

地下水汚染浄化対策現場における 揮発性有機化合物の自然減衰効果

NATURAL ATTENUATION OF VOLATILE ORGANIC COMPOUNDS IN GROUNDWATER REMEDIATION SITE

江種伸之¹・角尾隆²・平田健正³・吉岡昌徳⁴・中杉修身⁵

Nobuyuki EGUSA, Takashi KAKUO, Tatemasa HIRATA,
Masanori YOSHIOKA and Osami NAKASUGI

¹ 正会員 博(工) 和歌山大学助教授 システム工学部 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷 930)

² 学生会員 和歌山大学大学院 システム工学研究科修士課程 (同上)

³ 正会員 工博 和歌山大学教授 システム工学部 (同上)

⁴ 兵庫県立健康環境科学研究所 センター 安全科学部 (〒654-0037 神戸市須磨区平町 3-1-27)

⁵ 工博 (独)国立環境研究所 化学物質環境リスク研究センター (〒305-0053 茨城県つくば市小野川 16-2)

Recently, the assessing of the natural attenuation capacity in the aquifer, which is called the monitored natural attenuation (MNA), is attempted as a remediation technique for groundwater contamination by the volatile organic compounds (VOCs). The natural attenuation includes the processes of biodegradation, dispersion, dilution, sorption, and volatilization of contaminants. Especially the biodegradation process is often recognized as a dominant destructive attenuation mechanism. In this paper, the characteristics of biodegradation in the aquifer and the effect of natural attenuation capacity were evaluated by the field survey and the numerical simulation at the groundwater remediation site. As a result, the biodegradation rates of trichloroethylene (TCE) and dichloroethylenes (DCEs) were calculated and it was cleared that DCEs were degraded faster than TCE.

Key words: Groundwater contamination, VOCs, TCE, Natural attenuation, Biodegradation

1. はじめに

揮発性有機化合物(以下VOCs)による土壌・地下水汚染問題は、1990年代後半以降、汚染の実態解明から浄化技術の開発・実用化へテーマが移ってきた。特に、地下水揚水や土壌除去以外の新技術の開発が積極的に進められ、土壌ガス吸引、エアースパージング、バイオレメディエーション、反応性バリア等が実用化されている¹⁾。しかし、時間と費用をかけているにもかかわらず、それに見合った効果を発揮していない事例も見受けられる。また、我が国ではISO14000シリーズ取得や不動産売買に関連した土壌・地下水汚染浄化ビジネスの本格化に加え、2002年5月には土壌汚染対策法が成立したこともあり、土壌・地下水汚染問題は新たな局面を迎えつつある。

こうした状況の中で、Monitored Natural Attenuation (以下MNA)という概念が近年注目されるようになってきている²⁾。MNAとは自然条件下での汚染物質の減衰(以下自然減衰)を利用するものであり、浄化対策の一つに位置付けられている。地下水揚水や土壌ガス吸引等のいわゆる積極的な浄化対策は、時間が経過するにつれて浄化効率

が低下して費用がかさむ³⁾。そこで、積極的な浄化対策で濃度をある程度まで低下させた後は、自然減衰を利用して浄化を完了させようという考えがMNAの基本である。MNAでは、帯水層中における①吸着、②揮発、③希釈・拡散、④化学分解、⑤微生物分解等を対象とするため、これらの効果を正確に評価することがMNA成功の秘訣である。その中でも、微生物分解が特に重要な役割を果たすと考えられる。

そこで本研究では、地下水揚水対策を行っているトリクロロエチレン(以下TCE)汚染現場で実施した現地調査および数値解析の結果から、現場における微生物分解効果の評価を試みた。

2. 微生物分解メカニズム

(1) 分解経路

図-1には、TCEなどの塩素系脂肪族炭化水素類(以下CAHs)の主な微生物分解経路を示している。①の還元的脱塩素化とは、CAHsが生物内で生じる酸化還元反応の電子受容体として働く現象であり、CAHsの地下水中に

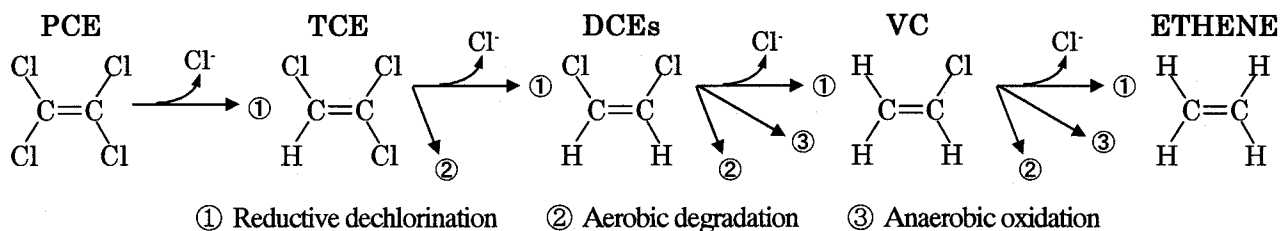


図-1 CAHsの微生物分解経路

おける主要な分解経路である⁴⁾。微生物によって有機物(一次基質)が分解される際には、その有機物が電子供与体として働き、電子と水素が放出される。その電子をCAHsが受け取り、塩素原子と水素原子が入れ替わることで脱塩素化が達成される。③の嫌氣的酸化とは、CAHsの中のジクロロエチレン類(以下DCEs)や塩化ビニル(以下VC)が一次基質となって、嫌氣的状況下においてMn(IV)やFe(III)を電子受容体にして直接酸化される反応である^{5,6)}。②の好氣的分解には共代謝と好氣的酸化の2つがある。そのうち、共代謝とは微生物が有機物(一次基質)を分解する際に出す酵素によってCAHsが分解される反応であり、テトラクロロエチレン(以下PCE)以外の物質に見られる⁴⁾。一方、好氣的酸化とはDCEsやVCが一次基質となって、好氣的状況下において酸素を電子受容体にして直接酸化される反応である⁷⁾。

自然状態の地下水は嫌氣的状況下にあることが多いので、CAHsに対するMNAでは主に還元的脱塩素化と嫌氣的酸化の2つが対象になる。

(2) 微生物分解における酸化還元反応

微生物分解の基本的な推進力はエネルギー獲得反応であり、これは酸化還元反応である。このときの電子受容体の利用されやすさは、それぞれの反応のエネルギー収率により決定され、一般的には $O_2 > NO_3^- > Mn^{4+} > NO_2^- > Fe^{3+} > Organic > SO_4^{2-} > CO_2$ である⁴⁾。有機物であるCAHsのエネルギー生成レベルは酸素や硝酸よりも小さいため、好氣的および硝酸塩還元状況下ではCAHsは電子受容体として利用されにくい。すなわち脱塩素化されにくい。一方、エネルギー生成レベルがCAHsよりも小さい硫酸塩還元やメタン生成状況下では、CAHsは電子受容体として利用され、脱塩素化が進むことになる。また、通常はより酸化されている塩素数の多い物質ほど電子受容体として利用されやすい⁴⁾。

(3) 嫌氣的状況下におけるCAHsの分解特性

a) テトラクロロエチレン・トリクロロエチレンの分解

嫌氣的状況下におけるPCEとTCEの分解は、還元的脱塩素化のみである。ただし、CAHsの中でも塩素数の多いPCEとTCEは、嫌氣的状況下で比較的容易に還元される。すなわち、硫酸塩還元やメタン生成などの強い還元状態はもちろん、中程度の鉄還元や硝酸塩還元状態でも

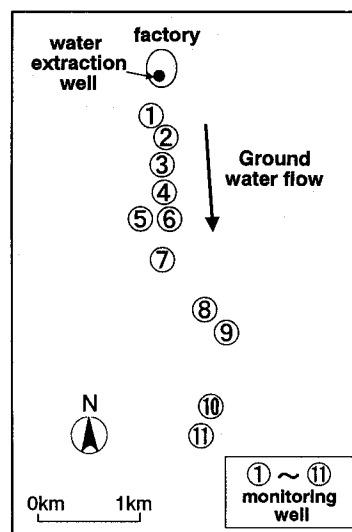


図-2 対象地域の井戸配置図

分解が進む⁴⁾。

b) ジクロロエチレン類・塩化ビニルの分解

嫌氣的状況下におけるDCEsとVCの分解は、還元的脱塩素化と嫌氣的酸化である。DCEsとVCはPCEやTCEほど酸化されていないので、還元的脱塩素化が進むには硝酸塩還元状態よりも強い硫酸塩還元やメタン生成状態が必要になる⁴⁾。そのため、DCEsやVCが還元される速度は通常PCEやTCEよりも遅い。その一方で、これらの物質はPCEやTCEよりも酸化されやすく、DCEsはマンガン還元状況下で、VCは鉄還元状況下で直接 CO_2 にまで分解される^{5,6)}。

3. 現地調査

ここでは、汚染発見時から継続している現地調査の結果を利用して、地下水中のTCE濃度に与える地下水揚水効果および自然減衰効果を検討した。

(1) 現地概要

図-2には対象地における揚水井および周辺観測井の配置を示している。対象地の地質状況は、地表面からG.L.-1.3mまでが礫混じり砂、その下は砂質粘土である。G.L.-2.3mからは砂礫層が約34mの厚さで存在し、G.L.-7.3m付近を境に玉石混じりと粘性土混じりに分かれる。さらに、

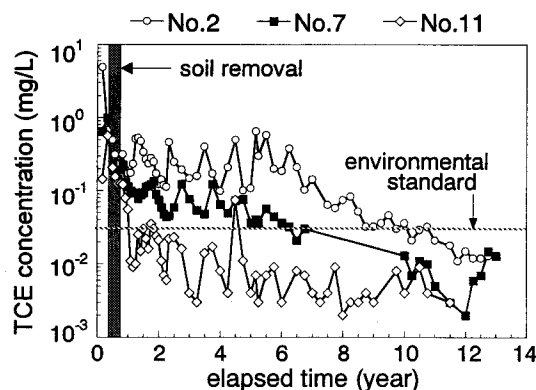
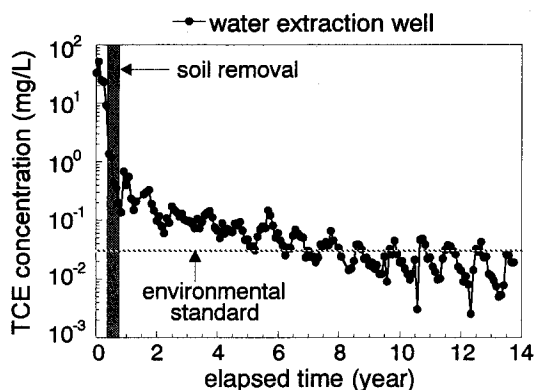


図-3 揚水井および周辺観測井における TCE 濃度の時間変化

G.L.-91mまで粘土質、礫、玉石が続き、その下はG.L.-100mまで粘性土混じり砂礫となっている。

地下水はほぼ北から南に流れており、流速は季節変動しているものの、平均1.0m/dayである。また、地下水位は夏季に上昇し、冬季に下降する傾向が見られ、平均はG.L.-4m～G.L.-5mである。

汚染の発見は、水道原水として使用している地下水から環境基準値を超えるTCEが検出された十数年前にさかのぼる。汚染原因は対象地域の北に位置する工場内の地下配管からTCE原液が漏洩したことであり、ボーリング調査結果から地中に大量のTCE原液が存在していると推定された。そこで、TCE含有量1mg/kgを超える土壌約1,005m³を掘削除去するとともに、汚染源付近に揚水井を設置して地下水揚水処理を開始した。なお、地下水揚水処理は現在も継続中である。

(2) 調査結果

図-3は、揚水井および周辺観測井におけるTCE濃度の時間変化を示している。なお、横軸は土壌除去及び地下水揚水を開始した年の1月を基点とした経過時間で表している。汚染発見時点の揚水井のTCE濃度は30mg/Lを超えていたが、汚染土壌の掘削除去によって1mg/L以下にまで低下した。その後も地下水揚水効果で時間の経過とともに低下していき、13年後以降には年間を通じて環境基準を達成するまでになった。一方、周辺観測井でも地下水揚水を開始すると濃度が低下し始め、11年後以降は全ての観測井で環境基準値を満足するようになった。ただし、工場に近い観測井No.2では、揚水開始2年後から6年後までの約4年間は濃度の低下が見られない。この期間の工場内の地下水揚水量(22～37万m³/year)がその前後の期間の値(40～41万m³/year)よりも少なく、地下水流れに乗って下流へ運ばれるTCEが多かったことが原因と考えられる。

現地では、TCEの分解生成物であるDCEs濃度を12年後以降継続的に測定するようになった。図-4に地下水中のTCEとDCEsの濃度比を示している。TCE濃度とDCEs濃度には正の相関があり、両対数上ではほぼ直線関係にある。

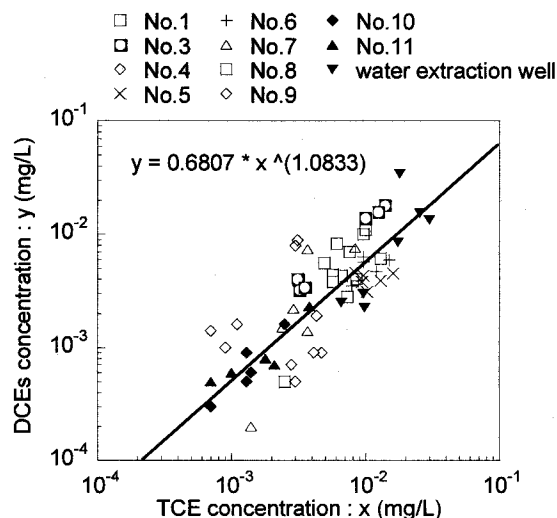


図-4 地下水中の TCE と DCE の濃度比

る。TCE濃度(x)のべき乗は1.0833であり、およそ1.0とするとTCEとDCEsの濃度比は0.6807になる。すなわち、現地の地下水中にはTCE濃度の約68%のDCEsが存在しており、TCEとDCEsの濃度比がほぼ一定に保たれていると考えられる。この濃度比を分解率にすると約48%である。したがって、現地の地下水では微生物分解の影響でTCE濃度が約48%低下していることになる。仮に1mg/LのTCEと0.681mg/LのDCEsが存在している地下水を考えた場合、TCEの微生物分解以外にDCEsの起源がないとすると、分解前にTCEは1.92mg/L存在していたことになる。すなわち、地下水中のTCE濃度低下に果たしている自然減衰(微生物分解)の役割は非常に大きいといえる。ただし、分解生成物であるDCEsも環境基準物質なので、自然減衰による浄化効果を判断する場合には注意を要する。

第2章で述べたように、DCEsは還元的脱塩素化だけでなく嫌氣的酸化によっても分解されるため、DCEsの還元的脱塩素化速度と嫌氣的酸化速度およびTCEの還元的脱塩素化速度の違いが、地下水における両物質の濃度比をほぼ一定に保っている原因と推察される。すなわち、TCEとDCEsの微生物分解速度を明らかにすれば、両物質の自然減衰効果を詳細に評価できる。

4. 数値解析

現地調査結果から、地下水中のTCE濃度は地下水揚水だけでなく自然減衰の影響を受けて低下していることが明らかになった。また、TCEとDCEsの濃度比がほぼ一定に保たれていることも確認された。そこで、現地データを基に物質輸送解析を行ってTCEとDCEsの分解速度を算定し、現地における自然減衰効果、特に両物質の濃度比が一定になる理由を検討した。

(1) 解析モデル

実現場を対象に物質輸送解析を行う場合は、厳密には3次元モデルを使用しなければならない。3次元解析を行うためには多くの情報を必要とするが、必要な情報が十分得られないことも多い。その場合には、2次元や1次元モデルを利用した方が有用な結果が得られる。本現場でも、地下水流速の平均的な値しかわからない、地中のTCE原液存在量や地下水中のTCEの平面的な拡がりが見えず、DCEs濃度のデータが少ないなど、多くの情報が不足している。また、土壌除去の影響で生じる濃度低下を物質輸送解析では再現できず、3次元だけでなく、2次元解析を実施するための初期条件を設定することも困難である。そこで、今回は現場を単純化して考え、地下水の流れ方向に沿った水平1次元モデルを適用した。

TCEおよびDCEsの輸送方程式は、地下水の流れ方向にx軸をとると次式で表される。

・地下水中のTCE輸送の基礎式

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + v' \frac{\partial C_T}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C_T}{\partial x^2} - K_T C_T \quad (1)$$

・地下水中のDCEs輸送の基礎式

$$\frac{\partial C_D}{\partial t} + v' \frac{\partial C_D}{\partial x} = D \frac{\partial^2 C_D}{\partial x^2} + Y K_T C_T - K_D C_D \quad (2)$$

ここに、 C_T, C_D : TCEとDCEsの濃度[mg/L]、 v' : 地下水流速[m/day]、 D : 分散係数($=\alpha_L |v'| + D_M$)[m²/day]、 D_M : 分子拡散係数[m²/day]、 α_L : 縦方向(流れ方向)分散長[m]、 K_T, K_D : TCEとDCEsの分解速度定数[1/day]、 Y : DCEsとTCEの分子量比である。なお、式(1)の右辺第2項はTCEの微生物分解、式(2)の右辺第2項はTCEの脱塩素化によるDCEsの生成、右辺第3項はDCEsの微生物分解を表している。自然条件下での微生物分解を対象とするMNAでは、その過程を1次反応式で表現できる⁸⁾。そこで、今回も1次反応式を利用して解析を行った。表-1には数値解析に用いた諸数値を示している。後述するが、今回は流速が異なる3パターンの解析を行った。なお、解析法には特性曲線法(粒子移動法)を採用した。

初期条件は、土壌除去の影響が揚水井のTCE濃度変化に見られなくなった時点(図-3の1年後)とし、式(1)では各観測井のTCE濃度の実測値を与え、観測井間を線形補間した。上流境界($x=0$ m)は、地下水を揚水し、また周辺で

表-1 数値解析に用いた諸数値

Parameter	Value
Groundwater velocity: v' (m/day)	① 0.1 ② 1.0 ③ 10.0
Longitudinal dispersivity: α_L (m)	10.0
Molecular diffusion coefficient: D_M (m ² /day)	8.6×10^{-5}
Molecular weight ratio between DCEs and TCE : Y	0.737
Scale increment : Δx (m)	10.0
Time increment : Δt (day)	① 1.0 ② 1.0 ③ 0.1

TCE原液の溶解が生じている工場内の揚水井ではなく、その直下に位置する観測井No.1にして、TCE濃度の実測値を与えた。なお、測定時点以外の値は実測値を線形補間して与えた。一方、DCEs濃度に関しては汚染発見から12年後以降の実測値しかないので、式(2)の初期条件に実測値を利用することができない。上流境界条件についても同様である。そこで、今回は汚染発見当時から微生物分解特性が変化していない、すなわち観測井中のDCEs濃度はTCE濃度の68%に保たれていると仮定して、式(2)の初期条件および上流境界条件にはTCE濃度の68%の値を与えた。なお、DCEs濃度の初期値が全てゼロの場合とTCE濃度と同じ値を持つ場合の解析も行って見たが、結果にほとんど影響はなかった。下流境界は観測井No.11直下($x=2500$ m)とし、両式ともにフラックス一定の条件を与えた。なお、今回の解析は流速一定で、地下水位や流速の季節・経年変化を考慮していない。したがって、初期・境界条件で利用する実測値にも季節変化を取り除いた移動平均値を用いた。

(2) 微生物分解速度

式(1)および式(2)には分解速度定数 K_T, K_D が含まれているが、現地の値は不明である。そこで、各観測井の濃度が実測値と解析値で等しくなるように分解速度定数を求めた。ただし、今回は水平1次元モデルを適用していることや地下水流速の季節・経年変化が分かっているなど、実測値と解析結果を比較する上での問題もある。そこで、現地の平均流速と考えられる1.0m/day以外にも、実測された流速の上限に近い10.0m/dayと下限に近い0.1m/dayを平均流速として与えた解析も行って検討した。

図-5に解析結果を示している。なお、横軸は土壌除去の影響が揚水井のTCE濃度変化に見られなくなった時点(図-3の1年後)を基点とした経過時間で表している。また、実測値は移動平均を取っていない値で示している。実測値と解析結果を比較すると、汚染源に近い観測井No.2では、濃度低下に与える分解速度定数の影響が小さいことがわかる。特に流速が1.0m/dayと10.0m/dayの場合にはほとんど差が見られない。これは、汚染源に近い観測井では、微生物分解よりも地下水揚水が濃度低下に大きな影響を与えているためと考えられる。ところで、今回の解

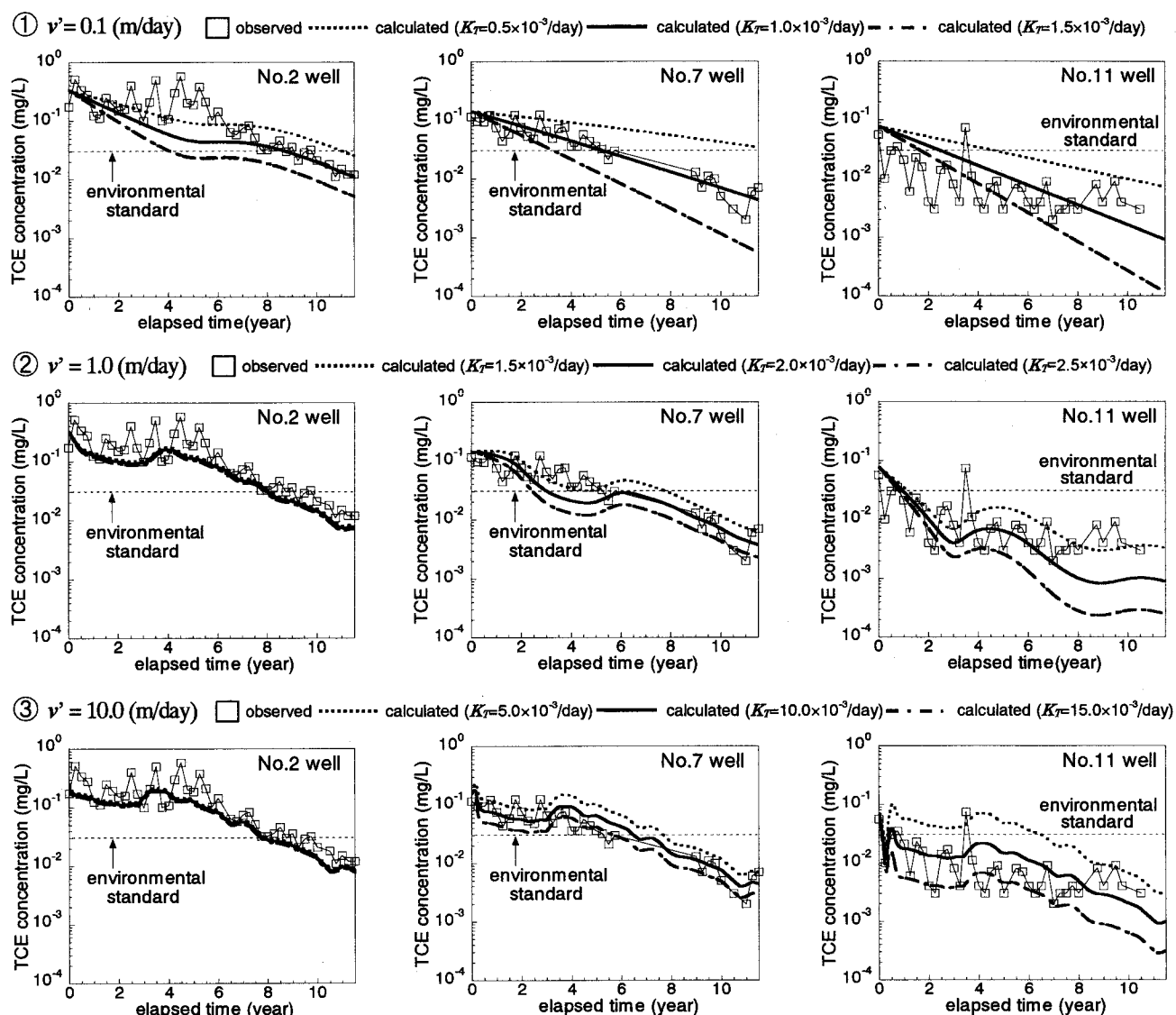


図-5 数値解析結果

析では水平一次元モデルを適用しているので、結果に横方向(流れと垂直方向)の分散の効果が含まれていない。すなわち、実際の濃度低下は地下水揚水、縦・横方向の分散、および微生物分解の効果で生じているが、解析では横方向の分散を除いた3つだけで再現していることになる。特に汚染源から離れた地点では、横方向の分散を考慮していない分だけ微生物分解の効果を過大評価してしまう可能性がある。したがって、微生物分解をより正確に評価するためには汚染源に近い観測井を利用した方がよいが、今回の場合は近いと地下水揚水の影響が強くなりすぎる。そこで、ここからは解析領域のほぼ中間に位置している観測井No.7の値を用いて議論する。

TCEの分解速度定数 K_T は、平均流速が1.0m/dayの場合で $1.5 \sim 2.5 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、0.1m/dayの場合で $0.5 \sim 1.5 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、10.0m/dayの場合で $5.0 \sim 15.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ になった。一方、DCEsに関しては、12年後以降のDCEs濃度の実測値しかないで、12年後以降のTCEからDCEsへの分解率が約48%になるように K_D を求めた結果、平均流速が1.0m/day

の場合で $3.1 \sim 5.2 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、0.1m/dayの場合で $1.0 \sim 3.1 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、10.0m/dayの場合で $10.0 \sim 31.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ を得た。したがって、分解速度定数は大きめに見積もってもTCEで $0.5 \sim 15.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、DCEsで $1.0 \sim 31.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ の範囲内に収まり、平均流速1.0m/dayを考慮すると、TCEで $2.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ 前後、DCEsで $4.2 \times 10^{-3}/\text{day}$ 前後が現地における妥当な数値と考えられる。

分解速度定数は、 $K = \ln 2 / t_{1/2}$ の式を用いて半減期 $t_{1/2}$ に換算できる。本現場の半減期は、分解速度定数に $K_T = 2.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、 $K_D = 4.2 \times 10^{-3}/\text{day}$ を用いると、TCEで0.95年、DCEsで0.45年になる。

Wilsonらは文献調査を行って実現場の分解速度定数を整理しており、TCEで $0.23 \sim 4.4 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、DCEsで $0.50 \sim 5.11 \times 10^{-3}/\text{day}$ と報告している⁹⁾。Hanadaiらは現場データから分解速度定数を推定しており、TCEで $6.9 \times 10^{-4} \sim 4.7 \times 10^{-3}/\text{day}$ 、DCEsで $9.4 \times 10^{-4} \sim 1.9 \times 10^{-2}/\text{day}$ を得ている¹⁰⁾。Chapelle and Bradleyは現場データと解析解を比較して強い硫酸塩還元状況下におけるTCEの分解速度定数($5.0 \times$

$10^{-3} \sim 2.0 \times 10^{-2}/\text{day}$)と硫酸塩還元状態の強くない地下水中におけるDCEsの分解速度定数($1.0 \sim 4.0 \times 10^{-2}/\text{day}$)を算定している¹¹⁾。分解速度は現場の地化学状況に左右されるが、本研究や他文献から得られた分解速度定数は $10^{-3}/\text{day}$ 程度のものが多く、現場におけるTCEとDCEsの分解速度定数はこの程度を基準に考えるとよいだろう。

(3) 自然減衰効果

第2章で述べたように、嫌氣的状況下ではTCEは還元的脱塩素化によりDCEsへ進む。一方、DCEsには還元的脱塩素化によりVCへ進む反応と、嫌氣的酸化で CO_2 に分解される反応がある。TCEよりも酸化されていないDCEsの脱塩素化が進むには、硝酸塩還元よりも強い還元状態が必要になる。そのため、DCEsの脱塩素化速度はTCEよりも遅く、脱塩素化反応だけを考えたDCEsの分解速度定数はTCEよりも小さくなる。

ただし、前述の3つ文献ではTCEとDCEsの分解速度定数がほぼ同じか、DCEsの値が大きくなっている。その中で、Chapelle and Bradleyは硫酸塩還元状態の強くない地下水中のDCEsの分解速度定数が強い硫酸塩還元状況下におけるTCEの分解速度定数よりも大きくなることを示している¹¹⁾。すなわち、DCEsは脱塩素化だけでなく嫌氣的酸化も生じるので、硫酸塩還元やメタン生成のような強い還元状況下になれば、DCEsの分解は比較的速やかに進むと考えられる。

今回の現場は、地下4～5m付近から帯水層を形成しており、また地質も砂礫層を中心としているため、地下水が特に強い還元状況下にあるわけではない。したがって、現地地下水中ではDCEsの嫌氣的酸化が生じており、DCEsの分解速度定数は脱塩素化だけでなく、直接酸化の影響を受けて大きくなっていると推察される。

ここで、地下水中に 10mg/L の濃度で溶存しているTCEとDCEsが微生物分解のみで減少する場合に、それぞれの濃度が環境基準を満たすまでに要する時間を算定してみた。ただし、ここでは移流や分散による濃度変化およびTCEの脱塩素化によるDCEsの生成は無視している。TCEとDCEsの分解速度定数に $2.0 \times 10^{-3}/\text{day}$ と $4.2 \times 10^{-3}/\text{day}$ を用いると、環境基準を満たすにはTCEで約8.0年、DCEsで約3.5年を要する。すなわち、DCEsはTCEの半分以上の時間で環境基準を満たすことが可能である。したがって、強い還元状況下でない地下水中ではDCEsの分解にそれほど時間を必要としないので、TCE濃度を速やかに低下させる環境を作り出すことがMNAを成功させる秘訣といえる。

5. おわりに

本研究では、地下水汚染現場で行った現場調査と数値解析の結果から、TCEおよびDCEsの微生物分解特性を

検討した。現地調査から、現地の地下水中ではTCEの微生物分解が生じており、TCEとその分解生成物であるDCEsの濃度比がほぼ一定に保たれていることが確認された。また、現場データをもとに実施した数値解析では、微生物分解の速さを表す尺度である分解速度定数に関してある程度量的な評価ができた。得られた分解速度定数を半減期に換算すると、TCEで約0.95年、DCEsで約0.45年であり、DCEsはTCEよりも比較的容易に分解されていることがわかった。この原因としては、現場の地下水中におけるDCEsの直接酸化の影響が考えられた。

謝辞：本研究をまとめるにあたり、本大学院修士2年生の塩谷剛君(現 栗田工業株式会社)および学部4年生の前川雅之君には現場データの整理および数値解析を手伝って頂きました。ここに記して感謝申し上げます。

参考文献

- 1) 木暮敬二：地盤環境の汚染と浄化修復システム、技報堂出版、248p., 2000.
- 2) Hincsee, R.E., Wilson, J.T. and Downey, C.D. : *Intrinsic Bioremediation*, Battelle Press, 266p., 1995.
- 3) 例えば、平田健正・江種伸之・中杉修身・石坂信也：土壌ガス吸引と地下水揚水を併用した地下環境汚染の修復、土木学会環境工学研究論文集, Vol.33, pp.47-55, 1996. .
- 4) ジョン・T・クックソン Jr. (藤田正憲・矢木修身監訳)：バイオレメディエーションエンジニアリング-設計と応用、エヌ・ティー・エス、505p., 1997.
- 5) Bradley, P.M. and Chapelle, F.H. : Anaerobic mineralization of vinyl chloride in Fe(III)-reducing aquifer sediments, *Environmental Science and Technology*, Vol.30, pp.2084-2086, 1996.
- 6) Bradley, P.M., Landmeyer, J.E. and Dinicola, R.S. : Anaerobic oxidation of 1,2(14)C-dichloroethene under Mn(IV)-reducing conditions, *Applied and Environmental Microbiology*, Vol.64, pp.1560-1562, 1998.
- 7) Cornuet, T.S., Sandefur, C., Eliason, W.M., Johnson, S.E., and Sema, C. : Aerobic and anaerobic bioremediation of cis-1,2-dichloroethene and vinyl chloride, *Bioremediation and Phytoremediation of Chlorinated and Recalcitrant Compounds*, Battelle Press, pp.373-380, 2000.
- 8) Wiedemeier, T.H. et al. : Technical protocol for evaluating natural attenuation of chlorinated solvents in groundwater, *Air Force Center for Environmental Excellence, Technology Transfer Division*, Brooks AFB, San Antonio, TX.
- 9) Wilson, J.T., Kampbell, D.H. and Weaver, J.W. : Environmental chemistry and the kinetics of biotransformation of chlorinated organic compounds in ground water, *Proceedings of the Symposium on Natural Attenuation of Chlorinated Organics in Ground Water*, pp.133-136, 1996.
- 10) Hanadai S. Rifai et al. : Intrinsic Bioattenuation for subsurface restoration, *Intrinsic Bioremediation*, Battelle Press, pp.1-29, 1995.
- 11) Chapelle, F.H. and Bradley, P.M. : Selecting Remediation Goals by Assessing the Natural Attenuation Capacity of Groundwater Systems, *Bioremediation Journal*, Vol.2, No.3&4, pp.227-238, 1998.

(2002. 9. 30受付)