

## USB法による地下水の脱窒処理に関する研究

熊本大学大学院 学生会員○隅田憲宏 熊本大学工学部 ASCE 会員 Rouse, J.D.  
 熊本大学工学部 大田真美 熊本大学工学部 正会員 古川憲治

### 1. はじめに

わが国でも農業活動に伴う地下水の硝酸性窒素( $\text{NO}_3\text{-N}$ )による汚染が大きな社会問題となっている。飲料水に関する水質基準では  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度が  $10\text{mg/L}$  以下に設定されているが、場所によってはこの値を上回っている井戸が数多く報告され、その効果的な除去方法の確立が待たれている。現在では、生物学的な脱窒法が最も経済的な  $\text{NO}_3\text{-N}$  の除去方法として認識され、各種の脱窒法が開発されている。我々は効率的な生物学的  $\text{NO}_3\text{-N}$  の除去法として、造粒脱窒汚泥を活用する上向流汚泥床法(Uptlow Sludge Blanket Process: USB 法)を取り上げ、その汚泥の自己造粒に関係する因子について連続処理試験によって検討した。

### 2. 実験材料並びに方法

実験には図-1に示す容量 2.4L、内径 9.0cm のアクリル製の反応槽を使用した。反応槽内部はスパイラル状の針金で緩速攪拌した。種汚泥には、研究室でメタノールを炭素源に馴養している脱窒活性汚泥を使用した。地下水起源の水道水に  $\text{NaNO}_3$ 、 $\text{KHCO}_3$ 、 $\text{KH}_2\text{PO}_4$  を所定の濃度になるように補填した後、供試排水として反応槽底部から供給した。脱窒の炭素源としてのエタノールは別のラインで反応槽底部から供給した。USB 法による汚泥造粒では、 $\text{CaCO}_3$  が造粒汚泥の核となることから、流入水の precipitation potential (以下、PP と略する) が重要な汚泥造粒因子となるが、PP は図解法<sup>1)</sup>で決定した。また、pH の調整の為に  $\text{NaOH}$  を少量加えた。分析は全て下水試験方法によった。

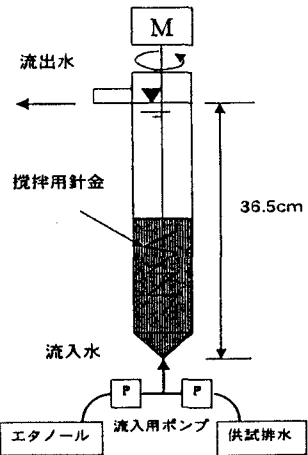


図-1 USBリアクタの模式図

#### (1) 造粒脱窒汚泥についての動力学的検討

容量 200ml の三角フラスコを使用して、室温約  $25^\circ\text{C}$  で行った。25ml の造粒脱窒汚泥に連続試験で調製している合成地下水を加え、200ml にした。気相を  $\text{N}_2$  ガスで置換後、緩速攪拌しながら、暗条件で回分脱窒試験を行った。C/N 比を 1.9 に固定し、初発  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度を変化させて脱窒速度を測定した。また、比較するために行った脱窒汚泥を使つての試験では、脱窒の炭素源をメタノールからエタノールに変えて試験した。

#### (2) $\text{NO}_3\text{-N}$ で汚染された地下水を用いての連続処理試験

熊本県 A 町の実際に  $\text{NO}_3\text{-N}$  で汚染され  $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度約  $11(\text{mg/L})$  の地下水を対象に USB 法による処理を行った。

### 3. 実験結果並びに考察

#### (1) 造粒脱窒汚泥についての動力学的検討

USB リアクタの中の造粒脱窒汚泥を取り出して、回分試験を行ったその結果、 $\text{NO}_3\text{-N}$  濃度と脱窒速度の関係は図-2のようになり、Michaelis-Menten 式に従うことが判った。この実験データをもとに、Lineweaver-Burk プロット(図-3)で最大脱窒速度( $v_m$ )と基質飽和恒数( $K_m$ )を求めた。造粒脱窒汚泥は活性汚泥と比べて  $v_m$  は同程度だが、 $K_m$  は造粒脱窒汚泥の方が低く、基質親和性が高いことが明らかとなった。

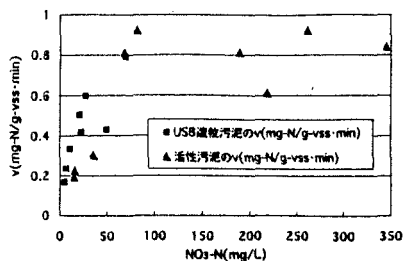


図-2 NO<sub>3</sub>-N 濃度と脱窒速度の関係

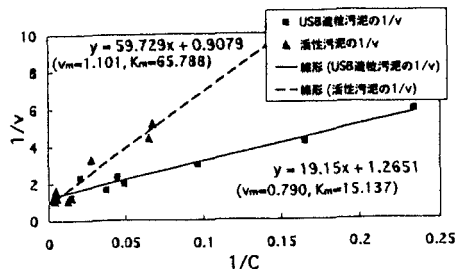


図-3  $v_m$ ,  $K_m$  決定のための Lineweaver-Burk プロット

(2) 予備試験と硝酸性窒素で汚染された地下水を用いた連続処理試験

脱窒造粒汚泥が汚泥濃度 5.6g/L、灰分 9.6%まで低下した後、室温の低下で、造粒汚泥が粉状に分解した。その後の試験は 25℃に維持した状態で行った。流入水の pH を約 9.0 に調整して連続処理試験を行った。PP は流入水の pH, アルカリ度, Ca<sup>2+</sup>より決定した。Run 1 と 2 では流入 NO<sub>3</sub>-N 容積負荷量を約 50mg/L·hr に高めた状態で、若干の Ca<sup>2+</sup>を補填して直径約 1mm の造粒汚泥を調製した。Run 3 からは Ca<sup>2+</sup>を加えず、Run 4 では流入 NO<sub>3</sub>-N 容積負荷量を約 26mg/L·hr に低下させた。この段階で処理の安定を確認した後、Run 5 からは、実際に汚染された地下水を使い、Run 6 では水学的滞留時間を 50 分から 30 分に短縮した (表-1)。

表-1 連続処理試験における運転成績

Items	Run No.	1	2	3	4	5	6
容積負荷量(mg-N/L·hr)		50	50	50	26	14	23
流入アルカリ度(mg/L)		120	120	120	120	90	90
流出アルカリ度(mg/L)		-	190	190	190	110	110
流入 Ca <sup>2+</sup> (mg/L)		27	31	18	18	24	24
流出 Ca <sup>2+</sup> (mg/L)		-	10	6	17	17	17
流入水の PP		+7	+10	+7	+4	+5	+5
MLSS(g/L)		-	17.2	17.9	15.1	19.5	18.7
MLVSS(g/L)		-	8.70	9.02	7.68	8.13	7.95
灰分(%)		-	49.4	49.6	49.1	58.4	57.5
リアクタ内汚泥高(cm)		8	20	26	24	22	26

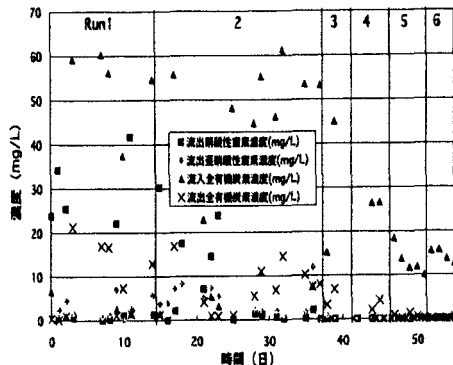


図-4 連続処理試験における経時変化

Run 4 からは流入 NO<sub>3</sub>-N 容積負荷量が減少したのにも関わらず、実際に汚染された地下水を使った Run 5 からは汚泥濃度, 生物量, 灰分が上昇した。これは流入水のアルカリ度が下がったのに対し、流入水の Ca<sup>2+</sup>は上がったため PP が若干上昇したためである。図-4 にこの試験期間における経時変化を示した。Run 1 と 2 ではエタノール流入ポンプのトラブルで脱窒の炭素源が不足して、一時的に脱窒効率が低下したが、正常運転に戻ると直ちに脱窒機能が回復された。Run 3 から Run 6 までは完全な脱窒処理が確認できた。Run 6 では滞留時間を 30 分に設定してもまだ余裕があったため、現在、さらに高濃度の NO<sub>3</sub>-N に汚染された地下水を使って試している。

4. まとめ

造粒脱窒汚泥の脱窒能について、動学的に検討した結果、造粒脱窒汚泥は活性汚泥と比較して、NO<sub>3</sub>-N に対する親和性の高いことが分かった。また、NO<sub>3</sub>-N で汚染された熊本県の地下水を用いて連続処理試験を行った結果、流入 NO<sub>3</sub>-N 容積負荷量 1.4 ~ 2.3 (mg/L·hr)、滞留時間 30 程度で完全に脱窒処理できることを確認した。

(参考文献)

- 1) Loewenthal R.E., Wiechers H.N.S., Marais G.V.R.: Softening and stabilization of municipal waters, Water Research Commission, Pretoria, South Africa (1986)