

6.1 低炭素型水処理・バイオマス利用技術の開発に関する研究

研究予算：運営費交付金

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：材料資源研究グループ

研究担当者：南山瑞彦、岡安祐司

【要旨】

下水汚泥の有効利用方策として脱水汚泥を含む集約型混合嫌気性消化を想定し、設計・操作因子の検討に資する基礎的知見の収集を目的に、異なる下水処理場の各種下水汚泥を対象とした嫌気性消化実験を行った。標準活性汚泥法（循環式硝化脱窒法等の場合も含めて）の混合汚泥および脱水汚泥については 0.4～0.5NL/gVS・投入程度、オキシデーショondiッチ法の脱水汚泥については 0.1～0.2NL/gVS・投入程度のバイオガス転換率が得られた。投入汚泥の高濃度化で懸念されるアンモニア阻害や攪拌影響に対して、投入汚泥条件から消化汚泥のアンモニア性窒素濃度および粘度を推測する知見を整理した。また、集約型高濃度嫌気性消化手法を下水処理場へ導入した場合のケーススタディを実施したところ、約 30%の GHG 排出抑制効果が得られる結果となった。

キーワード：脱水汚泥、中温嫌気性消化、アンモニア、粘度

1. 省エネルギー・創エネルギー型処理システムの開発

1.1. はじめに

下水汚泥のリサイクル手法は、1) 建築資材利用、2) 肥料利用、3) エネルギー化利用の 3 点に大別される。現在、下水汚泥のリサイクル利用は、セメント化等の建築資材利用および緑農地利用が主体で、消化ガスや汚泥燃料としてエネルギー化利用されている割合は、発生する下水汚泥中の有機分総量の 2 割未満に留まっている¹⁾。再生可能エネルギーの利用拡大や技術開発は「エネルギー基本計画」（平成 26 年 4 月）に謳われており、下水汚泥のエネルギー化利用の促進が重要である。こうした社会的背景の元、下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン改訂版が平成 26 年度末に国土交通省から公表されている²⁾。国土交通省の下水道革新的技術実証事業（B-DASH プロジェクト）においても、下水汚泥のエネルギー化利用に関する実証データが集積しつつある。我が国の下水処理場約 2,000 カ所のうち、嫌気性消化を行っている処理場数 300 カ所程度は近年大きな変化がなく、特に小規模施設での採用例は少ない³⁾。新下水道ビジョン⁴⁾では「水・資源・エネルギーの集約・自立・供給拠点化」として下水汚泥に加えて浄化槽汚泥や生ごみ等の他のバイオマスを下水処理場に集約することが将来に向けた課題とされており、下水汚泥エネルギー化率が低水準に留まっている原因として、規模が小さくスケールメリットが働かない処理場が多くあること等が挙げられている。

小規模施設への展開を促進するためには、拠点となる

処理場に、周辺の污水処理施設で発生する汚泥を含めて、地域の有機性廃棄物を集約することが考えられる⁵⁾。再生可能エネルギーの固定価格買取制度の影響もあり、下水処理場への消化ガス発電の導入が進みつつあり、小規模施設でも、汚泥を集約して消化ガス発生量を増加させることで、消化ガス発電の効率が向上することにより、一層のエネルギー利用が期待される。集約化において、汚泥の運搬は、脱水等により含水率を減らして体積を減らすことで、輸送を効率的に行うのが望ましい。

嫌気性消化における投入汚泥の高濃度化については、機械濃縮機の導入により、混合汚泥を TS 5% 程度に濃縮して嫌気性消化することで、消化ガス発生量増加および加温用燃料の削減を実現した現場での事例があり⁶⁾、高濃度化は加温エネルギーの削減の観点からも消化槽運転の効率化につながる。現状として、我が国の現場での下水汚泥の高濃度消化は TS 5% 程度までである⁷⁾。

一方、これまでの研究では、都市部の下水処理場の高濃度濃縮混合汚泥や脱水汚泥を対象とした連続式中温嫌気性消化実験を行いながら脱水汚泥の嫌気性消化の可能性を調査しており、投入基質の TS 10% 以下であれば、通常の場合と同程度の負荷率で同程度のメタン転換が可能であることを、アンモニア性窒素や粘度への影響とあわせて示している^{9,10,11,12)}。さらに、より小規模向け水処理方式であるオキシデーショondiッチ (OD) 法からの脱水汚泥および有機性廃棄物の混合消化の研究も報告されつつある^{13,14,15)}。石川県中能登町での事業化が進められており¹⁶⁾、従来嫌気性消化には不向きとされ

表-1 下水汚泥を採取した下水処理場の条件

処理場	排除方式	現有施設能力 (千m ³ /d)	主要処理方式	BOD-MLSS負荷率 (kgBOD/(kgMLSS・d))	SRT(d)	脱水対象 汚泥	脱水機
処理場A	分流一部合流	50~100	循環式硝化脱窒法	0.07	16.7	混合汚泥	遠心分離 ロータリープレス
処理場B	合流一部分流	10~50	標準活性汚泥法	0.22	5.8	混合汚泥	スクリーンプレス
処理場C	分流	5~10	標準活性汚泥法	0.08*	16.9	混合汚泥	ベルトプレス
処理場D	分流一部合流	100~200	ステップ流入式多段硝化脱窒法	0.10	13.0	混合汚泥	真空ろ過
処理場E	分流	10~50	標準活性汚泥法	0.18	8.7	余剰汚泥	遠心分離
処理場F	分流	1~5	オキシデーションディッチ法	0.04	63	余剰汚泥	ベルトプレス
処理場G	分流	1~5	オキシデーションディッチ法	0.01	71**	余剰汚泥	スクリーンプレス
処理場H	分流	1~5	オキシデーションディッチ法	0.03	42**	余剰汚泥	スクリーンプレス
処理場X	分流	5~10	標準活性汚泥法	0.15	9	-	-

*曝気槽流入COD濃度および流入BOD/COD=1.2から換算 **汚泥日令(d)

表-2 実験に用いた下水汚泥の性状

	TS(%)	VS(%)	TCODcr(g/kg)	C(%dry)	H(%dry)	N(%dry)	O(%dry)
処理場A(脱水汚泥)	18.5	14.9	252	39.5	6.5	4.0	34.7
処理場B(脱水汚泥)	22.2	18.5	313	42.3	6.5	4.9	32.1
処理場B(混合汚泥)	2.9	2.0	35	36.6	5.5	4.1	26.9
処理場C(脱水汚泥)	21.6	19.1	306	44.7	6.8	4.7	33.4
処理場C(混合汚泥)	2.3	1.9	35	44.3	6.5	4.6	30.1
処理場D(脱水汚泥)	18.8	11.6	209	29.8	5.3	3.7	27.2
処理場D(混合汚泥)	3.9	3.1	55	41.5	6.3	5.8	27.1
処理場E(脱水汚泥)	17.3	14.7	202	40.2	6.8	7.6	29.5
処理場E(余剰汚泥)	1.8	1.5	24	41.7	6.5	8.1	24.8
処理場F(脱水汚泥)	13.4	11.7	184	44.4	7.1	8.5	30.4
処理場G(脱水汚泥)	15.8	13.3	198	42.2	6.6	7.7	30.1

てきた OD 法の脱水汚泥も含めて、小規模施設への普及の機運が高まりつつある。しかしながら、下水脱水汚泥を対象とした嫌気性消化特性についての報告例は限られている。肥料取締法に基づく消化汚泥の元素濃度分析例は報告されている^{11,14)}ものの、脱水汚泥を含む嫌気性消化過程における元素の挙動についてもほとんど報告されていない。脱水汚泥性状は下水処理場の種々の条件により変化し、現場への導入検討を行うためには、脱水汚泥性状から嫌気性消化特性を予測するための一般化された知見が必要である。さらに、脱水汚泥を含む集約混合嫌気性消化を行う場合には、投入基質条件が複雑になり、これまで蓄積した現場の経験やノウハウでは対応できない懸念があり、適切な維持管理手法が求められている。

そこで本研究では、脱水汚泥の中温嫌気性消化において、汚泥性状が消化特性や消化汚泥性状に及ぼす影響を調査することを目的として、条件が異なる下水処理場 7カ所で採取した汚泥を対象とした嫌気性消化実験を行った。

1.2. 方法

(1) 用いた脱水汚泥

本研究で用いた下水汚泥を採取した下水処理場の条件を、表-1 にまとめて示す。標準活性汚泥法および循環式硝化

脱窒法等（以下、標準法とする）、ならびに OD 法の下水処理場 7カ所の汚泥を実験に用いた。それに加えて一部の考察では、処理場 H の脱水汚泥を用いた戸外^{13,14)}の室内実験結果、ならびに処理場 A および処理場 X の混合汚泥を濃縮して用いた連続嫌気性消化実験の結果^{10,11)}も引用して、比較した。ここでは下水道統計⁷⁾に記載されている内容、もしくは汚泥採取時期の現場での維持管理データに基づく代表的な値をまとめた。水処理系の BOD-MLSS 負荷率および固形物滞留時間 (SRT) も示している。汚泥脱水時には、処理場 A および処理場 E でポリ硫酸第二鉄が、処理場 B で高分子凝集剤およびポリ硫酸第二鉄が、処理場 D で塩化第二鉄および消石灰が、その他の処理場では高分子凝集剤が用いられていた。混合汚泥は濃縮後の最初沈殿池生汚泥および余剰汚泥の混合物であり、混合汚泥を対象とした処理場 A~D において、濃縮前の汚泥量として最初沈殿池生汚泥がおおむね 4~5 割程度を占めている⁷⁾。

汚泥の平均的な性状は、表-2 にまとめて示すとおりである。標準法の混合汚泥由来の脱水汚泥の TS は 20% 前後であるのに対して、標準法および OD 法からの余剰汚泥に由来する脱水汚泥の TS は 13~17% 程度とやや低かった。脱水時に消石灰を添加している処理場 D の脱水汚泥の VS/TS 比は 0.62、それ以外の汚泥につい

ては VS/ TS 比が 0.85 程度で処理場毎に大きな差は見られなかった。CODCr/ VS 比は 1.6 程度で、処理場毎に大きな差は見られなかった。余剰汚泥のみの場合 N 比が高い傾向が見られ、処理場 D の脱水汚泥については消石灰添加の影響で CHNO の比率が低めであった。それら以外について、CHNO の含有率に大きな差は見られなかった。

(2) 連続式実験

R9 および R10 以外は有効容積 1.5 L の完全混合嫌気性消化反応器 (BioReactor Simulator, Bioprocess Control) を、R9 および R10 は同等の有効容積 2.0L の反応器を用いて、中温 (35°C) 条件下にて下水汚泥を基質とした連続式実験を行った (表-3)。まず処理場 A, 処理場 F および処理場 G の汚泥を用いた実験 (R1・2・11~14) を同時期に行い、種汚泥には処理場 A の脱水汚泥を TS3%程度に希釈して中温条件下で培養した消化汚泥を用いた。そして、実験終了時の消化汚泥を種汚泥として、処理場 B、処理場 C および処理場 D の汚泥を用いた実験 (R3~8) を行い、約 2 ヶ月後に R3~8 の消化汚泥の混合物を種汚泥として処理場 E の汚泥を用いた実験 (R9・10) を開始した。処理場 E の脱水汚泥 (R9) を除いて、水理学的滞留時間 (HRT) の 3 倍以上の期間で連続式実験を行った。脱水汚泥については、投入汚泥の TS10% 程度の系を設定するとともに、より高濃度の系もしくは低濃度の系も一部で設定した。投入汚泥の TS10% は、これまでの研究で安定した嫌気性消化が可能であると示されている濃度である^{12,13)} ことから、処理場間の比較については主として投入汚泥の TS10% の結果を用いた。処理場 B、処理場 C および処理場 D については脱水前の混合汚泥を、処理場 E については脱水前の余剰汚泥を投入する系を設定した。基質投入は週 5 回 (平日) 行い、その際には同量程度の消化汚泥を引き抜いた。脱水汚泥の希釈には沸騰後冷ました水道水を用いた。脱水汚泥の場合は投入基質が通常よりも高濃度であることから、HRT は TS 5% の場合を除いて一般的な設計値である 20~30 d¹⁷⁾ より長い。実験前に調査した平均的な TS 濃度に基づいて希釈率および汚泥投入量を設定したので、実際の有機物 (VS) 負荷率および HRT は処理場毎に多少異なるものの、維持管理指針¹⁸⁾ で示されている 1~3 kgVS/ (m³・d) の範囲内であり HRT は長めであることから、バイオガスへの転換反応はおおむね完了し比較可能であると判断した。現場では負荷率範囲の最大値近くで運転するとは少なく、今回の設定値は、

現場での一般的な実際の値¹⁹⁾ よりはやや高めである。脱水前の汚泥については、HRT を 20d 以上とするために、有機物負荷率はやや低めの設定となった。実験中の HRT は、R12 および R14 で投入 TS 設定値を変化させた場合を除いて、実際の投入汚泥性状の変化に関わらず変化させなかった。

表-3 連続式実験反応器の運転条件

反応器	処理場	汚泥種類	投入 TS 設定値 (%)	HRT (d)	有機物負荷率 (kgVS/(m ³ ・d))	運転日数 (d)
R1	処理場 A	脱水汚泥	10	38.9	2.1±0.2	279
R2	処理場 A	脱水汚泥	15	58.3	2.1±0.2	279
R3	処理場 B	脱水汚泥	10	31.3	2.6±0.2	161
R4	処理場 B	混合汚泥	2.9*	21.0	1.0±0.2	161
R5	処理場 C	脱水汚泥	10	38.2	2.7±0.2	161
R6	処理場 C	混合汚泥	2.3*	21.0	0.9±0.1	161
R7	処理場 D	脱水汚泥	10	36.8	1.7±0.1	147
R8	処理場 D	混合汚泥	3.9*	21.0	1.5±0.1	147
R9	処理場 E	脱水汚泥	10	50.9	1.6±0.0	106
R10	処理場 E	余剰汚泥	1.8*	28.0	0.5±0.1	106
R11	処理場 F	脱水汚泥	10	53.8	1.7±0.2	279
R12	処理場 F	脱水汚泥	5~13.4*	26.9~70.0	1.7±0.2	279
R13	処理場 G	脱水汚泥	10	38.9	1.9±0.1	279
R14	処理場 G	脱水汚泥	5~15.8*	21.9~70.0	1.9±0.1	279

*採取した汚泥をそのまま濃度調整せずに投入、値は実験期間中の平均値

(3) 回分式実験

標準法の混合汚泥および脱水汚泥については、回分式嫌気性消化実験による調査も行った。用いた装置や実験方法等は、日高ほか²⁰⁾ と同様である。設定条件は表-4 に示すとおりであり、中温 (35°C) 条件下にて 28 日間、嫌気性反応器 (有効容量 0.5 L) に処理場 A の脱水汚泥を TS3%程度に希釈して培養した。消化汚泥および基質を投入し、窒素ガスでページした後、回分式実験を行った。実験の前後で汚泥や基質の性状を分析すると共に、実験中メタンガス生成量の経時変化を計測した。発生したバイオガスは、強アルカリ溶液を通過させることで二酸化炭素を除去し、メタンガスの生成量として計測した。消化汚泥については、回分式実験開始の 1 週間ほど前から、基質投入を停止した状態で温度条件のみを維持し、ブランク系のガス発生量をなるべく抑えるようにした。実験開始時の消化汚泥の VS は 0.47%、pH は 7.3 であった。消化汚泥量は 0.4 L とし、基質投入量は用いた消化汚泥の VS 量に対して 20% に設定し、最終的に 0.5 L になるように沸騰後冷ました水道水を添加した。基質を投入しないブランク系 2 系列、グルコース添加系 1 系列、処理場 B、C および D の脱水汚泥および混合汚泥についてそれぞれ 2 系列の、合計 15 系列を設定した。グルコース添加系は、メタン発酵に関わる菌群の活性および COD 収支に基づく実験精度を把握するために用いた。

表-4 回分式実験の設定条件

番号	投入基質	投入基質の消化汚泥に対する割合 (VS基準)
回分1	ブランク系	-
回分2	ブランク系	-
回分3	グルコース系	20%
回分4	処理場B(脱水汚泥)	20%
回分5	処理場B(脱水汚泥)	20%
回分6	処理場C(脱水汚泥)	20%
回分7	処理場C(脱水汚泥)	20%
回分8	処理場D(脱水汚泥)	20%
回分9	処理場D(脱水汚泥)	20%
回分10	処理場B(混合汚泥)	20%
回分11	処理場B(混合汚泥)	20%
回分12	処理場C(混合汚泥)	20%
回分13	処理場C(混合汚泥)	20%
回分14	処理場D(混合汚泥)	20%
回分15	処理場D(混合汚泥)	20%

(4) 分析方法

pH、TS、VS、CODCr、アンモニア性窒素、水溶性揮発性脂肪酸 (VFAs)、粘度、発生バイオガス量、ならびに元素組成の分析を、基本的に下水試験方法 (2012 年) に従って行った。CODCr の分析は吸光度計 (DR3900, Hach) および CODCr 試薬 (HR, Hach) を用いた。アンモニア性窒素の分析には、自動比色分析装置 (QuAAtro2-HR, ビーエルテック) を用いた。粘度の分析には、粘度計 (VT-04, リオン) を用い、20°C にて測定した。発生バイオガス量 (回分式実験ではメタンガス量) の測定は、10 NmL 程度単位の水上置換方式のガス流量計 (BioReactor Simulator (回分式実験では AMPTS II), Bioprocess Control) を用いた。ただし R9 および R10 については、湿式ガスメータ (W-NK-0.5 型, シナガワ) を用いた。CHNO の分析は、元素分析計 (FALSH EA1112, アムコ; Vario EL-III, エレメンタール) を用いた。CHNO 以外の元素分析は ICP-AES (Optima8000, パーキンエルマー; SPS5000, セイコーインスツルメンツ) および ICP-MS (X series, Thermo Fisher; 7700x, Agilent Technologies) を用いた。ICP 分析における固形性と溶解性の分画は、5C ろ紙にて行った。

1.3. 結果および考察

(1) 嫌気性消化処理特性

連続式実験でのバイオガス転換率を、平均値および標準偏差として図-1 に示す。脱水汚泥については、投入 TS 濃度を 10% に設定した反応器の結果のみを示している。処理場 H の脱水汚泥については、戸荻ほか¹³⁾ の実験結果を引用している。ここでは、余剰汚泥の分解性に影響を及ぼすと考えられる水処理系での BOD-MLSS 負荷率が整理した。標準法の混合汚泥および脱水汚泥については 0.4~0.5 NL/gVS-投入程度の、OD 法の脱水汚泥

については 0.1~0.2 NL/gVS-投入程度のバイオガス転換率であった。投入 VS あたりのバイオガス発生量は、標準法の混合汚泥の場合一般的に 0.5~0.6 NL/gVS-投入とされている¹⁸⁾。この値と比べると、標準法の混合汚泥では同程度、標準法の脱水汚泥ではやや低め、OD 法の脱水汚泥ではかなり低めであった。標準法では、処理場 C を除いて脱水汚泥よりも脱水前の混合汚泥でバイオガス転換率が高く、脱水操作により VS あたりのバイオガス生成量はやや低下する可能性が示された。脱水工程を経て希釈していることから、脱水ろ液に含まれる有機酸等の易分解性有機物分が除かれることも原因と考えられる。水処理系の BOD-MLSS 負荷率が低い場合、活性汚泥の自己分解が進み余剰汚泥からのバイオマス転換率は低下すると考えられ、BOD-MLSS 負荷率が最も高かった処理場 B で最も高いバイオガス転換率が得られた。Bolzonella ほか²¹⁾ は余剰汚泥の中温嫌気性消化を行い、水処理系の SRT45~8 d (負荷率 0.02~0.3 kgCOD/(kgMLVSS・d)) に対して 0.07~0.18 L/gVS-投入のバイオガス転換率を報告している。バイオガス転換率は本研究の余剰汚泥と同程度であり、SRT が短く水処理系の負荷率が高いほどバイオガス転換率が高い傾向を示している。ただし混合汚泥の場合は最初沈殿池からの生汚泥も含まれるためその影響は限られ、バイオガス転換率への影響はそれほど顕著ではなかった。

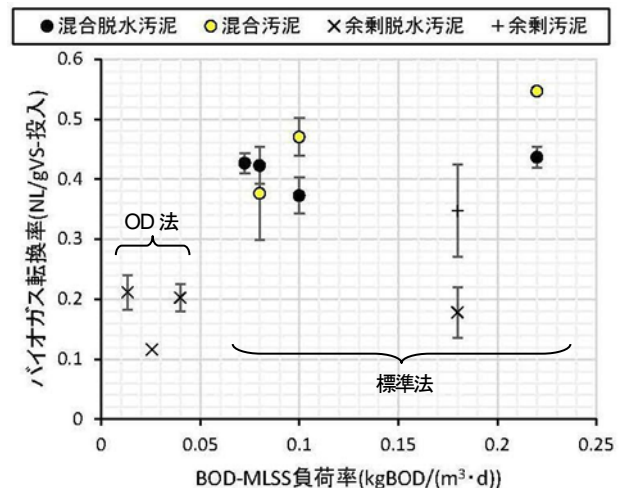


図-1 連続式実験でのバイオガス転換率と水処理系での BOD-MLSS 負荷率の関係

連続式実験での TS 分解率を、図-2 に示す。脱水汚泥については、投入 TS 濃度を 10% に設定した反応器の結果のみを示している。処理場 X の混合汚泥について

は、Hidaka ほか¹¹⁾の実験結果を引用している。TS 分解率は、投入汚泥 TS 濃度と消化汚泥 TS 濃度の差を投入汚泥 TS 濃度で除して算出した。全体として、標準法の場合は 0.4~0.5 程度、OD 法の場合は 0.2~0.3 程度の分解率で、同じ処理場の場合、処理場 C を除いて脱水前の汚泥で、脱水汚泥よりも高い分解率が得られた。OD 法の場合は分解率が低く、投入汚泥が従来よりも高濃度であることとあわせて、消化汚泥の TS 濃度が高まり、攪拌等への影響が懸念される。

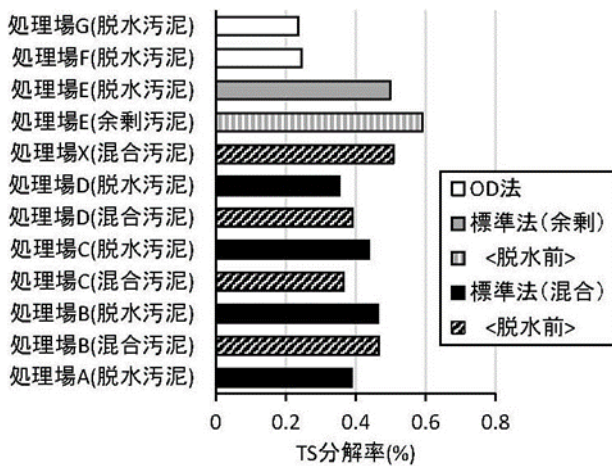


図-2 連続式実験での TS 分解率

回分式実験では、ブランク系分を差し引いたメタンガスの生成が、28 日間の実験終了時におおむね停止していた。実験終了時の pH は 7.6~7.9 程度で、メタン生成に異常をきたさない範囲¹⁸⁾であった。回分式実験での投入基質量 (gCOD) に対する生成メタン量 (gCOD) として算出した COD ベースメタン転換率を、図-3 に示す。グルコースに対しては、メタン転換率 0.94 が得られ、菌体収率を考慮すると、本実験において COD 収支は適切に把握できていたと判断した。それぞれ同じ条件での実験を 2 系列ずつ行っており、おおむね同程度の結果が得られている。いずれの処理場でも、混合汚泥および脱水汚泥の場合の転換率は、それぞれ 0.5~0.6 程度および 0.4~0.5 程度で、脱水汚泥の場合は 1 割程度低い傾向が見られた。COD ベースメタン転換率は、既報の下水混合汚泥での値¹⁹⁾と同程度である。水処理系の BOD-MLSS 負荷率が最も高かった処理場 B で、最も高いメタン転換率が得られた。これらの傾向は、連続式実験での結果と同様であった。回分式実験での最初の 100 時間のメタン生成速度の経時変化を、図-4 に示す。脱水汚泥に比べて混合汚泥の場合、実験開始後最初の 12~17 時間で生成

速度が速かった。実験開始以降、混合汚泥の投入量 (gCOD) に対する混合汚泥の生成速度が速かった期間までの累積メタン生成量の差 (gCOD) の割合は、6~8% であった。COD ベースメタン転換率はそれぞれの投入基質に対する割合として算出しており、投入基質の溶解性 COD 量は測定していないので単純に比較はできない。

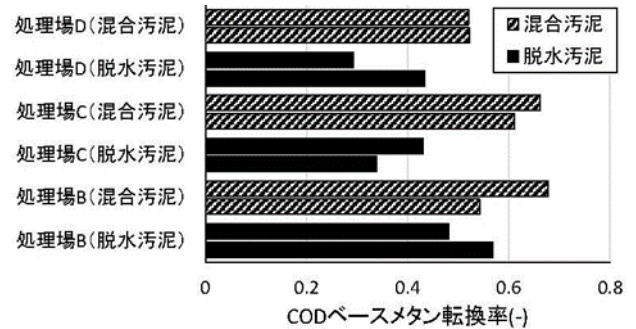


図-3 回分式実験での COD ベースメタン転換率 (それぞれ 2 系列ずつ測定)

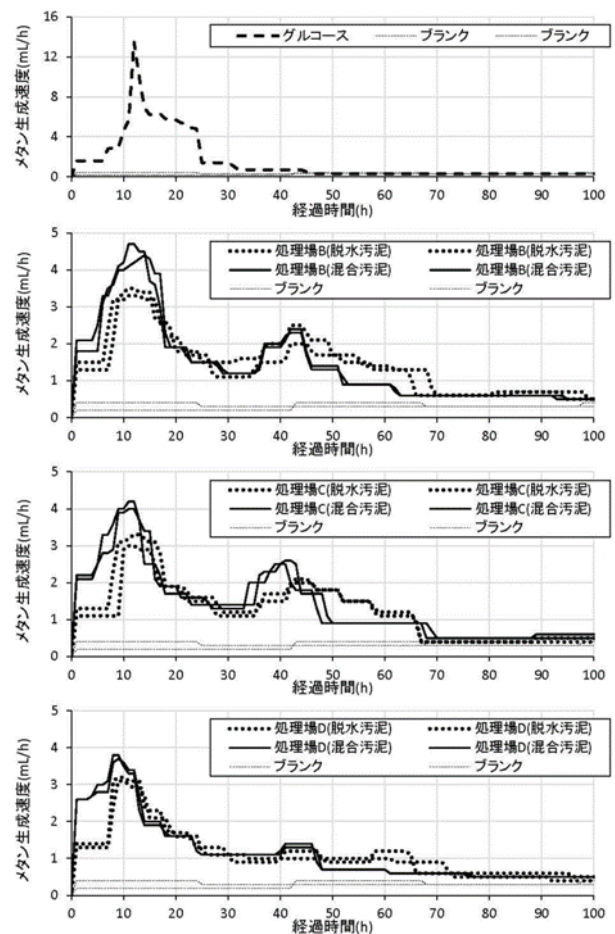


図-4 回分式実験でのメタン生成速度の経時変化

の、脱水過程で易分解性有機物の一部が除去されることが、メタン転換率低下の原因の一つと考えられた。また40時間前後で2回目のピークが見られ、これは分解速度が遅めの有機物が寄与していると考えられる。

脱水汚泥のメタン転換率と脱水前の汚泥のメタン転換率の関係を、図-5に示す。ここでは、処理場A~Eの汚泥の場合の結果を示しており、処理場Aの混合汚泥については日高ほか²⁰⁾の実験結果を引用している。本研究で行った回分式実験については、2回の結果の平均値でまとめている。連続式実験および回分式実験いずれの場合も、脱水汚泥の場合はややメタン転換率が低下することが示されている。投入TS 10%程度の中温嫌気性消化実験では限界負荷率 3.2 kgVS/ (m³・d) が提示されており¹¹⁾、維持管理指針¹⁸⁾の範囲内(1~3 kgVS/ (m³・d))での脱水汚泥の嫌気性消化は多少メタン回収率が低下するにしても可能であると考えられる。拠点の下水処理場に脱水汚泥を集約する場合、拠点処理場で生成し長距離運搬の必要のない汚泥については、脱水操作を行わずに嫌気性消化することでメタンガス回収量が向上する。また、投入汚泥の高濃度化は加温に要するエネルギー削減の観点で有用であり、単一の処理場での処理を想定した投入TS濃度 8%程度の高濃度消化法は、従来法よりエネルギー的に高効率であることが報告されている²²⁾。

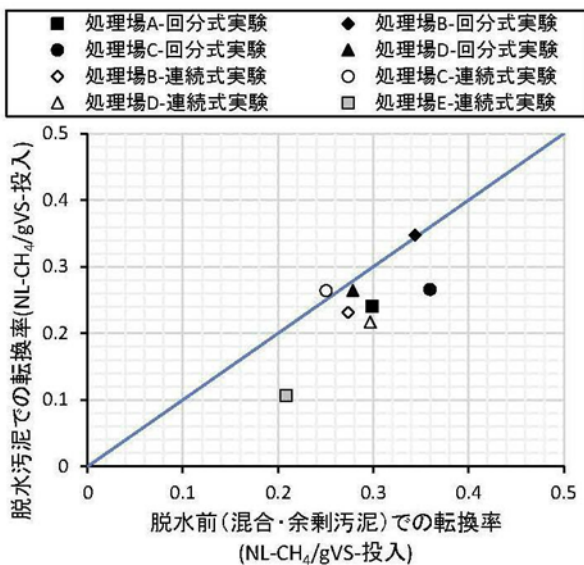


図-5 脱水汚泥と脱水前の汚泥のメタン転換率の関係

(2) アンモニア性窒素濃度への影響

消化汚泥のアンモニア性窒素濃度とTSの関係は、過去の研究例^{11,15)}と同様に、汚泥毎におおむね比例していた。その傾きとして汚泥毎に算出した消化汚泥中のアン

モニア性窒素/TS濃度比(gN/gTS)と投入汚泥の窒素含有率(%dry)の関係を、図-6に示す。処理場Aの混合汚泥についてはWangほか¹⁰⁾の実験結果を、処理場Hの脱水汚泥については戸苅ほか¹³⁾の実験結果を、処理場Xの混合汚泥についてはHidakaほか¹¹⁾の実験結果を引用しており、高温(55°C)嫌気性消化の場合も含まれる。全体として、投入汚泥の窒素含有率が増加するに従い、アンモニア性窒素/TS濃度比は増加する傾向がみられた。標準法については、混合汚泥と脱水汚泥で大きな差が見られなかった。脱水時のろ液中に含まれるアンモニア性窒素濃度の影響は多少あるものの、消化汚泥中のアンモニア性窒素濃度は主に汚泥中に含まれる窒素成分に影響を受けると考えられる。また中温消化および高温消化では、大きな差が見られなかった。ただし、OD法での脱水汚泥については、投入汚泥の高い窒素含有率に対して消化汚泥のアンモニア性窒素/TS濃度比が低かった。これは、OD法の脱水汚泥は分解率が低いことによるものと考えられる。

標準法の場合は、得られた結果および前述の連続式実験でのTS分解率の結果をあわせることで、投入汚泥条件に対する消化汚泥のアンモニア性窒素濃度がおおむね推測可能である。投入TS濃度15%の場合も含まれる処理場Aを除いて、アンモニア性窒素濃度はほぼ4,000 mgN/L以下であった。中温嫌気性消化の場合は、消化汚泥中のアンモニア性窒素濃度4,000 mgN/L程度でも安定した処理が可能である¹¹⁾。一方、高温嫌気性消化の場合は、アンモニア性窒素の阻害を受けやすく、消化汚泥中のアンモニア性窒素濃度2,000 mgN/L以下に維持する

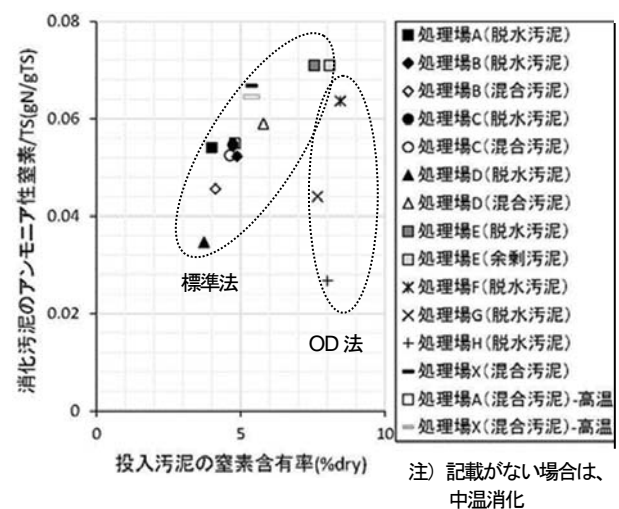


図-6 消化汚泥のアンモニア性窒素濃度比と投入汚泥の窒素含有率の関係

必要がある^{9,10)}。本研究で得られた知見の範囲では、投入基質 TS10%以下の場合消化汚泥のアンモニア性窒素濃度は 4,000 mgN/L 程度以下と推測され、アンモニアによる阻害影響は問題にならないと考えられる。

(3) 粘度への影響

消化汚泥の粘度と TS の関係を、図-7 に示す。処理場 H の脱水汚泥については戸荻ほか¹⁴⁾の実験結果を、処理場 X の混合汚泥については Hidaka ほか¹¹⁾の実験結果を引用している。OD 法の脱水汚泥の場合、標準法の脱水汚泥の場合と比べて粘度は高く、TS 濃度との関係は処理場によらずおおむね同様であった。特に処理場 G では、攪拌ができない状況になり、その際の粘度は、300 dPa・s を超過していた。標準法については、混合汚泥および脱水汚泥いずれも、粘度と TS の関係は類似していた。Liao・Li²³⁾は、VS/TS 比が 0.4~0.5 程度の混合汚泥を用いた嫌気性消化実験を行った際、投入 TS5, 10, および 15% での平均粘度がそれぞれ 2.6, 18.1, および 61.0 dPa・s であることを報告しており、本研究と同様の値である。得られた結果および前述の連続式実験での TS 分解率の結果をあわせることで、投入汚泥条件に対する消化汚泥の粘度がおおむね推測可能である。

粘度が攪拌に及ぼす影響について、数値流体力学法 (CFD) による高濃度嫌気性消化槽の解析技術が開発されている^{24,25)}。高濃度化した下水混合汚泥の中温嫌気性消化を想定した粘度 8.5 dPa・s での CFD 解析では、既設消化槽の攪拌機で対応可能であることが示されている¹¹⁾。粘度の増加は消化槽内の攪拌効率に大きな影響を及ぼし、この点では、OD 法の脱水汚泥を用いる場合、標準法の脱水汚泥よりも注意を要することが明らかになった。中温と高温を比較すると、高温では粘度が低いこ

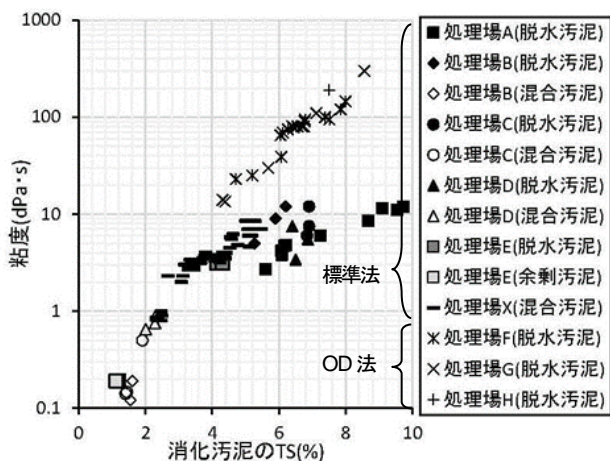


図-7 消化汚泥の粘度と TS の関係

とが報告されている²⁶⁾。アンモニア阻害の観点では中温が有利であるのに対して、攪拌の観点では高温が有利である。Liao・Li²³⁾が粘度の増加に伴う攪拌エネルギーの増加および加温エネルギーの削減のバランスを議論しているように、汚泥性状に応じた最適操作条件の検討が必要である。

(4) 脱水および消化過程における元素の挙動

溶解性成分も含めて分析した処理場 B~D の汚泥中の元素濃度 (mg-元素/kg-汚泥) について、混合汚泥中の濃度に対する比として図-8 に示す。脱水汚泥についてはおおむね元素濃度が増加し、脱水汚泥の嫌気性消化は希釈して行っているため、脱水汚泥からの消化汚泥中の元素濃度は減少している。K や Na 等、溶解性として多く含まれる元素については、脱水後の元素濃度が低めであった。K や Na 等が主として溶解性として存在しているのは、過去の調査結果²⁰⁾と同様である。特に処理場 D で Ca および Fe が大幅に増加しているのは、脱水操作時に凝集剤として添加したものである。多くの元素は主として固形性として存在しており、脱水汚泥からの消化汚泥中の元素濃度は混合汚泥からの消化汚泥の場合と比べて、おおむね 3 倍以内に収まっていた。乾燥重量基準 (% dry) で比較すると、凝集剤添加および溶解性の影響をうける元素以外では、脱水前後の濃度比がおおむね 1 程度の値であり、脱水工程で元素濃度に大きな変化はないことが確認された。

消化前後の汚泥中の乾燥重量基準 (% dry) 元素濃度比を、図-9 に示す。脱水汚泥からの消化汚泥については、投入 TS 濃度を 10% に設定した反応器で分析している。消化前後の濃度比については、おおむね 1~3 程度の値である。嫌気性消化における固形物分解率を 0.5 とした場合、元素がそのまま残存すれば固形物あたりの濃度は 2 倍になることから妥当な値である。これは、過去の混合汚泥での調査結果¹⁹⁾と同様の傾向である。濃度比のばらつきは、HRT を考慮すると投入汚泥と消化汚泥が全く同一でないためと考えられ、汚泥種別や元素別に固有の傾向は特に見られなかった。脱水工程を経る場合でも、凝集剤に含まれる元素濃度 (Ca, Fe 等) が増加すること、および溶解性で含まれる元素濃度 (K, Na 等) が減少することを除いて、大きな影響は無いことが示された。適切な凝集剤を選定することで、脱水汚泥からの消化汚泥でも肥料利用を検討可能であると考えられる。

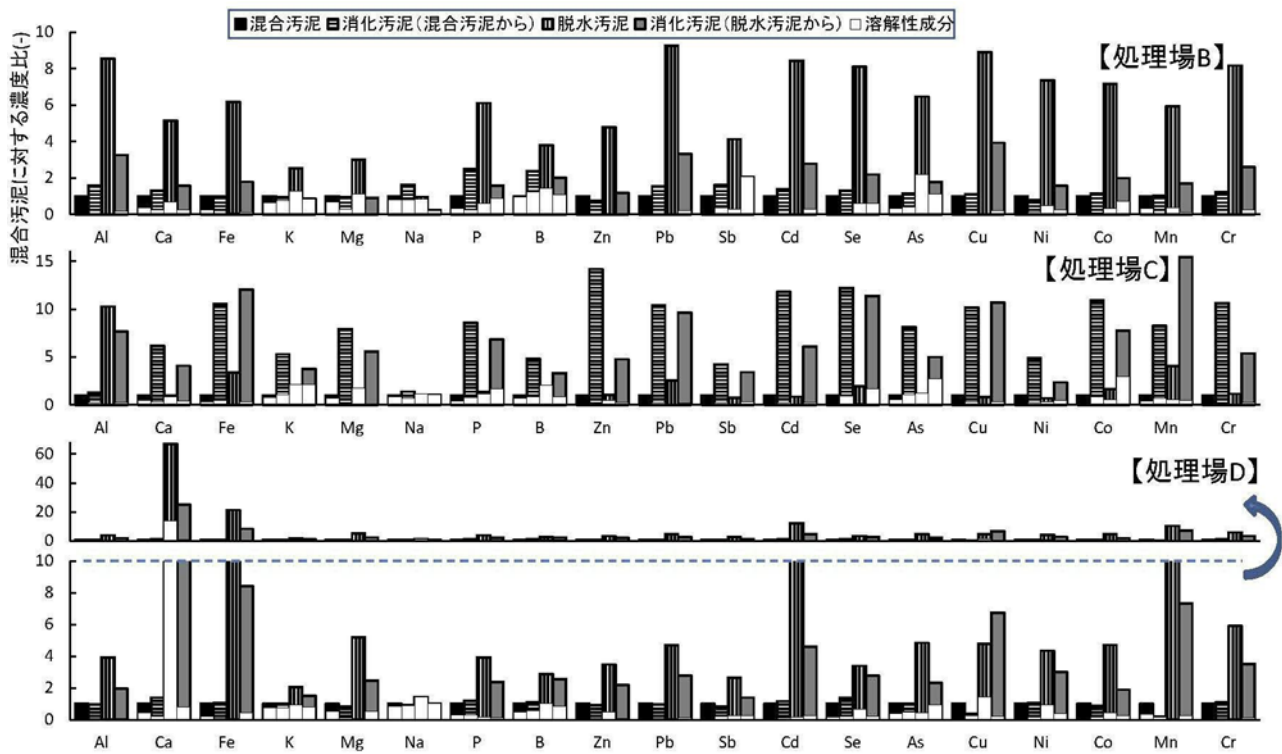


図-8 混合汚泥中の濃度に対する汚泥中の元素濃度 (mg-元素/kg-汚泥) 比

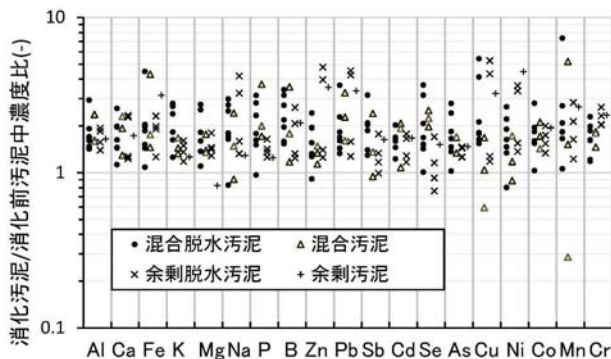


図-9 消化前後の汚泥中の元素濃度 (% dry) 比

1.4. まとめ

本研究では、下水脱水汚泥の中温嫌気性消化において、投入汚泥性状が消化特性や消化汚泥性状に及ぼす影響を調査することを目的として、異なる下水処理場の各種下水汚泥を対象とした中温嫌気性消化実験を行った。得られた成果は、以下のとおりである。

- 1) 標準法の混合汚泥および脱水汚泥については、0.4～0.5 NL/gVS-投入程度の、OD法の脱水汚泥については0.1～0.2 NL/gVS-投入程度のバイオガス転換率が得ら

れた。

- 2) 投入汚泥の高濃度化で懸念されるアンモニア阻害や攪拌影響に対して、投入汚泥条件から消化汚泥のアンモニア性窒素濃度および粘度を推測する知見を整理した。

小規模施設間の輸送の点では脱水汚泥が有利であり、他バイオマスの受入等とも組み合わせることで、これまでほとんど検討されていない下水脱水汚泥を含む集約型混合嫌気性消化が、小規模施設で実現可能であると考えられる。

2. 開発技術の下水処理場への導入および GHG 排出抑制効果等の評価

2.1. はじめに

本研究では、複数の小規模の下水処理施設からの下水汚泥や地域バイオマスを集約して処理することを想定し、特に下水汚泥の集約を行う際には、処理場間の運搬を効率的に行うために、含水率を低下させた脱水汚泥を用いた高濃度嫌気性消化手法の評価を進めてきたところである。ここでは、ある一定の想定されたフィールド（石川県中能登町）に本技術を導入した場合の GHG 排出抑制効果の評価した。

表-4 想定フィールドにおける地域バイオマス発生量(年間)

項目	単位	下水 脱水汚泥	油揚げ (乾)	油揚げ (生)	し尿	浄化槽	集排 脱水汚泥	事業系 厨芥類	合計
重量	t-w	1,256	45	26	602	869	42	48	2,888
濃度	%	17	91	55	1.5	1.5	19.5	21.5	10.7
固形物量	t	214	41	14	9	13	8	10	309
混合比率	%	69.3	13.3	4.5	2.9	4.2	2.6	3.2	

2.2 フィールドの概要

想定フィールド内には5つの公共下水道および6つの集落排水処理施設が近接して存在している。また、し尿浄化槽汚泥については、委託処理を実施している状況である。年間発生地域バイオマス量を表-4に示す。

これらの現状から、下水道、集落排水、浄化槽汚泥、し尿等と、さらに町内で発生するその他の地域バイオマス(学校給食残渣、事業系一般廃棄物、食品工場残渣)とを混合処理し、処理過程で発生したメタンガスの可能な限りの回収・有効利用を進め、温室効果ガスの排出量を削減するとともに地域内の資源循環が成立する仕組みとなるように図-10のようにフローを検討した。

2.3 GHG 排出抑制効果の評価

高濃度混合メタン発酵を実施した際の温室効果ガス排出量の削減効果は、現状の個別処理の、各バイオマスを個別に処理する場合には715.5t/年、想定処理フローである集約処理(高濃度混合メタン発酵実施)の場合には509.3t/年となり、年間206t(約30%)の削減が可能であるという試算結果となった。

また、メタン発酵に伴うエネルギー収支の試算を実施したところ、回収エネルギー量295,552Mcal/年に対し、消費エネルギー量(投入汚泥の加温に必要な熱量、発酵槽の放散熱損失および配管等の熱損失)は189,058Mcal/年となり、余剰排熱が発生する結果となった。

本検討は石川県をフィールドとして実施したものの、同様の小規模施設は全国に多数あることから、本開発技術の全国展開が期待できると考えられる。そのためには、地域や周辺環境による汚泥性状の違いが、特に高濃度消化特性に及ぼす影響についての知見を集積することが、今後の課題である。

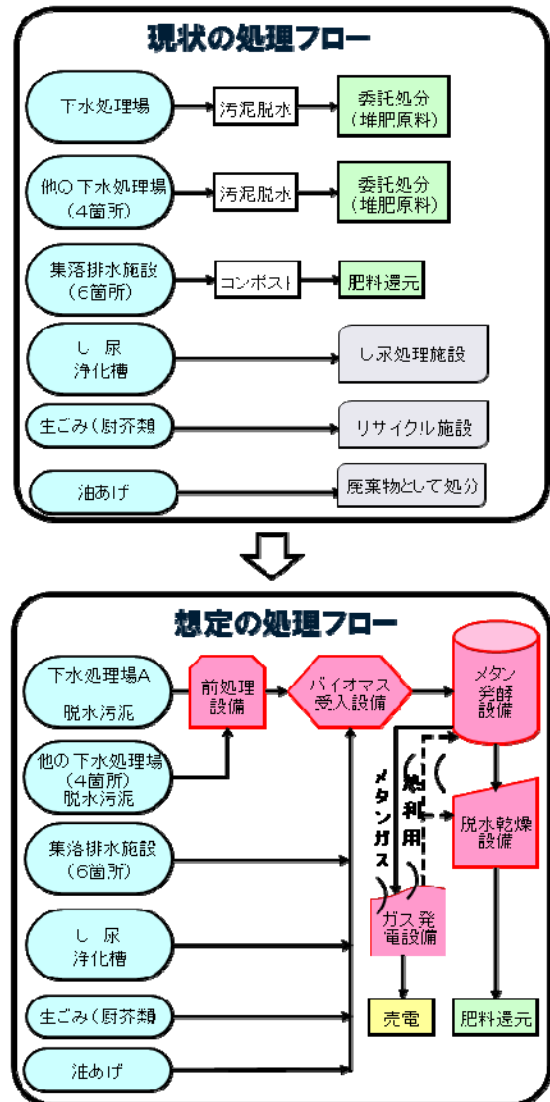


図-10 GHG 排出抑制効果の評価における想定フロー

参考文献

- 1) 安陪達哉：下水汚泥資源の平成 23 年度有効利用調査結果，再生と利用，38，142，pp.86-88，2014.
- 2) 国土交通省 水管理・国土保全局 下水道部：下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン改訂版，2015.
- 3) 国土交通省 国土技術政策総合研究所：地域における資源・エネルギー循環拠点としての下水処理場の技術的ポテンシャルに関する研究，平成 24 年度下水道関係調査研究年次報告書集，国総研資料第 773 号，pp.109-114，2014.
- 4) 小規模処理場施設に適したメタンガス有効利用支援に関する共同研究報告書，(独)土木研究所共同研究報告書，第 460 号，2014.
- 5) 宮崎好弘：大胆な汚泥処理プロセス変更による汚泥減量化の取り組み，下水道協会誌，51，617，pp.21-24，2014.
- 6) 日本下水道協会：下水道統計（平成 24 年度版）（第 69 号），2014.
- 7) 津森ジュン：土木研究所における汚泥有効利用に関する研究—小規模下水処理場向け高濃度混合メタン発酵技術に関する研究—，再生と利用，39，147，pp.36-42，2015.
- 8) Hidaka T., Wang F., Togari T., Uchida T., Suzuki Y. : Comparative performance of mesophilic and thermophilic anaerobic digestion for high-solid sewage sludge, *Bioresource Technology*, 149, pp.177-183, 2013.
- 9) Wang F., Hidaka T., Uchida T., Tsumori J.: Thermophilic anaerobic digestion of sewage sludge with high solids content, *Water Science and Technology*, 69, pp.1949-1955, 2014.
- 10) Hidaka T., Sawahara H., Togari T., Tsumori J.: Anaerobic digestion of sewage sludge with high solid content and its use as fertilizer, *Journal of Water and Environment Technology*, accepted.
- 11) 日高平，津森ジュン：都市下水処理場の脱水汚泥の中温嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響，土木学会論文集 G（環境），70，7，pp.III_433-III_440，2014.
- 12) 戸蒔丈仁，池本良子，中木原江利，中出貴大，GU Tingting，本多了：オキシデーションディッチ汚泥と廃油揚げを用いた高濃度混合嫌気性消化，土木学会論文集 G（環境），69，7，pp.III_597-III_603，2013.
- 13) 戸蒔丈仁，池本良子，GU Tingting，小野紘，日高平，津森ジュン，柳井敦，木野下裕茂，清水浩之：OD汚泥と廃油揚げを主体とする 7 種の廃棄物系バイオマスの高濃度混合消化，土木学会論文集 G（環境），70，7，pp. III_425-III_432，2014.
- 14) 戸蒔丈仁，池本良子，GU Tingting，小野紘，日高平，津森ジュン，柳井敦，木野下裕茂，清水浩之：OD汚泥と廃油揚げを主体とする 7 種の廃棄物系バイオマスの高濃度混合消化，土木学会論文集 G（環境），70，7，pp. III_425-III_432，2014.
- 15) 日高平，對馬育夫，津森ジュン，南山瑞彦：オキシデーションディッチ法の脱水汚泥を対象とした中温嫌気性消化特性調査，第 52 回下水道研究発表会講演集，pp.983-985，2015.
- 16) 中能登にバイオ発電施設 来年度から整備 17 年度稼働目指す，中日新聞，10 月 29 日朝刊，2014.
- 17) 日本下水道協会：下水道施設計画・設計指針と解説 2009 年版（後編），2009.
- 18) 日本下水道協会：下水道維持管理指針-2014 年版-（実務編），2014.
- 19) 日高平，内田勉：下水汚泥の性状および消化特性に関する処理場毎の比較調査，土木学会論文集 G（環境），68，7，pp.III_325-III_332，2012.
- 20) 日高平，王峰，内田勉，鈴木穰：回分式実験による下水汚泥と有機性廃棄物の嫌気性消化特性調査，土木学会論文集 G（環境），69，7，pp.III_605-III_614，2013.
- 21) Bolzonella D., Pavan P., Battistoni P., Cecchi F. :Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process, *Process Biochemistry*, 40, pp.1453-1460, 2005.
- 22) 西井啓典，片岡直明：高濃度・高効率汚泥消化技術の開発(その 3)，第 51 回下水道研究発表会講演集，pp. 919-921，2014.
- 23) Liao X., Li H.: Biogas production from low-organic-content sludge using a high-solids anaerobic digester with improved agitation, *Applied Energy*, 148, 15, pp. 252-259, 2015.
- 24) 下水道技術開発プロジェクト（SPIRIT21）委員会：下水汚泥資源化・先端技術誘導プロジェクト，グリーン・スラッジ・エネルギー技術，下水汚泥とバイオマスの同時処理方式によるエネルギー回収技術に係る技術報告書，2007.

- 25) 寺嶋光春, 小松和也, 安井英斉, ラジブゴエル, 井上千弘, 須藤孝一, 李玉友, 野池達也: 高濃度嫌気性消化槽の混合における均一化時間の検討, 土木学会論文集 G (環境), 66, 3, pp.103-110, 2010.
- 26) 寺嶋光春, ラジブゴエル, 小松和也, 安井英斉, 高橋弘, 李玉友, 野池達也: 中温と高温の嫌気性消化汚泥の粘性特性の比較, 環境工学研究論文集, 44, pp.687-695, 2007.

DEVELOPMENT OF LOW-CARBON WASTEWATER TREATMENT AND BIOMASS UTILIZATION PROCESSES

Budgeted : Grants for operating expenses

Research Period : FY2011-2015

Research Team : Materials and Resources Research Group

Author : MINAMIYAMA Mizuhiko, OKAYASU Yuji,

Abstract : Co-digestion of sewage sludge and regional organic waste such as kitchen garbage, is a promising energy recovery method for small facilities located in remote, and small and medium sized municipalities. Dewatered sludge is effective for transporting sewage sludge to a centralized wastewater treatment plant. Effects of mesophilic anaerobic digestion performance by sewage sludge qualities are investigated by continuous and batch experiments using sewage sludge from seven wastewater treatment plants. Biogas production of sewage sludge from activated sludge processes and oxidation ditch processes is 0.4-0.5 NL/ gVS and 0.1-0.2 NL/ gVS, respectively. A simple estimation method for an ammonia concentration and viscosity of digested sludge from activated sludge process is proposed. Moreover, case study in case of co-digestion of sewage sludge and regional organic waste at certain local area was conducted. The result indicates that about 30 % of GHG will be eliminated.

Key words : Dewatered sewage sludge, Mesophilic anaerobic digestion, Ammonia, Viscosity