

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 中嶋貴宏 熊本大学工学部 正会員 古川憲治
 熊本大学工学部 Bhatti, Z.I.

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きた。飲料水に関する水質基準では $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度が 10mg/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 (Upflow 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 NaNO_3 、 KHCO_3 、 KH_2PO_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、 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¹⁾で決定した。また、pH の調整の為に NaOH を少量加えた。分析は全て下水試験方法によった。

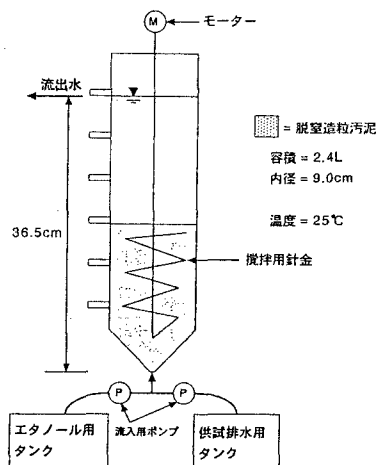


図-1 USBリアクタの模式図

3. 実験結果並びに考察

(1) スタートアップと予備試験

冷蔵保存しておいた脱窒造粒汚泥を、 Ca^{2+} を補填しない熊本市の地下水でも維持できる事を確認するために予備試験を行った。最初の約一ヶ月間は処理水中に少量の $\text{NO}_3\text{-N}$ が残存したが、その後短い滞留時間 (50 分程度) でも、約 $20\sim 30\text{mg/L}$ の $\text{NO}_3\text{-N}$ を完全に脱窒処理することができ、安定した汚泥造粒が維持できた。

(2) 連続脱窒試験

脱窒造粒汚泥が安定した後、表-1に示すように流入水の pH を約 9.0 に調整して $\text{NO}_3\text{-N}$ の容積負荷量を段階的に約 $20\sim 180\text{mg/L}\cdot\text{hr}$ まで上昇させ (流入水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度約 $20\sim 140\text{mg/L}$)、連続処理試験により脱窒造粒汚泥の特性を検討した。

表-1 連続脱窒試験における運転成績

Items	Run No.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
容積負荷量($\text{mg-N/L}\cdot\text{hr}$)	24	35	48	65	70	80	93	116	136	179	
流入 $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度(mg/L)	19	28	38	52	56	64	74	93	109	143	
流出 $\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$ 濃度	0	0	0	0*	0	0	0	31	29	78	
流入 pH	9.0	9.0	8.8	8.9	9.0	8.9	9.0	9.1	9.3	9.2	
生産アルカリ度(mg/L)	—	78	102	87	170	—	191	123	173	189	

一つの Run 当り 5~15 日間運転を継続した。Run 4 の期間に一時期処理水中に $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$ が残存し、生産アルカリ度も下がり、流出 ORP もプラスの値を示した。2 日間だけ容積負荷量を半分にした後、容積負荷量を元に戻すと再び完全に脱窒処理できた。Run 7 までは完全に脱窒処理できたが、Run 8 以降処理能力は低下し、流出水に $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$ が残存した。図-2 にこの連続試験における $\text{NO}_3\text{-N}$ 容積負荷量と造粒汚泥の特性の関係を示した。

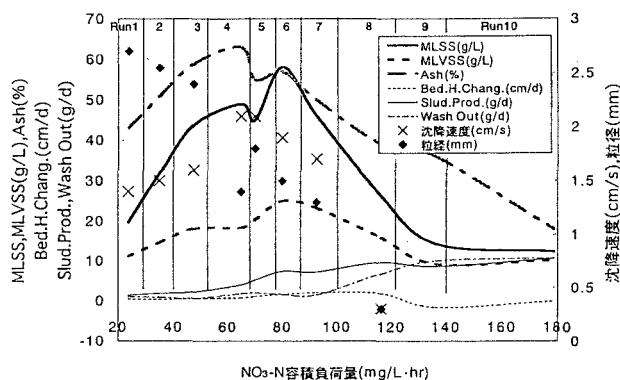


図-2 容積負荷量と汚泥特性の関係

図-2 に示す通り、汚泥濃度、生物量、灰分、沈降速度は Run 4,5,6 付近にピークがみられ(写真-1)、Run 8 以降急激に低下した。また徐々に低下していた粒径も Run 8 になると大幅に低下した。汚泥生産速度は全体を通して増加し続けたが、Run 8 以降にみられる沈降能力の低下により、流出汚泥量が増加し、リアクタ内の汚泥床の高さも減少した。又、 $\text{NO}_3\text{-N}$ 容積負荷量が高めるにつれて汚泥の色は徐々に薄くなっていき、Run 8 では真っ白になった。Run 10 ではリアクタ内に糸状菌が大発生してバルキングが起り、汚泥が処理水中に流出した。

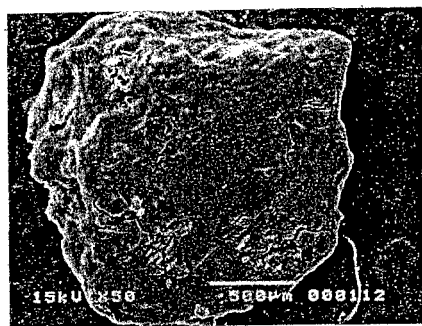


写真-1 造粒汚泥の電子顕微鏡写真

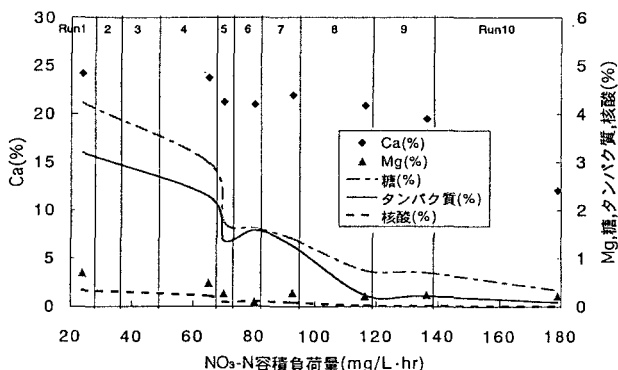


図-3 容積負荷量と汚泥成分の関係

また、図-3 に示す $\text{NO}_3\text{-N}$ 容積負荷量と汚泥の成分の関係をみると、汚泥のカルシウム含有量がマグネシウムと比べてとても非常に高いことが分かった。造粒汚泥中の細胞外の糖、タンパク質、核酸は $\text{NO}_3\text{-N}$ 容積負荷量の増加と共にしだいに減少し、造粒汚泥の破壊減少と呼応している。

4. まとめ

最初の約一ヵ月で冷蔵保存しておいた脱窒造粒汚泥を、軟水（日本の地下水）でも維持できる事を確認した。また短い滞留時間（50 分程度）で、20~30mg/L の $\text{NO}_3\text{-N}$ をほぼ完全に脱窒処理できることを確認した。汚泥濃度や汚泥の沈降能は容積負荷量約 60~70 mg/L·hr（流入水の $\text{NO}_3\text{-N}$ 濃度 50~65mg/L）付近にピークがみられ、100 mg/L·hr (80mg/L)を超えると徐々に低下することが分かった。これに追従して $\text{NO}_3\text{-N}$ も約 100 mg/L·hr (80mg/L)までは完全に脱窒処理できたが、それ以降は処理能力も低下した。

(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)