

(19) 化学凝集嫌気性流動層バイオリアクターと好気性生物
処理プロセスから構成された下水の高度処理システム

AN ADVANCED WASTEWATER TREATMENT SYSTEM CONSISTING OF AN
ANAEROBIC FLUIDIZED BED BIOREACTOR AND AN AEROBIC BIOPROCESS

清水達雄*・丹保憲仁*・工藤憲三*・中林 昭**・濱口利男**・須賀雄一*
Tatsuo SHIMIZU, Norihito TAMBO, Kenzo KUDO,
Akira NAKABAYASHI, Toshio HAMAGUCHI, Yuichi SUGA

Abstract; An anaerobic fluidized bed (AFB) bioreactor followed by an aerobic bioprocess enables effectively simultaneous removal of suspended solids, organic matter, phosphorus and nitrogen compounds. In the AFB bioreactor, suspended solids, colloidal matter and phosphorus were coagulated with the combined use of small amount of polymerized aluminium chloride and weakly anionic polymers to generate large sized coagulated sludge which could rapidly separate from the liquid. Especially, in the summer season with high water temperature, the pelletized sludge with high effective density can be produced. The microscopic observation showed the pelletization of sewage pollutants was caused by chemical coagulation as well as bacterial growth. Above 18°C of temperature, recycling of nitrified effluent from the aerobic bioprocess to the AFB bioreactor achieved complete denitrification and nitrification with a total retention time of 4h (2h in AFB bioreactor and 2h in the aerobic bioprocess) and a recirculation rate 3 times the feed rate, resulting in above 80% of total nitrogen removal efficiency.

Keywords; anaerobic fluidized bed bioreactor, pelletization of sewage, nitrification, denitrification, phosphorus removal

1. はじめに

下水中には固形性（懸濁性）と溶解性の有機汚濁物質が含まれている。現在の下水処理システムでの最初沈殿池における固液分離は不十分であり、微細な懸濁性成分やコロイド成分は後段の生物処理プロセスへの汚濁負荷となっている。したがって前処理によって、これらの懸濁性成分の除去効率を増加させることができれば、活性汚泥法などの生物処理プロセスにおいて曝気時間の短縮や曝気動力の節減が可能となる。このような観点に基づいて、最近凝集剤を添加したり¹⁾、ろ材を用いて²⁾、下水中の懸濁性およびコロイド成分の除去率を増加させることができるプロセスが報告されている。

一方今日下・廃水処理において、有機汚濁成分だけでなく窒素・リンなどの栄養塩類の除去が可能な高度処理プロセスの確立が望まれている。現在A₂O法、UCT法、Phoredox法などが開発されているがいずれの処理プロセスにおいても、脱窒・脱リン反応に必要な有機炭素源が不足するために、下・廃水中の窒素・リンをバランスよく除去することの困難さや処理の安定性が低いなどの問題点が指摘されている。そこで最近、下・廃水中に含まれる懸濁物質中の易加水分解成分を脱窒・脱リンの炭素源およびエネルギー源として利用しようとする研究が行われている。Schönberger³⁾は既存の最初沈殿池を流入下水と返送汚泥とを接触させるための嫌気性汚泥接触槽に変更して、懸濁性BODを利用したリン除去が可能なEASC (Extended Anaerobic Sludge Contact) プロセスを開発している。またRabinowitzら⁴⁾は下水処理プラントに新たに醗酵槽を付設し、初沈汚泥の酸醗酵を行い、生成する低級脂肪酸を生物学的脱リンプロセスへ供給し、リン除去効率の大幅な

* 北海道大学工学部衛生工学科 (Dept. of Sanitary and Environmental Engineering, Hokkaido University)

**月島機械KK (Tsukishima Kikai Co., Ltd.)

改善が可能なUBCPSF(UBC Primary Sludge Fermentation)システムを提案している。

さらに、上述の二つの考え方を結合させた下・廃水処理システムに関する研究が行われている。すなわち、凝集剤を添加して下・廃水中の懸濁物質、BOD成分およびリン成分を効率よく沈殿除去し、その沈殿物に含まれる有機成分を脱窒反応の炭素源として利用する高度処理システムが開発されている。Henzeら⁵⁾、Jørgensen⁶⁾、Karlssonら⁷⁾、Anderssonら⁸⁾およびHoffmannら⁹⁾はポリ塩化アルミニウムを凝集剤として用い、下水に含有されるCOD、SS、リン成分を沈殿除去し、生成した汚泥を嫌氣的に加水分解し、その加水分解生産物である有機酸を脱窒素反応に利用する処理プロセスを報告している。すなわち凝集沈殿槽、加水分解槽、脱窒素槽および硝化槽から構成されたHYPRO(Hydrolysis process)プロセスを開発している。

著者ら¹⁰⁾は最初沈殿池の代わりに高効率の固液分離機能を有する化学凝集嫌気性流動層バイオリアクターを用い、これに好気性生物処理プロセスを接続し、それぞれの処理水を二つのプロセス間で循環させる簡素化した新しい下水処理プロセスを提案している。本研究ではこの処理システムの操作条件を確立することを目的として、SS、COD_{Cr}、窒素およびリン成分の同時除去に及ぼす滞留時間、負荷変動、循環比および水温などの影響を検討した。さらに汚濁物質がどのような機構によって除去されるかを検討した。

2. 実験装置および実験方法

2. 1 実験装置

Fig. 1に示すパイロットプラント
実験装置を札幌市創成川下水処理場に設置し、自動微細スクリーン（目開2.5 mm）を通過した生下水を原水として用いて実験した。この処理システムは16.3ℓの混和槽、約100ℓの化学凝集嫌気性流動層バイオリアクター（内径25 cm、高さ205cm）、2段から成る接触曝気槽（50ℓ×2）および砂ろ過装置から構成されている。なお、好気性生物処理槽として、活性汚泥曝気槽を用いた実験では砂ろ過装置の代わりに約200ℓの最終沈殿池を付設した。

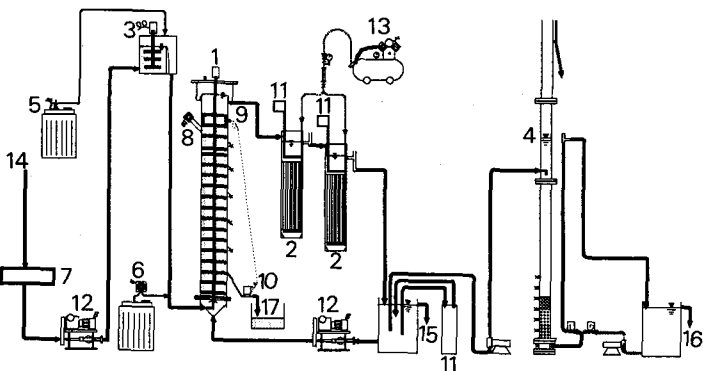


Fig.1 Experimental apparatus.
1.AFB bioreactor 2.aerobic bioprocess 3.flash mixer
4.sand filter 5.PAC reservoir 6.anionic polymer reservoir
7.screen 8. ORP sensor 9. photo sensor 10. solenoid valve
11. cooler 12. pump 13. air compressor 14. raw sewage influent
15. aerobic effluent 16. final effluent 17. waste sludge

2. 2 実験方法

Table 1 Pollutants concentration in influent wastewater(mg/l)

TCOD _{Cr}	SCOD _{Cr}	TBOD	SBOD	TN	NH ₄ ⁺ -N	NO ₃ ⁻ -N	NO ₂ ⁻ -N	TP	PO ₄ ³⁻ P	SS	Turbidity
340	106	174	54.1	35.2	29.0	0.10	0.01	4.20	1.40	200	225

Table 1に示すような汚濁物質を含有する生下水を原水として実験を行った。混和槽へ供給した生下水に無機凝集剤としてポリ塩化アルミニウム（PAC）を約10mg/ℓとなるように連続的に注入し、攪拌すること（回転数約50rpm）によって微少フロックを形成させ、嫌気性流動層バイオリアクター下部へ供給すると同時に弱アニオン性ポリマーを約2mg/ℓとなるように添加し緩速攪拌（回転数1〜2rpm）を行い、流入下水中のSS、コロイドおよびリン成分などをフロック化させ、凝集汚泥として排泥口より引き抜いた。嫌気性流動層バイオリアクターの高さは流動層上部の固液分離部に設置した光センサーを排泥ラインの電動バルブと連動させたON、OFF排泥制御によってほぼ一定に保持した。流動層最上部からSS濃度の極めて低い処理水がオーバーフローして好気性生物処理槽へ流入する。接触材としてハニカムチューブ（内径13mm）を充填した接触曝気槽プロセスあるいは活性汚泥プロセスを用いて、嫌気性流動層バイオリアクターからの流出液を好氣的に処理し、主として溶解性BOD成分の酸化分解とアンモニアの硝化を行い、その硝化液を嫌気

性流動層バイオリアクターへ循環させて、硝化・脱窒作用により窒素除去を行った。

なお本研究の初期段階では処理プロセスとして活性汚泥法を採用していたが、本処理システムでは固液分離後の硝化液を嫌気性流動層バイオリアクターへ循環させて硝化・脱窒を行わせる必要があるために、最終沈殿池の水面負荷が大きくなり、その容量を大きくしなければならないという欠点がある。この欠点を解消するためと後段の好気性生物処理プロセスへのSS成分などの汚濁負荷が極めて小さいことが明らかになったことから、研究途中で好気性生物処理プロセスを接触曝気法（生物膜法）へ変更した。

2. 3 分析方法

生下水、初沈汚泥および造粒汚泥の生体高分子成分の分析は約10,000rpmで遠心分離後約10,000mg/ℓの濃度に調整し、約5分間超音波処理した試料を用いて行った。蛋白質はLowryらの方法、脂質はKatesの方法、炭水化物はフェノール硫酸法に従って測定した。造粒汚泥の粒径および単粒子沈降速度を測定するために、採取した汚泥フロックを水道水を満たした目盛付き透明アクリル筒中で静かに落下させて、その沈降過程をビデオカメラで撮影した後、TVモニター上に再現して測定した。また走査電子顕微鏡（SEM）によって、嫌気性流動層で生成される造粒汚泥フロックを観察した。

3. 実験結果および考察

3. 1 造粒汚泥の特性と水温の影響

好気性生物処理法として活性汚泥法を用いて、1991年7月末日から連続運転を開始し、2月上旬まで実験を継続した。嫌気性流動層バイオリアクター内液上昇流速は6.7cm/minとした。

Fig. 2は水温 (a) と嫌気性流動層バイオリアクターの高さ25cmの位置における造粒汚泥濃度 (b) の経日変化を示している。実験開始時には造粒汚泥濃度が3,000mg/ℓ程度であったが、1ヶ月経過後に急激に増加して約15,000mg/ℓに達した。水温が15°C～18°Cの10月末日まで、嫌気性流動層バイオリアクター内の造粒汚泥は10,000mg/ℓ以上の高濃度を維持しSVI値は約50であり、高水温期には極めて沈降性の良好な汚泥が生成されることが明らかになった。しかし、11月に入り水温が低下してくると5,000mg/ℓ程度にまで減少した。

Fig. 3 (a)、(b)は高水温期（夏期）に形成される造粒汚泥フロック (a) と水温が10～13°Cの低水温期（冬期）に形成される造粒汚泥フロック (b) を示している。高水温期に形成される造粒汚泥フロックは黒色を呈しており、球形あるいは米粒形の高密度ペレットであり、ペレット周辺に白色の繊維状物質が付着していた。一方低水温期の造粒

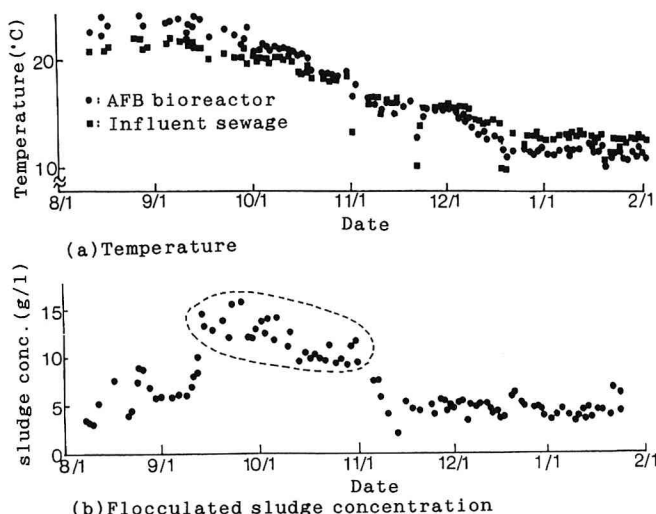


Fig. 2 Daily variation of temperature and flocculated sludge concentration at the height of 25cm from the bottom.

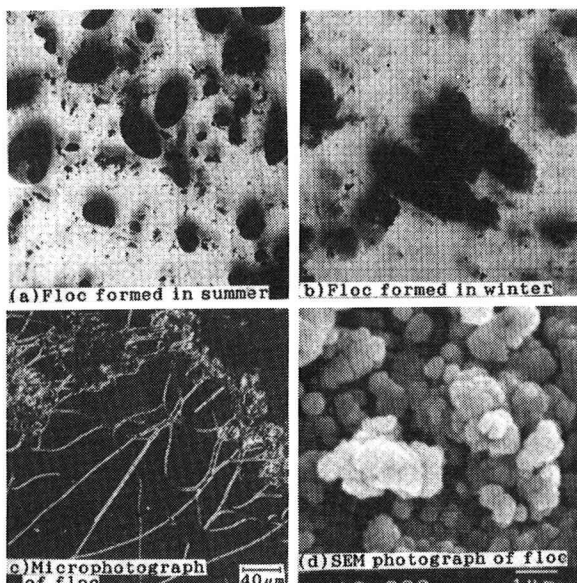


Fig. 3 Photograph of sludge floc.

汚泥フロックは夏期のフロックに比して空隙率が高く、褐色を呈していた。Fig. 3(c)は夏期の造粒汚泥フロックの顕微鏡写真である。この写真から白色の繊維状物質が糸状性細菌であることが確認でき、造粒汚泥の内部および表面に生育しており、この糸状性細菌がフロックと絡み合って増殖することが高密度フロック形成要因の1つであると考えられた。Fig. 3(d)は高水温期の造粒汚泥フロックの走査電子顕微鏡 (SEM) 写真である。トイレットペーパーと思われる繊維状物質とともに、大きさが $1\mu\text{m}$ 程度の多数の球菌が増殖しているのが観察された。著者ら¹⁰⁾はすでに嫌気性流動層バイオリアクターが物理的あるいは物理化学的作用によるSS成分およびリン成分の除去に加えて、SS成分の加水分解、溶解性BOD成分の生分解や脱窒などの生物機能を持っていることを報告している。走査電子顕微鏡による微生物学的観察は嫌気性流動層バイオリアクターが生物機能を有するという実験事実を裏付けている。

Fig. 4は高水温期に形成する造粒汚泥の生体高分子成分の組成割合を流入生下水および標準活性汚泥プロセスの初沈汚泥と比較した結果を示している。初沈汚泥の炭水化物含有量が生下水よりも高い値であった。これは最初沈殿池ではトイレットペーパーなどのセルロース成分の大部分は沈澱するが、コロイド状の蛋白質成分は沈殿し難いことを示している。嫌気性流動層バイオリアクター内では、生下水中のSS成分の90%以上が造粒化され造粒汚泥にコロイド状蛋白質も含まれるので初沈汚泥よりもその含有率は高い値であった。さらに造粒汚泥の蛋白質含有率は生下水よりも高かった。この結果は後述するようにSS成分の約15%以上が加水分解されるのでセルロースなどの炭水化物の一部分が菌体増殖に利用されることを示唆している。

夏期に形成された糸状性細菌が存在するペレット状汚泥の物理的特性を明らかにするために、粒径、沈降速度および有効密度との関係について、冬期の低水温期に形成される糸状性細菌が存在しない造粒汚泥と比較して検討した。造粒汚泥の有効密度は粒径と単粒子沈降速度から求めた。単粒子沈降速度は一般に次式で与えられる。

$$v = \left[\frac{4}{3} \frac{g}{C_D} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} d \right]^{\frac{1}{2}} \quad (1)$$

ここで

v ; 単粒子沈降速度 (cm/sec) g ; 重力加速度 (cm/sec²)
 C_D ; 抵抗係数 (—) ρ_s ; フロック密度 (g/cm³)
 ρ_w ; 水の密度 (g/cm³) d ; フロック径 (cm)

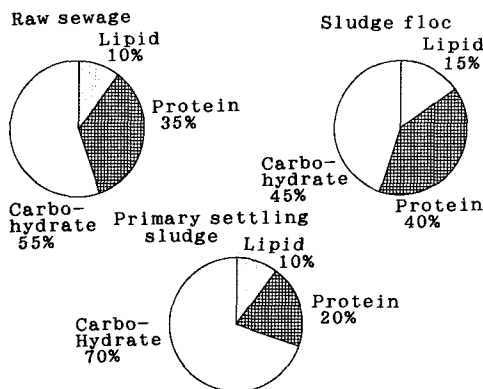


Fig. 4 Comparison of sludge floc biopolymer composition to the primary settling sludge and raw sewage.

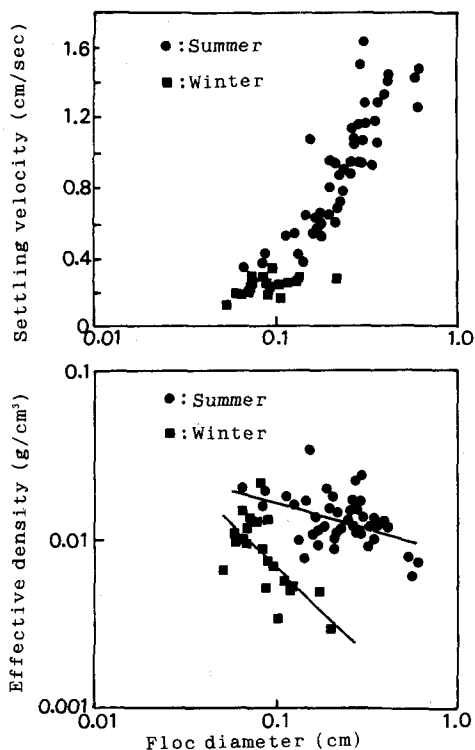


Fig. 5 Floc effective density, settling velocity vs. floc diameter.

C_D は沈降レイノルズ数 R_s の関数であり、 R_s に対応した沈降速度式が与えられている。ここで

$$R_s = \frac{v \cdot d}{\nu} \quad (2)$$

ν ; 水の動粘性係数 (cm^2/sec)

フロック径および沈降速度の値から計算される R_s 値はこの実験においては $2 < R_s < 650$ であった。そこで沈降速度式として、 $1 < R_s < 10^3$ に対して適用されている Allen 式

$$v = 0.223 \left[\frac{(\rho_s - \rho_w) g^2}{\nu \rho_w} \right]^{\frac{1}{3}} d \quad (3)$$

$$\rho_e = \rho_s - \rho_w \quad (4)$$

を用いてフロック有効密度 ρ_e を求めた。

Fig. 5 に示すように、いずれの造粒汚泥についても、粒径と有効密度とを両対数グラフ上にプロットすると直線関係が得られ、丹保ら¹¹⁾ が提案したフロック密度関数が成立し、フロック径が増大するに従って空隙率が増加するランダム集塊型のフロックであることが明らかになった。

$$\rho_e = a / (d/1)^{K_p} \quad (5)$$

a 、 K_p ; 定数

夏期の造粒汚泥に対する実験式は

$$\rho_e = 7.2 \times 10^{-3} d^{-0.31} \quad (6)$$

冬期の造粒汚泥に対しては

$$\rho_e = 0.4 \times 10^{-3} d^{-1.05} \quad (7)$$

が得られた。夏期に形成されるペレット状汚泥の方が直線の傾きが小さく、かつ有効密度も大であった。

したがって、夏期の造粒汚泥

は高密度粘土粒子ペレットのような空隙率の極めて小さい真のペレットではないが、冬期に形成された造粒汚泥に比べて空隙率の小さい高密度汚泥であり、沈降速度も大であることが判明した。

以上の結果に基づいて、Fig. 6 に糸状性細菌が関与した高密度フロックの形成過程のモデル図を示す。PAC を添加すると荷電中和され、微小フロックが形成される。さらにアニオン系ポリマーを添加すると、ランダムに衝突した微小フロックがポリマーの架橋効果により粒径の大きいフロックへ生長する。しかし、このランダムフロックが生成する過程でフロックに空隙水が取り込まれるために空隙率の大きい造粒汚泥が生成する。糸状性細菌が増殖すると、それ自身が微小フロックを結合し網目状に広がり (Fig. 3(c))、フロック強度を増すものと考えられる。また夏期には冬期に比して球菌などの細菌の増殖速度が大であるので、増殖した細菌によってフロック内の空隙を充填することができるので (Fig. 3(d))、高密度造粒汚泥が形成されるものと考えた。

3.2 有機物、窒素およびリン除去に及ぼす操作条件の影響

(1) 滞留時間および循環量と汚濁物質除去率との関係

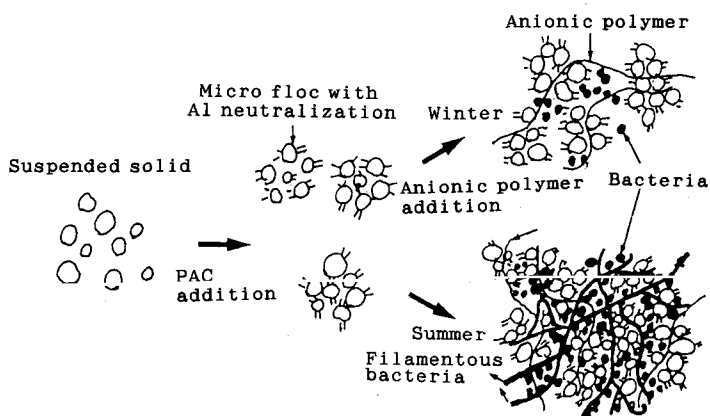


Fig. 6 Formation mechanism of sludge pellet with high density.

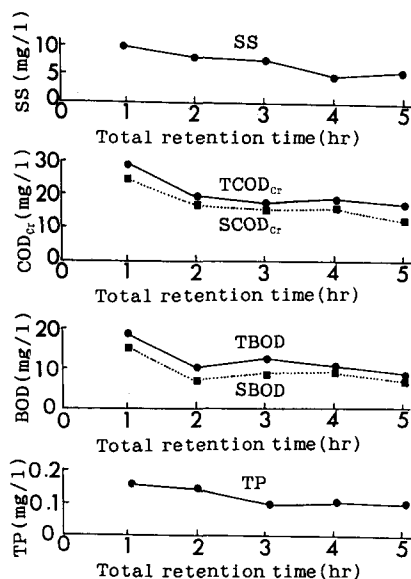


Fig. 7 Effluent SS, COD_{cr}, BOD and TP concentration in relation to hydraulic retention time.

主として、水温15°C以上の8月初旬から11月末日までの実験結果を採用して解析した。本処理システムでは硝化・脱窒作用によって、窒素除去を行っているので、嫌気性流動層バイオリアクターと好気性処理槽との間でSS成分の極めて低い処理水を循環している。Fig. 7は循環比(循環量/流入下水量)を3に固定して、連続処理したときのプロセス全体に対する流入下水の滞留時間(嫌気性流動層バイオリアクター滞留時間と好気性処理槽滞留時間の和)と処理水のSS、全COD_{Cr}(TCOD_{Cr})および全リン(TP)濃度との関係を示している。SS成分は全滞留時間1時間以上で10mg/ℓ以下にまで処理され、TCOD_{Cr}は全滞留時間1時間では約30mg/ℓであるが2時間以上では約20mg/ℓにまで処理され、TBOD濃度は全滞留時間1時間では20mg/ℓ以下、2時間以上では約10mg/ℓであり、TPに関しては、凝集剤としてPACを添加しているので0.2mg/ℓ以下まで処理されており、高速度で良好な処理水が得られることが判明した。したがっていずれの汚濁成分の除去率も90~98%という高い値であった。

Fig. 8は全滞留時間と窒素成分濃度との関係を示している。全滞留時間3時間以上では嫌気性流動層での脱窒と好気性処理槽での硝化がほぼ完全に行われ、処理水中のアンモニア性窒素濃度は0.2mg/ℓ以下、硝酸性窒素濃度は5mg/ℓ以下となり、全窒素(TN)除去率は80%程度であった。しかし、全滞留時間を3時間以下に短縮すると、硝化が不十分となり、アンモニア性窒素が処理水中に残存し、窒素除去率が低下した。硝化液循環方式による脱窒プロセスでは①好気槽から循環されてくるNO₃⁻-NあるいはNO₂⁻-Nがすべて脱窒される。②好気槽においてNH₄⁺-Nが完全に硝化される。この二つの条件が達成されるならば、その窒素除去率は

$$\eta = r / (r + 1) \quad (8)$$

で表される。水温が18°C以上の時には、全滞留時間3時間以上、循環比が3の条件で、(8)式で求められる理論除去率以上の除去率が得られることが明らかになった。

上述の操作条件で脱窒が可能である理由について考察した。嫌気性流動層バイオリアクターにおける汚泥滞留時間、SRTは次式で表される。

$$SRT = \frac{X \cdot V}{X_e \cdot Q_e} \quad (9)$$

ここでX ; 嫌気性流動層バイオリアクター内の平均造粒汚泥濃度 (kg/m³)

V ; 嫌気性流動層バイオリアクター容積 (m³)

X_e ; 造粒汚泥の排出濃度 (kg/m³)

Q_e ; 排出速度 (m³/day)

また排出汚泥量 X_e · Q_e (kg/day) はSSの流入量と次式で関係づけられる。

$$X_e \cdot Q_e = \alpha \cdot X_i \cdot Q$$

X_i ; 流入SS濃度 (kg/m³)

Q ; 流入下水量 (m³/day)

α ; 造粒汚泥として排出される割合

$$\text{したがって } SRT = \frac{X \cdot V}{\alpha \cdot X_i \cdot Q} = \frac{X \cdot \tau}{\alpha \cdot X_i} \quad (11)$$

τ ; 流入下水の嫌気性流動層バイオリアクターに対する平均滞留時間

造粒汚泥濃度は嫌気性流動層バイオリアクター内において分布を生じるが、前述したように流動層が安定化した後の平均濃度は約10,000mg/ℓである。また流入下水のSS濃度は約200mg/ℓであり、後述するように造粒汚泥として排出される割合は約70%である。嫌気性流動層バイオリアクターの平均滞留時間は2時間であるので、造粒汚泥のSRTは約6日となる。

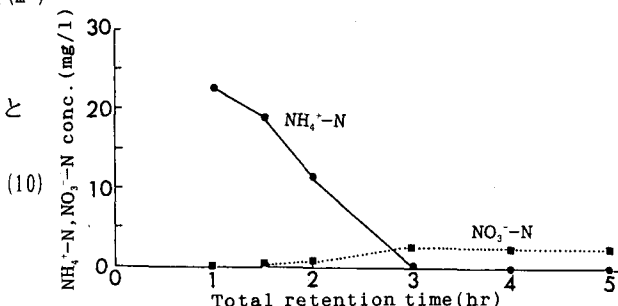


Fig. 8 Effluent NH₄⁺-N and NO₃⁻-N concentration in relation to hydraulic retention time.

$$SRT = \frac{(10)(0.083)}{(0.7)(0.2)} = 5.9 \text{ 日} \quad (12)$$

嫌気性条件下での脱窒素菌の最大比増殖速度、 $\mu \approx 0.2 \text{ hr}^{-1} \sim 0.4 \text{ hr}^{-1}$ であるので、本処理システムにおいて $SRT \gg 1/\mu_m$ であり、脱窒素菌の増殖に十分な滞留時間で操作できることから、脱窒素菌を高濃度に維持することが可能である。

本処理システムの好気性処理槽における余剰汚泥発生量は次式で求められる。

$$\Delta S_a = (1-f) S_i + a L - b S_a \quad (13)$$

ここで、 S_a ; 好気性処理槽におけるMLSS濃度 (kg/m^3)

S_i ; 好気性処理槽に流入するSS負荷量 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$)

L ; 好気性処理槽に流入するBOD負荷量 ($\text{kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$)

f ; 好気性処理槽におけるSS分解率

a ; 汚泥転換率 (-)

b ; 内生呼吸速度定数 (day^{-1})

本処理システムにおいて、嫌気性流動層バイオリアクターにおけるSSおよびTBOD除去率はそれぞれ90%および80%以上である。好気性処理槽へのSSおよびBOD負荷は標準活性汚泥法に比較して非常に小さい。好気槽に対する滞留時間2時間の条件では、好気槽へのSSの容積負荷およびBOD容積負荷はそれぞれ約 $0.25 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ および約 $0.4 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ である。今、 $f=0.15$ 、 $a=0.73$ ⁽¹²⁾、 $b=0.075 \text{ day}^{-1}$ ⁽¹²⁾ とすると $\Delta S_a = 0.85 \times 0.25 + 0.73 \times 0.4 - 3.0 \times 0.075 = 0.28 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{day}$ (14)

好気性生物処理槽のMLSS濃度を約 $3,000 \text{ mg}/\ell$ に維持すると

$$SRT = \frac{3,000}{0.28} = 10.7 \text{ 日} \quad (15)$$

となる。標準活性汚泥法よりもSRTを大きくすることができるので、高濃度の硝化菌を維持することが可能であると考えられた。

プロセス全体に対する滞留時間を4時間に設定して、嫌気性流動層バイオリアクターと好気性処理槽間の処理水の循環比を変化させて、窒素成分の除去に関して検討した。(8)式から明らかなように、理論的には循環比を大きくすると窒素除去率が增加する。しかし、本処理システムでは、循環比を増加させると、嫌気性流動層バイオリアクターの液上昇流速が大きくなり、槽内の造粒汚泥濃度が低下する。循環比を3以上に上げると、造粒汚泥のSRTが短くなり嫌気性流動層バイオリアクター内における脱窒素菌のポピュレーションが減少するために(水温 15°C 、循環比3では脱窒素菌は約 4.0×10^7 個/ mL であったが、水温 15°C 、循環比4では 8.0×10^6 個/ mL に減少した)、脱窒素反応が抑制されて窒素除去率が理論値よりも低くなった。循環比が3以下では、前述したように嫌気性流動層バイオリアクターでの脱窒と好気性処理槽での硝化が完全に行われることおよび窒素成分が菌体増殖に利用されることから、理論的除去率と同程度かそれ以上であるという結果が得られた。

以上の結果から、本処理システムを用いると、全滞留時間を4時間程度、循環比を約3に設定して運転すると、水温が 15°C 以上であればSS、COD、窒素およびリン成分の同時除去が可能で

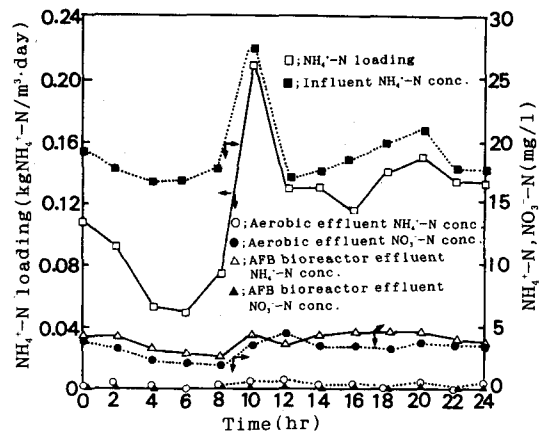


Fig. 9 Responses of NH_4^+-N and NO_3^--N concentration of the system to diurnal influent NH_4^+-N loading variation.

あることが判明した。

(2) 汚濁物質除去に及ぼす負荷変動の影響

本処理システムは最初沈殿池を省略したシステムであるので、流入下水の流量や水質変動を直接受けると考える。したがって、負荷変動に対する処理特性を明らかにする必要がある。本実験では創成川下水処理場の流入下水流量の日変動を参考にして、実際の負荷変動パターンに近づけるようにインバーター制御によってステップワイズに流量変動を与えた。その結果、流量の最大値は平均流量の約1.3倍、最小流量は約0.45倍となった。日平均全滞留時間を4時間に設定して、上述の流量変動を与えると、懸濁物質(SS)負荷量は約 $0.4\text{kgSS}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ から約 $2.0\text{kgSS}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ の約5倍の変動幅があり、流入下水中のSS濃度も $120\sim 250\text{mg}/\text{l}$ まで変化した。嫌気性流動層バイオリアクター処理水のSS濃度は $10\text{mg}/\text{l}$ 以下となり、造粒・分離機能を十分に発揮していることが判明した。 COD_{Cr} 容積負荷は最小約 $0.5\text{kgCOD}_{\text{Cr}}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ から最大の約 $3.0\text{kgCOD}_{\text{Cr}}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ の約6倍の変動があったが、嫌気性流動層バイオリアクターの処理水 COD_{Cr} 濃度は約 $25\text{mg}/\text{l}$ 、好気性処理槽の最終処理水では約 $15\text{mg}/\text{l}$ まで処理されており、 COD_{Cr} 負荷変動の影響は受けなかった。

Fig. 9に負荷変動に対する窒素成分濃度変化を示す。アンモニア性窒素負荷は最小の約 $0.05\text{kgNH}_4\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ から最大の約 $0.2\text{kgNH}_4\text{-N}/\text{m}^3\cdot\text{day}$ まで約4倍の変動があった。これに対して、嫌気性流動層バイオリアクター処理水の硝酸性窒素および好気性処理水のアンモニア性窒素がほとんど残存していないことから、この範囲の負荷変動では硝化および脱窒がほぼ完全に行われていると考えた。しかし、流入下水流量が増加する時刻では循環比が小さくなるので、嫌気性流動層バイオリアクターのアンモニア性窒素と好気槽の硝酸性窒素が若干増加する傾向にあるが、いずれの濃度も $5\text{mg}/\text{l}$ 以下であり、窒素除去率が75%以上に維持することができた。以上の結果から、本処理システムは流入量および負荷量の通常の日変動に対して、十分対応することができ、良好な処理水が得られることが判明した。

(3) 汚濁物質除去に及ぼす水温の影響

嫌気性流動層バイオリアクターに好気性処理槽としてハニカムチューブを充填した接触曝気槽プロセスを接続した処理システムを用いて、全滞留時間4時間、循環比3に設定して汚濁物質除去に及ぼす水温の影響について検討した。本実験で行った水温 10°C 以上では90%以上の COD_{Cr} 除去率が得られた。すなわち流入原水 COD_{Cr} 濃度は $150\sim 350\text{mg}/\text{l}$ と変動したが、最終的な放流水の COD_{Cr} 濃度は $10\sim 20\text{mg}/\text{l}$ の範囲にあり、極めて良好な処理水が得られた。

Fig. 10は嫌気性流動層バイオリアクターにおける水温と脱窒率との関係を示している。水温 18°C 以上では残存する $\text{NO}_2\text{-N}$ と $\text{NO}_3\text{-N}$ の合計濃度は $1.0\text{mg}/\text{l}$ 以下となり、脱窒率は95%以上に達した。しかし、水温が 15°C 前後では脱窒が不安定となり脱窒率は $60\sim 90\%$ と変動し、水温が $10\sim 12^\circ\text{C}$ では $30\sim 60\%$ に低下した。水温が低下すると脱窒速度が小さくなると同時に嫌気性流動層バイオリアクター内汚泥濃度も減少するので、その相互効果によって脱窒率が低下するものと考えられる。

Fig. 11は接触曝気槽プロセスにおける水温とアンモニア性窒素除去率との関係を示す。水温約 18°C 以上では、その除去率は85%以上であり、接触曝気槽内の $\text{NH}_4\text{-N}$ 濃度の平均値は約 $0.6\text{mg}/\text{l}$ であり、良好に硝化が行われた。水温 15°C 前後では、除去率は $70\sim 85\%$ となり、 $10\sim 12^\circ\text{C}$ に低下すると $25\sim 60\%$ となった。

3. 3 汚濁物質の物質収支

下水中に含まれるSS、COD、窒素およびリン成分の除去が十分に行われる条件において、これらの成

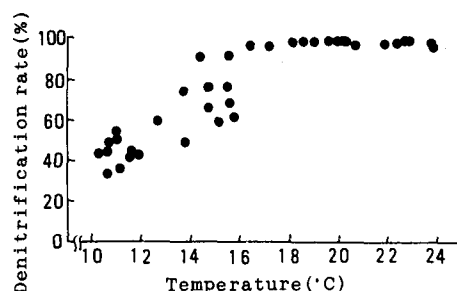


Fig. 10 Relationship between temperature and denitrification efficiency.

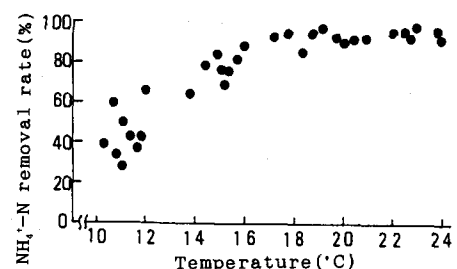


Fig. 11 Relationship between temperature and $\text{NH}_4\text{-N}$ removal efficiency.

分がどのような機構によって除去されるかを物質収支に基づいて考察した。Table 2 は全滞留時間5時間、循環比3.5、水温11.5℃の条件で運転した1993年1月14日から15日にかけて採取した試料の分析結果を示している。SS、COD_{Cr}、全窒素および全リンいずれの成分も十分に除去されていた。これらのデータに基づいて、各汚濁物質の物質収支を求めた。Fig. 12はSS (a)、TP (b)、TCOD_{Cr} (c) および TN (d) の収支を示したものである。嫌気性流動層バイオリアクターにおいて原水中のSS成分の約70%が造粒汚泥として除去されると同時に微生物によって13%程度が分解される。好気性処理槽へ流入後14%が好氣的分解を受け、好気槽から放流される処理水のSS成分の割合は3.4%であった。全リンに関しては、凝集剤としてPACを添加しているので、嫌気性流動層バイオリアクターから排泥として約95%が除去され、残りが最終処理水として放流された。TCOD_{Cr}成分は嫌気性流動層バイオリアクターにおいて、排泥として50%が除去され、17%が脱窒などの微生物反応に利用され、好気性処理プロセスにおいて約25%が分解された。窒素成分は嫌気性流動層バイオリアクターにおいても、造粒汚泥として37%が除去され、約45%が脱窒菌によって窒素ガスへ変換され、大気中へ還元除去されることが明らかになった。この場合、微生物によるCOD_{Cr}除去量と脱窒量との比は4.2であった。グルコースが脱窒の炭素源として利用されるとき化学量論式は



で示される。したがって、化学量論的に求められる $\Delta COD_{Cr} / \Delta NO_3 - N$ は2.86となる。上述の実験値4.2は微生物増殖を考慮すれば妥当な値であると考えられる。以上のような汚濁物質の物質収支の結果から、嫌気性流動層バイオリアクターは下水中に含まれる汚濁物質の多くの部分を除去することができ、好気性処理槽への負荷を大幅に削減できると同時に脱窒などの生物機能を効率的に発揮できることが明らかになった。

4. まとめ

化学凝集嫌気性流動層バイオリアクターと好気性生物処理槽とから構成された下水処理システムによって、SS、COD、窒素およびリン化合物の同時除去を行うための操作条件について検討し、次の知見を得た。

1. 嫌気性流動層バイオリアクターにおいて、PACおよび弱アニオン系ポリマーを併用すると、下水中のSSおよびリン成分を高速度で造粒汚泥として除去できると同時に、窒素成分も脱窒反応によって効率よく窒素ガスとして還元除去できた。また高水温期（15℃以上）に生成される造粒汚泥は冬の造粒

Table 2 Flow rate, and concentration of influent, effluent and sludge components. (Total retention time; 5hr, Circulation; 3.5, Temp.; 11.5°C)
(a) Flow rate. (l/hr)

Influent 40.0, Circulation 152, Effluent 39.2, Sludge Waste 0.82

(b) Concentration of pollutants and sludge components. (mg/l)

	Influent	AFB effluent	Final effluent	Sludge
SS	181	12.0	6.7	6200
Total COD _{Cr}	285	34.8	20.0	7070
Soluble COD _{Cr}	60.9	22.7	15.5	
Suspended COD _{Cr}	224	12.1	4.5	
TN	26.3	4.9	4.9	471
Soluble TN	18.0	4.0	4.3	
Suspended TN	8.3	0.9	0.60	
NH ₄ -N	17.1	3.0	0.10	
NO ₃ -N	0.35	0.21	3.2	
TP	3.0	0.15	0.14	140
Soluble TP	0.74	0.02	0.03	
Suspended TP	2.3	0.18	0.14	

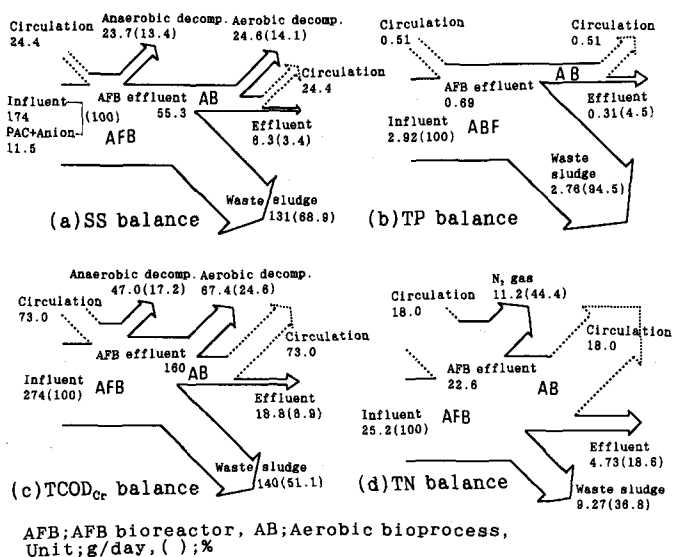


Fig. 12 SS, TCOD_{Cr}, TN and TP balance.

汚泥に比べて空隙率の小さい高密度汚泥であった。その生成には糸状性細菌が関与することおよび汚泥内に多数の球菌が存在することが顕微鏡観察で明らかになり、嫌気性流動層バイオリアクターが脱窒などの生物機能を有することが裏付けられた。

2. 少なくとも水温10°C程度までは、滞留時間2〜3時間で操作するとSSおよびCOD成分の90%以上、リン化合物の95%以上が除去できた。窒素除去に関しては、水温18°C以上では、滞留時間を4時間、循環比を約3に設定して運転すると、嫌気性流動層バイオリアクターの造粒汚泥のSRTを約6日、好気槽の活性汚泥のSRTを10日以上にできるので、完全な硝化・脱窒反応が起こり、窒素除去率は80%以上に達した。しかし、水温が15°C前後になると除去率60〜90%、硝化率70〜85%と変動し、さらに水温が10〜12°Cになると、その除去率は低下するが、滞留時間を大きくすることによって窒素の除去が可能であることが示唆された。

3. 汚濁物質の物質収支の結果から、嫌気性流動層バイオリアクターは下水中に含まれる汚濁物質の多くの部分を除去することができ、好気性処理槽への負荷を大幅に削減できると同時に硝化・脱窒などの生物機能を効果的に発揮させることができた。

参考文献

- 1) Rogalla, F., Payraudeau, M., Bacquet, G., Bourbigot, M. M., Sibony, J., Gilles, P., Nitrification and phosphorus precipitation with biological aerated filters, Res. J. WPCF, vol. 62, pp. 169-176, 1990.
- 2) 依田元之, 服部美和子, 宮地有正; 嫌気性流動床による下水処理 (1) - 嫌気性条件における下水中の浮遊性固型物の造粒と分解特性 -, 下水道協会誌, vol. 23 (No. 264) pp. 28-37, 1986.
- 3) Schönberger, R.; Conservation of existing primary clarifiers according to the EASC process for biological phosphorus removal, Wat. Sci. Tech, vol. 22, pp. 45-51, 1990.
- 4) Rabinowitz, B., Vassos, T. D., Dawson, R. N., Oldham, W. K.; Upgrading wastewater treatment plants for biological nutrient removal, Wat. Sci. Tech, vol. 22, pp. 56-60, 1990.
- 5) Henze, M., Harremoës, P.; Chemical-biological nutrient removal-The HYPRO concept, Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Hahn, H. H., Klute, R., eds.), Berlin Heidelberg, pp. 499-510, 1990.
- 6) Jørgensen, P. E.; Biological hydrolysis of sludge from primary precipitation, In Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Hahn, H. H., Klute, R., eds.), Berlin Heidelberg, pp. 511-520, 1990.
- 7) Karlsson, I., Smith, G.; Pre-precipitation facilitates nitrogen removal without tank expansion, Wat. Sci. Tech, vol. 22, pp. 85-92, 1990.
- 8) Andersson, B., Rosen, B.; Upgrading for nitrogen removal-some full-scale experiences from Sweden, Wat. Sci. Tech, vol. 22, pp. 93-104, 1990.
- 9) Hoffmann, E., Klute, R.; Improving the denitrification potential in biological wastewater treatment by dosing carbon from sludge hydrolysis, Chemical Water and Wastewater Treatment, Springer-Verlag Berlin Heidelberg (Hahn, H. H., Klute, R., eds.), Berlin Heidelberg, pp. 53-560, 1990.
- 10) 清水達雄, 丹保憲仁, 工藤憲三, 小澤源三; 造粒沈殿・生物処理プロセスによる下水の高度処理, 下水道協会誌論文集, vol. 29 (No. 339), pp. 42-52, 1992.
- 11) Tambo, N., Watanabe, Y.; Physical Characteristics of Floc-I. The Floc Density Function and Aluminium Floc, Water Research, vol. 13, pp. 409-419, 1979.
- 12) Eckenfelder, W. W. Jr.; Water quality engineering for practicing engineers, p. 456, Barnes & Noble Inc., 1970.