

PABIO DENI による窒素・リン 除去技術

Nitrogen and Phosphorus Removal Technique with PABIO DENI



(技)研究開発部第5研究室
川 嶋 淳
Jum Kawashima
野 中 信 一
Shinichi Nonaka

担体窒素除去プロセス PABIO DENI と、ステップ流入式多段硝化脱窒法を組み合わせた下水高度処理プロセスのパイロットテストを実施した。

2年間に渡る本プロセスの実用化実験において、HRT 6 h 以下の条件で、処理水 T-N \leq 10 mg/L, T-P \leq 0.5 mg/L の高度処理が可能であることを実証した。

A report was made previously on development of a sewage treatment process combined with the fluidized bed biofilm treatment process (PABIO DENI) and step feeding system for nitrogen and phosphorus removal. The pilot test for the process conducted for two years achieved the high quality performance of T-N \leq 10 mg/L and T-P \leq 0.5 mg/L with hydraulic retention time less than 6 hours, proving practical application.

Key Words

硝	化	Nitrification
脱	窒	Denitrification
流	動	Fluidized bed process
ステップ流入式多段硝化脱窒法		Nitrogen removal with step feeding
脱	リ	Phosphorus removal

まえがき

閉鎖性水域の富栄養化防止対策として栄養塩類等に係る排出規制が強化されている。この傾向は今後他水域にも拡大されると予想され、排水処理の高度化に対する要求が高まってきている。下水処理場においても、より高度な窒素・リン除去が望まれており、既設処理場の高度処理への対応が重要な課題となっている。

当社は既報¹⁾で紹介したように、下水を対象とした担体-活性汚泥併用法によるステップ流入式多段硝化脱窒法の開発に取り組んでおり、平成11年度からは日本下水道事業団 (JS) と「既設処理場の高度

化を可能とする処理システムの開発」をテーマとして共同研究を継続している。今回、共同研究でえられた知見について報告する。

1. PABIO DENI の概要

1.1 原理・構造

当社では有機物除去プロセスには PABIO MOVER を、窒素除去プロセスには PABIO DENI を商標としてもちいており、本報ではこれ以降 PABIO DENI の名称を使用する。

PABIO DENI 概念図を図1に示す。硝化槽、脱窒槽内に充填した担体は、硝化槽では全面曝気によるエアレーションによって、脱窒槽では機械攪拌に

よって流動化される。担体は比重が水とほぼ同等(0.95)であるため、曝気および機械攪拌において、少ない動力による攪拌・流動化が可能である。おのおの槽には担体流出防止の目的でスクリーンが設置されている。担体の形状は直径10 mm、高さ7 mmの円筒形で、内部に十字の仕切りが入っている。担体周囲には担体同士の衝突による攪拌効率向上を目的として、18枚のフィンが付設されている。担体の比表面積は、500 m²/m³である。担体付着汚泥は、写真1に示すように、担体内部空隙壁面に、生物膜の形で付着する。

1.2 担体の特長

PABIO DENI プロセスにもちいる担体は、その独特の形状により、以下のような特長を有している。

- ① 担体の比表面積が広く、単位体積当たりの微生物保持量を高められるため、高負荷処理が可能である。
- ② 担体付着微生物により処理するため、返送汚泥が不要等、汚泥管理ならびに運転管理が容易である。
- ③ 担体の激しい攪拌、流動により増殖微生物による生物膜の閉塞がなく、逆洗が不要である。

2. 開発プロセス

分流式下水処理場の最初沈殿池流入水および流出水を対象として、PABIO DENI とステップ流入式多段硝化脱窒法および凝集剤添加脱リン法を組み合わせたプロセスの開発に取り組んでいる。

2.1 ステップ流入式多段硝化脱窒法の概要^{2), 3), 4)}

現在、日本国内の下水処理分野における窒素除去法として、循環式硝化脱窒法が標準的な処理法として広く採用されている。本法は優れた生物学的窒素除去法であるが、

- ① 硝化細菌維持のため、長い A-SRT (曝気槽汚泥滞留時間) を必要とし、反応槽が大型となる。
 - ② 反応槽の大型化により、反応の均一化や MLDO 制御が困難である。
 - ③ 達成可能な窒素除去率の上限が循環比により限定される。
 - ④ 窒素除去率の上限が約70% (循環比200~300%条件時) と比較的低い。
- 等の問題がある。このような循環式硝化脱窒法の欠点の改善・解消を目指して開発された方法が、ステップ流入式多段硝化脱窒法である。

本法の基本構成は、以下のとおりである。

- ① 各反応槽は完全混合槽を基本とし、1対をなす脱窒/硝化槽を複数段直列に配置する。
- ② 原水が各段の脱窒槽に等分配されるように、分配槽をもちいて原水をステップ供給する。
- ③ 各段の硝化槽内の固形物量が同量となるように槽の容積を設定する。脱窒槽も同様に設定する。
- ④ 十分な硝化反応の維持が可能となるよう、適切な A-SRT を設定する。
- ⑤ 必要に応じて、最終段の硝化槽から脱窒槽へ混合液の内部循環をおこなう。

2.2 ステップ流入式多段硝化脱窒法の特徴

① 窒素除去率の向上

N 段で運転されるステップ流入式多段硝化脱窒法の理論窒素除去率は、(1)式で示される。

$$\eta_{TN} = \left(1 - \frac{1}{N} \cdot \frac{1}{1+r+R} \right) \cdot 100 \quad (1)$$

ここに、 η_{TN} : 理論最大窒素除去率 (%)

N : 多段化の段数

r : 汚泥返送比 (-)

R : 最終段における内部循環比 (-)

本法では、循環式硝化脱窒法にくらべて同じ窒素除去率を達成するために高水量の循環を必要とせず、3 段法では $2/3$ ($r+R = 0.67$)、4 段法では $1/4$ ($r+R = 0.25$) の循環で80%の窒素除去率が達成

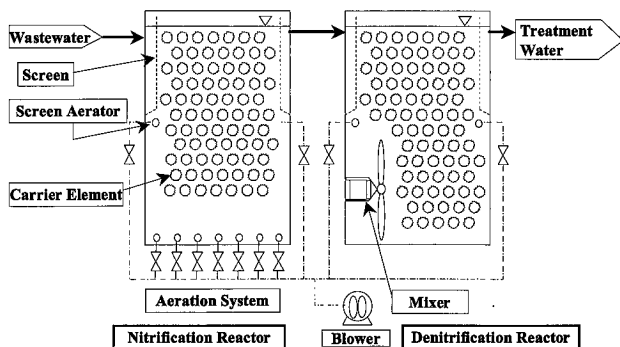


図 1 PABIO DENI 概念図
Fig.1 Concept of PABIO DENI

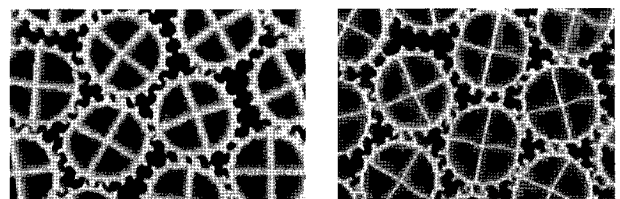


写真 1 担体付着汚泥
Photo 1 Biofilm attached to carrier elements

できる。

② 窒素除去の安定化

原水を分配槽で等分配して各段の反応槽にステップ流入することで、流入水量の時間変動による硝化対象窒素および脱窒に利用される有機物の分配の不均一化を防ぐ。これにより各段の反応の進行を均一化できる。

③ 維持管理が容易

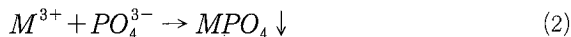
各段の好気槽に保持される固形物量が等しくなるように槽容積を設定することにより、流入 BOD、窒素等の固形物負荷が等しくなるため、各槽で必要とされる酸素量ならびに消費アルカリ度が等しく、最終段の硝化槽の DO、pH を管理するだけで全好気槽の管理が可能となる。

④ 設備のコンパクト化

循環式硝化脱窒法に比較して、設備がコンパクトになる。ステップ段数 $N = 3$ 、汚泥返送比 $r = 0.5$ で設計する場合、循環式硝化脱窒法と同じ SRT および A-SRT を確保するために必要な反応槽容積は、8 割弱でよい。

2.3 凝集剤添加脱リン法⁵⁾

本法は反応槽に凝集剤を添加して、既存の生物処理による窒素除去機能にリン除去機能を付加する高度処理プロセスである。リン除去の原理は、(2)式に示すように 3 価金属イオンが下水中の正リン酸イオンと反応して難水溶性物質を生成する反応に基づいている。



通常は中性付近で沈殿生成が可能なアルミニウム塩や鉄(III)塩が凝集剤として使用される。

本研究においては、凝集剤として PAC (ポリ塩化アルミニウム) を使用した。

3. パイロット実験^{6), 7)}

3.1 実験装置

実験フローを図 2 に、装置仕様を表 1 に、装置外観を写真 2 に示す。実験装置は 3 段の脱窒・硝化槽と沈殿槽で構成され、この他に硝化処理水ピット、凝集攪拌槽および薬品注入設備を有している。原水を分配槽で等分割して 1~3 段の各脱窒槽に供給し、沈殿槽からの返送汚泥を 1 段目の脱窒槽に導入する。硝化槽の汚泥滞留時間 (A-SRT) 管理を容易にする

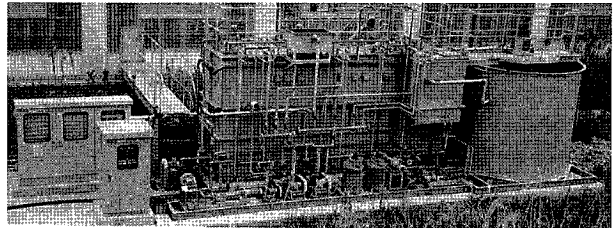


写真 2 パイロットテスト装置外観

Photo 2 Pilot test equipment

表 1 実験装置仕様

Table 1 Specification of test equipment

	Anoxic Reactor			Aerobic Reactor		
Mixer/Aerator	Vertical Paddle Mixer			Diffuser (Fine and Rough Bubble)		
No. of Steps	1	2	3	1	2	3
Reactor Volume (m ³)	2.63	3.68	4.73	2.63	3.68	4.73
Ratio of Reactor Volume	1 : 1.4 : 1.8			1 : 1.4 : 1.8		
Filling Volume of Carrier Elements (m ³)	0.71			1.42		
Filling Ratio of Carrier Elements (%)	27	19	15	54	39	30
MLSS [Plan] (mg/L)	3 150	2 250	2 000	3 150	2 250	2 000

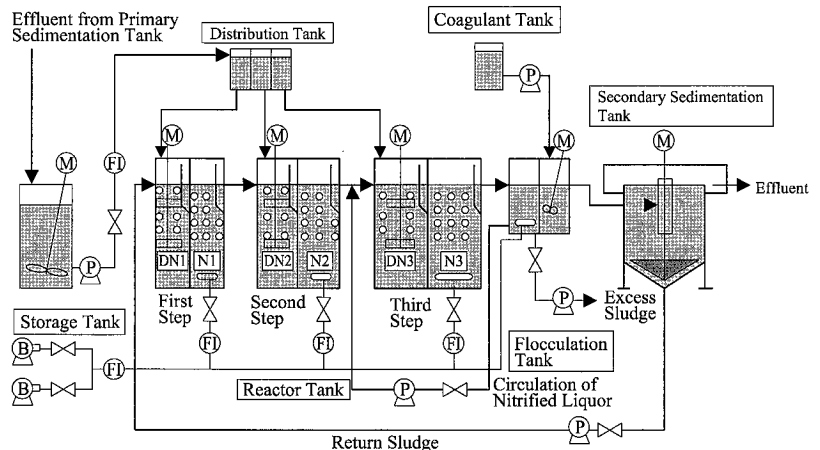


図 2 パイロットテストフローシート
Fig.2 Flow diagram of pilot test

DN1~DN3 :Denitrification
N1~N3 :Nitrification

ため、余剰汚泥引き抜きは硝化処理水ピットよりおこなった。反応槽内の活性汚泥および担体の混合攪拌は、硝化槽は全面曝気（粗大気泡+微細気泡）、脱窒槽は型攪拌機によりおこなった。脱窒、硝化反応槽の寸法は幅1.5 m、長さ5.88 m、水深2.5 mで、有効容積は22.1 m³である。

各段の容積比率は上述のステップ法の設計に関する考え方にに基づき1段目：2段目：3段目＝1：1.4：1.8とした。硝化能力増強を優先させるため、各硝化槽には1.42 m³、各脱窒槽には0.71 m³と、硝化槽には脱窒槽の2倍量の担体を投入した。

3.2 実験方法

1) 実験場所

分流式下水処理場にて実験をおこなった。

2) 実験期間

2000年5月～2002年8月（今回報告分実験期間）

3) 目標値

総反応槽 HRT：≤6 h

目標処理水質：T-N≤10 mg/L, NH₄-N<1 mg/L
T-P≤0.5 mg/L

4) 実験条件

表2に実験条件を示す。RUN①、②において活性汚泥単独運転、RUN③～⑫において担体-活性汚泥併用運転をおこなった。

実験原水には最初沈殿池流出水をもちいた。汚泥返送比は0.6～1.0とし、活性汚泥単独運転ではHRTを5～12 h、担体-活性汚泥併用運転ではHRTを5～6 hとした。硝化槽部のA-SRTは1.9～4日の範囲とし、最終段の内部循環はおこなわなかった。硝化槽のDOは2～3 mg/Lとし、後段の脱窒槽にDOの持ち込みがないように配慮した。

RUN①～⑤までは窒素除去のみの実験とし、リ

ン除去実験はRUN⑥以降に実施した。

RUN①～⑧は定水量条件、RUN⑨～⑫はHRT 5～6 hにおいて水量負荷変動条件での運転をおこなった。水量変動パターンを図3に示す。水量負荷変動条件は、大規模処理場における1日の水量変動パターンを考慮したもので、変動比は±40%である。

3.3 実験結果

各RUNにおける原水および処理水の水質の平均値を表3に、T-NとNH₄-Nの推移を図4に、BODの推移を図5に、BOD (T-BOD)/T-N比の推移を図6に、SSの推移を図7に、T-PとPO₄-Pの推移を図8に示す。

3.3.1 活性汚泥単独運転結果

RUN①の活性汚泥単独運転（HRT12～6 h、定水量負荷）においては、運転当初に処理水T-Nが目標値以上の不安定な状態であったが、運転開始約2週間で安定し、HRT 6 hの条件で目標処理水質達成が確認された。続くHRT 5 h条件（定水量負荷）のRUN②においては、硝化が不十分で処理水中

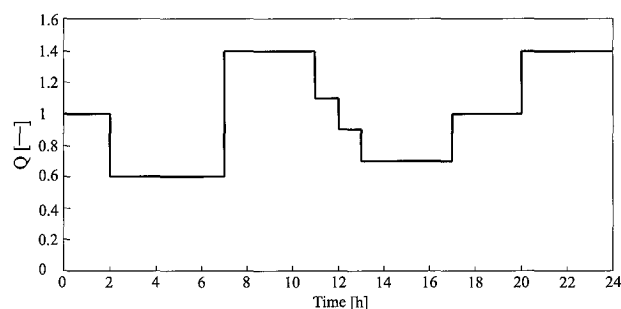


図3 大規模処理場想定流量変動パターン
Fig.3 Fluctuating flow pattern assuming large sewage treatment plant

表2 実験条件

Table2 Operating condition

	①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫	
Method	Activated Sludge		Activated Sludge + Carrier Elements										
HRT [h]	12 ~5	5	5		6		5		6		5		
Loading Pattern	Fixed		Fixed						Fluctuated				
A-SRT [d]	4	2.5	1.9	2.8	2.4	3.5	3.5	2.7	3.1	3.5	3.3	2.9	
MLSS (3rd Stage) [mg/L]	2 090	1 650	1 580	1 270	1 840	1 870	2 510	2 520	2 330	2 380	2 230	2 530	
Temperature (3rd Stage) [°C]	Mean	24.7	27.0	30.0	27.4	19.6	18.0	23.2	28.8	25.0	17.0	21.7	28.4
	Range	23.1 ~25.5	25.6 ~28.6	29.1 ~30.8	23.5 ~30.9	15.6 ~23.3	15.8 ~22.6	18.5 ~26.6	25.9 ~31.5	18.1 ~29.5	15.6 ~19.7	18.4 ~25.1	25.1 ~31.2

表 3 原水および処理水水質 (平均値)

Table3 Comparison of water quality of pilot test (Mean value)

		①	②	③	④	⑤	⑥	⑦	⑧	⑨	⑩	⑪	⑫
T-N	Influent [mg/L]	31.7	27.8	29.0	29.8	31.0	31.4	29.1	31.0	29.2	34.5	32.3	27.7
	Effluent [mg/L]	9.8	10.1	9.0	15.6	12.7	13.1	7.4	7.8	10.2	15.0	10.1	8.5
NH ₄ -N	Influent [mg/L]	21.7	20.5	23.7	21.5	23.3	22.7	21.3	18.1	21.0	24.6	25.9	23.1
	Effluent [mg/L]	0.6	3.8	0.9	5.6	2.8	0.7	0.3	0.4	0.8	9.2	0.4	0.2
NO _x -N Effluent [mg/L]		7.6	4.4	6.4	8.4	8.1	10.2	6.1	5.5	7.2	4.2	8.3	7.0
T-BOD	Influent [mg/L]	87.2	80.0	79.3	64.0	74.0	96.2	77.0	71.7	73.1	100.1	94.0	81.3
	Effluent [mg/L]	13.8	20.7	11.8	16.7	19.8	13.3	7.2	8.6	8.9	37.0	12.2	8.2
C-BOD Effluent [mg/L]		7.6	8.7	6.2	5.7	5.4	5.9	5.1	5.5	5.0	5.0	5.0	5.0
BOD/N ratio of influent		2.8	2.9	2.7	2.1	2.4	3.1	2.6	2.3	2.5	2.9	2.9	2.9
SS	Influent [mg/L]	72	63	76	57	52	54	62	65	59	74	64	82
	Effluent [mg/L]	11.0	12.5	6.8	9.6	6.6	8.9	5.7	5.5	6.1	12.0	10.5	3.9

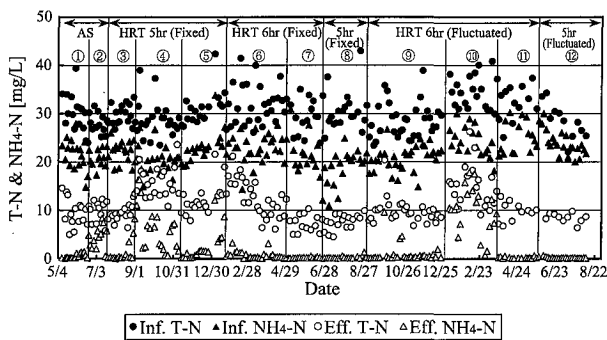


図 4 T-N, NH₄-N の推移
Fig. 4 Change of T-N and NH₄-N

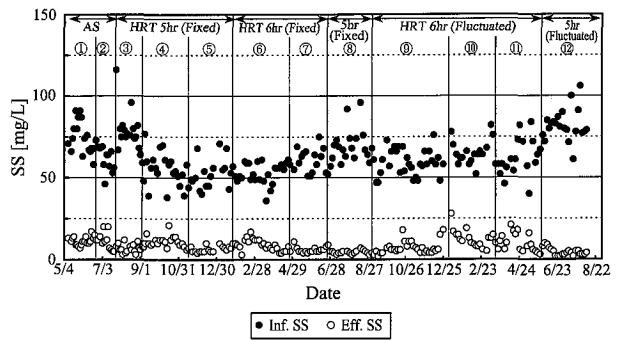


図 7 SS の推移
Fig. 7 Change of SS

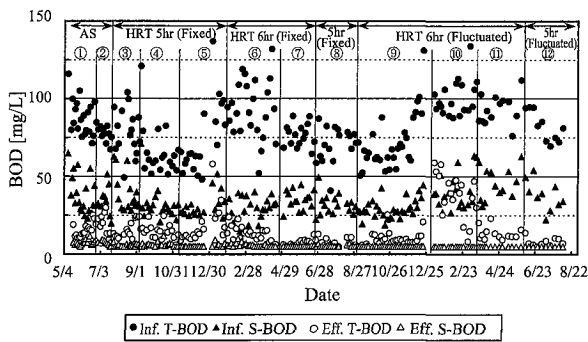


図 5 BOD の推移
Fig. 5 Change of BOD

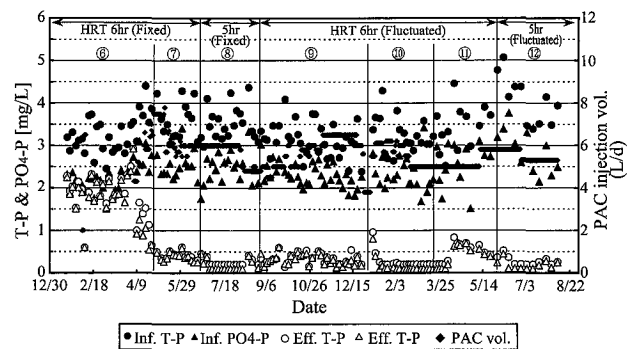


図 8 T-P, PO₄-P の推移
Fig. 8 Change of T-P and PO₄-P

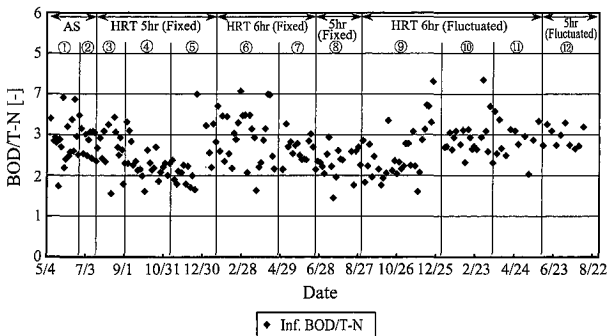


図 6 原水 BOD (T-BOD)/T-N 比の推移
Fig. 6 Change of influent BOD (T-BOD)/T-N

NH₄-N が増大し、目標処理水質が達成できなかった。同様に、処理水中 BOD, SS についても RUN②では不安定な状態であり、活性汚泥単独運転においては、HRT 6 h までの処理が限界であることが確認された。

3. 3. 2 担体-活性汚泥併用運転

1) 定水量負荷運転結果

・窒素除去性能

活性汚泥単独運転・HRT 5 h 条件の RUN②の後、

所定量の担体を投入した RUN③においては、担体投入後約 1 週間で HRT 5 h における目標処理水質を達成することが確認され、担体投入による硝化・脱窒活性の向上が示唆された。この時点では担体付着汚泥量はごくわずかであったが、硝化菌・脱窒菌が優勢に固定化されたものと考えられた。

RUN④においては、担体付着汚泥中にミズミミズ (*Dero*) が大量発生し、付着性微生物の大半が捕食されたため、硝化・脱窒ともに不調となった。対策として、硝化槽に NaCl を 1 % 量投入することでミズミミズを除去することができ、処理状況も改善された。

RUN⑤においては、硝化活性は復帰したが、脱窒活性が不調であり、目標処理水質は達成できなかった。これは、浮遊汚泥濃度が想定値より低い (1840 mg/L) ことと、原水 BOD/T-N 比が低いことが原因と考えられた。

一般的に、生物学的脱窒には、窒素還元反応に水素供与体が必要なため、原水中の BOD/T-N 比が 3 以上必要であると言われている。RUN⑤においては原水中 BOD/T-N 比は 1.8~2.2 であり、脱窒に十分な水素供与体 (有機物) が不足していたと考えられる。

RUN⑤の後半 (2001 年 1 月初旬) より原水中 T-N, BOD 濃度の増大、および急激な水質変動のため硝化率が低下した。このため、RUN⑥においては、HRT 6 h として負荷を低減し、処理状況の復帰を図った。負荷低減直後より硝化率は復帰したが、脱窒性能の復帰には約 1 ヶ月の期間を要した。

窒素除去性能復帰後は、HRT 6 h の RUN⑥および、HRT 5 h の RUN⑦においても良好な処理が確認された。これらの結果より、定水量負荷運転において、水温 ≥ 18 °C の条件では HRT 6 h 処理が、水温 ≥ 25 °C の高水温期では HRT 5 h 処理が可能なが確認された。

・リン除去性能

RUN⑥より PAC 添加によるリン除去実験を開始した。RUN⑥でリン除去安定化のため PAC 添加量を徐々に上昇させたが、RUN⑥期間中に目標処理水質 (T-P ≤ 0.5 mg/L) はえられなかった。しかしながら、続く RUN⑦においてはほぼ目標水質に到達し、RUN⑧においては安定した処理が確認された。RUN⑦, ⑧の PAC 添加量は 6 L/d であり、理論値 (5.5 L/d) より高めであったため、添加量を 4.8 L/d まで低減したところ、リン濃度の若干の上昇が認められたが、目標処理水質は達成されていた。

・その他の水質

処理水 BOD は、RUN④, ⑤において T-BOD の上昇が認められたが、その他の RUN ではおおむね 10 mg/L 程度であった。硝化活性を除いた C-BOD については、RUN③~⑦において ≤ 6 mg/L であり、有機物処理は良好におこなわれていたと考えられる。

処理水 SS は、RUN③~⑦において < 10 mg/L であり、良好に処理されていた。

2) 水量負荷変動運転結果

RUN⑨~⑫においては、実処理場の経時的な水量負荷変動モデルを採用し、実用化を目的とした実験をおこなった。

・窒素除去性能

RUN⑨~⑪においては、HRT 6 h 負荷変動運転をおこなった。RUN⑨においては、硝化はほぼ完全におこなわれていたが、実験期間前半においては、処理水 T-N が 8~12 mg/L と不安定な状態であった。これは、原水中の BOD/T-N 比が 1.8~2.3 と低かったため、脱窒反応が十分に進行しなかったためであると考えられる。一方、期間後半には原水 BOD が上昇し、BOD/T-N 比は 3~4 となった。この期間は、脱窒も十分おこなわれ、目標処理水質を達成することが確認された。

RUN⑩においては、2002 年 1 月初旬より原水 T-N, BOD 濃度が急激に上昇し、これにともない硝化活性が低下、処理状況は悪化した。RUN⑤での知見と合わせ、本下水処理場では、年始の 1~2 ヶ月間、下水中の T-N, BOD 濃度が増大すると推察された。硝化不良の状態は約 2 ヶ月続いたが、RUN⑪では硝化が完全におこなわれるまでに回復し、安定した処理を確認することができた。

RUN⑫においては、HRT 5 h 負荷変動条件にて実験をおこなった。約 2 ヶ月の実験期間中、処理水 T-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ ともに目標値を達成する安定した処理が確認された。

・リン除去性能

リン除去については、RUN⑨, ⑩においては目標処理水質を達成したが、RUN⑪で処理水 T-P が 0.8 mg/L まで上昇した。このため、PAC 添加量を 5.8 L/d まで上昇させたところ、処理水リン濃度は目標値まで低下した。RUN⑫においては、PAC 添加量を 5.3 L/d に調節した条件 (PAC 理論添加量 5.5 L) でも目標処理水質を達成する安定処理が確認された。

・その他の水質

BOD 処理は、RUN⑩で処理不良であったが、他の RUN においては処理水 T-BOD はおおむね ≤ 10

mg/L, C-BOD は ≤ 5 mg/L であった。SS についても同様であり, RUN⑩以外では, 処理水 SS はおおむね ≤ 10 mg/L であった。

これらの結果より, 水温 $18\sim 30$ °C において, HRT 6 h 負荷変動条件での処理が可能であることが確認された。

3.3.3 担体付着汚泥量の変動

担体付着汚泥を超音波により剥離し, 付着汚泥量の推移について調査した。硝化槽担体付着汚泥濃度の変動を図 9, 脱窒槽担体付着汚泥濃度の変動を図 10 に示す。

硝化槽担体付着汚泥は $300\sim 2000$ mg/L, 脱窒槽担体付着汚泥は $150\sim 500$ mg/L の範囲で変動した。硝化槽の担体投入量は脱窒槽の 2 倍であるが, 付着汚泥量の比較から, 脱窒槽より硝化槽の方がより多くの付着汚泥が保持されていることが示唆された。これは, 好気条件の硝化槽中には, 付着性の原生動物, 後生動物が多数存在するためであると考えられる。担体付着汚泥濃度は 1 段目 > 2 段目 > 3 段目の関係にあり, 浮遊汚泥濃度の環境に影響されることが示唆された。また, 水温に応じた季節変動が認められ, 高水温期 (夏期) は担体付着汚泥量が低下,

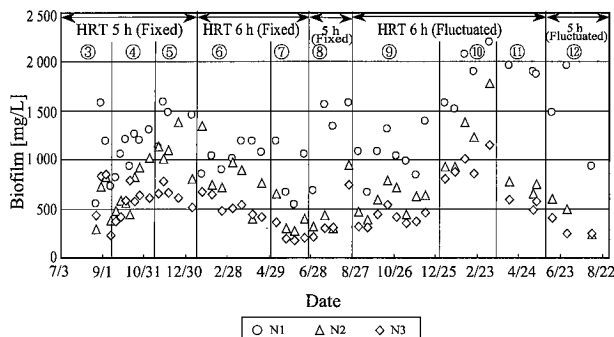


図 9 担体付着汚泥量の推移 (硝化槽担体)
Fig. 9 Change of biofilm (Nitrification)

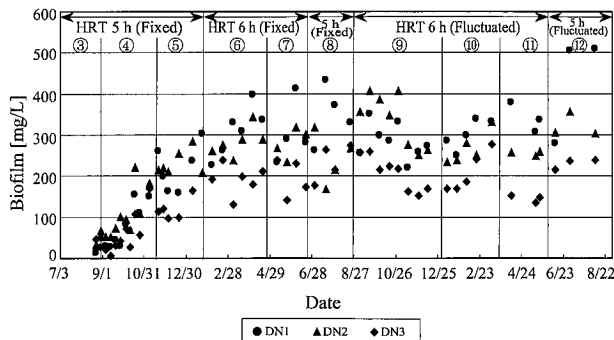


図 10 担体付着汚泥量の推移 (脱窒槽担体)
Fig. 10 Change of biofilm (Denitrification)

低水温期 (冬期) は増加する傾向が認められた。この傾向は, 脱窒槽よりも硝化槽でより顕著に観察された。

3.3.4 担体付着汚泥および浮遊汚泥の硝化脱窒速度

汚泥の硝化および脱窒速度を下水試験方法に準じた回分試験により測定した。反応槽の状態を模した [担体+活性汚泥] および [活性汚泥のみ] の実験系で測定し, 担体付着汚泥および活性汚泥の単位容積当たりの硝化, 脱窒速度 ($\text{mgN/L}\cdot\text{h}$) として算出した。図 11 に付着および浮遊汚泥の硝化速度の変動を, 図 12 に脱窒速度の変動を示す。

担体付着汚泥の硝化速度は $7\sim 25$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$, 浮遊汚泥は $3\sim 13$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$ の範囲であり, 付着汚泥が浮遊汚泥より最大で約 4 倍高い活性を有することが確認された。担体付着汚泥の硝化速度は水温に応じた季節変動が認められ, 低水温期 (12~2 月) に高活性 ($15\sim 25$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$), 高水温期 (7~9 月) には低活性 ($7\sim 12$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$) であった。浮遊汚泥は, これとは逆に低水温期に低活性 ($3\sim 7$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$), 高水温期に高活性 ($8\sim 12$ $\text{mgN/L}\cdot\text{h}$) の傾

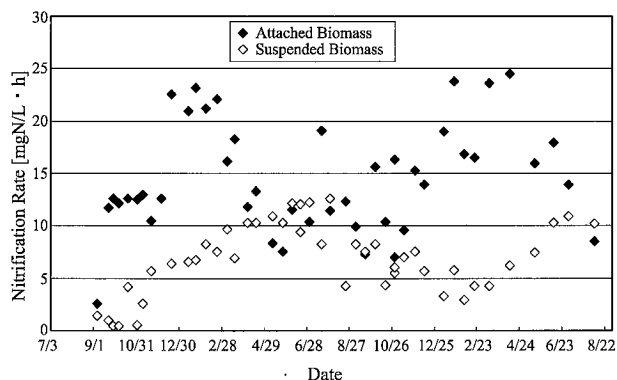


図 11 付着および浮遊汚泥の硝化速度の推移
Fig. 11 Nitrification rate of biomass

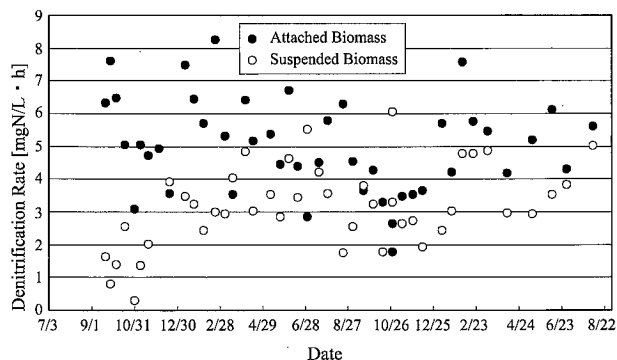


図 12 付着および浮遊汚泥の脱窒速度の推移
Fig. 12 Denitrification rate of biomass

向が認められた。これより、反応槽内における全硝化活性のうち、高水温期には浮遊汚泥の寄与率が高く、低水温期には担体付着汚泥の寄与率が高いことが判明し、担体投入による低水温期の硝化活性増強効果について確認することができた。

一方、脱窒速度については硝化速度ほど水温の影響は認められなかった。担体付着汚泥の脱窒速度は2～8 mgN/L・h、浮遊汚泥は1～6 mgN/L・hであり、担体付着汚泥は浮遊汚泥の約1～2倍の活性であった。担体付着汚泥による活性増強効果は確認されたが、反応槽内の全脱窒活性のうち、担体付着汚泥の寄与率は硝化の場合ほど高くはないことが判明した。

3. 3. 5 BOD/T-N 比と窒素除去率の関係

図13に原水 BOD/T-N < 3 の場合の処理水 N の内訳を示す。本データ採取時の原水 BOD/T-N 比は2.1であった。このときの原水 T-N 濃度 (25.1 mg/L) からステップ法の理論窒素除去率 ((1)式, 79.2%) を適用して算出される処理水 T-N 理論値は、6.2 mg/L であるが、実際にえられた処理水の T-N 濃度は12.9 mg/L であった。原水中の硝化対象窒素と処理水中の NO_x-N 濃度から算出した窒素除去率は38.4%であり、理論窒素除去率より約41%低い値であった。窒素除去不良の原因究明のため、3段目の脱窒槽および硝化槽の処理水 N の内訳について検討したところ、脱窒槽において脱窒が不十分であり、NO_x-N の残留 (6.6 mg/L) が認められた。この残留 NO_x-N が続く3段目硝化槽に持ち込まれることで、最終的な処理水 T-N 濃度が上昇 (12.9 mg/L) し、処理水 T-N 理論値6.2 mg/L を大きく上回る結果となった。NH₄-N はほぼ完全に硝化されている (0.2 mg/L) ことから、目標処理水質を達成できな

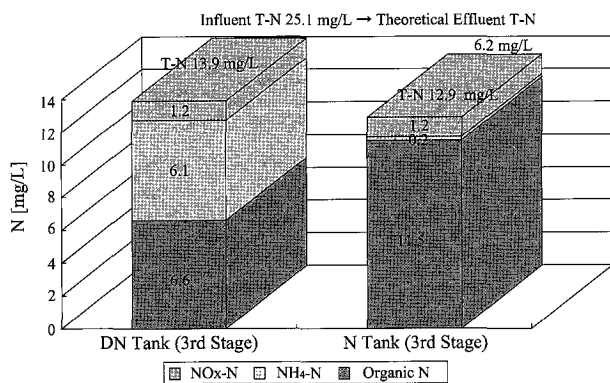


図 13 処理水 N の内訳 (BOD/T-N < 3) [代表値]
Fig. 13 Breakdown of effluent N (BOD/T-N < 3) [Typical data]

かった主因は、3段目脱窒槽における脱窒不良であると判断できる。

比較として、原水 BOD/T-N ≥ 3 の場合について検討した。図14に原水 BOD/T-N ≥ 3 の場合の処理水 N の内訳を示す。本データ採取時の原水 BOD/T-N 比は3.2であった。3段目脱窒槽において、NO_x-N はほぼ完全に脱窒 (0.9 mg/L) され、続く3段目硝化槽において、NH₄-N が完全に硝化 (0.1 mg/L) された。このときの原水 T-N 濃度 (25.4 mg/L) からステップ法の理論窒素除去率 ((1)式, 79.2%) を適用して算出される処理水 T-N 理論値は6.5 mg/L である。これに対して、実験でえられた処理水 T-N 濃度は8.7 mg/L と若干高い値であったが、目標処理水質を達成することができた。原水中の硝化対象窒素と処理水中の NO_x-N 濃度から算出した窒素除去率は61.7%であり、理論窒素除去率との差は約18%であった。脱窒槽における NO_x-N 除去が良好におこなわれていることから、処理水 T-N 濃度上昇の主因は、1・2段目で残留した NH₄-N の持ち越しであると考えられた。

これらの結果より、目標処理水質をえるためには、原水中に、脱窒反応を進行させるのに十分な水素供与体が必要であると考えられる。原水 BOD/T-N ≥ 3 の条件を満たすため、最初沈殿池流出水で本水質がえられない場合は、有機物濃度の高い最初沈殿池流入水に変更、もしくは混合する等の措置が必要であると考えられる。

3. 4 今後の課題

担体投入型ステップ流入式多段硝化脱窒・脱リンシステムにて、中～高水温期において目標値を達成できることが確認された。本システム開発のまとめとして、今後低水温期における硝化脱窒能力および、

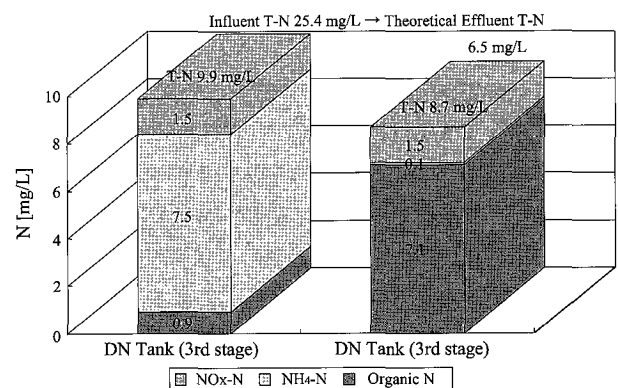


図 14 処理水 N の内訳 (BOD/T-N ≥ 3) [代表値]
Fig. 14 Breakdown of effluent N (BOD/T-N ≥ 3) [Typical data]

担体投入率・曝気／攪拌方法・硝化槽 DO 制御等の
運転方法の最適化について検討し、設計手法の確立
に取り組む予定である。

む す び

今回紹介した担体投入型ステップ流入式多段硝化
脱窒・脱リン法に関する JS 共同研究は平成14年度
にて終了の予定であり、開発の最終段階に入ってい
る。今後、当社担体の特長を生かした新規高度処理
対応システムの確立に向けて、鋭意努力していく所
存である。

<記号説明>

A-SRT : Aerobic-solids retention time

好氣的固形物滞留時間
(曝気槽内汚泥滞留時間)

MLDO : Mixed liquor dissolved oxygen

混合液中溶存酸素濃度

HRT : Hydraulic retention time

水理学的滞留時間 (反応槽内水滞留時間)

[参考文献]

- 1) 野中信一ほか：神鋼パンテック技報，Vol.43, No.2 (2000)，p.26
- 2) 堺好雄，既設処理場の高度処理化と超高度処理 日本下水道事業団における高度処理技術開発，月刊下水道，Vol.20, No.5 (1997)，p.15
- 3) 堺好雄ほか：既設処理場の高度処理化，第36回下水道研究発表会講演集 (1999)，p.526
- 4) 堺好雄ほか：既設処理場における下水処理の高度化に関する調査，日本下水道事業団技術開発本部 技術開発部報，平成10年，p.258
- 5) 高度処理設計マニュアル (案)，日本下水道協会，平成6年，p.79
- 6) 川嶋淳ほか：担体投入型ステップ流入式多段硝化脱窒法の実証実験，第38回下水道研究発表会講演集 (2001)，p.478
- 7) 川嶋淳ほか：担体投入型ステップ流入式多段硝化脱窒法の実用化実験，第39回下水道研究発表会講演集 (2002)，p.581

連絡先

川 嶋 淳 技術開発本部
研究開発部
第5研究室
主任研究員
T E L 078 - 992 - 6525
F A X 078 - 992 - 6504
E-mail j.kawashima@pantec.co.jp