

帯水層中のメチロシスティス属 M 株の動態と トリクロロエチレンの分解に関する数値解析

NUMERICAL SIMULATION ON MIGRATION OF *METHYLOCYSTIS* SP.M
AND DEGRADATION OF TRICHLOROETHYLENE IN AN AQUIFER

長谷川直紀¹・江種伸之²・山本秀一³・平田健正⁴・川原恵一郎⁵・
岩崎一弘⁶・矢木修身⁷

Naoki HASEGAWA, Nobuyuki EGUSA, Shuichi YAMAMOTO, Tatemasu HIRATA,
Keiichiro KAWAHARA, Kazuhiro IWASAKI and Osami YAGI

¹ 学生会員 和歌山大学大学院 システム工学研究科 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷 930)

² 正会員 博(工) 和歌山大学准教授 システム工学部 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷 930)

³ 博(経) 和歌山大学准教授 システム工学部 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷 930)

⁴ 正会員 工博 和歌山大学教授 システム工学部 (〒640-8510 和歌山県和歌山市栄谷 930)

⁵ 正会員 博(工) アースソリューション(株) (〒105-0022 東京都港区海岸 1-7-8)

⁶ 博(理) (独)国立環境研究所 水土壤圈環境研究領域 (〒305-8506 茨城県つくば市小野川 16-2)

⁷ 農博 日本大学教授 生産工学部 (〒275-8575 千葉県習志野市泉町 1-2-1)

Bioaugmentation is being watched as an effective method to remedy soil and groundwater contaminated by trichloroethylene (TCE). In order to develop a numerical model to evaluate the effect of bioaugmentation using *Methylocystis* sp.M, which could aerobically degrade TCE in an aquifer, a laboratory experiment and numerical simulations were conducted. The results showed that Monod's equation with competitive inhibition effect between TCE and methane could express the effect of TCE degradation by *Methylocystis* sp.M. Moreover, it was clarified that the maximum utilization rate of TCE was 0.005/d, and the competitive inhibition effect could be disregarded when the *Methylocystis* sp.M concentration was over 13 to 15 mg/L.

Key Words: bioaugmentation, trichloroethylene, *Methylocystis* sp.M, laboratory experiment, numerical simulation

1. はじめに

テトラクロロエチレンやトリクロロエチレン(以下TCE)などの塩素化エチレン類によって汚染された地下水の浄化方法としては、地下水揚水法が最も普及している。しかし、低濃度汚染が広範囲に拡がっている場合、処理水の排出先がない場合、あるいは短期間で浄化を完了させたい場合など、地下水揚水法が適さない現場も多い。このような場合には、汚染物質を帯水層中で分解無害化する技術、例えば本稿で取り上げる原位置バイオレメディエーションなどが有効な手段になる。この技術は、単独利用はもちろん、揚水処理で地下水中の汚染物質濃度を十分低下させた後に、浄化を完了させる仕上げとして用いても効果的である。

原位置バイオレメディエーションは利用する微生物

や適用方法の違いによって分類される。本研究では、帯水層中に外部で培養した分解性能の高い微生物を栄養物質とともに注入し、好気条件下でTCEの分解無害化を図る好気的バイオオーフェンシングに注目した。好気条件下のTCE分解過程は共代謝(コメタボリズム)である¹⁾。共代謝とは、ある基質を消費して増殖する生物によって生産される酵素が、その生物のエネルギー生産、炭素固定やその他の増殖過程とは無縁な基質も分解する反応であり、主要なエネルギー源となる他の有機物質が存在する場合にのみ進行する¹⁾。TCEの好気分解に寄与する微生物には、メタン資化性細菌、トルエン資化性細菌、フェノール資化性細菌などがいる。

バイオレメディエーションの利用については、2005年3月に経済産業省と環境省が「微生物によるバイオレメディエーション利用指針」を告示しており、適切な安全管理下での技術発展が望まれている。しかし、バイオ

オーグメンテーションに関しては、現時点では実施報告例が少なく、分解菌の挙動特性、有効性、安全性を評価するための基礎研究を進めていかなければならない。その中には、適切な浄化予測のための数値解析モデルの構築も含まれる。

バイオオーグメンテーションを対象とした数値解析では、帯水層における微生物の挙動を解析しなければならない。帯水層における微生物の挙動解析モデルは、移流分散方程式に微生物特有の運動性や走化性などを組み込んだものが一般的である²⁾。TCEの好気的バイオオーグメンテーションに関しては、拮抗阻害型のMonod式をベースとした分解反応モデルを使ってTCE分解特性を解析的に評価した研究³⁾、バッチ試験結果に文献3)のモデルの改良型を適用してTCE分解特性を評価した研究⁴⁾、帯水層中のTCE分解微生物の挙動を一次元カラム実験と数値解析によって評価した研究⁵⁾などが報告されている。これらの研究を通して、TCEの好気的バイオオーグメンテーションに対する数値解析モデルの基本的な考え方を整理されている。

そこで本研究では、既往研究の成果を踏まえ、TCEの好気的バイオオーグメンテーションに対する数値解析モデルのより一層の確立およびTCE分解特性の解明を目指して室内土槽実験と数値解析を行った。

2. 方法

(1) 室内実験

図-1は実験装置の模式図を示している。実験装置は外寸で幅2m、奥行き1m、高さ1.5mのステンレス製ライシメータである。この装置の奥行き中央部に壁を設けて2槽に分け、装置の左右端には水位調節タンク(それぞれ「前室」、「後室」と呼ぶ)を配置している。土充填部には川砂1750kgを入れ、サンプリング孔(SW1～SW5)を約30cm間隔で設置している。通水にはポンプを使い、前室から後室に向かって実流速30cm/dで行った。

実験では、まずTCE溶液を前室から供給して土中水のTCE濃度を約0.2mg/Lにした。そして、土中水のTCE濃度が安定したことを確認後、注入水をTCE、メタン(CH₄)、窒素(N₂)、リン(P₂O₅)、およびTCE分解微生物のメタン資化性細菌⁵⁾(メチロシスティス属M株、以下「M株」と呼ぶ)を加えた水に切り替えた。ここで、メタンは電子供与体(基質)、窒素とリンは栄養源として注入した。水中のTCE濃度は0.2mg/L、M株濃度は5×10⁷cells/mL(=52mg/L)、リン濃度は50mg/L、窒素、メタン、溶存酸素(DO)濃度はそれぞれ10mg/Lである。

今回の実験では、窒素とリンは十分な量を注入し、TCE分解の制限因子にならないようにした。なお、M株は実験開始時に前室に供給した水のみに加えられており、

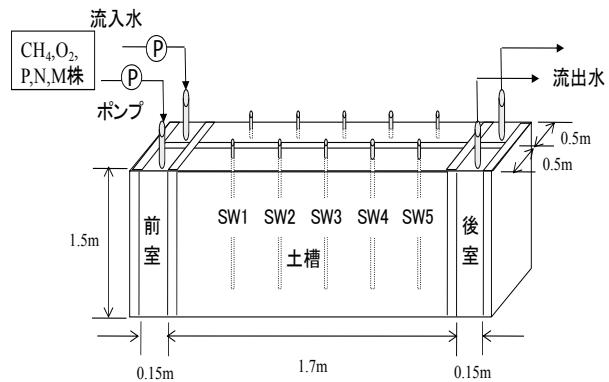


図-1 実験装置

その後の供給水にM株は含まれていない。すなわち、TCE、メタン、DO、窒素、リンは連続注入、M株はパルス注入になる。実験開始から約1日後に前室内のM株濃度はゼロになった。

2つに分けた土槽の一方には、実験開始時からM株無添加の水を通しておらず、以降はM株無添加のケースをCase1、M株添加のケースをCase2と呼ぶ。

(2) 数値解析

本研究で対象とするM株によるTCE分解過程は、メタンを利用した好気呼吸時に生じる共代謝である。今回の実験では、栄養源の窒素とリンに関しては、制限因子とならないよう十分な量を供給している。よって、この2物質は解析対象から外し、帯水層におけるTCE、メタン、DO、およびM株の動態を解析した。なお、前室から土槽への活性炭処理水の注入は断面内で一様に行っているので、横分散の影響は大きくない。また、サンプリング孔から採取される水は孔内の混合水である。そこで、今回の数値解析では、断面内の物質濃度は一定と仮定して、以下の水平一次元モデルを使用した。

・ TCE輸送方程式

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = \frac{D}{R_T} \frac{\partial^2 C_T}{\partial x^2} - \frac{V}{R_T} \frac{\partial C_T}{\partial x} - \frac{k_T X}{R_T} \left[\frac{C_T}{C_T + K_T (1 + C_M / K_M)} \right] \quad (1)$$

・ メタン輸送方程式

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_M}{\partial t} = & \frac{D}{R_M} \frac{\partial^2 C_M}{\partial x^2} - \frac{V}{R_M} \frac{\partial C_M}{\partial x} \\ & - \frac{k_M X}{R_M} \left[\frac{C_M}{C_M + K_M (1 + C_T / K_T)} \right] \left[\frac{C_O}{K_O + C_O} \right] \end{aligned} \quad (2)$$

・ DO輸送方程式

$$\begin{aligned} \frac{\partial C_O}{\partial t} = & \frac{D}{R_O} \frac{\partial^2 C_O}{\partial x^2} - \frac{V}{R_O} \frac{\partial C_O}{\partial x} \\ & - \frac{2k_M X}{R_O} \left[\frac{C_M}{C_M + K_M (1 + C_T / K_T)} \right] \left[\frac{C_O}{K_O + C_O} \right] \end{aligned} \quad (3)$$

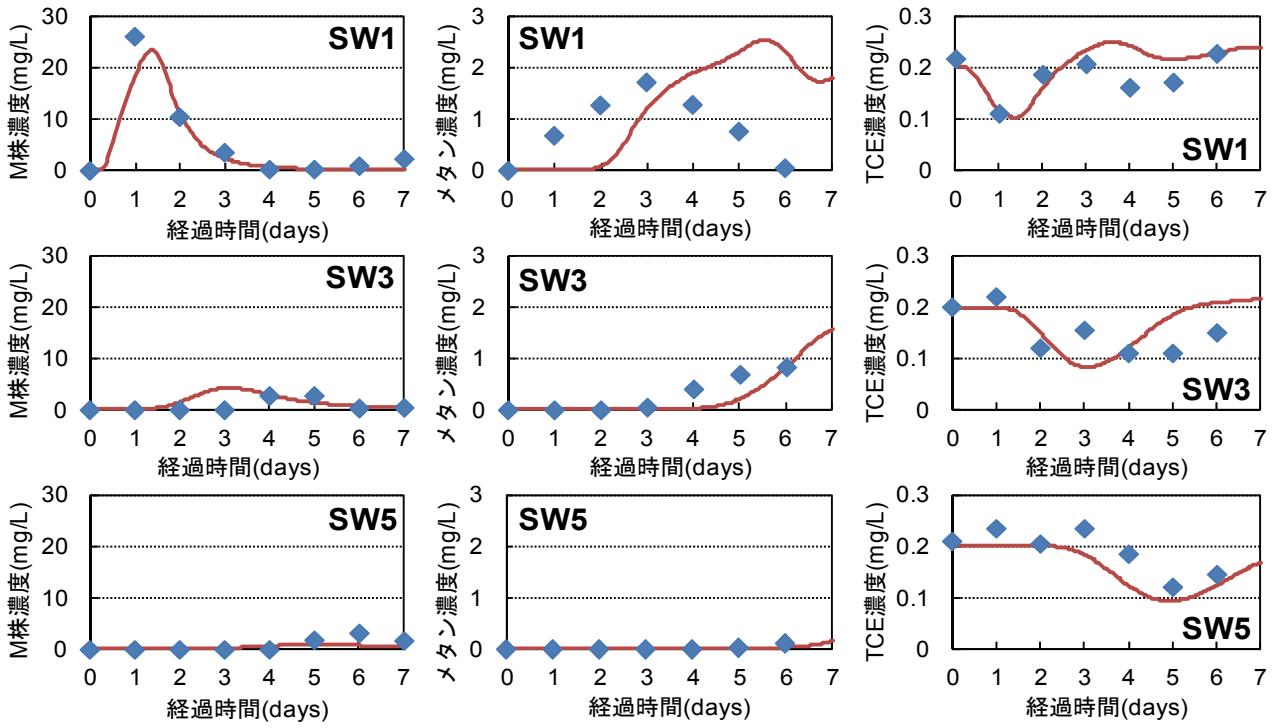


図-2 各サンプリング孔におけるM株、メタン、およびTCE濃度の時間変化 (◆: 実験値、-: 解析値)

・M株輸送方程式

$$\frac{\partial X_W}{\partial t} = \frac{D}{R_X} \frac{\partial^2 X_W}{\partial x^2} - \frac{V}{R_X} \frac{\partial X_W}{\partial x} + \mu_{max} X_W \left[\frac{C_M}{C_M + K_M (1 + C_T / K_T)} \right] \left[\frac{C_O}{K_O + C_O} \right] - \frac{k_T X_W}{T_C} \left[\frac{C_T}{C_T + K_T (1 + C_M / K_M)} \right] - \lambda_X X_W \quad (4)$$

ここに、 C_T , C_M , C_O , X_W : 液相中のTCE, メタン, DO, M株の濃度[mg/L], X : M株総濃度(固相と液相のM株濃度の和)[mg/L], R_T , R_M , R_O , R_x : TCE, メタン, DO, M株の遅延係数, k_T , k_M : TCE, メタンの最大分解速度定数[1/h], K_T , K_M , K_O : TCE, メタン, DOの半飽和定数[mg/L], D : 分散係数[m²/h](= $\alpha_L |V| + D_M$), α_L : 縦分散長[m], D_M : 分子拡散係数[m²/h], V : 実流速[m/h], μ_{max} : 最大比増殖速度[1/h](= $Y \times k_M$), Y : 菌体転換率[-], T_C : TCE分解容量[-], λ_X : 減衰率[1/h], t : 時間[h], x : 距離[m]である。

TCE, メタン, DO輸送に関する基礎式(1)から(3)には、それぞれ分解項(右辺第3項)を伴う移流分散方程式を用いた。今回対象とする微生物分解過程では、基質となるメタンとTCEの間に拮抗阻害の関係がある。この関係を表すモデルは、前述したように、Oya et al.³⁾や北川ほか⁴⁾によって拮抗阻害を含むMonod型の反応式として定式化されている。両モデルの基本的な考え方は同じであるが、北川ほかのモデルはOya et al.のモデルを簡略化したものである。Oya et al.のモデルはメタン濃度が高い条件下と低い条件下に分けたMonod式を利用しているが、北川ほかのモデルはメタン濃度の高低にかか

わらず、一般的な拮抗阻害型のMonod式を利用している。北川ほかのモデルはOya et al.のモデルのメタン濃度が低い条件下的Monod式と同型である。この違いにより、北川ほかのモデルのフィッティングパラメータの数はOya et al.のモデルより一つ少ない。今回の実験では、一時期を除いてメタンが十分存在していたとは言えないので(後述)、メタン濃度が低い場合のOya et al.モデルと同型で、フィッティングパラメータが少ない北川ほかのモデルを採用した。

一方、帯水層におけるM株の挙動は、運動性や走化性を考慮しない一般的な移流分散方程式で表されることが、中村ほかによって確認されている⁵⁾。そこで、本研究においてもM株移動に関する基礎式(4)には一般的な移流分散方程式を用いた。なお、中村ほかの研究ではM株の増殖や死滅を取り扱っていないため、ここではM株の増殖項や死滅項に北川ほかのモデルを採用した。式(4)の右辺第3項はメタンを利用した好気呼吸による増殖項、第4項はTCE分解によって生じるM株の死滅を表す項(死滅項)、第5項はTCE分解以外の要因によるM株の消滅を表す項(減衰項)である。

3. 結果

(1) 室内土槽実験

図-2はサンプリング孔SW1, SW3, およびSW5における室内土槽実験と数値解析の結果を示している。まず、室内土槽実験の結果について述べる。

今回の実験では、土槽内に30cm間隔でサンプリング

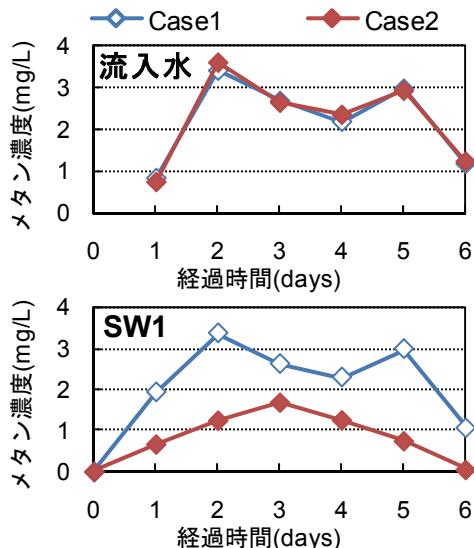


図-3 流入水とSW1におけるメタンの実験結果

孔を配置し、実流速30cm/dで通水しているため、前室からの注入水は1日後にSW1、3日後にSW3、5日後にSW5に到達する。すなわち、最上流部のSW1で1日後に見られるM株濃度の上昇は、前室から供給されたM株の到達を示している。ただし、M株の注入はパルス注入(実験開始時1回だけ)なので、M株濃度は2日目以降に低下し始めている。

一方、メタン濃度は連続注入しているにもかかわらず、3日目から濃度低下が生じている。この時期のサンプリング孔SW1におけるM株濃度は小さいので、M株によるメタンの消費とは考えられない。図-3に示しているように、M株無添加のCase1のSW1では、実験後半でも流入水と同程度のメタン濃度が検出されている。すなわち、実験後半におけるメタン濃度の低下は、Case2に特有の現象である。メタン濃度の低下はM株以外の影響と考えられるが、今回の実験ではその原因を解明できず、今後の課題である。

TCE濃度は、最上流部のサンプリング孔SW1で実験開始1日後に0.1mg/L程度まで低下した。この濃度低下は、同時期のM株濃度から、M株によるTCE分解効果と判断できる。ただし、その後はTCE濃度が注入水濃度(約0.2mg/L)と同じ程度にまで戻っている。これはM株の減少によりTCE分解効果が小さくなつたためと推察される。これに対して、3日目のSW3および5日目のSW5におけるTCE濃度の低下は、両地点のM株濃度がともに低いため、M株のTCE分解よりも上流(SW1付近)で濃度低下した水が流下した影響が大きいと推察される。

以上の実験結果を踏まえ、数値解析では実験で得られた濃度変化の再現を試みている。

表-1 数値解析に用いた諸数値

パラメータ	数値	パラメータ	数値
$V[m/h]$	0.0125	R_M	1.0
$K_T [mg/L]$	2.1	R_O	1.0
$K_M [mg/L]$	1.5	$\alpha_L [m]$	0.053
$K_O [mg/L]$	0.1	$k_T [1/h]$	0.0051
$T_c [-]$	0.1	$k_M [1/h]$	0.10
$Y[-]$	0.36	$\lambda_x [1/h]$	0.020
$D_M [m^2/h]$	3.6×10^{-6}	$\Delta t [h]$	0.01
R_X	1.3	$\Delta x [m]$	0.01
R_T	1.02		

(2) 数値解析

a) 解析条件

表-1は数値解析に用いた諸数値を示している。実流速 V は実験値、 K_T , K_M , K_O , T_c , Y は文献値^{3),4)}, D_M は多孔体中における溶存物質の一般的な値($3.6 \times 10^{-6} [m^2/h]$)を用いた。また、 R_X は実験終了時に測定した水相および固相のM株濃度を利用して算定した。土粒子に吸着しないメタンとDOの R_M と R_O は1.0にした。その他のパラメータ R_T , α_L , k_T , k_M , λ_x はフィッティングパラメータとし、実数値GA(遺伝的アルゴリズム)^{6),7)}を利用して同定した。ただし、今回利用した実数値GAでは5つのパラメータ全ての最適値を得るまでには至らなかったので、実数値GAで得られた値を参考に、最終的には試行錯誤的に5つのパラメータの調整を行った。

室内土槽実験では、TCE分解過程とは関係ない要因によってM株濃度が低下した可能性が高いので、今回は右辺第5項の減衰項でこの反応過程を表すことにした。

b) 解析結果

図-2に示したM株、メタン、TCE濃度の実験値と解析値を比較すると、観測地点ごとの精度にばらつきはあるものの、数値解析によって濃度変化の傾向がおおむね再現されている。特に、実験初期のSW1におけるM株濃度の上昇と低下、M株による分解効果と思われる1日後のTCE濃度低下とその後の濃度回復状況などを再現できており、構築した数値解析モデルで帶水層におけるM株の挙動とTCE分解効果の予測は可能である。

得られたフィッティングパラメータ k_T と k_M の値を文献値⁴⁾と比較すると、ともに文献値($k_T=0.005/h$, $k_M=0.094/h$)と同程度であった。異なる環境条件下で得られた k_T と k_M が同程度を示しているので、これらの数値をM株によるTCE分解効果を評価する際の目安として利用することが可能と推察される。

4. 考察

ここでは、前章の数値解析で得られたTCEの最大分解速度定数 k_T を利用して、M株によるTCE分解効果を考察した。本研究で対象とするTCE分解過程は、好気条

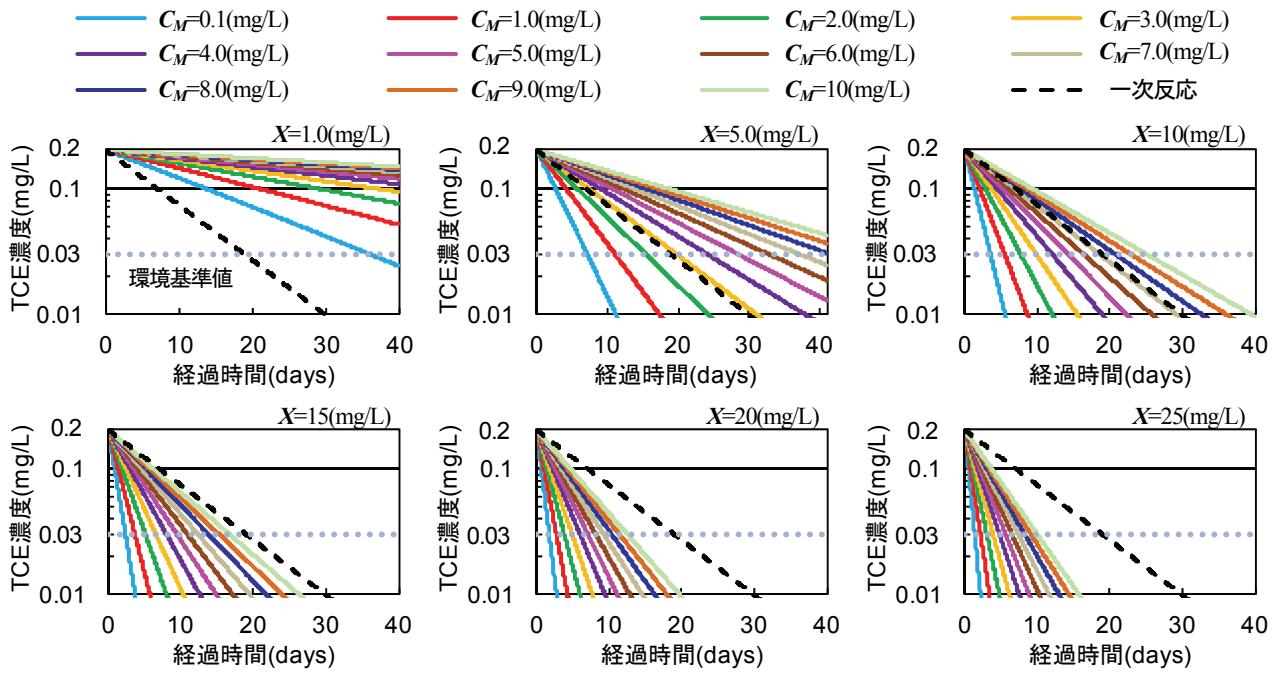


図-4 M株濃度ごとにまとめたTCE濃度変化(汚染濃度 0.2mg/L)

件下でM株がメタンを分解する際に出す酵素によりTCEが間接的に分解される共代謝であり、TCEとメタンの間には拮抗阻害の関係がある。そこで、M株濃度とメタン濃度がTCE分解に与える影響を数値シミュレーションにより検討した。ここではTCE分解効果のみを評価するため、式(1)から移流項と分散項を除いた次式を利用した。

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} = -\frac{k_T X}{R_T} \frac{C_T}{C_T + K_T(1 + C_M/K_M)} \quad (5)$$

今回は、M株濃度とメタン濃度が一定の条件下で、TCE濃度が環境基準値(0.03mg/L)を下回るまでの時間(浄化時間)を求めた。なお、TCEの初期濃度は室内土槽実験と同じ0.2mg/Lとした。式(5)中のTCEの最大分解速度定数 k_T 、およびTCEとメタンの半飽和定数 K_T と K_M には前章と同じ数値を使用した。また、TCEの土への吸着はないと考え、 $R_T=1.0$ とした。

M株によるTCE分解効果を評価するために、比較対象となる浄化時間や浄化速度を定めることにした。帯水層における塩素化エチレン類の自然減衰速度は、一次反応速度定数で表した場合にはTCEで $10^{-3}/d$ 程度と考えられている⁸⁾。一方、バイオレメディエーションが適用された現場でも、TCEの一次反応速度定数が推定されている^{9),10)}。ここで対象とした技術は、嫌気条件下における還元的脱塩素化の促進を目的とした嫌気的バイオスティミュレーションであり、文献9)では $10^{-2} \sim 10^{-1}/d$ 、文献10)では $10^{-1} \sim 10^1/d$ が得られている。これによると、バイオレメディエーションによるTCE分解促進効果は、自然減衰の10倍から1万倍である。ただし、これらの事

例はバイオオーゲンテーションよりも運転管理の容易なバイオスティミュレーションなので、高い分解効率が得られやすいと考えられる。また、文献10)では自然減衰の1万倍の一次反応速度定数が得られているが、この数値を示したのは期間中の一時期である。そこで、バイオスティミュレーションの平均的な分解促進効果を両文献で得られた自然減衰速度の100倍と考え、これを今回の比較対象の浄化速度とした。

図-4は解析結果をM株濃度ごとにまとめたTCE濃度変化で示している。なお図中の破線は、自然減衰速度の100倍、すなわち一次反応速度定数に $10^{-1}/d$ を用いた場合のTCE濃度低下を示している。この破線が環境基準値の0.03mg/Lを下回るのは約19日後であり、これが目標浄化期間になる。解析結果は、M株濃度が大きいほどTCE分解が速くなっている。また、M株濃度が一定の場合には、メタン濃度が小さいほどTCE分解が速くなっている。

今回使用した拮抗阻害型のMonod式では、TCEの分解速度はM株濃度に比例するので、M株濃度が大きければTCEの分解は速くなる。図によると、M株濃度が15mg/L以上であれば、メタン濃度に関係なくTCE濃度が環境基準値を下回るまでの時間が目標浄化期間よりも短くなる。図には示していないが、目標浄化期間と同じ浄化期間になるのはM株濃度が13mg/Lの場合である。すなわち、M株濃度を13mg/L以上に維持することが、メタン濃度に関係なく安定したTCE分解効果を得るための条件になる。

一方、メタンに関しては、拮抗阻害型のMonod式を利用した本モデルでは、M株濃度が一定ならば、メタン濃度が小さいほどTCE分解が速くなる。すなわち、

TCE分解の最適条件はメタン濃度が0mg/Lである。しかし、メタン濃度0mg/LならばM株が増殖しないので、M株濃度とメタン濃度を一定値として行った今回の解析では、M株濃度とメタン濃度の関係を考慮したTCE分解の最適条件の検討は難しい。これについては今後検討を進めたい。

そこで、拮抗阻害の影響を強く受けずに安定した運転が可能となる条件を検討する。前述したように、M株濃度が13mg/L以上ならば、拮抗阻害の影響は大きくないので、メタン濃度の厳密な管理は必要ない。M株濃度が10mg/Lの場合にはメタン濃度を7mg/L以下、M株濃度が5mg/Lの場合にはメタン濃度を3mg/L以下に維持すれば、浄化期間が基準よりも早くなる。M株濃度が1mg/Lになると、十分な浄化効果が得られない。

次に、TCEの初期濃度が高い場合を考える。地下水中のTCE濃度が数mg/Lの現場も存在するため、室内土槽実験で使用した濃度の10倍(2mg/L)をTCEの初期濃度として同様の計算を行った。その結果、メタン濃度に関係なく安定した分解効果が得られるM株濃度は13mg/Lから15mg/Lになった。また、拮抗阻害の影響を強く受けずに安定した運転が可能となるメタン濃度は、M株濃度が10mg/Lの場合には7mg/Lのままで変化せず、M株濃度が5mg/Lの場合には3mg/Lから2.5mg/Lになった。TCEの初期濃度が高くなつても、メタン濃度の管理目標値が大きく変わることはない。

M株を利用したバイオオーグメンテーションでは、M株濃度とメタン濃度を最適範囲に保つことが重要である。メタン濃度が低すぎるとM株が増殖しないのでTCEが分解されない。また、メタン濃度が高すぎても、メタンと拮抗阻害の関係にあるTCE分解が阻害される。今回の結果からは、M株濃度が13~15mg/L以上であれば、メタン濃度に関係なく十分なTCE分解効果が得られること、およびM株濃度が5mg/L程度までであれば、メタン濃度を2.5~7mg/L程度に抑えることで十分なTCE分解効果が得られることが示された。

5. おわりに

本研究では、TCEによる土壤・地下水汚染対策技術としての実施例が少ないバイオオーグメンテーションを対象とし、室内土槽実験と数値解析を実施して、帶水層中の微生物の動態およびTCEの分解効果を予測する数値解析モデルを検討した。その結果、構築した数値解析モデルで帶水層におけるM株の動態とTCE分解効果の予測が可能なことを確認した。また、TCEの最大分解速

度定数の目安となる数値、安定したTCE分解が可能となるM株濃度とメタン濃度に関する情報も得られた。

ただし、室内土槽実験では土中でM株を十分生息させることができなかつたため、今後もより正確な室内実験や野外実験データを使って数値解析モデルの精度検証を進めていくことが重要である。また、数値解析を通して、M株濃度とメタン濃度の関係を考慮したTCE分解の最適条件などについての検討を進めることも重要である。

謝辞：本研究は、平成18年度から平成20年度の文部科学省科学研究費補助金・基盤研究C「地下水流动系から見た汚染地下環境修復の手順に関する研究(代表：平田健正)」および平成20年度の(財)高橋産業経済研究財团助成金「原位置バイオレメディエーションを対象とした土壤・地下水汚染浄化予測モデルの開発(代表：江種伸之)」の助成を受けて行われました。

参考文献

- 1) 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.
- 2) Suresh D. Pillai (編集), 金子光美 (翻訳) : 地下水の微生物汚染, 技報堂出版, pp.95-111, 2000.
- 3) Shunji OYA et al.: Numerical Modeling of Transport and Cometabolic Degradation of Trichloroethylene in Groundwater, 日本地下水学会誌, Vol.39, No.1, pp.17-31, 1997.
- 4) 北川政美ほか:トリクロロエチレンの共代謝競争阻害分解モデルを用いたバイアル試験の解析, 環境技術, Vol.34, No.1, pp.63-70, 2005.
- 5) 中村明博ほか:トリクロロエチレン分解細菌 *Methylocystis* sp.M株の土壤カラム中における挙動のモデル化に関する研究, 水環境学会誌, Vol.28, No.7, pp. 445-450, 2005.
- 6) 佐藤浩ほか:遺伝的アルゴリズムにおける世代交代モデルの提案と評価, 人工知能学会誌, Vol.12, No.5, pp. 734-744, 1997.
- 7) 小野功ほか:单峰性正規分布交叉UNDXを用いた実数値GAによる関数最適化, 人工知能学会誌, Vol.14, No.6, pp.1146-1155, 1999.
- 8) 江種伸之:帶水層における塩素化エチレン類の自然減衰特性 -数値解析的視点からの考察-, 地下水技術, Vol.49, No.6, pp.17-26, 2007.
- 9) 中島誠ほか:ポリ乳酸エステルを用いた嫌気性微生物分解の促進による地下水中塩素化脂肪族炭化水素(CAHs)の浄化, 地下水学会誌, Vol.44, No.4, pp.295-314, 2002.
- 10) Nobuyuki Egusa et al. : In-Situ Degradation Effects of Chlorinated Ethenes using Bioremediation, Journal of Hydroscience and Hydraulic Engineering, Vol.24, No.1, pp.83-92, 2006.

(2009. 9. 30受付)