

前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化特性

高岡昌輝¹・廣田淳一²・武田信生³・藤原健史⁴

¹正会員 工修 京都大学助手 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

²京都大学大学院修士課程 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

³フェロー会員 工博 京都大学教授 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

⁴正会員 工博 京都大学助教授 工学研究科環境工学専攻 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化特性を把握するために、無機凝集剤として塩化第二鉄、硫酸バンド、ポリ塩化アルミニウムをそれぞれ用いて作成した前凝集沈殿汚泥と凝集剤を添加しない初沈汚泥、初沈汚泥と余剰汚泥との混合汚泥の3種類の汚泥についてバッチ式の嫌気性消化実験を行った。凝集剤として塩化第二鉄を用いて作成した前凝集沈殿汚泥は消化に対する阻害がなく、むしろ凝集剤を添加していない初沈汚泥の場合よりも、SS減少率、有機酸やメタンガスの回収という観点から有利であった。アルミニウムを含む凝集剤によって作成された前凝集沈殿汚泥は、SS減少率が低下し、有機酸およびメタンガスの生成に阻害が見られた。

Key Words: sewage sludge, precoagulation, anaerobic digestion, inorganic coagulant, inhibition

1. はじめに

下水道は変革期を迎えているといえ、環境への負荷の少ない循環型社会の中の基盤システムとして大きな役割が求められており、具体的には、1) 処理水質の向上、2) 施設のコンパクト化、3) 省エネルギー、創エネルギー、4) 汚泥の有効利用といった要求がなされている。

このような要求を満たすための一つの方法として、最初沈殿池の前に凝集剤を投入し、積極的に最初沈殿池で固形物、有機物、リン等を除去し、後段の生物処理における負荷を軽減して窒素の処理を重点的に行う前凝集沈殿法が検討されている^{1,2)}。前凝集沈殿法はこれまで水処理系で処理してきた負荷を汚泥処理系に転換する方法であるため、このプロセスを導入した場合、汚泥量の増加および汚泥性状の変化をもたらす³⁾。したがって、後段の汚泥処理は、量的な増加と性状変化に対応せねばならないが、この対応策の一つとして注目されるのが嫌気性消化プロセスである。

嫌気性消化法は、汚泥の減量化・安定化とともに、得られるメタンガスがエネルギー源として利用できる、下水道システムにおける唯一のエネルギー生産プロセスといえる⁴⁾。都市下水、産業排水

などに含まれる有機物は貴重な資源であり、全ての有機物から嫌気性消化法によって回収されるとした場合のメタン生成量は、原油換算で900万kL/年と試算されており、これは原油輸入量の4.5%に当たる⁵⁾。将来的には家庭におけるデスポーザーが普及すると、高濃度の有機資源が下水道に流入することが予想されること、また、含水率の高い生ごみの焼却は敬遠される傾向にあり、一般ごみのうちの生ごみをし尿、浄化槽汚泥とともにメタン発酵を行うことも注目されており⁶⁾、嫌気性消化法の重要性が再認識されてきている。

著者らのこれまでの研究で、前凝集プロセスを導入することによる汚泥量の増加が、汚泥処理システムにかかるコストを増大させることが分かっている⁷⁾。また、前凝集沈殿により発生する汚泥には易分解性の有機物が従来型の標準活性汚泥法から排出される余剰汚泥に比べ多く含まれることが予想されている。このことから、前凝集沈殿汚泥に対しても嫌気性消化プロセスを組み合わせることにより、汚泥の減量化・安定化ならびに汚泥中有価物(揮発性脂肪酸、メタンガスのみならず、リン、凝集剤等)の回収などが期待される。今まで前凝集沈殿汚泥の有機酸発酵に関する報告はなされていないが⁸⁾、嫌気性消化特性および消化後の脱水

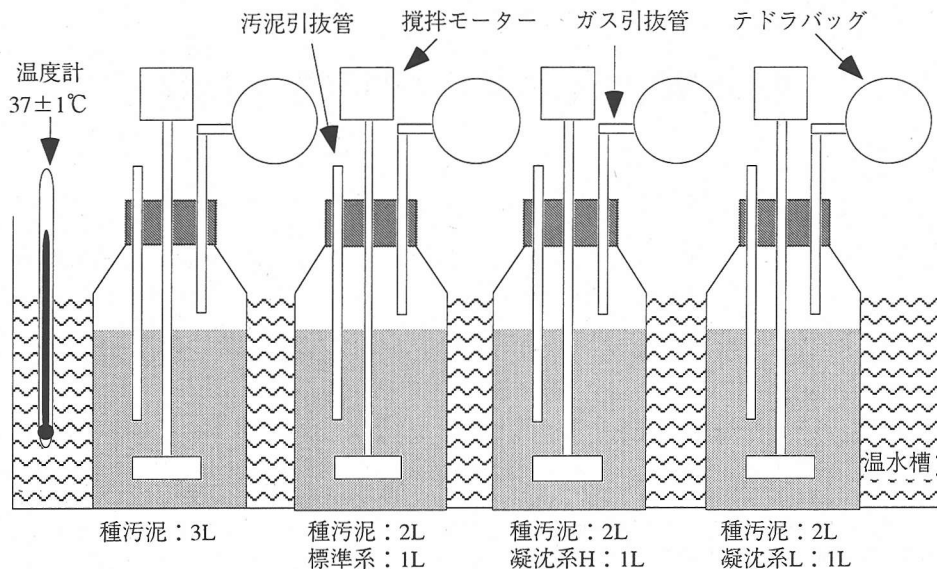


図-1 嫌気性消化実験装置

性、発熱量について検討された知見は少ない。

本研究では、凝集剤として塩化第二鉄（塩鉄）、硫酸バンド（バンド）、ポリ塩化アルミニウム（PAC）をそれぞれ用いて作成した前凝集沈殿汚泥（凝沈系）と凝集剤を添加しない初沈汚泥（標準系）、それから、標準系汚泥と実プラントから採取した余剰汚泥を1:1で混合した汚泥（基本系）についてバッチ式の嫌気性消化実験を行い、TS、SS、VTS、VSS分解率、揮発性脂肪酸の生成量および組成、溶解性のリン（S-T-P）、アルミニウム（S-T-Al）、鉄濃度（S-T-Fe）、ガス発生量および組成、脱水性、汚泥発熱量等の観点により前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化特性を把握することを目的とした。

2. 実験方法

嫌気性消化実験は分流一部合流式下水処理場の消化槽汚泥に、合流式下水処理場の初沈汚泥を基質として与えて、実験室にて培養、馴致した種汚泥と試料汚泥を体積比で2:1の割合で混合して総量を3Lとし、図-1の実験装置を用いて実験した。試料汚泥は、合流式下水処理場に併設した前凝集沈殿実験プラントにて、凝集剤添加汚泥と無添加汚泥を作成した。凝集剤添加量は塩化第二鉄 11, 22mgFe/L-原水（以下11塩鉄, 22塩鉄と表す）、PACとバンドは2.5, 7.5mgAl/L-原水（以下2.5PAC, 7.5PAC, 2.5バンド, 7.5バンドと表す）

とした。凝集操作条件はいずれの場合も、急速攪拌が123rpmで滞留時間は3.5min、緩速攪拌が31rpmで滞留時間が15.7minとした。

凝沈系は種汚泥、標準系、凝沈系の凝集剤濃度各2条件の計4つの条件について、基本系は種汚泥、標準系、混合汚泥の3つの条件について同時に発酵実験を開始させた。混合する際には、有機物負荷を同じにする目的で、VTSを基準に濃縮、希釈を行った。種汚泥と混合後の消化実験前のそれぞれの汚泥の性状を表-1に示した。消化温度は温水槽を用いて37℃に保ち、発酵槽内はパドルによる機械攪拌（300rpm）を行った。また、実験を始めるにあたり気相部は窒素（N₂）で置換した。実験期間は2週間として、測定は0, 1, 2, 4, 7, 10, 13日目の7回行った。汚泥は実験期間中追加することなく、毎回100mLを汚泥引抜き管から引き抜いた。消化実験における測定項目および測定方法を表-2に示した。揮発性脂肪酸（Volatile Fatty Acid:VFA）については、ガスクロマトグラフィー質量分析計にて、酢酸、プロピオン酸、イソ酪酸、ノルマル酪酸、イソ吉草酸、ノルマル吉草酸の濃度を測定した。発生ガスは、テドラバックに捕集し、ガスクロマトグラフィーで組成（CH₄, CO₂, N₂）を分析した後、エアポンプと乾式ガスメータを用いて発生量を測定した。

また、13日間の嫌気性消化実験後の汚泥については、ベルトプレス脱水を想定した簡易脱水試験機で脱水試験を行った。14種の高分子凝集剤の中

表-1 消化実験前の汚泥の性状

試料名	TS (mg/L)	SS (mg/L)	VTS (mg/L)	VSS (mg/L)	pH (-)	総アルカリ度 (mgCaCO ₃ /L)	T-Al (mg/L)	S-T-Al (mg/L)	T-Fe (mg/L)	S-T-Fe (mg/L)	T-P (mg/L)	S-T-P (mg/L)
種汚泥	22400	19600	13000	11300	7.5	3170	526	1.8	655	25.2	358	10.5
標準系	18200	16000	11100	9290	7.4	2250	407	<0.1	705	26.8	295	<0.1
11塩鉄	18700	16700	11200	9700	7.4	2250	368	<0.1	665	8.7	276	<0.1
22塩鉄	18500	16800	11000	9870	7.4	2370	376	<0.1	748	9.2	274	<0.1
種汚泥	14900	12700	9350	7890	7.8	3030	279	4.1	411	6.7	354	32.9
標準系	12100	10600	8670	7580	7.6	1980	166	1.4	241	4.0	170	20.9
2.5PAC	14000	11000	9750	7780	7.6	2110	261	3.2	263	3.1	258	16.2
7.5PAC	11500	10200	7960	6990	7.6	2050	315	1.5	228	1.6	297	17.1
種汚泥	19800	16900	12200	10100	7.8	3500	407	14.4	580	27.8	420	44.6
標準系	16900	14700	11000	9670	7.5	2370	313	11.5	459	4.2	300	13.5
2.5バンド	17600	15200	11400	9650	7.6	2410	482	9.6	420	19.1	321	28.5
7.5バンド	17200	15000	10200	9320	7.6	2280	629	18.3	388	6.9	273	19.5
種汚泥	22000	19400	13200	11700	7.7	3740	458	7.6	740	15.9	420	38.9
標準系	20400	17700	13700	12000	7.3	2540	385	9.1	621	20.5	319	25.2
混合汚泥	21000	18100	14100	12200	7.3	2620	351	6.2	621	17.5	357	26.1

表-2 測定項目および測定方法

測定項目	測定機器・測定方法
TS	下水試験法4.6
SS	下水試験法4.9
VTS	下水試験法4.8
VSS	下水試験法4.8
pH	下水試験法4.5 (HORIBA, pH METER F-8)
総アルカリ度	下水試験法4.12
脱水ろ液SS	下水試験法12.1
T-P, S-T-P	ICP発光分析装置
T-Al, S-T-Al	(島津製作所製:ICPS-8000)
T-Fe, S-T-Fe	GC/MS (HP社製, GC:HP5890/MS:HP5970B)
揮発性脂肪酸	GC - TCD (HP社製, GC:HP5890)
ガス組成	

から脱水試験に用いる高分子凝集剤の種類および添加率を決定するために、塩鉄系の実験を行う前の種汚泥に対してそれぞれTSの0.5%, 1.0%, 1.5%を添加して、CST測定装置 (Type165: TRITON electronics Ltd.) により、脱水性を評価した⁹⁾。脱水試験ではケーキ含水率、ろ液SS、T-P、T-Al、T-Feを測定した。測定方法は表-2に併記した。

消化による有機物の分解に伴う高位発熱量の変化を見ることを目的に、燃焼試験として、ポンプ

熱量計 (OSK150: 小川精機製) で高位発熱量を測定した。試料は消化実験前と終了後の消化汚泥のTSを用いた。

3. 実験結果と考察

実験は長期にわたったため、種汚泥、試料汚泥ともに変質している可能性があるため同期間に行った標準系に対する凝沈系との相対評価を行った。また、各凝集剤の添加量が小さい条件 (11塩鉄, 2.5PAC, 2.5バンド) では、標準系と大きな違いが見られないことが多かったため、主に添加量の大きい場合について結果を示し、考察した。

(1) pHおよび総アルカリ度

今回使用した種汚泥のpHが7.5~7.8程度であったこともあり、開始前のpHは全て7.5付近であった。全般的に実験初期には徐々に低下し実験中期からは上昇して、最終的には開始前のpHと同等かもしくは高くなるケースが多かった。実験開始直後の100hr前後までのpH低下は高分子有機物分解による揮発性脂肪酸蓄積の結果と推測された。次に、メタン発酵過程で酢酸などが消費されていくとともに高分子有機物のうち蛋白質の分解によって生成するアンモニア性窒素が生成したために実験中期以降はpHが上昇したと考えられた。pHは

一般的には中性付近 (7.3~7.6) が至適であるといわれていることから¹⁰⁾、やや高めであるもののpHの変化による消化への影響はないと考えられた。

総アルカリ度は、実験開始から徐々に増加していった。この増加の要因は上記にも示したアンモニア性窒素によるところが大きいと考えられた。一般にアルカリ度は2000mg/L以上あれば消化に支障がないことから¹⁰⁾、総アルカリ度の変化による消化への影響はないと考えられた。

(2) SS減少率

凝集剤を添加しない初沈汚泥である標準系汚泥のSS減少率を1とした時の各汚泥の相対的なSS減少率の経時変化を図-2に示した。同じ凝集剤では凝集剤量に関わらず、傾向が同じであったので、添加量が多いものについて示した。22塩鉄では実験初期には、標準系の約3倍の減少率であり、最終的には約1.3倍の減少率であった。これは、凝集剤の添加で易分解性物質が多く含まれていたことによると考えられた。一方、PAC、バンド、基本系では実験初期に若干標準系の分解率を上回っていたものの、最終的には約0.6~0.8倍の減少率であった。金らは、凝集生汚泥の有機酸発酵に及ぼす塩化第二鉄およびPACの阻害効果について実験を行い、PAC投入時は46mgAl/L、塩化第二鉄投入時は120mgFe/L以上で有機酸の生成が10%以上減少することを報告している⁸⁾。本実験では、アルミ系凝集剤の場合、7.5mgAl/Lですでに20~40%程度のSS減少率の低下が認められることがわかった。アルミ系(以下PAC、バンドをまとめて)の凝集剤を用いた場合、実験後期に分解される物質の分解に影響を及ぼすと考えられた。実施設の余剰汚泥を

用いた基本系では、やや汚泥分解率が低かったが、これは同じVTSであっても余剰汚泥は初沈汚泥よりも生物分解性の悪い有機物を多く含有するためであると考えられた。

(3) 揮発性脂肪酸

図-3に22塩鉄と7.5PACの場合について、経過時間と揮発性脂肪酸の生成濃度(酢酸当量)の関係を示した。22塩鉄の場合は標準系と比較して、

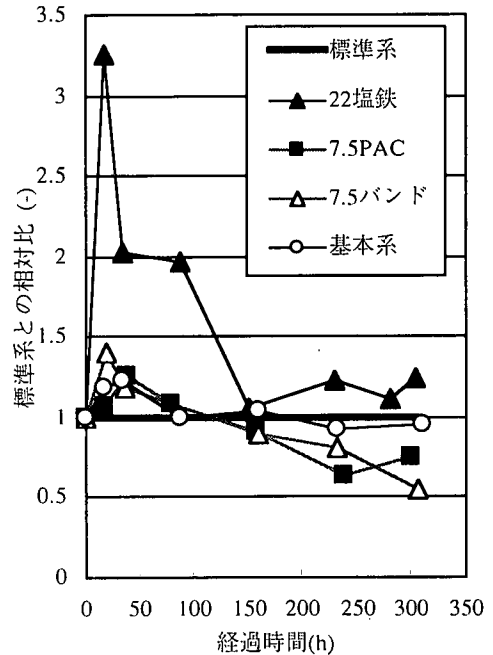


図-2 SS減少率の相対評価

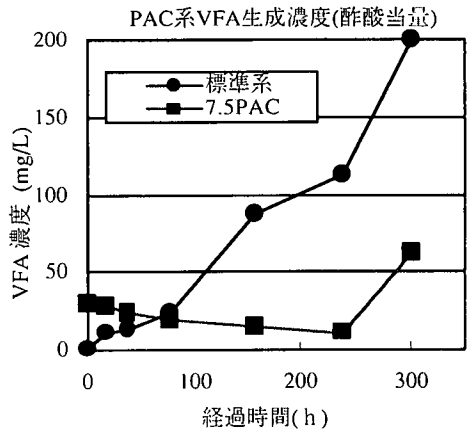
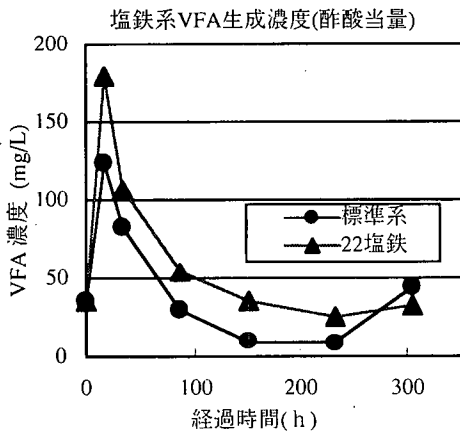
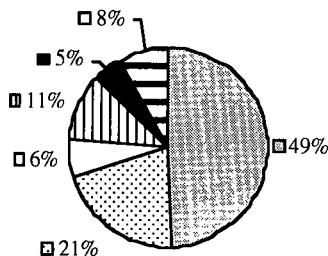


図-3 揮発性脂肪酸の生成濃度の経時変化

VFA組成比(22塩鉄)



VFA組成比(7.5PAC)

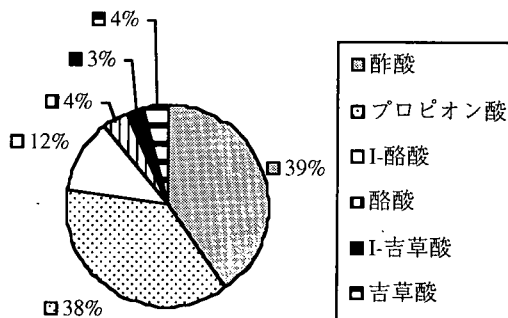


図-4 揮発性脂肪酸の組成

ほぼ同様の生成曲線を描き、16.5時間後にVFA生成濃度は22塩鉄が181mg/Lで、標準系の124mg/Lを上回った。PAC系では、実験初期には7.5PACで標準系を若干上回ったが、77.5時間後には標準系と生成濃度が逆転した。両者ともに300時間後の生成濃度が最も高かった。生成総量では7.5PACは190mg/Lで約40%程度しか生成しなかった。後述するように33.5時間後までで溶解性アルミニウム濃度は40mgAl/L程度になっており、有機酸生成に対するアルミニウムによる阻害の影響であると考えられた。

次に、22塩鉄および7.5PACの300時間後のVFA組成を図-4に示した。これを見ると塩鉄系では、酢酸>プロピオン酸>酪酸の順に生成量が多かった。これは、黒田ら¹¹⁾や北村ら⁵⁾によって報告されている最初沈殿池汚泥の有機酸発酵した結果と同様であった。一方、7.5PACでは、酢酸=プロピオン酸>酪酸という順になり、プロピオン酸の蓄積が認められた。ただし、7.5PACと同時にいった凝集剤無添加の標準系においてもプロピオン酸の生成量が65%と多く、PACの影響というよりは供試汚泥の成分が塩鉄の場合と異なっていたことに起因している推測された。

(4) ガス発生量および組成

ガス発生量は、塩鉄系では実験初期に多量のガスが発生し、最終的に22塩鉄で約250 (mL/g-VTS)、標準系では150 (mL/g-VTS) のメタンが発生した。投入VTSあたりのメタンガス発生量の経時変化を図-5に示した。平岡らは初沈汚泥のガス発生量が407 (mL/g-VTS) となったとしており¹²⁾、今回は標準系でその半分以下しか発生しなかった。

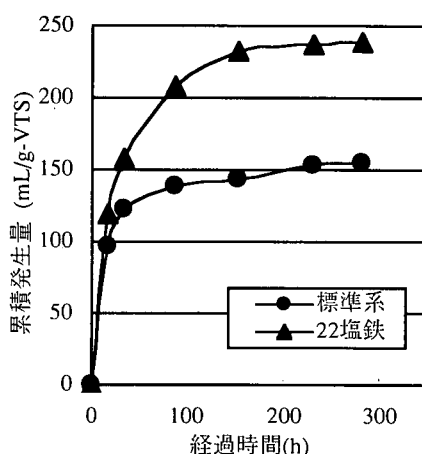


図-5 メタンガスの累積発生量

PAC系、バンド系、基本系ではガス発生量がさらに少なかった。テドラバッグに採取されたガスをエアポンプで引っ張り、乾式ガスメータで測定するという方法では実験後期のガス発生量が少ない時に正確に測定しづらいことも影響していると考えられた。全般的にガス発生量が少なかったのは、VTSで表す有機物量が汚泥により異なること、および投入汚泥濃度が低いことが菌体保持に十分ではなかったことが一因であると考えられた。

GC-TCDを用いてガス組成を測定したが、実験開始時に、実験装置の上部を窒素で置換したため、ガス組成は完全に消化ガスと置換されるまでに時間がかかる。そこで、生成ガスのうちメタンと二酸化炭素の構成比に注目した。22塩鉄については、この構成比が33時間以降はほぼ一定になった。したがって、33時間後の生成ガスについて比較した。

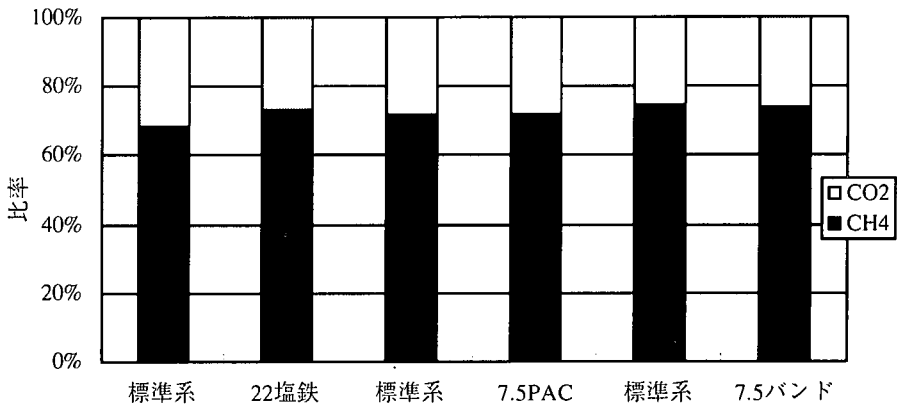


図-6 発生ガス中のメタンガスと二酸化炭素の割合

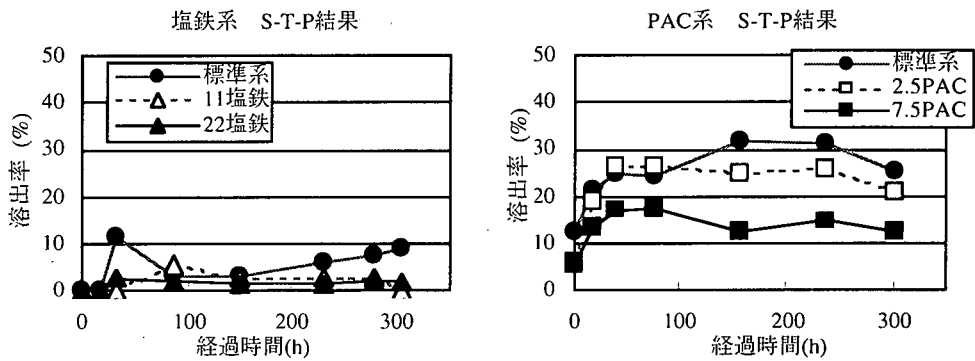


図-7 リン溶出率の経時変化

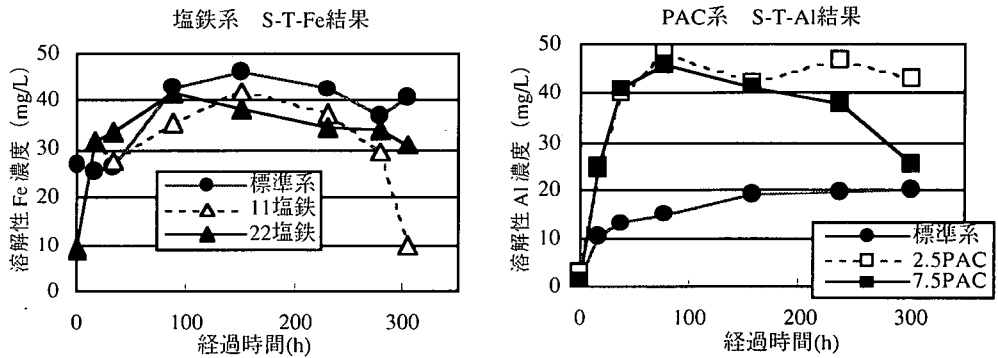


図-8 溶解性鉄および溶解性アルミニウム濃度の経時変化

22塩鉄、7.5PAC、7.5バンドの場合の生成ガスの組成を図-6に示した。メタンと二酸化炭素の構成比は塩鉄系では、標準系よりも若干メタン比率が高くなり、標準系がメタン比率68%に対し、22塩鉄で73%であった。PAC系、バンド系では標準系とほとんど同じ組成であり7.5PACで72%、7.5バンドで74%であった。標準系との比較から見れば塩鉄系はメタンの比率がやや高く、メタン生成に

有利であると考えられた。

(5) リン溶出率

図-7に塩鉄、PAC添加時と標準系のリン溶出率を示した。硫酸バンド添加時は、PACと同様の傾向を示した。ここで定義される溶出率とは、消化前の汚泥（種汚泥と各処理汚泥の混合物）中濃度に対して消化後にろ液側に移行したリンの割合で

ある。リンの溶出率は凝集剤添加量が多くなると低くなった。2.5PACでは標準系と同程度の溶出率であり、凝集剤によるリン固定化作用が十分働いていなかった。著者らが種汚泥を加えずに行った前凝集沈殿汚泥のみのリン溶出試験では、凝集剤添加量が低くてもリンの溶出はかなり抑制されていたので、種汚泥がなんらかの影響を及ぼしているものと考えられた¹³⁾。図-8に溶解性鉄および溶解性アルミニウム濃度の経時変化を示す。実験開始時と50~100時間後の溶解性アルミニウム濃度を比較すると、PAC添加時では10~30倍(20~50mgAl/L)になっており、凝集剤中のアルミニウムが溶出していることが確認された。また、pHの変化は標準系で7.6から7.3へ、2.5PACで7.6から7.05へ、7.5PACでは7.6から7.3へ時間に応じて変化していた。これは有機酸生成によるpH低下によるものと推測された。このことから、pHの低下により、PACとの共沈物の一部が溶解し、リンが溶出したと考えられた。ちなみに、塩鉄添加の場合は、実験開始時と50~100時間後の溶解性鉄濃度を比較すると、2~5倍にしかならず、凝集剤の溶出量は小さく、塩鉄系でのリンの溶出量の小ささと合致していた。基本系では、標準系(初沈汚泥と種汚泥の混合物)のリン溶出率と比べて、混合汚泥(初沈汚泥と余剰汚泥と種汚泥の混合物)の場合はその溶出率が約1.5倍になっており、余剰汚泥中のリンが放出されていることが確認された。凝集剤添加により、特に塩鉄を用いることで消化プロセスにおいても、リンを汚泥中に固定でき、返流水へのリン負荷が軽減できることがわかった。

(6) 消化汚泥の脱水性

まず、脱水試験に用いる高分子凝集剤の種類と添加量を決めるために、塩鉄系の実験を行う前の種汚泥に対して行ったCST測定の結果を表-3に示した。CST/TSの値が低いほど脱水性がよいが、いずれの高分子凝集剤も試料汚泥のTSに対して0.5%添加の場合は脱水性が良くなかった。14種の高分子凝集剤の中からはA-5のポリアクリルエステル系の低カチオンの高分子凝集剤が最適であると判断された。以下の脱水試験ではこの高分子凝集剤を試料汚泥のTSに対して1.0%、1.5%の添加率で用いることとした。

脱水試験の結果を表-4に示した。試料名の後の1.5はポリマー添加率が試料TSあたり1.5%であることを示す。PAC系では試料のTSが低かったこともあり、他の系と比較して有効な脱水が行なわれなかったが、標準系との比較という観点からは問

題ないと考えた。

含水率は、凝集剤添加量に関わらず標準系と同等であった。塩鉄系の含水率が他に比べ低くなったのは、適合ポリマー選定に際し、塩鉄系の種汚泥を用いたことによる。つまり、塩鉄系とPAC系などでは種汚泥の性状が異なっていたため、PAC系などの含水率は塩鉄系より高くなっていたと考えられた。ろ液SSは、塩鉄系では塩化第二鉄の添加量が多くなるにつれ増加した。これは、嫌気性雰囲気下で溶解していた鉄イオンが、空気にもれることにより、酸化し、微小粒子の酸化鉄を形成し、SSとなったことによると考えられた。PAC系、バンド系ではろ液SSは添加量が多くなるにつれ減少した。また、ろ液リン濃度は、凝集剤添加量が多くなるほど減少した。総じて、凝集剤添加量が多くなるにつれろ液水質は向上したが、塩鉄系ではSS濃度の上昇が問題となる可能性もあるといえる。基本系では、ろ液SS、リン濃度ともに増加したが、リン含有量が多く脱水性が悪いとされる余剰汚泥の影響であると思われる。

(7) 発熱量

ポンプ熱量計による高位発熱量測定結果を表-5に示した。塩鉄系、基本系については消化前汚泥の高位発熱量を測定していなかったため、以下に示す村上の式¹⁴⁾で推算した値により高位発熱量を比較した。

$$H_h = 58.3V - 193 \quad (\text{kcal/kg-DS}) \quad (1)$$

H_h : 高位発熱量 (kcal/kg-DS)

V : 強熱減量率 (%) (VSS/SS)

村上の式による推算値は消化前の汚泥についてはよく一致していたが、消化後の汚泥に対しては実測値と値が大きく異なる場合があった。ただし、PAC系、バンド系において、発熱量が減少しているかどうかの傾向は実測値と推算値で合致していたため、凝集剤添加による影響を定性的に判断できると考えた。

すべての場合において、有機物が分解されているので消化後の汚泥は発熱量が低くなっていることが確かめられた。塩鉄系では、標準系の方が若干発熱量の減少は少なかったがほとんど差がないと考えられた。PAC系、バンド系では凝集剤添加時の方が発熱量の減少量は小さかった。PAC系では実測値ではあまり大きな違いはなかったが、推算値では標準系と7.5PACで大きく異なる結果となった。バンド系では、実測値で標準系より380kcal/kg-DSの減少であったのに対して7.5バンドで260kcal/kg-DSの減少であった。この結果はアルミ

表-3 脱水試験のための高分子凝集剤選定結果

サンプル	ポリマーの特徴			ポリマー添加量(%-サンプルTSに対して)	CST (sec)	CST/TS (sec/g/L)	
	番号	成分	イオン性 分子量 (万)				
種汚泥	A-1	ポリアクリル エステル系	高 カチオン	550	0.5	150	7.4
					1.0	18.8	0.9
					1.5	16.3	0.8
種汚泥	A-2	ポリアクリル エステル系	高 カチオン	850	0.5	113	5.6
					1.0	27.5	1.4
					1.5	4.5	0.2
種汚泥	A-3	ポリメタクリル酸 エステル系	カチオン	1300	0.5	272	13.4
					1.0	49.4	2.4
					1.5	10.0	0.5
種汚泥	A-4	ポリメタクリル酸 エステル系	低 カチオン	600	0.5	112	5.5
					1.0	52.4	2.6
					1.5	27.1	1.3
種汚泥	A-5	ポリアクリル エステル系	低 カチオン	1000	0.5	339	16.7
					1.0	16.4	0.8
					1.5	5.2	0.3
種汚泥	B	ポリアミン系	両性系 カチオン	400	0.5	351	17.3
					1.0	283	14.0
					1.5	76	3.8
種汚泥	C-1	アクリル酸 エステル	両性	850	0.5	307	24.6
					1.0	39.3	3.2
					1.5	10.6	0.8
種汚泥	C-2	アクリル酸 エステル	両性	-	0.5	305	24.5
					1.0	255	20.5
					1.5	251	20.1
種汚泥	C-3	メタクリル酸エステル とアクリル酸とアクリ ルアミドの共重合物	両性	300	0.5	369	29.5
					1.0	350	28.1
					1.5	67.2	5.4
種汚泥	C-4	アクリル酸 エステル	両性	400	0.5	400	32.1
					1.0	307	24.6
					1.5	70.0	5.6
種汚泥	C-5	ポリアクリル エステル系	両性	400	0.5	854	68.5
					1.0	65.4	5.2
					1.5	15.5	1.2
種汚泥	D-1	ポリアクリル アミド系	低 アニオン	1400	0.5	763	61.1
					1.0	438	35.1
					1.5	338	27.1
種汚泥	D-2	ポリアクリル アミド系	中 アニオン	1000	0.5	362	29.0
					1.0	303	24.3
					1.5	285	22.9
種汚泥	E	ポリアクリル アミド系	ノニオン	1300	0.5	310	24.9
					1.0	315	25.3
					1.5	308	24.7

系凝集剤添加による有機物分解の阻害が影響しているものと考えられた。

基本系では、発熱量の減少は標準系の約600kcal/kg-DSに対し約450kcal/kg-DSであった

(推測値による)。標準系に比べ発熱量の低下が少なかったのは、易分解性有機物が少なかったことによると思われる。

4. おわりに

前凝集沈殿汚泥の嫌気性消化実験を行い、以下の知見が得られた。

- (1) 塩鉄系ではSS減少率が上昇したが、PAC、バンドは7.5mgAl/Lで明らかな阻害があり、SS減少率が20～40%低下した。
- (2) 22塩鉄でVFA生成量が標準系を上回ったが、

表-4 脱水試験結果

試料名	試料TS (mg/L)	ろ液SS (mg/L)	含水率 (%)	ろ液T-P (mgP/L)
塩鉄				
標準系1.5	16100	48.0	79.1	1.1
11塩鉄1.5	15800	90.0	85.8	2.5
22塩鉄1.5	16200	132	78.0	0.8
PAC				
標準系1.5	8670	270	88.3	13.1
2.5PAC1.5	11400	158	87.2	9.4
7.5PAC1.5	8910	130	87.0	9.4
バンド				
標準系1.5	13900	74.0	90.2	8.2
2.5バンド1.5	15100	68.0	90.3	4.4
7.5バンド1.5	15200	34.0	90.5	2.2
基本系				
標準系1.5	16200	74.0	89.4	10.8
混合汚泥1.5	17200	86.0	88.5	25.8

PACでは阻害があった。

(3) 22塩鉄は、メタン比率、発生量ともに標準系より高い傾向があった。

(4) 溶出リン濃度は凝集剤を添加した場合、低く保たれ、リン固定化効果が見られた。基本系では、リン溶出率が増加した。

(5) 凝沈汚泥消化後の脱水性は、標準系と同等で、ろ液中のリン濃度は減少した。しかし、塩化第二鉄使用時は添加量の増加とともに脱水ろ液のSSが上昇した。

(6) アルミ系凝集剤添加時に発熱量減少量が無添加時に比べて小さかったことから、有機物分解の阻害があったと推測された。

以上より、凝集剤として塩化第二鉄を用いた場合の前凝集沈殿汚泥は、最初沈殿池汚泥および混合汚泥と比べても消化阻害がなく、むしろ凝集沈殿により易分解性有機物を多く含有していることもあり、汚泥減量化、汚泥中有価物回収という観点からアルミニウム系の凝集剤よりも有効であるといえる。汚泥処理の他の単位操作のうち、溶融処理でも塩化第二鉄の方がアルミニウム系よりも溶融温度を低下させ、エネルギー消費量を削減できることがわかっている⁴⁾。したがって、汚泥処理の側面からは、前凝集沈殿法を行う際は鉄系凝集剤が望ましいといえる。

表-5 高位発熱量測定結果

試料名	消化	高位発熱量 (実測値)		村上の式による推測値		SS (mg/L)	VSS (mg/L)
		(kcal/kg-DS)	(MJ/kg-DS)	(kcal/kg-DS)	(MJ/kg-DS)		
標準系	前	-	-	3200	13.4	16000	9290
	後	3010	12.6	2770	11.6	13700	6990
22塩鉄	前	-	-	3220	13.5	16800	9870
	後	3090	12.9	2750	11.5	13600	6840
標準系	前	3930	16.4	3990	16.7	10600	7580
	後	3390	14.2	2680	11.2	5650	2780
7.5PAC	前	3770	15.8	3800	15.9	10200	6990
	後	3270	13.7	3150	13.2	6420	3680
標準系	前	3600	15.0	3630	15.2	14700	9670
	後	3220	13.5	3140	13.2	11000	6300
7.5バンド	前	3330	13.9	3430	14.4	15000	9320
	後	3070	12.9	3180	13.3	13000	7520
標準系	前	-	-	3740	15.7	17700	12000
	後	3410	14.3	3140	13.1	12500	7150
基本系	前	-	-	3740	15.6	18100	12200
	後	4180	17.5	3300	13.8	12600	7520

謝辞：汚泥試料を提供していただきました下水処理場の方々に、ここに記して感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 岩崎俊哉, 武田信生, 岡島重伸: 凝集剤添加法を用いた下水処理システムに関する研究, 土木学会第49回年次学術講演会講演概要集第2部(B), pp.1048-1049, 1994.
- 2) 貫上佳則, 宗宮功, 津野洋, 長谷川明巧: 前凝集沈殿・接触酸化法による窒素除去に関する研究, 第35回下水道研究発表会講演集, pp.594-596, 1998.
- 3) 日高平, 津野洋, 宗宮功, 貫上佳則, 中本正明, 好気性ろ床を組み込んだ前凝集・生物膜プロセスの開発, 土木学会論文集, No.643/VII-14, pp.71-80, 2000.
- 4) 高岡昌輝, 松本暁洋, 大下和徹, 武田信生, 永原茂: 前凝集プロセスが下水汚泥処理に与える影響, 環境工学研究論文集, 第35巻, pp.171-180, 1998.
- 5) 北村友一, 落修一, 尾崎正明: 最初沈殿池汚泥の酸発酵に及ぼす消化温度の影響, 環境工学研究論文集, Vol.34, pp.353-359, 1997.
- 6) 野池達也: ゼロエミッション構想と嫌気性消化法の役割, 水環境学会誌, Vol.21, No.10, p.1, 1998.
- 7) 李玉友, 佐々木宏, 奥野芳男, 関廣次, 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, Vol.35, pp.29-30, 1998.
- 8) 金鍾煥, 宗宮功: 有機酸発酵における凝集汚泥中の無機・高分子凝集剤の阻害効果, 下水道協会誌, Vol.36, No.441, pp.101-109, 1999.
- 9) 大西春樹, 花咲徹, 林浩二, 武田信生: CSTによる下水汚泥脱水処理の管理について, 環境技術, Vol.9, No.3, pp.206-213, 1980.
- 10) 井手哲夫編: 第二版水処理工学-理論と応用-, 技報堂出版, p.371, 1993.
- 11) 黒田正和, 趙哲石, 榊原豊: 下水汚泥の嫌気性処理に関する速度論的研究(酸生成過程に対する検討), 衛生工学研究論文集, Vol.24, pp.33-39, 1988.
- 12) 平岡正勝, 武田信生, 大隅欣一, 奥兼美: 下水汚泥の嫌気性消化システムに関する研究(第一報), 環境技術, Vol.10, No.9, pp.691-701, 1981.
- 13) 大阪府下水道技術研究会汚泥処理分科会: 有機物の有効活用に関する研究調査委託, 平成9年度報告書, 1998.
- 14) 村上忠弘, 久保二郎, 鈴木和美: 下水汚泥の脱水ケーキの熱的特性に関する考察(1), 下水道協会誌, Vol.23, No.265, pp.39-41, 1986.

(2000.5.31 受付)

ANAEROBIC DIGESTION OF SEWAGE SLUDGE FROM PRE-COAGULATION

Masaki TAKAOKA, Junichi HIROTA, Nobuo TAKEDA and Takeshi FUJIWARA

In order to understand the characteristics of anaerobic digestion of the sewage sludge coagulated with inorganic coagulant before biological treatment, the batch type of anaerobic digestion experiments for three kinds of sewage sludge were performed. When the sewage sludge was coagulated by ferric chloride of 22mgFe/L, inhibition to anaerobic digestion was not observed, and reduction ratio of suspended solids and the amount of volatile fatty acids and methane gas increased compared with those of the sewage sludge without coagulant. Whereas, inhibition to anaerobic digestion was observed in sewage sludge coagulated by aluminum coagulants of 7.5mgAl/L.