

(35) 回転平膜を用いた膜分離高濃度活性汚泥法における汚泥の活性度の変化に関する研究

BIOLOGICAL ACTIVITIES OF SLUDGE IN HIGHLY CONCENTRATED ACTIVATED SLUDGE PROCESS COUPLED WITH ROTARY DISK TYPE UF MEMBRANE

今井 剛*, 呂 樹光*, 浮田正夫*, 関根雅彦*, 中西 弘**, 深川勝之***

Tsuyoshi IMAI*, Shuguang LU*, Masao UKITA*, Masahiko SEKINE*, Hiroshi NAKANISHI**, Masayuki FUKAGAWA***

ABSTRACT; The objectives of this study are to evaluate the variation of biological activities of sludge and to estimate the optimal MLSS concentration in highly concentrated activated sludge process coupled with rotary disk type UF membrane fed with artificial wastewater and fermentation wastewater, respectively. Based on the results of experiment, high TOC or COD_{Cr} removal and high nitrification were obtained. It demonstrated the possibility of advanced wastewater treatment by this process. Furthermore, the floc of sludge broke at high MLSS concentration and kinds of bacteria changed to small ones judging from microscope and SEM observations. The optimal MLSS concentration was about 20,000mg/ℓ in both cases using artificial wastewater and fermentation wastewater according to the removal efficiencies of TOC, COD_{Cr} , NH_4-N , and variation of biological activities of sludge.

KEYWORDS; Membrane bioreactor, highly concentrated activated sludge process, biological activity, rotary disk type UF membrane, fermentation wastewater, wastewater treatment.

1. はじめに

従来は陸上処理によらず、主に海洋投棄で対処されてきた各種の工場排水について海洋環境への配慮から排水規制が一段と強化されてきている。そこで、著者らは早くからこの問題に取り組むべく、陸上処理が困難であり主に海洋投棄に委ねられてきた各種の塩類を多量に含む難分解性廃液の高率処理に関する研究、すなわち、アミノ酸及び硫酸塩を多量に含む難分解高濃度有機性廃液を嫌気性処理と好気性処理との組み合わせによる複合処理システムにより処理する研究を行った¹⁾²⁾。しかしながら、前段処理として設けた嫌気性処理において硫化水素の発生が顕著であり、その無害化にかなりのコストがかかるという試算が得られた。

したがって、本研究では、硫酸塩を多量に含有する難分解高濃度有機性廃液を、回転平膜³⁾⁹⁾を用いた好気処理法である高濃度活性汚泥法により高速かつ高効率に処理可能であるかを検討することが目的である。すなわち、本研究では、生物反応槽の固液分離装置として、生物反応槽と膜分離装置を組み合わせた回転平膜装置を導入し、まず、人工廃液を対象に連続処理運転を行い、処理水質に関しては全有機炭素 (TOC)、化学的酸素要求量 (COD_{Cr})、アンモニウム性窒素 (NH_4-N) 等の除去率から、また、汚泥を高濃度化した場合の活性度の変化については、脱水素酵素活性試験 (INT法)、酸素消費速度試験 (電極法) の結果から最適微生物濃度を推定する。次に、その結果を踏まえて、実廃液 (発酵廃液) を用いて連続処理運転を行い、本実験装置の処理効率、汚泥の活性度の変化及び装置の機械的限界を把握する。

2 実験装置及び方法

2.1 実験装置

実験装置の概略図を図1に示す。反応槽はアクリル製の円筒形で総容積約 45 ℓ、有効容積約 30 ℓである。回転平膜装置は、日立プラント建設(株)製で、この装置は、膜槽、膜駆動部、処理ポンプ、制御盤からなり、装置仕様は

* 山口大学工学部社会建設工学科 (Department of Civil Engineering, Yamaguchi University)

** 大阪工業大学土木工学科 (Department of Civil Engineering, Osaka Institute of Technology)

*** 宇部工業高等専門学校物質工学科 (Department of Chemical and Biological Engineering, Ube National College of Technology)

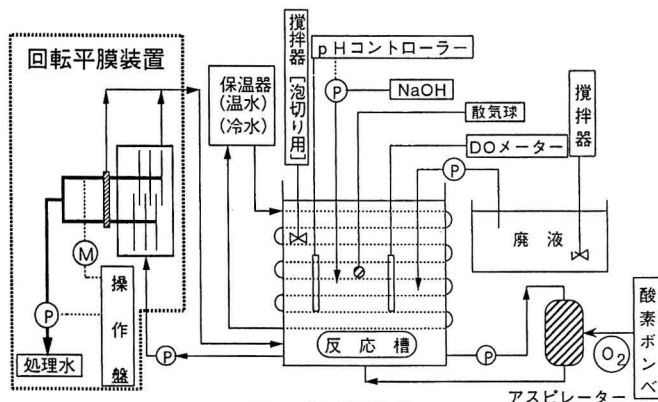


図1 装置概略図

表1 装置仕様

機器	仕様
回転平膜槽	SUS製密閉型 容量約10ℓ
平膜ディスク	ポリスルホン系膜 断面積0.055m ² /枚
処理水ポンプ	1.81ℓ/min
処理水流量計	0～1ℓ/min
架台寸法	800×1200×1200

表1の通りである。制御盤は平膜の回転及び電磁弁、処理水ポンプを制御し、処理水量の設定、処理水引き抜きポンプの運転時間、停止時間の設定等を行う。ろ過は、膜を回転させながら、インバータ制御による処理水ポンプの低減圧吸引ろ過により、一定時間に一定

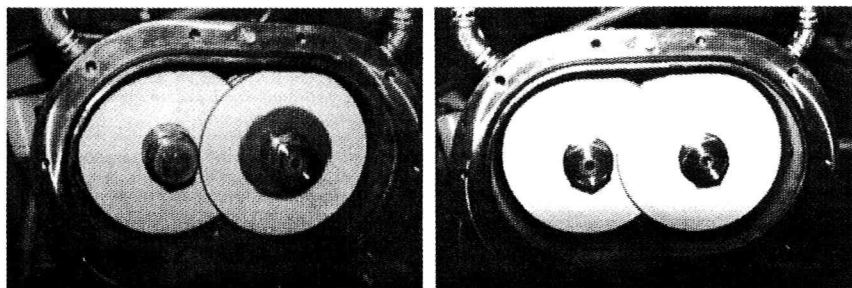


写真1 平膜の洗浄前(左)と洗浄後(右)

量ろ過した。平膜は、回転平膜槽に3枚ずつ計6枚が互いに設置されている。これにより、膜を互いに逆方向に回転させてそのせん断力により付着した汚泥を取り除くことが可能である。また、膜を回転させながら時間設定によりろ過のみを停止させ、膜面の汚れを洗浄する機構を持つ。また、本実験装置の膜の分画分子量（ポアサイズ）は約75万であるが、高濃度になるにしたがい、膜の目詰まり、すなわちファウリングが生じた。そのため設定負荷を上昇させる毎に膜を約500mg/ℓの次亜塩素酸ナトリウムにより洗浄した。洗浄前と洗浄後の様子を写真1に示した。装置のメンテナンスの観点から、膜の回転数や、回転平膜装置を運転するのに最適な汚泥濃度などについても検討した。

表2 人工廃液組成表

成分	濃度 (mg/l)
Pepton	5300
Meat EX	5400
Urea	1000
NH ₄ Cl	2200
(NH ₄) ₂ CO ₃	4700
NaCl	500
K ₂ HPO ₄	1400
KH ₂ PO ₄	1100
CaCl ₂ ・2H ₂ O	1000
KCl	3200
MgSO ₄ ・7H ₂ O	1000

2.2 実験方法

図1に示すように曝気には散気球及びアスピレーターを併用し、汚泥濃度が高濃度の場合には酸素ポンプも併用して純酸素曝気を行い、溶存酸素濃度（DO）が3.0mg/ℓ前後になるように調整した。pHは、pHコントローラーのon-off制御により1NのNaOHをマイクロチューブポンプで反応槽内に送入し、pHを7.0付近に保った。槽内の温度は反応槽の外側にホースを巻き付け、その中に恒温槽から温水（夏場は冷水）を循環させて約30℃に保持した。供試廃液は表2（人工廃液）、表3（実廃液）に示す廃液についてそれぞれ、設定濃度になるように適宜希釈して、チューブポンプで1日に約15ℓを反応槽に送入した。滞留時間は水理学的滞留時間（HRT）で2日である。また、廃液は固形物を多少含むため沈殿しないように、攪拌機を使用した。回転平膜装置の時間設定は運転時間1分、停止時間9分として連続処理運転を行った。供試汚泥は、山口県内のA下水処理場の返送汚泥を濃縮したものをを使用した。

以上の条件で、MLSSの目標値を6,000、10,000、15,000、20,000、30,000mg/ℓに設定して、廃液濃度を段階的に上昇させながらMLSSを増加させた。それぞれの目標MLSS

表3 発酵廃液組成表

実廃液成分表	
成分	濃度(mg/l)
TOC	40000
COD	120000
NH ₄ -N	3900
T-N	21000
SO ₄ ²⁻	23000
SO ₄ ⁻ -S	7600

に対して廃液を希釈して使用し、汚泥負荷がそれぞれの目標 MLSS 値に対して約 0.1kg-BOD/kg-MLSS/dayになるように調整した。実験条件を表4に示す。各設定MLSSにおいて、処理水質が定常状態に達したと判断された後に各分析を行い、活性度を調べるために脱水素酵素活性試験、酸素消費速度試験を行った。なお、余剰汚泥の引き抜きは分析のためのサンプリングを除いて全実験期間を通して基本的に行わなかった。ただし、後述のRun7（人工廃液から実廃液への切替時）のみは、汚泥の老廃物を取り除くために汚泥の引き抜き（1日当たり 50 ml）を行った。

表 4 実験条件

Run No.	期間 (day)	設定MLSS (mg/ℓ)	流入TOC (mg/ℓ)	温度(℃)	DO (mg/ℓ)	pH	滞留時間 (day)	処理水 流量 (ℓ/day)	廃液種類
1	31	5000	500	29.1	3.0	7.0	2.0	15.0	人工廃液
2	20	7500	750	29.8	3.0	7.0	2.0	15.0	
3	17	10000	1000	30.6	3.0	7.0	2.0	15.0	
4	46	15000	1500	31.4	3.0	7.0	2.0	15.0	
5	46	20000	2000	28.2	3.0	7.0	2.0	15.0	
6	20	30000	2500	31.0	3.0	7.0	2.0	15.0	
7	38	12000	500	25.2	3.0	7.0	2.0	15.0	廃液切替
8	38	10000	500	24.9	3.0	7.0	2.0	15.0	実廃液 (発酵廃液)
9	50	12000	1000	26.2	3.0	7.0	2.0	15.0	
10	28	15000	1500	27.5	3.0	7.0	2.0	15.0	
11	7	17500	1750	29.8	3.0	7.0	2.0	15.0	
12	23	20000	2000	30.5	3.0	7.0	2.0	15.0	
13	29	10000*	2250	31.7	3.0	7.0	2.0	15.0	

*：発泡のため汚泥の流出により MLSS が極端に低下

2.3 分析方法

分析項目及びその方法を以下に示す。

SS、VSSは下水試験方法¹⁰⁾(日本下水道協会編)によった。pH、DOはガラス電極(堀場製作所、D-12、OM-14)を用いて測定した。化学的酸素要求量(COD_{Cr})及びアンモニア性窒素(NH₄-N)は、STANDARD METHOD¹¹⁾(18th Edition,1992)によった。全有機炭素(TOC)及び溶解性有機炭素(DOC)は全有機炭素計(島津製作所、TOC-5000)により測定した。硫酸、亜硝酸及び硝酸イオン(SO₄²⁻、NO₂⁻及びNO₃⁻)は高速液体クロマトグラフ法(東ソー、UV-8000)により測定した。全窒素(T-N)は、ガスクロマトグラフ法(住友化学工業、GCT-16N + 島津製作所、GC-8APT)によって測定した。また、汚泥の観察は実体顕微鏡(オリンパス、SZ-PT)及び走査型電子顕微鏡(日立製作所、S-2300)により行った。活性試験について、本研究では、脱水素酵素試験の還元剤としてINT(塩化・ヨードフェニル・ニトロフェニル・フェニルテトラゾリウム)を添加することにより、脱水素酵素活性を測定した¹²⁾。酸素消費速度試験については、ガラス電極により行った。

3. 実験結果及び考察

3.1 人工廃液での最適汚泥濃度の推定

実験結果の一覧を表5にまとめた。なお、以下処理水とは膜ろ過後のものをいう。MLSSの経日変化を図2(人工廃液はRun1～Run6)に示す。MLSS6,000mg/ℓ前後までは順調にMLSSが増加したが、10,000mg/ℓへの増殖に時間がかかった。この原因としては、運転開始時の人工廃液の組成の中にpH調整のためのホウ酸(H₃BO₃)が含ま

表 5 実験結果の一覧 (MLSSは測定値の範囲、その他は平均値)

Run No.	期間 (day)	MLSS (mg/ℓ)	流入水 COD (mg/ℓ)	処理水 COD (mg/ℓ)	COD 除去率 (%)	流入水 TOC (mg/ℓ)	処理水 TOC (mg/ℓ)	TOC 除去率 (%)	流入水 NH ₄ -N (mg/ℓ)	処理水 NH ₄ -N (mg/ℓ)	NH ₄ -N 除去率 (%)	廃液種類
1	31	4780-6170	—	—	—	440	18.1	95.9	—	—	—	人工廃液
2	20	5880-12300	406	37.1	90.9	635	18.6	97.1	295	2.25	99.2	
3	17	12500-19800	—	—	—	809	24.8	96.9	1183	2.57	99.8	
4	46	12300-25400	1840	65.1	96.5	—	—	—	1228	2.27	99.8	
5	46	12800-25900	1890	75.9	96.0	1270	56.8	95.5	781	4.68	99.4	
6	20	21020-31400	3640	114	96.9	1680	60.0	96.4	1110	1.37	87.7	
7	38	10000-26200	1100	74.1	93.3	472	28.3	94.0	198	2.45	98.8	廃液切替
8	38	8400-12300	762	56.9	92.5	514	28.1	94.5	70.0	1.11	98.4	実廃液 (発酵廃液)
9	50	7400-14500	1610	55.1	96.6	568	19.3	96.6	62.5	3.47	94.5	
10	28	15500-15600	2910	87.5	97.0	1170	38.5	96.7	146	1.72	98.8	
11	7	15100-15300	4050	81.9	98.0	1920	48.9	97.5	206	7.30	96.5	
12	23	16100-22700	4920	148	97.0	2030	69.3	96.6	219	20.4	90.7	
13	29	6500-14000*	5250	601	88.6	2130	89.6	95.8	265	0.52	99.8	

*：発泡のため汚泥の流出により MLSS が極端に低下

れていたため、基質の濃度の上昇にしたがい、ホウ酸の毒性により汚泥中の微生物が失活し、MLSS 濃度が上昇しなかったものと考えられる。このため人工廃液の成分の中からホウ酸を除き、再度濃縮汚泥を追加して汚泥濃度を上昇させた。その後は、人工廃液を段階的に上昇させた後、各目標 MLSS 値 (6,000、10,000、15,000、20,000、30,000mg/ℓ) まで順調に増加した。以下に各分析結果、活性試験結果、菌相の比較及び回転平膜装置の運転状況に関して考察する。

3.1.1 有機物除去及びアンモニア性窒素の硝化特性

TOC、COD 除去率及び $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化率を図3に示す。処理水に関してはいずれについても基質の濃度が上昇するにしたがい、除去率ならびに硝化率が上昇し、MLSS10,000～20,000mg/ℓ 付近までは90%以上と良好な結果が得られた。しかしながら、MLSS30,000mg/ℓ 付近になると、除去率、特に硝化率は幾分低下の傾向がみられた。これは、MLSS 濃度が30,000mg/ℓ 付近に上昇したことにより、反応槽内における微生物の過密状態が生じ、微生物の有機物除去能及び硝化菌の活性が低下したことによるものと考えられる。溶解性成分の除去率ならびに硝化率に関しては、図4に示すように運転開始時の人工廃液の組成中のホウ酸 (H_3BO_3) による阻害の影響のために除去率の低かった MLSS 濃度6,000mg/ℓ 付近を除いて、TOC、COD 除去率は80%程度と良好であり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化率に関しては MLSS 濃度30,000mg/ℓ 付近を除いて90%以上と反応槽内ではほぼ処理が終了していたことがわかる。しかしながら、MLSS 濃度が30,000mg/ℓ 付近に達すると処理水の場合と同様に除去率ならびに硝化率の若干の低下が認められ、微生物の過密状態の影響が現れていると考えられる。

3.1.2 活性試験結果による汚泥活性の評価

単位汚泥当たり及び反応槽全体の脱水素酵素活性を図5 (人工廃液処理時：○) に、酸素消費活性を図6 (人工廃液処理時：○) に示す。脱水素酵素活性に関しては、単位汚泥当たりでは MLSS が高濃度になるにしたがい、徐々に活性が低下しているのに対し、反応槽全体としては活性が MLSS 30,000 mg/ℓ でも上昇の傾向が認められた。一方、酸素消費速度活性に関しては、単位汚泥当たりでは MLSS 20,000mg/ℓ 付近で酸素消費速度活性が最も高く、それ以上では低下の傾向があった。それに対して反応槽全体としては、脱水素酵素活性試験の結果と同様に MLSS 30,000mg/ℓ でも上昇の傾向にあった。

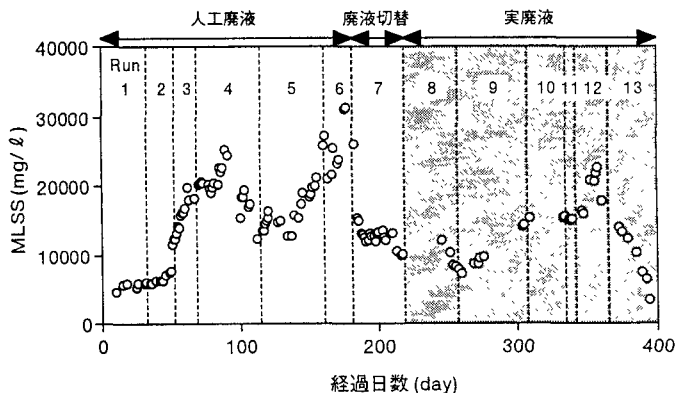


図2 MLSSの経日変化

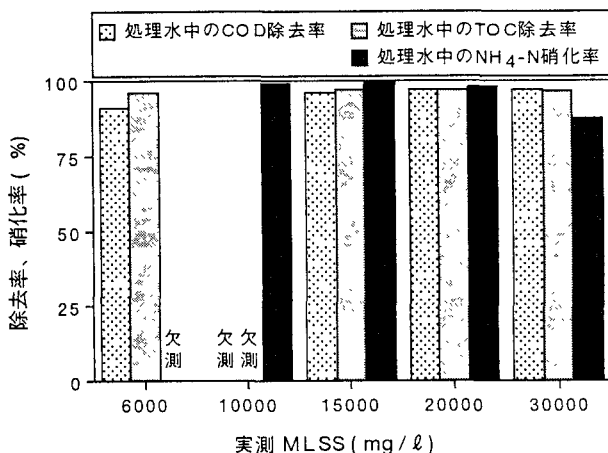


図3 人工廃液処理時における処理水の TOC、COD 除去率及び $\text{NH}_4\text{-N}$ 硝化率

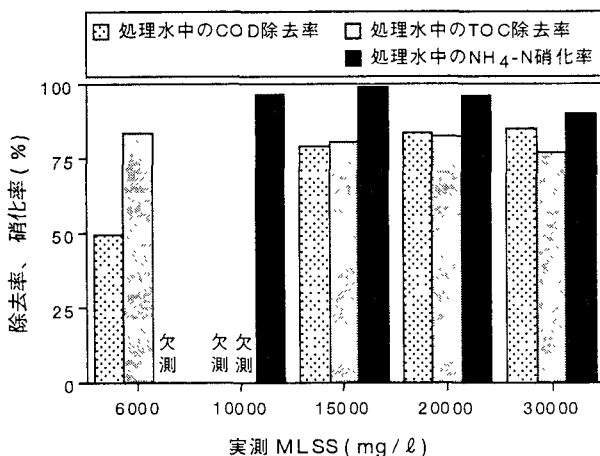


図4 人工廃液処理時における反応槽内液の溶解性 TOC、COD 除去率及び $\text{NH}_4\text{-N}$ 硝化率

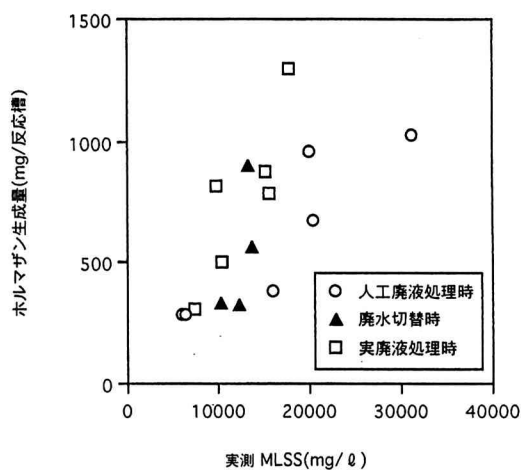
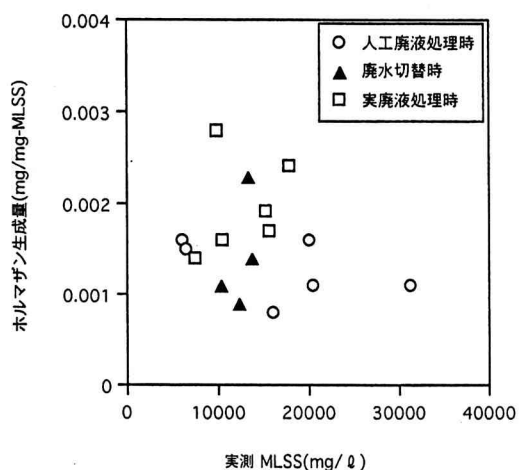


図5 単位汚泥当たり(左)及び反応槽全体(右)での汚泥の脱水素酵素活性の変化

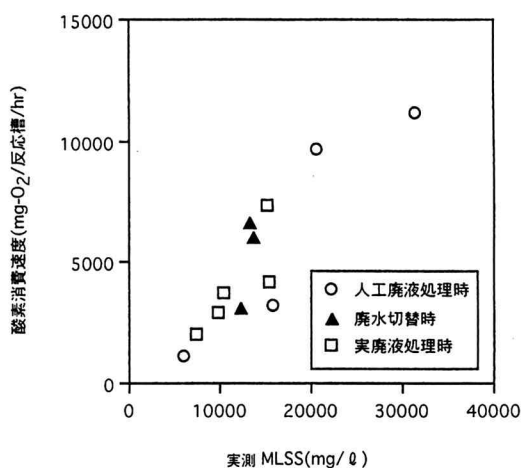
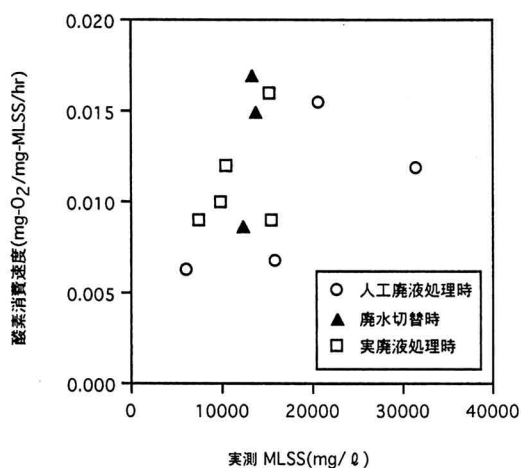


図6 単位汚泥当たり(左)及び反応槽全体(右)での汚泥の酸素消費活性の変化

これらのことから、汚泥の活性は高濃度になるにしたがい、単位汚泥当たりでは、反応槽内の微生物の過密化により、微生物が多少失活して低下するが、反応槽全体の総活性量は上昇していると判断される。よって、装置さえ耐え得るならば、さらに高 MLSS 域での運転も可能であることが明らかとなった。

3.1.3 菌相の比較と考察

実体顕微鏡での菌相の写真撮影 (倍率、63倍) を MLSS 6,000mg/l (写真2)、10,000mg/l (写真3)、20,000mg/l



写真2 MLSS6,000mg/l での菌相(人工廃液)

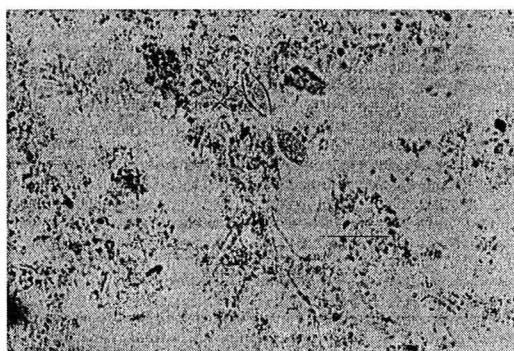


写真3 MLSS10,000mg/l での菌相(人工廃液)

れで、また、走査型電子顕微鏡（SEM）での菌相の写真撮影を MLSS30,000mg/ℓ（写真4）で行った。実体顕微鏡による観察では、MLSS10,000mg/ℓ以降にフロックの解体が観察され、また、高濃度になるにしたがい、大型微生物の存在が認められなくなった。これは、高濃度状態では酸素供給律速が起りやすくなるために、フロックの解体が生じたものと考えられる。なお、反応槽から回転平膜槽へのポンプによる循環及び回転平膜によるせん断力も、フロックの解体に影響していると考えられる。次にSEMによる菌相の観察によると、桿菌と糸状菌が多く認められた。また、この時のMLSSは30,000mg/ℓと高濃度であったので、反応槽内において微生物が非常に密な状態になっていることが観察された。さらに、高MLSS域になるにしたがい反応槽内の汚泥の粘度の増加や汚泥の色状の変化（茶色から薄茶色へ）が認められた。

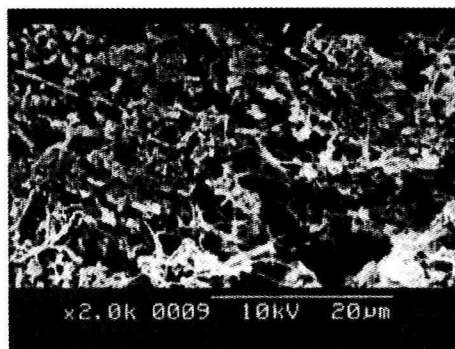


写真4 MLSS30,000mg/ℓでの菌相のSEM写真(人工廃液)

3.1.4 装置の機械的限界に関する評価

本研究では、曝気方法として低MLSS域では散気球とアスピレーターを併用し、高MLSS域では散気球を除き、酸素ポンプをアスピレーターの片方に接続して、純酸素曝気を併用した。また、同時に酸素が反応槽全体に満遍なく行き渡るように、攪拌器を用いて反応槽内の攪拌を行った。この結果、DOは常に3.0mg/ℓ前後に保持することができたが、高MLSS域（25,000～30,000mg/ℓの時）での酸素の使用量が多くなり、コストが割高となることがわかった。以上のことから、曝気に関してはMLSS20,000mg/ℓ以下が望ましいと考えられる。

また、実験期間を通して反応槽内の水温を約30℃前後に保って実験を行った。夏期においては反応槽内の発熱が多かったため、冷却による水温調整が必要であり、冬期においては加温による水温調節が必要であった。

回転平膜装置は、先で述べたように、膜を回転させることによって膜面に付着した汚泥を洗い落とす機構により、処理水を一定量安定して引き抜くことができる。しかし、MLSS濃度が高くなるにしたがい、処理水を一定量安定して引き抜くためには、回転平膜駆動モーターの回転数を上昇させなければならなかった。つまり、MLSS 6,000～10,000mg/ℓ付近までは200r.p.m.で処理されていたものが、MLSS 20,000～30,000mg/ℓ付近では回転数は300r.p.m.に増加させる必要があり、モーターに負担がかかることがわかった。また、モーターの回転数の増加によりMLSS20,000mg/ℓ付近から回転軸からの汚泥の漏出が生じた。これらのことから、高MLSS域（MLSS30,000mg/ℓ付近）での装置の運転は困難であり、また装置の維持管理を頻繁に行われなければならないということが明らかとなった。以上のことを考慮すると、装置本体としてはMLSS濃度は25,000mg/ℓ以下で運転することが望ましいと考えられる。

3.1.5 最適汚泥濃度の推定

処理水質、活性試験、菌相の比較、及び装置の運転状況における結果及び考察から、この回転平膜装置の人工廃液に関する最適汚泥濃度はMLSS20,000mg/ℓ程度であると推定された。

3.2 実廃液（発酵廃液）への適用

3.2.1 人工廃液から実廃液への移行過程

人工廃液での運転終了時から、TOC濃度を500mg/ℓに設定し、この値を目標として人工廃液と発酵廃液を混合して（切替廃液）、[(人工廃液):(発酵廃液)]=9:1→8:2→7:3→6:4→5:5→4:6→3:7→2:8→1:9→0:10]というように段階的に、実廃液の割合を増やしていく方法により、汚泥の馴致を兼ねて移行させた（Run7）。

この過程における有機物除去特性及びアンモニア性窒素の硝化特性、活性試験の結果及び菌相の比較については実廃液移行後の結果と併せて、次項で述べる。

また、実廃液中にはアミノ酸等の有機性窒素が多く含まれていたため、これらをTNで、また、 SO_4^{2-} 、 NO_2^- 、 NO_3^- を新たに分析項目に加えて測定を行った。これらの処理特性についても次項で述べる。

3.2.2 実廃液処理時の有機物除去特性及びアンモニア性窒素の硝化特性

TOC、COD除去率及び $\text{NH}_4\text{-N}$ の硝化率を廃液切替時については図7（処理水）及び図8（反応槽内液）に、実廃液処理時には図9（処理水）に示す。TOC、CODに関しては、廃液切替の間（Run7）は、人工廃液と実廃液の混合比率を前述のように段階的に変化させたが、流入廃液のTOC濃度を500mg/ℓと低く設定したため、MLSSは経過時間とともに低下した（図2参照）。除去率及び硝化率については、処理水は人工廃液の時とほぼ同等の値が得られた。また、実廃液に切替後も図9からわかるように、良好な処理結果が得られた。しかしながら、図8に示すよう

に反応槽内液の溶解性成分に関しては人工廃液の場合（図4）と比較して、著しくCOD及びTOC除去率が低下していたことから、反応槽内への溶解性有機物の蓄積が生じていたと推定される。これは、実廃液中に生物難分解性の有機物が存在しており、それが反応槽内で処理しきれずに蓄積していたことによると考えられる。しかしながら、図7からわかるように処理水の除去率は良好であったことより、難分解性有機物の影響は反応槽内に限定されており、処理水にはさほど影響を与えなかったものと考えられる。アンモニア性窒素については、廃液切替時及び実廃液処理時の両方について、人工廃液の時と変わらず硝化率は90%以上と良好な結果が得られた。このことから、硝化は順調に進行していたものと判断される。

以上の結果から、実廃液に関しても十分に処理が行えることが示された。

3.2.3 実廃液処理における汚泥活性の評価

単位汚泥当たりの活性と反応槽全体の活性についてそれぞれ前出の図5、図6（廃液切替時：▲、実廃液処理時：□）に示す。脱水素酵素活性については、人工廃液の場合と比較して、同じMLSSにおいて高い値が得られた。また、酸素消費速度活性に関しても、人工廃液の場合と比較して、単位汚泥当たりでは同じMLSSにおいて活性が高くなっており、反応槽全体でも高い結果となった。このことから基質が発酵廃液へと変化しても、汚泥の活性は低下するどころか、逆に高くなっていたことが明らかとなった。これらのことから本プロセスの発酵廃液処理への適用が十分可能であることが示されたと考えられる。

3.2.4 反応槽内の発泡原因についての検討

実験最終段階で反応槽内において発泡による汚泥の流出が起こり、MLSSが極度に低下した（図2のRun13参照）。この発泡原因を推定するため、分画分子量測定、溶解性の糖及びタンパクの測定、さらに細胞外ポリマーを測定した。分画分子量測定結果から数万のオーダーの分子量の溶解性物質については平常時、発泡時に違いはみられなかった。しかしながら、微少量の溶解性高分子物質しか存在しない平常時に対し、発泡時には75万を超える溶解性高分子物質の存在が確認された。溶解性の糖およびタンパク量を図10に示す。糖に関しては、発泡時は平常時の約2倍、タンパクについては平常時の約6倍の量が存在していた結果となった。次に、細胞外ポリマーの各成分量とポリマー量を図11に示す。糖について、発泡時は平常時の約1/4倍、タンパクでは約1/5倍であり、全体としての細胞外ポリマー量（糖量+タンパク量）では平常時の約1/5倍に減

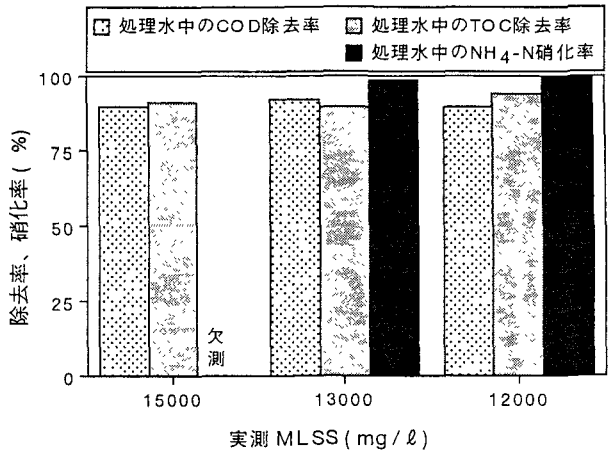


図7 廃液切替時（Run7）における処理水のTOC、COD除去率及びNH₄-N硝化率

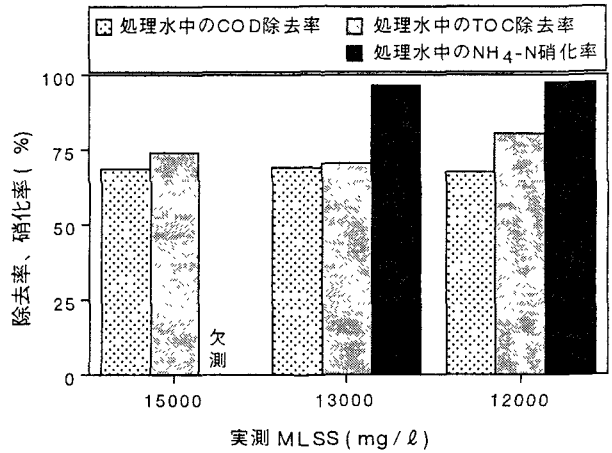


図8 廃液切替時（Run7）における反応槽内液の溶解性TOC、COD除去率及びNH₄-N硝化率

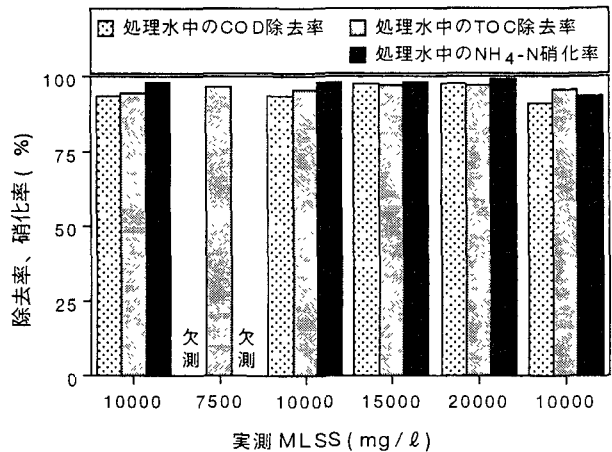


図9 実廃液処理時における処理水中のTOC、COD除去率及びNH₄-N硝化率

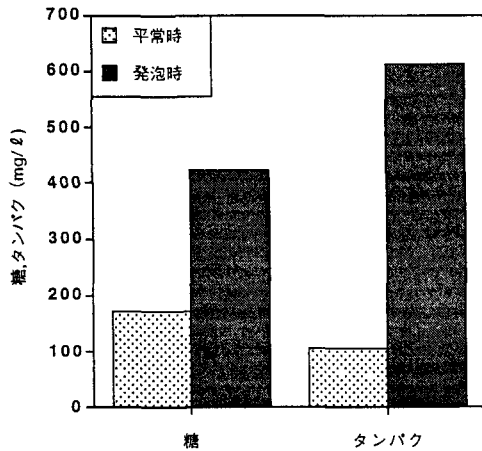


図10 平常時と発泡時における溶性糖及びタンパクの比較

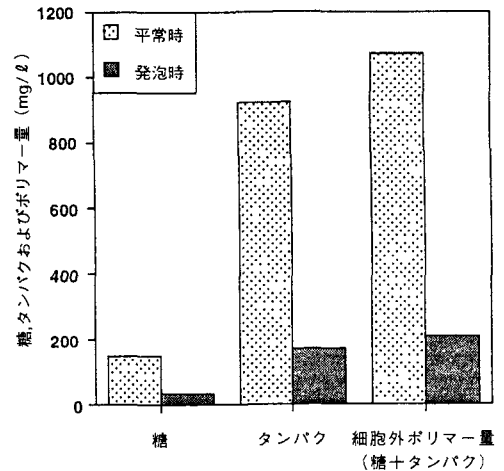


図11 平常時と発泡時における細胞外ポリマー量の比較

少している。これらの結果より、平常状態時では菌に付着する形で存在するポリマーが、汚泥の高濃度化にともなう微生物の過密化、さらにpHの上昇等の原因で剥離し、高分子溶解性物質として反応槽内に溶出したため、汚泥が失活し、発泡したものと考えられる。

3.2.5 菌相の比較と考察

実体顕微鏡での菌相の写真撮影(倍率、63倍)をMLSS10,000mg/ℓで(写真5)、また、走査型電子顕微鏡(SEM)での菌相の写真撮影をMLSS15,000mg/ℓで(写真6)行った。実体顕微鏡による観察では、人工廃液の時と同様、フロックは認められず、菌は分散状で存在していた。実体顕微鏡による観察結果から、MLSS 10,000mg/ℓの時の菌相(写真5)を人工廃液の場合(写真3)と比較してみると、菌相に変化認められず、同じ微生物相であったと考えられる。また、SEMでの菌相の観察(MLSS15,000 mg/ℓ)によると、人工廃液の場合にはみられなかった球菌が、数多く確認された。このことから、汚泥濃度の変化(MLSS10,000→15,000mg/ℓ)によって、菌相が変化していたと考えられる。

3.2.6 実廃液処理に対する評価

3.2.1～3.2.5の結果及び人工廃液の実験結果との比較から、処理水質、硝化能及び活性試験において、ほぼ人工廃液と同様あるいはそれ以上の結果が得られた。よって3.1.4で明らかになった機械的な限界が克服されれば、さらなる高濃度領域での運転も可能となると考えられるが、現時点における発酵廃液を本実験装置で処理する場合の最適汚泥濃度は20,000mg/ℓ程度であると推定される。

MLSSを20,000mg/ℓ程度に維持するための流入TOC濃度は約1000～1500mg/ℓであった。この濃度は、実際に流出してくる廃液の濃度4000mg/ℓ(表3の組成表の廃液は10倍濃縮したもの)の1/4～1/3程度であるので、この本研究の設定条件では直接は処理できず、希釈が必要であると考えられる。しかしながら、HRTを長くするこ

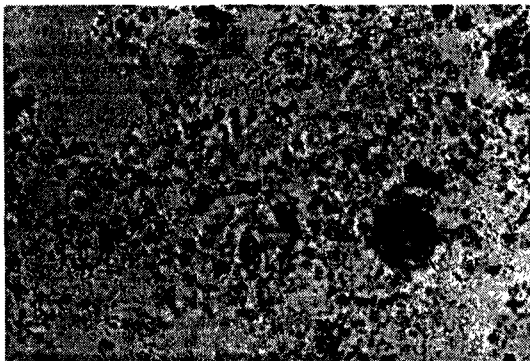


写真5 MLSS10,000mg/ℓでの菌相(実廃液処理時)

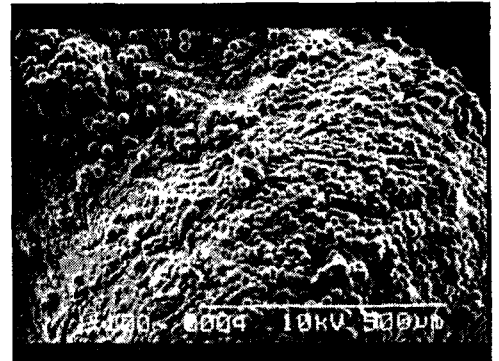


写真6 MLSS15,000mg/ℓでの菌相のSEM写真(実廃液処理時)

と等の装置の運転条件の変更を行うことにより、無希釈処理を行える可能性は十分に存在すると考えられる。

さらに、汚泥の老廃物を取り除くための汚泥の引き抜き（50 ml/day）を表 4 に示す Run7（廃液切替時）の期間のみ行った以外は、本実験期間を通して事実上余剰汚泥は発生しなかった。これは、常に DO を 3mg/ℓ 付近に調整していたため、汚泥の自己分解が促進され、余剰汚泥の発生が極端に抑えられたことによると考えられる。この実験結果から本プロセスは余剰汚泥発生が極めて少ない省エネルギー的で有効なプロセスであると考えられる。ただし、汚泥を高濃度に保持するためにかなり高い曝気強度が必要であり、場合によっては純酸素曝気が必要であるために、そのためのエネルギーが必要となる。しかしながら、通常の活性汚泥プロセスでの余剰汚泥の引き抜き、脱水、運搬、焼却、埋め立て等に必要なエネルギーと比較すると、本プロセスは省エネルギー的なプロセスであると考えられる。このように本プロセスは余剰汚泥の発生を極めて抑制することが可能なプロセスであるが、3.2.4 で示したように、平常状態時では菌に付着する形で存在するポリマーが、汚泥の高濃度化にともなう微生物の過密化、さらに pH の上昇等の原因で剥離し、高分子溶解性物質として反応槽内に溶出するために発泡する可能性があるため、定期的な少量の汚泥の引き抜きが必要であると考えられる。

4. おわりに

本研究で得られた結果を以下にまとめる。

- (1) 流入廃液濃度の上昇にも関わらず高い除去率が得られたことから、本プロセスによる高 MLSS 域での高度処理が可能であることが明らかとなった。
- (2) 高 MLSS 域では汚泥フロックの形成が困難となるため、汚泥が高濃度になるにつれてフロックが解体することが確認された。さらに汚泥の色状の観察及び顕微鏡による観察から、菌相の変化が確認された。
- (3) 活性試験の結果及び装置の運転条件等から、本実験装置の人工廃液での最適汚泥濃度は 20,000mg/ℓ 程度であると推定される。
- (4) 発酵廃液切り替え後も、人工廃液とはほぼ同等の結果が得られたことから、本実験装置の発酵廃液での最適汚泥濃度も 20,000mg/ℓ 程度であると推定される。
- (5) 高濃度域での汚泥の発泡は、平常状態時では菌に付着する形で存在するポリマーが、汚泥の高濃度化にともなう微生物の過密化、さらに pH の上昇等の原因で剥離し、高分子溶解性物質として反応槽内に溶出したためであることが示唆された。
- (6) 本プロセスは余剰汚泥発生が極めて少ない省エネルギー的で有効なプロセスであることが示された。ただし、汚泥の老廃物の除去のために定期的な少量の汚泥引き抜きが必要であると考えられる。

以上のことから本実験装置の実廃液への適用の可能性が示されたと考えられる。

<付録>

反応槽から汚泥を採取し、冷温抽出法^{13),14)}で細胞外ポリマーを抽出した。その他、EDTA や NaOH による抽出法¹⁵⁾もあるが、ここでは、各細胞の分散状態がよく、細胞内の成分の漏出が最も少ないと考えられ、かつ簡便な手順の冷温抽出法を採用した。

手順を以下に示す。

[冷温抽出法による細胞外ポリマーの分析¹⁴⁾]

- (1) 試料に生理食塩水（NaCl：8.5g・ℓ⁻¹）を 5ml 加え、よく懸濁させたのち 30 μl のホルマリンを添加する。
- (2) 懸濁液を氷水中で冷却しながら超音波で破砕(100W、5min)する。
- (3) 懸濁液を超遠心分離(9800G、30min.)した後、上澄み液をポリマー抽出液とする。
- (4) 糖の分析に際して、抽出液中に含まれるホルマリンの発色阻害を除くため、100℃乾燥器内でホルマリンを揮発させ、蒸留水を添加したものを測定に用いる。なお、乾燥操作の定量への影響がないことをグルコースを使用して確認済みである。
- (5) タンパクの分析に際しては、検量線として同量のホルマリンを添加したものを用いる。

抽出成分として糖とタンパクを測定して、両者の合計を細胞外ポリマー量とした。また、この量を懸濁液の VSS で除し、VSS あたりの細胞外ポリマー量を求めた。なお、糖とタンパクの測定は、それぞれ Anthrone 法と Lowry-Folin 法によった。

<謝辞>

本研究は、一部（財）鉄鋼業環境保全技術開発基金の環境分野助成を受けて行った。記して謝意を表します。ま

た、回転平膜装置を提供いただきました日立プラント建設㈱に深甚なる謝意を表します。

<参考文献>

- 1) 今井 剛, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西 弘, 深川勝之:UAHB (Upflow Anaerobic Hybrid Blanket) 法及び2段接触酸化法を組合せた嫌気好気循環プロセスによる発酵廃液の処理に関する研究, 環境工学研究論文集, vol 34, pp.203-210, 1997.
- 2) 今井 剛, 浮田正夫, 関根雅彦, 中西 弘, 深川勝之:UAHB法による硫酸塩及びアンモニアを高濃度に含有する発酵工程廃液の処理, 土木学会論文集, No.573/ VII -4, pp 49-59, 1997.
- 3) 大熊那夫紀, 鈴木恒雄, 松井敏一, 青井 透:回転平膜モジュールを用いた粉末活性炭添加型凝集処理の検討, 環境工学研究論文集, vol.34, pp.93-99, 1997.
- 4) 木村克輝, 渡辺義公, 大熊那夫紀:回転平膜に付着した生物膜による低濃度アンモニア性窒素の硝化特性, 土木学会論文集, No.552/ VII -1, pp.43-52, 1996.
- 5) 大熊那夫紀, 堀田正見, 奥野 裕:回転平膜モジュールの廃水処理への適用, 膜, vol 20, No.5, pp.346-354, 1995.
- 6) N. Ohkuma, T. Shinoda, T. Aoi, Y. Okanawa and Y. Magara: Performance of rotary disk modules in a collected human excreta treatment plant, *Wat. Sci. Tech.*, vol.30, No 4, pp.141-149, 1994.
- 7) 佐分利治, 堀田正見, 奥野 裕:回転平膜モジュールを用いたビル中水道施設, 造水技術, vol 19, No.3, pp.49-54, 1993.
- 8) 増田 等, 大熊那夫紀:膜分離技術の応用・回転平膜モジュールを用いた生物学的窒素除去法, 別冊化学工業, vol.35, No.3, pp.105-112, 1992.
- 9) 増田 等, 大熊那夫紀:回転平膜モジュールを用いた生物学的窒素除去法, ケミカルエンジニアリング, vol.36, No.11, pp.966-973, 1991.
- 10) (社)日本下水道協会:下水試験方法・1984年版・
- 11) APHA, AWWA and WPCF: Standard Methods for the Examination of Water, 18th edition, American Public Health Association, Washington D.C., 1992
- 12) 滝田久憲:活性汚泥の脱水素酵素活性の測定について, 水処理技術, vol 31, No 5, pp.33-45, 1990.
- 13) Sutherland I. W. and Wilkinson: Chemical Extraction Methods of Microbial Cells, "Methods in Microbiology" Chap. IV, Vol. 5B, Academic Press, 1971.
- 14) 久場隆広, 古米弘明, 楠田哲也:細胞外ポリマーの簡易抽出法に関する検討, 土木学会第29回環境フォーラム講演集, B-21, 1992.
- 15) 末吉裕紀, 桃井清至, 小林民枝, 滝沢 智:微生物凝集機構の影響因子に関する研究, 土木学会第46回年次学術講演会講演概要集, 334-335(II・147), 1991.