

(38) 浸出水循環式を適用した海面埋立廃棄物最終処分場の安定化促進モデル試験

清 和成^{1*}・内河 裕美¹・Sang N. NGUYEN¹・池 道彦¹・藤田 正憲^{1,2}・
石垣 智基^{3,4}・Blent INANC⁴・井上 雄三⁴・三井 清志⁵・前田 信一⁵・
鈴木 學⁶・門上希和夫⁶・肥塚 隆男⁶

¹大阪大学大学院工学研究科環境・エネルギー工学専攻 (〒565-0871 大阪府吹田市山田丘2-1)

²高知工業高等専門学校 (〒783-8508 高知県南国市物部乙200-1)

³龍谷大学理工学部環境ソリューション工学科 (〒520-2194 滋賀県大津市瀬田大江町横谷1-5)

⁴国立環境研究所循環型社会・廃棄物研究センター (〒305-8506 茨城県つくば市小野川16-2)

⁵ひびき灘開発株式会社 (〒808-0024 北九州市若松区浜町1-18-1)

⁶北九州市環境科学研究所アクア研究センター (〒804-0082 北九州市戸畑区新池1-2-1)

* E-mail: sei@see.eng.osaka-u.ac.jp

廃棄物最終処分場の安定化促進技術の1つである「浸出水循環式」の海面埋立廃棄物最終処分場への適用性を評価するために実証モデル実験槽を構築し、その効果を浸出水水質と微生物挙動の観点から評価した。「浸出水循環式」により、有機物成分や窒素成分の分解・除去促進効果が認められた。特に埋立層上部において、アンモニア酸化細菌群や脱窒細菌群が共存していることが明らかとなり、 $\text{NH}_4\text{-N}$ の酸化、 $\text{NO}_3\text{-N}$ の除去など窒素成分の分解・除去促進効果が確認されたことから、「浸出水循環式」方式は海面埋立処分場においてもその安定化を促進できる技術であると考えられた。

Key Words: accelerated stabilization of landfill, coastal reclamation waste disposal model reactor, leachate circulation, nitrifying bacteria, denitrifying bacteria

1. はじめに

廃棄物の埋立が完了した廃棄物最終処分場を、有害ガス、悪臭、窒素などの化学物質を含む浸出水などのリスクを最小限にとどめるように適正に管理しながら早期に安定化させ、廃止し、あるいは跡地利用を行っていくことが重要な課題となっている。しかし、現状では廃棄物埋立処分場の廃止基準を早期に、また確実に達成することは必ずしも容易ではなく、埋立終了後も長期間に亘って処分場および浸出水処理施設を管理していかなければならないケースが多いことから、事業者の大きな負担となっている。従って、埋立処分場を低コストで、早期に廃止基準を満たすレベルにまで安定化させ、その廃止と跡地利用を促進するための技術開発が求められている。この安定化促進技術の1つである「浸出水循環式微生物性埋立」は、埋立模型槽実験や陸上埋立廃棄物最終処分場(陸上埋立処分場)の浸出水水質調査などにより、他の埋立構造に比べて浸出水が早期に浄化されること、硝

化・脱窒反応が促進され、有機物成分と同時に窒素成分が良好に除去されることが知られている^{1,2)}。

一方、国土面積が小さく陸上に新規の廃棄物最終処分場を確保することが困難な日本において、土地造成も兼ねた廃棄物最終処分場として、特に大都市圏において海面埋立廃棄物最終処分場(海面埋立処分場)への依存度が高まっている。しかしながら、海面埋立処分場では廃棄物が海水面下に没するため嫌気的な環境となり、陸上埋立処分場と比較して汚濁成分の分解速度が遅く、特に、高濃度窒素成分の長期間の残留が主要な問題の1つとなっている。このため、これまでに自然酸化池と高率酸化池を組み合わせた海面埋立浸出水余水の処理³⁾や、固定化硝化菌および脱窒菌を用いた海面埋立浸出水からの窒素除去などの*ex-situ*浸出水処理法が開発されてきた⁴⁾。しかし、経済的に効率の良い*in-situ*浸出水処理が可能な浸出水循環式を海面埋立処分場に適用した例はほとんどない。

本研究では海面埋立処分場を想定したモデル埋立槽

を用いて「浸出水循環式微好気埋立」による海面埋立処分場の安定化促進効果を明らかにすることを目的として、浸出水中の有機成分と窒素成分の挙動、ならびに埋立槽内の微生物群集の解析を行うことにより、浸出水循環式の海面埋立処分場への適用可能性を評価した。

2. 実験材料および方法

(1) モデル実験槽の概要

九州地方の海面埋立処分場内に設置された、縦 1.5 m、横 1.5 m、高さ 3 m の底部に栗石を敷いた鉄製実験槽 4 基 (No.1-4) に、実際に海面埋立処分場に搬入される廃棄物を底部から 2.8 m の高さまで充填し、上部に真砂土で 20 cm の覆土を行った。これに、処分場外の公共用海面から取水した海水を約 900 L 注入し、埋立廃棄物が海水中にある嫌気的な滯水部 (1.4 m) とその上部の微好気的な非滯水部 (1.4 m) を設け、実際の海面埋立処分場を再現した。実験槽中央部には、浸出水の水みちを兼ねた内径 10 cm のガス抜き堅渠を、埋立層内を蛇行するように設置した (図-1, 2)。ここで、蛇行させたガス抜き管の接合部と開放部の断面積比は 1:3 とした。

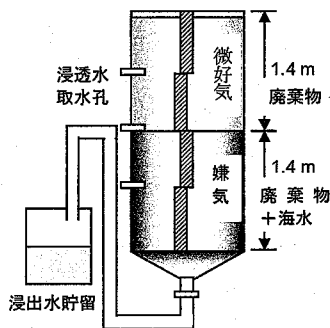


図-1 海面埋立実験槽非循環式 (No.1, No.3)

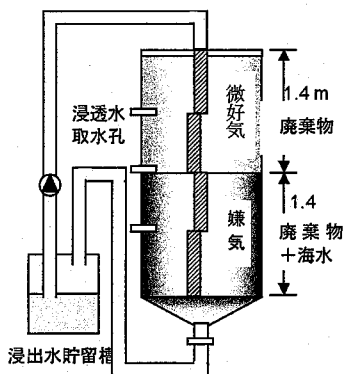


図-2 海面埋立実験槽循環式 (No.2, No.4)

実験槽No.1とNo.2には一般廃棄物を主体とした合計 8,470 kg (単位体積重量: 1.28 t/m³)、No.3とNo.4には産業廃棄物を主体とした合計 10,300 kg (単位体積重量: 1.55 t/m³) の廃棄物をそれぞれ重機により機械的に混合した上で充填して、実験槽No.1とNo.3は浸出水非循環とし、実験槽No.2とNo.4は実験槽底部から排出される浸出水を実験槽上部のガス抜き堅渠に 41 mL/min (日平均降水量の 5 倍) で循環させた。充填試料の組成を表-1 に示す。

表-1 充填廃棄物の組成

	一般廃棄物		産業廃棄物	
	No.1	No.2	No.3	No.4
廃棄物充填量 (kg-wet)	8,470		10,300	
充填割合 (%)				
瓦礫類		30		40
一般廃棄物焼却灰		40		-
シュレッダーダスト		15		-
産業廃棄物汚泥 (無機)		10		30
産業廃棄物燃殻		5		20
鋳さい		-		10
単位体積重量 (t-wet/m ³)	1.28		1.55	
覆土 (kg)	150		150	
浸出水循環水量 (mL/min)	0	41	0	41
海水注入量 (L)	929	932	917	946

これらの実験槽を自然降雨下で平成11年12月14日から平成14年10月7日まで運転した。なお、この期間中、降水量の測定は行わなかったが、気象庁のデータによると、平成12年1,344mm、平成13年1,943mm、平成14年1,371mmであった。実験期間を通じて水面下の槽内水の Eh は 300 日目まで -200mV を維持しており、その後 600 日目まで 0mV 以下、その後実験終了時まで -50mV から 100mV 以下であり、ほぼ還元状態であった。また、塩素イオン濃度や電気伝導度の測定結果より、塩分濃度はほぼ海水と同程度で推移していた (データ不掲載)。

(2) 実験試料

浸出水のサンプリングは貯留槽から行った。また、各実験槽の下層 (滯水部)、中層 (海水面部)、上層 (非滯水部) にある浸透水採取孔からも定期的に採水した。さらに、1,021 日目に各実験槽のボーリングを行い、深度別廃棄物 (上層: 20-40 cm、中層: 140-160 cm、下層: 260-280 cm) を採取し、供試サンプルとして用いた。

(3) 浸出水の分析

pH、COD、TOC、T-N、NH₄-N、NO₃-N の各項目について、工場排水試験法 JIS K 0102⁹⁾ に準じてそれぞれ分析した。

(4) MPN-PCR法によるDNAの定量

プロテアーゼK法⁹⁾により廃棄物試料から全DNAを抽出し、DNAをQIA quick PCR Purification Kit (QIAGEN)を用いて精製した後、10倍ずつ段階希釈し、それぞれの希釈率のサンプルを3連でPCRに供した。

真正細菌の16S rDNAの検出には[EUBf-933, EUBr-1387]⁷⁾のプライマーセットを用い、熱変性95℃(60秒)の後、熱変性95℃(60秒)、アニーリング61.5℃(30秒)、伸長72℃(30秒)を6サイクル、アニーリング温度を59.5℃、57.5℃としてそれぞれ6サイクル、さらに55℃として12サイクルの計30サイクル、最後に伸長72℃(3分)のStep-down PCRを行った。アンモニア酸化細菌の*amoA*遺伝子の検出には[*amoA*-1F, *amoA*-2R]⁸⁾のプライマーセットを用い、熱変性94℃(5分)の後、熱変性94℃(30秒)、アニーリング55℃(30秒)、伸長72℃(45秒)を35サイクル、最後に伸長72℃(10分)の条件でPCRを行った。脱窒菌の*nirK*、*nirS*遺伝子の検出には、それぞれ[NIRK-F, NIRK-R], [NIRS-F3, NIRS-R3]の各プライマーセット⁹⁾を用い、熱変性95℃(6分)の後、熱変性95℃(30秒)、アニーリング70-60℃(-0.5℃/サイクル、40秒)、伸長72℃(30秒)を20サイクル、その後熱変性95℃(30秒)、アニーリング60℃(40秒)、伸長72℃(30秒)を15サイクル、最後に伸長72℃(7分)のTouch-Down PCRを行った。

各遺伝子数はMPN-PCR法¹⁰⁾に基づいて定量した。

(5) T-RFLPによる微生物群集構造の解析

FastDNA Spin kit for soil (QBiogene)により抽出された全DNAを鋳型として、フォワードプライマーの5'末端を5(6)-carboxy-fluorescein (6-FAM)でラベルした[EUBf-933, EUBr-1387]⁷⁾のプライマーセットを用い、Taq Polymerase 活性化95℃(15分)の後、熱変性95℃(1分)、アニーリング50℃(30秒)、伸長72℃(45秒)を1サイクルとし、増幅過程をリアルタイム観測しながらコピー数が指数関数的な増加に達した時点でサイクルを停止するHot Start PCRを行った。PCR増幅産物をMicrocon PCR (amicon)により濃縮・精製しHaeIII, HhaIおよびMspI処理に供した。酵素反応溶液はCentriSep Spin カラム (Applied Biosystems)により脱塩後、脱水ホルムアミドを添加し95℃で2分間変性した上で、ABI 310 Genetic Analyser (Applied Biosystems)を用いたレーザー蛍光検出キャピラリー電気泳動に供し、蛍光末端断片(T-RF)パターンを得るとともに、付属の断片長解析ソフトウェア (GeneScan, Applied Biosystems)により断片長解析を行った。

3. 実験結果および考察

(1) 浸出水のpHの挙動

一般廃棄物実験槽、産業廃棄物実験槽とも実験初期はpH 10付近の高アルカリ性を示した(図-3)。その後、一般廃棄物実験槽では循環式、非循環式とも急激にpH 6の酸性側になった後、中性付近で安定する傾向にあった。産業廃棄物実験槽においても同様の傾向を示したが、循環式の方が非循環式よりも全体的にpHがやや高めであった。ただしこの理由については不明である。

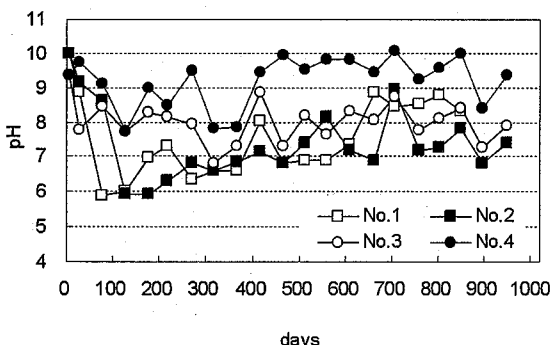


図-3 浸出水のpHの経時変化

(2) 浸出水中の有機物成分の挙動

一般廃棄物実験槽の循環式(No.2)において約60日間でCODが842 mg/Lから254 mg/Lに急激に減少し、その後も継続的に濃度が減少したのに対し、非循環式(No.1)では実験初期の雨水による洗い出しで高濃度となった後、190日目の梅雨時期に再度の洗い出しを経た後に徐々に減少した(図-4)。

一方、産業廃棄物実験槽に関しては226日目までは循環式(No.4)の方が非循環式(No.3)よりCODが高くなったが、その後循環式の方が速やかに減少した。

TOCに関しても、CODと同様一般廃棄物実験槽循環式(No.2)において60日間で870 mg/Lから332 mg/Lと急激な減少を示し、その後緩やかに減少した。また、産業廃棄物実験槽においてもCODと同様、実験開始当初は循環式(No.4)の方が非循環式(No.3)よりTOCが高くなったが、その後、循環式の方が速やかに減少した(図-5)。

これらの結果は、充填された廃棄物によらず、浸出水循環により実験槽内のCOD、TOCの分解・除去が促進され、特に浸出水中有機物濃度の高い一般廃棄物実験槽において大きな効果があることを示している。また、産業廃棄物実験槽において、実験初期のCOD、TOCが非循環式よりも循環式の方が高かったのは、産業廃棄物実験槽に何らかの微生物分解作用を阻害する要因があり、洗

い出しや馴化によって阻害要因が除かれるまでに時間を要した可能性が推察された。NH₄-Nに関しては、300日目前後までT-Nとほぼ同等の値を経時的に示していることから、この時期までのT-Nの主体がNH₄-Nであったものと考えられる(図-7)。

よって、浸出水循環により主にNH₄-Nの酸化が促進され、脱窒を経て結果として浸出水中の全窒素成分の除去が促進されたものと考えられる。

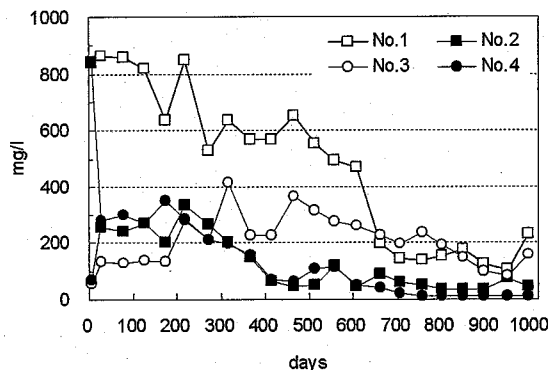


図-4 浸出水のCODの経時変化

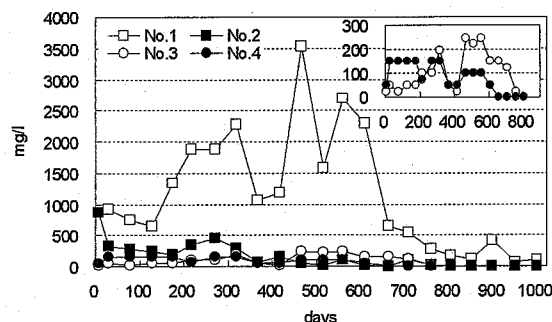


図-5 浸出水のTOCの経時変化

T-N に関しては、すべての実験槽において実験初期から雨水による洗い出しにより T-N が徐々に高まった(図-6)。その後、一般廃棄物実験槽循環式(No.2)において 271 日目の微生物活動が盛んとなる夏場以降、76.4mg/L から 46.8mg/L まで急激に減少した。産業廃棄物実験槽循環式(No.4)においては、やや早めの 191 日目に梅雨時期の降水量増加に伴う希釈効果があった後、No.2 と同様に 271 日目を以降、80mg/L から 58.4mg/L まで急激に減少した。COD に比して、T-N の減少が遅れたのは、有機物分解に関与する細菌群と硝化菌など窒素成分分解に関与する細菌群との増殖速度との差によるものと考えられた。非循環式である No.1 と No.3 では両者と

も 540 日目くらいまで 90-100mg/L の高い値が継続し、2 年目の夏場となる 662 日目からようやく減少が始まり、冬場となる 758 日目に再度上昇した後減少した。この結果から、COD と同様浸出水循環により窒素成分の分解・除去が促進されたといえる。

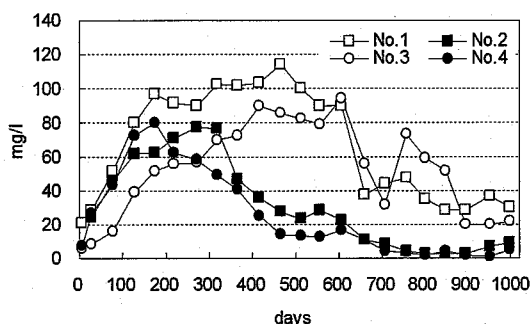


図-6 浸出水のT-Nの経時変化

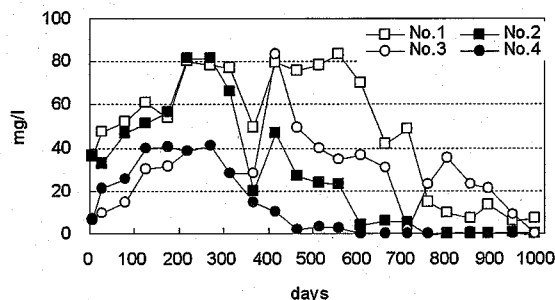


図-7 浸出水のNH₄-Nの経時変化

(4) 浸透水中の窒素成分の挙動

一例として一般廃棄物実験槽循環式(No.2)の上層部浸透水の結果を示した(図-8)。271日目まではT-Nの主体はほぼすべてNH₄-Nであったが、その後NH₄-Nの減少とともにNO₃-Nが増加し、349日目以降はその主体がほぼNO₃-Nとなった。浸出水循環によるNH₄-Nなどの上層部への供給により、硝化反応が促進されたものと考えられた。

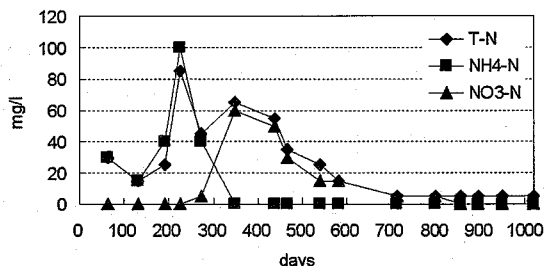


図-8 一般廃棄物実験槽循環式(No.2)上層部における浸透水中の各窒素成分の経時変化

その後、T-Nの主体となった $\text{NO}_3\text{-N}$ は脱窒反応により減少した。同様の傾向は産業廃棄物実験槽循環式（No.4）においてもみられたが、非循環式であるNo.1、No.3上層部においては硝化反応がほとんど確認されなかった（データ不掲載）。

(5) 廃棄物中の窒素代謝微生物群の挙動

アンモニア酸化細菌が保持する *amoA* 遺伝子は、一般廃棄物実験槽、産業廃棄物実験槽とも循環式において多く検出された（図-9、10）。特に、一般廃棄物実験槽循環式（No.2）の中層（140-160 cm）において *amoA* 遺伝子が 16S rDNA の 5.8% に達したことから、浸出水循環によりアンモニア酸化細菌群の生育が促進されたものと考えられた。一方、No.2 と No.4 の下層（260-280 cm）のように嫌気環境である下層部において 10^2 MPN-DNA/g-dry soil 程度の *amoA* 遺伝子が検出されたのは、浸出水循環による埋立層内の微生物の分配によるものと考えられ、嫌気環境であるためその硝化活性は低いと推察される。

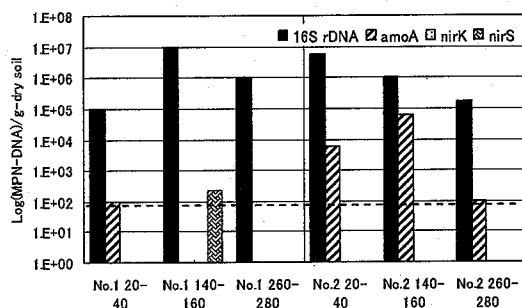


図-9 一般廃棄物実験槽（No.1, No.2）における 16S rDNA, *amoA*, *nirK*, *nirS* の DNA コピー数
検出下限値 (8.0×10^1 MPN-DNA/g-dry soil)

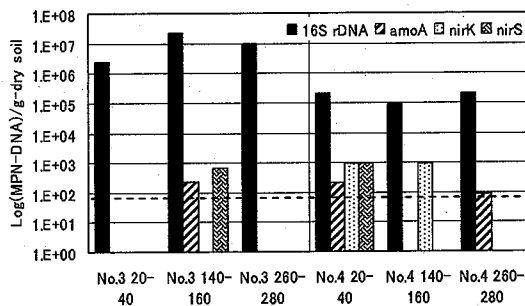


図-10 産業廃棄物実験槽（No.3, No.4）における 16S rDNA, *amoA*, *nirK*, *nirS* の DNA コピー数
破線は検出下限値 (8.0×10^1 MPN-DNA/g-dry soil)

脱窒細菌群に関しては、*nirK*, *nirS* 遺伝子とも各実験槽上層部（20-40 cm）や中層部において多く検出される

傾向を示し、下層部では検出下限以下であった。よって、実験槽下層部よりも上層部や中層部の方が脱窒菌の生育に適した環境となっている可能性が示された。さらに、産業廃棄物実験槽循環式（No.4）の上層部では *amoA*, *nirK*, *nirS* 遺伝子がすべて検出された。準好気性埋立実験では、アンモニア酸化細菌群と脱窒細菌群が微好気領域である上層部に偏在し、そこで硝化および脱窒反応が起きたという報告¹¹⁾があるが、本研究においても浸出水循環式上層部の微好気領域において $\text{NH}_4\text{-N}$ の供給に伴うアンモニア酸化細菌群の生育促進、浸出水循環による有機物等の供給や、主に通性嫌気性細菌である脱窒細菌群の生育が促進された可能性がある。一方、一般廃棄物実験槽循環式（No.2）では、脱窒細菌群の保持する *nirK*, *nirS* いずれの遺伝子も検出されなかった。No.2 は No.4 に比して初期有機物濃度が高かったが、その後急激に減少しほぼ分解されつくしていることから、主として脱窒反応を担う従属栄養細菌が早い時期に減少し、検出下限以下となった可能性がある。

以上の結果から、海面埋立処分場を模擬した実験槽では、浸出水を循環させることにより埋立層内の上層部におけるアンモニア酸化細菌群と脱窒細菌群の生育が促進され、処分場内の窒素成分の除去が促進されたことが示された。

(6) 微生物群集構造の解析

試料中の微生物群集の T-RFLP 解析の結果、いずれの実験槽においても主要な群集構成種として複数の TRF が検出された。また、非循環式（No. 1, No. 3）、循環式（No. 2, No. 4）それぞれにおいて、一部の TRF パターンが重複しており、維持管理手法毎にある程度類似した微生物群集を形成している可能性が示唆された。また、循環式の微生物群集構造の方が若干単純である可能性も示唆された（データ不掲載）。

各 TRF の RDP 検索結果を表 2 に示した。RDP 検索のみでは帰属が確定できない TRF も存在するが、ある程度の系統分類学的情報は得ることができた。非循環式では絶対嫌気性の *Clostridium* 属や *Enterobacteriaceae*（腸内細菌科）に帰属される TRF が確認されたほか、好熱性 *Thermotogales* 目や *Aquificales* 目など古細菌に近い位置に分類されるグループと推定される TRF もみられた。逆に循環式からは *Pseudomonas* 属など一般環境中でも広く検出される菌種に帰属される TRF が多数みられた。以上のことから、循環式の導入により通常の嫌気性海面埋立とは異なる微生物群集が形成される可能性が示された。

表-2 各 TRF の RDP 検索結果と分類学的情報

	HhaI	MspI	RDP検索結果	系統分類
No. 1	649	420	<i>Clostridium ghoni</i> NCIMB10636	Bacteria; Firmicutes; Clostridia; Clostridiales; Clostridiaceae;
	635	31	Uncultured bacterium DA079	
	334	NA	AF010088	Bacteria; environmental samples.
	334	NA	TRA1-6 pyrite (FeS ₂) dissolution	Bacteria; environmental samples.
	334	NA	<i>Shigella</i> sp. clone MT19	γ-proteobacteria; Enterobacteriaceae;
	334	26	<i>Yersinia pestis</i> SS-Yp-08他 4	γ-proteobacteria; Enterobacteriaceae;
	998	408	<i>Clostridium cluyveri</i>	Bacteria; Firmicutes; Clostridia; Clostridiales; Clostridiaceae;
	270		<i>Thermodesulfovibrio yellowstonii</i>	Bacteria; Nitrospirae; Nitrospirales; Nitrospiraceae;
	107		N.I	
	376		N.I	
	785		N.I	
		798	N.I	
No. 2	169	39	<i>Pseudomonas</i> sp. CRE12 他6	γ-proteobacteria; Pseudomonadaceae
	169	39	rJ11	Bacteria; environmental samples.
	169	39	rJ17	Bacteria; environmental samples
	169	98	OPS2	Bacteria; environmental samples.
	231		<i>Listonella anguillarum</i>	γ-proteobacteria; Vibrionaceae;
	720		N.I	
		578	N.I	
		459	N.D	
No. 3	335	28	<i>Yersinia pestis</i> SS-Yp-106 他6	γ-proteobacteria; Enterobacteriaceae;
	584	233	<i>Thermotoga thermarum</i> LA3	Bacteria; Thermotogae; Thermotogales; Thermotogaceae;
	316	33	<i>Collinsella aerofaciens</i> JCM7790 他1	Actinobacteria; Coriobacteridae; Coriobacteriales; Coriobacteriaceae;
	300	122	<i>Rhodospseudomonas</i> sp. CPB-2	α-proteobacteria; Rhizobiales; Bradyrhizobiaceae;
	300	234	SJA-4	
	649		<i>Clostridium ghoni</i> NCIMB10636	Bacteria; Firmicutes; Clostridia; Clostridiales; Clostridiaceae;
No. 4		640	<i>Hydrogenobacter acidophilus</i> 3H-1	Aquificae; Aquificales; Aquificaceae;
	40	41	TB12	
	46	NA	TM137	α-proteobacteria; environmental sample
	46	NA	<i>Rhodospirillum rubrum</i>	α-proteobacteria; Rhodospirillales; Rhodospirillaceae
	169	41	<i>Pseudomonas stutzeri</i> 他10	γ-proteobacteria; Pseudomonadaceae
	169	41	rJ11	Bacteria; environmental samples.
	169	41	rJ17	Bacteria; environmental samples
	168	NA	SBR2051	
		299	<i>Clostridium josui</i> FERM P-9684	Bacteria; Firmicutes; Clostridia; Clostridiales; Clostridiaceae;
		769	<i>Thiomicrospira</i> sp. L12	γ-proteobacteria; Piscirickettsiaceae

N.I.: not included in RDP database, N.D.: not determined

4. 結論

本研究は、陸上埋立処分場の研究によりその効果が明らかとなっている浸出水循環式埋立構造を、海面埋立処分場を想定した実証規模モデルに適用し、その有効性を定量的に評価したものであり、得られた結果は次のようにまとめられる。

1. 浸出水循環式における有機物成分の分解・除去促進効果が示された。特に浸出水中有機物濃度の高い一般廃棄物実験槽 (No.1, No.2) において浸出水循環の有無の差が顕著であった。
2. 浸出水中の T-N に関しても有機物成分と同様に循環式における除去促進効果が示された。浸出水循環により浸出水中の NH₄-N の酸化ならびに脱窒が促進され、結果として T-N の速やかな減少に寄与したものと考えられる。特に微生物領域である実験槽上層部でその傾向が顕著であった。
3. 充填廃棄物の種類に関わらず、循環式においてアンモニア酸化細菌群が多く検出された。また上層部では脱窒

細菌群も多く検出され、浸出水循環によりこれらの細菌群の生育に適した環境が形成されたものと考えられる。

4. 浸出水循環式の導入により、通常の嫌気性海面埋立とは異なる微生物群集が形成される可能性が示された。

よって、浸出水循環方式は海面埋立処分場においても浸出水中の有機成分と窒素成分の速やかな分解に寄与し、浸出水水質の早期浄化を促進するものと考えられる。しかし、一般的な海面埋立廃棄物最終処分場では、10 m の埋立深さで 8 m の内水 (海水) 滞水部が想定されることから、本研究で使用したモデルをそのままスケールアップして適用することは困難である。このため、浸出水循環式埋立構造を実際の海面埋立処分場に適用するには、まず浸出水と海水余水の混合水である内水を循環させることにより、内水面より上部の埋立廃棄物層に好気性領域の拡大を図ることが必要であると考えられる。

謝辞：本研究は、平成14年度廃棄物処理等科学研究費補助金の一部として実施したものである。

参考文献

- 1) 島岡隆行：最終処分場の設計と新技術，工業技術会，pp. 50-55, 1994.
- 2) 島岡隆行，末松峰樹，朴祥徹，花嶋正孝：循環式準好気性埋立における浄化機構のモデル解析，廃棄物学会論文誌，Vol. 7, No. 5, pp. 234-243, 1996.
- 3) 福永勲，西尾隆行，芳倉太郎，伊藤尚夫：北港海面埋立廃棄物処分地浸出水余水の窒素対策，水処理技術，Vol. 35, No. 10, pp. 495-506, 1994.
- 4) Furukawa K., Ryu S.-I., Fujita M. and Fukunaga I.: Nitrogen pollution of leachate at a sea-based solid waste disposal site and its nitrification treatment by immobilized acclimated nitrifying sludge, Journal of Fermentation and Bioengineering, Vol. 77, No. 4, pp. 413-418, 1994.
- 5) 建設省・厚生省監修：下水道試験法（上巻），財団法人日本下水道協会，pp. 228-229, 1997.
- 6) Sei K., Asano K., Tateishi K., Mori M., Ike M., Kohno T. and Fujita M.: Development of simple methods of DNA extraction from environmental samples for monitoring microbial community based on PCR, Japanese Journal of Water Treatment Biology, Vol. 36, No. 4, pp. 193-204, 2000.
- 7) Iwamoto T., Tani K., Nakamura K., Suzuki Y., Kitagawa M., Eguchi M. and Nasu M.: Monitoring impact of in situ biostimulation treatment on groundwater bacterial community by DGGE, FEMS Microbiology Ecology, Vol. 32, No. 2, pp. 129-141, 2000.
- 8) Rothauwe J.H., Witzei K.-H. and Liesack W.: The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 63, No. 12, pp. 4704-4712, 1997.
- 9) 斉藤良樹：nir 遺伝子による脱窒菌の検出法の確立，山梨大学工学部卒業論文，2003.
- 10) Picard C., Ponsonnet C., Paget E., Nesme X. and Simonet P.: Detection and enumeration of bacteria in soil by direct DNA extraction and Polymerase Chain Reaction, Applied and Environmental Microbiology, Vol. 58, No. 9, pp. 2717-2722, 1992.
- 11) 立藤綾子，松藤康司，花嶋正孝：焼却残渣主体の埋立地における亜酸化窒素の発生機構に関する研究，廃棄物学会論文誌，Vol. 12, No. 6, pp. 241-248, 2001.

(2006. 5. 26受付)

Demonstration Test of Accelerated Stabilization of Coastal Reclamation Waste Disposal Model Reactor Applying Leachate Circulation

Kazunari SEI¹, Yumi UCHIKAWA¹, Sang N. NGUYEN¹, Michihiko IKE¹, Masanori FUJITA^{1, 2}, Tomonori ISHIGAKI^{3, 4}, Blent INANC⁴, Yuzo INOUE⁴, Kiyoshi MITSUI⁵, Shin-ichi MAEDA⁵, Manabu SUZUKI⁶, Kiwao KADOKAMI⁶ and Takao KOEZUKA⁶

¹Div. of Sustainable Energy and Environmental Engineering, Osaka University

²Kochi National College of Technology

³Dept. of Environmental Solution Technology, Ryukoku University

⁴Research Center for Material Cycles and Waste Management, National Institute for Environmental Studies

⁵Aqua Research Center, Kitakyushu City Institute of Environmental Science

⁶Hibikina Development Co., Ltd.

Leachate recirculatory semiaerobic landfilling, one of the accelerated stabilization technology of landfill was evaluated on the applicability to coastal reclamation waste disposal based on the water quality of leachate and on the behavior of microorganisms using model reactor. Accelerated degradation / removal of organic carbon and nitrogen was confirmed. Especially both ammonium oxidizing and denitrifying bacteria coexisted in the top layer of the reactor seemed to contribute to accelerated stabilization. Thus, leachate recirculatory semiaerobic landfilling must be a certain technology for accelerated stabilization of coastal reclamation waste disposal, which can stimulate the microorganisms responsible for the degradation / removal of organic carbon and nitrogen. As there are only a few reports on the microbial community structure in landfills or leachate, further accumulation of the data is essential and will show the typical microbial community for the suitable organic compounds decomposition, nitrogen removal, and for the process control.