

地下水透過型浄化壁を用いた水素利用脱窒 処理および水素ガス供給能力に関する研究

早稲田大学大学院創造理工学研究科
早稲田大学理工学術院

学生会員
正会員

○福岡 寛顕 鈴木康祐
榊原 豊

1. はじめに

窒素肥料の過剰施肥や家畜排泄物の土壌還元などにより、地下水中の硝酸性窒素濃度は年々増加する傾向にある。このような汚染地下水の浄化技術として、生物学的原位置脱窒処理法が研究されている¹⁾。脱窒処理には独立栄養細菌あるいは従属栄養細菌を利用する2種類の方法があり、従属栄養細菌を用いた脱窒処理は、比較的処理速度が大きいと、従来の方法としては一般的である。しかし、アルコールなどの有機物の添加を必要とするために残留有機物による二次汚染の問題が報告されている。また、増殖速度が大きいために土壌閉塞が起こる場合も報告されている。一方、独立栄養細菌を用いた脱窒処理は、微生物の増殖速度が小さいため、処理速度は比較的小さいものの、土壌閉塞問題が起こりにくいほか、有機物の添加が必要ないため、二次汚染の心配がないという長所を有する。

本研究は、独立栄養細菌である水素利用脱窒細菌を用いて、地下水透過型浄化壁を用いた水素ガス利用による原位置脱窒処理実験を行い、長期の処理性能について検討した。また、脱窒性能を表す数理モデルを構築するとともに、透過壁内の不均一性について実験的に検討を加えた。

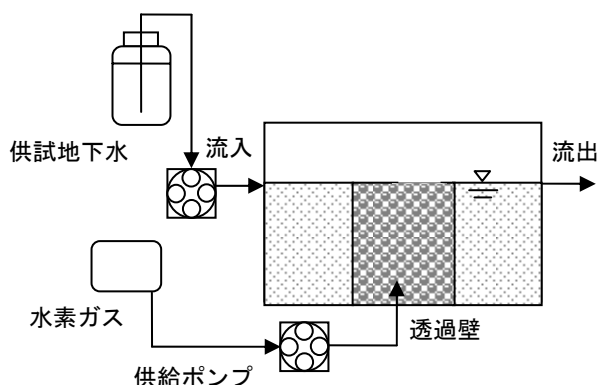


図1 長期脱窒処理実験装置図

2. 実験方法

原位置脱窒処理実験を約4年間行った。図1に実験装置の概略を示す。供試地下水は硝酸性窒素濃度を25[mg-N/l]に調整したものをHRT=14[day]で供給し、水素ガスは200[ml/day]で供給した。透過壁は異なる粒子（標準砂、川砂、砂利、活性炭）を用いて4種類構築し、流入端での硝酸性窒素、流出端での硝酸性窒素、亜硝酸性窒素及び溶存酸素濃度の測定を行った。

次に、脱窒性能を表す数理モデルを構築した。用いた数式のうち、水素および硝酸性窒素の物質収支式を以下に示す。

$$V \cdot \frac{d[H_2]}{dt} = Q \cdot ([H_2]_{in} - [H_2]) + K_L a \cdot V \cdot ([H_2]^* - [H_2]) - V \cdot E_f \cdot \frac{1}{Y} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{[H_2]}{K_{H_2} + [H_2]} \cdot \frac{[O_2]}{K_{O_2} + [O_2]} \cdot [X] - V \cdot E_f \cdot \frac{1}{Y} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{[NO_3 - N]}{K_{NO_3} + [NO_3 - N]} \cdot \frac{[H_2]}{K_{H_2} + [H_2]} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + [O_2]} \cdot [X]$$

$$V \cdot \frac{d[NO_3 - N]}{dt} = Q \cdot ([NO_3 - N]_{in} - [NO_3 - N]) - V \cdot E_f \cdot \frac{2}{5} \cdot \frac{1}{Y} \cdot \mu_{max} \cdot \frac{[NO_3 - N]}{K_{NO_3} + [NO_3 - N]} \cdot \frac{[H_2]}{K_{H_2} + [H_2]} \cdot \frac{K_{O_2}}{K_{O_2} + [O_2]} \cdot [X]$$

ここで、Vは透過壁体積[l]、Qは供試地下水流量[l/d]、 K_{H_2} は水素の飽和定数[mg/l]、 $[O_2]_{in}$ は流入酸素濃度[mg/l]、 $[NO_3 - N]_{in}$ は流入硝酸性窒素濃度[mg-N/l]、 $[H_2]_{in}$ は流入水素濃度[mg/l]、 $[H_2]^*$ は飽和溶存水素濃度[mg/l]、 $K_L a$ は総括移動容量係数[1/d]、 $[H_2]$ は透過壁内溶存水素濃度[mg/l]、 $[O_2]$ は流出溶存酸素濃度[mg/l]、 $[X]$ は流出微生物濃度[mg/l]、 $[NO_3 - N]$ は流出硝酸性窒素濃度[mg-N/l]を示す。また、 $K_{O_2}/(K_2 + [O_2])$ は溶存酸素による脱窒反応阻害係数である。初項は移流項、末項は反応項であり、水素については第2項の溶解速度項がある。また、末項の E_f は透過壁内の不均一性を考慮した有効係数である。同様にして酸素、微生物量についても収支式を立て、シミュレーション解析を行った。

また、透過壁内の不均一性について実験的に検討を行った。装置は脱窒処理実験と同様であるが、供給気体は空気を用い、10[ml/h]で供給した。供試地下水は溶存酸素濃度を低く調整したものをを用いた。定常状態において、流下方向に垂直な断面における溶存酸素濃度分布を測定した。

キーワード：地下水 脱窒 原位置 水素

早稲田大学大学院創造理工学研究科建設工学専攻 〒169-8555 東京都新宿区大久保 3-4-1 51-16-11

3. 実験結果及び考察

平均粒径 1[mm]の川砂を用いた透過壁の長期脱窒処理実験結果を図 2 に、シミュレーションの解析結果を図 3 に、溶存酸素濃度分布の測定結果を図 4 に示す。図 2 より、約 1500 日という長い間、硝酸性窒素が除去され、また、亜硝酸性窒素の蓄積は見られなかった。従って、本脱窒処理は長期間維持可能であることがわかる。しかし、処理水中の硝酸性窒素濃度には変動が見られ、脱窒効率が時間と共に変化した。

また、図 3 より、シミュレーションの計算において不均一係数をおよそ 0.1 とした場合、実際の実験結果とほぼ一致することが分かる。このことから、実際の脱窒反応はおよそ 1 割程度しか起こっていないと考えられる。脱窒反応効率の低下および変動の原因としては、透過壁内の部分的な閉塞や供給水素の流路形成などによる反応の不均一性が考えられる。

また、図 4 より、透過壁内部において定常状態での供給気体の溶存濃度には、分布があることがわかる。このことから、透過壁内の水素の供給が不均一であると推測され、これが脱窒反応効率の低下および脱窒処理水質の変動の一因となっていると考えられた。

4. おわりに

透過壁を用いた水素利用脱窒処理によって硝酸性窒素を長期間除去できたが、脱窒反応効率は一定ではなく、時間と共に変化した。また、シミュレーション解析によって、実際の透過壁内部での脱窒反応効率はおよそ 1 割程度となっていると考えられた。また、溶存酸素濃度分布実験により、透過壁内部は水素の供給などが不均一であり、この不均一性が脱窒反応効率の低下および脱窒処理水質の変動の一因となっていると推測された。

今後は、継続して実験を行い、不均一性の評価ならびに反応効率の向上について検討していく予定である。

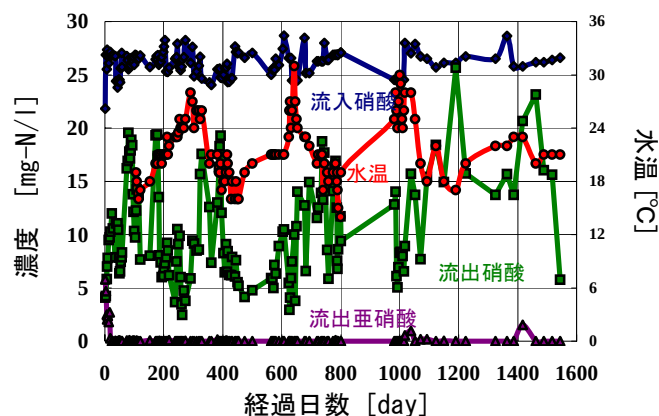


図 2 長期脱窒処理実験結果

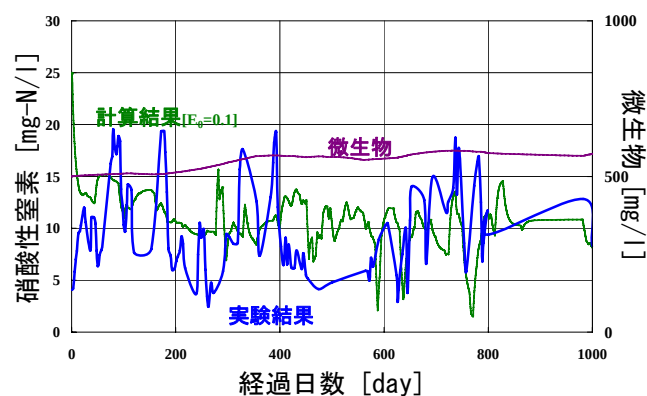


図 3 シミュレーション結果

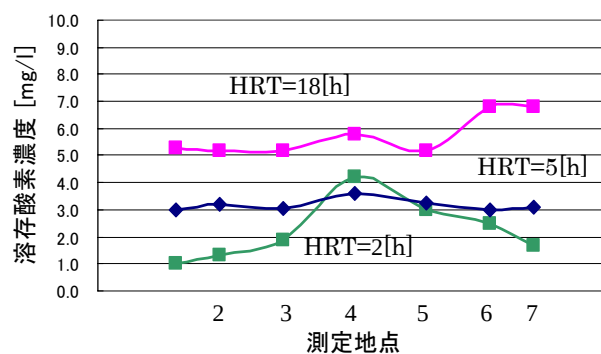


図 4 溶存酸素濃度分布

参考文献

- 1) 鈴木 康祐, 榎原 豊: 用水と廃水, 第 48 巻, 11 月号, pp. 983-988 (2006)