

*: 山口大学工学部社会建設工学科 (Department of Civil and Environmental Engineering, Yamaguchi University)

** : 宇部工業高等専門学校物質工学科 (Department of Chemical and Biological Engineering, Ube National College of Technology)

嫌気性処理、高温高圧水、Magnesium Ammonium Phosphate (MAP) 法の4種類の技術を組み合わせたシステムで、下水処理を行うと同時にエネルギーと有用資源の回収も行うものである。図1に高温高圧水を用いた汚泥の発生しない活性汚泥処理のフローを示す。嫌気性処理による余剰汚泥の減量化(嫌気性消化)は古くから行われてきたが、余剰汚泥を構成する微生物は強固な細胞壁に覆われており、そのままでは処理期間を長く必要とし、また減量率も低い。そこで本研究では前処理として高温高圧水により汚泥を可溶化することで後段

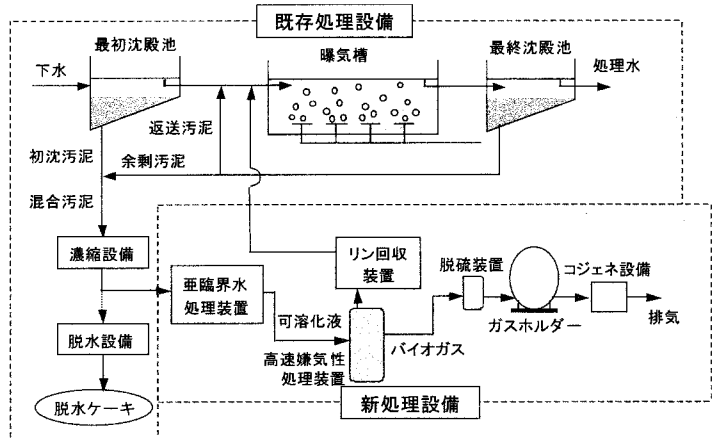


図1 亜臨界水を用いた汚泥の発生しない活性汚泥処理のフロー

の嫌気性処理の加速ならびに減量率の増大を図る。また、同時にバイオガス(CH_4)を有用資源として回収する。さらに、リン回収装置においてMagnesium Ammonium Phosphate (MAP) 反応により枯渇資源であるリンを回収した後に、廃水と混合して曝気槽にて処理を行うものである。

2. 高温高圧水について

高温高圧水は常温・常圧の水とは大きく異なる性質を示し、高い反応性の溶媒となる。水を密封容器に入れて加熱すると、圧力が高くなるため図2のように気体の密度が増加し、ついには液体と同じ密度になり、気体と液体の境界が消滅する。この状態を超臨界といい、この流体を超臨界水という。境界が消滅する点を臨界点といい、純水では約374℃、約22MPaである。また、臨界点に近い状態の水を亜臨界水といい、これは酸・アルカリの性質が極めて強く加水分解能を有することが知られている^{20), 21)}。

高温高圧水による微生物の菌体内高分子物質の低分子への変換においては、温度が高くなるほど生じる低分子物質のサイズは小さくなる。しかし、温度が高くなると、副反応による難分解性物質の生成量が多くなる²²⁾。さらに、温度および圧力が高くなると装置の製作コストおよびその運転コストが高くなる。また、高温になるほど低分子化が進むのでガス化する割合も高くなる²²⁾。本処理法では、微生物により分解可能なレベルの分子サイズにまで解重合すればよいので、余剰汚泥の可溶化には200～250℃前後で十分であると予想される。また、初沈汚泥に含まれる動植物性固形成分やトイレトペーパーに由来する繊維成分、野菜の繊維成分等の分解にも250℃程度で十分であるともいわれていることから、本研究では亜臨界水

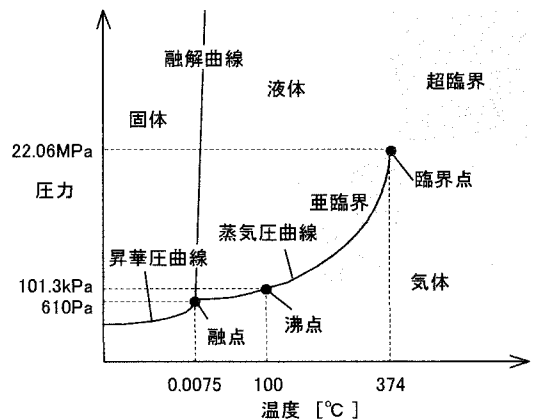


図2 水の飽和蒸気圧曲線

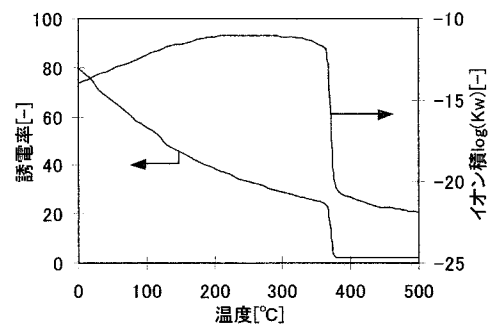


図3 水のイオン積と誘電率

を用いることとした。

溶媒として重要な因子はその解離度と誘電率である。各温度における水のイオン積 K_w (解離の程度を示す値、ここではその対数をとったもの) 及び誘電率を図3に示す。なお圧力はその温度における水の飽和蒸気圧である。水のイオン積は温度上昇とともに増加し、200～300℃付近で最大になり、臨界点で急激に減少する(常温で 10^{-14} 、250～300℃で最大値 10^{-11} 、450℃で 10^{-22})。誘電率は温度が上昇すると一様に低下し、臨界点で急激に低下する(誘電率は常温で約80、500℃で約2)。

したがって、亜臨界状態では H_3O^+ および OH^- に解離する割合が常温に比べて 10^3 倍高く、酸・アルカリの性質が強くなり、イオン反応や加水分解反応を進行させる。また亜臨界状態では密封容器内は図4のように気相・液相の2相として存在する。気相ではラジカル反応が主体的で、熱分解、再結合、脱水縮合、脱水素、脱酸素などの各反応が複雑に絡み合って進行する。液相ではイオン反応が主体で加水分解が起こる²²⁾。

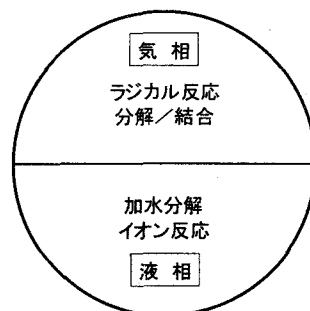


図4 亜臨界状態下での反応

3. 亜臨界水を用いた汚泥の可溶化

本研究で用いた亜臨界水処理法の汚泥の可溶化に対する有効性について検討するとともに、可溶化率、ガス化率等を考慮して反応温度を変化させた場合における本処理法の処理特性について実験的に検討した。なお、可溶化率は次式により算出した。

$$\text{可溶化率}(\%) = \{1 - (\text{可溶化処理後の試料のSS濃度}) / (\text{処理前の試料のSS濃度})\} \times 100$$

3.1 実験方法

3.1.1 亜臨界水による汚泥の可溶化に関する実験

実験に使用した回分式亜臨界水実験装置の概略を図5に示す。ステンレス球を入れた容積100mLのインコネル製反応容器内に試料40mLを入れ、振とう機により攪拌を行いながら所定の温度まで昇温した。所定の温度で亜臨界状態を1時間保持し、その後常温まで冷却した試料を取り出し分析を行った。反応温度は100～350℃の範囲で変化させた。なお各温度における圧力はそれぞれの温度における水の飽和蒸気圧とほぼ一致した。試料は、宇部市東部浄化センターの最終沈殿池からの引き抜き汚泥(余剰汚泥)及び、初沈汚泥と余剰汚泥の混合汚泥(MLSS=13400mg/L、MVLSS=10800mg/L)を用いた。分析項目は、MLSS、MLVSS、 BOD_5 、有機性炭素濃度(TOC)、溶解性有機性炭素濃度(DOC:本研究ではGF/Cろ紙(孔径1.2μm)通過分とした)である。MLSS、MLVSSは下水試験法²³⁾にしたがい、TOC及びDOCは全有機炭素計TOC-5000(島津製作所製)により測定した。

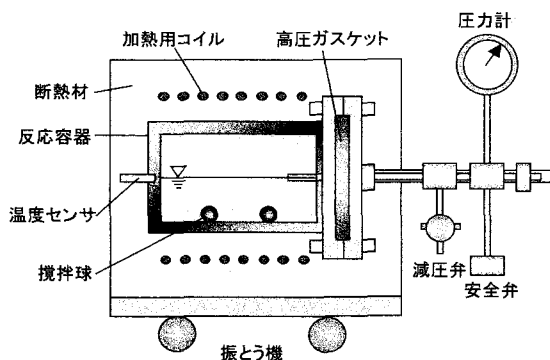


図5 回分式亜臨界水処理装置概略図

3.1.2 亜臨界水による汚泥のガス化に関する実験

図6に示す実験装置を用いて、汚泥の亜臨界水処理にともなって発生するガスの組成分析を行った。この実験装置は容器内を密閉した状態で発生ガスを採取できるように設計されている。容積500mLの反応容器内に試料400mLを入れ、ガス抜き弁から反応容器内の気相部を窒素ガスで置換した。その後モーターによる攪拌を行いながら所定の温度まで昇温した。所定の温度で亜臨界状態を1時間保持し、その後常温まで冷却した後、ガス抜き弁よりガスを採取した。反応温度は実験装置の制約上、100～200℃の範囲で変化させた。試料には上記3.1.1と同様に宇部市東部浄化センターより採取した混合汚

泥 (MLSS=7200mg/L、MVLSS=5600mg/L) を用いた。発生ガス組成はガスクロマトグラフGC-8APT (島津製作所製) により測定した。

3.2 実験結果及び考察

3.2.1 亜臨界水による汚泥の可溶化に関する検討

図7に混合汚泥、余剰汚泥それぞれの処理温度別の可溶化率及び生物化学的酸素要求量(BOD₅)、溶解性有機炭素量(DOC)の処理後の増加量を示す。汚泥の可溶化率については、余剰汚泥は250℃、混合汚泥では300℃でそれぞれ可溶化率が80%を超え、それ以上の温度ではほぼ一定となった。混合汚泥の方が余剰汚泥よりも可溶化のために高い温度を要した理由として、初沈汚泥に含まれる食品残渣、繊維成分などの有機性固形物が、余剰汚泥よりも難分解性であったこと

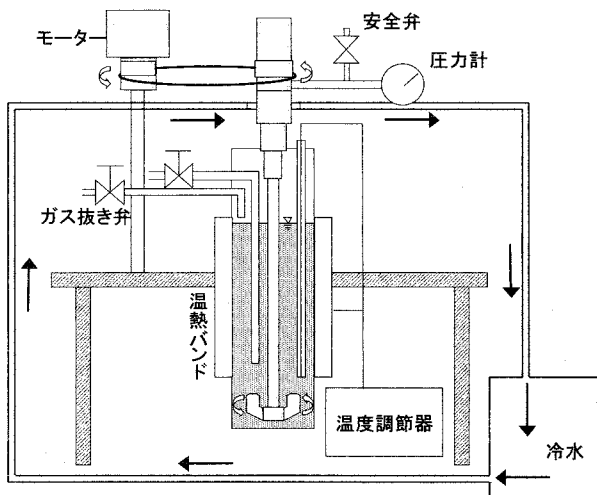


図6 ガス化の検討に用いた回分式亜臨界水処理装置概略図

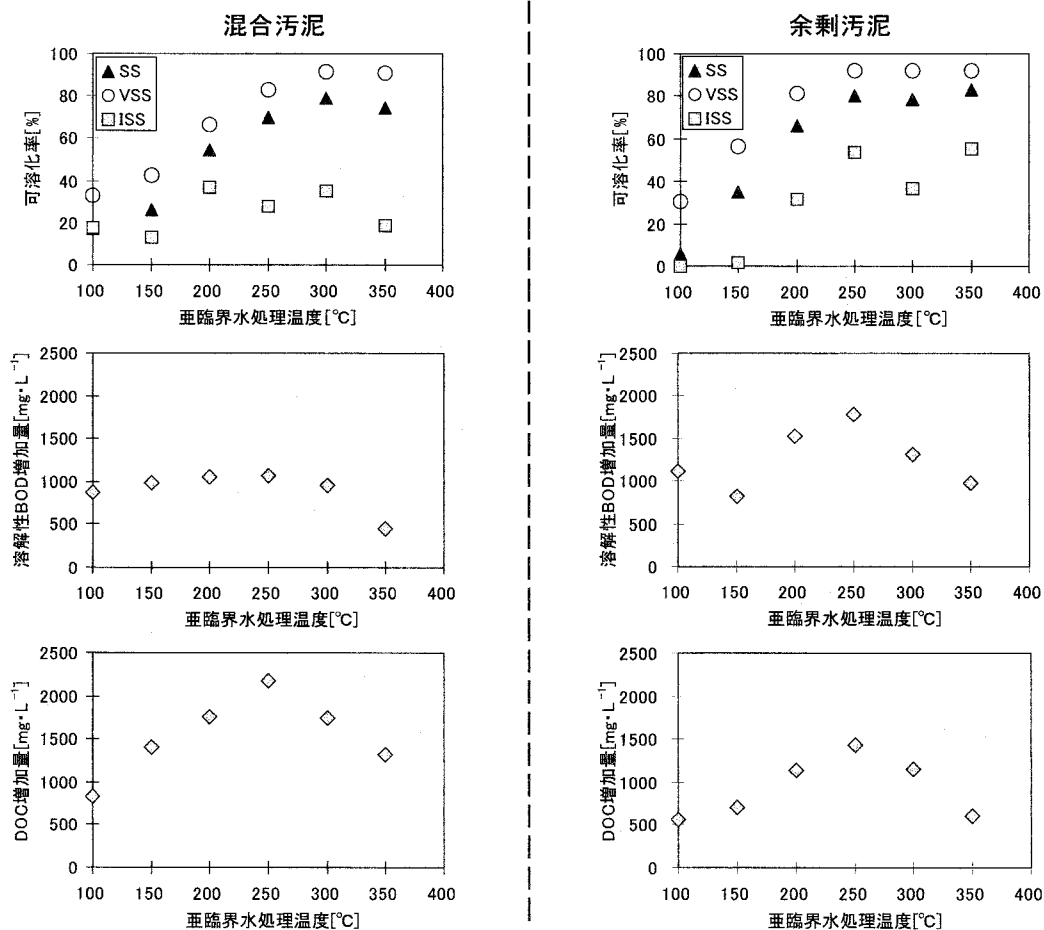


図7 亜臨界水処理による汚泥の可溶化特性

が考えられる。BOD₅、DOCについては、亜臨界水処理後の方がどちらとも増加した。しかし、どちらについても250℃をピークに減少した。この原因として、250℃までは汚泥の可溶化が主に進行するために低分子化されたアミノ酸や糖類が増加し、溶解性の有機炭素量が増加するが、250℃以上になるとガス化も進行し、有機炭素が二酸化炭素となるためDOCが減少したものと考えられる。BOD₅についても同様のことがいえると考えられる。以上より、亜臨界水処理を嫌気性処理において微生物により分解できるサイズにまで低分子化するための前処理と考えた場合、その処理温度は250℃以下で十分であると判断される。本研究では、低分子化した成分の詳細までは分析を行っていなかったため、今後、亜臨界水処理により低分子化された成分やガス化された成分に関する収支をより詳細に把握する必要があると考えられる。なお、チャーの生成については、処理温度が高温になるほど（特に300℃を超えるものについて）、多く生成された。実用化に際して、チャーの生成抑制方法についても検討する必要がある。

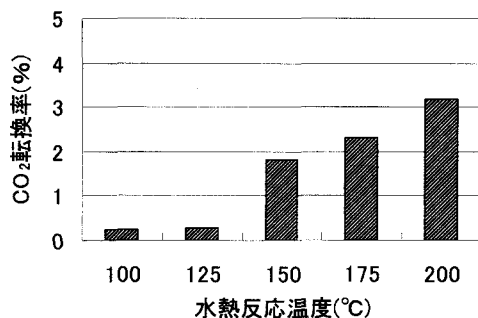


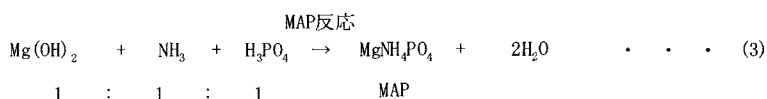
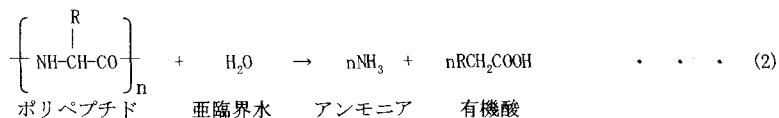
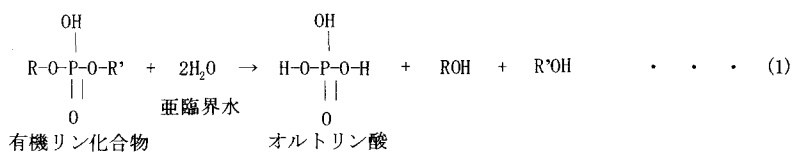
図8 有機炭素のCO₂転換率

3.2.2 亜臨界水による汚泥のガス化に関する検討

この実験は、亜臨界水処理の温度により実際にガス化する炭素の量がどの程度変化するかを把握するために行った。採取したガス中に存在する二酸化炭素の処理温度による変化を図8に示す。水熱温度が100℃、125℃ではCO₂は約0.3%とほとんどCO₂へのガス化はみられなかった。処理温度が上昇するにつれて徐々にCO₂の割合が増加し、200℃では約3.2%となったが依然としてガス化の割合は低かった。したがって、200℃程度まではほとんどガス化は生じないことが分かった。なお、この実験に関してはDOCの測定を行っておらず、その変化が図7と同様であったかを直接的に知ることはできないが、可溶化率に関してはほぼ同様な結果が得られたことから、ほぼ同じ傾向であったと推察される。上述3.2.1のBOD₅、DOCの結果も踏まえて考慮すると、嫌気性処理によって効率的にメタンガスを回収するためには、亜臨界水処理温度について250℃程度を上限に運転することが望ましいと考えられる。

4. Magnesium Ammonium Phosphate(MAP)法によるリンの回収

一方では環境汚染を引き起こす原因物質のひとつであるが、他方では将来的に枯渇することが懸念されている貴重な資源であるリンを下水汚泥中から回収することにより、水域の富栄養化を抑制するとともに資源としてリサイクルすることができる。そこで本研究ではMAP法に注目し、その有効性について検討した。



4.1 汚泥細胞中のリンの溶出とその回収プロセス

汚泥細胞中にはリンは顆粒状リン(ポリリン酸)や有機リン化合物(DNA、ATP、リン脂質など)として存在している。また、窒素はポリペプチド(タンパク、繊維タンパクなど)の高分子物質として存在している。汚泥を亜臨界水で処理すると熱水分子の加水分解作用により、上記の化合物は低分子化され、リンはオルトリン酸〔(1)式〕、窒素はアンモニア〔(2)式〕へ変換されて溶出する。このオルトリン酸及びアンモニアの溶出液に、水酸化マグネシウムを添加すると、(3)式に示すようにリン酸マグネシウムアンモニウム(MgNH_4PO_4 、MAP)の結晶性不溶性塩が生成する。MAPは有機物であるリン、窒素、マグネシウムで構成されるので、回収して肥料として有効利用できる。

4.2 実験方法

3.1.1の実験と同様に混合汚泥(宇部市東部浄化センターより採取、 $\text{MLSS}=13400\text{mg/L}$ 、 $\text{MVLSS}=10800\text{mg/L}$)に対して亜臨界水処理を行った後に、反応容器から試料を採取した。採取した処理後汚泥の可溶化液を2つに分け、一方はそのままGF/Cろ紙を用いてろ過し、他方には水酸化マグネシウムを添加してpHを9.0に調整し、30分間攪拌してMAP沈殿反応を生じさせた後、同様にろ過した。その後、ろ液中のリン酸態リン及びアンモニア態窒素の濃度をそれぞれ測定した。なお、それぞれの測定は下水試験法²³⁾にしたがった。

4.3 実験結果及び考察

図9及び図10に可溶化前、可溶化液及び水酸化マグネシウム添加液中に存在するアンモニア態窒素及びリン酸態リンの濃度を示す。アンモニアは、図9に示されるように、可溶化前にはほとんど存在しなかった。可溶化液中のアンモニア濃度は160℃以下ではわずかであったが、160℃以上では温度上昇とともに増加した。200℃以上では可溶化液と水酸化マグネシウム添加液中のアンモニア濃度の差はほぼ一定となり、この差をモル濃度に換算すると、溶出したリンのモル濃度にほぼ等しい値となった。したがってこのアンモニア濃度の減少はMAP反応によりアンモニアが固定されたことによると考えられる。これらのことから、処理温度200℃以上では、アンモニアはリンに対してモル比で過剰に存在するため、MAPによるリンの固定がほぼ完全に行われるが、200℃以下では、モル比でリンに対してアンモニアが不足するため、図10に示されるようにリンの固定が不完全となり、水酸化マグネシウム添加液中にリンがわずかではあるが残存したものと考えられる。

次に、処理温度とリンの回収率の関係を図11に示す。亜臨界水処理温度200℃以上において、可溶化液中のリンは95%以上回収できた。

以上より、活性汚泥法から排出される余剰汚泥からの亜臨界水・MAP法によるリンの回収においては、亜臨界水処理温度は200℃以上が必要であることが明らかとなった。

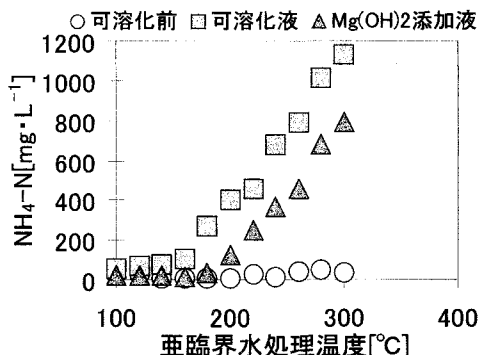


図9 汚泥の亜臨界水処理及びMAP処理における $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の変化

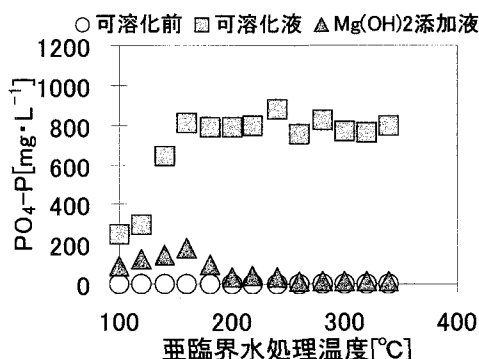


図10 汚泥の亜臨界水処理及びMAP処理における $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度の変化

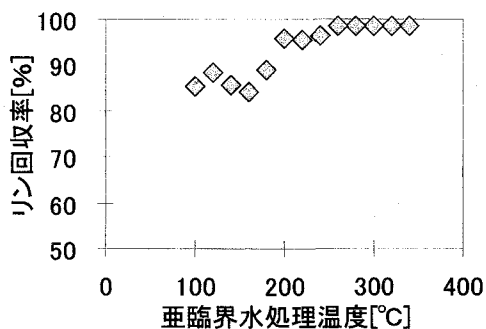


図11 亜臨界水処理温度とリン回収率の関係

5. 嫌気性処理による亜臨界水処理後汚泥の減量化とバイオガスの回収

バイアルを用いた半連続的な実験により、亜臨界水処理後の汚泥の可溶化液の嫌気的条件下における生分解性及びバイオガス回収について検討した。本研究では処理後汚泥のSS込みのトータルとしての生分解性の把握を行った。これは、実用化に際してトータルとしての生分解性の把握が重要であると考えたためである。バイアルによる活性テスト²⁴⁾は種々の条件下で多くの実験を同時に、かつ簡易に行なえるという利点を有している。なお、嫌気性処理においてはアンモニア性窒素によるメタン生成菌への阻害について注意する必要があるが、4. にも示した(図9参照)ように処理温度が300℃においてもアンモニア性窒素の濃度は1200mg/L程度であり、pHが中性付近であれば阻害を生じる範囲ではなかった。

5.1 実験方法

バイアルは有効容積が500mL、それを設定温度35℃、振とう数を100回/minにセットした恒温振とう槽内に設置した(図12参照)。種汚泥として宇部市東部浄化センターより採取した消化汚泥(SS=15500mg/L、VSS=9900mg/L)を各バイアルについて300mL使用した。基質として図6の実験装置を用いて亜臨界水処理を行った混合汚泥(宇部市東部浄化センターより採取、MLSS=10200mg/L、MLVSS=8500mg/L)と亜臨界処理を行っていない未処理の混合汚泥を用いた。亜臨界水の温度は150℃、200℃の2種類に設定した。実験開始後は1日1回、設定した滞留時間に見合う所定量の汚泥を引き抜いた後に同量の基質を注入し、発生ガスをシリンジにより抜き取ってビン内の圧力を常圧に戻した。採取した汚泥、ガスについて以下の分析を行った。MLSS、MLVSSは下水試験法²³⁾にしたがい、TOC及びDOCは全有機炭素計TOC-5000(島津製作所製)により測定した。発生ガスの組成はガスクロマトグラフGC-8APT(島津製作所製)により測定した。

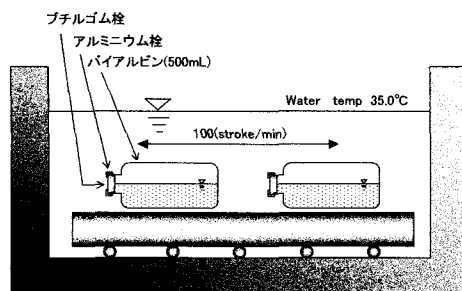


図12 バイアル実験装置概略図

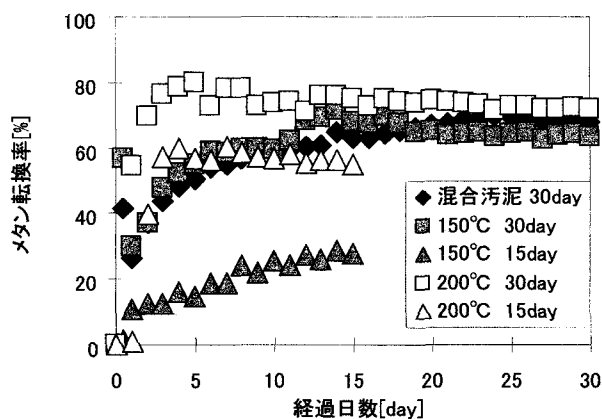


図13 メタン転換率の経日変化

5.2 実験結果及び考察

各条件におけるメタン転換率の経日変化及び汚泥の減量率を図13及び図14に示す。最終的なメタン転換率は亜臨界水処理した混合汚泥(特に150℃)と、未処理のものであまり差はみられなかったが、汚泥滞留時間が30日と15日では15日のほうが低くなる傾向がみられた。これは、汚泥滞留時間が15日の場合、バイオガス生成を担うメタン生成菌のメタン生成速度が、基質の投入量に対し十分でなかったためであると考えられる。しかしながら、初期におけるメタン転換率は未処理汚泥に対して200℃の亜臨界水処理を行ったもので1.6~1.7倍ほど高くなっており、さらに、滞留時間を半分に設定した場合においても多少低下するものの、ほぼ同等なメタン転換率が得られた。したがって、亜臨界水処理

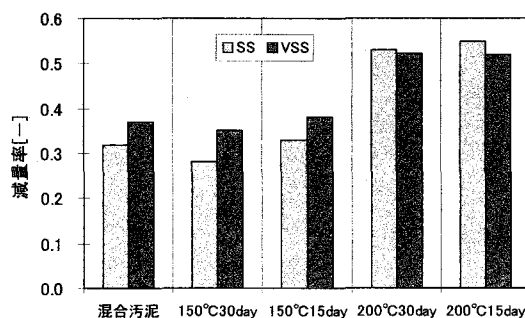


図14 投入した処理後汚泥の減量率

による可溶化処理後汚泥の生分解性が向上し、資源回収を行うための嫌気性処理における処理時間を約半分程度まで短縮できる可能性が示されたと考えられる。

減量率は実験開始後、数日間は値にばらつきがあったため、最後の10日間の平均値を用いた。ここで、減量率とは投入した汚泥のSSの減少から計算したものであり、亜臨界水処理による可溶化での減量率は含まれていない。減量率は、未処理の混合汚泥と亜臨界水処理温度150℃の可溶化汚泥はどちらも約0.3とあまり差はみられなかったが、200℃の可溶化汚泥では0.53と減量率が高くなった。このことから、亜臨界水処理による可溶化汚泥を嫌気的に処理する場合において、その処理温度として200℃以上が有効であると考えられる。また、処理温度200℃において滞留時間30日と15日を比較してほとんど差がみられなかったことから、さらに滞留時間を短縮できる可能性も示唆されたと考えられる。

また、表1及び図15に示すように本処理法を用いた場合、200℃の亜臨界水処理により50%、さらに嫌気性処理を行うことにより処理前の固形物の約80%を減量化できたこととなり、汚泥の減量化において本法の有効性が示されたと考えられる。なお、有機性炭素についての減量率は直接的にはわからないが、一般に汚泥中の有機性炭素とVSSとはほぼ比例関係にあることから、同じ程度の減量率であったと推察される。

表1 各処理後のSS(mg/L)と減量率

	処理前	亜臨界水処理後	嫌気性処理後
200℃	10200	5090 (0.50)	2369 (0.77)
150℃	10200	7695 (0.25)	5516 (0.46)

()内はSSの減量率

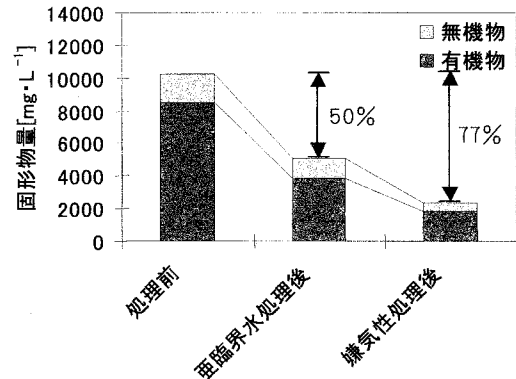


図15 各処理後のVSS及びISS

6. まとめ

1. 本研究で使用した亜臨界水処理装置により余剰汚泥では250℃、混合汚泥では300℃以上でそれぞれ可溶化率が80%を超え、本装置の汚泥の可溶化に対する有効性が確認された。しかし、処理後のBOD₅、DOCの結果から、その処理温度が高くなるほどガス化が進行して有機炭素は二酸化炭素となり、250℃以上ではBOD及びDOCが低下したため、嫌気性処理によるバイオガスの回収を考えた場合、亜臨界水処理温度は250℃以下で運転することが望ましいと考えられる。
2. MAP法による可溶化液中のリンの回収については、亜臨界水処理温度200℃以上では可溶化液中でリンに対しアンモニアが過剰に存在したため95%以上のリンが回収できた。反対に200℃以下ではアンモニアの溶出量が少なかったため、リンの回収が十分でなかった。したがって、良好なリンの回収を行うためには亜臨界水処理温度は200℃以上が必要であることが明らかとなった。
3. 200℃の亜臨界水処理による可溶化汚泥を嫌気的に処理した場合のメタン転換率は亜臨界水処理していない混合汚泥と消化初期において1.6～1.7倍程度の差がみられた。さらに、滞留時間を半分に設定した場合においても多少低下するものの、ほぼ同等なメタン転換率が得られた。したがって、亜臨界水処理による可溶化処理後汚泥の生分解性が向上し、資源回収を行うための嫌気性処理における処理時間を約半分程度まで短縮できる可能性が示された。加えて、亜臨界水処理(200℃)後の汚泥の嫌気性処理における減量率は5割強であり、亜臨界水処理による可溶化と合わせると、約8割の減量率が得られた。したがって、汚泥の減量化においても本法の有効性が示されたと考えられる。
4. 以上の結果をまとめると、亜臨界水処理における反応温度は200℃～250℃付近が最適であると考えられる。
5. 汚泥の資源化及び減量化における本法の有効性が示唆されたと考えられるが、今後さらに詳細な

物質収支に関する解析やエネルギー消費量に関する定量的評価を行い、本法の有効性を評価する必要がある。

謝辞

本研究を実施するにあたり、本学修了生の大村一樹君から多大な助力を得た。ここに記して深甚なる謝意を表する。

参考文献

- 1) 平成14年版環境白書 総説・各論, 環境省編 (2003)
- 2) 横山伸也, 鈴木 明: 下水汚泥の油化処理技術, 産業公害, 26, 7, 530-536 (1990)
- 3) オルガノ, 中外炉工業: リメルトシステム, Cat. No. A-50-5 (1997)
- 4) 村上定瞭, 谷口 稔, 清水英男, 竹内正美, 石川宗孝, 中西 弘: 水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法(水熱・生物法)の開発ー下水処理への応用ー, 第6回シンポジウム環境用水の汚濁とその浄化, 102-107 (1999)
- 5) 村上定瞭, 谷口 稔, 清水英男, 竹内正美, 石川宗孝, 中西 弘: 水熱反応を用いる汚泥消滅型生物法(水熱・生物法)に関する研究, 環境技術, 28, 8, 566-570 (1999)
- 6) 原田吉明, 山崎健一: 触媒湿式酸化法による汚泥処理適用研究, 廃棄物学会論文誌, 7, 3, 123-132 (1996)
- 7) V. アラヴィンタン, 味埜 俊, 佐藤弘泰, 滝沢 智, 松尾友矩: 発生汚泥量の減容のためのアルカリ・酸・熱処理による汚泥可溶化, 環境工学研究論文集, 35, 189-198 (1998)
- 8) 今岡 務, 井上雄三, 岡田光正, 波多野啓史: オゾン酸化処理による浄化槽汚泥の可溶化, 日本水環境学会年会講演集, 430 (1997)
- 9) 安井英斉, 佐久間聖一, 柴田雅秀: 余剰汚泥を発生させない新活性汚泥法の実規模運転による実証, 環境工学研究論文集, 33, 19-30 (1996)
- 10) 安井英斉, 深瀬哲朗, 境 好雄, 松橋隆治: 余剰汚泥を生成しない活性汚泥法の運転例, 環境技術, 28, 8, 527-531 (1999)
- 11) 栗栖 太, 味埜 俊, 松尾友矩: 高温接触酸化処理法の下水余剰汚泥処理への適用に関する研究, 環境工学研究論文集, 33, 39-46 (1996)
- 12) 長谷川進, 三浦雅彦, 桂 健治: 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 (1997)
- 13) 朴 戟, 稲森悠平, 水落元之, 岩見徳雄, 池田亮子: 高温好気発酵法による浄化槽汚泥の処理と温室効果ガスの発生特性, 日本水環境学会年会講演集, 463 (1998)
- 14) 桂 健治, 三浦雅彦, 長谷川進: 好熱性微生物を利用した余剰汚泥が発生しない活性汚泥プロセス, 水環境学会誌, 21, 6, 360-366 (1998)
- 15) 塩田憲明, 赤司 昭, 長谷川進: 好熱細菌を利用した余剰汚泥の発生しない活性汚泥法, 環境技術, 28, 8, 532-534 (1999)
- 16) 楊 瑜芳, 山口恭右, 津村和志, 内藤正明: 高温好気法における下水汚泥の生物酸化分解性評価, 環境工学研究論文集, 35, 181-188 (1998)
- 17) 名和慶東: ミル粉碎工程を含む嫌気性消化の効率化プロセスの研究, 下水道研究発表会講演集, 852-854 (1998)
- 18) 名和慶東: ミル破碎工程を含む汚泥減容化の研究, 環境技術, 28, 8, 562-565 (1999)
- 19) 今井 剛, 浮田正夫, 深川勝之, 河村友喜, 関根雅彦, 樋口隆哉: 高速回転ディスクによる余剰汚泥の高効率可溶化処理に関する研究, 環境工学研究論文集, 38, 131-139 (2001)
- 20) Shaw, R.W., Brill, T.B., Clifford, A.A., Eckert, C.A. and Frunk, E.U.: Supercritical Water, *C&EN*, 12, 26-39 (1991)

- 21) 向坊 隆, 増川重彦: 高温高压水の科学, 電気化学, 32, pp. 252-259, pp. 336-341, pp. 416-423 (1964)
- 22) 奥田友章、古崎康哲、村上定瞭、笠原伸介、石川宗孝: 水熱反応を利用した汚泥削減化システムに関する基礎的研究, 土木学会論文集, No. 692/VII-21, 21-30 (2001)
- 23) 下水試験法, (社) 日本下水道協会編 (1997)
- 24) T. KUBA, H. FURUMAI and T. KUSUDA: A kinetic study on methanogenesis by attached biomass in a fluidized bed, *Wat. Res.*, 24(1), 1365-1372 (1990)