流動床式窒素除去プロセス: PABIO DENI(パビオ デニ)

Moving Bed Nitrogen Removal Process, PABIO DENI



熊野晋 Susumu Kumano 野中信— Shinichi Nonaka

流動床式窒素除去プロセス PABIO DENI (パビオデニ)のベンチスケール実験による硝化, 脱窒の単独処理性能の調査結果を紹介するとともに、海外における PABIO DENI の実績例及 び処理性能を紹介する。

ベンチスケール実験では硝化に関して NH₄-N 容積負荷 0.9 kg/m³·d, 脱窒に関しても NO₃-N 容積負荷 3.5 kg/m³·d でいずれも 98 % 以上の高い除去率が得られることが確認できた。海外の 実績では約 10 ℃ の低水温において HRT 3~6 hr で窒素除去が可能である。

This paper introduces the moving bed nitrogen removal process, PABIO DENI, at a bench-scale test in our laboratory and operation data in European countries.

A bench-scale test, using artificial wastewater demonstrated a high removal ratio as 98% or above with $0.9 \text{kg/m}^3 \cdot \text{d NH}_4$ -N volumetric loading for nitrification and with $3.5 \text{kg/m}^3 \cdot \text{d NO}_x$ -N for denitrification.

In operation data, it is possible to remove nitrogen for 3 to 6 hours even at a low temperature as 10 $^{\circ}$ C.

Key Words :

硝			化	Nitrification
脱			窒	Denitrification
М	В	В	R	Moving Bed Biofilm Reactor
硝	化	細	菌	Nitrifying bacteria
流	動 床		床	Fluidized Bed

まえがき

閉鎖性海域の富栄養化を防止するため1993年10月 より窒素が新たに排水規制対象に加えられた。しか し、その施行に当たっては暫定基準が適用され、5 年の猶予期間が設けられていたため、排水規制の本 格的運用は1998年10月からとなる。現在、窒素含有 排水を排出する工場等では、この規制に合わせ鋭意 対応策の検討がなされている状況である。

一般に、下水等の有機物と窒素を含む廃水では従 来の活性汚泥法の処理工程の中に無酸素槽を設け、 BODと窒素を同時に除去する活性汚泥循環変法が 採用されるのが通常であった。しかしこの方式は、 多大な設備面積を必要とするため、より省スペース で効率的な方法が望まれている。効率的な方法とし



第1図 PABIO DENI 装置概念図 Fig. 1 Scheme of PABIO DENI

て、担体投入法、生物膜法等が開発されている。

既報¹¹で紹介したように流動床式生物膜処理装置 PABIO MOVER は省スペースで,しかも従来の 固定床式生物膜法における担体の目詰まり等の欠点 を解消した流動床方式の新しい処理装置である。こ の PABIO MOVER は反応槽に特殊な形状の担体 を投入して流動化させるとともに,高活性の汚泥 (微生物)を担体に付着保持させることでより高負 荷処理が可能で,好気処理,嫌気処理のどちらにも 適用でき,単にBOD除去だけでなく窒素除去も同 時に行うことが可能である。

流動床式窒素除去プロセス(PABIO DENI)は海 外で多くの実績を有するが,窒素濃度や性状の異な る日本での各種の廃水に適用するに当たっては,硝 化,脱窒それぞれの基本処理性能を把握する必要が ある。今回,ベンチスケール実験による硝化,脱窒 単独の除去能力調査結果を報告するとともに,海外 の実績例を紹介する。

1. PABIO DENIの概要

1.1 原理及び構造

PABIO DENIの硝化槽, 脱窒槽の概念図を第1 図に示す。硝化槽, 脱窒槽内に充填した担体は, 第 1図 a, b に示したように硝化槽ではエアレーショ ンによって, 脱窒槽では機械攪拌によって流動化さ れる。各々の槽には担体が流出しないようにスクリー ンを設けている。担体の材質は高密度ポリエチレン (密度 0.92~0.96 g/cm³)であり,形状は直径10 mm, 高さ7 mmの円筒型である。円筒内は十字の仕切が, また周囲にはフィンが付いており, 十字の仕切は担 体強度のアップと表面積の増加に, フィンは攪拌効 率の向上に役立っている。担体の充填率は硝化槽, 脱窒槽とも標準は約70%(リアクター有効容積の 2/3)とされるが、この充填率は約350m²/m³の生 物膜の比表面積に相当する。

写真1に PABIO DENI で使用される攪拌機を 示す。エネルギー効率の面では縦型より横型の方が 効率的であるため、プロペラ型攪拌翼が採用される。

1.2 特 長

本プロセスはその独特な担体形状により次のよう な特長を有する。

- 有効表面積が広く、高活性の微生物を保持で きるため高負荷処理が可能である。
- ② 担体付着微生物による処理を行うので、返送 汚泥が不要等汚泥管理、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 よる目詰まりがなく,逆洗が不要である。
- 2. 従来のプロセスとの比較

下水等の有機物(BOD)と窒素を含んだ排水で は、主として第2図に示す硝化液循環式脱窒法が適



写 真 1 脱窒槽の横型攪拌機 Photo.1 Mechanical agitators in denitrification reactor



第2図 硝化液循環式脱窒法

Fig. 2 Activated sludge process with circulation

table I Comparison of	PABIO DENI to c	conventional processe	ès		
		PABIO DENI	Activated sludge process with recirculation	Advanced nitrification process with recirculation	
Carrier elem	lents	Required	Not required	Required	
Filling ratio of carrie	Nitrification	50-70		10-20	
(%)	Denitrification	50-70		0	
Type of sludge used		attached sludge	suspended sludge	attached and suspended sludge	
Return slu	dge	Not-required	Required	Required	
HRT	Nitrification	2-3	6-8	2-3	
(hr)	Denitrification	2-3	6-8	4-5	

	第	1表 PABIC	DENI	と従来法との比較
--	---	----------	------	----------

Table 1 Comparison of PABIO DENI to conventional processes

用される。

担体を利用しない従来の方法は活性汚泥循環変法 と称される。これは硝化処理液を脱窒槽に循環返送 することによって脱窒反応に必要な水素供与体や硝 化槽での pH 調整剤を節減する方法である。この方 法では脱窒槽,硝化槽を合わせた HRT は一般に 12~16 hr 必要である。これに対し近年,硝化槽に 担体を投入して硝化菌を固定化し菌体濃度を高めて 処理する硝化促進型循環変法が下水道分野を中心に 開発されており,HRT 8 hr で BOD と窒素の同時 除去が可能である。ここで使用される担体は,包括 固定型や結合型があり,材質はPEG, PP,スポン ジ等のものがある。

これらの硝化促進型の処理方法と PABIO DENI との比較を第1表に示す。PABIO DENI は次の2 点が大きな特徴であり、反応槽の HRT は3~4 hr で窒素除去が可能である。

- ① 硝化槽と脱窒槽に担体を投入する。
- ② 浮遊汚泥を再利用しないので返送汚泥が不要

3. ベンチスケール基礎実験

工場廃水等,原水の窒素濃度が異なる各種廃水への適用性,HRT及び容積負荷の影響,担体付着汚 泥量などの確認を目的としてベンチスケール実験を 行った。

- 3.1 装置及び方法
- 3.1.1 装置

実験には第1図に示した構造の硝化槽及び脱窒槽 を各々2基使用し、1基は滞留時間の影響を,他の 1基は容積負荷の影響を調査した。硝化,脱窒槽の 有効容積は各々5,3.5Lであり、担体を有効容積の 2/3量投入した。担体の流動化は硝化槽は曝気用空 気によって,脱窒槽は竪型攪拌機にて行った。硝化 槽では硝化の進行に伴って pH が低下するため, pH コントロールを行ったが,pH センサーは槽上 部に設置し,pH 調整剤には1%の NaOH を使用 した。脱窒槽には水素供与体としてメタノールを使 用したが,投入量はメタノールの不足が除去律速と ならないように 3.5 g/g 流入 NO₃-N に設定した。

第2表 合成廃水の組成 Table 2 Composition of artificial wastewater

	Substance	Concentration
Nitzification	NH4Cl	$12 \sim 125 \text{ as N}$
Mitrification	NaHCO ₃	$50 \sim 500 \text{ as CaCO}_3$
Denitrification	NaNO ₃	$35 \sim 150 \text{ as N}$
	$\mathrm{KH}_2\mathrm{PO}_4$	$1 \sim 10 \text{ as P}$
Nitrification and	MgSO ₄ ·7H ₂ O	$1 \sim 10 \text{ as Mg}$
denitrification	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	$1 \sim 10$ as Ca
	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0.2~ 2 as Fe

3.1.2 実験原水

実験には第2表に示した組成の合成廃水を使用した。原水のNH₄-N及びNO₃-N濃度はそれぞれ実験目的により12~125 mg/L,35~150 mg/Lの範囲で変化させた。

3.1.3 実験条件

実験条件の変更に当たっては除去率 90 % を目安 とした。実験期間中の硝化及び脱窒槽の水温は 22~26 ℃であった。

3. 1. 4 計算式

滞留時間(HRT)及び容積負荷(LDv)の計算 は次式で示すように有効容積を基準とした。

$$LD_V = \frac{Qi \times Ci \times 10^{-3}}{V} [kg/m^3 \cdot d] \qquad \dots \dots (2)$$

V : 硝化槽(脱窒槽)有効容積[L] Qi: 原水流量[L/d]

Ci:原水 NH₄-N (NO_x-N) 濃度 [mg/L] 注記) NO₃-N と NO₂-N の合計を NO_x-Nと表示

3.2 結果及び考察

3. 2.1 HRTの影響

原水の NH₄-N, NO₃-N 濃度をそれぞれ 13~25 mg/L, 35~50mg/L に固定し, HRT を段階的に 短縮した。

硝化及び脱窒処理における HRT と硝化率及び NO_x-N 除去率の関係を第3,4図に示す。硝化処 理では HRT 1 ~ 4 hr の範囲で概ね 98% 以上の硝 化率が得られ,HRT 0.5 hr においても約90%の 硝化率が得られた。一方,脱窒処理では HRT



第3図 硝化槽 HRT と硝化率の関係

Fig. 3 Influence of HRT on the NH₄-N removal efficiency



第4図 脱窒槽 HRT と NOx-N 除去率の関係 Fig. 4 Influence of HRT on the NOx-N removal efficiency

0.5~3.5 hr の範囲で 98 % 以上の NO_x-N 除去率が 得られた。本流動床式の硝化, 脱窒処理では HRT が 0.5 hr以上であれば, HRT に影響されることな く 90 % 以上の高い除去効率が得られることが確認 できた。

3.2.2 容積負荷の影響

HRT をそれぞれ所定時間に固定し, 原水 NH₄-N 及び NO₃-N 濃度をそれぞれ125 mg/L, 150 mg/L まで段階的に高めた。

硝化, 脱窒処理における容積負荷と硝化率及び NO_x-N 除去率の関係を第5, 6図に示す。硝化処 理では NH₄-N 容積負荷 $0.9 \text{ kg/m}^3 \cdot d$ 以下で 98 % 以上の硝化率が得られた。NH₄-N負荷と除去速度 の関係で示すと第7図のようになり, NH₄-N 除去 速度は $0.9 \text{ kg/m}^3 \cdot d$ で一定の値となる。これは NH₄-N容積負荷 $0.9 \text{ kg/m}^3 \cdot d$ 以下で処理した場合 98 %以上の硝化率が得られることを示している。

一方, 脱窒処理では**第6図**に示したように NO_x-N 容積負荷 3.5 kg/m³·d の高い負荷でも 98 % 以上の NO_x-N 除去率が得られている。 脱窒については実験を継続して限界負荷を確認中である。

3. 2. 3 担体付着汚泥量

超音波洗浄器(日本エマソン(株)ブランソニック 2210 DTH型,47 kHz,125 W)を用いて,次の手 順で担体付着汚泥を剥離させ,剥離液のSS 濃度を 測定することによって担体付着汚泥量を求めた。こ こで,担体付着汚泥量は有効容積基準の保持SS 濃



第5図 NH₄-N 負荷と硝化率の関係

Fig. 5 Relation between NH_4 -N volumetric loading rate and NH_4 -N removal efficiency.



第6図 NO_x-N 負荷と NO_x-N 除去率の関係 Fig. 6 Relation between NO_x-N volumetri

Fig. 6 Relation between NO_x-N volumetric loading rate and NO_x-N removal efficiency.

第3表	担体付着汚泥量測定結果
Table 3	Amount of attached biomass on the carrier element

度に換算して表した。

担体付着汚泥剥離手順は次のとおりである。

- a. 担体 20~50 ケを採取。(付着汚泥量により加減)
- b. 100~120 mLのビーカーに担体を入れ,純水 50~100 mL及び専用洗剤 0.5~1 mLを注入 し洗浄器にセット。
- c. 温度を 50 ℃に保ち 30 分間超音波処理。(付着量が多い場合は b,c の操作を 2 回行う)
- d.洗浄後の汚泥剥離液の液量及び SS 濃度を測 定。

測定結果を第3表に示すが、硝化、脱窒ともに担体付着汚泥量は容積負荷に比例して増加する傾向が見られた。実験における最大負荷での付着汚泥量は硝化槽で992 mg/L,脱窒槽で3020mg/Lであった。汚泥付着状況を写真2に示すが、大部分は内部に付着しており、外周部は薄い生物膜であることが判る。本実験ではSSを含まない合成廃水を使用しているためVSS/SS比は約0.95と高く、付着汚泥のほとんどは菌体とみなすことができる。なお、槽内の浮遊汚泥量は硝化、脱窒ともに非常に少なく、いずれも10 mg/L 以下であった。



第7図 NH₄-N 負荷と NH₄-N 除去速度の関係 Fig. 7 Relation between NH₄-N volumetric loading rate and NH₄-N removal rate

	Ni	trification rea	Denitrification reactor		
N loading Item	0.61 kg/m³∙d	0.97 kg/m ³ ·d	1.27 kg/m³•d	0.50 kg/m³•d	3.48 kg/m³∙d
Amount of attached biomass (mg/L)	289	755	992	457	3 020
VSS/SS ratio (-)	0.94	_	0.96		0.96
Activity of N reduction (kg/kg·d)	1.48	1.18	1.02	1.07	1.15

 $\ensuremath{\ll}$ N means NH4-N for nitrification or NOx-N for denitrification

第4表 硝化細菌測定結果

Table 4	Result	of	mesurement	of	the	nitrifying	bacterias
---------	--------	----	------------	----	-----	------------	-----------

	Nitrate	bacteria	Nitrate bacteria				
NH4-N loading	MPN/mL	MPN/mgSS	MPN/mL	MPN/mgSS			
$0.47 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$	4.9×10^{5}	2.2×10^{7}	4.9×10^{5}	2.2×10^{7}			
0.54 kg/m³·d	3.3×10^{5}	$8.7 imes 10^{6}$	4.9×10^{5}	1.3×10^{7}			

第 5 表 所要 HRT (原水NH₄-N=40mg/L) **Table 5** HRT on the N removal process

HRT Temperature	Nitrification reactor hr	Denitrification reactor hr	Total hr
24 °C	1.1	0.3	1.4
10 °C	3.7	1.0	4.7

3. 2. 4 単位 SS 当たりの除去能力

硝化, 脱窒槽の単位 SS 当たりの NH₄-N, NO_x-N 除去能力を付着汚泥量測定結果と連続処理における 容積負荷及び除去率から求めた。

硝化槽の単位 SS 当たりの NH₄-N 除去能力は**第 3表**に示したように平均 1.22 kg/kg·dの範囲で, 脱窒槽のNO₈-N 除去能力は平均 1.11 kg/kg·dであっ た。合成排水を使用したときの20℃における NH₄-N, NO_x-N 除去能力はそれぞれ 0.25, 0.31 kg/kgVSS・d であったとの報告例があるが,実験結果は これらの値と比較すると $3 \sim 4$ 倍高いことになる。 本装置では担体が激しく流動しているため, 担体に 付着した生物膜は過剰に肥大することなく一定の厚 みが維持され,基質や酸素の拡散速度が大きいこと, 及び常に世代更新された活性の高い菌体が保持され ることが高い除去能力が得られる要因と推測される。

前述の推論を硝化槽内の硝化細菌数から検討した。 硝化細菌数は担体 50 ケを超音波処理し,汚泥剥離 液を MPN 法により測定した。測定結果を**第4表**に 示すが,亜硝酸菌(アンモニア酸化細菌)は 3.3~ 4.9×10⁵ MPN/mL,硝酸菌(亜硝酸酸化細菌)は 4.9×10⁵ MPN/mLであった。これらの値は SS 量 当たりに換算して表すと 0.87~2.2×10⁷ MPN/mg となる。

硝化促進運転を行っている下水処理場の活性汚泥 混合液中の硝化細菌は1×10[°]~10⁸ MPN/mL で存 在する場合が多いと言われている³⁰。活性汚泥の MLSS 濃度は通常 2000~3000 mg/Lであるため SS 当たりにすると4×10⁶~10⁷ MPN/mg となり, 本法と活性汚泥の硝化細菌数は大差ない。本法の付 着細菌の活性度が高いことを示唆している。

3.3 硝化・脱窒プロセスの所要 HRT の検討

ベンチ実験結果を基に、無機性のアンモニア含有 廃水を対象とした硝化・脱窒プロセスにおける所要 滞留時間を求めた。原水 NH₄-N 濃度は下水と同 程度の 40 mg/L として、後述のヨーロッパでの実 績値と比較した。計算に当たっては NH₄-N 及び NO_x-N 除去速度を各々 0.9, $3.5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ とし、温 度換算は(3)式により行った。

ここで,

 $K_1, K_2: T_1, T_2 での NH_4-N (NO_x-N) 除去速度$ [kg/m³・d]

T₁, T₂: 硝化槽(脱窒槽)の水温[℃]
θ: 温度係数[-](=1.09)

硝化, 脱窒を合わせた反応槽の HRT は**第5表**に 示したように温度 24 ℃ のとき 1.4 hr, 10 ℃ のとき 4.7 hr となる。10 ℃ の HRT はヨーロッパでの実



硝化槽 Nitrification reactor

脱窒槽 Denitrification reactor

写真 2 生物膜付着状況 Photo.2 Biofilm formed on carrier elements



a. Pre-denitrification of primary effluent



b. Combined pre- and post-denitrification of primary effluent



c. Post-denitrification of pre- precipitated wastewater

N : Nitrification reactor $C \ : \ Carbon \ source$ DN : Denitrification reactor

第8図 PABIO DENI 窒素除去プロセス例

Fig. 8 Process examples of PABIO DENI

第6表 海外での PABIO DENI の実績(下水処理)

Table 6	Records	of	performance	overseas	installation	Wastewater	treatment)
---------	---------	----	-------------	----------	--------------	------------	------------

	Plant	Place	Year of completation	Size P.E.	Reactor Volume m ³	Type of process*
	Steinsholt	Norway	1990	625	50	а
	Bekkelaget	Oslo	Test line 1992-93	15000	595	с
Nitrification	Lillehammer	Norway	1994	70 000	3 840	b
and	Dejtar	Hungary	1995	3 000	206	а
Denitrification	Nordre Follo	Norway	1997	40 000	3 700	с
	Bjuv	Sweden	1997	16000	171	с
	Nykoping	Sweden	1998	70 000	3 660	а
	Bury St.Edmonds	UK	1995	40 000	500	Nitrification
Nitrification	Braintree STW	UK	1998	28 000	2 360	Nitrification
	Great Dunmow STW	UK	1998	8 000	650	Nitrification

% Type of processes show in Figure 8 P.E.means "population equivalents"

第7表 実機及びパイロット実験における運転条件及びT-N除去性能

Table 7	Operating	conditions	and	removal	capacity	of	T-N	at	Full-scale	or	Pilot	running
---------	-----------	------------	-----	---------	----------	----	-----	----	------------	----	-------	---------

			Guadalix (Spain)	Bekkelaget (Norway)	Bekkelaget (Norway)
Process			а	b	С
Full-or Pilot-scale			Pilot	Pilot	Full
Nitrification and Deni	trification HRT	(hr)	6	3.5-4	2.5-3
Addition from external	carbon source CC	0	2.9	4.7	
Recirculation ratio	400	50-150	0		
Water temperature $(^{\circ}C)$			15-20	7-18	7-18
	BOD	(mg/L)	185	(99.4)*	58
	COD _{Cr}	(mg/L)	297	159	191
	SS	(mg/L)	74	53	98
Westernster	T-N	(mg/L)	35	24	28
wastewater	NH₄-N	(mg/L)	27	19	21
	T-P	(mg/L)	7.8	2	1.7
	COD _{cr} /T-N	(-)	8.5	6.6	6.8
	BOD/T-N	(-)	5.3	(4.1)*	2.1
T-N removal efficiency (%)			75	>80	>85

*Calculated as " $COD_{cr}=1.6$ BOD"

第8表 Lillehammer WWTP 主要データ Table 8 Key data for the Lillehammer WWTP.

Design flows:	-Dry weather	26 000 m³/d	Details for one biological train:		e n:
	-Max. wet weather	43 000 m³/d	Reactor	Empty bed	Mode*
Primary settling:	-Total surface area	600 m^2		volume	
	-Water depth	2.5 m	1	180 m ³	AN/AE
	Water aspen	2.0 111	2	180 m ³	AN/AE
Moving Bed Biofilm Reactors:	-Total empty bed volume	$3 840 \text{ m}^3$	3	180 m ³	AN/AE
	-Specific biofilm surface area	$325 \text{ m}^2/\text{m}^3$	4	380 m ³	AE
	Weter lenth	C C	5	380 m ³	AE
	-water deptn	5.5 m	6	176 m ³	AN/AE
Flocculation (4 reactors in series):	-Total volume	600 m^3	7	176 m ³	AN/AE
Secondary settling:	-Total surface area	860 m^2	8	176 m ³	AN
	117 - 4	0 5	9	92 m ³	AE
	-water depth	3.5 m	Total	1 920 m ³	

AE=aerobic reactor, AN/AE=reactor can be either anoxic or aerobic.

績値とほぼ同じであり,低水温時でも短い HRT で 処理可能なことが確認できた。

4. 海外における事例紹介⁴⁾

PABIO MOVER プロセスは,国内ではまだ BOD 除去の実績であるが,海外においては BOD 除去の みならず窒素除去についても多くの実績がある。こ こでは,パイロット実験を含めた海外における PABIO DENI について処理性能等を紹介する。

4.1 処理プロセス

第8図に PABIO DENI を示す。プロセスには 大きく分けて循環式脱窒処理(第8図a),2段式循 環脱窒処理(第8図b),直列式硝化脱窒処理(第8 図c)がある。流入原水の水質及び目標とする処理 水質によってこれらのプロセスが使い分けられる。 **第6表**に実績を示すが,上記 a ~ c のプロセス の他に硝化処理単独への適用を含めて,処理人口 625~70 000人規模の処理場に適用されている。

4.2 処理性能及び実機実績

第7表に実機及びパイロット実験における運転条件及び窒素除去性能を示す。

プロセス a はスペイン Guadalix で行われたパ イロットテストであるが,T-N 35 mg/L,COD_{cr} 297 mg/Lの廃水を水温 15~20 °C,HRT 6 hrで処 理した時のT-N 除去率は 75 % であった。プロセ ス b はノルウェー Bekkelaget で行われたパイロッ トテストで,T-N 24 mg/L,COD_{cr} 159 mg/L の廃 水を水温 7~18 °C,HRT 3.5~4 hr で処理したと きのT-N 除去率は 80 %以上であった。プロセス b

	Flow	Water temp.			
	(m^3/d)	(°C)	Infl.(mg/L)	Effl.(mg/L)	% removal
Average	7 900	6.3	17.2	3.1	82
Minimum	7 600	6	16.1	2.2	74.5
Maximum	8 300	6.5	17.7	4.1	87.6

第9表 無機窒素除去性能 Table 9 Removal of inorganic N

は a より廃水の T-N, COD_{cr} 濃度が低いため, a より短い HRT で処理ができると考えられる。プロ セス c はノルウェー Bekkelaget での実機運転実績 であるが T-N 28 mg/L, COD_{cr} 191 mg/L の廃水 を水温 7~18 C, HRT 2.5~3 hr で処理した時の T-N 除去率は 85 % 以上であった。上記に示したよ うにプロセスの HRT は廃水のT-N, COD_{cr} 濃度に より変化するが低水温期でも 6 hr 以下で処理可能 である。

4. 3 Lillehammer のプロセス

Lillehammer のプロセスを例として, PABIO DENIの設備, 仕様, 処理性能の詳細を紹介する。 4.3.1 処理フロー

Lillehammer の処理フローは**第8**図のプロセス bに相当し,第1脱窒槽3槽:(R1~R3),硝化槽 2槽:(R4~R5),第2脱窒槽3槽:(R6~R8), 再曝気槽1槽:(R9),の構成からなっている。**第** 8表に設備の主要データを示すが,第1脱窒槽の3 槽目と第2脱窒槽の前2槽は好気槽としても利用で きるように散気装置を設置しており,プロセス a や c にも変更が可能である。なお,水素供与体は 第2脱窒槽に各々供給できるようになっており,苛 性ソーダ等の中和剤は使用していない。

4.3.2 処理結果

実際の運転に当たっては,R1,R2を第1脱窒槽, R3~R5を硝化槽として使用し,R6を溶存酸素 (DO)を減少させるための無酸素槽,R7,R8を第 2脱窒槽,R9を再曝気槽として使用された。なお, 硝化液はR6からR1へ返送され,水素供与体(エ タノール)はR7に投入されている。R6を無酸素 槽にすることによりエタノール添加量を低減できる 工夫がなされている。

この処理フローでの T-N の処理水質を第9表に 示す。平均水温が6.3 ℃ と低いながらも無機性窒 素の除去率は平均で82 % であり,最小でも74.5 % と処理は良好に行われている。

むすび

今回,ベンチスケール実験結果及び海外の実績例 により,PABIO DENIの処理性能を紹介したが, 従来の方法に比べて優れていることが示された。現 在,各種廃水に対応したプロセスを確立すべく実験 継続中であるが,下水道分野への適用についても実 証試験を計画中で,この詳細については次回報告し たい。

PABIO DENI は担体付着微生物による処理を行うため、返送汚泥が不要で運転管理が容易である。 また本法は短い滞留時間で窒素除去が可能であることから、廃水処理設備のための敷地に余裕のない日本では非常に有用であると考える。

[参考文献]

- 1)川島ら:神鋼パンテツク技報, Vol. No.1 (1997) p.18
- 2) (朝)土木研究センター建設省総合技術開発プロジェクト:バイオテクノロジーを活用した新排水処理システムの開発報告書(下水道編),(平成3年2月) p.634
- 3)下水試験方法 上卷(1997年度版, p.609)
- 4) Rusten. B.; Silludalen, J. G. and Bungum, S.: Moving Bed Biofilm Reactors and for Nitrogen Removal-From Initial Pilot Testing to Start-Up of the Lillehammer WWTP.

Proceedings, WEFTEC' 95, Miami Beach, Florida, Oct. 21-25, 1995, Vol 1, p. 615-626

連	絡	先	

熊	野	晋	環境装置事業部	野	中	信	_	環境装置事業部
			製品開発室					製品開発室
								担当課長
		ΤEL	078 - 992 - 6532				ΤEL	078 - 992 - 6532
		FΑΧ	078 - 992 - 6503				FΑΧ	078 - 992 - 6503
	E-mail a	s.kuman	o@pantec. co.jp		Е-1	mail	s.nonaka	a@pantec. co.jp