

ベンゼン汚染土壌・地下水の好氣的及び 嫌氣的バイオレメディエーション技術の開発

Development of the Aerobic and Anaerobic Bioremediation Techniques for Benzene-contaminated Soil and Groundwater

高 畑 陽
YOH TAKAHATA

大成建設株式会社 技術センター 〒245-0051 横浜市戸塚区名瀬町 344-1
TEL: 045-814-7217 FAX: 045-814-7253
E-mail: yoh.takahata@sakura.taisei.co.jp

*Taisei Technology Center, Soil and Rock Engineering Research Section, Civil Engineering Research Institute,
Technology Center, TAISEI CORPORATION, 344-1, Nase-cho, Totsuka-ku, Yokohama 245-0051, Japan*

キーワード: バイオレメディエーション, バイオオグメンテーション, 科学的自然減衰, バイオスパーキング, DN11 株
Key words: bioremediation, bioaugmentation, monitored natural attenuation, biosparging, strain DN11

(原稿受付 2013年11月22日/原稿受理 2013年11月29日)

1. はじめに

ベンゼンは単環芳香族に分類される揮発性の炭化水素化合物であり、発ガン性を有していることから鉱油油類では唯一、土壌や地下水に係わる環境基準値が設定されている。ベンゼンによる土壌・地下水汚染は、ベンゼンを基礎化学原料として使用している事業所だけでなく、ガソリンスタンド（ガソリンには約1%のベンゼンが含まれている）や、石炭ガス製造工場跡地¹⁰⁾（石炭を原料としてガスを製造する過程でベンゼンが副産物として生成されていた）で多く確認されている。ベンゼンは水より比重が軽く、炭化水素化合物としては水溶性が比較的高い（約1.8 g/L）ため、地盤中に漏洩したベンゼンは帯水層に到達すると地下水に溶解し、帯水層中に広く拡散する事例が報告されている。

汚染土壌を掘削して場外で処理する方法は、確実に比較的短期間に浄化が完了することから国内で最も実績の多い浄化方法であり、土壌汚染対策事業の約80%で用いられてきた。しかしながら、土壌の掘削深度が大きくなると浄化費用が高騰すること、環境負荷が大ききことなどの課題がある。2010年に改正された土壌汚染対策法では、環境負荷低減の観点から地中深くに存在する帯水層の汚染については原位置（非掘削）浄化技術を活用して、汚染土壌の安易な掘削除去を抑制することを求めている。原位置浄化技術は、汚染土壌を全て掘削する浄化方法と比較してコストが安く、エネルギーの使用量や汚染物質の大気中への拡散を抑制できる環境負荷の小さな浄化技術であり、近年は適用事例が急速に増加している。しかしながら、土壌汚染対策法が施行された

2003年頃には、汚染物質が溶解している地下水を地上に汲み上げて浄化を行う揚水処理を除いて原位置浄化技術に対する技術の蓄積が乏しく、揚水処理では徐々に浄化効率が低下して想定した浄化期間内に汚染物質濃度を環境基準値以下に低減できない事例が頻発したため、新たな原位置浄化技術を確立することが喫緊の課題となっていた。

本報では、ベンゼン汚染地下水の長期的な観測結果からベンゼン分解菌に関する知見を蓄積し、好氣的なベンゼン汚染地下水の浄化方法である注水バイオスパーキング工法、嫌氣性ベンゼン分解菌を用いるバイオオグメンテーションの開発を行った経緯と個々の技術の内容について概説する。

2. 熊本市内のガソリン汚染サイトにおけるベンゼンの挙動と生物学的自然減衰

熊本平野は、水を浸透させにくい基盤岩上に地下水を貯留し易い阿蘇火砕流堆積物や砂礫層が広く分布しており¹³⁾、阿蘇西麓台地で涵養された豊富で良質な地下水が熊本市圏近郊に流出して、流動性の極めて高い地下水流域を形成している。そのため、熊本市は地下水の豊富な地域であることでも有名であり、江津湖に代表される湧水地が多く存在し、生活用水として自家用井戸を利用している世帯が多い。

1991年1月に熊本市内の井戸水を利用して住宅域で、市民からの通報で井戸内に油臭・油膜が生じていることが発覚し、近隣のガソリンスタンドの貯留タンクからガソリンが漏洩していることが明らかとなった。汚染源となった貯留タンクは撤去されたが、ガソリン成分

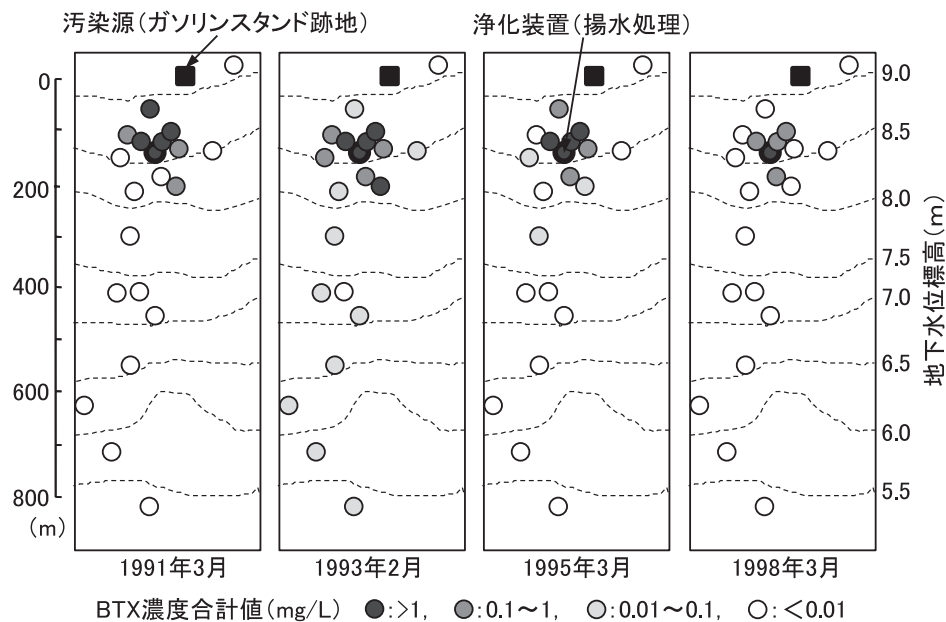


図1. 観測井戸における地下水中の BTX 濃度の推移

が地下水を介して広域に拡散したため、汚染濃度の高いエリアでは汚染地下水の揚水処理による浄化対策が熊本市役所によって実施された。地下水に溶解し易いガソリン成分であるベンゼン、トルエン、キシレン（以下、3種の成分をまとめて BTX と記載する）は 1993 年には汚染源から約 800 m 下流の地下水中でも観測されたが、その後は汚染範囲が縮小し、汚染濃度も低下傾向を示した（図1）。しかしながら、浄化装置の運転を開始して約 10 年経過後も揚水井戸の近傍では BTX が残存し、揚水によって回収できるガソリン成分も減少したため、効率的な浄化が困難になった。

筆者は、一般社団法人土壌環境センターで 1999 年から 2005 年まで行われた Monitored Natural Attenuation¹⁹⁾ (MNA, 国内では「科学的自然減衰」と称している) の検討部会の一員として、本汚染サイトの帯水層における BTX の挙動と生物学的自然減衰の可能性について熊本市役所の協力を受けて包括的な調査を実施した¹⁷⁾。本サイトの嫌気状態の汚染地下水を用いて室内バッチ試験を行った結果、酸素（空気）と栄養塩（窒素・リン）を供給した場合には、短時間でベンゼンの分解が生じることが示された（図2）。一方、嫌気状態では硝酸塩を添加した条件でベンゼンの僅かな減少がみられたが、それ以外の条件では有意な分解が確認できなかった（図3）。一方、トルエンや *m*, *p*-キシレンについては硝酸塩や硫酸塩を電子受容体として分解する嫌気性細菌が存在した⁹⁾。本試験の結果から、本サイトの汚染域の BTX 濃度が長期的に減少する要因としては、汚染地下水の拡散だけでなく、酸素や硝酸塩などの微生物分解に必要な電子受容体が地下水を介して非汚染域から汚染域に供給され、BTX の微生物分解による自然減衰が生じるためと考えられた。

このような調査結果を受けて、2002 年 4 月に浄化装置を停止して地下水の汚染状況を長期的に監視しながら浄化事業の収束を目指す MNA の適用を開始した。MNA の適用前後における揚水井戸でのベンゼン濃度の推移を

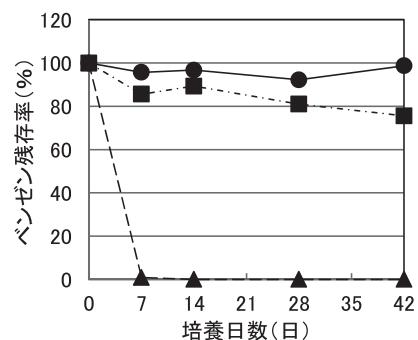


図2. 室内バッチ試験による汚染地下水のベンゼン好気分解特性
●: 地下水（気相無し）、■: 地下水に対して3倍量の気相（空気）有り、▲: NH_4^+ (1.0 mg/L)、および PO_4^- (0.2 mg/L) を添加した地下水に対して3倍量の気相（空気）有り、地下水中の初期ベンゼン濃度：4.0 mg/L（ベンゼン再添加）

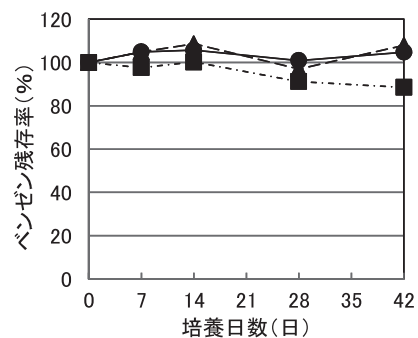


図3. 室内バッチ試験による汚染地下水のベンゼン嫌気分解特性
●: 地下水（気相無し）、■: NH_4^+ (1.0 mg/L)、 PO_4^- (0.2 mg/L)、および NO_3^- (0.12 mg/L) を添加した地下水（気相無し）、▲: NH_4^+ (1.0 mg/L)、 PO_4^- (0.2 mg/L)、および SO_4^{2-} (19.2 mg/L) を添加した地下水（気相無し）、地下水中の初期ベンゼン濃度：4.0 mg/L（ベンゼン再添加）

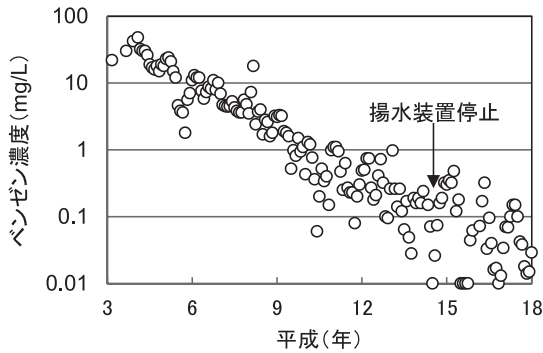


図4. 揚水井戸における地下水中のベンゼン濃度の推移

図4に示す。地下水中のベンゼン濃度は浄化装置を停止するまではほぼ一定の半減期(1.25年)で減少し、揚水停止後は濃度変動が大きくなったものの、長期的には浄化装置を停止する前とほぼ同様の半減期で減少していることが確認された。また、揚水停止後に、汚染域でのBTXの急激な濃度上昇や、汚染域周辺の井戸でのBTXによる再汚染も確認されなかった。

揚水停止後の2年間のMNA試行期間中に、汚染域(4箇所)および非汚染域(8箇所)の観測井戸⁷⁾において微生物由来の自然減衰に関わる指標項目を分析した結果を表1に示す。2年間の調査を通じて、これらの指標項目はほぼ同様の傾向で推移し、BTX分解菌の増殖が可能な環境条件であることが示された。また、分解菌が増殖した直接的な証拠と、分解菌による電子受容体の消費が確認され、MNA試行期間に汚染物質であるBTXの微生物分解が長期的に生じていることが裏付けられた。また、PCR-DGGE法によって汚染域および非汚染域における微生物群集構造解析を実施した結果、非汚染域で確認された細菌群は系統的なばらつきが大きかった一方で、汚染域で確認された細菌は異なる井戸でも比較的系統の近い種が優占して現れることが明らかとなった⁷⁾。汚染域の優占種について詳しく解析を行った結

果、揚水井戸からは嫌氣的にトルエン分解することで知られている *Azoarcus* 属が確認され⁷⁾、汚染環境では浄化菌が出現して汚染物質の自然減衰に寄与しているものと考えられた。

3. 好氣的な原位置バイオレメディエーション技術の開発

2章ではベンゼン汚染地下水の長期的な浄化に取り組んだ事例について紹介したが、実際の土壌・地下水浄化事業では、土地の有効利用のために短期間で浄化を完了することを求められる場合が多い。筆者らは、ベンゼンで汚染された帯水層を掘削除去と同等の浄化期間で浄化できる原位置浄化技術の開発を行うにあたって、図2に示した地盤中に棲息している好気性ベンゼン分解菌の高い浄化能力に着目し、それらを有効に利用可能な原位置バイオレメディエーション技術の開発を2002年より着手した。

帯水層中の好気性細菌を活性化して浄化を行う方法として、空気供給井戸(スパージング井戸)を用いて帯水層に空気(酸素)を供給するバイオスパージング工法が存在した⁸⁾。本工法は、ベンゼンが浄化対象とする場合には、気化による物理的浄化効果も併せて期待できるため、ベンゼンで汚染された帯水層の浄化に適した原位置浄化技術と考えられていた。しかしながら、図2に示したベンゼン汚染地下水の分解試験の結果からわかるように、微生物分解効果を高めるためには空気(酸素)の供給だけでなく、不足している栄養塩を同時に供給することが必要不可欠であるが、効率的に栄養塩を供給できる工法が存在していなかった。

そこで、栄養塩を効率的に地盤中に供給する手段について試行錯誤した結果、空気と栄養塩を含む液体を同時に帯水層に供給可能な「揚水循環併用バイオスパージング工法(注水バイオスパージング工法)」を開発した^{11,12)}(図5)。本工法は、栄養塩を供給可能な注水施設をスパージング井戸に付設することで、空気と液体を同一のスパージング井戸から帯水層へ供給することの特徴

表1. 汚染物質(BTX)の生物学的自然減衰に対する評価項目

指標項目	指標項目の根拠	本サイトの評価	平均値*
			上段: 汚染域
			下段: 非汚染域
分解菌が増殖可能な環境条件	pH	分解菌は中性域で活動(5<pH<9が適)	汚染域のpHは中性付近であり、微生物の増殖は十分期待できる
	水温	分解活性は温度に依存する(<5°Cは不適, >20°Cが適)	水温は20°Cを下回っているが、微生物の増殖は十分期待できる
分解菌が増殖した直接的証拠	全菌数	全菌数増加は分解菌増殖の直接的な証拠	約15倍の菌数増加があり、分解菌が増殖していると推測される
	炭酸イオン	好気・嫌気分解による最終生成物であり、微生物活性の指標	炭酸イオンは約4.8倍増加しており、微生物活性が生じていると推測される
分解菌による電子受容体の消費	溶存酸素	好気性細菌の増殖に必要な酸素の供給と消費	酸素が供給され、好気性細菌が増殖していると考えられる
	硝酸塩	硝酸還元細菌の増殖に必要な硝酸塩の供給と消費	硝酸塩が供給され、硝酸還元細菌が増殖していると考えられる
	硫酸塩	硫酸還元細菌の増殖に必要な硫酸塩の供給と消費	硫酸塩が供給され、硫酸還元細菌が増殖していると考えられる

* MAN試行期間中の、汚染域(4箇所)および非汚染域(8箇所)の観測井戸における2年間の平均値

としている。栄養塩が溶解した液体はスパージング井戸からの送気圧を利用して速やかに地盤内に流入でき、栄養塩を広範囲に供給できることが確認されている（図6）。また、注入水は揚水した汚染地下水を処理して循環利用するため、排水が生じないと共に、微生物の増殖を妨げる代謝産物の蓄積を防ぐことが可能である。

本工法の浄化実績を表2に示す。本工法は、ベンゼン以外にシアン化合物や炭化水素化合物（石油類）などの汚染物質の浄化にも実用化されており、その対象範囲はガソリンスタンド跡地などの狭隘な敷地から広大な工場跡地など、浄化規模に左右されず用いられている。

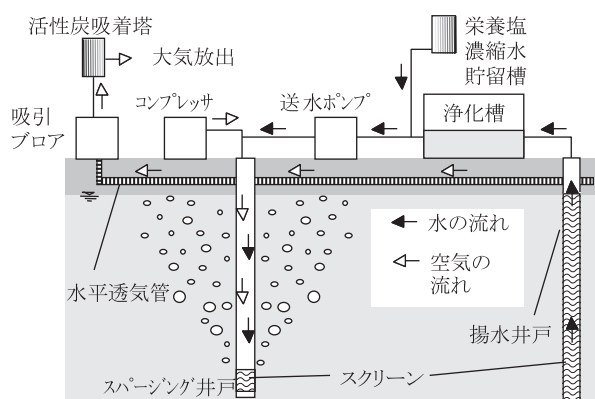


図5. 注水バイオスパージング工法の模式図

表2に示した浄化実績の中で、No.6のサイトは図7に示す約3万m²の広大なベンゼン汚染地下水を浄化する工事であったが、スパージング井戸の配置に関する最適設計方法、高速施工可能な新型のスパージング井戸などの新技術¹⁵⁾を採用した結果、最長でも6ヶ月間で浄化が完了し（図8）、浄化施設の設置および撤去を含めて約1年で浄化事業が終了した。本工事では、近隣のエリアで実施していた揚水処理によるベンゼンの原位置浄化工事と比較して約1/10の期間で浄化が完了し、工期の大幅な短縮を達成した。本サイトでの高速施工の実績が認められ、東京都の豊洲新市場予定地の地下水浄化工事に本工法が適用された（表2のNo.7）¹⁸⁾。

4. 嫌気的なバイオレメディエーション技術の開発

注水バイオスパージング工法のような好気性細菌を利用する浄化技術は、嫌気状態の汚染帯水層を強制的に好気状態に変換するため、多くのエネルギーが必要になる。帯水層の嫌気状態を維持したまま嫌気性細菌を利用して浄化を行うことができれば、エネルギー使用量は大幅に削減可能と考えられるが、嫌気環境下で炭化水素化合物を分解できる細菌は限られている。また、分解速度も好気性細菌と比較すると遅いため、嫌気性細菌を利用して炭化水素化合物を浄化する技術は確立されていなかった。近年、好気性ベンゼン分解菌に比べるとベンゼンの分解速度は遅いものの、硝酸塩¹⁾や硫酸塩⁵⁾を利用して

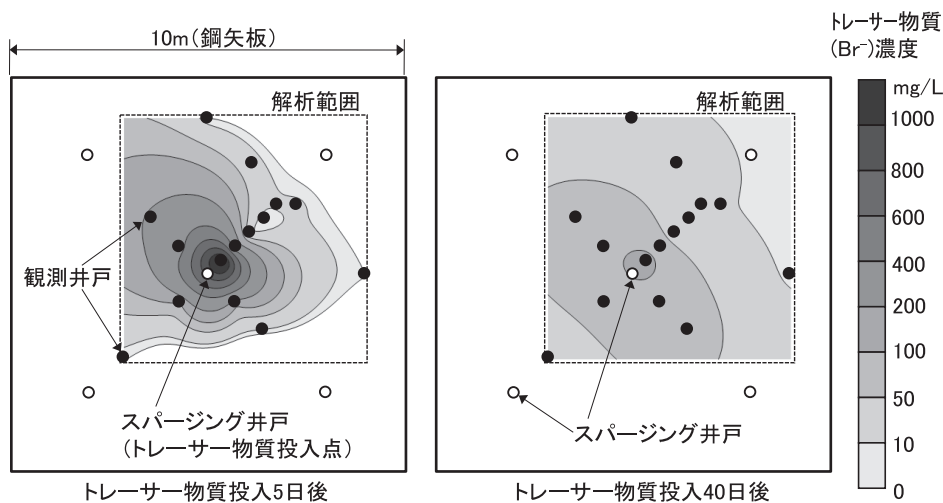


図6. トレーサー物質を用いた注入水の拡散状況の確認
（10m角の鋼矢板で仕切られた試験エリア¹¹⁾の中央部のスパージング井戸から10kgの臭化ナトリウムを投入して拡散状況を経時的に確認）

表2. 注水バイオスパージング工法の浄化実績

No.	浄化サイト（跡地）	浄化汚染物質	浄化土壌量	浄化期間
1	石炭ガス製造工場	ベンゼン	65,000 m ³	24ヶ月
2	ガソリンスタンド	ベンゼン, 灯油	3,000 m ³	6ヶ月
3	めっき工場	シアン化合物	3,000 m ³	12ヶ月
4	石炭ガス製造工場	ベンゼン, シアン化合物	80,000 m ³	29ヶ月
5	機械工場	機械油	12,000 m ³	12ヶ月
6	石炭ガス製造工場	ベンゼン	200,000 m ³	6ヶ月
7	石炭ガス製造工場	ベンゼン, シアン化合物	200,000 m ³	14ヶ月

嫌氣的にベンゼンを分解する細菌の存在が確認されており、帯水層中でのこのような分解菌の濃度を人為的に高める（バイオオーグメンテーション）ことができれば、帯水層を嫌氣的な状態に保ったままで浄化事業が可能なベンゼンの分解速度を得られると考えた。

そこで、2002年から2006年まで（独）新エネルギー・産業技術総合開発機構（NEDO）より受託した「難分解性石油成分の嫌気分解・浄化に関する技術開発」の研究事業の中で、弊社と海洋バイオテクノロジー研究所が2章の熊本市のガソリン汚染地下水からRNA-SIP法によりベンゼン分解菌の単離を試みた³⁾。その結果、好氣的にも嫌氣的にもベンゼンを分解可能な通性嫌気性細菌DN11株を獲得した（写真1、図9）。

DN11株は、16S rDNAの塩基配列に基づく系統解析により *Azoarcus* 属に分類される脱窒菌であり、ベンゼンを嫌氣的に分解できる細菌としては、*Dechlorompnas* RCB株²⁾に次いで世界で2例目に単離された。DN11株は、硝酸還元環境においてベンゼンだけでなく、トルエ

ン、*m*-キシレンなどを単一の炭素源として分解できる。動植物を用いてDN11株の安全性評価を実施した結果、DN11株には病原性・感染性を有している可能性は低く、安全性が高いことが実証された¹⁴⁾。また、DN11株はベンゼンが存在しない地下水、河川水、海水などの水環境では生菌数が速やかに減少するため、地下水移動に伴ってDN11株が公共水域に到達したとしても長期間生存できず、浄化を実施する周辺の生態系を乱す可能性は低いことが示された¹⁴⁾。これらの結果を受けて、本菌株を用いる浄化事業計画については、経済産業省および環境省から告示されている「微生物によるバイオレメディエーション利用指針」の大臣確認を2009年5月29日に受けている。

DN11株は、曝気等を行わずに安息香酸や有機酸などを用いて比較的安価に大量培養でき、集積した菌株をベンゼン汚染地下水に投与することによって、地下水を嫌気状態に保ったままでベンゼン濃度を速やかに減少できるサイトが存在することを、汚染サイトから採取した地下水を用いた室内適合性試験で実証している^{4,16)}。適合性試験で効果が確認された汚染エリアでは、図10に示す簡素な装置で浄化が可能と考えられ、送気や吸気など

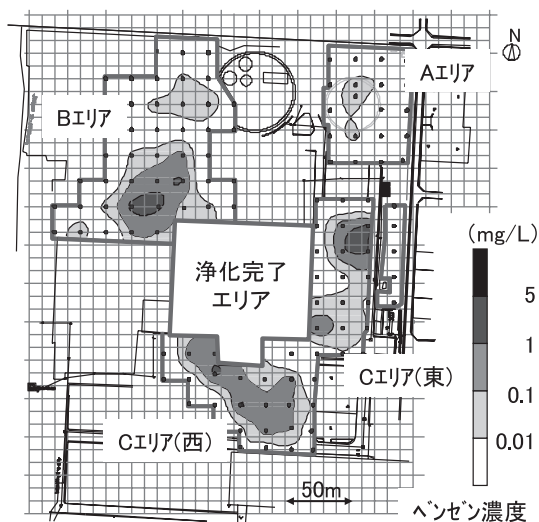


図7. No. 6サイトのベンゼンによる地下水汚染状況（浄化開始前）

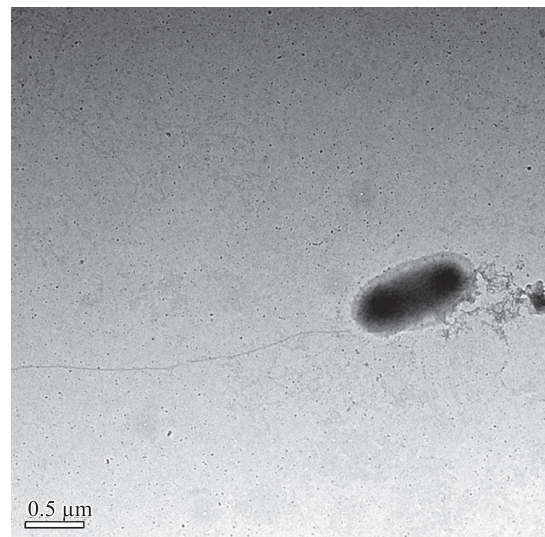


写真1. DN11株の電子顕微鏡写真

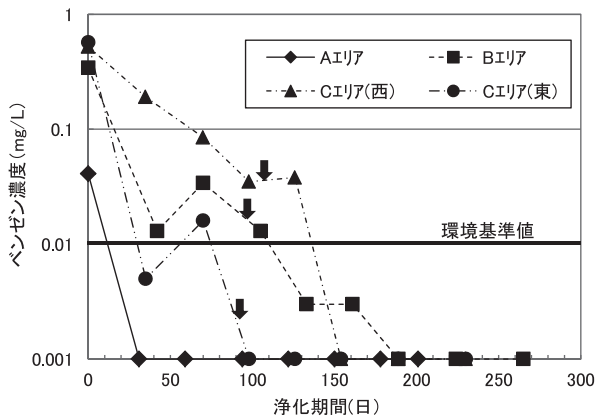


図8. 各エリアの観測井戸における地下水中のベンゼン濃度（平均値）の推移（各エリアは初めにスパーキングを実施し、矢印の時点で注水バイオスパーキングに切り替えた。Aエリアはスパーキングのみ実施）

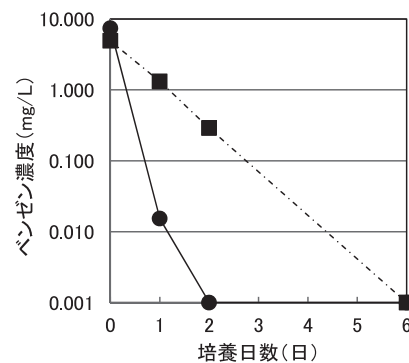


図9. ベンゼンを単一の炭素源として硝酸塩を含むBSM培地⁴⁾でDN11株を好気状態および嫌気状態で純粋培養した際のベンゼンの分解特性（20°C）
●：好気条件，■：嫌気条件

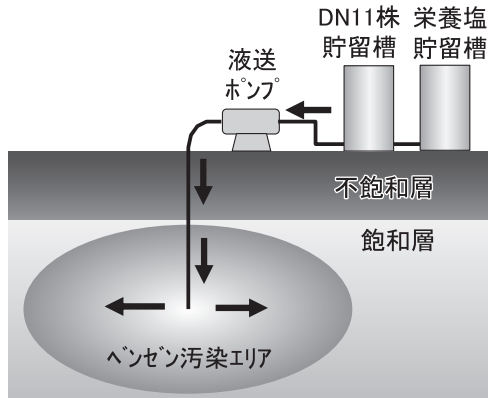


図 10. DN11 株を用いる原位置浄化装置の模式図

の地上施設が不要であるため、エネルギーの使用量が少なくなるだけでなく、都市部の騒音対策が必要なサイトや施工制約を受けやすい狭隘な建物直下などのベンゼン汚染サイトにも原位置浄化技術を適用することが可能である。

しかしながら、DN11 株を導入しても効果が現れないサイトも存在することから¹⁰⁾、現状では DN11 株を用いる場合には事前に適合性試験を行うことが必要不可欠である。また、最近の検討では、DN11 株の大量培養後に培地を水道水等で希釈して地盤に供給する場合、大量培養後に培地に残存する有機成分の種類によって浄化が阻害される事例が確認されている⁹⁾。このように、バイオオーグメンテーションはバイオスティミュレーションと比較して不確定要素も多いため、DN11 株の嫌氣的なベンゼン分解活性を高める大量培養方法や、DN11 株の帯水層への供給方法に関する技術の検討を継続しており、汚染状況に応じて確実にバイオオーグメンテーションを実施できる品質管理方法の確立を目指している。

5. おわりに

バイオレメディエーションは低コスト・低環境負荷で実施できる理想的な浄化技術であり、浄化菌のメカニズムやモニタリング技術が飛躍的に向上したことにより、近年ではベンゼンを含む揮発性有機化合物により汚染された帯水層の原位置浄化方法として広く採用されている。今回、本学会の技術賞を受賞させていただいたが、筆者がこのような技術開発を遂行できたのは、私の専門である土壌工学（環境工学・地盤工学）の分野と環境微生物学の分野が協力してバイオレメディエーションの開発に真摯に取り組んできた結果と考えており、その過程でご指導していただいた専門家の先生方に感謝の意を表すと共に、今後も本技術が広く国内で普及する努力を続けていきたいと考えている。

謝 辞

本報の執筆にあたり、津留靖尚様をはじめとする熊本市役所の皆様、桐山久様をはじめとする東邦ガス株式会社の皆様、中央大学の笠井由紀先生をはじめとする海洋バイオテクノロジー研究所（研究開発当時）の皆様

は、本研究開発に際して多大なご協力を受けたことについて感謝いたします。

文 献

- 1) Burland, S.I. and E.A. Edwards. 1999. Anaerobic benzene biodegradation linked to nitrate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 65: 529–533.
- 2) Chakraborty, R., S.M. O'Connor, E. Chan, and J.D. Coates. 2005. Anaerobic degradation of benzene, toluene, ethylbenzene, and xylene compounds by *Dechloromonas* strain RCB. *Appl. Environ. Microbiol.* 71: 8649–8655.
- 3) Kasai, Y., Y. Takahata, M. Manefield, and K. Watanabe. 2006. RNA-based stable isotope probing and isolation of anaerobic benzene-degrading bacteria from gasoline-contaminated groundwater. *Appl. Environ. Microbiol.* 72: 3586–3592.
- 4) Kasai, Y., Y. Kodama, Y. Takahata, T. Hoaki, and K. Watanabe. 2007. Degradative capacities and bioaugmentation potential of an anaerobic benzene-degrading bacterium strain DN11. *Environ. Sci. Technol.* 41: 6222–6227.
- 5) Lovley, D.R., J.D. Coates, J.C. Woodward, and E.J.P. Phillips. 1995. Benzene oxidation coupled to sulfate reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 61: 953–958.
- 6) Takahata, Y., Y. Kasai, and K. Watanabe. 2004. Assessment of chemical and microbiological signatures during natural attenuation of gasoline-contaminated groundwater. *European symposium on environmental biotechnology, ESEB* 827–831.
- 7) Takahata, Y., Y. Kasai, T. Hoaki, and K. Watanabe. 2006. Rapid intrinsic biodegradation of benzene, toluene, and xylenes at the boundary of a gasoline-contaminated plume under natural attenuation. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 73: 713–722.
- 8) United States Environmental Protection Agency. 1994. How to Evaluate Alternative Cleanup Technologies for Underground Storage Tank Sites, Chapter VIII Biosparging, EPA 510-B-94-003.
- 9) 伊藤雅子, 高畑 陽, 笠井由紀. 2012. ベンゼン分解菌 DN11 株の培養条件によるベンゼン分解能の影響. 第 67 回土木学会年次学術講演会. VII-150: 299–300.
- 10) 桐山 久, 佐藤 健. 2009. 石炭ガス製造工程に起因する汚染問題の概要と浄化対策の技術的課題. *地盤工学会誌*. Vol. 57, No. 7, Ser. No. 618: 38–41.
- 11) 桐山 久, 高畑 陽, 大石雅也, 有山元茂, 今村 聡, 佐藤 健. 2009. 揚水循環併用バイオスパーキング工法によるベンゼン汚染帯水層の浄化特性. *土木学会論文集 F*. Vol. 65, No. 4: 555–566.
- 12) 桐山 久, 高畑 陽, 大石雅也, 有山元茂, 今村 聡, 佐藤 健. 2010. ベンゼン汚染帯水層に対する揚水循環併用バイオスパーキング工法の適用と効果の検証. *土木学会論文集 F*. Vol. 66, No. 5: 612–622.
- 13) 小嶋一誠. 2010. 熊本地域における地下水管理行政の現状について. *地下水学会誌*. Vol. 52, No. 1: 49–64.
- 14) 高畑 陽, 笠井由紀, 渡辺一哉, 帆秋利洋. 2007. 嫌気ベンゼン分解菌 DN11 株を用いる土壌・地下水の浄化技術. *大成建設技術センター報*. No. 40, 46.
- 15) 高畑 陽, 桐山 久. 2012. 注水バイオスパーキング工法を用いるベンゼン汚染地下水の高速浄化事例. *土木施工*. Vol. 53, No. 8: 40–43.
- 16) 高畑 陽. 2013. バイオオーグメンテーションの実用化への可能性と課題. *環境バイオテクノロジー学会誌*. 13: 19–23.
- 17) 津留靖尚, 田島幸治, 中熊秀光, 高畑 陽, 西川雅高, 中杉修身. 2008. 科学的自然減衰 (MNA) を導入したガソリン汚染地域における地下水中の BTEX の挙動. *用水と廃水*. Vol. 50, No. 3: 63–71.
- 18) 豊洲新市場土壌汚染対策工事ホームページ, <http://www.toyosusinsijyo-kouji.jp/progress/>
- 19) 平田健正, 中島 誠. 2012. 最新の土壌・地下水汚染原位置浄化技術. シーエムシー出版. pp. 172–177.