再利用資源を代替炭素源とする 浸出水の脱窒技術の実験的検討

EXPERIMENTAL STUDY ON DENITRIFICATION OF A LANDFILL LEACHATE BY USING ALTERNATIVE CARBON SOURCES

井上晃介¹・黒田將嵩²・道奥康治³・中道民広⁴・八木正博⁵

Kosuke INOUE, Masataka KURODA, Kohji MICHIOKU,
Tamihiro NAKAMICHI and Masahiro YAGI

¹学生会員 学(工) 神戸大学大学院 工学研究科 (〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1)

²非会員 学(工) 京都大学大学院 地球環境学堂 (〒606-8501 京都市左京区吉田本町)

³フェロー会員 工博 法政大学 デザイン工学部 (〒162-0843 東京都新宿区市谷田町2-33)

⁴非会員 元神戸市環境局 (〒650-8570 神戸市中央区加納町6-5-1)

⁵非会員 神戸市環境保健研究所 (〒650-0046 神戸市中央区港島中町4-6)

In order to develop an alternative denitrification system for purification of leachate from a municipal waste landfill, a laboratory experiment was carried out. Denitrification performance using alternative carbon resources in place of methanol was experimentally investigated in a laboratory tank. The carbon sources under investigation were hydrogen feeding agents, beer lees and solidified food oil. Hydrogen feeding agents and solidified food oil showed higher denitrification performance than the beer lees. The water quality model was verified by comparing the analytical solutions with the laboratory data using hydrogen feeding agents as carbon source. Time-dependent behaviors of every water quality component observed in the experiment were very well reproduced by the model. The analysis showed that the hydrogen feeding agent was found to be a very promising material for efficiently removing nitrogen from seriously contaminated leachate.

Key Words : *nitrogen load, leachate runoff, municipal waste, denitrification, carbon source*

1. はじめに

わが国は高度経済成長の見返りとして大量の産業・一般廃棄物を生み出し、焼却処理の追いつかない余剰廃棄物は未処理のまま最終処分場へ埋め立てられた。特に、内陸の埋立地からは降水の浸透・流出によって、窒素等の栄養塩類を高濃度に含む汚染水が地下水や河川など公共用水域へ及ぼす影響が懸念され、流域圏の水環境管理上の課題となっている。こうした環境負荷の緩和の暫定対策として、浸出水処理施設が廃棄物処分場に併設されているが、多くの施設が老朽化し、処理水準を維持することが困難となっている。本研究で対象とする埋め立て処分場では、処理施設の廃止の目安となる環境省排水基準のT-N=60mg/l程度にまで浸出水の窒素負荷が減少しつつある(図-1)。しかし、河川・湖沼の生態系に深刻な

影響を及ぼさない窒素濃度(1.0mg/l)りまでには至らず、現行の処理施設を廃止できない状況にある。また、図-2に示すように、宅地開発が進んでいたH22-25年の間には浸出水の流出率が平常時の数倍に増大し、周辺の社会条件など環境負荷を変動させる不規則要因が残る。廃棄物処分場によっては基準を越える環境負荷が今後も中長期にわたり継続する可能性があり、省力的で持続可能な排水処理技術の確立が必要である。

一般に、埋立地からの浸出水が還元的環境にある地盤を通過する間に、大部分のリンや懸濁態有機物が吸着・除去されているため、アンモニア態窒素を主成分とする一般下水とは非常に異なった水質構成を有している。これまで、著者らは新しい窒素除去システムとしてマイクロバブル曝気による硝化²⁾、³⁾、水素徐放剤による脱窒⁴⁾を実験的・理論的に検討してきた。脱窒処理には微生物の活動栄養源として炭素が必要となり、現行の処理施設で

図-1 浸出水の全窒素濃度T-Nの経年変化

図-2 降雨量に対する浸出水量（流出率）

は硝化・脱窒法で一般的に用いられるメタノールの連続添加によって炭素を人為的に補給している。しかし、廃棄物埋立地の場合には、下水処理場とは異なって埋立事業が終了した後の排水管理であるため、維持管理に要する人材や費用を継続的に確保することは困難である。本研究では、常温時に固体で人為管理を経ずに炭素が自然に徐放される高級脂肪酸素材として、水素徐放剤を脱窒用炭素源として利用することを検討した。高級脂肪酸を脱窒に利用した研究事例として、村澤ら⁹⁾は高級脂肪酸をコーティングした板状のスポンジを実験水路に配置して脱窒効果を検討している。李ら¹⁰⁾は硝酸態窒素で汚染された地下水や水路を対象に高級脂肪酸の他にポリ乳酸やおがくずを用いた原位置浄化を試みた。著者らは脱窒の律速要因として、浸出水の負荷流量、リン、水素徐放剤の反応表面積などの影響を実験⁷⁾で明らかにした。水素徐放剤の脱窒に対する一定の効果が確認されたが、対象とする実機での水素徐放剤の必要量を概算すると、経済的に実現困難であることが判明した。そこで、本研究では、一定の脱窒効率を備えながら低廉な代替炭素源であることを条件として、再利用資源のビール粕・固化油の利用を考え、浸出水の脱窒効率に関する室内実験を実施し、代替炭素源としての性能を水素徐放剤と比較した。

2. 実験方法

(1) 検討対象とする炭素源

写真-1~3に検討対象の炭素源を示す。

(a) 水素徐放剤

水素徐放剤（アムテクリーンN：Panasonic, TR-AMNO101）はステアリン酸、パルミチン酸、ミリスチン酸（分子式： $C_{18}H_{36}O_2$ 、 $C_{16}H_{32}O_2$ 、 $C_{14}H_{28}O_2$ ）を素材

写真-1 水素徐放剤

写真-2 ビール粕

写真-3 固化食用油

図-3 実験装置

とし、組成構成比は $C_{18} : C_{16} : C_{14} = 65 : 30 : 5$ である。これを湯煎・溶融して綿球に付着させ浸出水の脱窒に利用する。平均粒径は約 0.65cm である。著者らは既に水素徐放剤の脱窒速度を確認⁴⁾しており、本研究ではこれを参照ケースと位置づける。

(b) ビール粕

大麦の穀皮が主体であり、ビール醸造工程により排出される。ビール粕自体は有機物であることに加え、リン、カルシウム、マグネシウムなど豊富なミネラルを多く含むため微生物の馴致を促進して脱窒促進効果の早期発現が期待できる。ビール粕は家畜飼料として一部再利用されているが、食品産業廃棄物であり新たに費用が発生しない循環資源である。試験水槽への充填に際しては流出・散逸ないようにストッキングに包んだ。

(c) 固化食用油（以後、固化油と記す）

資源循環利用のために廃食用油を想定し、もっとも広く使われる菜種油を採用した。菜種油には高級脂肪酸（主としてオレイン酸、リノール酸、 α リノレン酸： $C_{18}H_{34}O_2$ 、 $C_{18}H_{32}O_2$ 、 $C_{18}H_{30}O_2$ ）が含まれているため、アムテクリーンと同様の脱窒促進効果を期待できる。廃食用油は供給量の多い循環資源でもある。素材は液体でそのままでは脱窒処理では取り扱い難いため、市販されている植物由来の廃油処理剤（固めるテンブル：ジョンソン）を添加して固化させた。

(2) 実験条件

図-3の実験容器に、浸出水貯留池から採取した底泥 10g 、各種充填材、試料水を投入し、微生物の馴致のために24時間静置した。その後、浸出水を負荷流量 1.0ml/min で通水し、DOや窒素などが安定し平衡状態に達したと考えられる時点で、適宜、流量を $2.0, 4.0\text{ml/min}$ に切り替えて浸出水負荷量を段階的に増加させた。ここでは、充填材、微生物を一定条件に維持した同一容器毎の実験群をtrackと総称する。実験条件を表-1に示す。

試料水は浸出水処理施設内の散水ろ床塔から採取した

表-1 実験条件

	track1	track2	track3
試料水	硝化水* + リン**		
炭素源	水素徐放剤	ビール粕 + ガラス球	固化食用油
炭素源表面積	2000 (cm ²)	不明***	2000 (cm ²)
実験期間	2012/10/24~		2012/12/6~

* 処理施設内の散水ろ床塔から採水。NH₄-Nが硝化され、窒素の主成分はNO₃-N

** 脱窒を促進させるために、硝化水中の窒素の重量に対し2%添加する。

*** 形状不均一のため100g充填する。

硝化処理後の浸出水で、NH₄-Nの大部分がNO₃-Nにまで酸化され、NO₃-Nを主成分とする（全有機炭素濃度TOC：10~20mg/l程度）。以後、これを「硝化水」と記す。反応促進には水中の窒素に対して重量比1%程度のリンが必要である⁸⁾。硝化水にはリンがほとんど含まれておらず、本実験ではリンの律速を受けないように約2%のリンを添加した。水素徐放剤、固化油の表面積は2000cm²に統一したが、ビール粕は形状不均一であり、100gを充填した。実験開始3日後、ビール粕の充填が過密であったために通水性が低下し、改善策としてガラス玉（粒径：約0.49cm）1,000個を混入させて通水性を確保した。track1, 2は2012年10月24日より、track3のみ2012年12月6日より通水を開始し、2013年2月1日に実験を終了した。実験容器を通過した処理水を定期的に採取し、多項目水質計（堀場製：D-55）による水温、pH、DOの測定とNO₃-N、NO₂-N、NH₄-N、PO₄-P、T-N、TOCの濃度を計量分析した。34日目から実験室の空調設備が故障・停止して外気温の季節変化とともに水温が低下した。そのため、全trackで脱窒が低調となった。56日目より実験装置内の水温を制御するため、ヒーターで水温を30℃に維持した恒温水槽に全trackの実験水槽を浸漬させた。

3. 実験結果と考察

(1) 各水質濃度の時系列変化

図-4にtrack1の各窒素濃度と水温の時系列を示す。流入水中のT-Nと比べて処理水のT-Nは減少し、脱窒が確認される。実験開始直後にNO₂-Nが40mg/lと高濃度を示している。これは、NO₃-N→NO₂-Nの反応を担う脱窒菌が馴致した後に、NO₂-N→N₂の反応を担う脱窒菌の馴致が遅れて開始するためであると考えられる。負荷流量1.0ml/minではT-Nが10mg/l以下、2.0ml/minでは20mg/l以下と、実験開始後34日目までは脱窒が堅調に推移した。しかし、空調停止後は季節進行とともに水温が低下したため微生物活動が低調となり、T-Nの残留が増えた。56日目以降の恒温水槽による水温制御後は脱窒効率が回復し、水温制御前に比べるとT-Nが10mg/l程度減少した。このことから、脱窒において水温が非常に重要な律速因子であることが再確認される。

図-5にtrack2の各窒素濃度とTOC濃度の時系列を示す。

図-4 track1における水質濃度と水温の時系列

図-5 track2における水質濃度（TOCを含む）の時系列

図-6 track3における水質濃度と水温の時系列

図-7 水温とTOCが脱窒速度に及ぼす影響（track1）

track1と同様の理由により、実験開始直後における $\text{NO}_2\text{-N}$ の増加が確認される。 $\text{NH}_4\text{-N}$ は、約20日目まで連続的に検出される。これは、ビール粕に含まれる $\text{NH}_4\text{-N}$ の浸出によると考えられる。20日目以降、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の検出がない一方で脱窒が低下している。これは、 $\text{NH}_4\text{-N}$ とともに浸出していたビール粕内のTOCが枯渇し、脱窒菌への供給が不足したためであると考えられる。しかし、TOCが枯渇した後も、低調ではあるもののT-N濃度が5~10mg/l程度減少していることから、負荷流量に応じてビール粕を充填すれば、循環資源を利用した経済的な脱窒を実現できる可能性がある。

図-6にtrack3の各窒素濃度と水温の時系列を示す。 $\text{NO}_2\text{-N}$ が完全に消失するまでの馴致期間は20日程度であり、他のtrackよりも長い。これは、水素徐放剤に比べて固化油の平均炭素数が高いために、溶出・分解能が低く脱窒菌に利用されにくいことが原因と考えられる。脱窒菌が馴致した後は、負荷流量2.0ml/min時にT-N=5mg/l、4.0ml/min時にはT-N=20mg/l程度の窒素が残留し、水素徐放剤と同程度の高い脱窒効率を発揮した。しかし、固化油から溶出したTOCの余剰分により処理水が白濁していた。ビーカーに200mlの白濁処理水を採取して24時間曝気を実施することで白濁が消滅したため易分解性有機物であると考えられる。

(2) 水温とTOC濃度が脱窒速度に及ぼす影響

空調設備の故障と水温制御の再開などで水温が実験期間内に変動したために、水温が脱窒に及ぼす影響を確認することができた。図-7にtrack1における水温とTOC濃度と単位担体表面積あたりのT-Nの時間低減率（以後、脱窒速度と記す）の関係を示す。なお、負荷流量が脱窒速度に及ぼす影響を排除して比較を行うために、負荷流量2.0ml/minのみの結果を示している。ここで、TOCの評価に際しては、流出水と流入水のTOCの差をとり、難分解性有機物を除く脱窒菌が利用可能な易分解性成分だけを計量している。図-7から水温の上昇にともなう脱窒速度の増加が見られるが、水温とTOCに有意な関係性は見出せない（図-4にTOCの計測値を示していないのはこの理由による）。この原因として、水温上昇によって有機物の溶出量が増加するものの、水温上昇とともに活性化した脱窒菌が相応の有機物を消費し、TOCがほとんど増減せず同程度の水準で推移したと考えられる。

(3) 浸出水負荷量が脱窒速度に及ぼす影響

脱窒菌の活性は、脱窒の材料であるT-NやTOCを含む浸出水の負荷量に依存する。図-8に負荷流量と脱窒速度、T-N、TOCの関係を示す。負荷量と脱窒速度との関係を見ると（図-8(a)）、負荷流量が1.0ml/minと小さい場合にはT-Nのほぼ全量が除去されており、track間の差異は見受けられない。例えば、図-8(b)を見ると、T-Nの残留濃度が5mg/l以下と低く、窒素材料の不足によって脱窒が律速を受けていることがわかる。負荷流量を2.0ml/min、4.0ml/minにまで増加させると、track1、3では窒素不足が解消されて脱窒速度が回復したのに対し、track2では低下した。当然のことながら、T-N負荷が増加すると増分相当のTOCが消費される。track1、3では炭素源からの易分解性有機物の供給が十分でありTOCの律速を受けずにT-N負荷とともに脱窒速度が増加するのに対し、track2では脱窒に要する易分解性有機物の供給が不十分であるためにTOCの律速を受けて脱窒速度が低下する。以上が、上記のような結果の原因と考えられる。このことは、図-8(c)に示すように、負荷流量の増加とともに残留TOC濃度が減少していることから確認される。この結果は、T-N負荷と易分解性有機物の溶出量がバランスする負荷流量の下で、脱窒効率の極大値が出現する可能性を示唆している。すなわち、[窒素負荷（負荷流量）、炭素供給量]の最適組み合わせによって脱窒効率を最大化できる可能性がある。

本実験結果に基づき、各炭素源の脱窒促進性能が以下のように総括される。ビール粕の炭素溶出期間は短いため、一定の脱窒能力を継続するために定期的な補充が必要である。固化油は水素徐放剤と同程度の脱窒能力を示す。しかし、固化油から溶出したTOCの余剰分により処理水が白濁する。曝気により白濁が消滅したため、適切な後処理を施せば固化油の実用化があり得る。水素徐放剤の脱窒効果は安定しているが、冒頭に述べたように、実用化には経済上の課題が残されている。

4. 脱窒過程の水質モデル

(1) 水質モデルの概要

浸出水処理施設の諸元を決める上で必要な水素徐放剤の量や最適流量などを推算するために脱窒過程の水質モデルを構築した。ここでは、安定な脱窒効果を発揮する水素徐放剤を炭素源に用いた場合の解析例を示す。生物

図-8 負荷流量と各項目との関係

化学的反応による水質濃度 x の時間変化量は次式であらわされる。

$$\frac{dx}{dt} = S(x) \quad (1)$$

ここで、 t : 時間、 $S(x)$: 水質項目 x に関する反応収支である。反応には微生物が介在し、酵素反応に適用されるMichaelis-Menten型の反応速度式を採用する。

流出入負荷の影響は、以下の連続式により記述される。

$$x_{t+1} = \frac{(x_t + S(x) \cdot dt) \cdot (V - Q \cdot dt) + x_{in} \cdot Q \cdot dt}{V} \quad (2)$$

ここで、 x_t : 時刻 t における各水質濃度、 x_{t+1} : t から dt 時間後の各水質濃度、 $S(x)$: 反応槽における濃度変化率、 V : 反応槽容積、 Q : 流入量、 x_{in} : 流入濃度である。

(2) 各水質項目の収支式

本モデルでは硝酸態窒素 $\text{NO}_3\text{-N}$ 、リン酸態リン $\text{PO}_4\text{-P}$ 、浸出水に元々含まれる難分解性有機物濃度 C_{ori} 、水素徐放剤から溶出した易分解性有機物濃度 C_{amte} 、溶存酸素濃度 DO の5つの水質項目と脱窒菌濃度 B_{ND} 、有機物酸化菌濃度 B_{CC} の2つの微生物項を定式化した。一例として、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の収支式 $S(\text{NO}_3)$ は以下のようにあらわされる。

$$S(\text{NO}_3) = -R_{ND} \cdot f_{ND}(T) \cdot \frac{D_{ND}}{D_{ND} + DO} \cdot \frac{\text{NO}_3}{C_{ND} + \text{NO}_3} \cdot B_{ND} \times \left(\phi_{11} \cdot \frac{C_{ori}}{C_{Co} + C_{ori}} + \phi_{12} \cdot \frac{C_{amte}}{C_{Ca} + C_{amte}} \right) \quad (3)$$

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} : 各有機物濃度、 C_{Co} 、 C_{Ca} : 各有機物種に対する半飽和定数、 ϕ_{11} 、 ϕ_{12} : 各有機物種に対する分配定数である。添字 ND は脱窒に関する諸量を、添字 ori 、 amte は、有機炭素のうち浸出水由来、水素徐放剤由来の成分にそれぞれ対応する。式(3)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。

$$S(B_{ND}) = f_{BND}(T) \cdot \frac{D_{BND}}{D_{BND} + DO} \cdot \frac{\text{NO}_3}{C_{BND} + \text{NO}_3} \cdot \frac{\text{PO}_4}{P_{BND} + \text{PO}_4} \cdot B_{ND} \times \left(R_{BNDori} \cdot \frac{A}{V} \cdot \frac{C_{ori}}{C_{NDCO} + C_{ori}} + R_{BNDamte} \cdot \frac{A_{amte}}{V} \cdot \frac{C_{amte}}{C_{NDCA} + C_{amte}} \right) - R_{DBND} \cdot f_{DBND}(T) \cdot B_{ND} \quad (4)$$

ここに R_{BNDori} 、 $R_{BNDamte}$: 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、 A_{amte} : 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。

(3) 温度制御関数

脱窒反応を担う微生物は水温の影響を受け、その好適水温は $25 \sim 30^\circ\text{C}$ とされている。本実験では屋外貯留池で硝化された浸出水を試料水として用いており、資料水の温度が季節的に変動する。また、前述のようにある実験期間において不測の空調停止により水温が低下した。以上のような水温変化が生じたため、本実験では脱窒が

(a) $\text{NO}_3\text{-N}$

(b) TOC

(c) $\text{PO}_4\text{-P}$

(d) DO

図-9 各水質濃度の実験値と解析値の比較

水温の律速を受ける可能性が高い。そこで、水温の影響を脱窒モデルに組み込むために、以下の温度制御関数を定式化しパラメータを同定した。

$$f(T) = \theta^{(T-20)} \quad (5)$$

ここに θ : 温度補正係数, T : 水温である。

(4) 水質解析に基づく考察

4.で記した脱窒モデルを用いて水質挙動を再現した結果を図-9に示す。緑色の曲線は解析値で記号は実験値である。赤線は水温で与条件である。"Inflow"は流入条件として与えられる試料水の諸量であり、比較すべき解析値はない。図-9(a)を見ると、 $\text{NO}_3\text{-N}$ は実験開始初期の負荷流量が小さい段階において脱窒により枯渇気味であること、負荷流量の段階的增加にともない脱窒が追いつかなくなり $\text{NO}_3\text{-N}$ の残留量が増加することなど、実験で観測される窒素の挙動が良好に再現されている。また、空調停止により水温が低下した際には脱窒が減速し、恒温水槽を用いて水温制御を開始すると脱窒速度が回復するなど、水温にともない脱窒の律速状況が温度制御関数によって良好に再現されている。

図-9(b)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が減少している。解析でもこのようなTOCの挙動が良好に再現されている。

図-9(c)には $\text{PO}_4\text{-P}$ の経時変化を示す。 $\text{PO}_4\text{-P}$ は微生物の菌体を構成する元素の一つであり、本モデルでは微生物の増殖に連動して消費されるように定式化されている。過去の実験によれば⁹⁾、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、負荷流量の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 $\text{PO}_4\text{-P}$ の消費が減少して $\text{PO}_4\text{-P}$ の残留量が増えることが確認されている。しかし、本実験では、負荷流量が2.0, 4.0 ml/minと増加するにともない $\text{PO}_4\text{-P}$ の消費量がむしろ増加するなど、過去の実験とは異なる挙動を示している。この点について解析結果と大きく乖離しており、実験における $\text{PO}_4\text{-P}$ の挙動を解明し、パラメータを適切に調整することで再現性を向上させる必要がある。

図-9(d)のDO時系列では、解析・実験ともに流入濃度に依らず速やかに消費されており、ほぼ0mg/lの嫌気的環境が維持されている。

5. まとめ

メタノールに代わる炭素源として水素徐放剤、ビール粕、固化食用油を流水系カラムに充填し、浸出水の脱窒性能を確認した。本研究で得られた知見を要約する。

①水素徐放剤を用いたtrackでは負荷流量を増加させるとつれて脱窒速度が増加する。さらに負荷流量を増加させると、ある最適な負荷流量の下で脱窒速度が極大値をとると推察される。本実験で確認された最大脱窒速度は負荷流量4.0ml/minの時の0.97g/m²/dayであった。

②ビール粕の場合には脱窒の進行が確認され、ビール粕が脱窒の炭素源として利用できることは間違いないが、新鮮なビール粕には $\text{NH}_4\text{-N}$ が含有されており、その溶出

によって初期段階に一時的な窒素負荷をもたらす。ビール粕に含有される $\text{NH}_4\text{-N}$ を脱窒槽への投入前に除去するなどの前処理を施すことと、TOCが枯渇しないようにビール粕を持続的に補填供給することが実機に適用する場合の課題である。

③固化食用油はビール粕よりも炭素源の持続性と脱窒性能に優れた代替炭素源であるが、余剰炭素の白濁を緩和するために曝気などの後処理を併用するのがよい。

④脱窒過程の水質モデルを構築し、本実験で計測された $\text{NO}_3\text{-N}$, TOC, $\text{PO}_4\text{-P}$, DOの時間変化挙動を再現した。微生物の新陳代謝にともなう脱窒反応が解析によって良好に再現された。 $\text{PO}_4\text{-P}$ については実験値との乖離が見られ水質モデルの課題を残した。

⑤脱窒反応の温度依存性は高く、水質解析に適切な水温制御関数を組み込むことが重要であることを確認した。また、脱窒反応における $\text{PO}_4\text{-P}$ の役割を無視することはできないが、本解析では $\text{PO}_4\text{-P}$ の再現性は必ずしも十分でなく、 $\text{PO}_4\text{-P}$ 収支に関わる生物化学的収支について検討する余地が残された。

謝辞

本論文の作成にあたり、神戸大学大学院の大石哲教授には適切で熱心なご指導を賜った。記して謝意を表する。

参考文献

- 1) 福永勲：窒素・リンに係わる環境水の現状と水処理技術の最近の進歩, 生活衛生, Vol.38, No.5, pp221-244, 1994.
- 2) 道奥康治, 釘宮晃一, 山田怜奈, 伊藤義明, 八木正博, 中道民広：ゴミ埋め立て処分場からの浸出水のマイクロバブルによる水質浄化, 水工学論文集, 第51巻, pp.1403-1408, 2007.
- 3) 道奥康治, 山田怜奈, 松本敏秀, 釘宮晃一, 中道民広, 伊藤義明, 八木正博, 原義晴：廃棄物堆積層からの浸出水の浄化処理に関する実証試験, 水工学論文集, 第52巻, pp.1273-1278, 2008.
- 4) 和田有朗, 中道民広, 八木正博, 松本敏秀, 釘宮晃一, 道奥康治：経年化した廃棄物埋立処分場からの浸出水の脱窒処理に関する基礎的検討, 水工学論文集, 第55巻, pp.S_1489-S_1494, 2011.
- 5) 村澤浩一郎, 納村和美, 森崎久雄, 佐野明美, 寺田剛史, 田井中善雄：高級脂肪酸を水素供与体として用いた水路の直接脱窒, 水環境学会誌 = Journal of Japan Society on Water Environment 25(12), pp737-742, 2002.
- 6) 李盛源, 田瀬則雄：酸化的浅層地下水における硝酸性窒素の原位浄化, 地下水学会誌, 49(2), pp.97-114, 2007.
- 7) 田中健治, 道奥康治, 中道民広, 八木正博, 和田有朗：炭素・リン・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, 土木学会論文集B1(水工学), Vol.68, No.4, pp.I_619-I_624, 2012.
- 8) 吉村二三隆：これでわかる水処理技術, pp.131-140, 工業調査会, 2002.
- 9) 田中大也, 井上晃介, 田中健治, 道奥康治, 八木正博, 中道民広, 和田有朗：種々の炭素源を用いた浸出水の脱窒処理に関する実験的検討, 土木学会第67回年次学術講演会講演概要集, VII-023, 2012.

(2014. 9. 30受付)