

(39) 生物脱リン法活性汚泥の好気反応に及ぼす水温の影響

Effects of Temperature on Aerobic Reactions by Enhanced Biological Phosphorus Removal Activated Sludge

阿部勇弥* 松尾吉高*

Isaya ABE and Yoshitaka MATSUO

ABSTRACT ; Using two kinds of EBPR (enhanced biological phosphorus removal) activated sludge, we made aerobic batch studies to know temperature effects on PHA (polyhydroxyalkanoate) degradation and P (phosphorus) uptake. The activated sludges used were grown in two EBPR systems fed with wastewater of different P/C ratios. The one sludge had a P content of 13-14 % in P/MLSS ratio, and the other 5-6 %. Due to the short aerobic HRTs, both of them had relatively high contents (30-14 mg/g-VSS) of PHA. The aerobic batch studies were made in a pH-controlled thermostat reactor using the mixed liquor from the anaerobic reactor of the two systems. To avoid phosphorus limitation, the liquor was supplemented with an excessive amount of KH_2PO_4 and MgSO_4 . The selected temperatures were 10, 22(24), 30, 35, and 39 C. The PHA degradation was found to follow a quasi first order reaction at any temperature except at 39 C, where P uptake and the PHA degradation ceased completely. The P uptake was closely correlated to PHA degradation with a slope value ($Y_{P/H}$) ranging from 4 to 6 (mol-P/mol-PHA monomers). The rate constant (K) of PHA degradation and the concurrent P uptake was found to increase with a temperature increase from 10 to at least 30 C. For the effect of the sludge P content, the sludge with higher P contents gave smaller $Y_{P/H}$ values and larger K values.

KEYWORDS ; enhanced biological phosphorus removal, polyhydroxyalkanoates, quasi-first order reaction.

1 はじめに

リン蓄積細菌のポリリン酸蓄積作用を利用する生物脱リン法は発明⁽¹⁾直後より既存施設を簡単に改造するだけで効率よくリンを除去する可能性のある技術として注目を集めてきた。しかし、その発明から二十余年を経た今日においても、その技術の合理的な設計方法は確立していない⁽²⁾⁽³⁾。この背景には、肝心のリン蓄積細菌が単離されておらず、その生理条件がよく理解されていないことがある⁽⁴⁾。しかし、他の生物処理技術（たとえば硝化脱窒法）においては、機作生物種が十分に単離されていなくとも、そのような生物種を含む生物体を対象に化学工学的（動力学的）解析を行い、一定程度に合理的な設計方法を確立してきた。生物脱リン法の場合にも、リン蓄積細菌を安定して含む生物脱リン性の活性汚泥が維持できれば、このような解析手法の適用ができると考えられる。

生物脱リン性の活性汚泥を維持する上での困難の一つは、ときとしてリン蓄積細菌と嫌氣的有機物摂取を競合する非リン蓄積細菌（いわゆる G 細菌⁽⁵⁾）が活性汚泥に卓越することがあることである。筆者らの研究室では、経験的な知見として、嫌気槽を十分に大きくし⁽⁶⁾、汚泥返送率を高くし⁽⁷⁾、さらに pH の管理を適切

* 中央大学理工学部土木工学科 Dept. of Civil Eng., Faculty of Science and Eng., Chuo University

に行う⁽⁸⁾ことにより、この問題が避けられる見通しを得ている。本研究では、このようなリン蓄積細菌の集積に最適と考えられる運転条件下で運転されている二系列の生物脱リン法実験装置にP/C比の異なる合成排水を通水し、リン含有率の異なる二種類の生物脱リン性活性汚泥を生育させた。そして、これらの活性汚泥を用いて、その好気過程でのPHA（ポリヒドロキシ脂肪酸）分解とリン除去の動力学的な関係を水温を変数にして調べた。

2 実験材料と実験方法

供試汚泥源でのリン除去状況

図1に供試汚泥を生育させた連続通水型生物脱リン法実験装置の概略とその水理学的運転条件を示す。このような装置をA、B二系列設置し、リン濃度だけを相違させた合成排水を通水した。合成排水の組成は表1に示された通りであるが、実際には、貯留中の腐敗を防止するために無機基質液と有機基質液とに分けてその両者を嫌気槽流入直前に合流させた。合流後の合成排水はDOCで170 mg/Lの有機物量を含む。また、A系列通水排水には27.0 mg/L as P（途中から36.0 mg/L as P）、またB系列通水排水には8.5 mg/L as Pになるように、H₃PO₄を加えた。

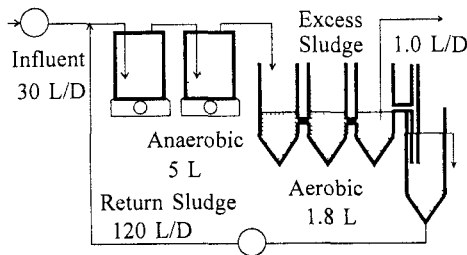


Table 1. Composition of Wastewater

unit mg/L		
organic solution		inorganic solution
CH ₃ COOH	100	KHCO ₃ 65
C ₂ H ₅ COOH	75	NaHCO ₃ 100
Peptone	140	MgSO ₄ ·7H ₂ O 200
Y.Extract	60	NaCl 100
CaCl ₂ ·5H ₂ O	25	H ₃ PO ₄ variable

Fig.1. Configuration of EBPR Units

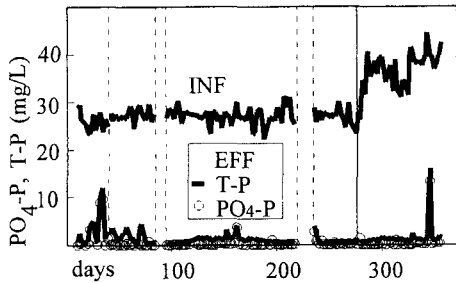


Fig.2. Phosphorus Removal in Unit A

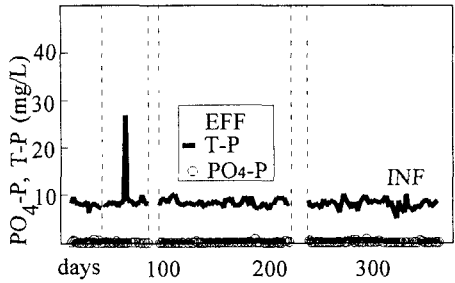


Fig.3. Phosphorus Removal in Unit B

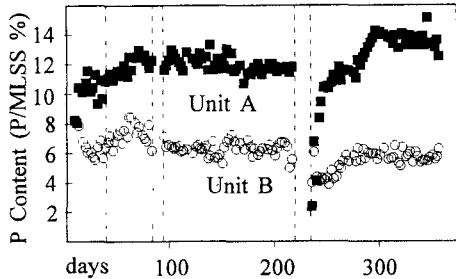


Fig.4. Sludge P Content in Unit A&B

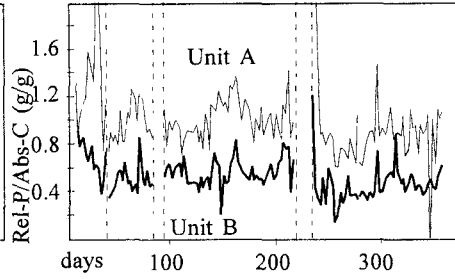


Fig.5. Released P per Absorbed C Ratio

A、B 両系列で得られたリン除去成績を図 2 と図 3 に、また両系列のリン含有率を図 4 に示す。図 5 には嫌気槽まわりの物質収支から求めた嫌気槽での放出 P 量と吸収 DOC 量の比 ($\Delta P / \Delta C$) を示す。表 2 には、後述する回分実験を行った期間(運転日数 289-346)での諸変数の平均値を示す。リン除去は両系列とも安定して良好であった。A 系列においては休暇直後(運転日数 225-234)に流入水へアルカリ剤を溶解し損なう運転ミスがあったためにリン含有率が極端に低下したが、その後は急速に回復した。また、運転日数 330 日前後で流出水のリン濃度が高くなっているが、これは、有機基質液の注入が停止した事故によるものである。このような事故の場合を除けば、 $P/C=0.16$ ないし 0.21 の排水を通水した A 系列においてもほぼ完全なリン除去が継続した。

A、B 両系列の流出水質の差違として顕著なのは、溶解性非正リン酸性リン濃度の相違である。溶解性非正リン酸性リン濃度は溶解性全リン濃度(表 2 の DTP)から $PO_4\text{-P}$ 濃度を差し引いた値として定義しているが、この値は B 系列流出水の場合には 0.2 mg/L as P 前後であったのに対し、A 系列流出水では、 $0.4\text{-}2.3 \text{ mg/L as P}$ の範囲で変動した。この非正リン酸性リン物質はリン蓄積菌が溶菌する際に溶出したポリリン酸であろうと推定しているが確認はしていない。

図 5 および表 2 に示されるように、A 系列の放出 P 量と吸収 DOC 量の比 ($\Delta P / \Delta C$) は B 系列のそれよりも大きく、平均では二倍に近かった。この相違は、嫌気槽でのリン放出量が吸収有機物量だけではなく、汚泥のリン含有率にも左右されることを示している。当初は、B 系列汚泥には G 細菌のような非リン蓄積菌が多いために、このような相違が生じたのであろうと推定したが、後述するように回分実験からはその推定を否定するような結果が得られている。

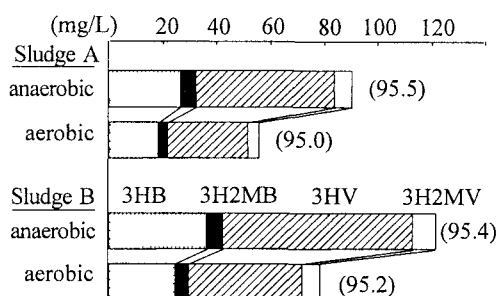
連続実験では、週一回程度の割合で嫌気槽混合液および好気槽混合液の PHA 濃度と C-H (炭水化物)濃度を測定した。表 2 に示されるように、両物質の濃度とも A 系列の方が B 系列に比べて低かった。この相違は A 系列汚泥はポリリン酸合成により多くの PHA 量を消費するためであると解釈される。なお、図 6 に示されるように、PHA モノマーの構成比、すなわち、3HB(3 ヒドロキシ酪酸)、3H2MB(3 ヒドロキシ 2 メチル酪酸)、3HV(3 ヒドロキシ吉草酸)および 3H2MV(3 ヒドロキシ 2 メチル吉草酸)の存在比は A、B 両系列の汚泥の間に相違はなく、また嫌気槽汚泥と好気槽汚泥の間にも差違がなかった。

回分実験方法

回分実験は、液容積 1L の pH 制御機構を備えた反応器を恒温水槽に入れて行った。通常の実験においては、嫌気槽末端から採取した活性汚泥に N_2 ガスを吹き込むことにより嫌気状態を維持しながら pH 及び温度を設定値に調整し、設定値に達した後に濃厚リン酸溶液および Mg 補強用の硫酸マグネシウム溶液を加えて曝気を開始した。PHA 欠乏下でリン摂取の挙動を調べた実験では嫌気槽末端から採取した活性汚泥をそ

Table 2. Average Operation Parameters

		Unit A	Unit B
MLSS	(mg/L)	6453	4676
MLVSS	(mg/L)	3702	3788
Ex Sludge	(VSSmg/L)	141	133
Temperature	(C)	22.0	22.0
INF DOC	(mg/L)	160.8	167.3
INF $PO_4\text{-P}$	(mg/L)	36.5	8.1
EFF $PO_4\text{-P}$	(mg/L)	0.6	0.0
DTP	(mg/L)	1.4	0.2
Anaerobic $\Delta P / \Delta C$		0.83	0.46
Sludge P	(mg/L)	871	269
P Cont.	(P/MLSS%)	13.5	5.8
PHA	(MLVSS%) anaerobic	2.2	3.0
	aerobic	1.4	2.0
C-H	(MLVSS%) anaerobic	17.0	21.3
	aerobic	19.0	22.7



Figures in bracket indicate average M.W of PHA monomers

Fig.6 Monomer Composition of PHA

のまま約 5 時間曝気することにより PHA をほぼ消費させた後に前記と同様の手法でリン除去及び、炭水化物の挙動を調べた。

分析方法

回分実験においては定時間隔で採取した混合液試料の一部をただちにろ紙（東洋ろ紙 5 C）とガラスろ紙（GF/F）により二重ろ過し、そのろ液中の $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度をイオンクロマトグラフ（Dionex 2000 i）で測定した。また、混合液中の炭水化物量は試料採取後ただちにフェノール硫酸法により測定した。一方、PHA の測定は、混合液試料 5 mL を予め 0.05 mL の濃塩酸を添加しておいた試験管に採り、遠心分離して得られるペレットを冷蔵保存し、実験終了後に凍結乾燥処理した。汚泥のメチル化方法とガスクロによるメチル化された PHA モノマーの定量は佐藤らの方法⁽⁹⁾に従った。ただし、メチル化条件は、 $3\text{H}_2\text{MV}$ 回収量の再現性が最も良い⁽¹⁰⁾温度 120 °C、5 時間とした。

なお、どの実験においても供試汚泥の汚泥濃度とリン含有量を測定した。MLSS と MLVSS 濃度は磁皿計量法で測定した。また、汚泥中のリンの定量には過硫酸カリウム（ $\text{K}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ）により汚泥を熱消化し、その消化液のリン濃度を塩化スズ還元によるモリブデン酸青法で測定する方法を用いた。

3 実験結果と考察

リン摂取と水温の関係

水温とリン除去速度の関係を調べた研究はいくつかある⁽¹¹⁾⁽¹²⁾が、この問題を動力学的に扱った例は少ない。筆者らの昨年度の研究⁽¹³⁾では、リン除去速度は PHA の分解速度に比例すること、また、その PHA 分解速度は PHA 濃度が十分に高い間は一次反応式に従うとの知見を得ている。そこで、本研究においてもこれらの知見に基づいて解析を行ったが、PHA 濃度が低下してくると一次反応式では対応できず、また、後述するように活性汚泥を十分に長い間曝気して少量の PHA が残留することなどから、実際の増減に関与しない「不活性 PHA 量」なる概念を導入して一次反応モデルの精緻化をはかった。なお、最近、発表された Petersen らの研究⁽¹⁴⁾においても同様の概念が導入されている。

このモデルの基本式は次の通りである。

PHA の分解速度

$$\frac{dH_a}{dt} = -KH_a$$

リン摂取速度と活性 PHA 分解速度の関係

$$\frac{dP}{dt} = Y_{P/H} \frac{dH_a}{dt}$$

ここで、 H_a : 活性 PHA 濃度 (mM) ($H_a = H - H_i$)

H : 実測 PHA 濃度 (mM) H_i : 不活性 PHA 濃度 (mM)

P : $\text{PO}_4\text{-P}$ 濃度 (mM)

K : 速度係数

$Y_{P/H}$: 収率係数

これらの方程式の解は次のように与えられる（但し、添字 0 の変数は初期値を意味する）。

$$\frac{H - H_i}{H_0 - H_i} = \exp(-K t) \quad \frac{P_0 - P}{H_0 - H_i} = Y_{P/H} \{1 - \exp(-K t)\}$$

不活性 PHA 濃度 H_i は次のように求めた。まず、各 PHA 濃度の測点とその前後点を通る二次曲線をラグランジュの補間法によりもとめ、その二次曲線の測点での接線勾配を PHA 減少速度とした。この PHA 減少速度とその測点での PHA 濃度の関係を図 7(A) に示すように回帰分析し、濃度軸の切片値を H_i とした。

ついでこの H_i を利用して各測点での活性 PHA 濃度 H_a を求め、その自然対数値と時間との関係 (図 7(B))

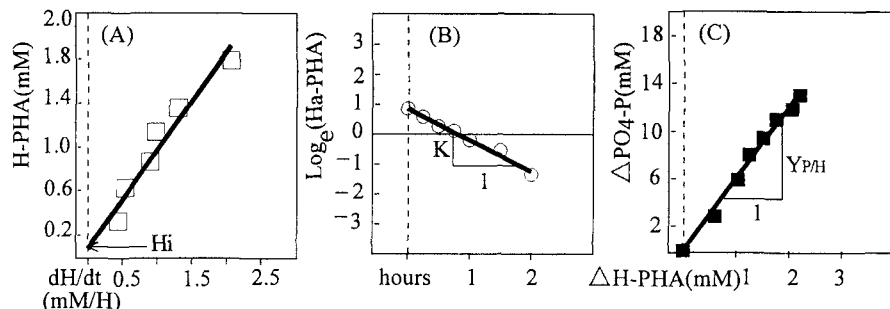


Fig.7. Procedure of Determining Kinetic Coefficients of H_i (A) , K (B) and $Y_{P/H}$ (C)
(in Experiment of Sludge B, Temp 22C)

から速度係数 K の値を求めた。一方、PHA 減少量と $PO_4\text{-P}$ 減少量の相関関係を調べ (図 7 (C))、収率係数 $Y_{P/H}$ の値を求めた。これらのデータ解析は各実験ごとに行ったが、水温 30℃ までの低温域の実験では実験データとモデルから得られた曲線とが良く一致した (図 8)。しかし、水温 35℃ では、後半部で汚泥からのリン溶出が行われ、この現象を組み込んでいない本モデル式では再現できなかった。なお、PHA に関しては、39℃ の場合を除いてどの温度でもモデル式は実測値と比較的よく一致した。

表 3 にこの解析から求められたそれぞれの水温における K 値及び $Y_{P/H}$ 値を示した。この速度定数 K より A 系列汚泥、B 系列汚泥ともに 30℃ までは水温が高くなるほど PHA 分解速度は速くなり、35

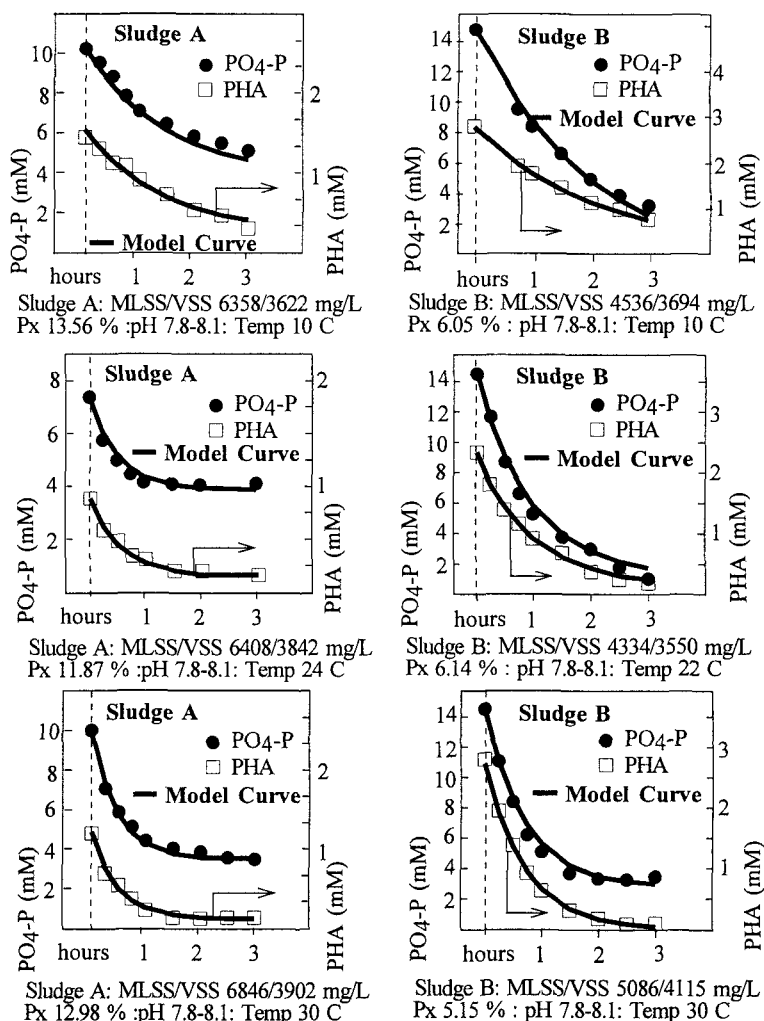


Fig.8. Aerobic Uptake of $PO_4\text{-P}$ and Degradation of PHA by Sludge A and B

℃になると PHA 分解活性がやや低下するという結果が得られた。両系列汚泥の K 値を比べるとどの水温においても常に 1.5-2.0 倍ほど A 系列汚泥の方が高い。この原因については、今後検討していく予定である。

なお、実下水処理場の汚泥に酢酸を添加して PHB を生成させた後に水温 20-22℃の条件下で好氣的 PHB 分解速度を調べた Petersen ら⁽¹⁴⁾は、 $K = 0.51-0.62/h$ の値を報告している。

$Y_{P/H}$ 値はそれぞれの汚泥について 10℃と 22℃ないし 24℃の常温域の場合でほぼ同一の値が得られた。この水温域はこれらの汚泥が生育した連続実験装置での水温域であり、

これらの汚泥は生理的な定常状態ではこれらの $Y_{P/H}$ 値で PHA の持つエネルギーをポリリン酸合成に消費していたと思われる。一方、その常温域に限ってではあるが、両汚泥の $Y_{P/H}$ 値を比較すると、リン含有率の低い B 系列汚泥の方がリン含有率の高い A 系列汚泥よりも 20% ほど高くなった。このことは、B 系列汚泥の方が消費 PHA をより有効にポリリン酸合成に利用していたことを意味する。連続実験で観察された嫌気槽 $\Delta P / \Delta C$ 比が B 系列の方が A 系列より低くなったことについては、B 系列汚泥にはポリリン酸を利用することなしに嫌氣的有機物摂取を行うことのできる G 細菌のような非リン蓄積細菌が多いためであろうと推定してきた。しかし、回分実験で得られた $Y_{P/H}$ 値が A 系列よりも B 系列の方が大きかったことは、この推定を覆すもので、回分実験の結果を尊重すれば、B 系列汚泥のリン蓄積細菌量は A 系列汚泥よりも多くこそあれ少ないことはなかったことになる。嫌気槽 $\Delta P / \Delta C$ 比がリン含有率に対応して低下する現象は、活性汚泥の細菌構成比に起因することもあるかもしれないが、本研究の場合には、リン蓄積細菌そのもののポリリン酸含有量に起因する生理的な現象と考えた方が妥当のようである。なお、Petersen らは $Y_{P/H}$ の値を直接的には報告していないが、

彼らの提示実験データを解析すると 2.9 mol P/molPHA の値になる。一方、ASM No2⁽¹⁵⁾では、5 g-P/g-COD (23 mol P/molPHA) という非常に高い数値を $Y_{P/H}$ の default value としている。

図 10 に水温 39℃でのリン摂取状態を示した。この図から理解できるように、両系列汚泥とも曝気開始後しばらくするとリン摂取が行われなくなり、逆にリンが溶出してきた。ここにはそのデータ

を示していないが、実験開始時にリン溶液を加えないで水温 39℃の好気回分実験を行い、 PO_4-P とともに

Table 3. Calculated Kinetic Coefficients

Temp C	Sludge	MLSS/VSS mg/L	P Cont. %	H_i mM	K h^{-1}	$Y_{P/H}$ molar (g/g)*
10	A	6358/3622	13.56	0.25	0.71	4.92 (1.60)
	B	4536/3694	6.05	0.08	0.47	6.05 (1.97)
24	A	6408/3842	11.87	0.12	1.91	4.83 (1.58)
	B	4334/3550	6.18	0.05	1.05	6.01 (1.96)
30	A	6846/3902	12.98	0.11	2.15	5.93 (1.94)
	B	5086/4115	5.15	0.01	1.62	4.32 (1.41)
35	A	6176/3018	15.05	0.12	1.93	4.17 (1.31)
	B	4410/3564	6.31	0.21	1.09	4.25 (1.39)

* calculated by assuming the molecular weight of PHA monomers as 95g/mole

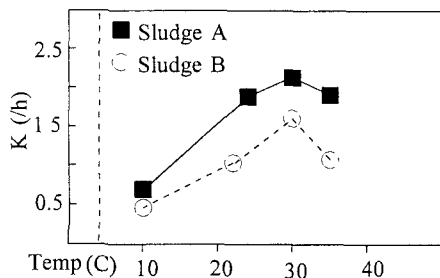


Fig.9 Reactor Temperature and K Values

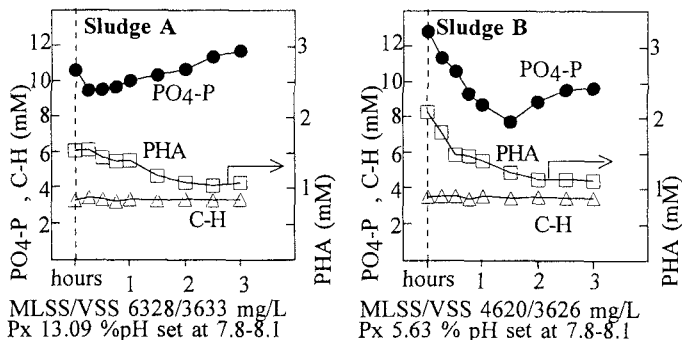


Fig.10. Aerobic Reactions at Temp 39C

DTP を測定したところ、多量の非正リン酸性リン（ポリリン酸）の溶出が行われていることが観察された。図 10 の実験においては、DTP 測定を行わなかったが、これらの実験においても $\text{PO}_4\text{-P}$ 量以上の DTP 量が溶出していたと思われる。なお、リン摂取の停止と連動して PHA 分解の低下・停止も観察されたが、その相互の因果関係は不明である。実用的には、この知見は、生物脱リン法を高温の工場排水処理に適用することが難しいことを示唆している。

PHA 欠乏下でのリン摂取

生物脱リン法において PHA が非常に重要な役割を果たしていることは前に述べた通りであるが、このことを端的に示す実証実験を行った。この実験では、まず、各系列の汚泥をそれぞれ嫌気槽から取り出し、そのまま約 5 時間曝気して P-HA をほぼ消費させた。そして、その後にリン溶液と Mg 溶液を添加し、そのまま曝気続けた。結果を図 11 に示す。A 系列汚泥の場合に 5 時間の空曝気操作後も PHA が約 12 mg/L (0.13 mM) 残留しており、完全になくなることはなかった。リン投入後 45 分までは少量のリン摂取が観察されたが、その後は全くリン摂取がなかった。

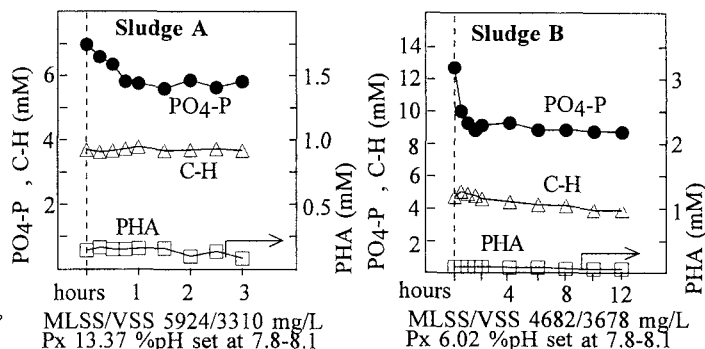


Fig.11. Phosphate Uptake under PHA Deficiency

B 系列汚泥も過剰リン投入前の 5 時間曝気後も PHA が約 6 mg/L (0.06 mM) 残留しており、こちらも実験全過程でなくなることはなかった。過剰リン投入後は 2 時間ほどリン摂取が確認されたがその後はリンの摂取は行われなくなった。またこの B 系列では汚泥炭水化物量 (C-H) が徐々に減少していくことが観察された。どちらの系列の汚泥もこの水温において PHA が十分にある場合には非常に多量のリンを摂取したが、これに比べると PHA 欠乏下のリン摂取量ははるかに小さく、リン摂取における PHA 存在の重要性を示している。しかし、PHA が欠乏していてもかなりの量のリン摂取が観察されたことは、PHA 以外にもリン摂取のエネルギー源になり得る細胞内物質が存在したことを示唆している。B 系列汚泥の場合には、C-H の減少が観察されたが、このことは PHA 欠乏下では C-H が PHA の代替物になり得る可能性を示している。

また、本実験のように長時間の曝気の後にも PHA が少量ではあるが一定量残留したことから、この残留 PHA は容易に代謝されない不活性の PHA ではないかと推定される。この不活性 PHA はリン蓄積細菌以外の細菌が蓄えた PHA であった可能性もある。

4 まとめ

生物脱リン法で培養されたリン含有率 (P/MLSS) が 13% 前後の汚泥と 6% 前後の汚泥を供試汚泥として、好気反応における水温の影響を PHA の挙動に注目しながら、回分実験で調べた。得られた結果をまとめると、次の通りである。

- (1) 水温 30℃ 以下では、PHA の分解速度は不活性 PHA の概念を導入した疑似一次反応式に近似できた。また、リンの除去速度は PHA 分解速度に比例するとの簡単なモデルでほぼ説明できた。
- (2) いずれの活性汚泥の場合も分解速度係数 K 値は水温と少なくとも 30℃ まで高水温になるほど大きくなった。一方、リン除去量 / PHA 分解量比 ($Y_{P/H}$) には、水温との間に明確な相関はなかったが、10℃、22℃ の常温域ではほぼ同一の値を示した。

- (3) K の値はリン含有率が高い汚泥の方が常に高かった。一方、常温域での Y_{PH} 値はリン含有率の低い汚泥の方が高かった。
- (4) 35℃以上の高温域では汚泥からのリン溶出が観察された。また、39℃では PHA 分解も停止した。
- (5) 長時間の曝気により PHA 欠乏状態においた活性汚泥に過剰のリンを添加したところ、リン摂取は観察されたが、その摂取量は PHA が十分に存在する場合に比べてはるかに少量であった。また、そのような PHA 欠乏状態においても PHA は少量ではあるが必ず残留していた。

[謝 辞]

本研究の遂行にあたっては、下記の学生諸氏の協力を仰いだことを記し、その協力に対して謝意を表す。

田中知美、小萱梨恵、牛谷大輔、三科嘉一、山岸和人、小林喜之、飯田 豊、梶淵亮一、
中村敦彦、古明地正人、遠藤大介

参考文献

- 1) Barnard, J.L (1975) Biological phosphorus removal in the activated sludge process - review and proposal
Paper presented at the South African branch of I.W.P.C 1975 July meeting
- 2) Henze, M, Harremoës, P, la Cour Jansen, J. and Arvin, K.(1995) *Wastewater Treatment*, Springer Verlag, Berlin, Germany
- 3) 高橋正宏 (1995) リン・窒素除去のための下水処理施設設計の考え方 水環境学会誌, 18, 3, 179-182
- 4) Jenkins, D. and Tandoi, V (1991) The applied microbiology of enhanced biological phosphate removal - accomplishments and needs, *Wat. Res.*, 25, (12), 1471
- 5) Cech, J S and Hartman, P (1990) Glucose induced breakdown of enhanced biological phosphate removal, *Environm. Tech.*, 11, 651-656
- 6) Matsuo, Y (1994) Effect of the anaerobic solids retention time on enhanced biological phosphorus removal *Wat. Sci Tech*, 30, 6, 193-202
- 7) 松尾吉高, 前島裕樹 (1997) 生物脱リン法のリン除去に及ぼす汚泥返送率の影響, 第 31 回日本水環境学会年会講演集, 127
- 8) 松尾吉高 (1996) 生物脱リン法リン除去の安定性に及ぼす pH の影響, 第 30 回日本水環境学会年会講演集, 7
- 9) 佐藤弘泰, 味埜俊, 松尾友矩 (1993) PHA の測定とその意味, 環境微生物工学研究法 (松井三郎編), 技報堂出版, 71-74
- 10) 前島裕樹, 松尾吉高 (1997) 生物脱リン汚泥の PHA 測定法の検討と応用, 第 52 回土木学会年次学術講演概要集 (第 7 部), 346-347
- 11) Sell, R.L., Krichen, D., Noichl, O.J. and Hartzog, D.G (1981) Low temperature biological phosphorus removal *Proc. 54th Annual WPCF Conference* (Detroit, United States)
- 12) Mamais, D and Jenkins, D. (1992) The effects of MCRT and temperature on enhanced biological phosphorus removal. *Wat. Sci Tech.*, 26, 5/6, 955-965
- 13) 前島裕樹, 松尾吉高 (1997) 生物脱リン法の活性汚泥における PHA の挙動, 第 34 回環境工学研究フォーラム, 環境工学研究論文集, 34, 183-190
- 14) Petersen, B., Temmink, H., Henze, M. and Isaacs, S. (1998) Phosphate uptake kinetics in relation to PHB under aerobic conditions. *Wat. Research*, 32, 91-100
- 15) Henze, M., Gujer, W., Mino, T., Matsuo, T., Wentzel, M.C and Marais, G.v.R. (1995) *Activated Sludge Model No.2* IAWQR Scientific Technical Report No 3. Bourne Press, Bournemouth, Great Britain