

(1) 酸加熱処理を組み合わせた下水汚泥の嫌気性消化に関する研究

高島 正信^{1*}・田中 義人²

¹福井工業大学原子力技術応用工学科 (〒910-8505福井市学園3-6-1)

²株式会社ホクコン技術統括部 (〒910-8152福井市今市町66-20-2)

* E-mail: takasima@fukui-ut.ac.jp

本研究では、下水汚泥の嫌気性消化と組み合わせる酸加熱処理について、その条件と効果を検討した。まず回分実験で酸加熱処理の条件を調べたところ (処理時間1hrに固定)、メタン発生量と固形物分解率は温度が高まるとともに上昇し、汚泥脱水性はpHが下がるとともに改善された。消化汚泥溶解性液の着色は温度180℃で急増した。これらの結果等を考慮して温度170℃、pH5~6、処理時間1hrを採用し、連続実験に適用した。強酸としてRun 1では塩酸、Run 2では硫酸を用い、一旦嫌気性消化された汚泥に酸加熱処理を施し消化槽に返送する後処理方式でそれぞれ63日間連続運転したところ、固形物分解率、メタン発生量、汚泥脱水性はいずれも向上し、特に汚泥分解率はコントロールの2倍ほどに高まった。硫酸を用いた場合、汚泥から著しいリンの溶出が見られ、枯渇資源であるリンの回収に都合のよいことがわかった。

Key Words : anaerobic digestion, sewage sludge, acidic thermal treatment, phosphorus release

1. はじめに

わが国では下水道の普及率が高まり、汚泥発生量の増加が見込まれるのに反して、埋め立て処分用地が切迫し、産業廃棄物の最終処分費が高騰しつつある。おのずと下水汚泥の減量化は大きな課題であり、資源の有効利用ともあいまってそのリサイクルが急務となっている。対策の一つとしてバイオマス・ニッポン総合戦略が策定され、バイオマスの積極的な利活用を通じて循環型社会への転換が図られている。

廃水・廃棄物処理においても当然、資源回収型システムが追求され始め、さまざまな研究や提案がなされている¹⁾。その中で嫌気性消化法は、下水処理の過程で発生する汚泥の減量化とエネルギー利用を達成する中核プロセスとして期待が大きい。近年では、物理的、化学的あるいは生物学的処理を嫌気性消化に組み合わせ、処理効率のさらなる向上を目指した研究開発が活発に実施されている。しかしながら、それらの処理方式は費用対効果に欠け、難分解の溶解性有機物が残存するなどの問題もあり、現場での採用がほとんどないのが実状である。嫌気性消化の分野で現在実用化されているのは、ノルウェーのCambi社が開発した下水汚泥の前濃縮+前加熱処

理を組み合わせたシステム²⁾のみであると思われる。

筆者らは前報³⁾において、嫌気性消化と組み合わせた複数の物理化学的処理方式の中で、酸加熱処理が総合的に見てもっとも優れていると評価した。その報告では他の処理方式との比較を目的とした回分実験であったため一種類の条件だけであり、過去の報告をあたっても酸加熱処理に関する詳細な研究が少ない状況にある。

そこで本研究では、下水汚泥の嫌気性消化と組み合わせるときの酸加熱処理の条件や効果を詳細に検討することを目的とした。前報と同様に、加熱処理で指摘されてきた欠点を評価に反映させるため、メタン発生量、汚泥分解率のみでなく、汚泥脱水性と色度も指標として含めた。また、強酸として塩酸と硫酸を用いたところ有用な知見が得られたので、これについても報告する。

2. 実験方法

(1) 供試および汚泥

バイアル瓶を用いた回分実験では、福井市内の合流式下水処理場から採取した嫌気性消化汚泥を供試汚泥として用いた。一旦嫌気性消化された汚泥を用いた理由は、

下水汚泥中の難分解性固形物に対する酸加熱処理の効果を特に観察するためである。また、同じ嫌気性消化汚泥を種汚泥としても用いた。その濃度は、TS 27.6 g/L, VTS 16.8 g/L, VTS/TS 比 0.61 であった。

次の連続実験においては、上記下水処理場から採取した濃縮汚泥（混合比率は初沈：余剰＝2.8：1）を供試汚泥とした。できるだけ均一な性状を保つため-30℃で凍結保存しておき、これを数 L ずつ解凍し二枚羽根の付いた攪拌機で 30 分間程度微細化してから使用した。また、解凍・微細化後は冷蔵庫に保存したので、投入時の温度ショックを防ぐため、マントルヒーターで約 35℃以上に暖めてから投入した。種汚泥には、連続実験とほぼ同じ条件で試験的に運転していた消化汚泥を用いた。濃度は TS 35.0 g/L, VTS 17.9 g/L, VTS/TS 比 0.51 であった。

(2) 酸加熱処理

酸加熱処理は、ステンレス製耐圧容器（容量 2.5 L, 最高圧力 1.5 MPa; ユニコントロールズ, 東京）に強酸が添加された汚泥を投入し、パイプ用マントルヒーターで所定の温度と時間加熱し、自然放冷するやり方で行った。

回分実験における酸加熱処理条件は、温度が 25℃, 100℃および 180℃, 初期 pH が塩酸で 6, 4 および 2 と、それぞれについて 3 段階に設定した。処理時間は約 1 時間、攪拌速度は 300rpm に固定した。

連続実験では、3. 実験結果および考察で説明するように、過去の報告と回分実験の結果を踏まえ、温度 170℃, pH5～6 (処理後) を採用し、処理時間は約 1 時間、攪拌速度は 300rpm とした。強酸には塩酸と硫酸の 2 種類を採用した。

(3) 回分実験

酸加熱処理を施した汚泥について、回分式のバイアル実験を実施し、メタンガス生成能と汚泥分解性を調べた。また、実験終了後の汚泥に対し、汚泥脱水性と色度を測定した。

バイアル実験の方法はごく一般的なものである。所定の条件に酸加熱処理された嫌気性消化汚泥 25 mL (pH7.0

～7.3 に調整) を種汚泥の嫌気性消化汚泥 25 mL と一緒に 120 mL のバイアル瓶に加え、ヘッドスペースを N₂: CO₂=80:20 のガスで置換し、ブチルゴム栓とアルミシールで密閉した後、35℃, 40rpm で振とう培養した。一条件当たりバイアル瓶を 2 本使用し、発生ガスの濃度と量を 20 日間にわたり数日間隔で測定した。

(4) 連続実験

下水汚泥の嫌気性消化に酸加熱処理を組み込んだときの効果を連続実験で確認した。図-1 に描かれているように、今回採用したのは消化汚泥を遠心濃縮し、その濃縮物に酸加熱処理を施し嫌気性消化槽に返送する、後処理方式の組み合わせ方である。酸加熱処理の条件は前述したとおりであり、塩酸を用いた実験前半を Run 1, 硫酸を用いた実験後半を Run 2 とした。この酸加熱処理は、4℃で冷蔵してあった 1 週間分の遠心濃縮汚泥について実施し、得られた処理液は使用まで冷蔵保存した。遠心濃縮は、遠心濃縮機 (LC06-SP, トミー精工, 東京) と 50mL 沈殿管を用いて 2,000rpm, 10 分間の条件で行った。酸加熱処理に対するコントロールとして、通常のワンバスの嫌気性消化槽も運転した。流入下水汚泥量ベースの HRT/SRT は、全期間にわたり標準的な 20 日に設定した。ただし、後処理方式の場合、酸加熱処理によって基質化した消化汚泥を返送率 30% で返送したことにより、実質的な HRT/SRT は 15.4 日に減少したことになる。また、分析目的で槽内汚泥および酸加熱処理液を採取したので、汚泥の排出は分離液とこれら分析サンプルを通じて行われたことになる。

嫌気性消化槽としては、有効容量 2L (呼称容量 3L) のガラス製三角フラスコに流出入管とガス管を通したゴム栓で密閉したものを用い、温度 35℃, 旋回振とう 100rpm の培養条件において 1 日 1 回基質の投入と汚泥の引抜を行う準連続式で運転した。発生したガスは、ガスバック (CCK, ジーエルサイエンス, 東京) に捕集した。汚泥とガスの分析は週 1 回の頻度で、TS, VTS, SS, VSS, COD_{Cr}, 溶解性 COD_{Cr}, pH, T-P, PO₄-P, 汚泥脱水性、色度およびガス発生量・成分を測定した。

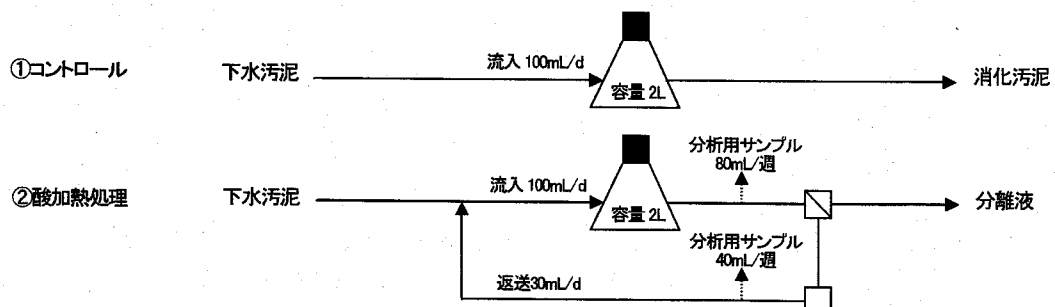


図-1 連続実験で採用したプロセス（三角フラスコは嫌気性消化槽、□は酸加熱処理、▣は遠心濃縮を表す。）

(5) 分析方法

分析の方法は主として Standard Methods⁴⁾ に従い、そのうち COD_{Cr} は DR/4000U 型分光光度計 (Hach, Colorado, USA) を用いた Closed Reflux Colorimetric Method (5220D) で実施した。溶解性液は、15,000rpm で 10 分間高速遠心した後、0.45 μ m のメンブレンフィルターでろ過して作成した。

ガス成分の分析は、TCD 検出器付きガスクロマトグラフ (GC-9A, 島津製作所, 京都) を用い、カラム Parapak Q, キャリアガス Ar; 40mL/min, カラム温度 40°C, 注入口温度 120°C, 検出器温度 120°C で分析した。回分実験におけるガス発生量の測定には、メスシリンダーによる水上置換法を採用した。連続実験においてガスバックに捕集された発生ガスは、ガス成分の分析後、湿式ガスメーター (WS-1A, シナガワ, 東京) で計量した。

汚泥の脱水性は、CST (Capillary Suction Time, Standard Methods 2710D) で把握した。これには CST メーター Type 304B (Triton Electronics Ltd, Essex, England), CST 専用ペーパーと汚泥量 6.4 mL を用いた。汚泥溶解性液の色度は、ADMI 法 (Standard Methods 2120E) により DR/4000U 型分光光度計と 1 インチの試料セルを用いて測定した。汚泥中の T-P の分析には、ペルオキソ二硫酸カリウム分解法を適用後、PO₄-P を定量した。PO₄-P はアスコルビン酸法 (Standard Methods 4500E) により DR/4000U 型分光光度計を用いて測定した。

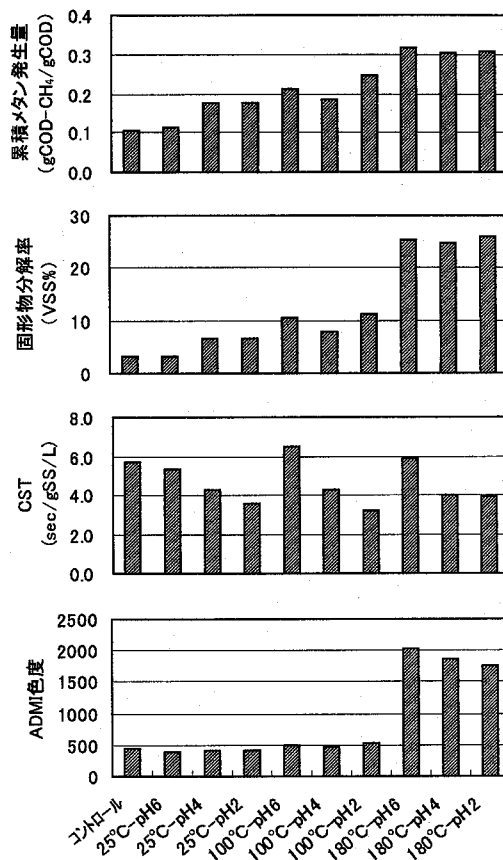


図-2 回分実験の主な結果

3. 実験結果および考察

(1) 回分実験

本実験で得られた主な結果を、バイアル瓶 2 本の平均値で図-2 に示す。まず、累積メタン発生量 (gCOD-CH₄/gCOD) はコントロールの 0.11 に対し、酸加熱処理 25°C では 0.12~0.18, 100°C では 0.18~0.25, 180°C では 0.30~0.32, また、汚泥分解率 (VSS%) はコントロールの 3.3 に対し、酸加熱処理 25°C では 3.3~6.7, 100°C では 8.0~11.3, 180°C では 24.7~26.0 であった。よって、メタン発生量および固形物分解率はともに酸加熱処理における温度の影響を強く受け、温度が高まるほど発生量または分解率は高まった。pH による影響は、温度に比べると相対的に小さかった。

実験後の汚泥脱水性 (CST 秒/gSS/L) については、逆に温度の影響があまり見られず、初期 pH が低下するほど向上した。Elbing and Dümneil⁷⁾ は、汚泥脱水性はおおよそ 160°C 以上で熱処理されないと改善されないと報告している。図-2 は、単位 SS 濃度当たりの CST 値を示しており、上記のように温度が高いほど固形物の分解量も大きいので、CST 値そのもので見れば温度の上昇に伴って

改善されており、その報告と矛盾しない。

実験後の汚泥溶解性液の色度 (ADMI) は、酸加熱処理温度 100°C まではコントロールと大差なかったが、180°C で急激に高まった。また、この処理温度において、pH の低下に伴い色度も低くなる傾向が認められた。加熱処理の着色は、メイラード反応によって 100°C ぐらいから進行すると報告されている⁹⁾。加熱処理における汚泥脱水性と着色への pH 影響については、筆者らの前報³⁾ においても同様のことを確認している。

加熱処理のみを施す場合、既往の研究によれば温度は 170~180°C 付近が最適で、それ以上では阻害が生じるといふ報告が多い (例えば、文献 8, 9, 10)。本研究の連続実験ではメタン発生量と固形物分解を優先させることとし、嫌気性微生物への阻害の心配が少ない上限側の温度であり、しかも汚泥脱水性の向上も見込めることから、処理温度として 170°C を採用することにした。また、処理 pH については、低いほど汚泥脱水性と色度の両面から好ましいが、実用においては低 pH に耐性のある装置材質も限られてくるため、弱酸性域の 5~6 を採用することにした。

(2) 連続実験

連続実験はRun 1, Run 2それぞれについて63日間ずつ実施し、供試汚泥の濃度はおよそ2.5%TSであった。槽内汚泥濃度の経日変化をVSSで代表させて図-3に示す。また、各Runにおける最終3回分の分析平均値を、ガスについては表-1、汚泥については表-2にまとめて示す。

槽内VSS濃度は実験開始後20日間ほどでかなり落ち着き、それ以降はコントロール、酸加熱処理それぞれについて、おおむね9～10、12～13g/Lの範囲を推移した。VSSで見た汚泥分解率は、コントロールがRun 1: 34%、Run 2: 41%であった。今回、酸加熱処理が組み合わされた場合、分離液および分析サンプルとして排泥されたが、さらに酸加熱処理後に加熱装置の内壁に炭化状固形物の付着が観察され、消化槽への出し入れに支障をきたすためこれも系外へ排除した。1日平均のVSS量 (g/日) として嫌気性消化槽に流入したRun 1: 1.46、Run 2: 1.45に対し、これら排出量の合計 (分離液+分析サンプル+炭化物) はRun 1: $0.11+0.27+0.07=0.45$ 、Run 2: $0.08+0.26+0.05=$

0.39となるので、槽内汚泥濃度が定常状態にあるという仮定の下で汚泥分解率を算出すると、Run 1: 69%、Run 2: 73%が得られた。これはコントロールのRun 1: 2.0倍、Run 2: 1.8倍にもあたる非常に高い汚泥分解率である。後処理方式によって、難分解な汚泥成分に集中的に酸加熱処理を施した効果が表れていると思われる。参考に、酸加熱処理だけによる分解効果は、VSSとしてRun 1: 47%、Run 2: 44%であった。しかしながら、後出のCOD₀物質収支でも述べるように、遠心濃縮時の汚泥ハンドリングなど汚泥の損失が避けられない場面があるため、得られた汚泥分解率はやや過大評価されている可能性がある。

表-1より、メタン発生量 (L/日@STP) は、コントロールがRun 1: 0.37、Run 2: 0.43、酸加熱処理がRun 1: 0.45、Run 2: 0.48と計算され、酸加熱処理が組み合わせられるとRun 1: 22%、Run 2: 13%の増大となった。やはり、酸加熱処理により再基質化された消化汚泥を返送することによって、バイオガス化される量が高まったと思われる。Run 2の方の増加率が低くなったのは、メタン前駆物質

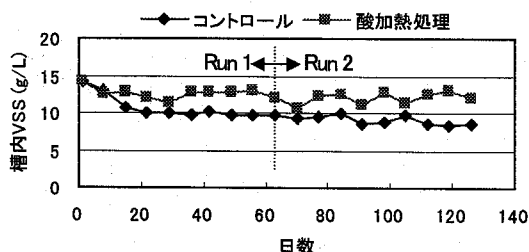


図-3 連続実験における槽内 VSS 濃度の経日変化

表-1 連続実験におけるガス分析結果まとめ
(最終3回の平均値。上段: Run 1, 下段: Run 2)

	ガス発生量 (L/日)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
コントロール	0.584	63.5	30.1
	0.682	62.7	31.1
酸加熱処理	0.716	63.0	32.5
	0.822	59.0	34.8

表-2 連続実験における汚泥分析結果まとめ
(最終3回の平均値。上段: Run 1, 下段: Run 2)

	流入*	コントロール	酸加熱処理		
		槽内汚泥	槽内汚泥	分離液	酸加熱処理液
TS (g/L)	24.5	22.5	31.4	3.2	78.2
	26.0	19.8	33.6	3.1	81.8
VTS (g/L)	16.7	11.1	15.2	1.9	37.9
	17.7	10.2	14.6	1.9	35.8
SS (g/L)	21.8	20.7	26.9	1.6	56.6
	21.7	16.9	30.0	1.3	58.3
VSS (g/L)	14.6	9.7	12.7	1.1	22.8
	14.5	8.5	12.5	0.8	20.8
T-P or PO ₄ -P (mg/L)**	321	7.6	13.0	—	—
	351	4.2	78.0	—	—
CST (sec/gSS/L)	6.1	9.4	7.5	—	0.50
	3.4	11.0	7.5	—	0.45
色度(ADMI)	880	420	1,410	—	—
	1,190	410	1,590	—	—
pH***	—	7.1	7.1	—	5.8
	—	7.1	7.1	—	5.5

*流入汚泥については Run 全体の平均値。 **流入汚泥については T-P, 他については PO₄-P。 ***酸加熱処理液については Run 全体における処理後 pH。

の一部が酸加熱処理で用いた硫酸との硫酸塩還元反応によって消費されたためであろう。

汚泥脱水性を槽内汚泥について単位SS濃度当たりのCST(秒/gSSL)で見ると、コントロールがRun 1: 9.4, Run 2: 11.0, 酸加熱処理がRun 1: 7.5, Run 2: 7.5と、酸加熱処理がコントロールに比してRun 1: 20%, Run 2: 32%の改善となった。これには酸加熱処理液の脱水性がきわめて優れており(単位SS濃度当たりのCSTで槽内汚泥の10分の1以下)、それが消化槽に返送・混合されたのが寄与するためだと考えられる。また、酸加熱処理液の優れた脱水性を生かして、酸加熱処理液を直接脱水工程に送ることも有効なオプションとなるかもしれない。

一方、汚泥溶解性液のADMI色度はコントロールの400強に対し、酸加熱処理では1500前後と3倍以上の増加となった。加熱処理に伴い難分解性の着色物質が生成したためである。これは、槽内の溶解性COD_{Cr}濃度がコントロールの300mg/L前後に対し、酸加熱処理では900mg/L前後だったことからもうかがえる。pH酸性下では多少抑制されるものの、この着色現象が加熱処理の課題としてなおも残った。

表-3に本実験におけるCOD_{Cr}物質収支を示す。コントロールについては、Run 1, Run 2ともにほぼ100%の高い回収率が得られている。これに対し、酸加熱処理の場合はおよそ80%にとどまっている。この理由の一つは、本実験での加熱処理時のヘッドスペースは空気であり、温度約150℃以上になると有機性廃棄物は自然することから¹¹⁾、酸加熱処理によってCOD_{Cr}の一部が損失されたことである。実際、遠心濃縮汚泥は、酸加熱処理を受けた結果、Run全体で平均してRun 1では27%, Run 2では26%のCOD_{Cr}が減少した計算となった。さらに、この減少分の中には、消化汚泥を引き抜いてから返送するまでの運転操作・サンプル保存に由来する、小規模実験であるがゆえの損失も含まれると思われる。

ところで、消化汚泥中の溶解性リン濃度をPO₄-P(mg/L)と比較すると、表-2よりコントロールがRun 1:

7.6, Run 2: 4.2, 酸加熱処理がRun 1: 13, Run 2: 78だったので、酸加熱処理が組み合わせされるとコントロールよりRun 1: 1.7倍, Run 2: 19倍の増加となった。硫酸を用いたRun 1では、単に汚泥分解率の上昇に伴いより多くのリン酸が液相に溶け出してきたと解釈される。硫酸を用いたRun 2では、嫌気性消化槽内の硫酸塩還元によって生物学的に生じた硫化物イオンが汚泥中のリン酸と置換され¹²⁾(例えば、 $2\text{FePO}_4 + 3\text{H}_2\text{S} \rightarrow 2\text{FeS} + \text{S} + 2\text{H}_3\text{PO}_4$)、リンが化学的に溶出する効果が加わったと推測される。ちなみに、今回の酸加熱処理で用いた硫酸は平均して0.1ml/日であり、分析サンプル分を差し引けば0.084ml/日= $1.5 \times 10^{-3} \text{mol/日}$ で消化槽に流入したことになる。上式の反応を仮定すると(モル比S:P=3:2)、 $1.0 \times 10^{-3} \text{mol/日} = 3.1 \times 10^{-2} \text{g/日} = 310 \text{mg/L}$ のPO₄-Pが溶出可能な計算となる。実際には78mg/Lだったので、添加された硫酸の1/4程度がこの反応に寄与したと考えられるが、硫酸の効果には金属との沈殿反応による損失やリンの汚泥中の存在形態などが影響すると推測される。

この嫌気性消化工程の後にリンの回収工程を設ければ、枯渇資源であるリンを多量に回収しやすくなる。したがって、酸加熱処理における硫酸の使用はリンの汚泥からの除去、あるいはリンの溶出・回収に有効であるといえる。例えば、近年増えているセメント原料としての下水汚泥再利用では、リンが悪影響を及ぼすことが知られているので、リン含有量の少ない汚泥が得られる硫酸が適している。他方、有機肥料としてリサイクルするなら塩酸が向いていると思われる。

4. まとめ

本研究は、下水汚泥の嫌気性消化を改善する手段として酸加熱処理を組み合わせることを考案し、その条件と効果を回分および連続実験から検討した。

1) 回分実験では、嫌気性消化汚泥を対象として、温度

表-3 連続実験におけるCOD_{Cr}物質収支
(最終3回の平均値。単位gCOD_{Cr}/日、カッコ内の値は流入に対する%)

		流入	流出			合計
			消化汚泥 または分離液	メタン	サンプル および炭化物	
コントロール	Run 1	2.71	1.66 (61.3%)	1.06 (39.1%)	—	2.72 (100.4%)
	Run 2	2.83	1.53 (54.1%)	1.22 (43.1%)	—	2.75 (97.2%)
酸加熱処理	Run 1	2.71	0.26 (9.6%)	1.29 (47.6%)	0.68 (25.1%)	2.23 (82.3%)
	Run 2	2.83	0.24 (8.5%)	1.38 (48.8%)	0.63 (22.3%)	2.25 (79.5%)

25, 100 および 180°C, 初期 pH6, 4 および 2 (塩酸を使用), 処理時間約 1 時間の下で酸加熱処理条件を検討した。メタン発生量および固形物分解率はともに温度が高まるほど増大したが, 汚泥脱水性 (CST 秒/gSS/L) については初期 pH が低下するにつれ改善した。実験後の汚泥溶解性液の色度は, 酸加熱処理温度 180°C で急激に高まった。

2) 連続実験では, 温度170°C, pH 5~6, 処理時間約1時間の酸加熱処理を後処理方式で組み合わせ, 強酸として Run1 では塩酸, Run2 では硫酸を使用し, 各Runにつき63 日間ずつ運転した。実験の結果, コントロールと比較して汚泥分解率は1.8~2.0倍, メタンガス発生量は13~22%, 汚泥脱水性は20~32%の向上が見られた。一方, 色度を与える溶解性有機物が約3倍残存するという, 加熱処理固有の欠点も同時に観察された。酸加熱処理に用いる強酸の種類に関わる顕著な現象として, 硫酸は汚泥からのリン酸溶出を塩酸に比して数倍も促した。よって, 硫酸の使用はリンの高効率回収につながる可能性が示唆された。

参考文献

- 1) 津野洋: 資源回収型の都市廃水・廃棄物処理システムの現状と展望, 水環境学会誌, Vol. 27, pp. 619-621, 2004.
- 2) Kepp, U., Machenbach, I., Weisz, N. and Solheim, O. E.: Enhanced stabilization of sewage sludge through thermal hydrolysis - three years of experience with full scale plant, *Water Science and Technology*, Vol. 42, No. 9, pp. 89-96, 2000.
- 3) 高島正信, 田中義人: 下水汚泥の嫌気性消化における熱酸化処理の効果, 環境工学研究論文集, Vol. 42, pp. 377-384, 2005.
- 4) APHA, AWWA and WEF: *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20th edition, Washington DC, USA, 1998.
- 5) Elbing, G. and Dünnebeil, A.: Thermal disintegration with subsequent digestion - lab-scale investigations (in Germany), *Korrespondenz Abwasser*, Vol. 46, pp. 538-547, 1999.
- 6) Müller, J. A.: Prospects and problems of sludge pre-treatment processes, *Water Science and Technology*, Vol. 44, No. 10, pp. 121-128, 2001.
- 7) 高島正信: 下水汚泥の嫌気性消化における物理化学的処理併用プロセス形態の実験的検討—熱処理を例として—, 環境工学研究論文集, Vol. 40, pp. 303-310, 2003.
- 8) Li, Y.-Y. and Noike, T.: Upgrading of anaerobic digestion of waste activated sludge by thermal pretreatment, *Water Science and Technology*, Vol. 26, No. 3/4, pp. 857-866, 1992.
- 9) Pinnenkamp, J.: Effects of thermal pretreatment of sewage sludge on anaerobic digestion, *Water Science and Technology*, Vol. 21, pp. 97-108, 1989.
- 10) Tanaka, S., Kobayashi, T., Kamiyama, K. and Bildan, M. L. N. S.: Effects of thermochemical pretreatment on the anaerobic digestion of waste activated sludge, *Water Science and Technology*, Vol. 35, No. 8, pp. 209-215, 1997.
- 11) Lendormi, T., Prevot, C., Dppenber, F., Sperandio, M. and Debelletfontaine, H.: Wet oxidation of domestic sludge and process integration: the Mineralis process, *Water Science and Technology*, Vol. 44, No. 10, pp. 163-169, 2001.
- 12) 大下和徹, 北小路博之, 高岡昌輝, 加藤文隆, 武田信生, 松本忠生, 檜物良一: 薬剤添加による前凝集沈殿汚泥からのリン抽出および回収方法に関する研究, 環境工学研究論文集, Vol. 42, pp. 335-345, 2005.

(2006. 5. 26 受付)

Anaerobic Digestion of Sewage Sludge Incorporating Acidic Thermal Treatment

Masanobu TAKASHIMA¹ and Yoshihito TANAKA²

¹Dept. for the Application of Nuclear Technology, Fukui University of Technology

²Technology Division, Hokukon Ltd.

Acidic thermal treatment was examined with respect to treatment conditions and its efficacy, when incorporated into anaerobic digestion of sewage sludge. In the batch study, the treatment temperature of 25, 100 and 180°C and initial pH of 6, 4 and 2 were applied. Methane production and sludge destruction was improved as the temperature was raised, whereas dewaterability was improved as the pH was lowered. Color was generated significantly at the temperature of 180°C. In the continuous experiment operated at the HRT/SRT of 20 days, the acidic thermal treatment at 170°C and pH5-6 for 1 hour was combined with anaerobic digestion in a post-treatment mode, using hydrochloric acid or sulfuric acid as the strong acid. Compared with the control digester, the digester incorporating the acidic thermal treatment showed 1.8-2.0 times more sludge destruction, 13-22% more methane production, 20-32% more dewaterability improvement. A disadvantage was again seen in color generation. Sulfuric acid caused more release of phosphorus from the sewage sludge, which enables efficient phosphorus recovery.