

(1) 新規硝化脱窒同時反応型 MBR を用いた都市下水の高度処理

**Advanced municipal wastewater treatment by a novel membrane bioreactor:
simultaneous nitrification and denitrification in a single reaction chamber**

糸永 貴範*, 笹川 学**, 木村 克輝*, 渡辺 義公*

Takanori ITONAGA, Manabu SASAKAWA, Katsuki KIMURA and Yoshimasa WATANABE

ABSTRACT; In this study, a novel membrane bioreactor (MBR) in which nitrification and denitrification simultaneously proceed in a single reaction chamber is proposed for advanced municipal wastewater treatment. Anoxic/aerobic conditions are separately created in the proposed MBR by inserting baffles inside of the membrane chamber and consequently simultaneous nitrification/denitrification can be carried out. The technology established in this study can easily be applied to almost all of existing MBRs. Pilot-scale experiment to examine performance of the proposed MBR was carried out at an existing municipal wastewater treatment plant. In this paper, experimental results obtained in the pilot study are shown. Inserting baffles inside the membrane chamber actually increased removal of nitrogen by 30%. Coagulation and sedimentation were carried out in the pilot study for pre-treatment of the MBR. Removal efficiency in terms of total organic carbon, total phosphorus, and total nitrogen determined for whole treatment system (i.e., coagulation/sedimentation/the proposed MBR) was attained to 91.5%, 97.2%, and 66.2%, respectively. Increase in transmembrane pressure difference was minimal in the pilot operation. It was demonstrated that high quality effluent and mitigation of membrane fouling could simultaneously be achieved by the proposed MBR.

Keywords; municipal wastewater treatment, membrane bioreactor, nitrogen removal, pre-coagulation/sedimentation, membrane fouling

1. はじめに

生物反応槽に直接膜を浸漬させ、単一槽で生物処理と固液分離を同時に行う浸漬型メンブレンバイオリアクター(Membrane bioreactor, MBR)の下水処理への適用が注目を集めている¹⁾³⁾。MBRの長所としては、①生物反応槽内の微生物濃度を増加させることが可能となり、生物処理の効率が向上すること、②汚泥の沈降性に左右されない完全な固液分離が可能であること、③細菌を含まない処理水が得られること(UF膜使用時はウィルス除去も可能)等が挙げられる。

筆者らの研究グループではMBRの前段において凝集沈殿処理を前処理として行うハイブリッドMBRを提案している。実都市下水を用いたパイロットスケール実験を行った結果、MBR単独による処理と比較してハイブリッドMBRでは有機物及びリン濃度の極めて低い処理水が得られること、また膜透過性能をより高く維持可能であることを明らかにした⁴⁾⁵⁾。しかし、これらの実験においては脱窒素処理を念頭に置いていなかったため、凝集沈殿プロセスを含めたシステム全体での全窒素除去率は約30%に留まった。またハイブリッドMBRでは、凝集剤添加に起因するアルカリ度の消費に伴って、MBR部における硝化反応が不安

*北海道大学大学院工学研究科都市環境工学専攻 Department of Urban and Environmental Engineering, Hokkaido University

**三菱レイヨン株式会社 MITSUBISHI RAYON CO., LTD.

定になることが問題点として提示された。

MBR を用いた窒素除去の方法としては、無酸素槽と好気槽を直列に配置し硝化液を循環させることにより脱窒を行う循環型^{⑥⑧}とエアレーションを間欠的に行い単一槽内で無酸素・好気状態を交互に創出して脱窒を行う間欠曝気型^{⑨⑩}がこれまでに検討されている。しかし、前者には硝化液の循環に多くの動力を必要とすることに加えて反応器容積が増大するという問題があり、後者には非曝気時(無酸素状態時)に膜ろ過運転を実行できない結果として、膜ろ過の稼働率(全運転時間中における吸引ポンプの稼働時間により定義)が最大で70%程度に留まり、処理水量が少なくなるという問題がある。

このような背景から、本研究グループでは簡易な改造により硝化型の MBR を脱窒素型の MBR として用いる方策について検討を重ねてきた。この結果、上述した問題を解決できるような新規硝化脱窒同時反応型 MBR の開発に至った。本論文では、実都市下水を用いた長期連続実験において観察された新規硝化脱窒同時反応型 MBR の処理性及び運転性について報告する。

2. 実験方法

2.1 新規硝化脱窒同時反応型 MBR

図-1 に本研究で提案する単一槽硝化脱窒同時反応型 MBR の概略を示す。膜分離槽内部は仕切り板により二分割されており、仕切り板内側に膜モジュールを設置する。仕切り板内部では、膜ファウリングの抑制及び生物学的酸化の促進のため、膜モジュール直下部に設置した散気管によるエアレーションを常時行う。水面が仕切り板上端部よりも下にある状態では、エアレーションは仕切り板内部でのみ行われる。この際、仕切り板内部では好気状態、外部では無酸素状態となる。膜ろ過に伴う槽内からの水引き抜きによって水面がある一定の位置まで低下した後、水位センサーにより原水供給ポンプのスイッチが入り、原水の供給が開始される。水面が仕切り板上端部を越えると、仕切り板内部の水が外部へ越流して、膜分離槽全体の混合が行われるとともに、仕切り板外部においても部分的に好気状態が形成される。水位が仕切り板上端部より上部のある点に到達した時点で原水ポンプは停止し、再び水位が低下して仕切り板外部では無酸素状態となる。原水が供給される仕切り板外部では水位の高低により好気-無酸素状態が交互に創出されることになる。無酸素状態では、原水及び内生呼吸起因の有機物を利用した脱窒反応が促進される。この間、エアレーションにより常に好気状態が維持されている仕切り板内部では、アンモニア性窒素の硝化が進行する(図-1a)。水位上昇時(図-1b)は槽全体が混合攪拌され、仕切り板内部で生成した亜硝酸・硝酸性窒素が仕切り板外部へ

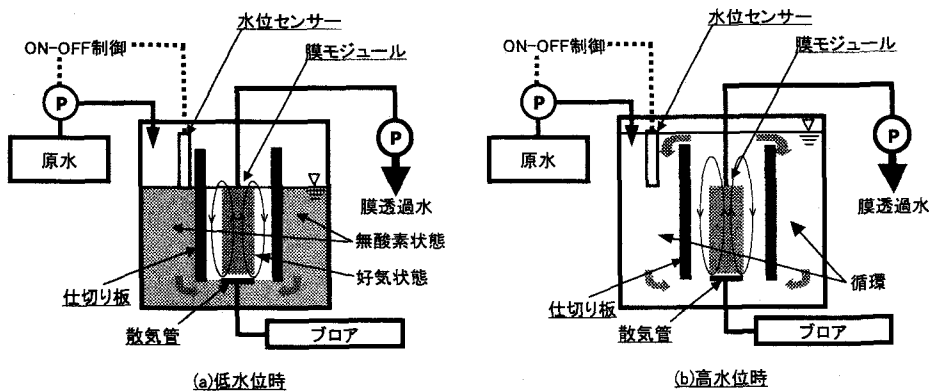


図-1 単一槽硝化脱窒同時反応型 MBR の概略図

輸送される。このサイクルを繰り返すことにより、単一槽内での硝化・脱窒を連続的に行う。本研究で使
 用した MBR の有効容積は約 0.5m³(幅 0.8m, 奥行き 0.5m, 高さ 1.3m)である。仕切り板(幅 0.6m, 奥行き 0.3m,
 高さ 1.1m)は膜モジュールの四方を取り囲むように、膜分離槽内の中央部に挿入した。最高水位時(図-1(b))
 における全容積は 500L であり、最低水位時(図-1(a))における仕切り板外部の容積及び内部の容積はそれぞ
 れ 250L, 190L である。連続実験中における水位の変動幅は 15cm であり、満水位時における仕切り板から
 の水かぶり高さは、約 2cm であった。

2.2 パイロットスケール実験装置

実験は、札幌市創成川下水処理場内にパイロットスケールの MBR を設置して行った。図-2 に実験フロ
 ーを示す。連続実験は、平成 14 年 1 月 17 日より平成 15 年 1 月 17 日までの期間行った。本実験では、MBR
 処理に先立ち前処理として噴流攪拌固液分離装置(Jet Mixed Separator, JMS)^{12),13)}を用いた凝集沈殿処理を
 行った。JMS(幅 2.7m×高さ 2.1m×奥行き 0.9m)は、多孔板部で凝集と沈殿が同時に進行し、残余のフロ
 ックが傾斜管部において精密に除去される。本実験では JMS 内部における水理学的滞留時間(HRT)を 1.5
 時間に設定した。凝集剤は鉄系無機高分子凝集剤である鉄シリカ高分子凝集剤(Poly Silicato Iron, PSI)¹⁴⁾
 を使用した。PSI は鉄とシリカのモル比を 1:1~1:5 の範囲で任意に調整可能であり、分子量は 20 万から
 50 万 Da である。本研究では鉄とシリカの比を 1:1 に調整した PSI を現地で製造して実験に供した。PSI
 の添加量は 10mg-Fe/L とした。

後段の MBR で使用した膜モジュールは、公称孔径 0.1μm の PVDF 製 MF 膜を装着した平膜モジュール
 である(総膜面積 6.0m²)。表-1 に運転条件を示す。本
 実験では定流量吸引過方式を採用し、間欠ろ過を実
 行した。Run- I では MBR 内部に仕切り板を設置せ
 ずに運転を行った。Runs- I, II では膜分離槽内の汚
 泥濃度調整は行わなかったが、Run-III では混合液の引
 抜きにより MLSS 濃度を 15g/L に制御して実験を行
 った。Runs- I, II では、原水の供給を無酸素状態が形
 成される仕切り板外部の二ヶ所へ集中的に行っていた
 ため、原水中の有機物が効率よく脱窒反応に利用され
 ていなかったと考えられた。そこで Run-III では、原
 水を仕切り板外部分の二ヶ所に分配させて行った。

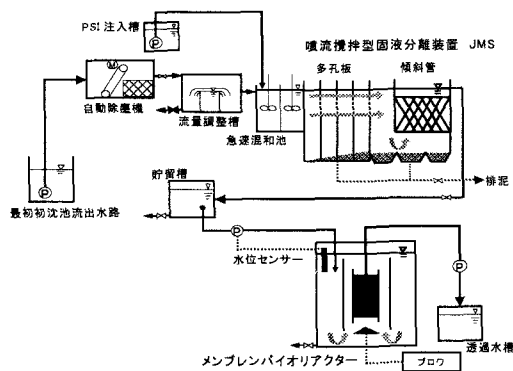


図-2 実験フロー

表-1 運転条件

	Run- I	Run- II	Run- III
運転期間	01/17/02 - 06/25/02	06/26/02 - 10/16/02	10/17/02 - 01/17/03
膜透過水流束 (m/day)	0.25 - 0.45	0.4	0.5
ろ過サイクル	5 分吸引 1 分停止	15 分吸引 1 分停止	15 分吸引 1 分停止
エア供給量 (L/min)	100 - 120	100	
HRT (hour)	5.4 - 9.3	5.8	4.8
MLSS 濃度 (g/L)	6 - 12	12 - 18	15
SRT (day)	700	700	110
仕切り板	なし	あり	

2.3 測定項目及び分析方法

TOC 濃度は試料を超音波破碎後、DOC 濃度は $0.5\mu\text{m}$ メンブレンフィルターでろ過後、TOC 計(島津製作所 TOC-V)により定量した。MLSS 濃度、全窒素濃度及び全リン濃度の測定は、下水試験法¹⁵⁾に従った。アンモニア性窒素、亜硝酸性窒素及び硝酸性窒素濃度はイオンクロマトグラフ法(DIONEX DX-100:陽イオンカラム IonPacCS3, 陰イオンカラム IonPacAS9-HC)により定量した。膜透過性能は、膜間差圧の経日変化により評価した。実験期間中における水温の変動を補正するため、膜間差圧は粘性を考慮した 20°C 換算値で示した。

2.4 回分比脱窒速度測定試験

C/N 比と水温が汚泥の脱窒速度に及ぼす影響を検討するため、膜分離槽内から汚泥混合液を大学実験室に持ち帰り、汚泥の比脱窒速度を求める回分試験を行った。実験系列として 6 段階の温度($10, 12, 15, 18, 24, 30^{\circ}\text{C}$)、メタノール添加により $\text{C/N}=3$ に調整した系及びメタノール無添加系を設定し、無酸素条件下で硝酸性窒素濃度の時間変化を測定することにより、比脱窒速度を求めた。

3. 実験結果と考察

3.1 運転サイクル中の窒素挙動

本実験では、膜分離槽内に仕切り板を設置しない状態での運転(Run-I, 詳細は後述)を約 6 ヶ月行った後、槽内に仕切り板を挿入してろ過運転を続行した(Runs-II, III)。仕切り板設置前後に観察された処理性の変化等については後述することとし、本節では Run-II 開始直後に行った運転サイクルに関する検討と、処理が安定していた Run-III 中期に検討を行ったリアクター内部における窒素濃度の変化について述べる。

本研究で提案するリアクターでは、図-1(a)のように原水流入が停止し水面が仕切り板上端よりも低くなっている状態(脱窒反応が進行)と、図-1(b)のように原水流入に伴い水面が上昇した状態(膜分離槽内の混合と硝化反応が進行)が繰り返されることによって窒素除去が行われる。ここで、水位の十分な上昇に伴う原水供給ポンプの停止(図-1(b))—膜ろ過による水位低下に伴う原水供給ポンプの作動(図-1(a))—水位上昇に伴って再び原水供給ポンプ停止—までの過程に要する時間をサイクル時間と定義する。図-1(a)/(b)それぞれの状態にある時間の長短は、本 MBR の窒素除去性に大きな影響があると考えられる。そこで原水供給流量を調整することでサイクル時間を変化させながら運転を行い、サイクル時間の窒素除去性に及ぼす影響について検討することとした。この際、サイクル時間を変更後 6 時間経過した後に試料の採取を行った。サイクル時間を変化させる際も、膜透過水流束は固定していたため、各データ間に HRT の差異はなかったことになる。また、サイクル時間 15 分の設定においては、原水流量の調節のみでは達成できなかったため、水位センサーの位置を調整して対応した。

図-3 にサイクル時間の変化に伴う膜透過水中のアンモニア性窒素、亜硝酸・硝酸性窒素及び全無機態窒素濃度の変化を示す。図-3 に示したデータでは、流入負荷・汚泥濃度等の変動が各条

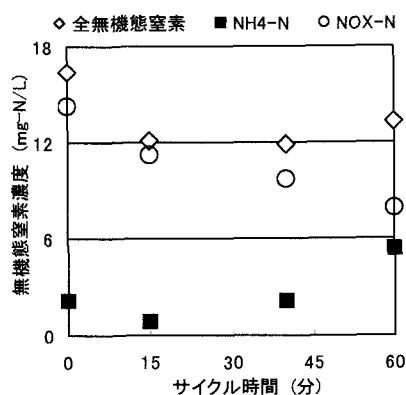


図-3 サイクル時間の変化に伴う膜透過水の無機態窒素濃度

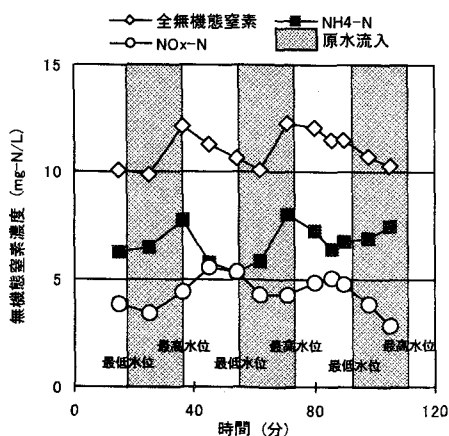


図-4 仕切り板外周部分における無機態窒素濃度の経時変化

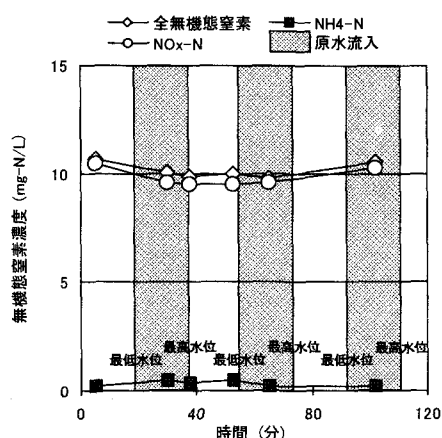


図-5 膜透過水における無機態窒素濃度の経時変化

件間に存在するため、厳密な比較はできない。しかしながら、図-3 は本リアクターにおいて脱窒反応効率が最大限に高くなる、最適サイクル時間の存在を示唆している。サイクル時間 0 分(常に高水位を保ち、槽内を混合している状態)の場合と比較して、サイクル時間を 15 分に設定することで膜透過水中の全無機態窒素濃度は大幅に減少した。しかし、サイクル時間を更に延長しても亜硝酸・硝酸性窒素濃度が減少した一方でアンモニア性窒素濃度が増加したため、全無機態窒素濃度には変化が見られなかった。これは、サイクル時間の延長に伴って仕切り板外部では脱窒反応に好適な無酸素条件がより長い時間形成された一方で、内生呼吸に伴うアンモニア性窒素の放出が促進されたことによると考えられる。このように、本 MBR ではサイクル時間が短か過ぎる場合には仕切り板外部における無酸素条件の形成が十分に進まないことから亜硝酸・硝酸性窒素の除去が十分に起こらず、反対にサイクル時間を長くし過ぎた場合には無酸素条件下で放出されるアンモニア性窒素の酸化を十分に達成できない。図-3 より、硝化反応が律速せず、かつ最大の全無機態窒素の除去が達成される時間は 15・40 分の間にあると考えられたため、Runs・II, III では、サイクル時間を 35 分に設定して運転を行った。

運転が安定した Run-III 中期において測定した仕切り板外周部分における無機態窒素濃度の経時変化を図-4 に示す。図-4 には原水供給ポンプが作動していた時間を合わせて示した(ハッチ部分)。仕切り板外周部分では、流入下水に含まれるアンモニア性窒素と高水位時に仕切り板内部から供給される亜硝酸・硝酸性窒素とが混在し、DO 濃度の変化によって硝化反応あるいは脱窒反応のいずれかが卓越して進行すると考えられる。より効率的な窒素除去を達成するためには、槽内 DO 濃度の変化を詳細に把握することが不可欠であり、今後の重要な検討課題である。図-4 より、仕切り板外部のアンモニア性窒素濃度は原水流入時に増加し、原水流入が停止している時間は仕切り板内部水との混合による希釈効果と硝化反応により減少することが分かる。仕切り板外部の亜硝酸・硝酸性窒素濃度は、原水流入時に原水及び内生呼吸起因の有機物を用いた脱窒反応により減少し、原水流入が停止している時間帯では仕切り板内部からの亜硝酸・硝酸性窒素の供給により増加する。図-5 に膜透過水中のアンモニア性窒素濃度及び亜硝酸・硝酸性窒素濃度の経時変化を示す。図-4 と図-5 のデータは同時に測定したものである。図-5 より膜透過水からはアンモニア性窒素がほとんど検出されず、サイクル時間 35 分の条件下で硝化反応が完全に進行していたことがわかる。仕切り板内部へのアンモニア性窒素の負荷は槽内混合時(高水位時)に高くなるため、この時間帯において膜透過水中のアンモニア性窒素が上昇することが懸念されたが、膜透過水中のアンモニア性窒素濃度の変動は極めて小さかった。

3.2 長期連続実験における窒素除去性

Runs I～IIIにおける膜分離槽内の仕切り板外部水温とpHの経日変化を図-6に、JMS 流出水(凝集沈殿後水)及び膜透過水における全窒素濃度の経日変化を図-7に示す。図-7より、膜分離槽内に仕切り板を設置していなかったRun-Iでは、MBRにおける窒素除去はほとんど起こらなかったことが分かる。これに対して膜分離槽内に仕切り板を設置したRun-IIでは、膜透過水中の全窒素濃度はJMS 流出水に比較して明らかに減少した。Run-IIでは原水の供給を無酸素状態が形成される仕切り板外部の一ヶ所へ集中的に行っていたため、原水中の有機物が必ずしも効率よく脱窒反応に利用されていなかったと考えられる。そこでRun-IIIでは、原水を仕切り板外部の二ヶ所に分配して供給することで窒素除去率の向上を試みた。Run-IIIではRun-IIに比較して水量負荷を25%上昇させていた(表-1参照)にも関わらず、Run-IIIではRun-IIよりもさらに膜透過水中の全窒素濃度が低下し、低水温期(図-6参照)においても膜透過水の全窒素濃度は10mg/L以下となった。無酸素槽・好気槽の循環を組込んだMBRでは、13°C付近から水温の低下に伴って全窒素除去率の低下が起こることが報告されているが¹⁶⁾、本研究で提案するMBRでは、水温が10°C付近まで低下した状態でも活発な脱窒素反応が観察された。前凝集沈殿プロセスを含めたシステム全体での全窒素除去率は、仕切り板設置前のRun-Iが32.3%であったのに対して、仕切り板を設置したRun-II、Run-IIIでは、それぞれ除去率が53.0%、66.2%に向上した。

Runs I～IIIにおけるJMS 流出水及び膜透過水におけるアンモニア性窒素濃度の経日変化を図-8に示す。膜分離槽に仕切り板を設置していなかったRun-Iにおいては、凝集剤の添加と硝化反応により膜分離槽内のpHは低い値で推移した(図-6参照)。この結果、Run-IにおいてはMLSS濃度を10g/L以上保持していたにも関わらず膜透過水中にアンモニア性窒素が2-3mg/L程度の濃度で継続して検出され、硝化率は80%程度に留まった。膜分離槽に仕切り板を設置したRun-IIでは、図-6に示すように脱窒反応に伴って生ずる水酸化イオンにより¹⁷⁾膜分離槽内のpHが上昇した。この結果、膜分離槽内のpHは硝化細菌の至適pH(7.2-9.0)¹⁷⁾に近づき、Run-IIではRun-Iと比較して明らかに硝化率が向上した。原水供給方法を改善することによって脱窒反応の促進を試みたRun-IIIにお

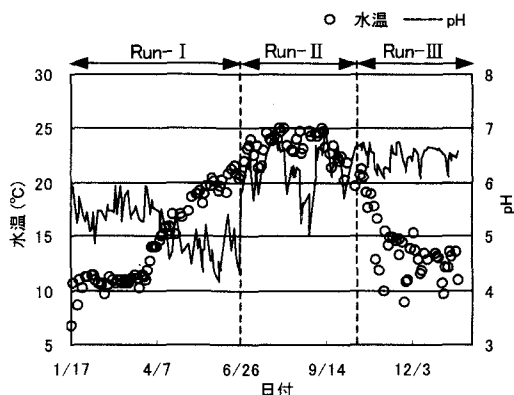


図-6 膜分離槽内における水温とpHの経日変化

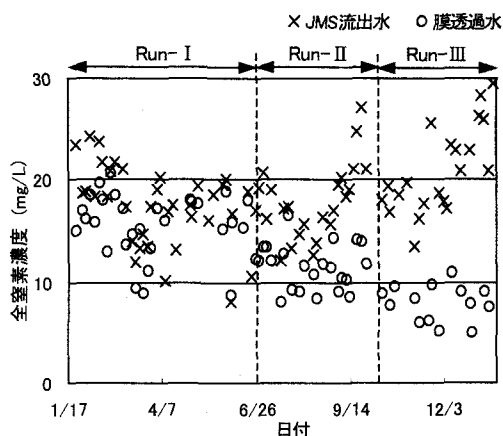


図-7 全窒素濃度の経日変化

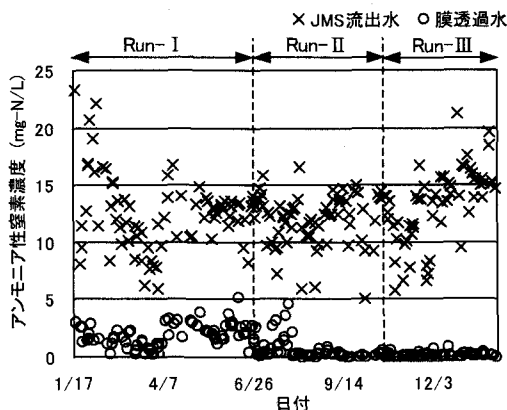


図-8 アンモニア性窒素濃度の経日変化

いては、膜分離槽内の pH は安定して中性付近の値となった。Run-Ⅲでは、膜透過水からほとんどアンモニア性窒素が検出されず、ほぼ完全な硝化が達成された。本実験を行った処理施設では活性汚泥法を採用しており、水温が 15℃を下回る低水温時において硝化率が 70-80%程度に低下するが¹⁸⁾、本実験では低水温時においても高い硝化率が維持された。

3.3 C/N 比と水温の脱窒速度に及ぼす影響

下水中の C/N 比及び水温は、生物学的脱窒速度に大きな影響を及ぼすことが知られている^{19),20)}。本実験における C/N 比と水温の影響を回分試験により検討した。図-9 に回分試験から得られた比脱窒速度を示す。回分試験により決定した比脱窒速度は、水温の低下に伴い急激に低下した。メタノール添加系と無添加系を比較すると、低水温(10℃付近)では 1 オーダー異なる比脱窒速度を示し、高水温(24℃以上)ではメタノール添加の有無に関わらず比脱窒速度は近い値を示した。これは、水温が高くなるにつれて内生呼吸が活発となり、活性汚泥からの有機物供給が生じた結果 C/N 比の不足が緩和されたものと考えられる。しかし、低水温条件下では有機物の不足が脱窒速度に大きな影響を及ぼしていたことが示されている。

下水中に含まれる有機成分は必ずしもメタノールのような微生物が利用し易い形態ではなく²¹⁾、有機物の生物分解性は脱窒速度に影響を与えるものと考えられる。連続運転における C/N 比を TOC 及び T-N 測定平均値に基づいて求めると、JMS 流出水では 1.12 であった。運転の安定していた Run-Ⅲ中期において、亜硝酸・硝酸性窒素が減少する時間帯(図-4 参照)に仕切り板外部から経時的に試料を採取し、亜硝酸・硝酸性窒素濃度の経時変化を測定することにより求めた比脱窒速度を「連続運転」として図-9 に併せてプロットした。連続運転時、外部からの有機炭素源添加は行わなかったものの、連続実験で観察された MBR の比脱窒速度は、メタノール添加・低水温時において得られた回分試験比脱窒速度とほぼ同等のものであったことが図-9 から分かる。このことは、MBR 流入水(JMS 流出水)の C/N 比は低かったにも関わらず、MBR 流入水中に存在していた有機物が脱窒反応に利用し易い形態であり、脱窒反応に効率よく利用されていたことを示している。

3.4 新規 MBR による有機物及びリン除去性

前述してきたように膜分離槽内に仕切り板を設置することで MBR における窒素除去率を大きく向上させることが可能であった。Run-Ⅰでは膜分離槽内を常に好気状態に維持したのに対して、Runs-Ⅱ, Ⅲ以降では膜分離槽内において断続的な無酸素/好気状態を形成したことにより、他水質項目における処理水質の悪化を引き起こす可能性が考えられた。ここでは、有機物・リンについて検討した結果を示す。Runs Ⅰ・Ⅲにおける JMS 流出水及び膜透過水 DOC 濃度の経日変化を図-10 に示す。図-10 より、仕切り板設置による断続的な無酸素/好気状態を創出した直後、膜透過水中の DOC 濃度は一時的に上昇したことがわかる。これは、好気状態から断続的な無酸素/好気状態へと槽内の環境を移行させた結果、有機物分解に関与する微生物の馴致に時間を要した結果であると考えられる。2 週間程度の馴致期間で膜透過水中の DOC 濃度は、好気状態を維持した Run-Ⅰと同様のレベル(約 3mg-TOC/L)まで減少した。従って断続的な無酸素/好気状態を形成し

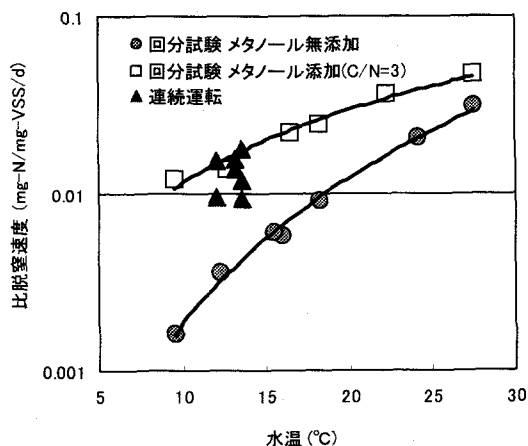


図-9 水温と比脱窒速度の関係

たことによる有機物除去性の低下はなかったものと判断できる。

Runs I・IIIにおける JMS 流出水及び膜透過水における全リン濃度の経日変化を図-11 に示す。Run- I において非常に高いリン除去率が得られた。Run- I では、膜分離槽内を好氣的に維持したため汚泥からのリン放出が起こらなかったこと、また膜により厳密な固液分離が行われたことから、高いリン除去率につながったと考えられる。一方、Run- II においてリン除去率の低下が明白であったが、これは膜分離槽内に仕切り板を設置することで、部分的に嫌気状態が形成され、汚泥からのリン放出が起こったことによると考えられる。Run- III では定期的に膜分離槽より汚泥を引き抜いた結果、膜透過水中の全リン濃度が徐々に減少し、実験後半では Run- I と同等のレベル(約 0.05mg-P/L)までリン濃度が減少した。Runs II, III では汚泥が嫌気領域/好気領域を循環していたことから、いわゆる生物脱リン(リンの放出/過剰摂取)が生じていた可能性が高い。上述した実験結果は、サイクル時間・汚泥引き抜きを合理化することで、本リアクターを生物学的脱リン処理プロセスとしても用いることが可能となることを示唆するものである。

3.5 膜透過性能

Runs I・IIIにおける膜間差圧の経日変化を図-12 に示す。Run- I では、運転開始直後から膜間差圧は急激な上昇を繰り返した。膜間差圧上昇後の膜モジュール表面には、フィルム状のケーキ層が形成されていた。このフィルム状のケーキ層は加圧水を用いた物理洗浄により剥離可能であり、洗浄後の膜間差圧は実験初期値まで回復した。このような膜間差圧の急激な上昇は、4月30日頃まで観察された。Run- I において急激な膜間差圧の上昇が確認された4月30日までは、膜分離槽内に糸状性細菌の存在が確認されたが、安定した運転の継続が可能となった4月30日以降ではこれら糸状性細菌の存在が観察されなかった。膜分離槽内における糸状性細菌の存在と平膜モジュールの膜透過性能には関連性が示唆されている²²⁾が、糸状性細菌の増殖原因とそれに伴う膜透過性能低下のメカニズムに関しては不明な点が多く、今後詳細な検討が必要である。

6月26日よりRun- IIを開始(仕切り板挿入)したが膜間差圧の上昇傾向に急激な変化は確認されなかった。仕切り板設置後も膜間差圧の上昇は極めて僅かであり、特別な洗浄操作を行うことなく長期間安定した運転

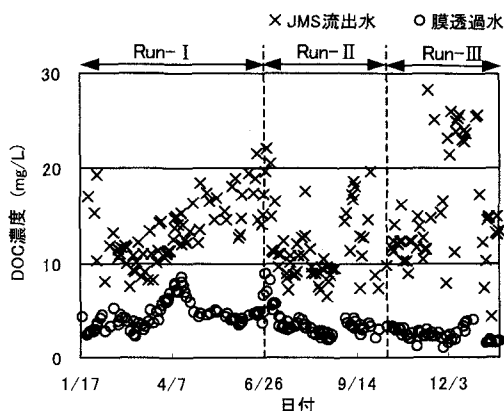


図-10 DOC 濃度の経日変化

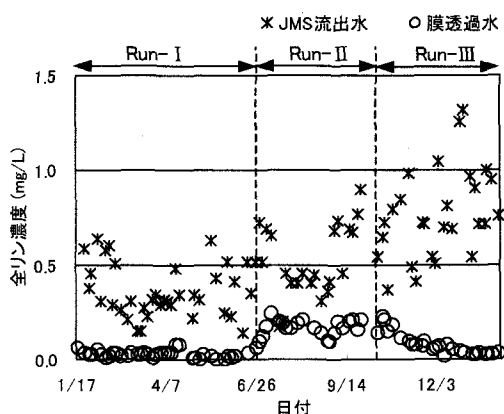


図-11 全リン濃度の経日変化

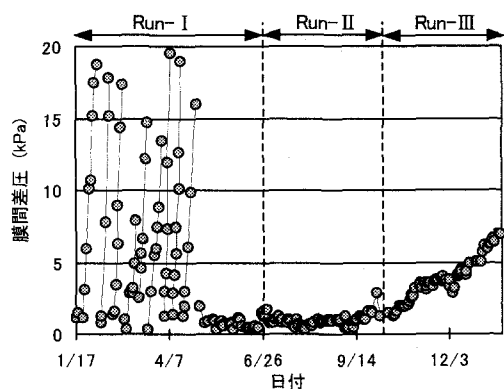


図-12 膜間差圧の経日変化

が可能であった。Run-Ⅲでは膜間差圧の上昇が速くなった。Run-Ⅲにおいて観察された膜透過性能の低下については、膜透過流速を上昇(流入負荷量を上昇)させたことあるいは水温の低下が直接・間接的に関与したものと予想している。本リアクターにおける膜間差圧上昇のメカニズムを明確に説明するためにはさらなる検討が必要であるが、Run-Ⅲにおいても膜間差圧の値そのものは極めて低い状態(10 k Pa 未満)で推移し、薬液洗浄等を行うことなく安定した膜ろ過運転の継続が可能であった。

4. まとめ

本研究グループでは、循環型に比して省スペース・省エネルギーで脱窒素を行い、さらに高い稼働率で膜ろ過を行うことのできる MBR として、膜分離槽内に仕切り板を挿入した新規硝化脱窒同時反応型 MBR を提案している。本報では、実都市下水を原水としたパイロットスケール実験を通じ、新規 MBR の処理性及び運転性について検討した結果を記した。本研究で得られた結果を以下にまとめる。

- ・ 槽内に仕切り板を挿入した新規 MBR では、単一槽内で部分的及び漸続的に無酸素状態を形成することによって硝化・脱窒反応を同時に進行させることが可能であった。本報で示したように、簡単な改造により既存の硝化型 MBR は脱窒型 MBR として運用可能となる。
- ・ 仕切り板を設置することにより全窒素の除去率は約 30% 向上し、前凝集沈殿を含んだシステム全体での T-N 除去率は 66.2% となった。また TOC については 91.5%、全リンは汚泥の引拔を行った結果、97.2% の除去率が得られた。
- ・ 新規 MBR では、脱窒反応に伴って発生するアルカリ度により硝化反応を安定させることが可能となり、ハイブリッド MBR の問題点となっていた窒素処理性が改善された。
- ・ 新規 MBR における膜ファウリングは極めて軽微なものであり、運転期間中の膜間差圧は 10kPa 以下で推移した。

〈謝辞〉

本研究は科学技術振興事業団の「戦略的基礎研究事業(CREST)」の助成を受けて遂行された。研究に多大なる協力を頂いた札幌市創成川下水処理場の関係各位に衷心より御礼申し上げる。

〈参考文献〉

- 1) Yamamoto, K., Hiasa, M., Mahood, T., and Matuo, T.: Direct solid-liquid separation using hollow fiber membrane in an activated sludge aeration tank, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.21, pp.43-54, 1989.
- 2) 綾日出教: 膜分離による水処理の現状, 水環境学会誌, 22, pp.242-247, 1999.
- 3) Roset, H, F., Lawrence, D, P., and Bentem, A, G, N.: Membrane Bioreactors for municipal wastewater treatment, *STOWA report, IWA Publishing*, pp.1-3, 2002.
- 4) Itonaga, T. and Watanabe, Y.: Performance of membrane bio reactor combined with pre-coagulation/sedimentation, Proceedings of International Specialized Conference on Creative Water and Wastewater Treatment Technologies for Densely Populated Urban Areas, *WST, in press, Hong Kong*, pp.167-174, 2002.
- 5) 巽義彦, 糸永貴範, 小澤源三, 渡辺義公: 凝集沈殿を前処理とした膜分離活性汚泥法, 第 57 回年次土木学会学術講演会講演概要集, VII, pp.303-304, 2002.
- 6) Ueda, T., and Hata, K.: Domestic wastewater treatment by a submerged membrane bioreactor with gravitational filtration, *Water Research*, Vol.33, pp.2888-2892, 1999.
- 7) Rosenberger, S., Kruger, U., Witzig, R., Manz, W., Szewzyk, U., Krume, M.: Performance of a bioreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal waste water, *Water*

Research, Vol.36, pp413-420, 2002.

8) 日本下水道事業団：平成 13 年度技術開発部報。

9) Ueda, T., Hata, K., and Kikuoka, Y.: Treatment of domestic sewage from rural settlements by a membrane bioreactor, *Wat.Sci.Tech.*, Vol.34, pp.189-196, 1996.

10) Yeom, I., Nah, Y., and Ahn, K.: Treatment of household wastewater using an intermittently aerated membrane bioreactor, *Desalination*, 124, pp.193-204, 1999.

11) Hasar, H., Kinaci, C., Unlu, A., and Ipek, U.: Role of intermittent aeration in domestic wastewater treatment by submerged membrane activated sludge system, *Desalination*, 142, pp.287-293, 2001.

12) Watanabe, Y., Fukui, M., and Miyanoshita, T.: Theory and performance of jet mixed separator. *Wat SRT, Aqua*, 39(6) 387-395, 1990.

13) Watanabe, Y., Kasahara, S., and Iwasaki, Y.: Enhanced flocculation/sedimentation process by a jet mixed separator. *Wat.Sci.Tech.* 37(10), 55-67, 1998.

14) Hasegawa, T., Hasimoto, K., and Tambo, N.: Characteristics of metal-polysilicate coagulants. *Wat.Sci.Tech.* 23, 1713-1722, 1991.

15) 日本下水道協会：下水試験法上巻，1997.

16) Kishino, H., Ishida, H., Iwabu, H., and Nakano, I.: Domestic wastewater reuse using a submerged membrane bioreactor, *Desalination*, 106, pp.115-119, 1996.

17) 松尾友矩，大垣眞一郎，浅野孝，宗宮功，丹保憲仁，村上健：水質環境工学，技法堂出版，1993.

18) 札幌市下水道局施設部水質管理課：平成 12 年度維持管理年報。

19) Xing, X., Jun, B., Yanagida, M., Tanji, Y., and Unno, H.: Effect of C/N values on microbial simultaneous removal of carbonaceous and nitrogenous substances in wastewater by single continuous-flow fluidized-bed bioreactor containing porous carrier particles, *Biochemical Engineering Journal*, 5 pp.29-37, 2000.

20) Obaja, D., Mace, S., Costa, J., Sans, C., and Mata-Alvarez, J.: Nitrification, denitrification and biological phosphorus removal in piggy wastewater using a sequencing batch reactor, *Bioresource Technology*, 87, pp.103-111, 2003.

21) Gomez, M., Gonzalez-Lopez, J., and Hontoria-Garcia, E.: Influence of carbon source on nitrate removal of contaminated groundwater in a denitrifying submerged filter, *Journal of Hazardous Materials*, Vol.80, Issue.3, pp.69-80, 2000.

22) Shim, J. K., Yoo, I. K., and Lee, Y. M.: Design and operation considerations for wastewater treatment using a flat submerged membrane bioreactor, *Process Biochemistry*, 38, pp.279-285, 2002.