



HOKKAIDO UNIVERSITY

Title	スポンジキューブを用いた下水の生物脱窒処理
Author(s)	田中, 育; 品田, 司; 田畑, 信一
Description	第1回衛生工学シンポジウム (平成5年11月17日 (水) -18日 (木) 北海道大学学術交流会館) . 6 水処理 . 6-5
Citation	衛生工学シンポジウム論文集, 1, 208-213
Issue Date	1993-11-01
Doc URL	https://hdl.handle.net/2115/7452
Type	departmental bulletin paper
File Information	1-6-5_p208-213.pdf



6 - 5

スポンジキューブを用いた下水の生物脱窒処理

(株)西原環境衛生研究所 田中 育
品田 司
田畑 信一

1. はじめに

公共用水域の富栄養化対策のため、排水の窒素及びリンに関する規制が強化されつつある。これにともなう、各処理施設では、窒素及びリンの除去を目的とした処理法への転換が必要とされてくる。窒素除去においては、硝化液循環法が経済的であると言われているが、この処理方法には以下のような問題点がある。

- ・硝化反応を完全に行わせるためには、滞留時間が標準活性汚泥法の約2倍必要となる
- ・低水温期(冬季)に硝化反応が低下する

これらの問題点は、MLSSを現状の約2倍に保った運転を行うことでほぼ解決できるが、これにともなう最終沈殿池の負荷が高くなるという問題点が生じてくる。

スポンジキューブ投入高濃度活性汚泥法は、微生物固定化担体としてスポンジキューブ(15mm×12mm×12mm)を10%ないし30%(容積比)投入しエアレーションタンクを運転する方法である。微生物を高濃度に固定した担体は、エアレーションタンク内のみで滞留するので、最終沈殿池の負荷を高めることなく、エアレーションタンク内MLSSを高濃度に保持することができる。よって、エアレーションタンクや最終沈殿池の拡張を行わずに硝化液循環法への転換が可能となる。

本実験では、スポンジキューブ投入高濃度活性汚泥法を適用した硝化液循環法が硝化及び脱窒反応に与える効果について浮遊活性汚泥を用いた硝化液循環法(以下、標準法という)を対照として検討した。また、本法を標準活性汚泥法で設計されている一般的な下水処理場に適用した場合に目標水質(T-N=10mg/l以下)を安定してクリアする可能性を確認した。

2. スポンジキューブ投入高濃度活性汚泥法の概要

スポンジキューブ投入高濃度活性汚泥法(以下、スポンジ投入法という)は、微生物固定化担体としてスポンジキューブ(15mm×12mm×12mm)を10%ないし30%(容積比)エアレーションタンクに投入する方法であり、ドイツのリンデ社より技術導入したものである(写真. 1, 写真. 2参照)。このスポンジキューブに固定化される汚泥量は、一般的には、10~20g/l・スポンジである。

スポンジ投入法を適用した場合のエアレーションタンク内全MLSSの計算例を以下に示す。

例

MLSS(浮遊性汚泥)	: 2000mg/l
固定化汚泥量	: 10 g/l・スポンジ
スポンジキューブ投入率	: 30%
全MLSS	= 2000×(1-0.3)+10000×0.3
	= 4400mg/l

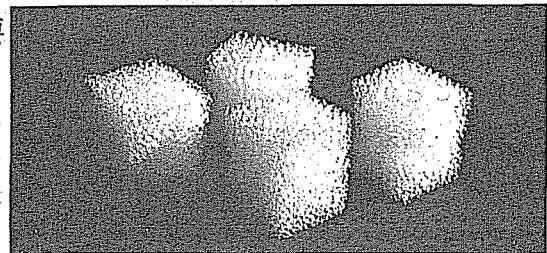


写真. 1 スポンジキューブ

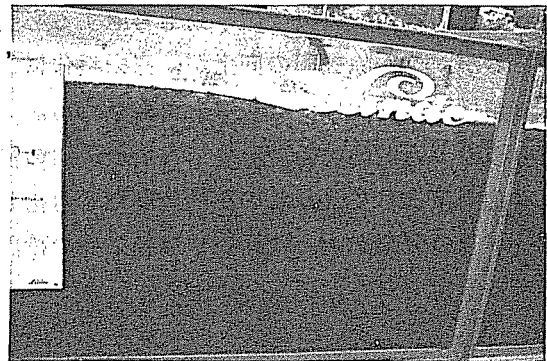


写真. 2 スポンジキューブの流動状況

この例のように、エアレーションタンク内の全MLSSは約2倍になるが、スポンジキューブは、エアレーションタンク内のみで滞留するので、最終沈殿池に流入する浮遊物濃度は現状のままであり、最終沈殿池の負荷を高めることにはならない。よって、エアレーションタンクや最終沈殿池の拡張を行わずに硝化液循環法への転換が可能となる。

また、スポンジキューブに固定化された汚泥は常にエアレーションタンク内に滞留しているためSRTが長くなり、硝化菌のような増殖速度の遅い微生物を多量に保持することが可能となる。このことは、低水温期の硝化反応の低下を補い、冬季での窒素除去の安定化を図ることができる。そのうえ、スポンジキューブ内は無酸素の状態を作りやすく、脱窒反応が生じやすいと考えられ、この点についても、処理の効率化につながる。

3. 実験装置及び実験方法

3.1 実験装置

実験装置のフロー図及び概念図を図. 1, 図. 2 に示す。実験は、スポンジ投入法及び標準法の硝化液循環法を同一条件下で運転した。実験装置は、脱窒槽 0.6m³、硝化槽 0.6m³、沈殿池 0.5m³のものを使用した。

スポンジ投入法を適用した運転では、循環ポンプ（エアリフトポンプ）を用いてスポンジキューブを含んだ硝化液を返送するため、スポンジキューブは、硝化槽・脱窒槽を循環する。

3.2 原水水質及び目標処理水質

実験では、横須賀市上町浄化センターの初沈流出水を原水とした。当処理場の流入下水，初沈流出水の年間平均水質及び実験における目標処理水質は、表. 1 に示す通りである。

3.3 実験方法

スポンジ投入法及び標準法で硝化液循環法を運転した場合の処理能力を比較することを主な目的とし、以下のような実験を行った。

①通常負荷条件における処理比較実験

②限界負荷条件についての実験

②の実験は、10～15℃、15℃以上の2つの水温期について行った。

また、スポンジキューブ固定化汚泥と浮遊性汚泥及び標準法の汚泥の硝化速度及び脱窒速度を測定するためのバッチ試験も行った。

3.3.1 通常負荷条件における処理比較実験

実験での通常負荷条件は表. 2 に示す通りである。

3.3.2 限界負荷条件についての実験

限界負荷条件を明らかにするために、通常負荷条件から段階的に流入量を増加させていった。

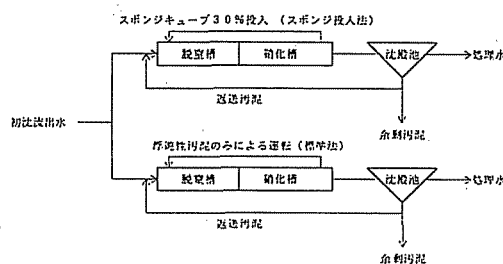


図. 1 実験装置のフロー図

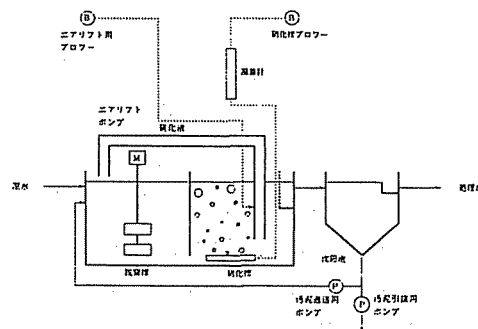


図. 2 実験装置の概念図

表. 1 流入下水，初沈流出水の平均水質及び目標処理水質

	流入下水	初沈流出水	処理水
BOD	145 mg/ℓ	97 mg/ℓ	20 mg/ℓ以下
COD _{Mn}	77 "	40 "	
SS	132 "	65 "	20 mg/ℓ以下
T-P	3 "	3 "	
T-N	26 "	22 "	10 mg/ℓ以下

表. 2 実験での通常負荷条件

	脱窒槽	硝化槽
流入量(m ³ /日)	3.6	
BOD負荷(kg/m ³ ・日) (kg/kg・日)	0.29 0.15 ~ 0.19	
循環水量比(Q)	2.0	
槽容量(m ³)	0.6	0.6
HRT(hr)	4.0	4.0
浮遊性汚泥濃度(mg/ℓ)	1,500~2,000	1,500~2,000
T-N負荷(kg/m ³ ・日) (kg/kg・日)	0.132 0.066~0.088	0.132 0.066~0.088

4. 実験結果及び考察

4. 1 スポンジキューブに関する基礎調査

4. 1. 1 汚泥の固定化状況

スポンジキューブ内部での汚泥の固定化状況を写真. 3に示す. 汚泥は, スポンジキューブの中心部から円弧状に固定化されており, その外周部は混合液で満たされていた.

4. 1. 2 固定化汚泥量

運転開始から約 250日間に於けるスポンジキューブ固定化汚泥量の推移を図. 3に示す. 固定化汚泥量は $6\sim 10\text{g}/\text{Q}\cdot\text{スポンジ}$ の範囲で推移した. 図. 4は, スポンジ投入法における浮遊性汚泥量とスポンジキューブ固定化汚泥量を考慮した全MLSS量の推移である. 浮遊性汚泥量は, $1,500\sim 2,000\text{mg}/\text{Q}$ であるのに対し, 全MLSS量は, $3,000\sim 4,000\text{mg}/\text{Q}$ と約2倍の値を示しており, スポンジキューブ投入により, MLSSの高濃度化が図られている.

4. 2 通常負荷条件における処理能力比較

水温が $10\sim 15^\circ\text{C}$ の範囲における通常負荷条件での処理結果(T-N)を図. 5に示す. 平均値でみると, 原水のT-Nが約 $30\text{mg}/\text{Q}$ に対し, 標準法の処理水は約 $15\text{mg}/\text{Q}$, スポンジ投入法の処理水は約 $8\text{mg}/\text{Q}$ であった. 循環水量比が2における計算上のT-N除去率は66.7%であるが, 今回の実験における標準法のT-N除去率は約50%, スポンジ投入法は約70%であり, 標準法のT-N除去率が低下している.

図. 6は, 処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ の推移である. 標準法においては, 運転開始当初 $\text{NH}_4\text{-N}$ が残留しているが, 2月9日以降はいずれの運転においても $\text{NH}_4\text{-N}$ は $1\text{mg}/\text{Q}$ 以下であり, ほぼ完全に硝化反応が進行していると考えられる.

図. 7は, 処理水の $\text{NO}_3\text{-N}$ の推移である. スポンジ投入法においては, 約 $3\sim 7\text{mg}/\text{Q}$ の範囲で推移しているのに対し, 標準法では, ほぼ完全に硝化反応が進行し始めた後, $\text{NO}_3\text{-N}$ は増加傾向を示し, 2月9日以降は $10\sim 15\text{mg}/\text{Q}$ の範囲で推移している. 標準法においては脱窒反応が良好に進行しておらず, これがT-N除去率の低下につながっていると考えられる. このことは, 脱窒槽内におけるORPの値からも裏付けられ, スポンジ投入法ではORPがほぼ -100mV 以下を維持しているのに対し, 標準法においては, 0mV 前後であった(図. 8参照). スポン

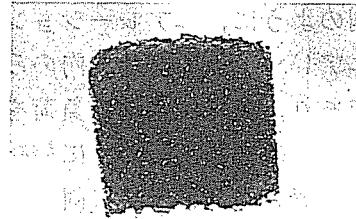


写真. 3 スポンジキューブ内部での汚泥の固定化状況

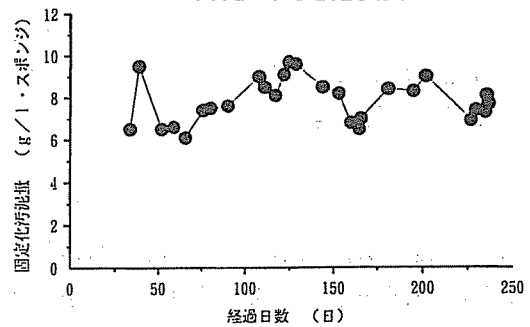


図. 3 固定化汚泥量の推移

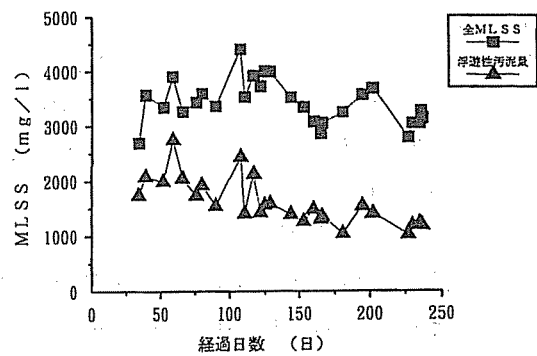


図. 4 浮遊性汚泥量及び全MLSS量の推移

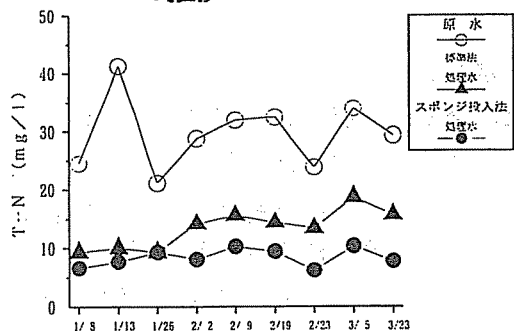


図. 5 通常負荷条件での処理結果 (T-N)

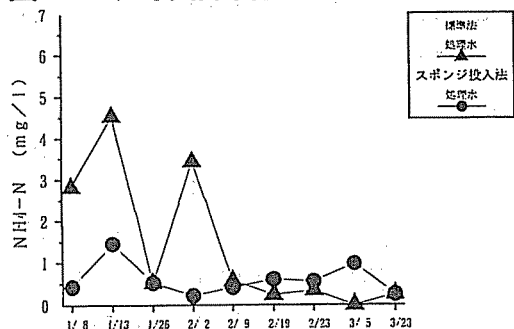


図. 6 処理水の $\text{NH}_4\text{-N}$ の推移

ジ投入法においては、スポンジキューブに固定化された汚泥により、MLSSが約2倍に増加するため、脱窒槽内で無酸素状態を形成しやすく、脱窒反応を良好に進行させる効果が現れたと考えられる。

4.3 限界負荷条件について

水温が10~15℃の範囲及び15℃以上における限界負荷条件を明らかにするために、浮遊性汚泥量をベースとして計算した硝化槽におけるT-N/SS負荷と硝化率の関係を求めた(図. 9 参照)。標準法については、水温が10~15℃の範囲でT-N/SS負荷が0.15Kg/Kg・日以下、15℃以上ではT-N/SS負荷が0.3Kg/Kg・日以下、スポンジ投入法については、水温が10~15℃の範囲でT-N/SS負荷が0.15Kg/Kg・日以下、15℃以上ではT-N/SS負荷が0.45Kg/Kg・日以下で硝化率が約90%以上を満たしていた。スポンジ投入法においては、スポンジキューブ投入の効果が現れていると考えられるが、標準法については、脱窒槽内で脱窒反応が良好に進行していない代わりに硝化反応が生じていたと考えられる。つまり、

標準法における硝化槽のT-N/SS負荷は計算上の負荷よりも低い負荷になっており、そのために、硝化率が低下しなかったと考えられる。このことは、図. 10における脱窒槽内のNH₄-Nの値からも裏づけられ、スポンジ投入法においては、硝化液の循環によって希釈された濃度に近似しているのに対し、標準法では1mg/l以下になっており、脱窒槽内においても硝化反応が進行していたと考えられる。

浮遊性汚泥量をベースとして計算した脱窒槽におけるT-N/SS負荷とT-N除去率の関係を図. 11に示す。スポンジ投入法では、水温が10~15℃の範囲でT-N/SS負荷が0.17kg/Kg・日以下、15℃以上ではT-N/SS負荷が0.45Kg/Kg・日以下まで、循環水量比が2における計算上のT-N除去率66.7%以上をほぼ

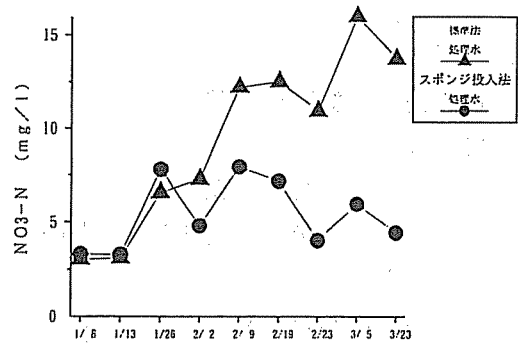


図. 7 処理水のNO₃-Nの推移

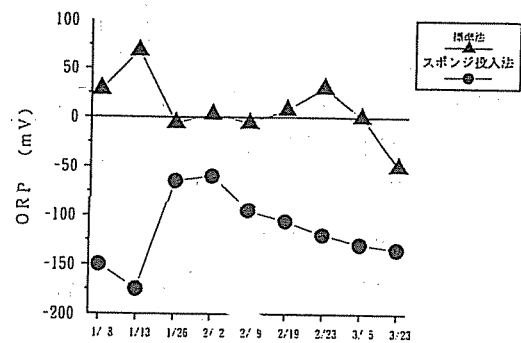


図. 8 脱窒槽内におけるORPの推移

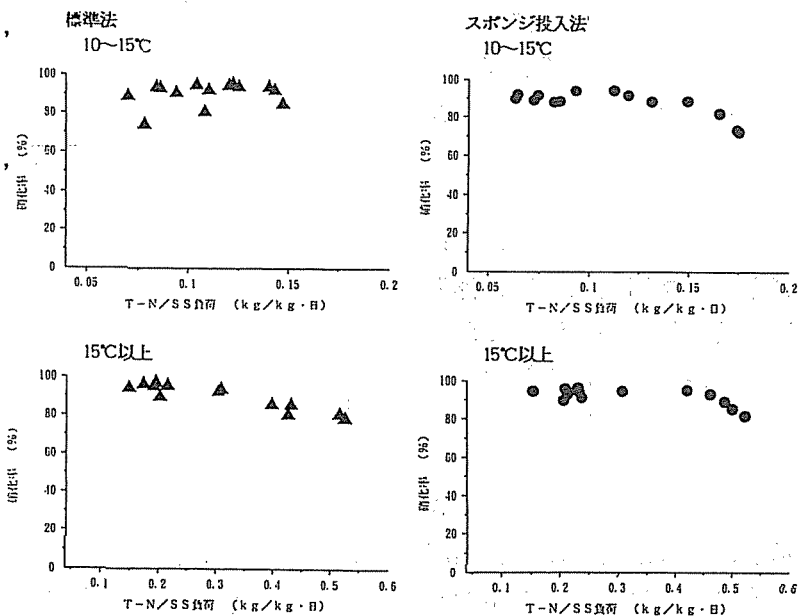


図. 9 硝化槽におけるT-N/SS負荷と硝化率の関係 (浮遊性汚泥量をベースとして)

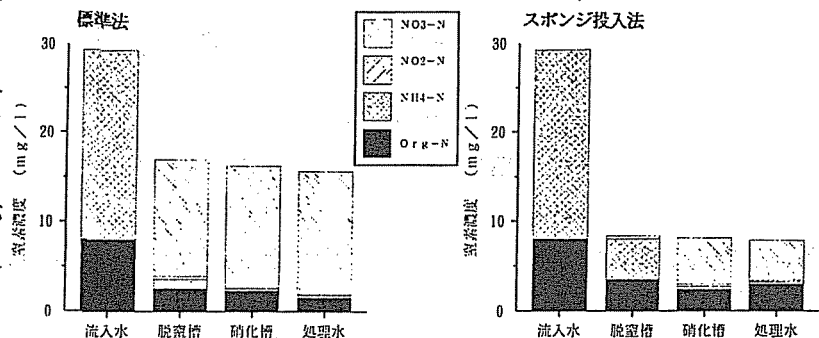


図. 10 各槽における窒素濃度の変化(代表例)

満たしていた。標準法においては、いずれの水温においても、T-N除去率は約50%前後を推移しており、脱窒槽内における脱窒反応が不完全であった。

図. 12は、スポンジ投入法においてスポンジキューブ固定化汚泥量を考慮した全MLSS量をベースとして計算したT-N/SS負荷と硝化率及びT-N除去率の関係を示している。硝化率が約90%以上となるための限界負荷条件は水温が10~15℃の範囲でT-N/SS負荷が0.07kg/Kg・日以下、15℃以上ではT-N/SS負荷が0.2kg/Kg・日以下であった。また、T-N除去率が66.7%以上となるための限界負荷条件は、水温が10~15℃の範囲でT-N/SS負荷が0.07kg/Kg・日以下、15℃以上ではT-N/SS負荷が0.2kg/Kg・日以下であった。

4.4 脱窒速度及び硝化速度

スポンジ投入法におけるスポンジキューブ固定化汚泥と浮遊性汚泥及び標準法の汚泥において、脱窒能力及硝化能力の相違を確認するために、バッチ試験により脱窒速度・硝化速度を測定した。試験結果を図. 13に示す。脱窒速度及び硝化速度のいずれにおいても、スポンジ投入法の浮遊性汚泥と標準法の汚泥では、ほぼ同様な値を示している。しかし、固定化汚泥については、浮遊性汚泥及び標準法の汚泥に対して約1.5倍の値を示していた。

5. スポンジ投入法及び標準法での必要容量比較

スポンジ投入法及び標準法で硝化液循環法を運転する場合に必要な槽容量の計算例を図. 14に示す。計算によって求められた容量の比較から、スポンジ投入法を用いることによって、標準活性汚泥法で設計されている一般的な下水処理場においても、

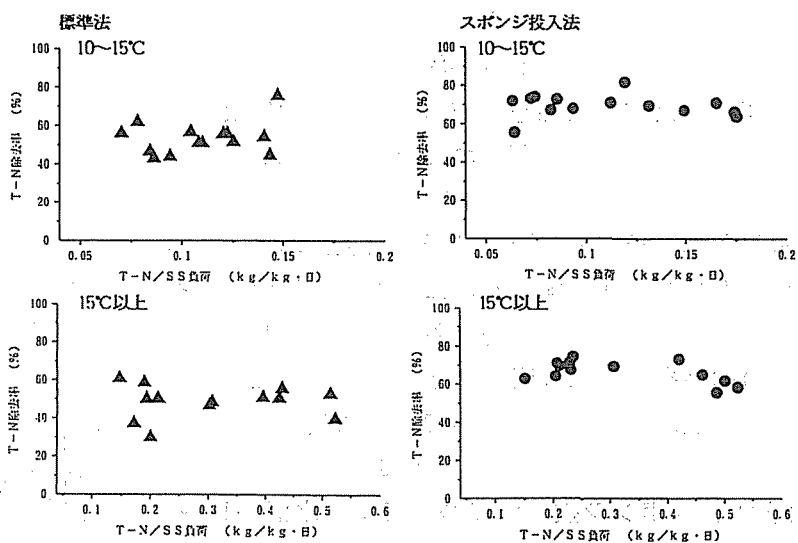


図. 11 脱窒槽におけるT-N/SS負荷とT-N除去率の関係 (浮遊性汚泥量をベースとして)

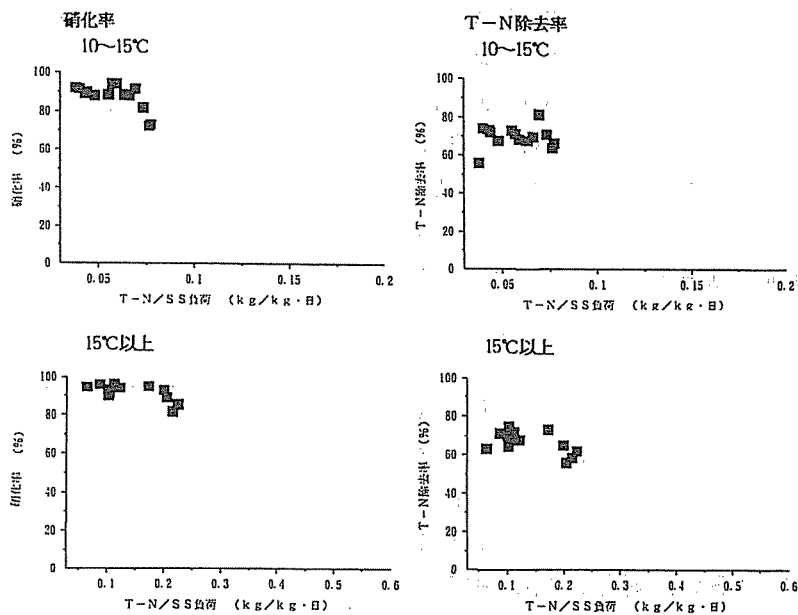


図. 12 T-N/SS負荷と硝化率及びT-N除去率の関係 (全MLSS量をベースとして)

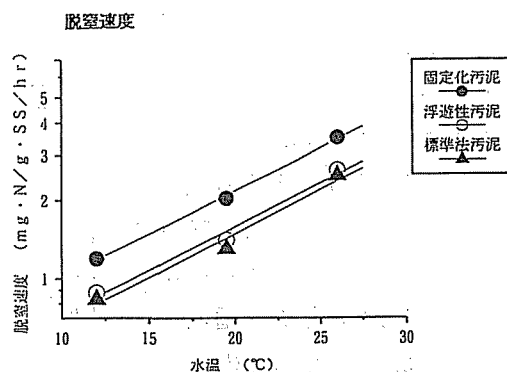


図. 13 脱窒速度及び硝化速度

エアレーションタンクや最終沈殿池の拡張を行わずに硝化液循環法への転換が可能であると考えられる。

6. まとめ

- ① 汚泥は、スポンジキューブの中心部から円弧状に固定化されており、その外周部は混合液で満たされている。
- ② 運転開始から約 250日間のスポンジキューブ固定化汚泥量は6~10g/ℓ・スポンジであり、また、スポンジキューブ固定化汚泥量を考慮した全MLSS量は、浮遊性汚泥量の約2倍となった。
- ③ 通常負荷条件での処理結果は、原水のT-Nが約 30 mg/ℓに対し、標準法の処理水は約15mg/ℓ，スポンジ投入法の処理水は約8mg/ℓであった。標準法においては、処理水中にNO₃-Nが残留した。
- ④ 標準法では、脱窒槽内で脱窒反応が良好に進行せず、代わりに硝化反応が生じていたと考えられる。
- ⑤ スポンジ投入法において、スポンジキューブ固定化汚泥量を考慮した全MLSS量をベースとして計算したT-N/SS負荷で、硝化率が90%以上、及び、T-N除去率66.7%以上を満たす値は、以下の通りである。

硝化率が90%以上
 10~15℃の範囲 ... 0.07Kg/Kg・日以下
 15℃以上 ... 0.20Kg/Kg・日以下
 T-N除去率66.7%以上
 10~15℃の範囲 ... 0.07Kg/Kg・日以下
 15℃以上 ... 0.20Kg/Kg・日以下

⑥ 脱窒速度及び硝化速度を測定するためのバッチ試験の結果においては、スポンジ投入法の浮遊性汚泥と標準法の汚泥は、ほぼ同様な値を示した。固定化汚泥については、浮遊性汚泥及び標準法の汚泥に対して約1.5倍の値を示していた。

⑦ 滞留時間が6~8時間、MLSSが1500~2000mg/lという標準活性汚泥法の運転方法に準じて硝化液循環法を運転した場合、標準法においては処理水のT-Nが約15mg/ℓと目標水質（T-N=10mg/l以下）をクリアすることはできなかったが、スポンジ投入法では処理水のT-Nが約 8mg/ℓであり、安定して目標水質をクリアしていた。このことから、標準活性汚泥法で設計されている一般的な下水処理場においても、スポンジ投入法を適用することによって、エアレーションタンクや最終沈殿池の拡張を行わずに硝化液循環法への転換が可能であると考えられる。

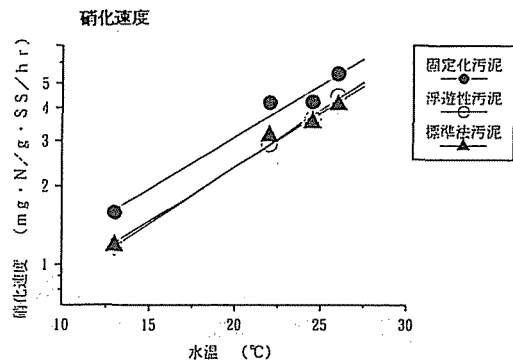


図. 13 脱窒速度及び硝化速度

計算条件

日最大汚水量 10,000m³/日
 水温 15℃
 最初沈殿池流出水
 BOD 120mg/ℓ
 T-N 30mg/ℓ
 目標水質
 BOD 10mg/ℓ
 T-N 10mg/ℓ

「標準法」

MLSS 2,000mg/ℓ

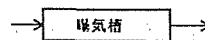
「スポンジ投入法」

MLSS 2,000mg/ℓ
 スポンジキューブ固定化汚泥量 10 g/ℓ・スポンジ
 スポンジキューブ投入率 30% (容積比)
 全MLSS 4400mg/ℓ

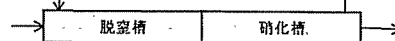
硝化速度、脱窒速度は、バッチ試験の値を参考にした。

容積比較

「標準活性汚泥法」 槽容積 3,333m³ 滞留時間 8.0hr



「標準法」 槽容積 8,453m³ 滞留時間 20.3hr



「スポンジ投入法」 槽容積 2,976m³ 滞留時間 7.1hr

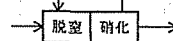


図. 14 必要槽容量の計算例