

戦-10 下水中の栄養塩を活用した資源回収・生産システムに関する研究

研究予算：運営費交付金

研究期間：平 21～平 25

担当チーム：材料地盤研究グループ（リサイクル）

研究担当者：岡本誠一郎、桜井健介、堀尾重人、
佐藤一行

【要旨】

下水処理場の環境を利用した資源回収・生産手法の確立に向け、「効果的な栄養塩分離技術の開発」、「電気分解による下水汚泥からの有用資源回収」、「下水汚泥焼却灰施肥時の長期的な安全性評価」、「下水中の栄養塩を活用した藻類の培養」、「藻類を用いたメタン発酵の可能性の検討」を行った。「下水中の栄養塩を活用した藻類の培養」では、下水処理水のみを藻類培養に用いたところ、藻類の培養が可能で、種が流速や培養日数により異なることが確認された。また、「電気分解による下水汚泥からの有用資源回収」では、濃度の異なる汚泥に生成物に与える影響を調査した。「藻類を用いたメタン発酵の可能性の検討」では、下水処理水で培養された藻類が下水汚泥とともにメタン発酵がすることが確認された。

キーワード：下水処理、栄養塩、電解処理法、肥料化、藻類培養

1. はじめに

世界的な食料増産・バイオマス生産のため、肥料用鉱石が戦略物資と産出国で位置づけられ、安定的な肥料の確保が食料安全保障と関連して国家的な課題となってきた。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、除去することで放流先の公共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。さらに、利用の際には、安全性を確認する方法も必要である。これらの達成に向け、平成 22 年度は、「効果的な栄養塩分離技術の開発」、「電気分解による下水汚泥からの有用資源回収」、「下水汚泥焼却灰施肥時の長期的な安全性評価」、「下水中の栄養塩を活用した藻類の培養」、「藻類を用いたメタン発酵の可能性の検討」を行った。

2. 効果的な栄養塩の分離技術開発

下水処理場において水処理系プロセスから除去された汚泥は有機分が多く含まれ、エネルギー資源としての価値が見直されてきている。また、汚泥中にはリン等の栄養塩が豊富に含まれている。汚泥処理プロセスは濃縮、消化、脱水、焼却等の各工程を経て汚泥の減量化や資源化を行っていくプロセスである。濃縮は汚泥処理プロセスの始めに位置するため、

濃縮の効率化によって汚泥処理設備規模の縮減や運転経費の低減が可能となる。そこで、重力濃縮槽の機能改善技術である「みずみち棒」のさらなる効果向上に資するため、重力濃縮槽における濃縮濃度向上の機構に関する実験を行った¹⁾。

2. 1 実験方法

実験は重力濃縮槽内で汚泥が沈降していく状況を把握するために小型の水槽を使用して行った回分試験とみずみち棒の効果を確認するために大型の水槽で行った回分試験の 2 通り行った。

図 2.1 に φ167mm 実験水槽を示す。汚泥が沈降していく状況を把握するための実験は φ167mm 深さ 300mm の水槽に汚泥を 250mm の深さまで投入し、20℃の恒温室で回分試験を行った。みずみち棒は φ18×1 本、0.86min⁻¹という条件で運転した。供試汚泥は実際の下水処理場から採取してきた OD 法の余剰汚泥（TS≒20g/L）を水道水で希釈し、濃度の調整をした。沈降の様子は 10 分毎にデジタルカメラの自動撮影により記録した。汚泥濃度は、ピペットを使用して各高さの汚泥を採取し、下水試験方法に基づいて TS を測定した。



図 2.1 φ167mm 実験水槽



図 2.2 φ600mm 実験水槽

図 2.2 にφ600mm 実験水槽を示す。みずみち棒の効果を確認する実験は平成 22 年 7～8 月にかけて土木研究所内の水質実験施設で行った。みずみち棒はφ18、32mm、 $0.05 \sim 1 \text{min}^{-1}$ の間の条件で運転した。供試汚泥は OD 法の余剰汚泥 ($\text{TS} \approx 20 \text{g/L}$) を実際の処理場から採取し水道水で希釈して濃度の調整をした。汚泥を十分に攪拌した後、24hr の回分試験で沈降の様子を 30 分毎にデジタルカメラの自動撮影により記録した。底部の汚泥濃度計測は水槽側面の引き抜き栓から汚泥を引き抜き、下水試験方法に基づいて TS を計測した。

2. 2 結果

2. 2. 1 初期汚泥濃度と初期沈降速度

φ167mm の実験水槽を用いた初期汚泥濃度の違いによる沈降曲線を図 2.3 に、初期沈降速度と初期汚泥濃度を図 2.4 に示す。初期汚泥濃度 4.7g/L、6.4g/L、8.8g/L の場合を比較すると、初期汚泥濃度が高いほど沈降は遅く、初期汚泥濃度が低いほど沈降は速くなった。初期沈降速度の算出は沈降曲線から等速沈降が終了したと確認できる時間までの回帰直線を算出し、その傾きを初期沈降速度とした。初期濃度が低くなるに従い初期沈降速度は速くなることが

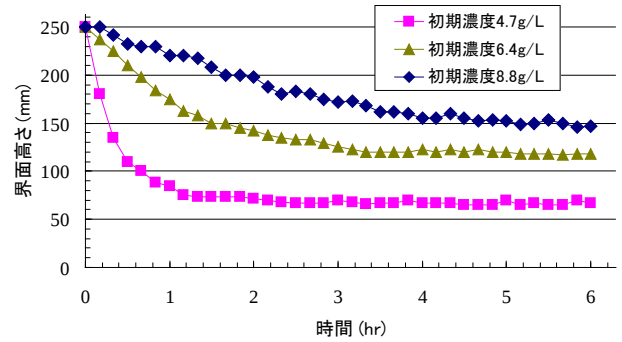


図 2.3 初期汚泥濃度の違いによる沈降曲線

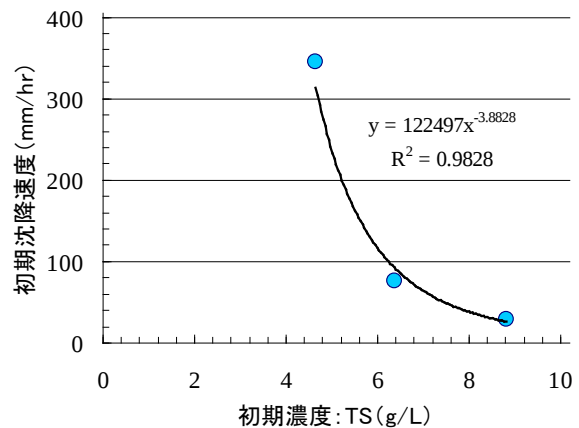


図 2.4 初期沈降速度と初期汚泥濃度

確認できた。また、初期沈降速度は初期濃度の累乗で近似出来ることが示された。

2. 2. 2 汚泥層内の濃度分布

φ167mm の実験水槽で初期汚泥濃度 6.28g/L の場合について、図 2.5 に 24hr 回分試験における沈降曲線、図 2.6 に各経過時間の界面高さや汚泥濃度を示す。沈降曲線の結果から 1hr 後には等速沈降はほぼ終了しており、3hr 以降界面高さはほとんど低下していない。汚泥層内の濃度分布は、0hr 時に 6.28g/L で均一であった濃度分布が 3hr 後には上澄水と沈澱した汚泥に分かれ界面付近の汚泥濃度が 7.1g/L、底部汚泥濃度は 12.6g/L であった。6hr 後には界面付近の汚泥濃度が 8.4g/L、底部汚泥濃度は 13.9g/L となり、24hr 後には界面付近濃度が 9.7g/L、底部の汚泥濃度は 14.2g/L となった。

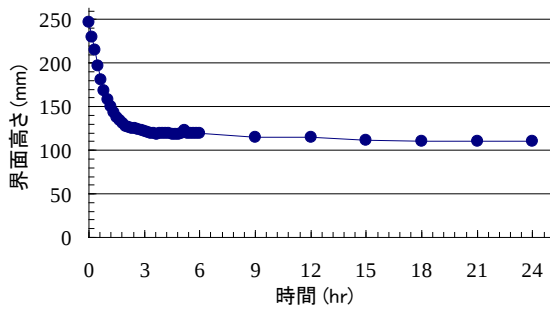


図 2.5 24hr 回分試験における沈降曲線

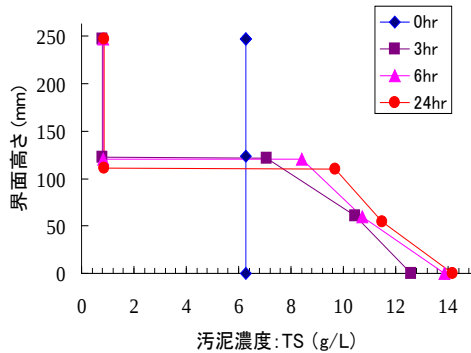


図 2.6 各経過時間の汚泥層内の汚泥分布

2. 2. 3 みずみち棒の効果

みずみち棒の存在に伴う沈降曲線と底部濃度の変化を比較するため、φ600mm の水槽で実験を行った。図 2.7 に初期汚泥濃度 4.0g/L の場合の沈降曲線と底部汚泥濃度、図 2.8 に初期汚泥濃度 10g/L の場合の沈降曲線と底部汚泥濃度を示す。初期汚泥濃度 4.0g/L では、実験開始直後から汚泥界面高さの沈降速度が速く、みずみち棒ありの方が棒なしに比べてわずかに沈降速度が早かった。沈降は 10hr 程度で落ち着き、実験開始 24hr ではどちらも 17cm となった。底部汚泥濃度は実験開始から 6hr まではみずみち棒ありの方が濃度が高く 17g/L を示したが、その後濃度は低下した。初期汚泥濃度 10g/L では、汚泥界面高さの沈降速度が遅く、棒なしの場合は界面低下がごくわずかであるが、みずみち棒ありの場合はみずみち棒なしに比べて沈降速度が速かった。底部汚泥濃度もみずみち棒なしの場合は変化がごくわずかであるのに対して、みずみち棒ありの場合はみずみち棒なしに比べて底部汚泥濃度は高く、界面高さと底部汚泥濃度が同じような変化を示した。

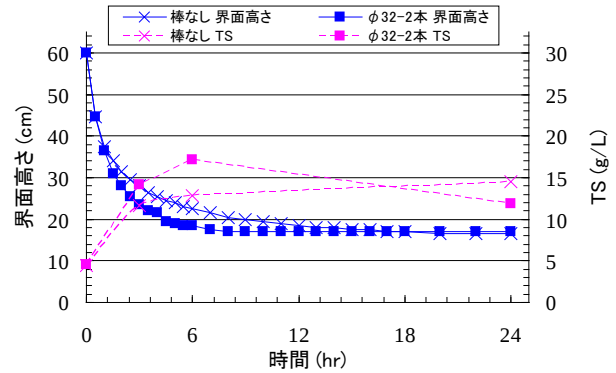


図 2.7 沈降曲線と底部濃度（初期汚泥濃度 4.0g/L）

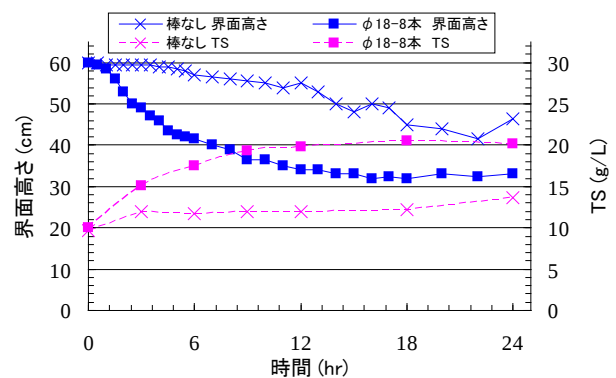
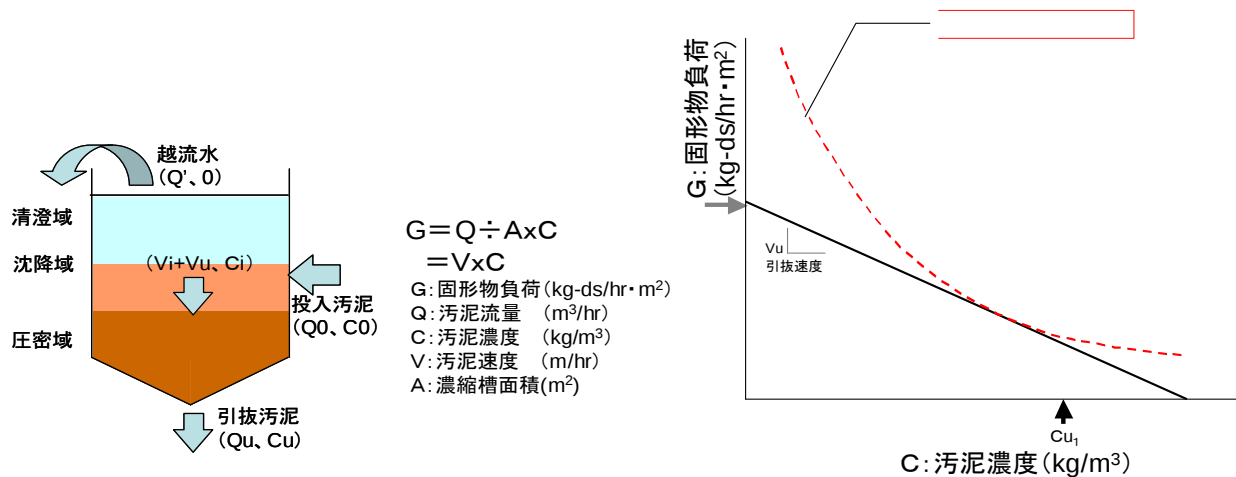


図 2.8 沈降曲線と底部濃度（初期汚泥濃度 10g/L）

図 2.9 重力濃縮槽における固形物流量線図²⁾をもとに作成

2. 2. 4 Coe-Clevenger の計算方法の準用

実験で得た結果から、重力濃縮槽における濃縮濃度を推測するため Coe-Clevenger（コークレベンガー）の計算方法を準用した。

図 2.9 に重力濃縮槽における固形物流量線図を示す²⁾。濃縮槽において固形物負荷は汚泥の濃縮条件を決定する上で重要な因子である。固形物の限界負荷を検討する方法として Coe-Clevenger の計算方法が提案されている³⁾。本計算では、①投入した固形物は越流することなくすべて底部から引抜かれる、②濃縮槽の水面積は水深にかかわらず一定で、固形物の移動速度は汚泥自体の沈降速度 V_i と底部からの汚泥引抜きによる時間によって変化しない移動速度 V_u (制御可能な操作因子) によって移動する、③投入固形物負荷は連続して一定量を供給する、という仮定を行っている。

沈降固形物負荷と引抜固形物負荷の和が投入固形物負荷を越えると汚泥界面が低下し、逆に沈降と引抜の和が投入を下回ると汚泥界面が上昇して汚泥が溢流する。汚泥界面を維持するためには沈降と引抜の和が投入とつりあうことが必要となる。

沈降の効果が期待できない濃縮槽底部では、一定量の連続投入負荷 (G) と一定の流量 V_u での汚泥引抜を仮定すると、界面を維持するためには投入固形物負荷と引抜固形物負荷が等しくなる引抜濃度は $C_u = G/V_u$ となる。計算上は引抜速度を遅くするほど引抜汚泥濃度が濃くなるが、実際にはある引抜速度以下にすると汚泥界面が上昇し汚泥が溢流するため、引抜負荷曲線と接する場合に極限状態における引抜濃度 C_{u1} が求まる。既往の回分試験結果から、みずみ

ち棒は初期沈降速度を大幅に改善することが分かっていることから⁴⁾、回分実験における初期沈降速度が連続投入されている重力濃縮槽の沈降速度と同等と考えられれば、みずみち棒の導入によって沈降固形物曲線が上方へ移動するため、引抜速度を遅くすることが可能となり引抜濃度を C_{u1} から C_{u2} へ高める事ができるといえる。

図 2.10 にみずみち棒による固形物負荷の改善効率を示す。初期沈降速度から算出した沈降に伴う固形物負荷 (沈降負荷) を計算し、棒無しのケースを×印、φ18 のみずみち棒 4 本のケースを△、φ32 のみずみち棒 4 本のケースを○で示すと、棒無しのケースに比べてみずみち棒ありのケースの方の沈降負荷が高くなっており、汚泥濃度が濃いほどみずみち棒によって沈降負荷を高める効果が大きい結果となった。

図 2.11 に実験結果から得られた固形物負荷を示す。実験結果から得られた初期沈降速度に初期汚泥濃度を掛けた値が固形物負荷となり○印で示す沈降固形物負荷曲線が得られる。また、φ167mm の実験水槽で初期汚泥濃度 6.28g/L の場合における沈降固形物負荷を十印で示しており、ほぼ沈降固形物曲線上に位置している。△印は濃度分布を調べた時の 24hr 後の汚泥濃度を表し、界面付近濃度が 9.7g/L、底部の汚泥濃度は 14.2g/L となっていた。

一方、実験用の汚泥を採取した施設の運転状況は投入汚泥濃度が 6.7g/L、引抜汚泥濃度が 18g/L、投入固形物負荷が 1.4kg-ds/m²・hr、汚泥層厚が約 2m で

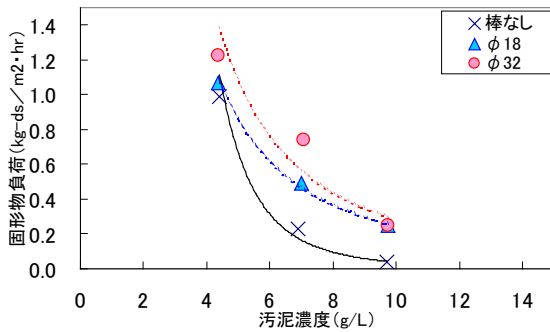


図 2.10 みずみち棒による固形物負荷の改善効果

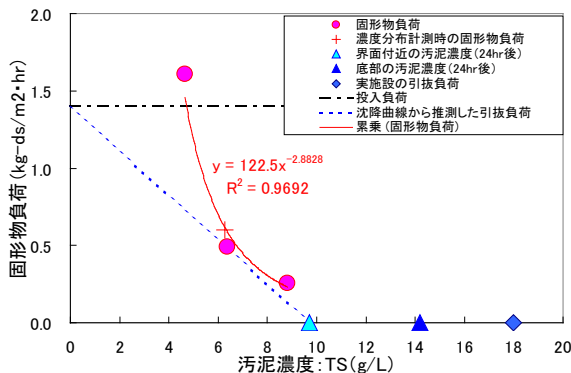


図 2.11 実験結果から得られた固形物負荷

あった。そこで、投入固形物負荷が $1.4\text{kg-ds/m}^2\cdot\text{hr}$ で実験により得られた沈降固形物負荷に接する引抜負荷線から引抜濃度を求めると約 10g/L となった。この値は回分実験における 24hr 後の界面付近の汚泥濃度とほぼ同等であった。また、実験時の底部汚泥濃度、実施設の引抜汚泥濃度はさらに高くなっていた。

2. 3 考察

本研究では、みずみち棒の導入により初期沈降速度が増加したことによる固形物負荷の増加が、引抜汚泥の汚泥濃度に及ぼす影響についての検討を行った。

図 2.12 は実験結果を実施設に適用した場合に考えられるみずみち棒による濃縮汚泥濃度向上の機構を示した固形物負荷の概念図である。固形物負荷線図では、濃縮汚泥の引抜濃度は固形物負荷曲線と引抜線から推定できることが報告されている^{2, 3)}。投入負荷が一定で変化せず、界面高さが一定になるよう引抜量を制御している重力濃縮槽を想定した場合、みずみち棒を導入することにより、引抜速度を遅くできる（すなわち図中の点線のように直線の傾きが

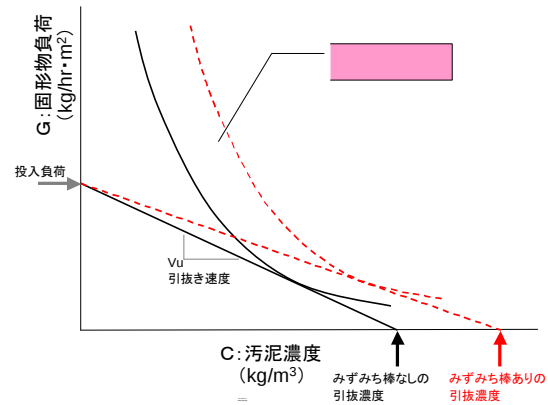


図 2.12 みずみち棒による濃縮汚泥濃度向上の機構

なだらかにする) ことによって、引抜濃度を高めることが表現できると考えられた。

2. 4 まとめ

本実験により以下の事項が明らかになった。

- 1) 回分式の汚泥沈降実験の結果、初期濃度が低くなるに従い初期沈降速度は速くなり、またみずみち棒の存在により初期沈降速度が向上している。
- 2) 引抜汚泥濃度を予測するために Coe-Clevenger の計算方法を準用したことによって、みずみち棒による初期沈降速度の向上によって沈降固形物負荷が上昇し、その結果汚泥濃度が増加することが推定された。
- 3) Coe-Clevenger の計算方法を準用したことによって、汚泥濃度を増加させるには引抜速度を遅くすることが有効であると考えられた。今後は引抜量の制御や、汚泥の腐敗等の影響について検討を行う必要がある。

参考文献

- 1) 佐藤一行、宮本豊尚、桜井健介、浅井圭介、岡本誠一郎、重力濃縮槽の汚泥濃度を向上させる手法、下水道研究発表会講演集 48, 830-832, 2011
- 2) 永持雅之、森孝志、清水一弥、西崎柱造、重力濃縮槽の機能調査、大阪市下水道局業務研究論文集 1 5 周年記念、pp365-375, 1987
- 3) 土木学会、水理公式集、pp419-420、平成 11 年度版
- 4) 北村友一、落修一、渡部春樹、下水汚泥の重力濃縮におけるピケットフェンスの効果、土木学会第 50 回年次学術講演会、pp1234-1235、平成 7 年 9 月

3. 電気分解による下水汚泥からの有用資源回収

本研究では下水処理場に集約されている栄養塩類を可能な限り多量で、かつ、資源として利用しやすい形で回収することを目的としている。処理場のマテリアルフロー中で比較的高濃度にリンを含有している消化汚泥や消化汚泥の脱水分離液から電解処理によってリン等の回収物の組成と量を調べる。また、電解の阻害要因として SS の影響を調べる。

3. 1 実験方法

図 3.1 に回分試験装置、表 3.1 に実験条件を示す。実験は容量 8L の角型水槽に試液を各実験条件で投入し、チタン母材に白金メッキを施したメッシュ状の電極を陰極 4 枚、陽極 4 枚を交互に 1cm 間隔で配置した。電極一枚あたりの接水部面積は幅 8cm×水深 33.5cm で陰極、陽極とも有効面積は 268cm^2 である。定容量直流電源装置 (菊水電子工業製 PAS40-27) にて直流電源を流し、24hr 回分試験を行った。

消化汚泥、消化汚泥脱水分離液は実下水処理場より採取し、case2、case3、case4 は水質水文実験棟で前処理を行った。なお case3 は case2 の上澄みと case4 の汚泥を 50% づつ混ぜ合わせたものである。

図 3.2 に回分試験時の採取試料を示す。実験中のサンプルの採取はピペットで水面下 2cm 付近の液を採取した。実験終了後のサンプルは、電解によって発生する細かい気泡によって水槽上部に浮上した泡状の物質を浮上物として回収した。沈殿物は水槽内の上部の液を捨てた後、底部に沈殿している残水とともに回収した。析出物は電極を取り出し、実験に使用した液を捨てた後、水槽内にイオン水を満たし逆電圧 (リバーサ) をかけて電極に析出している物

質を電極からはがした。その後、底部に沈んでいる析出物を沈殿物と同様の方法で回収した。

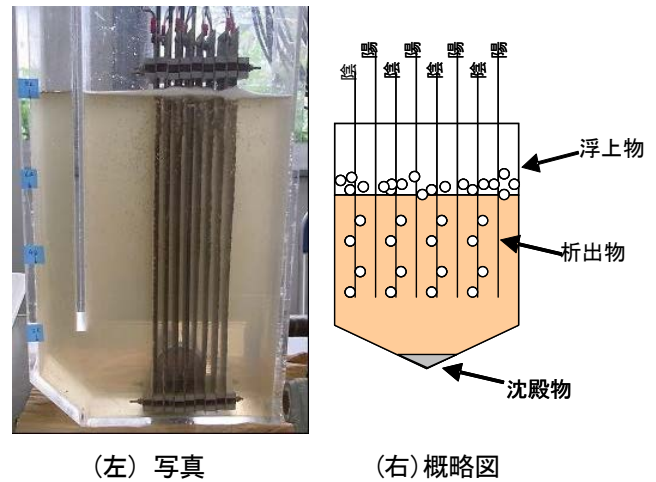


図 3.1 回分試験装置

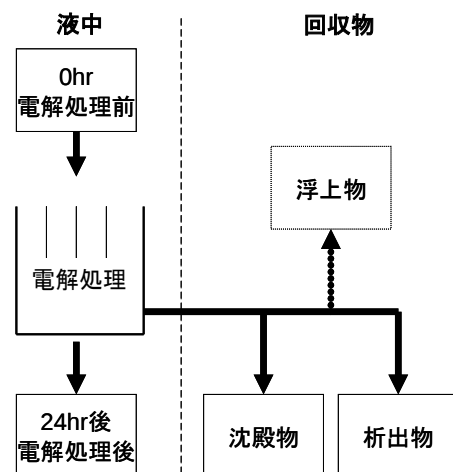


図 3.2 回分試験時の採取試料

表 3.1 実験条件

	試料	前処理	電解条件			初期条件 (mg/L)						
			時間	電圧	電流	TS	VS	SS	TOC	T-P	D-T-P	PO ⁴ -P
case1	消化汚泥 脱水分離液	—	24hr	定電圧 4.5V	5.5 ↓ 6.1A	800	160	42	61	63	68	68
case2	消化汚泥 (上澄み)	遠心分離 2000min ⁻¹ 20分	24hr	3.14 ↓ 3.98V	定電流 4.0A	1584	864	410	273	93	98	82
case3	消化汚泥	SS 濃度 調整	24hr	3.03 ↓ 4.00V	定電流 4.0A	5638	1926	4475	296	219	76.2	74
case4	消化汚泥	ダイレクト	24hr	3.06 ↓ 4.02V	定電流 4.0A	9544	6496	9425	174	318	84	81

3. 2 分析方法

採取した試料の分析は、実験前後の液相の SS、TS、VS、金属類（Al、Ca、Fe、K、Mg、Na、P）の分析を行った。金属類については粒子保持能（保持効率 98%）2.7 μ m のガラス繊維ろ紙(GF/D, Whatman 社)でろ過した溶解性の試料も分析し、実験後の回収物については金属類の分析と炭素、水素、窒素分析を行った。

SS、TS、VS の測定方法は下水試験方法に準拠し、金属類の分析は ICP 発光分光分析法（パーキンエルマージャパン社、Optima3000）を用い、回収物は凍結乾燥等による乾燥の後、加圧ボンベ法で分解後分析を行い、液体の試料は硝酸による分解の後分析を行った。炭素、水素、窒素の分析は CHN 分析計（アムコ社、FLASHEA1112）を用いて分析を行った。

3. 3 結果・考察

3. 3. 1 消化汚泥への適用

図 3.3 に実験前後の液相に含まれる金属類を示す。電解法によって栄養塩類の回収をする際の SS との関係性を調べるため、消化汚泥で SS が薄い case2（SS410mg/L）、濃い case4（SS9425mg/L）、その中間の case3（SS4475mg/L）について比較を行った。

実験前後の溶解性金属類について、リン、マグネシウム、カルシウムは 3 ケースとも低下を示し除去されていることがわかったが、カリウムはほとんど除去されていなかった。リン濃度は SS によらず 0hr では 70mg/L 程度で一定で、0hr でのリン濃度と 24hr でのリン濃度の差であるリンの低下量は SS が高いほど多くなっていた。

一方、実験前後の液相に含まれる金属類の全量について、case2（SS410mg/L）、case3（SS4475mg/L）

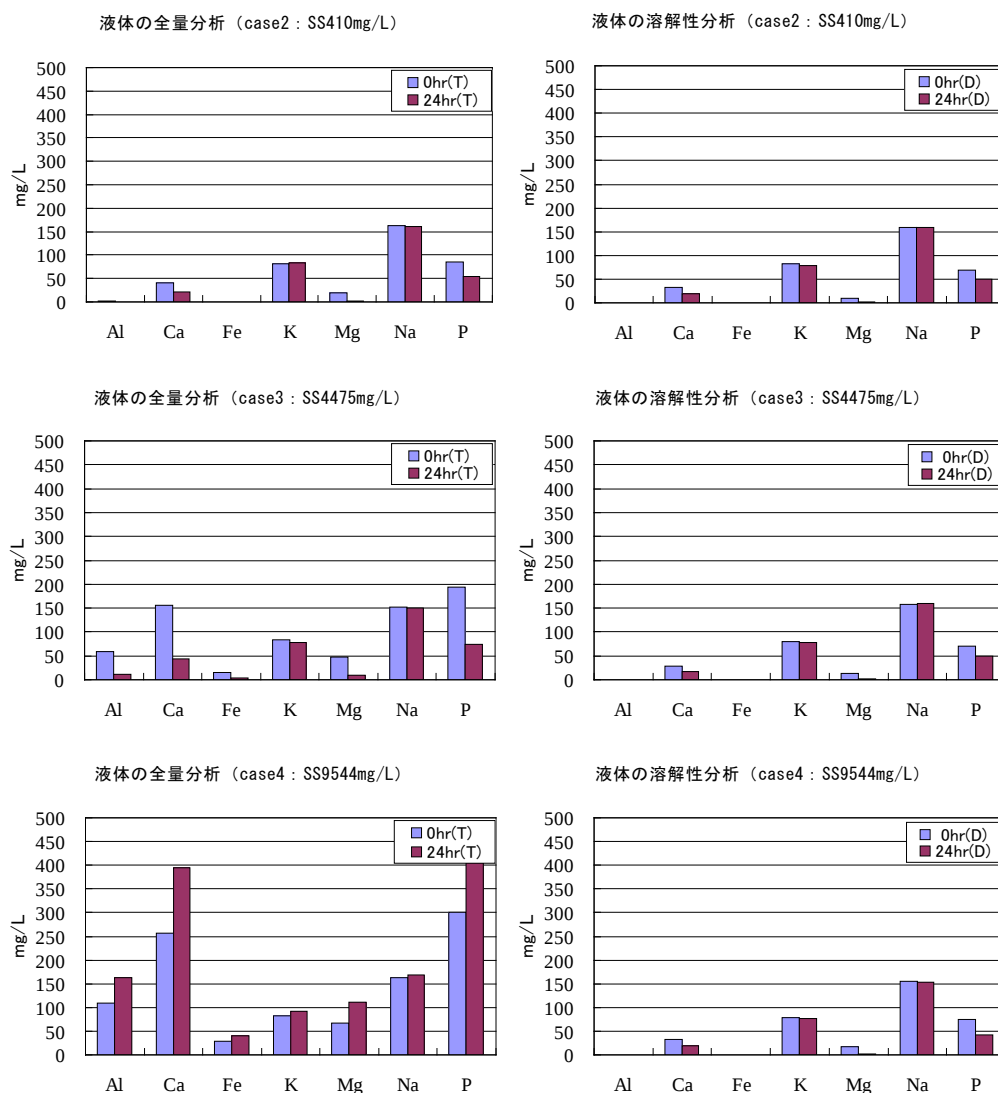


図 3.3 実験前後の液相に含まれる金属類

は低下を示しており除去されていることがわかった。しかしそれに対し、case4 (SS9425mg/L) では、リン、マグネシウム、カルシウム、カリウムだけでなく、すべての金属類が増加を示していた。実験前後の TS を比較すると、case3 (SS4475mg/L) の TS は 0hr で 5638mg/L、24hr 後に 1740mg/L で 31%の減少であり、case4 (SS9425mg/L) の TS は 0hr で 9544mg/L、24hr 後に 15882mg/L で 166%の増加であった。全リン濃度は SS が高いほど固形分に含まれるリンの量が多くなるため、濃度の値は高くなっていた。

図 3.4 に初期全リン濃度と溶解性リン除去率を示す。実験前 0hr の溶解性リン濃度から、液相からのリン除去率を計算したところ、SS が低いほど除去率は低く、SS が高いほど除去率は高い値となった。実

験前後で液相からの溶解性のリン除去率は、浮遊物質による障害を確認することは出来なかった。

図 3.5 に実験後の回収物に含まれる金属類を示す。case2 では沈殿物においてリン、マグネシウムの割合の高い回収物を得ることができ、その全リン濃度は 190mg/g-dry でリン鉱石と同等であった。一方、case3、case4 での回収物は全リン濃度は 30mg/g-dry 前後であり、今回使用した消化汚泥そのものの T-P が 31mg/g-dry であったことと、回収した時の様子からほとんどが汚泥であったと考えられる。

カリウムは沈殿物中に含まれるが消化汚泥そのものの全カリウム 9mg/g-dry と同等かそれ以下だった。析出物からはほとんど検出できなかった。

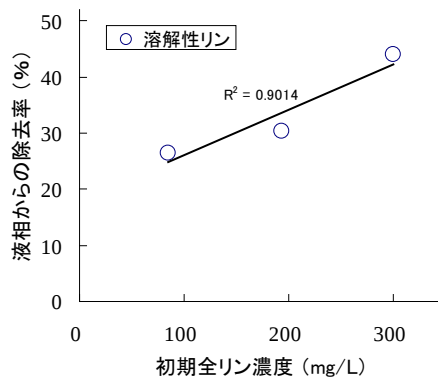


図 3.4 初期全リン濃度と溶解性リン除去率

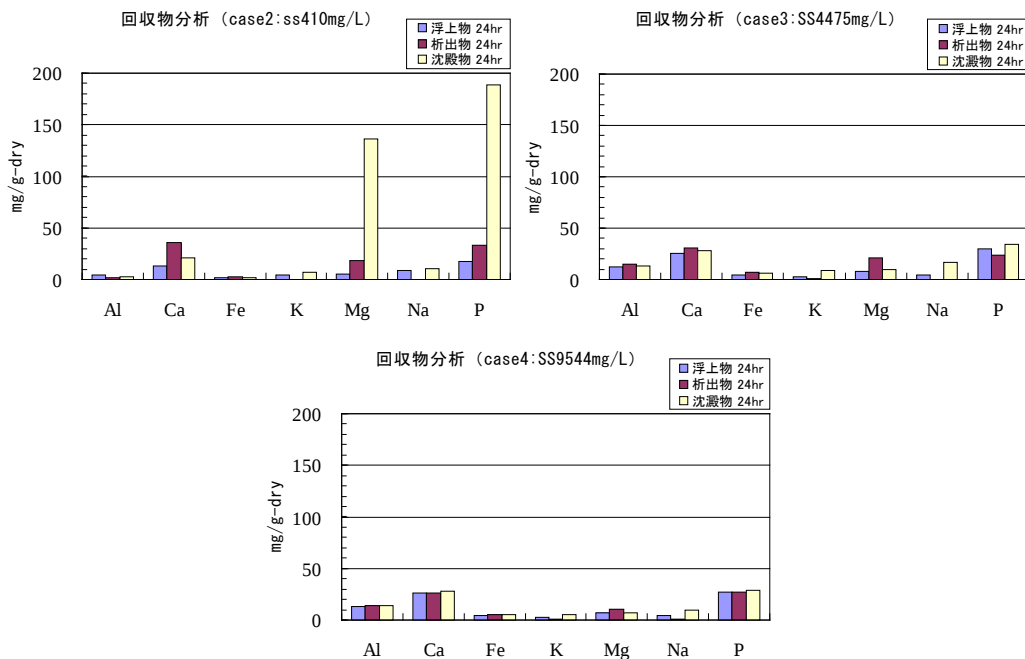


図 3.5 実験後の回収物に含まれる金属類

リンは、case2 の沈殿物では高濃度のリン化合物を回収できたが、それ以外ではほとんどが汚泥と同等のリン濃度であった。浮上物は電解に伴って発生した微小な気泡によって汚泥が浮上濃縮したもので、電解の作用を受けていないためほとんどが汚泥と考えられる。析出物は電解によって汚泥中物質が電極に析出あるいは付着したものである。それにもかかわらず、T-P が小さいのは陰極で析出したリン化合物に比べ陽極に付着している汚泥が大半を占めるためだと考えられる。一方、沈殿物の SS410mg/L だけが T-P が高いのは、陰極で析出した析出物が気泡の作用などによって、成長する前に電極からはがれ、沈殿しているものと想定される。SS が高いと沈殿物のほとんどが沈降した汚泥となり、T-P が低くなっていると想定される。

3. 3. 2 脱水分離液への適用

図 3.6 に電解前後の液相の溶解性金属類分析を示す。case1 の溶解性のリンが多く含まれ SS が少ない脱水分離液で電解をした場合の回収物を調べる実験を行った。

液中の T-P は実験開始時 65mg/L だったものが実験終了後 55mg/L に減少し除去率は 15%であった。一方、マグネシウムは 7.2mg/L から 1.4mg/L まで減少し除去率は 81%、Ca は 28.5mg/L から 7.8mg/L まで減少し除去率は 73%であった。

また、液相から除去した元素の割合はマグネシウムやカルシウムが多いため MAP や HAP を回収できたと想定される。初期状態におけるマグネシウムとリンの重量比率は $Mg/P = 7.17/65.02 = 0.11$ 、モル比は 0.14 であった。

図 3.7 に電解後の回収物に含まれる金属類を示す。沈殿物、析出物ともにリンの含有量が高い物質を回収することができた。また、沈殿物はマグネシウムとカルシウムが同程度なのに対し、析出物はカルシウムの割合が高くなっていた。

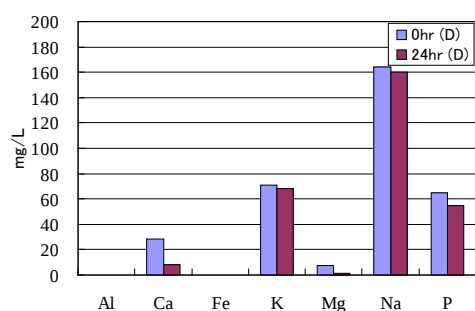


図 3.6 電解前後の液相の溶解性金属類分析

金属類の分析結果と CHN の分析結果から、図 3.8 に消化汚泥脱水分離液を電解したときの回収物組成を示す。沈殿物は Mg が多いことから MAP 主体、リバースによって回収した析出物は Ca が多いことから HAp 主体と想定され、畜産排水処理水での研究結果と同様¹⁾の結果となった。

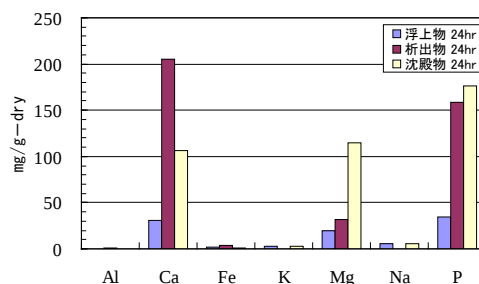


図 3.7 電解後の回収物に含まれる金属類

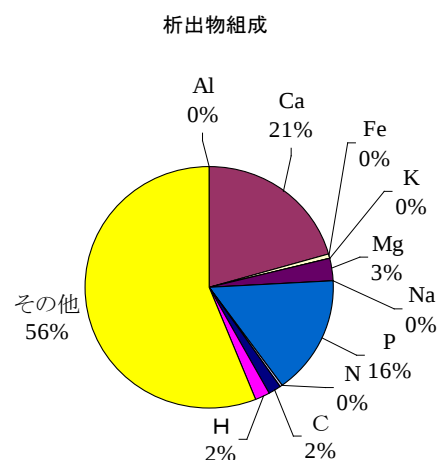
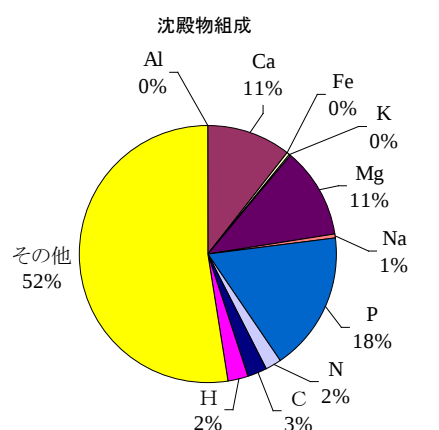


図 3.8 消化汚泥脱水分離液を電解したときの回収物組成

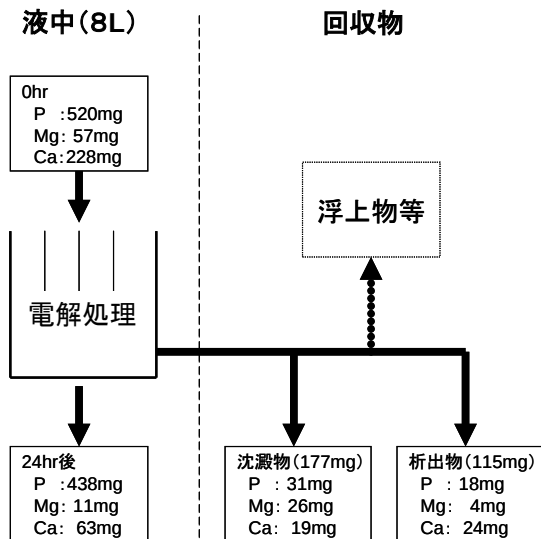


図 3.9 回収物の収支

参考文献

- 1) 田中恒夫、小池範幸、佐藤孝志、新井忠男、平靖之、電解法による畜産排水からのリン酸塩の回収、水環境学会誌、Vol.32、No.2、pp.79-85、2009

3. 3. 3 栄養塩類の収支

図 3.9 に回収物の収支を示す。回収物は沈殿物が 177mg、析出物が 115mg 得られた。8L の液中に 520mg あったリンから沈殿物に 31mg、析出物に 18mg、合計 49mg のリンを回収し、回収率は 9.4% ($=49/520$) であった。合計の収支で未回収となっているものは浮上物中へ移行したもの、析出物を回収した際のリバース液中に残ったもの、リバースで落とさきれずに電極に残ったものが考えられる。

3. 4 まとめ

本実験により以下の事項が明らかになった。

- 1) 消化汚泥を電解する場合、液相から溶解性のリンの除去をする際、高 SS であっても除去の阻害は確認されなかった。
- 2) 消化汚泥を電解する場合、陽極に汚泥の付着が見られた。電解晶析物を回収するには、それらと分離して回収する方法が必要であると考えられた。
- 3) SS の影響が少ない消化汚泥を遠心分離した上澄みを使用した SS が 410mg/L の試料 (case2) を電解した結果、リン鉱石と同等のリン濃度の化合物が回収できた。その成分はカルシウムより、マグネシウムが多かった。
- 4) 消化汚泥の脱水分離液を電解した結果、沈殿物にマグネシウムが多く、析出物にカルシウムが多く含まれていた。

4. 下水污泥焼却灰施肥時の長期的な安全性評価

下水污泥焼却灰の肥料資源化を検討する上で、長期的な安全性の評価は不可欠である。ここでは、下水污泥焼却灰が農地還元される場合を想定し、下水污泥焼却灰を混合した各種土壌に対するライシメーター試験を実施し、降雨に伴うライシメーターからの浸出水を分析することで、実環境に近い状況下において、長期的な金属類の流出状況を把握し、焼却灰中各種元素の挙動に関する考察を行った。

4.1 方法

図 4.1 のような 4 つのライシメーター内に、表 4.1 の条件で各種土壌及び下水污泥焼却灰を充填し、それぞれの土壌(及び焼却灰混合物)の成分分析を実施した上で、降雨に伴う金属類の流出試験を実施した。試験には、北海道長万部町に設置していた過給式流動炉により平成 22 年度に生産された下水污泥焼却灰を用いた。吸着性の異なる土壌間での流出状況の比較を行う観点から、実際の農地から黒ボク土及び水田土の二種類の土壌を採取し、試験に用いた。一般的に、黒ボク土は、活性アルミニウムによりリン酸を固定化し、また、保水性や透水性が高い¹⁾。分析項目は浸出水量、pH、EC、SS、T-N、金属類とし、金属類は二週間に 1 回程度、その他の項目については降雨ごとに分析を行った。試験は 12 月から開始し、現在も継続中である。

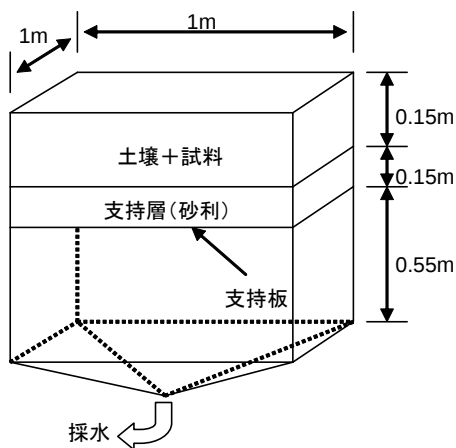


図 4.1 ライシメーター模式図

表 4.1 土壌及び焼却灰の投入条件

	No.1	No.2	No.3	No.4
試料	黒ボク土	水田土	黒ボク土 + 焼却灰	水田土 + 焼却灰
投入量	150L	150L	100+50L	100+50L

4.2 結果

4.2.1 総流出量

試験開始時に実施した土壌及び焼却灰混合物の成分分析結果を図 4.2 に示す。ほとんどの元素について、焼却灰を混入した系の方が含有量が大きくなっているが、Al, Fe については同等或いは土壌単独の系の方が含有量が大きくなっており、土壌中に豊富に含まれる成分であることが分かる。

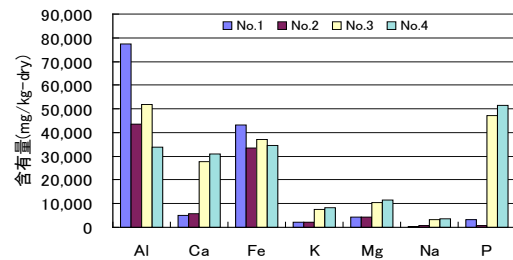


図 4.2 試験開始時に実施した土壌及び焼却灰混合物の成分分析結果

また、試験期間中の金属類の総流出量を図 4.3 に示す。焼却灰が投入された両方の系(No.3 および 4)の浸出水の Ca, K, Mg, Na, B, Zn, Se, Mo, Cd, Te, Ti の濃度は、焼却灰が投入されていない両方の系(No.1 および 2)の浸出水と比べて、いずれも高かった。ただし、これらの濃度の差はごくわずかな物もあり、焼却灰による影響であるかどうかは今後、調査を重ねて解析する予定である。また、これら以外の元素については、土壌の吸着性による差の影響も考えられ、同じく、調査を重ねて解析する予定である。

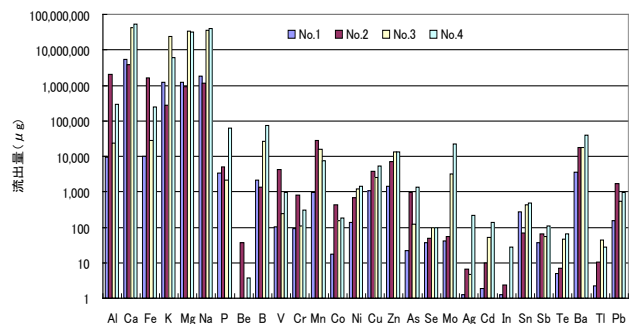


図 4.3 ライシメーター浸出水の各元素の総流出量

4.2.2 流出量の時間変化

各元素の流出量の時間変化を整理したところ、流出の傾向は、表 4.2 に示す通り、凡そ 4 グループに大別できた。図 4.4～4.7 に各グループの代表的な元素の流出

表 4.2 流出傾向の分類

Group1	Group2	Group3	Group4
4系列全てで流出量は極めて低レベルにまで減少	未だ一定量流出している系が存在(総流出量は、No.2>No.4)	未だ一定量流出している系が存在(総流出量は、No.2<No.4)	未だNo.3,4において一定量が流出
Ag,Cd,Cu,In,P,Se,Sn,Zn	Al,Co,Cr,Fe,Mn,Pb,V	As,Ba,Ni,Sb	B,Ca,K,Mg,Mo,Na,Te,Tl

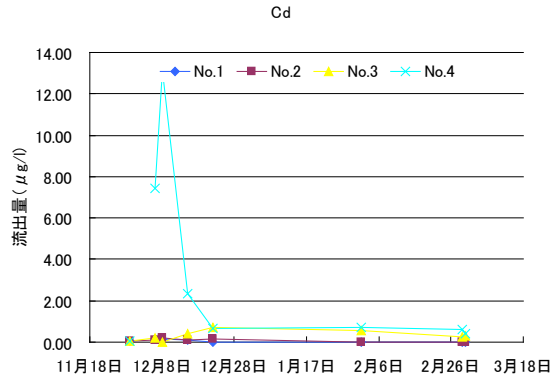


図 4.4 Cd(Group1)の流出量の時間変化

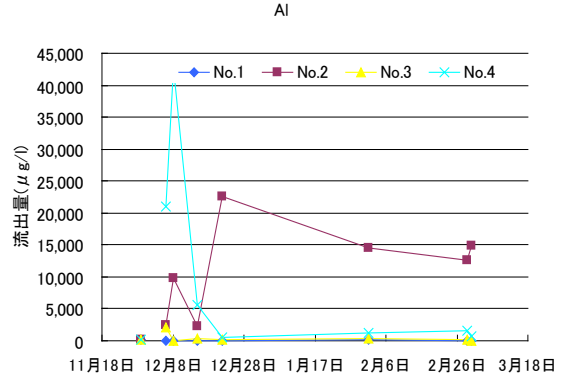


図 4.5 Al(Group2)の流出量の時間変化

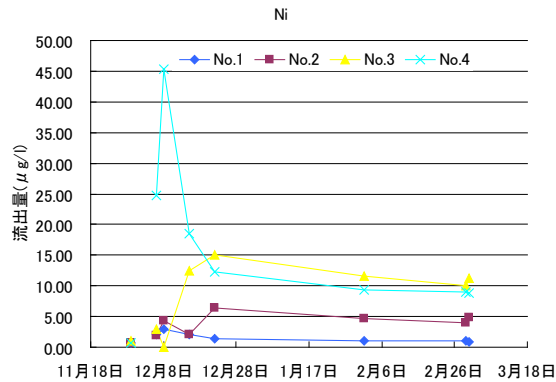


図 4.5 Ni(Group3)の流出量の時間変化

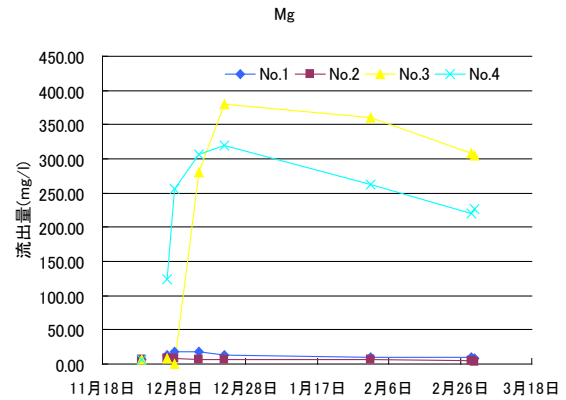


図 4.7 Mg(Group4)の流出量の時間変化

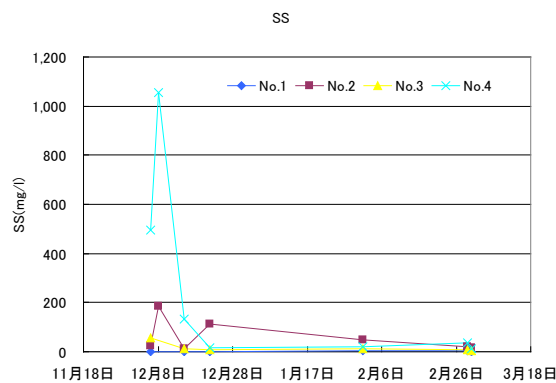


図 4.8 SS の時間変化

量の時間変化を示す。また、参考に流出液の SS の時間変化についても図 4.8 に同様に示す。なお、11 月 29 日の試験開始時には、土壌及び焼却灰を投入しない状態で一度通水し、金属類の測定を行っている。

図 4.4～4.7 より、全体を通して、水田土に焼却灰を混入した No.4 は、含有量の多寡によらず、初期に大きな流出のピークが見られ、その後、Group1～3 については流出量が急激に減少する結果となった。No.3 については、同様に焼却灰が混入されているが、Group4 を除いて No.4 とは大きく流出傾向が異なっており、総じて流出量は小さくなった。これは、前述した通り、黒ボク土の吸着力が強いことが影響していると思われ、金属類の流出傾向は土壌種によって大きく左右されることが本実験においても確認された。また、Group4 では例外的に No.3 と No.4 の流出量が同程度となっているが、Group4 の元素にはアルカリ金属・アルカリ土類金属が多く含まれており、4.2.3 において後述するような現象が関係している可能性が高いと考えられた。

また、Group2 の元素については、No.2 が No.4 よりも総流出量が大きくなっており、特徴的であった。図 4.2 に示した Al, Fe に代表されるように、土壌中の含有量が大きい元素であることも一因と思われるが、No.2 と No.4 の総流出量は、最大でオーダー 1 桁程度離れており、含有量以外の要素が影響している可能性がある。

図 4.8 には流出液の SS の時間変化を示したが、流出液中の金属類は、大きく SS 粒子 (1 μ m 以上の浮遊物)、コロイド粒子 (1 μ m 以下の浮遊物) (文献)、土壌及び焼却灰からの溶出液、の 3 種類の形態で存在しており、図の結果は、SS 粒子の影響度を判断する際の材料となり得る。なお、SS 粒子の寄与に関する定量的な考察は 4.2.3 にて行う。図より、No.4 については、Group1～3 と類似の流出傾向を示しており、焼却灰中の金属類は、主に SS 粒子の形で流出している可能性が高いと言える。ただ一方で、SS の値が極めて低レベルまで減少しているのに対し、Group3, 4 の元素については未だにある程度の流出が見られることから、これらの元素については、一定時間経過後は、主にコロイド粒子及び溶出液の形で流出しているものと思われた。コロイド粒子及び溶出液の形で流出していると思われる Group3, 4 の元素は、実際の農地において流出しやすいことが推測され、特に注目すべき元素であると思われた。

4.2.3 流出量の構成

No.2 及び No.4 の各元素について、金属類含有量、SS 濃度、総流出量を元に、図 4.9 及び図 4.10 の通り、SS 粒子由来、及びコロイド粒子・溶出液由来の流出量をそれぞれ推定した。

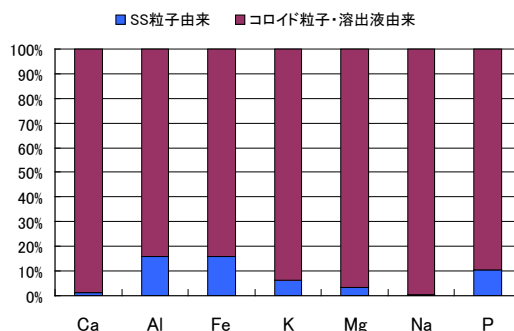


図 4.9 各元素の流出量の構成 (No.2)

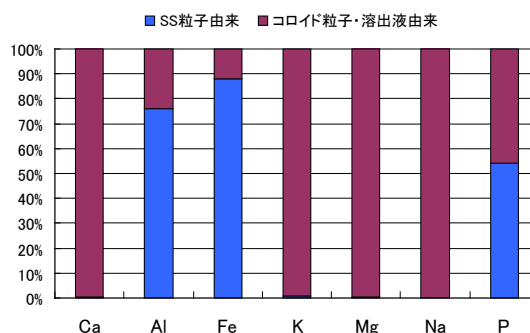


図 4.10 各元素の流出量の構成 (No.4)

先述した通り、Al, Fe 等の元素は、No.2 の総流出量が No.4 よりも大きくなっているが、図より、No.2 はコロイド粒子・溶出液由来のものが多く、No.4 は SS 粒子由来のものが多かった。従って、焼却灰を大量に混入させることで、何らかの作用が働き、土壌由来のコロイド粒子・溶出液の流出が抑制された可能性がある。

また、No.4 では Al, Fe, P といった元素については SS 粒子由来の流出が大部分を占めているが、Ca, K, Mg, Na についてはコロイド粒子・溶出液由来の流出が圧倒的に大きくなっており、No.2 についても、程度の差はあるが、No.4 と同様の傾向となった。

また、焼却灰を混入した No.4 では、これらの元素の溶出液由来の流出量が極めて大きくなっており、焼却灰を混入したことで何らかの作用が働き、イオンの置換が促進された可能性がある。同様の現象は、No.3 においても見られることから、土壌種には無関係の作用であると思われる。

今後は、以上の未解明なメカニズムについて検討

を行うと共に、今回の試験では、焼却灰の混入量を極端に大きく設定していることから、適切なレベルに低減した場合、同様の現象が見られるかどうか確認する必要がある。

4.2.4 環告 46 号試験結果との比較

本試験における下水汚泥焼却灰からの金属類流出量のレベルを評価するため、下水汚泥焼却灰に対する環告 46 号試験結果との比較を行った。同試験は土壤環境基準に定められたものであり、今回、下水汚泥焼却灰の農地への施肥を想定していることから、比較対象としては適切であると思われる。本試験における流出量は、No.4 の流出のピークである 12 月 6 日の流出量を用いた。比較結果は図 4.11 の通りであった。

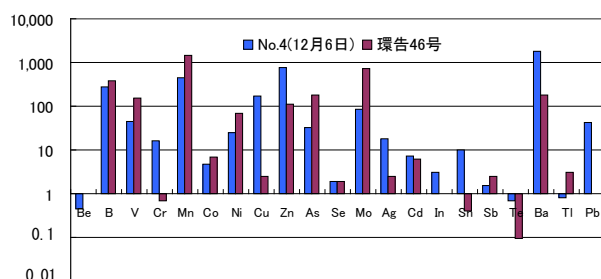


図 4.11 環告 46 号試験との比較

(Al, Fe など土壤からの流出量が非常に大きく、環告 46 号の試験結果を上回っている元素は除く)

結果、一部の元素で環告 46 号の試験結果を上回る結果となった。原因の一つとして、本試験では、溶出液のみならず、SS 粒子やコロイド粒子由来の金属類についても測定していることが挙げられた。特に、前述した通り、試験開始当初は、ほとんどが SS 粒子の流出によるものと思われた。従って、実際の農地においても、SS 粒子の流出の可能性があるかどうかポイントであり、仮に流出するのであれば、それを含んだ状態で評価することに問題は無いと思われた。また、環告 46 号試験では蒸留水を用いて溶出を行ったのに対し、本試験では若干酸性側と思われる降雨により流出を行ったことも原因と思われるが、実環境を再現した試験という観点から見れば、やはり問題は無いと思われた。

4.3 まとめ

下水汚泥焼却灰を混合した各種土壌に対するライシメーター試験を実施し、降雨に伴うライシメータ

ーからの浸出水を分析することで、以下の事項が明らかとなった。

- 1) 焼却灰が投入された両方の系の浸出水の Ca, K, Mg, Na, B, Zn, Se, Mo, Cd, Te, Ti の濃度は、焼却灰が投入されていない両方の系の浸出水と比べて、いずれも高かった。ただし、これらの濃度の差はごくわずかな物もあり、焼却灰による影響であるかどうかは今後、調査を重ねて解析する予定である。
- 2) 各元素の流出量の時間変化を整理したところ、流出の傾向は、4 グループに大別できた。
- 3) 水田土(No.2)及び水田土+焼却灰(No.4)の各元素について、金属類含有量、SS 濃度、総流出量を元に、SS 粒子由来、及びコロイド粒子・溶出液由来の流出量がそれぞれ推定したところ、No.2 はコロイド粒子・溶出液由来のものが多く、No.4 は SS 粒子由来のものが多かった。
- 4) 実雨水による浸出水と環告 46 号試験による溶出水を比較したところ、一部の元素で環告 46 号の試験結果を上回った。

参考文献

- 1) 浅海重夫編、大学テキスト土壌地理学、古今書院発行、2001。

5. 下水中の栄養塩を活用した藻類の培養

水質改善の遅れている三大湾や湖沼等の閉鎖性水域において、窒素・リンの流入負荷を削減することで富栄養化を解消し、赤潮・青潮やアオコの発生を抑制するなど、公共用水域のより一層の水質改善を進めることが求められている¹⁾。

下水道事業は大量の温室効果ガスを排出している事業であり、普及の促進、高度処理化、合流改善の推進等により、今後も温室効果ガス排出量の増加が見込まれる事業である。このため、下水道事業においても積極的に地球温暖化対策に取り組むことが求められている²⁾。

一方で、従来のバイオディーゼル原料 (*Jatropha* や *Coconut* など) に比べて単位面積当たりの収穫量が 10 倍以上³⁾で、食料に競合しない新世代型の藻類からのバイオディーゼル⁴⁾が注目されている。従来、石炭火力発電所から排出された CO_2 を用いて、ポンド内の高脂質含量の藻類からのバイオディーゼルの生産する研究プログラムが実施されてきた⁵⁾。当時としては石油系ディーゼル燃料と比べて高コストであることが課題として挙げられている。また、藻類を排水処理プロセス及び燃料元として使うことが経済的観点などから有利であることが指摘されている^{5),6),7)}。さらに、藻類を利用することによって排水処理に、栄養塩除去^{7),8)}、重金属除去⁸⁾、工業汚染物質除去⁸⁾を付加する事も期待されている。

排水処理の一つに、High Rate Algal Ponds (HRAPs) がある。HRAPs は、滞留時間 2-8 日間、水深 0.2-1m で継続的に攪拌されたポンドであり、藻類の光合成による酸素供給によって、排水中の溶解性有機物が従属栄養細菌によって好気分解するのを促進する方法である⁹⁾。この HRAPs は現在、経済的に実施可能で、かつ、最小の環境影響でバイオ燃料への変換のために藻類を生産することができる唯一の方法と考えられている¹⁰⁾。また、藻類の収穫量の最適化には、 CO_2 添加、藻類種の制御、捕食生物や寄生生物、生物凝集に関する知見が必要であるが、HRAPs におけるこれらの情報が不足していると考えられている¹⁰⁾。

HRAPs の屋外試験がニュージーランドで夏に行なわれており、表面積 31.8m^2 、水深 0.3m、容量 8m^3 のポンドにて、表面流速 0.15m/s 、 CO_2 添加、滞留日数 4 日および 8 日で運転したところ、藻類平均生産量 $16.7\text{g/m}^2/\text{day}$ および $9.0\text{g/m}^2/\text{day}$ 、沈殿池における回収率は、それぞれ、69%、83%が報告されている。この 2 池の藻類優占種は、*Scenedesmus sp.*、

Microactinium sp.、*Pediastrum sp.*、*Ankistrodesmus sp.* であった¹¹⁾。

これら状況を参考に、藻類による下水処理の高度化を検討する。高度化方策として、下水の藻類による生物処理（二次処理）への代替や二次処理水のさらなる付加処理、汚泥濃縮や脱水の分離液および汚泥消化の脱離液の栄養塩除去などが考えられるが、本研究では、国内における導入可能性の観点および藻類の繁殖性の容易さから、まず二次処理水のさらなる付加処理について実現可能性を評価することとした。

5.1 下水処理水を用いた回分式藻類培養実験

下水処理水中に含まれる藻類孢子および栄養塩などによる、下水処理水単体が持つ藻類繁殖能力の把握、培養条件（流速、日数）の差異による生物種の違い、増殖速度を確認するため、下水処理水のみによる回分式の藻類培養実験を行なった。

5.1.1 実験方法

下水処理場に流入する下水を二次処理(反応槽容量: 0.5m^3 、反応槽 HRT:8hour)した処理水を 2L 三角フラスコ 4 個に 2L ずつ入れ、各フラスコを人工気象器(株式会社日本医化器械製作所)内で、表-5.1 に示した 4 条件にて培養した。実験に用いた培養液は、下水処理水にまれに流出する大型の粒子の影響を実験から除外するため、1 時間静置後の上澄みを用いることとし、 $\text{COD}_{\text{Cr}}:28.6\text{mg/L}$ 、 $\text{SS}:8.5\text{mg/L}$ であった。攪拌はマグネチックスターラーおよび回転子を利用した。

培養前後のクロロフィル a および b、全りん(TP)、溶解性全りん(DTP)、全窒素(TN)、溶解性全窒素(DTN)、りん酸イオン態りん($\text{PO}_4\text{-P}$)、アンモニア性窒素($\text{NH}_4\text{-N}$)、亜硝酸性窒素($\text{NO}_2\text{-N}$)、硝酸性窒素($\text{NO}_3\text{-N}$)、無機性炭素(IC)、有機性炭素(TOC)を分析した。また、培養後の試料について、藻類の同定を行なった。クロロフィル a および b は、河川試験方法(案)¹²⁾に準拠することとし、全りんおよび全窒素は、前処理として下水試験方法¹³⁾の全窒素分析の銅・カドミウムカラム還元法における水酸化ナトリウム-ペルオキシ二硫酸カリウム溶液で 120°C 30 分間加熱分解した。連続流れ分析装置(TRAACS 2000、BRAN+LUEBBE 社)を用いて分析を行なった。ただし、クロロフィルおよび溶解性サンプルの分析は、粒子保持能(保持効率 98%) $2.7\mu\text{m}$ のガラス繊維ろ

紙(GF/D, Whatman 社)のろ液を用いた。無機性炭素および有機性炭素の分析には、TOC-5000 及び ASI-5000 (Shimadzu corporation) を用いた。光量子束密度は、ポータブル光量子束密度計(Quantum Meter QMSW-SS, Apogee Instruments, Inc.)を用いてフラスコの設置場所の中心点で測定した。藻類の同定は、平成 18 年度河川水辺の国勢調査マニュアル¹⁴⁾に準拠し藻類の同定を行なった。藻類の同定方法の詳細は次項に示した。

表-5.1 実験条件

項目	培養温度	照明点灯時間	光量子束密度	培養日数	攪拌の有無
単位	℃	時間/日	$\mu\text{mol m}^{-2}\text{s}^{-1}$	日	—
RUN-1	24	12	78	7	無し
RUN-2					有り
RUN-3				18	無し
RUN-4					有り

5.1.2 藻類の同定方法

①濃縮は静置沈殿法にて行なった。試料を 24～36 時間以上静置沈殿させ、試料の約 2/3 の上澄みをサイホンで除去し、残りを試料容器の約 1/3 容量の容器に移し入れる。以上の操作を沈殿管に入る量 (50～100mL) まで順次行なう。沈殿管に試料を入れ 24～36 時間以上静置した後、最終的に 20mL になるようにアスピレーターで上澄みを除去し濃縮した。

②濃縮した試水を十分に攪拌した後、オートピペッターを用いて 0.1mL サブサンプルを採取した。

③採取したサブサンプルを 0.5mm 間隔の界線入りスライドガラス上に乗せ、18×24mm のカバーガラスをサブサンプルに被せた。

④100～400 倍率の正立顕微鏡にて検鏡を行い、生細胞を対象に文献^{15)～22)}を用いて種の同定を行った。計数は、界線に沿って顕微鏡下で種毎に細胞数、群体数(糸状体)をカウントした。カバーガラスのかかった範囲を分割して行うが、偏りがないように計数した。分析結果表には出現した種をそれぞれの出現割合と計数値を示した。なお珪藻綱の観察は、殻の形態が観察し易いように以下の方法でプレパラートを作成し 1000 倍率にて観察を行なった。0.1mL サブサンプルを乗せたカバーガラス (18×18mm) を電熱線コンロで 2 時間くらい熱する。マイクロスライドガラス(大きさ 76×26mm 厚さ 0.9～1.2mm)に封入剤 (Mountmedia, 和光純薬株) を 1 滴程度乗せ、熱したカバーガラスの表面 (試料が乗っていた面)

が封入剤に接するように被せた。

5.1.3 実験結果

実験の状況を写真-5.1～5.4 に示した。ほぼ無色透明の下水処理水が培養 7 日目には鮮やかな緑色になり、藻類そのものや栄養源を供給することなく増殖することが確認された。ただし、予備実験 (データ非掲載) の際と比べて着色速度は遅く、下水処理水の違いによって増殖速度に差異が生じるものと考えられる。また、攪拌が無い場合には、底部のみが緑色に変化した。



写真-5.1 培養 0 日目



写真-5.2 培養 3 日目



写真-5.3 培養 7 日目（左:RUN-1、右 RUN-2）

写真-5.4 培養 18 日目（左:RUN-3、右 RUN-4）
（ただし撮影前の運搬により内容物が若干乱れている）

培養に用いた下水処理水と各実験条件で培養された下水処理水の水質分析結果を表-5.2 に示した。培養の前後では、溶解性全りんは 98%(RUN-3)、95%(RUN-4)低下し、溶解性全窒素は、53%(RUN-3)、48%(RUN-4)低下し、藻類によるものと考えられる栄養

塩除去の可能性が示された。クロロフィル a および b は培養によって増加した。培養 7 日目のサンプル(RUN-1,2)は、攪拌の有無による差異が生じていたが、培養 18 日目のサンプル(RUN-3,4)は、その差異は見られなかった。また、溶解性全りんは、培養 7 日目にはあまり減少しなかったが、培養 18 日目にはほとんど失われていた。典型的には、生物は重量で 7:1 の N:P 比を必要とされており²³⁾、18 日目時点で失われていた溶解性全窒素:溶解性全りんは概ね一致しており、りんが藻類の増殖を制限しているものと考えられた。

各実験条件で培養された下水処理水中の藻類同定結果を表-5.3 に示した。各条件での優占種は、RUN-1~4 において、それぞれ、*Chlamydomonas* sp. (写真-5.5), *Chlorolobion braunii* (写真-5.6), Chlorococcaceae (写真-5.7), Chlorococcaceae (写真-5.8)であり、いずれも緑藻綱であった。培養 7 日目(RUN-1,2)においては、藍藻綱および珪藻綱がわずかながら検出されたが、培養 18 日目(RUN-3,4)においては、それらがほとんど検出されず、観察された藻類の種類が少なかった。以上のとおり、培養条件(流速、日数)の差異により生物種が異なっていた。また、観察された細胞数は、培養 7 日目、18 日目で差はあまり無かったが、クロロフィル a および b の差異と傾向が異なっており、今後の検討が必要と考えられた。

表-5.2 培養に用いた下水処理水と各実験条件で培養された下水処理水の水質分析結果

項目	クロロフィルa	クロロフィルb	TP	DTP	TN	DTN	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	IC	TOC
単位	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
培養前	0.4	0.2	1.18	1.01	14.0	12.9	0.94	4.1	0.5	12.3	16.9	9.8
RUN-1	73.9	13.7	*	*	*	*	0.81	2.9	0.5	7.0	13.4	8.3
RUN-2	31.4	8.2	*	*	*	*	0.89	3.5	0.6	6.8	14.6	7.8
RUN-3	594.	182.	1.01	0.02	12.8	6.1	<0.02	0.2	0.3	4.4	7.9	9.8
RUN-4	585.	187.	0.98	0.05	12.1	6.7	<0.02	0.1	0.3	3.9	5.9	9.4

アスタリスク(*)は測定しなかった項目を示す。

“<0.02”は、測定値が定量下限値以下であったことを示す。

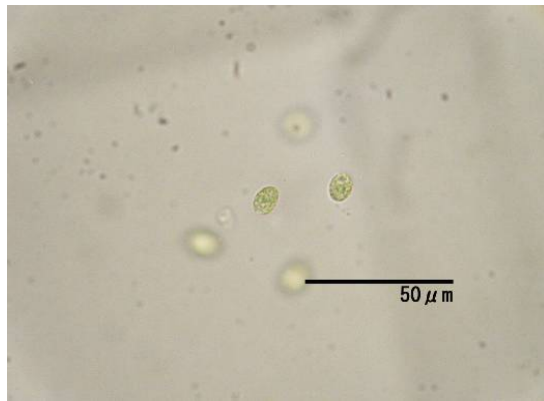


写真-5.5 RUN-1 で優占した *Chlamydomonas* sp.

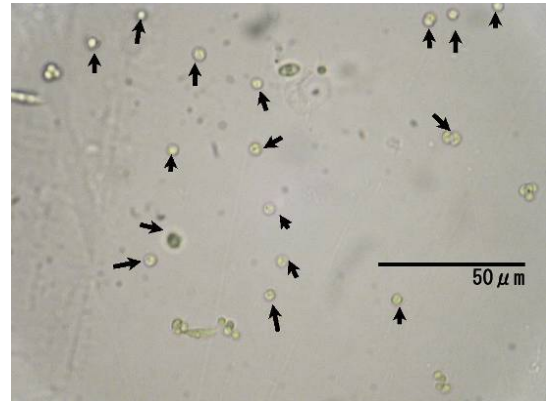


写真-5.7 RUN-3 で優占した Chlorococcaceae

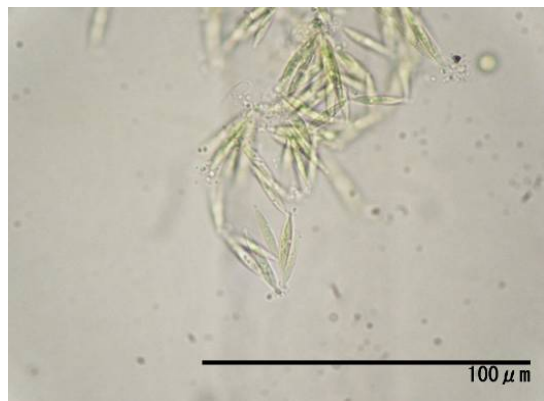


写真-5.6 RUN-2 で優占した *Chlorolobion braunii*

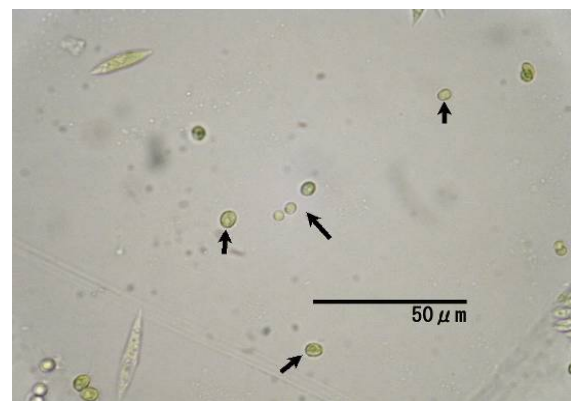


写真-5.8 RUN-4 で優占した Chlorococcaceae

表-5.3 各実験条件で培養された下水処理水中の藻類同定結果

No.	門	綱	目	科	種名	RUN-1		RUN-2		RUN-3		RUN-4		参照 文献
						%	計数値	%	計数値	%	計数値	%	計数値	
1	藍色植物門	藍藻綱	ネンジュモ目	ユレモ科	<i>Oscillatoria</i> sp.*	0.1	1	0.2	2			0.1	1	(15),(19)
2	不等毛植物門	珪藻綱	中心目	タラシオシラ科	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.1	1	0.2	2					(21),(22)
3	不等毛植物門	珪藻綱	中心目	タラシオシラ科	<i>Stephanodiscus</i> sp.	0.2	2	0.4	4					(21),(22)
4	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ディクタマ科	<i>Fragilaria tenera</i>	0.6	6	0.6	6					(21),(22)
5	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Gomphonema parvulum</i>	0.1	1	0.1	1					(21),(22)
6	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Navicula minima</i>			0.1	1					(21),(22)
7	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Pinnularia gibba</i>	0.2	2							(21),(22)
8	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia acicularis</i>			0.2	2					(21),(22)
9	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia amphibia</i>									(21),(22)
10	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia palea</i>									(21),(22)
11	緑色植物門	緑藻綱	オオヒゲマワリ目	クラミドモナス科	<i>Chlamydomonas</i> sp.	58.5	600	9.2	90	1.6	14	2.8	30	(15),(20)
12	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	クロロコックム科	Chlorococcaceae	3.9	40	16.4	160	56.6	510	33.2	360	(15),(18)
13	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	クロロコックム科	<i>Tetradron caudatum</i>			0.4	4	0.1	1			(15)
14	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	オオキスティス科	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>falcatus</i>	0.8	8	3.3	32	0.4	4	0.6	6	(15)
15	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	オオキスティス科	<i>Chlorolobion braunii</i>	1.8	18	53.3	520	2.7	24	22.1	240	(18)
16	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	オオキスティス科	<i>Monoraphidium minutum</i>	0.2	2							(15)
17	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	セネデスス科	<i>Scenedesmus acutus</i>	14.4	148	8.2	80	13.0	117	18.8	204	(15)
18	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	セネデスス科	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	7.8	80			22.3	201	15.5	168	(15)
19	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	セネデスス科	<i>Scenedesmus spinosus</i>									(15)
20	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	セネデスス科	<i>Scenedesmus</i> sp.	3.1	32	1.6	16	1.3	12			(15)
21	緑色植物門	緑藻綱	クロロコックム目	セネデスス科	<i>Tetradesmus wisconsinensis</i>			1.6	16					(15)
22	緑色植物門	緑藻綱	ヒビミドロ目	ヒビミドロ科	<i>Klebsormidium</i> sp.	8.2	84	4.1	40	2.0	18	4.6	50	(15)
23	緑色植物門	緑藻綱	ヒビミドロ目	ヒビミドロ科	<i>Ulothrix</i> sp.							2.4	26	(15),(16)
合計						100.0	1025	100.0	976	100.0	901	100.0	1085	
種類数						15		16		9		9		

アスタリスク(*)を付した種は群体数（糸状体）を計数した。

5.2 下水処理水を用いた半連続式藻類培養実験

5.2.1 実験方法

下水処理場に流入する下水を二次処理(反応槽容量:0.5m³、反応槽 HRT:8hour)した処理水を攪拌器付セルカルチャーフラスコに 2.7L 入れ、マグネティックスターラーで攪拌しながら培養した。水理学的滞留時間が 4 日程度となるように、ポンプで下水処理水を 1 日に 1 度 0.7L 程度を投入し、オーバーフロー水が排出された。下水処理水は、4℃の冷蔵状態で保存し、1 週間ごとに新たなものに取り替えた。培養温度は 20℃、1 日当たりの点灯時間は 12 時間、光量子束密度 32 $\mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ で培養した。フラスコ内部に空気をポンプで 0.5L/min で送風した。実験に用いた培養液は、下水処理水にまれに流出する大型の粒子の影響を実験から除外するため、1 時間静置後の上澄みを用いることとし、COD_{cr}:28.6mg/L、SS:8.5mg/L であった。培養前後のクロロフィル a および b、全りん(TP)、溶解性全りん(DTP)、全窒素(TN)、溶解性全窒素(DTN)、りん酸イオン態りん(PO₄-P)、アンモニア性窒素(NH₄-N)、亜硝酸性窒素(NO₂-N)、硝酸性窒素(NO₃-N)、無機性炭素(IC)、有機性炭素(TOC)を分析した。分析方法は、前節と同じとした。

5.2.2 実験結果

実験の状況を写真-5.9～5.10、半連続式反応槽の原水および処理水の水質を表-5.4、半連続式反応槽中の藻類同定結果を表-5.5 に示した。運転を始めて安定期に入った頃(12 日目)には、既に緑色に染まっていた。水質は前節の回分式試験と同様に、溶解性全りんおよび溶解性全窒素が減少した。反応槽中のクロロフィル a の濃度は、既報¹¹⁾と比べて 1/20 程度であり、さらなる向上が可能と考えられた。藻類は、*Scenedesmus* 科が 96%を占め、単一科の有占が可能であることが示された(写真-5.11)。

Scenedesmus acutus の一種である *Scenedesmus obliquus* (*Scenedesmus* var. *actus* の synonym¹⁵⁾)は、従前研究が多くあり、通常の緑藻の構成成分中の脂質含量が 15-17%である²⁴⁾ところ、平常時は 12.7%²⁵⁾や 17.7%²⁶⁾であるが、貧窒素状態で 43%まで向上することが報告されている²⁵⁾。脂質の成分構成は、リノール酸や不飽和脂肪酸が高いことから、バイオディーゼルの生産に適した種と考えられている²⁶⁾。また、人工下水中の *Scenedesmus obliquus* の培養によって pH9-10 程度の高 pH 及びエアレーションによってアンモニアストリッピングが発生することも確認

されている²⁷⁾。高密度の *Scenedesmus* 科を用いて、数時間のうちに下水処理水中のりん酸イオン態りん、アンモニア性窒素を 100%除去可能であることが報告されている²⁸⁾。*Scenedesmus incrassatulus* により、人工下水中の重金属(クロム、銅、カドミウム)が除去可能であることが報告されている²⁹⁾。これらの特性から *Scenedesmus* 科を用いて下水処理を高度化することは有望であると考えられた。



写真-5.9 半連続式反応槽の様子（実験 0 日目）



写真-5.10 半連続式反応槽の様子（実験 18 日目）

表-5.4 半連続式反応槽の原水および処理水の水質

項目	クロロフィルa	クロロフィルb	TP	DTP	TN	DTN	PO ₄ -P	NH ₄ -N	NO ₂ -N	NO ₃ -N	IC	TOC
単位	μg/L	μg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
原水初日採取	0.4	0.2	1.2	1.0	14.0	12.9	0.94	4.1	0.5	12.3	16.9	9.8
原水中間日採取	*	*	0.9	0.9	8.6	6.6	0.81	2.9	0.5	7.0	14.9	6.1
半連続式処理水	234.	79.	1.3	0.04	12.6	4.1	<0.02	0.2	0.3	2.0	7.1	10.9

アスタリスク(*)は測定しなかった項目を示す。

“<0.02”は、測定値が定量下限値以下であったことを示す。

表-5.5 半連続式反応槽中の藻類同定結果

No.	門	綱	目	科	種名	半連続処理		参照 文献
						%	計数値	
1	藍色植物門	藍藻綱	ネンジュモ目	ユレモ科	<i>Oscillatoria</i> sp.*			(15),(19)
2	不等毛植物門	珪藻綱	中心目	タラシオシラ科	<i>Cyclotella meneghiniana</i>			(21),(22)
3	不等毛植物門	珪藻綱	中心目	タラシオシラ科	<i>Stephanodiscus</i> sp.			(21),(22)
4	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ディアトマ科	<i>Fragilaria tenera</i>			(21),(22)
5	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Gomphonema parvulum</i>			(21),(22)
6	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Navicula minima</i>			(21),(22)
7	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ナビクラ科	<i>Pinnularia gibba</i>			(21),(22)
8	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia acicularis</i>			(21),(22)
9	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia amphibia</i>	0.1	1	(21),(22)
10	不等毛植物門	珪藻綱	羽状目	ニッチア科	<i>Nitzschia palea</i>	0.2	2	(21),(22)
11	緑色植物門	緑藻綱	オオヒゲマワリ目	クラミドモナス科	<i>Chlamydomonas</i> sp.			(15),(20)
12	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	クロロコック科	Chlorococcaceae	2.5	27	(15),(18)
13	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	クロロコック科	<i>Tetradon caudatum</i>			(15)
14	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	オオキステス科	<i>Ankistrodesmus falcatus</i> var. <i>falcatus</i>	0.7	8	(15)
15	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	オオキステス科	<i>Chlorobion braunii</i>	0.8	9	(18)
16	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	オオキステス科	<i>Monoraphidium minutum</i>			(15)
17	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	セネデスス科	<i>Scenedesmus acutus</i>	66.2	711	(15)
18	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	セネデスス科	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	28.5	306	(15)
19	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	セネデスス科	<i>Scenedesmus spinosus</i>	0.4	4	(15)
20	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	セネデスス科	<i>Scenedesmus</i> sp.	0.6	6	(15)
21	緑色植物門	緑藻綱	クロロコック目	セネデスス科	<i>Tetradesmus wisconsinensis</i>			(15)
22	緑色植物門	緑藻綱	ヒビミドロ目	ヒビミドロ科	<i>Klebsormidium</i> sp.			(15)
23	緑色植物門	緑藻綱	ヒビミドロ目	ヒビミドロ科	<i>Ulothrix</i> sp.			(15),(16)
合計						100.0	1074	
種類数							9	

アスタリスク(*)は測定しなかった項目を示す。



写真-5.11 半連続式反応槽で優占した *Scenedesmus acutus*

5.3 まとめ

本調査より以下の事項が明らかになった。

- 1) 回分式試験の結果から、ほぼ無色透明の下水処理水が培養 7 日目には鮮やかな緑色になり、藻類そのものや栄養塩を供給することなく増殖することが確認された。ただし、下水処理水の違いによって増殖速度に差異が生じた。

- 2) 回分式試験の結果から、培養の前後では、溶解性全りんは 98%(攪拌無し)、95%(攪拌有り)低下し、溶解性全窒素は、53%(攪拌無し)、48%(攪拌有り)低下し、藻類によるものと考えられる栄養塩除去の可能性が示された。
- 3) 回分式試験の結果から、培養 7 日目のサンプルは、攪拌の有無により増殖した生物種に差異が生じていたが、培養 18 日目のサンプルは、その差異は見られなかった。
- 4) 回分式試験の結果から、溶解性全りんは、培養 7 日目にはあまり減少しなかったが、培養 18 日目にはほとんど失われていた。
- 5) 典型的には、生物は重量で 7:1 の N:P 比を必要とされているが、回分式試験の結果から、18

日目時点で失われていた溶解性全窒素:溶解性全りんは概ねこの比率と一致していた。また、本実験条件ではりんが藻類の増殖を制限しているものと考えられた。

- 6) 回分式試験の結果から、培養条件（流速、日数）の差異により生物種が異なっていた。
- 7) 半連続式試験の結果から、溶解性全りんおよび溶解性全窒素が減少した。
- 8) 半連続式試験の結果から、藻類は、*Scenedesmus* 科が 96%を占め、単一科の優占が可能であることが示された。
- 9) 半連続式試験の結果から、*Scenedesmus* 科を用いて下水処理を高度化することは有望であると考えられた。

参考文献

- 1) 社会資本整備重点計画、平成 21 年 3 月 31 日閣議決定、<http://www.mlit.go.jp/common/000038075.pdf>
- 2) 下水道における地球温暖化防止対策検討委員会、下水道における地球温暖化防止推進計画策定の手引き、平成 21 年 3 月、<http://www.mlit.go.jp/common/000036176.pdf>
- 3) Peer M. Schenk, Skye R. Thomas-Hall, Evan Stephens, Ute C. Marx, Jan H. Mussgnug, Clemens Posten, Olaf Kruse and Ben Hankamer. Second Generation Biofuels: High-Efficiency Microalgae for Biodiesel Production. *BioEnergy Research* 1(1), pp.20-43, 2008.
- 4) Yusuf Chisti. Biodiesel from microalgae. *Biotechnology Advances*, 25(3), pp.294-306,2007.
- 5) National Renewable Energy Laboratory. A Look Back at the U.S. Department of Energy's Aquatic Species Program: Biodiesel from Algae. NREL/TP-580-24190, <http://www.nrel.gov/docs/legosti/fy98/24190.pdf>
- 6) Bei Wang, Yanqun Li, Nan Wu and Christopher Q. Lan. CO₂ bio-mitigation using microalgae. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 79(5), pp.707-718, 2008.
- 7) Jon K. Pittman, Andrew P. Dean, Olumayowa Osundeko. The potential of sustainable algal biofuel production using wastewater resources. *Bioresource Technology*, 102(1), pp.17-25,2011.
- 8) Luz E. de-Bashan, Yoav Bashan. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. *Bioresource Technology*, 101(6), pp.1611-1627, 2010.
- 9) Pond treatment technology Edited by Andy Shilton, IWA publishing, 2006. ISBN: 9781843390206.
- 10) J.B.K. Park, R.J. Craggs, A.N. Shilton. Wastewater treatment high rate algal ponds for biofuel production. *Bioresource Technology*, 102(1), 35-42, 2011.
- 11) J.B.K.Park and R.J.Craggs. Wastewater treatment and algal production in high rate algal ponds with carbon dioxide addition. *Water Science and Technology*, 61(3):633-639, 2010.
- 12) 建設省河川局（監修）、河川水質試験方法（案）[1997 年版]、技報堂出版
- 13) 建設省都市局下水道部・厚生省生活衛生局水道環境部（監修）、下水試験方法 上巻 -1997 年版-、社団法人下水道協会
- 14) 平成 18 年度河川水辺の国勢調査マニュアル 基本調査編【ダム湖版】
V 動植物プランクトン調査編 http://www4.river.go.jp/system/Download/H18_Chousamanual_dam/06pura.pdf
- 15) 廣瀬弘幸・山岸高旺（編）、日本淡水藻図鑑、株式会社内田老鶴圃、1977.
- 16) 社団法人日本水道協会（編）、日本の水道生物—写真と解説—、社団法人日本水道協会、1993.
- 17) 小島貞男・須藤隆一・千原光雄編（編）、環境微生物図鑑、株式会社講談社、1995.
- 18) 千原光雄（編著）、藻類多様性の生物学、株式会社内田老鶴圃、1997.
- 19) 渡辺眞之（著）、日本アオコ大図鑑、株式会社誠文堂新光社、2007.
- 20) 水野寿彦・高橋永治（編）、日本淡水動物プランクトン検索図説、東海大学出版会、1991.
- 21) 渡辺仁治（編著）、淡水珪藻生態図鑑、株式会社内田老鶴圃、2005.
- 22) 小林弘・出井雅彦・南雲保・真山茂樹・長田敬五（著）、小林弘珪藻図鑑 第 1 巻、株式会社内田老鶴圃、2006.
- 23) アレキサンダー・J・ホーン、チャールス・R・ゴールドマン著、陸生物学、京都大学学術出版会、1999.
- 24) 彼谷邦光、微細藻類オイルの化学、日本微生物資源学会誌、26(1)、pp.1-10、2010.
- 25) Shovon Mandal and Nirupama Mallick. Microalga *Scenedesmus obliquus* as a potential source for biodiesel production. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 84(2), pp.281-291, 2009.
- 26) Luisa Gouveia and Ana Cristina Oliveira, Microalgae as a raw material for biofuels production, *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 36(2), pp.269-274, 2009.
- 27) Domenico Voltolina, Beatriz Cordero, Mario Nieves, Lilia P. Soto. Growth of *Scenedesmus* sp. in artificial wastewater. *Bioresource Technology*, 68(3), 265-268, 1999.
- 28) Endong Zhang, Bing Wang, Qihua Wang, Shubiao Zhang, Budiao Zhao. Ammonia-nitrogen and orthophosphate removal by immobilized *Scenedesmus* sp. isolated from municipal wastewater for potential use in tertiary treatment. *Bioresource Technology*, 99(9), 3787-3793, 2008.
- 29) J. M. Pena-Castro, F. Martinez-Jeronimo, F. Esparza-Garcia, R. O. Canizares-Villanueva. Heavy metals removal by the microalga *Scenedesmus incrassatulus* in continuous cultures. *Bioresource Technology*, 94(2), 219-222, 2004.

6. 藻類を用いたメタン発酵の可能性の検討¹⁾

下水処理により汚水中の有機物や栄養塩類の除去が行われた処理水は、放流先の基準を満足した状態で公共用水域に放流されている。しかしながら、処理水中に含まれている微量の塩類を栄養として藻類が最終沈殿池や修景用水路で繁茂することが報告されており、藻の繁茂を防ぐための研究がなされている^{2),3)}。

処理水中に繁茂する藻類を下水処理場から得られる資源として活用する可能性について探るため、メタン発酵の可能性について検討を行った。

6.1 実験方法

2009年10月中旬から、A処理場内に設置した図-6.1に示す水路に、二次処理水を200L/dayで連続して供給した。期間中の二次処理水の代表的な水質項目は図-6.2のとおりであった。約3ヶ月間後に、プランクトンネットを用いて発生した藻類を回収した。ほぼ同時期に採取した藻類は表-6.1に示すように、*Chlamydomonas* sp.をはじめとした緑藻が支配的であった。得られた藻を、遠心分離機(KOKUSAN H-80F)で20分間3,000rpmの条件で濃縮を行い、図-6.3に示す濃縮藻類を得た。濃縮藻類の基本的な性質については表-6.2のとおりであった。

次に濃縮した藻類を用いて、消化実験を行った。B処理場の消化汚泥と表-6.3に示す割合で混合し、720mlのバイアル瓶にブチルゴムとアルミ栓で密栓を行い、2週間にわたり35℃に保たれた恒温室で静置した。攪拌は一日に一回程度、手動により実施した。実験期間中、気相の分析として、発生ガス量、発生ガスのCH₄・CO₂・N₂濃度分析(島津製作所GC-2014ATF)、液相の分析として、pH、TS/VS(下水試験法)、有機酸(DIONEX IC20 Ion Chromatograph)、NH₄-N(ブラン・ルーベ社製 TRAACS2000)を実施した。発生ガス量の測定方法には、シリンジを用いてバイアル瓶の内部の圧力が大気圧になるまで引き抜いたガス量から計算して求めた。

気相の測定時期については表-6.3のとおりである。液相の諸項目については、開始時と13日後にpH、TS/VS、有機酸、NH₄-Nについて測定を行った。中間の5日目にシリンジにより40mLほど引抜き、pH、有機酸、NH₄-Nについて分析を行った。

藻類の可溶化処理は、TS4.5%に調整した試料をポリエチレン瓶に封入し、瓶ごと50℃の恒温水槽に24時間温浴することで行った。

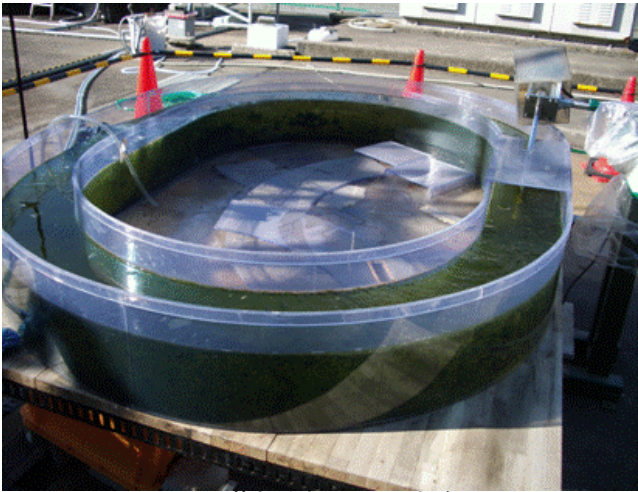


図-6.1 藻類を採取した水路

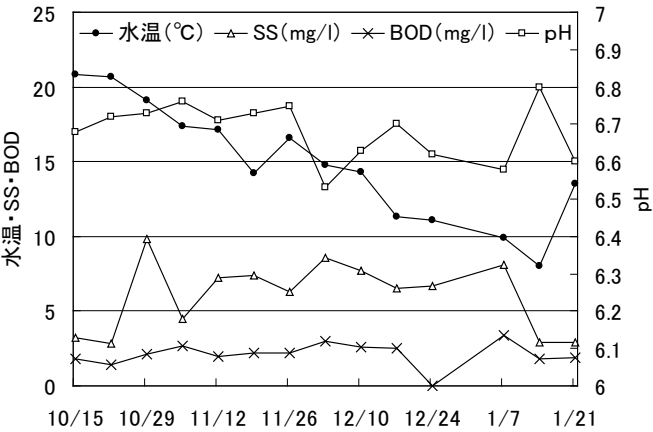


図-6.2 藻発生期間中の二次処理水の変動

表-6.1 水路で発生した藻類の細胞数分析結果 単位: %

No.	門	綱	目	科	種名	割合
1	藍色植物	藍藻	ネンジュモ	ユレモ	<i>Oscillatoria limnetica</i> *	1.6
2					<i>Oscillatoria</i> sp. *	0.1
3	不等毛植物	珪藻	中心	タラシオシラ	<i>Cyclotella meneghiniana</i>	0.2
4			羽状	ディアトマ	<i>Fragilaria</i> sp.	5.4
5				ナビクラ	<i>Gomphonema parvulum</i>	0.2
6					<i>Navicula minima</i>	2.6
7					<i>Navicula saprophila</i>	0.3
8					<i>Navicula subminuscule</i>	0.9
9					<i>Navicula</i> sp.	0.1
10			ニッチア	<i>Nitzschia amphibia</i>	0.2	
11				<i>Nitzschia frustulum</i>	0.3	
12	緑色植物	緑藻	オオヒゲマワリ	クラミドモナス	<i>Chlamydomonas</i> sp.	61.4
13			クロロコクム	オオキステイス	<i>Ankistrodesmus falcatus</i>	0.9
14			クロオコクム	セネデスムス	<i>Scenedesmus acutus</i>	19.9
15					<i>Scenedesmus quadricauda</i>	1.0
16					<i>Scenedesmus spinosus</i>	0.2
17					<i>Scenedesmus</i> spp.	4.7
種類数						17
合計						100.0

注1) アスタリスク(*)を付した種は糸状体数を計数した。

注2) *Chlamydomonas* sp. は非運動細胞(バルメラ・ステージ)

表-6.2 濃縮藻類の性状

濃縮藻類のTS,VS		TSの組成	
TS(g/L)	89.1	C (%)	36.3
VS(g/L)	63.4	H (%)	5.5
VS/TS	0.71	N (%)	6.1
		C/N	5.9



図-6.3 濃縮藻類

表-6.3 消化実験の実験条件

No.		配合比	ガス測定 *								
1	消化汚泥のみ (対照系)		10h	24h	48h	164h	284h	306h			
2	濃縮汚泥+消化汚泥	TS比 1:2	10h	24h	48h	62h	82h	164h	284h	306h	
3-1	濃縮藻類+消化汚泥	TS比 1:1	10h	24h	48h	62h	82h	164h	284h	306h	
3-2	濃縮藻類(可溶化)+消化汚泥	TS比 1:1	10h	24h	48h	62h	82h	164h	284h	306h	

* 無印はガス量のみ測定、下線はガス量とガス組成を測定

6.2 結果・考察

濃縮藻類を投入した系も濃縮汚泥と同様に順調に発酵が進んでおり、酸敗やアンモニア阻害等の問題は発生しなかった。pH は、藻類・濃縮汚泥の基質投入を行った系では実験開始時には7程度であったが13日後には7.5となり、基質を投入していない対照系と同じ値を示した。有機酸は、実験開始時には可溶化処理を行っていない藻類で約400mg/L、可溶化処理を行ったものでは1800mg/L程度測定されており、加温による可溶化の効果が認められる(図-6.4)。吉草酸を除き5日目には消費されており、いずれの系でも13日後の有機酸は合計しても10mg/L以下であった(図-6.5)。

実験結果から、各基質単独での分解率は表-6.4に示す結果となった。今回の実験結果では濃縮藻類の分解率は、汚泥の7割程度であった。可溶化処理をすることで分解率は悪くなっているが、これは実験開始時の時点ですでに分解が進んでいたため、見かけ上分解率が悪くなっていると考えられる。

藻類をメタン発酵することで得られたバイオガス

の組成は、概ね $\text{CH}_4 : \text{CO}_2 = 65 : 35$ となり、下水汚泥の消化ガスとほぼ同等のガス組成となっていた。

投入VSあたりのガス総発生量は290 ml/g-VS(可溶化なし)、250 ml/g-VS(可溶化)であった。初期の配合比が異なる濃縮汚泥270 ml/g-VSと比べて大きな違いがなく、消化汚泥から発生するガス量はわずかなことから、濃縮藻類のガス発生倍率は概ね濃縮汚泥の7割程度であると推察される。

ガス発生量の経時変化では、藻類では実験開始から62時間後まではガスがほぼ一定量発生し続けていた(図-6.6)。濃縮汚泥では10-24h後にピークを迎えており、藻類は汚泥と比べてガス化に時間を要する傾向が見られた。

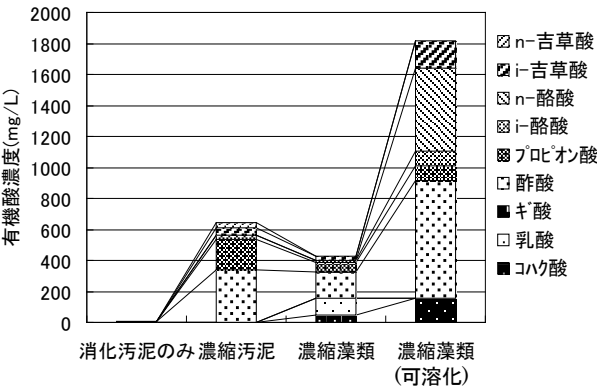


図-6.4 実験開始時の有機酸濃度

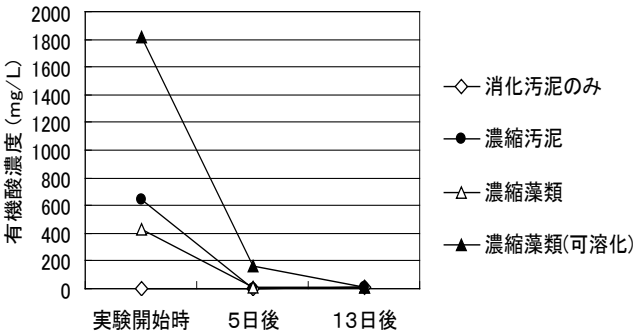


図-6.5 有機酸の推移

※ここでの有機酸とは、ギ酸・酢酸・プロピオン酸・酪酸・吉草酸・乳酸・コハク酸の合計値をさす。

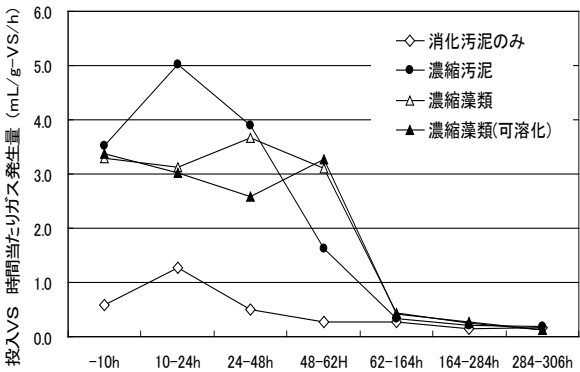


図-6.6 投入 VS 単位時間当たりガスの発生量の推移

表-6.4 各基質の分解率
(単位: %)

	TS分解率	VS分解率
消化汚泥	5.9	8.5
濃縮汚泥	67.2	72.4
濃縮藻類	41.0	54.7
濃縮藻類(可溶化)	33.4	43.4

6.3 まとめ

本調査の結果、以下の事項が明らかとなった。

- 1) 二次処理水を流した水路に繁茂する藻類を資源として積極的に活用するために、メタン発酵に

ついて検討を行ったところ問題なく発酵が進んでいた。

- 2) VS 分解率やガスの発生倍率は濃縮汚泥の 7 割程度であり、・ガス量も濃縮汚泥と同程度であるが、ガス化に時間を要していた。得られたバイオガスはメタン濃度が 65%程度であり、一般的な下水汚泥を消化した場合と同等の組成であった。また、温水による可溶化を試みたところ、有機酸の生成等に効果が確認された。
- 3) 本研究により、処理場が持つ資産を使って、消化槽の負荷量を調整する可能性が見出された。例えば冬季に藻類を栽培し消化槽に投入することで、消化槽の加温に必要とする消化ガスの発生量を増加させるといった利用方法も考えられる。

参考文献

- 1) 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、下水道研究発表会講演集 47, 453-455, 2010
- 2) 岡安祐司、南山瑞彦、鈴木穰：微生物固定化担体を用いた、下水再生水放流水路における付着藻類の増殖を抑制する技術の開発、第 46 回環境工学研究フォーラム講演集、pp.16-18、2009
- 3) 秋葉誠、富田雅昭：最終沈殿池越流樋部の防藻対策、下水道協会誌、Vol.22、No.257、pp.62-69、1985

A STUDY ON RESOURCES RECOVERY AND PRODUCTION SYSTEM FOR UTILIZING NUTRIENT IN SEWAGE

Budgeted : Grants for operating expenses

Research Period : FY2009-2013

Research Team : Materials and Geotechnical Engineering Research Group (Recycling Research Team)

Author : OKAMOTO Seiichiro

SAKURAI Kensuke

HORIO Shigehito

SATO Kazuyuki

Abstract : Water quality must be improved in several closed water areas where eutrophication has advanced. Taking advantage of the nutrient in wastewater treatment plants to recover and produce resources can decrease nutritive salts in treated wastewater. Furthermore, recovered and produced resources are expected to be utilized as alternatives to fossil fuels to mitigate global warming. Therefore, treated wastewater is used to culture small algae under varying conditions such as culturing days, speed, and experiment type: batch experiment and semi-continuous experiment. The results have confirmed that culturing small algae in treated wastewater is possible without artificially adding nutrients and strains, and have identified the small algae cultured by treated wastewater under these conditions. It is assumed that the growth of these small algae is restricted by a lack of phosphorus. In addition, low and high solid concentrations of sewage are electrolyzed, confirming the recovery of phosphate by this method.

Key words: Sewage Treatment, Nutrient Salts, Electrolytic Treatment, Fertilizer, Algal Culture.