

10 下水道施設を核とした資源・エネルギー有効利用に関する研究

研究期間：平成 28 年度～令和 3 年度

プログラムリーダー：材料資源研究グループ長 西崎到

研究担当グループ：材料資源研究グループ（資源循環担当）

1. 研究の必要性

循環型社会の構築に向けて、再生可能なエネルギーに対する期待が高まっている。平成 26 年に閣議決定された「エネルギー基本計画」では、再生可能エネルギーの一つとして、下水汚泥の有効活用の推進の方針が示されている。国土交通省が定めた「新下水道ビジョン」では、下水処理場での資源集約・エネルギー供給拠点化・自立化が中期目標として示され、下水汚泥と他のバイオマスとの混合処理や、下水中の栄養塩類を用いた有用藻類の培養・エネルギー抽出等の新たな技術開発を推進することとされている。一方で、例えば河川事業などで発生する刈草や伐木といったバイオマスも、単に廃棄せず有効活用を図ることが求められている。特に下水処理施設においてバイオマスを受け入れ、下水処理に必要となるエネルギーとして効率的に使用することが期待されている。

2. 目標とする研究開発成果

本研究開発プログラムでは、バイオマスエネルギー生産手法の開発として、下水を利用した藻類培養の高効率化を図るとともに、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の高度化の研究を行う。得られた培養藻類・水草と下水汚泥の混合物について、石炭代替固形燃料化等への適用性の検討も行う。また、草木バイオマス有効利用技術の開発として、剪定枝等を下水処理場の汚泥焼却の補助燃料に活用する技術、刈草を汚泥脱水助剤として適用する技術の検討を行う。これらを本研究の範囲とし、以下の達成目標を設定した。

(1) バイオマスエネルギー生産手法の開発

(2) 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

このうち、令和元年度は(1)、(2)について実施している。

3. 研究の成果・取組

「2. 目標とする研究開発成果」に示した達成目標に関して、令和元年度までに実施した研究の成果・取組について要約すると以下のとおりである。

(1) バイオマスエネルギー生産手法の開発

下水道を核とした資源回収、エネルギー生産およびエネルギー利用技術の開発を目指し、下水道資源を用いた藻類培養技術の高効率化に関して調査・研究を行った。下水を用いた藻類培養では、藻類回収量の高効率化のために、下水処理水の熱を利用した加温の検討を行った。また、汚泥処理工程で発生する排水を利用した藻類培養について、培養槽の攪拌方法の研究を行った。さらに、培養藻類の回収技術、汚泥分離液処理施設での流入水および処理水を利用した藻類培養技術の開発について検討した。以下に、令和元年度までに得られた成果を示す。

- 下水を用いた上部開放レースウェイ培養槽による屋外での連続藻類培養において、下水処理水の熱を利用した簡易的な加温でも、通年での藻類培養が可能であることが示された。
- 消化汚泥の脱水分離液を下水で希釈した溶液を基質として、攪拌方法の異なる 2 系列のカラム型藻類培養水槽を用いて、3 月～10 月の間、太陽光の下で、回分式継代藻類培養を実施した。実験期間中の各系列の溶解性窒素の平均除去率は 77%、96%、溶解性りん平均除去率は 94%、98%、藻類培養液 1L あたりの平均余剰藻類生産速度は、それぞれ、14.4mgSS/L・d、22.0mgSS/L・d であった。
- 秋季に得られた、消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験を実

施し、培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価を行った。投入した培養藻類 VS あたりのメタンガス発生量は、攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列の場合、それぞれ、882NmL/g-VS、362NmL/g-VS であり、藻類培養の攪拌方法により大きく異なることがわかった。

- ・ ディスクセパレーターによる回収により約 96%の藻類を回収することができた。
- ・ 汚泥分離液処理施設の流入水と処理水による微細藻類培養が可能か調査を行った結果、本研究の範囲では、処理水 40%と流入水 60%で混合して培養することで、最適な藻類培養が行えることが示された。

(2) 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発を目指し、河川・道路等の管理で生じる草木バイオマスを下水処理場内で利用する方法に関して調査・研究を行った。剪定枝を下水汚泥焼却炉の補助燃料として活用するシステムについて、下水汚泥と剪定枝を混焼することによる消費エネルギー削減効果の算定を行った。また、実際の処理場を対象に、混焼可能な草木系バイオマス量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる焼却灰への影響や創エネルギー効果について試算した。刈草を汚泥脱水助剤として活用する技術について、イネ科以外の植物の脱水助剤としての適用性の検討、刈草混合脱水汚泥を燃焼する際の汚泥処分費の比較検討を行った。また、パイロットスケールの圧入式スクリープレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を実施した。さらに、刈草の嫌気性消化の効率改善のために、部位別のメタンガス発生ポテンシャルに関する研究を行った。以下に、令和元年度までに得られた成果を示す。

- ・ 下水汚泥焼却炉における排熱を活用した剪定枝廃材の補助燃料利用システムについて、白煙防止空気の利用可能量と、乾燥可能な剪定枝廃材の量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる消費エネルギー削減量を算定した。その結果、従来の化石燃料のみを用いる焼却炉と比較して、15%の消費エネルギーの削減が見込まれた。
- ・ 実際の下水処理場の汚泥焼却施設をモデルとして、バイオマスの混焼可能性について検討を行った。し渣の混焼ラインからのバイオマス供給を考えたとき、混焼能力の限界値は、焼却炉熱負荷量とバグフィルタの容量、混焼ラインの供給能力から、6wet-t/日が上限値となった。
- ・ 6.0wet-t/日の剪定枝の混合燃焼を行う場合、消化ガスの消費量を約 1500Nm³/日削減し、余剰ガスで約 2800kWh の発電が可能となった。
- ・ 活用が求められている河川等で発生する植物系バイオマスに着目し、下水処理場における汚泥の脱水助剤としての有用性を実験室レベルの遠心脱水試験で検証した。その結果、植物系バイオマスは、従来検討していたイネ科以外の種類でも、下水汚泥の脱水助剤として有用である可能性を示した。また、植物系バイオマスの破碎後のサイズが大きく、固形物含有量が小さいほど、脱水助剤としての効果が見えやすく、汚泥の固形物濃度が大きいほど脱水助剤の効果が見えやすい傾向を示した。
- ・ 刈草を下水汚泥脱水助剤として混合することで、脱水ケーキの保有熱量が上昇し、補助燃料費が削減され、灰分量の増加による灰処分費が増加しても、汚泥処分費が低減されることが示された。
- ・ パイロットスケールの脱水機を用いたバイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 1.5~14 ポイント低減することが示され、脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。
- ・ 汚泥への薬注率を 1.76%とし、松および草を 10%程度混合した場合、脱水ケーキの処分費がバイオマスを混合しない場合と比較して、汚泥処分費が 2~6%減少すると試算された。
- ・ 刈草の部位（葉、茎、根）ごとのメタンガス発生ポテンシャルを評価したところ、部位ごとに大きな差異が見られ、刈草中の葉や茎や根などの部位の比率について配慮する必要があると考えられた。また、メタン転換効率を増加させるためには、特定の部位を選択または排除する方法が有効である可能性が考えられた。

RESEARCH ON EFFECTIVE USE OF RESOURCES / ENERGY FOCUSING ON SEWAGE FACILITIES

Research Period : FY2016-2021

Program Leader : Director of Materials and Resources Research Group
NISHIZAKI Itaru

Research Group : Materials and Resources Research Group (Recycling)

Abstract : There is a growing expectation for renewable energy towards building of a recycle-oriented society. "Basic Energy Plan" that was approved by the Cabinet in 2014, shows the promotion policy of effective use of the sewage sludge as one of the renewable energy. The Ministry of Land, Infrastructure, Transport and Tourism has set "New sewage works vision" and it shows resource intensive, energy supply base and self-reliance sewage treatment plants as a medium-term goal. It includes facilitation of new technological development such as mixing process of sewage sludge and other biomass and extraction methods of useful algae using nutrients in the sewage. On the other hand, for example, biomass such as mowed grass and logging produced in rivers are required to be used without simply disposing. In particular, the sewage treatment facilities are expected to accept biomass and use as energy required for sewage treatment.

In this program, in light of these circumstances, we develop production methods for biomass energy and aim to achieve highly efficient algae culture using the treated wastewater and embark on the studies in advanced technologies for collection, concentration and dehydration for algae culture. We also examine the applicability of mixture of algae culture/water plants and sewage sludge to the coal alternative solid fuel. Technology for utilization of wood chips and pellets as dehydration agent for sewage sludge is also a part of our research.

Key words : biomass, energy, sewage sludge, algae culture

10. 1 バイオマスエネルギー生産手法の開発

10. 1. 1 下水含有栄養塩を活用したエネルギー生産技術の開発に関する研究

担当チーム：材料資源研究グループ

研究担当者：重村浩之、山崎廉予

【要旨】

下水道を核とした資源回収、エネルギー生産およびエネルギー利用技術の開発を目指し、下水を利用した藻類培養の高効率化技術の開発、培養藻類の回収技術、汚泥分離液処理施設での流入水および処理水を利用した藻類培養技術の開発について調査した。屋外に設置した 380 L レースウェイ培養槽において、最初沈殿池流出水および余剰汚泥との混合液を用いて、微細藻類培養を行った結果、余剰汚泥を基質に添加すると、回収微細藻類量が増加することが示された。藻類培養において、最初沈殿池流出水や余剰汚泥を用いることで、沈殿池における沈降性が良好となり、排水中の SS および水質のレベルが低下することが示された。採取した微細藻類を用いたメタン発生ポテンシャル試験では、微細藻類に混合汚泥と同等以上の有機酸が含まれており、メタン発生量の増加に寄与する可能性が示された。汚泥処理工程で発生する排水を用いた微細藻類培養において、屋外に設置した温室における自然光を用いた 30 L カラムにおいて、脱水ろ液を希釈せずに用いた藻類培養が可能であることが示された。また、ディスクセパレーターによる回収により約 96%の藻類を回収することができた。高位発熱量は、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下水汚泥の乾燥物よりも高い熱量であることが示された。汚泥分離液処理施設の流入水と処理水による微細藻類培養が可能か調査を行った結果、本研究の範囲では、処理水 40%と流入水 60%で混合して培養することで、最適な藻類培養が行えることが示された。回分式の嫌気性消化を行った結果、メタンガス発生量は、藻類を混合することで増加し、藻類が持つメタンガス発生ポテンシャルは、汚泥と同等であることが示唆された。消化後の汚泥の脱水試験では、ろ液の水質への藻類混合の影響はほぼないものと考えられた。

キーワード：下水道資源、藻類培養、消化汚泥の脱水分離液、バイオマス、混合嫌気性消化、高位発熱量

1. はじめに

新下水道ビジョンでは、下水処理場での資源集約・エネルギー供給拠点化・自立化が中期目標として示されている¹⁾。下水汚泥中には食品残渣並びにその代謝物として高濃度の栄養塩が存在しており、これらを回収して資源利用する手法を検討する必要がある。また、下水処理水中の低濃度の栄養塩についても、閉鎖性水域など高濃度の栄養塩が問題となっている地域においては、除去することで放流先の公共用水域の水質改善につながることから、極力有効利用することが望ましいと考えられる。これらに対し、下水汚泥と他のバイオマスとの混合処理や、下水に含まれる栄養塩類を用いた有用藻類の培養、培養藻類からのエネルギー抽出等の新たな技術開発を推進することで、対策が可能であると考えられる。

これらの達成に向け、本研究では、「下水処理水を利用した藻類培養の高効率化、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の開発」、「下水処理水放流先に生育する水草の、下水汚泥と混合処理技術の開発」、「汚泥処理工程

で発生する排水を利用した藻類培養技術の開発」、「培養藻類・水草と下水汚泥の混合物について、石炭代替固形燃料化への適用性調査およびメタン発酵（嫌気性消化）の特性解明調査」を目的とする。

2. 目的

化石燃料の枯渇への懸念、化石燃料利用にとまらぬ地球温暖化を背景に、再生可能エネルギーの利用が推進される現代において、藻類を用いたエネルギー生産に大きな注目が集まっている。近年では、都市下水や工場排水に豊富に含まれる窒素、リンといった栄養塩を用いた藻類培養の試みが実施されてきている^{2) 3)}。日本のように下水道システムが広く普及している国々では、下水処理場内に流入してくる栄養塩や、焼却炉や消化ガス由来 CO₂、下水熱など下水処理場が有する資源および下水処理場における土地や施設などのストックを活用した藻類培養によるエネルギー生成が期待される。

既往研究において^{4) 5) 6)} ボトリオコッカスやクロレ

ラなどのオイル含量の高い特定藻類や、ユーグレナなどの高機能物質を生産する特定藻類などを対象に、下水処理水等を用いた培養が実施されているが、これら特定の藻類の培養は、実環境下での適用性、大規模化に課題が残る。これに対し本研究では、特定藻類の接種は行わず、下水処理水を直接培養液として用い、与えられた環境条件で優占する土着藻類（以下、「藻類」と記述）の培養技術の確立および培養藻類のエネルギー利用手法の検討を行ってきた。その結果、下水の最初沈殿池流出水（以下、「初沈流出水」という）や二次処理水による藻類培養が可能であることなどを示してきた^{7, 8)}。

平成30年度^{9), 10)}は、栄養塩や有機物量の多い初沈流出水、および消化汚泥の脱水分離液を下水で希釈した溶液を基質とした藻類培養の検討を行った。また、初沈流出水での藻類培養では、通年での藻類培養を目指し、冬季において、下水処理水での加温が有効であるか検討を行った。その結果、初沈流出水を用いた上部開放レースウェイ培養槽による屋外での連続藻類培養において、下水処理水の熱を利用した簡易的な加温でも、通年での藻類培養が可能であることが示された。また、沈殿藻類のVS/TS(volatile solids/ total solids)、高位発熱量は、下水汚泥と同程度であり、嫌気性消化への投入が有効である可能性が示された。重力濃縮のみでも、沈殿藻類の回収と処理水のSS(suspended solids)の低下が一定程度見込めることが示された。

消化汚泥の脱水分離液を下水で希釈した溶液を基質として、水理的滞留時間を16.8日に設定した2系列（攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列）のカラム型藻類培養水槽を用いて、3月～10月の間、太陽光の下で、回分式継代藻類培養を実施した結果、実験期間中の各系列の溶解性窒素の平均除去率は77%、96%、溶解性りんは平均除去率は94%、98%、藻類培養液1Lあたりの平均余剰藻類生産速度は、それぞれ、14.4 mgSS/L・d、22.0 mgSS/L・dであった。消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類と下水汚泥の混合回分式嫌気性消化実験により、培養藻類のメタン発生ポテンシャル評価を行った結果、投入した培養藻類VSあたりのメタンガス発生量は、攪拌機による攪拌を行う系列、および曝気による攪拌を行う系列の場合、それぞれ、882 NmL/g-VS、362 NmL/g-VSであり、藻類培養の攪拌方法により大きく異なることがわかった。高位発熱量は、藻類培養が可能な3月～11月の期間を通じて、18.0～22.4 MJ/kg-DSの範囲であり、下水汚泥の乾燥物と同程度

となることがわかった。

令和元年度では、下水道資源による藻類培養の高効率化を目的とし、初沈流出水に下水汚泥を混合した系、消化汚泥の脱水分離液を希釈せずに用いた系および汚泥分離液処理施設の流入水と処理水を混合した系において、藻類培養を行った。

3. 下水汚泥を利用した藻類培養の効率化の検討

3.1 実験方法

藻類培養には、380 L上部開放レースウェイ型培養槽(図-1)2系列を用いた。培養基質には、A処理場の流入水をA下水処理場内の実験施設に設置した沈殿池を通過した後の初沈流出水、およびA処理場の標準活性汚泥法の余剰汚泥を用いた。培養期間は、2018年の春から冬までの8カ月間とした。最初の60日間は両系列とも初沈流出水を基質とし、藻類培養を行った。その後、系列1(RWT1)において、余剰汚泥を一定量、初沈流出水に混合したものを基質とした(IN1)。系列2(RWT2)では、初沈流出水のみを基質とし(IN2)、藻類培養を行った。余剰汚泥のMLSSは、約8,000 mg/Lであった。前半6カ月間は、HRTを2日で培養し、その後気温が低下したため、HRTを4日で培養した。冬季の期間は、下水処理水を培養槽内に流し、培養槽の保温を行った⁹⁾。光合成のために供給するCO₂は、純炭酸ガスポンプを使用し、pHコントローラーでpH8に制御しながら添加した⁷⁾。培養槽の後段には、32Lの沈殿槽を設置し、重力濃縮により沈殿藻類の回収を行った。沈殿槽からの排水を処理水(EW1、EW2)と定義した。

藻類培養槽への流入水(IN1、IN2)、培養液(RWT1、RWT2)、処理水のSS、流入水、培養液のクロロフィルa、水質分析(CODcr、TN、NH₄-N、TP)を、週1回程度行った。SSはStandard method¹¹⁾、クロロフィルaは、河川水質試験方法(案)¹²⁾に従い、測定を行った。クロロフィルa測定でのろ過は、孔径1.2 μmのGF/C(Whatman, USA)で、その他の水質項目についての溶存態濃度測定の際のろ過は、原則孔径1.0 μmのGF/B(Whatman, USA)で行った。水質分析は、HACH(東亜ディーケーケー株式会社)により行った。また、週1回、沈殿槽から沈殿藻類の引き抜きを行い、TS(固形物濃度)、VS(有機物濃度)を測定した。

実験期間中に6回の培養藻類の沈降試験を行った。培養した微細藻類を500 mLメスシリンダーに入れ、0.5、1、2、24時間後に上澄みのSS濃度を測定した。微細藻類は凝集フロックがほとんどかあるいは全くみ

られないため、沈殿の評価は上澄みの SS 濃度の測定によって行った。植物性プランクトンおよび動物性プランクトンの同定、細菌叢解析を一部の藻類培養液に対して行った。藻類および動物プランクトンの同定は、光学顕微鏡(BH-2、オリンパス、Japan)で行った。0.01ml、0.1ml、1ml の培養液中の細胞数または糸状体を数回測定し、1ml あたりの細胞数を算出した。細菌叢の解析は、次世代シーケンスにより、16S rRNA 遺伝子配列に基づく微生物群集解析を行った。DNA 抽出には、Extrap SoilDNAKit Plus ver.2 (日鉄住金環境)を用い、V3-V4 領域を対象としたプライマーセット (Bac341 および Bac850)¹³⁾を用い、PCR を行った。DNA シーケンシングには Miseq reagent Kit v3 (600 サイクル、Illumina)を用いて解析し、解析で得た各リードの塩基配列のキメラチェックは USEARCH¹⁴⁾を用い、Operational Taxonomic Unit (OTU)-picking は QIIME23)を用い、97%以上の相同性を持つ配列を一つの菌種として扱うものとした。各 OTU の同定には Greengenes データベース ver. 13_8 をリファレンスとした。

沈殿槽で回収した藻類は、下水汚泥との嫌気性混合消化によって、エネルギー回収に利用することを想定した。夏と冬に収集された藻類のメタン発生ポテンシャル試験をおこなった。消化汚泥には、B 処理場の消化汚泥 (DS) を用いた。投入汚泥には、B 処理場の最初沈殿池の重力濃縮汚泥および余剰汚泥の機械濃縮汚泥を 1 対 1 で混合した濃縮汚泥 (CS) を用いた。試験は、6 系列で行った。CS を DS の VS に対して 10% 混合した系 (DS+CS (10))、DS に、RWT1 での回収藻類 (RWT1A) を 10% 混合した系 (DS+RWT1A

(10))、RWT2 を 10% 混合した系 (DS+RWT2A (10))、CS を DS の VS に対して 20% 混合した系 (DS+CS (20))、DS に、CS を 10%、RWT1A を 10% 混合した系 (DS+CS (10) +RWT1A (10))、RWT2 を 10% 混合した系 (DS+CS (10) +RWT2A (10)) である。

夏季試験での DS の VS 濃度は 0.82%、CS の VS 濃度は 2.3%、冬季試験での DS の VS 濃度は 0.86%、CS の VS 濃度は 2.2% であった。メタン発生ポテンシャル試験の条件を表-1 に示す。これらの実験は、500 mL 容器中で約 35°C で 30 日間実施した。

3. 2 実験結果

レースウェイ型培養槽中の水温は、夏季で 20~30°C、冬季で 5~20°C であった。夏季では、外気温とほぼ同様の温度であり、冬季では、下水処理水による加温により、外気温よりも高い温度で培養できていた。

図-2 に、流入水、培養槽、処理水における SS とクロロフィル *a* の経日変化、および TN、NH₄-N、TP、COD_{Cr} の経日変化を示す。実験中、IN1 および IN2 の平均 SS 濃度は、それぞれ 262±65 および 123±46 mg / L であった。余剰汚泥の添加により、IN1 の SS 濃度は IN2 の SS の約 2.1 倍であった。RWT1 と RWT2 の SS 濃度は、ほぼ培養期間全体にわたって 200 mg / L を超えたまま藻類培養ができていたことから、冬でも処理水による加温により培養槽の温度が最低でも外気温まで下がらず、藻類を保持しながら培養が維持できたことが示された。60 日目以降の RWT1 と RWT2 の平均 SS 濃度は、それぞれ 391±132 と 262±79 mg / L であった。余剰汚泥を添加した RWT1 の SS 濃度は、RWT2 の SS よりも平均して 1.5 倍高かった。EW1 と EW2 の平均 SS 濃度は、それぞれ 34±19 および 41±26

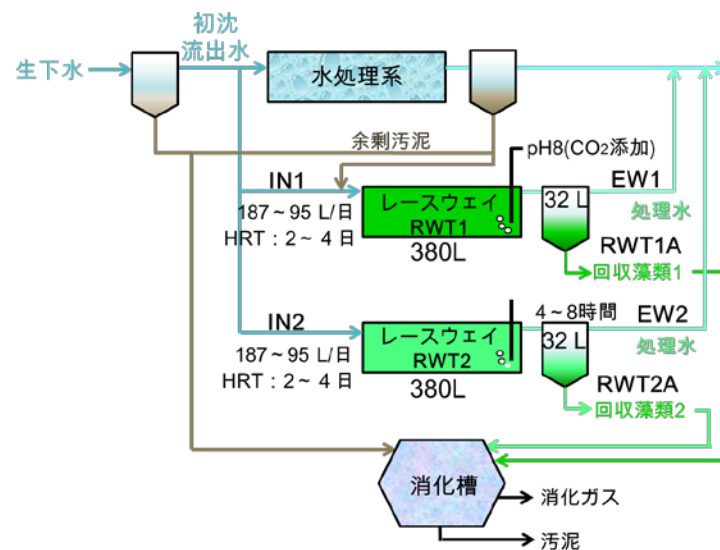


図-1 上部開放レースウェイ型培養槽による実験の概要図

表-1 メタン発生ポテンシャル試験の条件

系列	系列名	混合汚泥(CS)	藻類	夏季試験におけるVS(%)	冬季試験におけるVS(%)
1	DS	-	-	0.82	0.85
2	DS+CS(10)	CS*1(DSのVSの10%)	-	0.90	0.94
3	DS+RWT1A(10)	-	RWT1A*2(DSのVSの10%)	0.90	0.94
4	DS+RWT2A(10)	-	RWT2A*3(DSのVSの10%)	0.90	0.94
5	DS+CS(20)	CS(DSのVSの20%)	-	0.98	1.02
6	DS+CS(10)+RWT1A(10)	CS*1(DSのVSの10%)	RWT1A(DSのVSの10%)	0.98	1.02
7	DS+CS(10)+RWT2A(10)	CS*1(DSのVSの10%)	RWT2A(DSのVSの10%)	0.98	1.02

*1 夏季試験のVSは、2.3%、冬季試験のVSは、2.2%

*2 夏季試験のVSは、2.7%、冬季試験のVSは、2.0%

*3 夏季試験のVSは、1.2%、冬季試験のVSは、0.96%

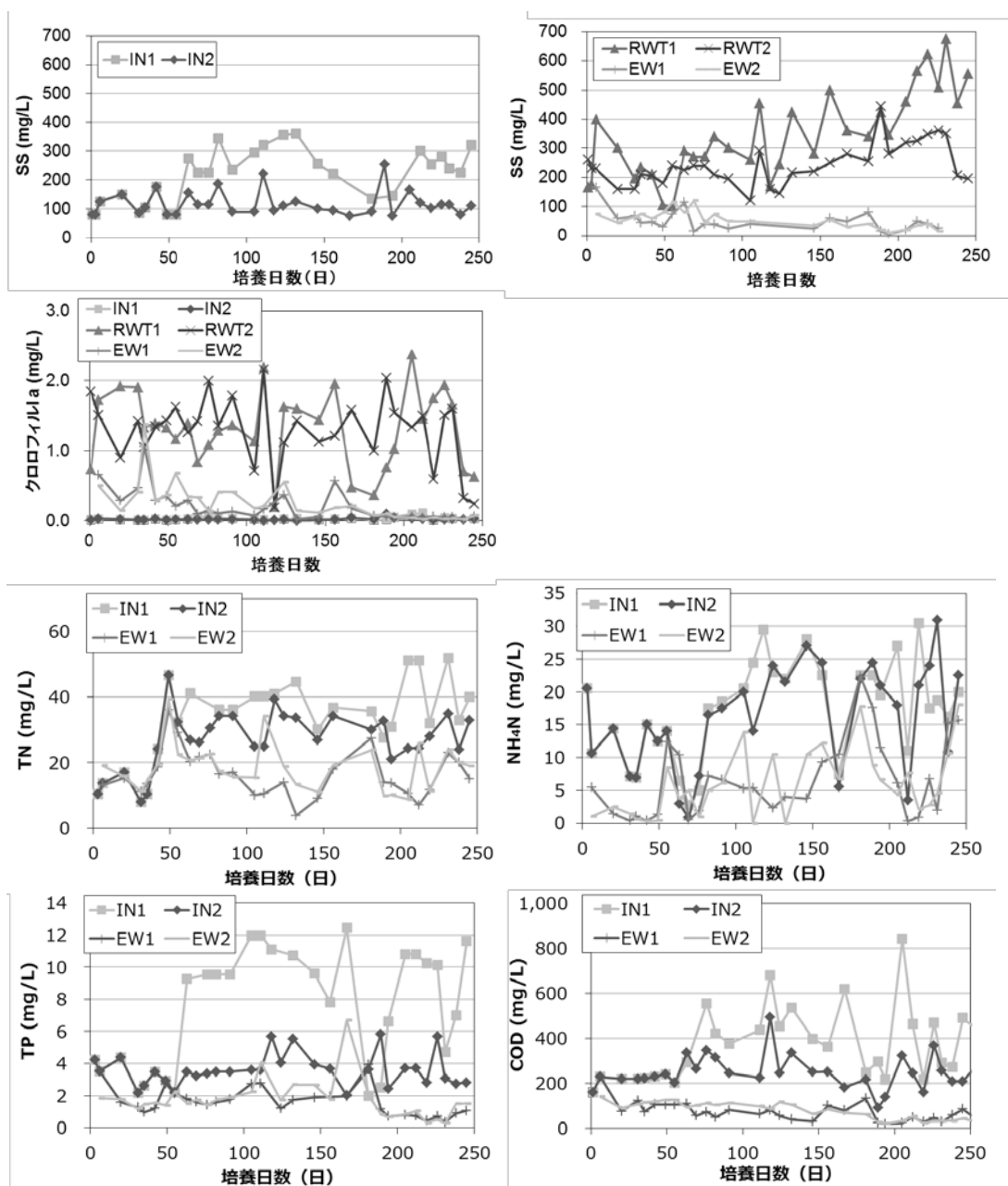


図-2 流入水、培養液、処理水のSS、クロロフィル a および、流入水、培養液、処理水の水質の経日変化

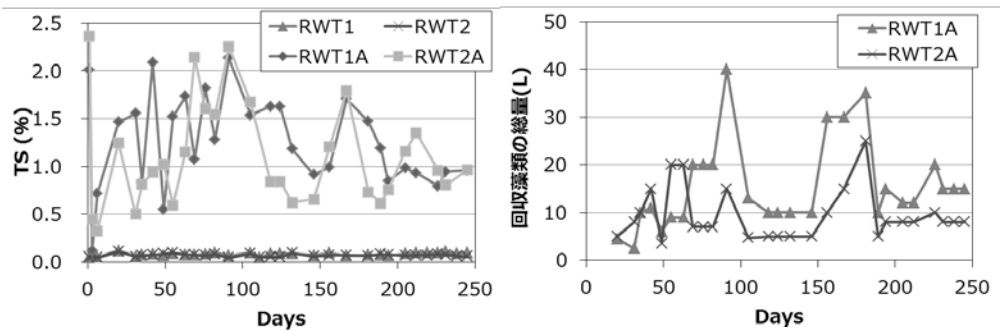


図-3 培養液、回収藻類の TS および回収藻類の総量の経日変化

mg/L であり、同程度の低濃度で排水できていたことから、沈殿槽による培養藻類の沈降が効果的に行われたことが示唆された。実験期間中の RWT1 および RWT2 の平均のクロロフィル *a* の濃度は、それぞれ 1.3 ± 0.6 および 1.3 ± 0.5 mg/L であった。118 日目では、一時的に速い流入速度としたため、クロロフィル *a* の濃度の一時的な減少がみられた。実験中、IN1 および IN2 の平均クロロフィル *a* 濃度は 0 mg/L であり、RWT1 と RWT2 の藻類は余剰汚泥を追加したにもかかわらず、同じレベルで培養槽内で培養されたことが示唆された。EW1 および EW2 の実験期間中の平均のクロロフィル *a* 濃度は、それぞれ 0.23 ± 0.24 および 0.32 ± 0.30 mg/L であり、排水されるクロロフィル *a* の濃度は、同程度に低いことが示された。

実験期間中における、IN1 および IN2 の平均 TN は、それぞれ 39 ± 7.6 および 30 ± 4.9 mg/L であり、EW1 および EW2 の平均 TN は、それぞれ 15 ± 6.1 および 18 ± 6.8 mg/L であった。RWT1 および RWT2 における TN の平均除去率は、それぞれ $63 \pm 14\%$ および $43 \pm 17\%$ であった。IN1 と IN2 の平均 $\text{NH}_4\text{-N}$ は約 18 mg/L、EW1 と EW2 の平均 $\text{NH}_4\text{-N}$ は約 7.5 mg/L であり、RWT1 と RWT2 の $\text{NH}_4\text{-N}$ の平均除去率は 60% であった。IN1 と IN2 の平均 TP は、それぞれ 9.0 ± 3.0 および 3.8 ± 1.0 mg/L であり、EW1 および EW2 の平均 TP は、それぞれ 1.5 ± 0.9 および 1.8 ± 1.5 mg/L であった。RWT1 および RWT2 における TP の平均除去率は、それぞれ $84 \pm 9.5\%$ および $60 \pm 18\%$ であった。IN1 および IN2 の平均 COD_{Cr} は、それぞれ 430 ± 150 および 260 ± 84 mg/L であり、EW1 および EW2 の平均 COD_{Cr} は、それぞれ 59 ± 29 mg/L および 67 ± 33 mg/L であった。RWT1 と RWT2 の COD の平均除去率は、それぞれ $84 \pm 11\%$ と $74 \pm 11\%$ であった。これらの結果より、余剰汚泥の添加により、IN1 の栄養素濃度および COD 濃度は、IN2 よりも高かつ

たが、処理水では、同レベルの栄養塩濃度および COD 濃度で排水できており、余剰汚泥添加により除去率としては高くなったことが示唆された。

RWT1、RWT2、RWT1A および RWT2A の TS、および沈殿槽で回収される RWT1A および RWT2A の回収藻類の総量を図-3 に示す。実験期間中、RWT1 および RWT2 の平均 TS は、それぞれ $0.08 \pm 0.01\%$ および $0.07 \pm 0.01\%$ であり、RWT1A と RWT2A の平均 TS は、それぞれ $1.3 \pm 0.4\%$ と $1.3 \pm 0.5\%$ であった。RWT1A と RWT2A は沈殿槽で約 15-20 倍に濃縮されていた。RWT1A および RWT2A の回収藻類の総量は、それぞれ平均して 17 ± 8.8 および 9.2 ± 5.2 L であったことから、RWT1 では、RWT2 の約 2 倍の藻類が回収されたことが示された。

汚泥よりも SS 濃度が低く、フロックが軽い微細藻類の場合、効率的かつ低エネルギーで回収することが重要であり、これらに関しては多くの研究が行われてきた。廃水由来の藻類と活性汚泥で構成される藻類-細菌培養実験では、バイオマスの沈降性が汚泥により改善されるとし、藻類と汚泥を 1 対 5 で培養することで、沈降性が良好になることが示されている¹⁵⁾。また、*Scenedesmus* sp. と *Chlorella vulgaris* の 2 系統の藻類の沈降と生物凝集の調査では、藻類の細胞のサイズと形状、培養密度、および浸出液のタイプ（莢膜と溶解 EPS）の重要性が示されている¹⁶⁾。このように、適切な濃度の汚泥と細菌類の存在は、微細藻類の沈降に良い影響を与える可能性がある。培養槽における培養藻類の沈降試験の結果を、図-4 に示す。沈降速度は平均すると RWT1 と RWT2 で同程度であり、2 時間後の上澄みの SS は 25 ± 12 mg/L 未満であった。本研究における沈殿槽での沈殿時間は 4~8 時間であり、培養微細藻類の沈殿に十分な時間が確保されたことを示している。図-2 において、余剰汚泥を添加した場合と添加しない場合で、同程度のクロロフィル *a* 濃度での

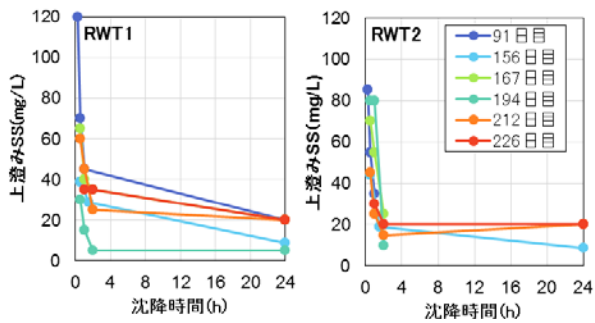


図-4 培養槽での培養藻類の沈降試験

培養であったが、上記の理由から、IN1のSS濃度がIN2の約2倍であるため、沈殿槽での回収藻類の総量はRWT1において、RWT2の2倍になったと考えられる。この時、クロロフィルaの平均濃度としては同程度(図-2)であることから、収集された微細藻類量としては、2倍になることがわかる。

図-5に、冬季(238日)におけるRWT1とRWT2のプランクトン数を示す。植物プランクトンはRWT1とRWT2で測定し、動物プランクトンは、IN1、RWT1、およびRWT2で測定した。植物プランクトンは、21種類と32,522細胞がRWT1で検出され、21種類と22,529細胞がRWT2で検出された。同じタイプの植物プランクトンがRWT1とRWT2で観察され、RWT1では1.4倍の植物プランクトン数であった。主要な種は、各槽とも珪藻のPhylum ChlorophyceaeとFamily Thalassiosiraceaeであった。珪藻の数が多かったのは、冬季の培養のため、水温が低かったからだと考えられる。次に多く存在していた種は、緑藻類の

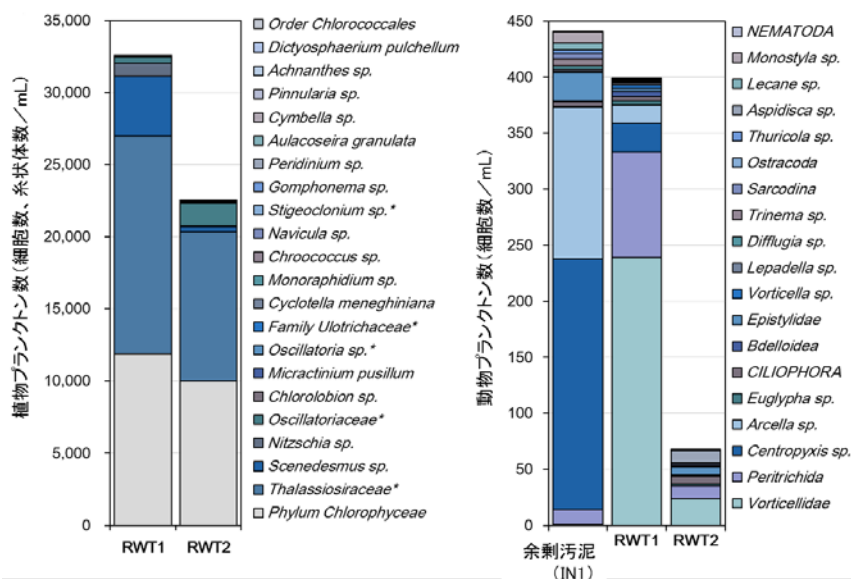


図-5 冬季(238日)における植物プランクトン数および動物プランクトン数

Scenedesmus sp.であった。RWT1において、RWT2より12倍多く検出された。動物プランクトンは、IN1では17種類、441細胞、RWT1では14種類、399細胞、RWT2では11種類、68細胞が検出された。IN1の主要な種は*Centropyxis* sp.および*Arcella* sp.であった。対照的に、RWT1の優占種は、*Vorticellidae*と*Peritrichida*であり、RWT2の優占種は*Vorticellidae*であった。これは、RWT1で生存していた動物プランクトンが初沈流出水に由来し、余剰汚泥中に存在する動物プランクトンと異なることを示唆している。

図-6に、門レベルおよび*Proteobacteria*門と*Bacteroides*門の綱レベルでの、夏季から冬季までの数日間にわたるRWT1、RWT2、IN1、およびIN2の細菌叢の経日変化を示す。RWT1とRWT2の細菌叢は、*Proteobacteria*門(それぞれ門群の31.4%と25.9%)と*Bacteroides*門(門群のそれぞれ17.3%と18.8%)が優占していた。*Planctomycetes*門や*Saprospirae*綱も、余剰汚泥を追加した微細藻類培養システムにおける、既存の研究で増加していた¹⁷⁾。以前の研究では、*Proteobacteria*門(α -*proteobacteria*綱および β -*proteobacteria*綱)および*Bacteroidetes*門(*Sphingobacteria*綱および*Saprospirae*綱)は、微細藻類の成長促進細菌として、宿主の微細藻類(*Chlamydomonas reinhardtii*、*Chlorella vulgaris*、および*Euglena gracilis*)の成長を促進するMGPB(microalgae growth-promoting bacteria)であることが示されている¹⁸⁾。RWT1の細菌叢では、

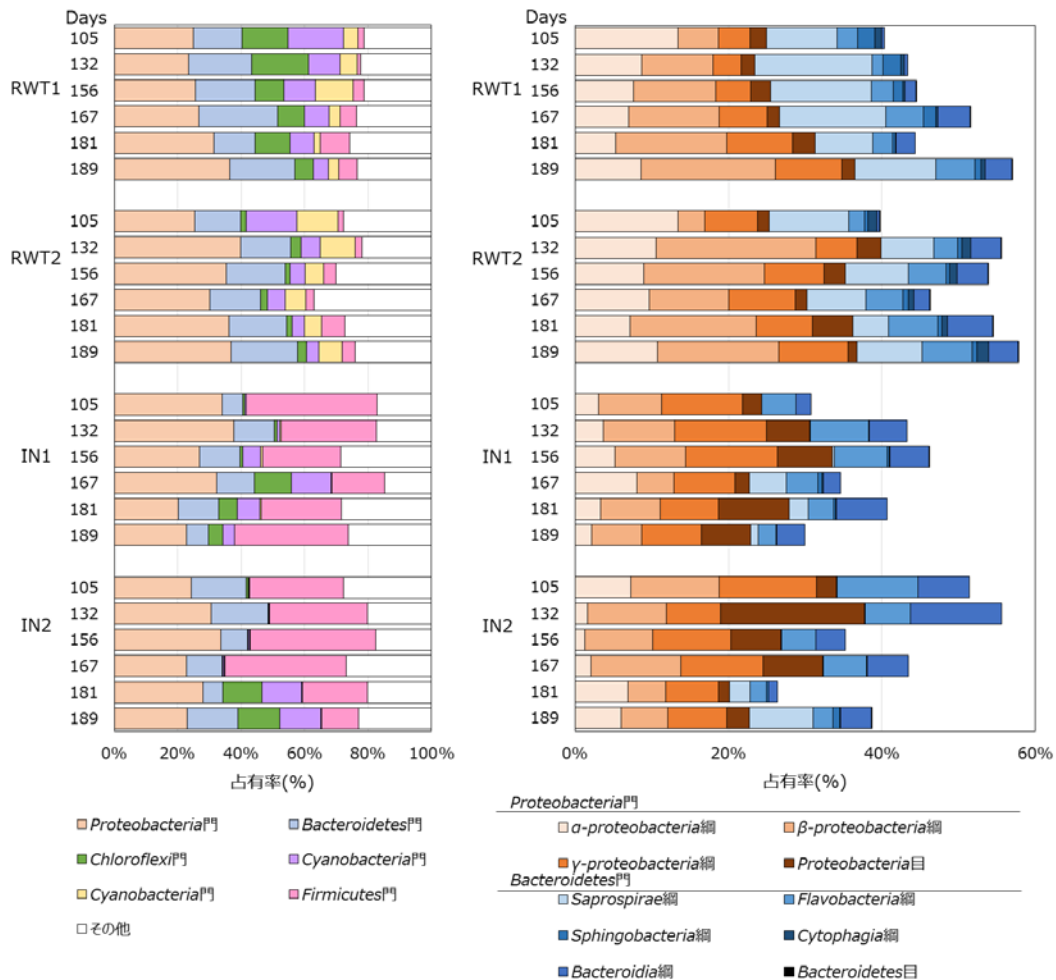


図-6 門レベルおよび *Proteobacteria* 門と *Bacteroides* 門の綱レベルでの RWT1、RWT2、IN1、および IN2 の細菌叢の経過日変化

Saprospirae 綱と *Sphingobacteria* 綱が RWT2 よりも多く、それぞれ平均 1.6 倍と 2.7 倍であった。これらの細菌種は、RWT1 の微細藻類の成長に貢献している可能性が示唆された。

反対に、IN1 と IN2 の細菌叢では、*Firmicutes* 門（それぞれ門群全体の 29.0% と 28.5%）と *Proteobacteria* 門（門群のそれぞれ 21.5% と 22.3%）が優占していた。流入水中の細菌叢では、これらの門が優占種であることがしばしば示されている^{19) 20)}。IN1 に余剰汚泥を追加しても、IN2 との細菌叢の組成の違いには影響がなかったことが示された。

図-7 に、メタンガス発生ポテンシャル試験の結果を示す。夏季の結果は、混合汚泥と微細藻類のみを追加した結果を比較することにより、投入 VS あたりで同等のメタンガスが発生したことが示された。また、夏季のメタンガス発生量は冬季よりも低かった。夏季の消化汚泥のみのメタン発生量は冬の 0.7 倍であった。DS の有機物含有量 (VS / TS) は夏季で 70%、冬季

で 72% であり、CS の VS / TS は夏季で 82%、冬季で 85% であった。夏季では、DS と CS は冬よりも嫌気性消化の状態がわずかに悪かった。分析はしていないが、夏場の活性汚泥法では生分解しやすい有機物が分解され、冬季に比べて生分解しにくい有機物の量が多かった²¹⁾ため、夏季の試験において、メタンガス生成量が冬季よりも全体的に少なかったと考えられる。冬季において、混合汚泥の系 (DS + CS (10)) と、微細藻類のみを追加した系 (DS + RWT1A (10) または DS + RWT2A (10)) を比較すると、微細藻類のみの系において、投入 VS あたりのメタンガス発生量が多かったことがわかる。しかし、混合汚泥と微細藻類を混合した系 (DS + CS (10) + RWT1A (10) または DS + CS (10) + RWT2A (10)) のメタンガス発生量は、混合汚泥のみの系 (DS + CS (20)) と同等かそれ以下であった。冬季の RWT1 と RWT2 の結果を比較すると、RWT1 でのメタンガス発生量は、微細藻類のみを追加した場合や、混合汚泥と微細藻類を追加し

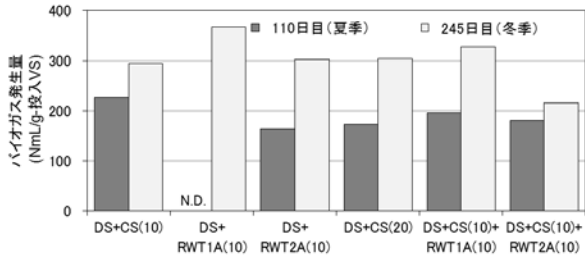


図-7 メタンガス発生ポテンシャル試験の結果

た場合よりも 1.2~1.5 倍高かった。これは、RWT1A が RWT2A より高いメタンガス発生ポテンシャルがあることを示唆している。

図-8 に、メタン発生ポテンシャル試験の終了時の DS + CS に対する溶存 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 、および COD 濃度の比率を示す。微細藻類を用いたメタン発生試験において、残存濃度は、微細藻類を含まない試験の 0.8~1.2 倍であった。 $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度は減少する傾向があり、COD 濃度は増加する傾向であった。本研究の微細藻類培養では、初沈流出水と余剰汚泥が使用されたため、微細藻類や微細藻類培養槽による嫌気性消化の排水を活性汚泥処理に戻しても、微細藻類培養システムを導入しない従来の処理に比べて、活性汚泥処理の処理量が増えることはない想定される。微細藻類の添加により、嫌気性消化排水中の栄養素濃度はわずかに増加する可能性があるが(図-8)、藻類培養後の沈殿槽からの排水中の栄養素濃度は 60%以上減少する可能性がある(図-2)。したがって、活性汚泥法に戻る排水全体の栄養塩濃度はほぼ上昇せず、水処理系への影響は小さいと考えられる。これについては、今後、詳細な分析が必要である。

図-9 に、冬季の実験(238日)でのメタン発生ポテンシャル試験の開始時の各汚泥の有機酸含有量の比較を示す。DS には有機酸は含まれていないが、CS と RWT1A には酢酸、プロピオン酸、および i-酪酸が含まれており、RWT2A には酢酸のみが含まれていた。他の有機酸はすべての系で検出限界以下であった。また、実験終了時の汚泥では、すべての有機酸は検出限界以下であった。DS + CS (10) と DS + RWT1A (10) の有機酸含有量を比較すると、RWT1A (10) には約 2 倍の酢酸と約 4 倍のプロピオン酸と i-酪酸が含まれていることがわかる。CS と比較して、微細藻類には大量の有機酸が含まれており、バイオガス生産の増加に寄与する可能性が示唆された^{22)・23)・24)}。特に、基質に余剰汚泥を添加して培養した RWT1A では効果が顕著であった。また、有機酸の組成は混合汚泥の組成と

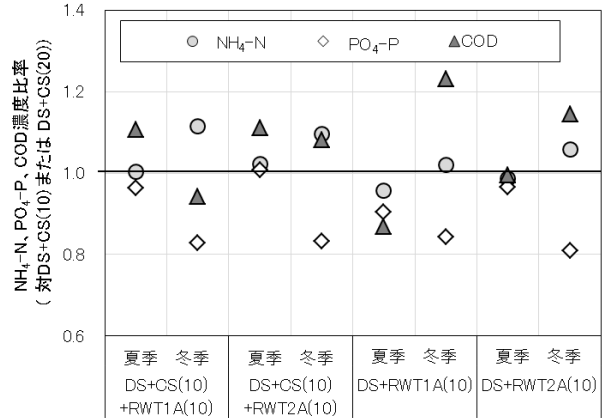


図-8 メタン発生ポテンシャル試験の終了時の DS + CS に対する溶存 $\text{NH}_4\text{-N}$ 、 $\text{PO}_4\text{-P}$ および COD 濃度比率

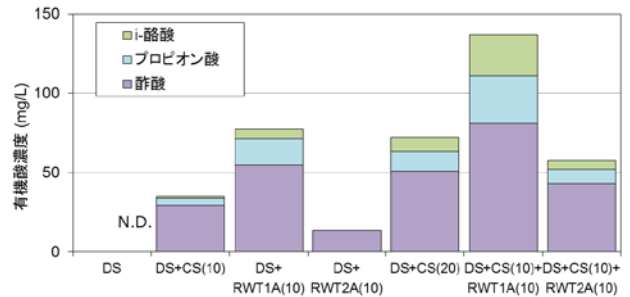


図-9 冬季の実験(238日)でのメタン発生ポテンシャル試験の開始時の各汚泥の有機酸含有量

ほぼ同じであるため、既存の嫌気性消化に培養微細藻類を追加しても、バイオガス発生には悪影響はないと考えられる。

4. 汚泥処理工程で発生する排水を利用した藻類培養技術の開発

ここでは、汚泥処理工程で発生した汚泥からの分離液を用いて藻類を培養し、エネルギーを回収する手法の開発を目的としている。既存の研究において、嫌気性消化汚泥の脱水分離液を用いた微細藻類培養では、希釈水として最初沈殿池流出水を嫌気的な条件にした部分循環式嫌気性ろ床で生物処理した処理水を用いた嫌気性消化排水を20~25倍に希釈した培養液を用いたカラム型培養槽による回分式の微細藻類培養では、溶液中の溶解性リン、溶解性窒素をほぼ全量藻類に変換することが可能であることを明らかにした²⁵⁾。

本研究では、嫌気性消化汚泥の脱水分離液による微細藻類培養において、既存の研究よりもより簡易的な運転方法による培養方法の確立を目的とした。上記の分離液は、栄養塩濃度の低減化のため、上澄み液と沈

殿汚泥に分離した。また、希釈水として下水処理場への流入水の使用を検討した。微細藻類の培養は、カラム型培養槽を用いた回分式で行った。

4. 1 実験方法

消化汚泥の脱水分離液は、下水処理方式：標準活性汚泥法、汚泥処理方式：中温嫌気性消化を採用している B 下水処理場より採取し用いた。藻類培養は、内径 20cm、厚さ 1cm、長さ 1m の透明アクリル管を鉛直に立て、底面部分に排出口を設けた上部開放型のカラム型藻類培養装置 2 系列を用い、茨城県つくば市内の温室内で実施した。30 L のカラム培養槽を用いて、脱水分離液を A 処理場の流入水で 25 倍希釈した系(脱水分離液 4%5L)、脱水分離液のみの系(脱水分離液 100%5L)で藻類培養を行った。培養規模を大きくしたこと、屋外の温室内での実験により、気温や光量が一定でないことから、既存の知見²⁵⁾に従って藻類培養が確実にできる希釈倍率での培養も比較として行った。

基質、藻類培養液の SS、クロロフィル *a*、有機物含有率(VSS/SS)、COD_{Cr}、溶解性リンの溶解性窒素、アンモニア性窒素(NH₄-N)、硝酸性窒素(NO₃-N)、亜硝酸性窒素(NO₂-N)の測定を約 1 週間に 1 回程度で適宜測定した。SS は Standard method¹¹⁾、クロロフィル *a* は、河川水質試験方法 (案)¹²⁾に従い、測定を行った。水質は、いずれも吸光度計(DR2400, HACH, 東亜ディーケーケー株式会社)を用いて測定を行った。クロロフィル *a* の測定では、孔径 1.2 μm の GF/C ろ紙(Whatman, USA)で藻類を回収した。その他の水質項目についての溶存態濃度測定の際のろ過は、原則孔径 1.0 μm の GF/B ろ紙(Whatman, USA)で行った。屋外の温室内での実験では、任意の水槽に水温計を設置し、水温を常時測定した(SenSu、データテクノロジー株式会社)。外気温は、気象庁よりつくば市の気象データを抽出し、水温との比較を行った²⁶⁾。

また、培養藻類はディスクセパレーター(三菱化工機株式会社)による回収実験を行った。ディスクセパレーターに投入された原液は、回転体中に多層に配置されたディスクの穴を通過して濃縮液と清浄液に分離され、濃縮液は装置の外側の壁面に付着し、清浄水は、上部から排水される仕組みとなっている(図-10)。回収された培養藻類は、JIS M 8814²⁷⁾の手法に従い高位発熱量を測定した。

4. 2 結果および考察

図-11 に、藻類培養の結果を示す。脱水分離液 4%5L の基質 SS 濃度は、90 mg/L、脱水分離液 100%5L の

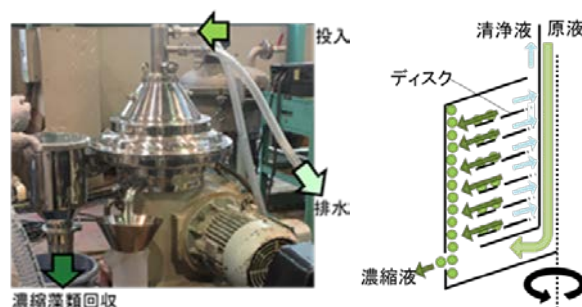


図-10 ディスクセパレーター
(左：全体写真、右：濃縮原理図)

基質 SS 濃度は、55 mg/L であった。SS の結果より、どちらの系においても藻類培養が確認されたが、脱水分離液 100%において、培養量が多かった。脱水分離液 4%では、1 日目に対する 8 日目の SS が 1.9 倍であるのに対し、脱水分離液 100%では、2.8 倍であった。溶解性リンおよびアンモニア性窒素の結果より、脱水分離液 4%において、8 日目でいずれの除去率も 95% であり、栄養塩がほぼ枯渇したことが原因であると考えられる。脱水分離液 100%では、8 日目において、溶解性リンの除去率は 55%、アンモニア性窒素の除去率は 31% であり、栄養塩は十分に残存していた。COD_{Cr} は、脱水分離液 100%では上昇がみられた。脱水分離液 4%では、COD_{Cr} はほぼ変化しなかった。脱水分離液 4%での藻類培養における栄養塩の枯渇および COD_{Cr} の変化は、既存の知見と同様の結果であった²⁵⁾。クロロフィル *a* は、いずれの系でも同様の変化であり、1.5 mg/L から 3.5 mg/L 程度まで増加した。VSS/SS は、8 日目において、1 日目と比較してわずかに上昇する傾向を示し、藻類培養による有機物量の増加が確認された。培養期間中の水温は、20℃～35℃程度であり、平均では、26.9℃であった。外気温と比較すると、昼間では 10℃程度、夜間でも 5℃程度高かった。これは、温室内での培養の効果であるといえる。

脱水分離液 4%の培養藻類について、ディスクセパレーター(三菱化工機株式会社)による回収実験を行った(図-10)。SS 濃度 175 mg/L、約 180 L の藻類液をディスクセパレーターに投入したところ、65 分間で SS が 9,800 mg/L、TS が 1.0%、VS が 0.86%の濃縮液が 3.1 L 回収できた。このときの排水は、SS が 7 mg/L であり、約 96%の藻類を回収することができた。また、消化槽への投入が可能な濃度まで濃縮することが確認された。

脱水分離液 4%で培養した藻類について、高位発熱量を測定した結果、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下

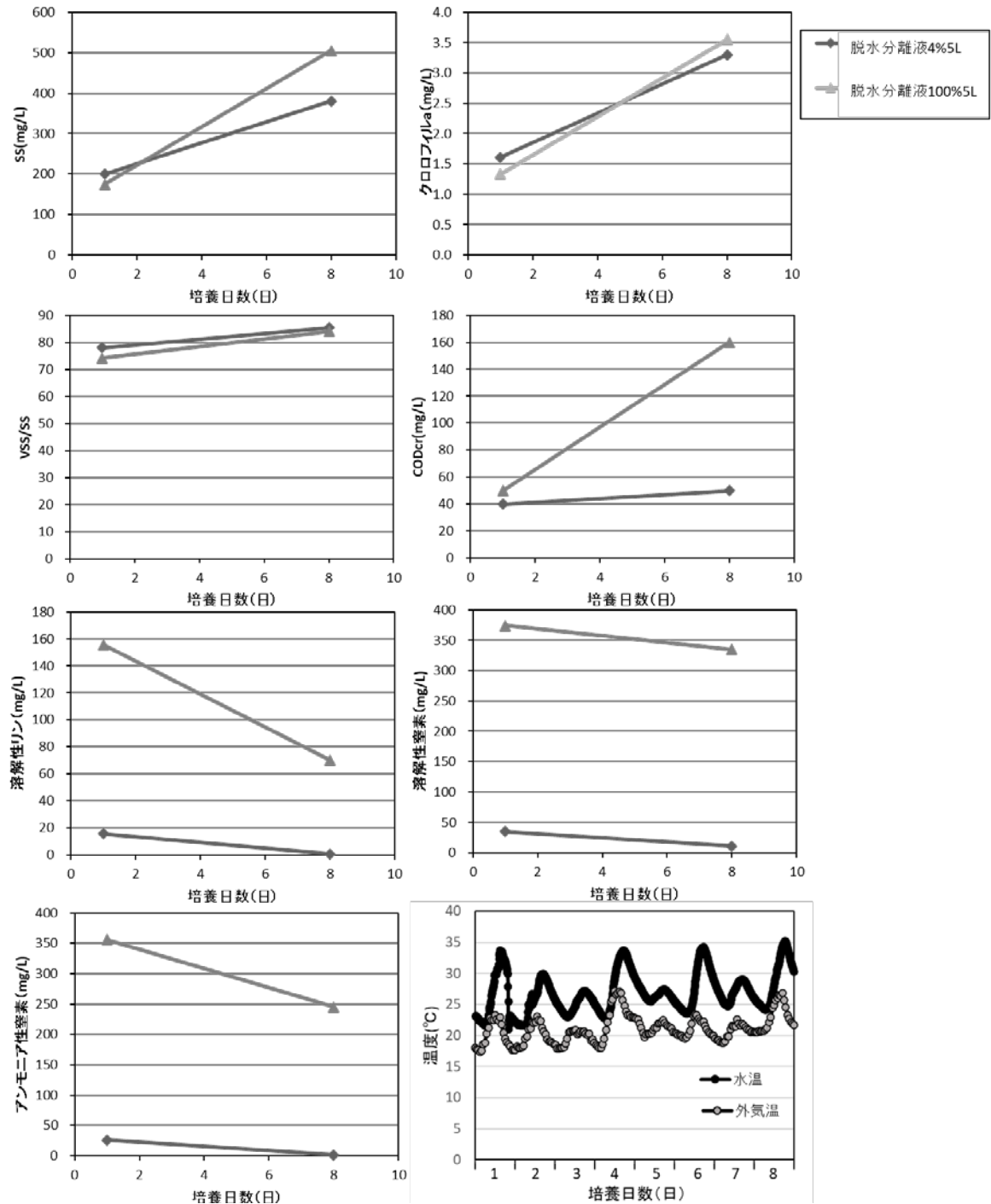


図-11 脱水分離液を用いた藻類培養における SS、クロロフィル a、VSS/SS、各水質、温度の経時変化

水汚泥の乾燥物(16-20 MJ/kg-DS) よりも高い熱量であることが示された。これらの結果より、屋外に設置した温室内における自然光を用いた30 Lカラムでの藻類培養においても、藻類培養が見込めることが示された。

5. 汚泥分離液処理施設の流入水と処理水を利用した藻類培養技術の開発

ここでは、C処理場の下水汚泥分離液処理施設における流入水および処理水を用いて藻類を培養し、エネルギーを回収する手法の開発を目的としている。汚泥分離液処理施設の流入水、処理水の2018年3月および4月のSS、水質の平均値を、表-2に示す。流入水では、高濃度の窒素やリンが含まれており、藻類培養に有効利用できる可能性がある。しかし、流入水のSSは1,000 mg/L以上であり、光の透過を考慮すると、藻類培養が

表-2 汚泥分離液処理施設の流入水および処理水のSS、水質（2018年3月および4月の平均値）

流入水 (mg/L)				
	SS	TN	NH ₄ -N	TP
3月平均	1,125	350	233	99
4月平均	1,235	373	270	108
処理水 (mg/L)				
	SS	TN	NH ₄ -N	TP
3月平均	18	57	30	45
4月平均	47	42	29	44

難しい可能性がある。そのため、処理水と混合して培養液として使用することで、藻類培養が可能か、調査を行った。

5. 1 実験方法

実験Iでは、B処理場の汚泥脱水分離液で前培養した藻類を種藻類として0.5L、汚泥分離液処理施設の流入水(以下、「流入水」)、汚泥分離液処理施設の処理水(以下、「処理水」)、B処理場の汚泥脱水分離液をそれぞれ4.5Lで混合し、藻類培養を行った。25°C程度の実験室内において、植物用蛍光灯4本を照射し、9日間培養を行った。開始時、中間、終了時のSSを測定し、藻類培養が可能か調査した。

次に、実験IIとして、B処理場の汚泥脱水分離液で前培養した藻類を0.5 L、流入水と処理水を0対100、5対95、20対80、60対40で混合した培養液を4.5L混合し、藻類培養を行った。実験Iと同様、25°C程度の実験室内において、植物用蛍光灯4本を照射し、13日間藻類培養を行った。定期的にサンプリングを行い、SS、クロロフィルa、溶解性リン、溶解性窒素を測定した。

実験IIIとして、前培養した藻類を0.5L、流入水を60%、処理水を40%の割合で混合した培養液を4.5Lで混合し、エアと攪拌(300 rpm)の2パターンにおいて、実験I、IIと同様に藻類培養を6日間行った。培養藻類は、C処理場の濃縮汚泥と混合して、C処理場の消化汚泥を用いて、回分式の嫌気性消化を行った。消化汚泥400 ml、濃縮汚泥を消化汚泥のVS(1.9%)の10%、培養藻類を濃縮汚泥のVS(3.9%)の10%で混合し、36°C、21日間の嫌気性消化を行った。また、嫌気性消化後の汚泥の凝集性、脱水ろ液の水質への藻類の影響を調査するために、凝集剤を汚泥のTSSに対して1.5%混合し、遠心機による脱水試験(3,000 rpm、10分)を行った。

5. 2 結果および考察

実験IのSSの結果を図-12に示す。流入水は、含まれるSS濃度が高く、培養開始時においても700 mg/L以上のSS濃度であった。B処理場の汚泥脱水分離液と比

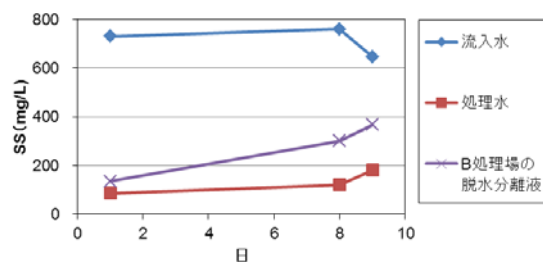


図-12 実験Iにおける藻類培養結果 (SS)

較して、流入水および処理水では、SSの増加がほぼ見られなかった。流入水は、着色がみられたため、光が透過しないことが原因であり、処理水では、窒素とリンの濃度比がほぼ1対1であり窒素が少なく、藻類培養にはあまり適していないことが原因であると考えられる。

実験Iの結果を受けて、実験IIでは、流入水と処理水を混合したものを培養液とし、藻類培養を行った。SS、溶解性リン、アンモニア性窒素の経日変化、および培養1日目と13日目のクロロフィルaの結果を図-13に示す。また、培養3日目、7日目、13日目の培養液の様子を図-14に、培養13日目の藻類の顕微鏡写真を図-15に示す。SSの結果より、流入水の混合割合が高い方が、培養開始時のSS濃度も高く、図-14より、培養液の黒色が強いことがわかる。いずれの系においてもSSの増殖は少なからずみられたが、増殖量は、処理水80+流入水20で最も高く、18 mg/L/日であった。処理水40+流入水60は、増殖量としては10 mg/L/日と処理水80+流入水20よりも低かったが、最終的なSS濃度としては、490 mg/Lで最も高かった。クロロフィルaは、培養1日目において、どの系でも0.5 mg/Lであったが、13日目では、処理水40+流入水60が最も濃度が高く、7 mg/L程度まで増えており、増殖量としても最も高かった。これは、図-14の写真の緑の濃さからもわかる。また、図-15より、処理水40+流入水60において、他よりも緑色が強いことがわかる。溶解性リンは、7日目までは全ての系において減少傾向を示したが、その後、処理水80+流入水20および処理水95+流入水5の系において、わずかに上昇傾向を示した。処理水40+流入水60の系では、培養期間中は減少し続け、培養終了時は、55 mg/Lであり、除去率は68%程度であった。表-2の汚泥分離液処理施設の処理水の水質と比較すると、同等レベルまで減少したことが示された。アンモニア性窒素は、いずれの系でも、培養期間中に減少がみられ、13日目では14~29 mg/Lであり、除去率は57~84%であった。アンモニア性窒素も、処理水と同等

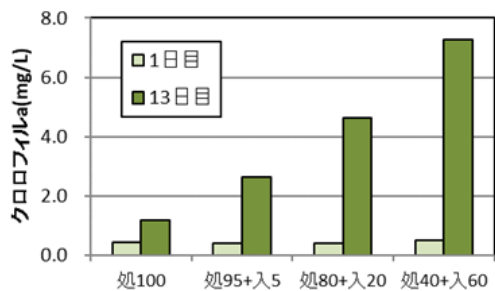
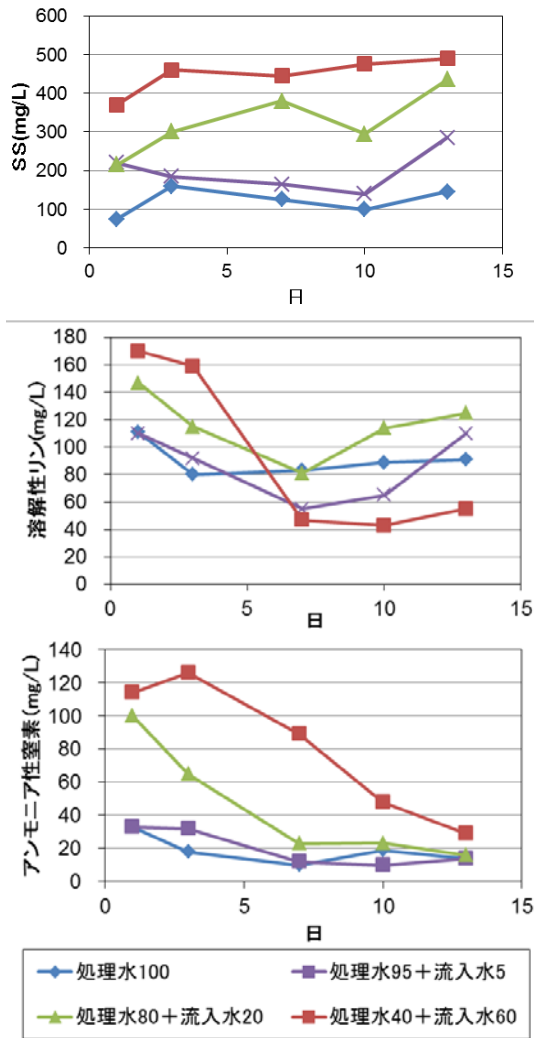


図-13 実験IIにおける藻類培養結果
(溶解性リン、アンモニア性窒素の経日変化
および1日目と13日目のクロロフィルa)

レベル以下まで減少していた。本研究では、クロロフィルa濃度の増加量および溶解性リンやアンモニア性窒素の減少率を考慮して、処理水40%および流入水60%での混合による微細藻類培養が最適であると考えた。

以上より、汚泥分離液処理施設の流入水および処理水の混合液は、微細藻類の培養液として利用可能であり、混合割合によっては、藻類培養によって、汚泥分

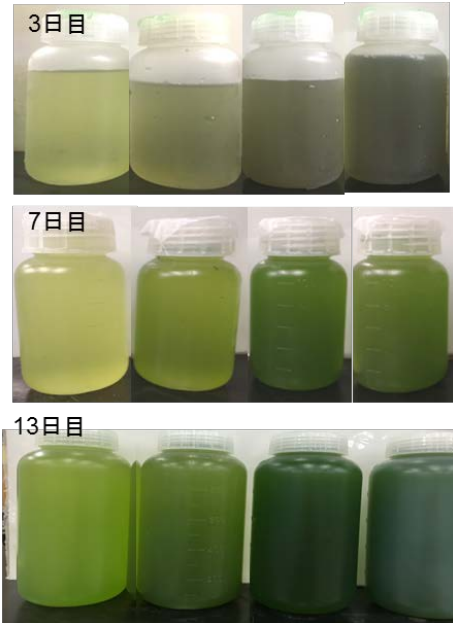


図-14 培養3日目、7日目、13日目の培養液の様子
(左から、処理水100、処理水95+流入水5、処理水80+流入水20、処理水40+流入水60)

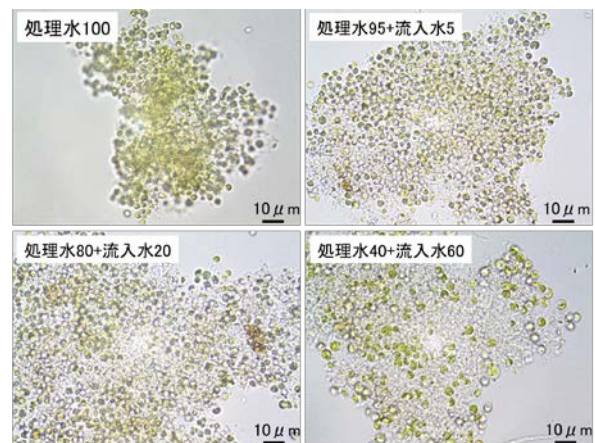


図-15 培養13日目の藻類の顕微鏡写真

離液処理施設の処理水と同等以下のレベルまで栄養塩濃度を減少できる可能性を示した。微細藻類培養に汚泥分離液処理施設の流入水を利用し、処理水以下のレベルまで栄養塩濃度を低下させてから再度処理施設に返流することで、処理施設の処理負荷を下げられる可能性がある。

図-16に、実験IIIにおける、藻類培養結果(SS)を示す。実験IIと同様、処理水40+流入水60での培養において、550 mg/L程度までSSが増加した。しかし、水温の低さから、藻類の培養状況としては、実験IIよりもよくはなかった。また、実験IIIでは、攪拌方法として、エアレーションと攪拌での比較を行った

が、同等レベルでの微細藻類培養が確認された。ここで培養した微細藻類を用いて、回分式嫌気性消化の実験を行った。実験に用いた試料の TS、VS を表-3 に示す。藻類の TS、VS は汚泥の 10 分の 1 以下であった。藻類の VS/TS は、攪拌において、エア－よりも高かった。図-17 に、回分式嫌気性消化実験における累積メタンガス発生量を示す。メタンガス発生量は、藻類を投入した系で高くなった。藻類を投入することにより投入 VS 量が約 10% 増加し、それにより 21 日間の累積で 10 NmL 以上の増加となった。今回使用した藻類は、培養状況がよくなかったが、藻類は、メタンガス発生量の増量に貢献することが考えられる。図-18 に、回分式嫌気性消化実験における投入 VS あたりのメタンガス発生量および VS 分解率を示す。投入 VS あたりのメタンガス発生量や VS 分解率は、汚泥のみ、汚泥+藻類(エア－)では同程度であった。この結果により、藻類が持つメタンガス発生ポテンシャルは、汚泥と同程度であることが考えられる。

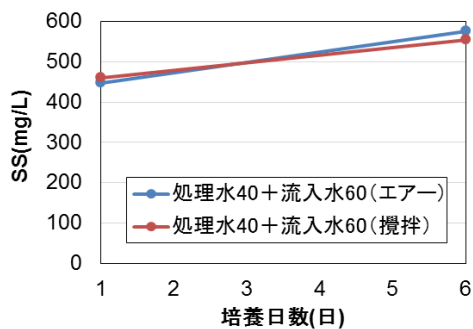


図-16 実験 III における藻類培養結果 (SS)

表-3 回分式嫌気性消化実験に用いた試料の TS および VS

試料	TS	VS	VS/TS
C処理場の消化汚泥	3.23	1.91	59.1
C処理場の濃縮汚泥	4.55	3.93	86.4
処理水40+流入水60(エア－)	0.287	0.194	67.6
処理水40+流入水60(攪拌)	0.322	0.24	74.5

表-4 回分式嫌気性消化実験における汚泥と藻類の混合条件

名称	消化汚泥		濃縮汚泥	藻類	投入全 VS(g)	全VS(g)
	ml	投入 gVS	投入 gVS	投入 gVS		
濃縮汚泥のみ	400	7.64	0.76	-	0.76	8.40
汚泥+藻類(エア－)	400	7.64	0.76	0.08	0.84	8.48
汚泥+藻類(攪拌)	400	7.64	0.76	0.08	0.84	8.48

※滅菌水で500mlにメスアップ

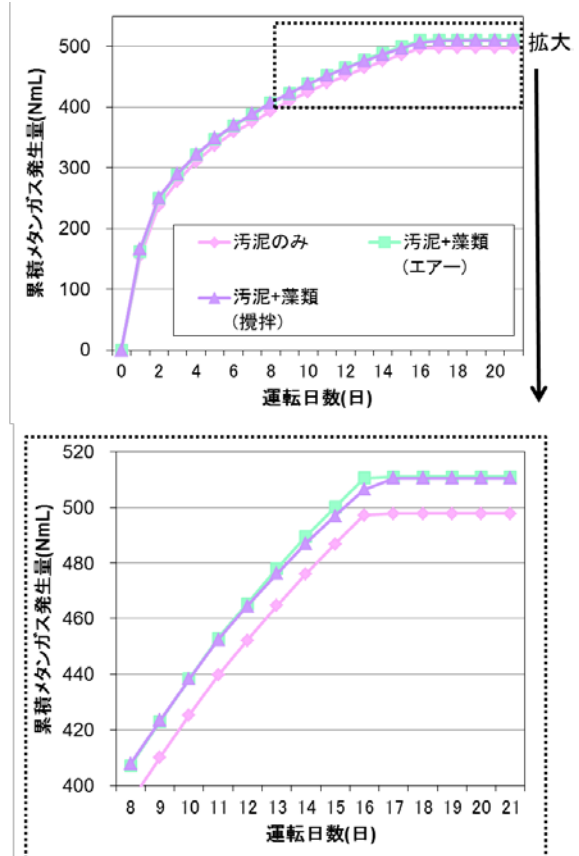


図-17 回分式嫌気性消化実験における累積メタンガス発生量

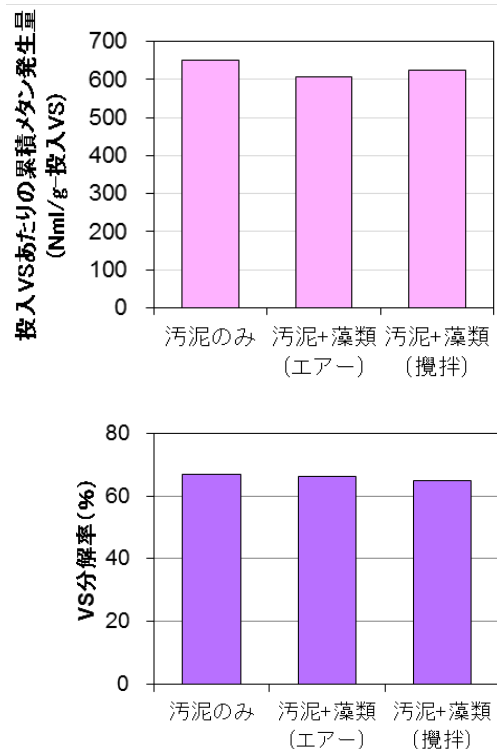


図-18 回分式嫌気性消化実験における投入 VS あたりのメタンガス発生量および VS 分解率

図-19には、回分式嫌気性消化実験の運転開始時および終了時の溶解性リンおよびアンモニア性窒素の変化を示す。溶解性リン、アンモニア性窒素ともに、汚泥のみと汚泥+藻類で、ほぼ同程度であった。藻類を混合して嫌気性消化することで、藻類からのリンの溶出量の増加が懸念されたが、藻類中のリンは、汚泥内にとどまる分が多く、溶出量の増加にはそれほど影響がないことが示唆された。

表-5に、回分式嫌気性消化後の汚泥の脱水試験結果を示す。嫌気性消化後のTS、脱水ケーキのTS、VS、VS/TSは、汚泥のみ、汚泥+藻類で、いずれもほぼ同程度であった。ろ液のSS、CODは、藻類を混合することでわずかに上昇したが、リン、窒素は、ほぼ同程度であった。藻類を混合して嫌気性消化を行うことで、脱水への影響、脱水ろ液中のリン濃度の上昇が懸念されたが、影響はほぼないと考えられる。

今後は、スケールアップして培養した藻類や、屋外で培養した藻類に対して、嫌気性消化への投入の有用性や脱水ろ液への影響等の調査を行う必要がある。また、今回の嫌気性消化実験では、秋季での短期間培養での藻類を用いたため、水温や光量、培養期間を最適にした場合の培養藻類を用いた消化実験を行う必要がある。また、連続運転によるメタンガス発生量への影響調査が必要である。

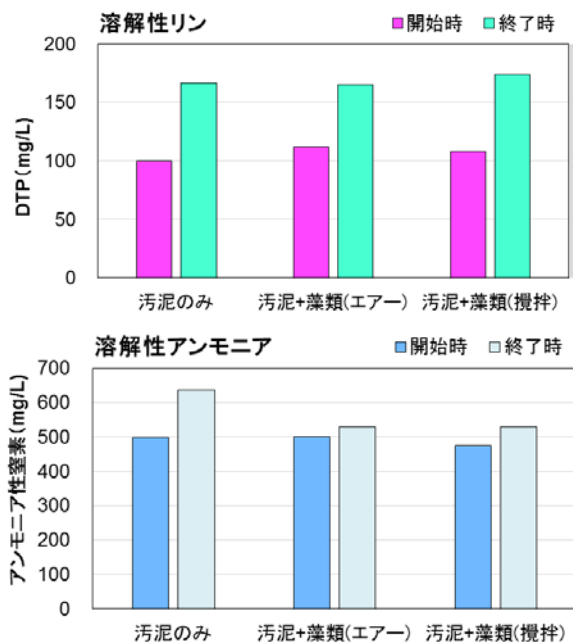


図-19 回分式嫌気性消化実験の運転開始時および終了時の水質の変化

表-5 回分式嫌気性消化後の汚泥の脱水試験結果

試料	嫌気性消化後の汚泥のTS(%)	脱水ケーキ		
		TS	VS	VS/TS
		%	%	
汚泥のみ	1.9	14	11	77
汚泥+藻類(エア-)	1.9	16	13	80
汚泥+藻類(攪拌)	1.9	13	10	76

試料	上澄みSS,水質			
	上澄みSS	COD	全リン	アンモニア性窒素
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
汚泥のみ	100	292	119	464
汚泥+藻類(エア-)	120	378	118	448
汚泥+藻類(攪拌)	141	296	121	415

* 凝集剤1.5%

6. まとめ

令和元年度には、下水を利用した藻類培養の高効率化技術の開発、培養藻類の回収技術、汚泥処理工程で発生する排水、汚泥分離液処理施設での流入水および処理水を利用した藻類培養技術の開発について調査した。以下に、得られた成果を示す。

1. 屋外に設置した380L レースウェイ培養槽において、最初沈殿池流出水および余剰汚泥との混合液を用いて、微細藻類培養を8か月間実施し、培養基質の影響を調査した。その結果、余剰汚泥を基質に添加すると、基質SS濃度が2倍に増加し、培養槽内のSSは、最初沈殿池流出水のみよりも高くなり、沈殿槽で回収された微細藻類量は、約2倍に増加することが示された。
2. 藻類培養において、最初沈殿池流出水や余剰汚泥を用いることで、沈殿池における沈降性が良好となり、排水中のSSおよび水質のレベルが低下することが示された。
3. 余剰汚泥を混合した系における微細藻類の培養では、混合していない系と比較して、培養中の動物プランクトンが増加した。また、MGPB (microalgae growth-promoting bacteria) による藻類培養量の増加の可能性も示された。
4. 採取した微細藻類を用いたメタン発生ポテンシャル試験では、微細藻類に混合汚泥と同等以上の有機酸が含まれており、メタン発生量の増加に寄与する可能性が示された。これらの影響は、余剰汚泥を混合して培養した系において、顕著にみられる結果であった。
5. 汚泥処理工程で発生する排水を用いた微細藻類培養において、脱水分離液を処理場流入水で25倍希釈した系および脱水分離液のみの系で藻類

培養を行った結果、SS の増加量は脱水分離液のみの系で高く、クロロフィル *a* 濃度は、同程度に増加したことから、脱水ろ液を希釈せずに用いた藻類培養が可能であることが示された。

6. ディスクセパレーターによる回収実験を行ったところ、約 96% の藻類を回収することができた。また、消化槽への投入が可能な濃度まで濃縮することができることが確認された。脱水分離液 4% で培養した藻類について、高位発熱量を測定した結果、22.1 MJ/kg-DS であり、未消化の下水汚泥の乾燥物(16-20 MJ/kg-DS) よりも高い熱量であることが示された。
7. 汚泥分離液処理施設の流入水と処理水による微細藻類培養が可能か調査を行った結果、流入水と処理水のみでの藻類培養は難しいが、流入水と処理水を混合して培養液とすることで、藻類培養が可能であることが示された。本研究の範囲では、処理水 40% と流入水 60% での混合が、SS 濃度、クロロフィル *a* の増加量、アンモニア性窒素や溶解性リンの除去率の観点から、最適混合割合であることが示された。
8. 汚泥分離液処理施設の処理水 60% と流入水 40% で混合した培養液を用いて、エアーと攪拌機による攪拌で藻類培養を行い、培養後の培養藻類を、同施設の濃縮汚泥と混合し、回分式の嫌気性消化を行った。メタンガス発生量は、藻類を混合することで増加することが示された。VS あたりのメタンガス発生量、VS 分解率は、汚泥のみと汚泥 + 藻類ではほぼ同程度であり、藻類が持つメタンガス発生ポテンシャルは、汚泥と同等であることが示唆された。
9. 汚泥分離液処理施設の処理水 60% と流入水 40% で混合して培養した藻類を用いた嫌気性消化において、消化後の汚泥の脱水試験を行った結果、脱水ろ液の水質は、汚泥のみ、汚泥 + 藻類ではほぼ同程度であり、藻類を混合して嫌気性消化を行った場合のろ液への影響は、今回の実験結果からは、ほぼないものと考えられた。

参考文献

- 1) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部、公益社団法人日本下水道協会：下水道政策研究委員会 報告書 新下水道ビジョン～「循環のみち」の持続と進化～、2014
- 2) J.B.K. Park, R.J. Craggs, A.N. Shilton: Recycling algae to improve species control and harvest efficiency from

a high rate algal pond, *Water Research*, Vol.45, pp.6637-6649, 2011

- 3) S. Chinnasamy, A. Bhatnagar, R.W. Hunt, K.C. Das: Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biodiesel application, *Bioresource Technology*, Vol.101, pp.3097-3105, 2010
- 4) S. Cho, T.T. Luong, D. Lee, Y.K. Oh, T. Lee: Reuse of effluent water from a municipal wastewater treatment plant in microalgae cultivation for biofuel production, *Bioresource Technology*, Vol.102, pp.8639-8645, 2011
- 5) E.B. Sydney, T.E. da Silva, A. Tokarski, A.C. Novak, J.C. de Carvalho, A.L. Woiciechowski, C. Larroche, C.R. Soccol: Screening of microalgae with potential for biodiesel production and nutrient removal from treated domestic sewage. *Applied Energy*, Vol.88, No.10, pp.3291-3294, 2011
- 6) 鈴木秀幸ら：下水処理場から発生する「未利用資源」を活用したユーグレナ培養技術の実証研究、第 53 回下水道研究発表会講演集、pp.184-186、2016
- 7) 国立研究開発法人土木研究所：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 27 年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第 4347 号、pp.26-51、2017
- 8) 岡安祐司、山崎廉予、桜井健介、重村浩之：下水汚泥の嫌気性消化脱離液を用いた藻類培養における水理学的滞留時間の影響について、第 52 回日本水環境学会年会講演集、p.160、2018
- 9) 山崎廉予、重村浩之：下水を用いた自然発生型藻類培養技術の検討、第 21 回水環境学会シンポジウム、pp.84-85、2018
- 10) 国立研究開発法人土木研究所：下水含有栄養塩を活用したエネルギー生産技術の開発に関する研究、平成 30 年度研究開発プログラム報告書、2019
- 11) American Public Health Association Publication (APHA) : Standard methods for the examination of water and wastewater, nineteenth ed. Washington, DC, USA, 2005
- 12) 建設省技術管理業務連絡会水質部会：河川水質試験方法(案)、1997
- 13) Klindworth, A., Pruesse, E., Schweer, T., Peplies, J., Quast, C., Horn, M. and Glöckner, FO. : Evaluation of general 16S ribosomal RNA gene PCR primers for classical and next-generation sequencing-based diversity studies, *Nucleic Acids. Res.*, Vol.41, pp.1-11, 2013

- 14) Edgar R.: Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST, *Bioinformatics*, Vol.26, No.19, pp.2460-2461, 2010
- 15) Su, Y., Mennerich, A. : Synergistic cooperation between wastewater-born algae and activated sludge for wastewater treatment: Influence of algae and sludge inoculation ratios, *Bioresour. Technol.*, Vol.105, pp.67-73, 2011
- 16) Manheim, D., Nelson, Y. : Settling and bioflocculation of two species of algae used in wastewater treatment and algae biomass production, *Environ. Prog. Sustain. Energy.*, Vol.32, No.4, pp.946 - 954, 2013
- 17) 山崎 廉予、重村 浩之 : 下水汚泥を利用した自然発生微細藻類培養の効率化の検討、*環境工学研究論文集*、Vol.74, No.7, pp.73-81、2018
- 18) Toyama, T., Kasuya, M., Hanaoka, T., Kobayashi, N., Tanaka, Y., Inoue, D., Sei, K., Morikawa, M., Mori, K. : Growth promotion of three microalgae, *Chlamydomonas reinhardtii*, *Chlorella vulgaris* and *Euglena gracilis*, by in situ indigenous bacteria in wastewater effluent, *Biotechnol. Biofuels.*, Vol.11, 176, 2018
- 19) Numberger, D., Ganzert, L., Zoccarato, L., Mühldorfer, K., Sauer, S., Grossart, H.P., Greenwood, A.D. : Characterization of bacterial communities in wastewater with enhanced taxonomic resolution by full-length 16S rRNA sequencing, *Sci. Rep.*, Vol.9, 9673, 2019
- 20) Ghaju, S. R., Sherchan, S.P., Kitajima, M., Tanaka, Y., Gerba, C.P., Haramoto, E. : Reduction of *Arcobacter* at Two Conventional Wastewater Treatment Plants in Southern Arizona, USA. *Pathogens*. Vol.8, 175, 2019
- 21) LI, Y., NOIKE, T. : Characteristics of the degradation of excess activated sludge in anaerobic acidogenic phase, *Japan journal of water pollution research*, Vol.10, No.12, pp.729-740, 1987
- 22) Catalanotti, C., Yang, W., Posewitz, M.C., Grossman, A.R. : Fermentation metabolism and its evolution in algae, *Front Plant Sci.*, Vol.4, 150, 2013
- 23) Lowe, J., Siewert, A., Scholpp, A., Wobbe, L., Groger, H. : Providing reducing power by microalgal photosynthesis: a novel perspective towards sustainable biocatalytic production of bulk chemicals exemplified for aliphatic amines, *Sci. Rep.*, Vol.8, 10436, 2018
- 24) Magdalena, J.A., Gonzalez-Fernandez, C. : Microalgae Biomass as a Potential Feedstock for the Carboxylate Platform, *Molecules*, Vol.24, No.23, 4404, 2019
- 25) 岡安祐司、山崎廉予、重村浩之 : 消化汚泥の脱水分離液を用いて培養した藻類の燃料化物としてのポテンシャルについて、*環境システム計測制御学会誌*、Vol 23, No.2/3, pp. 94-100、2018
- 26) 気象庁 : 気象庁ホームページ、<https://www.data.jma.go.jp/gmd/risk/obsdl/index.php> (2019/12閲覧)
- 27) 日本工業標準調査会 : 石炭類及びコークス類—ポンプ熱量計による総発熱量の測定方法及び真発熱量の計算方法、JIS M 8814、2003

10.2 下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発

10.2.1 河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用に関する研究

担当チーム：材料資源研究グループ（資源循環担当）

研究担当者：重村浩之、宮本豊尚、山崎廉予

【要旨】

下水道施設を活用したバイオマスの資源・エネルギー有効利用方法の開発を目指し、河川・道路等の管理で生じる草木バイオマスを下水処理場内で利用する方法に関して調査・研究を行った。剪定枝等の草木系バイオマスを下水汚泥焼却炉で補助燃料として活用する技術について、実際の処理場を対象に、混焼可能な草木系バイオマス量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる焼却灰への影響や経済性について試算した。パイロットスケールの圧入式スクリーブレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を行い、下水処理場外で焼却処分した場合における、汚泥処分費の試算を行った。その結果、最適薬注率では、バイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が1.5～14ポイント低減することが示され、脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。また、汚泥処分費は、汚泥への薬注率を1.76%とし、松および草を10%程度混合した場合、脱水ケーキの処分費がバイオマスを混合しない場合と比較して2～6%減少することが示された。

キーワード：バイオマス、剪定枝、刈草、下水汚泥焼却補助燃料、汚泥脱水助剤

1. はじめに

下水道整備の進展にともない、平成30年度末時点で下水道人口普及率は約79.3%、管路延長は約48万km、処理場数は約2,200箇所など下水道ストックは増大してきた¹⁾。循環型社会形成推進基本計画（平成25年5月、閣議決定）²⁾では、「循環資源・バイオマス資源のエネルギー源への利用」のために、下水処理場を地域のバイオマス活用の拠点としてエネルギー回収等を行う取り組みを推進する方向性が示されている。また、国土交通省河川砂防技術基準維持管理編（河川編）³⁾では、伐木や刈草について、リサイクル及びコスト削減の観点から有効利用に努めることとされるなど、河川事業等で発生するバイオマスも有効利用が求められている。

下水処理場は、全国に点在し、かつ、エネルギー消費施設であり、また、河川事業等に由来するバイオマス（剪定枝や刈草）の発生源に近接している場合もあり、効率的なバイオマス利用が期待できる。このような背景を踏まえて、本研究では、河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用を促進することを目的とする。

2. 剪定枝を木質バイオマスとして下水汚泥焼却炉で活用する技術の検討

過年度⁴⁾示したように、河川、道路、公園、ダムなどの管理のため日頃より剪定枝が発生しており、収集体制が確立していることから、剪定枝は比較的利用しやすいバイオマスであると考えられる。これらで発生した剪定枝等の草木系バイオマスを、下水汚泥焼却炉における補助燃料として利用できれば、地球温暖化対策として貢献可能と考えられる。しかし、剪定枝は含水率が45%-59%(湿量基準)⁵⁾程度であり、補助燃料として活用する際は、チップを乾燥して利用するのが望ましいと考えられる。一方、実処理場において導入を考える場合、既存の施設を評価し、最大限活用することが重要である。

そこで令和元年度は、下水汚泥焼却炉における剪定枝等の補助燃料利用システムについて、実施への導入手法や課題抽出を行うため、A市のB処理場をモデルに検討を行った。

A市では、2つの下水処理場の汚泥を集約し、B処理場で汚泥の集約処理を行っている。汚泥処理プロセスは初沈汚泥を重力濃縮、余剰汚泥を機械濃縮し、中温消化後に脱水を行い、全量を焼却処理している。また、助燃材としては消化ガスを使用している。

供用中の焼却炉は2号炉（50t-wet/日）、3号炉（100t-wet/日）、4号炉（70t-wet/日）の3基である。現状発生する脱水汚泥は約120t-wet/日であるた

め、2号炉と4号炉を同時に運転すると効率が良い。しかし定期点検等で2号炉もしくは4号炉を休ませるときは3号炉を運転する必要があり、このときは設計値に対して70%~80%の負荷となっている(表-1参照)。消化ガスは焼却炉の助燃材・消化槽の加温として利用しているほか、余剰の消化ガスを用いた消化ガス発電も行っている。

混焼の検討にあたっては、既存施設の最大活用のため、し渣の混焼ラインからの剪定枝等の供給を想定した(図-1参照)。し渣ホップの容量は10m³であり、3号炉のし渣搬送能力の設計値は300kg/hである。

表-1 B処理場の各焼却炉における処理状況

組合せ	運転日数	平均処理量(t/日)	設計値に対する割合
2号炉	184	39.8	79.6%
3号炉		81.7	81.7%
2号炉	219	47.9	95.7%
4号炉		69.2	98.8%
3号炉	44	72.2	72.2%
4号炉		59.1	84.4%

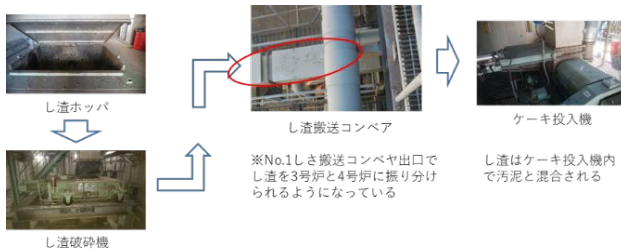


図-1 し渣の混焼ライン構成機器

2. 1 方法

2. 1. 1 A市の草木系バイオマス発生量

A市では、一般家庭から発生する刈草・剪定枝は資源ごみとして回収され、処理されている。また、建設部局で管理する河川敷や道路、公園等の公物から発生する刈草や剪定枝についても収集後、市内にて破砕され、主に市外で有効利用が図られている。そこでA市の全部局に対してアンケート調査を実施し、平成30年度の公共事業由来及び一般家庭から回収されたバイオマス量を整理した。

2. 1. 2 B処理場における混焼可能量の検討

相対的に運転日数の多い2号炉+3号炉における運転条件下において、混焼可能な草木系バイオマス量の検討を行った。投入汚泥の条件は現状での同運転条件における投入量とした。混焼可能量を決定する因子と

して、①焼却炉熱負荷量と②バグフィルタの容量を設定した。焼却炉熱負荷量とは、焼却炉に投入可能な熱量のことで、過負荷となると施設の損傷につながる。また、バグフィルタの容量を超えると、集塵能力を超えてしまい、ばい煙の問題が生じる。

①焼却炉熱負荷量

焼却炉熱負荷量による草木系バイオマスの供給可能量は、近似的に次式で評価できるとする。

焼却炉熱負荷量 \geq

$$\begin{aligned} & \text{下水汚泥供給量} \times \text{下水汚泥低位発熱量} \\ & + \text{消化ガス供給量} \times \text{消化ガス低位発熱量} \\ & + \text{草木系バイオマス供給量} \\ & \quad \times \text{バイオマス低位発熱量} \\ & + \text{燃焼用乾き空気の保有熱量} \\ & + \text{燃焼用空気中の水分が保有する潜熱} \end{aligned}$$

②バグフィルタの容量

バグフィルタの容量による草木系バイオマスの供給可能量は、次式で評価できる。なお、消化ガス中には灰分がほとんど含まれていないため、バグフィルタの容量に影響しないと仮定した。

バグフィルタ容量 \geq

$$\begin{aligned} & \text{下水汚泥供給量} \times \text{汚泥中の灰分} \\ & + \text{バイオマス供給量} \times \text{バイオマス中の灰分} \end{aligned}$$

2. 1. 3 焼却灰の性状変化に関する検討

流動焼却炉の出側における焼却灰の付着、堆積に起因し、排ガス流路の詰りや亀裂発生が生じる事例が報告されている⁵⁾。これは焼却炉内で焼却灰の少なくとも一部が熔融して粘着性が生じ、粘着性により焼却灰が排ガス流路壁面などに付着し、さらに焼却灰粒子同士が粘着して、堆積してしまうためと考えられている⁶⁾。バイオマス等の混合焼却により焼却灰の性状は変化するため、机上検討により、これらの事象の発生可能性について検討を行った。

検討にあたっては特許：第5711348号⁷⁾の手法を用いた。本法は、脱水汚泥中に含有される各成分の割合をmol換算して求めた下記のリンに対する総塩基比X1もしくはX2が1.05以上であれば、840~900℃の温度域において焼却灰が熔融しにくくなり、より確実かつ安定して付着、堆積を防止し得るというものである。

$$X1 = \frac{\{\text{Na}(\text{mol}) + \text{K}(\text{mol}) + \text{Ca}(\text{mol} \times 2) + \text{Mg}(\text{mol} \times 2) + \text{Al}(\text{mol} \times 3) + \text{Fe}(\text{mol} \times 3)\}}{\text{P}(\text{mol} \times 3)}$$

$$X2 = \frac{\{\text{Na}(\text{mol}) + \text{K}(\text{mol}) + \text{Ca}(\text{mol} \times 2) + \text{Mg}(\text{mol} \times 2) + \text{Al}(\text{mol} \times 3) + \text{Fe}(\text{mol} \times 3) + \text{Cu}(\text{mol} \times 2) + \text{Zn}(\text{mol} \times 2) + \text{Ba}(\text{mol} \times 2)\}}{\text{P}(\text{mol} \times 3)}$$

草木系バイオマスの混焼により、カリウムの増加やリン濃度の低下が期待される一方で、バイオマスに付着している砂分から供給されるケイ素の影響により、X1 及び X2 の値が変化することが見込まれる。

2. 1. 4 経済性の試算

本システムの導入に伴う経済性のうち、電力について試算を行った。

混焼に必要なし渣混焼系の補器類を動作するのに必要なコンベア等の電力量（合計 12.9kW）を定格の 8 割と仮定して計算した。混焼にともない余剰となった消化ガスによる発電量を計算し、電力単価を乗じて電気料金を想定した。電力単価は簡易計算のため 15 円/kWh と仮定した。また消化ガス発電による発電量は、B 処理場の実績から 1.9kWh/Nm³ とした。

2. 2 結果と考察

2. 2. 1 A 市の草木系バイオマス発生量

平成 30 年度に A 市で発生する草木系のバイオマスのうち、公共事業に由来するものが年間約 6,400t、家庭由来が年間約 4,500t 回収されていた。月別では、1 月～3 月に家庭から発生するバイオマスは減少しているが、この時期の公共事業由来のバイオマス発生量は継続して 400wet-t/月以上となっている。逆に公共事業由来のバイオマスが減少する 4 月は家庭からの回収量が多くなっている。そのため、両者を組み合わせることで、年間を通じて安定的に 400wet-t/月以上を維持することが可能となる(図-2 参照)。

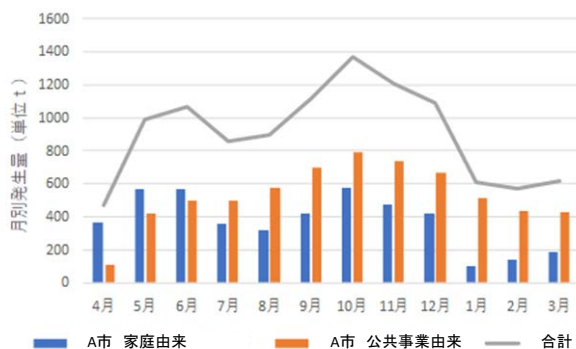


図-2 A 市における月別の草木系バイオマス発生量

2. 2. 2 B 処理場における混焼可能量の検討

3 号炉の焼却炉熱負荷量 28,753 MJ/h、バグフィルタの容量は 263kg/h（乾灰として）である。また、焼却炉の燃焼温度を 850℃程度、空気過剰率を 30%、空気温度を 20℃、余熱後の空気温度を 650℃と仮定する。

また脱水汚泥の供給量は 81.7t/日と設定し、脱水汚泥と草木系バイオマスの計算諸元は表-2 に示す。

表-2 脱水汚泥と草木系バイオマスの計算諸元

		脱水汚泥	草木系バイオマス	
含水率	%	78	50	
可燃分率	%	70	78.9	
高位発熱量	KJ/kg-DS	16400	17500	
可燃成分組	C	%-VS	50.9	59.9
	H	%-VS	8.7	7
	N	%-VS	7.9	1.2
	S	%-VS	1.2	0
	O	%-VS	31.4	31.9
可燃分の理論乾き燃焼空気	kg/kg	7.54829	7.92262	

①焼却炉熱負荷量から求められる上限値

概ね焼却炉における入熱と出熱が等しくなる自然に達するのは、草木系バイオマスを 20wet-t/日混焼する場合であった。このとき汚泥から供給される熱量は、 $81.7 \times (1-0.78) \times 16400 \div 24 = 1.23 \times 10^4$ MJ/h、草木系バイオマスから供給される熱量は $20 \times (1-0.50) \times 17500 \div 24 = 7.22 \times 10^3$ MJ/h である。

また、汚泥の理想燃焼空気量が $81.7 \times (1-0.78) \times 0.70 \times 7.54829 \div 24 = 3.96$ t/h、草木系バイオマスの理想燃焼空気量は $20 \times (1-0.50) \times 0.789 \times 7.92262 \div 24 = 2.60$ t/h であることから、供給される燃焼用空気は $(3.96+2.60) \times 1.3 = 8.53$ t/h となる。空気の供給熱量の基準温度を 20℃とし、一般的な予熱後の空気温度である 650℃から標準温度 20℃の平均的な乾燥空気の比熱については、アメリカ国立標準技術研究所 (NIST) が公開している窒素、酸素、アルゴンの近似式^{7,8,9)}から計算した。まず各分子の 650℃と 20℃の比熱を求めたのち、乾燥空気の組成（質量比）を勘案して 650℃及び 20℃の乾燥空気の比熱を求め、最後にこの二つを単純平均して求めた。その結果、燃焼用乾き空気の保有熱量は、 $8.53 \times (650-20) \times 1.066 = 5.73 \times 10^3$ MJ/h となる。

続いて、空気中の水分量を 0.01kg-H₂O/kg-DA (20℃で相対湿度が約 70%) と仮定¹⁰⁾とすると、燃焼用空気中の水分は $8530 \times 0.01 = 85.3$ kg/h である。650℃から 20℃の平均的な水蒸気の比熱は空気と同様に NIST の近似式¹¹⁾ (20℃については外挿) から平均して求め、潜熱については飽和蒸気表¹²⁾より求めた。その結果 650℃で予熱された空気中の水分の供給熱量は

$0.0853 \times ((650-20) \times 2.052 + 2453) = 320 \text{ MJ/h}$ となる。
その結果総入熱量は $1.23 \times 10^4 + 7.22 \times 10^3 + 5.73 \times 10^3 + 320 = 2.56 \times 10^4 \text{ MJ/h}$ となる。

ここで、焼却炉熱負荷量と総入熱量を比較すると $28,753 > 2.56 \times 10^4 \text{ MJ/h}$ となり、バイオマス混焼量が 20 wet-t/日 であっても焼却炉熱負荷量には余裕がある。すなわち焼却炉の熱負荷量の限界までバイオマスを混焼する場合、その量は 20 wet-t/日 以上となることが分かった。

②バグフィルタの容量から求められる上限値

単位時間当たりの脱水汚泥の供給量は 81.7 wet-t/日 としているため、供給汚泥中の灰分量は表-2 の諸元より $81.7 \times (1-0.78) \times (1-0.70) = 5.39 \text{ dry-t/日}$ となる。バグフィルタの容量は $263 \text{ kg/h} = 6.31 \text{ t/日}$ であることから、容量の範囲内で供給可能なバイオマスは $(6.31 - 5.39) \div (1-0.50) \div (1-0.789) = 8.7 \text{ wet-t/日}$ となる。

③混焼可能量

①と②及びし渣の搬送能力から、本条件における 3号炉での混焼可能量はし渣の搬送能力 ($300 \text{ wet-kg/h} = 7.2 \text{ wet-t/日}$) が限界値となる。実際には B 処理場では一日あたり 1.2 wet-t のし渣を焼却処分していることから、バイオマスの混焼可能量は 6.0 wet-t/日 である。

また、3号炉+4号炉の運転では、3号炉への汚泥供給量が 72.2 t/日 と 2号炉+3号炉の運転と比べて減少するため(表-1 参照)、焼却炉熱負荷量及びバグフィルタの容量から求められる上限値は大きくなる。その結果、この場合においても、バイオマスの供給能力が混焼可能量の上限を規定する因子となる。

2. 2. 3 焼却灰に与える影響

検討の対象とした汚泥は混合汚泥(消化汚泥：初沈重力濃縮汚泥=7:3)であり、これは実処理場で現在焼却に供されている比率と同等とした。また検討に使用した混合汚泥と草木系バイオマスの組成は ICP 法により分析を行い、表-3 に示す組成であった。

バイオマス添加に伴いリン濃度が低下するため、指標の分母が小さくなる。そのためリンに対する総塩基比は 1.5 以上となり本条件において焼結による閉塞等

の問題が発生しないと考えられる。ただし、温度域によっては灰の溶融等が発生する可能性があるため、実際の実験等により確認を行う必要がある。

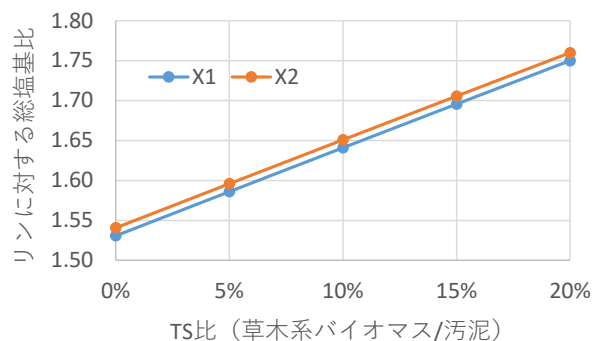


図-3 バイオマス混合比率とリンに対する総塩基比

2. 2. 4 経済性の検討

バイオマスの購入量を 2.2.2 で求めた最大混焼可能量 6.0 wet-t/日 とすると、消化ガスの消費量を約 $1,500 \text{ Nm}^3/\text{日}$ 削減することができ、この余剰ガスで一日あたり $1500 \times 1.9 = \text{約} 2,800 \text{ kWh}$ の発電が可能となった。一方でし渣混焼系の補器類の動作に必要な電力量は一日あたり $6.0 \div 0.3 \times 12.9 \times 0.8 = \text{約} 200 \text{ kWh}$ となり、消費される電力以上の発電が見込まれる結果となった。この効果は年間約 14 百万円となる。ただし詳細な検討についてはバイオマスの購入費・輸送費・灰処分費についても考慮する必要がある。

なお、 6.0 wet-t/日 の混焼をする場合、一年間では約 $2,200 \text{ wet-t/年}$ のバイオマスを消費することになる。これは A 市で発生している草木系バイオマスの約 2 割相当となる。

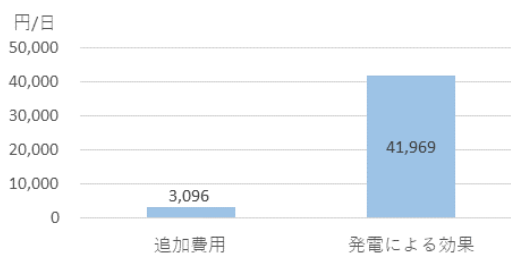


図-4 混焼による追加経費と発電による効果の試算

2. 3 結論

本稿では、剪定枝等の草木系バイオマスを下水汚泥

表-3 混合汚泥と草木系バイオマスの組成 (%-dry)

	Na	K	Ca	Mg	Al	Fe	Cu	Zn	Ba	P
混合汚泥	0.29	0.63	0.93	0.53	0.74	2.6	0.010	0.022	0.083	2.3
草木系バイオマス	0.05	0.66	1.6	0.23	0.93	0.80	0.002	0.006	0.004	0.12

焼却炉で補助燃料として活用する技術について、実際の処理場を対象に、混焼可能な草木系バイオマス量を算出し、それらを下水汚泥と混焼することによる焼却灰への影響や経済性について試算した。得られた結論は、以下の通りである。

- A) A 市では公共由来のバイオマスが年間約 6,400t、家庭由来のバイオマスが年間約 4,500t 回収されていた。両者の発生量の傾向が異なるため、組み合わせることで安定したバイオマスの確保が可能となる。
- B) B 処理場の 100t/日炉についてバイオマスの混焼可能性について検討を行った。し渣の混焼ラインからのバイオマス供給を考えたとき、混焼能力の限界値は、焼却炉熱負荷量とバグフィルタの容量、混焼ラインの供給能力から、6wet-t/日が上限値となった。
- C) B 処理場と検討に使用した草木系バイオマスを混焼した場合、焼却灰中のリンに対する総塩基比は 1.5 以上となり焼結による閉塞等の問題は発生しないと考えられる。
- D) 6.0wet-t/日の混焼を行う場合、消化ガスの消費量を約 1,500Nm³/日削減し、余剰ガスで約 2,800kWh の発電が可能となった。電気料金の削減額は年間約 14 百万円となったが、バイオマスの購入費・輸送費・灰処分費についても考慮する必要がある。

3. 草木系バイオマスを汚泥脱水助剤として適用する技術

1. で示した課題について、河川等で発生する刈草等の草木系バイオマスを下水道事業で受け入れ、汚泥の脱水助剤として活用する技術を開発する。これにより、河川事業においては、刈草の処分にかかる費用の削減、下水道事業においては、凝集剤添加や汚泥処理費用の削減が可能となり、草木系バイオマスのリサイクルシステムの確立が可能となる。

平成 28 年度の研究において、裁断したイネ科の刈草を様々な性状の汚泥と混合し、汚泥の脱水性が向上するか否か、実験室レベルで遠心脱水試験を行った。その結果、刈草の混合により、脱水時の汚泥の含水率の低減化が見込まれることが明らかとなった¹³⁾。また、平成 29 年度には、本研究提案技術を導入した際の河川事業における刈草処分費、下水処理場における汚泥処分費の試算を行い、経済的な有意性の有無を検証した結果、河川事業における刈草処分費は、焼却処理す

るよりも破碎処理後に下水処理場へ受け渡す方が削減できる可能性が示された。下水道事業における汚泥処分費は、下水処理場外での焼却処分を想定した場合、凝集剤 1.0%、刈草 10%を混合して脱水を行うことで、汚泥処分費が削減できる可能性が示された¹⁴⁾。

平成 30 年度の研究においては、従来検討していたイネ科以外の種類でも下水汚泥の脱水助剤としての有用性の可能性があること、植物系バイオマスの破碎後のサイズが大きく、植物の TS が小さいほど、脱水助剤としての効果が見えやすい傾向を示すこと、汚泥の TS が大きいほど脱水助剤の効果が見えやすい傾向を示すことが明らかとなった¹⁵⁾。また、松、竹では、模擬ベルトプレス脱水試験を行った。その結果、脱水後の汚泥量は、バイオマスを混同しない場合と同等レベルまたはそれ以下となり、汚泥を処理場外に搬出する場合のコスト削減が見込まれることが示された。また、バイオマス混合による脱水の際の汚泥の剥離、ろ液の水質への影響はほぼないものと考えられた¹⁵⁾。

これまで、実験室レベルの遠心脱水およびベルトプレス脱水において、草木系バイオマスの混合により、脱水汚泥の含水率の低減化および汚泥処分費の削減が見込める可能性を示した。本研究では、実規模レベルでの脱水機において、本提案技術が有用であることを示すため、パイロットスケールの圧入式スクリーブレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と消化汚泥の混合脱水試験を行った。また、本技術導入による経済的な有意性を明らかにすることを目的とし、下水処理場外で焼却処分した場合における、汚泥処分費の試算を行った。

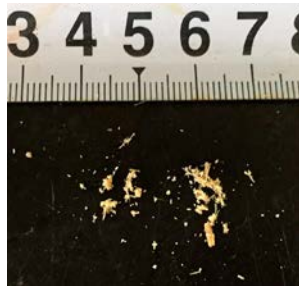
3. 1 パイロットスケール脱水機による草木系バイオマス混合脱水試験

3. 1. 1 試験材料

脱水試験に用いた草木系バイオマスは、イネ科の刈草の破碎物（以下、「草」）、クロマツの松剪定枝の破碎物（以下、「松」）、竹の粉碎物（以下、「竹」）の 3 種類である。イネ科の刈草は、土木研究所の敷地内に自生しているものを、草刈り機で裁断し、翌日、樹木破碎機（GS131GH、10 mmスクリーン、大橋製）により、10 mm程度に破碎した。破碎後の TS は 51.1%であった。クロマツの剪定枝は、土木研究所内に生息しているものを、高枝ハサミで剪定し、翌日、刈草と同様に 10 mm程度に破碎した。破碎後の TS は 49.7%であった。



刈草の破砕物 松の破砕物



竹の粉砕物

図-5 脱水試験に用いた草木系バイオマス

竹は、破砕機(GS150、大橋製)で 5mm 程度に粉砕したものを購入した。TS は 55.8%であった。それぞれの破砕物を、図-5 に示す。

脱水試験に用いた汚泥は、A 処理場の消化汚泥（以下、「消化」）である。実験時の TS は、2.04%、pH は 7.9、アニオン度は 0.6 meq/g-TS、粗蛋白質は、28.5%/TS、繊維状物質（100 メッシュ）は 1.3%/SS、繊維状物質（200 メッシュ）は 3.7%/SS であった。

3. 1. 2 脱水試験方法

草木系バイオマスの添加率は、下水汚泥の固形物量に対して草木系バイオマスの固形物量で 0%、10%、30%、50%のいずれかで検討した。凝集剤は、カチオン系の高分子凝集剤（イシブロック ICA-609 U）を使用した。薬注率は、試験直前にビーカー試験により検討した各下水汚泥の最適薬注率および最低薬注率とし、それぞれ 1.76%、1.37%であった。最低薬注率では、松 10%の混合脱水試験を行った。混合脱水試験の条件は、表-4 に示す 12 ケースとした。脱水試験は、ハイブリッド型圧入式スクリープレス脱水機（脱水部スクリーン径 φ300 mm：図-6）を用いたスクリープレス脱水で行った。脱水試験は、1 条件につき 1 時間程度脱水機を運転させ、その間、草木系バイオマスを凝集混和槽の上部から各添加率となるよう、一定時間に一定量ずつ投入した。バイオマス投入から 30 分程度経過後、脱水ケーキを採取し、TS、VS を測定し、含水率を算出した。バイオマス混合脱水試験において、脱水後には、バイオマスが含まれた脱水ケーキが得ら

れる。含水率の算出時には、バイオマスも含めた脱水ケーキの見かけの含水率の値が得られるが、その値より脱水後のバイオマスの TS および含水率を差し引いて、脱水ケーキのみの含水率を真の含水率として試算した。脱水後のバイオマスの TS の測定、含水率の算出は、脱水ケーキ中に混合されたバイオマスを取り出して行った。また、図-6 に示す濃縮部および脱水部からの排水を採取し、SS の測定および、全リン、アンモニア性窒素、全 CODcr の測定を HACH(東亜ディーケーケー株式会社)により行った。また、一部の

表-4 脱水試験ケース

消化汚泥（薬注率 1.76%/TS*1、1.37%/TS*2）		
	符号	バイオマス（混合率%）
1	-	(0) *1
2	-	(0) *2
3	消化-松、1.76	松(9.7)*1
4		松(49.3)*1
5	消化-松、1.37	松(9.7)*2
6	消化-草、1.76	刈草(9.7)*1
7	消化-竹、1.76	竹粉(9.7)*1
8		竹粉(47.9)*1

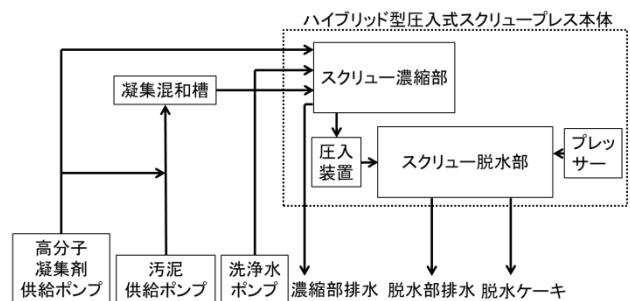


図-6 圧入式スクリープレス脱水機
(脱水部スクリーン径 φ300 mm)

汚泥について、ICP-MSにより、金属等の分析を行った。

3. 2 脱水試験結果

3. 2. 1 脱水ケーキの含水率

バイオマスの含水率は、下水汚泥に混合する前の含水率と比較して、脱水後では、松は約 8%、草は約 13% 上昇し、竹では含水率は変化しなかった。松よりも草の方が、水分の吸収量が高いことが示された。

図-7 にバイオマス混合脱水試験における、バイオマス添加率と脱水ケーキの含水率の関係を示す。破線はバイオマスも含めた脱水ケーキの見かけの含水率を示し、実線はバイオマスの固形物量と脱水後の含水率を差し引いて試算した、脱水ケーキの真の含水率を示している。図-7 より最適薬注率 (1.76%) では、バイオマス添加率が上昇するほど、脱水ケーキの見かけの含水率、真の含水率ともに減少することが示された。

松を添加すると、約 10%では 4.6 ポイント、約 50%では 14 ポイント、脱水ケーキの真の含水率が低下した。草では、約 10%の添加で 6.6 ポイント、竹では、約 10%の添加で 2.4 ポイント、約 50%の添加で 11 ポイント、脱水ケーキの真の含水率が低下した。約 10%の添加率で比較すると、草が最も脱水ケーキの含水率の低減効果が高く、次いで松、竹の順であった。約 50%の添加では、竹よりも松のほうが脱水効果が高い結果であった。

図-8 に、バイオマス混合脱水試験における、脱水ケーキの写真を示す。刈草は、松よりも幅が狭く、竹よりも長さが長いため、汚泥中の水分を効率よく抜けさせる効果があると推測される。一方、薬注率を凝集

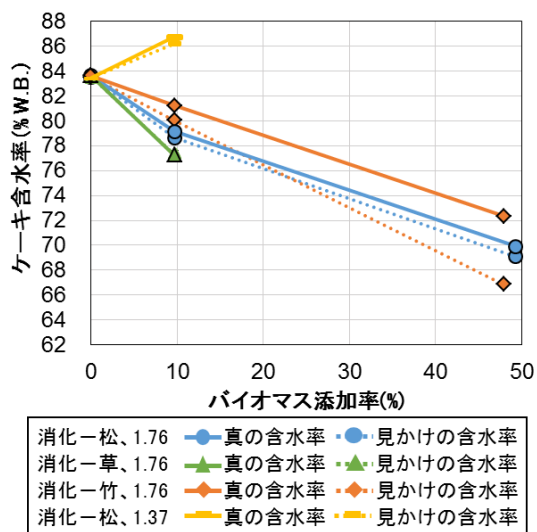


図-7 バイオマス添加率と脱水ケーキ含水率の関係

する最低添加率 (1.37%) まで下げた場合、脱水ケーキの含水率は、バイオマスを添加することで上昇した。これは、バイオマスの混合により凝集効果が悪化したことが原因の一つであると考えられる。本研究では、1 ケースしか実験できなかったため、今後、薬注率をどの程度まで削減できるか調査する必要がある。

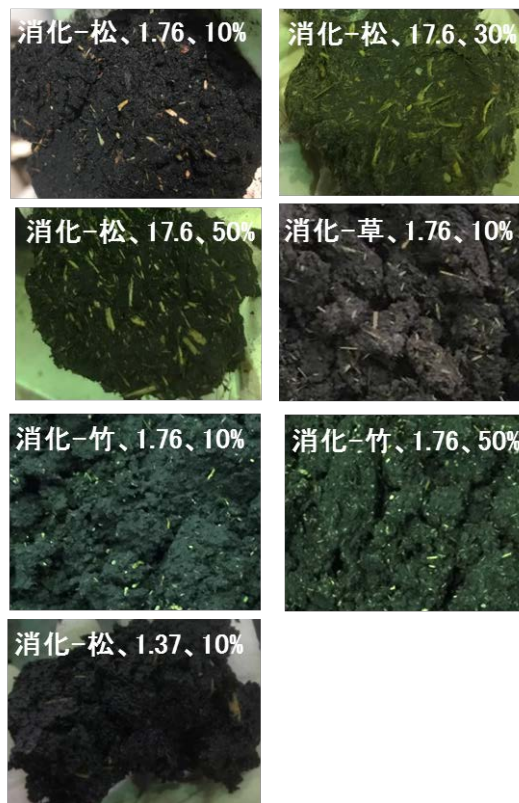


図-8 バイオマス混合脱水ケーキの写真

3. 2. 2 湿ケーキ量および排水への影響

図-9 に、バイオマス添加率と脱水機運転 1 時間あたりに排出される湿ケーキ量の関係を示す。バイオマス添加により、湿ケーキ量が減少することが示された。薬注率 1.76% の場合、松の添加ではバイオマス添加 0% と比較すると約 0.9 倍、刈草では 0.95 倍、竹では 0.94 倍にそれぞれ湿ケーキ量が減少した。薬注率を下げた場合においても、松の添加により湿ケーキ量が 0.97 倍減少した。バイオマス混合により固形物量は増えるが、含水率の低減効果によって湿ケーキ量中の水分量が減少し、排出される湿ケーキ量が減少することが示された。

各バイオマスを汚泥に混合することで、重金属濃度への影響がないか調査した。その結果を図-10 に示す。鉛、ヒ素、カドミウム、セレンの脱水汚泥中の濃度は、各バイオマスを混合しない場合と比較して減少する傾

向であった。クロムは、松を混合した場合において、減少する傾向であるが、竹を混合した場合は、バイオマスを混合しない場合と同程度であり、草を混合した場合は、わずかに上昇する傾向を示した。以上より、草木系バイオマスを混合することで、脱水汚泥中の重金属濃度の大幅な上昇はみられないことが示された。

図-11 に、脱水時の濃縮部および脱水部の排水の全リン、アンモニア性窒素、全 CODcr の濃度を示す。薬注率 1.76% の時、脱水部の全リンは、バイオマスを添加することで減少する傾向を示したが、竹 ($P<0.01$) 以外は有意な差は見られなかった。アンモニア性窒素は、バイオマスを添加することで脱水部で減少する傾向を示し、松では有意に減少することが示された ($P<0.01$)。全 CODcr は、バイオマスを添加することで、脱水部で減少する傾向を示した ($P<0.01$)。排水中の水質濃度の減少は、排水中の SS 濃度の減少による影響であると推測される。

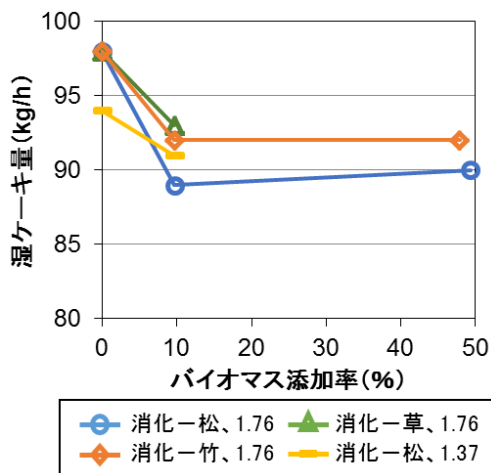


図-9 バイオマス添加率と湿ケーキ量の関係 (凡例の数値は、凝集剤添加率(薬注率)を示す)

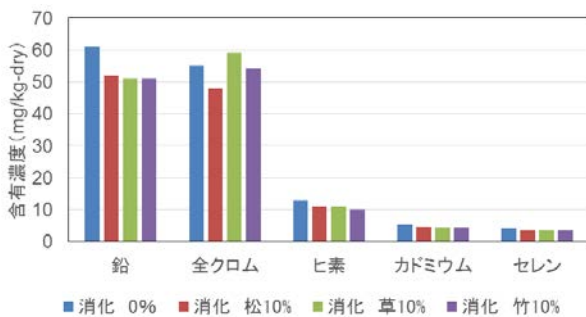


図-10 バイオマス混合による重金属含有量への影響 (凡例の数値は、バイオマス添加率を示す)

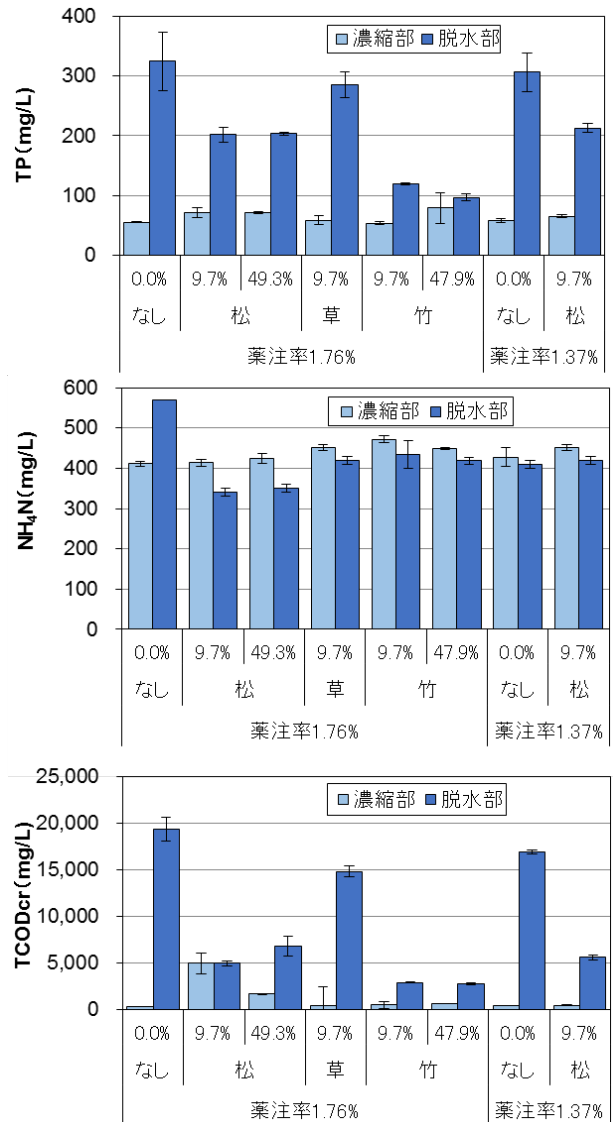


図-11 バイオマス添加脱水における濃縮部および脱水部からの排水の水質 (TP、NH₄-N、TCOD)

3. 3 バイオマス脱水技術導入における費用

3. 3. 1 汚泥処分費の試算方法

草木系バイオマスを下水汚泥に混合することで、バイオマスの破碎に掛かる費用が増加し、脱水時の薬注率の変化や湿ケーキ量の変化による脱水ケーキ処分に掛かる費用が変化する。そこで、本研究の各実験ケースについて、汚泥処分全体に掛かる費用を試算し、草木系バイオマスと汚泥の混合脱水により、汚泥処分費の削減が可能であるか検証を行った。

草木系バイオマスの回収および下水処理場への運搬に掛かる費用は、バイオマスが発生した事業体において焼却処分を行っていた費用を下水処理場への運搬費用に変更するものとし、バイオマス発生事業体で負担するものと考えた。よって、下水処理場での資材調

達費は考慮しないものとした。下水処理場では破碎処理を行い、その費用を負担するものとした。松の剪定枝および刈草の破碎は、本研究で用いた樹木破碎機 (GS131GH、10 mmスクリーン、大橋製) で 10 mm程度に破碎するものとした。本破碎機は、最大処理量 2.8 m³/h、燃料は自動車用無鉛ガソリン、燃費は 2.5 L/h である¹⁶⁾。時間当たりのバイオマスの処理量は、本研究で実際に処理した量および処理した時間より算出した。松の剪定枝は、114.7kg を 2 時間で処理し、刈草は、13.77kg を 20 分で処理したため、それぞれの処理量を 57 kg/h、41 kg/h とした。刈草は、松の剪定枝よりも柔らかく扱いくいため、剪定枝よりも処理に時間がかかる傾向であった。竹粉は、購入したものを使用したため、その単価である 150 円/kg¹⁷⁾を試算に用いた。

本研究において、脱水ケーキの処分方法は、下水処理場外の焼却施設における焼却処分を想定した。下水処理場外での汚泥処分費は、脱水時の凝集剤費、運搬費、最終処分費を含む脱水ケーキ処分費の合計とした。凝集剤費は 820 円/kg、脱水ケーキ処分費は 16,000 円/t¹⁴⁾とした。汚泥脱水設備に投入する汚泥量は、高分子凝集剤を使用した濃縮汚泥または消化汚泥の脱水を行っている 1,332 か所の下水処理場における、平成 28 年度の一カ月あたりの平均値である 4,989 t とした¹⁸⁾。脱水前の汚泥の TS と各実験ケースにおける脱水後の湿ケーキ量の値を用いて、一カ月あたりの脱水ケーキ量を試算し、バイオマス破碎/購入費、凝集剤費、脱水ケーキ処分費を合計して汚泥処分費とした。

3. 3. 2 汚泥処分費の試算結果

図-12 に、各実験ケースにおいて、下水処理場外の焼却処分場で処分した場合の汚泥処分費の試算結果を示す。最適薬注率で松および草を約 10% 添加した場合、脱水ケーキ処分費の削減効果がみられ、バイオマス破碎費を追加しても、汚泥処分費が 0.94 および 0.98 倍に削減できる可能性を示した。松では、約 50% 添加した場合でも、添加しないときと同じ汚泥処分費で処分できることが示された。例えば、下水処理場内での発生バイオマスを処分する場合は、それぞれの処分費の削減効果が得られるものと考えられる。竹は、既製品を購入した場合の試算であるため、添加することでバイオマス購入費が増加し、汚泥処分費が増加する結果となった。下水処理場で破碎を行うことで、バイオマス購入費は削減できる可能性がある。薬注率を 1.34% にした場合、凝集剤費、脱水ケーキ処分費の削減により、汚泥処分費としては削減できる傾向を示した。

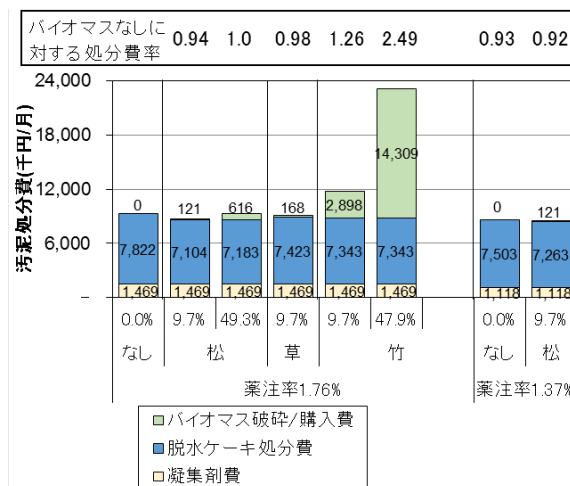


図-12 各実験ケースにおける下水処理場外での焼却処分時の汚泥処分費試算結果

3. 4 結論

本研究では、パイロットスケールの圧入式スクリュウプレス脱水機を用いて、イネ科の刈草、クロマツの剪定枝、竹粉と、消化汚泥の混合脱水試験を行った。また、本技術導入による経済的な有意性を明らかにすることを目的とし、下水処理場外で焼却処分した場合における、汚泥処分費の試算を行った。得られた結果は以下の通りである。

- 10、30、50%のバイオマス添加率で実験を行い、最適薬注率 (1.76%) では、バイオマス混合脱水において、脱水ケーキの含水率が 1.5~14 ポイント低減することが示された。また、バイオマス添加率が高いほど、脱水効果が高い傾向を示した。薬注率を凝集する最低濃度 (1.37%) まで下げると、バイオマス添加による脱水ケーキの含水率低減効果は見られなかった。
- 脱水後の湿ケーキ量は、バイオマス添加により減少することが示された。これは、バイオマス添加による脱水ケーキの含水率の低減効果が影響していることが示唆された。
- 脱水時における汚泥から分離された排水の水質について、全リン、アンモニア性窒素、全 COD_{Cr} とともに、バイオマスを混合することで、減少する傾向を示した。
- バイオマスを下水処理場で破碎し、バイオマス混合脱水を行った後、処理場外の焼却場で焼却処分を行う場合、松および草を 10%程度混合して脱水を行うと、脱水ケーキの処分費がバイオマスを混合しない場合と比較して 2~6%減少することが示された。

以上の結果より、草木系バイオマスと汚泥の混合脱水は、脱水ケーキの含水率の低減、湿ケーキ量の減少、排水中の水質浄化において、利点がある可能性が示された。今後、汚泥の種類、薬注率、バイオマスの添加率について、実機を用いて詳細に検討し、効果の有無を見極める必要がある。また、さらなる長期運転を行うことで、バイオマスの詰まりや機械、維持管理面への影響評価を行うことが必要である。

参考文献

- 1) 国土交通省 下水道 : <https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewage/index.html> (参照 : 2020.6.1)
- 2) 閣議決定 : 循環型社会形成推進基本計画、2015 http://www.env.go.jp/recycle/circul/keikaku/keikaku_3.pdf (参照 : 2017.2.27)
- 3) 国土交通省河川砂防技術基準維持管理編 (河川編)、平成 27 年 3 月改定、2015、http://www.mlit.go.jp/river/s_hishin_guideline/gijutsu/gijutsukijunn/ijikanri/kasen/pdf/gijutsukijun.pdf (参照 2017.2.27)
- 4) 国立研究開発法人土木研究所 : 河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用に関する研究、平成 28 年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第 4370 号、pp.27-35、2018
- 5) 中田友三 : 下水汚泥焼却炉の閉塞危険性評価方法及び閉塞防止方法、東京都下水道局技術調査年報 2016、Vol.40、pp.135-148、2016
- 6) 特許第 5711348 号 下水汚泥の焼却処理方法、下水処理方法、及び下水処理設備
- 7) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Nitrogen
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=Nitrogen&Mask=1#Thermo-Gas> (参照 : 2020.3.2)
- 8) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Oxygen
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=oxygen&Units=SI&cTG=on#Thermo-Gas> (参照 : 2020.3.2)
- 9) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Argon
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?Name=argon&Units=SI&cTG=on#Thermo-Gas>. (参照 : 2020.3.2)
- 10) 一般社団法人火力原子力発電技術協会 : 火力発電技術必携 (第 8 版)、pp.79、2016
- 11) NIST Chemistry WebBook, SRD 69 Water
<https://webbook.nist.gov/cgi/cbook.cgi?ID=C7732185&Units=SI&Mask=1#Thermo-Gas> (参照 : 2020.3.2)
- 12) 一般社団法人火力原子力発電技術協会 : 火力発電技術必携 (第 8 版)、p.84、2016
- 13) 国立研究開発法人土木研究所 : 河川事業等に由来するバイオマスの下水処理場内利用に関する研究、平成 28 年度下水道関係年次報告書集、土木研究所資料第 4370 号、pp.27-35、2018
- 14) 山崎廉予、重村浩之 : 刈草の汚泥脱水助剤としての利用検討、環境工学フォーラム論文集、Vol.73、No.7、pp.365-373、2017
- 15) 国立研究開発法人土木研究所 : 下水含有栄養塩を活用したエネルギー生産技術の開発に関する研究、平成 30 年度研究開発プログラム報告書、2019
- 16) 大橋 HP : http://www.ohashi-inc.com/pdf/GS130GH&GS130GHB_171226.pdf (参照 2020.6.1)
- 17) NPO 法人竹もりの里 HP : <http://takemori.org/> (参照 2020.6.1)
- 18) 公益社団法人日本下水道協会 : 下水道統計 平成 28 年度版、2016