

前凝聚と膜分離活性汚泥法を組み合わせた都市下水処理における栄養塩除去性の向上に関する研究

北海道大学大学院 学生員 ○田邊 耕平 正会員 木村 克輝 フェロー 渡辺 義公

1. 研究背景

従来より問題となっている水質汚濁に加え近年、都市部などの特定の地域に人口が集中することによる局地的な水不足が問題となってきた。これらの問題を解決するための一策として従来の一元型水利用から、下・排水などを再利用する地域循環型水利用への転換を挙げることができる。しかし現在多くの下水処理場で採用されている活性汚泥法はリン・窒素の除去については不十分である。高度処理プロセスの付加はスペースやコストの問題を引き起こす。

本研究では噴流攪拌固液分離装置（JMS）による凝聚沈殿処理と、回転平膜装置を用いた膜分離活性汚泥法を組み合わせた下水処理を行い、特に栄養塩除去性の向上について検討を行った。また、凝聚剤として PAC と新鉄系凝聚剤 PSI を併用し、その除去性の違いについて検討した。

2. 実験方法

Fig. 1 に処理フローを示す。原水は、札幌市創成川下水処理場の最初沈殿池流出水を使用し、JMS を用いた凝聚沈殿処理で原水中に含まれる懸濁態の有機物・窒素・リンの除去を行う。後段の回転平膜装置内では高濃度の活性汚泥を保持し、溶解性成分の除去とともに、膜分離による懸濁性成分の完全な除去を行う。膜はポリスルホン製分画分子量 75 万 (dalton) の UF 膜を使用した。膜ディスクの回転数は 50rpm とし、8 分ろ過-2 分停止の間欠運転を行った。

本研究では窒素化合物除去性向上を検討を目的とし、運転条件を Table 1 のように設定して 2 系列での運転を 11/6 より約 3 ヶ月間行った。No. 1 では有機物（酢酸ナトリウム）添加を行い低フラックスながらも硝化・脱窒の同時進行を目的として、No. 2 では膜分離槽内における曝気、アルカリ剤（炭酸水素ナトリウム）添加を行い高フランクスでの硝化完了を目的として運転を行った。

3. 結果と考察

①回転平膜装置の運転性

Fig. 2 に MLSS 濃度の経日変化を示す。汚泥の引き抜きは基本的には行わずに運転を行ったが、No. 1、No. 2 ともに実験期間を通じて膜間差圧の上昇は緩やかであり、薬品洗浄を行うことなく運転を継続できた。

②JMS による凝聚沈殿処理

Table 2 に原水と JMS 処理水、膜透過水の水質の平均値を示す。JMS では実験期間を通じて 90%以上の濁度の除去がなされていた。懸濁成分だけでなく DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ などの溶解性成分も除去されており後段の生物処理への負荷を軽減できた。特にリンについては 90%以上の除去率を示した。また PSI を用いた期間も PAC と同様の処理性を示した。

③回転平膜を用いた膜分離活性汚泥法

(1)濁度・有機物・リン除去性

実験期間を通じて、濁度・有機物・リンについては非常に良好な処理が行われていた。全サンプルにおいて、膜処理水中の濁度はゼロであった。膜処理水の DOC は平均して 2.9 mg/l 残存していたがこのほとんどは生物難分解性のものであり、生物分解性有機物の処理はほぼ完全に達成されていたと考えられる。JMS 流出水中にはわずかなリンが残存していたが、膜による厳密な固液分離の結果、膜処理水中のリン濃度は極めて低いレベルにまで低減された。

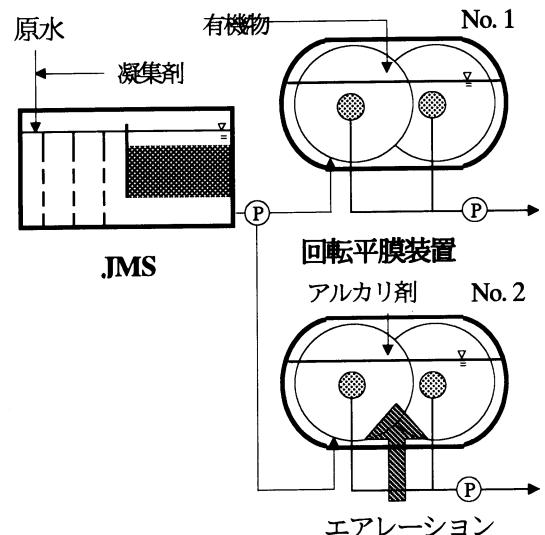


Fig. 1 処理フロー

Table 1 回転平膜運転条件 (11/6~2/9)

	No. 1	No. 2
膜透過水フランクス (m/d)	0.25	0.5
HRT (hour)	2	4
MLSS (mg/l)	30,000	8,000
備考	有機物添加 (C/N=1.1~3.9)	アルカリ剤添加 曝気

Table 2 各水質項目平均値

	濁度 (TU) E260 (1/cm)	T-P	DOC	$\text{NH}_4^+\text{-N}$	T-N
原水	59.3	0.237	2.55	22.5	16.1
JMS処理水	4.5	0.141	0.17	11.4	11.1
膜処理水	0	0.06	0.02	2.9	16.1

*T-P、DOC、 $\text{NH}_4^+\text{-N}$ 、T-N の単位は全て mg/l

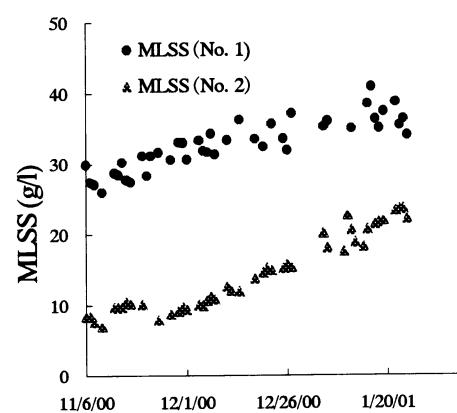


Fig. 2 MLSS 濃度の経日変化

キーワード：膜分離活性汚泥法、硝化、脱窒

連絡先 〒060-8628 札幌市北区北 13 条西 8 Tel 011-706-6267

(2)窒素除去性

Fig. 3, Fig. 4 に No. 1 における NH_4^+ -N 濃度と T-N 濃度のグラフを示す。運転開始直後、No. 1 においては滞留時間を長く設定(4h)したことによって硝化が完了していたが、流入水中の NH_4^+ -N 濃度上昇に伴って処理水中濃度も増加した。運転期間中、活性汚泥中の溶存酸素濃度はほとんどの場合が 0.1 mg/l 以下と非常に低い値を示した。それにも関わらず硝化が起こっていた原因として、平膜の回転に伴う膜ディスク周辺における曝気効果と平膜に付着した汚泥が空中を回転する際の酸素の取り込みを挙げることができる。No. 1 の膜分離槽内には好気的な部分と嫌気的な部分が混在していたと考えられる。運転の継続に伴い、No. 1 では有機物の添加によって脱窒が観察されるようになり、約 60% の脱窒が JMS を含めたシステム全体で達成された。

本実験では有機物を連続的に添加した結果、上述したように脱窒率約 60%、T-N 濃度 10 mg/l 程度の処理水を得ることができた。しかし、添加した有機物全てが脱窒に用いられたわけではなく、有機物添加方法の改善・最適化により、さらに脱窒効率を向上できる可能性が考えられた。有機物添加方法を変更して行った脱窒処理実験の一例を Fig. 5 に示す。Fig. 5 に示した実験では、時間 0 の時点で、膜分離槽内の溶存態窒素濃度についての CN 比で 6.0 の酢酸ナトリウムを一度に投入している。また連続投入していた有機物の影響を除外するため、実験開始 24 時間に前に有機物の添加を停止させてある。有機物を投入する直前に JMS からの流入と膜ろ過を停止し、有機物を投入した 5 分後に有機物添加を停止したままの状態で運転を再開し膜透過水の水質を測定した。

実験の結果、有機物を投入後 5 分以内で脱窒はほぼ完了していたことが明らかとなった。時間 0 の値は膜分離槽内水の濃度を示している。膜透過水中においては、 NH_4^+ -N 濃度と NO_3^- -N 濃度の和が T-N 濃度にはほぼ等しくなるので、有機物投入 5 分後の膜透過水中の T-N 濃度は約 4 mg/l であったと推測できる。これを有機物連続添加時における膜透過水中の T-N 濃度 (Fig. 4) と比較すると、さらに T-N 濃度の低い処理水を得ることができたことが分かる。その後、膜透過水中の NO_3^- -N 濃度は徐々に増加したが 3 時間半後の NO_3^- -N 濃度は実験前の NO_3^- -N 濃度の値よりも低い値であった。また有機物のパルス的投入により膜透過水中の DOC 濃度が一時的に上昇することが懸念されたが、速やかに有機物が分解された結果、有機物添加以前と同様の濃度の処理水が得られた。この実験結果は有機物の添加方法を改善することによってより効率的な脱窒が行える可能性を示唆するものである。

No. 2 では諸条件の整備にも関わらず硝化の立ち上がりには長期間を要した。その原因として、硝化細菌が何らかの阻害を受けていたという可能性の他に、微生物死滅に伴って放出される有機性の窒素成分が膜分離槽内中に蓄積した結果、見かけの硝化活性が低くなっていたという可能性が考えられる。Fig. 2 に示すように、本実験では極めて高濃度の微生物を保持しながら運転を行っていたため、これらの微生物の死滅によって放出される窒素成分に起因する窒素化合物処理効率の低下は小さくなかったと思われる。しかし処理時間を短縮するためには微生物の高濃度保持が必要であるので、微生物高濃度保持と微生物によって放出される窒素化合物量との均衡を保つ、適切な汚泥濃度管理が今後重要である。1/22 以後は極めて良好な硝化が観察された。

4.まとめ

本実験では有機物・リンについては、非常に良好な処理結果が得られた。しかし、 NH_4^+ -N や NO_3^- -N といった窒素化合物の除去については有機物・アルカリ剤の添加や曝気などの何らかの方策を講ずることが必要であった。本実験では条件を整えることにより、単一反応槽での硝化・脱窒同時処理、システム全体の HRT が 3 時間半程度の高速度処理を達成することができた。

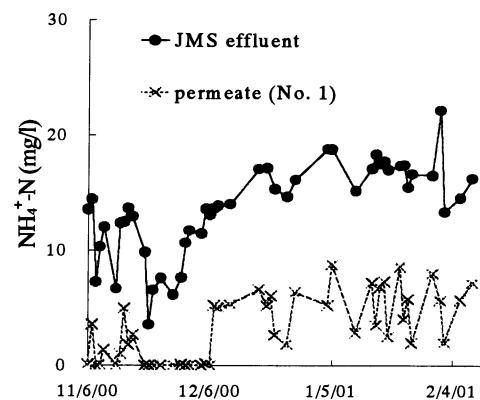


Fig. 3 NH_4^+ -N 濃度の経日変化 (No. 1)

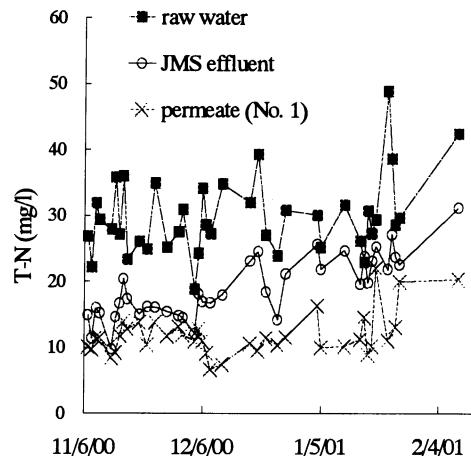


Fig. 4 T-N 濃度の経日変化 (No. 1)

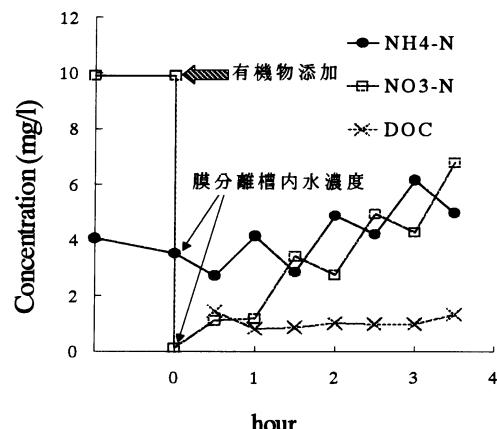


Fig. 5 有機物投入前後における膜透過水のアンモニア、硝酸、有機物濃度変化

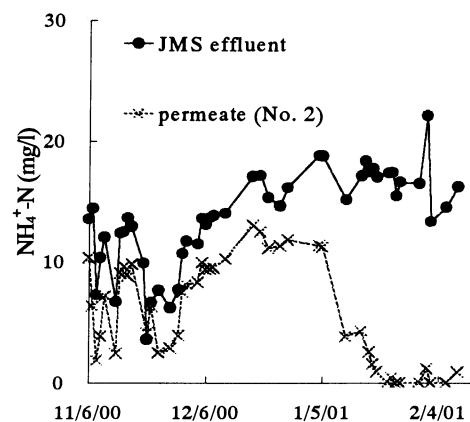


Fig. 6 NH_4^+ -N 濃度の経日変化 (No. 2)