

DHS (Down-flow Hanging Sponge) リアクターによるメタン発酵脱離液の連続処理

長岡技術科学大学 (学) ○段下 剛志 (非) DAO THI NGOC HOANG (正) 幡本 将史 (正) 山口 隆司
東北大学 (非) 阿部 憲一

1. 研究の背景と目的

メタン発酵は、活性汚泥法などの好気処理と比較して、曝気動力が不要で省エネルギーな処理方法である。またプロセスの過程で発生するメタンガスは、エネルギー源として有効活用が期待できる。しかし、メタン発酵産物の固液分離で生じるメタン発酵脱離液は、難分解性有機物や窒素を含有するため、これを未処理のまま放流すれば、水域の汚濁をもたらす一因になる。

本研究ではメタン発酵脱離液から有機物を除去するプロセスとしてDHS (Down-flow Hanging Sponge) リアクターに注目した。DHS リアクターはスポンジを汚泥保持担体とした、好気性散水ろ床法である。DHS リアクターのメリットは、高濃度に汚泥を保持でき、余剰汚泥が抑制できること、エアレーションが不要なこと等が挙げられる¹⁾。さらにDHS リアクターにおいてアンモニア性窒素を亜硝酸まで酸化する亜硝酸化が実現できれば、後段処理に嫌気性アンモニア酸化

(Anaerobic Ammonium Oxidation : ANAMMOX) 反応を適用することで窒素除去も期待できる。

ここでは、DHS リアクターのスタートアップ期間における、有機物除去および硝化性能を評価した。

2. 実験方法

(1) 実験装置

図-1 に本研究で用いる DHS リアクターの概要を示す。ろ材は断面積 5 cm^2 、幅 3 cm の三角柱状スポンジとした。ろ床は、ろ材 26 個を 1 枚の PVC 製のシートに張り付けたものを、図-1 に示すように配置したものとした。スポンジ容積は 1.56 L となり、容積負荷の計算にはこの値を用いた。

運転開始前、リアクターに長岡市の中央浄化センターから採取した活性汚泥を植種した。

(2) 植種汚泥の好気性活性試験

メタン発酵脱離液がどの程度好氣的に分解できるかを調査するため、植種汚泥と同一箇所から採取した活性汚泥を用いて好気性活性を測定した。試験中の水温は $28\sim 30^\circ\text{C}$ 、pH は $7\sim 8$ とした。活性汚泥は試験開始前に一晚曝気し、持ち込み基質を分解させた。試験開始前に試験溶液 (活性汚泥と基質の混合液) の汚泥濃度を測定した。試験溶液の汚泥濃度は、 1000 mg-VSS/L 前後であった。

比較系として植種汚泥と同一箇所から異なる日に採取した活性汚泥を用いて、下水 (持ち込み基質)、および廃糖蜜の希釈液を基質として、同条件で好気性活性を測定した。

(3) 連続処理実験

供給廃水は、生ゴミをメタン発酵処理し、固液分離後に生じた脱離液とした。汚泥を徐々に馴致させていくため、廃水は水道水で 2 倍希釈した。廃水には栄養塩を添加した。廃水の pH は、HCl を用いて 8 前後に調整した。廃水は常時タンク内で攪拌しながらリアクターに供給した。タンク内の廃水の交換頻度は、週 $2\sim 3$ 回とした。

連続処理は 30°C に保った恒温室内で実施した。運転開始時の HRT (Hydraulic retention time : 水理学的滞留時間) は 24 時間とした。

3. 結果と考察

(1) 植種汚泥の好気性活性試験

図-2 に各基質における活性汚泥の好気性活性を示す。メタン発酵脱離液、下水、廃糖蜜希釈水の好気性活性は、それぞれ 0.079 、 0.26 、 $0.17\text{ kg-COD/kg-VSS}\cdot\text{day}$ となった。メタン発酵脱離液の好気性活性は、下水の約 $1/3$ 、廃糖蜜希釈液の約 $1/2$ と低い値であった。これよりメタン発酵脱離液は、生物分解が困難な廃水であると言える。従って、メタン発酵脱離液を処理するリアクターのスタートアップは、通常の廃水と比較して長

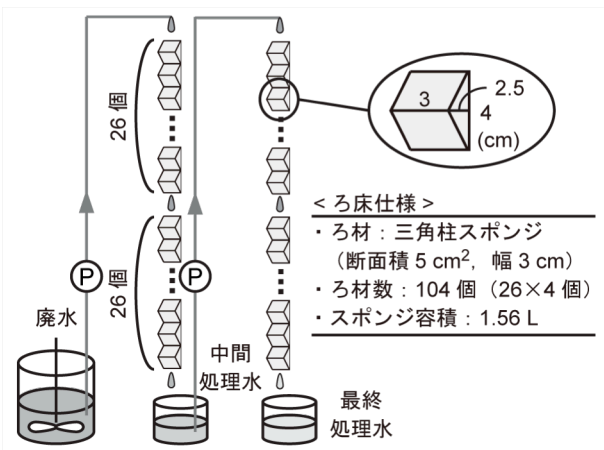


図-1 DHS リアクターの概要

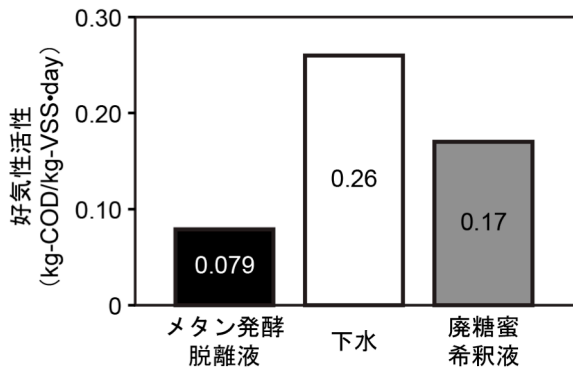


図-2 各基質における活性汚泥の好気性活性

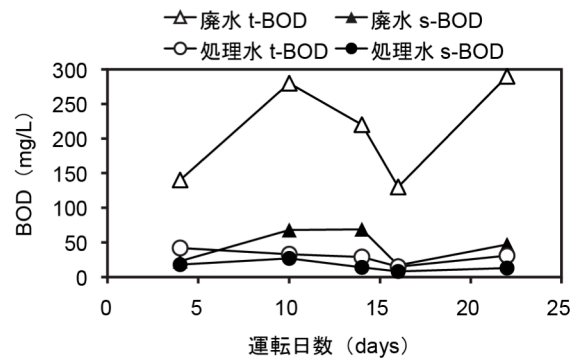


図-3 廃水と処理水の BOD の経日変化

い時間を要すると考えられる。

(2) 連続処理実験

植種終了直後の保持汚泥濃度は 1.8 g-VSS/L-sponge となり、植種日を運転 0 日目として連続処理を開始した。図-3 に廃水と処理水の BOD の経日変化を示す。ここでの処理水は、図-1 に示した最終処理水を指す。期間中の廃水 t-BOD の平均は 212 ± 67 mg/L であった。また廃水の t-BOD/t-COD の平均は 0.22 ± 0.05 と低い値であった。

10 日目以降、最終処理水の s-BOD の減少が確認され、生物処理は徐々に進行した。10 日目以降の処理水の t-BOD, s-BOD の平均は、それぞれ 30 ± 9 mg/L, 16 ± 6 mg/L と良好であった。運転期間中のスポンジ容積基準の有機物負荷の平均は 0.22 ± 0.07 kg-BOD/m³-sponge·day であった。これは下水を処理水する UASB (Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) リアクターの後段処理に適用される DHS リアクターよりも低い有機物負荷であった²⁾ (文献中のデータより筆者が計算)。低い有機物負荷で運転したことで、スタートアップ期間から処理水の BOD は良好であったと言える。

図-4 に廃水と処理水の窒素態濃度の経日変化を示す。廃水の全窒素の平均は 593 ± 58 mg/L, 窒素負荷の平均は、 0.60 ± 0.05 kg-N/m³-sponge·day であった。廃水の窒素形態に注目すると約 90% がアンモニア態窒素であり、亜硝酸態窒素および硝酸態窒素は検出されなかった。一方で処理水からは亜硝酸態窒素および硝酸態窒素が検出され、運転開始直後から硝化反応が確認された。しかし、窒素形態に注目すると依然として約 80% がアンモニア態窒素であった。硝化細菌は増殖速度が遅いことが知られており³⁾、現段階では硝化細菌が十分に増殖していないことが推測される。従って、現在の窒素負荷で完全な硝化を達成するためには、今後さらに時間を要すると考えられる。

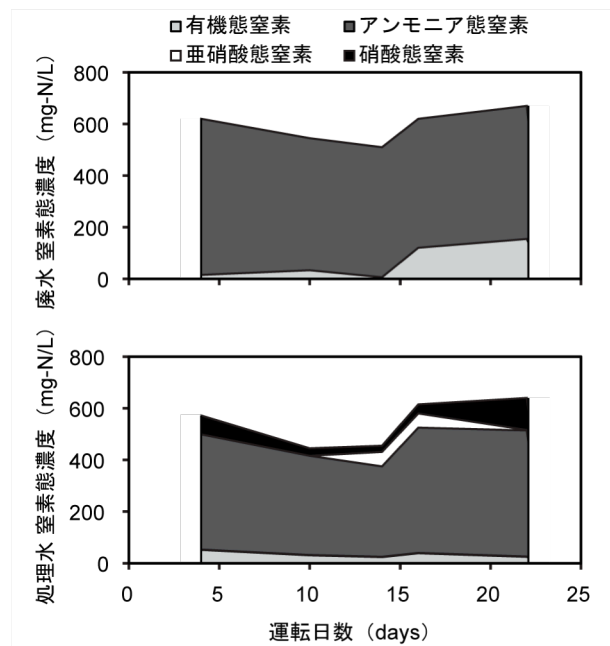


図-4 廃水と処理水の窒素態濃度の経日変化

4. 今後の予定

今後は流下方向の BOD, 各窒素態濃度を測定し、流下方向における処理状況を把握する。得られた結果より、有機物除去が行われ、かつ亜硝酸化に近い状態となる運転条件 (容積負荷) を検討する。

参考文献

- 1) 小野寺崇ら：土木学会論文集 G, Vol.64, No.2, pp.78~87, 2008
- 2) Tawfic, A. et al : *Biochemical Engineering Journal*, Vol. 29, pp.210~219, 2006
- 3) Tandukar, M. et al : *Water Science & Technology*, Vol.52, pp.323~329, 2005