

1. はじめに

世界的な地球温暖化の進行に伴い、各国がカーボンニュートラル社会の形成を目指し、様々取り組みが進められるようになった。日本においては政府が「カーボンニュートラル 2050」を宣言し、下水道分野においてもカーボンニュートラル実現に向けた取り組みが求められることになった。水・資源・エネルギーが集約される下水道は、脱炭素社会に貢献できる高いポテンシャルを有しており、例えば下水汚泥の持つ有機物の全エネルギーは、年間約 120 億 kWh になると報告されている。しかし、下水汚泥のエネルギー利用量は 2018 年度で約 3.6 億 kWh と、全体のわずか 3%しか活用されていない¹⁾。

下水道分野で排出される温室効果ガス(GHG)は CO₂ 換算で年間約 600 万 t-CO₂である¹⁾。その内の約 55%が処理場内で使用される電力由来となっており、それに次いで汚泥焼却時に発生する亜酸化窒素(N₂O)由来が約 20%を占めている。以上より、下水道分野の脱炭素化を目指すには、徹底した省エネ対策や下水汚泥の有効活用あるいは減容化等が求められる。

そこで当社は、これらの課題を解決することに加え、創エネルギーの効果が期待できる新たな下水処理システムとして嫌気 MBR(Membrane Bio Reactor)技術の研究開発を進めており、本稿では嫌気 MBR について紹介する。

2. 従来技術(好気処理)について

国内のほぼ全ての下水処理場で導入されている好気処理は、酸素が十分にある条件下において好気性微生物の代謝作用により下水に含まれる有機物を分解するプロセスである。取り込んだ有機物は微生物の増殖に使われるため、好気性微生物の増殖速度は速い。また好気性微生物は互いが絡み合うことでフロックと呼ばれる塊を形成するため、処理した水との分離が容易に行える。

好気処理の代表的な技術である標準活性汚泥法のフローを図-1 に示す。流入する下水は、最初沈殿池にて固液分離され、分離した上澄み水は好気性微生物がいる反応タンクに流れる。最初沈殿池で固液分離する理由は、フロックの沈降性を維持するためである。反応タンクには大量の酸素が送り込まれることで、微生物の代謝作用が進行し有機物等が分解・除去される。処理した水はフロックと共に最終沈殿池に流れ、処理水とフロックに固液分離される。固液分離された水は、病原微生物を殺菌するための塩素消毒を行った後に、河川等に放流される。また、最初沈殿池及び最終沈殿池で沈降したフロック等の沈殿物は汚泥として処分される。

好気処理のメリットは、水質や水温等の外部環境の変化に強く、安定した処理水質が得られることや下水等の有機物濃度が低い排水処理に適用出来ることが挙げられる。一方でデメリットとしては、大量の酸素を供給するためのエネルギーがかかることや好気性微生物の増殖速度が速いことから発生する汚泥量が多くなり、余剰となった汚泥の処分に多大なコストがかかること、処分時に排出される GHG 排出量

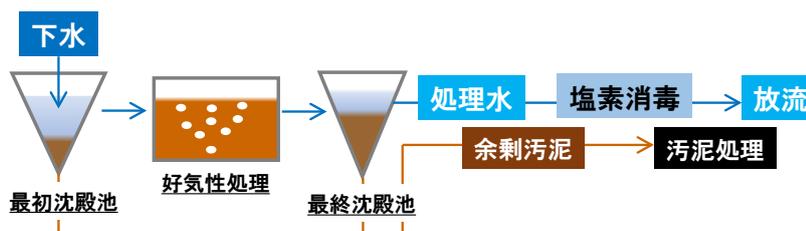


図-1 標準活性汚泥法のフロー

が多いことが挙げられる。

3. 嫌気 MBR の概要及び導入効果について

排水処理には好気処理の他にメタン発酵(嫌気処理)と呼ばれる処理プロセスが存在する。メタン発酵は酸素がない条件下において嫌気性微生物と呼ばれる微生物群により排水中の有機物を分解し、メタンを生成するプロセスである。取り込んだ有機物は微生物の代謝によりメタンに変換されるため、好気性微生物と比較して増殖速度が遅いのが特徴である。メタン発酵のメリットは、酸素供給が不要のため消費エネルギーが少ないこと、発生する汚泥量が少ないため処分コストが小さいこと等が挙げられる。また消費エネルギー及び発生汚泥量が少ないことから GHG 排出量も少ないことも大きな利点である。一方で、デメリットに関しては、水質や水温の変動による影響を受けやすく処理が不安定になりやすいこと、有機物濃度が低い排水処理に不適であること、フロックを形成しないため固液分離が難しく、その結果処理水質が悪いことが挙げられる。これらのデメリットを克服するには、反応槽内に嫌気性微生物を高濃度に保持することが重要となる。そこで、メタン発酵と物理的に固液分離が可能な膜分離技術を組み合わせた嫌気 MBR が注目されるようになった。

嫌気 MBR による下水処理のフローを図-2 に示す。嫌気 MBR は、最初沈殿池が不要であり下水を直接反応タンクに流入することが可能である。流入した下水に含まれる有機物は反応タンク内の嫌気

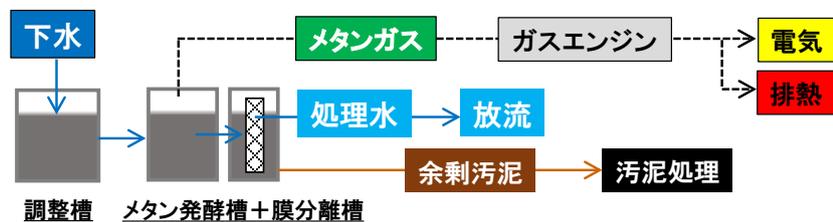


図-2 嫌気 MBR による下水処理フロー

性微生物により分解された後、メタンに変換される。処理した水は分離膜によりろ過されるため、最終沈殿池を経由しないで河川等に放流される。また、分離膜の作用により処理水から病原微生物の除去も可能であることから塩素消毒も不要となり、環境負荷の低減にも寄与する。また、発生したメタンに関しては専用のガスエンジンにより電気と熱に変換することが可能である。

ここで従来技術の標準活性汚泥法に対する嫌気 MBR システムの優位性を評価するために、10,000m³/日の下水(人口規模:およそ 4 万人)に対して①消費エネルギー、②余剰汚泥量、③創エネルギー量及び④GHG 排出量に関するフイージビリティスタディを実施した。標準活性汚泥法の消費エネルギー及び余剰汚泥量は下水道統計資料²⁾から 10,000m³/日前後の下水を処理している下水処理場の数値を引用して算出を行った。嫌気 MBR システムは、Kong らの論文³⁾を引用して試算を行った。GHG 排出量の算出には、「下水道における地球温暖化対策マニュアル」⁴⁾及び「下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン」⁵⁾を引用した。また、メタンの発熱量を 55MJ/kg、熱量からの電力換算値を 0.278kWh/MJ、発電効率を 40%に設定して算出を行った。

ケーススタディの試算結果を表-1 に示す。嫌気 MBR システムの数値は、標準活性汚泥法の消費エネルギー量、余剰汚泥量、GHG 排出をそれぞれ 100 とした場合の相対値を示す。その結果、嫌気 MBR システムの消費エネルギー量及び余剰汚泥量は、標準活性汚泥法と比較して、各々 30%、70%削減可能であることが示された。また、回収したメタンガスをガスエンジンで発電した際に得られる創エネルギー量は、消費エネルギーを上回る結果となった。以上のエネルギー収支から GHG 排出量についても試算したところ、嫌気 MBR システムの GHG 排出量は、標準活性汚泥法と比較して 86%もの削減が期待できる試算となった。以上の結果から、メタン製造システムは標準活性汚泥法よりも消費エネルギー量、廃棄物量及び GHG 排出量において高い優位性を示すことが示唆された。

表-1 ケーススタディ結果

設定条件 下水量:10,000m ³ /day		標準活性汚泥法	嫌気MBR法
消費エネルギー量		100	70(30%減)
余剰汚泥量		100	30(70%減)
創エネルギー量		0	71(消費エネルギーと同等)
GHG排出量	水処理	54	30
	汚泥焼却	46	14
	創エネルギー	0	-30
	合計	100	14(86%減)

4. 嫌気 MBR を用いたラボ検討

開発中の嫌気 MBR システムの概略を図-3に示す。本システムはメタン発酵槽と膜分離槽の2槽に分けた方式で処理を行っている。メタン発酵槽の下部より供給された下水は、メタン発酵槽内で嫌気汚泥と混合される。この時、メタン発酵槽上部に溜まったバイオガスの一部をメタン発酵槽へ間欠的に循環することで下水と嫌気汚泥との接触効率を上げ、メタン発酵の立上げ期間の短縮とメタン生成速度を向上させることが期待できる。一方、膜分離槽ではメタン発酵槽からの越流水を分離膜にて汚泥と処理水に分離する。分離膜槽の汚泥濃度は、メタン発酵槽よりも低濃度に維持できるため、分離膜の目詰まり抑制も期待できる。そこで、バイオガス循環による効果を検証するために模擬下水によるラボ試験を実施した。

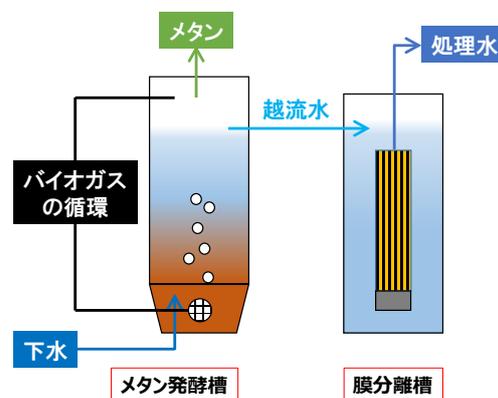


図-3 開発中の嫌気 MBR システムの概略図

写真-1 に示すラボスケールの嫌気 MBR 装置(メタン発酵槽:有効容積 10L、膜分離槽:有効容積 15L)を示す。試験は、ガス循環を行わない系 (Run1:循環無し)とガス循環を実施した系 (Run2:循環有り)を行った。種汚泥は下水処理場の余剰汚泥を用いた。汚泥を投入後、30°Cに維持しながら、一定期間静置させた。この間、メタン発酵槽上部のガスホルダーから随時ガスを採取し、ガス組成を TCD ガスクロマトグラフで分析した。採取したガス中にメタンが検出された段階で、模擬下水 (COD_{Cr}: 化学的酸素要求量、濃度:500~600mg/L、以下 COD と表記)⁶⁾をメタン発酵槽の下部から送液した。膜分離槽には、中空糸膜(住友電気工業製、膜表面積:0.1m²、膜孔径:0.1 μm)を設置して膜ろ過を行った。水理的滞留時間 (HRT)は 24 時間に設定し

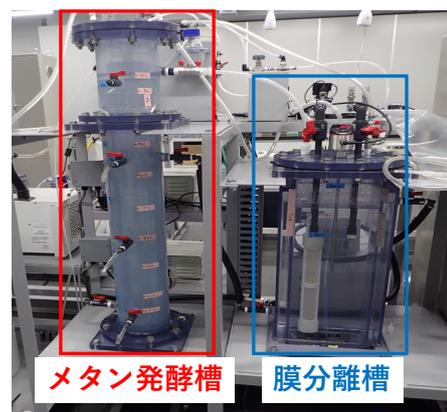


写真-1 嫌気 MBR 試験装置(ラボスケール)

た。メタン発酵槽のバイオガス循環を行う試験では、図-3 に示すフローのようにメタン発酵槽上部のガスホルダーから処理槽下部に設置した散気管へ1時間当たり 5 秒間の間隔で 2L/min のガス循環を行った。汚泥を投入した日を 0 日目とし、定期的にガスクロでメタンガス測定を行った。その後、メタンガスの検出を確認してから模擬下水の通水を開始した。また、模擬下水の通水を開始してから処理水の COD 濃度の測定を開始した。

図-4 に各条件の単位容積当たりのメタンガス生成量の経時変化を示す。ガス循環を行った試験 (Run2) はガス循環無し (Run1) より早くメタンガスの検出が確認された。模擬下水の通水を開始以降も Run2 の方がメタンの生成は早いことが明らかとなった。また、処理水の水質については、試験開始初期において、Run2 の方が COD 濃度

が高い傾向であったが、時間の経過とともに処理水の COD 濃度は低下し、運転開始 5 日目以降では、Run1 よりも COD 濃度が低い値を示した (図-5)。この結果から、バイオガスの循環によりメタン発酵の立上げ期間を短縮できることが示唆された。

5. 実用化への展望・課題

現在、当社は NEDO の委託事業 (プロジェクト名: 生物メタネーションとバイオ燃料製造を可能とする新排水処理プロセスの開発) において、嫌気 MBR による下水処理への適用に向けた検討を進めており、前述したラボ試験機 (反応槽 10L) を用いて実証試験 (神奈川県三浦市東部浄化センター) を実施中である (写真-2)。本技術の課題として、水温による影響が挙げられる。前述したように嫌気性微生物は温度の影響を受けやすいことから、水温が低下する冬期に処理水

の悪化が懸念される。そのため、本実証試験において、段階的に水温を下げていき処理性能について評価する予定である。また、嫌気 MBR による下水処理を実施する場合、水温や水質の変動に対応出来ず、処理水質が悪化するリスクが考えられる。安定した処理を達成するには HRT を長くする等の対応が求められるが、HRT を長くする場合、反応槽を大きくする必要がある。

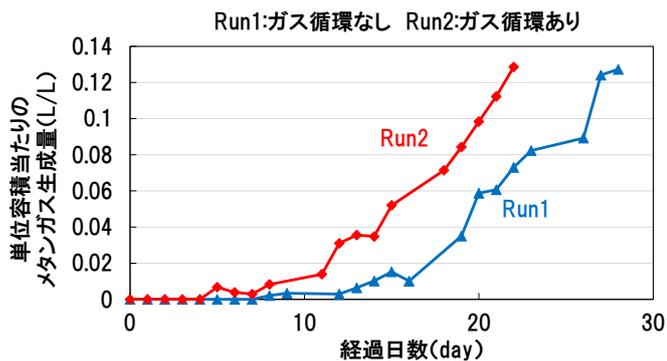


図-4 メタンガス生成量の経時変化

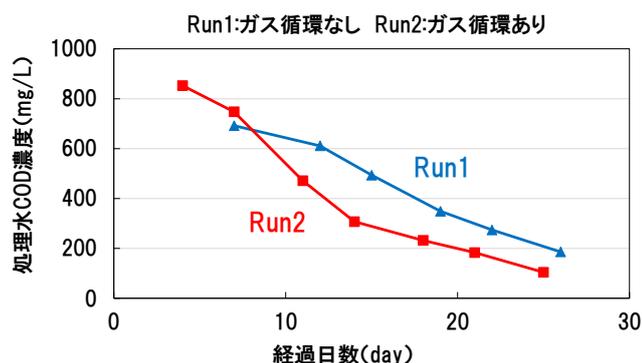


図-5 処理水 COD 濃度の経時変化



写真-2 実証試験の様子

一方で表-2に国内の下水処理施設の稼働率についてまとめた所、半数以上の下水処理場において施設の稼働率が50%を下回っていることが示された²⁾。このことから多くの下水処理場においては、使用されずそのまま放置されている躯体や設備が存在している。そこで、これらの余った躯体や設備を嫌気MBRとして流用することで、安定した処理に必要な容積を確保することが出来、結果としてメタン生成と水処理を同時に達成出来ると考えている。

今後、当社は嫌気MBRによるエネルギー生産型の下水処理技術を確立し、カーボンニュートラル社会の実現に向けて貢献したいと考えている。

表-2 国内の下水処理施設の稼働率

施設稼働率	施設数	割合
50%未満	1074か所	50%
50～100%	1038か所	49%
100%以上	26か所	1%
合計	2138か所	100%

【参考文献】

- 1) 国土交通省：脱炭素に関する動向について，2021.12，
<https://www.mlit.go.jp/mizukokudo/sewerage/content/001444668.pdf>.
- 2) 日本下水道協会：平成29年度下水道統計資料，2017.
- 3) Kong, Z.: Large pilot-scale submerged anaerobic membrane bioreactor for the treatment of municipal wastewater and biogas production at 25° C, *Bioresource Technology*, 319, 124123, 2021.
- 4) 環境省 & 国土交通省：下水道における地球温暖化対策マニュアル，2016.
- 5) 国土交通省：下水汚泥エネルギー化技術ガイドライン-平成29年度版-，2018.
- 6) 渡邊亮哉：嫌気性膜分離法（AnMBR）を用いた人工下水処理性能に及ぼす温度の影響，*水環境学会誌*，37(5)，197-204，2014.7