

〈ノート〉

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

岡安祐司¹⁾, 山崎廉予¹⁾, 重村浩之¹⁾¹⁾ 国立研究開発法人土木研究所 先端材料資源研究センター 材料資源研究グループ
(〒305-8516 茨城県つくば市南原1-6 E-mail: recycle@pwri.go.jp)

概要

下水処理場で発生する工程水（消化汚泥の脱水分離液）を部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水で希釈した溶液を用いて、自然太陽光の下で回分式継代藻類培養を行ったところ、3月～11月の期間であれば、無加温で、藻類培養に使用する溶液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能となることがわかった。さらに得られた余剰培養液を凍結乾燥した試料について、高位発熱量を測定したところ、15～20MJ/kg-DS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。

キーワード：消化汚泥の脱水分離液、部分循環式嫌気性ろ床、藻類継代培養、高位発熱量

原稿受付 2018.5.15 原稿受理 2018.8.28

EICA: 23(2・3) 94-100

1. はじめに

新下水道ビジョン¹⁾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。資源の観点では、下水汚泥中には主に食品残渣やその代謝物由来の高濃度の栄養塩類が存在しており、これらを回収して利用する手法を検討する必要があると考えられる。また、下水処理水中の低濃度の栄養塩類についても、富栄養化が問題となっている閉鎖性水域を放流先に有する地域においては、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。エネルギーの観点では、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、その結果得られた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、中期目標を達成するための対策となると考えられる。

以上のような背景を受けて、本研究では

- ① 下水や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
- ② 培養藻類の回収、濃縮、脱水技術の開発
- ③ 培養藻類の石炭代替固形燃料化への適用可能性評価

を取り扱うこととしている。本論文では、①および③に関して得られた知見について、論ずることとする。

2. 研究方法

2.1 研究概要

既往の調査研究の結果²⁾、下水処理水を利用した土着藻類の培養が可能であることが示されているが、下水処理場には、下水処理水以外にも、窒素やリンなどの栄養塩類を豊富に含む各種工程水が存在する。そこで本研究では、これらを対象とした土着藻類培養技術について検討した。工程水としては、最初沈殿池汚泥や余剰汚泥の濃縮工程での発生水等があるが、本研究では、汚泥処理の最終工程となる、汚泥の減容化のために用いられている嫌気性消化工程で発生する消化汚泥を脱水した際に得られる分離液を対象とした藻類培養技術の開発について検討した。新たに開発する技術の概略を Fig. 1 に示す。

消化汚泥の脱水分離液は、原液のままでは、高濃度のアンモニア性窒素により藻類の増殖を阻害する可能性がある³⁾ことから、他の工程水を用いて希釈することとした。希釈水には、藻類培養において

- ・太陽光を遮断する浮遊物質が少ない
- ・藻類の基質となる栄養塩類が十分に可溶化された状態で含まれている
- ・藻類以外の生物の基質となる溶解性有機物が少ない

等の条件を考慮し、最初沈殿池流出水をさらに嫌気的な条件（部分循環式嫌気性ろ床）で生物処理した処理水を適用することとした。また、藻類培養後の余剰培養液に対しては、凝集沈殿や機械濃縮等の濃縮工程を適用し、濃縮藻類と上澄水に分離し、濃縮藻類へは

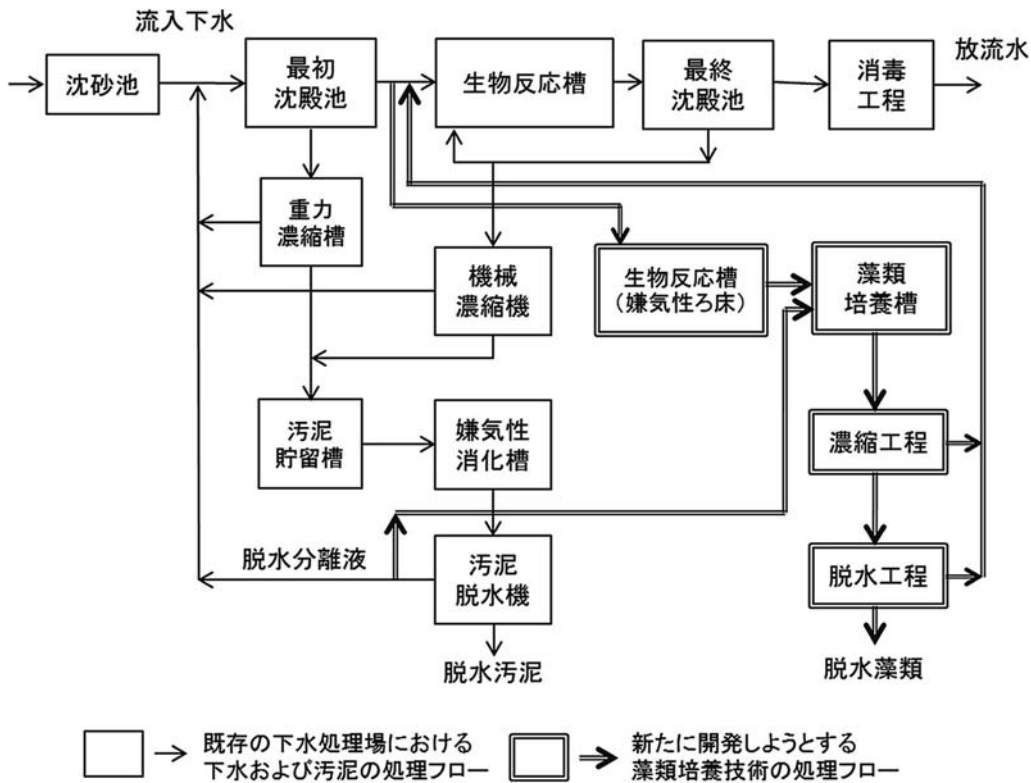


Fig. 1 Processing flow of the algae cultivation and converting into solid fuel

さらに脱水工程を適用し、脱水藻類を得る一方、濃縮工程における上澄水や脱水工程における分離液は、希釈水の原料を採取した箇所へ返流させる方法を想定している。得られた脱水藻類については、単独で、または下水汚泥との混合により、近年、下水道施設において導入され始めている下水汚泥の乾燥または炭化手法と同様の手法により、石炭代替燃料化を行うことを想定している。

燃料化物を原料にして、燃焼によりエネルギーを製造する場合には、燃料化物中の水素の燃焼により生成する水や燃料化物に含まれる水の蒸発に使われる熱量は実際には利用できないので、水素含有率や含水率は大きな勘案因子となるが、現段階では、まず、培養により得られた藻類の乾燥物の高位発熱量を把握することで、燃料化物としてのポテンシャルを評価することとした。今後、培養により得られた藻類に対して、濃縮・脱水・乾燥または炭化を施した藻類燃料化物について、湿重量基準の低位発熱量を測定し、有効発熱量を評価していきたいと考えている。

2.2 実験の手順

(1) 藻類培養に使用する溶液の調製

消化汚泥の脱水分離液は、下水処理方式として標準活性汚泥法を、汚泥処理方式として中温消化を採用している A 下水処理場の消化汚泥の脱水分離液を採取し利用した。

希釈水は、本来であれば、A 下水処理場より採取

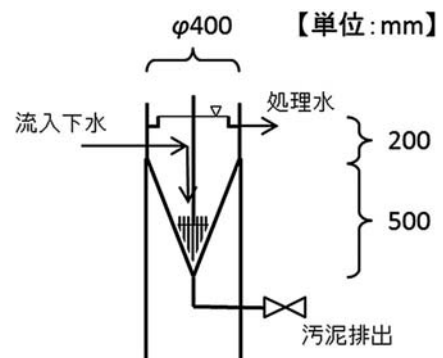


Fig. 2 Experiment system of primary sedimentation tank

するべきであるが、実験装置設置上の制約があったため、近傍の、一部合流式を含む分流式の B 下水処理場へ流入した下水を、B 下水処理場内の屋内に設置した最初沈殿池実験装置および部分循環式嫌気性ろ床実験装置にて処理を行った処理水を利用した。

最初沈殿池実験装置は、Fig. 2 に示すような、内径 400 mm の塩ビ製円筒状で、底部から水面までの高さは 700 mm である。底部から 500 mm までの部分はコーン状とし、低速で常時回転するピケットフェンスと沈殿物の排出口を装着し、流入下水は中心下部より下方向へ流入する構造とした。この最初沈殿池実験装置に、流入下水を 480 L/d の流量で、常時流入させ、沈殿処理を行った。本装置における水面積負荷は $0.38 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{日})$ 、水理的滞留時間 (HRT) は 2.25 h である。沈殿汚泥の排出は、底部より 1 時間に 1 回の頻度で、1 回あたり 1L 引き抜くことで実施した。ま

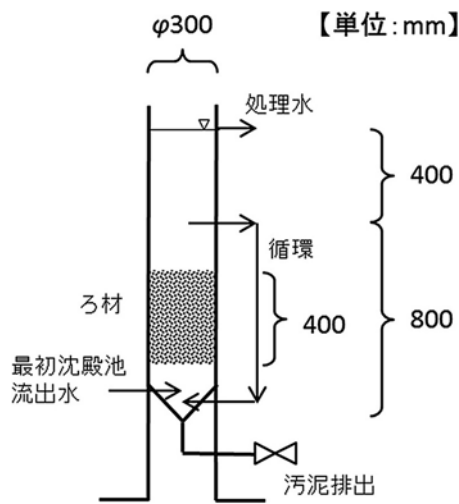


Fig. 3 Experiment system of a partially cycling up-flow anaerobic packed bed reactor

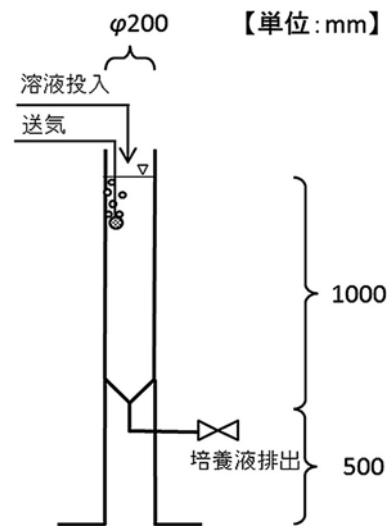


Fig. 4 Experiment system of photobioreactor

た、本実験装置を2式並行して運転し、1日あたり合計960Lの流入下水を処理した。

部分循環式嫌気性ろ床実験装置は、Fig. 3に示すような、内径300mmの塩ビ製の円筒状で、底部から水面までの高さは1200mmである。底部から200mm～600mmの間(図の網掛け部分)にプラスチック担体(BIO-15、ゼビオプラスト社、寸法(mm)15φ×15L、比表面積450m²/m³)を充填し、ろ層厚を400mmとした。ろ材の上端部分には直径5mmの穴を20mm間隔に空けた塩ビ板を固定し、ろ材の流出を防止した。この部分循環式嫌気性ろ床実験装置に、最初沈殿池実験装置流出水を510L/dの流量で流入させ、線速度が5mm/min.となるように設定した。また、ろ材を通過した液を、底部から800mm地点から底部付近へ、流入水の流量に対して2倍の流量で液を循環した。ろ材部分における通過速度は15mm/min.、底部から800mm～1200mm部分での通過速度は5mm/min.、装置全体の水理的滞留時間(HRT)は4hである。余剰汚泥の排出は、底部より1週間に1回、1L引き抜くことで行った。

(2) 藻類培養

藻類培養は、Fig. 4に示すような、内径200mm、長さ1000mm、厚さ10mm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カラム型藻類培養装置を用い、茨城県つくば市の国土技術政策総合研究所温室内にて実施した。温室は、コンクリート基礎上に設置された、天井部・側面部ともガラス製のもので、遮光や太陽光以外の照明の追加は行わなかった。藻類培養装置の上部は、外部との喚気が十分なされている温室内に開放する型とした。藻類培養方法は回分式とし、培養開始時に、消化汚泥の脱水分離液と部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の混合液と、前回の培養終了時の培養液の一部を、カラム型藻類培養装置に投

入し、その後は、一定の培養期間(2週間)を設定し放置した。培養液の攪拌は、常時、小型のエアレーション装置にて行った。消化汚泥の脱水分離液と部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の混合比は、あらかじめ各溶液中の溶解性リン濃度を測定し、混合後に溶解性リン濃度が4mg-P/Lになるように設定した。前回の培養終了時の培養液は、消化汚泥の脱水分離液と部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の混合液に対して、1/5の容積の溶液を投入し、合計で30Lになるように調整した。

実験に先立ち、室温15～20℃の実験室内に、蛍光灯により1日あたり12時間、側面から光(光量子密度:約165μmol/m²/s)を照射する5Lのビーカー2系列を設置し、消化汚泥の脱水分離液と部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の混合液に対して、1/5の容積の別途培養した藻類培養液を投入し、1週間の培養後、温室内で実施する実験と同様の要領で、培養期間1週間の回分式藻類継代培養を3回実施し、得られた培養液を、2017年1月から開始した温室での実験に使用した。なお、既述の「別途培養した藻類培養液」は、別の実験²⁾において、B下水処理場の流入下水を標準活性汚泥法を模擬した実験装置で処理した二次処理水を、屋外の連続流入式レースウェイ式藻類培養装置(有効容量380L、有効表面積1.32m²、有効水深25cm、水理的滞留時間4日)に通水し得られた培養液とした。

(3) 分析方法

流入下水、最初沈殿池実験装置流出水、部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水、消化汚泥の脱水分離液、藻類培養開始時および培養終了後の培養液について、性状分析を行った。分析項目は、総COD_{Cr}(以下T-COD_{Cr}とする)、GF/Bろ紙にてろ過した試料のCOD_{Cr}(以下S-COD_{Cr}とする)、溶解性リン、溶

解性各態窒素, 浮遊物質 (SS) とした。T-COD_{Cr}, S-COD_{Cr}は, 吸光光度計 (DR2400, ハック社) により分析し, その際には COD_{Cr}試薬 (HR または LR) を用いた。その他の項目の分析は, 下水試験方法⁴⁾に従って行い, 窒素・リンの濃度測定には, 自動比色分析装置 (TRAACS2000, BRAN LUEBBE 社) を用いた。余剰藻類培養液については, 凍結乾燥機 (東京理化学器械 FDU-2100, トラップ温度 -80℃, 真空度 15 Pa 以下, 3 週間程度) で凍結乾燥し得られた試料について, 高位発熱量の測定を行った。高位発熱量の測定は, 日本工業規格 (JIS) M 8814 石炭類及びコークス類-ボンブ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, に従って行った。

3. 結果および考察

3.1 藻類培養に使用する溶液の調製

流入下水, 最初沈殿池実験装置流出水, 部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の T-COD_{Cr}, S-COD_{Cr}, 溶解性リン, 溶解性各態窒素, SS の濃度測定を 1 週間に 1 回程度の頻度で実施した。なお試料はグラブサンプルを採取した。各試料の T-COD_{Cr}, S-COD_{Cr} の濃度の平均値, 最小値~最大値の範囲を **Table 1** に示す。流入下水からの T-COD_{Cr} の平均除去率は, 最初沈殿池実験装置流出水, 部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水で, それぞれ 23%, 45% であった。一方, S-COD_{Cr} の平均除去率は, T-COD_{Cr} の除去率に比べて低く, それぞれ 7%, 32% であった。溶解性リンおよびアンモニア性窒素濃度は, 工程が進むに従い, 若干増加する傾向が見られた。亜硝酸性窒素, 硝酸性窒素はいずれの試料からも検出されなかった。これらの結果は, 別の時期に, 同じ条件で実施した実験結果⁵⁾と同様の傾向を示した。

Table 1 Removal characteristics of organic matters in primary sedimentation and upflow anaerobic filter

	T-COD _{Cr} [mg/L]	S-COD _{Cr} [mg/L]
流入下水	231 (121~283)	108 (48~137)
最初沈殿池実験装置流出水	178 (85~236)	100 (47~133)
部分循環式嫌気性ろ床 実験装置流出水	128 (69~187)	73 (39~107)

3.2 藻類培養

2017 年 3 月~11 月の間の実験期間中における培養装置内培養液の水質分析結果を **Fig. 5~Fig. 10** に示す。温室での藻類培養実験は 1 月より開始したが, 水理学的滞留時間 (16.8 日) の 3 倍程度の日数を馴致期間として実験期間から除外し, 経過日数の起算日 (0 日目) は 3 月 1 日とした。また, 11 月下旬 (262 日

目) から 12 月上旬 (276 日目) までの期間の培養では, 培養終了時の藻類培養水中に高濃度の溶解性リン, 溶解性窒素濃度が残留し, 藻類培養が行われていなかったことから, 実験期間は 262 日目までとした。**Fig. 11** に, 248 日目から 276 日目までの間に, つくば市内の気象観測所で観測された気温の変化を示す。藻類培養が不調であった 262 日目から 276 日目までの間では, 最低気温が本シーズンで初めて氷点下まで低下してお

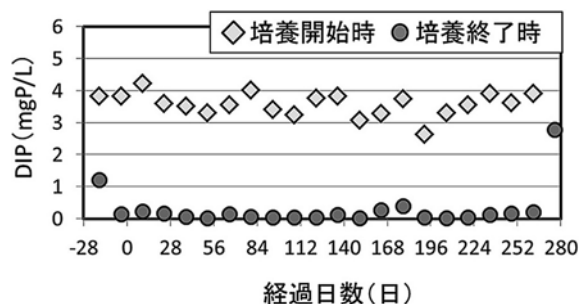


Fig. 5 Changes of dissolved phosphorus concentration in photobioreactor

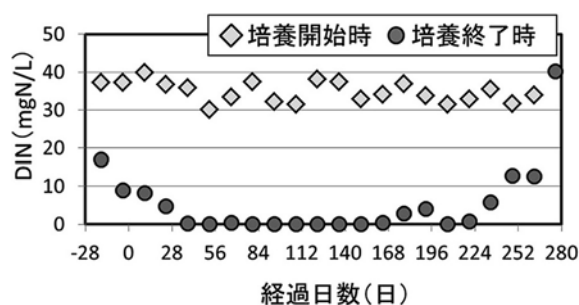


Fig. 6 Changes of dissolved nitrogen concentration in photobioreactor

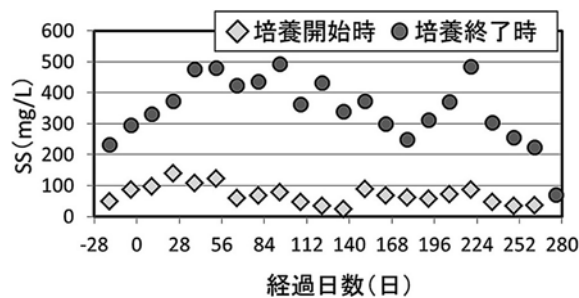


Fig. 7 Changes of suspended solid concentration in photobioreactor

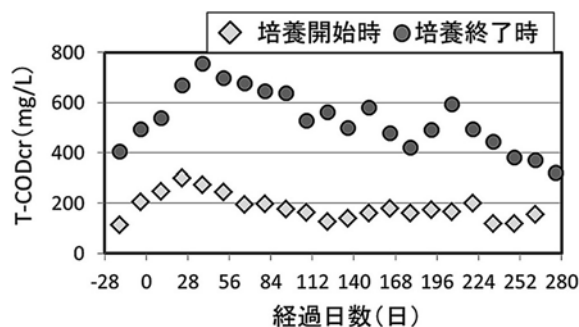


Fig. 8 Changes of total chemical oxygen demand concentration in photobioreactor

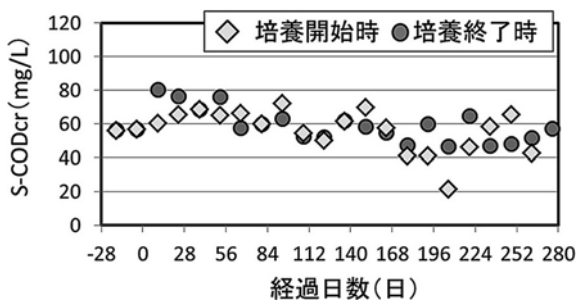


Fig. 9 Changes of soluble chemical oxygen demand concentration in photobioreactor

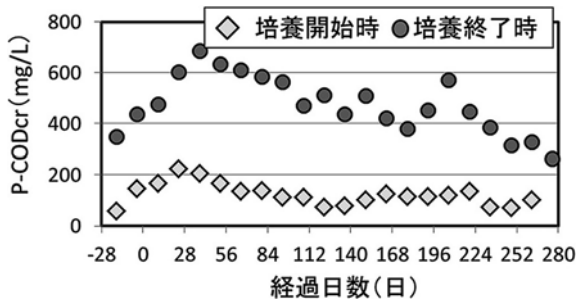


Fig. 10 Changes of particle chemical oxygen demand concentration in photobioreactor

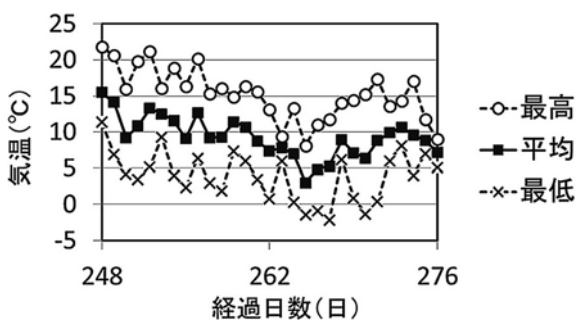


Fig. 11 Changes of air temperature observed at the Tsukuba meteorological observatory

り、気温の低下に伴う、藻類培養装置本体や装置内の培養液の温度低下が、藻類培養に影響を与えた可能性が考えられる。なお、実験期間中の培養液の水温は、培養装置の中心部に設置したセンサーで1時間に1回自動計測し、最高は夏季の日中に42°C程度にまで上昇、最低は11月下旬の実験終了時の早朝に12°C程度にまで低下していた。

消化汚泥の脱水分離液と部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水の混合比は、あらかじめ各溶液中の溶解性リン濃度を測定し、混合後に溶解性リン濃度が4 mg-P/Lになるように設定したが、消化汚泥の脱水分離液中の溶解性リン濃度は50~60 mg-P/L、部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水中の溶解性リン濃度は1.7~2.5 mg-P/Lの範囲であり、結果として、消化汚泥の脱水分離液を部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水で20~25倍に希釈する格好となった。一般的な中温消化を実施している下水処理場における消化脱離液

の発生量が流入下水量の約0.47%である⁶⁾ことを考慮すると、25倍に希釈する場合には流入下水量の約12%の部分循環式嫌気性ろ床流出水が必要となる。藻類培養水中の溶解性リン濃度 (Fig. 5) は、培養前後を比較すると、藻類に取り込まれる等の結果、低下した。培養終了時の溶解性リン濃度の平均値は0.11 mgP/Lであり、良好な除去がなされていた。

溶解性窒素の形態は、消化汚泥の脱水分離液中、部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水中いずれも、大部分がアンモニア性窒素であった。藻類培養液中の溶解性窒素濃度 (Fig. 6) は、培養開始時には30~40 mgN/Lで、培養終了時には、藻類に取り込まれる等の結果、低下した。実験期間中は、3月中(10日目、24日目)および10月下旬(234日目)以降には、培養終了時にアンモニア性窒素または亜硝酸性窒素が合計で5 mgN/L以上検出されるようになった。

培養液中のSS濃度 (Fig. 7) は、培養前後を比較すると、藻類が増殖した結果、増大したが、培養終了時のSS濃度は、実験期間中大きく変化し、249~493 mg/Lの範囲(平均値:385 mg/L)であった。なお、消化汚泥の脱水分離液の全量(流入下水量の約0.47%)を、平均的な条件(22.5倍)で部分循環式嫌気性ろ床流出水により希釈した混合液を用いて藻類培養を行い、得られる培養液中の懸濁態物質(SSの平均値385 mg/L)を、後段の濃縮工程・脱水工程において全量回収できると仮定した場合、懸濁態物質の回収量を、流入下水量で除した値は、40.7 mg-SS/Lと概算される。この値は、全国の下水処理場における総流入水量⁷⁾と総発生汚泥量⁸⁾の関係から算出される流入下水あたり発生汚泥量0.0001546 t-DS/m³(=154.6 mg-DS/L)と比較すると約26%に相当する。流入下水あたりの湿潤ベースの発生汚泥量は、脱水汚泥の含水率が80%程度とすると、0.000773 t-wet/m³である。一方、流入下水あたりの湿潤ベースの本研究で得られた懸濁態物質の回収量は、含水率80%まで脱水できたとすると0.0002035 t-wet/m³となる。既設の下水汚泥燃料化事業(脱水汚泥発生量:100 t-wet/日、年間想定発電量:約4,600,000 kWh/年)における脱水汚泥あたりの想定発電量が、126 kWh/t-wetである事例⁹⁾を参考に、下水処理場で発生する汚泥を固形燃料化して得られる、流入下水あたりの想定発電量を算出すると0.0974 kWh/m³となる。回収した懸濁態物質を固形燃料化して得られる流入下水あたりの想定発電量は、懸濁態物質の性状が汚泥と同等の性状だと仮定すると0.0256 kWh/m³となる。下水道事業における総電力使用量と総処理水量の関係から整理された電力使用量原単位0.48 kWh/m³⁷⁾と比較すると、下水処理場で発生する汚泥を固形燃料化して得られる想定発電量は、下水道事業

の電力使用量の20.3%相当、回収した懸濁態物質を固形燃料化して得られる想定発電量は、下水道事業の電力使用量の5.3%相当となる。

培養液中のT-COD_{Cr}濃度 (Fig. 8) は、培養前後を比較すると、SS濃度と同様に、藻類が増殖した結果、増大した。培養終了時のT-COD_{Cr}濃度は、実験期間中大きく変化し、371~755 mg/Lの範囲であった。培養液中のS-COD_{Cr}濃度 (Fig. 9) は、培養前後を比較すると、増加する場合、減少する場合、ほとんど変化しない場合があり、明確な傾向はみられなかったが、変化の幅は最大でも20 mg/L程度であった。

培養液中のP-COD_{Cr} (T-COD_{Cr}とS-COD_{Cr}の差分)濃度 (Fig. 10) は、培養前後を比較すると、大きく増加しており、培養終了時のP-COD_{Cr}濃度は、315~687 mg/Lの範囲(平均値:495 mg/L)であった。また、培養前後の増加幅は242~463 mg/Lであり、培養開始時の培養液中のT-COD_{Cr}濃度と比べるとかなり大きいことから、培養開始時の培養液中に存在した無機炭素や、培養期間中に大気中から溶解した無機炭素が懸濁態物質に変換したと考えられる。なお、消化汚泥の脱水分離液の全量(流入下水量の約0.47%)を、平均的な条件(22.5倍)で部分循環式嫌気性ろ床流出水により希釈した混合液を用いて藻類培養を行い、得られる培養液中の懸濁態物質(P-COD_{Cr}の平均値495 mg/L)を、後段の濃縮工程・脱水工程において全量回収できると仮定した場合、懸濁態物質の回収量を、流入下水量で除した値は、52 mg-COD_{Cr}/Lと概算される。この値は、流入下水中の有機物量(平均値:231 mg-COD_{Cr}/L)の約23%に相当する。濃縮工程・脱水工程において回収できなかった懸濁態物質は、水処理系への負荷になることから、濃縮工程・脱水工程における回収率の向上が重要であると考えられる。

3.3 余剰藻類培養液の凍結乾燥物の高位発熱量測定

実験期間中に、1か月に1回程度の頻度で、得られた余剰藻類培養液の凍結乾燥試料の高位発熱量を測定した結果をTable 2に示す。測定結果は15.6~20.2

Table 2 Higher heating value of freeze-dried suspended matters obtained by subculture using anaerobic digested sludge filtrate

試料採取日		高位発熱量測定値 (MJ/kg-DS)
経過日数	日付	
38	4月7日	20.2
80	5月19日	18.8
108	6月16日	18.4
136	7月14日	15.6
178	8月23日	18.8
206	9月22日	16.2
234	10月20日	18.6
262	11月17日	18.8

MJ/kg-DSの範囲であった。石炭の高位発熱量(25~30 MJ/kg-DS)には及ばないものの、未消化の下水汚泥の乾燥物¹⁰⁾(16~20 MJ/kg-DS)と比較すると同程度であり、固形燃料化への適用可能性が考えられる結果であった。今後、培養により得られた藻類に対して、濃縮・脱水・乾燥または炭化を施した藻類燃料化物について、湿重量基準の低位発熱量を測定し、有効発熱量を評価していきたいと考えている。

4. ま と め

下水処理場で発生する工程水(消化汚泥の脱水分離液)を部分循環式嫌気性ろ床実験装置流出水で希釈した溶液を用いて、自然太陽光の下で回分式継代藻類培養を行ったところ、3月~11月の期間であれば、無加温で、藻類培養に使用する溶液中の溶解性リン・窒素をほぼ全量、藻類等の懸濁態物質に変換することが可能となることがわかった。さらに得られた余剰藻類培養液を凍結乾燥した試料について、高位発熱量を測定したところ、15~20 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。

今後は、日射量、水温、水質、攪拌方法等と藻類増殖速度、乾燥物の高位発熱量との関係を整理し、最適な藻類培養条件について検討する予定である。また、あわせて、藻類を構成する成分(炭素などの元素)の重量分率、培養液中の濃度の分析を行い、高位発熱量の実測値との比較や、物質収支についても確認していきたいと考えている。

なお、現状では、冬期に継続して藻類培養を実施することは困難なため、通年で藻類培養を実施するには、加温や人工光の照射等の対策が必要であると考えられる。さらには、将来的には、最適化された藻類培養条件に基づき、培養藻類の回収、濃縮、脱水技術を含めて組み合わせた実証事業規模の検討において、LCCO₂、コスト試算などの評価も行っていきたいと考えている。

謝 辞

試料採取、実験装置の設置等でお世話になりました下水処理場関係各位に謝意を表します。

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) 南山瑞彦、高部祐剛：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
- 3) Jongmin Park a, Hai-Feng Jin a, Byung-Ran Lim b, Ki-Young

- Park c and Kisay Lee a: Ammonia Removal from Anaerobic Digestion Effluent of Livestock Waste using Green Alga *Scenedesmus* sp., *Bioresource Technology*, Vol.101, pp. 8649-8657, 2010
- 4) 公益社団法人日本下水道協会：下水試験方法 — 2012年版 —, 2012.
 - 5) 岡安祐司, 重村浩之：部分循環式嫌気性ろ床を付加した下水処理の特性について, 第20回日本水環境学会シンポジウム講演集, pp. 34-35, 2017
 - 6) 国土交通省国土技術政策総合研究所：B-DASHプロジェクト No.3 固定床型アナモックスプロセスによる高効率窒素除去技術導入ガイドライン(案), 国土技術政策総合研究所試料 No. 802, pp. 52-57, 2014
 - 7) 公益社団法人日本下水道協会：平成25年度版下水道統計, pp. 95-106, 2015
 - 8) 国土交通省水管理・国土保全局下水道部：下水汚泥有効利用の現状と推進に向けた取組, 再生と利用, Vol. 40, No. 151, p. 34, 2016
 - 9) 愛知県, メタウォーター株式会社：愛知県衣浦東部浄化センター下水汚泥燃料化施設パンフレット
 - 10) 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 —, p. 47, 2015

Higher Heating Value of Microalgae Obtained by Subculture using Anaerobic Digested Sludge Filtrate

Yuji Okayasu^{1)†}, Yukiyo Yamasaki¹⁾, Hiroyuki Shigemura¹⁾

¹⁾ Public Works Research Institute

† Correspondence should be addressed to Yuji Okayasu:

(1-6 Minamihara Tsukuba, Ibaraki 305-8516 Japan

E-mail: recycle@pwri.go.jp)

Abstract

Microalgae subculture under solar light condition was conducted using a solution obtained by diluting anaerobic digested sludge filtrate with effluent from a partially cycling up-flow anaerobic packed bed reactor. As a result, it was found that it is possible to convert almost all of the soluble phosphorus and nitrogen in the solution into suspended matters without any heating system in the period from March to November. Furthermore, the higher heating value of the freeze-dried suspended matters was measured to be 15 to 20 MJ/kg-DS, which was found to be comparable to that the dried product of sewage sludge

Key words: anaerobic digested sludge filtrate, partially cycling up-flow anaerobic packed bed reactor, microalgae subculture, higher heating value