経年化した廃棄物埋立処分地からの浸出水の 脱窒処理に関する基礎的検討

A PRELIMINARY EXPERIMENT ON DENITRIFICATION OF WASTE LANDFILL LEACHATE

和田有朗¹・中道民広²・八木正博³・松本敏秀⁴・釘宮晃一⁵・道奥康治⁶
Nariaki WADA, Tamihito NAKAMICHI, Masahiro YAGI, Toshihide MATSUMOTO,
Akikazu KUGIMIYA and Kohji MICHIOKU

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

³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)

⁴正会員 ㈱タクマ (〒660-0806 兵庫県尼崎市金楽寺町2-2-33)

⁵正会員 ㈱大林組 (〒108-8502 東京都港区港南2-15-2 品川インターシティB棟)

⁶フェロー会員 神戸大学大学院教授 工学研究科 (〒657-8501 神戸市灘区六甲台町1-1)

A laboratory experiment on denitrification was carried out in order to reduce nitrogen load from municipal landfill leachate. Nitrogen was efficiently removed by feeding sludge of the leachate pond into the tanks, which could activate denitrification bacteria. Although inorganic reducing agent such as iron powder was not able to make the whole water mass anoxic, denitrification took place by supplying organic matters such as methanol, hydrogen feeding agent, etc.. It is considered that small amount of anoxic water film produced on surfaces of container and carriers might contribute to denitrification, although the bulk water is kept aerobic. It is found that organic matters contained in the leachate is so insufficient that nitrification liquid circulation does not work well for denitrification.

Key Words : landfill leachate, municipal solid waste, denitrification, inorganic deoxidization

1. はじめに

内陸に埋め立てられた廃棄物堆積層では、降水浸透・地下水流出がアンモニア態窒素・金属諸成分の負荷をもたらし、河川水域・沿岸域におよぼす環境影響が懸念される。埋め立て直後の期間においては高濃度の物質負荷が継続するため、本格的な施設による廃水処理が必要かつ有効である。しかし、時間を経て堆積層が安定化し物質濃度が減少すると、突発的な負荷上昇が見られる出水期を除けばやや低水準の負荷が長期間にわたり継続するため、低廉・簡便な廃水処理と持続的で緩やかな水質管理が望ましい。

研究対象は標高350mの山地内に設置された敷地面積65haの一般廃棄物処分場である。浸出水は貯水容量20,000m³の貯留池にいったん貯められ、約500m³/dayの処理速度で硝化-脱窒処理されている。しかし、埋立終了後からすでに25年以上を経過して、稼働中の廃水処理施

設も老朽化しているため、施設を速やかに閉鎖して経済的で省力的な浄化方式に切り替えることが望まれている。浸出水貯留池ではアンモニア性窒素やマンガンなどの濃度が高く嫌気的である。特に窒素負荷を軽減するには硝化・脱窒が必要であり、著者らは貯留池において、これまでマイクロバブル・エアレータによる硝化技術の実験的¹⁾・実証的²⁾検討を進めてきた。その結果、酸素曝気はアンモニア性窒素から硝酸への酸化を促進するとともにマンガンなど金属類の不溶化・沈殿を促進することを確認した。その一方で、浸出水の嫌気性を利用した硝化水の脱窒促進がもう一つの課題である。本研究では、マイクロバブルによって硝化された浸出水の効率的な窒素除去を実現するために³⁾、脱窒工程を基礎的・実験的に検討することを目的とする。

生活排水など一般下水を対象とする窒素除去技術としては、生物学的な硝化液循環法・自己固定化法・生物膜法などがあり、化学的処理法としてはイオン交換法・電気透析法などが知られている⁴⁾。硝酸性窒素で汚染され

図-1 実験容器

写真-1 実験の様子

写真-2 実験に使用した担体

表-1 実験条件 (実験Ⅰ：2006年7月11日～8月18日)
(実験Ⅱ：2006年8月18日～9月11日)

Case	実験	試験体	還元剤	有機物	脱窒菌
①	I	硝化水 5L	鉄粉 10g	—	—
	II	硝化水 5L	鉄粉 10g	水素徐放剤 10g	底泥 1g
②	I	硝化水 5L	鉄粉 10g	メタノール 0.5g	—
	II	実験Ⅰの水 2.5L* +硝化水 2.5L	鉄粉 10g*	メタノール 0.5g	担体
③	I	硝化水 5L	鉄粉 10g	水素徐放剤 10g	—
	II	硝化水 5L	鉄粉 10g	水素徐放剤 10g	底泥 1g 担体
④	I	硝化水 5L	鉄粉 10g	水素徐放剤 10g	底泥 100g
	II	実験Ⅰの水 2.5L* +硝化水 2.5L	鉄粉 10g*	水素徐放剤 10g*	底泥 100g*
⑤	I	硝化水 2.5L +原水 2.5L	鉄粉 10g	(原水)	底泥 100g
	II	実験Ⅰの水 2.5L* +硝化水 1L +原水 1.5L	鉄粉 10g*	(原水)	底泥 100g*
⑥	I	硝化水 5L	—	水素徐放剤 10g	—
	II	硝化水 5L	鉄粉 10g	水素徐放剤 100g	底泥 1g
⑦	I	硝化水 5L	—	—	—
	II	硝化水 5L*	—	—	—

※①～⑥では、スターラーで低速撹拌する。⑤の(原水)とは、貯留池から廃水処理施設に入る直前の浸出水を有機物供給源として添加することを意味する。②、④、⑤、⑦に付した*は、実験Ⅰの試料水を引き継いで使用したことを意味する。担体は微生物の付着基質として脱窒菌の脱窒効果を活性化させる機能を有する。廃水処理施設の脱窒塔で使用されている担体(ポリエチレン製(大日本プラスチック㈱)、ネットリング NL5252E)を本実験での担体として転用する(写真-2)。担体の密度は4,700個/m³、210cm³/個、比表面積94m²/m³、201cm²/個である。担体によって汚泥の付き方に差があったため、ブラシで擦って均質にし、2-3cmに切断し実験容器に投入した。

た地下水を対象とする水処理としては、副島ら⁵⁾や李ら⁶⁾による脱窒技術の研究がある。生活排水は濃度があまり変わらないのに対し、本研究で対象とする浸出水は、埋め立て物や埋め立ての進捗状況により変動する。特に経年化した場合には、有機物と窒素とリンのバランスが崩れることが一般下水との大きな相違点であり、これらを含めた脱窒技術に関する知見が十分に得られていないのが現状である。

2. 実験方法³⁾

図-1のように5Lの密閉可能な容器に試料水と各種物質を投入し、表-1のように第1回目の実験(実験Ⅰ)を実施した。脱窒反応における投入物質の役割を表-2に要約する。試料水は、廃水処理施設内の第2散水ろ床塔出口か

表-2 各種投入物質に期待される機能

投入物	効果	鉄粉	水素徐放剤	メタノール	原水	底泥	担体
還元剤	酸素を奪い、還元環境を作る。	○	△	△	—	—	—
有機物	水素供与体として、有機物を与える。	—	○	○	○	○	—
脱窒菌	硝酸態窒素を窒素ガスに還元する。	—	—	—	—	○	○

※水素徐放剤とメタノールに関しては、水素供与体として有機物供給の機能を期待しているが、水素供与体として消費されない分は酸化分解されて酸素を消費して還元的環境をもたらす効果もあることから、還元剤としての機能として△を付記している。ここで、水素徐放剤とは水素を徐々に放出するように工夫したもので、長期間にわたって水素の効果が持続するために使用するものである。実験で使用したアムテクリーンNは脱窒促進剤でPanasonic.TR-AMNO101の製品である。平均炭素数17.1の高級脂肪酸組成物を用い、その組成はあらかじめ脱窒性能が評価されているステアリン酸65重量%、パルミチン酸30重量%、ミリスチン酸5重量%組成物である⁷⁾。これは反応速度が遅く、脱窒素量が少なく、人手をかけないで機能するという目的で用いられたものである。

ら採水した。この地点において浸出水に含まれるアンモニウム性窒素成分NH₄-Nのほとんどは長時間空気にさらされることにより硝酸性窒素NO₃-Nにまで硝化されているので、マイクロバブル曝気を実施している貯留池内で起こっている硝化を想定したものである。以後、これを「硝化水」と記す。還元剤としては、寺尾の実験⁸⁾と同様に鉄粉を使用した。有機物源としては、水素徐放剤(アムテクリーンN)、メタノール、原水(貯留池から廃水処理施設に入る直前の水：硝化液循環を想定)の三種類を用いた。前二者については還元機能も併せて期待している。水素徐放剤(表-2参照)は、高級脂肪酸を長期間にわたり徐々に供給するという利点⁹⁾がある。メタノールに関しては、硝酸性窒素1gの脱窒に対して約2倍必要とされており¹⁰⁾、本実験も同様に約2倍とした。ここで、硝酸性窒素濃度が50mg/Lで、水量が5Lであるため、窒素の負荷は0.25g(50mg/L×5L=250mg)となる。従って、メタノール量は2倍となるよう0.5gを投入した。また、原水の有機物濃度はBOD：10～280mg/L、COD_{Mn}：12～35mg/L、SS：3～38mg/L、T-N：38～85mg/L、NH₄-N：32～80mg/Lである。なお、原水の水質に幅があるが、これは降水量の多寡等によって浸出水の濃度が大きく変動するためである。次に、貯留池の底から底泥を採取して、脱窒菌供給源として使用した。底泥投入の有無から底泥の脱窒促進効果を確認することが目的である(表-1)。⑦は還元剤、有機物、脱窒菌のいずれも無添加の参照ケース(コントロール)である。写真-1に実験の様

子を示す。一連の実験は、恒温槽を用いずに自然温度（20℃）条件の下で実施された。脱窒の進行速度によっては、硝酸イオンが枯渇して反応が停止する試料があった。そのため、2006年8月18日より硝化水を適宜添加して、表-1のような実験条件のもとで実験Ⅱを継続した。

①③⑥では各投入物質の脱窒反応におよぼす効果を明らかにすること、②④⑤では脱窒速度におよぼす各因子の影響を確認するために設定されている。実験Ⅱの②と③では、担体を実用すると水中の窒素濃度の低下にどのような効果があるのかを検証した。④と⑤では、硝酸イオンの消費が大きかったため、同年8月29日に試料水の半分を原水に置換してさらに実験を継続した。実験開始直後の数日間においては毎日採水して反応状況を計測した。その後、反応が緩やかになると採水回数を週2回程度に減らした。10項目の水質成分濃度を計測したが、本文では脱窒反応に対して重要な7項目に限定して報告する。表-3に各種項目の測定・分析方法を示す。

3. 実験結果と考察

(1) 窒素成分の経時変化（実験Ⅰ,Ⅱ, 図2~5）

実験Ⅱにおける窒素成分の経時変化を図2~5(左側)に示す。まず、有機物を添加しない①のケースにおいても最終的にはT-Nが若干減少している(図2左側)。後述のようにTOCが緩やかに減少している(図9左側)ことを考慮すると、硝化水にもともと含まれている多少の有機物が水素供与体として機能し、わずかに脱窒が進行したと考えられる。これに対してメタノールを添加した②の場合には、①よりもかなり大きな速度で脱窒が進行し

表-3 測定・分析方法

測定・分析項目	測定・分析器具	測定・分析方法
全窒素 (T-N)	分光光度計	紫外線吸光度法
アンモニア性窒素 (NH ₄ -N)		インドフェノール青吸光度法
亜硝酸性窒素 (NO ₂ -N)	イオンクロマトグラフ	イオンクロマトグラフ法
硝酸性窒素 (NO ₃ -N)		
溶存酸素濃度 (DO)	多項目水質計	電極法
酸化還元電位 (ORP)		
全有機炭素 (TOC)	TOC 計	燃焼酸化-赤外線式 TOC 分析法

ている。

脱窒菌供給源として底泥を添加した④のケース（有機物供給源は水素徐放剤）では、脱窒がかなり促進されている。底泥とともに有機物供給源として原水を添加した⑤のケースについても、④と同程度の脱窒反応が進行している。④のケースでは、NH₄-Nがやや増加していることから、NO₂-NやNO₃-NをN₂に変化させる脱窒菌以外に、底泥が自己分解したときに発生するアンモニアの存在も考えられる。⑤のケースは、前述のように硝化液循環法に相当する考え方で原水（貯留池から廃水処理施設に入る直前の水）を添加したものである。もともと浸出水にNH₄-Nが多く含まれるため実験開始時におけるNH₄-N濃度は他のケースよりも高い。しかし、ORPは正で酸化的環境に維持されていたため(図8左側)、NH₄→NO₂→NO₃へと硝化が進んでいる(図6)。これに対して、④のケースではORPが負であったため(図8左側)、NH₄の一部は酸化されることなく残留している。

還元剤（鉄粉）を添加しない⑥と参照ケース（全ての物質が無添加）の⑦を比較すると、いずれの水質項目もほぼ同様の挙動を示しており、今回の実験条件では⑥の水素徐放剤の添加だけでは脱窒がほとんど進行しないことがわかる。③と⑥を比較すると、鉄粉が還元剤として脱窒におよぼす効果が顕著である。還元剤は容器全体の

図-2 全窒素T-N (実験Ⅱ)

図-3 アンモニア性窒素NH₄-N (実験Ⅱ)

図-4 亜硝酸性窒素NO₂-N (実験Ⅱ)

図-5 硝酸性窒素NO₃-N (実験Ⅱ)

図-6 ⑤(実験Ⅰ)における窒素成分の推移

図-7 溶存酸素DO (実験Ⅱ)

平均的なORPやDOの濃度を大きく低下させるものではないが（図-7左側，8左側），還元的な液膜を担体や容器壁面などへ局所的に形成させ，脱窒を促進する効果を発揮すると推定される。

実験Ⅱにおける窒素成分の経時変化を図-2~5（右側）に示す。①，③，⑥の三ケースでは試料水を新規に充填して実験を開始したのに対し，②，④，⑤と参照ケースの⑦では実験Ⅰの試料水を引き継いでいるため，すでに脱窒菌が馴致され活性化している。そのため，最初の10日間においては，②，④，⑤における反応速度が①，③，⑥に比べて大きい。

③と⑥では同程度の速度で脱窒が進行し，①の反応はやや遅い。①と③の条件の違いは担体の有無だけであるので，担体が脱窒菌の活性化にある程度機能していることは確認される。一方，③では担体を投入し，⑥では担体を投入せずに水素徐放剤を増量した。両者が同程度の反応速度であったことから，担体・有機物増量の双方とも脱窒を促進しているようであるが，水素徐放剤が水面に浮上する一方，担体は沈降していたため，両者が相乗的に機能したわけではない。担体表面の脱窒菌が水素徐放剤の有機物を効率よく取り込んで脱窒をさらに促進するためには，実用上可能な水素徐放剤を担体に蒸着させるなどの工夫が必要と考えられる。

②のケースでは，実験Ⅰから引き継がれた脱窒菌の活性度が高く，しかもメタノールから効率的に有機物が供給されたため，実験Ⅱ開始後7日間におけるT-Nの減少速度は全ケース中で最大であった。7日目以降から反応速度が低下したが，これは，メタノールが消費されて有機物が枯渇したことが原因と考えられる。このことは後述のTOCの挙動（図-9右側）からも裏付けられる。

④と⑤においても，実験Ⅰで添加された底泥により脱窒菌数が多く存在し，脱窒反応は活発である。そのため，11日目には全窒素の大部分が除去され，反応が停止した。そこで，試料水を2分の1に減らして，④については硝化水2.5Lを，⑤については硝化水1Lと原水1.5Lをそれぞれ追加して実験を継続した。

(2) 溶存酸素濃度DOの経時変化（図-7）

脱窒反応はDO濃度やORPに依存する。一般には，DOが0.5mg/L以下に至ると脱窒が生じると言われている。

図-8 酸化還元電位ORP（実験Ⅰ，Ⅱ）

図-9 全有機炭素TOC（実験Ⅰ，Ⅱ）

図-10 全窒素T-Nの濃度偏差
（還元剤と脱窒菌環境の効果）

しかし，全域的にDO濃度が高い場合においても，ブロックなどに局所的な貧酸素水塊が形成されると脱窒が進むことが知られている¹¹⁾。これによると，図-7が示すように，実験Ⅰ，Ⅱのいずれにおいても全てのケースにおいて無酸素状態には至っていないが，脱窒反応がいくつかのケースで確認された。本実験では，ブロックは形成されていないが，実験容器の壁面上や担体表面上で局所的に脱窒が進んだものと考えられる。

(3) 酸化還元電位ORPの経時変化（図-8）

一般に，ORPが-50mV以下の場合に脱窒が進み，脱窒の進行によってORPがさらに減少するとされている¹¹⁾。本実験の大半のケースではこのような脱窒に関するORPの必要条件が満たされていないが，DOと同様な状況で脱窒は進行していると推定される。実験Ⅰは38日で終了しており，実験Ⅱの最初の値が大きいのは外乱と考えられる。

(4) 全有機炭素濃度TOCの経時変化（図-9）

実験Ⅰ，Ⅱともに，メタノールを添加した②のケースでは，他のケースに比べて特徴的なTOCの挙動を示している。窒素化合物の挙動（図-2~5）とも連動しているが，実験Ⅰ，Ⅱともに，メタノールから供給された初期のTOCが脱窒反応に消費されて急速に減少している。特に，実験Ⅰの期間中に馴致され担体投入によって脱窒菌が活性化した実験Ⅱの②のケースでは，TOCの消費速度が大きく，7日目前後にはすでに枯渇した。メタノールの消費後の8日目以降，T-Nの減少は鈍化している。

4. [還元剤，脱窒菌環境，有機物条件]が脱窒におよぼす効果

表記の実験結果に基づいて，表-2に示す各種投入物質が脱窒におよぼす効果を検証する。窒素成分の濃度時系列から表-4のような引き算によって各ケース間の濃度差を算出し，[還元剤，脱窒菌，有機物]に関する影響因子が窒素収支におよぼす効果を定量評価した。表-4左側5つの引き算によって算出された還元剤と脱窒菌環境の効果の結果を図-10~13に示す。表-4右側5つの引き算によって算出された有機物条件の効果の結果を図-14~17に

表-4 脱窒反応におよぼす投入物質の効果を検証するためのケース間の濃度偏差の算出

還元剤 の効果	鉄粉10g (水素徐放剤無)	I ①-I ⑦	有機物条件 の効果	メタノール (鉄粉有)	I ②-I ①
	鉄粉10g (水素徐放剤有)	I ③-I ⑥		水素徐放剤10g (鉄粉無)	I ⑥-I ⑦
脱窒菌環境 の効果	底泥1g (水素徐放剤・鉄粉有)	II ①-I ③		水素徐放剤10g (鉄粉有)	I ③-I ①
	底泥100g (水素徐放剤・鉄粉有)	I ④-I ③		水素徐放剤 100g (鉄粉・担体有)	II ⑥-II ①+I ③-I ①
	担体 (水素徐放剤・鉄粉有)	II ③-II ①		原水	I ⑤-I ①-(I ④-I ③)

(注) 各表三列目は左側から右側の実験ケースの濃度差を差し引くことを意味する。(I, II)は実験I, IIをそれぞれあらわし、丸番号は各ケースに相当する。

図-11 アンモニア性窒素NH₄-Nの濃度偏差 (還元剤と脱窒菌環境の効果)

図-12 亜硝酸性窒素NO₂-Nの濃度偏差 (還元剤と脱窒菌環境の効果)

図-13 硝酸性窒素NO₃-Nの濃度偏差 (還元剤と脱窒菌環境の効果)

図-14 全窒素T-Nの濃度偏差 (有機物条件の効果)

図-15 アンモニア性窒素NH₄-Nの濃度偏差 (有機物条件の効果)

図-16 亜硝酸性窒素NO₂-Nの濃度偏差 (有機物条件の効果)

図-17 硝酸性窒素NO₃-Nの濃度偏差 (有機物条件の効果)

示す。なお、実験Iは38日間継続されたが、実験IIは④のケースにおいて24日目に硝酸イオンが消費・枯渇して計測を終了したため、全ケースに対し24日目までの濃度時系列だけを対象とした。

(1) 還元剤および脱窒菌環境の効果

図-10~13には還元剤ならびに脱窒菌を規定する環境諸因子が窒素成分の挙動におよぼす影響を示す。図-10を見るとT-Nの低減に対して鉄粉はわずかの効果を発揮している。底泥の投入量も1g程度ではそれほど脱窒が進行しているわけではない。

鉄粉だけを投入した場合と水素徐放剤を加えた場合を比較するとその差はわずかであるので、水素徐放剤の還元機能は認められるものの限定的である。図-10と図-13

に着目すると、いずれのケースもほぼ同様の濃度差時系列を示している。このことから、除去された窒素の大部分がNO₃-Nであり、脱窒は主にNO₃-N→N₂の反応系で進行していること、また、図-11, 12に見られるようにNH₄-NとNO₂-Nの収支には、還元剤や脱窒菌環境の影響が小さいことがわかる。ただし、鉄粉を添加したケースでは、他のケースに比べてNH₄-Nの微増が認められる。これには以下の還元反応が関与している可能性がある。

また、底泥投入量が1gと100gの脱窒効果(T-Nの減少)には大きな違いが見られる。したがって、ここで検討した諸因子の中では脱窒菌の生息数が主たる律速条件であることが確認される。担体の投入は100gの底泥投入に次ぐ脱窒促進効果があるが、前述のように容器底の一部を占める程度の担体投入量であったため、その効果は限定的であったと考えられる。さらに多量に投入して微生物付着面積を増加させる、脱窒菌が有機物を有効に利用できるように水素徐放剤を担体近辺に分布させるなどの工夫が必要である。

(2) 有機物条件の効果

本実験では、脱窒に必要な有機物源としてメタノール、水素徐放剤、原水を添加し、それぞれの因子が脱窒にお

よぼす影響を検証した。図-14~17に各因子がおよぼす影響をケース間の濃度差時系列によって表示する。

図-14のT-N濃度偏差のうち水素徐放剤10gを添加したケースを見ると、還元剤（鉄粉）を投入しない場合にはT-Nがほとんど減少しておらず、水素徐放剤の効果がほとんど発揮されてないことがわかる。その原因として、鉄粉を投入した場合には鉄イオンが溶出する際に発生する水酸化イオンが水素徐放剤の徐放を促進する¹⁰⁾が、鉄粉がない場合には水素徐放剤の徐放が促進されないことが考えられる。そのため、今回使用した水素徐放剤10gを単独に使用した場合には、溶解速度が小さすぎて脱窒を促進する効果がほとんどないことがわかる。

一方、水素徐放剤を100gに増量添加した場合には、NO₃-Nの全てがN₂に還元されるのではなく、一部はNH₄-NやNO₂-Nへ還元されている（図-15~17）。したがって、NO₃-NほどにはT-Nが減少していない。しかし、全体としてはメタノール添加の場合と同程度の脱窒効果を発揮している（図-14）。

実機貯留池への適用を考えた場合、メタノールは消費速度が大きいため頻繁な添加が必要となり、省力的な浄化システムとしては適さない。水素徐放剤の場合には、水への溶解が緩慢であり耐用期間が長いので、より可能性の高い脱窒工程と考えられる。

硝化水循環を想定した原水添加のケースにおいては、添加直後のNH₄-Nの増加、NO₃-Nの減少が見られ、その後、容器全体の好気的環境の影響で硝化が進むが（図-15, 17）、全体として全窒素の増減は見られず、脱窒の効果はほとんど認められなかった（図-14）。図-2の⑤のケースで脱窒が進行するのは、底泥が有機物の供給源になっているとも考えられる。

5. おわりに

経年化した廃棄物埋立処分地からの浸出水の窒素負荷を軽減することを目的として、浸出水貯留池のマイクロバブル曝気によって生成された硝化水を利用する脱窒処理工程を実験的に検討した。主な知見が以下のように要約される。

- 1) 試料水が嫌氣的ではなくとも、還元剤（鉄粉）などを添加することによって脱窒の進行を確認した。
- 2) 脱窒菌の供給源として貯留池の底泥は有効に脱窒促進に対して機能することを確認した。また、本実験条件内では担体の効果も限定的ではあるがみられた。担体近傍での脱窒菌の生息環境を適切に維持することによって脱窒促進を期待することができる。
- 3) 水素徐放剤だけではなく鉄粉など水素徐放剤の機能を最大化する措置を施すことにより、水素供与体の脱窒促進効果を増加することが可能である。
- 4) 実用的で低廉な浄化システムとしての硝化水循環法を想定し、メタノールに替わる有機物供給源として原

水を添加したが、脱窒反応は低調であった。下水処理のように有機物を高濃度に含有する廃水処理の場合には、硝化水循環が効率よく機能するが、経年化した廃棄物埋立処分地からの浸出水の場合には脱窒反応を促進するだけの十分な有機物を含んでいないと考えられる。したがって、浸出水の硝化液循環処理を実用化する場合には、本実験での底泥添加のような工程によって有機物を人為的に供給する必要がある。

本浄化システムでは微生物濃度の維持が重要であり、微生物濃度測定と浄化の状況の定量化を今後の課題とする。

謝辞：実験と水質分析は、神戸市環境保健研究所の伊藤義明氏のご指導を得ながら実施された。また、当時神戸大学大学院の山田怜奈氏には実験とデータ解析にご協力頂いた。記して謝意を表する。

参考文献

- 1) 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.
- 2) 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.
- 3) 松本敏秀, 道奥康治, 釘宮晃一, 山田怜奈：廃棄物埋め立て処分場からの浸出水の脱窒処理技術の基礎的検討, 第62回土木学会年次学術講演会, 2007.
- 4) 本橋敬之助：水質浄化マニュアル技術と実例, pp.188-201, 海文堂, 2001.
- 5) 副島敬道, 伊藤雅子, 今村聡, 寺尾宏：透過性浄化壁工法による硝酸性窒素汚染地下水の浄化技術, 大成建設技術研究所報33, pp.71-74, 大成建設技術研究所, 2003.
- 6) 李盛源, 田瀬則雄：透水性浄化壁による硝酸性窒素の原位置浄化, 第11回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会要旨集, pp.41, 2005.
- 7) 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, Vol.25, No.12, pp.737-742, 2002.
- 8) 寺尾宏：硝酸性窒素による地下水汚染とその浄化対策, 岐阜県保健環境研究所報第14号, 2006.
- 9) 野原勝明, 坪田康信, 村井貞人, 高月修：水素徐放剤を用いた揮発性有機化合物汚染土壌の浄化, 地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会講演集, 第9巻, pp.222-223, 2003.
- 10) 環境省環境管理局水環境部：硝酸性窒素による地下水汚染対策事例集, pp.209-248, 2004.
- 11) 北尾高嶺：生物学的排水処理工学, pp.242-246, コロナ社, 2003.

(2010. 9. 30受付)