J. Jpn. Soc. Soil Phys.
土壌の物理性
No. 149, p.47～53 (2021)

JpGU 特集
研究ノート
Notes

TDR を用いた水中ファインバブル濃度推定手法の検討

谷川原龍之介[1]・小島悠揮[2]・濱本昌一郎[3]・神谷浩二[2]

Estimating fine bubble concentration in water with a time domain reflectometry

Ryunosuke TANIGAWARA[1], Yuki KOJIMA[2], Shoichiro HAMAMOTO[3] and Kohji KAMIYA[2]

Abstract: In recent years, the use of fine bubbles (FBs) has been studied as a remediation method for groundwater contamination by volatile pollutants, and the behavior of FBs in soil has been elucidated. In this context, in-situ measurements of FB concentration in water and soil are required. In this study, we focused on the FB concentration in water. We investigated the estimation of FB concentration using the time domain reflectometry (TDR), a widely accepted method for measuring soil moisture content. FBs were generated in distilled water and surfactant solution, and the change in relative permittivity was measured with three different size TDR probes. The TDR probes were placed horizontally or vertically upward in water. The results showed that the FB concentration in distilled water was difficult to estimate due to its low concentration, while the FB concentration in surfactant solution may be captured. Relatively large bubbles originating from FB adhered to the TDR probes, and it caused an underestimation of the relative permittivity. It was found that the effect of air bubbles could be reduced by installing a relatively large probe vertically upward. The dielectric mixing model may be appropriate for converting the relative permittivity to FB concentration. These results indicate that the TDR has the potential to easily and effectively estimate the FB concentration in-situ. Comparison between TDR-based FB concentration and that measured with other methods is necessary to evaluate the accuracy of the TDR approach. It is expected that the TDR will be used to estimate the FB concentration in soil in the future.

Key Words : time domain reflectometry (TDR), fine bubble concentration, relative permittivity

1. はじめに

近年，揮発性汚染物質による地下水汚染の浄化方法としてファインバブル（Fine Bubble, FB）の利用が検討されている．FB とは直径 100 μm 以下の気泡のことで，粒径が 1 ～ 100 μm のマイクロバブル（MB）と 1 μm 以下のウルトラファインバブル（UFB）に分類される（Temesgen et al., 2017）．FB はその小さな粒径から溶液の単位体積当たりの表面積が大きく、気液界面において優れた汚染物質吸着作用が生じると考えられる（濱本, 2018）．また，FB は狭小空間を通過しやすく（天木, 2017），更に水溶液の pH 条件に応じて気泡表面が負に帯電する（例えば pH 5 以上; 柘植, 2010）ことから土粒子表面と反発し，土壌中で高い移動性を持つと考えられる（Hamamoto et al., 2017a）．現在，地下水の揮発性汚染物質の除去法として，飽和帯に空気を注入して汚染物質の揮発と移動を促進するエアースパージング法が実用化されている（Bass et al., 2000）．しかし，エアースパージング法では空気が土壌中の微小な間隙に侵入できず，比較的大きな間隙を中心に移動するために局部的な除染に限られる（Braida and Ong, 2001）．そこで空気の代わりに FB 溶液の注入が提案されている（Wan et al., 2001）．

地下水中に FB を注入し，適度な除染効果を得るためには，FB の土壌中の移動特性についての理解が不可欠である．例えば， FB の多孔質体内における移動は多孔質体の間隙径やその不均一性，間隙中の流速，FB 溶液の pH，イオン強度，FB の構成ガスの種類，界面活性剤の種類の影響を受けることが明らかにされてきた（e.g., Choi et al., 2008; Hamamoto et al., 2017a; 2017b; 2019; Wan et al., 2001）．こうした FB の多孔質体中移動特性に関する研究の中で，FB 濃度の効果的な測定法が課題の一つとなってきた．FB 溶液中の FB 濃度の測定には採取した FB 溶液を解析するレーザー回折・散乱法や共振式質量測定法（Temesgen et al., 2017; Sugimoto et al., 2021）などが用いられるが，高価で精密な機械を用いること，溶液のサンプリングや希釈作業が必要で原位置での測定が困難であることなどから，より簡易的に水中の FB 濃度を測定する手法が求められる．また，土中の FB 濃度を測定可能な機器は存在しない．そのため，水中および土中，両方において原位置で適用可能な新たな FB 濃度測定法が必要である．

そこで本研究では，先ずは水中の FB 濃度に注目し，土壌水分量の測定法として広く普及している時間領域反射法（Time Domain Reflectometry, TDR）を用いた推定手法

[1]Graduate School of Natural Science and Technology, Gifu University, 1-1 Yanagido, Gifu City, Gifu, 501-1193 Japan.
[2]Faculty of Engineering, Gifu University, 1-1 Yanagido, Gifu City, Gifu, 501-1193 Japan. Corresponding author: 小島悠揮, 岐阜大学工学部
[3]Graduate School of Agricultural and Life Sciences, University of Tokyo, 1-1-1 Yayoi, Bunkyo-ku, Tokyo, 113-8657 Japan.
2021 年 9 月 17 日受稿　2021 年 11 月 9 日受理

を検討することを目的とした．TDR は 2 本または 3 本の並行したステンレスロッドに電磁パルスを伝播させ，その伝播時間から物質の比誘電率を決定する（Noborio, 2001）．FB，すなわち空気を含む FB 溶液は，通常の水よりも比誘電率が低下すると考えられ，その低下量から FB 濃度を推定できる可能性がある．TDR によって水中の FB 濃度を推定する際には，FB がプローブに付着して比較的大きい気泡を形成することで，TDR による比誘電率測定に影響を与えることが予想される．そこで本研究では，プローブのサイズや設置方法によって気泡の影響を軽減する方法について重点的に評価した．

2. 実験方法

2.1 FB の発生と TDR 測定

温度 20 °C の恒温室において，深さ 23 cm, 容量 4 L のプラスチック容器に蒸留水または界面活性剤溶液を充填し，FB を発生させた．その際の比誘電率を TDR で測定した．FB の生成には OM4-MDG-045（オーラテック，福岡）を用いた．OM4-MDG-045 は，加圧条件下で飽和まで溶解した空気が，溶液が減圧ノズルに注入される際の急激な圧力低下によって FB として水中に析出される加圧溶解式の FB 生成装置である（田谷ら, 2012）．FB 溶液には，FB の早期消失を防ぎ，水中への残存性を高めるために界面活性剤が使用されることが多い．そこで本研究でも蒸留水と界面活性剤溶液双方での比誘電率変化を測定することにした．界面活性剤には，Wan et al.（2001）の研究において最も MB の残存性が高かった非水溶性の SPAN60（関東化学，東京）と陰イオン性の n-ドデシル硫酸ナトリウム（SDS）（関東化学）を混合した物を使用した．SPAN60 と SDS をそれぞれ 1 g L^{-1} の濃度で純水に添加し，2 時間加熱，攪拌した．なお，蒸留水と界面活性剤の pH はそれぞれ 6 と 7 だった．OM4-MDG-045 によって溶液中に FB が発生していることはレーザー散乱法ナノ粒子径分布測定装置 SALD-7500 nano（島津製作所，京都）を用いた測定によって確認している．SALD-7500 nano で測定した界面活性剤溶液中の粒径毎 FB 量分布を Fig. 1 に示す．粒径幅 0.1 μm から 0.3 μm の範囲で UFB が，1 μm から 20 μm の範囲で MB が生成されていることがわかる．ただし，SALD-7500 nano での測定には FB 溶液の 10 倍希釈が必要なため，一定量の FB が測定中に消失していると考えられる．よって Fig. 1 で示される FB 濃度は実際を過小評価していることが考えられる．

TDR プローブは 3 つのサイズの異なるものを使用した．いずれも 3 本のステンレスロッドからなり，1 つ目は TDR プローブに土壌熱特性を測定するためのヒートパルス機能を付与したサーモ TDR プローブにおいて一般的なロッド径 1.3 mm，ロッド間隔 6 mm，長さ 40 mm のものである（Ren et al., 1999）．2 つ目は Liu et al.（2008）がサーモ TDR のプローブ間隔変化を防ぐために開発した若干サイズの大きいもので，ロッド径 2 mm，ロッド間隔 8 mm，長さ 50 mm である．3 つ目は一般的なサイズの TDR プローブで，直径 3 mm，ロッド間隔 20 mm，長さ 150 mm である．以降これらのプローブをそれぞれ小型（small），中型（medium），大型（large）と表記する．これら 3 本のプローブを蒸留水または界面活性剤溶液を満たした容器の中央に水面に対して水平に，もしくは鉛直に固定した．この時，水平に設置した場合でも 3 本のステンレスロッドは鉛直方向に並ぶように設置した．水面に対しプローブを鉛直に設置した場合は，プローブ先端が水面側に来るようにした．いずれのプローブを設置した場合でも，プローブと容器壁面との間には十分な距離（7 cm 以上）があり，TDR の測定領域を十分に満たしていると考えられる．また，TDR プローブには，気泡の付着量を低減させるために親水性コーティング剤ゼロミラー（シュアラスター，東京）を塗布した．

TDR による測定開始後 5 ～ 15 分の 10 分間にわたって FB を発生させた．また，FB に由来する気泡のプローブへの付着を評価するため，測定開始後 13 ～ 15 分（FB 発生中の 8 ～ 10 分）の 2 分間にわたって TDR プローブが固定された支柱をハンマーで叩くことでセンサに振動を与えた．更に，実験開始から 25 分後（FB 発生停止後 10 分経過時）にも同様の方法で振動を与えた．TDR での測定は 20 秒毎に行い，30 分間継続した．TDR の測定と制御には，TDR100 とデータロガー CR1000（いずれも Campbell Scientific, Logan, UT, USA），PC を用いた．CR1000 によって回収した TDR の波形データは，MATLAB R2018a（MathWorks, Natick, MS, USA）で作成した tangent line 法（e.g., Wang et al., 2016）のプログラムを用いて解析し，比誘電率を決定した．

2.2 比誘電率からの TDR 濃度推定方法

TDR によって測定された比誘電率の変化から FB 濃度を推定する方法として最も簡単なものは，Topp et al.（1980）が提案した経験式を用いる方法である．Topp et al.（1980）は，複数の土壌を用いて土壌の比誘電率 ε_b と

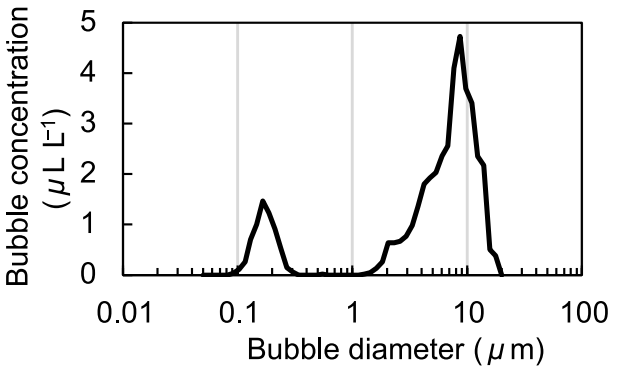


Fig. 1 界面活性剤溶液中に発生させた FB の粒径別濃度分布.
Fine bubble concentration of each diameter in surfactant solution.

体積含水率 θ（$m^3\ m^{-3}$）に次式のような関係性があることを明らかにした（Topp 式）．

$$\theta = -5.3\times10^{-2} + 2.92\times10^{-2}\varepsilon_b - 5.5\times10^{-2}{\varepsilon_b}^2 + 4.3\times10^{-6}{\varepsilon_b}^3 \quad (1)$$

式（1）の適用範囲は一般的な θ の範囲である 0 から 0.40 $m^3\ m^{-3}$ 程度までだが，ε が水の比誘電率である 80 付近の値を取る際には θ が 1 $m^3\ m^{-3}$ となるように係数が設定されている．そのため，体積含水率 1 $m^3\ m^{-3}$ からの減少分を FB 溶液の比誘電率変化と式（1）を用いて計算し，体積含水率の減少分は空気の体積分率 x_a（$m^3\ m^{-3}$）に相当すると考え，それを FB 濃度とすることができる．ただし，式（1）が経験式であること，今回のような体積含水率 1 $m^3\ m^{-3}$ 付近の値については実測値に基づいた検討がされていないことから，上述の方法で決定された FB 濃度が正確であるとは限らない．そこで上述の方法に加えて，本研究では dielectric mixing モデルを用いた推定法も検討した．Dielectric mixing モデルは，土壌の各構成要素の比誘電率と体積割合，幾何分布から集合体としての土壌の比誘電率を説明するモデルである．Dielectric mixing モデルは幾つかのものが提案されている（Robinson et al., 2002）が，その中でも比較的扱いやすい Birchak et al.（1974）のものを採用した．Birchak et al.（1974）の dielecric mixing モデルは次式で表される．

$${\varepsilon_b}^{\alpha} = \theta{\varepsilon_w}^{\alpha} + x_s{\varepsilon_s}^{\alpha} + x_a{\varepsilon_a}^{\alpha} \quad (2)$$

ここで，ε_w，ε_s，ε_a はそれぞれ水，土粒子，空気の比誘電率，x_s は土粒子の体積分率（$m^3\ m^{-3}$），α は幾何学的パラメータである．α の値は与えられた電磁場に対する土壌の構成要素の配列に関連しており，式（2）と実際の土壌を用いた測定値との適合性は α（と ε_s）の値によって左右される（e.g., Regalado, 2004；Kojima et al., 2020）．Birchak et al.（1974）は，均質な物質中に誘電性の異なる物質の小さな粒子が多数組み込まれているような幾何分布であれば α の値は 0.5 であり，この値は土壌にも適用できるとしている．本研究では水中に球形の FB 粒子が存在する状態を想定しているため，α の値は 0.5 として問題ないと考えられる．また土粒子は存在しないため式（2）の右辺第 2 項は除外される．ここで，土粒子に関する項を除いた式（2）を x_a について整理すると式（3）が得られる．

$$x_a = \frac{{\varepsilon_w}^{\alpha} - {\varepsilon_b}^{\alpha}}{{\varepsilon_w}^{\alpha} - {\varepsilon_a}^{\alpha}} \quad (3)$$

式（3）で計算される水中の気相率は FB 濃度とみなすことができる．本研究では式（1）と式（3）の二通りの方法で FB 濃度を推定した．式（3）の使用において，ε_w と ε_a の値はそれぞれ 80 と 1 を用いた．FB 溶液では気液界面の影響によって溶液の比誘電率が変化するとの報告がされている（上田ら, 2015）が，その増加量は 1 % 未満であること，気液界面の影響を受ける水のバルクの水に対する体積割合は小さいと考えられることから，ε_w は 80 として問題ないと仮定した．

3. 結果と考察

3.1 比誘電率の変化傾向

TDR プローブによって測定された蒸留水および界面活性剤溶液の比誘電率変化を Fig. 2 に示した．測定値には若干のバラつきが見られたため，傾向を見やすくするために 5 点移動平均を実線で測定値と共に示した．今回いずれの実験においても FB の発生による溶液の温度変化量は小さく，最大で 1.1 °C の上昇がみられるに留まった．この温度上昇による比誘電率の変化量は 0.4 程度であるため（Seyfried and Murdock, 1996），温度変化による比誘電率の変化は殆ど無視できると考えられる．

Fig. 2（a）のプローブを水面に対して水平に配置し，蒸留水を用いて FB を発生させた際の比誘電率変化に注目すると，FB 発生中の測定開始後 5 分 ～ 15 分において比誘電率の低下が見られた．小型プローブに着目すると初期値の 80 付近から最大で 71 程度まで低下した．FB 発生中の測定開始後 13 ～ 15 分においてプローブに振動を加えているが，この振動により比誘電率の値は 78 付近まで上昇した．FB 発生終了後も比誘電率の値は同程度で推移し，測定開始後 25 分に振動を与えた際に再び増加し，初期値の 80 近い値となった．これら一連の変化傾向から，FB 発生中の比誘電率の低下はプローブに付着した気泡の影響が大きいと考えられる．また FB 発生終了後もプローブに付着した気泡が剥がれることはなく，比誘電率測定において誤差の要因となっていることがわかる．実際に目視によってプローブ周囲には比較的大きな気泡が付着していることが確認されている（Fig. 3（a））．

プローブを水面に対して水平に配置した際の界面活性剤溶液の比誘電率（Fig. 2（b））について着目すると，比誘電率の減少幅が蒸留水よりも大きくなったが，それ以外の傾向は蒸留水と一致していた．小型プローブでは FB の発生により 61.2 まで減少したが，振動を与えることにより 72 ～ 75 程度まで上昇した．振動を与えた際の比誘電率も蒸留水と比較して小さく，界面活性剤の添加により FB 溶液中の FB 濃度が増加したと考えられる．その一方で，FB 発生終了後（実験開始後 15 ～ 25 分）に一定値となった比誘電率の値も蒸留水よりも小さかったため気泡の付着量も多かったと推察される．よって Fig. 2（b）の急激な比誘電率の低下は，界面活性剤の添加による FB 濃度増加と気泡の付着量増加の複合的な効果によるものである．

3.2 プローブサイズが比誘電率測定に与える影響

TDR プローブのサイズが FB 溶液の比誘電率測定に与

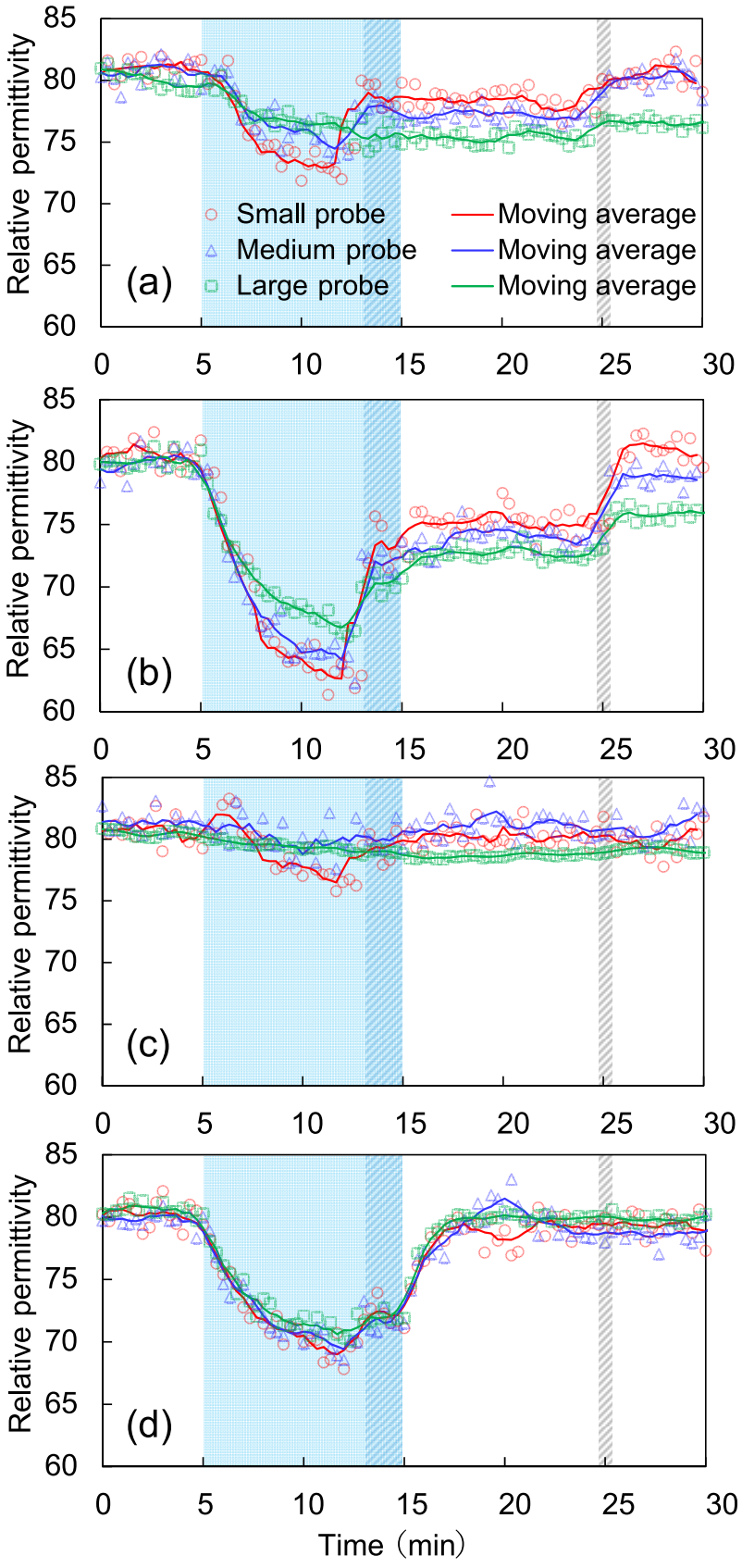


Fig. 2　TDR によって測定された FB 溶液の比誘電率変化．それぞれ（a）蒸留水中でプローブを水平に設置，（b）界面活性剤溶液中で水平に設置，（c）蒸留水中でプローブを鉛直上向きに設置，（d）界面活性剤溶液中で鉛直上向きに設置した際の測定値をプロットで，5 点移動平均を実線で示す．また図中の水色部は FB の発生期間を，斜線部はプローブに振動を与えた期間を示す．

Relative permittivity change of FB solution measured with TDR sensor. The plots show the measured values when the probe was placed (a) horizontally in distilled water, (b) horizontally in surfactant solution, (c) vertically upward in distilled water, and (d) vertically upward in surfactant solution, respectively. The five-point moving average is shown as a solid line. The light blue area in the figure indicates the period of FB generation, and the shaded area indicates the period when the probe was vibrated.

える影響について，最もその違いが表れた界面活性剤中にプローブを水平に設置した際の結果（Fig. 2（b））から評価する．FB 発生中の比誘電率の値は，大型，中型，小型の順で小さくなった（それぞれの最低値は 66.1，62.3，61.3）．このことから，プローブサイズが小型化するにつれ気泡の付着の影響を受けやすくなっていると考えられる．プローブ表面に付着した気泡のサイズや付着密度が各プローブにおいて差がないと仮定すると，大型のプローブであるほど付着気泡の影響が小さくなったことはプローブのサンプリングボリュームが原因と考えられる．TDR のサンプリングボリュームは，プローブの径や間隔，そしてその 2 つの比率にある程度依存する（Ferré et al., 1998）．今回の 3 種類のプローブでは，プローブ径と間隔の比率が大きく変わらないため，サンプリングボリュームはプローブ間隔が大きいほど拡大する．よってプローブ表面に付着した気泡の影響が，サンプリングボリュームが拡大することで相対的に小さくなったと考えられる．また，プローブが大きくなるにつれて振動を与えた際の比誘電率の増加量は低下した．これは，プローブを固定した支柱を叩くことでプローブに伝わる振動が，小型と大型のプローブでは大型のものが小さくなったためと考えられる．

3.3 プローブ配置方法が比誘電率測定に与える影響

TDR プローブを水面に対して鉛直に配置すると，蒸留水，界面活性剤溶液共に水平に配置した際よりも比誘電率の減少量は小さくなった（Fig. 2（c, d））．特に蒸留水中では，小型プローブでは 4 ～ 5 程度の減少傾向が見えるものの，中型および大型のプローブでは変化量は 2 ～ 4 であり，TDR の測定誤差によってその変化傾向が確認できないほどであった（Fig. 2（c））．界面活性剤溶液では 3 つのプローブの測定値は大きく異なることはなく，11 ～ 13 程度低下した（Fig. 2（d））．FB 発生中に振動を与えた際には小型，中型のプローブでは若干の上昇を見せ，大型プローブではその上昇量は 1.5 と小さかった．また FB 発生終了後にはいずれのプローブでも緩やかに初期値まで増加し，測定開始 25 分の時点で振動を与えても変化しなかった．

FB 発生時の比誘電率変化が小さくなったこと，振動を与えた際の比誘電率変化が小さかったことから，プローブを水面に対して鉛直上向きに配置することで気泡の影響を軽減できることがわかった．特に大型のプローブでは，振動を加えても比誘電率変化が殆ど見られないことから，気泡の影響の軽減効果が大きかった．この理由として，気泡の上昇方向とプローブの向きを一致させることで気泡が付着し難いこと，付着した気泡も浮力によって上昇し，プローブ先端から剥がれて水中に放出しやすいことが考えられる．実際に FB 発生後の蒸留水中の TDR プローブでは，気泡が殆ど付着していないのが目視で確認できた（Fig. 3（b））．大型プローブを鉛直上向きに設置した場合には先述の大きなサンプリングサイズによって相対的に気泡の影響を受けにくい効果と相まって，気泡の影響を大きく軽減できたと推察される．気泡の影響を軽減できた結果，蒸留水の比誘電率変化は微小なものとなった．よって蒸留水中の FB 濃度を TDR で推定することは困難であると考えられる．その一方で，界面活性剤溶液中では FB が安定的に存在できるため，FB 濃度が蒸留水中より高くなり，それに伴って比誘電率の変化量も大きくなった．界面活性剤溶液の比誘電率の変化量は TDR によって把握するには十分であり，よって TDR が FB 濃度推定に有効である可能性が示された．

3.4 比誘電率測定からの TDR 濃度推定

気泡の付着の影響を殆ど受けなかった大型プローブを鉛直上向き方向に配置した際の比誘電率変化を用いて Topp 式（式（1））と dielectric mixing モデル（式（3））から FB 濃度を推定した（Fig. 4）．Topp 式によって推定された FB 濃度は dielectric mixing モデルによって推定された FB 濃度よりも大きい値を示した．FB 発生中に最も比誘電率が小さくなった瞬間の FB 濃度はそれぞれ 0.23 $m^3\ m^{-3}$ と 0.08 $m^3\ m^{-3}$ であり，Topp 式の値は mixing モデルの約 3 倍だった．前述のように Topp 式は

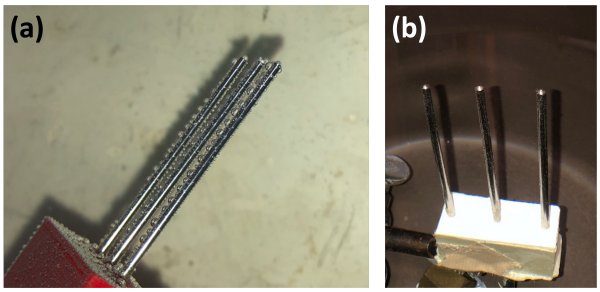


Fig. 3　FB 発生終了後の蒸留水中の（a）水平設置の小型 TDR プローブと（b）鉛直設置の大型 TDR プローブ．気泡の付着量に大きな差がある．
Photos of (a) a small TDR probe installed horizontally and (b) a large TDR probe installed vertically in distilled water, taken after FB generation. A large difference in the amount of attached bubbles can be found.

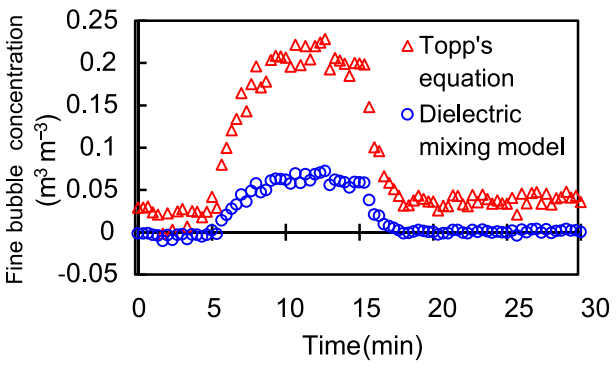


Fig. 4　比誘電率変化から Topp 式および dielectric mixing モデルによって推定された FB 濃度．
FB concentrations estimated with Topp's equation and the dielectric mixing model from relative permittivity change.

比誘電率 80 付近の水分量変化についての正確性は検証されてこなかったため，物理的な理解に基づく dielectric mixing モデルの値がより正確であると考えられる．よって FB 濃度の推定に Topp 式を用いることは，FB 濃度を過大評価する可能性があり，FB 濃度推定には dielectric mixing モデルの使用が推奨される．ただし，本報告では TDR によって推定された FB 濃度と別手法によって定量化された FB 濃度の比較ができていないため，今後はその比較による精度検証が必要である．

4. おわりに

本研究では TDR を用いて水中の FB 濃度が推定可能か検討した．その結果，FB に由来する比較的大きな気泡がプローブに付着することで FB 溶液の比誘電率測定が困難になること，比較的大型のプローブを水面に対して鉛直上向きに設置することで気泡の影響を軽減できること，蒸留水中の FB 濃度は低濃度のため推定が困難だが，界面活性剤溶液中の FB 濃度は推定できる可能性があることが示された．また，比誘電率から FB 濃度へ換算する際には dielectric mixing モデルの使用が好ましいことが分かった．

TDR による FB 濃度の推定は，溶液のサンプリングが必要となる他の測定機器のように粒径毎の濃度は推定できないが，原位置で簡単に全粒径の合計濃度が推定できる有効な手法となる可能性がある．プローブに付着した気泡はプローブに振動を与えることで除去できるが，原位置での測定において振動を与え続けることは現実的ではない．また，プロペラを用いて FB 溶液中に水流を発生させ，付着気泡を除去する方法も検討したが，十分な気泡除去効果は見られなかった．よって本研究で明らかになった比較的大きなプローブを鉛直上向きに設置する手法は現時点で最も簡単かつ有効な気泡の影響の低減方法であり，重要な知見が得られたと考えられる．また，TDR では比誘電率に加え，溶液の電気伝導度も測定できる．しかし，電気伝導度の変化傾向は比誘電率と類似していたこと，測定のバラつきが比誘電率よりも大きかった（測定値が安定しなかった）こと，溶存イオンが含まれない蒸留水においては変化が生じなかったことなどから，FB 濃度推定において電気伝導度の利用は効果的ではなく，比誘電率がより優れている．

本研究では水中の FB 濃度推定に限定して検討を行ったが，今後は土中の FB 濃度推定への TDR の活用が期待される．飽和土の比誘電率は水中よりも小さいため，比誘電率からの FB 濃度推定は挑戦的な課題であると考えられるが，比誘電率に加え土壌の熱特性が測定可能なサーモ TDR の活用なども含めて検討していく．

謝辞

本研究は科学研究費補助金若手研究（21K14940）および挑戦的研究（萌芽）（19K22921）の補助を受けた．

引用文献

天木桂子 (2017): ファインバブル水の流動特性と染色への応用. オレオサイエンス, 17(9): 433–441.

Bass, D.H., Hastings, N.A. and Brown, R.A. (2000): Performance of air sparging systems: a review of case studies. J. Hazard. Mater., 72: 101–119.

Birchak, J.R., Gardner, C.G., Hipp, J.E. and Victor, J.M. (1974): High dielectric constant microwave probes for sensing soil moisture. Proc. IEEE, 62: 93–98.

Braida, W.J. and Ong, S.K. (2001): Air sparging effectiveness: laboratory characterization of air-channel mass transfer zone for VOC volatilization. J. Hazard. Mater., B87: 241–258.

Choi, Y.J., Park, J.Y., Kim, Y.-J. and Nam, K. (2008): Flow characteristics of microbubble suspensions in porous media as an oxygen carrier. Clean, 36(1): 59–65.

Ferré, P.A., Knight, J.H., Rudolph, D.L. and Kachanoski, R.G. (1998): The sample areas of conventional and alternative time domain reflectometry probes. Water Resour. Res., 34(11): 2971–2979.

濱本昌一郎 (2018): 土壌汚染浄化への活用に向けたファインバブルの多孔質内移動特性の理解. 混相流, 32(1): 19–25.

Hamamoto, S., Nihei, N., Ueda, Y., Moldrup, P. and Nishimura, N. (2017b): Effects of flow rate and gas species on microbubble and nanobubble transport in porous media. J. Environ. Eng., 143(7): 04017023.

Hamamoto, S., Sugimoto, T., Takemura, T., Nishimura, T. and Bradford, S.A. (2019): Nanobubble retention in saturated porous media under repulsive van der Waals and electrostatic conditions. Langmuir, 35: 6853–6860.

Hamamoto, S., Takemura, T., Suzuki, K. and Nishimura, T. (2017a): Effects of pH on nano-bubble stability and transport in saturated porous media. J. Contam. Hydrol., 208: 61–67.

Kojima, Y., Nakano, Y., Kato, C., Noborio, K., Kamiya, K. and Horton, R. (2020): A new thermo-time domain reflectometry approach to quantify soil ice content at temperatures near the freezing point. Cold Reg. Sci. Technol., 174: 103060.

Liu, X., Ren, T. and Horton, R. (2008): Determination of soil bulk density with thermo-time domain reflectometry sensors. Soil Sci. Soc. Am. J., 72: 1000–1005.

Noborio, K. (2001): Measurement of soil water content and electrical conductivity by time domain reflectometry: a review. Comput. Electron. Agr., 31: 213–237.

Regalado, C.M. (2004): A physical interpretation of logarithmic TDR calibration equations of volcanic soils and their solid fraction permittivity based on Lichtenecker's mixing formulae. Geoderma, 123: 41–50.

Ren, T., Noborio, K. and Horton, R. (1999): Measuring soil

water content, electrical conductivity, and thermal properties with a thermo-time domain reflectometry probe. Soil Sci. Soc. Am. J., 63: 450–457.

Robinson, D.A., Jones, S.B., Wraith, J.M., Or, D. and Friedman, S.P. (2002): A review of advances in dielectric and electrical conductivity measurement in soils using time domain reflectometry. Vadose Zone J., 2: 444–475.

Seyfried, M.S. and Murdock, M.D. (1996): Calibration of time domain reflectometry for measurement of liquid water in frozen soils. Soil Sci., 161(2): 87–98.

Sugimoto, T., Hamamoto, S. and Nishimura, T. (2021): Inhibited nanobubble transport in a saturated porous medium: effects of deposited colloidal particles. J. Contam. Hydrol., 242: 103854.

田谷千尋, 前田康成, 細川茂雄, 富山明男, 伊藤良泰, 柴田尚紀 (2012): 加圧溶解法により生成したマイクロバブルの気泡径分布. 混相流, 25(5): 407–414.

Temesgen, T., Bui, T.T., Han, M., Kim, T. and Park, H. (2017): Micro and nanobubble technologies as a new horizon for water-treatment technique: A review. Adc. Colloid Interfac., 246: 40–51.

Topp, G.C., Davis, J.L. and Annan, A.P. (1980): Electromagnetic determination of soil water content measurements in coaxial transmission lines. Water Resour. Res., 16(3): 574–582.

柘植秀樹 (2010): マイクロバブル・ナノバブルの基礎. 日本海水学会誌, 64(1): 4–10.

上田義勝, 徳田陽明, 二瓶直登, 杉山暁史, 小川雄一, 白神慧一郎 (2015): 微細気泡水の電気化学的特性の定量的評価及び応用実験との相関について. 混相流, 28(5): 555–562.

Wan. J., Veerapaneni, S., Gadelle, F. and Tokunaga, T.K. (2001): Generation of stable microbubbles and their transport through porous media. Water Resour. Res., 37(5) :1173–1182.

Wang, Z., Lu, Y., Kojima, Y., Lu, S., Zhang, M., Chen, Y. and Horton, R. (2016): Tangent line/second-order bounded mean oscillation waveform analysis for short TDR probe. Vadose Zone J., 15(1). https://doi.org/10.2136/vzj2015.04.0054

要　　旨

近年，揮発性汚染物質による地下水汚染の浄化方法としてファインバブル（FB）の利用が検討されており，FB の土壌中の挙動解明が進められている．その中で，水中，土中の FB 濃度の原位置測定法が求められている．本研究では水中の FB 濃度に注目し，土壌水分量の測定法として普及している時間領域反射法（TDR）を用いた推定手法を検討した．蒸留水および界面活性剤溶液中で FB を発生させ，3 つのサイズの異なる TDR プローブで比誘電率の変化を測定した．TDR プローブは水面に対して水平，または鉛直上向きに設置した．その結果，蒸留水中の FB 濃度は低濃度のため推定が困難だが，界面活性剤溶液中の FB 濃度は推定できる可能性があることが示された．FB に由来する比較的大きな気泡が TDR プローブに付着することで FB 溶液の比誘電率変化が過大評価されるが，比較的大型のプローブを水面に対して鉛直上向きに設置することで気泡の影響を軽減できることが明らかになった．また，比誘電率から FB 濃度へ換算する際には dielectric mixing モデルの使用がより適切であると考えられる．以上のことから TDR による FB 濃度の推定手法は，原位置で簡単に全粒径の合計濃度が推定できる有効な手法である可能性が示された．今後は他の手法との比較が必要となる．また，土中の FB 濃度推定への TDR の活用も期待される．

キーワード：TDR, ファインバブル濃度，比誘電率