

## 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（一般勘定）

研究期間：平 23～平 27

担当チーム：リサイクルチーム

研究担当者：津森ジュン、日高 平

### 【要旨】

低炭素型・循環型社会の構築に向け、下水処理場に設置している嫌気性消化槽を活用した、低炭素型水処理・バイオマス利用技術を開発するための調査を行った。脱水汚泥の中温嫌気性消化について、投入基質濃度が消化特性に及ぼす影響を調査したところ、投入基質 TS が 10%以下の場合、安定した中温嫌気性消化が可能であり、投入有機物（VS）あたりのバイオガス発生率は 0.47 NL/gVS 程度、粘度は 5 dPa・s 以下、アンモニア性窒素濃度はおおむね 3,000 mgN/L 以下であった。実下水処理場の消化汚泥の脱水ろ液で藻類を培養し、メタン転換率を回分式実験にて測定したところ、培養藻類濃度は 0.7 gCOD/L 程度、生成メタンガス量は 0.13 NL-メタン/L-培養液程度であった。嫌気性消化前段の処理である重力濃縮法の機能改善手法であるみずみち棒について、現場の維持管理データを整理したところ、標準活性汚泥法では水温が濃縮汚泥濃度に影響を及ぼしており、オキシデーションディッチ法では汚泥容量指標が濃縮汚泥濃度に影響を及ぼしていることが明らかになった。

キーワード：メタン発酵、下水脱水汚泥、脱水ろ液、藻類培養、みずみち棒による重力濃縮

### 1. はじめに

本研究では、低炭素型・循環型社会の構築に向け、下水処理場に設置している嫌気性消化槽を活用した、低炭素型水処理・バイオマス利用技術を開発している。嫌気性消化の導入が進んでいない地方都市では、小規模類似排水処理施設が点在しており、汚泥を集約嫌気性消化することで効率化が期待でき、運搬時には、汚泥の脱水により体積を減らすのが望ましい。そこで、研究事例の少ない脱水汚泥を対象とした嫌気性消化について、実験を行った<sup>1)</sup>。嫌気性消化後の脱水ろ液には、豊富な栄養塩が含まれており、通常は返流水として水処理系に戻るために、水処理系への負荷増加が懸念される。そこで、脱水ろ液などに含まれる栄養塩を活用した藻類の培養および培養藻類の嫌気性消化特性を調査した<sup>2)</sup>。また、下水汚泥の嫌気性消化の前段階では濃縮を行うことが一般的であり、濃縮効率向上技術として土木研究所ではみずみち棒を開発してきた。10カ所以上の下水処理場現場に導入され、導入後のデータが蓄積していることから、導入効果の解析を試みた<sup>3)</sup>。

### 2. 下水脱水汚泥の中温嫌気性消化に関する研究

#### 2.1 はじめに

地球温暖化対策の進展や資源・エネルギー問題の

対応に向けて、下水汚泥の嫌気性消化の工程で発生するメタンガスの有効利用に期待が高まっている。我が国で発生する下水汚泥中の有機分総量のうち、バイオガスや汚泥燃料としてエネルギー利用されている割合は2割未満であり、より積極的な活用が求められている<sup>4)</sup>。

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、周辺の排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。再生可能エネルギーの固定価格買取制度も始まり、下水処理場への消化ガス発電の導入が進みつつある。バイオガス発生量を増加させることで、エネルギー利用効率が向上する。汚泥の運搬については、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。

下水汚泥の集約処理として、送泥管を用いて、また濃縮汚泥を車両により輸送し、拠点となる下水処理場で嫌気性消化を行っている例が見られる。また、脱水汚泥を車両により処理場外へ搬送し、焼却処理を行っている例や、隣接する清掃工場で下水汚泥および都市ごみの混焼を行っていた例がある。下水脱水汚泥を含む有機性廃棄物を集約して、乾式メタン発酵を行う廃棄物処理施設の例もある。

下水汚泥処理の集約化を意図した脱水汚泥の嫌気

性消化については、1991年度～1996年度に建設省土木研究所汚泥研究室で実験的検討がなされている。中温（30℃恒温室）では固形物濃度（TS）10%程度まで、高濃度化がガス発生に及ぼす影響が少ないことが示されている<sup>5)</sup>。高温（55℃）ではTS 10%程度でアンモニア性窒素濃度が4,000 mgN/L程度まで増加し、ガス発生量は通常の数%でしかなかったことが示されている<sup>6)</sup>。しかしながら、これらの研究は主として回分式実験や数ヶ月程度の連続式実験に限られており、長期的な連続実験による評価はなされていない。藤島ほか<sup>7)</sup>は、流動性を保つTS 11%まで希釈した脱水汚泥を対象とした中温嫌気性消化が可能であることを、清水・平岡<sup>8)</sup>はTS 8～12%での中温および高温嫌気性消化実験結果に基づき汚泥処理のエネルギー自立が可能であることを報告しているものの、それ以上のTS条件や、粘度については報告されていない。また海外での脱水汚泥の嫌気性消化に関する報告例<sup>9, 10)</sup>があるものの、VS/TS比、COD<sub>Cr</sub>/VS比といった基本的な汚泥性状の指標も我が国のものとは異なっている場合が多く、そのまま知見を適用するのは難しい。

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<sup>11)</sup>、高濃度化は消化槽運転の効率化にもつながる。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<sup>12)</sup>。しかしながら近年、これまでは想定されていなかった生ごみなどの下水処理場への受入が、石川県珠洲市などで本格的に実現されており、状況は変わりつつある。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）でも、下水汚泥と有機性廃棄物の混合消化に関する実証データが集積しつつある。小規模施設では、周辺の排水処理施設からの汚泥も、集約処理の対象となり得る。より小規模向け水処理方式であるオキシデーションディッチ法（OD）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始まっており<sup>13, 14)</sup>、小規模施設への普及の機運が高まりつつある。

このような背景のもと、筆者らは、混合汚泥を実験室での遠心分離操作によりTS 10%程度まで濃縮した場合の連続式中温嫌気性消化実験を行っており、通常の投入基質濃度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<sup>15, 16, 17)</sup>。

しかし、実験室で遠心分離した汚泥と脱水汚泥の性状は例えば溶解性成分の構成などについて同一でなく、現場への導入検討を行うためには、脱水汚泥を用いた長期的な連続実験に基づく知見が必要である。

そこで本研究では、脱水汚泥の中温嫌気性消化において、投入基質濃度が消化特性や消化液性状に及ぼす影響を調査することを目的として、都市下水処理場で採取した脱水汚泥を対象とした連続式実験を、無希釈からTS 5%程度の濃度範囲で行った。

## 2.2 実験方法

### 2.2.1 用いた脱水汚泥

実験に用いた脱水汚泥の性状を表1にまとめて示す。脱水汚泥は、嫌気無酸素好気法、循環式硝化脱窒法などの高度処理の系列を含む都市下水処理場（処理場A）で採取した。生汚泥および余剰汚泥を、主としてポリ硫酸第二鉄を添加して脱水している。平均値でのVS/TS比は0.77、COD<sub>Cr</sub>/VS比は1.8であった。

時期は多少異なるものの、処理場Aの混合汚泥を実験室での遠心分離によりTS 4%程度に濃縮して測定した値<sup>16)</sup>をあわせて示している。平均値でのVS/TS比は0.81、COD<sub>Cr</sub>/VS比は1.5であった。脱水汚泥は、混合汚泥に比べてVS/TS比が低め、COD<sub>Cr</sub>/VS比が高めであった。

なお一部の考察では、処理場Aおよび標準活性汚泥法を採用している別の都市下水処理場（処理場B）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<sup>16, 17)</sup>も引用して、比較した。

表1 実験に用いた脱水汚泥の性状

	本研究(脱水汚泥)	混合汚泥
TS (%)	19.6 ± 1.4	3.7 ± 0.4
VS (%)	15.2 ± 1.4	3.0 ± 0.4
COD <sub>Cr</sub> (g/kg)	275 ± 37	44.4 ± 7.9
C (%TS)	39.5	39.5 ± 0.3
H (%TS)	6.5	6.2 ± 0.3
N (%TS)	4.0	4.8 ± 0.7
O (%TS)	34.7	

### 2.2.2 連続式実験

有効容積 2 L の完全混合嫌気性消化反応器（BioReactor Simulator, BIOPROCESS CONTROL）6系列（R1～R6）を用いて、脱水汚泥を基質とした連続式実験を行った（表2）。種汚泥には、日高ほか<sup>18)</sup>が、処理場Aの混合汚泥を用いて中温条件下で培養したTS 1%程度の消化汚泥を用いた。週3回（月、水、金；祝日がある場合は適宜変更）基質を投入し、

同量の消化液を引き抜いた。脱水汚泥の希釈には、沸騰して冷ました水道水を用いた。運転開始後 51 日目までは、脱水汚泥を TS 5%もしくは 10%まで希釈して、徐々に投入量を増加させながら運転した。その後 88 日目までは、投入 TS 15%まで希釈して、基質投入日に脱水汚泥量として 60 g-wet を毎回投入した。

反応器毎の消化特性がおおむね同様で、連続運転の安定を確認した 89 日目以降は、各反応器で投入基質 TS を変化させた条件を設定し、60 g-wet を毎回投入した。R1 および R2、ならびに R5 および R6 は再現性の確認のために同じ条件での運転とした。この条件下で、投入脱水汚泥の平均 TS および VS に対して、水理学的滞留時間 (HRT) は R1 および R2 で 20 d、R3 で 40 d、R4 で 60 d、R5 および R6 で 78 d となり、有機物負荷率はすべての反応器で 1.9 kgVS/(m<sup>3</sup>・d)となる。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 d<sup>19)</sup>より長い。有機物負荷率は維持管理指針<sup>20)</sup>で示されている 1~3 kgVS/(m<sup>3</sup>・d)の範囲内である。現場では最大値近くで運転することは少なく、今回の設定値は、現場での一般的な実際の値<sup>17)</sup>よりはやや高めである。

表 2 連続式実験の運転条件

経過日数(d)		0~51	52~88	89~223
投入基質TS(%)の 設定値 <sup>a</sup>	R1・R2	5~10	15	5
	R3	5~10	15	10
	R4	5~10	15	15
	R5・R6	5~10	15	無希釈
投入基質量 (g-wet/回) <sup>b</sup>	R1~R6	10~50	60	60

### 2.2.3 分析方法

pH、TS、VS、COD<sub>Cr</sub>、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、ならびに炭素・水素・窒素および酸素 (CHNO) 組成の分析を、基本的に下水試験方法 (1997 年) に従って行った。COD<sub>Cr</sub> の分析は吸光光度計 (DR3900、HACH) および COD<sub>Cr</sub> 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 (TRAACS2000、BRAN LUEBBE) を用いた。VFAs の分析は、イオンクロマトグラフ (IC 20、DIONEX) を用いた。粘度の分析には、粘度計 (VISCOTESTER VT-04、リオン) を用いた。発生バイオガス量の測

定は、10 NmL 程度単位の水上市置換方式のガス流量計 (BioReactor Simulator、BIOPROCESS CONTROL) を用いた。CHNO の分析は、元素分析計 (FALSH EA1112、アムコ) を用いた。みかけの除去率は、投入濃度と消化液濃度の差を投入濃度で除して算出した。

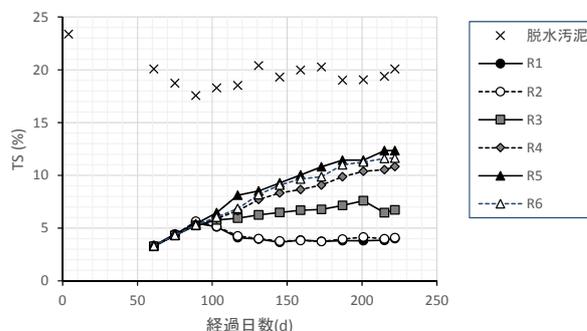


図 1 TS 濃度の経時変化

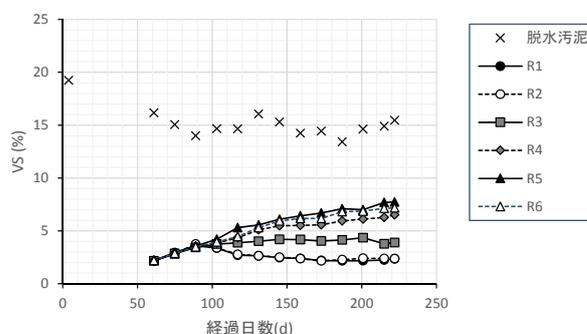


図 2 VS 濃度の経時変化

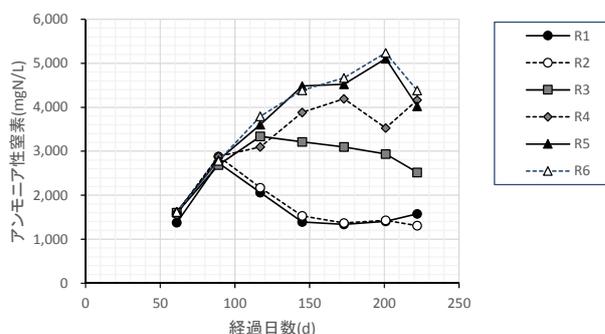


図 3 アンモニア性窒素濃度の経時変化

## 2.3 結果および考察

### 2.3.1 消化液性状の経時変化

実験期間中の TS、VS、およびアンモニア性窒素濃度の経時変化をそれぞれ図 1~図 3 に示す。消化液の濃度は徐々に増加し、88 日目まではすべての反応器が同様に推移し、89 日目以降、投入基質の TS 濃度に応じて変化した。TS および VS のみかけの除去率はそれぞれ 3~4 割および 5 割程度で、現場の混

合汚泥の場合<sup>21)</sup>のそれぞれ5割および6割程度よりやや低かった。脱水汚泥は、混合汚泥と比べて、無機分が多くまた溶解性有機分が少ない影響が考えられる。投入基質のTS 15%以上の場合、消化液のTSは10%を超過した。アンモニア性窒素濃度は、無希釈脱水汚泥を投入した場合に最大で5,000 mgN/L程度に達した。その後減少しているのは、反応が阻害され有機物の分解率が低下したことによる可能性などが考えられる。pHは、投入基質のTS濃度が高いほど高い傾向が見られた。

VFAsは、経過日数201日目および228日目に測定した。投入基質のTS 10%以下の場合、ほとんどVFAsの蓄積は見られず、最大でも酢酸が62.4 mg/L検出された程度である。また、粘度は5 dPa・s以下であった。対して投入基質のTS 15%以上の場合、201日目にも酢酸、プロピオン酸など一部のVFAs蓄積が観察され、228日目には大幅に増加していた。特に安定した運転の指標とされるプロピオン酸は、R4~6でそれぞれ2,215、2,910および2,187 mg/L検出され、不安定な状況が示された。

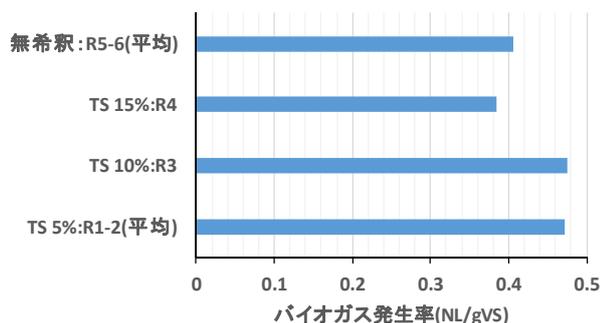


図4 投入 VS あたりのバイオガス発生率

### 2.3.2 バイオガス生成速度および転換率

投入TS濃度別に、投入VSあたりのバイオガス発生量を図4に示す。投入VSあたりのバイオガス発生量は、一般的に0.5~0.6 NL/gVSとされている<sup>20)</sup>。時期は多少異なるものの、処理場Aの混合汚泥を遠心分離により濃縮して基質として用いた嫌気性消化の室内連続式実験では、中温および負荷率2.0~2.6 kgVS/(m<sup>3</sup>・d)の条件下で、バイオガス中のメタン含有率60%程度として0.5~0.6 NL/gVS程度であった<sup>16)</sup>。これらの値と比べると、TS 5%および10%の場合0.47 NL/gVS程度とやや低めの値であった。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などの易分解性有機物分が、遠心分離操作以上に除かれることが原因と考えられる。

### 2.3.3 消化液のアンモニア性窒素濃度

消化液のTSとアンモニア性窒素濃度の関係を図5に示す。ここでは、処理場Aの混合汚泥を実験室での遠心分離操作によりTS 7.5~10%まで濃縮して、有効容積10 Lの反応器で行った高温条件下での連続実験<sup>16)</sup>、ならびに処理場Bの混合汚泥を実験室での遠心分離操作によりTS 7.5~10%まで濃縮して、有効容積3 Lの反応器で行った中温および高温条件下での連続実験<sup>17)</sup>の結果もあわせて示している。

本研究の結果では、おおむね消化液のTSとアンモニア性窒素濃度が比例していた。処理場A(混合汚泥、高温)の結果も傾向は類似していた。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、消化液中のアンモニア性窒素濃度は主に汚泥に含まれる窒素成分に影響を受けると考えられる。対して、処理場Bでは同じ消化液のTSに対して、アンモニア性窒素濃度がやや高めであった。これは、元の混合汚泥に含まれる窒素成分の割合が異なるためと考えられる。全国8カ所の処理場の混合汚泥を比較した結果でも、炭素や水素に比べて、窒素の含有率や消化後のアンモニア増加特性は処理場によって傾向が異なることが報告されている<sup>21)</sup>。

異なる処理場の脱水汚泥で、アンモニア性窒素濃度の増加傾向が異なる可能性はあるものの、本研究では投入基質TS 10%以下に相当するアンモニア性窒素濃度3,000 mgN/L程度までであれば、特にアンモニアによる阻害影響がないことが示された。

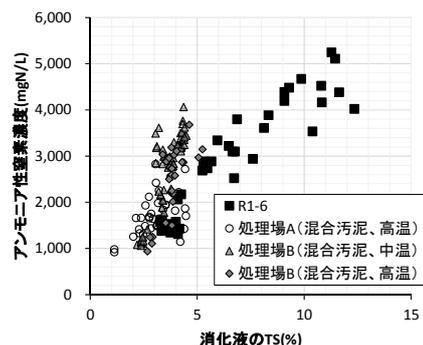


図5 消化液のTSとアンモニア性窒素濃度の関係

## 3. 下水脱水ろ液で培養した藻類の嫌気性消化

### 3.1 はじめに

近年下水を用いて藻類を培養し、エネルギー源として活用する研究も進められている。従来は油分含有率の高い藻類種を選択的に培養することで効率的なエネルギー生産が試みられてきたものの、下水を

用いる場合は意図しない藻類種が優占する可能性もある。その場合でも、嫌気性消化を行えば藻類種によらずにメタンを回収できる可能性がある<sup>22)</sup>。嫌気性消化液には、窒素やリンなどの栄養塩が水処理系よりも高濃度に含まれており、従来は返流水として水処理系に負荷を与えていた。こうした栄養塩類を活用することで、通常の下水よりも高濃度での藻類培養が期待できるものの、消化液を用いた藻類培養についての知見は我が国でほとんど報告されていない。そこで、本研究では、消化液を用いた藻類培養および培養藻類の嫌気性消化特性を室内実験にて調査した。

### 3.2 実験方法

標準活性汚泥法および高温嫌気性消化槽を有する下水処理場の消化汚泥の脱水ろ液を用いた藻類培養を、実験室にて行った。脱水ろ液は、脱水機の洗浄のために二次処理水で希釈されたものである。4 L 容器を用いて、過去の報告と同じ室内培養条件<sup>23)</sup>で培養した。二酸化炭素の供給および攪拌は、空気の曝気 (1 L/min) にて行った。同様の脱水ろ液で藻類の植種は行わずに事前培養を行い、その培養液を 10% 植種して培養を開始した。4 系列を同時に培養し、培養期間 1 (4 日目)、培養期間 2 (6 日目)、培養期間 3 (11 日目)、および培養期間 4 (20 日目) の試料を採取した。そして、昨年度の報告と同様の方法<sup>24)</sup>で嫌気性消化実験を行い、メタン転換特性を測定した。

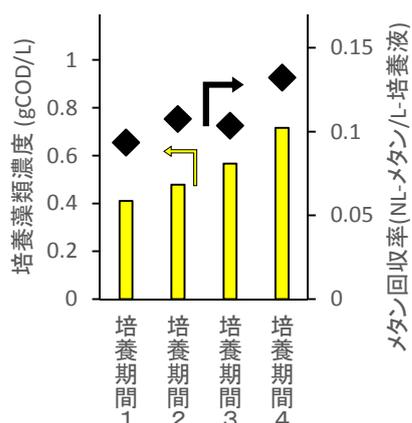


図 6 脱水ろ液で培養した藻類のメタン発酵実験結果

### 3.3 結果および考察

培養期間ごとの、脱水ろ液で培養した藻類のメタン発酵実験結果を図 6 に示す。培養藻類濃度は培養

期間が長くなるに従い徐々に増加し、最終的には 0.7 gCOD/L 程度に達した。回分式実験で発生したメタンガス量を、培養液量あたりに換算すると、最大で 0.13 NL-メタン/L-培養液程度であった。これは、消化槽からの全量を藻類培養に用いるとして、もともと下水汚泥から生成していたメタンガス量の 1 割程度に相当する。

この試算では、広大な敷地面積を要するなど効率の面で課題があるものの、消化ガスに含まれる二酸化炭素や廃熱の活用、培養水槽の効率化、固液分離手法の開発などにより、今後検討しうる可能性が期待できる。

## 4. みずみち棒による重力濃縮効果の導入後現場データを用いた検証

### 4.1 はじめに

重力濃縮法は、下水処理場における汚泥処理工程として一般的な手法であり、機構・構造がシンプルで消費動力が非常に少ないという特長を有している。重力濃縮効率を向上させる「みずみち棒」が開発されており、その技術資料集 (案) が公表されている<sup>25)</sup>。2014 年 6 月現在、北海道・四国・九州地方の全国 10 市町、11 カ所の下水処理場に導入されており、現場でのデータも蓄積しつつある<sup>26)</sup>。しかしながら、導入効果の定量的な評価については難しいのが現状であり、異なる処理場間での比較はなされていない。把握しやすい重力濃縮後の固形物濃度 (濃縮汚泥濃度) の向上についてはある程度示されているものの、濃縮槽への投入汚泥の固形物濃度 (投入汚泥濃度) や投入量、また固形物負荷率などの条件は一定でなく、みずみち棒導入前後の単純な比較では効果を示しにくい。みずみち棒の導入検討を行う際には、こうした条件毎にどの程度の効果が得られるかを事前に把握するための知見が必要である。

そこで本研究では、現場での現状調査を行うとともに、みずみち棒導入前後の現場での維持管理データを元に、他の条件を考慮しながらみずみち棒導入による濃縮効果の検証を試みた。濃縮効率の改善は、後段の脱水処理の効率化 (汚泥量や凝集剤添加量の削減)、嫌気性消化の効率化 (汚泥の減容にともなう加温の削減) などにより、汚泥処理全体の運転費用や消費エネルギーの削減につながる。ただし、その関係は種々の因子に左右され、現場での実績から単純に評価するのは難しい。そこで本研究では、こうした検討の基礎知見として、みずみち棒導入による

濃縮汚泥濃度や濃縮汚泥性状への影響を中心に考察した。

## 4.2 調査方法

現場の維持管理データについては、みずみち棒を導入していない処理場も比較のために含めて、11カ所の下水処理場について収集した。濃縮効率の評価指標としては、主として濃縮汚泥濃度を濃縮効率の指標として用いた。濃縮汚泥条件が似ている複数の処理場のデータを比較するために、標準活性汚泥法からの混合汚泥およびオキシデーションデイツチ (OD) 法からの余剰汚泥を対象とした。全国の下水処理場における重力濃縮の状況と比較するために、下水道統計<sup>27)</sup>の汚泥濃縮設備の重力式のデータも比較した。

## 4.3 調査結果

### 4.3.1 標準活性汚泥法

処理場 A、B および C について、水温と濃縮汚泥濃度の関係を図 7 に示す。大まかな傾向を把握するために、近似直線もあわせて示している。処理場 B については、18°C未満と 18°C以上に分けている。処理場 C については、28°C以下のデータに基づく近似直線である。データのばらつきにより近似直線の傾きが正の場合があるものの、全体としては水温の増加に従い濃縮汚泥濃度が低下する傾向が示されている。水温の増加に従い、濃縮槽内で汚泥の腐敗が進みガスが発生するなどにより、濃縮効率が悪化していると考えられる<sup>28)</sup>。水温増加およびガス発生による濃縮効率悪化は、他にも報告されている<sup>29)</sup>。ここでは、濃縮汚泥濃度に影響を及ぼす水温条件が同じ場合のみ、みずみち棒導入の効果について比較した。

処理場 A では、みずみち棒導入後に冷却および希釈効果を意図して井戸水による投入汚泥の希釈をおこなっており、年間を通して 20°C以下が維持されている (処理場 A 担当者)。濃縮汚泥濃度は、この水温の範囲で大きな変動が見られなかった。処理場 B では 18°C以上で濃縮汚泥濃度が低下する傾向が見られ、18°C以下では大きな変動が見られなかった。

処理場 C では、水温 28°C程度以下の水温では、導入前に比べて導入後の濃縮汚泥濃度の高い傾向が示されている。ただし、高水温期でもみずみち棒の導入により濃縮汚泥濃度が導入前より悪化する傾向は見られず、年間を通して考えると、濃縮汚泥濃度が改善しているといえる。処理場 C での SS 負荷と水

温については、明確な相関が見られない状況であり、水温が SS 負荷よりも濃縮汚泥濃度に及ぼす影響が大きいと考えられる。

投入汚泥濃度および濃縮汚泥濃度の関係を、異常値を除いた下水道統計からの標準活性汚泥法でのデータ、ならびに処理場 A、B および C の月間平均値データについて、図 8 にまとめて示す。下水道統計の値と月間平均値とは単純に比較できないものの、ここでは全国の傾向との大まかな比較を試みた。処理場 C の投入汚泥濃度は前述の通り正確に把握できないので、より測定値が安定している余剰汚泥濃度で整理した。

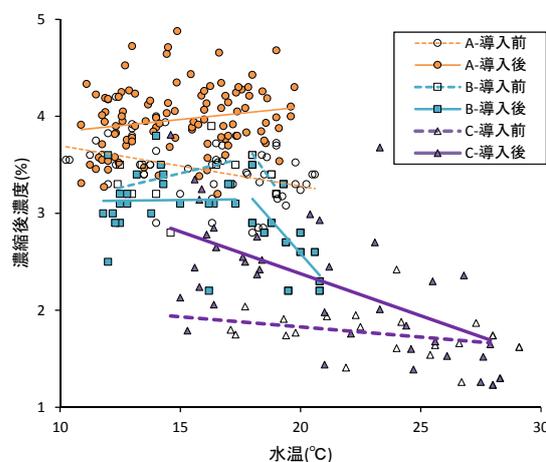
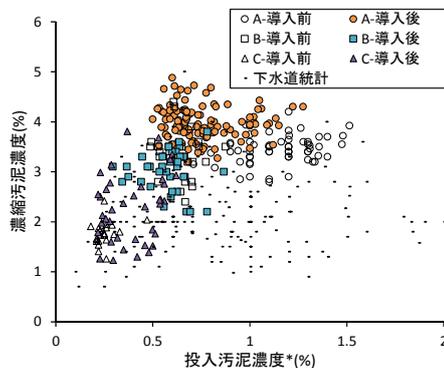


図 7 標準活性汚泥法での水温と濃縮汚泥濃度の関係



\*処理場 C については余剰汚泥濃度

図 8 標準活性汚泥法での投入汚泥濃度と濃縮汚泥濃度の関係

投入汚泥が高濃度の場合重力濃縮効率が悪化すると報告されており<sup>30)</sup>、投入汚泥濃度 0.8%程度以上では、投入汚泥濃度が増加しても濃縮汚泥濃度の変化があまり見られなかった。処理場 A については、全国の濃縮汚泥濃度の値の範囲の中で、高濃度であった。続いて処理場 B、処理場 C の順番で濃度は低

下しているものの、全国の値の範囲の中ではやや高めの水準であった。

後段に嫌気性消化槽を有する場合、濃縮汚泥の高濃度化は有機物総量に変化がなくても、嫌気性消化槽の消化日数増加によるガス発生量の増加や、投入汚泥量削減による加温エネルギーの削減といった効果が期待できる。例えば、汚泥濃度が1.5倍になり、負荷率は変化させず嫌気性消化槽の消化日数を20日から30日に変化させる場合を想定する。嫌気性消化反応を1次反応と見なし、一般的な中温消化の値として、VS分解率0.6<sup>31)</sup>および1次反応速度定数0.3(1/d)<sup>32)</sup>を仮定すると、メタンガス発生量は約3%向上すると試算される。もしくは、消化日数20日および30日を比較して、期待されるVS分解率は5%高いとされている<sup>33)</sup>。さらに汚泥量は2/3に減少し、その分の加温エネルギーが削減されることから、嫌気性消化の効率化につながる。

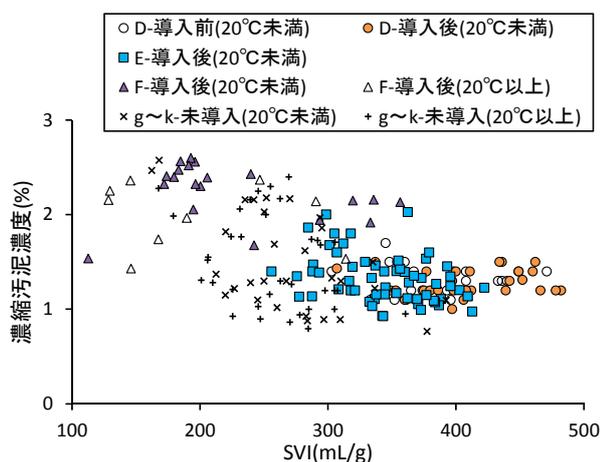


図9 OD法曝気槽でのSVIと濃縮汚泥濃度の関係

#### 4.3.2 OD法

曝気槽での汚泥容量指標 (SVI) と濃縮汚泥濃度の関係を図9に示す。ここでは比較のために、みずみち棒を導入していない処理場 (g~k) の月間平均データを比較している。OD法での導入処理場でおおむね水温20°C以下であることから、水温20°C未満/以上で区別した。全体として、SVIが高いほど濃縮汚泥濃度の低くなる傾向が見られた。処理場Dのみずみち棒導入前後で、濃縮汚泥濃度は有意水準5%で有意な差が見られなかった。処理場EおよびFでSVIが350 mL/g未満の場合は、SVIが低いほど濃縮汚泥濃度の高まる傾向が見られ、未導入処理場での濃度範囲の中で高めの値であった。ただし、処理場Fで水温20°C以上の場合、濃縮汚泥濃度がやや低

下する傾向が見られた。

みずみち棒の室内実験では、みずみち棒の導入により、特に初期段階の沈降速度が改善し、最終的な濃縮濃度自体はそれほど変化しないことが示されている<sup>25)</sup>。処理場Dにおいて、みずみち棒導入前後で、濃縮濃度に差が見られなかったのは、十分な滞留時間が確保されており高いSVIのため、これ以上の濃縮は難しい状況であると考えられる。一般的にはSVI 200 mL/g以下が良好な状態といわれているものの、OD法では300 mL/g以上になることもあり<sup>34)</sup>、水処理系の異常ではない。汚泥の沈降性については、種々の条件により影響を受けるため単純には比較できないものの、水処理系でSVIが低下するなど、汚泥性状が異なる場合には、最大濃縮濃度は同じでもみずみち棒導入により濃縮効率の安定化する可能性が考えられる。OD法からの余剰汚泥について、みずみち棒導入直後に濃縮汚泥濃度が平均1.2%から1.8%に増加したとの報告もある<sup>25)</sup>。

#### 5. まとめ

本研究では、下水処理場に設置している嫌気性消化槽を活用した、低炭素型水処理・バイオマス利用技術を開発するための実験を行った。その結果、以下のことが明らかになった。

- 1) 脱水汚泥の中温嫌気性消化において、都市下水処理場で採取した脱水汚泥を対象とした連続式実験を、無希釈 (TS 20%程度) からTS 5%程度の濃度範囲で行った。投入基質TSが10%以下の場合、安定した中温嫌気性消化が可能であること、また投入基質TSを15%以上とした場合は、消化液のTSが10%を超過し、処理効率が悪化することが示された。
- 2) 実下水処理場の消化汚泥の脱水ろ液で藻類を培養し、メタン転換率を回分式実験にて測定した。培養藻類濃度は0.7 gCOD/L程度、回分式実験で発生したメタンガス量を培養液量あたりに換算すると、最大で0.13 NL-メタン/L-培養液程度であった。
- 3) 重力濃縮法の機能改善手法であるみずみち棒について、現場の維持管理データを整理した。標準活性汚泥法の混合汚泥を対象とした重力濃縮槽では、水温が濃縮汚泥濃度に影響を及ぼしており、28°C程度以下のみずみち棒導入効果が見られた。OD法の余剰汚泥を対象とした重力濃縮槽では、SVIが濃縮汚泥濃度に影響を及ぼしており、350 mL/g以下のみずみち棒による濃縮効率安定化の可能性が

考えられた。

今後は、異なる地域や水処理方式の下水処理場からの汚泥を比較しながら嫌気性消化特性に及ぼす汚泥性状因子などを一般化するとともに、温暖化ガス排出抑制効果の評価などを行う予定である。

## 謝辞

本研究の実施にあたり、地方自治体および下水処理場関係者の協力を得ている。ここに記して、関係各位に謝意を表する。

## 参考文献

- 1) 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), Vol.70, No.7, pp.III\_433-III\_440, 2014.
- 2) Taira Hidaka, Kenichiro Inoue, Yutaka Suzuki, Jun Tsumori: Growth and anaerobic digestion characteristics of microalgae cultivated using various types of sewage, *Bioresource Technology*, Vol.170, pp.83-89, 2014.
- 3) 日高平, 津森ジュン: みずみち棒による重力濃縮効果の導入後現場データを用いた検証, 下水道協会誌論文集, Vol.52, No.627, pp.107-113, 2015.
- 4) 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.
- 5) 建設省土木研究所: 下水汚泥の高効率輸送システムの開発に関する調査, 平成4年度下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料第3215号, pp.221-232, 1993.
- 6) 建設省土木研究所: 中小都市における広域的な汚泥処理システムの開発に関する調査, 平成8年度下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料第3528号, pp.229-234, 1997.
- 7) 藤島繁樹, 宮原高志, 水野修, 野池達也: 脱水汚泥の嫌気性消化に及ぼす固形物濃度の影響, 土木学会論文集, No. 622/ VII-11, pp.73-80, 1999.
- 8) 清水洽, 平岡正勝: 下水汚泥からのバイオガス活用評価:-高濃度と超高濃度汚泥の消化-(後), 環境技術, 33, 12, pp.915-919, 2004.
- 9) Nges I. A., Liu J.: Effects of solid retention time on anaerobic digestion of dewatered-sewage sludge in mesophilic and thermophilic conditions, *Renewable Energy*, 35, pp.2200-2206, 2010.
- 10) Duan N., Dong B., Wu B., Dai X.: High-solid anaerobic digestion of sewage sludge under mesophilic conditions: Feasibility study, *Bioresource Technology*, 104, pp.150-156, 2012.
- 11) 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.
- 12) 日本下水道協会: 下水道統計 (平成23年度版) (第68号), 東京, 2013.
- 13) 戸莉丈仁, 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.
- 14) 戸莉丈仁, 池本良子, 古婷婷, 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), Vol.70, No.7, pp.III\_425-III\_432, 2014.
- 15) 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.
- 16) 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.
- 17) 日高平, 王峰, 津森ジュン, 戸莉丈仁: 高濃度濃縮下水汚泥の嫌気性消化における中温および高温条件の比較, 第51回下水道研究発表会講演集, pp.925-927, 2014.
- 18) 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), Vol.69, No.7, pp.III\_605-III\_614, 2013.
- 19) 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), 東京, 2009.
- 20) 日本下水道協会: 下水道維持管理指針—2003年版— (後編), 東京, 2003.
- 21) 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), Vol.68, No.7, pp.III\_325-III\_332, 2012.
- 22) 宮本豊尚, 岡本誠一郎: 藻類を用いたメタン発酵の可能性検討, 第47回下水道研究発表会講演集, pp.453-455, 2010.

- 23) (独) 土木研究所：下水道を核とした資源回収・生産・利用技術に関する研究, 平成 23 年度下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料第 4241 号, pp.24-34, 2012.
- 24) (独) 土木研究所：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, 平成 25 年度下水道関係調査研究年次報告書集, 土木研究所資料第 4294 号, pp.22-27, 2014.
- 25) 土木研究所リサイクルチーム:汚泥重力濃縮槽におけるみずみち棒導入に関する技術資料集 (案) ver.2.0,  
[http://www.pwri.go.jp/team/recycling/mizumichi\\_qa\\_ver.2.0.pdf](http://www.pwri.go.jp/team/recycling/mizumichi_qa_ver.2.0.pdf), 2011.
- 26) 浅井圭介, 宮本豊尚, 日高平, 岡本誠一郎, 内田勉:みずみち棒導入による重力濃縮の効率向上, 下水道協会誌論文集, Vol.50, No.603, pp.119-124, 2013.
- 27) 日本下水道協会：下水道統計 (平成 23 年度版) (第 68 号), 2013.
- 28) 日本下水道協会：下水道維持管理指針—2003 年版— (後編), 2003.
- 29) 佐藤一宏, 菅原良行, 浜本洋一:実施設における回転羽根付汚泥掻寄機の長期濃縮性能調査, 第 48 回下水道研究発表会講演集, pp.824-826, 2011.
- 30) 島袋浩明, 湧田啓一, 大城正信:高濃度投入が重力濃縮に与える影響, 第 41 回下水道研究発表会講演集, pp.963-965, 2004.
- 31) 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), Vol.68, No.7, pp.III\_325-III\_332, 2012.
- 32) Astals S., Esteban-Gutiérrez M., Fernández-Arévalo T., Aymerich E., García-Heras J.L., Mata-Alvarez J. : Anaerobic digestion of seven different sewage sludges: a biodegradability and modelling study, Water Research, Vol.47, 6033-6043., 2013.
- 33) WEF, ASCE, EWRI : Design of Municipal Wastewater Treatment Plants, WEF Manual of Practice No. 8, ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, Fifth Edition, 25-86, 2010.
- 34) 日本下水道協会：下水試験方法上巻 2012 年版, 2012.

## DEVELOPMENT OF LOW-CARBON WASTEWATER TREATMENT AND BIOMASS UTILIZATION PROCESSES

**Budgeted** : Grants for operating expenses General account

**Research Period** : FY2011-2015

**Research Team** : Materials and Resources Research Group (Recycling)

**Author** : Jun TSUMORI, Taira HIDAKA

**Abstract**: Basic surveys were performed to develop low-carbon wastewater treatment and biomass utilization processes by using anaerobic digesters in wastewater treatment plants. Effects of substrate concentration on mesophilic anaerobic digestion performance and characteristics of digested sludge were investigated by a continuously operated experiment fed with dewatered sludge of approximately 20 (undiluted) – 5% total solids (TS). Substrate concentration less than 10% TS resulted in stable operation with biogas production of 0.47 NL/gVS, viscosity less than 5 dPa · s, and ammonia concentration less than 3,000 mgN/L. Microalgae were cultivated using dewatering filtrate from anaerobic digestion of sewage sludge. The concentration of the cultivated microalgae reached to 0.7 gCOD/L and the methane recovery mass was 0.13 NL-methane/L-cultivation liquor. On-site data analysis was carried out to evaluate the effect of Water Path Forming Poles (WPFs) on improvement of gravity thickening performances. In conventional activated sludge processes, the effect of water temperature was significant, while in oxidation ditch processes, the effect of sludge volume index (SVI) was significant.

**Key words**: methane fermentation, dewatered sewage sludge, dewatering filtrate, microalgal cultivation, gravity thickening by Water Path Forming Poles (WPFs)