廃棄物堆積層浸出水の脱窒処理に関する水温変動影響を考慮した水質モデル

神戸大学大学院	学生員(O井上	晃介	京都大学大学院	学生員	黒田	將嵩
神戸大学大学院	フェロー会員	道奥	康治	神戸市役所	正会員	田中	大也
神戸市環境保健研究所	非会員	八木	正博	(元)神戸市環境保健研究所	非会員	中道	民広

1. 目的

一般廃棄物埋め立て処分場からは、アンモニア態窒素を高濃度に含む汚染浸出水が浸出し、下流域へ大きな 環境負荷をもたらす.浸出水はリン、有機物の多くが土壌に吸着・除去されて一般下水と水質構成が大きく異 なるため、下水処理技術を適用することが困難である.現在稼働中の集中管理型施設が老朽化しており、埋立 当初よりも汚濁負荷が減少していることを勘案すれば、処理施設を廃止して持続可能な簡易浄化システムへ移 行することが望ましい.著者らはこれまで、水素徐放剤を用いた脱窒を実験的に検討するとともに、水質収支 モデル¹⁾による室内実験の現象を再現した.本研究では、温度制御関数を新たに定式化することにより、現地 のような水温の季節変動をともなう状況下での脱窒現象へと水質モデルの適用性を向上させる.

2. 再現を目指す脱窒実験の概要 (実験期間: 2012/10/24~2013/2/1)

脱窒に使用した炭素源は、アムテクリーン($C_{18}H_{36}O_2 : C_{16}H_{32}O_2 : C_{14}H_{28}O_2=65:30:5$, 写真-1)を湯煎, 溶融させて、綿球に付着させた平均粒径が約 0.65cm の素材である.担体機能も期待している.これを図-1 に 示す実験用カラムに充填後、ペリスタポンプを用いて負荷流量 1.0ml/min の下で試料水を通水した.微生物の 馴致状況、ならびに各水質濃度の定常性を確認した後、脱窒の進行を監視しながら 2.0,4.0ml/min と負荷流量 を段階的に増加させる.試料水は浸出水処理施設内の第二散水ろ床塔から採取した硝化処理後の浸出水で、 NH₄-N の大部分が酸化されて NO₃-N を主成分とする(TOC:10~20mg/l 程度).以後、これを「硝化水」と記 す.実験開始後 34 日目から実験室において空調設備が故障し水温が低下し脱窒反応が低調となったため、56 日目から実験装置内の水温を調整するためにヒーターを投入している約 30^oCの恒温水槽に実験用カラムを浸 漬させ、脱窒反応を回復させた.

3. 脱窒モデル

過年度より構築してきた水質収支モデル¹⁾は、微生物反応をミカエ リス-メンテン型の反応速度式で表示するものである.一例として、 NO₃-Nの増減式 *S*(*NO*₃)は以下のように定式化される.

$$S(NO_3) = -R_{\rm ND} \cdot f_{\rm ND}(T) \cdot \frac{D_{\rm ND}}{D_{\rm ND} + DO} \cdot \frac{B_{\rm ND}}{B_{\rm NDD} + B_{\rm ND}} \cdot \frac{NO_3}{C_{\rm ND} + NO_3}$$
(1)

$$\times \left(\phi_{11} \cdot \frac{C_{\rm ori}}{C_{\rm Co} + C_{\rm ori}} + \phi_{12} \cdot \frac{C_{\rm amte}}{C_{\rm Ca} + C_{\rm amte}} + \phi_{13} \cdot \frac{C_{\rm meth}}{C_{\rm Cm} + C_{\rm meth}} \right)$$

ここに R_{ND} : 基準状態における脱窒速度, f_{ND} :温度制御関数 D_{ND} : DO に関するスイッチ定数, B_{ND} :嫌気性脱窒菌濃度, NO_3 :硝酸態窒素濃度, C_{ori} , C_{amte} , C_{meth} :各有機物濃度, C_{Co} , C_{Ca} , C_{Cm} :各有機物濃度に対する半飽和定数, φ_{11} , φ_{12} , φ_{13} , :各有機物種に対する分配定数である. 添え字 ND は脱窒に関する諸量を,添え字 ori, amte, meth は,脱窒 に用いられる有機炭素のうち硝化水由来,水素徐放剤由来,メタノール由来の成分にそれぞれ対応する.式(2)中の脱窒菌濃度 B_{ND} の増減速度 $S(B_{ND})$ は次のように定式化される.



写真-1 加工後のアムテクリーン



キーワード 浸出水,水質収支モデル,脱窒,水素徐放剤,温度制御 連絡先 〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1 TEL078-803-6056

$$S(B_{\rm ND}) = \left(R_{\rm BNDori} \cdot \frac{A}{V} \cdot \frac{C_{\rm ori}}{C_{\rm NDCO} + C_{\rm ori}} + R_{\rm BNDamte} \cdot \frac{Aamte}{V} \cdot \frac{C_{\rm ante}}{C_{\rm NDCA} + C_{\rm amte}} + R_{\rm BNDmeth} \cdot \frac{A}{V} \cdot \frac{C_{\rm meth}}{C_{\rm NDCM} + C_{\rm meth}}\right)$$

$$\times f_{\rm BND}(T) \cdot \frac{D_{\rm BND}}{D_{\rm BND} + DO} \cdot \frac{NO_3}{C_{\rm BND} + NO_3} \cdot \frac{PO_4}{P_{\rm BND} + PO_4} \cdot \frac{B_{\rm ND}}{B_{\rm BND} + B_{\rm ND}} - R_{\rm DBND} \cdot f_{\rm DBND}(T) \cdot B_{\rm ND}$$

$$(2)$$

(3)

ここに *R*_{BNDori}, *R*_{BNDamte}, *R*_{BNDmeth}: 基準状態における各有機炭素に起因する脱窒菌の増殖速度, *A*:全接触表面 積, *V*:反応槽容積, *Aamte*: 水素徐放剤の表面積, *R*_{DBND}, *R*_{DBNDO}: 基準状態における脱窒菌の死滅速度である. 添え字 BND はそれぞれの脱窒菌に関する諸量であることを意味する. これらに加えて, 溶存酸素・各有機物・ リン・有機物酸化菌の収支を考慮している.

これまでの著者らのモデルには水温制御効果が考慮されて いなかったが、本実験では水温変動が大きいために、以下の温 度制御関数を定式化し、パラメータを同定した.

 $f(T) = \theta^{(T-20)}$

ここに θ: 温度補正係数, T: 水温である.

4. 解析結果と実験値の比較

水質収支モデルを用いて再現された水質変動と実験値との 比較を図-2~5 に示す. 図-2 を見ると,実験開始初期における 低流量の負荷が小さい場合には、脱窒反応により NO₃-N が枯 渇していることや、段階的に流量を増加させると NO₃-N の残 留量が増加するなど,実験で得られた水質挙動を良好に再現し ている.また,空調不調により水温が低下した場合には脱窒反 応が低調になり,恒温水槽によって水温を制御し始めると脱窒 が再び促進されるなど,温度制御関数の定式化がモデルの精度 を向上させていることが確認される.しかし,流量を4.0ml/m in に増加させた場合には、水温が維持されているにも関わらず 脱窒は促進されておらず、計算値との乖離が見られる.図-3 の TOC を見ると、実験では流量増加にともない炭素源から溶 出した有機物が希釈されて TOC は減少している. 解析もこの ような実験値の傾向を良好に再現しているといえる. 図-4 に は PO₄-P の経時変化を示す. PO₄-P は微生物の菌体を構成する 元素の一つであり、モデル上では微生物の増殖によって消費さ れるように設定されている. これまでの知見に基づけば, 負荷 量に応じて微生物の馴致が進み一定の微生物量に落ち着くこ とや,流量増加にともない,水素徐放剤表面との接触時間が減 少して微生物による消費が減少するために PO₄-P がより多く 残留することが確認されている. 解析ではこれまでの実験的傾 向を再現する結果を示しているが、4.0ml/min において実験値 の PO₄-P が大きく減少しており, 解析との乖離が見られる.図 -5のDOを見ると、計算値、実験値ともに流入濃度に依らず速 やかに消費されほぼ 0mg/l を維持している.

参考文献

1) 道奥他:微生物環境ならびに窒素負荷が浸出水の脱窒効率
 に及ぼす影響,水工学論文集,第56巻,pp.I_619-624,2012.

