

(1) 活性汚泥の窒素摂取に及ぼすSRT制御の影響に関する基礎的研究

The effect of SRT control on the nitrogen uptake of activated sludge.

松 島 暁*
Hitomi MATSUSHIMA

Abstract; As for the substrate uptake characteristics of activated sludge under aerobic condition, the significance of those two factors as SRT and substrate C/N ratio was estimated on the basis of mass balance equations regarding TOC and TN specific uptake rates, and then, the effects of the factors were examined by use of a CSTR unit operating with various SRTs and feeding synthetic substrates.

Accordingly, the results obtained are in the following;

- (1) The significance of SRT control is considered to be the factor affecting nitrogen specific uptake rate, which increases as a result of decrease in SRT.
- (2) The oxidation extent of the TOC uptaken is referred to substrate C/N ratio, resulting in an increase of the TOC oxidation extent with increasing substrate C/N ratio and/or SRT.
- (3) The composition properties of activated sludge are also affected directly by substrate C/N ratio and TOC oxidation extent.

Keywords; activated sludge, nitrogen specific uptake rate, solids retention time (SRT), substrate (C / N) ratio, TOC oxidation extent

1. はじめに

標準活性汚泥法およびその様々な変法による生物学的下廃水処理法に関する多くの研究の中で、活性汚泥の性状特性や有機物除去効果ならびに処理水の水質などに影響する重要な因子として平均活性汚泥滞留時間 (SRT)^{1) ~ 5)}と基質 (C / N)比^{6) 7)}などがとりあげられている。これらの因子は一般に活性汚泥法による処理水の水質を管理するための運転上の操作因子であり、また流入水の水質上の条件因子として評価されてきている。

活性汚泥法における基質除去とは介在する微生物による基質の摂取と利用の結果であり、液相から細胞内部への基質成分の移動と蓄積そしてそれにともなう細胞増殖のための形質成分の生合成を含む代謝活動である。この意味において基質除去にともなう環境条件の変化によって活性汚泥の性状特性も変化する。

本研究は活性汚泥の組成性状を決定する支配因子の影響に関する基礎的研究の一環であり、特に好気的環境条件のもとでの活性汚泥の窒素代謝に関連する影響因子を検討するものである。本研究では活性汚泥を組成する基本成分の一つである窒素の摂取と利用の特性に関して、SRT と基質 (C / N)比の二つの因子の意義について検討することを目的とした。まず、物質収支の概念に基づいて基質主成分の摂取と利用との関係を推察し、次にその内容について人工下水を用いて行った一連の試験結果から考察を加えた。即ち従属栄養型微生物を主生物相とする活性汚泥を想定し、全有機炭素 (TOC)と全窒素 (TN) についての比摂取速度の関係式から基質のTOC / TN比が活性汚泥の摂取したTOC の酸化率を支配する因子となることを推論し、さらに活性汚泥基本動力学式の基質比利用速度の項についてTNの比摂取速度とTOC の酸化率との関係式で示し、SRT 制御の意義について考察した。その結果、SRT 制御とは、活性汚泥の全窒素比摂取速度を制御する意味があり、また、SRT と基質 (C / N)比の因子は活性汚泥の揮発性固形物質を構成する組成 (C / N)比に密接に関与していることが検討された。以下にその内容と試験結果とをまとめて述べる。

* 日本大学理工学部土木工学科 (Civil Engrg. Dept., College of Sci. & Tech., Nihon University)

2. 物質収支に基づく影響因子の検討

2. 1 TOC とTNとに関する比摂取速度式^{8) 9)}

微生物の代謝活動において摂取されたTOC とTNとに関して基本の物質収支式を以下のように仮定する。

$$U(\text{TOC})_T = U(\text{TOC})_{\text{SLD}} + U(\text{TOC})_{\text{ENG}} + U(\text{TOC})_{\text{DN}} \quad (1)$$

$$U(\text{TN})_T = U(\text{TN})_{\text{SLD}} + U(\text{TN})_{\text{DN}} \quad (2)$$

ここに、 $U(\text{TOC})_T$: TOC の全比摂取速度 (Kg-TOC rmvd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TOC})_{\text{SLD}}$: 増殖細胞の構造構築用TOC の比利用速度 (Kg-TOC cmpsd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TOC})_{\text{ENG}}$: エネルギー生成用TOC の比利用速度 (Kg-TOC oxd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TOC})_{\text{DN}}$: 脱窒素用TOC の比利用速度 (Kg-TOC rmvd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TN})_T$: TNの全比摂取速度 (Kg-TN rmvd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TN})_{\text{SLD}}$: 増殖細胞の構造構築用TNの比利用速度 (Kg-TN cmpsd /Kg-cell /day)
 $U(\text{TN})_{\text{DN}}$: 比脱窒素 (TN) 速度 (Kg-TN rmvd /Kg-cell /day)

であり、比摂取速度とは単位時間、単位細胞量あたりの基質成分の摂取量を意味する。水理学的平均滞留時間または反応時間を Δt ($=V/Q_0$)、細胞濃度を X_A 、摂取される基質成分を S で表記し、成分 S についての平均比摂取速度 $U(S)$ を次式で定義し、その濃度差 ($-\Delta S$) は流入原水に含まれる成分の初期濃度と処理水の残留濃度との差から求める。また、 S の濃度差について流入原水の初期濃度のみを考慮する場合には、 S の負荷強度 $L(S)$ と定義する。

$$U(S) = - \frac{1}{X_A} \cdot \frac{\Delta S}{\Delta t} \quad (3)$$

式(1)は、細胞が摂取した TOC全比摂取速度 $U(\text{TOC})_T$ が、増殖細胞の構造構築用のためのTOC 比利用速度 $U(\text{TOC})_{\text{SLD}}$ と細胞の代謝活動を含めた自己の生命維持に必要なエネルギー生成のために酸化されるTOC の比利用速度 $U(\text{TOC})_{\text{ENG}}$ との和として表示されることを示す。式中右辺第1項 $U(\text{TOC})_{\text{SLD}}$ は、エネルギー物質として貯蔵され得る多糖類やPHB 等のTOC 量をも含む意味もある。

細胞の窒素同化あるいは吸収蓄積については、式(2)で示したように、全窒素(TN)の比摂取速度を考慮する。介在する微生物の培養条件にもよるが、アンモニア性窒素の負荷が過大な場合には一般に硝化反応が誘発されることになると考えられる。こうした場合には生成した硝酸性窒素がアンモニア性窒素にまで還元されたのち微生物に同化されると考えられているので¹⁰⁾、形態別窒素についての複雑な変化量を簡略化して把握するためTNを算定基準とした。

2. 2 TOC 比摂取速度とTN比摂取速度との関係

式(2)において、嫌気的あるいは非酸化的環境を含まない工程においては脱窒素現象は起こらない、また好氣的脱窒素¹¹⁾ の可能性があるが、その脱窒素量が窒素同化のための摂取量に比較して必ずしも大きくはなく [$U(\text{TN})_{\text{SLD}} \gg U(\text{TN})_{\text{DN}}$]、摂取された窒素のすべてが同化利用されそして式(1)の $U(\text{TOC})_{\text{DN}}$ が微小であると仮定すると、TNの全比摂取速度は次式のように書換えられる。

$$\begin{aligned} U(\text{TN})_T &\approx U(\text{TN})_{\text{SLD}} \\ &= \frac{U(\text{TN})_{\text{SLD}}}{U(\text{TOC})_{\text{SLD}}} \cdot U(\text{TOC})_{\text{SLD}} \\ &= (N/C)_{\text{SLD}} \cdot U(\text{TOC})_{\text{SLD}} = (N/C)_{\text{SLD}} \cdot \{ U(\text{TOC})_T - U(\text{TOC})_{\text{ENG}} \} \end{aligned} \quad (4)$$

摂取されたTNが細胞の増殖に利用されたとした場合、反応時間 Δt の間に細胞増殖により濃度が X から X_A にまで ΔX だけ増加したとすると、増殖細胞の構造構築用TNの平均比摂取速度 $U(\text{TN})_{\text{SLD}}$ は次式に書換えられる。

$$U(\text{TN})_{\text{SLD}} = - \frac{1}{X_A} \cdot \frac{\Delta (\text{TN})_{\text{SLD}}}{\Delta t} = \frac{-\Delta (\text{TN})_{\text{SLD}}}{\Delta X} \cdot (\mu) \quad (5)$$

式 (5) の (μ) は活性汚泥の平均比増殖速度 ($1/X_A \cdot \Delta X / \Delta t$) を意味し、係数項 $[-\Delta(TN)_{SLD} / \Delta X]$ は単位増殖細胞量あたりのTN利用量を意味する。従って、式 (4) の $[U(TN)_{SLD} / U(TOC)_{SLD}]$ の比摂取速度の比は細胞によるTNとTOCの利用量の比 $[\Delta(TN)_{SLD} / \Delta(TOC)_{SLD}]$ を表すことになる。細胞濃度を揮発性固形物質 (VSS) 濃度で代用する場合には、その比は増殖汚泥の揮発性固形分についての平均的組成 (N/C) 比とみなすことができると考えられる。以上のことから、式 (4) はTNの全比摂取速度が活性汚泥の平均的組成 (N/C) 比とTOC比摂取 (又は利用) 速度との関係式で表示されることになる。

2. 3 摂取されたTOCの酸化率

単位時間、単位細胞量あたりに摂取された全TOC量のうち酸化される割合をTOCの酸化率 (E)_{TOC} と表記し、次の式 (6) で定義する。

$$(E)_{TOC} = \frac{U(TOC)_{ENG}}{U(TOC)_T} = 1 - (S)_{TOC} \quad (6)$$

ここに、(S)_{TOC} は組成用TOC利用率を意味し、TOCの全比摂取速度に対して細胞の構造構築用に利用されたTOCの比利用速度の割合を示す。式 (4) で導いたTNの比摂取速度の関係式から $U(TOC)_{ENG}$ を求めさらに (E)_{TOC} の関係式として整理すると次式を得る。式中の添字 (SLD) は揮発性固形分、(SUB) は基質を意味する。

$$(E)_{TOC} = 1 - \left(\frac{C}{N}\right)_{SLD} \cdot \frac{U(TN)_T}{U(TOC)_T} \quad (7)$$

$$\approx 1 - \left(\frac{C}{N}\right)_{SLD} \cdot \frac{1}{(C/N)_{SUB}} \quad (8)$$

式 (8) は式 (7) での比摂取速度の項を負荷強度として近似したもので、 $(C/N)_{SUB}$ は基質についてのTOCとTNとの負荷強度の比を示す。この式によれば、TOCの酸化率が活性汚泥に対するTOCとTNとの負荷強度の比、即ち基質 (C/N) 比の影響を強く受けることが示されていて、流入原水の水質が活性汚泥の基質摂取と利用とに直接影響する重要な因子であることが理解される。

2. 4 基質比摂取速度に及ぼす影響因子

式 (7) に基づいて TOCの比摂取速度について整理すると次式を得る。

$$U(TOC)_T = \left\{ \frac{1}{1 - (E)_{TOC}} \right\} \cdot \left(\frac{C}{N}\right)_{SLD} \cdot U(TN)_T \quad (9)$$

BOD成分を基質比利用速度の算定基準とする活性汚泥動力学式において、BOD成分をTOC成分で置きかえると、定常状態におけるSRTとTOC比摂取速度との関係式は次のように示される。

$$\frac{1}{(SRT)} = Y_{TOC} \cdot U(TOC)_T - k_d \quad (10)$$

ここに、 Y_{TOC} はTOCを算定基準とする収率係数、 k_d は自己酸化分解速度係数を意味し、これらの係数はSRTと $U(TOC)_T$ との関係によって決定される係数と仮定する。

式 (9) と式 (10) とを組合せた関係式を次に示す。

$$\frac{1}{(SRT)} = Y_{TOC} \cdot \left\{ \frac{1}{1 - (E)_{TOC}} \right\} \cdot \left(\frac{C}{N}\right)_{SLD} \cdot U(TN)_T - k_d \quad (11)$$

式 (10) より、SRT制御とは反応系内での細胞の総量制御によって基質比摂取 (利用) 速度を一定に維持することであるといえる。式 (8) によれば基質 (C/N) 比が一定に保持されている場合には (E)_{TOC} には大きな変動が生じないと推察できる。与えられた運転条件の下では $(C/N)_{SLD}$ が一定値をとると考えられ、式 (11) によれば、定常状態においてSRTは $U(TN)_T$ と関係し、SRTが大きい場合には $U(TN)_T$ は小さく、逆にSRTが小さい場合には $U(TN)_T$ は大となる。また、式 (7) によって見積られるように (E)_{TOC} の値は $U(TN)_T$ に大きく影響される。(E)_{TOC} とその関係因子としての $U(TN)_T$ あるいは基質 (C

／N)比との関係を推察すれば、窒素の負荷が小さく従って基質 (C /N)比が相対的に大きくなり $U(TN)_T$ が小さく、 $(E)_{TOC}$ が高くなるような場合には、対応するSRT は大きく設定される必要があると考えられる。一方、基質 (C /N)比が相対的に小さい場合には $(E)_{TOC}$ の値が比較的小さく、結果としてより大きな値をとる $U(TN)_T$ に対応してSRT が小さくなると考えられる。

以上に述べた理由から、活性汚泥の窒素代謝に関与する基本的かつ重要な影響因子としてSRT と基質 (C /N)比を選定した。

3. 試験方法

3. 1 試験方法と試験装置

一連の試験は曝気槽混合液の流動特性が完全混合型の試験装置で行い、その運転は基質が連続的に供給される連続式で行った。曝気槽混合液の溶存酸素濃度はいずれの試験期間中においても5 ~ 6 mg/l程度を保持できるように十分に送気した。曝気槽混合液の水温は 20 °C に調節した。様々な試験に用いた活性汚泥は、都区内下水処理場の返送汚泥を下記の人工下水で少なくとも1か月間以上にわたり回分培養して馴養したのち、このもの一部を分取して供した。

試験装置の概要を Fig. 1 に図示した。

装置は、有効容積 (V) 9 l の曝気槽と容積 5 l の沈殿槽とを備えた基本系列 2 基で

構成されている。運転上の操作因子としてSRT を選定し曝気槽内での活性汚泥の総量制御を行った。SRT の定義に基づけばSRT は式 (12) で示される。

$$SRT = \frac{V \cdot X_A}{Q_W \cdot X_A + (Q_0 - Q_W) \cdot X_E} \quad (12)$$

X_A はMLSSを意味し、処理水中に浮遊して流出するSSの濃度 X_E が X_A に比較して極めて低いとすれば $Q_W \approx V/SRT$ となるので、設定SRT に対応した量の曝気槽混合液を一日に一回直接抜き取る方法によりSRT が4日、8日そして20日となる場合での試験を行う事ができる。式 (12) により、 X_E を考慮して設定SRT を補正した。汚泥返送比は 30 %とし、曝気槽での水理学的平均滞留時間は 8時間となるように流入水量 (Q_0) を調節した。

3. 2 定量分析

水質と汚泥に関する定量分析は基本的には「下水試験方法」¹²⁾ に従った。活性汚泥の揮発性固形物質 (VSS) に関するTOC とTNの定量分析は曝気槽混合液とそのろ液 (トーヨーろ紙 (株) 社製、GC-50でろ過) との双方について行い、その濃度差を活性汚泥による摂取 (または利用) 量とした。混合液についての定量分析は、適当量の試料をホモジナイザー (日本精機 (株) 製、AM-3) により15000 RPM で3分間粉碎攪拌した後、ただちにガスクロマトグラフによるTN-TOC分析装置 (住友化学工業 (株) 社製、GCT-12N または揮発性固形分については同社製 NC-80) により行った。

3. 3 人工下水

試験に供した人工下水は有機炭素源としてグルコースを、また有機窒素源として尿素を用いて調整したもので、BOD 試験用無機栄養塩類原液A液 (リン酸緩衝液) の添加により無機性のアンモニア性窒素も一

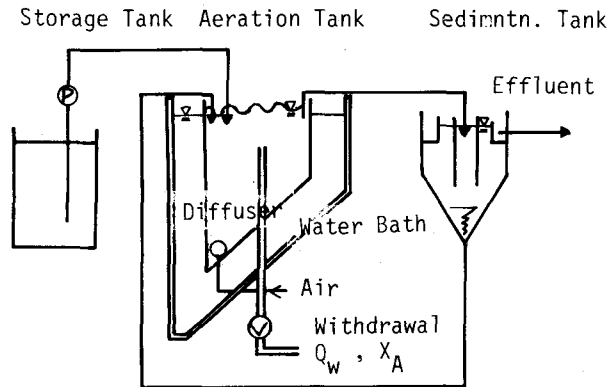


Fig. 1 Schematic diagram of the experimental apparatus.

V : Aeration tank volume
 Q_0 : Flow rate
 Q_W : ML withdrawal rate
 X_A : MLSS concentration
 X_E : Effluent SS concentration

部供給されている。この人工下水の基本的組成 (L-N 系基質と称する) を Table 1 に示した。本試験では、有機炭素に対して窒素の供給が過不足する場合の影響を検討するため尿素的投入量を調整して人工下水の窒素の初期濃度を設定した。例えば、尿素的投入量を L-N 系基質の 5~10 倍に増量して調節した人工下水は H-N 系基質と称し、L-N 系と H-N 系のいずれの基質も TOC の初期濃度は同程度であるので、人工下水の (C / N) 比が変化する。人工下水代表例の水質を Table 2 に示す。

Table 1 Chemical composition of the synthetic L-N substrate.		
Composition	Dose *	
Chemicals for feed sol.		
• Glucose	0.28	gm / l
• Urea	0.012	gm / l
• Skimmed milk	0.04	gm / l
• Pepton	0.01	gm / l
• Kaolin	0.01	gm / l
Stock sol. for BOD tests		
• phosphate buffer sol.	0.3	ml / l
• MgSO ₄ Sol.	2	ml / l
• CaCl ₂ Sol.	4	ml / l
• FeCl ₃ Sol.	4	ml / l
(* per l of synthetic L-N substrate.)		

(* per 1 l of synthetic L-N substrate.)

Table 2 Typical quality of the synthetic substrates.		
	L-N Subs.	H-N Subs.
TOC **	127	149
TN **	8.3	58.7
PO ₄ ³⁻ -P **	3~6	3~6
TOC / TN	15.3	2.5

(** mg / l except for TOC / TN)

Table 3 Legend for Fig. 2 through Fig. 7.		
Substrate	SRT 4	SRT 8
L-N subs.	○	△
H-N subs.	●	▲

(SRT:days)

4. 試験結果と考察

4. 1 運転経過

人工下水には、その (C / N) 比が比較的大きい L-N 系基質と比較的小さい H-N 系基質とを用いた。各基質について様々な SRT のもとで連続試験を行った。その手順は、回分培養した活性汚泥の一部を完全混合型連続式試験装置の曝気槽に分注し、その直後から所定の (C / N) 比を有する人工下水を連続投与した。以後、活性汚泥や処理水質についての経日分析試験を開始した。一連の定量分析試験は、SRT 設定のための混合液採取操作直前の試料について行った。

試験開始により、基質供給方式が回分式から連続式に変更されたことによって、曝気槽内の活性汚泥の性状が徐々に変化する様相を呈した。H-N 系基質で設定 SRT 20 日の場合では試験開始後 30 日間を経過しても SVI は 50 ml / gm 前後で安定していたが、その他の L-N 系 H-N 系基質そしていずれの SRT の試験でも試験開始後 1~2 週間後には活性汚泥は SVI 400 ml / gm 以上となり、以後は正常な汚泥性状にもどらなかった。この膨化汚泥についての顕微鏡観察の結果、糸状性微生物の急速な増殖による糸状性膨化汚泥への形態変化が確認された。試験開始後から SVI 400 ml / gm 以上の糸状性膨化汚泥となるまでの時間は設定 SRT が小さい場合ほど短い傾向であった。H-N 系基質で設定 SRT 20 日の場合の試験では糸状性膨化汚泥の発現傾向は認められなかった。その理由は不明である。SVI が 400 ml / gm 以上となった時点において連続試験を中断し、糸状性膨化汚泥の全てを装置から排除した後、新たに回分培養汚泥を注加し、試験を繰返して行った。試験開始当初においては SVI は 50 ml / gm 程度であり、また沈殿槽の上澄液は微細な汚泥片による濁りが認められたが、経日的に SVI の増大とともに改善され、清澄な二次処理水となった。

硝化反応は、L-N 系基質を用いた試験では殆ど認められなかった。処理水に残留して検出される亜硝酸性あるいは硝酸性窒素の濃度は 0.1 mg / l 以下と極めて低い状況であった。一方、H-N 系基質を用いた場合には試験開始直後から急速に硝化反応が進行し、設定 SRT にもよるが、処理水に残留する TN の検出形態はその殆どが硝酸性窒素であった。一連の試験に供した活性汚泥は回分培養されたものであり、この活性汚泥には亜硝酸そして硝酸生成菌も同時に培養されていたと考えられる。H-N 系基質を用いた試験の場合、硝化反応の進行により二次処理水の pH が低下する傾向があったので、適当量の重炭酸溶液を添加投入してアルカリ度の不足分を補い、曝気槽混合液の pH が 6~7 となるよう調整した。

SRT を比較的小さく設定した場合には、MLSS 濃度は SRT 設定のための混合液の採取操作により試験開始当初において急速に低下した。以後次第に濃度が安定化する傾向にはあったが、SVI の増大とともに沈

曝槽内での汚泥滞留が生じ、MLSS濃度は一定値に維持されなかった。そのため曝気槽でのTOC 負荷とTN負荷が経日的に幾分増大する結果となった。様々な設定 SRTの下での試験結果から基質のTOC とTNとの平均的負荷強度を求め、基質 (C / N)比に換算すると L-N 系では11~18、H - N 系では 2~ 4であった。本試験では基質供給方式が回分式から連続式に移行した場合の活性汚泥性状の変遷過程が含まれていることになる。MLSS濃度が減少変化していたので、厳密な意味では曝気槽での活性汚泥濃度は定常状態ではなかったが、基質成分の平均比摂取速度は式 (3)に基づいて計算した。以下に示した各図のデータのバラツキは、特に設定SRT が小さい場合に顕著に認められる。このことは、SRT 設定のための汚泥引抜量が多いため曝気槽内の活性汚泥の増殖速度が不安定であったためと考えられる。

4. 2 基質の負荷強度と比摂取速度との関係

基質の負荷強度と比摂取速度との関係を次に示す。Fig. 2 と Fig. 3 に各々TOC とTNとに関する負荷強度と平均比摂取速度との関係を図示した。

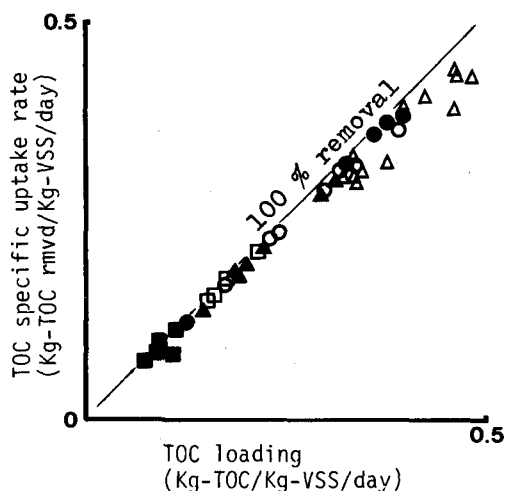


Fig. 2 Process loading intensity vs. specific uptake rate on TOC.

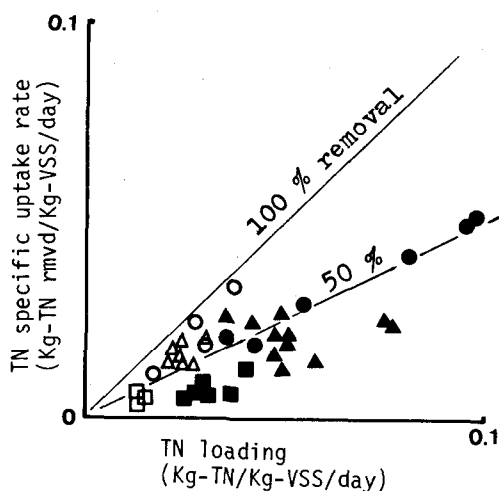


Fig. 3 Process loading intensity vs. specific uptake rate on TN.

負荷強度に対する比摂取速度の比は成分の除去率を示す。Fig. 2に示される関係はいずれの試験条件においてもTOC の平均除去率が 95 %以上の高い値であり、また Fig. 3 の関係はTNの平均除去率が L-N系基質の場合には比較的高いが、H-N 系基質の場合には比較的低い値であったことが示されている。この結果から、式 (8) を誘導するための式 (7) についての仮定、つまりTNの比摂取速度をTN負荷強度で近似置換することについて、特にH-N 系基質を用いた場合には必ずしも妥当ではなく、適切な基質 (C / N)比の範囲が存在すると考えられる。

4. 3 摂取されたTOC の酸化率

基質成分として TOCと TN とを考慮する場合において、式 (8)で示されるように、摂取された TOCの酸化率 $(E)_{TOC}$ は基質 (C / N)比の影響を受ける

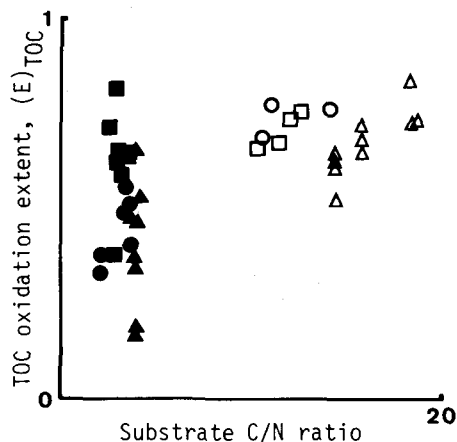


Fig. 4 $(E)_{TOC}$ estimated by eqn.(7) vs. substrate C/N ratio under various SRTs.

と仮定する。摂取されたTOCの酸化割合の大きさは細胞内での自由エネルギーの生成量に關与するので、結果として基質(C/N)比の大小が介在する微生物の仕事量に影響を及ぼすことが考えられる。この意味から基質(C/N)比が大きい場合には、細胞内でのTOCの蓄積および形質成分の生合成反応のためか、あるいは低濃度TNの吸収摂取という物質移動のために大きなエネルギーが消費されたためと考えられる。式(7)に基づいてTOCの酸化率 $(E)_{TOC}$ を計算し、これに対応する基質(C/N)比との關係図をFig. 4に示した。この図から、基質(C/N)比を、あるいはSRTを大きく設定することによりTOCの酸化率が増加する傾向が認められる。また、摂取されたTOCの酸化割合の大きさが活性汚泥の性状や特性決定に大きく影響すると考えられ、今後の検討を要する。

4. 4 TN 除去率

一連の試験の結果において、前述のように、TOCの除去率は高い割合を示した。しかしながら、Fig. 3にも示されるように、L-N系基質の場合でのTNの除去率は、SRTにもよるが、60~80%と高いが、H-N系基質の場合では20~50%と低い値を示す。この結果はTN除去率が基質(C/N)比によっても大きく変化することを示していて、この傾向は窒素の除去率に及ぼす基質(C/N)比の關係式から予測される。

Fig. 3に示すTNの負荷強度 $[L(TN)_T]$ と比摂取速度 $[U(TN)_T]$ との關係は、その勾配が平均除去率を示す。前記仮定により、 $U(TN)_T \approx U(TN)_{SLD}$ とみなすと除去率 $(R)_{TN}$ は次式で見積られる。

$$\begin{aligned}(R)_{TN} &= U(TN)_{SLD} / L(TN)_T \\ &= (N/C)_{SLD} \cdot U(TOC)_{SLD} / L(TN)_T \\ &= (N/C)_{SLD} \cdot \{ (S)_{TOC} \cdot (C/N)_{SUB} \} \quad (13)\end{aligned}$$

式(13)によれば、TN除去率の關係因子として $(S)_{TOC}$ または $(E)_{TOC}$ あるいは基質(C/N)比の影響が極めて大きい。TN除去率が高く維持されるためには、SRTを小さく設定して $(E)_{TOC}$ を小さくするかまたは活性汚泥組成用TOCの利用率 $(S)_{TOC}$ を大きくする、あるいはTOC負荷強度に対するTNの負荷強度を小さくする場合に達成されると推察される。

Fig. 5にTN除去率 $(R)_{TN}$ と組成用TOCの利用率 $(S)_{TOC}$ との關係図を示した。 $(R)_{TN}$ は、基質と曝気槽混合液のろ液とについてのTN濃度を基に計算した。また、 $(S)_{TOC}$ は、式(7)と式(6)とに基づいて計算した。あるTN除去率を基準として考察すると、基質(C/N)比が高い場合での活性汚泥の構造構築用TOCの利用率は基質(C/N)比が小さい場合に比べると低く、従ってTOC酸化率が高くなる。一方TNの負荷強度が過大な場合では構造構築用TOCの利用率が高く、代謝活動に必要なエネルギー生成用のTOC量

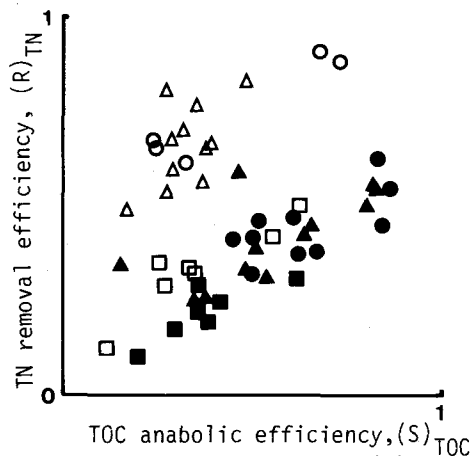


Fig. 5 TN removal efficiency, $(R)_{TN}$ vs. TOC anabolic efficiency, $(S)_{TOC}$.

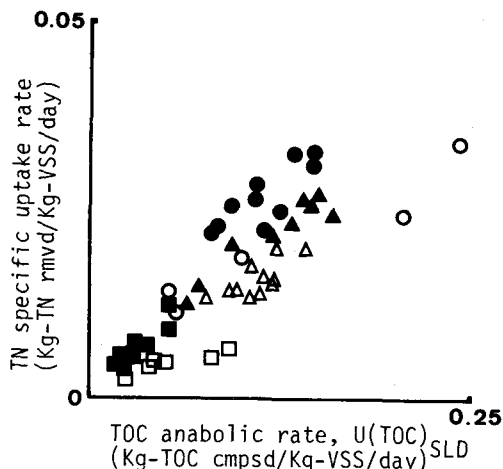


Fig. 6 TN specific uptake rate with a function of TOC anabolic rate which is estimated by eqns.(7) and (6).

が不足する様相を呈していたと考えられる。

活性汚泥の構造構築用の TN の比利用速度 $U(TN)_{SLD}$ と TOC 比利用速度 $U(TOC)_{SLD}$ との関係を Fig. 6 に示す。TN の除去は、前項で仮定したように脱窒素によるよりも活性汚泥への摂取利用量 $U(TN)_{SLD}$ を考慮している。 $U(TOC)_{SLD}$ は、式 (7) と式 (6) とから活性汚泥を組成する TOC の構築用利用率 (S)_{TOC} を見積り、 $U(TOC)_T$ の値に乗じて算出した。Fig. 6 に示される関係から、TN の比摂取量は組成用の TOC 比利用量に対応して増加する傾向が認められる。また、図中のデータ群に関する勾配は活性汚泥の揮発性固形物質についての平均的組成 (N/C) 比を表していて、その値は 0.14~0.22 程度であり、H-N 系基質の場合に比較して L-N 系基質の場合の方が比較的小さくなる傾向がある。この事は、窒素の負荷強度が相対的に低い基質を使用する場合には TOC の蓄積が進行すると理解される。

SRT 制御は生物反応系内での細胞あるいは活性汚泥の総量制御であり、基質の有機物負荷に対応して反応の場となる曝気槽内での活性汚泥濃度が一定に維持される。換言すれば、SRT 制御により活性汚泥に対する負荷が一定に保持されるため、活性汚泥の基質に対する摂取特性が決定されることになる。前項でも推察したように、一連の試験からも SRT が活性汚泥の TN 比摂取速度 $U(TN)_T$ と明らかに関係する傾向が認められた。その傾向は SRT が大きくなるにつれて TN に対する比摂取速度が小さくなっている。従って、前述したように、反応時間内での TN 除去率が SRT の増大につれて低下する結果となる。

この傾向は、窒素の除去率が SRT や基質 (C/N) 比などの因子に支配されるというこれまでの多くの研究成果と同様の結果となった。SRT は運転上の調整可能な操作因子であり、その意義は生物反応槽内での細胞の比増殖速度を基準とする微生物相の選択であると言える。本研究では SRT に関与する影響因子として基質 (C/N) 比の影響を述べた。即ち、基質 (C/N) 比の重要性として、処理水の水质を決定する支配因子であることのみならず、摂取された基質の酸化割合に影響を及ぼす支配因子となる可能性があることを推論した。

今、式 (5) に基づいて、TN の比摂取速度と SRT の逆数との関係を Fig. 7 に示す。この図の傾向から TN 比摂取速度が明らかに SRT の影響を受けていることが理解される。SRT の逆数は比増殖速度 (μ) で示されるので、SRT の設定が活性汚泥の平均比増殖速度を決定する事になり、結果として、介在する微生物相の相違により窒素の利用速度が異なると考えられる。また、図中のデータ群の勾配から VSS を構成する TN の平均組成率の値が 0.08~0.12 程度と見積られる。この値は、H-N 系基質の方の値が L-N 系基質に比較してより大きな値をとるようであり、窒素の負荷が過大となるような場合には低負荷の場合に比較して窒素の蓄積が進行する傾向を示し、このことは基質 (C/N) 比が活性汚泥の組成性状を決定する支配因子となることを示唆している。

5. まとめ

好気性の環境条件の下での活性汚泥の基質利用特性に関して、平均活性汚泥滞留時間 SRT と基質 (C/N) 比の二つの因子が及ぼす影響について考察した。特に TN についての比摂取速度が活性汚泥の組成性状にも直接関係する可能性があることを示した。物質収支による基質主成分の摂取と利用との関係式を導き、さらに人工下水を用いた一連の試験結果の内容を以上に検討した。その結果として、

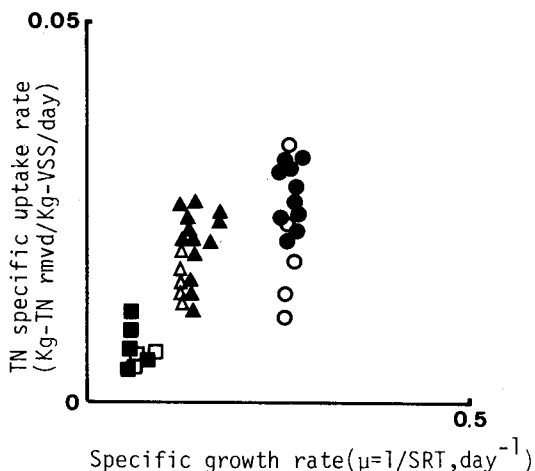


Fig. 7 Effect of specific growth rate on TN specific uptake rate.

(1) SRT制御が活性汚泥の窒素摂取特性を決定する支配因子であり、SRT を増大するにつれて窒素に対する活性汚泥の比摂取速度が減少するため窒素の除去率が低下する。

(2) 基質 (C /N)比は活性汚泥が摂取したTOC の酸化率に関与し、基質 (C /N)比が大きく設定される場合にはTOC の酸化率が増加する。TOC の酸化率に及ぼす SRTの影響については、SRT が小さい場合には窒素の比摂取速度が大きくなるためTOC の酸化率が比較的低く、SRT を増大するにつれて TOCの酸化率が増加するが、基質 (C /N)比が比較的大きい場合には、SRT の影響の程度は次第に低下する傾向が認められた。

(3) 活性汚泥の組成性状に関して、揮発性固形物質の組成 (C /N)比は基質のTOC とTNの負荷強度の比が影響し、例えば活性汚泥に対するTNの負荷がTOC に相対的に過大となる場合には低負荷の場合に比較して単位揮発性物質あたりの TN 組成率が増大し、窒素の蓄積が進行する傾向が認められた。

本研究を進めるにあたり、一連の試験に多大の御協力をいただいた本学大学院学生 鎧坂 勝則、大滝 俊彦、莊司 周夫の諸君ならびに卒業研究の学生諸君に感謝の意を表します。

参考文献

- 1) 橋本, 藤田, 池 ; "SRT制御に伴う活性汚泥細菌相の構成変化", 衛生工学研究論文集, vol.23, 251 (1987)
- 2) J.H.Sherrard, ; "Kinetics and Stoichiometry of Completely Mixed Activated Sludge", WPCF, Vol.49, No.9, 1968~ (1977)
- 3) F.M.Saunders, R.I.Dick, ; "Effect of mean-cell residence time on organic composition of activated sludge effluents", J.WPCF, Vol.53, No.2, 201 ~ (1981)
- 4) D.A.Lovett et al, ; "EFFECT OF SLUDGE AGE AND SUBSTRATE COMPOSITION ON THE SETTLING AND DEWATERING CHARACTERISTICS OF ACTIVATED SLUDGE", Water Res. , Vol.17, No.11, 1511 ~ (1983)
- 5) W.R.Knocke, T.L.Zentkovich, ; "Effects of mean cell residence time and particle size distribution on activated sludge vacuum dewatering characteristics", WPCF, Vol.58, No.12, 1118 ~ (1986)
- 6) 寺島, 朴 ; " 回分式活性汚泥法における窒素除去特性に関する研究", 衛生工学研究論文集, Vol.23, 275 ~ (1987)
- 7) 橋本, 古川 ; " 微生物脱窒反応の基質依存性に関する研究", 下水道協会誌, Vol.15, 20 (1978)
- 8) 松島 ; " リン摂取に及ぼす窒素の影響", 土木学会第42回年次学術講演会 (II), 800 (1987)
- 9) 莊司, 松島 ; "活性汚泥の性状決定支配因子に関する研究 (1 :SRT制御の意義について)", 土木学会第43回年次学術講演会 (II), (1988)
- 10) 柳田 ; " 生合成反応 (同化代謝)", 微生物科学1, 学会出版センター, 181 ~196 (1980)
- 11) 石川, 中西, 水船 ; " 好気性脱窒機構に関する基礎的考察", 土木学会第36回年次学術講演会 (II), 171 (1981)
- 12) " 下水試験方法" 1984年版, 日本下水道協会