

水平井戸を用いたバイオスパーキング工法の浄化特性について

Biosparging with Directionally Drilled Horizontal Wells

小林 弘明 河合 達司 川端 淳一 中山 等¹⁾
石井 明俊²⁾ 西願寺 篤史³⁾ 武藤 彰⁴⁾

要 約

バイオスパーキング工法は、空気、及び栄養塩を注入する注入井と、注入した空気や揮発した VOC を回収する吸引井から構成されている。本研究では、実汚染サイトにおいて自社ボーリングにより設置した水平井を注入井として用いた現場実証試験を行い、バイオスパーキング工法の浄化特性、環境影響評価について検討した。本試験サイトでは、環境基準値を目標とする場合、エアースパーキング工法の仕上げ処理としてバイオスパーキング工法を適用することで浄化期間が短縮できる可能性を見出した。また、周辺環境への汚染拡散や微生物活性による生態系への影響など問題となる環境影響は認められなかったことが明らかになった。

目 次

- I. はじめに
- II. 試験概要
- III. 試験結果と考察
- IV. まとめ

I. はじめに

国内における VOC 汚染土壌・地下水の対策技術は、最近急速な進歩を遂げ、様々な浄化技術が開発されつつある。このうち原位置生物処理法は、その低コスト性により注目されている技術の一つである。また、環境意識の高まりから、CO₂の発生量などの点で環境への負荷が小さい技術も求められつつあり、原位置生物処理法は低コスト性と同様に、環境への負荷が小さい技術としても注目されている。

水平井を用いたバイオスパーキング工法は、このような観点から有望な技術の一つと考えられる。バイオスパーキング工法とは、帯

水層への空気注入(エアースパーキング)により揮発性の高い VOC 汚染物質を地下水や土壌から分離・除去(揮発)するとともに、地下水中の溶存酸素濃度(DO)の上昇と栄養塩の注入により好気性微生物の活性を高めることにより対象物質の分解促進を行い、不飽和層中に設置したガス吸引井にて揮発した VOC ガスを回収する技術である。Fig. 1 に浄化原理概念図を示す。本開発のバイオスパーキング工法の主な特長は、注入井として自在ボーリングにより設置した水平井を採用している点である。通常の鉛直井でなく水平井を用いることにより得られる主なメリットは、1)建物直下の汚染への適用(Fig. 2 参照)、2)鉛直井よりも広い影響範囲(井戸数の削減による低コスト化)である。これらの注入特性及び浄化特性については、昨年同試験サイトで実施したエアースパーキング工法の試験結果に基づいて報告している¹⁾。本報告は微生物活性因子の影響範囲などバイオスパーキング工法の特性を評価するとともに、浄化特性や環境への影響評価について検証し、浄化特性についてはエアースパーキングのみを用いた工法と比較して検討したものである。

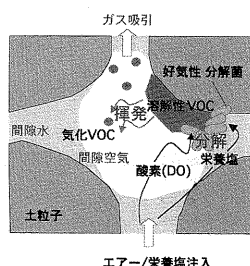


Fig. 1 バイオスパーキング浄化原理概念図

(Conceptual Model of Biosparging Effects in the Contaminated Soil)

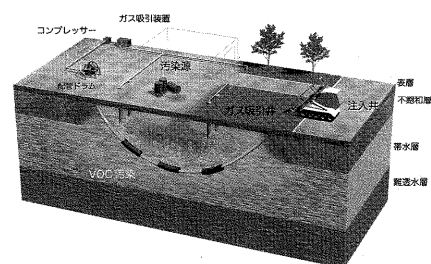


Fig. 2 水平井を用いたバイオスパーキング適用概念図

(Conceptual Layout of Biosparging with Directional Drilled Horizontal Wells)

- 1) 横浜支店
- 2) 環境本部
- 3) 東京ガス(株)
- 4) 東京ガスエンジニアリング(株)

キーワード: バイオスパーキング,
エアースパーキング, 水平井戸, VOC 汚染,
微生物分解, 溶存酸素濃度, 栄養塩, 環境影響評価

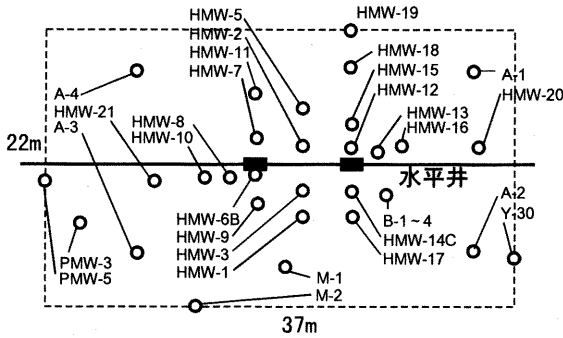


Fig. 3 地下水観測井及び水平注入井位置図
(Layout of groundwater Monitoring Wells and Horizontal injection Well)

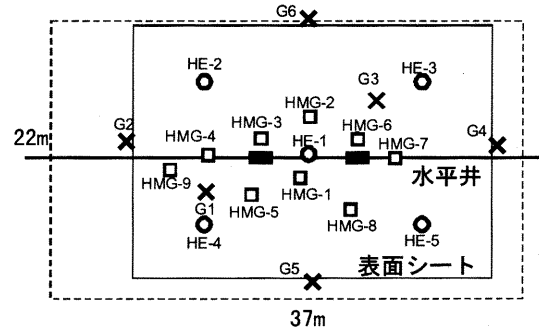


Fig. 4 ガス観測井(HMG)及び吸引井(HE)位置図
(Layout of Soil Gas Monitoring Wells and Extraction Wells)

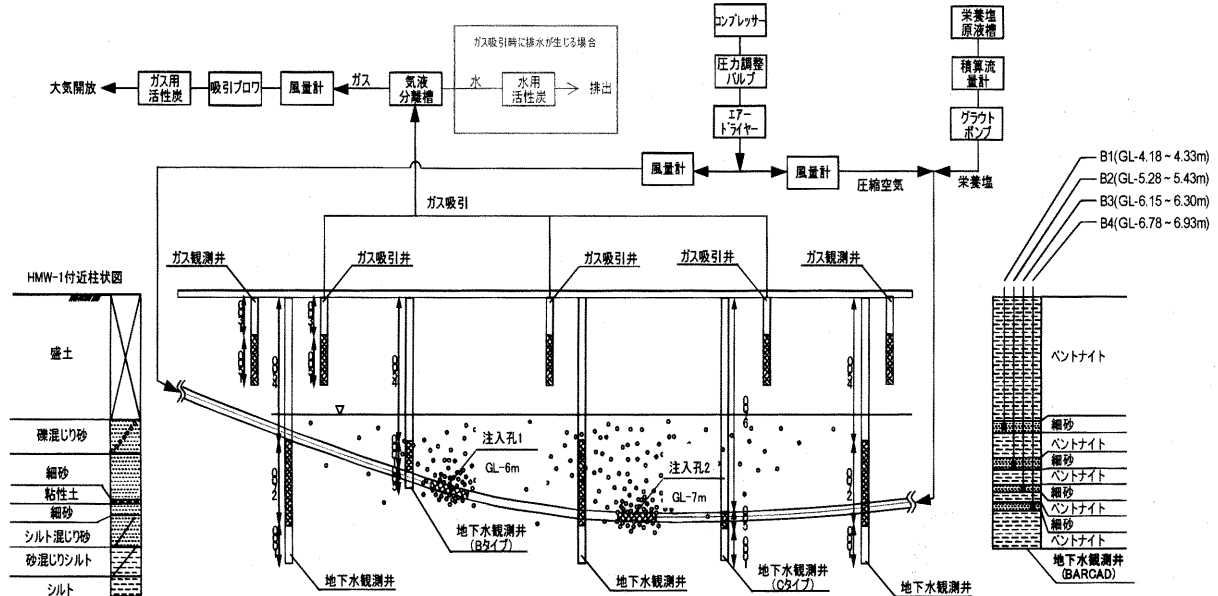


Fig. 5 注入井及び各種観測井の位置関係を示す断面図
(Cross Section of Field Test Site)

II. 試験概要

1. 試験サイト概要

試験サイトの第一帯水層に存在するベンゼン汚染を対象として、実証試験を行った。試験サイトは、面積 820m² (37m×22m) 程度であり、地盤の透水係数は 10⁻⁵m/sec の細砂層で部分的にシルト層が介在している。地下水位は G.L. -2.7m で動水勾配は極めて小さい。帯水層の厚さは 6m 程度である。試験サイト内のベンゼン地下水濃度は最大で 4mg/L 程度、平均して 1mg/L を下回る程度であった。

2. 浄化効果の評価

水平井は全長 67m でサイト長軸方向に設置し、注入孔は深度 7m 付近に設置した。ストレーナ部の両側にパッカーを設け、パッカー間の距離 1.5m 幅で空気と栄養塩を地盤中へ注入した。また、ストレーナ部はストレーナ長を長くするほど相対的にエア一流路が不均一化する可能性が高くなることが指摘されている 2)。そこで、ストレ

ーナ部は 2 箇所設置して、各々が地盤条件に合わせて効率良く注入できるように注入圧力を独立制御できるシステムとした。地下水観測井は 30 本(33 点;1 本の観測井で 4 点計測できる井戸を 1 本設置; Barcad システム)設置した。栄養塩は主として塩化アンモニウム、リン酸塩、カルシウム塩、マグネシウム塩等を用い、地盤中での栄養塩の拡散状況を把握するためにトレーサーとして臭化ナトリウムを用いた。運転条件は、空気注入量が平均 374L/min、ガス吸引量が平均 622L/min、栄養塩溶液注入量が平均 105L/day、栄養塩注入量が平均 0.2kg/day であった。試験期間は、一時中断期間(12 日間)を含み延べ 100 日実施した。浄化効果を評価するため、ベンゼン地下水濃度は PID/GC-ヘッドスペース法、各種イオン濃度はイオンクロマトグラフ法、微生物活性の指標となる ATP 濃度を蛍光式 ATP 計測法により分析し、溶存酸素濃度は溶存酸素濃度計を用いて観測井内で直接計測した。

Table 1 環境影響の評価方法
(Methods of Evaluating Environmental Impacts)

No.	項目	内容	方法
1	帯水層内での汚染拡散	帯水層への空気等の注入により汚染が周辺地下水へ拡散する。	浄化対象領域周辺の10本の観測井 (HMW-19、M-1、M-2、Y-30、A-1~4、PMW-3、PMW-5) において定期的に採水し、ベンゼン濃度をヘッドスペース-PID/GC法により分析した。
2	大気環境への汚染拡散	空気の注入により揮発した汚染が周辺大気環境へ拡散する。	ガス観測井 (HMG-1~9) や吸引井 (HE-1~5)、地表面 (G-1~6)、活性炭槽出口でガスをテドラーバックに採取し、PID/GC法によりベンゼン濃度を分析した。
3	栄養塩による水質変化	微生物を活性化させる栄養塩に含まれる窒素やリンが地下水の水質を変化させる。	全地下水観測井30本より定期的に採水し、45 μ mでろ過後、イオンクロマトグラフ法により各種イオン濃度 (PO_4^{3-} 、 NO_3^- 、 NO_2^- 等) を分析した。
4	土壌微生物生態系への影響	浄化装置の運転等により二酸化炭素が排出される。	地下水観測井3本 (浄化範囲内: HMW-12、HMW-14C、範囲外対照: Y-30) より定期的に採水し、16srRNA遺伝子を抽出し、微生物層の同定をDGGE法によりバンド遺伝子解析し、全菌数をDAPI染色-検鏡法、ベンゼン分解菌をMPN法 (好気培養)、全観測井でATP濃度を蛍光式ATP計測定法により分析した。
5	騒音・振動	装置等の運転により発生した騒音や振動が周辺環境に影響を与える。	装置近傍1m及び試験フィールド境界にて公定法により分析した。
6	二酸化炭素排出量	土壌環境の土壌微生物生態系が大きく変化する。	電力、水道、燃料、薬剤・材料等の消費量を測定し、二酸化炭素排出量を試算した。資源投入原単位は「建築学会地球環境委員会によるLCAデータベース v.1.3」より引用した。
7	廃棄物量	使用済み活性炭等の廃棄物が発生する。	使用済み活性炭等の廃棄物発生量を測定した。

3. 環境影響評価

バイオスパーキング工法の環境影響評価として考えられる項目、及びその評価方法を Table 1 に示す。

Ⅲ. 試験結果と考察

1. 微生物活性の因子の影響範囲

約2ヵ月後の微生物活性要因となる溶存酸素濃度 (DO)、アンモニア、リン酸塩、臭素イオンの分布状況を Fig. 6 に示す。各々の分布図から図中上方向に偏り易い傾向にあるが、微生物活性に必要な因子を2箇所のストレーナを中心に概ね短軸方向に10m、長軸方向に20m 拡げることができ、微生物分解が可能な環境状況が得られた。分布の偏りは、地盤の不均質性の影響と思われる。

2. 浄化効果の評価

(1) ベンゼン地下水濃度分布図

バイオスパーキング運転開始前と運転開始3ヶ月後のベンゼン地下水濃度の分布図を Fig. 7 に示す。浄化効果は、注入井に近いほど高く、注入井を中心とした約 100m² の範囲で環境基準値 (0.01mg/L) 以下となった。また、浄化効果の範囲は時間経過とともに外側へ拡大する傾向を示した。

(2) 浄化効果の判定

浄化促進効果について、ベンゼン地下水濃度の経時変化を式(1)で定義して評価した。

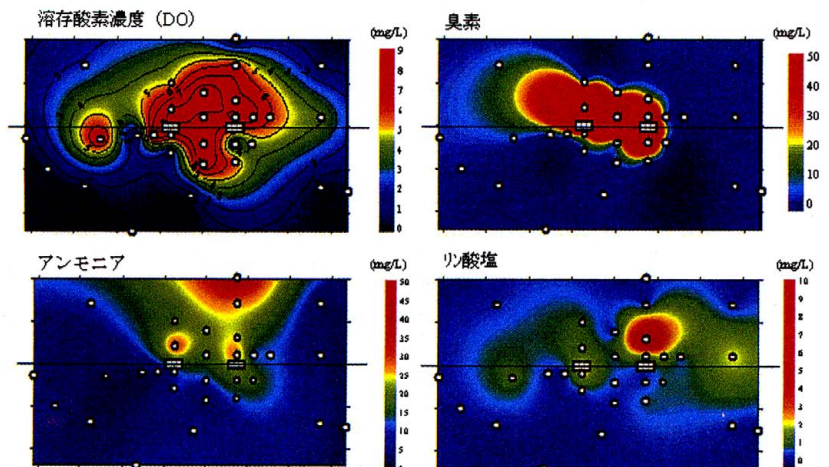


Fig. 6 微生物活性因子の濃度分布図

(Contour Map of Concentration of Dissolved Oxygen, Bromide Ion, Ammonium Ion and Phosphate Compound)

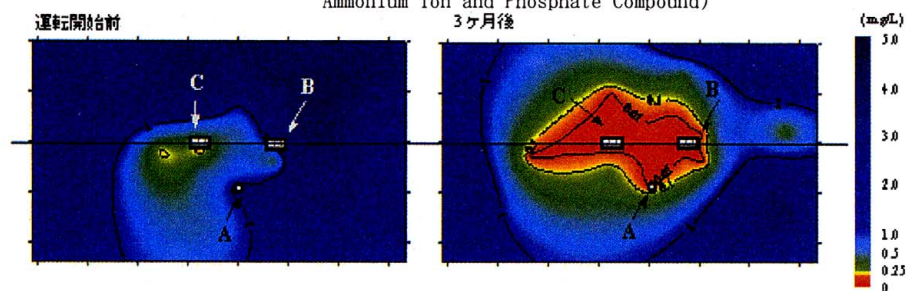


Fig. 7 運転開始前と運転開始3ヶ月後のベンゼン地下水濃度分布図
(Comparison between groundwater Benzene Concentration Before the Treatment and that After 3 Months of the Treatment)

Table 2 浄化効果観測井でのバイオスパーキング促進効果
(Acceleration of Benzene Cleanup Rate of
Biosparging Compared to Air Sparging)

井戸名		浄化速度係数 k (/日)				促進効果(上期: 0~30日)			促進効果(下期: 42~72日)		
		エアースパー 上期	エアースパー 下期	バイオ 上期	バイオ 下期	増加分	倍率	判定	増加分	倍率	判定
注入孔2側	BMW-12	0.07	0.04	0.13	0.14	0.06	1.9	○	0.1	3.5	○
	BMW-13	0.03	0	0.08	0.07	0.05	2.7	○	0.07	∞	○
	BMW-14C	0.1	0.06	0.11	0.16	0.01	1.1	△	0.1	2.7	○
	BMW-15	0.06	0.03	0.08	0.02	0.02	1.3	△	-0.01	0.7	×
	BMW-16	0.03	0.01	-0.01	-0.003	-0.04	-0.3	×	-0.013	-0.3	×
	BMW-17	0	0.01	0.002	0.04	0.002	∞	△	0.03	4.0	○
	BMW-18	0	0.04	0.07	0.06	0.07	∞	△	0.02	1.5	△
	BMW-20	0	0	0.03	0.03	0.03	∞	△	0.03	∞	△
中間	BMW-1	0.05	0.05	0.04	0.14	-0.01	0.8	×	0.09	2.8	○
	BMW-2	0.05	0.03	0.06	0.1	0.01	1.2	△	0.07	3.3	○
	BMW-3	0.12	0.04	0.19	0.26	0.07	1.6	○	0.22	6.5	○
	BMW-4	0.08	0.04	0.05	0.07	-0.03	0.6	×	0.03	1.8	△
	BMW-5	0.09	0.002	0.08	0.13	-0.01	0.9	×	0.128	∞	○
注入孔1側	BMW-7	0.1	0.02	0.14	0.21	0.04	1.4	△	0.19	10.5	○
	BMW-8	0.07	0.04	0.15	0.24	0.08	2.1	○	0.2	6.0	○
	BMW-9	0.02	0.03	0.01	0.004	-0.01	0.5	×	-0.026	∞	×
	BMW-10	0.06	0.01	0.01	0.11	-0.05	0.2	×	0.1	∞	○
	BMW-11	0	0.01	0.12	0.14	0.12	∞	○	0.13	14.0	○
	BMW-21	0.04	0.01	0.28	0.21	0.24	7.0	○	0.2	21.0	○

浄化効果の判定
 顕著な効果あり ○: 浄化速度係数が0.05/日以上、かつ1.5倍以上増加したものの
 効果無し ×: 浄化速度係数が減少したもの(増加分が負、かつ倍率が1.0倍以下)
 わずかな効果あり △: 上記「顕著な効果あり」「効果無し」以外のもの
 (浄化速度係数は増加したが、「顕著な効果あり」の判定基準に達しないもの)

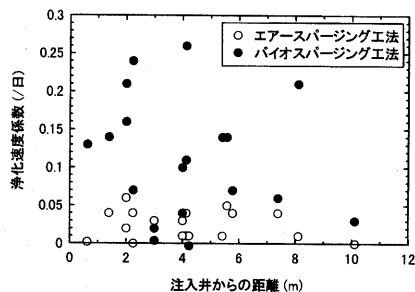


Fig. 8 浄化速度係数と注入井からの距離の関係
(Relation between Cleanup Rate and Distance from Sparging Well)

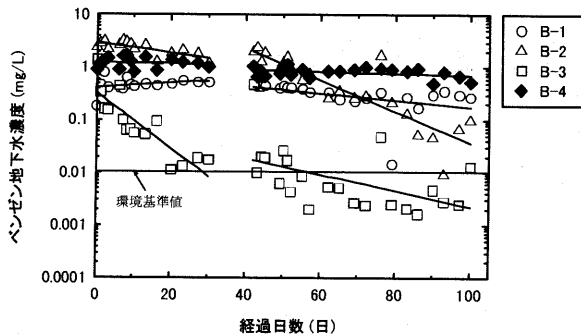


Fig. 9 BARCAD による深度別ベンゼン濃度経時変化
(Change with Elapsed Time of Benzene Concentration
according to Depth by BARCAD System)

Table 3 BARCAD による深度別ベンゼン浄化効果の違い
(Difference of Benzene Cleanup Effect
according to Depth by BARCAD System)

採水孔名	設置深度 (GL-m)	平均酸素 濃度 (mg/L)	浄化速度係数 k (/日)		浄化効果
			0~30日	42~72日	
B-1	-4.18 ~ -4.33	3	-0.01	0.01	再開後あり
B-2	-5.28 ~ -5.43	2.3	0.02	0.07	あり
B-3	-6.15 ~ -6.30	6.1	0.12	0.03	あり
B-4	-6.78 ~ -6.93	1.7	0	0	なし

Table 4 溶存酸素濃度(DO)と浄化効果との関係
(Relation of Dissolved Oxygen Concentration
and Cleanup Effect)

DO (mg/L)	浄化効果有り	浄化効果無し
$DO \geq 2$	87% (35/40)	13% (5/40)
$1 \leq DO < 2$	50% (2/4)	50% (2/4)
$DO < 1$	18% (4/22)	82% (18/22)

$$C_t = C_0 e^{-kt} \quad \dots \dots \dots (1)$$

C_t : 地下水中の汚染物質濃度(mg/L)

C_0 : 地下水汚染物質初期濃度(mg/L)

k : 浄化速度係数(1/day)

t : 経過時間(day)

観測井における浄化促進効果について判定した結果を Table 2 に示す。判定基準は表中のとおりとした。この結果によると、試験開始 30 日間と試験開始 42 日以降の促進効果を比較すると、試験開始 40 日前で促進効果が見られた観測井は、19 箇所中 13 箇所であったのに対し、試験開始 42 日以降では、16 箇所で促進効果が見られた。試験経過時間とともに促進効果が見られる観測井が増加する傾向が見られた。

また、試験開始後 42 日以降のバイオスパーキング工法の浄化速度係数と距離の関係について Fig. 8 に示す。併せてエアースパーキング工法時の関係も示す。注入井から 5m の距離の範囲でみると、距離に関係なく概ね浄化速度係数 k は 3 倍以上となっている。しかし、3, 4m の距離で浄化速度係数が小さく、促進効果が乏しかった観測井もある。これは対象帯水層に介在するシルト塊の影響や微生物活性が促進されなかったものと考えられる。

(3) 深度方向の地下水浄化効果評価

B 地点での深度別のベンゼン地下水濃度の経時変化、及び浄化効果をそれぞれ Fig. 9, Table 3 に示す。B-1~3 は、溶存酸素濃度の上昇や浄化効果には差があるものの、溶存酸素濃度の上昇に伴って浄化効果が確認された。深度毎に差が生じた理由の一つに、Barcad システムの設置時に土壌コアサンプルから数 cm~10cm 程度のシルト塊の介在が複数箇所確認されており、これらの影響から深度の深い観測点ほど浄化促進効果が高くなったものと推察する。B-4 では、溶存酸素濃度の上昇が低く、浄化効果も見られない。これは、設置深度が注入孔の設置深度とほぼ同じ深度であり(Fig. 5 参照)、帯水層中に注入されたエアは水平方向に拡がると同時に、浮力により流路が上方へ向かう傾向があるため、エアが到達しなかったものと推察する。

(4) 溶存酸素濃度と浄化促進効果の関係

溶存酸素濃度(DO)と浄化促進効果との関係に関して、中断期間を挟んで 2 回の浄化試験での 66 セットの地下水データを検討した結果を Table 4 に示す。浄化効果有りの判定基準として浄化速度係数を 0.02(/日)とした。 $DO \geq 2$ mg/L の領域は浄化効果が期待できる領域、 $DO < 1$ mg/L の領域は浄化効果が期待できない領域、 $1 \leq DO < 2$ mg/L の領域はどちらの可能性もある領域と見なせる結果となった。運転管理の指標の一つと溶存酸素濃度の計測が有効であるといえる。

(5) 浄化促進効果における微生物分解の寄与

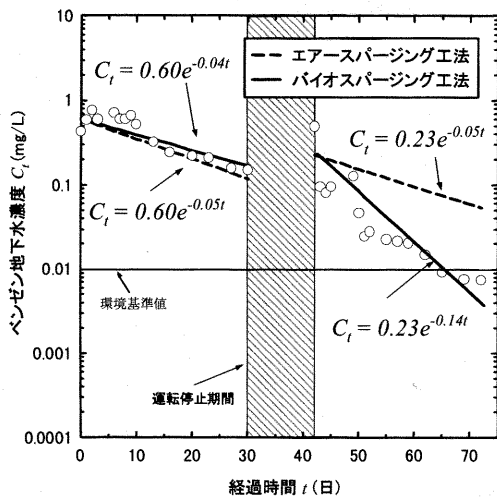


Fig. 10 ベンゼン地下水濃度の経時変化と両工法の浄化速度の関係(HMW-1)

(Comparison of Benzene Concentration Change with Biosparging and Air Sparging at Monitoring Well(HMW-1))

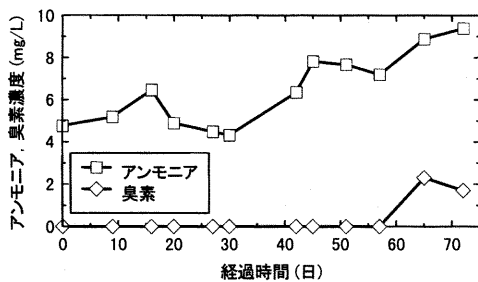


Fig. 11 アンモニア、臭素濃度の経時変化(HMW-1)

(Change with Elapsed Time of NH_4^+ and Br^- Concentration)

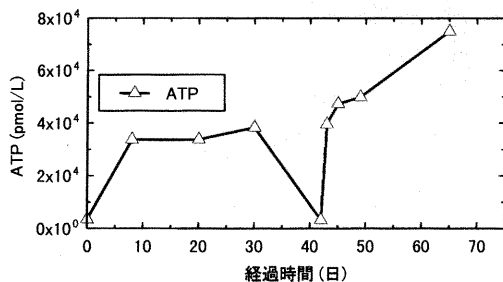


Fig. 12 ATP濃度の経時変化(HMW-1)

(Change with Elapsed Time of ATP Concentration)

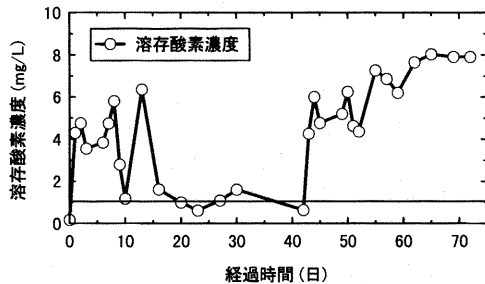


Fig. 13 溶存酸素濃度の経時変化(HMW-1)

(Change with Elapsed Time of Dissolved Oxygen Concentration)

ここで、本試験サイト内で初期において浄化促進効果が乏しかった Fig. 3 図中下方方向に位置し、注入井より 5.6m 離れた地点にある地下水観測井 HMW-1 に着目して、ベンゼン地下水濃度の経時変化をエアースパーキング工法時のモニタリング結果と比較した結果を Fig. 10 に示す。同図中には両工法の効果比較を容易にするため、エアースパーキング工法時のベンゼン地下水濃度の変化を示す式(1)の初期濃度は便宜的にバイオスパーキング工法実施時と同一とみなして示しており、実際の初期濃度の絶対値は異なる。

試験開始後 42 日までの浄化速度係数 k は、両工法に大きな差は認められなかった。一方、42 日以降の浄化速度係数 k は、エアースパーキング工法が 0.05、バイオスパーキング工法が 0.14 であり、バイオスパーキング工法により浄化速度が約 3 倍促進され、ベンゼン地下水濃度は環境基準値以下に低減された。

Fig. 11~13 に HMW-1 でのアンモニア・臭素各イオン濃度、ATP 濃度、及び溶存酸素濃度の経時変化をそれぞれ示す。運転再開後に観測井地点に到達した栄養塩であるアンモニアの濃度が上昇するのに伴い、ベンゼン地下水濃度の減少速度が加速しており (Fig. 10 参照)、また同時に ATP 濃度も上昇している。これより 42 日以降は、栄養塩濃度が上昇したことにより、微生物分解効果が促進されたと考えられ、ベンゼン浄化速度の促進に大きく寄与しているものと思われる。なお、酸素濃度は概ね 1 mg/L 以上を維持しており、十分な量の酸素は供給されている。

ほかの観測井における栄養塩濃度や ATP 濃度とベンゼン地下水濃度の浄化促進との相関性について以下に記す。本試験の範囲では、ベンゼン地下水濃度の低下効果とアンモニア濃度に相関はあまり高くなかった。これは、試験前よりアンモニアはある程度の濃度で地盤中に存在しているため、場所によってはすでに分解に必要な量が存在しており律速因子とはなりにくい状況であったと考えられる。一方、臭素濃度は、各井戸での必要な栄養塩量は異なるようにみえるが、臭素濃度の上昇傾向とベンゼン地下水濃度の浄化促進効果には大きな相関性が見られた。また、臭素濃度の上昇と ATP 濃度の上昇との間にもある程度の相関が見られる。臭素濃度の経時変化を捉えることで、栄養塩の到達による浄化促進を評価できる指標の一つといえる。

(6) 土壌溶出量

B 地点での試験開始前と終了後に実施した調査ボーリングによる土壌ベンゼン溶出量の結果を Fig. 14 に示す。初期濃度が環境基準値付近にあったものがほぼ検出限界以下に濃度が低減されており、地

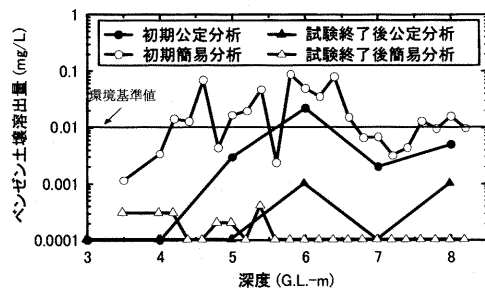


Fig. 14 土壌溶出量分析結果

(Comparison with the Soil Benzene Concentration by Japanese Environmental Quality Standard before the Treatment and that 100 days after the Treatment)

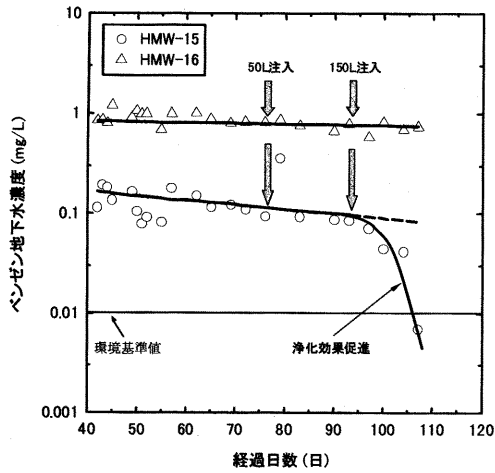


Fig. 15 栄養塩の添加効果
(Additional Effect of Nutrients for
Activating of Soil Microbes)

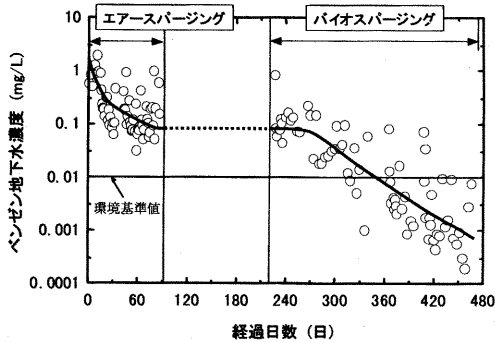


Fig. 16 両工法適用時のベンゼン地下水濃度の経時変化(HMW-7)
(Effective Removal of Benzene by Successively by Applying
Biosparging after Air Sparging)

下水の浄化とともに土壌溶出量の低減にも効果があることを確認した。

(7) 栄養塩の添加効果

バイオレメディエーションにおける土着微生物を活性化させるために添加物として用いられることが多いとされる「栄養塩」の添加効果について浄化促進効果が認められなかった HMW-15, HMW-16 を用いて検討した。両観測井とも溶存酸素濃度が高く、アンモニウムイオン濃度もほかの観測井とほぼ同程度であったにもかかわらず、浄化促進効果が見られなかった。これは、栄養塩の供給不足が原因と考えられ、試験開始 70 日経過後にこれら観測井上部から栄養塩を直接添加し、浄化促進効果が得られるかどうか確認した。栄養塩溶液は 72 日後に 50L, 86 日後に 150L をそれぞれ注入した。各観測井におけるベンゼン地下水濃度の経時変化を Fig. 15 に示す。50L 注入した時点では HMW-15, HMW-16 とともに浄化促進効果は見られなかった。しかし、150L 注入したところ HMW-15 において浄化促進効果が見られたものの、HMW-16 では浄化促進効果が見られなかった。従って、不足していた栄養塩の供給によってベンゼンの分解が促進された結果であると推察する。

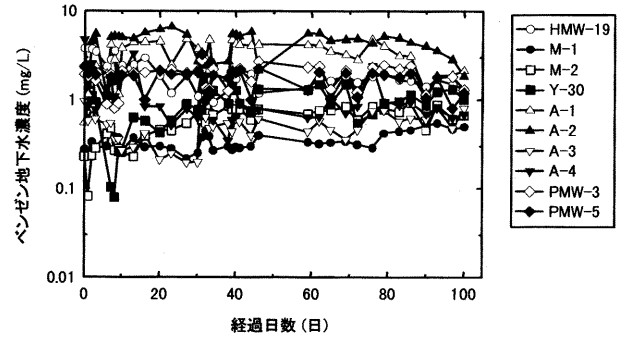


Fig. 17 周辺観測井での地下水ベンゼン濃度経時変化
(Change with Elapsed time of Underground Benzene
Concentration in Monitoring Wells Outside Zone of
Influence Range)

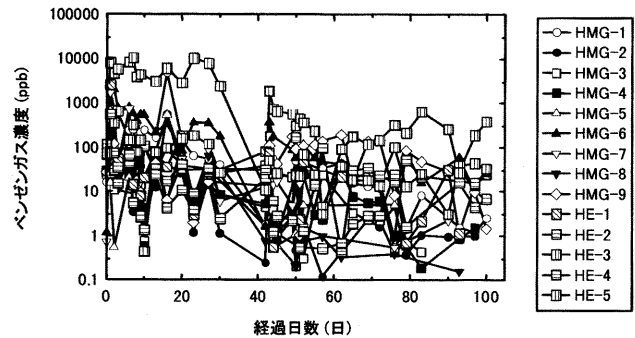


Fig. 18 不飽和層ガス中のベンゼン濃度経時変化
(Change with Elapsed Time of Soil Gas Benzene Concentration
in Unsaturated Layer)

これら HMW-15, HMW-16 での ATP 濃度はともに上昇していることから、何らかの微生物の活性は生じているものと考えられるが、ベンゼン分解菌の顕著な活性化には至っていない可能性がある。HMW-16 では、共存する有機物量が多く、これらの分解菌との競争によりベンゼン分解菌の顕著な活性化に必要な栄養塩濃度に達していない可能性があると考えられる。

(8) 浄化効果の傾向

地下水観測井 HMW-7 でのエアースパージング工法、バイオスパージング工法実施時のベンゼン地下水濃度の経時変化を Fig. 16 に示す。1 ヶ月程度で、エアースパージング工法により 90% 近く除去できるが、環境基準値を目標とすると浄化速度が減速するため、さらに半年～1 年の浄化期間が必要である。これに対してバイオスパージング工法はおよそ 3 ヶ月程度で環境基準値以下となっており、低濃度となった残りの 10% を浄化するにはバイオスパージング工法を実施するほうが早く浄化することができる結果を得た。浄化期間が 1/3 となることで、コスト低減効果にも有利になることが分かった。

3. 環境影響評価

(1) 帯水層内での汚染拡散

周辺観測井 10 箇所での試験期間中でのベンゼン地下水濃度変化を Fig. 17 に示す。いずれの観測井も大幅な濃度上昇傾向は見られず、今回の実証試験では帯水層内での汚染の拡散はないと考えられる。

(2) 大気環境への拡散

不飽和層ガス中のベンゼン濃度 (Fig. 18) と比較して、地表面や

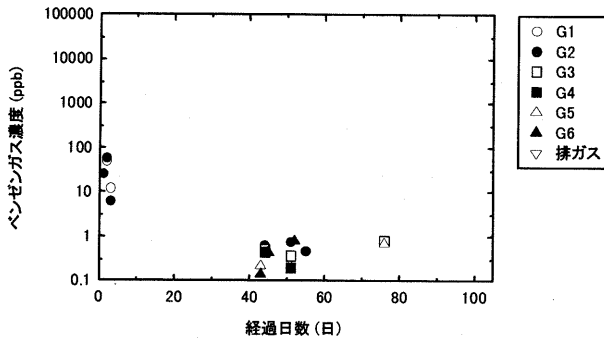


Fig. 19 地表面及び排ガス中ベンゼン濃度経時変化

(Change with Elapsed Time of Benzene Concentration at the Surface Level and in Exhaust Gas)

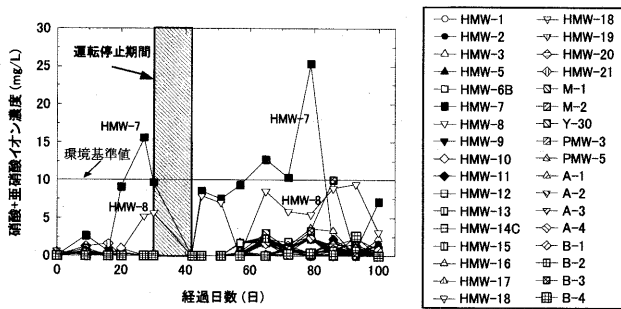


Fig. 20 地下水中硝酸・亜硝酸イオン濃度経時変化

(Change with Elapsed Time of NO_3^- and NO_2^- Concentration in the Groundwater)

排ガス中のベンゼン濃度 (Fig. 19) は、ほとんど検出されないことから大気への拡散はないと考えられる。

(3) 栄養塩による水質変化

地下水中の硝酸・亜硝酸イオン濃度の経時変化を Fig. 20 に示す。窒素源として注入したアンモニア塩の酸化と思われる硝酸・亜硝酸イオン濃度の上昇が、一部の井戸で見られたが、空気注入の停止により濃度が減少した。濃度の減少は地盤の強い還元雰囲気によるものと思われる。運転停止とともに消費され、濃度の上昇は一時的なものと考えられる。また、リンに関しては、オルトリン酸イオンとしては検出されなかった。

(4) 土壌微生物生態系への影響

各種微生物測定手法を用いて HMW-12, HMW-14C, Y-30 を用いて検討した。DGGE 法による菌相解析の結果を Fig. 21 に示す。各バンド (図中の白いバー) は一種類の菌に由来する 16srRNA 遺伝子断片に相当し、バンドの濃さは DNA 量に概ね比例すると考えてよい。浄化領域内 (HMW-12, HMW-14C) と領域外 (Y-30) では、バンドの濃さに差があり、好気・嫌気等の環境条件の差により優占菌相が異なっている可能性は考えられる。しかしながら、いずれの井戸においてもバンドの位置や配列 (DNA パターン) 自体には大きな相違は見られないことから、大幅な菌相変化はないと考えられる。また、既知の病原性微生物 (日本細菌学界バイオセーフティー指針に定めるレベル 1 ~ 3 の病原菌) と一致するものはなかった。

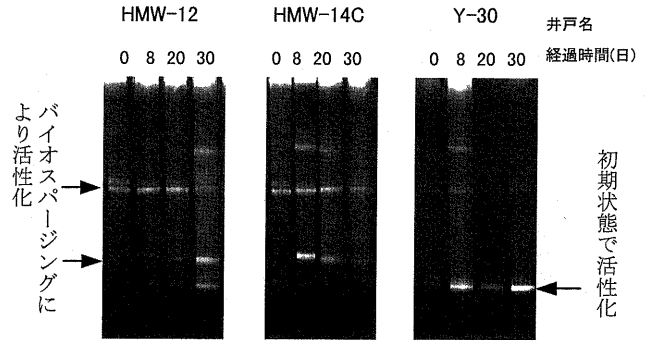


Fig. 21 DGGE 法による菌相解析結果

(Result of the DGGE Method for the Analysis of Microflora Change with 0, 8, 20 and 30 Days)

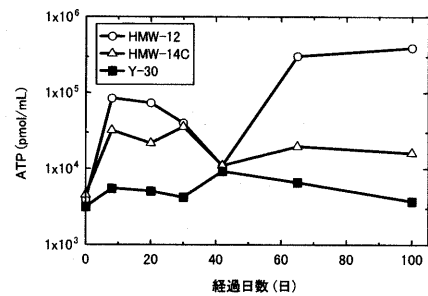


Fig. 22 ATP 濃度の経時変化 (HMW-12, 14C, Y-30)

(Change with Elapsed Time of ATP Concentration)

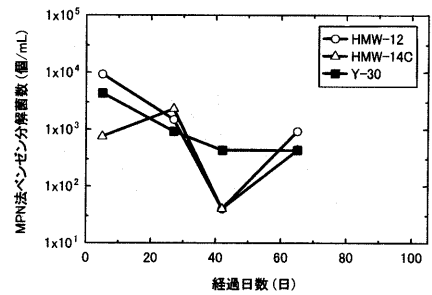


Fig. 23 MPN 法ベンゼン分解菌数の経時変化

(HMW-12, 14C, Y-30)

(Change with Elapsed Time of the Number of Benzene Degrading Microorganism by MPN Method)

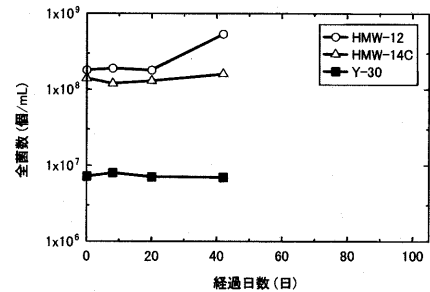


Fig. 24 全菌数の経時変化 (HMW-12, 14C, Y-30)

(Elapsed Time of the Total Number of Microorganisms)

ATP 濃度, MPN 法ベンゼン分解菌数, 全菌数の結果をそれぞれ Fig. 22~24 に示す。バイオスパージング工法による全菌数の増加幅は小さく, MPN 法ベンゼン分解菌数や ATP 濃度がスパージングの停止により増加した値が減少する傾向を示したことから, バイオスパージング中では一時的にベンゼン分解菌等の特定の菌数や微生物活性が高まるが, 運転の停止後初期値との差が縮まると考えられ, 影響が残る可能性は低いと思われる。また, 全菌数と MPN 法ベンゼン分解菌数とを比較すると, 全土壌微生物の中でベンゼン分解菌数が占める割合は極めて小さい。これは, ベンゼン以外のエネルギー源や炭素源に比べてベンゼン濃度が極めて少ない, など本試験サイトの特性によるものと考えられる。

IV. まとめ

本試験により水平井を用いたバイオスパージング工法を適用することで得られた知見に関して, 以下にまとめて記す。

- ①地盤の透水係数が 10^{-5} m/sec の細砂層(部分的にシルト層が介在)に対して, バイオスパージング工法を適用し, 中心間距離が 7.5m 離れた二箇所の注入井から空気と栄養塩を注入した。微生物活性因子の影響範囲は, 注入井を中心にして短軸方向に 10m, 長軸方向に 20m 拡げることができ, 微生物分解が可能な環境状況が得られた。
- ②本試験サイトでは, サイトの平均初期濃度およそ 1mg/L に対してバイオスパージング工法を 3 ヶ月間運転したところ, 注入井を中心にして約 100m² の範囲でベンゼン地下水濃度が環境基準値以下となった。また, 環境基準値を目標とすると, エアースパージング工法によって 90% 近く除去できたが, その後浄化速度は減速した。しかし, 低濃度となった残りの 10% を浄化するために, バイオスパージング工法を適用することで, 浄化期間を短縮することができた。このことからバイオスパージング工法のほうが, エアースパージング工法よりも浄化速度が大きく, 浄化効率が高いこ

とから浄化期間を短縮させることができ, 費用対効果の向上が期待できることが分かった。

- ③浄化速度は, 微生物活性因子である臭素濃度や ATP 濃度の上昇とともに加速しており, 浄化速度の加速と微生物活性因子の濃度上昇に相関性があることを確認した。
- ④注入井付近の調査ボーリングの結果から, 地下水汚染濃度だけではなく, 土壌溶出量についても環境基準値以下にまで低減したことを確認した。
- ⑤バイオスパージング工法による周辺への汚染拡散は認められなかった。また, 運転中は一時的にベンゼン分解菌等の特定の菌数や ATP 濃度が高まるが, 運転停止後にはそれら特定の菌数や ATP 濃度はそれぞれ減少傾向にあり, 土壌微生物の活性による生態系への影響は認められなかった。
- ⑥本試験サイトでは注入井付近の観測井で, アンモニア塩注入による硝酸イオン濃度の上昇が見られ, 一時的に環境基準値の 2 倍程度の濃度となった観測井が 1 本あった。しかし, 運転停止とともに硝酸イオンは消費されて濃度は低減したことから周辺環境への問題は生じなかった。これについては, バイオスパージング工法の適用時には留意する必要があることが分かった。

本研究の結果の一部は, 環境省平成 15 年度「低コスト・低負荷型土壌汚染調査対策技術検討調査」により得られたものである。

参考文献

- 1) 小澤一喜, 川端淳一, 河合達司, 小林弘明, 上沢進; 水平井戸を用いたエアースパージング工法の開発, 鹿島建設技術年報, Vol. 51, (2003), pp. 322-325.
- 2) Andrea Leeson et al., Air Sparging Design Paradigm, Battelle, June 1999, p. 48.