論 文

生石灰混合処理による油汚染土壌浄化と浄化処理の
汚染サイトに棲息する油分解微生物に及ぼす影響*

須藤 孝一**・平川 貴也**・中川 勇樹***・関野 聡***
橋本 久儀*****・井上 千弘**・千田 侑**

(Received February 28, 2006 ; accepted July 13, 2006)

Evaluation of soil remediation contaminated oil and oil degradable bacteria on quicklime process

Koichi Suto, Takaya Hirakawa, Yuki Nakagawa, Satoshi Sekino,
Hisayoshi Hashimoto, Chihiro Inoue, and Tadashi Chida

Abstract : This paper describes that evaluation of soil remediation contaminated with oil on quicklime process and the effect of the treatment for oil degradable bacteria in the soil. In this paper, two different contaminated sites were used. When quicklime method was applied for a contaminated site, the temperature of soil increased over 60 °C by reaction heat and the pH value also rose to about 12. Although the density of bacteria in the contaminated soil decreased from 40 to 5 – 10 × 10¹⁰ cells/g-dry soil, they could survive against the increasing of heat and alkalinity caused by the treatment. Some oil degradable bacteria were isolated from original contaminated and treated soil and the abilities of oil degradation were evaluated. These bacteria might contribute the degradation of remained oil in the treated soil.

On another site, the oil concentration in soil decreased from 3,555 to 1,430 mg-oil/kg-soil by the treatment. In this case, some light parts of oil, C6 to C10 and C10 to C28, were almost volatilized to below 5 and 35% respectively, but the heavy part, C28 to C44 was still remained. However the remained oil decreased gradually after the treatment to 250 mg-oil/kg-soil within 6 month. This shows the high possibility of oil remediation by oil degradable bacteria which survive in contaminated soil against the treatment.

Key words : oil contamination, soil remediation, quicklime process, oil degradable bacteria

* 平成 17 年 6 月 1 日, 平成 17 年度石油技術協会春季講演会開発・生産部門 個人講演で一部講演 A part of this study was presented at the 2005 JAPT Spring Meeting held in Tokyo, June 1st, 2005.

** 東北大学大学院環境科学研究科 Department of Environmental Studies, Graduate School of Environmental Studies, Tohoku University

*** 日立建機株式会社技術開発センタ Hitachi Construction Machinery Co., Ltd. Technical Research Center

**** 日立建機ファインテック株式会社設計部 Hitachi Kenki FineTech Co., Ltd. Design Dept.

***** 日立建機株式会社環境システム事業部ジオビジネスプロジェクト Hitachi Construction Machinery Co., Ltd., Geo Environment Project

1. はじめに

2003 年 2 月 15 日に土壌汚染対策法が施行された後、日本全国において土壌汚染が顕在化し、かつその対策および浄化が進められている。認められる土壌汚染のうち最も汚染件数および浄化事例の多いものとして、鉱物油による土壌汚染がある ((社)土壌環境センター, 2000)。特に、住宅地やその隣接地域、主要幹線道路周辺などの市街地において、町工場やガソリンスタンド跡地などに数多くの土壌汚染が認められている。このような場合、土地取引を含め早急な対策が求められている。

油汚染土壌の浄化方法としては、さまざまなものが提

案され、実施されているが、上記のような市街地の場合、大規模な掘削ができない、長期間に及ぶ処理が困難であるなどの理由によりオンサイト処理が有効であるとされる(橋本ら, 2006)。オンサイト処理法のなかでも生石灰混合処理法(鞍谷, 1997; 橋本, 2002; 橋本ら, 2006)は、数日という短期間において、かつ隔離された環境下において浄化処理が行えるため、市街地における浄化方法として極めて有効である。本手法は、次に示す生石灰の水和反応熱により揮発成分を気化し、土壌との分離を図

るものであり、当初はホットソイル工法として揮発性有機化合物(VOC)の浄化処理に用いられてきた(橋本, 2002)が、現在ではガソリンなどの比較的軽い鉱物油に対しても適用されている。(1)式の水和反応熱は65.3kJ/molと非常に大きく、これにより効率的に揮発性油分を揮発・分離することができる。

土壌中には多くの微生物が棲息しており、そのなかには油分解能を有するものも数多く存在する。そのような微生物の働きを利用して浄化を行うバイオレメディエーションも油汚染に対しては有効である(アンダーソン, 1997; 鈴木, 2001)。ところが、生石灰混合処理により、土壌は高温にさらされ、さらにアルカリ分の溶解によるpH上昇が起こる。土壌に棲息する微生物にとってこの環境変化は極めて大きいものであり、相当のダメージを受けることが推測されている。すなわち、生石灰混合処理により、土壌がもともと所有する微生物の働きを主因とする自浄能力が失われてしまう恐れがある。そこで本研究では、実際に鉱物油に汚染されたサイトにおいて生石灰混合処理法による浄化処理を行い、生石灰混合処理による浄化プロセスを把握するとともに、浄化処理の土壌微生物、特に油分解能を有する好気性微生物に及ぼす影響について検討した。

2. 実験方法

2.1 実油汚染サイトにおける生石灰混合処理による土壌温度変化および生息微生物への影響

対象とした実汚染サイトは、関東地区にある機械部品加工工場跡地である。貯蔵していた油類(軽油系)および機械加工時に使用する油分(潤滑油系)の地下浸透による土壌汚染が確認された。汚染対象の深さは約5mで、汚染土壌の油分含有量は、最大5,000 mg-oil/kg-soil(ノルマルヘキサン抽出重量法による)であった。また、油分のTPHs分析では、C6からC10が1%、C10からC28が87%、C28からC44が12%であった。この油汚染サイトでは、生石灰混合処理によるオンサイト浄化が行われた。

Fig. 1にオンサイト浄化処理のフローシートを示す。ここでは、まず油汚染土壌を掘削し、パドルミキサーにて生石灰と混合・攪拌を行い、集塵機の設置されたテント内にて円錐形に堆積させる。その際に土壌が先に示した式で生じる反応熱により加熱されて油分の揮発が生じ、浄化が進行する。揮発した油分は、活性炭により吸着・回収される。一晩、テント内にて養生後、土壌中の油成分濃度を現場分析にて行い、浄化処理の有効性を確認した後、テント外に搬出し、堆積させる。現場分析では、以下の方法により分析した。土壌20gに20%(w/v)食塩水10cm³および油分抽出溶媒S-316 50cm³を加え、2時間振とうすることにより油分を抽出した。溶媒相を採取し、油分濃度計(堀場製作所, OCMA-350)により赤外吸収法にて油分濃度を測定した。さらに公定法分析に従う測定により、対象成分が基準以下になったことを確認し、掘削場所に埋め戻して浄化終了となる。なお、公定法分析は汚染土壌100m³に1回の割合で行った。

本汚染サイトにおいて、生石灰混合浄化処理を実施している際に、土壌の温度変化測定と土壌のサンプリングを実施した。2004年2月12日にテント内において生石灰混合後の油汚染土壌を高さ1mの円錐形のパイルに積み上げ、Fig. 2に示すようにサーモセンサーを堆積土壌内部に設置した。同12日16時40分から翌13日の8時30分にかけて、温度計測を実施し、土壌中の温度変化を測定した。なお、測定時には外気温度変化も同時に計測した。

Fig. 1 Flowchart of quicklime mixing process.

Fig. 2 Diagram of sampling points in curing contaminated soil after mixing quicklime.

また本汚染サイトから生石灰混合前の油汚染土壌2ヶ所、混合処理後1日および1ヶ月経過時の生石灰混合処理土壌を実験試料として採取した。各土壌試料は、表面から深さ2～10 cmの地点から採取し、それぞれ3サンプル、計12サンプルを得た。生石灰混合処理前の試料採取は2004年1月29日に行った。採取した土壌を実験室に持ち帰り、ただちに土壌中に存在する微生物の菌体数、pHを計測した。土壌pHは、土壌20 gを純水50 cm³に入れ、ガラス棒ないし葉さじにて攪拌し、pHメータにより測定した（日本土壌肥料学会監修、1997）。土壌中の菌体数は試料土壌0.1 gに滅菌水を加え、総体積を10 cm³にし、よく混合した後しばらく静置し、その上澄み液を位相差装置付き生物顕微鏡（オリンパスBH-2型）により、倍率600倍にて測定した。得られた測定値から(2)式により乾燥土壌1 gあたりの菌体数を換算した。

$$\begin{aligned} & \text{乾燥土壌1 gあたりの菌体数 [菌体数/g]} \\ &= \text{測定値 [菌体数/cm}^3 \times 100 \text{ [希釈倍率]} \\ & \times \{(\text{土壌重量/乾燥土壌重量}) - 1\} \end{aligned} \quad (2)$$

2.2 生石灰混合処理汚染サイトからの油分解微生物の単離および特性

上記汚染サイトより採取した土壌から好気性油分解微生物の単離を実施した。生石灰混合処理前後の土壌サンプルを無機塩類溶液（K₂HPO₄：0.5 g, (NH₄)₂SO₄：1.3 g, Na₂SO₄：2.0 g, CaCl₂・2H₂O：0.001 g, MgSO₄・7H₂O：1.0 g, FeSO₄・7H₂O：0.1 g, 蒸留水：1000 cm³）に単一炭素源としてA重油を所定量添加したものを培地として集積培養を行った。A重油成分のTPHsはC6からC10が8%、C10からC28が90%、C28からC44が2%であり、汚染土壌の油分と比較して重質油成分が少ないものの、C10からC28の成分を中心とする成分構成をしているため、本研究において好気性油分解微生物の培養にA重油を採用した。集積培養において油分解が認められた培養系について、固体培地を用いた単離操作を実施した。この際の微生物の増殖は位相差顕微鏡による観察により確認し、油分解は、油分濃度計（堀場製作所、OCMA-350）

により確認した。測定方法は次に示すとおりである。分液ロートに培養液10 cm³、油分抽出溶媒S-316、20 cm³を入れ、HClにより溶液のpHを2～3に調整した。5分間強く振とう後、静置して水と溶媒相を分離させた。溶媒相のみを分取し、油分濃度計により赤外線吸収法で測定した。初期接種A重油の50%以上が減少した場合に油分解が認められたとした。

固体培地は、上記無機栄養塩類に培地用寒天0.15%（W/V）を添加して作製した。固体培地表面にはA重油を塗布し、油分解能を有する微生物のコロニーを形成させた（峯木ら、1994）。コロニーの形状等により選別後、各コロニーを上記無機栄養塩類溶液およびA重油にて液体培養を行い、油分解能を確認し、油分解能を有するものだけを好気性油分解微生物単離株として以降の実験に用いた。

各単離株の油分解能試験は、次に示すように実施した。100 cm³バイアル瓶を各単離株ごとに測定回数分用意し、それぞれに無機塩類溶液10 cm³、A重油10 mgおよび各単離株の培養液0.5 cm³を入れ、ブチルゴムセプタムおよびアルミシールで密封した。初期pHは7.0に調整した。各バイアル瓶は30℃の恒温室中に設置された振とう機に装着し、回転数120 rpmで振とう培養した。なお、各バイアル瓶における初期菌体数は2.0 × 10⁶ cells/cm³であった。

所定時間ごとに残油量および菌体数を計測した。残油量は先に示した油分濃度計による測定により求めた。

2.3 生石灰混合処理汚染サイトにおける油濃度の推移

2.1で述べた汚染サイトとは別の生石灰混合処理を実施した施工現場において、施工から10ヶ月後の油濃度を測定した。この現場は、中部地区の閉鎖したガソリンスタンドで、事前の調査により地下タンクからガソリン成分の漏洩が見られた。タンクおよび汚染範囲をFig. 3に示す。まず、タンク周辺に設けられた漏洩検知管の調査結果より漏洩範囲を推定し、濃度の高い箇所の深度方向の試料採取を行った。最も濃度の高い地点の深度方向の油分分布（ノルマルヘキサン抽出重量法による）をFig. 4に示す。なお、土質は、砂質土およびシルト混じり砂であった。

調査時の地下水位は、-1.5 mの位置にあり、深さ方向ではこの深度の油分濃度が最も高いことが示された。これは、タンクから漏洩した油分が地下水位近くに多く存在していることを示し、また、表層近くに濃度の高い部分があるのは、上部からの漏洩油が土壌中に保持されているものと考えられる。

実際の浄化処理は、先の実汚染サイトと同様であり、

Fig. 3 Outline of contaminated site.

Fig. 4 Vertical profile of oil concentration in contaminated site.

ベンゼンの公定法分析の結果が基準を下回ったことを確認してから、所定の箇所に埋め戻した。

3. 実験結果および考察

3.1 生石灰混合処理による汚染土壌温度変化

Fig. 5 に現場において養生中の生石灰混合汚染土壌パ

イルの温度測定結果を、Fig. 6 に各点のサーモセンサーのデータを元で作成した土壌パイルの温度分布を示す。Fig. 5 より、土壌パイル内部の温度はすべての測定点においてテント内の気温より高い値を示していることから、生石灰の水和反応による発熱が生じていることが分かる。このうち堆積土壌の中心部の下から 5 cm 上部 (Fig. 5 e) は 30℃ 前後で推移しているが、中央部 (Fig. 5 c) においては 60℃ 近くまで上昇し、生石灰混合後 17 時間後においても 55℃ 前後と高い温度を保っている。また、堆積土壌の中心部最上部から下 5 cm (Fig. 5 a) においては、堆積当初において約 50℃ 近くまで上昇し、その後急激に温度が低下している。時間ごとの温度分布は、Fig. 6 より、2 時間後には土壌パイル内部において 40℃ 以上の領域が大半を占めていることが分かる。その後 4 時間後まで高温中心部は温度上昇を続けるが、堆積土壌全体は周辺部から徐々に冷やされ、温度低下し、Fig. 6 (c) に示すように、パイル表面は外気温近くまで低下するものの、土壌パイル中心部には 40℃ 以上の領域が残っている。

本測定においては、堆積土壌の内部温度は約 60℃ までしか上昇しなかったが、その後の温度低下は緩やかなものであった。使用した生石灰の粒径は 5 mm アンダーと大きく、生石灰のうち微粒分はすぐ反応に寄与するが、粒径の大きい生石灰は緩やかに反応する。そのため、生石灰の水和反応は、全体としては比較的ゆっくりと進行し、急激な温度上昇が生じなかったことが理由と考えられる。

3.2 生石灰混合処理土壌における微生物の菌体数

Table 1 に実汚染サイト土壌の pH と菌体数を示す。生石灰混合処理前の土壌 pH は、ほぼ中性であり、棲息する菌体数も多いものであった。また、生石灰混合処理後の土壌においては、pH は 12.4 にまで上昇した。この浄化処理時には、土壌温度も約 60℃ まで上昇していたこともあり、生石灰混合処理後の土壌中からは、処理前の約 1/10 から 1/5 程度の菌体数しか確認できなかった。これは急激な温度および pH の変化により、土壌中の菌体細胞が溶菌したことも含めて、生育が困難になったと推察される。さらに、生石灰混合処理後 1 ヶ月を経た土壌においても、pH は 12.1 と高いままであり、かつ菌体数にも大きな変化は見られなかった。これは、生石灰混合処理の土壌中に棲息する微生物の影響が処理後 1 ヶ月にわたり継続していることを示している。しかしながら、生石灰混合処理後においても、土壌中には約 5×10^{10} cells/g 以上の菌体数が存在していることが確認され、この菌体数は処理前の土壌中に存在する菌体数と比較すれば小さいものであるが、高温および高 pH 環境に曝さ

Fig. 5 Temperature of curing contaminated soil after mixing quicklime.

Table 1 Differences of pH value and bacterial concentrations in contaminated and treated soil.

Sample	pH	Cell Concentration (1×10^{10} cells/g-dry soil)
Contaminated soil before treatment	6.8	47 ~ 51
Contaminated soil after 1 day of treatment	12.4	6 ~ 12
Contaminated soil after 1 month of treatment	12.1	4.7 ~ 5.9

れた状況下としては、それほど小さいものではない。

土壌の pH は、実験方法に示したように採取した土壌を純水に懸濁させて測ったものであり、採取土壌の平均的な値である。実際には 5 mm アンダーの生石灰をパドルミキサーにて混合しており、均質に混合されているわけではないため、土壌の pH には分布があると同時に、局所的に大きな上昇を示す場所も存在していたと推測される。このように生石灰混合処理後の土壌中において、それなりの菌体数が確認されたのは、混合処理された土壌において生石灰あるいは生成物の消石灰と直接接触过していない土壌粒子が多数存在し、この土壌粒子表面や粒子団粒内部に存在する微生物は pH や温度上昇の影響を直接受けないためと考えられる。一方、石灰粒の周囲で

は、土壌粒子表面や内部でも強アルカリ性の状態になってしまうため、微生物はほとんど生育できないものと考えられる。

3.3 汚染サイト土壌に生息する好気性油分解微生物の単離および油分解能評価

油汚染サイトから生石灰混合処理前後において採取した土壌サンプルを、A 重油を唯一の炭素源となるような環境下で集積培養を行ったところ、すべての培養系において油分解が認められた。初期に添加した A 重油の約 80% が培養 1 ヶ月後には分解されていた。単離株として、生石灰混合処理前の土壌から 1 株 (At-6)、処理後 1 日後の土壌から 3 株 (Bt-5, Bt-6, Bt-7)、処理後 1 ヶ月後の土壌から 2 株 (Ct-4, Ct-5) の計 6 株が得られた。先に

Fig. 6 Temperature distribution in curing contaminated soil after mixing quicklime. (a) just after mixing, (b) 2 hours later, (c) 16 hours later.

述べたように土壌中に棲息する菌体数は、生石灰混合処理によって減少しており、単離株数は菌体数には依存していない。本結果より、生石灰混合処理によって土壌中に棲息する好気性油分解微生物の一部は死滅することなく、処理後1ヶ月にわたり棲息し続けていることが示さ

れた。

各単離株の油分解能を確認するため、A重油の分解試験を行った結果をFig.7に示す。ここでは、処理前、処理1日後および処理1ヶ月後の各条件から得られた菌株から、各1株ずつの結果を示すものである。どの単離株においてもコントロール実験と比較して、時間の経過とともに油分量が低下している。また、油分量の低下に伴い、5日目までは菌体数が増加しており、単離株が増殖していることが見てとれる。5日目以降において、単離株の増殖は定常期に入ったが、油分解は進行している。この際の菌体数は、約 1×10^8 cells/cm³に達しており、本実験系における最大増殖量になったものと推測される。単離時期の違いによる油分解挙動および増殖挙動の差はほとんど見られない。本研究における単離株のA重油分解速度は、約25 mg-oil/dm³・dayである。この値は、油成分、培養条件、測定方法などが異なるため、直接的な比較は難しいものの、*Pseudomonas aeruginosa* ATCC9028によるn-アルカン分解速度(Zhang et al., 1995)と比較すると、決して大きなものではない。しかしながら、生石灰混合処理後の改良土中に油を分解可能な細菌が存在し、活動しうる状態にあることを示唆している。

各単離株はもともと油汚染土壌中に棲息しており、生石灰混合処理による熱およびpH上昇という環境の変化を受けても生存し続け、さらに自身の油分解能も維持してきたと推定される。また、生石灰混合処理前後に単離された菌株間において、その分解能には大きな差が見られない。このことは、油汚染土壌に対して生石灰混合処理を施した場合、土壌中に棲息する微生物を死滅させることはなく、その能力も維持されることを示している。すなわち、生石灰混合処理後に油成分が残存するような場合においては、土壌中に生存する微生物による油分解が期待できることを示唆している。

3.4 実現場での処理結果

ガソリンスタンドの浄化施工データの一例をTable 2に示す。施工方法は前述の汚染サイトと同様である。ここでの汚染は油分量として3,550 mg-oil/kg-soil(ノルマルヘキサン抽出重量法)であったものが、生石灰混合処理により1,430 mg-oil/kg-soilにまで低下した。また、揮発性のベンゼンの溶出量は、基準の58倍の濃度である0.587 mg/dm³(処理前)から不検出(処理後)になるまで減少し、環境基準を満たすものとなった。また、TPHs分析を行った結果をFig.8に示す。この試料は、掘削後、土質改良機に投入する前の原土および改良養生後の処理土をサンプリングした。地下埋設タンクの撤去時に汚染土壌が混合され、Table 2の分析結果より油分

Fig. 7 Time dependency of oil and cell concentration of oil degradable bacteria isolated from contaminated and treated soil.

Table 2 Degradation of oil and benzene concentration in contaminated and treated soil by quicklime method.

	Oil concentration (mg-oil/kg-soil)	benzene concentration (mg/dm ³)
Contaminated soil	3,550	0.587
Treated soil	1,430	ND

ND: Not detected

量は減少している。改良により、C6からC10の軽質油分の量が5%以下、またC10からC28の成分は約35%にまで減少した。一方、揮発しにくいC28からC44の油分はほとんど揮発することなく残存している。このように、反応熱により健康に有害な揮発性油分は大幅に減少し、浄化が進行しているが、重質の不揮発性油分を中心に処理土壌中には残油成分が存在する。このような重質成分中にも毒性を示すものもあり、これらをより減少させる工夫が必要となると考えられる。生石灰混合処理による浄化方法においては、浄化能力は生石灰の水和反応によるため、生石灰混合量の増加やその粒度の低下により反応性を高めることにより、重質成分の揮発処理も期待できる。しかしながら、浄化コスト、土壌に与える負荷、浄化後の土壌使用に与える影響を考慮すると、現在以上に大きな反応熱生み出すような手法が良いとはいえない。したがって、生石灰処理後の土壌中において、微生物分解などの因子により分解・浄化を促すことが必要であろう。

3.5 生石灰混合処理汚染サイトにおける油濃度の推移

ガソリンスタンドにおいて現場処理を行った改良土を持ち帰り、室内にて常温保管し、ノルマルヘキサン抽出重量法にて油分量測定を継続した。この結果をFig. 9に示す。浄化処理直後に1,430 mg-oil/kg-soilあった油分量は、常温保管中に減少し、6ヶ月後には250 mg-oil/kg-soilとなった。この間、改良土は室内に保管していただだけであり、かつ残油成分は揮発しづらい重質油が主体であるため、揮発のみによる減少とは考えられない。

また、浄化処理10ヵ月経過後に、同じガソリンスタンドの汚染現場において、初期調査を行った近傍にてボーリングを実施し、採取された土壌の油分量測定を行った。採取場所はFig. 3中の○印である。この結果はFig. 4中の□である。施工前に比較し、油分量が大幅に減少している。10ヶ月後の油分量は、浄化処理直後の油分量と比較しても、1/10以下になっている。また、改良時には石灰系の改良材を添加するため、土壌のpHは強アルカリの状況であったが、10ヵ月後にはpH10程度の弱アルカリにまで下がっていた。これは土壌に加えられた生石灰は水和反応により(1)式に従い消石灰になったために土壌のpHは大きく上昇するが、その後土壌ガス中の二酸化炭素と反応し、徐々に炭酸カルシウムとなったためと推測される。

油汚染土は掘削後生石灰混合処理により混合されているため、改良後埋め戻す時に全く同じ位置に埋め戻すこ

Fig. 8 Distribution of TPHs in contaminated and treated soil.

Fig. 9 Oil concentration of treated soil as function of time.

とは不可能であり、結果として汚染サイト全体で平均化されて埋め戻されている。この点を考慮しても、汚染サイトでの改良土の油分は大幅に減少しており、室内試験と同じ現象が生じたものと推測される。

以上の浄化処理後における油分量の減少には、土壌中に生育する微生物の働きが大きく寄与していると推定される。これは先に述べたように、生石灰混合処理によっても土壌微生物の一部は死滅することではなく、好氣的油分解微生物が油分解能を有したまま存在していることか

らも示唆される。一方、改良土は、生石灰混合処理により埋め戻し当時は改良前の汚染土壌より多くの空気を含含有すると考えられる。本汚染サイトでの現象は、地表から3mの深度における結果であり、比較的好氣的な条件であったことが、油成分の減少からも示唆される。

以上のことから、生石灰混合処理による油汚染土壌の浄化法は、短期間に軽質油を中心として大幅な浄化を行うことができ、さらに残油成分については、土壌中に棲息する微生物による分解も期待できることが示された。

4. おわりに

鉱物油により汚染された土壌に対して生石灰混合処理を行った場合、その土壌温度は約60℃以上に上昇し、その反応熱により油成分が揮発し、土壌から分離された。その際に、土壌pHは中性から約12以上のアルカリ域にまで上昇した。生石灰混合処理前後において、土壌中に棲息する微生物は、乾燥土壌1g当たり約 40×10^{10} cells から約 $5 \sim 10 \times 10^{10}$ cells 程度にまで減少したが、生石灰混合処理に伴う発熱およびpH上昇にもかかわらず完全に死滅するわけではないことが確認された。この微生物には、好氣的に油分解能を有する種が含まれており、その能力は生石灰混合処理により失われることはないことが確認された。これは、土壌中に棲息する微生物により生石灰混合処理後において残存する油成分の分解に寄与することが期待される。

実際に、生石灰混合処理汚染サイトにおける油濃度の推移をみると、浄化処理後徐々に減少していくことが確認された。この減少は、もともとの汚染土壌中に棲息していた油分解微生物によるものと推定される。

引用文献

- アンダーソン、ウィリアム C., 1997: バイオレメディエーション微生物による環境修復技術の実践, 軽部征夫監修 池上雄二・角田英男訳, シュプリンガー・フェアラーク東京.
- (社) 土壌環境センター, 2000: 油による土壌・地下水汚染の調査・対策技術, 平成12年度自主事業報告書.
- 鈴木英夫, 2001: 工場跡地の土壌処理対策技術動向, ペトロテック, 24, 861-866.
- 日本土壌肥料学会監修, 1997: 土壌環境分析法, 195, 博友社.
- 橋本久儀, 2002: 自走式土質改良機による汚染土壌対策と課題, 建設機械2002, 10, 45-50.
- 橋本久儀・須藤孝一・井上千弘・千田 佑, 2006: 油汚染土壌のオンサイト修復技術, 石油技術協会誌, 71, 131-138.

峯木 茂・杉田和俊・後藤純雄・渡邊征夫・溝口次夫・
石井忠浩・飯田 貢, 1994: 多環芳香族炭化水素の微
生物処理, 環境化学, 4, 813-818.

Zhang, Y. and Miller, R. M., 1995: Effect of Rhamnolipid
(Biosurfactant) Structure on Solubilization and

Biodegradation of n-Alkanes, *App. Environ. Microbiol.*, **61**,
2247-2251.

鞍谷保之, 1997: 生石灰攪拌混合法による浄化, 岩田進
午・喜田大三監修, 土の環境圏, 1265-1267, (株)フジ・
テクノシステム.