

(17) スポンジキューブを結合固定化担体とした硝化液循環プロセスに関する研究
—反応槽の攪拌が処理効率に及ぼす影響—

A Study on Nitrified Liquor Recycling Process Operation Using
the Poly Urethane Form Sponge Cubes as a Biomass Support Medium

出口 浩*, 柏谷 衛*, 田中 育*
Hiroshi DEGUCHI*, Mamoru KASHIWAYA*, Hiromu TANAKA*

ABSTRACT: A sequencing batch reactor operating by nitrified liquor recycling process has been added 10% of poly-urethane form sponge cubes (size 12×12×15mm) as a biomass support medium to the reactor. The laboratory experiments using artificial sewage have been carried out to collect the data of effects on biomass support to the sponge cubes vs. mixing intensity magnitude in the reactor. And, the nitrification and denitrification coefficients have been measured comparing to a suspended growth reactor as controlled.

The mixing intensity magnitude of biomass attached sponge cubes in suspension was almost same as the magnitude of 3g per litre of mixed liquor suspended solids in suspension in the controlled reactor. The dry weight of attached biomass in the cubes was fluctuated depending on the magnitude of mixing intensity. Approx. 22g of biomass in a litre of cubes was yielded from 112 sec⁻¹ of the G-value, while approx. 10g in a litre was from 560sec⁻¹ in the reactor. It was found that the magnitude of mixing intensity had influence upon the biomass attached depth in the cube. A space of extremely little biomass attached in the cube was yield near core when 560sec⁻¹ was given as the G-value, while abundant biomass was found not only in subsurface layer but also at core when 112sec⁻¹ was given in the reactor. At the range of 14 to 28°C of water temperature, the denitrification and nitrification coefficients were 0.9 to 3.6 mgN·g⁻¹VSS·h⁻¹ and 1.2 to 3.4 mgN·g⁻¹VSS·h⁻¹ respectively at the reactor and they were exceeded 64% and 52% respectively than those of controlled reactor.

KEYWORDS: sequencing batch reactor, poly urethan form sponge cube, nitrified liquor recycling process, mixing intensity, biomass support

1. はじめに

都市下水の生物処理において反応槽内微生物濃度を高めるために粒子状媒体や成型したプラスチックチップ、不織布やスポンジなどの微生物付着・固定化担体を投入する研究が多く行なわれている¹⁾²⁾。微生物固定化担体を反応槽に添加して微生物を固定化することで槽内微生物を高濃度に保って行なう生物処理は、①処理時間の短縮ができる、②固液分離が容易である、③汚泥滞留時間を浮遊性微生物のみによる反応槽より大巾に増大させることができ、例えば硝化菌等の増殖速度の小さい微生物を処理系内に安定して保つことができるなどの効果が期待される。

筆者らは、微生物の結合固定化担体（以下、固定化担体という）としてドイツで使用されてきた耐久性のある軽質で強靭なスポンジキューブ（写真-1参照）に着目した。これを微生物固定化担体として用いると比較的小さなエネルギーで微生物の反応槽への多量の蓄積が可能である。この利点を利用すると、都市下水の

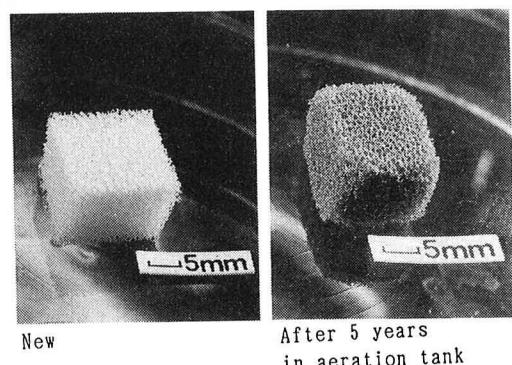


Photo-1 Suponge Cube as Biomass Attached Media

*東京理科大学理工学部土木工学科 Department of Civil Engineering, SCIENCE UNIVERSITY OF TOKYO

2次処理施設を転用して同じ計画流入下水量で硝化液循環プロセスの運転が行なえ、有機物と窒素の同時除去も可能になると考へ、研究を続けてきた。

本文では、硝化液循環プロセスの運転を行なっている回分式反応槽にスポンジキューブを容積比10%で添加した実験を行い、攪拌エネルギーの大小による攪拌混合状態の違いが硝化・脱窒および微生物の固定化に及ぼす影響、さらに、この反応におよぼす因子について検討した結果を報告する。

2. スポンジキューブを固定化担体として用いるため Table-1 Size and Inside Structure of Tested Sponge Cube の予備的研究

2.1 スポンジキューブの内部構造と固定化微生物量

スポンジキューブの内部構造が微生物の固定化にどのような影響を及ぼすのかを調べるために、ともにドイツで生産されている内部構造の異なる5種類のスポンジキューブを用いて、好気プロセスの反応槽内で70日間にわたって微生物の固定化実験を行なった。この

	Size	Number of cells per 25mm length	Percentage of closed cells (%)
A	15×13×11mm	22	14
B	15×13×11mm	22	17
C	15×13×11mm	20	29
D	15×12×12mm	27	45
E	15×15×10mm	25	70

実験に使用したスポンジキューブの諸元をTable-1に示す。スポンジキューブは3次元の網目構造を有しており、一般に25mmの長さあたりのセル数をもってポアサイズを表している³⁾。実験に用いたスポンジキューブのある種のものはセルに薄い膜が内部に張りめぐらされており、それぞれについてのセル被膜率（薄い膜の張っている割合）が異なったため、セル被膜率による微生物の固定化状況を好気プロセスにより調査した。

この実験では、室内用エアレーションタンク（有効容積25ℓ）1基を使用し、5種類のスポンジキューブを区別できるようにして反応槽内を流動させた。供試基質はスキムミルクをベースとした人工下水（BOD:TOC:T-N:T-P=200:106:40:8(mg·ℓ⁻¹))を使用した。実験期間中のエアレーションタンク内のすべての微生物量はVSSとして0.8~6.5g·ℓ⁻¹であった。

スポンジキューブへの固定化微生物量の経日変化をFig.1に示す。5種類のスポンジキューブでは、固定化微生物量が運転開始後50日まで経日的に増加し、それ以降ほぼ一定となった。いずれも微生物固定化についての経日的な挙動は同じであるが、セル被膜率が大きくなると固定化微生物量が大巾に減少した。すなわち、セル被膜率14~45%であるA,B,C,Dでは、固定化微生物量はほぼ同じでスポンジキューブ1又当り29~31gであったが、セル被膜率70%のEでは16gであった。

固定化微生物量が同程度であったA,B,C,Dのスポンジキューブにおいて、ポアサイズの最も小さいスポンジキューブDを以下の実験で用いることとした。

2.2 槽内攪拌エネルギーからみたスポンジキューブの位置づけ

スポンジキューブ（15×12×12mmの直方体）、ポリエチレングリコールによる硝化菌の包括担体（1辺3mmの立方体）、ガラスピーツ（径0.1mmおよび径0.05mm）の3種類の微生物付着・固定化担体を1%ないし10%の範囲で変化させて添加した場合について、これらを浮遊させるに必要な攪拌機の回転数Nと攪拌機の軸トルクTを測定し、これらの関係をFig.2に示す。

この実験では筆者らが過去に実施したガラスピーツによる攪拌混合の実験結果と比較するために、プロペラ型の攪拌翼を使用した。図中の点線は媒体添加の無い状態でのNとTの関係を表している。微生物固定化担

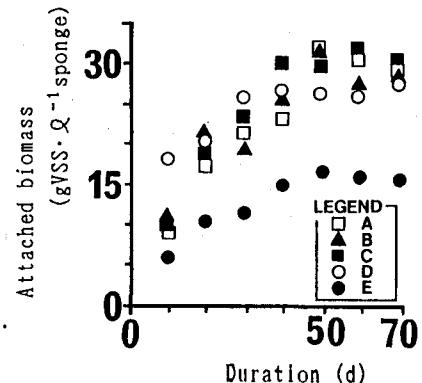


Fig.1 Daily Variation of Attached Biomass Produced at Each Sponge Cube Sample

体の浮遊に必要な攪拌エネルギーはスponジキューブ10%(V/V)添加ではNが33rpm, Tが350gw·cm, 15%(V/V)添加ではNが35rpm, Tが360gw·cmであった。包括担体7.5%(V/V)添加ではNが33rpm, Tが320gw·cmであり、上記とほとんど差がなかった。一方、浮遊に要する攪拌エネルギーは、ガラスビーズでは1%(V/V)添加としても径0.05mmでNが46rpm, Tが700gw·cm, 径0.1mmでNが56rpm, Tが940gw·cmであった。同図には、浮遊性微生物約3g·L⁻¹についてこれを完全に浮遊させるN29rpmとT280gw·cmも合わせて記入してある。これらの実験から、容積比で10%のスponジキューブ(15*12*12mm)を浮遊させるのに必要な攪拌エネルギーは、浮遊性微生物3g·L⁻¹の場合に比べてNで1.1倍, Tは1.25倍であり、容積比7.5%包括固定化担体(1辺3mmの立方体)ともほぼ同じである。すなわち、微生物固定化担体として比較的小さい投入エネルギーで攪拌混合が行える担体であることが見いだされた。

2.3 攪拌強度(G値)と微生物固定化量ならびに槽内の攪拌混合

筆者らは、過去に径0.1mmおよび0.05mmのガラスビーズ1~10%を反応槽に添加して、それに微生物を付着させ有核微生物フロックを形成し、槽内微生物濃度を6ないし8g·L⁻¹に高めて行なう都市下水処理の基礎実験を行なってきた。この実験から、①担体を浮遊させるのに必要な攪拌強度によって有核微生物フロックの成長限界径が定まること、②無核微生物フロックにもこの考え方方が適用できることが見い出された⁴⁾。

スponジキューブを反応槽に添加した場合でも同様な傾向が認められた。すなわち、硝化液循環プロセスの反応槽にスponジキューブを添加した実験においても固定化微生物量に対して攪拌強度が大きく影響していた⁵⁾。

反応槽内を浮遊する粒子状の媒体や各種の担体では、反応槽内に与えられるエネルギー、すなわち、攪拌強度が小さいほど固定化微生物量が多くなる。しかし、固定化微生物量を増やすために攪拌強度を小さくすると、槽内水と微生物群との接触が不十分となり、基質の供給も不足して反応速度が低下する可能性のあることが考えられる。

反応槽の攪拌と混合は、処理に関与する微生物と槽内水を十分に混合して基質を微生物に十分供給するために極めて重要な操作である。筆者らは、スponジキューブを微生物固定化担体として用いた場合、担体内の微生物へ基質を輸送することができるのであれば、微生物固定化担体および浮遊性微生物が反応槽内で浮遊状態にある必要は無いと考えた。すなわち、攪拌によって僅かな水流を生じさせ、沈降状態または僅かに浮遊した状態にある反応槽内の微生物群の表面および(または)内部において、槽内水と微生物群が接触することで基質輸送の目的は達せられる。

このことは、スponジキューブを10%(V/V)添加した反応槽で色素をトレーサーに用いて機械的攪拌による槽内水との混合の状況を観察することで確かめられている。すなわち、攪拌機の回転数Nを8rpm(G値で93sec⁻¹に相当する)とした場合、スponジキューブの95%以上が沈降した状態であっても、槽内水は3分以内に反応槽全体に攪拌され、スponジキューブ群の内部にも流入していくことが見いだされた。なお、沈降し

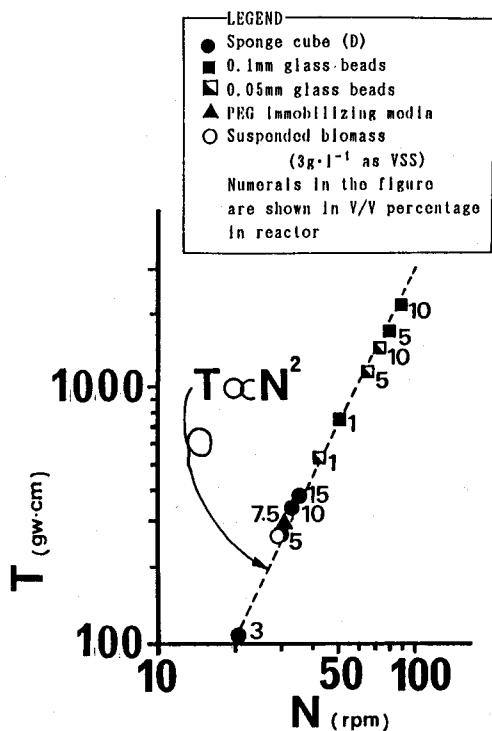


Fig. 2 Min. Revolution of Mixing Impeller vs. Min. Torque for Suspension of Kinds of Biomass Media

た状態のスポンジキューブ層の厚みは4~6cmであり、その表面での流速は3~5cm·sec⁻¹であった。

3. 硝化液循環プロセスの実験と槽内攪拌混合

3.1 実験装置、実験方法

実験に使用した回分式反応槽とその付属品の構成をFig. 3に示した。人工下水供給部では、冷却保存している人工下水濃厚液を、その都度一定量を取り出して20倍に希釀した人工下水に調製して、ポンプにて反応槽に供給する。

反応槽は、直径0.3m、高さ0.5m、有効容積30ℓでパドル型攪拌機を備えている。この反応槽は、パソコンによって硝化液循環プロセスの一連の操作（人工下水の供給、攪拌、エアレーションと攪拌、静止沈殿、処理水の排水）を任意の設定時間間隔で繰り返して運転できるものである。

実験には、この回分式反応槽を2基使用した。このうち1基には、スポンジキューブ（表に示したD）を反応槽容積に対して10%（V/V）添加した。他の1基は浮遊性微生物のみによる運転を行い、これを対照とした。

運転の時間配分は、無酸素工程90分、好気工程110分、沈殿20分、排水20分とし、合計4時間を1サイクルとした。

供試基質は、スキムミルクをベースにした人工下水 (TOC(BOD):T-N:T-P=106(200):40:8(mg·ℓ⁻¹)) を使用した。循環比は3としたので、人工下水は1サイクルあたり7.5ℓを供給した。

反応槽の運転は、G値で560sec⁻¹の攪拌強度において、スポンジキューブに固定化された微生物量が定常に達した後の90日間、その後、攪拌強度をG値で112sec⁻¹として90日間以上継続した。ここで設定した攪拌強度は、エアレーションや機械式攪拌によって槽内水に対してなされる仕事から求められるものである。本実験では、硝化液循環プロセスのすべての操作を一つの反応槽で行なっているため、スポンジキューブの受ける外力が最大となる場合を設定攪拌条件とした。したがって、実験条件として設定した攪拌強度は、槽内水からスポンジキューブの受ける外力が最大となる好気工程での攪拌強度であり、これはエアレーションによる攪拌と機械式の攪拌が同時に行なわれた場合の値である。機械式攪拌のみの攪拌強度はG値で560sec⁻¹のときで540sec⁻¹、G値で112 sec⁻¹で93sec⁻¹となっている。エアレーションの通風量は4ℓ·min⁻¹とともに等しくし、K_{La}で13h⁻¹であった。K_{La}は、スポンジキューブ添加の前後で変化しなかった。

実験期間を通じて、浮遊性微生物のみを考慮したSRTが10日となるように反応槽から一定量の浮遊性微生物を余剰汚泥として引き抜いた。

反応槽内の試料を時間の経過とともに採取し、ろ過（東洋ろ紙No.5B使用）した試料について水質分析を行なった。分析項目は、NH₄-N、NO_x-N (NO₂-NとNO₃-Nの和)、T-N、TOC、ICである。

槽内微生物、流出した微生物、汚泥として引き抜いた微生物の測定を行なった。好気工程の終了直前に反応槽内からスプーンを用いてスポンジキューブ3個を取り出し、このうち2個はスポンジキューブに固定化された微生物の測定に、他の1個は微生物固定化状態の観察用試料とした。固定化された微生物の測定では1回あたり40ℓの蒸留水を用いて超音波洗浄を行なながらガラス棒にてスポンジキューブ内の微生物を洗い出す操作を2回繰り返してこれを微生物測定用検体とした。

また、微生物の固定化状態の観察では、スポンジキューブ表面の任意的一面を鋭利なカッターにて厚さ約0.5mmにスライスし、さらにこの断面と平行にスポンジキューブ中心部でスポンジキューブと同じ厚さでスライスして、それぞれスポンジキューブ表面および内部観察用試料とし写真撮影も行なった。微生物を洗い出した後のスポンジキューブは再び反応槽に戻し、スライスしたスポンジキューブは新品でこれを補い、槽内のスポンジキューブ量は常に一定に保つようにした。またサイフォン管で50ないし60ℓの試料2本を同

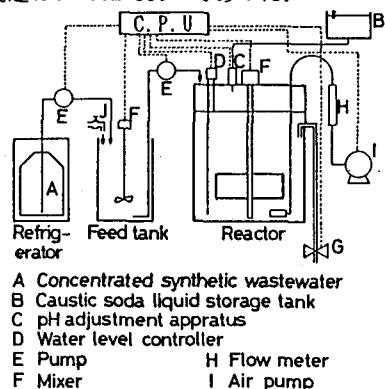


Fig. 3 Experimental Sequencing Batch Reactor

時に採取して浮遊性微生物を測定した。微生物測定のための濃縮は遠心分離法(3000rpm, 5分間)により、強熱は600°Cの電気炉で60分間行なった。

3.2 実験結果

(1) 実験の進行と処理成績

実験は高水温期から低水温期にかけて行なったために水温は27°Cから14°Cまで変化していた。槽内微生物の範囲は、スポンジキューブを添加した反応槽では4.5~6.2g・ m^{-3} であり、対照では3.5~6g・ m^{-3} であった。TOC-VSS負荷率($\text{kgTOC} \cdot \text{kg}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{d}^{-1}$)は、スポンジキューブを添加した反応槽で0.026~0.035、対照で0.027~0.045であった。Fig. 4 Daily Variation of Sponge Cube Attached Biomass by Different Mixing Intensities これらの処理による除去率は、TOC90%以上、T-N75%以上が得られた。

(2) スポンジキューブに固定化された微生物量と攪拌強度

スポンジキューブに固定化された微生物を経日変化としてFig. 4に示す。固定化された微生物は、運転開始後約35日までは徐々に増加し、スポンジ1枚当たり10gとなったが、それ以降はほぼ一定となった。このことから、攪拌強度をG値560sec $^{-1}$ とした条件での固定化された微生物はスポンジ1枚当たり10gで定常状態になったものと考え、更に90日間継続して運転を行なったが、固定化された微生物はこれ以上には増加しなかった。

運転開始後125日で、攪拌強度をG値112sec $^{-1}$ に変更した。これにより固定化された微生物は徐々に増加し、攪拌強度変更後45日でスポンジ1枚当たりの微生物が22~25gにまで増加したが、それ以降、固定化された微生物はスポンジ1枚当たり22gではほぼ一定となった。

(3) NOx-Nの時系列変化と攪拌強度

無酸素工程におけるNOx-Nの時系列的变化をFig. 5に示した。攪拌強度をG値560sec $^{-1}$ (無酸素工程では540sec $^{-1}$)とした場合およびG値112sec $^{-1}$ (無酸素工程では93sec $^{-1}$)とした場合ともにNOx-Nは時間の経過にしたがって直線的に減少しており、無酸素工程開始90分後にNOx-Nは全て除去されていた。G値93 sec $^{-1}$ の攪拌ではスポンジキューブの95%以上が沈降している。槽内に浮遊させた状態の微生物は0.3g・ m^{-3} であり、浮遊性微生物の90%以上は沈降していた。このことから見て、本実験における、無酸素工程でのG値93sec $^{-1}$ の攪拌による水流で沈降状態にあるスポンジキューブ固定化微生物および浮遊性微生物に対して十分基質を供給できたといえる。

好気工程におけるNOx-NとDOの時系列的变化をFig. 6に示した。いずれのG値のケースでも、エアレーション開始後約50分までにNOx-Nの生成が認められ、それ以降、G値560sec $^{-1}$ では約8mg・ m^{-3} 、G値112sec $^{-1}$ では約8.8mg・ m^{-3} ではほぼ一定となり、硝化反応が終了した。また、硝化反応が進行している間のDOは、前者で約3mg・ m^{-3} 、後者で約2.8mg・ m^{-3} となりほぼ一定であった。

両者とも攪拌強度はそれぞれ異なるが、エアレーション用の送風量は同じ(4 $\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$)にしている。好

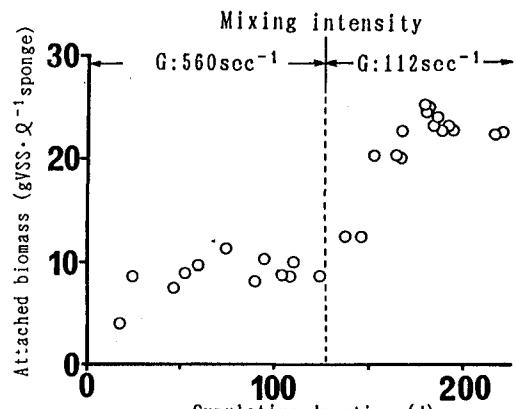


Fig. 4 Daily Variation of Sponge Cube Attached Biomass by Different Mixing Intensities

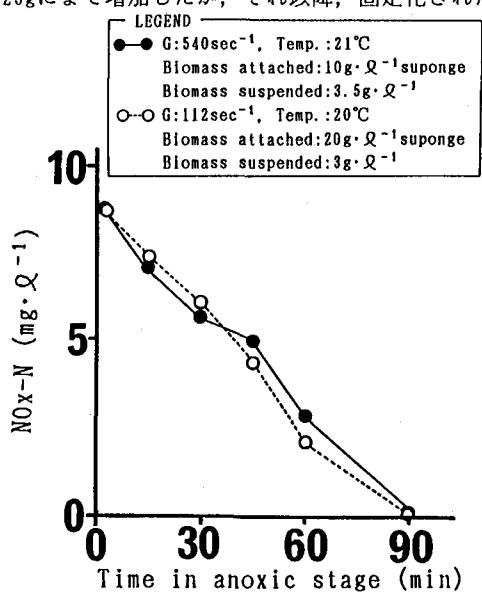


Fig. 5 An Example of NOX-N Reduction Profile at Anoxic Stage

気工程では、エアレーションによる上下方向の流れ（旋回流）が機械式攪拌による水平方向の流れに卓越しているので、攪拌強度の違いによる槽内の混合には差はほとんど見いだされていない。

(4) 硝化および脱窒速度と水温

Fig. 5および6より、脱窒反応、硝化反応ともに基質濃度の0次反応にしたがって近似できるものと考え、脱窒速度係数および硝化速度係数を求めてそれぞれFig. 7およびFig. 8に示した。

脱窒反応速度係数は、水温14~26°Cの範囲で、スポンジキューブの添加では $0.9\sim3.6\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ 、対照では $0.4\sim1.3\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ であり、同様に水温低下とともに反応速度係数が低下したが、スポンジキューブ添加の反応速度係数は対照を約64%上回った。

硝化反応速度係数は、水温14~26°Cの範囲で、スポンジキューブの添加では $1.2\sim3.4\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ 、対照では $0.7\sim2.6\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ であった。スポンジキューブを添加した場合および対照とともに、水温の低下にしたがって反応速度係数は低下したが、スポンジキューブ添加の反応速度係数は対照を約52%上回った。

また、同図には、スポンジキューブに固定化された微生物のみ、浮遊性微生物のみと槽内水、さらに人工下水を加えて行なった容量3Lの回分式反応槽による実験結果も合わせて記載している。

回分式反応槽の実験によって得られた、浮遊性微生物の反応速度係数は、脱窒および硝化反応においてともに対照とほぼ一致したが、スポンジキューブに固定化された微生物の脱窒および硝化反応速度係数は対照を大きく上回っていた。水温14~26°Cの範囲で脱窒速度係数 $1.4\sim6.0\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ であり、対照の3~4倍であった。硝化反応速度係数は、固定化された微生物によってやや差を生じた。

Fig. 7で水温18~20°CのIIグループでは硝化

速度係数が $7\text{mgN}\cdot\text{g}^{-1}\text{VSS}\cdot\text{h}^{-1}$ で対照を約7倍上回ったのに対し、槽内水温18°C以下のIグループおよび24°C以上のIIIグループでは、ともに対照の約2.5倍であった。したがって、スポンジキューブを添加した反応槽の硝化および脱窒反応速度係数が対照を上回ったのは、固定化された微生物の反応速度係数が浮遊性微生物を大巾に上回ったためである。

4. 考察

反応槽の攪拌混合は固定化される微生物に最も大きく影響する。スポンジキューブの表面近傍および内部

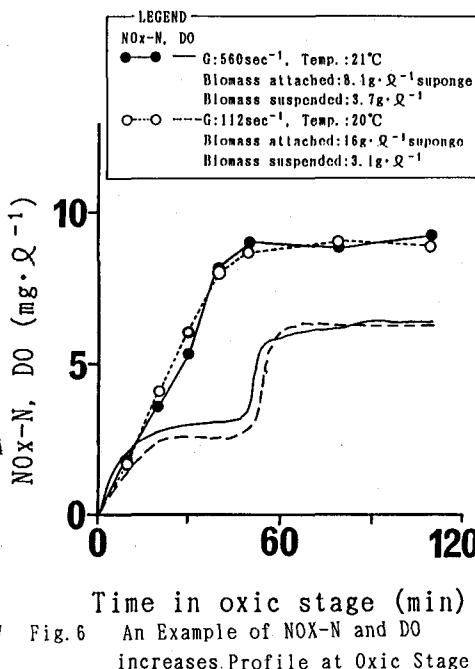


Fig. 6 An Example of NO_x-N and DO increases Profile at Oxic Stage

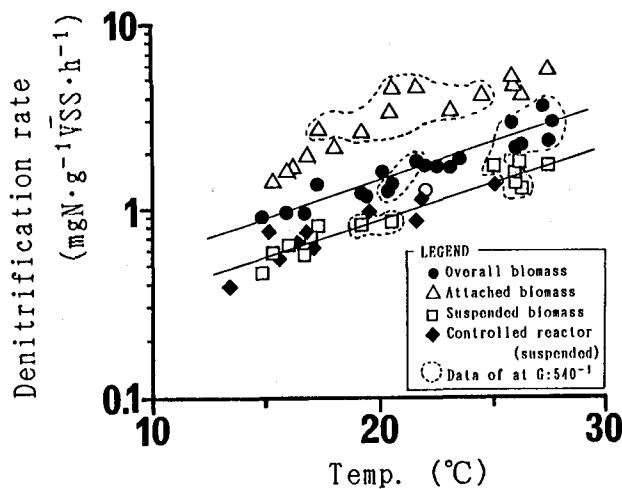


Fig. 7 Liquid Temperature vs. Denitrification Rate at Anoxic Stage

の微生物固定化状況を模式図としてFig. 9に示す。G値 560sec^{-1} では、スポンジキューブ表面に固定化された微生物はほとんど見られず、表面から内側に向かって2~3mmの範囲には固定化された微生物は認められなかった。一方、G値 112sec^{-1} では、スポンジキューブ表面の周縁に微生物の少ない部分が見られたものの内部の全体に微生物が固定化されていることが認められた。このように、スポンジキューブの表面から内部のある深度まで、G値に応じて微生物を固定化できない領域が生じることによって、固定化できる微生物量が変化すると考えられる。微生物を固定化できない領域は、主に反応槽に投入される攪拌エネルギーによって定まつてくるものと考えられる。

固定化される微生物を高めるために攪拌強度を大幅に低下させることは有効であり、エネルギー的な面からも経済的である。機械攪拌のみの場合には、G値 112sec^{-1} では、反応槽内に僅かな水流を起こすことしかできない。この攪拌にエアレーション（G値 88sec^{-1} ）が付加されると旋回流が生じるので、槽内のスポンジキューブや浮遊性微生物は槽内水と攪拌混合されるものの、機械攪拌しか行なわない無酸素工程ではG値 93sec^{-1} であり、スポンジキューブは底部に沈殿し、浮遊性微生物の90%以上も沈降した状態にある。したがって、機械式の攪拌のみが行なわれる無酸素工程での脱窒反応において、固定化および浮遊性微生物と槽内水の混合が不十分となることによる悪影響が生じるのではなかろうかと考えた。

本実験の水温と脱窒反応速度係数の関係をFig. 7に示している。G値 560sec^{-1} での実験結果を点線で囲んでG値 112sec^{-1} の結果と区別したが、得られた結果はほぼ一致していた。固定化された微生物から求めた脱窒反応速度係数も、G値 560sec^{-1} とG値 112sec^{-1} とでは有為な差は認められなかった。固定化された微生物の反応速度係数が浮遊性微生物の3倍以上大きかったことは、スポンジキューブの内部全体に微生物が固定化されることを意味している。このことから、スポンジキューブの固定化微生物は浮遊性微生物よりも脱窒反応に適した状態を作り出したと考えられる。

スポンジキューブへの固定化微生物を含め沈降状態にある微生物への脱窒反応のための基質の供給は槽内

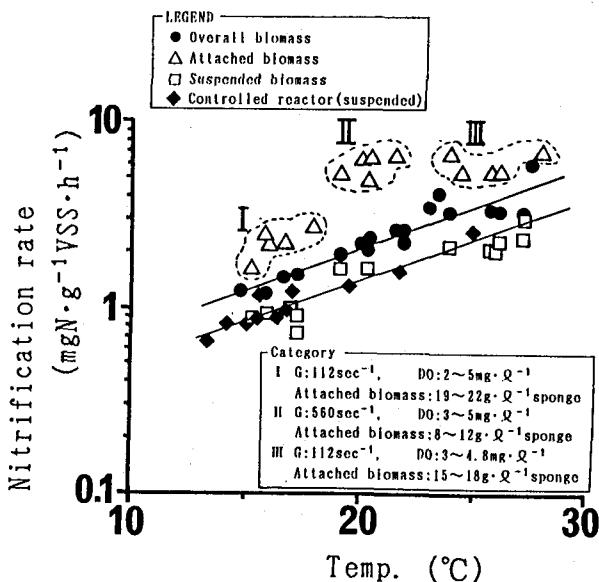


Fig. 8 Liquid Temperature vs. Nitrification Rate at Oxic Stage

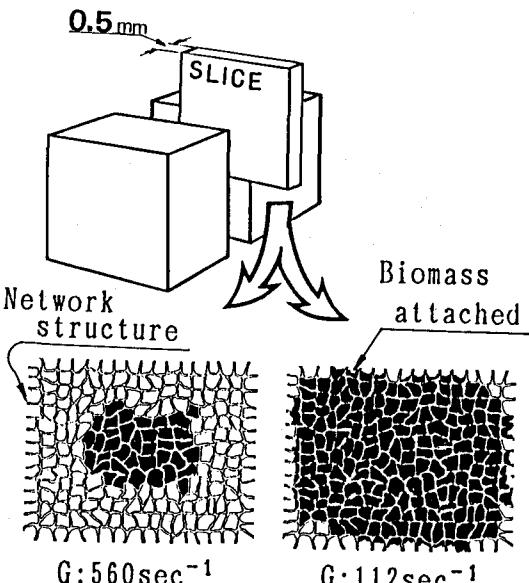


Fig. 9 Typical Network Structure of Sponge Cube and Changes of Biomass Attached by Different Mixing Intensities

水の移動と拡散によって行なわれていると考えることができる。例えば山田らは浸透層を有する流れのモデルに関する研究で、ガラス製ビー玉（直径2.94または1.64cm）で構成した浸透層内のある高さで塩水を放出し、その下流20cmと40cmの地点で塩水放出高さと同じ高さに設置した電気伝導度計によって浸透層内の流速を測定して、大きな流速の存在する領域は浸透層の表面から2~4cmであることを報告している⁶⁾。また、長岡らは、磁製球（直径1.9cm）で構成したモデル河床の生物学的自浄作用の研究で、表面より2~3層目の球までの領域で大部分の硝化反応が行なわれていたことを報告している⁷⁾。このことは表層から少なくとも4~5cmの領域に基質を輸送できる流速が存在したことを見付けている。

これらの実験では、浸透層が不透水性の球で形成されているが、スポンジキューブでは、担体自体がポーラスであるため、槽内水の水流によって沈降状態にあるすべての微生物へ基質の供給が十分に行なわれたものと考えることができる。この沈降状態にあるスポンジキューブおよび浮遊性微生物の層は、微生物を高濃度に保った一種のリアクターと仮定でき、その内部を槽内水が通過することで、基質の供給律速におちいることなく微生物反応を安定して続けることができたといえる。このことから、Fig.7に示したように、高濃度の微生物を固定化したスポンジキューブをG値560sec⁻¹で完全に浮遊状態において脱窒反応を生じさせた場合とG値112sec⁻¹で浮遊性微生物の大部分を沈降状態において脱窒反応を生じさせた場合とで脱窒反応速度係数がほぼ同じに維持できたと考える。

Fig.8に示した硝化反応において、固定化された微生物の硝化反応速度係数は、ⅡとⅠ、Ⅲとの間で微生物の量によって差を生じていた。すでに述べたように好気工程における反応槽の攪拌はⅡとⅠ、Ⅲとの間で差は見られない。しかし、微生物の固定化状況が攪拌強度によって異なり(Fig.-9参照)、G値560sec⁻¹とした場合にはスポンジキューブ1枚当りの固定化微生物は僅かに8~12gであり、スポンジキューブの内部にのみ固定化されているのみで、その幅も5~6mmであった。一方、G値112sec⁻¹とした場合には、スポンジキューブ1枚当りに固定化された微生物は19~22gに増加しており、表面近くから内部に至るまで広い範囲で微生物が固定化されていた。このことが硝化反応速度係数の差としても大きく現われてきている。すなわち、前者においては固定化微生物が少なかったことで、スポンジキューブに固定化された状態にある硝化菌へDOおよびNH₄-N等の基質の供給が、後者を大幅に上回っていたものと考えられる。

Fig.-6のNO_x-Nの経時変化ではG値556sec⁻¹、G値112sec⁻¹とともに硝化反応が同じように進行しており、その間のDO濃度も平均的に見てそれぞれ3mg·L⁻¹、2.5mg·L⁻¹ではほぼ一致しており、反応槽内に存在するすべての微生物による硝化反応速度係数には、攪拌強度の違いによる影響が認められなかった。スポンジキューブに固定化された微生物は、G値556sec⁻¹ではG値112sec⁻¹に比べて約1/2であったが、前者の硝化速度係数は後者の2.8倍であった。このような相違は、スポンジキューブ内の硝化菌数およびその分布の違いによって生じたと考えられることから、現在も継続して調査を行なっている。

6. まとめ

- (1) スポンジキューブ(15×12×12mm) 10%(V/V)を浮遊させるのに必要な攪拌エネルギーは、VSS3g·L⁻¹の浮遊性微生物を完全に浮遊させるのに必要となる攪拌エネルギーと比較して攪拌機の回転数Nで1.1倍、軸トルクTで1.25倍であり、ポリエチレングリコールの包括法担体(1辺が3mm)を浮遊させるのとほぼ同じであった。すなわち、微生物固定化担体として攪拌混合が極めて容易である。
- (2) 攪拌強度560sec⁻¹でスポンジキューブは完全に浮遊させることができたが、攪拌強度112sec⁻¹では浮遊性微生物の90%以上も沈降した状態にあった。しかし、この状態で槽内水は3分以内に反応槽全体に攪拌され、沈降したスポンジキューブと浮遊性微生物が形成した層の内部にも基質を送り込むことができた。
- (3) スポンジキューブに固定化された微生物は、G値560sec⁻¹でスポンジ1枚当り10gあったのに対して、G値112sec⁻¹ではスポンジ1枚当り22gまで増加させることができた。
- (4) スポンジキューブに固定化された微生物と攪拌強度の関係では、スポンジキューブ表面から内部のある

深度まで、微生物を固定化できない領域がG値に応じて生じており、スポンジキューブに固定化されうる微生物は変化することが見いだされた。

(5)水温14~26°Cの範囲で反応槽内での微生物の脱窒反応速度係数は、スポンジキューブに固定化された微生物を含めた場合 $0.9 \sim 3.6 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ 、対照では $0.4 \sim 1.3 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、対照を約64%上回っていた。水温14~26°Cの範囲での反応槽内での微生物の硝化反応速度係数は、スポンジキューブに固定化された微生物を含めた場合には $1.2 \sim 3.4 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ 、対照（浮遊微生物のみ）では $0.7 \sim 2.6 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、槽内に存在するすべての微生物の反応速度係数は対照を約52%上回った。

(6)スポンジキューブに固定化された微生物の脱窒速度係数、硝化速度係数を測定したところ、水温14~26°Cの範囲で、前者は $1.4 \sim 6.0 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ で、対照の3~4倍、後者では、スポンジキューブに固定化された微生物が8~12gでは $7 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、対照を約7倍上回った。固定化された微生物が15~18gおよび19~22gではそれぞれ $1.5 \sim 2.2 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ 、 $5 \sim 7 \text{mgN} \cdot \text{g}^{-1} \text{VSS} \cdot \text{h}^{-1}$ であり、対照を約2.5倍上回った。

(7)低い攪拌強度（例えばG値 93sec^{-1} ）での脱窒反応では、沈降状態にある固体物群への基質の供給は槽内水の移動と拡散によって行なわれることは、別の研究者による浸透層を有する流れのモデルなどによって説明することができる。無酸素工程におけるNO_x-N濃度の時系列変化の測定から、脱窒反応はスポンジキューブに固定化した微生物を含めてすべての微生物を完全に浮遊させた場合と、浮遊性微生物の90%以上を沈降させた場合とで差がなく進行することが確かめられた。

(8)反応槽内に存在するすべての微生物による硝化反応速度係数には、攪拌強度の違いによる影響が認められなかった。スポンジキューブに固定化された微生物は、G値 556sec^{-1} ではG値 112sec^{-1} に比べて約1/2であったが、前者の硝化速度係数は後者の2.8倍であった。

謝辞 本研究の一部は文部省科学研究費補助（奨励研究(A)，課題番号02750458）によって行なわれたものである。なお、本研究で使用したスポンジキューブは、K.D. Meyer氏 (Linde社) より大久保泰宏氏（㈱西原環境衛生研究所）を通じて提供いただいた。ゲル担体は森直道氏（日立プラント建設株式会社）より提供いただいた。関係各位に深甚の謝意を表する次第である。

参考文献

- (1) 例えば、建設省土木研究所下水道部：下水処理における微生物の固定化方法に関する報告書、土木研究所資料第2767号、1989
- (2) 例えば、Atkinson, B., Black, G.M. and Pinches A.: The characteristics of solid supports and biomass support particles when used in fluidised beds, in "Biological Fluidised Bed Treatment of Water and Wastewater" edited by Cooper, P.F. et al. Ellis Horwood Ltd. pp. 75-109, 1981
- (3) JIS-K6402 日本工業規格、衣料用軟質ウレタンフォーム
- (4) 出口 浩、柏谷 衛：有核微生物フロックの成長限界と粒子状媒体の最適添加量に関する実験的研究、土木学会論文集、No. 393, pp. 209-216, 1988
- (5) 柏谷、出口、田中、大久保：スポンジキューブ固定化担体を用いる高濃度微生物処理、第28回下水道研究発表会講演集, pp. 490-492, 1991
- (6) 山田 正、川端 規之：浸透層上の流れの抵抗則に関する実験的研究、土木学会論文報告集、325, pp. 81-91, 1982
- (7) 長岡 裕、大垣 真一郎：礫で構成された河床における生物学的自浄作用、水質汚濁研究、Vol. 9, No. 8, pp. 520-527, 1986