

微細藻類を用いたメタン発酵消化液処理法の確立に向けた基礎研究

Basic study on an establishment of methanogenic digestate treatment using microalgae

Key words: methanogenic digestate, microalgae, nutrient salt

農業システム工学分野 寺元 彰将

1. 背景

化石燃料による環境負荷への懸念から再生可能エネルギー源の利用に注目が集まっている。その中でも本研究ではメタン発酵に注目した。メタン発酵とは有機廃棄物からバイオガスを得る技術のことである。現在あるメタン発酵施設の大部分は湿式という約95%程度水分を含んだもので、副生成物として大量の消化液が発生する¹⁾。この消化液は大量の栄養塩類を含んでいるので処理せねばならず、メタン発酵施設の経営を圧迫している。消化液を液肥として圃場に散布するという研究も行われているが、作物を育てない期間には利用できない、肥料成分濃度が低いため大量の貯蔵が必要などの問題がある。そのため消化液の新たな処理法の確立が求められている。新たな処理法として消化液を栄養源として微細藻類を培養し、その微細藻類をメタン発酵の基質として利用するというものがある²⁾。本研究ではこの処理法の確立に向けて、微細藻類を消化液を用いた培養液で培養した際の栄養塩類(アンモニア態窒素およびリン酸態リン)の減少量などを調べることを目的とする。

2. 実験方法

2.1 培養方法

本研究では人工気象器 (LPH-220SP, 日本医化器械製作所) の中で 500 mL 三角フラスコを用いて微細藻類の培養を行った。その際温度は 25°C, 日長は 16 時間に設定した。培養株は、大阪府の桃ヶ池で採取した野生株を用いた。培養液は京丹後市エコエネルギーセンターの消化液を MF 膜によりろ過し、熱曝気処理によりアンモニウムイオン濃度を低下させた溶液 (以下消化液), アンモニア水, リン酸水素二カリウム溶液 (以下リン調整液), 蒸留水で調整した。また三角フラスコの底側面への微細藻類の付着防止, 培養液の攪拌のために常時エアレーションを行った。

2.2 実験目的

本研究では二回の培養実験を行った。
実験 1: 今回行った培養方法ではアンモニウムイオンが徐々に減少することが予備実験により確認されている。その原因はエアレーションによりアンモニア

が空气中に抜け出すこと, また藻類の成長によりアンモニウムイオンが消費されることであると予想された。これを確かめるため表 1 に示すように, 各実験区の微細藻類の量のみが異なるように調整した。アンモニウムイオンとリン酸イオンはそれぞれ微細藻類の生育障害が起こらない濃度 (アンモニウムイオン: 約 140 mg/L, リン酸イオン: 約 30 mg/L) として 96 時間培養を行った。アンモニウムイオン濃度変化をみるため 24 時間ごとに測定を行った。また微細藻類の成長量の指標とするため, 培養株と培養後の各培養液の乾物重を測定した。

表 1 各実験区の培養液の内訳

実験区	消化液 (mL)	培養株 (mL)	アンモニア水 (mL)	蒸留水 (mL)	リン調整液 (mL)
A	75	0	17	406	2
B	75	50	17	356	2
C	75	100	17	306	2
D	75	200	17	206	2

実験 2: アンモニア態窒素がこの培養法によって減少することは実験 1 で確認できた。しかしリン酸態リンが時間経過でどのように減少するのか, また pH がどのように変化していくのかはわからなかった。そのため, 表 2 に示すように, 各実験区のリン酸イオン濃度のみが異なるように調整し, それぞれの実験区での初期リン酸イオン濃度は実験区 A: 12 mg/L, 実験区 B: 21 mg/L, 実験区 C: 31 mg/L, 実験区 D: 49 mg/L とした。アンモニウムイオン濃度は生育障害の起こらない約 120 mg/L とし, 72 時間培養を行った。リン酸イオン濃度, pH 変化をみるため 24 時間ごとにそれぞれを測定した。また微細藻類の成長量の指標とするため, 培養株と培養後の各培養液の乾物重を測定した。

表 2 各実験区の培養液の内訳

実験区	消化液 (mL)	培養株 (mL)	アンモニア水 (mL)	蒸留水 (mL)	リン調整液 (mL)
A	75	50	17	358	0
B	75	50	17	357	1
C	75	50	17	356	2
D	75	50	17	354	4

3. 実験結果及び考察

3.1 実験 1

アンモニウムイオン濃度の変化を図 1 に示す。各実験区でアンモニウムイオン濃度は減少し、時間経過とともに減少量は少なくなった。微細藻類の存在しない実験区 A でのみ他の 3 つの実験区と比べて常に減少量が少なかった。

また得られた乾物重 (200 mL 中) の量は培養株 0.53 g, 実験区 A: 0.13 g, 実験区 B: 0.31 g, 実験区 C: 0.37 g, 実験区 D: 0.50 g となった。最初に投入した培養株に含まれる乾物重, また実験区 A の乾物重を引くと実験区 B, C では 0.13 g, 実験区 D では 0.16 g となる。これは藻類成長量に相当する量で実験区 B, C, D で大きな違いはなかったことがわかる。

実験区 A でのみアンモニウムイオン濃度減少量が少なく, 実験区 B, C, D で藻類成長量に大きな違いがなかったことからアンモニウムイオンの大部分がエアレーションにより, また一部が藻類成長により減少していることが確認できた。

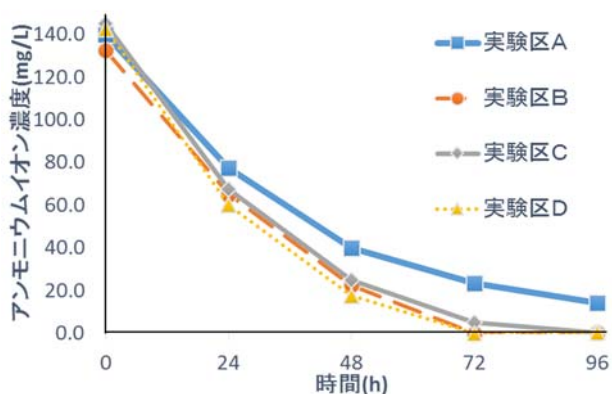


図 1 実験 1 でのアンモニウムイオンの変化

3.2 実験 2

リン酸イオン濃度の推移を図 2 に示す。図 2 から分かるとおおり, どの実験区でもリン酸イオンは同じような減少の傾向を示し。時間経過とともに減少量は大きくなった。実験区 A では途中で測定限界を下回ったが 24 時間後まではどの実験区でも藻類成長において制限条件にならないほどリン酸イオンが十分あったことがうかがえる。減少量が大きくなっていったのは時間経過とともに藻類量が増加し, 消費されるリン酸イオンの量が増えたためではないかと考えられる。

また得られた乾物重 (200 mL 中) の量は培養株 0.47 g, 実験区 A: 0.24 g, 実験区 B: 0.24 g, 実験区 C: 0.29 g, 実験区 D: 0.28 g となった。最初に投入した培養株の乾物重, またリン酸水素二カリウムの重さを引くと実験区 A では 0.12 g, 実験区 B では 0.12 g, 実験区 C では 0.16 g, 実験区 D では 0.15 g となる。これは藻類成長量に相当し, 実験区 A と B, 実験区 C と D で藻類成長量が近かったことがわかる。

pH の変化を図 3 に示す。pH は実験区 C 以外で 24 時間後までに減少していき, その後どの実験区でも増加し, 最終的にどの実験区でも初期 pH よりも高い値を示した。pH 減少についてはエアレーションによりアンモニアが大気中に放出されたこと, pH 増加については藻類による光合成により水中の二酸化炭素濃度が減少したことなどが原因として考えられる。処理した消化液を河川放流する際, pH も水質汚染原因となるものなので今後詳しく調べていく必要があるだろう。

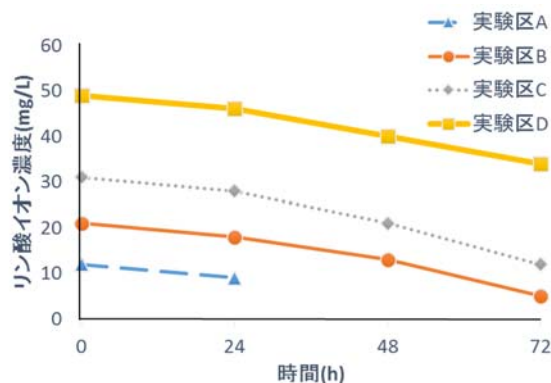


図 2 実験 2 でのリン酸イオンの変化

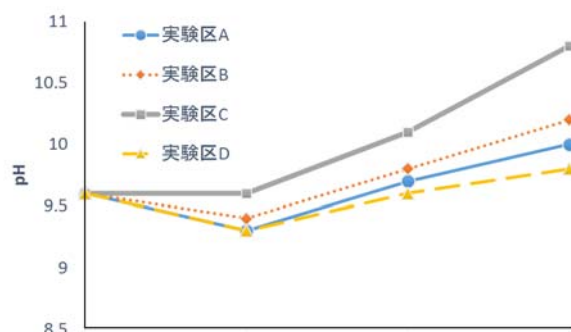


図 3 実験 2 での pH の変化

4. まとめ

今回用いた培養法で栄養塩類であるアンモニア態窒素とリン酸態リンが減少することは確認できた。しかし, アンモニアが大気中に放出されるため, それが大気汚染の原因にならないか, 栄養塩類と微細藻類の成長関係, pH 変化の原因究明など, 今後メタン発酵消化液の微細藻類を用いた処理法を確立するうえで課題が残されている。

参考文献

- 1) 吉田隆 (2007) : バイオマスからの気体燃料製造とそのエネルギー利用, “ブッカーズ編”, 三法社印刷, 169-203, 306-334.
- 2) Xiaoqiang Wang, Eva Nordlander, Eva Thorin, Jinyue Yan (2013) : Microalgal biomethane production integrated with an existing biogas plant: A case study in Sweden, Applied Energy, **112**, 478-484