

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

Possibility and problem for practical application of bioaugmentation

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 corporation, Technology center, Civil Engineering Research Institute, Soil and Rock Engineering Research Section,
344-1, Nase-cho, Totsuka-ku, Yokohama, Kanagawa 245-0051, Japan

キーワード: バイオレメディエーション, バイオオーグメンテーション, バイオスティミュレーション

Key words: bioremediation, bioaugmentation, biostimulation

(原稿受付 2013年7月1日/原稿受理 2013年7月1日)

1. はじめに

我が国で土壌汚染対策法が施行(2003年2月)され、土壌浄化の市場規模が急速に拡大した時期において、バイオレメディエーション²⁸⁾は低コスト・低環境負荷である浄化技術として着目されていた一方で、確実性が低い(浄化期間が予測できない)浄化技術として適用が見送られる場合が多かった。2008年のリーマンショック以降、土壌浄化の市場規模は停滞傾向を示しているが²⁷⁾、ベンゼンなどの鉱油類やトリクロロエチレンなどの揮発性有機塩素化合物により汚染された土壌や地下水の浄化方法としてバイオレメディエーションが採用される事例が増えている。この理由として、微生物による浄化メカニズムの解明や微生物のモニタリング技術の高度化が進んだことに加えて、ある程度時間を要しても低コストの浄化技術(特に、非掘削で浄化を行う原位置浄化技術)が求められるケースが多くなったことが挙げられる。

国内で実施されているバイオレメディエーション事業のほとんどは、土壌や地下水に元々存在する有用微生物を利用して浄化を行うバイオスティミュレーションである。地盤中に存在する有用微生物の特徴とそれらの微生物を活性化させる方法を的確に判断できれば、バイオスティミュレーションはコスト的にも環境負荷的にも最も有利な浄化技術であるが、個々の地盤環境における有用微生物の種類・能力・菌数が異なっていることも多く、浄化対象とする有害物質によっては地盤環境中に浄化を行う細菌が存在しない場合もある。また、PCBなどの難分解性の汚染物質を分解できる細菌¹⁰⁾の存在が確認されているが、有用細菌を汚染地盤中で高濃度に保てなければ実用的な浄化が難しい場合もある。このような問題を解決する方策として、有用微生物を人為的に汚染土

壌や地下水中に導入して浄化を行うバイオオーグメンテーションがあり、その普及が期待されている。

経済産業省および環境省は、微生物を土壌・地下水汚染サイトに導入して浄化を行う場合のガイドラインとして、「微生物によるバイオレメディエーション利用指針」を2005年3月に告知した。本指針は、バイオオーグメンテーションで使用する導入微生物の安全性および浄化方法を公的に認証する制度であり、バイオオーグメンテーションの適用件数の増加が期待されたが広く普及していない。この原因として、指針に求められる安全性評価を行うためには、バイオレメディエーションの市場性に見合わないコストが必要となっていることに加えて、バイオオーグメンテーションで実際に浄化を行うにあたっての様々な問題点が十分解決されていないことが原因にあると考えられる。本報では、国内でのバイオオーグメンテーションの現状と、バイオオーグメンテーションを実際の浄化事業に適用する場合に求められる技術的な課題について述べる。

2. 国内におけるバイオオーグメンテーションの動向

国内で初めて特定の微生物を導入するバイオオーグメンテーションは、1995年から2001年に君津市のトリクロロエチレン汚染サイトにおいて、試験サイト由来のトルエン資化性細菌 *Ralstonia eutropha* KT-1 株、および外来のフェノール資化性細菌 *Comamonas testosteroni* R5 株を用いて実施された¹⁷⁾。微生物によるバイオレメディエーション利用指針の施行後は、表1に示す8件の微生物(群)の適合確認が行われている。この中で、*Azoarcus* sp. DN11 株はベンゼンを好気および嫌氣的に分解可能な脱窒菌であり、嫌氣的にベンゼンを分解する細菌としてはこれまで2例しか単離されていない。ま

表 1. 微生物によりバイオレメディエーション利用指針の適合確認状況

適合年	事業者(筆頭)	対象物質	浄化方法	導入菌体	文献番号
2006	クボタ	テトラクロロエチレン	オンサイト	<i>Desulfotobacterium</i> sp. KBC1 株	14)
	前田建設工業	ダイオキシン類	オンサイト	<i>Phanerochaete sordida</i> YK-624 株	13)
2008	栗田工業	塩素化エチレン	原位置	<i>Dehalococcoides</i> 属細菌を含む微生物群	16)
2009	奥村組	鉱物油	オンサイト・原位置	<i>Novosphingobium</i> sp. No.2 株 <i>Pseudomonas</i> sp. No.5 株 <i>Rhodococcus</i> sp. No.10 株	26)
	大成建設	ベンゼン	原位置	<i>Azoarcus</i> sp. DN11 株	6), 7)
2011	日工	鉱物油	オンサイト・原位置	<i>Rhodococcus</i> sp. NDKK6 株 <i>Gordonia</i> sp. NDKY76A 株	8)
	バイオ・ジュネシス テクノロジージャパン	鉱物油 ベンゼン	オンサイト	<i>Rhodococcus erythropolis</i> <i>Gordonia polyisoprenivorans</i> <i>Rhodococcus rhodochrous</i>	4)
2013	ゲイト	ベンゼン 鉱物油	オンサイト・原位置	<i>Acinetobacter</i> sp. GKN-4 株	3)

た、栗田工業が所有する *Dehalococcoides* 属を含む嫌気性微生物群は実浄化事業で多数の実績を挙げている¹⁹⁾ ことから、適切に管理できれば微生物群を用いるバイオオーグメンテーションは有力な浄化手段であるといえる。

3. バイオオーグメンテーションの技術的な課題

3.1 バイオオーグメンテーション vs バイオスティミュレーション

汚染物質が存在する場所に、その汚染物質を分解する微生物が全く存在しない場合にはバイオスティミュレーションを行うことができないので、バイオオーグメンテーションの優位性を理解し易い。一方、汚染物質を分解する微生物が存在する場合でも、その微生物の分解能力が低かったり、環境条件(温度や pH など)が在来菌の増殖に適していなかったりする場合には、バイオオーグメンテーションによる効果(浄化期間の短縮など)が期待できる場合がある。

筆者らは、50年以上前から汚染されている油層所跡地の掘削した重質油汚染土壌に対して、バイオスティミュレーションとバイオオーグメンテーションによるバイオパイル工法²⁴⁾を実施した。多環芳香族類を添加して培養した馴養コンポストを導入したバイオオーグメンテーション試験区と、窒素・リンのみ添加したバイオスティミュレーション試験区を比較した結果、油分濃度や多環芳香族類の分解傾向に大きな差が生じなかったことを報告している²³⁾。その後、この原因について調べた結果、浄化対象とした重油汚染土壌中には石油分解菌を含む多様な微生物群が形成されており⁹⁾、在来菌を利用しても速やかに難分解性の多環芳香族類を浄化できた一方で、別サイトで採取した汚染履歴の短い重質油汚染土壌では馴養コンポストの導入効果が認められた(図1)。このような事例も存在するため、バイオオーグメンテーションを実施する場合には、菌体の調達および導入が必要であるバイオスティミュレーションとの優位性について比較して、コストメリットが生じるかについて事前に検証する必要がある。

培養方法: バッチ試験(好気)
培養温度: 30°C
培養期間: 2週間
初期濃度: 約100mg/L(各PAHs成分)
*馴養コンポスト5%添加

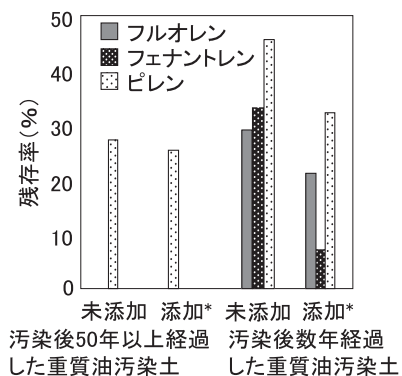


図 1. 重質油汚染土壌に対するバイオオーグメンテーション試験

3.2 導入環境におけるバイオオーグメンテーションの効果

バイオオーグメンテーションは、汚染物質の種類や濃度、土壌の物理・化学的性状、微生物の群集構造、原生動物等による捕食、他の細菌との栄養もしくは電子受容体の競合など様々な影響を受け、ラボレベルでの模擬試験では効果があっても実フィールドでは効果を発揮できない場合があることが海外でも多く報告されている^{2,12)}。

筆者らが微生物によるバイオレメディエーション利用指針の確認を受けた *Azoarcus* sp. DN11 株を用いて、異なるサイトから採取したベンゼン汚染地下水に対するバイオスティミュレーションおよびバイオオーグメンテーションの効果をバッチ培養試験により評価した(表2)。この結果、汚染サイトにより DN11 株の導入効果が異なり、サイト C やサイト D ではバイオオーグメンテーションの効果が低いことが示された。この原因として、サイト C やサイト D では細菌数が多く、酸化還元電位が低かったことから、在来菌との競合や脱窒菌である DN11 株の生育に適さない硫酸還元環境となっていることが挙げられる。しかしながら、DN11 株の導入が汚染

表 2. ベンゼン汚染地下水に対する DN11 株のバイオオーグメンテーション効果

項目	サイト A	サイト B	サイト C	サイト D	
ベンゼン分解速度の増加 * (1/day)	0.27	0.24	0.02	<0.01	
地下水性状	ベンゼン (mg/L)	1.21	0.61	1.89	4.85
	pH	6.8	6.8	6.0	8.0
	ORP (mV)	-86	-73	-268	-198
	TOC (mg/L)	2.3	2.2	4.3	9.4
	NO ₃ ⁻ (mg/L)	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1
	Fe ²⁺ (mg/L)	5.0	4.8	0.9	0.5
	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	27.7	0.8	196.5	538.9
	全菌数 (cells/mL)	5.2×10 ⁵	9.1×10 ⁴	1.5×10 ⁶	3.9×10 ⁶

* ベンゼン分解速度の増加 (1/day)
 =DN11 株の導入による分解速度 (1/day) - 栄養塩のみの分解速度 (1/day)
 DN11 株の導入量: 1×10⁷ cells/mL

サイトによって差が生じる原因については明確に特定できていない。少なくとも現状では、バイオオーグメンテーションによる浄化を選択する場合は、浄化サイトから入手した土壌や地下水を用いて、浄化を実施する環境に近い条件でバイオオーグメンテーションの効果を予め確認して、浄化方法の適用性を判断している状況である。

3.3 微生物の調達方法

バイオオーグメンテーションで用いる微生物の導入方法として、既に微生物製剤として製品化したものを調達する方法がある。この方法は、導入微生物を必要量確保することが容易であり、保存も可能である場合が多いため、調達は容易である。一方、土壌・地下水の浄化事業は、廃水処理などと比較してコンスタントに需要が生じる場合が少ないため、導入微生物が微生物製剤化されていないことも多い。また、短時間で大量の導入微生物が必要になる場合もあるため、浄化コストを抑えるために有用微生物を浄化サイトで培養して、そのまま汚染土壌に供給する場面も想定される。

導入微生物の大量培養を行う際には、微生物の浄化効果を高めるためには培地成分や培養方法を適切に選択することや培養後の培養液の後処理が重要となる²⁰⁾。培養液にバイオオーグメンテーションを阻害する成分が存在する場合には¹⁵⁾、導入前に培地成分を除去するための菌体の洗浄・濃縮処理なども必要になる。また、導入微生物を浄化サイト外で培養して、濃縮した導入微生物を浄化サイトに輸送する方が品質管理を確実に実施でき、コストも低減できる場合もある。このように、導入微生物の特徴や培養方法の難易度に応じて、菌体の調達方法を最適化することが求められる。

3.4 微生物の導入方法

掘削した土壌を対象としてバイオオーグメンテーションを行う場合には、土壌と導入微生物をバックホーなどの重機や土壌改良機を用いて混合し、好気もしくは嫌気状態に保つ方法が一般的である。大林組は、トリクロロエチレン (以下、TCE) を好気性フェノール分解細菌「*Janibacter* sp. MO7 株」を用いて浄化を行う「積上げ養生型バイオレメディエーション処理システム」²⁵⁾により、土壌中の TCE を数日で浄化できることを示している。

帯水層の浄化を目的とする原位置浄化技術では、地下水環境が急激に変わりやすい酸化剤などの浄化剤を用いる浄化方法が敬遠される場合も多いことから、バイオレメディエーションによる浄化が求められることが多い。帯水層のバイオオーグメンテーションを行う場合には、導入微生物と導入微生物の浄化に必要な栄養源を含む水溶液を井戸から帯水層に供給する方法が一般的に用いられている。しかしながら、地盤中での微生物の移動は、浄化対象とする地盤の構成、粒度分布、間隙径分布、有機物含有量、温度、pH、微生物の種類 (形状・運動性)、微生物濃度、地下水流速など様々な要因に影響を受けるため¹⁾、帯水層での注入水および微生物の移動性を考慮して、浄化対象とする範囲に微生物を移動させる注入方法 (注入深度や注入速度) を計画する必要がある。そのためには、浄化対象とする帯水層の土壌を用いてカラム試験を行って微生物の土壌粒子に対する吸着・堆積 (増殖・死滅)・剥離を考慮した流動性を評価や²¹⁾、浄化対象とする帯水層において導入微生物の注入試験を実施して微生物の挙動を実際にモニタリングすることより⁹⁾、適切な計画を行うための必要な情報を集めなければならない。

4. バイオオーグメンテーションの対象物質

古いデータであるが、土壌・地下水汚染に対する国外のバイオオーグメンテーションに関する文献調査結果を表 3 に示す。本調査は 2006 年に実施したが、国外では多くの研究事例が報告されており、国内では研究例が少ない MTBE、重金属、農薬類、殺虫剤、ダイオキシン (PCB) などの難分解性物質について研究事例が存在した。一方、国内でのバイオオーグメンテーションの対象物質は、ダイオキシン類を対象としている *Phanerochaete sordida* YK-624 株を除いてバイオスティミュレーションでも実績のある鉱油類 (ベンゼン)、や塩素化エチレン類が対象物質となっている (表 1)。この原因として、欧米では規制されている有害化学物質が日本では規制されていないことが挙げられる。

地下水汚染に関する基準として、2009 年に 1,4- ジオキサン、塩化ビニルモノマー (以下、VCM) の 2 項目が追加された。1,4- ジオキサンは揮発性が低く、水溶性

表 3. 土壌・地下水汚染を対象としたバイオオーグメンテーションの論文数

浄化対象物質（土壌・地下水汚染）	論文件数*
鉱油類（PAHs, BTEX を除く）	16
PAHs（多環芳香族類）	10
BTEX（ベンゼン, トルエン, エチルベンゼン, キシレン）	2
MTBE（メチル <i>tert</i> -ブチルエーテル）	4
塩素化エチレン類（PCE, TCE, <i>cis</i> -1,2-DCE, VC）	17
塩素化エチレン以外の揮発性有機塩素化合物	6
重金属類	5
農薬, 殺虫剤（アトラジン）	8
PCB, ダイオキシン	6
その他（ペンタクロロフェノール, TNT など）	28

* PubMed Search にて「bioaugmentation」をキーワードとして検索

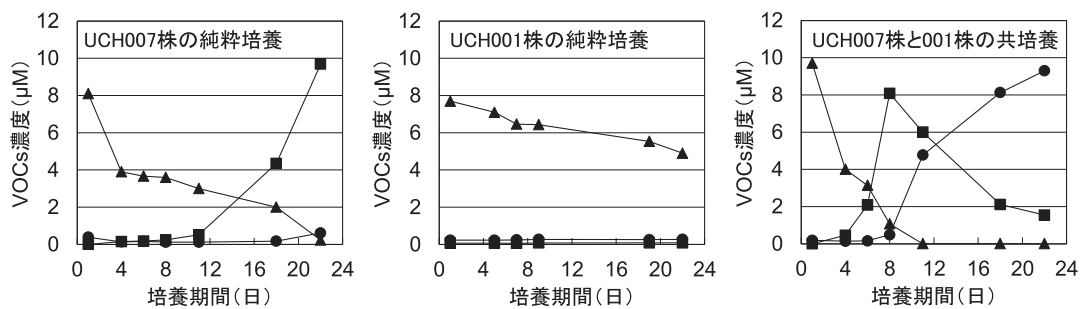


図 2. UCH007 株および UCH001 株による塩素化エチレン類の脱塩素化
(▲: *cis*-1,2-DCE, ■: VCM, ●: エチレン)

が極めて高く、化学的にも生物学的にも分解を受けにくい
ため、帯水層に広く拡散して低濃度でも残留することが問題
となっている。高濃度の 1,4-ジオキサンに対しては、好気性
の 1,4-ジオキサン分解菌を導入する廃水処理が検討されて
おり¹¹⁾、地下水汚染に対する浄化方法として用いられる
可能性がある。

VCM は、塩素化エチレン類であるテトラクロロエチレン
(以下、PCE)、TCE、シス-1,2-ジクロロエチレン(以下、*cis*-
1,2-DCE)の嫌気脱塩素化菌を利用するバイオスティミュ
レーションの中間生成物として生じる²²⁾。VCM の地下水
環境基準値は 0.002 mg/L と他の塩素化エチレン (PCE: 0.01
mg/L, TCE: 0.03 mg/L, *cis*-1,2-DCE: 0.04 mg/L) より 1
オーダー低い規制値となっている。そのため、PCE, TCE, *cis*-
1,2-DCE を微生物による脱塩素化処理により環境基準値
以下まで浄化しても、浄化期間中に生成した VCM が環境
基準値を達成できないというケースが今後は増えるものと
懸念される。そのため、バイオレメディエーションによる
脱塩素化処理により VCM の環境基準値を満たせる高度な
浄化方法が求められるようになっている。

微生物による脱塩素化処理では、*cis*-1,2-DCE 以降の
脱塩素化が停滞する場合があるので、*cis*-1,2-DCE 以降
の脱塩素化の促進を目指したバイオオーグメンテーション
が期待され、既に混合菌を導入した場合に *cis*-1,2-DCE
以降の速やかな浄化が可能であることが確認されて
いる¹⁸⁾。筆者らは、国内で初めて脱塩素化細菌として
知られる *Dehalococcoides* 属細菌 (UCH007 株) を単離
し、バイオオーグメンテーションの実用化に向けた研究

開発を続けている。本菌株は、純粋培養では VCM の脱
塩素化能力が低いですが、嫌気性細菌である UCH001 株と
共培養することにより、VCM の脱塩素化が促進するこ
とが明らかとなっている (図 2)。

5. おわりに

本報では、バイオオーグメンテーションを実施する場
合の技術的な課題について述べた。バイオオーグメン
テーションの信頼性を高めるためには、微生物浄化に影
響を与える様々な因子について更なる解明を続けると共
に、実汚染サイトでの効果的に浄化を行う方法について
経験を積むことが重要である。バイオオーグメンテー
ションの研究開発によって有用と認められた微生物
(群)の中で、実サイトに適用可能な競争力のあるスー
パー微生物(群)は一握りであると考えられる。その観
点からも、バイオオーグメンテーションの安全性評価は
非常に重要であるが、バイオオーグメンテーションの実
用的な効果について多くのチャレンジを行う環境を作
ることが、欧米より立ち後れているバイオオーグメン
テーションの普及に繋がると考えている。

謝 辞

本報の執筆にあたり、中央大学の笠井由紀先生、製品
評価技術基盤機構の内野佳仁様、弊社の伊藤雅子主任に
データ等の提供を受けたことについて感謝いたします。

文 献

- 1) Abu-Ashour, J., D.M. Joy, H. Lee, H.R. Whiteley, and S. Zelin. 1994. Transport of microorganisms through soil. *Water, Air and Soil Pollution* 75: 141–158.
- 2) Fantroussi, S.E. and S.N. Agathos. 2005. Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? *Curr. Opin. Microbiol.* 8: 268–275.
- 3) <http://www.irii.jp/theme/h14/pdf/study09.pdf>
- 4) <http://www.kenki-k.co.jp/works/dojou.html>
- 5) Kasai, Y., Y. Takahata, T. Hoaki, and K. Watanabe. 2005. Physiological and molecular characterization of a microbial community established in unsaturated, petroleum-contaminated soil. *Enviro. Microbiol.* 7: 806–818.
- 6) 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.
- 7) Kasai, Y., 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.
- 8) Koma, D., Y. Sakashita, K. Kubota, Y. Fujii, F. Hasumi, S.Y. Chung, and M. Kubo. 2003. Degradation of car engine base oil by *Rhodococcus* sp. NDKK48 and *Gordonia* sp. NDKY76A. *Biosci. Biotechnol. Biochem.* 67: 1590–1593.
- 9) Maes, A., R.H. Van, K. Smith, W. Ossieur, L. Lebbe, and W. Verstraete. 2006. Transport and activity of *Desulfitobacterium dichloroeliminans* strain DCA1 during bioaugmentation of 1,2-DCA-contaminated groundwater. *Environ. Sci. Technol.* 40: 5544–5552.
- 10) Masai, E., A. Yamada, J.M. Healy, T. Hatta, and K. Kimibara. 1995. Characterization of biphenyl catabolic genes of gram-positive polychlorinated biphenyl degrader *Rhodococcus* sp. Strain RHA1. *Appl. Environ. Microbiol.* 61: 2079–2085.
- 11) Sei, K., K. Miyagaki, T. Kakinoki, K. Fukugasako, D. Inoue, and M. Ike. 2012. Isolation and characterization of bacterial strains that have high ability to degrade 1,4-dioxane as a sole carbon and energy source. *Biodegradation*. DOI: 10.1007/s10532-012-9614-1, December 13.
- 12) Tyagi, M., M.M.R. Fonseca, and C.C.C.R. Carvalho. 2011. Bioaugmentation and biostimulation strategies to improve the effectiveness of bioremediation processes. *Biodegradation*. 22: 231–241.
- 13) Takada, S., M. Nakamura, T. Matsueda, R. Kondo, and K. Sakai. 1996. Dehradation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans by the white rot fungus *Phanerochaete sordida* YK-624. *Appl. Environ. Microbiol.* 62: 4323–4328.
- 14) Tsukagoshi, N., S. Ezaki, T. Uenaka, N. Suzuki, and R. Kurane. 2006. Isolation and transcriptional analysis of novel tetrachloroethene reductive dehalogenase gene from *Desulfitobacterium* sp. Strain KBC1. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 69: 543–553.
- 15) 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. 土木学会第 67 回年次学術講演会 (VII 部門). pp. 299–300.
- 16) 上野俊洋, 奥津徳也, 水本正浩, 石田浩昭. 2010. 塩素化エチレンを対象とした嫌気性バイオレメディエーション技術の開発と現場適用. 環境バイオテクノロジー学会誌. 10: 79–89.
- 17) 岡村和夫, 渋谷勝利, 中村寛治, 佐々木正一, 長谷川武, 河合達治. 2002. TCE 汚染サイトのバイオオーグメンテーション実証試験結果. 土壤環境センター技術ニュース. 4: 20–24.
- 18) 奥津徳也, 田村 渉, 石田浩昭, 上野俊洋, 飯泉太郎. 2011. *Dehalococcoides* 属細菌を利用したバイオオーグメンテーションの適用事例. 第 17 回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会. pp. 265–268.
- 19) 奥津徳也, 田村 渉, 石田浩昭, 上野俊洋. 2012. *Dehalococcoides* 属細菌を利用したバイオオーグメンテーションの適用事例 (2). 第 18 回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会. pp. 12–15.
- 20) 奥津徳也, 田村 渉, 石田浩昭, 上野俊洋. 2013. 塩素化エチレン分解能を有する嫌気性微生物群の大量培養. 第 19 回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会. pp. 350–352.
- 21) 佐藤 健, 清水泰貴, 藤原俊明, 青木 健, 高見澤一祐. 2005. PEC 分解特性を考慮した土中の微生物移動の実験と解析. 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. pp. 362–367.
- 22) 高畑 陽. 2011. バイオレメディエーションの実際: 揮発性有機塩素化合物による土壤・地下水汚染と対策技術. 化学と生物. 49: 256–260.
- 23) 高畑 陽, 瀧 寛則, 帆秋利洋. 2003. コンポストを用いた石油汚染土壤のバイオレメディエーション. 用水と廃水. 45: 45–51.
- 24) 高畑 陽, 深田園子, 安藤卓也. 2010. 土壤汚染対策技術の現状 6. 最新の技術—バイオレメディエーション—. 地盤工学会誌. 58: 68–75.
- 25) 藤井研介, 石川洋二, 峠 和男, 織田 泰, 米田 聡, 木邑敏章. 2004. TCE 汚染土バイオオーグメンテーション処理技術の実用化. 10 回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会. pp. 52–55.
- 26) 宮北憲治, 小西正郎, 今井亮介, 山津敦史, 今中忠行. 2009. バイオオーグメンテーションによる油汚染土壤浄化工法の確立. 第 15 回地下水・土壤汚染とその防止対策に関する研究集会. pp. 636–639.
- 27) 村岡元司. 2012. 土壤汚染関連ビジネスの最新動向と今後の可能性. 産業と環境. Vol. 41, No. 9: 17–19.
- 28) 矢木修身. 2009. 微生物を活用するバイオレメディエーション技術の開発とそのリスク評価. 環境バイオテクノロジー学会誌. 9: 95–100.